

宁洁, 史明昌, 陈春阳, 等. 青藏高原土壤风蚀及防风固沙服务流动模拟[J]. 中国沙漠, 2026, 46(4): 308–320.

青藏高原土壤风蚀及防风固沙服务流动模拟

宁洁, 史明昌, 陈春阳, 张晏维

(北京林业大学 水土保持学院, 北京 100083)

摘要: 青藏高原土壤风蚀过程对区域及全球生态环境具有重要影响。本研究基于2019—2023年多源遥感与气象数据, 采用修正风蚀方程(RWEQ)模型与HYSPLIT大气扩散模型量化土壤风蚀强度并模拟防风固沙服务流动路径。结果表明: 研究区潜在风蚀总量由2019年的 7.326×10^{11} kg降至2023年的 6.330×10^{11} kg, 总体呈下降趋势; 研究区实际风蚀总量2019年的 3.211×10^{11} kg降至2023年的 1.559×10^{11} kg, 总体呈下降趋势; 研究区防风固沙总量由2019年的 4.115×10^{11} kg升至2023年的 4.771×10^{11} kg, 呈明显增加趋势。空间上, 风蚀主要发生在藏北青南高原风蚀区。HYSPLIT模拟显示, 2019—2023年3个代表性站点(青海湖、五道梁、帕里)的沙尘传输路径总数由1 535条减少至811条, 风沙影响呈减弱趋势。

关键词: 土壤风蚀; RWEQ模型; 防风固沙服务; HYSPLIT模型; 青藏高原

文章编号: 1000-694X(2026)04-308-13

DOI: 10.7522/j.issn.1000-694X.2026.00011

中图分类号: S15

文献标志码: A

0 引言

风蚀是全球陆地生态系统重要的环境胁迫因子, 其发生与超越起动风速所导致的土壤颗粒运移密切相关^[1], 是土地荒漠化的首要环节和关键驱动因子^[2], 在中国干旱、半干旱地区较为频发, 并且对区域气候和荒漠化有着至关重要的影响^[3]。这一过程能带走地表最肥沃的土壤, 降低土壤肥力和土地生产力^[4], 还会释放大量土壤颗粒, 形成全球重要的沙尘源区, 沙尘通过长距离传输, 进而对区域乃至全球的气候环境系统产生显著影响^[5]。据国际土壤参考与信息中心(ISRIC)、联合国环境规划署(UNEP)和联合国粮农组织(FAO)发布的《全球土壤退化评估》, 全球约25%的陆地面积受到风蚀威胁, 其中干旱和半干旱地区是风蚀发生的主要区域, 这些地区占全球陆地面积的41%, 但承载了全球约60%的风蚀活动^[6]。同时, 风蚀在局地尺度上形成沙尘源区, 使扬尘天数增加, 在区域尺度上成为沙尘暴的重要物质来源^[7]。

青藏高原被誉为世界屋脊和地球第三极, 独特的地理环境和气候条件使其成为全球风蚀与冻融研究的重要区域^[8]。该地区平均海拔超过4 000 m,

是全球最大的高原生态系统, 也是亚洲主要河流的发源地, 被誉为亚洲水塔^[9]。青藏高原地处西风带与亚洲季风系统的交汇区域, 独特的地形与热力强迫显著调制区域环流, 导致区域大风天气频发^[10]。高原部分区域最大风速超 $30 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, 远超土壤颗粒的起动风速(通常为 $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$)。同时, 过度放牧是青藏高原高寒草甸最主要的土地退化过程与生态环境问题, 高强度放牧会显著改变植物群落组成、降低生态系统生产力, 对区域生态安全构成威胁^[11]。近年来, 受全球气候变化与人类活动加剧影响, 青藏高原局部土地荒漠化、草地退化问题突出, 进一步增加了风蚀过程的复杂性与严重性^[12]。

在风蚀模拟和评估领域, 科学界已经开发了多种模型和方法。早期的研究主要基于输沙方程, 该方程建立了风摩擦速度与沙粒水平输移通量之间的三次方关系^[13]。随后, 研究者提出了风蚀方程, 该方程在美国农田风蚀评估中得到了广泛应用。随着研究的深入, 一系列更为复杂和精确的模型相继被开发出来, 包括得克萨斯侵蚀分析模型^[14]、风蚀评估模型、风蚀预报系统(Wind Erosion Prediction System, WEPS)^[15-16]、风蚀随机模拟器^[17]及波查

收稿日期: 2025-10-27; 改回日期: 2026-01-30

作者简介: 宁洁(2000—), 女, 内蒙古呼和浩特人, 硕士研究生, 主要从事水土保持与荒漠化防治研究。E-mail: NingJie0725@bjfu.edu.cn

通信作者: 史明昌(E-mail: shimc@bjfu.edu.cn)

罗夫模型等。这些模型在不同尺度和环境条件下为风蚀研究和防治提供了重要的科学工具。

在众多风蚀模型中,修正风蚀方程(Revised Wind Erosion Equation, RWEQ)因其独特的优势而被广泛应用于大尺度风蚀评估研究。RWEQ模型由 Fryrear 等^[18]提出,是对原始 WEQ 模型的重要改进,该模型综合考虑了气候因素(风速、降水、温度等)、土壤可蚀性(土壤质地、有机质含量、碳酸钙含量等)、植被覆盖与管理措施、地表粗糙度以及土壤结皮等关键因子^[19]。RWEQ 模型模拟结果与实地测量数据具有强相关性,特别是在干旱和半干旱地区的应用效果良好^[20]。学者们利用 RWEQ 模型成功评估了锡林郭勒盟 1990—2010 年土壤风蚀的时空变化趋势,并对草地覆盖变化对防风固沙服务功能的影响进行探讨^[21]。

防风固沙功能是指不同类型的天然植被所发挥的抑制风沙和稳定土壤的作用^[22],对干旱风蚀区的生态系统具有重要保护作用^[23]。其意义在于可以防止沙尘源区向粉尘沉降区的流动,而受益区粉尘沉降量的降低,则是防风固沙的作用效果最直接的表现。防风固沙服务的评估通常通过计算植被存在条件下的风蚀减少量来完成。生态系统服务流(Ecosystem Service Flow, ESF)理论的发展为理解防风固沙服务的空间传输机制提供了新的视角^[24]。ESF 强调从人类福祉的角度识别真正的生态系统服务受益区域,通过建立服务供给区与服务受益区之间的时空路径,更好地反映生态系统服务与人类福祉之间的关系^[24]。HYSPLIT (Hybrid Particle Lagrangian Integrated Trajectory) 模型在防风固沙服务流研究中扮演着重要角色。HYSPLIT 模型由美国国家海洋与大气资源研究所开发,专门服务于大气污染物传输、扩散轨迹模拟^[25]。该模型通过模拟单个空气质点的运动轨迹,能够准确追踪携带沙尘等大气颗粒物的气团运行轨迹、影响范围和沉降过程。近年来,学者们将 RWEQ 模型与 HYSPLIT 模型相结合,成功实现了对防风固沙服务流动的定量评估和空间可视化。在宁夏盐池县的研究中, HYSPLIT 模拟显示防风固沙服务流动主要延伸至东亚地区,且随着传输距离增加流动密度逐渐降低^[26]。

随着“一带一路”倡议的深入推进,青藏高原作为连接中国内地与南亚、中亚的重要通道,其生态

环境状况直接影响到区域合作和可持续发展^[27]。土壤风蚀和防风固沙服务数据的监测和分析对于评估青藏高原地区生态系统服务、人口等可持续发展具有重要意义,而学界目前尚缺乏相关针对性的研究。

本研究基于 2019—2023 年多源遥感与气象数据,采用 RWEQ 模型与 HYSPLIT 大气扩散模型,系统量化青藏高原地区土壤风蚀强度并模拟防风固沙服务流动路径。研究的主要目标包括:(1)定量评估青藏高原地区 2019—2023 年土壤潜在风蚀量和实际风蚀量的时空分布特征;(2)计算生态系统提供的防风固沙服务物质量及其空间分布格局;(3)利用 HYSPLIT 模型模拟代表性站点的气团运行轨迹,识别防风固沙服务的流动路径和影响范围;(4)揭示青藏高原地区生态系统防护服务功能的供给-流动-受益格局,为区域生态保护与可持续发展提供科学依据。本研究的创新之处在于首次在青藏高原这一特殊地理单元上,综合运用 RWEQ 和 HYSPLIT 模型,实现了对防风固沙服务从产生到流动再到受益的全过程模拟,为理解和评估高寒地区生态系统防护功能提供了新的支撑。

