

## 氮沉降下鼎湖山森林凋落物分解及与土壤动物的关系

徐国良<sup>1,2</sup>, 莫江明<sup>1\*</sup>, 周国逸<sup>1</sup>, 薛璟花<sup>1</sup>

1. 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; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039

**摘要:** 研究了南亚热带 3 种森林生态系统凋落物在 N 沉降下的分解动态及其与土壤动物群落的关系。选取季风常绿阔叶林、针阔混交林和马尾松林建立野外模拟 N 沉降样地, 实施四个处理组, 对照 (Control)、低氮 ( $50 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , Low N)、中氮 ( $100 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , Medium N) 和高氮处理 ( $150 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , High N), 利用凋落物网袋法, 在 18 个月的时间内调查分析了凋落物分解过程及其中的土壤动物密度特征。研究结果表明, 植被演替阶段对凋落物的分解速度存在影响, 季风林凋落物降解速度显著性快于混交林和针叶林 ( $P < 0.05$ ); 18 个月后, 季风林各处理地凋落物残留率为 0.05、0.14、0.13 和 0.17, 混交林为 0.64、0.56 和 0.62, 针叶林为 0.66、0.63 和 0.62。N 沉降增加对凋落物分解存在一定影响。且这种影响与植被类型之间存在明显的交互作用。N 沉降处理对季风林凋落物分解表现出了一定的抑制作用, 而且这种差异随时间推移愈益明显, 但在混交林和针叶林内, 试验后期凋落物分解受到了 N 沉降处理的促进作用。在试验后期, 尤其是 12 个月后, 凋落物网袋土壤动物密度在不同林地和不同水平 N 处理下体现了差异化发展趋势。在季风林内, N 处理地土壤动物密度受到了明显的抑制; 在混交林和针叶林内, 低 N 样地动物密度显示了相比对照样地的明显优势, 但在较高强度的中 N 处理地无论在凋落物的降解速率还是在动物密度上都与对照样地没有明显差别。文章认为, N 沉降处理所产生的影响可能受环境 N 饱和程度的调控。文章还提出, 在凋落物分解进程中, 土壤动物群落具有“后期进入”特征, 这对于进一步准确分析森林凋落物分解进程及土壤动物的贡献有重要意义。

**关键词:** N 沉降; 凋落物; 土壤动物**中图分类号:** Q958.15; S154.5**文献标识码:** A**文章编号:** 1672-2175 (2005) 06-0901-07

森林凋落物是指森林生态系统内由生物组分产生并归还到林地表面的有机物质的总称, 它一直是国内外生态学家研究的热点之一<sup>[1, 2]</sup>。凋落物分解的速度和进程不仅反映了森林生态系统内部物质与能量循环动态, 而且与全球变化密切相关。森林凋落物分解包括水溶性化合物的淋溶、土壤动物对凋落物的破碎、由微生物进行的物质转换以及有机物和矿质化合物向土壤转化等过程<sup>[3]</sup>, 这个过程取决于凋落物的理化性质、土壤特性、气候和土壤生物的综合作用<sup>[4-6]</sup>。

N 沉降问题已经表现严重的全球化趋势<sup>[7]</sup>。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)<sup>[8, 9]</sup>。例如, 在华南的鼎湖山地区, 大气 N 沉降量从 1994 年的  $36 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  上升到 2001 年的  $38 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ <sup>[10, 11]</sup>。因此, 大气氮沉降问题引起了科学家和公众的广泛关注<sup>[12, 13]</sup>, 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<sup>[9, 14-18]</sup>。一般认为, N 沉降增加将会影响森林生态系统凋落物分解速率, 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或减少叶片凋落物分解速

度。Vestgarden<sup>[19]</sup>报道了外加 N 对针叶凋落物分解的促进作用。在一个长期凋落物网袋试验研究中, 发现 N 沉降显著地降低了凋落物的降解速度<sup>[20]</sup>; 也有研究认为外加 N 对凋落物分解没有明显的作用<sup>[21]</sup>。Kuperman<sup>[22]</sup>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、氮处理类型和试验进行的时间长度等因素。

在凋落物分解过程中, 土壤动物直接的破碎、取食, 对土壤微生物的携播、刺激作用以及其活动对土壤基质的改善作用使得土壤动物在凋落物分解中起着极重要的功能性作用<sup>[23]</sup>。国内外学者在这个领域已做了大量的工作, 并认为, 土壤动物对凋落物的分解作用受气候带、植被类型等的影响<sup>[24-28]</sup>。但是, 对于大气 N 沉降胁迫下的土壤动物凋落物分解动态, 除了 Boxman 等<sup>[29]</sup>在 Gårdsjön、Ysselsteyn 和 Klosterhede 三地的凋落物分解试验研究中, 同时对其中的小型土壤动物进行了调查, 但只报道了弹尾虫和甲螨的一次种类数量和生物量统计结果 (July 1993), 得出 N 沉降增加对小型土壤动物生物量没有明显影响, 但是在自然 N 沉降量最低的 Gårdsjön 样地 ( $N 12 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ), 弹尾虫具有最大

