

土地利用模型时间尺度预测能力分析 ——以 CLUE-S 模型为例

刘 淼, 胡远满*, 常 禹, 贺红士, 布仁仓

(中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016)

摘要: 模型模拟是生态学中的重要方法, 特别是当实验不可进行时。在不同预案下基于模型的土地利用预测对于土地利用规划和政策制定具有十分重要的意义。然而, 很多研究没有对模型在研究区的时间尺度预测能力加以分析, 从而可能导致模拟结果的不可靠。以岷江上游地区为例, 采用 Kappa 指数系列对 CLUE-S 模型在研究区的时间尺度预测能力进行研究。结果表明 CLUE-S 模型在岷江上游地区时间尺度上的最大预测能力为 22a, 超过时间预测能力的预测结果不可靠。研究为土地利用模型模拟时间尺度确定提供了一种有效的方法。

关键词: CLUE-S 模型; 时间尺度; Kappa 指数系列; 岷江上游地区

文章编号: 1000-0933(2009)11-6110-10 中图分类号: Q149 文献标识码: A

Analysis of temporal predicting abilities for the CLUE-S land use model

LIU Miao, HU Yuan-Man*, CHANG Yu, HE Hong-Shi, BU Ren-Cang

Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shengyang 110016, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(11): 6110 ~ 6109.

Abstract: Model simulation is an important approach in ecological studies when actual field experiments are unfeasible. Predicting future land use under different scenarios using land use models is necessary to assist land use planning and policy making. However, many studies failed to analyze the predicting ability in temporal scales, which may have incorrect simulation results. This study investigates the temporal predicting ability of a land use model (CLUE-S) based on kappa coefficient in the upper reach of Minjiang River. Our results showed that CLUE-S can be used to predict up to 22 years and beyond which the prediction results may become unreliable. Our study provides a usable approach in examining temporal variations in land use models.

Key Words: CLUE-S model; temporal scale; Kappa coefficient; the upper reach of Minjiang River

土地利用变化是全球环境变化与可持续发展的重要研究内容, 受自然、人文因素在不同时间、空间尺度上的相互作用。而综合研究模型是深入了解土地利用变化过程、机理和环境影响的重要手段^[1]。模型的建立不仅有助于基本过程的研究, 提供人类和自然扰动对未来土地利用和土地覆被变化(LUCC)影响的定量认识, 对于理解和预测土地利用和土地覆被的格局和过程, 具有不可替代的作用, 而且可用来指导人类土地利用方式及 LUCC 观测系统和实验的设计^[2]。

随着模型的发展, 验证的问题出现在对生态学模型的讨论中, 通常包含确证性验证 和有效性验证两方面内容。确证性验证是保证计算机程序逻辑模型的实现, 是关于如何能使思想正确地转化为计算机码或数学形式的技术上的工作; 有效性验证指表明模型是真实系统的反映^[3~5]。

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40801069); 国家重点基础研究发展规划资助项目(2002CB111506)

收稿日期: 2008-06-24; 修订日期: 2009-08-18

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: huym@iae.ac.cn

完整的模型验证过程包括 4 个部分:①数据验证;②概念模型验证;③模型的计算机程序验证(确证性验证);④模型操作上的验证(有效性验证)^[6,7]。

对模型的操作验证是模型验证的最主要的步骤,其目的是检验模型输出是否符合模型发展目的,是否能够说明问题,是否能够反映真实情况,其常规方法为应用基础数据进行预测,然后与其真实信息进行比较分析^[8]。以往的研究多注重于模型参数变化对结果影响的分析和结果准确性验证,模型预测时间尺度能力多由模型作者由经验给出,定量分析较少。目前发展起来的模型验证方法和技术也是针对模型操作过程验证的。模型验证的方法包括主观评价、图形比较、偏差分析、回归分析、假设检验、多尺度拟合度分析和景观指数分析等方法^[9]。

本研究以土地利用模型 CLUE-S(the conversion of land use and its effects)为案例对其在岷江上游地区应用过程中模型有效性验证的时间尺度问题进行探讨。引入了基于栅格水平上评价的 kappa 指数系列方法,该方法能够从整体、数量和位置上对图件进行比较分析,已得到广泛应用^[10]。

岷江上游地区是成都平原的天然生态屏障,也是长江上游的重要水源地,其土地利用变化导致的水土流失直接影响到长江的水质。同时,研究区是我国主要木材产地之一,在过去的几十年中,其森林资源一直受到过度采伐。对该区域的土地利用变化研究能够有效地为研究区的土地利用政策制定提供决策依据。

1 研究区概况和研究方法

1.1 研究区概况

岷江上游流域位于 102°59'~104°14'E、31°26'~33°16'N 之间,覆盖松潘、黑水、茂县、理县、汶川五县,与五县辖区基本吻合,流域面积 22564km²,2000 年总人口约 38 万人。岷江上游地处青藏高原东缘的高山峡谷地带,为典型高山峡谷景观,同时也是典型的高山生态脆弱带。海拔高差很大,700~6260m。降雨分布不平衡,主要集中于 6~8 月份。岷江上游地区是少数藏羌少数民族聚居区,经济相对落后。

