

玉米秸秆不同构件混合分解的非加和效应及其对土壤有机碳矿化的影响

李英臣¹, 侯翠翠¹, 刘月皓², 陈迎迎¹

(1. 河南师范大学 生命科学学院, 河南 新乡 453007; 2. 中煤科工集团西安研究院有限公司, 陕西 西安 710054)

摘要: [目的] 研究玉米秸秆不同构件混合分解的非加和效应及其对黄绵土土壤有机碳矿化的影响, 为秸秆还田背景下坡地土壤 CO₂ 排放提供理论支撑。[方法] 采用室内模拟试验, 试验设置无玉米秸秆土壤对照(CK)及 4 种玉米秸秆添加处理: 茎+土壤(CKS)、叶+土壤(CKL)、鞘+土壤(CKLS)、混合玉米秸秆+土壤(CKM)。[结果] 培养结束土壤有机碳矿化累积排放量实测值显著高于预测值, 且促进作用主要是由培养初期快速分解阶段(1~28 d)导致的。培养结束后混合玉米秸秆剩余质量预测值明显高于实测值, 且元素含量发生明显改变, 其中全氮含量预测值明显低于实测值, C/N 预测值明显高于实测值。培养结束后 CKS 处理土壤微生物碳含量明显高于其他几种处理, 其他几种处理差异不显著; 添加玉米秸秆处理土壤微生物量氮明显降低, 相应的土壤微生物量 C/N 增大, CKS, CKL 和 CKM 处理与 CK 处理差异达到显著水平。土壤可溶性有机碳(DOC)含量 CKLS 和 CKM 处理明显高于其他 3 种处理, CKS 与 CKL 处理与对照差异不显著。[结论] 玉米秸秆不同构件按比例混合对玉米秸秆分解产生协同促进作用, 混合分解过程促进氮累积。

关键词: 枯落物; 非加和效应; 有机碳矿化; 微生物量碳; 微生物量氮; DOC

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2018)03-0233-07

中图分类号: S154, X144

文献参数: 李英臣, 侯翠翠, 刘月皓, 等. 玉米秸秆不同构件混合分解的非加和效应及其对土壤有机碳矿化的影响[J]. 水土保持通报, 2018, 38(3): 233-239. DOI: 10. 13961/j. cnki. stbctb. 2018. 03. 038. Li Yingchen, Hou Cuicui, Liu Yuehao, et al. Non-additive effects of different components of maize straw on soil carbon mineralization[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018, 38(3): 233-239.

Non-additive Effects of Different Components of Maize Straw on Soil Carbon Mineralization

LI Yingchen¹, HOU Cuicui¹, LIU Yuehao², CHEN Yingying¹

(1. College of Life Sciences, Henan Normal University, Xinxiang, He'nan 453007, China;

2. Xi'an Research Institute of China Coal Technology and Engineering Group Corporation, Xi'an, Shaanxi 710054, China)

Abstract: [Objective] To investigate the non-additive effect of different maize straw components on soil organic carbon (SOC) mineralization in loessial soil in order to provide technical support for soil CO₂ emissions. [Methods] By laboratory incubation experiment, five treatments were set including soil with no maize straw addition (CK); soil with stalk litter addition (CKS); soil with leaf litter addition (CKL); soil with leaf sheath addition (CKLS) soil with mixed maize straw addition (CKM). [Results] The amounts of observed soil accumulative carbon mineralization were significant higher than the predicted value in the end of experiment, and the promotion was mainly happened in the fast decomposition stage (1~28 d). The predicted remaining mass and carbon-nitrogen ratio were higher than the observed values, while the predicted content of soil total nitrogen was lower than the observed value in the end of experiment. The content of microbial biomass carbon (MBC) was the highest under CKS treatment, and there was no significant difference among other

收稿日期: 2017-09-11

修回日期: 2017-10-14

资助项目: 国家重点研发计划重点专项“粮食丰产增效科技创新”(2016YFD0300203-3; 河南省教育厅科学技术研究重点项目(17A180027); 河南师范大学博士科研启动课题(qd12129, qd12126); 河南师范大学青年基金(2013qk09, 2013qk13)

第一作者: 李英臣(1982—), 男(汉族), 山东省聊城市人, 博士, 讲师, 主要从事土壤温室气体排放相关研究工作。E-mail: xiayuchen211@163.com。

通讯作者: 侯翠翠(1986—), 女(汉族), 山东省聊城市人, 博士, 讲师, 主要从事水体及土壤温室气体排放研究。E-mail: houcuicui0902@126.com。

treatments. The content of microbial biomass nitrogen (MBN) showed a decreasing tendency, the MBC/MBN increased under litter addition treatments and the differences among CKS, CKL and CKM treatments and CK treatment was significant. The content of dissolved organic carbon (DOC) was higher under CKLS and CKM treatments than under other three treatments, and the difference between CKS and CKL treatments was not significant. [Conclusion] To mix litter in proportion had a synergistic effect on litter decomposition, and the decomposition of mixed litter promoted litter nitrogen accumulation.

