

# 热带地区土地覆盖变化及土壤肥力



阿尔弗雷德·Hartemink\*, A. Veldkamp 和 Z. G. Bai

阿尔弗雷德·Hartemink 和 Z. G. Bai: 荷兰 AJ 瓦赫宁恩 6700 号, 邮政信箱 353, 国际土壤参考信息中心 (ISRIC) — 世界土壤信息

A. Veldkamp: 荷兰 AA 瓦赫宁恩 6700 号, 邮政信箱 37, 土壤科学和地质图书馆, 环境科学部, 瓦赫宁恩大学

## 摘要

土壤植被的变化对生物地球化学、水文地理学及地球的气候都有影响。在全球范围对于土壤植被的变化进行评价的研究主要集中在以下一些方面: 森林的采伐、农田的扩张、旱地的退化、城市化、草原的扩张及高强度的农业生产。在评价中使用了遥感土壤植被数据、普查数据和专家的知识。在热带地区, 为了扩张农田、得到木材或扩张基础设施, 森林被砍伐了。这种情况在亚马逊河及亚洲普遍存在。尽管热带地区的森林种植面积也在上升, 在很多温带地区, 森林面积正在增长。20 世纪, 农田面积扩张了 50%, 从 1900 年的大约 12 亿公顷增长到 1990 年的 18 亿公顷。西非草原地区并没有明显的沙漠化, 而在热带地区却出现了城市化现象, 大多数人口集中的城市都在热带地区。在中国, 农田面积在 1949 年至 1996 年期间从 9800 万公顷增长到 1.3 亿公顷。在此期间, 森林面积也翻了一番。在温带地区, 农田不再用于农业生产 (放在一边), 而是变成娱乐场所或建筑用地。土壤植被的变化对一些地区显然有更显著的影响, 这是因为这些地区受到了更多的研究。对于土壤植被的变化有一些互相作用的驱动因素, 但是呈指数增长的人口因素非常重要。目前, 95% 的人口增长发生在热带地区。土壤植被的显著变化对热带地区的土壤肥力带来影响。森林采伐、草地变换及高强度的农业生产都有相当完整的档案记录。土地肥力变化在空间和时间上带来的影响以及它与土壤植被变化的相互作用还有待进一步调查。

**关键字:** 土地利用变化、热带地区、土壤肥力、中国、森林采伐、农田

## 1. 介绍

人类的活动对于土地覆盖和土地的使用有影响。土地覆盖是地球表面及地下的生物物理状态 (包括生态区、土壤、地形、地下水和人类等结构), 而土地利用包括土地的生物物理属性被利用的方式及土地被使用的目的 (Lambin 等人, 2003 年)。尽管还有其它一些交互因素, 但是从历史的角度来看, 大多数土地利用发生变化的驱动力是人口增长 (Ramankutty 等人, 2002 年), 并且森林采伐率和人口增长率并非呈线性关系 (Lambin 等人, 2001 年及 2003 年)。在 20 世纪期间, 世界人口翻了一番还多, 从 1900 年时的大约 15 亿增加到 1990 年时的 52 亿。目前世界人口年增长率为 1.3%, 而 20 世纪 60 年代末期世界人口年增长率为 2.0%。人口增长超过 90% 发生在热带地区。大约 80% 的人口居住在发展中地区, 亚洲人口占世界总人口的 61%。现在, 人口增长率正在

下降，2050年世界人口将达到约89亿（Lutz等人，2001年）。

象在温带地区一样，在热带地区，土地也被用于种植树木和农作物、养殖家畜、建筑楼房和道路或娱乐场所。热带地区的部分土地被小佃农耕作用以生存。小农经济在世界不同的地方是不一样的，但是，它有以下一些特点：规模小、基本没有外部投入的自给或半自给、机械化水平低、产量相对较低。农场的规模主要取决于耕作系统的强度，而耕作系统的强度在诸多因素中既取决于人口的压力又取决于农业生态条件。随着人口的迅速增长，在非高强度农业生产的条件下，小佃农们需要更多的土地来种植农作物和生存，这就导致了森林采伐和草原到农田的转变。在亚马逊河盆地、在彭巴斯草原及一些东南亚国家，由于经济作物（如油椰子和大豆）种植面积的扩张，也会发生这样的转变。

尽管缺乏重新造林面积的精确数据，热带地区林业种植面积还是有所上升（Lepers等人，2005年）。林业统计显示，1965年林业种植面积约为670万公顷，1980年林业种植面积约为2090万公顷，1990年林业种植面积估计为4260万公顷（埃文斯，1992年）。布朗等人于1997年估计，1990年全部热带地区林业种植面积为4400万公顷。依据联合国粮农组织的数据，2000年中国新增林业种植面积110万公顷，印度新增林业种植面积150万公顷（Lepers等人，2005年）。

在过去的几十年里，尽管遥感技术和地理信息系统技术都取得了巨大进步，但是，对于陆地植被发展趋势的系统性的检查还没有进行（Lepers等人，2005年）。大多数对土地覆盖变化的分析是基于遥感、普查（国家、地区的统计清册）及通过正式程序获得的专家意见的基础上做的。为了整合这些不同种类的原始资料，需要决定数据种类之间的相互关系（Lepers等人，2005年），这就有必要去了解土地覆盖的变化及其对全球生态系统的影响。土地利用的变化通过碳循环影响全球的气候，通过改变土壤水分蒸发蒸腾损失总量和水文政体影响水循环，但是，土地利用的变化也会对生物的多样性、土壤的退化及支持人类需求的生态系统带来影响。换言之，这种变化影响着地球系统机能（Lambin等人，2003年）。

我们大体上了解什么地方发生了土地利用上的变化，我们也知道土地利用的变化影响着土壤的化学和物理特性。这样的变化已经得到相当完备的档案记录，但是，就我们所知，土地覆盖的变化与土壤肥力的变化之间的系统性的全球连网还没有建立。在这里，我们对热带地区土地利用及土地覆盖变化的主要模式作个回顾，包括在人口最多的中国，在过去的十年里，经济的快速发展已经影响了土地的使用。接下来，我们讨论了与土壤肥力和养分管理相关的土地覆盖变化的模式。

## 2. 土地覆盖变化

### 2.1 土地覆盖的变化—全球概况

对于全球土地利用和土地覆盖变化的研究很有限，主要的最新研究成果在这篇文章里有所总结，它们会有部分重叠，但却体现了对于全球土地利用和土地覆盖变化主要模式和方向的一些一致性意见（Lambin等人，2003年；Leff等人，2004年；Lepers等人，2005年；Ramankutty和福利，1998年；Ramankutty和福利，1999年；Ramankutty等人，2002年）。在这些研究中，以下土地覆盖范畴被视为变化的代理变量（Lepers等人，2005年）：

