

人类干扰对五台山森林群落结构的影响*

牛莉芹**

山西财经大学环境经济学院 太原 030006

摘要 为识别人类干扰对森林群落结构的影响,以五台山旅游活动干扰区以及非干扰区为研究区域,通过样方设置及生态学调查取样,从植物种科属特性、生活型、生态型以及群落结构等方面探讨两个不同研究区域森林群落的生态差异。结果表明:(1)旅游干扰区出现的属和植物种数明显大于非干扰区。(2)两个不同研究区域植物属和种均是温带分布类型所占比例最高,且旅游干扰区植物种区系成分相对复杂。(3)高位芽植物在非干扰区占优势,比例最高达75%,地上芽、地面芽和一年生植物在干扰区占优势;中生植物在两个不同区域中均占有明显生态优势。(4)从群落I-VIII,生境质量逐渐提高,灌木层发生“从无到有”的变化。从群落IX-XIII,植被向顶级群落演替,灌木层发生“从无到有”的变化。21个主要生态优势种在两个不同区域均呈现集群分布特性。(5)两个不同研究区域群落间存在明显生态差异。总体来说,过度旅游活动导致森林群落生境质量有一定程度的下降,但适度干扰却使植物种丰富度增加。(图4 表5 参65)

关键词 人类干扰;群落结构;生活型;生态型;相似系数

CLC X171.1 : Q948.123

Effects of anthropogenic disturbance on forest community structure in Wutai Mountain, China*

NIU Liqin**

College of Environment Economics, Shanxi University of Finance & Economics, Taiyuan 030006, China

Abstract To understand the effects of anthropogenic disturbance on a forest community structure, some quadrats and ecological samples were analyzed in a disturbed tourism region and an undisturbed region in the Wutai mountains. The samples, describing the plant species, families, genera, flora, life forms, ecological forms, and community structures, were investigated to study the ecological differences of the forest community. The results showed that: (1) The number of plant genera and species found in the disturbed region was higher than that in the undisturbed region. (2) The plant genera and species of temperate distribution types were abundant in both the disturbed and undisturbed region, and the flora was more complex in the disturbed region. (3) The phanerophytes were dominant in the undisturbed region, with a maximum proportion of 75%; however, in the disturbed region, chamaephytes, hemicryptophytes, and therophytes displayed ecological dominance. The mesophytes were distinctly dominant in both regions. (4) From community I to community VIII, the habitat gradually improved, and shrub layers appeared. From community IX to community XIII, the variation in shrub layers was very low, contrary to the disturbed regions, where forest communities reached a maximum in variation. Twenty-one ecologically dominant species showed the characteristics of cluster distribution in both regions. (5) The ecological differences of the communities were significant between different regions. In summary, the habitat of community declined under excessive tourism action. However, moderate tourism disturbance was beneficial to the increase in plant species richness.

Keywords anthropogenic disturbance; community structure; life-form; ecotype; similarity coefficient

人类干扰 (Anthropogenic disturbance) 会对植被景观造

成不同程度的影响^[1-4], 旅游活动就是其中一种重要的人类干扰行为。伴随经济的高速发展, 旅游业近年来呈现出蓬勃生机, 与此同时, 旅游对生态环境的影响也引起了国内外诸多学者的关注^[5-6]。总体来看, 在研究领域上, 学者们涉及范围广泛, 不仅探讨旅游活动对森林生态系统^[7-8]、草原生态系统^[9]的影响, 而且也深入研究了旅游干扰下城市生态系统^[10]、湖泊湿地^[11]和滨海湿地^[12]等生态系统的变化。在研究内容方面, 学者们应用的生态指标和方法也丰富多彩, 有针对植物种生态特征方面的研究^[13-14], 有多多样性指数方面的综合评

收稿日期 Received: 2018-06-20 接受日期 Accepted: 2018-07-19

*国家自然科学基金项目(41571141)、山西省高等学校人文社会科学研究基地项目(2017332)、山西省软科学研究项目(2018041065-1)和山西省哲学社会科学规划项目(2018B072)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (41571141), the Project of Philosophy and Social Science Research Base of Shanxi Higher School (2017332), the Shanxi Soft Science Research Project (2018041065-1) and the Shanxi Philosophy and Social Science Planning Project (2018B072)

**通讯作者 Corresponding author (E-mail: nlq1976@126.com)

价^[15], 还有学者应用系统的文献综述方法论, 详细探讨旅游对不同生境、群落、植物种等方面的干扰^[16]. 在研究视角上, 有学者从微观角度研究旅游对植被及其土壤元素特征方面的影响^[17-19], 也有学者从宏观的角度探讨旅游发展与生态、环境承载力之间的关系^[20-21]. 尽管如此, 从以往研究来看, 一般均侧重于旅游干扰对物种或群落等影响的某个方面^[22-23], 事实上, 旅游干扰对整个植被以及生态系统的影响是多方面、多角度的. 鉴于此, 本论文系统地从事旅游活动干扰对植物种的科属特征、群落结构单元、群落的水平和垂直结构以及群落生态差异等多个方面进行综合剖析和评价, 旨在通过不同视角揭示旅游干扰对森林群落结构的影响.

近年来, 发展和保护一直是旅游景区所面临的难题, 而在旅游活动影响下, 植被所表现出的生态特性是景区生态环境质量优劣的重要指征, 具有一定的预警功能. 本研究拟通过识别植被对旅游干扰的这些反馈, 进一步探讨旅游干扰与生态保护的关系, 以期旅游景区环境管理者的决策提供佐证, 为景区的干扰与保护进行科学调控.

1 材料与方法

1.1 研究区域自然概况

五台山位于山西省太行山北端, 属温带大陆性季风气候, 多年平均气温为-4.2℃, 1月份平均气温为-19℃, 7月份平均气温为9.6℃, 是真正的“清凉山”. 其最高峰(北台)海拔3 058 m, 号称华北屋脊. 作为中国著名的旅游景区, 五台山植被类型多样, 有较完整的垂直带谱, 但近年来, 随着游客数量逐年攀升, 五台山生态环境压力突显.

1.2 样方设置

五台山怀镇旅游活动相对集中, 本研究选取该区域作为“干扰区”样地, 并以其核心区域——塔院寺作为中心点, 沿周边8个方位(南、北、东、西、西南、东北、西北和东南), 采用样带和样方相结合的方式进行取样. 样方设置仅考虑森林群落, 且设置最远端以实地植被几乎未受到干扰为止, 共设置样方40个. 五台南山南梁沟、水帘洞等区域自然环境相对原始, 人为干扰稀少, 本研究选取该区域作为“非干扰区”样地, 并随海拔梯度差异进行取样, 海拔梯度范围为1 520-2 580 m, 共设置样方36个, 同样, 在“非干扰区”, 样方设置也仅考虑森林群落. 以上获取的所有76个样方的面积设置为草本样方1 m×1 m, 乔木样方10 m×10 m, 灌木样方4 m×4 m, 所有样方均进行相关生态学调查, 同时测量、统计所有植物种的盖度、高度、多度等指标, 并详实记录调查数据.

1.3 数据统计

76个样方的生态学调查共记录到159个植物种, 通过TWINSpan分类, 76个样方被分为13个不同的群落类型, 其中, 群落I-VIII属于干扰区, 群落IX-XIII属于非干扰区^[24]. 本论文在前期研究成果基础之上, 从多个角度, 分析和探讨人类干扰对森林群落结构的影响.

1.3.1 植物科属统计 数据统计过程详细查阅山西、内蒙古植物志、《中国植被》以及中国植物志电子版等相关资料, 将所有植物种按照科属类型进行统计, 并计算其占比^[25-28].

1.3.2 植物区系统计 植物区系可以反映出植物在一定自然地域发展演化中的历史过程^[29]. 本研究依据吴征镒^[30-31]和

王荷生^[32-33]有关植物区系的研究成果, 进行统计计算.

1.3.3 植物生活型和生态型统计 根据Raunkiaer生活型分类系统统计不同群落物种的生活型, 了解基本的群落结构单元构成, 并利用生活型谱分析五台山地区植物与生境的关系.

群落生活型谱的公式计算如下:

某群落植物种任一生活型百分比=(某群落植物种任一生活型数量/某群落全部植物种数量)×100%

水分条件的差异, 导致植物种的不同适应性^[34], 本区域植物可分为旱生、中旱生、旱中生、中生、湿中生以及湿生等生态型, 通过生态型谱的计算, 能进一步解析植物群落与生境的关系.

群落生态型谱的公式计算如下:

某群落植物种任一生态型百分比=(某群落植物种任一生态型数量/某群落全部植物种数量)×100%

1.3.4 群落垂直和水平结构研究 利用草本层、乔木层和灌木层的植物种数目以及群落盖度等指标对13个群落垂直结构的生态异质性进行比较, 揭示群落的垂直结构特征(由于采样条件制约, 本研究暂不考虑地下成层现象).

通过计算13个群落中主要优势种的重要值^[35], 分析它们的生态优势度差异, 了解群落的镶嵌特征, 从而进一步研究群落的水平分布差异.

1.3.5 群落结构整体特征研究方法 利用相似系数来计算不同群落的相似性^[35], 计算公式如下:

$$r_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^p x_{ij} x_{ik}}{\sum_{i=1}^p x_{ij}^2 + \sum_{i=1}^p x_{ik}^2 - \sum_{i=1}^p x_{ij} x_{ik}}$$

式中, x_{ik} 、 x_{ij} 分别表示第*i*个植物种在第*k*和第*j*个样方中的观测值. 相似系数的值越小, 表示不同群落之间的生态差异越大; 相反, 相似系数的值越大, 则表示不同群落之间的生态特征越相近.

2 结果与分析

2.1 群落植物种科属特征

植物种科属统计结果表明, 非干扰区(图1a, 图2a)共出现植物种78个, 归属为35科67属. 非干扰区大部分科仅包含1属, 少数科包含2属或者2属以上. 包含5属以上的大科依次有百合科(Liliaceae)、毛茛科(Ranunculaceae)、蔷薇科(Rosaceae)和菊科(Compositae), 这4科所包含的属的数目占有非干扰区出现的总属数目的37%, 占干扰和非干扰区出现的总属数目的21%左右. 包含3属的科有松科(Pinaceae)和忍冬科(Caprifoliaceae), 这2科所包含的属的数目分别占到非干扰区以及干扰和非干扰区出现的总属数目的9%和5%左右. 此外, 有7个科包含2属, 大部分科仅包含1属, 这些科所包含的属的数目占非干扰区出现的总属数目的54%左右, 占干扰和非干扰区出现的总属数目的30%. 从植物种出现情形来看, 忍冬科、百合科、毛茛科、蔷薇科和菊科均包含5种以上植物种, 这些植物种约占非干扰区出现的总植物种数目的46%, 占干扰和非干扰区出现的总植物种数目的23%左右. 其余大部分科仅包含1个植物种, 少数科包含2个植物种.

