

茂兰喀斯特植被演替中土壤微生物量碳氮研究

刘玉杰^{1,2}, 王世杰^{1*}, 刘秀明¹, 刘方³

(1. 中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. 贵州大学环境与资源研究所, 贵阳 550025)

摘要: 选取茂兰自然保护区4种植被类型(原生林、次生林、灌木林和草地), 采集0~15 cm的表层土样, 探讨了土壤微生物量碳(B_C)、土壤微生物量氮(B_N)的变化特征及其与土壤理化特性之间的关系。研究发现:(1)样区内生态系统在正向演替中(草地→灌木林→次生林→原生林), B_C 、 B_N 含量总体表现为逐渐增大, 并且冬季最高, 夏季最低, 不同样地之间差异显著; 土壤有机碳和全氮比值(OC/TN)、 B_C /OC值呈上升趋势, 而 B_C / B_N 值和 B_N /TN值呈下降趋势;(2) B_C 对OC的贡献率为0.8%~1.8%, B_N 对TN的贡献率为4.1%~7.8%; (3) B_C 、 B_N 与土壤pH值、OC、TN、碱解氮(AN)、土壤粉粒(0.002~0.02 mm)和<0.25 mm的团聚体之间的相关性达到极显著($p < 0.01$)或显著水平($p < 0.05$), 且 B_C 、 B_N 之间极显著正相关($p < 0.01$)。说明研究区 B_C 、 B_N 在冬季是植物生长可利用养分的重要储备库, 而夏季是源; 并且 B_C 、 B_N 可以作为表征本研究区土壤肥力的敏感因子。

关键词: 喀斯特; 土壤微生物量碳; 土壤微生物量氮; 植被演替

中图分类号: S154.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2011)02-0188-08

喀斯特地区生态环境脆弱, 近些年, 由于喀斯特本身脆弱的地质背景和频繁的人为活动, 喀斯特地区出现了森林退化、水土流失甚至“石漠化”等一系列生态问题, 严重威胁农业生产环境乃至人类生存, 所以退化喀斯特森林的恢复与重建意义重大, 其自然恢复的实质是群落进展演替^[1, 2]。在群落演替过程中, 植被恢复能修复退化土壤的性质^[3], 是解决喀斯特环境问题的重要前提和关键^[4], 而土壤微生物量因周转速率快, 在有机质分解、土壤养分循环和转化的各个过程中起着关键作用, 被广泛用于指示土壤质量的变化^[5, 6]。目前国外对喀斯特的研究主要集中在水文及岩溶演化方面^[7, 8], 国内对喀斯特生态领域的研究也主要集中在土壤质量^[9]、群落动态^[10]、微生物量^[11]、土壤酶活性^[12]等方面, 对植被演替过程中土壤微生物量, 尤其是反应其大小的重要指标——微生物量碳、氮的变化特点及其与土壤理化性质的关系缺乏系统研究。因此, 本研究选取目前世界上喀斯特原生性森林分布面积最大的地

区——茂兰自然保护区作为研究对象, 通过野外调查和采样分析, 探讨该区4个植被演替阶段中土壤微生物量碳、氮的变化特点及其与土壤理化特性的关系, 以为揭示岩溶受损生态系统自然恢复过程中土壤微生物的生态响应规律、判断区域各生态系统的健康状况奠定基础, 为进一步认识岩溶生态系统自然恢复的内在机理和过程提供科学依据。

1 研究区概况

茂兰自然保护区位于贵州省南部荔波县境内, 地理位置E107°52'10"~108°05'40", N25°09'20"~25°20'50", 森林覆盖率达87.3%。地貌上, 该区位于贵州高原向广西丘陵平原过渡的斜坡地带, 地势西北高东南低, 最高海拔1078.6 m, 最低430 m, 大部分地处海拔550~850 m, 山峰与洼地相对高差为150~300 m。该区年均温15.3℃, $\geq 10^\circ\text{C}$ 活动积温5768℃; 全年降水量1750~1950 mm; 年均相对湿度约83%; 全年日照时数1272.8 h, 日照百分率

收稿日期: 2010-12-21; 改回日期: 2011-01-11

基金项目: 贵州省科技基金资助项目(黔科合J字[2008]2014)、国家自然科学基金创新群体项目(40721002)和中国科学院知识创新工程方向性项目(KZCX2-YW-306)

第一作者简介: 刘玉杰(1982-), 女, 博士在读, 研究方向为环境地球化学。E-mail: liuyujie895@126.com

*通讯作者: 王世杰, 研究员。E-mail: wangshijie@vip.skleg.cn

©1994-2017 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

29%, 属中亚热带季风湿润气候。研究区主要出露岩石为纯质石灰岩和白云岩, 基岩裸露率在 70% ~ 80% 以上, 属裸露型喀斯特地貌类型。区内土壤以黑色石灰土为主, 土层浅薄且不连续。

