

贵阳次生林不同演替阶段土壤微生物生物量 与反硝化酶活性的研究

彭 艳^{1,2}, 李心清^{1*}, 程建中^{1,2}, 周志红^{1,2}, 王 兵^{1,2},
黄代宽^{1,2}, 程红光^{1,2}

(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, 贵州 贵阳 550002; 2. 中国科学院 研究生院, 北京 100049)

摘 要: 土壤营养元素赋存状态和微生物活性是喀斯特地区生态恢复的关键质量指标, 温室气体 N₂O 的排放是全球变暖的重要因子。研究了雨季贵阳不同演替阶段森林表层土壤 (0 ~ 10 cm) 微生物生物量 (SMB)、反硝化酶活性 (DEA)、无机氮(N)库和 N 转化特征, 并与玉米地、茂兰喀斯特原始森林土壤做了对比分析。结果表明, 微生物群落对土壤水分条件响应强烈, 土壤有效 N 的增加有助于微生物群落的生长, 土壤 N 转化速率越快, 微生物 N 同化作用越低。人为干扰 (火烧和农业活动) 会增加或降低土壤 SMB、增加潜在的气态 N 流失。总的来说, 不同演替阶段土壤 SMB、DEA 和土壤 N 库均有显著差异, 随植被恢复土壤 SMB 呈上升趋势, 温室气体 N₂O 的排放量呈下降趋势, 气态 N 流失形态从 N₂O 转变为 N₂, N 循环过程趋于优化, 表明自发演替是退化喀斯特森林恢复的可靠方式。

关键词: 演替阶段; 微生物生物量; 反硝化酶活性; N 循环

中图分类号: P593; S158.3; S158.5 文献标识码: A 文章编号: 0379-1726(2009)06-0600-07

Variation in soil microbial biomass and denitrification enzyme activity among different succession stages under secondary forests in Guiyang, China

PENG Yan^{1,2}, LEE Xin-qing^{1*}, CHEN Jian-zhong^{1,2}, ZHOU Zhi-hong^{1,2}, WANG Bing^{1,2},
HUANG Dai-kuan^{1,2} and CHEN Hong-guang^{1,2}

1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China;
2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Soil nutrients distribution and microbial activity are key qualitative index of ecology recovery in Karst regions. The emission of greenhouse gas N₂O is an important factor in global warming. We have studied soil microbial biomass (SMB), denitrification enzyme activity (DEA) and nitrogen cycling characteristics on surface soil (0 ~ 10 cm) at different succession stages of forest, and compared with corn field and Maolan original forest. The results show that microbial community responses strongly to soil moisture conditions. Increasing soil available nitrogen is beneficial to the increase of microbial communities. Microbial nitrogen assimilation becomes lower when soil N converted faster. Human disturbance (fire, agricultural activities) increases or decreases the microbial biomass and increase the potential gaseous N emission. In general, microbial biomass, denitrification enzyme activity and soil N pool are significantly different during succession. Microbial biomass tends to increase but greenhouse gas N₂O emission tends to reduce during the recovery of forest vegetation. The forms of gas N emission changes from N₂O to N₂ which optimizes the nitrogen cycle. Therefore, self-succession is a reliable method of degraded Karst forest restoration.

Key words: succession stage; soil microbial biomass; denitrification enzyme activity; nitrogen cycle

收稿日期(Received): 2008-12-19; 改回日期(Revised): 2009-05-11; 接受日期(Accepted): 2009-06-08

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-306-3); 国家重点基础研究发展计划项目(2006CB403205); 中国科学院创新团队国际合作伙伴计划

作者简介: 彭艳(1983-), 女, 博士研究生, 环境地球化学专业。E-mail: pengyan0502@hotmail.com

* 通讯作者(Corresponding author): LEE Xin-qing, E-mail: xinqinglee@hotmail.com, Tel: +86-851-5891611

