

## 第 6 章

---

### 草地

## 作者

Louis Verchot（世界农林中心/美国）、Thelma Krug（巴西）、Rodel D. Lasco（菲律宾）、Stephen Ogle（美国）和 John Raison（澳大利亚）

Yue Li（中国）、Daniel L. Martino（匈牙利）、Brian G. McConkey（加拿大）和 Pete Smith（英国）

## 参加作者

Mercy Wanja Karunditu（世界农林中心）

## 目录

6	草地	
6.1	引言	6.5
6.2	仍为草地的草地	6.5
6.2.1	生物量	6.6
6.2.1.1	方法的选择	6.6
6.2.1.2	排放/清除因子的选择	6.7
6.2.1.3	活动数据的选择	6.8
6.2.1.4	方法 1 和方法 2 的计算步骤	6.8
6.2.1.5	不确定性评估	6.9
6.2.2	死有机物质	6.10
6.2.2.1	方法的选择	6.10
6.2.2.2	排放/清除因子的选择	6.10
6.2.2.3	活动数据的选择	6.11
6.2.2.4	方法 1 和方法 2 的计算步骤	6.11
6.2.2.5	不确定性评估	6.12
6.2.3	土壤碳	6.12
6.2.3.1	方法的选择	6.13
6.2.3.2	库变化和排放因子的选择	6.13
6.2.3.3	活动数据的选择	6.15
6.2.3.4	方法 1 计算步骤	6.17
6.2.3.5	不确定性评估	6.18
6.2.4	来自生物量燃烧的非CO <sub>2</sub> 温室气体排放	6.20
6.2.4.1	方法的选择	6.20
6.2.4.2	排放因子的选择	6.20
6.2.4.3	活动数据的选择	6.21
6.2.4.4	不确定性评估	6.21
6.3	转化为草地的土地	6.21
6.3.1	生物量	6.22
6.3.1.1	方法的选择	6.22
6.3.1.2	排放/清除因子的选择	6.24
6.3.1.3	活动数据的选择	6.25
6.3.1.4	方法 1 和方法 2 的计算步骤	6.26
6.3.1.5	不确定性评估	6.27
6.3.2	死有机物质	6.27

6.3.2.1	方法的选择 .....	6.28
6.3.2.2	排放/清除因子的选择 .....	6.29
6.3.2.3	活动数据的选择 .....	6.30
6.3.2.4	方法 1 和方法 2 的计算步骤 .....	6.30
6.3.2.5	不确定性评估 .....	6.31
6.3.3	土壤碳 .....	6.31
6.3.3.1	方法的选择 .....	6.32
6.3.3.2	库变化和排放因子的选择 .....	6.32
6.3.3.3	活动数据的选择 .....	6.33
6.3.3.4	方法 1 计算步骤 .....	6.34
6.3.3.5	不确定性评估 .....	6.35
6.3.4	来自生物量燃烧的非CO <sub>2</sub> 温室气体排放 .....	6.35
6.3.4.1	方法的选择 .....	6.35
6.3.4.2	排放因子的选择 .....	6.35
6.3.4.3	活动数据的选择 .....	6.36
6.3.4.4	不确定性评估 .....	6.36
6.4	完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告 .....	6.36
6.4.1	完整性 .....	6.37
6.4.2	制定一致的时间序列 .....	6.37
6.4.3	质量保证和质量控制 .....	6.38
6.4.4	报告及归档 .....	6.39
附件 6A.1	估算草地矿质土壤碳排放/清除的缺省库变化因子 .....	6.40
参考文献	.....	6.41

## 图

图 6.1	草地/放牧系统分类方案 .....	6.16
-------	-------------------	------

## 表

表 6.1	世界主要草地生态系统的地下部和地上部比例 (R) 的缺省扩展系数 .....	6.7
表 6.2	草地管理的相关库变化因子 .....	6.14
表 6.3	草地排水有机土壤的年排放因子 (EF) .....	6.15
表 6.4	从其它土地利用转化的草地上存在的生物量库的缺省值 .....	6.24

## 6 草地

### 6.1 导言

草地覆盖地球土地表面的四分之一左右 (Ojima 等, 1993 年), 跨越从干旱到潮湿的各种气候条件。草地的管理程度和强度差异巨大, 既有粗放型管理的牧场和热带稀树草原——牲畜存栏率和火烧状况是主要的管理变量, 也有集约型管理 (例如, 施肥、灌溉、物种改良) 的连续性牧场和干草地。草地的植被一般以多年生草类为主, 以放牧为主要的土地利用。

通常草地与“森林”相区分的标准是生态系统林冠覆盖率低于一定的阈值, 且不同地区的阈值均不同。草地中有大量的地下碳, 主要在根部和土壤有机质中。草地到森林的过渡经常逐渐伴随降雨或土壤梯度的形成。含高比例多年生木本生物量的许多灌木地可能被视为草地的一种, 并且各国可能选择将部分或全部灌木地算入草地类别。

许多草地品种均已产生适应性, 可应付放牧和经常性的火烧扰乱, 因此, 植被和土壤碳对于放牧和火烧引起的适度扰乱都有较大的耐受力 (Milchunas 和 Lauenroth, 1993 年)。在许多类型的草地中, 火烧是防止木本物种入侵的一个关键因素, 后者能严重影响生态系统的碳存储 (Jackson 等, 2002 年)。

《1996 年 IPCC 指南》仅论述热带稀树草原燃烧引起的排放和与草地转化为其它土地利用相关的生物量变化。三集计算曾用于确定由草地转化引起的 CO<sub>2</sub> 排放的估值: (1) 地上部生物量燃烧所释放的 CO<sub>2</sub>, (2) 地上部生物量衰减所释放的 CO<sub>2</sub>, 及 (3) 土壤中释放的 CO<sub>2</sub>。关于多年生木本生物量变化相关或来自这些系统管理变化的草地碳库变化, 没有做出明确的报告规定。

这些《指南》是对《IPCC》指南的更新, 可允许估算: 地上部和地下部生物库变化引起的草地中的碳排放和清除, 生物量燃烧引起的非 CO<sub>2</sub> 排放, 和土壤碳库变化引起的草地中的碳排放和清除。纳入了 GPG-LULUCF (IPCC, 2003 年) 中制定的若干新的方法学。相对于《1996 年 IPCC 指南》的新要素包括:

- 说明草地中两种主要池 (生物量和土壤) 中碳库变化的方法学;
- 明确包括自然扰乱和火烧对管理草地的影响;
- 估算转化为草地的土地上产生的排放和清除;
- 将估算来自稀树草原的生物量燃烧引起的非 CO<sub>2</sub> 温室气体的方法扩展到用于所有草地;
- 估算转化为草地过程中生物量燃烧引起的非 CO<sub>2</sub> 排放; 以及
- 用于土壤有机碳的新库变化率因子和参考碳库。

本章就估算和报告草地产生的排放和清除所用的缺省和先进方法提供指导意见。给出了用于仍为草地的草地 (6.2 节) 和转化为草地的土地 (6.3 节) 的方法和指导意见。对于仍为草地的草地, 碳排放量和清除量的计算基于对管理做法变化对碳库的影响的估算。对于转化为草地的土地, 碳排放量和清除量的计算基于对草地植被替代某种植被类型所产生的影响的估算。如果数据不能将草地区域分为仍为草地的草地和转化为草地的土地, 缺省方式是将所有草地的类别都视为仍为草地的草地。

当编制草地碳清单时, 各年间气候变化是需要考虑的重要因素。现存生物量每年都发生极大的变化, 这与年降雨量间的差别是相关的。各年间降雨量的变化亦可能影响诸如灌溉或肥料施用等管理决策。清单编制者需要意识到此问题, 并在清单中适当地考虑这些因素。

### 6.2 仍为草地的草地

仍为草地的草地包括一直属于草地植被和牧草利用或由其它土地类别转化为草地超过 20 年的管理牧场。为仍为草地的草地 (GG) 土地利用类别建立温室气体清单包括: 估算 5 种碳汇 (即地上部生物量、地下部生物量、死木、枯枝落叶和土壤有机质) 中的碳库变化, 以及非 CO<sub>2</sub> 气体的排放量。该类别中温室气体排放和清除的主要来源与草地管理及管理变化相关。采用第 2 章公式 2.3 估算仍为草地的草地中的碳库变化。图 1.2 (第 1 章) 中的决策树为执行 GG 估算程序而选择适合的层级 (方法复杂性的等级) 提供指导意见。

## 6.2.1 生物量

永久草地的碳库受到人类活动和自然扰动的影响，包括：木材生物量的收获、草原退化、放牧、火烧、牧场恢复、牧场管理等。草地生物量的年产量会很大，但由于放牧和火烧进行的快速周转和损失以及每年草本植被的衰老，许多草地中现存的地上部生物量库极少超过每公顷数吨。在植被的木本部分、根部生物量和土壤中能够累积更大量的碳。这些池中碳库增加或减少的程度受到上文所述的各种管理做法的影响。

本节就估算*仍为草地的草地*的生物量中的碳库变化提供指导意见，包括木本植被覆盖的增加，有机添加物的影响，以及管理和石灰施用的影响。有关*仍为草地的草地*的生物量中碳库变化的基本概念与管理做法有关联。图 2.2（第 2 章）中的决策树就报告生物量碳库变化的层级选择提供指南。

对于具体生态系统，因为常常缺乏有关地下部生物量的数据，所以使用基于地下部生物量与地上部生物量比例的一种简化方法。使用该方法，地下部生物量的估值与地上部生物量的估值紧密关联。因此，为了简便，将地下部和地上部生物量结合起来进行估算和报告。

虽然在概念上，草地、农田和森林间估计生物量变化所用的方法相似，但草地在很多方面都有独特性。大量草地面积会受到频繁的火烧，这可影响木本植被的丰富量，木本和草本植被的死亡和再生长，以及地下和地上部碳的划分。气候变化和其它管理活动，如树木和灌木的清除、牧场改良、植树以及过度放牧和退化等，都会影响生物量库。就热带稀树草原（有树木的草原）的木本物种而言，由于大量的多干树木、大量的灌木、空心树、高比例的直立死树、高根茎比例和矮林再生等，其异速生长关系与用于林地的不同。

### 6.2.1.1 方法的选择

第 1 章图 1.2 中的决策树为执行估算程序而选择适合层级提供指导意见。估算生物量中碳库的变化需要关于地上部生物量中库变化和地下部生物量中碳库变化的估值。

取决于所用的层级和数据的可获性，草地可根据类型、区域或气候带以及管理系统进行分类。*优良作法*是各国要努力改进清查和报告办法，根据本国情况尽可能努力采用最高的层级。如果*仍为草地的草地*中碳的排放和清除是一个关键类别，且如果根据第 1 卷第 4 章概述的原则认为生物量的亚类是重要的话，*优良作法*是采用方法 2 或方法 3。

#### 方法 1

方法 1 假设*仍为草地的草地*中的生物量没有发生变化。在管理类型和强度固定不变的草地中，生物量将处于大体稳定的状态（即通过植物生长累积的碳大体上与放牧、分解和火烧造成的损失相抵）。在管理做法随时间发生变化（例如通过引进林牧复合体系，为放牧管理而清除树木/灌木，改进牧场管理或其它做法）的草地，碳库变化可能是显著的。如果关于草地并非关键源的假设是合理的，国家可以采用方法 1 关于生物量没有变化的假设。可是，如果可获的信息可确定*仍为草地的草地*中生物量变化率的可靠估值，甚至在*仍为草地的草地*并非关键源的情况下，特别当管理方法可能变化时，国家可以采用更高层级方法。

#### 方法 2

方法 2 可估算管理做法引起的生物量变化。提出了估算生物量中碳库变化的两种方法。

**增加-损失方法**（参见第 2 章中的公式 2.7）该方法包括估算根据管理类别划分的草地面积以及生物量库的年均生长量和损失量。这需要根据以下几点估算*仍为草地的草地*的面积，即不同的气候或生态带或草地类型、扰动状况、管理制度，或其它明显影响不同草地类型的生物量碳汇和生物量生长及损失的其它因素。

**库-差别方法**（参见第 2 章中的公式 2.8）库-差别方法包括对草地面积以及对两个时间段（ $t_1$  和  $t_2$ ）的生物量库的估算。通过将库的差额除以两次清除间的时间段（年数）得到生物量库的年均差。该方法对于开展定期清查的国家是可行的，并且可能更适合采用方法 3 的国家。该方法对气候变化显著的地区可能并非十分适合，并可能给出错误的结果，除非每年都可以进行清查。

#### 方法 3

当国家存在国家特定排放因子和大量国家数据时，采用方法 3。国家界定的方法可能基于草地永久样地和/或模式的详细清单。

对于方法 3，各国应该制定自己的方法学和参数，以估算生物量中的变化。这些方法可能来自上文详述的公式 2.7 或公式 2.8，或者可能建立在其它办法的基础上。采用的方法需要明确记录。

国家一级的生物量碳估值应该确定为国家草地清单，国家一级模式的组成部分，或者来自专项温室气体清单项目，遵循第 1 卷所示的原则进行定期抽样。清单数据可以结合模式研究以捕捉所有草地碳汇的动态。

方法 3 提供比低层级方法更为确定的估值，并且更加突出了各个碳汇之间的联系。部分国家已经建立了扰乱矩阵，可为每种类型的扰乱提供不同池中碳重新分配的方式。

### 6.2.1.2 排放/清除因子的选择

估算管理引起的生物量变化所需的排放和清除因子包括：生物量生长率、生物量的损失，以及地下部生物量的扩展系数。排放和清除因子用于估算以下几个方面引起的生物量生长和损失，即草地受多年生木本植被的侵蚀、过度放牧引起的退化以及其它管理效应。

#### 方法 1

当仍为草地的草地中没有发生明显碳排放或清除时，选择方法 1。方法 1 中假设所有仍为草地的草地中的生物量是稳定的。对于草地管理或扰乱发生明显变化的国家，鼓励其按方法 2 或方法 3 制定估算该影响的国内数据并报告。

#### 方法 2

对于部分草地类别，如果不能获得国家特定或区域值，优良作法是结合缺省值，采用关于不同草地类别生物量碳库的国家级数据。生物量净增量以及从被采伐的活体树和草中转移到采伐剩余物的碳的国家特定值，以及分解率（增加-损失的情况下）或生物量库中的净变化（库-差别方法的情况下），可以从国家特定数据中获得，该数据考虑了草地类型、生物量利用率、采伐做法和采伐活动中损坏的植被量。应当通过科学研究求出关于扰乱状况的国家特定值。

估计地下部生物量可以是草地生物量调查的一个重要组成部分，但是实地测量艰难且费力。因而，经常利用扩展系数根据地地上部生物量来估算地下部生物量。对于火烧和放牧所作的调整已导致产生比其它许多生态系统更高的根茎比率；因此，源于未受扰乱的生态系统的生物量扩展系数不作修改是不能适用的。个别物种（例如，Anderson 等，1972 年）和群落层级（例如，Jackson 等，1996 年；Cairns 等，1997 年）的根茎比例值差异均很大。因此建议尽量使用凭经验求出的某个区域或植被类型所特有的根茎比例。表 6.1 提供世界各主要气候带草地生态系统（所有植被）的缺省根茎比例率（IPCC 气候带来自附件 3A.5）。如果有的国家没有更具体的信息来制定国特定比例，可将这些数值用作缺省值。亦列入了关于林地/热带稀树草原和灌木地的根茎比例，以供将这些土地纳入其清查的草地部分的国家利用。

表 6.1  
世界主要草地生态系统的地下部和地上部比例（R）的缺省扩展系数

土地利用类别	植被类型	近似于 IPCC 气候带 <sup>1</sup>	R (吨干物质地下部生物量/吨干物质地上部生物量)	n	误差 <sup>2</sup>
草地	干草原/冻原/湿草原 草地	北温带（干、湿）、 寒温带（湿）、 暖温带（湿）	4.0	7	± 150%
	半干旱草地	寒温带（干）、 暖温带（干）、热带（干）	2.8	9	± 95%
	亚热带/热带草地	热带（湿润、湿）	1.6	7	± 130%
其它	林地/稀树草原		0.5	19	± 80%
	灌木地		2.8	9	± 144%

<sup>1</sup> 源数据按草地生物群落类型分类，因此与 IPCC 气候带的对应是近似的。

<sup>2</sup> 给出的误差估值为两倍标准偏差，作为均值的百分比。

### 方法 3

方法 3 包括结合利用动态模式与生物量库变化的清查测量。此方法并非利用简单的库量变化或排放因子本身。采用基于模式的办法，通过利用估计模式内部生物量库净变化的多个方程互动，求出排放/清除估值。可将模式连同类似于详细森林清查中使用的基于定期抽样的库估值一起，用来估计库变化或投入量和产出量（如方法 2 中一样），以便为获得草地面积进行空间外推。例如，经过验证的物种特定生长模型可纳入诸如放牧强度、火烧和施肥等的管理效应，可以采用此模型与相应的管理活动数据来估算草地生物量碳库随时间的净变化。

#### 6.2.1.3 活动数据的选择

活动数据包括 *仍为草地的草地* 的面积，按主要草地类型、管理做法和扰乱状况进行汇总。应根据第 3 章所列的方法确定草地总面积，并且应该与本章其它各节中报告的面积保持一致，特别是 *仍为草地草地中死有机物质和土壤碳* 相关各节中的面积。如果这种信息能与国家土壤及气候数据、植被清单和其它生物物理数据一起使用，将极大便利对生物量变化的评估。

#### 6.2.1.4 方法 1 和方法 2 的计算步骤

*下文概述了估算生物量中碳库变化 ( $\Delta C_B$ ) 的步骤*

##### 方法 1

一旦国家选择采用方法 1，就不必进行进一步的计算，因为假设生态系统处于稳定状态，预计其中碳库没有发生改变。因为，没有关于生物量的工作表。

##### 方法 2（增加-损失方法—第 2 章中的方程 2.7）

**步骤 1:** 确定将用于本评估的草地类别以及表述面积。类别包括草地类型（例如按气候带和物种集合进行分层）的定义以及该类型的状态或管理状况[例如“退化的高草大草原”（美国、加拿大）或“放牧的无树高草地”（巴西）]。采用第 3 章所介绍的方法获得面积数据。

**步骤 2:** 确定每层的生物量增量和木材生物量的损失（采用公式 2.9 和 2.11），并利用这些值估算生物量中的净变化（采用公式 2.7）。如果仅存在关于地上部生物量的数据，各国可以采用地下部与地上部生物量比例的扩展系数来估算生物量的地下部生物量。将生物量的变化值乘以干生物量的碳含量。缺省值为每吨生物量（干重）含 0.50 吨碳。如果国家特定系数不能获得，方法 2 可采用表 6.1 提供的缺省扩展系数估算地下部生物量。

**步骤 3:** 确定平均生物量增量和草本生物量的损失，并使用这些值估算生物量中的净变化（采用公式 2.7）。可设计基于公式 2.9 和 2.11 的方法，以求出草本生物量。如果仅存在关于地上部生物量的数据，各国可采用地下部与地上部生物量比例的扩展系数来估算生物量的地下部生物量。将生物量的变化值乘以干生物量的碳含量。缺省值为每吨生物量（干重）含 0.47 吨碳。该缺省值不同于 *GPG-LULUCF*（IPCC, 2003）中的，但对于草本生物量来说更实用。方法 3 要求国家特定或生态系统特定的扩展系数。如果国家特定系数不能获得，方法 2 可采用表 6.1 提供的缺省扩展系数估算地下部生物量。

