

不同类型凋落物对土壤有机碳矿化的影响

史学军¹, 潘剑君^{1*}, 陈锦盈¹, 杨志强¹, 张黎明^{1,2}, 孙波², 李忠佩²

(1. 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要 通过实验室凋落物培养试验, 对南京紫金山地区4种典型植被凋落物的分解差异进行了比较研究。结果表明, 含凋落物土壤有机碳矿化包含快速分解和缓慢分解2个过程, 前者日均分解量大持续时间短, 后者与之相反。4种含凋落物土壤在培养初期矿化速率迅速达到最大, 大小依次为狗牙根凋落物土壤(CK+BMD)(23.88 ± 0.62) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ 、马尾松凋落物土壤(CK+PML)(17.93 ± 0.99) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ 、麻栎凋落物土壤(CK+QAC)(15.39 ± 0.16) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ 和青冈栎凋落物土壤(CK+CGO)(7.26 ± 0.34) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ 。相互间差异均达到显著水平($p < 0.05$)。此顺序与凋落物初始化学元素组成关系不明显。培养3个月, 含凋落物土壤有机碳累积矿化量分别为(CK+BMD)(338.21 ± 6.99) mg、(CK+QAC)(323.48 ± 13.68) mg、(CK+PML)(278.34 ± 13.91) mg和(CK+CGO)(245.21 ± 4.58) mg。从凋落物自身分解率分析, 4种凋落物在培养期间共释放了198.17~297.18 mg的 $\text{CO}_2\text{-C}$, 占到加入凋落物中有机碳总量的20.29%~31.70%。对有机碳矿化速率和累计矿化量变化趋势分析后发现, 乘幂曲线模型能很好地描述其变化, 且相关性较好。

关键词 凋落物; 分解; 土壤有机碳; 矿化速率; 矿化量

中图分类号: X144; S154.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)06-

Effects of Different Types of Litters on Soil Organic Carbon Mineralization

SHI Xue-jun¹, PAN Jian-jun¹, CHEN Jin-ying¹, YANG Zhi-qiang¹, ZHANG Li-ming^{1,2}, SUN Bo², LI Zhong-pe²

(1. College of Resource and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract Using litter incubation experiment in laboratory, decomposition discrepancies of four typical litters from Zijin Mountain were analyzed. The results show that organic carbon mineralization rates of soil with litters all involve fast and slow decomposition stages, and the differences are that the former has shorter duration, more daily decomposition quantity while the latter is opposite. Organic carbon mineralization rates of soil with litters rapidly reached maximum in the early days of incubation, and the order is soil with *Cynodon dactylon* litter (CK+BMD) (23.88 ± 0.62) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$, soil with *Pinus massoniana* litter (CK+PML) (17.93 ± 0.99) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$, soil with *Quercus acutissima* litter (CK+QAC) (15.39 ± 0.16) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ and soil with *Cyclobalanopsis glauca* litter (CK+CGO) (7.26 ± 0.34) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$, and with significant difference between each other ($p < 0.05$). This order has not significant correlation to litter initial chemical elements. The amount of organic carbon mineralized accumulation within three months incubation is (CK+BMD) (338.21 ± 6.99) mg, (CK+QAC) (323.48 ± 13.68) mg, (CK+PML) (278.34 ± 13.91) mg and (CK+CGO) (245.21 ± 4.58) mg. 198.17~297.18 mg $\text{CO}_2\text{-C}$ are released during litter incubation, which occupies 20.29%~31.70% of the total litter organic carbon amounts. Power curve model can describe the trends of organic carbon mineralization rate and mineralized accumulation amount, which has a good correlation with their change.

