

DOI: 10.5846/stxb201902140264

付婧婧, 吴志伟, 闫赛佳, 张宇婧, 顾先丽, 杜林翰. 气候、植被和地形对大兴安岭林火烈度空间格局的影响. 生态学报, 2020, 40(5): 1672–1682.

Fu J J, Wu Z W, Yan S J, Zhang Y J, Gu X L, Du L H. Effects of climate, vegetation, and topography on spatial patterns of burn severity in the Great Xing'an Mountains. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(5): 1672–1682.

气候、植被和地形对大兴安岭林火烈度空间格局的影响

付婧婧^{1,2}, 吴志伟^{1,2,3,*}, 闫赛佳^{1,2}, 张宇婧^{1,2}, 顾先丽^{1,2}, 杜林翰^{1,2}

1 江西师范大学鄱阳湖湿地与流域研究教育部重点实验室, 南昌 330022

2 江西师范大学地理与环境学院, 南昌 330022

3 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016

摘要:在北方森林中火干扰是森林景观变化的主导因素。林火烈度作为衡量林火动态的重要指标,较为直观地反映了火干扰对森林生态系统的破坏程度,其空间格局深刻地影响着森林景观中的多种生态过程(如树种组成、种子扩散以及植被的恢复)。解释林火烈度空间格局有助于揭示林火干扰后森林景观格局的形成机制,对预测未来林火烈度空间格局以及制定科学合理林火管理策略均有重要意义。基于 LandsatTM/ETM 遥感影像,将 2000—2016 年大兴安岭呼中林区的 36 场火的林火烈度划分为未过火、轻度、中度、重度 4 个等级。采用 FRAGSTAT 景观格局分析软件从类型水平上计算了斑块所占景观面积比、面积加权平均斑块面积、面积加权平均斑块分维数、面积加权边缘面积比、斑块密度 5 个景观指数,以对林火烈度空间格局进行了定量化描述。并且采用随机森林模型,分析了气候、地形、植被对林火烈度空间格局的影响及其边际效应。通过研究得出以下结果:(1) 相对于未过火、轻度、以及中度火烧斑块,重度火烧斑块的面积更大、形状更简单;(2) 海拔对重度火烧斑块的空间格局起着至关重要的作用,其次是坡向、坡度、植被覆盖度、相对湿度、温度等;(3) 随着海拔的升高,面积加权平均斑块面积和面积加权平均斑块分维数的边际效应曲线呈上升趋势,而面积加权边缘面积比和斑块密度呈下降趋势;除了面积加权平均斑块面积外,都受到火前植被覆盖度的影响,且植被覆盖度为 0.2—0.3 范围内,重度火烧斑块在景观中所占比例最大。总的来看,2000—2016 年大兴安岭呼中森林景观中重度火烧斑块与未过火、轻度以及中度火烧斑块存在显著差异性。相对于气候、地形和植被对于塑造重度火烧斑块空间格局具有重要作用。因此,应针对重度火烧区域进行可燃物处理,从景观层面上合理配置森林斑块,从而降低高烈度森林大火发生的风险。

关键词:林火烈度;空间格局;景观指数;随机森林模型

Effects of climate, vegetation, and topography on spatial patterns of burn severity in the Great Xing'an Mountains

FU Jingjing^{1,2}, WU Zhiwei^{1,2,3,*}, YAN Saijia^{1,2}, ZHANG Yujing^{1,2}, GU Xianli^{1,2}, DU Linhan^{1,2}

1 Ministry of Education Key Laboratory of Poyang Lake Wetland and Watershed Research, Jiangxi Normal University, Nanchang 330022, China

2 School of Geography and Environment, Jiangxi Normal University, Nanchang 330022, China

3 Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China

Abstract: Fire is a major driver of forest landscape change in boreal forests. Burn severity is one of the main indexes for measuring the damage degree of fire on forest ecosystems. Spatial patterns of burn severity affect numerous ecological processes (e.g., species composition, seed dispersal, and vegetation restoration). Explaining spatial patterns of burn severity is conducive to reveal the formation mechanism of forest landscape patterns after fire, which is of great significance

基金项目:国家自然科学基金项目(31570462);江西省教育厅科学技术研究项目(GJJ160275)

收稿日期:2019-02-14; 网络出版日期:2019-12-17

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wuzhiwei@jxnu.edu.cn

<http://www.ecologica.cn>

for predicting spatial patterns of burn severity in the future and formulating scientific fire management strategies. Based on Landsat TM/ETM remote sensing images, we mapped the burn severity of 36 fires that occurred between 2000 and 2016 in Huzhong forest region of the Great Xing'an Mountains by calculating the post-fire Normalized Burn Ratio index (NBR) and classified the fires into unburned, low, moderate and high severity classes. For each fire, we calculated five landscape metrics to quantitatively describe spatial patterns of burn severity at the class level using the FRAGSTATS program. The landscape pattern metrics were percentage of landscape (PLAND), area-weighted mean patch size (AREA_AM), area-weighted mean fractal dimension index (FRAC_AM), perimeter-area ratio (PARA_AM), and patch density (PD). Using Random Forest models, we analyzed the relative importance and marginal effects of weather, topography, and vegetation variables on determining spatial patterns of burn severity. The results showed that: 1) compared with unburned, low-, and moderate-severity patches, the high-severity patches were more larger and simpler in shape. 2) Elevation played an important role in shaping spatial patterns of burn severity, followed by aspect, slope, vegetation coverage, relative humidity, and temperature. 3) With the increase in elevation, the marginal effect curve of area-weighted mean patch area and area-weighted mean patch fractal dimension showed an obvious increasing trend, whereas area-weighted perimeter-area ratio and patch density exhibited a decreasing trend. In addition to area-weighted mean patch area, all of them were affected by pre-fire vegetation coverage. When pre-fire vegetation coverage ranged from 0.2 to 0.3, the proportion of high-severity patches in the landscape were the largest. In general, the high-severity patches differed significantly from unburned, low- and moderate-severity patches for five spatial pattern metrics. Topography and vegetation were more important in shaping the spatial pattern of high-severity patches than climate. Therefore, it would be urgent to implement forest fuel treatment in high-severity areas. It is necessary to allocate different forest patches reasonably from the landscape level, then to reduce the risk of high-severity forest large fires.

