

鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对 N 沉降的响应

莫江明, 薛璟花, 方运霆

(中国科学院华南植物园鼎湖山森林生态系统定位研究站, 广东 肇庆鼎湖 526070)

摘要:研究了鼎湖山森林主要植物凋落物分解及其对模拟 N 沉降的响应。凋落物分解速率随林分、树种和分解阶段不同而异。分解试验 3 个月后, 季风常绿阔叶林、混交林和马尾松林分解物残存量占起始量的比例平均分别为 0.50、0.80 和 0.87, 且它们的差异均达显著水平($p < 0.05$); 6 个月后, 这 3 种林分的分解物残存量占起始量的比例平均分别为 0.41、0.73 和 0.70。试验 3 个月后, 所有试验树种中凋落物分解最快的树种是季风常绿阔叶林的锥栗(*Castanopsis chinensis*, 残存量占起始量的比例为 0.34)最慢为马尾松林中的马尾松(*Pinus massoniana*, 残存量占起始量的比例为 0.87); 经 6 个月后, 最快的树种是季风常绿阔叶林的华润楠(*Machilus chinensis*, 残存量占起始量的比例为 0.25), 最慢为混交林中的马尾松(残存量占起始量的比例为 0.75)。N 沉降对凋落物分解的影响也随林分、树种和分解阶段不同而异。在马尾松林中, N 沉降仅在试验开始 3 个月对马尾松针叶凋落物分解存在明显的促进作用($p < 0.05$)。在混交林中, 经 6 个月试验后, 低 N 处理对马尾松针叶凋落物分解仍无明显作用, 中 N 处理则明显促进其分解($p < 0.05$), 但在两次取样中 N 沉降处理对荷木(*Schima superba*)凋落物的分解均无显著影响。N 沉降增加对季风常绿阔叶林植物凋落物分解的影响呈现负作用大于正作用。总的来说, N 沉降对凋落物分解的影响随着森林演替进展其影响从正作用向负作用效应转移。分析结果表明, 土壤 N 素可得性可能是决定 N 沉降对鼎湖山森林植物凋落物分解影响效果(促进、无影响或抑制)的关键因素。

关键词: N 沉降; 凋落物分解; 响应; 森林; 南亚热带

Litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical China

MO Jiang-Ming, XUE Jing-Hua, FANG Yun-Ting (Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing, Guangdong 526070, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(7): 1413~1420.

Abstract: Atmospheric deposition of nitrogen - specifically oxides of nitrogen (nitrate and NO_x) mainly from fossil fuel emissions and also ammonium from production and use of fertilizers remain elevated in industrial regions of the world and are accelerating in many developing regions. Concern about the ecological effects of elevated N deposition on the functioning of forest ecosystem is increasing. Chronically elevated atmospheric N deposition to forests can affect litter decomposition, critical processes affecting soil fertility and primary productivity of ecosystems. An assessment of the effects of increased atmospheric N deposition on litter decomposition is critical to understanding its effects on forest structure and function. The emission of nitrogenous compounds from industry and agriculture is likely to increase rapidly in China. However, little information about the impacts of nitrogen deposition on forest ecosystems in China is available. To partially fill this information gap, litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical China were studied.

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30270283); 中国科学院知识创新工程领域前沿资助项目; 中国科学院华南植物研究所所长基金项目; 广东省自然科学基金资助项目(021524)

收稿日期:2004-01-12; **修订日期:**2004-04-30

作者简介:莫江明(1964~), 男, 研究员, 主要从事生态系统生态学、恢复生态学和自然保护区管理研究。E-mail: mojm@scib.ac.cn

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 30270283); the Provincial Natural Science Foundation of Guangdong, China (No. 021524); Field Frontiers Project of CAS Knowledge Innovation Program

Received date:2004-01-12; **Accepted date:**2004-04-30

Biography: MO Jiang-Ming, Professor, mainly engaged in ecosystem ecology, restoration ecology and management of natural reserve. E-mail: mojm@scib.ac.cn

This study was conducted in three forest types in the UNESCO/MAB Dinghushan Biosphere Reserve (DHSBR) in southern China: pine (PF), pine-broadleaf mixed (MF), and monsoon evergreen broadleaf forests (MEBF-mature). Nitrogen addition experiments were initiated within each of the three forest types in 2003. Four N addition treatments (in three replicates) were established in mature forest: Control, Low N ($5\text{ g N}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$), Medium N ($10\text{ g N}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$) and High N ($15\text{ g N}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$), but only three treatments were established in mixed and pine forests (Control, Low N and Medium N). For this purpose 30 plots ($20\text{ m} \times 10\text{ m}$) were set up (12 in MEBF, 9 in MF and 9 in PF forest) surrounded by a 10 m wide buffer strip. All plots and treatments were laid out randomly. NH_4NO_3 solution was sprayed monthly by hand onto the floor of these plots as 12 equal application over the whole year and beginning in July 2003.

