

109-112

马尾松, 森林土壤, 有效氮, 凋落物, 林下层

第17卷第1期
1997年1月

生态学报
ACTA ECOLOGICA SINICA

Vol. 17, No. 1
Jan., 1997

凋落物和林下层收割对鼎湖山马尾松林 土壤有效氮动态的影响

EFFECTS OF LITTER AND UNDERSTORY REMOVAL ON SOIL N AVAILABILITY IN A SUBTROPICAL PINE FOREST OF CHINA

莫江明 孔国辉
Mo Jiangming Kong Guohui

5791.248

(中国科学院华南植物研究所鼎湖山森林生态系统定位研究站, 广东肇庆鼎湖, 526070)
(Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Institute of Botany,
Academia Sinica, Zhaoqing, Guangdong, 526070, China)

Sandra Brown, Melanie Lenart

(Department of Forestry, University of Illinois, W-503 Turner Hall, 1102 S. Goodwin, Urbana, IL 61801, USA)

在森林生态系统中, 土壤有效氮的供应能力主要决定于氮素的矿化(mineralization)、固定(immobilization)和移动3个过程。矿化是在微生物的作用下将有机态氮转化为非有机态氮的过程。固定则正好相反, 将非有机态氮转化为诸如微生物或植物组织中的有机态氮。在自然界中, 这两个过程是同时进行的。土壤非有机态氮主要由铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)组成。森林土壤中有效氮水平指的是除去生物固定后的矿化氮(非有机态氮)总量, 它受许多因素诸如土壤温度、湿度、植被和自然或人为干扰活动等影响。近年来, 扰活动对森林土壤有效氮影响, 已日益受到森林生态学者的重视。据报道, 在森林生态系统中干扰活动将大量的有机态氮转化为易于流失状态的可溶性氮, 从而增加了有效氮从系统中流失的可能性^[1, 2]。Likens等发现, 在New Hampshire森林被砍伐后土壤硝态氮水平显著升高^[3]。Bormann和Likens观察到, 在森林砍伐后大部分可溶性养分在溪水中增加了数倍^[4]。森林砍伐和林地废弃物燃烧, 提高氮元素的矿化水平^[1]。然而, 当这些干扰减轻后, 有效氮的损失也随之减少^[5]。

近数十年来, 尤其在发展中国家, 随着人口的增长、木材和燃料的需求日益增加, 森林被干扰的程度亦随之加深, 我国也不例外。鼎湖山生物圈保护区自1956年建立以来, 一直采用允许当地居民在过渡带和缓冲带收获这部分生物量的管理法。这种管理法在一定程度上既保护了林地多种效益又提供了当地居民燃料需求。同时, 这种收割凋落物和林下层活动在我国, 尤其在华南地区以及许多发展中国家也是一

- 本课题为中美合作项目《中国亚热带过度利用马尾松林恢复》的一部分, 得到USA MAB和中国科学院资源环境局资助。郝梦德、张志红和李志安等同志帮助实验室的分析工作, 参加野外工作的还有张佑昌、余清发、石国良、张德强和梁春等同志, 在此一并致谢。

收稿日期: 1994-12-26, 修改稿收到日期: 1996-04-25

种常见的现象。因此,研究这种收割活动对森林生态系统的影响具有重要的现实意义。作者曾报道了这种活动每年从试验的马尾松林中直接带走 57% (25 kg/hm²·a),从凋落物和林下层回归到土壤的氮素,并对造成该试验林地退化的主要原因进行了探讨^[6]。本文的目的是研究这种收割活动对鼎湖山马尾松 (*Pinus massoniana*) 林土壤有效氮动态的影响。

1 材料和方法

1.1 样地基本情况

本研究目的是探讨人为干扰对鼎湖山亚热带马尾松林营养和有机质动态的影响^[6,7]。研究是在鼎湖山生物圈保护区的缓冲带进行。鼎湖山生物圈保护区位于广东省肇庆市鼎湖区,东经 120°33',北纬 23°10'。保护区具有明显季风性气候。年平均降雨量为 1927 mm,其中 75% 分布在 3 月到 8 月份,而 12 月到翌年 2 月仅占 6%。年平均相对湿度为 80%,年平均温度为 21.4 C,最冷月(1 月)和最热月(7 月)的平均温度分别为 12.6 C 和 28.0 C^[8]。

