

# 1990~2000 年中国土壤碳氮蓄积量 与土地利用变化

刘纪远<sup>1</sup>, 王绍强<sup>1</sup>, 陈镜明<sup>1,2</sup>, 刘明亮<sup>1</sup>, 庄大方<sup>1</sup>

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 加拿大多伦多大学地理系, 多伦多)

**摘要:** 基于 2473 个土壤剖面资料和 1980 年代末~1990 年代末陆地卫星 TM 影像分析中国 1990~2000 年林地、草地、耕地之间的土地利用变化对土壤碳氮蓄积量的影响。IPCC 建议的国家温室气体清单方法计算表明从 1990~2000 年中国林地、草地、耕地土壤 (30 cm) 有机碳氮库分别损失了  $77.6 \pm 35.2$  TgC ( $Tg = 106t$ ) 和  $5.6 \pm 2.6$  TgN, 年均损失约 7.76 TgC/yr 和 0.56 TgN/yr, 其中耕地土壤碳库分别增加了  $79.0 \pm 7.7$  TgC 和  $9.0 \pm 0.7$  TgN, 草地土壤碳氮蓄积量分别损失了  $100.7 \pm 25.9$  TgC 和  $9.8 \pm 2.2$  TgN, 林地土壤碳氮蓄积量分别损失了  $55.9 \pm 17.0$  TgC 和  $4.9 \pm 1.1$  TgN。同时根据中国 6 大行政区林地、耕地和草地之间的相互转换面积、土壤有机碳氮密度的变化率进行估算, 表明土壤 (30 cm 和 100 cm) 有机碳氮蓄积量分别损失了 53.7 TgC、5.1 TgN 和 99.5 TgC、9.4 TgN。由于中国不同地区土地利用变化的空间格局差异显著, 从而导致东北地区土壤碳氮蓄积量变化较大, 而华东地区变化较小。

**关键词:** 土地利用变化; 土壤碳氮; 蓄积量; CO<sub>2</sub>; 中国

大气 CO<sub>2</sub> 浓度的上升使得人们更加关注陆地生态系统的碳释放与吸收<sup>[1]</sup>。人类活动对陆地生态系统碳蓄积量和通量的影响远远超过了自然变化影响的速率和程度, 主要包括农业活动、城市和道路建设、森林砍伐以及其他土地利用变化等<sup>[2,3]</sup>, 因此, 精确估计土地利用变化对陆地生态系统碳平衡的影响是当前全球变化和陆地碳循环研究重点内容<sup>[3]</sup>。土地利用变化导致碳素从陆地释放是大气 CO<sub>2</sub> 浓度不断升高的主要原因之一, 土地利用方式的变化不仅直接影响、而且通过影响与土壤有机碳形成和转化的因子而间接影响土壤有机碳的含量和分布<sup>[2]</sup>, 还可以通过改变土壤有机质的分解速率影响土壤有机碳氮蓄积量, 所以土地利用变化导致土壤碳蓄积量的减少受到了广泛地关注<sup>[4-6]</sup>。然而, 人类活动对全球碳库的影响仍然没有被充分地认识, 其中最大的不确定性就是植被类型转变后土壤碳蓄积量可能发生的变化<sup>[7]</sup>。陆地生态系统碳吸收、固定与释放的区域和全球尺度时空格局信息, 以及生物地球化学过程对这些格局的响应, 是我们进入以管理全球碳循环为目标的后京都时代的需要<sup>[8,9]</sup>。同时, 由于土壤有机碳对土地利用管理措施的响应显著, 人为活动与土壤碳循环之间的相互关系就成为土壤碳循环研究的一个热点<sup>[1,7]</sup>, 因而, 如何认识土地利用变化对土壤碳库的影响以及采用何种有效的土地利用管理措施增加土壤碳蓄积量是我们面临的严峻挑战。

在第三次缔约方大会上, 联合国气候变化框架公约 (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) 采纳了《京都议定书》<sup>[10]</sup>, 而且 UNFCCC 要求所有的缔约方开发、更新和公布各自国家的人为排放清单, 并要求采用具有可比性的方法以及 IPCC 的清单编辑指南进行计算<sup>[1,10]</sup>, 其中一个关键性的挑战就是解决碳循环中的

收稿日期: 2003-12-15; 修订日期: 2004-04-03

基金项目: 国家 973 计划 (2002CB412500); 中加 CIDA 国际合作项目; 中国科学院地理科学与资源研究所知识创新工程 (CXIOG-E01-02-02) [Foundation: Natural Science Foundation of Henan Province, No.031105170; Key Young Teachers Program in Colleges and Universities of Henan Province]

作者简介: 刘纪远, 研究员。E-mail: liujy@igsnr.ac.cn

“土地利用变化和林业”的不确定性<sup>[11-13]</sup>。由于全球环境变化的广泛性及其不同趋势，土地利用变化后的土壤碳氮变化的数量和原因仍然存在大量的不确定性<sup>[7]</sup>，因此开展土地利用变化与土壤碳循环的研究是国家利益和科学发展的需要。

我国科学家就中国土地利用 / 土地覆被变化做了大量的工作<sup>[14-16]</sup>，并且估算了中国陆地土壤有机碳库<sup>[17]</sup>，探讨了区域土地利用变化对陆地碳蓄积量的影响<sup>[18,19]</sup>，但是就国家尺度的土地利用变化对土壤碳氮蓄积量的影响研究较少，因而本文基于 1980 年代末和 1990 年代末陆地卫星 TM 资料以及第二次全国土壤普查，估算中国 1990~2000 年的土地利用变化对林地、草地和耕地土壤有机碳氮蓄积量的影响。

## 1 资料和方法

### 1.1 数据来源

第二次全国土壤普查 (1979~1992 年) 比较详细地对我国土壤状况进行了调查和研究，本文利用普查的 2473 个典型土种剖面数据库<sup>[20,21]</sup>和土壤碳氮密度计算方法<sup>[22,23]</sup>计算土壤碳氮蓄积量，数据库属性包括剖面的地理位置、土层深度、有机质含量、全氮含量、容重、面积、主要性状、生产性能和理化分析数据。根据典型剖面地点的植被类型和土地利用状况的描述，对照植被分类系统<sup>[24]</sup>，给出每个土壤剖面的土地利用类型，然后归并为耕地、林地和草地三大类，其中耕地包括旱地和水田，林地包括森林和灌木林，草地包括草原和草甸。按照行政界线划分为 6 大区：东北、华北、华东、西北、华南、西南。

1980 年代末至 1990 年代末近 10 年中国土地利用变化数据来自于中国科学院知识创新工程重大项目“国土环境遥感时空信息分析与数字地球相关理论技术预研究”的最新成果。主要利用两期覆盖全国具有 30 m 地面分辨率的美国陆地卫星 TM (专题制图仪)，在全数字化人工解译 (判读) 基础上，生成了中国近 10 年土地利用变化的动态数据库，土地利用动态变化图斑累计 365 212 个，制图标准按照 1:100 000 比例尺的制图规范。根据野外 7 万多 km 路线实地随机抽查 13 300 个图斑的统计结果，1990 年代末陆地卫星 TM 数据人工解译的 1:100 000 土地利用图的平均定性精度为 92.9%<sup>[15]</sup>。

### 1.2 计算过程

**1.2.1 IPCC 计算方法** 按照 IPCC 建议的国家温室气体清单计算方法，某一特定土地利用类型下的所有土壤类型在 20 年期间土壤表层 30 cm 碳净变化如下<sup>[4]</sup>：

$$NC_j = \sum_{i=1}^{n} NC_{ij} = C_j \times IF_j \times S_{jt} \quad (1)$$

式中： $NC_j$  为第  $j$  种土地利用类型的净碳变化量， $NC_{ij}$  为第  $j$  种土地利用类型中的第  $i$  种土壤类型的净碳变化量， $C_j$  为第  $j$  种土地利用类型的平均土壤碳密度， $IF_j$  (Impact Factor) 为第  $j$  种土地利用类型转变时的碳库影响因子，即自然植被转变为农业利用时的管理措施 (耕作密度和输入水平)， $S_{jt}$  为第  $j$  种土地利用类型在  $t$  时间内的变化面积。IPCC 方法建议采用如下公式来确定影响因子  $IF_j$ ：

$$IF_j = Bf_j \times Tf_j \times If_j \quad (2)$$

式中： $Bf_j$  (Base Factor) 是说明与特定土地利用类型相关的自然植被土壤有机质变化的因子 (土地利用变化后的土壤有机碳变化的基本因子)，通常基于环境因子和转换后的农业措施进行计算，取值范围为 0.5~1.1，最低的值表示热带长期耕作的水成土或退化的土地，最高的值表示改良的草地和水稻田<sup>[7]</sup>。代表与土地利用相关的不同管理水平和措施的影响因子有两个： $Tf_j$  (Tillage Factor) 和  $If_j$  (Input Factor)。 $Tf_j$  表示耕作活动的影响，免耕为 1.1，温带地区充分耕作为 1.0，热带水成土充分耕作为 0.8，其他热带土壤充分耕作为