**步骤 4:** 如果按每单位面积计算增量和损失，将每个类别的代表性面积乘以该类别生物量的净变化，可估算每个类别生物量碳库的总变化。否则进行步骤 5。

**步骤 5:** 总计多年生草本和木本生物量的净变化，以估算生物量碳库的总净变化。

##### 方法 2（库-差别方法—第 2 章中的方程 2.8）

**步骤 1:** 同增加-损失方法（参见上文）。

**步骤 2:** 确定清查时间间隔，清查初期 ( $t_1$ ) 的平均木材生物量，和清查结束 ( $t_2$ ) 时的平均木材生物量。使用这些数值估算木材生物量中的净年变化（公式 2.8）。如果仅存在关于地上部生物量的数据，各国可采用地下部与地上部生物量比例的扩展系数来估算生物量的地下部生物量。将生物量的变化值乘以干生物量的碳含量。缺省值为每吨生物量（干重）含 0.50 吨碳。方法 3 要求国家特定或生态系统特定的扩展系数。如果可以获得，方法 2 可采用表 6.1 提供的缺省扩展系数，估算地下部生物量或国家特定或生态系统特定扩展系数。注意表 6.1 中的 R 值指整个生态系统 R 值。因而，为了使用这些值，首先必须总计地上部草本和木材生物量，然后乘以 R 以获得地下部生物量的值。



**步骤 3:** 确定清查时间间隔，清查初期 ( $C_{t_1}$ ) 的平均草本生物量，和清查结束 ( $C_{t_2}$ ) 时的平均草本生物量。使用这些数值和时间间隔，估算草本生物量中的净年变化 (公式 2.8)。如果仅存在关于地上部生物量的数据，各国可采用地下部与地上部生物量比例的扩展系数来估算生物量的地下部生物量。将生物量的变化值乘以干生物量的碳含量。缺省值为每吨生物量 (干重) 含 0.47 吨碳。该缺省值不同于 *GPG-LULUCF* (IPCC, 2003) 中的，但对于草本生物量来说更实用。方法 3 要求国家特定或生态系统特定的扩展系数。如果国家特定系数不能获得，方法 2 可采用表 6.1 提供的缺省扩展系数估算地下部生物量。

**步骤 4:** 采用公式 2.8 估算每种类别生物量碳库的变化。

**步骤 5:** 总计多年生草本和木本生物量的净变化，以估算生物量碳库的总净变化。

### 6.2.1.5 不确定性评估

本节考虑与为仍为草地的草地所作生物量碳估算有关的特定来源不确定性。碳清单中存在两种不确定性的来源：1) 土地利用及管理活动和环境数据中的不确定性；2) 下列不确定性：对于方法 2 碳增加和损失、库变化/排放因子中的碳库和扩展系数等项；方法 3 基于模式方式的模式结构/参数误差；或者与方法 3 基于测量清单相关的测量误差/抽样变率。一般说来，清单的精确性随着每种类别估算值抽样数的增加而提高 (和较小的置信区间)，建立纳入国家特定信息的高层级清单很可能会减少偏差 (即提高准确性)。必须计算基本不确定性评估中所用的每种国家界定术语的误差估值 (即标准偏差、标准误差或范围)。

清单编制者将需要处理土地利用和管理数据中的不确定性，然后使用适合的方法 (如简单误差传播公式) 与缺省因子和参考碳库的不确定性合并。对于方法 2，国家特定信息被纳入进清单分析中，以减少偏差。*优良作法*是评价各因子、参考碳库或土地利用及管理活动数据间的依赖性。尤其是，土地利用和管理活动数据中一般有很强的依赖性，因为管理做法在时间和空间上趋于相关。可以采用诸如简单误差传播公式或蒙特卡罗程序等方法，总合库变化/排放因子、参考碳库和活动数据中的不确定性，以估算生物量碳库变化的平均值和标准偏差 (Ogle 等, 2003 年; Vanden Bygaart 等, 2004 年)。

方法 3 更为复杂，简单误差传播公式可能无法有效量化与产生的估值相关的不确定性。蒙特卡罗分析可能可行 (Smith 和 Heath, 2001 年)，但是如果模式参数过多 (部分模式可能含数百个参数)，此种分析可能很难执行，因为必须创建量化方差和参数间协方差的联合概率分布函数。还有其它方法，如基于经验的方法等 (Monte 等, 1996 年)，这些方法采用来自监测网络的测量结果，以统计方法评价测量结果与模式结果间的关联 (Falloon 和 Smith, 2003 年)。与建模方式所相反，基于测量的方法 3 清单中的不确定性估算，可以直接通过样本方差、估计的测量误差和其它相关不确定性源。

#### 扩展系数的不确定性

表 6.1 中提供的缺省不确定性估值可以用于表述地下部生物量扩展系数的不确定性。与木材和草本生物量碳含量的扩展系数相关的不确定性相对较小，约为 2-6 个百分点。对于方法 2 和方法 3 估算，将使用国家特定或区域界定的值。当应用到具体国家时，这些参考碳库和库变化因子可存在内在的高不确定性，特别是偏差。缺省值代表土地利用和管理影响或参考碳库的平均值，可能与特定地点的值不同。*优良作法*是各国要确定其地上部和地下部生物量缺省系数的不确定性。

#### 活动数据不确定性

应采用第 3 章中的方法获得面积数据和不确定性估值。方法 2 和方法 3 还可采用更高分辨率活动数据，如本国境内不同气候区域或草地管理系统的面积估值。较高分辨率的数据与为这些较精细尺度的土地数据库的碳累积因子结合，将降低不确定性的程度。如果对于活动数据采用土地利用面积的总统计资料 (例如，粮农组织数据)，对于土地面积估值，清查机构可能必须采用缺省级不确定性 ( $\pm 50\%$ )。然而，对于清单编制者来说，*优良作法*是用国家特定活动数据取代缺省水平求出不确定性。对于方法 2 和方法 3，如果所有必要的碳累积/损失参数被适当的分层，更高分辨率活动数据 (如国家领土内不同气候区域或草地管理系统的面积估值) 的使用将降低不确定性的程度。更完备的国家体系可以减少土地利用活动统计中的不确定性，如建立或扩展采用附加抽样地的基于地表的调查，和/或纳入覆盖更广的遥感。*优良作法*是设计能用充足尺度的样本捕获多数土地利用和管理活动，以最小化国家一级不确定性。

## 6.2.2 死有机物质

为以下两种类型的死有机物质池提供与死有机物质池相关的碳库变化的估算方法。1) 死木及 2) 枯枝落叶。本报告第 1 章提供了关于这些池的详细定义。

死木是一个多变的池，难于实地测量，转为枯枝落叶、土壤或排放到大气层中的速率存在相关不确定性。死木的量取决于最后扰乱的时间、扰乱时投入的量（死亡）、自然死亡率、衰减率和管理。

枯枝落叶的累积可衡量枯枝落叶年度脱落量（包括所有的树叶、细枝条及小树枝、果实、花和树皮）减去这些投入物的年分解率。枯枝落叶的质量还受最后扰乱的时间和扰乱类型的影响。管理做法还会改变枯枝落叶特性，然而很少有研究能清晰记录管理对枯枝落叶碳所产生的效应。

### 6.2.2.1 方法的选择

估算死有机物质碳库的变化需要关于死木库变化和枯枝落叶库变化的估值（参阅第 2 章中的方程 2.17）。第 1 章图 1.2 中的决策树可帮助为执行估算程序而选择适合层级。

分别处理死木和枯枝落叶池，但估算每个池中变化的方法是相同的。

#### 方法 1

方法 1 假设死木和枯枝落叶库处于平衡状态，因而不需要估算这些池中碳库的变化。因此没有提供关于仍为草地的草地中死有机物质的工作表。对于农田类型、扰乱或管理状态发生明显变化的国家，鼓励其按方法 2 或方法 3 建立国内数据，以量化和报告此影响。

#### 方法 2 和方法 3

方法 2 和方法 3 可计算由管理做法引起的死木和枯枝落叶的碳变化。提出了估算死有机物质中碳库变化的两种方法。

**增加-损失方法**（第 2 章中的公式 2.18）此方法涉及估算草地管理类别的面积和进出死木及枯枝落叶池的年均转移量。这需要：（1）根据不同气候或生态带或草地类型、扰乱状况、管理制度，或其它明显影响死木和枯枝落叶碳汇的因素，估算仍为草地的草地的面积；（2）转为死木和枯枝落叶库的生物量的数量；及（3）依据不同的草地类型，每公顷上转为生物量的死木和枯枝落叶库数量。

**库-差别方法**（第 2 章中的公式 2.19）此方法涉及估算草地的面积，和两个时间期（ $t_1$  和  $t_2$ ）的死木和枯枝落叶库量。将库变化量除以两次测量间的时间段（年数），得到清查年死木和枯枝落叶库的变化。库差别方法对于进行草地定期清查的国家是可行的。此方法对气候变化显著的地区可能并非十分适合，并可能给出错误的结果，除非每年都可以进行清查。此方法更适合采用方法 3 的国家。当国家存在国家特定排放因子和大量国家数据时，采用方法 3。国家界定的方法可能基于草地永久样地和/或模式的详细清单。

### 6.2.2.2 排放/清除因子的选择

**碳比例：**死木和枯枝落叶的碳比例是变化的，取决于分解的阶段。木材的变化比枯枝落叶小得多，因此可以采用值为 0.50 吨碳/吨干物质的碳比例。草地中枯枝落叶的碳比例值的范围从 0.05-0.50（Naeth 等，1991 年；Kauffman 等，1997 年）。如果不能获得国家特定或生态系统特定的数据，建议使用值为 0.40 的碳比例。

#### 方法 1

不需要排放/清除因子的估值，因为方法 1 中假设仍为草地的草地中的死有机物质碳库处于稳定状态。

#### 方法 2

对于部分草地类别，如果不能获得国家特定或区域值，优良作法是结合缺省值，采用关于不同草地类别生物量碳库的国家级数据。从被采伐的活体树和草转移到采伐剩余物的碳的国家特定值，以及分解率（增加-损失方法的情况下）或死有机物质池中的净变化（在库-差别方法的情况下），可以从国内扩展系数中获得，该系数考虑了草地类型、生物量利用率、采伐做法和采伐活动中损坏的植被量。应当通过科学研究求出关于扰乱状况的国家特定值。

### 方法 3

对于方法 3，国家应该制定自身的估算死有机物质中的变化所需的方法学和排放因子。这些方法可能来自上文详述的方法，或者可能建立在其它办法的基础上。采用的方法需要明确记录。

国家一级分解的死有机物质碳估值应该确定为国家草地清单，国家一级模式的组成部分，或者来自专项温室气体清单项目，遵循第 3 章附件 3A.3 所示的原则进行定期抽样。清单数据可以结合模式研究以捕捉所有草地碳汇的动态。

方法 3 提供比低层级方法更为确定的估值，并且更加突出了各个碳汇之间的联系。部分国家已经建立了扰乱矩阵（参见第 2 章中的表 2.1），可为每种类型的扰乱提供不同池中碳重新分配的方式。模拟死有机物质碳动态平衡的其它重要参数为，衰减率（可能随木材的类型和小气候条件而变化）以及整地程序（例如控制的散烧或堆积燃烧）。

### 6.2.2.3 活动数据的选择

活动数据包括 *仍为草地的草地* 的面积，按主要草地类型、管理做法和扰乱状况进行汇总。草地总面积应与本章其它各节保持一致，特别是 *仍为草地的草地* 的生物量相关节报告的面积。如果这种信息能与国家土壤及气候数据、植被清单和其它生物物理数据一起使用，将极大便利对生物量变化的评估。采用第 3 章所描述的方法获得面积估值。

### 6.2.2.4 方法 1 和方法 2 的计算步骤

*下文总结了估算死有机物质碳库中变化的步骤：*

#### 方法 1

一旦决定采用方法 1 对该类别进行报告，就不必进行下一步的计算，因为假设生态系统处于稳定状态，并且预计死木或枯枝落叶碳库中不会发生变化。

#### 方法 2（增加-损失方法） – 第 2 章中的方程 2.18

将每种死有机物质池（死木和枯枝落叶）分开处理，但是用于每个池中的方法是相同的。

**步骤 1：** 确定将用于本评估的草地类别以及代表性面积。

**步骤 2：** 确定死木和枯枝落叶进出各个池的投入和产出率。确定来自清单或科学研究关于每个类别死木或枯枝落叶平均投入量和产出量的数值。不存在关于这些池投入和产出的缺省因子，所以各国应使用可从当地获取的数据。将投入量减去产出量，计算死有机物质池中的净变化。负值说明库中的净减少。

**步骤 3：** 将投入量减去产出量，确定每种类别死有机物质库的净变化。通过乘以碳比例将每种类别死有机物质生物量库的净变化换算为碳库。对于死木，碳比例的缺省值为 0.50 吨碳/吨干物质，对于枯枝落叶为 0.40 吨碳/吨干物质。方法 2 要求国家特定或生态系统特定的库变化率因子。

**步骤 4：** 将每个类别的代表性面积乘以那个类别死有机物质碳库中的净变化，可估算每个类别死有机物质碳汇中的总变化。

**步骤 5：** 总计所有类别死有机物质中的总变化，可确定死木碳库的总变化。

#### 方法 2（库-差别方法） – 第 2 章中的方程 2.19

应将每种死有机物质池分开处理，但是用于每个池中的方法是相同的。

**步骤 1：** 确定用于本评估的草地类型以及代表性面积。

**步骤 2：** 确定每个类别死有机物质库中的净变化。从清查数据中，明确：清查时间间隔，清查初始时（ $t_1$ ）死有机物质的平均库量，以及清查最后时（ $t_2$ ）的死有机物质平均库量。采用这些数值估算死有机物质库中的年均变化，将  $t_2$  时的死有机物质库减去  $t_1$  时的死有机物质库，并以这一差量除以时间间隔（公式 2.19）。负值表示死有机物质库的减少。

**步骤 3：** 确定每个类别死有机物质碳库中的净变化。将每个类别死有机物质库中的净变化乘以死有机物质的碳比例，可确定死有机物质碳库中的净变化。方法 2 要求国家特定或生态系统特定的扩展系数。

**步骤 4 和步骤 5：** 同增加-损失方法。

### 6.2.2.5 不确定性评估

本节考虑与仍为草地的草地中死有机物质估算有关的具体来源的不确定性。碳清单中存在两种不确定性的来源：1) 土地利用及管理活动和环境数据中的不确定性；2) 下列不确定性：对于方法 2 碳增加和损失、碳库和库变化/排放因子中的扩展系数；方法 3 基于模式方式的模式结构/参数误差；或者与方法 3 基于测量清单相关的测量误差/抽样变率。一般说来，清单的精确性随着每种类别估算值抽样密度的增加而提高（置信区间变小），而建立纳入国家特定信息的高层级清单更可能会减少偏差（即提高准确性）。必须计算基本不确定性评估中所用的国家界定术语的误差估值（即标准偏差、标准误差和范围）。

清单编制者需要处理土地利用和管理数据中的不确定性，然后使用适合的方法（如简单误差传播公式）与缺省因子和参考碳库的不确定性合并。对于方法 2，国家特定信息被纳入进清单分析中，以减少偏差。优良作法是评价各因子、参考碳库或土地利用及管理活动数据间的依赖性。尤其是，土地利用和管理活动数据中一般有很强的依赖性，因为管理做法在时间和空间上趋于相关。可以采用诸如简单误差传播公式或蒙特卡罗过程等方法总合库变化/排放因子、参考碳库和活动数据中的不确定性，以估算死有机物质碳库变化的平均值和标准偏差（Ogle 等，2003 年；Vanden Bygaart 等，2004 年）。

方法 3 更为复杂，简单误差传播公式可能无法有效量化与产生的估值相关的不确定性。蒙特卡罗分析可能可行（Smith 和 Heath，2001 年），但是如果模式参数过多（部分模式可能含数百个参数），此种分析可能很难执行，因为必须创建量化方差和参数间协方差的联合概率分布函数。还有其它方法，如基于经验的方法等（Monte 等，1996 年），这些方法采用来自监测网络的测量结果，以统计方法评价测量结果与模式结果间的关联（Falloon 和 Smith，2003 年）。与建模方式所相反，基于测量的方法 3 清单中的不确定性估算，可以直接通过样本方差、估计的测量误差和其它相关不确定性源。

#### 排放/清除因子的不确定性

对方法 1 不需要进行不确定性分析，因为缺省假设为死有机物质中的碳库没有发生变化。对方法 2 和方法 3 估算，将使用国家特定或区域界定的值。当应用到具体国家时，这些参考碳库和库变化因子存在内在的高不确定性，特别是偏差。缺省值代表土地利用和管理影响或参考碳库的平均值，可能与特定地点的值不同。优良作法是各国要确定各自国家死木和枯枝落叶缺省系数的不确定性。

#### 活动数据不确定性

应采用第 3 章中的方法获得面积数据和不确定性的估值。如果对于活动数据采用土地利用面积的总计统计资料（例如，粮农组织数据），清查机构可能必须采用土地面积估值的缺省级不确定性（±50%）。然而，对于清单编制者来说，优良作法是用国家特定活动数据取代缺省水平求出不确定性。对于方法 2 和方法 3，如果所有必要的碳累积/损失参数被适当的分层，更高分辨率活动数据（如国家领土内不同气候区域或草地管理系统的面积估值）的使用将降低不确定性的程度。更完备的国家体系可以减少土地利用活动统计中的不确定性，如建立或扩展采用附加抽样地的基于地表的调查，和/或纳入覆盖更广的遥感。优良作法是设计能用充足尺度的样本捕获多数土地利用和管理活动，以最小化国家一级不确定性。

## 6.2.3 土壤碳

本节论述草地管理对土壤有机碳库的影响，主要通过影响净初级生产量、根部周转和根茎间碳的分配进而影响土壤碳投入及土壤碳储量。草地中的土壤碳库受到以下因素的影响，即火烧、放牧强度、肥料管理、石灰施用、灌溉、高或低产量草种的再播种以及固氮豆类的混播。（Conant 等，2001 年；Follett 等，2001 年；Ogle 等，2004 年）。此外，有机土壤上排水进行的草地管理会引起土壤有机碳的损失（Armentano 和 Menges，1986 年）。

第 2 章 2.3.3 节提供了估算土壤碳库变化的一般信息和指南（包括公式），需要先阅读该节，再考虑关于草地土壤碳库的具体指南。采用公式 2.24（第 2 章）估算草地土壤碳库的总变化，此公式总合了矿质土壤和有机土壤的土壤有机碳库变化；以及土壤无机碳汇的碳库变化（如果用方法 3 进行估算）。本节提供了土壤有机碳库估算的具体指南。2.3.3.1 节有关于土壤无机碳的一般讨论，这里没有提供关于该问题的额外信息。

为了计算仍为草地的草地相关的土壤碳库变化，各国至少需要清单期开始和结束时草地面积的估值。如果土地利用和管理活动数据有限，总计数据，如粮农组织关于草地的统计资料，与关于土地管理系统大概分布的（例如，退化的、名义的和改良的草地/放牧体系）国家专家知识一起，可以用作起点。

必须根据气候区域和主要土壤类型将草地管理分类进行分层，这可以根据缺省或国家特定分类。其完成可通过吻合适合的气候图与土壤图。

### 6.2.3.1 方法的选择

可采用方法 1、2 或 3 建立清单，每一连续层需要获得比前一层更详细的资源。各国还可以采用不同的层级编制各个土壤碳亚类的估值（即矿质土壤和有机土壤中土壤有机碳库变化；以及与土壤无机碳汇相关的库变化）。2.3.3.1 节(第 2 章)中提供了用于矿质土壤（图 2.4）和有机土壤（图 2.5）的决策树，以协助清单编制者选择针对土壤碳清单的适合层级。

#### 矿质土壤

##### 方法 1

就矿质土壤而言，估算方法是基于影响土壤有机碳的管理发生变化后一段确定时期内土壤有机碳库的变化。一段确定的过渡期后，可以假设该库处于稳定状态。方程 2.25（第 2 章）用来估算矿质土壤中土壤有机碳库的变化，将清查时期开始时的碳库 $[(SOC_{(0-T)})]$ 减去清查时期最后一年的碳库 $(SOC_0)$ ，并除以库变化因子的时间依赖 $(D)$ 。要注意的是，草地中外露的基层岩面积未包括在土壤碳库计算中（假设库为零）。实际上，应获得关于草地管理活动的国家特定数据并分为适合的土地管理系统，然后按 IPCC 气候区域和土壤类型进行分层（参见第 3 章）。采用缺省参考碳库 $(SOC_{参考})$ 和缺省库变化因子 $(F_{LU}、F_{MG}、F_1)$ 估算每个清查时间段的土壤有机碳库 $(SOC)$ 。