1. 农田的扩张及废弃
2. 森林覆盖面积的变化
3. 干旱区域土地的退化
4. 城市定居

Lambin 等人于 2003 年使用了五个土地覆盖变化的范畴：农田、农业生产强度、热带森林采伐、草原的扩张以及城市化。在整个回顾中，我们将或多或少地遵循这些范畴来讨论土地覆盖变化的趋势和对土壤肥力的影响及其管理。

Lambin 等人于 2003 年总结了近来对于土地覆盖变化的估计。农田面积从 1700 年时的 3-4 亿公顷（估计数）已经增加到 1990 年时的 15-18 亿公顷（见表 1），草原面积从 1700 年时的 5 亿公顷增加到 1990 年时的 31 亿公顷。这些增长导致了森林的消失及自然牧草地、西伯利亚没有树木的大草原和热带（或亚热带）稀树大草原的变迁。森林面积从 1700 年时的 50-62 亿公顷减少到 1990 年时的 43-53 亿公顷，自然牧草地、西伯利亚没有树木的大草原和热带（或亚热带）稀树大草原面积从 1700 年时的约 32 亿公顷减少到 1990 年时的 18-27 亿公顷（Lambin 等人，2003 年）。

**表 1，1700 年和 1990 年全球土地利用 / 土地覆盖的历史变化**

土地覆盖（百万公顷）				
	森林/林地	牧草地、西伯利亚没有树木的大草原 和热带（或亚热带）稀树大草原	农田	草原
1700	5000—6200	3200	300—400	400—500
1990	4300—5300	1800—2700	1500—1800	3100—3300

来源：Lambin 等人（2003）基于 Ramankutty 等人（2002）

Lambin 等人所做的分析是基于全球环境与可持续性研究中心 (SAGE) 所做工作的基础上的，该中心发表了关于土地覆盖变化的一系列论文（Leff 等人，2004 年；Ramankutty 和福利，1998 年；Ramankutty 和福利，1999 年；Ramankutty 等人，2002 年）。Ramankutty 和福利于 1999 年应用了一种新技术来记录和监测农田的面积，这种新技术将卫星拍摄的土地覆盖图像(国际地圈生物圈计 1-km 数据集) 和农业普查资料结合在一起。通过统计地结合 20 世纪 90 年代的农田数据集和农田普查历史数据，他们为全球重建了一个历史的和地理的农田面积数据集。

20 世纪农田面积增长了 50%，1900 年为 12 亿公顷，1990 年增长到了 18 亿公顷，这个农田面积的净增长还包括了 1900 年以来废弃的 2.22 亿公顷农田。二战以来农田面积比 18 世纪和 19 世纪初都有了更大的扩张。巴西东南部的农田就发生了巨大的变化。在美国中西部，农田扩张有所减缓，而在美国东部，出现了农田的废弃。在北欧、前苏联和中国，农田面积保持稳定，在一些地区甚至有所减少，然而在中国东北，农田面积有所增加。在日本，一些农田被废弃。在东南亚和大洋洲，为了耕种而采伐森林的情况仍在继续（Ramankutty 等人，2002 年）。

东欧是世界上耕种最为广泛的地区，它有一半以上的土地面积种植着农作物。然而，前苏联的农田面积当仁不让地列居第一（Ramankutty 等人，2002 年）。从在全部土地面积中所占的比例来看，南亚和东南亚的农田扩张得最快——20 世纪这两个地区分别有约 11% 和 18% 的土地被变为耕地。在这些地区，农田面积的增加与人口的增长相一致。大多数人口多的地区都有较大的农田面积。这种关系在 20 世纪没有改变，这是因

为人口增长带来的更大的需求导致了农田的扩张 (Ramankutty 等人, 2002 年)。一些发达国家如美国和前苏联只有世界人口的 10-13%，却拥有世界三分之一的农田面积。而另一方面，世界上人口众多并且较贫穷的国家如中国、蒙古国、北朝鲜和南亚拥有世界人口的约 45%，却只占有世界四分之一到三分之一的农田面积。

Lepers 等人于 2005 年对 1981 年到 2000 年期间土地覆盖快速变化的信息进行了综合，作为“千禧年生态系统评价”的一个部分。这个综合一直面对着从对于土地覆盖等级的一些定义到不均匀的信息空间密度方法论的挑战。例如，作者们发现，没有一个区域性—全球性的关于造林和重新造林或者草原变化的数据集。同样的，他们发现，整个世界正在使用的关于森林的不同的定义有 90 多种，这就使得对国家及地区性的数据集进行比较和综合非常复杂。尽管有这些挑战，他们仍制作了一系列世界地图 (10 by 10 km grid)，这些地图展示了过去几十年中土地覆盖的变化情况。世界的一些地方有几套数据集，但是，其他一些地方只有国家级的统计数据，所以，一些地区由于得到更多的研究而显示出受到土地覆盖快速变化的更大的影响 (Lepers 等人, 2005 年)。

森林和农田的主要变化见图 1 和图 2。

图 1: 1980-2000 年森林植被变化的主要地区 (来自 Lepers 等人, 2005 年)

图 2: 1980-1990 年农田的主要面积变化 (来自 Lepers 等人, 2005 年)

对他们的发现的总结：在亚洲，土地覆盖的变化发生得最为迅速的地区有很多，亚马逊河盆地就是热带森林采伐的热点地区，热带森林采伐大都发生在大片森林的边缘并且沿着主要的交通网络。森林采伐通常是在将森林变成另一种土地覆盖时或当树盖减少到小于 10% 时发生。Achard 等人于 2002 年对潮湿的热带森林的年均变化做了估计。全球每年有大约 580 万公顷的森林被采伐，然而每年估计有 100 万公顷的森林得到再造 (见表 2)。在一些热带地区，为了扩张农田、得到木材或者扩张基础设施，大片森林被采伐 (Geist 和 Lambin, 2002 年)。

Table 2, 1990-1997 年潮湿的热带森林面积年均变化量 (估计数)

	1990 年森林覆									
	年净面积变化		年森林采伐面积		年森林再造面积		年森林退化面积			
	盖面积									
	百万公顷	百万公顷	%	百万公顷	%	百万公顷	%	百万公顷	%	
拉美	669	-2.2	0.33	2.5	0.38	0.28	0.04	0.83	0.13	
非洲	198	-0.71	0.36	0.85	0.43	0.14	0.07	0.39	0.21	
东南亚	283	-2.0	0.71	2.5	0.91	0.53	0.19	1.1	0.42	
全球	1150	-4.9	0.43	5.8	0.52	1.0	0.08	2.3	0.2	

