

凋落物输入对三江平原弃耕农田土壤 基础呼吸和活性碳组分的影响

黄靖宇^{1,2}, 宋长春^{1,*}, 张金波³, 郭跃东¹, 廖玉静^{1,2}

(1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049;
3. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要:土壤有机碳的积累主要由土壤有机质的输入与输出间的净平衡决定的, 植被的恢复和凋落物质的大量输入是土壤恢复的先决条件, 凋落物的输入在土壤恢复过程中起着至关重要的作用。通过对不同类型凋落物输入到三江平原弃耕农田后土壤的基础呼吸、溶解有机碳(DOC)和土壤微生物量碳(MBC)的研究表明: 相同种类凋落物输入后, 输入到土壤总有机碳(TOC)背景值低的凋落物被微生物降解的速率大于 TOC 背景值高的土壤, TOC 较低的土壤能够加快微生物对输入凋落物的分解, 不利于有机质的积累; 不同类型凋落物的输入使土壤基础呼吸、DOC 和 MBC 等活性组分的生成和降解产生差异, 改变了凋落物的降解速率, 在三江平原研究的 4 种主要植被类型中, 人工林凋落物最容易降解, 小叶章、大豆的降解能力次之, 玉米是最难降解的凋落物。

关键词:凋落物; 微生物量碳; 溶解有机碳; 土壤呼吸; 三江平原

文章编号: 1000-0933(2008)07-3417-08 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Influence of litter importation on basal respiration and labile carbon in restored farmland in Sanjiang Plain

HUANG Jing-Yu^{1,2}, SONG Chang-Chun^{1,*}, ZHANG Jin-Bo³, GUO Yue-Dong¹, LIAO Yu-Jing^{1,2}

1 Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, CAS, Changchun 130012, China

2 Graduate School, CAS, Beijing 100039, China

3 Institute of Soil Science, CAS, Nanjing 210008, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(7): 3417 ~ 3424.

Abstract: The accumulation of soil organic carbon is determined by the net balance between soil organic matter importation and exportation. The vegetation restoration and litter importation are prerequisite factors, which could determine the nutrition restoration in soil, but the litter importation often been considered the fundamental factor determining the process of soil restoration. In this paper, we studied the reaction of soil basal respiration, microbial biomass carbon (MBC) and dissolved organic carbon (DOC) after organic litter importation. Under the condition of same litter importation, the decomposition rate of litter biomass showed the opposite tendency as the content of total organic matter in soil. The different kinds of litter importation could influence the basal respiration, MBC and DOC in soil, which could also determine the ability of soil microbial decomposition. Our results indicated that the litter decomposition rate from easier to harder in Sanjiang

基金项目:中国科学院重要方向性资助项目(kzcx2-yw-309); 国家自然科学基金资助项目(40471124; 40701001)

收稿日期:2008-01-14; **修订日期:**2008-06-13

作者简介:黄靖宇(1977~), 吉林辽源人, 男, 博士生, 主要从事湿地生物地球化学研究. E-mail: huangjingyu120120@yahoo.com.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: songcc@neigae.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by The Key Project of CAS (No. kzcx2-yw-309), National Natural Science Foundation of China (No. 40471124 and 40701001)

Received date: 2008-01-14; **Accepted date:** 2008-06-13

Biography: HUANG Jing-Yu, Ph. D. candidate, mainly engaged in wetland biogeochemistry. E-mail: huangjingyu120120@yahoo.com.cn

Plain was: plantation > *Deyeuxia angustifolia* and soybean > maize.

Key Words: litter; MBC; DOC; soil respiration; Sanjiang Plain

陆地生态系统中,土壤是最大的碳库(约含 1600 Pg),约是大气中碳的两倍,是活体植物碳库的 3 倍^[1],在自然生态系统和大气之间碳的流动变化是目前关注的焦点^[2,3]。土壤有机碳的积累主要由土壤有机质的输入与输出间的净平衡决定的,植被的恢复和凋落物质的大量输入是土壤恢复的先决条件,凋落物的输入在土壤恢复过程中起着至关重要的作用。研究表明,凋落物的输入对土壤影响最早、最显著的是土壤的活性组分。随着凋落物的输入,土壤溶解有机碳(DOC)含量会明显的增加^[4,5],土壤溶解有机碳含量和组成结构的变化,同时会刺激土壤微生物活性的变化^[6]。土壤呼吸释放的 CO₂ 与土壤微生物的代谢关系密切,土壤的基础呼吸与土壤中的微生物量成正相关的关系,通过土壤呼吸的测量能够表征土壤微生物即时活性,用土壤呼吸强度来表征土壤微生物的活性在当前的研究中被广泛应用^[7,8]。土壤微生物量碳(MBC)是反映土壤微生物活性的指标^[9,10],对土壤微生物的研究一般在生物量水平上进行,也就是用土壤微生物细胞壁固定的碳的量表示微生物的数量,与土壤组分的总量变化相比,微生物量的变化能够更快、更早的反映土壤营养情况的改变,是土壤演化过程的一个重要标志^[11~13]。然而,关于添加凋落物对土壤呼吸、DOC 和 MBC 的影响以及对微生物性质动态影响的内在机制有待进一步的研究和探索。

