

土地利用变化对花岗岩红壤表土活性有机碳组分的影响

盛浩^{1*}, 李洁¹, 周萍², 张杨珠¹

1. 湖南农业大学资源环境学院, 湖南 长沙 410128; 2. 中国科学院亚热带农业生态研究所, 亚热带农业生态过程重点实验室, 湖南 长沙 410125

摘要: 活性有机碳 (LOC) 库是土壤质量和环境变化的“指示器”。了解土壤 LOC 储量及其对人为干扰的响应对预测区域土壤有机碳 (SOC) 库的早期变化趋势具有重要意义。通过选取中亚热带湘东丘陵区花岗岩红壤 4 种典型的土地利用方式, 包括樟树 (*Cinnamomum camphora*) 天然林以及由此转变而来的杉木 (*Cunninghamia lanceolata*) 人工林、板栗 (*Castanea mollissima*) 园和坡耕地, 采用物理、化学和生物化学方法研究了不同利用方式表土 (0~20 cm) 活性有机碳组分 [颗粒有机碳、轻组有机碳 (LFOC)、易氧化有机碳、溶解性有机碳 (DOC) 和微生物量碳 (MBC)] 的数量及其占土壤有机碳的比例 (LOC/SOC) 和影响因素。结果表明: 天然林改为其他土地利用方式后, SOC 和 LOC 组分的碳密度均显著降低, 但以 LFOC 和 MBC 的降幅最大 (34%~67% 和 49%~86%), 超出 SOC 降幅 (25%~35%)。因此, LFOC 和 MBC 可作为本区花岗岩红壤土地利用变化后表土 SOC 变化的早期敏感指标。同时, 表征土壤碳库质量的指标 LOC/SOC 大多降低, 特别是天然林改为坡耕地后, LFOC/SOC、DOC/SOC 和 MBC/SOC 的降幅更为明显, 分别达到 55%、71% 和 83%。土地利用变化后, SOC、细根生物量和地表枯落物的数量也分别减少 25%~34%、56%~98% 和 47%~99%, 可以部分解释土壤 LOC 数量的损失。本研究结果表明, 亚热带天然常绿阔叶林转变为人工林、经济林或农用地后, 不仅导致花岗岩红壤有机碳库储量的减少, 也造成碳库质量的下降。

关键词: 土壤有机质; 碳储量; 细根生物量; 农业土地管理措施; 土壤碳循环

DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2015.07.002

中图分类号: X144; S151.1

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2015) 07-1098-05

引用格式: 盛浩, 李洁, 周萍, 张杨珠. 土地利用变化对花岗岩红壤表土活性有机碳组分的影响[J]. 生态环境学报, 2015, 24(7): 1098-1102.

SHENG Hao, LI Jie, ZHOU Ping, ZHANG Yangzhu. Effect of Land Use Change on Labile Organic Carbon Fractions of Soil Derived from Granite [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(7): 1098-1102.

热带亚热带土地利用活动向大气排放的温室气体占到了人类总排放量的 12%~20%, 成为仅次于化石燃料燃烧的第二大人为碳源 (IPCC, 2013)。其中, 林地改变为农业用地是主要途径。2000—2010 年间, 全球毁林速度高达 $13 \times 10^6 \text{ hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 林地转换不仅造成植物生物量的大量损失, 也伴随着土壤碳的流失 (FAO, 2010)。据估计, 热带亚热带林地的破坏和转换导致土壤碳排放速率高达 $1.0 \text{ Pg} \cdot \text{a}^{-1}$ (Baccini et al., 2012)。减少林地破坏和恢复自然植被已成为减排温室气体最有效的手段 (Don et al., 2011)。

相对于北方温带地区, 热带亚热带土壤有机质匮乏, 成为限制土壤肥力和质量的关键因素之一。然而, 天然林地一经开垦, 土壤有机碳 (SOC) 含量随即下降 (Stevenson, 1994)。土壤中的活性有机碳 (LOC) 周转快、不稳定, 常用作土地利用变