表 1 计算中国不同土地利用类型土壤表层 30 cm 碳氮蓄积量变化的各种因子

Tab. 1 Factors of estimating C and N storage changes of soil layer (0~30 cm) of different land use types in China

土地利用系统	基本因子 (Bf) <sub>i</sub>	耕作因子 (Tf) <sub>i</sub>	输入因子 (If) <sub>i</sub>	影响因子 (IF) <sub>j</sub>	
耕地	温带	0.7	1.0	1.1	0.77
	热带	0.6	1.0	1.1	0.66
草地		0.9	NA	NA	0.9
林地		1.0	NA	NA	1.0
其他		1.0	NA	NA	1.0

NA: not applicable; 耕作因子和输入因子不确定的地方

0.9<sup>[1, 7, 24]</sup>。I<sub>fj</sub> 代表不同残茬管理系统和措施的影响因素, 范围在 0.8~1.2 之间, 迁移农业的短期休耕为 0.8, 高输入系统的为 1.2, 例如接受正常肥料的, 根据 IPCC 的建议, 综合其他的类似研究<sup>[1, 7, 23]</sup>给定 (表 1)。根据表 1、土壤碳氮密度、土地利用变化面积和公式 1 和 2, 可以估算土壤有机碳氮蓄积量的变化。

**1.2.2 土地利用转换方法** 土地利用变化之后土壤有机碳的变化速率随着时间会逐渐降低, 这种特性一方面是由土壤有机碳分解的动态过程决定, 即土壤有机碳输入、积累和分解的最终平衡, 另一方面由惰性碳库大小决定<sup>[25]</sup>。土地利用变化后土壤碳蓄积最终会达到一种新平衡状态, 这种平衡使有机碳含量不会积累很高, 也不会无限地降低<sup>[26]</sup>。尽管有的科学家在估算土地利用变化对碳库的影响时假设 100% 的植被碳和 25% 的土壤碳损失了<sup>[27]</sup>, 但是土壤碳氮蓄积量变化比例在不同区域是不同的。在森林演替和次生过程中, 土壤碳蓄积量总体上没有明显的变化<sup>[28-31]</sup>, 因而不同森林类型之间的变化在本文中不考虑, 其他耕地和草地内部不同类型之间的转换也没有加以分析。

(1) 林地转变为耕地 许多研究报道, 林地转变为耕地后在 20~30 年内多至 20%~50% 的有机碳损失, 大部分损失来自于地表有机质的侵蚀, 而且在转换后的最初几年里变化速率最大<sup>[28, 32, 33]</sup>, 然后变化速率慢慢降低, 在 20 年内逐渐达到平衡 (大约是原来森林的 50%), 随后依自然植被、气候、土壤类型、管理实践和时间的变化而变化<sup>[5, 7, 28, 34]</sup>。

一些研究表明, 当森林转变为农田后 10 年或更长时间, 土壤碳量平均降低 30.3 ± 2.4% (n = 75, n 表示样本数)<sup>[7, 28, 34, 35]</sup>。同时土壤容重增加了 12.9 ± 1.6% (n = 78), 其中林地转换为耕地增加 16.9 ± 2.2% (n = 36), 林地转变为草地增加 9.5 ± 2.1% (n = 42)<sup>[7]</sup>。当林地转变为耕作时, 拟合的线性关系表明土壤碳氮损失是相关的 (R<sup>2</sup> = 0.70), 土壤碳损失要高于氮的损失, 土壤 C/N 比平均将减少 8.7 ± 1.9% (n = 61)<sup>[7]</sup>。当同时考虑土壤碳氮和土壤容重变化时, 土壤碳氮分别降低 27.0 ± 4.6% 和 15.8 ± 5.5% (n = 29)<sup>[7]</sup>。

在没有相关中国实测资料的情况下, 我们基于以上的研究综述, 假设林地转变为耕地之后, 中国土壤碳氮蓄积量将变化 -27.0 ± 4.6% 和 -15.8 ± 5.5% (表 2)。

(2) 林地转变为草地 有的研究发现林地转变为草地 12-25 年左右时土壤有机碳含量将减少 4%~22%<sup>[36-38]</sup>, 有的研究发现有机碳蓄积量增加 9%~10%<sup>[39-44]</sup>。碳蓄积量增加可能是源于初始的土壤碳蓄积量很低, 以及后期施肥、合理管理、避免过度放牧的结果<sup>[7]</sup>。有的研究假设热带森林转变为草地和牧场时, 土壤碳将损失大约 25%<sup>[6, 45]</sup>。

目前林地转变为草地的研究并没有给出土壤碳氮蓄积量清晰的变化趋势, 考虑到土壤碳氮同时变化情况, 那么土壤碳氮的平均变化范围分别是 11.5 ± 4.9% 和 20.1 ± 8.3% (n = 67), 土壤碳氮损失的相关系数为 R<sup>2</sup> = 0.58<sup>[7]</sup>。据其他研究, 在林地转变为草地 8~12 年后, 土壤碳氮蓄积量在 10 年左右时间里分别变化 -49%~+47% 和 -52%~+82%<sup>[37, 39, 41, 43, 46-52]</sup>, 说明林地转变为草地后土壤碳氮蓄积量的变化较为复杂。根据上述文献中的土壤碳氮、容重同时变化的情况, 将 5 个林地转为草地的变化速率按统计方法计算, 则土壤碳氮平均变化范围分别为 -2.4%~21.2% 和 -3.0%~16.9% (表 2)。

(3) 耕地转变为林地 耕地转变为林地或草地土壤有机碳一般会增加<sup>[2, 3, 35, 53-61]</sup>, 其累积速率依气候带而异, 在潮湿地区速率高一些, 而在干旱地区低一些, 土壤碳的增加速

率和最终达到的稳定水平将取决于生产力水平和土壤条件<sup>[62-65]</sup>, 如 Post 和 Kwon<sup>[65]</sup>发现在亚热带退耕为人工林后土壤有机碳增加较大。Lugo 等<sup>[66]</sup>发现农

田弃耕转变为林地以后, 在 50 年当中, 热带次生林有机碳能够恢复到原先的 75%, 而温带和寒带将达到原来的 90%<sup>[45,66]</sup>。综上所述, 我们考虑中国热带地区耕地转变为林地后在 10 年内将达到林地土壤碳氮蓄积量的 75%, 温带地区是 90%, 亚热带是 80%。

(4) 耕地转变为草地 大多数研究重视森林转变为耕地和草地后土壤有机碳蓄积量的损失, 有关耕地向草地转变的研究很少。耕地转变为草地, 土壤有机碳蓄积量的增加主要来源于高生物量、凋落物留存和高根系生物量。Gebhart 等<sup>[68]</sup>发现美国中部平原的耕地变成草地之后 300 cm 土壤中有机碳增加 110.0 gC/m<sup>2</sup>yr, 该值是最大的增长速率<sup>[65]</sup>。Lugo 等<sup>[66]</sup>在亚热带湿润森林区的研究证明了农田被草地代替之后, 平均积累速率为 33.2 gC/m<sup>2</sup>yr。对于非森林系统, 可以假设耕地转变为草地后的长期时间里土壤碳将恢复到草地的 100%<sup>[45]</sup>, 因此本文考虑耕地转变为草地后土壤碳氮蓄积量将恢复到原来草地的 100% (表 2)。

(5) 草地转变为林地 Scott 等<sup>[69]</sup>研究发现草地转变为林地能增加植被生物量, 但除了高黏性土壤外, 其人工林 0~10 m 土层中的有机碳减少 20%~40%, 在 10~30 cm 土层也是同样趋势。Polglase 等<sup>[70]</sup>总结发现草地转变为林地有机碳下降, 而且造林后在 10 年之内变化的速度比 10 年之后大。由于草地转变为林地之后有机碳的变化趋势很难确定, 因而我们根据 Houghton 等<sup>[45,71]</sup>的研究, 考虑草地转变为林地后在 10 年内将达到林地土壤碳氮蓄积量的 80% (热带)、90% (温带) 或 100%。

(6) 草地转变为耕地 Wang 和 Amundson<sup>[72]</sup>研究发现天然草地转变为耕地后, 有机碳主要流失的是表层 30 cm 的部分, 而在 30 cm 以下草地和农田没有差异, 在 22 年中耕地土壤有机碳减少了 22%。Cihacek 和 Ulmer<sup>[73]</sup>也发现在美国北草原区天然草地土壤碳蓄积量比耕地高。为了检验土壤碳损失的显著性, Houghton 等<sup>[45]</sup>在总结其他研究时, 假设自然植被转变为农田时损失 20% 的土壤碳蓄积量。因此本文假设草地转变为耕地后土壤有机碳氮蓄积量将减少 20%。

