

改种玉米连续 3 年后稻田土壤有机碳分布和¹³C 自然丰度变化*

李志鹏 潘根兴[†] 张旭辉

(南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 南京 210095)

摘要 耕作制更替下土壤有机碳的变化是阐明土地利用变化下土壤碳循环改变及其全球变化效应的重要方面。本研究选择了太湖地区毗邻的一块长期稻油轮作的稻田和一块稻田改种玉米 3 年的旱地, 采集其剖面不同深度的土壤样品, 分别测定全土和分离的土壤团聚体颗粒组中总有机碳 (TOC)、土壤溶解有机碳 (DOC) 和微生物生物量碳 (SMBC), 并对选择性样本测定了有机质的 ¹³C 值, 分析改种玉米后水稻土有机碳储量及其同位素组成的变化。结果表明, 改种玉米 3 年后, 耕层土壤 TOC 明显下降, 而 DOC 和 SMBC 都有增加的趋势; 改种玉米后 2~0.2 mm 粗团聚体颗粒组的 TOC 含量降低, 而其他团聚体颗粒组 TOC 无显著变化。玉米地表层土壤 (0~15 cm) 原土及各粒级团聚体的 ¹³C 值均明显高于原稻田。改种玉米后进入水稻土中的源于玉米的新碳绝大部分集中在 0~20 cm 土层, 且主要富集在粗团聚体颗粒组中。计算表明, 粗团聚体颗粒组中有机碳更新周期明显较短。水田转变成旱地后, 耕层土壤有机碳分解加速, 碳储量快速减少。这说明水稻土中物理保护的有机碳可能因耕作改变下团聚体破坏而快速分解。

关键词 ¹³C; 更新速率; 水稻土; 碳库; 团聚体; 总有机碳

中图分类号 S153.6 **文献标识码** A

占我国耕地总面积约 1/4 的水稻土属《中国土壤系统分类》中一个独特的人为土类型, 其有机碳含量普遍高于其他利用方式下的农业土壤尤其是旱地土壤^[1~3]。最近有较多的观测和研究资料表明, 自 20 世纪 80 年代以来, 我国水稻土总体上存在总有机碳 (TOC) 积累的趋势^[4], 在江苏省^[5, 6]、江南红壤丘陵^[7~9]等区域有机碳库的增长趋势十分显著。因而中国水稻生产经营下土壤有机碳的固定与温室气体减排可能在缓解全球气候变化中具有重要意义^[10]。但是, 在近 20 年来我国农业土地利用变化十分强烈, 水稻土中积累的有机碳在这种变化下是否稳定仍是一个值得关注的问题, 特别是改种旱地作物后的变化还不十分清楚。

国际上对于土地利用和土地覆被变化下土壤有机碳的变化研究, 主要集中在森林开垦为玉米等旱地作物后有机碳的损失情况。1987 年, Balesdent 等^[11]首先运用 ¹³C 分析方法研究了法国西南部休闲地改种玉米后土壤有机碳的变化, 表明了玉米种

植下原土壤有机碳的周转加快。此后, 应用¹³C 稳定性同位素分析方法研究土壤有机质的转化与更新日益活跃。Jolivet 等^[12]研究了法国温带森林改为玉米地后土壤 TOC 的转化, 结果表明林地转化为玉米地 30 年后来源于森林 C3 植物的土壤有机碳仍占土壤总碳的 60%~80%, 而源于农作物 C4 植物的土壤有机碳仅占 20%~40%; Collins 等^[13]研究美国某森林土壤种玉米 30 年后土壤中有机碳含量变化, 也表明随时间延长原有机质会稳定在一定的水平, 这部分碳是有机质中稳定的部分。最近, 朴河春等^[14]、刘启明等^[15]采用这种方法研究了贵州茂兰森林砍伐种植玉米之后土壤和团聚体组分的有机碳变化, 表明在土壤 TOC 急剧减少的同时, 土壤有机质中活性大的组分比例降低, 而进入土壤中的玉米新碳主要集中在大的土壤团聚体颗粒中。

最近几年来, 利用 C3 作物和 C4 作物更替下土壤团聚体中有机碳的 ¹³C 变化来讨论团聚体中有机碳的保护与更新成为土壤碳循环研究中的热点之

* 国家自然科学基金重大项目 (40231016) 资助

[†] 通讯作者, E-mail: pangexing@yahoo.com.cn

作者简介: 李志鹏 (1980~), 男, 山东潍坊人, 博士研究生, 现从事土壤碳循环研究

收稿日期: 2006-03-28; 收到修改稿日期: 2006-09-30

—^[16, 17]。目前已较清楚地认识到,细的土壤团聚体颗粒中的有机碳较老而且稳定,而新碳主要在粗的团聚体颗粒中^[17-19]。因此,不同粒径团聚体颗粒组有机碳在土地利用变化下表现出有机碳周转动力学差异。

本文分析比较稻田和稻田改种玉米后有机碳的剖面 and 团聚体粒组的分布变化,并利用¹³C同位素分析方法探讨水稻田种植玉米后有机碳含量的变化和团聚体颗粒分配的变化,试图为认识耕作制改变后水稻土碳固定效应的可能变化提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

