

衡阳紫色土丘陵坡地土地利用变化对土壤性质的影响

杨满元, 魏甲彬, 李娟, 刘慧娟, 黄雯, 杨宁*

(湖南环境生物职业技术学院 园林学院, 湖南 衡阳 421005)

摘要:【目的】探讨衡阳紫色土丘陵坡地土地利用变化对土壤性质的影响,揭示土地利用变化对土壤肥力的影响机制。【方法】选取研究区5种不同土地利用方式(包括耕种+撂荒地、灌草地、灌丛地、坡耕地和人工林地)的0~10 cm与10~20 cm土层土壤作为研究对象,对比分析其土壤理化性质和土壤微生物量碳、土壤微生物量氮含量及4种酶活性(蛋白酶、脲酶和过氧化氢酶、 β -葡萄糖苷酶)等生物学性质,通过主成分分析和相关分析方法计算其土壤肥力指数,并对其土壤肥力进行综合评价。【结果】(1)灌草地和坡耕地的土壤含水量、土壤有机碳、全氮、碱解氮、速效磷、土壤微生物量碳、土壤微生物量氮含量显著高于其他3种土地利用方式对应土层($P<0.05$),且灌草地和坡耕地有较高的土壤酶活性;(2)除耕种+撂荒地外,其他4种土地利用方式0~10 cm土层土壤理化性质以及5种土地利用方式土壤生物学性质明显优于10~20 cm土层($P<0.05$),即有明显的“表聚效应”;(3)除速效钾外,土壤肥力的各因子之间有明显的相关性;(4)土壤微生物量碳、土壤微生物量氮、土壤有机碳、全氮和碱解氮等是土壤肥力主要驱动因子,土壤质量指数计算结果表明,灌草地(1.78)与坡耕地(1.65)土壤肥力较好,人工林地(1.38)与灌丛地(1.16)次之,耕种+撂荒地(0.67)最差。【结论】与其他土地利用方式相比,灌草地(灌木紫穗槐+草本白花草木樨)和坡耕地(正常坡耕地种植)土地利用方式可以改善研究区的土壤性质,提升土壤肥力。

关键词: 土地利用变化;土壤性质;土壤肥力;土壤质量指数;紫色土

中图分类号: S153.6

文献标志码: A

文章编号: 2095-7300(2023)01-0075-11

Effects of Land Use Change on Soil Properties on Sloping-land with Purple Soils in Hengyang

YANG Manyuan, WEI Jiabin, LI Juan, LIU Huijuan,
HUANG Wen, YANG Ning*

(College of Landscape Architecture, Hunan Polytechnic of Environment and Biology, Hengyang 421005, China)

Abstract:【Objective】It is important to explore the effects of land use/cover change (LUCC) on soil properties and reveal the influence mechanism of LUCC on soil fertility on sloping-land with purple soils in Hengyang. 【Method】The soil samples of 0~10 cm and 10~20 cm soil layers from 5 kinds of different

收稿日期: 2022-08-25

基金项目: 湖南省科技厅项目(S2006N332); 衡阳市科技计划项目(202150083609); 湖南环境生物职业技术学院南岳学者基金项目(N2021-03)。

作者简介: *为通信作者, 杨宁, 博士, 教授, 研究方向: 紫色土荒山坡地生态植被恢复, E-mail: yangning8787@sina.com; 杨满元, 高级实验师, 研究方向: 紫色土荒山坡地生态植被恢复, E-mail: yangmyhyp@sina.com。

引文格式: 杨满元, 魏甲彬, 李娟, 等. 衡阳紫色土丘陵坡地土地利用变化对土壤性质的影响[J]. 湖南生态科学学报, 2023, 10(1): 75-85. YANG M Y, WEI J B, LI J, et al. Effects of land use change on soil properties on sloping-land with purple soils in Hengyang[J]. Journal of Hunan Ecological Science, 2023, 10(1): 75-85.

land-use patterns including FAL (Farmed and abandoned land), SG (Shrub and grassland), SL (Shrub land), SF (Slope farmland) and AFL (Artificial forest land) were selected and collected to compare and analyze the differences of soil physico-chemical and biological properties including SMBC (Soil microbial biomass carbon), SMBN (Soil microbial biomass nitrogen) contents and the activities of 4 kinds of enzymes including PA (Protease activity), UA (Urease activity), CA (Catalase activity) and β -GA (β -Glucosidase activity), then calculated soil fertility index and evaluated the soil fertility by the methods of principal component and correlation analysis in the study area. 【Result】(1) In the same soil layers, the SWC (Soil water content), SOC (Soil organic carbon), TN (Total nitrogen), AN (Alkali-hydrolyzable nitrogen), AP (Available phosphorus), SMBC (Soil microbial biomass carbon) and SMBN (Soil microbial biomass nitrogen) contents of SG and SF were significantly higher than those of other 3 kinds of land-use patterns ($P < 0.05$), and the activities of 4 kinds of enzymes in SG and SF all showed a higher level; (2) The soil physico-chemical properties of 0-10 cm soil layer in SG, SL, SF and AFL and soil biological properties of 0~10 cm soil layer in 5 kinds of land-use patterns were obviously better than those of 10-20 cm soil layer, which performed “surface convergence phenomenon”; (3) There were obvious correlations among factors of soil properties apart from AK (Available potassium); (4) SMBC, SMBN, SOC, TN and AN et al were main driving factors, SQI (Soil quality index) showed that the soil fertility quality of SG (1.78) and SF (1.65) was better, followed by AFL (1.38) and SL (1.16), and that of FAL (0.67) was the worst. 【Conclusion】All the study indicated that the land-use patterns of SG [Plantation of shrub (*Amorpha fruticosa*) and herbage (*Melilotus albus*)] and SF (Normal slope farmland cultivation) could improve soil properties and soil fertility in the study area compared with other 3 kinds of land-use patterns.

