

典型石漠化治理措施对土壤有机碳、氮及组分的影响

白义鑫^{1,2}, 盛茂银^{1,3}, 肖海龙^{1,2}, 胡琪娟^{1,2}

(1. 贵州师范大学喀斯特研究院, 贵阳 550001; 2. 国家喀斯特石漠化治理工程技术研究中心, 贵阳 550001; 3. 贵州省喀斯特石漠化防治与衍生产业工程实验室, 贵阳 550001)

摘要: 以贵州关岭花江喀斯特峡谷花椒(HJ)、火龙果(HL)、花椒火龙果混交(HHL)、皇竹草(HZ)、苜蓿(MX)、圆柏(YB)、圆柏女贞混交(YBN)、撂荒地(LH)、坡耕地(PD) 9种典型石漠化治理措施为研究对象, 研究不同治理措施土壤剖面有机碳、全氮含量和储量、水溶性有机碳含量分布规律。结果表明: 各治理措施0—20 cm土层土壤有机碳、全氮含量及储量、水溶性有机碳含量均随土壤剖面深度增加而降低, 具有明显的表聚现象。其中土壤有机碳、全氮含量0—20 cm土层平均值大小顺序分别为YB>YBN>LH>HJ>MX>PD>HHL>HL>HZ, YBN>YB>LH>PD>MX>HJ>HZ>HHL>HL, 土壤有机碳、全氮储量及水溶性有机碳含量也均表现为YB、YBN、LH显著大于其他6种治理措施; 各治理措施土壤C/N为7.19~16.35。相关性分析表明, 土壤有机碳含量与土壤全氮含量、有机碳储量、水溶性有机碳含量存在极显著相关, 土壤容重是土壤碳氮指标的关键因子, 具有较好相关性。研究阐明, 在今后石漠化治理过程中, 退耕还林、撂荒地有利于喀斯特生态环境治理与保护, 花椒林可作为喀斯特山区农业生产或生态恢复过程中优先考虑的经济植被类型。

关键词: 喀斯特; 治理措施; 有机碳; 全氮; 水溶性有机碳

中图分类号: S714.2

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2020)01-0170-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.01.025

Effects of Typical Rocky Desertification Control Measures on Soil Organic Carbon, Nitrogen, and Components

BAI Yixin^{1,2}, SHENG Maoyin^{1,3}, XIAO Hailong^{1,2}, HU Qijuan^{1,2}

(1. Institute of Karst Research, Guizhou Normal University, Guiyang 550001;

2. National Engineering Research Center for Karst Rocky Desertification Control, Guiyang 550001;

3. Guizhou Engineering Laboratory for Karst Rocky Desertification Control and Derivative Industry, Guiyang 550001)

Abstract: Taking nine typical measures for controlling rocky desertification in Huajiang karst Canyon of Guanling, Guizhou Province as test objects, including *Zanthoxylum bungeanum* (HJ), *Hylocereus undulatus* (HL), *Zanthoxylum bungeanum* and *Hylocereus undulatus* (HHL), *Pennisetum hybridum* (HZ), *Medicago sativa* (MX), *Sabina chinensis* (YB), *Sabina chinensis* and *Ligustrum lucidum* (YBN), Bare land (LH), and slope farmland (PD), the distribution of organic carbon, total nitrogen, and water-soluble organic carbon in soil profile under different control measures was studied. The results showed that the contents of soil organic carbon, total nitrogen, reserves and water-soluble organic carbon decreased with the increase of soil profile depth in 0—20 cm soil layers, and the phenomena of surface accumulation were obvious. The order of average soil organic carbon and total nitrogen content in 0—20 cm layer was YB > YBN > LH > HJ > MX > PD > HHL > HL > HZ, YBN > YB > LH > PD > MX > HJ > HZ > HHL, respectively. Soil organic carbon, total nitrogen reserves and water-soluble organic carbon content also showed that YB, YBN, and LH were significantly higher than the other six control measures. Soil C/N of each control measure ranged from 7.19 to 16.35. Correlation analysis showed that soil organic carbon content was significantly correlated with soil total nitrogen content, organic carbon storage and soluble organic carbon content. Soil bulk density was the key factor of soil carbon and nitrogen index, and had a good correlation. The

收稿日期: 2019-07-18

资助项目: 贵州省科技计划项目(黔科合平台人才[2017]5726号); 贵州省优秀青年科技人才支持计划项目(黔科合平台人才[2017]5638); 贵州省教育厅青年科技人才成长项目(黔教合KY字[2016]134)

第一作者: 白义鑫(1993—), 男, 硕士研究生, 主要从事喀斯特生态建设与区域经济研究。E-mail: baiyx1025@163.com

通信作者: 盛茂银(1980—), 男, 博士, 教授, 主要从事特色植物利用与喀斯特生态研究。E-mail: shmoy@163.com

study clarifies that in the process of controlling rocky desertification in the future, returning farmland to forest and abandoning desert land will be beneficial to the control and protection of karst ecological environment. *Zanthoxylum bungeanum* forest can be regarded as the priority economic vegetation type in the process of agricultural production or ecological restoration in Karst Mountainous areas.

Keywords: karst; control measures; soil organic carbon; total nitrogen; water-soluble organic carbon

土壤作为陆地生态系统的重要组成部分,是诸多生态过程的载体^[1]。土壤圈是陆地生态系统中最大的碳储量库,土壤碳储量约是大气碳储量的 2 倍,植被碳储量的 3 倍^[2-4],其中土壤有机碳(SOC)含量占土壤总碳量 50%以上^[2,5]。土壤氮库与土壤有机碳库密切相关,土壤全氮不仅是植物生长必需的大量元素之一,其含量的丰缺更会直接影响植物的生长和发育^[6-8]。作为评价土壤质量的重要指标,土壤有机碳、氮库的数量与质量对土壤理化性质及微生物特性有着深远的影响,进而影响土壤质量变化^[9-10]。土壤中有有机碳和全氮的比值(C/N)也是土壤质量的敏感指标,C/N 不仅反映土壤氮素矿化能力的大小,还直接影响土壤中的碳氮循环^[11]。水溶性有机碳(WSOC)作为土壤有机碳中最活跃的组成部分,对土壤生态系统中元素的生物地球化学循环有深刻的影响^[12-13]。

中国西南喀斯特地区面积超过 55 万 km²,是世界面积最大的喀斯特连片核心分布区^[14]。喀斯特石漠化是在喀斯特地区脆弱生态环境下,人类不合理的社会经济活动造成人地矛盾突出、植被破坏、水土流失、岩石逐渐裸露、土地生产力衰退甚至丧失,地表呈现石质荒漠景观的演变过程或结果^[15-16]。喀斯特石漠化已成为制约中国西南地区可持续发展最严重的生态地质环境问题。近年来,国家先后启动实施一系列重大生态工程(退耕还林、封山育林、石漠化治理等),退耕还林(草)作为一项重要的生态治理措施,由于其不同模式下树种种类及其配置的不同,必然导致凋落物凋落规律、数量和组成,以及林地环境的不同,从而对土壤有机碳、全氮产生影响^[17-19]。

