

DOI:10.13870/j.cnki.stbcb.2026.03.014 CSTR:32310.14.stbcb.2026.03.014

高文邦,姜洪涛,张丽星,等.围封草地植被盖度、高度和土壤水分对风蚀的影响[J].水土保持学报,2026,40(3):167-179.

GAO Wenbang, JIANG Hongtao, ZHANG Lixing, et al. Influence of vegetation coverage, height, and soil moisture on wind erosion in enclosure grasslands[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2026, 40(3):167-179.

## 围封草地植被盖度、高度和土壤水分对风蚀的影响

高文邦<sup>1,2</sup>, 姜洪涛<sup>3</sup>, 张丽星<sup>4</sup>, 常耀文<sup>5</sup>

(1.太原师范学院汾河流域科学发展研究中心,山西晋中 030619; 2.汾河流域地表过程与资源生态安全山西省重点实验室,山西晋中 030619; 3.内蒙古师范大学地理科学学院,呼和浩特 010022; 4.陕西师范大学地理科学与旅游学院,西安 710119; 5.南京林业大学南方现代林业协同创新中心,南京 210037)

**摘要:** [目的] 围封措施能够显著改变荒漠草原的植被特征,但植被盖度、植被高度、土壤水分及土壤风蚀对不同围封年限的响应尚缺乏区域尺度上的系统研究,尤其需进一步揭示植被盖度和植被高度对土壤风蚀的影响路径。[方法] 采用系统抽样方法,调查内蒙古荒漠草原63 000 km<sup>2</sup>内92个平坦草地的围封年限,利用<sup>137</sup>Cs技术确定土壤风蚀模数,通过结构方程模型分析围封状态下植被盖度、植被高度及土壤含水量与土壤风蚀的关系。[结果] 自由放牧、1~3 a围封、4~9 a围封及10 a以上围封样地的土壤风蚀模数分别为1 933.59、1 725.40、1 393.58、358.56 t/(km<sup>2</sup>·a)。结构方程模型表明,围封主要通过2种路径抑制土壤风蚀,其一,围封通过显著提升植被盖度直接减轻风蚀(围封年限与植被盖度的直接通径系数为-0.46,植被盖度与土壤风蚀模数的直接通径系数为-0.42);其二,植被盖度与植被高度的增加改善表层土壤水分状况,且该效应随土层深度增加而减弱(植被盖度与0~5、5~10 cm土层土壤含水量的决定系数分别为0.31、0.12;植被高度与0~5、5~10、10~15 cm土层的决定系数分别为0.27、0.12、0.05)。土壤水分的提升进一步抑制风蚀过程(围封年限经由土壤含水量对土壤风蚀模数的间接通径系数为-0.447)。[结论] 研究结果系统揭示围封影响土壤风蚀的双路径机制,可为内蒙古荒漠草原水土保持与生态恢复提供理论支撑与实践指导。

**关键词:** 荒漠草原; 围封; 植被盖度; 土壤水分; 土壤风蚀; <sup>137</sup>Cs

中图分类号:S157.1 文献标识码:A 文章编号:1009-2242(2026)03-0167-13

## Influence of Vegetation Coverage, Height, and Soil Moisture on Wind Erosion in Enclosure Grasslands

GAO Wenbang<sup>1,2</sup>, JIANG Hongtao<sup>3</sup>, ZHANG Lixing<sup>4</sup>, CHANG Yaowen<sup>5</sup>

(1. Research Center for Scientific Development in Fenhe River Valley, Taiyuan Normal University, Jinzhong, Shanxi 030619, China; 2. Shanxi Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology Security in Fenhe River Basin, Taiyuan Normal University, Jinzhong, Shanxi 030619, China; 3. College of Geographical Science, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, China; 4. School of Geography and Tourism, Shaanxi Normal University, Xi'an 710119, China; 5. Co-Innovation Center for Sustainable Forestry in Southern China, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China)

**Abstract:** [Objective] Enclosure measures can significantly alter the vegetation characteristics of desert steppes, but the responses of vegetation coverage, vegetation height, soil moisture, and soil wind erosion to different enclosure durations remain poorly studied at a regional scale, particularly regarding the influencing pathways of vegetation coverage and vegetation height on soil wind erosion. [Methods] A systematic sampling approach was used to investigate the enclosure durations of 92 flat grassland sites within 63 000 km<sup>2</sup> in the Inner Mongolia's desert steppe. The soil wind erosion modulus was determined using the <sup>137</sup>Cs technique, and structural equation modeling was applied to analyze the relationships between vegetation coverage, vegetation height, soil moisture content, and soil

收稿日期:2025-10-16 修回日期:2025-11-25 录用日期:2025-12-15 网络首发日期(www.cnki.net):2026-02-05

资助项目:国家重点研发计划项目(2021YFD1500700)

第一作者:高文邦(1990—),男,博士,讲师,主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail:gaowenbang916@tynu.edu.cn

通信作者:高文邦(1990—),男,博士,讲师,主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail:gaowenbang916@tynu.edu.cn

http://stbcb.alljournal.com.cn

wind erosion under enclosure conditions. [Results] The soil wind erosion moduli for free-grazing sites, 1-3-year enclosure sites, 4-9-year enclosure sites, and sites with over 10 years of enclosure were 1 933.59, 1 725.40, 1 393.58, and 358.56 t/(km<sup>2</sup>·a), respectively. The structural equation model revealed that enclosure mitigated soil wind erosion primarily through two pathways. First, enclosure directly reduced wind erosion by significantly increasing vegetation coverage (the direct path coefficient between enclosure duration and vegetation coverage was -0.46, and that between vegetation coverage and soil wind erosion modulus was -0.42). Second, increases in vegetation coverage and vegetation height improved the surface soil moisture conditions, and this effect diminished with increasing soil depth (the coefficients of determination between vegetation coverage and soil moisture content in the 0-5, and 5-10 cm soil layers were 0.31 and 0.12, respectively, and those between vegetation height and soil moisture in the 0-5, 5-10, and 10-15 cm layers were 0.27, 0.12, and 0.05, respectively). The enhancement of soil moisture further suppressed the wind erosion process (the indirect path coefficient of enclosure duration on the soil wind erosion modulus via soil moisture content was -0.447). [Conclusion] The findings systematically reveal the dual-pathway mechanisms through which enclosure influences soil wind erosion, providing theoretical support and practical guidance for soil and water conservation and ecological restoration in the Inner Mongolia's desert steppe.

**Keywords:** desert steppe; enclosure; vegetation coverage; soil moisture; soil wind erosion; <sup>137</sup>Cs

**Received:** 2025-10-16

**Revised:** 2025-11-25

**Accepted:** 2025-12-15

**Online**(www.cnki.net): 2026-02-05

内蒙古荒漠草原是中国最大的荒漠草原,面积达 11.2 万 km<sup>2</sup>[1],年平均降水量仅 300 mm,草原生长旺盛期(6—8 月)的平均植被盖度仅 40%[2]。近几十年以来,该区域由于严重的过度放牧行为,加剧土壤风蚀[3]。土壤风蚀导致草地荒漠化,改变草地生态系统的结构和功能,威胁到荒漠草原的农业资源,并且使得沙尘暴灾害和其他环境问题频发[4]。据第五次中国荒漠化和沙化监测结果[5],内蒙古自治区风蚀荒漠化土地面积为 55.32 万 km<sup>2</sup>,水蚀荒漠化土地面积为 2.67 万 km<sup>2</sup>,分别占全区荒漠化土地面积的 91.14%、4.59%,荒漠草原的主要荒漠化类型为风蚀荒漠化。

在荒漠草原地区,基于对照试验的研究[6]认为,围封是恢复荒漠化草地的有效措施。围封阻止牲畜对植物的采食和对土壤的踩踏,改变草地的某些植被特征和土壤性质[7-8]。已有研究[9-11]表明,围封可以改变植物群落的物种多样性,增加植被盖度,提高草地生产力;侯东杰等[11]研究表明,内蒙古荒漠草原围封 6 a 后植被盖度、高度和生物量显著增加。在改变植被特征的同时,围封对土壤水分等物理性质有显著影响[12-13];贾丽英等[13]研究发现,10 a 围封使土壤孔隙和土壤团聚体有所增加;赵丽娅等[14]在科尔沁沙质草地的研究表明,围封 10 a 后,土壤水分、土壤黏粉粒和细砂粒显著增加。围封同样可以抑制土壤风蚀,但是目前此方面的研究较少,且研究区域局限于小面积样地。LIU 等[15]在青藏高原发现,在实施围封措施 9 a 后,土壤风蚀率显著降低。

在围封改变的诸多植被特征和土壤性质中,植被

盖度和高度是影响土壤风蚀的粗糙度因素,土壤水分是影响土壤风蚀的可蚀性因素[16]。然而,围封时间、植被盖度、植被高度与土壤风蚀关系-即围封如何通过影响植被特征和土壤水分来减弱土壤风蚀的机制尚存疑问。其中最主要的挑战在于土壤风蚀模数的准确测定。当前,定点观测主要依赖于输沙仪与野外风洞试验。然而,若要在区域尺度上系统布设观测设备以开展长期监测,尤其在偏远地区,将面临人力与物力投入巨大的问题,可行性较低。这种放射性人工核素通过干沉降和湿沉降降落到地表后,主要被地表土壤的细颗粒尤其是黏土矿物和有机质紧密吸附。由于其难以被植物吸收和不易被淋溶的特性,只有在土壤颗粒发生物理运动时才会迁移[17]。近几十年来,<sup>137</sup>Cs 核素示踪技术在全球范围内被广泛应用于土壤侵蚀模数与泥沙沉积速率的定量计算[18-19]。该技术在风蚀影响区域(尤其是观测困难的风蚀区)具有显著优势,主要体现在风蚀模数估算的准确性和操作便捷性 2 个方面[20-21]。