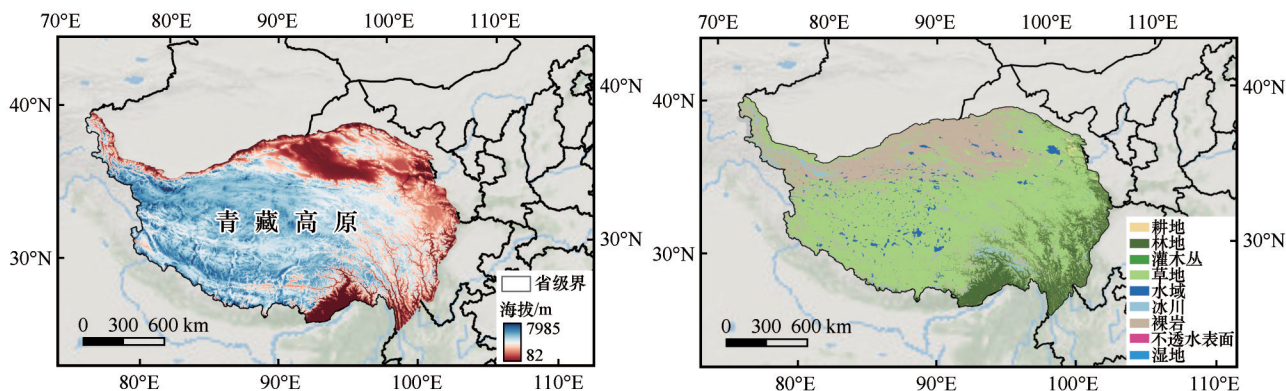
1 研究区与数据源

1.1 研究区概况

青藏高原位于中国西南部(图 1),总面积 260.98 万 km²,西起帕米尔高原,东至横断山脉,南抵喜马拉雅山脉南麓,北至昆仑-祁连山脉北坡^[28]。该地区包括西藏自治区和青海省的全部,以及新疆维吾尔自治区、四川省、甘肃省和云南省的部分区域。青藏高原地区的平均海拔大于 4 000 m^[29],主要为高原山地气候,在高原强劲的西风环流与局部热力环流共同作用下,地表风力作用强烈,使得土壤风蚀成为该区最主要的土地退化过程与生态环境问题。站点最大风速值普遍超过起沙风速值,构成了该区域土壤风蚀量最为重要的驱动力。

1.2 数据来源

本研究所用数据统一采用 1 km×1 km 空间分辨率。风速与降水数据来自中国气象数据网(<http://data.cma.cn/>)以表格形式展示的中国气象要素逐日站点观测数据集,时间序列为 2019—2023 年,覆盖



注:基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站下载的审定号GS(2024)0650号标准地图的制作,底图无修改。

图1 研究区概况

Fig.1 Location of the study area

青藏高原地区及周边共235个实测气象站点。

用于模拟气团运行前向轨迹的HYSPLIT模型Gdas1数据集来自美国国家海洋与大气局大气资源实验室(<https://www.arl.noaa.gov/>),时间分辨率为3 h,空间分辨率为 $1^\circ \times 1^\circ$,采用时间序列为2019年1月至2023年12月。

蒸散发数据来自国家青藏高原科学数据中心(<https://data.tpdc.ac.cn/>)的中国逐月潜在蒸散发栅格数据集。

雪盖数据来自国家青藏高原科学数据中心(<https://data.tpdc.ac.cn/>)的中国雪深长时间序列数据集,空间分辨率为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 。

土壤数据来自联合国粮食及农业组织(<http://www.fao.org/>)的HWSDv1.2数据集。

植被数据来自国家青藏高原科学数据中心(<https://data.tpdc.ac.cn/>)的全国逐年归一化植被指数。

数字高程数据来自中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>)的栅格数据集,空间分辨率为 $30\text{ m} \times 30\text{ m}$ 。

土地覆被数据来自武汉大学公布的中国逐年土地利用分类数据(1985—2024年)数据集(<https://zenodo.org/records/12779975>),空间分辨率为 $30\text{ m} \times 30\text{ m}$ 。

2 研究方法

2.1 RWEQ模型

RWEQ^[30-33]是一种广泛应用于评估土壤风蚀强度的经验模型,通过量化各因子对风蚀的影响程

度,计算单位面积的年风蚀量。

$$SL_r = \frac{2z}{S_r^2} Q_{r\max} \times e^{-\left(\frac{z}{S_r}\right)^2} \quad (1)$$

$$Q_{r\max} = 109.8 \cdot (WF \cdot EF \cdot SCF \cdot K') \quad (2)$$

$$S_r = 150.71 \cdot (WF \cdot EF \cdot SCF \cdot K')^{-0.3711} \quad (3)$$

$$SL = \frac{2z}{S^2} Q_{\max} \cdot e^{-\left(\frac{z}{S}\right)^2} \quad (4)$$

$$Q_{\max} = 109.8 \cdot (WF \cdot EF \cdot SCF \cdot K' \cdot C) \quad (5)$$

$$S = 150.71 \cdot (WF \cdot EF \cdot SCF \cdot K' \cdot C)^{-0.3711} \quad (6)$$

$$SR = SL_r - SL \quad (7)$$

式中: SL_r 表示潜在风蚀量($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$); $Q_{r\max}$ 表示潜在风力最大输沙能力($\text{kg} \cdot \text{m}^{-1}$); S_r 表示潜在关键地块长度(m); SL 表示实际风蚀量($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$); $Q_{\max}$ 表示风力的最大输沙能力($\text{kg} \cdot \text{m}^{-1}$); S 表示关键地块长度(m); SR 表示防风固沙物质质量($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$); z 表示所计算的下风向距离(m),本次计算取1 000 m; WF 表示气候因子($\text{kg} \cdot \text{m}^{-1}$); EF 表示土壤可蚀性因子(无量纲); SCF 表示土壤结皮因子(无量纲); K' 表示土壤糙度因子(无量纲); C 表示植被因子(无量纲)。

气候因子(WF)

$$WF = wsf \times \left(\frac{\rho}{g}\right) \times soilw \times snowd \quad (8)$$

$$wsf = v_2 \times (v_2 - v_1)^2 \times dpm \quad (9)$$

式中: WF 表示气候因子; wsf 表示风力因子; ρ 表示空气密度; g 表示重力加速度; $soilw$ 表示土壤湿度因子; $snowd$ 表示雪盖因子(无积雪覆盖天数/研究总天数),雪盖深度小于2.54 cm为无积雪覆盖; v_2 为月均风速, v_1 为起沙风速。沙粒粒径是影响起沙风速的一个重要影响因素^[34],青藏高原地区土壤以沙

粒为主,尤其在干旱、荒漠草原、冻土及高寒区域,土壤粒径普遍较大,故取 $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$; dpm 为统计的每月风速超过起沙风速的天数。对于 RWEQ 模型中所

使用的风速数据,采用的方法是采用气象站点风速数据进行插值得到风速的栅格数据。

土壤可蚀性因子(EF)与土壤结皮因子(SCF)

$$EF = \frac{29.09 + 0.31Sa + 0.17Si + \frac{0.33Sa}{CI} - 2.59OM - 0.95CaCO_3}{100} \quad (10)$$

$$SCF = \frac{1}{1 + 0.0066(CI)^2 + 0.021(OM)^2} \quad (11)$$

式中: Sa 表示土壤砂粒含量; Si 为土壤粉砂含量; CI 为黏土含量; OM 为有机质含量; $CaCO_3$ 为碳酸钙含量; 根据 HWSO 土壤数据计算。

植被因子(C)

$$C = e^{-0.0483 \left(\frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \right)} \quad (12)$$