目前,对于喀斯特石漠化治理进行了较多研究,但多集中于喀斯特峰林平原^[20-21]、峰丛洼地^[22-25]2 种地貌类型,且研究内容多为不同石漠化等级^[26-27]、不同土地利用^[12,18,21,24,28]、不同生境类型^[29-30]等土壤养分变化研究,而关于喀斯特高原峡谷地区典型石漠化治理措施下土壤碳氮储量研究报道较少。基于此,本文选取贵州喀斯特高原峡谷花江示范区内 8 种典型石漠化治理措施的土壤为研究对象,以坡耕地为对照,研究 9 种恢复措施间土壤有机碳、全氮含量和储量的差异,为西南喀斯特石漠化治理与植被恢复重建提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于贵州省安顺市北盘江花江河段峡谷两岸(25°38′19″—25°41′32″N,105°38′31″—106°40′51″E),地势起伏大,河谷深切,是典型的喀斯特高原峡谷,海拔为 450~1 450 m,相对高差可达 1 000 m。该区属南亚热带干热河谷气候,年均气温 18.4 °C,极端最高气温 32.4 °C,极端最低气温 6.6 °C,年均降水量达 1 100 mm,且主要集中在 5—10 月,占全年降水量的 83%。区内岩石多属三叠系的白云岩等碳酸盐类岩石。土壤类型主要以黄壤与黄色石灰土为主。植被为亚热带常绿落叶针阔混交林,原生植被多被破坏,现主要以次生植被为主。该区植被总体覆盖率不足 3%,岩石裸露率在 70%以上。自 20 世纪 70 年代开始实施退耕还林还草和石漠化综合治理工程,经过多年治理,水土流失得到有效遏制、植被覆盖率明显增加。主要乔木树种有马尾松(*Pinus massoniana*)、圆柏(*Sabina chinensis*)等,灌木主要以花椒(*Zanthoxylum bungeanum*)为主,草本主要为茅草(*Imperata cylindrica*)、皇竹草(*Pennisetum sinense*)等。该研究区是国家“九五”至“十二五”石漠化治理的典型区域,治理措施、植被具备不同的时间阶段特征。

1.2 研究方法

1.2.1 试验设计 于 2019 年 3—4 月在研究区选取花椒(HJ)、火龙果(HL)、花椒火龙果混交(HHL)、圆柏(YB)、圆柏女贞混交(YBN)、皇竹草(HZ)、苜蓿(MX)、撂荒地(LH)8 种石漠化治理退耕还林(草)措施,以坡耕地(PD)为对照,样地选择了发育类型基本相同以及海拔、坡位、坡向等因素相近的土壤与成土母岩,样地退耕前均为具有长期连续耕作历史的坡耕地(表 1)。在每种样地内设置 3~5 个 20 m×20 m 的样方,每个样方内按“S”形布点法选取 5 个采样点,采样时,先将土体表面枯枝落叶除掉,取样深度为 20 cm,每个采样点按 0—5,5—10,10—20 cm 将土壤剖面分 3 层,每层分别取环刀土测定土壤容重,将每个样方内各采样点的土样按层混合制成一个土样,共计 81 个。采集土壤密封后带回室内,仔细去除新鲜土样中可见的植物和动物残体,混匀后,取出部分置于 4 °C 冰箱用于水溶性有机碳测定,其余土壤自然风干后过 0.149 mm 筛,供土壤有机碳、全氮等指标测定。

1.2.2 指标测定 土壤各项指标测定均采用常规方法^[31],并做 3 次重复。其中,土壤容重采用环刀法,土壤有机碳含量采用重铬酸钾氧化—外加热法,全氮含量采用凯氏定氮法。土壤砾石体积含量采用排水法^[6,32]测定,即待测完土壤容重后,将环刀内的土壤过 2 mm 土壤筛,用清水将砾石表面的土壤颗粒洗

净,晾干后用量杯(精度 0.5 mL)通过排水法测定砾石体积,并计算土壤砾石的体积含量。水溶性有机碳:取新鲜土样 5 g 置于 50 mL 离心管中,加入去离子水 25 mL,25 ℃下恒温振荡 30 min(250 次/min)后离心 15 min(8 000 r/min),上清液用 0.45 μm 滤膜抽滤,滤液直接在 Multi C/N 3100 分析仪上测定。

表 1 样地基本概况

样地类型	经纬度	年限/a	海拔/m	坡度/(°)	坡向	干扰强度
HJ	105°37′12″E, 25°37′13″N	35	567.6	20	东南	强
HL	105°36′49″E, 25°37′23″N	7	754.8	27	西南	强
HHL	105°37′13″E, 25°37′14″N	7	611.1	15	东南	强
HZ	105°36′58″E, 25°38′19″N	10	681.6	10	东南	中
MX	105°36′11″E, 25°39′14″N	5	1186.1	5	西北	中
YB	105°36′11″E, 25°37′12″N	25	1202.1	35	西南	弱
YBN	105°36′11″E, 25°37′15″N	25	1202.6	35	东北	弱
LH	105°36′28″E, 25°40′33″N	10	985.7	30	东南	弱
PD	105°36′12″E, 25°39′13″N	5	1186.1	5	西北	强

土壤剖面有机碳储量计算公式为:
$$C_{so}=C\times D\times E\times(1-G)/100$$
式中: C_{so} 为土壤有机碳储量(kg/m²); C 为土壤有机碳含量(g/kg); D 为土壤容重(g/cm³); E 为土层厚度(cm); G 为直径>2 mm 的石砾所占体积比例(%)。以同样方法计算土壤全氮储量(N_{so})。

土壤碳氮比计算公式为:
土壤碳氮比=有机碳/全氮

1.2.3 数据处理 采用 Microsoft Excel 2016 和 Origin 2018 软件进行数据处理和制图,应用单因素方差分析法(one-way ANOVA)分析不同处理措施间各指标的差异显著性,采用双变量相关分析法计算各项指标两两之间的 Pearson 相关系数。

2 结果与分析

2.1 不同石漠化治理措施下土壤有机碳、全氮含量及 C/N 剖面变化

不同石漠化治理措施下土壤的植被覆盖、环境条件和人为干扰程度等因素不同,其土壤有机碳和全氮含量也不相同;同一治理措施下,不同土层受外界影响程度不同,其土壤有机碳与全氮含量也表现出明显差异。

