

禁牧对黄土高原半干旱草地土壤粒径多重分形特征的影响

高雅宁¹, 廖李容², 王杰¹, 宛倩¹, 刘国彬^{1,2}, 张超¹

(1.西北农林科技大学水土保持研究所,陕西 杨凌 712100;
2.中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心,陕西 杨凌 712100)

摘要: 研究半干旱地区草地禁牧后土壤粒径分布非均匀性和异质性的变化特征,揭示禁牧对草地土壤粒径分布的影响,为退化草地的恢复治理及科学合理利用提供理论支撑。以宁夏云雾山不同禁牧草地(0,10,15,27,35 年)为研究对象,运用多重分形理论,探讨禁牧对草地不同土层(0—10,10—20,20—40,40—60 cm)土壤颗粒分布的影响,明确粒径分布变化的主要影响因素。结果表明:草地禁牧降低土壤容重,增加地下生物量、土壤养分(包括土壤有机碳及全氮)及土壤含水量,在禁牧 27 年达到峰值。多重分形谱函数 $\Delta f > 0$,表明土壤结构特征由占比偏大的粒级主导,禁牧后期(35 年)砂粒含量达到 69.29%,显著高于禁牧前期(10 年);容量维数 D_0 变化幅度为 0.866~0.891,并随禁牧年限递增;信息熵维数 D_1 和关联维数 D_2 随禁牧年限均呈先增加后减小的趋势,且在禁牧 10 年和 15 年时随土层深度递增,但在 35 年时随土层深度递减; D_1/D_0 范围为 1.012~0.904,随土层深度递减。土壤粒径分布与土壤有机碳呈显著正相关,表明土壤有机碳是影响颗粒分布的主要因素。结果表明,禁牧可以改善土壤养分及结构,但长期禁牧不利于半干旱区退化草地的恢复。

关键词: 禁牧; 土壤粒径; 多重分形; 黄土高原

中图分类号: S152.3⁺2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2021)06-0310-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2021.06.042

Effects of Grazing Exclusion on the Fractal Characteristics of Soil Particle Size in Semi-arid Grassland on the Loess Plateau

GAO Yaning¹, LIAO Lirong², WANG Jie¹, WAN Qian¹, LIU Guobing^{1,2}, ZHANG Chao¹

(1.*Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100*; 2.*Research Center of Soil and Water Conservation and Ecological Environment, Chinese Academy of Sciences and Ministry Education, Yangling, Shaanxi 712100*)

Abstract: This study investigated the characteristics of heterogeneity and non-uniformity of soil particle size distribution in semi-arid grasslands after grazing exclusion, to evaluate the influence of grazing exclusion on the distribution of soil particle size of grassland. Our results are expected to provide support for the rational restoration and management of degraded grasslands. We examined the changes in soil particle size distribution using the multi-fractal theory at different layers (0—10 cm, 10—20 cm, 20—40 cm, 40—60 cm) along a 35-year chronosequence following grazing exclusion of grassland in Yunwu Mountain, Ningxia autonomous region, and revealed the dominant drivers for the variation of soil particle size. The results showed that grazing exclusion resulted in a reduction of soil bulk density, while an increase in underground biomass, soil nutrients contents such as organic carbon, total nitrogen, and water content, and these values peaked at 27 years after exclusion. Changes of multifractal spectral functions ($\Delta f > 0$) showed that the soil was dominated by particles with larger size, and the sand content accounted for 69.29% of total particles at the late period of exclusion (35 years), which was significantly higher than that in the early period (10 years). The capacity dimension (D_0) increased with the exclusion years, ranging from 0.866 to 0.891, The information entropy dimension (D_1) and the correlation dimension (D_2) showed a trend of first increasing and then decreasing, and increased with the soil depth at the 10-year and 15-year sites, while decreased with the soil depth at the

35-year site, D_1/D_0 decreased with soil depth, ranging from 1.012 to 0.904. There was a significant positive correlation between soil particle size distribution and soil organic carbon, indicating that soil organic carbon was the main factor affecting the particle size distribution. Our results indicated that 27-year exclusion could improve the soil nutrient levels and soil structure status, but a long-term exclusion was not conducive to the restoration of degraded grassland in the semi-arid region.

Keywords: grazing exclusion; soil particle size distribution; multifractal technique; the Loess Plateau

草地是我国面积占比最大的陆地生态系统,在控制水土流失和畜牧业发展方面起着重要的作用。由于人类不合理的生产生活方式,使得退化草地面积占我国草地面积的 90%,导致一系列生态环境问题^[1]。其中,过度放牧是造成草地退化的主要原因,围栏封育不仅能改善草地退化状况,还可以有效缓解过度放牧带来的生态压力。草地退化主要表现在植被退化和土壤退化 2 个方面,土壤退化是草地退化的核心,严重的土壤退化甚至导致草原生态功能的崩溃^[2-3]。因此,研究土壤退化对恢复退化草地有重要意义^[4]。

土壤粒径分布 (particle size distributions, PSD) 指土壤中各级粒径所占的比例,是重要的土壤物理参数之一^[5]。土壤由不同大小和形状的固体颗粒及孔隙组成,具有自相似性,使用传统的规则几何特征无法准确描述其粒径分布。近年来,随着分形理论的发展,利用分形几何学能够定量化土壤颗粒分布特征^[6]。董莉丽等^[7]对吴起县退耕还林土地的土壤 PSD 分形特征研究表明,单一分形维数可以作为土壤物理性质改善的指标;胡云锋等^[8]利用分形理论针对不同土地利用类型土壤 PSD 展开分析,探究了分形维数与土壤颗粒分布状况的关系。有关土壤结构特征的分形模型往往是基于单一分形理论,该理论只适用于描述土壤结构的整体性和平均性,无法提供精确的分布特征,而多重分形分析能够提供更详细的土壤 PSD 局部异质性和非均匀性信息^[9]。孙哲等^[6]研究表明,多重分形参数能准确描述土壤 PSD 的微小差别,可以作为表征土壤性质的潜在指标,为精准表述土壤 PSD 提供技术支持。目前利用多重分形理论对土壤粒径的研究^[10]大多集中在表层土壤,关于不同土层深度土壤 PSD 的相关研究较少,土壤 PSD 随土层深度的演变趋势及其影响因素还不清楚,对于这些问题的研究有助于深入理解和认识植被恢复的过程和机理。

云雾山自然保护区位于宁夏固原市东北部,始建于 1982 年,是我国西北最完整、保护最早的半干旱草原区,其建立的目的是保护黄土高原半干旱区典型草原生态系统^[11]。目前关于云雾山禁牧草地的研究涉及植被恢复^[11]、群落结构^[12]、气候变化响应^[13]等各个方面,有关不同禁牧年限草地土壤理化性质的变化也有研究^[14],但利用多重分析理论分析禁牧对半干

旱区草地土壤粒径分布影响的相关研究较少,且现有研究主要集中在表层土壤。本研究以宁夏云雾山不同禁牧年限草地为研究对象,利用多重分形理论对不同土层土壤颗粒分布进行分析,探究多重分形特征与土壤理化因子之间的关系,分析不同禁牧年限对半干旱区退化草地土壤理化性质及微观结构的影响,以期对半干旱区退化草地恢复治理提供理论参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

