

DOI: 10.20103/j.stxb.202302070207

唐祎欣, 张伟, 吴汉卿, 胡培雷, 肖丹, 王克林. 植被恢复对西南喀斯特地区土壤气候韧性的提升作用. 生态学报, 2023, 43(20): 8430-8441.

Tang Y X, Zhang W, Wu H Q, Hu P L, Xiao D, Wang K L. Vegetation restoration enhances the resilience of soil quality to climate change in the southwest karst region. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(20): 8430-8441.

# 植被恢复对西南喀斯特地区土壤气候韧性的提升作用

唐祎欣<sup>1,2,3</sup>, 张 伟<sup>1,2</sup>, 吴汉卿<sup>1,2</sup>, 胡培雷<sup>1,2</sup>, 肖 丹<sup>1,2</sup>, 王克林<sup>1,2,\*</sup>

1 中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410000

2 中国科学院环江喀斯特生态系统观测研究站, 环江 547100

3 中国科学院大学, 北京 100049

**摘要:** 土壤质量提升是生态系统应对气候变化能力增强的关键。为探究气候变化背景下不同植被恢复方式对喀斯特地区土壤质量的影响, 基于黔桂喀斯特地区气候梯度样带 84 个样方土壤物理、化学和生物性质综合分析, 分别以耕地和次生林作为退化和顶级恢复对照, 探讨了自然恢复(灌木林)和人工恢复(人工林)的土壤质量提升效应及其对气候变化的响应。结果表明: (1) 植被恢复不仅显著提高了土壤细菌、真菌、放线菌等微生物丰度以及有机碳、全氮、速效氮等养分含量, 也对土壤质地有一定改善; (2) 自然恢复和人工恢复均提高了土壤质量, 两种恢复方式之间土壤质量指数无显著差异, 但与次生林依然存在差距。灌木林和人工林的土壤质量仅约为次生林土壤质量的 62%—66%; (3) 耕地土壤质量随年均温和年平均降雨量的增加而下降, 次生林的土壤质量随年平均降雨量的增加而上升, 植被恢复对土壤质量的提升率与年均温和年平均降雨量呈正相关关系。阐明了在一定范围的气候变化下进行植被恢复可以显著提升喀斯特地区土壤的气候韧性, 揭示了喀斯特地区植被恢复对土壤质量的提升主要是由于提高了土壤碳氮养分含量及改善了土壤微生物群落结构, 这为全球气候变化背景下喀斯特退化土地生态恢复和管理提供了理论依据。

**关键词:** 喀斯特区域; 气候变化; 土壤质量评价; 主成分分析法; 微生物群落结构

## Vegetation restoration enhances the resilience of soil quality to climate change in the southwest karst region

TANG Yixin<sup>1,2,3</sup>, ZHANG Wei<sup>1,2</sup>, WU Hanqing<sup>1,2</sup>, HU Peilei<sup>1,2</sup>, XIAO Dan<sup>1,2</sup>, WANG Kelin<sup>1,2,\*</sup>

1 Key Laboratory of Agro-ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410000, China

2 Huanjiang Observation and Research Station for Karst Eco-systems, Huanjiang 547100, China

3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

**Abstract:** The karst region is one of the fragile ecological regions in the world. Under the background of global climate change, the karst region in Southwest China is highly sensitive and vulnerable to changes in climate, has become a hotspot of vegetation restoration. Improving soil quality is the key to enhancing the ability of ecosystems to cope with climate change. In order to explore the effects of different vegetation restoration methods on soil quality in karst areas under the background of climate change, this study was based on comprehensive analysis of physical, chemical and biological properties of soil in 84 quadrat transect zones with climatic gradient in Qian-Gui karst area. Cropland and the secondary forest were taken as the control of degradation and top restoration, respectively. The effects of natural restoration (shrubland) and artificial restoration (plantation forest) on soil quality improvement and their responses to climate change were discussed. The results

**基金项目:** 国家重点研发计划项目(2022YFF1300705); 国家自然科学基金重点项目(41930652); 湖南省自然科学基金青年基金项目(2022JJ40534); 广西自然科学基金青年基金项目(2020GXNSFBA297016)

**收稿日期:** 2023-02-07; **采用日期:** 2023-07-21

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: kelin@isa.ac.cn

showed that: (1) vegetation restoration not only significantly increased the abundance of soil bacteria, fungi, actinomyces and other microbial abundance, as well as the contents of organic carbon, total nitrogen, available nitrogen and other nutrients, but also improved the soil texture. (2) Both natural and managed restoration improved soil quality. There was no significant difference in soil quality index between the two restoration methods, but there was still a gap between them and the secondary forest. The soil quality of shrubland and plantation forest was only about 62—66% of that of the secondary forest. (3) The soil quality of cropland decreased with the increase of mean annual temperature and mean annual precipitation, and the soil quality of secondary forest increased with the increase of mean annual temperature and mean annual precipitation. The improvement rate of soil quality of vegetation restoration was positively correlated with mean annual temperature and mean annual precipitation. In general, vegetation restoration can improve soil quality index, and the increase of average annual moderate annual rainfall can also improve soil quality improvement rate. This study illustrates that vegetation restoration in a certain range of climate change can significantly improve the climatic toughness of soil in karst areas, and reveals that the improvement of soil quality by vegetation restoration in karst areas is mainly due to the increase of soil carbon and nitrogen content and the improvement of soil microbial structure. This provides a theoretical basis for ecological restoration and management of karst degraded land under the background of global climate change.

**Key Words:** karst area; climate change; evaluation of soil quality; principal component analysis; soil microbial community

我国西南喀斯特区是全球最大的喀斯特集中连片区之一,广泛分布在贵州、云南、广西等八省。由于地质条件的特殊性和生态系统的脆弱性,过度人为干扰造成了严重的植被和土壤退化问题<sup>[1]</sup>。为了提升生态系统质量、稳定性和持续性,我国自 2002 年开始全面启动退耕还林工程。学者们先后对喀斯特地区植被恢复过程中土壤有机碳库<sup>[2]</sup>、物理性质<sup>[3]</sup>、微生物群落组成<sup>[4]</sup>、氮循环<sup>[5]</sup>等单一土壤指标和元素循环过程进行了研究,以评估植被恢复工程的生态成效,探究生态功能高效提升的生态恢复方式和措施。

植被恢复通常包含自然恢复和人工恢复两种方式。有研究报道,退耕还林 15 年内,植被覆盖率的增加以人工林最为显著,但单一人工林的恢复方式难以有效提高植物多样性<sup>[6]</sup>,同时影响土壤微生物多样性和群落结构。另外,自然恢复有助于植物多样性增加,并提高土壤真菌和细菌多样性<sup>[4]</sup>。学者们对于人工恢复的效益评价主要基于生态系统服务评估,包括森林为人类直接提供的福祉如固碳、水土保持及木材生产等<sup>[7]</sup>,但针对土壤质量这一生态效益的评价研究较少<sup>[8]</sup>。