由图 1 和图 2 可知,不同治理措施的土壤有机碳含量存在较大差异,在整个土壤剖面上,不同治理措施的土壤有机碳含量平均值大小为 YB(41.03 g/kg)>YBN(40.25 g/kg)>LH(25.91 g/kg)>HJ(22.15 g/kg)>MX(19.52 g/kg)>PD(18.80 g/kg)>HHL(18.51 g/kg)>HL(15.20 g/kg)>HZ(14.77 g/kg)。各治理措施的土壤有机碳含量均随土层深度的增加不断降低,各土层土壤的有机碳含量在各土壤剖面上均表现为显著性差异。不同治理措施的 0—5 cm 土层有机碳含量在 20.93~53.5 g/kg,其中,YBN 在

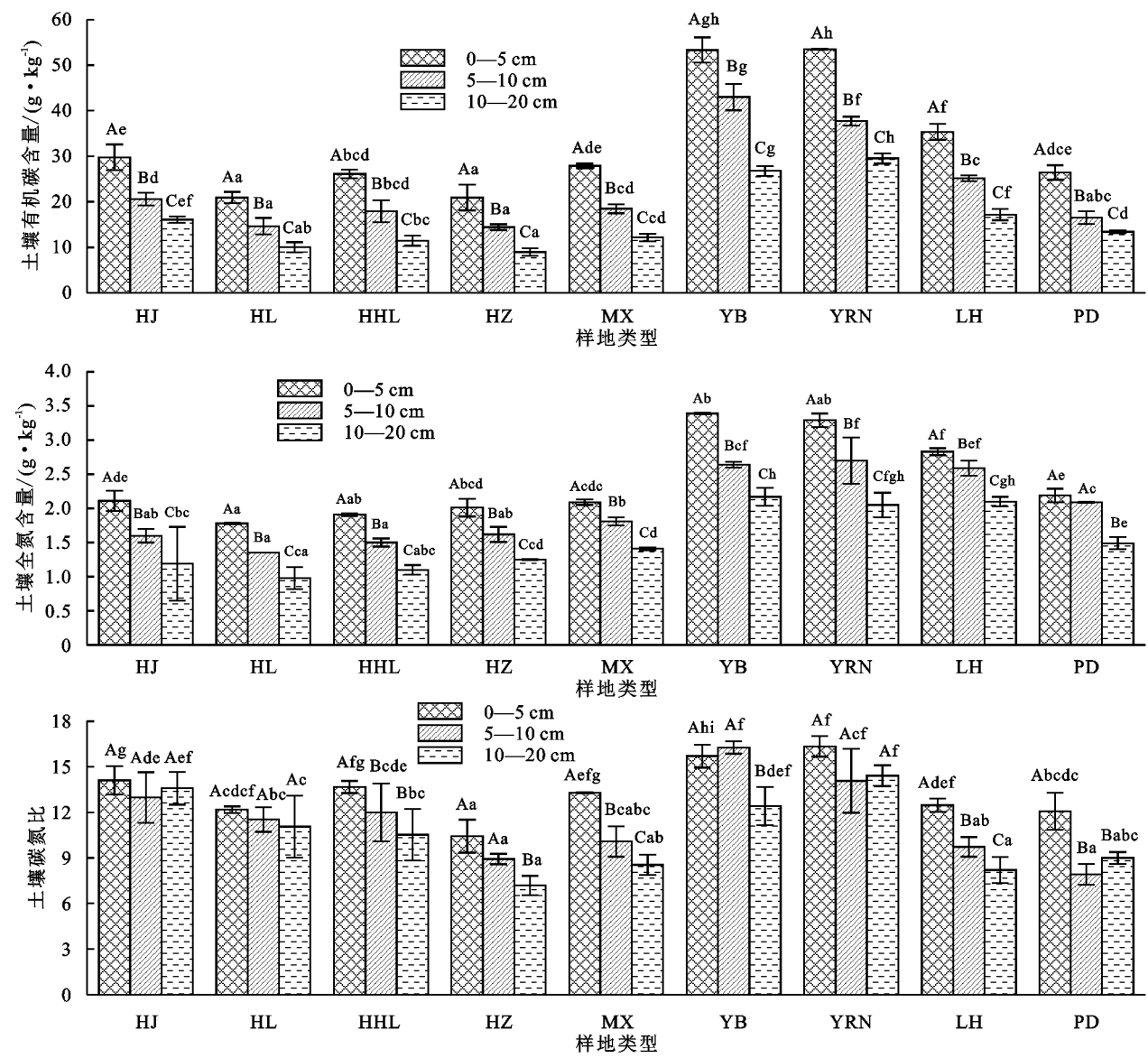
0—5 cm 土层的有机碳含量为 53.5 g/kg,是所有治理措施中的最大值,HL 和 HZ 的 0—5 cm 土层土壤有机碳含量最低,为 20.93 g/kg,各措施的 0—5 cm 土层的有机碳含量占土壤剖面的 43.31%~47.68%,这与盛茂银等^[15]研究结果一致,充分说明了土壤有机碳的分布具有明显的表聚现象。

氮作为植物生长所需的一种大量营养元素,也是植物从土壤中吸收最多的矿质元素^[9]。由图 1 和图 2 可知,土壤全氮含量受治理措施影响显著,在整个剖面上,不同措施的土壤全氮含量平均值大小为 YBN(2.76 g/kg)>YB(2.73 g/kg)>LH(2.51 g/kg)>PD(1.93 g/kg)>MX(1.77 g/kg)>HJ(1.63 g/kg)>HZ(1.62 g/kg)>HHL(1.50 g/kg)>HL(1.37 g/kg)。各治理措施的土壤全氮含量随着土层深度增加不断减少,这与土壤有机碳的垂直规律分布相似。除 PD 的 0—5 cm 土层与 5—10 cm 土层的全氮含量差异不显著外,其余样地的土壤全氮含量在各土层间均表现为显著性差异。各治理措施 0—5 cm 土层的全氮含量在 1.78~3.39 g/kg。YB 在 0—5 cm 土层的全氮含量最大,为 3.39 g/kg,HL 最小,为 1.78 g/kg。各治理措施的 0—5cm 土层全氮含量占全土的 37.64%~43.26%,也表现出与有机碳一致的分布规律,具有较明显的表层聚集现象。

C/N 是土壤有机碳和全氮含量的比值,其大小可反映有机质的分解状况,被认为是氮素矿化能力的标志^[6]。通常认为,在微生物生命活动过程中,最佳的土壤 C/N 为 25:1,当 C/N 小于 25:1 时,有利于有机质的转化,并且可以为土壤提供充足的氮素;反之,大于 25:1 时,有机质难以转化,但有利于土壤有机质的积累^[33-34]。由图 1 和图 2 可知,不同措施各土层的 C/N 在 7.19~16.35,均小于 25:1,表明各治理