式中: $NDVI$ 、 $NDVI_{\min}$ 、 $NDVI_{\max}$ 分别表示 $NDVI$ 的实际值、最小值和最大值。在 RWEQ 模型中,对于植被因子中的参数有区分,不同植被类型采用不同参数,林地采用-0.1535,灌木丛采用-0.0921,草地为-0.0511,耕地采用-0.0483。

土壤糙度因子(K')

$$K' = \cos \alpha \quad (13)$$

式中: α 表示坡度,根据 DEM 数据计算得到。

2.2 风沙流动路径模拟

HYSPLIT 模型融合了拉格朗日方法和欧拉方法的优势,能够实现对气团的前向扩散轨迹模拟。

本研究基于土壤风蚀状况,对区域内各站点的风速数据进行筛选,若风速超过起沙阈值,则判定该站点具备起沙条件,气团将向前扩散,进而影响研究区及其周边地区。本研究选取青藏高原青海湖站、五道梁站和帕里站3个具有代表性的气象站点进行模拟,青海湖站位于青藏高原东北部湖滨沙尘源区,五道梁站位于青藏高原腹地西风带高海拔沙尘传输通道,帕里站位于高原南缘季风交汇带的跨境沙尘观测节点,可全面覆盖青藏高原沙尘关键区域以适配 HYSPLIT 前向气团扩散轨迹模拟。在青藏高原地区,沙尘常常在大气的中高层进行传输,1 000 m 高度层通常能涵盖大部分沙尘的长距离扩散过程,代表了沙尘气团的典型传播层,且可弱化该地区近地层地形与湍流干扰,突出区域输送特征,故设定模拟高度为 1 000 m,对其进行逐小时、为期 5 d 的前向轨迹计算。本研究假设研究区地表无植被覆盖或固沙措施,并且 HYSPLIT 模型未考虑沙尘质量^[35-36]。不同粒径的沙尘颗粒仅由传播时间决

定其传播范围,因而在本研究中不对沙尘质量进行进一步假设或分析。

用于计算气团轨迹的拉格朗日方法假设空气中的粒子随风移动,其轨迹即为该粒子位置向量在时空中的积分。粒子或气团的运动轨迹是由初始位置 $p(t)$ 和第 1 个推测位置 $p'(t + \Delta t)$ 的三维速度矢量的平均值计算出来的,速度向量在空间和时间上均进行线性插值。将第 1 个推测位置^[37]定义为

$$p(t + \Delta t) = p(t) + V(p, t) \Delta t \quad (14)$$

最终位置是根据初始位置与首次估计位置之间的平均速度计算得出,即

$$p(t + \Delta t) = p(t) + 0.5(V(p, t) + V(p', t + \Delta t)) \Delta t \quad (15)$$

式中: $V(p, t)$ 表示初始位置速度向量; t 表示初始时刻; Δt 表示积分时间步长; $V(p', t + \Delta t)$ 表示第 1 个推测位置速度向量。积分时间步长 Δt 在模拟过程中是可变的,但时间步长与最大传输速度 $V_{\max}$ 的乘积应小于数据栅格单元 L_g , 即

$$\Delta t V_{\max} < L_g \quad (16)$$

本研究以青海湖站、五道梁站和帕里站为模拟起点,采用 NOAA 提供的 GDAS1 再分析数据,驱动 HYSPLIT 模型开展前向轨迹模拟。

2.3 防风固沙受益区识别

本研究中,通过 HYSPLIT 模型的频率分布模块进行后处理分析,结合空间统计方法,识别青藏高原地区风沙流动路径轨迹形成的受益区。穿越网格单元的沙尘输送路径分布频率,可作为评估该区域内受益人群所能获得的防风固沙服务水平的指示性指标。换言之,风沙轨迹分布频率越高,表明穿越该区域的风吹沙尘流路径网络越密集,对应的生态系统服务效益也越显著。风沙轨迹分布频率计算公式^[38]如下:

$$p_i = \frac{r_i}{r} \quad (17)$$

式中: p_i 表示栅格 i 的风沙轨迹分布频率; r_i 表示通过栅格 i 的风沙轨迹数; r 表示风沙轨迹总数。

本研究通过空间插值方法对沙尘输送路径结果进行处理,识别受益于防风固沙服务的区域空间分布。由于裸露土地无法提供防风固沙服务,因此将沙尘输送路径所经区域定义为防风固沙服务流的受益区。防风固沙服务的物质流特指在植被覆盖下固定在沙尘源区的沙尘量。该沙尘通过服务作用在源区被截留,从而避免对受益区造成损害并形成防风固沙服务流。因此,沙尘输送轨迹数量越多,表明植被截留的沙尘量越大。基于此,可计算出网格尺度的轨迹频率,再根据该频率分配防风固沙量。服务流路径上轨迹频率越高,对应的物质流规模越大。根据相关文献,物质流计算方式^[39]如下:

$$PL_i = G \times p_i \quad (18)$$

表 1 2019—2023 年潜在风蚀量、实际风蚀量、防风固沙量

Table 1 Statistics of potential soil loss, actual soil loss, and wind erosion control service from 2019 to 2023.

土壤风蚀项目	参数	年份				
		2019	2020	2021	2022	2023
潜在风蚀量	最大值/(kg·m ⁻²)	49.353	28.958	38.408	45.591	45.346
	最小值/(kg·m ⁻²)	0	0	0	0	0
	平均值/(kg·m ⁻²)	0.281	0.118	0.181	0.107	0.242
	总量/10 ¹¹ kg	7.326	3.068	4.733	2.785	6.330
实际风蚀量	最大值/(kg·m ⁻²)	35.136	26.903	20.636	16.879	22.248
	最小值/(kg·m ⁻²)	0	0	0	0	0
	平均值/(kg·m ⁻²)	0.129	0.035	0.090	0.040	0.063
	总量/10 ¹¹ kg	3.211	0.886	2.254	0.992	1.559
防风固沙量	最大值/(kg·m ⁻²)	49.185	26.379	38.270	45.443	45.290
	最小值/(kg·m ⁻²)	0	0	0	0	0
	平均值/(kg·m ⁻²)	0.152	0.084	0.091	0.067	0.179
	总量/10 ¹¹ kg	4.115	2.182	2.479	1.793	4.771

2019—2023 年青藏高原地区年实际风蚀总量最大值为 2019 年 3.211×10^{11} kg, 最小值为 2020 年 0.886×10^{11} kg, 总体呈现下降趋势。2019—2023 年青藏高原地区单位面积实际风蚀量最大值中峰值年发生在 2019 年, 为 $35.136 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 单位面积实际风蚀量平均值 $0.035 \sim 0.129 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 相比于 2019 年, 2023 年单位面积实际风蚀量平均值减少了 $0.066 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 总体呈现下降趋势, 总体来看潜在风蚀量和实际风蚀量都有了较大程度改善, 其风蚀强度也在不断降低。

2019—2023 年青藏高原地区年防风固沙总量

式中: PL_i 表示防风固沙服务受益区内栅格单元 i 上的物质流流量 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$); G 表示防风固沙物质量 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$); p_i 表示栅格 i 的风沙路径的分布频率 (%)。

3 结果与分析

3.1 潜在风蚀量、实际风蚀量与防风固沙量时空格局

2019—2023 年青藏高原潜在年风蚀总量为 $2.785 \times 10^{11} \sim 7.326 \times 10^{11}$ kg, 总体呈现下降趋势(表 1, 图 2)。单位面积最大潜在风蚀量在 2019 年达到 $49.353 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 与潜在风蚀总量变化趋势相同, 总体呈现下降趋势。单位面积潜在风蚀平均值 $0.107 \sim 0.281 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 总体呈现下降趋势。

$1.793 \times 10^{11} \sim 4.771 \times 10^{11}$ kg, 最大值在 2023 年, 为 4.771×10^{11} kg, 总体呈上升趋势。相比于 2019 年, 2023 年防风固沙总量增加了 0.656×10^{11} kg。

2019—2023 年青藏高原地区单位面积防风固沙量平均值为 $0.067 \sim 0.179 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 相比于 2019 年, 2023 年单位面积防风固沙量平均值增加了 $0.027 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 总体呈现上升趋势。