Keywords: litter; non-additive effect; soil organic carbon mineralization; microbial carbon; microbial biomass nitrogen; dissolved organic carbon

枯落物分解作为生态系统碳和营养循环的重要过程对保持土壤肥力,增加土壤碳蓄积具有至关重要的作用。枯落物分解在大尺度上受气候条件如温度,降水等控制^[1],在小尺度上则主要受枯落物本身质量如氮含量、碳氮比、木质素及木质素/N等指标及土壤微生物群落及活性控制^[2]。在自然或人工生态系统中,枯落物往往是多种种类混合在一起同时分解,所以现在越来越多的科学家关注多种枯落物的混合分解^[3]。不同种类枯落物混合分解可以产生加和作用,非加和作用(协同促进作用和协同抑制作用),具体的相互作用结果与不同的混合枯落物质量、不同的混合比例以及微生物的种类和组成有关^[3]。但是目前对同一枯落物各不同组分之间混合分解的研究还不多见。

枯落物分解过程本身会释放一定量的 CO₂^[4],另外,枯落物还通过影响土壤温度、湿度、土壤孔隙度、土壤微生物群落及营养释放等间接影响土壤 CO₂ 释放^[5]。目前已经开展了大量关于秸秆还田对土壤呼吸及土壤碳库变化的野外和室内模拟试验,而对同种枯落物不同组分混合对土壤有机碳矿化及相关的活性碳氮组分变化的影响研究相对较少^[6]。

黄土高原地区是中国粮食主产区,农业活动历史悠久。由于其独特的地形条件和密集的农事活动,使其成为世界上土壤侵蚀和退化最为严重的地区^[7]。鉴于作物还田在减少土壤侵蚀、提高水分利用效率、改变土壤理化性质等方面的作用,其在黄土高原地区有广阔的应用前景^[7-8]。因此,本研究拟选取黄土高原地区黄绵土,研究玉米枯落物不同构件(茎、叶、鞘)

按比例(各组分实际比例)混合分解及其对土壤有机碳矿化的影响,并分析枯落物分解对土壤活性碳氮组分的影响,以期为更深入地了解玉米秸秆还田后枯落物分解及对土壤 CO₂ 排放和土壤活性碳组分变化提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 试验材料

该试验采样点位于河南省灵宝市阳店镇柿子湾村(34°31'N,110°59'E),该区属典型豫西黄土高原区域,气候为暖温带大陆性季风气候。平均气温约为 14.4 °C,无霜期每年约 206 d,年降水量为 400~900 mm,年际变化大,60%~70%降水集中于夏季,春季降水少,雨季多暴雨,雨强大。土壤为典型的黄绵土,具体土壤理化性质见表 1。在该区域选取典型农地,种植作物为玉米,种植模式为一年一熟,每年 4 月下旬耕种,10 月中旬收获,然后土地休闲至次年玉米耕种。

2014 年 10 月玉米收获后在样地内采用多点混合采样法采集 0—20 cm 土壤样品,带回实验室,一部分自然风干,过 0.49 mm 筛测定其理化指标(表 1),另一部分过 2 mm 筛用于培养试验。在采集土壤样品的同时,取新鲜的整株玉米枯落物,现场分出茎、叶、鞘各部分,分别装入不同的自封袋,带回实验室,用去离子水冲洗干净,然后 65 °C 烘干,分别称出各不同组分的重量后,把茎、叶、鞘各组分分别剪成 1 cm 左右的小段充分混合,取一小部分磨碎测定枯落物的基本理化指标,具体指标见表 1,其余用于培养试验。

表 1 供试土壤、枯落物基本理化性质

土壤及枯落物类型	有机碳/ (g · kg ⁻¹)	全氮/ (g · kg ⁻¹)	C/N	pH 值	纤维素/ (g · kg ⁻¹)	木质素/ (g · kg ⁻¹)	木质素/ N
黄绵土	17.25(0.11)	2.45(0.11)	6.95(0.35)	7.11(0.83)	—	—	—
茎	402.8(11.9)	15.3(0.03)	26.28(1.04)	—	195(9)	148(6)	8.1(0.02)
叶	362.4(4.1)	19.4(0.03)	18.72(0.32)	—	256(9)	177(9)	7.9(0.06)
鞘	414.4(5.3)	11.5(0.06)	36.23(2.42)	—	383(26)	277(3)	25.6(0.08)