措施下土壤腐殖化程度高,氮素矿化能力较强。除HJ、YB、YBN、PD外,各治理措施的C/N均符合正常规律,即随土壤剖面加深不断减小。此外,除YB外,其余措施的C/N最大值均出现在0—5 cm土层,

YB的C/N以5—10 cm土层最大,为16.27。各治理措施C/N平均值大小为YBN(14.95)>YB(14.80)>HJ(13.56)>HHL(12.07)>HL(11.59)>MX(10.64)>LH(10.14)>PD(9.67)>HZ(8.85)。



注:图柱上方不同大写字母表示同一治理措施不同土层差异显著($P<0.05$);不同小写字母表示同一土层不同治理措施间差异显著($P<0.05$)。下同。

图1 典型治理措施不同土层土壤有机碳、全氮与碳氮比含量

2.2 不同石漠化治理措施下土壤有机碳、全氮储量变化

由图3可知,不同石漠化治理措施对土壤碳储量有较大影响。各恢复类型0—20 cm土层土壤有机碳储量大小为YB>YBN>PD>HJ>MX>HHL>LH>HL>HZ,其值分别为5.41,5.15,3.52,3.46,3.42,3.20,3.14,2.69,2.68 kg/m²。各治理措施的土壤有机碳储量均随土层深度增加而减少,与土壤有机碳含量变化规律一致。各治理措施0—5 cm土层的有机碳储量占比均在39.93%以上,也表现出一定的表聚性,大小顺序为MX(45.91%)>PD(45.74%)>HZ(44.78%)>LH(44.27%)>HL(43.49%)>

HHL(43.13%)>YBN(42.52%)>HJ(40.75%)>YB(39.93%)。

由图4可知,各治理措施0—20 cm土层土壤全氮储量与碳储量存在一定差异,表现为YB(0.37 kg/m²)>PD(0.36 kg/m²)>YBN(0.34 kg/m²)>MX(0.31 kg/m²)>LH(0.30 kg/m²)>HZ(0.29 kg/m²)>HL(0.27 kg/m²)>HHL(0.26 kg/m²)>HJ(0.25 kg/m²)。9种恢复治理措施的土壤全氮储量均随土层深度的增加而减少,与土壤全氮含量保持较高的一致性,但各土层间无显著性差异。各治理措施0—5 cm土层的土壤全氮储量占全土剖面比例均在36.11%以上,具体大小顺序为HL(40.74%)>HZ、HJ(40.00%)>MX

(38.71%)>HHL(38.46%)>YBN(38.24%)>YB(37.84%)>LH(36.67%)>PD(36.11%)。

2.3 不同石漠化治理措施下土壤水溶性有机碳的变化

水溶性有机碳(WSOC)作为土壤有机碳最活跃的组成部分,易被土壤微生物分解,能为土壤提供养分,对土壤生态系统中元素的生物地球化学循环具有重要影响^[13]。受土地利用方式、气候特点及土壤性质的影响,不同植被类型的土壤 WSOC 存在较大差异。由表 2 可知,恢复治理措施不同,土壤 WSOC 含量各异。研究区 0—20 cm 土层土壤 WSOC 含量范围在 59.93~182.67 mg/kg,其中,YB 的土壤 WSOC 含量最大,变化范围为 152.43~182.67 mg/kg,其次为 YBN(105.20~163.70 mg/kg)、LH(96.23~100.90 mg/kg),YB、YBN、LH 显著大于其他 6 种恢复类型,其他类型间差异不显著。各治理措施的土壤 WSOC 含量均随土壤深度增加而减少,与土壤有机碳含量变化规律一致,可能是因为土壤 WSOC 在很大程度上取决于土壤总有机碳含量。水溶性有机碳占土壤总有机碳的比例(WSOC/SOC)能在更大程度上体现土壤活性有机碳库的状况,反映植被类型对土壤碳库的影响。研究区不同恢复措施土壤 WSOC/SOC 介于 0.31%~0.76%,各恢复类型无显著差异。土壤剖面上,WSOC/SOC 均表现出随土层深度增加而增加的特征,与土壤 WSOC 含量变化趋势相反,可能是因为土壤 WSOC 活性较高,具有一定的移动性和溶解性,易发生溶解与迁移^[35]。