化后 SOC 早期变化的敏感“指示器” (Nahrawi et al., 2012; Wang et al., 2013; 吴秀坤等, 2013)。一系列物理、生物化学测定 LOC 的方法迅速引起了研究者的重视, 分离出诸如: 颗粒有机碳 (POC)、轻组有机碳 (LFOC)、易氧化有机碳 (ROC)、溶解性有机碳 (DOC) 和微生物量碳 (MBC) 等 LOC 组分。然而, 这些不同环境下测定的 LOC 能否视作 SOC 的敏感“指示器”? 它们在不同区域是否具有普适性? 仍有待验证。例如, 亚热带天然常绿阔叶林改为人工林 30 a 后, DOC 和 ROC 均未有显著变化 (Wang et al., 2013)。在热带马来西亚东部, 森林改为油棕和菠萝种植园后, 0~15 cm 表土的活性有机碳含量升高 18% 和 6% (Nahrawi et al., 2012)。了解不同方法测定的 LOC 组分对土地利用变化的响应及其差异, 对于理解人为管理下土壤碳损失机理和明确土壤质量演变方向也有一定

基金项目: 国家自然科学基金项目 (31100381); 湖南省自然科学基金项目 (13JJ4066)

作者简介: 盛浩 (1982 年生), 男, 副教授, 博士, 主要研究方向为土壤资源利用与环境。E-mail: shenghao82@hunau.edu.cn

*通信作者。

收稿日期: 2014-12-08

的意义。

过去几十年里，随着我国亚热带红壤区农业生产基地建设和综合开发，大面积天然林改为人工/经济林、果园和坡耕地。这种快速的土地利用变化已经造成了生产力下降、严重水土流失、土壤有机质水平降低等环境问题 (Yang et al., 2009; Sheng et al., 2015; 盛浩等, 2014)，而相关土壤生态过程仍有待深入研究。本文选择中亚热带丘陵区 (湖南省浏阳市) 本底条件基本一致、土地利用史清晰的天然常绿阔叶林、杉木人工林、板栗园和坡耕地的典型土地利用方式，以“空间换时间”的方法研究不同土地利用方式对土壤活性碳组分的影响，目的在于 (1) 量化不同活性碳组分对土地利用变化的响应及差异; (2) 了解土壤有机碳、细根生物量对土壤活性有机碳组分的影响; (3) 采用 LOC/SOC 指标来评估土地利用变化的影响。

1 材料与方法

1.1 采样点概况

本研究采样地设在湖南省浏阳市大围山国家森林公园保护区 (28°21'~28°26'N, 114°02'~114°12'E) 附近，典型低丘地貌，中亚热带湿润季风气候。原生植被为亚热带常绿阔叶林，但多转变为次生林、人工/经济林和果园。土壤为古老的中元古代 (8 亿年前) 雪峰晚期中粒堇青石二云母花岗闪长岩高度风化后发育的花岗岩红壤。天然林自然演替时间 >300 a，优势种为樟树 (*Cinnamomum camphora*)，林下灌木层明显，草本稀少。毗邻的杉木 (*Cunninghamia lanceolata*) 人工林、板栗 (*Castanea mollissima*) 园和坡耕地皆由次生杂木林经砍伐、炼山后转变而来。2003 年营造杉木人工林，其林下灌木和草本覆盖度低，水土流失严重；基于坡改梯技术营造果园和坡耕地，果树品种为板栗；坡耕地为菜地，夏季种辣椒，下半年种一季红薯或小白菜，存在间歇性撂荒现象。果园和坡耕地定期施肥、除草和杀虫，季节性干旱时，定期人工浇灌。样地调查表明，天然林、杉木人工林和板栗园的林分密度分别为 2 600、2 300、1 200 Plant·hm⁻²，平均树高分别为 10.4、9.8、9.6 m，平均胸径分别为 11.2、8.2、9.1 cm。样地枯枝落叶层、细根和表土基本理化性质参见表 1，详细资料可另见参考文献 (盛浩等, 2014)。

1.2 土壤样品采集

2012 年 12 月，在各土地利用方式内随机设置 3 块 25 m×25 m 样地。采用自制钢制土钻 (内径 2.8 cm) 在各样地内随机钻取深度 20 cm 土芯 8~10 根，收集 0~20 cm 土样，按地块混合成 1 个样品。用环刀 (100 cm³) 取原状土，测定表土容重。同时在各

