# 像元尺度上不确定性对空间景观 直观模型模拟的影响

徐崇刚1,2, 胡远满1\*, 常 禹1, 李秀珍1, 布仁仓1, 贺红士1, 冷文芳1,2 (1. 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016:2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要:LANDIS模型是模拟自然和人为干扰下森林景观变化的空间直观景观模型。模型把景观概念化为由相同大小的像元或样 地组成的格网。在每一个像元上,模型要求输入物种和年龄组信息。但是,由于研究区一般由成千上百万个像元构成,不可能通 过实际调查获取每一个像元上的物种和年龄组信息。因此,采用了一种基于小班的随机赋值法从森林调查数据中获取每一个像 元的物种和年龄组信息。该方法是一种基于概率的方法、会在 LANDIS 模型模拟的物种和年龄组信息的输入中引入不确定性。 为了评价由基于小班的随机赋值法所引入像元尺度上的不确定性对模型模拟结果的影响,用蒙特卡罗模拟法进行不确定性分 析。对 LANDIS 模型模拟的每一个物种,用众数年龄组发生频率来定量化单个像元上年龄组信息的不确定性,用所有像元上的 众数年龄组平均发生频率来定量化年龄组信息在像元尺度上总的不确定性。平均发生频率越高,不确定性越低。为了评价基于 小班的随机赋值法对景观尺度上模型模拟结果的影响,计算了每一个物种在整个研究区内的面积百分比和聚集度指数。变异系 数越大, 不确定性越高。 对所有物种, 年龄组信息不确定性在模型模拟的初期是比较低的(平均发生频率大于 10)。 种子传播、建 群、死亡和火干扰使模型结果的不确定性随模拟时间增加而增加。 最后,不确定性达到稳定状态,达到平衡状态的时间与物种 寿命接近。此时,初始的物种和年龄组信息不再对模型结果有影响。在景观尺度上,物种分布面积百分比和由聚集度指数所定量 化的空间格局并未受像元尺度上不确定性增加的影响。因为 LANDIS 模型模拟研究的目的在于预测总的景观格局变化,而不 是单一的事件, 所以,基于小班的随机赋值法可用于 LANDIS 模型的参数化。

关键词: 空间直观景观模型: LANDIS: 不确定性分析: 蒙特卡罗模拟: 东北

# The effect of cell-level uncertainty on spatially explicit landscape model simulation

XU Chong-Gang<sup>1,2</sup>, HU Yuan-Man<sup>1\*</sup>, CHANG Yu<sup>1</sup>, LI Xiu-Zhen<sup>1</sup>, BU Ren-Cang<sup>1</sup>, HE Hong-Shi<sup>1</sup>, LENG Wen-Fang 1,2 (1. Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Sheny ang 110016, China; 2. Graduate School of Chinese A cademy of Sciences, Be j ing 100039, China). Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(9): 1938 ~ 1949.

Abstract: LANDIS is a cell-based spatially explicit forest model designed to explore the succession dynamics under the natural and anthropogenic disturbances. At each cell, species and age cohort information is required and providing such information for a landscape comprising millions of cells is challenging. In this study, a stand-based assignation (SBA) approach is developed to stochastically assign species and age information to each cell based on the forest inventory data. The algorithm assumes that each cell in a stand has a probability of being assigned with a species, which is determined by the relative occurrence of the species within the stand (0~1). As a probability-based approach, SBA will introduce errors in LANDIS input. In order to

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40331008); 国科学院引进国外杰出人才资助项目(BR010403); 中国科学院知识创新工程资助项目 (SCXZY0102)

收稿日期: 2004-03-27; 修订日期: 2004-06-26

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: huym@iae. ac. cn

作者简介: 徐崇刚(1979~), 男, 博士生, 主要从事空间直观景观模型不确定性和灵敏度分析研究。 E-mail: xuchongang@ yahoo. com

Foundation item: the National Natural Science Foundation of China (No. 40331008); the Elite Project of Chinese Academy of Sciences (No.

BR010403); the Influence of Forest Landscape Change on Environment Program at the Institute of Applied Ecology (No. SCXZY0102)

Received date: 2004-03-27; Accepted date: 2004-06-26

Biography: XU Chong Gang, Ph. D. candidate, mainly engaged in uncertainty and sensitivity analysis of spatially explicit landscape models. Email \(\subseteq \text{1.0}\) Abinom Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

assess the effect of errors produced by SBA on LANDIS results, we conducted 20 Monte Carlo simulations to assess the uncertainties associated with model outputs at cell level and landscape level.

For each species simulated in LANDIS, the recurrence frequency (RF) of the majority age cohort (the most frequently occurring species age cohort) from 20 Monte Carlo simulations are used to quantify the uncertainty in the age cohort information for each individual cell. Average recurrence frequency (ARF) of the majority age cohorts is used to quantify the overall cell-level uncertainty for each species age cohorts. Higher RF and ARF values indicate lower uncertainty. In order to examine effects of uncertainty at the cell level on the simulation results at the landscape level, we also calculated percent area (PA) and aggregation index (AI) for each species from the species distribution map in the LANDIS output. PA is the percent of the area occupied by a certain species in the study area and AI is a class specific landscape index used to quantify the spatial aggregation of classes. For each species, the coefficient of variation (CV) for PA and AI for the 20 Monte Carlo simulations was used to quantify the variability of species abundance and its spatial pattern at landscape level. Both PA and AI were calculated using APACK, software for calculating landscape metrics. Higher CV values indicate higher uncertainty.

Results show that uncertainties at cell level is relatively low at the beginning of the simulation for all species (ARF is larger than 10). Seed dispersal, seedling establishment, mortality, and fire disturbance cause uncertainty to increase with simulation year. The uncertainty eventually reaches an equilibrium state where input errors in original species and age information have no effects on the simulation outcomes. At the landscape level, species percent area and their spatial pattern measured by the aggregation index are not significantly affected by uncertainties of species age structures at the cell level. Since the purpose of the LANDIS model simulation is to predict the overall landscape pattern change, not a single event, SBA can be used to parameterize species and age information for each cell-

Key words: spatially explicit model; LANDIS; uncertainty analysis; Monte Carlo simulation; Northeastern China 文章编号: 1000-0933(2004) 09-1938-12 中图分类号: Q149, S718. 5 文献标识码: A

过去的十几年出现了大量用于模拟森林景观变化的空间直观景观模型<sup>[1-9]</sup>。这些模型中的大部分都采用栅格数据结构,景观则被概念化为由相同大小的像元或样地组成的格网。每个像元上要求输入优势树种、次优势树种和一些相关的参数(如年龄)。通常,研究区由成千上万个像元组成,不可能通过实际调查的方式来获取每个像元上的物种和年龄信息。因此,很多人开始从遥感数据、森林调查数据或两者相结合中来获取物种和年龄信息<sup>[10]</sup>。然而,这些方法并不能保证每个像元上物种和年龄信息的精确性。为解决像元上物种和年龄信息的不确定性能在何种程度上影响模型模拟结果必须进行不确定性分析。

