

放牧强度对干旱区白墩子盐沼湿地 土壤与植被的影响

王润龙, 周晓雷, 郭思淼, 樊玉科, 刘锐, 张亚强, 张晓玮

(甘肃农业大学 林学院, 甘肃 兰州 730070)

摘要: [目的] 探讨放牧强度对西北干旱区盐沼湿地土壤质量和植被多样性的影响, 为干旱荒漠区湿地合理放牧与生态恢复提供参考。[方法] 以甘肃省景泰县白墩子盐沼湿地为研究区域, 设置围栏封育区、轻度放牧区和重度放牧区, 采用样方法调查植被多样性并测定植物生物量, 分层采集土壤样品测定团聚体组成、紧实度、养分含量及物理性质, 结合主成分分析(PCA)构建土壤质量指数(SQI)以评估放牧强度对土壤质量的影响, 并通过结构方程模型(SEM)解析关键影响因素。[结果] ① 围栏封育提高了植被生物量。 β 多样性指数表明不同放牧强度之间, 物种组成存在显著差异。② 不同放牧处理的土壤水稳性大团聚体(粒径 >0.25 mm)占比、表层土壤水稳性团聚体的平均质量直径和几何平均直径表现为: 禁牧区 $>$ 轻牧区 $>$ 重牧区。③ 禁牧区的土壤供肥潜力、土壤供肥强度和土壤综合质量显著高于重牧区, 同时与轻牧区无显著差别。④ 通过结构方程模型得出土壤干筛几何平均直径、土壤养分(特别是氮和钾)以及毛管持水量是影响土壤质量的主要因素。[结论] 围栏禁牧显著改善植被生长与土壤质量, 适度放牧(轻牧)通过促进团聚体稳定性和养分输入对生态系统产生正向反馈, 而重度放牧导致土壤结构退化及养分流失。建议采用“围栏+适度放牧”管理模式, 优先保护表层土壤物理结构及速效养分, 以实现干旱区盐沼湿地的可持续恢复。

关键词: 干旱荒漠区; 盐沼湿地; 生物量; 土壤理化性质; 土壤质量指数

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2025)04-0071-11

中图分类号: S154.2

文献参数: 王润龙, 周晓雷, 郭思淼, 等. 放牧强度对干旱区白墩子盐沼湿地土壤与植被的影响[J]. 水土保持通报, 2025, 45(4): 71-81. Wang Runlong, Zhou Xiaolei, Guo Simiao, et al. Effects of grazing intensity on soil and vegetation at Baidunzi salt marsh wetland in arid area [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2025, 45(4): 71-81. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2025.04.004; CSTR:32312.14.stbctb.2025.04.004.

Effects of grazing intensity on soil and vegetation at Baidunzi salt marsh wetland in arid area

Wang Runlong, Zhou Xiaolei, Guo Simiao, Fan Yuke, Liu Rui, Zhang Yaqiang, Zhang Xiaowei

(Academy of Forestry, Gansu Agricultural University, Lanzhou, Gansu 730070, China)

Abstract: [Objective] Effects of grazing intensity on soil quality and plant diversity in saline marsh wetlands in arid northwest China were investigated to provide a reference for rational grazing and ecological restoration of arid desert wetlands. [Methods] Taking Baidunzi saline marsh wetland in Jingtai County, Gansu Province, China, as the study area, fenced exclusion, light grazing, and heavy grazing zones were established. Plant diversity and biomass were surveyed using the quadrat method, and soil samples were collected from different soil layers to determine aggregate composition, compaction, nutrient content, and physical properties. Principal component analysis (PCA) was used to construct a soil quality index (SQI) to assess the impact of grazing intensity on soil quality, and the structural equation modeling (SEM) was used to analyze the key influencing factors. [Results] ① Fenced exclusion increased plant biomass. β -diversity indices showed significant differences in species composition among different grazing intensities. The proportions of soil water-stable aggregates with particle size >0.25 mm, average mass diameter and geometric mean diameter of surface soil water-stable aggregates in

收稿日期: 2024-12-25

修回日期: 2025-03-18

采用日期: 2025-03-18

资助项目: 国家财政专项资金“甘肃景泰白墩子盐沼国家湿地公园生态监测项目”(03723169)

第一作者: 王润龙(2000—), 男(汉族), 甘肃省兰州市人, 硕士研究生, 主要研究方向为群落生态学。Email: 19993009097@163.com。

通信作者: 周晓雷(1973—), 男(汉族), 甘肃省通渭县人, 博士, 教授, 研究方向为森林生态学、群落生态学及生物多样性。Email: zhouxl@gsau.edu.cn。

the different grazing treatments were in the following order: no grazing > light grazing > heavy grazing. Soil fertility potential, soil fertility intensity and comprehensive soil quality in the no grazing zone were significantly higher than those in the heavy grazing zone, and there was no significant difference with those in the light grazing zone. SEM results revealed that soil dry sieve geometric mean diameter, soil nutrients (especially nitrogen and potassium), and capillary water-holding capacity were the main factors affecting soil quality. [Conclusion] Fenced exclusion improved vegetation growth and soil quality significantly. Moderate grazing (light grazing) positively feedbacks to the ecosystem by promoting aggregate stability and nutrient input, whereas heavy grazing leads to soil structure degradation and nutrient loss. A 'fencing+moderate grazing' management mode is recommended for prioritizing protection of surface soil physical structure and available nutrients to achieve sustainable restoration of saline marsh wetlands in arid regions.

Keywords: arid desert region; salt marsh wetlands; biomass; soil physical and chemical properties; soil quality index

干旱区盐沼湿地是地球上珍贵的自然资源,以季节性降水以及地下水入渗为主要水源,具有多种重要生态功能,包括蓄水防旱、防治水土流失、降解环境污染和延缓荒漠化扩张^[1]。在西北干旱半干旱荒漠区,盐沼湿地作为生态系统的重要组成部分,发挥着不可替代的生态作用,是调节区域气候的关键主体^[2],盐沼湿地植被因其耐旱、耐盐碱等特性,是干旱区盐沼湿地生态系统的核心部分,主要负责净化水环境、固碳和稳定湿地环境^[3]。在许多地区,湿地植被是延缓沙漠化扩张的最后防线^[4],同时为野生动物提供了生存和繁殖条件,对湿地恢复具有重要意义。然而,由于其脆弱性,以及气候变化、不合理的放牧措施、盐沼水源补充受限等因素,盐沼湖泊出现不同程度的干涸、萎缩以及盐化现象,部分湖泊湿地盐渍荒漠化问题突出,盐沼植被遭到破坏,干旱区盐沼湿地生态系统面临严重威胁,已成为湿地恢复项目的重点^[5]。

过度放牧是导致盐沼湿地生态系统退化的重要因素,威胁区域生态系统稳定和地区生态安全。随着西部地区社会经济的不断发展,放牧等人为活动对于干旱区湿地生态系统的压力也持续增加,主要表现在过度放牧对土壤物理结构的破坏以及土壤养分的流失;同时,过度放牧对植被生产力和植被生物多样性也存在显著影响^[6]。研究表明,部分盐沼湿地正面临沼泽草甸沙化、生物多样性丧失、碳汇功能减弱、植被退化等一系列生态问题^[7]。围栏禁牧是延缓湿地退化的有效途径之一^[8],但也有研究表明在适度放牧条件下,牲畜的粪便回归土壤,为其提供了有机质、氮、磷、钾等养分,有利于植被和土壤的恢复^[9]。土壤和植被可以互相反映各自状况^[10],土壤养分及物理性质是评估土壤质量和肥力的关键,直接影响植物的生长和发育^[11]。国内外关于围栏封育对土壤理化性质、土壤结构及组成的影响研究显示,通过减