实际计算过程中, 由于各个大区耕地、草地和林地的土壤碳氮密度并不是依次降低的, 所以在估算土地利用变化后的土壤碳氮蓄积量降低或增加时, 根据实际土壤碳氮密度和最高变化比例进行计算。

**1.2.3 误差分析方法** 土壤有机质受各种外在和内在因素影响而不断变化。分析土壤碳氮蓄积量的误差范围, 以及土壤采样带来的随机误差和系统性误差, 是准确反映土壤有机碳氮实际存储的方法。计算 6 大区不同土地利用类型的碳氮密度误差范围方法如下:

$$Error = \frac{t \cdot SD_i}{\sqrt{n_i}} \quad (5)$$

式中:  $t$  是显著性概率 0.05 水平下 (即 95% 的置信区间) 的分布值, 根据样本数  $n_i$  查找数学手册中的  $t$  分布表可得  $t$  值,  $SD_i$  是  $i$  种土地利用类型土壤碳或氮密度的标准差,  $n_i$  为  $i$  种土地利用类型的自由度 (样本数)。在运用 IPCC 建议方法时, 采纳了该误差分析方法分析土壤碳氮蓄积量变化范围, 而在使用土地利用转换方法时, 各种不同假设变化率会导致误差的累积放大, 因而没有分析土壤碳氮蓄积量变化的误差。

表 2 土地利用变化后土壤碳氮变化率

Tab. 2 The change ratio of soil C and N after land use change

		林地	草地	耕地
林地		0	-2.4?21.2 % C	-27.0?4.6 % C
			-3.0?16.9 % N	-15.8?5.5 % N
草地	恢复到森林的 80、90、100%		0	-20%
耕地	恢复到森林的 80 或 90%		恢复到草地的 100%	0

## 2 结果与讨论

### 2.1 土壤碳氮密度空间分布特征

中国不同地区土壤有机碳氮密度及其变异性见表 3。东北地区 3 大类土地利用类型中, 林地土壤碳氮密度是最大的, 分别为  $15.68 \pm 4.27 \text{ kg/m}^3$ 、 $1445.0 \pm 283.4 \text{ g/m}^3$ , 与森林植被生产力高、地表凋落物层较厚、土壤得到充足的有机质补充有紧密关系, 加上东北气温低, 森林土壤有机质分解缓慢, 积累高。然而, 不同土地利用类型的土壤剖面数量差别较大, 会影响结果之间的比较(表 3)。其他地区土地利用类型土壤碳氮密度特征与东北地区类似, 即林地是最大的, 耕地的土壤碳氮密度是最小的, 但是华南地区的草地土壤碳氮密度比耕地低, 原因之一可能是该地区草地类型所采集的剖面比较少(仅有 19 个草地剖面)。

西南地区的草地土壤碳氮密度是所有地区草地类型中最大的, 分别为  $18.00 \pm 6.19 \text{ kg/m}^3$ 、 $1658.2 \pm 428.3 \text{ g/m}^3$ , 是因为西南青藏高原高寒草甸草本植物生长丰盛, 地表有滞水, 温度较低, 凋落物和土壤有机质分解缓慢, 促进了土壤有机质的积累。华北地区的耕地土壤碳氮密度是最小的, 分别为  $6.63 \pm 0.52 \text{ kg/m}^3$ 、 $739.5 \pm 45.7 \text{ g/m}^3$ , 是由于华北地区农业开发历史较长, 人类活动影响强烈, 导致耕地土壤有机碳氮含量长期处于低水平。西北地区草地和林地土壤碳氮密度较高, 与大部分采样点位于高山林地和高原草甸地区有关系。我国陆地各大区林地、草地和耕地土壤碳氮蓄积分布特征表明了土壤碳氮蓄积量的空间格局是与我国自然环境的水热组合有较强的关系。不同土地利用类型的土壤碳氮密度表明, 林地土壤依然是有机碳氮蓄积的主力, 保护林地不仅是生物多样性的要求, 也是减缓温室效应的重要因素。

### 2.2 土地利用变化

中国土地利用类型主要分为 6 大类, 基于 1980 年代末期和 1990 年代末期的陆地卫星 TM 影像, 本文建立了 6 大行政区在

表 4 耕地、草地和林地之间的相互转换总面积表 (1990~2000)

土地利用类型	耕地 ( $\times 10^4 \text{ hm}^2$ )	草地 ( $\times 10^4 \text{ hm}^2$ )	林地 ( $\times 10^4 \text{ hm}^2$ )	减少 ( $\times 10^4 \text{ hm}^2$ )	净变化量 ( $\times 10^4 \text{ hm}^2$ )
耕地		64.2	51.5	115.7	404.7
草地	345.7		103.0	448.7	-304.8
林地	174.6	79.8		254.4	-99.9
增加	520.3	144.0	154.5	818.8	

1990~2000 年的土地利用变化转换矩阵。由于缺乏水域、城镇用地和未利用地的土壤实测资料, 因而这 3 大类的土壤碳氮蓄积量变化没有计算。IPPC 建议方法和土地利用转换方法仅仅估算耕地、草地和林地之间相互转换的变化量, 没有分析水域、城镇用地、未利用地与这 3 大类之间的转换对土壤有机碳氮蓄积量的影响。如果仅仅考虑耕地、草地和林地之间的相互转换, 则耕地、草地和林地面积净变化分别为 404.7、-304.8、 $-99.9 \times 10^4 \text{ hm}^2$ (表 4)。其中耕地面积增加中的大部分来自于草地面积的减少, 而耕地转变为草地和林地的面积比较接近, 说明退耕还草还林的速率赶不上草地、林地减少的速率。

### 2.3 土壤有机碳氮蓄积量变化

2.3.1 IPCC 方法计算结果 按照 IPCC 建议的计算方法, 中国东北、华北、西北地区耕

表 3 中国 6 大区土壤有机碳氮密度 (0~100 cm)

Tab. 3 Soil organic carbon and nitrogen densities of different regions in China (0~100 cm)

土地利用类型	样本数 /n	碳密度		氮密度		t /0.05	
		$\text{kg/m}^2$	?	$\text{g/m}^2$	?		
东北	耕地	203	9.49	0.94	1093.8	84.4	1.96
	草地	77	11.42	1.93	1176.0	187.6	1.98
	林地	64	15.68	4.27	1445.0	283.4	1.98
华北	耕地	268	6.63	0.52	739.5	45.7	1.96
	草地	70	11.11	2.85	1012.6	218.5	1.98
	林地	42	14.07	5.39	1215.8	321.6	2.00
华东	耕地	314	9.26	0.39	1019.5	47.9	1.96
	草地	31	11.97	5.75	1248.3	543.0	2.021
	林地	106	12.08	1.84	1066.7	160.1	1.96
华南	耕地	238	11.03	0.92	1094.9	76.9	1.96
	草地	19	9.01	2.74	958.0	242.0	2.093
	林地	105	12.14	1.58	1187.7	163.8	1.98
西北	耕地	239	8.26	0.78	941.0	80.1	1.96
	草地	61	16.24	5.03	1520.8	401.3	1.98
	林地	41	17.69	5.80	1557.1	368.9	2.00
西南	耕地	274	14.20	4.88	1358.7	95.7	1.96
	草地	52	18.00	6.19	1658.2	428.3	2.00
	林地	80	26.39	7.06	1988.2	494.3	1.98

地类型的影响因子为 0.77, 华东、华南、西南耕地类型的影响因子为 0.66 (表 5), 根据中国 1990~2000 年土地利用变化转换矩阵, 重点考虑耕地、草地和林地的净变化对土壤有机碳氮蓄积量的影响, 其他土地利用类型的净变化不在分析之列 (土壤有机碳氮含量低或是分布面积较小)。

在 6 个地区中, 东北地区土壤碳氮蓄积量损失最大, 分别为  $34.3 \pm 13.8$  TgC (Tg = 106 t) 和  $2.5 \pm 1.0$  TgN。从各个大区来看, 土壤碳氮蓄积量损失或增加比例大致为东北 (13.72)、华北 (14.31)、华东 (15)、华南 (6)、西北 (13.2)、西南 (17.25), 总体上土壤有机碳氮蓄积量变化比率基本处于 6~20 之间。

从 1990 年到 2000 年, 是中国经济发展腾飞的 10 年, 也是土地利用变化最剧烈的 10 年

<sup>[4][6]</sup>。10 年间中国耕地、草地和林地土壤 0~30 cm 土层有机碳蓄积量损失了  $77.6 \pm 35.2$  TgC, 年均损失  $7.76 \pm 3.52$  TgC, 0~30 cm 土层有机氮蓄积量损失了  $5.6 \pm 2.6$  TgN, 年均损失约  $0.56 \pm 0.26$  TgN, 土壤碳蓄积量损失大约是氮蓄积量损失的 14 倍。其中, 草地面积减少了  $304.8 \times 10^4$  hm<sup>2</sup>, 导致草地土壤有机碳氮蓄积量损失最大, 分别达到  $100.7 \pm 25.9$  TgC 和  $9.8 \pm 2.2$  TgN, 而耕地面积增长了  $404.7 \times 10^4$  hm<sup>2</sup>, 其表层 0~30 cm 土壤有机碳氮蓄积量分别增加了  $79.0 \pm 7.7$  TgC 和  $9.0 \pm 0.7$  TgN。

