

青冈常绿阔叶林凋落物分解过程中营养元素动态

赵谷风¹, 蔡延², 罗媛媛³, 李铭红⁴, 于明坚^{1, *}

(1. 浙江大学生命科学院, 杭州 310058; 2. 温州市工业科学研究院, 温州 325028;

3. 中国计量学院生命科学院, 杭州 310018; 4. 浙江师范大学化学与生命科学学院, 金华 321004)

摘要:应用分解袋法研究了浙江建德青冈常绿阔叶林凋落物分解过程中的养分动态。结果表明,在 2a 的分解过程中,各凋落物元素的年均释放率为 C 27.91 % ~ 44.06 %, N 30.77 % ~ 39.58 %, P 33.33 % ~ 42.86 %, K 42.31 % ~ 48.19 %, Ca 18.67 % ~ 36.22 %, Mg 35.71 % ~ 47.22 %, Mn 25.00 % ~ 37.50 %, Cu 3.80 % ~ 16.21 %, Zn 17.52 % ~ 26.60 %。K 和 Mg 流动性较大, Zn、Cu 和 Ca 相对稳定, P、Zn、Cu、Ca、N 和 Mn 在分解过程中有不同程度累积。干物质残留量与 N、Ca、Mn、Cu 和 Zn 的残留率呈负相关,与 C、K 和 Mg 呈正相关。C、N 主要以线性衰减方式释放, P 和 Mg 主要以复合函数方式释放, K 主要以对数方式释放, Ca、Mn、Cu 和 Zn 残留率具有 3 种以上的最优模型。Cu、Zn、Ca 和 Mn 对干物质的分解有促进作用。C/N 比是预示分解速率的最理想指标。枯叶中 C/N 比对于 N 固持和矿化的分界值在 20:1 左右, C/P 比对于 P 的净矿化的临界值在 600:1 左右。

关键词:常绿阔叶林; 青冈; 凋落物; 分解; 养分; C/N 比; C/P 比

文章编号:1000-0933(2006)10-3286-10 中图分类号:Q143, Q948, S718 文献标识码:A

Nutrient dynamics in litter decomposition in an evergreen broad-leaved forest in East China

ZHAO Gu-Feng¹, CAI Yan-Ben², LUO Yuan-Yuan³, LI Ming-Hong⁴, YU Ming-Jian^{1, *} (1. College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; 2. Wenzhou Academy of Industrial Science, Wenzhou 325028, China; 3. College of Life Sciences, China Jiliang University, Hangzhou 310018, China; 4. Zhejiang Normal University, Jinhua 321004, China). Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(10): 3286 ~ 3295.

Abstract: Litter decomposition plays an important role in the energy flux and nutrient cycling in forest ecosystems. The forest dominated by *Cyclobalanopsis glauca* is a typical subtropical evergreen broad-leaved forest in East China. This work was carried out in such a forest in Jiande, Zhejiang Province, East China, to study the nutrient dynamics in litter decomposition with the litterbag method. The litters used in this work included leaves and branches of *C. glauca*, *Quercus serrata* var. *glandulifera*, *Woodwardia japonica* and *Dryopteris chanpionii*. The concentrations and mass remaining of C, N, P, K, Ca, Mg, Mn, Cu and Zn were monitored over a 24-month period consecutively. The results show that: After two years, the annual average release rates of elements, C, N, P, K, Ca, Mg, Mn, Cu and Zn, were 41.31 %, 38.48 %, 42.86 %, 47.14 %, 21.13 %, 44.48 %, 32.98 %, 10.68 %, 11.50 % in leaf litter of *C. glauca*; 44.06 %, 38.56 %, 39.71 %, 47.22 %, 36.22 %, 40.91 %, 37.50 %, 3.80 %, 6.10 % in leaf litter of *Q. serrata* var. *glandulifera*; 40.13 %, 39.58 %, 33.33 %, 48.19 %, 21.11 %, 47.22 %, 25.00 %, 5.00 %, 18.65 % in leaf litter of ferns; 29.69 %, 30.77 %, 33.33 %, 43.19 %, 18.67 %, 35.71 %, 33.33 %, 7.78 %, 26.60 % in litter of thin branch; 27.91 %, 34.78 %, 33.33 %, 42.31 %, 19.85 %, 40.00 %, 30.00 %, 30.00 %.

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30200034);浙江省自然科学基金资助项目(Y504253)

收稿日期:2005-07-22; **修订日期:**2006-02-20

作者简介:赵谷风(1979~),男,浙江省杭州人,博士生,主要从事植物生态学与保护生物学研究。E-mail: zhaogufengz@sina.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ymj918@mail.hz.zj.cn

致谢:本文承蒙南京大学生命科学院田兴军教授指导,特此感谢!

Foundation item: This project was supported by grants from the National Natural Sciences Foundation of China (No. 30200034), the Natural Science Foundation of Zhejiang Province (No. 301026)

Received date: 2005-07-22; **Accepted date:** 2006-02-20

Biography: ZHAO Gu-Feng, Ph. D. candidate, mainly engaged in plant ecology and biological conservation. E-mail: zhaogufengz@sina.com

16.21%, 17.52% in litter of thick branch, respectively. K and Mg had the higher release rate, while Zn, Cu and Ca had the relevant lower rate. P, Zn, Cu, Ca, N and Mg all accumulated in a certain degree in the decomposition process. The mass remaining of leaf litter had a negative correlation with the mass remaining of N, Ca, Mn, Cu and Zn, while it positively correlated with that of C, P, K and Mg. Release mode of the dry matter was closely correlated with each kind of nutrients. Release mode of C, N was linearity function, that of P and Mg was function of function, and that of K was logarithm function, the remainder rate of Ca, Mg, Cu and Zn had more than three best models. Cu, Zn, Ca and Mg could accelerate the decomposition of dry matter. Initial N content and C/N ratio were litter chemistry parameters used to predict the rate of decomposition.

The C/N ratio is a valuable index which can indicate the speed of decomposition. It was considered that during decomposition N would be immobilized in the microbial biomass. There had the same relation between C/P ratio and P. In our work, net immobilization of N occurred when critical C/N ratios was about 20 in litter. While, critical C/P ratios was about 600 in litter, the net immobilization of P occurred. Decomposition of leaf litter was influenced by both N and P in the first year, while N became the key factor in the second year. The decomposition process in the two years was more closely correlated with C/N ratio.

