植物营养与肥料学报 2013,19(5):1166-1173
Journal of Plant Nutrition and Fertilizer doi: 10.11674/zwyf.2013.0516

玉米植株不同部位还田土壤活性碳、氮的动态变化

把余玲,田霄鸿*,万 丹,李 锦,王淑娟
(西北农林科技大学资源环境学院,农业部西北植物营养与农业环境重点实验室,陕西杨凌 712100)

摘要: 探讨玉米植株不同部位腐解对还田土壤活性碳、氮动态变化的影响。采用室内培养方法,通过动态监测土壤微生物量碳(SMBC)、微生物量氮(SMBN)、可溶性碳(DOC)和矿质氮含量,研究等量玉米根茬、秸秆、茎及叶4个部位在连续7季还田(秸秆+根茬还田)和不还田土壤(仅根茬还田)中的腐解转化特征。结果表明,秸秆腐解的最初7 d是土壤活性碳、氮动态变化的高峰期;腐解期间(62 d)SMBC、SMBN含量表现为添加秸秆始终高于根茬,叶分别在前28 d、14 d内高于茎,后期则低于茎,秸秆介于茎、叶之间;土壤DOC、矿质氮含量为叶>秸秆>茎>根茬;培养结束时,各处理SMBC和矿质氮含量均较起始(0 d)显著提高,DOC含量基本保持不变,SMBN含量显著下降。与不还田土壤相比,还田土壤对新鲜残体的腐解影响不显著,且两者间土壤活性氮组分的差异较碳组分明显。腐解期间土壤活性碳、氮的动态变化主要取决于各器官碳、氮等化学组分的差异性,等量秸秆较根茬更有利于补充土壤活性碳、氮数量,土壤活性氮组分对还田土壤的响应较碳组分灵敏。

关键词: 玉米残体;微生物量碳;微生物量氮;可溶性有机碳;矿质氮
中图分类号: S153.6+21 **文献标识码:** A **文章编号:** 1008-505X(2013)05-1166-08

Labile carbon and nitrogen dynamic changes in soils incorporated with different parts of maize plants

BA Yu-ling, TIAN Xiao-hong*, WAN Dan, LI Jin, WANG Shu-juan
(*College of Natural Resource and Environment, Key Lab of Plant Nutrition and the Agri-Environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, Northwest A&F University, Yangling 712100, China*)

Abstract: An incubation experiment was carried out to investigate the labile carbon and nitrogen dynamic changes in soils added with different parts of maize plants (straw, root, stem and leaf). The straw-amended soils had been incorporated with both straw and root residues, and the control soils with only root residues in consecutive seven-seasons of summer maize and winter wheat rotation system in Guanzhong Plain, Shaanxi province, China. The soil microbial biomass carbon (SMBC), soil microbial biomass nitrogen (SMBN), dissolved organic carbon (DOC), mineral nitrogen are determined regularly over 62 days, incubation. The results show that soil labile carbon and nitrogen change rapidly in the first 7 days. The contents of SMBC and SMBN amended with straw are significantly ($P<0.05$) higher than those with root. The SMBC and SMBN contents are greater in soils added with leaves than with stems at the first 28 d and 14 d incubation, and opposite afterwards. The SMBC and SMBN contents in soils added with straws are in between of the leaves and stems additions. The soil DOC and mineral nitrogen contents are in the order: leaf > straw > stem > root. At the end of the incubation, both the SMBC and mineral nitrogen contents increased significantly, soil DOC contents kept unchanged and the SMBN contents declined in all straw parts treatments. Compared to the non-added soils, the straw-added soils had no significant effect on the

收稿日期: 2012-12-20 **接受日期:** 2013-06-04
基金项目: 国家科技支撑计划项目(2012BAD14B11);国家自然科学基金项目(40971179,31071863);西北农林科技大学"创新团队建设计划"项目(2010)资助。
作者简介: 把余玲(1988—),女,甘肃兰州人,硕士研究生,主要从事植物营养研究。E-mail: bayuling@163.com
* 通信作者 E-mail: txhong@hotmail.com

decomposition of fresh residues, and the differences in soil labile N between the two soils are greater than those in soil labile C. Therefore, soil labile C and N dynamics are influenced primarily by the ratio of C to N in the different straw parts. A same amount of straw is more efficient in replenishing soil C and N than roots after incorporated into soil, and the soil labile N is more sensitive than C to straw addition.

