doi:10.3969/j.issn.1006-8023.2024.03.003

基于 RUSLE 模型的帽儿山实验林场不同林分类型土壤侵蚀动态评估

吕沅杭,王姿澄,董灵波*
(东北林业大学 林学院,哈尔滨 150040)

摘　要:为解决定量评估帽儿山实验林场不同林分类型土壤侵蚀动态变化的问题,以帽儿山实验林场 1983、1993、2004、2016 年 4 期二类调查数据和 Landsat 遥感影像数据为基础,采用修订后的通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation,RUSLE)模型对帽儿山实验林场平均土壤侵蚀量进行动态评估,并量化和分析不同林分类型与土壤侵蚀量间的关系。结果表明,4 个时期帽儿山实验林场的年均土壤侵蚀量分别为 0.26、0.24、0.10、0.17 t/(hm^2·a),其中各期土壤侵蚀强度处于 0~1 t/(hm^2·a)的面积分别占总面积的 98.79%、98.68%、99.88%、98.88%;1983—2016 年土壤侵蚀强度未发生变化的区域占 70.4%,高等级侵蚀强度向低等级侵蚀强度转移的面积占 25.1%,而低等级侵蚀强度向高等级侵蚀强度转移的面积仅占 4.5%,表明帽儿山实验林场土壤侵蚀状况整体趋势良好;6 种林分类型中,软阔天然林、硬阔天然林、落叶松人工林、樟子松人工林、蒙古栎天然林和针阔混交天然林在 1983 年的平均土壤侵蚀量分别为 0.150、0.161、0.054、0.110、0.121、0.083 t/(hm^2·a);到 2016 年,其平均土壤侵蚀量分别下降 53.7%、61.2%、30.3%、83.0%、46.8%、23.2%;除软阔天然林、落叶松人工林和针阔混交天然林于 2004—2006 年期间土壤侵蚀量轻微增加以外(0.003~0.016 t/(hm^2·a)),其余林分类型平均土壤侵蚀量均呈逐年下降趋势。

关键词:土壤侵蚀;RUSLE 模型;林分类型;时空变化;帽儿山实验林场
中图分类号:S757.2　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1006-8023(2024)03-0020-13

Dynamic Assessment of Soil Erosion in Different Forest Types of Maoer Mountain Experimental Forest Farm Based on RUSLE Model

LYU Yuanhang, WANG Zicheng, DONG Lingbo*
(College of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China)

Abstract: To solve the problem of quantitatively evaluating the dynamic changes of soil erosion in different forest types in Maoer Mountain Experimental Forest Farm, based on the secondary survey data of Maoer Mountain in 1983, 1993, 2004, and 2016 and Landsat remote sensing image data, this paper used the RUSLE model to dynamically evaluate the soil erosion modulus of Maoer Mountain Experimental Forest Farm, and quantified and analyzed the relationship between different forest types and soil erosion. Results showed that: the average annual soil erosion of Maoer Mountain Experimental Forest Farm in four periods was 0.26, 0.24, 0.10, 0.17 t/(hm^2·a), respectively. The areas with soil erosion intensity between 0-1 t/(hm^2·a) in each period accounted for 98.79%, 98.68%, 99.88%, 98.88% of the total area, respectively. In 1983—2016, 70.4% of the areas where soil erosion intensity did not change, 25.1% of the areas where high-level erosion intensity shifted to low-level erosion intensity, while only 4.5% of the areas where low-level erosion intensity shifted to high-level erosion intensity, indicating that the overall soil erosion status of Maoer Mountain Experimental Forest Farm was improving. In 1983, the average soil erosion modulus of six forest types, namely, soft broadleaved natural forest, hard broadleaved natural forest, *Larix olgensis* artificial forest, *Pinus sylvestris* var. *mongholica* artificial forest, *Quercus mongolica* natural forest, and mixed needle broad natural forest, was 0.150, 0.161, 0.054 t/(hm^2·a), 0.110, 0.121, 0.083 t/(hm^2·a), respectively. By 2016, the average soil erosion modulus had decreased by 53.7%, 61.2%, 30.3%, 83.0%, 46.8%, 23.2%, respectively. Except for the slight increase in soil erosion in soft broadleaved natural forest, *Larix olgensis* artificial forest, and mixed needle broad natural forest during 2004—2006 (0.003-0.016 t/(hm^2·a)), the average soil erosion in other forest types showed a downward trend year by year.

Keywords: Soil erosion; RUSLE model; forest type; spatiotemporal variation; Maoer Mountain Experimental Forest Farm

收稿日期:2023-09-26
基金项目:国家重点研发计划课题(2022YFD2200502);国家自然科学基金项目(32171778)。
第一作者简介:吕沅杭,硕士研究生。研究方向为森林经营。E-mail: 1252217525@qq.com
*通信作者:董灵波,博士,副教授。研究方向为森林经营。E-mail: Farrell0503@126.com
引文格式:吕沅杭,王姿澄,董灵波. 基于 RUSLE 模型的帽儿山实验林场不同林分类型土壤侵蚀动态评估[J]. 森林工程, 2023,40(3):20-32.

LYU Y H, WANG Z C, DONG L B. Dynamic assessment of soil erosion in different forest types of Maoer Mountain Experimental Forest Farm based on RUSLE model[J]. Forest Engineering, 2024, 40(3):20-32.

0　引言

土壤侵蚀已经成为影响全世界人类发展和生态环境最严重的环境问题之一,直接影响区域资源的开发、利用和保护,对区域乃至全球生态安全格局造成巨大的威胁[1]。开展土壤侵蚀风险评估是明确该地区土壤侵蚀情况的基础,也是合理进行土壤侵蚀治理、开展土壤保持措施的前提。现如今,已经有很多学者对此进行了研究[2-9],相对于一个时间点上的土壤侵蚀风险评估,分析该地区一段时间内的土壤侵蚀时空变化可以更好地进行土壤侵蚀风险评估。

森林对阻止土壤侵蚀有着明显的控制作用,林冠层以及凋落物层可以有效地对降水进行层层截留,从而减弱甚至消除对表层土壤带来的冲击以及地表径流的侵蚀作用,此外根系又有着固持和改善土壤的作用[10]。江忠善等[11]提出了计算林地土壤侵蚀植被覆盖与作物管理因子的计算公式。董蕊等[12]计算了全国典型森林生态系统的土壤保持功能,然而森林实际发挥的土壤保持功能不仅受其环境因素的影响,还会受其本身的林分类型和其植被覆盖度的影响。目前对森林生态系统服务功能的研究有很多[13-16],但其研究热点为森林生态系统服务功能的动态变化与环境影响因素的研究[17],很少有对不同林分类型土壤保持功能差异的研究[18]。

帽儿山实验林场是松花江一级支流阿什河的源头,是我国东北地区非常重要的水源涵养区域,又是哈尔滨市重要的水源地之一[19]。所以帽儿山实验林场的水土资源的保护,直接影响流域内的森林生态服务功能和哈尔滨市的社会经济发展。因此对帽儿山实验林场生态系统的现状、变化过程及变化趋势进行科学、客观的评估具有重要意义。本研究以帽儿山实验林场为研究对象,以 1983、1993、2004、2016 年帽儿山森林资源二类调查数据、Landsat 遥感影像数据、数字高程数据、气象数据和土壤数据为基础,在地理信息系统(Geographic Information Systems,GIS)和遥感(Remote Sensing,RS)技术的支持下,采用修订后的通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation,RUSLE)研究帽儿山实验林场不同时期的平均土壤侵蚀量,分析帽儿山实验林场土壤侵蚀的时空变化特征及不同林分类型与平均土壤侵蚀量之间关系。