不确定性分析是指对由输入参数误差和模型本身不确定性所引起的模型模拟结果不确定性的定性或定量分析和评价[11]。不确定性分析方法很多,包括简单灵敏度分析[12,13]、解微分方程[14]、通用期望函数[15]和蒙特卡罗模拟法。蒙特卡罗模拟法通过对模型的参数随机采样重复运行模型,从而对模型结果中的不确定性进行评价。由于蒙特卡罗模拟法把模型看成一个黑箱,不确定性分析时不用考虑模型的结构,所以已在非空间直观模型中获得了广泛应用[16~19]。随着空间直观模型的大量出现,最近人们开始关注模型结果的空间不确定性[20,21],而蒙特卡罗模拟法也开始扩展到空间不确定性分析领域。Phillips 和 Marks 通过100 次蒙特卡罗运行来评价由温度、湿度和风的克吕格插值所引起的不确定性对土壤水分蒸发蒸腾损失总量预测不确定性的影响[23];Canters 等用 20 次蒙特卡罗运行来引入由基于域的分类方法所产生的不确定性,并给出由此得到的景观类型不确定性的空间分布[23];Aronica 等用 500 次蒙特卡罗模拟引入洪水预测不确定性的空间分布,以蒙特卡罗集合和观察结果的拟合程度来定量化预测不确定性[24]。

然而,上述研究都只是针对一次预测的不确定性,并没有考虑空间不确定性随时间的变化。空间直观景观模型以固定的时间步长直观的模拟森林景观变化,从而使空间不确定性随时间变化的研究成为可能。本研究采用了一个森林空间直观景观模型——LANDIS,研究物种和年龄信息的不确定性在东北森林空间直观模拟研究中的传播和分布。为了获取每个像元上的物种和年龄信息,采用了一种基于小班的随机赋值法从森林调查数据中获取每一个像元上的物种和年龄信息。该方法虽不能保证每一个像元上的物种和年龄信息的精确性,但是能够保证小班尺度上的物种和年龄信息的精确性。为了评价基于小班的随机赋值法参数化所引入的不确定性对 LANDIS 模型模拟结果的影响,采用蒙特卡罗模拟法进行不确定性分析,研究像元尺度上和景观尺度上不确定性如何通过模型模拟传递。

# 1 材料和方法

## 1.1 研究区概况

『呼中科区概况见文献 25,26mic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

## 1.2 LANDIS 模型简介

LANDIS 是一个由威斯康星大学麦迪逊分校开发的,用于模拟森林景观干扰、演替和管理的空间直观景观模型[7.8]。

LANDIS 模型把景观看作由相同大小的样地(像元)组成的格网(图1)<sup>[8]</sup>。而像元又被归入环境相似的土地类型或生态区。土地类型可以由数字高程模型、土地利用现状图、土壤类型图等其它GIS 图层获得。相同的土地类型具有相似的物种建群系数、火烧轮回期和可燃物的积累速率和分解速率。LANDIS 跟踪每个像元上存在的物种、物种的年龄组成、干扰史及可燃物的积累。这些信息通过物种的建群、演替、种子传播、风和火干扰及采伐发生变化。每个像元初始的优势种信息可以由遥感影像或现存的植被类型图获得<sup>[27]</sup>,亚优势种和年龄信息可根据经验和调查数据推出<sup>[10]</sup>。演替、种子传播、风和火干扰及采伐都与像元发生相互作用。

LANDIS 模型通过跟踪样地上物种的存在或缺失来模拟在风、火和采伐等自然和人为干扰下样地和景观尺度上的森林动态。同时,LANDIS 模型还在每一个像元上记录每一个物种的年龄信息。但它并不记录物种的准确年龄,而是记录以10a为间隔的年龄组。LANDIS 模型的输出包括每一个种的分布图、以10a为间隔的年龄组分布图、火强度分布图和采伐分布图。关于LANDIS 模型的全面介绍可参考 Mladenoff 等[7]、Mladenoff 和He<sup>[8]</sup>、徐崇刚等<sup>[28]</sup>;关于LANDIS 模型的数据结构设计可参考

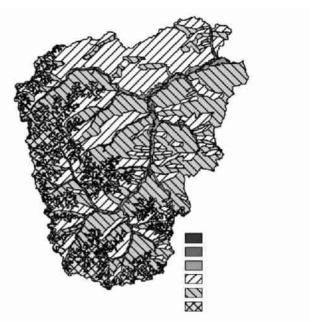


图 1 土地类型图 Fig. 1 Land Type M ap

He 等<sup>29</sup>; 关于 LANDIS 模型对火的模拟可参考 He 和 M ladenoff<sup>[30]</sup>; 关于 LANDIS 模型对种子传播的模拟可参考 He 和 M ladenoff<sup>[31]</sup>; 关于 LANDIS 模型对采伐的模拟可参考 Gustafson 等<sup>[32]</sup>。

#### 1.3 模型参数化

运行 LANDIS 模型所必需的参数包括: 物种生活史特征参数、土地类型或生态区图(同一种土地类型或生态区具有相同的干扰史和干扰特征,每一个物种具有相同的建群系数)及每一个像元上的物种和年龄信息。参数化的数据来源包括: 2000 年 TM 遥感影像两景、1990 年林相图和 1 5 万地形图。

1.3.1 物种生活史特征参数 所有 8 个物种的生活史特征参数都从相关文献和实地调查中获得[33~36]。具体的参数值见表 1。

表 1 呼中区物种生活史特征参数

Table 1 Species attributes for Huzhong area

物种 Species	寿命(a) Longevity	成熟年龄 (a) Maturity age	耐阴性 Shade tolerance	耐火性 Fire tolerance	有效传播距离 (m) Effective seeding distance	最大传播 距离(m) Maximum seeding distance	萌发率 Vegetative reproduction probability	萌发年龄(a) Minimum age of vegetative reproduction
兴安落叶松 Larix gmelini	300	20	3	4	150	400	0	0
樟子松 Pinus sylvestris var. mongolica	210	40	1	2	50	200	0	0
云杉 Picea koraiensis	300	30	4	2	50	150	0	0
偃松 Pinus pumila	250	30	4	1	50	100	0	0
白桦 Betula p latyp hy ll a	150	15	1	3	200	2000	0.8	40
山杨 Pop ulus davidiana	180	30	1	3	- 1	- 1	1	40
甜杨 Pop ulus suaveolens	150	25	1	4	- 1	- 1	1	40
钻天柳 Chosenia arbutif olia	250	30	2	2	- 1	- 1	0. 9	30