宁夏云雾山自然保护区 (36°10'—36°17'N, 106°21'—106°27'E) 位于宁夏固原市,属于黄土高原丘陵地带,是黄土高原半干旱区典型草原生态系统,占地面积为 6 660 hm²,其中核心区面积 1 700 hm²,占保护区总面积 25.5%;缓冲区面积 1 400 hm²,占保护区总面积 21.0%;试验区面积 3 560 hm²,占保护区总面积的 53.5%。云雾山保护区位于中温带半干旱气候区,属大陆性季风气候,具有典型的半干旱气候特征,区内地带性土壤类型为山地灰褐土。海拔 1 800~2 100 m。年平均气温 7℃,极端最高、最低温分别为 25.2、14.0℃,年平均降水量 425 mm,主要发生在 7—9 月^[15]。年平均蒸发量 1 330~1 640 mm,无霜期 137 天。优势植被物种为本氏针茅 (*Stipa capillata*)、百里香 (*Thymus mongolicus*)、铁杆蒿 (*Artemisia gmelinii*)、伴生物种以星毛委陵菜 (*Potentilla acaulis*)、茼蒿 (*Artemisia giraldii*)、香茅草 (*Cymbopogon citratus*) 为主。

1.2 试验方法

1982 年以前,云雾山草地多用于放牧,放牧强度为平均 4 羊/(hm²·a) (根据云雾山管理局的调查统计资料)。为了研究黄土高原半干旱草地生态系统的恢复过程,于 1982 年、1991 年、2003 年和 2007 年在试验区内对放牧草地进行了围封禁牧试验,面积分别为 3.2、3.6、2.8、3.2 hm²。截止 2017 年,禁牧年限分别为 35 年、27 年、15 年和 10 年。同时,在试验区内设定了长期放牧草地 (平均 4 羊/(hm²·a)) 作为对照 (表 1),面积为 3.1 hm²。研究样点从 1982 年以来未进行任何的施肥或农作物种植活动。

2017 年 8 月,在不同处理草地内沿着对角线建立 3 个 50 m×100 m 的重复样地,样地之间间隔 100~150 m。在每个样地内按照“S”形确定 5 个 1 m×

1 m 样方,在每个样方内除去土壤表面枯枝落叶后进行 5 点法采样,土层深度分别为 0—10,10—20,20—40,40—60 cm。将 5 个样方的土样混合过 2 mm 筛

去除石子和动植物残体后,采用四分法取样,密封保存在自封袋中留用。根系用蒸馏水冲洗后,在 60 ℃ 下干燥 36 h,用于测定地下生物量。

表 1 各样地基本信息

样点	纬度(N)	经度(E)	海拔/m	坡度/(°)	坡向/(°)	主要物种
放牧	36°17′06″	106°23′28″	2017	18	东偏北 26	二裂委陵菜(<i>Potentilla bifurca</i> Linn.)、甘青针茅(<i>Stipa przewalskyi</i> Roshev.)、唐进藁草(<i>Carex tangiana</i> Ohwi)
禁牧 10 年	36°16′57″	106°23′28″	2034	20	东偏北 38	赖草(<i>Leymus secalinus</i> Tzvel.)、大针茅(<i>Stipa grandis</i> P. Smirn.)、唐进藁草(<i>Carex tangiana</i> Ohwi)
禁牧 15 年	36°16′21″	106°23′15″	2025	20	东偏北 32	唐进藁草(<i>Carex tangiana</i> Ohwi)、大针茅(<i>Stipagrandis</i> P. Smirn.)
禁牧 27 年	36°16′31″	106°23′27″	2070	18	西偏北 21	大针茅(<i>Stipa grandis</i> P. Smirn.)、白莲蒿(<i>Artemisia sacrorum</i> Ledeb.)、地角儿苗(<i>Oxytropis bicolor</i> Bunge)
禁牧 35 年	36°15′05″	106°23′10″	2071	21	东偏北 29	甘青针茅(<i>Stipa przewalskyi</i> Roshev.)、唐进藁草(<i>Carex tangiana</i> Ohwi)

1.3 样本分析与土壤粒度测定

样品在去除杂物后风干,称 5 g 过 1 mm 筛土,用蒸馏水湿润,加入 10 mL 过氧化氢,用玻璃棒搅拌直至无气泡,再加入 5 mL 0.5 mol/L 六偏磷酸钠分散土样,之后将土样在沙浴锅上蒸干,并用蒸馏水润湿^[16]。利用 Malvern Mastersizer 2000 激光粒度分析仪(英国)测定土壤 PSD,该仪器的测量范围为 0.02~2 000 μm,重复测量误差<2%。在粒度分析仪中加入样品后,先用超声波分散 30 s,然后再进行土壤粒径体积百分含量的测定。土壤粒径分级采用美国土壤质地分类系统为标准,计算各个粒级土壤颗粒比例。

土壤理化性质按照常规分析法测定^[17],土壤有机碳含量采用重铬酸钾氧化外加加热法测定;全氮含量采用凯氏定氮法测定;土壤含水量采用烘箱干燥方法测定;土壤容重采用环刀法测定;根系生物量采用烘干法测定。

1.4 多重分形原理

多重分形是定义在分形结构上的有无穷多个标度指数所组成的 1 个集合,是通过 1 个谱函数来描述分形结构上不同的局域条件或分形结构在演化过程中不同层次所导致的特殊的结构行为与特征,是从系统的局部出发来研究其整体的特征,并借助统计物理学的方法来讨论参量的概率测度的分布规律^[18]。

用尺度为 ε 的相等的“盒子”对整个土壤 PSD 跨度进行划分,由每个盒子的概率测度即提及百分比 $\mu_i(q, \mu)$ 、尺度 ε 和给定的参数 q,利用构造一个配分函数组为^[19]:

$$\mu_i(q, \epsilon) = \frac{\mu_i(\epsilon)^q}{\sum_{i=1}^N \mu_i(\epsilon)^q}$$

(1)

式中:q 为实数; $\mu_i(q, \mu)$ 为第 i 个子区间 q 阶概率,用以表征粒径分布多重分形参数的 Rényi 维数,可通过参数 q 计算,公式为^[20]

$$D(q) = \frac{1}{q-1} \lim_{\epsilon \rightarrow 0} \frac{\lg(\sum_{i=1}^{N(\epsilon)} \mu_i(\epsilon)^q)}{\lg \epsilon} \quad (q \neq 1)$$

(2)

$$D_1 = \lim_{\epsilon \rightarrow 0} \frac{\sum_{i=1}^{N(\epsilon)} \mu_i(\epsilon) \lg \mu_i(\epsilon)}{\lg \epsilon} \quad (q = 1)$$

(3)

利用公式(2)得到的广义维数谱 D(q)能够详细反映出土壤粒径分布的局部特征和非均匀性^[18]。当 q>1 时,高聚集度的信息被放大;当 q<-1 时,低聚集度信息被放大^[20];当 q=0 时,对应的广义维数谱 D₀为容量维数,用于描述土壤 PSD 范围的大小,取值在 0~1 的范围内,D₀值越大,表示分布范围越宽^[21];当 q=1 时,对应的 D₁为信息熵维数,值越大表明分布越均匀,土壤 PSD 在局部越稀疏^[20];当 q=2 时,对应的为关联维数 D₂,反映分布聚集程度的信息,值越大说明分布越匀称;D₁/D₀用于量化土壤 PSD 的异质程度,该比值越接近 1 说明土壤 PSD 越集中在密集区^[21]。

奇异指数以及相对的多重分形谱函数,可通过实数 q 求得^[19]:

$$\alpha(q) = \lim_{\epsilon \rightarrow 0} \frac{\sum_{i=1}^{N(\epsilon)} \mu_i(q, \epsilon) \lg \mu_i(\epsilon)}{\lg \epsilon}$$

(4)