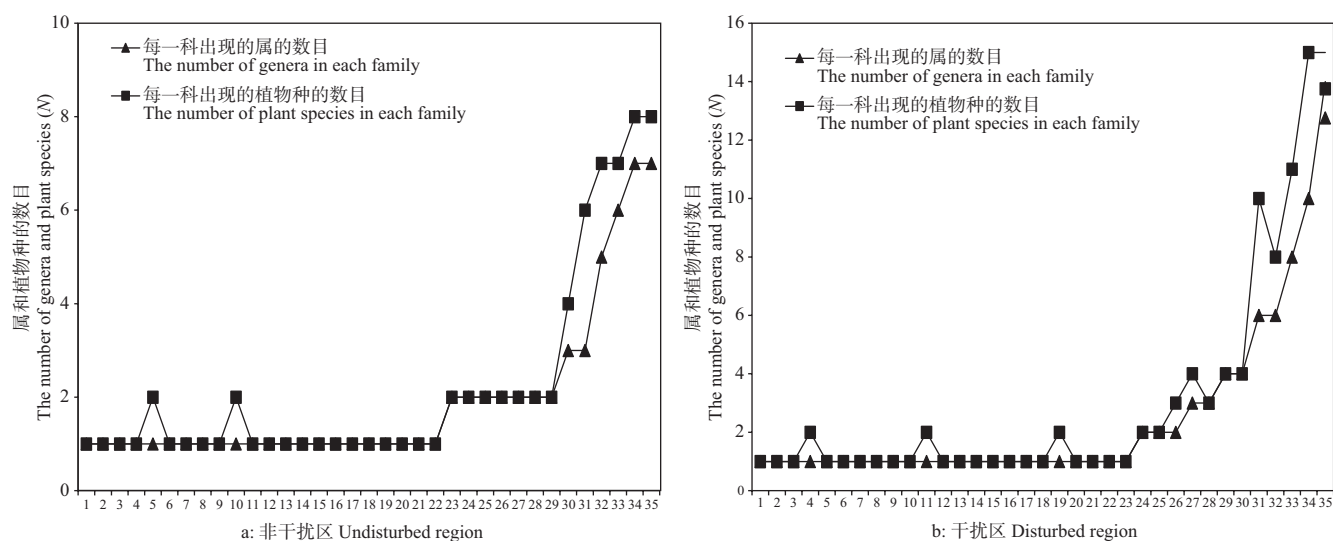


图1 干扰区和非干扰区分别出现的属和植物种的数目。 a图横坐标每个数字代表的科及其包含的属: 1-壳斗科(栎属), 2-槭树科(槭属), 3-榆科(榆属), 4-山茱萸科(株木属), 5-木犀科(丁香属), 6-杜鹃花科(杜鹃花属), 7-卫矛科(卫矛属), 8-鼠李科(鼠李属), 9-莎草科(藎草属), 10-茜草科(拉拉藤属), 11-唇形科(糙苏属), 12-堇菜科(堇菜属), 13-薯蓣科(薯蓣属), 14-景天科(景天属), 15-蓼科(蓼属), 16-兰科(对叶兰属), 17-车前科(车前属), 18-报春花科(假报春属), 19-柳叶菜科(柳叶菜属), 20-鹿蹄草科(鹿蹄草属), 21-蹄盖蕨科(冷蕨属), 22-木贼科(木贼属), 23-石竹科(卷耳属、繁缕属), 24-伞形科(峨参属、柴胡属), 25-禾本科(雀麦属、隐子草属), 26-虎耳草科(茶藨子属、溲疏属), 27-豆科(杭子梢属、野豌豆属), 28-桦木科(桦木属、榛属), 29-杨柳科(杨属、柳属), 30-松科(落叶松属、冷杉属、云杉属), 31-忍冬科(荚蒾属、六道木属、忍冬属), 32-百合科(黄精属、舞鹤草属、葱属、藜芦属、铃兰属), 33-毛茛科(唐松草属、乌头属、银莲花属、芍药属、毛茛属、升麻属), 34-蔷薇科(蔷薇属、绣线菊属、珍珠梅属、栒子属、地榆属、龙牙草属、草莓属), 35-菊科(蒿属、风毛菊属、菊属、天名精属、大丁草属、橐吾属、紫菀属); b图横坐标每个数字代表的科及其包含的属: 1-槭树科(槭属), 2-杨柳科(杨属), 3-榆科(榆属), 4-忍冬科(忍冬属), 5-山茱萸科(株木属), 6-杜鹃花科(杜鹃花属), 7-莎草科(藎草属), 8-堇菜科(堇菜属), 9-薯蓣科(薯蓣属), 10-景天科(景天属), 11-蓼科(蓼属), 12-车前科(车前属), 13-胡颓子科(沙棘属), 14-小檗科(小檗属), 15-远志科(远志属), 16-玄参科(马先蒿属), 17-牻牛儿苗科(老鹳草属), 18-川断续科(蓝盆花属), 19-龙胆科(龙胆属), 20-紫葳科(角蒿属), 21-桔梗科(沙参属), 22-亚麻科(亚麻属), 23-马鞭草科(莸属), 24-桦木科(桦木属、虎榛子属), 25-茜草科(拉拉藤属、茜草属), 26-石竹科(石竹属、蝇子草属), 27-松科(落叶松属、云杉属、松属), 28-唇形科(糙苏属、黄芩属、香薷属), 29-百合科(葱属、藜芦属、天门冬属、百合属), 30-伞形科(防风属、柴胡属、葛缕子属、胡萝卜属), 31-豆科(野豌豆属、胡枝子属、棘豆属、米口袋属、草木樨属、苜蓿属), 32-毛茛科(唐松草属、乌头属、银莲花属、毛茛属、铁线莲属、楼斗菜属), 33-蔷薇科(蔷薇属、绣线菊属、栒子属、地榆属、草莓属、杏属、委陵菜属、悬钩子属), 34-菊科(蒿属、风毛菊属、菊属、蓝刺头属、苍术属、香青属、鼠麴草属、狗娃花属、旋覆花属、蒲公英属), 35-禾本科(针茅属、隐子草属、羊茅属、早熟禾属、冰草属、碱茅属、鹅观草属、孔颖草属、野青茅属、狗尾草属、画眉草属、芦茅属、羊胡子草属、臭草属)。

Fig. 1 The number of genera and plant species in the disturbed and undisturbed region, respectively. The numbers on horizontal axis denote different families and genera in figure a: 1-Fagaceae (*Quercus*), 2-Aceraceae (*Acer*), 3-Ulmaceae (*Ulmus*), 4-Cornaceae (*Swida*), 5-Oleaceae (*Syringa*), 6-Ericaceae (*Rhododendron*), 7-Celastraceae (*Euonymus*), 8-Rhamnaceae (*Rhamnus*), 9-Cyperaceae (*Carex*), 10-Rubiaceae (*Galium*), 11-Labiatae (*Phlomis*), 12-Violaceae (*Viola*), 13-Dioscoreaceae (*Dioscorea*), 14-Crassulaceae (*Sedum*), 15-Polygonaceae (*Polygonum*), 16-Orchidaceae (*Listera*), 17-Plantaginaceae (*Plantago*), 18-Primulaceae (*Cortusa*), 19-Onagraceae (*Epilobium*), 20-Pyrolaceae (*Pyrola*), 21-Athyriaceae (*Cystopteris*), 22-Equisetaceae (*Equisetum*), 23-Caryophyllaceae (*Cerastium* and *Stellaria*), 24-Umbelliferae (*Anthriscus* and *Bupleurum*), 25-Gramineae (*Bromus* and *Cleistogenes*), 26-Saxifragaceae (*Ribes* and *Deutzia*), 27-Leguminosae (*Campylotropis* and *Vicia*), 28-Betulaceae (*Betula* and *Corylus*), 29-Salicaceae (*Populus* and *Salix*), 30-Pinaceae (*Larix*, *Abies* and *Picea*), 31-Caprifoliaceae (*Viburnum*, *Abelia* and *Lonicera*), 32-Liliaceae (*Polygonatum*, *Maianthemum*, *Allium*, *Veratrum* and *Convallaria*), 33-Ranunculaceae (*Thalictrum*, *Aconitum*, *Anemone*, *Paeonia*, *Ranunculus* and *Cimicifuga*), 34-Rosaceae (*Rosa*, *Spiraea*, *Sorbaria*, *Cotoneaster*, *Sanguisorba*, *Agrimonia* and *Fragaria*), 35-Compositae (*Artemisia*, *Saussurea*, *Dendranthema*, *Carpesium*, *Gerbera*, *Ligularia* and *Aster*); The number on horizontal axis denotes different families and genera in figure b: 1-Aceraceae (*Acer*), 2-Salicaceae (*Populus*), 3-Ulmaceae (*Ulmus*), 4-Caprifoliaceae (*Lonicera*), 5-Cornaceae (*Swida*), 6-Ericaceae (*Rhododendron*), 7-Cyperaceae (*Carex*), 8-Violaceae (*Viola*), 9-Dioscoreaceae (*Dioscorea*), 10-Crassulaceae (*Sedum*), 11-Polygonaceae (*Polygonum*), 12-Plantaginaceae (*Plantago*), 13-Elaeagnaceae (*Hippophae*), 14-Berberidaceae (*Berberis*), 15-Polygalaceae (*Polygala*), 16-Scrophulariaceae (*Pedicularis*), 17-Geraniaceae (*Geranium*), 18-Dipsacaceae (*Scabiosa*), 19-Gentianaceae (*Gentiana*), 20-Bignoniaceae (*Incarvillea*), 21-Campanulaceae (*Adenophora*), 22-Linaceae (*Linum*), 23-Verbenaceae (*Caryopteris*), 24-Betulaceae (*Betula* and *Ostryopsis*), 25-Rubiaceae (*Galium* and *Rubia*), 26-Caryophyllaceae (*Dianthus* and *Silene*), 27-Pinaceae (*Larix*, *Picea* and *Pinus*), 28-Labiatae (*Phlomis*, *Scutellaria* and *Elsholtzia*), 29-Liliaceae (*Allium*, *Veratrum*, *Asparagus* and *Lilium*), 30-Umbelliferae (*Saposhnikovia*, *Bupleurum*, *Carum* and *Daucus*), 31-Leguminosae (*Vicia*, *Lespedeza*, *Oxytropis*, *Gueldenstaedtia*, *Melilotus* and *Medicago*), 32-Ranunculaceae (*Thalictrum*, *Aconitum*, *Anemone*, *Ranunculus*, *Clematis* and *Aquilegia*), 33-Rosaceae (*Rosa*, *Spiraea*, *Cotoneaster*, *Sanguisorba*, *Fragaria*, *Armeniaca*, *Potentilla* and *Rubus*), 34-Compositae (*Artemisia*, *Saussurea*, *Dendranthema*, *Echinops*, *Atractylodes*, *Anaphalis*, *Gnaphalium*, *Heteropappus*, *Inula* and *Taraxacum*), 35-Gramineae (*Stipa*, *Cleistogenes*, *Festuca*, *Poa*, *Agropyron*, *Puccinellia*, *Roegneria*, *Bothriochloa*, *Deyeuxia*, *Setaria*, *Eragrostis*, *Phragmites*, *Eriophorum* and *Melica*).

