

红壤旱地和稻田土壤中有有机底物的分解与转化研究*

李玲^{1,2} 肖和艾^{1†} 吴金水¹

(1 中国科学院亚热带农业生态研究所, 亚热带农业生态重点实验室, 长沙 410125)

(2 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要 ^{14}C 标记葡萄糖和稻草为底物, 室内培养法研究在相同水分条件下, 红壤旱地和稻田土壤中新鲜有机物的分解与转化的差异, 以及对土壤原有有机碳矿化的影响。在 100 d 内葡萄糖 ^{14}C 在旱地和稻田土壤中的累积矿化率分别为 49.6% 和 46.7%, 稻草 ^{14}C 为 25.2% 和 21.8%; 两种底物对土壤原有有机碳分解产生的“激发效应”和对土壤微生物生物量碳(B_c)的影响均以旱地土壤大于稻田土壤。在旱地和稻田土壤中葡萄糖 ^{14}C 转化为土壤 B_c 的最大比率分别为 23.5% 和 21.6%, 稻草 ^{14}C 分别为 10.4% 和 11.3%。根据添加 ^{14}C 标记葡萄糖处理中 ^{14}C 标记微生物生物量碳($^{14}\text{C}-\text{B}_c$)的变化, 得到旱地和稻田土壤 B_c 的周转时间分别为 329 d 和 127 d。这些结果表明在含水量为 45% 饱和持水量(WHC)条件下, 有机底物在旱地土壤中的分解快于稻田土壤, 但稻田土壤 B_c 的周转速率快于旱地土壤。

关键词 旱地土壤; 稻田土壤; 分解与转化; 微生物生物量碳周转

中图分类号 S154.3 文献标识码 A

外源有机物质的加入是保持和提高土壤肥力的基础, 且对于改善土壤理化性质具有重要作用。同时其在土壤中的分解和转化直接控制着土壤有机质的积累及向大气释放 CO_2 量。在通常情况下, 稻田土壤有机碳含量明显高于旱地土壤^[1,2]。较早研究认为, 由于稻田土壤长期处于淹水状态, 土壤有机质的分解速度低于旱地土壤, 从而使稻田比旱地更有利于土壤有机碳的累积^[1,3]。林心雄等^[4] 研究表明麦秆在稻田土壤中的残留率高于旱地土壤约 10%~30%。但也有相反的看法^[5,6], 如黄东迈等^[5] 报道水稻和玉米秸秆在淹水稻田土壤中的矿化总量高于旱地土壤约 20%~50%。Inubushi 等^[7] 也发现稻田土壤释放 CO_2 量高于旱地土壤约 55%。可见, 对于旱地和稻田两类土壤中有有机质的分解差异仍需深入研究, 从而更深入地阐明两类土壤中有有机质的累积与转化机理。

以往都是在不同水分含量条件下研究旱地和稻田土壤中有有机底物分解的差异。由于水分含量本身直接影响土壤微生物的活性, 从而影响有机质的分

解速度, 所以在不同水分条件下得到的结果仍不能真实体现两类土壤在有机质分解速度上的本质差异。因此, 本研究在相同水分(45% WHC)条件下对此进行研究。 ^{14}C 示踪技术已广泛应用于研究有机底物的分解特性及土壤微生物生物量碳的周转^[8-10], 是研究土壤有机质分解与转化的重要手段。本文以 ^{14}C 标记葡萄糖和稻草为底物, 探讨其在红壤旱地和稻田土壤中分解与转化的差异。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

采集位于湖南省桃源县盘塘镇长期田间定位试验点的旱地和稻田表层(0~20 cm)土壤, 成土母质均为同一类型的第四纪红土。除去可见动植物残体, 过筛(孔径 2 mm), 调节土壤含水量至田间饱和持水量(WHC)的 45%, 置于 25 °C、100% 空气湿度和黑暗条件下预培养 7~10 d。另取少量土样风干, 过 100 目筛, 用于测定土壤理化性质。土壤基本特性见表 1。

* 中国科学院知识创新工程项目(KZCX2 YW-408, KZCX2 WY-423)、国家自然科学基金项目(40235057, 40571086)和国家重点基础研究发展规划项目(2002CB412503)资助

