

微生物群落构建对杉木凋落叶分解及其酶活性的影响

陈明蓉, 林永慧, 何兴兵*

(吉首大学生物资源与环境科学学院, 吉首 416000)

摘要: 为了分析不同微生物群落构建对于凋落叶分解及其相应酶活性的影响, 选取从杉木叶分离获得的内生真菌与腐生真菌共同构建五种不同的群落(室内实验)。结果表明: 在凋落叶分解 3 个月后, 5 组群落中, Ao+A 群落引起的失重率最为显著, 在其分解过程中 Af+A 群落对于 C1 酶活影响最为突出; 在凋落叶分解 6 个月后, Af+A 群落对于凋落叶失重率的影响最显著, 在凋落叶分解过程中 Mr+A 群落与 Lp+A 群落分别对过氧化物酶及漆酶酶活性影响最明显。总的来说, 微生物群落构建对凋落叶分解过程产生了重要影响。

关键词: 微生物群落构建; 分解酶活性; 凋落叶分解

中图分类号: Q938.1; S718.521.3

文献标识码: A

文章编号: 1672-352X(2020)05-0749-07

Effects of community assembly on litter decomposition and microbial activities of *Cunninghamia lanceolata*

CHEN Mingrong, LIN Yonghui, HE Xingbing

(College of Biology and Environmental Sciences, Jishou University, Jishou 416000)

Abstract: In order to analyze the effect of different microbial community assembly on litter decomposition and corresponding enzymatic activity, five different communities were assembly by using endophytic fungi and saprophytes isolated from *Cunninghamia lanceolata* leaves(indoor experiment). The results showed that, after 3 months of litter decomposition, Ao+A community caused the most significant mass loss rate, and Af+A community had the most significant impact on C1 enzyme activity during the decomposition process; after 6 months of litter decomposition, Af+A community had the most significant influence on the mass loss rate of litters, and Mr+A community and Lp+A community had the most significant influence on peroxidase and laccase activity respectively in the decomposition process of litters. In general, community assembly has an important influence on the decomposition process of litters.

Key words: community assembly; enzyme activity; litter decomposition

凋落叶分解是影响陆地生态系统碳和养分循环的重要生态过程^[1], 同时也是森林生态系统物质循环和能量流动的重要过程, 它不仅释放养分供植物再吸收利用, 并且对土壤稳定有机碳的形成产生重要影响^[2]。凋落叶的彻底降解与微生物群落密不可分, 任何有利于微生物活动的行为与过程都将促进凋落叶的分解^[3], 微生物群落组成与多样性影响着各种生态系统过程, 如凋落叶的分解、CO₂ 通量、氮循环等多种生态系统过程^[4]。

微生物群落组成影响着生态系统的功能, 最近

的一项研究表明, 植物物种多样性和环境扰动(CO₂ 和 N 水平升高)共同作用影响植物生物量^[5]。同时, 物种数量是决定生态系统功能的重要因素。物种对营养流、生产力和能量流的影响各不相同, 因为它们在影响资源获取、使用和分配的形态、行为或生理特征方面存在差异^[6-7]。因此, 决定群落中哪些物种的过程也会影响生态系统功能^[8]。前期研究发现内生真菌在凋落叶分解之初, 通过在植物组织的自然衰亡而获得优先于其他腐生真菌的定殖优势, 它们可以直接降解凋落叶, 也可以通过拮抗、资源竞

收稿日期: 2019-11-27

基金项目: 国家自然科学基金(31560205, 31670624)和研究生校级科研创新项目(Jdy19048)共同资助。

作者简介: 陈明蓉, 硕士研究生。E-mail: cmingr@163.com

* 通信作者: 何兴兵, 博士, 教授。E-mail: hexb@jzu.edu.cn

争等方式与后定殖的腐生菌相互作用，而间接影响凋落物分解速率^[9]，因此，本研究采用内生真菌与腐生真菌共同构建不同的群落，目的是为了探究不同优势度内生真菌参与的微生物群落构建对于凋落物分解过程影响。

影响微生物群落构建历史的因素主要包括：种族入侵、环境变化、凋落物定殖以及生物多样性等等。近年来，国内外有关内生真菌方面的研究已成为一个热点问题^[10-12]；群落组成与功能之间的关系是目前研究生态系统的前沿^[13]，在微生物群落构建历史中，内生真菌定殖凋落物分解是重要的历史构建事件之一^[9]。因此，研究微生物群落构建在凋落物降解中的表现及其作用具有十分重要的意义。

