

doi: 10.12097/gbc.2022.07.027

基于 RUSLE 模型的塔里木河流域上游土壤保持 时空变化研究

熊茂秋^{1,2}, 刘晓煌^{2*}, 张雪辉³, 刘玖芬², 郑艺文^{2,4}, 张子凡^{2,5}, 赖明^{1,2}, 付宇佳^{2,6}
XIONG Maoqiu^{1,2}, LIU Xiaohuang^{2*}, ZHANG Xuehui³, LIU Jiufen², ZHENG Yiwen^{2,4},
ZHANG Zifan^{2,5}, LAI Ming^{1,2}, FU Yujia^{2,6}

1. 中国地质大学(武汉)资源学院, 湖北 武汉 430074;

2. 自然资源要素耦合过程与效应重点实验室, 北京 100055;

3. 廊坊市园林绿化事务中心, 河北 廊坊 065000;

4. 中国地质大学(武汉)地质调查研究院, 湖北 武汉 430074;

5. 中国地质大学(武汉)地理与信息工程学院, 湖北 武汉 430074;

6. 中国地质大学(武汉)地球物理与空间信息学院, 湖北 武汉 430074

1. School of Earth Resources, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430074, Hubei, China;

2. Key Laboratory of Coupling Process and Effect of Natural Resources Elements, Beijing 100055, China;

3. Langfang Landscaping Affairs Centre, Langfang 065000, Hebei, China;

4. Institute of Geological Survey, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430074, Hubei, China;

5. School of Eeography and Information Engineering, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430074, Hubei, China;

6. School of Geophysics and Spatial Information, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430074, Hubei, China

摘要:新疆塔里木河流域是中国重点生态保护区,流域土壤保持量的研究有利于水土保持功能区划和水土保持治理措施布局,对于区域生态修复与维护有重要作用。以塔里木河流域上游区为研究对象,基于该区域 2000—2020 年的降雨、土壤、地形等数据,采用修正通用土壤流失方程(RUSLE 模型),估算 2000—2020 年流域土壤在水力侵蚀下的土壤侵蚀量和土壤保持量,分析其时空变化规律,并就土壤保持对其影响因子的敏感性展开分析。结果表明:流域以微度和轻度土壤侵蚀为主,在 2000—2020 年的土壤侵蚀面积总体呈减少趋势;土壤保持空间分布呈现中间高、四周低格局,且 2000—2020 年的土壤保持强度在一定程度上得到增强;降雨、地形和土地利用是土壤保持变化的主要驱动因子,且土壤保持能力随着降水量和植被覆盖总体呈现梯度增长趋势。评价结果揭示了研究区土壤保持时空分布特征,以及土壤保持对驱动因子的敏感性,可为流域水土侵蚀防治和生态修护提供指导依据。

关键词: RUSLE 模型; 土壤保持; 驱动因子; 时空格局; 塔里木河流域

中图分类号: P64; S15 **文献标志码:** A **文章编号:** 1671-2552(2024)04-0641-10

Xiong M Q, Liu X H, Zhang X H, Liu J F, Zheng Y W, Zhang Z F, Lai M, Fu Y J. Spatio-temporal variation of soil conservation in the upper reaches of the Tarim River Basin based on RUSLE model. *Geological Bulletin of China*, 2024, 43(4): 641-650

收稿日期: 2022-07-11; 修订日期: 2023-07-02

资助项目: 中国地质调查局项目《塔里木河流域巴州北部沙漠盐渍化与生态恢复调查监测与评价》(编号: ZD20220144)和《新疆典型生态系统综合全参数观测建设》(编号: 2021xjkk140104)

作者简介: 熊茂秋(1999-), 女, 在读硕士生, 从事自然资源学、地理信息系统和遥感技术应用研究。E-mail: xmq_726@163.com

* 通信作者: 刘晓煌(1972-), 男, 博士, 正高级工程师, 从事自然资源学、基础地质学和矿床学研究。E-mail: liuxh19972004@163.com

Abstract: The Tarim River Basin in Xinjiang is a key ecological reserve in China, and the study of soil conservation in the basin is beneficial to the functional zoning of soil and water conservation and the layout of soil and water conservation management measures, and plays an important role in regional ecological restoration and maintenance. Based on the rainfall, soil and topography data of the upper Tarim River Basin from 2000 to 2020, the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE model) is used to estimate the soil erosion and soil conservation of the watershed soils under hydraulic erosion from 2000 to 2020, analyse their spatial and temporal variation patterns, and conduct a sensitivity analysis on the soil conservation to its influencing factors. The results show that soil erosion and soil retention in the basin are characterised by micro- and micro-erosion. The results show that: soil erosion in the watershed is mainly slight and mild, and the area of soil erosion is generally decreasing from 2000 to 2020; the spatial distribution of soil conservation shows a pattern of high in the middle and low in the surroundings, and the intensity of soil conservation is enhanced to a certain extent from 2000 to 2020; rainfall, topography and land use are the main driving factors of soil conservation changes, and the soil conservation capacity is increasing with the amount of The results of the evaluation reveal that the soil conservation capacity of the study area is increasing in a gradient with the amount of precipitation and vegetation cover in general. The evaluation results reveal the spatial and temporal distribution characteristics of soil conservation in the study area, as well as the sensitivity of soil conservation to the driving factors, and the results of the study can provide guidance for the control of soil erosion and ecological conservation in the watershed.