0 引言

氮(N)以无机盐形式被吸收,以氧化还原形式循环,N循环是研究最清楚却最复杂的无机循环。N循环的八个环节中有六个只能通过微生物才能进行,因此,可认为微生物是自然界N循环的核心生物^[1]。土壤微生物量是土壤养分的存储库和植物生长可利用养分的重要源,能够反映土壤肥力和养分循环状态。微生物推动的生物地球化学循环使得整个生物圈获得繁荣和发展^[1],对土壤N循环具有重要意义。温室气体N₂O主要来源于土壤环境,在反硝化过程中产生,能导致臭氧层耗损,加速全球变暖^[2]。反硝化作用异化硝酸盐还原成N₂O,可通过反硝化酶活性(DEA)间接测定,DEA能反映采样时样品中具有反硝化能力菌群的酶的丰度,可预测反硝化作用导致的气态N流失^[3],反映野外土壤的通气度^[4]。环境中硝酸盐的初始水平有助于决定反硝化作用的终产物,低硝酸盐水平趋向于产生N₂O而高硝酸盐水平有利于产生N₂,N₂是更期望的反硝化终产物^[2]。森林土壤N素转化和循环不仅是N生物地球化学循环的重要组成部分,也是森林生态系统N循环最重要、最活跃的过程^[5]。土壤N被认为是大多数森林生态系统植物生长的限制性养分,可利用N限制了N利用的有效性,直接影响陆地生态系统净初级生产力^[6]。土壤有效N主要以NH₄⁺-N和NO₃⁻-N的形式存在,易被植物吸收利用,其含量决定于土壤矿化作用、生物固持作用、氮的固定和释放、硝化作用、植物吸收及氨挥发、反硝化作用和淋失等^[7]。大多数森林生态系统植物可利用N来源于氨化作用(有机N转化为NH₄⁺-N),其生产力可用N矿化速率评价^[8],N矿化和固定化(无机N转化为有机N)的平衡(如净N矿化作用)通常决定了供植物吸收的可利用N或反硝化气态损失和N淋失量^[9]。

生态恢复是现代生态学研究的热点问题,通过生态重建将受损害生态系统恢复到接近于它受干扰前的结构与功能^[10],除了有毒等极端条件,自发演替是恢复的可靠方法^[10-11]。喀斯特地区生态环境脆弱,土壤贫瘠是形成这种脆弱性的重要原因^[11]。贵阳市区原生性植被已全部被破坏,现有植被均为次生植被。森林植被的恢复可改善土壤特性^[12],是解决喀斯特环境问题的重要前提和关键^[13]。但森林自然恢复的生态学过程缺乏系统研究,各种干扰方式对植被恢复过程的影响及不同植被恢复的生态效果

研究较少^[10]。目前对喀斯特地区微生物活性的研究主要集中于植被恢复不同阶段土壤微生物数量和微生物生物量的变化^[14],而微生物的N矿化-同化作用是土壤N库-源调节的重要机制^[15],N的有效性对微生物活性和有机物的分解也具有抑制作用^[16],与微生物群落活性的相关性比C/N更好^[9],但微生物量N与可矿化N的相互关系尚未从理论上给出完全的解释^[17]。此外我们认为气态N流失特征也可能是影响喀斯特地区次生演替的重要因素之一,因此本文对雨季贵阳次生林不同演替阶段表层土壤N循环特征和气态N流失等方面进行研究,并与玉米地及茂兰喀斯特原始森林做对比分析,拟从微观生态学和元素地球化学的角度认识喀斯特次生森林自发演替过程中土壤微生物的作用、营养元素的气态流失特征与N循环各过程的相关性。

1 研究区域概况

贵阳地处106°27'20"~107°03'00"E,26°11'00"~26°54'20"N,位于云贵高原东斜坡地带,地形、地貌走势大致呈东西向延展,地势起伏较大,南北高,中部低,海拔506~1762m,喀斯特地貌大量分布,属于中亚热带季风湿润区,年均温度15.3℃,年均降雨量1200mm,主要集中在夏季,降雨日数较多,相对湿度较大,光照条件较差。贵阳辖六区一市三县,城区面积约495km²,现有林地面积18.3万hm²,森林覆盖率为31.7%。龙洞堡地处贵阳城区东部,土壤以石灰土和黄壤为主,主要分布薄层灰岩及白云岩,植被主要有马尾松(*Pinus massoniana*)、女贞(*Ligustrum lucidum*)、野桐(*Mallotus tenuifolius*)、云南鼠刺(*Itea yunnanensis*)、蒿类(*Artemisia* sp.)、百合(*Lilium brownii*)、菴草(*Arthraxon hispidus*)、蕨类(*Pteridium Scop.*)等。茂兰原始森林位于贵州高原南部向广西丘陵平原过渡的斜坡地带荔波县境内,107°52'10"~108°05'40"E,25°09'21"~25°20'50"N,海拔高度430.0~1078.6m,年均温度15.3℃,年均降雨量1752mm,属于中亚热带季风湿润气候区。主要分布石灰岩和白云岩,是中国中亚热带喀斯特地貌上原生性森林植被保存较完好的地方,属土壤-气候顶级,有林地面积为13326hm²,常绿、落叶阔叶混交林覆盖面积近2万hm²,有各种乔木树种500多种,包括被称为活化石的银杏(*Ginkgo biloba*)、鹅掌楸(*Liriodendron chinense*)等,并保存有许多古老的野生动物。