Keywords: land use/cover change (LUCC); soil properties; soil fertility; soil quality index (SQI); purple soils

土地利用与覆被变化(LUCC)是全球生态环境变化的重要内容和主要成因,在全球生态环境日益恶化的前提下,LUCC已在国内外引起高度关注,并成为生态学的研究热点^[1-2]。土地利用是土壤质量和环境变迁的人类干预活动^[3],合理土地利用可提升土壤肥力和土壤生产力^[4],反之则会使土壤质量下降,降低生物多样性,甚至丧失土壤生产力^[5-6],因此土地利用变化对土壤质量影响更是受到普遍关注^[7-8]。土壤性质是土壤理化与生物学性质的集中体现,反映了土壤生态环境基本状况^[9],是土壤质量的核心内容^[10]。国外在该领域的研究开展较早^[11-12],中国在该领域的研究主要集中在典型农业示范区^[13-15]以及城乡景观生态规划区^[16-17]等地,但在衡阳紫色土丘陵坡地同类研究鲜见报道。衡阳紫色土丘陵坡地共有紫色土 $1.625 \times 10^5 \text{ hm}^2$,由于紫色土成土速度快,其母质胶结不实或钙质胶结而物理风化强烈、抗蚀力弱、土体较薄、地力差、侵蚀严重,土壤退化集中表现为“旱、薄、瘦、蚀”,有的区域

甚至出现大面积基岩裸露,是中国南方极具代表性的水土流失及相关自然灾害频发区^[18],当前,对该区域的研究报道主要集中在植被自然演替不同阶段土壤性质以及土壤种子库等方面^[19-22],但对于不同土地利用条件下土壤性质以及土壤肥力变化研究相对较少。基于此,本文通过对研究区5种土地利用方式的土壤性质进行对比研究,分析土地利用变化对土壤性质影响,并对其进行综合分析,为衡阳紫色土丘陵坡地土壤质量的提高以及合理保护该区域生态系统提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究地概况

研究区域($110^\circ 32' 16''$ — $113^\circ 16' 32''$ E, $26^\circ 07' 05''$ — $27^\circ 28' 24''$ N)位于湖南省中南部,紫色土网状分布于研究区域海拔60—200 m区域;属亚热带湿润季风气候,区域年均温 18.0°C 左右,极端最高温 40.5°C ,

极端最低温分别-7.9℃,年降雨量 1 325 mm 左右,蒸发量 1 426.5 mm 左右,相对湿度 80%,年无霜期为 286 d 左右,自然灾害以秋旱为主^[23]。根据研究区流域特点,在研究区选取土地利用年限相同(均为 30 a),经纬度、海拔、坡向与坡度等生态因子大致相同的耕种+撂荒地(Farmed and abandoned land, FAL)、灌草地(Shrub and grassland, SG)、灌丛地(Shrub land, SL)、坡耕地(Slope farmland, SF)和人工林地(Artificial forest land, AFL)5 种利用方式的样地,各样地面积大于 1 hm²,样地的间隔距离为

500~2 500 m。5 种利用方式样地 30 a 前的天然次生林乔木主要为天然次生林枫香(*Liquidamdar formosana*),灌木主要为牡荆(*Vitex negundo* var. *cannabifolia*)等,草本为狗牙根(*Cynodon dactylon*)和马鞭草(*Verbena officinalis*)为主,研究区的植被覆盖率 19.17% 左右;土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)、全磷(TP)、全钾(TK)分别为 0.18、0.12、0.21 与 34.57 g/kg 左右,碱解氮(AN)、速效磷(AP)、速效钾(AK)分别约为 34.25、13.00、253.72 mg/kg,土壤 pH 约 8.58。各利用方式样地的基本概况见表 1。

表 1 样地基本概况
Table 1 Basic status of sample plots

利用方式	耕种+撂荒地	灌草地	灌丛地	坡耕地	人工林地
海拔/m	120	125	130	115	130
纬度	26°14'57"N	26°35'48"N	26°42'55"N	26°43'55"N	26°45'48"N
经度	112°47'25"E	1112°55'46"E	112°40'57"E	112°50'57"E	112°46'50"E
坡向/°	SW35	SW15	SW25	SW20	SW25
坡度/°	25	10~20	20~30	20	35
盖度/%	45	90	大于 95	75	85
土地利用解释	30 a 前连续耕作红薯、油菜及大豆等农作物 20 a,尔后撂荒 10 a,撂荒后常年为稀疏杂草覆盖	30 a 前灌木紫穗槐采用小穴状整地,沿等高线间距 1.0 m 并排栽 2 株,草本白花草木樨用种子沿等高线播种,播幅宽 0.5 m,播种量 25 kg/hm ²	为开排水沟,聚土作埂整地,增厚土层,切断坡面径流,提高土壤含水量,沙地柏与马桑 3:1 种植,株行距 0.5 m×0.5 m	连续耕作 30 a,主要种植玉米、红薯、油菜及大豆等,伴生有空心莲子草群落,盖度小于 10%	30 a 前进行区域综合治理,将大部分坡耕地进行退耕还林还草,主要种植马尾松林,林间伴生有灌木、草本以及苔藓等

注:(1)紫穗槐(*Amorpha fruticosa*),白花草木樨(*Melilotus albus*),沙地柏(*Sabina vulgaris*),马桑(*Coriaria nepalensis*),玉米(*Zea mays*),红薯(*Ipomoeabatatas*),油菜(*Brassica napus*),大豆(*Glycine max*),空心莲子草(*Alternanthera philoxeroides*),马尾松(*Pinus massoniana*);(2)西南(Southwest, SW)。

1.2 测定项目及方法

2020 年 8 月下旬,在每块大于 1 hm² 不同利用方式样地中布设 3 块 20 m×20 m 样方,样方间距大于 20 m,每个样方以“S”形取 15 个点,各点按 0~10 cm 和 10~20 cm 分层取样并混合(混合样大于 1 000 g),混合土样放入无菌塑料袋内放入冰盒中低温保存运回实验室,挑去根系及石砾,一部分自然风干并研磨后过 2 mm 筛供测土壤的理化性质;另一部分过 4 mm 筛,保存于-4℃冰箱中用于测定土壤的生物学性质,各指标的测定方法见表 2^[24]。

1.3 数据分析

数据分析采用 SPSS 26.0 进行,多重比较采用 One-way ANOVA 和 LSD 法(α=0.05),相关分析采用 Pearson 系数法,表中数据为平均值±标准差(n=3)。

本研究选取土壤质量指数(Soil quality index, SQI)来评价 5 种土地种用方式的土壤肥力^[25]。该方法的主要步骤如下:(1)应用主成分分析(Principal component analysis, PCA)与相关分析(Correlation analysis, CA)法,选取对土壤肥力贡献率较大的土壤

