

喀斯特山区不同生态恢复模式土壤盐基离子的交换及分布特征

陈忠柳, 舒英格, 周鹏鹏

(贵州大学农学院, 贵阳 550025)

摘要: 为了解喀斯特山区生态恢复模式对土壤盐基离子的交换及分布特征的影响,以喀斯特山区典型黄色石灰土为对象,研究了耕地、草地、林草间作地、退耕还草地生态恢复模式下土壤阳离子交换量(CEC)和盐基离子的分布规律。结果表明:该区土壤 CEC 为 26.52~44.90 cmol/kg,且基本随土层深度的增加逐渐减小;各土壤层次阳离子交换量均表现为退耕还草地显著低于其他生态恢复模式($P<0.05$);在 0—10、10—20 cm 土层中林草间作地的 CEC 最高。交换性盐基离子的含量呈现出 $\text{Ca}^{2+}>\text{Mg}^{2+}>\text{K}^{+}>\text{Na}^{+}$ 的规律,且以 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 为主(占 TEB 的比例平均为 91.92%,6.04%), K^{+} 、 Na^{+} 所占 TEB 比例较低(平均为 1.03%,1.01%);盐基离子中交换性 K^{+} 、 Na^{+} 、 Mg^{2+} 含量具有表聚性,基本随土层深度的增加而逐渐下降;不同生态恢复模式下,退耕还草地各盐基离子含量显著低于林草间作地、耕地和草地($P<0.05$),但各盐基离子含量随土层深度不同存在较大差异。土壤交换性盐基总量(TEB)在剖面层次上的分布规律不明显,不同生态恢复模式土壤 TEB 大小顺序随着土层深度的加深有所不同,在 0—10、10—20 cm 土层和 40—60 cm(母岩)层均表现为草地最高,退耕还草地最低。土壤盐基饱和度(BS)为 42.58%~65.02%,且随土层深度的增加逐渐增大,各土壤层次 BS 均表现为草地>耕地>林草间作地>退耕还草地;相关分析表明,CEC、盐基离子含量与有机质、全氮和碱解氮均呈极显著正相关。冗余分析表明,土壤理化因子仅能解释 45.3%的阳离子交换作用变化,土壤阳离子交换作用变化除了受土壤基本理化因子的影响外,还受其他因素的影响。总体而言,退耕还草地在供肥保肥和缓冲能力上显著低于其他恢复模式,土壤供肥保肥和缓冲性能在恢复初期退耕还草阶段有所下降,但随着生态恢复的进程会逐渐得到改善。

关键词: 喀斯特山区;生态恢复模式;土壤盐基离子;剖面分布

中图分类号: S153.6+1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2020)04-0304-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2020.04.044

Exchange and Distribution Characteristics of Soil Base Ions Under Different Ecological Restoration Pattern in the Karst Mountainous Area

CHEN Zhongliu, SHU Yingge, ZHOU Pengpeng

(College of Agricultural, Guizhou University, Guiyang 550025)

Abstract: In order to understand the influence of ecological restoration models on the exchange and distribution of soil base ions in the karst mountain area, the typical yellow rendzina was taken as study object and the effects of ecological restoration pattern, which including arable land (AL), Grassland (GL), the intercropping system of forest and grass (ICS), and the grassland converted from cropland (CGL), on the cation exchange capacity (CEC) and the exchangeable base contents were studied. The results showed that the CEC vary between 26.52 and 44.90 cmol/kg and decreased with the increase of profile depth. CEC of each soil layer was significantly lower in CGL than in ICS, GL, and AL ($P<0.05$). The CEC of ICS was the highest in 0—10 cm and 10—20 cm soil layers. The size order of exchangeable base cations was $\text{Ca}^{2+}>\text{Mg}^{2+}>\text{K}^{+}>\text{Na}^{+}$, and Ca^{2+} , Mg^{2+} were the major exchangeable bases, because Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} , and Na^{+} accounts for 91.92%, 6.04%, 1.03%, and 1.01% of the total content of exchangeable bases, respectively. The contents of Mg^{2+} , K^{+} , and Na^{+} were higher in the surface layer than those in deeper layers and decreased with the increase of soil depth regardless of restoration patterns. Under different ecological restoration modes, the content of each base ion in CGL was significantly lower than in ICS, Al and GL ($P<0.05$), but the content of each base ion varied with the soil depth. The distribution rule of soil total exchangeable base (TEB) was not obvious at the

收稿日期: 2019-11-26
资助项目: 国家自然科学基金项目(31460133)
第一作者: 陈忠柳(1994—), 女, 贵州都匀人, 硕士研究生, 主要从事土壤生态环境研究。E-mail: 1078011633@qq.com
通信作者: 舒英格(1973—), 男, 副教授, 硕士生导师, 主要从事农业资源与环境、土地资源利用管理研究。E-mail: maogen958@163.com

soil depth. The order of soil TEB in different ecological restoration modes was different with the increase of profile depth, in 0—10 cm, 10—20 cm soil layer, and 40—60 cm (mother rock) layer, GL was the highest and CGL was the lowest. The soil base saturation (BS) in this area changed between 42.58% and 65.02% and gradually increased with the increase of soil depth. BS were the largest in GL, and followed by those in AL, ICS, and CGL. Correlation analysis showed that CEC, base ion content and organic matter, total nitrogen and alkaline nitrogen were all significantly and positively correlated. Redundancy analysis (RDA) shows that soil physical and chemical factors could only explain 45.3% of the changes in cation exchange. The changes in soil cation exchange were affected by other factors besides the basic physical and chemical factors. In general, CGL was significantly lower than other recovery models in the ability of fertilizer supply and buffer and GL had better performance. In the early stage of restoration, the soil fertility and buffer capacity decreased, but it will be improved gradually with the process of ecological restoration.

Keywords: Karst mountain area; ecological restoration pattern; exchangeable base cations; profile distribution

土壤阳离子交换量(CEC)是反映土壤理化性状和肥力的重要指标,具有维持土壤养分保蓄与供应能力,改善土壤的保肥性和供肥性,调节土壤物理性状,增强土壤缓冲性能等重要作用^[1];其与土壤物理、化学及生物学性质的交互作用,亦是植物和微生物养分有效性的基础^[2]。因此,阳离子交换量(CEC)被作为土壤质量评价指标和土壤施肥、改良等重要依据,一直受到很多国内外专家学者^[3-4]的广泛关注。土壤盐基离子是土壤质量的重要方面,其含量和饱和度在很大程度上反映了盐基类元素的生物有效性和运移、循环情况。迄今为止,有学者^[5-10]对 CEC 及盐基离子的研究主要集中在砒砂岩区退耕还林地、长江源区高寒草地、东北阔叶林腐殖层、祁连山西水林区、黄土高原小流域和辽河下游平原等地区,但在喀斯特地区,关于 CEC 和盐基离子的系统研究未见报道。