**基金项目:** 国家自然科学基金项目 (30270283; 30470306); 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KSCX2-SW-120); 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项目 (021524)

**作者简介:** 徐国良 (1975 -), 男, 博士研究生, 从事森林生态系统土壤动物结构、功能及其与全球变化的关系研究。E-mail: xugl75@126.com

\*通讯作者, E-mail: mojm@scib.ac.cn

**收稿日期:** 2005-11-06

的丰度,暗示高浓度的N沉降可能会对土壤动物丰度造成负面影响外,极少报道。

由此,为了进一步探究大气N沉降下调落物分解动态及其与土壤动物因子的关系,在鼎湖山选择了亚热带典型的森林生态系统:季风常绿阔叶林、针阔混交林和马尾松林,建立了永久性的N沉降野外研究样地,利用凋落物网袋法,通过18个月内的5次取样,调查了凋落物的分解动态及土壤动物群落的变化,试图讨论以下三个问题:(1)亚热带N沉降下调落物的分解是否受植被类型的影响;(2)N沉降水平是否对凋落物分解造成了不同的影响;(3)土壤动物群落动态与凋落物分解进程的关系。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究背景

本研究在广东鼎湖山生物圈保护区分布的3种典型性森林中进行。这3种林型为马尾松(*Pinus massoniana*)林(简称针叶林)、马尾松针叶阔叶混交林(简称混交林)和季风常绿阔叶林(简称季风林)。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月至8月份,而12月至2月仅占6%。年平均相对湿度为80%。年平均温度为21.4℃,最冷月(1月)和最热月(7月)的平均温度分别为12.6℃和28.0℃<sup>[30]</sup>。

季风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,是亚热带代表性的森林类型<sup>[31]</sup>。混交林为人工种植的马尾松林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70年。马尾松林由人工种植于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<sup>[31,32]</sup>。

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(60~90 cm)。混交林样地的母岩为沙岩<sup>[31,32]</sup>。土壤为砖红壤性红壤,土层厚薄不均,一般在30~60 cm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30 cm。各样地的土壤理化性质见表1<sup>[31,32]</sup>。

### 1.2 实验设计

2002年10月25日,建立试验样地。在季风林样地建立12个10 m×20 m样方;混交林与马尾松林各建立9个10 m×20 m样方。样方之间留有足够宽的地带(约10 m宽),以防止相互之间造成干扰。各样方内又分为8个5 m×5 m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<sup>[16]</sup>,即实验分4个处理组,分别为C(对照)、L低氮处理(N 5 g·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)、M中氮处理(N 10 g·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)和H高氮处理(N 15 g·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>),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林内进行。从2003年1月开始,每月月中和月底分二次喷施NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>。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,在季风林选择锥栗、红车、华润楠、厚壳桂四个优势树种,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,选用25 cm×25 cm(底面孔径0.5 mm,上面孔径2.0 mm)的尼龙网袋,每袋装入约10克风干的叶片,每个树种在每个样方内设3个重复,其中季风林有网袋1080个,包括216个用于混合凋落物(选定树种的凋落物均匀混合),混交林486个,其中162个用于混合凋落物分解实验;马尾松林162个,三林分共布置了1728个网袋。在2003年5月,把所有凋落物网袋均匀贴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、18月后分批取出凋落物袋,每次在每个样方内按每个种取3个网袋,用手小心的去掉泥土。

凋落物网袋立即带回实验室,利用Tullgren漏斗提取土壤动物,所在标本在Olympus体视显微镜(SZ-1145)和Olympus研究型相差显微镜(AX70-52E01)下计数及分类,除螨类外,其余各类都鉴定至科(总科)<sup>[33,34]</sup>。凋落物的残留量通过在105℃烘至恒重再称量获得。

### 1.4 数据分析

在本论文未对不同树种进行研究,所有数据均为同一样方内不同树种的平均值。凋落物残留量(g)与凋落物始质量(g)的比值即为凋落物的残留率。凋落物袋土壤动物密度( $d/g$ )= $d_{DG}$ /凋落物残留量(g), $d_{DG}$ 指数由下列公式得出:

$$d_{DG} = (n/G) \sum_{i=1}^n (D_i C_i / D_{i \max} C) [35]$$

式中 $D_i$ 为第*i*类群个体数; $D_{i \max}$ 为各群落中第*i*类群的最大个体数; $n$ 为某个群落中的类群数; $G$

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)\*

森林类型	土层深 /cm	w(有机质) /%	w(全N) /%	碳氮比 w(C)/w(N)	pH	w(含水量) /%
马尾松林	0~20	2.73 (0.17)	0.09 (0.01)	16.79 (0.94)	4.03 (0.02)	24.90 (1.10)
混交林	0~20	3.45 (0.35)	0.10 (0.01)	18.90 (0.97)	3.86 (0.02)	25.97 (0.91)
季风林	0~20	5.35 (0.58)	0.19 (0.01)	15.91 (0.86)	3.79 (0.06)	38.57 (1.19)

