

贵州茂兰喀斯特森林土壤微生物活性的研究*

龙 健^{1,2} 李 娟³ 江新荣² 黄昌勇¹

(1 浙江大学环境与资源学院资源科学系, 杭州 310029)

(2 贵州师范大学资源与环境科学系, 贵阳 550001)

(3 河南农业大学农学院, 郑州 450002)

摘 要 通过研究不同植被类型下土壤微生物区系、土壤酶活性和土壤生化作用强度, 分析了贵州茂兰国家级自然保护区喀斯特森林演替过程中土壤微生物活性的变化。结果表明: 随着喀斯特森林退化程度的加剧, 土壤微生物总数下降、各主要生理类群数量均呈下降趋势, 土壤酶活性减弱, 土壤生化作用强度降低, 对环境反应敏感, 可作为反映森林生态系统的生物学指标。土壤微生物和酶活性是表征喀斯特森林生态功能的重要特征之一。

关键词 贵州茂兰; 喀斯特森林; 土壤微生物; 生化活性

中图分类号 Q938.1 **文献标识码** A

我国西南是全球生物多样性最为丰富的地区之一, 同时也分布着世界上最为典型的喀斯特(岩溶)景观。贵州高原正处在我国西南喀斯特地区的中心地带, 位于世界三大喀斯特集中分布区的东亚片区的核心, 分布面积最广、最为集中。喀斯特地区由于生态条件脆弱, 植被破坏后不易恢复, 目前全世界广大的喀斯特地貌上, 许多森林植被种类破坏殆尽。我国是世界上喀斯特面积最大的国家, 仅碳酸盐类岩石出露发育的喀斯特面积就占国土总面积的 $1/7$ ^[1]。贵州茂兰国家级自然保护区保存着世界同纬度地区仅有的一片原生性较强的喀斯特森林, 保护其生态系统, 具有十分重要的科学意义^[1]。

土壤微生物是陆地生态系统中最活跃的成分, 担负着分解动植物的重要使命, 推动着生态系统的能量流动和物质循环。植被生长的好与坏和土壤微生物的生长活动密切相关, 而微生物的生长、繁殖是多维环境因子综合作用的结果^[2]。我国学者针对喀斯特森林已做了大量研究工作, 如森林植被类型、群落学特点、群落更新及主要物种竞争^[1, 3, 4], 以及从动植物区系、植物生理生态、种群生态、群落结构及分类的角度进行了一系列研究^[1, 3~7], 已取得大量研究成果。但很少见喀斯特森林土壤微生物活性方

面的详细报道。我们在 1998~ 2001 年, 对茂兰喀斯特森林资源和生物养分循环进行了调查研究, 试图为喀斯特森林生物多样性保护和脆弱生态系统的恢复提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 研究区域概况

贵州茂兰国家级喀斯特自然保护区, 地理位置为东经 $107^{\circ}52' \sim 108^{\circ}05'$, 北纬 $25^{\circ}09' \sim 25^{\circ}20'$ 。年均温 18.3°C , $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 积温 $5\ 767.9^{\circ}\text{C}$; 全年降水量 $1\ 320.5\ \text{mm}$, 集中分布于 4~ 10 月; 年均相对湿度 80%; 年均霜日 7.3d; 全年日照时数 $1\ 272.8\ \text{h}$, 日照百分率 29%。属中亚热带季风湿润气候, 有利于林木生长。区内主要出露岩石为纯质石灰岩和白云岩, 属裸露型喀斯特地貌, 与常态地貌相比, 生境复杂多样, 有石面、石沟、石洞、石槽、石缝、土面等多种小生境, 其生态因子变化很大^[1]。土壤以黑色石灰土为主, 土层浅薄且不连续, 剖面构型多为 AF-D 型、A-D 型。地表水缺乏, 土体持水量低, 土壤富钙和富盐基化, pH6.5~ 8.0, 有机质含量高。

保护区多数地段是中亚热带原生性喀斯特森

* 国家自然科学基金项目(批准号: 49761003, 40361004)资助

作者简介: 龙 健(1974~), 男, 贵州锦屏人, 在职博士生, 主要从事土壤生态学方面的研究, 发表论文 20 余篇

收稿日期: 2003-05-13; 收到修改稿日期: 2003-11-23

林,其顶级为常绿落叶阔叶混交林,也有不同退化程度的植被群落,对退化群落自然恢复的研究有很强的代表性^[6]。调查采用以空间代替时间的方法^[7],在草本、灌木、乔木群落中分别设置面积为20、160和600 m²(顶级群落为900 m²)的样地,根据群落外貌和组成,划分了研究地区5个主要森林植被类型(表1)。共做样地54个,总面积15 854 m²。