表1 不同利用方式枯枝落叶层、表土 (0~20 cm) 和细根的基本性状
Table 1 Litter layer, fine root biomass, and 0~20 cm topsoil properties under different land uses

变量	天然林	杉木人工林	板栗园	坡耕地
枯枝落叶层厚度/cm	4.0	2.5	3.0	0.5
枯枝落叶层现存量/(t·hm ⁻²)	7.64	3.63	4.05	0.10
表土细根生物量/(t·hm ⁻²)*	4.27	1.87	2.68	0.10
容重/(g·cm ⁻³)	1.05	1.12	1.20	1.32
砂粒含量/%	29.6	41.1	41.2	58.5
粉粒含量/%	34.3	30.8	25.3	14.3
粘粒含量/%	36.1	22.1	33.5	27.2
表土有机碳密度/(t·hm ⁻²)*	35.7	23.4	24.4	26.6

*引自文献 (盛浩等, 2014)

样地采用自制根钻 (内径 6.8 cm) 随机钻取 0.6 m 深土芯 6~8 根，按每 20 cm 分割土芯。每块样地单独设置 3 个 1 m×1 m 的样方，收集并测定地表枯枝落叶现存量。采集的混合土样、土芯、凋落物用保鲜袋封好，带回实验室供分析用。

新鲜土样带回室内，分别拣去可见石砾、动植物残体、根系以及碎屑后，分成两部分。一部分自然风干，分别过 2、0.25 和 0.149 mm 孔径尼龙筛用于 LFOC、ROC、POC 以及常规指标的测定；另一部分新鲜土样立即过 2 mm 孔径尼龙筛，混匀，于 4 °C 冰箱中避光保存，用于 DOC 和 MBC 测定。钻取的土芯，立即用清水将根系冲洗出，按外形、颜色、弹性等特征挑出 <2 mm 细根，35 °C 烘干称重；收集的枯枝落叶烘干称重，计算现存量。

1.3 样品分析与测定

采用重铬酸钾外加热法测定土壤有机碳含量；环刀法测定土壤容重；吸管法测定土壤机械组成 (鲁如坤, 2000)。POC 采用湿筛法提取，重铬酸钾外加热容量法测定碳含量 (Camberdella, 1994)；LFOC 采用 1.7 g·cm⁻³ NaI 重液法提取，烧失法测定碳含量 (钱宝等, 2011)；ROC 采用 333 mmol·L⁻¹ KMnO₄ 氧化，可见分光光度计 565 nm 波长处比色 (Blair et al., 1995)；DOC 采用 0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄ 浸提，MBC 采用氯仿熏蒸—K₂SO₄ 浸提，滤液中碳用重铬酸钾外加热容量法测定 (Wu et al., 1990; 蒋友如等, 2014)。

1.4 数据计算和统计

不同土地利用方式土壤有机碳及其活性组分的碳密度基于各土层碳含量、容重计算得到，公式如下：

$$C_{\text{org}} = \sum_{i=1}^n \text{SOC}_i \times \rho_i \times h_i \times 10^{-1} \quad (1)$$

式中： C_{org} 为剖面土壤碳密度 (t·hm⁻²)； SOC_i 为 i 层土壤有机碳或活性碳的含量 (g·kg⁻¹)； ρ_i 为 i 层土壤容重 (g·cm⁻³)； h_i 为 i 层土层厚度 (cm)。

所有的数据统计和分析均在 Excel 2003 和 SPSS 13.0 软件平台下实现。采用 Pearson 相关系数表示 LOC 组分的碳密度与 SOC 密度、枯枝落叶现存量与细根生物量的相关性,显著性水平设为 0.05,极显著水平设为 0.01。

2 结果与分析

2.1 土壤活性有机碳组分的密度比较

中亚热带天然林改为人工林、果园和坡耕地后, SOC 以及大多数活性碳组分的密度显著降低,以 LFOC 和 MBC 的降幅相对最高,分别降低了 34%~67%和 49%~86% (表 2); 其中,天然林改为果园和坡耕地后, POC 密度显著减少 38%和 33%,而天然林改为坡耕地, DOC 的密度显著降低 78%。值得注意的是,4 种土地利用方式的 ROC 密度无显著差异。从平均值看,仅 LFOC 和 MBC 密度的降幅(56%和 62%)明显高出 SOC 的降幅(31%),可作为土地利用变化后 SOC 早期变化的敏感指标。

