

亚热带红壤丘陵区四种人工林凋落物 分解动态及养分释放

李海涛, 于贵瑞, 李家永, 陈永瑞, 梁涛

中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101

摘要 应用网袋分解法, 连续 2a 对我国亚热带红壤丘陵区内有代表性的人工林类型马尾松 (*Pinus massoniana*)、湿地松 (*Pinus elliottii*)、杉木 (*Cunninghamia lanceolata*)、木荷 (*Schima superba*) + 马尾松 (*Pinus massoniana*) 混交林的凋落物的分解速率, 及其 C、N 元素释放动态进行了研究, 凋落物样品分地上、地下两组处理方式。4 种林分凋落物地上组的第 1、2 年分解速率 (凋落物的年失重率) 依次为马尾松林 > 混交林 > 湿地松林 > 杉木林, 马尾松林 > 混交林 > 杉木林 > 湿地松林。地下组的第 1、2 年分解速率顺序分别为马尾松林 > 混交林 > 杉木林 > 湿地松林, 马尾松 > 杉木林 > 湿地松林 > 混交林。各林分地上组凋落物分解速率明显快于地下部分, 马尾松林凋落物的分解速率在不同时期均高于其它林分。4 种林分凋落物的分解动态符合 Olson 指数衰减模型。根据拟合方程得出的凋落物分解 95% 时间为 4 ~ 10a, 介于暖温带常见树种凋落物 95% 被分解所需时间 8 ~ 17a, 地处南亚热带季风区的鼎湖山凋落物分解 95% 所需的时间 2 ~ 8a。养分元素释放率的变化因不同林分和分解时期而异。C 在各林分中始终表现为净释放, 地上组凋落物的释放率大多数时间均高于地下组。N 则于湿地松林、马尾松林和混交林中前期表现出富集现象, 而后开始净释放, 其中湿地松林凋落物的 N 富集现象最为显著, 释放速率在两个试验年度均为各林分中最低, 凋落物中初始的高 C/N 比是导致上述现象的原因。杉木林凋落物具有最低的初始 C/N 比, 没有出现 N 富集现象, 且在两个试验年度末期均维持了较高的 N 释放率。

关键词 凋落物 分解 养分释放 林分 亚热带

文章编号: 1000-0933 (2007)03-0898-11 中图分类号: S718.55 文献标识码: A

Decomposition dynamics and nutrient release of litters for four artificial forests in the red soil and hilly region of subtropical China

LI Hai-Tao, YU Gui-Rui, LI Jia-Yong, CHEN Yong-Rui, LIANG Tao

Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

Acta Ecologica Sinica, 2007, 27 (3): 898 ~ 908.

Abstract: Litter decomposition and nutrient release of four artificial forests in the subtropical, red soil and hilly region of China were examined using the litter bag method within two consecutive years in this paper. Decomposition rates and the release dynamics of carbon and nitrogen of the four forests, *Pinus massoniana*, *Pinus elliottii*, *Cunninghamia lanceolata* and *Schima superba* + *Pinus massoniana* were measured. The experiments were conducted in two different decomposition conditions of aboveground and belowground. The orders of litter decay rates (annual mass loss) of the four forest types for aboveground group were *P. massoniana* > *S. superba* + *P. massoniana* > *P. elliottii* > *C. lanceolata* in the first

基金项目 中国科学院地理科学与资源研究所知识创新工程主干科学计划资助项目 (CX10G-E01-02-01)

收稿日期 2005-12-10; **修订日期** 2006-09-21

作者简介 李海涛 (1968 ~), 博士, 副研究员, 主要从事生态系统生态学研究. E-mail: liht@igsrr.ac.cn

Foundation item: This work was financially supported by the backbone project of knowledge innovation program of Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences (No. CX10G-E01-02-01)

Received date 2005-12-10; **Accepted date** 2006-09-21

Biography: LI Hai-Tao, Ph. D., Associate professor, mainly engaged in ecosystem ecology. E-mail: liht@igsrr.ac.cn

experimental year, and *P. massoniana* > *S. superba* + *P. massoniana* > *C. lanceolata* > *P. elliotii* in the second year. The litter decay rates for aboveground group were generally higher than those for belowground group in the above forests, and that for *P. massoniana* forest was the highest among all during the whole experimental period. Litter decomposition processes were simulated using Olson's exponential models, which were found the best of fits to the data. According to the models, it needs 4—10 years to reach the 95% of decay rate for the investigated forests in the experimental region, and the time is between that of 8—17 years for the warm temperate forest and that of 2—8 years for the south subtropical forest. Release dynamics of nutrients differed in four forest types and also by different decomposition periods. The release rates of carbon showed a continuously increasing pattern in all the forests and those for aboveground group were higher than those for belowground group. At the earlier decomposition stage, the absolute content of nitrogen was increased in *P. elliotii* forest, *P. massonian* and the mixed forest. Among all there was the most significant nitrogen accumulation, and therefore the lowest release rate of nitrogen for litters in *P. elliotii* forest during the two experimental years, which was strongly influenced by the initial ratio of carbon to nitrogen for litter samples in the overhead forest. The litter samples for *Cunninghamia lanceolata* had the lowest C/N ratio and therefore a relatively high release rate for nitrogen during the two experimental years.

Key Words :litter ;decomposition ;nutrient release ;forest type ;subtropical

森林从环境中吸收的养分,通过凋落物的形式归还给林地,而凋落物通过分解,逐渐向土壤和空气中释放营养元素,是森林地表层生物量和养分含量的主要决定因素,对维持森林生态系统物质的循环和养分均衡起着重要的作用。自德国学者 Ebermayer 阐述了森林凋落物在养分循环中的重要性以来^[1],国内外学者先后进行了大量的研究^[2-26]。

我国南方亚热带红壤丘陵区由于历史上不合理的土地利用模式,以常绿阔叶林为主的地带性植被遭到大量破坏。自 20 世纪 70 年代中期以后,各地通过植树造林恢复植被,出现了大量以马尾松、杉木、湿地松为主的人工针叶林和针阔混交林^[27]。目前对上述森林类型的凋落物分解动态的对比研究尚不多见。本文选取地处赣中亚热带红壤丘陵区的中国科学院千烟洲实验站几种常见的人工林类型——马尾松 (*Pinus massoniana*) 林、湿地松 (*Pinus elliotii*) 林、杉木 (*Cunninghamia lanceolata*) 林、木荷 (*Schima superba*) + 马尾松 (*Pinus massoniana*) 混交林为研究对象,采用网袋埋藏法,研究了凋落物在不同林分中地上和地下部位的分解动态过程及其影响因素,分析了凋落物的总体分解速率以及 C、N 元素的净释放率随时间的变化情况,以为全面了解不同类型森林生态系统的物质循环规律提供基础资料。

1 研究区概况

样地位于江西省泰和县的中国科学院千烟洲试验站区内 (东径 115°04'13",北纬 26°44'48")。站区总面积 204.17hm²,海拔多在 100m 左右,相对高度 20~50 m,地形起伏,丘陵众多,坡度多在 10°~30°之间。林地土壤为红壤,土层厚度多在 50cm 以上,pH 值 4.45~5.45,有机质含量 0.67~1.93g/kg,母质由白垩系红色、紫红色砾岩、砂岩和泥岩组成,呈典型的亚热带红壤丘陵景观。