基于此,本研究采用系统抽样方法,调查内蒙古荒漠草原 63 000 km<sup>2</sup> 内 92 个平坦草地(排除土壤水蚀)的围封年限,利用 <sup>137</sup>Cs 核素示踪技术计算不同围封年限草地的土壤风蚀模数,确定不同围封年限草地的植被盖度、植被高度和土壤含水量。本研究揭示围封年限、植被盖度、植被高度、土壤水分、土壤风蚀之间的关系,利用结构方程模型阐明荒漠草原区域尺度上围封影响土壤风蚀的机制,为内蒙古荒漠草原水土保持和生态恢复提供一定的科学依据。

# 1 材料与方 法

## 1.1 研究区概况

本研究区域地处内蒙古荒漠草原的核心地带, 涵盖乌拉特中旗、达尔罕茂明安联合旗、四子王旗、苏尼特右旗、二连浩特及镶黄旗等多个旗县(41° 11'43"~43°26'28"N, 105°19'50"~115°52'59"E), 总面积 6.3 万 km<sup>2</sup>, 约占内蒙古荒漠草原总面积的 56.3%。该区属大陆性干旱半干旱气候, 年平均降雨量 131~311 mm, 自东向西递减, 降雨多集中在 7—9 月, 其间平均降水量达 217 mm。年平均气温 2~6 °C; 1 月为最冷月份, 平均最低气温 -14.7 °C, 7 月为最热月份, 平均最高气温 22.3 °C。区域光热条件优越, 全年日照时间 320~3 300 h。土壤以栗钙土、棕

钙土和风沙土为主。与典型草原相比, 本地牧草种类较少, 草丛低矮, 覆盖度及生产力均较低。植被以旱生丛生小禾草为主, 常见伴生旱生小半灌木, 主要种类包括戈壁针茅、沙生针茅、短花针茅、小针茅、石生针茅、无芒隐子草、达斡尔胡枝子及丛生多根葱等。小灌木以蓍状亚菊和冷蒿为主, 亦可见旱蒿、白蒿、三裂艾菊、狭叶锦鸡儿和沙拐枣等。在降水较多的夏秋季节, 还出现大量一年生草本及短生植物, 这 2 类生活型在温带荒漠中较为典型。该区域牧草种类较为单一, 草层低矮、稀疏, 植被覆盖度普遍在 15%~30%, 局部可达 50%<sup>[22]</sup>。依据第三次全国国土调查, 草原为该区域最主要的土地利用类型, 占行政区面积的 90% 以上, 主要饲养牲畜包括羊、牛和马。

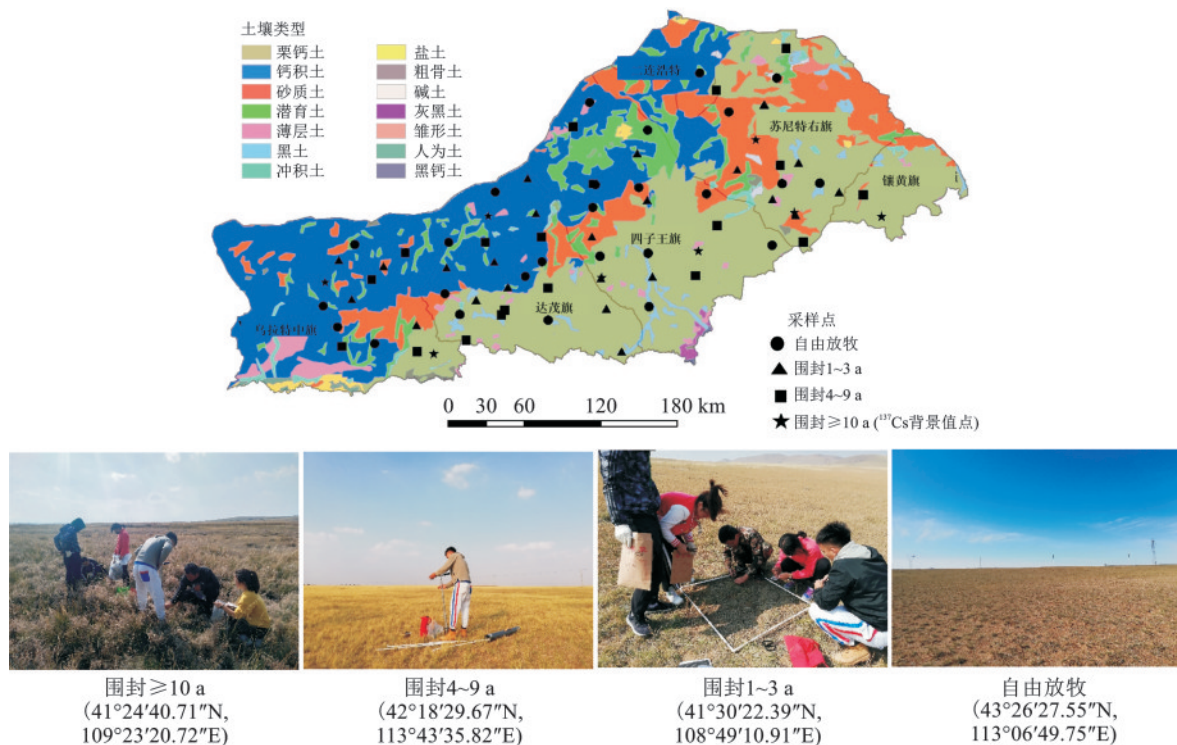


图 1 研究区位置和样点分布  
Fig.1 Location of study area and distribution of sampling sites

## 1.2 研究方法

### 1.2.1 样点设计与采样方法

1) <sup>137</sup>Cs 背景值样点布设和样品采集 选择 <sup>137</sup>Cs 背景值样地的方法与研究区的空间尺度密切相关。小范围区域通常采用野外勘察与逐步筛选的方式;但在大尺度背景下, 该方法因经济和时间成本过高而适用性受限。针对此类情况, HU 等<sup>[23]</sup>建议采用长时间序列遥感数据, 通过分析其反映的土地利用动态与地形信息来进行初步筛选。背景值样地的预选标准为: 长期保持草地利用类型、地形平坦且地势相对较高, 目的是排除土壤侵蚀的干扰。本研究的野外调查与样品采

集工作于 2019 年 8—10 月进行。在开展野外调查前, 本研究基于 Google Earth 平台, 通过比对 1984 年 Landsat 影像(15 m 分辨率)与 2019 年高清影像(3 m 分辨率)的土地利用变化, 并结合地形地貌分析, 初步遴选出 18 个候选背景值样点。将预选样点的坐标导入 GPS, 进行实地核查。依据预设条件, 剔除植被盖度低于 70% 或虽盖度达标但地处低洼的样点。最终, 在筛选确定的 9 个背景值样点(均为植被茂密的高位平坦草地)完成样品采集。本研究共采集 2 类 <sup>137</sup>Cs 土壤样品, 采样深度为 30 cm。第 1 类为土壤全样, 用于测定样地的核素沉降总量。为减少 <sup>137</sup>Cs 的空间变异性, 在

每个样点设置1个10 m×10 m的正方形区域,并于其4个顶点及中心点共5个位置取样。全样分2层(0~15、15~30 cm)钻取,然后混合为1个代表样,共获得90个样品。第2类为土壤层样,用于分析<sup>137</sup>Cs的剖面分布特征。每个样点采集1组,按5 cm间隔分层,每层单独封装,共获得54个样品。基于层样活度的蚀积分析后,剔除明显的风蚀与沉积点,最终利用剩余的5个背景值样点的全样含量进行后续计算。

2) <sup>137</sup>Cs 风蚀样点布设、样品采集和围封时间调查 鉴于研究区范围广阔、所需样本量大,随机抽样难以保证对总体特征的充分代表性。系统网格抽样虽能凭借其样本分布均匀的特点获得高于随机抽样的精度,但在实际应用中,部分预设网格点可能因交通可达性差而大幅增加时间与经济成本。为完成样地围封历史的调查,优先选择邻近牧民居住点的位置将有利于提高效率。因此,本研究基于“分布均匀、成本可控、便于调查”三大原则,确立以6个旗县政府驻地为中心向外辐射的近似网格采样方案。该方案在规避交通禁区的前提下,将相邻样点的纬向与经向间距分别设定为约20 km与40 km(图1),共布设92个样点。在每个采样点范围内,采用随机抛物法确定3个具体采样位置,按0~15、15~30 cm分层钻取土壤全样,共获得552份样品。样地的围封信息则通过入户访谈当地牧民获取。

3) 土壤水分测定和植被样方调查 土壤理化性质样品采集与植被调查同步在各类采样点附近进行。土壤采样采用随机抛物法布设3个位点,按6个预设深度(0~30 cm,每层5 cm)分层取样,并将同位点同层土壤混合,共制备552份混合样。土壤含水量通过烘干法(105 °C)计算鲜重与干重之差获得。植被参数调查设置3个重复样方(1 m×1 m),植被盖度通过目视估测法进行测定。由5名经过训练的调查员独立对每个样方进行评估,随后剔除1个最高分与1个最低分以排除极端值,最终以剩余3个估测值的算术平均值作为该样方的植被盖度。植被高度则为每个样方5个测点(四角及中心)的平均值。土壤机械组成分析需先将样品过2 mm筛,随后采用Mastersizer 2000激光粒度仪完成测定。

### 1.2.2 <sup>137</sup>Cs 土壤样品处理及各相关指标的测定

1) <sup>137</sup>Cs 土壤样品的处理和测定 对野外采集的<sup>137</sup>Cs 土壤样品进行预处理:自然风干后,剔除杂质,研磨并过2 mm筛,随后将约400 g制备好的样品封装于聚乙烯圆柱盒中。核素活度测定采用高分辨率、低本底的ORTEC GMX50P4N型高纯锗γ谱仪,在确保样品量≥300 g及测量时间>27 000 s的条件下,获取