1　数据与方法

1.1　研究区概况

帽儿山实验林场位于黑龙江省尚志市西北部,属阿什河上游,地理坐标为 45°14′~45°29′ N,127°29′~127°44′ E。总面积 2.6 万hm^2,森林覆盖率为 79.4%。施业区内坡度一般在 5°~25°,较平缓,海拔 200~600 m,南面地势高,北面地势低,平均海拔约 400 m。该地区气候属于中温带大陆性季风气候,年平均气温 2.4 ℃,最高气温 34 ℃,最低气温-40 ℃,年平均降水量 700 mm。土壤主要为暗棕壤,沼泽土和谷地草甸土分布较少。主要乔木树种有落叶松(*Larix olgensis*)、蒙古栎(*Quercus mongolica*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)、椴树(*Tilia tuan*)和胡桃楸(*Juglans mandshurica*)等。

1.2　数据来源

本研究中收集的数据包括根据帽儿山经纬度坐标和高程数据,从 WorldClim 中提取气象数据(https://www.worldclim.org);遥感影像和数字高程数据(Digital Elevation Model,DEM)来自地理空间数据云平台(http://www.giscloud.cn)的 Landsat 5、Landsat 8 和 SRTM 数据;土壤数据来自中国科学院资源环境科学与数据中心网站(https://www.resdc.cn)的 1∶100 万土壤数据库。此外,还收集了帽儿山实验林场 1983、1993、2004、2016 年的 4 期森林资源二类调查数据。

1.3　研究方法

1.3.1　土壤侵蚀模型

本研究采用 RUSLE 估算帽儿山实验林场的侵蚀量,公式为

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \text{。} \quad (1)$$

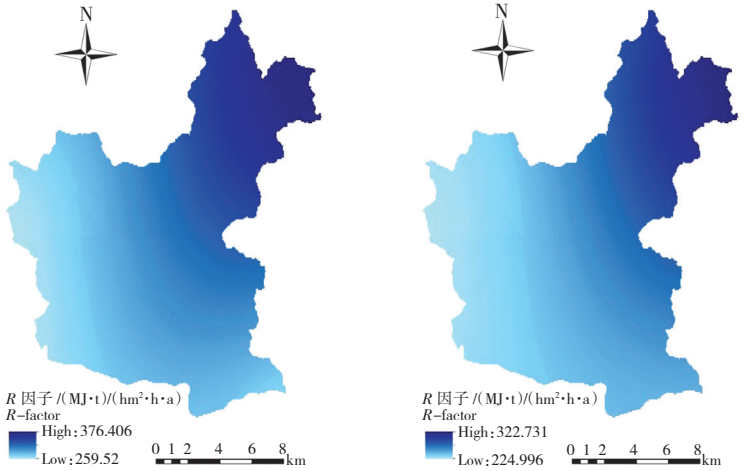
式中:A 为土壤侵蚀模数,t/(hm^2 · a);R 为降雨侵蚀力因子,(MJ · t)/(hm^2 · h · a);K 为土壤可蚀性因子,(t · hm^2 · h)/(hm^2 · MJ · mm);L 为坡长因子;S 为坡度因子;C 为覆盖与管理因子;P 为水土保持措施因子,其中 L、S、C、P 因子无量纲。

1.3.2　降雨侵蚀因子

降雨侵蚀因子(R)采用基于多年月平均降雨量和年平均降雨量的 Ganasri[20] 经验公式进行计算,得到 1983、1993、2004、2016 年帽儿山实验林场降雨侵蚀因子,如图 1 所示。

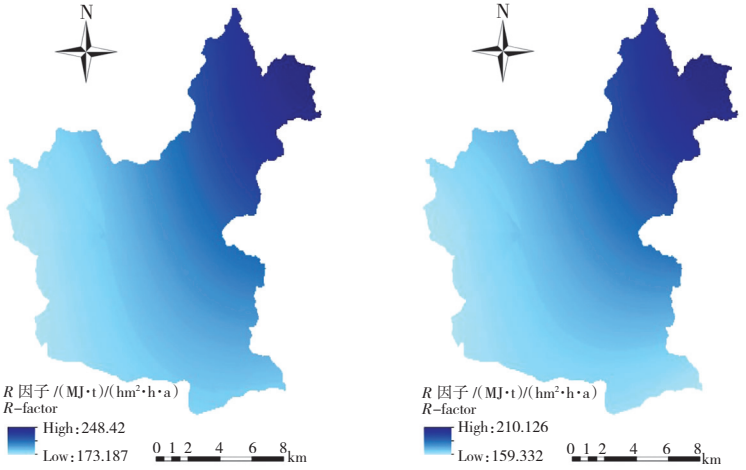
$$R = \sum_{n=1}^{12} 1.735 \times 10^{\left[\left(1.5\times \lg\frac{p_n^2}{p}\right) - 0.8188\right]} \text{。} \quad (2)$$

式中:p_n 为月平均降雨量,mm;p 为年平均降雨量,mm;n 为月份。



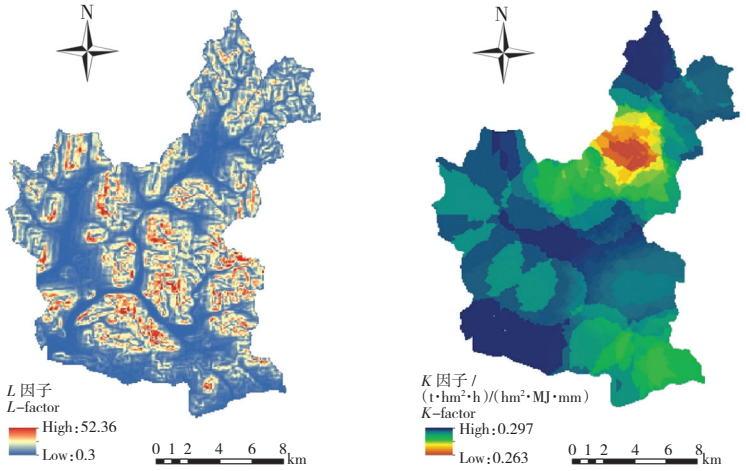
(a) 1983 年降雨侵蚀因子(R)
(a) 1983 Rainfall crosion factor(R)

(b) 1993 年降雨侵蚀因子(R)
(b) 1993 Rainfall crosion factor(R)



(c) 2004 年降雨侵蚀因子(R)
(c) 2004 Rainfall crosion factor(R)

(d) 2016 年降雨侵蚀因子(R)
(d) 2016 Rainfall crosion factor(R)



(e) 坡度坡长因子(L)
(e) Slope length factor(L)

(f) 土壤可蚀性因子(K)
(f) Soil erodibility factor(K)

图 1 1983、1993、2004、2016 年帽儿山实验林场相关因子空间分布

Fig. 1 Spatial distribution of relevant factors in Maoer Mountain Experimental Forest Farm in 1983, 1993, 2004, 2016

1.3.3　土壤可蚀性因子

土壤可侵蚀性(K)因子的大小与土壤质地、土壤有机质含量密切相关,本研究采用 Willians[21] 提出的侵蚀/生产力影响模型(Erosion/Productivity Impact Model, EPIC)。

$$K=\left\{0.2+0.3\exp\left[-0.0256S_1\left(1-\frac{S_2}{100}\right)\right]\right\}\times\left(\frac{S_2}{S_3+S_2}\right)^{0.3}\times\left(1-\frac{0.25S_C}{S_C+\exp(3.72-2.95S_C)}\right)\times\left(1-\frac{0.7S_4}{S_4+\exp(-5.51+22.9S_4)}\right)。\tag{3}$$

式中:S_1 表示土壤砂粒含量,%;S_2 表示土壤粉粒含量,%;S_3 表示土壤黏粒含量,%;$S_4=1-S_1/100$;S_C 表示土壤有机碳含量,%;K 的单位为美制,乘以转换系数 0.131 7 转换为国际制单位。