Key words: maize residue; microbial biomass C; microbial biomass N; dissolved organic C; mineral N

作物秸秆作为农田生态系统中土壤有机物归还的主要来源，已广泛应用于农业生产实践[1-3]，其在土壤中的腐解主要取决于残体来源和成分[4]。残体来源因受人为利用和管理措施影响，其各部分归还到土壤中的数量和比例有所不同[5-6]，尤其在机械化程度较高地区，作物收获后根茬几乎全部留在土壤中被腐解[7-8]。此外，同一作物各器官因生长条件不同，其成分间存在高度差异性[7]。不少研究表明，秸秆腐解不仅显著提高土壤有机质含量[3,9-10]，而且提高包括土壤微生物量、可溶性碳等活性有机质的含量[11-13]，进而影响土壤微生物对氮素的固持与释放[1,14]。有研究指出，与作物秸秆相比，根茬对土壤结构的改善及有机碳的贡献作用更显著，且对根际影响最大[15-18]。Puget 等研究发现，虽然秸秆施入土壤后能迅速分解并为下茬作物提供氮源，但根茬可能更有利于短期土壤结构的改善及长期土壤有机质的累积[17]。因此，在农业实践中，如何协调秸秆和根茬腐解在土壤养分供应中所起的作用是值得关注的重要问题。

随着农业机械化的普及，关中平原小麦、玉米秸秆还田面积越来越大，即使秸秆不还田，仍有大量根茬留在土壤中被腐解。在这种情况下，多年秸秆还田与不还田土壤相比，对作物残体腐解影响究竟能产生多大差异的报道尚不多见，且对同一作物不同部位（秸秆、根茬、茎、叶）各自的腐解特性，以及腐解过程中土壤活性碳、氮等养分动态变化的研究很少。因此，本试验采用室内培养方法，初步研究玉米各部位残体（根茬、秸秆、茎、叶）还田和不还田后，土壤微生物量碳、氮、可溶性碳及矿质氮的动态变化，旨在进一步探讨作物各部位残体腐解过程中养分供应与土壤肥力的关系，为合理还田与农田养分科学管理提供依据。

1　材料与方法

1.1　供试材料

供试土壤采自陕西省三原县西北农林科技大学三原试验站的秸秆直接还田试验示范区（108°52′E，34°36′N）；土壤类型属于红油土，质地为壤土。该试验始于 2008 年 6 月，实行小麦/玉米一年两熟轮作制度。本试验涉及 2 种还田模式：1）小麦秸秆高留茬还田－玉米秸秆粉碎还田；2）小麦和玉米秸秆均不还田。其中还田指小麦秸秆留茬高度为 35 ～ 40 cm，玉米秸秆用旋耕机粉碎后旋混入 0 ～ 5 cm 土层；不还田指小麦秸秆留茬 < 5 cm，同时人工移除田间剩余秸秆，玉米秸秆在玉米收获后，人工齐根砍倒后移出土壤。小麦、玉米实行秸秆全量还田时（忽略作物根部质量），还田量分别约为 6000 kg/hm^2、7500 kg/hm^2，各模式重复 3 次。夏玉米每年 6 月初播种，10 月初收获，品种为“农华 50”，生长期间采用常规管理措施，全程机械化操作。试验到 2011 年连续 7 季。土样于 2011 年 10 月玉米收获前采自上述 2 种还田模式处理区 0—20 cm 耕层土壤，剔除杂物，风干研磨过 2 mm 筛备用；同时采用“S”型多点采样法收集玉米样品，每样点挖取 3 株玉米整株（去玉米棒），采回后按根茬、秸秆、茎、叶 4 部分进行分离和处理（清洗根样），样品在 65℃下烘干、称重、粉碎（0.5 ～ 1.0 mm）后备用。土壤及玉米样品基本性质见表 1。

1.2　培养试验

1.2.1 试验设计　以上述 2 种土壤（还田土、不还田土）和 4 种玉米植株不同部位（根茬、秸秆、茎、叶）为研究因素，另设不加玉米残体土壤作为对照，共组成 10 个处理，每个处理重复 3 次。

1.2.2 培养过程　称土 250 g（烘干土）装入 1 L 塑料培养盆中，加蒸馏水至田间持水量（WHC）的 60%，在 20℃下预培养 4 d，以恢复土壤微生物活性。然后，将 2.5 g 玉米根茬、秸秆、茎、叶残体分别施入相应土壤中，并依各残体 C、N 含量，加入适量尿素溶液调节 C/N 至 25∶1（使土壤含水量调至 70% WHC），同时设不加残体的 2 种土样作为对照，充分混合均匀，置于培养箱中，25 ±1℃恒温培养 62 d，每隔 5 d 采用称重法补充水分。在培养的第 0（6 h 后）、3、7、14、28、42、62 d 分别从各培养盆中取样，测定土壤微生物量碳、微生物量氮、可溶性碳和矿质氮含量。

1.3　测定项目与方法

土壤含水量用烘干法测定，土壤和残体中的碳、

表1 土壤及玉米植株样品的基本性质

Table 1 Basic properties of soil samples and maize residues

	样品 Sample	有机碳 Organic C (g/kg)	全氮 Total N (g/kg)	全磷 Total P (g/kg)	C/N	矿质氮 Mineral N (mg/kg)
土壤	还田土 Straw-amended soil	14.53	0.82	—	17.72	28.53
Soil	不还田土 Unamended soil	12.76	0.47	—	27.15	26.89
玉米	根茬 Root	405.3	3.88	0.61	103.9	—
Maize	秸秆 Straw	443.9	5.93	0.69	74.9	—
	茎 Stem	458.6	4.95	0.77	93.6	—
	叶 Leaf	432.0	6.72	0.63	64.5	—

