



政府间气候变化专门委员会

土地利用、土地利用变化和林业 优良做法指南

编写人员

Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger,
Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara,
Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner



IGES

IPCC 国家温室气体清单计划

全球环境战略研究所(IGES)为 IPCC 出版

©政府间气候变化专门委员会(IPCC), 2000 年。

版权所有。未经出版商事先书面允许或未得到允许进行有限复制的许可证,不得以任何形式或任何方法,电子的或机械的,包括复印、记录或任何信息贮存或检索系统,为商业目的对本出版物的任何部分进行翻印或传输。

IPCC 国家温室气体清单计划
技术支持组

全球环境战略研究所(IGES)转
2108 -11, Kamiyamaguchi
Hayama, Kanagawa
日本, 240-0115
传真: (81 46) 855 3808
<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>

尽管付印之时,本 IPCC 报告所言内容据信真实准确,但对任何可能的错误或疏漏,作者和出版商均不承担任何法律责任或义务。

在日本印刷

ISBN 92-9169-617-X

目录

鸣谢	iv
前言	v
章	
1 概论	1.1
2 土地面积一致表述的基础	2.1
3 土地利用变化和林业部门优良做法指南	3.1
4 根据《京都议定书》产生的补充方法和优良做法指南	4.1
5 交叉问题	5.1
附件	
附件 A 词汇表	G.1
附件 B 基本信息	B.1
附件 C 缩写与简称	AA.1
附件 D 审核人员名单	LR.1

鸣 谢

起草《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》（GPG-LULUCF）是政府间气候变化专门委员会（IPCC）国家温室气体清单计划（NGGIP）的一项重要任务。本报告的成功产生首先依赖于主要协调作者人、主要作者和撰稿人——在全世界约有 150 人——的知识、热情和合作。我们要感谢诸位作者为此项任务付出了时间和精力，感谢他们对 IPCC 进程的支持。

评审编辑保证了意见审议过程的相关性。我们要感谢他们为这项重要任务付出了努力。

UNFCCC 秘书处工作人员 Roberto Acosta、Claudio Forner 和 Heikki Granholm 参加了报告的起草工作，就与《气候公约》、《京都议定书》和《马拉喀什协议》有关的问题提供了背景和指导。我们要感谢他们在这方面做出了有价值的贡献。

由 IPCC TFI 联合主席 Taka Hiraishi 和 Thelma Krug，以及 Michael Gytarsky（俄罗斯联邦）、Dina Kruger（美国）和 Jim Penman（英国）组成的指导小组对工作给予了指导，并确保报告内部的一致性以及与《1996 年 IPCC 国家温室气体清单指南修订本》的一致性。对他们在整个报告起草过程中给予的卓越领导和指导，我们表示感激。

在报告起草过程中先后在德国的爱森纳赫、芬兰的坦佩雷、巴西的里约热内卢、马来西亚的吉隆坡和澳大利亚的悉尼召开了五次作者/专家会议。我们要感谢东道国和主办组织共同组织了这些会议。

在报告起草期间还组织了两次政府/专家联合审核，第一次是在 2002 年 12 月 2 日至 2003 年 1 月 27 日期间，第二次是在 2003 年 5 月 2 日至 2003 年 6 月 27 日期间。第一次审核形成了大约 6 000 条意见，第二次约有 4 000 条意见。这些意见以建设性的方式给工作提供了额外的专门知识，对这些意见的考虑大大改进了原先的草稿。我们要感谢所有审核者为报告的起草提供了宝贵的意见。

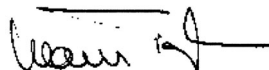
NGGIP 技术支持组（TSU 负责人 Riitta Pipatti，计划官员 Leandro Buendia、Kyoko Miwa、Todd Ngara、Kiyoto Tanabe 和 Fabian Wagner，行政助理 Ayako Hongo，项目秘书 Akiko Kawase 和信息技术官员 John Lane）为项目提供了指导以及技术和组织工作上的支援。他们负责报告的最后编辑，同作者一起进行了孜孜不倦的工作。对他们的辛勤劳动和出色的工作，我们表示感谢。

IPCC 秘书处（Rudie Bourgeois、Annie Courtin 和 Chantal Etori）为会议的组织 and 报告的审核提供了帮助。在日程安排很紧的情况下，他们为满足作者和技术支援小组的需要做出了努力并表现出了极大的灵活性，对此我们表示感谢。

最后，我们还要感谢 IPCC 主席 Rajendra Pachauri、PCC 秘书长 Geoff Love（至 2003 年 8 月）、代理秘书长 Renate Christ 和清单专题组主席团（联合主席及 Ian Carruthers、Soobaraj N. Sok Appadu、Kirit Parikh、Dhari Al-Ajimi、Jamidu Katima、Javier Hanna Figueroa（至 2003 年 6 月）、Sergio Gonzalez-Martineaux、Art Jaques、Dina Kruger、Helen Plume、Audun Rosland 和 Saad Khorfan）为报告的起草提供了支持、建议和鼓励。



世界气象组织秘书长
G.O.P. Obasi



联合国环境规划署执行主任
K. Töpfer

前言

关于《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》（GPG-LULUCF）的报告是对《联合国气候变化框架公约》（《气候公约》）邀请¹政府间气候变化专门委员会（IPCC）²编写土地利用、土地利用的变化和林业（LULUCF）*优良做法指南*的回应。《优良做法指南》提供用于估计、测量、监测和报告由《京都议定书》第三条第3款和第4款以及第六条和第十二条所述的土地利用、土地利用变化和林业活动导致的碳储量变化和温室气体排放的补充方法和*优良做法指南*。

《优良做法指南》帮助各国编制土地利用、土地利用变化和林业领域的清单，那些清单按目前所能判断的既不包含高估值也不包含低估值，并且其中的不确定性将减少到可行的程度。《优良做法指南》支持编制这样一种清单，即透明的、经过论证的、随时间一致的、完整的、可比较的、经过不确定性评估的、需加以质量控制和质量保证的以及在资源利用上保持高效的清单。

《优良做法指南》与其它部门现有的*优良做法指南*是一致的，它涉及：

- 《IPCC指南》背景内估计方法的选择；
- 在清单编制过程中提供交叉检查的质量保证和质量控制程序；
- 为方便对清单估算值的审核和评估需整理成文、归档和报告的数据和信息；
- 在源或汇类别一级，并针对整个清单，对不确定性加以量化，使得可获得的资源能随时为降低不确定性做出贡献，并能对改善情况进行跟踪。

此外，《优良做法指南》还就土地面积的一致表述、用于面积估计及排放量和清除量估计的抽样以及核查，提供与土地利用、土地利用变化和林业领域具体特征有关的指导，同时就如何落实《气候公约》的土地利用、土地利用变化和林业领域报告制度以满足《京都议定书》中规定的补充要求提供指导。

编写《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》是IPCC正在开展的编制清单计划的一个步骤，它还将支持今后对《IPCC指南》本身的修正。

¹ 11/CP.7号决定（土地利用、土地利用变化和林业），FCCC/CP/2001/13/Add.1，第3(a)和3(b)段，第55页。

² IPCC是由世界气象组织和联合国环境规划署共同创建的，目的在于：

- 定期评估气候变化的科学、影响和社会—经济方面，以及解决这一问题的适应与减缓方案；
- 评估各种方法，并在必要时制定方法，如《IPCC国家温室气体清单指南》等；
- 应要求向《联合国气候变化框架公约》（《气候公约》）的缔约方及其机构提供科学/技术社会经济方面的建议。

概论

作者和评审编辑

主要作者协调人

Jim Penman（英国）

Michael Gytarsky（俄罗斯）, Taka Hiraishi（日本）, Thelma Krug（巴西）和 Dina Kruger（美国）

评审编辑

Ian Carruthers（澳大利亚）和 Carlos Lopez（古巴）

目 录

1.1	导言	1.4
1.2	土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南	1.4
1.3	与优良做法指南一致的清单的定义	1.6
1.4	与 IPCC 指南的关系	1.8
1.5	本文件概要	1.8
1.6	使用指南—对清单编制机构和其它机构的实用建议	1.10
1.7	政策相关性	1.11

1.1 导言

1998年，《联合国气候变化框架公约》（《气候公约》）缔约方邀请政府间气候变化专门委员会（IPCC）为《1996年IPCC国家温室气体清单指南修订本》《IPCC指南》¹编写一本*优良做法指南*。由于各方已同意使用²《IPCC指南》来估计温室气体排放量和清除量，所以*优良做法指南*的作用不是要取代《IPCC指南》，而是提供与之一致的建议。

IPCC及时完成了定于2000年5月在蒙特利尔举行的IPCC全会上通过的《国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（《2000年优良做法指南》）³第一卷。《气候公约》缔约方大会及其附属科学技术咨询机构（科技咨询机构）随后认可了《2000年优良做法指南》。⁴缔约方大会在随后的决定中广泛地提到了《2000年优良做法指南》，包括集体提到的像《马拉喀什协议》⁵那样的决定，后者是在第七次会议上达成的。《马拉喀什协议》还请IPCC编写一本土地利用、土地利用变化和林业*优良做法指南*，而《2000年优良做法指南》中没有包括此项内容。这项工作的委托，在这一背景下“优良做法”的定义、它与《IPCC指南》的关系以及对清单编制机构的实际影响，分别在下面的第1.2、1.3、1.4和1.6节中作详细说明。第1.5和1.7节包含对本文件的概述和对其政策相关性的论述。

1.2 土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南

《2000年优良做法指南》未涵盖《IPCC指南》⁶第五章中描述的土地利用的变化和林业活动，因为在起草《2000年优良做法指南》时IPCC还起草了土地利用、土地利用变化和林业特别报告(SR LULUCF)。有关《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》的平行工作有可能带来与特别报告相抵触的风险。另外，有关土地利用、土地利用变化和林业的重要谈判正在《气候公约》的进程中进行，IPCC认识到最好根据谈判的结果编写一本土地利用、土地利用变化和林业的*优良做法指南*。

与落实《京都议定书》有关的土地利用、土地利用变化和林业谈判在缔约方大会第六和第七届会议期间已经结束（与在明确的发展机制下造林和再造林活动的规则和方法有关的那些除外），这两次会议是分别在波恩（2001年7月）和马拉喀什（2001年11月）举行的。在缔约方大会第七届会议上通过的11/CP.7号决定⁷的第3段包含了对IPCC的要求（见方框1.2.1）。

¹ 政府间气候变化专门委员会 (IPCC) (1997年)。Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Tréanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. 和 Callander B.A. (编辑)。《1996年IPCC国家温室气体清单指南修订本》。IPCC/OECD/IEA, 法国巴黎。

² 特别是附属科技咨询机构第四次会议的报告 (FCCC/SBSTA/1996/20)，第30段；2/CP.3和3/CP.5号决定（《公约》附件一所列缔约方起草国家通讯的《气候公约》报告指南，第一部分：《气候公约》关于年度清单的报告指导意见），18/CP.8号决定（修订在3/CP.5号决定下通过的指导意见）和17/CP.8号决定（通过改进后的未列入《公约》附件一所列缔约方起草国家通讯的指南）。

³ 政府间气候变化专门委员会 (IPCC)。(2000年)。Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K. 和 Tanabe K. (编辑)。《国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》。IPCC/OECD/IEA/IGES, 日本叶山。

⁴ 附属科技咨询机构第十二次会议的报告 (FCCC/SBSTA/2000/5)，第40段，以及3/CP.5和19/CP.8号决定。

⁵ 1/CP.7至24/CP.7号决定，21/CP.7号决定专门提到了在《京都议定书》背景下使用*优良做法指南*的问题。

⁶ IPCC指导意见提到的是土地利用变化和林业 (LUCF)，但土地利用、土地利用变化和林业 (LULUCF) 成了《联合国气候变化框架公约》谈判中的常用术语，被采用为IPCC2000年特别报告的题目。在报告中，当专门提到IPCC指导意见时则使用土地利用的变化和林业。

⁷ 11/CP.7号决定是指《联合国气候变化框架公约》缔约方大会在其第七届会议上所作的第11项决定。-/CMP.1号决定提到了将在作为《京都议定书》缔约方会议的缔约方大会首次会议上审议的决定草案。