1.3.4　坡长坡度因子

区域尺度下通常以数字高程模型(Digital Elevation Model,DEM)为数据基础进行测算来提取坡长因子(L)和坡度因子(S),坡长因子采用 Wishmeier 等[22] 所提出的坡长计算方法,坡度因子需依据我国坡度标准进行分级计算,由于帽儿山坡度大于 14°的地带分布广泛,所以采用 Liu 等[23] 对陡坡情况提出的改进坡度因子进行计算,公式为

$$L=(\lambda/22.13)^{\alpha}。\tag{4}$$

$$\alpha=\beta/(\beta+1)。\tag{5}$$

$$\beta=(\sin\theta/0.0896)/[3.0(\sin\theta)^{0.8}+0.56]。\tag{6}$$

$$S=\begin{cases}10.8\sin\theta+0.03 & \theta<5°\\16.8\sin\theta-0.50 & 5°\leqslant\theta<14°\\21.91\sin\theta-0.96 & \theta\geqslant14°\end{cases}。\tag{7}$$

式中:λ 为坡面的水平投影坡长,m;α 为坡长因子指数;β 为细沟侵蚀和细沟间侵蚀的比值;θ 为坡度,(°)。

应用式(4)—式(7)计算出帽儿山实验林场坡度坡长因子。

1.3.5　植被覆盖与作物管理因子

本研究采用董蕊等[12]、蔡崇法等[24] 和江忠善等[11] 的研究方法,运用归一化差分植被指数(Normalized Difference Vegetation Index,NDVI,式中记为 N_{DVI})与植被盖度的经验关系计算的月植被覆盖度(F_c)[25] 进行测算植被覆盖度因子(C),但董蕊等[12] 只对森林进行测算,由于帽儿山实验林场还包括部分非林地,所以根据蔡崇法等[23] 对计算公式进行了改善,将 $F_c=71.7\%$ 时,$C=1$,公式为

$$F_c=108.49N_{DVI}+0.717。\tag{8}$$

$$C=\begin{cases}1 & F_c=71.7\%\\0.6508-0.3436\lg F_c & 71.7\%<F_c<78.3\%\\e^{-0.0085(F_c-5)^{1.5}} & F_c\geqslant78.3\%\end{cases}。\tag{9}$$

式中,F_c 为植被覆盖度,%。

应用式(8)、式(9)计算出 1983、1993、2004、2016 年帽儿山实验林场植被覆盖与作物管理因子。如图 2 所示。

1.3.6　水土保持措施因子

由于林地、草地、未利用地没有水土保持措施,水土保持措施因子(P)取 1;水体、建筑用地的 P 取 0;耕地、水田根据林素兰等[26] 研究提出的东北地区水土保持措施因子公式进行测算。

$$P=0.45Q+0.121。\tag{10}$$

式中,Q 为坡度。

1.4　**不同林分类型平均土壤侵蚀量**

为分析不同林分类型的平均土壤侵蚀量,以帽儿山实验林场 4 期森林资源二类调查数据(1983、1993、2004、2016 年)为基础,参照孙云霞等[27] 的研究,根据地类、起源和树种组成将其划分为落叶松人工林(RLG)、樟子松人工林(RPS)、针阔混交天然林(CBM)、软阔天然林(SBM)、硬阔天然林(HBM)、蒙古栎天然林(NMO)和非林地(NWL)共 7 个类型,如图 3 所示。其中硬阔天然林是由水曲柳、黄菠萝、胡桃楸和槭类树种组成,除这 4 种树之外的阔叶混交林称为软阔天然林。然后,运用不同年份林分类型分布图与相对应的土壤侵蚀图进行叠加,从而得到的不同年份间相同区域的平均土壤侵蚀量,进而对不同林分类型的平均土壤侵蚀量进行评估。

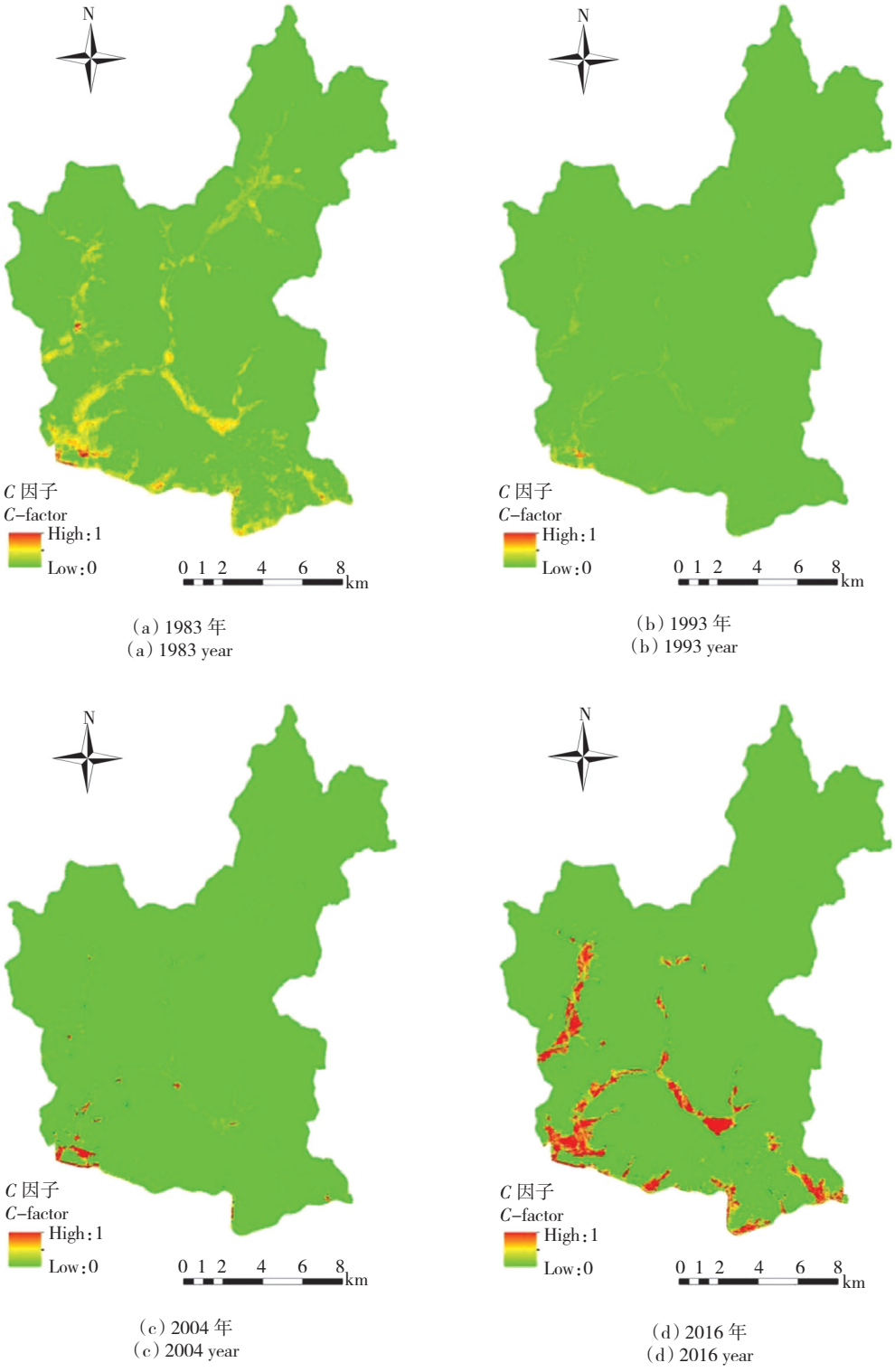


图 2 1983、1993、2004、2016 年帽儿山实验林场植被覆盖与作物管理因子

Fig. 2 Vegetation cover and crop management factors of Maoer Mountain Experimental Forest Farm in 1983, 1993, 2004, 2016