少牲畜践踏,围栏封育可以增加土壤大团聚体的比例,从而改善土壤结构^[12]。还有研究指出,由于缺乏牲畜排泄物的输入,封育区的土壤有机质和全氮等养分含量可能会低于放牧区^[13]。此外,良好的植被生长状况也可以固持土壤,延缓土壤退化^[14]。有研究指出,适度放牧对盐沼湿地恢复存在积极效应,可以提高植被生产力从而影响土壤质量^[15]。然而,在国内盐沼湿地的研究主要聚焦于长江中下游和三江平原等地区^[16],对于西北干旱区盐沼湿地退化和放牧强度之间关系的研究较少。因此,本研究探讨放牧强度对西北干旱区盐沼湿地土壤和植被的影响,以期为干旱区盐沼湿地的合理利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于甘肃省景泰县北部上沙沃镇境内,地处白墩子盆地中部,紧邻腾格里沙漠的南缘,是景泰县内面积最大的季节性咸水沼泽,也是甘肃省景泰白墩子盐沼湿地国家公园的主要分布区。2017年至今,围栏封育是国家湿地公园建设主要措施之一。通过封育保护,湿地公园内植被盖度、高度和多样性明显优于放牧区,这为研究放牧对土壤和植被的影响提供了理想的对照区域。

研究区属温带干旱型大陆气候,年平均气温 9.1°C ,年无霜期为192 d左右,年均降水量237 mm,年平均蒸发量3 163 mm,全年日照在2 653 h左右,日照百分率为61%左右,年均风速2.9 m/s,平均海拔1 611 m。研究区属于黄土高原和腾格里沙漠过渡地带,土壤以灌漠土、盐土和风沙土为主。植被组成以耐干旱耐盐碱的芨芨草(*Neotrinia splendens*)、盐爪爪(*Kalidium foliatum*)、碱蓬(*Suaeda glauca*)、小果白刺(*Nitraria sibirica*)、怪柳(*Tamarix chinensis*)、红砂(*Reaumuria songarica*)、芦苇(*Phragmites australis*)等为主。

1.2 放牧强度分级

参照家庭牧场草地放牧强度分级标准《GB/T 34754—2017》,确定了3种放牧强度^[17]。①围栏封育(0羊单位/hm²):禁止放牧,施行围栏封育;②轻度放牧(1.5~3.0羊单位/hm²):轻度放牧,植被和牲畜基本平衡;③重度放牧(>3.0羊单位/hm²):重度放牧,植被和牲畜严重失衡。不同放牧强度区域之间用围栏分隔,轻度、重度放牧区域的轮牧时间为每年的6月1日至9月30日。

1.3 样品采集

经过前期调研,于2024年9月中下旬,选定包含不放牧、轻度放牧和重度放牧3种放牧区域作为研究样地,该样地具有植被类型连续、土壤类型统一、地形较为平坦的特征(表1)。在3个不同放牧区域,本研究采用圆心样线一样方法进行采样^[18],即在每个区域的中心位置布设圆心,并从圆心出发设置4条夹角为90°的标线,在标线上距离圆心200 m的位置设置样方,每个样方的尺寸为10 m×10 m。3个区域共设12个样方,记录每个样方的植被群落特征,其中包括植被的物种种数、种名及其个体数、盖度、高度、生物量(地上部和地下部)以及采样点位坐标和海拔。采用棋盘式采样法采集土壤,将样方划分为若干小方格,随机分层采集9个小方格0—10,10—20,20—40,40—60 cm深度的土壤样品,去除杂物后进行充分混合,形成3份供后期进行土壤化学指标测定的土壤样品。同时,在每个小样方内相同深度(同上),使用环刀和铝盒各随机采集3份土样,用于测定土壤含水量、田间持水量、土壤毛管孔隙度、土壤容重等物理指标。

表1 采样点地理坐标及海拔高度
Table 1 Geographic coordinates and altitude of sampling sites

放牧程度	样方号	地理坐标	海拔高度/m
围栏禁牧	2-1	104°05'25.3995"E, 37°23'47.7741"N	1549
	2-2	104°06'07.0214"E, 37°24'46.0943"N	1550
	2-3	104°06'11.5227"E, 37°24'39.0398"N	1548
	2-4	104°05'56.3013"E, 37°24'43.5817"N	1549
轻度放牧	1-1	104°05'12.0455"E, 37°23'56.0795"N	1553
	1-2	104°05'19.5195"E, 37°23'54.8412"N	1553
	1-3	104°05'29.3527"E, 37°24'00.2688"N	1554
	1-4	104°05'35.3917"E, 37°23'52.3673"N	1555
重度放牧	3-1	104°06'47.6988"E, 37°27'13.7927"N	1559
	3-2	104°06'55.4207"E, 37°27'21.1185"N	1556
	3-3	104°07'04.4919"E, 37°27'14.4574"N	1553
	3-4	104°06'55.9217"E, 37°27'07.8074"N	1555

1.4 测定项目及其方法

在样方内进行植被调查,调查每个小样方中所有植被的个体数、高度、盖度、密度和生物量等指标,并将相同放牧强度区域中的数据汇总整合。基于以上调查结果,分别计算Cody指数、Jaccard指数、Sørensen指数和Bray-Curtis距离指数,公式如下:

(1) Cody指数:

$$\beta_c = \frac{(S_1 - C) + (S_2 - C)}{C} \quad (1)$$

(2) Jaccard指数:

$$J = \frac{C}{A + B - C} \quad (2)$$

(3) Sørensen指数:

$$S = \frac{2C}{A + B} \quad (3)$$

(4) Bray-Curtis指数:

$$D_{BC} = \frac{\sum |x_i - y_i|}{\sum (x_i + y_i)} \quad (4)$$

式中: S_1 和 S_2 分别是样方1和样方2中的物种总数; A 和 B 分别是两个样方中物种的数量; C 是两个样方之间的共有物种数; x_i 和 y_i 分别是样方1和样方2中第*i*个物种的丰度(即物种个体数),如果在某个样方中该物种没有出现,其丰度为0。

土壤理化性质测定:采用重铬酸钾氧化法(辅以外加热)测定土壤有机碳含量;土壤硝态氮(NO_3^- -N)和铵态氮(NH_4^+ -N)采用溶液浸提-定氮仪法测定,即2 mol/L的KCl溶液浸提后定氮仪测定;采用氢氧化钠熔融法测定土壤全磷含量;采用凯氏定氮法测定土壤全氮含量;采用火焰光度法(氢氧化钠熔融)测定土壤全钾和速效钾(乙酸铵浸提)含量;采用分光光度法(盐酸-氟化铵浸提)测定土壤有效磷;采用烘干法(105 °C, 6 h)测定土壤含水量和容重;采用威尔科克斯室内法测定田间持水量;使用套筛筛分法测定土壤机械稳性团粒结构和水力筛分式土壤团聚体分析仪测定水稳性团粒结构。土壤样品每个指标均进行5次重复测定。

1.5 主成分分析

(1) 最小数据集(MDS)。主成分分析(PCA)是一种复杂的多变量统计方法,在土壤质量评估中,确立最小数据集(MDS)对于提取关键指标具有重要意义。在进行主成分分析(PCA)过程中,选取对样本总方差解释能力超过5%的主成分,以确保所选主成分能够充分反映数据的主要特征。构建最小数据集(MDS),保留在各自主成分组别内特征值较大的变量^[19],从而保留最核心的信息。为规避数据冗杂和