方框 1.2.1

马拉喀什协议对 IPCC 的邀请，11/CP.7 号决定

缔约方大会……

3. 提请政府间气候变化专门委员会：

(a) 考虑本决定(11/CP.7)和所附的第-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业），制定用于依据《1996 年政府间气候变化专门委员会国家温室气体清单指导修订本》估计、测量、监测和报告由《京都议定书》第三条第 3 和第 4 款以及第六条和第十二条所述土地利用、土地利用变化和林业活动引起的碳储量变化和温室气体人为源排放量和汇清除量方法，以提交缔约方大会第九届会议审议并通过；

(b) 考虑本决定(11/CP.7)和所附的第-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业），编写一份关于涉及测量、估计、评估不确定性、监测和报告在土地利用、土地利用变化和林业领域中碳储量的净变化以及温室气体人为源排放量和汇清除量的*优良做法指南*和不确定性管理的报告，以提交缔约方大会第九届会议审议并通过；

(c) 制定由人类直接引起的森林“环境退化”和其它类型植被的“植被破坏”的定义，并为编制关于这些活动所产生的排放的清单和报告这方面情况制定方法上的选择方案，以提交缔约方大会第九届会议审议并通过；

(d) 制定切实可行的方法，将由人类活动直接引起的碳储量变及温室气体源排放量和汇清除量与人类活动的间接影响和自然影响（如由二氧化碳肥沃化和氮沉降）以及过去森林中的做法产生的影响（参考年份以前的）区分开来，以提交缔约方大会第十届会议讨论。

……

11/CP.7 号决定第 3(a)段 和 3(b)段中的邀请是紧密联系在一起，因此 IPCC 作出了回应，根据《IPCC 指南》起草了一份关于《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》的单一报告。这份单一报告完整地阐述了针对《IPCC 指南》所有领域的一整套*优良做法指南*。《优良做法指南》第一卷（《2000 年优良做法指南》）涵盖了 IPCC 指导意见的另一些领域，即能源、工业加工、农业和废弃物。

IPCC 目前正在设法分别满足 11/CP.7 号决定第 3(c)段 和 3(d)段中提出的要求，而这个《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》在应用中并不依赖于它们。

1.3 与优良做法指南一致的清单的定义

《2000 年优良做法指南》将与“优良做法”一致的清单定义为：按目前所能判断的既不高估也不低估并将不确定性减少到了可行程度的那些清单⁸。

当应用于土地利用、土地利用变化和林业时，来自《2000 年优良做法指南》的这一定义应该考虑到国情，并不包含任何可能已被确定并消除的偏差以及不确定性已经减少到可行程度的意义上，确保对碳储量变化、源排放量和汇清除量的估计（即使还不肯定）成为名副其实的估计。考虑到当前的科学知识和可以获得的资源，作出这种类型的估计大概是完全可以办到的。“优良做法”的目的在于通过提供以下方面的指导来满足这一定义：

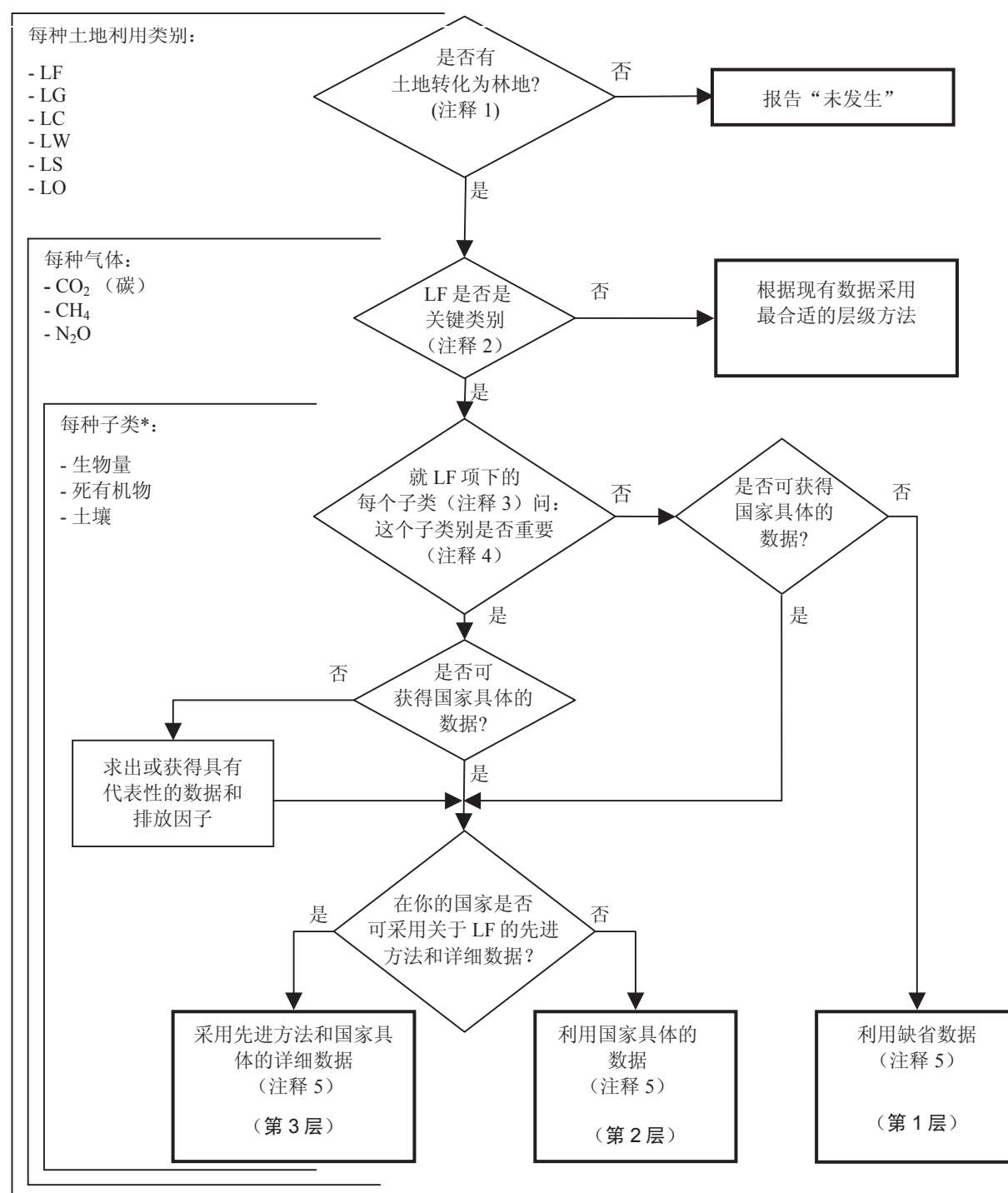
- 《IPCC 指南》背景内的估计方法选择；
- 在清单编制过程中提供复核的质量保证和质量控制程序；
- 为方便对清单估算值的审核和评估需整理成文、归档和报告的数据和信息；
- 在源或汇的类别一级，并针对整个清单，对不确定性加以量化，使得可获得的资源能随时为降低不确定性作出贡献，并能对改善情况进行跟踪。

《优良做法指南》进一步支持编制透明的、经过论证的、前后一致的、完整的、可比较的、经过不确定性评估的、需加以质量控制和质量保证的、在利用可向清单编制机构提供的资源上保持高效的以及由于可以提供更好的信息而使不确定性大大减少的清单。

《2000 年优良做法指南》采用了一种确定“关键源”的方法，一旦资源可以获得，这一来源应该通过使用更详细的（更高层次的）估计方法给予优先考虑，因为它们在影响排放的绝对水平或趋势、它们的不确定性或质量因素（如未预计到的高估或低估等）中起着重要作用。本报告第五章第 4 节将关键源分析延伸到了土地利用、土地利用变化和林业的各个类别。这种方法靠通过对整个清单的分析确定为**关键类别**的类别（包括利用、土地利用的变化和林业类别），来补充在未考虑土地利用、土地利用变化和林业的情况下确定的关键源类别。如果第三章中相关联的类别是关键的，或者如果分散在第三章多个类别中的活动影响要大于第三章的**关键类别**，或者是以质量为依据的，则《京都议定书》第三条第 3 和第 4 款所述的活动是关键的。从而，“**关键类别**”分析的结果被用于决策树中，以指导选择用于编制清单的估计方法。图 1.1 是一个决策树的示例（图 1.1 中的缩写 LF, LG, LC, LW, LS 和 LO 的解释见本报告最后的“缩写和首字母缩拼词”）。

⁸ 见《2000 年优良做法指南》第 1.3 节。

图 1.1 确定土地转化为另一种土地利用类别的相应层级的决策树（土地转化为林地的例子）



注释 1: 20 年的使用期是一个临界值，它与《IPCC 指南》中包含的缺省是一致的。各国可以采用不同的期限，只要适合它们的国情。

注释 2: 第五章第 4 节（方法选择—关键类别的认定）对关键类别的概念进行了解释。

注释 3: 见关于子类特性描述的表 3.1.2。

注释 4: 如果在整个类别中占排放/清除的 25%-30%，这个子类是十分重要的。

注释 5: 见关于层级定义的方框 3.1.1。

* 如果一国以独立的库报告伐木产品（HWP），应该把它作为子类对待。

1.4 与 IPCC 指南的关系

正如导言中所解释的，《优良做法指南》需与《IPCC 指南》保持一致，因为缔约方已同意使用后者估计温室气体排放量和清除量。《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》对与《IPCC 指南》的一致性作了界定，它采用下列三个标准⁹：

- (1) 《优良做法指南》所涉及的具体源类别或汇类别可追溯到《IPCC 指南》中的类别。
- (2) 《优良做法指南》使用在《IPCC 指南》中使用的方程的函数形式或同等的东西。
- (3) 《优良做法指南》允许纠正正在《IPCC 指南》中认定的任何差错或不足。

《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》在估计农业排放量，特别是来自土壤的氧化亚氮方面，与《2000 年优良做法指南》有着相互的联系，因此必须与业已商定的建议保持一致。

继与第七次缔约方大会一起在马拉喀什举行的附属科技咨询机构第十五次会议结束后，《优良做法指南》增加了某些具体的灵活性，尽管它们仍是有限的。附属科技咨询机构满意地注意到 IPCC 在土地利用、土地利用变化和林业方面的工作取得了不小的进步，它：

……鼓励 IPCC 确保在起草和修改 1996 年国家温室气体清单指导修订本第五章¹⁰中的类别报告时，充分考虑到以下一点，即使用《优良做法指南》报告的情况与《公约》中规定的以前的清单报告¹¹的比较。

附属科技咨询机构建议采取这种灵活性有其科学的理由，它们是：指导意见将所有土壤看成是一种报告类别，这通常会在清单计算中将土壤有机物从关联的活生物量储存中分离出来，导致在估计中有可能出现不一致的情况，这部分是因为对类别的处理方式不同。附属科技咨询机构提出的这一建议能使人们在《优良做法指南》中重新作出某种安排，只要保持将清单估计追溯到《IPCC 指南》第五章中的报告类别的能力。编写《优良做法指南》使用了这种灵活性，同时谨慎地注意了确保与《IPCC 指南》第五章保持一致的需要。

标准（1）至（3）考虑到了在《IPCC 指南》第五章的“其它”类别涵盖了被管理土地上的额外源类别或汇类别的情况下列入这些类别的问题。排放或清除的缺省因素及模型参数在它们能与特定的国情相联系并得到论证的情况下已作了更新。另外还就比《IPCC 指南》中描述的方法更为复杂的方法提出了建议，因为《IPCC 指南》期望使用此类方法¹²。

《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》还必须满足《京都议定书》的需要，后者引入了土地利用、土地利用变化和林业活动，这些活动是《IPCC 指南》第五章所包括的活动的子集。这些活动对定义、地域报告、碳池和需要核算的温室气体有更明确的要求，而《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》提供了满足这些要求的途径。

1.5 本文件概要

《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》一书的章节安排如下：

第一章 概述

本章陈述了对《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》的要求，明确和描述了 IPCC《优良做法指南》的历史及它与《IPCC 指南》的关系，概述了向清单编制机构提供的实际建议并论述了政策相关性。