Key words: RUSLE model; soil conservation; driving force; spatiotemporal pattern; Tarim River Basin

土壤保持作为生态系统提供的一项重要调节服务,对土地生产力、土壤肥力、植被及粮食产量具有积极影响,不仅能防止区域土地退化、降低洪涝等灾害,在一定程度上还可以促进社会经济发展,与人类福祉密切相关,如何提高生态系统土壤保持服务能力,降低土壤侵蚀危害,已成为全球重点关注的环境问题。土壤保持服务供给能力大小主要由空间上的侵蚀产沙、运移沉积过程决定(刘月等,2019)。目前,国内外针对土壤侵蚀及其引起的水土流失相关问题已开展了一系列研究,包括土壤侵蚀驱动力分析、土壤侵蚀时空演变分析、敏感性分析等(Borrelli et al., 2014; 郝姗姗等, 2019; Niyonsenga et al., 2020; 田宇等, 2020)。其中,土壤侵蚀的定量分析与评价是相关研究的重要内容。近年来,随着“3S”技术的快速发展,USLE(Wischmeier et al., 1985)、WEPP(Lafren et al., 1991)、EUROSEM(Morgan et al., 1998)、LISEM(De et al., 1996)等经典水土流失估算模型被先后提出,其中由USLE模型发展修订的RUSLE模型(Renard et al., 1997),由于其模型参数易于获取、使用简便,且效果较好,已成为国内外最常用的水土侵蚀研究模型。通过RUSLE模型定量预测土壤侵蚀量和土壤保持量,可揭示区域土壤保持的时空演变特征,为水土保持规划、区域可持续发展决策提供重要依据(蒋春丽等, 2015; 张超等, 2016; 雷泳南, 2020)。

根据水利部在2020年发布的《中国水土保持公

报(2020年)》可知,2020年新疆的水土流失面积约 $83.80 \times 10^4 \text{ km}^2$,约占区域土地总面积的1/2,是国内土壤侵蚀的重点防治区域之一。近些年来,新疆的水土保持研究已取得许多重要成果,其中,针对塔里木河流域的水土流失问题,已有学者开展了相关研究,分析区域水土流失现状及不同时期的动态变化,结合塔河上中下游不同区域特征,构建生态修复模式(宋艺等, 2004; 白云岗等, 2005; 李玉建等, 2010; 赵帮元等, 2020; 刘雨瞳, 2022)。大部分研究着重于分析水土流失引发的生态问题,对水土流失的时空变化规律分析较少,且忽视了多因素交互作用对水土流失的影响。另外,塔里木河干流的研究主要集中在中下游区,对上游的关注较少。实际上,塔河干流上游在整个流域中起着承上启下的作用,上接三源汇流,向下直接影响中下游径流量,可较好地表征塔河的整体地表水资源状况,且该区在过去几十年间受资源开发和经济发展影响,生态与环境发生了显著变化(韩强等, 2017; 薛联青等, 2017),因此本文选取塔里木河流域的上游区作为研究区,采用RUSLE模型定量估算流域在水力侵蚀下的土壤保持量,并对其空间分布特征进行分析。考虑到研究区地形及气候具有空间分异性特征,因此还对土壤侵蚀影响因子进行敏感性分析,评估降雨、地形、土地利用和植被覆盖因子对土壤保持的影响。本次研究可为流域降雨侵蚀量的研究提供理论依据,并为流域水土流失治理和水土保持宏观决策提供科学依

据,从而推进流域的生态环境保护修复。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

塔里木河是中国最大的内陆河,其流域(东经 73°39'~93°45'、北纬 34°20'~43°39')位于新疆南部,发源于天山及喀喇昆仑山,向东流经塔克拉玛干大沙漠。流域内高山、盆地相间,属于干旱区典型大陆性暖温带气候,水资源匮乏。另外,四季气候差别较大,日气温变化幅动较大,具有丰富的光热资源。流域内仍以农牧业为主,尤其绿洲区灌溉农业发达,是国内重要的棉花和粮食生产基地,也是国内矿产资源开发前景良好的区域之一。在行政区上包含巴音郭勒蒙古 族 自 治 州、阿 克 苏 地 区、克 尔 柯 孜 族 自 治 州、喀什、和田 5 个地区,流域包括干流的塔里木河,以及和田河、叶尔羌河、阿克苏河、开都河-孔雀河 4 条支流。

本文选取塔里木河上游区作为研究区域(图 1),研究区北边为天山山脉,西南边为昆仑山脉,西北为帕米尔高原,东南为塔克拉玛干沙漠,行政区包括阿克苏地区、克孜勒苏柯尔克孜自治州、喀什地区,整体面积约 $5 \times 10^5 \text{ km}^2$ 。

1.2 数据来源

本文所用的数据包括降雨数据、土壤基础数据、植被基础数据、数字高程数据、生态系统空间分布数

据和流域边界矢量图,数据来源分别为:①年降雨数据来源于国家科学数据共享工程——地球系统科学数据共享平台提供的中国 1901—2021 年 1 km 分辨率逐月降水量数据集,该数据集通过 Delta 空间降尺度方案在中国降尺度生成,并用 496 个独立气象观测点数据进行验证。②土壤基础数据获取于国家青藏高原科学数据中心提供的塔里木河流域 HWSO 土壤质地数据集,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)构建的世界土壤数据库,分辨率为 1 km,采用的土壤分类系统主要为 FAO-90。③植被覆盖数据由中国科学院资源环境科学与数据中心提供,NDVI 空间分布数据集是在 SPOT/VEGETATION PROBA-V 1 km PRODUCTS 旬 1 km 植被指数数据基础上,结合月数据采用最大值合成法生成的 1998 年以来的年度植被指数数据集,空间分辨率为 1 km。④土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心,是基于美国陆地卫星 Landsat TM 影像,通过人工目视解译生成,本文选用 2000 年、2010 年和 2020 年 3 期数据。⑤数字高程数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心提供的全国 DEM 数据集,该数据集基于 SRTM V4.1 数据经重采样生成,采用 WGS84 椭球投影,空间分辨率为 1 km。⑥流域边界矢量图获取于国家青藏高原科学数据中心。