研究区内有林地面积 1974 年占 54.87%,但由于过度采伐,土地资源的不合理利用和过度放牧等原因,到 2000 年有林地面积减少到 47.56%,同时坡耕地和居民用地面积不断上升,生态环境质量有较大退化。虽然其土地利用开发程度远远低于经济发达地区,但是由于其脆弱生态环境已经造成严重的后果,如研究区内部分地区在 90 年代初期泥石流等自然灾害频发。1998 年开始国家实施了“天然林保护工程”和“退耕还林”政策,研究区内森林采伐被禁止,同时进行退耕还林还草和封山育林,林地面积和森林质量已得到一定恢复,但由于实施年份较短,其生态环境效果有待于进一步跟踪研究。

1.2 数据来源及处理

土地利用图基于遥感影像解译得到,影像包括:1974 年的 MSS 影像(139-39,140-37/38/39),1986 年 8 月 7 日、1994 年 8 月 29 日和 2000 年 8 月 13 日的 TM 影像(130-37/38/39)。

遥感影像的辐射纠正与几何精纠正的坐标系统采用 Transverse Mercator 投影,Krasovsky 椭球体,中央经线为 105°E。结合实地考察点和地形图信息在遥感分析软件 ERDAS8.7 中进行解译,解译方法采取监督分类和目视解译相结合,得到四期土地利用图。参考全国《土地利用现状调查技术规程》的基础上建立岷江上游地区的景观分类系统,包括有林地、灌木林地、经济林、草地、耕地、居民用地、河流、湖泊、沼泽和冰雪裸岩,共 10 种类型。应用实地考察的 150 个采样点对解译结果评价的 Kappa 指数精度为 1974 年 85.2%;1986 年 87.5%;1995 年 90.3%和 2000 年 92.2%。为了解决遥感影像精度不匹配问题(MSS 80m×80m;TM, 30m×30m),将 4 期的解译结果均重采样到 80m×80m 分辨率下进行分析。解译和分析在遥感软件 ERDAS8.7 和地理信息系统软件 ARCGIS9.0 中进行。

1.3 CLUE-S 模型

本研究选用的土地利用模型为 CLUE-S 模型,它由荷兰的瓦格宁根大学环境科学系在其较早的版本 CLUE 基础上发展而来,,其目标为在多尺度上通过定量最主要生物地理和人类驱动因子来空间直观表达土地利用变化,它的模拟时间步长为 1a。与 CLUE 模型相比,CLUE-S 模型是基于高分辨率(一般大于 1km×

lkm)空间图形数据构建的,适用于区域土地利用变化研究。CLUE-S 模型内,每一研究单元(栅格)被视为土地利用类型的同质空间,由栅格上的主要土地利用类型表达该栅格的土地利用状况。CLUE-S 模型的假设条件是:一个地区的土地利用变化是受该地区的土地利用需求驱动的,并且一个地区的土地利用分布格局总是和土地需求以及该地区的自然环境和社会经济状况处在动态的平衡之中。在此假设的基础上,CLUE-S 模型运用系统论的方法处理不同土地利用类型之间的竞争关系,实现对不同土地利用变化的同步模拟。其主要的理论基础包括土地利用变化的关联性、等级特征、竞争性和土地利用的相对稳定性等^[11]。

CLUE-S 模型已得到较广泛的应用^[12,13],近年来在国内有较多成功应用案例^[14~17]。这些研究的空间分辨率从一千米到几百米不等,预测的时间尺度多为 10~20a 之间,其确定依据多为模型应用的经验分析,对于模拟时间尺度的确定的理论和方法依据研究较少。

1.4 Kappa 指数系列

CLUE-S 模型的时间尺度分析采用 Kappa 指数系列方法。Kappa 指数一般用来评价遥感图像分类的正确程度^[10,18,19]和比较图件^[20~22],由 Cohen 在 1960 年提出^[23]。把预测的和真实的土地利用图进行空间叠加,得到土地利用在两幅图上的转移矩阵(表 1),以此计算 Kappa 指数,公式为:

$$Kappa = \frac{(P_o - P_e)}{(P_p - P_e)}$$

式中, $P_o = P_{11} + P_{22} + \cdots + P_{JJ}$,两图上类型一致部分的百分比,即观测值(表 1); $P_e = R_1 \times S_1 + R_2 \times S_2 + \cdots + R_J \times S_J$,真实土地利用图上的期望值(表 1); $P_p = R_1 + R_2 + \cdots + R_J$,预测的与真实的土地利用变化程度,即真实值,两个图完全相同的情况下等于 1。

如果两土地利用图完全一样,则 $Kappa = 1$;如果观测值大于期望值,则 $Kappa > 0$;如果观测值等于期望值,则 $Kappa = 0$;如果观测值小于期望值,则 $Kappa < 0$ 。通常,当 $Kappa \geq 0.75$ 时,两土地利用图的一致性较高,变化较小;当 $0.4 \leq Kappa \leq 0.75$ 时,一致性一般,变化明显;当 $Kappa \leq 0.4$ 时,一致性较差,变化较大。