† 通讯作者, Tel: 0731-4615207, E-mail: haxiao@isa.ac.cn

作者简介: 李玲(1978~), 女, 博士研究生, 研究方向土壤与环境生态。E-mail: lling7856@yahoo.com.cn

收稿日期: 2006-04-29; 收到修改稿日期: 2006-08-20

表1 供试土壤基本理化特性

Table 1 Basic properties of soils used

土壤 Soil	作物 Crop	粘粒含量 Clay content (%)	pH (H ₂ O)	有机碳 Organic C (g kg ⁻¹)	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	微生物生物量碳 Biomass C (μg g ⁻¹)
旱地 Upland	玉米 大麦 Corn barley	42	4.6	6.2	0.8	115.6
稻田 Paddy	早稻 晚稻 Double rice	16	5.3	16.0	1.8	686.5

1.2 试验设计

设置3个处理:对照(CK);添加¹⁴C标记葡萄糖(¹⁴C-G);添加¹⁴C标记稻草(¹⁴C-S)。¹⁴C标记葡萄糖和稻草的添加量均为C 500 μg g⁻¹,其放射强度分别为281.4 DPM μg⁻¹ C和29.0 DPM μg⁻¹ C。¹⁴C标记稻草的碳、氮和磷含量分别为C 399.2 μg g⁻¹、N 7.7 μg g⁻¹和P 1.5 μg g⁻¹。各处理添加(NH₄)₂SO₄和KH₂PO₄溶液补充氮和磷,添加量均分别为N 25 μg g⁻¹和P 10 μg g⁻¹。

取每份为550 g(干重)的土样于4 L聚乙烯瓶中,按上述处理好后,置于50 L聚乙烯桶中,桶底加少量去离子水以保持100%空气相对湿度,桶内另放入一个盛有200 ml 1 mol L⁻¹ NaOH溶液(吸收土壤呼吸产生的CO₂)的聚乙烯瓶,密封,置于25℃和黑暗条件下培养100 d。每处理重复3次。培养过程中,分别于0、2、5、10、20、40、60、80、100 d取样测定土壤总微生物生物量碳(Bc)和¹⁴C标记微生物生物量碳(¹⁴C-Bc),同时更换NaOH溶液。

再取每份为50 g(干重)的土样于50 ml烧杯中,按上述处理好后,置于1 L广口瓶内,瓶底加10 ml去离子水以保持100%空气相对湿度,另在广口瓶中放一个盛有20 ml 1 mol L⁻¹ NaOH溶液吸收瓶,密封广口瓶,置于上述相同条件下培养100 d。每处理重复4次。分别于2、5、10、20、40、60、80、100 d取出NaOH溶液吸收瓶,并换一个新的NaOH溶液吸收瓶。测定NaOH吸收液中总CO₂-C和¹⁴C-CO₂含量。

1.3 分析方法

土壤总微生物生物量碳(Bc)测定采用熏蒸提取-碳自动分析法^[11,12]。每处理取6份土样(每份相当于烘干重25.00 g),其中3份土样用氯仿熏蒸24 h,除去氯仿,用0.5 mol L⁻¹ K₂SO₄溶液(土水比1:4, W/V)浸提,过滤。另3份土样不熏蒸,浸提方法同上。浸提液中有机碳含量采用碳自动分析仪(Phoenix 8000)测定。总微生物生物量碳=2.22×(熏蒸土样浸提的有机碳-不熏蒸土样浸提的有机

碳)。¹⁴C-Bc测定采用吴金水等^[10]的方法,取上述土样浸提液1.00 ml,加入9.00 ml闪烁液,混匀放置24 h后,混合液¹⁴C放射强度采用液体闪烁仪(LS-6500, Beckman)测定计数5 min。浸提液中¹⁴C标记有机碳=待测液¹⁴C放射强度×浸提液体积/(土壤烘干重×添加的¹⁴C标记葡萄糖或稻草放射强度)。¹⁴C-Bc=2.22×(熏蒸土样浸提的¹⁴C标记有机碳×不熏蒸土样浸提的¹⁴C标记有机碳)。