1.2 土样采集

土壤取样按不同植被类型在样地内进行,采用S型或梅花型混合取样法采取表层土壤(0~20 cm),每个样品3~5次重复。样品带回实验室进行4℃冷藏保鲜48 h,进行土壤微生物及其生化活性指标的测定。采样时间为2001年7月初至9月中旬。供试土壤的基本情况见表2。

表1 不同喀斯特森林群落特征

Table 1 Community features of different Karst vegetations

植被类型	密度	郁闭度	树高	蓄积量	枯落物量	样地数
Vegetation type	Density (tree hm ⁻²)	Canopy density	Mean height (m)	Stocking (m ³ hm ⁻²)	Litter content (kg m ⁻²)	Sample number
森林 Forest	1538	0.8	31.2	364	1.23	1
灌木林 Shrubbery	621	0.7	22.1	216	0.85	9
灌丛 Bush	267	0.6	16.8	125	0.78	10
草地 Meadow	243	0.5	2.41	32	0.21	11
裸荒地 Badlands	—	—	—	—	—	13

表2 供试土壤基本情况

Table 2 Basic properties of soils used in experiment

样地号	植被类型	样品数	容重	pH	有机质	CEC	土壤含水量
No.	Vegetation type	Sample number	Bulk density (g cm ⁻³)	(H ₂ O)	O.M. (g kg ⁻¹)	(cmol kg ⁻¹)	Soil water content (g kg ⁻¹)
1	森林 Forest	8	0.96	7.42	75.5	27.36	55.2
2	灌木林 Shrubbery	9	1.07	7.26	68.3	25.95	46.4
3	灌丛 Bush	10	1.10	7.05	44.7	25.45	31.8
4	草地 Meadow	12	1.15	6.39	36.1	21.28	27.9
5	裸荒地 Badlands	13	1.37	6.02	23.4	15.94	25.4

1.3 测定方法

土壤微生物分离计数^[8]:细菌、真菌、放线菌采用平板表面涂布法;硝化细菌、亚硝化细菌采用MPN法;固N细菌、纤维素分解菌、氨化细菌采用平板表面涂布法。

土壤生化作用强度^[8]:土壤氨化作用强度—土

壤培养法;硝化作用强度—溶液培养法;固N作用强度—土壤培养法;纤维素分解强度—埋片法。土壤呼吸作用采用碱液吸收滴定法,计算CO₂释放量。

土壤酶活性^[9]:脲酶—苯酚钠比色法;蛋白酶—铜盐比色法;过氧化氢酶—高锰酸钾滴定法;多酚氧化酶—碘量滴定法;碱性磷酸酶—磷酸苯二钠比色

法; 蔗糖酶—3, 5—二硝基水杨酸比色法。

2 结果与讨论

2.1 不同植被类型的土壤微生物

2.1.1 土壤微生物区系 分析结果表明(表 3), 不同植被退化类型下与森林土壤相比, 灌木林、灌丛土壤微生物总数下降 53.76% 和 60.80%, 其中土壤细菌、真菌数量分别下降 55.14% 和 61.75%、35.24% 和 48.94%, 而灌木林、灌丛土壤放线菌数量却比森林的有明显增加(灌木林、灌丛土壤放线菌的数量是森林的 3.14 和 2.27 倍), 这可能与灌木林、灌丛凋落物含有较多木质化纤维成分, 从而刺激了参与难分解物质转化的真菌和放线菌数量增加有关。从表 3 中还可见, 森林土壤细菌、真菌和放线菌数量分别占微生物总数 97.53%、2.11% 和 0.36%, 暗示土壤细菌在喀斯特森林凋落物分解过程中起重要作用。研究表明, 真菌对分解木质化纤维成分的作用同样不可小估^[10, 11]。

与灌丛相比, 草地和裸荒地土壤微生物总数分别下降 19.24% 和 40.36%, 其中土壤细菌数量分别下降 18.39% 和 40.25%, 土壤真菌数量分别下降 6.62% 和 11.67%, 土壤放线菌数量分别下降 75% 和 83.51%, 下降程度表现为放线菌 > 细菌 > 真菌。土壤微生物三大类群的总量与其发挥的生态功能密切相关, 数量的减少反映出土壤微生物活性的下降。