⁹ GPG2000,1.6 页。

¹⁰ 所提到的第五章类别是森林和木质生物量储存（5A），森林和草地转化（5B），经营土地的荒废（5C），来自土壤的二氧化碳排放量和清除量（5D）及其它（5E）。

¹¹ 科技咨询机构报告 15，FCCC/SBSTA/2001/8，第 29（b）段。

¹² IPCC 指导意见（参考手册），5.4 页。

第二章 土地面积一致表述的基础

《IPCC 指南》几乎未论及如何估计土地面积以及与土地利用的变化和林业活动相关联的土地面积的变化。实际上，各国使用的来源形形色色，其中包括农业普查数据、森林调查和遥感数据，但是不同的主管部门在收集数据时采用的定义并不总是一致的。因此，第二章对用来表述依赖于可获数据的土地面积的不同方法提出了建议。第二章中使用的“方法”一词不同于第三章至第五章中使用的“层”。尽管按《京都议定书》中第三条第 3 和第 4 款的要求，如果用方法一或方法二来估计和报告这些活动的话，意味着需要额外补充空间数据，但方法仍然不能被视为是一种分级体系。使用这些方法，不论是单一使用还是组合使用，都将有助于确保面积估计的可靠性，避免出现重叠和缺口。

该章是从土地利用的以下 6 个大类进行论述的：林地、农田、草地、湿地、定居地和其它土地，它们为后面各章作更详细的论述提供了基础。未管理的面积以及已管理的面积被认为有助于确保面积估计的一致性，尽管像《IPCC 指南》所要求的，对排放量和清除量的估计仅涉及已管理的面积。

第三章 土地利用变化和林业部门优良做法指南

第三章是根据第二章中确定的土地利用 6 大类别安排的。土地可属于这些类别中的任何一类（如草地），或者其利用可变成另一类（如由森林变成农田）。该章就两种情况的二氧化碳和非二氧化碳温室气体排放量和清除量的估计提出了建议，考虑了与特定的土地利用相关联的长期平均碳储量，以及为进行调整使碳储量在土地利用改变后达到新的均衡所花费的时间。第三章在估计土地的氧化亚氮排放方面与《2000 年优良做法指南》中的建议保持一致。决策树指导依据国情来选择方法。它还提供了简单的表，帮助各国解决与《IPCC 指南》的链接问题，另外还明确地确定了《IPCC 指南》中有关缺省方法的“优良做法”。该章用较短的章节概述了森林和草地的转化问题。它还就《IPCC 指南》仅提供了有限建议的湿地和定居地问题以及伐木产品（HWP）问题提供了附录，后者仍由《联合国气候变化框架公约》在进行审议。附录的地位在第一章第 7 节中作进一步论述。

第四章 根据《京都议定书》产生出的补充方法和优良做法指南

在《京都议定书》第三条第 3 款下商定的由人类引起的活动（1990 年以来的造林、再造林和毁林），以及第三条第 4 款所述缔约方可能选择的活动（森林管理、农田管理、草地管理、重建植被），对以下方面有着具体的补充要求：时空界限、面积的确定、重复计算的避免、碳池的列入以及对《京都议定书》所述土地利用、土地利用变化和林业活动与《气候公约》规定报告的类别在定义上可能存在的差异的处理等。除去在《气候公约》规定的清单中报告的信息以外，这些要求还涉及对补充信息的需要。第四章对如何使用其它章节描述的方法加以了解释，并在必要时提供额外的方法，以满足这些补充要求。该章还就《京都议定书》第六和第十二条所述项目界限的确定和项目活动的抽样策略提出了建议。对于与土地利用、土地利用变化和林业有关的项目活动的“优良做法”建议仅包括对项目界限内的碳储量变化及温室气体排放量和清除量的估计；对非永久性、额外性¹³、泄漏、基准线定义或社会经济和环境影响不作任何考虑，因为这些项目是科技咨询机构考虑的问题¹⁴。

第五章 交叉问题

编制清单是一项艰巨复杂的资源密集型工作，这意味着清单编制机构可能需要将力量放在更重要的类别上，从总排放水平和清除水平中的份额以及未来趋势中的份额两个角度，重点提高其估值。第五章就这个问题提出了建议，应用了《2000 年优良做法指南》中的*关键类别*概念，以便将汇类型包括在内。该章还有几节涉及到以下几个方面，即质量保证和质量控制、缺失数据的重建、时间序列的一致性、通过抽样、量化和不确定性的组合收集和分析数据，以及通过与其它国家清单的比较、独立编制的数据集、制模方法和对土地和（或）大气的直接测量进行验证。

词汇表

它提供在指南中普遍使用的技术词汇的定义。

¹³ 不论排放量的减少或清除对无项目情况下发生的那些情况是否是额外的。

¹⁴ 载于 FCCC/CP/2001/13/Add.2 号文件的第 17/CP.7 号决定。

1.6 使用指南—对清单编制机构和其它机构的实用建议

以下是使用这一《优良做法指南》报告的实用建议。建议概要地论述了在编制提交《气候公约》的清单时如何使用指南的方法、缔约方根据《京都议定书》第三条第 3 和第 4 款通报情况的额外步骤，以及使用指南来指导《京都议定书》第六和第十二条所述项目的情况。

《气候公约》清单的编制

在为《气候公约》规定的年度报告编制土地利用、土地利用变化和林业部门国家温室气体清单时，清单编制机构应该遵循以下 1 至 6 个步骤：

1. 单一地或组合地使用**第二章**中（土地面积一致表述的基础）阐述的方法，以便对与国家相关的每一土地利用类别的土地面积作出估计。对于每一土地利用类别，清单编制机构应该用第三和第四章中有关编制具体的排放量和清除量估计值的详细指导对第二章中的建议加以补充，如果适宜的话，可加上有关《京都议定书》范围内活动的报告。
2. 遵照**第三章**中的**优良做法指南**（土地利用的变化和林业部门**优良做法指南**），估计每一土地利用、土地利用的变化和与国家相关的池的温室气体排放量和清除量。第三章中的决策树指导从层的角度选择方法。在《IPCC 指南》中采用的层结构（层 1，层 2 和层 3）是分等级的，层越高意味着在估计排放量和清除量中使用的方法和（或）排放因素及其它参数的准确度越高。**关键类别**应该根据**第五章**中的指导和在应用决策树时考虑的结果予以确定。
3. 在某些情况下，必要的话可收集额外数据（如果要求执行特定的层的话），以改善排放因子、其它参数和活动数据。
4. 在 95%的置信级上估计不确定性，使用部门建议和**第五章**中的详细指导。
5. 用**第三章附件 3A.2** 中的报告表报告排放和清除情况，同时考虑科技咨询机构所作的任何修订¹⁵和每个类别下专门规定的任何额外信息。
6. 执行**第五章**中一般指导所描述的质量保证/质量控制程序和每个类别下的具体建议，其中包括将用于产生国家排放量和清除量估计的信息整理成文和归档。

《京都议定书》的要求

在为由《京都议定书》第三条第 3 款和第 4 款所述活动导致的碳储量变化及温室气体排放和清除的年度报告编制补充信息时，清单编制机构应该另行：

7. 评估现有国家清单收集的数据（遵照上述 1 至 6 步骤）能满足本报告**第四章**中提供的补充指导中陈述的补充数据要求的程度，并考虑各国对根据第三条第 4 款选用的定义和活动的选择以及在地理位置方面的要求。
8. 在作出这一评估后，使用**第四章**中的建议及它所包含的与其它各章有关的参考材料，收集或核对满足补充数据要求所必要的额外信息。
9. 在提供国家清单报告中的补充信息时，遵照**第四章**中有关报告和论证的建议。

编制报告信息的顺序将根据各国的情况而定。例如，可以从《气候公约》清单（具有为《京都议定书》报告要求的额外空间信息）开始，并将其扩展到《京都议定书》中规定的报告，或者可以利用既能为《联合国气候变化框架公约》又能为《京都议定书》报告产生信息的系统。只要涵盖了实质内容，是否严格按照 1 至 6 步骤和 7 至 9 步骤处理，这一点并不重要。

¹⁵ 附属科技咨询机构 18 要求《气候公约》秘书处征求 IPCC 的意见后制定共同的报告格式以供它考虑——见 FCCC/SBSTA/2003/10 第 2 段。

项目

项目参加者、独立实体和业务实体，在策划、批准和核实测量和监测与项目活动相关联的碳储量和非二氧化碳温室气体变化时，应该在缔约方大会的相关决定的总背景下，按需要使用第四章第 3 节中的建议。

1.7 政策相关性

本概述和第二、第三、第五章与所有国家有关，因为不论这些国家是否批准《京都议定书》，它们都得对土地利用、土地利用变化和林业部门的排放量和清除量作出估计。第四章的头两节为第二、第三、第五章中的信息提供了补充信息，那些信息仅与附件一所列批准了《京都议定书》的国家有关。第四章第 3 节（土地利用、土地利用变化和林业项目）与所有将实施《京都议定书》第六条或第十二条所述项目的国家有关。

尽管土地利用、土地利用变化和林业部门内的许多类别是精心设立的，相对说来是便于估计的，但是土地利用、土地利用变化和林业是一个复杂的领域，对于某些排放/清除类型来说，有些问题仍在审议之中，这一点一开始就十分清楚。特别是：

- 科技咨询机构已系统地制订了有关伐木产品（HWP）核算和报告的政策进程，它有可能导致缔约方大会和（或）缔约方大会/缔约方会议¹⁶作出决定。然而，尽管缺省假定是，伐木产品池并没有在增加，但是《IPCC 指南》允许将伐木产品列入国家清单，如果国家能论证现有的长期森林产品储存正在增加的话。因此为伐木产品池编写了《优良做法指南》。所提供的材料放在附录内，而不是正文的一部分，因为科技咨询机构还在审议这个问题。附录对今后是否可能就报告或核算问题作出决定没有作任何判断。
- 定居地和湿地是土地利用的两大类别，在《IPCC 指南》中对其提供的指导方法是有限的，但自 1996 年完成这些指导意见后已做了大量的科学性工作。这也适用于林地排水和还湿过程中的非二氧化碳排放。对于这些类别和来源，IPCC 决定，应该编写反映较新科学信息的《优良做法指南》，不过应将其放在附录内，以表明它的初步性质。有关这些部分的正文为估计向这些类别转化对国家清单的贡献提供了足够的建议。

各国不必为附录中包含的类别计算估计值，尽管如果它们愿意的话也可以这样做。IPCC 打算采用这一方法，以一种在各国编制它们的清单时向它们提供有用信息的方式来反映占主导地位的科学和政策背景，同时承认缔约方大会的职责是在《联合国气候变化框架公约》背景下为清单报告和核算制定一般准则。

- 《IPCC 指南》没有明确包括在管理下的森林中由自然扰乱造成的损失，尽管忽略这些扰乱的影响会导致高估按《指导意见》中的方法计算的碳吸收量。因此，《优良做法指南》就如何加以解释的问题提供了指导。

对于《京都议定书》报告，第四章的目的在于从年度报告¹⁷的角度保证缔约方第七届大会的协议得到不带政策色彩的科学的实施。在有些情况下，这需要加以判断。特别是：

- 在处理确定地理位置的问题中，“包含下列各项的地区边界的地理位置”一句¹⁸被解释为或与地理界限内的抽样方法相一致，或与面积单位的全面列举相一致，这些面积单位取决于由需报告的活动引起的碳储量变化和温室气体排放量或清除量。

¹⁶ 与森林采伐和林木产品的排放量有关的结论（2001 年 10 月 29 日至 11 月 6 日在马拉喀什举行的科技咨询机构第十五届会议报告，第 29(m)段，第 14 页）。缔约方大会/缔约方会议是用作《京都议定书》缔约方会议的《联合国气候变化框架公约》缔约方大会。

¹⁷ 估计、报告和核算这三个词的含义不同。估计是计算排放量的过程，报告是向《气候公约》提供估计值的过程。核算指的是所报告的排放量和清除量与所作的承诺相比较的规则。《2000 年优良做法指南》和本报告涉及的是估计和报告方面的问题，没有涉及核算，对于后者已根据《马拉喀什协议》制定了细则。

¹⁸ FCCC/CP/2001/13/Add.3, 第 22 页, 第 6(a)段。

- 如上述 1.3 节所描述的，现已以合乎逻辑的方式确定了“*关键类别*”概念的使用和与第三条第 3 和第 4 款活动有关的方法选择，但是它们不会取代对以下问题的任何决定，即是否应该将第三条第 3 和第 4 款的所有活动作为*关键类别*来对待。
- 尽管在某些情况下（如农林系统）与占主导地位的土地利用保持一致对于第三条第 4 款中的活动来说是一种“*优良做法*”，但是土地可能归入森林管理（受覆盖的限制），或农田/草地管理（需进行纯净核算）。在此类情况下，《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》建议各国制订协调一致、可随时应用的国家标准。
- 采用纯净核算是为了要求在基准年和承诺期内所择活动导致的排放和清除之间进行比较，它可能导致对大小不同的面积的比较。如果面积正在发生变化，可供选择的方法是对恒定面积实行标准化，或随时维持恒定面积，在可能的情况下维持基准年面积 — 尽管这第三种方法会带来《马拉喀什协议》未包括的活动的影响，可能会使估计更加复杂，从而增加不确定性。