为了探究不同微生物群落构建对于凋落物分解过程造成的影响，研究选用杉木凋落物（杉木是我国南方特有的优质速生用材树种之一，其凋落叶具有低纤维素高木质素的特征（“低品质”凋落物），杉木地理分布遍及整个亚热带地区）作为研究材料，杉木林在维护山地生态系统和林区经济中起着重要的作用，同时由于其巨大的碳储量，对于维持区域生态系统地-气碳平衡过程具有重要的作用。本研究考虑到由于针叶凋落物含有较高的木质素含量，这有别于多数的阔叶树种，需要检验对于针叶（杉木）树种的内生真菌（内生真菌具有腐生作用）参与的群落构建对凋落物分解过程的作用，这也是本研究的目的之一。分析不同微生物群落构建对于凋落物分解及其相应酶活性的影响，不同微生物群落构建对于凋落物分解过程的研究对分解者的活动和群落动态具有重大影响，同时对于杉木人工林的管理以及土壤肥力的保持也具有重要的意义。

1 材料与方法

1.1 实验样地概况与取样

2018年11月于湖南省吉首市郊区杉木人工林（杉木人工林为20年生，林分郁闭度达90%以上，地下植被主要有香樟（*Cinnamomum camphora*）、杜茎山（*Maesajaponica Moritzi*）、水麻（*Debregeasia orientalis*）、红花檵木（*Loropetalum chinense*）、狗脊蕨（*Woodwardia japonica*）以及复叶耳蕨（*Arachniodes exilis*）等蕨类植物）设置10个10 m×10 m的样方，戴无菌手套在每个样地随机采集50片（用高枝剪在杉木树的枝条上直接剪取）杉木衰老叶（已经完全变黄）置于已灭菌的离心管中带回实验室立即进行表面消毒，用于真菌分离，另收集一些新凋落的杉木衰老叶带回实验室置于45℃烘箱中干燥至恒重，用于后续凋落物的分解实验，再另收集一些杉木腐烂叶用于腐生真菌分离。

1.2 内生真菌分离与鉴定

将取回的杉木衰老叶样品进行表面消毒^[9]：先用75%酒精浸洗3 min，之后用0.1% HgCl₂浸泡15 min，再用75%酒精浸洗30 s，最后叶片用无菌水冲洗5次。将表面消毒后的杉木叶片切成3 mm宽的小块置于土豆培养基（PDA，g·L⁻¹）（琼脂20 g，葡萄糖10 g，土豆200 g煮出液）中培养5~7 d，待大多数切口长出菌丝后将每个切口长出的菌接种于虎红培养基（36.6 g虎红琼脂溶于1 000 mL蒸馏水）上再进行培养5 d，观察菌落形态，根据菌丝颜色、生长速率和外观形态等确定形态型，将每个形态型选择3个代表性菌株送成都罗宁生物科技有限公司，采用ITS序列测序技术进行菌种鉴定。

表 1 内生真菌优势度分布

Table 1 Distribution of the dominance of endophytic fungi

形态型编号 Morphotype No.	鉴定菌种名 Identified fungi species	相对多度 Relative abundance	相对定殖频率 Relative colonization frequency	相对优势度 (相对多度+相对定殖频率)/2 Relative dominance	%
CHEN 1	<i>Pestalotiopsis oxyanthi</i>	10.0	19.0	14.50	
CHEN 2	<i>Aspergillus flavus</i>	14.9	23.8	19.35	
CHEN 6	<i>Mucor racemosus</i>	71.6	47.6	59.60	
CHEN 9	<i>Lasiodiplodia pseudotheobromae</i>	1.5	4.8	3.15	
CHEN10	<i>Aspergillus oryzae</i>	1.5	4.8	3.15	

1.3 腐生菌分离

采用稀释涂布法分离腐生菌，取出一些上述采集的杉木腐烂叶样品，用已灭菌的研钵将其磨碎。之后用已灭菌的三角棒均匀涂布于土豆培养基中置于培养箱中培养5 d，后续操作与内生真菌分离过程

相同。

1.4 微生物群落构建

从杉木凋落物分离获得的内生真菌中选取5种不同优势度内生真菌（表1）（*Pestalotiopsis oxyanthi*、*Aspergillus flavus*、*Mucor racemosus*、*Lasiodiplodia*

pseudotheobromae 和 *Aspergillus oryzae*) 与 7 种腐生真菌 (*Pestalotiopsis oxyanthi*、*Penicillium* sp.、*Aspergillus aculeatus*、*Irpex lacteus*、*Penicillium digitatum*、*Botrytis cinerea* 和 *Aspergillus flavus*) 进行微生物群落构建。从上述内生真菌中任意选取一种内生真菌与 7 种腐生真菌构建 5 种不同的群落。操作方法如下: 单菌种于 PDB ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (200 g 土豆煮出液, 葡萄糖 10 g) 振荡 ($28\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $120\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$) 培养 7 d, 形成菌丝球用大量无菌水冲洗菌丝球, 直至没有土豆残渣, 用灭菌玻璃棒将其打碎, 然后菌种过量接种于装有待分解杉木叶片 (叶片已用 22kGy 辐射灭菌) 的已灭菌锥形瓶中于实验室内培养 5 d, 待菌丝长出后用上述相同的方法将腐生菌种接种于装有待分解杉木叶片的已灭菌锥形瓶中置于培养箱中待菌丝长出后将其置于室内 (温度 $28\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、湿度 60%) 分解 6 个月。