吸收液中总CO₂-C含量采用碳自动分析仪(Phoenix 8000)测定,测定前将吸收液用无CO₂蒸馏水稀释5倍。吸收液中¹⁴C-CO₂量测定,取1.00 ml NaOH吸收液,加入9.00 ml闪烁液,混合液放射强度测定方法同上,吸收液中¹⁴C-CO₂含量=(待测液¹⁴C放射强度×吸收液体积)/(土壤烘干重×添加的¹⁴C葡萄糖或稻草放射强度)。

¹⁴C标记稻草放射强度测定采用Wu等^[13]的方法。土壤和稻草有机碳、全氮含量采用C/N分析仪(Vario MAX)测定。稻草全磷测定采用H₂SO₄-H₂O₂消化-钼锑抗比色法,土壤粘粒含量测定采用吸管法,具体操作参见文献[14]。土壤pH值采用蒸馏水(土水比1:2.5, W/V)浸提15 min,用Mettler toledo 320 pH计测定。

数据为3次或4次重复的平均数,以烘干土壤量计。采用Excel和SPSS-Anova进行统计分析。

2 结果与讨论

2.1 有机底物在红壤旱地和稻田土壤中的分解

根据添加葡萄糖¹⁴C和稻草¹⁴C在土壤中分解状况(图1),可将其分为三个阶段。在快速阶段(培养0~2 d),葡萄糖¹⁴C在红壤旱地和稻田土壤中的矿化率分别达31.3%和33.3%;在减速阶段(培养3~20 d),其矿化率分别为12.9%和9.0%;在稳定阶段(培养21~100 d),其矿化率分别仅为5.4%和4.4%(图1a)。整个100 d培养期内,葡萄糖¹⁴C在红壤旱

地和稻田土壤中的累积矿化率分别为 49.6% 和 46.7% (图 1a), 差异达到显著水平 ($p < 0.05$)。在快速阶段(培养 0~5 d), 稻草¹⁴C 在旱地和稻田土壤中的矿化率分别为 11.7% 和 9.2%; 在减速阶段(培养 6~60 d), 其矿化率分别为 12.2% 和 11.5%; 在稳定阶段(培养 61~100 d), 其矿化率分别只有 1.3% 和 1.1%。整个 100 d 培养期内, 稻草¹⁴C 在旱地和稻田土壤中的累积矿化率分别为 25.2% 和 21.8% (图 1b), 差异达到显著水平 ($p < 0.05$)。

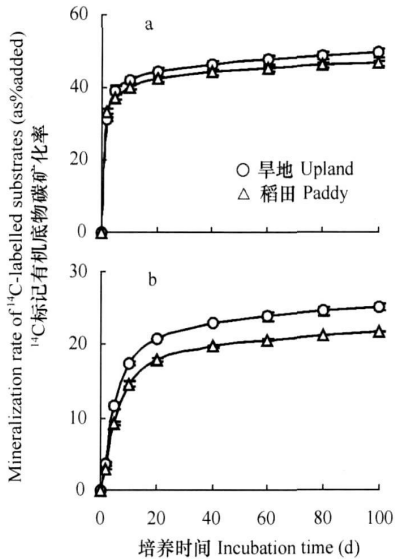


图 1 葡萄糖碳 (a) 和稻草碳 (b) 在旱地和稻田土壤中的累积矿化率

Fig. 1 Cumulative mineralization rate of added glucose C (a) and rice straw C (b) in upland soil and paddy soil

据上述结果, 添加葡萄糖和稻草在红壤旱地土壤中的分解快于稻田土壤。前人研究认为稻田处于淹水状态, 导致土壤有机质在嫌气条件下分解较慢, 矿化率低^[1, 3]。本研究稻田土壤含水量为 45% WHC, 并没有处于淹水状态, 但葡萄糖和稻草的分解仍慢于旱地土壤。这与黄东迈等^[5]在研究方法上有很大差异。黄东迈等^[5]是在稻田土壤为淹水状态, 而旱地土壤含水量为 70% WHC 的条件下得到秸秆(水稻和玉米)在稻田土壤中的矿化量较旱地土壤高 20%~50% 的结果。本研究结果还发现, 尽管旱地土壤粘粒含量高于稻田土壤(表 1), 但葡萄糖和稻草在旱地土壤中的矿化率高于稻田土壤, 不同于以往粘粒含量高的土壤中有有机底物的分解慢于粘粒含量低的研究结果^[9, 15], 这可能与水稻土的其他理化属性不同于旱地土壤有关。