样品于2004年10月底采自江苏省吴江市金家坝镇前厅村邻近的两块水稻田,其中一块一直为稻油轮作,另一块已改种玉米3年,每年种两季玉米,两田块地上部秸秆不还田。土壤属于脱潜水稻土亚类的乌泥土,属于水耕人为土^[20]。所采稻田的表土(0~20 cm)的基本性质是:pH(H₂O) 6.1,黏粒含量(<2 μm) 255.0 g kg⁻¹, TOC 16.8 g kg⁻¹,全氮 1.8 g kg⁻¹,阳离子交换量 21.0 cmol kg⁻¹。用Eijkelkamp土壤采样器分别采取两块田的剖面样:表层每5 cm采取,20 cm后按每10 cm采样。每块田设3个采样点,每个点采集3份样品,野外混匀,四分法获得混合样。拣出植物根系后,其中一份样品在4℃保存并尽快进行微生物生物量碳和可溶性有机碳的测定,另一部分风干磨细过80目筛,测定总有机碳含量和稳定性同位素¹³C(‰),另外,采取0~5 cm和5~15 cm耕层原状土,作土壤团聚体颗粒组的分离。

1.2 土壤团聚体颗粒组样品的制备

依据Stemmer对团聚体颗粒组的分离方法^[17],团聚体颗粒组的分级从粗到细依次为:2~0.2 mm, 0.2~0.053 mm, 0.053~0.002 mm和<0.002 mm^[21]。分离过程如下:将采集的原状土壤样品拣去大于2 mm的植物碎片和根系,称取土样50.0 g,置于盛有250 ml蒸馏水的烧杯中,浸泡过夜。探针式超声波发生器(JYD-650)低能量(170 J min⁻¹)分散5 min。用湿筛法分离出2~0.2 mm和0.2~0.053 mm团聚体颗粒组,然后采用离心法分离出0.053~0.002 mm和<0.002 mm土壤团聚体颗粒组,冷冻干燥。干燥后的样品在玛瑙研钵中磨碎过80目筛(磨前再拣去可见有机碎屑),用于测定有机碳含量和¹³C‰值。

1.3 有机碳及同位素测定

1.3.1 碳密度(D_{OC})估算

$$D_{OC}(\text{C t hm}^{-2}) = \text{SOC} \times h \times \rho / 10 \quad [22] \quad (1)$$

式中,SOC为土壤有机碳含量(g kg⁻¹),h为土层厚度(cm),ρ为土壤容重(g cm⁻³)。稻田耕层的容重为实际采样测定的平均值1.14 g cm⁻³,而玉米田容重采用Song^[11]关于农业土壤的回归方程式计算为1.27 g cm⁻³。

1.3.2 土壤TOC测定 采用Elementar Variomax CNS元素分析仪(Elementar GmbH, 2003)测定。

1.3.3 土壤微生物生物量碳(SMBC)的测定 采用熏蒸提取法^[23]。称取25 g土壤样品,在25℃和真空条件下用不含酒精的氯仿熏蒸24 h后,抽去土壤中留下的氯仿,再用100 ml的0.5 mol L⁻¹的K₂SO₄溶液提取0.5 h。未熏蒸过的对照样品用同样的方法提取。提取液中的碳用重铬酸钾氧化法测定。提取液中碳换算为微生物生物量碳采用的换算系数为2.64。

1.3.4 溶解有机碳(DOC)测定^[24] 称样20 g,加水50 ml,振荡5 h,用0.45 μm滤膜抽滤获得上清液^[9]。提取液用重铬酸钾-双酸(硫酸和硝酸)消煮,硫酸亚铁滴定的方法测定碳。

1.3.5 有机碳¹³C‰(PDB)测定^[25] 先通过熔封石英管高温燃浇法获取CO₂,经酒精液氮法纯化处理后,用MAT251型质谱仪测定CO₂气体的¹³C值,采用PDB标准,测定误差0.1‰,¹³C‰(PDB)值由国际标准形式给出:

$$^{13}\text{C}(\text{‰}(\text{PDB})) = \left[\frac{R_{\text{Sa}}}{R_{\text{St}}} - 1 \right] \times 1000 \quad (2)$$

式中,R=(¹³C/¹²C),R_{Sa}为样品的相对丰度,R_{St}为标准样品的相对丰度。

1.3.6 有机碳来源的计算 改种玉米后进入土壤的新有机物质相对富集¹³C,故可根据所测土壤样品的¹³C‰(PDB),依下式计算出源于水稻的土壤有机碳(SOC₃)和源于玉米的土壤有机碳(SOC₄)各占的比例^[21]:

$$f = \frac{C_1 - C_0}{C_1 - C_0} \quad (3)$$

式中,C₁为所测土壤样品的¹³C‰(PDB),C₀为对比样品的¹³C‰(PDB),C₁为C₄植物的¹³C‰(PDB),f即为SOC₄所占比例。其值可写为:f=(C₁-C₀)/(C₁-C₀)。