我国喀斯特地貌集中分布在西南地区,该地貌地表崎岖破碎,坡面陡峭,溶蚀、水蚀作用严重,土壤浅薄且不连续,使得土壤持水能力弱,植物生长缓慢,生态系统抗干扰能力弱,稳定性和自我恢复能力较差。人们过去毁林开荒、陡坡开垦等土地的不合理利用,造成植被退化、水土流失、土壤生产力下降,大量基岩裸露,大部分区域呈现石漠化的现象^[11-12]。植被恢复成为了石漠化地区改善脆弱生态系统、维系土壤质量、保持社会经济可持续发展的有效途径之一^[13]。长期以来,众多学者^[14-18]在喀斯特石漠化地区针对生态恢复进行了不同角度的研究,主要集中在土壤养分、土壤微生物及细菌活性、土壤碳氮循环、土壤抗蚀性及土壤质量等方面。对于该区域不同生态恢复模式从地表至母质整个土壤剖面上 CEC 和盐基离子的研究尚未涉足。本研究以喀斯特地区不同生态恢复模式(退耕还草地、草地、林草间作地、耕地)土壤剖面为对象,通过野外调查和室内分析,对不同生态恢复模式下土壤 CEC 和盐基离子交换分布特征及其与土

壤基本理化性质的相关关系进行研究。量化描述不同生态恢复模式对土壤剖面盐基离子交换分布的影响,为进一步研究喀斯特生态脆弱区土壤供肥保肥和缓冲性能、生态环境恢复重建提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

晴隆县地处贵州省西南侧,黔西南布依族苗族自治州的东北角(105°01′—105°25′E, 25°33′—26°11′N),全县占地总面积 1 327.3 km²。境内地形起伏大,最高点海拔 2 025 m,最低点海拔 543 m,具有山高坡陡谷深的特点。属温凉湿润的高原亚热带季风气候区,气候温和,雨热同期,1 年中平均气温约 14 ℃,总降水量为 1 500~1 650 mm,属于贵州降水量最多的区域之一^[19]。充沛的降水和可溶性岩石交互作用,为土地石漠化的发生提供了侵蚀动力和溶蚀条件,导致该县基岩裸露度高、土地土壤浅薄、成土速度十分缓慢、生产力较低,逐渐成为贵州岩溶发育、石漠化严重且分布面积较大的区域之一,其环境的脆弱性和易伤性,加上不合理的人为活动影响,导致该区土地严重退化,生态恢复迫在眉睫。基于其喀斯特生态脆弱的典型性和代表性,本研究选取该区草地、耕地、退耕还草地和林草间作地为研究对象,其中草地植被覆盖率较高,草被茂盛且类型丰富。耕地则长期进行稳定耕作,主要农作物为玉米,当地农民进行正常的施肥管理。退耕地样地恢复之前曾有多年的耕种历史,种植玉米,退耕还草政策实施后,干扰较少,退耕年限为 5 年左右。林草间作地为柏树(*Platycladus orientalis* (L.) Franco) 和毛蕨类(*Cyclosorus interruptus* (Willd.) H. Ito)、白茅(*Imperata cylindrical* (L.) Beauv.) 等草种间作生长。

1.2 样品采集与处理

于 2017—2018 年在晴隆县根据植被类型选取典型

的黄色石灰土耕地、退耕还草地、草地、林草间作地等不同生态恢复模式为研究对象,以耕地为对照,选取典型地块设置不同生态恢复模式样地,在土壤剖面自下而上采用沟槽方式采集距地面 0—10,10—20,20—40,40—60 cm(母岩)层土壤,剖面深度根据土体深度确定,以开挖到母岩(基岩)为止,同层土样混合为 1 个样品。本研

究共采集 55 个剖面 199 个土样,其中耕地 7 个剖面 21 个土样,草地 12 个剖面 48 个土样,林草间作地 14 个剖面 42 个土样,退耕还草地 22 个剖面 88 个土样。样地分布及概况分别见图 1 和表 1。土样挑出植物根茎和石砾,装入密封塑料袋带回实验室,风干过筛(孔径 2, 0.149 mm)后,供有关指标的测定。