1.3 研究方法

本文根据《生态保护红线划定指南》(中华人民

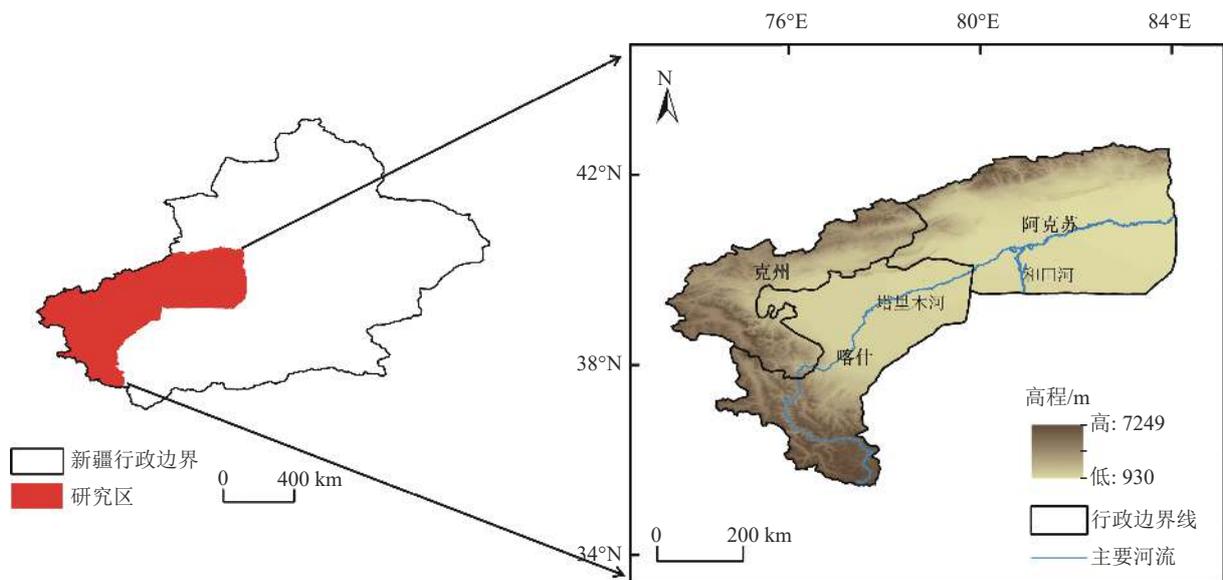


图 1 塔里木河流域研究区概况图

Fig. 1 Location of Tarim River Basin

共和国生态环境部, 2017)推荐, 采用目前国内广泛应用的修正土壤流失模型(RUSLE), 计算研究区土壤在水力侵蚀下的土壤保持量和土壤侵蚀量(Renard et al., 1997):

$$A_c = A_p - A_r = R \times K \times L \times S \times (1 - C \times P) \quad (1)$$

式中: A_c 为土壤保持量(t/hm^2); A_p 为潜在土壤侵蚀强度(t/hm^2); A_r 为实际土壤侵蚀强度(t/hm^2); R 为降雨侵蚀因子($MJ \cdot mm/hm^2 \cdot h$); K 为土壤可蚀性因子($t \cdot hm^2 \cdot h/hm^2 \cdot MJ \cdot mm$); L 、 S 为地形因子, 其中, L 代表坡长因子, S 代表坡度因子; C 为植被因子; P 为水土保持措施因子, 无量纲, 研究区水土保持工程措施很少, 本文除水域视为无侵蚀发生, 赋值为 0 外, 其余土地利用类型均视为未采取水土保持措施, 取值为 1。

1.3.1 降雨侵蚀因子 R

为直观评估降雨对土壤的侵蚀效应, 一般引用降雨动能或降雨量、降雨历时等降雨参数测定降雨侵蚀力, 本文降雨侵蚀因子 R 采用章文波等(2003)提出的用逐月雨量估算降雨侵蚀公式:

$$R = 0.1833F^{1.9957} \quad (2)$$

$$F = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \left[\frac{\sum_{i=1}^{12} P_{i,j}^2}{\sum_{i=1}^{12} P_{i,j}} \right] \quad (3)$$

式中: R 为年降雨侵蚀力因子($MJ \cdot mm/hm^2 \cdot h$); $P_{i,j}$ 为第 j 年 第 i 月降雨量(mm), 利用 ArcGIS 栅格计算器计算。

1.3.2 植被覆盖因子 C

植被覆盖因子是指在一定时间内降雨、地形等条件一致的情况下, 有植被覆盖的土地与荒芜土地的土壤流失量之比。本文基于植被归一化指数($NDVI$)和像元二分模型对植被覆盖因子进行估算, 植被覆盖度 FVC 的计算公式采用谭炳香等(2005)的算法, 公式如下:

$$FVC = (NDVI - NDVI_{soil}) / (NDVI_{veg} - NDVI_{soil}) \quad (4)$$

式中: $NDVI_{soil}$ 为裸地覆盖像元的 $NDVI$ 值; $NDVI_{veg}$ 为被植被完全覆盖像元的 $NDVI$ 值, 其值随时空变化。本文选用蔡崇法等(2000)提出的回归方程计算 C 值, 并结合研究区的实际情况, 得到如下公式:

$$C = \begin{cases} 1, & 0 \leq FVC < 10\% \\ 0.6508 - 0.3436 \times \log(FVC), & FVC < 78.3\% \\ 0, & FVC \geq 78.3\% \end{cases} \quad (5)$$

当 $FVC > 78.3\%$ 时, $C=0$, 不易出现土壤侵蚀; 当 $FVC < 10\%$ 时, 地表土壤处于裸露状态不受植被保护, $C=1$ 。

1.3.3 地形因子 LS

地形因子包括坡长因子 L 和坡度因子 S , 坡长因子是指在相同降雨、土壤等条件下的单位面积斜坡面上, 任意坡长土壤流失量与标准坡长土壤流失量之比; 坡度因子则是相同条件下单位面积坡面, 任意坡度下与标准坡度分别的土壤流失量之比。本文采用刘宝元等提出的方法(刘宝元等, 1999; Rao et al., 2014)分别计算 L 和 S , 计算公式如下:

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

$$\begin{cases} m = 0.2(\theta < 1^\circ) \\ m = 0.3(1^\circ \leq \theta < 3^\circ) \\ m = 0.4(3^\circ \leq \theta < 5^\circ) \\ m = 0.5(\theta \geq 5^\circ) \end{cases} \quad (7)$$

$$\begin{cases} S = 10.8\sin\theta + 0.03(\theta < 5^\circ) \\ S = 16.8\sin\theta - 0.5(5^\circ \leq \theta < 10^\circ) \\ S = 21.91\sin\theta - 0.96(\theta \geq 10^\circ) \end{cases} \quad (8)$$