在 100 d 培养期内, 葡萄糖¹⁴C 在旱地和稻田土

壤中的累积矿化率(49.6% 和 46.7%) 较稻草¹⁴C (25.2% 和 21.8%) 高近 1 倍。说明葡萄糖作为易被土壤微生物利用的简单有机物, 在土壤中分解较快。而稻草有机成分复杂, 其中含有难分解组分如木质素, 在短时间内不利于土壤微生物的吸收利用, 而导致其在土壤中分解较慢。Peredo 等^[16]在耕地土壤中添加¹³C 标记葡萄糖和芥菜秸(添加量均为 C 500 $\mu\text{g g}^{-1}$) 培养 98 d, 发现葡萄糖的矿化率(51% \pm 4%) 高于芥菜秸秆(25% \pm 4%) 1 倍, 与本研究土壤中葡萄糖和稻草的矿化率较为接近。Wu 等^[8]研究发现 100 d 培养期内, ¹⁴C 标记葡萄糖和未成熟黑麦草(添加量均为 C 500 $\mu\text{g g}^{-1}$) 在草地土壤中的矿化率均达 45%, 葡萄糖的分解与本研究结果相似, 但未成熟黑麦草的分解率明显高于成熟稻草。

2.2 有机底物对土壤原有有机碳矿化的影响

在添加葡萄糖和稻草处理中, 前 20 d 内旱地土壤非标记 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积释放量分别为 36.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ 和 33.3 $\mu\text{g g}^{-1}$, 高于对照处理(21.8 $\mu\text{g g}^{-1}$) 68.3% 和 52.6%, 差异均达极显著水平 ($p < 0.01$) (图 2a); 此后与对照处理的差异较小(图 2a)。添加葡萄糖处理中, 同期内稻田土壤非标记 $\text{CO}_2\text{-C}$ 量的累积释放量为 217.9 $\mu\text{g g}^{-1}$, 较对照处理(195.0 $\mu\text{g g}^{-1}$) 增加 11.7%, 差异达到显著水平 ($p < 0.05$); 但至 100 d 时两处理非标记 $\text{CO}_2\text{-C}$ 矿化量差异不显著 ($p > 0.05$)。添加¹⁴C 标记稻草处理整个培养期内(0~100 d) 非

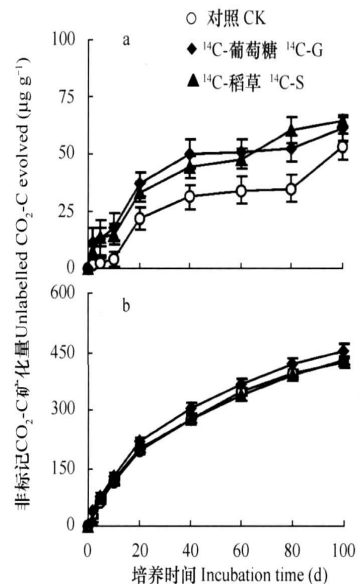


图 2 添加有机底物对旱地 (a) 和稻田 (b) 土壤原有有机碳矿化的影响

Fig. 2 Influences of added organic substrates on the mineralization of native organic C in upland soil (a) and paddy soil (b)

标记 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积释放量与对照处理没有显著差异 (图 2b)。这表明添加葡萄糖和稻草对旱地土壤原有有机碳的矿化有明显“激发效应”,而对稻田土壤没有明显“激发效应”。