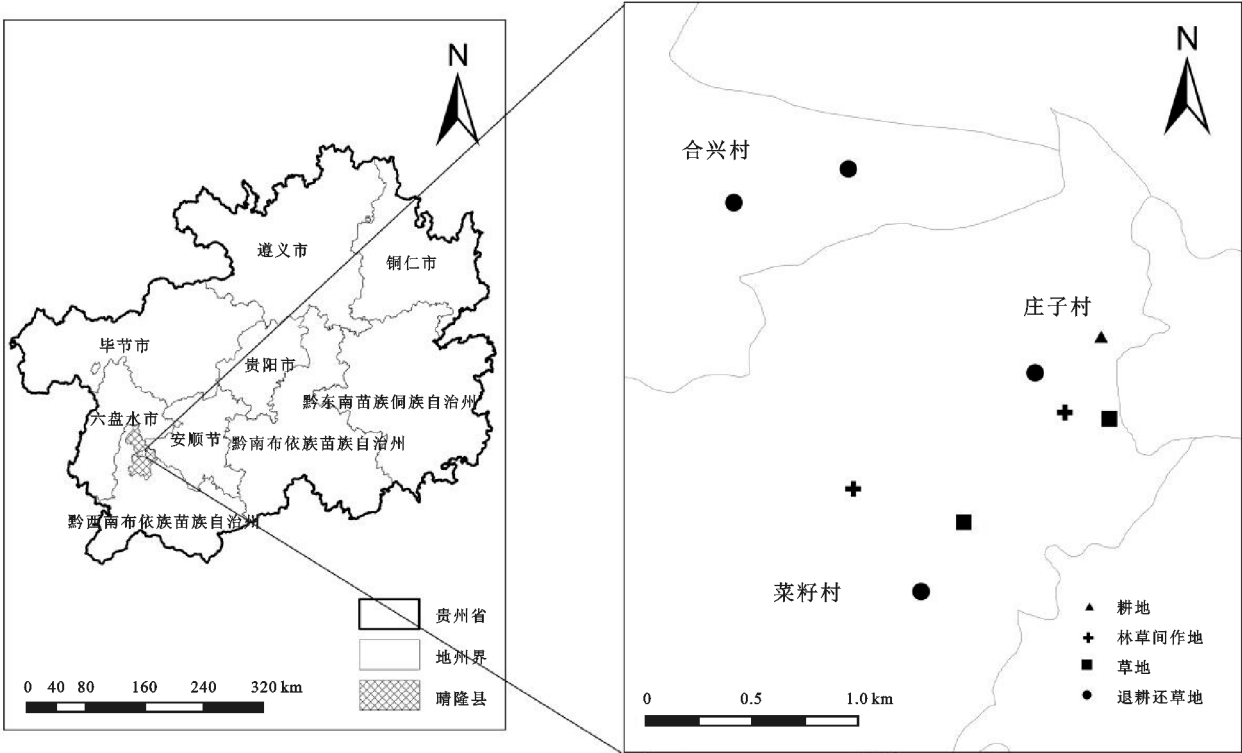


图 1 研究区位置及样地分布

表 1 样地基本信息

恢复模式	地理位置	海拔/m	坡度/(°)	坡向	主要植被
耕地(AL)	25°50′11″N 105°12′05″E	1400~1510	23	NE	玉米(<i>Zea mays</i> L.)
草地(GL)	25°49′54″—25°50′10″N 105°11′37″—105°12′05″E	1403~1577	23~28	SW	地三叶草(<i>Trifolium subterraneum</i> L.)、白茅(<i>Imperata cylindrical</i> (L.) Beauv.)、毛蕨(<i>Cyclosorus interruptus</i> (Willd.) H. Ito)
林草间作地(ICS)	25°49′54″—25°50′10″N 105°11′37″—105°12′04″E	1414~1557	25~40	NW	毛蕨、白茅、柏树(<i>Platycladus orientalis</i> (L.) Francopt-mxjjkmse)、楸树(<i>Catalpabungei</i> C.A.Mey)
退耕还草地(CGL)	25°49′55″—25°50′32″N 105°11′36″—105°12′04″E	1410~1520	25~40	NE	地三叶草、青蒿(<i>Artemisia carvifolia</i> Buch. — Ham. ex Roxb.)、马草(<i>Setaria Plicata</i> (Lamk.) T.Cooke)

1.3 样品理化性质分析

土壤样品的基本理化性质均采用常规方法测定^[20](表 2)。其中全氮含量采用半微量凯氏法测定;有效磷含量采用 0.5 mol/L 碳酸氢钠浸提—分光光度法测定;速效钾含量采用 1 mol/L 乙酸铵浸提—火焰光度法测定;土壤有机质含量采用重铬酸钾氧化—容量法测定;土壤 pH 采用电位法(水:土为 2.5:1)测定;阳离子交换量采用乙二胺四乙酸(EDTA)+乙酸铵交换—凯氏定氮仪测定;交换性盐基离子(K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺)采用 pH 8.5 的氯化铵+乙醇交

换,K⁺、Na⁺采用火焰分光光度法测定,Ca²⁺、Mg²⁺采用原子吸收分光光度法测定,交换性盐基总量采用加和法获得。

土壤交换性盐基总量 = K⁺ + Na⁺ + 1/2Ca²⁺ + 1/2Mg²⁺

1.4 数据处理

分别采用 IBM SPSS Statistics 20、Origin 2017 软件对试验数据进行分析、制图。应用单因素方差分析法(one-way ANOVA)分析数据的差异显著性,并应用最小显著差数法(LSD)进行多重比较,应用 Pear-

son 相关系数进行相关分析,显著性水平为 $P < 0.05$;采用 Canoco 4.5 软件进行冗余分析(RDA)。

表 2 不同恢复模式土壤基本理化性质

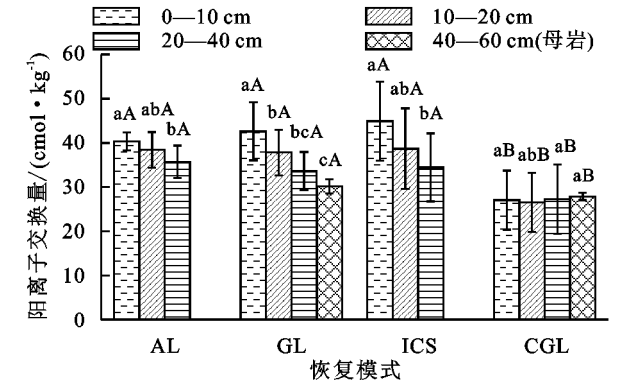
恢复模式	土层深度/cm	pH	OM/ (g·kg ⁻¹)	TN/ (g·kg ⁻¹)	AN/ (mg·kg ⁻¹)	APH/ (mg·kg ⁻¹)	APO/ (mg·kg ⁻¹)
耕地	0—10	6.65±0.42aB	83.48±21.51aAB	5.30±0.32aA	406.41±84.59aA	12.19±7.33aA	145.67±69.52aA
	10—20	6.80±0.45aAB	69.34±29.83aBA	4.46±1.16abA	346.40±139.47abA	8.00±6.77aA	65.47±21.01bA
	20—40(母岩)	6.96±0.24aA	51.22±20.14bA	3.60±0.95bA	252.83±74.40bA	5.66±4.47aA	56.16±20.32bA
草地	0—10	6.67±0.32bB	78.67±29.90aB	5.43±1.79aA	399.41±130.20aA	6.65±8.77aB	83.66±20.78aB
	10—20	6.75±0.35abB	59.91±23.75abAB	3.96±1.10bA	313.57±112.76bA	3.13±2.18abB	60.17±12.50bA
	20—40	6.95±0.19aA	46.18±32.57bCA	2.83±0.86cA	184.66±61.88cA	1.49±1.15bB	55.69±21.73bA
林草间作地	40—60(母岩)	7.05±0.25aA	28.08±2.67cB	1.90±0.37cA	146.62±38.55cA	0.85±0.28bB	44.50±13.35bA
	0—10	6.94±0.19aA	100.51±37.92aA	6.39±2.31aA	452.02±153.40aA	5.99±4.21aB	90.13±16.86aB
	10—20	6.99±0.17aA	62.23±29.32bA	4.62±2.09bA	348.47±177.98abA	3.95±3.98abB	61.07±14.23bA
退耕还草地	20—40(母岩)	7.05±0.19aA	50.39±27.71bA	3.53±1.50bA	269.98±151.95cA	1.87±1.89bB	60.21±17.04bA
	0—10	6.51±0.34cB	52.98±18.27aC	3.15±0.94aB	238.20±65.38aB	6.12±5.12aB	74.11±17.04aB
	10—20	6.70±0.32bB	46.50±19.63aB	2.80±1.02aB	219.18±107.95aB	4.12±4.29aB	60.87±13.07bA
	20—40	6.94±0.36aA	50.65±20.86aA	3.00±1.43aA	212.24±109.24aA	3.78±3.68aAB	63.38±12.60a
	40—60(母岩)	6.63±0.27abcB	41.23±10.49aA	2.13±0.14aA	188.23±99.00aA	3.01±0.91aA	49.42±6.88bA

注:OM为有机质;TN为全氮;AN为碱解氮;APH为有效磷;APO为速效钾;同列不同大、小字母分别表示恢复模式、层次间差异显著($P < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 不同生态恢复模式土壤阳离子交换量