661.6 keVγ射线的能谱。使用DSPEC-ji-2.0数字化多道系统记录数据,并基于全峰面积法与相对比较法计算<sup>137</sup>Cs的质量活度。向面积活度的转换公式为:

$$CPI = \frac{C \times W}{S} \quad (1)$$

式中:CPI为土壤面积活度,Bq/m<sup>2</sup>;C为<sup>137</sup>Cs的质量活度,Bq/kg;W为粒径<2 mm的土壤样品质量,kg;S为采样根钻横截面积,m<sup>2</sup>。

土壤层样中<sup>137</sup>Cs的质量活度向面积活度的转换公式为:

$$CPI = \sum_{i=1}^n 10^3 \times C_i \times B_i \times D_i \quad (2)$$

式中:i、n分别为采样层的编号与总层数;C<sub>i</sub>为第i层中<sup>137</sup>Cs的质量活度,Bq/kg;B<sub>i</sub>为第i层土壤体积质量,g/cm<sup>3</sup>;D<sub>i</sub>为第i层的土层厚度,m。

2) 土壤风蚀模数和土壤风蚀厚度的计算 鉴于所有样点的土地利用类型均为牧草地,本研究采用张信宝等<sup>[24]</sup>提出的非耕地模型来估算土壤风蚀模数。该模型首先基于<sup>137</sup>Cs示踪技术计算自1963年以来的年平均土壤风蚀厚度(h)。

$$X = X_0 \times e^{-\lambda h(T-1963)} \quad (3)$$

式中:X为采样点当前的<sup>137</sup>Cs面积活度,Bq/m<sup>2</sup>;X<sub>0</sub>为<sup>137</sup>Cs背景值,Bq/m<sup>2</sup>;λ为描述背景值剖面分布形态的参数(本研究通过指数拟合求得λ=0.116);T为采样年份。

在获得土壤风蚀厚度(h)后,再利用公式(4)计算最终的土壤风蚀模数[E,t/(km·a)]。

$$E = 10^4 B \times h \quad (4)$$

### 1.2.3 数据分析

本研究运用以下统计方法分析数据:借助单因素方差分析中的Fisher LSD多重比较法,评估不同围封年限组在土壤风蚀模数、植被盖度、植被高度、土壤含水量及土壤粒度上的差异性;采用线性回归方法,探究植被盖度、植被高度、各层土壤含水量与土壤风蚀模数间的关系;利用结构方程模型中的通径分析,解析围封措施影响土壤风蚀的具体路径与内在机制;并通过Pearson相关分析,检验土壤风蚀模数、植被特征(盖度与高度)、土壤水分与各土层粒度参数之间的相关关系。

## 2 结果与分析

### 2.1 内蒙古荒漠草原<sup>137</sup>Cs背景值

在选定的9个<sup>137</sup>Cs背景值样点中,5个样点未受明显侵蚀,其<sup>137</sup>Cs质量活度的剖面分布特征和面积活度见图2。<sup>137</sup>Cs背景值在1 486.34~1 772.04 Bq/m<sup>2</sup>,平均值为1 672.15 Bq/m<sup>2</sup>。

在应用<sup>137</sup>Cs示踪技术估算土壤风蚀模数时,重点在于准确获取<sup>137</sup>Cs本底值,其核心在于背景样地

的科学选择。胡云峰等<sup>[25]</sup>提出,大尺度区域研究中可借助遥感影像与地形资料初步筛选潜在样地;严平等<sup>[26]</sup>在共和盆地则选用地势较高、植被盖度超过 70%

的平坦草地作为理想背景样地,以规避侵蚀与堆积作用的干扰。综合上述 2 种思路,本研究运用非耕地模型确定内蒙古荒漠草原的<sup>137</sup>Cs 背景值(表 1)。

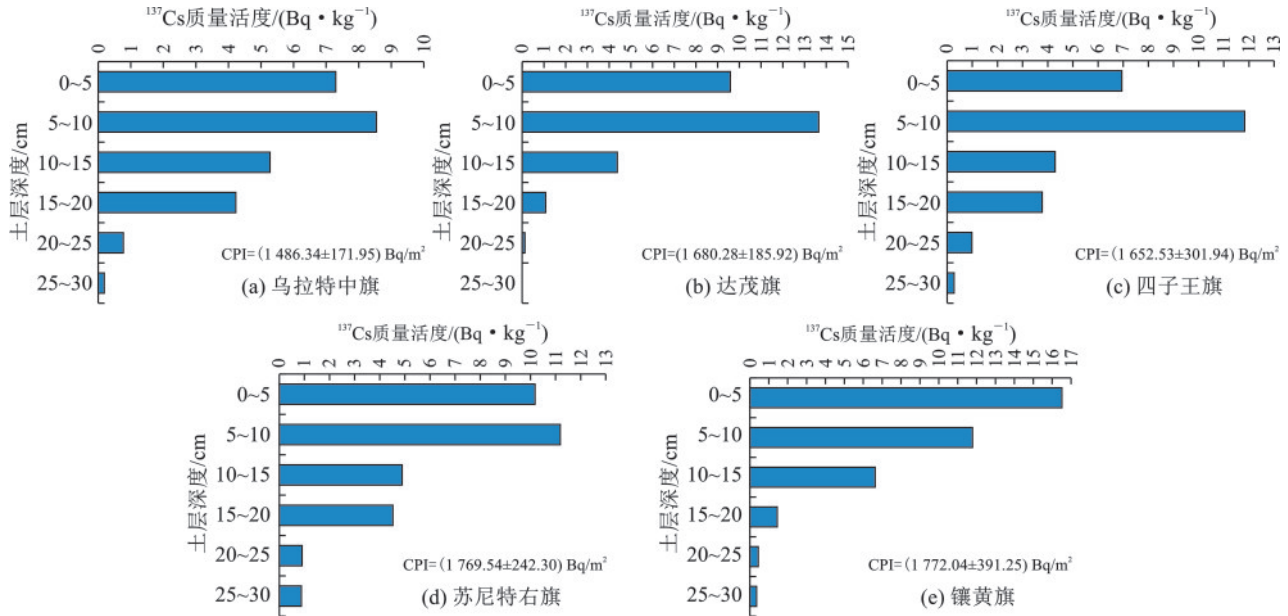


图 2 各样点<sup>137</sup>Cs 背景值质量活度剖面分布特征和面积活度

Fig.2 Distribution characteristics of <sup>137</sup>Cs reference mass activity profiles and area activities at different sampling sites

表 1 内蒙古荒漠草原毗邻区域和本研究<sup>137</sup>Cs 背景值对照

Table 1 Comparison of <sup>137</sup>Cs reference values between adjacent regions of Inner Mongolia's desert steppe and study area

地区	经纬度	年平均降雨量/ (mm·a <sup>-1</sup> )	草地类型	实测值/ (Bq·m <sup>-2</sup> )	校正到 2020 年/ (Bq·m <sup>-2</sup> )
锡林浩特市 <sup>[27]</sup>	43°45'52"N, 116°05'52"E	350	典型草原	2 036	1 472
兴安盟 <sup>[25]</sup>	42°17'24"N, 115°00'36"E	365	典型草原	2 447	1 944
蒙古国卢斯 <sup>[27]</sup>	45°44'37"N, 105°19'02"E	162	荒漠草原	1 456	1 057
蒙古国额勒济特 <sup>[27]</sup>	44°43'56"N, 116°05'52"E	144	草原荒漠化	1 523	1 105
太仆寺旗 <sup>[27]</sup>	41°42'29"N, 115°09'46"E	337	典型草原与荒漠草原过渡区	2 368	1 881
乌拉特中旗(本研究)	41°33'39"N, 108°32'14"E	210	荒漠草原	1 486	1 486
达茂旗(本研究)	41°38'38"N, 110°19'53"E	255	荒漠草原	1 680	1 680
四子王旗(本研究)	42°10'29"N, 112°22'13"E	250	荒漠草原	1 653	1 653
苏尼特右旗(本研究)	42°32'37"N, 113°11'43"E	192	荒漠草原与典型草原过渡区	1 770	1 770
镶黄旗(本研究)	42°31'20"N, 113°53'27"E	260	荒漠草原与典型草原过渡区	1 772	1 772

由表 1 可知,自西向东,研究区<sup>137</sup>Cs 背景值呈递减趋势,并与年平均降水量呈显著正相关。刘纪远等<sup>[27]</sup>在锡林浩特典型草原测得的<sup>137</sup>Cs 背景值(校正至 2020 年)为 1 881 Bq/m<sup>2</sup>,与本研究位于荒漠-典型