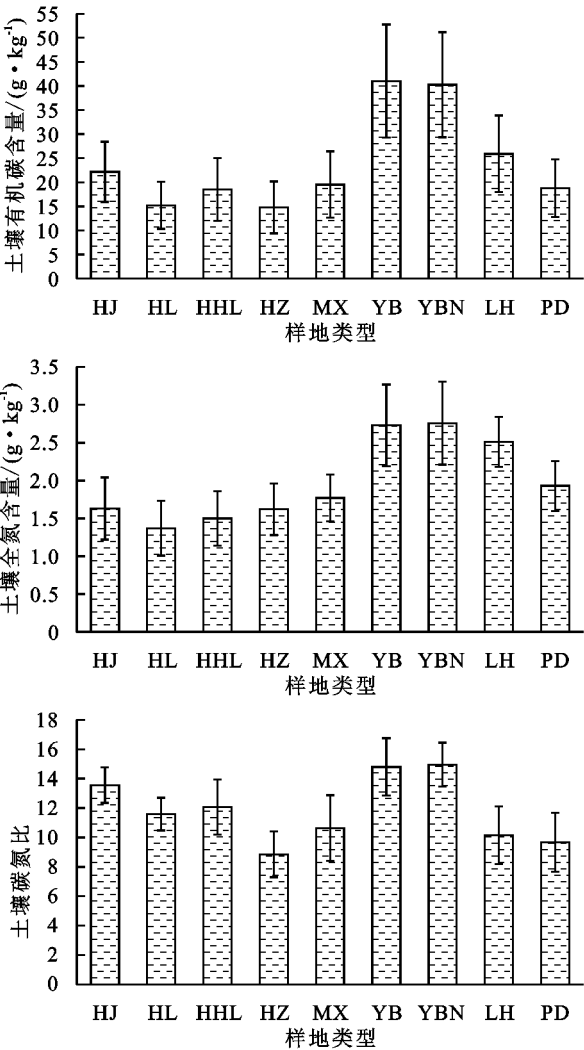


图 2 不同治理措施土壤有机碳、全氮与碳氮比含量

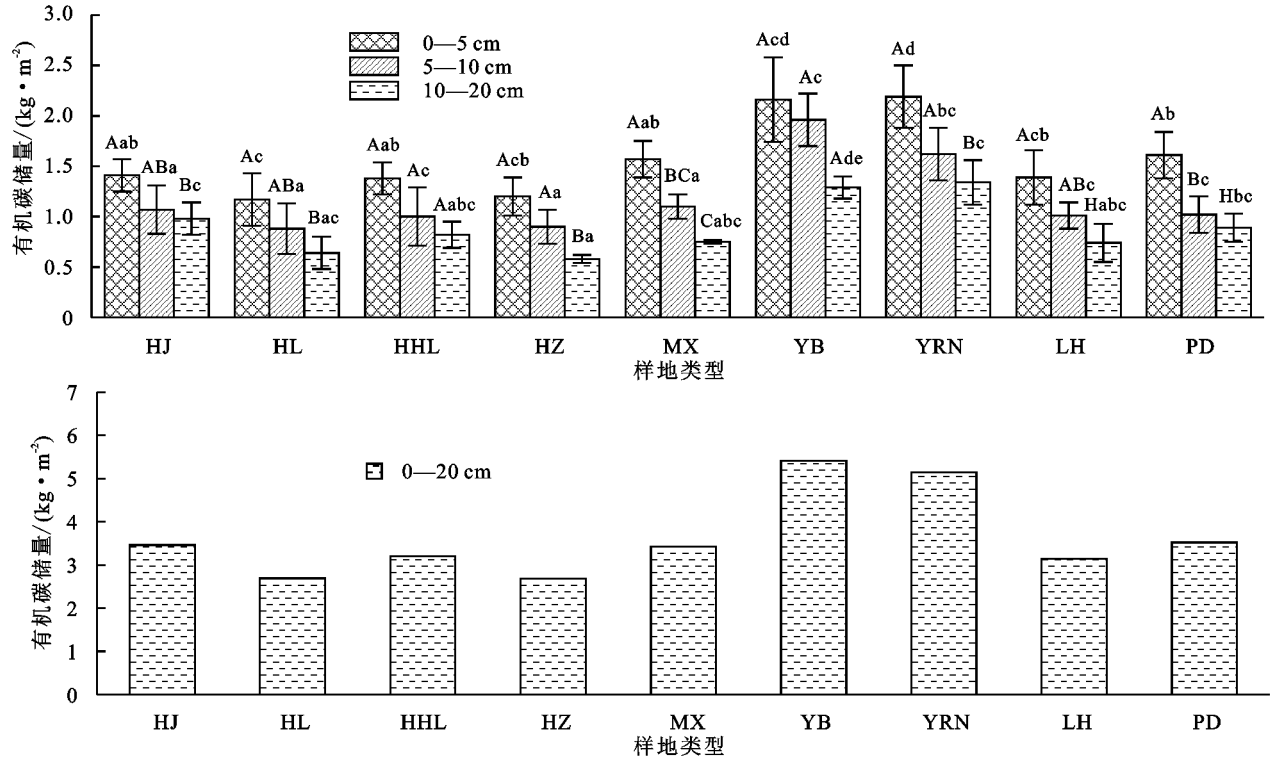


图 3 不同治理措施土壤有机碳储量

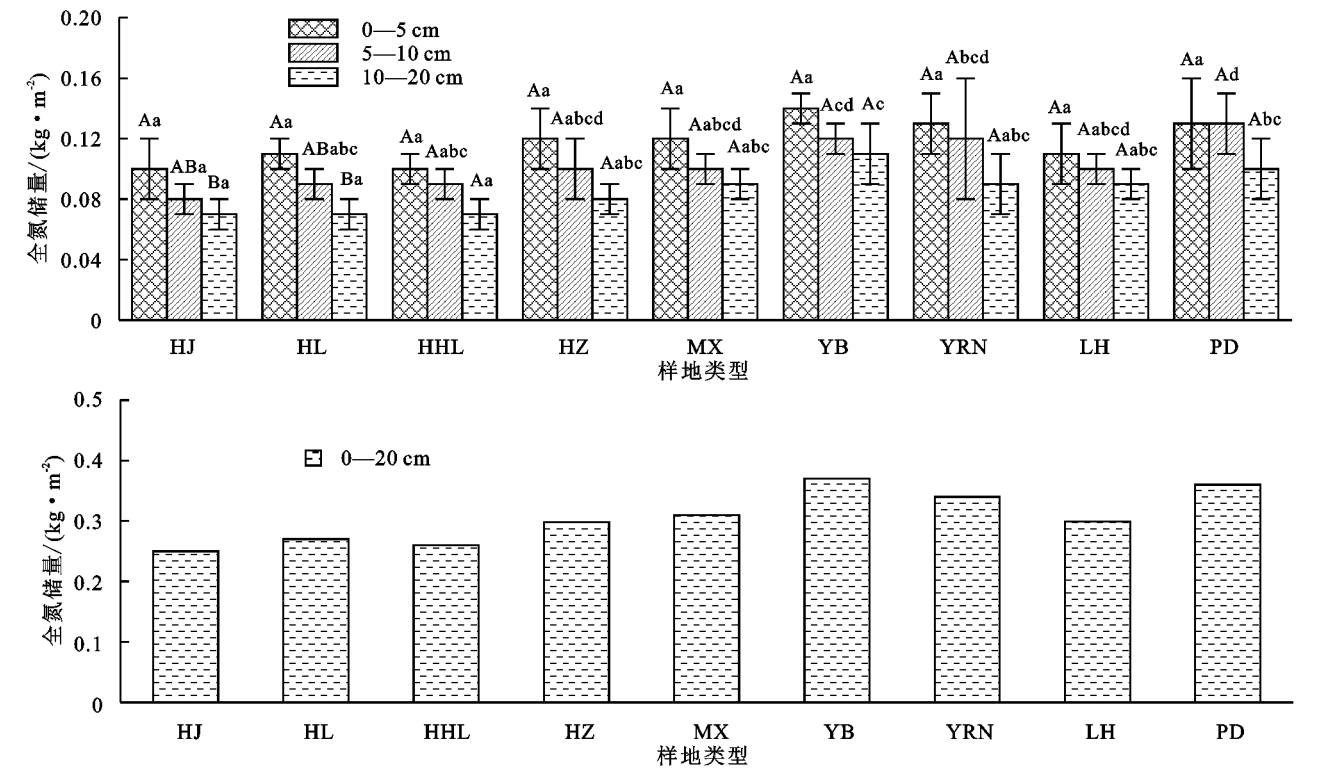


图4 不同治理措施土壤全氮储量

表2 典型治理措施不同土层土壤水溶性有机碳含量			
样地类型	土层深度/cm	水溶性有机碳/(mg·kg ⁻¹)	水溶性有机碳占有机碳比例/%
HJ	0—5	101.13±3.87Aab	0.34
	5—10	80.13±1.54BCab	0.39
	10—20	68.17±1.34Ca	0.42
HL	0—5	88.30±4.88Aa	0.42
	5—10	72.90±2.52Ba	0.50
	10—20	59.93±4.6Ca	0.60
HHL	0—5	89.13±1.95Aa	0.34
	5—10	81.87±5.68Aa	0.46
	10—20	63.63±1.09Ba	0.55
HZ	0—5	89.70±4.67Aa	0.43
	5—10	72.03±9.43Aa	0.50
	10—20	68.27±6.39Ba	0.76
MX	0—5	89.10±0.34Aa	0.32
	5—10	81.93±3.2Aa	0.44
	10—20	80.77±1.72Aab	0.66
YB	0—5	182.67±4.72Acd	0.34
	5—10	162.63±2.88Abd	0.38
	10—20	152.43±2.03Bc	0.57
YBN	0—5	163.70±5.55Ad	0.31
	5—10	124.30±3.15BCc	0.33
	10—20	105.20±2.38Cb	0.36
LH	0—5	129.60±2.78Abd	0.37
	5—10	100.90±2.24BCbc	0.40
	10—20	96.23±1.26Cab	0.56
PD	0—5	88.83±1.78Aa	0.34
	5—10	75.40±5.96Aab	0.46
	10—20	74.57±4.86Aab	0.56

注:表中数据为平均值±标准差;不同大写字母表示同一治理措施不同土层差异显著($P<0.05$);同行不同小写字母表示同一土层不同治理措施间差异显著($P<0.05$)。

2.4 不同治理措施土壤有机碳、全氮、土壤容重、C/N、水溶性有机碳的相关性

相关性分析(表3)表明,土壤有机碳含量与土壤全氮、水溶性有机碳含量、有机碳储量呈极显著相关($P<0.01$),与土壤容重呈极显著负相关($P<0.01$),与土壤全氮储量不相关。土壤全氮含量与土壤有机碳储量、水溶性有机碳含量呈极显著相关($P<0.01$),与土壤容重呈极显著负相关($P<0.01$),与土壤全氮储量呈显著正相关($P<0.05$),与C/N不相关。土壤容重与土壤有机碳储量、水溶性有机碳含量呈极显著负相关($P<0.01$),与土壤全氮储量呈显著负相关($P<0.05$),与C/N不相关。土壤有机碳储量与土壤水溶性有机碳、C/N呈极显著相关($P<0.01$),与全氮储量呈显著相关($P<0.05$)。

3 讨论

3.1 不同治理措施对土壤有机碳、全氮含量及C/N的影响

土壤有机碳和全氮是喀斯特石漠化治理过程中重要的土壤质量评价指标^[9]。自然条件下,植被类型决定了归还土壤的凋落物和根系分泌物的数量和质量,因而植被类型的差异会导致土壤有机碳和全氮的分布差异^[36]。本研究表明,不同恢复治理措施下土壤有机碳、全氮含量差异显著,其中YB、YBN、LH均明显大于其他治理措施,原因为其受人为干扰较少,且具有较多的地表凋落物,这与段亚锋等^[25]对喀斯特峰丛洼地研究结果一致。不同治理措施间