式中: λ 为坡长(m); m 为坡长指数; θ 为坡度。

1.3.4 土壤可蚀性因子 K

土壤可蚀性一般表征土壤对侵蚀的敏感性, 主要取决于土壤本身的理化性质。本文土壤可蚀性因子 K 采用 Williams et al.(1990)提出的仅需土壤有机碳和土壤颗粒组成数据的土壤可蚀性模型, 计算公式如下:

$$K = (-0.01383 + 0.51575K_{EPIC}) * 0.1317 \quad (9)$$

$$K_{EPIC} = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256S AN \left(1 - \frac{SIL}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{SIL}{CLA + SIL} \right)^{0.3} \times \left(1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right) \times \left(1 - \frac{0.7(1 - SAN/100)}{(1 - SAN/100) + \exp(22.9(1 - SAN) - 5.51)} \right) \quad (10)$$

式中: K_{EPIC} 表示修正前的土壤可蚀性因子, K 表示修正后的土壤可蚀性因子, SAN 为砂粒含量(%); SIL 为粉砂含量(%); CLA 为粘粒含量(%); C 为有机碳的含量(%)。根据获取的基础数据, 在软件 ArcGIS 中分别对土壤粗砂、粉砂、粘粒和有机碳含量 4 项数据进行综合计算, 得到研究区土壤可蚀性因子平均值为 $0.0144 t \cdot hm^2 \cdot h/hm^2 \cdot MJ \cdot mm$ 。

2 结果分析

2.1 土壤侵蚀量时空变化分析

通过对评价数据的计算和分析, 得到土壤侵蚀模数的各个影响因子, 采用 RUSLE 模型对各因子相乘, 最终得到 2000 年、2010 年和 2020 年研究区土壤侵蚀量。基于研究区土壤侵蚀模数时空分布数据, 以中华人民共和国行业标准《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)(水利部水土保持司, 2008)为划分依据, 将塔里木河流域划分为微度、轻度、中度、强烈和极强烈 5 个等级土壤侵蚀强度, 并求出不同土壤侵蚀强度面积在不同时间段的面积占比与变化量(图 2; 表 1)。根据统计数据可知, 在 2000—2020 年, 研究区土壤微度、轻度侵蚀面积占比较大, 强烈侵蚀面积占比小, 且在 20 a 间, 研究区土壤微度侵蚀面积总体呈现为减少趋势, 具体表现为在

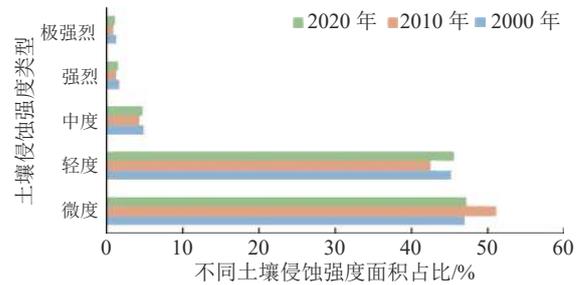


图 2 研究区不同土壤侵蚀强度面积占比

Fig. 2 Percentage of area with different soil erosion intensities in the study area

2000—2010 年大量减少, 而 2010—2020 年增加, 轻度和中度土壤侵蚀则呈现与微度侵蚀相反的变化规律, 总体呈现为增长状态, 说明研究区的土壤侵蚀存在高强度侵蚀向低强度侵蚀转移的变化趋势。

从土壤侵蚀强度的空间分布特征(图 3)看, 塔里木河流域的土壤侵蚀主要呈现为片状和点状交错叠

表 1 研究区不同土壤侵蚀强度面积变化量

时段	微度	轻度	中度	强烈	极强烈
2000—2010年	-6471.74	6218.77	142.49	40.60	21.41
2010—2020年	1334.74	-965.89	-36.22	-12.71	-12.35
2000—2020年	-5137.01	5252.88	106.27	27.89	9.06

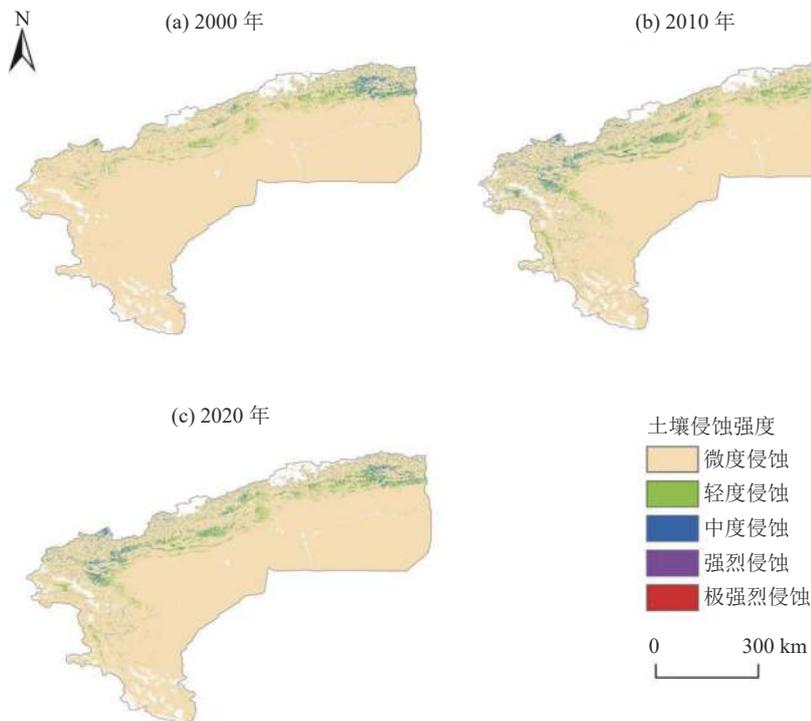


图 3 研究区不同土壤侵蚀强度时空分布

Fig. 3 Spatial and temporal distribution of different soil erosion intensity in the study area