和

$$f(\alpha(q)) = \lim_{\epsilon \rightarrow 0} \frac{\sum_{i=1}^{N(\epsilon)} \mu_i(\epsilon) \lg \mu_i(q, \epsilon)}{\lg \epsilon}$$

(5)

α(q)称为奇异性指数,表征土壤分布在局部上的分维,与多重分形谱函数 f(α(q))共同描述土壤分布的详细局部特征。α₀是多重分形结构奇异强度的均值,与土壤 PSD 在局部的密集程度有关,值越低,表明土壤分布局部密集程度越大^[22];多重分形谱谱宽(Δα)定量描述了土粒结构在空间上分布的非均匀程度,值越大表明土壤在空间上分布变异程度越高^[16]。多重分形谱函数 f(α(q))用于表述土壤分布的复杂性及非均匀性^[21],反映各粒径含量的分布特

征,当 $\Delta f < 0$ 时,在土壤粒径分布范围中体积分数占比小的颗粒对土壤分布的变异程度起主导作用,呈右钩状; $\Delta f > 0$ 时,体积分数占比大的颗粒对分布的变异程度起主导作用,呈左钩状^[10]。

1.5 统计分析

利用 *R* 对数据进行分析处理,采用单因素方差分析法(One-way ANOVA)和邓肯检验(Duncan)进行方差分析,显著性水平为 $P < 0.05$;运用冗余分析(RDA)和逐步回归分析环境因子与多重分形参数间的关系。图表中的数据为平均值±标准差($n = 3$)。

表 2 不同禁牧年限土层对土壤理化性质和土壤粒径组成的影响

指标	土层深度/cm	放牧	禁牧 10 年	禁牧 15 年	禁牧 27 年	禁牧 35 年
根系生物量/ (g·m ⁻²)	0—10	4.38±1.11Ca	8.60±1.93BCa	14.94±1.81Ba	15.41±0.39Ba	24.57±5.39Aa
	10—20	2.73±0.25Aab	1.92±0.58Ab	2.02±0.39Ab	2.73±0.64Ab	7.57±5.79Ab
	20—40	1.43±0.27Ab	1.44±0.06Ab	1.41±0.17Ab	1.30±0.49Aab	2.22±0.20Ab
	40—60	0.77±0.03ABb	1.03±0.08Ab	0.98±0.19ABb	0.65±0.04Bb	0.75±0.10ABb
土壤有机碳/ (g·kg ⁻¹)	0—10	21.33±1.12Da	29.21±0.47Ca	31.59±1.15BCa	35.38±0.41Aa	34.90±2.95Aba
	10—20	17.70±1.31Cb	24.69±0.69Bb	28.30±2.19ABa	29.88±1.69Ab	31.97±1.62Aa
	20—40	15.19±0.37Cb	21.47±0.12Bc	21.16±0.86Bb	24.04±0.73Ac	26.25±2.02Ab
	40—60	10.88±1.28Bc	18.15±1.15Ad	18.98±0.46Ab	19.96±0.90Ad	20.00±1.09Ac
全氮/ (g·kg ⁻¹)	0—10	2.25±0.11Ba	2.87±0.07ABa	3.03±0.34ABa	3.32±0.38Aa	3.42±0.17Aa
	10—20	1.75±0.21Cb	2.57±0.08Aab	2.96±0.13ABa	3.09±0.04Aa	3.31±0.37Aa
	20—40	1.67±0.06Db	2.21±0.17Cb	2.35±0.05BCb	2.66±0.13Bab	3.03±0.21Aa
	40—60	1.17±0.03Dc	1.40±0.12Cc	2.07±0.02Bb	2.30±0.05Ab	2.34±0.09Ab
土壤含水量/ (cm ³ ·cm ⁻³)	0—10	0.22±0.01Daa	0.21±0.01Db	0.25±0.01Ca	0.29±0.01Ba	0.32±0.01Aa
	10—20	0.20±0.01Cab	0.21±0.01BCab	0.24±0Ba	0.30±0.02Aa	0.31±0.01Aa
	20—40	0.20±0Dab	0.22±0Cab	0.24±0Ca	0.27±0.01Ba	0.30±0.01Ab
	40—60	0.19±0Eb	0.23±0Da	0.25±0Ca	0.27±0Ba	0.29±0Ab
容重/ (g·cm ⁻³)	0—10	1.37±0.01Ab	1.35±0.01ABb	1.33±0.01BCb	1.31±0.01CDb	1.29±0.02Db
	10—20	1.39±0.02Aab	1.37±0.02ABab	1.35±0.02ABCab	1.33±0.01BCab	1.31±0.03Cab
	20—40	1.42±0.02Aab	1.40±0.02ABab	1.38±0.02ABab	1.36±0.02ABab	1.34±0.04Bab
	40—60	1.44±0.01Aa	1.42±0.01ABa	1.40±0.01BCa	1.38±0.01CDa	1.36±0.02Da
碳氮比	0—10	9.48±0.24Aa	10.18±0.09Ab	10.68±1.29Aa	10.98±1.43Aa	10.24±1.41Aa
	10—20	1.24±0.79Aa	9.62±0.08Ab	9.53±0.32Aa	9.66±0.56Aa	9.72±0.99Aa
	20—40	9.09±0.30Aa	9.81±0.75Ab	9.01±0.18Aa	9.04±0.18Aa	8.67±0.13Aa
	40—60	9.37±1.24Ba	13.20±1.68Aa	9.15±0.15Ba	8.67±0.25Ba	8.53±0.26Ba
黏粒 (<0.002 mm)/%	0—10	16.13±0.86Bb	19.07±0.39ABa	22.70±2.24Aab	22.56±1.85Aa	20.03±1.96ABa
	10—20	22.25±2.82Aab	11.68±0.81Ba	19.57±0.19ABb	16.05±3.28ABa	13.90±2.30ABa
	20—40	23.87±1.07ABa	15.63±2.93BCa	25.89±0.68Aab	19.90±2.06ABCa	13.20±2.64Ca
	40—60	21.98±1.14Aab	19.47±1.83Aa	28.93±2.60Aa	19.91±0.33Aa	19.56±4.51Aa
粉粒 (0.002~0.05 mm)/%	0—10	24.21±2.06ABc	31.43±2.34ABab	33.07±1.89ABa	33.94±1.78Aa	19.73±4.75Ba
	10—20	28.43±3.32ABbc	16.79±1.94ABb	32.49±0.53Aa	33.55±7.82Aa	10.43±1.59Ba
	20—40	34.12±1.78Aab	22.93±5.50ABab	35.28±2.09Aa	23.58±1.81ABa	10.88±2.11Ba
	40—60	35.98±0.68Aa	34.21±1.86Aa	32.81±0.19Aa	23.25±0.25 Ba	15.11±3.13Ca
砂粒 (0.05~1 mm)/%	0—10	59.44±2.91Aa	49.50±2.73Aab	44.22±3.91Aab	43.49±3.48Aa	60.24±6.62Aa
	10—20	49.32±5.99Bab	71.53±2.60ABa	47.94±0.69Ba	50.41±6.96Ba	75.67±3.87Aa
	20—40	42.01±1.53Bb	61.43±8.27ABab	38.83±2.31Bab	56.52±3.79ABa	75.91±4.70Aa
	40—60	42.04±1.37BCb	46.32±3.67BCb	38.25±2.66Cb	56.84±0.47ABa	65.33±7.63Aa

注:表中数据为平均值±标准差;同行不同大写字母表示同一土层不同处理差异显著($P < 0.05$);同列不同小写字母表示同一处理不同土层差异显著($P < 0.05$)。下同。