2 样品采集

为反映碳酸盐岩上次生林自发演替不同阶段土壤 SMB、DEA 及 N 循环的差异,以植被类型、土壤类型、土地利用方式和人为干扰等因素为指标在贵阳龙洞堡设置了三个次生林和一个玉米地作为调查样地,并在茂兰喀斯特原始森林设一个调查样地做对比研究。五个样地均为石灰土,地势相对平坦:样地 I 为玉米地;样地 II 是 0~1 a 的灌丛,主要植被为女贞 (*Ligustrum lucidum*)、蒿类 (*Artemisia* sp.) 和蕨类 (*Pteridium Scop.*) 等;样地 III 是约 10 a 的女贞纯林,林下植被主要有蒿类 (*Artemisia* sp.)、百合 (*Lilium brownii*)、苎草 (*Arthraxon hispidus*) 等;样地 IV 是约 30 a 的马尾松纯林,林下主要分布野桐 (*Mallotus tenuifolius*)、云南鼠刺 (*Itea yunnanensis*)、蒿类 (*Artemisia* sp.) 等;样地 V 位于茂兰喀斯特地区,是西南地区最典型、保存最完好的原生性植被,主要为常绿、落叶阔叶混交林。灌丛位于坡度约为 20° 的山腰平地,2008 年 2 月曾受火烧扰动。2008 年 8 月按 S 形法在每个样地内随机布设四个点,采集 0~10 cm 的表层土壤,并混合成一个土壤样品。土壤装入自封袋保存带回实验室后拣出树根、石头及土壤动物,立即过筛,充分混匀后于 4 °C 下保存。每个样品设三次重复。

3 分析方法与数据处理

3.1 土壤微生物生物量的测定

氯仿熏蒸提取 -UV_{280nm} 法^[18]测定土壤微生物量。各样点土样用 Jenkinson-Powelson 法熏蒸 24 h 后取出,在通气良好的地方放置 2~3 h,使残留土壤中的氯仿尽可能挥发。未熏蒸的土样置于冰箱中在 4 °C 下保存至分析。称取相当于烘干土重 10 g 的新鲜土样,转入 100 mL 三角瓶中,加 50 mL 0.5 mol/L K₂SO₄,振荡 30 min 后过滤,立即在 280 nm 紫外光下测定吸光度。熏蒸和未熏蒸做相同处理。土壤微生物量用单位土中的吸光度增量 $a(\Delta g^{-1})$ 表示, $a = (abs_{熏} / G_{熏}) - (abs_{未} / G_{未})$,式中: abs 代表 UV_{280nm} 的吸光度, G 代表烘干土重。

3.2 土壤无机 N 的测定

土壤 NH₄⁺-N 用靛酚蓝 - 分光光度法测定^[19],

NO₃⁻-N 用双波长法测定^[20]。土壤净 N 矿化速率和净硝化速率分别以 10 d 培养期间 (NH₄⁺-N + NO₃⁻-N) 和 NO₃⁻-N 的增量表示。

3.3 反硝化酶活性的测定

采用乙炔抑制法^[3],取 5 g 鲜土放入密闭瓶中,真空泵抽气 5 min 后充入 99.99% He 气和 C₂H₂ (顶空气体中 C₂H₂ 气体的分压大于 10 kPa),加入 5 mL 溶液 (1 mmol/L 葡萄糖, 1 mmol/L KNO₃, 1 g/L 氯霉素),在 30 °C 下以 125 r/min 的转速振荡培养,30 min 和 60 min 分别抽取顶空气体 5 mL 至已抽真空的密闭瓶中。反硝化酶活性以两次取样 N₂O 的浓度差值计算。HP 6890 GC 分析 N₂O,检测器为 ECD,分析柱为 porapak Q,载气为 Ar-CH₄,柱温 50 °C,检测器温度为 320 °C。

3.4 统计分析

利用 SPSS 13.0 数理统计软件 (Chicago, IL, USA) 作图并进行 One-Way ANOVA 方差分析和 Pearson 相关分析。

4 结果与分析

4.1 土壤微生物生物量的差异

喀斯特地区植被演替不同阶段的微生物生物量测定结果如图 1 所示,原始森林的 SMB 均值最高 (0.099 Δg^{-1});其后依次是马尾松林和灌丛,均值分别为 0.033 Δg^{-1} 和 0.024 Δg^{-1} ;女贞林和玉米地最低,均值分别是 0.018 Δg^{-1} 和 0.014 Δg^{-1} ,不及