加分布,且以微度和轻度土壤侵蚀为主:微度土壤侵蚀主要呈片状分布在研究区中南部,该区域降雨侵蚀力较小、植被覆盖度低,且局部土壤盐碱化严重,不易受水力侵蚀影响;轻度和中度侵蚀在区域呈点-线状分布在塔里木流域干流周边地形平缓区,该区域土地利用类型以草地和未利用地为主,降雨相对南部区域高;强烈以上的土壤侵蚀主要呈点状零星分布在研究区北部地区,该区域主要位于较大起伏山区,植被覆盖少,且降雨侵蚀力较强,因此局部土壤侵蚀强度较大。研究区土壤侵蚀主要表现为大部分区域微、轻度侵蚀,局部小区域为中、强度侵蚀,且轻度和中度侵蚀等级的延展方向与流域干流的水流方向较一致,这很大程度上是受控于地形和气候影响。

2.2 土壤保持时空变化分析

将研究区土壤保持功能各影响因子代入修正水土流失方程中,可以得到流域在2000—2020年的土壤保持量时空分布图(图4)。研究区在2000—2020年土壤保持量变化较明显:2000年平均土壤保持量为 2.94 t/km^2 ,2010年增长至 7.34 t/km^2 。而到2020年下降至 5.28 t/km^2 。整体上,研究区在2000—2020

年土壤保持功能得到一定程度的增强。

从土壤保持量的空间分布看,研究区总体呈现西部和北部高、南部低的不均匀空间分布特征;从时间序列看,研究区的土壤保持空间分布总体呈增长趋势。研究区土壤保持量低值区主要集中于地形起伏小的平原区,较容易受到人类生产活动、经济建设施工的影响,地表扰动较明显,不利于当地土壤保持,且南部存在土壤盐碱化、土地退化严重的问题;高值区主要呈带状分布于山区,这些区域一般远离人类活动范围,地类主要为林草地,植被覆盖率相对平原区较高,植被覆盖区域土壤实际侵蚀量较小,利于区域水土保持。总的来说,采用RULSE模型计算得到的研究区2000年、2010年、2020年土壤保持量,在时间尺度上呈现增长的趋势,在空间分布上变化主要发生在北部区域。

2.3 土壤保持量对不同因子的敏感性

由于土壤保持受降雨、地形、土壤、植被等多种因素的综合影响,针对研究区的生态情况,本文结合前人的相关研究及经验知识(邹雅婧等,2019;贾振宇等,2021),选择降雨量、土地利用类型和坡度作为土壤保持主要驱动因子,分析区域土壤保持强度对

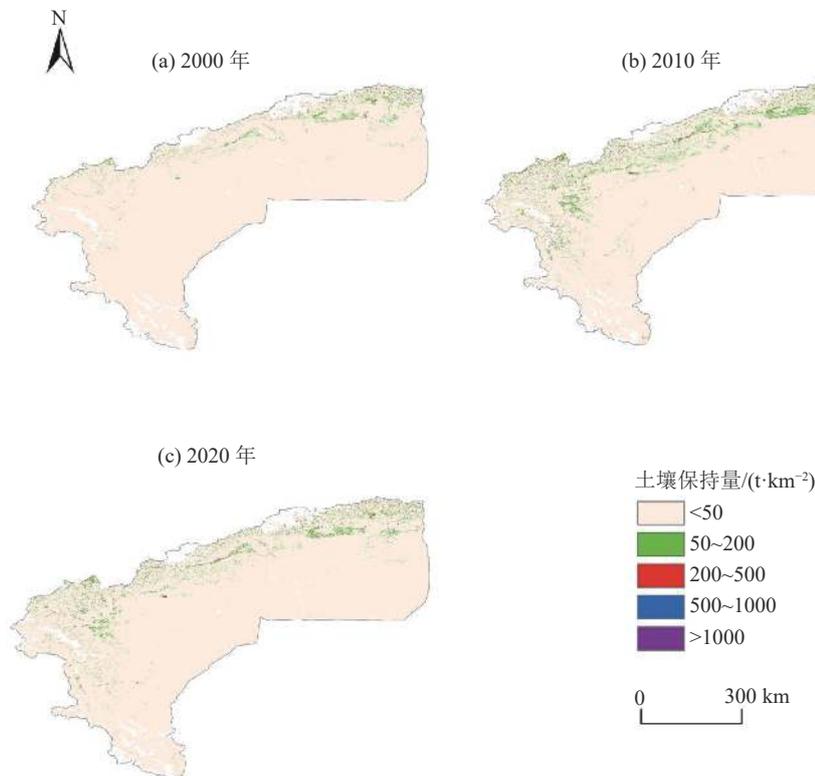


图4 2000—2020年土壤保持量空间分布图

Fig. 4 Spatial distribution of soil conservation from 2000 to 2020

驱动因子的敏感性。结合研究区区域特征,降雨量在 ArcGIS 中用自然断点法分为小于 50 mm、50~100 mm、100~150 mm、150~200 mm、200~250 mm、250~350 mm、大于 350 mm;土地利用类型分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地;坡度则参考《土地利用现状调查技术规程》中分级,在 ArcGIS 中用间距法分为 6 类,分别为 0°~2°、2°~8°、8°~15°、15°~25°、25°~35°、大于 35°。

2.3.1 土壤保持对坡度的敏感性

根据《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)(水利部水土保持司,2008)和研究区实地情况,本文将研究区坡度分为 6 个等级(图 5)。通过对不同坡度等级范围内土壤保持强度分析可知,不同坡度带的土壤保持能力存在较大的差异:土壤保持强度最大的坡度带为 25°~35°,在 0°~2°和大于 35°坡度带土壤保持强度小,且随着坡度的增大,土壤保持强度总体呈现增长的趋势。结合 2020 年不同坡度带的土壤侵蚀强度面积占比(图 5-b),可以得到 8°~35°坡度带的土壤保持能力强,该区域以林地和未利用地为主,土壤侵蚀强度较低,而大于 35°坡度带的土壤侵蚀强度高、土壤保持能力弱,因此对流域采取土壤侵蚀防治措施时,应重点考虑 0°~2°和大于 35°坡度带区域。