**2.3.2 土地利用转换方法计算结果** 根据土地利用变化土壤碳氮蓄积量变化率 (表 2)、土壤有机碳氮密度 (表 3) 和土地利用转换矩阵, 估算出了我国 6 大区耕地、草地和林地之间土壤有机碳氮蓄积量的变化 (表 6), 并绘制了中国 1990~2000 年的耕地、草地和林地的土壤碳氮蓄积量变化图 (图 1)。

林地转变为耕地后, 东北地区的土壤碳氮蓄积量损失是最大的, 分别为 49.28 TgC 和 2.66 TgN。林地转变为草地后, 西南地区的土壤碳氮蓄积量损失是最大的, 分别为 2.04 TgC 和 0.19 TgN。草地转变为耕地后, 华北地区的土壤碳氮蓄积量减少是最大的, 分别为 30.53 TgC 和 2.78 TgN。草地转变为林地后, 土壤碳蓄积量增加最多的是西南地区, 达到 5.32 TgC, 土壤氮蓄积量增加最多的是东北地区, 达到 0.23 TgN。由于华东地区的草地土壤氮密度均比耕地和林地的高, 在华东地区草地转变为林地后土壤氮蓄积量反而降低, 减少了 0.49 TgN。耕地转变为草地后, 华北地区土壤碳氮库增加最大, 分别增加了 19.00 TgC 和 1.16 TgN。耕地转变为林地后, 土壤碳氮蓄积量增加最多的是东北地区, 分别为 7.95 TgC 和 0.36 TgN。在 1990~2000 年期间, 中国陆地土壤 0~100 cm 土层中有机碳蓄积量损失了 99.5 Tg, 土壤有机氮蓄积量损失了 9.4 Tg, 土壤碳的损失是氮损失的 10.59 倍, 其中各个大区土壤碳氮净损失的大致比例如下: 东北 (12.98)、华北 (8.67)、华东 (2.83)、西北 (9.29), 华东和西南地区不考虑碳氮获得的损失比例分别为 16 和 17.5,

表 5 中国 IPCC 方法计算结果 (0~30 cm)

Tab. 5 Results of calculation by IPCC recommended methods, 0~30 cm

		面积净变化 ( $\times 10^4$ hm <sup>2</sup> )	影响因子	碳变化量 (Tg)		氮变化量 (Tg)	
				?	?	?	?
东北	耕地	202.4	0.77	44.4	4.4	5.1	0.4
	草地	-102.1	0.9	-31.5	-5.3	-3.2	-0.5
	林地	-100.3	1.0	-47.2	-12.8	-4.3	-0.9
	变化总量			-34.3	-13.8	-2.5	-1.0
华北	耕地	117.5	0.77	18.0	1.4	2.0	0.1
	草地	-106.3	0.9	-31.9	-8.2	-2.9	-0.6
	林地	-11.2	1.0	-4.7	-1.8	-0.4	-0.1
	变化总量			-18.6	-8.6	-1.3	-0.6
华东	耕地	-3.3	0.66	-0.6	0.0	-0.1	0.0
	草地	-20.5	0.9	-6.6	-3.2	-0.7	-0.3
	林地	23.8	1.0	8.6	1.3	0.8	0.1
	变化总量			1.4	-1.9	0.0	-0.2
华南	耕地	3.6	0.66	0.8	0.1	0.1	0.0
	草地	-9.5	0.9	-2.3	-0.7	-0.2	-0.1
	林地	5.9	1.0	2.1	0.3	0.2	0.0
	变化总量			0.6	-0.4	0.1	0.1
西北	耕地	80.6	0.77	15.4	1.5	1.8	0.1
	草地	-82.3	0.9	-36.1	-11.2	-3.4	-0.9
	林地	1.7	1.0	0.9	0.3	0.1	0.0
	变化总量			-19.8	-9.4	-1.5	-0.7
西南	耕地	3.9	0.66	1.1	0.4	0.1	0.0
	草地	15.9	0.9	7.7	2.7	0.7	0.2
	林地	-19.8	1.0	-15.7	-4.2	-1.2	-0.3
	变化总量			-6.9	-1.2	-0.4	-0.1
总计				-77.6	-35.2	-5.6	-2.6

表 6 中国土地利用转换后的土壤有机碳氮蓄积量变化 (0~100 cm)

Tab. 6 Changes in soil organic carbon and nitrogen storage after land use conversion (0~100 cm)

		土壤有机碳蓄积量变化 (Tg)				土壤有机氮蓄积量变化 (Tg)			
		耕地	草地	林地	变化总量	耕地	草地	林地	变化总量
东北	耕地	—	1.25	7.95	9.20	—	0.05	0.36	0.41
	草地	-25.06	—	4.87	-20.18	-2.58	—	0.23	-2.35
	林地	-49.28	-0.72	—	-50.00	-2.66	-0.08	—	-2.74
	变化总量	-74.33	0.53	12.82	-60.98	-5.24	-0.03	0.58	-4.69
华北	耕地	—	19.00	4.16	23.16	—	1.16	0.24	1.40
	草地	-30.53	—	3.23	-27.30	-2.78	—	0.17	-2.61
	林地	-11.17	-0.32	—	-11.49	-0.56	-0.03	—	-0.60
	变化总量	-41.70	18.67	7.39	-15.63	-3.35	1.12	0.41	-1.81
华东	耕地	—	0.01	0.40	0.41	—	0.02	0.05	0.06
	草地	-0.62	—	0.29	-0.33	-0.06	—	-0.49	-0.55
	林地	-1.57	-0.24	—	-1.80	-0.08	-0.03	—	-0.11
	变化总量	-2.19	-0.23	0.70	-1.72	-0.15	-0.01	-0.44	-0.60
华南	耕地	—	-0.06	0.72	0.66	—	-0.004*	0.06	0.06
	草地	-0.18	—	0.85	0.67	-0.02	—	0.13	0.12
	林地	-3.08	-0.10	—	-3.18	-0.18	-0.01	—	-0.19
	变化总量	-3.26	-0.16	1.57	-1.85	-0.20	-0.02	0.19	-0.02
西北	耕地	—	7.82	2.83	10.65	—	0.57	0.17	0.74
	草地	-29.65	—	1.17	-28.48	-2.78	—	0.03	-2.75
	林地	-1.34	-0.31	—	-1.65	-0.07	-0.03	—	-0.10
	变化总量	-30.99	7.51	4.01	-19.47	-2.85	0.53	0.20	-2.11
西南	耕地	—	1.71	4.98	6.69	—	0.13	0.17	0.30
	草地	-1.33	—	5.32	3.99	-0.12	—	0.22	0.10
	林地	-8.48	-2.04	—	-10.52	-0.37	-0.19	—	-0.57
	变化总量	-9.81	-0.33	10.30	0.16	-0.50	-0.06	0.39	-0.16
	耕地	—	29.7	21.1	50.8	—	1.9	1.1	3.0
	草地	-87.4	—	15.7	-71.7	-8.4	—	0.3	-7.9
	林地	-74.9	-3.7	-78.6	-157.2	-3.9	-0.4	—	-4.3
总计	—	-99.5	—	-99.5	—	-9.4	—	-9.4	

表明土地利用变化导致 0~100 cm 的土壤碳氮损失比例大致在 8~18 之间, 与 IPCC 建议方法的结果比较接近。

总体上看, 10 年期间中国耕地转变为草地和林地土壤碳氮蓄积量分别增加了 50.8 TgC 和 3.0 TgN (表 6), 碳氮获得比例为 16.93。草地转变为耕地土壤碳氮蓄积量总共损失了 87.4 TgC 和 8.4 TgN, 损失比例为 10.40, 草地转变为林地土壤碳氮蓄积量总共增加 15.7TgC 和 0.3TgN, 增加比例为 52.3。林地转变为耕地和草地土壤碳氮蓄积量总共损失了 78.6 TgC 和 4.3 TgN, 损失比例为 18.27。

## 3 讨论

### 3.1 土壤碳氮蓄积量变化对比

采用 IPCC 方法和土地利用转换方法进行计算是为了更加精确地估计中国 1990 年到 2000 年土地利用变化对土壤有机碳氮蓄积量的影响。基于 2 473 个土壤剖面资料, 我们计算出 0~30 cm 土壤碳氮蓄积量约为 0~100 cm 碳氮量的 54%, 按照该比例以及表 5、表 6 进行各大区的土壤碳氮蓄积量的变化对比, 发现两种方法计算的不同地区耕地、草地和林地结果差异较大 (表 7), 但总变化量比较接近。IPCC 方法计算的东北地区耕地土壤碳氮蓄积量变化是土地利用转换方法计算的 9 倍, 但是两种方法计算的东北地区土壤碳氮量的总变化基本上是一致的。土地利用转换方法计算的华北地区土壤碳氮净变化量, 却是 IPCC 计算方法结果的 2 倍, 不同土地利用类型之间的差异约在 2~3 倍左右。华东两种方法计算的耕地和林地土壤碳氮变化则呈现完全相反的结果, 这与两种方法计算耕地和林地的影响因子和土壤碳氮变化率以及面积净变化差异有关系。