Key words: evergreen broad-leaved forest; *Cyclobalanopsis glauca*; litter; decomposition; nutrient; C/N ratio; C/P ratio

分解者亚系统在森林生态系统中十分重要,它主宰着碎屑食物链的完成,而碎屑食物链是能流的主要途径。在养分循环中,土壤中的养分元素被植物根系所吸收,并以凋落物等形式归还至地表,然后通过在分解者亚系统中的分解作用释放至土壤,从而实现其在系统内的循环。其中,分解作用控制着养分的周转速率,与光合作用一样是养分循环的调节器。因此,对凋落物分解作用的研究成为森林生态系统结构和功能研究中不可忽视的方面。分解过程受着凋落物性质、气候和土壤因子(主要为温、湿度)及土壤生物等的综合影响,营养元素在其中也起着重要作用,其随着分解过程的释放特征还与元素的自身特性密切相关^[1~3]。

国外有关森林凋落物分解过程的研究主要起始于 1930 年代,IBP 以后,随着森林生态系统结构和功能研究的广泛展开,成为其中研究资料积累得最多的领域之一^[2~4]。近 20a 来,许多学者对分解作用进行了更为深入的研究,试图在掌握其物理化学等特性的基础上,探讨森林凋落物分解与各种生物、非生物因子之间的关系,其中营养元素的释放动态及其在分解过程中的作用也是热门问题之一。我国从 1980 年代以后才有这方面研究的报道,研究内容也越来越深入^[5~11]。

亚热带常绿阔叶林是地球上主要的植被类型之一,并集中分布于我国,浙江省建德林场的青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)常绿阔叶林是中亚热带东部常绿阔叶林的代表类型之一。本文着重讨论青冈林 5 种凋落物分解过程中的营养元素动态,旨在探讨各种营养元素在生态系统中的释放动态及其对分解过程的影响,在补充凋落物分解理论的同时,为亚热带常绿阔叶林结构和功能研究提供基础资料。

1 研究样地概况

研究样地位于浙江省西北部的建德市境内的建德林场泅江分场,北纬 29°24',东经 119°31',处于我国中亚热带东部地区。该区共有 15km² 的青冈林,是我国东部亚热带保护得较好的天然次生植被之一。地处我国的湿润季风气候区,年均温 16.9℃,平均降水量 1502mm,≥10℃ 的年积温为 6180℃,无霜期 254d,月均温以 7~8 月份为最高,1 月份最低。春季(3~4 月份)降水颇丰,梅雨季节(6~7 月初)也有较大的降水量;而秋末与冬季的降水甚少。本区地层为中上侏罗纪岩,且上有较厚的石英斑岩堆积。大部分土壤为发育较典型的红壤,部分为山地型黄壤,土层厚度约 1m,剖面呈红棕色或黄棕色;呈酸性;有机质含量中等,pH 值在 4.5~5.2 之间。

2 研究方法

测定凋落物的分解用分解袋法。根据群落结构、物种组成和生产力等特点,选择 5 组凋落物作为研究对象:青冈枯叶、短柄枹(*Quercus serrata* var. *glandulifera*) 枯叶、大枯枝、小枯枝、蕨类植物地上部分枯死体[含草本层共优种狗脊蕨(*Woodwardia japonica*)和阔鳞鳞毛蕨(*Dryopteris chanmpionii*)]。其中青冈和短柄枹的枯叶分别代表常绿和落叶阔叶树种。每个分解袋中青冈和短柄枹枯叶重约 5g,蕨类枯叶约 3g,大、小枯枝约 10g。于

前一年 12 月底按机械布点法均匀地放置在样地内的 20 个点上,以后每个偶数月底从 20 个点随机取装有青冈、短柄枹枯叶分解袋 8 个,蕨类植物分解袋 5 个;小枯枝在翌年 4、6、8、10、12 月份与次两年 4、8、12 月份底取样,大枯枝在次两年 4、8、12 月份底取样,每次样品数皆为 8 个。周期两年。

取回的样品剔除杂质,洗净后在 80 ℃ 烘箱中烘干,然后称重,并用于元素分析。C、N 浓度在样品灼烧后,用美国 Perkin Elmer 公司的 2400CHN 元素分析仪测试。P 浓度在用高氯酸-硝酸硝化后,用 721 分光光度计测试。K、Ca、Mg、Mn、Cu、Zn 浓度用日本岛津公司的 AA670 原子吸收分光光度计测定。

3 结果与分析

3.1 分解过程中的元素释放动态

3.1.1 起始元素浓度 表 1 是 5 种凋落物中不同元素的起始浓度,其中 $C > N > Ca > K > Mn, Mg > Zn > Cu$ 。枯叶中各元素浓度普遍比枯枝高;蕨类枯叶含较低的 C 和 Ca,并富含 Mg、Zn 和 K。

表 1 各类型凋落物中初始元素浓度

Table 1 Initial concentrations of carbon and nutrients in various litters

元素 Elements	青冈枯叶 <i>Cyclobalanopsis glauca</i> leaves	短柄枹枯叶 <i>Quercus serrata</i> var. <i>glandulifera</i> leaves	蕨类枯叶 Fern leaf	小枯枝 Thin branch	大枯枝 Thick branch	均值 Average
C (%)	49.24	48.28	44.47	48.66	49.41	48.01
N (%)	1.780	1.880	1.680	0.780	0.690	1.360
P (%)	0.065	0.068	0.064	0.033	0.033	0.053
K (%)	0.351	0.359	0.447	0.221	0.128	0.300
Ca (%)	0.970	0.980	0.450	0.830	0.680	0.780
Mg (%)	0.117	0.108	0.301	0.055	0.051	0.126
Mn (%)	0.191	0.202	0.060	0.056	0.050	0.112
Cu (μg/g)	5.900	6.050	6.100	6.620	6.260	6.190
Zn (μg/g)	38.70	41.74	75.24	64.90	34.20	50.59

