

连栽杉木(*Cunninghamia lanceolata* (Lamb) Hook)林中 树桩分解过程中的化学组分变化趋势

黄志群 徐志红 Sue Boyd David Williams

(中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016; Faculty of Environmental Sciences, Griffith University, QLD 4111, Australia;
School of Science, Griffith University, QLD 4111, Australia. E-mail: z.huang@griffith.edu.au)

摘要 采用以空间代替时间的方法, 对连栽杉木(*Cunninghamia lanceolata* (Lamb) Hook)人工林中采伐剩余树桩的分解过程进行了研究. 根据 Olson 的分解模型, 计算出连栽杉木纯林中树桩的分解速率为 0.02695, 树桩在分解过程中的前 2 年是一个氮素增加积累过程, 当杉木树桩的 C/N 在 463.2 ± 27.3 时开始净氮释放. 树桩磷含量的变化与氮变化模式相类似, 但钾的表现不同, 钾的含量在树桩分解过程中一直是单调降低. 利用固体高分辨核磁共振技术结合魔角旋转(MAS)和交叉极化(CP)技术, 研究了杉木树桩的腐殖化过程及碳结构的变化. 树桩中由纤维素和半纤维素组成的多糖碳和乙缩醛被首先分解, 而由蜡质和表皮素等化合物组成的烷基碳, 由酚类、木质素、单宁和石蜡等化合物组成的芳香族碳, 及由酯、有机酸、酮和醛等化合物组成的羧基碳的分解速度较多糖碳和乙缩醛慢.

关键词 核磁共振技术 化学组分 杉木人工林 树桩 分解

植物残体的分解是森林生态系统养分及碳循环的关键过程之一^[1]. 一直以来, 国内在这方面的研究主要集中在凋落物及细根分解上, 而对森林生态系统中其他植物残体的分解关注不多^[2], 如粗死木质残体(coarse woody debris, CWD). 国内仅有的一些有关粗死木质残体分解的研究工作主要集中在天然林生态系统^[3~5], 而对人工林生态系统中粗死木质残体的研究却还是空白. 杉木(*Cunninghamia lanceolata* (Lamb) Hook)人工林是我国南方主要森林类型之一, 现有面积约占全国人工林总面积的 24%. 对杉木人工林生态系统中凋落物及细根的分解和养分释放过程, 国内已做了大量研究^[6~11]. 但对于连栽杉木人工林生态系统中重要的组成部分——采伐剩余树桩的分解过程却知之甚少, 这可能是树桩的分解时间长, 对其研究需要长期定位观察的缘故.

另外, 过去人们对植物残体分解的研究主要集中在养分释放和质量损失上, 对于植物残体分解过程中有机碳库组分的变化却很少研究^[12,13]. 植物残体有机碳组成在土壤生物地球化学循环中起着重要作用, 对有机碳库组分变化的研究也有助于人们对植物残体分解过程的了解^[14]. 虽然, 采用其他化学分析技术也可以对植物残体中有机碳作一些分析, 但利用核磁共振技术(NMR), 特别是固体高分辨核磁共振技术结合魔角旋转(MAS)和交叉极化(CP)技,

术可以在不破坏样品结构的情况下研究植物残体的腐殖化过程及碳结构的变化^[15]. 本文基于以空间代替时间的方法, 利用¹³C CPMAS NMR技术对连栽杉木纯林中前一代采伐剩余树桩的分解过程作了初步研究. 本研究的目的是测定杉木树桩的分解过程及碳库的化学组成, 并分析几种主要营养元素和碳库在分解过程中的变化, 为杉木人工林碳和养分循环过程的研究提供基础数据.

1 研究方法

() 试验地自然概况. 本研究在中国科学院会同森林生态实验站(约 110°8'E, 27°9'N)进行, 实验站海拔在 200~500 m 左右, 为低山丘陵地貌类型, 属亚热带湿润气候, 年平均气温 16.5 , 年降雨量约 1200 mm, 年平均相对湿度 80%以上. 土壤为红壤, 原始常绿阔叶林植被破坏殆尽, 取而代之的是马尾松(*Pinus massoniana* Lamb)和杉木人工林.