2.3.2 土壤保持对降雨的敏感性

为进一步分析土壤保持能力与降雨量之间的关系,本次将研究区降雨量分级与土壤保持量叠加计算,得到不同降雨量梯度的土壤保持量均值和土壤侵蚀强度面积占比。随着降雨量增加,土壤保持总体表现出增加趋势(图 6),土壤侵蚀强度以微度侵蚀为主。研究区在 2000—2020 年间的降雨整体呈现降低趋势,区域北侧和西侧山地一带的降雨较高,中部区域和南部区域的降雨偏低。由图 6-b 可见,随着降雨量的增加,轻度侵蚀面积占比逐渐增加,而微度侵蚀面积占比逐渐减少,这主要是由于水力侵蚀在降水、地表径流、地下径流的作用下,土壤、土体或其他地面组成物质经历了被破坏、剥蚀、搬运和沉积的全部过程,因此,降雨量的增加使得部分区域土壤侵蚀强度由微度侵蚀转向轻度侵蚀,但降雨量增加在一定程度上也会使区域植被产量提高,植被产量提高则使土壤肥力增加,因此土壤保持强度在一定范围内也得以增强。结合图 6 认为,土壤保持强度最大的降雨带为降雨量大于 200 mm 区域。

2.3.3 土壤保持对土地利用的敏感性

对不同土地利用类型的土壤保持量特征(图 7)分析可知,研究区土壤保持强度较大的区域主要在林地、水域和建设用地,结合不同土地利用类型的土壤侵蚀强度面积占比,水域的土壤侵蚀基本为微度侵蚀,一般认为水域及建设用地不易发生土壤侵蚀。2000—2020 年林地的土壤保持能力相较于耕地和未利用地高,尤其未利用地的土壤保持能力最低,且 2020 年未利用地的轻度侵蚀占比高于林地和耕地,主要是因为未利用地地表土壤处于裸露状态,且缺乏水土保持措施,土壤颗粒易发生流失和迁移,因此土壤保持能力弱。另外,耕地虽然具有一定的水土保持作用,但是当地干旱区土壤肥力较差,导致局部区域土壤易受到水力侵蚀。因此,对于土壤侵蚀强烈的区域应采取封山育林措施,尽量减少人为活动对生态环境的干扰,逐步提高区域林草覆盖率,改善林草地的生态服务功能,维持和提高土壤生产力,促进生态修复。

3 讨论

研究区在 2000—2020 年的水力侵蚀强度以微度和轻度土壤侵蚀为主,且在这 20 年间研究区的土壤侵蚀存在强烈和极强烈侵蚀向微度和轻度侵蚀转移的变化趋势,很大程度是因为近些年政府推行的退耕还林还草等生态保护政策,这与于萌(2019)在新疆地区对比分析 2018 年水土流失动态监测成果和 2011 年全国水利普查结果得到的土壤侵蚀变化趋势结果较一致。另外,本次研究计算得到的研究区在 2000—2010 年的平均土壤侵蚀量数值为 0~200 t/km²,相据李佳蕾等(2021)基于 USLE 方程计算得到的《中国 5 年间隔水蚀区土壤侵蚀公里网格数据集(2000—2015)》,可知此数据集中研究区在 2000—2010 年的土壤侵蚀量数值为 0~230 t/km²。在土壤侵蚀空间分布格局上,本文研究结果与该研究也较一致。而在土壤保持空间分布上,王晓峰等(2020)定量分析了新疆 3 种生态系统服务之间的权衡与协同关系,得到土壤保持服务较高区域主要在天山山脉和昆仑山脉,本次研究得到的土壤保持量在西南部昆仑山区域和北部天山山区数值高,分布格局与前人研究基本一致,这主要是由于区域植被覆盖率相较于其他区域高,林冠层、枯落物层和土壤层对降水的截留和吸收减少了降水对土壤的损失,

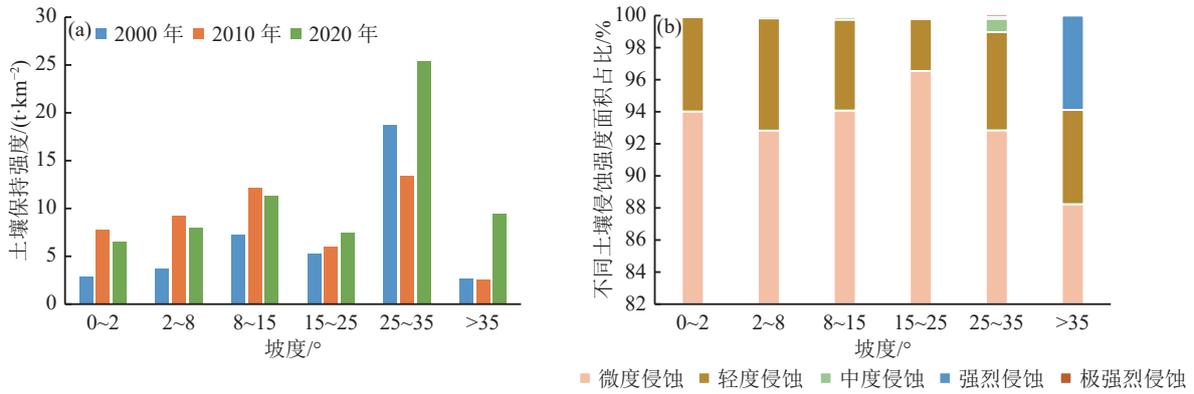


图 5 2000—2020 年不同坡度的土壤保持强度变化图(a)和 2020 年不同土壤侵蚀强度在不同坡度下的面积占比图(b)
 Fig. 5 Changes in soil retention intensity at different slopes from 2000 to 2020 (a) and area percentage of different soil erosion intensities at different slopes in 2020 (b)