表 1 两图件的转移矩阵 (C_j 代表土地利用 J)
Table 1 Contingency table for comparison of two maps, where C_j is class J

预测土地利用图 Predicted land use map	真实土地利用图 True land use map				
	C_1	C_2	...	C_J	合计 Total
C_1	P_{11}	P_{12}	...	P_{1J}	$S_1 = SUM(P_{1j})$
C_2	P_{21}	P_{22}	...	P_{2J}	$S_2 = SUM(P_{2j})$
...	...	...	...	...	...
C_J	P_{J1}	P_{J2}	...	P_{JJ}	$S_J = SUM(P_{Jj})$
合计 Total	$R_1 = SUM(P_{j1})$	$R_2 = SUM(P_{j2})$	...	$R_J = SUM(P_{jJ})$	1

Pontius 等人进一步发展了 Kappa 指数,它们可以量化数量错误和位置错误^[19]。数量错误是由于两土地利用图上土地利用类型百分比的差异而引起的,而位置错误是由于同类象元空间错位而引起的。在景观变化过程中,保持土地利用类型面积的能力可分为:无(简称 NQ)、中等(简称 MQ)和完全(简称 PQ)(表 2)。在 NQ 情况下,无法保持土地利用类型面积,土地利用类型空间上随机分布,各类型占据相同的面积;在 PQ 情况下,完全保留了土地利用类型原面积;MQ 的情况位于 NQ 和 PQ 之间。同样在景观变化过程中,保持象元空间位置的能力可分为:无(简称 NL)、中等(简称 ML)和完全(简称 PL)(表 2)。在 NL 情况下,无法确定土地利用类型的空间位置,各土地利用类型在空间上随机分布;在 PL 情况下,完全准确地保持了土地利用类型的空间位置,两个图件完全相同;ML 的情况是位于 NL 和 PL 之间。

表 2 中, J = 土地利用类型总数; j = 某个土地利用类型; S_j = 类型 j 在预测响应上的百分比; R_j = 类型 j 在真实图上的百分比(表 1); $KLocation = (P_o - MQNL)/(MQPL - MQNL)$ 。利用以上数据,可以计算不同的 Kappa 指数,分别为:

(1)标准 Kappa 指数 简称 KStandard,以 MQNL(土地利用变化的驱动力仅有中等保持数量的能力,而没

有保持空间位置的能力)作为期望值,评价综合信息变化的 Kappa 指数。

$$K_{\text{Standard}} = \frac{P_o - MQNL}{1 - MQNL}$$

表 2 百分比正确程度的分类

Table 2 Proportion correct classification

保持数量能力 Ability to keep quantity	确定位置的能力 Ability to keep location		
	无 None, NL	中等 Medium, ML	完全 Perfect, PL
无 None, NQ	1/J	$(1/J) + K_{\text{Location}} \times (NQP - (1/J))$	$\sum_{j=1}^J \text{MIN}((1/J), R_j)$
中等 Medium, MQ	$\sum_{j=1}^J (S_j \times R_j)$	P_o	$\sum_{j=1}^J \text{MIN}(S_j, R)$
完全 Perfect, PQ	$\sum_{j=1}^J (R_j^2)$	$PQNL + K_{\text{Location}} \times (1 - PQNL)$	1

(2)随机 Kappa 指数 简称 KN_o ,是以 $NQNL$ (土地利用变化的驱动力既没有保持数量的能力,又没有保持空间位置的能力)作为期望值的 Kappa 指数,评价土地利用综合信息的变化。

$$KN_o = \frac{P_o - NQNL}{1 - NQNL}$$

(3)位置 Kappa 指数 简称 K_{Location} ,以 $NQNL$ (土地利用变化的驱动力既没有保持数量的能力,又没有保持空间位置的能力)作为期望值,以 $MQPL$ (土地利用变化的驱动力既有中等保持数量的能力,又有完全保持空间位置的能力)作为真实值的 Kappa 指数,用来评价空间位置信息的变化。

$$K_{\text{Location}} = \frac{P_o - MQNL}{MQPL - MQNL}$$

(4)数量 Kappa 指数 简称 K_{Quantity} ,以 $NQML$ (土地利用变化的驱动力没有保持数量的能力,而有中等保持空间位置的能力)作为期望值,以 $PQML$ (土地利用变化的驱动力既有完全保持数量的能力,又有中等保持空间位置的能力)作为真实值的 Kappa 指数,可用来评价数量信息的变化。

$$K_{\text{Quantity}} = \frac{P_o - NQML}{PQML - NQML}$$

2 模型校正

2.1 空间尺度确定

空间尺度指模型模拟过程中采用的空间分辨率(栅格大小),在前人的研究工作中空间尺度有不同的选择,这些研究并未说明空间尺度选择的依据。根据熵理论,在一个研究区内高的空间分辨率比低的空间分辨率必然包含更多的熵,能够体现更多的细节信息,但同时有将导致预测不确定性的增加,从而导致结果准确率较低。张永民^[15]对奈曼旗应用 CLUE-S 模型进行多尺度模拟的研究结果表明空间分辨率越低,准确性越高,但同时损失的细节越多,反映的信息越少。由于岷江上游地区地形复杂,本研究在保证精度的前提下尽可能选择高的空间分辨率,以尽可能多地反应空间信息。基于 CLUE-S 模型所带示例的默认参数,从 1000m 分辨率(栅格大小为 1000m×1000m)开始,以 100m 为步长提高空间分辨率。结果表明,在岷江上游地区(面积为 24740km²)CLUE-S 模型最高可运行的分辨率为 200m,含 1345 行,810 列,共 618545 个栅格。因此,本研究选择的空间尺度为 200m。