表2 土地利用变化后土壤有机碳及其活性碳组分的碳密度的降幅

Table 3 Reduction percentages of soil organic C (SOC) and its labile fractions following land use change %

土地利用变化	SOC	POC	LFOC	ROC	DOC	MBC
天然林改为人工林	35	15	34	23	0	52
天然林改为果园	32	38	66	15	29	49
天然林改为坡耕地	25	33	67	5	78	86
平均值	31	29	56	14	36	62

不同方法测得土壤活性碳组分的数量差异较大,以 ROC 碳密度最高,介于 7.34~9.50 t·hm⁻²,而 DOC 和 MBC 碳密度相对最低,介于 0.09~0.64 t·hm⁻² (表 3)。POC 和 LFOC 的数量较接近,介于 1.08~3.25 t·hm⁻²。

表3 不同利用方式土壤活性有机碳组分的碳密度

Table 2 Stocks of soil organic C and its labile fractions under different land use systems (Different uppercase letters in same row indicate significant differences among different land uses)

土壤活性有机碳组分	天然林	杉木人工林	板栗园	坡耕地
颗粒有机碳	2.97±0.18a	2.52±0.15a	1.84±0.17b	2.00±0.14b
轻组有机碳	3.25±0.52a	2.15±0.44b	1.10±0.38c	1.08±0.32c
溶解性有机碳	0.51±0.18a	0.51±0.12a	0.36±0.11ab	0.11±0.09b
微生物生物量碳	0.64±0.17a	0.31±0.10b	0.32±0.08b	0.09±0.03c
易氧化有机碳	9.50±0.87a	7.34±0.71a	8.05±0.83a	9.05±0.68a

样本数 n=3

土地利用变化后,土壤活性碳组分占有有机碳的比例(LOC/SOC)大多降低(表 4)。特别是天然林改为坡耕地后, LFOC/SOC、DOC/SOC 和 MBC/SOC 的降幅尤为明显(55%、71%和 83%)。POC/SOC 的降幅相对较小,ROC/SOC 甚至出现升

表4 不同利用方式土壤活性有机碳组分占土壤有机碳的比例

Table 4 Ratios of LOC fractions to SOC under different land use systems %

LOC/SOC	天然林	杉木人工林	板栗园	坡耕地
POC/SOC	8.3	10.8	7.5	7.5
LFOC/SOC	9.1	9.2	4.5	4.1
ROC/SOC	26.6	31.4	33.0	34.0
DOC/SOC	1.4	2.2	1.5	0.4
MBC/SOC	1.8	1.3	1.3	0.3

高现象。

2.2 土壤活性有机碳组分与土壤有机碳、细根生物量的关系

不同方法测得的土壤活性碳组分的密度与 SOC 密度、枯枝落叶现存量、细根生物量之间大多存在显著正相关关系(表 5)。其中, MBC 和枯枝落叶层现存量、细根生物量之间存在极显著的正相关关系。ROC 与枯枝落叶现存量、细根生物量之间无显著相关关系,但与 SOC 存在极显著的正相关关系。

表5 花岗岩红壤0~20 cm表土LOC组分的碳密度与枯枝落叶现存量、SOC密度和细根生物量的相关系数

Table 5 Pearson correlation coefficients between 0~20 cm topsoil LOC fractions and standing stock of forest floor, topsoil SOC stock and fine root biomass

土壤活性有机碳	枯枝落叶层现存量	土壤有机碳	细根生物量
颗粒有机碳	0.74*	0.73*	0.64*
轻组有机碳	0.84**	0.76*	0.75*
溶解性有机碳	0.84**	0.26	0.80*
微生物生物量碳	0.91**	0.75	0.94**
易氧化有机碳	0.21	0.84**	0.21