由图 2 可知,土壤的 CEC 为 26.52~44.90 cmol/kg。退耕还草地 CEC 在层次间的分布无明显变化,在耕地、草地和林草间作地均随着土层深度的增加而减小。不同生态恢复模式下,0—10,10—20 cm 土层的 CEC 均表现为林草间作地最高,退耕还草地最低,耕地和草地含量大致相同;20—40 cm 土层则表现为耕地>林地>草地>退耕还草地;40—60 cm(母岩)层为草地>退耕还草地。不同生态恢复模式,各土壤层次的 CEC 均表现为退耕还草地显著低于林草间作地、草地和耕地($P < 0.05$),这表明退耕还草地土壤的供肥、保肥和缓冲能力明显低于其他 3 种恢复模式,这是由于土地退耕还草过程,生物与土壤间物质和能量的交换能力减弱,肥力低,土壤养分和肥力耗损严重引起的^[21]。



注:图中不同大、小写字母分别表示不同恢复模式、层次间差异显著($P < 0.05$)。下同。

图 2 土壤剖面阳离子交换量分布

2.2 不同生态恢复模式土壤交换性盐基离子分布

土壤中交换性 K⁺ 是速效钾的主要组成部分,是农作

物当季吸钾的主要来源,常被看作是判断土壤供钾容量的重要因素。由图 3 可知,该区土壤交换性 K⁺ 含量均随土层深度的增加而呈下降趋势,0—10 cm 土层显著高于 10—20,20—40 cm 土层($P < 0.05$),且其土壤交换性 K⁺ 含量占整个剖面的比例为 27.40%~54.42%,表明研究区交换性 K⁺ 具有表聚性。不同生态恢复模式交换性 K⁺ 含量的大小顺序因土层深度的不同具有明显差异,0—10,10—20 cm 土层土壤交换性 K⁺ 含量均表现为耕地>林草间作地>草地>退耕还草地,且在 0—10 cm 土层各恢复模式的差异达到显著($P < 0.05$),表明交换性 K⁺ 在土壤表层的丰缺程度受恢复模式的影响较大。在 20—40 cm 土层则表现为林草间作地=退耕还草地>耕地>草地;40—60 cm(母岩)为退耕还草地显著大于草地($P < 0.05$)。

该区土壤交换性 Na⁺ 含量除退耕还草地外,均表现为 0—10 cm 土层较 10—20,20—40 cm 土层高,且表层交换性 Na⁺ 含量占全剖面的比例为 37.41%~38.98%,表明交换性 Na⁺ 具有一定的表聚性。不同生态恢复模式交换性 Na⁺ 含量在各层次的大小顺序均表现为草地>耕地>林草间作地>退耕还草地,即退耕还草地的交换性 Na⁺ 含量低于其他 3 种恢复模式,但该差异只在 0—10 cm 土层达到显著($P < 0.05$),说明交换性 Na⁺ 在土壤表层的丰缺程度易受生态恢复模式的影响。

该区土壤交换性 Ca²⁺ 占盐基总量的比例较大(总体平均为 91.62%),表明盐基离子以 Ca²⁺ 为主。林草间作地土壤交换性 Ca²⁺ 含量 0—10 cm 土层高于 10—40 cm 土层,耕地、草地和退耕还草地则呈现 10—40 cm 土层高于 0—10 cm 土层的相反趋势,这

可能与不同生态恢复模式下影响交换性 Ca^{2+} 含量的主导机制不同有关。不同生态恢复模式土壤交换性 Ca^{2+} 含量的大小顺序随着发生层次的不同而存在差异,在 0—10,10—20 cm 土层均表现为草地最高,退耕还草地最低;20—40 cm 土层则表现为耕地>草地>林草间作地>退耕还草地;40—60 cm(母岩)层为草地>退耕还草地,且在各层次退耕还草地交换性 Ca^{2+} 含量显著低于其他恢复模式($P<0.05$)。

不同生态恢复模式的交换性 Mg^{2+} 含量均随土层深度的增加而减小,各恢复模式 0—10 cm 土层土壤交换性 Mg^{2+} 含量均显著高于 10—20,20—40 cm 土层($P<$

0.05),且土壤交换性 Mg^{2+} 的含量占全剖面的比例为 31.57%~51.47%,表明该区土壤交换性 Mg^{2+} 的表聚性较强。不同生态恢复模式交换性 Mg^{2+} 含量随土壤层次分布的差异较大,其中 0—10 cm 土层表现为草地>林草间作地>耕地>退耕还草地;10—20 cm 土层为耕地>草地>林草间作地>退耕还草地;20—40 cm 土层则是耕地最大,退耕还草地和草地次之,林草间作地最小;40—60 cm(母岩)层表现为退耕还草地>草地,表明植被恢复对研究区土壤交换性 Mg^{2+} 含量有较大的影响,且根据土壤层次的加深,影响程度不同,土壤交换性 Mg^{2+} 含量也存在差异。