\*引自文献<sup>[32]</sup>

为各群落所包含的总类群数,  $C_i/C$  为  $C$  个群落中第  $i$  个类群出现的比率。

利用 SPSS11.5 软件进行 one-way-ANOVA 统计分析, 不同样地、N 处理地及土壤动物密度间的差异显著性以 Duncan 新复极差法检验。

## 2 结果与分析

### 2.1 凋落物分解动态

凋落物残留率都经历了先快速下降, 然后平稳减少的过程 (图 1)。凋落物的降解速率明显受林分的影响。季风林凋落物降解速度显著性快于混交林

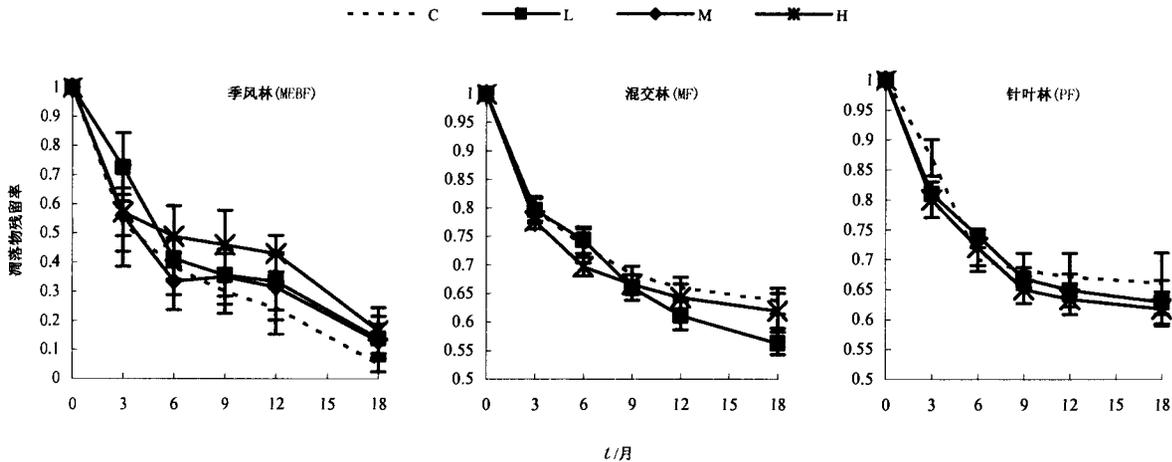


图 1 季风林、混交林和针叶林不同处理地凋落物在 18 个月内的分解动态

Fig. 1 Dynamic of litter decomposition under control, low N, medium N and high N treatments in 18 months in MEBF, MF and PF

和针叶林 ( $P < 0.05$ ), 而后两者之间差异不显著。当试验进行到 6 个月时, 季风林各处理地凋落物残留率分别为 0.38、0.41、0.33 和 0.49, 混交林各处理地凋落物残留率分别为 0.73、0.74 和 0.70, 针叶林分别为 0.70、0.74 和 0.72; 18 个月后, 季风林各处理地凋落物残留率为 0.05、0.14、0.13 和 0.17, 混交林为 0.64、0.56 和 0.62, 针叶林为 0.66、0.63 和 0.62, 也就是说, 经过 1 年半, 季风林超过 80% 的凋落物已分解, 而同时混交林和针叶林的分解率甚至未达 50%。

N 沉降处理对季风林凋落物分解表现出了一定的抑制作用。如图 1, 季风林对照样地凋落物残留率

在整个试验过程中一般都低于各 N 处理值, 而且这种差异随时间推移愈益明显, 至 18 个月, 对照样地凋落物残留率显著性低于各 N 处理地 ( $P < 0.05$ )。试验前期 N 沉降增加在混交林和针叶林内没有表现对凋落物分解的明显作用, 但在试验后期, 可以看到, 9 个月后, 混交林和针叶林 N 处理地凋落物残留率一直低于对照样地, 18 个月后, 混交林低 N 处理地凋落物残留率与对照样地的差异达显著性水平 ( $P < 0.05$ ), 表明凋落物分解受到了 N 沉降处理的促进作用, 这种情况是与季风林截然不同的。