Achard 等人于 2002 年进行了修订。

Lepers 等人也于 2005 年指出，土地覆盖的迅速变化并不是随意的或分布均匀的，

而是发生在一些地方。和大规模的森林采伐相关的农田面积的增长在整个东南亚都在发生。在西伯利亚，受伐木业的影响，森林退化面积正在上升；在美国东南部和东部，农田面积正在快速减少。研究显示，在西非的荒漠草原地区，没有形成主要的沙漠化地带，并且人口众多的城市中有很多是在热带地区（Lepers 等人，2005 年）。

## 2.2 热带地区土地利用的变化——案例研究

在热带地区，已经得到评价的土地覆盖变化的研究使用了照片和卫星图像，这种案例研究的各种各样的例子会在下面进行回顾，森林采伐、农田和草原扩张及城市化的例子也会给出。有一些土地覆盖变化的研究使用了专家知识（如口述的历史，叙述性的），这类研究的例子有孔戴（1999 年）、Endfield 和 O'Hara（1999 年）或琼斯（1999 年）。尽管他们可能对土地利用变化（使人移动的东西）的驱动力有洞察力，可是在这里就不再进行深入探讨了。

### 地面拍摄的照片——非洲

首批研究非洲土壤和植被变化的中的一项研究是 20 世纪 20 年代初进行的（Shantz 和马布特，1923 年），Shantz 和马布特从开罗一直到南非共和国立法机关所在地，拍摄了大约 5000 张照片。1956 年和 1957 年基本同一时间，很多地方被再次光临，并拍摄了大量的照片，这为评价植被和土地利用的变化提供了条件（Shantz 和特纳，1958 年）。在南非和肯尼亚荒凉的牧草地上，牧草被多汁的矮树丛和多刺的灌木丛所替代；在干旱的森林，采伐和燃烧已经把林地变成了大草原，反之，把雨林变成了草高树低的大草原。

所以得出结论，人口的增长已经对产能更多的土地带来了很大压力，一些边缘地区已经被用于耕作了（Shantz 和特纳，1958 年）。

Tiffen 等人于 1994 年使用了相似的方法，通过在肯尼亚的马查科斯地区的一个案例研究，他们探讨了 1930 年到 1990 年期间上升的人口密度、生产力和环境的退化的关系。他们指出，尽管人口翻了五番，可是 1990 年的环境比 20 世纪 30 年代时要好得多（Tiffen 等人，1994 年）。由于有非农业收入，马查科斯地区的农民们有条件改善土壤（Laegreid 等人，1999 年）。在研究坦桑尼亚的 Sukumaland 地区上升的人口密度和可利用的土地资源时也得到相类似的结论（Meertens 等人，1996 年）。

这些研究显示了大地上正在发生着什么——它们不是空间认识的定量，而是描述了农作物、森林或草的面积是否发生了变化。如果照片间的时间跨度足够（<10 年），这种定性观测就很有用。它们有时候与人们的感知相反（Hartemink，2003 年）。

### 航空照片和卫星图像

一些土地利用的变化方面的研究结合地理信息系统（GIS）使用了不同时期航空照片或卫星图像。Holmgren 等人于 1994 年应用航空照片和田地测量对肯尼亚农田的树木数量进行了调查，调查发现，1986 年到 1993 年期间种植的树木数量增长很快，估计年增长达到 5% 左右。人口密度与种植的树木数量之间肯定有着相互关系：人多，树也多。这些调查结果预示着对肯尼亚土地利用发展的一些悲观的意见并不正确（Holmgren 等人，1994 年），同时也对 Tiffen 等人于 1994 年所进行的一些观测进行了肯定。

在坦桑尼亚所作的一项研究显示，在 1982 年到 1994 年期间，总的绿色植物增加了（Pelkey 等人，2000 年），研究应用了规格化的差异植被指数（NDVI）。林地和森林的像素在绿色上有所增加，但是，湿地像素显示植被有所减少。在坦桑尼亚坦噶地区乌桑巴拉山山区所作的一项较为详尽的研究显示，森林覆盖面积下降显著，从 1965 年时

的 53000 公顷下降到 1991 年时的 30000 公顷 (Kaoneka 和 Solberg, 1994 年), 大约有三分之一的自然林变成了人造林。森林采伐的主要原因是由于人口增长而带来的农田和栖息地的扩张 (Kaoneka 和 Solberg, 1994 年)。在肯尼亚的一些研究也得出了相同的结论。在恩布地区, Imbernon 于 1999 年对肯尼亚山的半干旱和湿润地区土地利用的变化进行了研究, 研究发现, 树木覆盖率从 1956 年时的 26% 减少到 1995 年时的 24%。

在相同的时期, 常年种植的农作物 (茶叶、咖啡) 范围从 1% 上升到 33%。1958 年曾经覆盖了约四分之一面积的矮树林地在 1995 年前已不再存在 (Imbernon, 1999 年)。在奈洛比北部高地, Ovuka 于 2000 年发现, 1960 年有 15% 休闲地, 1996 年休闲地已经减少到了 6%。在相同时期, 植林地从 1% 增加到 3%, 咖啡园从 0.2% 增加到 12%, 没有水土保持的农业生产面积从 1960 年的约 25% 上升到 1996 年时的 70%。大多数农民依靠的是农业收入, 他们认为 1996 年时的生活比 1960 年要好 (Ovuka, 2000 年)。

对马拉维湖国家公园的一项研究显示了封闭的坦桑尼亚林地到树木稀疏的林地的转变, 该研究运用了航空照片 (Abbot 和 Homewood, 1999 年)。在 1982 年到 1990 年期间, 封闭的树木参天的林地减少了 7%, 然而, 树木稀疏的林地增加了 342%。在 1977 年到 1992 年期间, 人口翻了一番还多, 作者认为, 燃柴的增加是坦桑尼亚林地减少的主要原因 (Abbot 和 Homewood, 1999 年)。在布基纳法索西南部, 葛雷于 1999 年指出, 在 1981 年和 1993 年期间, 在牺牲灌木大草原的情况下, 耕地面积大约增长了一倍, 人口在 1971 年到 1985 年期间翻了一番。

Tekle 和 Hedlund 于 2000 年将 1958 年到 1986 年期间埃塞俄比亚格卢地区高地的航空照片进行了比较发现, 灌木林地、河流植被及森林的覆盖面积有所下降, 耕地面积变化不大。其结论为土地覆盖的变化是由于燃柴和放牧而引起的植被消耗的结果。