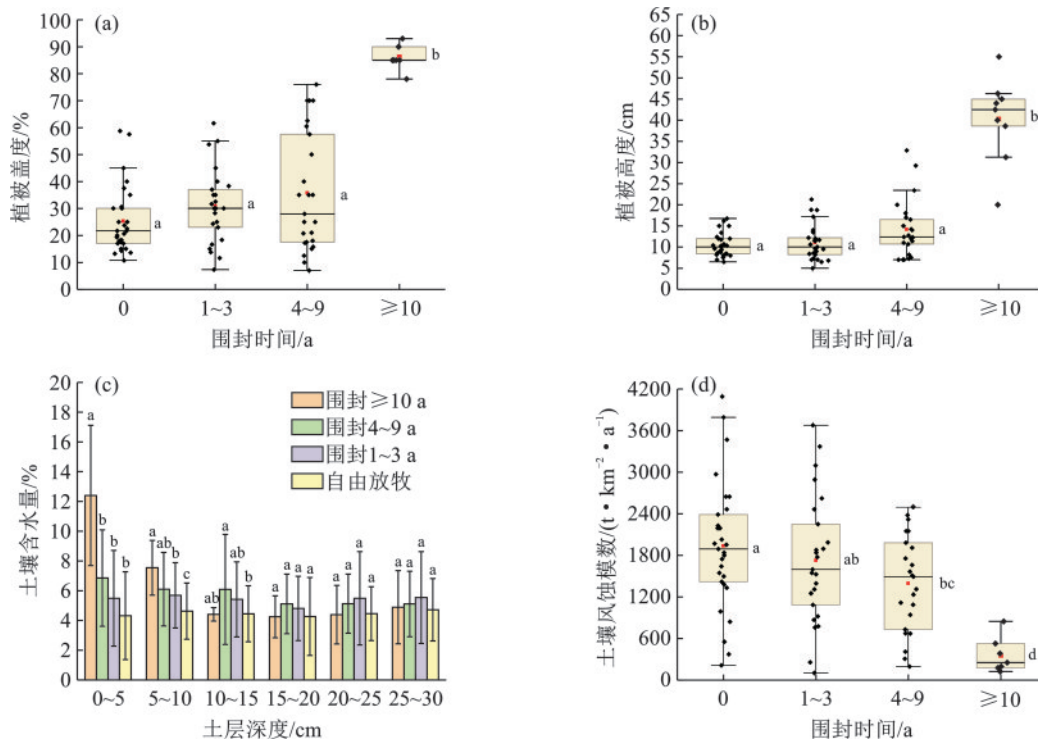
草原过渡带的苏尼特右旗及镶黄旗结果接近,两地年降水量也较为相似。而本研究区内乌拉特中旗属于荒漠草原向荒漠过渡的区域,其<sup>137</sup>Cs 背景值高于刘纪远等<sup>[27]</sup>在蒙古国卢斯与额勒济特荒漠草原的测

定结果,主要归因于该地区年平均降水量相对较高。邹慧杰等<sup>[28]</sup>在内蒙古农牧交错带测得的<sup>137</sup>Cs背景值为1984 Bq/m<sup>2</sup>,该区域地理位置毗邻荒漠草原,但由于降水条件较好,其背景值略高于本研究区。综上,通过与周边地区已有研究的对比,并结合<sup>137</sup>Cs背景值与降水量的关系,表明本研究确定的<sup>137</sup>Cs背景值结果具有较好的合理性与可靠性。

## 2.2 植被盖度、植被高度、各土层土壤含水量及土壤风蚀模数对围封的响应

由图3可知,随着围封时间的延长,植被盖度和

植被高度均增加,围封时间在10 a以上,二者显著增加( $p < 0.05$ )。0~10 cm土层,土壤含水量随围封时间的延长而增加。0~5 cm土层,土壤含水量在围封10 a后发生显著性增加( $p < 0.05$ )。5~10 cm土层,土壤含水量在围封1 a后发生显著性增加( $p < 0.05$ )。10~30 cm土层,各围封年限样地的土壤含水量没有显著性差异( $p > 0.05$ )。土壤风蚀模数随着围封时间的延长而降低,围封4 a以上,风蚀模数显著降低( $p < 0.05$ ),围封10 a后,土壤风蚀模数最低( $p < 0.05$ )。



注: — 中位值; ■ 平均值; □ 25%~75%; ▭ 1.5IQR 内的范围。

图3 不同围封年限草地的植被盖度、植被高度、土壤含水量、土壤风蚀模数的多重比较(LSD)

Fig.3 Comparison (LSD) of vegetation coverage, vegetation height, soil moisture content, and soil wind erosion modulus in grasslands with different enclosure durations

## 2.3 围封状态下植被性质、土壤含水量和土壤风蚀模数之间的关系

植被盖度只与0~10 cm土层土壤含水量线性正相关,0~5、5~10 cm土层的决定系数分别为0.31、0.12( $p < 0.05$ )。随着土层深度的增加,植被盖度与土壤含水量的线性关系不显著(图4)。

植被高度与0~15 cm土层内土壤含水量呈线性正相关,随着土层深度的增加,相关性减弱,0~5、5~10、10~15 cm土层,决定系数分别为0.27、0.12、0.05( $p < 0.05$ )。15~25 cm土层,植被高度与土壤含水量线性关系不显著(图5)。

植被盖度、植被高度均与土壤风蚀模数呈线性负相关,决定系数分别为0.52、0.2( $p < 0.05$ )(图6)。土壤含水量与土壤风蚀模数呈线性负相关,随着土层深度

的增加,各土层土壤含水量与土壤风蚀模数的相关性减弱。0~5 cm土层,土壤含水量与土壤风蚀模数的决定系数最大,为0.54。5~10、10~15、15~20、20~25 cm,决定系数分别为0.18、0.08、0.10、0.04( $p < 0.05$ ),25~30 cm土层,相关性不显著( $p > 0.05$ )(图7)。

## 2.4 围封影响土壤风蚀的结构方程模型

结构方程模型表明,围封时间与植被高度、植被盖度、土壤含水量的直接通径系数分别为0.72( $p < 0.001$ )、0.53( $p < 0.001$ )、0.26( $p < 0.01$ )。植被盖度与土壤含水量的直接通径系数为0.57( $p < 0.001$ ),植被高度与土壤风蚀模数的直接通径系数不显著( $p > 0.05$ )。植被盖度、土壤含水量与土壤风蚀模数的直接通径系数分别为-0.42( $p < 0.001$ )、-0.46( $p < 0.001$ )(图8)。

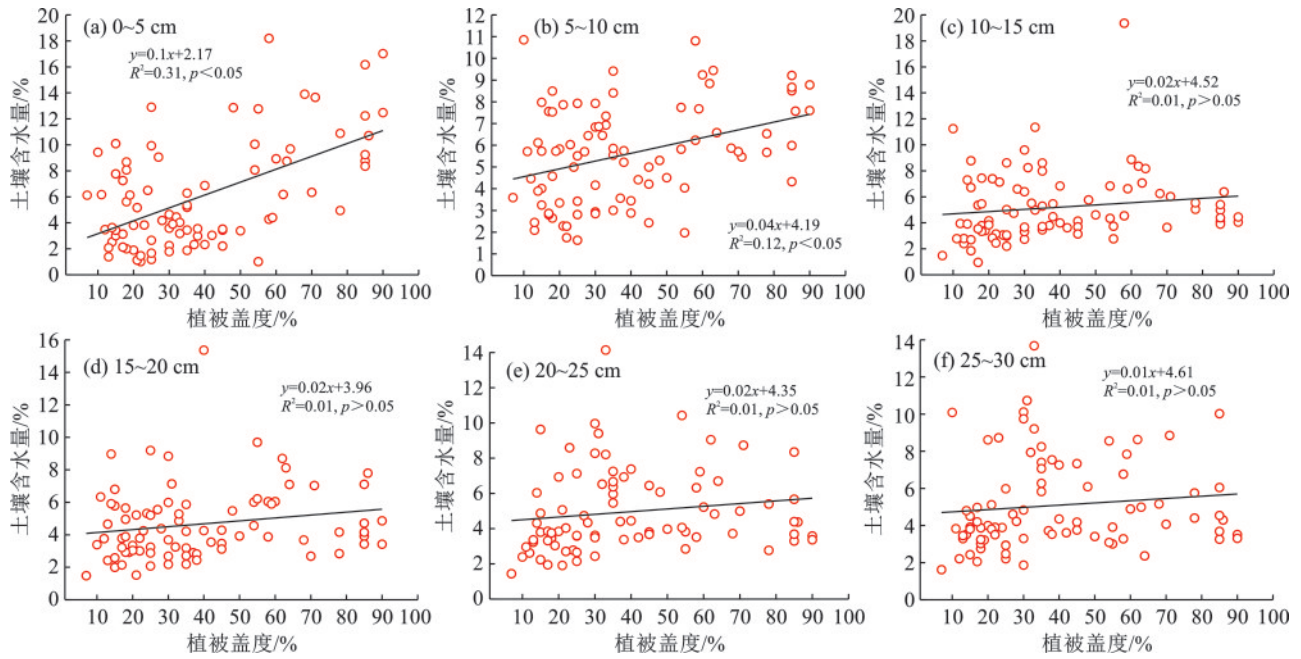


图 4 植被盖度与不同土层土壤含水量的线性关系

Fig.4 Linear relationship between vegetation coverage and soil moisture content in different soil layers

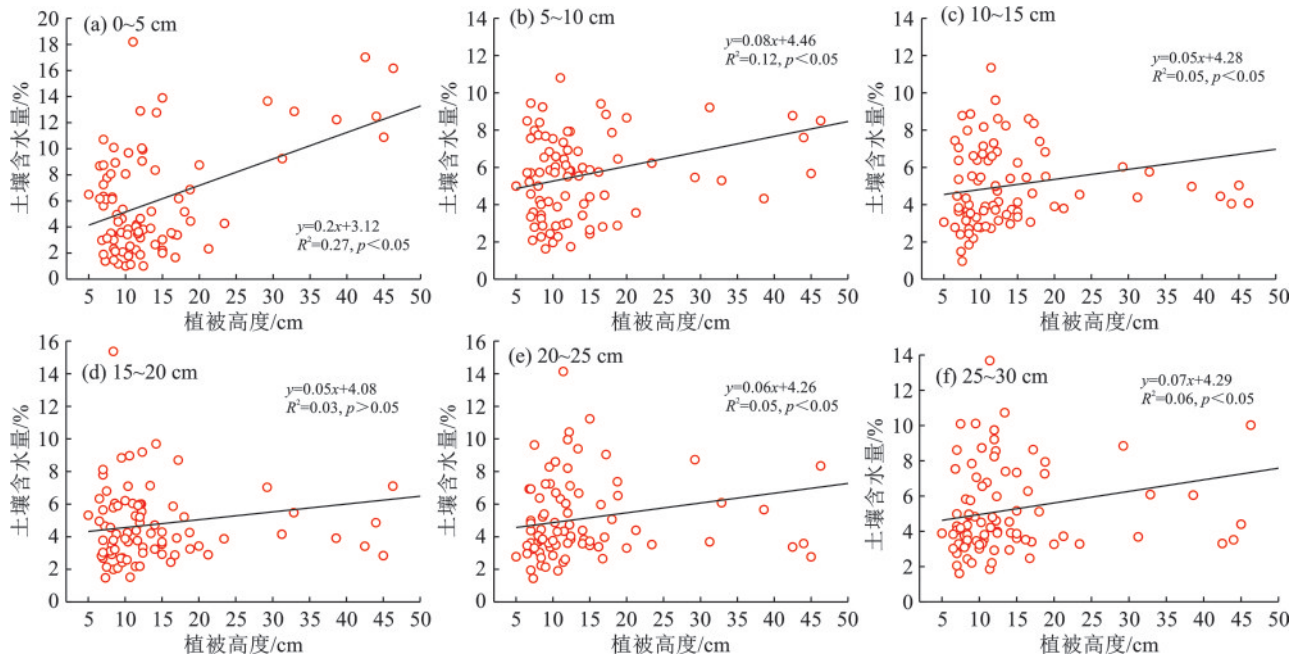


图 5 植被高度与土壤含水量的线性关系

Fig.5 Linear relationship between vegetation height and soil moisture content in different soil layers