Litter decomposition was determined by using closed, mesh litter bags in the plots. A total of 1800 bags of MEBF litter (300 bags for each species or mixed litter; leaf litter of *Castanopsis chinensis*, *Syzygium rehderianum*, *Machilus chinensis*, *Cryptocarya chinensis*, and mixed litter (mixed about one fifth and one fifth of leaf litter for each species)), 810 bags of MF litter (needle of *Pinus massoniana*, leaf litter of *Schima superba*, and mixed litter (needle plus leaf litter of *Schima superba*, mixed about half and half)) and 270 bags of PF litter (needle of *Pinus massoniana*) were prepared from mesh (0.5 mm in the bottom and 2 mm in the top) polyvinyl screen of approximately $25\text{ cm} \times 25\text{ cm}$ in dimension. Each bag was filled with about 10 g, air-dried mass, of litter. In May 2003, these litter bags were evenly distributed among 2 randomly selected subplots (we divided each plots into 8 subplots of $5\text{ m} \times 5\text{ m}$). Five litter bags for each species or for each mixed litter (300 bags for MEBF, 135 bags and 45 bags at each collection) were collected from each plot at about 3, 6, 9, 12, 16, and 24 months after the start of the study.

Litter decomposition rates varied depending on forests, the species of plant litter and the length of exposure of plant litter on the forest floor. During the first 3 months period, there was a significant difference in mass loss of decomposing litter among forests ($p < 0.05$). After decomposing for 3 months, the mean fraction of initial mass of decomposing litter remaining (MFDL) in monsoon evergreen broadleaf forest, mixed forest and pine forest was 0.50, 0.80 and 0.87, respectively. After decomposing for 6 months, the MFDL for these three forests was 0.41, 0.73 and 0.70, respectively. During the first 3 months, *Castanopsis chinensis* of MEBF showed the greatest mass loss (the MFDL was 0.34), while *Pinus massoniana* of PF showed the least mass loss (the MFDL was 0.87). However, after decomposing for 6 months, *Machilus chinensis* of MEBF showed the greatest mass loss (the MFDL was 0.25), and *Pinus massoniana* of MF showed the least mass loss (the MFDL was 0.75). Responses of decomposition rates to elevated N deposition also varied depending on forest type, species of plant litter, and the length of exposure of plant litter to the N treatment. In the pine forest, mass loss of decomposing pine needles was found to be significantly higher in both low N treatment and medium N treatment than in the control after 3 months ($p < 0.05$, the mean fraction of mass remaining of decomposing pine needle for control, low N treatment and medium N treatment was 0.87, 0.81 and 0.80, respectively), but no significant difference was found between them after 6 months treatment. In mixed forest, medium N treatment was found to significantly increase mass loss of decomposing pine needles only after treatment for 6 months ($p < 0.05$), but the other species showed no response to N additions over any length of exposure. In monsoon evergreen broadleaf forest, most species showed a negative effect (Less mass was lost in N treatment plots than in control plots) of N addition in litter decomposition. On the whole, the effects of N deposition on litter decomposition in Dinghushan forests generally varied from positive to negative depending on stage of forest succession. Factors, especially soil N availability, possibly influencing the effects of N deposition on litter decomposition in the region studied are discussed.

Key words: N deposition; litter decomposition; response; forest; subtropics

文章编号:1000-0933(2004)07-1413-08 中图分类号:Q945 文献标识码:A

近数十年来,由于人类活动诸如矿物燃料燃烧、含氮化肥的生产和使用及畜牧业等向大气中排放的含氮化合物激增的原因,大气氮沉降成比例增加^[1~3]。据估计,全球每年沉降到各类生物群系的活性氮达 43.47 Tg N/a ^[4],沉降到海洋表面的活性氮达 27 Tg N/a ^[2]。目前,氮沉降的增加已造成了河口、海口和江湖等水域氮富集和陆地生态系统氮超负荷,并引起和将引起一系列严重的生态问题。如,土壤酸化进程加快,影响树木生长以及生态系统的功能和生物多样性,甚至严重威胁生态系统的结构与功能以及森林健康。因此,氮素沉降增加引起了科学家和公众的广泛关注^[1~3,5]。国外一些生态学家正在或已开展了一些关于氮沉降对森林生态系统结构和功能影响的研究^[6~13]。

事实上,我国也存在高氮沉降问题。据报道,广东鼎湖山保护区的降水氮沉降量也有 35.57 和 38.4 kg N/(hm²·a)^[14, 15]。一般认为,当无机 N 氮沉降在一定范围内,大部分被保留在生态系统中,25 kg N/(hm²·a)是一个临界点,超过该值时,造成过饱和。也有实验证明 N 沉降在 10~25 kg N/(hm²·a)的范围内,被研究的森林生态系统的 N 输出将作出强烈的反应^[11]。以上谈及的我国森林氮沉降量是临界点的两倍多,如此之高的氮沉降势必会影响森林生态系统功能的正常发挥。况且,随着我国社会经济、工农业的进一步发展,氮沉降量可能还会继续升高^[2]。同时,由于气候和水分供应的极大差异会导致经济发展的不平衡,氮沉降的分布状况、增加的速度及其影响存在巨大的区域性差异^[2]。总体而言,我国已成为全球三大氮沉降集中区之一(分别为欧洲、美国和中国),氮沉降的现状和未来的发展趋势已引起了国际社会的高度关注^[5, 16]。