3.1.2 元素浓度的变化规律 表 2 反映了两年内凋落物分解各元素的年均释放率情况。可见 K、Mg 释放率较高,Cu、Zn 释放较慢,枯叶中 C、N、P、K、Ca、Mg 释放率比枯枝高;Zn 在青冈枯叶和大枯枝中有净固持。凋落物分解 2a 后各元素浓度的起始浓度比值大小依次为 $Zn > Cu > Ca > N > Mn > P > C > Mg > K$,此比值的变幅以短柄枹、青冈叶和蕨类枯死体较大,而枯枝中变幅相对较缓。

表 2 两年内各类型凋落物中元素的年均释放率

Table 2 Annual average element release rate of various litters after two year decomposition

元素 Elements	青冈枯叶 <i>C. glauca</i> leaves (%)	短柄枹枯叶 <i>Q. serrata</i> var. <i>glandulifera</i> leaves (%)	蕨类枯叶 Fern leaves (%)	小枯枝 Thin branch (%)	大枯枝 Thick branch (%)	均值 Average (%)
C	41.31	44.06	40.13	29.69	27.91	36.62
N	38.48	38.56	39.58	30.77	34.78	36.43
P	42.86	39.71	33.33	33.33	33.33	36.51
K	47.14	47.22	48.19	43.19	42.31	45.61
Ca	21.13	36.22	21.11	18.67	19.85	23.40
Mg	44.48	40.91	47.22	35.71	40.00	41.66
Mn	32.98	37.50	25.00	33.33	30.00	31.76
Cu	10.68	3.80	5.00	7.78	16.21	8.69
Zn	- 11.50	6.10	18.65	26.60	- 17.52	4.47

图 1 显示凋落物分解中各元素的残留量占起始凋落物干重比例的时间动态。各凋落物中 C 的浓度在第 1 年的变化很小,第 2 年下降较快。2a 总走势在各组分中基本类似,枯叶中的下降幅度较大,在枯枝中变化较缓慢。C 浓度的下降可能是大部分灰分元素的富集造成其浓度的稀释^[12]。C 的残留呈下降趋势(图 1)。

各凋落物中 N 浓度在 20 个月内呈上升趋势,之后明显下降。这种变化以枯叶尤为明显。大枯枝中的 N 上升则较缓慢。N 的残留程度总体呈下降趋势(图 1);但前 4 种凋落物中 N 的总量在途中有明显上升(净固

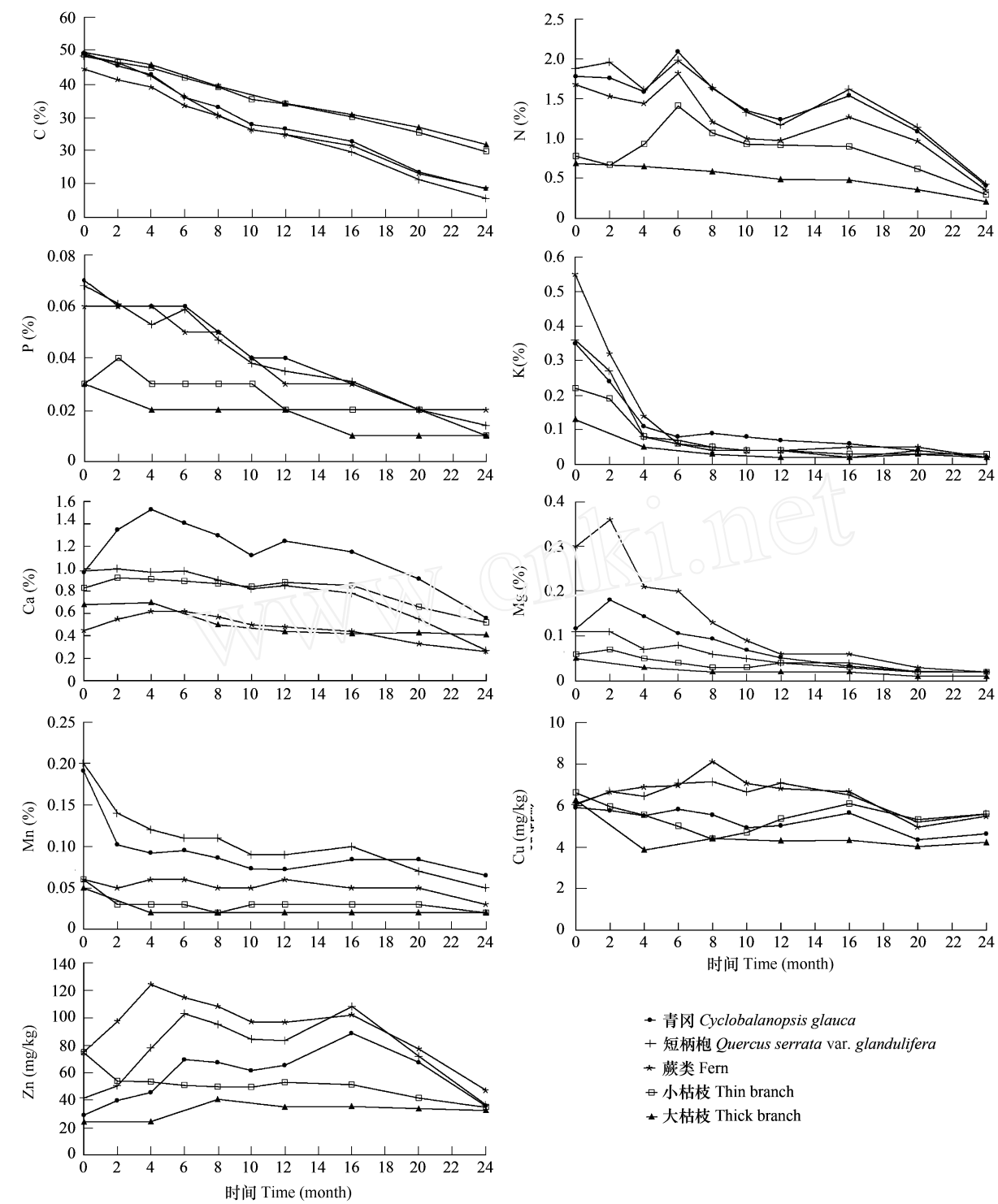


图 1 各类型凋落物分解过程中元素残留量占起始凋落物干重比例的走势

Fig. 1 Changes in mass remaining of elements in litters during decomposition process

