

# 松嫩高平原黑土区土地利用/覆被变化 及其景观生态风险分析

孙丽娜, 宋 戈

(东北农业大学 资源与环境学院, 哈尔滨 150030)

**摘 要:**土地利用/覆被变化及其景观生态风险分析是实现区域土地生态安全和可持续发展的基础。以松嫩高平原黑土区黑龙江省巴彦县为研究区,利用 GIS 的空间分析功能,对巴彦县 1991 年、2006 年和 2009 年三期遥感影像的解译数据进行图层代数运算,定量分析了 18 a 来巴彦县土地利用变化情况、各地类之间的转换情况,并运用生态风险指数法测算分析了三个时期景观生态风险的变化情况,最后对生态风险指数进行克吕格插值,得出巴彦县景观生态风险的空间分布情况。结果表明:18 a 间,巴彦县土地利用变化及各地类之间的转化比较复杂,且主要是耕地、林地、其它用地之间的转化;土地利用结构的变化导致景观生态风险指数发生显著的时空差异,各级生态风险区域所占面积变化程度不同;插值结果表明巴彦县生态风险逐年加大,且生态风险分布主要受地形和地类的影响。巴彦县景观生态风险有扩大的趋势,应加强中高级以上生态风险区域的生态保护和建设,以实现生态环境和社会经济的协调发展。

**关键词:**土地利用/覆被变化;景观生态风险;松嫩高平原;巴彦县

中图分类号:F323.212

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2012)01-0148-06

## Land Use/Cover Change and Its Landscape Ecological Risk Analysis in the Black Soil Region of Songnen High Plain —A Case Study of Bayan County

SUN Li-na, SONG Ge

(College of Resources and Environment, Northeast Agriculture University, Harbin 150030, China)

**Abstract:** Land use/cover change and its landscape ecological risk analysis are the basis for realizing regional land ecological and sustainable development. In this paper, Bayan County in Heilongjiang Province was taken as the study area, the spatial analysis function of GIS was used to make the layer algebra operation of the interpretation data of the remote sensing image in 1991, 2006 and 2009, quantitatively analyze the land use change situation, the transition situation of every land use type in the 18 years, and the ecological risk index method was used to calculate and analyze the change situation of the landscape ecological risk in the three periods, and finally, the Kriging interpolation of the ecological risk index was performed to get the spatial distribution situation of its landscape ecological risk in Bayan County. The results showed that in the 18 years the land use change and the transition of every land use type were comparatively complex, and the main transition occurred among the cultivated land, forest land and other kind land; the change of land use structure led to the remarkable temporal-spatial differences of the landscape ecological risk index, and the change extent of the area proportion of every level ecological risk region; the interpolation result shows that the ecological risk increases year by year, and the ecological risk distribution was mainly affected by the terrain and land use type. The landscape ecological risk of Bayan County has the enlarging trend, ecological protection and construction of the area which is higher than the medium level should be strengthened so as to realize the coordination development of the ecological environment and society economy.

**Key words:** land use/cover change; landscape ecological risk; Songnen High Plain; Bayan County

收稿日期:2011-06-14

修回日期:2011-07-13

资助项目:国家自然科学基金(41071346);国家科技支撑计划项目(编号为 2008BAD96B02);东北农业大学黑土创新团队项目(CXT003-4-1)

作者简介:孙丽娜(1983—),女,黑龙江省巴彦县人,博士生,主要研究方向土地利用。E-mail:nana19831118@163.com

通信作者:宋戈(1969—),女,黑龙江省庆安县人,博士/博士后,教授/博导,主要研究方向为土地利用。E-mail:songgelaoshi@163.com

近年来,土地利用/覆被变化在全球环境变化和可持续发展研究中占有重要的地位,绝大部分自然生态系统的空间已被人类各种土地利用所改变,土地利用/覆被变化在很大程度上记录了人与自然的相互作用的过程<sup>[1]</sup>。景观生态风险分析是在景观基础上,描述人类活动或自然灾害对区域内生态系统结构、功能等产生不利生态效应的可能性和危害程度的过程<sup>[2]</sup>。由于自然条件和人类活动干扰程度的差异,不同区域生态功能与土地利用变化过程是不一样的,土地利用变化必然导致景观生态风险的变化,进而影响区域土地生态结构和功能。因此,探索区域土地利用变化及其产生的生态风险效应对于实现区域生态环境保护和恢复具有重要意义。