信息遗漏,引入变量 Norm 值^[20](即矢量常模)。计算公式为

$$N_{ik} = \sqrt{\sum_{i=1}^k (u_{ik} \cdot \lambda_k)} \quad (5)$$

式中: N_{ik} 为第*i*个变量在特征值大于1的前*k*个主成分上的综合荷载; u_{ik} 为第*i*个变量在第*k*个主成分上的荷载,反映了第*i*个变量在第*k*个主成分的相对重要性; λ_k 是第*k*个主成分的特征值。

(2) 土壤质量指数(SQI)。使用最小数据集(MDS)中各指标的公因子方差,根据公式(6)计算最小数据集(MDS)各指标的权重,再根据公式(7)计算土壤质量指数(SQI)^[21]。

$$w_i = \frac{c_i}{\sum_{i=1}^n c_i} \quad (i=1, 2, 3 \dots n) \quad (6)$$

式中: w_i 为指标权重; c_i 为该指标公因子方差; n 为最小数据集中的指标数。

$$SQI = \sum_{i=1}^n w_i \cdot c_{ij} \quad (7)$$

式中: w_i 为第*i*个指标的权重; c_{ij} 为评价对象*i*在第*j*个指标的公因子方差。

1.6 数据分析

使用SPSS 27.0进行单因素方差分析(ANOVA),并通过LSD法进行显著性多重比较。通过Data Reduction进行主成分分析,提取影响土壤综合质量的主要因子。通过R的Lavaan包获得结构方程模型(SEM),分析轻牧区、重牧区和禁牧区的整体数据。利用Origin 2024进行相关图表绘制。各土壤指标的相关性分析在 $p < 0.05$ 的显著性水平上进行。

2 结果与分析

2.1 不同放牧强度下植被多样性

β 多样性分析(表2)表明,禁牧区与轻度放牧区

间物种组成存在显著差异,其Bray-Curtis指数达0.84。随着放牧强度增加,物种分异更加显著:轻度与重度放牧区间的Cody指数(1.80)和Bray-Curtis指数(0.96)均达到最大值,表明高强度放牧导致物种组成明显替代及丰度重组。相比之下,禁牧区与重牧区间的差异(Bray-Curtis指数0.71)显著程度较“轻度—重度放牧”对比组降低。

表2 采样点不同放牧强度下植被 β 多样性
Table 2 Vegetation Beta diversity under different grazing intensities at sampling sites

多样性指数	项目	轻度放牧	围栏禁牧	重度放牧
Cody指数	轻度放牧	1	—	—
	围栏禁牧	0.70	1	—
	重度放牧	1.80	1.40	1
Jaccard指数	轻度放牧	1	—	—
	围栏禁牧	0.65	1	—
	重度放牧	0.41	0.45	1
Sorensen指数	轻度放牧	1	—	—
	围栏禁牧	0.73	1	—
	重度放牧	0.54	0.56	1
Bray-Curtis指数	轻度放牧	1	—	—
	围栏禁牧	0.84	1	—
	重度放牧	0.96	0.71	1

2.2 不同放牧强度下植被生物量

由表3可知,禁牧区的植被地上部生物量及其盖度、高度均显著高于放牧区域,地下部生物量则无显著差异。重度放牧区的高度和盖度显著低于轻度放牧区,生物量则无明显差异。综上,不同程度的放牧对植被地下部生物量几乎没有影响,但随着放牧程度的增加,植被高度和覆盖度均不断降低。

表3 采样点不同放牧强度下植被生物量

Table 3 Vegetation biomass under different grazing intensities at sampling sites

放牧程度	地上部生物量/ ($g \cdot m^{-2}$)	地下部生物量/ ($g \cdot m^{-2}$)	高度/cm	盖度/%
围栏禁牧	819.45 ± 120.46 ^a	913.79 ± 264.43 ^a	57.91 ± 5.84 ^a	76.50 ± 2.90 ^a
轻度放牧	402.95 ± 126.57 ^b	822.84 ± 58.24 ^a	49.15 ± 1.25 ^b	67.01 ± 2.35 ^b
重度放牧	353.02 ± 73.17 ^b	852.69 ± 155.80 ^a	30.87 ± 4.72 ^c	42.25 ± 4.72 ^c

注:表中同列不同小写字母表示差异显著($p < 0.05$)。下同。

2.3 不同放牧强度下土壤物理特性

2.3.1 不同放牧强度下土壤团聚体组成和土壤紧实度特征变化

土壤机械稳性团聚体组成分析(图1)表明,所有

放牧处理区均以大团聚体(> 0.25 mm)为主,但其分布特征存在差异。轻牧区大团聚体集中分布于0—10 cm土层(> 5 mm粒径占比最高),禁牧区该峰值所处土层为20—40 cm,重牧区为10—20 cm;在0—

10 cm 表层,轻牧区大团聚体占比较禁牧区显著升高 ($p < 0.05$),而重牧区显著降低 ($p < 0.05$),且轻牧区 2~5 mm 粒径占比相对较高;随土层加深,轻牧区大团聚体占比逐渐下降,而重牧区在 20—60 cm 土层维持较低水平。

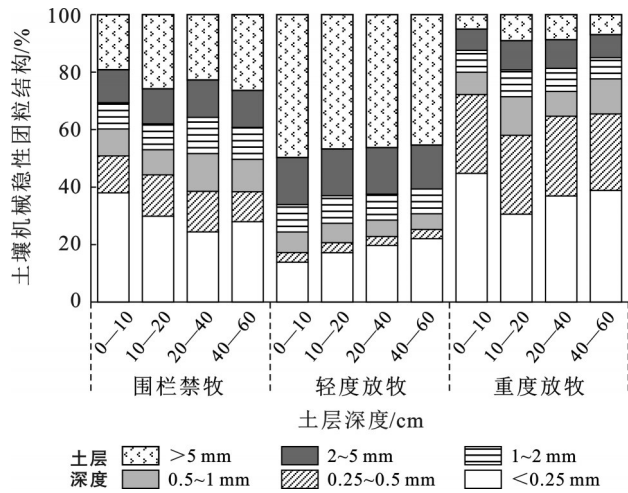


图 1 土壤机械稳定性团粒结构占比
Fig.1 Proportion of mechanically stable aggregate structure in soil

土壤紧实度分析(图 2)表明,重牧区在所有土层深度均呈现最高紧实度,且禁牧区与重牧区的紧实度均随土层加深显著增强 ($p < 0.05$)。表层 0—30 cm

范围内,轻牧区与禁牧区紧实度呈现分异:0—10 cm 和 10—20 cm 土层中轻牧区的土壤紧实度高于禁牧区,但 20—30 cm 土层禁牧区反超轻牧区。

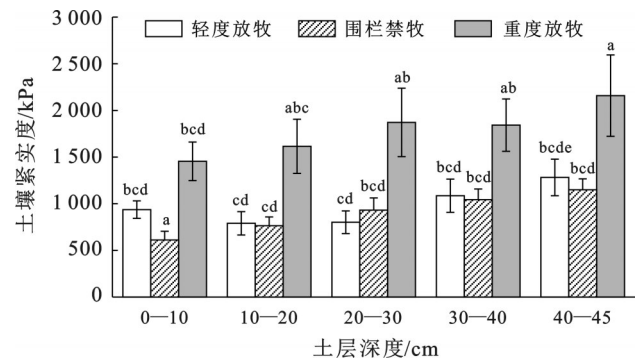


图 2 不同放牧强度下土壤紧实度
Fig.2 Soil compaction under different grazing intensities

2.3.2 不同放牧强度下土壤团聚体稳定性的变化

土壤结构稳定性分析(表 4)表明,团聚体破碎率 (PAD)与放牧强度呈显著正相关 ($p < 0.05$),所有土层均遵循此规律。在 0—20 cm 表层,湿筛和干筛平均重量直径(MWD)、几何平均直径(GMD)均随放牧强度增强而显著下降 ($p < 0.05$),表明放牧压力对表层团聚体水稳性和机械稳性产生削弱效应。深层土壤(20—60 cm)中,干筛 MWD 的响应呈现衰减趋势。