该地属中亚热带湿润气候区,气候温暖湿润,受季风影响明显,年均气温 16.5℃,极端最高温度 29.3℃,极端最低温度 8.5℃,最高温 (1 月份)平均气温 29.7℃,最低温 (1 月份)平均气温 6.6℃,无霜期为 290d,热量资源丰富,年均相对湿度 88.8%,年均降雨量 1389.3mm,多年平均降雨日为 158d,年蒸发量 1358.6mm。降雨量丰富,但降雨季节分配不均匀,水热并不完全同期,3~6 月份多雨,7~10 月份干燥,其中 4~6 月份降雨量约占全年的一半,7~8 月份高温少雨,易出现伏旱。无霜期 290d,年日照时数 1327.6h,日照百分率为 44%,年太阳总辐射量为 4349MJ/m²。该地区植被属中亚热带常绿阔叶林带,但原生植被已破坏殆尽,最主要为人工林或草、灌丛生植被,主要树种有湿地松、杉木、马尾松、樟、栎、木荷、枫香等,以及经济林果中的桔、橙、柚、板栗等。本试验中马尾松林、湿地松林、杉木林、木荷 + 马尾松针阔混交林 4 块样地均位于一个海拔为

100m 高的丘陵坡地上,为 20 世纪 80 年代初所造之人工林,坡向为南偏东 40 ~ 45°,坡度在 25 ~ 30°,下木层包括少量的白栎 (*Quercu fabei*)、美丽胡枝子 (*lespedeza formosa*) 等灌木,草本层主要包括刺芒野古草 (*Arundinella setosa*)、狗脊蕨 (*Woodwardia japonica*) 等。样地概况见表 1。

表 1 各林分样地情况
Table 1 Site situation of the investigated forest types

树种 Species	平均高度 Average height (m)	平均胸径 Average DBH (cm)	密度 Density (ind/hm ²)	林龄 Age (a)	郁闭度 Crown closure
马尾松 <i>Pinus massoniana</i> 1	8.0	11.5	2187	18	0.75
湿地松 <i>Pinus elliotii</i> 2	12.3	16.1	1736	18	0.75
杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i> 3	14.1	15.9	2051	18	0.75
木荷 + 马尾松 <i>Schima superba</i> + <i>P. massoniana</i> 4	17	9.10	3503	17	0.80

2 研究方法

2.1 凋落物收集

凋落物收集于分解实验开始前 1 a 进行。每块样方内均匀设置 10 ~ 15 个凋落物收集框,框的大小为 2m (长) × 2m (宽) × 20cm (高),底部安装有孔径为 8mm 的尼龙网。每月下旬收集 1 次,共计 12 次。将每次收集到的凋落物样品,去除果实后风干,将剩下的枝叶以枝与叶的重量比为 1:1 的比例混合均匀,按不同林分区分,低温保存。

2.2 凋落物分解试验

凋落物分解速率用网袋法测定,此种方法简单易行,在实际应用中较广,但网孔的大小往往对凋落物的分解产生影响,大小应与实际情况相符。本次试验采用的为 20 (长)cm × 20 (宽)cm、网眼为 1mm 的塑料网袋。将收集的枝叶样品在烘箱内按 105℃,24h 或 60℃,72h 烘干至恒重。用 1/100g 天平称量枯枝落叶干重,每袋 100g 放入分解袋。并对分解袋编号。

将分解袋分为两组,一组放置在地表,一组埋地下 10cm。每组按坡上、坡中和坡下 3 个区分别排列样袋,每月 20 日取 1 次,1 次取 6 袋 (地上 3 袋,地下 3 袋),2a 取完,每个样地共 144 个分解袋。取出后细心除去杂物,放入烘箱 105℃,24h 或 60℃,72h 烘干至恒重,然后进行称重。测重后将凋落物碾碎进行养分分析。实验从 2002 年 1 月起至 2004 年 1 月止,共进行 2a。

2.3 化学分析

全氮的测定用 H₂SO₄-H₂O₂消煮后,半微量开氏法测定 全磷的测定用 H₂SO₄-H₂O₂消煮后,钼锑抗比色法测定 全钾的测定用 H₂SO₄-H₂O₂消煮后,火焰光度计法测定 碳的测定用重铬酸钾容量法-外加热 (油浴加热)法测定。样品中上述元素含量的测定于分解实验开始前测定 1 次,获得初始含量,而后在每月取回分解袋后进行测定并计算释放率。

2.4 失重率、释放率计算

凋落物失重率:

$$D_{wi} = (\Delta W / W_0) \times 100\%$$

式中, D_{wi} 为失重率, ΔW 为各月所取样品的失重量 (g); W_0 为投放时分解袋内样品重量 (g)。

枯落物养分元素净释放率:

$$E_i = [(e_0 - e_i) / e_0] \times 100\%$$

式中, E_i 为第 i 个月营养元素的净释放率 (%), e_i 为第 i 个月所取样品养分元素的残留量 (g), e_0 为枯落物养分元素初始含量 (g)。

3 结果与分析

3.1 凋落物的失重率

所做的几种林分凋落物失重情况如表 2 所示,每种林分分为地上、地下两组,地上组代表在通常情况下的上层凋落物分解,地下组为下层凋落物的分解。

表 2 不同林分下凋落物分解模型

Table 2 Litter decomposition models in different forests

林分 Forest types	项目 Items	回归方程 * Regression models	相关系数 R^2	$t_{0.5}$ (Month)	$t_{0.95}$ (Month)
马尾松林 <i>P. massoniana</i> forest	地上 AG	$Y = 0.9256e^{-0.05418 t}$	0.956675	11.37	53.86
	地下 BG	$Y = 0.9566e^{-0.03444 t}$	0.969498	18.84	85.70
湿地松林 <i>P. elliotii</i> forest	地上 AG	$Y = 0.9806e^{-0.03306 t}$	0.978346	20.37	90.02
	地下 BG	$Y = 1.0918e^{-0.02632 t}$	0.935342	26.33	113.81
混交林木荷 + 马尾松 <i>S. superba</i> + <i>P. massoniana</i> forest	地上 AG	$Y = 0.9910e^{-0.04038 t}$	0.982681	15.88	69.32
	地下 BG	$Y = 0.9853e^{-0.02595 t}$	0.992641	26.14	114.88
杉木林 <i>C. lanceolata</i> forest	地上 AG	$Y = 1.069e^{-0.04236 t}$	0.986069	17.94	72.30
	地下 BG	$Y = 1.0580e^{-0.02968 t}$	0.982681	25.26	102.85

* Y 月残留率 (%) Y denotes litter decomposition remains ; AG and BG denote aboveground litter bags and belowground litter bags , respectively, t 为分解时间 t denotes time of decomposition