Key words litters; decomposition; soil organic carbon; mineralization rate; mineralization amount

土壤是陆地生态系统中最大的碳库, 陆地表层以下1m深的有机碳储量为1500 Pg, 向大气释放 CO_2 的通量(以C计)约为 $68 \text{ Pg} \cdot \text{a}^{-1}$ [1], 其微小变动都可能引起大气中 CO_2 浓度的较大波动。土壤有机碳分解释放 CO_2 的过程被称为碳矿化, 它反映了土壤有机碳从有机物变成无机物($\text{CO}_2\text{-C}$)的过程[2], 影响土壤有机碳矿化的因素很多, 包括土壤有机质化学组成、土壤质地、土壤温度、湿度、pH、土壤微生物群落特性、土地利用方式和外源有机物等[3~7]。土壤凋落物作为外源有机物, 不仅是森林生态系统中物质和能量流动的重要环节, 而且其生产、分解及相关过程的变化直接影响着大气中 CO_2 的浓度和陆地

碳储量。据估计, 全球每年因凋落物分解释放的 CO_2 量为68 Gt, 约占全球碳年流通总量的70%[8], 因此, 研究凋落物进入土壤后的分解对于定量描述地-气系统碳交换过程及对气候变化的影响具有重要意义。

目前国内外学者对凋落物的研究主要集中在凋落物量[9]、分解指标[10~12]、分解过程[13, 14]、养分动态[11, 15~17]、混合分解[17, 18]及影响凋落物分解的因素[14, 19]等几个方面, 而对凋落物呼吸排放以及其对

收稿日期: 2008-08-02; 修订日期: 2008-10-14

基金项目: 国家自然科学基金重大项目(30590381)

作者简介: 史学军(1983~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤资源遥感与信息技术, E-mail: 2006103089@njau.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: jpan@njau.edu.cn

土壤呼吸贡献率的研究较少^[20]。影响凋落物分解的因子有很多,局部范围内,凋落物质量是主导因子;在凋落物质量因子中,C、N比和木质素含量被认为是最重要的指标^[9]。本研究以亚热带地带性土壤——黄棕壤为培养基质,通过实验室土壤凋落物培养试验,分析不同类型凋落物分解对土壤有机碳矿化潜力的影响,并比较不同凋落物分解速率的差异,寻找其与凋落物理化性质的关系,以期为深入认识凋落物分解对陆地碳循环和全球气候变化的影响提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于南京紫金山国家森林公园,地理位置118°48'24"~118°53'04"E,32°01'57"~32°16'15"N。紫金山方圆31 km²,其中森林面积18.7 km²,气候为北亚热带湿润气候,年降雨量900~1 000 mm,年均温15.7℃以上,年积温4 897℃,无霜期233 d,土壤为黄棕壤和黄褐土类。该地区植被资源丰富,区系上属暖温带落叶阔叶林与中亚热带常绿阔叶林的过渡地带,共有乔木、灌木、藤本、草本植物共113科600多种。常见的针叶树种有马尾松(*Pinus massoniana lamb*)、黑松(*Pinus thunbergii parlatores*)、国外松、雪松和侧柏(*Platycladus orientalis franco*)等,落叶阔叶树种有麻栎(*Quercus acutissima carr*)、栓皮栎(*Quercus variabilis blume*)、枫香(*Liquidambar formosana hance*)和朴榆(*Celtis sinensis pers*)等,常绿阔叶树种主要有青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca oerst*)、苦槠(*Castanopsis sclerophylla schott*)、石楠(*Photinia serrulata lindl*)和冬青(*Ilex chinensis sims*)等,草本植物有狗牙根(*Cynodon dactylon pers*)、结缕草(*Zoysia japonica steud*)、假俭草(*Eremochloa ophiuroides*)和麦门冬(*Ophiopogon japonicus*)等。

1.2 样品采集与处理

土壤培养样品采自紫金山山麓落叶阔叶林下,采用多点混合采样法,深度0~10 cm,土壤类型为普通黄棕壤,容重为1.11 g·cm⁻³,有机碳含量17.54 g·kg⁻¹,全氮含量1.41 g·kg⁻¹。土样采集完毕后装入密封袋,带回实验室风干,剔除土壤中外来杂质,研磨过2 mm筛,取少部分过2 mm筛的土壤,研磨全部通过0.149 mm筛,分别做培养和化学分析之用。本研究涉及4种凋落物为青冈栎凋落物(CGO)、麻栎凋落物(QAC)、马尾松凋落物(PML)、狗牙根凋落物(BMD)均在落叶期采集于对应植物群落下,前3