样本数 n=12; *和**分别指 0.05、0.01 水平上显著相关

3 讨论

研究表明,天然林垦殖后, SOC 数量和质量即在数年内迅速降低,以活性更高的 SOC 组分降幅更大(Stevenson, 1994; Don et al., 2011; Wang et al., 2013)。本文中,天然常绿阔叶林改为杉木人工林、板栗园和坡耕地后, LFOC 和 MBC 的降幅明显高出 SOC 降幅。LOC/SOC 常作为土壤碳库质量的指标(Sheng et al., 2015)。本研究中,除 ROC/SOC 外,土地利用变化后 LOC/SOC 呈降低趋势,表明土壤碳库质量降低,尤其是改为坡耕地后, SOC 质量下降最为明显。Yang et al. (2009) 的研究表明, 0~60 cm 土层 LFOC 的碳密度减少 52%~84%。然而, SOC 及其活性组分对土地利用变化的响应仍存在一定的不确定性和区域差异。研究表明,中亚热带天然林改为杉木人工林 30 a 后, SOC、DOC 和 ROC 均未有明显变化,特别是 MBC 含量反而显著升高(Wang et al., 2013),可能与

其所选作参照的天然林演替时间较短(仅 50 a)和树种差异有关。在马来西亚东部,天然林改为油棕和菠萝种植园后,表土层(0~15 cm)活性有机碳也升高 18%和 6%(Nahrawi et al., 2012)。在巴西,天然林改为综合管理的可可种植园后,表土 SOC 和活性胡敏酸含量则未有显著变化,可能与当地可可园在园面种植豆科作物、保留作物残余物覆盖和施肥有关(Guimarães et al., 2013)。在澳大利亚,亚热带天然林与南洋杉人工林表土 MBC 含量也没有显著差异,也可能与树种有关(Xu et al., 2008)。

全球范围内,不同方法测定的活性碳组分常用作土地利用变化后 SOC 早期变化的敏感指标。然而,本文中仅 LFOC 和 MBC 的降幅超出 SOC 降幅,可视作敏感指标(表 3)。从平均值看,POC、ROC 和 DOC 对土地利用变化响应的敏感度均不及 SOC。ROC 对土地利用变化响应则不敏感,可能与 ROC 中含有较大比例的土壤缓性、钝性有机碳组分有关。也有研究报道 KMnO_4 在氧化土壤有机质过程中会形成大量复杂的中间产物(Mendham et al., 2002)。此外, KMnO_4 对木质素特别敏感,可能无法应用于木质素含量较高的林地土壤(Tirol-Padre et al., 2004)。土地利用变化后砂粒含量升高(表 1),相应地与砂粒结合的有机碳数量可能增加,这可能导致 POC 对土地利用变化响应不敏感。据报道,花岗岩红壤 POC 中主要以粗颗粒态(250~2 000 μm)有机碳为主,而细颗粒态(53~250 μm)有机碳能更好代表 SOC 的变化(邱牡丹等, 2014)。另外,天然林改为杉木林、板栗园后,DOC 的降幅低于 SOC,可能 DOC 与粘粒矿物的强烈吸附有关(蒋友如等, 2014)。

LOC/SOC 作为一个比值,可有效避免使用 LOC 绝对量或对不同 SOC 含量的土壤进行比较时出现的一些问题(刘守龙等, 2006)。然而,天然林改变为不同的土地利用方式后,不同方法测得的土壤 LOC/SOC 的变化趋势也不尽相同。ROC/SOC 并不能正确的指示土壤 SOC 变化趋势(表 4)。天然林改为其他土地利用方式后, LFOC/SOC 和 MBC/SOC 可以很好地指示土壤质量或健康变化。源自植物的新鲜有机质(LFOC)为土壤微生物生长提供关键的能量供应(Xiao et al., 2015)。天然林转变后,土壤微生物生物量及其能量供应的底物(LFOC)大幅降低,可以敏感地指示 SOC 的变化。

SOC 及其活性组分的碳密度依赖于土壤碳输入和输出的平衡。首先,天然林改变为其他土地利用方式后,改变了植物种的组成和碳输入状况(盛浩等, 2014),新鲜的枯枝落叶厚度和数量都大幅降低,枯枝落叶现存量减少了 47%~99%(表 1)。