从图 1 可见,4 种林分凋落物的分解状况总体表现出地上部分分解速率大于地下部分的明显特征。这主要是由于在凋落物表层,其受到的淋溶作用及其他外部环境条件的影响,要远强于底层的凋落物,使得表层凋落物分解明显快于地下部分。第 1 年只有马尾松地上部分的失重率超过了 50%,其他林分各组凋落物分解均未超过初始重量的一半。第 2 年各林分不同组凋落物分解均接近或超过了 50%,其中失重率最大的仍然是马尾松地上组,达 71.52%。从地上组与地下组失重率之比来看,第 1 年各林分该比率的变化范围在 1.49 (马尾松)与 2.05 (湿地松)之间,第 2 年各林分之间差异减小,变化范围为 1.12 (湿地松)至 1.39 (混交林),可见凋落物上下层的分解速率差异主要是在前期产生的,随着分解时间的加长,凋落物下层结构完全破坏,以及微生物等的活动,使得分解速率加快,各林分之间、上下层之间的失重率差距有所缩小。

由图 1 可见,4 种林分地上组和地下组的分解曲线都表现出大体相同的变化趋势,即在前段分解较快,中段略趋于平缓,末段分解速度又有加快的趋势,不过由于试验只进行了两年,除马尾松林 (图 1a) 分解率超过了 70% 以外,其他林分的凋落物分解均未超过三分之二,以后的趋势并不清楚。沈海龙对人工林针阔叶凋落物分解的研究中也提及失重率变化具有“快-慢-快”的趋势^[4]。联系图 1e 和图 1f 给出的水热因子的变化,具体分析本研究的情形,认为这可能是因为在前段 (2003 年 10 月前) 降水量较多,地表温度较高,凋落物此期的淋溶作用较大,元素淋失较多。而后转入冬季,降水量减少,地温降低,淋溶过程结束,随着翌年春季的来临,凋落物的失重逐渐变为由微生物主导的纯分解过程,加之该年较低的降水量,因而失重速率趋缓,再过一段时间后,组织结构崩溃,分解重新加速。

此外,除湿地松林 (图 1b) 外,其余各林分凋落物地上组失重率和地下组失重率之间在前 5 个月 (2002 年 6 月之前) 非常接近,而后则差异逐渐加大。由于地下组分解较慢,湿地松林则在前期就表现出地上组和地下组分解速率的差距。这可能与湿地松林凋落物在初始状态时较高的 C/N 比有关 (表 3),由于地下土壤微生物对 N 进行固持,使得具有高的初始 C/N 比的凋落物推迟了 N 的释放^[8,29],加之其间地下组凋落物与地上组相比较少受到淋溶作用的影响,因而地下组凋落物在前期表现出较低的失重率。

3.1.1 凋落物分解速率模型

根据图 1 的凋落物失重率变化数据,采用 Olson 指数衰减模型^[1],拟合出这几种林分的凋落物分解动态。根据这个模型,还可用它来进一步估算各凋落物分解的半衰期 (分解 50% 所需时间) $t_{0.5}$ 和分解 95% 时所需时间 $t_{0.95}$ (表 3)。

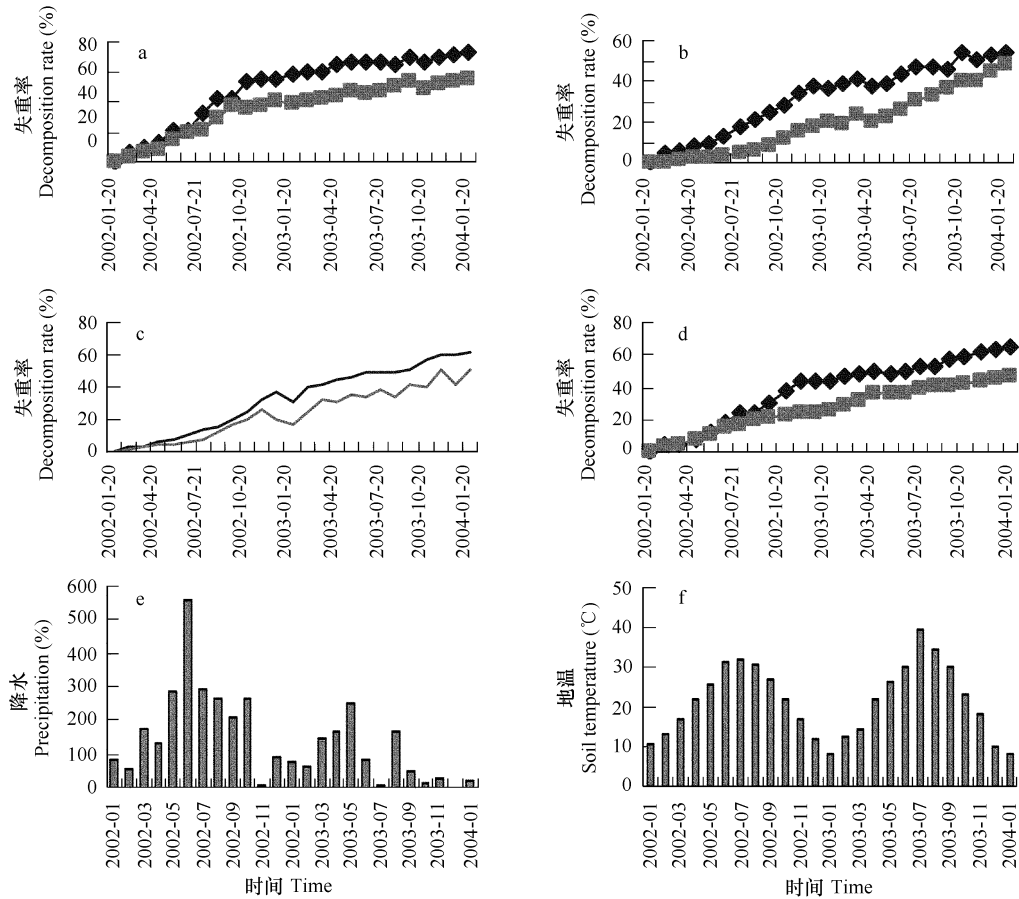


图 1 不同林分凋落物失重率 (%) 以及测区降水 (mm) 和地表温度 (°C) 的时间变化

Fig. 1 Temporal change of litter decomposition rate in different forests, and precipitation and soil surface temperature in the investigated area
a 马尾松林 *Pinus massoniana* forest, b 湿地松林 *Pinus elliottii* forest, c 杉木林 *Cunninghamia lanceolata* forest, d 木荷 + 马尾松混交林 *Schima superba* + *Pinus massoniana* forest, e 测区降水 precipitation, f 测区地面温度 soil surface temperature 带菱形方块曲线为地上凋落物分解速率,带正方形方块曲线为地下凋落物分解速率 the line with diamonds denotes aboveground litter decomposition, and the line with squares denotes belowground litter decomposition

