应用生态学报 2010年6月 第21卷 第6期
Chinese Journal of Applied Ecology, Jun. 2010,21(6): 1351-1358

生态保护政策对岷江上游地区土地利用/覆被的影响*

刘 淼[1**] 胡远满[1] 常 禹[1] 布仁仓[1] 贺红士[1] 陈宏伟[1] 韩文权[2]
([1]中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016; [2]重庆市地质环境监测总站, 重庆 400015)

摘 要 采用CLUE-S模型模拟方法,对基于历史发展趋势以及"天然林保护工程"和"退耕还林还草工程"政策下2000—2020年间岷江上游地区土地利用/覆被变化进行了预案分析.结果表明:2000—2020年间,按历史发展趋势,作为研究区景观基质的林地面积将不断减少,而灌木林地和草地面积将不断增加,景观破碎化程度将不断加剧;"天然林保护工程"和"退耕还林还草工程"能够有效增加研究区林地面积,并使草地面积不断下降,同时能够扭转景观破碎化趋势,使景观格局向着更加优化的方向发展.

关键词 生态保护政策 景观动态 CLUE-S模型 岷江上游地区
文章编号 1001-9332(2010)06-1351-08 **中图分类号** F301.21 **文献标识码** A

Effects of eco-protection policy on land use/cover in upper reaches of Minjiang River. LIU Miao[1], HU Yuan-man[1], CHANG Yu[1], BU Ren-cang[1], HE Hong-shi[1], CHEN Hong-wei[1], HAN Wen-quan[2] ([1]*Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang* 110016, *China*; [2]*Chongqing Geo-Environment Monitoring Station, Chongqing* 400015, *China*). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2010, **21**(6): 1351-1358.

Abstract: By using CLUE-S model, a scenario analysis was made on the land use/cover change in the upper reaches of Minjiang River from 2000 to 2020, based on the historic development trend and the regulations of policies "natural forest protection" and "grain for green". In 2000-2020, according to the historic development trend, the forestland area (landscape matrix) in the study region would have a continual decrease while the shrub land and grassland areas would be increased, and the landscape pattern would be more fragmental. The implementation of the policies "natural forest protection" and "grain for green" would effectively increase forestland area, being able to reverse the trend of landscape fragmentation and more optimize the landscape pattern.

Key words: eco-protection policy; landscape dynamics; CLUE-S model; upper reaches of Minjiang River.

在"国际地圈与生物圈计划"(IGBP)和"全球环境变化人文计划"(IHDP)的共同推动下,有关土地利用/覆被变化(LUCC)的研究已成为当前全球环境变化研究领域的核心内容之一.土地利用变化受自然、人文因素在不同时空尺度上的相互作用,多项研究表明,土地利用的相关政策是我国土地利用/覆被变化的重要驱动力[1-2].模型研究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[3].模型的建立不仅有助于基本过程的研究,可提供人类和自然扰动对未来土地利用和覆被变化影响的定量认识,对于理解和预测LUCC的格局和过程具有不可代替的作用,而且还能指导人类利用土地的方式及对LUCC观测系统和试验的设计[4].CLUE-S(Conversion of Land Use and Its Effects)模型由荷兰的瓦格宁根大学环境科学系构建和发展,可在多尺度上通过最主要的生物地理和人类驱动因子直观地定量表达土地利用变化[5-9].刘淼等[10]应用CLUE-S模型分析了土地利用模型在时间尺度上的预测能力;谭永忠等[11]应用CLUE-S模型对海盐县的土地利用进行了动态模拟;彭建等[12]应用CLUE-S模型对山区进行了情景模拟;陆汝成等[13]基于CLUE-S模型和Markov方法对环太湖地区的

* 国家自然科学基金项目(40801069)资助.
** 通讯作者. E-mail: lium@iae.ac.cn
2009-09-14 收稿,2010-03-02 接受.

土地利用动态进行了模拟;李巍等[14]借助 CLUE-S 模型探讨了景观生态学方法在环境影响评价中的应用. 应用模型对政策实施后的土地利用变化和生态后果进行模拟分析对于科学决策具有重要的现实意义.

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沙土流失直接影响长江水质. 该地区也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 LUCC 的研究能够为该区生态保护政策的有效制定提供决策依据. 为此,本研究采用 CLUE-S 模型,研究了生态保护政策对未来土地利用变化的影响,对于政策实施后可能带来的后果进行了预案模拟分析,旨在为生态保护政策的制定提供科学依据.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

岷江上游流域(31°26′—33°16′ N,102°59′—104°14′ E)覆盖了松潘、黑水、茂县、理县和汶川 5 县,流域面积 22564 km^2,2000 年总人口约 38 万. 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. 该区海拔高差很大,在 700 ~ 6260 m;降水分布不平衡,主要集中在 6—8 月. 岷江上游地区是藏、羌等少数民族聚居区,经济相对落后. 研究区 1998 年开始实施“天然林保护工程”,禁止对天然林进行采伐,同时实行封山育林;2000 年实施“退耕还林还草工程”,要求坡度大于 25°的耕地退耕还林或还草.