表 4 不同放牧强度下土壤团聚体稳定性

Table 4 Stability of soil aggregates under different grazing intensities

放牧程度	土层深度/cm	团聚体破碎率 (PAD)/%	平均重量直径(MWD)/mm		几何平均直径(GMD)/mm	
			干筛	湿筛	干筛	湿筛
围栏禁牧	0—10	90.00±3.32 ^d	4.53±0.10 ^a	0.25±0.03 ^{abc}	2.50±0.13 ^a	0.84±0.07 ^{ab}
	10—20	84.67±4.10 ^{cd}	4.30±0.14 ^a	0.29±0.05 ^a	2.23±0.16 ^a	0.78±0.12 ^{abc}
	20—40	87.42±2.96 ^{cd}	4.25±0.14 ^a	0.20±0.01 ^{cd}	2.11±0.16 ^{ab}	0.59±0.04 ^{cd}
	40—60	77.00±6.91 ^{cd}	4.15±0.21 ^a	0.21±0.01 ^{abcd}	2.02±0.23 ^{ab}	0.62±0.04 ^{cd}
轻度放牧	0—10	90.83±1.01 ^{bc}	2.14±0.53 ^{bc}	0.28±0.04 ^{ab}	1.23±0.39 ^{cd}	0.76±0.04 ^{abc}
	10—20	91.00±1.38 ^b	2.65±0.56 ^b	0.26±0.03 ^{abc}	1.46±0.37 ^{bc}	0.90±0.08 ^a
	20—40	90.67±1.54 ^b	2.55±0.50 ^b	0.22±0.02 ^{abcd}	1.37±0.32 ^{bc}	0.84±0.04 ^{ab}
	40—60	90.33±1.82 ^b	2.75±0.45 ^b	0.22±0.02 ^{abcd}	1.40±0.29 ^{bc}	0.82±0.08 ^{ab}
重度放牧	0—10	93.00±1.20 ^a	0.97±0.25 ^d	0.17±0.01 ^d	0.49±0.10 ^d	0.66±0.06 ^{bcd}
	10—20	92.58±1.76 ^a	1.42±0.36 ^{cd}	0.20±0.02 ^{bcd}	0.80±0.19 ^{cd}	0.55±0.04 ^d
	20—40	96.17±0.37 ^a	1.44±0.38 ^{cd}	0.20±0.01 ^{cd}	0.72±0.18 ^{cd}	0.55±0.05 ^d
	40—60	95.08±0.67 ^a	1.15±0.29 ^{cd}	0.24±0.02 ^{abcd}	0.53±0.11 ^d	0.55±0.04 ^d

2.4 不同放牧强度下土壤养分变化

由表 5 可知,在 0—10 cm 表层土壤中,土壤有效磷含量呈:围栏禁牧>轻度放牧>重度放牧的显著递减规律 ($p < 0.05$)。土壤铵态氮在轻度放牧区表层含量显著高于其他处理组,而硝态氮则在禁牧区 20—40 cm 土层达到最高值。随土层加深,放牧强度

对速效养分的影响逐步减弱:10—20 cm 土层中,重牧区有效磷和速效钾含量显著低于禁牧和轻牧区,至 40—60 cm 土层,两个放牧区均无明显变化。垂直剖面上,轻牧区土壤铵态氮呈现表层富集,而禁牧区硝态氮在深层土壤中积累明显。

由表 6 可知,全氮、全钾及有机质在禁牧区和轻

牧区均表现为表层富集现象,其 0—10 cm 含量显著高于深层土壤。重牧区全量养分整体显著偏低且垂直分异消失。禁牧区 10—20 cm 土层有机质含量比重牧区高,但该差异随土层加深逐渐减弱。

表 5 不同放牧强度下土壤速效养分

Table 5 Available soil nutrients under different grazing intensities

放牧程度	土层深度/cm	有效磷/(mg·kg ⁻¹)	速效钾/(mg·kg ⁻¹)	土壤铵态氮/(mg·kg ⁻¹)	土壤硝态氮/(mg·kg ⁻¹)
围栏禁牧	0—10	61.97±9.74 ^a	357.92±54.87 ^{ab}	23.27±1.81 ^b	41.78±7.20 ^{ab}
	10—20	33.96±4.76 ^{bed}	435.22±57.19 ^a	21.54±0.92 ^b	28.34±5.08 ^{abcd}
	20—40	34.97±5.38 ^{bed}	274.13±43.26 ^{bede}	20.92±2.10 ^b	45.69±13.15 ^a
	40—60	36.25±6.82 ^{bc}	339.33±48.25 ^{abcd}	21.00±1.76 ^b	24.59±4.86 ^{bed}
轻度放牧	0—10	44.23±3.52 ^b	422.48±34.76 ^a	35.00±2.24 ^a	11.91±1.44 ^d
	10—20	36.99±3.22 ^{bc}	351.34±25.02 ^{abc}	26.79±2.00 ^b	12.34±2.25 ^d
	20—40	29.48±4.04 ^{bede}	322.76±28.43 ^{abcd}	25.67±1.66 ^b	10.70±1.00 ^d
	40—60	21.21±2.23 ^{de}	327.36±25.89 ^{abcd}	21.71±1.11 ^b	10.23±0.84 ^d
重度放牧	0—10	28.85±3.50 ^{cde}	240.37±21.06 ^{cde}	25.60±1.68 ^b	41.07±7.44 ^{ab}
	10—20	21.10±1.60 ^{de}	235.30±15.04 ^{de}	25.10±1.66 ^b	31.06±5.81 ^{abc}
	20—40	16.68±2.11 ^e	232.56±17.02 ^{de}	23.98±2.58 ^b	36.19±5.83 ^{abc}
	40—60	15.56±2.28 ^e	207.15±20.18 ^e	22.60±1.74 ^b	20.76±3.91 ^{cd}

表 6 不同放牧强度下土壤全量养分及土壤有机质

Table 6 Total soil nutrients and soil organic matter under different grazing intensities

放牧程度	土层深度/cm	土壤全钾/(g·kg ⁻¹)	土壤全氮/(g·kg ⁻¹)	土壤全磷/(g·kg ⁻¹)	土壤有机质/(g·kg ⁻¹)
围栏禁牧	0—10	9.45±2.08 ^a	2.04±0.82 ^{ab}	0.48±0.03 ^a	8.56±1.78 ^a
	10—20	7.17±2.00 ^{bc}	1.32±0.42 ^{bc}	0.51±0.26 ^a	5.32±4.37 ^b
	20—40	5.16±0.91 ^{bc}	0.76±0.22 ^{bc}	0.48±0.17 ^a	3.37±0.38 ^{bc}
	40—60	4.94±1.29 ^{bc}	1.08±0.33 ^{bc}	0.44±0.12 ^a	4.97±0.94 ^c
轻度放牧	0—10	13.88±2.99 ^a	2.99±0.95 ^a	0.54±0.09 ^a	10.46±2.51 ^a
	10—20	9.99±3.80 ^b	1.44±0.82 ^{bc}	0.48±0.03 ^a	5.88±0.98 ^{abc}
	20—40	6.76±0.59 ^{bc}	0.56±0.20 ^{bc}	0.46±0.01 ^a	5.36±1.06 ^{abc}
	40—60	8.30±1.35 ^{bc}	0.65±0.11 ^{bc}	0.47±0.08 ^a	4.77±0.64 ^{bc}
重度放牧	0—10	1.76±0.43 ^c	0.61±0.08 ^{bc}	0.35±0.07 ^b	2.41±0.51 ^c
	10—20	2.31±0.67 ^c	0.58±0.07 ^{bc}	0.41±0.04 ^a	1.93±0.46 ^c
	20—40	1.73±0.44 ^c	0.60±0.06 ^{bc}	0.44±0.18 ^a	1.64±0.28 ^c
	40—60	2.41±0.72 ^c	0.43±0.06 ^c	0.43±0.12 ^a	2.08±0.51 ^c