注:括号内数据为标准差(n=3)。下同。

1.2 试验方法

试验采用室内培养,气相色谱仪测定的方法测定土壤有机碳矿化量。试验做5个处理,1个土壤样品单独培养的对照(CK)处理和4个土壤与枯落物混合培养处理:土壤中加入茎枯落物(CKS)、土壤中加入叶枯落物(CKL)、土壤中加入鞘枯落物(CKLS)、土壤中加入茎、叶、鞘按比例混合的枯落物(CKM),每个处理做5个重复,同时设3个没有土壤样品的培养瓶作为空白处理。对照处理称取过2 mm筛的新鲜土壤样品100 g(干土重)于500 ml广口瓶中,调整土壤含水量至最大持水量的60%;土壤与枯落物混合培养处理首先称取过2 mm筛的新鲜土壤样品100 g(干土重)于500 ml广口瓶中,同时分别称取茎、叶、鞘和3种组分混合(茎:叶:鞘为5:3:2)的枯落物各1 g装入枯落物袋后加入广口瓶中,摇匀使枯落物埋入土样中,然后调整土壤含水量至最大持水量的60%。整个培养试验在25℃恒温培养箱中进行,培养期为78 d。培养开始时用带有三通阀的橡胶塞塞住瓶口,培养期间三通阀不关闭,保持培养瓶内外空气流通,分别在培养的第1,3,6,10,15,21,28,35,42,52,65,78 d测定其CO₂释放速率,测定时首先打开橡胶塞通气0.5 h,使培养瓶内外浓度相当,然后密闭培养瓶3 h,之后抽取20 ml气体,用HP7890 A气相色谱仪在24 h内完成测定,每次采集完气体后打开三通阀。定期补充水分,以保持培养瓶内含水量恒定。培养结束后,所有处理土样测定土壤微生物量碳(microbial biomass carbon, MBC)和土壤微生物量氮(microbial biomass nitrogen, MBN),溶解性有机碳(dissolved organic carbon, DOC)。枯落物样品取出,用去离子水冲洗干净,在65℃条件下烘干称重,然后磨碎测定有机碳和全氮含量。

1.3 测定方法

土壤MBC和MBN采用氯仿熏蒸—K₂SO₄浸提法测定^[9],浸提液中溶解性碳用TOC仪(Elementar vario TOC, Germany)直接测定,MBN用高温消解—比色法测定。土壤DOC用1:5土水比浸提,过0.45 μm滤膜,然后用TOC仪测定。土壤和枯落物样品碳氮含量用元素分析仪(Elementar vario PYRO cube, Germany)直接测定。枯落物纤维素和木质素采用酸消解—滴定法测定^[10]。

1.4 数据处理与分析

采用Origin 9进行绘图,采用Microsoft Excel, SPSS 16.0对试验数据进行统计分析。混合枯落物

有机碳矿化累积量预测值为各组分单独培养时有机碳累积矿化量与枯落物各组分在混合枯落物中所占比例的乘积相加之后得到,具体计算公式:

$$\text{混合枯落物有机碳矿化累积量预测值} = \text{茎枯落物(CKS)处理累积矿化量} \times 0.5 + \text{叶枯落物(CKL)处理累积矿化量} \times 0.3 + \text{鞘枯落物(CKLS)处理累积矿化量} \times 0.2$$

同理,混合枯落物有机碳矿化速率预测值、枯落物剩余质量预测值和混合枯落物剩余元素含量预测值用相似计算方法得出。采用单因素方差分析进行实测值与预测值之间的比较,实测值与预测值若无明显差异,表明各组分之间无相互作用,若实测值显著高于预测值,表明各组分存在促进作用,若实测值低于预测值,表明各组分存在抑制作用^[11]。