指标^[26]; (2) 参照公式(1) 标准化处理贡献率较大的土壤指标^[27]; (3) 利用公式(2) 计算 SQI ^[27]。

$$y = \frac{a}{[1 + (x/x_0)^b]} \tag{1}$$

y 为标准化后的土壤指标值, $a=1$ 时, x 为通过主成分分析选取的指标值, x_0 为选取指标值的平均值, 当 x 在主成分中的系数大于 0 时, b 取 -2.5, 反

之, b 取 2.5。

$$SQI = \sum_{i=1}^n W_i Y_i \tag{2}$$

SQI 为土壤质量指数, Y_i 为标准化后的指标值, W_i 为权重, 确定方法为 Y_i 在主成分能够解释方差变异量的百分比。

表 2 土壤肥力的测定指标
Table 2 Determination index of soil fertility

类别	指标	测定方法
物理性质	土壤含水量	烘干法 (105 ℃, 12 h)
	土壤体积质量	环刀法
化学性质	土壤有机碳	重铬酸钾氧化-外加加热法
	全氮	半微量凯氏法
	碱解氮	扩散吸收法
	速效磷	NaHCO ₃ 提取-钼锑抗显色-紫外分光光度法
	速效钾	NH ₄ Ac 浸提-原子吸收法
	土壤 pH	电极电位法
	土壤微生物量碳	氯仿熏蒸-K ₂ SO ₄ 浸提法 (转换系数 K 为 0.45)
生物学性质	土壤微生物量氮	氯仿熏蒸-K ₂ SO ₄ 提取-氮自动分析法 (转换系数 K 为 0.45)
	蛋白酶	Folin-Ciocalteu 比色法
	脲酶	苯酚钠-次氯酸钠比色法
	过氧化氢酶	高锰酸钾滴定法
	β-葡萄糖苷酶	硝基酚比色法

2 结果与分析

2.1 不同土地利用方式土壤理化性质

土层相同, 土壤含水量、全氮、碱解氮、速效磷的大小顺序均为灌草地>坡耕地>灌丛地≈人工林地>耕种+撂荒地 ($P<0.05$), 土壤体积质量的大小顺序为耕种+撂荒地>灌丛地≈人工林地>灌草地≈坡耕地

($P<0.05$), 土壤有机碳的大小顺序均为灌草地>坡耕地>灌丛地≈人工林地>耕种+撂荒地 ($P<0.05$), 灌草地与坡耕地的土壤 pH 显著低于另外 3 种土地利用方式 ($P<0.05$); 土层不同, 除耕种+撂荒地外, 其他 4 种土地利用方式 0~10 cm 土层的土壤有机碳、全氮、碱解氮、速效磷均显著高于 10~20 cm 土层 ($P<0.05$), 而 0~10 cm 土层土壤体积质量则显著低于 10~20 cm 土层 ($P<0.05$) (见表 3)。

表 3 样地土壤理化性质
Table 3 Soil physico-chemical properties of sample plots

指标	土层/cm	耕种+撂荒地	灌草地	灌丛地	坡耕地	人工林地
土壤含水量/ (g/kg)	0~10	187.35±5.47cA	283.58±6.00aA	234.37±3.49bA	278.23±6.27aB	230.46±2.64bB
	10~20	190.57±2.00cA	256.13±1.89aB	212.87±3.07bB	281.37±6.24aA	239.31±2.81bA

续表

指标	土层/cm	耕种+撂荒地	灌草地	灌丛地	坡耕地	人工林地
土壤体积质量/ (g/cm)	0~10	1.25±0.01aA	0.97±0.01cB	1.02±0.00bB	0.98±0.00cA	1.05±0.02bB
	10~20	1.27±0.02aA	1.10±0.02cA	1.13±0.03bA	0.99±0.02cA	1.15±0.01bA
土壤有机碳/ (g/kg)	0~10	46.23±2.36dA	167.98±4.39aA	89.46±5.00cA	145.32±2.94bA	98.26±5.01cA
	10~20	45.62±1.89dA	138.46±3.24aB	64.87±5.19cB	118.19±8.34bB	65.79±5.00cB
全氮/(g/kg)	0~10	7.39±0.06cA	15.97±1.00aA	12.84±1.23bA	15.89±1.52aA	12.61±1.03bA
	10~20	7.24±0.09cA	12.67±0.05aB	9.00±1.06bB	12.37±1.07aB	9.12±1.00bB
碱解氮/ (mg/kg)	0~10	35.74±2.03cA	109.78±1.09aA	78.36±0.98bA	107.13±1.08aA	77.15±0.09bA
	10~20	34.89±0.09cA	85.12±3.00bB	65.18±3.25bB	84.33±1.88aB	69.24±3.07bB
速效磷/ (mg/kg)	0~10	9.85±0.02cA	20.98±2.04aA	15.00±1.00bA	21.47±2.09aA	15.47±1.59bA
	10~20	9.00±0.01cA	15.32±1.05aB	13.01±0.87bB	16.98±1.36aB	12.31±1.28bB
速效钾/ (mg/kg)	0~10	267.24±4.23aA	264.13±2.54aA	265.37±5.03aA	260.74±2.99aA	261.09±2.54aA
	10~20	265.31±2.65aA	261.09±2.78aA	262.97±2.65aA	264.36±2.67aA	264.38±2.64aA
pH	0~10	8.90±0.05aA	6.80±0.06bA	8.70±0.08aA	6.91±0.00bA	8.85±0.10aA
	10~20	8.95±0.03aA	7.00±0.04bA	8.85±0.00aA	7.01±0.07bA	9.00±1.00aA

注:不同小写字母代表同一土层不同样地之间差异显著($P<0.05$),不同大写字母代表同样地不同土层之间差异显著($P<0.05$),下同。

2.2 不同土地利用方式土壤生物学性质

土层相同,灌草地或坡耕地的土壤微生物量碳(SMBC)与土壤微生物量氮(SMBN)最高,灌丛地或人工林地次之,耕种+撂荒地最低,且差异显著($P<0.05$)。0~10 cm 土层,灌草地与坡耕地 SMBC 分别为耕种+撂荒地的 2.95 与 2.90 倍,耕种+撂荒地的 SMBN 分别为灌草地与坡耕地 SMBN 的 38.64% 与 37.79%,10~20 cm 土层,分别为 2.04 与 1.97 倍以及分别为 47.99% 与 48.65% (见表 4)。