以往学者们常用有机质或全氮等单个指标评价土壤质量<sup>[9-10]</sup>,但土壤质量是土壤本身的一种固有属性,单一参数和过程难以表征土壤质量及其生态环境影响,最新研究表明采用土壤质量指数法可以全面且有效地评估土壤质量<sup>[11]</sup>。气候因子深刻影响植被群落结构、土壤质地、土壤碳库以及土壤微生物群落和生物量<sup>[12]</sup>。在全球气候变化背景下,西南喀斯特地区气温有增加趋势,降雨量也明显增加<sup>[2]</sup>,这不仅直接影响土壤养分循环和生物过程<sup>[13]</sup>,也会通过影响初级生产力间接影响植物对土壤的碳投入及土壤质量<sup>[14]</sup>。不同的地理空间尺度上土壤质量的影响因素不一,目前大多数研究在样地和小流域尺度上开展土壤质量评价<sup>[15-16]</sup>,难以回答气候变化对土壤质量产生的效应。针对以上研究不足,本研究希望探究区域尺度上气候变化对不同植被恢复方式下的土壤质量有何影响? 回答这一科学问题有助于揭示未来气候变化对西南喀斯特区域土壤质量的潜在影响。

基于此,本研究以西南喀斯特典型气候梯度带(年均温度和年平均降雨量)为研究区域,以长期耕作扰动的退化生态系统(耕地)为对照,以生态工程实施 15 年后的自然恢复(灌木林)和人工恢复(人工林)样地为研究对象,同时以约 60 年未受干扰的次生林为顶级恢复对照,通过测定土壤物理、化学和生物指标的变化,运用主成分分析法和土壤质量面积法定量分析不同植被恢复方式和年均温度、降水变化对土壤质量的影响。本研究假设:(1)植被恢复能提高土壤质量,且次生林的土壤质量高于人工林和灌木林;(2)植被恢复对土壤质量的提升率随年均温和年平均降水量的升高而增加。以期能为气候变化背景下我国西南喀斯特地区生态系统

高质量恢复提供理论支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

选取黔桂具有代表性温度和降水梯度的喀斯特区域样带作为研究区,样带年均温度和年平均降雨量梯度分别为 12.1—21.1℃ 和 1022—1670 mm (1961—2015 年),地理位置 104°82′—108°37′E, 22°42′—27°53′N (图 1)。研究区均属亚热带季风气候区,区域气候因子数据来源于中国国家气象中心收集的数据 (<http://www.climatologylab.org/terraclimate.html>)。研究区土壤主要由石灰岩发育而来,其理化性质与非碳酸盐岩发育的土壤相比较为独特,具有较高的土壤 pH 和钙镁含量以及较薄的土壤厚度<sup>[2]</sup>。在 20 世纪 90 年代之前,由于林地砍伐和过度耕作,喀斯特地区生态环境遭到严重破坏。自 2002 年以来,随着植被恢复工程的实施,大部分退化耕地通过自然恢复或植树造林进行生态恢复<sup>[5]</sup>。

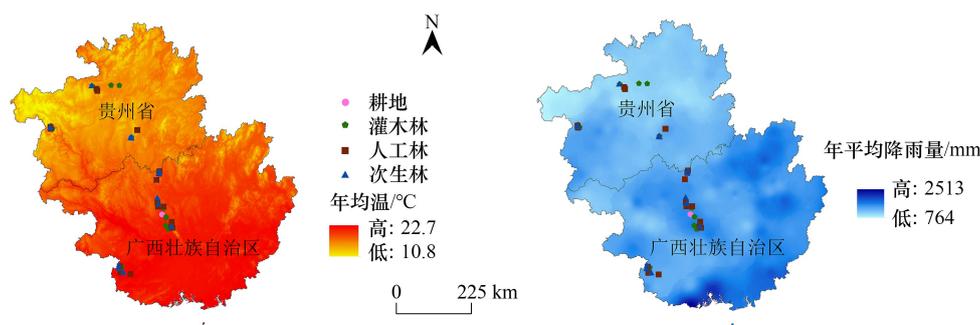


图 1 采样点分布图

Fig.1 Sampling point distribution

### 1.2 野外土壤样品采集

于 2018 年 8—10 月沿气候梯度带选取贵州省三个县和广西壮族自治区四个县进行土壤样品采集。每个县均选取耕地、灌木林、人工林和次生林 4 种植被类型 (表 1),每种植被类型 3 个标准样方 (30 m×30 m) 重复,共计 84 个样方。其中,耕地作为长期受耕作扰动的退化生态系统对照,次生林为植被经过长期演替形成的亚顶级生态系统对照,灌木林和人工林分别为自然恢复和人工林恢复生态系统。所有样方的建立均按以下 4 个原则执行。(1)根据当地林业局数据,确保气候梯度上同一土地利用类型必须具有相同的利用历史和持续时间。其中,耕地为玉米地,且至少有 100 年的耕种历史;人工林、灌木林地退耕前均为玉米地,退耕时间一致,约在 2002—2003 年退耕,到采样时均恢复 15 年左右;次生林均选自自然保护区,为亚顶级群落,至少 60 年以上无大规模人为干扰。(2)在正式采样前,用岩芯钻机钻取了所有样地未风化的岩石样品,通过岩石元素分析,确保所有样方基岩均为碳酸盐岩,土壤均为碳酸盐岩发育的钙质石灰土。(3)由于生态工程主要在坡脚进行,样方均在坡脚选择;(4)样地坡度一般为 15°—20°,坡向为南或东南向,其它环境条件相对一致,确保样带各样地之间的可比性<sup>[2]</sup>。样地具体情况见表 1。在每个样方用内径为 38 mm 的土钻,通过 S 形采样法采集 20 个表层 (0—15 cm) 土壤样本,以尽可能消除生境异质性带来的影响。剔除可见石砾及根系后混匀,作为该样地土壤样品。同时利用环刀法采集 5 个土壤容重样品。一部分土壤样品立刻带回实验室放入 -80℃ 冰箱中保存,用于测定土壤微生物相关指标;其余土壤样品带回实验室置于 4℃ 冰箱或自然风干后进行土壤物理和化学性质分析<sup>[4]</sup>。

### 1.3 土壤理化指标及微生物指标测定

土壤物理指标:土壤机械组成采用激光衍射粒度分析仪 (Mastersizer 2000; Malvern Instruments Ltd, Malvern, 英国)测定,土壤容重采用环刀法测定<sup>[2]</sup>。