2.2 需求模块确定

4 期景观类型图的分类系统为:有林地、灌木林地、经济林、草地、耕地、居民用地、河流、湖泊、沼泽和冰雪裸岩,共 10 种类型。但是由于 CLUE-S 模型面积比例的限制,研究中对分类系统进行了调整,整合为五类:有林地、灌木林地、草地、耕地和其它。经济林地和耕地整合为新的分类系统的耕地;居民用地、河流、湖泊、沼泽

由于其面积比例低(各类型面积均小于研究总面积的 1%) 在模型不能进行模拟。

由于 1974 年到 2000 年只有 4 期土地利用图,即 4 期土地利用面积数据,对这 26a 间的其它年份数据采取线性插值法获得。

2.3 空间驱动力分析

CLUE-S 模型中应用二元逻辑斯蒂回归进行土地利用类型的空间分配。本研究应用统计软件 SPSS 进行分析,选取了如下 10 个回归因子:高程、坡度、坡向、到河流距离、到居民点距离、到道路距离、年降雨量、年蒸散量、综合地形指数(*CTI*)和坡位指数(*TPI*)。岷江上游地区地形复杂,土地利用与地形要素关系密切,所以选择了较多与地形有关的因子。

(1) 高程图为 1:10 万的栅格化的 DEM 图。

(2) 坡度和坡向图来高程图在 ARCGIS9.0 空间分析模块的支持下由 DEM 图生成。

(3) 到河流距离,到居民点距离和到道路距离均在 ARCGIS9.0 空间分析模块下基于相应专题图生成。

(4) 年降雨量和蒸散量同样转化为相应的栅格图。

(5) 综合地形指数(*CTI*),也称湿度指数,可以反映空间位置湿度,其计算公式为:

$$CTI = \ln \frac{A_s}{\tan \beta}$$

式中, A_s 为上游集水区面积, β 为用弧度表示的坡度。*CTI* 与土壤的某些属性密切相关^[24,25],能够起来反映土壤性质作用。

(6) 坡位指数(*TPI*) 反映空间坡位的指数,山脊具有最大的坡位指数,谷底具有最小的坡位指数,根据 Jenness 提供的程序计算^[26]。

土地利用图和 10 个驱动因子图层分别由栅格图层转成 ASCII 文件,再由 CLUE-S 模型中带的 convert 工具生成 stats 文件,然后转入统计软件 SPSS 进行统计分析,应用 1974 年土地利用类型作为因变量,各驱动因子作为自变量。逻辑斯蒂回归结果采用 ROC 评价,其值大于 0.7 表明回归结果较好。各土地利用类型逻辑斯蒂逐步回归结果如表 3。

表 3 中的 Beta 系数由逻辑斯蒂回归方程得出的关系系数,其值将作为 CLUE-S 模型中参数文件 alloc. reg 的内容。 $\text{Exp}(\beta)$ 值是 Beta 系数的以 e 为底的自然幂指数,其值等于事件的发生比率,表明当解释变量(变量因子)的值每增加一个单位时,土地利用类型发生比的变化情况。

有林地和灌木林地的预测精度较低,其 ROC 值分别为 0.705 和 0.748,精度较低的原因由于这两种土地利用类型的面积大,各因子对土地利用分布的解释不显著。驱动因子对草地的解释能力较高,对耕地的解释能力最高。

2.4 转化强度设定

土地利用类型转化的稳定性(即 ELAS 参数)是指在一定时期内,研究区内某种土地利用类型可能转化为其他土地利用类型的难易程度,是根据区域土地利用系统中不同土地利用类型变化的历史情况以及未来土地利用规划的实际情况而设置的,其值越大,稳定性越高。需要说明的是,稳定性参数的设置主要依靠对研究区土地利用变化的理解与以往的知识经验,当然也可以在模型检验的过程中进行调试。另外,CLUE-S 模型对参数 ELAS 的变化十分灵敏,其微小的变化就可能引起模拟结果产生较大的变化。本研究根据参考文献^[11,16]和研究区土地利用现状特点,分别给不同的土地利用类型赋与 ELAS 参数值,为最后的模拟选择一个较为合适的参数方案。研究区各种土地利用类型转化的稳定性为:有林地 0.9;灌木林地 0.9;草地 0.9;耕地 0.8 和其它 0.6。