按照 IPCC 建议方法计算的中国林地土壤有机碳氮库 (30 cm) 在 1990~2000 年期间分

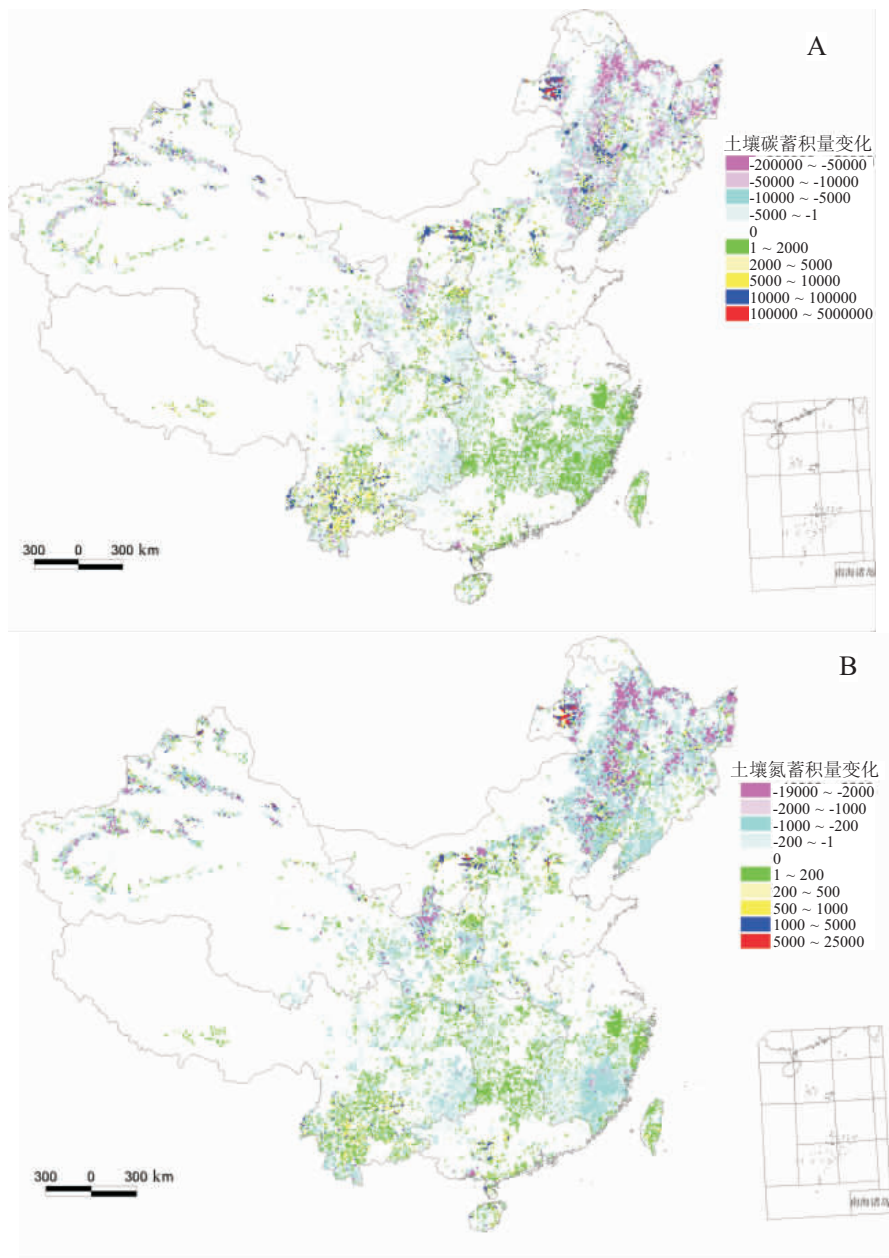


图 1 1990~2000 年中国耕地、草地和林地土壤有机碳 (A) 和氮 (B) 蓄积量的空间变化 (单位:  $t/100 km^2$ )  
 Fig. 1 Spatial change of SOC and SON of cropland, grassland and woodlands in China, 1990 - 2000 (Units:  $t/100 km^2$ )

别减少了  $55.9 \pm 17.0$  TgC 和  $4.9 \pm 1.1$  TgN, 土壤碳氮损失比土地利用转换方法计算的高 (表 7)。两种方法计算的耕地和草地土壤有机碳氮变化差异在 2~3 倍之间, 但是 IPCC 方法计算的土壤碳氮库蓄积量损失或增加均比土地利用转换方法的结果要高, 与面积变化、影响因子 (表 1) 和土壤碳氮变化率 (表 2) 有密切关系。森林的植被生物量占全球植被的 86%, 而森林土壤中的碳占全球土壤碳的 73%<sup>[74]</sup>。土地利用转换方法和 IPCC 方法计算的林地土壤碳损失均占各自总损失量的 52.28%和 35.70%, 所以如何保护林地和增加森林覆盖率是减缓温室效应的重要途径。

根据不同资料和方法的计算, 中国陆地土壤有机碳库总量大约在 90~190 Pg (1 Pg =

1015 g)<sup>[17,75-77]</sup>, 由于全球陆地 0~30 cm 的土壤有机碳氮蓄积量占 0~100 cm 总量的 50% 左右<sup>[78]</sup>, 将 IPCC 建议方法计算的土壤碳库损失 (0~30 cm) 换算成 0~100 cm 的损失 (分别为  $155.2 \pm 70.4$  TgC 和  $11.2 \pm 5.2$  TgN), 则在 1990~2000 年期间中国土壤碳蓄积量损失了约 0.01%~0.17%, 而按照土地利用转换方法计算的土壤碳库 (100 cm) 损失则在 0.05%~0.11% 之间。尽管土壤碳蓄积量的损失在全国土壤碳库中的比例非常小, 但是绝对数量却非常高, 所以土壤固碳潜力成为当前土壤碳循环研究和能否纳入到气候变化框架公约谈判中的一个焦点<sup>[79-83]</sup>。

大气传输模型反演研究和森林清查资料表明北半球陆地生态系统存在一个 0.6~2.7 PgC/yr 碳汇<sup>[84-88]</sup>, 其中北半球森林和林地 1990 年代早期每年净吸收 0.6~0.7 Gt/yr, 其中地表凋落物和土壤净吸收 0.13 Gt/yr<sup>[88]</sup>。Houghton 等<sup>[71]</sup>根据历史资料估计美国积极的土地利用变化在 1980 年代使得森林、林地和耕地土壤净积累 0.138 Pg/yr, 土地利用管理使得美国陆地每年净积累 0.35 PgC/yr, 可以抵消美国化石燃料燃烧释放总量的 10%~30%。

中国陆地面积是世界第 3 位, 因而在陆地碳循环中是不可忽视的一个重要碳汇或者碳源。Houghton<sup>[6]</sup>估计中国 1980~1990 年土地利用变化导致每年平均净释放  $0.06 \pm 0.2$  PgC/yr, 全球在此 10 年间损失 2.0 PgC/yr。Fang 等<sup>[89]</sup>根据全国森林清查得出中国森林生物量在 1989~1993 年每年积累速率为 0.035 PgC/yr, 森林面积为  $108.63 \times 10^6$  hm<sup>2</sup>, 1994~1998 年森林每年积累速率为 0.026 PgC/yr, 森林面积为  $105.82 \times 10^6$  hm<sup>2</sup>。从 1989~1998 年中国森林和林地面积减少了  $2.81 \times 10^6$  hm<sup>2</sup>, 然而森林是碳汇, 原因在于该时期的森林生物量碳积累的原因基本是植树造林、再造林的增加<sup>[89]</sup>。按照我们的计算: 中国林地土壤有机碳库在 1990~2000 年均损失约 0.006 PgC/yr, 则中国陆地森林生态系统在 90 年代是一个非常微弱的碳汇 (0.024 PgC/yr), 约占北半球森林和林地碳汇的 3.4%~4%, 也表明中国林地未来吸收碳汇的潜力是巨大的。

### 3.2 不确定性分析

土地利用变化对土壤碳蓄积量影响的研究方法主要有 3 种: (1) 单个样点上重复测量; (2) 配对样点测量; (3) 长时间序列的观测 (过去不同时间邻近样点经历的土地利用变化), 但是每种类型都有其内在的误差<sup>[7]</sup>。第一种研究方法给出了最低的误差, 然而在同一样点采样会破坏土壤结构, 甚至使土壤有机碳氮蓄积量变化<sup>[13]</sup>。尽管配对样点和长时间序列研究引入了误差分析, 但由于土壤自然属性的空间变异, 以及原始土地利用状况下土壤碳氮循环也可能是不平衡的, 往往会导致耗费大量的时间和精力<sup>[7]</sup>。