<sup>- 1</sup> 无限距离Represents infinity

1.3.2 土地类型 LANDIS 把异质性景观分成相对均质的土地类型单元。在每一种土地类型中,假设其对每一个物种具有相同的环境条件<sup>18,28</sup>。在该研究中,根据地貌把研究区分为 6 种土地类型: 阶地、阳坡、阴坡、大于 1000m 的亚高山区、居住地和水域(图109 所有土地类型都以平价 盗威影像和 DEM 甲获得、根据 LANDIS 模型是否模拟其动态、把以上6种土地类型分为无

效土地类型(不模拟)和有效土地类型(模拟)。无效土地类型包括水域和居民地,共占整个研究区面积的 0.76%。有效土地类型包括阶地、阳坡、阳坡和大于 1000 m 的亚高山区、分别占整个研究区面积的 4.78%、37.25%、42.53%,和 14.68%。

在同一土地类型内,每一个物种的建群系数相对一致。建群系数最敏感的范围为  $0.05 \sim 0.3$  l<sup>8</sup>。根据相关的文献获得各物种在各土地类型上的建群系数(表 2) l<sup>26,37~39</sup>。

土地类型	最小成萌	兴安落叶松	樟子松建群	云杉建群	偃松建群	白桦建群	山杨建群	甜杨建群	钻天柳建
Landtype	时间(a)MAS	建群系数EC1	系数 EC 2	系数 EC 3	系数 EC4	系数 EC5	系数 EC6	系数EC7	群系数 EC8
阳坡 Southern slope	50	0. 4	0. 2	0.03	0	0.3	0. 2	0	0
阴坡 Northern slope	40	0. 4	0.1	0.05	0	0. 2	0. 2	0	0
大于 $1000_{ m m}$ 的亚高山区 $_{ m RT}$	100	0. 3	0.08	0	0.1	0.05	0	0	0
阶地 Terrace	40	0. 01	0	0	0	0.05	0.05	0.07	0. 2
居住地 Residence	0	0	0	0	0	0	0	0	0
水域 Water	0	0	0	0	0	0	0	0	0

MAS: minimum age of cohort growth required before enough shade is created so that a shade tolerance 5 species can seed into the site; EC: Establishment coefficient; RT: Ridge top higher than 1000m; EC1, EC2, EC3, EC4, EC5, EC6, EC7, EC8 are the establish coefficient for Larix gmelini, Pinus sylvestris var. mongolica, Picea koraiensis, Pinus pumila, Betula platyphylla, Populus davidiana, Populus suaveolens, and Chosenia arbutifolia, respectively

1.3.3 物种和年龄信息 LANDIS 模型要求输入每一个像元的物种和年龄信息。在本研究中, 采用基于小班的随机赋值法来获取这些信息。该方法根据小班内的物种组成百分比, 产生一个范围在  $0 \sim 100$  之内的随机数来确定每一个像元的物种信息(图 2)。假设一个小班内有两个物种, 其组成百分比分别为  $P_1$  和  $P_2$ 。基于小班的随机赋值法通过产生一个随机数  $P_1$  来确定小班内每一个像元的物种信息。如果  $P_1 < P_2$ ,像元被赋予物种 1;如果  $P_1 < P_1 < P_2$ ,像元被赋予物种 2;如果  $P_1 + P_2 < P_1 < P_2$  200,像元被赋予无物种信息。至于物种的年龄,如果被赋予的物种是小班内的优势种,就直接赋予小班内优势种的年龄;如果不是优势种,就赋予所在林班内所有以该物种为优势种的小班的优势种年龄的面积加权平均值(如果小班所在林班没有以该物种为优势种的小班,就赋予所在林场内所有以该物种为优势种的小班的优势种年龄的面积加权平均值)。小班的属性表中没有记录偃松的年龄,因此根据经验把所有的偃松年龄都赋为 1000a。

基于小班的随机赋值法基于如下假设:每一个像元内只有一个物种。这种假设在像元相对较大时是不成立的。但是,它能在小班尺度上保持物种和年龄信息的精确性(物种组成百分比和优势树种的平均年龄)。

在 LANDIS 模型中,每一个像元的物种和年龄信息以物种组成图及与之对应的属性文件记录。

#### 1.4 不确定性分析

- 1.4.1 蒙特卡罗模拟 在本研究中,基于小班的随机赋值法被重复运行 20 次,产生 20 幅物种组成图(图 3a)。每一幅图作为LANDIS 的参数输入模型,模拟呼中区今后 500a 的森林景观变化。对每一个物种,每隔 10a,LANDIS 输出 20 幅龄组图(图 3b)。对这 20 幅龄组图进行叠加形成龄组众数图(图 3c)。龄组众数图每一个像元的值为叠加栈(一组互相重叠的像元)内的众数。如果叠加栈内有一个以上的众数,则从中随机取值。通过叠加,形成每一个物种的龄组众数图。
- 1.4.2 不确定性的定量化和分析 对每一个物种, 用众数年龄组发生频率(Recurrence Frequency)来量化每一个像元上的物种年龄组信息的不确定性。众数年龄组发生频率越高, 物种年龄组信息的不确定性越低; 反之不确定性越高(在本研究中发生频率最高为 20, 最低为 1)。 计算每个物种众数年龄组的发生频率可获得每 10a 物种年龄组信息不确定性的定量化图(发生频率图)(图 3d)。发生频率图能够直观的给出每一个像元内的物种年龄组信息的不确定性,但是并不能直观的给出整个研究区物种

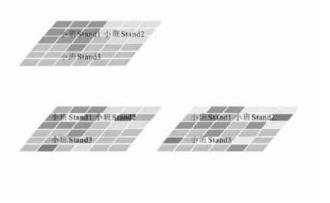


图 2 基于小班的随机赋值法

Fig. 2 Stand-based assignation of species

P1 代表物种 1 的组成百分比 represents the relative occurrence of species 1 in the stand; P2 代表物种 2 的组成百分比 represents the relative occurrence of species 2 in the stand。对每一个像元,通过产生一个随机数(Pr)来决定该像元的物种信息 For each cell in the

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. decide the assignation net

年龄组信息总的不确定性。因此,在本研究中,同时计算物种众数龄组图的平均发生频率以量化像元尺度上物种年龄信息总的不确定性。平均发生频率(Average Recurrence Frequency)的计算公式如下:

$$ARF = \frac{i-1}{N}$$
(1)

式中,N 为龄组众数图中有龄组分布的像元总数, $RF_i$  为龄组众数图中有龄组分布的第i 个像元内的物种龄组的发生频率。如果龄组众数图中没有众数龄组、那么平均发生频率设为0。