本研究针对该区内植被演替的不同阶段分 4 个植被类型进行调查: 一是原生林, 以乔木为主, 植被保护完好, 树种有丝栗栲 (*Castanopsis fargesii* Franch)、青檀 (*Pteroceltis tatarinowii* Maxim)、圆果化香 (*Platycarya longipes* Wu) 等;

二是次生林, 乔灌混合, 植被保护良好, 树种有香叶树 (*Lindera communis* Hemsl)、火棘 (*Pyracantha fortuneana* (Maxim.) Li) 等; 三是灌木林, 以灌木为主, 植被保护较好, 树种有齿叶黄皮 (*Clausena dunniana* Lévl)、菝葜 (*Smilax china* L) 等; 四是草地, 以草丛为主, 主要植物有毛轴蕨 (*Pteridium revolutum* (Bl.) Nakai)、茅叶荩草 (*Arthraxon prionodes* (Steud.) Dandy) 等。样地分布如图 1 所示。

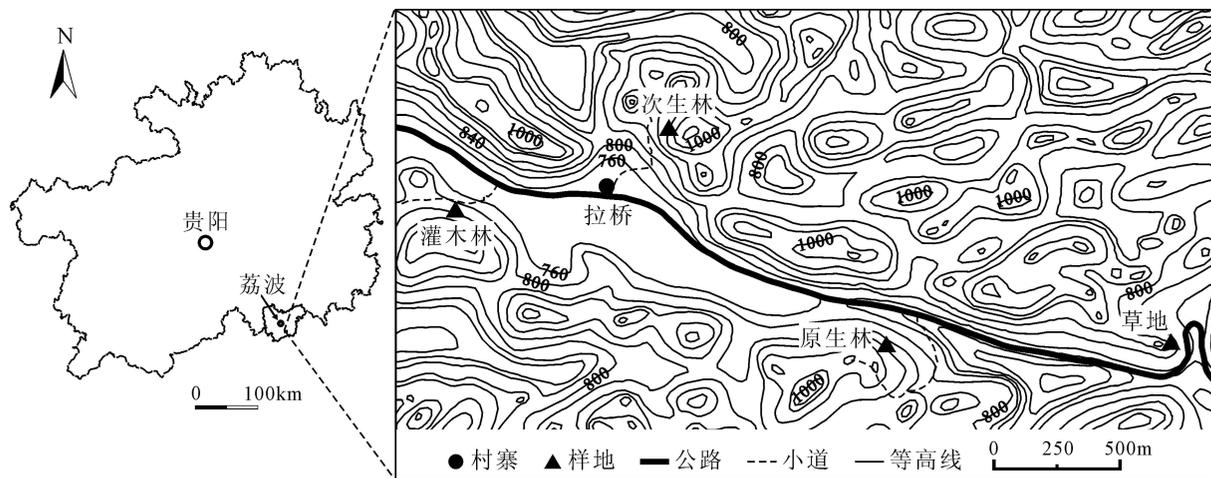


图 1 样地分布图

Fig. 1 Sampling sites

2 研究方法

2.1 样品采集

本研究采用野外调查的方法, 在地形地貌的典型地段进行调查, 原生林设置 20 m × 30 m 样方 3 个, 次生林设置 20 m × 20 m 样方 3 个, 灌木林设置 10 m × 10 m 样方 3 个, 草地设置 1 m × 1 m 样方 13 个。在样方内按石面、石沟、石缝、石洞、土面、石槽 6 种小生境进行土壤厚度、面积等调查, 在此基础上, 选取占样方内土壤面积 95% 以上的小生境类型, 分别于 2008 年 8 月 4 日 ~ 6 日 (夏)、2008 年 11 月 10 ~ 12 日 (秋)、2009 年 1 月 14 ~ 16 日 (冬)、2009 年 3 月 20 ~ 22 日 (春) 采集 0 ~ 15 cm 的表层土壤样品。小生境土样由多点混合样组成, 一般每个小生境土样为 3 ~ 5 点的混合样, 再根据面积权重所确定的各类小生境土样量, 混合成样地土壤代表样^[13]。

2.2 样品处理与分析测定

采集的土壤样品低温储运至实验室, 置于 4 °C 冰箱保存。用于测定土壤微生物量碳、氮的样品, 去除其中可见的植物残体、土壤动物及碎石, 过 2 mm

筛并充分混匀, 四分法取适量土样, 调节土壤湿度至 40% ~ 50% 的田间持水量, 在 25 °C、100% 空气湿度条件下预培养 7 d。土壤微生物量碳 (Bc) 采用氯仿熏蒸提取—仪器分析法测定, 土壤微生物量氮 (B_N) 采用氯仿熏蒸提取—茚三酮比色法测定^[14]; 土壤水分含量 (Moisture) 采用烘干法测定^[15], 土壤 pH 值用酸度计法测定, 有机碳 (OC) 用重铬酸钾容量法测定, 全氮 (TN) 用开式定氮法测定, 碱解氮 (AN) 用扩散吸收法测定, 土壤团聚体采用团粒分析仪 (干筛法) 测定, 土壤颗粒组成采用比重计法测定^[16]。