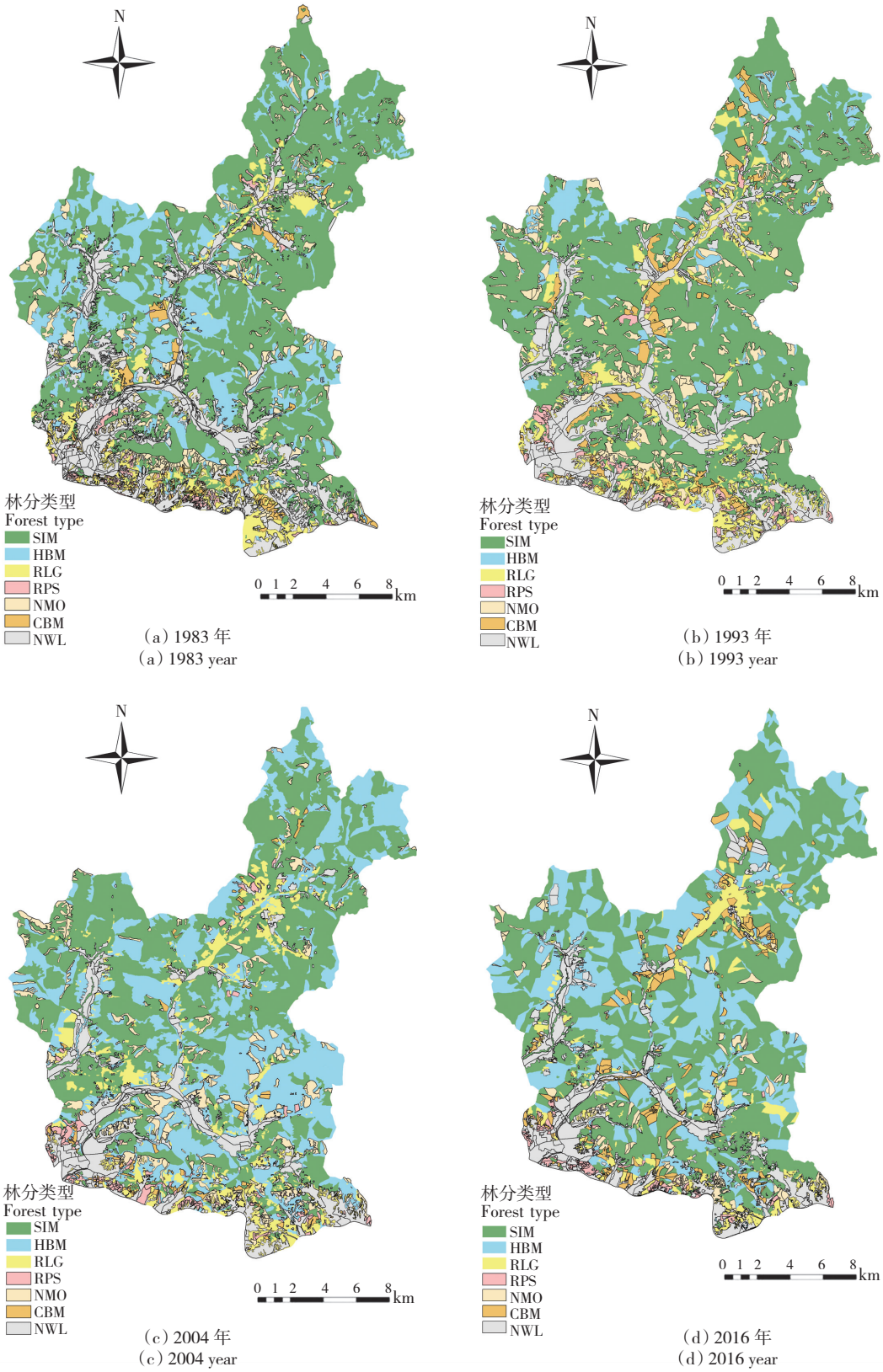


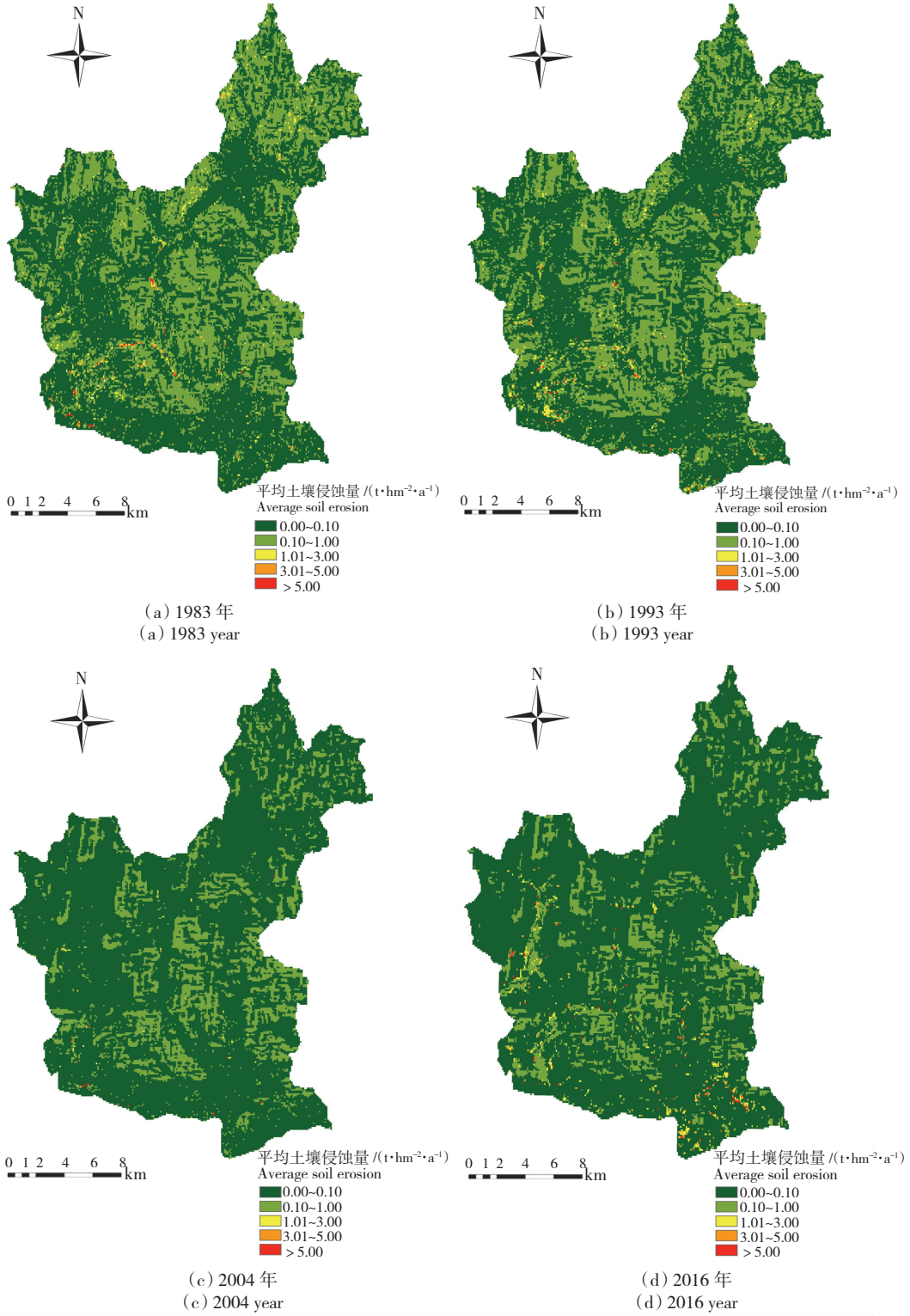
图 3　1983、1993、2004、2016 年帽儿山实验林场林分类型分布图

Fig. 3 Distribution map of forest types in Maoer Mountain Experimental Forest Farm in 1983, 1993, 2004, 2016