() 树桩取样. 采用以空间代替时间的方法, 根据采伐年代记录档案, 分别选取 1984, 1986, 1987, 1991, 1993 及 1996 年 12 月采伐后次年所营造的林分. 表 1 列出了每个林分的基本情况. 在各个林分中, 设立 3 个 100 m × 20 m 样地, 并在每个样地中采集直径为 20~30 cm, 厚度为 4 cm 的杉木树桩样品 5 个, 采集时间为 1999 年 3 月, 因而树桩的分解时间分别为 14, 12, 11, 7, 5 和 2 年. 未分解的树桩样品从刚采伐

表1 树桩样品所在林分的特征

树桩分解时间/年	树桩采伐时间	下代林分营造时间	林分密度 /株·hm ⁻²	0~10 cm 表层土壤的理化性状			
				土壤全碳(TC)/g·kg ⁻¹	土壤全氮(TN)/g·kg ⁻¹	pH	土壤含水率
2	1996年12月	1997年	2102	23.34	1.97	5.45	21.3%
5	1993年12月	1994年	1992	24.31	2.01	5.67	23.5%
7	1991年12月	1992年	1987	26.00	1.99	5.64	22.7%
11	1987年12月	1988年	1867	25.49	1.89	5.38	25.3%
12	1986年12月	1987年	1883	27.80	2.03	4.95	19.9%
14	1984年12月	1985年	1726	25.98	2.00	5.02	20.7%

的林地中采集。除进行树桩采样外，还在每个林分中采集 0~10 cm 表层土壤，用以分析理化性状。

() 树桩密度的测定。树桩样品的体积由水置换法测定，然后再测定树桩样品的干重和含水率。最后得出样品密度(干重/体积, g/cm³)。

() 全碳及营养元素分析。树桩和土壤样品的全碳(TC)和全氮(TN)由同位素比值质谱仪(Micromass, UK)和 EuroEA3000 元素分析仪联机(Eurovector, Milano, Italy)上测定获得，树桩样品的 P, K 含量在原子吸收光谱仪(PEZ-3030, PerkinElmer, USA)上进行，土壤 pH 采用酸度计(HI991000, HANNA, Italy)测定。

() 固体 ¹³C NMR 谱图的测定。选择分解了 14 年, 11 年, 5 年和未开始分解的杉木树桩进行 ¹³C CPMAS 核磁共振分析。采用 Unity-400 型核磁共振波谱仪(Varian, CA), 用常规交叉极化(CP)和魔角旋转(MAS)法在 100.58 MHz 下进行 ¹³C 连续扫描, 得到固体 ¹³C NMR 谱图。实验条件: 25 °C, 氮化硅转子转速 5 kHz, 接触时间 2 ms, 接受时间 13 ms, 重复延迟时间 2.5 s。

() 统计分析。树桩分解速率采用 Olson^[16] 的分解模型计算: $K_0 = (\ln(Y_0) - \ln(Y_t)) / t$ 。K₀ 为分解速率, t 为树桩在林分中的分解时间, Y₀ 为未分解树桩的密度, Y_t 为分解 t 时间后树桩的密度。

树桩密度和营养元素数据的统计分析在 Statistix 8.0 上进行。

2 结果与讨论

2.1 杉木树桩分解过程中密度的变化

粗死木质残体是森林生态系统中重要的结构和功能元素^[17]。粗死木质残体包括立枯、倒木、树桩和木质粗根等。本研究采用以空间代替时间的方法, 并结合水置换法测定出杉木树桩分解初期的密度为 0.405, 经过 14 年分解后, 密度减少为 0.290 (图 1)。

用 Olson^[16] 的分解模型计算出连栽杉木纯林中树桩的分解速率为 $K_0 = 0.02695 \pm 0.00354$ 。植物残体的分解是一个复杂的现象, 影响植物残体分解速率的因素包括水分、温度、微生物活性和植物残体本身的质量等。因此, 即使水分和温度等环境因子相同, 不同植物残体的分解速率也会相差很大。例如, Chen 等人^[18] 研究了美国俄勒冈州几种树种木质树根的分解过程, 发现它们的分解速率相差很大。同一片林分中云杉 (*Picea sitchensis* (Bong) Carr) 树根的分解速率 K₀ 值在 0.016~0.021 之间, 而加洲铁杉 (*Tsuga heterophylla* (Raf) Sarg) 树根的分解速率 K₀ 值在 0.033~0.049 之间。在另一片林分中, 黑松 (*Pinus contorta* Dougl Ex Loud) 树根的分解速率 K₀ 值在 0.025~0.03 之间, 而北美黄松 (*Pinus ponderosa* Laws) 树根的分解速率 K₀ 值在 0.073~0.077 之间。湖南会同林区虽然有较好的水热条件, 而杉木树桩的分解速度仍然相对较慢, 可能与其高的 C/N 比有关^[19]。因为加洲铁杉树根、黄松树根、黑松树根和云杉树根的 C/N 比介于 149~313 之间, 而杉木树桩的 C/N 比为 501.3 (表 2)。

