

引用格式: 黄婷, 于德永, 乔建民, 等. 内蒙古锡林郭勒盟景观格局变化对土壤保持能力的影响[J]. 资源科学, 2018, 40(6): 1256–1266. [Huang T, Yu D Y, Qiao J M, et al. Landscape pattern change and soil conservation in Xilingol League, Inner Mongolia[J]. Resources Science, 2018, 40(6): 1256–1266.] DOI: 10.18402/resci.2018.06.15

内蒙古锡林郭勒盟景观格局变化对土壤保持能力的影响

黄婷^{1,2}, 于德永^{1,2}, 乔建民^{1,2}, 郝蕊芳³

(1. 北京师范大学地理科学学部地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875;

2. 北京师范大学地理科学学部自然资源学院, 北京 100875;

3. 北京林业大学水土保持学院, 北京 100083)

摘要: 提高土壤保持能力对于维持脆弱的草地生态系统稳定具有重要意义。本文在GIS技术的支持下, 采用景观格局分析与逐步回归的统计方法, 在流域尺度上对2005—2010年锡林郭勒盟景观格局变化对土壤保持能力的影响进行研究。结果表明: ①不同景观类型的土壤保持能力差异显著, 单位面积土壤保持量为林地>农田>草地; ②2005—2010年, 锡林郭勒盟林地土壤保持能力减弱, 草地和农田土壤保持能力增强; ③不同景观水平指数及不同斑块类型水平指数对土壤保持能力的影响差异显著; ④景观水平上, 流域土壤保持能力随着斑块数量和香农多样性指数的减小以及景观形状指数和香农均匀度指数的增加而相对增强, 其中, 斑块数量对土壤保持能力的影响更大; ⑤斑块类型水平上, 在降雨减少而植被覆盖度降低的情况下, 随着聚合度的增加, 林地土壤保持能力减弱幅度变小, 其中, 草地土壤保持能力随着最大斑块指数的增加而增强, 农田土壤保持能力随着斑块面积百分比的增加以及平均邻接度指数的减小而增强。研究结果对于提高区域景观管理水平, 促进水土保持具有借鉴意义。

关键词: RS/GIS; 景观格局变化; 土壤保持能力; 土壤侵蚀; 典型草原; 内蒙古锡林郭勒盟

DOI: 10.18402/resci.2018.06.15

1 引言

景观格局是指景观组成单元的类型、数目及其空间分布与配置^[1]。景观格局变化对生态过程的影响一直是景观生态学研究的核心问题之一^[2]。随着景观生态学理论和分析方法的发展, 创造出许多景观格局指数用于描述景观空间组织结构^[3], 并广泛应用于土壤侵蚀与景观格局变化的定量研究中。黄土高原泾河流域的农业用地比率、景观多样性指数和森林比率对黄土高原水土流失影响显著^[4]; 基于SWAT模型模拟黄河上游河道输沙量结合景观格局指数的研究表明, 草地斑块密度和分形维数与流域产沙呈显著负相关^[5]; 风蚀水蚀交错区典型流域

西柳沟景观最大斑块指数、斑块结合度以及聚集度指数的提高, 可以增强风蚀水蚀交错区流域的土壤保持能力^[6]。锡林郭勒盟拥有中国最大的草原与草甸生态系统类型自然保护区, 在保护草原生物多样性和维持生态系统服务方面具有重要战略地位, 水土流失是当地重要的生态环境问题之一。目前, 锡林郭勒盟区域结合景观格局变化的土壤侵蚀研究相对较少, 对太仆寺旗不同土地利用类型的水蚀强度评价表明, 农业用地更易受到强度和极强度水蚀^[7]; 采用改进的通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE)分析锡林河流域的土壤保持能力及其空间分布特征, 发现流域中的草甸草

收稿日期: 2017-03-27; 修订日期: 2017-12-27

基金项目: 国家自然科学基金项目(4151170)。

作者简介: 黄婷, 女, 湖北荆州人, 博士生, 研究方向为景观生态学。E-mail: huangting@mail.bnu.edu.cn

通讯作者: 于德永, E-mail: dyucas@163.com

2018年6月

原的土壤保持能力最高^[8];锡林郭勒盟土壤保持能力随植被覆盖度的增加呈非线性增长趋势,当植被覆盖度大于50%时,土壤保持能力随植被覆盖度增加显著增大^[9]。前人在锡林郭勒盟地区的研究多只考虑了不同土地利用类型的面积变化或植被覆盖度变化对土壤侵蚀的影响,而不同景观组成成分的空间分布与配置对土壤侵蚀过程的影响研究较少。

2000年以来,国家高度重视锡林郭勒盟生态工程建设,草地退化态势得到缓解和遏制;2005—2010年期间,区域草地生态系统退化趋势扭转,区域景观格局有了显著变化,高、中、低覆盖度草原面积均有所增加,其中,高覆盖度草原面积增加最多,主要集中在锡林郭勒盟中部和东部区域^[10]。本文在GIS和RS的支持下,利用通用土壤流失方程(Universal Soil Loss Equation, USLE),结合景观生态学原理与方法,通过对内蒙古锡林郭勒盟2005—2010年景观格局指数变化与单位面积土壤保持量变化的统计分析,研究单位面积土壤保持量的空间分布特征及不同景观格局对土壤保持能力的影响,探究更有利于水土保持的景观格局特征。

2 研究区概况、研究方法与数据来源

2.1 研究区概况

锡林郭勒盟位于内蒙古自治区中部,地理坐标为115°13'E—119°58'E,43°02'N—44°52'N(图1),总土地面积为20.2万km²,是内蒙古典型草原分布区。处于干旱和半干旱丘陵区,地势南高北低,南部有中国十大沙地之一——浑善达克沙地。该区