2.5 主成分分析

对 21 个土壤理化指标进行主成分分析(表 7),根据 PCA 分析得到 7 组主成分,其特征值分别为 5.074, 2.881, 2.188, 1.520, 1.231, 1.046, 0.922, 解释了研究区理化指标对土壤质量影响的 74.32%。土壤指标公因子方差分析表明,7 组主成分能解释毛管持水量和最大持水量 90% 以上的差异,土壤全钾、土壤全氮、土壤容重、毛管孔隙度、土壤含水量 80% 以上的差异,土壤铵态氮、土壤全磷、田间持水量、大团聚体(粒径>0.25 mm)占比 70% 以上的差异。分别选择 7 组主成分组中荷载绝对值大于 0.5 的指标组成最小数据集(MDS)的备选指标。其中,第 1 组包括土

壤硝态氮、土壤有机质、最大持水量、田间持水量、毛管持水量、毛管孔隙度、>0.25 mm 大团聚体占比、(湿筛)GMD;第 2 组包括有效磷、土壤全磷、MWD(干筛)、GMD(干筛);第 3 组包括土壤容重和含水量;第 4 组包括土壤全钾和全氮;第 5 组包括 PAD 和 MWD(湿筛);第 6 组包括速效钾和电导率;第 7 组为土壤铵态氮。

综合每组各指标 Norm 值以及指标间的相关性分析,将主成分组 1 的毛管持水量,组 2 的 GMD(干筛)、组 3 的土壤容重、组 4 的土壤全钾、组 5 的 PAD、组 6 的速效钾、组 7 的土壤铵态氮纳入最小数据集(MDS),从而进行土壤质量指数计算。

表 7 采样点主成分公因子方差及 Norm 值

Table 7 Communalities and norm values from principal component analysis at different sampling sites

指标	主成分							公因子方差	分组	Norm 值
	1	2	3	4	5	6	7			
有效磷	0.225	0.579	-0.401	0.038	0.044	-0.171	0.057	0.582	2	1.610
速效钾	0.416	0.251	-0.043	0.215	-0.021	0.568	0.056	0.610	6	1.472
土壤铵态氮	0.360	-0.090	0.070	0.235	0.285	-0.229	0.703	0.825	7	0.930
土壤硝态氮	-0.430	0.064	-0.388	0.062	0.295	0.151	0.197	0.492	1	1.416
土壤全钾	0.434	0.346	-0.272	0.648	-0.075	-0.090	0.086	0.822	4	2.116
土壤全氮	0.205	0.441	-0.359	0.656	-0.133	-0.097	-0.065	0.827	4	1.741
土壤全磷	-0.159	0.581	-0.312	0.159	-0.166	-0.113	-0.401	0.686	2	1.399
土壤有机质	-0.543	-0.005	-0.358	0.082	-0.283	0.231	0.220	0.612	1	1.941
土壤容重	0.538	0.363	0.657	0.054	-0.059	-0.001	0.018	0.859	3	2.801
最大持水量	-0.829	0.407	0.205	0.073	0.007	-0.021	0.012	0.902	1	4.065
田间持水量	-0.597	0.541	0.286	0.049	0.102	-0.065	0.015	0.748	1	2.851
毛管持水量	-0.840	0.405	0.220	0.071	0.062	0.045	0.071	0.933	1	4.173
毛管孔隙度	-0.758	0.412	0.330	0.127	-0.043	0.129	0.027	0.889	1	3.687
土壤含水量	0.463	0.453	0.663	0.108	-0.038	-0.021	0.047	0.875	3	2.661
电导率	0.409	0.100	-0.108	-0.226	-0.293	-0.543	-0.039	0.622	6	1.395
大团聚体占比	0.581	0.284	0.190	0.072	0.511	-0.018	-0.088	0.729	1	2.354
团聚体 PAD	-0.294	0.060	0.134	0.011	0.576	-0.232	-0.222	0.438	5	0.824
(干筛)MWD	0.193	0.687	-0.171	-0.539	-0.134	0.029	0.145	0.868	2	2.077
(湿筛)MWD	0.329	0.144	-0.349	-0.076	0.630	0.179	-0.188	0.721	5	1.406
(干筛)GMD	0.194	0.665	-0.195	-0.555	-0.133	0.058	0.194	0.885	2	2.042
(湿筛)GMD	0.560	0.308	-0.040	-0.291	0.109	0.244	-0.064	0.570	1	2.074

由图 3 可知,随着放牧强度增加,0—10 cm 土层土壤质量指数(SQI)降低,轻度放牧对土壤质量指数的影响较小,在放牧强度达到重度放牧时,SQI 显著降低($p < 0.05$)。在轻牧区和重牧区,土壤质量指数随土层深度的加深而降低。在任何土层深度,土壤质量指数均呈现出禁牧区>轻牧区>重牧区的趋势。

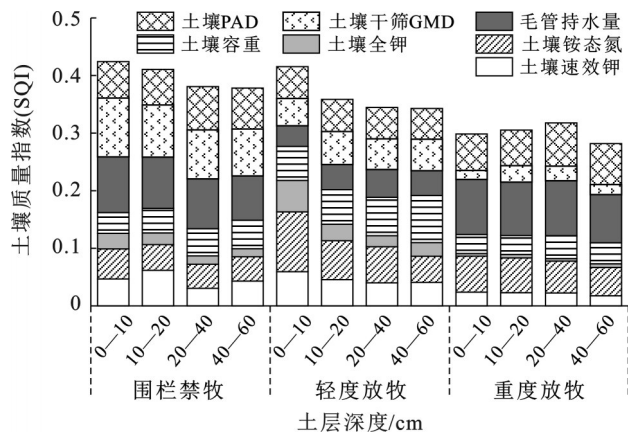


图 3 不同放牧强度下土壤质量指数

Fig.3 Soil quality index under various grazing intensities

2.6 土壤理化性质对土壤质量的影响

2.6.1 模型拟合度

本研究的结构方程模型(SEM)整体拟合度较

好,各项拟合指数均在合理范围内。卡方检验($\chi^2=5.50, p=0.58$)表明模型与数据之间无显著差异,说明模型较好地拟合了数据。此外,拟合优度指数(GFI=0.97)接近 1,表明模型整体匹配度较高,而 RMSEA(0.07)也处于可接受范围内(< 0.08)。因此,该 SEM 模型能够较好地解释土壤质量指数(SQI)的影响因素,并揭示变量之间的相互关系。

模型的解释度(R^2)反映了自变量对因变量的解释能力。土壤质量指数(SQI)的 R^2 为 0.86,表明模型能够很好地解释土壤质量的变化,86% 的变异由自变量解释。土壤全钾(TK)的 R^2 为 0.28,说明 28% 的变化可以由模型中的因素解释,主要受土壤干筛几何平均直径(GMD)的影响(见图 4)。