干扰区(图1b、图2b)统计结果表明,该区域共出现植物种107个,归属到35个科87个属中。包括5个属以上的大科有蔷薇科、菊科、豆科(Leguminosae)、禾本科(Gramineae)和毛茛科,这5科所包含的属的数目占干扰区出现的总属数目的51%,占干扰和非干扰区出现的总属数目的37%。含

3-4属的科有松科、唇形科(Labiatae)、百合科和伞形科(Umbelliferae),这4科所包含属的数目占干扰区出现的总属数目的16%,占干扰和非干扰区出现的总属数目的12%左右。此外,大部分科也仅含有1-2属,它们占干扰区出现的总属数目的33%,占干扰和非干扰区出现的总属数目的24%左右。从

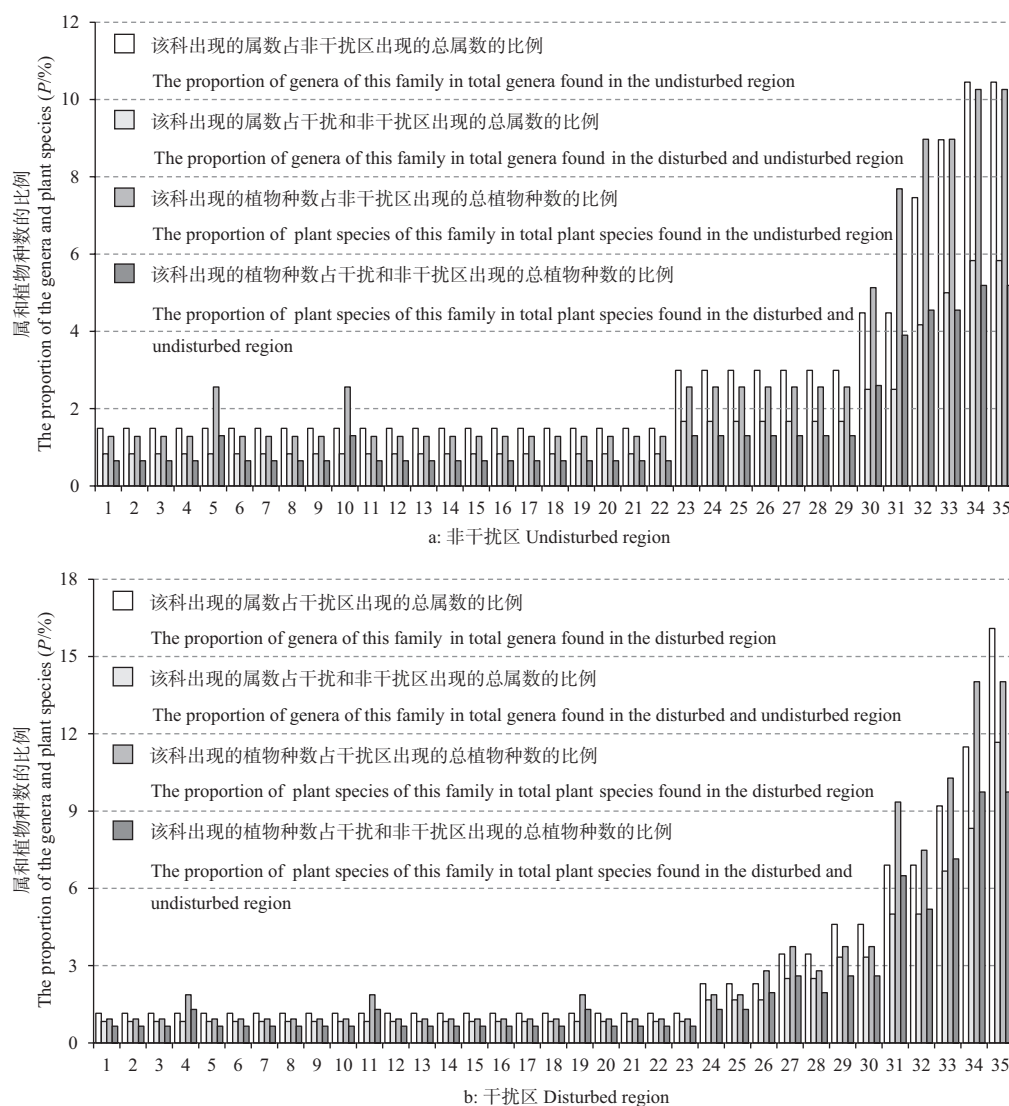


图2 干扰区和非干扰区分别出现的属数及植物种数的比例。a、b图中横坐标项目分别同图1a、b图。

Fig. 2 The proportions of the genera and plant species in the disturbed and undisturbed region, respectively. The items of horizontal axis in figure a and b are uniform as those in Fig. 1 a and b, respectively.

植物种出现情形来看, 包含5个植物种以上的科依次有豆科、毛茛科、蔷薇科、菊科和禾本科, 这些科所含植物种占干扰区出现的总植物种数的55%, 占干扰和非干扰区出现的总植物种数的38%左右。松科、百合科和伞形科包含有4个植物种, 这些植物种占干扰区出现的总植物种数的11%, 占干扰和非干扰区出现的总植物种数的8%。其他大部分科仅出现1个植物种, 少数科有2-3个植物种, 这些植物种约占干扰区出现的总植物种数的34%, 占干扰和非干扰区出现的总植物种数的23%左右。

表1是干扰和非干扰区共同出现的植物种科属类型。这两个区域共同出现植物种31个, 归属到19科29属中。其中, 蔷薇科出现的属和植物种的数目比较多, 毛茛科、菊科次之, 其次是百合科和松科, 其他大部分科仅包含1个属、1个种。

2.2 群落植物种区系特征

本研究中植物属的区系地理成分总体情况(表2)显示,

干扰区和非干扰区的各属分布类型基本相似, 温带分布属均占比最高, 其次是世界分布属以及热带分布属。东亚分布属和中国特有属仅出现在干扰区, 且所占比例极低。此外, 干扰区出现的温带分布属、世界分布属以及热带分布属分别在干扰和非干扰区所有总属数中的比例均略高于非干扰区(干扰区占比依次是52.5%、13.3%和3.3%, 非干扰区占比依次是46.7%、7.5%和1.7%)。

表3所示为植物区系种的分布类型, 非干扰区和干扰区均是温带分布型植物种占优势, 其次是中国特有分布种以及东亚分布种。世界分布种和热带分布种仅出现在干扰区, 且所占比例较低。干扰区出现的温带分布种以及中国特有分布种分别占干扰和非干扰区总植物种数的比例均略高于非干扰区(干扰区占比依次是37.7%、19.1%, 非干扰区占比依次是31.2%、11.2%)。同时, 这两个不同研究区域的东亚分布种分别占干扰和非干扰区总植物种数的比例相同, 均在8.5%左右。

表1 非干扰区和干扰区共同出现的科属类型
Table 1 The plant families and genera both in the undisturbed and disturbed region

项目 Item	科 Family	属数 Genus	植物种数 Plant species
植物类型 Plant type	桦木科 Betulaceae	桦木属 <i>Betula</i>	1
	榆科 Ulmaceae	榆属 <i>Ulmus</i>	1
	忍冬科 Caprifoliaceae	忍冬属 <i>Lonicera</i>	2
	山茱萸科 Cornaceae	楸木属 <i>Swida</i>	1
	杜鹃花科 Ericaceae	杜鹃属 <i>Rhododendron</i>	1
	豆科 Leguminosae	野豌豆属 <i>Vicia</i>	1
	莎草科 Cyperaceae	薹草属 <i>Carex</i>	1
	茜草科 Rubiaceae	拉拉藤属 <i>Galium</i>	1
	唇形科 Labiatae	糙苏属 <i>Phlomis</i>	1
	禾本科 Gramineae	隐子草属 <i>Cleistogenes</i>	1
	堇菜科 Violaceae	堇菜属 <i>Viola</i>	1
	薯蓣科 Dioscoreaceae	薯蓣属 <i>Dioscorea</i>	1
	景天科 Crassulaceae	景天属 <i>Sedum</i>	1
	蓼科 Polygonaceae	蓼属 <i>Polygonum</i>	1
	百合科 Liliaceae	葱属 <i>Allium</i>	2
		藜芦属 <i>Veratrum</i>	
	松科 Pinaceae	落叶松属 <i>Larix</i>	3
		云杉属 <i>Picea</i>	
	菊科 Compositae	蒿属 <i>Artemisia</i>	3
		风毛菊属 <i>Saussurea</i>	
		菊属 <i>Dendranthema</i>	3
	毛茛科 Ranunculaceae	乌头属 <i>Aconitum</i>	
		银莲花属 <i>Anemone</i>	
		毛茛属 <i>Ranunculus</i>	5
	蔷薇科 Rosaceae	蔷薇属 <i>Rosa</i>	
		绣线菊属 <i>Spiraea</i>	
		栒子属 <i>Cotoneaster</i>	
		地榆属 <i>Sanguisorba</i>	
		草莓属 <i>Fragaria</i>	
合计 Total	19	29	31

2.3 群落的结构单元

2.3.1 群落的生活型特征 TWINSpan分类将76个样地划分为13个群落, 分别代表13种群落类型, 群落I-VIII由干扰区样方组成, 群落IX-XIII由非干扰区样方组成, 这表明人类干扰导致两个区域的森林植被表现出明显的生态差异, 干扰和非干扰区植被被明显地划分开来. 为了深入探讨森林植被对于人类干扰的反馈, 我们系统研究了非干扰区和干扰区植被的生活型以及生态型特征, 以期多方位探讨形成这些差异的内在机制.