2 结果与分析

2.1 不同组分及混合枯落物添加对土壤有机碳矿化的影响

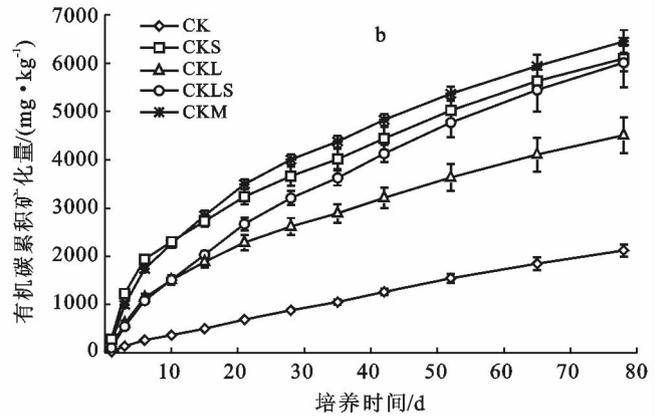
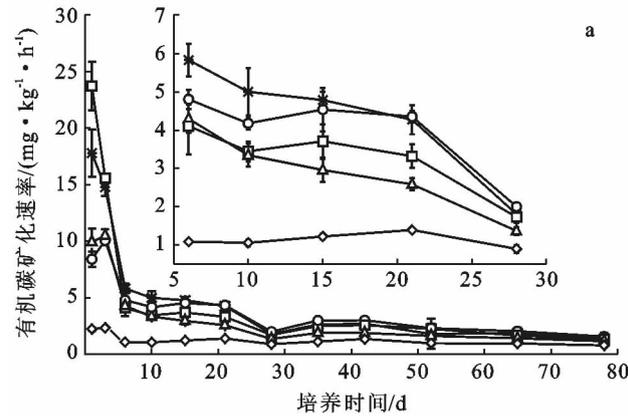
由图1a可以看出,CK处理土壤有机碳矿化速率培养初期较高,培养第3 d达到培养期最大值[2.35 mg/(kg·h)],之后随培养时间延长除在培养15~21 d有所增加外整体呈降低趋势,培养结束达到最低值[0.79 mg/(kg·h)];各添加枯落物处理土壤有机碳矿化速率明显高于CK处理,随时间呈相同的变化趋势,培养初期阶段(1,3 d)有机碳矿化速率非常高,矿化速率呈现:CKS>CKM>CKL>CKLS的变化趋势,6~28 d各添加枯落物处理整体有机碳矿化速率呈降低趋势,但有机碳矿化速率仍维持较高水平,整体呈:CKM>CKLS>CKS>CKL的变化趋势;28 d至培养结束有机碳整体矿化速率相对较低,仅在培养28~42 d略有上升,有机碳矿化速率整体呈:CKLS>CKM>CKS>CKL的变化趋势,至培养结束降至最低值,添加茎、叶、鞘和混合枯落物处理有机碳矿化速率分别为1.34,1.17,1.57,1.35 mg/(kg·h)。培养结束后添加枯落物各处理土壤有机碳累积矿化量显著高于CK处理(图1b),添加叶枯落物处理有机碳累积矿化量明显低于其他3种处理($p < 0.001$),其他3种处理之间差异没有达到显著水平。

2.2 混合枯落物预测值与实测值比较

如图2a所示,在培养的1~21 d土壤有机碳矿化速率实测值明显高于预测值,在3~21 d两者差异都达到显著水平($p < 0.05$),表明在此培养阶段不同组分枯落物之间存在促进作用。培养28 d之后实测值与预测值之间差异不显著($p > 0.05$),表明此阶段不

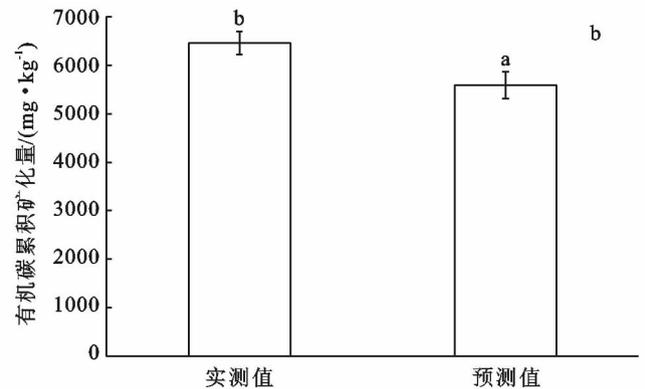
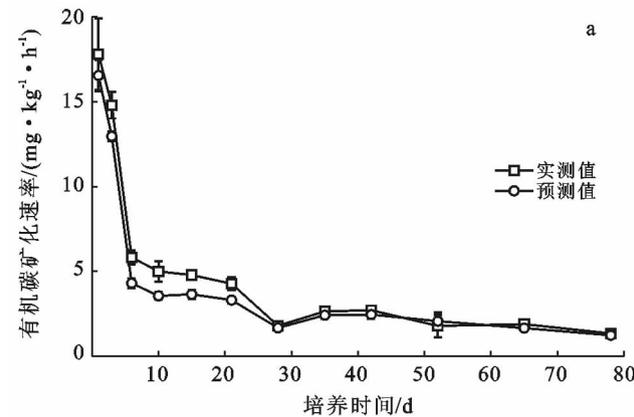
同枯落物组分之间无相互影响。由于培养初始阶段不同枯落物之间的相互促进作用,使得培养结束后土

壤有机碳累计矿化量实测值显著高于预测值($p < 0.01$)(图 2b)。



注:CK 为不加枯落物土壤处理;CKS 为土壤中加入茎枯落物;CKL 为土壤中加入叶枯落物;CKLS 为土壤中加入鞘枯落物;CKM 为土壤中加入茎、叶、鞘按比例混合的枯落物。误差棒为标准差($n=3$)。下同。