目前,国内外学者相关的研究主要有:一是对土地利用/覆被变化的研究,代表学者有李秀彬、葛全胜、史培军、摆万奇等人,分别对不同区域的土地利用变化、对区域的影响及动态演变模拟进行了研究<sup>[3-6]</sup>;二是对生态风险的研究,代表学者有 Preston B、陈鹏、高永年、卢宏伟等,分别对生态风险评价及生态功能分区等方面进行研究<sup>[7-12]</sup>;三是土地利用变化及其景观生态风险研究,张银辉、王娟、高永年等人的研究区多集中于流域地区<sup>[13-16]</sup>,肖杨、李景刚、谢花林等人的研究则是在分析土地利用变化的基础上,对景观生态风险进行空间分析<sup>[16-20]</sup>。本文突破研究区限制,以松嫩高平原黑土区巴彦县为研究区,该区域耕地面积大、质量好,是国家重要的商品粮生产基地,研究该区域的土地利用变化及其对景观生态风险的影响,对于保护耕地生态环境,确保粮食安全以及实现土地可持续利用意义重大。

## 1 研究区概况

松嫩高平原黑土区位于黑龙江省西部松嫩平原腹地,属于由小兴安岭余脉向松嫩平原过渡地带,此区域具有土壤肥沃、腐殖质深厚、有机质含量高、团粒结构好等特点,成为重要的农业土壤,是宝贵的土地资源,年均粮食商品率高达 70% 以上。巴彦县是松嫩高平原黑土区内具有很强代表性的区域,辖 10 镇、8 乡、116 个行政村,总人口为 70.0 万人,其中农业人口 56 万人,总土地面积 31.33 万  $\text{hm}^2$ ,耕地占土地总面积的 72.5%,是国家重点商品粮生产县。全县地势东高西低、北岗南平、中部多丘陵,素有“三山一水六分田”之称,地理形状为北宽南窄的楔形。该区域属于中温带大陆性季风气候,夏季温暖多雨,冬季寒冷干燥,雨热同季,并以黑土和草甸土为主,是典型波状缓坡漫岗平原耕地利用的地貌类型。

## 2 数据与方法

### 2.1 数据获取

研究所需的资料为巴彦县 1991 年、2006 年和 2009 年三个时期的土地利用数据,数据来源于 1991 年、2006 年和 2009 年 3 个年份的 TM/ETM+ 遥感影像的解译。土地利用分类为耕地、林地、园地、牧草地、水域、建设用地及其它用地 7 种景观斑块类型,土地利用数据用 COVERAG 格式存放。

### 2.2 评价单元的划分

根据研究区范围和采样的工作量,将研究区划分为  $4\text{ km} \times 4\text{ km}$  的正方形作为评价单元,采样方式为等间距,共有 244 个采样区,计算每一样区的景观损失指数,以此作为样地中心点的生态风险值。

### 2.3 研究方法

在 GIS 技术的支持下,以景观格局指数为评价指标分析松嫩高平原黑土区巴彦县土地利用变化及其对区域景观生态风险的影响。

2.3.1 土地利用变化分析方法 土地利用变化的实质是区域内不同用地之间的相互转换,本文在 ArcGIS 平台下分别将 1991 年、2006 年和 2006 年、2009 年的土地利用矢量数据进行空间叠加分析,得出研究时段内各类用地之间的转换数量及空间分布。并引用各地类的转化率<sup>[11]</sup> ( $CR_{ijk}$ ) 来研究各地类之间的相互转换趋势和速率,计算公式为:

$$CR_{ijk} = \frac{|Z_{it} - Z_{jt}|}{|\Delta Z_{jt}|} \times 100\% \quad (1)$$

式中:  $CR_{ijk}$ ——在时间  $t$  内,地类  $i$  转变为地类  $j$  占地类  $j$  变化面积的比例,即地类  $i$  对地类  $j$  面积变化的贡献率;  $Z_{it} - Z_{jt}$ ——在时间  $t$  内地类  $i$  转变为地类  $j$  的面积;  $\Delta Z_{jt}$ ——在  $t$  时间段内景观类型  $j$  的变化面积(增加或减少);  $i, j$ ——初期、末期的地类,分别为耕地、林地、园地、牧草地、水域、建设用地和其它用地。

2.3.2 区域景观生态风险分析方法 为建立景观结构与区域生态风险之间的联系,本文引用生态风险指数<sup>[13]</sup>,描述样地内综合生态风险的相对大小,通过采样的方法将景观空间结构转化为空间化的生态风险变量,计算公式为:

$$ER_i = \sum_{i=1}^n \frac{A_i}{A} R_i \quad (2)$$

式中:  $ER_i$ ——生态风险指数;  $n$ ——景观分组类型的数量;  $A_i$ ——区域内第  $i$  类景观组分的面积;  $A$ ——景观的总面积;  $R_i$ ——第  $i$  中景观组分所反映的景观损失指数。