详尽阐述马拉喀什协议对这些问题（当然还有其它事项）的决定对缔约方大会是有利的；然而 IPCC 认为，考虑到审查进程，以及在本报告的整个起草过程中 IPCC 已通过科技咨询机构所作的正式进展报告、附带活动及参加研讨会等，同《公约》进程保持着联系，所以这些解释应该是可以接受的。编写《土地利用、土地利用变化和林业优良做法指南》是 IPCC 正在实施的清单编制方案中的一个步骤，它还将支持今后对《IPCC 指南》本身的修订。

土地面积一致表述的基础

作者和评审编辑

主要作者协调人

Ronnie Milne（英国）和 Bubu Patch Jallow（冈比亚）

主要作者

Dominique Arrouays（法国）、Peter Beets（新西兰）、Paul Driichi（乌干达）、Ismail Bin Harun（马来西亚）、James Hrubovcak（美国）、Ted Huffman（加拿大）、William Irving（美国）、Michael Koehl（德国）、Erda Lin（中国）、Lennart Olsson（瑞典）、Jim Penman（英国）、Ryosuke Shibasaki（日本）、Brian Turner（澳大利亚）、Julio C.Vargas（厄瓜多尔）和 Ernesto F. Viglizzo（阿根廷）

撰稿人

Ralph Alig（美国）

评审编辑

Mike Apps（加拿大）和 Jose Domingo Miguez（巴西）

目录

2.1	导言	2.5
2.2	土地利用的类别	2.5
2.3	土地面积的表述	2.7
2.3.1	导言	2.7
2.3.2	三种方法	2.7
2.3.2.1	方法一：基本的土地利用数据	2.7
2.3.2.2	方法二：土地利用和土地利用变化的调查	2.9
2.3.2.3	方法三：地理划分明确的土地利用数据	2.12
2.3.3	方法的使用	2.14
2.3.4	与方法相关的不确定性	2.17
2.4	建立土地利用数据库	2.18
2.4.1	采用为其它目的编制的数据库	2.18
2.4.2	采用抽样方法收集新的数据	2.19
2.4.3	收集完整清单中的新数据	2.19
2.4.4	收集数据的工具	2.19
2.4.4.1	遥感技术	2.19
2.4.4.2	基于地面的调查	2.21
附件 2A.1	一些国家的方法示例	2.23
附件 2A.2	国际土地覆盖层数据集示例	2.27
参考文献	2.29

图

图 2.3.1	方法三概述：对全面空间覆盖的土地利用的直接和反复评估	2.12
图 2.3.2	在土地面积方法中使用现有数据的决策树	2.15
图 2.3.3	缺乏现有数据的国家选择土地面积方法的决策树	2.16
图 2A.1.1	建立新西兰土地覆盖层数据库的步骤	2.25

表

表 2.3.1	方法一示例：领土覆盖面完整的可获土地利用数据	2.8
表 2.3.2	方法一数据细分说明性例子	2.9
表 2.3.3	方法二汇总所有转变情况的说明性例子，包括各国定义的子类	2.10
表 2.3.4	类别细分的土地利用变化矩阵中方法二数据说明性例子	2.11
表 2.3.5	方法二示例简化的土地利用变化矩阵	2.11
表 2.3.6	方法一至方法三下的不确定性概述	2.17
表 2A.1.1	美国土地利用和土地利用变化矩阵	2.23
表 2A.1.2	1984 至 1990 年间苏格兰土地利用变化矩阵	2.24

2.1 导言

与土地利用、土地利用变化和林业活动相关联的碳储量及温室气体排放量和清除量的估计需要有土地面积方面的信息。本章力图就此提供相关的指导，以选择适当的方法在清单计算中尽可能以一致的方式确定和表述土地面积。

实际上，各国为获得面积数据使用了各种方法，包括年度普查、定期调查和遥感技术。从这一点出发，第二章将就表述土地面积的三种方法提供“*优良做法指南*”。这些方法旨在提供第三和第四章中明确指出的用于估计和报告不同土地类别温室气体清单的面积数据。这些方法还旨在充分利用可获得数据和模型，尽可能地减少在报告土地面积时可能出现的重叠和遗漏。这里描述的方法应该最大限度地降低以下可能性：某些土地面积出现在一种以上的活动中，而另一些土地面积却被遗漏了。这里所介绍的方法和指南允许由编制温室气体清单的那些人对这些事项做出有资料根据的决定，但无意成为最终的或详尽的方法和指南。用于表述面积的“*优良做法*”方法应该具备以下的一般特点：

- 第一，方法应该是适当的，即能表述碳储量的变化和温室气体的排放和清除以及它们与土地利用和土地利用的变化之间的关系。
- 第二，方法应该是一致的，即能自始至终一致地表述经营和土地利用的变化，既不受时间序列数据人为间断的不当影响，也不受由抽样数据与土地利用的轮换模式或循环模式（如林业中的采伐—再生循环，或农田中的耕作密度的有控制循环）相抵触产生的结果的不当影响。
- 第三，方法应该是全面的，这意味着应将一国的全部土地面积包括在内，一些面积的增加通过另一些面积的减少达到平衡（如果确实发生这种情况的话），还应该承认用于根据《京都议定书》缔约方《马拉喀什协议》中商定的定义进行估计和报告的土地子集。
- 最后，方法应该是透明的，即应该对数据源、定义、整套方法和假设加以明确说明。

2.2 土地利用的类别

本节对六大类土地作了描述¹。这类土地可能被认为是表述一国土地面积的最高一级的类别。这些类别与《IPCC 指南》和《京都议定书》第三条第 3 和第 4 款的要求是一致的，并可像本报告第三、四章中所描述的那样作进一步细分。它们涵盖的范围极广，足以对大多数国家的所有土地面积加以分类，并调节国家分类系统中存在的差异。应该自始至终一致地使用这些国家分类系统。这些类别是为结合本章随后各节中描述的方法一起使用准备的，目的在于为自始至终对土地利用做出一致估计提供方便。这并不意味着，对于面积，如果《IPCC 指南》未作要求的话，或者对于某些国家《马拉喀什协议》未作要求的话，仍需要对碳储量变化或温室气体排放量或清除量进行估计或报告。²

目前公认，这些土地类别的名称是各类土地覆盖层（如林地、草地、湿地等）和土地利用（如农田、定居地等）的混合物。为方便起见，这里通称其为土地利用类别。这些特定的类别是经过选择的，因为它们：

- 与《IPCC 指南》合理地保持了一致；
- 作为估计碳的基础是牢固的；

¹ 基本类别总的说来与正在进行的定义统一工作是一致的，目前正准备将粮农组织、IPCC、国际林业研究组织联合会和国际林业研究中心的与森林有关的定义（粮农组织，2002 年）与 IPCC（2000 年）描述的美国地质勘探局（勘探局（2001 年）、粮农组织（1986 年,1995 年）的林业和其他土地利用类型定义及《京都议定书》和《马拉喀什协议》中的土地利用定义(文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1, 第 58 页)统一起来。

² 《IPCC 指南》中不要求报告非经营土地的碳储量变化和温室气体排放量，不过当非经营土地需要转变为土地利用时则要求报告。

- 可通过遥感技术合理地绘制地图；
- 十分全面，因为所有土地面积可在一种或另一种类别中集中反映出来。

从这些类别推断土地利用需要十分小心。例如，在某些国家，属于林地类的大片面积可能用作了放牧地，可从分散在草地类土地上的树上收集薪柴。这些具有不同用途的面积可能很大，足以使国家对它们单独加以考虑，在这种情况下使这些额外的种类成为建议的高级类别中的子类以确保所有土地都能加以说明，这不失为一种“优良做法”。

对于这些类别，各国将会使用自己的定义，当然，它们也可能参考国际上认可的定义，诸如粮农组织、拉姆萨尔湿地公约等确定的定义。为此，这里除了泛泛的描述之外，没有给出任何定义。对于经营的土地和非经营的土地，即可以通过生产也可以通过实现生态和社会功能来予以区分。应该以透明的方式描述详细的定义和用于区分经营的土地和非经营的土地的国家做法。

用于温室气体清单报告的最高一级土地类别是：

(1) 林地

这一类别包括带有木本植被的与用于定义国家温室气体清单中的林地的阈值相一致的所有土地，它们被分成经营的和非经营的两类，并且还按《IPCC 指南》中明确指出的生态系统类型划分³。它还包括当前植被在林地类阈值以下的（但预计会超过）系统。

(2) 农田

这一类别包括可耕地和耕地，以及植被在林地类阈值以下的与国家定义的选择一致的农林系统。

(3) 草地

这一类别包括牧场和不认为是农田的牧草地。它还包括植被在林地类别阈值以下的，没有人类干预不会超过林地类阈值的系统。另外还包括所有由荒地改造成的用于消遣的草地以及与国家定义一致的农业和森林牧场系统，后者又分为经营的和非经营两种。

(4) 湿地

这一类别包括一年中全年或部分时间被水覆盖或充满水的，但不属于林地、农田、草地或定居地这些类别的土地（如泥炭地）。该类可根据国家定义再分为经营的和非经营两种。它包括作为经营子类的水库和作为非经营经营子类的天然河流和湖泊。

(5) 定居地

这一类别包括所有开发的土地，包括交通基础设施和任何规模的人类定居点，除非它们已经列入其它类别。这应该与国家定义的选择保持一致。

(6) 其它土地⁴

这一类别包括裸地、岩石、冰和所有不属于其它五大类中任何一类的非经营土地面积。在能获得数据的情况下，它允许经过认定的土地面积的总和与国家面积相一致。

当应用这些类别时，清单编制机构应该将土地只列在一种类别下，以防重复计算。如果一个国家的土地分类系统与上述（1）至（6）项不一致，那么把这一土地利用分类系统中的现有土地分类组合在一起或加以分解，以便

³ 在《马拉喀什协议》中森林经营有着特定的含义，它可能要求像第四章中所说的对经营林作进一步细分。

⁴ 对于这一类别，毋需对碳库进行评估，但为核查土地面积的总体一致性将它也包括了进来。

使用本文中介绍的类别，并报告所采用的程序，将不失为一种“优良做法”。为清单中使用的所有类别专门制订定义并报告定义中使用的任何阈值或参数值，这就是一种“优良做法”。如果国家土地分类系统正在修改或首次制定，确保它们与土地利用的（1）至（6）项相兼容，这也是一种“优良做法”。

上面所述的大类为按活动、经营制度、气候区和生态系统类型作进一步的必要的细分提供了框架，可满足第三章（土地利用的变化和林业部门*优良做法指南*）和第四章（补充方法和来自《京都议定书》的*优良做法指南*）中描述的评估碳储量变化和温室气体排放量和清除量的方法的需要，并允许与《IPCC 指南》5A 至 5E 的类别加以比较。第 3.1.2 节和表 3.1.1（《IPCC 指南》第五章与本报告第三章各节之间的映射）描述了如何将本报告中描述的方法结构与《IPCC 指南》中的方法结构联系起来的方法。

2.3 土地面积的表述

2.3.1 引言

本节使用上节中定义的大类描述表述土地面积的三种方法。为增加信息内容，下面将对它们作一一介绍。方法一确定每一个土地利用类别的总面积，但不提供有关各类间面积变化的详细信息，除了在国家或地区一级，它在空间上并不明晰。方法二是对各类间土地利用变化予以跟踪。方法三是方法二的延伸，允许在空间基础上跟踪土地利用的变化。

这些方法不是作为分等级的层提出的；它们相互之间并不排斥，清单编制机构选择的混合方法应该反映计算需要和国情。在一个国家内，可能所有的面积和土地利用类别统一应用一种方法，或者对不同的地区或类别，或在不同的时间间隔中应用不同的方法。在所有情况下，描绘一国所有相关土地面积的特点并加以说明，都是一种“优良做法”。在应用这些方法中任何一个时采用“优良做法”，就清单而言，将会提高面积估计的准确性和精确性。2.3.3 节（方法的使用）给出了协助选择一种合适的方法或混合方法的决策树。