氮、磷等养分含量采用常规方法测定[19]。土壤微生物量碳、氮采用氯仿熏蒸浸提法[20],即0.5 mol/L K_2SO_4 浸提(水土比为4∶1),微生物量碳用TOC分析仪测定,微生物量氮用消煮氧化法测定;土壤可溶性碳用0.5 mol/L K_2SO_4 浸提(水土比为4∶1),TOC分析仪测定[13];土壤矿质氮(NH_4^+-N + NO_3^--N)采用0.5 mol/L K_2SO_4(水土比为4∶1)浸提,振荡30 min,流动分析仪测定[14]。

采用Microsoft Excel 2007、SigmaPlot 12.0软件对数据进行预处理及作图,用SAS 8.0软件进行方差分析及 $LSD_{0.05}$ 差异显著性检验。

2 结果与分析

2.1 玉米秸秆和根茬腐解过程中土壤活性碳、氮组分含量的动态变化

2.1.1 土壤微生物量碳含量的动态变化 图1表明,秸秆还田和不还田土壤中微生物量碳含量范围分别为31.6～192.0 mg/kg和29.3～186.1 mg/kg,二者间差异不显著;秸秆还田土中秸秆、根茬及CK处理微生物量碳平均含量较不还田土相应处理分别高1.81%、8.04%和3.59%。培养期间,两种培养土微生物量碳含量均为添加残体处理显著高于CK,其中秸秆处理在多数时期又显著高于根茬。培养开始后,各处理微生物量碳含量变化规律相似,均呈现前期(0～14 d)迅速上升,至第14 d达峰值,之后逐渐下降,到后期趋于稳定的趋势。秸秆还田和不还田土壤中微生物量碳含量在第14 d时分别为第0 d的1.5～3.3倍和2.0～3.9倍,各处理增幅达显著水平;42 d之后,秸秆和根茬处理间微生物量碳含量差异不断缩小,到培养结束时还田土中已无明显差异,此时,与第0 d相比,各处理微生物量碳含量均显著增加,增幅在还田土和不还田土中分别为8.1%～169.5%和51.5%～207.2%。

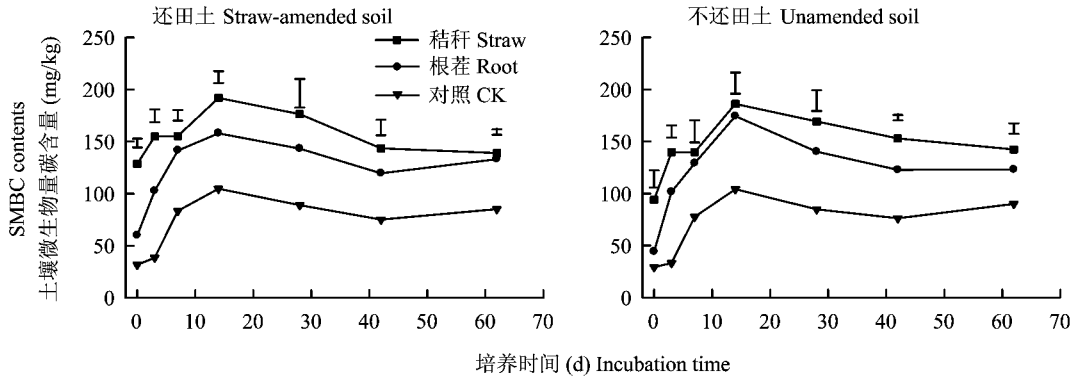

图1 玉米秸秆和根茬腐解过程中土壤微生物量碳含量的动态变化

Fig. 1 Dynamics of soil microbial biomass carbon contents during maize straw and root decomposition

[注(Note):竖线长度代表最小显著差异值($P<0.05$) Vertical bars means the least-significant differences at the 0.05 probability level.]

2.1.2 土壤可溶性碳(DOC)含量的动态变化　从图2可以看出,随着培养时间的延长,各处理土壤DOC含量呈先减小、而后逐渐增大、后期又减小的趋势,但处理间差异不显著;与不还田土相比,还田土中秸秆、根茬及CK处理土壤DOC平均含量分别增加11.4%、9.9%和15.0%。还田土和不还田土中各处理土壤DOC含量最小值出现在第3 d,较起始时(0 d)降低32.8%～41.6%和40.6%～42.9%;此后土壤DOC含量逐渐增加,至第42 d时达最高,各处理间差异最大,且秸秆、根茬及CK处理在还田土中较不还田土土壤DOC含量依次增加13.0%、10.9%和15.0%,分别约为初期时(0 d)的1.6～1.7倍和1.3～1.6倍;到培养结束时,还田土与不还田土中各处理土壤DOC含量与起始相比无显著差异。