Key Words: burn severity; spatial pattern; the landscape metric; Random Forest model

林火是北方森林景观中最重要的自然干扰因子之一,导致每年数百万公顷的森林受到不同程度的损毁^[1-3]。林火烈度是指林火对森林生态系统(植被、土壤养分和土壤理化性质)的影响程度^[4]。它作为衡量林火干扰程度的主要指标之一,较为直观地反映了火干扰对森林生态系统的破坏程度^[5-6]。因此,在北方森林景观中林火烈度是研究的热点议题之一^[7-9]。

林火烈度在景观上通常表现出异质性的空间分布格局(如轻度、中度、重度火烧斑块的空间镶嵌),深刻地影响着森林景观中的多种生态过程^[10-13]。例如,林火烈度的空间格局是形成阿拉斯加北方森林演替早期群落模式的限制因子^[14]。而且,有研究表明在全球气候变暖下高烈度火烧斑块在景观中的比例呈增加趋势,这将不利于火烧迹地的植被更新,进而影响到火后植被演替格局^[15-16]。定量分析林火烈度的空间格局,有助于揭示火烧后森林生态系统中的各种生态过程的发展变化轨迹和森林景观格局的形成机制^[17]。

林火烈度空间格局是受气候、植被、地形等多种因子综合作用的结果^[18-21]。气候通常被认为在区域尺度上起主导作用,而植被、地形等则被认为在局部尺度起作用^[22-23]。研究表明,由气候主导的效应可能被植被(可燃物)、地形等因素改变,形成不同的林火烈度空间格局^[24]。例如,Harris等研究了地形、可燃物以及气候对美国加州约塞米蒂国家公园林火烈度的相对影响,其研究结果表明气候不是控制林火烈度大小的主要因素;相反,地形和可燃物等因素是主要驱动因子^[25]。因此,综合评估气候、植被和地形对火烧斑块空间格局的影响至关重要。

大兴安岭作为我国重要的林木产区,带来了巨大的社会、经济和生态环境效益。其中,呼中林区作为大兴安岭林火发生最为频繁的地区之一,有研究表明该地区林火烈度可能会在气候变暖的情景下不断加剧^[26]。了解林火烈度空间分布格局及其形成机制是当地进行林火管理以及有效分配扑火资源的关键。因此,本文基于2000—2016年LandsatTM/ETM影像,采用随机森林(Random Forest, RF)模型:1)对大兴安岭呼中林区的

林火烈度空间格局进行分析; 2) 探讨其与气候、植被、地形等环境变量之间的关系。预期为大兴安岭地区林火干扰后森林景观生态格局形成机制和森林可持续发展提供科学依据。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

呼中林区位于黑龙江大兴安岭(地理坐标为 $52^{\circ}25'00''$ — $51^{\circ}14'40''$ N, $122^{\circ}39'30''$ — $124^{\circ}21'00''$ E), 总面积为 937.244 km^2 , 海拔为 440 — 1500 m (图1)。该地区是欧亚大陆多年冻土的南缘, 气候属大陆性季风气候, 四季分明, 光照充足, 雨量充沛, 寒冷湿润。年均气温 -2.9°C , 1月平均最低气温为 -28.9°C , 7月平均最高气温为 17.1°C 。年均降水量 495 mm , 主要集中在夏季。土壤类型主要以棕色针叶林土为主。

该地区地带性植被类型为寒温性针叶林, 是东西伯利亚明亮针叶林向南分布的延续。以兴安落叶松(*Larix gmelinii* (Rupr.) Kuzen.) 为主, 约占该地区的 65% 。除了兴安落叶松外, 还有樟子松(*Pinus sylvestris* L. var. *mongolica* Litv)、偃松(*Pinus pumila*)、云杉(*Picea koraiensis*)、白桦(*Betula platyphylla* Suk.)、山杨(*Populus davidiana*)等。白桦是该地区主要的阔叶树种, 能够在火烧迹地上迅速生长, 常与兴安落叶松形成针阔混交林。

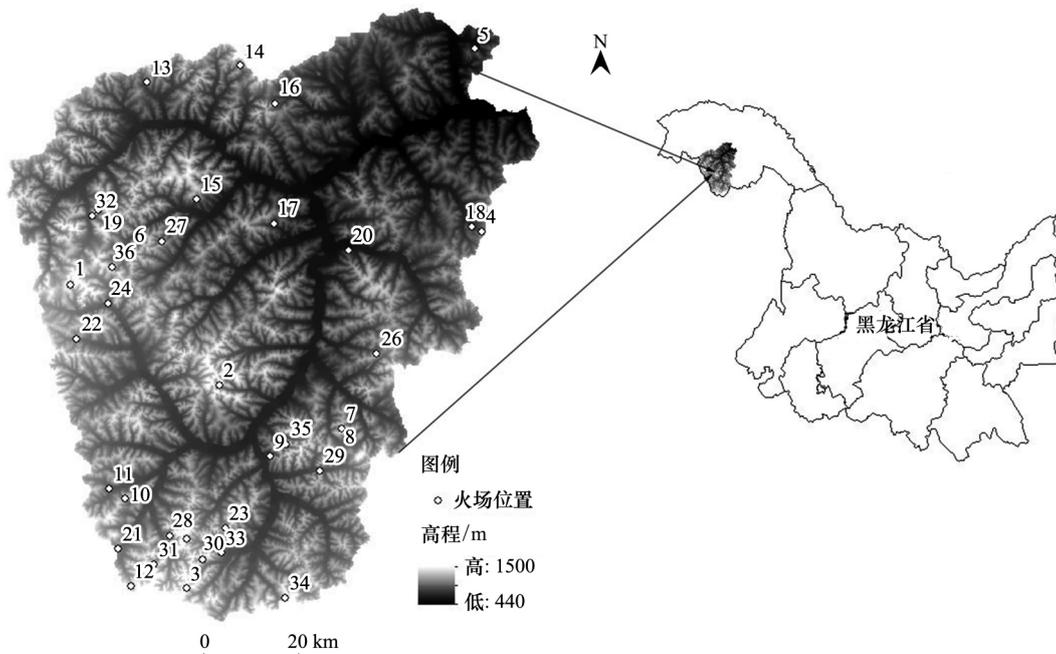


图1 研究区地形图以及2000—2016年火场分布图

Fig.1 The topographic map of study area location in Huzhong Forest Bureau, overlaid with the location of 36 fires that occurred between 2000 and 2016

1.2 数据来源与处理

1.2.1 火烧数据和林火烈度制图

火烧数据为呼中区2000—2016年历史火烧记录数据, 包括经纬度坐标、过火面积、起火原因、起火时间和灭火时间等信息。在进行景观格局分析时, 过火面积太小的火场可能存在以下问题: (1) 许多像元可能位于火灾边缘, 因此火场邻近区域对过火像元的反射率有很大影响, 降低了火烧像元内林火烈度评估值的大小; (2) 如果过火像元太少, 景观格局指数可能没有意义。例如, 如果过火区域只有一个烈度等级, 对火烧斑块的景观指数进行统计性描述是没有意义的。因此, 本研究仅选取单个过火面积大于 20 hm^2 的火场。总共36个

火场, 总的过火面积为 28786.6 hm^2 ; 火场大小范围为 21.6—8327.7 hm^2 , 平均每场火为 799.6 hm^2 (图 1 和表 1)。