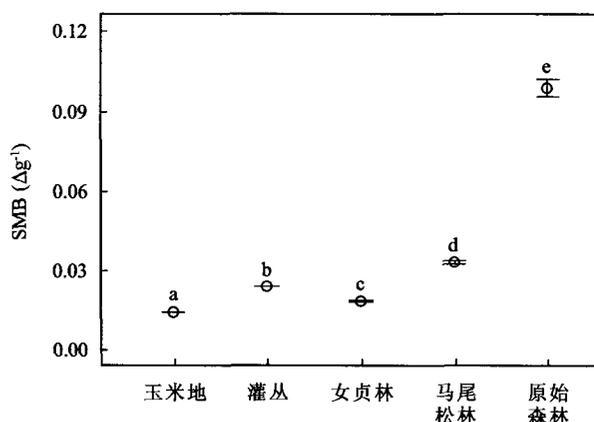


图 1 不同演替阶段土壤微生物量

Fig. 1 Soil microbial biomass at different succession stages
图中不同的小写字母表示显著性差异达到 0.05 水平。

地间差异显著 ($p < 0.05$)。

4.2 土壤反硝化酶活性的差异

图 2 给出了五个研究样地土壤反硝化酶活性水平的箱图。由图 2 可知, 女贞林的反硝化酶活性中位数最大, 其均值达到 $907.28 \text{ ng N}_2\text{O-N}/(\text{g} \cdot \text{h})$; 其次是原始森林、灌丛林, 均值分别为 $561.27 \text{ ng N}_2\text{O-N}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 和 $410.39 \text{ ng N}_2\text{O-N}/(\text{g} \cdot \text{h})$, 玉米地和马尾松林中位数较低, 均值分别是 $167.60 \text{ ng N}_2\text{O-N}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 和 $138.70 \text{ ng N}_2\text{O-N}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 。随着次生森林从初期到中期的演替, N_2O 排放呈现先增加后降低的趋势, 演替中期与初期和中期有显著差异 ($p < 0.05$)。除女贞林外, 玉米地与次生森林的差异不显著, 但与原始森林有显著差异 ($p < 0.05$)。

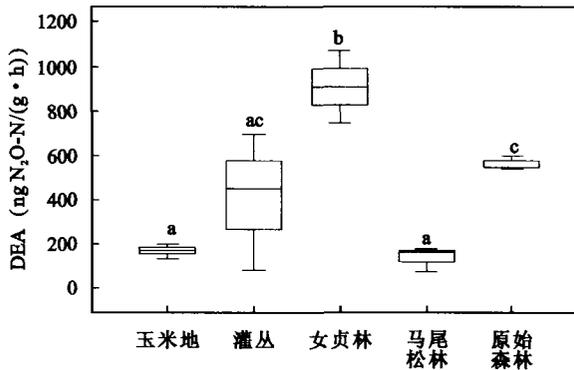


图 2 不同演替阶段土壤反硝化酶活性

Fig. 2 Soil denitrification enzyme activity at different succession stages
箱中的细线为中位数, 箱体为四分位 (下端为第 25 百分位数, 上端第 75 百分位数), 伸出的线条表示上下极端值。
图中不同的小写字母表示显著性差异达到 0.05 水平。

4.3 土壤无机 N 库和 N 转化速率的比较

五个样地土壤初始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量和氨化速率、硝化速率、矿化速率等 N 循环速率如

表 1 所示。土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 均值在 $0.67 \sim 4.50 \text{ mg/kg}$ 之间, 原始森林 (2.27 mg/kg) 低于次生森林 ($> 3.56 \text{ mg/kg}$), 玉米地最低 (0.67 mg/kg), 各样地间差异显著 ($p < 0.05$)。土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 均值在 $0.41 \sim 19.15 \text{ mg/kg}$ 之间, 原始森林高于次生森林, 依次为原始森林 $>$ 玉米地 $>$ 马尾松林 $>$ 女贞林 $>$ 灌丛, 随演替的进行 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量逐渐累积。LSD 最小显著差异法表明各样地间 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 差异显著 ($p < 0.05$)。

原始森林与女贞林氨化速率较快, 分别为 $0.397 \text{ mg N}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 和 $0.393 \text{ mg N}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; 玉米地稍低, 为 $0.188 \text{ mg N}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 灌丛最低 ($0.067 \text{ mg N}/(\text{kg} \cdot \text{d})$), 马尾松林出现负值 ($-0.237 \text{ mg N}/(\text{kg} \cdot \text{d})$)。除灌丛外各样地土壤硝化速率均出现负值, 并以原始森林的绝对值为最大, 与原始森林 ($-1.643 \text{ mg N}/(\text{kg} \cdot \text{d})$) 相比, 玉米地 ($-0.039 \text{ mg N}/(\text{kg} \cdot \text{d})$) 不及它的五十分之一, 次生森林不及其十五分之一。原始森林、马尾松林和玉米地净 N 矿化速率也出现负值, 其绝对值原始森林 $>$ 马尾松林 $>$ 玉米地。女贞林和灌丛净 N 矿化速率为正值, 且女贞林高于灌丛。