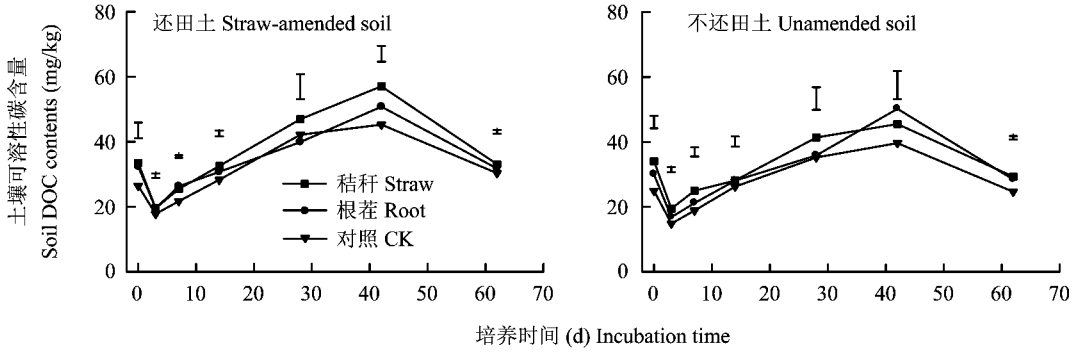

图2　玉米秸秆和根茬腐解过程中土壤可溶性碳含量的动态变化

Fig. 2　Dynamics of soil dissolved organic carbon contents during maize straw and root decomposition

2.1.3 土壤微生物量氮含量的动态变化　培养期间,各处理土壤微生物量氮含量在最初7 d内先上升后下降,此后基本维持稳定,到培养结束时略有回升;不同处理含量顺序为秸秆>根茬>CK,且不还田土>还田土(图3)。培养起始时(0 d),不还田土秸秆、根茬及CK处理土壤微生物量氮含量比还田土高39.1%、14.8%和22.2%,加秸秆、根茬的还田土和不还田土,培养3 d后土壤微生物量氮含量增加到最大,比起始时分别提高41.4%、25.8%和29.5%、11.5%,且在此期间与CK处理差异达最大,之后4 d含量迅速减小,降幅分别为237%、295%和241%、299%;培养结束时,各处理土壤微生物量氮含量与起始时相比均显著降低,降幅在还田土和不还田土中分别为48.0%～80.3%和77.3%～98.1%。

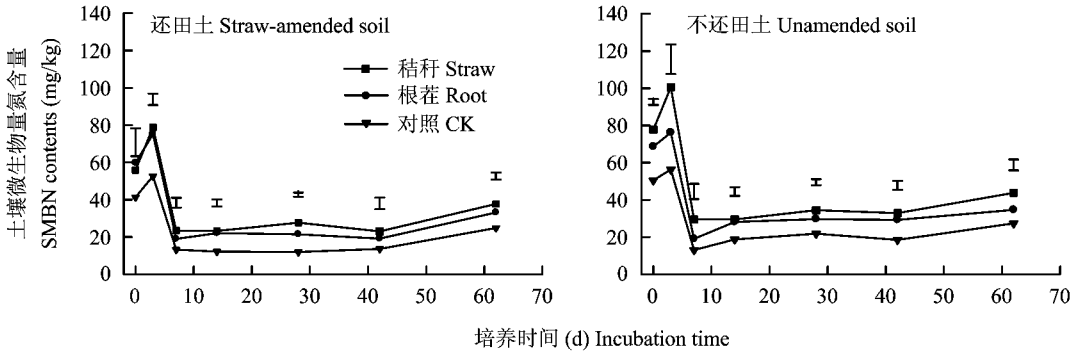

图3　玉米秸秆和根茬腐解过程中土壤微生物量氮含量的动态变化

Fig. 3　Dynamics of soil microbial biomass nitrogen contents during maize straw and root decomposition

2.1.4 土壤矿质氮含量的动态变化　各培养时期,还田土和不还田土矿质氮含量以秸秆处理最高,根茬次之,CK处理最低,且14 d后三者间差异达显著水平;还田土中各处理土壤矿质氮含量与不还田土相比高4.2%～14.5%,培养期间土壤矿质氮含量在前期(7 d)变化幅度较大,之后无明显波动,与

SMBN 的变化趋势刚好相反(图 4)。还田土与不还田土中,秸秆、根茬处理土壤矿质氮含量在最初 3 d 显著下降,降幅分别达 22.3%、27.9% 和 20.4%、35.7%,期间 CK 处理土壤矿质氮含量略有增加;此后至第 7 d,各处理土壤矿质氮含量迅速上升,增幅达极显著水平;与培养初期(0 d)相比,末期(62 d)还田土和不还田土中各处理土壤矿质氮含量分别增加 279%～817% 和 216%～777%。