##### 方法 2

关于矿质土壤的方法 2 亦采用公式 2.25（第 2 章），但用国家特定信息进一步建立清单方法，进而更好地具体说明库变化因子、参考碳库、气候区域、土壤类型和/或土地管理分类体系。

##### 方法 3

方法 3 不采用简单的库变化因子本身，而是用动态模式和/或详细的土壤碳清查测量作为估算库的年度变化的基础。

采用估算土壤碳净变化的耦合公式计算库变化的估值（采用基于模式的方式）。存在多种模拟土壤碳动态的模式（例如见 McGill 等，1996 年；Smith 等，1997 年所作的评论）。选择合适模式的关键标准包括：模式能够表述相关的所有草地管理做法/体系；模式投入（即驱动变量）与全国范围投入数据的可获性相适合；以及模式依据与实验数据的比较足以表述库变化。

方法 3 可利用基于测量的方式予以建立，其中对监测网定期取样以估算有机土壤碳库的变化。与模式验证相关联的网络相反，将需要更高密度的基准点，以充分表述土地利用及管理系统、气候和土壤类型的结合。2.3.3.1 节提供了附加指导意见（第 2 章）。

#### 有机土壤

##### 方法 1

方程 2.26（第 2 章）用于估算有机土壤上管理草地（例如产生于泥地的，有机土）中的碳库变化。此方法是按气候区域对有机管理土壤进行分层，并设定气候特定的年排放率。将排放因子乘以土地面积，然后相加，求出年度碳的排放。可能用于季节性放牧但未进行人工排水的自然草地不应纳入此类别。

##### 方法 2

方法 2 亦采用公式 2.26（第 2 章），但纳入国家特定信息，用以更好地规范排放因子、气候区域和/或土地管理分类系统。

##### 方法 3

用于有机土壤的方法 3，采用动态模式和/或测量网络（参见上文关于矿质土壤部分的附加讨论）。

### 6.2.3.2 库变化和排放因子的选择

#### 矿质土壤

##### 方法 1

对于方法 1，表 6.2 中提供的缺省库变化因子，包括关于土地利用因子 $(F_{LU})$ 、投入因子 $(F_1)$ 和管理因子 $(F_{MG})$ 的值。附件 6A.1 中提供了曾用于求出缺省库变化因子的方法和研究。草地中缺省库变

化因子的时间依赖 (D) 为 20 年，代表了管理对 30 厘米深处的影响。第 2 章表 2.3 中含参考土壤有机碳库的缺省值。参考库估值为土壤顶层 30 厘米处的库值，与缺省库变化因子的深度增量保持一致。

### 方法 2

国家特定库变化因子的估算，对于提高方法 2 中建立的清单来说是一种重要的改进投入因子 ( $F_I$ ) 和管理因子 ( $F_{MG}$ ) 的求导分别基于名义管理草地与中等投入的试验性比较，因为它们被认为是 IPCC 管理系统缺省分类计划的名义做法（参见活动数据的选择）。如果基于经验分析，更加细分的类别间库变化因子有着显著的差别，认为**优良作法**是求出管理、气候和土壤类型的更详细分类计划的值。在方法 2 中，亦可以从国家特定数据中求出参考碳库。2.3.3.1 节提供了附加指导意见（第 2 章）。

### 方法 3

恒定库变化率因子本身的估算不太可能优于多变速率，多变速率可更准确地捕捉土地利用和管理效应。参见 2.3.3.1 节（第 2 章）进一步的讨论。

因子	层级	气候状况	IPCC 缺省值	误差 <sup>1,2</sup>	定义
土地利用 (F <sub>LU</sub> )	所有	所有	1.0	NA	所有永久草地被赋予土地利用因子 1。
管理 (F <sub>MG</sub> )	名义管理 (非退化)	所有	1.0	NA	代表非退化和可持续管理的草地，但未作重大的管理改进。
管理 (F <sub>MG</sub> )	轻度退化草地	温带/北温带	0.95	± 13%	代表过度放牧或轻度退化的草地，（相对于天然或名义管理的草地）生产率有所下降并得不到管理投入。
		热带	0.97	± 11%	
		热带山区	0.96	± 40%	
管理 (F <sub>MG</sub> )	重度退化草地	所有	0.7	± 40%	意指由于植被受到严重的机械损害和/或严重的土壤侵蚀，生产率和植被覆盖长期严重损失。
管理 (F <sub>MG</sub> )	改良草地	温带/北温带	1.14	± 11%	代表这样的草地，即在轻度放牧压力下可持续管理并至少得到一种改进（例如，施肥、物种改进、灌溉等）。
		热带	1.17	± 9%	
		热带山区 <sup>3</sup>	1.16	± 40%	
投入（只适用于改良草地） (F <sub>I</sub> )	中等	所有	1.0	NA	适用于未利用任何额外管理投入的改良草地。
投入（只适用于改良草地） (F <sub>I</sub> )	高	所有	1.11	± 7%	适用于这样的改良草地，即（除了归类为改良草地所要求的之外）利用了一种或多种额外管理投入/改进。

<sup>1</sup> ± 两个标准偏差，表示为均值的百分比；如没有足够的研究数据可用于统计分析，则根据专家判断，利用 ± 40% 的默认值衡量误差。NA 表示“不适用”，针对构成投入或管理类别的参考值的因子值或名义做法的因子值而言。

<sup>2</sup> 这一误差范围不包括由于进行可能并不代表世界所有区域真实影响的小规模抽样可能造成的系统误差。

<sup>3</sup> 没有足够的研究可估算热带山系气候区域中矿质土壤的库变化因子。作为近似值，温带和热带区域库变化的平均值用作热带山系气候的近似库变化值。

注：参见附件 6A.1 关于草地矿质土壤碳排放/清除的缺省库变化因子的估算。

## 有机土壤

### 方法 1

对于方法 1，表 6.3 中提供了可估算与排水有机土壤相关的碳损失的缺省排放因子。

### 方法 2

从方法 2 的国家特定实验数据中求出排放因子。*优良作法*是求出用于有机土壤和/或更细气候区域分类的特定草地土地管理类别的排放因子，假设新类别捕捉碳损失率中的明显差别。2.3.3.1 节提供了更多的相关讨论（第 2 章）。

### 方法 3

恒定库变化率因子本身的估算不太可能优于多变速率，多变速率可更准确地捕捉土地利用和管理效应。参见 2.3.3.1 节（第 2 章）的进一步讨论。

气候温度状况	IPCC 缺省值 (吨碳/公顷/年)	误差 <sup>1</sup>
北温带/冷温带	0.25	± 90%
暖温带，	2.5	± 90%
热带/亚热带	5.0	± 90%

<sup>1</sup> 表示名义误差估值，相当于两倍标准偏差，作为均值的百分比。  
这些值表示了排水农田上四分之一的损失（参见第 5 章表 5.6），根据 Armentano 和 Menges（1986 年）所列的数据，相对于农田这些值近似与排水草地上碳损失成正比。这些值的不确定性程度反应在误差列中。

## 6.2.3.3 活动数据的选择

### 矿质土壤

#### 方法 1

草地系统按影响土壤碳储量的做法进行分类。一般说来，已知可增加土壤碳投入以及土壤有机碳库的做法包括灌溉、施肥、石灰施用、有机改良、高产草种，这些做法对土壤进行了改良，碳的中等投入和高投入水平取决于改良的程度。减少碳投入和土壤有机碳储量的做法包括长期重度放牧等，相对于既未改良也未退化的名义管理人工牧场或天然草地的状态，该做法会使土壤退化。这些做法用来区分管理系统，然后估算土壤有机碳库的变化。图 6.1 重提供的分类系统，形成了方法 1 清单的基础。清单编制者应该采用这种分类，按与缺省方法 1 库变化因子一致的方式区分管理系统。可为方法 2 和方法 3 进一步建立这种分类。

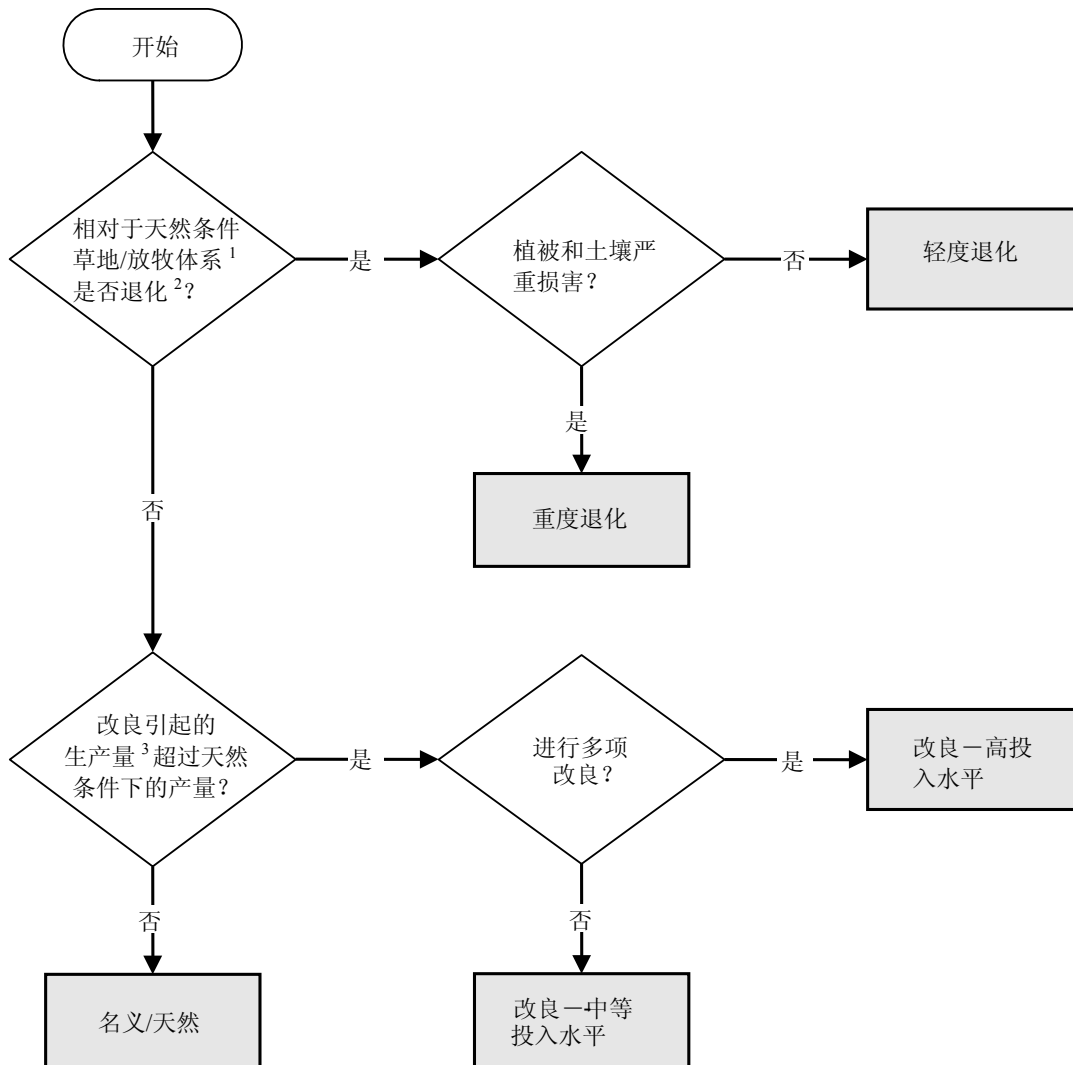
土地利用活动数据的主要类型包括：1) 总计统计资料（方法一），2) 含土地利用转化明晰信息但不含具体地理参照的数据（方法二），或 3) 含土地利用转化信息和明晰地理参照的数据（方法三），如点基土地利用和管理清单，这些清单构成对一国土地面积统计抽样。（参见第 3 章关于方法的讨论）。至少，全球可获得的土地利用统计资料如粮农组织数据库（[http://www.fao.org/waiant/potal/glossary\\_en.asp](http://www.fao.org/waiant/potal/glossary_en.asp)）可提供按主要土地利用类型分列的土地总面积年度汇编。这会是总计数据（方法一）的一个例子。

管理活动数据对土地利用数据进行补充，提供了管理系统分类（如载畜率、肥料使用、灌溉等）的信息。这些数据亦可以是总计统计资料（方法一）或提供明晰管理变化的信息（方法二或三）。如果可能，*优良作法*是赋予草地面积适合的一般管理活动（即退化、天然、改良）或特定管理活动（例如施肥或放牧强度）。对于按管理对草地分层来说，土壤退化图可能是一个有用的信息源（例如 Conant 和 Paustian，2002 年；McKeon 等，2004 年）。专家知识是管理做法的另一种信息来源。*优良作法*是酌情引出专家知识，利用第 1 卷第 2 章中提供的方法（附件 2A.1，专家引出规则）。

根据在同一地点重复调查的国家土地利用和资源清单，构成了用方法二或三收集的活动数据，与总计的畜牧业和土地利用统计资料（方法一）相比，具有某些优势。时间序列可以较为容易地与特定的草地管理系统联系起来，而且与特定位置相关联的土壤类型的确定可通过抽样或通过合适的土壤图上查

找该位置。根据适当的统计设计选定的清查点还能估计与活动数据相关联的变率，这可作为正式不确定性分析的组成部分。采用方法三调查的一个例子是美国国家资源清单（Nusser 和 Goebel, 1997 年）。

**图 6.1** 草地/放牧系统分类方案为了将草地管理系统进行分类，清单编制者应该从顶端开始并顺着流程图回答问题（如果答案为是，跨越分枝）一直到达流程图的末端。分类流程图与表 6.2 中的缺省库变化因子保持一致。



注：

1: 包括连续性牧场、干草地和林地

2: 退化等同于相对于天然条件的土壤碳投入，可能由长期重度放牧或种植相对于天然植被来说产量较少的植物引起的

3: 生产量明晰指明土壤的碳投入（增加投入的管理改良，例如施肥、有机添加、灌溉、种植更高产量品种和播种豆科作物



活动数据需要各国国内的补充信息，以便按气候和土壤类型对面积进行分层。如果此类信息还未汇编，初始办法是用本国或全球来源的土壤图，如粮农组织《世界土壤图》和来自联合国环境规划署的气候数据匹配现有的（本国或来自全球数据集如 IGBP\_DIS 的）土地覆盖/土地利用图。第3章附件 3A.5 提供了关于缺省气候和土壤分类方案的详细说明。土壤分类是建立在土壤分类学说明和质地数据的基础上，而气候区域基于年均温度及降水量、海拔高度、霜冻发生量和可能蒸发量。

### 方法 2

如果能够获得足够的信息，方法 2 可能需要比方法 1 更细的管理系统分层（图 6.1）。这可以包括草地系统进一步的细分（即轻度退化、重度退化、名义和改良）和投入水平分类（中等和高投入水平）。*优良作法*是基于经验数据将缺省分类进行进一步细分，这些数据能表明所提及类别的土壤有机碳储量间的重要差别。此外，方法 2 可以需要对气候区域和土壤类型进行更细的分层。

### 方法 3

对于在第 3 层中动态模式的应用和/或直接基于测量的清查，相对于方法 1 和方法 2，需要关于结合气候、土壤、地形和管理数据的相似或更详细数据，但是确切的条件取决于模式或测量设计。

## 有机土壤

### 方法 1

与矿质土壤方法相反，有机土壤上的草地不分为各种管理系统，基于以下假设：无论何种管理系统排水可刺激有机质的氧化与暴露在耗氧条件之后的氧化速度大致相同。可是为了采用 2.3.3.1 节（第 2 章）所描述的方法，需要将管理草地按照气候区域和土壤类型进行分层（参见第 3 章附件 3A.5，关于土壤和气候分类的指南）。

在方法 1 节概述的用于矿质土壤的相似数据库和方法可以用于求出面积估值。通过以气候和土壤地图匹配土地利用地图可以确定管理草地有机土壤的土地面积。可将关于排水项目的国家特定数据与土壤地图和调查结合起来，以便获得更加精确的有关有机土壤上管理草地的相关面积估值。

### 方法 2

如果可以获得充足的数据，方法 2 可能涉及管理系统的分层。例如，这可以包括按排水类别对草地系统进行分类。此外，方法 2 还可涉及对气候区域进行更细的分层。

### 方法 3

相对于方法 1 和方法 2，用于有机土壤的方法 3 很可能包括关于气候、土壤、地形和管理数据的更详细的数据，但是确切要求将取决于模式或测量设计。

## 6.2.3.4 方法 1 计算步骤

### 矿质土壤

估算仍为草地的草地上的  $SOC_0$  及  $SOC_{(0-T)}$  和土壤碳库的净变化的步骤如下所示：

**步骤 1:** 依据收集活动数据的年份，将数据分进清查时间段（例如，1990 和 1995 年，1995 和 2000 年等。）

**步骤 2:** 在清查初期按土地的矿质土壤类型和气候区域确定土地利用和管理方式，这随着活动数据的时间步骤（0-T；例如，5 年，10 年或 20 年前）而变化。

**步骤 3:** 基于表 2.3 的气候和土壤类型，为每个正在清查的土地区域选择天然参考碳库值（ $SOC_{参考}$ ）。用于所有土地利用类别的参考碳库均相同，以确保不用计算因不同部门间参考库值的差别而引起的碳库变化。

**步骤 4:** 选择代表清查期开始时土地利用和管理系统的土地利用因子（ $F_{LU}$ ）、管理因子（ $F_{MG}$ ）和碳投入水平（ $F_I$ ）。 $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$  和  $F_I$  值见表 6.2。

**步骤 5:** 将这些值乘以参考土壤碳库，以估算清查时期的“初始”土壤有机碳库（ $SOC_{(0-T)}$ ）。

**步骤 6:** 重复步骤 1-4，采用相同的天然参考碳库（ $SOC_{参考}$ ），以估算  $SOC_0$ ，但是需要利用表述清查最后一年（0 年）条件的土地利用、管理和投入因子。

**步骤 7:** 估算整个清查期地区土壤有机碳库中的年均变化（ $\Delta C_{矿质}$ ）。

**步骤 8:** 如果存在额外清查时间段（例如，1995 至 2000 年，2001 至 2005 年等），重复步骤 1 至 6。

下文给出了利用公式 2.25（第 2 章）、缺省库变化因子和参考碳库计算草地土壤有机碳库的示例，

**样例：**下列例子显示如何计算至 30 里面深处的草地总计面积的土壤碳库变化。在热带湿润气候条件下的老成土上，有 100 万公顷永久草地。关于气候/土壤类型的天然参考碳库（SOC 参考）是 47 吨碳/公顷。在清查计算期开始时（本例中为 1990 年），草地系统的分布是 50 万公顷非管理天然草地；40 万公顷未改良的轻度退化的放牧地和 10 万公顷重度退化的草地。这样，该面积的初始土壤碳库为： $50 \text{ 万公顷} \cdot (47 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 1 \cdot 1 \cdot 1) + 40 \text{ 万公顷} \cdot (47 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 1 \cdot 0.97 \cdot 1) + 10 \text{ 万公顷} \cdot (47 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 1 \cdot 0.7 \cdot 1) = 45\,026\,000$  百万吨碳。在清查期最后一年（本例中为 2010 年），有：30 万公顷非管理天然草地；30 万公顷未改良的轻度退化的放牧地；20 万公顷重度退化的草地；10 万公顷施肥的改良牧场和 10 万公顷施肥加灌溉的高度改良牧场。这样，清查年的总碳库为： $30 \text{ 万公顷} \cdot (47 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 1 \cdot 1 \cdot 1) + 30 \text{ 万公顷} \cdot (47 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 1 \cdot 0.97 \cdot 1) + 20 \text{ 万公顷} \cdot (47 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 1 \cdot 0.7 \cdot 1) + 10 \text{ 万公顷} \cdot (47 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 1 \cdot 1.17 \cdot 1) + 10 \text{ 万公顷} \cdot (47 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 1 \cdot 1.17 \cdot 1.11) = 45\,959\,890$  吨碳。该时期整个面积年均库变化为： $45\,959\,890 - 45\,026\,000 = 933\,890$  吨/20 年 = 每年土壤碳库增加 46 694.5 吨。（注意：20 年是库变化因子的时间依赖，即因子表述 20 年的年变化率）。