三江平原是我国沼泽湿地分布面积最大的地区,也是在近 50a 来湿地开垦面积最大的地区,区内耕地面积已由 1949 年的 $78.8 \times 10^4 \text{hm}^2$,增加到目前的 $457.2 \times 10^4 \text{hm}^2$,湿地面积由建国初的 $534.5 \times 10^4 \text{hm}^2$ 减少到 $148.2 \times 10^4 \text{hm}^2$ ^[14],土地利用格局发生了巨大变化,土壤有机碳大量损失,导致了生态恶化和土地退化,使三江平原成为我国乃至世界上土地利用变化最为剧烈的地区之一。进入 20 世纪 90 年代以来,三江平原湿地开垦的势头基本得到控制,开始发展优质高效农业,并实施有计划的退耕还湿、还林工程,有利于该地区土地利用方式的转变,改变区内生态系统碳贮量与碳格局。研究该区内湿地垦殖和利用方式对土壤碳组分动态的影响,明确其固碳潜力,将有助于区内土地利用方式的调整,同时也为碳增汇潜力及减排对策提供基础资料,具有重要的实践意义。本文通过对不同种类凋落物输入到三江平原弃耕农田后土壤的基础呼吸、溶解有机碳和土壤微生物量碳的研究,深入认识土壤不同碳组分变化对土壤总有机质的贡献,回答何种组分对评价短时间内土壤碳动态变化最有效,探讨农田退耕后,土壤有机质积累速率是否存在阶段性差异,对于定量评价三江平原湿地土地利用方式碳汇功能变化,明确三江平原土壤质量的变化趋势及其与活性碳活性组分的关系等具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

研究样点设在中国科学院三江平原湿地生态试验站,位于我国东北边陲(东经 133°31',北纬 47°35')。所在地属温带大陆性季风气候,年平均气温 1.9℃,1 月份平均气温 -21℃,7 月份平均气温 22℃,年降水量 600mm 左右,降水集中于 7~9 月份;主要植被有毛果苔草(*Carex lasiocapa*)、漂筏苔草(*Carex pseudocuraica*)、乌拉苔草(*Carex meyeriana*)、小叶章(*Deyeuxia angustifolia*)等。区内分布的不同开垦年限的农田,主要是由沼泽化草甸垦殖而成,种植作物为大豆和水稻。试验站目前有自然湿地综合观测试验场、已垦湿地农田(旱田和水田)、弃耕地观测试验场等,具有较好的研究条件。

1.2 凋落物输入野外控制试验

2006 年 7 月在试验站综合试验场选取退耕 1a 左右,恢复为小叶章沼泽草甸的弃耕农田进行土壤凋落物输入控制试验。选取两相邻样地(1、2),每个样地面积约 150m^2 ($5 \text{m} \times 5 \text{m}$),除去退耕地的植物地上部分。为达到使两样地总有机质(TOC)背景值存在差异的目的,将样地(1)表土 0~30cm 翻出,过 0.5cm 筛去除植物的根及凋落物,混匀并重新铺在原样地表面,保证表土厚度在 20cm 以上;将样地(2)表土 0~50cm 翻出,过

0.5cm 筛去除植物的根及凋落物,混匀并重新铺在原样地表面,保证表土厚度在 20cm 以上。小区表土铺好后,按五点法取土壤样品(0~10cm),并分别测量样地(1)和样地(2) TOC、DOC 和 MBC 等指标。将样地(1、2)分别划分为 5 个小区,每个小区面积 5m×5m,试验小区划分如图 1。