表 1 2000—2016 年 36 场火的火场信息及遥感影像信息

Table 1 Fire occurrence date and Landsat TM/ETM information for the 36 fires that occurred between 2000 and 2016

编号 ID	过火时间 Burn period	过火面积/ hm^2 Area	Landsat TM/ETM 影像	
			类型 Type	日期 Date
1	6/17/2000—6/23/2000	8327.7	TM	8/30/2000
2	6/18/2000—6/24/2000	1411.7	TM	8/30/2000
3	6/17/2000—6/24/2000	2788.2	TM	8/30/2000
4	5/13/2001—5/14/2001	437.0	ETM	6/22/2001
5	8/11/2002—8/11/2002	62.3	ETM	9/13/2002
6	8/1/2002—8/1/2002	73.6	ETM	9/13/2002
7	5/22/2003—5/23/2003	238.1	TM	6/20/2003
8	5/22/2003—5/22/2003	64.7	TM	6/20/2003
9	5/22/2003—5/22/2003	36.1	TM	6/20/2003
10	7/11/2004—7/13/2004	213.4	TM	8/9/2004
11	7/10/2004—7/13/2004	504.6	TM	8/9/2004
12	6/24/2004—6/25/2004	145	TM	8/9/2004
13	7/14/2004—7/15/2004	105.6	TM	8/9/2004
14	7/14/2004—7/15/2004	46.7	TM	8/9/2004
15	7/12/2004—7/13/2004	21.6	TM	8/9/2004
16	8/10/2005—8/10/2005	59.3	TM	9/21/2005
17	8/13/2005—8/13/2005	40.6	TM	9/21/2005
18	8/5/2005—8/6/2005	141.1	TM	9/21/2005
19	8/5/2005—8/5/2005	29.2	TM	9/21/2005
20	6/12/2008—6/14/2008	473.46	TM	9/28/2008
21	4/15/2008—4/18/2008	83.6	TM	9/28/2008
22	7/2/2010—7/3/2010	31.0	TM	8/26/2010
23	7/2/2010—7/3/2010	376.0	TM	8/26/2010
24	6/30/2010—7/3/2010	705.0	TM	8/26/2010
25	7/2/2010—7/3/2010	405.0	TM	8/26/2010
26	6/29/2010—7/2/2010	45.0	TM	8/26/2010
27	6/28/2010—7/3/2010	210.0	TM	8/26/2010
28	6/30/2010—7/3/2010	471.0	TM	8/26/2010
29	6/29/2010—7/3/2010	105.0	TM	8/26/2010
30	6/28/2010—7/3/2010	958.0	TM	8/26/2010
31	6/28/2010—7/3/2010	1934.0	TM	8/26/2010
32	6/28/2010—7/3/2010	480.0	TM	8/26/2010
33	6/27/2010—7/1/2010	3300.0	TM	8/26/2010
34	6/26/2010—6/30/2010	4341.0	TM	8/26/2010
35	5/19/2016—5/20/2016	82.0	TM	7/25/2016
36	6/2/2016—6/2/2016	40.0	TM	7/25/2016

本研究选择火烧后当年的 Landsat TM/ETM 影像作为林火烈度评估数据源。遥感影像(条带号为 121/24, 空间分辨率为 30 m)数据来源于中科院地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>)和美国地质调查局(<https://earthexplorer.usgs.gov/>)(表 1)。利用 ERDAS 9.2 软件对遥感影像进行辐射定标和大气校正等处理。

随着卫星遥感技术的不断发展, 借助遥感指数定量评价林火烈度的研究越来越多。其中, 归一化火烧指数(Normalized Burn Ratio, NBR)是一个较好的反映林火烈度的指数。其计算公式如下^[27]:

<http://www.ecologica.cn>

$$NBR = 1000 \times (\text{band4} - \text{band7}) / (\text{band4} + \text{band7})$$

式中 band4 是近红外波段, band7 是短红外波段。NBR 值与林火烈度呈负相关。

本研究利用 R 语言计算了 2000—2016 年呼中林区 36 场火在火后的 NBR 值。根据王晓莉等^[28]提供的 NBR 阈值对过火区域的林火烈度进行分级, 将每个火场划分出未过火 (>585)、轻度 (252—585)、中度 (53—252)、重度 (≤53) 共 4 个不同等级的火烈度斑块。

1.2.2 气候、植被、地形数据

(1) 植被数据包括火前植被类型和 NDVI 植被指数。本研究基于呼中林相图数据, 将植被分为针叶林、阔叶林和针阔混交林 3 种类型。火前 NDVI 指数用来间接表征植被覆盖度、生物量等信息。NDVI 指数是基于火前 1 年植被生长季 (6—8 月) 的 Landsat TM/ETM 计算而来的。

(2) 地形数据包括海拔、坡度、坡向 3 个因子。由数字高程模型 (DEM) 在 ArcGIS 中空间分析得到。根据以下公式将 ArcGIS 提取的坡向转为连续变量, 取值范围是 -1—1。

$$\text{Aspect index} = \cos((\theta \times 2 \times \pi) / 360)$$

式中 Aspect index 为坡向指数, θ 为坡向值 (0—360 度), π 为圆周率。坡向指数越大越朝阳坡。

(3) 气象数据包括火烧期间的日平均风速、日平均温度、日最小相对湿度等 (表 2)。

表 2 环境因子统计性描述表

Table 2 Descriptive statistics for environmental variables of the 36 fires between 2000 and 2016

因子 Variables	最小值 Min	最大值 Max	平均值 Mean	标准差 Std.Dev.
海拔 Elevation/m	583	1162	952	129
坡向 Aspect	-0.9	0.8	-0.1	0.4
坡度 Slope	0.5	23.1	11.6	4.2
温度 Temperature/°C	2.5	26.1	19.3	5.0
风速 Wind speed/(m/s)	0.9	3.1	1.6	0.5
相对湿度 Relative humidity/%	37.3	81	68.4	9.2
植被覆盖度 Vegetation coverage	-0.05	0.60	0.37	0.16
植被类型 Vegetation type	1: 针叶林; 2: 阔叶林; 3: 针阔混交林			

1.3 林火烈度的空间格局量化

林火烈度的空间格局指的是不同烈度的火烧斑块的大小、形状等, 及其在空间上的分布与配置^[29]。本研究采用景观格局指数来定量描述林火烈度的空间格局。依据各景观指数的生态意义, 选取了 5 个可以较好地反映林火烈度空间格局的景观指数 (表 3)。运用 Fragstats 景观格局分析软件, 采用 8 邻域规则, 进行了林火烈度空间格局指数的计算。景观指数的选取和量化过程具体如下:

(1) 斑块组成和大小 (Patch composition and size) 指数: 选取斑块所占景观 (即火场) 面积比 (Percentage of landscape, PLAND) 和面积加权平均斑块面积 (Area-weighted mean patch area, Area_AM) 2 个指数描述不同火烈度斑块的大小。斑块所占景观面积比用来衡量过火区域不同火烈度斑块的面积比例丰度;

(2) 斑块形状指数 (Patch shape): 选取面积加权平均斑块分维数 (Area-weighted mean patch fractal dimension, FRAC_AM) 和面积加权边缘面积比 (Area-weighted perimeter-area ratio, PARA_AM) 2 个指数描述不同火烈度斑块形状的复杂性。面积加权平均斑块分维数是基于周长-面积的关系来测量斑块形状的复杂性。其取值范围为 1—2, 其值越大, 斑块形状越复杂。面积加权边缘面积比是将斑块的周长除以面积, 并按斑块的大小进行加权。面积加权边缘面积比定量化了斑块边界的复杂程度, 其值随着边界复杂程度增加而增加;

(3) 斑块空间配置 (Patch arrangement): 选取斑块密度 (Patch density, PD) 描述每场火不同火烈度斑块在空间上的分布。斑块的数量越多, 斑块密度越大。

表 3 景观格局指数

Table 3 Landscape pattern metric

景观指数 Landscape metrics	描述 Description	意义 Implication
斑块所占景观面积比 Percentage of landscape	某一斑块类型的面积占整个景观面积的百分比	量化了景观中每一斑块类型的丰富度,反映了景观的组成
面积加权平均斑块面积 Area-weighted mean patch area	某一类型斑块面积的面积加权平均值	反映斑块大小,值越大,说明景观的破碎化程度越小
面积加权平均斑块分维数 Area-weighted mean patch fractal dimension	某一类型斑块分维数的面积加权平均值	反映斑块形状变化的指标,随斑块形状复杂性的增加而增加,较为准确地描述了斑块空间形状复杂性
面积加权边缘面积比 Area-weighted perimeter-area ratio	某斑块类型中各个斑块的周长与面积比乘以各自的面积权重之后的和	度量斑块边界的复杂程度,值越高,斑块边界形状越复杂
斑块密度 Patch density	某一类型斑块的数目除以景观总面积	反映了景观破碎程度,斑块密度越高,则景观的破碎化程度越高

1.4 统计分析

(1) 基于 R 语言中的 laercio 包,本研究采用 Duncan 多重比较法确定未过火、轻度、中度、重度火烧斑块的景观格局指数是否存在显著差异性 ($\alpha=0.05$)。

(2) 本研究采用 R 语言中的随机森林(Random Forest, RF) 包作为建模工具,针对控制重度火烧斑块空间格局的因素进行建模,评估每个变量对重度火烧斑块空间格局的相对影响。随机森林是利用 Bootstrap 重采样方法从原始样本中抽取多个样本,并为每个样本生成独立的决策树的一种集成算法^[30-31]。每个决策树中随机选取三分之二的数用于建模,而其余三分之一的数据,即袋外数据(out-of-bag, OOB)用于模型验证。在建模过程中,随机森林在保持其他变量不变的情况下,随机置换变量的观测值后,通过比较袋外误差(out-of-bag error)得到变量的重要性。然后,通过袋外误差的增加量和基于分裂时基尼指数的减少量来评估每个变量的重要性。袋外误差的增加量是由两次袋外误差的差的平均值决定的。基尼系数衡量的是森林中所有树木上每个变量的杂质。每次使用变量组合在新的训练数据上使树生长到最大深度。与经典决策树相反,这些完全生长的树不需要修剪。在每个节点上,只搜索选定的特性以获得最佳分割^[32]。基尼指数越大,节点纯度越高,表示变量越重要。本研究选择基尼指数来评价各解释变量的重要性。其计算公式如下:

$$GI_m = 1 - \sum_{k=1}^K p_{mk}^2$$

式中, GI_m 为节点 m 的基尼指数, K 表示有 K 个类别, p_{mk} 表示节点 m 中类别 k 所占比例。

(3) 重要因子的边际效应分析是基于局部依赖性图进行的,局部依赖图显示了一个特征对先前拟合模型预测结果的边际效应。预测函数固定在选定特征的几个值上,并在其他特征上取平均值。本研究对于重度火烧景观格局指数与各影响因子之间局部依赖图采用 partialPlot 函数绘制。

2 结果与分析

2.1 未过火、轻、中、重火烧斑块的景观格局指数差异性

在斑块所占景观面积比和面积加权平均斑块面积中,重度火烧斑块与中度、轻度以及未过火火烧斑块存在显著差异性 ($P<0.05$) (图 2)。相对于其他类型的斑块,重度火烧斑块的面积更大,在景观中所占的比例较高;从面积加权平均斑块分维数和面积加权边缘面积比来看,重度火烧斑块的面积加权平均斑块分维数趋近于 1,且面积加权边缘面积比也显著低于其他火烈度斑块,表明重度火烧斑块的形状更简单;从斑块空间配置来看,相对于重度火烧斑块,轻度、中度火烧斑块的斑块密度较大,数量较多。

2.2 气象、地形、植被因子的相对重要性

随机森林模型中各因子的相对重要性排序如图 3 所示。由图中变量的重要性排序可知,各个景观指数中变量的重要性排序不同。坡向和植被覆盖度是影响斑块所占景观面积比最重要的 2 个变量;影响面积加权平均斑块面积按重要性大小排序依次为海拔、坡度、温度、风速、坡向、相对湿度、植被覆盖度、植被类型。影响面