### 有机土壤

下文为估算排水有机土壤的土壤碳损失的步骤：

**步骤 1：**依据收集活动数据的年份，将数据分进清查时间段（例如，1990 和 1995 年，1995 和 2000 年等。）

**步骤 2：**确定每一清查时期最后一年排水有机土壤上仍为草地的草地的量。

**步骤 3：**依据气候温度状况为 CO<sub>2</sub> 年度损失分配合适的排放因子（EF）（来自表 5.6）。

**步骤 4：**将所有气候带的面积（A）与排放因子（EF）相乘，并求和，得以估算总排放量。

**步骤 5：**对于附加清查时期，重复各步骤。

### 6.2.3.5 不确定性评估

土壤碳清单中存在三大类不确定性来源：1）土地利用及管理活动和环境数据中的不确定性；2）如果采用方法 1 或方法 2（仅矿质土壤）时参考土壤碳库中的不确定性；3）有关方法 1 或方法 2 库变化/排放因子中的不确定性，方法 3 基于模式方式的模式结构/参数误差，或者与方法 3 基于测量清单相关的测量误差/抽样变率。一般说来，清单的精确性随着三大类估算值抽样数的增加而提高（而置信区间变小）。此外，建立纳入国家特定信息的高层级清单很可能会减少偏差（即提高准确性）。

对于方法 1，表 2.3 的脚注 1 中提供了与参考碳库相关的不确定性，表 6.3 提供了有机土壤排放因子，以及表 6.2 提供了库变化因子。清单编制者需要处理土地利用和管理数据中的不确定性，然后使用适合的方法（如简单误差传播公式）与缺省因子和参考碳库（仅矿质土壤）的不确定性进行总合。如果对于活动数据采用土地利用面积的总计统计资料（例如，粮农组织数据），对于土地面积估值清查机构可能必须采用缺省级不确定性（±50%）。然而，对于清单编制者来说，*优良作法*是用国家特定活动数据取代缺省水平求出不确定性。

当应用到具体国家时，矿质土壤的缺省参考碳库及库变化因子和有机土壤的排放因子可能会有内在的高不确定性，特别是偏差。缺省值表示土地利用和管理影响或参考碳库全球平均值，与区域特定值不同（Powers 等，2004；Ogle 等，2006 年）。采用方法 2 求出国家特定因子或建立方法 3 国家特定估算系统可以减少偏差。较高级别方法的基本根据是处理土地利用和管理对土壤碳的效应的国家或邻近地区的试验。此外，*优良作法*是通过计算国内土地利用和管理影响中明显的差别，进一步最小化偏差，如气候区域和/或土壤类型中的变异，甚至以降低因子估值的准确性为代价（Ogle 等，2006 年）。对于报告库变化来说，偏差被认为更成问题，因为在不确定性范围中不必捕捉偏差（即如果因子中存在明显偏差，那么真实库变化可能在被报告的不确定性范围之外）。

更完备的国家体系可以减少土地利用活动统计中的不确定性，如建立或扩展采用附加抽样地的基于地表的调查，和/或纳入覆盖更广的遥感。*优良作法*是设计能用充足的样本捕捉多数土地利用和管理活动的分类，以在国家一级最小化不确定性。

对于方法 2，国家特定信息被纳入进清单分析中，以减少偏差。例如，Ogle 等（2003 年）采用国家特定数据构造 US 特定因子的概率分布函数，以及关于农业土壤的活动数据和参考碳库。*优良作法*是评价因子、参考碳库或土地利用及管理活动数据中的依赖性。尤其是，土地利用和管理活动数据中一般有很强的依赖性，因为管理做法在时间和空间上趋于相关。可以采用诸如简单误差传播公式或蒙特卡罗程序等方法总合库变化/排放因子、参考碳库和活动数据中的不确定性，以估算土壤碳库变化的平均值和标准偏差（Ogle 等，2003 年；Vanden Bygaart 等，2004 年）。

方法 3 更为复杂，简单误差传播公式可能无法有效量化与产生的估值相关的不确定性。蒙特卡罗分析可能可行（Smith 和 Heath，2001 年），但是如果模式参数过多（部分模式可能含数百个参数），此种分析可能很难执行，因为必须创建量化方差和参数间协方差的联合概率分布函数。还有其它方法，如基于经验的方法等（Monte 等，1996 年），这些方法采用来自监测网络的测量结果，以统计方法评价测量结果与模式结果间的关联（Falloon 和 Smith，2003 年）。与建模方式所相反，基于测量的方法 3 清单中的不确定性估算，可以直接通过样本方差、估计的测量误差和其它相关不确定性源。

## 6.2.4 来自生物量燃烧的非CO<sub>2</sub>温室气体排放

仍为草地的草地中生物量燃烧产生的非 CO<sub>2</sub> 排放主要来自于“稀树草原”的燃烧，主要发生在热带和亚热带地区。然而，世界上其它地方的草地和木本群落亦会遭受火烧，这主要是管理做法引起的，并且亦应报告产生的非 CO<sub>2</sub> 排放。

没有报告仍为草地的草地上生物量燃烧产生的 CO<sub>2</sub> 排放，因为这些排放大致上在排放后的几周至几年内被通过光合作用重新吸收进生物量的 CO<sub>2</sub> 所抵消。

应报告管理草地上生物量不完全燃烧引起的非 CO<sub>2</sub> 排放（主要是 CO、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 和 NO<sub>x</sub>），无论是何种性质的燃烧（自然或人为火烧）。任一火烧中被烧除的生物量的数量在每个地区可能不同，并且随着季节亦会改变。燃烧率和转化为非 CO<sub>2</sub> 温室气体的生物量的相应比例亦可能会变化。

各国应用年度数据代替某个给定时期的平均活动数据，报告仍为草地的草地中生物量燃烧产生的非 CO<sub>2</sub> 排放。这允许报告可捕捉气候事件（如厄尔尼诺现象）或自然气候变化（当火烧引起的扰乱更频繁发生时，通常为干旱年）引起的年际波动。一般说来，由于缺乏关于可获的燃料质量以及燃烧和排放因子的可靠和准确数据，估值是高度不确定的。

第2章中的公式 2.27 描述了估算仍为草地的草地中温室气体排放的一般方法。生物量燃烧产生的排放的估算应来自地上部生物量以及死有机物质池。燃烧中，假设扰乱后地下部生物量保持不变或转为土壤池。第2章 2.4 节中提供了方法 1 的缺省值或方法 2 的组分。

### 6.2.4.1 方法的选择

第2章图 2.6 所列的决策树指导为报告生物量燃烧产生的非 CO<sub>2</sub> 排放如何选择适合的层级水平。如果仍为草地的草地中的生物量燃烧并非关键类别，各国可能基于高度分解的数据以及缺省燃烧和排放因子选择利用方法 1 报告非 CO<sub>2</sub> 的排放。可是，如果仍为草地的草地中的生物量燃烧是关键类别，各国应根据国家情况尽可能采用最高层级的方法来努力改进清单和报告方法

#### 方法 1

如果选择按方法 1 下进行报告应利用公式 2.27。方法 1 是基于高度汇总的数据以及缺省燃烧和排放因子。如果关于可用于燃烧的燃料质量 ( $M_B$ ) 的数据不能获得，各国应使用第 2 章表 2.4 中关于消耗燃料质量的缺省数据。可是，因为此表中的数据按植被类型和亚类划分，在选择将应用的适合缺省值（或值）前，采用这些缺省数据的各国应在各自领土内将仍为草地的草地的面积进行分层。

#### 方法 2

方法 2 是方法 1 的延伸，纳入了分解更细的面积估值（按植被类型、亚类）以及用于每一层的国家特定的燃烧和排放因子估值。利用遥感数据估算燃烧面积，这些遥感数据经过完善的抽样设计分析，具有足够的时空分辨率。如果燃烧发生一年中的某个特定时期（可延续数月），在热带地区定期获取数据尤为重要。估算燃烧面积时，重要的是要捕捉燃烧面积月份间的变化。

#### 方法 3

方法 3 应基于采用产生区域尺度燃烧面积地图的算法（使用多种来源和适度空间分辨率的卫星数据）的模式。应用实地观测扩充的高空间分辨率的数据验证有关结果，并根据验证结果和操作用户反馈的信息完善结果。可设计一种产生燃烧面积估值的抽样方式。各国应尽可能将仍为草地的草地面积以及相应的燃烧和排放因子进行分层。方法 3 应提供生物量燃烧对所有池（包括地下部生物量）影响的估值（流量）。

### 6.2.4.2 排放因子的选择

#### 方法 1

在方法 1 下，第 2 章的表 2.6 提供了燃烧因子[消耗的燃料（地上部生物量、枯枝落叶和死木）比例]；第 2 章中的表 2.5 提供了每种非 CO<sub>2</sub> 温室气体的排放因子。稀树草原中地上部生物量的估值见表 6.4。表 2.4 中的值应用作第 2 章公式 2.27 中的“实际燃烧的燃料的比例”。尽管方法 1 的数据通常被高度汇总，各国应寻求将受生物量燃烧所影响的草地面积按植被大类（灌木地、稀树草原林地、稀树草原草地）以及根据燃烧的时期（旱季初期或旱季中期/晚期）进行分层。如果草地按植被类型和亚类（例如

稀树草原公共用地、稀树草原林地) 进行分层, 各国可利用第 2 章表 2.4 所提供的生物量燃烧缺省值, 这些值提供了可获燃料和生物量实际燃烧 (等同于第 2 章公式 2.27 中的数量  $M_B$  和  $C_f$ ) 比例之积的估值

#### 方法 2

各国利用方法 2 应使用为每种草地大类 (灌木地、稀疏草原林地、稀疏草原草地) 和亚类 (如果适用) 所确定的国家特定燃烧和排放因子。

#### 方法 3

各国利用方法 3 应建立估算燃烧面积的算法, 用实地观测的数据和向使用者进行咨询以验证获得的结果。

### 6.2.4.3 活动数据的选择

#### 方法 1

对于方法 1, 仅需的活动数据为 *仍为草地的草地* 中生物量燃烧所影响的面积。如果不能获得关于燃烧面积的国家数据, 可使用来自全球火烧地图的数据。可是, 要注意的是, 由于作为全球地图数据来源的卫星遥感器的固有局限性, 全球火烧数据仅代表在时空内发生的全部火烧的一部分。另外, 国家亦可以用下法估算年度燃烧面积, 即将领土内草地的面积乘以估算的年度燃烧草地的比例, 并将如此估算的面积在 *仍为草地的草地* 和转化为其它土地利用的 *草地* 间进行分配。

#### 方法 2

此方法是方法 1 的延伸, 纳入了关于受生物量燃烧影响分解更细的面积数据。应根据不同草地植被类型 (灌木地、稀疏草原草地、稀树草原林地等) 和亚类将草地面积进行分层。应确定国家对燃烧面积的估值。如果不存在可靠的国家数据, 各国可依赖于全球火烧地图, 但应努力评估火烧地图依据的特定抽样, 更为重要的是要评估观测的特定抽样是否受任一系统或非系统偏差的影响。应使用一般利用不同抽样策略的不同数据来源估算总燃烧面积。另外, 应用验证数据集对燃烧面积进行比较。

#### 方法 3

方法 3 需要在国家以下级分解到精细格网尺度的高分辨率活动数据。与方法 2 相似, 应按将在模式中使用的特定植被类型和亚类对草地面积进行分类。如果可能则利用空间明晰的面积估值, 以便于草地的完整覆盖并确保面积不被高估或低估。而且, 空间明晰的面积估值可以与当地相关排放和燃烧率相关联, 以提高估值的精确性。如果用实地测量验证了结果, 过程模式的使用应提供更准确的燃烧面积估值。验证需要足够的代表性测量。

### 6.2.4.4 不确定性评估

*仍为草地的草地* 中生物量燃烧产生的非  $\text{CO}_2$  排放估值的不确定性有数种来源。例如, 稀疏草原包括禾草、灌木、多刺高灌丛和疏林地的不均匀镶嵌。这些类别间的火烧特性有着极大差异, 因而植被群落的分类将促成精确性的提高。

生物量燃烧中实际燃烧的燃料比例 (燃烧因子) 不仅在生态系统间有着极大差异, 在不同火烧间、不同年份间亦有着很大的变化, 可衡量耕作方法。某一给定火烧、给定年份和/或文化背景的测量结果, 不能可信地外推到其它区域或年份或生物群落范围 (Robinson, 1989 年)。

估算生物量燃烧对微量气体排放的贡献会产生不确定性, 其主要原因在于燃烧面积的范围、火烧的强度以及扩散的速率, 特别在热带生态系统中 (Seiler 和 Crutzen, 1980 年; Matson 和 Ojima, 1990 年; Robinson, 1989 年)。精确性的估值变化很大, 基本上取决于燃烧面积估值、现有氧化燃料的比例和可获的生物量燃料估值的准确性。燃烧面积的估值的不确定性变化明显取决于采用的方法学, 例如当采用极高分辨率的遥感方法时, 不确定性可能为 20% 左右, 而利用全球火烧地图可能导致不确定性上升到 2 倍。估算较大区域火烧产生的温室气体排放的不确定性, 甚至使用可靠的国家特定数据, 都可能至少达到 50%, 当仅使用缺省数据时至少达到 2 倍。

## 6.3 转化为草地的土地

*转化为草地的土地* 包括在过去 20 年间转化为草地的林地或其它土地利用类别。土地利用类别为 *转化为草地的土地* (LG) 的温室气体清单要求: 估算 5 种碳汇 (即地上部生物量、地下部生物量、死木、

枯枝落叶和土壤有机质)中碳库的变化,以及非 CO<sub>2</sub> 气体的排放量。该类别中温室气体排放和清除的主要来源与土地利用的变化和管理相关。

从其它土地用途(主要为林地、农田,其次为湿地,极少情况下为定居地)转变为草地对碳的影响,不像转变为农田的情况那样明晰。关于主要转变类型(从热带从林地转化为草地)的文献提供的证据表明土壤碳的净增加及净损失,而且在转化后管理以及转化前的库对土壤碳变化的影响至关重要(例如,见 Veldkamp, 2001 年)。土地从其它利用和从自然状态转变为草地,可能造成 CO<sub>2</sub> 从生物量和土壤的净排放或净摄取。转化过程还会导致生物量燃烧中的排放。

图 1.3 (第 1 章)中的决策树为执行*转化为草地土地*的估算程序而选择适合层级提供指南。

## 6.3.1 生物量

本节对未管理土地转化为管理草地以及从其它土地利用转化为草地——包括*转化为草地的林地*和*转化为牧场和放牧地的农田*——而引起的生物量碳库变化提供估算指南。土地转化为草地过程中生物量的碳库变化产生于现有植被的清除和为草地植被所置换。这不同于*仍为草地的草地*的生物量中碳库变化的基本概念,其变化与管理做法有关联。

土地转化为草地通常导致碳从一种池转移到另一种。必须说明所有的转移,并且当报告转化为草地的土地时,必须计算在过渡到一种新的稳定状态的过程中来自这些池的增加和损失。例如,当从森林转化为牧场时,树被砍伐且一定比例的地上部生物量转入死有机物质池,一定比例的地下部生物量转入土壤有机物质池,等等。

估算转化为草地土地中的生物量中的碳库变化,要求一种两阶段的方式。与土地利用变化相关的生物量会经常发生突然变化,特别是预定的以及与整地活动相关的变化(例如,清除和燃烧)。这种突然的变化被视为阶段一,并且按转化的年份进行估算。第二阶段(阶段二)计算变为新的稳定状态系统的过渡期中生物量的逐渐损失和增加。在某些时点,草地生态系统应接近平衡状态,这时草地被视为*仍为草地的草地*类别并在该类别下进行计算。转化后 20 年的过渡期为保留在转化类别的缺省时期,但各国可根据各自的考虑确定适合的过渡期。确定排放速率的系数值取决于所用的过渡期。

为了计算过渡期,转化为草地的土地应该被当作年度面积也就是,土地在某一年发生转化,应该在转化年份里用第一阶段方法进行计算,随后 19 年用第二阶段方法计算。在 20 年时期结束时,该给定年份的土地面积被加到算入*仍为草地的草地*的土地面积中。

转化为草地的许多土地可能不发生突然的转变(例如,撂荒的农田恢复为草地)。在这种情况下,阶段一方法将不合适,并且生物量池逐渐转变为一个新的平衡状态。当这种类型的转化发生时,可用阶段二方法计算整个转化。

当突然转变发生时,*优良作法*是求出池间的碳转移。土地转化活动对五种碳库的直接影响可概述在一个“扰乱矩阵”中。扰乱矩阵说明了转化为草地后原始生态系统的池中碳的保持、转移和释放。扰乱矩阵确定仍留在该池中的碳比例和转移到其它池的碳比例。少量转移是可能的,并列在第 2 章表 2.1 中。如果土地转化速率大体保持恒定,关于这些池中的所有碳在转化时损失掉的假设将是合理的第一近似推断。当土地转化速率随时间变化时,*优良作法*是核算不同碳汇间的碳转移和释放并确保计算所有的碳。

当其它土地转化为草地引起的生物量中碳库的立即和突然变化,将采用第 2 章中的公式 2.16 估算这一转化所产生的效应。在过渡期中,增加或损失碳的池通常为碳的非线性损失或连续转移矩阵所表示的累积曲线。如果得知曲线的真实形状,这些曲线可以用于报告年转移的每种土地群,以估算特定池的年排放或清除。如果曲线的形状未知,各国可简化工作,利用线性衰减函数估算池变化。存在两种方法可估算这些变化。

### 6.3.1.1 方法的选择

图 2.2 (第 2 章)中的决策树为执行*转化为草地土地*中生物量的估算程序而选择适合层级提供指南。生物量变化的估算要求地上部植被变化和地下部生物量变化的估值。各国应当根据国家情况尽可能使用最高层级的方法。如果*转化为草地的土地*中碳的排放和清除是一个关键类别,且如果根据第 1 卷第 4 章(方法学选择与关键类别确定)概述的原则认为生物量的亚类是重要的话,*优良作法*是采用方法 2 或方法 3。

### 方法 1

应采用公式 2.15 估算按方法 1 转化为草地的土地上生物量碳库的变化。平均碳库变化等于初始土地利用的生物量清除引起的碳库变化（即用土地利用刚刚发生转变后生物量中的碳减去转变前生物量中的碳），加上转变后生物量生长引起的碳库。为了简化方法 1，假设转化后所有生物量立即从先前的生态系统中丧失（公式 2.16），甚至突然变化没有发生时，因此假设剩余的生物量（ $B_{\text{之后}}$ ）为零（即草地植被建立前土地上所有植被被清除）。例如没有生物量从生物量池转入死木池。转化前生物量的缺省值可见于各个土地利用相关章节（例如林地的缺省因子可见于林地生物量相关的章节）。

此外，假设草地在转化后的第一年生物量达到稳定状态的。因此，对于方法 1，没有与阶段二相关的库变化，不过转化为草地的土地应在 20 年过渡期中保留在转化类别中，因为土壤库可能需要更长的时间达到平衡。因此，阶段二计算中来自生物量的排放和摄取为零。如果过渡阶段中管理发生了明显变化，各国可采用来自仍为草地的草地的方法 2 计算这种变化对生物量碳库的影响。优良作法是核算所有转化为草地的土地。因此，对于每种类型的转化必须分别进行计算。

### 方法 2

方法 2 计算在结构上与方法 1 有许多不同的地方。第一，方法 2 估算采用早先所介绍的两阶段方式。方法 2 依赖于关于最初和最后土地利用中生物量的部分国家特定估值，而不是像方法 1 中一样依赖于缺省值。按比方法 1 中更高分辨率的空间尺度分解转化为草地的土地的面积估值，以捕捉国家草地群落中的区域差异。