种凋落物均为新鲜尚未分解的叶子,狗牙根主要是根状茎。凋落物带回后用去离子水冲洗干净,然后60℃烘干,粉碎机粉碎后过2 mm筛,备用。

1.3 测定方法

采用烘干法测定土壤含水量、重铬酸钾氧化-外加热法测定土壤有机碳、半微量开氏法测定土壤全氮,凋落物全碳含量测定采用氧化还原滴定法,全氮测定采用浓H₂SO₄-H₂O₂消煮-流动分析仪测定,木质素含量采用GB/T 20805-2006方法。

1.4 培养试验

试验采用室内恒温培养,碱液吸收法测定土壤有机碳矿化量^[2,21]。本试验装置为500 mL呼吸瓶和恒温培养箱。试验共设置5个处理,1个对照处理和4个土壤与凋落物混合培养处理,每个处理包括3个重复。对照(CK)处理为100 g过2 mm筛的黄棕壤风干土,其他4个处理均为100 g黄棕壤风干土和2 g凋落物的均匀混合物。调节呼吸瓶中土壤含水量至田间最大持水量的(65±5)% (用质量法维持试验期间呼吸瓶中的土壤含水量),装上通气装置,并检查是否密封。在呼吸瓶旁边的小吸收瓶中用注射器加注30 mL 0.5 mol·L⁻¹的NaOH(保证在测定周期内能全部吸收所产生的CO₂并有剩余),然后密封吸收瓶,放置在恒温培养箱中25℃黑暗条件下培养3个月。培养期间,定期通气,以保证微生物活动所需氧气。一定时间间隔后,把吸收瓶中溶液全部转出并换上新的NaOH溶液继续培养。在转出的溶液中加入已知浓度的过量BaCl₂,然后以酚酞为指示剂,用一定浓度的盐酸中和未耗尽的NaOH,通过盐酸消耗量来计算产生CO₂的数量,进而求出有机碳的分解量。针对土壤呼吸中CO₂释放速率先快后慢的特点^[22]本试验设计的取样时间为2、4、6、10、14、18、22、26、30、37、44、51、61、71、81、91 d。

1.5 数据分析

利用Microsoft Excel、SPSS13.0对试验数据进行统计分析,采用LSD和one-way ANOVA对几种供试凋落物的初始化学性质和凋落物之间分解的差异显著性进行比较。

2 结果与分析

2.1 供试凋落物的化学性质差异比较

由于来源和所处生境各异,不同凋落物具有不同的化学性质(表1)。青冈栎、麻栎、马尾松和狗牙根4种凋落物的全碳含量分别为488.47、483.14、

522.96 和 459.26 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其中马尾松、狗牙根、青冈栎相互之间差异显著 ($p < 0.05$), 而麻栎与青冈栎、麻栎与狗牙根之间差异不明显 ($p > 0.05$); 全氮含量青冈栎与麻栎、马尾松、狗牙根之间差异显著 ($p < 0.05$), 而后三者相互之间全氮含量差异不明显 ($p > 0.05$), 四者含量大小顺序是: 青冈栎 ($16.11 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 麻栎 ($12.64 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 狗牙根 ($12.41 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 马尾松 ($10.24 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$); 初始木质素百分比含量马尾松含量最大 (34.47%), 青冈栎和麻栎次之 (26.86% 和 22.10%), 狗牙根的百分比含量最小 (5.53%), 且相互间差异显著; 4 种凋落物的碳氮比均在 30 以上, 最小为 30.33 (CGO), 最大达到了 51.06 (PML). 试验中不同处理初始有机碳含量分别为: (CK + CGO) 2 730.58 mg, (CK + QAC) 2 719.92 mg, (CK + PML) 2 672.16 mg 和 (CK + BMD) 2 799.55 mg.