$$R_i = 10 \times U_i \times S_i \quad (3)$$

$$U_i = aC_i + bF_i + cD_i \quad (4)$$

$$C_i = N_i / A_i \quad (5)$$

$$F_i = \frac{\sqrt{C_i}}{2P_i} \quad P_i = A_i / A \quad (6)$$

$$D_i = \ln m + \sum_{i=1}^n P_i \times \ln P_i \quad (7)$$

式中:  $R_i$ ——景观损失指数, 遭遇干扰时各类型景观所受到的生态损失的差别, 即其自然属性损失的程  
度, 是某一景观类型的景观干扰指数  $U_i$  和景观敏感  
度指数  $S_i$  的综合;  $U_i$ ——景观干扰指数, 在自然、人  
为干扰下, 景观一般由单一、连续和均质的整体向复  
杂的、不连续和异质的斑块镶嵌体变化<sup>[13,21]</sup>;  $S_i$ ——  
景观敏感度指数, 不同生态系统的易损性, 与其在景  
观自然演替过程中所处的阶段有关, 一般情况下, 处  
于初级演替阶段、食物链结构简单、生物多样性指数  
小的生态系统较为脆弱, 本文借鉴他人研究成果<sup>[8,14,21]</sup>, 并结合研究区实际将该区 7 类景观类型敏  
感度指数排序由高到低依次为: 1 建设用地、2 林地、  
3 耕地、4 牧草地、5 园地、6 水域、7 其它用地, 进行归  
一化处理后得到各自的脆弱度指数;  $C_i$ ——景观破碎  
度;  $F_i$ ——景观分离度;  $D_i$ ——景观优势度;  $N_i$ ——  
景观的斑块数;  $A_i$ ——斑块面积;  $A$ ——景观总面积;  
 $m$ ——景观中斑块类型的总数;  $P_i$ ——各类景观的面  
积比;  $a, b, c$ ——别为破碎度、分离度和优势度的权  
重, 借鉴前人的相关研究成果并结合研究区的实际情  
况,  $a, b, c$  的权重值为 0.5, 0.3, 0.2, 其中其它用地的  
权重为 0.3, 0.2, 0.5;  $i$ ——耕地、林地、园地、牧草  
地、水域、建设用地、其它用地 7 种景观类型。

## 2.4 空间分析方法

地统计学是一系列检测、模拟和估计变量在空间  
上的相关关系和格局的统计方法。区域生态风险指

数本身是一种空间变量, 空间变化特征具有结构性和  
随机性, 本文采用地统计学中的变异函数方法, 借助  
半方差函数进行区域生态风险程度的空间分析, 计算  
公式如下:

$$r(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_i^{n(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (8)$$

式中:  $r(h)$ ——样本距为  $h$  的半方差;  $h$ ——样本间隔  
距离;  $n(h)$ ——抽样间距为  $h$  时的样点对总数;  
 $Z$ ——某一系统属性的随机变量;  $x$ ——空间位置;  
 $Z(x_i), Z(x_i + h)$ ——变量在  $x_i$  和  $x_i + h$  点的取值。  
以半方差  $r(h)$  为纵坐标, 样本间距  $h$  为横坐标作图  
即半方差图。运用 ArcGIS 的空间分析和地统计功  
能, 通过求和、采样、普通 Kriging 空间插值, 以及对  
所得的实际半方差图用球状模型拟合, 从而得到生态  
风险指数空间分布图。

## 3 结果与分析

### 3.1 研究区土地利用变化

3.1.1 研究区土地利用结构及特点 通过对巴彦县  
1991 年、2006 年及 2009 年土地利用数据的统计及分  
析, 由表 1 可以看出, 研究区在这 18 a 间, 耕地、牧草  
地、水域和建设用地面积都有所增长, 其中耕地面积  
增加比较明显, 占土地比重由 1991 年的 70.53% 增  
加到 2009 年的 74.83%, 其次是水域、牧草地和建设  
用地; 其它地类面积均不同程度地减少, 其中林地面  
积减少后又出现增加, 但总数 2009 年的较 1991 年的  
仍是减少, 其它用地面积减少明显, 占土地比重由  
1991 年的 5.58% 减少到 2009 年的 0.08%。上述变  
化表明, 巴彦县作为农业大县, 对耕地的保护力度较  
大, 且其耕地数量的增加主要来源于林地和其它用地  
的转化。

表 1 不同年份巴彦县各类用地比重

%

年份	耕地	林地	园地	牧草地	水域	建设用地	其它用地
1991	70.53	13.63	0.05	2.34	1.76	6.11	5.58
2006	74.37	11.38	0.02	2.00	1.87	6.19	4.16
2009	74.83	12.07	0.01	2.76	4.13	6.13	0.08

3.1.2 研究区各地类时空转化 运用 ArcGIS 的空  
间叠加分析功能, 将 1991 年、2006 年和 2009 年土地  
利用图相互叠加, 得出各地类面积之间的相互转化数  
量关系, 并运用转化率定量研究各地类之间的转化速  
度与方向, 揭示各地类相互转化规律及程度。