所有方法都要求收集用于估计土地利用历史趋势的数据，对于《IPCC 指南》和本报告第三和第四章中描述的清单编制方法来说它们是十分必要的。所需的历史数据量将以储存的碳达到均衡所需要的时间量为基础（在 IPCC 缺省方法中往往为 20 年，但对于温带和北方系统时间则要长一些）。如果能获得独立的数据，采用本报告第五章第 7 节中阐述的方法核实一下基于插补或推断的估计，不失为一种“优良做法”。所有的方法都能对第五章（交叉问题）中的不确定性计算产生影响。

下面提供每一种方法的假设示例，同时加以说明，现实的例子将在附件 2A.1 中提供。

2.3.2 三种方法

2.3.2.1 方法一：基本的土地利用数据

方法一或许是当前根据《IPCC 指南》5A 至 5E 类制定排放和清除估计值的最常见的方法。它采用可能是为另外的目的——诸如林业或农业统计——准备的面积数据集。为了涵盖一国的所有土地分类和所有地区，经常是把多个数据集组合在一起。缺少统一的数据系统可能会导致重复计算或遗漏，因为有关机构为了建立它们的数据库有可能对具体的土地利用采用不同的定义。本报告就处理这一问题的方式提出了建议。显然，覆盖必须是全面的，足以包括受《IPCC 指南》第五章中阐述的活动影响的所有土地面积，但是不能扩大到像非经营的生态系统、湿地或定居地等类别。

在执行方法一时，以下做法是一种“优良做法”：

- 统一现有独立数据库之间的和与 2.2 节（土地利用类别）中土地利用大类之间的定义，最大限度地减少缺口和重叠。例如，如果农场的林地已列入林业和农业的数据集，那么就会出现重叠现象。为了统一数据，林地的计算应该仅用于温室气体清单，并且只计算一次，同时考虑国家采用的森林定义。就统一而言有可能出现重叠的信息，应该从负责调查的机构那里获取。定义的统一并不意味着机构须放弃对它们有用的定

义。在以消除重复计算和遗漏为目的确定所用的定义之间建立关系，与“优良做法”是一致的。为维护时间序列的一致性，应该在整個数据集中做这项工作。

- 确保使用的土地利用类别能确定所有相关活动。例如，如果一国需要跟踪如森林经营等土地利用活动，则分类系统应该能区分经营林面积和非经营林面积。
- 确保获取数据的方法是可靠的，从方法论上讲是经过充分论证的、及时的，其尺度是适当的，并且来源是可信的。可靠性可通过利用能与统一的定义联系在一起的调查来实现。如果能提供独立的数据源，就可对地面调查进行复核，核对遥感数据（如果使用的话）的准确性需要做地面调查（见第五章第 7 节——核实）。另外还可以为复核提供国际数据集（见附件 2A.2）。
- 确保时段之间类别定义的应用相一致。例如，各国应该核对这样一点：在森林覆盖和其它阈值方面，森林定义是否已随着时间的推移发生了变化。如果认定发生了变化，使用本报告第五章描述的后向估计方法矫正数据，确保整个时间序列的一致性并报告所采取的行动，这是一种“优良做法”。
- 为那些用于估计碳储量变化、排放量和清除量的土地类别的面积和面积变化建立不确定性评估值（见第五章 5.3.4.1 节）。
- 考虑到数据不确定性的程度，评估土地分类数据库中各种面积之和是否会与领土总面积一致。如果覆盖是全面的，那么两个时间段之间的所有变化的净和应该为零，不超过所涉的不确定性范围。在覆盖不全面的情况下，覆盖面积与领土面积之间的差异通常应该是稳定的，或者在时间上变化缓慢，也不超过数据中预计的不确定性范围。如果平衡项迅速变化，或者（在全面覆盖的情况下）和数是不相等的，那么“优良做法”就是进行调查、解释和做出任何必要的矫正。对总面积的这些核对，应该考虑在所涉及的年度调查或定期调查或普查中所预计到的不确定性。与预计的不确定性有关的信息应该从负责调查的机构那里获取。通常，在用可获得的数据加以说明的面积之和与国家面积之间将存在剩余差异。继续跟踪这些差异并对造成这种情况的可能原因做出解释也是一种“优良做法”。这些差异在整个过程中发生的变化所涉及到的碳储量变化及温室气体排放量和清除量，可能应归因于土地利用的变化，因此或许需要像第三和第四章中阐述的方法所要求的在温室气体清单中加以说明。

表 2.3.1 和 2.3.2 显示了一个假设国大体的土地面积数据（总面积为 1.4 亿公顷），采用了与当地相关的土地分类。表 2.3.1 是按类别（1）至（6）编制的，而表 2.3.2 描绘了与细分例子同样的情况，以便使用第三章中的方法估计各种活动的影响。表 2.3.2 还指出了在第三章中能找到清单编制方法的地方。编制类似于表 2.3.1 或 2.3.2 的表，将其作为第五章中阐述的质量保证和质量控制程序的一部分，是一种“优良做法”。

时间 1	时间 2	时间 1 与时间 2 之间的 土地利用的变化
F = 18	F = 19	森林 = +1
G = 84	G = 82	草地 = -2
C = 31	C = 29	农田 = -2
W = 0	W = 0	湿地 = 0
S = 5	S = 8	定居地 = +3
O = 2	O = 2	其它土地 = 0
和数 = 140	和数 = 140	和数 = 0

注：F = 林地，G = 草地，C = 农田，W = 湿地，S = 定居地，O = 其它土地。数字代表面积单位（在本例中为百万公顷）。

表 2.3.2
方法一数据细分说明性例子

土地利用类别 土地利用子类	最初土地面积 百万公顷	最后土地面积 百万公顷	面积的净变化 百万公顷	本报告第三章中的 “优良做法指南” 方法节号	按活动分列的细分意见 (仅供说明)
林地总数	18	19	1		
林地（非经营）	5	5	0		不包括在清单估计值内
林地 A 区（含毁林）	7	4	-3	3.2.1/3.4.2/3.6	
林地 B 区	6	6	0	3.2.1	无任何土地利用的变化。可要求对不同的经营制度等进行细分。
造林	0	4	4	3.2.2	可要求进行细分，如按生态系统类型。
草地总数	84	82	-2		
未改良的草地	65	63	-2	3.4.1/3.2.2/3.6	面积下降表明土地利用的变化。可要求对不同的经营制度等进行细分。
改良的草地	19	19	0	3.4.1	无任何土地利用的变化。可要求对不同的经营制度等进行细分。
农田总数	31	29	-2		
所有农田	31	29	-2	3.3.1/3.2.2/3.6	面积下降表明土地利用的变化。可要求对不同的经营制度等进行细分。
湿地总数	0	0	0		
定居地总数	5	8	3		
现有定居地	5	5	0	3.6	
新定居地	0	3	3	3.6	
其它土地总数	2	2	0	3.7.1	非经营—不在清单估计值之列。
平衡项	0	0	0		
合计	140	140	0		

注：“最初”表示评估日期前某一时间的类别，“最后”表示在评估日期的类别。无法得到位置数据的活动应通过对适当的土地类别作进一步细分加以确定。

确定每一类别中土地利用变化面积是以面积在两个时间点上的差异为依据的，不论土地面积覆盖是部分的还是全面的。在方法一下，不可能对类别间的变化作任何专门的说明，除非能获得补充数据（这当然会导致与方法二混用）。土地利用的分布数据可能最初来自抽样调查数据、地图或普查（如土地所有者调查等），但是在使用的形式方面或许缺乏空间上的明晰性⁵。所有土地利用类别之和有可能与审议中的国家或地区的总面积不相等，土地利用变化的净结果可能不等于零。这一方法的最后结果是在特定的时间点上列出的一个土地利用表。

2.3.2.2 方法二：土地利用和土地利用变化的调查

方法二的基本特征是，它不仅提供国家或地区范围的具体土地类别面积损益评估，而且提供对这些变化所代表的那些东西（即来自一种类别的或对一个类别造成的变化）的评估。因此，方法二包括了有关类别之间变化的更多信息。以这种明确的方式跟踪土地利用的变化，通常要求按类别对最初土地利用类别和最后土地利用类别以及未变化土地的总面积进行估计。这一方法的最后结果可能表现为一个在空间上不够明晰的土地利用变化矩阵。矩阵形式

⁵ 当考虑采用方法二或方法三的可能性时，向数据收集机构调查一下原始数据源是否包含了空间明晰的数据是很有好处的。例如，森林清单通常来自于空间明晰的数据源。

是用于表述出现在所有可能的土地利用类别间的不同转变下的各种面积的一种简洁格式。对这一方法来说，现有的土地利用数据库可能已经足够翔实，或者通过抽样获取数据可能是必要的。输入数据有可能最初在空间上是明晰的，也有可能是不明晰的（即已在地图上标明的，或以其它方式从地理角度提及的）。样本数据将使用推断法，采用对相关总面积或相关总人口的比率。数据将要求对在统计上和空间上有效的地点样本做定期复查，地点根据第五章第 5.3 节（抽样）中阐述的原则选定。

尽管方法二需要的数据量要大于方法一，但它能解释所有土地利用的转变情况。这意味着能选择排放和清除因子或碳变化率参数来反映在任何两个类别之间对向转变中碳变化率的差异，并能使与不同的土地利用相关联的最初碳储量中的差异也能考虑在内。例如，在耕地过程中，如果随之放弃种植的话，土壤中的有机碳损失率通常要大大高于再积累率，对于来自农田的转变来说，最初的碳储量有可能要低于来自草地的转变。

针对方法一描述的“优良做法”各点也适用于方法二，不过更加详细，因为可提供土地利用变化的模式，而不仅是每一土地类别或子类的净变化或出于这类别或子类的净变化。

表 2.3.3 对方法二加以了说明，使用了方法一例子（表 2.3.2）中的数据，增加了与所发生的一切转变有关的信息。此类数据可以一种更简洁的矩阵形式来表达，表 2.3.4 显示了这种情况。为了说明方法二的增加值和这类土地利用的变化矩阵格式，在表 2.3.5 中给出的是表 2.3.4 的数据，不过未对土地利用类别作进一步细分，这可以与来自表 2.3.1 中的方法一的较有限的信息加以比较。在表 2.3.5 中，可以跟踪土地类别发生的种种变化，而在表 2.3.1 中，只可以发现大类中的净变化。当采用方法二时，制作一个类似于表 2.3.4 或表 2.3.5 的表，将其作为第五章阐述的质量保证/质量控制程序的一部分，可以说是一种“优良做法”。

最初土地利用	最后土地利用	土地面积 (百万公顷)	“优良做法”指南方法 本报告第三章 n 节
林地（非经营）	林地（非经营）	5	从温室气体清单中排除
林地（经营）	林地（经营）	10	3.2.1
	（森林 A 区表 2.3.2）	4	
	（森林 B 区表 2.3.2）	6	
林地（经营）	草地（粗放牧）	2	3.4.2
林地（经营）	定居地	1	3.6
草地（粗放牧）	草地（粗放牧）	56	3.4.1
草地（粗放牧）	草地（经过改良）	2	3.4.1
草地（粗放牧）	林地（经营）	1	3.2.2
草地（粗放牧）	定居地	1	3.6
草地（经过改良）	草地（经过改良）	22	3.4.1
草地（经过改良）	林地（经营）	2	3.2.2
农田	农田	29	3.3.1
农田	林地（经营）	1	3.2.2
农田	定居地	1	3.6
湿地	湿地	0	
定居地	定居地	5	3.6
其它土地	其它土地	2	从温室气体清单中排除
合计		140	

注：数据是经过细分的表 2.3.2 中的数据。子类是由各国定义的，仅供说明。“最初”表示评估日期前某一时间的类别，“最后”表示在评估日期的类别。

表 2.3.4
类别细分的土地利用变化矩阵中方法二数据说明性例子

最后 \ 最初	林地（非经营）	林地（经营）	草地（粗放牧）	草地（经过改良）	农田	湿地	定居地	其它土地	最后面积
林地（非经营）	5								5
林地（经营）		10	1	2	1				14
草地（粗放牧）		2	56						58
草地（经过改良）			2	22					24
农田					29				29
湿地						0			0
定居地		1	1		1		5		8
其它土地								2	2
最初面积	5	13	60	24	31	0	5	2	140
净变化	0	+1	-2	0	-2	0	+3	0	0