2.5 转化规划设定

在 CLUE-S 模型中,要求输入各种土地利用类型之间的允许转移矩阵,本研究设置所有的土地利用类型之间均可以相互转化。

表 3 各土地利用类型逻辑斯蒂逐步回归结果

Table 3 Beta values and exponent Beta values for logistic regression for different land use types

驱动因素 Driving factors	有林地 Forestland		灌木林地 Shrub land		草地 Grassland	
	Beta 系数 β coefficient	Exp(β)	Beta 系数 β coefficient	Exp(β)	Beta 系数 β coefficient	Exp(β)
高程 Elevation	-6.06×10^{-5}	0.9999	0.0002	1.0002	-0.0001	0.9999
坡度 Slope	0.0002	1.0002	-9.61×10^{-7}	1.0000	-0.0003	0.9997
坡向 Aspect	0.0039	1.0039	-0.0031	0.9969	0.0037	1.0037
到河流距离 Distance to river	5.16×10^{-5}	1.0001	0.0001	1.0001	-0.0001	0.9999
到居民点距离 Distance to settlement	3.42×10^{-5}	1.0000	-1.87×10^{-5}	1.0000	-9.13×10^{-5}	0.9999
到道路距离 Distance to Road	4.90×10^{-5}	1.0000	2.07×10^{-5}	1.0000	-2.12×10^{-5}	1.0000
年降雨量 Annual precipitation	0.0005	1.0005	-0.0034	0.9966	0.0036	1.0036
年蒸散量 Annual evaporation	-0.0056	0.9944	0.0128	1.0129	-0.0090	0.9911
综合地形指数 Compound Topographic Index	-0.0245	0.9758	0.0238	1.0241	0.0072	1.0073
坡位指数 Topographic Position Index	-7.78×10^{-6}	1.0000	2.22×10^{-5}	1.0000	-2.62×10^{-5}	1.0000
常量 Constant	-0.0877	0.9160	-1.8486	0.1575	-0.6436	0.5254
ROC	0.705		0.748		0.851	

驱动因素 Driving factors	耕地 Farmland		其它 Other	
	Beta 系数 β coefficient	Exp(β)	Beta 系数 β coefficient	Exp(β)
高程 Elevation	0.0002	1.0002	0.0003	1.0003
坡度 Slope	-0.2486	0.7799	-0.0003	0.9997
坡向 Aspect	0.0035	1.0036	-0.0326	0.9679
到河流距离 Distance to river	8.48×10^{-5}	1.0001	-0.0001	0.9999
到居民点距离 Distance to settlement	0.3460	1.4134	2.26×10^{-5}	1.0000
到道路距离 Distance to Road	0.2905	1.3371	0.0001	1.0001
年降雨量 Annual precipitation	0.0039	1.0039	-0.0035	0.9965
年蒸散量 Annual evaporation	-0.0071	0.9929	0.0040	1.0040
综合地形指数 Compound Topographic Index	0.1088	1.1149	0.0511	1.0525
坡位指数 Topographic Position Index	-6.26×10^{-5}	0.9999	7.80×10^{-5}	1.0001
常量 Constant	-4.8885	0.0075	-5.4778	0.0042
ROC	0.927		0.93	

3 预模拟分析

应用 CLUE-S 模型进行预测的尺度多在 10a 到 20a 之间^[14-16,27],本研究预先对 CLUE-S 模型在岷江上游地区时间尺度的预测能力进行初步分析。分别利用 1974、1986 和 1994 年的土地利用图预测到 2000 年,其预测的时间尺度分别为 26、14a 和 6a。然后,应用 2000 年真实的土地利用图与预测的土地利用图进行比较分析岷江上游地区适宜的预测时间尺度(图 1)。

由表 4 可以发现,面积 Kappa 指数均为 0.980 以上,表明三期模拟结果图与 2000 年真实土地利用图各土地利用类型面积一致性非常好,这是由于土地利用类型面积需求是作为参数输入的。标准 Kappa 指数、位置 Kappa 指数和随机 Kappa 指数随模拟时间尺度的增加而降低。由 1994 年开始预测得到 2000 年预测结果(6a 预测时间)与真实的 2000 年土地利用图 kappa 指数系列都大于 0.900,说明其一致性或预测的准确率很高;从 1986 年开始预测的结果(14a 预测时间)与真实的 2000 年土地利用图 kappa 指数系列均大于 0.800,也具有较高的一致性,预测结果的误差可以接受;从 1974 开始的预测结果(26a 预测时间)与真实的 2000 年土地利用图标准 Kappa 指数和位置 Kappa 指数均小 0.750,表明其预测结果精度过低,结果不可采用^[19]。