图 1 不同组分枯落物对土壤有机碳矿化的影响



注:不同小写字母表示处理间差异达到显著水平($p < 0.05$)。下同。

图 2 混合枯落物有机碳矿化实测值与预测值比较

2.3 不同组分及混合枯落物添加对土壤 MBC, MBN 和 DOC 的影响

由图 3a 可以看出,培养结束后,添加茎枯落物处理土壤 MBC 含量高于 CK 处理,差异达到显著水平($p < 0.05$),其他几种处理之间差异不显著;各添加枯落物处理土壤 MBN 含量有降低趋势,添加茎、叶及混合枯落物处理显著低于 CK 处理,但是与添加鞘枯落物之间差异不显著。添加枯落物处理提高 MBC/MBN,添加叶枯落物处理显著高于其他几种处理,添加茎和混合枯落物显著高于 CK 处理,添加鞘枯落物 MBC/MBN 有增加趋势,但是差异没有达到显著水平($p > 0.05$)。培养结束后土壤添加茎和叶枯落物处理 DOC 含量与 CK 处理差异不显著,添加鞘和混合枯落物处理 DOC 含量显著高于其他 3 种处理($p < 0.05$)(图 3b)。

2.4 培养结束后枯落物质量及元素含量比较

如表 2 所示,培养结束后,叶和鞘枯落物剩余质量显著高于混合枯落物($p < 0.05$),但是与茎枯落物差异没有达到显著水平($p > 0.05$);叶枯落物碳含量显著低于茎和鞘枯落物($p < 0.05$),混合枯落物与单组分枯落物之间差异不显著($p > 0.05$);混合枯落物全氮含量显著高于茎和鞘枯落物($p < 0.05$),与叶枯落物差异没有达到显著水平($p > 0.05$);茎枯落物 C/N 显著高于叶和混合枯落物处理($p < 0.05$)。混合枯落物剩余质量和 C/N 预测值明显高于实测值($p < 0.05$),全氮含量预测值明显低于实测值($p < 0.01$),表明枯落物混合对枯落物分解产生促进作用,元素分配发生变化,混合枯落物中微生物更倾向于利用枯落物中的碳源,而对氮源利用率较低。