注：列和行的总数显示了表 2.3.2 中介绍的土地利用净变化，不过分成了表 2.3.3 中的国家子类。“最初”表示评估日期前某一时间的类别，“最后”表示在评估日期的类别。对于在相应列的头上显示的每一（子）类来说，净变化（底行）就是减去各（子）类别最初面积的最后面积。空白处表示对于这种转变来说不存在土地利用的变化。

表 2.3.5
方法二示例简化的土地利用变化矩阵

土地利用变化矩阵							
最后 \ 最初	F	G	C	W	S	O	最后的和
F	15	3	1				19
G	2	80					82
C			29				29
W							
S	1	1	1		5		8
O						2	2
最初的和	18	84	31		5	2	140

注：
F = 林地， G = 草地， C = 农田， W = 湿地，
S = 定居地， O = 其它土地
数字代表单位（本例中为百万公顷）。
本例中无湿地。空白处表示不存在任何土地利用的变化。

许多国家在执行这一方法时有可能会要求作进一步分类，比如说按森林物种或物种组合和土壤类型分类，为的是根据第三章中的指导提供估计碳储量变化所需的土地面积数据。表 2.3.3 对可能的细分加以了说明，并指出了在第三章的什么地方能找到关于特定土地利用或转变的方法指导。

2.3.2.3 方法三：地理划分明确的土地利用数据

方法三（图 2.3.1 作了概括）要求对土地利用和土地利用的变化作空间明晰的观察。数据的获取既可以通过对地理上确定的点进行抽样——一种全面的记录（全域绘图），也可通过二者的结合。

方法三是综合性的，从概念上讲实施起来相对简单，但需要的数据量很大。目标区分成适用于土地利用变化范围及抽样或全面列举所要求的单位规模，如格网单元或多边形等空间单位。使用空间单位必须自始至终保持一致，否则会使抽样出现偏差。空间单位应该使用预先存在的地图数据（通常在一个地理信息系统内）和（或）就地抽样，土地利用应该按第三或第四章的方法所要求的时间间隔进行观察或推定，并将它们记录在案。如果采用全域绘图，可以使用等同于格网方法的基于多边形的方法（见图 2.3.1）。观察可来自遥感、现场访问、面谈或问卷。抽样单位可以是点，也可以是面，从 0.1 公顷到一平方公里或以上均可，具体取决于抽样的设计。单位可以从统计角度进行抽样，间隔要小于用于全面覆盖的间隔，按一定的或不定的间隔选择，它们可集中于预计会发生土地利用变化的区域。每次，记录的土地利用数据可能是某一点上的或抽样单位内的，但是它们也可能包括各抽样年份之间的一个抽样单位内的土地利用变化数据。

为了有效地执行方法三，抽样必须足以允许采用空间内插法，从而产生一张土地利用图。在第五章的抽样一节（5.3 节）中将论述抽样方法和相关联的不确定性。从而自始至终（定期的，但不一定是每年的）跟踪每一空间单位或一批单位的所有土地利用、土地利用变化和林业活动，并作单个记录，而这些通常是在一个地理信息系统内。由于方法三与方法二类似，因此应该为这一方法编制方法二中描述的概括性的表 2.3.4 或表 2.3.5，将它作为第五章中阐述的质量保证/质量控制程序的一部分。

图 2.3.1 方法三概述：对全面空间覆盖的土地利用的直接和反复评估

说明

在方法三下，国家分成诸如格网单元或小多边形的空间单位。在本例中，格网单元用于面积的细分。格网单元通过遥感和地面调查进行抽样，以确定土地利用面积，其估计范围用网格下的灰线显示。在解释土地利用中，遥感方面能全面覆盖所有的格网单元（图 2.3.1A）在格网单元的样本中将采用地面调查，地面调查可用于直接确定土地利用，以及帮助解释遥感数据。格网单元样本可规则分布（图 2.3.1B），也可不规则分布（图 2.3.1C），例如，在更可能发生土地利用变化的情况下给予更大的覆盖。可使用格网单元制图，它们也可以合并成多边形（图 2.3.1D）。该方法的最后结果是列出一个空间明晰的土地利用变化矩阵。

时间 1

时间 2

图 2.3.1A

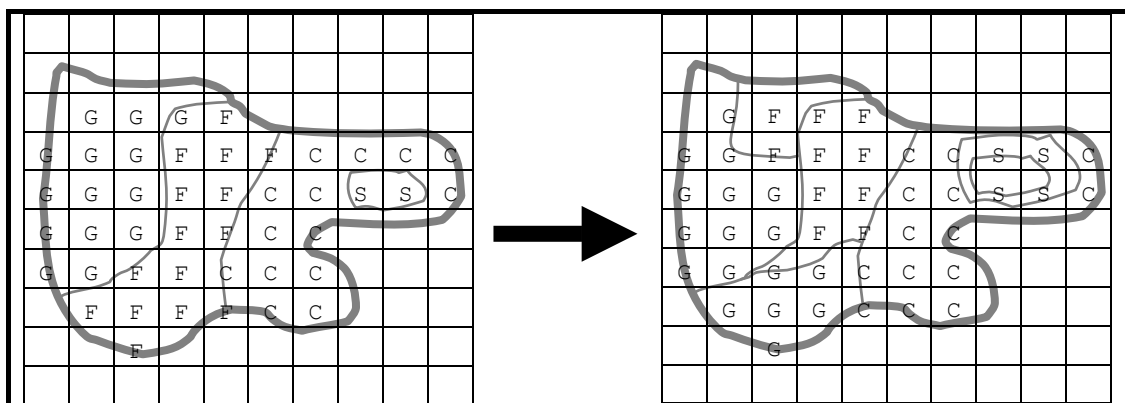


图 2.3.1.B

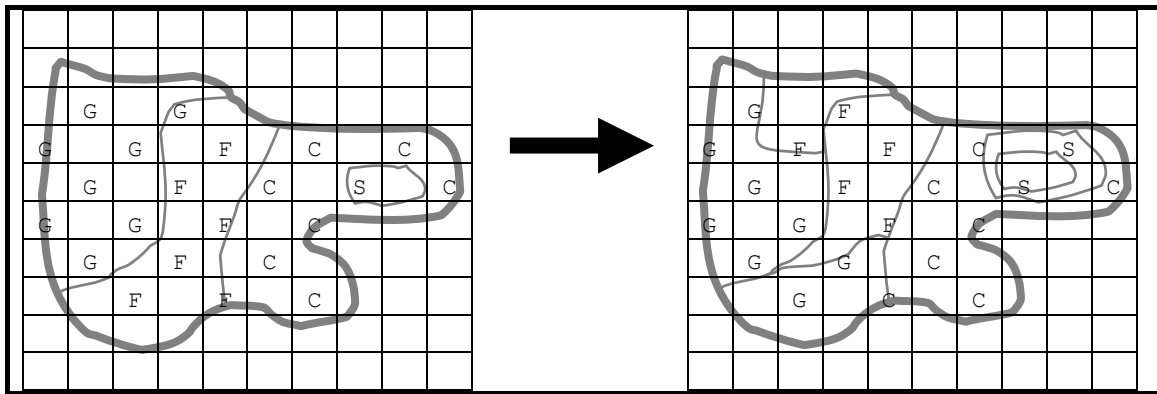


图 2.3.1C

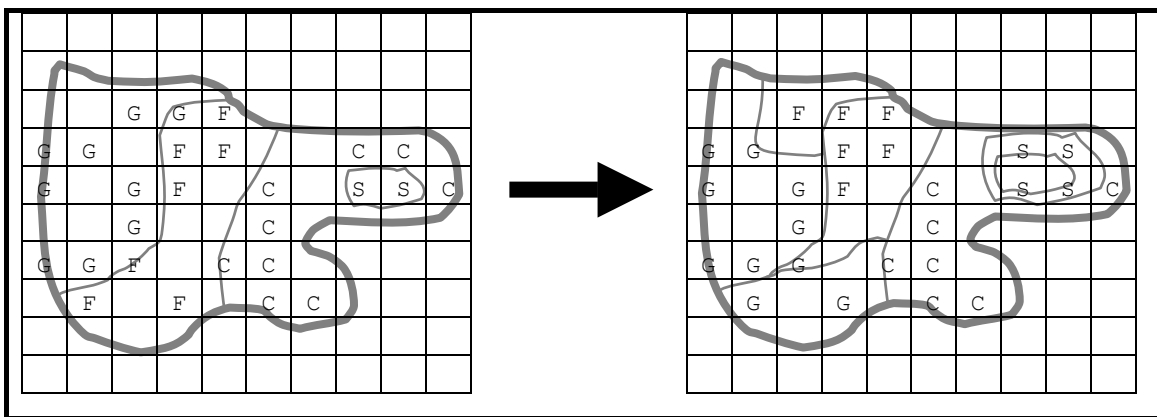
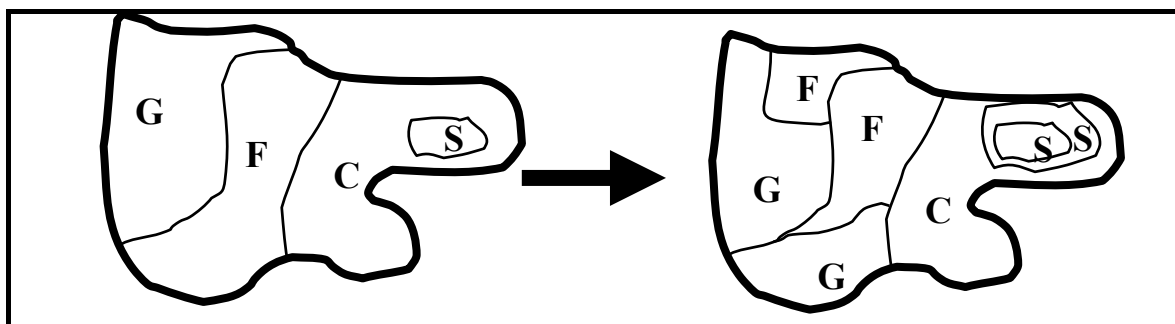


图 2.3.1D



注： F = 林地， G = 草地， C = 农田， W = 湿地， S = 定居地， O = 其它土地。

数据，不论是采用格网还是多边形，在小范围内都可根据第 3.3 条直接解释发生造林、再造林和采伐森林事件的土地单位。格网数据可以从遥感获得，通常与绘制成图的辅助数据（如森林清单或土壤图）结合在一起，用于提高土地利用分类的准确性。建立将遥感与地面实测数据联系在一起的模型是一个技术要求很高的过程，这一问题将在 2.4.4.1 节（遥感技术）作更详细的论述。

在采用方法三时，以下做法都属于“优良做法”：

- 采用与 2.4.2 节和第五章 5.3 节中提供的方法和和建议一致的抽样策略。这一策略应确保数据无偏差，必要时还能得到相应增加。抽样单位的数量和位置或许需要不时变化，以便始终具有代表性。第五章 5.3.3 节（抽样设计）给出了有关时间演变的建议。
- 在使用遥感数据的情况下，可使用 2.4.4.1 节（遥感技术）中阐述的地面参考数据制定一种用土地类别来予以说明的方法。常规的森林清单或其它调查数据可用于这一方面。避免分错土地类型的类别是十分必要的，例如，仅用遥感数据可能很难将湿地与林地区分开来，这就需要有诸如土壤类型或地形等辅助数据。因此，可通过该节中概述的地面参考数据确定地图的准确性。常规做法是建立这样一个矩阵⁶，即对于任何特定的土地分类来说，它将显示错误分类成为另一些候选分类中的一种几率。
- 建立将用于估计碳储量变化、排放和清除的那些土地类别面积和面积变化的置信区间（见第五章 5.3.4.1 节）。
- 衍生概括性的属于不同的土地利用变化的各种国家面积表（类似于针对方法二描述的用于质量保证/质量控制目的的那些表）。

2.3.3 方法的使用

图 2.3.2 和 2.3.3 是用于协助选择适当方法或混合方法确定土地利用面积的决策树。如果执行情况与第三至第五章中的要求相一致，所有这三种方法可用于产生与“优良做法”一致的温室气体排放和清除的估计值。一般说来，方法三将考虑到作为（第三章中描述的）以空间为基础的碳模型的一种输入信息所要求的空间表述。