灌草地或坡耕地的土壤微生物量碳/氮比(SMBC/SMBN)最高,耕种+撂荒地次之,灌丛地或人工林地最低,且差异显著($P<0.05$)。0~10 cm 土层,灌草地的 SMBC/SMBN 分别比灌丛地和人工林地增加 39.79% 和 38.64%,坡耕地的 SMBC/SMBN 分别比灌丛地和人工林地增加 29.28% 和 28.22%,10~20 cm 土层,灌草地的 SMBC/SMBN 分别比灌丛地和人工林地增加 45.57% 和 45.16%,坡耕地的 SMBC/SMBN 分别比灌丛地和人工林地增

加 37.00% 和 36.61% (见表 4)。

0~10 cm 土层,灌草地蛋白酶活性(PA)显著高于其他土地利用方式($P<0.05$),灌草地的 PA 分别比耕种+撂荒地、灌丛地、坡耕地与人工林地增加 98.25%、332.15%、91.31% 与 106.35%,10~20 cm 土层,灌草地或坡耕地 PA 最高,耕种+撂荒地或人工林次之,灌丛地最低,且差异显著($P<0.05$);相同土层,脲酶活性(UA)的大小顺序均为灌草地或坡耕地最高,人工林地或耕种+撂荒地次之,灌丛地最低,且差异显著($P<0.05$),0~10 cm 土层,灌草地或坡耕地 UA 分别为人工林地或耕种+撂荒地的 1.31~1.43 倍,分别为灌丛地的 3.52~3.56 倍,10~20 cm 土层,分别为 1.20~1.27 倍和 3.39~3.44 倍;0~10 cm 土层,灌草地或坡耕地过氧化氢酶活性(CA)显著高于人工林地或灌丛地($P<0.05$),灌草地或坡耕地 CA 比人工林或灌丛地增加 53.95%~71.01%,10~20 cm 土层,CA 的大小顺序为坡耕地>灌草地>人工林地≈耕种+撂荒地>灌丛地($P<0.05$);0~10 cm 土层, β -葡萄糖苷酶活性

(β -GA)的大小顺序为灌草地 $\approx$ 坡耕地>人工林地>耕种+撂荒地>灌丛地($P<0.05$),相对于另外3种土地利用方式,灌草地或坡耕地 β -GA增加幅度为20.16%~212.50%,10~20 cm土层, β -GA的大小顺序为坡耕地>灌草地>耕种+撂荒地>人工林地>灌丛地($P<0.05$),坡耕地 β -GA分别比耕种+撂荒地、灌草地、灌丛地与人工林地增加45.83%、8.25%、

191.67%和84.21%(见表4)。
除耕种+撂荒地0~10 cm土层SMBN(20.03 mg/kg)与10~20 cm土层SMBN(20.90 mg/kg)差异不明显外,5种土地利用方式0~10 cm土层的SMBC、SMBN、SMBC/SMBN、PA、UA、CA与 β -GA均显著高于10~20 cm土层($P<0.05$)(见表4)。

表4 样地土壤生物学性质
Table 4 Soil biological properties of sample plots

指标	土层/cm	耕种+撂荒地	灌草地	灌丛地	坡耕地	人工林地
土壤微生物量碳/ (mg/kg)	0~10	200.34 $\pm$ 2.30cA	590.03 $\pm$ 2.18aA	402.68 $\pm$ 2.09bA	580.35 $\pm$ 3.00aA	442.75 $\pm$ 2.75bA
	10~20	188.97 $\pm$ 1.94cB	385.29 $\pm$ 3.09aB	300.74 $\pm$ 3.00bB	372.04 $\pm$ 2.99aB	305.74 $\pm$ 1.82bB
土壤微生物量氮/ (mg/kg)	0~10	20.03 $\pm$ 2.01cA	51.84 $\pm$ 3.09aA	47.54 $\pm$ 4.27bA	53.00 $\pm$ 2.97aA	49.83 $\pm$ 4.23bA
	10~20	20.90 $\pm$ 2.37cA	43.55 $\pm$ 4.56aB	37.81 $\pm$ 3.74bB	42.96 $\pm$ 4.28aB	38.79 $\pm$ 3.00bB
土壤微生物量 碳/氮比	0~10	10.00 $\pm$ 1.04bA	11.84 $\pm$ 1.06aA	8.47 $\pm$ 0.98cA	10.95 $\pm$ 0.07aA	8.54 $\pm$ 0.08cA
	10~20	9.04 $\pm$ 1.21bB	10.19 $\pm$ 0.08aB	7.00 $\pm$ 1.07cB	9.59 $\pm$ 1.00aB	7.02 $\pm$ 0.00cB
蛋白酶活性/ [μ g/(g·h)]	0~10	40.00 $\pm$ 2.34bA	79.30 $\pm$ 3.27aA	18.35 $\pm$ 1.79dA	41.45 $\pm$ 3.00bA	38.43 $\pm$ 2.78cA
	10~20	22.37 $\pm$ 2.08bB	38.97 $\pm$ 3.07aB	9.57 $\pm$ 0.00cB	36.17 $\pm$ 3.21aB	21.06 $\pm$ 1.97bB
脲酶活性/ [mg/(g·h)]	0~10	0.67 $\pm$ 0.05bA	0.88 $\pm$ 0.04aA	0.25 $\pm$ 0.00cA	0.89 $\pm$ 0.01aA	0.62 $\pm$ 0.02bA
	10~20	0.49 $\pm$ 0.03bB	0.62 $\pm$ 0.01aB	0.18 $\pm$ 0.00cB	0.61 $\pm$ 0.01aB	0.51 $\pm$ 0.00bB
过氧化氢酶活性/ [(mL/(g·h)]	0~10	1.17 $\pm$ 0.01aA	1.18 $\pm$ 0.02aA	0.69 $\pm$ 0.00bA	1.18 $\pm$ 0.01aA	0.76 $\pm$ 0.03bA
	10~20	0.67 $\pm$ 0.02cB	0.89 $\pm$ 0.03bB	0.54 $\pm$ 0.04dB	0.98 $\pm$ 0.02aB	0.68 $\pm$ 0.04cB
β -葡萄糖苷酶 活性/[mg/(g·h)]	0~10	1.15 $\pm$ 1.00cA	1.50 $\pm$ 0.08aA	0.48 $\pm$ 0.00dA	1.49 $\pm$ 0.02aA	1.24 $\pm$ 0.01bA
	10~20	0.72 $\pm$ 0.00cB	0.97 $\pm$ 0.04bB	0.36 $\pm$ 0.01cB	1.05 $\pm$ 0.02aB	0.57 $\pm$ 0.00dB