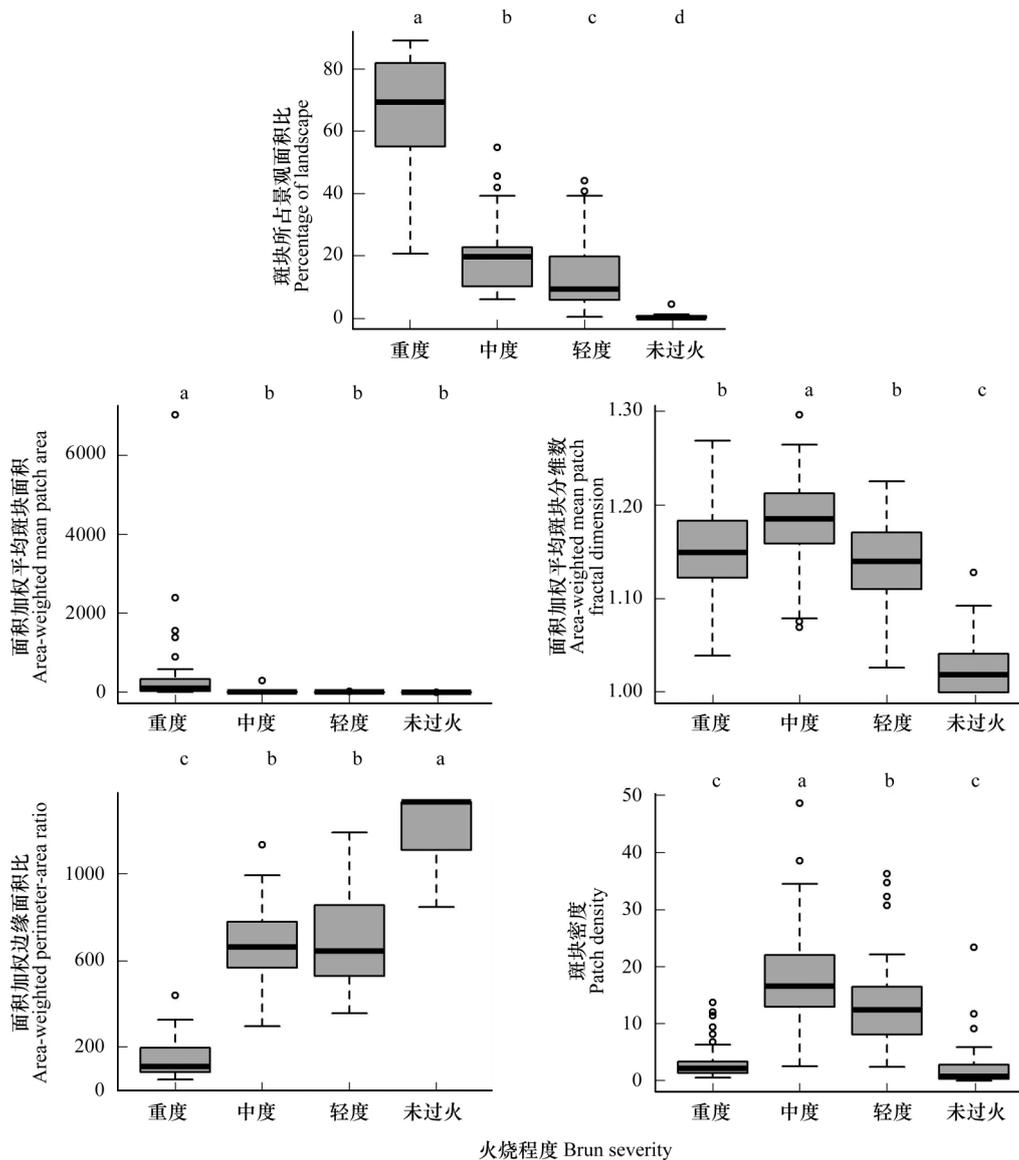


图2 未过火、轻度、中度、重度火烧斑块的景观格局指数

Fig.2 Boxplots showing distribution of spatial pattern metrics by burn-severity classes

不同大小字母表示不同的林火烈度下景观格局指数间差异显著 ($\alpha = 0.05$)

积加权平均斑块分维数的最主要因子为海拔,其次是相对湿度、植被覆盖度等。坡向对面积加权边缘面积比的影响最大,而斑块密度的大小主要取决于海拔和坡度这两个变量。结果表明海拔是影响重度火烧斑块空间格局最重要的因素。

2.3 气象、地形、植被因子的边际效应

图4显示了各个变量对重度火烧斑块景观格局指数的影响区间(边际效应)。随着海拔的升高,面积加权平均斑块面积、面积加权平均斑块分维数的边际效应曲线呈上升趋势,且海拔为1100 m时面积加权平均斑块面积和面积加权平均斑块分维数最大,而面积加权边缘面积比和斑块密度呈下降趋势,表明海拔与二者之间呈负相关关系;从坡向方面来看,坡向越朝南,斑块所占景观面积比的边际效应值先增加后减小,而面积加权边缘面积比和斑块密度的边际效应曲线刚好相反;此外,除了面积加权平均斑块面积外,都受到火前植被覆盖度的影响,且植被覆盖度为0.2—0.3范围内,重度火烧斑块在景观中所占比例最大;面积加权平均斑块面积