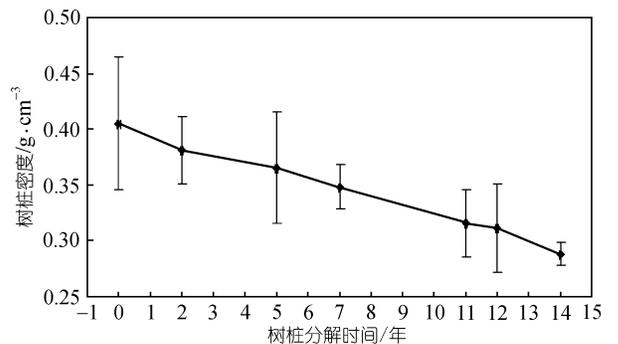


图1 杉木树桩分解过程中密度的变化

2.2 杉木树桩分解过程中营养元素动态

图 2 显示了杉木树桩在分解过程中几种养分含量的变化, 树桩在分解初期(大约 2 年)呈现为氮素增加积累过程, 然后是净氮释放。树桩分解初期的氮素

表 2 树桩分解过程 C/N 的变化

树桩分解时间/年	0	2	5	7	11	12	14
C/N	501.3±23.1	463.2±27.3	337.9±19.7	301.5±27.9	250.7±33.2	239.6±11.0	198.1±17.8

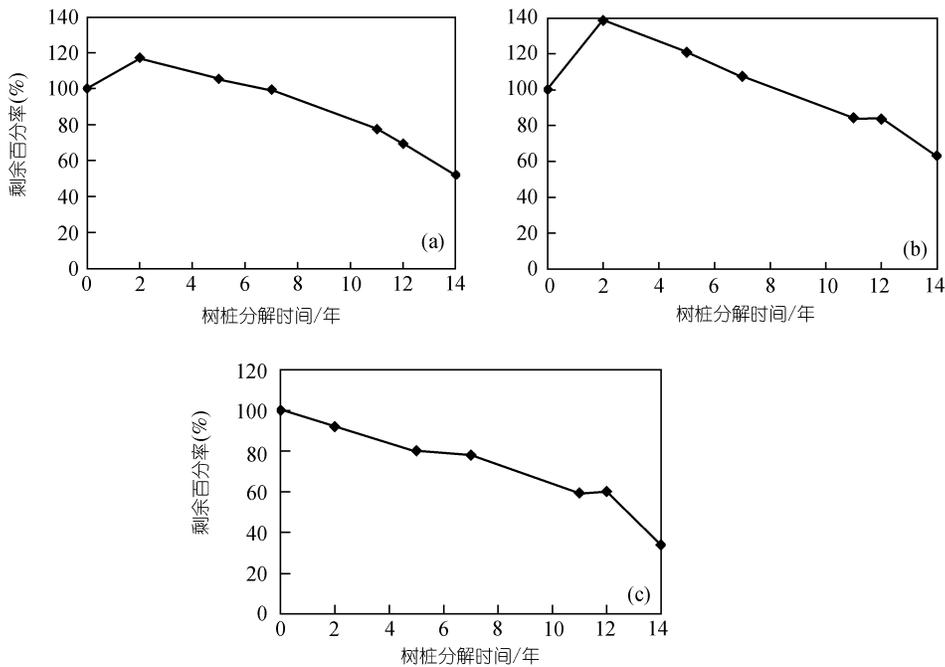


图 2 杉木树桩分解过程中养分含量的变化
(a) P; (b) N; (c) K

增加积累与树桩最初的高C/N比有关^[20]。事实上,许多人在研究植物残体分解时也发现有类似的现象^[21~23]。在我们以前的研究中,杉木树桩在C/N在463.2时开始释放N素,而“关键C/N比(critical C/N ratio)”指的是在植物残体分解过程中N素积累达最大值时的C/N比^[22],而在这个值之后,植物残体开始释放N素。例如,McClaugherty等人^[22]报道了大多数温带凋落叶的关键C/N比介于25~50之间,而Chen等人^[18]发现美国西北部太平洋沿岸森林中木质根系分解过程中的关键C/N比介于100~180之间。关键C/N比的差异在很大程度上是与植物残体的碳组成有关。粗木质残体的碳库一般来说比凋落叶和细根有更多的难分解成分,而大多数微生物更喜欢易分解碳库^[23]。而粗木质残体,如树桩的碳库中易分解碳库比例较少。因此,粗木质残体在分解过程中N素会在较高的C/N比时开始释放。