1991—2006 年, 耕地、水域和建设用地面积增  
加, 林地、园地、牧草地和其它用地的面积减少(表  
2)。由公式(1)可以算出各地类之间的转化率, 其中,  
林地、建设用地向耕地的转入率较高, 分别为 3.42%,

2.51%, 耕地、牧草地和其它用地向水域的转入率较  
高, 分别为 9.13%, 10.02%, 11.58%, 耕地向建设  
用地的转入率较高, 为 11.30%; 林地向耕地的转  
出率为 3.40%, 园地向耕地、林地的转出率分别为  
35.64% 和 6.70%, 牧草地向耕地和水域的转出率分  
别为 7.34% 和 2.35%, 其它用地向耕地、林地、水域  
和建设用地的转化率分别为 11.87%, 3.00%,  
2.93%, 1.36%。

2006—2009 年, 耕地、林地、牧草地、水域面积增

加,园地、建设用地和其它用地面积减少(表 3)。同样可以算出各地类之间的转化率,其中,林地、牧草地和其它用地向耕地的转入率分别为 1.28%,1.49%,3.01%,耕地和其它用地向林地的转入率分别为 11.19%,2.72%,耕地和其它用地向牧草地的转入率分别为 48.58%,25.07%,耕地、其他用地向水域的转入率分别为 33.50%,17.64%,耕地向建设用地的转入率为 13.71%;园地向耕地、林地的转出率分别为 74.37%,14.04%,其它用地向耕地、林地和建设用地的转出率分别为 46.50%,8.56%,6.77%。

表 2 1991—2006 年研究区土地利用转移矩阵 hm<sup>2</sup>

土地利用类型	1991 年								
	耕地	林地	园地	牧草地	水域	建设用地	其它用地	(空白)	总计
2006 年	耕地	215228.8426	7973.9386	118.7236	1133.2484	1085.2924	1871.1427	5856.9910	0.0000 233268.1792
	林地	1212.2083	34021.4079	4.1375	25.5855	119.6879	66.0198	245.5568	0.0000 35694.6037
	园地	20.3619	3.8256	32.0880	0.0000	0.0000	0.3565	0.4997	0.0000 57.1317
	牧草地	460.2859	59.8764	0.5905	5521.3066	147.5883	33.0870	46.2337	0.0000 6268.9684
	水域	535.9687	213.2262	0.0000	588.0658	3751.6057	99.6567	679.6082	0.0000 5868.1314
	建设用地	2194.4353	92.9904	1.1066	16.2788	24.0476	16919.7384	172.7230	0.0000 19421.3201
	其它用地	1550.5762	391.7532	3.6317	39.9017	382.3685	177.4438	10514.6842	0.0023 13060.3616
	(空白)	0.0015	0.0000	0.0000	0.0509	0.0007	0.0000	0.0005	0.0000 0.0536
	总计	221202.6805	42757.0182	160.2779	7324.4376	5510.5910	19167.4449	17516.2971	0.0024 313638.7497
各地类面积净变化		12065.4988	-7062.4145	-103.1463	-1055.4692	357.5403	253.8752	-4455.9355	

表 3 2006—2009 年研究区土地利用转移矩阵 hm<sup>2</sup>

土地利用类型	2006 年								
	耕地	林地	园地	牧草地	水域	建设用地	其它用地	(空白)	总计
2009 年	耕地	217737.8130	3006.5816	25.3528	3496.7710	1250.4185	1835.1902	7052.8092	537.4712 234942.4075
	林地	4224.0398	31852.1564	28.4667	190.7772	143.7545	279.0217	1026.2774	138.9905 37883.4842
	园地	29.2532	5.5151	0.0000	0.0000	0.5221	1.3351	2.6985	0.0000 39.3240
	牧草地	4161.2075	206.9494	0.0713	1243.7741	492.4137	313.8205	2147.5740	96.3715 8662.1821
	水域	4234.8311	278.4339	0.3824	1197.3840	3637.6555	1063.5090	2230.1541	317.5058 12959.8557
	建设用地	2639.1336	211.7558	2.8584	22.8815	77.0217	15857.9932	422.0771	4.0347 19237.7562
	其它用地	117.6071	21.6552	0.0000	4.5924	9.0093	17.1239	82.9157	0.5239 253.4275
	(空白)	124.2940	111.5563	0.0000	112.7883	257.3360	53.3264	95.8556	0.2638 755.4203
	总计	233268.1792	35694.6037	57.1317	6268.9684	5868.1314	19421.3201	13060.3616	1095.1615 314733.8575
各地类面积净变化		1674.2283	2188.8805	-17.8076	2393.2136	7091.7244	-183.5639	-12806.9341	