### 2.2 凋落物袋土壤动物密度动态

由图 2, 各林分凋落物袋土壤动物在整个试验

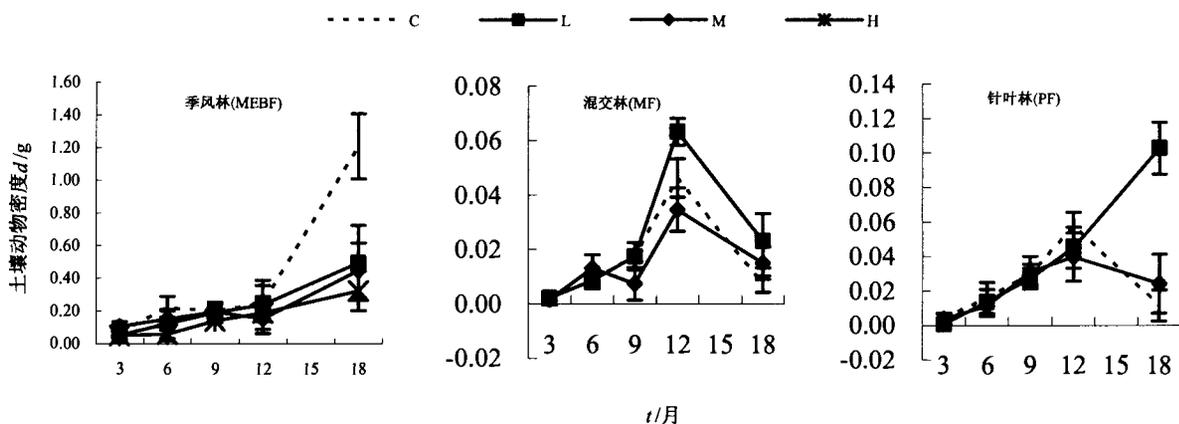


图 2 季风林、混交林和针叶林不同处理地凋落物袋土壤动物密度在 18 个月内的变化

Fig. 2 Changes of soil fauna density under control, low N, medium N, and high N treatments in 18 months in MEBF, MF and PF

期间都呈现出前期群落水平较低、增长缓慢,后期群落水平较高、变化迅速的特点,尤其是在土壤动物最丰富的季风林内这个特点表现得最为明显,这种先抑后扬的特点是与凋落物分解速率的变化过程相反的。

试验前期, N 处理未表现对凋落物袋土壤动物密度的明显作用(图2),但这可能是受到土壤动物群落水平太低的影响。在试验后期,尤其是12个月后,由于土壤动物密度的快速上升,各林分不同 N 处理地凋落物袋土壤动物密度产生了差异化发展,显现了 N 处理的效应,而且这种效应随林分不同而异。在季风林内(图2),12个月后,对照样地土壤动物密度相对各 N 处理地明显上扬,18个月后,对照样地土壤动物密度显著高于各 N 处理地( $P < 0.05$ ),表明 N 处理下凋落物袋土壤动物受到了明显的抑制;混交林内,9个月后低 N 处理地土壤动物密度开始显示一定的优势,12个月后显著高于对照和中 N 处理值( $P < 0.05$ ),而后两者间一直无明显差异;针叶林内,12个月后,低 N 处理地凋落物袋土壤动物密度直线上升,18个月后,其值极显著高于对照样地( $P < 0.01$ )。因此, N 处理在混交林和针叶林内对凋落物袋土壤动物密度的影响也与季风林是截然不同的。

### 3 讨论

#### 3.1 植被类型对凋落物分解速度的影响

季风林凋落物降解速度显著快于混交林和针叶林,这体现了植被演替阶段对凋落物的分解速度存在影响,其原因可能存在于立地条件和凋落物种间的差异<sup>[36]</sup>。一般认为,凋落物在营养状况良好的环境中降解速度要快于营养状况较差的环境<sup>[37]</sup>,而且高 N 含量的凋落物分解要快于低 N 含量凋落物<sup>[36, 38]</sup>。本研究中,季风林具有 400 余年的保护历史,并且是南亚热中国的地带性原生植被,而混交林和针叶林都是在地带植被受到长期较为严重的破坏后逐渐恢复形成的<sup>[39]</sup>。因此,季风林与混交林和针叶林的立地条件形成了较大的差别。例如,季风林土壤微生物群落生物量是最高的,其次为混交林和针叶林<sup>[40, 41]</sup>;土壤全 N 含量也是季风林>混交林>针叶林;土壤  $w(C)/w(N)$  则是针叶林>混交林>季风林(表1)。季风林所选试验凋落物叶 N 含量也是最高的,平均为  $15.7 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,混交林为  $14.2 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,针叶林  $12.2 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