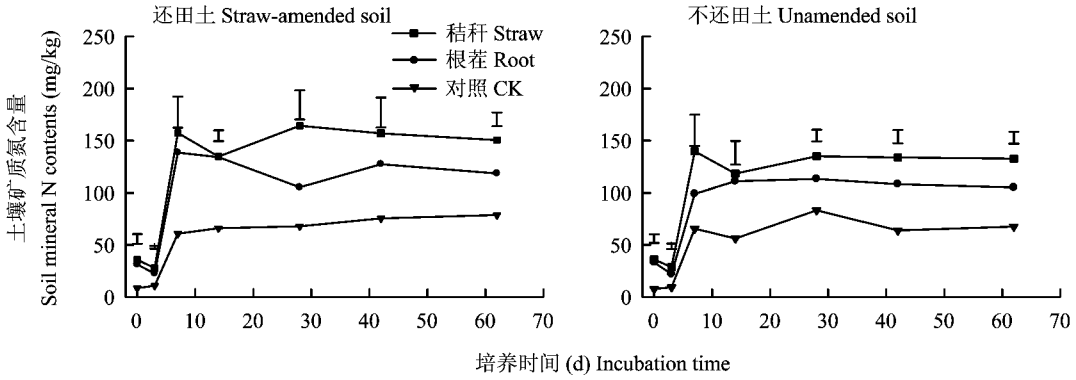

图 4 玉米秸秆和根茬腐解过程中土壤矿质氮含量的动态变化

Fig. 4 Dynamics of soil mineral nitrogen contents during maize straw and root decomposition

2.2 玉米茎、叶腐解过程中土壤活性碳、氮的动态变化

表 2 可见,培养最初 7 d 内,各处理土壤活性碳、氮含量波动幅度较大,微生物量碳显著增加,微生物量氮先增加后降低,土壤可溶性碳及矿质氮先降低后增加;添加叶土壤微生物量碳、氮在培养 28 d、14 d 内高于添加茎土壤,之后低于添加茎土壤,且这一变化在秸秆不还田土中较还田土出现时间提前,添加叶土壤可溶性碳含量始终高于添加茎土壤,土壤矿质氮含量除第 0 d 外均为叶 > 茎,这可能与残体刚施入土壤后,叶较茎更易被腐解,土壤矿质氮被固持更快有关,之后随着腐解的进行,矿质氮又逐渐被释放出来。

还田土壤微生物量碳含量在添加茎条件下,除培养第 7 d、62 d 外均低于不还田土处理,而添加叶处理下为前 42 d 高于不还田土壤,之后趋势相反;添加茎、叶条件下,还田土壤微生物量氮含量在培养第 3 d、62 d 高于不还田土,其余时期均显著低于不还田土;土壤可溶性碳和矿质氮含量基本上为还田土高于不还田土。培养结束时,两种培养土中茎、叶处理土壤微生物量碳、矿质氮含量均较起始(0 d)显著增加,可溶性碳含量基本保持不变,微生物量氮含量显著下降。

3 讨论

3.1 玉米各器官(根茬、秸秆、茎、叶)腐解过程中土壤活性碳、氮含量变化的实质

C/N 低的有机物料更能够促进土壤微生物量的提高而加快碳素和氮素的循环[21]。本研究中,玉米各部位残体在添加量一致条件下,腐解期间秸秆处理(C/N = 74.9)土壤微生物量碳、氮及矿质氮含量始终显著高于根茬(C/N = 103.9),这可能是由于秸秆较根茬碳、氮含量较高,C/N 较低(表 1),且含有较多可溶性碳,从而更易被微生物群落吸收、矿化及循环;叶处理(C/N = 64.5)土壤微生物量碳、氮在培养前期高于茎(C/N = 93.6),后期则低于茎,不还田土(仅根茬还田)较还田土(秸秆 + 根茬还田)出现时间提前,另外土壤矿质氮含量均为叶 > 茎,且土壤矿质氮的增加量与残体 C/N 呈显著负相关(r = −0.76*),这与王春阳等的研究结果相似[22]。原因可能是茎含碳量高于叶,含氮量又低于叶,这使得后期微生物对叶碳分解利用减弱时,对茎碳的利用强度仍能持续,且在不还田土中强度较大,此外也不排除氯仿释放的碳,除微生物体中的碳外还包括残体碳。$\delta^{13}C$ 标记试验发现,土壤 − 玉米残体混合物处理中土壤微生物量碳约 75% 来源于玉米残体[23]。在残体腐解过程中,有合理数量的底物碳能穿过土壤微生物量并最终以土壤微生物残留物的形式存在,这部分碳是土壤养分、能源的一个重要供应库[11]。由此说明,残体碳作为土壤微生物量碳的主要来源,在腐解过程中为土壤微生物补充了丰富的易利用有机碳源,同时也反映出微生物利用玉米各部分残体养分的特异性。

表 2　玉米茎和叶腐解过程中土壤活性碳、氮组分含量的动态变化（mg/kg）

Table 2　Dynamics of soil carbon, nitrogen components during maize stem and leaf decomposition