表 1 样地具体情况表

Table 1 Sample site specific information table

| 采样地<br>Sampling sites | 植被类型<br>Vegetation type | 经度/(°E)<br>Longitude | 纬度/(°N)<br>Latitude | 基岩类型<br>Bedrock type | 土壤类型<br>Soil type | 恢复年限<br>Recovery period |
|-----------------------|-------------------------|----------------------|---------------------|----------------------|-------------------|-------------------------|
| 水城县                   | 耕地                      | 104.83               | 26.37               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 长期种植玉米                  |
|                       | 灌木林                     | 104.83               | 26.38               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 人工林                     | 104.82               | 26.35               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 次生林                     | 104.82               | 26.38               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 至少 60 年                 |
| 金沙县                   | 耕地                      | 106.25               | 27.39               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 长期种植玉米                  |
|                       | 灌木林                     | 106.92               | 27.52               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 人工林                     | 106.25               | 27.38               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 次生林                     | 106.08               | 27.52               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 至少 60 年                 |
| 都匀市                   | 耕地                      | 107.23               | 26.07               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 长期种植玉米                  |
|                       | 灌木林                     | 107.25               | 26.08               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 人工林                     | 107.43               | 26.28               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 次生林                     | 107.22               | 26.10               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 至少 60 年                 |
| 环江县                   | 耕地                      | 107.95               | 24.93               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 长期种植玉米                  |
|                       | 灌木林                     | 108.06               | 25.15               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 人工林                     | 108.05               | 25.08               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 次生林                     | 108.04               | 25.15               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 至少 60 年                 |
| 都安县                   | 耕地                      | 108.07               | 23.98               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 长期种植玉米                  |
|                       | 灌木林                     | 108.19               | 23.92               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 人工林                     | 107.95               | 24.30               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 次生林                     | 107.98               | 24.28               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 至少 60 年                 |
| 马山县                   | 耕地                      | 108.34               | 23.68               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 长期种植玉米                  |
|                       | 灌木林                     | 108.37               | 23.61               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 人工林                     | 108.32               | 23.64               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 次生林                     | 108.33               | 23.66               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 至少 60 年                 |
| 龙州县                   | 耕地                      | 106.81               | 22.62               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 长期种植玉米                  |
|                       | 灌木林                     | 106.87               | 22.62               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 人工林                     | 106.82               | 22.47               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 约 15 年                  |
|                       | 次生林                     | 106.91               | 22.48               | 碳酸盐岩                 | 钙质石灰土             | 至少 60 年                 |

土壤化学指标:土壤 pH 值采用电位法测定(水土比为 2.5:1),土壤有机质采用重铬酸钾氧化-硫酸亚铁滴定法测定,土壤全氮、全磷、速效磷、铵态氮和硝态氮用流动注射仪测定,速效氮为土壤铵态氮与硝态氮含量之和。交换性钙、镁离子采用原子吸收分光光度法<sup>[17]</sup>。

土壤微生物指标:土壤微生物群落和生物量指标采用磷脂脂肪酸(PLFA)进行表征。采回的样品进行冷冻干燥后用单相氯仿-甲醇-柠檬酸缓冲液(1:2:0.8)提取土壤 PLFAs,根据十九烷酸甲酯(19:0)内标浓度计算每种 PLFA 的浓度。脂肪酸链(15:0、i15:0、a15:0、i16:0、16:1w7c、17:0、i17:0、a17:0、cy17:0、18:1w7c 和 cy19:0)为细菌 PLFA,脂肪酸链(18:2w6 和 18:1w9)代表真菌 PLFA,脂肪酸链(10 Me 16:0、10 Me 17:0、10 Me 18:0)代表放线菌 PLFA<sup>[18]</sup>。

#### 1.4 土壤质量面积

首先对所有指标按公式(1)进行标准化处理,从而作为土壤指标的得分<sup>[11]</sup>。利用公式(2)计算不同恢复阶段各土壤指标与次生林的比例,以构建雷达图。通过公式(3)计算土壤质量指数(SQI)在雷达图上的面积,可以量化植被恢复对土壤质量的提升效果<sup>[13]</sup>。

$$S = a / \left[ 1 + \left( \frac{x}{x_0} \right)^b \right] \quad (1)$$

$$stS_i = \frac{S_{deg}}{S_{nat}} \quad (2)$$

$$Area_{SQI} = 0.5 \times \sum_i^n stS_i^2 \times \sin\left(\frac{2\pi}{n}\right) \quad (3)$$

式中,  $S$  为标准化后的无量纲值;  $a$  为最大分数;  $x$  为指标的值;  $x_0$  为所有样品该指标的平均值;  $b$  为方程的坡度值。其中  $a=1$ ,  $b$  由指标属性确定为  $-2.5$  或  $2.5$ , 分别表示该指标“越多越好”或“越少越好”;  $stS_i$  为标准化参数  $i$ ;  $S_{deg}$  和  $S_{nat}$  分别为退化土壤和自然土壤中指标的参数值;  $n$  为计算 SQI 过程中用到的所有指标的个数,  $\pi$  的值取  $3.14$ 。

### 1.5 土壤质量评价

利用主成分分析(PCA)构建最小数据集时,每个分组中选择特征值  $\geq 1$  且对样本总方差解释大于 5% 的变量作为该组指标。当一个主成分中有多个指标时,则对指标进行相关分析,若指标互相关( $P < 0.05$ ),表示土壤指标的作用效果相近,主成分中仅保留解释度最高的指标。分组后,再次分析每组所选指标间的相关性,若相关性较高,则只有一个土壤指标可以选入最小数据集;若相关性很低,则全部进入最小数据集。最后,指标得分通过公式(5)计算得到一个综合指数,即土壤质量指数(SQI)<sup>[19]</sup>。本文还将通过公式(6)计算不同恢复方式的土壤质量提升率,以明确气候因子对植被恢复效果的影响。

$$W_i = \frac{C_i}{\sum_{i=1}^n C_i} \quad i = 1, 2, 3 \dots n \quad (4)$$

$$SQI_i = \sum_{i=1}^n W_i \times S_i \quad i = 1, 2, 3 \dots n \quad (5)$$

$$PR = \frac{SQI_{re} - SQI_{cropland}}{SQI_{cropland}} \times 100\% \quad (6)$$

式中,  $W_i$  为指标的权重;  $C_i$  为该指标的公因子方差;  $n$  为最小数据集指标数。  $Q_i$  为评价对象的土壤质量指数;  $W_i$  为第  $i$  个指标的权重;  $S_i$  为第  $i$  个指标的无量纲值;  $n$  为参评因子数。  $PR$  为土壤质量提升率,  $SQI_{cropland}$  为耕地土壤质量指数,  $SQI_{re}$  为恢复后的土壤质量指数。

### 1.6 数据统计分析

土壤指标的方差分析、相关性分析、主成分分析均利用软件 SPSS 22.0 进行,多重比较用 Duncan 事后比较法,其中指标的方差分析检验在 0.05 的显著性水平上进行。使用 Origin 2022 绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 最小数据集的确定

本研究基于 14 个土壤指标进行主成分分析,得到 4 组主成分特征值均大于 1,对所有原始土壤指标的解释度为 77.95%(表 2)。在选择主成分时,每一个主成分中,若高加权指标的 Pearson 相关性显著( $P < 0.05$ ),则仅有一个指标可以入选,其余指标需剔除。因此 PC-1、PC-2、PC-3、PC-4 中分别选择有机碳、交换性镁离子、粘粒含量、全磷四个指标来计算土壤质量指数。

### 2.2 土壤质量指数

根据最小数据集的公因子方差,利用公式(4)计算最小数据集各指标的权重(表 3)。最终土壤质量指数的计算公式为:

$$SQI = 0.29Clay + 0.28SOC + 0.21TP + 0.22Mg \quad (7)$$

式中,  $SQI$  为样地土壤质量指数;  $Clay$  为土壤粘粒含量标准化后的得分;  $SOC$  为土壤有机碳标准化后的得分;  $TP$  为土壤全磷标准化后的得分;  $Mg$  为土壤交换性镁离子标准化后的得分。