禁牧 35 年 0—10 cm 土层根系生物量为 24.57 g/m²,显著高于其他土层。根系生物量、土壤养分(有

机碳、全氮)、黏粒、粉粒含量及碳氮比随土层深度递减,土壤容重随土层深度递增。放牧草地和禁牧 35 年草地的土壤含水量随土层深度的增加而减小,禁牧 10 年、15 年、27 年草地的土壤含水量随土层深度的增加而增加。

由表 2 和表 3 可知,黏粒及粉粒含量随禁牧年限的增加而升高,禁牧 27 年分别达到最大值(19.61%

和 28.58%),之后降低;细砂粒、中砂粒含量在禁牧 10 年、35 年较其他草地更高,禁牧 35 年两者均值分别为 32.56%,20.72%。砂粒总体积分数在禁牧 10 年和 35 年分别为 57.20%和 69.29%;禁牧 10 年 10—20 cm 的砂粒总体积分数为 71.53%,显著高于其他土层($P<0.05$)。

表 3 砂粒土壤体积分数

砂粒	土层深度/cm	土壤体积分数/%				
		放牧	禁牧 10 年	禁牧 15 年	禁牧 27 年	禁牧 35 年
极细砂 (0.05~0.1 mm)	0—10	16.80±0.21Aa	13.99±0.43Aab	18.39±0.94Aa	16.20±1.25Ab	16.20±2.62Aa
	10—20	15.75±0.89ABa	10.34±1.31Bb	17.21±0.52ABab	21.25±2.80Aab	12.14±0.40Ba
	20—40	14.89±0.80ABa	12.48±1.98Bab	15.83±0.90ABbc	22.97±0.06Aa	12.11±0.76Ba
	40—60	16.67±0.90ABCa	17.23±0.18ABa	14.53±0.53BCc	18.68±0.71Aab	12.69±0.48Ca
细砂粒 (0.01~0.25 mm)	0—10	26.49±2.32Aa	19.56±1.14Aab	17.88±1.95Aa	17.28±1.74Ab	26.66±4.20Aa
	10—20	21.06±3.25ABab	31.73±0.87ABa	18.50±0.68Ba	20.50±4.14Bab	36.43±2.30Aa
	20—40	16.74±0.26Bb	25.38±4.66ABab	14.29±1.22Ba	25.78±1.76ABa	35.32±2.67Aa
	40—60	16.94±0.84Bb	17.35±1.87Bb	16.29±0.87Ba	22.89±0.83Bab	31.81±4.89Aa
中砂粒 (0.25~0.5 mm)	0—10	12.78±1.08Aa	13.70±1.44Aab	6.71±0.79Aa	8.55±1.37Aa	15.03±4.60Aa
	10—20	10.52±1.78ABCab	25.39±2.05Aa	9.82±0.38BCa	7.29±2.10Ca	23.63±1.65ABa
	20—40	8.92±1.76ABab	19.81±5.32ABab	7.34±1.05Ba	6.82±1.70Ba	24.69±2.20Aa
	40—60	7.44±0.33Bb	9.18±1.23Bb	6.70±1.04Ba	11.56±0.92Ba	19.51±3.05Aa
粗砂粒 (0.5~1 mm)	0—10	3.37±1.36Aa	2.24±0.60Aa	1.24±0.32Aa	1.46±0.27Aab	2.35±0.38Aa
	10—20	1.99±0.62Aa	4.07±1.17Aa	2.41±0.44Aa	1.36±0.35Aab	3.47±0.64Aa
	20—40	1.46±0.73Aa	3.75±0.24Aa	1.38±0.42Aa	0.95±0.54Ab	3.79±1.04Aa
	40—60	0.99±0.50ABa	2.56±0.49ABa	0.74±0.49Ba	3.70±1.42Aa	1.68±0.37ABa

2.2 禁牧对土壤粒径多重分形特征的影响

广义维数谱 $D(q)$ 作为多重分形的重要参数,能够表征土壤 PSD 的局部结构特征及非均质性。由图 1 可知, $D(q)$ 是关于 q 的、具有一定宽度的单调递减函数,呈现典型的反“S”形曲线,与 Sigma-shaped 曲率相符^[23]。由表 4 可知,广义维数谱参数 D_0 、 D_1 、 D_2 存在的关系为 $D_0>D_1>D_2$,说明各级土壤粒径分布呈现非均匀状态,满足多重分形分析的条件。从图 1 可以看出, $q>0$ 时, $D(q)$ 的变化幅度相比 $q<0$ 时更小;当 $q<0$ 时,0—10 cm 土层内禁牧 35 年草地的曲线变化幅度最大;10—20 cm 土层内禁牧 15 年曲线变化幅度最大;20—40 cm 土层内放牧样地的下降趋势相对较大;40—60 cm 土层内禁牧 27 年及 35 年草地的下降趋势较大。

多重分形谱函数为左右不对称单峰型的连续曲线,这是土壤形成过程不同阶段产生了不同程度局部变化的结果^[16]。由图 2 可知,曲线为左钩状,即 $\Delta f>0$,说明各样地在 PSD 中体积分数占比较大的颗粒占主导地位。

由表 4 可知,放牧草地 D_0 、 D_1 、 D_2 均高于禁牧草地。 D_0 的分布范围为 0.866~0.891,表明所有样地土壤颗粒在区间内非均匀分布, D_0 随禁牧年限的增加而递减。

D_1 随禁牧年限的变化呈现先增加后减小的变化趋势,在禁牧 27 年时均值为 0.886,显著高于其他禁牧样地。 D_2 随禁牧年限呈现先增加后减少的变化趋势,在禁牧 27 年时为峰值,其均值为 0.893。 D_1/D_0 各土层数值分布在 1 附近,并随禁牧年限的增加而逐渐接近 1,在禁牧 27 年最接近 1。 α_0 数值在 10—20 cm 土层随禁牧年限递减,其余土层无显著差异。

D_0 在土层间无显著差异。 D_1 在禁牧 10 年时随土层深度递增,在禁牧 35 年时随土层深度递减。 D_2 、 D_1/D_0 在禁牧 10 年、15 年随土层深度递增,在禁牧 35 年时随土层深度递减。 α_0 在禁牧 10 年、15 年随土层深度递减。

2.3 多重分形参数与环境因子的相关关系

基于多元线性回归模型分析各类环境因子对多重分形参数变化的贡献,拟合所得的标准系数能够反映环境因子对参数变化的贡献程度,因子的标准系数越大,该因子的线性影响即贡献率也越大^[24]。由表 5 可知,影响不同多重分形参数变化的主要因子并不相同。土壤碳氮比与 D_0 呈极显著负相关关系($P<0.01$); D_1 与碳氮比呈极显著负相关关系($P<0.01$),与土壤有机碳含量呈极显著正相关关系($P<0.01$),线性影响最大的环境因子是土壤有机碳含量,其贡献

率为 0.001 7;对 D_1/D_0 参数变化贡献率最大的影响因子为土壤有机碳含量,其贡献率为 0.001 8;影响 D_2 参数变化最主要的环境因子为土壤有机碳含量,其贡献率为 0.002 5($P<0.01$);影响 α_0 参数变化最主要的环境因子为粉粒含量,其贡献率为 0.002 4,土壤有机碳与 α_0 呈极显著负相关关系($P<0.01$)。