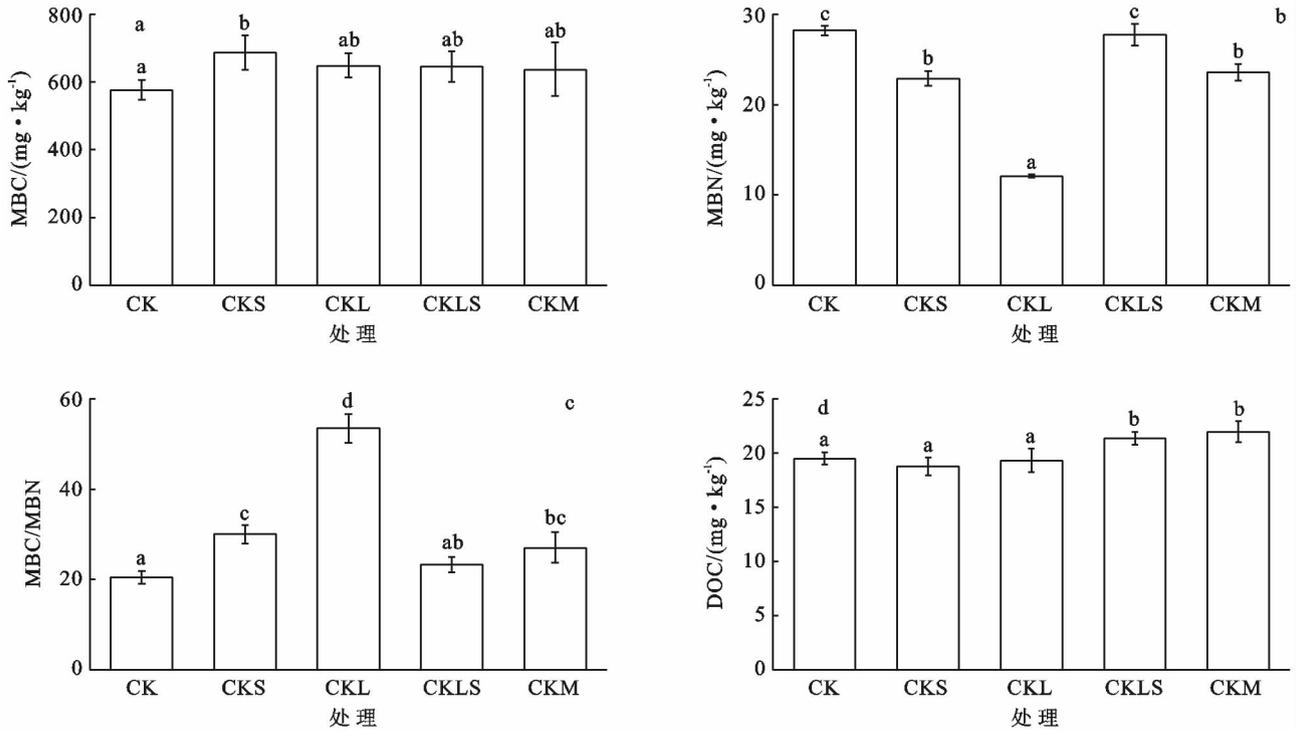


图3 不同枯落物对土壤 MBC, MBN, DOC 含量的影响

表2 培养结束后各组分枯落物、混合枯落物预测值与实测值质量及元素含量

枯落物类型	剩余重量/g	有机碳/(g · kg ⁻¹)	全氮/(g · kg ⁻¹)	C/N
茎	0.25(0.03) ^{ab}	409.0(38) ^b	21.8(2.4) ^a	18.96(3.12) ^c
叶	0.34(0.07) ^c	363.4(9) ^a	27.3(2.9) ^{bc}	12.72(0.14) ^a
鞘	0.32(0.04) ^{bc}	409.2(9.3) ^b	24(1.1) ^{ab}	17.08(0.85) ^{bc}
混合	0.23(0.03) ^{abA}	397.7(7.5) ^{abA}	28.4(0.8) ^{cb}	14.03(0.12) ^{abA}
混合一预测值	0.29(0.04) ^B	395.3(18.5) ^A	23.9(1.8) ^A	16.93(1.62) ^B

注:同一列小写字母不同表示不同处理间差异显著($p < 0.05$);同一列大写字母不同表示混合处理和混合一预测值之间差异达到显著水平($p < 0.05$)。

3 讨论

3.1 枯落物混合分解的非加和作用及对有机碳矿化的影响

培养结束后混合枯落物剩余质量预测值显著高于实测值,有机碳累积矿化量预测值显著低于实测值(表2,图2)。主要原因可能为培养初始阶段不同枯落物之间混合后相互促进作用,使整体的有机碳矿化量增大,枯落物分解速率提高^[11]。产生促进作用的原因可能为玉米不同构件之间初始氮含量、木质素、纤维素含量的较大差异(表1),使的枯落物在刚开始分解的时候可能使营养相互补充,进而促进枯落物分解,其他研究者也得到类似结论^[2],Bonanomi等^[2]研究认为混合枯落物分解过程中各枯落物具有共同的高氮或低氮含量使混合分解呈现加和效应,各枯落物之间较大的氮含量时混合分解呈非加和效应,并伴随

着枯落物氮迁移过程。培养结束不同组分枯落物有机碳含量与培养前相比变化不大,全氮含量有明显增加趋势(表2),培养结束后混合处理全氮含量显著高于预测值,表明土壤微生物更倾向于利用枯落物中的碳源,分解活动不受氮限制,有机碳种类及活性是制约玉米秸秆微生物分解的关键因素,这可能与农田生态系统中高氮含量有关^[12]。

不同类型枯落物混合对微生物分解利用的影响具有复杂性^[13],研究者多集中于对不同物种植物枯落物的混合作用研究^[11,14],而对作物不同组织的枯落物在分解过程中表现出的交互作用研究较少。本研究中通过混合枯落物分解释放CO₂预测值与实测值的对比分析表明,玉米秸秆整体分解速率强于其单一组分的分解速率,并随分解时间表现出一定规律。培养初期(1~21 d)混合枯落物添加处理土壤有机碳矿化速率实测值明显高于预测值,后期差异不显著。表明

在培养初始阶段混合枯落物之间存在交互作用,促进土壤有机碳矿化,其他研究者得出类似结论^[11]。但是王意锐等^[11]认为在培养初期(7 d)实测值与预测值差异不显著,这可能与凋落物类型有关,玉米枯落物中 N 含量远远高于小麦秸秆及乔木落叶等,较高的可利用性 N 水平促进了微生物对外源碳的利用。枯落物混合输入对土壤有机碳矿化的促进作用主要是由于多类型枯落物提高了营养成分的多样性,可以满足土壤中不同微生物群落的需求,枯落物之间可以通过养分互补,促进枯落物的分解和养分释放(表 2),改善总体的营养状况^[3]。但该促进作用具有一定的时间限制,如 Yoshitake 等^[15]研究认为增加碳氮只在早期阶段增加土壤有机碳矿化速率。本研究中在培养 28 d 之后,混合枯落物添加处理土壤有机碳矿化实测值与预测值之间无显著性差异,表明不同组分之间无明显相互作用。原因可能为随培养期的延长,易分解组分基本分解完全,难分解组分由于养分释放有限及对微生物种类的选择性,不能同时供给多种微生物的需求,使得混合枯落物对土壤有机碳矿化表现为简单的累加效应。