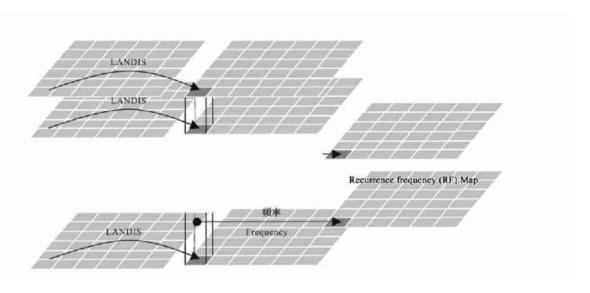


图 3 不确定性的定量化

Fig. 3 Uncertainty quantification

因此,对每一个物种,从众数龄组图中获得了其发生频率图和平均发生频率。平均发生频率指示整个研究区内像元尺度上物种年龄组信息不确定性的总的变化,而龄组众数发生频率图则指示每一个像元内的物种年龄组信息不确定性的变化。对平均发生频率变化的研究能使人们对像元尺度上物种龄组信息的不确定性的变化有一个总的了解,而对龄组众数发生频率图的研究则能使人们了解像元尺度上物种龄组信息的不确定性如何在像元之间传递。

在本研究中,计算了每一个物种在整个研究区内的面积百分比( $Percent\ Area$ )和聚集度指数( $Aggregation\ Index$ )。对每一个物种,用 20 次蒙特卡罗模拟的面积百分比和聚集度指数的变异系数表征景观格局总的变化。聚集度指数是类型水平上的景观指数,用以表征空间格局的聚集程度[ $\Phi$ ]。当聚集度指数等于 1 时,景观的聚集程度最高;等于 0 时,景观的聚集程度最低。各物种的面积百分比和聚集度指数都用 APACK 软件计算 $\Phi$ 1。变异系数越大,不确定性越高。

因为火干扰会增加不确定性传递的复杂性,使结果难于分析。因此,本次研究用蒙特卡罗法分别研究无火干扰及有火扰下 LANDIS 模型模拟结果的不确定性传递过程。前者的结论将有助于有火干扰下不确定性传递过程的分析。

# 2 结果

# 2.1 无火干扰下植被演替动态

植被演替的一个重要结果是物种分布面积百分比的变化。从龄组众数图中获得的物种分布面积百分比表明,在没有干扰的情况下,兴安落叶松一直是该地区的优势树种(图4)。其它物种除钻天柳外,最后都趋于"灭绝"。但是根据一次蒙特卡罗模拟获得的物种面积百分比表明物种并没"灭绝"(图5)。对结果的分析表明,在对20幅年龄组图进行叠加时,众数规则使叠加栈中非众数的年龄组没有出现在龄组众数图中。比如叠加栈某个年龄组出现4次,另外一个年龄组出现6次,无年龄组出现10次,那么,龄组众数图中该像元的值为无年龄组。这样,众数规则实际上"忽略"了很多的物种年龄组信息。

#### 2.2 无火干扰下像元尺度上总的不确定性变化

除樟子松和甜杨之外, 所有物种的众数年龄组平均发生频率随模拟时间降低, 最后趋于稳定(图 6)。 在模拟年 0, 兴安落叶松和偃松的众数年龄组平均发生频率都大于 16, 其它物种的众数年龄组平均发生频率都大于 12(图 6)。这表明, 基于小班的随机赋值法并没有给 LANDIS 模型物种和年龄信息的输入带来很大的不确定性。 兴安落叶松在 1606 之前 公数年龄组平均发生

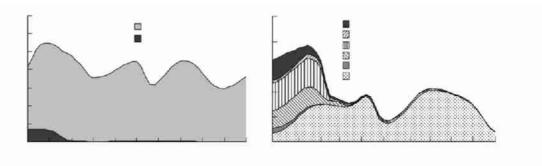


图 4 龄组众数图中不同模拟年的各物种的面积百分比(PA)

Fig. 4 Percent area (PA) of each species calculated from the majority age cohort map at each 10a simulation time step

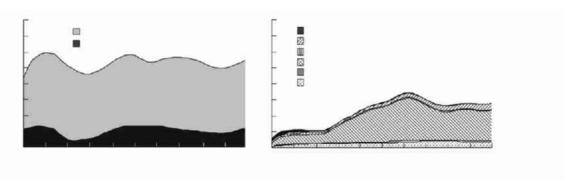


图 5 一次蒙特卡罗模拟物种分布图中不同模拟年的各物种面积百分比

Fig. 5 Percent area (PA) of each species calculated from a single M onte Carlo simulation at each 10a simulation time step

频率都大于 10。云杉在 200 a 之前,偃松在 130 a 之前,白桦在 110 a 之前,山杨在 120 a 之前及钻天柳在 50 a 之前其众数年龄组平均发生频率都大于 10 。这表明,在 LANDIS 模型模拟的初期,不确定性是比较低的。但是,兴安落叶松的众数年龄组平均发生频率在 260 a 时降至小于 5 并在此之后趋于稳定(图 6a);云杉的众数年龄组平均发生频率在 260 年时降至小于 4 并在此之后趋于稳定(图 6a);白桦的众数年龄组平均发生频率在 150 a 时降至小于 7 并在此后趋于稳定(图 6b);山杨的众数年龄组平均发生频率在 170 年时降至小于 5 并在此之后趋于稳定(图 6b);钻天柳的众数年龄组平均发生频率在 190 a 时降至小于 7 并在此后趋于稳定(图 6b)。这表明,LANDIS 模拟能增加像元尺度上的物种年龄组信息的不确定性,最后达到一种稳定状态。

偃松的众数年龄组平均发生频率随着模拟时间呈阶梯式的变化(图  $6_a$ )。在  $100_a$  前,其众数年龄组平均发生频率处于一种稳定状态,到  $140_a$  时降至 7,到 230 年时降至 0。这是由于在参数化时对偃松年龄统一赋值引起的。樟子松和甜杨的众数年龄组平均发生频率则呈现不规则的变化(图 4)。这是由于这两个物种的低建群可能性引起的。

#### 2.3 无火干扰下单个像元内不确定性的变化

因为 LAND IS 对所有物种都采用相同的模拟算法,所以所有物种的不确定性传递过程也是一致的。因此,从一个物种的众数年龄组发生频率图中获得的不确定性传递过程也会反映所有其它物种的不确定性传递过程。因为兴安落叶松是优势树种,具有较高的丰富度(图 3),确定兴安落叶松不确定性的传递过程会比其它物种更容易。因此,本研究选取兴安落叶松来研究物种年龄信息不确定性在单个像元之间的传递过程。从兴安落叶松的龄组众数图和发生频率图中选取了同一区域作为不确定性传递的研究区域(图 7 和彩版 I)。模拟结果表明: 0a, 所有的年龄组都具有相对较高的发生频率(大于 10)而且存在很多的"空地"(无兴安落叶松,但可能有其它的物种)(图 7a 和彩版 Ia); 50a,大部分"空地"被兴安落叶松占据(彩版 Ib)。但是,所有这些新产生的年龄组都具有较低的发生频率(<6)(图 7b)。这是众数年龄组平均发生频率在 0a 和 50a 之间下降(图 6a)的原因,或者说是物种年龄组信息不确定性增加的原因;100a,所有像元上年龄组的发生频率与 500a 时相比并没有发生很大的变化。这是由于在 50~100a 之间,新产生或死亡的年龄组相对较少(彩版 Ic)。这也是兴安落叶松众数年龄组的平均发生频率在 50~100a 之间降低程度很小的原因(图 6a);150a,出现了大量的"空地"(图 7d)。这是由于很多年龄组达到兴安落叶松寿命后的死亡所引起的(图 8d)。死亡的年龄组都具有相对较高的发生频率(>10)(图 7d)。因此,在 100~150a 之间,兴安落叶松众数年龄组的平均发生频率降低很快。图 6a)。200a、所有新产生的"空地"突被新的兴安落叶松年龄组的占据,而又有一部分年龄组由于达到了兴安生频率降低很快。图 6a)。200a、所有新产生的"空地"突被新的兴安落叶松年龄组的占据,而又有一部分年龄组由于达到了兴安