表 7 1990~2000 期间 0~30 cm 土壤碳氮库变化对比 (Tg;  $10^6$  t)

Tab. 7 Change of soil organic carbon and nitrogen stocks, 1990~2000

区域	土地利用类型	面积变化 ( $10^4$ hm <sup>2</sup> )	土地利用转换方法 (Tg)		IPCC 方法 (Tg)	
			土壤碳	土壤氮	土壤碳	土壤氮
东北	耕地	202.4	5.0	0.3	44.4	5.1
	草地	-102.1	-10.9	-1.3	-31.5	-3.2
	林地	-100.3	-27.0	-1.5	-47.2	-4.3
华北	耕地	117.5	12.5	0.8	18	2
	草地	-106.3	-14.7	-1.4	-31.9	-2.9
	林地	-11.2	-6.2	-0.3	-4.7	-0.4
华东	耕地	-3.3	0.2	0.1	-0.6	-0.1
	草地	-20.5	-0.2	-0.3	-6.6	-0.7
	林地	23.8	-1.0	-0.1	8.6	0.8
华南	耕地	3.6	0.4	0.1	0.8	0.1
	草地	-9.5	0.4	0.1	-2.3	-0.2
	林地	5.9	-1.7	-0.1	2.1	0.2
西北	耕地	80.6	5.8	0.4	15.4	1.8
	草地	-82.3	-15.4	-1.5	-36.1	-3.4
	林地	1.7	-0.9	-0.1	0.9	0.1
西南	耕地	3.9	3.6	0.2	1.1	0.1
	草地	15.9	2.2	0.1	7.7	0.7
	林地	-19.8	-5.7	-0.3	-15.7	-1.2
总计	耕地		0.1	-0.1	-6.9	-0.4
	林地		-53.7	-5.1	-77.6	-5.6
	草地		-42.4	-2.3	-55.9?17.0	-4.9?1.1
总计	耕地	404.7	27.4	1.6	79?7.7	9?0.7
	草地	-304.8	-38.7	-4.4	-100.7?25.9	-9.8?2.2
	总计		-53.7	-5.1	-77.6?35.2	-5.6?2.6

土地利用变化对土壤有机碳氮蓄积量的影响分析具有很大的不确定性, 首先土壤碳氮蓄积估算方法可能带来不确定性<sup>[62,89]</sup>, 而且土地利用历史也可影响目前的土壤碳存储格局<sup>[69]</sup>, 研究表明早期的农业实践活动强烈地影响了目前北美森林的氮循环和碳存储<sup>[90-92]</sup>, 森林采伐本身对土壤有机碳含量的影响并不大, 而接下去的土地利用方式对土壤有机碳含量的影响很大, 所以在计算中应把单纯的采伐和采伐以后的土地利用变化过程对土壤碳氮蓄积量的影响区别开。随着温度和水分含量的增加, 森林再生长初期生物量的增长并不能足够大到弥补土壤有机质分解速率的损失, 而且土壤有机碳积累速率在更干旱环境下更低<sup>[65]</sup>, 因此中国土壤有机碳氮含量能否恢复到我们假设的情况还有待进一步研究。

虽然本文采用 IPCC 建议方法和土地利用转换方法估算了近 10 年来中国土地利用变化对土壤有机碳氮蓄积量的影响, 但是其中的不确定性依然存在, 主要的不确定性来源是实测数据的缺乏和一些假设变化因子。不确定性主要有以下 5 个方面:

(1) 变异系数和误差范围分析: 中国 6 大区土壤碳氮密度由于水热条件组合不同区域差异较为明显, 而且由于不同土地用类型之间采样数量不同, 导致土壤厚度、碳氮密度的误差范围较大。6 大区中耕地土壤剖面所占的比重最大, 因而耕地土壤的氮密度的误差范围均低于  $100 \text{ g/m}^2$ , 除了西南地区, 其他地区耕地土壤碳密度的误差范围均低于  $1 \text{ kg/m}^2$ , 样本数量较少的土地利用类型的误差范围往往最大 (表 3)。

(2) IPCC 方法中不确定性最重要的来源是影响因子 IF: IPCC 建议方法中的不确定性最重要的来源是影响因子 IF<sup>[1]</sup>, 不同的基本、耕作和输入因子的假设组合会导致影响因子 IF 之间的较大差异, 并最终使估算的碳氮变化量变异性显著和扩大。因此, 如何精确估计中国的林地、草地和耕地类型的影响因子 IF, 是提高估算土壤碳氮变化量的一个关键, 需要更多国家尺度的实测研究推导反映自然植被转变为农业用途相关的碳库变化的因子。

(3) 土地利用转换方法中的土壤碳氮变化率: 由于中国有关土地利用变化后的土壤碳氮研究开展较晚, 长序列的研究数据没有积累, 所以本文采用的是国外的土地利用转换的变化率 (表 2), 没有得到中国实测土壤资料的验证。草地转变为林地、耕地转变为林地和草地的土壤碳氮变化率仅仅考虑一个常数 (根据纬度带的不同), 并不符合实际状况, 而且不同的假设变化率往往导致最终碳蓄积量变化估计的误差累积。由于土壤碳氮蓄积量的变化很难直接在短期内观测到, 因而需要开展土地利用变化与土壤碳循环的长期观测对比研究, 精确估算土地利用变化对土壤碳氮循环的影响。

(4) 分类问题: 为了与土地利用分类系统保持一致, 在计算土壤碳氮密度时将森林和灌木从均被归类为林地, 草原和草甸归类为草地, 这样的分类忽视了不同土地利用类型之间的细节, 会导致土壤碳氮密度不确定性和变异性的扩大。由于土壤类型空间分布的异质性和土壤有机碳氮垂直分布的变异性, 也会按土地利用类型估算带来潜在的影响。

(5) 植被生物量和凋落物的变化: 土地利用变化后植被和凋落物碳氮量的变化也会影响到土壤有机物质的输入和分解速率, 而且土地利用变化对植被生物量、凋落物和土壤有机质中 C/N 比的影响, 会直接影响到土壤对有机碳氮物质的吸收和分解, 由于相关国内研究和实测资料的限制, 本文仅仅考虑土壤碳氮蓄积量的变化, 没有全面分析土地利用变化对整个陆地生态系统有机碳氮蓄积量的影响。同时, 未发生土地利用变化的森林和灌丛在 10 年中 NPP 的变化所引起的土壤碳氮变化没有考虑, 可能过低估计此部分土壤碳氮蓄积量的增加, 过高估计中国土壤碳氮库的损失。

## 4 结论

本文从国家尺度考虑土地利用变化对土壤有机碳氮蓄积量的影响, 采用了高分辨率的长序列遥感数据和土壤普查资料, 运用了两种方法综合地估计了土壤碳氮蓄积量的变

化, 精度比单独采用森林清查资料的要高, 而且分析了不同地区不同土地利用类型之间的变化, 探讨了土壤碳氮蓄积量变化的空间特征。中国在 1990~2000 年土地利用变化导致陆地土壤有机碳氮库蓄积量分别减少 42.45~112.8 TgC 和 3~8.2 TgN (0~30 cm), 草地土壤碳氮蓄积量分别减少了 38.7~126.6 TgC 和 4.4~12.0 TgN, 林地有机碳氮蓄积量分别减少了 38.9~72.9 TgC 和 2.3~6.0 TgN, 若采取保护措施中国未来草地和林地土壤碳氮固定潜力还很大。本文详细分析了估算中存在的 uncertain, 强调进一步开展有关土地利用变化与陆地碳汇 / 源的研究, 未来需要考虑: (1) 确定中国运用 IPCC 建议方法时的各个因子的具体数值; (2) 不同土地利用类型转换后的土壤碳氮含量的变化率; (3) 土地利用分类系统与土壤实测数据之间的耦合集成; (4) 长期的定位观测对比实验以收集大量具有可比性的数据, 建立完善的土壤碳氮蓄积和容重变化的数据库; (5) 考虑土地利用变化对陆地碳循环各个过程的长期影响; (6) 加强空间变异性和误差分析从而减少不确定性; (7) 开展模型模拟分析和实测研究的综合集成对比研究。