植物的生活型特征是植物种在其生理、结构和外部形态上对环境适应后的一种具体的外在表现, 也是不同的植物种对相同的自然条件趋同适应的一种结果, 植物的生活型相同, 则表明它们对环境条件的需求或适应能力相同或类似^[36]. 常用的植物生活型系统是Raunkiaer分类系统. 由图3a可知, 从群落I-XIII, 高位芽植物占比总体有逐渐增大的变化趋势, 群落XI中高位芽植物的比例高达75%; 一年生植物总体有逐渐减小的变化趋势, 群落I中占比最高, 达到30%左右; 地面芽植物总的来说, 占比也有由大变小的趋势; 地下芽植物的变化规律不太明显; 地上芽植物在干扰区(群落I-VIII)占比较高, 在非干扰区(群落IX-XIII)所占比例略低. 总体来看, 从群落I-XIII, 随着植物群落向顶极群落的自然演替, 高位芽植物占比在逐渐增大, 一年生植物占比逐渐缩小; 高位芽植物在非干扰区所占比例明显高于其在干扰区所

占比例; 与之相反, 一年生、地面芽和地上芽植物在干扰区所占比例远大于非干扰区; 地下芽植物在非干扰和干扰区两个研究区域内表现出高低波动的分布特点, 规律性不明显.

2.3.2 群落的生态型特征 本研究根据水分条件对植物生态型进行分类(图3b), 在13个群落中, 中生植物种生态优势比较明显, 这与本研究区域的气候条件相吻合; 此外, 湿生植物也在大部分群落中有分布, 但其分布规律不明显. 在干扰区(群落I-VIII), 旱生、中旱生和旱中生植物种在不同群落中基本也均有分布, 但其规律性也不太明显, 中旱生植物种在群落III中占比较高, 达20%左右; 与干扰区情况相反, 这几类生态型物种在非干扰区(群落IX-XIII)则出现较少. 总体来看, 干扰区域植物种生态型复杂多样, 而非干扰区区域植物种生态型则相对单一.

2.4 群落垂直结构特征

由表4可知, 在旅游干扰区, 即从群落I-VIII, 乔木层盖度有逐渐增大的变化规律, 群落I旅游活动最强烈, 乔木层盖度最低, 仅出现一个乔木种——青杨(*Populus cathayana*). 从群落II-VIII, 乔木层盖度越来越大, 植物种数也在逐渐增加, 例如, 群落II中就出现了华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)、白杆(*Picea meyeri*)和山杏(*Armeniaca vulgaris*) 3个乔木种, 群落VI中则出现了5个乔木种. 从灌木层总体情况来看, 盖度普遍较低, 特别是群落III, 几乎没有出现灌木种. 但从其整个变化趋势来看, 灌木层盖度还是随着旅游活动的减弱在逐渐增大, 但最高也仅达到了25%左右(群落VIII). 草本层情况与乔木和灌木层类似, 其盖度的变化趋势也是由低到高逐渐增加. 群落植被特征的这种外在表现均表明随着人类干扰活动的减弱, 群落生境质量不断优化, 生态系统逐渐向稳定、自维持的方向发展.

在非干扰区, 即从群落IX到VIII, 乔木层盖度基本都在70%以上, 森林群落郁闭度较高. 灌木和草本层变化也与乔木层相似, 例如, 群落X中, 灌木层盖度高达70%; 群落VIII中, 草本层盖度高达85%左右, 由此看来, 该区域森林群落正不断向顶极阶段演替. 群落IX中出现的乔木种有白桦(*Betula platyphylla*)、辽东栎(*Quercus wutaishanica*)等, 林下灌木层主要有毛榛(*Corylus mandshurica*)、六道木(*Abelia biflora*)、金花忍冬(*Lonicera chrysantha*)、巧玲花(*Syringa pubescens* subsp. *microphylla*)等植物种, 草本层主要有披针薹草(*Carex siderosticta*)和唐松草(*Thalictrum aquilegifolium* var. *sibiricum*)等. 辽东栎、白桦混交, 说明这只是一种植落的过渡类型, 最终将演替为辽东栎林. 在群落X中, 出现的乔木种有辽东栎、白桦、山杨(*Populus davidiana*)和华北落叶松等, 华北落叶松耐寒、喜光, 其林下常伴生披针薹草和毛榛等植物种. 华北落叶松林间伴生有山杨物种, 也说明该群落正处在演替发展的某个阶段. 同样, 群落XI中, 乔木种由华北落叶松和山柳(*Salix pseudotangii*)组成, 林下灌木伴生有山刺玫(*Rosa davurica*)、水栒子(*Cotoneaster multiflorus*)、土庄绣线菊(*Spiraea pubescens*)等, 草本层则主要以披针薹草等占优势. 在群落XII中, 乔木种主要由华北落叶松和白桦组成, 林下灌木伴有土庄绣线菊、六道木等, 草本也以披针薹草占优势. 可见, 这些不同群落正处于自然发展演替的某个阶段, 生境质量良好, 垂直结构特征明显,

表2 所有样方植物区系属的分布类型占比 (P%)
Table 2 The proportion of genera areal-types in all samples (P%)

分布区类型及变型 Areal-type and subtype	干扰区存在的属 Genera found in the disturbed region			非干扰区存在的属 Genera found in the undisturbed region			干扰和非干扰区共有属 Genera found both in the disturbed and undisturbed region				
	属数 Genus	占该区总属数的比例 Proportion of each areal-type in total genera found in disturbed region	占所有总属数的比例 Proportion of each areal-type in total genera found in disturbed and undisturbed region	属数 Genus	占该区总属数的比例 Proportion of each areal-type in total genera found in undisturbed region	占所有总属数的比例 Proportion of each areal-type in total genera found in disturbed and undisturbed region	属数 Genus	占干扰区总属数的比例 Proportion of each areal-type in total genera found in disturbed region	占非干扰区总属数的比例 Proportion of each areal-type in total genera found in undisturbed region	占所有总属数的比例 Proportion of each areal-type in total genera found in disturbed and undisturbed region	占所有总属数的比例 Proportion of each areal-type in total genera found in disturbed and undisturbed region
世界分布属 Cosmopolitan	16	18.4	13.3	9	13.4	7.5	6	6.9	9.0	5	5
2泛热带分布 Pantropic	3	3.5	2.5	2	3.0	1.7	1	1.2	1.5	0.8	0.8
4旧世界热带分布 Old World Trop.	1	1.1	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0
8北温带分布 N. Temp.	35	40.2	29.2	35	52.2	29.2	16	18.4	23.9	13.3	13.3
8-2北极-高山分布 Arctic-Alpine	1	1.1	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0
8-4北温带和南温带 (全温带)间断 (N. Temp. & S. Temp. (Temp.) disjunct)	10	11.5	8.3	7	10.5	5.8	2	2.3	3.0	1.7	1.7
9东亚和北美洲间断 E. Asia & N. Amer. disjunct	1	1.2	0.8	2	3.0	1.7	0	0	0	0	0
9-1东亚和墨西哥间断 E. Asia & Mexico disjunct	0	0	0	2	3.0	1.7	0	0	0	0	0
10旧世界温带分布 Old World Temp.	12	13.8	10.0	8	11.9	6.7	4	4.6	6.0	3.3	3.3
10-1地中海区、西亚和东亚间断 Medit. W. Asia & E. Asia disjunct	0	0	0	1	1.5	0.8	0	0	0	0	0
10-3欧亚和南非洲 (有时也在大洋洲)间断 Eurasia & S. Afr. (sometimes also Oceania) disjunct	2	2.3	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0
11温带亚洲分布 Temp. Asia	2	2.3	1.7	1	1.5	0.8	0	0	0	0	0
14东亚(东喜马拉雅-日本) E. Asia (E. Himalaya -Japan)	2	2.3	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0
14-2中国—日本 Sino-Japan	1	1.1	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0
中国特有分布属 Endemic to China	1	1.2	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0
合计 Total	87	100	72.4	67	100	55.9	29	33.4	43.4	24.1	24.1

表3 所有样方植物区系种的分布类型占比 (P%)
Table 3 The proportion of plant species areal-types in all samples (P%)

分布区类型及变型 Areal-type and subtype	干扰区存在的植物种 Plant species found in the disturbed region			非干扰区存在的植物种 Plant species found in the undisturbed region			干扰和非干扰区共有植物种 Plant species found both in the disturbed and undisturbed region		
	种数 Number of plant species	占该区总种数的比例 Proportion of each areal-type in total plant species found in disturbed region	占所有总种数的比例 Proportion of each areal-type in total plant species found in disturbed and undisturbed region	种数 Number of plant species	占该区总种数的比例 Proportion of each areal-type in total plant species found in undisturbed region	占所有总种数的比例 Proportion of each areal-type in total plant species found in disturbed and undisturbed region	种数 Number of plant species	占干扰区总种数的比例 Proportion of each areal-type in total plant species found in disturbed region	占所有总种数的比例 Proportion of each areal-type in total plant species found in disturbed and undisturbed region
	1	0.9	0.7	0	0	0	0	0	0
世界分布种 Cosmopolitan	1	0.9	0.7	0	0	0	0	0	0
热带分布种 Trop.	2	1.9	1.3	0	0	0	0	0	0
5热带亚洲—热带大洋洲分布 Trop. Asia to Trop. Australasia Oceania	4	3.7	2.6	0	0	0	0	0	0
7热带亚洲分布 Trop. Asia	10	9.4	6.5	10	12.8	6.5	4	5.1	2.6
温带分布种 Temp.	0	0	0	2	2.6	1.3	0	0	0
8北温带分布 N. Temp.	9	8.4	5.8	9	11.5	5.8	3	3.9	2.0
9东亚和北美洲间断分布 E. Asia & N. Amer. disjunct	0	0	0	1	1.3	0.7	0	0	0
10旧大陆温带分布 Old World Temp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10-3欧亚温带和大洋洲间断分布 Temp. Eurasia & Australasia disjunct	34	31.8	22.1	21	26.9	13.6	11	14.1	7.1
11亚洲温带分布 Asia Temp.	5	4.7	3.3	5	6.4	3.3	2	2.6	1.3
11-1东北亚—华北分布 NE. Asia to N. China	3	2.8	2.0	1	1.3	0.7	0	0	0
东亚分布种 E. Asia	10	9.4	6.5	12	15.4	7.8	6	7.7	3.9
14-2中国—日本(或朝鲜) Sino-Japan (or Korea)	1	0.9	0.7	0	0	0	0	0	0
中国特有分种 Endemic to China	0	0	0	1	1.3	0.7	0	0	0
15-1东北—华北 NE. to N. China	1	0.9	0.7	0	0	0	0	0	0
15-2东北—华东 NE. to E. China	7	6.5	4.6	4	5.1	2.6	2	2.6	1.3
15-3华北 N. China	11	10.3	7.1	8	10.3	5.2	2	2.6	1.3
15-4西北—华北—东北 NW. China - N. China- NE. China	5	4.7	3.3	0	0	0	0	0	0
15-5西南—西北—华北 SW. China - NW. China - N. China	3	2.8	2.0	3	3.8	2.0	1	1.3	0.7
15-6西南—江南—华北 SW. China -S. Yangtza -N. China	1	0.9	0.7	1	1.3	0.7	0	0	0
15-8华中—华北 C. to N. China	107	100	69.9	78	100	50.9	31	39.9	20.2
合计Total									