由图 3 可知,环境因子分别解释放牧草地和禁牧草地土壤 PSD 多重分形参数 99.84%,99.34%,98.54%,98.97%,99.44% 的变异,放牧草地与禁牧草地的土壤 PSD 多重分形参数均受到除粗砂粒以外其他因子的影响。黏粒、粉粒与多重分形参数 D_1 、 D_2 及 D_1/D_0 呈正相关,容重与 D_1 、 D_1/D_0 呈正相关关系,中砂粒、细砂粒、土壤养分与 D_0 及 α_0 呈正相关;同样,根系生物量与 α_0 呈正相关关系。

3 讨论

半干旱地区退化草地的治理是一个复杂且漫长的过程,禁牧是减缓退化进程和改善草地状况的有效方法之一^[25]。本研究利用广义维数谱 $D(q)$ 与多重分形谱函数 $f(a(q))$ 表征土壤粒径分布特征,从而明确不同处理对退化草地土壤结构及其养分状况的

影响^[26]。根据广义维数谱及多重分谱函数曲线图,表明不同禁牧年限草地土壤颗粒分布呈现非均匀性,小概率分布区间相比大概率区间的土壤结构更复杂,不均匀性强,变异性更高,且广义维数谱对小概率区间土壤颗粒分布的描述更准确。

本研究发现,容量维数 D_0 随禁牧年限递减的趋势说明土壤 PSD 分布范围有所减小,与王燕等^[27] 有关半干旱地区弃耕农田的研究结果相矛盾。结合土壤砂粒体积分数随禁牧时间延长而递增的趋势,该研究结果可能是由于农耕活动会导致耕地土壤呈现均质化发展,导致土壤中砂粒含量的占比较少;而本研究中的草地生态系统处于半干旱区,风力侵蚀较为严重,随着禁牧过程的延长,草地覆盖度增加,植被能够将风力侵蚀带来的沙尘的沉降并固定,植被覆盖度越高,沙尘越易沉降,导致砂粒含量随禁牧时间延长而增加。这与胡云锋等^[8] 关于不同土地覆盖度下土壤 PSD 的分维特征的研究结果有相似之处。另外,本研究结果显示,禁牧 35 年的砂粒体积含量显著高于其他样地(表 3),且细砂粒体积分数增加的比例较大,因此,有关各级砂粒含量随禁牧年限的变化还有待进一步的研究。

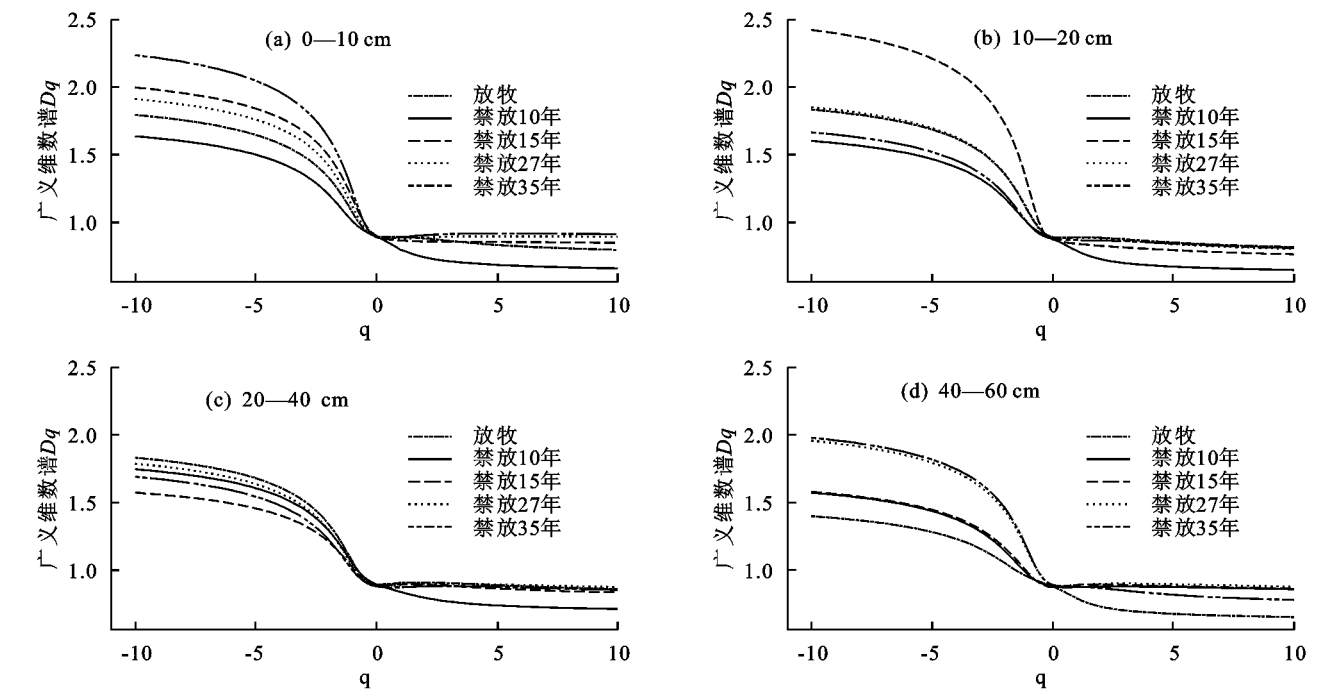


图 1 不同禁牧年限内不同土层土壤 PSD 广义维数谱曲线

有关研究^[3] 表明,宁夏荒漠草原禁牧后土壤养分及生物量均显著增加,土壤结构相对改善,但存在最佳禁牧年限,超过这个年限后土壤养分含量随禁牧年限递减。研究显示信息熵维数 D_1 、关联维数 D_2 变化规律与其一致。采用多元线性回归模型分析不同环境因子与多重分形参数间的相关关系,结合所得结果可知,这是由于土壤有机碳作为土壤组成的重要部分,与土壤肥力之间联系密切,也在一定程度上影响

土壤颗粒组成,禁牧有利于退化草地有机碳的积累,但有机碳含量并不会随禁牧年限一直递增,进一步论证了许冬梅等^[28] 在宁夏荒漠草原有关土壤有机碳分布变化的研究结果。此外,禁牧草地根系分布相比放牧草地更深,从而促进根系吸收更深层的土壤养分,植被根系对土壤有机碳分布也有直接影响^[29]。而土壤碳氮比作为辅助反映土壤肥力的指标,其比值在一定范围内越大,越有利于有机质和全量养分的积

累^[30], 本研究中碳氮比随禁牧年限增加而递增, 在禁牧 27 年后递减, 表明一定时间的禁牧能够促进土壤肥力的积累, 与全氮、有机碳随禁牧年限变化的变化趋势相符合。