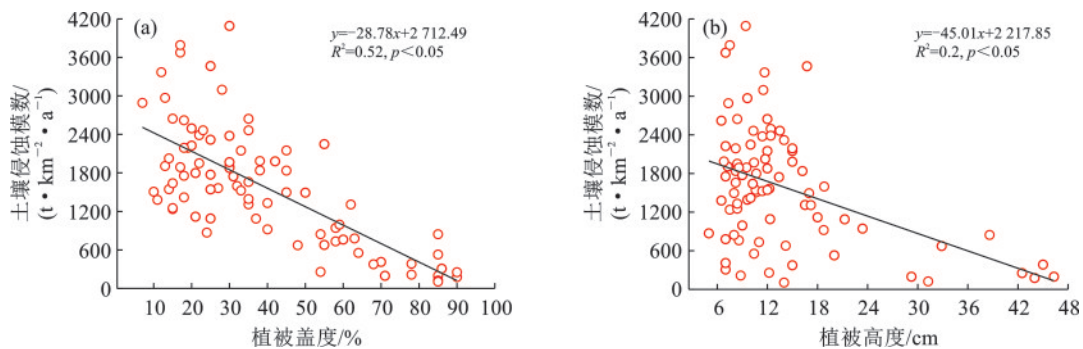


图 6 植被盖度、植被高度与土壤侵蚀模数的线性关系

Fig.6 Linear relationship between vegetation coverage, vegetation height, and soil wind erosion modulus

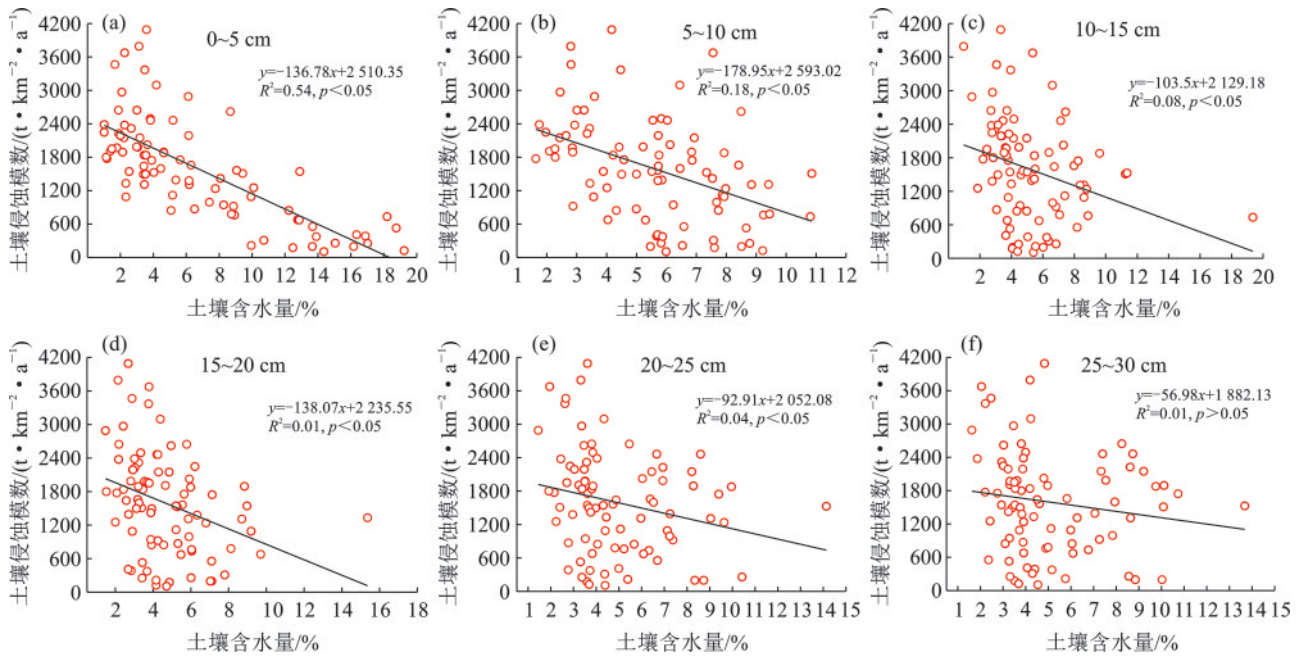
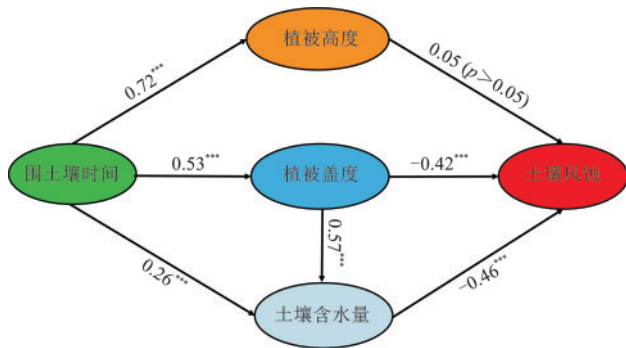


图 7 不同土层土壤含水量与土壤风蚀模数的线性关系

Fig.7 Linear relationship between soil moisture content in different soil layers and soil wind erosion modulus



注:\*\*表示  $p < 0.01$ ;\*\*\*表示  $p < 0.001$ 。

图 8 围封时间、植被盖度、植被高度、土壤含水量与土壤风蚀模数之间的标准直接路径系数

Fig.8 Standard direct path coefficients between enclosure duration, vegetation coverage, vegetation height, soil moisture content, and soil wind erosion modulus

由表 2 可知,围封时间与土壤含水量的间接路径系数为 0.303,与土壤风蚀模数的间接路径系数为 -0.447,植被盖度与土壤风蚀模数的间接路径系数为 -0.262。说明围封可通过增加植被盖度来提升土壤含水量进而减弱土壤风蚀。

### 2.5 植被盖度、植被高度、土壤含水量、土壤风蚀模数与土壤粒度的关系

由图 9 可知,植被盖度仅与 0~10 cm 土层的土壤粒度相关性显著,与土壤黏粒、粉粒呈正相关,相关系数分别为 0.38、0.24,与土壤砂粒呈负相关,相关系数为 -0.24。植被高度仅与土壤黏粒呈正相关,相关系数为 0.40。土壤水分也仅与 0~10 cm 土层的土壤粒度相关性显著,与土壤黏粒、粉粒呈正相关,相关系数分别为 0.23、0.20,与土壤砂粒呈负相关,相关系

数为 -0.20。土壤风蚀模数与 0~10 cm 土层的土壤粒度的相关性最强,与土壤黏粒、粉粒呈负相关,相关系数分别为 -0.41、-0.39,与土壤砂粒呈正相关,相关系数为 0.40。随着土层深度的增加,土壤风蚀模数与土壤粒度的相关性减弱。

表 2 围封时间、植被盖度、植被高度、土壤含水量与土壤风蚀模数之间的标准间接路径系数

Table 2 Standard indirect path coefficients between enclosure duration, vegetation coverage, vegetation height, soil moisture content, and soil wind erosion modulus

指标	围封时间	植被盖度	土壤含水量	植被高度
植被盖度	0	0	0	0
土壤含水量	0.303	0	0	0
植被高度	0	0	0	0
土壤风蚀模数	-0.447	-0.262	0	0