表 2 旋转后土壤指标主成分分析的结果及公因子方差和分组

Table 2 Results of principal component analysis of the soil indicators after spin and their Norm and groups

| 土壤指标<br>Soil indicators                     | 主成分 Principal components |       |       |       | Norm 值<br>Norm value | 公因子方差<br>Communalities | 分组<br>Group |
|---|--------------------------|-------|-------|-------|----------------------|------------------------|-------------|
|   | 1                        | 2     | 3     | 4     |                      |                        |             |
| 土壤容重 Soil bulk density/(g/cm <sup>3</sup> ) | -0.82                    | 0.00  | -0.13 | -0.08 | 2.22                 | 0.70                   | 1           |
| 粘粒含量 Clay content/%                         | -0.41                    | 0.03  | 0.89  | -0.05 | 1.52                 | 0.96                   | 3           |
| 粉粒含量 Silt content/%                         | 0.17                     | 0.18  | 0.81  | -0.21 | 1.12                 | 0.76                   | 3           |
| 砂粒含量 Sand content/%                         | 0.64                     | -0.19 | -0.44 | 0.24  | 1.82                 | 0.69                   | 1           |
| 土壤 pH Soil pH                               | 0.12                     | 0.74  | 0.37  | 0.30  | 1.17                 | 0.79                   | 2           |
| 有机碳 Soil organic carbon/(g/kg)              | 0.94                     | 0.08  | 0.05  | -0.00 | 2.53                 | 0.90                   | 1           |
| 全氮 Total nitrogen content/(g/kg)            | 0.93                     | 0.14  | 0.12  | 0.09  | 2.52                 | 0.92                   | 1           |
| 全磷 Total phosphorus content/(g/kg)          | 0.24                     | 0.17  | 0.15  | 0.75  | 1.12                 | 0.67                   | 4           |
| 速效氮 Available nitrogen/(mg/kg)              | 0.60                     | 0.42  | 0.01  | 0.18  | 1.71                 | 0.57                   | 1           |
| 速效磷 Available phosphorus/(mg/kg)            | -0.15                    | -0.09 | -0.30 | 0.74  | 1.01                 | 0.66                   | 4           |
| 交换性钙离子 Ca <sup>2+</sup> /(cmol/kg)          | 0.71                     | 0.32  | 0.08  | 0.22  | 1.96                 | 0.65                   | 1           |
| 交换性镁离子 Mg <sup>2+</sup> /(cmol/kg)          | 0.30                     | 0.79  | 0.07  | -0.11 | 1.31                 | 0.72                   | 2           |
| 土壤细菌 Bacteria/(cmol/kg)                     | 0.85                     | 0.44  | 0.03  | -0.11 | 2.35                 | 0.93                   | 1           |
| 土壤真菌 Fungal/(cmol/kg)                       | 0.83                     | 0.41  | 0.00  | -0.20 | 2.31                 | 0.90                   | 1           |
| 土壤放线菌 ACT/(cmol/kg)                         | 0.78                     | 0.52  | 0.04  | -0.01 | 2.21                 | 0.88                   | 1           |
| 特征值 Eigen values                            | 7.20                     | 1.73  | 1.43  | 1.33  |                      |                        |             |
| 解释度 Explanation                             | 48.03                    | 11.53 | 9.56  | 8.84  |                      |                        |             |
| 累积解释度 Explained variation                   | 48.03                    | 59.56 | 69.12 | 77.95 |                      |                        |             |

表 3 标准化方程的评分标准及土壤指标权重的计算

Table 3 The evaluation standard of standardized equation and the calculation of soil index weight

| 指标<br>Soil indicators                     | 平均值<br>Average | 标准化公式<br>Normalization equation | 权重<br>Weights |
|---|----------------|---------------------------------|---------------|
| 粘粒含量 Clay content/%                       | 25.16          | $S = 1 / ((1+x/25.16)^{2.5})$   | 0.29          |
| 有机碳 Soil organic carbon/(g/kg)            | 33.64          | $S = 1 / ((1+x/33.64)^{-2.5})$  | 0.28          |
| 全磷 Total phosphorus content/(g/kg)        | 0.53           | $S = 1 / ((1+x/0.53)^{-2.5})$   | 0.21          |
| 交换性镁离子 Mg <sup>2+</sup> content/(cmol/kg) | 6.76           | $S = 1 / ((1+x/6.76)^{-2.5})$   | 0.22          |

式中  $S$  为标准化后的无量纲值,  $x$  为指标的值

### 2.3 植被恢复对土壤指标的影响

植被恢复下土壤性质和各指标得分变化分别见(表 4 和图 2)。从表 4 可以看出,植被恢复显著降低了土壤容重( $P < 0.05$ ),显著增加了土壤有机碳、全氮、速效氮、交换性钙镁离子含量,以及土壤细菌、真菌、放线菌丰度( $P < 0.05$ )。从图 2 可以看出,耕地各土壤指标中细菌、真菌和放线菌丰度与次生林相比差异最大,大约只达到次生林的 20%;其次是土壤有机碳和全氮含量,约为次生林有机碳和全氮含量的 60%—80%;砂粒含量、速效氮、交换性钙、镁离子也与次生林存在显著差异,大约为次生林的 40%—80%。恢复后,灌木林和人工林的各项指标均得到了提升,但仍与次生林存在差异。

### 2.4 植被恢复对土壤质量指数的影响

土壤质量指数(SQI)结果表明,耕地 SQI 最低,灌

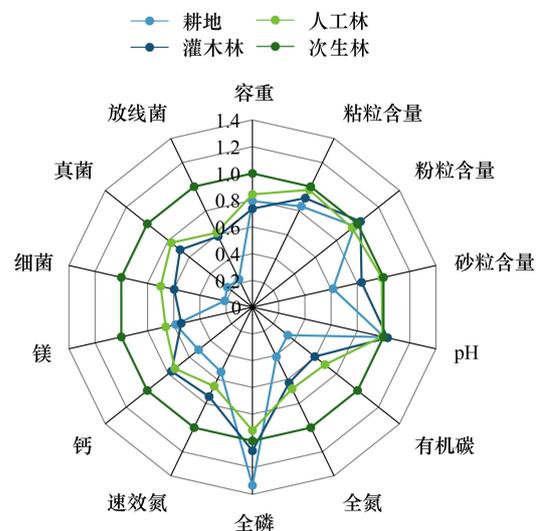


图 2 不同植被恢复方式下土壤指标得分

Fig.2 Soil index scores under different vegetation restoration methods

木林和人工林 SQI 高于耕地但差异不显著,次生林 SQI 显著高于耕地 ( $P < 0.05$ ) (图 3)。从不同恢复方式来看,自然恢复初期灌木林 SQI 与人工林 SQI 无显著差异,但随着植被演替,次生林 SQI 显著高于灌木林且明显区别于人工林 ( $P < 0.05$ ) (图 3)。土壤质量面积结果表明,耕地土壤质量仅为次生林土壤质量的 48%,在进行人工恢复和自然恢复的初期,土壤质量有所提升,达到了次生林土壤质量的 62%—66%,依然与次生林的土壤质量差异较大(表 5)。