表 1 供试凋落物的初始化学性状¹⁾

Table 1 Initial chemical properties of litters used

凋落物种类	全碳/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	全氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	碳/氮	木质素/%
青冈栎 CGO	488.47 b	16.11 a	30.33	26.86 b
麻栎 QAC	483.14 bc	12.64 b	38.24	22.10 c
马尾松 PML	522.96 a	10.24 b	51.06	34.47 a
狗牙根 BMD	459.26 c	12.41 b	37.01	5.53 d

1) 表中各数据为 3 个重复的平均值, 字母表示差异显著性

2.2 不同类型凋落物对土壤有机碳矿化速率的影响

利用测定时间间隔内的 CO_2 释放总量除以天数, 得到土壤有机碳日均矿化量的变化曲线 (图 1). 可以看出, 含凋落物的土壤有机碳分解释放速率曲线与对照土的速率曲线特征相同, 都包含 2 个过程: 快速分解过程和缓慢分解过程, 快速分解过程持续时间短但分解量大, 缓慢分解过程虽然分解量较小但持续时间长. 最初分解速率快可能与水分的激发效应和外源营养元素的输入有关, 使土壤微生物数量和活力都大大提高. 随着分解时间的延长, 凋落物中水溶性物质和易分解化合物快速淋失或降解进入土壤, 土壤中易被微生物利用的成分, 如单糖、淀粉和简单的氨基酸、蛋白质等, 也被迅速分解, 之后, 土壤和凋落物中剩余较难分解的木质素、纤维素和单宁等才开始慢慢被微生物利用, 分解速率减慢^[23, 24].

含凋落物土壤有机碳分解虽然与对照总体特征相同, 但日均分解量均高于对照, 差异极显著 ($p < 0.01$). 4 种含凋落物土壤有机碳矿化速率各不相同, 在分解最初 2 d, 日均分解量都迅速达到最大, 其中 CK + BMD (23.88 ± 0.62) $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ > CK + PML

(17.93 ± 0.99) $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ > CK + QAC (15.39 ± 0.16) $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ > CK + CGO (7.26 ± 0.34) $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$, 初始分解速率相互间差异显著 ($p < 0.05$). 通常认为在凋落物分解初期, 较高的初始 N 含量和较低的 C/N 有利于凋落物分解^[25], 本研究结果发现, 凋落物分解速率与之关系不明显, 可能是因为麻栎、青冈栎和马尾松的木质素含量较高的缘故, 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^[26], 而当凋落物的木质素含量 > 20% 时, C/N 并不能有效反映其分解速率^[27]. 之后, 随着分解的继续, 这种差异在逐渐减小, 1 个月后 4 种含凋落物土壤的日分解速率差异已经不明显.