1.5 测定指标与方法

整个凋落物分解周期为 6 个月, 每 3 个月为一次取样期, 每次取 6 个装有杉木叶片分解的锥形瓶。

失重率测定: 将置于锥形瓶中的杉木叶用灭菌的镊子取出, 以便于进行湿重称量, 之后将其置于 $45\text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘箱中烘干至恒重, 再称量相对应杉木样品中凋落物的干重, 用于杉木凋落物失重率的计算^[15]。

凋落物分解酶活性采用先提取粗酶液后用紫外可见分光光度计 (T6-新世纪) 测定酶活性, 纤维素酶活性分析均采用二硝基水杨酸法测定^[16-18], 酶活性表示为 $\mu\text{mol}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ (glucose)。木质素酶活性分析采用邻联甲苯胺法测定^[19]。酶活性表示为 $\mu\text{mol}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ (o-tolidine)。

1.6 数据处理

采用 Microsoft Excel 2003 对实验数据进行统计作图, 数据表示为平均值 \pm 标准误。为确定不同微生物群落构建对于凋落物分解的影响, 采用混合效应模型 (Mixed-model ANOVA, SPSS16.0) 对固定效应以及样方的随机效应进行分析, 如果固定效应或交互作用显著, 则分别对凋落物分解前、后两时期不同微生物群落构建之间的变量进行方差分析 (采用 Duncan 多重比较法分析微生物群落构建效应之间的差异性, 显著性水平设定为 $\alpha = 0.05$)。方差分析之前要进行方差齐性检验, 方差不齐要进行数据转换 (失重率数据采用反正弦转换、酶活性数据采用对数转换)。为深入探讨不同微生物群落构建对凋落物分解过程的影响, 运用 R 程序 (3.2.2) 中的 *vegan* 包进行影响因素与响应变量关系的主成分

分析 (Principal Component Analysis, PCA)^[19]。

2 结果与分析

2.1 失重率分析

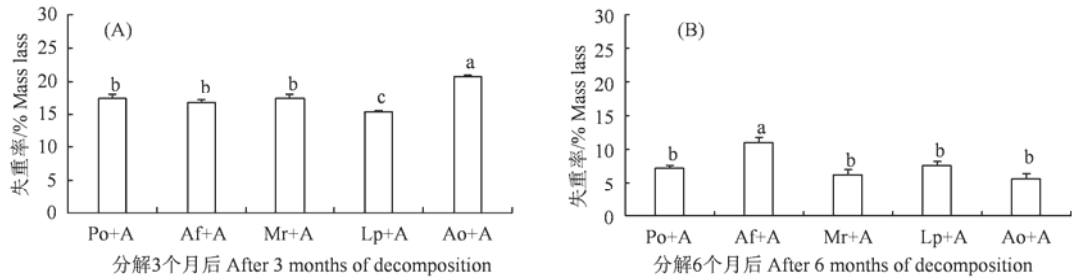
混合线性模型分析结果表明, 在考虑样方随机效应显著的前提下, 杉木凋落物的失重率在分解 3 个月、6 个月后不同微生物群落构建处理间仍表现出差异显著 (表 2—表 3, $P < 0.05$)。不同微生物群落构建对于杉木凋落物分解的影响在分解 3 个月、6 个月后表现出显著差异性。在凋落物分解 3 个月后, 5 种微生物群落对于凋落物分解的响应各不相同, Ao+A 群落对于凋落物分解失重率的影响最为显著 (图 1(A), $P < 0.05$), 在凋落物分解 6 个月后, 与其他 4 组群落相比, Af+A 群落对于凋落物分解失重率的影响最为明显。

2.2 酶活性测定

在考虑样方随机效应的前提下, 固定效应分析结果显示, 5 种分解酶在不同微生物群落构建处理间的差异均具有统计学意义 ($P < 0.05$), 且除 C1 酶之外, 其他 4 种酶交互作用都显著 (表 2—表 3), 因此需要对不同分解期各酶活在不同微生物群落构建之间的差异显著性进行分析。

图 2 和图 3 分别表示不同微生物群落构建对凋落物分解过程中纤维素分解酶和木质素分解酶的变化情况, 对于凋落物分解 3 个月及 6 个月后, 不同微生物群落构建对凋落物分解趋势大致相同。纤维素是凋落物的主要有机组分之一, 其主要降解酶包括 C1 酶、Cx 酶及 β -葡萄糖苷酶。从图 2 中可知, 在凋落物分解 3 个月后, Af+A 群落对于凋落物分解过程中 C1 酶的影响最显著, Po+A 群落对于 Cx 酶与 β -葡萄糖苷酶活性影响最为突出 (图 2(A)、2(C) 和 2(E), $P < 0.05$), 在凋落物分解 6 个月后, C1 酶、Cx 酶与 β -葡萄糖苷酶活性与前期 5 种群落对凋落物分解的趋势大致相同, 与其他四种群落相比, Po+A 群落对于凋落物分解过程中 Cx 酶与 β -葡萄糖苷酶活性影响最显著。