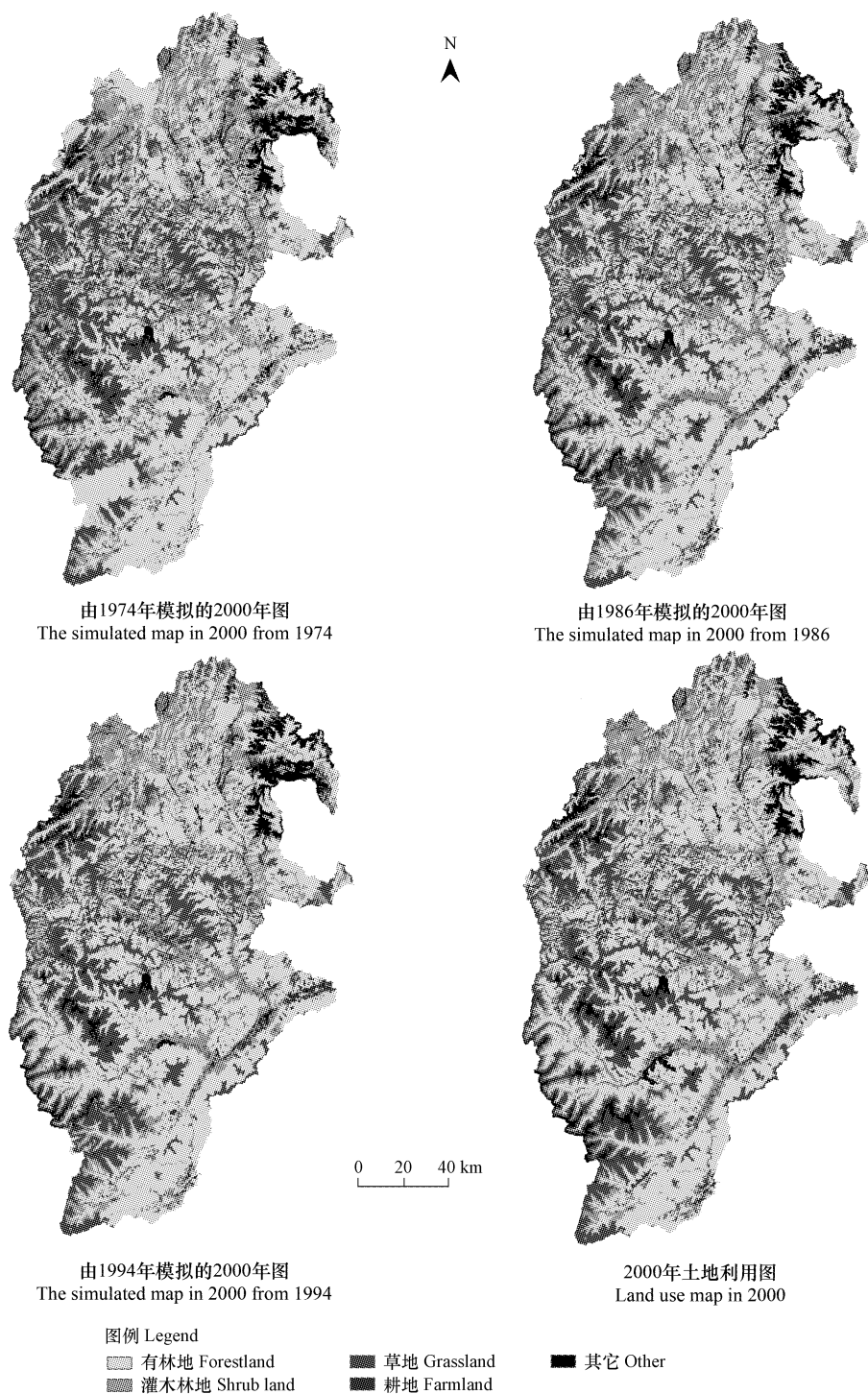


图1 模拟结果与2000年土地利用图
Fig. 1 Simulation maps and land use map in 2000

基于上面结果,CLUE-S模型在岷江上游地区的预测能力应为14~26a之间。为了具体确定模型在研究区具体的时间尺度预测能力,对1974到1986年之间的各年份的土地利用类型数据进行重建。基于CLUE-S模型应用重建的土地利用类型图预测2000年的土地利用类型图,以判断在研究区的时间尺度预测能力。

4 历史数据重建

为了对模型在研究区模拟时间尺度进行进一步分析,对1974年到1986年的土地利用数据应用CLUE-S

模型进行构建。1975 到 1985 年的各土地利用类型数据由 1974、1986、1995 和 2000 年线性内插得到。将各年份土地利用类型数据作为需求模块输入 CLUE-S 模型,其它参数同上,以 1974 年为起始年预测各年份土地利用图。

表 4 kappa 指数系列计算结果
Table 4 The results of kappa coefficient

指数 Index	1974 模拟图与 2000 年 Simulation map from 1974 and map in 2000	1986 模拟图与 2000 年 Simulation map from 1986 and map in 2000	1994 模拟图与 2000 年 Simulation map from 1994 and map in 2000
KStandard	0.741	0.830	0.903
KLocation	0.748	0.839	0.914
KQuantity	0.989	0.988	0.987
KNO	0.825	0.885	0.935

弹性系数 Elastic coefficient:有林地 Forestland 0.9;灌木林地 Shrub land 0.8;草地 Grassland 0.8;耕地 Farmland 0.5;其它 Other 0.2