4.4 Pearson 相关分析

为了深入分析微生物在 N 循环中的作用及土壤气态 N 流失途径, 有必要分析它们与土壤 N 库、N 转化速率之间的相关关系。从表 2 可知, 土壤微生物生物量与土壤初始 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量、氨化速率及土壤含水量均呈极强正相关关系, 相关系数分别为 0.965 、 0.650 和 0.701 ($p < 0.01$), 而与净硝化速率、净 N 矿化速率呈极强负相关关系, 相关系数分别达到 -0.958 和 -0.813 ($p < 0.01$); 反硝化酶活性与氨化速率和含水量表现出较好的相关关系, 相关系数分别为 0.692 和 0.643 ($p < 0.01$)。

土壤初始 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 与净硝化速率、净 N 矿化速

表 1 不同演替阶段土壤无机 N 库及 N 转化速率比较 (平均值 \pm S. E.)

Table 1 Comparison of soil nitrogen pool and nitrogen transformation at different succession stages (mean \pm S. E.)

植被类型	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (mg/kg)	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ (mg/kg)	氨化速率 (mg N/(kg · d))	硝化速率 (mg N/(kg · d))	净 N 矿化速率 (mg N/(kg · d))
玉米地	$0.67 \pm 0.02a$	$4.24 \pm 0.04a$	0.188 ± 0.000	-0.039 ± 0.003	-0.204 ± 0.004
灌丛	$3.56 \pm 0.02b$	$0.41 \pm 0.18b$	0.067 ± 0.002	0.009 ± 0.008	0.076 ± 0.007
女贞林	$4.50 \pm 0.01c$	$0.95 \pm 0.33c$	0.397 ± 0.002	-0.057 ± 0.029	0.340 ± 0.031
马尾松林	$4.37 \pm 0.02d$	$1.20 \pm 0.20d$	-0.237 ± 0.001	-0.102 ± 0.019	-0.339 ± 0.018
原始森林	$2.27 \pm 0.01e$	$19.15 \pm 0.03e$	0.393 ± 0.002	-1.643 ± 0.002	-1.250 ± 0.004

注: 同一列均数中标有的不同小写字母表示它们在 0.05 水平上差异显著。

表 2 土壤 SMB、DEA 和 N 循环速率的 Pearson 相关分析

Table 2 Pearson correlation analysis of soil microbial biomass, denitrification enzyme activity and nitrogen transformation

项目	SMB	DEA	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	氨化速率	净硝化速率	净 N 矿化速率	含水量
SMB	1	0.343	-0.276	0.965**	0.650**	-0.958**	-0.813**	0.701**
DEA		1	0.368	0.121	0.692**	-0.100	0.187	0.643**
NH ₄ ⁺ -N			1	-0.439	-0.281	0.460	0.405	0.449
NO ₃ ⁻ -N				1	0.508	-0.999**	-0.922**	0.533*
氨化速率					1	-0.500	-0.138	0.471
净硝化速率						1	0.927**	-0.505
净 N 矿化速率							1	-0.374
含水量								1

注：“**”表示显著性差异达到 0.01 水平；“*”表示显著性差异达到 0.05 水平。

率呈强烈负相关关系,相关系数高达 -0.999 和 -0.922($p < 0.01$),并与含水量存在较好的正相关性($r = 0.533, p < 0.05$);净硝化速率和净 N 矿化速率间存在高度正相关关系($r = 0.927, p < 0.01$)。

5 讨论

5.1 影响喀斯特土壤微生物生物量的主要因素

喀斯特地区植被恢复的不同阶段土壤 SMB 差异显著(图 1),但总体上随植被的恢复呈上升趋势。生态环境稳定与否、人为干扰、土壤含水量与 N 转化速率等都是影响喀斯特地区土壤 SMB 的重要因素。研究显示次生林土壤 SMB 显著低于原始森林,表明稳定的生态环境有助于微生物群落的生长。火烧扰动后演替初期的灌丛土壤 SMB 高于演替早期的女贞林,可能与火烧后灰分沉积、根与微生物死亡、有机质 N 矿化增强等因素造成的 N 有效性增加^[21]有关;玉米地土壤 SMB 显著低于林地,表明人为干扰(火烧、农业活动)对土壤 SMB 有重要影响。雨热同季使得微生物和植物生长活跃,且集中的降水使得土壤湿度较大, Pearson 相关分析得出土壤 SMB 与土壤含水量高度相关(表 2),微生物群落对土壤水分条件响应强烈。此外土壤 SMB 与土壤 NO₃⁻-N 和净硝化速率、净 N 矿化速率分别呈极显著正、负相关关系,表明雨季土壤有效 N 的增加有助于微生物群落的生长,且土壤 N 素转化越快, SMB 越小,微生物 N 同化作用较低,以 N 矿化作用为主。