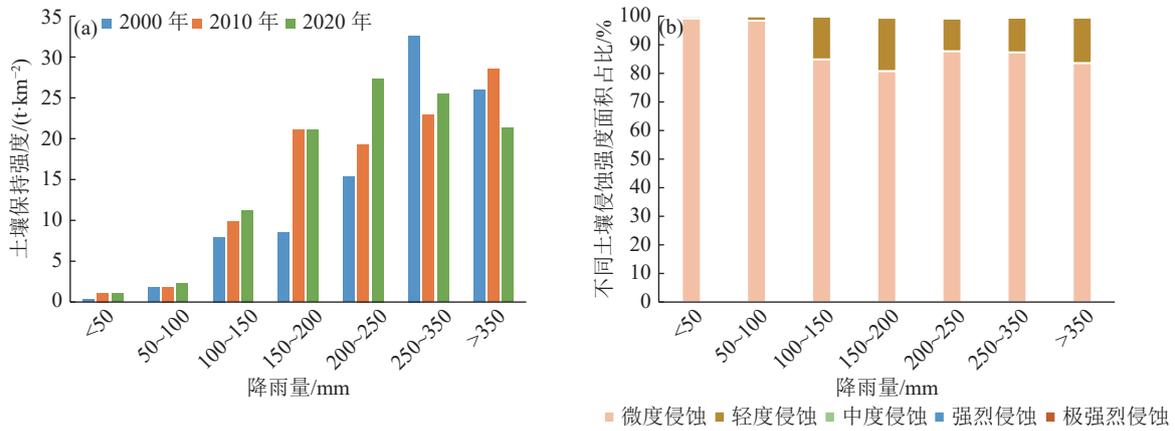


图 6 2000—2020 年不同降雨的土壤保持强度变化图(a)和 2020 年不同土壤侵蚀强度在不同降雨下的面积占比图(b)
 Fig. 6 Changes in soil retention intensity for different rainfall from 2000 to 2020 (a) and area percentage of different soil erosion intensities under different rainfall in 2020 (b)

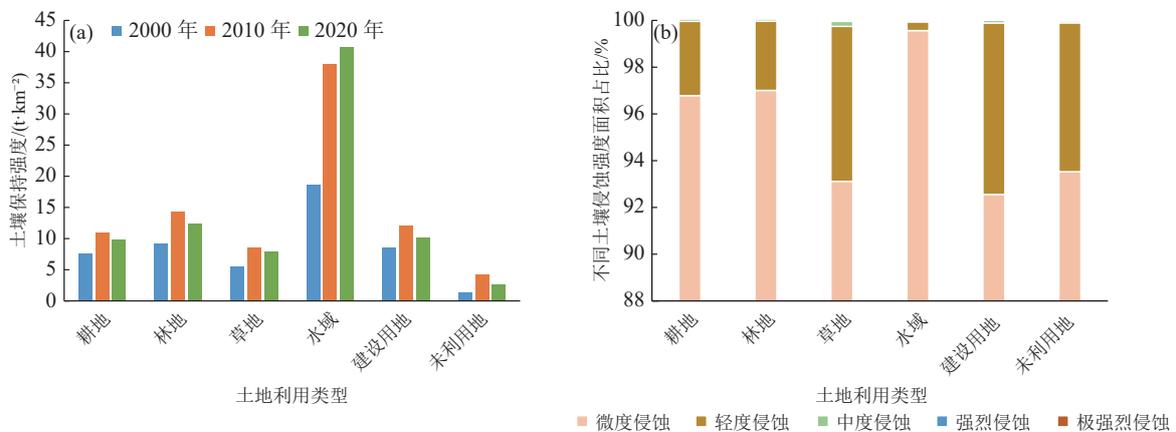


图 7 2000—2020 年不同土地利用的土壤保持强度变化图(a)和 2020 年不同土壤侵蚀强度在不同土地利用下的面积占比图(b)

Fig. 7 Changes in soil retention intensity for different land uses from 2000 to 2020 (a) and area percentage of different soil erosion intensities under different land uses in 2020 (b)

使得区域土壤保持能力增强。

根据土壤保持因子分析可知, 土壤保持的空间格局受降雨、地形和土地利用的综合作用呈现显著的空间异质性, 但由于时间、技术和土壤保持基础数据获取困难等方面的限制, 还存在一些不足, 值得今后继续深入的研究改进。例如, RUSLE 模型与 GIS 结合的方法虽然具有较强的灵活性和普适性, 但由于模型因子计算方法较多, 且部分基础数据来源不同, 而不同数据网站对数据处理方式不同, 在一定程度上影响了模型计算结果的精度。因此, 为提高研究准确性, 今后可进一步选取多个土壤侵蚀模型对结果进行对比验证。

根据研究区土壤侵蚀和土壤保持特征统计认为, 在对研究区实施土壤侵蚀防治措施时, 应充分考虑对山区和平原区的水土资源的合理利用, 在保障人类活动正常进行的同时, 遵循人与自然和谐共处和可持续发展的理念, 包括在保障粮食安全条件下采取缓坡旱地梯化、陡坡退耕等保土耕种措施, 减少频繁的农业活动造成的土壤侵蚀。同时, 在强烈土壤侵蚀的研究区东北部地区, 采取还林还草、扩大灌溉面积等水土保持措施, 发挥生态功能, 提高土壤稳定性和水源涵养功能, 有效减少滑坡、泥石流等自然灾害的发生。

4 结 论

本文选取新疆塔里木河流域源游和上游区域进行水力侵蚀定量分析, 基于 RUSLE 模型与 GIS 结合的方法, 定量分析了 2000—2020 年塔里木河流域土壤侵蚀的时空分布特征, 主要得到以下结论。

(1) 研究区在 2000—2020 年的土壤侵蚀模数总体呈减少趋势, 具体表现为微度侵蚀面积减少、轻度和中度土壤侵蚀面积增加趋势, 在空间上土壤侵蚀主要呈现为片状和点状交错叠加分布, 以微度和轻度土壤侵蚀为主, 且在空间上呈西部北部高、中南部低的分布格局。

(2) 研究区 2000 年、2010 年和 2020 年的土壤保持量分别为 2.94 t/km^2 、 7.34 t/km^2 和 5.28 t/km^2 , 土壤保持强度在一定程度上得到增强, 空间分布总体呈现中间高、四周低的不均匀空间格局; 地类上, 土壤保持量高值区主要分布在林草地, 低值区主要分布在未利用地和耕地。