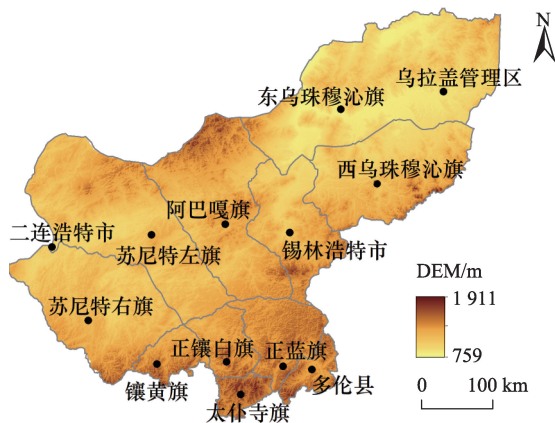


图1 锡林郭勒盟地理位置示意

Figure 1 Location of Xilingol league

域属于中温带半干旱、干旱大陆性气候类型,年平均气温为0~3℃,日均温差可达到40℃,寒冷期一般从10月到次年4月,是华北最冷的地区之一;雨季短而集中在7—9月份,全年降雨量仅140~400mm,由东南向西北降雨量递减而蒸发量递增,8、9月由于雨水冲刷容易导致农牧场水土流失。锡林郭勒盟东部以南有大兴安岭的余脉和阴山山脉阻挡,风向盛行偏西风,每年3—5月是大风期,风力可达6级以上,使得农区春播的种子被风吹走,春苗也受到一定损害,同时,多风干旱的气候很容易引起土地沙化,影响农牧业经济发展。在过去的半个世纪中,由于区域气候变化以及人们不合理的土地利用方式,致使区域植被退化严重,土壤保持能力下降,严重影响当地社会可持续发展。

2.2 研究方法

2.2.1 土壤保持能力计算

本文选用通用土壤流失方程(USLE)^[11]评估研究区水土流失量,USLE模型的基本形式为:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (1)$$

潜在土壤侵蚀量是指没有植被覆盖和水土保持措施时的土壤侵蚀量,即地表覆盖因子和水土保持措施因子都为1,此时,USLE的计算公式为:

$$A_p = R \times K \times L \times S \quad (2)$$

由公式(1)和公式(2)可计算土壤保持量为:

$$A_c = A_p - A \quad (3)$$

式中 A 为现实年平均单位面积土壤侵蚀量($t/(hm^2 \cdot a)$); A_p 为年平均单位面积潜在土壤侵蚀量($t/(hm^2 \cdot a)$); A_c 为年平均单位面积土壤保持量($t/(hm^2 \cdot a)$); R 为降雨侵蚀力因子($(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h \cdot a)$); K 为土壤可蚀性因子($(t \cdot h)/(MJ \cdot mm)$); L 、 S 分别为坡长和坡度因子,无量纲; C 为植被覆盖因子,无量纲; P 为水土保持措施因子,无量纲。各因子采用的计算方法如下:

(1)降雨侵蚀力因子 R 。根据参考文献[11,12],直接利用各月平均降水量和年降水量来计算 R 值的经验公式如下:

$$R = \sum_{i=1}^{12} 1.735 \times \exp(1.5 \lg \left(\frac{p_i^2}{p} \right) - 0.08188) \quad (4)$$

式中 p_i 为 i 月总降雨量(mm); p 为年降雨量(mm)。

另外需要注意的是,公式(4)计算得到的 R 值的单位为美制单位,转化为公制单位($\text{MJ}\cdot\text{mm}/(\text{hm}^2\cdot\text{h}\cdot\text{a})$)需要乘以17.02,以此得到的各站点 R 值在ArcGIS10.1中通过克里金插值生成降雨侵蚀力因子空间分布图。

(2)土壤侵蚀性因子 K 。本文根据参考文献[13],利用土壤有机质和土壤质地资料进行估算得到 K 值,公式如下:

$$K = \left(0.2 + 0.3 \exp \left(-0.0256 \times Sa \times \left(1 - \frac{Si}{100} \right) \right) \right) \times \left(\frac{Si}{Cl + Si} \right)^{0.3} \times \left(1 - \frac{0.25 \times OM}{OM + \exp(3.72 - 2.95 \times OM)} \right) \times \left(1 - \frac{0.7 \times (1 - Sa/100)}{(1 - Sa/100) + \exp(-5.51 + 22.9 \times (1 - Sa/100))} \right) \quad (5)$$

式中 Sa 为土壤砂粒含量(%); Si 为土壤粉粒含量(%); Cl 为土壤粘粒含量(%); OM 为土壤有机碳含量(%),有机碳含量=1.724×有机质含量。此公式采用国际制土壤质地分类标准。

(3)地形因子 LS 。在USLE中,地形因子是在相同条件下,每单位面积坡面水土流失量与标准径流小区(坡长22.1m,坡比9%)流失量的比值。坡长因子、坡度因子(缓坡、陡坡)分别采取参考文献[14-16]计算:

坡长因子 L 计算公式:

$$L = (\lambda/22.13)^m \quad (6)$$

$$m = n/(1+n) \quad (7)$$

$$n = \sin(\theta)/0.0896/(3 \times (\sin \theta)^{0.8} + 0.56) \quad (8)$$

式中 θ 为坡度角; λ 为区域累积汇流量。

坡度因子 S 计算公式为:

$$S = 10.8 \times \sin \theta + 0.03, \theta < 5^\circ$$

$$S = 16.8 \times \sin \theta - 0.5, 5^\circ < \theta < 10^\circ \quad (9)$$

$$S = 21.9 \times \sin \theta - 0.96, \theta \geq 10^\circ$$

地形因子 LS 由坡长因子 L 和坡度因子 S 进行栅格计算,相乘得到。

(4)植被覆盖因子 C 。利用遥感影像确定植被指数,归一化植被指数通过ENVI4.1下的Band math工具求取。

归一化植被指数 $NDVI$ 计算公式为:

$$NDVI = (NIR - Red)/(NIR + Red) \quad (10)$$

式中 NIR 为近红外波段反射率; Red 为红波段反射率。

由此计算出的 $NDVI$ 值介于-1与+1之间。植被覆盖度 fc 的计算公式为^[17]:

$$fc = (NDVI - NDVI_{\min})/(NDVI_{\max} - NDVI_{\min}) \quad (11)$$

式中 fc 为植被覆盖度; $NDVI$ 为归一化植被指数; $NDVI_{\min}$ 和 $NDVI_{\max}$ 分别为归一化指数最小和最大值; fc 值介于0~1之间,植被覆盖度越高, fc 值越大。

本文采用蔡崇法对植被覆盖因子 C 的计算公式如下^[18]:

$$C = \begin{cases} 1, & fc = 0 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg(fc), & 0 < fc < 78.3\% \\ 0, & fc \geq 78.3\% \end{cases} \quad (12)$$