1.2 数据来源及预处理

本研究所使用的数据包括:1)1 ∶ 10 万地形图;2)1986、1994 和 2000 年研究区交通图;3)1974 年的 MSS 影像(139-39,140-37/38/39,空间分辨率80 m×80 m),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,空间分辨率 30 m×30 m);4)2003 和 2004 年 4 月研究区均匀分布的 GPS 调查点 150 个,记录土地利用信息,用于遥感影像解译结果的精度评价.

遥感影像的辐射纠正与几何精纠正的坐标系统采用 Transverse Mecator 投影,Krasovsky 椭球体,中央经线为 105° E. 结合实地考察和地形图信息,在遥感分析软件 ERDAS 8.7 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 4 期(1974、1986、1994 和 2000 年)土地利用图. 基于全国《土地利用现状调查技术规程》[15]建立岷江上游地区的景观分类系统,包括有林地、灌木林地、经济林地、草地、耕地、居民用地、河流、湖泊、沼泽和冰雪裸岩 10 种类型. 但由于 CLUE-S 模型对面积比例的限制(某类型面积应大于研究区总面积的 1% 才能进行模拟),本研究对分类系统进行了调整,将 10 类土地类型整合为 5 类:有林地、灌木林地、草地、耕地和其他. 经济林地和耕地整合为新分类系统的耕地;居民用地、河流、湖泊、沼泽划入其他类型.

应用 150 个采样点的数据对 1974、1986、1994 和 2000 年解译结果评价的 Kappa 指数精度分别为 85.2%、87.5%、90.3% 和 92.2%. 为了解决遥感影像精度不匹配的问题(MSS 分辨率为 80 m×80 m;TM 分辨率为30 m×30 m),将 4 期的解译结果均重采样到 80 m×80 m 分辨率下进行分析. 解译和分析在遥感软件 ERDAS 9.0 和地理信息系统软件 ArcGIS 9.0 中进行.

在 ArcGIS 9.0 软件支持下,利用研究区 1 ∶ 10 万地形图提取等高线、道路信息. 因地形图为 20 世纪 70 年代出版,1986、1994、2000 年的道路图层结合遥感影像和相应年份的交通图进行修正. 应用等高线生成数字高程模型(digital elevation model,DEM),基于 DEM 生成坡度、坡向栅格图(网格 30 m×30 m). 应用 4 期景观类型图提取居民点和河流图层,在 ArcGIS 9.0 扩展模块 spatial analysis 支持下,分别生成到道路、居民点和河流距离的栅格图层(网格 30 m×30 m).

1.3 研究方法

1.3.1 CLUE-S 模型 CLUE-S 模型是针对 CLUE 模型不能应用于小区域的缺点而开发的. 2002 年 10 月发布了 CLUE-S 2.1 版,目前最新版本为 2.4.

与 CLUE 模型相比,CLUE-S 模型是基于高分辨率(一般大于 1 km×l km)的空间图形数据所构建,适于较小尺度的区域土地利用变化研究. 该模型中,每个研究单元(即栅格)被视为土地利用类型的同质空间,由各栅格上的主要土地利用状况表达该栅格的土地利用类型[16-17].

1.3.2 预案设定 岷江上游地区为森林输出区域,森林采伐是研究区景观变化的最直接驱动因素. 研究区经受了多年的森林采伐,但 1998 年国家开始实施的“天然林保护工程”和 2000 年实施的“退耕还林还草”政策,使森林采伐目前被禁止. 本研究的预测从 2000 年开始,基于林业政策的变化设计了 2 个预案:

预案 1: 土地利用/覆被变化基于历史趋势变化,即不考虑"天然林保护工程"和"退耕还林还草工程"状态下土地利用/覆被变化趋势的预测,文中称此预案为"历史趋势预案".

预案 2: 考虑"天然林保护工程"和"退耕还林还草工程"状态下土地利用/覆被变化,文中称此预案为"生态保护预案".

1.3.3 空间尺度的确定　空间尺度指模型模拟过程中采用的空间分辨率(栅格大小). 根据熵理论,相同研究区内的高空间分辨率比低空间分辨率必然包含更多的熵,能够体现更多的细节信息,但同时也将导致预测不确定性的增加,从而使结果准确率较低. 张永民等[8]应用 CLUE-S 模型对奈曼旗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,以尽可能多地反映空间信息. 基于 CLUE-S 模型中示例的默认参数,从 1000 m 分辨率(栅格大小为 1000 m×1000 m)开始,以 100 m 为步长提高空间分辨率. 结果表明,在岷江上游地区(面积为 24740 km^2) CLUE-S 模型最高可运行的分辨率为 200 m,含 1345 行、810 列,共 618545 个栅格. 因此,本研究选择的空间尺度为 200 m.