表 4 不同植被恢复方式下土壤理化和生物性质

Table 4 Physicochemical and biological properties of soil under different vegetation restoration methods

| 土壤指标<br>Soil indicators                     | 耕地<br>Cropland | 灌木林<br>Shrubland | 人工林<br>Plantation forest | 次生林<br>Secondary forest |
|---|----------------|------------------|--------------------------|-------------------------|
| 土壤容重 Soil bulk density/(g/cm <sup>3</sup> ) | 1.21(0.04) ab  | 1.15(0.03) b     | 1.28(0.03) a             | 0.99(0.04) c            |
| 粘粒含量 Clay content/%                         | 30.93(5.86)    | 22.66(4.34)      | 26.48(4.93)              | 20.85(4.15)             |
| 粉粒含量 Silt content/%                         | 48.02(4.17)    | 46.48(3.10)      | 48.95(2.67)              | 48.11(2.84)             |
| 砂粒含量 Sand content/%                         | 20.97(4.34)    | 30.78(4.06)      | 24.50(2.98)              | 30.97(4.02)             |
| 土壤 pH Soil pH                               | 6.51(0.20)     | 6.42(0.15)       | 6.63(0.16)               | 6.47(0.17)              |
| 有机碳 Soil organic carbon/(g/kg)              | 20.12(1.72) c  | 32.85(2.64) b    | 29.85(2.76) bc           | 50.96(4.60) a           |
| 全氮 Total nitrogen content/(g/kg)            | 2.14(0.19) b   | 3.05(0.25) b     | 2.85(0.22) b             | 4.65(0.39) a            |
| 全磷 Total phosphorus content/(g/kg)          | 0.61(0.05)     | 0.45(0.04)       | 0.55(0.08)               | 0.53(0.09)              |
| 速效氮 Available nitrogen/(mg/kg)              | 14.21(1.29) b  | 17.33(1.94) ab   | 15.64(2.55) b            | 24.19(1.57) a           |
| 速效磷 Available phosphorus/(mg/kg)            | 19.84(2.68) a  | 3.98(0.65) b     | 6.14(1.13) b             | 6.22(1.01) b            |
| 交换性钙离子 Ca <sup>2+</sup> /(cmol/kg)          | 19.96(2.84) b  | 23.28(2.58) b    | 26.46(2.57) ab           | 35.65(3.05) a           |
| 交换性镁离子 Mg <sup>2+</sup> /(cmol/kg)          | 4.48(0.73) b   | 6.34(1.19) ab    | 6.74(1.26) ab            | 9.39(1.78) a            |
| 土壤细菌 Bacteria/(nmol/g)                      | 25.44(1.83) c  | 55.39(5.26) b    | 48.71(4.54) b            | 85.08(7.99) a           |
| 土壤真菌 Fungal/(nmol/g)                        | 3.58(0.27) c   | 7.61(0.46) b     | 7.08(0.54) b             | 10.88(0.97) a           |
| 土壤放线菌 ACT/(nmol/g)                          | 7.03(0.54) b   | 13.47(1.69) b    | 12.89(1.52) b            | 23.75(3.05) a           |

数值为平均值,括号内为标准误差,不同字母表示不同恢复阶段之间土壤指标差异显著( $P < 0.05$ )

表 5 土壤质量面积及与次生林的面积比

Table 5 Soil quality area at different restoration stages and area ratio to secondary forest

| 植被恢复阶段<br>Vegetation restoration stages | 与次生林面积比<br>Compared with the area<br>of secondary forest | 植被恢复阶段<br>Vegetation restoration stages | 与次生林面积比<br>Compared with the area<br>of secondary forest |
|---|--|---|--|
| 耕地 Cropland                             | 0.48   | 人工林 Plantation forest                   | 0.66   |
| 灌木林 Shrubland                           | 0.62   | 次生林 Secondary forest                    | 1  |

## 2.5 气候因子对土壤质量指数的影响

耕地的土壤质量受温度和降水的影响显著 ( $P < 0.05$ ),随温度和降水的升高均表现出下降趋势(图 4)。次生林的土壤质量受年平均降雨量的显著影响 ( $P < 0.05$ ),随年平均降雨量的升高而上升(图 4)。

另外,温度和降水也能影响土壤质量提升率。年均温对人工林和次生林的土壤质量提升率影响较为显著 ( $P < 0.05$ ) (图 5),年平均降雨量只显著影响次生林的土壤质量提升率 ( $P < 0.05$ ) (图 5),且人工林和次生林的土壤质量提升率随年均温和年平均降雨量的升高均表现出上升趋势(图 5)。

## 3 讨论

### 3.1 植被恢复对土壤性质和土壤质量指数的影响

喀斯特地区植被恢复对土壤的物理、化学和微生物性质都有了提升,且主要影响了土壤微生物丰度、碳氮含量和土壤容重(表 4,图 2)。微生物作为土壤中最活跃的成分,在维持生态系统功能和提升土壤质量等方面至关重要,且对植被恢复的响应早于土壤理化性质,因此土壤微生物可作为评估退化生态系统早期恢复成

效的重要指标<sup>[20]</sup>。本研究结果表明,植被恢复对土壤微生物群落的影响最为显著。植被恢复不仅能提高微生物碳含量和多样性指数,也能增加土壤中 PLFAs 的总量。过量施用化肥会导致耕地土壤板结和酸化,从而降低土壤中微生物活性<sup>[21]</sup>。而植被恢复通过停止耕作扰动和增加植物碳输入提升土壤碳积累,进而促进微生物生长<sup>[22-23]</sup>。也有很多研究揭示,微生物丰度和多样性与植物丰富度呈正相关关系<sup>[24-25]</sup>。植被恢复提高了植物丰富度,这也有利于促进地下微生物网络结构优化<sup>[26-27]</sup>。碳、氮是土壤中重要的周转元素,对土地利用变化敏感。研究发现,喀斯特地区植被恢复促进了土壤碳氮累积<sup>[6]</sup>,这与本研究结果一致。耕作会破坏土壤大团聚体,导致有机碳的物理保护能力下降,从而加速了活性有机碳库的分解和损失<sup>[28]</sup>。而植被恢复可以增加土壤有机质组分对碳、氮的固存,促进土壤有机碳和有机氮的物理稳定性<sup>[29]</sup>。同时,恢复时间也会影响土壤碳氮累积。本研究发现,次生林土壤有机碳含量显著高于灌木林和人工林。在植被恢复初期,灌木林和人工林的大部分碳更多以地上生物量的形式保留,而没有保存在土壤中<sup>[30]</sup>。随着恢复时间的增加,植被对土壤的碳输入足够补偿土壤碳的分解时,土壤有机碳逐渐累积<sup>[31]</sup>。此外,在不受干扰的情况下,土壤中团聚体有机碳的稳定性较高<sup>[32]</sup>,也有利于土壤碳的长期固持。次生林的土壤氮含量显著高于耕地、灌木林和人工林(表 4、图 2)。耕地土壤生物固氮能力低,长期耕作扰动和充沛的降雨量进一步导致耕地土壤氮的大量流失<sup>[33]</sup>。灌木林和人工林则是由于植被的快速增长造成的较高的氮需求,进而导致土壤中较低的氮含量<sup>[34]</sup>。本研究还表明,植被恢复能显著降低土壤容重,同时提高土壤中的砂粒含量(图 2)。这可能与土壤中的根系生物量有关,在植被恢复过程中土壤表层根系生物量增加,根系可以通过改变土壤空隙结构降低土壤容重<sup>[5]</sup>。其它研究结果也揭示,植被恢复能改善土壤机械组成,提升土壤水分涵养功能<sup>[35]</sup>。