的差异也反映了土壤有机碳、全氮含量受到多方面因素的影响。各治理措施土壤有机碳和全氮含量均随土层深度的增加而降低,但降低幅度因植被类型不同存在一定差异。不同治理措施 0—5 cm 土层的土壤有机碳、全氮含量占比分别在 43.31%,37.64% 以上,与前人^[15,19]研究结果一致,具有较明显的表聚现象,其原因主要是由于植物的凋落物和根系大部分分布在表层土壤中,分解后形成的腐殖质在表层土壤中积累^[37]。同一治理措施不同土层间土壤有机

碳、全氮含量的表聚现象原因主要在于不同土层有机物质的输入存在差异。研究区各恢复类型土壤 C/N 介于 7.23~16.92,均小于 25,说明研究区土壤中的有机质分解比较容易,尤其是氮素的矿质化作用明显,尽管可以释放较多的有效态氮,为土壤提供充足的氮素,但也容易造成氮素的大量流失^[6]。此外,除 HJ、YB、YBN、PD 外,本研究中不同治理措施土壤 C/N 均随着土壤深度增加而下降,与前人^[19,23]研究结果一致。

表 3 典型治理措施土壤养分指标相关性

指标	有机碳	全氮	容重	有机碳储量	全氮储量	水溶性有机碳	C/N
有机碳	1.000						
全氮	0.913**	1.000					
容重	-0.969**	-0.974**	1.000				
有机碳储量	0.954**	0.816**	-0.926**	1.000			
全氮储量	0.598	0.716*	-0.742*	0.680*	1.000		
水溶性有机碳	0.955**	0.900**	-0.941**	0.901**	0.652	1.000	
C/N	0.786*	0.480	-0.622	0.799**	0.136	0.679*	1.000

注: * 表示 $P<0.05$; ** 表示 $P<0.01$ 。

3.2 不同治理措施对土壤有机碳、全氮储量的影响

不同治理措施土壤由于立地环境有很大差异,导致了有机碳和全氮储量的差异。研究区各恢复治理措施 0—20 cm 土层土壤有机碳和全氮储量与有机碳、全氮含量具有一致性,也表现为 YB、YBN 显著大于其他治理措施。不同治理措施的土壤有机碳、全氮储量与含量一样,也具有较明显的表聚现象,这也在一定程度上说明了喀斯特地区土壤有机碳、全氮储量的稳定性较差,过多的人为干扰、不合理的人为活动极易引起水土流失,进而造成石漠化现象,从而使得土壤有机碳减少,因此,进行喀斯特地区林草植被的优化配置及保护,减少不合理的人为活动至关重要。此外,本研究中各治理措施的土壤有机碳和全氮储量均随土层加深不断减少,与唐夫凯等^[19]研究结果一致,与王棣等^[6]存在较大差异,原因可能是研究区环境、植被类型等的不同。

结合各石漠化治理措施土壤有机碳、全氮含量与储量可知,减少人为干扰,选择退耕还林、撂荒地更利于喀斯特生态环境治理与保护,这与段亚锋等^[25]、田静等^[28]研究结果一致。此外,花椒林碳、氮固存能力大于火龙果与其他类型措施,且具有较好的经济价值,因此花椒林可作为喀斯特山区农业生产或生态恢复过程中优先考虑的经济植被类型。

3.3 不同治理措施对水溶性有机碳的影响

前人^[12-13]研究指出,对于农林可持续发展系统来说,土壤碳库容量的变化主要发生在易溶解的那一部分。水溶性有机碳作为土壤有机碳最活跃的组成部分,易被土壤微生物分解,能为土壤提供养分,对土壤