2.3 数据分析

采用 SPSS 15 软件对数据进行统计分析, 其中: 差异显著性用单因素方差分析 (ONE-WAY ANOVA), 并用 Duncan 法和 Games-Howell 法进行样地之间的多重比较; 相关关系用 Pearson 相关统计方法分析。

3 结果与分析

3.1 土壤理化性质的变化

由表 1 可知, 在植被演替的不同阶段, 土壤 pH

表现为灌木林最高,其次是原生林和次生林,草地最低;OC、TN、AN均表现出原生林>灌木林>(次生林、草地)的趋势;OC和TN比值(OC/TN)则表现为原生林<灌木林<次生林<草地。原生林OC分别比次生林、灌木林、草地高出22.91%、5.75%、21.00%,TN比次生林、灌木林、草地高出42.98%、19.20%、101.23%,AN比次生林、灌木林、草地高出36.42%、17.39%、86.65%。整体来看,OC、TN、AN沿草地→灌木林→次生林→原生林这个方向呈上升趋势。

表1 研究区土壤的化学性质

Table 1 Soil chemical properties at the different sites

样地	pH	有机碳 (g/kg)	全氮 (g/kg)	有机碳/全氮 OC/TN	碱解氮 (mg/kg)
原生林	7.05	67.70	6.52	10.4	486.46
次生林	7.00	55.08	4.56	12.1	356.59
灌木林	7.13	64.02	5.47	11.7	414.38
草地	5.35	55.95	3.24	17.3	260.62

从图2和图3可以看出,不同植被系统中,土壤均以>0.002mm的颗粒(粉粒和砂粒)为主;次生林土壤粘粒含量高于灌木林、原生林和草地,草地土壤粉粒含量高于灌木林、原生林和次生林,而原生林土壤砂粒含量高于草地、灌木林和次生林。不同植被下土壤中的团聚体以>2mm为主;草地土壤<0.25mm以及0.25~0.5mm的团聚体含量均高于次生林、原生林和灌木林,原生林土壤0.5~1mm、1~2mm、2~5mm的团聚体含量都高于次生林、灌木林和草地,次生林土壤>5mm团聚体数量高于灌木林、草地和原生林。总体看来,本研究区植被演

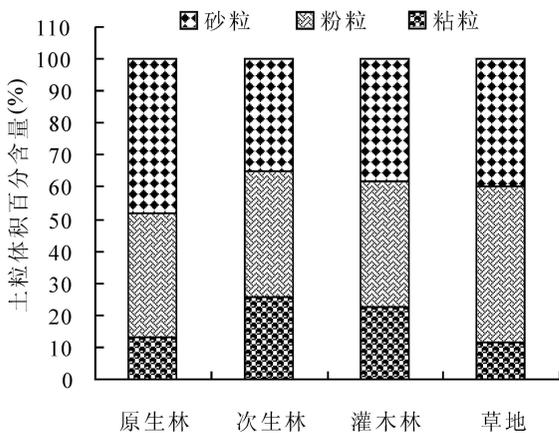


图2 供试土壤颗粒组成

Fig. 2 Particle composition of the test soils

替过程中,土壤质地和土壤结构都发生了一定程度的变化,但变化趋势并不明显。

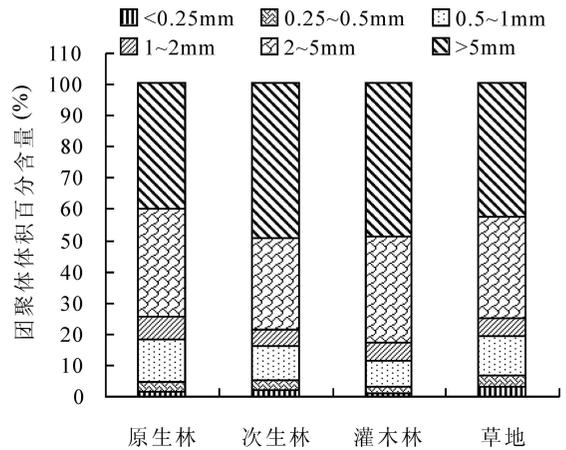


图3 供试土壤团聚体粒径分布

Fig. 3 Aggregate size distribution of the test soils

3.2 土壤微生物量碳、氮及土壤含水量的季节变化

如图4所示,各样地土壤含水量波动范围在20.9%~37.7%之间;Bc含量在472.01~1184.23 μg/g之间,占OC含量的0.8%~1.8%;Bn含量在139.99~439.89 μg/g之间,占TN含量的4.1%~7.8%;Bc与Bn比值在2.1~3.4之间;沿草地→灌木林→次生林→原生林方向,Bc/OC值增大而Bn/TN值减小。