一个国家采用一种方法还是一种以上的方法，除了其它因素之外，主要取决于偏远地区空间的可变性、规模和可及性、生物地理数据收集的历史、利用遥测人员和资源的可能性（必要时外购）及获得空间明晰的碳数据和（或）模型的可能性。大多数国家将拥有某些现有的土地利用数据，图 2.3.2 中的决策树是为了帮助各国以符合本章中的指南的方法使用这一数据。需要采取的关键决定有三个：要求用于《京都议定书》报告的数据在空间上是否明晰，数据是否涵盖了整个国家，它们是否提供了足够的时间序列。

对于缺乏现有数据的少数国家，图 2.3.3 中的决策树可帮助它们选择一种适当的方法或混合的方法。从广义上讲，所有土地面积和（或）有限的遥感资源的良好可及性，是更多强调用实地调查方法编制土地利用数据库的指标。较难进入某些位置但能取得良好的遥感数据的国家应该考虑使用将重点放在遥感上的方法三。有些国家土地面积很大，但缺乏处理方法三所要求的大量高分辨数据的资源，因此方法二可能更适合于它们。可及性差而且遥感资源有限的国家不可能有能力编制适合于方法二或方法三的数据库，但应该能使用方法一，它既可以来自粮农组织的数据库（关于土地利用和土地覆盖层的数据库），也可以来自国际上可提供的其它数据库（例如：见附件 2A.2）。

在不同的时段采用不同的方法可能更为有效，或者不同的报告目的可能要求采用不同的方法。第五章提供了使不同阶段之间或可能是必要的不同使用之间的时间序列保持一致的方法。

⁶ 有时称为“混乱矩阵”。

图 2.3.2 在土地面积方法中使用现有数据的决策树

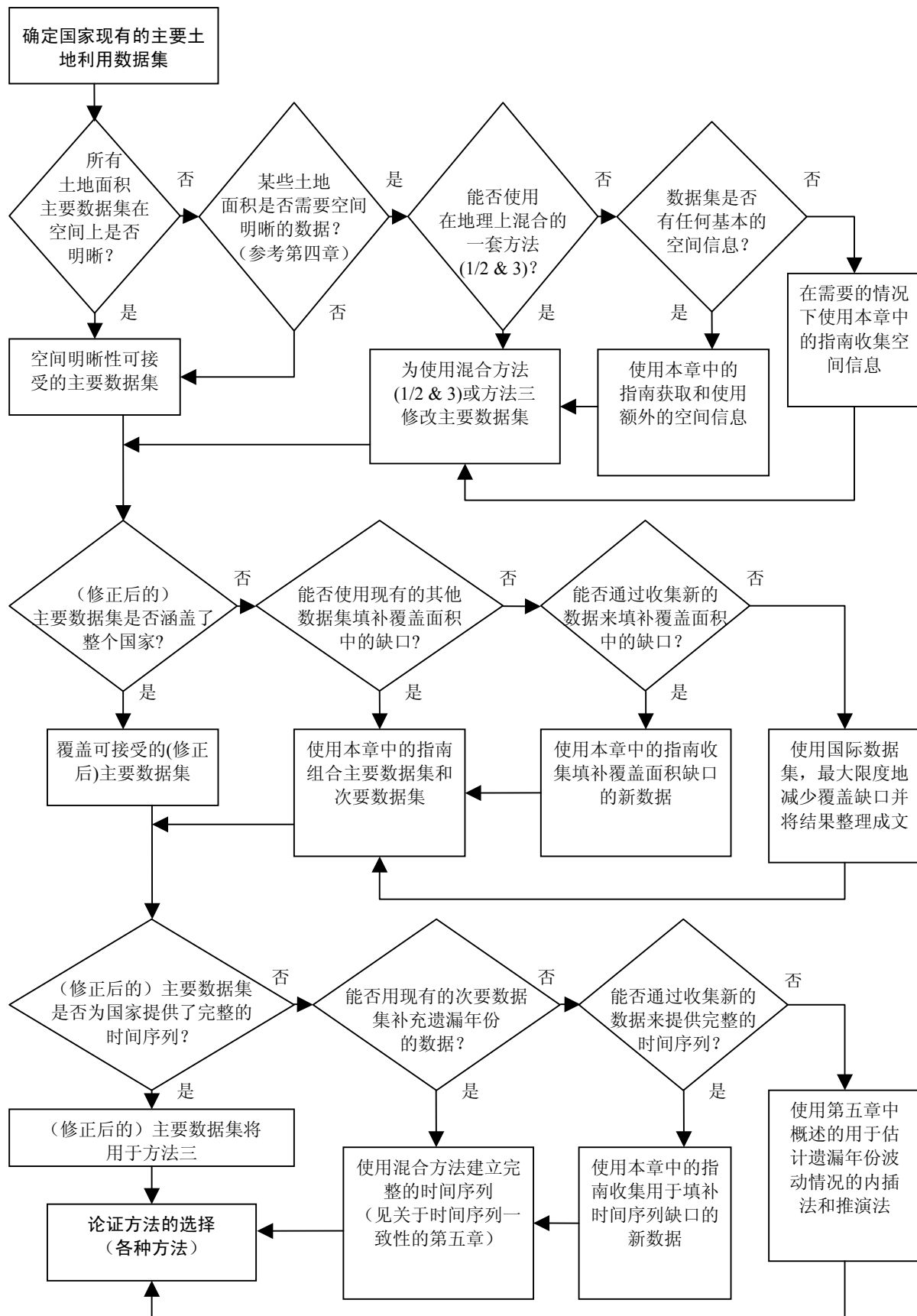
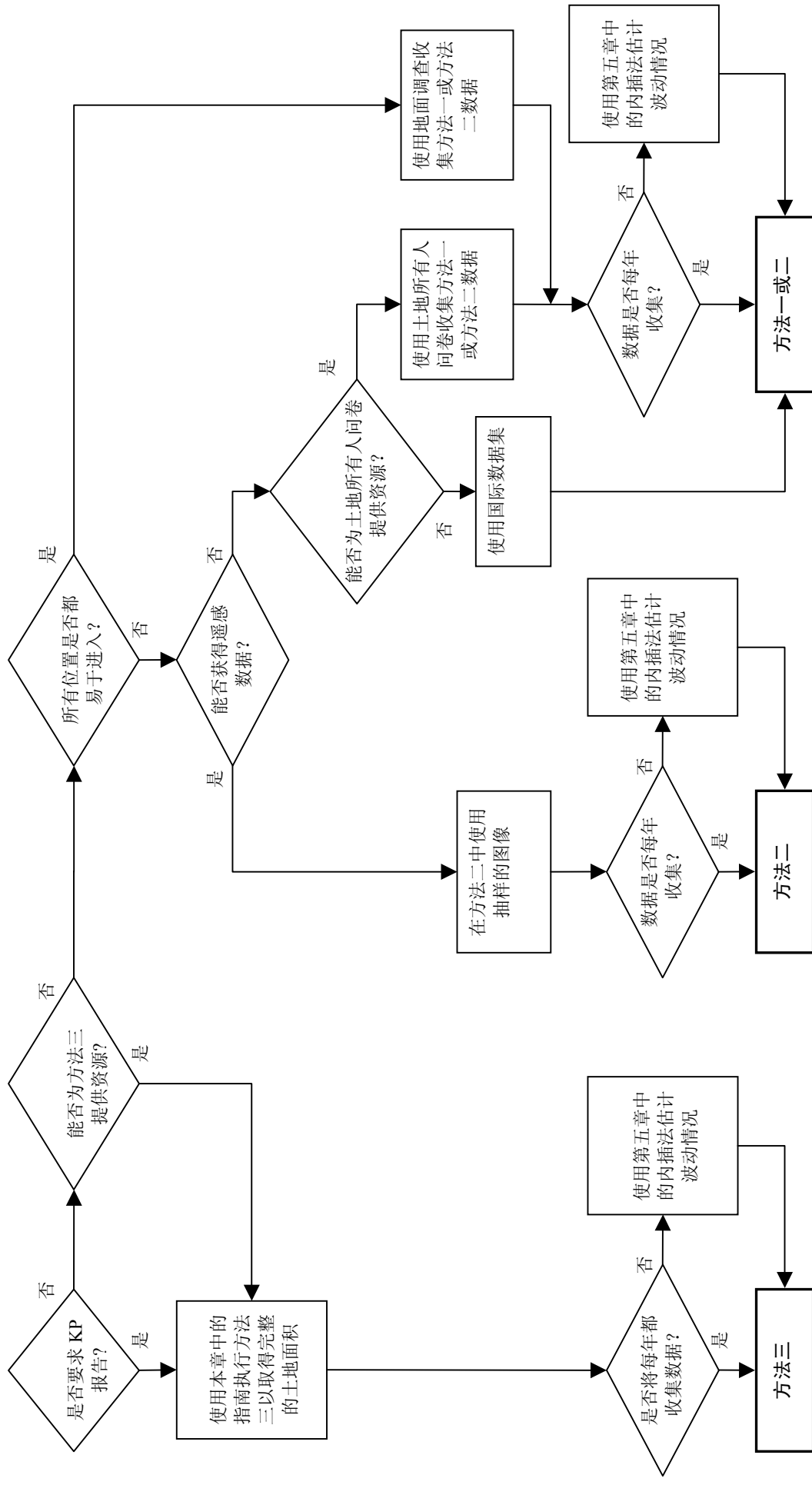


图 2.3.3 缺乏现有数据的国家选择土地面积方法的决策树



2.3.4 与方法相关的不确定性

“优良做法”要求尽可能减少不确定性，第五章 5.2 节（不确定性的识别和量化）阐述了量化的方法。这些方法要求将面积的不确定性评估作为一种输入信息。尽管与方法一至方法三相关联的不确定性显然取决于执行这些方法的方式及可获得的数据的质量，但是指出实际上能够实现的东西也是可能的。表 2.3.6 列出了所涉及的不确定性的来源、减少不确定性的基础以及在实际会上遇到的条件下不确定性所具有的指示程度。

面积的不确定性来源通常从方法一到方法三依次递增，因为需要相继给评估增加数据。然而，这并不意味着不确定性一定会增加，因为新的数据使额外的复核有了可能，另外由于统计中常见错误的消除，不确定性一般会减少。方法一、方法二和方法三之间的主要差别在于：从比例上讲，土地面积变化的不确定性有可能在方法一中更高。这是因为在方法一中土地利用的变化来自于总面积中的差别。在方法一下，差别中的不确定性为所比较的面积中的不确定性的 1 至 1.4 倍，具体取决于各次调查之间的相互联系程度。方法三产生空间明晰的详细信息，这类信息可能是，例如，是某些建模方法或报告《京都议定书》活动所需要的。在这些情况下，如果用方法一或方法二来确定面积，则需要额外的空间信息。第四章 4.2.2 节确认了《京都议定书》的要求。

	不确定性的来源	减少不确定性的方法	核查后的指示性不确定性
方法一	不确定性的来源可能包括以下情况中的某些或全部，具体取决于数据来源的性质： <ul style="list-style-type: none"> • 普查统计表中的错误 • 机构间定义的不同 • 抽样设计 • 对样本的解释 此外： 对类别之间面积变化的复核在方法一下不能进行，这通常会增加不确定性。	<ul style="list-style-type: none"> • 核查与国家面积的一致关系 • 纠正定义上的差异 • 就所涉及到的可能的不确定性咨询统计部门 • 与国际数据集进行比较 	对于每一类别土地总面积，从很小的百分比到 10%。 对于来自连续调查的面积变化，不确定性的百分比更高。 当使用为其它目的编制的的数据时，系统性错误可能更大。
方法二	同方法一，有能力进行复核。	同上，加上矩阵内类别间变化之间的一致性核查。	对于每一类别土地总面积，从很小的百分比到 10%；对于面积中的变化则更大，因为它们是直接衍生的。
方法三	同方法二，加上与遥感数据（如果使用的话）的解释相联系的不确定性。	同方法二，加上使用第五章中阐述的原则对不确定性进行的正式分析。	同方法二，但可从地理上确定所涉面积。然而，使用方法三确定不确定性的数量可能比方法二更准确。

2.4 建立土地利用数据库

编制温室气体清单所需的土地利用数据库有三大途径：

- 使用现有的为其它目的编制的数据库；
- 使用抽样；
- 使用完整的土地清单。

以下各节提供了有关使用这三种类型数据的一般“优良做法”建议，以供清单编制机构考虑，同时应征求一下国家一级负责提供统计数据的其它机构的意见。清单的编制者不应参与遥感数据或地面调查数据的详细收集工作，但可使用这里提供的指南以协助规划改善清单的工作并同这些方面的专家进行交流。