其次，方法 2 可修改刚刚发生转化后生物量为零的假定。这使各国能够顾及到这样一种土地利用发生转变的情况，即原始利用的土地上的植被只是部分而不是全部被清除。此外，在方法 2 下，如果有数据可用来估算生物量充分建成的时间和年度库量变化，就有可能核算草地建成后数年内的生物量累积量（而不是核算转化当年的所有生物量库的变化）。

第三，在方法 2 下，优良作法是求出池间转移的碳量。草地系统的死木或枯枝落叶池中通常不含大量碳，然而死木可能在正在代替森林的新鲜草地中持续数年，或随着木材生物量枯萎在灌木地中累积。如果土地转化速率大体保持恒定，关于这些池中的所有碳在转化时损失掉的假设将是合理的第一近似推断。当土地转化速率随着时间变化时，宜设法核算来自枯枝落叶、死木和土壤碳汇的碳转移和释放。因此，必须区分转化活动引起的立即损失与土地转化后数年中发生的损失。

按方法 2 和方法 3 土地转化为草地引起的生物量碳库的立即和突然变化，将采用第 2 章中的公式 2.16 进行估算，其中假设  $B_{\text{之后}}$  为零。在过渡期中，增加或损失碳的池通常为碳的非线性损失或可用连续转移矩阵表示的累积曲线。对于方法 2，可假设为线性变化的函数。对于基于这些方法的方法 3，优良作法是使用曲线的真实形状。这些曲线将用于报告年转移的每种土地群，以估算生物量碳汇中的年度变化。

对于转移阶段生物量碳变化的估算，提供了两种方法。所用的公式与仍为草地的草地相关节中用于方法 2 的公式相同。

**增加-损失方法**（参见第 2 章中的公式 2.7）此方法涉及估算每种土地转化类型的面积，以及转入和转出生物量库的年均转移量。这要求：（1）根据不同气候或生态带或草地类型、扰乱状况、管理制度，或其它明显影响生物量碳汇的因素，估算转化为草地的土地的面积；（2）生物量库中累积的生物量数量；（3）依据不同的草地类型，每公顷上从生物量库中损失的生物量数量。

**库-差别方法**（参见第 2 章中的公式 2.8）方法 2 涉及估算转化为草地的土地的面积，和两个时间期（ $t_1$  和  $t_2$ ）的生物量库量。将库的变化除以两次测量的时段（年数），得到清查年份生物量库的变化量。库-差别方法对于开展定期清查的国家是可行的，并且可能更适合采用方法 3 的国家。该方法对气候变化显著的地区可能并非十分适合，并可能给出错误的结果，除非每年都可以进行清查。

### 方法 3

当国家存在国家特定排放因子和大量国家数据时，采用方法 3。国家界定的方法可能基于草地永久样地和/或模式的详细清单。对于方法 3，国家应该建立自己的方法学和参数，以估算生物量中的变化。这些方法可能来自上文详述的方法，或者可能建立在其它办法的基础上。采用的方法需要明确记录。

方法 3 涉及长期采用生物量统计抽样和/或过程模式的清查系统，按气候、草地类型和管理制度进行分类。例如，经过验证的国家特定生长模型纳入诸如放牧强度、火烧、石灰施用和施肥等的管理效应，可以采用此模型与相应的管理活动数据来估算草地生物量碳库随时间的净变化。可将模式连同类似于详

细森林清查中使用的基于定期抽样的生物量估值一起，用来估算库变化以便进行空间外推而获得草地面积。

选择合适模式的关键标准包括，能够表述活动数据中体现的所有生态系统转化和管理做法。关键是在代表了国内气候、土壤和农田管理系统的国家或特定区域现场位置进行独立观测，来验证模式。

如果可能则利用空间明晰的面积估值，以便于草地的完整覆盖并确保面积不被高估或低估。而且，空间明晰的面积估值可以与当地相关排放和燃烧率相关联，以提高估值的精确性。

### 6.3.1.2 排放/清除因子的选择

#### 方法 1

方法 1 要求关于土地利用转化前后的生物量的估值。假设当为草地利用进行整地时所有生物量被清除掉，因此刚刚发生转化后生物量的缺省值为 0 吨/公顷。生物量的缺省值可见以下章节：

- 清除之前的林地：参见第 4 章（林地）；
- 对于包含多年生木本作物的农田：参见第 5 章（农田）；及
- 对于包含一年生作物的农田：使用的缺省值为 4.7 吨碳/公顷或 10 吨干物质/公顷。与此相关的误差范围为 $\pm 75\%$ 。

表 6.4 提供了关于转化后生物量的缺省值；可是任何区域内的值变化很大，主要是由降雨和土壤质地的不同导致的。这些值的错误率较高，因此当存在更佳的国家特定数据时，各国应使用当地可获的最佳数据来估算草地生物量。

IPCC 气候带	地上部生物量峰值 <sup>1</sup> (吨干物质/公顷)	总(地上部和地下部)非木本 生物量 <sup>2</sup> (吨干物质/公顷)	误差 <sup>3</sup>
北温带(干、湿) <sup>4</sup>	1.7	8.5	$\pm 75\%$
寒温带(干)	1.7	6.5	$\pm 75\%$
冷温带(湿)	2.4	13.6	$\pm 75\%$
暖温带(干)	1.6	6.1	$\pm 75\%$
暖温带(湿)	2.7	13.5	$\pm 75\%$
热带(干)	2.3	8.7	$\pm 75\%$
热带(湿润、湿)	6.2	16.1	$\pm 75\%$

<sup>1</sup> 现存活生物量的数据是根据在 ORNL DAAC NPP 数据库[<http://www.daacsti.ornl.gov/NPP/>]登记的草地现场报告的多年平均数汇编。

<sup>2</sup> 地上部和地下部生物量的总值基于地上部生物量峰值和地下部与地上部生物量比例(表 6.1)。

<sup>3</sup> 表示名义误差估值，相当于两倍标准偏差，作为均值的百分比。

<sup>4</sup> 由于数据有限，将北温带温度状况的干旱和湿润带与热带温度状况的湿润和湿带总合在一起。

#### 方法 2

优良作法是使用关于土地转化引起的生物量库和排放/清除的国家特定估值，还应包括土地转化为草地后燃烧和衰减引起就地和异地损失的估值。作出上述改进的方式可以是，对国内或地区内土地利用和土地利用转化相关联的碳含量和排放及清除进行系统研究，以及根据本国特定条件对缺省假设进行重新审查。

方法 2 需要关于新形成草地生物量的区域特定或国家特定数据。这些数据可以通过多种方法获得，包括通过航空摄影或者高分辨率卫星图像和基于地面的测量林地来估算木本植被的密度(林冠覆盖)。不同草地类型和条件的物种组成、密度和地上部与地下部生物量的比例均有极大不同，因而将抽样和调



查活动按草地类型进行分层可能最为有效。第 3 章附件 3A.3 中给出了关于生物量清单调查和抽样技术的一般性指南。

要核算土地转化为草地时的碳库变化，必须准确捕捉地下部生物量的动态。在农田撂荒的情况下，地下部生物量将随着生态系统的演替而持续增加。对于从森林转化为牧场的土地，地下部森林生物量将逐渐分解而牧草的地下部生物量将逐渐增加。估计地下部生物量可能是草地生物量调查的一个重要组成部分，但是实地测量艰难费力，因而通常使用扩展系数从地上部生物量中估算出地下部生物量。

根茎比例表明了个别物种（例如，Anderson 等，1972 年）和群落层级（例如，Jackson 等，1996 年；Caims 等，1997 年）各种值的广泛范围。因此建议尽量使用凭经验求出的某个区域或植被类型所特有的根茎比例。表 6.1 为世界上主要草地生态系统的根茎比例提供缺省值；如果各国没有更加区域特定信息来确定国家特定比例，这些数据可用作缺省值。还列入了关于林地/热带稀树草原和灌木地的根茎比例，以供将这些土地纳入其清查的草地部分的国家利用。

### 方法 3

方法 3 包括总合利用动态模式与生物量库变化的清查测量数据。此方法并非利用简单的库量变化或排放因子本身。采用基于模式的办法，通过利用估计模式内部生物量库净变化的多个方程互动，求出排放/清除估值。可将模式连同类似于详细森林清查中使用的基于定期抽样的库估值一起，用来估计库变化或投入量和产出量（如方法 2 中一样），以便为获得草地面积进行空间外推。例如，经过验证的国家特定生长模型纳入诸如放牧强度、火烧和施肥等的管理效应，可以采用此模型与相应的管理活动数据估算草地生物量碳库随时间的净变化。

## 6.3.1.3 活动数据的选择

所有层级都要求转化为草地的土地面积估值。用于生物量计算、死有机物质和土壤碳估值的面积数据应该相同。如有必要，应该累积土地分析中所用的面积数据以匹配生物量较低阶估值所需的范围；但在较高级别下，分层应该考虑主要土壤类型。应利用第 3 章介绍的方法获得面积数据。应进行交叉检验以确保表述每年转化土地的完整性和一致性，避免遗漏或重复计算。数据应按一般气候类别和草地类型进行分解。方法 3 清单将要求关于新草地营造的更全面信息，附有细分的土壤类别、气候及空间和时间分辨率。超过所选的过渡期的年数上所发生的所有变化应该包括在超过过渡期（缺省为 20 年）的转变中，报告为 *仍为草地的草地* 的亚类。高层级要求更详细的数据，但是要符合《IPCC 指南》的最低清单要求是，分别确定转化森林的面积。这是因为转化之前森林的碳密度通常较高。这意味着至少部分了解土地利用变化矩阵，因此当采用第 3 章的方法一和方法二估算正利用的土地面积时，可能需要附加调查来确定正从林地转化为草地的土地面积。如第 3 章所指出的，当调查正在建立时，努力直接确定正在转化的面积比估算不同时间特定利用下总土地面积的差别通常更为准确。

### 方法 1

必须估算从初始土地用途（即林地、农田、定居地等）转变为最后草地类型的面积。该方法假设面积估值基于一年的时间范围，之后转为 *仍为草地的草地* 的类别。如果面积估值按较长的时间范围评估，应将它们换算为年平均面积以便与所使用的碳库值相匹配。如果各国没有这些数据，可将部分抽样外推到整个土地基础，或根据本国专家的判断将有关转化的历史估值在时间上外推。至少，各国可依靠来自国际来源，包括粮农组织（参见粮农组织统计数据库的网站）平均毁林速率和土地利用向草地转变的信息。方法 1 可利用年均转变率和估算的面积来代替直接估值。

### 方法 2

*优良作法* 是利用关于从初始土地用途到最终草地类型的所有可能转变的实际面积估值。通过分析土地利用和土地覆盖格局的定期遥感图像，和/或通过定期进行关于土地利用格局的地面抽样，或通过混合清查系统，可进行完整的报告。

### 方法 3

用于方法 3 计算的 *活动数据* 应充分核算转变为草地的所有的土地利用，并加以分解以反映国内各种不同的条件。分解可按政治边界（郡、省等）、生物区域、气候带或这些参数的组合来进行。在许多情况下，各国可能拥有关于土地转化的多年趋势信息（来自关于土地利用和土地覆盖的定期抽样或遥感清查）。

### 6.3.1.4 方法 1 和方法 2 的计算步骤

#### 下文归纳了采用缺省方法估算生物量中碳库变化( $\Delta C_B$ )的步骤

已经提供了完成本类别方法 1 排放量和清除量估值的工作表（参见附件 1 的 AFOLU 工作表）。为此计算，简化了公式 2.15。方法 1 的假设为  $\square C_G$  和  $\square C_L$  等于零。因此，需要计算的唯一项目是用公式 2.16 计算  $\square C_{\text{转化}}$ 。对于土地转化为草地而言，两次用公式 2.16 进行计算，一次为计算草本生物量，另一次为计算木材生物量。这样做的原因是这些组分的碳比例不同。

#### 方法 1

对于方法 1，仅需计算突然的变化。简化假设为所有库变化发生在转化年。因而对于超过一年但仍然处于过渡期的转化，假设为生物量碳库没有发生净变化。

**步骤 1：** 确定将用于本评估的土地转化类别以及代表性面积。必须估算从初始土地用途（即林地、农田、定居地等）转变为最后草地类型的面积。计算过度阶段的土地时，因为方法 1 假设所有生物量最终的碳库的变化发生在第一年中，所以仅需要早先 20 年中转化土地的总面积。

**步骤 2：** 确定将用于本评估的活动类别以及代表性面积。活动类别包括转化类型的定义以及（如适用）之前土地覆盖和草地管理的性质（例如“利用外来草将热带季节性采伐森林转化为牧牛草”）。

**步骤 3：** 对于每种活动类别，（分别）确定转化前草本生物量和木材生物量中每公顷的生物量。如果缺乏关于地下部生物量的数据，使用地下部生物量与地下部生物量的比例来估算生物量中的地下部成分。缺省值见提及其它土地利用类别的一章。

**步骤 4：** 对于每种活动类别，（分别）确定转化为草地一年后的草本生物量和木材生物量中每公顷的生物量。如果缺乏关于地下部生物量的数据，使用地下部生物量与地下部生物量的比例估算生物量中的地下部成分。草本生物量的缺省值可见表 6.4。

**步骤 5：** 确定草本和木材生物量的适合碳比例。对于木材生物量，缺省值为 0.50 吨碳/吨干物质，对于草本生物量为 0.47 吨碳/吨干物质。

**步骤 6：** 将初始生物量减去最终生物量，用此差额分别乘以该活动的代表性面积和生物量组分的碳比例，以（分别）估算木材和草本生物量中碳库净变化。负值表示生物量的增加。

**步骤 7：** 总和木材和草本生物量中碳库的变化，确定每种活动类别的生物量碳库净变化。应计算每种转化类型的分类总和以及全部总和，并且输进表最后一栏的最下面一行。

#### 方法 2

**步骤 1：** 确定将用于本评估的土地转化类别以及代表性面积。当计算处于转变阶段的土地时，对于每种类别要求不同转化阶段的代表性面积。

#### 步骤 2：突然变化

- 确定将用于本评估的活动类别以及代表性面积。活动类别包括转化类型的定义以及（如适用）之前土地覆盖和草地管理的性质（例如“利用外来草将热带季节性采伐森林转化为牧牛草”）。
- 对于每种活动类别，（分别）确定转化前草本生物量和木材生物量中每公顷的生物量。如果缺乏关于地下部生物量的数据，使用地下部生物量与地下部生物量的比例估算生物量中的地下部成分。
- 对于每种活动类别，（分别）确定转化为草地一年后的草本生物量和木材生物量中每公顷的生物量。如果缺乏关于地下部生物量的数据，使用地下部生物量与地下部生物量的比例估算生物量中的地下部成分。
- 确定草本和木材生物量的适合碳比例。对于木材生物量，缺省值为 0.50 吨碳/吨干物质，对于草本生物量为 0.47 吨碳/吨干物质。
- 将初始生物量减去最终生物量，用此差额分别乘以该活动的代表性面积和生物量组分的碳比例，以（分别）估算木材和草本生物量中碳库净变化。负值表示生物量的增加。
- 总和木材和草本生物量中碳库的变化，为每种活动类别确定生物量碳库中的净变化。应计算每种转化类型的分类总和以及全部总和

### 步骤 3：过渡变化

- 确定将用于本评估的类别和土地群以及代表性面积。活动类别包括转化类型的定义以及（如适用）之前土地覆盖和草地管理的性质（例如“利用外来草将热带季节性采伐森林转化为牧牛草”）。
- 为每一目前处于过渡阶段（转化与新的状态稳定的草地系统之间）的土地群，采用增加-损失方法或库-差别方法（参见下文）确定按活动类别所列的草本和木材生物量（分别）的年变化率。
- 确定前一年土地群中的草本和木材生物量（通常来自之前的清单）。
- 通过将前一年的库加上净变化率，估算每一土地群的草本和木材生物量的变化。

#### 增加-损失方法（第 2 章中的公式 2.7）

- （分别）确定草本和木材生物量的年均增量。
- （分别）确定草本和木材生物量的年均损失率。
- 将增量减去损失量，确定草本和木材生物量中的净变化率。

#### 库-差别方法（第 2 章中的公式 2.8）

- 确定清查时间间隔，清查初期的草本和木材平均生物量库，以及清查最后的草本和木材平均生物量。
- 采用这些数字估算草本和木材生物量中的净年变化，通过将最终库减去初始库并用清查间年数除差别。负值表示库的减少。
- 方法 2 要求国家特定和生态系统特定的扩展系数，并且应该采用（并成文归档）最佳当地数据。

### 6.3.1.5 不确定性评估

转化为草地的土地的不确定性分析基本上与仍为草地的草地相同。碳清单中存在两种不确定性的来源：1) 土地利用及管理活动和环境数据中的不确定性；2) 以下不确定性：碳增加和损失、方法 2 库变化/排放因子中的碳库和扩展系数、方法 3 基于模式方式的模式结构/参数误差，或者与方法 3 基于测量清单相关的测量误差/抽样变率。参见仍为草地的草地中关于不确定性的附加讨论（6.2.1.5 节）。

### 6.3.2 死有机物质

本节中，介绍了对土地利用类别为转化为草地的土地的死有机物质池中的碳库变化。农田、林地、聚居地和其它土地利用类别都可能转化为草地。为两种类型的死有机物质池提供了方法：1) 死木，及 2) 枯枝落叶。本卷第 1 章提供了关于这些池的详细定义。6.2.2 节中描述了死木和枯枝落叶的特征。

估算转化为草地的土地的死有机物质中碳库的变化需要两阶段方式，与生物量节（6.3.1 节）所介绍的方法相似。与土地利用变化相关的生物量会经常发生突然变化，特别是预定的以及与整地活动相关的变化（例如，清除和燃烧）。第二阶段说明了变为新的稳定状态系统的过渡期中衰减和累积过程。在某时间点，草地生态系统应达到平衡，届时可以被视为仍为草地的草地并算入该类别。转化后 20 年的过渡期为缺省期，但各国可根据各自的考虑确定适合的过渡期。

为了计算过渡期，转化为草地的土地应该被当作年度面积。也就是，某一年发生转化的土地，应该在转化年份里用第一阶段方法进行核算，随后 19 年用第二阶段方法核算。在 20 年时期结束时，该给定年份的土地面积被加到算入仍为草地的草地的土地面积中。

很可能许多土地利用将不含死木或枯枝落叶池，所以可以假设转化前相应的碳汇为零。转化为草地的林地、农林复合系统和湿地的这些池中可含大量碳，以及聚居地周围的森林区域，基于附近的用途而不是土地覆盖可能被确定为聚居地。

转化为草地的许多土地可能不发生突然的转变（例如，撂荒的农田恢复为草地）。在这种情况下，阶段一假设将不合适，并且死有机物质池逐渐转变为一个新的平衡状态。当这种类型的转化发生时，可用阶段二方法计算整个转化。

土地向草地的转化通常涉及清除和燃烧。一旦土地被清垦，死有机物质可能被清除为燃木或其它利用。各国可设法量化这些清除量并核算其它部门（例如能源）的碳量。另外，燃烧剩余的植被并非会将死有机物质全部清除，部分死有机物质转为木炭。在较高级别，各国希望核算变为长期碳池的转移。

### 6.3.2.1 方法的选择

第 2 章图 2.3 中的决策树为执行估算程序而选择适合层级提供帮助。估算死有机物质碳库的变化需要死木库变化和枯枝落叶库变化的估值。应将每种死有机物质池（死木和枯枝落叶）分别处理，但是用于每个池中的方法是相同的。

#### 方法 1

方法 1 涉及估算每种土地转化类型的面积，仅利用主要转化类别（例如，林地转化为草地）。采用第 2 章中的公式 2.23 估算方法 1 下由于其它土地转化为草地引起的死木和枯枝落叶中碳库的立即和突然变化（阶段一），其中  $C_0$  为零而  $T_{on}$  等于 1。方法 1 假设转化中清除所有的死木和枯枝落叶，并且没有死木或枯枝落叶在转化为草地的土地上保留或累积。在这种假设被认为不正确的国家（例如，普遍施行刀耕火种农业的国家），当计算转化为草地的土地时鼓励各国采用较高级别。此外，应假设草地在转化后的第一年生物量达到稳定状态。因此，对于方法 1，没有与阶段二相关的库变化，不过转化为草地的土地应在 20 年过渡期中保留在转化类别中，因为土壤库可能需要更长的时间达到平衡。