样品 Sample		培养时间 Incubation time (d)						
		0	3	7	14	28	42	62
微生物量碳 Microbial biomass C								
还田土	茎 Stem	65.7 c	129.4 b	150.3 a	177.8 a	170.9 a	146.5 ab	168.2 a
Straw-amended soil	叶 Leaf	129.4 a	168.8 a	162.3 a	190.2 a	171.6 a	138.5 b	129.1 c
不还田土	茎 Stem	74.4 c	138.2 b	136.4 a	190.5 a	185.0 a	160.7 a	147.2 b
Unamended soil	叶 Leaf	95.5 b	140.1 b	145.3 a	179.0 a	164.5 a	144.2 b	142.8 b
微生物量氮 Microbial biomass N								
还田土	茎 Stem	59.6 b	111.0 ab	19.5 b	25.0 b	27.1 c	25.8 b	42.6 a
Straw-amended soil	叶 Leaf	60.0 b	135.7 a	24.4 a	23.5 b	23.9 c	25.6 b	41.7 a
不还田土	茎 Stem	76.9 a	87.6 b	28.2 a	32.1 a	33.6 b	31.0 a	41.7 a
Unamended soil	叶 Leaf	78.3 a	111.0 ab	28.0 a	31.8 a	40.6 a	30.8 a	39.9 a
可溶性碳 Dissolved organic C								
还田土	茎 Stem	34.0 a	19.9 b	26.0 a	31.9 b	44.9 b	52.4 b	31.0 b
Straw-amended soil	叶 Leaf	34.5 a	21.9 a	26.7 a	35.8 a	49.5 a	58.4 a	37.3 a
不还田土	茎 Stem	30.7 b	18.0 c	24.0 b	28.3 c	37.5 c	47.0 b	27.7 c
Unamended soil	叶 Leaf	31.2 b	20.7 a	26.2 a	30.3 bc	42.4 b	51.5 b	29.6 bc
矿质氮 Mineral N								
还田土	茎 Stem	45.8 a	20.9 a	154.3 ab	124.5 b	138.4 b	129.5 b	128.6 b
Straw-amended soil	叶 Leaf	41.3 b	26.7 a	175.6 a	165.8 a	188.1 a	171.9 a	161.6 a
不还田土	茎 Stem	37.2 b	23.3 a	121.1 b	122.1 b	142.4 b	113.5 b	111.2 b
Unamended soil	叶 Leaf	34.8 b	24.4 a	131.3 b	138.5 b	149.3 b	127.0 b	131.7 b

注(Note)：同列数据后不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$) Values followed by different small letters mean significantly different in the same column at the 0.05 level ($P<0.05$).

3.2　玉米各器官(根茬、秸秆、茎、叶)腐解过程中土壤活性碳、氮含量变化特性

土壤可溶性碳(DOC)作为微生物最主要的能源物质，是土壤有机物转化和微生物代谢的中间产物，其 10% ～ 40% 组分能直接被微生物分解利用[24]。本研究中，培养前玉米残体的施入向土壤补充了丰富的 DOC，此后 3 d，土壤 DOC、矿质氮含量的显著降低均伴随着土壤微生物量碳、氮的显著增加，说明在此期间微生物迅速生长繁殖，快速分解利用有机碳源和氮源，这与周江敏等[13]的研究结果相符，即腐解初期土壤 DOC 含量很高，可能主要来自残体细胞壁的最初分解[25]，3 d 之内迅速降低是因微生物大量繁殖消耗所致。另有研究发现，简单、可溶性的底物能被生长非常迅速的微生物利用，以至在几小时内被消耗殆尽[26]。培养 3 ～ 7 d 内，土壤 DOC、微生物量碳及矿质氮含量均迅速增加，而土壤微生物量氮含量显著下降，表明残体腐解的最初 7 d 是土壤活性碳、氮动态变化的高峰期。

氮的矿化—固定主要依赖于可腐解有机碳、氮和无机氮的数量[27]，土壤新矿化的无机氮有 55% ～ 89% 来自土壤微生物量氮，而后者除来自作物残体本身、土壤中已存在的矿质氮或近期矿化的氮外，还包括土壤中生物量的循环[28]。本试验期间，不同处理土壤微生物量氮含量的上升均伴随着土壤矿质氮含量的下降，两者含量此消彼长。有研究表明，培养初期加入的氮能显著提高起始时易溶组分的腐解率，而对后期难分解化合物的腐解影响较小[29]，反过来腐解后期对氮素的需求也不高。本研究各处理

土壤矿质氮含量在培养7 d后始终远远高于微生物量氮含量(图3、图4),这可能与培养前向添加残体的土壤中施氮而使土壤中氮源丰富,微生物所需氮供过于求有关,也有可能是部分氮在未知库中被隐藏了,这个库被认为是微生物残体的产物如空菌丝,死亡微生物细胞残体、细胞分泌物等[23]。Ocio等通过小麦秸秆腐解室内模拟研究也发现,最初添加的土壤无机氮消失不见,而又未能在土壤微生物量中找到[30]。另有研究证明,氮进入土壤微生物量只是暂时的,之后又会以土壤微生物量残留物的形式在土壤中固定下来[31]。