将图 1 中各类型凋落物剪成 1.5cm 左右小段,取干重 15g 装于 30cm×20cm 矩形网袋中,每个小区地表随机放置 20 个相同类型网袋,在每个小区内埋入 5 个直径为 10cm,高 4.5cm 的 LI-6400-09 圆柱形土壤呼吸 PVC 测量底座,将底座埋入土中 3.5cm,并取已填装好的凋落物网袋 1 个,覆盖在 PVC 底座之上以备测量土壤呼吸用,每个网袋用 2 根 30cm 长铁丝固定于地表,使网袋紧贴土壤表层,保证各网袋间距在 20cm 以上,土壤呼吸的 CO₂ 速率按照 7 月 8 日、7 月 14 日、7 月 19 日、7 月 26 日、8 月 4 日、8 月 10 日、8 月 23 日、8 月 30 日和 9 月 15 日的时间序列采用 LI-6400-09 便携式动态红外分析仪进行测量。每次测量前,将固定在 PVC 底座上的凋落物网袋取下,通风 1min,每个底座测 5 次重复;测量土壤呼吸 CO₂ 速率的同时,按照 7 月 8 日、7 月 14 日、7 月 26 日、8 月 4 日、8 月 23 日和 9 月 15 日的时间序列对未埋入测量底座的凋落物网袋下的土壤进行取样,取样深度为 0~10cm,每次取 3 个网袋,取完样品后做标记,避免重复取样。将采集的土壤样品(每份 200g 左右)立即放入样品保鲜箱中,在温度 4℃ 下保存,用于实验室培养试验及测定土壤 DOC 和 MBC。在 10 月 10 日结束野外试验,将凋落物网袋取回实验室,于 65℃ 下烘干,称重,测量凋落物的残留量。

1.3 凋落物输入室内培养试验

野外采集退耕 3a,恢复为小叶章沼泽草甸的退耕农田表层土壤(0~10cm)和小叶章植物的地上凋落物和地下根系。新鲜土壤带回实验室后马上充分混合,去除植物的根及凋落物并过 3mm 筛。取 1000g 土样装入 PVC 管中(直径=10.1cm,高 20cm),保持土壤含水量在 40% 左右,室温预培养 7d,地上凋落物与地下根经 40℃ 烘干 28h 后,剪成 1cm 长小段,设置 8g/m² (M_{S1})、4g/m² (M_{S2}) 地上凋落物和 12g/m² (M_{R1})、6g/m² (M_{R2}) 地下根 4 个凋落物输入水平(一次性输入)和空白对照(CK),每个水平 13 个重复。预培养结束后,在输入凋落物之前,于相同处理的 13 个重复中随机取 3 个 PVC 管,测定土壤的基础呼吸,并取表层土壤 20g,测定土壤 MBC 和 DOC 的初始值;输入凋落物后,室温下培养 28d,并定期给水,保持土壤含水量在 40% 左右。在 1、2、3、5、7、12、18、24、28d,用 LI-6400-09 便携式动态红外分析仪测定土壤呼吸的 CO₂ 速率。每隔 7d,在相同输入水平的 13 个重复中随机取 3 个 PVC 管,采集 PVC 管内 0cm~10cm 的表层土壤,土壤样品采集结束后对 PVC 管做标记,避免重复取样,取 4 次,共计 12 个土壤样品,将采集的土壤样品立即放入样品保鲜箱中,在温度 4℃ 下保存,测定土壤的 MBC 和 DOC。

1.4 试验方法

1.4.1 土壤基础呼吸测定

土壤呼吸的 CO₂ 速率采用 LI-6400-09 便携式动态红外分析仪测量。

1.4.2 土壤微生物量碳测定

土壤微生物量碳采用氯仿熏蒸-K₂SO₄ 浸提法^[15],熏蒸和未熏蒸的样品分别用 0.5mol/L 的 K₂SO₄ 浸提 30 min,用岛津 TOC-V_{CPH} 仪测定浸提液碳浓度。然后用以下公式计算微生物量碳:

$$MBC = E_c / 0.38$$

式中, MBC 为微生物量碳, E_c 为熏蒸和未熏蒸样品浸提液测定的有机碳差值。

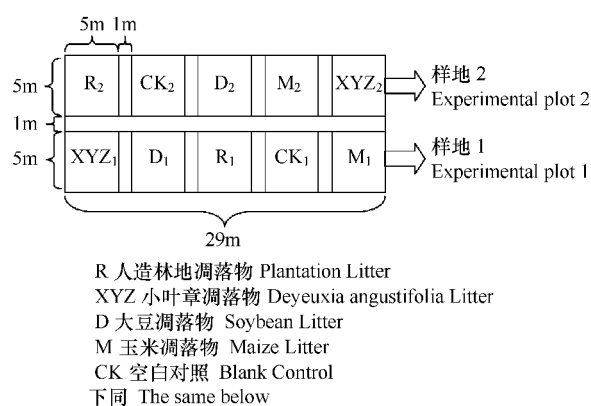


图 1 凋落物输入实验小区划分

Fig. 1 Experimental partition of litter importation

1.4.3 土壤溶解有机碳测定

称 20g(干土重)新鲜土壤放入盛有 100ml 去离子水的三角瓶中,常温下震荡浸提 30 min,用高速离心机离心,上清液过 0.45 μ m 滤膜,用岛津 TOC-V_{CPH} 仪测定浸提液有机碳浓度,得到溶解有机碳^[16]。