2 结果与分析

2.1 总有机碳的剖面分布

从图1a可以看出,水稻田种植玉米后0~20 cm

表层 TOC 明显降低,而 20 cm 以下几乎无变化。据此估算种植玉米 3 年来表土 TOC 表观损失量达 $C\ 5.8\ t\ hm^{-2}$ ($C\ 1.9\ t\ hm^{-2}\ a^{-1}$)。看来,稻田改种玉米后,因水分和耕作条件的改变,表层的有机质被很快分解,不利于土壤有机碳的储存和保持^[26]。同时也说明,耕作层有机碳在耕作制度改变下很不稳定,而耕作层以下短时期内仍基本稳定。Puget 等^[18]的研究表明森林改种玉米 18 年后土壤 TOC 变化主要发生于 0~20 cm 表土,TOC 表观损失量平均为 $C\ 1.3\ t\ hm^{-2}\ a^{-1}$,而向更深土层的积累需要较长的时间。我们对邻近地点的一个长期稻油轮作的试验田土壤有机碳的剖面分布研究也表明,0~20 cm 深度内的表层土壤是稻田土壤有机碳的富集层段,该层有机碳对于施肥等管理措施的变化十分敏感^[27]。这一方面可能说明表层比下层的有机碳更活跃,另一方面也说明这种变化主要受到耕作层深度的控制。

2.2 DOC 和 SMBC 的剖面分布

DOC 和 SMBC 两种碳组分都是与土壤中生物

活动有关的活跃碳库,王晶等^[28]认为溶解性有机碳是能够被微生物利用作为能源和碳源的土壤有机质。图 1b、图 1c 显示,两田块 DOC 和 SMBC 主要分布于 0~40 cm 的土层深度,且两田块中的深度变化趋势相似。倪进治等^[29]的研究也说明 DOC 在土壤 0~40 cm 深度内发生变化。种植玉米后,土壤中的 DOC 显著高于稻田,这一方面是因为水田改为旱地后,土壤原有有机质的分解得到加快,分解产物可能使 DOC 含量升高,同时导致活性有机碳数量增加显著^[30]。还有一个重要原因就是玉米的根系生物量远远大于水稻田,根系碳的分解可以对 DOC 有显著的贡献。因此,作物根系分布特点影响着土壤中这两种与生物活动有关的碳库。Liang 等^[31]用 ^{13}C 研究了在原来长期生长 C3 植物的地块种植玉米后土壤中 DOC 和 SMBC 的 $^{13}C\ \text{‰}(PDB)$ 的变化,也表明玉米根系可以显著提高 DOC 和 SMBC 的含量。

图 1c 显示,稻田 0~15 cm 土层的 SMBC 含量极

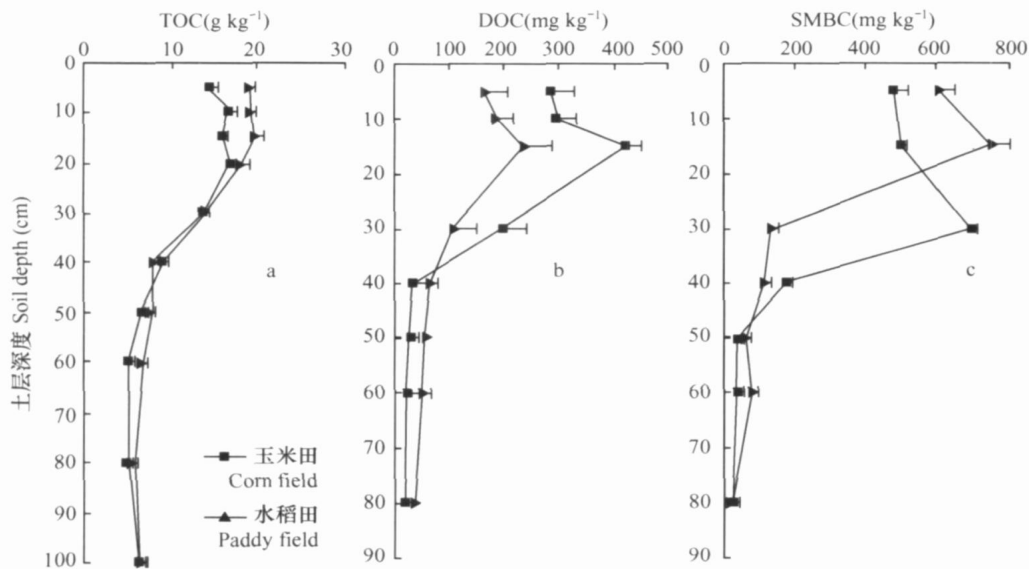


图 1 两田块 TOC(a)、DOC(b)和 SMBC(c)的剖面分布

Fig. 1 Profile of TOC(a), DOC(b) and SMBC(c) from corn and paddy field

显著高于玉米地,而 20~30 cm 土层的 SMBC 含量是玉米地极显著高于稻田。这与玉米的根系分布更深有关,而微生物量碳可能直接来源于微生物对玉米根系新碳的利用。在稻田改种玉米后 DOC 和 SMBC 的含量变化远比土壤总有机碳的幅度大(图 1b、图 1c),这支持了 Smith 等^[32]DOC 和 SMBC 作为活性碳库比总碳库更灵敏地响应耕作变化这一认识。Gregorich 等^[33]对 DOC 和 SMBC 的 $^{13}C\ \text{‰}(PDB)$ 的测定表明,在

C3 作物改种 C4 作物后,其 DOC 的 $^{13}C\ \text{‰}(PDB)$ 接近全土,而微生物生物量碳的 $^{13}C\ \text{‰}(PDB)$ 与 C4 作物接近,这说明微生物优先利用的是玉米新碳。