磷的变化与氮变化模式相类似,在前两年也是一个增加积累过程,只是增加幅度较小,只增加19%,

而氮含量却在分解两年后增加了39%。树桩在分解初期氮和磷元素含量的增加与微生物在树桩中的积累有关^[7]。

钾的变化与氮磷不同,钾的含量在树桩分解过程中一直是单调降低。分解14年后,树桩中钾的含量剩余30%。由于钾是一个极易移动的元素^[14],钾含量在树桩分解过程中一直呈现降低趋势,很可能是降水淋洗的结果^[14,24]。

2.3 杉木树桩分解过程中¹³C核磁共振谱

不同分解程度杉木树桩的¹³C CPMAS NMR谱见图3,对于树桩图谱的解释基于以前的相关研究^[14,17,21]。表3列出了树桩¹³C NMR谱图位移归属及其所包含的化合物。对不同分解程度树桩¹³C CPMAS NMR谱图中不同碳的峰面积进行定量计算,可对树桩分解过程的化学结构变化定量表征。树桩分解过程中不同类型碳相对比例的变化见表4。对于植物残体的图谱而言,0~45 μg/g的烷基碳主要来源于蜡质和表皮素等化合物,这些化合物往往不易分解,因此

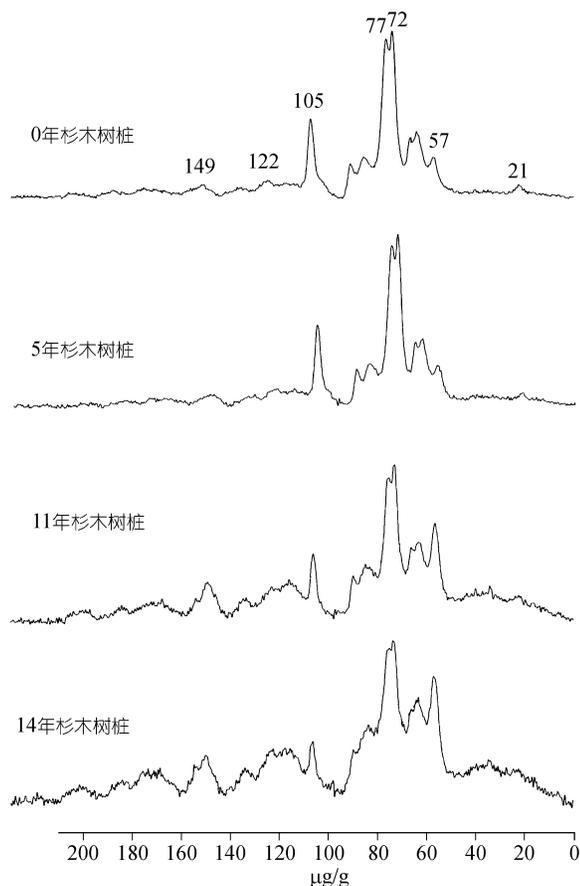


图3 不同分解程度杉木树桩的¹³C CPMAS NMR谱

这段区间的相对峰面积在植物残体分解过程中变化很小或常常增加。本研究表明,杉木树桩在分解过程中烷基碳的相对峰面积增加了。烷基碳的相对峰面

积在杉木树桩的分解初期为7.91%,14年后,相对峰面积增加到14.33%。而多糖碳和乙缩醛碳在72,77和105 μg/g处的特征峰主要来自纤维素和半纤维素组成的多糖类化合物。122和149 μg/g处的特征峰主要来自芳香族碳。从表4和图3可以看出,树桩碳的主要组成部分为由纤维素和半纤维素组成的多糖碳和乙缩醛碳。分解前树桩多糖碳和乙缩醛碳占总碳63.65%。但随着树桩分解程度的增加,多糖碳和乙缩醛碳比例减少,经过14年分解,多糖碳和乙缩醛碳只占总碳39.30%。烷基碳、芳香族碳和羧基碳比例随着树桩分解程度的增加而增加。其中烷基碳含量的峰值出现在分解11年之后,占总碳14.78%,分解14年后,其含量降为14.33%。许多研究表明,烷氧碳(包括甲氧基碳,多糖碳和乙缩醛碳)是凋落物和土壤有机质中最先被分解的部分,而烷基碳、芳香族碳和羧基碳的分解速度相对来的慢^[25]。本研究结果也反映了相同的趋势。惟一不同之处在于55~57 μg/g处的特征峰甲氧基碳,其在树桩残体的分解过程中显示出逐渐增加的趋势。这些甲氧基碳可能来自一些木质素结构,由于微生物选择性地先分解纤维素和半纤维素中易分解成分而使甲氧基碳相对比例逐渐增加。