应用重建的 1975 到 1985 年的土地利用图为起始年和上面的参数文件基于 CLUE-S 模型预测 2000 年的土地利用图。对以各年份为起始年的 2000 年模拟结果应用 Kappa 指数系列与真实的 2000 年土地利用图进行比较分析,预测的时间尺度为从 15 ~ 25a。

面积 Kappa 指数均为 98% 以上,表明以各年份起始的模拟结果图与 2000 年真实土地利用图各土地利用类型面积一致性非常好,这同样是由土地利用类型面积需求是作为参数输入所引起。随机 Kappa 指数值均大于 0.800,表明在没有保持数量的能力,又没有保持空间位置的能力的情况下模拟结果与 2000 年真实土地利用图一致性较好。标准 Kappa 指数在模拟时间尺度为 25a 时为 0.752,并随模拟时间尺度减小而均匀增长,到 15a 时为 0.824。以上 3 个指数在 15 ~ 25a 的模拟时间段均大于 0.750,精度在可接受范围之内。然而,模型模拟的误差主要来源于位置误差。位置 Kappa 指数时间尺度 25a 为 0.751、24a 为 0.749、23a 为 0.747、22a 为 0.750,小于 22a 位置 Kappa 指数均大于 0.750,且随时间尺度减小而增大。

基于 Kappa 指数系列计算结果和 0.750 为可接受范围阈值,CLUE-S 模型在岷江上游地区的最大模拟时间尺度为 22 年。

5 结论与讨论

本文引入 Kappa 指数系列对土地利用模型的时间尺度预测能力进行了探讨,Kappa 指数系列不仅能够从数量上,而且能够从空间上对模型的模拟结果与真实土地利用进行比较分析。Kappa 指数广泛应用于对图件的比较,本研究结果表明此方法能够有效对模型的模拟结果与真实土地利用进行有效比较分析。

开发者对 CLUE-S 模型模拟时间尺度为 20a 左右,同本文的研究结果相似。对于生态模型,特别是土地利用模型时间尺度上选择问题少见报道,以前的研究工作多以掌握的历史资料时间尺度来确定预测的时间尺度。以本研究为例,历史资料为 1974 到 2000 年,模拟的时间尺度应定为 26a 左右,但这种方法只是基于经验的方法,缺少理论依据。本文引入 Kappa 指数系列方法为模型的模拟时间尺度确定提供了一种有效的方法。本研究结果可以对土地利用模型的参数化过程中的时间尺度设置提供指导,为以后的土地利用模拟案例研究提供参考。

由于 Kappa 指数主要用于土地利用图的比较,本研究结果只对土地利用模拟有一定的指导意义,不适用于生态学其它模型特别是基于机理的模型,对于这些模型时间尺度验证问题的研究有待于进一步研究。

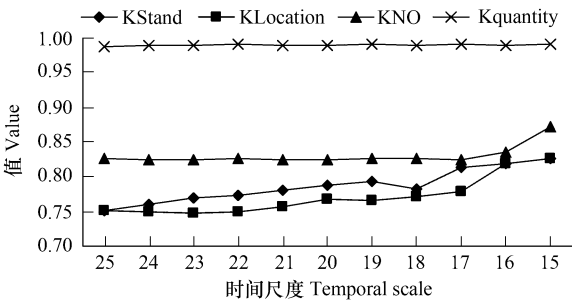


图 2 预测时间尺度与 kappa 指数
Fig. 2 The results of kappa coefficient and temporal scale

References:

- [1] Li X B. A review of the international researches on land use/land cover change. *Acta Geographica Sinica*, 1996, 51(6), 553—558.
- [2] Shi P J, Gong P, Li X B, Chen J, Qi Y, Pan H Z. Land use/land cover change approaches and applications. Beijing: Science Press, 2000.
- [3] Botkin D B. *Forest Dynamics: An Ecological Model*. Oxford: Oxford University Press, 1993. 1—30.
- [4] Bratley P, Fox B L, Schrage L E. *A guide to Simulation*. New York: Springer-Verlag, 1987. 15—18.
- [5] Brown T N, Kulasiri D. Validation models of complex, stochastic, biological system. *Ecological Modelling*, 1996, 86, 129—134.
- [6] Banks J, Gerstein D, Searles S P. Modeling processes, validation and verification of complex systems: A survey. In: Balci O, eds. *Methodology and Validation, Number 1 in Simulation Series*, San Diego: Society for Computer Simulation, 1988. 13—18.
- [7] Sargent R G. Verification and validation of simulation models. *Proceedings of the 1998 Winter Simulation Conference*, 1998, 121—130.
- [8] Edward J R. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 1996, 90, 229—244.
- [9] Xu C G, Hu Y M, Jiang Y, Chang Y, Li X Z, Bu R C, He H S. Validation of spatially explicit landscape model. *Chinese Journal of Ecology*, 2003, 22(6), 127—131.
- [10] Bu R C, Yang Y, Hu Y M, Li X Z, He H S. Measuring spatial information changes using Kappa coefficients: a case study of the city groups in central Liaoning Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 4(25), 778—784.
- [11] Zhang Y M, Zhao S D, Verburg P H. Scenario analysis of land use change in Horqin Desert and its surrounding area. *Journal of Natural Resources*, 2004, 19(1):29—38.
- [12] Gobim A, Campling P, Feyen J. Logistic modeling to derive agricultural land determinants: a case study from southeast Niger. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 2002, 89:213—228.
- [13] Verburg P H, Soepboer W, Veldkamp A, Limpiada R, Espaldon V, Mastura S A. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S Model. *Environmental Management*, 2002, 30(3), 391—405.
- [14] Cai Y M, Liu Y S, Yu Z Y, Verburg P H. Progress in spatial simulation of land use change-CLUE-S model and its application. *Progress In Geography*, 2004, 23(4):63—71.
- [15] Zhang Y M, Zhao S D, Verburg P H. CLUE-S and its application for simulating temporal and spatial change of land use in Naiman Banner. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(3), 310—318.
- [16] Bai W Q, Zhang Y M, Yan J Z, Zhang Y L. Simulation of land use dynamics in the upper reaches of the Dadu river. *Geographical Research*, 2005, 24(2), 207—213.
- [17] Duan Z Q, Verburg P H, Zhang F R, Yu Z R. Construction of a land-use change simulation model and its application in Haidian District, Beijing. *Acta Geographica Sinica*, 2004, 59(6):1037—1047.
- [18] Congalton R, Green K. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*. New York: Lewis Publishers, 1999. 137.
- [19] Pontius J. Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 2000, 66(8), 1011—1016.
- [20] William D H, Carl W R. Correct formulation of the kappa coefficient of agreement. *Photogram metric Engineering and Remote Sensing*, 1987, 53(4):421—422.
- [21] Robert A M, Rik L. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecological Modelling*, 1992, 62, 275—293.
- [22] Naesset E. Use of the weighted Kappa coefficient in classification error assessment of thematic maps. *International Journal of Geographical Information Systems*, 1996, 10(5), 591—604.
- [23] Cohen J. A. Coefficient agreement for nominal data. *Educational and Psychological Measurement*, 1960, 2(1), 37—46.
- [24] Moore I D, Gessler P E, Nielsen G A. Terrain attributes: estimation methods and scale effects. In: Jakeman A J, Beck M B, McAleer M. *Modeling Change in Environmental Systems*. Wiley, London, 1993. 189—214.
- [25] Gessler P E, Moore I D, McKenzie N J, Ryan P J. Soil-landscape modeling and spatial prediction of soil attributes. *International Journal of GIS*, 1995, 9(4), 421—432.
- [26] Jenness J. Topographic Position Index (tpi_jen. avx) extension for ArcView 3. x, v. 1. 3a. Jenness Enterprises. Available at: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>, 2006.
- [27] Deng X Z, Liu J Y, Zhan J Y. Scenarios Analyses on the Spatio-temporal Patterns of Land Use Change — A Case Study in Taips County of Inner Mongolia. *Geo-information Science*, 2004, 6(1), 81—89.

参考文献:

- [1] 李秀彬. 全球环境变化研究的核心领域:土地利用/土地覆被变化的国际研究动向. 地理学报, 1996, 51(6), 553 ~ 558.
- [2] 史培军, 宫鹏, 李晓兵, 陈晋, 齐晔, 潘耀忠. 土地利用/土地覆盖变化研究的方法与实践. 北京:科学出版社, 2000.
- [9] 徐崇刚, 胡远满, 姜艳, 常禹, 李秀珍, 布仁仓, 贺红土. 空间直观景观模型的验证方法. 生态学杂志, 2003, 22(6):127 ~ 131.
- [10] 布仁仓, 常禹, 胡远满, 李秀珍, 贺红土. 基于 Kappa 系数的景观变化测度——以辽宁省中部城市群为例. 生态学报, 2005, 4(25), 778 ~ 784.
- [11] 张永民, 赵士洞, Verburg P H. 科尔沁沙地及其周围地区土地利用变化的情景分析. 自然资源学报, 2004, 19(1), 29 ~ 38.
- [14] 蔡玉梅, 刘彦随, 宇振荣, Verburg P H. 土地利用变化空间模拟的进展-CLUES-S 模型及其应用. 地理科学进展, 2004, 23(4), 63 ~ 71.
- [15] 张永民, 赵士洞, Verbug P H. CLUE-S 模型及其在奈曼旗土地利用时空动态变化模拟中的应用. 自然资源学报, 2003, 18(3), 310 ~ 318.
- [16] 摆万奇, 张永民, 阎建忠, 张懿铨. 大渡河上游地区土地利用动态模拟分析. 地理研究, 2005, 24(2):207 ~ 213.
- [17] 段增强, Verburg P H, 张凤荣, 宇振荣. 土地利用动态模拟模型的构建及其应用——以北京市海淀区为例. 地理学报, 2004, 59(6), 1037 ~ 1047.
- [27] 邓祥征, 刘纪远, 战金艳. 区域土地利用变化的多情景分析——以内蒙古自治区太仆寺旗为例. 地球信息科学, 2004, 6(1), 81 ~ 89.