表 4 不同禁牧年限内不同土层土壤 PSD 多重分形参数

指标	土层深度/cm	放牧	禁牧 10 年	禁牧 15 年	禁牧 27 年	禁牧 35 年
D_0	0—10	0.891±0.002Aa	0.890±0.002Aa	0.886±0.008Aa	0.886±0.002Aa	0.884±0.004Aa
	10—20	0.890±0.002Aa	0.882±0.005ABa	0.866±0.003Ba	0.884±0.004Aa	0.877±0ABa
	20—40	0.891±0.002Aa	0.886±0.005ABa	0.883±0.003ABa	0.877±0Ba	0.881±0.004Ba
	40—60	0.886±0.005Aa	0.884±0.004Aa	0.879±0.005Aa	0.884±0.004Aa	0.884±0.004Aa
D_1	0—10	0.889±0.007Aa	0.805±0.007Bc	0.860±0.007ABab	0.885±0.005Aa	0.885±0.002Aa
	10—20	0.897±0.008Aa	0.806±0.010Bc	0.834±0.004ABb	0.884±0.003Aa	0.868±0.003ABab
	20—40	0.902±0.001Aa	0.833±0.002Bb	0.883±0.008Aa	0.885±0.005Aa	0.861±0.005ABb
	40—60	0.858±0.035Aa	0.874±0.001Aa	0.891±0.002Aa	0.888±0Aa	0.873±0.002Aab
D_1/D_0	0—10	0.998±0.006Aa	0.904±0.009Bc	0.971±0.006ABb	0.999±0.007Aa	1.000±0.006Aa
	10—20	1.008±0.010Aa	0.914±0.008Bc	0.963±0.004ABb	1.000±0.002Aa	0.990±0.003Aab
	20—40	1.012±0.003Aa	0.940±0.003Bb	1.000±0.007Aa	1.009±0.006Aa	0.978±0.009ABb
	40—60	0.968±0.035Aa	0.988±0.003Aa	1.014±0.004Aa	1.004±0.004Aa	0.987±0.002Aab
D_2	0—10	0.888±0.014Aa	0.746±0.005Bb	0.857±0.004Aab	0.891±0.003Aa	0.899±0.002Aa
	10—20	0.894±0.009Aa	0.749±0.012Bb	0.826±0.007ABb	0.888±0.005Aa	0.865±0.005Ab
	20—40	0.901±0.005Aa	0.789±0.004Bb	0.882±0.011Aa	0.896±0.002Aa	0.853±0.015ABb
	40—60	0.834±0.054Aa	0.875±0.000Aa	0.897±0.003Aa	0.895±0.002Aa	0.868±0.004Aab
α_0	0—10	0.923±0.001Aa	0.968±0.006Aa	0.953±0.021Aa	0.935±0.014Aa	0.937±0.019Aa
	10—20	0.912±0.018ABa	0.954±0.007Aab	0.943±0.004ABa	0.925±0.008ABa	0.902±0.005Ba
	20—40	0.906±0.014Aa	0.952±0.017Aab	0.912±0.006Aab	0.904±0.013Aa	0.932±0.014Aa
	40—60	0.930±0.010Aa	0.928±0.013Ab	0.896±0.017Ab	0.919±0.013Aa	0.931±0.016Aa

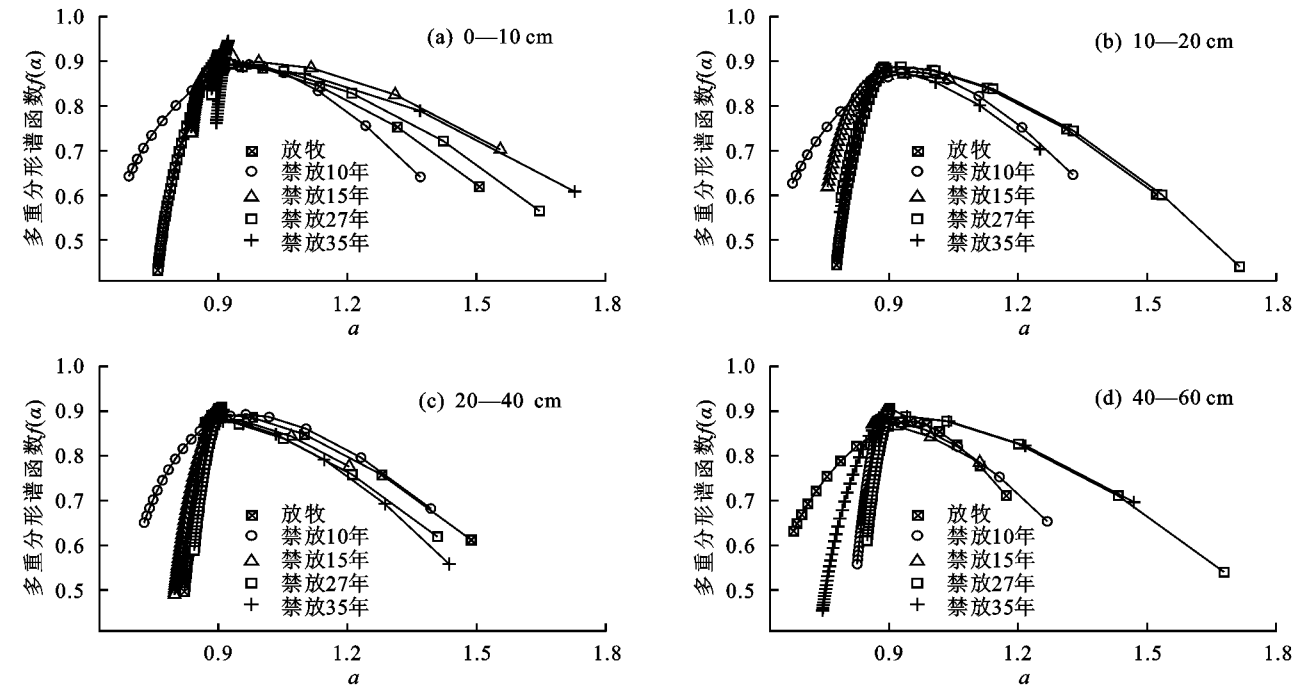


图 2 不同禁牧年限内不同土层土壤 PSD 多重分形谱函数曲线

表 5 多重分形参数与环境因子的多元线性回归模型

回归模型	df	R^2	P
$D_0=0.9431-0.0379 * SM-0.0023 * C/N-0.0005 * clay-0.0003 * sand$	55	0.242	0.004
$D_1=7.6605+0.0017 * SOC-0.0047 * C/N-0.0662 * clay-0.0683 * silt-0.0683 * sand$	54	0.336	<0.001
$D_1/D_0=1.1901+0.0018 * SOC-0.0035 * silt-0.0029 * sand$	56	0.309	<0.001
$D_2=12.2070+0.0025 * SOC-0.1102 * clay-0.1155 * silt-0.1148 * sand$	55	0.319	<0.001
$\alpha_0=0.8117+0.0024 * silt+0.0018 * sand-0.0017 * SOC$	56	0.292	<0.001