1.3.4 时间尺度的确定　应用 Kappa 指数对 CLUE-S 模型在岷江上游的时间尺度进行研究. 分别从 1974、1986 和 1994 年模拟到 2000 年,时间分别为 26、14 和 6 a,其标准 Kappa 指数分别为 0.90、0.83 和 0.74. 根据 Kappa 指数大于 0.75 具有较好一致性的理论[18],本研究区适宜的模拟时间长度取 20 a.

1.3.5 需求模块的确定　需求模块是 CLUE-S 模型中一个相对独立的模块,模型要求把不同需求预案的结果输入模型,以便进行空间分配和空间模拟. 不同需求预案的结果可利用各种土地需求量预测方法求取,并且模型要求输入研究期间各年度的各种土地利用类型的需求量. 本研究采用时间序列分析中的 ARIMA 方法和 GM(1,1)方法,根据 2 个预案计算 2000—2020 年土地利用需求量. 由于 1974—2000 年间仅有 4 期景观类型图,采取线性插值法获得期间其他年份数据,同时根据研究区的统计年鉴对其值进行修正. "历史趋势预案"是在研究区土地利用历史数据的基础上应用 ARIMA 方法和 GM(1,1)方法进行预测,分析软件采用统计分析软件 SAS(表 1). "生态保护预案"是在严格保护有林地和考虑退耕还林还草的前提下对"历史趋势预案"进行修正的基础上所确定的(表 2). 退耕还林还草面积数据源于研究区内 5 个县的林业局相关文件.

表 1　"历史趋势预案"面积需求的预测

Tab. 1　Prediction of the area demand in the scenario of "historic trend" (hm^2)

年份 Year	有林地 Forestland	灌木林地 Shrub land	草地 Grassland	耕地 Farmland	其他 Others
2001	1175727	524687	557457	73772	143157
2002	1171116	530044	557854	73868	141918
2003	1166523	535456	558252	73964	140605
2004	1161948	540923	558650	74059	139220
2005	1157391	546445	559048	74155	137761
2006	1152852	552025	559446	74251	136226
2007	1148331	557661	559845	74346	134617
2008	1143827	563354	560243	74441	132935
2009	1139341	569106	560643	74537	131173
2010	1134873	574916	561042	74632	129337
2011	1130422	580786	561442	74727	127423
2012	1125989	586716	561842	74821	125432
2013	1121573	592706	562242	74916	123363
2014	1117174	598757	562643	75011	121215
2015	1112793	604870	563044	75105	118988
2016	1108429	611046	563445	75199	116681
2017	1104081	617285	563846	75294	114294
2018	1099751	623587	564248	75388	111826
2019	1095438	629954	564650	75482	109276
2020	1091142	636385	565052	75575	106646

表 2　"生态保护预案"面积需求的预测

Tab. 2　Prediction of the area demand in the scenario of "eco-protection" (hm^2)

年份 Year	有林地 Forestland	灌木林地 Shrub land	草地 Grassland	耕地 Farmland	其他 Others
2001	1178350	522832	558515	71158	143945
2002	1181001	528170	551145	70894	143591
2003	1183678	533563	543695	70627	143238
2004	1186383	539010	536164	70357	142886
2005	1189115	544513	528552	70085	142535
2006	1191875	550073	520855	69810	142186
2007	1194663	555689	513077	69532	141839
2008	1197480	561362	505214	69252	141492
2009	1200326	567094	497265	68968	141148
2010	1203200	572883	489231	68682	140804
2011	1206104	578732	481109	68392	140462
2012	1209038	584642	472899	68100	140122
2013	1212001	590610	464601	67805	139783
2014	1214995	596640	456214	67506	139445
2015	1218019	602731	447735	67205	139109
2016	1221074	608886	439165	66901	138775
2017	1224161	615102	430502	66593	138442
2018	1227279	621382	421746	66282	138110
2019	1230429	627727	412896	65968	137780
2020	1233611	634025	404061	65651	137452

1.3.6 空间驱动力分析 由于研究区人口密度较低,2000 年仅为 27 人 · km^{-2},人类干扰强度相对较弱,加之社会经济数据的空间化技术还不成熟,因此本文选择了较多的自然驱动因素. 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,选取如下 10 个回归因子:高程(1∶10 万的栅格化 DEM 图)、坡度、坡向(坡度和坡向由 DEM 生成)、到河流距离、到居民点距离、到道路距离(到河流距离、到居民点距离和到道路距离均在 ArcGIS 9.0 的空间分析模块下基于相应专题图生成)、年降水量、年蒸散量(年降水量和蒸散量转化为相应的栅格图)、综合地形指数(compound topographic index,CTI)和坡位指数(topographic position index,TPI). 岷江上游地区地形复杂,土地利用与地形要素关系密切,故选择了较多与地形有关的因子. 由于模拟的基准年为 2000 年,因此各地形因素选择的年份为 2000 年.