2.3 总有机碳的 ^{13}C 剖面分布

土壤有机碳 $^{13}C\ \text{‰}$ 的变化是 C3、C4 和 CAM 植物种类对群落净初级生产力相对贡献的综合结果,地面植物种类是制约土壤有机质 $^{13}C\ \text{‰}$ 变化的主要因素^[34]。因此,在地表植物组成稳定的情况下,表层土

壤有机质的 $^{13}\text{C}\%$ 受植物群落的 $^{13}\text{C}\%$ 值影响^[35]。不同来源的土壤有机质也具有明显的 ^{13}C 值差异 (C3 植物下介于 -24.2% ~ -29.1% , 而 C4 植物下介于 -9.3% ~ -15.2%)^[36]。当然, 土壤有机质的 $^{13}\text{C}\%$ 除直接反映植被 $^{13}\text{C}\%$ 外, 还受气候、湿度、农田管理、微生物分馏等因素的影响 (差异可达 3%)。本文中两田块不存在生物气候条件的差异, 可以通过种植玉米后的水稻田同位素的组成变化来示踪有机碳的更新。

从图2可以看出, 水稻田种植玉米后, 由于玉米植株“重”碳的影响, 玉米地表层 (0~30 cm) 有机碳的 $^{13}\text{C}\%$ (PDB) 显著高于水稻田。而在 30 cm 以下则没有明显差异, 说明玉米栽种 3~5 年对土壤深层有机碳的更新基本没有影响。根据公式 2 可以计算出, 稻田改种玉米后进入土壤中源于玉米的新碳 80.2% 集中在 0~20 cm 的土层 (图 3)。联系到前述玉米地总有机碳含量还低于稻田, 可以推断玉米新碳的输入加快了稻田老碳的分解, 而玉米地表层 $^{13}\text{C}\%$ (PDB) 更接近于 C4 植物的 $^{13}\text{C}\%$ (PDB), 说明分解的有机碳大部分是原来水稻田中的“老碳”, 也就是说在水稻田变为旱地后, 原来土壤中的有机质大量易矿化的成分被分解。同时可以计算出, 玉米地表层土壤 (0~15 cm) 中源于玉米的新碳占总碳的

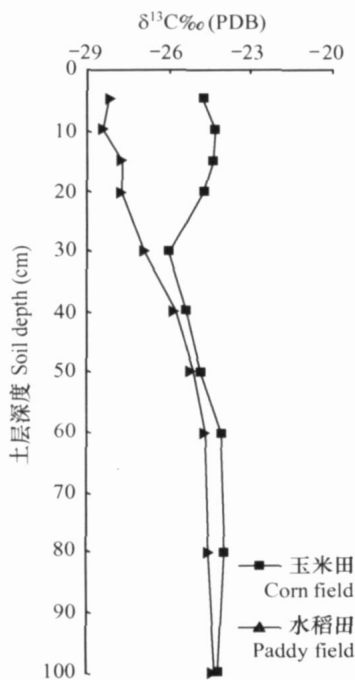


图2 两田块 ^{13}C 值剖面分布

Fig. 2 Profile of ^{13}C from the two fields

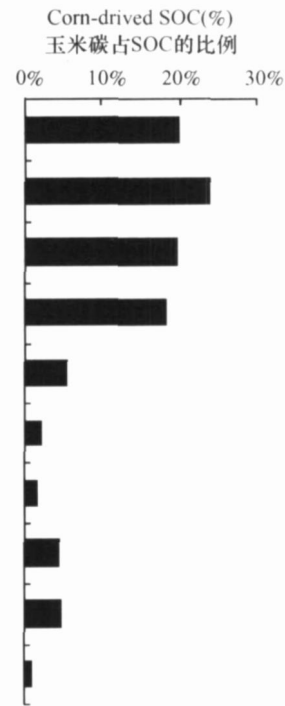


图3 源自玉米的碳占 SOC 比例

Fig. 3 Corn-driven SOC %

22.0% (见表 2), 据此估算出原水稻土表层有机碳损失总量为 $\text{C } 12 \text{ t hm}^{-2}$, 平均每年的损失速率高达 $\text{C } 4 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。这与国外对旱地土壤的研究结果迥异, 在旱地上改种玉米后, 耕层总有机碳一般是增加的^[37]。看来, 稻田利用与旱地利用在农田土壤有机碳周转速率上存在较大的差异。

2.4 有机碳的团聚体颗粒组分配

土壤团聚体在土壤有机质的稳定性上起重要作用, 同时又影响土壤结构和有机碳的周转。李恋卿等^[38]研究表明, 与较细的粉砂级团聚体颗粒组相比, 砂粒级团聚体颗粒组中有有机碳更新较快, 从而更敏感地响应植被变化。Schulten 等^[39]指出, 土壤中植物的根系分泌物、微生物及菌丝等对新鲜的有机碳保护和粗团聚体颗粒的形成有重要作用, Leinweber 等^[40]用离子化质谱技术研究了加入玉米秸秆的田块土壤有机碳的裂解产物, 表明进入粗团聚体的碳在结构上和加入的秸秆碳相近。图 4 表明, 粗颗粒组土壤团聚体 TOC 含量显著高于细颗粒组, 虽然 0.053~0.002 mm 这一团聚体颗粒组质量占全土的 50% 以上 (表 1)。稻田在改种玉米后, 玉米地土壤粗团聚体颗粒组显著增加, 细颗粒组分明减少。这可能是由于玉米根系较水稻丰富, 根系新鲜有机碳对土壤颗粒的胶结作用所致^[39]。