2 结果与分析

2.1 平均土壤侵蚀量时间变化

帽儿山实验林场 1983、1993、2004、2016 年的年均平均土壤侵蚀量分别为 0.26、0.24、0.10、0.17 t/(hm^2·a)。结合图 4 可以看出，帽儿山实验林场 1983—1993 年帽儿山实验林场土壤侵蚀强度基本稳定，1993—2004 年的土壤侵蚀强度在急剧减少尤



(a) 1983 年
(a) 1983 year

(b) 1993 年
(b) 1993 year

(c) 2004 年
(c) 2004 year

(d) 2016 年
(d) 2016 year

图 4 1983、1993、2004、2016 年帽儿山实验林场土壤侵蚀强度空间分布图

Fig. 4 Spatial distribution map of soil erosion intensity in Maoer Mountain Experimental Forest Farm in 1983, 1993, 2004, 2016

其是森林区域,而 2004—2016 年期间土壤侵蚀强度有所上升,主要分布在城镇周边和道路沿线,但总体帽儿山实验林场生态环境在逐渐改善。

4 个时期中侵蚀强度等级Ⅰ的面积比例最大,分别为 63.15%、64.02%、82.90%、83.80%,呈逐年增大的趋势;其次是侵蚀强度等级Ⅱ的面积,其比例分别为 35.64%、34.67%、16.99%、15.08%,呈逐年减小的趋势;4 个时期内,等级Ⅰ、Ⅱ两者之和均大于 98%。其余侵蚀强度等级均是 1983—1993 年面积在增大,随后 1993—2004 年面积急剧减小,而 2004—2016 年面积又有所增加,见表 1。

表 1　1983、1993、2004、2016 年帽儿山实验林场土壤侵蚀强度分级

Tab. 1 Soil erosion intensity grading of Maoer Mountain Experimental Forest Farm in 1983, 1993, 2004, 2016

等级 Level	平均侵蚀量/($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$) Average erosion amount	1983		1993		2004		2016	
		面积/hm^2 Area	比例(%) Proportion	面积/hm^2 Area	比例(%) Proportion	面积/hm^2 Area	比例(%) Proportion	面积/hm^2 Area	比例(%) Proportion
Ⅰ	0.00~0.10	16 535.10	63.15	16 754.30	64.02	21 704.82	82.90	21 951.16	83.80
Ⅱ	0.11~1.00	9 331.26	35.64	9 073.65	34.67	4 448.06	16.99	3 950.64	15.08
Ⅲ	1.01~3.00	244.97	0.94	270.08	1.03	19.85	0.08	200.86	0.77
Ⅳ	3.01~5.00	37.13	0.14	37.46	0.14	3.36	0.01	47.54	0.18
Ⅴ	>5.00	34.10	0.13	36.83	0.14	7.09	0.03	45.88	0.18

2.2　土壤侵蚀强度空间变化

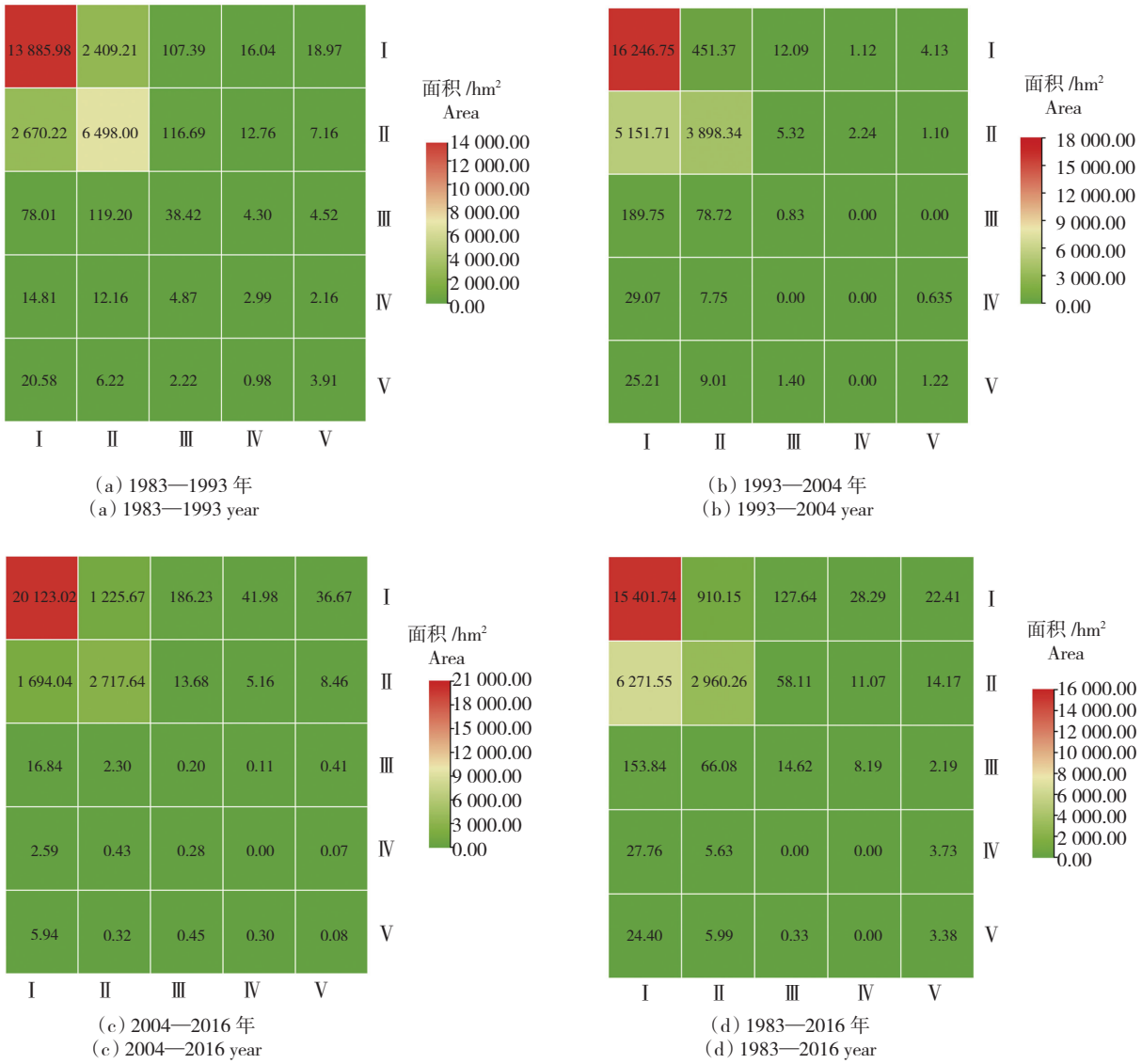
1983—1993 年、1993—2004 年、2004—2016 年、1983—2016 年土壤侵蚀强度没有发生变化的区域分别占总面积的 78.4%、77.1%、87.6%、70.4%,高等级侵蚀强度向低等级侵蚀强度转移的面积分别占总面积的 11.2%、21.0%、6.6%、25.1%,而低等级侵蚀强度向高等级侵蚀强度转移的面积分别仅占总面积的 10.4%、1.8%、5.8%、4.5%。由此可以看出,帽儿山实验林场土壤侵蚀改善的区域明显多于土壤侵蚀恶化的区域,尤其是 1993—2004 年有 5 492.61 hm^2 的区域土壤侵蚀强度减小,仅有 478.01 hm^2 的区域土壤侵蚀强度增大,如图 5 所示。从各等级侵蚀强度转移幅度分析,各级均主要向侵蚀强度Ⅰ等级进行转移。研究区整体呈现高等级向低等级侵蚀强度转移的特征,表明帽儿山实验林场 1983—2016 年植被得到了显著的恢复。