综合地形指数也称湿度指数,可以反映空间位置湿度,其算式如下:

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

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[19],可反映土壤性质.

坡位指数是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.

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 模型中的 convert 工具生成 stats 文件,然后转入统计软件 SPSS 进行统计分析,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(receiver operating characteristic)方法评价,其值大于 0.7 表明回归结果较好[20]. ROC 方法为因子解释能力的检验,表示预测概率与观测数据之间的拟合程度[21]. 研究区各土地利用类型的逻辑斯蒂逐步回归结果如表 3 所示.

表 3 中的 Beta 系数由逻辑斯蒂回归方程得出,其值将作为 CLUE-S 模型中参数文件 alloc.reg 的内容. Exp(β)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(odds ratio),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 0.750 和 0.788,精度较低的原因在于这两种土地利用类型的面积较大,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.

1.3.7 转化强度的设定 土地利用类型转化的稳定性(即 ELAS 参数)指在一定时期内,研究区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进行设置,其值越大,土地利用类型转化的稳定性越高. 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,也必须在模型检验的过程中进行调试. 另外,CLUE-S

表 3 研究区各土地利用类型逻辑斯蒂逐步回归结果
Tab.3 Stepwise regression results of logistic equation for different land use types in the study area

驱动因子 Driving factor	有林地 Forestland		灌木林地 Shrub land		草地 Grassland		耕地 Farmland		其他 Others	
	Beta 值 Beta value	Exp(β)	Beta 值 Beta value	Exp(β)	Beta 值 Beta value	Exp(β)	Beta 值 Beta value	Exp(β)	Beta 值 Beta value	Exp(β)
D_1	-6.06E-05	0.9999	0.0002	1.0002	-0.0001	0.9999	0.0002	1.0002	0.0003	1.0003
D_2	0.0002	1.0002	-9.61E-07	1.0000	-0.0003	0.9997	-0.2486	0.7799	-0.0003	0.9997
D_3	0.0039	1.0039	-0.0031	0.9969	0.0037	1.0037	0.0035	1.0036	-0.0326	0.9679
D_4	5.16E-05	1.0001	0.0001	1.0001	-0.0001	0.9999	8.48E-05	1.0001	-0.0001	0.9999
D_5	3.42E-05	1.0000	-1.87E-05	1.0000	-9.13E-05	0.9999	0.3460	1.4134	2.26E-05	1.0000
D_6	4.90E-05	1.0000	2.07E-05	1.0000	-2.12E-05	1.0000	0.2905	1.3371	0.0001	1.0001
D_7	0.0005	1.0005	-0.0034	0.9966	0.0036	1.0036	0.0039	1.0039	-0.0035	0.9965
D_8	-0.0056	0.9944	0.0128	1.0129	-0.0090	0.9911	-0.0071	0.9929	0.0040	1.0040
D_9	-0.0245	0.9758	0.0238	1.0241	0.0072	1.0073	0.1088	1.1149	0.0511	1.0525
D_{10}	-7.78E-06	1.0000	2.22E-05	1.0000	-2.62E-05	1.0000	-6.26E-05	0.9999	7.80E-05	1.0001
C	-0.0877	0.9160	-1.8486	0.1575	-0.6436	0.5254	-4.8885	0.0075	-5.4778	0.0042
ROC 方法 ROC method	0.750		0.788		0.851		0.927		0.93	

D_1: 高程 Elevation; D_2: 坡度 Slope; D_3: 坡向 Aspect; D_4: 到河流距离 Distance to river; D_5: 到居民点距离 Distance to resident; D_6: 到道路距离 Distance to road; D_7: 年降水量 Annual precipitation; D_8: 年蒸散量 Annual evapotranspiration; D_9: 综合地形指数 Comprehensive topographic index, CTI; D_{10}: 坡位指数 Topographic position index, TPI; C: 常量 Constant.

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1974—2000 年的土地利用变化强度和生态保护政策规划的面积,同时参考相关文献[5-9],分别给不同的土地利用类型赋予 ELAS 参数值,为最后的模拟选择较合适的参数方案. 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、其他 0.6.

1.3.8 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.