在氮沉降全球化的环境背景下,研究和预测我国尤其东部地区氮沉降对森林生态系统的影响及其反馈,对于制定合理的经济发展战略、引导有效的经济活动和制订我国森林资源和环境管理计划以及提高我国在全球变化研究中的地位均具有重要的理论价值和实践意义。为此,2002 年 10 月在广东鼎湖山生物圈保护区选择南亚热带代表性的森林生态系统建立了永久性的试验样地,通过人工模拟方法系统地研究氮沉降对南亚热带森林生态系统结构和功能影响及其机理。本文为其中一部分初步报道鼎湖山森林主要植物凋落物分解及其对 N 沉降响应。在森林生态系统中,植物体的营养主要通过凋落物形式回归到土壤,然后,在微生物分解的作用下再成为植物可吸收的营养,这是森林生态系统营养循环的重要环节。凋落物分解的快慢程度决定着土壤养分供应力和生态系统养分循环的规模。因此,研究氮沉降对凋落物分解的影响及其反馈对于了解氮沉降对森林生态系统结构和功能影响具有重要的意义。

1 材料与方法

1.1 样地概况

本研究在广东鼎湖山生物圈保护区分布的 3 种主要森林类型进行。这 3 种林型为马尾松(*Pinus massoniana*)林、马尾松针叶阔叶混交林(简称混交林)和季风常绿阔叶林(简称阔叶林)。保护区位于广东省中部,东经 112°33',北纬 23°10',属亚热带季风性气候型。年平均降雨量为 1927 mm,其中 75%分布在 3~8 月份,而 12~翌年 2 月份仅占 6%。年平均相对湿度为 80%。年平均温度为 21.4℃,最冷月(1 月份)和最热月(7 月份)的平均温度分别为 12.6℃和 28.0℃^[17]。

保护区面积约 1100hm²,其中分布在海拔 250~300m 的季风常绿阔叶林约占 20%,分布在海拔 200m 左右的混交林约占 50%,在 50~200m 的马尾松林约占 20%^[18, 19]。季风常绿阔叶林分布在保护区的核心区,保存较完好,已有 400 多年的保护历史,是南亚热带代表性的森林类型^[18, 19]。混交林为人工种植的马尾松因一些阔叶树种入侵而自然形成的过渡类型的针叶、阔叶混交林,林龄约为 70a。马尾松林为人工种植于 1930 年左右,种植后常受人为活动干扰(主要为收割凋落物和林下层),林龄与混交林的基本一致^[18, 19]。

季风常绿阔叶林为锥栗(*Castanopsis chinensis*)、荷木(*Schima superba*)、厚壳桂(*Cryptocarya chinensis*)群落。林冠重叠、稠密,种类丰富,结构复杂,垂直结构可分为 6 层,即乔木 3 个亚层,幼树灌木层、草本苗木层,层间植物层。层间植物主要是木质藤本植物和少量的附生植物。乔木层主要由锥栗、荷木、厚壳桂、黄果厚壳桂(*Cryptocarya concinna*)、华润楠(*Machilus chinensis*)和红车(*Syzygium rehderianum*)等树种组成,其它层树种主要有:枝枝省藤(*Calamus rhabdocladus*)、罗伞树(*Ardisia quinqueгона*)和沙皮蕨(*Hemigramma decurrens*)等^[18, 19]。

混交林群落结构较简单,仅可分成 4 层。乔木分 2 个亚层,主要树种有马尾松、荷木、锥栗、黄果厚壳桂、红皮紫陵(*Craibiodendron kwangtungense*)、山钓樟(*Lindera metcalfiana*)和天料木(*Homalium cochinchinense*)等。灌木 1 层,以阳性灌木桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)占优势。草本及苗木 1 层,以芒萁(*Dicranopteris linearis* var. *dichotoma*)和黑莎草(*Gahnia tristis*)为主,极少发现有马尾松幼苗^[18, 19]。

马尾松林主要以马尾松树种为主,整个林地仅有 3 棵桉树(*Eucalyptus robusta*),林龄约为 70a。因长期受人为干扰(收割凋落物和林下层,每年 2~3 次),该马尾松林退化较严重,林分结构简单,乔木仅 1 层且林冠稀疏,但林下层植物(乔木层林冠以下除马尾松和桉树外的灌木、草本以及蕨类植物)较稠密。林下层树种主要以桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)、芒萁(*Dicranopteris linearis*)、毛稔(*Melastoma sanguineum*)、岗松(*Baeckea frutescens*)等为主^[18, 19]。

季风常绿阔叶林样地的母岩为沙页岩。土壤为赤红壤,土层较深(60~90cm)。混交林样地的母岩为沙岩^[18, 19]。土壤为砖红壤性红壤,土层厚薄不均,一般在 30~60cm 之间。马尾松林样地的母岩也为沙岩。土壤也为砖红壤性红壤,土层较浅,一般不超过 30cm。各样地的土壤理化性质见表 1^[18, 19]。

1.2 实验设计

2002 年 10 月 25 日,建立试验样地。在季风常绿阔叶林样地建立 12 个 10m×20m 样方;混交林与马尾松林各建立 9 个 10m×20m 样方。样方设置时留有足够宽的地带(约 10m 宽),以防止相互之间造成干扰。各样方内又分为 8 个 5m×5m 的小样方。为了增加研究结果的可比性,根据本地区的氮沉降情况,氮处理的强度和频度参考国际上同类研究的处理方法^[10],即实验分 4 个

处理组,分别为 C(对照)、L 低氮处理(5g N/(m²·a))、M 中氮处理(10 g N/(m²·a))、H 高氮处理(15 g N/(m²·a)),每个处理组分成 3 个重复(即同一林分同一处理由随机选择的 3 个样方组成),但高氮处理仅在季风常绿阔叶林内进行。从 2003 年 7 月开始,每月月底喷施 NH₄NO₃。其中季风常绿阔叶林设置 4 个处理即 C、L、M、H,混交林和马尾松林则分别设置 3 个处理即 C、L、M。除了施氮处理外,其它处理措施均保持一致。