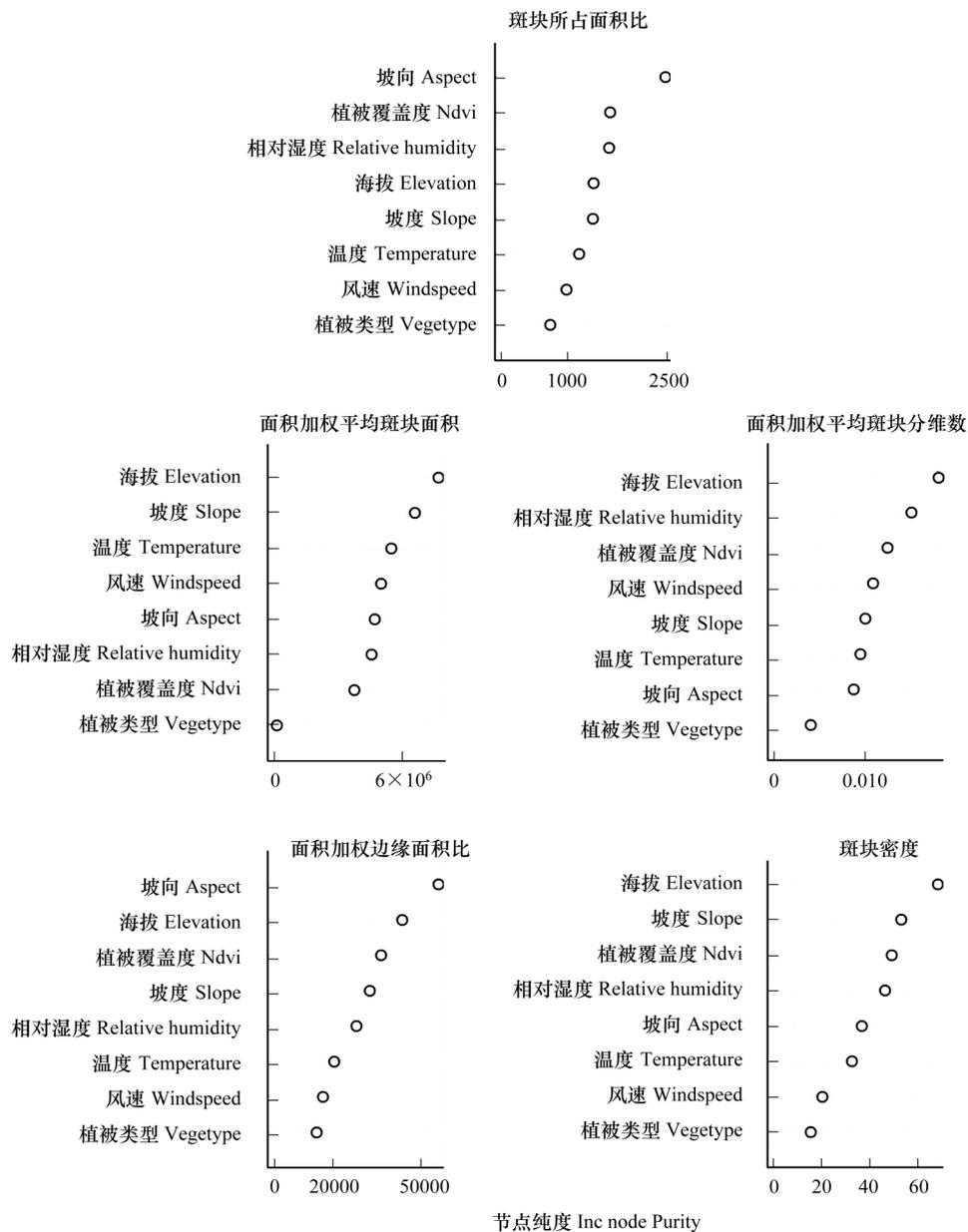


图3 随机森林模型中变量的重要性

Fig.3 Relative contributions of variables to spatial patterns of high-severity patches

对坡度的响应尤为明显,坡度在 15° — 20° 之间边际效应曲线呈先上升后下降的趋势,当坡度为 25° 时又迅速上升;斑块所占景观面积比中相对湿度边际效应曲线显示,相对湿度为 60% 左右,边际效应值呈稳定高峰状态,但随着湿度的增加,边际效应值逐渐减小。

3 讨论

本研究结果表明中国北方森林景观火烧后以重度火烧斑块为主导,这与北美北方森林景观中的研究结果类似^[33-34]。例如 Lentile 等将美国阿拉斯加北方森林的 58% 的景观描述成重度火烧^[35]。不同火烈度的斑块大小在空间上具有很大的变异性,高烈度的林火通常通过增加重度火烧斑块面积,同时减少轻度、中度火烧斑块在景观中的比例,最终形成更加均质的重度火烧景观^[22]。

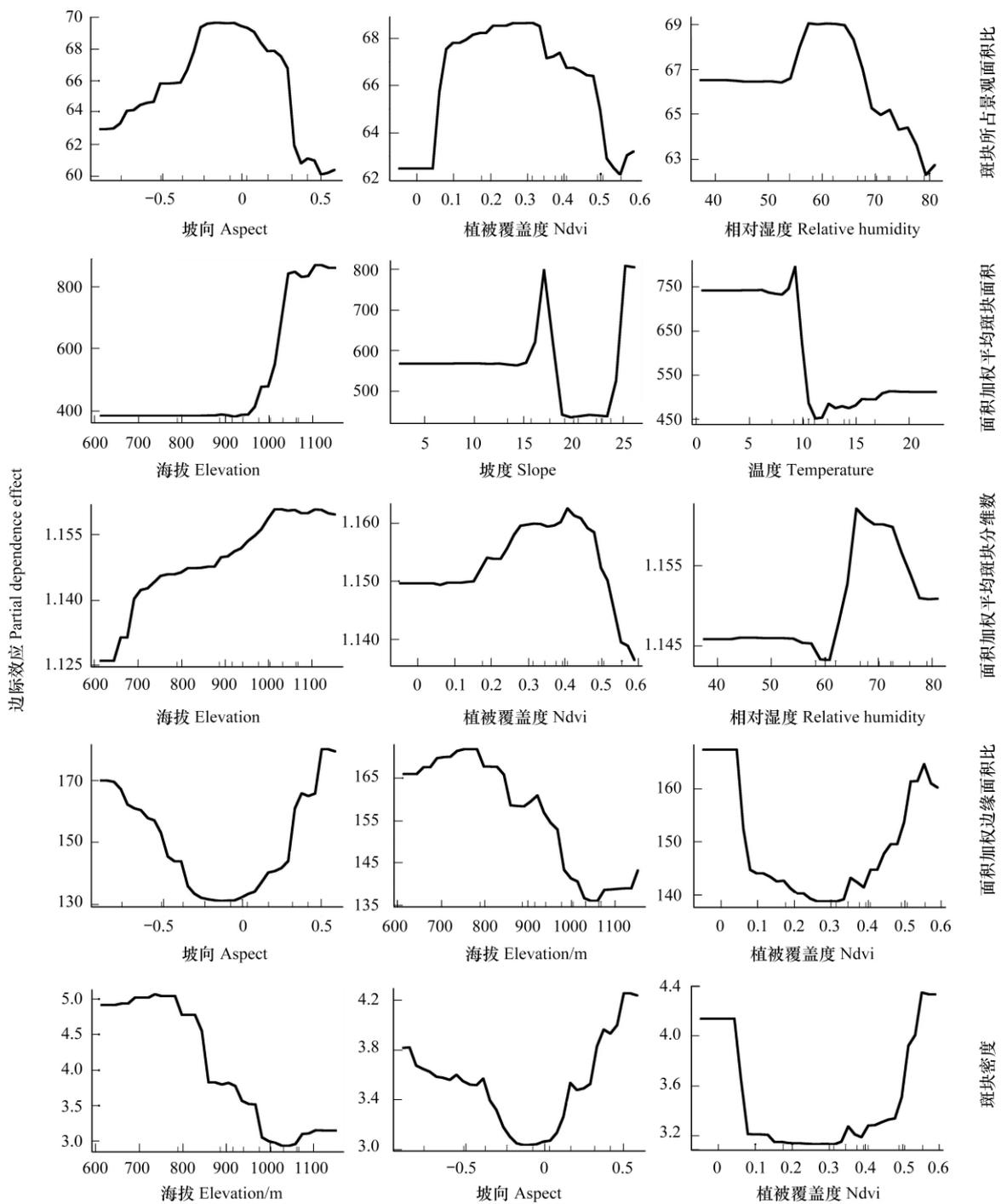


图4 重度火烧斑块景观格局指数与各影响因子之间边际效应图

Fig.4 Partial dependence plots for the random forest model run using only the top 8 variables identified in the full model ,showing the response of high severity patch to individual predictor.The variable shown are elevation ,aspect ,mean temperature ,mean windspeed ,relative humidity

重度火烧斑块的面积加权边缘面积比显著低于未过火、轻度、中度火烧斑块。从景观生态学的角度来看，边缘面积比随着斑块面积的增加而减少^[36]，高烈度的林火往往形成较大面积的重度火烧斑块，相对于其他类型的斑块，斑块的形状更加规则且边缘数量少。例如，Turner 等发现，美国黄石国家公园的森林景观的边缘面积比从早期火灾到后期火灾有所下降^[37]。重度、轻度火烧斑块的面积加权平均斑块分维数与中度火烧斑块