木质素在凋落物分解过程中与失重率密切相关, 通常被看作是影响凋落物分解的关键因素之一, 其主要降解酶包括漆酶和过氧化物酶。从图 3 中可以看出, 在凋落物分解 3 个月后, Po+A 群落对于木质素分解酶活性影响最显著; 在凋落物分解 6 个月后, Mr+A 群落与 Lp+A 群落分别对凋落物分解过程中过氧化物酶和漆酶酶活性影响最显著 (图 3(B) 和 3(D), $P < 0.05$)。



(A) 失重率分解 3 个月后; (B) 失重率分解 6 个月后; Po: *P.oxyanthi*; Af: *A.flavus*; Mr: *M.racemosus*; Lp: *L.pseudotheobromae*; Ao: *A.oryzae*; A: *P.oxyanthi*+*A. aculeatus*+*I.lacteus*+*P.digitatum*+*Penicillium* sp.+*B.cinerea*+*A.flavus*.

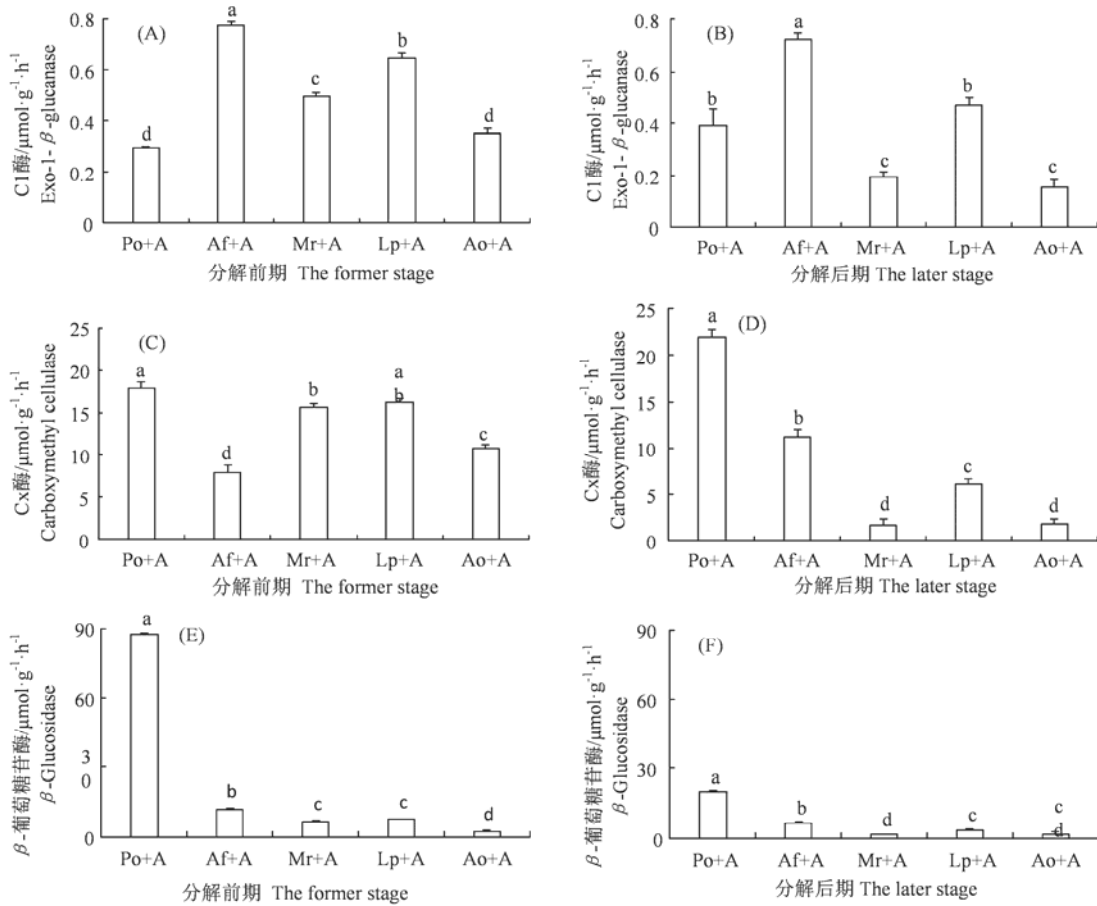
(A) mass loss decomposes after 3 months; (B) mass loss decomposes after 6 months; Po: *P.oxyanthi*; Af: *A.flavus*; Mr: *M.racemosus*; Lp: *L.pseudotheobromae*; Ao: *A.oryzae*; A: *P.oxyanthi*+*A. aculeatus*+*I.lacteus*+*P.digitatum*+*Penicillium* sp.+ *B.cinerea*+*A.flavus*.