1.3 样品采集和处理

根据样地调查结果,在季风常绿阔叶林选定锥栗、红车、华润楠、厚壳桂 4 个优势树种,在混交林选定了马尾松、荷木两个优势树种和在马尾松林选定马尾松进行凋落物分解实验,每种树种 5 个重复。每袋装入约 10g 风干的叶片。在试验开始时,准备 2880 个孔径为 0.5mm(底面)和 2.0mm(上面)的尼龙网袋。网袋大小约为 25cm×25cm。分别用于季风常绿阔叶林 1800 个,其中 360 个用于混合凋落物(选定树种的凋落物均匀混合)分解实验;混交林 810 个,其中 270 个用于混合凋落物分解实验;马尾松林 270 个。在 2003 年 5 月,把尼龙网袋均匀地安置在每个样方的 5 号或 6 号小样方中。试验开始后,在第 3、6、9、12、16、24 月分批取出凋落物袋,每次在每个样方内按每个种取 5 个网袋,用手小心的去掉泥土。到目前为止,共采集样品两次。

所有材料在收集后,一部分用于测定土壤动物的响应,另一部分用于测定失重率、养分释放及微生物的响应。除了土壤动物和微生物样品,其余样品立即在 40℃ 下恒温箱烘至恒重。未能及时处理的样品则放入 4℃ 冰箱内保存。用于测失重率及养分释放的样品分开两部分,其中一部分在 105℃ 烘至恒重,用来计算重量换算率(40℃/105℃);另一部分磨碎、过 0.15mm 孔径的网筛和装瓶,以供化学分析。所有结果以 105℃ 恒重为基准。

1.4 统计分析

利用 SPSS12.0 软件进行 ANOVA 统计分析,然后以 LSD 多重检验法检验凋落物分解速率在不同林分间和处理间的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 凋落物分解特征

因为对照样地无进行任何 N 沉降处理,而是完全模拟自然状态,所以其凋落物的分解情况在一定程度上反映了本研究森林凋落物的分解特征。从图 1 可见,凋落物分解速率随林分、树种和分解阶段不同而异。

不同林分比较,在分解 3 个月后,凋落物分解速率均以季风常绿阔叶林的最快(残存量占起始量的比例为 0.34~0.68,平均 0.50),其次为混交林(残存量占起始量的比例为 0.79~0.81,平均 0.80),最慢为马尾松纯林(残存量占起始量的比例为 0.87),且它们的差异均达显著水平($p<0.05$);即使同为马尾松针叶凋落物,在混交林的分解速率(残存量占起始量的比例为 0.81,图 1)也显著较马尾松纯林的快(残存量占起始量的比例为 0.87, $p<0.05$,图 1);在分解 6 个月后,凋落物的分解速率也是以季风常绿阔叶林的最快(残存量占起始量的比例为 0.25~0.60,平均 0.41),但混交林(残存量占起始量的比例为 0.72~0.75,平均 0.73)与马尾松纯林(残存量占起始量的比例为 0.70)之间差异不明显。

季风常绿阔叶林各树种凋落物分解速率经 3 个月后的快慢顺序为:锥栗>红车>华润楠>混合样>厚壳桂(图 1);经 6 个月后的快慢顺序为:华润楠>混合样>锥栗>红车>厚壳桂(图 1)。在混交林,在第 1 次取样中混合样和荷木叶片凋落物的分解速率相类似,且均比马尾松针叶凋落物的分解速率快;第 2 次取样中以荷木叶片凋落物的分解速率最快,其次是混合样,最慢也是马尾松针叶凋落物。所有试验树种比较,经 3 个月后凋落物分解速率最快的树种是季风常绿阔叶林的锥栗,其凋落物残存量占起始量的比例为 0.34,较同为季风常绿阔叶林的厚壳桂凋落物的分解速率(残存量占起始量的比例为 0.68)快 1 倍,以及较马尾松林中马尾松针叶分解速率(残存量占起始量的比例为 0.87)快 4 倍(图 1);经 6 个月后,最快的树种为季风常绿阔叶林的华润楠,其凋落物残存量占起始量的比例为 0.25,较同为季风常绿阔叶林的厚壳桂凋落物的分解速率(残存量占起始量的比例为 0.60)快约 0.88 倍,以及较混交林中的马尾松针叶分解速率(残存量占起始量的比例为 0.75)快 2 倍(图 1)。可见,分解速率在树种间的差异第 1 次取样大于第 2 次。

不同采样时间比较,第 2 次采样的分解速率基本上与第 1 次采样的分解速率变化相类似,但也有例外。例如,在第 1 次采样中同为马尾松针叶,其分解速率在马尾松纯林的较混交林的慢,但在第 2 次采样时的分解速率却相反,表现为马尾松纯林较混交林快(图 1);同在季风常绿阔叶林,第 1 次采样时红车的分解速率较华润楠的快,但在第 2 次采样时则相反(图 1)。以上现象反映了凋落物分解速率随时间变化的波动性特征。