3 研究结论及其生态学意义

研究结果表明,杉木树桩的分解是一个长期的过程,对于一个20~30 cm直径的树桩,最终完全分解需大约35年时间。而且在其分解的前期,并没有N

表3 树桩¹³C NMR谱图位移归属

化学位移/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	归属	包含的化合物
0~45	链烷碳	甲基、长链脂肪类、蜡质、表皮素、脂质
45~60	甲氧基碳	甲氧基、氨基酸、N-烷基
60~94	多糖碳	纤维素、聚糖、半纤维素、淀粉、醇
94~110	乙缩醛碳	纤维素异头碳、单宁
110~142	芳碳	多酚、木质素、单宁、带质子芳碳、烷基取代芳碳、石蜡
142~160	酚碳	酚类、木质素、单宁、氧取代芳碳、氮取代芳碳、石蜡
160~230	羧基碳	羧基、羰基、氨基、酯、有机酸、酮、醛、C=O键

表4 树桩分解过程中不同类型碳相对比例的变化(%)

树桩分解时间/年	烷基碳(R—C) 0~45/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	烷氧碳(RO—C)		芳香族碳(Ar—C)		羧基碳(>C=O) 160~230/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	
		甲氧基碳 45~60/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	多糖 60~94 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	乙缩醛 94~110 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	芳碳 110~142 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		酚碳 142~160 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$
0	7.91	9.21	53.42	10.23	9.09	3.23	6.91
5	9.76	8.48	50.65	9.79	10.02	3.36	7.93
11	14.78	12.19	36.3	6.64	13.09	5.93	11.07
14	14.33	11.59	33.27	6.03	14.46	5.86	14.45

和 P 元素的释放, 反而是不断地通过微生物从土壤中增加积累 N 和 P 元素. 因此, 对于连栽的杉木幼林而言, 杉木树桩在前 2 年的主要作用是减少水土流失, 而不是释放养分. 杉木树桩的缓慢分解对于保持林分养分具有重要意义, 因为在南方杉木造林之前, 往往是炼山. 此时养分大量释放, 土壤养分供过于求, 常常造成大量养分流失. 杉木造林地的主要植物残体是采伐剩余根桩. 因而树桩的缓慢分解能保证在杉木林分整个生长过程中分解释放养分.

利用核磁共振技术研究杉木树桩腐殖化过程可以发现, 树桩的分解是以纤维素和半纤维素组成的碳水化合物分解为主, 分解过程中往往会造成蜡质、酚类化合物、单宁、有机酸、酮和醛等的积累. 酚类等芳香族化合物和酮、醛等化合物被认为是植物的主要化感物质 [26,27]. 这些化感物质积累到一定数量常常会对植物造成伤害, 因此根桩等木质残体在分解过程中积累的酚类等芳香族化合物和酮、醛类化合物是否对连栽杉木林造成影响是值得关注的问题.

致谢 感谢中国科学院会同森林生态实验站对本工作的大力支持. 样品采集过程中得到中国科学院会同森林生态实验站邓仕坚同志的帮助. 本工作为国家自然科学基金(批准号: 30300054)资助项目.