1.4.4 土壤有机碳测定

风干土过 0.25 mm 土壤筛,用重铬酸钾-外加热法测定 TOC^[15]。

2 结果与分析

2.1 凋落物的输入对土壤基础呼吸的影响

图 2 为样地(1)和样地(2)不同凋落物输入后土壤基础呼吸的变化趋势,样地(1)土壤 TOC 为 5.69% $\pm$ 0.3%,样地(2)土壤 TOC 为 3.28% $\pm$ 0.1%。人造林地凋落物输入后,土壤呼吸速率显著高于其它凋落物输入形式($p < 0.001$),小叶章凋落物输入后,土壤呼吸速率显著高于大豆秸秆凋落物和玉米秸秆凋落物输入土壤后的呼吸速率($p < 0.001$),大豆秸秆凋落物和玉米秸秆凋落物输入后土壤呼吸速率间差异不显著($p > 0.05$)。4 种凋落物输入后土壤呼吸速率的变化趋势基本一致,在凋落物输入的初期(7 月初)和末期(9 月份),土壤呼吸速率与空白对照差异不显著($p > 0.05$),凋落物输入 20d 后,土壤呼吸速率显著增大($p < 0.001$),在 8 月初出现最高峰值,且各种类凋落物输入的土壤呼吸速率都显著大于空白对照的土壤呼吸速率($p < 0.001$)。样地(1)空白对照的土壤基础呼吸速率显著高于样地(2)空白对照的土壤基础呼吸速率($p < 0.001$);在相同有机质输入控制处理中,同一种类凋落物输入到不同有机质背景值土壤(样地(1、2))之后,土壤基础呼吸速率在微生物活性最旺盛的时期(7 月末到 8 月中旬)差异不显著($p > 0.05$)。

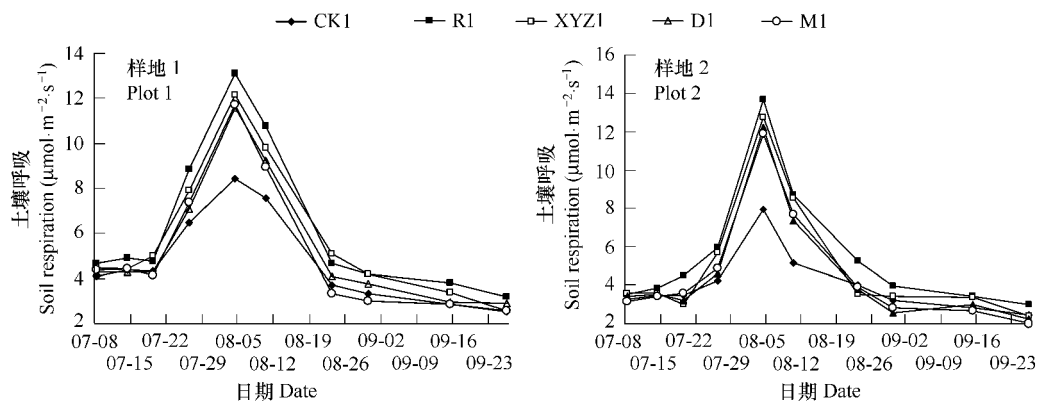


图 2 不同凋落物输入后的土壤基础呼吸变化

Fig. 2 Changes of soil basal respiration after litter input

在实验室培养试验中,凋落物输入后,土壤呼吸显著增加($p < 0.05$) (图 3)。在凋落物输入最初的 1 ~ 3d,土壤呼吸迅速增加,形成一个排放高峰;之后,土壤呼吸降低,但仍然高于空白对照。土壤呼吸的增加与输入凋落物的数量有密切关系($p < 0.05$)。输入凋落物数量加倍,土壤呼吸明显增加($p < 0.05$)。

2.2 凋落物输入对土壤溶解有机碳、微生物量碳的影响

凋落物输入后土壤的 DOC 和 MBC 都发生了很大的变化(图 4)。与空白对照比较,凋落物输入 1 周左右(7 月 14 日),土壤 DOC 达到最大值($p < 0.001$),输入后 30d(8 月 4 日),DOC 值最小($p < 0.001$),50d 以后 DOC 变化趋于平稳,无显著差异($p > 0.05$)。MBC 的变化与 DOC 的变化不同,输入 1 周左右 MBC 很低,输入 30d 左右(8 月 4 日),MBC 显著增大($p < 0.001$),50d 以后变化差异不显著($p > 0.05$)。在凋落物输入后的各个时期内,TOC 背景值较低的土壤 DOC 和 MBC 的增量均大于 TOC 背景值高的土壤($p < 0.05$)。