通过对研究区 18 a 年间的土地利用类型转化情况进行分析可以得知:(1)地类之间的转化比较复杂,既有其它地类向某一地类的转入,又有各地类向其它地类的转出;(2)在各地类相互转化关系中,其它地类向耕地的转化率较高,表明研究区对耕地保护的力度加大,并取得一定成效;(3)林地、其它用地面积的减少对耕地增加的贡献率较大,说明研究区产业结构调整向着发展粮食种植的方向进行,这与巴彦县作为我国产粮大县的职能定位相符合;(4)建设用地面积先增加后减少,18 a 间共增加了 70.31 hm<sup>2</sup>,且主要来源于耕地、林地和其它用地的转化,建设用地面积的增加是人类社会发展的必然结果。

3.2 研究区景观生态风险评价

3.2.1 研究区景观生态风险的时序变化 根据公式(2)—(7),对研究区 1991 年、2006 年及 2009 年 244 个评价单元的生态风险指数进行计算,从结果(表 4)

可以看出各评价单元的生态风险指数变化趋势为先减后增、持续减少、持续增加和先增后减,这四种趋势所占的面积比例分别为 20.08%,10.24%,37.30%,32.38%。18 a 间研究区有 68.03%的评价单元的生态风险指数增大,生态安全降低。

为了便于比较研究区生态风险的大小,运用 SPSS 软件绘制生态风险指数分布图,根据曲线斜率的突变点(拐点)确定等级数目和临界点。巴彦县的生态风险指数划分为五个级别,即高生态风险区(Ⅰ:ER≥0.2730)、中生态风险区(Ⅱ:0.2417≤ER<0.2730)、低生态风险区(Ⅲ:0.2000≤ER<0.2417)、弱生态风险区(Ⅳ:0.1273≤ER<0.2000)和无生态风险区(Ⅴ:ER<0.1273)。本文生态风险级别的划分是针对该研究区的相对标准,便于比较研究区内的风险大小情况,并非绝对标准,不能与其它研究区相比较。

表 4 1991 年、2006 年及 2009 年研究区生态风险评价结果

编号	1991 年	2006 年	2009 年	编号	1991 年	2006 年	2009 年
NO. 001	0.1456	0.1125	0.1790	NO. 123	0.1809	0.1808	0.1934
NO. 002	0.2534	0.0225	0.2510	NO. 124	0.1830	0.2078	0.2261
NO. 003	0.2811	0.1900	0.2133	NO. 125	0.2298	0.2405	0.2525
NO. 004	0.2468	0.1938	0.2501	NO. 126	0.1834	0.2073	0.2545
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
NO. 070	0.2500	0.2504	0.2831	NO. 192	0.2742	0.2905	0.2555
NO. 071	0.2077	0.2322	0.2671	NO. 193	0.2611	0.3240	0.2854
NO. 072	0.2979	0.2893	0.2240	NO. 194	0.1759	0.2194	0.2658
NO. 073	0.1134	0.1599	0.2279	NO. 195	0.1126	0.0783	0.1679
NO. 074	0.1827	0.1579	0.1581	NO. 196	0.2049	0.1646	0.1699
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
NO. 118	0.1480	0.1522	0.1727	NO. 240	0.1404	0.2112	0.1550
NO. 119	0.0593	0.1224	0.1604	NO. 241	0.2128	0.2076	0.2196
NO. 120	0.1007	0.1007	0.1000	NO. 242	0.2902	0.3014	0.2626
NO. 121	0.1833	0.2459	0.2486	NO. 243	0.2747	0.2481	0.2141
NO. 122	0.2826	0.2766	0.3277	NO. 244	0.1422	0.1522	0.1858

对研究区 244 个评价单元的生态风险指数各级所占面积进行统计(图 1),可以看出,1991—2009 年间,各级生态风险变化趋势不一,无生态风险区和弱生态风险区面积逐年减少,平均年下降率分别为 2.99%和 0.76%,低生态风险区面积增加,平均年增长率为 0.34%,中生态风险区面积先减少后增加,平均年增长率为 1.07%,高生态风险区面积增加后又出现略微减少,平均年增长率为 2.34%。

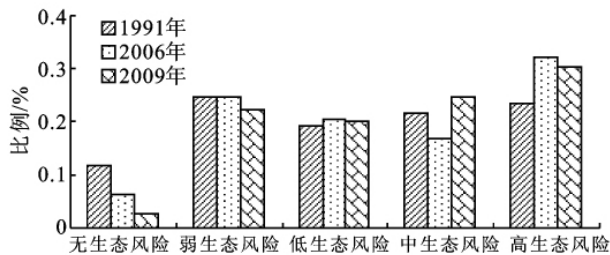


图 1 不同年份各级生态风险面积所占比例

3.2.2 研究区景观生态风险的空间分异 本文运用地统计学方法对研究区生态风险空间分异进行研究。首先对研究区生态风险指数进行常规性统计分析,得知生态风险指数的整体特征,然后对数据分布类型进行正态分布检验,得知数据的集中性和变异性情况,再运用地统计软件 GS+3.0 对数据进行半方差分析,反映不同距离观测值之间的变化趋势,同时根据数据的不同类型的半方差模型进行拟合,根据拟合度和残差的大小来判断选取最佳理论模型,分析发现研究区的理论模型符合指数模型,其基台值为 0.585,基台值明显说明生态风险指数具有明显的空间依赖性和空间结构,变程为 1.089 km,块金值与基台值的比值为 0.502,表明变量的空间相关性中等,即生态风险的空间变异除了受内在结构性因子影响之外,还