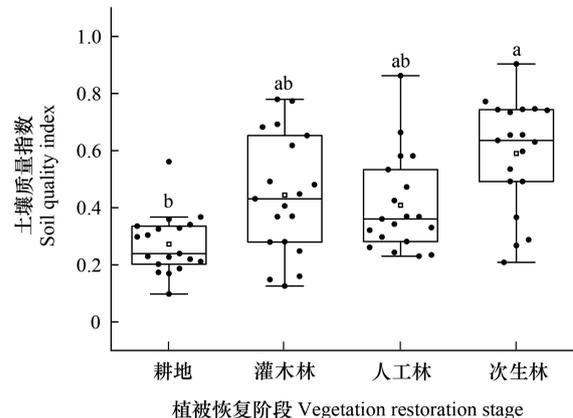


图 3 植被恢复方式对土壤质量指数的影响

Fig.3 Effects of vegetation restoration methods on soil quality index

不同字母代表在不同恢复阶段间土壤质量指数差异显著 ( $P < 0.05$ )

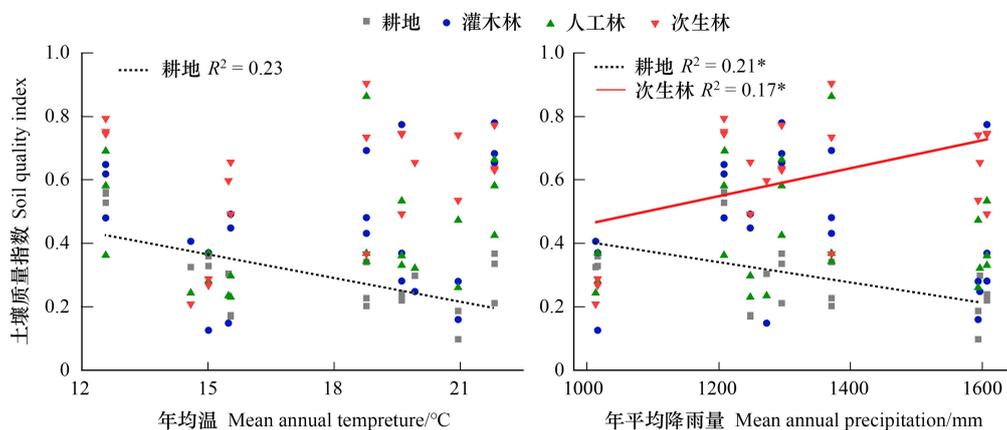


图 4 温度和降水对土壤质量的影响

Fig.4 Effect of temperature and precipitation on soil quality index

\* 表示  $P < 0.05$

植被恢复提升了土壤质量,且在恢复初期,人工恢复与自然恢复没有显著差异,但仍显著低于次生林(图 3 和表 3)。也有研究观察到了与本文相似的结果<sup>[36]</sup>。土壤质量随植被恢复的变化趋势与土壤碳氮的变

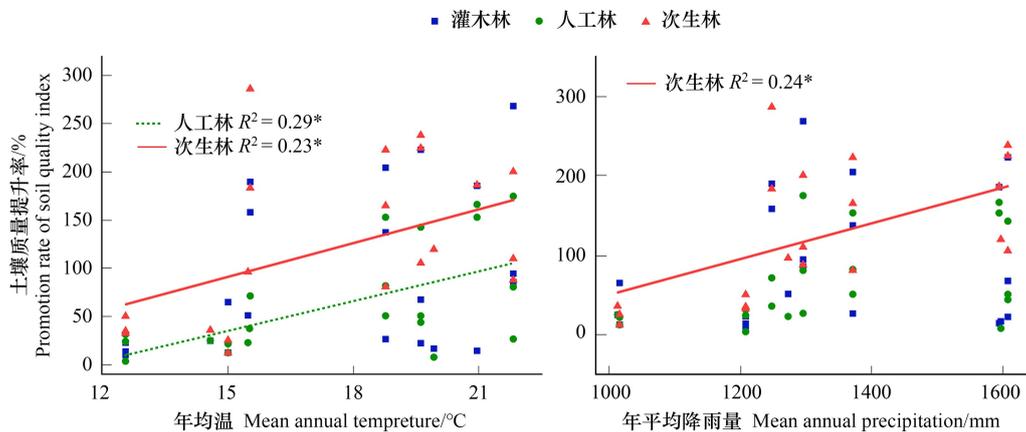


图5 温度和降水对土壤质量提升率的影响

Fig.5 Effect of temperature and precipitation on promotion rate of soil quality index

化存在相似性,也表明土壤碳氮含量是土壤质量的重要表征因子<sup>[37]</sup>。但对比不同恢复方式,植被类型对土壤质量的改善效果有所不同<sup>[38]</sup>。相较于耕地频繁的翻耕和收获作物,恢复后的植被群落产生的凋落物量也明显增加,改善了土壤有机物含量和土壤结构、提高土壤微生物生物量<sup>[22]</sup>,还减少了土壤侵蚀造成的养分流失<sup>[39]</sup>。但越来越多的证据表明,人工林由于植被群落结构单一,相较于自然恢复的植被群落更容易产生病虫害、恢复效果不佳、土壤肥力和持水能力下降等问题<sup>[40]</sup>。

### 3.2 温度和降水变化对土壤质量的影响

气候是影响土壤生态功能最重要的因素之一<sup>[41]</sup>,其中年均温和年平均降水量是代表气候影响的最常用两个指标。本研究结果表明,耕地的土壤质量随年均温和年平均降雨量的增加出现显著的下陷趋势,而次生林与耕地相反,其土壤质量随年平均降雨量的增加表现出上升趋势(图4)。此外,本研究发现次生林和人工林对土壤质量的提升率均随年均温和年平均降雨量的增加而上升(图5)。对于耕地,较高的温度和湿度会加速耕地土壤中碳酸盐、磷酸盐和硅酸盐的风化和流失,造成磷、钾的释放和土壤全磷、全钾含量的降低<sup>[42]</sup>。同时,较高的温度可能会造成革兰氏阳性菌在细菌群落中占主导地位,加速活性有机碳的分解,减少土壤中的有机碳含量<sup>[43]</sup>。而土壤有机碳在土壤质量和土壤多功能性中处于核心地位<sup>[41]</sup>,有机碳含量的下降必然伴随土壤质量指数的下降。

温度和降水的升高能改善植被恢复后土壤质量。对于次生林而言,年平均降雨量的升高能够有效缓解其受到的干旱限制。本研究区所在的喀斯特地区基岩以可溶性碳酸盐岩为主,难溶性物质整体含量低,降雨会使基岩表面形成裂隙,造成风化层较高的失水率<sup>[44]</sup>。此外,植被在生长过程中分泌的有机酸对基岩风化也具有促进作用<sup>[45-47]</sup>,进一步限制了次生林风化层对水分的截留。温度和降水的增加还能提高植被恢复土壤中碳积累量、氮矿化速率,以及生态系统中植物和微生物的生长和活性<sup>[48]</sup>。在喀斯特地区,较高的年均温能加快植被恢复区基岩的风化速度,从而导致土壤中可交换碱性阳离子(如  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ )增加,土壤 pH 升高<sup>[49]</sup>。较高的年均温能促进土壤微生物的更替,从而导致在高年均温地区植被恢复土壤中积累更多的微生物残体<sup>[4]</sup>;微生物残体易与  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  结合形成稳定的有机-矿质复合物,从而促进了土壤有机碳的稳定和累积<sup>[50]</sup>。此外,较高的年均温也能提高植被生产力,从而增加了植被光合碳输入对土壤碳累积的贡献<sup>[51]</sup>。这些途径都可以有效补偿因温度升高而加速土壤有机碳分解的负面效应,从而导致植被恢复后土壤质量提升率随区域温度和降水量增加而增加。温度和降水还通过影响植被群落影响地下过程,如植被恢复可以通过增加凋落物量、根系分泌物等过程促进土壤养分积累并影响微生物群落结构<sup>[52]</sup>。有研究表明,喀斯特植被凋落物生物量和养分归还率与最高气温成正相关,温度和降水的升高也会缩短凋落物的分解周期<sup>[53]</sup>,因此随着温度的升高,植物通过凋落物返还到土壤的养分也会增多。