图中小写字母代表同一时期不同处理间的差异显著性,同一时期标有相同字母表示差异不显著($P < 0.05$, Duncan's 检测)。下同。

The lowercase letters in the figure represent significantly differences between different treatments during the same period, and the same letters during the same period are not significantly different ($P < 0.05$, Duncan's test). The same below.

图 1 不同微生物群落构建对杉木凋落物失重率的影响

Figure 1 Effects of different microbial community assembly on mass loss of *C.lanceolata* litters

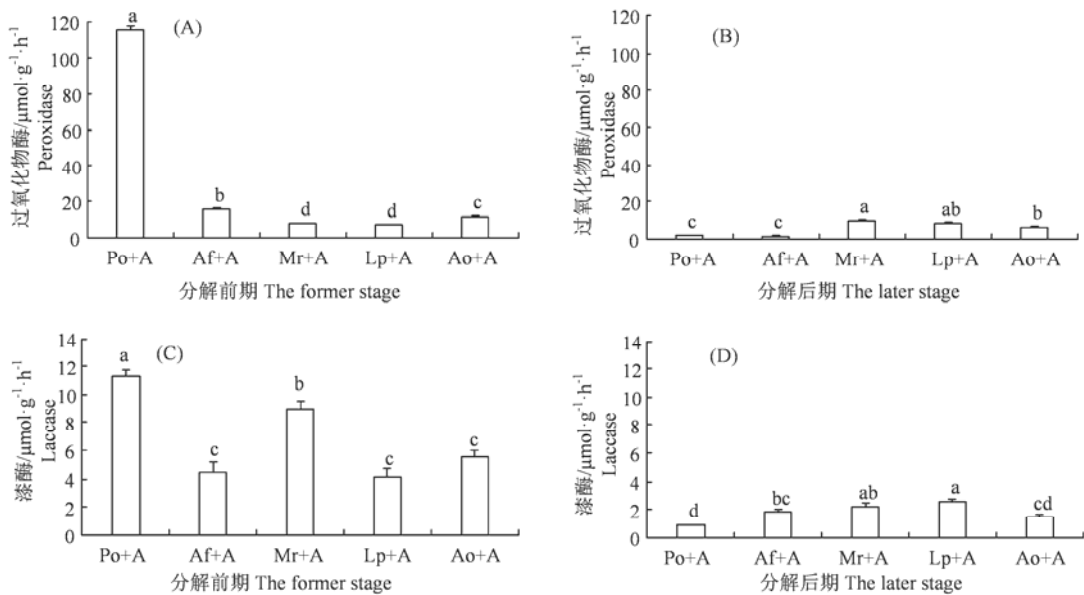


(A) C1 酶分解 3 个月后; (B) C1 酶分解 6 个月后; (C) Cx 酶分解 3 个月后; (D) Cx 酶分解 6 个月后; (E) β-葡萄糖苷酶分解 3 个月后; (F) β-葡萄糖苷酶分解 6 个月后; Po: *P.oxyanthi*; Af: *A.flavus*; Mr: *M.racemosus*; Lp: *L.pseudotheobromae*; Ao: *A.oryzae*; A: *P.oxyanthi*+*A. aculeatus*+*I.lacteus*+*P.digitatum*+*Penicillium* sp.+*B.cinerea*+*A.flavus*.

(A) exo-1,4-β-glucanase decomposes after 3 months; (B) exo-1,4-β-glucanase decomposes after 6 months; (C) carboxymethyl cellulase decomposes after 3 months; (D) carboxymethyl cellulase decomposes after 6 months; (E) β-glucosidase decomposes after 3 months; (F) β-glucosidase decomposes after 3 months; Po: *P.oxyanthi*; Af: *A.flavus*; Mr: *M.racemosus*; Lp: *L.pseudotheobromae*; Ao: *A.oryzae*; A: *P.oxyanthi*+*A. aculeatus*+*I.lacteus*+*P.digitatum*+*Penicillium* sp.+*B.cinerea*+*A.flavus*.

图 2 不同微生物群落构建对杉木凋落物纤维素分解酶的影响

Figure 2 Effects of different microbial community assembly on the activities of cellulolytic enzymes of *C.lanceolata* litters



(A) 过氧化物酶分解 3 个月; (B) 过氧化物酶分解 6 个月; (C) 漆酶分解 3 个月; (D) 漆酶分解 6 个月; Po: *P.oxyanthi*; Af: *A.flavus*; Mr: *M.racemosus*; Lp: *L.pseudotheobromae*; Ao: *A.oryzae*; A: *P.oxyanthi*+*A. aculeatus*+ *I.lacteus*+*P.digitatum*+ *Penicillium* sp.+*B.cinerea*+*A.flavus*.