在室内培养试验中(图 5),添加凋落物的初期,MBC 明显增加($p < 0.05$);之后 MBC 含量降低,但是仍然高于未添加凋落物的对照土壤($p < 0.05$)。土壤 MBC 的增加与输入凋落物的数量的相关性不显著($p > 0.05$);而凋落物的种类对土壤 MBC 的影响有很大的差别($p < 0.001$)。在添加凋落物的初期,输入地上凋落

物的土壤 MBC 含量显著高于输入根的土壤 MBC ($p < 0.05$);但是,随着输入时间的增长,输入地上凋落物的土壤 MBC 含量迅速下降,而输入根的土壤 MBC 含量变化比较平稳,且显著高于前者 ($p < 0.05$)。输入凋落物数量加倍,土壤 MBC 含量变化不显著 ($p > 0.05$)。在整个培养过程中,输入凋落物后,土壤 DOC 显著增加 ($p < 0.05$)。输入根的土壤 DOC 含量高于输入地上凋落物的土壤 ($p < 0.05$);输入凋落物数量加倍,土壤 DOC 含量增加,输入根的土壤增加更明显。一段时间后,DOC 含量迅速下降,回到原来的水平。土壤 DOC 与 MBC 有显著的正相关关系 ($p < 0.05$),与土壤呼吸没有显著相关性 ($p = 0.73$)。

2.3 不同类型植物对凋落物分解量的影响

图 6 所示,当植物凋落物输入 93d 后,相同种类凋落物在样地(2)的分解量都显著大于样地(1)的分解量 ($p < 0.05$)。不同种类凋落物的分解量在两块样地中都表现为人工林凋落物的分解率最高 ($p < 0.05$);小叶