5.2 不同演替阶段土壤气态 N 流失的差异

N₂O 是比 CO₂ 潜在温室效应高 200 ~ 300 倍的

温室气体,也是 N 流失的主要途径,一部分 N₂O 被还原成 N₂ 释放,另一部分则直接以 N₂O 形式排放^[22]。贵阳雨季土壤含水量较高,土壤通气性较差,反硝化作用增强,兼性化能异养微生物能在微好氧或厌氧条件下进行异化硝酸盐还原。灌丛土壤硝态氮水平低, N 转化速率慢(表 1),而 DEA 仅略低于原始森林,潜在反硝化作用强烈,有利于 N₂O 的产生,但低土壤 N 转化速率导致灌丛 N₂O 流失量相对较少。女贞林土壤 SMB 低于其他次生林,土壤 DEA 却最高(图 2), NO₃⁻-N 不断消耗以供给反硝化作用,而低硝酸盐水平又趋向于以 N₂O 作为终产物,导致土壤限制性养分以 N₂O 形式从环境中大量流失。马尾松林土壤 SMB 高于其他次生林,但 DEA 相对较低,表明马尾松林以同化硝酸盐还原为主,即硝酸盐被还原成铵后同化为生物量,反硝化作用不占优势。与次生林相比,原始森林土壤 NO₃⁻-N 水平较高,硝化速率快,微生物群落较大,DEA 较高,同化硝酸盐还原为生物量和反硝化作用占主导,高硝酸盐水平又有利于产生 N₂,因此原始森林土壤以 N₂ 形式将 N 返还大气,完成 N 的生物地球化学循环。高 NO₃⁻-N 消耗速率低 DEA 表明反硝化作用不是农业土壤气态 N 流失的主要途径,玉米地土壤 SMB 在各样点中最低,硝酸盐的微生物同化作用较小,产铵异化硝酸盐还原过程成为主导;玉米地土壤初始 NH₄⁺-N 含量和氨化速率都较低,因此 NH₃ 挥发是气态 N 流失的主要因素。N 同位素分析结果也表明贵阳地区农业以 NH₃ 释放为主^[23]。总的来说,不同演替阶段土壤气态 N 流失形态差异较大,随植被的恢复逐渐由 N₂O 流失过渡到 N₂ 流失,表明自发演替有利于减少温室气体 N₂O 的排放,优化土壤 N 循环过程,是喀斯特地区退化森林生态系统治理的可靠方式。

5.3 次生林与原始森林土壤可利用 N 的异同

随着喀斯特森林的正向演替,土壤 NO_3^- -N 与 N 库 (NH_4^+ -N + NO_3^- -N) 逐渐积累 (表 1), 不同演替阶段差异显著, 次生林远低于原始森林。大多数森林植物可利用 N 来源于氨化作用, 女贞林的氨化速率虽高, 但其反硝化作用较强, 土壤可利用 N 从土壤中大量流失; 原始森林土壤低 NH_4^+ -N 含量、高氨化速率, 表明原始森林土壤可利用 N 较高, 土壤气态 N 流失速率减缓。由表 1 可知喀斯特森林 NH_4^+ -N 含量均低于 NO_3^- -N 含量, 且不同植被间差异显著, 无机 N 的选择性吸收、N 沉降和高净硝化速率等都是重要的影响因素。植物 (如针叶林^[24]、藓类^[25]等) 优先利用 NH_4^+ -N 作为养分来源; 野外条件下降水导致的高浓度 N 沉降 (贵阳降水中酸性离子 NO_3^- 浓度较高^[26]) 对生长在薄层喀斯特石灰土上的植物也具有补充营养的作用^[23], 是喀斯特地区土壤 N 的重要来源; 高硝化作用能催化铵转化为硝酸盐。