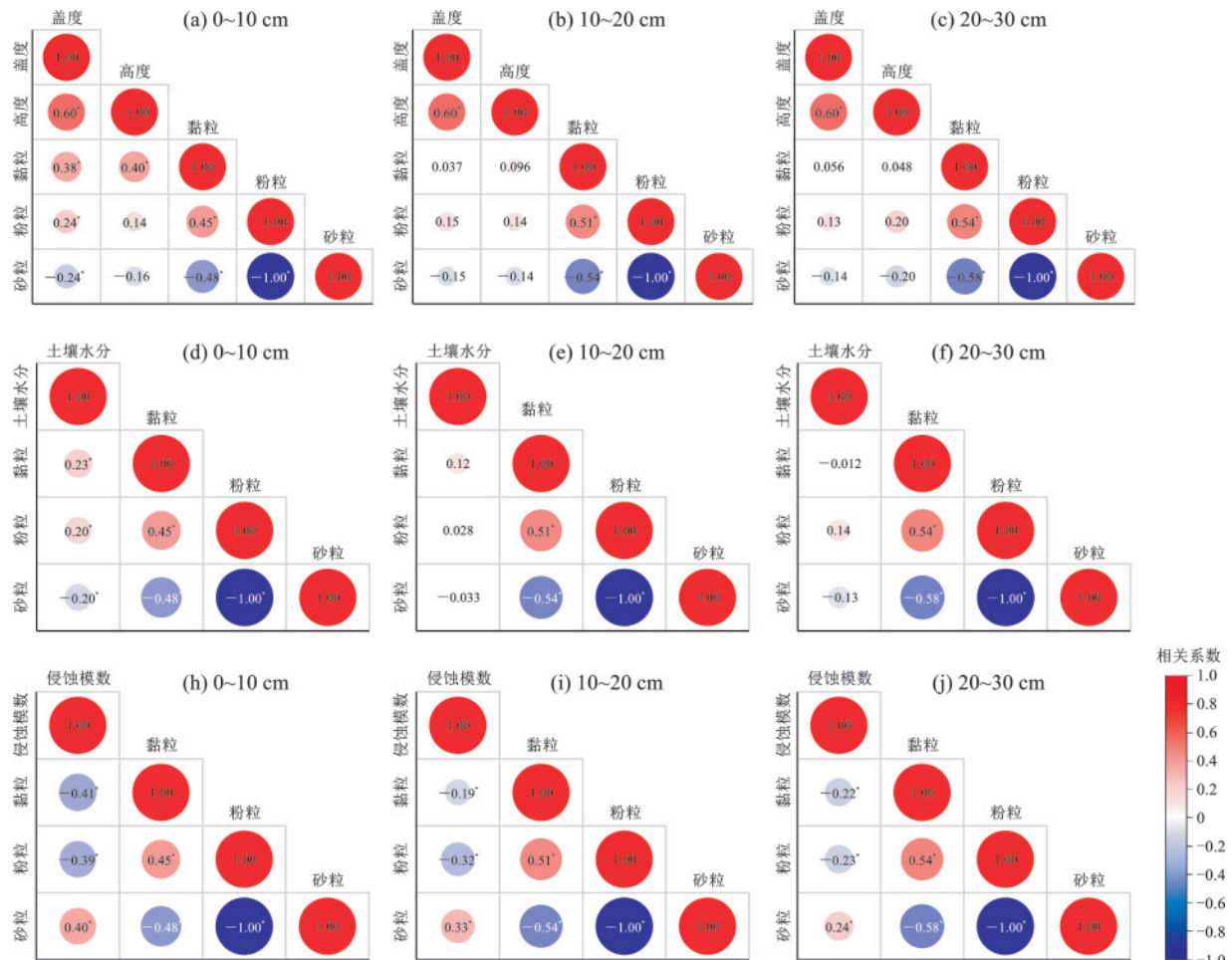
## 3 讨论

### 3.1 植被盖度、植被高度和土壤水分对围封年限的响应

植被盖度与高度是反映植物生长状况的直接指标,体现了群落内资源供给的丰缺情况、群落结构的稳定性及群落功能的完整性<sup>[29]</sup>。对草地的围封效应研究<sup>[30]</sup>表明,围封在一定程度上改变植被盖度和高度,但是在不同地区,植被盖度和高度的改变所经历的围封时间不同。本研究中,虽然植被盖度和植被高度随着围封时间的延长而增大,但是只有长时间围封后,植被盖度和高度才有显著性提高。该结果与熊炳桥等<sup>[31]</sup>和 WANG 等<sup>[32]</sup>的研究结果一致。熊炳桥等<sup>[31]</sup>在内蒙古东部科尔沁的研究表明,10 a 以上

的围封对植被盖度的提升有显著性影响; WANG 等<sup>[32]</sup>在中国北部对比长期休牧(>20 a)和暖季放牧的区别发现, 长期休牧使植被盖度和高度均有明显提高。长期围封直接减少牲畜对可食性植物的啃食<sup>[33]</sup>, 可食性植物和一些原本植被盖度较大的植物获得充分生长, 植被高度相应增加<sup>[34]</sup>。相较于长时间围封效应, 本研究发现, 就植被盖度和高度而言, 中短时间的围封效应比较微弱, 4~10 a 的围封虽然也导致植被盖度和高度的增加, 但在统计意义上并不显著。该研究结果与 PEI 等<sup>[35]</sup>在内蒙古阿拉善地区的研究结果不一致, PEI 等<sup>[35]</sup>研究发现, 2 a 以上的围封便可使得植被盖度和高度发生显著性变化。造成此差异的可能原因在于大多数关于围封效应的研究基于控制试验, 而控制试验的基本原则是尽可能减少干扰因素, 因此通常选择面积较小的研究区域,

以确保自然因子的低变异性。然而, 当研究尺度扩展至经纬度梯度和海拔梯度时, 不同地区植被特征发生变化所需的围封时间存在差异; 即便在内蒙古荒漠草原区, 东部与西部之间所需围封时间亦不相同。各学者关于围封效应的研究结论存在差异, 主要原因在于研究区地理位置不同以及各地植被种类的异质性。在自然条件较好的地区, 如降水充沛, 自然因素是年际间植被特征变化的主要驱动因子, 短期内实施围封即可引发植被特征的显著变化; 而在自然条件较差、植被以多年生植物为主的地区, 围封时间则成为影响年际植被特征变化的主导因素。本研究选取的研究区面积广阔, 样点基本覆盖荒漠草原不同自然条件的区域, 研究结果总体表明, 在荒漠草原区, 围封时间是年际植被特征变化的主要驱动因素。



注: \* 表示  $p < 0.05$ 。

图 9 植被盖度、植被高度、土壤含水量、土壤风蚀模数与各土层土壤粒度的 Pearson 相关系数

Fig.9 Pearson correlation coefficients between vegetation coverage, vegetation height, soil moisture content, soil wind erosion modulus, and soil particle size in different soil layers

本研究显示, 土壤水分随围封年限延长呈上升趋势, 但短期围封(<4 a)对其无显著提升作用。土壤水分的显著增加始于围封 4 a 以上(表 2), 该结果与朱国

栋等<sup>[36]</sup>在希拉穆仁草原的研究结论相符。围封通过减少牲畜踩踏、降低土壤体积质量、增加土壤孔隙度来增强土壤持水与入渗能力, 最终提升土壤含水

量<sup>[37]</sup>。然而,围封对土壤水分的影响具有明显的表层集聚特征,各围封年限样地水分差异在15 cm以下土层中消失(图3),表明其影响主要集中于0~15 cm。此结果与ZHANG等<sup>[38]</sup>在河西走廊地区发现围封对0~30 cm土层水分影响最为明显的结论存在差异。造成这一差异的原因可能主要有2个方面:其一,植被类型不同,本研究区以叶片细、根系细的针茅为主,其蒸腾作用弱于河西走廊的灌木植被,因而对深层土壤水分的影响有限;其二,本区域土壤以钙积层深厚的栗钙土为主,加之降水较少,进一步限制水分下渗与围封的深层调控效应。受当前采样深度所限,未来有必要开展更深层土壤水分的系统监测,以明确围封措施是否对深层土壤水分具有潜在影响。

### 3.2 围封年限对土壤风蚀的影响路径

本研究证实,围封禁牧措施能够有效抑制内蒙古荒漠草原的土壤风蚀,该结论与已有研究<sup>[39]</sup>结果一致。长期自由放牧草地土壤风蚀最为严重,短期围封虽可一定程度降低风蚀模数,但效果未达显著水平(图4)。张瑞强等<sup>[40]</sup>基于集沙仪观测发现,围封初期土壤风蚀模数高达1 317 t/(km<sup>2</sup>·a),围封1 a后显著下降至原值的约58%,4 a后进一步降至393 t/(km<sup>2</sup>·a)。本研究中,风蚀模数在围封4~10 a显著下降,并于10 a以上达到最低水平(图4)。2项研究结论的差异可能的原因:1)方法不同,张瑞强等<sup>[40]</sup>采用集沙仪进行实地监测,而本研究基于<sup>137</sup>Cs示踪技术估算长期风蚀总量;2)研究区特征差异,张瑞强等<sup>[40]</sup>的研究为点位观测,位于降水较高、植被恢复较快的区域,短期围封即可显著改善风蚀状况。本研究样点分布面积广,覆盖不同降水与植被条件的区域,更能反映荒漠草原整体对围封的普遍响应特征。

植被盖度与高度通过调节地表粗糙度来影响土壤抗风蚀能力,而土壤水分则是决定土壤可蚀性的关键因子<sup>[41-42]</sup>。据此,本研究提出假设:围封措施可通过提升植被盖度、植被高度及土壤含水量,从而抑制土壤风蚀。结构方程模型结果显示,围封年限对植被盖度具有显著正向效应(直接通径系数为0.53),而植被盖度对土壤风蚀模数则表现出显著负向效应(直接通径系数为-0.42)。同时,围封年限通过植被盖度对土壤风蚀产生的间接通径系数为-0.447,表明植被盖度在围封抑制风蚀过程中发挥重要的中介作用。

植被盖度主要通过以下机制减缓风蚀:其一,改变近地表气流结构,降低其对土壤表面的切应力,削弱气流动量,进而提高起沙风速阈值<sup>[43]</sup>;其二,对蠕移、跃移和悬移等不同运动形式的沙粒产生阻滞与

截留作用<sup>[44]</sup>。植被高度亦可通过调节地表风速廓线及粗糙度来影响风蚀过程<sup>[45]</sup>。然而,本研究中植被高度与土壤风蚀模数之间的直接路径关系不显著,可能与该区域荒漠草原植被类型有关。优势种为株高低于15 cm、茎秆直径<1 cm的细茎草本植物,其对近地表风速与粗糙度的调控能力,相较于更高大或茎秆更粗的灌木及草本植物更为有限。由于本研究初期野外调查设计的侧重,未能开展详细的植物物种鉴别与分类工作,确实是本研究的一个局限性,未来研究应将围封状态下植被的功能性状(如高度、茎秆刚性等)对风蚀的影响作为一个方向。