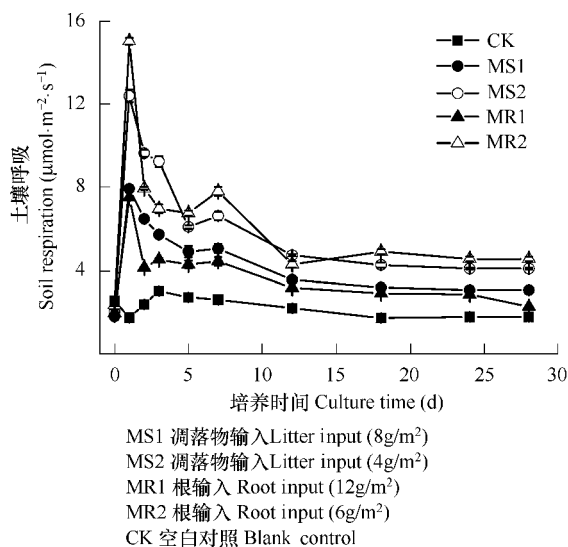


图 3 培养试验中的凋落物输入对土壤基础呼吸的影响

Fig. 3 Effects of experimental control to MBC and DOC after litter input

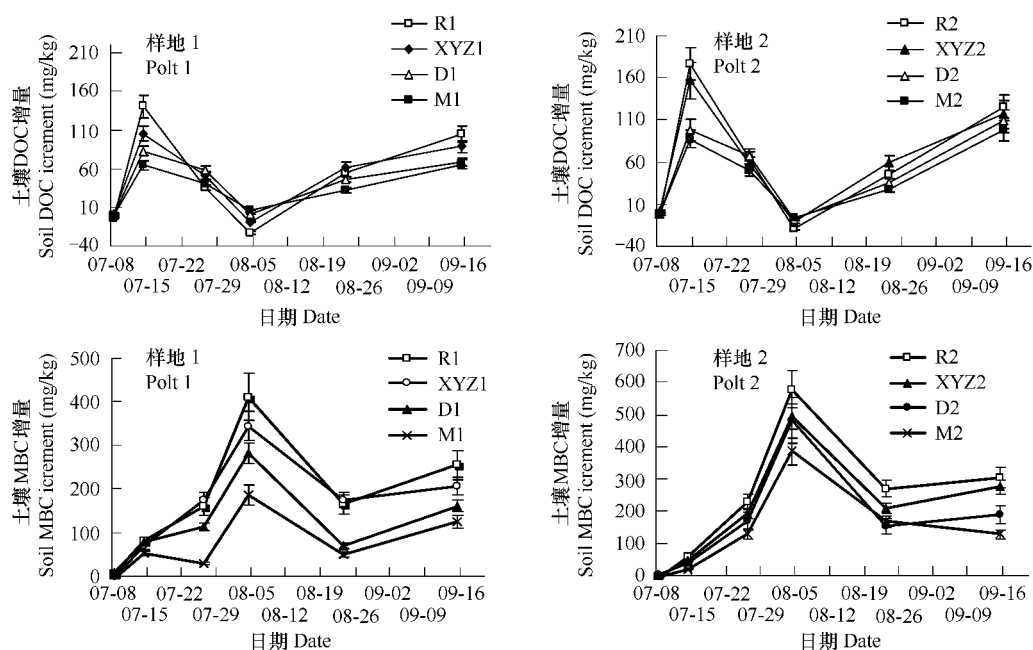


图 4 凋落物输入后土壤 DOC 与 MBC 的变化

Fig. 4 Changes of DOC and MBC after litter input

章和大豆次之,但差异不显著 ($p > 0.05$);玉米的分解量小于其它几类凋落物的分解量 ($p < 0.05$)。

3 讨论

土壤呼吸是评价土壤基质中碳稳定性的重要指标,土壤呼吸反映了土壤微生物的活性^[7,8],微生物量碳和土壤基础呼吸高的土壤,土壤质量较好^[17]。在三江平原通过凋落物输入对土壤基础呼吸的野外模拟控制实验和室内模拟实验研究表明,凋落物输入后,土壤呼吸增大,凋落物的输入增加了土壤微生物的活性;土壤微生物通过对有机输入物的分解,增加了土壤可利用碳源,提高了土壤质量。凋落物添加初期,适逢雨季,凋

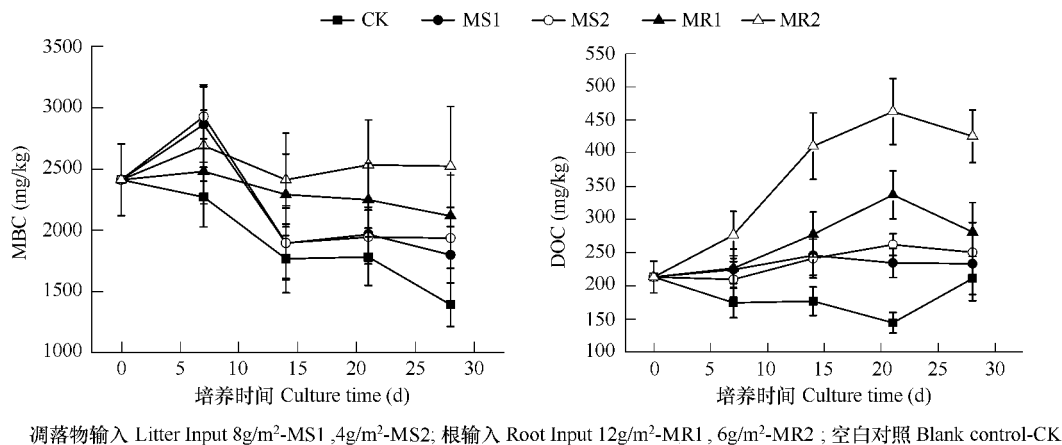


图5 培养试验中的凋落物输入对土壤 MBC 和 DOC 动态的影响

Fig. 5 Dynamic of MBC and DOC after litter input under experimental control

落物本身含有的易溶物质能够在短期内快速淋溶到土壤中,使 DOC 含量在短期内快速增加,但由于物料覆盖下的土壤微生物种群不能立刻对营养的加入进行响应,使检测到的微生物量碳较小,溶解有机碳与微生物量碳比值偏大。随着土壤表层微生物量逐渐的增大,土壤微生物对养分的需求不断增大,在养分、温度和湿度达到最适合的情况下,土壤微生物量在短期内迅速增大,导致土壤微生物对土壤溶解有机碳的需求猛增,使土壤溶解有机碳迅速降低,显著低于物料添加的初期和后期。可见,土壤微生物量的变化与 DOC 的变化关系密切。另外,凋落物本身的性质和添加凋落物的数量都对土壤