2.6.2 直接影响分析

在所有变量对土壤质量指数(SQI)的直接影响中,土壤干筛几何平均直径(GMD)对土壤质量的影响最大(标准化路径系数=0.44***) (图 4),表明土壤的物理结构(如颗粒大小)对土壤健康至关重要。此外,土壤氮含量(NH)、全钾含量(TK)和速效钾含量(AK)对土壤质量均有显著的正向影响($NH \rightarrow SQI = 0.36^{***}$, $TK \rightarrow SQI = 0.29^{***}$, $AK \rightarrow SQI = 0.28^{***}$)。毛管持水量(CM)也显著影响土壤质量($CM \rightarrow SQI$

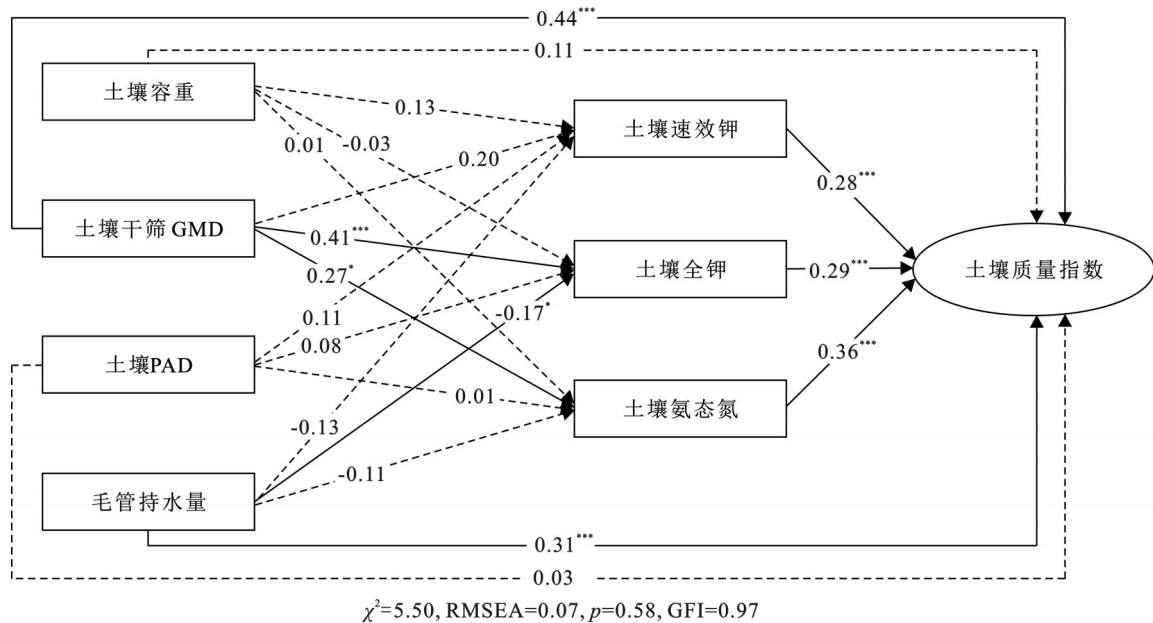
$=0.31^{***}$),说明水分保持能力对维持良好的土壤结构和微生物活动至关重要。相比之下,土壤容重(BD)和团聚体破碎率(PAD)对土壤质量的影响不显著,说明土壤密度或团聚体的破碎程度可能并不是决定土壤质量的关键因素。

2.6.3 间接影响分析

除了直接影响,部分变量还通过中介变量间接影响土壤质量。土壤干筛 GMD 通过土壤钾含量(TK)间接影响土壤质量(间接效应: $0.41 * 0.29 =$

0.119^{***}),同时 GMD 还通过氨态氮(NH)间接影响土壤质量(间接效应: $0.27 * 0.36 = 0.097^*$)。此外,毛管持水量(CM)对土壤质量的间接影响为负值($CM \rightarrow TK \rightarrow SQI, -0.17 * 0.29 = -0.049^{***}$),说明水分保持过多可能会抑制钾的有效性,从而对土壤质量产生负面影响。

这些间接影响表明,土壤的物理结构和养分状态不仅影响土壤质量,还可能通过相互作用增强或削弱其效应。



$\chi^2=5.50, RMSEA=0.07, p=0.58, GFI=0.97$

注:实线表示显著影响;虚线表示不显著影响。

图 4 影响土壤质量指数结构方程模型图

Fig.4 Structural equation model diagram of factors influencing the soil quality index

3 讨论

研究表明,不同放牧强度显著改变了植被 β 多样性格局。 β 多样性反映了一定距离水平上群落物种组成的差异以及环境梯度上群落物种组成的更替^[22]。Cody 指数显示,轻牧与重牧区之间的物种替换率显著高于禁牧与重牧区,表明放牧强度的增加加剧了物种组成的空间异质性。Jaccard 与 Sorensen 指数共同指出,轻牧区与禁牧区存在中等程度的物种组成差异,而 Bray-Curtis 指数进一步显示二者的丰度差异,提示放牧活动可能通过改变优势物种的多度而非完全替换物种来影响群落结构^[23]。禁牧区与重牧区的 Bray-Curtis 相异性低于轻牧区与重牧区,但二者 Cody 指数存在差异。这表明其物种替换机制不同——重度放牧可能同时造成物种丧失(与禁牧区相比)和物种入侵(与轻牧区相比),而轻度放牧造成的干扰可能通过生态位分化加剧群落重

构^[24]。通过围栏封育,植被的地上部分生物量、高度及盖度得到了显著提升,这主要是由于避免了牲畜的啃食与踩踏,植被获得了更优越的生长条件,进而增强了其盖度、高度及生物量,而地下部分生物量无显著变化,则印证了过度放牧驱动的地上结构退化与地下趋同适应策略的生态权衡机制^[25]。

土壤的大团聚体占比及其稳定性是评价土壤结构的关键指标。轻牧区 0—10 cm 表层 >5 mm 大团聚体占比比较禁牧区大幅提升,同时呈“表聚型”分布;而重牧区该指标下降,且峰值下移至 10—20 cm 土层,这可能是放牧强度通过改变家畜践踏模式显著重塑土壤团聚体垂直分异格局^[26]。随放牧程度加剧,2~5 mm 粒径占比在表层减少,而 <0.5 mm 微团聚体增加,可能是由于放牧干扰通过物理破碎降低了其结构稳定性^[27]。各土层大团聚体占比均表现为:轻牧区 $>$ 禁牧区 $>$ 重牧区,且放牧强度的影响随土层加深减弱,其中重牧区的负效应在深层土壤中

持续存在,20 cm以下土层团聚体组成对放牧的响应不明显,表明家畜活动主要影响表层土壤结构。由土壤紧实度的变化可知,重度放牧加剧了土壤紧实度的垂直累积效应,而轻牧管理可部分缓解0—30 cm土层的紧实化发展趋势,与相关研究一致^[28]。团聚体的稳定性可以通过其平均重量直径(MWD)、几何平均直径(GMD)和团聚体破碎率(PAD)来衡量,其中MWD和GMD值越高,PAD值越低,说明土壤团聚体的稳定性越好^[29]。本研究结果显示,围栏封育显著增加了土壤大团聚体(>0.25 mm)的占比,并提升了MWD与GMD,同时降低了PAD,这表明放牧活动对土壤团聚体稳定性产生了负反馈效应^[30]。在围栏禁牧条件下,植物残体在土壤表层的长期积累,为微生物提供了充足的能量,促进了土壤表层的微生物活性,有助于大团聚体的形成和机械结构的稳定性^[31]。随着退化生态系统植被的恢复和土壤结构的改善,土壤中水稳性大团聚体含量逐渐增加。相比重牧区,轻牧区团聚体更加稳定、大团聚体占比更高,这是因为适度的放牧干扰和排泄物输入增加了土壤有机质含量和微生物生物量,为土壤团聚体形成提供了基础^[32]。