Lumbanraja 等人 and Syam 等人分别于 1998 年和 1997 年对苏门答腊岛南部的西楠榜的土地利用进行了描述: 在 1970 年到 1990 年期间, 原始森林的面积从 57% 减少到 13%。1970 年, 处于砍伐和燃烧的野蛮式农业生产的面积占 9%, 但是到了 1990 年时, 已经没有可以变为耕地的土地; 1970 年时还没有低地咖啡种植园, 但是 1990 年时低地咖啡种植园在西楠榜已经占到了 40%。在北楠榜, Imbernon 于 1999 年对 1930 年到 1996 年期间土地利用的变化情况进行了描述: 1930 年, 茂密的森林覆盖着大约 80% 的地方, 但是, 1996 年时已经不存在森林了。大多数变化发生在 1969 年和 1985 年之间, 跟随着农业种植的轮回和发展。

在人口密集的爪哇 (爪哇在人口压力方面有着悠久的历史, 人口压力造成了农业用地的扩张和强化。), 很多最初的农业用地变成了居住区和工业区 (Verburg 等人, 1999 年), 这是影响快速增长地区食物生产的一个主要因素, 这将影响现有农业地区的生产能力, 并在世界很多地方都会发生 (Lambin 等人, 2003 年)。

研究发现, 在洪都拉斯中部的山坡地区, 森林覆盖面积从 1955 年的 56% 减少到 1995 年的 36% (见图 3)。这主要是因为日益增长的人口压力和农业生产活动, 最大的降幅发生在斜坡少于 30% 的地方 (Kammerbauer 和 Ardon, 1999 年)。

在巴布亚新几内亚, 平均人口数为  $10 \text{ 人} \cdot \text{km}^{-2}$ , McAlpine 等人于 2001 年将 20 世纪 70 年代初的航空照片与 1996 年地球资源卫星图像进行了对比后发现, 用于食物生产的土地面积大约增加了 10%。然而, 农村人口却增长了超过 40%, 这意味着土地的使用得到了相当程度的强化。Ningal 等人于 2006 年应用地质地图和地球资源卫星图像对莫罗贝省 (340 万公顷) 的土地利用的变化进行了评价。在 1975 年到 2000 年期间, 农业用地面积增长了 58%, 人口增长了 98%, 大多数的新农业用地是由原始森林

转变的（见图 4）。森林面积从 1975 年的人均 9.8 公顷减少到 2000 年的人均 4.4 公顷，减少了一半多。总的人口变化和总的土地利用变化之间的相互关系是相当对应的（达到 64%）。

图 3，不同时间洪都拉斯中心地区拉利马分水岭的森林覆盖地图  
由 Kammerbauer 和 Ardon（1999 年）提供

图 4，1975 年和 2000 年巴布亚新几内亚莫罗贝省的森林和农业用地（Ningal 等人提供）

### 2.3 中国

中国大陆拥有 9.6 亿公顷的领土，占世界土地面积的 7.2%。可耕地面积占 14%（李，2000 年）。中国必须用不到全球 10% 的可耕地面积来养活超过全球 20% 的人口。平均人均可耕地面积为 0.095 公顷（周等人，2004 年）。由于农业结构的调整、农村工业化的实施及城市化的迅猛发展，有限的可耕地面积正在减少。此外，由于水蚀和风蚀以及盐化等因素，大约 40% 的可耕地遭受了土壤退化。

中国自从 20 世纪 70 年代末期实施改革以来，在土地利用方面一直经历着翻天覆地的变化（见表 3 和图 5）。尽管中国每年都会公布土地利用的统计数据，一些基于遥感技术的研究表明，统计数据是有偏倚的（刘和 Buheasier，2000 年）。从 1980 年到 1996 年，中国对除香港、澳门和台湾以外的所有领土进行了详尽的土地利用调查。调查显示，用于农作物耕作的面积为 7100 万公顷，主要来自从未使用的土地、牧场和森林。大约有 3870 万公顷的农田被用于建设、造林、建果园和用于储水（李，2000 年）。在 1949 年至 1996 年期间，农作物用地面积增加了 3220 万公顷，内建面积增加了 1930 万公顷。大部分新的建设土地来自耕地、森林、草原和从未使用的土地，大约 80% 新的人类栖息地和工业采矿场所是从耕地变来的（李和霍，2003 年）。果园面积和森林面积分别增长了 890 万公顷和 1.026 亿公顷，但是牧场面积减少了 1.259 亿公顷（李，2000）。大多数高强度的土地利用变化都发生在中国的沿海地区：珠江三角洲、长江三角洲和渤海边（刘和 Buheasier，2000 年）。

图 5，1949-1996 年中国人均耕地面积（左图）及其下降（右图）（李，2000 年）

表 3，1949-1996 年中国土地利用的变化  
李进行了修正（2000 年）

	1949		1996		面积变化	
	百万公顷	%	百万公顷	%	百万公顷	%
耕地	97.8	10.1	130.0	13.7	+32.2	+33
果园/种植园	1.1	0.1	10.0	1.1	+8.9	+840
森林	125.0	13.2	227.6	23.9	+102.7	+82

草原	391.9	41.2	266.1	28.0	-125.9	-32
人类栖息、工业/矿业	4.7	0.5	24.1	2.5	+19.3	+40
运输	2.0	0.2	5.5	0.6	+3.5	+173
水域	22.5	2.4	42.3	4.5	+19.8	+88
从未使用的土地	305.5	32.1	245.1	25.8	-60.5	-20
全部面积	950.7	100.0	950.7	100.0		

### 谷类和其它粮食面积

在 1961-1998 年期间，稻子、小麦和玉米面积一直在上下波动。谷类的总面积在 1961-1978 年“文化大革命”期间有所增加或没有什么变化，在 1986-1990 年期间有所增加（这期间政府提高了农业补贴），在 1980-1985 年期间有所下降（这期间实施了土地承包政策），在 1991-1995 年期间也有所下降（这期间有大量的民工涌入城市）。谷类的生产中心已经移到了北方，尽管稻子、小麦和玉米的主要种植面积仍然位于中国南方。

尽管对于大多数的农作物来说单位产量无机化肥施用量有所下降，可是对所有谷物来说每公顷产量从 1961 年时的 1.2 吨增加到了 1998 年时的 4.8 吨。每公顷产量的增长和人均粮食产量的增长主要是因为 20 世纪 70 年代末期土地承包改革以后无机化肥的施用量有了大幅度的上升。由于再造的土地资源很有限，日益增长的食物需求将不得不从增加粮食产量获得，而这可能会导致环境的退化（童等人，2003 年）。