从空间分布来看, 2019—2023 年青藏高原地区风蚀多发生在藏北青南高原风蚀区, 该地区风力强劲且大风频繁, 同时该地区的那曲宽谷、羌塘盆地等地区地势开阔, 地势起伏较小, 大风可无阻碍横

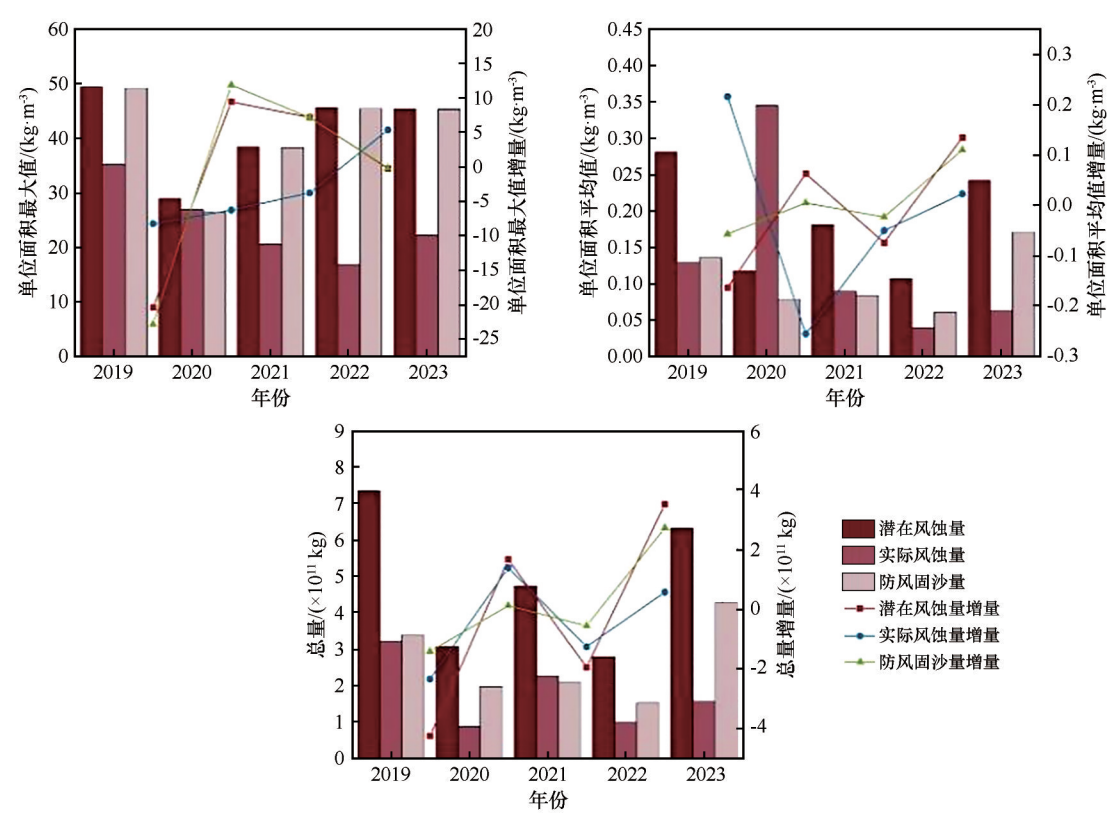


图2 潜在风蚀量、实际风蚀量、防风固沙量变化趋势

Fig.2 Trends in potential soil loss, actual soil loss, and wind erosion control service

扫地表。

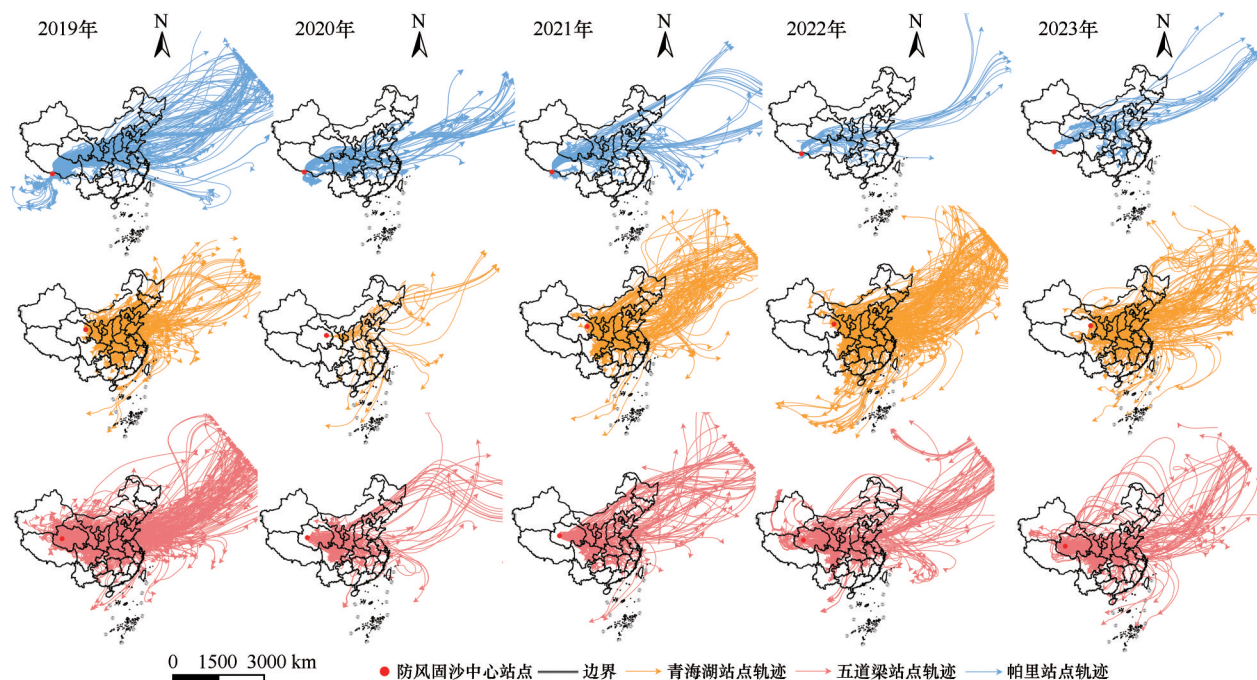
3.2 防风固沙服务流动路径模拟

根据 HYSPLIT 模型模拟青海湖、五道梁、帕里 3 个站点得出的结果(图 3),2019 年青海湖、五道梁、帕里 3 个站点沙尘传输路径分别为 407、840、288 条,总计沙尘传输路径 1 535 条。2020 年青海湖、五道梁、帕里 3 个站点沙尘传输路径分别为 24、216、120 条,总计沙尘传输路径 360 条。2021 年青海湖、五道梁、帕里 3 个站点沙尘传输路径分别为 408、192、120 条,总计沙尘传输路径 720 条。2022 年青海湖、五道梁、帕里 3 个站点沙尘传输路径分别为 672、336、48 条,总计沙尘传输路径 1 056 条。2023 年青海湖、五道梁、帕里 3 个站点沙尘传输路径分别为 384、379、48 条,总计为 811 条。风沙传输路径轨迹数量整体呈现减少趋势,中间均有较大起伏。其中帕里站点沙尘传输路径数量整体较少,由 2019 年的 288 条减少为 2023 年的 48 条,呈现平稳减少趋势,表明该地受到风沙侵蚀影响较少。青海湖站点沙尘运输路径由 2019 年的 407 条减少为 2023 年的 384 条,趋势较平缓,但均处于高位,表明该地受风

沙影响依旧较为频繁。五道梁站点沙尘运输路径数量由 2019 年的 840 条减少为 2023 年的 379 条,整体下降趋势较为显著,表明该地受风沙侵蚀的影响有显著改善。