3.3 秸秆还田土壤对新鲜残体腐解特性的影响

培养期间,还田土中各处理微生物量碳、可溶性碳及矿质氮含量均高于不还田土,微生物量氮含量则相反,大部分时期差异未达显著水平,两种土壤间活性氮组分的差异较碳组分明显,表明7季秸秆还田土对新鲜残体的腐解影响不显著,且氮组分对培养土壤是否还田的响应较碳组分灵敏。原因可能是土壤原有有机碳组成已相对稳定,残体腐解过程中土壤活性碳组分主要受残体影响,而氮组分主要受土壤控制;此外,不还田土较还田土有机质含量低,微生物活性较弱,残体施入土壤后激发效应反而更强烈,氮素更易被固持[32]。

在土壤有机质不断形成和分解过程中,激发效应的存在是不可忽略的。研究发现,以复杂、不溶性化合物形式提供的残体碳可能更易引起激发效应[33];此外,与养分充足土壤相比,较为瘠薄土壤中的激发效应反而更为激烈[32]。本研究采用的室内培养条件与田间实际情况存在较大差异,在自然条件下作物凋落物会或多或少不断投入到土壤中[33],活根的存在也刺激产生根际激发效应[34-35],新鲜有机质腐解的最初阶段作物与微生物争夺养分的效应等[36]。由此从本试验结果中得出是否存在正负激发效应还比较困难。因此,有必要采用同位素标记法定量研究残体腐解期间土壤微生物对施入残体碳、氮的固持与释放,进一步验证激发效应是否存在,以评价土壤活性有机质组分在土壤碳、氮循环中的作用。

参考文献:

[1] Khalil M I, Hossaina M B, Schmidhalter U. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials[J]. Soil Biol. Biochem., 2005, 37: 1507-1518.

[2] Zeng D H, Mao R, Chang Scott X *et al*. Carbon mineralization of tree leaf litter and crop residues from poplar-based agroforestry systems in Northeast China: a laboratory study[J]. Appl. Soil Ecol., 2010, 44: 133-137.

[3] Goyal S, Chander K, Mundra M C *et al*. Influence of inorganic fertilizers and organic amendments on soil organic matter and soil microbial properties under tropical conditions[J]. Biol. Fertil. Soils, 1999, 29: 196-200.

[4] Nicolardot B, Recous S, Mary B. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C: N ratio of the residues[J]. Plant Soil, 2001, 228: 83-103.

[5] 蔡苗, 董燕婕, 李佰军, 等. 不同施氮处理玉米根茬在土壤中的矿化分解特性[A]. 中国土壤学会. 面向未来的土壤科学[C]. 成都: 电子科技大学出版社, 2012. 119-130.
Cai M, Dong Y J, Li B J *et al*. Decomposition characteristics of maize roots under different nitrogen rates in soils [A]. Soil Science Society of China. The future of soil science [C]. Chengdu: University of Electronic Science and Technology Press, 2012. 119-130.

[6] 谢光辉, 王晓玉, 任兰天. 中国作物秸秆资源评估研究现状[J]. 生物工程学报, 2010, 26(7): 855-863.
Xie G H, Wang X Y, Ren L T. China's crop residues resources evaluation[J]. Chin. J. Biotech., 2010, 26(7): 855-863.

[7] Balesdent Samuel, Sylvie Recous, Victor Reyes *et al*. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality[J]. Biol. Fertil. Soils, 2005, 42: 119-128.

[8] Vanlauwe B, Nwoke O C, Sanginga N. Impact of residue quality on the C and N mineralization of leaf and root residues of three agro forestry species[J]. Plant Soil, 1996, 183: 221-231.

[9] Jawson M D, Elliott L F. Carbon and nitrogen transformation during wheat straw and root decomposition [J]. Soil Biol. Biochem., 1986, 18(1): 15-22.

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

[11] Mueller T, Jensen L S, Nielsent N E. Turnover of carbon and nitrogen in a sandy loam soil following incorporation of chopped maize plants, barley straw and blue grass in the field[J]. Soil Biol. Biochem., 1998, 30(5): 561-571.

[12] Sarmiento L, Bottner P. Carbon and nitrogen dynamics in two soils with different fallow times in the high tropical Andes: indications for fertility restoration[J]. Appl. Soil Ecol., 2002, 19: 79-89.

[13] 周江敏, 陈华林, 唐东民, 等. 秸秆施用后土壤溶解性有机质的动态变化[J]. 植物营养与肥料学报, 2008, 14(4): 678-684.
Zhou J M, Chen H L, Tang D M *et al*. Dynamic changes of dissolved organic matter in the soils amended with rice straw[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2008, 14(4): 678-684.