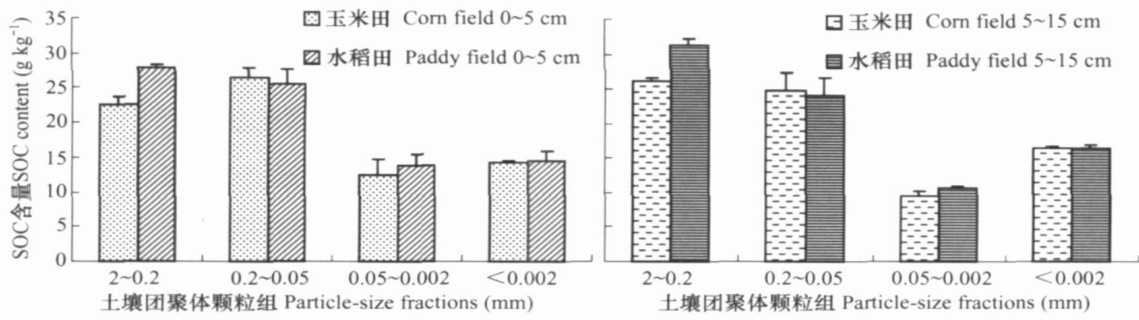


图 4 两田块团聚体颗粒组有机碳含量分布

Fig. 4 SOC content of different particle-size fractions from the two fields

表 1 两田块各团聚体组分的质量百分含量

Table 1 Mass percentage of different soil particle-size fractions from the two fields (%)

团聚体颗粒组 Particle size fractions (mm)	0 ~ 5 cm		5 ~ 15 cm	
	玉米田 Corn field	水稻田 Paddy field	玉米田 Corn field	水稻田 Paddy field
2 ~ 0.2	18.32 ±0.98 a	15.59 ±0.77 b	13.28 ±1.31 a	9.79 ±0.83 b
0.2 ~ 0.053	12.94 ±1.12 a	13.37 ±2.06 a	10.13 ±1.10 a	14.42 ±1.67 b
0.053 ~ 0.002	64.91 ±1.65 a	62.28 ±2.75 a	64.36 ±2.12 a	59.58 ±2.29 b
<0.002	3.83 ±0.34 a	8.76 ±0.22 b	12.23 ±1.45 a	16.21 ±0.83 b

注:同一深度,同行不同字母表示差异显著 ($p < 0.05$) Note: In the same depth, different letters indicate significant difference ($p < 0.05$) in a same

row

对比改种玉米后团聚体颗粒组稳定性同位素的变化(表 2),较粗团聚体颗粒同位素的变化幅度显著高于细的团聚体颗粒。除最粗团聚体颗粒组(2~0.2 mm)外,其他组分的有机碳含量在改种玉米后没有显著变化,这表明新增加的碳主要集中在粗团聚体颗粒中,而粉砂级颗粒组中的碳是降解稳定的老碳^[19]。综合图 3 和 DOC、SMBC 的结果可以看出,进入团聚体中的新碳明显少于进入全土的新碳,这归结于一部分新碳转化为微生物量碳、溶解性有机碳等活动性和周转更快的碳组分中^[29]。

另外,根据土壤有机质降解动力学方程^[41] ($A_t = A_0 \cdot e^{-kt}$, A_0 为初始状态土壤有机质含量; A_t 为经时间 t 后源于初始状态土壤的有机质含量, k 为

降解系数),可以计算出改种玉米后稻田表层(0~15 cm)有机质和土壤各团聚体颗粒组的更新周期(MRT),见表 2。可以看出,不同团聚体颗粒组的更新周期不同,粗团聚体更新周期明显较短,说明水稻土中粗团聚体的形成和更新可以在 3~5 年时间尺度响应于耕作和管理的变化。Desjardins^[18]和 Caravaca^[42]等分别表明耕作会使草原和森林土壤中原先被物理保护的碳变得不稳定。新碳主要进入这些粗的团聚体中,并促进其转化和更新。因此,水稻土中固碳与碳更新可能主要反映在团聚体碳组分的变化,新碳主要是被粗团聚体所物理保护。同时说明,水稻土中被团聚体粗颗粒组物理保护的碳对于耕作和管理的变化十分敏感。

表 2 表层土壤(0~15 cm)团聚体颗粒组分 $^{13}C\%$ (PDB) 及玉米地的 C3/C4 比例、更新周期

Table 2 The $^{13}C\%$ (PDB) of particle-size fractions from the two fields and contribution of SOC_4 to total C, and MRT for the corn field topsoil (0~15 cm)

土壤团聚体颗粒组 Particle size fractions (mm)	$^{13}C\%$ (PDB)		SOC_4 (%)	MRT(a)
	水稻田 Paddy field	玉米田 Corn field		
2 ~ 0.2	- 28.76	- 26.27	14.8	17.0
0.2 ~ 0.05	- 28.25	- 26.47	10.9	19.9
0.05 ~ 0.002	- 27.92	- 26.38	9.6	24.1
<0.002	- 27.66	- 26.06	10.2	401.8
本土 Bulk soil	- 28.05	- 24.52	22.0	19.11