#### 3.2 N 沉降对凋落物分解动态的影响

本研究结果证明, N 沉降增加对凋落物分解存在影响,且这种影响与植被类型之间存在明显的交互作用。仅从凋落物的降解速率上看, N 沉降处理对季风林凋落物分解表现出了一定的抑制作用且

这种差异随时间推移愈益明显,但是在混交林和针叶林内,凋落物分解受到了 N 处理的促进作用;从凋落物分解的动物因子来看,12 个月后季风林内 N 处理地凋落物袋土壤动物密度相对对照样地受到了明显的抑制,但是在混交林和针叶林内,12 个月后低 N 处理地凋落物袋土壤动物密度都出现显著高于对照样地的情况。不过,虽然混交林和针叶林显示了 N 沉降对凋落物分解的促进作用,但这种现象仅存在低 N 处理地,而较高强度的中 N 处理地无论在凋落物的降解速率还是在动物密度上都与对照样地没有明显差别。

N 沉降处理对凋落物分解的影响可能受环境 N 饱和程度的调控。Prescott(1996)指出,凋落物降解速度与森林地表层可得性 N 的含量直接相关<sup>[42]</sup>。在季风林,由于受到历史上长期良好的保护,土壤肥力状况好,土壤 N 素含量较高(表1),约相当于混交林和针叶林的两倍,季风林凋落物叶的 N 含量也明显高于后两者;另外,本地近半世纪来受到长期较高浓度大气 N 沉降的影响, ( $36 \sim 38 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , Huang *et al.*, 1994; Zhou and Yan, 2001)<sup>[10, 11]</sup>,它可能直接导致了季风林的 N 饱和;同时,经过一年多的试验处理,季风林 N 处理地相比对照明显累积了更高量的有效 N,特别在高 N 处理下,硝态 N 含量已极显著高于对照<sup>[43]</sup>,硝态 N 占有有效 N 的比例也明显比混交林和针叶林高,而土壤有效 N 中较高的硝态 N 比例被视为生态系统 N 饱和的一个标志<sup>[44]</sup>。N 饱和将造成生态系统离子失衡及其它一系列负面影响。因此,季风林内可能已经达到了 N 饱和,在这种情况下,外界 N 沉降的额外增加必然改变系统中的营养元素平衡,从而抑制参与凋落物分解的微生物和动物活动,对凋落物分解产生负面影响。在另一个凋落物袋试验研究中,也发现长期 N 增加的积累显著地降低了凋落物的失重率<sup>[20]</sup>。但是,在混交林和针叶林内,由于受到长期的人为破坏,生态系统处于从退化状态逐渐恢复的阶段,土壤 N 素含量偏低(表1),凋落物的 N 素含量也较低,生态系统可能处于 N 不饱和状态, N 素成为限制生态系统功能的因子,一定程度额外 N 的输入可能正好满足了生态系统对 N 素的需求,结果,在混交林和针叶林内,低 N 处理改善了生态系统的养分状况,促进了土壤动物的活动及凋落物分解速率,但较高的中 N 处理则可能已在一定程度上超过了生态系统对 N 的需求。莫江明(2004)也得出 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从正作用向负作用转移的结论<sup>[45]</sup>。

#### 3.3 土壤动物在凋落物分解过程中的“后期进入”

各林分凋落物袋土壤动物密度均体现了前期

较低、增长缓慢, 后期较高、变化迅速的特点(尤其是在土壤动物丰富的季风林内), 结果在试验后期土壤动物密度显著高于前期, 可以把这种现象称为凋落物分解过程中土壤动物的“后期进入”。目前, 国内外有关凋落物分解试验研究多单纯采用 Olson (1963) 提出的指数衰减模型  $X/X_0 = e^{-kt}$ <sup>[46]</sup>。实际上, 凋落物的分解过程可以划分为两个阶段, 即前期凋落物失重较快的营养控制阶段和后期分解较慢的纤维素控制阶段<sup>[47]</sup>。单纯地使用 Olson (1963) 公式(单指数模型)都过高估计了第一阶段的作用(一般认为主要是环境和微生物的作用), 而没有充分考虑第二阶段的作用, 甚至, 单指数模型实质上是假设在没有土壤动物参与的情况下, 凋落物分解持续发生<sup>[48]</sup>。由本研究结果可知, 凋落物分解的第二阶段恰恰正是土壤动物积极发展的时期。因此, 以往的结果必然都过高地估计了环境和微生物的作用, 而低估了土壤动物对凋落物分解进程的影响。实际上, 凋落物分解是包括水溶性化合物淋溶, 微生物和土壤动物作用等的一个综合过程。在这个过程中, 具有鲜明的阶段性特点, 其中就包括凋落物失重速率的变化及各作用因子的相对优势的变化。根据前人及本研究结果, 可以大致给出凋落物分解过程如下: 在初始阶段, 即营养控制阶段, 由于分解内容主要是一些水溶性或较易分解的基质, 因此淋溶及微生物等的贡献起着决定性的作用, 也正如许多凋落物研究所反映的那样; 但是, 在纤维素控制阶段, 由于基质分解难度的加大, 淋溶和微生物等的作用开始淡化, 而具有更强大裂解能力的土壤动物开始发挥关键性的作用, 但土壤动物作用的增加同时也可能是前期大量繁殖的微生物群落刺激的结果。Berntson (2000) 在 Olson (1963) 公式的基础上提出了双指数模型  $X/X_0 = ae^{-kat} + be^{-kbt}$ <sup>[49]</sup>, 他采用两个指数方程对凋落物分解的两个阶段进行分别拟合, 因此有可能对凋落物分解过程及各因子的贡献作出更准确的判断。本研究仅在现象上提出了土壤动物的“后期进入”问题, 并认为它对前人有关凋落物分解进程观念的改进有所裨益。随着研究手段的进步(如双指数模型)及对凋落物分解微观过程的进一步认识, 必将对土壤动物在凋落物分解中的贡献有新的评价, 结束目前“微生物决定论”和“土壤动物决定论”的对立。