在多数系统里不存在关于死木或枯枝落叶的缺省值。对于森林，没有关于死木的全球缺省值，但存在关于枯枝落叶的值（第 2 章中的表 2.2）。各国应该进行最佳估算并利用来自林业和农业研究机构的当地数据，以提供转化之前初始系统中死木和枯枝落叶的最佳估值。

## 方法 2

方法 2 要求比方法 1 所用的更加细分的数据。应该按生态带和管理制度报告活动数据。

如生物量节（6.3.1 节）所述，土地转化活动对五种碳汇的直接影响可概述在一个“扰乱矩阵”中。扰乱矩阵说明了转化为草地后原始生态系统的池中碳的保持、转移和释放。扰乱矩阵确定了仍留在该池中的碳库比例和转移到其它池的碳比例。少量转移是可能的，并列在了第 2 章表 2.1 扰乱矩阵中。扰乱矩阵的使用可确保所有碳汇核算的一致性。

采用公式 2.23 来估算方法 2 和 3 下由于其它土地转化为草地引起的死木和枯枝落叶中碳库的立即和突然变化在过渡期中，增加或损失碳的池通常为碳的非线性损失或可用连续转移矩阵表示的累积曲线。对于方法 2，可以假设一个线性变化函数；基于此方法的方法 3 应该采用曲线的真实形状。这些曲线应该用于报告年转移的每种土地群，以估算死木和枯枝落叶碳汇中的年度变化。

对于转移阶段死木和枯枝落叶碳变化的计算，提供了两种方法：

**增加-损失方法（第 2 章中的公式 2.18）：**此方法涉及估算每种土地转化类型的面积，以及转入和转出死木和枯枝落叶碳的年均转移量。这需要根据以下几点估算*转化为草地的土地*的面积，即不同气候或生态带或草地类型、扰乱状况、管理制度，或明显影响死木和枯枝落叶碳汇的其它因素；依据不同的草地类型，每公顷上转入和转出死木及枯枝落叶库的生物量的数量。

**库-差别方法（第 2 章中的公式 2.19）**库-差别方法涉及*转化为草地的土地*的面积，和两个时间期（ $t_1$  和  $t_2$ ）的死木和枯枝落叶库量。将库变化量除以两次测量间的时间段（年数），得到清查年死木和枯枝落叶库的变化。此方法对于进行定期清查的国家是可行的。该方法对气候变化显著的地区可能并非十分适合，并可能给出错误的结果，除非每年都可以进行清查。

## 方法 3

对于方法 3，国家应该建立自己的方法学和参数，以估算死有机物质中的变化。这些方法可能来自上文详述的方法之一，或者可能建立在其它办法的基础上。采用的方法需要明确记录。上文所介绍的库-差别方法适合于采用方法 3 的国家。当国家存在国家特定排放因子和大量国家数据时，采用方法 3。国家界定的方法可能基于草地永久样地和/或模式的详细清单。

### 6.3.2.2 排放/清除因子的选择

**碳比例：**死木和枯枝落叶的碳比例是变化的，取决于分解的阶段。木材的变化比枯枝落叶小得多，因此可以采用值为 0.50 吨碳/吨干物质的碳比例。草地中枯枝落叶值的范围为 0.30 - 0.50 吨碳/吨干物质。如果不能获得国家特定或生态系统特定的数据，各国应采用值为 0.40 吨碳/吨干物质的碳比例

#### 方法 1

对于方法 1，假设转化为草地的土地中死木和枯枝落叶碳库在转化中全部损失，并在转化后草地中没有累积新的死有机物质。对于草地管理或扰乱发生明显变化的国家，鼓励其按方法 2 或方法 3 制定估算该影响的国内数据并报告。

#### 方法 2

对于部分转化类别，如果不能获得国家特定或区域值，*优良作法*是结合缺省值，采用关于不同草地类别死木和枯枝落叶的国家级的数据。从被采伐的活体树和草转移到采伐剩余物的碳的国家特定值，以及分解率（增加-损失方法的情况下）或死有机物质池中的净变化（在库-差别方法的情况下），可以从国内扩展系数中获得，该系数考虑了草地类型、生物量利用率、采伐做法和采伐活动中损坏的植被量。应当通过科学研究求出关于扰乱状况的国家特定值。

#### 方法 3

国家一级分解的死有机物质碳估值应该确定为国家草地清单，国家一级模式的组成部分，或者来自专项温室气体清单项目，遵循第 3 章附件 3A.3 所示的原则进行定期抽样。清单数据可以结合模式研究以捕捉所有草地碳汇的动态。

方法 3 提供比低层级方法更为确定的估值，并且更加突出了各个碳汇之间的联系。部分国家已经建立了扰乱矩阵，可为每种类型的扰乱提供不同池中碳重新分配的方式。模拟死有机物质碳动态平衡的其它重要参数为，衰减率（可能随木材的类型和小气候条件而变化）以及整地程序（例如控制的散烧或堆积燃烧）。

### 6.3.2.3 活动数据的选择

所有层级都要求关于转化为草地的土地面积的估值。用于生物量计算、死有机物质和土壤碳估值的面积数据应该相同。如果必要的话，应该累积土地分析中所用的面积数据以匹配生物量较低阶估值所需的范围；但在较高层级下，分层应该考虑主要土壤类型。应利用第3章介绍的方法获得面积数据。应进行交叉检验以确保表述每年转化土地的完整性和一致性，避免遗漏或重复计算。数据应按一般气候类别和草地类型分解。方法3清单将要求关于新草地营造的更全面信息，附有细分的土壤类别、气候及空间和时间分辨率。超过所选的过渡期的年数上所发生的所有变化应该包括在超过过渡期（缺省为20年）的转变中，报告为*仍为草地的草地*的亚类。高层级要求更详细的数据，但是要符合《IPCC指南》的最低清单要求是，分别确定转化森林的面积。这是因为转化之前通常森林的碳密度较高。这意味着至少了解部分土地利用变化矩阵，因此当采用第3章的方法一和方法二估算正利用的土地面积时，可能需要附加调查来确定正从林地转化为草地的土地面积。如第3章所指出的，当调查正在建立时，努力直接确定正在转化的面积比估算不同时间特定利用下总土地面积的差别通常更为准确。

第3章就获得面积并按不同土地利用类别进行分类的办法提供一般性的指导意见。为估算这一来源的排放和清除，各国需要获得转化草地面积的估值，按要求进行分解以对应于可获的排放因子和其它参数。

### 6.3.2.4 方法1和方法2的计算步骤

对于方法1，仅需计算突然变化，这一计算可利用公式2.23完成，其中 $C_0$ 为零而 $T_{on}$ 等于1。方法1缺省假设转化中清除了所有的死木和枯枝落叶，而且没有死木或枯枝落叶在*转化为草地的土地*上保留或累积。因而对于超过一年但仍然处于过渡期的转化，假设为生物量碳库没有发生净变化。

#### 方法1

**步骤1：**确定将用于本评估的土地转化类别以及代表性面积。方法1要求估算从初始土地用途（即林地、农田、定居地等）转变为最后草地类型的面积。计算过渡阶段的土地时，因为方法1假设所有生物量碳库的变化发生在第一年中，所以仅需要早先20年中转化土地的总面积。注意，超过20年的所有草地应算入*仍为草地的草地*。因此，达到21年的草地面积必须转入此类别。

**步骤2：**确定将用于本评估的活动类别以及代表性面积。活动类别包括转化类型的定义以及（如适用）之前土地覆盖和草地管理的性质（例如“利用外来草将热带季节性采伐森林转化为牧牛草”）。

**步骤3：**对于每种活动类别，（分别）确定转化前每公顷死木和枯枝落叶中的碳库。若存在，缺省值可见于提及其它土地利用类别的一章。

**步骤4：**对于每种活动类别，假设转化后1年每公顷死木和枯枝落叶（分别）中的碳库为零。

**步骤5：**确定死木和枯枝落叶生物量的适合碳比例。对于死木，缺省值为0.50吨碳/吨干物质，对于枯枝落叶为0.40吨碳/吨干物质。

**步骤6：**将初始库量减去最终库量，用此差额乘以该活动的代表性面积的乘积再乘以生物量组分的碳比例，以（分别）估算死木和枯枝落叶生物量中碳库的净变化。

**步骤7：**总和死木和枯枝落叶中碳库的变化，为每种活动类别确定死有机物质碳库中的净变化。应计算每种转化类型的分类总和以及全部总和，并且输入表最后一栏的最下面一行中。

#### 方法2

**步骤1：**确定将用于本评估的土地转化类别以及代表性面积。当计算处于转变阶段的土地时，需要每种类别不同转化阶段的代表性面积。

#### 步骤2：突然变化

- 确定将用于本评估的活动类别以及代表性面积。活动类别包括转化类型的定义以及（如适用）之前土地覆盖和草地管理的性质（例如“利用外来草将热带季节性采伐森林转化为牧牛草”）。
- 对于每种活动类别，（分别）确定转化前每公顷死木和枯枝落叶中的质量。
- 对于每种活动类别，（分别）确定转化为草地1年后每公顷死木和枯枝落的质量。

- 确定死木和枯枝落叶生物量的适合碳比例。对于死木，缺省值为 0.50 吨碳/吨干物质，对于枯枝落叶为 0.40 吨碳/吨干物质。
- 将初始库量减去最终库量，用此差额乘以该活动的代表性面积和生物量组分的碳比例，以（分别）估算死木和枯枝落叶生物量中碳库的净变化。负值表示死有机物质的增加。
- 总和死木和枯枝落叶中碳库的变化，为每种活动类别确定碳库中的净变化。应计算每种转化类型的分类总和以及全部总和

### 步骤 3：过渡变化

- 确定将用于本评估的类别和土地群以及代表性面积。类别包括转化类型的定义以及（如适用）之前土地覆盖管理和草地管理的性质（例如“利用外来草将热带季节性采伐森林转化为牧牛草”）。
- 为每一目前处于过渡阶段（转化和新的状态稳定的草地系统之间）的土地群，采用增加-损失方法或库-差别方法（参见下文）确定按活动类别所列的死木和枯枝落叶（分别）的年变化率。
- 确定前一年土地群中死木和枯枝落叶库（通常来自之前的清单）。
- 通过将前一年的库加上净变化率，估算每一土地群的死木和枯枝落叶库的变化。

#### 增加-损失方法（第 2 章中的公式 2.18）

- （分别）确定死木和枯枝落叶的年均投入量。
- （分别）确定死木和枯枝落叶的年均损失量。
- 将增量减去损失量，确定死木和枯枝落叶中的净变化率。

#### 库-差别方法（第 2 章中的公式 2.19）

- 确定清查时间间隔，清查初期的平均死木和枯枝落叶库，并清查最后的平均死木和枯枝落叶库。
- 采用这些数字估算死木和枯枝落叶库中的净变化，通过将最终库减去初始库并除以清查间年数的差别。负值表示库的减少。
- 方法 2 要求国家特定和生态系统特定的扩展系数，并且应该采用（并成文归档）最佳当地数据。

### 6.3.2.5 不确定性评估

转化为草地的土地的不确定性分析基本上与仍为草地的草地相同。碳清单中存在两种不确定性的来源：1) 土地利用及管理活动和环境数据中的不确定性；2) 以下不确定性：碳增加和损失、方法 2 库变化/排放因子中的碳库和扩展系数、方法 3 基于模式方式的模式结构/参数误差，或者与方法 3 基于测量清单相关的测量误差/抽样变率。参见仍为草地的草地中关于不确定性的附加讨论（6.2.2.5 节）。

## 6.3.3 土壤碳

涉及排水的草地管理不论先前的土地利用如何都将引起有机土壤中的排放。然而对于转化为草地的土地来说，对矿质土壤的影响并不是泾渭分明的。关于全球某一个主要转变类型（在热带从林地转化为草地）的文献提供证据，表明土壤碳的净增加及净损失，众所周知在转化后对草地的具体管理至关重要（例如 Veldkamp, 2001 年）。

第 2 章 2.3.3 节提供了估算土壤碳库变化的一般信息和指南（包括公式），需要先阅读该节，再考虑关于草地土壤碳库的具体指南。采用公式 2.24 估算转化为草地的土地上土壤碳库的总变化，此公式总合了矿质土壤和有机土壤的土壤有机碳库变化；以及土壤无机碳汇的碳库变化（如果在方法 3 进行估算）。本节提供了估算土壤有机碳库变化的具体指南。2.3.3 节有关于土壤无机碳的一般讨论，这里没有提供额外信息。

为了计算与*转化为草地的土地*相关的土壤碳库中的变化，各国至少需要有清查时期开始和结束阶段*转化为草地的土地*的面积估值，面积按气候带和土壤类型分类。如果土地利用和管理数据有限，如粮农组织统计资料的总计数据，可以与国家专家关于正在转化的土地利用类型大概分布和相关管理的知识一起，用作开始点。如果先前土地利用和转化未知，仍然可以采用为*仍为草地的草地*所提供的方法估算有机土壤库的变化，但相对于清查初始年的草地，目前年份草地的土地基础面积将可能不同。然而，重要的是在清查时间段中所有土地利用部分的经核算的土地总面积不变（例如，假如在清查期内 300 万公顷的林地和农田转化为从草地，那么清查的最后一年草地将增加 300 万公顷，而林地和农田在最后一年相应地减少 300 万公顷）。根据气候区域、管理和主要土壤类型将*转化为草地的土地*进行分层，还可以根据缺省或国家特定分类进行。此分类的完成可采用合适的气候地图与土壤地图的匹配，结合土地转化位置的相关空间明晰数据。

### 6.3.3.1 方法的选择

可采用方法 1、2 或 3 建立清单，每一连续层需要获得比前一层更详细的资源。各国还可以采用不同的层级编制各个土壤碳亚类的估值（即矿质土壤和有机土壤中土壤有机碳库变化；以及与土壤无机碳汇相关的库变化）。第 2 章提供了用于矿质土壤（图 2.4）和有机土壤（图 2.5）的决策树，用以帮助清单编制者选择对土壤碳清单的适合层级。

#### 矿质土壤

##### 方法 1

可采用公式 2.25（第 2 章）估算矿质土壤中土壤有机碳库的变化，这说明了土地利用转化为草地带来的影响。此方法基本上与*仍为草地的草地*中所用的方法相同，除了转化前的碳库取决于对于另一土地利用的库变化因子。具体说来，用缺省参考土壤有机碳库（SOC<sub>参考</sub>）和缺省库变化因子（F<sub>LU</sub>、F<sub>MG</sub>、F<sub>I</sub>）计算初始（转化前）土壤有机碳库（SOC<sub>(0-T)</sub>）和清查期最后一年的碳库（SOC<sub>0</sub>）。注意，林地中外露的基层岩或之前的土地利用不包括在土壤碳库计算中（假设库为零）。以清查期第一年和最后一年之间的库差别（一段时间）除以库变化因子的时间依赖（D，缺省为 20 年），以此估算库的年变化率。

##### 方法 2

用于矿质土壤的方法 2 亦采用公式 2.25，但包括国家或区域特定参考碳库和/或库变化因子，并且可能包括更加细分的土地利用活动和环境数据。

##### 方法 3

方法 3 涉及更详细的国家特定模式和/或基于测量的方法，以及高度分解的土地利用和管理数据。*优良作法*是估算土地利用转化为草地的土壤碳变化的方法 3，采用能够表述其它土地（包括林地、农田和可能的聚居地或其它土地利用）长期转化的模式、数据集和/或监测网络。如果可能，还建议将方法 3 与生物量的清除和植物剩余物（包括碎木片和枯枝落叶）的清除后处理的估值结合起来，因为剩余物清除和处理（例如燃烧、整地）中的变化通过分解和燃烧将会影响对土壤有机质形成的碳投入和碳损失。重要的是，用在国家或特定区域实地位置进行独立观测（表述了转化后土壤碳库变化上气候、土壤和草地管理和的相互作用），来评价模式。

#### 有机土壤

##### 方法 1 和方法 2

有关清查期内有机土壤上*转化为草地的土地*的处理方式与有机土壤上*仍为草地的草地*相同，即基于气候状况，采用恒定的排放因子，并采用公式 2.26（第 2 章）计算碳损失。关于方法 1 和方法 2 的附加指南见*仍为草地的草地*的相关节（6.2.3.1 节）。

##### 方法 3

与矿质土壤类似，方法 3 将涉及更为详尽的国家特定模式和/或基于测量的方法，以及高度分解的土地利用和管理数据（参见上文*矿质土壤*部分的附加讨论）。

### 6.3.3.2 库变化和排放因子的选择

#### 矿质土壤

##### 方法 1



对于未管理的天然土地，以及管理林地、聚居地和处于低扰乱状况的名义管理草地来说，假设土壤碳库等于参考值[即土地利用、扰乱（仅森林）、管理和投入因子等于 1]，而必须采用合适的库变化因子，以表述其它系统，如改良和退化的草地以及所有农田系统。缺省参考碳库见第 2 章表 2.3。参见关于缺省库变化因子的相应土地利用节中的*库变化和排放因子的选择*（4.2.3.2 林地，5.2.3.2 农田，6.2.3.2 草地，8.2.3.2 聚居地和 9.3.3.2 其它土地）。

注意，如果涉及转化为草地的一年生耕种农田（即直到土地再次被归为*仍为草地的草地*），*优良作法*是使用对闲置地的管理因子（ $F_{LU}$ ）（表 5.5），因为近些年的耕种农田系统中碳增加的速率与闲置地相似。此外，方法 1 闲置地因子得自明晰代表停止耕作土地头 20 年间土地预计增加的经验数据。如果各国决定假设碳快速增加能够在 20 年中达到天然条件，则应在归档文件中说明理由。

#### 方法 2

估算国家特定库变化因子很可能是与方法 2 有关的最重要发展。采用土地利用因子（ $F_{LU}$ ），相对于参照条件来计算土地利用间土壤有机碳库的差别。然后用投入因子（ $F_I$ ）和管理因子（ $F_{MG}$ ）进一步修正新草地系统的碳库值。关于如何求出这些库变化因子的附加指南可见于 6.2.3.2 节*仍为草地的草地*以及 2.3.3.1 节（第 2 章）中的其它一般指南。参见关于推导其它土地利用部门库变化因子的特定信息相应节（5.2.3.2 农田，6.2.3.2 草地，8.2.3.2 聚居地和 9.3.3.2 其它土地）。

在方法 2 中，还可以从国家特定数据中求出参考碳库。可是，参考值在所有土地利用部门中应该保持一致（即林地、农田、草地、聚居地、其他土地），这需要开展 AFOLU 部门土壤碳的多个清查队伍间必须协调合作。

#### 方法 3

恒定库变化率因子本身的估算不太可能优于多变速率，多变速率可更准确地捕捉土地利用和管理效应。参见第 2 章 2.3.3.1 节进一步的讨论。

### 有机土壤

#### 方法 1 和方法 2

有关清查期内有机土壤上*转化为草地的土地*的处理方式与有机土壤上*仍为草地的草地*相同表 6.3 中给出了方法 1 排放因子，而方法 2 排放因子从国家或区域特定数据中求出。

#### 方法 3

恒定库变化率因子本身的估算不太可能优于多变速率，多变速率可更准确地捕捉土地利用和管理效应。参见第 2 章 2.3.3 节进一步的讨论。

### 6.3.3.3 活动数据的选择

#### 矿质土壤

#### 方法 1 和方法 2

为了估算土壤碳库的变化，应该根据主要气候区域和土壤类型将*转化为草地的土地*的面积估值进行分层。分层可以根据适合的气候地图与土壤地图匹配，以及土地转化位置的相关空间明晰数据。第 3 章中提供了缺省气候和土壤分类方案的详细介绍。参见论述每一土地利用类别关于土地利用/管理活动数据代表的具体信息的相应节（5.2.3.2 农田，6.2.3.2 草地，8.2.3.2 聚居地和 9.3.3.2 其它土地）。