5.4 微生物与 N 矿化 - 同化作用的关系

供植物吸收的可利用 N 或反硝化气态 N 流失量可由 N 矿化和固定化的平衡决定。对土壤微生物与 N 矿化 - 同化作用的研究表明, 两者存在显著的相关性, 土壤 N 素转化速率越快, 微生物 N 同化作用越低, 以 N 矿化作用为主, 反之亦然。灌丛土壤 NH_4^+ -N 显著高于马尾松林和女贞林 (表 1), 可能因植物吸收较两者少, 斜坡有利于土壤有机质积累等因素综合作用造成, 其 N 矿化速率为正值且经反硝化作用流失的气态 N 较少, 表明土壤矿化产生的无机 N 被微生物固持后仍有剩余。除灌丛外各样地净硝化速率出现负值, 表明培养期间很大一部分 NO_3^- -N 通过反硝化过程流失, 原始森林、马尾松林及玉米地净 N 矿化速率也呈负值, 而净硝化速率和净 N 矿化速率间存在强正相关关系 (表 2), 说明反硝化作用引起的气态 N 流失可能是林地土壤净硝化速率和净 N 矿化速率出现负值的重要原因。女贞林的净硝化速率为负值而矿化速率出现正值, 由图 1 可知女贞林微生物生物量低于灌丛和马尾松林, 表明土壤微生物可能释放出了生物 N, N 矿化作用强烈。作物生长期间尿肥的添加使玉米地土壤 NO_3^- -N 含量较高, 而土壤 NO_3^- -N 与净硝化速率、净 N 矿化速率呈强负相关关系 (表 2), 高 NO_3^- -N 含量可能是玉米地土壤净硝化速率和净 N 矿化速率出现负值的主要原因。

参考文献 (References):

- [1] 周德庆. 微生物学教程 (第二版) [M]. 北京: 高等教育出版社, 2002: 264 - 267.
Zhou De-qing. Microbiology Course (2nd ed) [M]. Beijing: Higher Education Press, 2002: 264 - 267 (in Chinese).
- [2] Maier R M, Pepper I L, Gerba C P. 环境微生物学 (下册) [M]. 张甲耀, 宋碧玉, 郑连爽, 安志东, 章晓联, 译. 北京: 科学出版社, 2004: 443 - 455, 475 - 477.
Maier R M, Pepper I L, Gerba C P. Environment Microbiology (2nd vol) [M]. Zhang Jia-yao, Song Bi-yu, Zheng Lian-shuang, An Zhi-dong, Zhang Xiao-lian, tr. Beijing: Science Press, 2004: 443 - 455, 475 - 477 (in Chinese).
- [3] Tiedje J M, Simkins S, Groffman P M. Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods [J]. Plant Soil, 1989, 115(2): 261 - 284.
- [4] Smith M S, Tiedje J M. Phases of denitrification following oxygen depletion in soil [J]. Soil Biol Biochem, 1979, 11(3): 261 - 267.
- [5] 陈伏生, 曾德慧, 何兴元. 森林土壤氮素的转化与循环 [J]. 生态学杂志, 2004, 23(5): 126 - 133.
Chen Fu-sheng, Zeng De-hui, He Xing-yuan. Soil nitrogen transformation and cycling in forest ecosystem [J]. Chinese J Ecol, 2004, 23(5): 126 - 133 (in Chinese with English abstract).
- [6] Yu Zhan-yuan, Chen Fu-sheng, Zeng De-hui, Zhao Qiong, Chen Guang-sheng. Soil inorganic nitrogen and microbial biomass carbon and nitrogen under pine plantations in Zhanggutai Sandy Soil [J]. Pedosphere, 2008, 18(6): 775 - 784.
- [7] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素 [M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1994: 1 - 303.
Zhu Zhao-liang, Wen Qi-xiao. Soil Nitrogen of China [M]. Nanjing: Phoenix Science Press, 1994: 1 - 303 (in Chinese).
- [8] Vernimmen R R E, Verhoef H A, Verstraten J M, Bruijnzeel L A, Klomp N S, Zoomer H R, Wartenbergh P E. Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification potential in contrasting lowland rain forest types in Central Kalimantan, Indonesia [J]. Soil Biol Biochem, 2007, 39(12): 2992 - 3003.
- [9] Iyyemperumal K, Israel D W, Shi Wei. Soil microbial biomass, activity and potential nitrogen mineralization in a pasture: Impact of stock camping activity [J]. Soil Biol Biochem, 2007, 39(1): 149 - 157.
- [10] 李阳兵, 王世杰, 容丽. 西南岩溶山地石漠化及生态恢复研究展望 [J]. 生态学杂志, 2004, 23(6): 84 - 88.
Li Yang-bing, Wang Shi-jie, Rong Li. Prospect of the study on rock desertification and its restoration in southwest Karst mountains [J]. Chinese J Ecol, 2004, 23(6): 84 - 88 (in Chinese with English abstract).
- [11] 周游游, 黎树式, 黄天放. 我国喀斯特森林生态系统的特征及其保护利用——以西南地区茂兰、木论、弄岗典型喀斯特森林区为例 [J]. 广西师范学院学报 (自然科学版), 2003, 20(3): 1 - 7.
Zhou You-you, Li Shu-shi, Huang Tian-fang. Features of Karst