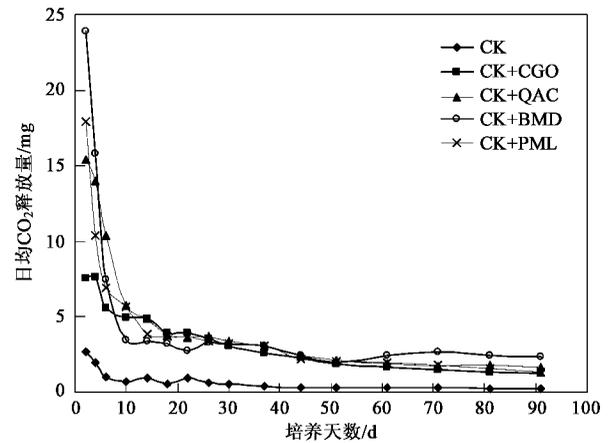


图 1 有机碳矿化速率动态

Fig. 1 Dynamics of organic carbon mineralization rates

2.3 不同类型凋落物对土壤有机碳矿化量的影响

土壤有机碳矿化量是指在一定温度下, 一段时间内土壤有机碳矿化释放的 CO_2 数量, 它是土壤碳矿化速率的表征^[18]. CO_2 日均释放量加上之前各天的 CO_2 释放总量得到 CO_2 累积释放量, 即有机碳累积矿化量 (图 2). 培养 3 个月各处理有机碳矿化总量 ($\text{CO}_2\text{-C}$) 大小顺序是: CK + BMD (338.21 ± 6.99) mg > CK + QAC (323.48 ± 13.68) mg > CK + PML (278.34 ± 13.91) mg > CK + CGO (245.21 ± 4.58) mg , 分别占各处理总有机碳 (100 g 土壤和 2 g 凋落物含碳量之和) 的 12.66% (CK + BMD), 11.89% (CK + QAC), 9.94% (CK + PML) 和 8.98% (CK + CGO). 统计分析表明, 除 CK + QAC 和 CK + BMD 之间矿化总量差异不显著外 ($p > 0.05$), 其余处理的矿化总量相互之间均差异显著 ($p < 0.05$). 有机碳累计矿化量受矿化速率影响, 前期增长迅速, 后期增长缓慢, 最初 2 周, 土壤有机碳累积矿化量达到了总矿化量的

30%以上(33.10%~40.25%),1个月时占到总矿化量的近60%(53.15%~60.24%),而后2个月仅分解了矿化总量的40%左右。

如果假定含凋落物土壤分解的有机碳释放量与对照土有机碳释放量之差除以前者的有机碳释放总量为凋落物对有机碳矿化量的贡献率,那么狗牙根、麻栎、马尾松和青冈栎4种凋落物对土壤有机碳矿化的贡献率分别为86.09%、85.47%、83.10%和80.82%。从凋落物自身分解率分析,91d培养期间,4种凋落物释放了198.17~297.18mg的CO₂-C,占到加入凋落物中有机碳总量的20.29%~31.70%,狗牙根分解最快,其它3种较慢,可能是因为禾本科植物呈针叶状且茎叶柔软,在土壤中易被微生物利用,而硬质叶子较难被微生物利用^[28,29]。

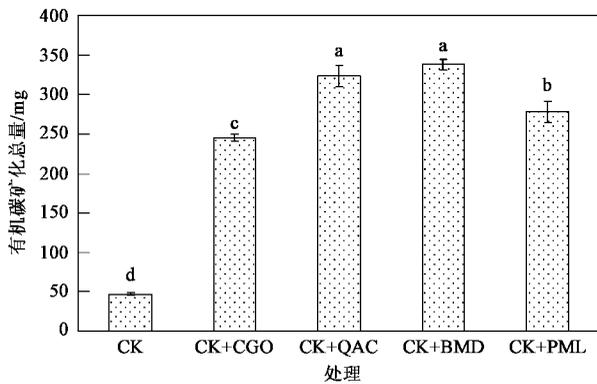


图2 培养期间的有机碳矿化总量

Fig.2 Total mineralization amount of organic carbon during incubation period

2.4 培养期间土壤有机碳矿化动态拟合

矿化速率曲线和累积矿化量曲线能够很好的反映土壤有机碳变化趋势,常常被用来描述土壤有机碳矿化动态^[22]。对培养期间两种特征曲线进行拟合,发现乘幂曲线模型($Y = b_0 \times X^{b_1}$)均能很好地描述二者的变化趋势(表2),且相关性较好。

3 讨论

3.1 不同类型凋落物对土壤有机碳矿化的影响

凋落物作为外源有机物质,由易分解成分(如糖类、淀粉、脂肪等)和难分解成分(如木质素、多酚等)组成,进入土壤后其分解不但会增加土壤中碳源,改变土壤理化性质,而且还会增加土壤中各种微生物的数量^[30],改变土壤微生物群落性状,从而对土壤有机碳矿化产生重要影响。许多研究表明^[3,21,31,32],植物残体进入土壤后,均会显著促进土壤有机碳矿