样地的母岩为沙岩。土壤为砖红壤性红壤,pH 值 4.5~5.0^[9]。土层较浅,一般不超过 30 cm^[9]。林冠层树种主要为马尾松(*Pinus massoniana*),还有少量的桉树(*Eucalyptus robusta*)。林龄约为 50 a,林下层植物包括草本、藤本、灌木和蕨类共 43 种,较稠密,主要以桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)和芒萁(*Dicranopteris linearis*)等为主^[6,7]。

试验采用对比(paired-plot)设计,共有 10 对小样地。每个小样地的面积为 10×10 m²,其中小样地之间设有 10 m 宽的缓冲带。每对由随机选择的处理(收割凋落物和林下层)和保护(不收割)小样地各一个组成。在处理样地,当地居民从实验开始(1990 年 5 月)根据他们的习惯收割凋落物和林下层(一般每年 2~3 次,凋落物主要为未分解的枯枝落叶层,林下层包括灌木和草本)。在保护样地则不进行任何收割活动。每对里的 2 个小样地之间的土壤、坡度、地貌等均相类似^[9]。

在数理统计方面,采用对比学生氏 t(paired t-test)检验土壤有效氮在保护和处理样地间的差异。

1.2 方法

实验开始前,准备 100 个离子交换树脂袋(Ion exchange resin bags)。这些袋由尼龙袜做成,每袋放约 10 g 树脂,然后装订好^[10]。于 1990-05-30,把这 100 个装有树脂的袋埋在 5 对随机选择的小样地里。深度为 5~7 cm。每对样地放 20 个袋,(处理样地和保护样地各 10 个)。树脂袋于 1990-08-14 取出,放在冰盒内带回实验室,然后存放在冰箱内直至提取为止。在 1990-08-14 到 1991-03-07 日,1991-03-07 至 1991-05-21,重复以上的试验。

提取前,附在袋里的根和土壤均小心地用手取走。然后,这些树脂袋用 100 mL 1.0 mol KCl/L 溶液提取。铵态氮用自动分析法(Auto-Analyzer),硝态氮用比色法测定^[10]。

2 结果

有效氮水平在处理和保护样地中均呈现季节性变化(图 1 和图 2)。铵态氮含量的季节性变化较硝态氮明显,最高峰出现在 3 月至 5 月份之间,最低峰出现在 5 月至 8 月份之间,而硝态氮含量最低峰则出现在第 2 次取样期间(8 月份至第 2 年 3 月份之间)。

处理样地与保护样地之间比较,铵态氮水平从试验的第 3 个月始,硝态氮则从第 10 个月始,在处理样地显著地高于在保护样地(图 1,图 2, $p=0.02$)。这个现象表明,凋落物和林下层的收割活动提高了有效氮从林地中流失的潜力。

在有效氮的组成方面,无论是处理还是保护样地均主要由铵态氮组成(图 1 和图 2)。这可能是与样地 pH 值低(4.5~5.0)有关^[9]。因为酸性环境对氮的硝化具有抑制作用^[5]。然而,在第 1 次取样时,处理样地和保护样地却约有 43% 为硝态氮。出现这种现象的原因,还待进一步研究。

3 讨论

因收获凋落物和林下层植物而从系统中直接带走相当数量的氮素显然在预料之中^[6]。然而,这种活动对林地的另外一种影响往往是不明显的。这种影响就是凋落物和林下层收割活动增加了有效氮从林地

中流失的潜力。这种现象产生的原因可能与以下 3 个方面有关。

3.1 收割凋落物和林下层改变了土壤的干湿循环 凋落物和林下层对土壤具有一定的保护作用。收割它们的结果,增加了土壤温度和湿度的变幅并对微生物产生不利的影响^[11],且提高林地有效氮的水平^[12~14]。

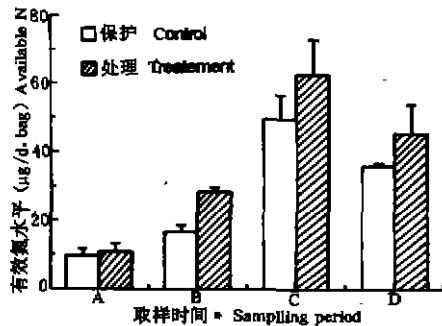


图 1 处理和保护样地之间土壤铵态氮水平在不同取样期间的比较

Fig. 1 The comparison of net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ availability between treatment and control plots in different sampling period

- A—1990-05-30~08-14 (76 d)
- B—1990-08-14~1991-03-07 (204 d)
- C—1991-03-07~1991-05-21 (74 d)
- D—1991-12-23~1992-05-16 (145 d)

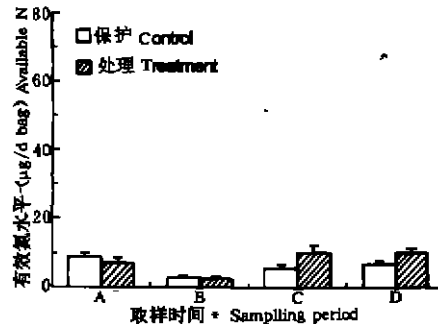


图 2 处理和保护样地之间土壤硝态氮水平在不同取样期间的比较

Fig. 2 The comparison of net $\text{NO}_3^-\text{-N}$ availability between treatment and control plots in different sampling period

图注同图 1. Note same Fig. 1.