2.3 土壤性质间的相关性分析

SWC、SOC、TN、AN、AP之间显著或极显著正相关($P<0.05$ 或 $P<0.01$);SMBC、SMBN、SMBC/SMBN、PA、UA、CA、 β -GA之间呈显著或极显著正相关($P<0.05$ 或 $P<0.01$);SWC、SOC、TN、AN、AP均与

SMBC、SMBN、SMBC/SMBN、PA、UA、CA、 β -GA呈显著或极显著正相关($P<0.05$ 或 $P<0.01$);SBD与SOC、TN、AN、SMBC、SMBN、PA、CA、 β -GA呈显著或极显著负相关($P<0.05$ 或 $P<0.01$);土壤pH与SBD显著正相关($P<0.05$),与SWC、SOC、TN、AN、AP呈显著负相关($P<0.05$)(见表5)。

表5 土壤理化性质间的Pearson相关系数
Table 5 Pearson correlation coefficient among soil properties

	SBD	SOC	TN	AN	AP	AK	pH	SMBC	SMBN	SMBC/ SMBN	PA	UA	CA	β -GA
SWC	-0.40 *	0.41 **	0.40 **	0.45 **	0.39 *	0.30	-0.42 *	0.49 **	0.48 **	0.54 **	0.45 **	0.54 **	0.41 *	0.50 **

续表

	SBD	SOC	TN	AN	AP	AK	pH	SMBC	SMBN	SMBC/ SMBN	PA	UA	CA	β-GA
SBD		-0.48 **	-0.50 **	-0.48 **	-0.18	-0.23	0.38 *	-0.49 **	-0.51 **	-0.21	-0.50 **	-0.18	-0.49 **	-0.55 **
SOC			0.85 **	0.74 **	0.41 *	0.19	-0.42 *	0.52 **	0.51 **	-0.09	0.54 **	0.48 **	0.40 *	0.49 **
TN				0.84 **	0.41 **	0.21	-0.44 *	0.68 **	0.71 **	0.54 **	0.52 **	0.71 **	0.42 *	0.76 **
AN					0.38 *	0.09	-0.40 *	0.74 **	0.58 **	0.54 **	0.41 *	0.46 **	0.40 *	0.60 **
AP						0.11	-0.43 *	0.48 **	0.46 **	0.32	0.40 *	0.45 **	0.43 **	0.48 **
AK							0.21	0.25	0.29	0.30	0.22	0.29	0.27	0.23
pH								-0.21	-0.20	-0.14	-0.18	-0.20	-0.23	-0.19
SMBC									0.81 **	0.68 **	0.49 **	0.51 **	0.39 *	0.50 **
SMBN										0.39 *	0.47 **	0.50 **	0.38 *	0.48 **
SMBC/ SMBN											0.37 *	0.49 **	0.36 *	0.45 **
PA												0.54 **	0.74 **	0.62 **
UA													0.38 *	0.56 **
CA														0.49 **

注:(1)“*”表示相关性显著($P<0.05$),“**”表示表示相关性极显著($P<0.01$);(2)土壤含水量(Soil water content,SWC),土壤体积质量(Soil bulk density,SBD),土壤有机碳(Soil organic carbon,SOC),全氮(Total nitrogen,TN),碱解氮(Alkali-hydrolyzable nitrogen,AN),速效磷(Available phosphorus,AP),速效钾(Available potassium,AK),土壤pH(pH value),土壤微生物量碳(Soil microbial biomass carbon,SMBC),土壤微生物量氮(Soil microbial biomass nitrogen,SMBN),土壤微生物量碳/氮比(SMBC/SMBN),蛋白酶活性(Protease activity,PA),脲酶活性(Urease activity,UA),过氧化氢酶活性(Catalase activity,CA),β-葡萄糖苷酶活性(β-Glucosidase activity,β-GA)。下同。

2.4 土壤肥力的综合评价

对 5 种土地利用方式 14 个土壤理化指标以及生物学指标所表征的肥力因子的原始实验数据进行无量纲处理,得出各自隶属值(见表 6),同时对这些评价指标隶属值进行主成分分析(见表 7),结果表明,前 2 个主成分特征根均大于 1,累计方差贡献率大于 85%,可反映系统的变异信息^[28]。从方差贡献率和特征量来看,各主成分评价土壤肥力影响力的大小顺序为 PC1(65.54%,6.01)>PC2(28.03%,2.57)>PC3(6.43%,0.59),从各土壤肥力指标权重来看,其大小顺序为:SMBC(0.16)>SMBN(0.15)>SOC(0.13)>TN(0.12)[=AN(0.12)]>SWC(0.11)>pH(0.10)>SBD(0.09)>PA(0.06)[=UA(0.06)]>CA(0.05)[=β-GA(0.05)]>AP(0.03)>AK(0.02),因此,土壤微生物量碳(SMBC)、土壤微生物量氮(SMBN)、土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)、碱解氮(AN)等是土壤肥力主要驱动因子。

表 6 不同土地利用方式土壤肥力指标的隶属值

Table 6 Membership value of soil fertility in different land-use patterns

项目	耕种+撂荒地	灌草地	灌丛地	坡耕地	人工林地
SWC	0.32	0.55	0.46	0.53	0.48
SBD	0.45	0.36	0.42	0.36	0.41
SOC	0.37	0.61	0.49	0.58	0.54
TN	0.40	0.57	0.46	0.55	0.49
AN	0.37	0.56	0.44	0.56	0.48
AP	0.25	0.30	0.26	0.29	0.27
AK	0.42	0.42	0.41	0.42	0.41
pH	0.36	0.28	0.34	0.30	0.33
SMBC	0.39	0.61	0.49	0.59	0.50
SMBN	0.45	0.57	0.50	0.56	0.51
PA	0.44	0.52	0.40	0.51	0.46
UA	0.43	0.48	0.39	0.48	0.45
CA	0.40	0.50	0.35	0.49	0.43
β-GA	0.36	0.39	0.33	0.38	0.35