3.3 防风固沙受益区范围识别

基于路径分布频率,将其分为 5 个区间,分别为 0~2%、2%~6%、6%~15%、15%~35%、35%~100%(图 4)。五道梁站点 2019—2023 年受益区集中于甘肃省、青海省、宁夏回族自治区、陕西省,其余部分于山西省、河南省、河北省、湖南省均有分布。青海湖站点 2019—2023 年受益区主要分布于青海省、甘肃省、宁夏回族自治区、陕西省,其余在四川省、山西省、河南省、河北省等有分布。帕里站点 2019—2023 年受益区集中于尼泊尔及中国西藏自治区、青海省、甘肃省、四川省,少量分布在宁夏回族自治区和陕西省。青藏高原地区的防风固沙服务进一步改善了受益区内城市及居民的生活环境。其中,甘肃省、青海省和宁夏回族自治区等这些路径分布频率较高的省区,居民从防风固沙服务中获得了更大的效益。



注: 基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站下载的审定号 GS2023(2767) 标准地图制作, 底图无修改。

图3 监测站点防风固沙服务流动轨迹

Fig.3 Transport trajectories of the wind erosion control service from monitoring sites

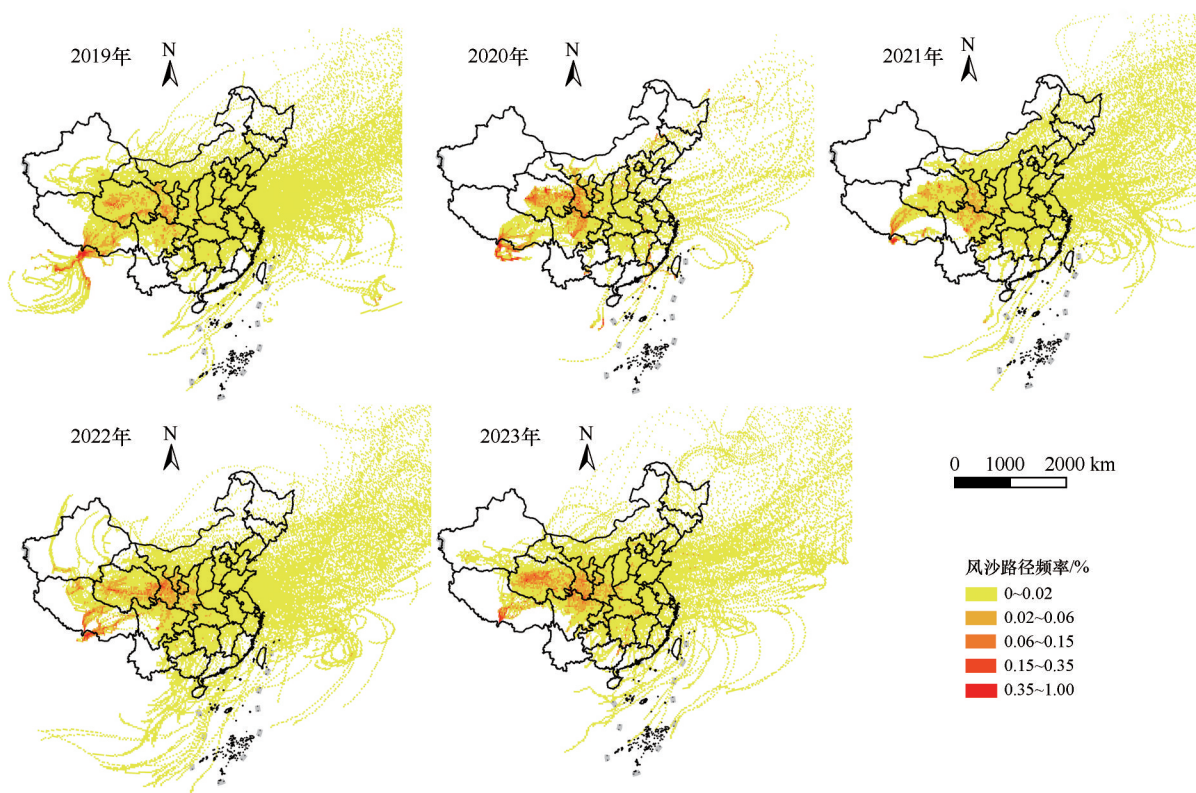


图4 防风固沙服务受益区范围

Fig.4 Extent of benefiting areas from the wind erosion control service

3.4 防风固沙服务物质流

2019—2023 年防风固沙物质流平均值分别为 0.143、0.091、0.089、0.065、0.190 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$, 最小值分别为 0.136、0.079、0.084、0.061、0.171 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$, 最大值分

别为 0.544、0.395、0.420、0.305、0.855 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ，与防风固沙总量呈先减后增、总体上升的趋势相同(图 5)。考虑了传输路径频率的青藏高原地区防风固沙服务流量在空间格局上呈由中心向外围递减的格局。总体来看，2019—2023 年，物质流呈现波动态势。受益

区域内防风固沙服务物质流的空间分布，与该区域服务流路径的频率分布相吻合。以青藏高原北部和甘肃省南部为中心的同心区域内，物质流量呈现递减趋势，高值区域集中于中部省份。与此同时，中国东南沿海省份及部分东北省份受到不同程度的影响。

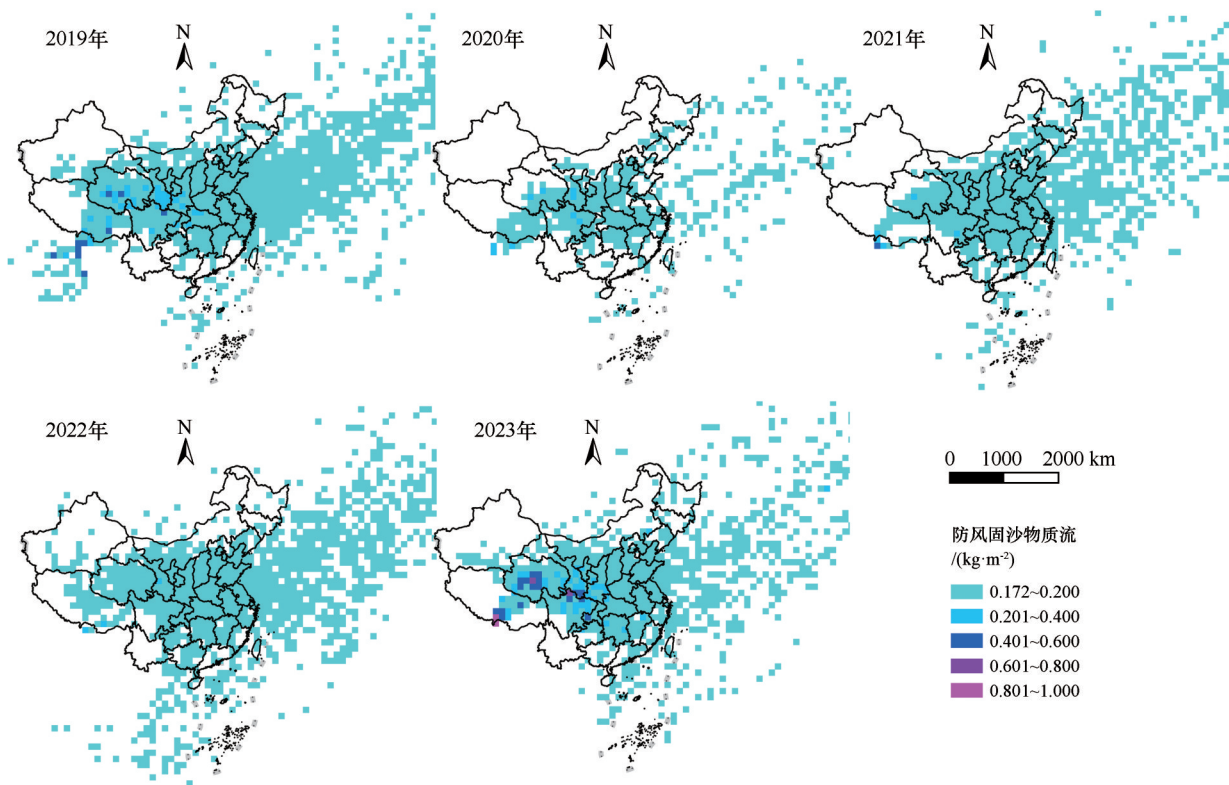


图 5 防风固沙服务物质流
Fig.5 Material flow of the wind erosion control service

3.5 防风固沙服务受益区人口与土地覆被相关性

在优化青藏高原防风固沙服务的同时，不仅局限于要恢复治理区域内的荒漠植被，还需基于受益区内人口分布及土地覆盖结构的动态变化，建立跨区域生态补偿机制。具体来说，受益区应按一定比例向青藏高原地区提供经济补偿以弥补防风固沙措施成本。通过对防风固沙服务流进行数值模拟，可以精准界定受益区范围，并进一步综合分析该区内人口空间格局及土地覆被结构的演变。2019—2023 年青藏高原防风固沙服务受益人口呈现显著的时空变化(表 2)。2019 年受益总人口为 7.343 亿，至 2023 年受益人口为 7.622 亿，占全国总人口比重由 52.45% 增至 54.06%，总体呈现扩大趋势。其中低频率影响区(0~2%)人口由 2019 年 7.050 亿减至 2023 年 6.911 亿，占受益总人口由 50.36% 降至 2023 年 49.02%；2%~6% 频率区人口由 2019 年 0.281 亿增