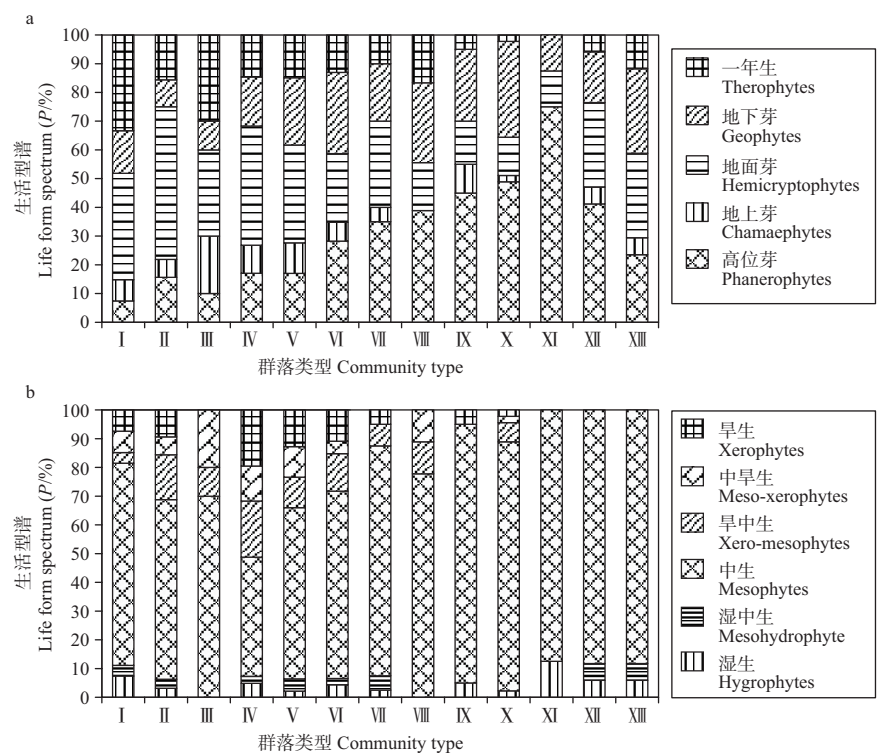


图3 不同群落植物种的生态型和生态型谱。
Fig. 3 The ecotype and life form spectrum of the plant species in different communities.

表4 不同群落垂直结构特征差异
Table 4 The difference in characteristics of different communities in vertical structure

垂直结构特征		群落类型 Community type												
Characteristics of vertical structure		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
草本层	盖度 Coverage (P%)	15	20	15	20-25	35-40	50-60	50	45	60	50-60	60	65-80	75-85
Herb layer	植物种数 The number of plant species	25	28	9	35	39	33	27	12	11	24	2	10	13
灌木层	盖度 Coverage (P%)	5	10	0	10	8-15	15-20	20	25	35-40	50-70	40	50	0
Shrub layer	植物种数 The number of plant species	1	1	0	2	5	8	10	4	6	17	5	5	0
乔木层	盖度 Coverage (P%)	45-55	50-60	50	60-70	70-75	75-90	70-80	65-80	70-75	75-85	70	70-75	75-90
Tree layer	植物种数 The number of plant species	1	3	1	4	4	5	3	2	3	6	2	2	4

表现出一种原生态特征。

此外,在非干扰区,群落XIII比较特殊,由于郁闭度较大,该群落未出现灌木种,乔木由华北落叶松、白杆、臭冷杉 (*Abies nephrolepis*) 和青杆 (*Picea wilsonii*) 组成,且长势良好;草本以披针藎草占优势,其次是无芒雀麦 (*Bromus inermis*)、峨参 (*Anthriscus sylvestris*) 等植物种。该群落还出现了一些蕨类植物,如节节草 (*Equisetum ramosissimum*) 等。蕨类植物的出现,正好印证该区域环境质量优越,林内阴暗潮湿,几乎未受干扰。

表4中特别值得注意的一点是,干扰区草本植物的物种数目总体大于非干扰区,尤其在群落IV、V和VI中。由前述可知,从群落I-VIII,旅游活动逐渐减弱,这可能也从一个侧面表明中度干扰导致物种丰富度增大。

2.5 群落水平结构特征

本研究利用植物种重要值,通过对不同群落中主要种群生态优势度差异的分析,了解群落镶嵌特征,从而进一

步了解群落的水平结构。涉及到的主要植物种包括华北落叶松、白桦、白杆、青杆和青杨等乔木种;毛榛、六道木、金花忍冬、山刺玫、三裂绣线菊 (*Spiraea trilobata*) 和沙棘 (*Hippophae rhamnoides*) 等灌木种;唐松草、披针藎草、地榆 (*Sanguisorba officinalis*)、糙苏 (*Phlomis umbrosa*)、无芒雀麦、小红菊 (*Dendranthema chanetii*)、白莲蒿 (*Artemisia sacrorum*)、蓝花棘豆 (*Oxytropis caerulea*)、角蒿 (*Incarvillea sinensis*) 和鹅观草 (*Roegneria kamoji*) 等草本植物。

从13个群落主要植物种生态优势度情况(表5)来看,在干扰区,植物种呈现出集群分布的特性,即某些植物种在一些群落中生态优势度很强,而在另一些群落中生态优势度表现则又非常弱。例如,在群落II、V和VII中,由于人为干扰活动在逐渐地减弱,华北落叶松种群的生态优势度逐步地变大;然而在群落I、III和VIII中,华北落叶松种群优势度则明显很弱,这可能一方面与人类活动的干扰程度有关,另一方面也

表5 不同群落中优势种群的重要值
Table 5 The important values of dominant population in different communities

植物种 Plant species	群落 Community type												
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
华北落叶松 <i>Larix principis-rupprechtii</i>	0.00	0.57	0.00	0.16	0.59	0.14	0.67	0.00	0.00	0.58	0.79	0.96	0.49
白桦 <i>Betula platyphylla</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.93	0.14	0.00	0.04	0.00
白杆 <i>Picea meyeri</i>	0.00	0.18	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.31
青杆 <i>Picea wilsonii</i>	0.00	0.00	0.00	0.28	0.08	0.01	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
青杨 <i>Populus cathayana</i>	1.00	0.00	1.00	0.50	0.32	0.56	0.00	0.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
毛榛 <i>Corylus mandshurica</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.27	0.36	0.00	0.00	0.00
六道木 <i>Abelia biflora</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.07	0.00	0.17	0.00
金花忍冬 <i>Lonicera chrysantha</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.30	0.13	0.00	0.00	0.00
山刺玫 <i>Rosa davurica</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.01	0.33	0.04	0.00
三裂绣线菊 <i>Spiraea trilobata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.03	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
沙棘 <i>Hippophae rhamnoides</i>	0.00	0.75	0.00	0.25	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
唐松草 <i>Thalictrum aquilegifolium</i> var. <i>sibiricum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.15	0.15	0.00	0.05	0.00
披针薹草 <i>Carex siderosticta</i>	0.02	0.08	0.00	0.08	0.07	0.15	0.13	0.00	0.46	0.11	0.86	0.33	0.43
地榆 <i>Sanguisorba officinalis</i>	0.10	0.06	0.00	0.14	0.11	0.05	0.09	0.00	0.08	0.01	0.00	0.00	0.00
糙苏 <i>Phlomis umbrosa</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.23	0.00	0.03	0.00	0.05	0.00
无芒雀麦 <i>Bromus inermis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.01	0.00	0.21	0.17
小红菊 <i>Dendranthema chonetii</i>	0.06	0.02	0.00	0.01	0.12	0.04	0.04	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
白莲蒿 <i>Artemisia sacrorum</i>	0.01	0.15	0.15	0.12	0.12	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
蓝花棘豆 <i>Oxytropis caerulea</i>	0.00	0.00	0.00	0.01	0.12	0.06	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
角蒿 <i>Incarvillea sinensis</i>	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
鹅观草 <i>Roegneria kamoji</i>	0.15	0.19	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

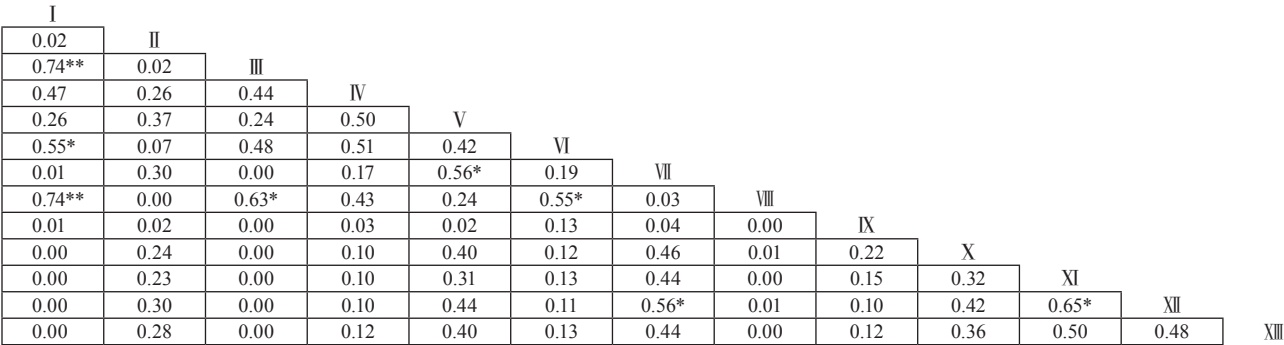


图4 不同群落之间的相似系数。
Fig. 4 The similarity coefficient among different communities
N = 13; * P = 0.05; ** P = 0.01.