持)的现象。

各凋落物中 P 浓度呈下降趋势。枯枝中 P 浓度与分解天数存在一定相关性(表 3)。P 的残留量基本上是下降的,只是青冈和短柄枹枯叶在第 6 个月、小枯枝在第 2 个月有所上升,此时固持程度加强。

K 在分解过程中流动性很强^[13]。最初 6 个月中,K 在各凋落物中均受到一定程度的淋溶,以后走势平稳。枯叶中的 K 浓度有不同程度的上升现象。若将前 6 个月与后 18 个月分开进行分析,则 5 种类型的凋落物中

K的释放可分为两个阶段,第一为快速淋失阶段,第二为缓慢释放阶段(图 1)。

表 3 各类型凋落物中元素浓度与分解天数的 Pearson 相关系数

元素 Elements	青冈枯叶 <i>C. glauca</i> leaves	短柄枹枯叶 <i>Q. serrata</i> var. <i>glandulifera</i> leaves	蕨类枯叶 Fern leaves	小枯枝 Thin branch	大枯枝 Thick branch
C	- 0.8901 ***	- 0.9310 ***	- 0.8419 **	- 0.7480 *	- 0.7548 *
N	NS	NS	NS	0.6309 *	0.8786 **
P	NS	NS	NS	- 0.6612 *	- 0.8265 *
K	- 0.6342 *	NS	NS	- 0.6633 *	NS
Ca	0.9353 ***	0.8446 **	0.8889 ***	0.7505 *	NS
Mg	- 0.7711 **	NS	- 0.8641 ***	NS	- 0.8531 *
Mn	0.7541 *	0.7724 **	0.9705 ***	NS	NS
Cu	0.9264 ***	0.9180 ***	0.9497 ***	0.8988 ***	0.7961 *
Zn	0.9357 ***	0.9126 ***	0.8666 ***	0.6461 *	0.9458 ***

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS: $p > 0.05$

Ca 的流动性很差^[14]。Ca 浓度在枯叶中呈上升趋势,直至 20 个月青冈和短柄枹枯叶中才下降,蕨类枯叶则一直增加;小枯枝在 16 个月月开始下降;大枯枝中在第 1 年春夏有所下降,其后也呈上升状态。Ca 浓度与分解天数的相关性在枯叶中较好,小枯枝较差,大枯枝中则没有相关性(表 3)。Ca 的残留率早期有增加现象,其余均呈缓慢下降态势(图 1)。

枯叶和小枯枝中 Mg 在前 2 个月有不同程度固持,蕨类枯叶中最明显。12 个月后,Mg 释放较缓慢(图 1)。从残留量上看,可分为两个阶段,第 1 年处于不稳定的固持与矿化的变化中,第 2 年释放得较平稳。大枯枝中 Mg 一直处于缓慢释放之中。

Mn 元素浓度早期有所下降,后呈逐步上升态势,枯叶中更是如此。Mn 的释放除前两个月外,基本是一缓慢的过程,比干物质要慢,但释放的程度不低(图 1)。

Cu 浓度仅在小枯枝中早期有所下降,其后 5 种类型中均明显增高。Cu 浓度与分解时间均有一定相关性,大枯枝相对较差(表 3)。Cu 的释放呈最终变化很小、期间波动较大的格局(图 1)。

Zn 浓度变化与 N 类似,各类凋落物中 Zn 浓度与时间相关性也不错(表 3),在 20 个月浓度有所下降。

3.1.3 分解过程中元素间及其与干物质间的相关性 为研究元素的协同释放规律,本文参考前人的方法^[15,16],利用相关系数和回归方程对 5 种凋落物类型分解过程中干物质和 9 个元素的浓度用 Pearson 系数进行了相关分析。

干物质与 Cu 和 Zn 的相关性最好,与 N、Ca、Mn、Cu 和 Zn 呈负相关,与 C、K 和 Mg 呈正相关。这种相关性反映出干物质与各元素浓度走势图的相似性。

将干物质残留率与各元素残留率进行相关分析,发现干物质与 C、P、K 和 Ca 的残留率在所有类型中均有一定相关性,与 N、Mg 仅在小枯枝中相关性较差,与 Mn 仅在青冈和短柄枹枯叶中有较好相关性,与 Cu、Zn 则只有一类中存在显著相关,与前人的分析比较一致^[13]。反映了各元素与干物质的消失密不可分(表 4)。

各元素浓度间也是部分相关的。总的来说,P 和 N 与其它元素相关性较差。青冈枯叶和短柄枹枯叶中,C、Cu 和 Mn 浓度间的相关性较好;Ca 和 Zn 间也存在一定相关性;Mg 和 K 与上述元素间有一定距离。因此可以对图 1 中各元素浓度的走势进行归类:Zn 和 Ca 为一类,Cu 和 Mn 为一类,K 和 Mg 归为一类,而 N 和 P 与各间的距离均较大,C 的走势与 Cu、Mn 呈一定负相关。目前普遍认为,N、P、K、Mg 等元素能促进分解,但不同分解阶段的作用又有不同^[17,18]。

3.2 各元素时间动态的模型

本文对 9 个元素残留率的时间动态在 Spss For windows 中用 11 种模型进行了回归分析,并根据显著性检验的结果进行选优,结果见表 5。可以看出:C、N 主要以线性衰减方式(仅小枯枝的 N 为二次方程)释放。P

和 Mg 残留率以复合函数模拟最好(青冈枯叶 P 的损失呈线性,Mg 在小枯枝中以对数方式衰减)。K 元素残留率除在小枯枝中符合线性方程外,其余均呈对数式下降。Ca、Mn、Cu 和 Zn 的残留率最优模型在 5 种类型中差异较大,均具 3 种以上模型,反映了它们在不同凋落物分解中的行为差异。这些结果反映了各元素在分解过程中数量方面的走势。