3.2 收割凋落物和林下层减少生态系统对有效氮的固定 植物吸收土壤中的有效氮然后固定在其体内从而影响土壤有效氮水平,植物生长量越大这种影响就越明显。处理样地由于收割的活动,植物必定较保护样地少^[7],因而处理样地对有效氮的需求较保护样地低。

3.3 收割林下层和凋落物活动改变了马尾松林地被物的性质 保护样地的地被物不断由新鲜的凋落物更新,但在处理样地由于频繁的收割活动妨碍了这种更新,林地势必存留的是难以分解的物质。据报道,在森林生态系统中新鲜地被物的分解较旧的地被物快^[15]。Berg 和 Soderstro 发现,针叶凋落物分解初期,真菌生物量与凋落物重量损失具有显著的直线相关关系,其后,真菌生物量则下降直至稳定的水平^[15]。从以上现象可以推断,在试验一定时期后,微生物量在保护样地必定较处理样地大。微生物量大意味着对有效氮的需求量亦大。

显然,尽管有效氮的产生处于低速率的可能性在处理样地较在保护样地大,由于处理样地较少的植物和低的微生物量,带来了有效氮低吸收和低固定率,有效氮从林地流失的潜力在处理样地较在保护样地大。

参 考 文 献

- 1 Adams M A and Attrwill P M. Nutrient balance in forests of northern Tasmania. 2 Alteration of nutrient availability and soil water chemistry as a result of logging, slash burning and fertilizer application. *Forest Ecology and Management*, 1991, 44: 115~131
- 2 Bonilla D and Roda F. Nitrogen cycling responses to disturbance; trenching experiments in an evergreen oak forest. in

- Nutrient cycling in Terrestrial Ecosystems* eds, Harrison A F, Ineson P and Heal O W. London, Elsevier applies Science, 1990. 179~189
- 3 Likens C E, Bormann F H and Johnson N M. Nitrification; importance to nutrient losses from a cutover forested ecosystem. *Science*, 1969, **163**: 1205~1206
 - 4 Bormann F H and Likens G E. *Pattern and process in a forested ecosystem*. New York; Springer-verlag, 1981, 41~87
 - 5 Jordan C F, Todd R L and Escalate C. Nitrogen conservation in a tropical rain forest. *Oecologia*, 1979, **39**: 123~128
 - 6 Mo J, Brown S, Lenart M T, *et al.* Nutrient dynamics of a human-impacted pine forest in a MAB reserve of subtropical China. *Biotropica*, 1995, **27**: 290~304
 - 7 Brown S M, Lenart M T, Mo J *et al.* Structure and organic matter dynamics of a human-impacted pine forest in a MAB reserve of subtropical China. *Biotropica*, 1995, **27**: 276~289
 - 8 黄展帆, 范征广. 鼎湖山的气候. 热带亚热带森林生态系统研究, 1982, **1**: 11~23
 - 9 何金海等. 鼎湖山自然保护区之土壤. 热带亚热带森林生态系统研究, 1982, **1**: 25~38
 - 10 Anderson J S and Ingram J S. *Tropical soil biology and fertility, a handbook of methods*. England; CAB International, Wallingford, Oxford, 1989, 47~69
 - 11 Van Veen J A, Ladd J N and Fressel M J. Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. *Plant and soil*, 1984, **76**: 257~274
 - 12 Birch H F. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, 1958, **10**: 9~31
 - 13 Birch H F. Nitrification in soils after different periods of dryness. *Plant and Soil*, 1960, **12**: 81~96
 - 14 Marrs R H, Thompson J, Scott D, *et al.* Nitrogen mineralization and nitrification in terra firme forest and savanna soils on Ilha de Maraca, Roraima, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 1991, **7**: 123~137
 - 15 Berg B and Soderstrom B. Fungal biomass and nitrogen in decomposing scots pine needle litter. *Soil Biol. Biochem.*, 1979, **11**: 339~341