与植物种的生活特性有关。除乔木种外，在干扰区，灌木种的集群分布也非常明显。除三裂绣线菊和沙棘外，其他灌木种在8个群落中优势度均非常小。干扰区草本群落的分布不同于乔木和灌木种，在8个群落中，大部分草本植物均有不同程度的分布，优势度差异明显。

在非干扰区(表5)，群落也呈现集群分布的状态。华北落叶松种群占有绝对优势度，其他各群落处于自然演替的不同阶段，但都在向顶级群落华北落叶松群落演替。与干扰区不同的是，非干扰区灌木种优势度逐渐增加，这与生境质量的提高有很大的关系。此外，草本植物种的优势度在非干扰区降低，例如，白莲蒿、蓝花棘豆、角蒿、鹅观草等草本植物种在非干扰区所有群落均未出现，这可能是由于乔木郁闭度增大，导致林下草本植物种数量减少。

2.6 群落整体结构的相似程度

为了研究13个群落的环境异质性，探讨干扰区与非干扰区群落的生态差异，本研究通过相关分析，利用相似系数来

反映群落结构的整体特征。

由表6可知，群落I与Ⅷ、Ⅵ和Ⅲ之间的相似系数值都相对较大，表现出极显著或者显著的相关性；但与其他群落之间的相似性并不明显。此外，群落Ⅲ与Ⅷ、Ⅴ与Ⅶ、Ⅵ与Ⅷ、Ⅶ与Ⅻ、Ⅺ与Ⅻ之间均显著相关。

3 讨论与结论

3.1 人为干扰对于森林群落植物科属、区系成分的影响

总体来看，干扰区出现的属和植物种数目明显大于非干扰区出现的属和植物种数目。例如豆科，非干扰区只出现杭子梢属(*Campylotropis*)和野豌豆属(*Vicia*)共2属，干扰区则发现胡枝子属(*Lespedeza*)、野豌豆属、棘豆属(*Oxytropis*)、米口袋属(*Gueldenstaedtia*)、草木樨属(*Melilotus*)和苜蓿属(*Medicago*)共6属；伞形科，非干扰区出现峨参属(*Anthriscus*)和柴胡属(*Bupleurum*)2属，干扰区

则出现柴胡属、葛缕子属(*Carum*)、防风属(*Saposhnikovia*)和胡萝卜属(*Daucus*) 4属;非干扰区的禾本科有雀麦属(*Bromus*)和隐子草属(*Cleistogenes*) 2属,干扰区则出现针茅属(*Stipa*)、早熟禾属(*Poa*)、羊茅属(*Festuca*)、隐子草属、鹅观草属(*Roegneria*)、冰草属(*Agropyron*)、孔颖草属(*Bothriochloa*)、碱茅属(*Puccinellia*)、野青茅属(*Deyeuxia*)、画眉草属(*Eragrostis*)、狗尾草属(*Setaria*)、羊胡子草属(*Eriophorum*)、芦苇属(*Phragmites*)和臭草属(*Melica*)共14属。根据中国植物志^[28]记载,非干扰区发现的禾本科的一些属大部分是天然优良的牧草资源,而干扰区出现的禾本科的一些属,则大多与人类生活息息相关。具体来看,干扰区出现的禾本科植物有的具有经济价值(例如狗尾草*Setaria viridis*),有的则是优质饲料(例如画眉草属、野青茅属的很多植物种),总之,大部分有人类干扰的痕迹。干扰区植物种,除禾本科植物有这些特征外,菊科、蔷薇科和毛茛科植物也有类似的特点。菊科和蔷薇科植物种大部分具有经济价值,许多是庭园种植或栽培作物;毛茛科植物含多种化学成分,许多是药用植物,也有不少能栽培种植^[28]。因此,菊科、蔷薇科和毛茛科这3科植物除野生种外,还有人工种植的,因此,它们在干扰区和非干扰区共同出现的频率也比较高。可见,适度人为干扰,确实可以增加物种丰富度。有学者认为,与放牧和全球气候变化相比,旅游活动是一种局部干扰^[37],可能这种局部干扰在一定区域的适度性,会增加植物种的丰富度,这符合中度干扰假说,即群落中适度水平的干扰,与较低或较高水平的干扰相比,物种的丰富度会增加^[38-39],这也与许多研究结论^[40-41]是一致的。此外,干扰区植物种丰富度高于非干扰区也可能与不同植物种对外界环境胁迫作用的适应能力以及植物种本身特性有关^[42]。百合科、豆科、毛茛科、蔷薇科、菊科和禾本科均是大科,因此,这些植物种的分布均比较广泛^[28],在干扰和非干扰区都有出现;此外,豆科、菊科植物抗干扰能力相对较强^[43-44],所以豆科植物种在旅游干扰区出现的属数较多;禾本科植物是人类赖以生存的最重要的草本植物,可能由于植物体内内生菌的作用^[45-46],植物的适应和传播范围也比较强^[47],由此看来,植物种对人类干扰的生态适应性能力的大小也是各种因子综合作用的结果。本研究还表明,在非干扰区和干扰区,单型种、单型属和单型科出现的频率相对都比较高,这与以下几种可能的原因有关。其一,可能与严酷和恶劣的生态因子有关。在干扰区,某些区域旅游活动相对较强烈,可能导致生态环境遭到破坏,植被的高度、盖度、多样性下降,物种组成也有所改变^[22-23, 48];在非干扰区,取样海拔高度变化范围是1 520-2 580 m,因此,海拔高度的增加导致自然条件越来越严酷,可能也会使一些不适宜在高寒环境中生长的物种逐渐被淘汰,进而导致植物单型现象发生。其二,有学者认为植物单型现象反映了植物的科在其进化过程中相反的两种情况,一种情况是一些新产生的科,其属和种还尚未分化;另一种情况是一些演化终极的科,其属和种已经消失,仅存在的是一些残遗种类,因此,通过分析某一区域植物的单型现象,可以展示其植物的进化历史以及现状^[49]。其三,可能与野外取样的局限性有关。本研究共设置76个样方,尽管前期进行了细致的调研和试验,样方都根据采样规则进行科学设

置,但具体采样过程中,可能由于某些地理位置的特殊性等原因,导致一些单型科、单型属和单型种的出现。

在干扰区和非干扰区,植物属和种的温带分布类型占比较高,这正好与本区域的气候条件相吻合。此外,世界分布和热带分布类型在植物属的区系分布中也占一定比重,说明属的区系地理成分特殊,例如本研究中的菊科,有很多属区系地理都有热带亲缘关系^[43]。本研究还发现,除温带分布种外,植物种的区系中中国特有种也占一定的比例。植物种特有现象可能与地貌、土壤、气候、边缘效应、海岛隔离以及自然杂交等几个方面的因子有关,各大陆各异的特有现象和生物多样性是由于各大陆自然条件的多样性造成的^[50]。五台山生物多样性较高,动植物资源也相对丰富,且由于其海拔高度差异较大,形成了多变的微气候环境,这可能导致了一些特有种的出现。另外,本研究值得注意的一点是,干扰区出现的属或植物种的区系分布的比例略高于非干扰区,区系成分也相对丰富,有些属或植物种的分布类型仅出现在干扰区,这一方面可能与适度旅游活动有关,导致了相对复杂的区系成分和物种的丰富度;另一方面,也可能旅游活动行为,导致一些外来种入侵^[51-52],使物种丰富度增加。

3.2 人为干扰对于森林群落结构单元的影响

非干扰区与干扰区生境特征差异显著,高位芽植物受人为活动干扰明显,在干扰区优势度降低,生态幅度变小,而地上芽、地面芽和一年生植物在人类干扰下,呈现出一定优势度,这可能是草本植物群落对人类干扰活动有更大适应性的原因^[53]。有学者根据气候限制因子和人类干扰因素提出了C-S-R模型,即把植物分为3个类别:竞争性(C)、压迫忍耐型(S)和杂草型(R)^[54-56],由此可见,植物生活型在某种程度上也是对人类干扰的一种适应^[57]。

生态型的分化是物种进化基础,通过研究物种的生态型,不仅能够透视其生态适应形式、以及种内的分化定型原因及过程,并且对于探讨物种进化的机制也有着重要的启示^[58]。物种的生态型不同,其基因也不相同,这是自然选择的结果^[59]。另一方面,旅游活动也为某些外来入侵种的成功侵入创造了条件,而且,某些入侵种由于其特殊的生理生态机制,能在干旱环境中生存^[60-61],因此,干扰区的植物种生态型表现多样化。

3.3 人为干扰对于森林群落结构的影响

从以上研究结果可知,各群落由于限制因子的逐渐变化,生境特征差异显著,不同植物种相继出现。在干扰区,随着人类干扰的逐渐减弱,植物群落功能和结构由干扰状态下简单性和人为性的特点逐渐向非干扰状态下复杂性和原生性的特点过渡;在非干扰区,各群落处于自然演替状态,出现华北落叶松、白桦、白杆、臭冷杉和青杆等高海拔的中生性乔木种,出现金花忍冬、六道木、土庄绣线菊等蔷薇科、忍冬科的一些优势灌木种以及披针藁草、唐松草和无芒雀麦等草本层的优势种。同时,随着海拔高度的增大,在非干扰区还出现了一些蕨类植物,这也说明了非干扰区生境状况良好,华北落叶松群落正不断向顶极群落自然演替。