3.2 不同组分枯落物添加土壤 MBC, MBN 和 DOC

土壤中的 MBC 与 MBN 是重要的活性有机碳/氮源^[16],受到微生物种类与数量的影响,并与添加枯落物的质量有重要关系。土壤中 MBC 与 MBN 含量高表明环境中较多的可利用性有机质,促进了营养元素的生物固定,反之则说明微生物中的 C, N 周转速率较快,并以微生物量周转的形式向土壤中提供更多有效态的 C, N 源^[17]。一般来讲,新鲜有机质输入会对土壤中微生物量具有促进作用^[11]。本研究中添加枯落物后,土壤 MBC 呈增加趋势,与前人研究结果一致,其中 CMS 土壤 MBC 明显增大($p < 0.05$),其他几种处理差异不显著,说明玉米茎枯落物向土壤提供了最多的活性有机碳,促进了 C 的生物固定,而枯落物输入降低了土壤 MBN, CMS, CML, CMM 处理 MBN 与对照相比降低显著($p < 0.05$),相对应使土壤 MBC/MBN 增大(图 3),表明枯落物增加可能改变土壤微生物的群落结构和组成使微生物中细菌比例增大,真菌比例降低^[18],且改变的程度与枯落物的质量有关。高质量枯落物(低 C/N, 低木质素/N)添加使细菌/真菌比例增加显著,低质量枯落物使细菌/真菌比例改变程度较低,这与其他研究结论一致^[19]。

土壤 DOC 既是土壤微生物活性的底物,又是微生物的分泌产物,有研究表明土壤中 DOC 的多少可以在一定程度上解释土壤 CO₂ 释放量^[20]。本研究得出类似结论。培养结束后添加鞘和混合枯落物土壤

DOC 含量明显高于其他 3 种处理($p < 0.05$)(图 3),同时土壤有机碳累积矿化量显著高于添加叶枯落物和对照处理,但是与添加茎枯落物差异不显著(图 1)。表明添加枯落物引起土壤 DOC 含量的变化是引起土壤有机碳矿化速率提高的原因之一。添加茎枯落物处理土壤 DOC 含量没有显著增加,土壤有机碳矿化速率依然较高,原因可能为添加茎枯落物处理土壤微生物把一部分活性碳储存在微生物体内有关(图 3),也有可能为培养初期添加茎枯落物之后的高激发效应导致最后有机碳累积矿量较高(图 1),具体的影响机理有待进一步研究。

4 结论

(1) 玉米不同构件混合添加会产生协同促进作用,促进枯落物分解,并促进土壤有机碳矿化,且促进作用主要产生在初期分解阶段。混合分解培养结束后氮含量预测值低于实测值,表明混合分解过程促进氮累积。

(2) 高氮含量枯落物添加会降低土壤 MBN 含量,高 C/N 枯落物有利于 DOC 释放。研究结果表明研究区土壤碳基质缺乏,氮源相对充足,枯落物发生氮累积。该研究结果可为实际农业生产中选择合理的秸秆还田时间,制定合理的施肥措施减少土壤碳矿化损失提供参考。

[参 考 文 献]

- [1] Aerts R. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: A triangular relationship [J]. *Oikos*, 1997, 79(3): 439-449.
- [2] Bonanomi G, Capodilupo M, Incerti G, et al. Nitrogen transfer in litter mixture enhances decomposition rate, temperature sensitivity, and C quality changes [J]. *Plant and Soil*, 2014, 381(1/2): 307-321.
- [3] Mao Rong, Zeng Dehui. Non-additive effects vary with the number of component residues and their mixing proportions during residue mixture decomposition: A microcosm study [J]. *Geoderma*, 2012, 170(1): 112-117.
- [4] Bavin T K, Griffis T J, Baker J M, et al. Impact of reduced tillage and cover cropping on the greenhouse gas budget of a maize/soybean rotation ecosystem [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, 134(3/4): 234-242.
- [5] Kallenbach C, Rolston D E, Horwath W R. Cover cropping affects soil N₂O and CO₂ emissions differently depending on type of irrigation [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, 137(3/4): 251-260.