生态系统中元素的生物地球化学循环具有重要影响。本研究表明,不同治理措施 0—20 cm 土层土壤水溶性有机碳含量范围在 59.93~182.67 mg/kg,其中 YB、YBN、LH 显著大于其他 6 种恢复类型,其他类型间差异不显著,这与土壤有机碳含量变化规律一致,原因为土壤水溶性有机碳主要来源于枯枝落叶和根系分泌、土壤有机质的水解以及微生物的代谢,因此,土壤总有机碳高,水溶性有机碳也常常较高^[37]。各治理措施的土壤水溶性有机碳含量均随土层深度增加而减少,与前人^[37]研究结果一致。土壤水溶性有机碳占总有机碳的比例较水溶性有机碳总量更能反映植被对土壤行为的影响结果。本研究中,不同恢复措施 WSOC/SOC 介于 0.31%~0.76%,各恢复类型无显著差异。土壤剖面上,WSOC/SOC 均表现出随土层深度增加而增加的特征,与土壤水溶性有机碳含量变化趋势相反,可能是因为土壤水溶性有机碳活性较高,具有一定的移动性和溶解性,易发生溶解与迁移^[35]。此外,未来对喀斯特地区土壤活性碳组分如易氧化有机碳、微生物生物量碳、植硅体碳等深入研究对进一步了解喀斯特地区有机碳的分布具有积极意义。

3.4 不同治理措施土壤有机碳、全氮、土壤容重、C/N、水溶性有机碳的相关性

本研究表明,土壤有机碳、全氮含量互相存在极显著正相关关系,与前人^[34]研究结果一致,符合土壤碳氮循环的一般规律。土壤有机碳、全氮含量与土壤水溶性有机碳含量均呈极显著正相关。土壤容重作为土壤理化因子中的关键因子,与其他养分指标存在明显的相关关系^[34]。本研究中,土壤容重与土壤有

机碳含量、全氮含量、有机碳储量以及水溶性有机碳含量均呈极显著相关,与土壤全氮储量呈显著相关。除土壤有机碳含量与储量与 C/N 存在相关性外,其他指标与 C/N 均无明显相关性,表明影响土壤养分的因素复杂,植被、土壤以及微生物等因素均会对土壤养分产生影响。

4 结 论

(1)不同治理措施下土壤有机碳、全氮含量以 0—5 cm 最高,具有明显的表聚现象,且均表现为 YB、YBN、LH 显著大于其他治理措施,各治理措施土壤有机碳、全氮储量表现出相同的趋势。

(2)不同治理措施 0—20 cm 土层土壤水溶性有机碳含量范围为 59.93~182.67 mg/kg,表现为 YB、YBN、LH 显著大于其他 6 种恢复类型。土壤剖面上,水溶性有机碳含量均随土层深度增加而减少,水溶性有机碳占总有机碳比例随土层深度增加而增加。

(3)土壤有机碳含量与土壤全氮、水溶性有机碳含量、有机碳储量呈极显著相关,与土壤容重呈极显著负相关,与土壤全氮储量无明显相关性。土壤全氮含量与土壤有机碳储量、水溶性有机碳含量呈极显著相关,与土壤容重呈极显著负相关,与土壤全氮储量呈显著正相关,与 C/N 不相关。

参考文献:

[1] Cai Y L. Preliminary research on ecological reconstruction in karst mountain poverty areas of southwest China [J]. *Advances in Earth Science*,1996,11(6):602-606.

[2] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security [J]. *Science*,2004,304:1623-1627.

[3] Qin Y B, Xin Z B, Wang D M, et al. Soil organic carbon storage and its influencing factors in the riparian woodlands of a Chinese karst area [J]. *Catena*,2017,153:21-29.

[4] Pang D B, Cui M, Liu Y G, et al. Responses of soil labile organic carbon fractions and stocks to different vegetation restoration strategies in degraded karst ecosystems of southwest China [J]. *Ecological Engineering*,2019,138:391-402.

[5] 王霖娇,盛茂银,杜家颖,等.西南喀斯特石漠化生态系统土壤有机碳分布特征及其影响因素[J].*生态学报*,2017,37(4):1358-1365.

[6] 王棣,耿增超,余雕,等.秦岭典型林分土壤有机碳储量及碳氮垂直分布[J].*生态学报*,2015,35(16):5421-5429.

[7] 张祎,任宗萍,李鹏,等.黄土丘陵区小流域生态恢复对土壤有机碳和全氮的影响[J].*水土保持学报*,2018,32(1):97-103.

[8] 苗娟,周传艳,李世杰,等.不同林龄云南松林土壤有机碳和全氮积累特征[J].*应用生态学报*,2014,25(3):625-631.

[9] 董云中,王永亮,张建杰,等.晋西北黄土高原丘陵区不同土地利用方式下土壤碳氮储量[J].*应用生态学报*,2014,25(4):955-960.

[10] 弓文艳,陈丽华,郑学良.基于不同林分类型下土壤碳氮储量垂直分布[J].*水土保持学报*,2019,33(1):152-157.

[11] 王建林,钟志明,王忠红,等.青藏高原高寒草原生态系统土壤碳氮比的分布特征[J].*生态学报*,2014,34(22):6678-6691.

[12] 廖洪凯,李娟,龙健,等.土地利用及退耕对喀斯特山区土壤活性有机碳的影响[J].*环境科学*,2014,35(1):240-247.

[13] 杨满元,杨宁,欧阳美娟,等.紫色土丘陵坡地土壤水溶性有机碳对植被恢复的响应及其与土壤因子的关系[J].*草地学报*,2019,27(3):784-788.

[14] 熊康宁,陈永毕,陈浒.点石成金:贵州石漠化治理技术与模式[M].贵阳:贵州科技出版社,2011:125-139.

[15] 盛茂银,熊康宁,崔高仰,等.贵州喀斯特石漠化地区植物多样性与土壤理化性质[J].*生态学报*,2015,35(2):434-448.

[16] Sheng M Y, Xiong K N, Wang L J, et al. Response of soil physical and chemical properties to Rocky desertification succession in South China Karst [J]. *Carbonates and Evaporites*,2018,33(1):15-28.

[17] 黄先飞,周运超,张珍明.喀斯特石漠化区不同土地利用方式下土壤有机碳分布特征[J].*水土保持学报*,2017,31(5):215-221.

[18] 鲍乾,杨瑞,聂朝俊,等.贵州喀斯特高原花江峡谷区不同恢复模式的土壤养分特征[J].*生态学杂志*,2017,36(8):2094-2102.

[19] 唐夫凯,周金星,崔明,等.典型岩溶区不同退耕还林地对土壤有机碳和氮素积累的影响[J].*北京林业大学学报*,2014,36(2):44-50.