- forest ecosystem in China and its conservation in utilisation — A case study on Maolan, Mulun, Nonggang typical Karst forests in southwest China [J]. *J Guangxi Teach Colleg (Nat Sci ed)*, 2003, 20(3): 1–7 (in Chinese with English abstract).
- [12] Jia Guo-mei, Cao Jing, Wang Chunyan, Wang Gang. Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China [J]. *Forest Ecol Manag*, 2005, 217(1): 117–125.
- [13] 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.
Hou Man-fu, Jiang Zhong-cheng. Species diversity of karst original forest in different geochemical environments in Maolan [J]. *Ecol Environ*, 2006, 15(3): 572–576 (in Chinese with English abstract).
- [14] 魏媛, 喻理飞, 张金池. 退化喀斯特植被恢复过程中土壤微生物活性研究——以贵州花江地区为例[J]. *中国岩溶*, 2008, 27(1): 63–67.
Wei Yuan, Yu Li-fei, Zhang Jin-chi. Soil microbial activities during regeneration of the degraded karst vegetation — A case study at Huajiang, Guizhou [J]. *Carsol Sinica*, 2008, 27(1): 63–67 (in Chinese with English abstract).
- [15] Franzluebbers A J, Hons F M, Zuberer D A. Seasonal changes in soil microbial biomass and mineralizable C and N in wheat management systems [J]. *Soil Biol Biochem*, 1994, 26(11): 1469–1475.
- [16] Hobbie S E, Vitousek P M. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests [J]. *Ecology*, 2000, 81(7): 1867–1877.
- [17] 文倩, 赵小蓉, 妥德宝, 李贵桐, 陈焕伟, 林启美. 半干旱地区不同土壤团聚体中微生物量氮的分布特征[J]. *中国农业科学*, 2005, 38(1): 91–95.
Wen Qian, Zhao Xiao-rong, Tuo De-bao, Li Gui-tong, Chen Huan-wei, Lin Qi-mei. The distribution characteristics of microbial biomass nitrogen in different soil aggregate in semi-arid area [J]. *Sci Agr Sinica*, 2005, 38(1): 91–95 (in Chinese with English abstract).
- [18] Nunan N, Morgan M A, Herlihy M. Ultraviolet absorbance (280 nm) of compounds released from soil during chloroform fumigation as an estimate of the microbial biomass [J]. *Soil Biol Biochem*, 1998, 30 (12): 1599–1603.
- [19] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978: 1–320.
Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. *Soil Physics and Chemistry Analysis* [M]. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1978: 1–320 (in Chinese).
- [20] Norman R J, Edberg J C, Stucki J W. Determination of nitrate in soil extracts by dual-wavelength ultraviolet spectrophotometry [J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1985, 49: 1182–1185.
- [21] Guo Jian-fen, Yang Yu-sheng, Chen Guang-shui, Liu Le-zhong. Effects of harvesting and burning on forest N dynamics [J]. *Acta Ecol Sinica*, 2008, 28(9): 4460–4468.
郭剑芬, 杨玉盛, 陈光水, 刘乐中. 采伐和火烧对森林氮动态的影响[J]. *生态学报*, 2008, 28(9): 4460–4468 (in English with Chinese abstract).
- [22] Schlesinger W H. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change* (2nd ed) [M]. San Diego: Academic Press, 1997: 159–163.
- [23] 刘学炎, 肖化云, 刘丛强, 李友谊. 苔藓新老组织及其根际土壤的碳氮元素含量和同位素组成($\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$)对比[J]. *植物生态学报*, 2007, 31(6): 1168–1173.
Liu Xue-yan, Xiao Hua-yun, Liu Cong-qiang, Li You-yi. Contents and isotopic composition of C and N in moss (*Haplocladium microphyllum*) tissues and soil rhizosphere [J]. *J Plant Ecol*, 2007, 31(6): 1168–1173 (in Chinese with English abstract).
- [24] Saynes V, Hidalgo C, Etchevers J D, Campo J E. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico [J]. *Appl Soil Ecol*, 2005, 29(3): 282–289.
- [25] Nordin A, Strengbom J, Ericson L. Responses to ammonium and nitrate additions by boreal plants and their natural enemies [J]. *Environ Pollut*, 2006, 141(1): 167–174.
- [26] 徐刚. 中国西南地区大气降水化学研究(以有机酸为主)[D]. 贵阳: 中国科学院地球化学研究所, 2007: 32–47.
Xu Gang. Chemical composition of atmospheric precipitation in Southwest of China: A case study of low molecular weight carboxylic acids [D]. Guiyang: Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, 2007: 32–47 (in Chinese with English abstract).