2.1.2 土壤微生物主要生理类群 结果表明(表 3), 从森林 → 灌木林 → 灌丛 → 草地 → 裸荒地演替过程中, 土壤微生物各主要生理类群均呈下降的趋势。与森林相比, 灌木林、灌丛土壤氨化细菌、硝化细菌数量分别下降 59.95% 和 62.44%、31.58% 和 42.98%, 与灌丛相比, 草地和裸荒地土壤氨化细菌数量分别下降 7.63% 和 63.78%, 土壤硝化细菌数量则分别下降 16.92% 和 41.54%。土壤中氨化细菌和硝化细菌直接参与分解土壤中有有机态 N, 喀斯特森林退化后土壤中这两类土壤微生物数量减少, 降低了土壤的供 N 能力。

表 3 不同植被类型土壤微生物数量

Table 3 Soil microbes populations under different types of vegetation (个 g^{-1})

植被类型	细菌	真菌	放线菌	总数	氨化细菌	硝化细菌	纤维素分解菌	固氮菌
Vegetation type	Bacteria $\times 10^6$	Fungi $\times 10^5$	Actinomyces $\times 10^5$	Total $\times 10^6$	Ammonifiers $\times 10^6$	Nitrifying bacteria $\times 10^3$	Cellulose decomposing microbes $\times 10^4$	Nitrogen fixing bacteria $\times 10^3$
森林 Forest	13.2 a	2.87 a	0.49 a	13.6 a	7.6 a	1.14 a	5.68 a	1.28 a
灌木林 Shrubbery	5.9 b	1.86 b	1.53 b	6.3 b	3.1 b	0.78 b	3.81 b	0.81 b
灌丛 Bush	5.0 c	1.47 c	1.10 c	5.3 c	2.9 c	0.65 c	3.08 c	0.60 c
草地 Meadow	4.7 d	1.37 c	0.27 d	4.9 d	2.6 c	0.54 c	2.85 c	0.46 d
裸荒地 Badlands	3.0 e	1.29 c	0.18 d	3.2 e	1.0 d	0.38 d	0.86 d	0.33 e

注: 不同小写字母间表示 LSR 检验差异达显著水平 ($p = 0.05$) Note: The different letters indicate significant difference at $p = 0.05$ level according to

LSR test

灌木林和灌丛土壤纤维素分解菌与森林相比下降 32.80% 和 45.86%, 草地和裸荒地土壤纤维素分解菌, 与灌丛相比则分别下降 29.97% 和 71.99% (表 3)。土壤纤维素分解菌数量降低, 直接影响到植物残体的转化速度, 使土壤中难分解的植物残体积累量增加。从表 3 中可见, 与森林相比, 灌木林和灌丛土壤固 N 菌数量分别下降 36.72% 和 53.13%。

与灌丛相比, 草地和裸荒地土壤固 N 菌数量急剧下降, 下降幅度达 64.06% 和 74.22%。土壤中固 N 菌数量降低, 与土壤 pH 值随植被退化而降低有关(表 2)^[8]。

由以上分析可见, 随着喀斯特森林的退化, 使森林生态系统积累的大量养分通过挥发、流(淋)失等而损失, 土壤中腐殖质数量减少、其品质下降^[12], 土

壤中易分解物质(特别是 C、N 等)的贮量亦减少,参与 C、N 转化的氨化细菌、硝化细菌数量明显降低;土壤 pH 降低,直接导致固 N 数量减少;纤维素分解菌数量降低,使土壤中积累了大量的难分解的植物残体。因此,随着喀斯特森林的逆向演替,土壤环境愈来愈不利于有益微生物的繁殖和活动,从而大大削弱土壤中 C、N 营养元素的循环速率和能量流动。

2.2 土壤酶活性

2.2.1 土壤水解性酶活性 分析结果(表 4)表明,森林土壤脲酶、蔗糖酶、蛋白酶活性均比灌木林、灌丛土壤的高,其中土壤脲酶活性是灌木林、灌丛的 1.47 和 1.65 倍。与森林土壤相比,草地和裸荒地土壤脲酶活性分别下降 42.03% 和 55.27%,土壤蔗糖酶活性分别下降 35.43% 和 59.45%,土壤蛋白酶活性分别下降 28.23% 和 49.53%。土壤中蔗糖酶直接参与土壤 C 素循环,而土壤脲酶和蛋白酶则直接参与土壤含 N 有机化合物的转化,其活性强度常用