受外在因素的影响,如人为干扰、社会经济因素等。通过分析发现研究区生态风险指数在一定的空间范围内具有空间相关性,其理论函数拟合的决定系数经统计检验达到显著水平,半方差函数模型的选取符合要求。

应用 ArcGIS 9.2 的地统计分析集模块(Geostatistical Analyst)中的 Kriging(克里格插值)方法对 1991 年、2006 年和 2009 年采样数据进行空间最优内插,并用研究区区域边界进行分割,得到三个时期巴彦县生态风险指数的空间分布情况,结果如图 2 所示。1991—2009 年巴彦县生态风险逐年增加,通过分析发现,研究区生态风险逐年加大,生态风险分布主要受地形和地类的影响较大。巴彦县东部地势较高,主要为林地,其生态风险较小;中部生态风险较高区域主要与建设用地分布有关;周边水域附近生态风险相对较小。具体分布情况如下:1991 年生态风险整体较低,相对较高的区域主要分布在龙庙镇、巴彦镇、兴隆镇、德祥乡、天增镇和山后乡,且均处于中生态风险区,其它乡镇均属于低生态风险区、弱生态风险区,其中黑山镇部分区域属于无生态风险区;2006 年出现高生态风险区,主要分布在德祥乡、天增镇和龙庙镇,黑山镇、富江乡、松花江乡、红光乡及西集镇的部分区域,属于弱生态风险区,其它乡镇的大部分区域均属于中生态风险区和低生态风险区;2009 年高生态风险区面积继续增加,主要分布在德祥乡、天增镇、龙庙镇和巴彦镇,黑山镇、富江乡及松花江乡的部分区域属于弱生态风险区,且生态风险区在各乡镇所占的面积较少,其它乡镇的大部分区域均属于中生态风险区和低生态风险区。

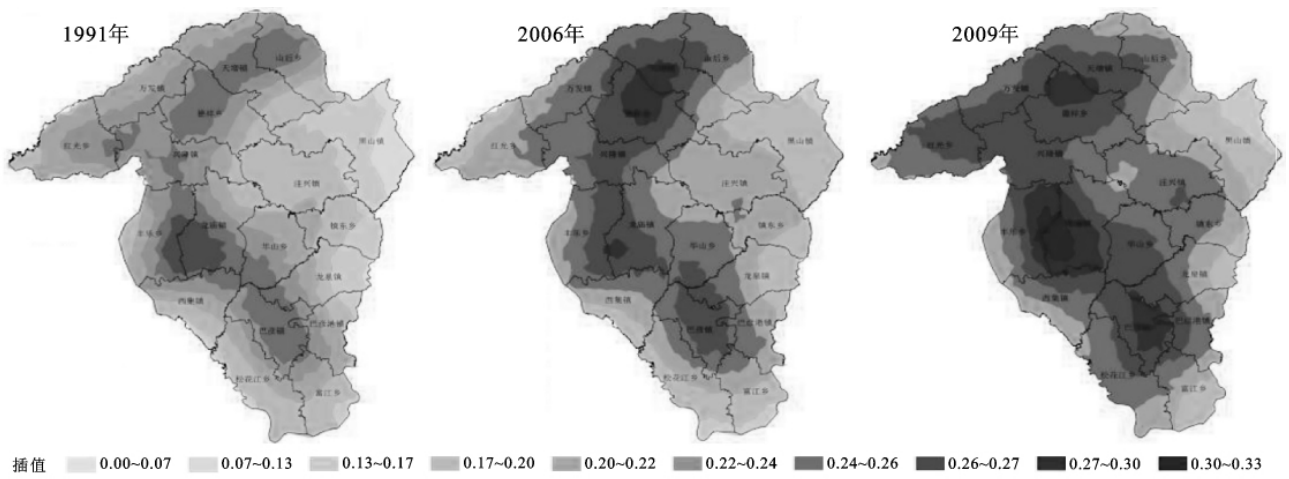


图 2 不同年份生态风险克吕格插值空间分布

4 结论与讨论

(1)18 a 间,巴彥县土地利用变化表现为耕地、牧草地、水域和建设用地面积有所增长,其它地类面积均不同程度减少。上述变化表明,巴彥县作为农业大县,对耕地的保护力度较大,且其耕地数量的增加主要来源于林地和其它用地。