Olson 模型
$$Y = ae^{-kt}$$

式中, Y 凋落物月残留率 (%), t 为凋落物分解时间 (月); k 为凋落物分解指数, a 为修正系数。

由表 2 可知, 4 种林分凋落物分解模型的相关系数均很高, 拟合效果很好。从模型计算结果来看, 马尾松林凋落分解的半衰期地上部分、地下部分分别为 11.37/18.84 个月, 与图 1a 中分解试验结果约 10/19 个月相对应; 杉木林 17.94/25.56 个月, 与图 1c 中 19/24 个月相对应; 湿地松地上部分分解半衰期为 20.37 个月, 与图 1b 中试验结果 21 个月相对应; 混交林地上部分分解半衰期 15.88 个月与图 1d 中试验结果 17 个月相对应, 用 Olson 模型估算的半衰期符合实际情况。由于凋落物完全分解所需时间较长, 尚无法判断用 Olson 模型估算这几种林分凋落物分解 95% 时所需年限是否符合实际情况, 有待进一步验证。Olson 指数衰减模型在枯落物分解速率拟合方面目前在国内外应用非常广泛, 也正是由于其在大多数情况下, 同实际情况基本相符, 试验结果再次验证了这一结论。

从表 2 中给出的模型可推算出千烟洲试验区这几种林分凋落物分解 95% 所需的时间为 4 ~ 10 a, 我国暖温带常见树种凋落物 95% 被分解所需时间为 8 ~ 17 a^[30, 31], 而地处亚热带季风区的鼎湖山凋落物分解 95% 所需的时间绝大部分为 2 ~ 8 a^[1], 介于这两者之间。热带季风区高温高湿, 较适合于参与分解过程的土壤微生物的生长, 对凋落物分解极为有利, 这一地区凋落物分解速率远远高于温带的森林, 地处亚热带红壤区的千烟洲地区则恰好位于上述两个气候带之间, 由纬度所导致的水热环境等因素的差异是导致上述不同气候带森

林凋落物分解速率差异的主要原因。

3.1.2 不同林分凋落分解速率比较

由图 2、图 3 给出的实验结果可见,4 种林分的凋落物分解速率的大小顺序,始终是马尾松林 > 混交林 > 湿地松林,地上组、地下组都是如此,其中只有杉木林凋落物的分解比较特殊,初期杉木林地上组凋落物的分解速率最低,但后来分解速率逐渐加快,第 1 年年底失重率即接近并随后超出湿地松林,第 2 年年底总失重率则接近了混交林,如果依此趋势继续分解,将很可能也超过混交林。而按照 Olson 方程模拟的结果 (见表 2),各林分地上组凋落物,无论是从 $t_{0.5}$ 还是从 $t_{0.95}$ (失重率为 50%、95% 的时间) 来看,失重率达到 50%、95% 的先后顺序均为马尾松林 > 混交林 > 杉木林 > 湿地松林。而从地下组凋落物分解来看,杉木林的凋落物初期分解速率仅高于湿地松,但后来分解速率加快,1a 后总失重率即超出混交林逐步接近马尾松林。

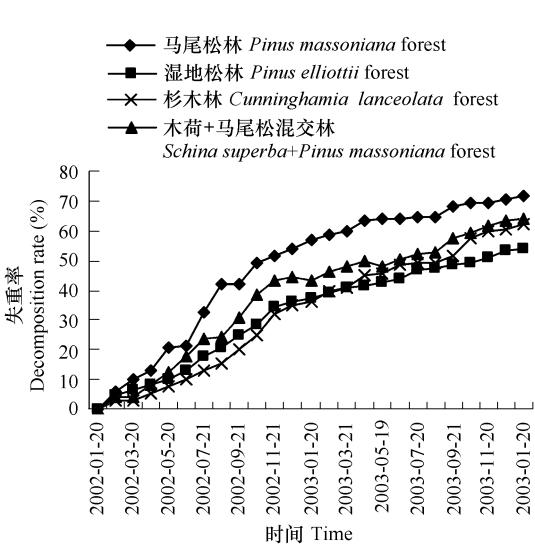


图 2 不同林分凋落物失重率 (地上组) 的对比

Fig. 2 Comparison of decomposition rates of aboveground litter bags in different forests

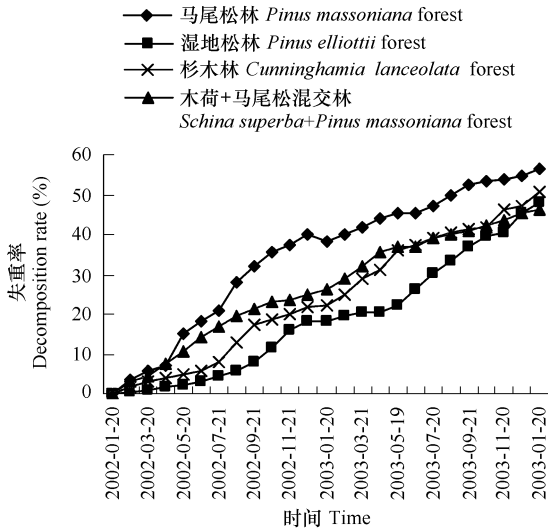


图 3 不同林分凋落物失重率 (地下组) 的时间变化

Fig. 3. Comparison of decomposition rates of belowground litter bags in different forests

曲线拟合的结果能够在一定程度上反映实验数据内在的规律性变化。按照 Olson 方程模拟的结果,则 $t_{0.5}$ 时的先后顺序为马尾松林 > 杉木林 > 混交林 > 湿地松林, $t_{0.95}$ 时则为马尾松林 > 杉木林 > 湿地松林 > 混交林 (其中混交林、湿地松林凋落物分解速率的差距并不明显)。由此可见,杉木林尽管在初期分解较慢,但后期分解速度非常快。此外湿地松林凋落物分解速率在后期也有迅速上升趋势,使得地下部分达到 95% 失重率的时间早于混交林,但并不比杉木林明显。这一点从实验结果来看,也有所体现,在试验将近结束时湿地松林凋落物的总失重率已接近并将超过混交林。

马尾松林凋落物的分解速率在不同时期均高于其他树种。何兴元等研究发现,固氮树种凋落物的分解速率显著高于非固氮树种 [2]。本研究中马尾松是可具有自生性固氮菌并因此具有高耐贫瘠能力的固氮树种,结果在一定程度上印证了何等的结果。

3.2 凋落物养分释放

3.2.1 凋落物初始养分含量

如表 3,各主要元素中 C 在 4 种林分凋落物中含量最高,其余元素含量顺序依次为 N、P、K。不同林分凋落物间,初始主要元素含量有一定的差异。各林分凋落物中 N 含量差别较大,杉木林凋落物中 N 含量近湿地松林的 2 倍,其含量大小顺序为杉木林 > 混交林 > 马尾松林 > 湿地松林,P、K、C 含量差别并不很大,其含量顺序分别为混交林 > 马尾松林 > 杉木林 > 湿地松林、马尾松林 > 杉木林 > 混交林 > 湿地松林以及湿地松林 >

马尾松林 > 杉木林 > 杉木林。其他指标木质素/N 比,其初始值的大小对凋落物分解养分释放有一定的影响,如湿地松林凋落物中木质素/N 比是几种林分中最高的,在很大程度上抑制了其分解,使得它在几种林分凋落物中大多数时间分解最慢 图 2、3)。

表 3 不同林分凋落物分解前的元素组成
Table 3 Contents of nutrient elements for litters in the four investigated forests