落叶松的寿命而死亡(图  $8_e$ )。由于新产生的年龄组的发生频率较低, 而死亡的年龄组的发生频率较高, 因此, 在  $150 \sim 200_a$  之间, 兴安落叶松众数年龄组的平均发生频率降低程度很大;  $250_a$ , 几乎所有发生频率高于 10 的年龄组死亡(图  $7_f$  和彩版  $1_f$ )。兴安落叶松的众数年龄组的平均发生频率继续降低(图  $6_a$ );  $300_a$ , 在模拟初期产生的年龄组达到兴安落叶松的寿命后出现大量的死亡, 产生了很大的 '空地 '(彩版  $1_g$ )。但这些死亡的年龄组的发生频率并不高。因此, 在  $250 \sim 300_a$  之间, 兴安落叶松的众数年龄组的平均发生频率并没有出现很大程度的降低(图  $6_a$ );  $350_a$ , 在  $300_a$  产生的 '空地 "大部分被新产生的年龄组所占据。但这些新产生的年龄组的发生频率与 300年相比并没有很大程度的降低(图  $7_h$ )。因此, 在  $300 \sim 350_a$  之间, 兴安落叶松众数年龄组的平均发生频率保持相对的稳定;  $350_a$  之后, 有老年龄组的死亡及新年龄组的产生( 彩版  $1_i$ , 彩版  $1_j$ ; 彩版  $1_k$ ),但是无论老年龄组和新年龄组,其发生频率都相对较低( 小于  $1_i$ )(图  $1_i$ ),和图  $1_i$ 0,因此, 在  $1_i$ 0。因此, 在  $1_i$ 0,公数年龄组的平均发生频率保持相对稳定(图  $1_i$ 1)。

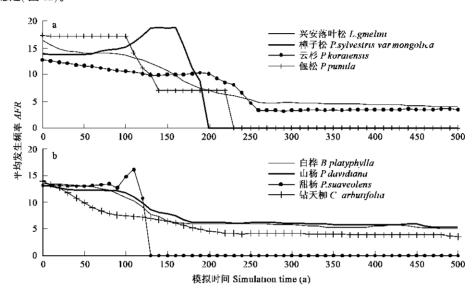


图 6 不同物种的龄组众数平均发生频率

Fig. 6 Average recurrence frequencies (ARF) for each species at each 10a simulation time step

#### 2.4 无火干扰下景观尺度上不确定性的变化

除樟子松和偃松外, 所有物种的分布面积百分比变异系数和分布聚集度指数变异系数并不随模拟时间增加而增加(图 8 和图 9), 并且都保持一个相对较小的值(小于 6%)。这表明, 尽管像元尺度上的年龄组信息的不确定性随时间而增加, 物种的分布面积百分比及由聚集度指数所量化的空间格局并没有受很大的影响。分析表明, 影响樟子松和偃松的分布面积百分比变异系数和分布聚集度指数变异系数随模拟时间而增加的原因并非像元尺度上不确定性增加, 而是其面积百分比的下降(图 4b)。面积百分比的减小使其对物种分布面积的变化更敏感, 从而使变异系数增加(或不确定性增加); 同时它也使物种分布的更趋于分散, 从而使聚集度指数减少。而聚集度指数的减小使其对指数的变化更为敏感, 从而使变异系数增加(或不确定性增加)。

#### 3 讨论

# 3.1 无火干扰下像元尺度上不确定性的传递

像元尺度上总的不确定性随模拟时间增加而增加(表现为平均发生频率的下降),最后趋于稳定。对结果的分析表明,像元尺度上总的不确定性的增加有如下两个原因:(1)新产生的物种年龄组信息具有较高不确定性;(2)由于达到物种的寿命而死亡的年龄组信息具有较低不确定性。新产生的年龄组使众数年龄组图中的有年龄组的像元增加。由于新产生的众数年年龄组具有较低的发生频率,公式(1)中的分母要比分子增加的程度大。因此,众数年龄组图的平均发生频率下降(或不确定性增加)。新产生的众数年龄组发生频率较低是由 LANDIS 模型中随机的种子传播和建群过程所引起的。在 LANDIS 模型中,某个像元内的同一个物种可随机的往邻近的像元传播。即使种子传播到同一个邻近的像元内,受物种耐阴性和建群系数的影响,仍然存在是否建群的不确定性。因此,新产生的众数年龄组都具有较低的发生频率。很明显,由基于小班的随机赋值法产生的像元尺度上年龄组信息的不确定性通过 LANDIS 模型随机的种子传播和建群过程的模拟而增加。具有高发生频率的众数年龄组的死亡也会使年龄组信息不确定性增加(表现为平均发生频率的降低)。这使公式(1)中的分子比分母的减小程度更大,从而使平均发生频率下降。通过群落演替,由物种免产所产生的一学地。仅会被具有低发生频率的幼年龄组所占据。这样,年龄组的平均发生频率下降,通过群落演替,由物种免产所产生的一学地。仅会被具有低发生频率的幼年龄组所占据。这样,年龄组的平均发生频率进