表2 培养期间有机碳矿化特征曲线拟合方程²⁾

Table 2 Fitting equation of organic carbon mineralization characteristic curves during incubation period

特征曲线	处理	拟合方程 ($Y = b_0 \times X^{b_1}$)	决定系数 (R^2)
有机碳矿化速率曲线	CK	$Y = 3.857 \times X^{-0.608}$	0.926
	CK+CGO	$Y = 15.03 \times X^{-0.507}$	0.925
	CK+QAC	$Y = 27.811 \times X^{-0.639}$	0.979
	CK+PML	$Y = 24.121 \times X^{-0.622}$	0.979
	CK+BMD	$Y = 22.251 \times X^{-0.569}$	0.811
有机碳累积矿化量曲线	CK	$Y = 4.008 \times X^{0.557}$	0.995
	CK+CGO	$Y = 11.439 \times X^{0.71}$	0.987
	CK+QAC	$Y = 26.244 \times X^{0.558}$	0.985
	CK+PML	$Y = 26.489 \times X^{0.532}$	0.998
	CK+BMD	$Y = 37.199 \times X^{0.461}$	0.987

1) X 表示培养天数(d), Y 表示有机碳矿化量(mg)

化,凋落物自身分解特征与土壤有机碳分解特征相同,也是前期(室内是培养前几天或前几周,大田是几个月或1~2a)分解迅速后期分解缓慢,本研究中的4种凋落物在91d培养期共释放了198.17~297.18mg的CO₂-C,其中前2周就占到总释放量的32.05%~40.74%,1个月时占到了总释放量的51.95%~59.14%,2个月时占到75.97%~83.53%,与前人研究结果一致,这主要是因为前期凋落物中易分解组分快速分解,大量养分迅速释放,促进了微生物活性,因而土壤中碳的矿化量增长迅速,当易分解组分被微生物利用完后,开始转向较难分解组分,碳分解量随之下降^[21]。

3.2 凋落物初始元素含量与矿化速率之间的关系

一般认为,凋落物早期分解速度主要是取决于凋落物的类型和基本化学性质,凋落物的化学组成如木质素和氮的含量、C/N、木质素/N、C/P对有机碳矿化均有显著影响^[33,34]。Giardina等^[35]研究表明,凋落物的C/N和木质素/N与土壤有机碳矿化速率成正相关关系,本研究结果与其不一致,4种土壤凋落物的初始矿化速率大小是(CK+BMD)(23.88 ± 0.62) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > (CK+PML)(17.93 ± 0.99) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > (CK+QAC)(15.39 ± 0.16) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > (CK+CGO)(7.26 ± 0.34) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$,与凋落物的初始化学元素组成(表1)大小顺序的关系不明显,主要是因为麻栎、青冈栎和马尾松3种凋落物初始木质素含量较高(22.10%~34.47%)所致,有学者认为土壤凋落物的C/N越低或含氮量越高,越有利于其分解,但木质素含量较高的凋落物(>20%),C/N不能有效反映其分解速率^[27],也可能是决定土壤凋落物早期分解速率的主要由凋落物中易分解有机物(如热水溶

性有机碳 C_{HWS} 和易分解有机物 LOMI) 的含量所决定, 而不是凋落物中的全氮含量、总有机碳含量等^[36] 具体原因有待更深一步研究。

4 结论

(1) 凋落物对土壤有机碳矿化具有重要影响, 其分解包括快速分解和慢速分解 2 个过程, 前者日均分解量大但持续时间较短, 后者与之相反。

(2) 4 种含凋落物土壤有机碳培养初期矿化速率迅速达到最大, 大小顺序是: CK + BMD (23.88 ± 0.62) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > CK + PML (17.93 ± 0.99) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > CK + QAC (15.39 ± 0.16) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > CK + CGO (7.26 ± 0.34) $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$, 相互间差异均达到显著水平 ($p < 0.05$), 此顺序与凋落物初始化学元素组成大小关系不明显, 可能受到其他化学性质的影响(如热水溶性有机碳)。