2　结果与分析

2.1　岷江上游地区土地利用变化的模拟

应用 2000 年岷江上游地区的土地利用图(ASCII 格式),应用上文的面积需求、空间驱动因子和参数、ELAS 参数和转化规划矩阵分别对两个预案下 2000—2020 年研究区土地利用变化进行模拟. 模型模拟以年为步长,两预案均得到 20 个模拟结果,选取 4 幅示例. 由图 1 可以看出,岷江上游地区地形起伏很大,其中林地的面积比例最大,为研究区景观的基质;草地面积次之,主要分布于北部的高原区域和海拔大于 3500 m 区域;灌木林地主要分布于研究区沿岷江的干旱河谷范围,这 3 种土地类型面积占研究区总面积的 88% 以上. 两种预案的模拟结果总体一致,说明景观的基质在两种预案下没有发生变化.

2.2　岷江上游地区土地利用面积的变化

面积需求为 CLUE-S 模型参数的一部分,可应用统计或其他模型方法得到,土地利用/覆被面积变化也是模型输出的一部分,其输出结果与输入的面积需求数量并不完全一致,最大有 5% 的偏差. 研究区 4 种主要土地利用类型中,有林地面积在"历史趋势预案"下呈不断下降趋势,而在"生态保护预案"下呈上升趋势(图 2a);耕地面积在"历史趋势预案"下呈缓慢的上升趋势,在"生态保护预案"下呈下降趋势(图 2b);两种预案下,灌木林地面积均呈上升趋势,且差别不明显,这是因为岷江上游地区灌木林地主要集中于干旱河谷内,森林政策对其影响很小(图 2c);草地面积在"历史趋势预案"下呈缓慢的上升趋势,而在"生态保护预案"下呈下降趋势,这是由于部分适宜草地的植树造林和自然演替所致(图 2d).

2.3　岷江上游地区景观格局的变化

采用景观格局指数方法进行景观格局变化分析. 景观指数选用总斑块数(NP)、景观形状指数(LSI)、香农多样性指数(SHDI)和蔓延度指数(CONTAG),指数计算基于 Fragstats version 3.3 进行.

2000—2020 年间,在两种预案下,研究区景观的斑块指数均呈上升趋势,但在"历史趋势预案"下的上升速度更迅速,且香农多样性指数也呈上升趋势,说明在此预案下各类型斑块面积有趋同趋势. 在"生态保护预案"下,期间香农多样性指数呈下降趋势,说明研究区各景观类型的面积变得更加不平衡. 在"历史趋势预案"下景观形状指数呈上升趋势,而

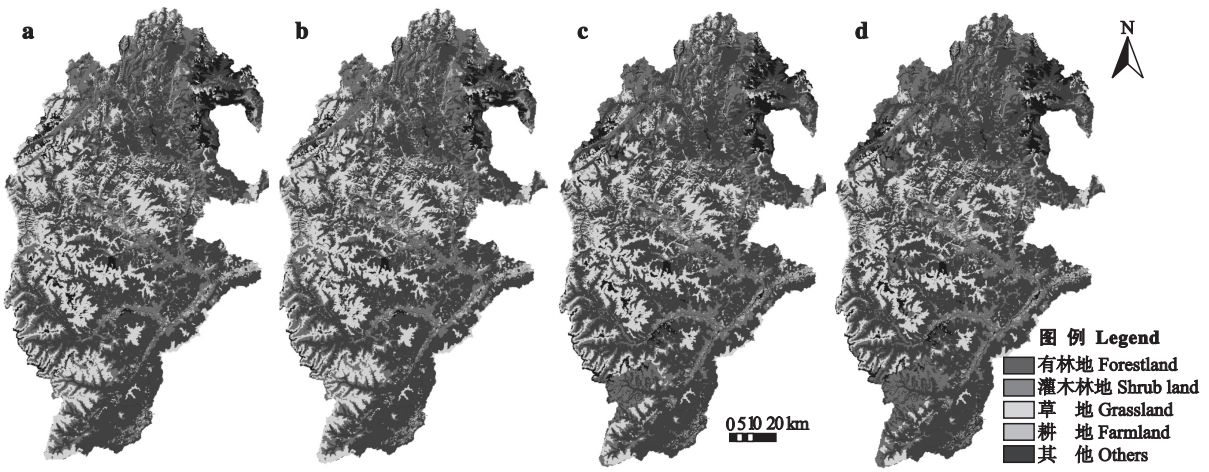

图 1　研究区土地利用的模拟结果

Fig. 1　Simulated results of land use in the study area.

a)2010 年"历史趋势预案"模拟结果 Simulated result under "historic trend scenario" in 2010;b)2020 年"历史趋势预案"模拟结果 Simulated result under "historic trend scenario" in 2020;c)2010 年"生态保护预案"模拟结果 Simulated result under "eco-protection scenario" in 2010;d) 2020 年"生态保护预案"模拟结果 Simulated result under "eco-protection scenario" in 2020.