评价*转化为草地的土地*对土壤有机碳库的影响的一个重要问题是，土地利用和管理活动数据的类型。采用方法 2 或 3（参见第 3 章关于各种方法的讨论）收集的活动数据，提供了确定*转化为草地的土地*的先前土地利用的基本依据。相反地，总计数据（方法一）仅提供清查期开始和结束时（例如 1985 年和 2005 年）每一土地利用的面积总量。因此，除非可收集到补充信息来推断土地利用改变方式（如第 3 章中所建议的），否则方法一数据不足以确定土地利用类别间具体的转变。因此，转化为草地前的先前土地利用会不为人知。幸运的是，采用方法 1 或 2 时，这不成问题，因为计算不是动态的，并且假设阶段变化从一种稳定状态变为另外一种。因此，使用总计数据（方法 1），可以单独计算每一土地利用类别的土壤有机碳库的变化，然后将它们总合以得到所有土地利用总的库变化。土壤碳变化估值将等同于采用方法二（或三）活动数据得到的结果（即完整土地利用变化矩阵），然而碳库变化趋势的评价仅在总合所有土地利用的库估值后才得以相关（即库随着各个土地利用中土地面积的变化而增加或减少，但这将被其它土地利用中的增加或减少所抵消，因此对于某一国家土壤池中不存在实际的库变化）。因此，采用总计数据（方法一数据），重要的是在所有土地部门间实现协调，以确保总土地基础长期保持不变，因为由于土地利用的变化每一清查年中各个部门内将损失和获得部分土地面积。

注意，将不可能采用总计活动数据（方法一）确定由一年生耕种的农田转化为草地的量。因此，将采用草地库变化因子，不考虑最近转换的一年生作物农田中较慢的碳增加速率，这可能导致对 20 年时期中碳增加的高估，特别是采用方法 1 时（参见关于库变化和排放因子的选择的附加讨论）。此预警应在报告文件中说明，对于未来清查而言优良作法是收集估算最近由农田转化而来的草地面积所需的额外信息，特别当土壤碳是关键源类别时。

### 方法 3

对于在方法 3 中动态模式的应用和/或基于测量的直接清查，相对于方法 1 或方法 2，需要关于总合气候、土壤、地形和管理数据的类似或更详细数据，但是确切的需要将取决于模式或测量设计。

## 有机土壤

### 方法 1 和方法 2

有关清查期内有机土壤上转化为草地的土地的处理方式与有机土壤上仍为草地的草地相同，且 6.2.3.3 节讨论了关于活动数据的指南。

### 方法 3

与矿质土壤相似，与方法 1 或 2 相比，方法 3 将需要总合气候、土壤、地形和管理数据的更详细数据，但是确切需要将取决于模式或测量设计。

## 6.3.3.4 方法 1 计算步骤

### 矿质土壤

估算转化为草地的土地上的  $SOC_0$  及  $SOC_{(0-T)}$  和土壤碳库的净变化的步骤如下所示：

**步骤 1:** 依据收集活动数据的年份，将数据分进清查时间段（例如，1990 和 1995 年，1995 和 2000 年等。）

**步骤 2:** 在清查初期按土地的矿质土壤类型和气候区域确定土地利用及管理方式，这可随着活动数据的时间步骤（0-T；例如，5 年，10 年或 20 年前）而变化。

**步骤 3:** 基于表 2.3 的气候和土壤类型，为正在清查的每个土地区域选择天然参考碳库值（ $SOC_{参考}$ ）。用于所有土地利用类别的参考碳库均相同，以确保不用计算因不同部门间参考库值的差别而引起的碳库变化。

**步骤 4:** 选择表述转化为草地之前存在的土地利用和管理系统的土地利用因子（ $F_{LU}$ ）、管理因子（ $F_{MG}$ ）和碳投入水平（ $F_I$ ）。关于土地利用部门（第 5 章农田、第 6 章草地、第 8 章聚居地和第 9 章其它土地）的相应各节给出了  $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$ 、 $F_I$  值。

**步骤 5:** 将这些值乘以参考土壤碳库，以估算清查时期的“初始”土壤有机碳库（ $SOC_{(0-T)}$ ）。

**步骤 6:** 采用相同的天然参考碳库（ $SOC_{参考}$ ），重复步骤 1-4，以估算  $SOC_0$ ，但是需要利用表述清查最后一年（0 年）条件（转化为草地之后）的土地利用、管理和投入因子。

**步骤 7:** 估算清查时间段内区域土壤碳库的年均变化量（ $\Delta C_{矿质}$ ）。

**步骤 8:** 如果存在额外清查时间段（例如，1995-2000 年，2001-2005 年等），重复步骤 1-6。

下文给出了关于转化为草地的农田土壤数例。

下文给出了示例，采用公式 2.25（第 2 章）、缺省库变化因子和参考碳库，估算与农田土地转化相关的土壤有机碳库的变化。

**示例：**对于热带湿润环境中实行精耕细作并且作物剩余物从地里清除的长期一年生作物火山土壤农田而言，清查期开始时（本例中为 1990 年）的碳库  $SOC_{(0-T)}$  是 70 吨碳/公顷  $\bullet 0.48 \bullet 1 \bullet 0.92 = 30.9$  吨碳/公顷。转化为改良（例如施肥）牧场后，清查最后一年（本例中为 2010 年）的碳库 ( $SOC_0$ ) 是 70 吨碳/公顷  $\bullet 0.82 \bullet 1.17 \bullet 1 = 67.2$  吨碳/公顷。这样，清查期内该面积土壤的年均碳库变化的计算是： $(67.2 \text{ 吨碳/公顷} - 36.9 \text{ 吨碳/公顷}) / 20 \text{ 年} = 1.5$  吨碳/公顷/年。注意，对于  $F_{LU}$  使用农田闲置地的因子 (0.82)，因为草地在 20 年内不可能增加天然碳库的全部部分。20 年后，对于方法 1 中的  $F_{LU}$  将采用值为 1 的因子。

### 有机土壤

计算步骤与上文 6.2.3.4 节中所描述的相同。

### 6.3.3.5 不确定性评估

转化为草地的土地的不确定性分析基本上与仍为草地的草地中的相同。存在三大类不确定性根源：1) 土地利用及管理活动和环境数据中的不确定性；2) 如果采用方法 1 或方法 2（仅矿质土壤）时参考土壤碳库中的不确定性；3) 对于方法 1 或方法 2 库变化/排放因子中的不确定性，方法 3 基于模式方式的模式结构/参数误差，或者与方法 3 基于测量清单相关的测量误差/抽样变率。参见仍为草地的草地中关于不确定性的附加讨论（6.2.3.5 节）。

## 6.3.4 来自生物量燃烧的非CO<sub>2</sub>温室气体排放

转化为草地的土地中产生的温室气体排放来自于转化为草地的土地中生物量和死有机物质的燃烧。在新土地类别中核算排放量。本节的最重要的非 CO<sub>2</sub> 排放产生于林地至草地的转化，然而重要排放亦可能来自农田转化为草地。极为不可能的是草地源自其它土地类别（聚居地、湿地或其它土地）的转化。

在热带，常见做法是不断进行烧除，直到多数（或全部）森林残余物和死有机物质被清除，牧场得以建立。在有些地点，必须达到三次或四次火烧。在从林地转化为草地过程中被清除的部分地上部森林生物量可能转为采伐的木材产品，并且一定的量可能从现场清除被用作燃料木材（因而，离场烧除）。保留下来的通常被现场烧除。

如果未管理林地中土地利用随后发生了转化，需要报告其中来自生物量燃烧的温室气体排放，因为转化的土地被视为管理土地。

农田转化为草地的过程通常不导致生物量的燃烧。然而只要实行，各国则应按年份报告相应的温室气体排放。

转化为草地的土地中生物量燃烧产生的非 CO<sub>2</sub> 排放所用的估算方法基本上与仍为草地的草地中所列的相同。

### 6.3.4.1 方法的选择

第 2 章图 2.6 中的决策树提供关于层级选择的指南，将用于各国报告来自于转化为草地的土地中的温室气体排放。

方法的选择直接关系到关于转化土地燃烧的面积、可用燃料的质量以及燃烧和排放因子的国家数据的可获性。当采用高层级时，关于可用燃料的质量的国家特定数据用于考虑转化为采伐的木材产品（如果适用），清除作为燃料使用并进行离场燃烧的生物量数量。

只要转化为草地的土地中生物量燃烧产生的温室气体排放是关键类别，各国应采用方法 2 或方法 3 进行报告。

### 6.3.4.2 排放因子的选择

#### 方法 1

可用于燃烧的燃料质量（公式 2.27 的数量  $M_B$ ）对估算温室气体排放甚为关键。第 2 章表 2.4-2.6 提供了支持按方法 1 估算排放量的缺省数据。各国需要判断不同的植被类型如何对应缺省表格所描述的广义植被类别。对于方法 1，应假设先前土地利用类别中所有地上部生物量和死有机物质中在转化后立即损失。转化前生物量的缺省值可见于各个土地利用相关章节（例如林地的缺省因子可见于林地生物量相关的章节）。

#### 方法 2

在方法 2 中，应采用燃料燃烧的国家特定估值。在林地转化为草地的情况下，应依据森林类型分解数据。应建立能更好反映国家条件（气候带、生物群落、燃烧条件）的燃烧和排放因子，并提供不确定性范围。此外，方法 1 中假设地上部生物量和死有机物质中的所有碳在转化后立即损失，而方法 2 中应估算转移为采伐木材产品和燃木（离场燃烧）的生物量，以提供可用燃料质量的更可靠估值。

#### 方法 3

在方法 3 下，应由国家界定所用参数。

### 6.3.4.3 活动数据的选择

估算来自生物量燃烧的温室气体排放所需的活动数据系指受这种活动所影响的面积。各国将转化为草地的面积分层为林地和农田转化，因为可用于燃烧的燃料量从一种土地利用类别到另一种可能变化很大。

#### 方法 1

各国应用方法 1 应估算从初始土地利用（林地、农田等）转化为草地的面积。应每年都估算转化。估值可从数种方法中求出：（1）采用转化为草地的面积与每年转化总面积的比例（根据历史知识、本国专家的判断和/或来自转化面积的抽样和最终土地利用的评估，估算此比例）；或（2）采用如粮农组织等国际数据来源估算每年转化的林地和农田面积，而采用专家判断估算转化为草地的面积比例。

#### 方法 2

只要可能，各国应对转化为草地的所有可能采用真实面积估值。适当分辨率的多时遥感数据比方法 1 所用的方法应提供更佳的土地利用转化估值。分析可能依据领土完全覆盖或所选择的代表性抽样，从中可以求出整个领土中转化为草地的面积估值。

#### 方法 3

方法 3 中的活动数据应该基于第 3 章中介绍的方法三，该章估算每年转化为草地（从林地、农田或其它土地利用类别）的总面积。应该根据生物、气候、政治边界或这些参数的总合将数据进行分解。

### 6.3.4.4 不确定性评估

#### 方法 1

此方法中的不确定性产生于多种来源：（一）全球或国家平均转化速率和转化为草地的土地面积的粗略估值的使用；（二）作为管理做法的部分，被燃烧的转化面积的估值（初始土地利用中生物量的处理，以建立农田土地）；（三）可用的燃料的质量；及（四）燃烧和排放因子。提供与排放和燃烧因子相关的不确定性，并且与（一）和（二）项相关的不确定性可能有着显著的不同，这取决于估算中所用的方法。由于这些不确定性，已知导致燃烧面积的估值将不太可能好于 20%，并且单位面积的排放量不太可能在系数 2 之内（采用方法 1）。

#### 方法 2

相对于方法 1 和方法一（第 3 章），产生于更可靠来源（遥感数据、抽样方式）的面积估值的使用将提供准确性。这些来源还对转化和燃烧的面积提供更佳估值。忽略转为采伐的木材产品的生物量或作为燃木现场清除的生物量以及留在现场将衰减掉的生物量，这还将消除估值中的偏差（高估）。国家一级排放或燃烧因子的估值，如果结合误差范围（以标准偏差的形式）将可评估与转化为农田的土地相关的不确定性。

#### 方法 3

方法 3 中与活动数据相关的不确定性可能要小方法 1 或方法 2 中的，这取决于遥感和实地调查、所用的建模方式以及数据的输入。

## 6.4 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告

## 6.4.1 完整性

### 方法 1

对于方法 1 而言，完整的草地清单包括三个要素：1) 已经估算了清查期内所有*转化为草地的土地*和*仍为草地的草地*上生物量燃烧引起的碳库变化和非 CO<sub>2</sub> (CH<sub>4</sub>、CO、N<sub>2</sub>O、NO<sub>x</sub>) 的排放，2) 清单分析及方法 1 说明的所有管理做法的影响，3) 分析说明了影响排放和清除的气候和土壤变量（如为方法 1 所述）。

后两种要素要求将管理系统分配到草地面积中，并按气候区域和土壤类型分层。*优良作法*是对于生物量和土壤池以及生物量燃烧（如果这些源类别需要分类）各国采用相同的面积分类。这将确保一致性和透明性，能够有效地利用土地调查和其它数据收集工具，并能够明确说明生物量和土壤池中碳库变化以及生物量燃烧产生的非 CO<sub>2</sub> 排放之间的联系。

对于生物量和土壤碳库的估算，草地清单应该考虑土地利用变化（*转化为草地的土地*）和管理的影响。然而在部分情况下，活动数据或专家知识可能不足以估算诸如林牧管理程度和类型、肥料管理、灌溉、放牧强度等管理做法产生的影响。在这些情况下，各国可进行仅涉及土地利用的清查，但是结果将不完整，并且为了保持透明性在报告文件中必须明确标明遗漏的管理做法。如果有遗漏，*优良作法*是为未来清单收集关于管理的额外活动数据，特别是如果生物量或土壤碳是关键源类别时。

如果认为某些温室气体排放和清除不重要或在一段时间内保持不变，可以不计算某些草地面积的碳库变化，例如没有管理或土地利用变化的非木本作物草地。在这种情况下，*优良作法*是各国就这些遗漏的原因提供文件证明并做出解释。

对于生物量燃烧，应报告管理草地上所有受控燃烧和野火产生的非 CO<sub>2</sub> 温室气体。这包括林地到草地转化，其中可供燃烧的燃料量比其它土地利用类别中通常更为重要；死有机物质燃烧和清除的树木生物量产生的排放应列入这些估值。稀树草原燃烧还是来自生物量燃烧的非 CO<sub>2</sub> 排放的一大来源。如果在清查报告期中发生野火的未管理土地接着转变成了管理土地，应报告生物量燃烧。

实际燃烧面积的估算对于非 CO<sub>2</sub> 温室气体排放的可靠计算至为关键。需要用地面数据严格检测来自遥感的燃烧面积估值，以确保燃烧面积被准确估算。对于估算具体国家地燃烧面积而言，区域平均统计资料的使用可能极为不可靠。

草地中如果火烧管理正打破草与木本植被间的平衡，则火烧中排放的 CO<sub>2</sub> 在短期内可能不会被进入生物量的等量碳的再固定所平衡。在这种情况下，还应报告燃烧引起的 CO<sub>2</sub> 的净释放。

### 方法 2

完整的方法 2 清单与方法 1 有着相同的要素，但是纳入了国家特定数据，以估算关于生物量燃烧的碳库变化因子、参考土壤碳库、生物量密度估值（燃料载量）以及燃烧和排放因子；以建立气候说明和土壤类别；以及改进管理系统分类。此外，对于方法 2 清单*优良作法*是纳入每一组分的国家特定数据。可是如果总合国家特定数据与方法 1 缺省值，清单仍然被视为完整的。

### 方法 3

除了方法 1 和方法 2 的考虑，方法 3 清单的完整性将取决于国家特定评估系统的组分。实际上，方法 3 清单可能更将充分说明来自草地的排放和清除，利用关于气候、土壤、生物量燃烧和管理系统的更精细的数据。对于清单编制者而言，*优良作法*是说明国家特定系统的组分并记录成文，表明方法和数据源的完整性。一旦明确了漏缺，*优良作法*是收集额外数据并进一步建立国家特定系统。

## 6.4.2 制定一致的时间序列

### 方法 1

对于评估排放和清除趋势而言，一致的时间序列不可或缺。为了保持一致性，编制者应该在整个清查时期中应用相同的分类和因子，包括气候、土壤类型、管理系统分类，碳库变化因子、参考土壤碳库、生物量密度估值（燃料载量）、燃烧因子和非 CO<sub>2</sub> 排放因子。为所有这些组分提供缺省值，所以一致性应该不成问题。此外，土地基础也应该长期保持一致，除了*转化为草地的土地*或转化为其它土地利用的草地。

整个报告时间时期中，如果可能各国应该采用关于土地利用、管理和生物量燃烧的活动数据的一致来源。抽样方法如果被使用，应该在清查期中保持以确保一致的方法。如果创建了亚类，各国应对它们如何定义保持透明的记录，并在整个清单中一致应用这些亚类。

在部分情况下，随着新信息的获得，活动数据来源、定义或方法可能会随时间而改变。清单编制者应确定数据或方法变化对趋势的影响；如果认为影响很大，应该采用第1卷第5章中提供的方法再次计算整个时间序列的排放和清除量。

对于碳库变化，产生一致时间序列的一个重要要素是，确保先前报告时期中估算的*转化为草地的土地*的碳库与当前报告时期中仍为草地的土地所报告的库状况之间的一致性。例如，如果在先前报告时期中从*林地转化为草地*的土地上10吨地上部活生物量转化为死有机物质池，本阶段的报告必须假设那些土地的死有机物质池中的开始碳库为10吨。

## 方法2

除了方法1下所讨论的问题，还有与国家特定信息相关的额外考虑。具体地，*优良作法*是在整个清单中应用从国家特定信息中得出的新因子值或分类，并重新计算时间序列。否则，碳库或生物量燃烧产生的排放的正趋势或负趋势，可能部分源于时间序列中某点的清单方法产生的改变，因而不能代表真实的趋势。

可能无法获得整个时间序列的新的国家特定信息。在这些情况下，*优良作法*是证明活动水平改变与更新的国家特定数据或方法所产生的影响。第1卷第5章列出了对这些情况重新进行计算的指导意见。

## 方法3

与方法1和方法2相似，*优良作法*是在整个时间序列中应用国家特定估算系统；清查机构应该在每个清查期中使用相同的测量程序（抽样策略、方法等）和/或模式。

## 6.4.3 质量保证和质量控制

### 方法1

*优良作法*是对草地清单数据实施质量保证/质量控制的内部和外部审查。内部评审应该由负责清查的机构进行，而外部评审由没有直接涉足清单编制的其它机构、专家和组织进行。

内部评审应该集中于清单实施过程，以确保：1) 已经将活动数据按气候区域和土壤类型进行了合适的分层；2) 管理分类/说明已经应用得当；3) 已经将活动数据适当地转进工作表或清单计算软件中；4) 已经适当地分配了库变化因子、参考土壤碳库、生物量密度（燃料载量）以及生物量燃烧和排放因子。质量保证/质量控制措施可包括，直观检查以及核查数据输入及结果的订入计划的检查功能。汇总统计资料亦会有用，如将工作表中的分层面积相加，以确定它们是否与土地利用统计资料保持一致。总面积在清查期内应该保持不变，而分层面积应该仅随土地利用或管理分类而变化（气候和土壤面积应该保持不变）。

外部评审需要考虑清单方法的可靠性、清单文件的完整性、方法说明和整体透明性。重要的是评估管理草地总面积是否真实，顾及领土内草地的总面积。交叉检验不同土地利用类别（即林地、农田、草地等）的面积估值亦是必要的。最终，包括各个部门的一国整个土地基础的总和在清查期中的每一年间必须相等