## 4 结论

本研究通过对西南喀斯特地区典型水热梯度不同植被恢复方式土壤物理、化学和生物性质进行综合分析,同时利用主成分分析法和 SQI 面积法量化土壤质量指数。本研究发现,与耕地相比,退耕 15 年以后,人工恢复和自然恢复均能显著改善土壤性质并提升土壤质量,但仍显著低于次生林;人工恢复和自然恢复之间土壤质量无显著差异。基于土壤质量与温度和降水的进一步分析表明,耕地土壤质量随年均温和年平均降水量的增加而降低,但植被恢复后的土壤表现出相反的趋势。研究结果表明,在喀斯特退化区域进行植被恢复能够提升土壤质量并提高土壤应对气候变化的韧性,且这种韧性随植被恢复年限的增加而增强。

### 参考文献 (References):

- [ 1 ] Peng S L, Chen A Q, Fang H D, Wu J L, Liu G C. Effects of vegetation restoration types on soil quality in Yuanmou dry-hot valley, China. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2013, 59(3): 347-360.
- [ 2 ] Hu P L, Zhang W, Chen H S, Li D J, Zhao Y, Zhao J, Xiao J, Wu F J, He X Y, Luo Y Q, Wang K L. Soil carbon accumulation with increasing temperature under both managed and natural vegetation restoration in calcareous soils. *Science of the Total Environment*, 2021, 767: 145298.
- [ 3 ] Yao S H, Qin J T, Peng X H, Zhang B. The effects of vegetation on restoration of physical stability of a severely degraded soil in China. *Ecological Engineering*, 2009, 35(5): 723-734.
- [ 4 ] Xiao D, He X Y, Zhang W, Hu P L, Sun M M, Wang K L. Microbiological mechanism underlying vegetation restoration across climatic gradients in a Karst ecosystem. *Land Degradation & Development*, 2022, 33(16): 3245-3259.
- [ 5 ] Hu P L, Zhao Y, Xiao D, Xu Z H, Zhang W, Xiao J, Wang K L. Dynamics of soil nitrogen availability following vegetation restoration along a climatic gradient of a subtropical Karst region in China. *Journal of Soils and Sediments*, 2021, 21(6): 2167-2178.
- [ 6 ] Xiao L M, Zhang W, Hu P L, Xiao D, Yang R, Ye Y Y, Wang K L. The formation of large macroaggregates induces soil organic carbon sequestration in short-term cropland restoration in a typical Karst area. *The Science of the Total Environment*, 2021, 801: 149588.
- [ 7 ] Hua F Y, Brijnzel L A, Meli P, Martin P A, Zhang J, Nakagawa S, Miao X R, Wang W Y, McEvoy C, Peña-Arancibia J L, Brancalion P H S, Smith P, Edwards D P, Balmford A. The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. *Science*, 2022, 376(6595): 839-844.
- [ 8 ] Andrews S S, Carroll C R. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. *Ecological Applications*, 2001, 11(6): 1573-1585.
- [ 9 ] Xu Z H, Wei H J, Dong X B, Liu Y X, Xue H L. Evaluating the ecological benefits of plantations in arid areas from the perspective of ecosystem service supply and demand-based on emergy analysis. *The Science of the Total Environment*, 2020, 705: 135853.
- [ 10 ] Cao S X, Zhang J Z, Su W. Difference in the net value of ecological services between natural and artificial forests in China. *Conservation Biology*, 2019, 33(5): 1076-1083.
- [ 11 ] Zhang Y H, Xu X L, Li Z W, Liu M X, Xu C H, Zhang R F, Luo W. Effects of vegetation restoration on soil quality in degraded Karst landscapes of southwest China. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 2657-2665.
- [ 12 ] Averill C, Turner B L, Finzi A C. Mycorrhiza-mediated competition between plants and decomposers drives soil carbon storage. *Nature*, 2014, 505(7484): 543-545.
- [ 13 ] Kuzyakov Y, Gunina A, Zamanian K, Tian J, Luo Y, Xu X L, Yudina A, Aponte H, Alharbi H, Ovsepyan L, Kurganova I, Ge T D, Guillaume T. New approaches for evaluation of soil health, sensitivity and resistance to degradation. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 2020, 7(3): 282.
- [ 14 ] Guo L L, Yu Z H, Li Y S, Xie Z H, Wang G H, Liu X B, Liu J J, Liu J D, Jin J. Plant phosphorus acquisition links to phosphorus transformation in the rhizospheres of soybean and rice grown under CO<sub>2</sub> and temperature co-elevation. *Science of the Total Environment*, 2022, 823: 153558.
- [ 15 ] Zhang Y H, Xu X L, Li Z W, Xu C H, Luo W. Improvements in soil quality with vegetation succession in subtropical China Karst. *Science of the Total Environment*, 2021, 775: 145876.
- [ 16 ] Liu M X, Xu X L, Wang D B, Sun A Y, Wang K L. Karst Catchments exhibited higher degradation stress from climate change than the non-karst catchments in southwest China: an ecohydrological perspective. *Journal of Hydrology*, 2016, 535: 173-180.
- [ 17 ] 鲍士旦. 土壤农化分析. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [ 18 ] Hu P L, Xiao J, Zhang W, Xiao L M, Yang R, Xiao D, Zhao J, Wang K L. Response of soil microbial communities to natural and managed vegetation restoration in a subtropical Karst region. *CATENA*, 2020, 195: 104849.