林分 Forest types	C (%)	N (%)	P (%)	K (%)	C/N	木质素/N Lignin/Nitrogen
马尾松林 <i>P. massoniana</i> forest	57.7529	0.7037	0.2160	0.0648	82.0662	55.5884
湿地松 <i>P. elliotii</i> forest	60.2451	0.5055	0.1970	0.0527	119.1749	98.1923
杉木林 <i>C. lanceolata</i> forest	53.5840	1.0761	0.2097	0.0636	49.7946	60.8358
针阔混交林 Mixed forest	52.7317	0.8942	0.2676	0.0584	58.9691	35.8111

3.2.2 凋落物养分元素释放率

在不同林分的凋落物中,不同元素 C、N 的释放规律也不同,N 元素还表现出富集的迹象。
C 在几种林分中表现为一直净释放,且呈比较稳定的上升态势 图 4),各林分地上凋落物分解袋的释放率和地下相比,大多数时间均高于后者。马尾松林凋落物在第 1 年的 C 释放率最高,地上组释放了总量的近 2/3,地下组也释放总量的一半以上,与混交林持平,而湿地松林和杉木林凋落物的 C 释放率则未达到总量的一半。这是由于杉木林和湿地松林凋落物中的初始木质素/N 比均高于其他林分,C 作为主要元素的分解释放过程受到了限制。而第 2 年各林分的 C 释放率均接近或超过了 70%,杉木林的释放率在分解末期超过马尾松跃居第一,地上组和地下组的 C 释放率均接近 90%。这是由于长期的微生物分解作用,前期的高木质素木质素是复杂的苯丙烷单体聚合物,主要由 C 链连接 H 和 O 构成)含量由于 C 的释放被分解消耗,对微生物分解的屏障作用被解除,因而在分解末期出现了 C 释放率的跃升现象。

由图 5 可知,除杉木林外,其余林分凋落物 N 释放均有不同程度的富集现象,包括马尾松林地下组、木荷

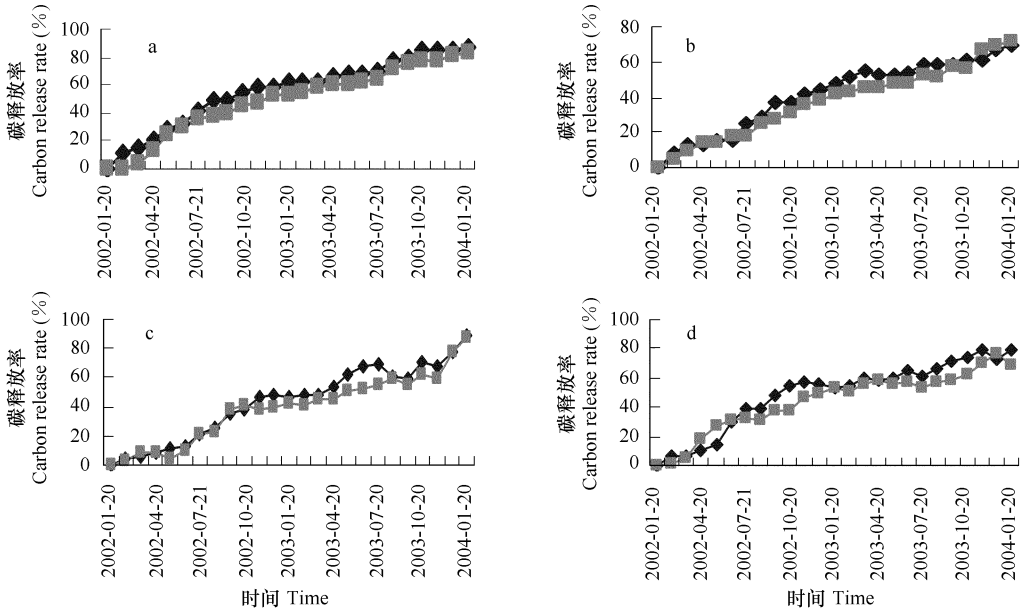


图 4 不同林分凋落物碳释放率的时间变化

Fig. 4 Temporal change of carbon release rate of litter in different forests

a 马尾松林 *Pinus massoniana* forest, b 湿地松林 *Pinus elliotii* forest, c 杉木林 *Cunninghamia lanceolata* forest, d 木荷 + 马尾松混交林 *Schinu superba* + *Pinus massoniana* forest 带菱形方块曲线为地上凋落物碳释放率,带正方形方块曲线为地下凋落物碳释放率 The line with diamonds denotes aboveground carbon release rate, and the line with squares denotes belowground carbon release rate

+ 马尾松混交林地下组、湿地松林地上组和地下组,其中以湿地松林凋落物的 N 富集现象最为明显。由表 3 可知,上述 3 个林分凋落物的初始 C/N 比很高,其中湿地松林更是远远超出其他林分。根据 Aber 和 Melillo 以及 Bryant 的研究,在具有高 C/N 比的凋落物中由于微生物对 N 进行的固持作用,将推迟 N 的释放^[8,29]。微生物的分解需要合适的 C/N 比环境^[3,34],在 C/N 比失衡的情况下,上述林分是否可能在初期的淋溶过程中从降水和土壤中固持一部份 N,值得进一步研究。又据 Roskoski 的研究,某些森林枯落物分解过程中可能会有自生固氮菌的侵入^[5]。有的研究者认为这是许多分解实验^[6~40]在前期产生 N 富集的原因^[2],而马尾松和湿地松均是可能在根际土壤产生自生固氮菌的松属植物,其凋落物分解时的固氮菌源并不缺乏,因而也不能排除是由于自生固氮菌侵入而导致其 N 富集这一可能原因。微生物分解的进行需要相对稳定的环境条件,因而从图 5 中又可看出,地下组的 N 富集比地上组更为显著。在分解实验结束时,初始 C/N 比最低的杉木林凋落物地上组在各林分中具有最高的 N 释放率,其大小顺序为杉木林 (70.81%) > 混交林 (62.28%) > 马尾松林 (46.41%) > 湿地松林 (1.26%),而杉木林地下组 N 释放率 (8.25%) 也几与混交林 (9.06%) 持平,均高于马尾松林 (7.90%) 和湿地松林 (4.82%)。