表 4 凋落物分解过程中干物质残留率与元素残留率间的 Pearson 相关系数

Table 4 Pearson correlation coefficient of mass remaining of litters and elements in decomposition process					
元素 Elements	青冈枯叶 <i>C. glauca</i> leaves	短柄枹枯叶 <i>Q. serrata</i> var. <i>glandulifera</i> leaves	蕨类枯叶 Fern leaves	小枯枝 Thin branch	大枯枝 Thick branch
C	0.966 ***	0.998 ***	0.998 ***	0.997 ***	0.997 ***
N	0.836 **	0.867 **	0.861 **	0.472 ^{NS}	0.816 *
P	0.982 ***	0.985 ***	0.988 ***	0.971 ***	0.954 ***
K	0.806 **	0.754 *	0.743 *	0.775 **	0.758 *
Ca	0.672 *	0.910 **	0.749 *	0.789 **	0.925 **
Mg	0.914 ***	0.946 ***	0.917 ***	0.871 ***	0.923 **
Mn	0.684 *	0.910 ***	0.611 ^{NS}	0.618 ^{NS}	0.694 ^{NS}
Cu	0.848 **	0.465 ^{NS}	0.451 ^{NS}	0.234 ^{NS}	0.561 ^{NS}
Zn	- 0.356 ^{NS}	- 0.046 ^{NS}	- 0.520 ^{NS}	0.805 **	- 0.548 ^{NS}

* * $p < 0.05$; * * * $p < 0.01$; * * * * $p < 0.001$; NS $p > 0.05$

表 5 凋落物分解过程中元素残留率的动态模型

Table 5 Dynamics models of mass remaining of elements in decomposition process of litters						
类型 Litter type	元素 Elements	方程 Function	r^2	元素 Elements	方程 Function	r^2
青冈 <i>C. glauca</i>	C	$y = 97.020 - 0.1125x$	0.983 ***	N	$y = 109.789 - 0.0914x$	0.707 **
	P	$y = 103.654 - 11.340x$	0.967 ***	K	$y = 99.878 - 13.715\ln x$	0.995 ***
	Ca	$y = 121.306 + 0.144x - 0.0003x^2$	0.788 *	Mg	$y = 150.652e^{-0.0032x}$	0.941 ***
	Mn	$y = 97.0773 - 9.4699\ln x$	0.946 ***	Cu	$y = 99.6843 - 0.0308x$	0.653 *
	Zn	$y = 89.1834 + 0.8426x - 0.001x^2$	0.795 *			
短柄枹 <i>Q. serrata</i> var. <i>glandulifera</i>	C	$y = 98.674 - 0.1236x$	0.983 ***	N	$y = 106.671 - 0.0906x$	0.736 **
	P	$y = 94.6224 - 0.1045x$	0.981 ***	K	$y = 106.46 - 15.62\ln x$	0.859 ***
	Ca	$y = 98.0201 + 0.036x - 0.0002x^2$	0.985 ***	Mg	$y = 102.160e^{0.0026x}$	0.965 ***
	Mn	$y = 102.967 - 10.51\ln x$	0.913 ***	Cu	$y = 103.543 + 0.0745x - 0.0001x^2$	0.696 *
	Zn	$y = 101.029 + 0.7688x - 0.0011x^2$	0.874 *			
蕨类 Fern	C	$y = 97.6921 - 0.1098x$	0.986 ***	N	$y = 96.8389 - 0.0782x$	0.762 **
	P	$y = 109.154 \times 0.9982x$	0.986 ***	K	$y = 102.199 - 15.522\ln x$	0.919 ***
	Ca	$y = 105.165 + 0.324x - 0.0011x^2 + 0.00000083x^3$	0.942 ***	Mg	$y = 98.469e^{-0.0035x}$	0.987 ***
	Mn	$y = 88.4499 - 0.0494x - 0.0001x^2$	0.632 *	Cu	$y = 96.9718 + 0.2543x - 0.0008x^2 + 0.00000055x^3$	0.793 *
	Zn	$y = 113.959 + 0.2452x - 0.0004x^2$	0.811 *			
小枯枝 Thin branch	C	$y = 100.172 - 0.0808x$	0.996 ***	N	$y = 97.186 + 0.3437x - 0.0005x^2$	0.938 **
	P	$y = 113.854 \times 0.9987x$	0.965 ***	K	$y = 64.8613 - 0.0967x$	0.554 **
	Ca	$y = 102.951 + 0.0585x - 0.0002x^2$	0.931 ***	Mg	$y = 105.405e^{-0.0014x}$	0.847 ***
	Mn	$y = 97.2996 - 8.476\ln x$	0.854 ***	Cu	$y = 101.916 - 0.2683x + 0.0008x^2 - 0.0000006x^3$	0.755 *
	Zn	$y = 101.916 - 0.2683x + 0.0008x^2 - 0.0000006x^3$	0.755 *			
大枯枝 Thick branch	C	$y = 99.7007 - 0.0764x$	0.994 ***	N	$y = 105.076 - 0.0911x$	0.946 ***
	P	$y = 89.5972 \times 0.9985x$	0.955 ***	K	$y = 99.252 - 13.037\ln x$	0.977 ***
	Ca	$y = 97.752e^{0.9992x}$	0.810 ***	Mg	$y = 83.0594e^{-0.0019x}$	0.954 ***
	Mn	$y = 35.2193 + 64.8234/x$	0.943 ***	Cu	$y = 67.0058 + 32.9699/x$	0.943 ***
	Zn	$y = 97.6152x^{0.0594}$	0.486 ^{NS}			

y:元素残留率 Mass remaining of elements(%), x :分解天数 Decomposition time (d) * $p < 0.05$; * * $p < 0.01$; * * * $p < 0.001$; NS $p > 0.05$

3.3 C、N、P 元素比对分解过程的影响

干物质残留率与 C:N 比呈正相关,且相关性较好,与 C:P 比只在短柄泡枯叶中呈一定正相关,在大枯枝和小枯枝中则为显著或不显著负相关。干物质残留率往往与 N、Ca、Cu 和 Zn 呈负相关,而与 P、K 和 Mg 成正相关(表 6)。从元素浓度及 C/元素比角度分析,Cu、Zn、Ca 和 Mn 对干物质的分解有促进作用。