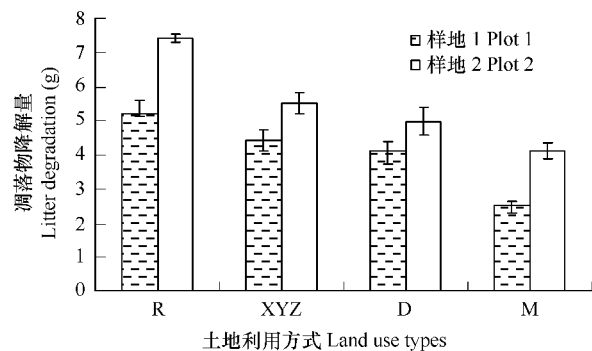


图6 不同土地利用方式植物凋落物分解量

Fig. 6 The amount of litter degradation of different land use types

DOC 的变化有很大影响, Kalbitz 等^[18]研究表明,作物秸秆、落叶等低腐殖化凋落物源的 DOC 中活性组分占 59% ~ 88%; 农田土壤源的 DOC 中活性组分占 14% ~ 25%; Oa (森林枯枝落叶层) 层基质比较稳定, 浸提出的 DOC 活性组分仅占 3% ~ 6%。在本研究中, 室内培养实验表明: 输入根的土壤 DOC 含量高于输入地上凋落物的土壤。植物的根系分泌物和根系凋落物对土壤 DOC 的贡献大于地上生物量, 是土壤 DOC 的重要来源。另外, 由于 DOC 是土壤微生物的主要养分来源, 输入凋落物后, 土壤 DOC 显著增加, 刺激了土壤微生物活性, 使土壤基础呼吸和 MBC 都增加, 土壤微生物对土壤利用有机碳的效率提高, 凋落物的输入能够在短期内增加土壤的活性组分, 为土壤微生物提供能量, 不同类型的凋落物的输入能够影响土壤 DOC、土壤呼吸和土壤 MBC 的动态变化, 长期凋落物的输入能够改善土壤质量, 提高土壤微生物活性, 有利于土壤碳素的积累。

相同类型凋落物输入到有机质背景值不同的土壤中后, 虽然在微生物活性最旺盛的阶段 7 月末 ~ 8 月两实验地块相同种类凋落物输入后土壤基础呼吸差异不显著, 但是由于两样地总有机碳的差别使两地块土壤基础呼吸的空白对照差异显著 ($p < 0.05$)。土壤样地 (2) (TOC: $3.28\% \pm 0.1\%$) 土壤基础呼吸减去空白对照的基础呼吸后, 土壤呼吸的增量显著大于样地 (1) (TOC: $5.69\% \pm 0.8\%$) 的土壤呼吸增量 ($p < 0.05$) (图 7), 样地 (2) 各类型凋落物输入后土壤呼吸速率的增量比样地 (1) 高 5.1% ~ 21.6%。

可见, 在土壤微生物活性最为旺盛的时期, 凋落物输入到有机质含量较低的土壤中后, 土壤微生物所增加的量大于有机质较高的土壤。在土壤微生物的生物过程中, 微生物从贫瘠土壤中吸取的可利用能量要少于相对肥沃的土壤, 当微生物活性最为旺盛的时候, 微生物为了最大化的繁衍其种群, 会尽可能的吸收环境中的可利用碳源 (DOC 等), 但微生物群落本身由于空间限度、种群密度等存在一定的饱和度。当微生物种群在土壤