Wu 等^[8] 研究认为,添加 ^{14}C 标记葡萄糖在草地土壤引起激发效应的原因是葡萄糖的加入使 $^{14}\text{C-Bc}$ 大量增加,替代部分原有的非标记 Bc,从而导致非标记 Bc 死亡而引起。本研究添加 ^{14}C 标记葡萄糖处理中,前 20 d 内旱地土壤中 $15.7 \mu\text{g g}^{-1}$ 的非标记 Bc 由 $^{14}\text{C-Bc}$ 替代 (图 3a) 与激发效应产生量 ($15.0 \mu\text{g g}^{-1}$) 一致,而稻田土壤非标记 Bc 并没有减少反而增加 (图 3c),说明旱地土壤产生激发效应的原因与 Wu 等^[8] 一致,而稻田土壤主要是由原有微生物活性增强而引起。

此外,对照处理中,100 d 内旱地和稻田土壤释放 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积量分别为 $53.3 \mu\text{g g}^{-1}$ 和 $424.8 \mu\text{g g}^{-1}$ (图 2),分别相当于培养前土壤有机碳的 0.86% 和 2.65%。说明在同等水分状态下,稻田土壤原有有机碳的矿化速率显著高于旱地土壤。这也许与旱地

土壤含水量改变较小,而稻田土壤含水量改变较大 (由淹水条件改为 45% WHC) 有关,通常土壤含水量由高到低或由低到高可促进土壤有机碳的矿化^[17,18]。尽管如此,添加葡萄糖和稻草的矿化率仍以旱地土壤高于稻田土壤,说明新鲜有机物在旱地和稻田土壤中矿化的差异并不是由于稻田土壤水分改变较大造成的。

2.3 有机底物在红壤旱地和稻田土壤中的转化

添加 ^{14}C 标记葡萄糖处理中, ^{14}C 标记微生物量碳 ($^{14}\text{C-Bc}$) 在培养第 2 天达最大值,旱地和稻田土壤中分别为 $117.6 \mu\text{g g}^{-1}$ 和 $108.1 \mu\text{g g}^{-1}$ (图 3a、图 3c),分别相当于添加葡萄糖 ^{14}C 的 23.5% 和 21.6%。而添加 ^{14}C 标记稻草处理在第 5 天, $^{14}\text{C-Bc}$ 达到最大值,旱地和稻田土壤中分别为 $52.2 \mu\text{g g}^{-1}$ 和 $56.4 \mu\text{g g}^{-1}$ (图 3b、图 3d),分别相当于添加稻草 ^{14}C 的 10.4% 和 11.3%。此后 $^{14}\text{C-Bc}$ 逐渐降低,培养至 100 d 时,添加 ^{14}C 标记葡萄糖处理中旱地和稻田土壤 $^{14}\text{C-Bc}$ 量分别为 $80.3 \mu\text{g g}^{-1}$ 和 $48.3 \mu\text{g g}^{-1}$,添加 ^{14}C 标记稻草处理中分别为 $28.0 \mu\text{g g}^{-1}$ 和 $20.5 \mu\text{g g}^{-1}$ 。