表 6 凋落物分解过程中 C/元素比与干物质残留率间的 Pearson 相关系数

元素比 Elements ratio	青冈枯叶 <i>C. glauca</i> leaves	短柄泡枯叶 <i>Q. serrata</i> var. <i>glandulifera</i> leaves	蕨类枯叶 Fern leaves	小枯枝 Thin branch	大枯枝 Thick branch
C/N	0.7112 *	0.8145 **	0.6591 *	0.7474 *	0.9554 ***
C/P	0.6145	0.8121 **	0.4450	- 0.3173	- 0.7331 *
C/K	- 0.5091	- 0.2072	- 0.3382	- 0.6676 *	- 0.4430
C/Ca	0.8660 ***	0.9806 ***	0.8984 ***	0.9013 ***	0.4788
C/Mg	- 0.6354 *	0.1454	- 0.9282 ***	- 0.5053	- 0.9088 **
C/Mn	0.7040 *	0.7993 **	0.9490 ***	0.4142	0.0529
C/Cu	0.9858 ***	0.9889 ***	0.9757 ***	0.8373 **	0.7575 *
C/Zn	0.8663 ***	0.8496 **	0.8713 ***	0.7524 *	0.9190 **

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS: $p > 0.05$

图 2 中 Y1 轴为分解中某时刻 N 残留率, Y2 轴为 C:N 比。在 3 种枯叶和小枯枝中, N 残留率于 6 月底达到一个高点, 此后开始下降。在 6 月底, 3 种枯叶中的 C:N 比均已小于 20:1, 小枯枝中的 C:N 也已低于 30:1。即当 N 的固持至一定程度后, 产生了 N 的净矿化。总 N 的矿化和微生物中 N 量是呈负相关的。6 月底开始 N 的矿化一直延续到 12 月份, 才发生了新一轮固持, 直至第 2 年 8 月底, 凋落物中的 C:N 比均达到较高值, 此时 N 的净矿化重新开始。第 2 年 12 月底时, C:N 比再次达到较高值, N 的净矿化发生。

3 种枯叶前 6 个月 P 残留率与 C:P 比的走势与 N 的类似, 处于总体的固持状态, 当 C:P 在 600:1 左右时, P 残留率下降, 净矿化开始, 直到第 2 年 8 月(蕨类枯叶中为 6 月), P 的固持重新开始, 在第 2 年 12 月底 P 残留率至最高点, C:P 比为最低点。其第 1 年残留率变化与 N 相似, 第 2 年却截然相反(图 2, 图 3)。小枯枝中 C:P 比的走势与 C:N 比有消长关系, 大枯枝中这种消长关系在 P 残留率上也明显存在。决定 P 的固持和矿化的 C:P 比分界值, 枯叶中大概在 600:1 左右。

在分解的第 1 年, 分解者对枯叶中的 N 和 P 的水平表现出相似的兴趣, 第 2 年却几乎完全相反。并且第一年枯叶的分解似乎受 N 和 P 的共同作用, 而第 2 年主要受 N 的影响, 第 2 年 8 月份之后, P 可能显得更重要。总的来说, 2a 的分解过程与 C:N 比关系密切。分解者自身的 C:N 比和 C:P 比往往低于凋落物, 它们在分解时对凋落物中的元素有较高的要求, 后者元素高时, 分解即加强^[19]。

4 讨论

森林凋落物的分解过程中元素迁移有淋溶-累积-释放、累积-释放、直接释放等模式。森林生态系统的生长和生产力主要依赖总量、环境以及森林凋落物的分解率。气候条件、外貌、物种、坡向位置、凋落物量、林下叶层充足度、酸度、土壤肥力、凋落物性质、生物活性都是凋落物分解的影响因子^[2,6]。本研究中 K 和 Mg 的流动性较大, Zn、Cu、Ca、N 和 Mn 有不同程度的累积, 且 K 呈单调降低, N 呈单调增加, Na、P 等呈先降低后增加趋势。K 以可溶性盐基形式存在于植物体内, 易于渗滤释放。Ca 相对不易运动且不易渗滤。N 和 P 在含量上的增加都是十分普遍的, 尤其是在分解的开始阶段。N 含量的提高还与微生物固 N、降水及菌根的吸收等作用有关^[2,13]。而干物质与 C、P、K 和 Ca 的残留率有一定相关性, 这与 Lousier 和 Parkinson 的结果类似^[14]。

不同的元素转移方式决定了凋落物中元素丢失的速度^[14]。从元素动态模型上看, C、N、P、K 和 Mg 具有元素本身释放与干物质消失的双重释放格局, 元素和干物质的消失曲线具有趋同效应, 这与前人的结果相近^[13,21]。不同的物种具有不同的养分释放模式, 元素动态曲线受着土壤动物和微生物群落结构、数量、活性和需求, 环境条件、凋落物本身性质的综合影响^[22], 有研究发现凋落物分解过程中对温度的敏感性影响其 C 元