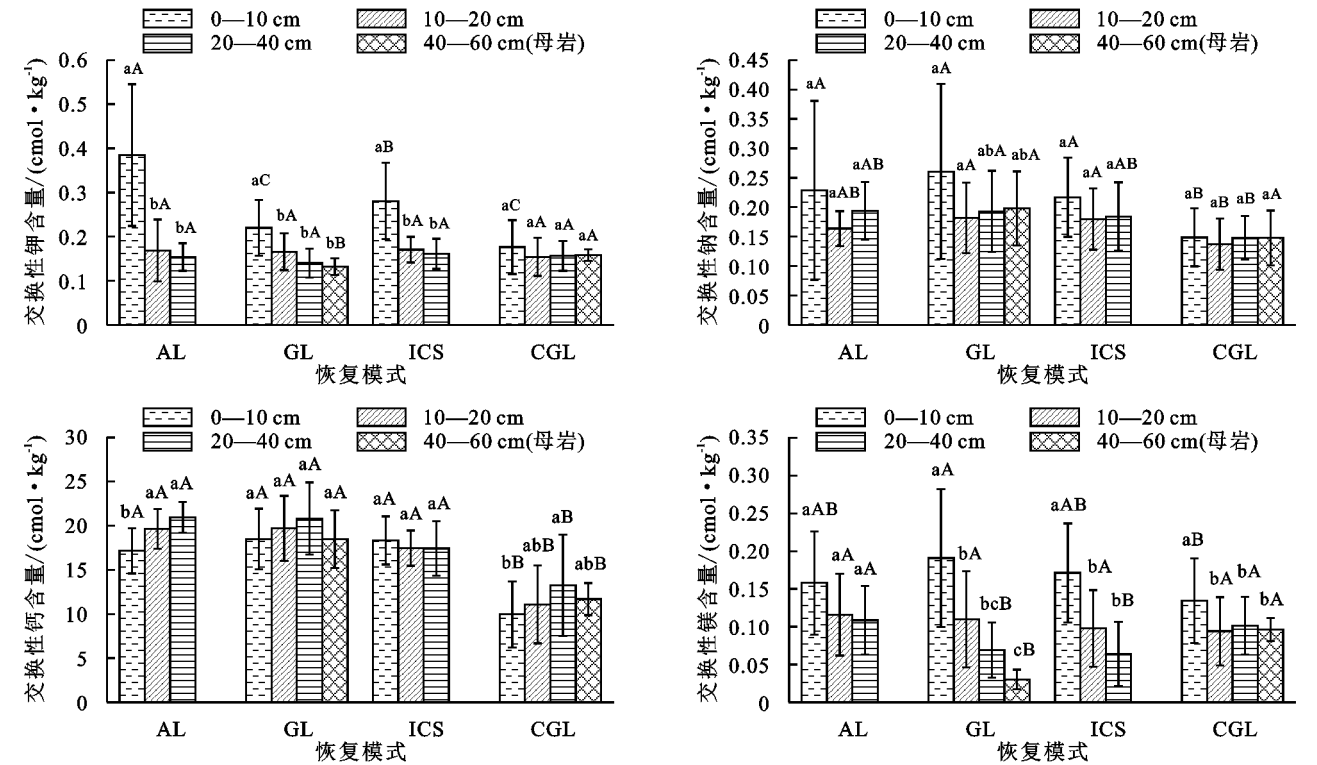


图 3 土壤交换性盐基离子的剖面分布

2.3 不同土层盐基总量及盐基饱和度分析

由图 4 可知,不同生态恢复模式交换性盐基总量 (TEB, total exchangeable base) 大小随土层深度的变化有所差异,其中林草间作地 TEB 随土层深度的增加而降低;耕地、草地和退耕还草地 TEB 在 0—40 cm 土层皆表现为随土壤层次的加深而升高,草地和退耕还草地在 40—60 cm(母岩)层又开始呈现下降的趋势,但层次间的差异并未都达到显著水平。不同生态恢复模式土壤 TEB 大小顺序随着土层深度的加深有所不同,在 0—10,10—20 cm 土层和 40—60 cm(母岩)层均表现为草地最高,退耕还草地最低;20—40 cm 土层则表现为耕地>草地>林草间作地>退耕还草地。TEB 决定了土壤的缓冲能力。总体而言,各层次退耕还草地 TEB 含量均显著低于耕地、草地和林草间作地($P<0.05$),这是退耕还草地各种盐基离子含量较低的结果。该区土壤盐基饱和度(BS, base saturation)为 42.58%~

65.02%,大体上均随土层深度的增加而增大,不同恢复模式 BS 大小在各层次上均表现为草地>耕地>林草间作地>退耕还草地,表明研究区退耕还草缓冲能力和供肥能力较其他恢复模式弱。

2.4 土壤盐基离子与基本理化指标的相关性

为探究土壤盐基离子与土壤基本理化性质的相关关系,对该区土壤阳离子交换作用参数指标与土壤基本理化性质进行相关分析。由表 3 可知,各交换性盐基离子含量与 TEB 均呈显著正相关($P<0.05$);CEC 与各交换性盐基离子、TEB 均呈极显著正相关($P<0.01$);交换性 Ca^{2+} 与 BS 呈极显著正相关($P<0.01$)。土壤 pH 与 CEC、交换性 Ca^{2+} 、TEB、BS 呈极显著正相关($P<0.01$),即在本研究中,土壤 pH 在 6.61~7.05 范围内,土壤 pH 与 CEC 呈正相关;土壤有机质与各阳离子交换作用参数指标均呈极显著相关关系($P<0.01$),其中与 BS 呈极显著负相关($P<0.01$),与 CEC、各交换性

盐基离子和 TEB 呈极显著正相关($P<0.01$);土壤全氮与阳离子交换作用参数指标的相关关系与有机质

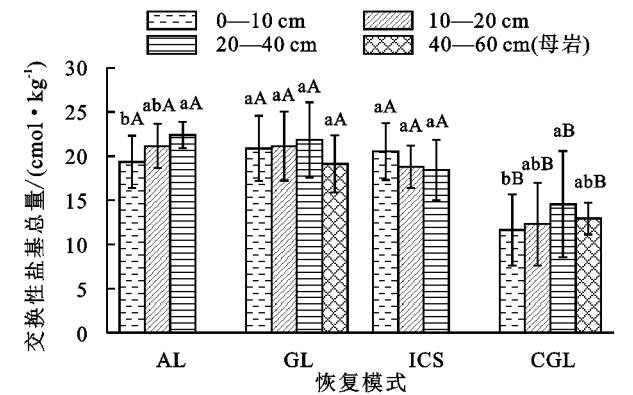
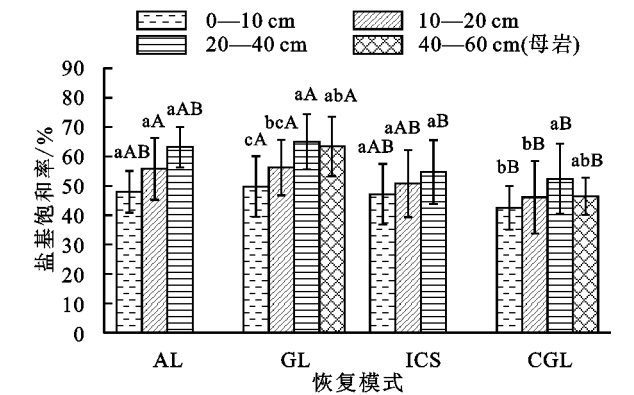


图 4 土壤盐基总量及盐基饱和度的剖面分布

为进一步探究土壤盐基离子与土壤理化性质的关系,应用冗余分析(RDA)得到土壤阳离子交换作用参数指标与土壤基本理化性质的双序图(图 5)。分析表明,土壤基本理化指标能够解释 45.3%的阳离子交换作用变化,说明土壤阳离子交换作用各参数指标还受其他因素的影响。RDA 前 2 个排序轴物种与环境相关性较高,共解释物种与环境关系总方差的 98.8%,排序结果科学。在排序图中,箭头长度反映

呈相似规律;土壤速效养分与 CEC、交换性 K^+ 、 Mg^{2+} 均呈极显著正相关($P<0.01$)。



土壤理化因子与阳离子交换作用参数指标变化的关系强弱,箭头连线和排序轴夹角表示某一土壤理化因子与排序轴的相关性,夹角越小,相关性越高;环境因子之间夹角表示相关性,夹角 $<90^\circ$ 表示正相关,夹角 $>90^\circ$ 表示负相关,夹角越小,相关性越高。由图 5 可知,CEC、交换性 K^+ 、交换性 Mg^{2+} 与有机质、全氮、速效氮呈正相关,且夹角较小,相关性较高;BS 与 pH 呈正相关,与有机质、全氮、速效氮呈负相关。

表 3 盐基离子与土壤理化性质的相关系数

相关系数	CEC	E—K	E—Na	E—Ca	E—Mg	TEB	BS
pH	0.184**	−0.047	0.158*	0.503**	−0.067	0.474**	0.524**
OM	0.777**	0.433**	0.295**	0.395**	0.458**	0.442**	−0.214**
TN	0.873**	0.400**	0.299**	0.435**	0.468**	0.481**	−0.231**
AN	0.822**	0.400**	0.254**	0.421**	0.400**	0.459**	−0.212**
APH	0.317**	0.363**	0.164*	0.024	0.189**	0.053	−0.272**
APO	0.215**	0.722**	0.138	−0.062	0.197**	−0.024	−0.261**