至 2023 年 0.649 亿，占受益总人口由 2.01% 升至 2023 年 4.61%。这一分布格局表明防风固沙服务的生态效益具有广泛的区域性影响，大部分受益人口处于服务流动的边缘区域。

防风固沙服务的空间流动效应表现为多重生态功能的协同作用。首先，沙尘截留功能直接减少了下游地区的沙尘沉降量，改善了空气质量。其次，土壤保持功能维护了受益区的土地生产力，特别是对耕地和草地的保护作用显著。再次，气候调节功能通过影响区域能量平衡和水循环过程，间接影响了受益区的生态适宜性。2019—2023 年，受益区土地覆被结构的变化反映了生态系统服务流动的累积效应(表 3)。其中较为典型的裸地面积在 2019—2023 年持续显著下降，数值从 $89.434\times10^4\text{ km}^2$ 降至 $69.734\times10^4\text{ km}^2$ ，草地面积整体呈现波动，从 2019 年 $156.79\times10^4\text{ km}^2$ 降至 2023 年 $129.76\times10^4\text{ km}^2$ 。

表 2 2019—2023 年各频率内受益人口及占比
Table 2 Beneficiary population and proportion under different service scenarios from 2019 to 2023

年份	频率/%	受益人口/亿	占全国比例/%
2019	0~2	7.050	50.356
	2~6	0.281	2.005
	6~15	0.012	0.087
	15~35	0.00014	0.0011
	35~100	0.00004	0.0001
总计	100	7.343	52.449
2020	0~2	4.988	35.33
	2~6	0.376	2.665
	6~15	0.133	0.940
	15~35	0.013	0.089
	35~100	0.001	0.010
总计	100	5.511	39.024
2021	0~2	6.983	49.436
	2~6	0.377	2.667
	6~15	0.023	0.162
	15~35	0.002	0.013
	35~100	0.000015	0.000001
总计	100	7.385	52.278
2022	0~2	7.645	54.150
	2~6	0.389	2.757
	6~15	0.049	0.344
	15~35	0.014	0.100
	35~100	0.001	0.0034
总计	100	8.098	57.3544
2023	0~2	6.911	49.023
	2~6	0.649	4.605
	6~15	0.057	0.406
	15~35	0.004	0.026
	35~100	0.001	0.000059
总计	100	7.622	54.060

裸地和草地的面积重新分配,表明生态系统服务对不同土地利用类型的影响具有选择性。这种选择性主要受地形、植被结构、土壤类型等自然因素以及土地利用强度、管理措施等人为因素的共同影响。受益区人口密度和土地覆被类型的空间分布直接决定了生态系统服务的社会经济价值。受

益区内的人口集中区和农田、森林与草地的集中分布表明这些区域获得了更高强度的生态系统服务,应当成为生态补偿的重点对象。

4 讨论

4.1 土壤风蚀量变化因素

在本研究中,青藏高原地区潜在风蚀总量、实际风蚀总量均呈现相同的波动趋势,但整体均有下降。Yao 等^[40-41]认为在气候变暖的情况下,气象记录显示,青藏高原地区的变暖速度是过去五十年观测到的全球变暖速度的两倍,Yao 等^[42]认为这种快速变暖加速了冰川融化,增加了青藏高原地区的土壤湿度,使土壤不易受到风蚀,这与 2019—2023 年青藏高原地区潜在风蚀总量与实际风蚀总量降低趋势相同。此外,青藏高原地区土壤风蚀量降低还受到《青藏高原生态屏障区生态保护和修复重大工程建设规划(2021—2035 年)》等政策影响,禁牧休牧、草畜平衡管理等措施与“三北”防护林体系建设形成政策合力,直接提升了区域植被覆盖度。而植被作为风蚀的核心防护层,其盖度增加有效降低了地表裸露率,削弱风力对土壤的直接剥蚀,从而导致生态系统自身韧性的提升形成正向反馈。政策驱动下植被覆盖度的改善增强了土壤抗蚀性,即使春季强风等自然驱动因素依然存在,但地表对风蚀的抵御能力也在不断提高。这种政策引导一人为减负—生态修复的闭环机制,直接推动 2019—2023 年防风固沙总量从 4.115×10^{11} kg 增至 4.771×10^{11} kg,增幅约 15.9%,最终实现风蚀量减少。

4.2 防风固沙服务受益区人口与土地覆被

2019 年至 2023 年防风固沙受益人口由 7.343 亿增至 7.622 亿,总体呈上升趋势,表明受益人口规模持续扩大,防风固沙服务的覆盖范围与普惠程度增加,体现了防风固沙工程成效显现。

2020 年受益总人口下降至 5.511 亿,占全国比例降至 39.02%,这与当年沙尘传输路径总数减少(从 1535 条降至 360 条)直接相关。此外,6%~15% 频率影响区人口从 2019 年的 0.012 亿增至 0.133 亿,反映了服务流动路径的集中化趋势。

2022 年受益总人口达到峰值 8.098 亿,占全国比例回升至 57.35%,这与当年沙尘传输路径数量回

表 3 2019—2023 年各频率内各类型土地覆被面积(×10 ⁴ km ²)										
Table 3 Area of each land cover type under different service scenarios in 2019–2023 (×10 ⁴ km ²)										
年份	频率 /%	类型								
		耕地	林地	灌木丛	草地	水域	冰川	裸地	不透水面	湿地
2019	0~2	120.24	109.70	1.11	131.13	9.06	1.84	83.05	19.44	0.045
	2~6	5.31	9.10	0.15	22.47	0.68	0.47	5.87	0.33	0.042
	6~15	0.32	0.73	0.01	2.87	0.03	0.04	0.44	0.003	0.0091
	15~35	0.006	0.10	0	0.22	0.01	0.0042	0.05	0.001	0.001
	35~100	0	0.01	0	0.10	0.001	0.001	0.024	0	0
	100	125.876	119.64	1.27	156.79	9.781	2.3552	89.434	19.774	0.0971
2020	0~2	79.794	77.032	0.687	64.301	5.003	1.259	13.234	12.270	0.018
	2~6	7.03	10.566	0.218	20.764	0.575	0.130	4.588	0.601	0.031
	6~15	1.757	2.690	0.051	5.679	0.113	0.027	1.278	0.195	0.016
	15~35	0.339	0.532	0.029	1.151	0.020	0.012	0.144	0.01	0.002
	35~100	0.032	0.225	0.005	0.302	0.003	0.002	0.282	0	0
	100	88.952	91.045	0.99	92.197	5.714	1.43	19.526	13.076	0.067
2021	0~2	115.528	97.212	0.942	107.117	7.028	0.885	25.741	18.565	0.053
	2~6	7.662	9.199	0.200	19.329	0.728	0.104	2.486	0.582	0.019
	6~15	0.458	0.878	0.027	3.133	0.045	0.051	0.542	0.024	0.004
	15~35	0.026	0.130	0.000	0.494	0.002	0	0.027	0.001	0
	35~100	0	0	0	0.053	0.001	0.002	0.002	0	0
	100	123.674	107.419	1.169	130.126	7.804	1.042	28.798	19.172	0.076
2022	0~2	119.788	119.549	1.313	107.066	8.36	1.194	62.711	20.210	0.058
	2~6	7.434	8.919	0.217	29.957	0.760	0.319	7.036	0.462	0.019
	6~15	0.871	0.885	0.049	9.373	0.235	0.121	0.601	0.020	0.004
	15~35	0.1	0.202	0.007	1.577	0.016	0.059	0.126	0.010	0.004
	35~100	0.010	0.052	0	0.097	0.001	0.001	0.234	0	0
	100	128.203	129.607	1.586	148.07	9.372	1.694	70.708	20.702	0.085
2023	0~2	110.694	99.834	0.941	92.989	7.123	1.017	62.083	19.368	0.027
	2~6	10.866	15.162	0.225	27.588	1.089	0.255	4.736	1.025	0.018
	6~15	1.031	2.109	0.032	7.4	0.219	0.086	2.623	0.033	0.013
	15~35	0.048	0.274	0.006	1.295	0.055	0.005	0.271	0.003	0
	35~100	0.002	0.002	0.003	0.488	0.003	0.001	0.021	0	0
	100	122.641	117.381	1.207	129.76	8.489	1.364	69.734	20.429	0.058