[20] 陈曦,彭稳,曹建华.典型峰林平原土壤有机碳储量和分布特征研究[J].*科技通报*,2012,28(2):167-173.

[21] 严毅萍,曹建华,杨慧,等.岩溶区不同土地利用方式对土壤有机碳碳库及周转时间的影响[J].*水土保持学报*,2012,26(2):144-149.

[22] 张伟,王克林,陈洪松,等.典型喀斯特峰丛洼地土壤有机碳含量空间预测研究[J].*土壤学报*,2012,49(3):601-606.

[23] 王克林,岳跃民,马祖陆,等.喀斯特峰丛洼地石漠化治理与生态服务提升技术研究[J].*生态学报*,2016,36(22):7098-7102.

[24] 刘艳,宋同清,蔡德所,等.喀斯特峰丛洼地不同土地利用方式土壤肥力特征[J].*应用生态学报*,2014,25(6):1561-1568.

[25] 段亚锋,王克林,冯达,等.典型喀斯特小流域土壤有机碳和全氮空间格局变化及其对退耕还林还草的响应[J].*生态学报*,2018,38(5):1560-1568.

[14] 吕国安,蔡崇法.丹江口库区石渣土土壤水分有效性研究[J].水土保持学报,2002,16(3):106-109.

[15] 吕刚,王婷,王韞策,等.辽西低山丘陵区坡地砾石含量及粒径对土壤入渗性能的影响[J].水土保持学报,2017,31(4):87-91.

[16] Lavee H, Poesen J W A. Overland flow generation and continuity on stone-covered soil surfaces [J]. Hydrological Processes,1991,5(4):345-360.

[17] Mukhlisin M, Naam S I. Effect of rock fragments on pore water pressure and slope stability at a hillslope [J]. Journal of the Geological Society of India,2015,86(3):337-343.

[18] Rawls W J, Brakensiek D L, Simanton J R, et al. Prediction of soil cover and soil rock for rangeland infiltration [J]. Journal of Range Management,1988,41(4):307-308.

[19] 周蓓蓓,邵明安.土石混合介质饱和导水率的研究[J].水土保持学报,2006,20(6):62-66.

[20] 王慧芳,邵明安.含碎石土壤水分入渗试验研究[J].水科学进展,2006,17(5):604-609.

[21] 朱元骏,邵明安.含砾石土壤降雨入渗过程模拟[J].水科学进展,2010,21(6):779-787.

[22] 龚久平,李燕,刘吉振,等.村镇水源地土壤中砾石对水分运动的影响[J].江西农业大学学报,2010,32(3):621-627.

[23] 李燕,刘吉振,魏朝富,等.砾石对土壤水分入渗(扩散)的影响研究[J].土壤学报,2011,48(2):437-439.

[24] Kanamaru T, Sukanuma Y, Oiwan H, et al. The weathering of granitic rocks in a hyper-arid and hypothermal environment: A case study from the Sor-Rondane Mountains, East Antarctica [J]. Geomorphology,2018,317:62-74.

[25] 熊顺贵.基础土壤学[M].北京:中国农业大学出版社,2001:123-140.

[26] 鲍士旦.土壤农化分析 [M].3 版.北京:中国农业出版社,2000:24-60.

[27] 雷志栋.土壤水动力学[M].北京:清华大学出版社,1988:92-235.

[28] 汪明星.重庆山地丘陵区紫色土饱和导水率传递函数研究[D].重庆:西南大学,2017.

[29] 周蓓蓓,邵明安.不同碎石含量及直径对土壤水分入渗过程的影响[J].土壤学报,2007,44(5):801-807.

[30] 王小燕,李朝霞,蔡崇法.砾石覆盖紫色土坡耕地水文过程[J].水科学进展,2012,23(1):38-45.

[31] Ravina I, Magier J. Hydraulic conductivity and water retention of clay soils containing coarse fragments [J]. Soil Science Society of America Journal,1984,48(4):736-740.

[32] Niu Y B, Gao Z L, Li Y H, et al.Effect of rock fragment content on erosion processes of disturbed soil accumulation under field scouring conditions [J]. Journal of Soils and Sediments,2019,19(4):1708-1723.

[33] 吴凤平,王辉,罗静波,等.砂石含量及粒径对红壤水分扩散率的影响[J].水土保持学报,2009,23(2):228-231.

[34] 詹振芝,黄炎和,蒋芳市,等.砾石含量及粒径对崩岗崩积体渗透特性的影响[J].水土保持学报,2017,31(3):85-90.

[35] 杨艳芬,王全九,曾辰,等.土石混合介质水分入渗特性试验研究[J].水土保持学报,2009,23(5):87-90.

[36] 孙志高,刘景双.三江平原典型草甸小叶章湿地土壤水分扩散率研究[J].干旱区资源与环境,2008,22(2):152-156.

(上接第 177 页)

[26] 龙健,廖洪凯,李娟,等.基于冗余分析的典型喀斯特山区土壤-石漠化关系研究[J].环境科学,2012,33(6):2131-2138.

[27] 盛茂银,刘洋,熊康宁.中国南方喀斯特石漠化演替过程中土壤理化性质的响应[J].生态学报,2013,33(19):6303-6313.

[28] 田静,盛茂银,汪攀,等.西南喀斯特土地利用变化对植物凋落物-土壤 C、N、P 化学计量特征和土壤酶活性的影响[J].环境科学,2019,40(9):1-15.

[29] 白义鑫,王霖娇,盛茂银.我国西南岩溶地区自然植被群落与小生境耦合关系研究[J].世界林业研究,2018,31(5):58-63.

[30] 廖洪凯,龙健,李娟.不同小生境对喀斯特山区花椒林表土团聚体有机碳和活性有机碳分布的影响[J].水土保持学报,2012,26(1):156-160.

[31] 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,2000:18-96.

[32] 解迎革,李霞.土壤中砾石含量的测定方法研究进展[J].土壤,2012,44(1):17-22.

[33] 李珊珊,耿增超,姜林,等.秦岭火地塘林区土壤剖面碳氮垂直分布规律的研究[J].西北林学院学报,2011,26(4):1-6.

[34] 王芳丽,高明,代文才,等.不同土地利用方式下土壤有机碳分布特征[J].水土保持学报,2016,30(4):227-232.

[35] 曾天慧,胡海波,张勇,等.不同植被群落土壤水溶性有机碳的变化特征[J].水土保持通报,2015,35(3):49-54.

[36] 贾晓红,李新荣,周玉燕,等.干旱沙区人工固沙植被演变过程中土壤有机碳氮储量及其分布特征[J].环境科学,2012,33(3):938-945.

[37] 闫丽娟,李广,吴江琪,等.黄土高原 4 种典型植被对土壤活性有机碳及土壤碳库的影响[J].生态学报,2019,39(15):1-9.