2.3　林分类型的时空变化及对土壤侵蚀强度的影响

将帽儿山实验林场 1983、1993、2004、2016 年林分类型分布图(图 3)相互叠加得到林分类型时空转移矩阵,并由此可知 1983—1993、1993—2004、2004—2016 年林分类型转移的面积,其中,1983—1993 年面积变化最大的是硬阔天然林到软阔天然林,硬阔天然林面积减小了 2 828.35 hm^2,1993—2004 年变化最大的是软阔天然林到硬阔天然林,硬阔天然林面积增加了 4 886.23 hm^2,2004—2016 年变化最大的是硬阔天然林到软阔天然林,硬阔天然林面积减小了 4 267.99 hm^2。

由表 2 可知,1983、2004 年平均土壤侵蚀量最小的林分类型为落叶松人工林,平均土壤侵蚀量分别为 0.54、0.035 $t/(hm^2 \cdot a)$,1993、2016 年平均土壤侵蚀量最小的林分类型为樟子松人工林,平均土壤侵蚀量分别为 0.057、0.019 $t/(hm^2 \cdot a)$。总体上这 4 年所有林分类型平均土壤侵蚀量均呈逐年下降趋势,只有 2004—2016 年软阔天然林、落叶松人工林以及针阔混交天然林,其分别上涨了 0.012、0.003、0.016 $t/(hm^2 \cdot a)$。

1983—1993、1993—2004、2004—2016 年土壤侵蚀强度变化图层进行叠加得到土壤侵蚀随林分类型的变化的时空转移矩阵,见表 3。其中 1983—1993 年和 1993—2004 年,硬阔天然林区域转移的平均土壤侵蚀量最小,分别为 -0.110 和 -0.313 $t/(hm^2 \cdot a)$,2004—2016 年樟子松人工林区域转移的平均土壤侵蚀量最小,为 -0.128 $t/(hm^2 \cdot a)$。



(a) 1983—1993 年
(a) 1983—1993 year

(b) 1993—2004 年
(b) 1993—2004 year

(c) 2004—2016 年
(c) 2004—2016 year

(d) 1983—2016 年
(d) 1983—2016 year

图 5 土壤侵蚀强度转移矩阵

Fig. 5 Transfer matrix of soil erosion intensity

表 2 不同林分类型平均土壤侵蚀量

Tab. 2 Average soil erosion of different forest types

年份 Year	林分类型 Forest type					
	SBM	HBM	RLG	RPS	NMO	CBM
1983	0.150±0.199Ab	0.161±0.234Aa	0.054±0.144Ae	0.110±0.433Acd	0.121±0.168Ac	0.083±0.223Ad
1993	0.117±0.162Bb	0.135±0.150Ba	0.060±0.160Ad	0.057±0.109Bd	0.133±0.180Ba	0.099±0.168Ac
2004	0.057±0.052Cc	0.066±0.051Cb	0.035±0.048Be	0.045±0.057Bd	0.081±0.051Ca	0.048±0.051Bd
2016	0.069±0.088Ca	0.063±0.056Da	0.038±0.053Cc	0.019±0.062Cd	0.064±0.045Da	0.064±0.058Bb

注:同列不同大写字母表示差异显著($P<0.05$),同行不同小写字母表示差异显著($P<0.05$)。

Note: Different uppercase letters in the same column indicate significant differences at 0.05 level, Different lowercase letters in the same row indicate significant differences at 0.05 level.

表 3　平均土壤侵蚀量随林分类型变化的时空转移矩阵

Tab. 3 Spatiotemporal transfer matrix of average soil erosion with forest type changes

时间 Time	林分类型 Forest type	SBM	HBM	RLG	RPS	NMO	CBM	总计 Total
	SBM	−0.022	−0.029	−0.039	0.044	−0.025	−0.034	−0.105
	HBM	−0.018	−0.043	−0.006	−0.027	−0.012	−0.003	−0.110
1983—1993	RLG	0.005	−0.049	0.010	0.041	0.032	0.012	0.051
	RPS	−0.057	—	0.035	0.025	0.051	−0.147	−0.093
	NMO	−0.016	−0.017	0.006	0.027	−0.006	0.057	0.051
	CBM	−0.025	—	0.033	0.019	0.047	0.108	0.183
	SBM	−0.054	−0.066	−0.039	−0.019	−0.052	−0.018	−0.247
	HBM	−0.067	−0.074	−0.015	−0.031	−0.019	−0.107	−0.313
1993—2004	RLG	−0.053	−0.007	−0.020	0.014	−0.019	−0.005	−0.090
	RPS	−0.047	−0.017	−0.010	−0.009	−0.026	0.018	−0.092
	NMO	−0.044	−0.066	−0.039	−0.026	−0.053	−0.023	−0.252
	CBM	−0.068	−0.066	−0.017	−0.007	−0.071	−0.020	−0.248
	SBM	0.003	0.001	−0.009	0.014	0.024	−0.003	0.030
	HBM	−0.003	0.007	0.003	−0.036	−0.013	−0.006	−0.048
2004—2016	RLG	0.030	−0.008	0.017	−0.022	−0.009	0.008	0.017
	RPS	0.016	−0.009	−0.020	−0.099	0.005	−0.021	−0.128
	NMO	−0.007	−0.006	−0.006	−0.002	−0.005	0.308	0.282
	CBM	−0.014	−0.006	0.021	−0.069	−0.003	−0.027	−0.098

1983—1993、1993—2004、2004—2016 年中不同林分类型阻止土壤侵蚀能力有所不同。1983—1993 年阻止土壤侵蚀能力由大到小依次为:硬阔天然林、软阔天然林、樟子松人工林、针阔混交天然林、落叶松人工林、蒙古栎天然林。1993—2004 年由大到小为:硬阔天然林、软阔天然林、蒙古栎天然林、针阔混交天然林、樟子松人工林、落叶松人工林。2004—2016 年由大到小为:樟子松人工林、针阔混交天然林、硬阔天然林、落叶松人工林、蒙古栎天然林、软阔天然林。由此可以看出,由于其他因素的不同,导致不同林分类型每年阻止转移的平均土壤侵蚀量的能力不同,但总体上 1983—2016 年阻止土壤侵蚀能力由大到小依次为:硬阔天然林、软阔天然林、樟子松人工林、针阔混交天然林、落叶松人工林、蒙古栎天然林。可以看出,硬阔天然林的阻止土壤侵蚀能力是相对其他林分类型是最好的,所以结合图 5 和表 3 可以看出 1983—2016 年帽儿山实验林场平均土壤侵蚀量的变化主要由硬阔天然林的面积影响着。

3　讨论

近些年来,由于全球气候的不断变化,我国经济的高速发展,对全国土壤侵蚀量均产生着不同程度的影响。气候变化不仅可以直接通过降水影响土壤侵蚀量,而且还可以通过对森林植被的影响间接的影响着土壤侵蚀量。研究表明,1961—2010 年中国年均气温呈显著的上升趋势,达到了每 10 a 上升 0.275 ℃、年降水量变化不明显,仅每 10 a 上升 0.254 mm[28]。1960—2019 年东北地区热量资源呈增加趋势,年平均气温的气候倾向率为每 10 a 上升 0.28 ℃,活动积温整体上有上升趋势,且初日提前,终日延后,持续日数增加[29]。导致东北地区的中温带和暖温带面积有所增加,植被带分布的界线将发生北移,部分针叶林逐渐被落叶阔叶林取代[30-32]。使得不同区域植物春季物候提前、秋季物候推迟,生长季呈延长趋势[33],因此本研究按不同的林分类型对 1983—2016 年帽儿山实验林场土壤侵蚀进行了定量分析。