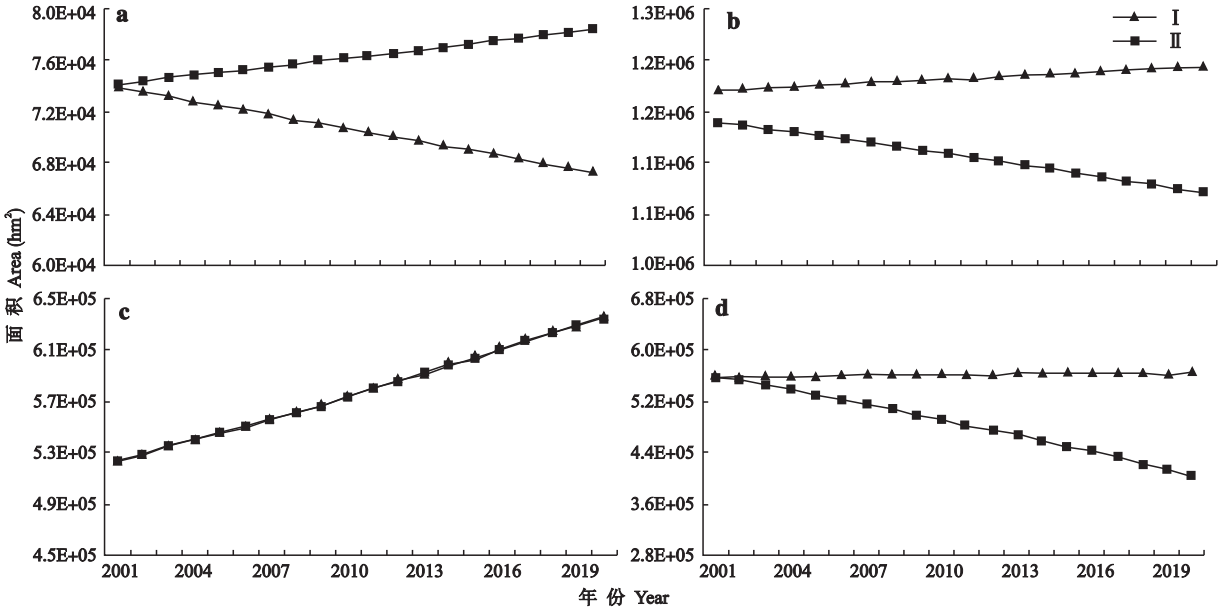

图 2 研究区主要土地利用类型面积的变化

Fig. 2 Change of area of the main land use types in the study area.

a)有林地 Forestland; b)耕地 Farmland; c)灌木林地 Shrub land; d)草地 Grassland. Ⅰ: 历史趋势 Historic trend; Ⅱ: 生态保护 Eco-protection. 下同 The same below.

在“生态保护预案”下则基本保持平稳,该指数上升表明斑块形状越来越复杂. 蔓延度指数在“历史趋势预案”下的下降速度较快,而在“生态保护预案”下则呈缓慢下降趋势,说明少数景观在整体景观中的优势程度较大. 景观蔓延度指数的变化可以说明景观连通性的好坏,在“历史趋势预案”下研究区景观蔓延度指数逐年下降,说明岷江上游地区的景观连通性在逐年下降,而在“生态保护预案”下则不断上升(图 3).

在“历史趋势预案”下,森林经受不断采伐导致斑块数不断增长,森林面积不断减少导致其在研究区景观中的主导类型不断下降、景观的破碎化程度不断加剧、斑块形状更加不规划、景观的连通性不断下降. 在“生态保护预案”下,虽然研究区斑块数有小幅上升,但由于有林地面积的不断增长导致其在景观中的主导作用越来越明显、景观的破碎化程度有减小趋势、景观形状变得更加规划、景观的连通性也将得到改善,使景观格局向着优化的方向发展.