对于生物量燃烧，对每年燃烧面积的国家特定估值应给予特别的关注。当估算的燃烧面积来自于全球数据集时，重要的是采用实地数据或高分辨率遥感数据验证相关信息。

### 方法2

除了方法1下的质量保证/质量控制措施，清查机构还应该审查国家特定气候区域、土壤类型、管理系统分类、碳库变化因子、参考碳库、生物量密度（载量燃料）、燃烧因子和/或生物量燃烧的非CO<sub>2</sub>排放因子。如果采用基于直接测量的因子，清查机构和外部评审人员应审查测量结果，以确保它们代表环境和土壤管理条件的实际范围，而且是按照公认的标准制定的（IAEA，1992年）。如果可行的话，*优良作法*是将国家特定因子与其它情况可比国家所用的方法2库变化、燃烧和排放因子以及IPCC缺省值进行比较。

鉴于排放和清查趋势的复杂性，应吸纳实地专家参与外部审查，以核查国家特定因子和/或分类。

### 方法3

除了方法1和方法2所列的，国家特定清单系统将可能需要额外的质量保证/质量控制措施，但这将取决于所建立的系统。*优良作法*是建立国家高级清单系统的特定质量保证/质量控制程序，将报告存档，并将总合结果纳入报告文件。

## 6.4.4 报告及归档

### 方法 1

一般说来，*优良作法*是记录和存档生成国家排放清单估值所需的所有信息。对于方法 1，清单编制者应该将草地中的活动数据趋势和不确定性编制成文。关键活动包括土地利用变化、生物量燃烧、林牧复合方法的使用、放牧强度、矿肥或有机添加物的使用、灌溉方法、石灰施用、与豆科作物混播或栽种产量更高的种类，和生物量燃烧（野火和受控火）。

*优良作法*是将以下内容进行存档，诸如农业普查数据、燃烧记录和畜牧业统计资料等的真实数据库，和产生数据所用的程序（例如统计程序）；分类或总计活动数据所用的定义；以及将活动数据按气候和土壤类型进行分层所用的程序。应该将为产生结果所制作的输入/输出文件和工作表或清单软件一起存档。

当活动数据不能直接从数据库中获得或者组合多种数据集时，应该说明求出活动数据所用的信息、假设和程序。此文件中应该包括数据收集和估算的频率以及不确定性。专家知识的使用情况应该编写成文，其通信应进行存档。

*优良作法*是记录和解释生物量和土壤碳库的趋势，以及按土地利用和管理活动分类的生物量燃烧产生的排放。生物量库的变化应该直接与土地利用、林牧复合做法的变化或木本植物侵蚀情况联系起来，而土壤碳库趋势可能源于上文描述的土地利用或关键管理活动的转变。生物量燃烧产生的排放将取决于受控燃烧和野火的程度和频率。应解释各年间排放的重大波动。

各国需要纳入以下相关文件：清单完整性、与时间序列一致性或其缺失相关事项，和质量保证/质量控制方式及结果的概要。

### 方法 2

除了方法 1 的考虑，清单编制者应该记录国家特定碳库变化因子、参考土壤碳库、生物量密度估值（载量燃料）、生物量燃烧的燃烧和排放因子、管理系统分类、气候区域和/或土壤类型的基础。此外，*优良作法*是将估算国家特定值所用的信息的元数据和数据来源进行存档。

报告文件应包括新因素（即平均值和不确定性），*优良作法*是在清单报告中包括关于国家特定因子与方法 1 缺省值的差别以及来自报告国情况相似区域的方法 2 因子的讨论。如果对不同年份利用不同的排放因子、参数和方法，应解释这些变化的理由并成文归档。此外，清查机构应该说明关于管理、气候和/或土壤类型的国家特定分类，并且建议将清单估值中基于新分类的改进成文归档。例如，草地条件可能被细分为方法 1 分类（即名义、改良、退化和重度退化）外的额外类别，但是只有新类别间的库变化或排放因子有很大不同，进一步的细分才会提高清单估值。

当讨论排放和清除趋势时，应区分每年活动水平变化与方法变化，并将需要将这些变化的原因成文归档。

### 方法 3

方法 3 需要与较低层级方法相似的关于活动数据和排放/清除趋势的文件，但应包括额外文件以解释国家特定估算系统的基本依据和框架。对于基于测量的清单，*优良作法*是将抽样设计、实验程序和数据分析技术成文归档。应将测量数据与数据分析结果一起存档。对于采用模式的方法 3，*优良作法*是记录模式版本并提供模式说明，以及所有模式输入文件、源编码和执行程序的永久档案副本。

## 附件 6A.1 估算草地矿质土壤碳排放/清除的缺省库变化因子

表 6.2 中提供了缺省土壤碳库变化因子，其计算依据对三大类草地条件进行的实验研究的全球数据集：退化、名义管理和改良草地。纳入一个追加投入因子以用于改良草地。这里考虑的管理改良限于施肥（有机或无机肥）、播种豆科植物或更多的草种以及灌溉。过度放牧和管理不善（即未作任何管理改良）的热带牧场归类为退化草地。未作改良的天然或引进的草地归为名义草地一类。作了任何单一类型管理改良的草地分类为具有中度碳投入率的改良草地。实施多项管理改良的改良草地，被视为具有高度碳投入率。

用线性混合效应模式分析实验数据（参考文献列表提供了引述），考虑了固定和随机两种效应。固定效应包括深度、自管理改变起的年数和管理变化类型（例如减耕与免耕）。关于深度，我们未总计数据，但包括为每种深度递增（例如 0-5 厘米、5-10 厘米和 10-30 厘米）测量的碳库，作为数据集中一个单列的点。同样，我们未汇总不同时点从同项研究收集的数据。因此，将随机效应用来说明时间序列数据中的相互依赖性和代表同项研究中不同深度的数据点之间的相互依赖性。如果明显，利用国家一级的随机效应来评估与用于某个具体国家的全球缺省值相关的附加不确定性（包括在缺省不确定性中）。估算了 20 年时土壤上部 30 厘米管理做法效应的因子。计算每个因子值的方差，可用简单的误差传播方法来构建具有正常密度的概率分布函数。



## 参考文献

- Anderson, D.J., Perry, R.A. and Leigh, J.H. (1972). Some perspectives on shrub/environment interactions. In: McKell C.M., Blaisdell J.P., Goodon J.R. (eds), *Wildland Shrubs – Their Biology and Utilization*. USDA Forest Service, General Tech. Report INT-1.
- Armentano, T.V. and Menges, E.S. (1986). Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. *Journal of Ecology* **74**: 755-774.
- Conant, R.T. and Paustian, K. (2002). Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* **16**: pp. 90\_1-90\_9.
- Conant, R.T., Paustian, K., and Elliott, E.T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Application* **11**: 343-355.
- Falloon, P. and Smith, P. (2003). Accounting for changes in soil carbon under the Kyoto Protocol: need for improved long-term data sets to reduce uncertainty in model projections. *Soil Use and Management* **19**:265-269.
- Follett, R. F., Kimble, J.M. and Lal, R. (2001). The potential of U.S. grazing lands to sequester soil carbon. Pages 401-430 in R. F. Follett, J.M. Kimble, and R. Lal, editor. *The Potential of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- IPCC (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories. Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Tréanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. Callander B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IPCC (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug, T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- Kauffman, B., Cummings, D.L. and Ward, D.E. (1998). Fire in the Brazilian Amazon. 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. *Oecologia*, **113** pp 415-427.
- McGill, W. B. (1996). Review and classification of ten soil organic matter models. In: Powlson D.S., Smith P., and Smith J.U. (eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Datasets*. Springer-Verlag, Heidelberg: pp. 111-132.
- McKeon, G.M., Hall, W.B., Henry, B.K., Stone, G.S. and Watson, I.W. (2004). Pasture Degradation and Recovery in Australia's Rangelands: Learning from History. Queensland Department of Natural Resources, Mines and Energy. pp. 256.
- Monte, L, Hakanson, L., Bergstrom, U., Brittain, J., and Heling, R. (1996). Uncertainty analysis and validation of environmental models: the empirically based uncertainty analysis. *Ecological Modelling* **91**:139-152.
- Naeth, M.A., Bailey, A.W., Pluth, D.J., Chanasyk, D.S., and Hardin, R.T. (1991). Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. *Journal or Range Management* **44** pp 7-12.
- Nusser, S.M. and Goebel, J.J. (1997). The National Resources Inventory: a long-term multi-resource monitoring programme. *Environmental and Ecological Statistics* **4**:181-204.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Eve, M.D. and Paustian, K. (2003). Uncertainty in estimating land-use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agricultural lands between 1982 and 1997. *Global Change Biology* **9**:1521-1542.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J. and Paustian, K. (2006). Bias and variance in model results associated with spatial scaling of measurements for parameterization in regional assessments. *Global Change Biology* **12**:516-523.
- Ogle, S.M., Conant, R.T. and Paustian, K. (2004). Deriving grassland management factors for a carbon accounting approach developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Environmental Management*. **33**:474-484.
- Ojima, D.S., Parton, W.J., Schimel, D.S., Scurlock, J.M.O. and Kittel, T.G.F. (1993). Modeling the effects of climatic and CO<sub>2</sub> changes on grassland storage of soil C. *Water, Air, and Soil Pollution* **70**: pp. 643-657.
- Powers, J. S., Read, J. M., Denslow, J. S. and Guzman, S. M. (2004). Estimating soil carbon fluxes following land-cover change: a test of some critical assumptions for a region in Costa Rica. *Global Change Biology* **10**:170-181.

- Smith, J.E. and Heath, L.S. (2001). Identifying influences on model uncertainty: an application using a forest carbon budget model. *Environmental Management* **27**:253-267.
- Smith, P., Powlson, D.S., Smith, J.U. and Elliott, E.T. (eds) (1997). Evaluation and comparison of soil organic matter models. Special Issue, *Geoderma* **81**:1-225.
- Vanden Bygaart, A.J., Gregorich, E.G., Angers, D.A., *et al.* (2004). Uncertainty analysis of soil organic carbon stock change in Canadian cropland from 1991 to 2001. *Global Change Biology* **10**:983-994.
- Veldkamp, E. (2001). Changes in soil carbon stocks following conversion of forest to pasture in the tropics. In: Holland E.A. (ed.): Notes from Underground: Soil Processes and Global Change. NATO ASI Series Berlin: Springer.

#### 土壤中碳库的变化 (附件 6A.1 中矿质土壤缺省因子分析所用的参考文献)

- Abril, A. and Bucher, E.H. (1999). The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannas of Argentina. *Applied Soil Ecology* **12**:159-167.
- Aina, P.O. (1979). Soil changes resulting from long-term management practices in Western Nigeria. *Soil Science Society of America Journal* **43**:173-177.
- Arnold, P.W., Hunter, F. and Gonzalez Fernandez, P. (1976). Long-term grassland experiments at Cockle Park. *Annales Agronomiques* **27**:1027-1042.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L., McCaughey, W.P. and Grant, C.A. (2000). Influence of pasture management on soil biological quality. *Journal of Range Management* **53**:127-133.
- Bardgett, R.D., Frankland, J.C. and Whittaker, J.B. (1993). The effects of agricultural practices on the soil biota of some upland grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **45**:25-45.
- Barrow, N.J. (1969). The accumulation of soil organic matter under pasture and its effect on soil properties. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* **9**:437-445.
- Biondini, M.E., Patton, B.D. and Nyren, P.E. (1998). Grazing intensity and ecosystem processes in a northern mixed-grass prairie, USA. *Ecological Applications* **8**:469-479.
- Cantarutti, R.B., Brage, J.M., Boddey, R.M. and Resende, S.d.P. (1995). Caracterizacao do status de nitrogenio em solosob pastagm de Brachiaria humidicola pura e consorciada com Desmodium ovalifolium cv. Itabela. Pages 733-735 in Proceedings of the XXV Congresso Brasileiro do Ciencia do Solo, Micoso, MG, Brazil.
- Carr, S.C.M., and Turner, J.S. (1959). The ecology of the Bogong high plains II. Fencing experiments in grassland C. *Australian Journal of Botany* **7**:34-83.
- Carter, M.R., Angers, D.A. and Kunelius, H.T. (1994). Soil structural for and stability, and organic matter under cool-season perennial grasses. *Soil Science Society of America Journal* **58**:1194-1199.
- Cerri, C.C., Volkoff, B. and Andreaux, F. (1991). Nature and behavior of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management* **38**:247-257.
- Chone, T., Andreuz, F., Correa, J.C., Volkhoff, B. and Cerri, C.C. (1991). Changes in organic matter in an Oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture determined by <sup>13</sup>C isotopic composition. Pages 397-405 in J. Berthelin, editor. Diversity of Environmental Biogeochemistry. Elsevier, Amsterdam.
- Chuluun, T., Tieszen, L.L. and Ojima, D. (1999). Land use impact on C4 plant cover of temperate east Asian grasslands. Pages 103-109 in K. Otsubo, editor. NIES Workshop on Information Bases and Modeling for Land-use and Land-cover Changes Studies in East Asia. Center for Global Environmental Research.
- Desjardins, T., Andreuz, F., Volkoff, B. and Cerri, C.C. (1994). Organic carbon and <sup>13</sup>C content in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. *Geoderma* **61**:103-118.
- Eden, M.J., McGregor, D.F.M. and Viera, N.A.Q. (1990). Pasture development on cleared forest land in northern Amazonia. *The Geographical Journal* **156**:283-296.
- Escobar, C.J. and Toriatti Dematte, J.L. (1991). Distribution of organic matter and natural carbon-13 in an Ultisol in the Amazon piedmont. *Pasturas Tropicales* **13**:27-30.
- Feigl, B.J., Melillo, J. and Cerri, C.C. (1995). Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondonia (Brazil). *Plant and Soil* **175**:21-29.

- Fisher, M.J., Tao, I.M., Ayarza, M.A., Lascano, C.E., Sanz, J.I., Thomas, R.J. and Vera, R.R. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* **371**:236-238.
- Frank, A.B., Tanaka, D.L., Hofmann, L. and Follett, R.F. (1995). Soil carbon and nitrogen of Northern Great Plains grasslands as influenced by long-term grazing. *Journal of Range Management* **48**:470-474.
- Franzluebbers, A.J., Stuedmann, J.A., Schomberg, H.H. and Wilkinson, S.R. (2000). Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biology and Biochemistry* **32**:469-478.
- Franzluebbers, A.J., Nazih, N., Stuedmann, J.A., Fuhrmann, J.J., Schomberg, H.H. and Hartel, P.G. (1999). Soil carbon and nitrogen pools under low- and high-endophyte-infected tall fescue. *Soil Science Society of America Journal* **63**:1687-1694.
- Garcia-Oliva, F., Casar, I., Morales, P. and Maass, J.M. (1994). Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* **99**:392-396.
- Goh, K.M., Stout, J.D. and Rafter, T.A. (1977). Radiocarbon enrichment of soil organic matter fractions in New Zealand soils. *Soil Science* **123**:385-391.
- Jackman, R.H. (1964). Accumulation of organic matter in some New Zealand soils under permanent pasture I. Patterns of change of organic carbon, nitrogen, sulphur, and phosphorous. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **7**:445-471.
- Kohn, G.D., Osborne, G.J., Batten, G.D., Smith, A.N. and Lill, W.J. (1977). The effect of topdressed superphosphate on changes in Nitrogen : Carbon : Sulphur : Phosphorous and pH on a red earth soil during a long term grazing experiment. *Australian Journal of Soil Research* **15**:147-158.
- Koutika, L.S., Bartoli, F., Andreux, F., Cerri, C.C., Burtin, G., Chone, T. and Philippy, R. (1997). Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. *Geoderma*, **76**, 87-112.
- Loiseau, P. and Grignani, C. (1991). Status of organic nitrogen and fate of mineral nitrogen in mid-mountain pastures. *Agronomie* **11**:143-150.
- Lovell, R.D., Jarvis, S.C. and Bardgett, R.D. (1995). Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: effects of management changes. *Soil Biology and Biochemistry* **27**:969-975.
- Lytton Hitchins, J.A., Koppi, A.J. and McBratney, A.B. (1994). The soil condition of adjacent bio-dynamic and conventionally managed dairy pasture in Victoria, Australia. *Soil Use and Management* **10**:79-87.
- Malhi, S.S., Harapiak, J.T., Nyborg, M., Gill, K.S. and Flore, N.A. (2002). Autumn and spring applications of ammonium nitrate and urea to bromegrass influence total and light fraction organic C and N in a thin Black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* **82**:211-217.
- Malhi, S.S., Nyborg, M., Harapiak, J.T., Heier, K. and Flore, N.A. (1997). Increasing organic C and N in soil under bromegrass with long-term N fertilization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**:255-260.
- Manley, J.T., Schuman, G.E., Reeder, J.D. and Hart, R.H. (1995). Rangeland soil carbon and nitrogen responses to grazing. *Journal of Soil and Water Conservation* **50**:294-298.
- Moulin, A.P., McCartney, D.H., Bittman, S. and Nuttall, W.F. (1997). Long-term effects of fertilizer on soil carbon in a pasture soil.
- Naeth, M.A., Bailey, A.W., Pluth, D.J., Chanasyk, D.S. and Hardin, R.T. (1991). Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. *Journal of Range Management* **44**:7-12.
- Neill, C., Melillo, J.M., Steudler, P.A., Cerri, C.C., Moraes, J.F.L.d., Piccolo, M.C. and Brito, M. (1997). Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications* **7**:1216-1225.
- Nyborg, M., Malhi, S.S., Solberg, E.D. and Izaurralde, R.C. (1999). Carbon storage and light fraction C in a grassland dark gray chernozem soil as influenced by N and S fertilization. *Canadian Journal of Soil Science* **79**:317-320.
- Oberson, A., Friesen, D.K., Tiessen, H., Morel, C. and Stahel, W. (1999). Phosphorus status and cycling in native savanna and improved pastures on an acid low-P Colombian oxisol. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **55**:77-88.
- Reiners, W.A., Bouwman, A.F., Parsons, W.F.J. and Keller, M. (1994). Tropical rain forest conversion to pasture: Changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications* **4**:363-377.

- Ridley, A.M., Slattery, W.J., Halyar, K.R. and Cowling, A. (1990). The importance of the carbon cycle to acidification of grazed animal pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **30**:529-537.
- Rixon, A.J. (1966). Soil fertility changes in a redbrown earth under irrigated pastures. *Australian Journal of Agricultural Research* **17**:303-316.
- Russell, J.S. (1960). Soil fertility changes in the long term experimental plots at Kybybolite, South Australia. I. Changes in pH, total nitrogen, organic carbon and bulk density. *Australian Journal of Agricultural Research* **11**:902-926.
- Schuman, G.E., Reeder, J.D., Manley, J.T., Hart, R.H. and Manley, W.A. (1999). Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications* **9**:65-71.
- Shiel, R.S. (1986). Variation in amounts of carbon and nitrogen associated with particle size fractions of soils from the Palace Leas meadow hay plots. *Journal of Soil Science* **37**:249-257.
- Skjemstad, J.O., Catchpole, V.R., Feuvre, R.P.I. and Le Feuvre, R.P. (1994). Carbon dynamics in Vertisols under several crops as assessed by natural abundance  $^{13}\text{C}$ . *Australian Journal of Soil Research* **32**:311-321.
- Smoliak, S., Dormaar, J.F. and Johnston, A. (1972). Long-term grazing effects on *Stipa-Bouteloua* prairie soils. *Journal of Range Management* **25**:246-250.
- Trumbore, S.E., Davidson, E.A., Barbosa De Camargo, P., Nepstad, D.C. and Martinelli, L.A. (1995). Below-ground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* **9**:515-528.
- Veldkamp, E. (1994). Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Science Society of America Journal* **58**:175-180.
- Walker, T.W., Thapa, B.K. and Adams, A.F.R. (1959). Studies on soil organic matter. 3. Accumulation of carbon, nitrogen, sulphur, organic and total phosphorous in improved grassland soils. *Soil Science* **87**:135-140.
- Wang, Y. and Chen, Z. (1998). Distribution of soil organic carbon in the major grasslands of Xilinguole, Inner Mongolia, China. *Acta Phytoecologica Sinica* **22**:545-551.
- Wood, K.M., and Blackburn, W.H. (1984). Vegetation and soil responses to cattle grazing systems in the Texas rolling plains. *Journal of Range Management* **37**:303-308