- [19] Andrews S S, Flora C B, Mitchell J P, Karlen D L. Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. *Geoderma*, 2003, 114(3/4): 187-213.
- [20] Trivedi P, Delgado-Baquerizo M, Anderson I C, Singh B K. Response of soil properties and microbial communities to agriculture: implications for primary productivity and soil health indicators. *Frontiers in Plant Science*, 2016, 7: 990.
- [21] Van Geel M, De Beenhouwer M, Ceulemans T, Caes K, Ceustermans A, Bylemans D, Gomand A, Lievens B, Honnay O. Application of slow-release phosphorus fertilizers increases arbuscular mycorrhizal fungal diversity in the roots of apple trees. *Plant and Soil*, 2016, 402(1): 291-301.
- [22] Xiao K C, He T G, Chen H, Peng W X, Song T Q, Wang K L, Li D J. Impacts of vegetation restoration strategies on soil organic carbon and nitrogen dynamics in a Karst area, southwest China. *Ecological Engineering*, 2017, 101: 247-254.
- [23] Ecclesia R P, Jobbagy E G, Jackson R B, Rizzotto M, Piñeiro G. Stabilization of new carbon inputs rather than old carbon decomposition determines soil organic carbon shifts following woody or herbaceous vegetation transitions. *Plant and Soil*, 2016, 409(1): 99-116.
- [24] Zhang R Z, Mu Y, Li X R, Li S M, Sang P, Wang X R, Wu H L, Xu N. Response of the arbuscular mycorrhizal fungi diversity and community in maize and soybean rhizosphere soil and roots to intercropping systems with different nitrogen application rates. *Science of the Total Environment*, 2020, 740: 139810.
- [25] Klichowska E, Nobis M, Piszczek P, Błazkowski J, Zubek S. Soil properties rather than topography, climatic conditions, and vegetation type shape AMF-feathergrass relationship in semi-natural European grasslands. *Applied Soil Ecology*, 2019, 144: 22-30.
- [26] Xiao D, He X Y, Zhang W, Hu P L, Sun M M, Wang K L. Comparison of bacterial and fungal diversity and network connectivity in Karst and non-karst forests in southwest China. *Science of the Total Environment*, 2022, 822: 153179.
- [27] Hu L N, Li Q, Yan J H, Liu C, Zhong J X. Vegetation restoration facilitates belowground microbial network complexity and recalcitrant soil organic carbon storage in southwest China Karst region. *Science of the Total Environment*, 2022, 820: 153137.
- [28] Chen H, Zheng M H, Mao Q G, Xiao K C, Wang K L, Li D J. Cropland conversion changes the status of microbial resource limitation in degraded Karst soil. *Geoderma*, 2019, 352: 197-203.
- [29] Hu P L, Liu S J, Ye Y Y, Zhang W, Wang K L, Su Y R. Effects of environmental factors on soil organic carbon under natural or managed vegetation restoration. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(3): 387-397.
- [30] Jia X X, Wei X R, Shao M A, Li X Z. Distribution of soil carbon and nitrogen along a revegetational succession on the Loess Plateau of China. *CATENA*, 2012, 95: 160-168.
- [31] Melillo J M, Steudler P A, Aber J D, Newkirk K, Lux H, Bowles F P, Catricala C, Magill A, Ahrens T, Morrisseau S. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science*, 2002, 298(5601): 2173-2176.
- [32] Novara A, La Mantia T, Rühl J, Badalucco L, Kuzjakov Y, Gristina L, Laudicina V A. Dynamics of soil organic carbon pools after agricultural abandonment. *Geoderma*, 2014, 235/236: 191-198.
- [33] Hu P L, Zhang W, Xiao L M, Yang R, Xiao D, Zhao J, Wang W L, Chen H S, Wang K L. Moss-dominated biological soil crusts modulate soil nitrogen following vegetation restoration in a subtropical Karst region. *Geoderma*, 2019, 352: 70-79.
- [34] LeBauer D S, Treseder K K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 2008, 89(2): 371-379.
- [35] Yang W, Zhang D, Cai X W, Yang X T, Zhang H, Wang Y Q, Diao L F, Luo Y Q, Cheng X L. Natural revegetation over 160 years alters carbon and nitrogen sequestration and stabilization in soil organic matter on the Loess Plateau of China. *CATENA*, 2023, 220: 106647.
- [36] 李卓, 吴普特, 冯浩, 赵西宁, 黄俊. 不同粘粒含量土壤水分入渗能力模拟试验研究. *干旱地区农业研究*, 2009, 27(3): 71-77.
- [37] Grandy A S, Daly A B, Bowles T M, Gaudin A C M, Jilling A, Leptin A, McDaniel M D, Wade J, Waterhouse H. The nitrogen gap in soil health concepts and fertility measurements. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 175: 108856.
- [38] 王东丽, 刘阳, 郭莹莹, 谢伟, 郭建军, 汤国水, 赵晓亮, 连昭, 于百和. 半干旱矿区排土场苜蓿恢复过程中土壤颗粒分形的演变特征. *生态学报*, 2020, 40(13): 4585-4593.
- [39] 郑华, 欧阳志云, 王效科, 苗鸿, 赵同谦, 彭廷柏. 不同森林恢复类型对南方红壤侵蚀区土壤质量的影响. *生态学报*, 2004, 24(9): 1994-2002.
- [40] Yu P J, Liu S W, Zhang L, Li Q, Zhou D W. Selecting the minimum data set and quantitative soil quality indexing of alkaline soils under different land uses in northeastern China. *Science of the Total Environment*, 2018, 616/617: 564-571.
- [41] Ngo-Mbogha M, Yemefack M, Nyeck B. Assessing soil quality under different land cover types within shifting agriculture in South Cameroon. *Soil and Tillage Research*, 2015, 150: 124-131.
- [42] Zhao X H, Tong M M, He Y J, Han X R, Wang L Q. A comprehensive, locally adapted soil quality indexing under different land uses in a typical watershed of the eastern Qinghai-Tibet Plateau. *Ecological Indicators*, 2021, 125: 107445.
- [43] Wang Q K, Zhang W D, Sun T, Chen L C, Pang X Y, Wang Y P, Xiao F M. N and P fertilization reduced soil autotrophic and heterotrophic

- respiration in a young *Cunninghamia lanceolata* forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2017, 232: 66-73.
- [44] Jiang Z H, Liu H Y, Wang H Y, Peng J, Meersmans J, Green S M, Quine T A, Wu X C, Song Z L. Bedrock geochemistry influences vegetation growth by regulating the regolith water holding capacity. *Nature Communications*, 2020, 11(1): 2392.
- [45] Kopittke P M, Berhe A A, Carrillo Y. Ensuring planetary survival; the centrality of organic carbon in balancing the multifunctional nature of soils. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2022, 52(23): 4308-4324.
- [46] Uroz S, Calvaruso C, Turpault M P, Frey-Klett P. Mineral weathering by bacteria; ecology, actors and mechanisms. *Trends in Microbiology*, 2009, 17(8): 378-387.
- [47] Landeweert R, Hoffland E, Finlay R D, Kuyper T W, van Breemen N. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. *Trends in Ecology & Evolution*, 2001, 16(5): 248-254.
- [48] Guo X W, Luo Z K, Sun O J. Long-term litter type treatments alter soil carbon composition but not microbial carbon utilization in a mixed pine-oak forest. *Biogeochemistry*, 2021, 152(2): 327-343.
- [49] Xiao D, Chen Y, He X Y, Xu Z H, Bai S H, Zhang W, Cheng M, Hu P L, Wang K L. Temperature and precipitation significantly influence the interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and diazotrophs in Karst ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 2021, 497: 119464.
- [50] Hu P L, Zhang W, Chen H S, Xu L, Xiao J, Luo Y Q, Wang K L. Lithologic control of microbial-derived carbon in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 167: 108600.
- [51] Fisk L M, Barton L, Jones D L, Glanville H C, Murphy D V. Root exudate carbon mitigates nitrogen loss in a semi-arid soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 88: 380-389.
- [52] Shaw A N, Cleveland C C. The effects of temperature on soil phosphorus availability and phosphatase enzyme activities; a cross-ecosystem study from the tropics to the Arctic. *Biogeochemistry*, 2020, 151(2): 113-125.
- [53] Yin R, Qin W K, Zhao H Y, Wang X D, Cao G M, Zhu B. Climate warming in an alpine meadow; differential responses of soil faunal vs. microbial effects on litter decomposition. *Biology and Fertility of Soils*, 2022, 58(4): 509-514.