注:E—K 为交换性钾含量;E—Na 为交换性钠含量;E—Ca 为交换性钙含量;E—Mg 为交换性镁含量;* 表示 $P<0.05$; * * 表示 $P<0.01$; n 为 199。下同。

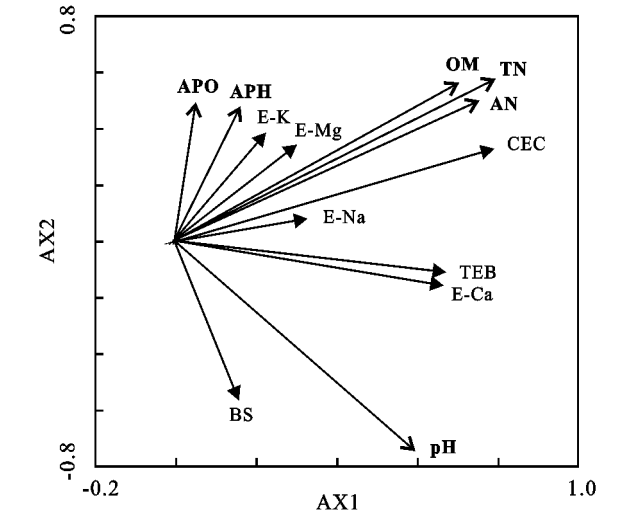


图 5 盐基离子与土壤理化指标的冗余分析(RDA)排序

3 讨论

生态恢复措施作为人类干预土壤质量最直接和最重要的活动,深刻影响着土壤的理化性状及其生态环

境,合理的恢复模式可有效地改善土壤结构,提高土壤质量,而不合理的恢复模式则会加重土壤侵蚀,影响土壤肥力质量,降低土壤对外界环境的抵抗力^[21-22]。该区不同生态恢复模式 CEC 大小顺序在土壤不同深度有所差异,在 0—10,10—20 cm 土层均表现为林草间作地最高,退耕还草地较其他 3 种恢复模式显著降低($P<0.05$),20—40 cm 土层则表现为耕地>林地>草地>退耕还草地,但各土壤层次的 CEC 均表现为退耕还草地显著低于林草间作地、草地和耕地($P<0.05$)。这主要是因为林草间作地受人为干扰较小,有相对丰富的植被覆盖和植物种类,植物根系分泌的有机酸以及地表枯枝落叶层的积累、分解和矿化过程等都使有机作用加强,土壤形成更多有机胶体以及有机无机复合胶体,不断增加土壤胶体表面阳离子吸附位点^[23],进而在土壤表层积累较多的 CEC。土壤有机质中的有机胶体为两性胶体,是土壤固相中阳离子交换量最大的部分,表明有机质是 CEC 的主要影响因

素。本研究相关性分析表明,该区土壤有机质与 CEC 呈极显著正相关($P<0.01$, $r=0.777$)。因此,保持研究区适宜 CEC 的关键在于保护有机质的自然积累。对于退耕还草地来说,一方面缺少了农业施肥管理和作物秸秆的养分输入,另一方面新生草被对土壤养分的消耗远大于贡献,有机质积累较少;另有研究^[24]表明,其土壤微生物群落多样性指数小于耕地和林草间作地,该分布规律也与其不同恢复模式下土壤的养分和有机质积累的变化趋于一致。

土壤盐基离子的分布与成土母质的矿物组成、风化程度、植被类型和所处的地形和气候条件等密不可分,也是母质、生物物质循环及淋溶作用等共同影响的结果^[8]。该区土壤盐基离子的含量基本呈现 $\text{Ca}^{2+}>\text{Mg}^{2+}>\text{K}^{+}>\text{Na}^{+}$,符合一般规律,这主要决定于成土母质的元素组成和土壤形成过程中 Ca、Mg 的优先固持作用^[10]。该区不同生态恢复模式土壤交换性盐基含量存在显著差异($P<0.05$),这与不同的恢复模式下植被类型和人为干扰等导致营养元素剖面分布产生差异的因素有关^[25-26]。该区各恢复模式土壤交换性 K^{+} 、 Na^{+} 、 Mg^{2+} 表现出不同程度的表聚性,从相关分析可知,各盐基离子与有机质和全 N 均呈极显著正相关($P<0.01$)。结合各样地基本理化性质在土壤层次和不同生态恢复模式下的分布规律可知,有机质和全 N 是交换性 K^{+} 、 Na^{+} 、 Mg^{2+} 在剖面分布上产生表聚性的共同贡献因子。此外,表层土壤作为人类利用土地进行各种活动的综合反映,不同的土壤管理措施、作物施肥、作物根系分泌物^[27]、作物凋落物和残余量等,加之表层土壤处于土壤与大气的界面,承接大气的干、湿沉降,这些变化都会引起养分离子的再分配。不同盐基离子在不同生态恢复模式下的表聚性强度存在差异,交换性 K^{+} 在耕地和林草间作地尤为明显,表层土壤交换性 K^{+} 占整个剖面的比例分别为 54.42% 和 45.92%。黄绍文等^[28]研究表明,耕地土壤表层(0—20 cm)交换性 K^{+} 含量往往明显高于 20—40, 40—60 cm 土层,这主要是由于农作物秸秆的少量残余归还以及农业施肥管理的影响;土壤中的交换性 K^{+} 含量特别低,而且容易被植物吸收,林草间作地因为其较多的枯枝落叶的生物归还,使得土壤交换性 K^{+} 在土壤表层聚集^[29];林草间作地中丰富的植物覆被和植物类型加快了植物循环,通过吸收作用致使土壤剖面中 K 素向上部运移,从而使交换性 K^{+} 在表土中富集并随剖面深度的加深而降低^[25]。该区土壤交换性 Na^{+} 存在表聚性的原因可能是土壤酸性随着土层的加深而下降,使上层土壤黏土矿物晶格中的 Na^{+} 比下层更容易释放并转化为交换态 Na^{+} ^[6]。交换性 Na^{+} 在 0—20 cm 土层,呈现出草地>