升至 1056 条的高水平相吻合。

2023 年受益总人口为 7.622 亿,占全国比例 54.0%,呈现相对稳定态势。中高频影响区(15%~35%)人口从 2022 年的 0.014 亿下降至 0.004 亿,降幅达 71.4%,显示服务流动路径的分布更加均匀稳定。0~2% 受益区受益人口占比由 2019 年的

50.36% 降至 2023 年的 49.02%,总体下降;2%~6% 受益区受益人口占比由 2019 年的 2.01% 升至 4.61%;6%~15% 受益区受益人口占比由 2019 年的 0.09% 升至 0.41%,总体上升。这体现了已从局部核心区转向全域梯度受益模式转变。

在 0~2% 频率区间,裸地面积显著下降,由 2019

年的 $83.05 \times 10^4 \text{ km}^2$ 降至2023年 $62.083 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。该区域通过沙障固沙人工造林等措施有效减少裸地,同时植被自然恢复等进一步压缩裸地空间。森林面积持续增长,由2019年的 $109.70 \times 10^4 \text{ km}^2$ 增至2022年 $119.549 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。得益于“三江源生态保护”与“祁连山生态修复”等工程,人工造林与天然林保护政策推动森林向次核心区扩张,增强防风阻沙能力。冰雪面积持续下降,由2019年 $1.84 \times 10^4 \text{ km}^2$ 降至2023年 $1.017 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。全球变暖导致高原冰川退缩、积雪期缩短,冰雪覆盖减少使地表粗糙度降低,风沙启动概率增加。

土地覆被类型的动态变化与受益人口分布共同反映了防风固沙服务的长期效应,为制定差异化补偿标准提供了科学依据。前者体现了生态系统服务的供给强度,后者反映了服务的惠及范围,二者均应作为生态补偿优先考虑的核心要素。同时,城市化进程中建设用地的扩张增加了对生态系统服务的依赖,应当将城市地区纳入生态补偿体系,形成城乡统筹的补偿格局。

4.3 局限性

本研究在青藏高原土壤风蚀及防风固沙服务流动模拟方面虽取得一定进展,但仍存在若干局限。

所用RWEQ与HYSPLIT模型的输入数据空间分辨率仅为 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$,时间分辨率局限于年度尺度,难以捕捉高原复杂地形和季节性、突发性风蚀特征,需引入更高时空分辨率的数据以提升精度。

RWEQ模型关键参数(如植被因子 C 、土壤糙度因子 K')基于干旱半干旱区观测,在高寒高海拔的青藏高原环境下的适用性尚未充分验证,亟须区域化校准。

气象因子仅采用日均风速和年尺度分析,忽略短时强风事件对风蚀强度的主导作用,未来应使用小时或风速数据。

HYSPLIT模型对长距离沙尘传输中粒径分选、湿度变化、化学反应等过程进行简化,限制了受益区识别的准确性,需采用更复杂的传输模型。

分析仅基于2019—2023年的短期数据,预测长期趋势的能力有待进一步提升,未来应扩展时间序列并结合情景预测以支撑长期生态保护战略。

5 结论

2019—2023年青藏高原土壤风蚀呈显著下降趋势,年潜在风蚀量由 $7.326 \times 10^{11} \text{ kg}$ 降至 $6.330 \times 10^{11} \text{ kg}$,实际风蚀量由 $3.211 \times 10^{11} \text{ kg}$ 降至 $1.559 \times 10^{11} \text{ kg}$,降幅达52.4%,风蚀主要发生在藏北青南高原风蚀区,反映生态环境改善并可能受生态保护工程和气候变化影响;同期年防风固沙总量从 $4.115 \times 10^{11} \text{ kg}$ 增至 $4.771 \times 10^{11} \text{ kg}$,增幅15.9%,单位面积防风固沙量由 $0.152 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 提升至 $0.179 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$,表明植被恢复和保护措施提升了区域防护功能。

HYSPLIT模型显示沙尘主要输送至甘肃、青海、宁夏、陕西等西北省区,部分可达华北、华中,不同源站的影响范围差异显著:青海湖站点主要影响东北部,五道梁站点影响最广可达华北,帕里站点主要影响喜马拉雅山南麓,这些数据可为差异化生态保护提供依据。

防风固沙物质流在空间上呈中心向外围递减的圈层分布,高值区集中在青藏高原北部和甘肃南部,2019—2023年平均流量为 $0.065 \sim 0.190 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$,与防风固沙总量趋势一致。2019—2023年受益总人口总体呈上升趋势,从7.343亿增至7.622亿,占全国人口比例稳定在54%左右;受益区内裸地面积显著下降、森林与草地面积持续扩张,反映生态修复工程有效提升了区域防风固沙能力。基于此,建议在甘肃、青海、宁夏等受益省区与青藏高原供给区之间建立跨区域生态补偿机制,向供给区提供经济补偿,同时加强藏北青南高原等重点风蚀区的保护与修复,提升防风固沙能力,实现生态服务的可持续管理与公平分配。

参考文献:

- [1] Ravi S, D'Odorico P, Over T M, et al. On the effect of air humidity on soil susceptibility to wind erosion: the case of air-dry soils[J]. *Geophysical Research Letters*, 2004, 31(9): 1–16.
- [2] Fryrear D W, Bilbro J D, Saleh A, et al. RWEQ: improved wind erosion technology[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 55(2): 183–189.
- [3] Ravi S, Zobeck T M, Over T M, et al. On the effect of moisture bonding forces in air-dry soils on threshold friction velocity of wind erosion[J]. *Sedimentology*, 2006, 53(3): 597–609.
- [4] 郭茵, 雷加强, 范敬龙, 等. 近20 a蒙古国土壤风蚀变化特征及主要影响因素分析[J]. *干旱区研究*, 2022, 39(4): 1200–1211.