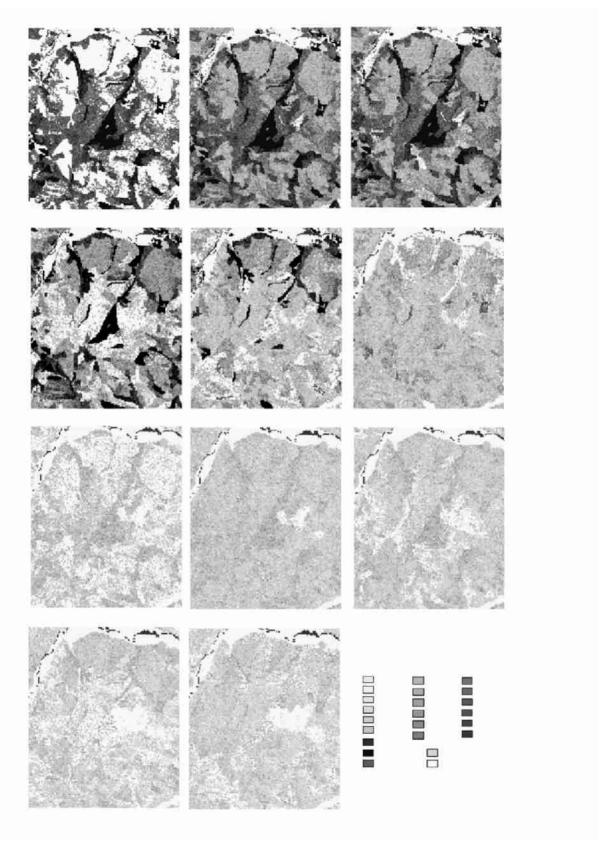


图 7 不同模拟年兴安落叶松的龄组众数发生频率图

Fig. 7 Recurrence frequencies (RF) map for L. gmelini at different simulation year "空地"表示没有兴安落叶松年龄组的区域,但这些区域很有可能存在其它的物种年龄组"Open area" is the area where there are no age

cottor19014629 heliail) that there doesn'be a general the beather special lishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

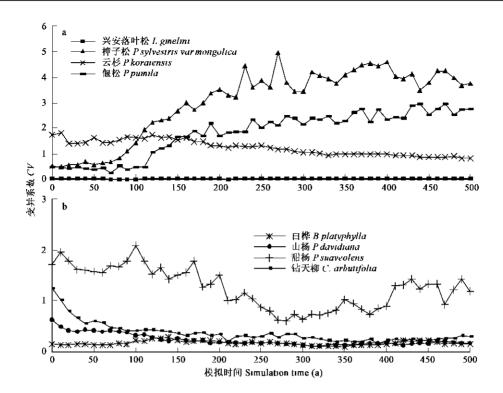


图 8 无火干扰下 20 次蒙特卡罗模拟的物种面积百分比的变异系数

Fig. 8 Coefficient of variation (CV) of percent area (PA) at each 10a simulation time step for 20 M onte Carlo simulations without fire disturbance

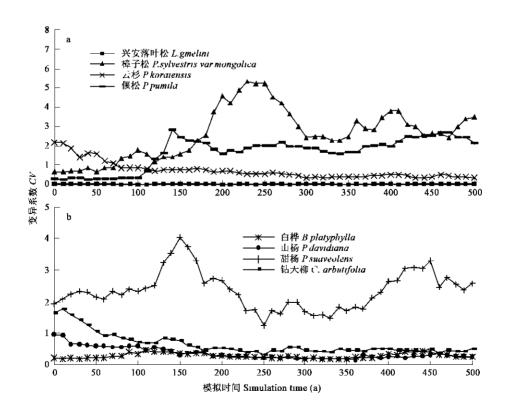


图 9 无火干扰下 20 次蒙特卡罗模拟的物种分布聚集度指数的变异系数

Fig. 9 Coefficient of variation (*CV*) of aggregation index (*AI*) at each 10a simulation time step for 20 M onte Carlo simulations without fire disturbance 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

一步降低(像元尺度上的年龄组信息不确定性进一步增加)。种子传播、建群、死亡和演替不断使年龄组平均发生频率降低,直至死亡年龄组发生频率和新产生的年龄组发生频率相等。此时,像元尺度上的年龄组信息的不确定性会达到平衡状态,原始的小班尺度上的年龄组信息的不确定性不再对模型的模拟结果有影响。模拟兴安落叶松和云杉到 260a、白桦到 150a、山杨到 170a、钻天柳到 190a 时,其像元尺度上的年龄组信息的不确定性分别达到了平衡状态。各物种年龄组信息的不确定性达到平衡状态的时间与物种寿命接近。

偃松众数年龄组平均发生频率的阶梯式下降是由年龄组死亡而引起的不确定性增加的明显例证。当所有初始的年龄组都死亡时,偃松众数年龄组平均发生频率在 140a 时从 100a 时的 17 急剧降至 7。所有具有高发生频率的年龄组的死亡直接导致了偃松众数年龄组平均发生频率的急剧下降。在 140年,偃松在众数年龄组图中的面积百分比的值很小(< 0.007%)(图 4a),而在一次蒙特卡罗运行时的物种分布图中的面积百分比则维持在 0.4%~1%之间(图 5a)。众数规则使不确定性很高的物种信息没有纳入物种的众数年龄组分布图(详见 3.1 部分)。因此,由 LAN DIS 模型的随机种子传播和建群过程所引入的不确定性没有在偃松的众数龄组发生频率图中表现出来。这是也是偃松的众数年龄组平均发生频率在模拟 100 年之前及 140~220a 之间保持稳定的原因。在 230a,偃松的平均发生频率降至 0。此时,由于 LAN DIS 模型的随机种子传播和建群过程所产生的偃松年龄组信息的不确定性过高、偃松所有的年龄组都没能在偃松的众数年龄组图中出现。

#### 3.2 火干扰对像元尺度上不确定性的影响

尺管火干扰能增加不确定性传递过程的复杂性, 但是火干扰对不确定性的影响可通过无火干扰情况下不确性传递的分析结果推导出。跟年龄组的死亡一样, 火干扰也会把具有高发生频率的年龄组移走, 从而使不确定性增加。同时, LANDIS 模型的随机种子传播和建群过程产生具有低发生频率的年龄组,使不确定性进一步增加。很明显, 火也会使像元尺度上的不确定性增加。当新产生的年龄组的发生频率和由火或死亡移走的年龄组的发生频率相同时, 像元尺度上的不确定性达到其稳定状态。有火干扰下的 20次蒙特卡罗模拟表明, 兴安落叶松的众数年龄组的平均发生频率随模拟时间的增加而降低(图 10)。这表明上述推导是正确的。模型模拟的火参数从呼中区  $1990 \sim 2000$  年 10a 间的火烧记录中获得。最大火烧面积为  $87\,000\,000$   $m^2$ , 平均火烧面积为  $2\,037\,037\,m^2$ 。蒙特卡罗模拟还表明, 在有火干扰的情况下, 像元尺度上的年龄组信息的不确定性增加程度更快(兴安落叶松的众数年龄组的平均发生频率在 200a 就达到了稳定状态, 而在没有火干扰的情况下, 要在 260a 才达到其稳定状态)。