本研究表明,围封年限对土壤水分具有直接正向效应(直接通径系数为0.26),而植被盖度对土壤水分的影响更为显著(直接通径系数为0.57),围封年限通过植被盖度对土壤水分的间接通径系数为0.303。表明围封可经由促进植被恢复,增强冠层对降水的截留能力,进而改善土壤水分状况。相关研究亦支持该结论,休牧草地土壤持水性能显著优于自由放牧样地<sup>[46]</sup>;植被盖度与株高对降水截留量具有显著解释能力<sup>[47]</sup>。截留水分入渗可提升土壤含水量,而土壤水分对风蚀模数具有显著负效应(直接通径系数为-0.46)。其机制在于,土壤颗粒间水分所产生的表面张力与毛管黏滞力随风量增加而增强,从而提高土壤风蚀的临界起动摩擦阻风速,抑制风蚀发生<sup>[48]</sup>。风洞试验所构建的经验模型亦表明,土壤含水量与临界起动风速、输沙率及风蚀量均呈显著负相关<sup>[49]</sup>。本研究证实,10 a以上围封可显著降低土壤风蚀模数。然而,围封禁牧政策的制定不应仅着眼于风蚀防治。CHENG等<sup>[50]</sup>研究指出,长期围封可能导致枯落物累积,抑制幼苗建成与草地更新,进而影响牧草正常生长与生态系统恢复。因此,在确定合理围封时长时,需统筹考虑土壤风蚀控制、生态效益与经济效益之间的平衡,此为未来研究的关键方向。此外,基于<sup>137</sup>Cs技术估算的土壤风蚀模数反映的是多年累积效应,难以揭示围封条件下风蚀过程的动态变化。部分样地风蚀模数较低,可能不仅源于风蚀输出较少,亦可能与植被截留作用导致的沉积输入有关;然而在较长时期内,这些区域仍表现为净风蚀状态。因此,采用集沙仪对沙尘通量进行长期定位观测,将有助于进一步解析围封对土壤风蚀的作用机制与动态过程。野外调查与牧民访谈结果显示,由于经济收益是牧民决策的主要考量,多数牧民倾向于采取围封后轮牧的经营策略,这也导致本研究中长期围封样点数量有限。

## 4 结论

1)围封通过双重路径有效抑制土壤风蚀:围封不仅通过直接提升植被盖度(直接通径系数:−0.42)和土壤水分(直接通径系数为−0.46)来降低风蚀,还通过植被改善→土壤水分提升→风蚀减弱间接路径发挥作用(间接通径系数为−0.447)。多路径机制的量化阐释,深化围封对荒漠草原水土保持效益的理解。

2)围封效益具有显著的年限依赖性与表层集聚性:围封对植被盖度、高度和土壤水分的改善效益随年限延长而增强,其中对土壤水分的响应尤为迅速。然而,这种积极影响主要集中在0~15 cm的表层土壤,其效应随土层加深而显著减弱。明确围封措施在荒漠草原生态系统修复中的有效作用范围与局限性。

本研究首次在区域尺度上综合运用<sup>137</sup>Cs示踪技术与结构方程模型,量化围封年限、植被盖度、高度、土壤水分与风蚀强度之间的复杂因果关系。所构建的“植被-土壤水分-风蚀”作用路径模型,为准确评估围封措施的防风蚀效益提供可靠的理论框架和定量依据。但是,基于<sup>137</sup>Cs技术的风蚀模数评估反映的是长期累积效应,难以捕捉风蚀发生的动态过程。此外,采样深度有限可能低估围封对深层土壤的潜在影响。未来研究建议结合集沙仪进行长期定位观测,并开展更深层次的土壤采样,以动态、全面地揭示围封对土壤风蚀的完整影响过程。同时,如何确定兼顾生态效益与牧民经济收益的最佳围封年限,亦是后续需要研究的关键方向。

### 参考文献:

- [1] 刘瑞国,王美珍,郭淑晶,等.内蒙古自治区草地资源的基况介绍[J].内蒙古草业,2012,24(3):2-6.  
LIU R G, WANG M Z, GUO S J, et al. Introduction to the basic conditions of grassland resources in Inner Mongolia autonomous region[J].Inner Mongolia Prataculture, 2012,24(3):2-6.
- [2] 颜亮,周广胜,张峰,等.内蒙古荒漠草原植被盖度的空间异质性动态分析[J].生态学报,2012,32(13):4017-4024.  
YAN L, ZHOU G S, ZHANG F, et al. Spatial heterogeneity of vegetation coverage and its temporal dynamics in desert steppe, Inner Mongolia [J]. Acta Ecologica Sinica,2012,32(13):4017-4024.
- [3] DONG L, WANG J, LI J R, et al. Assessing the impact of grazing management on wind erosion risk in grasslands: A case study on how grazing affects aboveground biomass and soil particle composition in Inner Mongolia [J].Global Ecology and Conservation,2022,40:e02344.
- [4] ZHENG M M, SONG J, RU J Y, et al. Effects of grazing, wind erosion, and dust deposition on plant community composition and structure in a temperate steppe [J]. Ecosystems,2021,24(2):403-420.
- [5] 杨雪栋.内蒙古自治区第六次荒漠化和沙化监测主要结果分析[J].内蒙古林业调查设计,2024,47(5):38-41.  
YANG X D. Analysis of the main results of the sixth desertification and sandification monitoring in the Inner Mongolia autonomous region [J]. Inner Mongolia Forestry Investigation and Design,2024,47(5):38-41.
- [6] 南万璐,谢应忠,彭文栋,等.补播与围封对不同退化程度荒漠草地植被的恢复效果[J].草业科学,2024,41(5):1068-1077.  
NAN W L, XIE Y Z, PENG W D, et al. Restoration effects of reseeding and enclosure on the vegetation of different degraded desert steppes [J].Pratacultural Science, 2024,41(5):1068-1077.
- [7] 司雨凡,李辉,李子好,等.草甸草原关键物种功能性状对长期放牧和停牧恢复的响应[J].中国农业科学,2023,56(18):3693-3708.  
SI Y F, LI H, LI Z H, et al. Response of functional traits of key species in meadow steppe to long-term grazing and grazing exclusion [J].Scientia Agricultura Sinica, 2023,56(18):3693-3708.
- [8] 邓蕾,李继伟,瞿晴,等.退牧还草地土壤有机碳固持动态与驱动机制研究进展[J].应用生态学报,2024,35(11):3208-3216.  
DENG L, LI J W, QU Q, et al. Dynamics and driving mechanisms of soil organic carbon sequestration in grasslands after grazing exclusion: A review [J].Chinese Journal of Applied Ecology,2024,35(11):3208-3216.
- [9] 郑雨,姚慧芳,晁开瑞,等.基于Meta分析的新疆退化草地围封封育效果研究[J].草地学报,2025,33(9):3014-3023.  
ZHENG Y, YAO H F, CHAO K R, et al. Study on the enclosure effects of degraded grassland in Xinjiang based on meta-analysis [J].Acta Agrestia Sinica, 2025,33(9):3014-3023.
- [10] 秦瑞敏,程思佳,马丽,等.围封和施肥对高寒草甸群落特征和植被碳氮库的影响[J].草业学报,2024,33(4):1-11.  
QIN R M, CHENG S J, MA L, et al. Effects of grazing exclusion and fertilization on alpine meadow community characteristics and vegetation carbon and nitrogen pools [J].Acta Prataculturae Sinica,2024,33(4):1-11.
- [11] 侯东杰,韩蓓蓓,阿格尔,等.围封对不同退化程度荒漠草原植物群落和土壤的影响[J].生态学报,2023,43(17):7226-7236.  
HOU D J, HAN B L, A G E, et al. Effects of fencing on plant community and soil properties of temperate desert steppe along the different degradations [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023,43(17):7226-7236.