[14] 梁斌, 赵伟, 周建斌, 等. 氮肥及其与秸秆配施在不同肥力土壤的固持及供应[J]. 中国农业科学, 2012, 45(9): 1750

-1757.
Liang B, Zhao W, Zhou J B *et al*. Nitrogen retention and supply after addition of N fertilizer and its combination with straw in the soils with different fertilities[J]. Sci. Agric. Sin., 2012, 45(9): 1750-1757.

[15] Rasse D P, Rumpel C, Dignac M F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation[J]. Soil Biol. Biochem., 2005, 269: 341-356.

[16] Lu Y, Watanabe A, Kimura M. Carbon dynamics of rhizodeposits, root and shoot-residues in a rice soil[J]. Soil Biol. Biochem., 2003, 35: 1223-1230.

[17] Puget P, Drinkwater L E. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure[J]. Soil Sci. Soc. Am., 2001, 65: 771-779.

[18] Wilts A R, Reicosky D C, Allmaras R R. Long-term corn residue effects: Harvest alternatives, soil carbon turnover, and root-derived carbon[J]. Soil Sci. Soc. Am., 2004, 68: 1342-1351.

[19] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版)[M]. 北京:中国农业出版社, 2005.
Bao S D. Analysis of soil and agricultural chemistry (3rd edition)[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2005.

[20] 吴金水,林启美,黄巧云,等. 土壤微生物量的研究方法与应用[M]. 北京:气象出版社, 2006.
Wu J S, Lin Q M, Huang Q Y *et al*. Methods and application of soil of microbial biomass[M]. Beijing: Meteorological Press, 2006.

[21] Saetre P, Stark J M. Microbial dynamics and carbon and nitrogen cycling following re-wetting of soils beneath two semi-arid plant species[J]. Oecologia, 2005, 142: 247-260.

[22] 王春阳,周建斌,董燕婕,等. 黄土区六种植物凋落物与不同形态氮素对土壤微生物碳氮含量的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(24): 7092-7100.
Wang C Y, Zhou J B, Dong Y J *et al*. Effects of plant residues and nitrogen forms on microbial biomass and mineral nitrogen of soil in the Loess Plateau[J]. Acta Ecol. Sin., 2010, 30(24): 7092-7100.

[23] Potthoff M, Dyckmans J, Flessaa H *et al*. Dynamics of maize (*Zea mays* L.) leaf straw mineralization as affected by the presence of soil and the availability of nitrogen[J]. Soil Biol. Biochem., 2005, 37: 1259-1266.

[24] Kalbitz K, Solinger S, Park J H *et al*. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review[J]. Soil Sci, 2000, 165(4): 277-304.

[25] Duong T T T, Baumann K, Marschner P. Frequent addition of wheat straw residues to soil enhances carbon mineralization rate[J]. Soil Biol. Biochem., 2009, 41: 1475-1482.

[26] Bremer E, Kuikman P. Microbial utilization of ^{14}C [U] glucose in soil is affected by the amount and timing of glucose additions[J]. Soil Biol. Biochem., 1993, 26: 511-517.

[27] Machinet G E, Bertrand I, Chabbert B *et al*. Decomposition in soil and chemical changes of maize roots with genetic variations affecting cell wall quality[J]. Eur. J. Soil Sci., 2009, 60: 176-185.

[28] Robertson K, Schnorer J, Clarholm M *et al*. Microbial biomass in relation to C and N mineralization during laboratory incubations[J]. Soil Biol. Biochem., 1988, 20(3): 281-286.

[29] Mary B, Recous S, Darwls D *et al*. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soils[J]. Plant Soil, 1996, 181: 71-82.

[30] Ocio J A, Martinez J, Brookes P C. Contribution of straw-derived N to total microbial biomass N following incorporation of cereal straw to soil[J]. Soil Biol. Biochem., 1991, 23: 655-659.

[31] Fog G. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter[J]. Biol. Rev., 1988, 63(3): 433-462.

[32] Asmar F, Eiland F, Nielsen N E. Interrelationship between extracellular enzyme activity, ATP content, total counts of bacteria and CO_2 evolution[J]. Biol. Fertil. Soils, 1992, 14: 288-292.

[33] Fontainea S, Mariotti A, Abbadie L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? [J]. Soil Biol. Biochem., 2003, 35: 837-843.

[34] Bottner P, Pansu M, Sallih Z. Modeling the effect of active roots on soil organic matter turnover[J]. Plant Soil, 1999, 216: 15-25.

[35] 黄文昭,赵秀兰,朱建国,等. 土壤碳库激发效应研究[J]. 土壤通报, 2007, 38(1): 149-154.
Huang W Z, Zhao X L, Zhu J G *et al*. Priming effect of soil carbon pools[J]. Chin. J. Soil Sci., 2007, 38(1): 149-154.

[36] Wang J G, Bakken L R. Competition for nitrogen during mineralization of plant residues in soil: microbial response to C and N availability[J]. Soil Biol. Biochem., 1996, 29: 163-170.