植被演替的不同阶段,Bc、Bn含量的变化总体上均出现极显著性差异(p<0.01),但Bn只在草地与其它三个样地间两两差异显著(p<0.05),而Bc仅在草地与原生林、草地与次生林之间差异显著(p<0.05)。Bc、Bn含量基本变化趋势均为原生林>灌木林>次生林>草地,并且Bc、Bn含量冬季最高,春、秋两季次之,夏季最低。原生林、次生林、灌木林、草地Bc年均值分别为995.15、693.74、905.78和504.04 μg/g,Bn年均值分别为346.00、295.96、293.37和159.22 μg/g;原生林Bc分别比次生林、灌木林、草地高43.45%、9.87%、97.43%,Bn分别比次生林、灌木林、草地高16.91%、17.94%、117.32%。4个植被系统的土壤在各季节的含水量变化趋势也是原生林>(灌木林、次生林)>草地,但总体以及各样地之间均没有显著性差异(p>0.05)。

3.3 土壤微生物量碳、氮与土壤理化特性之间的关系

3.3.1 土壤微生物量碳、氮与土壤含水量、pH、有机碳、全氮、碱解氮的关系

相关性分析表明(表2),Bc与pH、OC、TN、

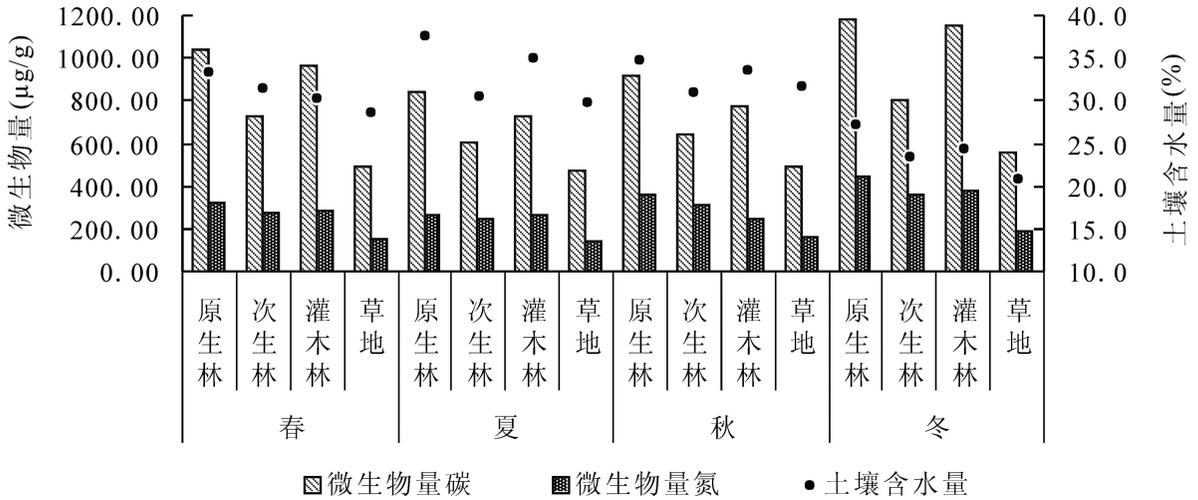


图 4 土壤微生物量碳、氮及土壤含水量
Fig. 4 Soil microbial biomass carbon, nitrogen and soil moisture

AN 均呈极显著正相关 ($r=0.718, 0.781, 0.846, 0.844; p<0.01$); B_N 与 pH、TN、AN 呈极显著正相关 ($r=0.791, 0.777, 0.784; p<0.01$), 与 OC 呈显著正相关 ($r=0.558, p<0.05$)。B_C、B_N 之间极显著正相关 ($r=0.882, p<0.01$)。本研究中, B_C、B_N 与土壤含水量均无显著相关性 ($p>0.05$)。

表 2 土壤微生物量碳、氮与土壤理化性质间的相关系数
Table 2 Correlation coefficients between B_C, B_N and soil physico-chemical properties

指标	B _C	土壤含水量	pH	OC	TN	AN
B _C	1	0.006 ^c	0.718 ^a	0.781 ^a	0.846 ^a	0.844 ^a
B _N	0.882 ^a	-0.070 ^c	0.791 ^a	0.558 ^b	0.777 ^a	0.784 ^a

a: $p<0.01$; b: $p<0.05$; c: $p>0.05$; n=16

表 3 土壤微生物量碳、氮与土壤颗粒组成、团聚体间的相关系数

Table 3 Correlation coefficients between B_C, B_N and soil particle composition and soil aggregate composition