(2)通过土地利用类型相互转化分析可以看出,18 a 间,巴彥县各地类之间的转化比较复杂,既有某一地类向其它地类的转入,又有各地类向其它地类的转出。其中,其它地类向耕地的转化率较高,林地、其它用地面积的减少对耕地增加的贡献率较大,建设用地面积先增加后减少,且主要来源于耕地、林地和其它用地的转化。导致以上结果的原因主要是研究区对耕地保护的力度加大,产业结构调整向着发展粮食种植的方向进行,建设用地面积的增加是人类社会发展的必然结果。

(3)1991 年、2006 年及 2009 年,研究区生态风险指数计算结果表明:各评价单元的生态风险指数变化表现为先减后增、持续减少、持续增加和先增后减,有 68.03% 的评价单元的生态风险指数增大,说明全县整体生态安全降低。通过生态风险分区可以看出,18 a 间,无生态风险区和弱生态风险区面积逐年减少,低生态风险区面积增加,中生态风险区面积先减少后增加,高生态风险区面积增加后又出现略微减少。

(4)1991 年、2006 年及 2009 年巴彥县生态风险指数克吕格插值结果表明,研究区生态风险逐年加大,生态风险分布主要受地形和地类的影响较大。巴彥县东部生态风险较小,中部生态风险较高,周边水域附近生态风险相对较小。1991 年,生态风险整体较低,相对较高的区域主要分布在龙庙镇、巴彥镇等 6 个乡镇,且均处于中生态风险区,其它乡镇均属于

低生态风险区、弱生态风险区,其中黑山镇部分区域属于无生态风险区;2006 年,出现高生态风险区,主要分布在德祥乡、天增镇等 8 个乡镇的部分区域,属于弱生态风险区,其它乡镇的大部分区域均属于中生态风险区和低生态风险区;2009 年,高生态风险区面积继续增加,主要分布在德祥乡、天增镇等 4 个乡镇,黑山镇、富江乡及松花江乡的部分区域属于弱生态风险区,且生态风险区在各乡镇所占的面积较少,其它乡镇的大部分区域均属于中生态风险区和低生态风险区。

本文以景观格局指数作为巴彥县相对生态风险的评价指标,没有考虑社会、经济及环境等其它因素对生态风险的影响,但由于土地利用景观格局的改变必定会引起区域生态功能的变化,故通过研究不同土地利用景观类型之间的转移变化特征来识别区域生态环境的变化趋势及其内在因素是可行的。此外,本文的生态风险分级是为了便于比较研究区内生态风险大小的不同,是相对标准,与其它区域相比较不具有可比性。本文的研究结果可以为区域生态环境管理提供数量化的决策依据和理论支持,根据景观生态风险的高低程度,进行相应的生态建设和环境保护,从而提高研究区的土地生产功能和环境功能;同时,对于土地生态风险区域的生态建设也不能忽视,确保低生态风险区不向高生态风险区演化是实现区域生态环境良好的基本保障,最终实现巴彥县生态环境和社会经济建设的协调和可持续发展。

参考文献:

[1] 吴次芳,宋戈. 土地利用学[M]. 北京:科学出版社,2009: 420-431.  
[2] Barrell S M, Gardner R H, O' Neill R V. Ecological Risk Estimation[M]. Boca Raton:Lew Publishers,1992.