#### 参考文献:

- [1] 代静玉, 秦淑平, 周江敏. 水杉凋落物分解过程中溶解性有机质的分组组成变化[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 207 - 210.  
DAI J Y, QING S P, ZHOU J M. Dynamic changes of DOM fractions during the decaying process of *Metasequoia glyptostroboides* litter[J]. Ecology and Environment, 2004, 13(2): 207 - 210.
- [2] 廖观荣, 李淑仪, 蓝佩玲, 等. 桉树人工林生态系统养分循环与平衡研究 I. 桉树人工林生态系统的养分贮存[J]. 生态环境, 2003, 12(2): 150 - 154.  
LIAO G R, LI S Y, LAN P L, *et al.* The nutrient cycling and balance of eucalyptus plantation ecosystem I. The nutrient storage of eucalyptus plantation ecosystem[J]. Ecology and Environment, 2003, 12(2): 150 - 154.
- [3] LORANGER G, PONGE J F, IMBERT D, *et al.* Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality[J]. Biol Fertil Soils, 2002, 35: 247 - 252.
- [4] JESPER L, JAKOB M, DAGMAR T, *et al.* Dynamics of invertase, xylanase and coupled quality indices of decomposing green and brown plant residues[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34: 501 - 508.
- [5] HIGNLAND K. Fungal and bacterial enzyme activities in *Alnus nepalensis* D. Don[J]. European Journal of Soil Biology, 2001, 37: 175 - 180.
- [6] ATTIGNON S E, WEIBEL D, LACHAT T, *et al.* Leaf litter breakdown in natural and plantation forests of the Lama forest reserve in Benin[J]. Applied Soil Ecology, 2004, 27: 109 - 124.
- [7] PAMELA M, KATHLEEN A, LOHSE, *et al.* The Globalization of Nitrogen Deposition: Consequences for Terrestrial Ecosystems[J]. *Ambio*, 2002, 31(2): 113 - 119.
- [8] FENN M E, POTH M A, ABER J D, *et al.* Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies[J]. Ecological Applications, 1998, 8: 706 - 733.
- [9] HALL S H, MATSON P A. Nitrogen oxide emission after nitrogen additions in tropical forests[J]. Nature, 1999, 400: 152 - 155.
- [10] 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[J]. 植物生态学报, 1994, 18(2): 194 - 199.  
HUANG Z L, DING M M, ZHANG Z P, *et al.* The hydrological processes and nitrogen dynamics in a monsoon evergreen broad-leafed forest of Dinghushan[J]. Acta Phytocologia Sinica, 1994, 18(2): 194 - 199.
- [11] 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[J]. 生态学报, 2001, 21(12): 2002 - 2012.  
ZHOU G Y and YAN J H. The influence of region atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on the existence and development of Dinghushan forest ecosystems[J]. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(12): 2002 - 2012.
- [12] GALLOWAY J N, COWLING E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change[J]. *Ambio*, 2002, 31: 64 - 71.
- [13] GALLOWAY J N, ABER J D, ERISMAN J W, *et al.* The Nitrogen Cascade[J]. *Bioscience*, 2003, 53: 341 - 356.
- [14] MATSON P A, McDOWELL W H, TOWNSEND A R, *et al.* The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments[J]. *Biogeochemistry*, 1999, 46: 67 - 83.
- [15] MAGILL A H, ABER J D, BERNTSON G M, *et al.* Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests[J]. *Ecosystems*, 2000, 3: 238 - 253.
- [16] 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[J]. *Ecosystems*, 1998, 1: 352 - 360.
- [17] WRIGHT R F, RASMUSSEN L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects[J]. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101: 1 - 7.
- [18] KOCHY M, WILSON S D. Nitrogen deposition and forest expansion in the northern great plains[J]. *Journal of Ecology*, 2001, 89: 807 -