指标	土壤颗粒粒级 (mm)			土壤团聚体粒级 (mm)					
	< 0.002	0.002~0.02	0.02~2	< 0.25	0.25~0.5	0.5~1	1~2	2~5	> 5
B _C	0.097 ^c	-0.699 ^a	0.471 ^c	-0.768 ^a	-0.553 ^b	-0.097 ^c	0.562 ^b	0.505 ^b	-0.093 ^c
B _N	0.302 ^c	-0.798 ^a	0.297 ^c	-0.653 ^a	-0.429 ^c	-0.081 ^c	0.441 ^c	0.164 ^c	0.058 ^c

a: $p<0.01$; b: $p<0.05$; c: $p>0.05$; n=16

4 讨论

影响 B_C、B_N 的因素多种多样。植被在演替过程中, 土壤理化性质发生变化, 从而影响微生物活动的环境因素, 造成微生物活性的显著差异, 进而影响土壤养分的循环和转化^[17]。

3.3.2 土壤微生物量碳、氮与土壤粒径的关系

通过对数据的相关性分析发现(表 3), B_C 与土壤粉粒(0.002~0.02 mm)、< 0.25 mm 的团聚体极显著负相关 ($p<0.01$), 相关系数分别为 -0.699 和 -0.768; 与 0.25~0.5 mm、1~2 mm、2~5 mm 的团聚体显著相关 ($p<0.05$), 相关系数分别为 -0.553、0.562 和 0.505; 与粘粒 (< 0.002 mm)、砂粒 (0.02~2 mm)、0.5~1 mm、> 5 mm 的团聚体均无显著相关性 ($p>0.05$)。

B_N 与粉粒(0.002~0.02 mm)、< 0.25 mm 的团聚体极显著负相关 ($p<0.01$), 相关系数分别为 -0.798 和 -0.653; 与粘粒 (< 0.002 mm)、砂粒 (0.02~2 mm) 以及 > 0.25 mm 的团聚体之间的相关性均未达到显著水平 ($p>0.05$)。

本研究发现, 从草地到灌木林阶段, B_C、B_N 增加, 而灌木林到次生林阶段, B_C、B_N 降低, 可能是此阶段林木快速生长的养分需求大于土壤微生物转化能力的结果^[18]。顶级群落原生林阶段各指标优于次生林、灌木林和草地, 一方面可能是由于原生林每年归还土壤的凋落物量大, 为微生物提供了丰富的

碳源,同时凋落物也保持了表层土壤水分含量,更有利于微生物的生长;另一方面,可能由于原生林表土的结构较其它几个样地更适合本区土壤微生物的生存,能显著提高微生物的活性。

关于土壤微生物量的季节变化规律,不同研究得出的结果并不一致。Devi 等人^[5]发现雨季最高,冬季最低;Arunachalam 等人^[19]则认为土壤微生物量峰值出现在冬季;Chen 等人^[20]认为 Bc 秋季/冬季最高,夏季最低。本研究中 Bc、B_N 均在冬季最高,夏季最低(图 4),与 Piao 等人^[21]在喀斯特地区的研究结果类似。土壤微生物量的季节变化主要受环境条件(如气温、干湿度)和上覆植被等因子的影响。通常夏季微生物活性较强,繁殖较快,对营养元素的净矿化能力提高,能增加植物可利用的养分^[22],但夏季是多数植物的生长高峰期,植物根系从土壤中吸取大量的养分,与微生物对养分的需求形成明显的竞争关系^[23],且微生物的新陈代谢处于活跃状态,自身的周转速率提高^[24],致使土壤微生物量蓄存减少,而干冷的冬季则相反。此外,研究区夏季湿热多雨,一方面频繁的土壤干湿交替会加快微生物量的转换^[25],另一方面强烈的淋溶作用加速了土壤养分的流失,导致夏季难以维持较高的微生物量。

研究区 B_N/TN 值为 4.1%~7.85%,接近亚热带湿润森林土壤(3.46%~7.15%)^[19],表明样区土壤氮素较充足。依据第二次全国土壤普查有机质分级标准^[26],区内 OC 含量处于 1 级极高水平,但 Bc/OC 值仅为 0.8%~1.8%,低于热带森林土壤(1.5%~5.3%)和温带森林土壤(1.8%~2.9%)^[5],说明研究区 Bc 对土壤有机碳库的贡献率较低,可能是该区土壤虽然肥沃,但受中亚热带季风湿润气候的影响,Bc 周转速率快所致。

Bc/B_N 受气候条件、土壤类型等因素影响,可以作为评价土壤氮素供应能力和有效性的指示参数,Bc/B_N 值高,且 Bc/OC 值也高时,表明土壤有机质的有效性高而氮素的生物有效性低,可能会受氮素供应不足的制约^[27]。相反,Bc/B_N 值低,土壤氮素的生物有效性则较高。研究区 Bc/B_N 值为 2.1~3.4,低于 Raubuch 等人^[28]和 Silva 等人^[29]的研究结果,但接近 Manjaiah 等人^[30]的结果,可能正由于研究区土壤氮素的生物有效性高,也可能受研究区特有的微生物区系、氮形态的影响。研究区土壤 Bc/B_N 值沿草地→灌木林→次生林→原生林方向呈