3 结 论

稻田改种玉米3年后,耕层0~20 cm土层的有机碳损失明显,而20 cm以下土壤中几无变化。估算表土有机碳的表观损失速率达 $C\ 2\ t\ hm^{-2}\ a^{-1}$ 。这与国外报道的旱地改种玉米后有机碳含量的增加趋势不同。因而在旱地玉米利用下改变了原水稻土中碳周转过程。

改种玉米后土壤有机碳在不同组分间和土壤团聚体颗粒组间的分配均发生了变化,溶解性有机碳和微生物生物量碳作为土壤中活跃的碳库,是受玉米新碳影响最显著的碳组分;玉米新碳趋向于富集在粗团聚体颗粒组中。

水稻土中固碳与碳更新可能主要反映在团聚体颗粒组碳组分上的变化,水稻土中活跃的碳库主要存在于粗团聚体中,并被粗团聚体物理保护。碳稳定性同位素的结果支持了粗团聚体颗粒组有机碳更新周期较短,原稻田中有机碳的快速损失可能与旱地耕作下原团聚体的破坏而有机碳失去保护下的分解作用加速有关。

参 考 文 献

- [1] Song G H, Pan G X, Li L Q, *et al.* Topsoil organic carbon storage of China and its loss by cultivation. *Biogeochem.*, 2005, 74: 47 ~ 62
- [2] 侯鹏程, 徐向东, 潘根兴. 不同土地利用方式对农田表土有机碳库的影响——以太湖地区吴江市为例. *南京农业大学学报*, 2007, 30(2), 在印. Hou P C, Xu X D, Pan G X. Influence of land use change on topsoil organic carbon stock: A case study of Wujiang Municipality (In Chinese). *J. Nanjing Agric. Univ.*, 2007, 30(2), in press
- [3] 潘根兴, 赵其国. 我国农田土壤碳库演变研究: 全球变化和国家粮食安全. *地球科学进展*, 2005, 20(4): 384 ~ 393. Pan G X, Zhao Q G. Study on evolution of organic carbon stock in agricultural soils of china: Facing the challenge of global change and food security (In Chinese). *Adv. Earth Sci.*, 2005, 20(4): 384 ~ 393
- [4] 黄耀, 孙文娟. 近20年来中国大陆农田表土有机碳含量的变化趋势. *科学通报*, 2006, 51(7): 750 ~ 763. Huang Y, Sun W J. Changes in topsoil organic carbon of croplands in China over the last two decades (In Chinese). *Chin. Sci. Bull.*, 2006, 51(7): 750 ~ 763
- [5] Pan G X, Li L Q, Zhang Q, *et al.* Organic carbon stock in topsoil of Jiangsu Province, China, and the recent trend of carbon sequestration. *J. Environ. Sci.*, 2005, 17(1): 1 ~ 7
- [6] 张琪, 李恋卿, 潘根兴, 等. 近20年来宜兴市域水稻土有机碳动态. *第四纪研究*, 2004, 24(2): 236 ~ 241. Zhang Q, Li L Q, Pan G X, *et al.* Dynamics of topsoil organic carbon of paddy

soils at Yixing over the last 20 years and the driving factors (In Chinese). *Quaternary Science*, 2004, 24(2): 236 ~ 241

- [7] 李忠佩, 吴大付. 红壤水稻土有机碳库的平衡值确定及固碳潜力分析. *土壤学报*, 2006, 43(1): 46 ~ 52. Li Z P, Wu D F. Organic C content at steady state and potential of C sequestration of paddy soils in subtropical China (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(1): 46 ~ 52
- [8] 刘守龙, 童成立, 张文菊, 等. 湖南省稻田表层土壤固碳潜力模拟研究. *自然资源学报*, 2006, 21(1): 118 ~ 125. Liu S L, Tong C L, Zhang W J, *et al.* Simulation of carbon sequestration potential of paddy soils in Hunan Province, China (In Chinese). *J. Nat. Res.*, 2006, 21(1): 118 ~ 125
- [9] Huang X X, Gao M, Wei C F, *et al.* Tillage effect on organic carbon in a purple paddy soil. *Pedosphere*, 2006, 16(5): 660 ~ 667
- [10] 潘根兴, 赵其国, 蔡祖聪. 《京都议定书》生效后我国耕地土壤碳循环研究若干问题. *中国基础科学*, 2005, 2: 12 ~ 18. Pan G X, Zhao Q G, Cai Z C. Issues on C cycling studies of cropland soils of China in Commitment to Kyoto Protocol (In Chinese). *China Basic Science*, 2005, 2: 12 ~ 18
- [11] Balesdent J, Mariotti A, Guillet B. Nature ¹³C abundance as a tracer for soil organic matter dynamics studies. *Soil Biol. Biochem.*, 1987, 19: 25 ~ 30
- [12] Jolivet C, Guillet B, Karroum M, *et al.* Soil organic carbon dynamics in cleared temperate forest spodosols converted to maize cropping. *Plant Soil*, 1997, 191: 225 ~ 231
- [13] Collins H P, Blevins R L, Bundy L G, *et al.* Soil carbon dynamics in corn-based agro-ecosystems: Results from carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1999, 63: 584 ~ 591
- [14] 刘启明, 王世杰, 朴河春, 等. 稳定碳同位素示踪农林生态转换系统中土壤有机质的迁移和赋存规律. *环境科学*, 2002, 23(4): 89 ~ 92. Liu Q M, Wang S J, Piao H C, *et al.* The dynamics rules of soil organic matter of turnover ecosystems traced by stable carbon isotopes (In Chinese). *Chin. J. Environ. Sci.*, 2002, 23(4): 89 ~ 92
- [15] 朴河春, 刘启明, 余登利, 等. 用天然¹³C丰度法评估贵州茂兰喀斯特森林区玉米地土壤中有机碳的来源. *生态学报*, 2001, 21(3): 434 ~ 439. Piao H C, Liu Q M, Yu D L, *et al.* Origins of soil organic carbon with the method of natural ¹³C abundance in maize fields (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(3): 434 ~ 439
- [16] 潘根兴, 周萍, 李恋卿, 等. 固碳土壤学的核心科学问题与研究进展. *土壤学报*, 2007, 44(2): 327 ~ 337. Pan G X, Zhou P, Li L Q, *et al.* Core issues and research progresses of soil science of C sequestration (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(2): 327 ~ 337
- [17] Stemmer M, Gerzabek M H, Kandeler E. Organic matter and enzyme activity in particle-size fractions of soils obtained after low-energy sonication. *Soil Biol. Biochem.*, 1998, 30: 9 ~ 17
- [18] Desjardins T, Folgarait P, Girardin C, *et al.* Soil organic matter dynamics along a rice chronosequence in northeastern Argentina: Evidence from natural ¹³C abundance and particle size fractionation. *Soil Biol. Biochem.*, 2006, 11: 1 ~ 9