### 3. 土地覆盖的变化及土壤肥力

前一部分显示，土地覆盖在世界许多地方正在快速地变化着。包括草原在内的绝大多数土地覆盖变化是和农业用地相关联的，农业生产活动可以改变土壤的化学、物理或生物学特性，这样的农业生产活动包括耕作（机械、人工）、耕地、除草、造梯田、灌溉和填地（布里奇斯和贝克尔，1997 年）。

但是，生物杀虫剂在种植农作物时的应用也可能影响土壤的特性。自从人们开始耕作以来很多土壤已经得到了改善，这种改善在许多农业地区继续着。当农作物生产需要投入时就会有相应的投入，损失已经被最小化，环境意识和法律的制定使农业生产在生态和经济方面更加具有可持续性。所有这些改善通常在科技文献中都没有进行报道。我们没有地图可以展示过去的 100 年中的巨大改善，但是正相反，对于和农业相关的土壤退化的文献有很多（Blum, 1997 年; Boels 等人, 1981 年; Dudal, 1982 年; 艾登, 1996 年; 联合国粮农组织, 1971 年; Lal, 1989 年; Lal, 2001 年; Oldeman 等人, 1991 年; Sanders, 1992 年; van Lynden 和 Oldeman, 1997 年）。

大部分对于土壤退化的关心是完全有理由的，但是，对于土壤退化的严重性、土壤退化的范围及其影响的硬数据却很少，这就使土壤退化成了一个争论性的问题，在热带地区尤为如此（Hartemink 和 van Keulen, 2005 年）。土壤退化的一个主要因素是土壤化学肥力，特别是因缺少养分的投入而造成的土壤化学肥力的下降。这个问题自从原始农业开始就成为一个主要问题，这也是农民在森林地区耕作时为什么要清除更多的土地的主要原因：土壤已经耗尽了植物养料（联合国粮农组织员工, 1957 年; Nye 和格林兰, 1960 年）。从 20 世纪 80 年代起，不断下降的土壤肥力已经被认为是撒哈拉非洲农业产量低的一个重要原因（例如 Henao 和 Baanante, 1999 年; Pieri, 1989 年；

Sanchez, 2002 年; Stoorvogel 和 Smaling, 1990 年; van der Pol, 1992 年)。

在此, 我们对一些关于在每一种土地覆盖变化类别土壤肥力的主要研究进行了总结。我们区分出四种主要类别: 森林采伐、森林转变为牧草地、农田(一年生和四季生农作物)以及草原转变为农田。我们在这里增加了湿地的转变。

### 3.1 森林的转变

在回顾土壤变化的时候, 应该了解农作物的发展阶段, 因为这会影响数据的搜集和数据的阐明(Hartemink, 2003 年)。当原始森林被树状农作物(如柚木或油椰子)所替代时, 可以发现以下几个阶段——Sanchez 等人(1985)和 PORIM(1994)进行了修订:

1. 森林的清除和农作物的种植
2. 树盖森林被清除和农作物种植的头几年
3. 达到最大产量时期
4. 收割和收获的第一次轮回
5. 第二次轮回的开始

很多研究都集中讨论了森林被砍伐和农作物被种植时土壤的变化(阶段 1 和阶段 2), 并且有相当好的总结(Lal, 1986 年; Nye 和格陵兰, 1960 年; Sanchez 等人, 1983 年)。阶段 1 到阶段 4 之间土壤变化的信息比较缺乏, 这是因为它需要进行长期的调研。在原始森林中, 养分物循环可能近于封闭, 土壤-植物体系经常是处于一种稳定的状态, 这样的情况只是一个例外, 有证据证明, 即使在自然条件下, 养分物损失也会发生(Poels, 1989 年; Stoorvogel 等人, 1997 年)。采伐森林是一种剧烈的土地覆盖变化, 清除和焚烧自然森林对土壤有着深刻的影响(Lal, 1986 年)。所有的森林采伐发面的研究发现, 土壤的物理及化学特性发生了相当大的变化(Ghuman 和 Lal, 1991 年; Juo 和 Manu, 1996 年; Lal, 1986 年; Sanchez 和 Salinas, 1981 年; Veldkamp, 1994 年)。

大多数研究表明, 突然将自然顶级植被转变为一个人类管理的系统对土壤特性有一些短期影响, 最重要的现场影响是有机物质的损失, 这会引发养分贮存量、CEC 浓度及结构稳定性的降低。土壤中有机碳氧化物的增加是由于可耕地的土壤表面温度比森林土壤表面温度高所致。在有坡度的地区采伐森林的另一个影响是侵蚀(Lal, 1986 年), 这作为土壤退化的主要原因经常会被提及(Willet, 1994 年)。焚烧生物和残骸使氮和硫的贮存量减少, 而使用重型机械采伐森林会引起土壤的压实和侵蚀(Dias 和 Nortcliff, 1985 年; Hulugalle, 1994 年)。土壤压实对于火山灰土壤的影响尤为严重(Andosols)(Spaans 等人, 1989 年)。

采伐森林四年后, 在各种种植系统中, 土壤中有机碳成分下降显著, 老成土的体积密度显著增加(Ghuman 和 Lal, 1991 年; Ghuman 等人, 1991 年)。从森林变成草原或新的森林对土壤中有机碳成分和体积密度的影响比从森林变成农田要小。Veldkamp 于 1994 年通过研究火山灰腐殖质热带始成土对从森林转变为草原进行了研究, 他在研究中使用了碳的同位素( $\delta^{13}\text{C}$  法)以区分森林和草原土壤中的有机碳。结果发现, 压实土壤有机碳含量下降, 五年后达到稳定。采伐森林 20 年后, 原来森林土壤中的有机碳持续减少, 新生成来源于草的土壤有机碳起到了一部分补充作用。

在巴西圣保罗甘蔗种植地区, Caron 等人于 1996 年从原始森林和 20 年的甘蔗地采样了一份氧化土和淋溶土, 森林淋溶土中表层土有机碳的含量为  $34 \text{ g kg}^{-1}$ , 甘蔗土中表层土有机碳的含量为  $16 \text{ g kg}^{-1}$ ; 森林氧化土中表层土有机碳的含量为  $45 \text{ g kg}^{-1}$ ,

而甘蔗土中表层土有机碳的含量为  $30 \text{ g kg}^{-1}$ 。两种土壤中，土壤有机碳含量的下降的同时都伴随有土壤 PH 值的显著下降，但是淋溶土中 PH 值下降的幅度要大一些 (Caron 等人, 1996 年)。