在第一主成分(PC1)中,SMBC 的系数值最高(见表 7),且与 SOC、SMBN、TN、AN 等均有较好的相关性(见表 5),因此,在 PC1 中选择系数较高的 SMBC 等作为肥力指数的指标;同理在 PC2 中选择 SWC、土壤 pH 与 SBD 等作为肥力指数的指标,在 PC3 中选择 PA 与 UA 作为肥力指数的指标。按照公式(1)和公式(2)计算 5 种土地利用方式的土壤质量指数,即灌草地(1.78)>坡耕地(1.65)>人工林地(1.38)>灌丛地(1.16)>耕种+撂荒地(0.67)(图 1)。说明在 5 种土地利用方式中,灌草地、坡耕地有较高的土壤肥力,其次为人工林地和灌丛地,耕种+撂荒地的土壤肥力较差。

表 7 不同土地利用方式土壤肥力指标主成分分析结果
Table 7 Principal component analysis of soil fertility index in different land-use patterns

土壤因子	主成分			权重
	PC1	PC2	PC3	
SWC	0.69	0.51	-0.40	0.11
SBD	-0.89	0.09	0.06	0.09
SOC	0.90	0.60	-0.12	0.13
TN	0.88	-0.52	0.28	0.12
AN	0.87	-0.53	0.26	0.12
AP	0.13	0.87	-0.08	0.03
AK	-0.42	0.38	0.37	0.02
pH	-0.75	0.19	0.14	0.10
SMBC	0.91	0.64	-0.16	0.16
SMBN	0.89	0.58	-0.16	0.15
PA	0.72	0.46	-0.20	0.06
UA	0.71	0.45	-0.19	0.06
CA	0.69	-0.44	0.40	0.05
β-GA	0.68	-0.38	0.39	0.05
特征值	6.01	2.90	0.59	
贡献/%	63.26	30.53	6.21	
累计贡献率/%	63.26	93.79	100.00	

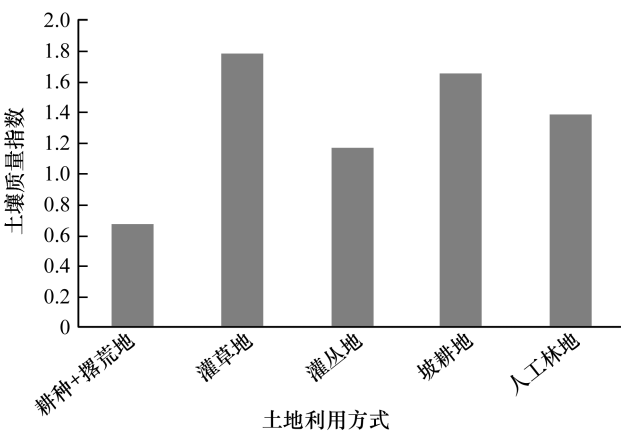


图 1 不同土地利用方式土壤质量指数
Figure 1 Soil quality index (SQI) of different land-use patterns

3 讨 论

3.1 土地利用变化对土壤理化性质的影响

本研究结果表明,5 种土地利用方式土壤体积质量在 0.97 ~ 1.27 g/cm³,与徐宁等^[29]认为耕地、森林、草地等的土壤体积质量在 0.80 ~ 1.60 g/cm³的研究结果基本一致。灌草地与坡耕地的土壤体积质量明显低于其他土地利用方式,说明灌草地与坡耕地的土壤疏松多孔,团聚结构优良,植物根系穿透阻力小,伸展能力较强,土壤持水能力和气体交换能力较强。

土层相同,灌草地或坡耕地土壤有机碳、全氮、碱解氮与速效磷含量较高,人工林或灌丛林次之,耕种+撂荒地最低。灌草地优势植物为紫穗槐与白花草木樨等豆科植物,具有较强的固氮作用,另外紫穗槐为枝叶茂密的矮灌木,其独特的空间结构形态强化了对枯落物的截获作用,白花草木樨为夏枯类草本植物,土壤归还物多,增加土壤中 C、N 含量,同时在 0 ~ 20 cm 土层,细根发达,衰亡根与根系分泌物能为土壤微生物提供丰富能源,有效促进土壤腐质物质的形成与累积^[30-31]。实践证明,灌草带在调水、保土、聚土、调肥方面效果明显,植灌种草 4 a 后,植被覆盖度达 59% ~ 96%,减少径流量达 50% ~ 72%,产沙率成倍降低,灌草带上方聚土 3.1 ~ 4.9 cm,土壤有机质提高 0.13 ~ 0.50 g/kg^[32]。坡耕地在化肥和有机物料等人为辅助能投入抵消了玉米等农作物带出能量的同时,归还大量的玉米、红薯、油菜、大豆等有机秸秆物以增加土壤养分的含

量;人工林地的凋落物主要为马尾松,但针叶树种凋落物富含单宁而难分解,灌丛地需消耗大量土壤水分以维持地上较高生物量,导致植被盖度较高(大于 95%),冠层截留降水量的比例较大,渗入灌丛斑块雨水量较少,在土壤湿度较低情况下,其枯枝落叶难以分解^[33]。耕种+撂荒地,植被盖度仅 45%,地表径流大,加之紫色页岩颜色较深,能吸收较多太阳辐射能导致土壤温度升高幅度大,土壤中有机形态养分通过矿化作用转化为无机形态,无机形态养分既可随水土流失而减少,还可以通过反硝化还原为亚硝酸、氨甚至还原成氮气而挥发,从而大大减小了土养分库储量^[34]。

灌草地与坡耕地的土壤 pH 显著低于其他土地利用方式,这是因为灌草地及坡耕地土壤中聚集有较多的植物凋落物,在分解生成腐殖质的过程释放大量有机酸,降低土壤 pH^[35],此外,灌草地与坡耕地的土壤体积质量较小,土壤总孔隙度和含水量增加,水和孔隙是土壤元素溶解、运移的载体和通道,有利于土壤胶体中的可溶性盐和交换性盐基阳离子淋失,交换性 H^+ 与 Al^{3+} 逐渐形成,土壤 pH 下降(见表 3)^[36]。