群落水平分布的不均匀性与很多因素有关,例如植物种之间的种间关系、生物学的特性以及群落环境的异质性等,这些都可以导致群落水平分布的不均匀^[62]。本研究中,华北

落叶松在有些群落中成丛或成斑块生长,而在其他一些群落中优势度却很低,甚至不存在,这种外在表现形式与植物种本身的特性、生境以及自然地理条件等因素有较大关系。此外,林冠下光照的不均匀性,也会影响到林下植物的分布及其多样性^[63-64]。林窗下光照强的地方会生长较多阳性植物,而光照弱的地方,则会生长少量耐阴植物。非干扰区内白莲蒿、鹅观草、蓝花棘豆、角蒿等植物种的缺失或少见,主要可能的原因就是这些群落中乔木种密度大,群落郁闭度大,另外也可能与这些植物种的生活习性有关。

3.4 人为干扰导致干扰区与非干扰区森林群落生态差异显著

总体来看,干扰区呈显著或极显著相关的群落较多一些,可能由于这些群落受到的旅游干扰程度或所处生境条件相似。非干扰区仅有群落XI与XII之间显著相关,其它群落之间没有表现出相关性,这表明非干扰区不同样地中的华北落叶松群落分别处在不同的自然演替阶段,其整体特征上仍然存在一定生态差异。干扰区和非干扰区,除群落VII与XII之间呈显著相关外,其他群落之间的相似系数都非常小。由此可见,在不同的限制因子作用下,两个区域森林群落有不同生态特性。

干扰在自然界是一种普遍现象,干扰会导致群落中不时地发生断层、新演替、斑块状镶嵌等变化,这些都可能成为产生、维持森林物种多样性的一种有力的手段^[62]。因此,如何将人类活动,例如旅游活动,控制在适度干扰范围之内,借此来增加自然界生物的多样性,而不是简单地去除和限制,这应该是许多旅游景区的生态管理者需要认真思考和探讨的问题。当前,也有很多学者针对植被或旅游承载力开展研究^[20-21, 65],这或许会给旅游景区生态管理者提供一种思路和借鉴。

本研究主要结论如下:

(1) 过度的人类干扰活动(旅游活动)会导致森林群落生境质量一定程度的下降,然而,适度的人类干扰却导致植物种丰富度增加。如何合理调控旅游活动,而不是简单排斥,值得旅游景区的生态环境管理者认真思考和探讨。

(2) 五台山植物种分布类型与其自然地理特征基本一致,总体来看,植被处于自然演替过程中。

参考文献 [References]

- Gairola S, Rawal RS, Todaria NP. Effect of anthropogenic disturbance on vegetation characteristics of sub-alpine forests in and around Valley of Flowers National Park, a world heritage site of India [J]. *Trop Ecol*, 2015, **56** (3): 357-365
- Zhao JJ, Zhang C, Deng LY, Ren Y, Yan J, Luo YJ, Zuo SD, Zhang K, Wang H. Impact of human activities on plant species composition and vegetation coverage in the wetlands of Napahai, Shangri-La County, Yunnan Province, China [J]. *Int J Sust Dev World*, 2015, **22** (2): 127-134
- Zhang JT, Xu B, Li M. Vegetation patterns and species diversity along elevational and disturbance gradients in the Baihua Mountain Reserve, Beijing, China [J]. *Mt Res Dev*, 2013, **33** (2): 170-178
- Rankin BL, Ballantyne M, Pickering CM. Tourism and recreation listed as a threat for a wide diversity of vascular plants: a continental scale review [J]. *J Environ Manage*, 2015, **154**: 293-298
- 晋秀龙, 陆林, 巩劼, 王立龙. 旅游活动对九华山风景区大型土壤动物群落影响. 地理研究, 2011, **30** (1): 103-114 [Jin XL, Lu L, Gong J, Wang LL. Effects of tourism activities on soil macrofauna community in Mount Jiuhua scenic area [J]. *Geogr Res*, 2011, **30** (1): 103-114]
- Wolf ID, Hagenloh G, Croft DB. Vegetation moderates impacts of tourism usage on bird communities along roads and hiking trails [J]. *J Environ Manage*, 2013, **129** (18): 224-234
- 程占红, 张金屯, 上官铁梁, 张峰. 芦芽山自然保护区旅游开发与植被环境的关系 I. 植被环境质量分析 [J]. 生态学报, 2002, **22** (10): 1765-1773 [Cheng ZH, Zhang JT, Shangguan TL, Zhang F. Relationship between tourism development and vegetation environment in Luya Mountain Nature Reserve I. quality analysis of vegetation environment [J]. *Acta Ecol Sin*, 2002, **22** (10): 1765-1773]
- Törn A, Tolvanen A, Norokorpi Y, Tervo R, Siikamäki P. Comparing the impacts of hiking, skiing and horse riding on trail and vegetation in different types of forest [J]. *J Environ Manage*, 2009, **90** (3): 1427-1434
- Dobay G, Dobay B, S.-Falusi E, Hajnáczki S, Penszka K, Bajor Z, Lampert R, Bakó G, Wichmann B, Szerdahelyi T. Effects of sport tourism on temperate grassland communities (Duna-Ipoly national park, Hungary) [J]. *Appl Ecol Env Res*, 2017, **15** (1): 457-472
- 贾铁飞, 梅劲援, 黄昊. 大型节事旅游活动对植被环境影响研究——以上海桃花节、森林狂欢节为例 [J]. 旅游科学, 2013, **27** (6): 64-72 [Jia TF, Mei JY, Huang H. Research on the impact of event tours on vegetation - a case study of Shanghai peach-flower festival and forest carnivals [J]. *Tourism Sci*, 2013, **27** (6): 64-72]
- 唐明艳, 杨永兴. 旅游干扰下滇西北高原湖滨湿地植被及土壤变化特征 [J]. 应用生态学报, 2014, **25** (5): 1283-1292 [Tang MY, Yang YX. Changes in vegetation and soil characteristics under tourism disturbance in lakeside wetland of Northwest Yunnan Plateau, Southwest China [J]. *Chin J Appl Ecol*, 2014, **25** (5): 1283-1292]
- 刘世栋, 高峻. 旅游开发对上海滨海湿地植被的影响 [J]. 生态学报, 2012, **32** (10): 2992-3000 [Liu SD, Gao J. The tourism development impact on Shanghai coastal wetland vegetation [J]. *Acta Ecol Sin*, 2012, **32** (10): 2992-3000]
- 史坤博, 王文瑞, 杨永春, 邵蕊, 张伟芳. 基于熵权法的草原旅游点植被退化评价 [J]. 干旱区研究, 2016, **33** (4): 851-859 [Shi KB, Wang WR, Yang YC, Shao R, Zhang WF. Assessment on vegetation degeneration at the tourist spots in grasslands based on entropy-weight method [J]. *Arid Zone Res*, 2016, **33** (4): 851-859]
- 李文杰, 乌铁红. 旅游干扰对草原旅游点植被的影响: 以内蒙古希拉穆仁草原金马鞍旅游点为例 [J]. 资源科学, 2012, **34** (10): 1980-1987 [Li WJ, Wu TH. Effect of tourism on grassland tourist locations: gold saddle tourist spots of Xilamuren grassland, Inner Mongolia [J]. *Resour Sci*, 2012, **34** (10): 1980-1987]
- 鲁庆彬, 游卫云, 赵昌杰, 王向伟, 孟秀祥. 旅游干扰对青山湖风景区植物多样性的影响 [J]. 应用生态学报, 2011, **22** (2): 295-302 [Lu QB, You WY, Zhao CJ, Wang XW, Meng XX. Effects of tourism disturbance on plant diversity in Qingshan Lake scenic area of Zhejiang [J]. *Chin J Appl Ecol*, 2011, **22** (2): 295-302]