2.2 N 沉降对凋落物分解的影响

在马尾松纯林,N 沉降处理 3 个月后,马尾松针叶凋落物的分解速率较对照的分解速率明显提高(对照、低 N 和中 N 沉降处理样地凋落物残存量占起始量的比例分别为 0.87、0.81 和 0.80, $p<0.05$,图 1),且随着施 N 强度加大分解速率也依次加快。然而,经 6 个月的数据处理样地针叶凋落物的分解速率较对照样地的反而低,但差异不明显(图 1)。以上现象表明,在马尾松林中,N 沉降对马尾松针叶凋落物分解仅初期存在正影响。

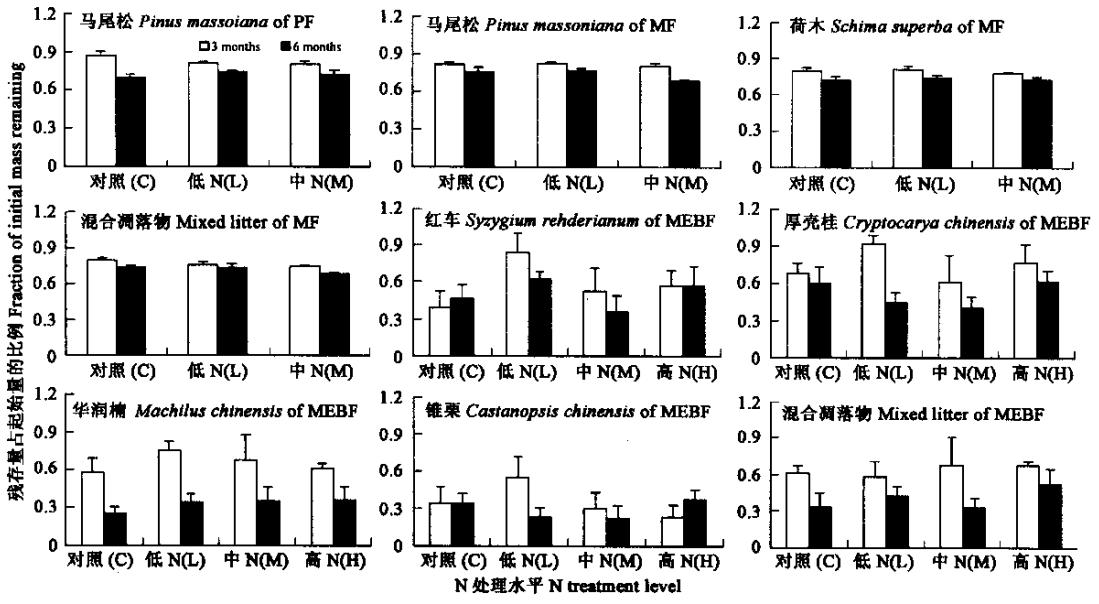


图 1 鼎湖山马尾松(PF)、混交林(MF)和季风常绿阔叶林(MEBF)凋落物分解过程中失重率的变化

Fig. 1 Changes of mass loss in decomposing litter in the pine(PF), mixed(MF) and mature(MEBF) forests of Dinghushan

C 对照 Control; L 低 N Low N; M 中 N Moderate N; H 高 N High N

在混交林, N 沉降处理 3 个月后, 低 N 和中 N 处理样地的马尾松针叶凋落物的分解速率与对照样地的分解速率几乎相当(图 1), 经 6 个月后, 低 N 处理样地与对照样地的分解速率仍无明显的差异, 但中 N 处理样地的马尾松针叶凋落物的分解速率则明显高于对照样地(对照和中 N 沉降处理样地凋落物残存量占起始量的比例分别为 0.75 和 0.68, $p < 0.05$, 图 1), 说明了 N 沉降处理累积到一定程度后才对混交林中的马尾松针叶凋落物分解产生积极影响。N 沉降处理 3 个月后, 混合样品对 N 沉降的反响与同时期马尾松针叶凋落物的相类似, 在 6 个月后, 也是仅中 N 处理明显提高了其分解速率(对照、低 N 和中 N 沉降处理样地凋落物残存量占起始量的比例分别为 0.73、0.73 和 0.68, $p < 0.05$, 图 1)。然而, 在两次取样中, N 沉降处理对荷木叶片凋落物的分解速率均无显著的影响(图 1)。

在季风常绿阔叶林, N 沉降对红车叶片凋落物除了在 6 个月中 N 处理有利于分解外, 其余 N 处理(尤其是低 N 处理)在两次取样中均表现明显的抑制作用($p < 0.05$, 图 1)。N 沉降同样对华润楠叶片凋落物的分解在两次取样中均产生明显抑制作用($p < 0.05$, 图 1), 且在试验 6 个月后, 其抑制作用随施 N 强度加大而增强。与对以上红车和华润楠叶片凋落物的分解速率的影响相类似, N 沉降在两次取样中均抑制混合样品的分解($p < 0.05$)。对于厚壳桂叶片凋落物, 除了低 N 和中 N 沉降处理在分解第 2 次取样时表现明显有利于分解($p < 0.05$)外其余也均表现不利于分解(图 1)。与对厚壳桂凋落物分解的影响略有不同, N 沉降对锥栗凋落物分解的影响正作用较负作用强, 在 N 处理 3 个月后, 低 N 处理表现抑制其分解, 中 N 沉降处理表现有利于分解的趋向, 高 N 沉降则表现明显促进凋落物的分解($p < 0.05$); 在 6 个月后, 低 N 处理也明显提高凋落物分解速率($p < 0.05$), 中 N 沉降较低 N 沉降更有利于分解, 然而, 高 N 沉降则相反, 表现为抑制凋落物分解(图 1)。可见, N 沉降增加对季风常绿阔叶林凋落物分解的影响随树种不同而异, 但总的来说负作用较正作用大。