Cerri 和 Andreux 于 1990 年对巴西森林和甘蔗种植园中不同的碳含量进行了测量，自然界丰富的同位素  $^{13}\text{C}$  被用于鉴定土壤中有机碳的来源，并被用于确定当清除森林及种植甘蔗时土壤中有机物质的变化。这种方法是基于自然  $^{13}\text{C}$  含量的差异，这种差异存在于有着不同光合作用途径的植物间，主要是 C3 (加尔文循环：森林) 和 C4 (碳四循环：甘蔗)。C3 类植物的  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率比 C4 类植物低 (Cerri 和 Andreux, 1990 年)。

表 4 列出了森林土壤和甘蔗土壤中的碳含量。种植甘蔗 50 年后土壤中碳的总含量是森林土壤中碳含量的 46%；种植甘蔗 12 年后仍有 80% 多的土壤有机碳是源于森林，但是，50 年后森林有机碳只占表层土中总碳量的 55%。源于甘蔗的碳的增长速度比源于森林的碳的下降速度要慢。表 4 中的数据曾被用于土壤有机物动力学衰退模型中 (图 6)。在历经 50 年的调查中，源于森林的有机物含量的下降继续着，土壤总有机碳的表观平衡值是建立在源于甘蔗的有机物的逐渐积累与源于森林有机物的衰减之间的平衡基础上的。现在我们做一个对比，草原的土壤数据显示，其稳定碳池更大、不稳定的森林碳减少得更快、不稳定的农作物碳积累得也更快，这就使土壤总有机碳得以在大约七年以后返回到森林采伐前的水平 (van Noordwijk 等人, 1997 年)。

**表 4, 森林土壤碳含量及种植甘蔗 12 年和 50 年后土壤碳含量**  
( $\text{Mg ha}^{-1}$ , 深度 0-0.20 m), Cerri and Andreux 修订(1990)

	森林	甘蔗	
		种植甘蔗 12 年的土壤	种植甘蔗 50 年的土壤
总碳	71.9	44.6	38.5
源于森林的稳定碳	71.9	36.0	21.0
源于甘蔗的碳		8.6	17.3

图 6, 森林转变成草原和甘蔗种植园后氧化土土壤有机物动力学

图表是建立在合适的衰退模型上的。Van Noordwijk 等人于 1997 年基于巴西 C.C.Cerri 的博士学位研究

草原和甘蔗模式之间的一些区别可以这样解释，甘蔗园每年碳输入量 ( $0.96 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) 相比草原每年的碳输入量 ( $7.5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) 较低，它们的土壤矿物学和气候也都不一样 (Cerri 和 Andreux, 1990 年)。土壤结构也起到一定的作用，森林变成甘蔗园后 12 年，大多数源于甘蔗的碳存在于粗砂层。粘土层大约 90% 的碳在 12 年后仍然是源于森林的碳，但是 50 年后，只有 70% 的源于森林的碳存在于粘土层中 (Vitorello 等人, 1989 年) 这些数据说明了粘土层有机物作为一个碳保护机制纽带的重要性 (Hassink, 1992 年; van Noordwijk 等人, 1997 年)。

将森林转变成种植一年生农作物 (如玉米、木薯、大豆) 的农田、转变成种植油椰子、可可豆或橡胶树等四季生农作物的农田、矣或转变为人造林是不同的。将森林转变成种植四季生农作物的农田通常会导致土壤肥力下降率比较低，这是因为，在某种程度上，这些系统对森林植被有一定的模仿 (Hartemink, 2003 年)。但是，在农作物生长的早期，天盖还未形成，土壤还未被覆盖，这个时候土壤会有明显的侵蚀和化学变化。由于缺少养分摄取及土壤暴露在空气中，土壤浸蚀性和过滤性 (都会导致土壤肥力的下降) 会很高。

### 3.2 牧草地的变迁

牧草地转变为农田的影响方面的研究相比森林转变为农田的影响方面的研究要少得多，森林转变为农田的影响方面的研究更为详尽。澳大利亚、欧洲和美国有很多谷类作物土壤在被开垦以前是牧草地。这些牧草地的转变造成了土壤有机碳含量的降低，土壤有机碳含量的降低使养分贮存减少，并增强了的水蚀和风蚀的非现场影响。特别是在美国，中部草原牧草地大规模地被变成农田造成了非常严重的土壤浸蚀（班尼特，1939年）。

Pennock 等人于 1994 年对加拿大一个起伏的耕种平原牧草地转变成谷类耕种后洼地的软土和新开发土土壤特性的变化进行了研究。他们研究了不同的地形要素详细清单，并对地形形成过程在土壤特性的形成中所起的作用进行了阐明（Pennock, 1997 年）。研究中在该片地形应用了放射性核  $^{137}\text{Cs}$  测量方法来描述土壤再分配率，并对三种地形位置——侧翼部分、坡麓部分和洼地的现场矿化程度和非现场土壤再分配对地形内部土壤有机碳变化的相关贡献度进行了计算。此外，他们还研究了生长着原始草原植被的地区及已进行粮食生产 12 年、22 年和 80 年的地区。每一个地形位置转换脉冲起始（SOC）的变化都不相同，但是，矿化度和土壤再分配对土壤有机碳的相关贡献随着地形位置和时间而变化。在侧翼部分，即时转换脉冲起始下降显著，侵蚀显示出越来越大的重要性；在坡麓部分，转换脉冲起始的退化比较小，在这里，转换脉冲起始的变化更加取决于现场的矿化度；在湿润的洼地，因受沉降和矿化的共同影响，转换脉冲起始有所增加。这是研究牧草地转变为谷类农田时土壤变化的为数不多的研究中的一个。

Hartemink 于 1998 年对在巴布亚新几内亚所选的土壤进行了取样，并搜集了甘蔗种植园的档案记载的土壤数据，对土壤的取样是在种植园建成之前（1979 年）的自然牧草地和甘蔗种植之后进行的。土壤特性在 1979-1996 年期间有所下降，在经历了 17 年的甘蔗种植后，表层土的 PH 值从自然牧草地时的约 6.5 下降到了 5.8（表 5）。土壤酸化的同时伴随有土壤阳离子可替换度及 CEC 浓度的下降。1979 年，在自然牧草地的冲积土和转化土表层土中，有机碳平均含量超过  $51 \text{ g kg}^{-1}$ ，而在 1994 年和 1996 年，有机碳含量降到  $36 \text{ g kg}^{-1}$  以下。牧草地转变为甘蔗种植园时，有效磷也有所减少，但是，数据上的变化很大。