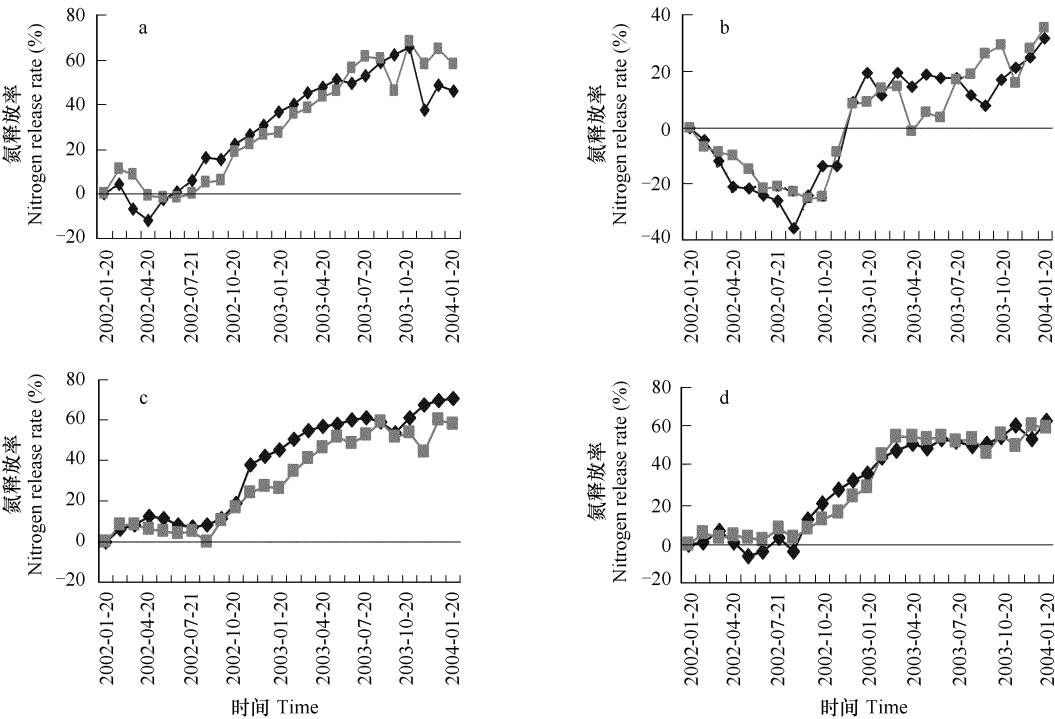


图5 不同林分凋落物氮释放率的时间变化

Fig. 5 Temporal change of nitrogen release rate of litter in different forests

a 马尾松林 *Pinus massoniana* forest, b 湿地松林 *Pinus elliottii* forest, c 杉木林 *Cunninghamia lanceolata* forest, d 木荷 + 马尾松混交林 *Schima superba* + *Pinus massoniana* forest 带菱形方块曲线为地上凋落物氮释放率,带正方形方块曲线为地下凋落物氮释放率 The line with diamonds denotes aboveground nitrogen release rate, and the line with squares denotes belowground nitrogen release rate

4 结论和讨论

4 种人工林中不同林分凋落物其分解速率不同,同种林分的凋落物在不同时期凋落物分解速率也不同。地上组凋落物第 1 年失重率由大到小排列为马尾松林 > 混交林 > 湿地松林 > 杉木林,第 2 年为马尾松林 > 混交林 > 杉木林 > 湿地松林,地下组凋落物第 1 年失重率的大小顺序是马尾松林 > 混交林 > 杉木林 > 湿地松林,第 2 年为马尾松 > 杉木林 > 湿地松林 > 混交林。马尾松林凋落物的分解速率在不同时期均高于其他树种,包括木荷与马尾松的混交林。

曾有研究表明,阔叶林凋落物的年失重率大于针叶林^[3],一些针阔混交林如马尾松与栎树 (*Quercus*

variabilis BL.) 混交林的凋落物分解快于针叶纯林^[41], 但是否阔叶树与针叶树的凋落物混合分解时就一定加快分解, 由于也存在一些相反的证据^[41, 42], 目前尚无定论。本研究中马尾松林、湿地松林、杉木林均为针叶林, 只有混交林中的木荷为阔叶树种。从图 2、图 3 中可见, 在 2a 内的试验期内, 木荷 + 马尾松混交林凋落物分解速率均小于马尾松人工纯林凋落物的分解速率。从实验结果来看, 关于针阔混交林与针叶纯林凋落物分解孰快孰慢的问题, 不能一概而论, 仍需就具体情况作具体分析。根据王瑾和黄建辉的研究, 凋落物中较高的初始 N 浓度会降低其分解速率^[42]。Taylor 等研究发现, 木质素类物质会对微生物的分解作用产生抑制, 而这是因为木质素会在凋落物的全纤维素类复合物周围形成阻碍分解的屏障^[43]。本实验中混交林凋落物在开始分解前的 N 浓度高出马尾松纯林达 27%, 木质素/N 比率较马尾松林低 36% (见表 3), 是导致其分解速率较后者慢的一个重要原因。此外木荷是著名的阻燃防火树种, 其枝叶化学惰性较高, 与马尾松凋落物混合后如何影响了其分解过程, 有待今后进一步分析。一个辅助性的证据是廖利平等在针阔叶凋落物分解的实验中发现木荷枝叶与其它针叶树种凋落物混合后对分解没有促进作用^[44]。

用 Olson 指数衰减模型对失重率实验结果进行拟合效果很好。根据该指数衰减模型可得 4 种林分地上凋落物分解 95% 所需的时间为 4 ~ 10 a, 最快的马尾松林地上所需不到 5 a。水热因素、凋落物的初始 N 浓度以及木质素/N 比率是导致上述试验及模拟结果中不同凋落物分解格局的主要原因。该结果同我国暖温带常见树种地上凋落物 95% 被分解所需时间为 8 ~ 17 a, 而地处南亚热带季风区的鼎湖山地上凋落物分解 95% 所需的时间绝大部分为 2 ~ 8 a 相比, 介于此二者之间。不同分解位置对凋落物分解速率影响不同, 4 种林分凋落物地下组分解总体表现为滞后于地上部分。已有的研究表明, 凋落物分解速率的大小受多方面因素的影响, 主要包括凋落物所含有机和无机物质的种类及含量、环境中的水热因素的变化以及凋落物分解时外界养分的可获得性。由于凋落物的分解主要通过土壤微生物的代谢活动而实现, 黄建辉等则将上述因素归纳为一个更具普遍性的结论, 即如果一地区的生物和非生物环境能够有利于该地的微生物的生长或活动, 那么该地的生态系统的凋落物的分解速率就快^[45]。郭忠玲等在长白山北坡不同水热条件下的红松阔叶林、云冷杉林和亚高山岳桦林凋落物分解的研究显示, 由于海拔高度导致的水热因素的变化是决定凋落物分解速率的重要因子, 海拔越高, 水热条件越差, 则分解越慢^[46]。而不同纬度带上植被生态系统的凋落物分解速率的变化特征与此类似, 大致呈现由北向南不断增加的趋势, 研究结果与上述结论相一致。诚然, 由于不同研究者的试验中采用的凋落物分解时初始质量的差异以及凋落物自身的特点也会影响凋落物的分解, 使得与已有试验结果之间更为细致的比较难于进行, 其影响程度尚需设计进一步的试验加以探讨。