由上可见, N 沉降对凋落物分解的影响随林分、树种和分解阶段不同而异, 总的来说, N 沉降对本研究森林植物凋落物分解的影响随着森林演替进展其影响从正作用向负作用效应转向。

3 讨论

3.1 鼎湖山森林凋落物分解特征及其影响因素

一般认为, 凋落物的分解速率主要决定于凋落物所处土壤的水热状况、凋落物质量和分解阶段^[20, 21]。由于凋落物分解是一个微生物参与的过程, 有利于提高微生物生长和活动的条件将会促进凋落物分解速率^[22], 因此不难理解, 土壤的水热条件通过影响微生物活动来控制凋落物的分解速率^[23~25]。近期, Wang 等在大尺度的研究中进一步证实了气候条件对凋落物分解的影响很大, 降水量增多、年均温增高, 凋落物分解速率相应加快^[23]。鼎湖山森林土壤微生物的生物量的大小顺序(阔叶林 > 针叶林 > 混交林)^[26]基本上可以解释本研究的结果(凋落物分解速率以季风常绿阔叶林的最快, 其次为混交林, 最慢为马尾松纯林

(但在第 2 次取样中,混交林与马尾松林凋落物的分解速率差异不显著)。

Berg 认为,凋落物的分解至少经历两个过程的变化,即营养控制阶段和纤维素控制阶段^[21]。第 1 阶段,凋落物分解速率较快,而第 2 阶段则较慢。第 1 阶段持续的时间根据凋落物的质量而变化。例如,在他们的研究中,初始氮含量为 1.15% 以下的松针凋落物,第 1 阶段持续的时间少于 2a,而初始氮含量为 1.22% 的凋落物则长达 5a。在森林生态系统中新鲜地被物的分解较旧的地被物的分解快,在分解初期真菌生物量与凋落物失重率具有显著的直线关系,其后,真菌生物量则下降直至稳定的水平^[27]。凋落物分解速率这种由快到慢的变化模型与作者近期的研究结果一致^[28]。可能正是由于以上原因,本研究第 1 和第 2 次取样的凋落物分解速率表现不同变化格局。

凋落物分解速率还往往取决于凋落物的碳氮比或氮含量。一般认为,分解物碳氮比高其分解速率低。Yang 等在其研究中观察到,初始 N 浓度与凋落物分解过程中的失重率显著相关^[23]。在本研究中,凋落物分解速率最快的树种是季风常绿阔叶林的锥栗,较该林分厚壳桂树种的快 1 倍,为马尾松纯林中的马尾松针叶凋落物的 4 倍。然而过去的研究结果显示,锥栗叶片和马尾松针叶氮含量均为 1.39%,厚壳桂叶片则为 2.2%^[29, 30]。显然,用凋落物氮素含量没法解释鼎湖山森林凋落物分解速率的特征。

可见,鼎湖山凋落物分解速率受诸多因素影响,其变化特征是这些因素综合作用的结果。

3.2 氮沉降对鼎湖山森林凋落物分解的影响及其机理

一般认为,N 沉降增加将会影响森林生态系统的凋落物分解的速率。然而,至目前为止无论是野外还是室内试验,都没有一致表现出外加氮会增加叶片凋落物分解的速度。据统计,约有一半的研究表明,氮处理并没有在统计学上明显改变凋落物分解速度,当然有些研究发现增加了凋落物分解失重率或 CO₂ 呼吸速度,也有些研究发现外加氮反而使分解速度减慢^[31]。Kuperman 认为,氮沉降是否增加森林凋落物分解的速度往往取决于试验所用的树种、试验方法(微生境培养法或野外凋落物袋分解法)、氮处理类型、试验进行的时间长度等因素^[31]。从本研究结果看,N 沉降对凋落物分解的影响随林分、树种和分解阶段不同而异,总的来说,N 沉降对鼎湖山森林植物凋落物分解的影响随着森林演替进展其影响从正作用向负作用效应转移。

鼎湖山森林凋落物分解的速度往往是多种因素综合作用的结果,这些因素包括凋落物所处的土壤的水热状况、凋落物质量(如种类、碳氮比或氮含量)和分解阶段等多种因素。也许在某一特定情况下,其中一个因素占主导地位。然而,另外一种因素往往常被人们忽视,这种因素就是试验样地土壤 N 素的可得性。本研究结果显示,在马尾松林中氮沉降增加有利于针叶凋落物初始阶段的分解(图 1),其原因可能与林地土壤氮素可得性有关,因为马尾松针叶凋落物的氮含量较低(1.39%)^[29]。作者曾对鼎湖山马尾松林凋落物分解进行过研究,结果发现鼎湖山马尾松林针叶、林下层凋落物以及混合凋落物的分解速率均较低,分解系数仅为 0.31~0.44,明显低于其它一些热带和亚热带阔叶林和松林的分解系数(1.00~1.75)^[28, 32]。而且,研究还发现 3 种凋落物在分解初期 N 素残存量均逐渐上升。这种现象暗示了马尾松林地因长期以来受人为活动干扰,其林地退化和土壤肥力低,凋落物初始 N 含量不能满足参与分解的微生物生长和维持需要。因此,外加氮一定程度上增加了凋落物可利用的氮素,从而促进其凋落物的分解速度^[18]。