## 参考文献 (References)

- [1] Bernoux M, Carvalho M D C S, Volkoff B et al. CO<sub>2</sub> emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. *Global Change Biology*, 2001, 7: 779-787.
- [2] Gregorich E G. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. In: Carter M R, Stewart, B A (ed.), *Structure and Organic Matter Storage in Soils*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publ., CRC Press, 1996. 167-190.
- [3] Gregorich E G, Rochette P, McGuire S et al. Soluble organic carbon and carbon dioxide fluxes in maize fields receiving spring applied manure. *J. Environ. Qual.*, 1998, 27: 209-214.
- [4] IPCC/UNEP/OECD/IEA. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reporting Instructions (V.1); Workbook (V.2). Intergovernmental Panel on Climate Change, United Nations Environment Programme, Organization for Economic Co-operation and Development, International Energy Agency, 1997, Paris.
- [5] Bruce P, Frome M. Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1999, 54: 382-389.
- [6] Houghton R A. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990. *Tellus*, 1999, 51B: 298-313.
- [7] Murty D, Kirschbaum M F, Mcmurtrie R E et al. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Global Change Biology*, 2002, 8: 105-123.
- [8] Tian H, Melillo J M, Kicklighter D W et al. Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. *Nature*, 1998, 396: 664-667.
- [9] Tans P P, Wallace D W R. Carbon cycle research after Kyoto. *Tellus*, 1999, 51B: 562-571.
- [10] UNFCCC. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. In: Report of the Conference of the Parties on its Third Session, Held at Kyoto from 1 December, 1997 - Addendum" Part Two: Action Taken by the Conference of the Parties at its Third Session, 7-27. UNFCCC document FCCC/CP/1997/7/Add.1, 1998.
- [11] Schlamadinger B, Marland G. The Kyoto Protocol: provisions and unresolved issues relevant to land-use change and forestry. *Environmental Science and Policy*, 1998, 1: 313-327.
- [12] MacDonald G J. Treatment of forests under Kyoto Protocol. Internal Memo, 15 Jan. 1999. Laxenburg, Austria: IIASA, 1999.
- [13] Palmer C J, Smith W D, Conkling B L. Development of a protocol for monitoring status and trends in forest soil carbon at a national level. *Environmental Pollution*, 2002, 116: 209-219.
- [14] Liu Jiyuan, Bubeosier. Study on temporal-spatial characteristics of modern processes of land use change in China. *Quaternary Research*, 2000, 20(3): 229-239. [刘纪远, 布和敖斯尔. 中国土地利用变化现代过程时空特征的研究. 第四纪研究, 2000, 20(3): 229-239.]
- [15] Liu Jiyuan, Liu Mingliang, Zhuang Dafang et al. Analysis on spatial pattern of land use change in China. *Science in China (D)*, 2002, 32(12): 1032-1040. [刘纪远, 刘明亮, 庄大方 等. 中国近期土地利用变化的空间格局分析. 中国科学(D), 2002, 32(12): 1032-1040.]
- [16] Liu Jiyuan, Liu Mingliang, Deng Xiangzheng et al. The land use and land cover change database and its relative studies in China. *Journal of Geographical Sciences*, 2002, 12(3): 275-282.
- [17] Wang Shaoqiang, Zhou Chenghu, Li Kerang et al. Study on spatial distribution character analysis of the soil organic carbon reservoir in China. *Acta Geographica Sinica*, 2000, 55(5): 533-544. [王绍强, 周成虎, 李克让 等. 中国土壤有

机碳库及空间特征分析. 地理学报, 2000, 55(5): 533-544.]

- [18] Wang Shaoqiang, Xu Jun, Zhou Chenghu. The effect of land cover change on carbon cycle. *Journal of Remote Sensing*, 2001, 5(2): 142-148. [王绍强, 许钧, 周成虎. 土地覆被变化对陆地碳循环的影响. *遥感学报*, 2001, 5(2): 142-148.]
- [19] Wang Shaoqiang, Tian Hanqin, Liu Jiyuan et al. Land-use change and its effect on carbon storage in Northeast China: an analysis based on Landsat TM data. *Science in China (Series C)*, 2002, 47(suppl.): 40-47.
- [20] National Soil Survey Office. *Chinese Soils*. Beijing: China Agricultural Press, 1998. 1-1252.
- [21] National Soil Survey Office. *Chinese Soil Species (No.I-VI)*. Beijing: China Agricultural Press. 1995.
- [22] Salchow E. Pedotransfer functions for variable alluvial soils in southern Ohio. *Geoderma*, 1996, 73: 165-181.
- [23] Wang Shaoqiang. Regional characteristics of China's soil carbon storage and effects of land use changes. In: Li Kerang, Landuse Change, Greenhouse Gases Emission & Terrestrial Ecosystem Carbon Cycle. Beijing: Mete. Press, 2002. 151-186.
- [24] Hou Xueyu. *Vegetation Map of the People's Republic of China*. Beijing: Cartographic Publishing House, 1982.
- [25] Scharpensell H W. Sustainable land use in the light of resiliency/elasticity to soil organic matter fluctuations. In: Greenland D J, Szabolcs I (eds.), *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, 1994. 249-264.
- [26] Janzen H H. Soil carbon dynamics in Canadian agroecosystems. In: Lal R, Kimble J, Follett R et al., *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Advances in Soil Science, Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers, CRC Press, 1998. 57-80.
- [27] Lal R, Kimble J, Follett R. Land use and soil C pool in terrestrial ecosystems. In: Lal R., *Management of Carbon Sequestration in Soil*. Boca Raton, FL: CRC Press, 1998. 1-10.
- [28] Mann L K. Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science*, 1986, 142: 279-288.
- [29] Boone R D. Stand and soil changes along a mountain hemlock death & regrowth sequence. *Ecology*, 1988, 69: 714.
- [30] Schiffman P M, Johnson W C. Phytomass and detritus storage during forest regrowth in the southeastern United States Piedmont. *Canadian Journal of Forest Research*, 1990, 19: 69-78.
- [31] de Camargo P B, Trumbore S, Martinelli L et al. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. *Global Change Biology*, 1999, 5: 693-702.
- [32] Brown S. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. *Science*, 1984, 223: 1290-1293.
- [33] Detwiler R P. Land use change and the global carbon cycle: the role of tropical soils. *Biogeochemistry*, 1986, 2: 67-93.
- [34] Davidson E A, Ackerman I L. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soil. *Biogeochemistry*, 1993, 20: 161-193.
- [35] Lugo A E, Brown S. Management of topical soils as sinks of atmospheric carbon. *Plant and Soil*, 1993, 149: 27-41.
- [36] Veldkamp E. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1994, 58: 175-180.
- [37] Rhoades C C, Eckert G E, Coleman D C. Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower Montane Ecuador. *Ecological Applications*, 2000, 10(2): 497-505.
- [38] Trumbore S E, Davidson E A, de Camargo P B et al. Below-ground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 1995, 9: 515-528.
- [39] Neill C, Melillo J J, Steudler P A et al. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, 1977, 7: 1216-1225.
- [40] Garcia-Oliva F, Casar I, Morales P, 1994. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia*, 99: 392-396.
- [41] Chone T. Change in organic matter in an oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture, . In: Berthelin J, *Diversity of Environmental Biogeochemistry*. New York, USA: Elsevier, 1991. 307-345.
- [42] Fisher M J, Rao I M, Ayarza M A et al. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*, 1994, 371: 236-238.
- [43] Garcia-Oliva F, Casar I, Morales P. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic C and N in a tropical deciduous forest. *Oecologia*, 1994, 88: 1-12.
- [44] Bonde T A, Christensen B T, Cerri C C. Dynamics of soil organic matter as reflected by natural <sup>13</sup>C abundance in particle size fractions of forested and cultivated Oxisols. *Soil Biology & Biochemistry*, 1992, 24(3): 275-277.
- [45] Houghton R A, Hobbie J E, Melillo J M et al. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO<sub>2</sub> to the atmosphere. *Ecological Monographs*, 1983, 53(3): 235-262.
- [46] de Moraes J F L, Volkoff B, Cerri C C et al. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondonia, Brazil. *Geoderma*, 1996, 70: 63-81.
- [47] Desjardins T, Andrux F, Volkoff B et al. Organic carbon and <sup>13</sup>C contents in soils and soil size-fractions, and their changes die to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. *Geoderma*, 1994, 61: 103-118.
- [48] Fearnside P M, Barbosa R I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in brazilian Amazonia. *Forest*