(3) 培养 3 个月, 含凋落物土壤有机碳累计矿化量分别为(CK + BMD) (338.21 ± 6.99) mg、(CK + QAC) (323.48 ± 13.68) mg、(CK + PML) (278.34 ± 13.91) mg、(CK + CGO) (245.21 ± 4.58) mg, 从凋落物自身分解率分析, 4 种凋落物在培养期间释放了 198.17 ~ 297.18 mg 的 $\text{CO}_2\text{-C}$, 占到加入凋落物中有机碳总量的 20.29% ~ 31.70%。

(4) 对培养期间有机碳矿化速率和累计矿化量分析发现, 乘幂曲线模型 ($Y = b_0 \times X^{b_1}$) 能很好地描述二者变化趋势, 且相关性较好。

参考文献:

[1] 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉, 等. 中国土壤有机碳库与农业土壤碳固定动态的若干问题^[J]. 地球科学进展, 2003, 20(4): 70-77.

[2] 吴建国, 张小全, 徐德应. 六盘山林区几种土地利用方式对土壤有机碳矿化影响的比较[J]. 植物生态学报, 2004, 28(4): 530-538.

[3] 黄耀, 刘世梁, 沈其荣, 等. 环境因子对农业土壤有机碳分解的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(6): 709-714.

[4] Andersson S, Nilsson S I. Influence of pH and temperature on microbial activity substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus[J]. Soil Biology and Biochemistry 2001, 33: 1181-1191.

[5] Chen H, Tian H Q, Liu M L, et al. Effect of land-cover change on terrestrial carbon dynamics in the southern United States[J]. Journal of Environmental Quality 2006, 35: 1533-1547.

[6] 戴慧, 王希华, 阎恩容. 浙江天童土地利用方式对土壤有机碳矿化的影响[J]. 生态学杂志, 2007, 26(7): 1021-1026.

[7] 龚伟, 胡庭兴, 王景燕, 等. 川南天然常绿阔叶林人工更新后枯落物对土壤的影响[J]. 林业科学, 2007, 43(7): 112-119.

[8] Raich J W, Schlesinger W H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate[J]. Tellus, 1992, 44B: 81-99.

[9] 彭少麟, 刘强. 森林凋落物动态及其对全球变暖的响应[J]. 生态学报, 2002, 22(9): 1534-1544.

[10] Sariyildiz T, Anderson J M. Interactions between litter quality, decomposition and soil fertility: a laboratory study[J]. Soil Biology and Biochemistry 2003, 35: 391-399.

[11] Xu X N, Eiji H. Decomposition patterns of leaf litter of seven common canopy species in a subtropical forest: N and P dynamics [J]. Plant and Soil 2005, 273: 279-289.

[12] 许晓静, 张凯, 刘波, 等. 森林凋落物分解研究进展[J]. 中国水土保持科学, 2007, 25(4): 108-114.

[13] 邱尔发, 陈卓梅, 郑郁善, 等. 麻竹山地笋用林凋落物发生、分解及养分归还动态[J]. 应用生态学报, 2005, 16(5): 811-814.

[14] Pausas J G, Casals P, Romania J. Litter decomposition and faunal activity in Mediterranean forest soils: effects of N content and the moss layer[J]. Soil Biology and Biochemistry 2004, 36: 989-997.

[15] Osono T, Takeda H. Potassium, calcium and magnesium dynamics during litter decomposition in a cool temperate forest[J]. J For Res, 2004, 9: 23-31.

[16] 赵谷风, 蔡延, 罗媛媛, 等. 青冈常绿阔叶林凋落物分解过程中营养元素动态[J]. 生态学报, 2006, 26(10): 3286-3295.