降低的趋势,而 Bc/OC 值升高,表明原生林土壤氮素的生物有效性最高,次生林和灌木林次之,草地最低。此外,Bc/OC 值是衡量生态系统土壤有机碳积累或损失的重要指标,该比值越高,其土壤碳的积累越显著^[31],由此可知,研究区植被的正向演替伴随着土壤碳的积累。

相关性分析(表 2)表明,Bc、B_N 均与 OC、TN、AN 呈显著或极显著正相关,Bc、B_N 之间极显著正相关,与前人的研究一致^[32、33],进一步证实 Bc、B_N 可以作为表征土壤肥力的敏感因子,并证实生态系统恢复过程中,Bc、B_N 逐渐积累^[23]。

土壤 pH 影响土壤微生物量^[34]、群落结构^[35]及活性^[36],本研究中 Bc、B_N 均与 pH (pH 5.35~7.13)呈极显著正相关,与 Aciego Pietri 等人^[37](pH 3.7~8.3)的结论一致,但与 Barbhuiya 等人^[38](pH 4.29~6.59)的结论相反,说明尽管土壤 pH 影响微生物适宜的生活环境,但不同气候、植被及其它土壤因子的交互作用下,pH 对土壤微生物的限制结果不尽相同。

大多数研究者认为大团聚体的形成和稳定特别依赖于有机物质,在有机质含量高(>2%)的土壤中,>2 mm 团聚体的形成主要依靠有机胶结物质^[39],大团聚体中 Bc、B_N 一般高于小团聚体^[40]。本研究发现,随着团聚体粒径的增大,Bc、B_N 与团聚体的相关性从极显著负相关逐渐转变成显著正相关(B_N 与大团聚体的相关性为弱的正相关),与上述报道基本一致。有研究表明,细质土的土壤微生物量高于粗质土,但粗质土的土壤微生物量周转速率比细质土快^[41],Maithani 等人^[23]也发现 Bc、B_N 与粘粒含量呈显著正相关。本研究区 Bc、B_N 与粘粒(<0.002 mm)呈弱的正相关,与粉粒(0.002~0.02 mm)呈负相关,基本与上述结论一致,进一步说明细质土对土壤有机质的保护能力更强^[42]。但研究区 Bc、B_N 与砂粒(0.02~2 mm)呈弱的正相关,与前人的结果并不一致,这说明,尽管土壤质地影响有机质在土壤不同组分中的分布^[43],但研究区土壤碳的来源、结构和组成,以及可溶性有机碳的波动等原因都可能造成这种差异,此外,喀斯特地区的特殊环境也可能是导致这种差异的主导因素。因此,研究区 Bc、B_N 与土壤质地和土壤结构之间呈现出的复杂相关性,还有待更进一步的研究。

对于 Bc、B_N 与土壤含水量的相关性,各研究结果不尽相同。如 Devi 等人^[5]以及 Arunachalam 等

人^[19]认为土壤微生物量与土壤含水量呈显著正相关; Srivastava 等人^[44]则发现土壤微生物量与土壤水分呈负相关; 徐华勤等^[45]提到土壤含水量超过 10.87% 时对 B_C 、 B_N 的影响效果则不明显。本研究区 B_C 、 B_N 均与土壤含水量无显著相关性, 这可能是由于供试土壤的含水量都高于 20%, 超出适合本区土壤微生物生活的最佳土壤湿度造成的。可见土壤含水量只有在一定范围内时, 才可能成为影响 B_C 、 B_N 的决定性因子。

5 结论

1) 植被演替的不同阶段, B_C 、 B_N 含量表现为原生林 > (灌木林、次生林) > 草地, 说明研究区植被的

正向演替过程也是 B_C 、 B_N 累积的过程;

2) B_C 、 B_N 冬季最高, 夏季最低, 表明 B_C 、 B_N 在冬季是植物有效碳、氮的重要储备库, 而夏季是源;

3) B_C 的周转速率较快, 且对土壤有机碳库的贡献率较低;

4) B_C 、 B_N 与 pH、OC、TN、AN、土壤粉粒(0.002~0.02 mm)和 < 0.25 mm 的团聚体之间的相关性达到极显著或显著水平, 并且 B_C 、 B_N 之间极显著正相关, 证明 B_C 、 B_N 可以作为表征本研究区土壤肥力的敏感因子。