注:SM 为土壤含水量;clay 为黏粒;sand 为砂粒;silt 为粉粒;SOC 为土壤有机碳;C/N 为碳氮比。

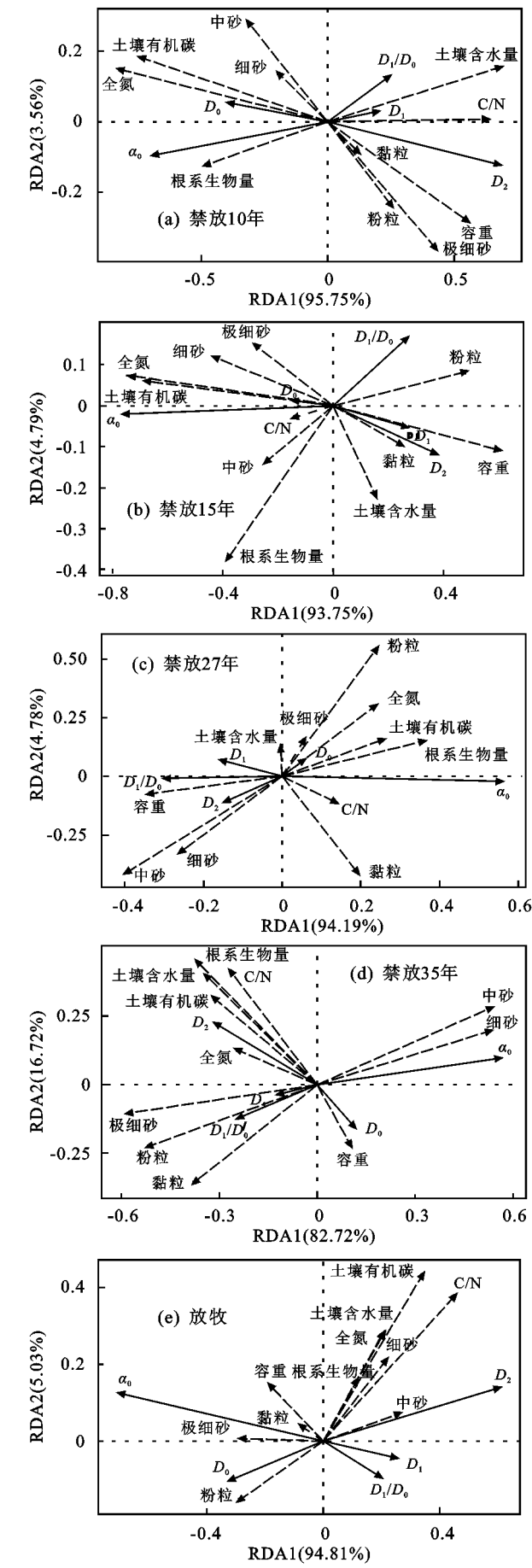


图3 土壤 PSD 多重分形参数与环境因子的冗余分析
容重是土壤通气性的指标之一,对草地退化具有

敏感性,受土壤有机质、土壤质地及放牧强度的影响^[31]。本研究可得,放牧草地土壤容重显著高于禁牧草地($P<0.05$),这是由于禁牧可以减少或排除牲畜对草地的踩踏,从而降低土壤容重。另外,本研究发现,不同草地间的 D_1/D_0 差异显著,说明禁牧后土壤 PSD 集中区随禁牧年限的延长而变化,其趋势趋于逐渐向分布密集区集中。根据研究中土壤理化性质变化可得,禁牧 27 年以内的草地土壤养分(全氮、有机碳)及黏粒含量呈现增加趋势,但禁牧 27 年以后的养分含量增幅为禁牧 35 年 $<$ 禁牧 27 年,与李景刚等^[30]、王英舜等^[32] 在锡林郭勒盟的研究结果一致。这可能是由于植被具有补偿性生长机制,禁牧前期由于放牧草地植被的超补偿性生长,导致一定程度上受植被影响的土壤理化性质得到改善,但长期禁牧可能会限制植物的超补偿性生长机制,降低植物生产的周转率,抑制土壤养分等理化性质的良性发展^[33-34]。

土壤粒径分布作为重要的土壤物理性质之一,能够反映出土壤结构特性的变化趋势。利用多重分形理论对土壤颗粒分布分析发现,在禁牧前期(禁牧 10 年、15 年),多重分形参数 D_1 、 D_2 呈现随土层深度递增趋势,在禁牧后期则(禁牧 27 年、35 年)呈现递减趋势,表明禁牧前期土壤 PSD 随土层深度分布更均匀,在局部分布趋势稀疏,集中性降低;而禁牧后期则趋向于非均匀分布,土壤 PSD 向局部区域集中。前者可能是由于土壤有机碳与土壤颗粒组成密切相关,土壤有机碳含量变化在一定程度上影响土壤 PSD 的发展,且根系生物量作为土壤重要的碳源,与土壤有机碳的垂直分布密切相关,禁牧能够促进植被根系的生长,随着禁牧年限的延长,草地植被根系分布会较放牧草地更深(0—40 cm),且草地植被根系分布随着土层深度增加而递减,因此土壤有机碳也呈现相同的趋势。由于土壤有机碳并不会一直随禁牧年限及土层深度的增加而增加,随着禁牧年限的延长,禁牧对有机碳积累的有利影响逐渐减弱,导致土壤团聚体的形成被抑制,从而影响 D_1 、 D_2 随土层深度的变化趋势^[28]。而禁牧后期土壤颗粒的非均质化发展是由砂粒含量的增加导致的,该结果可能是由于随着禁牧年限增加,地上植被覆盖度随着增加,植被降低近地面风速,将风力带来的沙尘沉降,更深入的原因还需进一步研究。

前人^[35] 研究发现,禁牧有助于提高物种多样性和土地生产力,并进一步改善退化草地的生态系统功能。根据多重分形理论可以发现,禁牧前期(禁牧 10 年、15 年) D_1/D_0 随土层深度增加逐渐接近 1,禁牧后期(禁牧 27 年、35 年) D_1/D_0 随土层深度增加逐渐远离 1,表明禁牧前期随土层深度增加土壤 PSD 向密集

区靠拢,局部集中程度增加,但禁牧后期随土层深度增加土壤颗粒分布的局部集中程度降低。这可能是由于表层土壤(0—10 cm)受禁牧影响较大,地上枯落物与地下生物量都富集在表层土壤,对土壤颗粒分布产生的影响更大,因此禁牧对表层土壤结构发展的影响更强,该影响随土层深度的增加而递减。另外, α_0 在禁牧前期(禁牧 10 年、15 年)的趋势说明,在一定禁牧年限下土壤各粒级体积含量空间上分布更加均匀,变异程度降低,说明一定年限内的禁牧能够改善土壤养分及地下生物量,提高土壤颗粒分布的均质性。

4 结论

(1)半干旱区草地禁牧可以提高土壤养分(土壤有机碳、全氮)含量,增加根系生物量及黏粒、砂粒含量;信息熵维数 D_1 、关联维数 D_2 的变化趋势表明,土壤随土层深度分布均质性增强,局部集中趋势减弱。

(2)禁牧可以促进土壤养分及结构的良性发展,但禁牧年限过长反而不利于退化草地土壤的恢复与改善。多重分形参数表征土壤粒径具有较高的灵敏性和精确度,与土壤有机碳呈极显著正相关,可以作为反映土壤性质的潜在指标。

参考文献:

- [1] 方楷,宋乃平,魏乐,等.不同放牧制度对荒漠草原地上生物量及种间关系的影响[J].草业学报,2012,21(5):12-22.
- [2] 潘庆民,薛建国,陶金,等.中国北方草原退化现状与恢复技术[J].科学通报,2018,63(17):1642-1650.
- [3] 谢莉,宋乃平,孟晨,等.不同封育年限对宁夏荒漠草原土壤粒径及碳氮储量的影响[J].草业学报,2020,29(2):1-10.
- [4] 闫玉春,唐海萍.草地退化相关概念辨析[J].草业学报,2008,17(1):93-99.
- [5] 徐加盼,李继洪,魏玉杰,等.不同母质类型发育土壤颗粒组成分形特征[J].土壤学报,2020,57(5):1197-1205.
- [6] 孙哲,王一博,刘国华,等.基于多重分形理论的多年冻土区高寒草甸退化过程中土壤粒径分析[J].冰川冻土,2015,37(4):980-990.
- [7] 董莉丽,马孝燕,胡丹,等.吴起县退耕还林样地土壤粒径分布的单一和多重分形特征[J].干旱区资源与环境,2015,29(7):111-115.
- [8] 胡云锋,刘纪远,庄大方,等.不同土地利用/土地覆盖下土壤粒径分布的分维特征[J].土壤学报,2005,42(2):336-339.
- [9] Sun C L, Liu G B, Xue S. Natural succession of grassland on the Loess Plateau of China affects multifractal characteristics of soil particle size distribution and soil nutrients[J].Ecological Research,2016,31(6):891-902.
- [10] 孙梅,孙楠,黄运湘,等.长期不同施肥红壤粒径分布的多重分形特征[J].中国农业科学,2014,47(11):2173-2181.