(A) peroxidase decomposes after 3 months; (B) peroxidase decomposes after 6 months; (C) laccase decomposes after 3 months; (D) laccase decomposes after 6 months; Po: *P.oxyanthi*; Af: *A.flavus*; Mr: *M.racemosus*; Lp: *L.pseudotheobromae*; Ao: *A.oryzae*; A: *P.oxyanthi*+*A.aculeatus*+*I.lacteus*+*P.digitatum*+*Penicillium* sp.+*B.cinerea*+*A.flavus*.

图 3 不同微生物群落构建对杉木凋落叶纤维素分解酶的影响

Figure 3 Effects of different community microbial assembly on the activities of ligninolytic enzymes of *C.lanceolata* litters

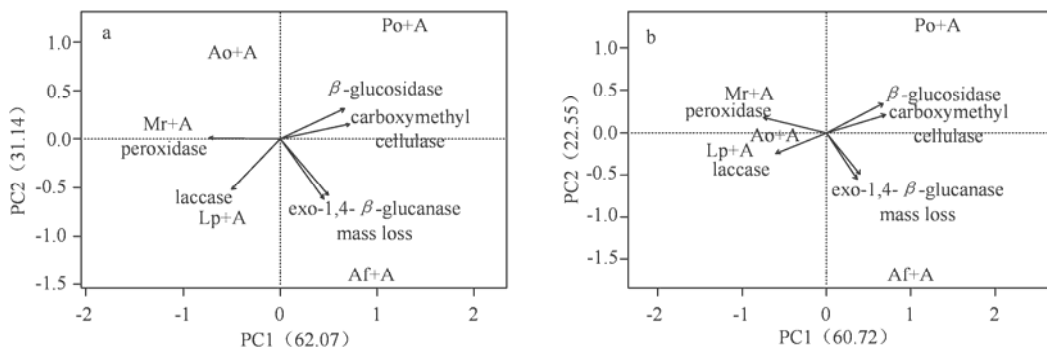


图 4 微生物群落构建对杉木凋落叶在分解 3 个月 (a) 和分解 6 个月 (b) 失重率及酶活性的主成分分析

Figure 4 Principal component analysis (PCA) of mass loss and associated microbial activities in degrading *C. lanceolata* litters after 3months(a) and 6 months(b) microbial community assembly

表 2 杉木凋落叶分解过程中不同微生物群落构建处理固定效应的分析结果

Table 2 The test of fixed effects for colonization treatment by different microbial community assembly during litter decomposition of *C. lanceolata*

来源 Sources	失重率 Mass loss		C1 酶 Exo-1,4-β-glucanase		Cx 酶 Carboxymethyl cellulase		β-葡萄糖苷酶 β-Glucosidase		漆酶 Laccase		过氧化物酶 Peroxidase	
	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
截距 Intercept	481.143	<0.01	371.43	<0.01	131.53	<0.01	6 427	<0.01	192.40	<0.01	522.72	<0.01
处理 Treatment	77.521	<0.01	14.88	<0.01	5.84	<0.01	2 789	<0.01	4.10	<0.05	149.13	<0.01
时间 Time	0.587	0.676	7.16	<0.05	7.00	<0.05	1 990	<0.01	66.98	<0.01	245.28	<0.01
处理×时间 Treatment×Time	2.034	0.128	2.16	0.111	3.61	<0.05	1 204	<0.01	6.55	<0.01	184.77	<0.01

表 3 杉木凋落物分解过程中不同微生物群落构建处理样方随机效应的分析结果

参数	失重率	C1 酶	Cx 酶	β -葡萄糖苷酶	漆酶	过氧化物酶
Parameters	Mass loss	Exo-1,4- β -glucanase	Carboxymethyl cellulase	β -Glucosidase	Laccase	Peroxidase
估计值 Estimates	9.74	0.02	28.11	1.03	2.91	19.96
<i>P</i>	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05

2.3 PCA 分析

为进一步分析凋落物分解过程中各响应变量与微生物群落构建处理之间的关系,采用 PCA 分析法进行分析,结果显示,在杉木凋落物分解 3 个月和分解 6 个月后,PC1 分析分别解释了 62.07%和 60.72%的总方差,PC2 分别解释了 31.14%和 22.55%的总方差。

在分解 3 个月后,与失重率结果一不致,前期 Ao+A 群落对失重率影响较大,后期 Af+A 对失重率影响较大。C1 酶显示出与失重率较好的关联性,表明该酶对失重率贡献较大,分解 6 个月后, Af+A 相对于其他群落对失重率产生了正面影响,而其他大多数则产生了负面影响。