耕地 $\approx$ 林地>退耕还草地的规律;一些研究^[30]也表明,草地在不进行耕翻改良的情况下表土中交换性 Na^{+} 含量会逐渐升高,主要反映出不同生态恢复模式下土体中的水盐运移状况,草地没有翻耕作业,土体中 Na 盐随水上移。各恢复模式交换性 Mg^{2+} 的分布随土层深度的增加逐渐降低,且具有较强的表聚性,而该现象在草地和林草间作地中表现更为明显,和交换性 Na^{+} 相似,这主要与草地和林草间作地在无严重退化和翻耕等人类扰动时水溶性盐分在土壤表层的累积有关。本研究中,林草间作地土壤交换性 Ca^{2+} 含量 0—10 cm 土层高于 10—40 cm 土层,在土体中分布较浅,这与大多数研究^[6,10,25]结果一致。这是由于林草间作地林草覆被对降雨形成的地表冲刷有一定的缓冲作用,减少了淋溶作用对交换性 Ca^{2+} 的淋失;再加上林草间作地的一部分生物量(如枯枝落叶)会残落到地表,以及其土壤生态系统交换性盐基具有较强的生物循环作用,使得土壤中交换性 Ca^{2+} 分布较浅。交换性 Ca^{2+} 含量分布在其他 3 种生态恢复模式中表现出相反的规律,即 10—40 cm 土层高于 0—10 cm 土层,主要是因为该区水热资源丰富,土壤风化淋溶作用强烈,对于植被覆盖相对较少和植物类型单一的耕地和退耕还草地来说,该作用更甚;另有研究^[25]表明,当一种盐基离子在土壤中的相对丰度较高时,这种离子就可能比其他盐基在土壤中的分布相对深一些,而该区土壤交换性 Ca^{2+} 占 TEB 比例平均高达 91.62%,在该机制影响下使得交换性 Ca^{2+} 在剖面上的分布较深。

土壤 BS 是判断土壤肥力的重要指标,研究区降雨丰富,淋溶作用较强,在该区石灰岩上发育而成的黄色石灰土 BS 含量偏低,为 42.58%~65.02%,即土壤肥力处于中等水平。土壤的 pH 主要决定于盐基状况,即淋溶过程和复盐基过程的相对强度^[31]。本研究表明,土壤 pH 与 BS 之间呈极显著正相关关系($P<0.01$, $r=0.524$),这与相关研究^[32]结果一致,这是由于该区淋溶作用较强,生物复盐基作用相对较弱所导致的。该区不同生态恢复模式下土壤 BS 各层次均呈现草地>耕地>林草间作地>退耕还草地的规律,且退耕还草地 BS 显著低于其他 3 种生态恢复模式,这是不同恢复模式土壤环境差异引起的。草地常年植被覆盖,凋落物及根系可增加地表渗透和储水,防止水土流失;另外,其经微生物分解后亦可增加土壤腐殖质,促进土壤团聚体形成,土壤保水保肥性较好。荒地开垦种植作物,经人类翻耕土壤暴露在外易受雨水的淋洗造成土壤养分流失,物理性质下降,但化肥的使用及作物秸秆还田等农业管理措施的实施可以补充一部分的土壤养分,所以在长期稳定耕作状态下,土壤供肥保肥

能力尚可维持。林草间作地植被类型丰富,人为干扰强度小,有利于土壤阳离子交换性能的增强。土地长期高强度利用之后,土壤各方面性质遭到破坏,退耕还草过程,生物与土壤间物质和能量的交换能力减弱,自肥能力低,土壤养分和肥力耗损严重。

4 结论

(1)研究区土壤 CEC 为 26.52~44.90 cmol/kg,且在不同生态恢复模式下基本随土层深度增加逐渐减小;不同土层下均表现为退耕还草地显著低于其他生态恢复模式,在 0—10,10—20 cm 土层中林草间作地的 CEC 最高。

(2)交换性盐基离子的含量呈现出 $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^{+} > \text{Na}^{+}$ 的规律,且以 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 为主(占 TEB 的比例分别为 91.92%,6.04%), K^{+} 、 Na^{+} 所占 TEB 比例较低,平均为 1.03%,1.01%;盐基离子中交换性 K^{+} 、 Na^{+} 、 Mg^{2+} 含量具有表聚性,基本随土层深度的增加而逐渐下降;不同生态恢复模式下,退耕还草地各盐基离子含量显著低于林草间作地、耕地和草地,但各盐基离子含量随土层深度不同存在较大差异。

(3)土壤 TEB 在剖面层次上的分布规律不明显;不同生态恢复模式下,土壤 TEB 大小顺序随着土层深度的增加有所不同,在 0—10,10—20 cm 土层和 40—60 cm(母岩)层均表现为草地最高,退耕还草地最低。土壤 BS 为 42.58%~65.02%,且随土层深度的增加逐渐增大;不同生态恢复模式各土壤层次 BS 均表现为草地>耕地>林草间作地>退耕还草地。

(4)相关性研究表明,CEC、盐基离子含量与有机质、全 N 和碱解氮均呈极显著正相关。冗余分析表明,土壤理化因子仅能解释 45.3%的阳离子交换作用变化,土壤阳离子交换作用变化除了受土壤基本理化因子的影响外,还受其他因素的影响。

(5)退耕还草地在供肥保肥和缓冲能力上显著低于其他恢复模式,表明在喀斯特脆弱生态背景下,土壤供肥保肥和缓冲性能在退耕还草短时间内有所下降,但随着植被恢复的进程会逐渐得到改善。因此,可采取人工调控措施,加快研究区植被恢复、促进植被演替进程,快速提高土壤阳离子交换性能,改善土壤供肥保肥性能。

参考文献:

[1] 聂三安,葛体达,肖和艾,等.不同栽培管理方式下土壤交换性盐基特征差异分析[J].土壤通报,2011,42(5):1064-1069.

[2] Ahmad G, Ahmad G, Baratali F, et al. Effect of different fertilizer resources on yield and yield components of grain maize (*Zea mays* L.) affected by tillage managements[J], 2016,7(4):499-512.

[3] 樊亚男,姚利鹏,瞿明凯,等.基于产量的稻田肥力质量评价及障碍因子区划:以进贤县为例[J].土壤学报,2017,54(5):1157-1169.

[4] 苏有健,王辉军,张永利,等.不同植茶年限茶园土壤 pH 缓冲容量[J].应用生态学报,2014,25(10):2914-2918.

[5] 陈鹏,郭建英,董智,等.砒砂岩区不同退耕还林措施土壤颗粒及交换性能分布特征[J].水土保持学报,2019,33(3):43-50.

[6] 温军,王晓丽,王彦龙.长江源区 3 种地形高寒草地土壤阳离子交换量和交换性盐基离子的分布特征及其机理探讨[J].生态环境学报,2019,28(3):488-497.

[7] 田圣贤,冯盼,杨山,等.东北阔叶红松林腐殖质层土壤阳离子交换性能及其主要影响因素[J].生态学杂志,2018,37(9):2549-2558.

[8] 姜林,耿增超,李珊珊,等.祁连山西水林区土壤阳离子交换量及盐基离子的剖面分布[J].生态学报,2012,32(11):3368-3377.

[9] 王文艳,张丽萍,刘俏.黄土高原小流域土壤阳离子交换量分布特征及影响因子[J].水土保持学报,2012,26(5):123-127.

[10] 张玉革,梁文举,姜勇.不同利用方式下潮棕壤交换性钙镁的剖面分布[J].应用生态学报,2008,19(4):813-818.