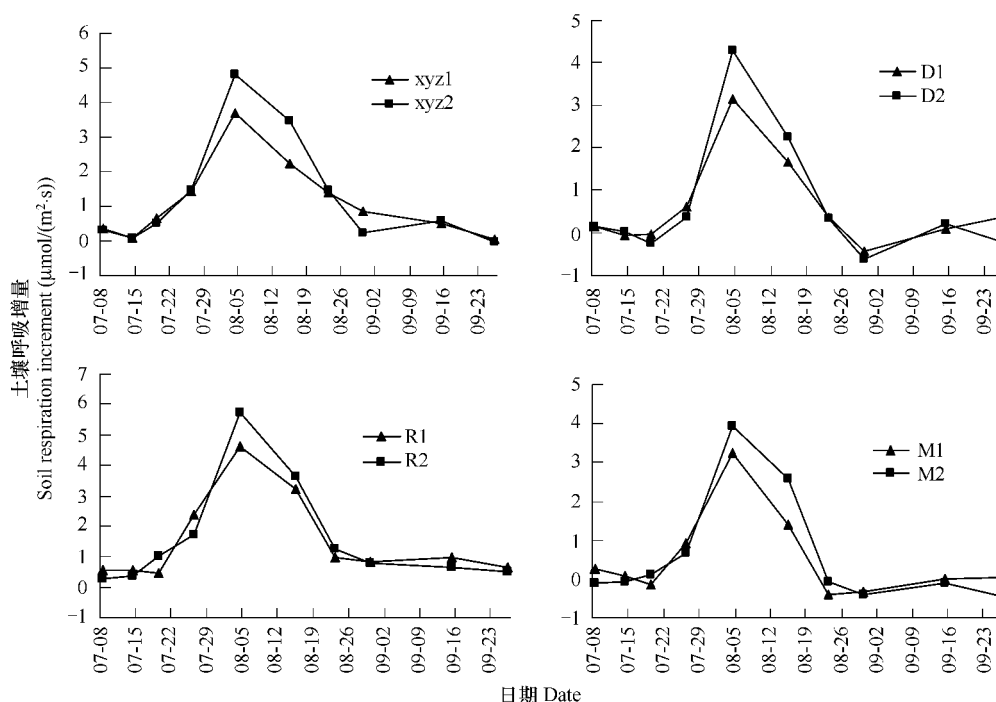


图 7 不同 TOC 实验样地凋落物输入后土壤呼吸变化

Fig. 7 Changes of basal respiration after litter input in different TOC land

的理化性质,环境容量基本相当的条件下而达到其繁殖的种群饱和度的时候,对环境所索取的能量相同。在本研究中,在微生物活性最旺盛的时期,土壤微生物对土壤养分的需求是土壤基质与凋落物所提供的能力之和。由于这种加和的原因,土壤微生物对输入在贫瘠土壤中的凋落物所产生的能量的消耗就要大于相对肥沃的土壤。土壤越贫瘠,土壤微生物对凋落物的消耗越大,对植物残体的降解就越快。因此,在相同凋落物输入的条件下,有机质背景值低的土壤能够加快微生物对输入的凋落物的分解,低有机质土壤不利于凋落物的积累。

4 结论

(1) 相同种类凋落物输入条件下,输入到土壤 TOC 背景值低的凋落物被微生物降解的速率大于 TOC 背景值高的土壤,TOC 较低的土壤能够加快微生物对输入凋落物的分解,低有机质土壤不利于输入的凋落物的积累。

(2) 不同种类凋落物的输入使土壤基础呼吸、DOC 和 MBC 等活性组分的生成和降解产生差异,从而改变凋落物的降解速率。凋落物本身的营养结构对土壤微生物分解能力产生影响,在三江平原研究的 4 种主要植被类型中,人工林凋落物最容易降解,小叶章、大豆的降解能力次之,而玉米是最难降解的凋落物。

References:

- [1] Dixon R K, Brown S, Hough R A, *et al.* Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 1994, 263: 185—190.
- [2] Fang C, Smith P, Moncrieff J B. Similar response of labile and resistant soil organic matter pools to changes in temperature. *Nature*, 2005, 433: 57—59.
- [3] Koror W, Prentice C, House J I. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature*, 2005, 433: 298—301.
- [4] Chantigny M H, Angers D A, Beauchamp C J. Decomposition of de-inking paper sludge in agricultural soils as characterized by carbohydrate analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32: 1561—1570.
- [5] Franchini J C, Gonzalez Vila F J, Cabrera F, *et al.* Rapid transformations of plant water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid-oxisol. *Plant Soil*, 2001, 231: 55—63.

- [6] Chantigny M H, Angers D A, Rochette P. Fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34: 509 — 517.
- [7] Kucera C, Kirkham D. Soil respiration studies in tall grass prairie in Missouri. *Ecology*, 1971, 52: 912 — 915.
- [8] Lee K H, Jose S. Soil respiration, fine root production, and microbial biomass in cottonwood and loblolly pine plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Forest Ecology and Management*, 2003, 185: 263 — 273.
- [9] Mendham D S, Sankaran K V, O'Connell A M, *et al.* Grove. Eucalyptus globules harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34: 1903 — 1912.
- [10] Xu Y C, Shen Q R, Ran W. Effect of zero — tillage and application of manure on soil microbial biomass C, N, and P after sixteen years of cropping. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(1): 89 — 96.
- [11] Zhang C E, Liang Y L, He X B. Effects of Plastic Cover Cultivation on Soil Microbial Biomass. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(4): 508 — 512.
- [12] Kalbitz K, David S, Juliane S. Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by Biodegradation. *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35: 1129 — 1142.
- [13] Martens R. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. *Biology Fertilizer Soil*, 1995, 19: 87 — 99.
- [14] Liu X T, Ma X H. Natural environmental changes and ecological protection in the Sanjiang Plain. Beijing, Science Press, 2002.
- [15] Lu R K. Soil agrochemistry and analytical methods. Beijing: Chinese Agricultural Science and Technology Press, 2000. 228 — 233.
- [16] Chantigny M H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 2003, 113: 357 — 380.
- [17] Alvarez C R, Alvarez R, Grigera M S, *et al.* Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, 1998, 30: 767 — 773.
- [18] Kalbitz K, Schmerwitz J, Schwesig D, *et al.* Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma*, 2003, 113: 273 — 291.

参考文献:

- [10] 徐阳春, 沈其荣, 冉炜. 长期免耕与施用有机肥对土壤微生物生物量碳、氮、磷的影响. *土壤学报*, 2002, 39(1): 89 ~ 96.
- [11] 张成娥, 梁银丽, 贺秀斌. 地膜覆盖玉米对土壤微生物量的影响. *生态学报*, 2002, 22(4): 508 ~ 512.
- [14] 刘兴土, 马学慧. 三江平原自然环境变化与生态保育. 北京: 科学出版社, 2002.
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 228 ~ 233.