(5)水土保持措施因子 P 。 P 是指水土保持措施下的土壤流失量与相应未实施保持措施的顺坡耕作地块的土壤流失量之比值, P 值范围在0~1.0之间,0表示实施水土保持措施后不发生侵蚀,1.0表示未进行相应水土保持措施。本文将土地利用类型分为草地、林地、农田、建设用地、水域和未利用地6类,根据不同土地类型赋予 P 值,以获得研究区水土保持因子图层。其中林地、草地无水土保持措施,设其 P 值为1.0;水域、建设用地不发生侵蚀, P 值为0;农田、未利用地有一定的水土保持措施,而不同坡度条件对水土保持措施因子影响很大^[19],采用表1设定 P 值。

表1 坡农田坡度值与 P 值换算关系

坡度/%	1~2	3~5	6~8	9~12	13~16	17~20	>20
P 值	0.4	0.5	0.5	0.6	0.7	0.8	1.0

2.2.2 景观格局指数计算

利用锡林郭勒盟2005年和2010年的土地利用分布图(图2a、图2b)在Fragstats4.2软件中计算得到景观格局指数。景观格局特征可在单个斑块、斑块类型以及景观整体三个尺度上分析,景观格局指数也相应地分为斑块水平指数、斑块类型水平指数以及景观水平指数^[1]。为描述区域斑块聚散趋势与景观多样性的变化,选取了5个景观水平指数,包括斑块边缘密度(ED)、斑块数量(NP)、聚合度指数(AI)、香农多样性指数($SHDI$)以及香农均匀度指数($SHEI$);另外,又选取了5个斑块类型水平指数,用

2018年6月

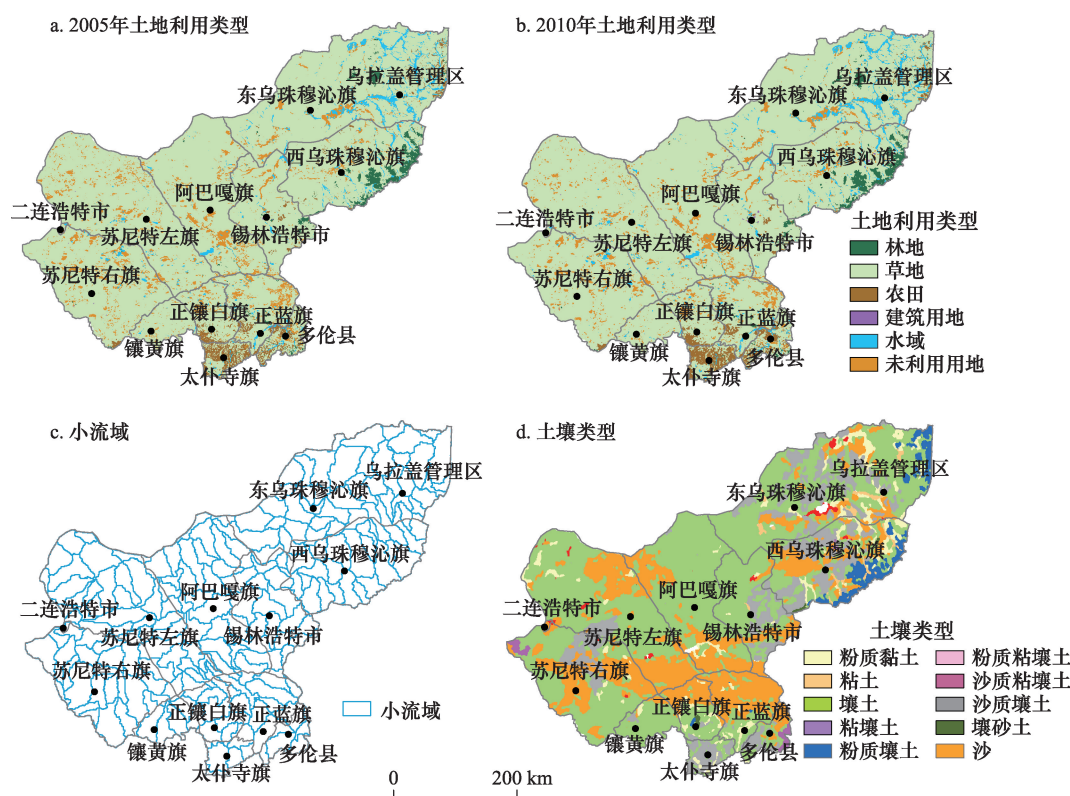


图2 2005年和2010年研究区土地利用类型分布、小流域分布及土壤类型分布示意
Figure 2 Distribution of land use types, soil types and watershed in study area in 2005 and 2010

于分析不同土地利用类型大小和形状的变化趋势,包括景观百分比(*PLAND*)、平均斑块面积(*AREA_MN*)、斑块边缘密度(*ED*)、景观形状指数(*LSI*)以及聚合度指数(*AI*)(表2)。

为了进一步分析景观格局变化与土壤保持能力变化之间的关系,在流域尺度上计算景观格局指数。考虑景观格局特征对土壤侵蚀过程的影响^[20,21]以及景观格局指数之间的相关性^[22],在景观水平上,

表2 景观格局指数描述^[23]

Table 2 Descriptions of the landscape pattern metrics

景观指数		尺度	说明
基本指数	景观百分比/ <i>PLAND</i>	斑块类型	景观中某一斑块类型的总面积除以景观总面积的百分比
	最大斑块指数/ <i>LPI</i>	斑块类型	某斑块类型中的最大斑块占整个斑块类型面积的比例
	平均斑块面积/ <i>AREA_MN</i>	斑块类型	某一斑块类型的总面积除以这一斑块类型的斑块个数
	斑块边缘密度/ <i>ED</i>	斑块类型/景观	单位面积上某斑块类型/景观的斑块边缘长度
形状指数	平均形状指数/ <i>SHAPE_MN</i>	斑块类型	反映了斑块形状相对于同等面积正方形的复杂程度
	平均邻接度指数/ <i>CONTIG_MN</i>	斑块类型	基于某一斑块类型单元间的空间连通性来评估斑块形状,反映了某一斑块类型的边界轮廓,从而反映斑块形状特征
蔓延度指数	斑块数量/ <i>NP</i>	景观	景观中斑块个数总量
	斑块密度/ <i>PD</i>	斑块类型	单位面积上某斑块类型的斑块个数
	景观形状指数/ <i>LSI</i>	斑块类型/景观	将斑块类型/景观看作一个整体, <i>LSI</i> 值越大,说明边界长度长且不规则,斑块/景观破碎化程度越高
	聚合度指数/ <i>AI</i>	斑块类型/景观	描述景观斑块聚集程度
多样性指数	香农多样性指数/ <i>SHDI</i>	景观	基于信息理论的测量指数,反映景观异质性,对景观中各斑块类型非均衡分布状况较为敏感
	香农均匀度指数/ <i>SHEI</i>	景观	反映景观组成的均匀度和优势度