养分元素释放率的变化因不同林分和分解时期而异。C 作为构成凋落物的主要元素其释放规律基本和凋落物分解速率的变化规律一致。C 在各林分中始终表现为净释放, 地上组凋落物的释放率大多数时间均高于地下组。第 2 个试验年度各林分不同组的 C 释放率均接近或超过了 70%。N 则于湿地松林、马尾松林和混交林中在第 1 年表现出富集现象, 而后开始净释放, 湿地松林凋落物的 N 富集现象最为显著, 释放速率在两个试验年度均为各林分中最低, 凋落物中初始的高 C/N 比是导致上述现象的原因。在试验末期除湿地松林外, 其余 3 个林分凋落物的 N 净释放率均接近或超过了 50%。杉木林凋落物具有最低的初始 C/N 比, 没有出现 N 富集现象, 且在两个试验年度末期均维持了较高的 N 释放率。由于各种元素在凋落物中含量的不同, 以及土壤微生物在凋落物分解过程中对 C、N 等生命元素的选择性代谢, 导致这些元素在不同林分凋落物分解过程中的释放规律产生分异。国内目前的相关研究主要集中在凋落物的总分解速率上, 而详细涉及某个元素在分解过程中的变化规律的实验报导较少, 尚处于积累阶段, 且由于实验材料性质 (如树种的差异、凋落物自身性质的差异) 以及研究者试验设计思路的不同, 相互之间尚难进行过多的细致比较。进一步的研究应当注意与已有的实验研究之间的可比性, 以期得出更具普遍意义的结论。

References :

- [1] Ebermayer E. Die gesamte Lehre der Waldstreu mit Rücksicht auf die chemische Statik des Waldbaues. Berlin Julius Springer, 1876.
- [2] Nye P H. Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest. Plant and Soil, 1961, 13: 333 - 346.

- [3] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposition in ecological system. *Ecology*, 1963, 44 :331—332.
- [4] Bray J R , Gorham E. Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research*, 1964, 2 :101—157.
- [5] Madge D S. Leaf-fall and litter disappearance in a tropical forest. *Pedobiologia*, 1965, 5 :273—288.
- [6] Wanner H. Soil respiration, litterfall and productivity of tropical rain forest. *Journal of Ecology*, 1970, 58 :543—547.
- [7] John D M. Accumulation and decay of litter and net production of forest in tropical West Africa. *Oikos*, 1973, 24 :430—435.
- [8] Edwards P J. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea II. Production and disappearance of litter. *Journal of Ecology*, 1977, 65 :971—992.
- [9] Lugo A E , Murphy P G. Nutrient dynamics of a Puerto Rican subtropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, 1986, 2 :55—72.
- [0] Lu J P , Liu Q H. Research on Decomposition Process of the Fallen Leaves in the Tropical Forests at Jianfengling, Hainan Island. *Forest Research*, 1989, 2 (1) :25—32.
- [1] Zhao Q G, Wang M Z , He Y Q. Litters of tropical and subtropical forests in China and their effects on soil. *Soil*, 1991, 23 (1) :8—15.
- [2] Lu J P, Liu Q H. Study on rainforest litter and its decomposition process in Jianfengling of Hainan province, in *Locational Research of Forest Ecosystems in China*. Department of Science and Technology, Chinese Forestry Ministry eds. Harbin :North-eastern University Press, 1994. 178—191.
- [3] Yi W M, Ding M M , Zhang Z P. Litter Mass and Its Nitrogen Dynamics of Cryptocarya Concinna Community in the Dinghushan Biosphere Reserve. *Acta Phytocologica Sinica*, 1994, 18 (5) :228—235.
- [4] Shen H L, Ding B Y, Shen G F, *et al.* Decomposition dynamics of several coniferous and broadleaved litters in Mongolian scots pine plantation. *Scientia Silvae Sinicae*, 1996, 32 (5) :393—402.
- [5] 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.
- [6] Ma X Q, Liu A Q, He Z Y, *et al.* The Litter and Its Decomposition in Young Chinese Fir Plantation Ecosystem. *Acta Phytocologica Sinica*, 1997, 21 (6) :564—570.
- [7] Zhang D Q, Yu Q F, Kong G H, *et al.* Chemical Properties of Forest Floor Litter in Dinghushan Monsoon Evergreen Broad-leaved Forest. *Acta Ecologica Sinica*, 1998, 18 (1) :96—100.
- [8] Ren Y H, Cao M, Tang J W, *et al.* A Comparative Study on Litterfall Dynamics in a Seasonal Rain Forest and a Rubber Plantation in Xishuangbanna, SW China. *Acta Phytocologica Sinica*, 1999, 23 (5) :418—425.
- [9] Zhang Q F, Song Y C, Wu H Q, *et al.* Dynamics of Litter Amount and Its Decomposition in Different Successional Stages of Evergreen Broad-leaved Forest in Tiantong, Zhejiang Province. *Acta Phytocologica Sinica*, 1999, 23 (5) :250—255.
- [0] Wu C Z, Hong W, Jiang Z L, *et al.* Advances in Research of Forest Litter-fall in China. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis*, 2000, 22 (5) :405—410.
- [1] Zhang D Q, Ye W H, Yu Q F, *et al.* The litter-fall of representative forests of successional series in Dinghushan. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20 (6) :938—944.
- [2] Wang J , Huang J H. Comparison of Major Nutrient Release Patterns in Leaf Litter Decomposition in Warm Temperate Zone of China. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25 (5) :375—380.
- [3] Xiao C Y, Huang Q C, Ruan H H. Characteristics of Decomposition of Litter from Pine, Oak and Pine-Oak Mixed Forests. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39 (5) :763—767.
- [4] Peng S L , Liu Q. The Dynamics of Forest Litter and Its Responses to Global Warming. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22 (6) :1534—1542.
- [5] Yang X M. Laws of Litter-fall Decomposition and Nutrient Release in the *Pinus massoniana* Plantation Ecosystem. *Journal of Fujian College of Forestry*, 2002, 22 (1) :86—89.
- [6] Tan F L. Study on litter decomposition and nutrient release in *Casuarina equisetifolia* protective plantation ecosystem. *Scientia Silvae Sinicae*, 2003, 39 (special issue. 1) :21—26.
- [7] Li W H , Li F. Research of forest resources in China. Beijing :China Forestry Publishing House, 1996.
- [8] Aber J D , Melillo J M. Nitrogen immobilization in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. *Canadian Journal of Botany*, 1982, 60 :2263—2269.
- [9] Bryant D M, Elisabeth A H, Timothy R S, *et al.* Analysis of litter decomposition in an alpine tundra. *Canadian Journal of Botany*, 1998, 76 :1295—1304.
- [0] Hu Y H, Chen L Z, Kong F Z, *et al.* The Study on the Litter Decomposition of Chinese Pine and Oriental Oak. *Acta Botanica Sinica*, 1986, 28 (1) :102—110.
- [1] Hu Y H, Chen L Z, Chen Q L, *et al.* Studies on the Litter Decomposition Rates of Several Plants. *Acta Phytocologica Et Geobotanica Sinica*, 1987, 11 (1) :124—131.
- [2] He X Y, Zhao S Q, Yang S H, *et al.* Role of nitrogen-fixing trees in mixed forest III. Leaf litter decomposition and its N release of nitrogen-fixing tree species. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1999, 10 (4) :404—406.
- [3] Gorden J C , Wheeler C T. Biological nitrogen fixation of forest ecosystem. Beijing :Chinese Forestry Publishing House, 1990. 237—280.
- [4] Silvester W B. Dinitrogen fixation by plant associations excluding legumes. New York :John Wiley and Sons Inc, 1977. 141—190.
- [5] Roskoski J. Nitrogen-fixation in hardwood forests of the north-eastern united states. *Plant and Soil*, 1980, 54 :33—44.
- [6] Cheng B R. Biological nutrient cycle in the broad-leaved and Korean pine forest in Changbai Mountain. *Forest Ecosystem Research*, 1992, 6 :185

—193.