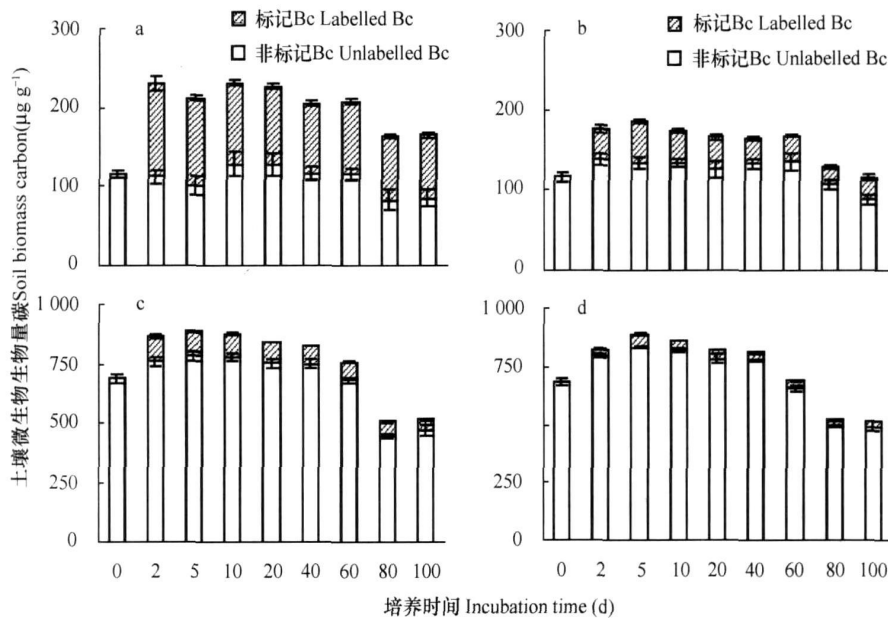


图 3 旱地土壤添加葡萄糖(a)和稻草(b)与稻田土壤添加葡萄糖(c)和稻草(d)后微生物生物量碳变化

Fig. 3 Changes in soil microbial biomass carbon following addition of glucose (a) and rice straw (b) in upland soil and following addition of glucose (c) and rice straw (d) in paddy soil

整个培养期内,葡萄糖 ^{14}C 和稻草 ^{14}C 在旱地土壤中转化为 $^{14}\text{C-Bc}$ 的平均比例分别为 19.4% 和 7.2%,均高于二者在稻田土壤中转化的平均比例(16.5%和 6.7%),与上述葡萄糖 ^{14}C 和稻草 ^{14}C 在旱地土壤中的矿化率高于稻田土壤一

致。这也许与旱地土壤粘粒含量较高有关,研究表明有机底物转化为 Bc 的比例与土壤粘粒含量呈正相关性^[19]。本研究结果同时也说明旱地土壤微生物对新鲜有机底物的利用率较稻田土壤高。

添加¹⁴C 标记葡萄糖和稻草处理中旱地土壤¹⁴C-B_C分别占土壤总 B_C的 47.4% 和 22.2%, 而稻田土壤¹⁴C-B_C分别占土壤总 B_C的 10.8% 和 4.5% (图 3)。说明本研究中添加葡萄糖和稻草对旱地土壤微生物生物量碳的影响明显大于稻田土壤。这可能与土壤中初始微生物生物量碳含量有关(表 1), 当土壤初始微生物生物量碳含量低时, 外加有机底物对其影响较大, 反之较小。

2.4 土壤微生物生物量碳的周转时间

土壤微生物生物量碳的周转动力学特性(周转速率或时间)是了解土壤有机质的转化与积累的重要手段^[10]。根据吴金水等^[10]的方法, 通过对添加¹⁴C 标记葡萄糖处理培养 20~ 100 d 测得的 5 次¹⁴C-B_C值(图 3a、图 3c), 采用一级热力学方程式拟合, 得到旱地和稻田土壤中¹⁴C-B_C的表观周转速率常数分别为 $3.1 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ 和 $7.9 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$, 相关系数(*r*)分别为 -0.99 和 -0.98, 均达极显著水平。由此得到培养条件下, 旱地和稻田土壤微生物生物量

碳的周转时间分别为 329 d 和 127 d(表 2)。这与吴金水等^[10]对英国耕地土壤的研究结果相同, 但旱地土壤微生物生物量碳的周转时间明显大于陈国潮等^[20]对红壤菜园、橘园和茶园土壤的研究结果(80~ 170 d)。

Jenkinson 等^[21]估计土壤有机碳分解速率在标准条件下(25℃)与在田间条件下(年平均温度为 9.3℃)相差 3.8 倍。而本研究土壤来自湖南省桃源县盘塘镇, 年平均温度为 16.8℃, 得到本培养条件与田间条件相差 2.2 倍。若采用 2.2 作为转换系数, 得到本研究旱地和稻田土壤在田间条件下微生物生物量碳的周转时间分别为 1.98 a 和 0.77 a, 由此得到其周转速率分别为 0.50 a^{-1} 和 1.30 a^{-1} 。上述结果表明稻田土壤微生物生物量碳的周转速率明显快于旱地土壤, 与吴金水等^[10]的研究结果一致, 即粘粒含量低的土壤微生物生物量碳的周转速率快于粘粒含量高的土壤。利用同一转化系数对稻田土壤是否合适, 仍需进一步研究。