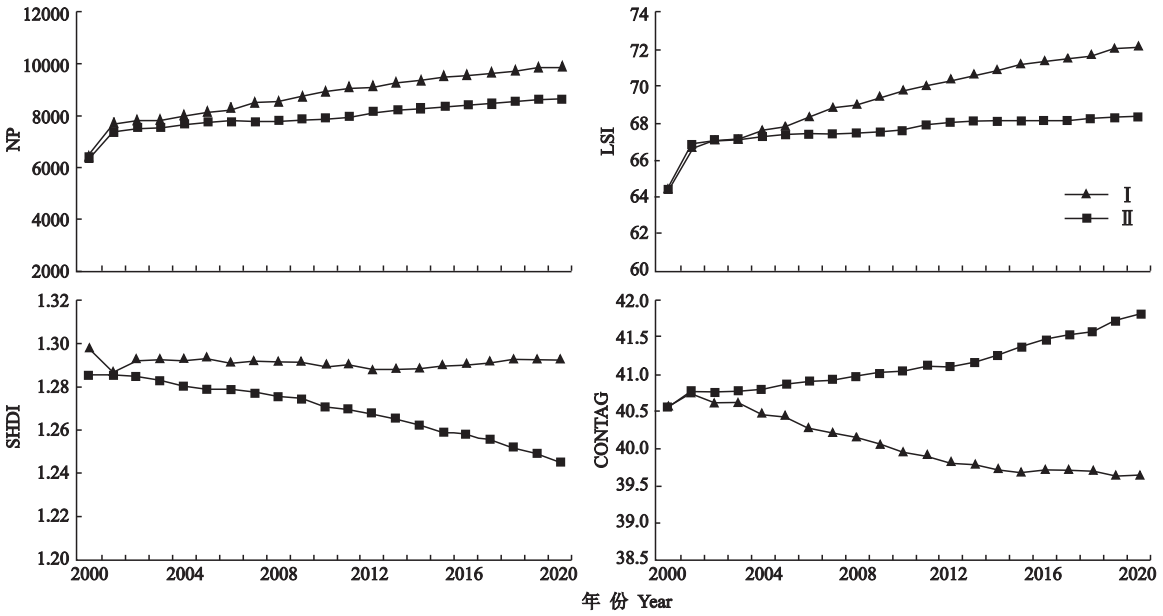

图 3 研究区各景观指数的变化

Fig. 3 Change of the landscape indices in the study area.

3 讨　论

本文设计了两种土地利用/覆被变化的预案,主要考虑因素为是否有"天然林保护工程"和"退耕还林还草工程"政策的影响,因为该政策是影响岷江上游地区景观变化的最主要驱动因素. 两种预案下,研究区有林地向着不同的方向发展,从而导致其他景观类型变化的不同.

2000—2020 年的模拟结果表明,"历史趋势预案"下景观的破碎化程度不断加剧,斑块形状更加不规划,景观的连通性不断下降;在"生态保护预案"下,景观的破碎化程度有减小趋势,景观形状变得更加规划,景观的连通性也将得到改善,景观变化主要以面积变化为主,空间位置上的变化较小. 研究结果表明,"天然林保护工程"和"退耕还林还草工程"政策的实施将使研究区有林地面积不断上升,有效扭转景观格局破碎化的趋势,使景观向着更加优化的方向发展.

本研究较多地选取了自然驱动因子,而社会经济方法的驱动因子较少. 原因是本文的研究目的在于探讨土地利用/覆被对生态保护政策的响应,所以对社会经济方面关注较少. 同时,"社会化像元"或"社会经济空间化"的方法和技术还不成熟,对其进行空间化的手段还难以让人信服,这也是景观生态学研究的一个热点和难点[22-23]. 然而,土地利用变化除受自然因子驱动外,还受社会经济驱动因素的影响,这是本研究的不足之处,还需进一步深入研究.

与基于土地利用变化进行经验分析的模型不同,CLUE-S 模型将土地利用系统作为一个整体,并能够设计不同的预案. 该模型在土地利用需求的基础上可对土地利用类型空间驱动力或土地利用的适宜性进行迭代模拟,能清楚地表示土地利用系统的分层组织关系,且能够有效模拟土地利用变化,可得到较可靠的结果.

CLUE-S 模型能够广泛地应用于区域土地利用变化的模拟. 运用该模型的一个主要限制条件是应具有土地利用变化的历史资料,这是因为该模型是使用经验关系来进行土地利用变化配置的,而这种经验关系源于已经存在的土地利用格局. 所以,在无历史资料时无法应用该模型进行模拟.

参考文献

[1] Shao J-A (邵景安), Li Y-B (李阳兵), Wei C-F (魏朝富), *et al*. The drivers of land use change at regional scale: Assessment and prospects. *Advances in Earth Science* (地球科学进展), 2007, **22** (8): 798-809 (in Chinese)

[2] Song K-S (宋开山), Liu D-W (刘殿伟), Wang Z-M (王宗明), *et al*. Land use change in Sanjiang Plain and its driving forces analysis since 1954. *Acta Geographica Sinica* (地理学报), 2008, **63** (1): 93-104 (in Chinese)

[3] Li X-B (李秀彬). A review of the international researches on land use/land cover change. *Acta Geographica Sinica* (地理学报), 1996, **51** (6): 553-558 (in Chinese)

[4] Lu L (卢　玲), Cheng G-D (程国栋), Li X (李　新). Landscape change in middle Heihe River Basin. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2001, **12** (1): 68-74 (in Chinese)