[11] You H Y. Orienting rocky desertification towards sustainable land use: An advanced remote sensing tool to guide the conservation policy [J]. Land Use Policy, 2017,61(2):171-184.

[12] 李建存,涂杰楠,童立强,等.贵州岩溶石漠化 20 年演变特征与影响因素分析[J].国土资源遥感,2013,25(4):133-137.

[13] 李静鹏,徐明锋,苏志尧,等.不同植被恢复类型的土壤肥力质量评价[J].生态学报,2014,34(9):2297-2307.

[14] 彭文君,舒英格.典型石漠化地区土地覆被变化对生态环境的影响:以贵州省晴隆县为例[J].江苏农业科学,2017,45(14):200-206.

[15] 肖盛杨,舒英格,陈梦军.喀斯特高原峡谷区不同植被类型的土壤抗蚀性[J].水土保持通报,2019,39(4):30-35,81.

[16] 何秀,文小琴,舒英格,等.喀斯特石漠化区土地利用方式对土壤质量性状的影响[J].江苏农业科学,2017,45(9):234-238.

[17] 卢立华,农友,李华,等.植被恢复模式对石漠化生态系统碳储量的影响[J].生态学报,2019,39(19):1-8.

[18] 彭文君,舒英格.喀斯特山区县域耕地景观生态安全及演变过程[J].生态学报,2018,38(3):852-865.

[19] 邓如露,李顺会,王媛,等.晴隆县茶叶种植气候条件分析[J].南方农业,2019,13(19):83-85.

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

[21] 龙健,邓启琼,江新荣,等.西南喀斯特地区退耕还林(草)模式对土壤肥力质量演变的影响[J].应用生态学报,2005,16(7):1279-1284.

rea decreased ammonia volatilization and increased nitrogen use efficiency of cotton[J].*Journal of Plant Nutrition and Soil Science*,2017,180(6):667-675.

[12] Tian X F, Li C L, Zhang M, et al. Controlled release urea improved crop yields and mitigated nitrate leaching under cotton-garlic intercropping system in a 4-year field trial[J].*Soil and Tillage Research*,2018,175:158-167.

[13] Tian X F, Li C L, Zhang M, et al. Effects of controlled-release potassium fertilizer on available potassium, photosynthetic performance, and yield of cotton[J].*Journal of Plant Nutrition and Soil Science*,2017,180(5):505-515.

[14] 王莲英.中国牡丹品种图志[M].北京:中国林业出版社,1998:187-189.

[15] 郑文魁,李成亮,窦兴霞,等.不同包膜类型控释氮肥对小麦产量及土壤生化性质的影响[J].*水土保持学报*,2016,30(2):162-174.

[16] 姜天华,温立柱,郭芸琿.生物炭与氮肥配施对牡丹叶片氮素营养和籽粒品质的影响[J].*应用生态学报*,2017,28(9):2939-2946.

[17] 林植芳,李双顺,张东林,等.采后荔枝果皮色素、总酚及有关酶活性的变化[J].*植物学报*,1988,30(1):40-45.

[18] 张昭其,庞学群,段学武,等.荔枝采后果皮花色苷的降解与花色苷酶活性变化[J].*中国农业科学*,2003,36(8):945-949.

[19] 颜晓.缓控释肥养分释放率快速测定及在田间土壤中释放率的相关性研究[D].山东 泰安:山东农业大学,2010.

[20] 臧海佳,李星玉,李俊,等.山东地区木本植物春季物候对气候变化的响应[J].*中国农业气象*,2011,32(2):17-23.

[21] 周宝元,马玮,孙雪芳,等.冬小麦—夏玉米高产模式周年气候资源分配与利用特征研究[J].*作物学报*,2019,45(4):109-120.

[22] 陆景陵.植物营养学[M].北京:中国农业大学出版社,2011:34-35.

[23] 段祥光,张利霞,刘伟,等.施氮量对油用牡丹‘凤丹’光合特性及产量的影响[J].*南京林业大学学报(自然科学版)*,2018,42(1):48-54.

[24] 张晓伟,白牡丹,高鹏,等.氮磷钾肥配施对玉露香梨叶绿素含量及光合特性的影响[J].*农学学报*,2018,8(12):79-83.

[25] 高志民,王莲英.牡丹催花后复壮栽培根系生长及光合特性研究[J].*林业科学研究*,2004,17(4):479-483.

[26] Song L, Liu H, You Y, et al. Quality deterioration of cut carnation flowers involves in antioxidant systems and energy status[J].*Scientia Horticulturae*,2014,170:45-52.

[27] 祖艳群,林克惠.氮钾营养的交互作用及其对作物产量和品质的影响[J].*土壤肥料*,2000(2):3-7.

[28] 邵蕾,王丽霞,张民,等.控释氮钾肥对海棠氮、磷、钾利用率的影响[J].*应用生态学报*,2010,21(9):2309-2316.

(上接第 311 页)

[22] 李静鹏,徐明锋,苏志尧,等.不同植被恢复类型的土壤肥力质量评价[J].*生态学报*,2014,34(9):2297-2307.

[23] 魏孝荣,邵明安.黄土高原小流域土壤 pH、阳离子交换量和有机质分布特征[J].*应用生态学报*,2009,20(11):2710-2715.

[24] 文小琴,舒英格,何欢.喀斯特山区土地不同利用方式的土壤养分及微生物特征[J].*西南农业学报*,2018,31(6):1227-1233.

[25] Esteban G J, Robert B J. The distribution of soil nutrients with depth: Global patterns and the imprint of plants[J].*Biogeochemistry*,2001,53(1):51-77.

[26] Ernst L, Subhadip G, Marcus D, et al. Distribution of nutrients and trace elements in forest soils of Singapore[J].*Chemosphere*,2019,222:62-70.

[27] 秦川,何丙辉,刘永鑫,等.生物埂坡上黄花根系分布特征及其对土壤养分的影响[J].*草业学报*,2013,22(5):256-264.

[28] 黄绍文,金继运,杨俐苹,等.粮田土壤磷、钾养分的垂直分布特征[J].*土壤肥料*,2001(4):8-12.

[29] Yao Y F, Shao M G, Fu X L, et al. Effects of shrubs on soil nutrients and enzymatic activities over a 0—100 cm soil profile in the desert-loess transition zone[J].*Catena*,2019,174:362-370.

[30] 刘方明,孟凡祥,梁文举,等.科尔沁退化草地改良的工程措施及效果[J].*辽宁工程技术大学学报*,2005,24(增刊 2):257-259.

[31] 汪文强,王子芳,高明,等.施氮对紫色土交换性酸及盐基饱和度的影响[J].*水土保持学报*,2014,28(3):138-142.

[32] 姜勇,张玉革,梁文举.温室蔬菜栽培对土壤交换性盐基离子组成的影响[J].*水土保持学报*,2005,19(6):78-81.