素的固持与释放,原因是有些与分解相关的动力酶对温度变化十分灵敏^[4]。

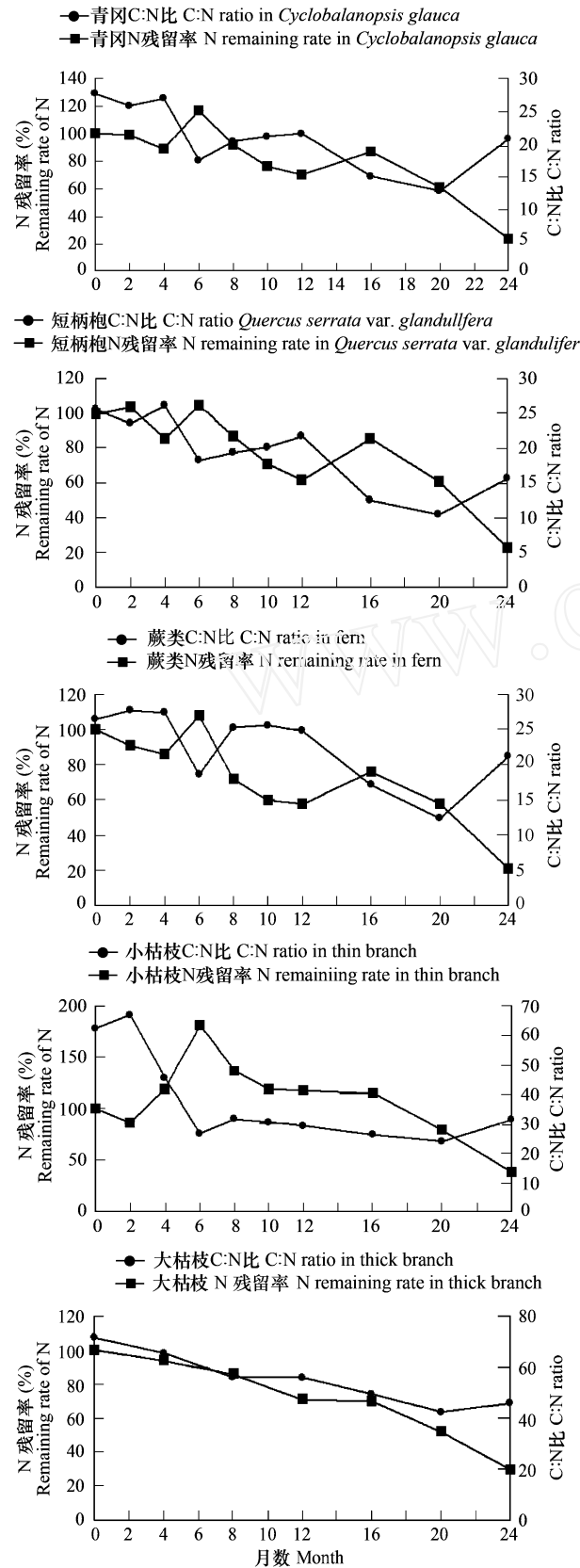


图2 凋落物分解过程中N残留率与C:N比的变化趋势

Fig. 2 Changes in C:N ratio of various litters during decomposition process

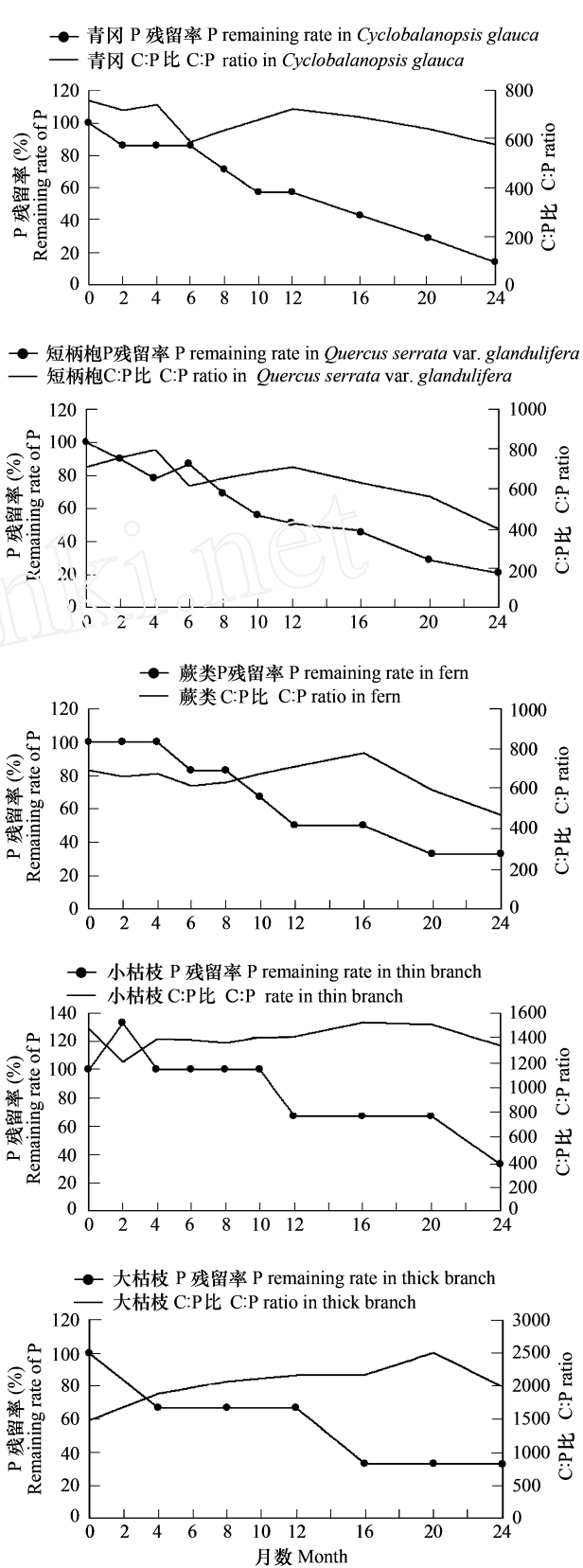


图3 凋落物分解过程中P残留率与C:P比的变化趋势

Fig. 3 Changes in C:P ratio of various litters during decomposition process

元素矿化的平衡由温度、湿度、营养浓度等内环境综合决定^[2]。C 被认为是控制 N 循环的重要因素^[12]。有研究认为分解 1a 后干物质残留量只和 C N 比有显著正相关,而分解 2a 后干物质残留量和 C N 比以及 C P 比都有显著正相关^[23]。本研究发现,C N 比在 20:1 左右似乎枯叶中 N 固持和矿化的分界值,小枯枝为 30:1,大枯枝为 40:1。N 对分解作用的影响是显然的,而 C N 比是预示分解速率的最理想指标。初始 N 浓度和 C N 比值是最早被用来预测分解率的数值^[19]。不同的元素转移方式决定了凋落物中元素丢失的速度^[23]。N 可能通过自身浓度的变化改变组织内木质素含量,间接影响分解平衡^[24]。N 的固持不仅与 C N 比有关,还与温度降水综合影响下的分解者活性有关。

P 的矿化率非常依赖于森林环境的因素^[19]。树木的密度和凋落物中 N 的释放无影响,而和 P 的释放有较大关系^[25]。P 的浓度被认为对土壤呼吸有调节作用,而 P 对凋落物以及分解者的调节作用还有待研究^[19,25]。C P 比被认为是分解过程中决定 P 是否矿化的重要指标^[19,25]。很多研究认为,C P 比对于 P 的净矿化的临界值在 100 到 480 之间^[19,23,25],当超过这个临界值时,P 将继续固持,而 C 释放将加快^[19,23]。本文的结果是 600,与其它学者的结论不大一致,推测 C N 比和 C P 比对于组织净矿化的平衡控制和地域及环境有可能较大的关系^[25]。