- [6] 史学军,潘剑君,陈锦盈,等. 不同类型凋落物对土壤有机碳矿化的影响[J]. 环境科学, 2009, 30(6): 1832-1837.
- [7] Feng Jinfeng, Chen Changqing, Zhang Yi, et al. Impact of cropping practices on yield-scaled greenhouse gas emissions from rice field in China: A meta-analysis[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2013, 164(1): 220-228.
- [8] 严坤,王玉宽,徐佩,等. 秸秆覆盖对三峡库区坡面侵蚀的影响[J]. 水土保持通报, 2016, 36(1): 6-10.
- [9] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 228-231.
- [10] Van Soest P, Robertson J B, Lewis B A. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition [J]. *Journal of Dairy Science*, 1991, 74(10): 3583-3597.
- [11] 王意锬,方升佐,田野,等. 残落物添加对农林复合系统土壤有机碳矿化和土壤微生物量的影响[J]. 生态学报, 2012, 32(22): 7239-7246.
- [12] Oorts K, Merckx R, Gréhan E, et al. Determinants of annual fluxes of CO₂ and N₂ O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France [J]. *Soil and Tillage Research*, 2007, 95(1/2): 133-148.
- [13] Chapman S K, Newman G S. Biodiversity at the plant-soil interface: Microbial abundance and community structure respond to litter mixing [J]. *Oecologia*, 2010, 162(3): 763-769.
- [14] Li Daijiang, Peng Shaolin, Chen Baoming. The effects of leaf litter evenness on decomposition depend on which plant functional group is dominant [J]. *Plant and Soil*, 2013, 365(1/2): 255-266.
- [15] Yoshikitake S, Uchida M, Koizumi H, et al. Carbon and nitrogen limitation of soil microbial respiration in a high arctic successional glacier foreland near Ny-Ålesund Svalvard [J]. *Polar Research*, 2007, 26(1): 22-30.
- [16] Kerstin R, Johan S, Marianne C, et al. Microbial biomass in relation to C and N mineralization during laboratory incubation [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1988, 20(3): 281-286.
- [17] 高云超,朱文珊,陈文新. 土壤微生物生物量周转的估算[J]. 生态学杂志, 1993, 12(6): 6-10.
- [18] 张圣喜,陈法霖,郑华. 土壤微生物群落结构对中亚热带三种典型阔叶树种凋落物分解过程的响应[J]. 生态学报, 2011, 31(11): 3020-3026.
- [19] 陈法霖,郑华,欧阳志云,等. 土壤微生物群落结构对凋落物组成变化的响应[J]. 土壤学报, 2011, 48(3): 603-611.
- [20] 刘德燕,宋长春,王丽,等. 外源氮输入对湿地土壤有机碳矿化及可溶性有机碳影响[J]. 环境科学, 2008, 29(12): 233-238.

(上接第 232 页)

- [12] 许景伟,王卫东,李成. 不同类型黑松混交林土壤微生物土壤酶和土壤养分含量的研究[J]. 山东林业科技, 2000(2): 1-6.
- [13] 李有民,周华荣,侯海生. 新疆伊犁皮里其河流域表层土壤养分特征[J]. 干旱区研究, 2010, 27(2): 290-296.
- [14] 范燕敏,朱进忠,武红旗,等. 伊犁绢蒿荒漠退化草地土壤微生物和酶活性的研究[J]. 新疆农业科学, 2009, 46(6): 1288-1293.
- [15] 崔东,邓霞,闫俊杰,等. 伊犁河谷不同土地利用方式对土壤养分与酶活性的影响[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(2): 371-374.
- [16] 国家林业局. LY/T 1210 1275-1999 中华人民共和国林业行业标准—森林土壤分析方法[S]. 北京: 中国标准出版社, 1999.
- [17] 关松荫. 土壤酶及其研究方法[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 294-297.
- [18] 张咏梅,周国逸,吴宁. 土壤酶学的研究进展[J]. 热带亚热带植物学报, 2004, 12(1): 83-90.
- [19] 刘成刚,吴永波,薛建辉,等. 刺槐滇柏混交林及纯林土壤酶与养分相关性研究[J]. 土壤通报, 2012, 43(6): 1427-1431.
- [20] 陈彩虹,叶道碧. 4 种人工林土壤酶活性与养分的相关性研究[J]. 中南林业科技大学学报, 2010, 30(6): 64-68.
- [21] 徐恒,廖超英,李晓明,等. 榆林沙区人工固沙林土壤养分、微生物数量和酶活性研究[J]. 西北林学院学报, 2008, 23(3): 12-15.
- [22] 戴凌,黄志宏,文丽. 长沙市不同森林类型土壤养分含量与土壤酶活性[J]. 中南林业科技大学学报, 2014, 34(6): 100-105.
- [23] 李传荣,许景伟,宋海燕,等. 黄河三角洲滩地不同造林模式的土壤酶活性[J]. 植物生态学报, 2006, 30(5): 802-809.