来表征土壤 N 素供应强度^[13]。喀斯特环境退化后,以上 3 种土壤酶活性降低,削弱了土壤中 C 和 N 营养循环。

土壤碱性磷酸酶酶促作用能加速土壤有机磷的脱磷速度,从而提高磷的有效性^[13]。分析结果(表 4)表明,与森林土壤相比,灌木林、灌丛土壤碱性磷酸酶活性下降 27.08% 和 36.98%;与灌丛土壤相比,草地和裸荒地土壤碱性磷酸酶活性分别下降 18.36% 和 44.63%,从而在一定程度上削弱了土壤供磷能力。

2.2.2 土壤氧化还原酶活性 分析结果(表 4)表明,森林→灌丛后,土壤多酚氧化酶和过氧化氢酶均明显下降,其中森林土壤过氧化氢酶、多酚氧化酶活性是灌丛的 1.30 和 1.57 倍;与灌丛土壤相比,草地和裸荒地土壤过氧化氢酶活性分别下降 25.53% 和 65.96%,土壤多酚氧化酶活性分别下降 11.45% 和 41.36%。

表 4 不同植被类型土壤酶活性

Table 4 Soil enzyme activity under different types of vegetation

植被类型 Vegetation type	脲酶 Urease(NH ₃ -N mg g ⁻¹ h ⁻¹)	蔗糖酶 Sucrase(蔗糖酶 mg g ⁻¹ h ⁻¹)	蛋白酶 Proteinase(NH ₃ -N mg g ⁻¹ h ⁻¹)	碱性磷酸酶 Alkaline Phosphatase (酚 mg g ⁻¹ h ⁻¹ × 10 ⁻⁴)	过氧化氢酶 Peroxidase (0.1 mol L ⁻¹ KMnO ₄ ml g ⁻¹)	多酚氧化酶 Polyphenol Oxidase (0.01 mol L ⁻¹ I ₂ ml g ⁻¹)
森林 Forest	0.235 a	0.106 a	0.0179 a	6.77 a	0.61 a	3.35 a
灌木林 Shrubbery	0.160 b	0.092 b	0.0159 b	4.94 a	0.53 b	2.72 b
灌丛 Bush	0.142 b	0.078 c	0.0136 b	4.27 a	0.47 c	2.14 c
草地 Meadow	0.136 c	0.068 d	0.0128 b	4.11 a	0.35 d	1.99 d
裸荒地 Barlands	0.105 d	0.043 e	0.0090 c	2.36 b	0.16 e	1.26 e

注:不同小写字母间表示 LSR 检验差异达显著水平($p = 0.05$) Note: The different letters indicate significant difference at $p = 0.05$ level according to LSR test

从以上分析可见,在喀斯特森林演替过程中(森林→灌木林→灌丛→草地→裸荒地),土壤有机残体分解速度及腐殖质再合成能力均有明显的下降,这与酶促作用底物浓度降低有关,因为随退化程度加剧,土壤容重升高,土壤酸度降低,土壤有机质和腐殖质数量减少,土壤腐殖品质下降^[12],土壤微生物数量减少,这些变化均导致土壤酶活性减弱。

2.3 土壤生化作用强度

分析结果(表 5)表明,喀斯特森林退化为灌丛

后,土壤生化作用强度明显下降,其中土壤氨化作用、硝化作用、固 N 作用和纤维素分解强度分别下降 45.75%、46.32%、55.02% 和 43.77%,土壤 CO₂ 释放量下降 25.38%。与灌丛相比,草地和裸荒地土壤氨化作用强度分别下降 10.24% 和 35.84%,硝化作用强度分别下降 14.52% 和 29.84%,固 N 作用强度分别下降 12.50% 和 35.27%,纤维素分解强度分别下降 12.62% 和 27.73%,CO₂ 释放量分别下降 33.60% 和 51.82%。表明喀斯特森林退化后,土壤