[5] Bai W-Q (摆万奇), Zhang Y-M (张永民), Yan J-Z (阎建忠), *et al*. Simulation of land use dynamics in the upper reaches of the Dadu River. *Geographical Research* (地理研究), 2005, **24** (2): 207-213 (in Chinese)

[6] Cai Y-M (蔡玉梅), Liu Y-S (刘彦随), Yu Z-R (宇振荣), *et al*. Progress in spatial simulation of land use change CLUE-S model and its application. *Progress in Geography* (地理科学进展), 2004, **23** (4): 63-71 (in Chinese)

[7] Duan Z-Q (段增强), Verburg PH, Zhang F-R (张凤荣), *et al*. Construction of land-use changes simulation model and its application in Haidian District, Beijing. *Acta Geographica Sinica* (地理学报), 2004, **59** (6): 1037-1047 (in Chinese)

[8] Zhang Y-M (张永民), Zhao S-D (赵士洞), Verbug PH. CLUE-S and its application for simulating temporal and spatial change of land use in Naiman Banner. *Journal of Natural Resources* (自然资源学报), 2003, **18** (3): 310-318 (in Chinese)

[9] Zhang Y-M (张永民), Zhao S-D (赵士洞), Verburg PH. Scenario analysis of land use change in Horqin Desert and its surrounding area. *Journal of Natural Resources* (自然资源学报), 2004, **19** (1): 29-38 (in Chinese)

[10] Liu M (刘　森), Hu Y-M (胡远满), Chang Y (常　禹), *et al*. Analysis of temporal predicting abilities for the CLUE-S land use model. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2009, **29** (11): 6110-6119 (in Chinese)

[11] Tan Y-Z (谭永忠), Wu C-F (吴次芳), Mu Y-M (牟永铭), *et al*. Simulation of land use spatial pattern change on county scale in the rapid economic development region. *Transactions of the Chinese Society of Agri-*

cultural Engineering (农业工程学报), 2006, **22** (12): 72-77 (in Chinese)

[12] Peng J (彭 建), Cai Y-L (蔡运龙), Verburg PH. Simulation of land use/cover change scenarios in Karst mountain area. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering* (农业工程学报), 2007, **23** (2): 64-70 (in Chinese)

[13] Lu R-C (陆汝成), Huang X-J (黄贤金), Zuo T-H (左天惠), *et al*. Land use scenarios simulation based on CLUE-S and Markov composite model-A case study of Taihu Lake Rim in Jiangsu Province. *Scientia Geographica Sinica* (地理科学), 2009, **29** (4): 577-581 (in Chinese)

[14] Li W (李 巍), Xie D-C (谢德媦), Zhang J (张 杰). Application of landscape ecological method in planning environment impact assessment: A case study for east part of Dalian Forest Park. *China Environmental Science* (中国环境科学), 2009, **29** (6): 605-610 (in Chinese)

[15] National Agricultural Zoning Commission (农业区划委员会). Technical Specification for Land Use Survey. Beijing: National Agricultural Zoning Commission, 1984 (in Chinese)

[16] Verburg PH, Soepboer W, Limpiada R, *et al*. Modeling the spatial dynamics of regional land use: The CLUE-S model. *Environmental Management*, 2002, **30**: 391-405

[17] Verburg PH, de Nijs TCM, van Ritsema Eck J, *et al*. A method to analyse neighbourhood characteristics of land use patterns. *Computers, Environment and Urban Systems*, 2004, **28**: 667-690

[18] Bu R-C (布仁仓), Chang Y (常 禹), Hu Y-M (胡远满), *et al*. Measuring spatial information changes using Kappa coefficients: A case study of the city groups in central Liaoning Province. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2005, **25** (4): 778-784 (in Chinese)

[19] Gessler PE, Moore ID, McKenzie NJ, *et al*. Soil-landscape modeling and spatial prediction of soil attributes. *International Journal of GIS*, 1995, **9**: 421-432

[20] Wang J-C (王济川), Guo Z-G (郭志刚). Logistic Regression Model: Method and Application. Beijing: Higher Education Press, 2001 (in Chinese)

[21] Jr Gil Pontius R, Schneider LC. Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2001, **85**: 239-248

[22] Moore ID, Gessler PE, Nielsen GA, *et al*. Terrain attributes: Estimation methods and scale effects// Jakeman AJ, Beck MB, McAleer M, eds. Modeling Change in Environmental Systems. London: Wiley, 1993: 189-214

[23] Wu J-G (邬建国). Landscape Ecology. Beijing: Higher Education Press, 2000 (in Chinese)

作者简介 刘 淼, 男, 1979 年生, 博士, 副研究员. 主要从事景观生态和流域生态研究, 发表论文 30 余篇. E-mail: lium@iae.ac.cn

责任编辑 杨 弘