随着我国经济高速发展,各地区土地利用类型都发生了不同程度的变化,其中城市的扩张对土壤侵蚀的影响尤为明显。易丹等[34]以南昌市为例进行研究,结果表明,城市面积的不断扩张,致使耕地、林地和水域面积的不断缩小,这将加剧土壤侵蚀和人地矛盾,不利于土地利用的可持续发展。章影等[35]研究发现,2002—2013 年丹江口库区耕地、林地面积轻微增加,灌草地面积剧烈减少,建设用

地增长为原来的2.40倍。在这10 a里库区整体土壤侵蚀强度在减轻,但在城市扩张地区土壤侵蚀强度明显加剧。而这些与本研究结果相同,本研究表明随着城市的不断扩张,致使帽儿山实验林场城镇周边和道路沿线的土壤侵蚀明显增加。

张斯屿[36]对黑龙江省林分类型土壤保持能力进行研究,结果表明,不同林分类型土壤保持能力由大到小为:落叶阔叶林、落叶针叶林、常绿针叶林、针阔混交林。本研究帽儿山实验林场不同林分类型土壤保持能力由大到小为:硬阔天然林、软阔天然林、樟子松人工林、针阔混交天然林、落叶松人工林、蒙古栎天然林。张斯屿[36]研究结果与本研究结果基本相同,只有落叶阔叶林和蒙古栎天然林土壤保持能力不同。主要原因是由于帽儿山实验林场针阔混交天然林为人工针叶纯林演变而成,并且樟子松人工林分布在坡度较缓的地方,致使平均土壤侵蚀量小,而蒙古栎天然林一般分布在坡顶陡峭地方,其坡度较大,致使平均土壤侵蚀量大,还有时间跨度和区域尺度上的不同,致使降水、坡度和土壤等环境因素,以及森林的林龄、树木栖息环境不同。由本研究结果表明帽儿山实验林场硬阔天然林土壤保持能力最好,并且天然林比人工林土壤保持能力强。因此为更好地阻止土壤侵蚀,从营林的角度,需要通过补植硬阔树种来促进软阔等次生林的演替,同时要对人工针叶林进行近自然化改造,将其转换为针阔混交林。

4 结论

帽儿山实验林场土壤侵蚀强度有98%以上的面积处于0~1,而其中土壤侵蚀强度处于0~0.1范围的面积还在逐渐增大,并且土壤侵蚀整体呈现高等级侵蚀强度向低等级侵蚀强度转移的特征,帽儿山实验林场土壤侵蚀整体是在逐年改善;其中不同林分类型土壤保持能力大小不同,其能力由大到小依次为:硬阔天然林、软阔天然林、樟子松人工林、针阔混交天然林、落叶松人工林、蒙古栎天然林。硬阔天然林土壤保持能力最好,并且硬阔天然林面积的大小主要影响着帽儿山实验林场的土壤侵蚀量。研究帽儿山实验林场不同林分类型土壤侵蚀静态及动态变化,分析可以了解到帽儿山的土壤侵蚀状况以及不同林分类型对土壤侵蚀的防护作用,对土壤治理及森林经营具有参考意义。但由于计算RUSLE模型各因子所使用的数据精度不尽相同,因此在计算RUSLE模型过程中难免产生误差。由于降雨侵蚀力因子是以帽儿山实验林场及周边城市的国家降雨量站点数据为基础进行插值得来,这就使得其存在一定的误差。因此,在不影响经济发展的前提下运用何种森林经营措施来保持土壤以及对RUSLE模型的修正,提高数据精度,结果的野外调查验证是以后研究工作的重点。

【参 考 文 献】

[1] 王静. 黄土高原沟壑区土壤侵蚀及其养分流失特征研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学,2022.
WANG J. Characteristics of soil erosion and nutrient loss in gully region of Loess Plateau[D]. Yangling: Northwest A & F University, 2022.

[2] 路志强,魏霞,安克俭. 蒲河流域退耕前后降水和植被对土壤侵蚀变化的影响[J]. 水土保持研究,2023,30(2):7-12,21.
LU Z Q, WEI X, AN K J. Influence of precipitation and vegetation on erosion change before and after grain for green project in Puhe River Basin[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(2): 7-12, 21.

[3] 郭秀丽. 平原河道水土流失成因及其防治措施研究[J]. 水利科技与经济,2023,29(1):111-115,132.
GUO X L. Study on the causes of water and soil loss in plain rivers and control measures[J]. Water Conservancy Science and Technology and Economy, 2023, 29(1): 111-115, 132.

[4] 邵志豪,牟凤云,黄淇,等. 重庆市土壤保持服务空间分布及影响因素分析[J]. 科学技术与工程,2023,23(1):100-108.
SHAO Z H, MU F Y, HUANG Q, et al. Spatial distribution and influencing factors analysis of soil conservation services in Chongqing[J]. Science Technology and Engineering, 2023, 23(1): 100-108.

[5] 徐少杰,邓良,赵明松,等. 安徽省1980—2020年土壤侵蚀时空变化特征[J]. 科学技术与工程,2023,23(1):109-116.
XU S J, DENG L, ZHAO M S, et al. Spatial-temporal characteristics of soil erosion in Anhui Province from 1980 to 2020[J]. Science Technology and Engineering, 2023, 23(1): 109-116.

[6] 贾立志,余建平,陈小南,等. 钱江源国家公园2000—2019年土壤侵蚀变化动态研究[J]. 土壤通报,2022,53(5):1163-1171.
JIA L Z, YU J P, CHEN X N, et al. Dynamic changes of soil erosion in Qianjiangyuan National Park from 2000 to 2019[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2022, 53(5):

1163-1171.

[7] 张成哲. 绥中县土壤侵蚀时空动态变化及其影响因素分析[J]. 黑龙江水利科技,2022,50(12):80-84,100.
ZHANG C Z. Temporal and spatial dynamics of soil erosion and its influencing factors in Suizhong County[J]. Heilongjiang Hydraulic Science and Technology, 2022, 50(12): 80-84, 100.

[8] 郭赓,丁鸣鸣,钱洲,等. 1986—2013 年南京市土地利用变化对土壤侵蚀的影响[J]. 水土保持研究,2022,29(5):108-116.
GUO G, DING M M, QIAN Z, et al. Effect of land use change on soil erosion in Nanjing from 1986 to 2013[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2022, 29(5): 108-116.

[9] 蒋刚,康金莲,曹广超,等. 基于 RUSLE 模型的青海澜沧江流域土壤侵蚀研究[J]. 高原科学研究,2022,6(4):1-13.
JIANG G, KANG J L, CAO G C, et al. Study on soil erosion of Lancang River Basin in Qinghai based on RUSLE model[J]. Plateau Science Research, 2022, 6(4): 1-13.

[10] 陈灵芝,任继凯,鲍显诚,等. 北京西山(卧佛寺附近)人工油松林群落学特性及生物量的研究[J]. 植物生态学与地植物学丛刊,1984,8(3):173-181.
CHEN L Z, REN J K, BAO X C, et al. Studies on the sociological characteristic and biomass of pine plantation on Xishan in Beijing[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 1984, 8(3): 173-181.

[11] 江忠善,郑粉莉,武敏. 中国坡面水蚀预报模型研究[J]. 泥沙研究,2005(4):1-6.
JIANG Z S, ZHENG F L, WU M. Prediction model of water erosion on hillslopes[J]. Journal of Sediment Research, 2005(4): 1-6.