土层不同,除耕种+撂荒地外,不同土地利用方式 SOC、TN、AN、AP 等随土层深度增加而显著降低,土壤中 SOC 等主要分布在 0~10 cm 表层土壤,即有明显的“表聚现象”。表层土壤聚积大量的凋落物,有机质丰富,水热和通气状况较好,根系主要分布于 0~10 cm 土层,是植物吸收营养主要器官以及微生物活动的最活跃区域,趋向性聚居在植物根系表面的微生物分解转化根系分泌物和脱落物,为植物生长提供有效养分^[37]。

3.2 土地利用变化对土壤生物学性质的影响

5 种土地利用方式 SMBC、SMBN 的变化与 SOC、TN、AN、AP 的变化趋势基本一致,通过相关分析(见表 5),可以看出,SMBC、SMBN 与 SOC、TN、AN、AP 显著或极显著正相关,这与 Guo 等^[38]的研究结果一致。本研究发现灌草地和坡耕地 SMBC/SMBN 显著高于其他土地利用方式,说明灌草地与坡耕地的土壤微生物群落组成结构更稳定,更有利土壤养分的积累。

土地利用方式的差异对土壤酶活性有显著影响(见表 4),在 5 种土地利用方式中,灌草地和坡耕

地均表现出较高的酶活性,这与 Badiane 等^[39]研究结论并不一致,除气候类型和土条件差异外,其主要原因:在灌草地,其主要植物为豆科植物,具有较高年均凋落物量,土壤体积质量小(见表 3),土质疏松,土壤养分状况较好,土壤微生物代谢活跃;在坡耕地,土壤施肥和有机物料的补充,在收获农作物产品同时,也增加了农作物秸秆量,从而提高土壤酶活性。耕种+撂荒地土壤酶活性较高可能是因为其 0~20 cm 土层土壤中仍旧残留有农作物秸秆和凋落物,农作物秸秆和凋落物的腐殖化促使微生物向土壤中释放较多酶类物质^[40]。人工林土壤酶活性较低,主要是由于马尾松凋落物质量差,且由于其深根性的特征,导致其 0~20 cm 土层土壤微生物活动减弱。灌丛林的 SMBC、SMBN 含量以及 PA、UA、CA 以及 β -GA 均表现出较低水平,说明灌丛林对改善土壤质量表现不佳,这与薛莲等^[41]研究结论一致。

本研究结果表明,在 5 种土地利用方式中,0~10 cm 表层 SMBC、SMBN 含量以及 PA、UA、CA 以及 β -GA 均显著高于 10~20 cm 土层($P<0.05$),原因为较多凋落物累积在于土壤表层,腐殖化过程形成较多 SOC,为微生物生长提供充足 C 源和 N 源,再加上表层土壤体积质量较小,土壤疏松,提高了土壤微生物代谢强度,使表层土壤具有较多的土壤微生物量以及较高的土壤酶活性^[42]。随土层加深, SOC 含量下降,土壤体积质量增大,孔隙度变小,微生物正常活动受到限制,从而减少土壤微生物量含量和降低土壤酶活性。相关性分析发现 SMBC、SMBN 及酶活性与土壤理化性质显著相关,SMBC 和 SMBN 含量与土壤酶活性两两之间亦存在显著正负相关关系(见表 5),与诸多研究结果相似^[43]。研究结果表明 SMBC、SMBN 和土壤酶活性可作为反应该区域不同土地利用方式土壤质量变化的重要指示性指标。

4 结 论

衡阳紫色土丘陵坡地在土壤微生物量碳(SMBC)、土壤微生物量氮(SMBN)、土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)、碱解氮(AN)等土壤肥力因子的驱动下,不同土地利用方式对土壤理化性质和生物学性质等均有显著影响,其中灌草地与坡耕地的土

壤含水量(SWC)、土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)、碱解氮(AN)、速效磷(AP)显著高于其他土地利用方式($P<0.05$),土壤体积质量(SBD)显著低于其他土地利用方式($P<0.05$),灌草地与坡耕地有较高的土壤微生物量碳(SMBC)、土壤微生物氮(SMBN)含量以及较高的蛋白酶活性(PA),脲酶活性(UA),过氧化氢酶活性(CA)和 β -葡萄糖苷酶活性(β -GA),不同土地利用方式的土壤质量指数(SQI)的大小顺序为灌草地(1.78)>坡耕地(1.65)>人工林地(1.38)>灌丛地(1.16)>耕种+撂荒地(0.67)。灌草地和坡耕地土地利用方式有利于改善土壤理化及生物学性质,提高土壤肥力,是衡阳紫色土丘陵坡地实现可持续发展合理的土地利用方式。

参考文献:

- [1] LAMBIN E F, GEIST H. Land-use and land-cover Change: local Processes and Global Impacts[M]. Springer, 2006.
- [2] 祁心, 江长胜, 郝庆菊, 等. 缙云山不同土地利用方式对土壤活性有机碳、氮组分的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(10): 3816-3824.
- [3] SEARCHINGER T, HEIMLICH R, HOUGHTON R A, et al. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change[J]. Science, 2008, 319(5867): 1238-1240.
- [4] FU B J, CHEN L D, MA K M, et al. The relationship between land use and soil conditions in the hilly area of Loess Plateau in northern Shaanxi China[J]. Catena, 2000, 39(1): 69-78.
- [5] 杨宁, 邹冬生, 付美云, 等. 紫色土丘陵坡地恢复中土壤团聚体特征及其与土壤性质的关系[J]. 生态学报, 2016, 35(9): 2361-2368.
- [6] 杨满元, 杨宁. 衡阳紫色土丘陵坡地5种土地利用方式土壤肥力综合评价[J]. 湖南生态科学学报, 2021, 8(2): 10-16.
- [7] ISLAM K R, WEIL R R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh[J]. Agriculture, Ecosystem and Environment, 2000, 79(1): 9-16.
- [8] BRAIMOH A K, VIEK P L G. The impact of land-cover change on soil properties in northern Ghana[J]. Land Degradation & Development, 2004, 15(1): 65-74.
- [9] 杨智杰, 崔纪超, 谢锦升, 等. 中亚热带山区土地利用变化对土壤性质的影响[J]. 地理科学, 2010, 30(3): 475-480.
- [10] TORSTENSSON T, MIKAEL P, BO S B. Arable land soil quality assessment need a strategy[J]. AMBIO, 1998, 27(1): 4-13.
- [11] 韩书成, 濮励杰, 陈凤, 等. 长江三角洲典型地区土壤性质对土地利用变化的响应: 以江苏省锡山市为例[J]. 土壤学报, 2007, 44(4): 612-619.
- [12] VOUNDI NKANA J C, TONYE J. Assessment of certain soil properties related to different land-use systems in the Kaya watershed of the humid forest zone of Cameroon[J]. Land Degradation & Development, 2003, 14(1): 57-67.
- [13] 孔祥斌, 张凤荣, 齐伟, 等. 集约农业区土地利用变化对土壤养分的影响[J]. 地理学报, 2003, 58(3): 332-342.
- [14] 蒋勇军, 袁道先, 章程, 等. 典型岩溶农业区土地利用变化对土壤性质的影响: 以云南小江流域为例[J]. 地理学报, 2005, 60(5): 751-760.
- [15] 陈浮, 濮励杰, 彭补拙, 等. 新疆库尔勒市土地利用变化对土壤性状的影响[J]. 生态学报, 2001, 21(8): 1290-1295.
- [16] 孔祥斌, 张凤荣, 王茹, 等. 城乡交错带土地利用变化对土壤养分的影响—以北京市大兴区为例[J]. 地理研究, 2005, 24(2): 213-221.
- [17] 刘世梁, 傅伯杰, 陈利顶, 等. 卧龙自然保护区土地利用变化对土壤性质的影响[J]. 地理研究, 2002, 21(6): 682-688.
- [18] 姜琳, 万丽, 吴磊, 等. 衡阳紫色土丘陵坡地不同植被配置模式的生态恢复[J]. 湖南生态科学学报, 2019, 6(3): 1-8.
- [19] 杨宁, 邹冬生, 杨满元, 等. 衡阳紫色土丘陵坡地植被恢复阶段土壤特性的演变[J]. 生态学报, 2014, 34(10): 2693-2701.
- [20] 杨宁, 邹冬生, 杨满元, 等. 衡阳紫色土丘陵坡地不同恢复阶段植被特征与土壤性质的关系[J]. 应用生态学报, 2013, 24(1): 90-96.
- [21] 杨宁, 邹冬生, 杨满元, 等. 衡阳紫色土丘陵坡地恢复过程中土壤微生物生物量与土壤养分演变[J]. 林业科学, 2014, 50(12): 144-150.
- [22] 杨宁, 付美云, 杨满元, 等. 衡阳紫色土丘陵坡地不同土地利用模式下土壤种子库特征[J]. 西北植物学报, 2014, 34(11): 2324-2330.
- [23] 杨满元, 杨宁. 紫色土丘陵坡地5种土地利用方式土壤腐殖物质特征比较[J]. 草地学报, 2021, 29(10): 2303-2308.
- [24] 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.
- [25] MASTO R E, CHHONKAR P K, SINGH D, et al. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilization and manuring for 31 years in the

- semi-arid soils of India[J]. Environmental monitoring and assessment, 2008, 136(8): 419-435.
- [26] ANDREWS S S, KARLEN D L, MITCHELL J P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable systems in Northern California[J]. Agriculture, ecosystems & environment, 2002, 90(4): 25-45.
- [27] BASTIDA F, MOREDO J L, HEMANDEZ T, et al. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate[J]. Soil biology and biochemistry, 2006, 38(10): 3463-3473.
- [28] YANG H S, YUAN Y, ZHANG Q, et al. Changes in soil organic carbon, total nitrogen, and abundance of arbuscular mycorrhizal fungi along a large-scale aridity gradient[J]. Catena, 2011, 87(1): 70-77.
- [29] 徐宁, 吴兆录, 李正玲. 滇西北高山不同土地利用类型土壤容重与根系生物量的比较研究[J]. 安徽农业科学, 2008, 36(5): 1961-1963.
- [30] 杨满元, 杨宁, 欧阳美娟, 等. 衡阳紫色土丘陵坡地5种生态恢复模式的效果比较[J]. 草地学报, 2020, 28(1): 177-183.
- [31] 李娟, 魏甲彬, 杨宁. 土地利用变化对土壤有机质影响的研究进展及展望[J]. 湖南生态科学学报, 2022, 9(3): 106-111.
- [32] 杨宁, 邹冬生, 李建国. 衡阳盆地紫色土丘陵坡地植被恢复模式建设[J]. 草业科学, 2010, 27(10): 10-16.
- [33] 彭海英, 李小雁, 童绍玉. 内蒙古典型草原小叶锦鸡儿灌丛化对水分再分配和利用的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(9): 2256-2265.
- [34] 杨智杰, 崔纪超, 谢锦升, 等. 中亚热带山区土地利用变化对土壤性质的影响[J]. 地理科学, 2010, 30(3): 475-480.
- [35] 徐仁扣. 土壤酸化及其调控研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(2): 238-244.
- [36] 杨帆, 郝梓君, 黄来明, 等. 华西雨屏区植被恢复对紫色土酸化的影响[J]. 生态学报, 2022, 42(4): 1-10.
- [37] 姚拓, 龙瑞军, 师尚礼, 等. 高寒草地不同扰动生境土壤微生物氮素生理群数量特征研究[J]. 土壤学报, 2007, 44(1): 122-128.
- [38] GUO M J, CAO J, WANG C H Y, et al. Microbial biomass and nutrients in soil at different stages of secondary forest succession in Ziulin, northwest China [J]. Forest and Management, 2005, 217(2): 117-125.
- [39] BADIANE N N Y, CHOTTE J L, PATE E, et al. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semiarid tropical regions[J]. Applied Soil Ecology, 2001, 18(3): 229-238.
- [40] 高秀君, 张仁陟, 杨招弟. 不同耕作方式对旱地土壤酶活性动态的影响[J]. 土壤通报, 2008, 39(5): 1012-1019.
- [41] 薛蕊, 刘国彬, 戴全厚, 等. 侵蚀环境生态恢复过程中人工刺槐林(*Robinia pseudoacacia*)土壤微生物量演变特征[J]. 生态学报, 2007, 27(3): 909-920.
- [42] 文都日乐, 李刚, 张静妮, 等. 呼伦贝尔不同草地类型土壤微生物量及土壤酶活性研究[J]. 草业学报, 2010, 19(5): 94-102.
- [43] 白雪娟, 曾全超, 安韶山, 等. 子午岭人工林土壤微生物生物量及酶活性[J]. 应用生态学报, 2018, 29(8): 2695-2704.

责任编辑: 朱敏杰
英文校对: 王芬