土壤全量养分代表土壤中养分的总储量,土壤速效养分则表征土壤的即时供肥能力,土壤有机质则指示土壤的供肥潜力^[33]。研究表明,轻度放牧能够增加湿地的速效钾、铵态氮、有机质、全氮和全钾含量;而重度放牧会损害土壤物理结构,同时引起养分流失。除土壤全磷含量对放牧强度的反应较弱外,在轻度放牧下速效钾、铵态氮、有机质、全氮和全钾的含量均得到提升,而这些养分含量随着放牧强度的增加以及土壤退化而逐渐降低。这可能是因为在轻度放牧下,牲畜的适度采食和践踏促进植被凋落物分解成有机质,增加了土壤中有机质和氮含量^[34];相反,由于重度放牧减少了植被及其凋落物生物量,影响了微生物生物量和有机质输入,从而减缓了有机质向速效养分的转化^[35]。随着放牧强度的增加,区域内钾含量不断增加,这可能是由于适度放牧通过增加牲畜排泄物的输入,增加了一系列养分尤其是钾,提高了土壤的供肥潜力和强度。同时,随着放牧强度的增加,土壤养分、团聚体和其他物理性质的变化主要集中在土壤表层,对更深层土壤的影响相对较小。

围栏封育对土壤质量的改善较为明显,而重度放牧会大幅降低土壤质量。通过构建结构方程模型得出,土壤干筛几何平均直径(GMD)、土壤养分(特别是氮和钾)以及毛管持水量是影响土壤质量的主

要因素。GMD和土壤养分含量的提高均有助于提升土壤质量,而水分的过度保持可能会降低土壤养分的有效性。在生态管理方面,应关注土壤物理结构的优化,如改善土壤颗粒分布,同时合理调控土壤水分,避免水分过剩导致养分流失。此外,适当的放牧强度可以维持土壤稳定性,能够促进土壤质量的长期健康发展。

4 结论

围栏封育显著促进了干旱区湿地植被的生长并显著改善了土壤质量。①围栏封育显著增加了盐生荒漠植物的高度、盖度和生物量,放牧强度的增加会导致群落结构显著变化。②轻度放牧有助于提高土壤中大团聚体的比例及其稳定性。③综合考虑土壤养分与土壤物理结构进行土壤质量评价,可以得出围栏封育有效提升了土壤质量,而适度放牧则对土壤和植被的长期恢复产生积极影响。④放牧对盐沼湿地土壤理化性质的影响集中在表层土壤。⑤放牧强度对土壤状况至关重要,土壤水分保持能力、钾含量和干燥度对土壤质量有显著影响,尤其在土壤干燥度较高或过度放牧的情况下,该效应更为突出。

参考文献(References)

- [1] 张腾,苗运法,邹亚国,等.极端干旱区苏干湖湿地植被分类与变化分析[J].中国沙漠,2024,44(4):81-90.
Zhang Teng, Miao Yunfa, Zou Yaguo, et al. Classification and changes of vegetation in Sugan Lake wetland in the extreme arid region [J]. Journal of Desert Research, 2024,44(4):81-90.
- [2] 李静,孙虎,邢东兴,等.西北干旱半干旱区湿地特征与保护[J].中国沙漠,2003,23(6):670-674.
Li Jing, Sun Hu, Xing Dongxing, et al. Characteristics of wetland and its conservation in arid and semi-arid areas in northwest of China [J]. Journal of Desert Research, 2003,23(6):670-674.
- [3] 何浩,李瑞,王红永,等.河西走廊荒漠绿洲过渡带沙丘不同固定阶段泡泡刺叶性状特征[J].生态学报,2025,45(3):1417-1428.
He Hao, Li Rui, Wang Hongyong, et al. Research on the leaf trait characteristics of *Nitraria sphaerocarpa* across different sand dune stabilization stages in the Hexi Corridor's desert-oasis transition zone [J]. Acta Ecologica Sinica, 2025,45(3):1417-1428.
- [4] 刘冰,赵文智,杨荣.荒漠绿洲过渡带怪柳灌丛沙堆特征及其空间异质性[J].生态学报,2008,28(4):1446-1455.
Liu Bing, Zhao Wenzhi, Yang Rong. Characteristics and spatial heterogeneity of *Tamarix ramosissima* nebkhas at desert-oasis ecotone [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008,28

- (4):1446-1455.
- [5] Sonnier G, Rothermel B B, Tucker R C, et al. Post-restoration plant community changes in grazed and ungrazed seasonal wetlands in Florida [J]. *Wetlands*, 2023,43(5):55.
- [6] 董六文,韩佳龙,赵文智,等.黑河流域湖泊湿地及毗邻沙丘地表节肢动物群落结构比较[J].*中国沙漠*,2020,40(6):250-258.
Dong Liuwen, Han Jialong, Zhao Wenzhi, et al. Comparison of ground arthropod community between lake wetland and adjacent sand dune in Heihe River basin [J]. *Journal of Desert Research*, 2020,40(6):250-258.
- [7] Agostini M G, Bilenca D. Grazing for biodiversity: Assessing the effects of cattle management practices on wetlands and amphibian communities in central Argentina [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2024, 361:108801.
- [8] 叶董,王瑞,王京,等.若尔盖高寒湿地土壤细菌群落与生态网络对围封禁牧与恢复放牧的响应[J].*生态学报*,2024,44(24):11229-11240.
Ye Dong, Wang Rui, Wang Jing, et al. Response of soil bacterial communities and ecological networks to grazing enclosure and re-grazing in Zoige Alpine wetland [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2024,44(24):11229-11240.
- [9] Haynes M A, Fang Zhendong, Waller D M. Grazing impacts on the diversity and composition of alpine rangelands in northwest Yunnan [J]. *Journal of Plant Ecology*, 2013,6(2):122-130.
- [10] 王海燕,王红梅,张振杰,等.宁夏东部典型荒漠草原植物群落与土壤耦合特征[J].*中国草地学报*,2024,46(11):35-47.
Wang Haiyan, Wang Hongmei, Zhang Zhenjie, et al. Characteristics of plant-soil coupling in a typical desert steppe of eastern Ningxia [J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2024,46(11):35-47.
- [11] 黄文敏,伍永秋,潘美慧,等.西藏安多剖面沉积物粒度特征及环境意义[J].*中国沙漠*,2014,34(2):349-357.
Huang Wenmin, Wu Yongqiu, Pan Meihui, et al. Grain size characteristics and its environmental significance of the Amdo profile in Tibet, China [J]. *Journal of Desert Research*, 2014,34(2):349-357.
- [12] 王顺利,金铭,张学龙,等.不同封育条件下天然草地生物量对比研究[J].*中南林业科技大学学报*,2014,34(12):130-135.
Wang Shunli, Jin Ming, Zhang Xuelong, et al. Comparative study on natural mountain grassland biomass under condition of different enclosure [J]. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 2014,34(12):130-135.
- [13] 陈瑜,潮洛濛,周延林,等.放牧强度对内蒙古温性草甸草原土壤碳、氮及其转化的影响[J].*中国草地学报*,2022,44(2):24-32.
Chen Yu, Chao Luomeng, Zhou Yanlin, et al. Effects of grazing intensity on soil carbon, nitrogen and their conversion in the temperate meadow steppe of Inner Mongolia [J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2022,44(2):24-32.
- [14] 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 Lei, Li Jiwei, Qu Qing, 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.
- [15] 周慧敏,高志伟,张晓嘉,等.不同放牧强度对内蒙古荒漠草原土壤细菌群落的影响[J].*草地学报*,2025,33(6):1764-1770.
Zhou Huimin, Gao Zhiwei, Zhang Xiaojia, et al. Effects of different grazing intensity on soil bacterial community in Inner Mongolian desert grasslands [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2025,33(6):1764-1770.
- [16] 杨阳,张亦.我国湿地研究现状与进展[J].*环境工程*,2014,32(7):43-48.
Yang Yang, Zhang Yi. Progress and development of wetland in China [J]. *Environmental Engineering*, 2014,32(7):43-48.
- [17] 家庭牧场草地放牧强度分级[J].*饲料与畜牧*,2018(5):18-20.
Grade of grazing intensity on rangeland for household ranch[J]. *Animal Agriculture*, 2018,(5):18-20.
- [18] 贾吉保,戴惠平,刘恒庆,等.放牧强度对土壤和植被恢复的影响[J].*中国生态学报*,2024,43(7):2066-2074.
Jia Jibao, Dai Huiping, Liu Hengqing, et al. Effects of grazing intensity on soil and vegetation restoration of desert grassland in Yanchi, Ningxia [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2024,43(7):2066-2074.
- [19] 李霞,朱万泽,舒树森,等.基于主成分分析的大渡河中游干暖河谷草地土壤质量评价[J].*生态学报*,2021,41(10):3891-3900.
Li Xia, Zhu Wanze, Shu Shumiao, et al. Soil quality assessment of grassland in dry and warm valley of Dadu River based on principal component analysis [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021,41(10):3891-3900.
- [20] Yemefack M, Jetten V G, Rossiter D G. Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems [J]. *Soil and Tillage Research*, 2006,86(1):84-98.
- [21] Andrews S S, Karlen D L, Mitchell J P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in northern California [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2002,90(1):25-45.