利用 N 素可得性理论还可以解释,在混交林中马尾松针叶凋落物分解速率在 N 处理 6 个月后才表现出增加而在马尾松林中 N 处理 3 个月后就表现出增加的理由(图 1)。这是因为混交林土壤 N 含量较马尾松林的高(表 1),即混交林土壤 N 素供应力较马尾松林的高^[18]。这说明 N 沉降增加对凋落物分解影响开始显效的时间决定于林地土壤 N 可得性。

表 1 鼎湖山马尾松林、混交林和季风常绿阔叶林土壤理化性质(平均值,标准差)^[18]

Table 1 Soil properties in pine, mixed and monsoon evergreen broad-leaved forests of Dinghushan in subtropical China (mean, SE in parenthesis)^[18]

森林类型 Forest type	土层深 Soil depth (cm)	有机质 Organic matter(%)	全 N Total N (%)	碳氮比 C/N	pH	容重 Bulk density (g/cm ³)	含水量 Moisture content (%)
马尾松 ^①	0~20	2.73 (0.17)	0.09 (0.01)	16.79 (0.94)	4.03 (0.02)	1.41 (0.04)	24.90 (1.10)
混交林 ^②	0~20	3.45 (0.35)	0.10 (0.01)	18.90 (0.97)	3.86 (0.02)	1.30 (0.04)	25.97 (0.91)
阔叶林 ^③	0~20	5.35 (0.58)	0.19 (0.01)	15.91 (0.86)	3.79 (0.06)	1.21 (0.03)	38.57 (1.19)

① Pine; ② Pine-broadleaf mixed; ③ 季风常绿阔叶林 Monsoon evergreen broad-leaved forest

N 素可得性理论同样可以解释本研究中季风常绿阔叶林凋落物分解的表现。在季风常绿阔叶林中,氮沉降对凋落物分解的影响根据树种不同而异,但总的来说其影响主要表现抑制作用(图 1)。这是由于季风常绿阔叶林土壤 N 含量较高(表 1),约分别相当于马尾松林和混交林土壤 N 素含量的两倍,因此氮的可得性也许不是凋落物分解速度的主要限制因子^[18]。作者也曾对鼎湖山季风常绿阔叶林植物养分元素含量分配格局进行过分析和研究,认为 P 和 Mg 而非 N 元素是限制季风常绿阔叶林植物生产力的最重要营养元素^[30]。然而,土壤 N 可得性过高即 N 沉降增加必然会改变系统中的营养元素原有平衡,使得 P 和 Mg 两

种元素的可得性降低,从而抑制参与凋落物分解的微生物的活动。

N 素可得性理论同时还可以解释本研究马尾松林中,针叶凋落物分解速率在施 N 后 3 个月和 6 个月之间差异的原因(图 1)。经过 6 个月施 N,马尾松林土壤 N 素已累积达到一定的浓度,使 N 素不再成为主要限制因素,有可能其它因素上升为限制因素。这也说明了, N 沉降增加累积到一定程度后其对凋落物分解的作用可能向相反效应转移。这其中还有一个例子, N 沉降对季风常绿阔叶林锥栗凋落物分解的影响(图 1),在 N 处理 3 个月后,低 N 处理表现抑制其分解,中 N 沉降表现有利于分解的趋向,高 N 沉降则表现明显促进凋落物的分解($p<0.05$);在 6 个月后,低 N 处理也明显提高凋落物分解速率($p<0.05$),中 N 沉降较低 N 沉降更有利于分解($p<0.05$),然而高 N 沉降则相反,表现为抑制凋落物分解。

综上所述,土壤 N 素可得性可能是决定 N 沉降对鼎湖山森林植物凋落物分解影响效果(促进、无影响或抑制)的关键因素。

References:

[1] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, *et al.* Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological applications*, 1997, **7**: (3) 737~750.

[2] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio.*, 2002, **31**: 64~71.

[3] Galloway J N, Aber J D, Erisman J W, *et al.* The Nitrogen Cascade. *Bioscience*, 2003, **53**: 341~356.

[4] Kaiser J. The other global pollutant: nitrogen proves tough to curb. *Science*, 2001, **294**: 268~1269.

[5] Fenn M A, Poth M A, Aber J D, *et al.* Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*, 1998, **8**: 706~733.

[6] Hall S J, Matson P A. Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests. *Nature*, 1999, **400**: 152~155.

[7] Nihlgard B. The ammonium hypothesis-an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio.*, 1985, **14**: 2~8.

[8] Matson P A, McDowell W H, Townsend A R, *et al.* The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 1999, **46**: 67~83.

[9] Magill A H, Aber J D, Berntson G M, *et al.* Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems*, 2000, **3**: 238~253.

[10] Emmett B A, Boxman A W, Bredemeier M, *et al.* Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: evidence from the NITREX ecosystem-scale experiments. *Ecosystems*, 1998, **1**: 352~360.

[11] Wright R F, Roelofs J G M, Bredemeier M, *et al.* NITREX: responses of coniferous forest ecosystems to experimentally changed deposition of nitrogen. *Forest Ecology and Management*, 1995, **71**: 163~169.

[12] Wright R F, Rasmussen L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *Forest Ecology and Management*, 1998, **101**:1~7.

[13] Kochy M, Wilson S D. Nitrogen deposition and forest expansion in the northern great plains. *Journal of Ecology*, 2001, **89**: 807~817.