**表 5, 1979-1996 年冲积土和转化土表层土 (0-0.15m) 的化学特性**

1979 年时是牧草地土壤，之后一直是甘蔗土壤，数值是算术平均值  $\pm 1$  偏差。Hartemink 于 1998 年修订。

土壤	年分	采样数	pH H <sub>2</sub> O (1:2.5)	有机碳 (g kg <sup>-1</sup> )	有效磷 (mg kg <sup>-1</sup> )	CEC (mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	可替换的阳离子 (mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )		
							Ca	Mg	K
冲积土	1979†	15	6.5 ±0.4	58 ±15	nd	389 ±43	228 ±78	93 ±41	13.0 ±5.0
	1982	14	6.2 ±0.1	nd	36 ±4	459 ±55	275 ±35	113 ±24	12.9 ±2.0
	1983	44	6.3 ±0.1	nd	37 ±10	435 ±48	256 ±35	100 ±16	12.4 ±2.8
	1994	12	5.9 ±0.1	35 ±6	28 ±9	384 ±65	232 ±47	101 ±22	10.8 ±2.3
	1996	8	5.8 ±0.2	31 ±7	28 ±12	374 ±33	220 ±30	99 ±13	8.0 ±2.0

转化土	1979†	6	6.6 ±0.1	52 ±9	nd	421 ±21	293 ±69	123 ±39	15.5 ±2.7
	1982	17	6.2 ±0.1	nd	43 ±5	490 ±29	286 ±22	131 ±16	16.1 ±2.9
	1983	40	6.3 ±0.2	nd	40 ±13	477 ±94	290 ±83	114 ±33	12.9 ±2.3
	1994	12	5.9 ±0.1	32 ±3	32 ±11	452 ±79	273 ±50	129 ±34	13.4 ±3.9
	1996	12	5.8 ±0.2	32 ±6	28 ±11	421 ±102	276 ±73	115 ±38	9.0 ±3.0

† 在种植园建成前采集的自然牧草地的样本

nd = 无数据

### 3.3 沿海湿地的变迁

沿海湿地有含有黄铁矿沉积物的潮汐湿地和内陆湿地，当这些沉积物被排出或挖出时由于氧化作用，就会形成酸性硫酸盐土壤。在非洲和东南亚，红树林转变成可耕地尤其是酸性硫酸盐土壤形成的主要原因（登特和庞斯，1995年）。所形成的硫酸使土壤的PH值降到4以下，有时甚至降到3以下。在这些酸性条件下，粘土矿物质会释放出可溶性的铝，可溶性铝能杀死植被和水中生命或阻碍它们的生长并破坏对疾病的抵御能力。酸性排水对其它方面的影响最为显著，它会影响到土地和地面水水质。酸性硫酸盐土壤对于沿海湿地所带来的危害是很突出的，沿海湿地土地非常缺少，发展压力也很大。据估计，全球一共有大约2400万公顷的土地含有酸性硫酸盐或潜在的酸性硫酸盐土壤——很多是在热带地区。

### 3.4 中国

土地覆盖变化对土壤肥力的影响在不同的地区有所不同。在中国亚热带的丘陵地区（江西省），土壤特性显示出很大的变化性，特别是有效磷的变化极大（孙等人，2003年）。在1985年到1997年期间，荒地和稻田最初土地利用模式的土壤中有有机碳含量显著降低，其它特性没有大的变化。化肥在丘陵地的施用增加了有效磷和钾，但是在森林的重建方面有所下降。当荒地变成稻田时，土壤肥力得以增加。在调查地区的东南部，土地被用于种植稻子，土壤特性有所降低，但是，在荒地转变成农田的地区，土壤肥力有所增加（孙等人，2003年）。

广西壮族自治区南宁市是红土地区，在1980年到1994年期间，由于土地利用的变化，土壤养分下降了10%。有效钾的下降最大（达到14%）。丘陵地区耕地中大部分土壤养分水平都有所下降，但是，森林和果园土壤肥力没有下降（卿，1999年）。

一个从1980年到1999年的在中国北方遵化县的案例研究显示，农田面积、牧草地面积及稻子面积在此期间有所下降，取而代之的是森林和人类栖息地。由1980年时的农田转变来的森林在1999年时土壤中有有机质含量增长了21%，总氮含量增长了18%，有效氮含量增长了65%，有效磷含量增长了17%，有效钾含量增长了17%。同样地，由1980年时的农田转变来的牧草地在1999年时土壤中有有机质、总氮、有效氮、有效磷和有效钾含量都有所增长。由农田转变成森林和牧草地的改变不仅仅改变了土地覆盖，还改善了土壤肥力（付等人，2001年）。

黄土高原在过去的几十年里发生了翻天覆地的变化，自然植被已经被破坏了，农田占据着主导地位，另外还有一些灌木丛地、牧草地、林地和果园。在大南沟水库，灌木丛地、牧草地和林地土壤中的有机质和总氮含量比休闲地和农田要高得多。在农作物—水果间混作的土地土壤肥力比较高。土壤养分的分布及对地形位置的响应是不定的，它取决于土地利用类型的坡度和位置（王等人，2003年）。

中国北方有着广阔的阿尔卑斯山脉，对阿尔卑斯山牧草地土地利用对土壤侵蚀和土

壤肥力的影响的研究显示,对牧草地的耕作增加了土壤侵蚀,土壤有机碳在经历了 40 多年的耕作后减少了 55%。从区域性来说,耕作 30 年到 50 年的时间内,有 59% 的土壤有机碳损失掉了,同时还伴有总氮和阳离子交换能力的损失。对于开垦过的土壤来说,土壤侵蚀和矿化都造成了有机碳的损失。草原退化和耕作也会引起土壤有机磷含量的变化。研究显示,草原退化和耕作不仅造成了严重的土壤侵蚀,也造成了土壤肥力的下降(吴和 Tiessen, 2002 年)。

黑河盆地是中国贫瘠的西北地区最大的内陆盆地,在黑河盆地中游地区,土地利用从耕地变成荒凉的牧草地,这说明在第一个 3-5 年的耕作后,以前的牧草地土壤中有有机氮和有机磷含量显著下降;在经历了 13 年的耕作后,以前山地牧草地的土壤养分含量逐渐趋于稳定,但是在已经放弃耕作的荒凉的牧草地,土壤肥力有所增加。据估计,在 13 年的时间里,牧草地转变为耕地以及耕地转变为荒凉的牧草地分别导致了 1.68 Tg C 和 0.55 Tg C 的有机碳损失。贫瘠的内陆地区土地利用的变化显著影响了土壤有机碳池和土壤有机碳循环(王等人, 2004 年)。

#### 4. 讨论

在这篇论文中,我们对全球土地覆盖变化的方面一些主要的研究进行了回顾。可以看到,全球土地覆盖发生了巨大的变化,但是,空间数据分布不均,并且存在很多不定性。由于土地覆盖变化及其对主要的地球体系过程的影响很重要,遥感技术的迅猛发展将能够减少这种不确定性,并使我们能及时了解土地覆盖变化的驱动力、土地覆盖变化的过程及土地覆盖变化的因素。对遥感技术的一个主要挑战是将植被特性转换为相关的土壤和土地利用方面的信息。