除了之前提过的斑块数量(NP)、香农多样性指数($SHDI$)和香农均匀度指数($SHEI$)以外,加上了景观形状指数(LSI),共4个景观水平指数;在斑块类型水平上,除了之前提过的景观百分比($PLAND$)、斑块边缘密度(ED)、景观形状指数(LSI)以及聚合度指数(AI)以外,又添加了最大斑块指数(LPI)、平均形状指数($SHAPE_MN$)、平均邻接度指数($CONTIG_MN$)和斑块密度(PD),共8个斑块类型水平指数(表2)。需要分别计算草地、林地和农田的斑块类型水平指数,其中,草地、林地、农田2005年所占研究区总面积的比例分别为86.35%、1.70%、2.50%,2010年所占比例分别为86.38%、1.67%、2.62%。

本文利用景观格局指数变化百分比分析锡林郭勒盟2005—2010年不同尺度下的景观格局变化,计算公式为:

$$\Delta m = \frac{m_1 - m_2}{m_2} \times 100\% \quad (13)$$

式中 Δm 为景观格局指数变化百分比; m_1 为2010年景观格局指数值; m_2 为2005年景观格局指数值。

2.2.3 景观格局变化对土壤保持能力的影响

本研究分别从景观水平和斑块类型水平上研究景观格局变化对土壤保持能力的影响。景观水平上,采用2005年和2010年小流域景观水平指数差值作为自变量,小流域单位面积土壤保持量差值作为因变量;斑块类型水平上,分别采用林地、草地和农田的斑块类型水平指数差值作为自变量,小流域中相应土地利用类型单位面积土壤保持量差值作为因变量。首先,将这期间没有发生景观格局变化的小流域的数据剔除,避免景观格局指数不变而单位面积土壤保持量发生变化对整体回归分析的

影响;然后,再将所有变量进行Z-分数标准化,转化为统一规格和尺度的数据;最后,借助统计软件SPSS逐步回归工具,以统计量 $F \leq 0.05$ 为逐步回归选择因子的标准,建立因变量和自变量之间的逐步回归方程。

2.3 数据来源

本文所用原始数据见表3。研究中2005年及2010年锡林郭勒盟土地利用分布图(图2a、图2b),根据刘纪远等^[24]提出的中国土地利用/覆被遥感分类系统,将锡林郭勒盟分为林地、草地、农田、建筑用地、水域和未利用用地六大类。研究区土壤类型分布图(图2d)来源于联合国粮农组织(FAO)和维也纳国际应用系统研究所(IIASA)所构建的世界土壤数据库(Harmonized World Soil Database version 1.1, HWSD)^[25]。利用ArcGIS10.1中的水文分析工具,通过比较中国多级河流数据得到锡林郭勒盟194个小流域分布(图2c)。为保证每个侵蚀因子在ArcGIS10.1软件下进行栅格计算时的准确性,本文对参与计算的栅格图统一其栅格格式为GRID,地理坐标系为WGS_1984,投影坐标系为WGS_1984_UTM_Zone_50N,并统一重采样为250m空间分辨率。由于缺少完整气象数据,本文未考虑2010年以后的区域土壤侵蚀状况。

3 结果及分析

3.1 土壤保持能力分析

3.1.1 土壤保持能力各因子空间分布及变化

研究区的降雨侵蚀力从西北向东南方向递增,2010年锡林郭勒盟西部地区降雨侵蚀力增加而东部地区降雨侵蚀力减小,见图3a、图3b;平均降雨侵蚀力增加了19.8%。短时间内,土壤的理化性质和

表3 基础数据及其来源

Table 3 Basic data and the sources

数据名称	格式	空间分辨率	数据来源
数字高程模型DEM	GRID	90m	数据来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台(http://www.gscloud.cn)
2005年及2010年国家级气象站点月数据	TXT	—	中国气象数据网(http://data.cma.cn/)
锡林郭勒盟行政边界数据	SHP	—	数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn)
2005年及2010年土地利用数据	GRID	1km	数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn) ^[24]
世界土壤数据库(HWSD)	SHP	1km	数据来源于“黑河计划数据管理中心”(http://heihedata.org) ^[25]
2005年及2010年TM影像	IMG	30m	数据来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台(http://www.gscloud.cn)