[7] Cheng B R, Ding G F, Xu G S. Nutrient content and litters in main forest ecosystems of Changbai Mountain. *Forest Ecosystem Research*, 1984, 4 :19—24.

[8] Cheng B R, Xu G S, Ding G F. Intensity of biological cycle and litters in the broad leaved and Korean pine mixed forest and coniferous forest in the northern slope of Changbai mountain. *Forest Ecosystem Research*, 1992, 6 :200—204.

[9] Xu G S. Characteristics of accumulation and decomposition of litters in Korean pine and the broad leaved mixed forest. *Forest Ecosystem Research*, 1994, 7 :55—61.

[10] Xu G S, Chang Y H, Liu C P. Nutrient cycle of Korean pine and the broad leaved mixed forest in temperate zone. *Acta Ecologica Sinica*, 1995, 15 (supp. B) :47—53.

[11] Blair J M, Parmalee R W, Beare M H. Decay rates, nitrogen fluxes and decomposer communities of single and mixed species foliar litter. *Ecology*, 1990, 71 (6) :1976—1985.

[12] Briones M J I, Ineson P. Decomposition of eucalyptus leaves in litter mixtures. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28 :1381—1388.

[13] Taylor B R, Parkinson D, Parsons W F J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*, 1989, 70 :97—104.

[14] Liao L P, Ma Y Q, Wang S L, *et al.* Decomposition of Leaf Litter of Chinese Fir in Mixture with Major Associated Broad-Leaved Plantation Species. *Acta Phytocologica Sinica*, 2000, 24 (1) :27—133.

[15] Huang J H, Chen L Z, Han X G. Changes of some major and micro nutrients during the decomposition process of oak twigs. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20 (4) :229—234.

[16] Guo Z L, Zheng J P, Ma Y D, *et al.* Researches on litterfall decomposition rates and model simulating of main species in various forest vegetations of Changbai Mountains, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26 (4) :1037—1046.

参考文献：

[0] 卢俊培, 刘其汉. 海南岛尖峰岭热带林凋落叶分解过程的研究. *林业科学研究*, 1989, 2 (1) :25~32.

[1] 赵其国, 王明珠, 何国球. 我国热带亚热带森林凋落物及其对土壤的影响. *土壤*, 1991, 23 (1) :8~15.

[2] 卢俊培, 刘其汉. 海南岛尖峰岭热带林凋落物及其分解过程的研究, 中国森林生态系统定位研究. 林业部科技司编. 哈尔滨: 东北林业大学出版社, 1994. 178~191.

[3] 蚁伟民, 丁明懋, 张祝平. 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 (4) :228~235.

[4] 沈海龙, 丁宝永, 沈国舫, 等. 樟子松人工林下针阔叶凋落物分解动态研究. *林业科学*, 1996, 32 (4) :393~402.

[5] 莫江明, 布朗, 孔国辉, 等. 鼎湖山生物圈保护区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.

[6] 马祥庆, 刘爱琴, 何智英, 等. 杉木幼林生态系统凋落物及其分解作用研究. *植物生态学报*, 1997, 21 (6) :564~570.

[7] 张德强, 余清发, 孔国辉, 等. 鼎湖山季风常绿阔叶林凋落物层化学性质的研究. *生态学报*, 1998, 18 (1) :96~100.

[8] 任泳红, 曹敏, 唐建维, 等. 西双版纳季节雨林与橡胶多层林凋落物动态的比较研究. *植物生态学报*, 1999, 23 (4) :418~425.

[9] 张庆费, 宋永昌, 吴化前, 等. 浙江天童常绿阔叶林演替过程凋落物数量及分解动态. *植物生态学报*, 1999, 23 (4) :250~255.

[10] 吴承祯, 洪伟, 姜志林, 等. 我国森林凋落物研究进展. *江西农业大学学报*, 2000, 22 (4) :405~410.

[11] 张德强, 叶万辉, 余清发, 等. 鼎湖山演替系列中代表性森林凋落物研究. *生态学报*, 2000, 20 (6) :938~944.

[12] 王瑾, 黄建辉. 暖温带地区主要树种叶片凋落物分解过程中主要元素释放的比较. *植物生态学报*, 2001, 25 (4) :375~380.

[13] 肖慈英, 黄青春, 阮宏华. 松、栎纯林及混交林凋落物分解特性研究. *土壤学报*, 2002, 39 (4) :763~767.

[14] 彭少麟, 刘强. 森林凋落物动态及其对全球变暖的响应. *生态学报*, 2002, 22 (10) :1534~1542.

[15] 杨细明. 马尾松人工林凋落物分解及养分释放规律. *福建林学院学报*, 2002, 22 (1) :86~89.

[16] 谭芳林. 木麻黄防护林生态系统凋落物及养分释放研究. *林业科学*, 2003, 39 (增刊1) :21~26.

[17] 李文华, 李飞. 中国森林资源研究. 北京: 中国林业出版社, 1996.

[18] 胡肄慧, 陈灵芝, 陈清朗, 等. 几种树木枯叶分解速率的试验研究. *植物生态学与地植物学学报*, 1987, 11 (4) :124~131.

[19] 胡肄慧, 陈灵芝, 孔繁志, 等. 油松和栓皮栎枯叶分解作用的研究. *植物学报*, 1986, 28 (1) :102~110.

[20] 何兴元, 赵淑清, 杨思河, 等. 固氮树种在混交林中的作用研究 III. 固氮树种凋落物分解及 N 的释放. *应用生态学报*, 1999, 10 (4) :404~406.

[21] 程伯容. 长白山阔叶红松林的生物养分循环. *森林生态系统研究*, 1992, 6 :185~193.

[22] 程伯容, 丁桂芳, 许广山, 等. 长白山主要森林生态系统的凋落物及养分含量. *森林生态系统研究*, 1984, 4 :19~24.

[23] 程伯容, 许广山, 丁桂芳, 等. 长白山北坡针叶林和阔叶红松林的凋落物和生物循环强度. *森林生态系统研究*, 1992, 6 :200~204.

[24] 许广山. 红松阔叶林凋落物的积累与分解特征. *森林生态系统研究*, 1994, 7 :55~61.

[25] 许广山, 长玉华, 刘春萍. 温带红松阔叶混交林的养分循环. *生态学报*, 1995, 15 (supp. B) :47~53.

[26] 廖利平, 马越强, 汪思龙, 等. 杉木与主要阔叶造林树种凋落物的混合分解. *植物生态学报*, 2000, 24 (1) :27~33.

[27] 黄建辉, 陈灵芝, 韩兴国. 几种常微量元素在辽东栎枝条分解过程中的变化特征. *生态学报*, 2000, 20 (4) :229~234.

[28] 郭忠玲, 郑金萍, 马元丹, 等. 长白山各植被带主要树种凋落物分解速率及模型模拟的试验研究. *生态学报*, 2006, 26 (4) :1037~1046.