存在显著的差异性。Keane 等认为虽然林火烈度越来越严重,但是它们往往与低烈度火烧斑块相邻,形成多样性的景观,增加森林景观的空间异质性^[38]。相对于重度火烧斑块,轻度、中度火烧斑块的斑块密度较高,可能是因为较多的轻度、中度火烧斑块覆盖了更多异质的生境,林火蔓延受到更多的限制,使得轻度、中度火烧斑块在空间上不连续分布,形成较多的小斑块,导致森林景观的破碎化。

海拔对林火烈度空间格局起着重要的作用^[39-40]。随着海拔的升高,重度火烧斑块所占景观面积比例增加,斑块形状趋于简单,这可能是因为高海拔的地区分布着较多的针叶树,且太阳辐射较强,坡度较大,林火蔓延较快,产生重度火烧的可能性较大。此外,本研究中的火灾多为大兴安岭地区的春夏交替季节,高海拔林分中可能分布着较多灌丛或草本植物^[41-42]。由于可燃物积累较多,火灾容易蔓延,可能是造成大面积重度火烧斑块的原因。而坡度和坡向的解释弱于海拔。坡度和坡向通过影响可燃物含水率,间接影响着火灾蔓延时火烧强度。

本研究表明气候因素对林火烈度空间格局的作用总体上次于地形(比如海拔)的作用。造成这种差异的原因可能是气候对林火烈度有重要的影响,但并不是完全由其控制林火烈度的空间格局。在有利的气象条件下,虽然林火动态变得更加激烈,传播的速度增加,林火烈度也不断增加,但是重度火烧斑块的结构与空间配置对地形的响应较大。另外,本研究中的气象数据来源于呼中气象站一个观测点(距离火场的距离较远),缺乏针对每场火灾所在区域范围内的观测数据。为此,可能是因为气象要素的空间变异性在本研究中反映不充分,导致其解释能力受限。尽管如此,获取每场火灾近距离的实时观测气象要素依然是林火研究的难点问题,是今后进一步研究的方向。

本研究表明植被类型对林火烈度的空间格局的解释弱于地形和气候。但是火前 NDVI 指数表征的植被覆盖度具有较强的解释能力。大兴安岭地区植被类型单一,在景观尺度上植被的空间变异性不大,可能是导致植被类型对林火烈度空间格局解释不明显的原因之一。因此,在植被类型空间变异性较大的地区,其对林火烈度空间格局的解释程度可能会与本研究的结果不同。另一方面,火灾燃烧在很大程度上取决于可燃物特征(比如可燃物载量)^[43-45]。通常植被覆盖度高,可燃物载量大,因此对林火烈度的空间分布格局影响更强。

4 结论

本研究基于 NBR 指数分析了 2000—2016 年大兴安岭呼中林区不同火烈度斑块的空间格局,并运用随机森林模型分析了气候、地形、植被对重度火烧斑块空间格局的影响。研究结果表明 2000—2016 年大兴安岭呼中森林景观中重度火烧斑块的空间格局与中度、轻度以及未过火火烧斑块存在显著差异性。相对于气候,地形和植被对于塑造重度火烧斑块空间格局具有重要作用。尽管有人认为区域气候模式对火灾行为的影响有时非常显著,以至于林火烈度空间格局并不会随着地形、植被等生态系统因素而发生强烈的变化。而本研究结果则表明当地的生态系统因素(地形、植被)也会对林火烈度空间格局产生强烈的影响。随着未来森林火险等级不断上升,通过对不同火烈度斑块异质性进行风险评级,可以辅助森林管理部门从景观层面上合理配置森林斑块,对于实现火后不同植被格局下森林火险的长期监测具有重要的意义。

参考文献(References):

- [1] Lynch J A, Hollis J L, Hu F S. Climatic and landscape controls of the boreal forest fire regime: holocene records from Alaska. *Journal of Ecology*, 2004, 92(3): 477-489.
- [2] Turetsky M R, Kane E S, Harden J W, Ottmar R D, Manies K L, Hoy E, Kasischke E S. Recent acceleration of biomass burning and carbon losses in Alaskan forests and peatlands. *Nature Geoscience*, 2011, 4(1): 27-31.
- [3] 胡海清,魏书精,孙龙. 大兴安岭 2001—2010 年森林火灾碳排放的计量估算. *生态学报*, 2012, 32(17): 5373-5386.
- [4] Johnstone J F, Chapin F S. Effects of soil burn severity on post-fire tree recruitment in boreal forest. *Ecosystems*, 2006, 9(1): 14-31.
- [5] 韩春兰,邵帅,王秋兵,李甄,孙仲秀,毛伟伟. 兴安落叶松林火干扰后土壤有机碳含量变化. *生态学报*, 2015, 35(9): 3023-3033.
- [6] 常禹,陈宏伟,胡远满,冯玉婷,李悦. 林火烈度评价及其空间异质性研究进展. *自然灾害学报*, 2012, 21(2): 28-34.
- [7] Duffy P A, Epting J, Graham J M, Rupp T S, McGuire A D. Analysis of Alaskan burn severity patterns using remotely sensed data. *International Journal of Wildland Fire*, 2007, 16(3): 277-284.
- [8] Boelman N T, Rocha A V, Shaver G R. Understanding burn severity sensing in Arctic tundra: exploring vegetation indices, suboptimal assessment timing and the impact of increasing pixel size. *International Journal of Remote Sensing*, 2011, 32(22): 7033-7056.