2018年6月

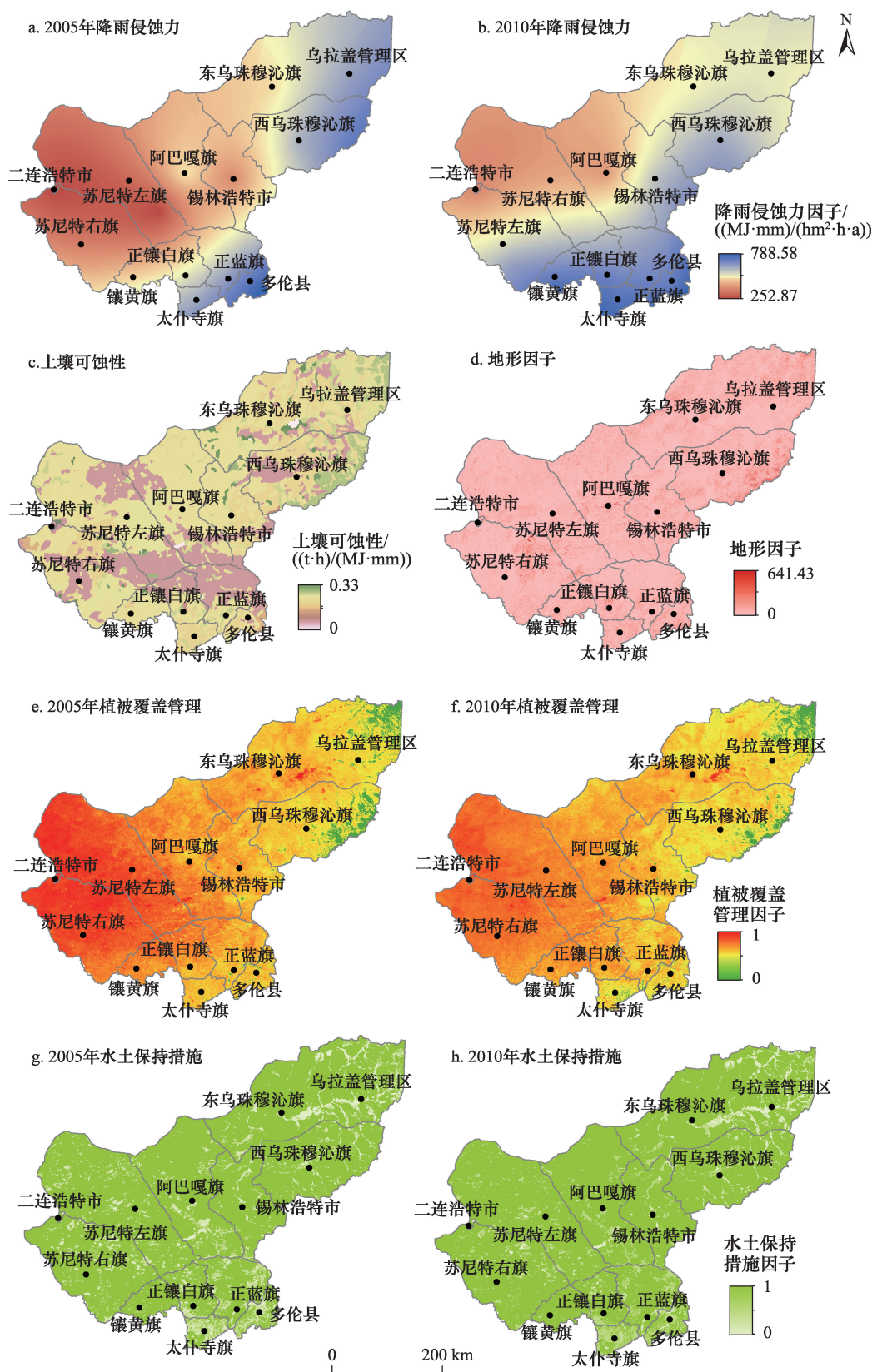


图3 2005年和2010年研究区土壤保持能力各因子空间差异示意

Figure 3 Spatial difference of factors of soil conservation function in study area in 2005 and 2010

成分不会有很大变化,对比土壤类型分布图2d和土壤可蚀性因子分布图3c可以看出,研究区主要土壤质地为壤土,主要受侵蚀土壤为粉砂壤土和沙质壤土,区域东部边缘土壤可蚀性因子最大。地形因子可视为常量,见图3d。锡林郭勒盟植被覆盖因子东部大于西部,植被覆盖度为林地>农田>草地。对比2005年和2010年植被覆盖因子分布图3e、图3f可以发现,研究区西部植被覆盖因子有所减小,而东部有所增加;林地平均植被覆盖度减少4.0%,草地平均植被覆盖度增加5.1%,农田平均植被覆盖度增加4.1%,整个区域平均植被覆盖度增加5.0%。5年内,锡林郭勒盟土地利用类型分布发生改变,水土保持措施因子随着土地利用类型的变化而变化,见图3g、图3h。

3.1.2 水土保持能力空间分布及变化

利用ArcGIS制图得到2005年和2010年单位面积土壤保持量的空间分布,见图4a、图4b。单位面积土壤保持量为林地>农田>草地。从图中可以看出,锡林郭勒盟东部林地的土壤保持能力更强,主要由于区域降雨量较大,植被对保持土壤的作用比其他区域更加明显。2010年,林地单位面积土壤保持量减少了20.5%,草地单位面积土壤保持量增加了10.5%,农田单位面积土壤保持量增加了17.5%。林地单位面积土壤保持量下降,与林地植被覆盖度以及降雨量的减少有关。锡林郭勒盟单位面积土壤保持量由2005年的 $5.76\text{t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 增加到2010年的 $6.29\text{t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。在划分的194个小流域中,有155个小流域单位面积土壤保持量增加,主要分布在锡林郭勒盟中部和西部地区(图4c),这可能是由于退耕还草在锡林郭勒盟的实施使得草地植被覆盖度增加,水土保持能力增强。

3.2 景观格局变化分析

通过计算景观水平指数,可以发现2005—2010年间锡林郭勒盟斑块数量减少了19.4%,斑块边缘密度减小了20.6%,聚合度指数增加了0.8%。说明锡林郭勒盟景观破碎化程度降低,小斑块逐渐聚集成较大斑块,斑块的边缘长度随之减小;香农多样性指数几乎不变而香农均匀度指数增加了0.4%,说明锡林郭勒盟不同土地利用类型的面积分布更加均匀。

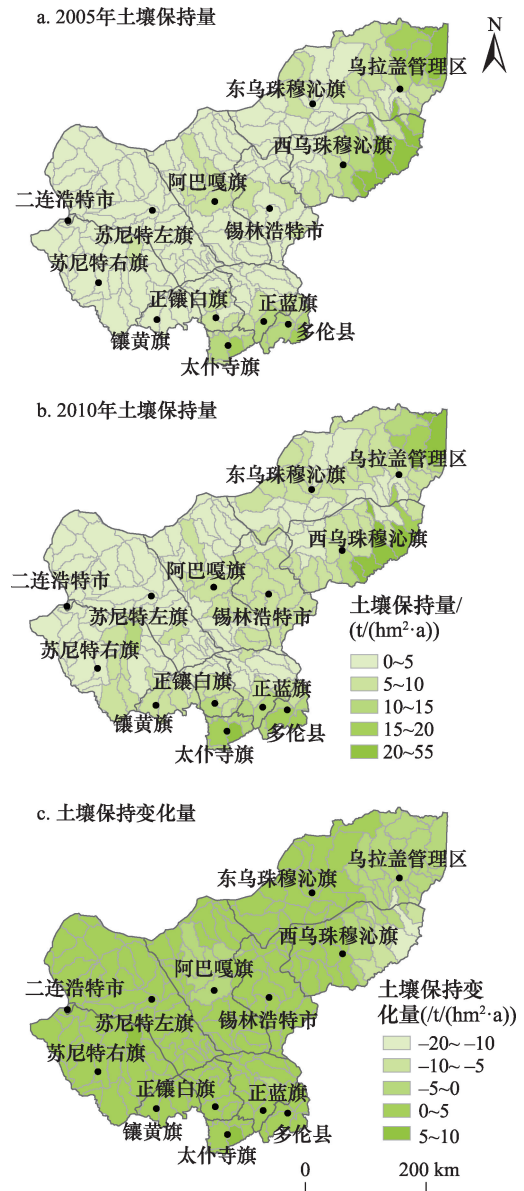


图4 2005年和2010年研究区水土保持能力空间分布示意

Figure 4 Spatial distribution of soil conservation function in study area in 2005 and 2010