- [11] 李金芬,程积民,刘伟,等.黄土高原云雾山草地土壤有机碳、全氮分布特征[J].草地学报,2010,18(5):661-668.
- [12] 郑周敏,罗瑞敏,程积民,等.宁夏云雾山典型草原休眠期气候变化对生产力的影响[J].中国农业气象,2018,39(10):656-663.
- [13] 程杰,呼天明,程积民.黄土高原半干旱区云雾山封禁草原 30 年植被恢复对气候变化的响应[J].生态学报,2010,30(10):2630-2638.
- [14] 华娟,赵世伟,张扬,等.云雾山草原区不同植被恢复阶段土壤团聚体活性有机碳分布特征[J].生态学报,2009,29(9):4613-4619.
- [15] Song Z L, Wang J, Liu G B, et al. Changes in nitrogen functional genes in soil profiles of grassland under longterm grazing prohibition in a semiarid area[J].Science of the Total Environment,2019,673:92-101.
- [16] 管孝艳,杨培岭,任树梅,等.基于多重分形理论的壤土粒径分布非均匀性分析[J].应用基础与工程科学学报,2009,17(2):196-205.
- [17] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,2000.
- [18] 王德,傅伯杰,陈利顶,等.不同土地利用类型下土壤粒径分形分析:以黄土丘陵沟壑区为例[J].生态学报,2007,27(7):3081-3089.
- [19] Grout H, Tarquis A M, Wiesner M R. Multifractal analysis of particle size distributions in soil[J].Environmental Science and Technology,1998,32(9):1176-1182.
- [20] Montero E S. Rényi dimensions analysis of soil particle-size distributions [J]. Ecological Modelling, 2005, 182:305-315.
- [21] 王燕,蒙仲举,斯庆毕力格,等.基于多重分形的半干旱区农田表层土壤粒径分布特征研究[J].土壤,2018,50(4):826-831.
- [22] 常海涛,赵娟,刘佳楠,等.退耕还林与还草对土壤理化性质及分形特征的影响:以宁夏荒漠草原为例[J].草业学报,2019,28(7):14-25.
- [23] Ferreira J P, Vázquez E V. Multifractal analysis of Hg pore size distributions in soils with contrasting structural stability[J].Geoderma,2009,160(1):64-73.
- [24] 王丹阳.华北落叶松人工林密度对土壤团聚体有机碳矿化的影响[D].北京:北京林业大学,2020.
- [25] Jing Z B, Cheng J M, Chen A. Assessment of vegetative ecological characteristics and the succession process during three decades of grazing exclusion in a continental steppe grassland [J]. Ecological Engineering,2013,57:162-169.
- [26] Sun C L, Liu G B, Xue S. Land-use conversion changes the multifractal features of particle-size distribution on the Loess Plateau of China[J].International Journal of Environmental Research and Public Health,2016,13(15):1-15.

蔬菜中重金属含量分布状况及健康风险评价[J].中国农村水利水电,2015(3):71-75.

[11] 何纪力,徐光炎,朱惠民,等.江西省土壤环境背景值研究[M].北京:中国环境科学出版社,2006:314.

[12] 黄兆琴,张乃文,刘霞.稻壳生物炭的制备及性质表征[J].广州化工,2018,46(12):40-43.

[13] Zhong M D, Liu X M, Wu J J, et al. Impacts of simulated acid rain on recalcitrance of two different soils[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(6):4216-4224.

[14] 陈梦成,罗晶,许开成.江西省酸雨特征分析及预测模型[J].环境科学与技术,2014,37(10):167-170.

[15] 杜森,高祥照.土壤分析技术规范[M].2版.北京:中国农业出版社,2006:256.

[16] 陈守莉,孙波,王平祖,等.污染水稻土中重金属的形态分布及其影响因素[J].土壤,2007,39(3):375-380.

[17] 蔡彦明,师荣光,张浩,等.土水界面污染物迁移转化的影响机制研究[J].安徽农业科学杂志,2009,37(2):800-804.

[18] 王芳,蒋新,王代长,等.模拟酸雨作用下红壤中Cu²⁺的释放动力学[J].环境化学,2003,22(4):340-344.

[19] Xia S, Song Z L, Jeyakumar P, et al. Characteristics and applications of biochar for remediating Cr(VI)-contaminated soils and wastewater[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2020, 42(18):1543-1567.

[20] Mosley L, Willson P, Hamilton B, et al. The capacity of biochar made from common reeds to neutralise pH and remove dissolved metals in acid drainage[J]. Environmental Science Pollution Research, 2015, 22(19):15113-15122.

[21] Li F Y, Cao X D, Zhao L, et al. Effects of mineral additives on biochar formation: Carbon retention, stability, and properties[J]. Environmental Science and Technology, 2014, 48(19):11211-11217.

[22] Tsai C C, Chang Y F, Hwang G S, et al. Impact of wood biochar addition on nutrient leaching and fertility in a rural ultisols of Taiwan[J]. Taiwanese Journal of Agricultural Chemistry and Food Science, 2013, 51(2):80-93.

[23] Zheng X J, Chen M, Wang J F, et al. Assessment of zeolite, biochar, and their combination for stabilization of multimetal-contaminated soil[J]. ACS Omega, 2020, 5(42):27374-27382.

[24] 王金明,易发成.浙江天然沸石对Cs⁺的吸附性能研究及其晶体结构表征[J].硅酸盐通报,2010,48(3):670-675.

[25] Koutsospyros A, Braidia W, Christodoulatos C, et al. A review of tungsten: From environmental obscurity to scrutiny[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 136(1):1-19.

[26] Beesley L, Marmiroli M, Pagano L, et al. Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.)[J]. Science of the Total Environment, 2013, 454:598-603.

[27] Šiljeg M, Foglar L, Gudelj I. The removal of arsenic from water with natural and modified clinoptilolite[J]. Chemistry and Ecology, 2012, 28(1):75-87.

(上接第 318 页)

[27] 王燕,斯庆毕力格,贾旭,等.基于多重分形的半干旱区弃耕农田土壤粒径分布特征[J].干旱区研究,2018,35(4):804-812.

[28] 许冬梅,许新忠,王国会,等.宁夏荒漠草原自然恢复演替过程中土壤有机碳及其分布的变化[J].草业学报,2017,26(8):35-42.

[29] 陈敏,宝音陶格涛.半干旱草原区退化草地改良的试验研究[J].草业科学,1997,14(6):28-30.

[30] 李景刚,贾树海,赵国平.围栏封育对退化草原土壤性质的影响[J].安徽农业科学,2010,38(1):280-282.

[31] 赵勇钢,赵世伟,华娟,等.半干旱典型草原区封育草地土壤结构特征研究[J].草地学报,2009,17(1):106-112.

[32] 王英舜,师桂花,许中旗,等.锡林郭勒放牧草地封育后植被恢复过程的研究[J].草业科学,2010,27(8):10-14.

[33] 高英志,韩兴国,汪诗平.放牧对草原土壤的影响[J].生态学报,2004,24(4):790-797.

[34] 赵威,王征宏.植物的补偿性生长[J].生物学通报,2008,43(3):12-13.

[35] Cheng J M, Wei L, Jing G H, et al. Long-term grazing exclusion effects on vegetation characteristics, soil properties and bacterial communities in the semi-arid grasslands of China[J]. Ecological Engineering, 2016, 97:170-178.