案例研究显示了土地覆盖的主要变化,自从 20 世纪 30 年代(北楠榜)、50 年代(洪都拉斯、肯尼亚)或 70 年代(布基纳法索、南苏门答腊岛、坦桑尼亚、巴布亚新几内亚),土地覆盖的主要变化已经能够量化说明。土地覆盖的变化反映了人口的快速增长,这种情况发生在几乎所有研究过的地方,尽管农业生产的扩张和人口增长之间的关系可能不是线性关系(Meertens 等人, 1996 年),在这个复杂的过程有几个因素在相互作用(Lambin 等人, 2003 年)。在大多数国家,人口增长时,自然森林面积下降。然而,肯尼亚的一项国家调查发现,在许多小佃农农业生产体系中,种植树的数量增加了(Holmgren 等人, 1994 年),这在一些大规模的调查中也得到了证实(Imbernon, 1999 年; Tiffen 等人, 1994 年)。这种土地利用强化的趋势可以说是对土地日益缺乏的反映。另一方面,在马拉维和坦桑尼亚的部分地区,种植树的数量没有增加(Abbot 和 Homewood, 1999 年; Kaoneka 和 Solberg, 1997 年)。在肯尼亚恩布地区,生物数量增加的部分原因是因为在小佃农农业生产体系中四季树状农作物有所增加,这种情况也发生在苏门答腊岛,那里种植园农业得到发展而雨林遭到破坏。

案例研究显示,土地覆盖变化正在发生着,航空照片及卫星图像的应用使得对农业用地的量化简单易行(Jansen 和 Di Gregorio, 2002 年; Seto 等人, 2000 年)。研究土地覆盖变化就其本身而言并不是目的,它们可以用于土地利用规划或分析土壤肥力变化的空间模式,再或用于制定地区养分预算(Hartemink, 2003 年)。但是,我们进行观察时的规模可能不能直接应用于驱使土地利用变化的因素可以被预测到或被影响时的规模。从这里所回顾的研究可见,并没有足够多的证据证明土地利用变化导致了严重的环境退化,尽管可以预见没有外部输入的土地利用强化或对边缘地区的侵蚀可以导致土壤退化。然而,应该强调的是并非所有的变化都是付面的,因为有很多土地利用变化方式提高了食物和纤维产量、资源利用率以及人类健康和康乐(Lambin 等人, 2003 年)。

土地覆盖变化的影响以及土壤肥力的细微变化都有相当完备的档案记录(Murty 等

人，2002年)。土地利用变化总是对土壤质量和生产力产生影响。现场的影响大都与土壤有机质含量的变化相关。最为显著的变化直接发生在一次主要的土地利用转变之后，例如采伐森林。土壤的矿化度增加，而植被的变化通常会导致土壤侵蚀及其它地形过程。转变对于土壤有机碳和体积密度等土壤特性有着显著的短期（1-5年）现场影响，可是土地利用强化对于土壤特性有着长期（10-80年）的影响。我们回顾了一些研究，在这些研究中，土壤肥力的变化趋势和变化率一直在发生变化。很显然，土壤肥力是一个复杂问题，它包括了一些属性，这些属性随着时间的推移相互作用。测定工作需要长期的调查，还需要详尽的空间和时间的可变性方面的知识（Hartemink，2006年）。大多数土地利用和土壤肥力之间相互作用的研究是轮廓性的和局部范围的，这就使应用土地覆盖变化的空间数据变得很复杂。系统地讲，应该在全球范围形成一个相对好一些的计划对土壤特性进行一致的测定，因为土壤特性是土地覆盖的一个重要成分。（Lepers等人，2005年）。

世界上一个地区生产或获得食物的能力是决定性地获得足够的多产农田，是在那块儿土地上保持农作物高产的能力（通常有化肥、农药和灌溉等外部投入的支持），亦或是从其他地区购买和进口食物的能力（Ramankutty等人，2002年）。世界上绝大多数肥沃的土壤已经得到了耕作（杨，1999年），很多现有的可耕地是在边缘地区或是在热带拉美和非洲森林广阔的地区。开垦意味着森林的损失。最初时的农田由于城市化而不再存在，土壤退化的影响将会进一步增加对现有农田的压力。我们全球食物生产体系只有依靠技术进步才能满足未来人们对食物的需求（Ramankutty等人，2002年），但是，在不牺牲森林植被的条件下，当没有新的地方可供开垦时，只有提高农作物产量（单位亩产）才能供养不断增加的人口。

农业生态系统已经相当适于生产食物了，但是，这些增加的产量却有着不可忽视的环境成本（Tilman，1999年；Tilman等人，2002年）。当农作物可以充分消化外部投入时，提高外部投入应用时的精准度可以减少其对环境的影响。当然，也可以通过在耕作时已经考虑到地形的前景来探测不同的地形特性和连通性，这能导致当地及地区形成闭合的养分循环（如Veldkamp等人，2001年）。

农业生产是围绕全球定位系统、地理信息系统和农业技术建立起来的，在温带地区的一些国家，精准农业变得越来越重要（Bouma等人，1999年；西尔威斯特-布拉德利等人，1999年；Viscarra Rossel和Mcbratney，1998年），但是它对于热带国家的农业生产也有一定潜力（Dobermann等人，2003年；van Groenigen等人，2000年；Yemefack等人，2005年）。将先进的管理技术应用到空间土地覆盖数据上对进一步研究提供了保证。

## 结论

在全球范围内，土地利用在过去的几十年中已经发生了巨大的变化——这主要反映了人口及人们对于食物需求的显著增长。世界人口自1960年以来已经翻了一番，发展中国家占世界总人口增长的95%左右，非洲是世界上人口增长最快的地区。日益增加的人口意味着很多，但是最重要的是它需要农业产量的提高以满足对事物的需求，通过农业用土地的扩张或对现有系统的强化可以满足这个需求。农业生产所依赖的自然资源的保持和改善非常重要。土壤退化特别是土壤化学肥力的下降是食物生产和土地资源的可持续管理所关心的主要问题，它对土地的使用也有影响，但是，土壤肥力变化的空间及时间上的影响及其与土地覆盖变化的相互作用还有待调查。许多对土壤土地利用和土地覆盖变化方面的研究都是本地性的，并且主要针对更替耕作等特殊系统。我们应该在空间上采用更明确而详细的方法以更加综合的规模给与强度更高的土地利用系统更多的关注。