从表4可以看出,未利用地减少的幅度最大,这是由于人类对未利用地的开发,以及未利用地的小斑块在生态系统演替中被周围草地等植被类型覆盖所造成的;建筑用地和水域的面积增加幅度比较大,其中,水域各指数变化都比较小,水域相对稳定。林地、草地、农田和建筑用地斑块边缘密度和景观形状指数均减小,聚合度指数增大,说明这些土地利用类型斑块形状更加简单,分布更集中。林地、草地、农田、建筑用地及水域的平均斑块面积均增大,说明这些土地利用类型的斑块破碎化程度降

表4 2005—2010年研究区不同土地利用类型斑块类型水平指数变化百分比

Table 4 Percentage of changes of different land use types in class-level metrics from 2005 to 2010

(%)

	景观百分比 (<i>PLAND</i>)	斑块边缘密度 (<i>ED</i>)	景观形状指数 (<i>LSI</i>)	平均斑块面积 (<i>AREA_MN</i>)	聚合度指数 (<i>AI</i>)
林地	-1.57	-31.67	-28.85	75.39	2.83
草地	0.04	-24.91	-23.97	120.27	0.51
农田	4.66	-34.48	-34.67	79.48	6.07
建筑用地	8.02	-27.49	-29.72	168.04	10.20
水域	10.38	2.73	-1.65	16.12	1.15
未利用土地	-7.02	-17.24	-14.01	-1.51	2.04

低;其中,建筑用地的平均斑块面积增加最大,说明人类活动区域更加集中。

3.3 流域尺度景观格局变化对土壤保持能力的影响

3.3.1 景观水平指数与土壤保持能力的关系

本文通过逐步回归分析,得到与流域土壤保持能力显著相关的4个景观水平指数(表5)。结果表明,流域单位面积土壤保持变化量与斑块数量和香农多样性指数变化量呈负相关,与景观形状指数和香农均匀度指数变化量呈正相关;其中,斑块数量变化对流域土壤保持能力影响更大。说明在景观水平上,斑块数量和香农多样性指数减小,景观形状指数和香农均匀度指数增大时,流域单位面积土壤保持减少量更小或者增加量更大。一方面,斑块数量和斑块类型的减少,表示流域中的优势景观类型破碎化程度降低而总面积增加,草地或林地是流域中的优势景观类型时,会增强流域的土壤保持能力;另一方面,景观形状指数和香农均匀度指数增大,表示不同斑块类型之间边界长度增加,面积分布更加均匀,这会增加流域地表径流的流动路线长度,减缓地表径流速度,从而提高流域土壤保持能力。

3.3.2 斑块类型水平指数与土壤保持能力的关系

表6列出了研究区林地、草地和农田单位面积

土壤保持变化量与斑块类型水平指数变化量进行逐步回归分析得到的结果。林地单位面积土壤保持变化量与聚合度指数变化量呈正相关,在植被覆盖度降低、降雨减少的情况下,聚合度指数增大,斑块破碎化程度降低,林地单位面积土壤保持量减少幅度变小。这是因为林地主要通过林冠对降雨的拦蓄作用,减少雨水对地表的直接冲刷来保持水土。斑块分布聚集时,林木间距减小,补充由于林木质量下降而减少的植被覆盖度,增强土壤保持能力。

表6 三类土地利用类型斑块类型水平指数变化量与土壤保持变化量的回归模型参数

Table 6 Coefficients in regression model between changes in class-level metrics and changes in soil conservation of three land use types

土地利用类型	景观格局变量	标准系数	显著性
林地	聚合度(<i>AI</i>)	0.328	<0.01
草地	最大斑块指数(<i>LPI</i>)	0.169	<0.05
农田	斑块面积百分比(<i>PLAND</i>)	0.303	<0.01
	平均邻接度指数(<i>CONTIG_MN</i>)	-0.461	<0.01

草地单位面积土壤保持变化量与最大斑块指数变化量呈正相关,在草地植被覆盖度增加的情况下,最大斑块指数增大,单位面积土壤保持量增加幅度更大。这是因为草地斑块面积越大,对地表径流的阻力更大,径流速度减缓,水分更好地渗入地下,草地土壤保持能力增强。

农田单位面积土壤保持变化量与斑块面积百分比变化量呈正相关,与平均邻接度指数变化量呈负相关,在农田植被覆盖度增加的情况下,农田斑块面积增加,平均邻接度减小,单位面积土壤保持量增加幅度更大。平均邻接度减小,说明农田斑块与其他类型斑块的相邻边界减少,农田斑块之间连通性增强。农田面积增加,连通性增强,一方面,能更好

表5 景观水平指数变化量与土壤保持变化量回归模型参数

Table 5 Coefficients in regression model between changes in landscape-level metrics and changes in soil conservation

景观格局变量	标准系数	显著性
斑块数量(<i>NP</i>)	-0.515	<0.01
景观形状指数(<i>LSI</i>)	0.352	<0.01
香农多样性指数(<i>SHDI</i>)	-0.428	<0.01
香农均匀度指数(<i>SHEI</i>)	0.187	<0.05