- [5] 刘雁,刘春艳,李秀霞.大连市土地资源可持续利用评价[J].国土与自然资源研究,2009,61(4):61-62.
- [6] 余文政,曲福田,祁英香,等.青海湖地区土地持续利用评价[J].中国生态农业学报,2009,17(5):1017-1022.
- [7] 赵友翼,赵廷刚,岳斌,等.黄土高原丘陵沟壑区城市土地可持续利用评价研究[J].中国沙漠,2009,29(6):1179-1185.
- [8] 俞孔坚,袁弘,祁英香,等.北京市浅山区土地可持续利用的困境与出路[J].中国土地科学,2009,23(11):3-8.
- [9] FAO, FESLM. An international framework evaluating sustainable and management[R]. World Soil Resource Report 73, Rome: FAO,1993.
- [10] 唐俊华,陈佑启,伊·范朗斯特.中国土地资源可持续利用的理论与实践[M].北京:中国农业科技出版社,2000:149-150.
- [11] 丁开芹,边微,常明,等.城市土地可持续利用评价指标体系的构建原理和方法[J].西北农林科技大学学报:自然科学版,2004,32(3):59-64.
- [12] 刘彦随,杨子生.我国土地资源学研究新进展及其展望[J].自然资源学报,2008,23(2):353-360.
- [13] 王杨,雷国平,刘兆军,等.煤炭枯竭型城市土地可持续利用动因分析[J].经济地理,2010,30(7):1185-1188.
- [14] 李玫.县域土地可持续利用评价研究:以江苏省兴化市为例[J].国土与自然资源研究,2009,35(2):35-36.
- [15] 张侠,尚建平,赵德义,等.基于熵值法的城市土地可持续利用评价:以石家庄市为例[J].国土与自然资源研究,2009,33(4):33-35.
- [16] 刘艳中,李江风,张祚,等.生态足迹模型在我国土地可持续利用评价中的应用及启示[J].地理与地理信息科学,2008,24(1):80-83.
- [17] 马玉芳,陈学刚,高素芳.基于生态足迹的新疆可持续发展建设用地面积预测研究[J].干旱区资源与环境,2011,25(5):25-29.
- [18] 李红礼,高建华,卢红岩.基于BP神经网络的河南省土地可持续利用评价研究[J].国土与自然资源研究,2009,27(1):27-29.
- [19] 尹君.土地资源可持续利用评价体系指标研究[J].中国土地科学,2001,15(3):6-9.
- [20] 陈百明,张凤荣.中国土地可持续利用评价指标体系的理论与方法[J].自然资源学报,2001,16(3):197-203.
- [21] 徐冬妮.城市土地资源可持续利用指标体系构建[J].资源开发与市场,2007,23(9):805-807.
- [22] 宋戈,梁海鸥,林佳,等.黑龙江省垦区耕地利用综合效益评价及驱动力分析[J].经济地理,2010,30(5):835-840.
- [23] 乔家君.改进的熵值法在河南省可持续发展能力评估中的应用[J].资源科学,2004,26(1):113-119.
- [24] 邓聚龙.灰色系统基本方法[M].武汉:华中理工大学出版社,1987:17-42.

(上接第 153 页)

- [3] 李秀彬.全球环境变化的核心领域:土地利用/覆被变化的国际研究动向[J].地理学报,1996,51(6):553-557.
- [4] 葛全胜.20世纪中国土地利用变化研究[J].地理学报,2000,55(6):698-706.
- [5] 史培军,袁艺,陈晋.深圳市土地利用变化对流域径流的影响[J].生态学报,2001,21(7):1041-1050.
- [6] 摆万奇,张永民,阎建忠,等.大渡河上游地区土地利用动态模拟分析[J].地理研究,2005,24(2):206-212.
- [7] Preston B, Shackelford J. Multiple stressor effects on benthic biodiversity of Chesapeake Bay: implication for ecological risk assessment [J]. Ecotoxicology, 2002, 11(2):85-99.
- [8] 陈鹏,潘晓玲.干旱区内陆河流域区域景观生态风险分析[J].生态学杂志,2003,22(4):116-120.
- [9] 高永年,高俊峰.太湖流域水生生态功能分区[J].地理研究,2010,29(1):111-117.
- [10] 卢宏伟,曾光明,谢更新,等.洞庭湖流域区域生态风险评价[J].生态学报,2003,23(12):2520-2530.
- [11] Wu L Y, Huang Y X. Landscape ecological risk assessment of Dongshan Island[J]. Journal of Oceanography in Taiwan Strait, 2005, 24(1):35-42.
- [12] Kapustka L A, Galbraith H, Luxon M, et al. Using landscape ecology to focus ecological risk assessment and guide risk management decision-making[J]. Toxicology and Industrial Health, 2001, 17(5/10):236-246.
- [13] 张银辉,罗毅,刘纪远,等.内蒙古河套灌区土地利用变化及其景观生态效应[J].资源科学,2005,27(2):141-145.
- [14] 王娟,崔保山,刘杰,等.云南澜沧江流域土地利用及其变化对景观生态风险的影响[J].环境科学学报,2008,28(2):269-277.
- [15] 高永年,高俊峰,许妍.太湖流域水生生态功能区土地利用变化的景观生态风险效应[J].自然资源学报,2010,25(7):1088-1096.
- [16] Abell R, Thieme M L, Revenga C, et al. Freshwater eco-regions of the world: A new map of bio-geographic units for fresh-water biodiversity conservation[J]. Bio-Science, 2008, 58(5):403-414.
- [17] 于兴修,杨桂山,李恒鹏.典型流域土地利用/覆被变化及其景观生态效应:以浙江省苕溪流域为例[J].自然资源学报,2003,18(1):13-19.
- [18] 肖杨,毛显强.区域景观生态风险空间分析[J].中国环境科学,2006,26(5):623-626.
- [19] 李景刚,何春阳,李晓兵.快速城市化地区自然/半自然景观空间生态风险评价研究:以北京为例[J].自然资源学报,2008,23(1):33-47.
- [20] 谢花林.基于景观结构和空间统计学的区域生态风险分析[J].生态学报,2008,28(10):5020-5026.
- [21] 李晓燕,张树文.基于景观结构的吉林西部生态安全动态分析[J].干旱区研究,2005,22(1):57-62.