与已研究的热带、亚热带地区植被相比,本研究结果中 N 主要以线性衰减方式释放,其释放强度高于暖温带地区落叶阔叶林^[6,8],而 N 和 Ca 的变化程度要低于南亚热带雨林^[9,11]。这也说明,不同的植被类型由于具有不同的物种组成以及温度、湿度、降水、土壤、微生物等内外因素,凋落物分解过程的养分动态也随之不同^[6,8~11]。

References:

- [1] Gosz J R, et al. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook forest, New Hampshire. *Ecol. Monogr.*, 1973, 43: 173 ~ 191.
- [2] Rustad L E. Element dynamics along a decay continuum in a red spruce ecosystem in Maine. USA, 1994, 75(4): 867 ~ 879.
- [3] Riitta Hyvonen, Bengt A. Olsson, Helene Lundkvist and Hakan Staaf. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. *Forest Ecology and Management*, 1999, 126: 97 ~ 112.
- [4] Noah Fierer, et al. Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. *Ecology*, 2005, 86(2): 320 ~ 326.
- [5] Yu M J, Chen Q C. Studies on the characteristics of the forest floor and the soil in the evergreen broad-leaved forest dominated by *Cyclobalanopsis glauca* in Zhejiang, China. *Scientia Silvae Sinicae*, 1996, 32(2): 103 ~ 110.
- [6] Huang J H, Chen L Z, Han X G. Changes of nutrient concentration during the decomposition process of oak twigs. *Acta Phytocologica Sinica*, 1998, 22(5): 398 ~ 402.
- [7] Yu M J, Chen Q C, Li M H. Litterfall in the evergreen broadleaved forests dominated by *Cyclobalanopsis glauca* in Zhejiang, China. *Acta Phytocologica Sinica*, 1996, 20(2): 144 ~ 150.
- [8] Tian X J, Takeishi Takahiro. Relative roles of microorganisms and soil animals on needle litter decomposition in a subalpine coniferous forest. *Acta Phytocologica Sinica*, 2002, 26(3): 257 ~ 263.
- [9] Shao C, Zheng W J. Dynamics of litter decomposition in Hexi subtropical rain forest of Fujian. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1996, 40(3): 103 ~ 110.
- [10] Xu Z B, Dai L M, et al. Decomposition processes of *Tilia amurensis* leaves in the Changbai Mountain forest ecosystem. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, 12(4): 501 ~ 504.
- [11] Liu W Y, Liu L H. Decomposition of leaf litter in *Pinus yunnanensis* forest and evergreen broad-leaved forest in central Yunnan. *Acta Botanica Yunnanica*, 2000, 22(3): 298 ~ 306.
- [12] Aber J D, Nadelhoffer K J, Steudler P, Melillo J M. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience*, 1989, 39: 378 ~ 386.
- [13] Ribeiro C, Madeira M, Araújo M C. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecology and Management*, 2002, 171(1-2): 31 ~ 41.
- [14] Lousier J D, Parkinson D. Chemical element dynamics in decomposing leaf litter. *Can. J. Bot.*, 1978, 56: 2795 ~ 2812.
- [15] Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in New Zealand eucalypt short rotation forests. L. B. Guo, R. E. H. Sims. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1999, 75: 133 ~ 140.

- [16] Aerts R. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 1997, 79: 439 ~ 449.
- [17] Sagar S, Parfitt R L, Salt G, Skinner M F. Carbon and phosphorus transformations during decomposition of pine forest floor with different phosphorus status. ,1998, 39: 378 ~ 386.
- [18] Enriquez S, Duarte C M, Jensen K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms; the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia*, 1993, 94: 457 ~ 471.
- [19] Chesire M V, Chapman S J. Influence of the N and P status of plant material and of added N and P on the mineralization of C from ^{14}C -labelled ryegrass in soil. *Biol Fertil Soils*, 1996, 21: 166 ~ 170.
- [20] Lavelle P, Blanchart E, Martin A, Martin S, Spain A, Toutain F, Barois I, Schaefer R. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica*, 1993, 25: 130 ~ 150.
- [21] Xu X N, Eiji Hirata, Tsutomu Enoki, Yoshihiro Tokashiki. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical forest after typhoon disturbance, *Plant Ecology*, 2004, 173: 161 ~ 170.
- [22] Singh J S, Gupta S R. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Bot. Rev.*, 1977, 43: 449 ~ 527.
- [23] McClaugherty C A, Pastor J, Aber J D, Melillo J M. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality, *Ecology*, 1985, 66 (1): 266 ~ 275.
- [24] Victor A Kavadias, Dimitrios Alifragis, Alexandros Tsiontsis, Georgios Brofas, Georgios Stamatielos Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management*, 2001, 144: 113 ~ 127.
- [25] Wienand K T, Stock W D. Long-term phosphorus fertilization effects on the litter dynamics of an age sequence of *Pinus elliottii* plantations in the southern Cape of South Africa. *For. Ecol. Manage.*, 1995, 75: 135 ~ 145.

参考文献:

- [5] 于明坚,陈启熤,等. 青冈常绿阔叶林死地被层和土壤性质特征的研究. *林业科学*, 1996, 32(2): 103 ~ 110.
- [6] 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.
- [7] 于明坚,陈启熤,李铭红,等. 浙江建德青冈常绿阔叶林凋落量研究. *植物生态学报*, 1996, 20(2): 144 ~ 150.
- [8] 田兴军,立石贵浩. 亚高山针叶林土壤动物和土壤微生物对针叶分解的作用. *植物生态学报*, 2002, 26(3): 257 ~ 263.
- [9] 邵成,郑文教,等. 福建和溪亚热带雨林落叶的分解动态. *应用生态学报*, 1996, 7: 133 ~ 135.
- [10] 徐振邦,代力民,等. 长白山森林生态系统中椴树叶分解进程的研究. *应用生态学报*, 2001, 12(4): 501 ~ 504.
- [11] 刘文耀,刘伦辉,等. 云南松林与常绿阔叶林中枯落叶分解研究. *云南植物研究*, 2000, 22(3): 298 ~ 306.