表 2 旱地和稻田土壤中¹⁴C B_C降解的拟合方程、周转速率常数和周转时间

Table 2 Fitting equation, turnover rate constant and turnover time of ¹⁴C B_C in upland soil and paddy soil

土壤 Soil	20~ 100 d			
	拟合方程 Fitting equation	表观速率常数 Cross rate constant (<i>k</i> , × 10 ⁻³ d ⁻¹)	相关系数 <i>r</i> Correlation coefficient <i>r</i>	周转时间 Turnover time (d)
旱地 Upland	$y = 104.99e^{-0.0031x}$	3.1 ± 0.4	- 0.99	329 ± 39
稻田 Paddy	$y = 111.52e^{-0.0079x}$	7.9 ± 0.7	- 0.98	127 ± 12

3 结 论

在 25℃ 和 45% WHC 条件下, 添加有机底物(葡萄糖和稻草)的矿化率和土壤微生物转化率均以旱地土壤大于稻田土壤。加入有机底物可显著促进红壤旱地土壤原有有机碳的矿化, 而对稻田土壤原有有机碳矿化的影响较小。有机底物的加入对旱地土壤微生物生物量碳的影响大于稻田土壤。稻田土壤微生物生物量碳的周转速率明显快于旱地土壤。

参 考 文 献

[1] Guo L P, Lin E. Carbon sink in cropland soils and the emission of greenhouse gases from paddy soils: A review of work in China. *Chemosphere*, 2001, 3: 413~ 418

[2] Zhao Q, Li Z, Xia Y. Organic carbon storage in soils of southeast China. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 1997, 49: 229~ 234

[3] 朱祖祥. 土壤学. 北京: 农业出版社, 1983. 200~ 202. Zhu Z X.

Pedology (In Chinese). Beijing: Agriculture Press, 1983. 200~ 202

[4] 林心雄, 文启孝, 程励励, 等. 土壤中有有机物质分解的控制因素研究. *土壤学报*, 1995, 32(增刊): 41~ 48. Lin X X, Wen Q X, Cheng L L, *et al.* Studies on factors determining the decomposition of plant residues in soils (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1995, 32 (Suppl.): 41~ 48

[5] 黄东迈, 朱培立, 王志明, 等. 旱地和水田有机碳分解速率的探讨与质疑. *土壤学报*, 1998, 35(4): 482~ 491. Huang D M, Zhu P L, Wang Z M, *et al.* A study and question on the decomposition rate of organic carbon under upland and submerged soil conditions (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1998, 35(4): 482~ 491

[6] Wang Z M, Zhu P L, Huang D M. Straw ¹⁴C decomposition and distribution in humus fractions as influenced by soil moisture regimes. *Pedosphere*, 1999, 9(3): 275~ 280

[7] Inubushi K, Furukawa Y, Hadi A, *et al.* Seasonal changes of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in relation to land use change in tropical peatlands located in coastal area of south Kalimantan. *Chemosphere*, 2003, 50(3): 603~ 608

[8] Wu J, Brookes P C, Jenkinson D S. Formation and destruction of microbial biomass during the decomposition of glucose and ryegrass in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 1993, 25(10): 1435~ 1441