参 考 文 献

- 1 Swift M J, Heal O W, Anderson J M. Decomposition in terrestrial ecosystems. Berkeley: University of California Press, USA, 1979
- 2 黄建辉, 陈灵芝, 韩兴国. 辽东栎枝条分解过程中几种主要营养元素的变化. 植物生态学报, 1998, 22(5): 398~402
- 3 Harmon M E, Chen H. Coarse woody debris dynamics in two old-growth ecosystems: Comparing a deciduous forest in China and a conifer forest in Oregon. Bioscience, 1991, 41: 604~610
- 4 Chen H, Dai L, Harmon M E. Coarse woody debris in spruce-fir forests, Changbai Mountain, PRC. Bull Ecol Soc of Am, 1995, 76: 45
- 5 陈华, Harmon M E. 温带森林生态系统粗死木质物动态研究. 应用生态学报, 1992, 3(2): 99~104
- 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 廖利平, 马越强, 汪思龙, 等. 杉木与主要阔叶造林树种叶凋落物的混合分解. 植物生态学报, 2000, 24(1): 27~33
- 8 廖利平, 高洪, 汪思龙, 等. 外加氮源对杉木叶凋落物分解及土壤养分淋失的影响. 植物生态学报, 2000, 24(1): 34~39
- 9 廖利平, 陈楚莹, 张家武, 等. 杉木、火力楠纯林及混交林细根周转的研究. 应用生态学报, 1995, 6(1): 7~10
- 10 廖利平, 杨跃军, 汪思龙, 等. 杉木、火力楠纯林及混交林细根分布、分解与养分归还. 生态学报, 1999, 19(3): 342~346

- 11 杨玉盛, 陈光水, 郭剑芬, 等. 杉木观光木混交林凋落物分解及养分释放的研究. 植物生态学报, 2002, 26(3): 275~282
- 12 Sollins P, Cline S P, Verhoeven T, et al. Patterns of log decay in old-growth Douglas-fir forests. Can J For Res, 1987, 17: 1585~1595
- 13 Erickson H E, Edmonds R L, Peterson, C E. Decomposition of logging residues in Douglas-fir, western hemlock, Pacific silver fir, and ponderosa pine ecosystems. Can J For Res, 1985, 15: 914~921
- 14 Preston C M, Trofymow J A, Niu J, et al. ¹³C PMAS NMR spectroscopy and chemical analysis of coarse woody debris in coastal forests of Vancouver Island. For Ecol Manage, 1998, 111: 51~68[DOI]
- 15 卓苏能, 文启孝. 核磁共振技术在土壤有机质研究中应用得的新进展. 土壤学进展, 1994, 22(5): 46~52
- 16 Olsen J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology, 1963, 44: 322~331
- 17 Ganjegunte G K, Condrón L M, Clinton P W, et al. Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus radiata*) coarse woody debris. For Ecol Manage, 2004, 187: 197~211[DOI]
- 18 Chen H, Harmon M E, Griffiths R P. Decomposition and nitrogen release from decomposing woody roots in coniferous forests of the Pacific Northwest: A chronosequence approach. Can J For Res, 2001, 31: 246~260[DOI]
- 19 Blumfield T J, Xu Z H, Mathers N J, et al. Decomposition of post-harvest, ¹⁵N-labelled hoop pine residues in subtropical Australia. Soil Sci Soc Am J, 2004, 68: 1751~1761
- 20 Aber J D, Melillo J M, McLaugherty C A. Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics and soil organic matter formation from initial litter chemistry in temperate forest ecosystem. Can J Bot, 1990, 68: 2201~2208
- 21 Mathers N J, Xu Z H, Blumfield T J, et al. Composition and quality of harvest residues and soil organic matter under windrow residue management in young hoop pine plantations as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. For Ecol Manage, 2003, 175: 467~488[DOI]
- 22 McLaugherty C A, Pastor J, Aber J D, et al. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. Ecology, 1985, 66: 266~275
- 23 McLaugherty C A, Aber J D, Melillo J M. Decomposition dynamics of fine roots in forested ecosystems. Oikos, 1984, 42: 378~386
- 24 Krankina O K, Harmon M E, Griazkin A V. Nutrient stores and dynamics of woody detritus in a boreal forest: modelling potential implications at the stand level. Can J For Res, 1999, 29: 20~32[DOI]
- 25 Mathers N J, Xu Z H. Solid-state ¹³C NMR spectroscopy: Characterisation of soil organic matter under two contrasting residue management regimes in a 2-year-old pine plantation of subtropical Australia. Geoderma, 2003, 114: 19~31[DOI]
- 26 Moral R D, Willis R J, Ashton D H. Suppression of coastal health vegetation by *Eucalyptus Baxteri*. Aut J Bot, 1978, 26: 203~219
- 27 Huang Z Q, Liao L P, Wang S L, et al. Allelopathy of phenolics from decomposing stump-Roots in replant Chinese Fir woodland. J Chem Ecol, 2000, 26: 2211~2219[DOI]

(2005-07-18 收稿, 2005-09-15 收修改稿)