- Ecology and Management, 1998, 108: 147-166.
- [49] Feigl B J, Melillo J, Cerri C C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondonia (Brazil). *Plant and Soil*, 1995, 175: 21-29.
- [50] Garcia-Oliva F, Sanford R L, Kelly E. Effect of slash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma*, 1999, 88: 1-12.
- [51] Hughes R F, Kauffman J B, Jaramillo V J. Ecosystem-scale impacts of deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. *Ecological Applications*, 2000, 10: 515-527.
- [52] Koutika L S, Bartoli F, Andreux F et al. Organic matter dynamics and aggregation in soils under rainforest and pastures of increasing age in the eastern Amazon. *Geoderma*, 1997, 76: 87-112.
- [53] Jenkinson D S, Adams D E, Wild A. Model estimates of CO<sub>2</sub> emissions from soil in response to global warming. *Nature*, 1991, 351: 304-306.
- [54] Cerri C C, Volkoff B, Andreus F. Nature and behavior of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management*, 1991, 38: 247-257.
- [55] Burke I C, Lauenroth W K, Coffin D P. Soil organic matter recovery in semiarid grasslands: implications for the conservation reserve program. *Ecological Monographs*, 1995, 5: 793-801.
- [56] Schlesinger W H. Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 1990, 348: 232-234.
- [57] Zhang Fushen. Study on the organic oxidation stability of loessial soil and cumulic cinnamon soil under long-term fertilization conditions. *Soils and Fertilizers*, 1996, 6: 32-36. [张付申. 长期施肥条件下娄土和黄绵土有机质氧化稳定性研究. *土壤肥料*, 1996, 6: 32-36.]
- [58] Ma Chengze. Surplus-deficit distribution of organic carbon in soil under combined fertilization. *Acta Pedologica Sinica*, 1996, 31(1): 35-41. [马成泽. 不同肥料配合施用土壤有机碳盈亏分布. *土壤学报*, 1996, 31(1): 35-41.]
- [59] Wang Yan, Shen Qirong, Shi Ruihe et al. Changes of soil microbial biomass C, N and P and the N transformation after application of organic and inorganic fertilizers. *Acta Pedologica Sinica*, 1998, 35(2): 227-234. [王岩, 沈其荣, 史瑞和等. 有机、无机肥料施用后土壤生物量 C、N、P 的变化及 N 素转化. *土壤学报*, 1998, 35(2): 227-234.]
- [60] Shen Hong. Study of carbon pool management index in soils under different agroecosystems. *J of Natural Resources*, 1999, 14(3): 206-211. [沈宏. 不同农田生态系统土壤碳库管理指数的研究. *自然资源学报*, 1999, 14(3): 206-211.]
- [61] Lal R. Soil organic dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution*, 2002, 116: 353-362.
- [62] Wang Shaoqiang, Liu Jiyuan. Research of impact factors of soil carbon storage. *Advance in Earth Sciences*, 2002, 17(4): 528-534. [王绍强, 刘纪远. 土壤碳蓄积量变化的影响因素研究现状. *地球科学进展*, 2002, 17(4): 528-534.]
- [63] Johnson D W, Henderson G S, Todd D E. Change in nutrient distribution in forests and soils of walker branch watershed, Tennessee, over an eleven-year period. *Biogeochemistry*, 1988, 5: 275-293.
- [64] Richter D D. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a reestablishing forest. *Nature*, 1999, 400: 56-58.
- [65] Post W M, Kwon K C. Soil carbon sequestration and land-use change. *Global Change Biology*, 2000, 6: 317-327.
- [66] Lugo A E. Land use and organic carbon content of some subtropical soils. *Plant and Soil Science*, 1986, 96: 185-196.
- [67] Covington W W. Forest floor organic matter and nutrient content of leaf fall during secondary succession in northern hardwoods. Dissertation. Yale University, New Haven, Connecticut, USA, 1977.
- [68] Gebhart D L. The CRP increases in soil organic carbon. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1994, 49: 488-492.
- [69] Scott N A, Tate K R. Soil carbon storage in plantation forests and pastures. *Tellus*, 1999, 51B: 326-335.
- [70] Polglase P J K. Change in soil carbon following afforestation or reforestation. National Carbon Accounting System Technical Report, No.20. Commonwealth of Australia, Canberra. Printed in Australia for the Australian Greenhouse Office, 2000. 1-119.
- [71] Houghton R A. The U.S. carbon budget's contributions from land-use change. *Science*, 1999, 285: 574-578.
- [72] Wang Y. The impacts of land use change on C turnover in soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 1999, 13(1): 47-57.
- [73] Cihacek L J, Ulmer M G. Effects of tillage on profile soil carbon distribution in the northern Great Plains of the U.S. In: Lal R, Kimble J M. *Management of Carbon Sequestration in Soil*. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1998. 83-91.
- [74] Sedjo R A. The carbon cycle and global forest ecosystem. *Water, Air and Soil Pollution*, 1993, 70: 295-307.
- [75] Fang Jingyun. Carbon reservoir of terrestrial ecosystem in China. In: Wang Gengchen (eds.), *Monitoring and Relevant Process of Greenhouse Gas Concentration and Emission*. Beijing: China Environmental Sciences Press, 1996. 109-128.
- [76] Ni Jian. Carbon storage in terrestrial ecosystems of China: estimates at different spatial resolutions and their responses to climate change. *Climatic Change*, 2001, 49: 339-358.
- [77] Li Kerang, Wang Shaoqiang, Cao Mingkui. Vegetation and Soil Carbon Storage in China. *Science in China (D)*, 2003, 33(1): 72-80. [李克让, 王绍强, 曹明奎. 中国陆地植被和土壤碳贮量. *中国科学(D)*, 2003, 33(1): 72-80.]
- [78] Batjes N B. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 1996, 47: 151-163.

- [79] Rosenberg N J, Izaurre R C. Storing carbon in agricultural soils to help head-off a global warming. *Climatic Change*, 2001, 51: 1-10.
- [80] Metting F B, Smith J L, Amthor J S et al. Science needs and new technology for increasing soil carbon sequestration. *Climatic Change*, 2001, 51: 11-34.
- [81] Lal. Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Climatic Change*, 2001, 51: 35-72.
- [82] Post W M. Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climatic Change*, 2001, 51: 73-99.
- [83] Marland R, McCarl B A, Schneider U. Soil carbon: policy and economics. *Climatic Change*, 2001, 51: 101-117.
- [84] Bousquet P, Ciais P, Peylin P et al. Inverse modeling of annual atmospheric CO<sub>2</sub> sources and sinks: 1. method and control inversion. *Journal of Geophysical Research*, 1999, 104(D21): 26161-26178.
- [85] Rayner P J, Enting I G, Francey R J et al. Reconstructing the recent carbon cycle from atmospheric CO<sub>2</sub>, and <sup>13</sup>C, and O<sub>2</sub>/N<sub>2</sub> observations. *Tellus*, 1999, 51B: 213-232.
- [86] Battle M. Global carbon sinks and their variability inferred from atmospheric O<sub>2</sub> & <sup>13</sup>C. *Science*, 2000, 287: 2467-2470.
- [87] Prentice I C. In: Houghton J T, Ding Yihui, *Climate Change 2001: the scientific basis*. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) third assessment report. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2001. 183-237
- [88] Goodale C L. Forest carbon sinks in the northern Hemisphere. *Ecological Applications*, 2002, 12(3): 891-899.
- [89] Fang Jingyun, Chen Anping, Peng Changhui et al. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 2001, 292: 2320-2322.
- [90] Schwager S J, Mikhailova E A. Estimating variability in soil organic carbon storage using the method of statistical differentials. *Soil Sciences*, 2002, 167(3): 194-200.
- [91] Aber J D, Driscoll C T. Effects of land use, climate variation, and N deposition on N cycling and C storage in northern hardwood forests. *Global Biogeochemical Cycles*, 1997, 11: 639-648.
- [92] Aber J D, Ollinger S V, Driscoll C T. Modelling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecol. Model.*, 1997, 101: 61-78.

## Storages of Soil Organic Carbon and Nitrogen and Land Use Changes in China: 1990–2000

LIU Jiyuan<sup>1</sup>, WANG Shaoqiang<sup>1</sup>, CHEN Jingming<sup>1,2</sup>, LIU Mingliang<sup>1</sup>, ZHUANG Dafang<sup>1</sup>

(1. *Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;*

2. *Department of Geography, University of Toronto, Toronto, Canada*)

**Abstract:** The impacts of land use changes on soil organic carbon (SOC) and soil organic nitrogen (SON) storage have been analyzed from 1990 to 2000 in China between forest, grassland and cropland based on 2473 soil profiles and Landsat TM images from the end of 1980s to the end of 1990s. Estimation of the greenhouse gasses inventory approach suggested by IPCC indicated that the losses of SOC and SON pools were  $77.6 \pm 35.2$  TgC (Tg =  $10^6$  t) and  $5.6 \pm 2.6$  TgN to a depth of 30 cm in China, in which the mean annual losses of SOC and SON were 7.76 TgC/yr and 0.56 TgN/yr, respectively. SOC and SON pools of cropland increased  $79.0 \pm 7.7$  TgC and  $9.0 \pm 0.7$  TgN, grassland lost  $100.7 \pm 25.9$  TgC and  $9.8 \pm 2.2$  TgN, and forest lost  $55.9 \pm 17.0$  TgC and  $4.9 \pm 1.1$  TgN, respectively. In order to estimate the uncertainty range of calculated results, this paper adopted the land use conversion approach to compare with IPCC's approach. The calculation of the land use conversion approach showed that the losses of SOC and SON pools were 53.7 TgC and 5.1 TgN to a depth of 30 cm, and 99.5 TgC and 9.4 TgN to a depth of 100 cm respectively, which the calculation procedure was designed according to the conversion area and the changing rate of SOC and SON densities among forest, cropland and grassland during 10 years.

**Key words:** land use changes; soil organic carbon and nitrogen; storage; CO<sub>2</sub>; China