致谢: 感谢茂兰国家级自然保护区工作人员在野外工作中给予的支持, 感谢环境地球化学国家重点实验室工作人员在室内实验中给予的帮助。

参 考 文 献

- [1] 喻理飞, 朱守谦, 叶镜中, 等. 退化喀斯特森林自然恢复评价研究[J]. 林业科学, 2000, 36(6): 12-19.
- [2] Zeng F, Peng W, Song T, *et al.* Changes in vegetation after 22 years' natural restoration in the Karst disturbed area in northwestern Guangxi, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(12): 5110-5119.
- [3] Jia G, Cao J, Wang C, *et al.* Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziulin, northwest China[J]. *Forest Ecology and Management*, 2005, 217(1): 117-125.
- [4] 侯满福, 蒋忠诚. 茂兰喀斯特原生林不同地球化学环境的植物物种多样性[J]. 生态环境, 2006, 15(3): 572-576.
- [5] Devi N B, Yadava P S. Seasonal dynamics in soil microbial biomass C, N and P in a mixed-oak forest ecosystem of Manipur, North-east India[J]. *Applied Soil Ecology*, 2006, 31(3): 220-227.
- [6] Kaschuk G, Alberton O, Hungria M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(1): 1-13.
- [7] Juki Ć, Denić Juki Ć V. Groundwater balance estimation in karst by using a conceptual rainfall-runoff model[J]. *Journal of Hydrology*, 2009, 373(3-4): 302-315.
- [8] Kaufmann G. Modelling karst geomorphology on different time scales[J]. *Geomorphology*, 2009, 106(1-2): 62-77.
- [9] 李恩香, 蒋忠诚, 曹建华, 等. 广西弄拉岩溶植被不同演替阶段的主要土壤因子及溶蚀率对比研究[J]. 生态学报, 2004, 24(6): 1131-1139.
- [10] 喻理飞, 朱守谦, 叶镜中, 等. 退化喀斯特森林自然恢复过程中群落动态研究[J]. 林业科学, 2002, 38(1): 1-7.
- [11] 王新洲, 胡忠良, 杜有新, 等. 喀斯特生态系统中乔木和灌木林根际土壤微生物生物量及其多样性的比较[J]. 土壤, 2010, 42(2): 224-229.
- [12] 周玮, 周运超. 北盘江喀斯特峡谷区不同植被类型的土壤酶活性[J]. 林业科学, 2010, 46(1): 136-141.
- [13] 王世杰, 卢红梅, 周运超, 等. 茂兰喀斯特原始森林土壤有机碳的空间变异性与代表性土样采集方法[J]. 土壤学报, 2007, 44(3): 475-483.
- [14] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006: 54-78.
- [15] 刘光崧. 土壤理化分析与剖面描述[M]. 北京: 中国标准出版社, 1996: 121-122, 126-127.
- [16] 刘方, 王世杰, 罗海波, 等. 喀斯特森林生态系统的小生境及其土壤异质性[J]. 土壤学报, 2008, 45(6): 1055-1062.
- [17] Hansen K, Vesterdal L, Schmidt I K, *et al.* Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment[J]. *Forest Ecology and Management*, 2009, 257(10): 2133-2144.
- [18] 杨刚, 何寻阳, 王克林, 等. 不同植被类型对土壤微生物量碳氮及土壤呼吸的影响[J]. 土壤通报, 2008, 39(1): 189-191.