#### 3.3 火干扰对景观尺度上不确定性的影响

本研究同时计算了有火干扰下 20 次蒙特卡罗模拟的兴安落叶松面积百分比和物种分布聚集度指数的变异系数(图 11)。结果表明,在  $0 \sim 50_a$  之间,物种面积百分比和物种分布聚集度指数的变异系数都保持一个相对小的值。这是由于在模型模拟时,赋给每类土地类型一个相对较小的距上次火烧时间,着火的可能性小,在前  $50_a$ ,模型模拟中没有出现火。在  $50_a$  后,物种面积百分比和物种分布聚集度指数的变异系数比  $0 \sim 50_a$  要稍高。这是由于火使物种面积百分比和分布格局的不确定性增加。但是,在这之后,虽然火干扰使变异系数产生了波动,但它保持相对稳定的低值(<1%)。这表明,在有火干扰下,物种的分布面积和由聚集度指数定量的物种分布空间格局并没有受像元尺度上的物种年龄组的不确定性的影响。

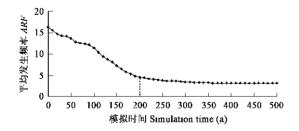


图 10 有火干扰下 20 次蒙特卡罗模拟中兴安落叶松的众数年龄组 平均发生频率

Fig. 10 Average recurrence frequencies (ARF) at each 10a simulation time step for L. g melini of 20 replications with fire disturbance

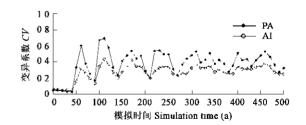


图 11 有火干扰下 20 次蒙特卡罗模拟中兴安落叶松的面积百分比和分布聚集度指数的变异系数(CV)

Fig. 11 Coefficient of variation (CV) of percent area (PA) and aggregation index (AI) for L. gmelini at each 10a simulation time step for 20 Monte Carlo simulations with fire disturbance

# 4 结论

本研究表明, 20 次蒙特卡罗运行能充分的反映 LANDIS 模型模拟的不确定性传递。结果表明, 由基于小班的随机赋值法产生的不确定性在模型的模拟初期是比较低的。模拟兴安落叶松在 160a 之前、云杉在 200a 之前、偃松在 130a 之前、白桦在 110a 之前、山杨在 120a 之前及钻天柳东。约a 之前。它们的众数年龄组平构发生频率都太于,10g,但是。从无扰和种子传播、建群。年龄

组死亡及演替使像元尺度上的年龄组信息不确定性随模拟时间增加。最后,不确定性达到了一种平衡状态,初始的物种和年龄信息的不确定性不再对像元尺度上的模拟结果有影响。模拟兴安落叶松和云杉到 260 a、白桦到 150 a、山杨到 170 a、钻天柳到 190 a 时,其像元尺度上的年龄组信息的不确定性分别达到了平衡状态,达到平衡状态的时间与物种寿命接近。

尽管像元尺度上的年龄组信息不确定性随模拟时间增加,物种分布面积百分比和由聚集度指数所量化的物种分布的空间格局并没有受到很大的影响。因为 LANDIS 模型空间直观景观变化模拟研究的目的在于预测总的景观格局变化,而非单一的事件,所以,基于小班的随机赋值法可用于 LANDIS 模型的参数化。

#### References:

- [1] Baker W L, Egbert S L, Frazier G F. A spatial model for studying the effects of climatic change on the structure of landscapes subject to large disturbances. Ecol. Model., 1991, 56: 109~125.
- [2] Wallin D O, Swanson F J. Marks B. Landscape pattern response to changes in pattern generation rules: land-use legacies in forestry-Ecol. Appl., 1994, 4: 569 ~ 580.
- [3] Gardner R H, Hargrove W W, Turner M G, et al. Climate change, disturbances and landscape dynamics. In: Walker B H, Steffen W L, eds. Global Change and Terrestrial Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1996.
- [4] Gustafson E J, Crow T R. Modeling the effects of forest harvesting on landscape structure and the spatial distribution of cowbird brood parasitism. Landscape Ecol., 1994, 9: 237 ~ 248.
- 5] Gustafson E J, Crow T R. Simulating the effects of alternative forest management strategies on landscape structure. J. Environ. Manage., 1996, 46: 77 ~ 94.
- [6] Gustafson E J, Crow T R. HARVEST: linking timber harvesting strategies to landscape patterns. In: Klopatek J M, Gardner R H eds.

  Landscape ecological analysis: issues and application. Springer-Verlag, New York, USA, 1999.
- [7] Mladen off D J, Host G E, Boeder J, et al. LANDIS: a spatial model of forest landscape disturbance, succession and management. In: Goodchild M R, Steyaert L T, Parks B O, eds. GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues. GIS World Books, Fort Collins, CO, 1996. 175 ~ 180.
- [8] Mladenoff D J, He H S. Design and behavior of LANDIS, an object-oriented model of forest landscape disturbance and succession. In: Mlandenoff D J, Baker W L, eds. Advances in Spatial Modeling of Forest andscape Change: Approaches and Applications. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1999. 1~13.
- [9] Urban D L, Acevedo M F, Garman S L. Scaling fine-scale processes to large scale patterns using models derived from models: meta-models. In: Mladenoff, D J, Baker, W L eds. Spatial Modeling of Forest Landscape Change: Approaches and Applications. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1999. 70~98.
- [10] He H S, Maladenoff D J, Radeloff V C, et al. Integration of GIS data classified satellite imagery for regional forest assessment. Ecol. Appl., 1998, 8(4): 1072 ~ 1083.
- [11] Crosetto M, Tarantola S. Uncertaitny and sensitivity analysis: tools for GIS based model implementation. Int. J. Geogr. Inf. Sci., 2001, 15(5): 415 ~ 437.
- [12] Tomovic R. Sensitivity Analysis of Dynamical Systems. McGraw-Hill, New York, USA, 1963.
- [13] Elston D A. Sensitivity analysis in the presence of correlated parameter estimates. Ecol. Model., 1992, 64: 11 ~ 22.
- [14] Soong TT. Random differential equations in science and engineering, Academic Press, New York, USA, 1973.
- [15] Tyagi A, Hann C T. Reliability, Risk, and uncertainty analysis using generic expectation functions. J. Environ. Eng., 2001, 127 (10): 938~945.
- [16] Kremer J N. Ecological implications of parameter uncertainty in stochastic simulations. Ecol. Model., 1983, 18: 187 ~ 207.
- [17] Her twich E. G., McKone T. E., Pease W. S. A systematic uncertainty analysis of an evaluative fate and exposure model. *Risk Analysis*, 2000, **20** (4): 439 ~ 454.
- [18] Annan J D. Modeling under uncertainty: Monte Carlo methods for temporally varying parameters, Ecol. Model., 2001, 136: 297 ~ 302.
- [19] Hofer E, Kloos M, Krzykacz-Hausmann B, et al. An approximate epistemic uncertainty analysis approach in the presence of epistemic and aleatory uncertainties. Reliab. Eng. Syst. Safe., 2002, 77 (3): 229 ~ 238.
- [20] Goovaerts P ed. Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Oxford University Press, New York, USA, 1997. 371~439.
- [21] Heuvelink G B M, Burrough P. Developments in statistical approaches to spatial uncertainty and its propagation, Int. J. Geogr. Inf. Sci., 2002, 16(2): 111 ~ 113.
- 22] Phillips D L, Marks D G. Spatial uncertainty analysis: Propagation of interpolation errors in spatially distributed models, Ecol. Model., 