- [9] Lee B, Kim S Y, Chung J, Park P S. Estimation of fire severity by use of Landsat TM images and its relevance to vegetation and topography in the 2000 Samcheok forest fire. *Journal of Forest Research*, 2008, 13(4): 197-204.
- [10] Hayes J J, Robeson S M. Relationships between fire severity and post-fire landscape pattern following a large mixed-severity fire in the Valle Vidal, New Mexico, USA. *Forest Ecology and Management*, 2011, 261(8): 1392-1400.
- [11] Pickett S T A, White P S. The ecology of natural disturbance and patch dynamics//Horn H S, ed. *Ecological Disequilibria*. Orlando, Fla: Academic Press, 1985.
- [12] 邱扬, 李湛东, 张玉钧, 徐化成, 于汝元. 火干扰对大兴安岭北部原始林下层植物多样性的影响. *生态学报*, 2006, 26(9): 2863-2869.
- [13] 杨一, 王懿祥, 白尚斌, 刘蕾蕾, 朱婷婷, 朱旭丹, 尤誉杰. 临安次生灌丛植物多样性对林火烈度空间异质性的响应. *生态学报*, 2016, 36(14): 4438-4446.
- [14] Hollingsworth T N, Johnstone J F, Bernhardt E L, Chapin F S, Reinhart K O. Fire severity filters regeneration traits to shape community assembly in Alaska's boreal forest. *PLoS One*, 2013, 8(2): e56033.
- [15] 蔡文华, 杨健, 刘志华, 胡远满, 柳生吉, 荆国志, 赵增福. 黑龙江省大兴安岭林区火烧迹地森林更新及其影响因子. *生态学报*, 2012, 32(11): 3303-3312.
- [16] 王绪高, 李秀珍, 贺红土, 冷文芳, 问青春. 大兴安岭北坡落叶松林火后植被演替过程研究. *生态学杂志*, 2004, 23(5): 35-41.
- [17] Hoy E E, French N H F, Turetsky M R, Trigg S N, Kasischke E S. Evaluating the potential of Landsat TM/ETM+ imagery for assessing fire severity in Alaskan black spruce forests. *International Journal of Wildland Fire*, 2008, 17(4): 500-514.
- [18] Lentile L B, Smith F W, Shepperd W D. Influence of topography and forest structure on patterns of mixed severity fire in ponderosa pine forests of the South Dakota Black Hills, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 2006, 15(4): 557-566.
- [19] Oliveras I, Gracia M, Moré G, Retana J. Factors influencing the pattern of fire severities in a large wildfire under extreme meteorological conditions in the Mediterranean basin. *International Journal of Wildland Fire*, 2009, 18(7): 755-764.
- [20] 刘志华, 杨健, 贺红土, 常禹. 黑龙江大兴安岭呼中林区火烧点格局分析及影响因素. *生态学报*, 2011, 31(6): 1669-1677.
- [21] 郭福涛, 胡海清, 张金辉. 塔河地区林火时空分布格局与影响因素. *自然灾害学报*, 2009, 18(1): 204-208.
- [22] Cansler C A, McKenzie D. Climate, fire size, and biophysical setting control fire severity and spatial pattern in the northern Cascade Range, USA. *Ecological Applications*, 2014, 24(5): 1037-1056.
- [23] Wu Z W, He H S, Liang Y, Cai L Y, Lewis B J. Determining relative contributions of vegetation and topography to burn severity from Landsat imagery. *Environmental Management*, 2013, 52(4): 821-836.
- [24] Wallenius T H, Kuuluvainen T, Vanha-Majamaa I. Fire history in relation to site type and vegetation in Vienansalo wilderness in eastern Fennoscandia, Russia. *Canadian Journal of Forest Research*, 2004, 34(7): 1400-1409.
- [25] Harris L, Taylor A H. Topography, fuels, and fire exclusion drive fire severity of the Rim Fire in an Old-Growth Mixed-Conifer Forest, Yosemite National Park, USA. *Ecosystems*, 2015, 18(7): 1192-1208.
- [26] 田晓瑞, 代玄, 王明玉, 赵凤君, 舒立福. 多气候情景下中国森林火灾风险评估. *应用生态学报*, 2016, 27(3): 769-776.
- [27] 谭柳霞, 曾永年, 郑忠. 林火烈度遥感评估指数适应性分析. *国土资源遥感*, 2016, 28(2): 84-90.
- [28] 王晓莉, 王文娟, 常禹, 冯玉婷, 陈宏伟, 胡远满, 池建国. 基于NBR指数分析大兴安岭呼中森林过火区的林火烈度. *应用生态学报*, 2013, 24(4): 967-974.
- [29] Haire S L, McGarigal K. Changes in Fire Severity across Gradients of Climate, Fire Size, and Topography: A Landscape Ecological Perspective. *Fire Ecology*, 2009, 5(2): 86-103.
- [30] Breiman L. Random Forests. *Machine Learning*, 2001, 45(1): 5-32.
- [31] Liaw A, Wiener M. Classification and regression by random forest. *R News*, 2002, 2-3: 18-22.
- [32] Pal M. Random forest classifier for remote sensing classification. *International Journal of Remote Sensing*, 2005, 26(1): 217-222.
- [33] Oliveira S, Oehler F, San-Miguel-Ayanz J, Camia A, Pereira J M C. Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using multiple regression and random forest. *Forest Ecology and Management*, 2012, 275: 117-129.
- [34] Beck P S A, Goetz S J, Mack M C, Alexander H D, Jin Y F, Randerson J T, Lorant M M. The impacts and implications of an intensifying fire regime on Alaskan boreal forest composition and albedo. *Global Change Biology*, 2011, 17(9): 2853-2866.
- [35] Kelly R, Chipman M L, Higuera P E, Stefanova I, Brubaker L B, Hu S F. Recent burning of boreal forests exceeds fire regime limits of the past 10 000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(32): 13055-13060.
- [36] Lentile L B, Morgan P, Hudak A T, Bobbitt M J, Lewis S A, Smith A M S, Robichaud P R. Post-Fire burn severity and vegetation response following eight large wildfires across the western United States. *Fire Ecology*, 2007, 3(1): 91-108.
- [37] Turner M G, Hargrove W W, Gardner R H, Romme W H. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science*, 1994, 5(5): 731-742.
- [38] Keane R E, Agee J K, Fulé P, Keeley J E, Key C, Kitchen S G, Miller R, Schulte L A. Ecological effects of large fires on US landscapes: benefit or catastrophe? *International Journal of Wildland Fire*, 2008, 17(6): 696-712.
- [39] Wimberly M C, Reilly M J. Assessment of fire severity and species diversity in the southern Appalachians using Landsat TM and ETM+ imagery. *Remote Sensing of Environment*, 2007, 108(2): 189-197.
- [40] Carlson D J, Reich P B, Frelich L E. Fine-scale heterogeneity in overstory composition contributes to heterogeneity of wildfire severity in southern boreal forest. *Journal of Forest Research*, 2011, 16(3): 203-214.
- [41] 邱雪颖, 楚旭, 杨光, 吴昊. 我国2000—2012年夏季森林火灾分布规律. *世界林业研究*, 2015, 28(4): 72-75.
- [42] 李明泽, 康祥瑞, 范文义. 呼中林区火烧迹地遥感提取及林火烈度的空间分析. *林业科学*, 2017, 53(3): 163-174.
- [43] 舒立福, 田晓瑞, 徐忠忱. 森林可燃物可持续管理技术理论与研究. *火灾科学*, 1999, 8(4): 18-24.
- [44] Falk D A, Heyerdahl E K, Brown P M, Farris C, Fulé P Z, McKenzie D, Swetnam T W, Taylor A H, van Horne M L. Multi-scale controls of historical forest-fire regimes: new insights from fire-scar networks. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9(8): 446-454.
- [45] Schoennagel T, Veblen T T, Romme W H. The interaction of fire, fuels, and climate across Rocky Mountain Forests. *BioScience*, 2004, 54(7): 661-676.