- [5] Sun R, He H, Jing Y, et al. Global wind erosion reduction driven by changing climate and land use[J]. *Earth's Future*, 2024, 12(10): e2024EF004930.
- [6] Oldeman L R, Hakkeling R A, Sombroek W W. Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD) [R]. Wageningen, Netherlands: ISRIC, UNEP, FAO, 1990.
- [7] Zhang H, Wang F, Zhou S, et al. Contribution of dust emissions from farmland to particulate matter concentrations in North China Plain: integration of WRF-Chem and WEPS model[J]. *Environment International*, 2025, 195: 109191.
- [8] 车鑫倩, 倪万魁, 牛富俊, 等. 基于改进RWEQ的青藏高原冻融风蚀性评价及影响因素分析[J]. *中国地质灾害与防治学报*, 2025, 36(4): 85–96.
- [9] Immerzeel W W, Van Beek L P H, et al. Climate change will affect the Asian water towers [J]. *Science*, 2010, 328(5984): 1382–1385.
- [10] Wu G, Duan A, Liu Y, et al. Tibetan Plateau climate dynamics: recent research progress and outlook[J]. *National Science Review*, 2015, 2(1): 100–116.
- [11] Wang S, Duan J, Xu G, et al. Effects of warming and grazing on soil N availability, species composition, and ANPP in an alpine meadow[J]. *Ecology*, 2012, 93(11): 2365–2376.
- [12] 傅伯杰, 欧阳志云, 施鹏, 等. 青藏高原生态安全屏障状况与保护对策[J]. *中国科学院院刊*, 2021, 36(11): 1298–1306.
- [13] Woodruff N P, Siddoway F H. A wind erosion equation[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1965, 29(5): 602–608.
- [14] Gregory J M, Wilson G R, Singh U B, et al. TEAM: integrated, process-based wind-erosion model[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2004, 19(2): 205–215.
- [15] Tatarko J, Wagner L, Fox F, et al. Wind Erosion Prediction System (WEPS): Technical Documentation USDA-Agriculture Handbook Number 727[M]. Washington, USA: USDA Agricultural Research Service, 2020.
- [16] Van Pelt R, Zobeck T M, Baddock M, et al. Design, construction, and calibration of a portable boundary layer wind tunnel for field use[J]. *Transactions of the ASABE*, 2010, 53: 1–12.
- [17] Van Pelt R S, Zobeck T M, Potter K N, et al. Validation of the wind erosion stochastic simulator (WESS) and the revised wind erosion equation (RWEQ) [J]. *Environmental Modelling & Software*, 2004, 19(2): 191–198.
- [18] Fryrear D W, Saleh A, Bilbro J D, et al. Revised Wind Erosion Equation (RWEQ) [R]. Lubbock, USA: Wind Erosion and Water Conservation Research Unit, USDA-ARS, Southern Plains Area Cropping Systems Research Laboratory, 1998.
- [19] Buschiazzo D E, Zobeck T M. Validation of WEQ, RWEQ and WEPS wind erosion for different arable land management systems in the Argentinean Pampas[J]. *Earth Surface Processes & Landforms*, 2010, 33(12): 1839–1850.
- [20] Youssef F, Visser S, Karssen D, et al. Calibration of RWEQ in a patchy landscape; a first step towards a regional scale wind erosion model[J]. *Aeolian Research*, 2012, 3(4): 467–476.
- [21] 巩国丽, 刘纪远, 邵全琴. 基于RWEQ的20世纪90年代以来内蒙古锡林郭勒盟土壤风蚀研究[J]. *地理科学进展*, 2014, 33(6): 825–834.
- [22] 贺山峰, 蒋德明, 阿拉木萨. 植被的防治风蚀作用[J]. *生态学杂志*, 2007, 26(5): 743–748.
- [23] Roels B, Donders S, Werger M J A E A. Relation of wind-induced sand displacement to plant biomass and plant sand-binding capacity[J]. *Acta Botanica Sinica*, 2001, 43: 979–982.
- [24] Syrbe R-U, Walz U. Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics[J]. *Ecological Indicators*, 2012, 21: 80–88.
- [25] Draxler R, Hess G. An overview of the HYSPLIT_4 modeling system for trajectories, dispersion, and deposition [J]. *Australian Meteorological Magazine*, 1998, 47: 295–308.
- [26] Xu J, Xiao Y, Xie G, et al. How to guarantee the sustainability of the wind prevention and sand fixation service: an ecosystem service flow perspective [J]. *Sustainability*, 2018, 10(9): 10.3390/su10092995.
- [27] 冯钰满, 戚伟, 马海涛. 青藏高原边境地区岸城互动发展模式及影响[J]. *经济地理*, 2023, 43(4): 63–72.
- [28] 张德铨. 青藏高原边界数据总集 [DB/OL]. 2019, <https://doi.org/10.11888/Geogra.tpdc.270099>.
- [29] Kang S, Xu Y, You Q, et al. Review of climate and cryospheric change in the Tibetan Plateau [J]. *Environmental Research Letters*, 2010, 5(1): 015101.
- [30] 黄孟冬, 肖玉, 秦克玉, 等. 1980–2018年浑善达克地区防风固沙服务时空变化及其驱动因素[J]. *生态学报*, 2022, 42(18): 7612–7629.
- [31] 申陆, 田美荣, 高吉喜. 基于RWEQ模型的浑善达克沙漠化防治生态功能区土壤风蚀与主要影响因子分析[J]. *水土保持研究*, 2016, 23(6): 90–97.
- [32] Fryrear D W, Chen W N, Lester C. Revised wind erosion equation[J]. *Annals of Arid Zone*, 2001, 40(3): 265–279.
- [33] Zhang G, Azorin-Molina C, Shi P, et al. Impact of near-surface wind speed variability on wind erosion in the eastern agro-pastoral transitional zone of Northern China, 1982–2016[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2019, 271: 102–115.
- [34] 伊力哈木·伊马木, 李菊艳, 玉米提·吾提库尔, 等. 起沙风速的观测方式及其影响因素研究综述[J]. *中国水土保持*, 2021(5): 42–44.
- [35] 王国宇, 李晶, 张娅. 无定河流域防风固沙服务流动模拟[J]. *生态学报*, 2024, 44(6): 2323–2336.
- [36] 熊梓旭. 青藏高原及周边地区沙尘日变化和传输的三维特征[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2025.
- [37] 苏凯, 王计平, 王茜然, 等. 基于HYSPLIT和PSCF的防风固沙生态服务功能空间模拟[J]. *农业机械学报*, 2020, 51(10): 232–242.

- [38] 王耕,张红玉.辽西北地区防风固沙服务空间流动与辐射效应[J].生态与农村环境学报,2023,39(1):52-59.
- [39] 徐洁.生态系统服务空间流动研究:以宁夏回族自治区为例[D].北京:中国科学院大学,2019.
- [40] Yao T, Xue Y, Chen D, et al. Recent third pole's rapid warming accompanies cryospheric melt and water cycle intensification and interactions between monsoon and environment: multidisciplinary approach with observations, modeling, and analysis[J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 2019, 100(3):423-444.
- [41] You Q, Pepin N, Chen D, et al. Warming amplification over the Arctic Pole and Third Pole: trends, mechanisms and consequences[J]. Earth-Science Reviews, 2021, 217: 103625.
- [42] Yao T, Bolch T, Chen D, et al. The imbalance of the Asian water tower [J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2022, 3(10):618-650.

Modeling of soil wind erosion and wind erosion control service flow in the Qinghai-Xizang Plateau

Ning Jie, Shi Mingchang, Chen Chunyang, Zhang Yanwei

(College of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: As the world's highest-altitude ecosystem, the Qinghai-Xizang Plateau plays a critical role in regional and global ecological environments through its soil wind erosion processes. This study, leveraging multi-source remote sensing and meteorological data from 2019 to 2023, employed the Revised Wind Erosion Equation (RWEQ) model and the HYSPLIT atmospheric dispersion model to quantify soil wind erosion intensity and simulate the transport pathways of wind erosion control service. Our results indicate that the annual potential soil loss in the study area decreased from 7.326×10^{11} kg in 2019 to 6.330×10^{11} kg in 2023, showing an overall decreasing trend. The annual actual soil loss, meanwhile, declined from 3.211×10^{11} kg in 2019 to 1.559×10^{11} kg in 2023, and also exhibited a general decline. Conversely, the annual amount of wind erosion control increased significantly, with values rising from 4.115×10^{11} kg in 2019 to 4.771×10^{11} kg in 2023. Spatially, wind erosion was predominantly concentrated in the northern Xizang and southern Qinghai plateau region. HYSPLIT trajectory simulations revealed that the total number of dust transport pathways from three representative sites (Qinghai Lake, Wudaoliang, and Pari) decreased from 1 535 in 2019 to 811 in 2023, indicating a weakening trend in wind-blown sand influence. This research elucidates the "supply-flow-benefit" pattern of ecosystem protective services on the Qinghai-Xizang Plateau, providing a scientific basis for regional ecological conservation and sustainable development.

Key words: soil wind erosion; RWEQ model; wind erosion control service; HYSPLIT model; Qinghai-Xizang Plateau