- [9] Ladd J N, Amato M, Grace P R, *et al.* Simulation of ^{14}C turnover through the microbial biomass in soils incubated with ^{14}C labelled plant residues. *Soil Biol. Biochem.*, 1995, 27(6): 777~ 783
- [10] 吴金水, 肖和艾. 土壤微生物生物量碳的表现周转时间的测定方法. *土壤学报*, 2004, 41(3): 401~ 407. Wu J S, Xiao H A. Measuring the gross turnover time of soil microbial biomass C under incubation (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(3): 401~ 407
- [11] Wu J, Joergensen R G, Pommerening B, *et al.* Measurement of soil microbial biomass C by fumigation extract in an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.*, 1990, 22(1): 1167~ 1169
- [12] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用. 北京: 气象出版社, 2006. 57~ 60. Wu J S, Lin Q M, Huang Q Y, *et al.* *Soil Microbial Biomass Methods and Application* (In Chinese). Beijing: China Meteorological Press, 2006. 57~ 60
- [13] Wu J, O'Donnell A G. Procedure for the simultaneous analysis of total and radioactive carbon in soil and plant materials. *Soil Biol. Biochem.*, 1997, 29(2): 199~ 202
- [14] 中国科学院南京土壤研究所编. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1978. 481~ 490. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, ed. *Soil Physical and Chemical Analysis* (In Chinese). Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1978. 481~ 490
- [15] 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. *应用生态学报*, 2002, 13(6): 709~ 714. Huang Y, Liu S L, Shen Q R, *et al.* Influence of environmental factors on the decomposition of organic carbon in agricultural soils (In Chinese). *Chinese J. Agr. pl. Ecol.*, 2002, 13(6): 709~ 714
- [16] Pereb L M, Munch J C. Microbial immobilisation and turnover of ^{13}C labeled substrates in two arable soils under field and laboratory conditions. *Soil Biol. Biochem.*, 2005, 37: 2263~ 2272
- [17] 蔡祖聪. 水分类型对土壤排放的温室气体组成和综合温室效应的影响. *土壤学报*. 1999, 36(4): 484~ 490. Cai Z C. Effects of water regime on CO_2 , CH_4 and N_2O emissions and overall potential for greenhouse effect caused by emitted gases (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1999, 36(4): 484~ 490
- [18] Wu J, Brookes P C. The proportional mineralisation of microbial biomass and organic matter caused by air drying and rewetting of a grassland soil. *Soil Biol. Biochem.*, 2005, 37: 507~ 515
- [19] 吴金水. 土壤有机质及其周转动力学. 见: 何电源主编. 中国南方土壤肥力与栽培植物施肥. 北京: 科学出版社, 1994. 28~ 62. Wu J S. Soil organic matter and its kinetics of turnover. In: He D Y, ed. *Soil Fertility in South China and Fertilization of Plant Cultivation* (In Chinese). Beijing: Science Press, 1994. 28~ 62
- [20] 陈国潮, 何振立, 黄昌勇. 红壤微生物生物量 C 周转及其研究. *土壤学报*, 2002, 39(2): 152~ 159. Chen G C, He Z L, Huang C Y. Turnover of microbial biomass C in red soil and its significance in soil fertility evaluation (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(2): 152~ 159
- [21] Jenkinson D S, Hart P B S, Rayner J H, *et al.* Modelling the turnover of organic matter in long term experiments at Rothamsted. In: Cooley J H, ed. *Soil Organic Matter Dynamics and Soil Productivity*. INTECOL Bulletin, 1987, 15: 1~ 8

DECOMPOSITION AND TRANSFORMATIONS OF ORGANIC SUBSTRATES IN UPLAND AND PADDY SOILS IN RED EARTH REGION

Li Ling^{1,2} Xiao Hei[†] Wu Jinshui¹

(1 Key Laboratory of Subtropical Agriculture Ecology, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China)

(2 Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract Decomposition and transformations of added organic substrates (^{14}C labeled glucose and rice straw) in upland soil and paddy soil and their influences on mineralization of native soil organic C with soil samples collected from the red earth region of China were investigated under incubation at 25 °C and 45% water holding capacity (WHC) for 100 days. During this period, 49.6% and 46.7% of glucose-C were mineralized in the upland soil and in the paddy soil, respectively, and the corresponding values for straw-C were 25.2% and 21.8%. The influences of these amendments on soil microbial biomass C (B_C) and on the mineralization of soil native organic C were larger in the upland soil than in the paddy soil. The maximum percentages of glucose-C assimilated by the microbial biomass were 23.5% and 21.6% for the upland soil and the paddy soil, respectively, and the corresponding values for straw-C were 10.4% and 11.3%. Under the conditions, the turnover time of B_C , calculated from the gross turnover rate of ^{14}C - B_C in the treatment with glucose, was 329 days and 127 days for the upland soil and the paddy soil, respectively. These results demonstrated that under soil moisture of 45% WHC, the decomposition rate of glucose and rice straw was faster in the upland soil than in the paddy soil, but the turnover rate of B_C was in reverse.

Key words Upland soil; Paddy soil; Decomposition and transformation; Biomass C turnover