- [22] 曹颖,张雪,王小丹,等.放牧牲畜行为对高寒草地土壤—植物系统的影响研究进展[J/OL](2024-09-25).生态与农村环境学报, <https://doi.org/10.19741/j.issn.1673-4831.2024.0825>.
Cao Ying, Zhang Xue, Wang Xiaodan, et al. Research progress on the effects of grazing livestock behavior on soil-plant system in alpine grassland [J/OL] (2024-09-25). Journal of Ecology and Rural Environment, <https://doi.org/10.19741/j.issn.1673-4831.2024.0825>.
- [23] 闫卫民,张世彬,杨元武.放牧强度对高寒草甸物种多样性和生产力关系的影响[J].草业科学,2024,41(3):539-547.
Yan Weimin, Zhang Shibin, Yang Yuanwu. Effects of grazing intensity on the relationship between plant species diversity and primary productivity in an alpine meadow [J]. Pratacultural Science, 2024,41(3):539-547.
- [24] 赵利萌,张卫青,徐新影,等.克氏针茅草原植物群落特征与物种生态位对放牧强度的响应[J].中国草地学报,2023,45(4):11-21.
Zhao Limeng, Zhang Weiqing, Xu Xinying, et al. Responses of plant community characteristics and population niche to grazing intensity in *Stipa krylovii* grassland [J]. Chinese Journal of Grassland, 2023, 45(4): 11-21.
- [25] 王启兰,曹广民,王长庭.放牧对小嵩草草甸土壤酶活性及土壤环境因素的影响[J].植物营养与肥料学报,2007,13(5):856-864.
Wang Qilan, Cao Guangmin, Wang Changting. The impact of grazing on the activities of soil enzymes and soil environmental factors in alpine *Kobresia pygmaea* meadow [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2007, 13(5):856-864.
- [26] 王丽,孟晨,王兴,等.放牧与围封对荒漠草原土壤团聚体几何分布及拓扑结构的影响[J].土壤通报,2024,55(5):1302-1311.
Wang Li, Meng Chen, Wang Xing, et al. Effects of enclosure on geometric distribution and topological structure of soil aggregates in desert steppe [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2024,55(5):1302-1311.
- [27] 薛冉,郭雅婧,苗福泓,等.短期放牧对高寒草甸土壤水稳性团聚体构成及稳定性的影响[J].水土保持通报,2014,34(3):82-86.
Xue Ran, Guo Yajing, Miao Fuhong, et al. Effects of short-term grazing on constitution and stability of soil water-stable aggregates in alpine meadow [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2014,34(3):82-86.
- [28] 李佳秀,张青松,吴勇,等.围封对草地植被生长和土壤特性的影响研究进展[J].中国草地学报,2023,45(5):137-150.
Li Jiashou, Zhang Qingsong, Wu Yong, et al. Research progress on the effects of enclosure on grassland vegetation growth and soil properties [J]. Chinese Journal of Grassland, 2023,45(5):137-150.
- [29] Sainju U M. Carbon and nitrogen pools in soil aggregates separated by dry and wet sieving methods [J]. Soil Science, 2006,171(12):937-949.
- [30] 姜海鑫,周瑶,胡科,等.不同放牧时间对荒漠草原土壤颗粒组成及分形维数的影响[J].草业学报,2024,33(6):17-28.
Jiang Haixin, Zhou Yao, Hu Ke, et al. Effects of different grazing times on soil particle composition and fractal dimension in the desert steppe [J]. Acta Pratacultural Sinica, 2024,33(6):17-28.
- [31] 姚欣妮,李春杰.土壤微生物提升退化草地地力研究进展[J].草业科学,2024,42(4):916-932.
Yao Xinni, Li Chunjie. Research progress on soil microorganisms enhancing the fertility of degraded grasslands [J]. Pratacultural Science, 2024,42(4):916-932.
- [32] 李哲,王健,蔡泽康,等.黄土台塬区红土崩解特性对泻溜侵蚀的影响[J].水土保持通报,2024,44(5):1-9.
Li Zhe, Wang Jian, Cai Zekang, et al. Effect of lateritic soil disintegration properties on slumping erosion in loess tableland area [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024,44(5):1-9.
- [33] 王月梅,田海梅,王西娜,等.引黄灌区连续减施化肥对春小麦产量稳定性的影响[J].中国农业科学,2024,57(3):539-554.
Wang Yue mei, Tian Haimei, Wang Xina, et al. Effect of continuous reduction of fertilizer application on yield stability of spring wheat in Yellow River irrigation area of Ningxia [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2024, 57(3):539-554.
- [34] 闫瑞瑞,辛晓平,王旭,等.不同放牧梯度下呼伦贝尔草甸草原土壤碳氮变化及固碳效应[J].生态学报,2014,34(6):1587-1595.
Yan Ruirui, Xin Xiaoping, Wang Xu, et al. The change of soil carbon and nitrogen under different grazing gradients in Hulunber meadow steppe [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014,34(6):1587-1595.
- [35] 贾继宝,代惠萍,刘恒青,等.放牧强度对宁夏盐池荒漠草地土壤与植被恢复的影响[J].生态学杂志,2024,43(7):2066-2074.
Jia Jibao, Dai Huiping, Liu Hengqing, et al. Effects of grazing intensity on soil and vegetation restoration of desert grassland in Yanchi, Ningxia [J]. Chinese Journal of Ecology, 2024,43(7):2066-2074.