  1996. 92:012 22020 Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

- [23] Canters F, Genst W D. Assessing effects of input uncertainty in structural landscape classification, Int. J. Geogr. Inf. Sci., 2002, 16 (2): 129 ~ 149.
- [24] Aronica G. Bates P.D. Horritt M.S. Assessing the uncertainty in distributed model predictions using observed binary patter information with GLUE. *Hydrol. Process.*, 2002, **16**: 2001 ~ 2016.
- [25] Hu Y M, Xu C G, Chang Y, et al. Application of spatially explicit landscape modle (LANDIS): A case researches in Huzhong area, Mt. Dexing an ling. A cta Ecologica Sinica, 2004, 24(9): 1846 ~ 1856.
- [26] Zhou Y Led. Vegetation of Da Hinggan Ling in China. Beijing: Science Press, 1991.
- [27] Wolter P T, Mladenoff F J, Host G E, et al. Improved forest classification in the Northern Lake States using multi-temporal Landsat imagery. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 1995, 61: 1129 ~ 1143.
- [28] Xu C G, Hu Y M, Chang Y, et al. Mechanism and Application of a Spatially Explicit Landscape Model-LANDIS I. Mechanism. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15(5): 837 ~ 844.
- [29] He H S, Mladenoff D J, Boeder J. An object-oriented forest landscape model and its representation of tree species. Ecol. Model., 1999, 119: 1~19.
- [30] He H S, Mladenoff D J. Spatially explicit and stochastic simulation of forest landscape fire disturbance and succession. *Ecology*, 1999, 80: 81~99.
- [31] He H S, M ladenoff D J. The effects of seed dispersal on the simulation of long-term forest landscape change. *Ecosystems*, 1999, 2: 308 ~ 319
- [32] Gustafson E J, Shifley S R, Mladenoff D J, et al. Spatial simulation of forest succession and timber harvesting using LANDIS. Can. J. Forest Res., 2000, 30: 32 ~ 43.
- [33] Ai C L, Wang C D, Ai S H. Study on the seed dispersal of Larix gmelini. Forestry science and technology, 1985, 4: 2~5.
- [34] Duan X G. Study on fire tolerance of Larix gmelini. Forest Fire Prevention, 1991, 31(4): 7~11.
- 35] Hu H Q, Yao S R, Shang D Y. The characteristics and effect of the forest fire in Northeast China. Forest Fire Prevention, 1991, 31 (4): 13~16.
- [36] He H S, Hao Z Q, Larsen D R, et al. Simulation study of landscape scale forest succession in north eastern China. Ecological Modelling, 2002, 156: 153 ~ 166.
- [37] Li R X, Zhao H X, Wang F Y, et al. The relationship between growth of natural Larix gmelini and land type in the forest area managed by Tahe Forestry Administration Bureau. Journal of Northeast Forestry University, 1987, 15: 55~59.
- [38] Xu H C ed. Da Hingg an Ling Mountains forests in China. Beijing: Science Press, 1998.
- [39] Liu G F, Yang C P, Liu G J, et al. The configuration characters and germination percentage of various provenance seeds of Betula platyphylla. Journal of Northeast Forestry University, 1999, 27(4): 1~4.
- [40] He HS, Dezonia B, Mladenoff DJ. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. Landscape Ecol., 2000, 15 (7): 591 ~ 601.
- [41] Mladenoff D J, DeZonia B. APACK 2.14 Users Guide, 2000.

#### 参考文献:

- [25] 胡远满,徐崇刚,常禹,等.空间直观景观模型 LANDIS 在大兴安岭呼中林区的应用.生态学报,2004,24(9):1846~1856.
- [26] 周以良. 大兴安岭植被. 北京: 科学出版社, 1991.
- [28] 徐崇刚, 胡远满, 常禹, 等. 空间直观景观模型 LANDIS 的运行机制及其应用 I. 运行机制. 应用生态学报, 2004, 15(5): 837~844.
- [33] 艾春霖, 王慈德, 艾淑华. 兴安落叶松种子传播特性的研究. 林业科技, 1985, 4: 2~5.
- [34] 段向阁. 兴安落叶松抗火性研究. 森林防火, 1991, 31(4): 7~10.
- [35] 胡海清,姚树人,尚德雁.东北林区林火的特点与作用.森林防火,1991,31(4):13~16.
- [37] 李茹秀, 赵惠勋, 王凤友, 等. 塔河林业局天然叶松生长与立地条件关系. 东北林业大学学报, 1987, **15**: 55~59.
- [38] 徐化成. 中国大兴安岭森林, 北京: 科学出版社, 1998.
- [39] 刘桂丰, 杨传平, 刘关君, 等. 白桦不同种源种子形态特征及发芽率. 东北林业大学学报, 1999, 27(4): 1~4.

徐崇刚,等:像元尺度上不确定性对空间景观直观模型模拟的影响评价 XU Chong-Gang, et al. The effect of cell-level uncertainty on spatially explicit landscape model simulation

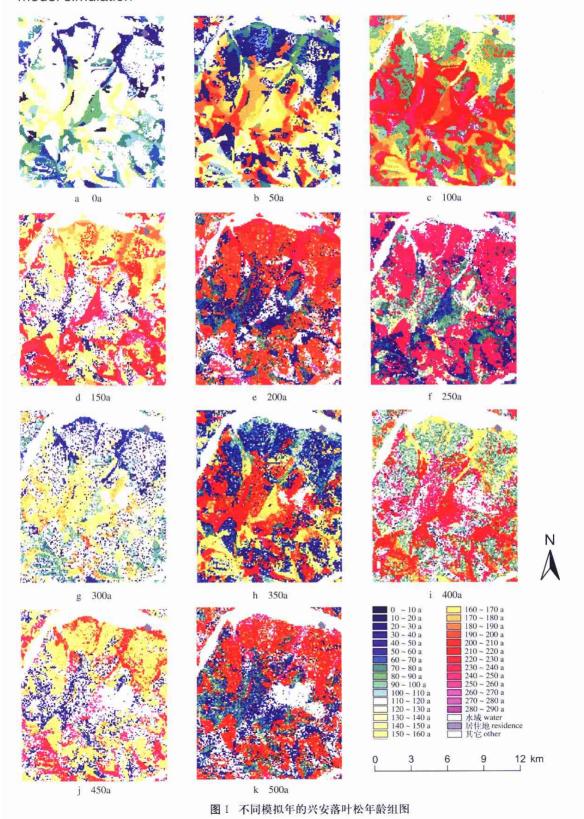


Plate I Majority age cohort map for L.gmelini at different simulation year © 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net