(3) 分析降雨、地形和土地利用对土壤保持能力

的影响特征, 得到坡度和降雨的增大, 土壤保持强度总体呈现增长的趋势, 且林地的土壤保持能力相较于耕地和未利用地高, 在不同因子的作用下, 流域土壤侵蚀具有明显的尺度效应, 呈现差异化时空分布格局。

致谢: 感谢自然资源要素耦合过程与效应重点实验室团队成员为这篇文章的付出。

参考文献

- Borrelli P, Märker M, Panagos P, et al. 2014. Modeling soil erosion and river sediment yield for an intermountain drainage basin of the Central Apennines, Italy[J]. *Catena*, 114: 45–58.
- De R A P J, Wesseling C G, Ritsema C J. 1996. LISEM: A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: Theory, input and output[J]. *Hydrological Processes*, 10(8): 1107–1117.
- Lafren J M, Lane L J, Foster G R. 1991. WEPP: A new generation of erosion prediction technology[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(1): 34–38.
- Morgan R P C, Quinton J N, Smith R E, et al. 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments[J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23(6): 527–544.
- Niyonsenga J D, Mugabowindekwe M, Mupenzi C. 2020. Spatial analysis of soil erosion sensitivity using the Revised Universal Soil Loss Equation model in Nyamasheke District, Western Province of Rwanda[J]. *Transactions in Gis*, 25(2): 735–750.
- Rao E, Ouyang Z Y, Yu X X, et al. 2014. Spatial patterns and impacts of soil conservation service in China[J]. *Geomorphology*, 207: 64–70.
- Renard K G, Foster G R, Weesies G A, et al. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)[M]. *Agricultural Handbook*.
- Williams J R. 1990. The Erosion-Productivity Impact Calculator (EPIC) Model: A Case History[J]. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 329(1255): 421–428.
- Wischmeier W H, Smith D D. 1985. Rainfall energy and its relationship to soil loss[J]. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 39(2): 285–291.
- 白云岗, 洪传勋, 宋郁东, 等. 2005. 塔里木河下游水土保持生态修复研究[J]. *水土保持研究*, 12(4): 256–257, 263.
- 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 2000. 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*, 14(2): 19–24.
- 韩强, 薛联青, 刘远洪, 等. 2017. 塔里木河中上游土地利用变化的径流响应[J]. *干旱区地理*, 40(6): 1165–1170.
- 郝姗姗, 李梦华, 马永强, 等. 2019. 黄土丘陵区土壤侵蚀因子敏感性分析[J]. *中国水土保持科学*, 17(2): 77–86.
- 贾振宇, 王世曦, 刘学, 等. 2021. 辽河保护区土壤保持功能时空变化及其影响因素分析[J]. *环境工程技术学报*, 11(4): 686–692.

- 蒋春丽, 张丽娟, 张宏文, 等. 2015. 基于 RUSLE 模型的黑龙江省 2000—2010 年土壤保持量评价 [J]. 中国生态农业学报, 23(5): 642—649.
- 雷泳南. 2020. 基于 GIS 的福建省水土保持功能重要性评价 [J]. 水土保持通报, 40(5): 262—267, 341.
- 李佳蕾, 孙然好, 熊木齐, 等. 2021. 中国 5 年间隔水蚀区土壤侵蚀数据集的研发 (2000—2015) [J]. 全球变化数据学报 (中英文), 5(2): 203—212, 322—331.
- 李玉建, 侍克斌, 吴培军. 2010. 塔里木河下游水土保持与生态修复措施 [J]. 人民黄河, 32(5): 77—78.
- 刘宝元, 张科利, 焦菊英. 1999. 土壤可蚀性及其在侵蚀预报中的应用 [J]. 自然资源学报, 14(4): 345—350.
- 刘雨瞳. 2022. 塔里木河流域水土流失动态变化分析 [J]. 水生态学杂志, 43(3): 105—112.
- 刘月, 赵文武, 贾立志. 2019. 土壤保持服务: 概念、评估与展望 [J]. 生态学报, 39(2): 32—440.
- 水利部水土保持司. 2008. 土壤侵蚀分类分级标准 SL190-2007 [S]. 北京: 中国水利水电出版社.
- 宋艺, 孙培新, 郭凯. 2004. 塔里木河上中游的水土流失及防治对策 [J]. 中国水土保持, (7): 11—12.
- 谭炳香, 李增元, 王彦辉, 等. 2005. 基于遥感数据的流域土壤侵蚀强度快速估测方法 [J]. 遥感技术与应用, 20(2): 215—220.
- 田宇, 朱建华, 李奇, 等. 2020. 三峡库区土壤保持时空分布特征及其驱动力 [J]. 生态学杂志, 39(4): 1164—1174.
- 王晓峰, 程昌武, 尹礼唱, 等. 2020. 新疆生态系统服务时空变化及权衡协同关系 [J]. 生态学杂志, 39(3): 990—1000.
- 薛联青, 张卉, 张洛晨, 等. 2017. 基于改进 RVA 法的水利工程对塔里木河生态水文情势影响评估 [J]. 河海大学学报 (自然科学版), 45(3): 189—196.
- 于萌. 2019. 新疆地区土壤侵蚀强度变化趋势及原因分析 [J]. 中国水土保持, 453(12): 36—37.
- 张超, 王治国, 凌峰, 等. 2016. 水土保持功能评价及其在水土保持区划中的应用 [J]. 中国水土保持科学, 14(5): 90—99.
- 章文波, 付金生. 2003. 不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力 [J]. 资源科学, (1): 35—41.
- 赵帮元, 张建国, 张栋, 等. 2020. 土壤侵蚀因子变化对县域水土流失动态变化的影响 [J]. 中国水土保持, (3): 30—33, 5.
- 中华人民共和国生态环境部. 2017. 关于印发《生态保护红线划定指南》的通知 [N/OL]. (2017-07-20). [2022-09-01]. https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgt/201707/t20170728_418679.htm.
- 邹雅婧, 闫庆武, 谭学玲, 等. 2019. 渭北矿区土壤侵蚀评估及驱动因素分析 [J]. 干旱区地理, 42(6): 1387—1394.