- [12] QU Y Y, WU Q X, DARMORAKHTIEVICH O H, et al. Effects of long-term fenced enclosure on soil physico-chemical properties and infiltration ability in grasslands of Yunwu Mountain, China[J]. Land, 2024, 13(10): e1558.
- [13] 贾丽英, 陈清, 张洛梓, 等. 放牧和围封对内蒙古羊草草原土壤团聚体理化性质的影响[J]. 天津师范大学学报(自然科学版), 2021, 41(6): 40-45.  
JIA L Y, CHEN Q, ZHANG L Z, et al. Effects of grazing and enclosure on physicochemical properties of soil aggregates in *Leymus chinensis* steppe, Inner Mongolia [J]. Journal of Tianjin Normal University (Natural Science Edition), 2021, 41(6): 40-45.
- [14] 赵丽娅, 张晓雨, 熊炳桥, 等. 围封和放牧对科尔沁沙质草地植被和土壤的影响[J]. 生态环境学报, 2017, 26(6): 971-977.  
ZHAO L Y, ZHANG X Y, XIONG B Q, et al. Influence of fencing and grazing on the soil and standing vegetation changes in HorQin sandy grassland [J]. Ecology and Environment Sciences, 2017, 26(6): 971-977.
- [15] LIU L, YUAN Y, XIONG D H, et al. Effects of fencing project on wind erosion reduction in alpine grassland and its impact on the development of climbing dunes in southern Tibetan Plateau [J]. Earth Surface Processes and Landforms, 2024, 49(5): 1560-1574.
- [16] 刘玉璋, 董光荣, 李长治. 影响土壤风蚀主要因素的风洞实验研究[J]. 中国沙漠, 1992, 12(4): 41-49.  
LIU Y Z, DONG G R, LI C Z. Study on some factors influencing soil erosion by wind tunnel experiment [J]. Journal of Desert Research, 1992, 12(4): 41-49.
- [17] ROGOWSKI A S, TAMURA T. Movement of  $^{137}\text{Cs}$  by runoff, erosion and infiltration on the alluvial captina silt loam [J]. Health Physics, 1965, 11(12): 1333-1340.
- [18] SU Z G, WANG L J, LIU Y H, et al.  $^{137}\text{Cs}$  tracing of the spatial patterns in soil redistribution, organic carbon and total nitrogen in the southeastern Tibetan Plateau [J]. International Soil and Water Conservation Research, 2023, 11(1): 86-96.
- [19] KALKAN K S, FORKAPIĆ S, MARKOVIĆ S B, et al. The application of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  methods in soil erosion research of Titel Loess Plateau, Vojvodina, northern Serbia [J]. Open Geosciences, 2020, 12(1): 11-24.
- [20] HU Y F, LIU J Y, BATUNACUN, et al. Determination of  $^{137}\text{Cs}$  reference inventories in a large-scale region: A case study in the central-eastern Inner Mongolia Plateau [J]. Journal of Geographical Sciences, 2014, 24(6): 1047-1059.
- [21] ZHANG X Y, ZHANG C L, ZUO X F, et al. Extension of the revised wind erosion equation (RWEQ) to calculate grassland wind erosion rates based on the  $^{137}\text{Cs}$  tracing technique [J]. Catena, 2024, 234: e107544.
- [22] 吴传钧. 经济大辞典-国土经济, 经济地理卷: 国土经济地理卷 [M]. 上海: 上海辞书出版社, 1988.  
WU C J. Economic dictionary: National land economy, economic geography volume: National land economy and economic geography [M]. Shanghai: Shanghai Lexicographical Publishing House, 1988.
- [23] HU Y F, LIU J Y, BATUNACUN, et al. Determination of  $^{137}\text{Cs}$  reference inventories in a large-scale region: A case study in the central-eastern Inner Mongolia Plateau [J]. Journal of Geographical Sciences, 2014, 24(6): 89-101.
- [24] 张信宝, 赫吉特, 沃林.  $^{137}\text{Cs}$ 法测算黄土高原土壤侵蚀速率的初步研究 [J]. 地球化学, 1991, 20(3): 212-218.  
ZHANG X B, HIGGITT D L, WALLING D E. A preliminary assessment of the potential to use  $^{137}\text{Cs}$  to estimate the rates of soil erosion in the Loess Plateau of China [J]. Geochimica, 1991, 20(3): 212-218.
- [25] 胡云锋, 刘纪远, 庄大方, 等. 风蚀土壤剖面( $^{137}\text{Cs}$ )的分布及侵蚀速率的估算 [J]. 科学通报, 2005, 50(9): 933-937.  
HU Y F, LIU J Y, ZHUANG D F, et al. Distribution of ( $^{137}\text{Cs}$ ) in wind-eroded soil profiles and estimation of erosion rates [J]. Chinese Science Bulletin, 2005, 50(9): 933-937.
- [26] 严平, 董光荣, 张信宝, 等. 青海共和盆地土壤风蚀的 $^{137}\text{Cs}$ 法研究(II):  $^{137}\text{Cs}$ 背景值与风蚀速率测定 [J]. 中国沙漠, 2003, 23(4): 391-397.  
YAN P, DONG G R, ZHANG X B, et al. Application of caesium-137 technique on wind erosion in Gonghe basin, Qinghai Province (II):  $^{137}\text{Cs}$  reference inventory and  $^{137}\text{Cs}$  model for wind erosion estimation [J]. Journal of Desert Research, 2003, 23(4): 391-397.
- [27] 刘纪远, 齐永青, 师华定, 等. 蒙古高原塔里亚特-锡林郭勒样带土壤风蚀速率的 $^{137}\text{Cs}$ 示踪分析 [J]. 科学通报, 2007, 52(23): 2785-2791.  
LIU J Y, I Y Q, SHI H D, et al.  $^{137}\text{Cs}$  tracer analysis of soil wind erosion rate in Tariyat-Xilingol transect of Mongolian Plateau [J]. Chinese Science Bulletin, 2007, 52(23): 2785-2791.
- [28] 邹惠杰, 刘刚, 舒成博, 等. 内蒙古农牧交错区典型黑土坡耕地土壤侵蚀空间分布特征 [J]. 水土保持研究, 2025, 32(1): 13-20.  
ZOU H J, LIU G, SHU C B, et al. Spatial distribution characteristics of soil erosion on typical black soil slopes in Inner Mongolia's agricultural and pastoral intertwined areas [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2025, 32(1): 13-20.
- [29] 张宇, 侯路路, 闫瑞瑞, 等. 放牧强度对草甸草原植物群落特征及营养品质的影响 [J]. 中国农业科学, 2020, 53(13): 2550-2561.

- ZHANG Y, HOU L L, YAN R R, et al. Effects of grazing intensity on plant community characteristics and nutrient quality of herbage in a meadow steppe [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2020, 53(13):2550-2561.
- [30] REDA G K, KEBEDE T G, KAHSAY S T, et al. Carbon sequestration and vegetation properties across the age of community managed exclosures in northern Ethiopia [J]. *Journal for Nature Conservation*, 2020, 56:e125856.
- [31] 熊炳桥, 赵丽娅, 高丹丹. 围封对退化沙质草地植物群落的影响[J]. *中国沙漠*, 2018, 38(2):324-328.
- XIONG B Q, ZHAO L Y, GAO D D. Effect of enclosure on the structure of plant community in degraded sandy grasslands of eastern Inner Mongolia [J]. *Journal of Desert Research*, 2018, 38(2):324-328.
- [32] WANG T W, ZHANG Z, LI Z B, et al. Grazing management affects plant diversity and soil properties in a temperate steppe in northern China [J]. *Catena*, 2017, 158:141-147.
- [33] 苏日娜. 放牧对内蒙古草原群落结构和生产力的影响 [D]. 北京:北京林业大学, 2018.
- SU R N. The effects of grazing on the community structure and productivity of Inner Mongolia grassland [D] Beijing: Beijing Forestry University, 2018.
- [34] TANG J, DAVY A J, JIANG D M, et al. Effects of excluding grazing on the vegetation and soils of degraded sparse-elm grassland in the Horqin sandy land, China [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2016, 235:340-348.
- [35] PEI S F, FU H, WAN C G. Changes in soil properties and vegetation following enclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2008, 124(1/2):33-39.
- [36] 朱国栋, 郭娜, 吕广一, 等. 围封对内蒙古荒漠草原土壤理化性质及稳定碳氮同位素的影响 [J]. *土壤*, 2020, 52(4):840-845.
- ZHU G D, GUO N, LÜ G Y, et al. Effects of enclosure on soil physiochemical properties and stable carbon and nitrogen isotopes in Inner Mongolia desert steppe [J]. *Soils*, 2020, 52(4):840-845.
- [37] WU G L, DU G Z, LIU Z H, et al. Effect of fencing and grazing on a *Kobresia*-dominated meadow in the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Plant and Soil*, 2009, 319(1):115-126.
- [38] ZHANG Y Y, ZHAO W Z. Vegetation and soil property response of short-time fencing in temperate desert of the Hexi Corridor, northwestern China [J]. *Catena*, 2015, 133:43-51.
- [39] 丁延龙, 高永, 蒙仲举, 等. 希拉穆仁荒漠草原风蚀地表颗粒粒度特征 [J]. *土壤*, 2016, 48(4):803-812.
- DING Y L, GAO Y, MENG Z J, et al. Particle size characteristics of wind erosion surface soil in the desert steppe [J]. *Soils*, 2016, 48(4):803-812.
- [40] 张瑞强, 高天明, 郭建英. 内蒙古希拉穆仁草原风蚀水平观测研究 [J]. *水土保持通报*, 2014, 34(1):178-181.
- ZHANG R Q, GAO T M, GUO J Y. Observation and research on wind erosion in Xilamuren grassland area, Inner Mongolia [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2014, 34(1):178-181.
- [41] CHEPIL W S. Properties of soil which influence wind erosion: I. The governing principle of surface roughness [J]. *Soil Science*, 1950, 69(2):149-162.
- [42] CHEPIL W S. Influence of moisture on erodibility of soil by wind [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1956, 20(2):288-292.
- [43] WEBB N P, OKIN G S, BROWN S. The effect of roughness elements on wind erosion: The importance of surface shear stress distribution [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2014, 119(10):6066-6084.
- [44] LEENDERS J K, STERK G, VAN BOXEL J H. Modelling wind-blown sediment transport around single vegetation elements [J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2011, 36(9):1218-1229.
- [45] LI J R, OKIN G S, HERRICK J E, et al. Evaluation of a new model of aeolian transport in the presence of vegetation [J]. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 2013, 118(1):288-306.
- [46] 史小红, 樊才睿, 李畅游, 等. 呼伦贝尔草原不同放牧草场土壤水文特性研究 [J]. *水土保持学报*, 2015, 29(2):145-149.
- SHI X H, FAN C R, LI C Y, et al. Soil hydrological characteristics of different grazing system grassland in Hulun-beier [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2015, 29(2):145-149.
- [47] 樊才睿. 呼伦湖流域不同放牧制度下降雨试验模拟与植被截留研究 [D]. 呼和浩特:内蒙古农业大学, 2014.
- FAN C R. Rainfall simulation and grass canopy interception of Hulun watershed under different grazing systems [D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2014.
- [48] CORNELIS W M, GABRIELS D, HARTMANN R. A parameterisation for the threshold shear velocity to initiate deflation of dry and wet sediment [J]. *Geomorphology*, 2004, 59(14):43-51.
- [49] SHAO Y P, RAUPACH M R, LEYS J F. A model for predicting aeolian sand drift and dust entrainment on scales from paddock to region [J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1996, 34(3):309-342.
- [50] CHENG J, ZOU H, HONGO A. Effects of protective growing cutting and grazing on the vegetation of grassland [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 1998, 1:36-54.