生化作用强度明显下降, 削弱了土壤中有效养分的供应强度, 直接导致生物养分循环的下降。

另外, 在有机残体分解过程中, 可以根据 CO_2 释放量来判断有机残体的分解速度和强度^[2]。由表 5 可知, 与其他植被类型相比, 茂兰喀斯特森林土壤 CO_2 释放量最高, 土壤中有有机残体的分解速度较快, 尤其对新进入土壤的有机残体的分解速度更快, 这可能与保护区气候高温多雨有关^[1]。调查结果表明, 原生性喀斯特森林土壤比喀斯特次生林土壤降

解有机残体的能力强, 降解的速度也较快, 加之气候高温多雨(7~9月), 植被生长旺盛, 有利于土壤微生物的繁殖, 使土壤微生物数量达到一年中的最大值, 微生物活性最强, 其中, 演替年限长的次生林比演替年限短的次生林物质循环速度快^[12]。而且, 原生性喀斯特森林凋落物量比次生林的高, 加之微生物数量丰富, 所以前者凋落物的分解速度较快, 枯叶的 C/N 率较枯枝低, 同时也比枯枝易被土壤动物破碎, 所以枯叶的分解速度较快^[14]。

表 5 土壤生化作用强度

Table 5 Soil biochemical intensity under different types of vegetation

植被类型 Vegetation type	氨化作用 Ammonification ($\text{NH}_4^+ - \text{N mg g}^{-1}$)	硝化作用 Nitrification ($\text{NO}_3^- - \text{N mg g}^{-1}$)	固 N 作用 Nitrogen fixation (N mg g^{-1})	纤维素分解强度 Cellulose decomposition (g kg^{-1})	呼吸作用 Respiration ($\text{CO}_2 \mu\text{l g}^{-1} \text{h}^{-1}$)
森林 Forest	0.612 a	0.231 a	0.498 a	10.783 a	33.1 a
灌木林 Shrubbery	0.384 b	0.165 a	0.267 b	6.835 b	29.5 b
灌丛 Bush	0.332 b	0.124 b	0.224 b	6.063 b	24.7 b
草地 Meadow	0.298 c	0.106 c	0.196 c	5.298 c	16.4 c
裸荒地 Badlands	0.213 c	0.087 c	0.145 c	4.382 d	11.9 d

注: 不同小写字母间表示 LSR 检验差异达显著水平($p = 0.05$) Note: The different letters indicate significant difference at $p = 0.05$ level according to LSR test

3 结 论

贵州茂兰国家级喀斯特森林自然保护区生物多样性丰富, 具有重要的科学价值。研究表明, 喀斯特森林演替(森林 → 灌木林 → 灌丛 → 草地 → 裸荒地)过程中, 土壤微生物总数下降, 微生物优势类群所占比例亦有所变化, 各主要生理类群数量明显减少, 土壤酶活性、土壤呼吸作用强度减弱, 土壤生化作用强度也呈降低趋势。由此可见, 土壤微生物活性降低是表征喀斯特森林演替过程中生态功能下降的重要生物学指标之一。

致 谢 参加野外取样工作的还有贵州茂兰国家级自然保护区管理处同志、贵州师范大学资源与环境科学系 96 级的张小刚、游慧明、贺中华同学。谨致谢忱!

参 考 文 献

- [1] 周政贤主编. 茂兰喀斯特森林科学考察集. 贵阳: 贵州科学技术出版社, 1987. 1~ 23. Zhou Z X. Scientific investigation report of Maolan karst forest (In Chinese). Guiyang: Guizhou Science & Technology Press, 1987. 1~ 23
- [2] 张萍, 郭辉军, 方志灵. 高黎贡山土壤微生物生化活性的初步研究. 土壤学报, 2000, 37(2): 275~ 279. Zhang P, Guo H J, Dao Z L. Biochemical activities of soil microbes in Gaoligong Mountains (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2000, 37(2): 275~ 279
- [3] 侯学煜. 贵州省南部植物群落. 植物学报, 1952, 1(2): 65~ 106. Hou X Y. Vegetation community in southern Guizhou Province (In Chinese). Acta Botanica Sinica, 1952, 1(2): 65~ 106
- [4] 刘济明. 茂兰喀斯特森林主要树种的繁殖更新对策. 林业科学, 2000, 36(5): 114~ 122. Liu J M. Countermeasures for reproduction and regeneration of the main woody species in Maolan karst forest (In Chinese). Scientia Silvae Sinicae, 2000, 36(5): 114~ 122
- [5] 屠玉麟. 贵州喀斯特森林的初步研究. 中国岩溶, 1989, 8(4): 282~ 290. Tu Y L. Karst forests in Guizhou (In Chinese). Carsologica Sinica, 1989, 8(4): 282~ 290