3 讨论与结论

内生真菌在凋落物分解之初,通过在植物组织的自然衰亡而获得优先于其他腐生真菌的定殖优势^[20],它们可以直接降解凋落物,也可以通过拮抗、资源竞争等方式与后定殖的腐生菌相互作用,从而间接影响凋落物分解速率^[21],研究结果表明:本研究中五种不同优势度内生真菌(高优势菌 *Pestalotiopsis oxyanthi*、*Aspergillus flavus* 与 *Mucor racemosus* 和低优势菌 *Lasiodiplodia pseudotheobromae* 与 *Aspergillus oryzae*) 与腐生真菌构建群落对于凋落物的影响各不相同,在凋落物分解 3 个月后,低优势菌 Ao+A 群落对于杉木凋落物分解过程中失重率影响最显著;然而随着凋落物分解时期的推移,低优势菌 Ao+A 群落对于凋落物分解过程中失重率影响减弱,但高优势菌 Af+A 群落对于杉木凋落物分解过程中失重率影响增强。不同微生物群落构建对于凋落物分解失重率的影响不尽相同,微生物群落构建对于凋落物的分解的影响表明这些分离的类群具有不同的功能反应。

生物多样性(类群的丰富程度和组成)直接影响着生态系统过程的速率^[22],微生物群落构建影响凋落物的分解过程,微生物群落组成对分解的直接影响表明这些分离的类群具有不同的功能特征。现如今,群落结构被认为是生态系统功能的关键决定性因素,最近有关研究强调物种多样性、生产者和

分解者的组成是生态系统碳动态的驱动力^[23-24]。群落的聚集历史,或物种加入生态群落的顺序和时间,可以深刻地影响物种的多样性和组成^[25-26],不同时间分解期,不同微生物组成对于杉木凋落物的影响各不相同。研究结果表明:不同微生物群落构建对于凋落物的分解因分解期及微生物组成不同而存在差异。分解酶也是微生物活性的重要指标之一,是凋落物分解的最直接驱动力^[27],然而在大多数情况下,分解酶活性的差异规律与失重率的差异规律不一致,这可能是由于不同的酶对于失重率的贡献并不完全一致。PCA 结果显示分解 3 个月后和分解 6 个月后 C1 酶对杉木凋落物失重率贡献最为显著。在凋落物分解 3 个月后,5 组群落中, Af+A 群落对于 C1 酶活性影响最显著; Po+A 群落对于 Cx 酶、 β -葡萄糖苷酶及木质素分解酶活性最为突出,而在凋落物分解 6 个月后,不同微生物群落构建对于纤维素分解酶的趋势与分解 3 个月后一致; Mr+A 群落与 Lp+A 群落分别对分解过程中过氧化物酶与漆酶酶活性影响最显著。凋落物的质量在微生物群落构建过程中发生变化,与凋落物相关的微生物的活性也发生变化,这些变化伴随着一系列微生物凋落物分解,这些分解反映了完成凋落物分解过程所需的各种分解代谢能力^[28-29]。

杉木针叶具有坚硬的革质表皮、高含量的木质素等使杉木凋落物在自然条件下较阔叶树种分解速率较低,其养分回归周期延长,不能有效补充杉木林土壤养分的缺失。另外,杉木人工林由于轮伐频繁,进一步导致了土壤有机质累积的减少^[30],同时亚热带丰沛的降水也会使已释放的养分出现严重流失,从而导致土壤肥力不足。一些研究认为,适当的针阔混交树种可以有效改善针叶林土壤肥力状况,进而促进杉木林的生长,这其中一个重要的原因是由于阔叶凋落物的存在可以提高针叶树种凋落物的分解^[31-32];本研究发现不同群落构建可以在一定程度上影响凋落物的分解。因此,对于杉木内生真菌参与的群落构建影响凋落物分解过程的研究对分解者的活动和群落动态具有重大影响,对于缓解杉木人工林连栽生产下降的速度具有一定的理论参考价值。

参考文献:

- [1] SCHLESINGER W H, LICHTER J. Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂[J]. *Nature*, 2001, 411(6836): 466-469.
- [2] CORBEELS M. Plant litter and decomposition: general concepts and model approaches[J]. *Nee workshop proceedings*, 2001, 18-20.
- [3] 方华, 莫江明. 氮沉降对森林凋落物分解的影响[J]. *生态学报*, 2006, 26(9): 3127-3136.
- [4] ALLISON S D, LEBAUER D S, OFRECIO M R, et al. Low levels of nitrogen addition stimulate decomposition by boreal forest fungi[J]. *Soil Biol Biochem*, 2009, 41(2): 293-302.
- [5] ISBELL F, REICH P B, TILMAN D, et al. Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity[J]. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2013, 110(29): 11911-11916.
- [6] DÍAZ S, PURVIS A, CORNELISSEN J H C, et al. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability[J]. *Ecol Evol*, 2013, 3(9): 2958-2975.
- [7] FAUCON M P, HOUBEN D, LAMBERS H. Plant functional traits: soil and ecosystem services[J]. *Trends Plant Sci*, 2017, 22(5): 385-394.
- [8] LEIBOLD M A, CHASE J M, ERNEST S K M. Community assembly and the functioning of ecosystems: how metacommunity processes alter ecosystems attributes[J]. *Ecology*, 2017, 98(4): 909-919.
- [9] LIN Y H, HE X B, MA T W, et al. Priority colonization of *Cinnamomum camphora* litter by endophytes affects decomposition rate, fungal community and microbial activities under field conditions[J]. *Pedobiologia*, 2015, 58(5/6): 177-185.
- [10] MÜLLER M M, VALJAKKA R, SUOKKO A, et al. Diversity of endophytic fungi of single Norway spruce needles and their role as pioneer decomposers[J]. *Mol Ecol*, 2001, 10(7): 1801-1810.
- [11] FUKASAWA Y, OSONO T, TAKEDA H. Effects of attack of saprobic fungi on twig litter decomposition by endophytic fungi[J]. *Ecol Res*, 2009, 24(5): 1067-1073.
- [12] 易婷, 缪煜轩, 冯永君. 内生菌与植物的相互作用: 促生与生物薄膜的形成[J]. *微生物学通报*, 2008, 35(11): 1774-1780.
- [13] MATULICH K L, MARTINY J B H. Microbial composition alters the response of litter decomposition to environmental change[J]. *Ecology*, 2015, 96(1): 154-163.
- [14] 唐黎, 林永慧, 何兴兵. 杉木和香樟酸雨酸解底物的分解格局[J]. *生态学报*, 2017, 37(18): 6038-6052.
- [15] FIORETTO A, PAPA S, SORRENTINO G, et al. Decomposition of *Cistus incanus* leaf litter in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and nutrient changes[J]. *Soil Biol Biochem*, 2001, 33(3): 311-321.
- [16] GHOSE T K. Measurement of cellulase activities[J]. *Pure Appl Chem*, 1987, 59(2): 257-268.
- [17] BERNFELD P. Enzymes of starch degradation and synthesis[M]// NORD F F. *Advances in enzymology and related areas of molecular biology*. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc., 2006: 379-428.
- [18] BERNFELD P. Amylases, α and B[M]// COLOWICK S P, KAPLAN N O. *Methods in enzymology*. Amsterdam: Elsevier, 1955: 149-158.
- [19] ANDER P, ERIKSSON K E. The importance of phenol oxidase activity in lignin degradation by the white-rot fungus *Sporotrichum pulverulentum*[J]. *Arch Microbiol*, 1976, 109(1/2): 1-8.
- [20] THORMANN M N, CURRAH R S, BAYLEY S E. Succession of microfungial assemblages in decomposing peatland plants[J]. *Plant Soil*, 2003, 250(2): 323-333.
- [21] TEREKHOVA V A, SEMENOVA T A. The structure of micromycete communities and their synecologic interactions with basidiomycetes during plant debris decomposition[J]. *Microbiology*, 2005, 74(1): 91-96.
- [22] CARDINALE B J, MATULICH K L, HOOPER D U, et al. The functional role of producer diversity in ecosystems[J]. *Am J Bot*, 2011, 98(3): 572-592.
- [23] DEACON L J, JANIE PRYCE-MILLER E, FRANKLAND J C, et al. Diversity and function of decomposer fungi from a grassland soil[J]. *Soil Biol Biochem*, 2006, 38(1): 7-20.
- [24] DE DEYN G B, CORNELISSEN J H C, BARDGETT R D. Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes[J]. *Ecol Lett*, 2008, 11(5): 516-531.
- [25] KENNEDY P G, PEAY K G, BRUNS T D. Root tip competition among ectomycorrhizal fungi: Are priority effects a rule or an exception?[J]. *Ecology*, 2009, 90(8): 2098-2107.
- [26] CHASE J M. Community assembly: when should history matter?[J]. *Oecologia*, 2003, 136(4): 489-498.
- [27] 季晓燕, 江洪, 洪江华, 等. 模拟酸雨对亚热带三个树种凋落叶分解速率及分解酶活性的影响[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(7): 2027-2035.
- [28] FRANKLAND J C. Fungal succession: unravelling the unpredictable[J]. *Mycol Res*, 1998, 102(1): 1-15.
- [29] OSONO T. Role of phyllosphere fungi of forest trees in the development of decomposer fungal communities and decomposition processes of leaf litter[J]. *Can J Microbiol*, 2006, 52(8): 701-716.
- [30] 衣晓丹, 王新杰. 杉木人工纯林与混交林下几种土壤养分对比及与生长的关系[J]. *中南林业科技大学学报*, 2013, 33(2): 34-38.
- [31] 吴兴德. 杉木枫香混交林生长及其效应研究[J]. *福建林业科技*, 2006, 33(3): 73-76.
- [32] 翁金彝. 红豆树、杉木不同混交比例造林方式的效果研究[J]. *安徽农学通报*, 2008, 14(19): 157-159.