地阻止坡面产流和汇流过程,减少水土流失;另一方面,有利于农田的集中管理,提高农作物产量,增大农田植被覆盖度,从而提高农田土壤保持能力。

4 讨论

锡林郭勒盟土壤保持能力变化受综合因素的影响。一方面,在USLE模型中,土壤可蚀性因子和地形因子在一定时间内被认为相对稳定;土壤保持措施因子与土地利用类型有关,变化相对较小;植被覆盖因子随着植被覆盖度的增加而减少,植被覆盖程度越高,土壤保持能力越强;降雨侵蚀力因子也会影响区域土壤保持能力,降雨侵蚀力越强,植被覆盖对减少水土流失的作用越显著。另一方面,锡林郭勒盟位于内蒙古高原中部,受风力侵蚀作用的强烈影响。相同区域水力侵蚀和风力侵蚀具有非常明显的季节变化特征,水蚀容易发生的季节由于降水增加,植被生长状况良好,风蚀不容易发生;而在降水较少的季节,由于土壤干燥、地表裸露,风蚀易于发生。因此,在年际尺度上防范土壤侵蚀必须分别研究水力侵蚀、风力侵蚀以及风水复合侵蚀的发生过程和侵蚀强度。

本文主要分析了景观格局变化对水力作用下土壤保持能力的影响,景观格局影响生态系统过程,同时生态系统过程也会影响景观格局形成。降雨等气候因素的影响以及合理放牧制度的推行,为植被生长提供了良好条件,草地等优势植被类型斑块向外扩张并连接起来,使得草地面积以及平均斑块面积均增加。草地破碎化程度降低而植被覆盖度增加,使得草地土壤保持能力增强。另外,随着人口数量的增长,一方面,为满足当地粮食需求,农田面积增加,而农田平均斑块面积增大有利于提高耕作管理效率,管理制度的改进又使得农田土壤渗透率增大,排水性能增强以及植被覆盖度增加,使得农田土壤保持能力增强;另一方面,对木材需求量的增加速度超过了森林植被的生长速度,森林植被覆盖度降低,使得林地面积减少,土壤保持能力减弱。从不同角度分析景观格局变化的原因,可以更好地探讨景观格局变化的生态意义,从而更好地了解景观格局变化对土壤保持能力的影响,对于优化景观格局,促进区域可持续发展具有重要意义。

5 结论

研究表明,2005—2010年锡林郭勒盟景观格局发生明显改变。景观水平上,锡盟斑块数量和斑块边缘密度均显著减小,聚合度指数略有增加,景观破碎化程度降低,斑块形状趋于简单;香农均匀度指数有所增加,不同景观类型面积分布更加均匀。斑块类型水平上,林地和未利用地面积减少,草地、农田、建筑用地和水域面积增加;林地、草地、农田和建筑用地斑块边缘密度和景观形状指数均减小,平均斑块面积和聚合度指数均增大,这些景观类型的形状更加简单,斑块破碎化程度降低;水域各景观格局指数均无显著变化。

锡林郭勒盟不同景观类型土壤保持能力差异显著,单位面积土壤保持量为林地>农田>草地。退耕还草政策的实施,使锡林郭勒盟平均植被覆盖度显著增加,单位面积土壤保持量增加了9%。由于降雨、植被覆盖度以及景观格局变化等因素,锡林郭勒盟林地单位面积土壤保持量减少了20.5%,草地单位面积土壤保持量增加了10.5%,农田单位面积土壤保持量增加了17.5%。

景观水平景观格局指数以及不同土地利用类型景观格局指数变化对土壤保持能力的影响差异显著。景观水平上,斑块数量和香农多样性指数减小,景观形状指数和香农均匀度指数增加,流域土壤保持能力减弱幅度变小或增强幅度变大;斑块数量对土壤保持能力影响更大。斑块类型水平上,林地聚合度增加,在降雨减少而植被覆盖度降低的情况下,林地土壤保持能力减弱幅度变小;最大斑块指数增加,草地土壤保持能力增强幅度变大;斑块面积百分比增加,平均邻接度指数减小,农田土壤保持能力增强幅度变大。

参考文献(References):

- [1] 郭建国. 景观生态学: 格局、过程尺度与等级[M]. 北京: 高等教育出版社, 2007. [Wu J G. Landscape Ecology: Pattern, Process, Scale and Hierarchy[M]. Beijing: Higher Education Press, 2007.]
- [2] 葛方龙, 李伟峰, 陈求稳. 景观格局演变及其生态效应研究进展[J]. 生态环境学报, 2008, 17(6): 2511-2519. [Ge F L, Li W F, Chen Q W. Review of landscape change and its ecological impacts [J]. Journal of Ecological Environment, 2008, 17(6): 2511-2519.]