- 16 Ballantyne M, Pickering CM. The impacts of trail infrastructure on vegetation and soils: Current literature and future directions [J]. *J Environ Manage*, 2015, **164** (2): 53-64
- 17 Pickering CM, Hill W, Newsome D, Leung YF. Comparing hiking, mountain biking and horse riding impacts on vegetation and soils in Australia and the United States of America [J]. *J Environ Manage*, 2010, **91** (3): 551-562
- 18 陆林, 巩劼, 晋秀龙. 旅游干扰对黄山风景区土壤的影响[J]. 地理研究, 2011, **30** (2): 209-223 [Lu L, Gong J, Jin XL. Impacts of tourist disturbance on soil in Huangshan mountain scenic area [J]. *Geogr Res*, 2011, **30** (2): 209-223]
- 19 唐高溶, 郑伟, 王祥, 朱亚琼. 旅游对喀纳斯景区植被和土壤碳、氮、磷化学计量特征的影响[J]. 草业科学, 2016, **33** (8): 1476-1485 [Tang GR, Zheng W, Wang X, Zhu YQ. Effects of tourism disturbance on the ecological stoichiometry characteristics of C, N and P of the vegetation and soil in Kanas scenic area [J]. *Pratacult Sci*, 2016, **33** (8): 1476-1485]
- 20 熊鹰. 生态旅游承载力研究进展及其展望[J]. 经济地理, 2013, **33** (5): 174-181 [Xiong Y. Progress and prospect of study on carrying capacity of ecotourism [J]. *Econ Geogr*, 2013, **33** (5): 174-181]
- 21 方广玲, 香宝, 迟文峰, 何连生, 王宝良, 王玥. 西南山区旅游生态承载力研究[J]. 生态经济, 2018, **34** (2): 179-185 [Fang GL, Xiang B, Chi WF, Wang BL, Wang Y. Study on ecological capacity of tourism in southwest mountainous area [J]. *Ecol Econ*, 2018, **34** (2): 179-185]
- 22 Pickering CM and Hill W. Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia [J]. *J Environ Manage*, 2007, **85** (4): 791-800
- 23 Zhang JT, Xiang CL, Min L. Effects of tourism and topography on vegetation diversity in the subalpine meadows of the Dongling mountains of Beijing, China [J]. *Environ Manage*, 2012, **49** (2): 403-411
- 24 牛莉芹, 程占红. 五台山森林群落中物种多样性对旅游干扰的生态响应[J]. 水土保持研究, 2012, **19** (4): 106-111 [Niu LQ, Cheng ZH. Study on the ecological response of species diversity to tourism disturbance in forest communities in Wutai mountains [J]. *Res Soil Water Conser*, 2012, **19** (4): 106-111]
- 25 《山西植物志》编辑委员会. 山西植物志(第一卷至第五卷) [M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1992 [The Editorial Committee for the Flora of Shanxi. The flora of Shanxi (Volumes I to V) [M]. Beijing: China Science and Technology Press, 1992]
- 26 《内蒙古植物志》编辑委员会. 内蒙古植物志(第一卷至第五卷) [M]. 呼和浩特: 内蒙古人民出版社, 1998 [The Editorial Committee for the Flora of Inner Mongolia. The flora of Inner Mongolia (Volumes I to V) [M]. Hohhot: Inner Mongolia People's Publishing House, 1998]
- 27 吴征镒. 中国植被[M]. 北京: 科学出版社, 1980 [Wu ZY. Vegetation in China [M]. Beijing: Science Press, 1980]
- 28 《中国植物志》编委会. 中国植物志电子版[EB/OL]. <http://frps.eflora.cn/> [The Editorial Committee for Flora Reipublicae Popularis Sinicae. The electronic edition for Flora Reipublicae Popularis Sinicae [EB/OL]. <http://frps.eflora.cn/>]
- 29 吴征镒, 王荷生. 中国自然地理——植物地理(上册)[M]. 北京: 科学出版社, 1983 [Wu ZY, Wang HS. Chinese Natural Geography — Plant Geography (Volume One) [M]. Beijing: Science Press, 1983]
- 30 吴征镒. 中国种子植物区系属的分布区类型[J]. 云南植物研究, 1991, **13** (增刊): 1-139 [Wu ZY. Distribution types of flora of seed plants in China [J]. *Acta Bot Yunnanica*, 1991, **13** (suppl): 1-139]
- 31 吴征镒. “中国种子植物区系属分布区类型”的增订和勘误[J]. 云南植物研究, 1993, **15** (增刊): 141-178 [Wu ZY. Update and corrigendum on distribution types of flora of seed plants in China [J]. *Acta Bot Yunnanica*, 1993, **15** (suppl): 141-178]
- 32 王荷生. 植物区系地理[M]. 北京: 科学出版社, 1992 [Wang HS. Plant Flora Geography [M]. Beijing: Science Press, 1992]
- 33 王荷生. 华北植物区系地理[M]. 北京: 科学出版社, 1997 [Wang HS. Plant Flora Geography of North China [M]. Beijing: Science Press, 1997]
- 34 李博. 生态学[M]. 北京: 高等教育出版, 2003 [Li B. Ecology [M]. Beijing: Higher Education Press, 2003]
- 35 张金屯. 数量生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2004 [Zhang JT. Quantitative Ecology [M]. Beijing: Science Press, 2004]
- 36 高贤明, 陈灵芝. 植物生活型分类系统的修订及中国暖温带森林植物生活型谱分析[J]. 植物学报, 1998, **40** (6): 553-559 [Gao XM, Cheng LZ. The revision of plant life-form system and an analysis of the life-form spectrum of forest plants in the warm temperate zone of China [J]. *Chin B Bot*, 1998, **40** (6): 553-559]
- 37 Scherrer P, Pickering CM. Effects of grazing, tourism and climate change on the alpine vegetation of Kosciuszko national park [J]. *Victorian Nat*, 2001, **118** (1): 93-99
- 38 Grime JP. Competitive exclusion in herbaceous vegetation [J]. *Nature*, 1973, **242** (5396): 344-347
- 39 Connell JH. Diversity in tropical rain forests and coral reefs [J]. *Science*, 1978, **199** (4335): 1302-1310
- 40 Mayor SJ, Jr Cahill JF, He F, Sólomos P, Boutin S. Regional boreal biodiversity peaks at intermediate human disturbance [J]. *Nat Commun*, 2012, **3** (4): 1-6
- 41 Attua EM, Awanyo L, Antwi EK. Effects of anthropogenic disturbance on tree population structure and diversity of a rain forest biosphere reserve in Ghana, West Africa [J]. *Afr J Ecol*, 2018, **56** (1): 116-127
- 42 陈娟, 李春阳. 环境胁迫下雌雄异株植物的性别响应差异及竞争关系[J]. 应用与环境生物学报, 2014, **20** (4): 743-750 [Chen J, L CY. Sex-specific responses to environmental stress and sexual competition of dioecious plants [J]. *Chin J Appl Environ Biol*, 2014, **20** (4): 743-750]
- 43 林有润. 中国菊科植物的系统分类与区系的初步研究[J]. 植物研究, 1997, **17** (1): 6-27 [Lin YY. On the primary study of the systematics and floristics of compositae from China [J]. *Bull Bot Res*, 1997, **17** (1): 6-27]
- 44 谢玉英. 豆科植物在发展生态农业中的作用[J]. 安徽农学通报, 2007, **13** (7): 150-151 [Xie YY. The role of Leguminosae in the development of ecological agriculture [J]. *Anhui Agric Sci B*, 2007, **13** (7): 150-151]
- 45 王志伟, 纪燕玲, 陈永敢. 禾本科植物内生真菌资源及其物种多样性[J]. 生态学报, 2010, **30** (17): 4771-4781 [Wang ZW, Ji YL, Chen YG. Endophytic fungi resources and species diversity in grass family [J]. *Acta Ecol Sin*, 2010, **30** (17): 4771-4781]
- 46 王志伟, 纪燕玲, 陈永敢. 植物内生菌研究及其科学意义[J]. 微生物学通报, 2015, **42** (2): 349-363 [Wang ZW, Ji YL, Chen YG. Studies and

- biological significances of plant endophytes [J]. *Microbiol Chin*, 2015, **42** (2): 349-363]
- 47 Hoveland CS. Importance and economic significance of the *Acremonium* endophytes to performance of animals and grass plant [J]. *Agric Ecosyst Environ*, 1993, **44** (1-4): 3-12
 - 48 Mason S, Newsome D, Moore S, Admiraal R. Recreational trampling negatively impacts vegetation structure of an Australian biodiversity hotspot [J]. *Biodivers Conserv*, 2015, **24** (11): 2685-2707
 - 49 王振杰, 赵建成. 河北山地高等植物区系与珍稀濒危植物资源[M]. 北京: 科学出版社, 2010 [Wang ZJ, Zhao JC. Higher Plant Flora and Rare and Endangered Plant Resources in Hebei Mountains Region [M]. Beijing: Science Press, 2010]
 - 50 张宏达. 植物的特有现象与生物多样性[J]. 生态科学, 1997, **16** (2): 9-17 [Zhang HD. Plant endemism and biodiversity [J]. *Ecol Sci*, 1997, **16** (2): 9-17]
 - 51 Huiskes AHL, Gremmen NJM, Bergstrom DM, Frenot Y, Hughes KA, Imura S, Kiefer K, Lebouvier M, Lee JE, Tsujimoto M, Ware C, Vijver BV, Chown SL. Aliens in Antarctica: assessing transfer of plant propagules by human visitors to reduce invasion risk [J]. *Biol Conserv*, 2014, **171** (1): 278-284
 - 52 Barros A, Pickering CM. Non-native plant invasion in relation to tourism use of Aconcagua Park, Argentina, the highest protected area in the Southern Hemisphere [J]. *Mt Res Dev*, 2014, **34** (1): 13-26
 - 53 Palacio RG, Bisigato AJ, Bouza PJ. Soil erosion in three grazed plant communities in northeastern Patagonia [J]. *Land Degrad Dev*, 2014, **25** (6): 594-603
 - 54 Grime JP. Vegetation classification by reference to strategies [J]. *Nature*, 1974, **250** (5461): 26-31
 - 55 Grime JP. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory [J]. *Am Nat*, 1977, **111** (982): 1169-1194
 - 56 Grime JP, Hodgson JG, Hunt R. Comparative Plant Ecology. A Functional Approach to Common British Species [M]. Netherlands: Springer, 1988
 - 57 Tarhouni M, Hmida WB, Neffati M. Long-term changes in plant life forms as a consequence of grazing exclusion under arid climatic conditions [J]. *Land Degrad Dev*, 2017, **28** (4): 1199-1211
 - 58 骆世明. 农业生态学[M]. 2版. 北京: 中国农业出版社, 2010 [Luo SM. Agroecology [M]. 2nd ed. Beijing: China Agricultural Press, 2010]
 - 59 Theunissen JD. Selection of suitable ecotypes within digitaria eriantha for reclamation and restoration of disturbed areas in southern Africa [J]. *J Arid Environ*, 1997, **35** (3): 429-439
 - 60 Castillo JM, Leira-Doce P, Carrión-Tacuri J, Muñoz-Guacho E, Arroyo-Solis A, Curado DD, Rubio-Casal AE, Álvarez-López AA, Redondo-Gómez S, Berjano R, Guerrero G, Cires AD, Figueroa E, Tye A. Contrasting strategies to cope with drought by invasive and endemic species of Lantana, in Galapagos [J]. *Biodivers Conserv*, 2007, **16** (7): 2123-2136
 - 61 杨永清, 张学江. 不同生态型喜旱莲子草对干旱的生理生态反应[J]. 湖北农业科学, 2010, **49** (8): 1890-1893 [Yang YQ, Zhang XJ. Ecophysiological responses to soil drought in two contrasting alternanthera philoxeroides ecotypes [J]. *Hubei Agr Sci*, 2010, **49** (8): 1890-1893]
 - 62 孙儒泳. 基础生态学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2002 [Sun RY. Basic Ecology [M]. Beijing: Higher Education Press, 2002]
 - 63 崔宁洁, 刘洋, 张健, 杨万勤, 欧江, 张捷, 邓长春, 李建平. 林窗对马尾松人工林植物多样性的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2014, **20** (1): 8-14 [Cui NJ, Liu Y, Zhang J, Yang WQ, Ou J, Zhang J, Deng CC, Li JP. Effects of forest gap on plant diversity of *Pinus massoniana* plantations [J]. *Chin J Appl Environ Biol*, 2014, **20** (1): 8-14]
 - 64 赵燕波, 张丹桔, 张健, 周泓杨, 魏大平, 张捷, 袁亚玲. 不同郁闭度马尾松人工林林下植物多样性[J]. 应用与环境生物学报, 2016, **22** (6): 1048-1054 [Zhao YB, Zhang DJ, Zhang J, Zhou HY, Wei DP, Zhang J, Yuan YL. Understory vegetation diversity of *Pinus massoniana* plantations with various canopy density [J]. *Chin J Appl Environ Biol*, 2016, **22** (6): 1048-1054]
 - 65 张雅梅, 郭芳. 河南伏牛山宝天曼自然保护区植被景观生态承载力分析[J]. 西北林学院学报, 2011, **26** (5): 224-228 [Zhang YM, Guo F. Ecological carrying capacity of vegetation landscape at Baotianman nature reserve in Funiu mountain [J]. *J NW For Univ*, 2011, **26** (5): 224-228]