[17] 林开敏, 章志琴, 曹光球, 等. 杉木与楠木叶凋落物混合分解及其养分动态[J]. 生态学报, 2006, 26(8): 2732-2738.

[18] 王清奎, 汪思龙, 于小军, 等. 杉木与阔叶树叶凋落物混合分解对土壤活性有机质的影响[J]. 应用生态学报, 2007, 18(6): 1203-1207.

[19] 陈印平, 潘开文, 吴宁, 等. 凋落物质量和分解对中亚热带栲木荷林土壤氮矿化的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2005, 11(2): 146-151.

[20] 刘尚花, 吕世海, 冯朝阳, 等. 京西百花山区六种植物群落凋落物集土壤呼吸特性研究[J]. 中国草业学报, 2008, 30(1): 78-86.

[21] 张薇, 王子芳, 王辉, 等. 土壤水分和植物残体对紫色水稻土有机碳矿化的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2007, 13(6): 1013-1019.

[22] 李海鹰. 实验室培养下中国亚热带和温带土壤有机碳分解特征的研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2006: 23-40.

[23] Aerts R, Caluwe H D. Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of Carex species[J]. Ecology, 1997, 78: 244-260.

[24] 李海鹰, 潘剑君, 孙波. 土壤水分对水稻土和菜园土有机碳分解的影响[J]. 土壤通报, 2007, 38(5): 853-856.

[25] 李雪峰, 张岩, 牛丽君, 等. 长白山白桦纯林和白桦山杨混交林凋落物的分解[J]. 生态学报, 2007, 27(5): 1782-1790.

[26] 李海涛, 于贵瑞, 李家永, 等. 井冈山森林凋落物分解动态及磷、钾释放速率[J]. 应用生态学报, 2007, 18(2): 233-240.

[27] Moretto A S, Distel R A, Didone N G. Decomposition and nutrient dynamics of leaf litter and roots from palatable and unpalatable grasses in a semi-arid grassland[J]. Applied Soil Ecology 2001, 18: 31-37.

[28] 程积民, 万惠娥, 胡相明, 等. 半干旱区封禁草地凋落物的积累与分解[J]. 生态学报, 2006, 26(4): 1207-1212.

[29] 杨曾奖, 曾杰, 徐大平, 等. 森林枯枝落叶分解及其影响因素[J]. 生态环境, 2007, 16(2): 649-654.

- [30] Li Y Q , Xu M , Sun O J , *et al.* . Effects of root and litter exclusion on soil CO₂ efflux and microbial biomass in wet tropical forests[J] . Soil Biology & Biochemistry 2004 , **36** :2111-2114 .
- [31] 苏永中 , 赵哈林 , 张铜会 , 等 . 不同退化沙地土壤碳的矿化潜力 [J] . 生态学报 , 2004 , **24** (2) :372-378 .
- [32] 李玲 , 肖和艾 , 吴金水 . 红壤旱地和稻田土壤中有有机底物的分解与转化研究 [J] . 土壤学报 , 2007 , **44** (4) :669-674 .
- [33] Yang Y S , Chen G S , Guo J F , *et al.* . Litter decomposition and nutrient release in a mixed forest of *Cunninghamia lanceolata* and *Tsoongiodendron odorum* [J] . Acta Phytocologica Sinica , 2002 , **26** :275-282 .
- [34] 孙志高 , 刘景全 , 于君宝 , 等 . 模拟湿地水分变化对小叶章枯落物分解及氮动态的影响 [J] . 环境科学 , 2008 , **29** (8) :2081-2093 .
- [35] Giardina C P , Ryan M G , Hubbard R M , *et al.* . tree species and soil textural controls on carbon and nitrogen mineralization rates [J] . Soil Sci Soc Am J , 2001 , **65** :1272-1279 .
- [36] 吴庆标 , 王效科 , 欧阳志云 . 活性有机碳含量在凋落物分解过程中的作用 [J] . 生态环境 , 2006 , **16** (6) :1295-1299 .