- [6] 杨汉奎,程任泽. 贵州茂兰喀斯特森林群落生物量研究. 生态学报, 1991, 11(4): 307~ 312. Yang H K, Chen S Z. Biomass of the karst forest community in Maolan, Guizhou Province (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 1991, 11(4): 307~ 312
- [7] 梁士楚. 贵阳喀斯特山地云贵鹅耳枥种群动态研究. 生态学报, 1992, 12(1): 53~ 60. Liang S C. Dynamics of *Pubescent hornbeam* population in Karst mountain of Guiyang (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 1992, 12(1): 53~ 60
- [8] 许光辉, 郑洪元主编. 土壤微生物分析手册. 北京: 农业出版社, 1986. Xu G H, Zheng H Y. Handbook of Soil Microbes Analysis (In Chinese). Beijing: Chinese Agriculture Press, 1986
- [9] 关松荫. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社, 1986. Guan S Y. Soil Enzymes and Methodology for Their Study (In Chinese). Beijing: Chinese Agriculture Press, 1986
- [10] 波尔 E A, 克拉克 F E. 土壤微生物学与生物化学. 北京: 科学技术文献出版社, 1993. 109~ 110. Pill E A, Clark F E. Soil Microbial and Biochemistry (In Chinese). Beijing: Science Technology Literature Press, 1993. 109~ 110
- [11] 吴兴亮, 王季槐, 钟金霞. 贵州茂兰喀斯特森林区真菌的种类及其生态分布. 生态学报, 1993, 13(4): 306~ 312. Wu X L, Wang J H, Zhong J X. Classification and ecological distribution of fungal in the Maolan karst forest, China (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 1993, 13(4): 306~ 312
- [12] 龙健, 李娟, 滕应, 等. 贵州高原喀斯特环境退化过程中土壤质量的生物学特性变化. 水土保持学报, 2003, 17(2): 47~ 50. Long J, Li J, Teng Y, *et al.* Biological characteristics of soil quality affected by degradation of karst environment in Guizhou plateau (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2003, 17(2): 47~ 50
- [13] 杨玉盛, 邱仁辉, 俞新妥. 杉木连栽土壤微生物及生化特征的研究. 生物多样性, 1999, 7(1): 1~ 7. Yang Y S, Qiu R H, Yu X T. Soil microbes and biochemical activity in continuous plantations of *Cunninghamia lanceolata* (In Chinese). *Chinese Biodiversity*, 1999, 7(1): 1~ 7
- [14] 张萍, 冯志立. 西双版纳热带雨林次生林的生物养分循环. 土壤学报, 1997, 34(4): 418~ 426. Zhang P, Feng Z L. Biological nutrient cycling of secondary forests in Xishuangbanna (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1997, 34(4): 418~ 426

SOIL MICROBIAL ACTIVITIES IN MAOLAN KARST FOREST, GUIZHOU PROVINCE

Long Jian^{1,2} Li Juan³ Jiang Xinrong² Huang Changyong¹

(1 College of Resource and Environmental Science, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

(2 Department of Resource and Environmental Science, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China)

(3 College of Agriculture, Henan Agriculture University, Zhengzhou 450002, China)

Abstract Soil microflora, soil enzyme activity and soil biochemical function were studied under different types of vegetation and analyzed the changes of soil microbial activities during the process of forest succession in Maolan Karst Nature Reserve, in Guizhou Province. The results showed that, along with Karst forest degradation being intensified, the total population of major soil microbes was declining; the numbers of major physiological groups, including ammonifiers, cellulose decomposing microbes, nitrogen fixing bacteria were decreasing; the activity of soil enzymes, including urease, sucrase, proteinase, alkaline phosphatase, peroxidase, and polyphenol oxidase were weakening; soil biochemical functions, including ammonification, nitrification, nitrogen fixation and cellulose decomposition were being impaired. Soil microbes activities were sensitive to the process of forest degradation and could be deemed as microbial indicators of Karst forest ecology system. Soil microbes and enzyme activity were recommended as one of the major characteristics of ecological functions of Karst forest.

Key words Guizhou Maolan; Karst forest; Soil microbes; Biochemical activities