- 817.
- [19] VESTGARDEN L S. Carbon and nitrogen turnover in the early stage of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needle litter decomposition: effects of internal and external nitrogen[J]. *Soil Biol Biochem*, 2001, 33: 465 - 474.
- [20] ÅGREN G K, BOSATTA E, MAGILL A H. Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition[J]. *Oecologia*, 2001, 128: 94 - 98.
- [21] VITOUSEK P M. Foliar and litter nutrients, nutrient resorption, and decomposition in Hawaiian *Metrosideros polymorpha*[J]. *Ecosystems*, 1998, 1: 401 - 407.
- [22] KUPERMAN R G. Litter decomposition and nutrient dynamics in oak-hickory forests along a historic gradient of nitrogen and sulfur deposition[J]. *Soil Biol Biochem*, 1999, 31: 237 - 244.
- [23] BENCKISER G. Fauna in soil ecosystems: recycling, nutrient fluxes, and agricultural production[M]. New York: Basel and Hong Kong Press, 1997.
- [24] 朱曦. 森林动物在森林生态系统中的作用[J]. *森林生态系统研究*, 1985, 46 - 49.  
ZHU X. The role of forest animal in forest ecosystem[J]. *Forest Ecosystem Research*, 1985, 46 - 49.
- [25] 张雪萍, 张毅, 候威岭. 小兴安岭针叶凋落物的分解与土壤动物的作用[J]. *地理科学*, 2000, 20(6): 552 - 556.  
ZHANG X P, ZHANG Y, HOU W L, *et al.* Decomposition of coniferous litter and the function of soil animals in the Xiao Hinggan Mountains[J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2000, 20(6): 552 - 556.
- [26] 廖崇惠, 林少明, 李健雄, 等. 不同类型人工林土壤动物群落结构与功能研究: III. 3个人工林凋落物的分解试验[J]. *生态学报*, 1995, 15(A): 197 - 203.  
LIAO C H, LIN S M, LI J X, *et al.* A comparative study of soil animals on litter decomposition in varied types of artificial forests[J]. *Acta Ecol Sin*, 1995, 15(A): 197 - 203.
- [27] HENEGHAN L, COLEMAN D C, ZOU X, *et al.* Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: tropical-temperate comparisons of a single substrate[J]. *Ecology*, 1999, 80: 1873 - 1882.
- [28] GRILZELLE G, SEASTEDT T R. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests[J]. *Ecology*, 2001, 82, 955 - 964.
- [29] BOXMAN A W, BLANCK K, BRANDRUD T E, *et al.* Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project[J]. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101: 65 - 79.
- [30] 黄展帆, 范征广. 鼎湖山的气候[J]. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1982, 1: 11 - 23.  
HUANG Z F, FAN Z G. The climate of Ding Hu Shan[J]. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem I*, 1982, 11 - 23.
- [31] 王铸豪, 何少颀, 宋绍嫩, 等. 鼎湖山的植被[J]. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1982, 1: 77 - 141.  
WANG Z H, HE S Y, SONG S D, *et al.* The vegetation of Dinghushan Biosphere Reserve[J]. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, 1, 77 - 141.
- [32] MO J M, BROWN S, PENG S L, *et al.* Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China[J]. *Forest Ecology and Management*, 2003, 175(3): 573 - 583.
- [33] 尹文英. 中国土壤动物图鉴[M]. 北京: 科学出版社, 1998.  
YI W Y. Pictorial Keys to Soil Animals of China[M]. Beijing: Science Press, 1998.
- [34] 郑乐怡, 归鸿. 昆虫分类[M]. 南京: 南京师范大学出版社, 1999.  
ZHEN L Y, GUI H. *Insect Classification*[M]. Nanjing: Normal University Press, 1999.
- [35] 廖崇惠, 李健雄, 黄海涛. 南亚热带森林土壤动物群落多样性研究[J]. *生态学报*, 1997, 17(5): 549 - 555.  
LIAO C H, LI J X, HUANG H T. Soil animal community diversity in the forest of the southern subtropical region, China[J]. *Acta Ecol Sin*, 1997, 17(5): 549 - 555.
- [36] XULUC-TOLOSA F J, VESTER H F M, RAMIREZ-MARCIAL N, *et al.* Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico[J]. *Forest Ecology and Management*, 2003, 174, 401 - 412.
- [37] HOBBIIE S E. Interactions between litter lignin and soil nitrogen availability during leaf litter decomposition in a Hawaiian montane forest[J]. *Ecosystems*, 2000, 3, 484 - 494.
- [38] SUNDARAPANDIAN S M, SWAMY P S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India[J]. *Forest Ecology and Management*, 1999, 123, 231 - 244.
- [39] MO J M, BROWN S, LENART M, *et al.* Nutrient dynamics of a human-impacted pine forest in a MAB Reserve of subtropical China[J]. *Biotropica*, 1995, 27, 290 - 304.
- [40] 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[J]. *植物生态学报*, 1995, 19, 217 - 224.  
FU S L, YI W M and DING M M. Mineralization of soil microbial C, N, P and K in different vegetation types at Dinghushan Biosphere Reserve[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 1995, 19, 217 - 224.
- [41] 蚁伟民, 易志刚, 丁明懋, 等. 鼎湖山主要植被类型土壤微生物生物量与碳素动态[J]. *热带亚热带森林生态系统研究*, 2002, 9: 180 - 185.  
YI W M, YI Z Z, DING M M, *et al.* Soil microbial biomass and its carbon dynamic in the main forest vegetations in Dinghushan Area[J]. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 2002, 9: 180 - 185.
- [42] PRESCOTT C E. Influence of forest floor type on rates of litter decomposition in microcosms[J]. *Soil Biol Biochem*, 1996, 28: 1436 - 1443.
- [43] 徐国良, 莫江明, 周国逸. N沉降下土壤动物群落的响应: 1年研究结果综述[J]. *北京林业大学学报*, 2006 (已接收).  
XU G L, MO J M, ZHOU G Y. Effects of N deposition on soil fauna: a summary for one year[J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2006 (Received).
- [44] ABER J D, McDOWELL W, NADELHOFFER K J, *et al.* Nitrogen saturation in Northern forest ecosystems, hypotheses revisited[J]. *BioScience*, 1998, 48: 921 - 934.
- [45] 莫江明, 薛璟花, 方运霆. 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对N沉降的响应[J]. *生态学报*, 2004, 24(7): 1413 - 1420.  
MO J M, XUE J H, FANG Y T. Litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(7): 1413 - 1420.
- [46] OLSON J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems[J]. *Ecology*, 1963, 44: 322 - 331.
- [47] BERG B. Nutrient release from litter and humus in coniferous soils—a mini review[J]. *Scand J For Res*, 1986, 1: 359 - 369.
- [48] SEASTEDT T R. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes[J]. *Annual Review of Entomology*, 1984, 29: 25 - 46.
- [49] BERNTSON G M, ABER J D. Fast nitrate immobilization in N saturated temperate forest soils[J]. *Soil Biol. Biochem*, 2000, 32: 151 - 156.