2018年6月

- [3] 肖笃宁. 景观生态学理论、方法及应用[M]. 北京: 中国林业出版社, 1991. [Xiao D N. Landscape Ecology: Theory, Method and Application[M]. Beijing: China Forestry Publishing House, 1991.]
- [4] 索安宁, 洪军, 林勇, 等. 黄土高原景观格局与水土流失关系研究[J]. 应用生态学报, 2005, 16(9): 1719–1723. [Suo A N, Hong J, Lin Y, et al. Relationships between soil and water loss and landscape pattern on Loess Plateau[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(9): 1719–1723.]
- [5] Ouyang W, Skidmore A K, Hao F, et al. Soil erosion dynamics response to landscape pattern[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(6): 1358–1366.
- [6] 王金花, 李占斌, 张荣刚, 等. 水蚀风蚀交错区流域景观格局变化及水沙响应关系[J]. 中国水土保持科学, 2016, 14(3): 68–75. [Wang J, Li Z, Zhang R, et al. Relationships between landscape, runoff, and sedimentation in wind–water erosion crisscross region [J]. *Science of Soil & Water Conservation*, 2016, 14(3): 68–75.]
- [7] 郭碧云, 王光谦, 张正峰. 内蒙古农牧交错区土地利用/覆被变化及土壤侵蚀——以太仆寺旗为例[J]. 应用基础与工程科学学报, 2011(s1): 9–16. [Guo B, Wang G, Zhang Z. Land use/cover change and soil erosion in pastoral area of inner mongolia: case study of Taipusi Qi[J]. *Journal of Basic Science & Engineering*, 2011, 19: 9–16.]
- [8] 张雪峰, 牛建明, 张庆, 等. 内蒙古锡林河流域草地生态系统土壤保持功能及其空间分布[J]. 草业学报, 2015, 24(1): 12–20. [Zhang X, Niu J, Zhang Q, et al. Soil conservation function and its spatial distribution of grassland ecosystems in Xilin River Basin, Inner Mongolia[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2015, 24(1): 12–20.]
- [9] 蒋欣阳, 贾志斌, 张雪峰, 等. 内蒙古锡林郭勒盟景观尺度土壤保持功能的空间分布[J]. 地球环境学报, 2018, 9(1): 64–78. [Jiang X, Jia Z, Zhang X, et al. Soil conservation function and its spatial distribution of different landscapes in Xilin Gol League, Inner Mongolia[J]. *Journal of Earth Environment*, 2018, 9(1): 64–78.]
- [10] 巴图娜存, 胡云锋, 艳燕, 等. 1970年代以来锡林郭勒盟草地资源空间分布格局的变化[J]. 资源科学, 2012, 34(6): 1017–1023. [Batu N C, Hu Y F, Yan Y, et al. The variations and its spatial pattern of grassland changes in Xilinguole from 1975 to 2009[J]. *Resources Science*, 2012, 34(6): 1017–1023.]
- [11] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall erosion loss—a guide to conservation planning[J]. *Agriculture Handbook*, 1978, 537: 1–58.
- [12] Arnoldus H M J. An Approximation of the Rainfall Factor in the Universal Soil Loss Equation[A]. Boedt M, Gabriels D. Assessment of Erosion[C]. New York: John Wiley and Sons, 1980.
- [13] Sharpley A N, Williams J R. EPIC—Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation [R]. Washington: United States Department of Agriculture, 1990.
- [14] Wischmeier W H, Smith D D. A universal soil–loss equation to guide conservation farm planning[J]. *Transactions 7th int. Congr. Soil Sci.*, 1960, 1: 418–425.
- [15] McCool D K, Foster G R, Mutchler C K, et al. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation[J]. *Transactions of the ASAE*, 1989, 32(5): 1571–1576.
- [16] Liu B Y, Nearing M A, Shi P J, et al. Slope length effects on soil loss for steep slopes[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(5): 1759–1763.
- [17] 耿豪鹏, 潘保田, 王超, 等. 基于 GIS 与 USLE 的榆中县土壤侵蚀[J]. 兰州大学学报: 自然科学版, 2009, 45(6): 8–13. [Geng H P, Pan B T, Wang C, et al. Soil erosion of Yuzhong County based on GIS and RS [J]. *Journal of Lanzhou University (Natural Sciences)*, 2009, 45(6): 8–13.]
- [18] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. 水土保持学报, 2000, 14(2): 19–24. [Cai C F, Ding S W, Shi Z H, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 14(2): 19–24.]
- [19] 倪晋仁, 李英奎. 基于土地利用结构变化的水土流失动态评估[J]. 地理学报, 2001, 56(5): 611–621. [Ni J R, Li Y K. Dynamic assessment for soil erosion based on land–use structure change[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2001, 56(5): 609–621.]
- [20] 王计平, 杨磊, 卫伟, 等. 黄土丘陵沟壑区景观格局对流域侵蚀产沙过程的影响—斑块类型水平[J]. 生态学报, 2011, 31(19): 5739–5748. [Wang J P, Yang L, Wei W, et al. Effects of landscape pattern on watershed soil erosion and sediment delivery in hilly and gully region of the Loess Plateau of China: Patch class–level[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(19): 5739–5748.]
- [21] 王计平, 杨磊, 卫伟, 等. 黄土丘陵区景观格局对水土流失过程的影响—景观水平与多尺度比较[J]. 生态学报, 2011, 31(19): 5531–5541. [Wang J P, Yang L, Wei W, et al. Effects of landscape patterns on soil and water loss in the hilly area of Loess Plateau in China: landscape–level and comparison at multiscale[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(19): 5531–5541.]
- [22] 布仁仓, 胡远满, 常禹, 等. 景观指数之间的相关分析[J]. 生态学报, 2005, 25(10): 2764–2775. [Bu R C, Hu Y M, Chang Y, et al. A correlation analysis on landscape metrics[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(10): 2764–2775.]
- [23] McGarigal K, Cushman S A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects[J]. *Ecological Applications*, 2002, 12(2): 335–345.
- [24] 刘纪远, 张增祥, 庄大方, 等. 20世纪90年代中国土地利用变化时空特征及其成因分析[J]. 地理研究, 2003, 22(1): 1–12. [Liu J Y, Zhang Z X, Zhuang D F, et al. A study on the spatial–temporal dynamic changes of land–use and driving forces analyses of China in the 1990s[J]. *Geographical Research*, 2003, 22(1): 1–12.]
- [25] Nachtergaele F, van Velthuisen H, Verelst L, et al. Harmonized World Soil Database[M]. Wageningen: ISRIC, 2009.

Landscape pattern change and soil conservation in Xilingol League, Inner Mongolia

HUANG Ting^{1,2}, YU Deyong^{1,2}, QIAO Jianmin^{1,2}, HAO Ruifang³

(1. State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China;

2. School of Natural Resources, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China;

3. School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: Soil conservation is important for maintaining stability and sustainability of fragile arid and semi-arid grassland ecosystems. Here, using GIS technology the relationship between soil conservation and changes in landscape pattern at a watershed scale in the Xilingol league was analyzed using stepwise regression. We found that soil conservation in different landscape types varied. The pattern in the soil conservation per unit area was forest > farmland > grassland. From 2005 to 2010, soil conservation in forest ecosystems declined, while soil conservation of grassland ecosystems and farmland ecosystems increased. There were significant differences for soil conservation among different landscape-level metrics and among class-level metrics for different landscape types. At the landscape level, soil conservation of watersheds increased when patch numbers and the Shannon's diversity index decreased and the landscape shape index and Shannon's evenness index increased. Patch number had a higher effect on soil conservation. At the class level, rainfall and vegetation cover in forest decreased. Soil conservation of forest ecosystems decreased with increasing aggregation index. Soil conservation of grassland ecosystems increased with increasing large patch index. Soil conservation of farmland ecosystems increased with an increasing proportion of landscape and decreasing mean contiguity index. Landscape patterns and ecological processes impact each other. We can better understand the ecological significance of landscape pattern changes by looking at the impact of landscape pattern changes on soil conservation. The results of this study will promote regional landscape management and soil and water conservation.

Key words: RS/GIS; landscape change; soil conservation; soil erosion; typical grassland; Xilingol League, Inner Mongolia