- [19] Puget P, Lal R, Izaurralde C, *et al.* Stock and distribution of total and corn-derived soil organic carbon in aggregate and primary particle fractions for different land use and soil management practices. *Soil Sci.*, 2005, 170(4): 256 ~ 279
- [20] 龚子同主编. 中国土壤系统分类: 理论、方法与实践. 北京: 科学出版社, 1999. 109 ~ 194. Gong Z T. ed. *Chinese Soil Taxonomy: Theory, Methodology and Application* (In Chinese). Beijing: Science Press, 1999. 109 ~ 194
- [21] 刘启明, 朴河春, 郭景恒, 等. 应用 ^{13}C 值探讨土壤中有机碳的迁移规律. *地质地球化学*, 2001, 29(1): 32 ~ 35. Liu Q M, Piao H C, Guo J H, *et al.* Investigation into the rules of transport of soil organic carbon by using ^{13}C values (In Chinese). *Chin. J. Geol. Geochem.*, 2001, 29(1): 32 ~ 35
- [22] Pan G X, Li L Q, Wu L S, *et al.* Storage and sequestration potential of topsoil organic carbon in China's paddy soils. *Global Change Biol.*, 2003, 10: 79 ~ 92
- [23] 林启美, 吴玉光, 刘焕龙. 熏蒸法测定土壤微生物量碳的改进. *生态学杂志*, 1999, 18(2): 63 ~ 66. Lin Q M, Wu Y G, Liu H L. Modification of fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass carbon (In Chinese). *Chin. J. Ecol.*, 1999, 18(2): 63 ~ 66
- [24] 张甲坤, 陶澍, 曹军. 土壤中水溶性有机碳测定中的样品保存与前处理方法. *土壤通报*, 2002, 31(4): 174 ~ 176. Zhang J S, Tao S, Cao J. Soil sample preservation and pretreatment for water soluble organic carbon determination (In Chinese). *Chin. J. Soil Sci.*, 2002, 31(4): 174 ~ 176
- [25] Benner R, Fogel M L, Sprague E K, *et al.* Depletion of ^{13}C in lignin and its implications for stable isotope studies. *Nature*, 1987, 329: 708 ~ 710
- [26] 潘根兴, 曹建华, 周运超. 土壤碳及其在地球表层系统碳循环中的意义. *第四纪研究*, 2000, 20(4): 325 ~ 334. Pan G X, Cao J H, Zhou Y C. Soil carbon and its significance in carbon cycling of earth surface system (In Chinese). *Quaternary Sciences*, 2000, 20(4): 325 ~ 334
- [27] 周萍, 张旭辉, 潘根兴. 长期不同施肥对太湖地区黄泥土总有机碳及颗粒有机碳的影响. *植物营养与肥料学报*, 2006, 在印. Zhou P, Zhang X H, Pan G X. Effect of long-term different fertilization on total and particulate organic carbon of a paddy soil: An example of Huangnitui from the Tai Lake region, China (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2006, in press
- [28] 王晶, 解宏图, 朱平, 等. 土壤活性有机质(碳)的内涵和现代分析方法概述. *生态学杂志*, 2003, 22(6): 109 ~ 112. Wang J, Xie H T, Zhu P, *et al.* Connotation and modern analysis method for active soil organic matter (carbon) (In Chinese). *Chin. J. Ecol.*, 2003, 22(6): 109 ~ 112
- [29] 倪进治, 徐建民, 谢正苗. 土壤生物活性有机碳库及其表征指标的研究. *植物营养与肥料学报*, 2001, 7(1): 56 ~ 63. Ni J Z, Xu J M, Xie Z M. The size and characterization of biologically active organic carbon pool in soils (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2001, 7(1): 56 ~ 63
- [30] 倪进治, 徐建民, 谢正苗. 土壤水溶性有机碳的研究进展. *生态环境*, 2003, 12(1): 71 ~ 75. Ni J Z, Xu J M, Xie Z M. Advances in soil water-soluble organic carbon research (In Chinese). *Ecology and Environment*, 2003, 12(1): 71 ~ 75
- [31] Liang B C, Wang X L, Ma B L. Maize root-induced change in soil organic carbon pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2002, 66: 845 ~ 847
- [32] Smith J L, Paul E A. The significance of soil microbial biomass estimations. *Soil Biol. Biochem.*, 1992: 357 ~ 396
- [33] Gregorich E G, Liang B C, Drury C F, *et al.* Elucidation of the source and turnover of water soluble and microbial biomass carbon in agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.*, 2000, 32: 581 ~ 587
- [34] 沈承德, 易惟熙, 孙彦敏, 等. 鼎湖山森林土壤 ^{14}C 表观年龄及 ^{13}C 分布特征. *第四纪研究*, 2000, 20(4): 335 ~ 344. Shen C D, Yi W X, Sun Y M, *et al.* ^{14}C apparent ages and ^{13}C distribution of forest soils in Dinghushan natural reserve (In Chinese). *Quaternary Sciences*, 2000, 20(4): 335 ~ 344
- [35] 柏松, 黄成敏, 唐亚. 土壤有机碳稳定同位素的古环境指示意义及影响因素. *土壤*, 2006, 38(2): 148 ~ 152. Bai S, Huang C M, Tang Y. Paleo-Environmental implications of stable carbon isotope in soil organic matter and its influencing factors (In Chinese). *Soils*, 2006, 38(2): 148 ~ 152
- [36] Staddon P L. Carbon isotopes in functional soil ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 2004, 19(3): 148 ~ 154
- [37] Wood C W, Edwards J H. Agro-ecosystem management effects on soil carbon and nitrogen. *Agricultural Ecosystem and Environment*, 1992, 39: 123 ~ 138
- [38] 李恋卿, 潘根兴, 张旭辉, 等. 土壤团聚体有机碳稳定性同位素组成. *南京农业大学学报*, 2000, 23(1): 114 ~ 116. Li L Q, Pan G X, Zhang X H, *et al.* Stable isotopic composition of organic carbon in soil aggregate (In Chinese). *J. Nanjing Agric. Univ.*, 2000, 23(1): 114 ~ 116
- [39] Schulten H R, Leinweber P. New insights into organic-mineral particles: Composition, properties and models of molecular structure. *Biol. Fertil. Soils*, 2000, 30: 399 ~ 432
- [40] Leinweber P, Schulten H R. Dynamics of soil organic matter studied by pyrolysis-field ionization mass spectrometry. *J. Anal. Appl. Pyrol.*, 1993, 25: 123 ~ 136
- [41] Gregorich E G, Ellert B H, Monreal C M. Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural ^{13}C abundance. *Can. J. Soil Sci.*, 1995, 75: 161 ~ 167
- [42] Caravaca F, Lax A, Albaladejo J. Aggregate stability and carbon characteristics of particle size fractions in cultivated and forested soils of semiarid Spain. *Soil Tillage Res.*, 2004, 78: 83 ~ 90