另据报道,天然林改变为次生林、人工林和果园后,凋落物输入量亦显著降低(Sheng et al., 2010)。其次,地下根系死亡周转、分泌和脱落量也可能显著降低。本文中,0~60 cm 细根生物量显著降低 50%~99%(表 1)。据报道,亚热带天然林改为人工林后,细根周转量降低 5%~45%(Sheng et al., 2010)。土地利用变化降低了源自植物残体的活性碳输入量。其次,天然林转变为人工林地、农用地后,土温升高、土壤湿度降低,可能利于微生物对 SOC 及其组分的分解(Mendham et al., 2002)。第三,天然林转变后,开垦、耕作、浇水、除草的管理措施破坏大团聚体,释放小团聚体,将团聚体保护、胶结的新鲜碳暴露在外,微生物较易利用,从而减少颗粒有机碳数量。第四,农业管理中引入新鲜的活性碳可能激发旱地土壤中原有 SOC 的快速分解,加速碳损失(Kuz'yakov, 2010)。最后,本区丘陵坡度较陡,土地用途转变后,常造成严重的水土流失,颗粒较小、密度较轻的有机无机复粒以及溶解性有机质在土地转变的前几年里迅速随水而流失。

4 结论

中亚热带湘东丘陵区土地利用变化后,土壤活性碳密度显著降低,尤以 LFOC 和 MBC 的降幅最大。基于不同方法测定的土壤活性碳组分对土地利用变化的响应敏感度并不一致,其中表土 POC、ROC 和 DOC 无法敏感地指示土地利用变化后 SOC 的早期变化,LFOC 和 MBC 可作为本区域土地利用变化后 SOC 早期变化的敏感指标。土地利用变化后,LOC/SOC 大多降低,土壤碳库质量下降。LOC/SOC 也可用于评估土地利用变化后土壤碳库质量变化的指标。本区土地利用变化不仅导致土壤碳库数量减少,也造成碳库质量的下降应引起重视。

参考文献:

- BACCINI A, GOETZ S J, WALKER W S, et al. 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps [J]. *Nature Climate Change*, 2(3): 182-185.
- BLAIR G J, LEFROY R D B, LISLE L. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems [J]. *Australian Journal of Agricultural Research*, 46(7): 1459-1466.
- CAMBERDELLA C A, ELLIOTT E T. 1994. Carbon and nitrogen dynamics of some fraction from cultivated grassland soils [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 58(1): 123-130.
- DON A, SCHUMACHER J, FREIBAUER A. 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks-a meta-analysis [J]. *Global Change Biology*, 17(4): 1658-1670.
- FAO. 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010* [M]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations: 9-48.
- GUIMARÃES D V, GONZAGA M I, SILVA T O, et al. 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses [J].