[14] Huang Z L, Ding M M, Zhang Z P, *et al.* The hydrological processes and nitrogen dynamics in a monsoon evergreen broad-leaved forest of Dinghushan. *Acta Phytoecologica Sinica*, 1994, **18**(2): 194~199.

[15] Zhou G Y, Yan J H. The influence of region atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on the existence and development of Dinghushan forest ecosystems. *Acta Ecologica Sinica*, 2001,**21**(12): 2002~2012.

[16] Townsend A R, Braswell B H, Holland E A, *et al.* Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of fossil fuel nitrogen. *Ecological Applications*, 1996, **6**: 804~814.

[17] Huang Z F, Fan Z G. The climate of Ding Hu Shan. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, **1**: 11~13.

[18] Mo J M, Brown S, Peng S L,*et al.* Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management*, 2003, **175**(3): 573~583.

[19] Wang Z H, He S, Song S, *et al.* The vegetation of Ding Hu Shan Biosphere Reserve. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, **1**:77~141.

[20] MacLean D A, Wein R W. Litter production and forest floor nutrient dynamics in pine and hardwood stands of New Brunswick, Canada. *Holarctic Ecology*, 1978, **1**:1~15.

[21] Berg B. Nutrient release from litter anhumus in coniferous forest soils——a mini review. *Scand. J. For. Res.*, 1986, **1**:359~369.

[22] Singh J S, Gupta S R. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Botanical Review*, 1977, **43**:449~528.

[23] Wang L X, Wang J, Huang J H. Comparison of major nutrient released patterns of *Quercus liaotungensis* leaf litter decomposition different climatic zones. *Acta Botanica Sinica*, 2003, **45**(4):399~407.

[24] Yi W M, Ding M M, Liao L Y, *et al.* The research of soil microbial characteristics in the Dinghushan Biosphere Reserve and Dainbai artificial evergreen broad-leaved station. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1984, **2**:59~68.

[25] Liang H W. A study on the litterfall and its decomposition of Chinese fir in Tianlinlaoshan. *Forest Science*, 1993, **29**(4):355~359.

[26] Fu S L, Yi W M, Ding M M. Mineralization of soil microbial C, N, P and K in different vegetations types at Dinghushan Biosphere Reserve. *Acta Phytocologica Sinica*, 1995, **19**(3):217~224.

[27] Berg B, Soderstrom B. Fungal biomass and nitrogen in decomposing Scots pine needle litter. *Soil Biology and Biochemistry*, 1979, **11**: 339~341.

[28] Mo J M, Brown S, Kong G H, *et al.* Litter decomposition and its nutrient dynamics of a pine forest in Dinghushan Biosphere Reserve. *Acta Phytocologica Sinica*, 1996, **20**(6):534~542.

[29] Mo J M, Brown S, Kong G H, *et al.* Nutrient distribution and cycling of a Masson's pine planted forest in Dinghushan. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, **19**(5):635~640.

[30] Mo J M, Zhang D Q, Huang Z L, *et al.* Distribution pattern of nutrient elements in plants of Dinghushan lower subtropical evergreen broad-leaved forest. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2000, **8**(3):198~206.

[31] Kuperman R G. Litter decomposition and nutrient dynamics in oak-hickory forests along a historic gradient of nitrogen and sulfur deposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, **31**: 237~244.

[32] Mo J M, Brown S, Peng S L, *et al.* Role of understory plants on nutrient cycling of a restoring degraded pine forests in a MAB reserve of subtropical China. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(9): 1407~1413.

参考文献:

[14] 黄忠良,丁明懋,张祝平,等. 鼎湖山季风常绿阔叶林的水文学过程及其氮素动态. *植物生态学报*,1994,**18**(2):194~199.

[15] 周国逸,闫俊华. 鼎湖山区域大气降水特征和物质元素输入对森林生态系统存在和发育的影响. *生态学报*,2001,**21**(12):2002~2012.

[17] 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**:11~13.

[19] 王铸豪,何少颐,宋绍墩,等. 鼎湖山的植被. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1982,**1**:77~141.

[24] 蚁伟民,丁明懋,廖兰玉,等. 鼎湖山黄果厚壳桂群落的凋落物及其氮素动态. *植物生态学报*,1994,**18**(3):228~235.

[25] 梁宏温. 田林老山中山杉木人工林凋落物及其分解作用的研究. *林业科学*, 1993,**29**(4):355~359.

[26] 傅声雷,蚁伟民,丁明懋. 鼎湖山不同植被类型下土壤微生物养分的矿化. *植物生态学报*,1995,**19**(3):217~224.

[28] 莫江明,Brown S,孔国辉,等. 鼎湖山生物圈保护马尾松林凋落物的分解及其营养动态研究. *植物生态学报*,1996,**20**(6):534~542.

[29] 莫江明,Brown S,孔国辉,等. 鼎湖山马尾松林营养元素的分布和生物循环特征. *生态学报*,1999,**19**(5):635~649.

[30] 莫江明,张德强,黄忠良,等. 鼎湖山南亚热带常绿阔叶林植物营养元素含量分配格局研究. *热带亚热带植物学报*,2000,**8**(3):198~206.

[32] 莫江明,Brown S,彭少麟,等. 林下层植物在退化马尾松林恢复初期养分循环中的作用. *生态学报*,2002,**22**(9):1407~1413.