TOPSOIL ORGANIC CARBON POOL AND ¹³C NATURAL ABUNDANCE CHANGES FROM A PADDY AFTER 3 YEARS CORN CULTIVATION

Li Zhipeng Pan Genxing[†] Zhang Xuhui

(*Institute of Resources, Ecosystem and Environment of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China*)

Abstract Dynamics of soil organic carbon (SOC) under cultivation shifts has been in debate in soil C cycling studies. In this study, 2 adjacent fields of Wunitu paddy soil (one with rice-rape rotation and another with double corn for 3 years after rice and rape) were chosen to study the SOC dynamics. Both topsoil and whole profile was sampled. C pools of total organic carbon (TOC), dissolved organic carbon (DOC) and soil microbial biomass carbon (SMBC) was determined for bulk soils from the two fields respectively. Soil particle size fractions (PSFs) were separated using low energy ultrasonic dispersion and the TOC of them determined using CNS analyzer. Selected samples of bulk soil and PSFs from both rice and corn fields were used for ¹³C natural abundance measurement with Finnigan MAT251 mass spectrometer. TOC of topsoil decreased drastically after 3 years of continuous corn cultivation although marked increase of DOC and SMBC was observed in the corn field. This was in coincident with the decrease of SOC in the sand PSF despite no remarkable changes in the other PSFs from the corn field. Significantly heavier carbon could be detected either in bulk samples or in a single PSF from the corn field than from rice field. Calculation using the data of ¹³C‰(PDB) indicated that 80% of young carbon inputted by corn residues was allocated in the topsoil of 0~20cm and mainly found in the coarse PSF as well as in the pools of DOC and SMBC. The calculated short mean residence time (MRT) found with bulk sample and coarse fraction from the corn field in contrast to from the rice field suggested a coupling of rapid TOC decrease and fast aggregate turnover in the cornfield. Therefore, the TOC decline in the corn field was attributed to the disruption of aggregates that, in turn, released labile carbon from physical protection. Drastic decline of indigenous SOC at $4\text{ t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$ in the paddy soil after corn cultivation was in disagreement with the findings reported for American and European dry croplands and implicated a possible instability under alternation of cropping systems of SOC accumulated in paddies due to destruction of physical protection in coarse PSFs.

Key words ¹³C; Turnover; Paddy soil; C pool; Particle size fractions; Total organic carbon