- Soil and Tillage Research, 126: 177-182.
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M]. New York: Cambridge University Press: 3-29.
- KUZUYAKOV Y. 2010. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter [J]. Soil Biology and Biochemistry, 42(9): 1363-1371.
- MENDHAM D S, O'CONNEL A M, GROVE T S. 2002. Organic matter characteristics under native forest, long-term pasture, and recent conversion to *Eucalyptus* plantations in Western Australia: microbial biomass, soil respiration, and permanganate oxidation [J]. Australian Journal of Soil Research, 40(5): 859-872.
- NAHRAWI H, HUSNI M H A, RADZIAH A O. 2012. Labile carbon and carbon management index in peat planted with various crops [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 43(12): 1647-1657.
- SHENG H, YANG Y, YANG Z, et al. 2010. The dynamic response of soil respiration to land-use changes in subtropical China [J]. Global Change Biology, 16(3): 1107-1121.
- SHENG H, ZHOU P, ZHANG Y, et al. 2015. Loss of labile organic carbon from subsoil due to land-use changes in subtropical China [J]. Soil Biology and Biochemistry, 88: 148-157.
- STEVENSON F J. 1994. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions (2nd ed.) [M]. New York: John Wiley and Sons: 1-23.
- TIROL-PADRE A, LADHA J K. 2004. Assessing the reliability of permanganate-oxidizable carbon as an index of soil labile carbon [J]. Soil Science Society of America Journal, 68(3): 969-978.
- WANG Q K, XIAO F M, HE T X, et al. 2013. Responses of labile soil organic carbon and enzyme activity in mineral soils to forest conversion in the subtropics [J]. Annals of Forest Science, 70(6): 579-587.
- WU J, JOERGENSEN R G, POMMERENING B, et al. 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction-an automated procedure [J]. Soil Biology and Biochemistry, 22(8): 1167-1169.
- XIAO C, GUENET B, ZHOU Y, et al. 2015. Priming of soil organic matter decomposition scales linearly with microbial biomass response to litter input in steppe vegetation [J]. Oikos, 124(5): 649-657.
- XU Z H, WARD S, CHEN C R, et al. 2008. Soil carbon and nutrient pools, microbial properties and gross nitrogen transformations in adjacent natural forest and hoop pine plantations of subtropical Australia [J]. Journal of Soils and Sediments, 8(2): 99-105.
- YANG Y S, XIE J S, SHENG H, et al. 2009. The impact of land use/cover change on storage and quality of soil organic carbon in midsubtropical mountainous area of southern China [J]. Journal of Geographical Sciences, 19(1): 49-57.
- 蒋友如, 盛浩, 王翠红, 等. 2014. 湘东丘陵区4种林地深层土壤溶解性有机碳的数量和光谱特征[J]. 亚热带资源与环境学报, 9(3): 61-67.
- 刘守龙, 苏以荣, 黄道友, 等. 2006. 微生物商对亚热带地区土地利用及施肥制度的响应[J]. 中国农业科学, 39(7): 1411-1418.
- 鲁如坤. 2000. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社: 231-233.
- 钱宝, 刘凌, 肖潇. 2011. 土壤有机质测定方法对比分析[J]. 河海大学学报, 39(1): 35-38.
- 邱牡丹, 盛浩, 颜雄, 等. 2014. 湘东丘陵4种林地深层土壤颗粒有机碳及其组分的分配特征[J]. 农业现代化研究, 35(4): 493-499.
- 盛浩, 周萍, 李洁, 等. 2014. 中亚热带山区深层土壤有机碳库对土地利用变化的响应[J]. 生态学报, 34(23): 7004-7012.
- 吴秀坤, 李永梅, 李朝丽, 等. 2013. 纳版河流域土地利用方式对土壤总有机碳以及活性有机碳的影响[J]. 生态环境学报, 22(1): 6-11.

Effect of Land Use Change on Labile Organic Carbon Fractions of Soil Derived from Granite

SHENG Hao¹, LI Jie¹, ZHOU Ping², ZHANG Yangzhu¹

1. College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2. Key Laboratory of Agro-Ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China

Abstract: Labile organic C (LOC) is a sensitive indicator of soil quality and environmental change. Understanding responses of LOC stock to land use change is essential to predicate early change of soil organic C (SOC) at regional scale. Four typical land use systems were selected in hilly region of subtropical China, including natural forest (dominated by *Cinnamomum camphora*), Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantation, Chinese chestnut (*Cunninghamia lanceolata*) orchard, and sloping tillage. Stocks of soil (0~20 cm) labile organic C (LOC) fractions, ratios of LOC to SOC, and their controls were measured. LOC fractions include particulate organic C, light fraction organic C (LFOC), readily oxidated organic C, dissolved organic C, and microbial biomass C (MBC). Results showed that SOC stocks and its LOC fractions were significantly reduced after natural forest change to other land uses. The highest reduction occurred in LFOC and MBC (34%~67% and 49%~86%), which was larger than that of SOC (25%~35%). Consequently, LFOC and MBC were recommended as early sensitive indicators for SOC change after the land use change. Most ratios of LOC to SOC were reduced, with the largest reduction (55%, 71%, and 83%) in change to sloping tillage, indicating the decrease of SOC quality. Declined LOC stock can be explained by the reduction of fine root biomass, SOC stock, and standing stock of forest floor. It is implied that land use change not only decreased soil C stocks but also soil C quality in subtropical China.

Key words: soil organic matter; C stock; fine root biomass; agricultural land management practices; soil C cycling