## Litter decomposition under N deposition in Dinghushan forests and its relationship with soil fauna

XU Guo-liang<sup>1,2</sup>, MO Jiang-ming<sup>1</sup>, ZHOU Guo-yi<sup>1</sup>, XUE Jing-hua<sup>1</sup>

1. Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing, Guangdong 526070; China

2. Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China

**Abstract:** The dynamic of litter decomposition and its relationship with soil fauna in three forests in subtropical China was studied for 18 months by litter bag in this paper. Field plots were built in monsoon evergreen leaf-broad, pine and leaf-broad mixed and pine forests (MEBF, PF and MF) in subtropical China to simulated N deposition addition, and treatments included control (No addition), low N deposition ( $50 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ), middle N deposition ( $100 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ) and high N deposition ( $150 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ) by spreading water or  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . It suggested that litter decomposition were affected by forest succession stage. Litter in MEBF decomposed significantly faster than in MF and PF ( $P < 0.05$ ): after decomposing for 18 months, the mean fraction of initial mass of decomposing litter remaining in every treatment in MEBF was 0.05, 0.14, 0.13 and 0.17, was 0.64, 0.56 and 0.62 in MF and was 0.66, 0.63 and 0.62 in PF. N addition also influenced litter decomposition in a certain, and interacted with forest type. There was a certain negative effect of N treatment on litter decomposition in MEBF, and the trend enlarged with time. But litter decomposition increased under N addition in MEBF and PF in the later experimental stage. Soil fauna density in litter bag varied with forests and N treatment in the later experimental stage, especially after 12 months. There was obvious negative effect of N addition on soil fauna density in MEBF. Low N addition conducted positive effects on soil fauna density compared with control plot in MF and PF, but it did not appear in medium plot compared with control plot. It was discussed that the effects from N treatment might be explained by the N status of ecosystem. The "later entrance" of soil fauna in the process of litter decomposition was also proposed and it was considered to be valuable in the further studies on litter decomposition and soil fauna contribution.

**Key words:** N deposition; litter; soil fauna