- [19] Arunachalam A, Arunachalam K. Influence of gap size and soil properties on microbial biomass in a subtropical humid forest of north-east India[J] . *Plant and Soil*, 2000, 223(1): 187—195.
- [20] Chen T H, Chiu C Y, Tian G. Seasonal dynamics of soil microbial biomass in coastal sand dune forests[J] . *Pedobiologia*, 2005, 49(6): 645—653.
- [21] Piao H C, Hong Y T, Yuan Z Y. Seasonal changes of microbial biomass carbon related to climatic factors in soils from karst areas of southwest China[J] . *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30(4): 294—297.
- [22] Holmes W E, Zak D R. Soil microbial biomass dynamics and net nitrogen mineralization in northern hardwood ecosystems[J] . *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58(1): 238—243.
- [23] Maithani K, Tripathi R S, Arunachalam A, *et al.* Seasonal dynamics of microbial biomass C, N and P during regrowth of a disturbed subtropical humid forest in northeast India[J] . *Applied Soil Ecology*, 1996, 4(1): 31—37.
- [24] 曹建华, 潘根兴, 袁道先, 等. 岩溶地区土壤溶解有机碳的季节动态及环境效应[J] . *生态环境*, 2005, 14(2): 224—229.
- [25] Butterly C R, Bünemann E K, McNeill A M, *et al.* Carbon pulses but not phosphorus pulses are related to decreases in microbial biomass during repeated drying and rewetting of soils[J] . *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(7): 1406—1416.
- [26] 王小利, 苏以荣, 黄道友, 等. 土地利用对亚热带红壤低山区土壤有机碳和微生物碳的影响[J] . *中国农业科学*, 2006, 39(4): 750—757.
- [27] Salamanca E F, Raubuch M, Joergensen R G. Relationships between soil microbial indices in secondary tropical forest soils[J] . *Applied Soil Ecology*, 2002, 21(3): 211—219.
- [28] Raubuch M, Joergensen R G. C and net N mineralisation in a coniferous forest soil: the contribution of the temporal variability of microbial biomass C and N[J] . *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(6): 841—849.
- [29] Silva A P, Babujia L C, Franchini J C, *et al.* Microbial biomass under various soil- and crop-management systems in short- and long-term experiments in Brazil[J] . *Field Crops Research*, 2010, 119(1): 20—26.
- [30] Manjiah K M, Voroney R P, Sen U. Soil organic carbon stocks—storage profile and microbial biomass under different crop management systems in a tropical agricultural ecosystem[J] . *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32(4): 273—278.
- [31] 易志刚, 蚁伟民, 周丽霞, 等. 鼎湖山主要植被类型土壤微生物生物量研究[J] . *生态环境*, 2005, 14(5): 727—729.
- [32] Nishiyama M, Sumikawa Y, Guan G, *et al.* Relationship between microbial biomass and extractable organic carbon content in volcanic and non-volcanic ash soil[J] . *Applied Soil Ecology*, 2001, 17(2): 183—187.
- [33] Ralte V, Pandey H N, Barik S K, *et al.* Changes in microbial biomass and activity in relation to shifting cultivation and horticultural practices in subtropical evergreen forest ecosystem of north-east India[J] . *Acta Oecologica*, 2005, 28(2): 163—172.
- [34] Anderson T H. The influence of acid irrigation and liming on the soil microbial biomass in a Norway spruce (*Picea abies* [L.] K.) stand[J] . *Plant and Soil*, 1998, 199(1): 117—122.
- [35] Bååth E, Anderson T H. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques[J] . *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(7): 955—963.
- [36] Aciego Pietri J C, Brookes P C. Substrate inputs and pH as factors controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil[J] . *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(7): 1396—1405.
- [37] Aciego Pietri J C, Brookes P C. Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil[J] . *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(7): 1856—1861.
- [38] Barbhuiya A R, Arunachalam A, Pandey H N, *et al.* Dynamics of soil microbial biomass C, N and P in disturbed and undisturbed stands of a tropical wet-evergreen forest[J] . *European Journal of Soil Biology*, 2004, 40(3—4): 113—121.
- [39] 文倩, 赵小蓉, 陈焕伟, 等. 半干旱地区不同土壤团聚体中微生物量碳的分布特征[J] . *中国农业科学*, 2004, 37(10): 1504—1509.
- [40] Hernández Herrá ndez R M, López-Hernández D. Microbial biomass—mineral nitrogen and carbon content in savanna soil aggregates under conventional and no-tillage[J] . *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(11): 1563—1570.
- [41] Müller T, Höper H. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications[J] . *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(6): 877—888.

- [42] Hassink J. Density fractions of soil macroorganic matter and microbial biomass as predictors of C and N mineralization [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27(8): 1099—1108.
- [43] Plante A F, Conant R T, Stewart C E. *et al.* Impact of Soil Texture on the Distribution of Soil Organic Matter in Physical and Chemical Fractions [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(1): 287—296.
- [44] Srivastava S C. Microbial C, N and P in dry tropical soils: Seasonal changes and influence of soil moisture [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1992, 24(7): 711—714.
- [45] 徐华勤, 章家恩, 冯丽芳, 等. 广东省不同土地利用方式对土壤微生物量碳氮的影响 [J]. *生态学报*, 2009, 29(8): 4112—4118.

Research on Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen at the Different Stages of Vegetation Succession in the Maolan Karst Area

LIU Yu-jie^{1, 2}, WANG Shi-jie¹, LIU Xiu-ming¹, LIU Fang³

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. Graduate University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Institute of Environment and Resource, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

Abstract: Soil microbial biomass carbon (B_C), nitrogen (B_N) and their correlations with soil physico-chemical properties were studied in four sites of the Maolan karst area: virgin forest, secondary forest, shrubbery and grassland. The data from the surface soil samples (the soil depth was 0~15cm) showed that: (1) with positive succession (from grassland to shrubbery, then to secondary forest, and then to virgin forest), B_C and B_N increased, and tended to be highest in winter and lowest in summer. Besides, there were significant differences among the four sites. Furthermore, the ratios of soil organic carbon (OC) to total nitrogen (TN) and B_C to OC both showed an ascending trend while B_C to B_N and B_N to TN both showed a descending trend; (2) the contributions of B_C to OC and B_N to TN were 0.8%~1.8% and 4.1%~7.8%, respectively; (3) B_C and B_N had significant ($p < 0.05$) or very significant ($p < 0.01$) correlations with soil pH, OC, TN, available nitrogen (AN), silty particles (0.002~0.02 mm) and microaggregates (<0.25 mm), respectively. Moreover, there was a significantly ($p < 0.01$) positive correlation between B_C and B_N . On the whole, these results suggested that B_C and B_N acted as the reservoir of plant available nutrients during winter and as the source in summer. In addition, they could be considered as sensitive indicators of soil fertility in the experimental sites.

Key words: karst; soil microbial biomass carbon; soil microbial biomass nitrogen; vegetation succession