[12] 董蕊,任小丽,盖艾鸿,等. 基于中国生态系统研究网络的典型森林生态系统土壤保持功能分析[J]. 生态学报,2020,40(7):2310-2320.
DONG R, REN X L, GAI A H, et al. Use of CERN for estimating the soil conservation capability of typical forest ecosystems in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(7): 2310-2320.

[13] 涂宏涛,马国强,潘中平,等. 云南省 2002—2017 年森林生态系统服务功能价值评估[J]. 广西林业科学,2023,52(1):23-30.
TU H T, MA G Q, PAN Z P, et al. Value evaluation of forest ecosystem services in Yunnan Province from 2002 to 2017[J]. Guangxi Forestry Science, 2023, 52(1): 23-30.

[14] 高帆,彭祚登,徐鹏. 1977—2018 年贵州省森林生态系统服务功能评估[J]. 生态科学,2022,41(4):181-188.
GAO F, PENG Z D, XU P. Evaluation of the service functions of the forest ecosystem in Guizhou Province during 1977-2018[J]. Ecological Science, 2022, 41(4): 181-188.

[15] 罗佳,黎蕾,姜芸,等. 湖南省森林生态系统服务功能价值评估[J]. 生态科学,2022,41(4):70-77.
LUO J, LI L, JIANG Y, et al. Evaluation of service function of forest ecosystem in Hunan Province[J]. Ecological Science, 2022, 41(4): 70-77.

[16] 陈光华,金磊,战金伟,等. 清原县森林生态系统服务功能及影响因素分析[J]. 辽宁林业科技,2021(5):12-17,65.
CHEN G H, JIN L, ZHAN J W, et al. Analysis on forest ecosystem services and its impact factors in Qingyuan County[J]. Liaoning Forestry Science and Technology, 2021(5): 12-17, 65.

[17] 赵金龙,王泺鑫,韩海荣,等. 森林生态系统服务功能价值评估研究进展与趋势[J]. 生态学杂志,2013,32(8):2229-2237.
ZHAO J L, WANG L X, HAN H R, et al. Research advances and trends in forest ecosystem services value evaluation[J]. Chinese Journal of Ecology, 2013, 32(8): 2229-2237.

[18] 孙文义,邵全琴,刘纪远. 黄土高原不同生态系统水土保持服务功能评价[J]. 自然资源学报,2014,29(3):365-376.
SUN W Y, SHAO Q Q, LIU J Y. Assessment of soil conservation function of the ecosystem services on the Loess Plateau[J]. Journal of Natural Resources, 2014, 29(3): 365-376.

[19] 韩春华. 阿什河上游水源林小流域静态持水能力研究[D]. 哈尔滨:东北林业大学,2008.
HAN C H. Static water-holding capacity of water conservation forest in upper reach of Ashi River Basin[D]. Harbin: Northeast Forestry University, 2008.

[20] GANASRI B P, RAMESH H. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS-A case study of Nethravathi Basin[J]. Geoscience Frontiers, 2016, 7(6): 953-961.

[21] WILLIANS J. The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: A case history[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 1990, 329(1255): 421-428.

[22] WISHMEIER W H, SMITH D D, UHLAND R E. Evaluation of factors in the soil loss equation[J]. Agricultural Engineering, 1958, 39(8): 458-462.

[23] LIU B Y, NEARING M A, RISSE L M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes[J]. Transactions of the ASAE, 1994, 37(6): 1835-1840.

[24] 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 Water Conservation, 2000, 14(2): 19-24.

[25] 马超飞,马建文,布和敖斯尔. USLE 模型中植被覆盖因子的遥感数据定量估算[J]. 水土保持通报,2001,21(4):6-9.
MA C F, MA J W, BUHE A E. Quantitative assessment of vegetation coverage factor in USLE model using remote sensing data[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2001, 21(4): 6-9.

[26] 林素兰,黄毅,聂振刚,等. 辽北低山丘陵区坡耕地土壤流失方程的建立[J]. 土壤通报,1997,28(6):251-253.
LIN S L, HUANG Y, NIE Z G, et al. Establishment of soil loss equation for slope farmland in low mountain and hilly areas of northern Liaoning Province[J]. Chinese Journal of Soil Science, 1997, 28(6): 251-253.

[27] 孙云霞,刘兆刚,董灵波. 帽儿山地区 1983—2016 年森林景观空间点格局及其关联动态性[J]. 应用生态学报,2018,29(8):2601-2614.
SUN Y X, LIU Z G, DONG L B. Spatial point patterns and their association dynamics of forest landscapes in Maoershan Region, Northeast China between 1983 and 2016[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(8): 2601-2614.

[28] 苏伟峰,周广胜,宋兴阳,等. 增温和光周期变化对东北地区兴安落叶松主要物候期的影响[J]. 生态学报,2023,43(6):2546-2554.
SU W F, ZHOU G S, SONG X Y, et al. Effects of warming and photoperiod change on main phenological phases of *Larix gmelinii* in Northeast China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(6): 2546-2554.

[29] 穆岑,石莹,黄月如. 东北地区近 60 年气温变化规律探讨[J]. 测绘与空间地理信息,2022,45(3):64-67.
MU C, SHI Y, HUANG Y R. Temperature variation in Northeast China in the past 60 years[J]. Geomatics & Spatial Information Technology, 2022, 45(3): 64-67.

[30] 郭笑怡,张洪岩. 生态地理分区框架下的大兴安岭植被动态研究[J]. 地理科学,2013,33(2):181-188.
GUO X Y, ZHANG H Y. The vegetation dynamic research under of eco-geographical region framework on greater khingan mountains[J]. Scientia Geographica Sinica, 2013, 33(2): 181-188.

[31] 张梓婷,王占义,于泽民,等. 基于 Landsat 影像的春坤山自然保护区植被盖度动态变化特征[J]. 西部林业科学,2023,52(3):128-135,144.
ZHANG Z T, WANG Z Y, YU Z M, et al. Characteristics of dynamic changes of vegetation coverage in Chunkun Mountain nature reserve based on Landsat image[J]. Journal of West China Forestry Science, 2023, 52(3): 128-135, 144.

[32] 张江蕾,陈少辉. 祁连山自然保护区植被覆盖时空变化及地形分异研究[J]. 西部林业科学,2023,52(1):106-112,121.
ZHANG J L, CHEN S H. Temporal and spatial variation of vegetation coverage and terrain differentiation in Qilian Mountains Nature Reserve[J]. Journal of West China Forestry Science, 2023, 52(1): 106-112, 121.

[33] 邓晨晖,白红英,翟丹平,等. 气候变化背景下 1964—2015 年秦岭植物物候变化[J]. 生态学报,2017,37(23):7882-7893.
DENG C H, BAI H Y, ZHAI D P, et al. Variation in plant phenology in the Qinling Mountains from 1964-2015 in the context of climate change[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(23): 7882-7893.

[34] 易丹,赵小敏,郭熙,等. 基于生态敏感性评价和 CA-Markov 模拟的平原型城市开发边界划定:以南昌市为例[J]. 应用生态学报,2020,31(1):208-218.
YI D, ZHAO X M, GUO X, et al. Delimitation of urban development boundary based on ecological sensitivity evaluation and CA-Markov simulation in plain city: A case of Nanchang, Jiangxi, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(1): 208-218.

[35] 章影,廖畅,姜庆虎,等. 丹江口库区土壤侵蚀对土地利用变化的响应[J]. 水土保持通报,2017,37(1):104-111,2.
ZHANG Y, LIAO C, JIANG Q H, et al. Response of soil erosion to land use change in Dangjiangkou Reservoir area[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2017, 37(1): 104-111, 2.

[36] 张斯屿. 东北天然林保护工程森林态系统服务功能变化评估(1992—2015)[D]. 北京:中国科学院大学,2019.
ZHANG S Y. Evaluation on the change of service function of forest state system in northeast natural forest protection project (1992-2015)[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2019.