2.4.1 采用为其它目的编制的数据库

可使用两种类型的可用数据库来给土地分类。在许多国家，可提供下面论述的那种类型的国家数据集。另外，清单编制机构可使用国际数据集。下面分别对这两种类型的数据库做出说明。

国家数据库

方法一和方法二通常以现有的数据为基础，它们每年或定期加以更新。典型的数据来源包括森林清单、农业普查和其它调查、城市土地和自然人口普查、土地登记数据和地图。附件 2A.1 的例子“各个国家采用方法示例”对这类信息的使用做出了说明。2.3.2.1 节阐述了使用这类数据的“优良做法”。

国际数据库

现已实施了多个项目，以编制地区到全球范围的国际土地利用和土地覆盖层数据集（附件 2A.2 列出了其中的某些数据集）。所有这些数据几乎都作为栅格数据⁷储存了起来，这些栅格数据是利用各种卫星遥感成像产生的，并得到了通过实地调查或与现有统计资料/地图进行比较得到的地面参考数据的补充。这些数据集可用于：

- 估计土地利用的空间分布。常规的清单通常只提供按级划分的土地利用面积的总和。空间分布可使用国际土地利用和土地覆盖层数据加以重建，如果无法获得国家数据的话，那类数据可作为一种辅助数据。
- 现有土地利用数据集的可靠性评估。在独立的国家和国际数据集之间做出比较可指出存在的明显差异，对这些差异的了解可能会提高对国家数据的置信度，并且（或者）在需要时为推演等目的改善国际数据的可用性。

当使用国际数据集时，考虑一下以下情况不失为一种“优良做法”：

- 分类方案（例如：土地利用类别的定义及它们的关系）可能不同于国家系统中的分类方案。因此需要通过与国际机构接触并将它们的定义与国内使用的定义加以比较，来建立国家使用的分类系统与 2.2 节（土地利用类别）中描述的系统之间的等价关系。
- 空间分辨率（名义上一般为多公里，但实际上有时要多一个数量级）或许较差，所以国家数据可能需要加以合并，以改善可比性。
- 尽管多种准确性测试通常是在样本点上进行的，但在地理参照中可能存在分类准确性和误差问题。主管机构应该掌握有关分类问题和所做测试的详细情况。

⁷ 栅格数据意指存储在规则的栅格上的信息，与多边形数据相对，后者是作为具有共同属性的一个轮廓区的坐标值存储的信息。

- 至于国家数据，或许需要采用内插法或推演法来确定各时间段的估计值，以便与所要求的向《联合国气候变化框架公约》报告的时间或《京都议定书》中规定的时间相一致。

2.4.2 采用抽样方法收集新的数据

用于估计面积和面积变化的抽样方法将应用于以下情况：通过直接的实地测量得到的总记录或通过遥感技术做出的评估不可行，或给出的结果不准确。一种“优良做法”是，应用以第五章第3节中阐述的抽样为基础的抽样概念，从而将一致的和无偏差的估计程序考虑在内，最后得出准确的估计。

正如在第五章第3节中所论述的，有关抽样的“优良做法”通常涉及到一套抽样单位，它们位于清单面积内的规则的格网上。于是，给每一抽样单位指定一个土地利用级别。可利用抽样单位产生出土地利用类别在清单面积内的比例。这个比例乘以总面积就能提供每一土地利用类别的面积估计值。如果总面积不详，则假定每一抽样单位代表一个具体的面积。随后可通过属于这一类别的抽样单位数对土地利用类别的面积做出估计。

在连续反复对面积进行抽样的情况下，可产生出用于建立土地利用变化矩阵的不时的面积变化。

应用基于样本的面积评估方法能计算抽样误差和置信区间，后者对每一类别中面积估计值的可靠性进行量化。使用置信区间来核实所观察的类别面积变化是否具有统计方面的意义并反映有意义的变化，这也是一种“优良做法”。

2.4.3 收集完整清单中的新数据

一个国家要编制其所有区域完整的土地利用清单，需要每隔一定时间就得到整个国家的土地利用图。

这可以采用遥感技术来实现。正如方法三下（2.3.2.3节）所概述的，数据将很容易用在以一套得到地面实测数据佐证的格网单元或多边形为基础的地理信息系统中，而地面实测数据是实现无偏差的解释所必需的。如果这些数据的分辨率足够高的话，它们可允许直接用于《京都议定书》的相关活动报告。较粗的比例数据可用来为整个国家或适当地区建立方法一或方法二数据。

要获得一个完整的清单，还可采用对所有土地所有人进行调查的方法。如果他们拥有许多不同的地块，每个人都需提供适当的数据。方法中存在的固有问题包括以下两个方面：获得的数据范围小于土地所有人的土地规模；很难做到既确保全面覆盖又不出现重叠。

2.4.4 数据收集的工具

2.4.4.1 遥感技术

这里所论述的遥感数据是指通过卫星上的遥感器（光学遥感器或雷达），或装在飞机上的配有光学胶片或红外胶片的摄影机获得的数据。这些数据通常要进行分类，以便提供土地覆盖层情况及相应面积的估计值，它们通常需要地面调查数据来提供一个分类准确性的估计值。分类既可通过对图像或照片的目视分析，也可通过（基于计算机的）数字方法来进行。遥感的好处在于它可提供空间明晰的信息和反复进行探测的能力，包括覆盖大片地区及采用其它方式难以进入的偏远地区的可能性。以往的遥感数据档案也跨越了好几十年，因此可用于重建过去的土地覆盖层和土地利用时间序列。遥感遇到的挑战与解译方面的问题有关：图像需要转换成有意义的土地利用和土地经营信息。数据的取得取决于卫星遥感器，它可能会受到大气中云霾的影响。还有一个令人关注的问题是，特别当比较长时段的数据时，遥感系统有可能发生变化。遥感主要对以下情况有用，即获取土地覆盖层/使用类别的面积估计值，以及帮助确定能指导抽样方案选择的相对同质的面积和需收集的样本数量。有关遥感和空间统计的补充情况可见 Cressie（1993年）和 Lillesand 等人（1999年）的文章。

遥感数据的类型

遥感数据最重要的类型有：1) 航空摄影；2) 使用可视波段和（或）近红外波段的卫星成像；3) 卫星或机载雷达成像（见显示主要遥感平台特征的表 5.7.2）。不同类型的遥感数据的组合（如可视/红外、雷达、不同的空间或光谱分辨率）可以充分用于评估不同的土地利用类别或地区。一个完整的用于跟踪土地利用变化的遥感系统可包括许多具有各种分辨率的传感器和数据类型的组合。

选择遥感数据和产品的重要标准是：

- 适当的土地利用分类方案；
- 合适的空间分辨率（《京都议定书》中用于评估土地利用变化的最小空间单位为 0.05 公顷）；
- 用于估计土地利用和碳储量变化的合适的时间分辨率；
- 提供准确性评估的可能性；
- 适用于数据获取和处理的透明方法；
- 一致性和随时获得的可能性。

1. 航空摄影

对航摄照片的分析可揭示森林的树种和森林的结构，可以从中推断出相对的树龄分布和树的健康状况（例如：针叶林中的针叶脱落、落叶林中的树叶脱落和病虫害）。在农业分析中，遥感能显示农作物的物种、作物病虫害和农林系统中的树木覆盖。用于评估的可能的最小空间单位取决于所使用的航摄照片的类型，但是对于标准产品来说，它往往像一平方公里那么小。

2. 可视波长和近红外波长的卫星图像

大面积的（国家的或地区的）全面土地利用或土地覆盖层，如果无法用其它方式获得数据的话，可以使用卫星图像来提供方便。从所希望的区域获得长时间序列的数据的可能性是存在的，因为卫星不断定期地从上面飞过。图像通常能产生不同类别的详细的镶嵌图，但是要想标明适当的土地覆盖层/土地利用类别，则通常需要有来自地图或实地调查的地面参考数据。需认定的最小单位取决于遥感的空间分辨率和工作范围。最常见的遥感系统，其空间分辨率在 20 至 30 米之间。例如，在 30 米的空间分辨率上，可确定小到一公顷的单位。也可以获得由分辨率更高的卫星提供的数据。

3. 雷达成像

最常见的雷达数据类型来自于所谓的合成孔径雷达（SAR）系统，这种系统是在微波频率上运行的。此类系统的一个主要好处是，它们能穿透云霾，在夜间取得数据。因此，在世界许多几乎经常被云雾笼罩的地区，它们可能是惟一可靠的遥感数据源。通过使用光谱的不同部分和不同的极化，合成孔径雷达系统能区分土地覆盖层类别（如森林和非森林等）或植被的生物量内容，尽管由于信号饱和和目前在高生物量上存在着某些限制。

地面参考数据

为了将遥感数据用于清单，特别是将土地覆盖层与土地利用联系在一起，“优良做法”是用地面参考数据（通常称为地面实测数据）来补充遥感数据。地面参考数据既可以独立收集，也可以从森林或农业清单中获取。对在估计阶段变化迅速的或认定其植被容易分错类别的土地利用，应该比其它区域更密集地进行地面实测。这只能通过使用独立收集的地面参考数据来做，这些数据最好来自实际的地面调查，但高分辨率照片或许也是有用的。

遥感与地理信息系统的整合

图像的目视解译经常用于确定林业清单的抽样点。这种方法既简单又可靠。然而，它属于劳动密集型工作，因此只限于有限的区域，它还可能受到不同操作人员主观解译的影响。

充分利用遥感，一般要求将遥感可能提供的广泛覆盖与基于地面的点测量或地图数据合为一体，以表述在时空上与特定的土地利用相关联的面积。这一般使用地理信息系统来实现，这样做成本较低，但效益却很好。

使用遥感数据对土地覆盖层进行分类

使用遥感数据对土地覆盖层进行分类可通过目视分析或（基于计算机的）数字分析来进行。每一种方法都各有利弊。对成像的目视分析在评价情景总特点的过程中（图像背景方面的分析）考虑到了人的推断。另一方面，数字分类允许用数据进行多种操作，如合并不同的光谱数据等，它能利用遥感数据改善生物物理地面数据的建模（诸如树的直径、高度、底面积、生物量等）。此外，数字分析考虑到了与不同土地类别相关联的面积的即时计算。它在过去十年里与相关联的计算机的技术开发一起得到了迅速发展，使得在大多数国家中，硬件、软件，还有卫星数据，随时都能以低廉的费用获得，尽管使用这些数据和设施的能力还需从外部引进，特别是国家一级的制图方面。

使用遥感探测土地利用的变化

遥感可用于探测与土地利用、土地的变化和林业有关的变化位置。探测土地利用变化的方法可分成以下两类 [Singh (1989 年)]:

后分类变化探测：这是指存在来自不同时间点的两个或两个以上预定义的土地覆盖层/土地利用分类的和通常通过减少数据集来探测变化的技术。这项技术并不复杂，但对在土地类别的解译和分类中存在的 inconsistency 则极为敏感。

预分类变化探测：这是指探测变化的那些较先进的生物物理方法。它采用统计方法比较来自两个或两个以上时间点的光谱响应数据之间存在的差异，这些差异用于提供土地覆盖层/土地利用变化方面的信息。这种方法对解译的一致性敏感性较差，可探测比后分类方法难以捉摸得多的变化，但是它相对要复杂一些，要求得到原始的遥感数据。

制图准确性评价

不论在什么时间使用土地覆盖层/土地利用图，“优良做法”是取得有关地图可靠性的信息。当此类地图产生于遥感数据分类时，应该认识到地图的可靠性在不同的土地类别之间可能是不同的。某些类别可以很容易加以区分，而且结果是惟一的，而有一些则易与其它类别相混淆。例如，在分类中，针叶林往往比落叶林更为准确，因为它的反射系数特点比较明显，而落叶林可能易与其它类别混淆，比如说草地或农田。同样，通过遥感来弄清土地经营做法的变化往往比较困难。例如，可能很难探测具体土地面积上从常规耕作转为保护性耕作的变化。

因此，按类别逐个估计土地利用/土地覆盖层图的准确性是一种“优良做法”。图上的许多样本点及相应的现实界类别将用于建立带有以下元素的混乱矩阵（见方法三，脚注 6）：显示正确确定概率的对角线和显示将一种土地类别错分成其它可能的类别的相对概率的非对角线元素。这种混乱矩阵不仅能表达地图的准确性，而且可以确定哪些类别相互之间易于混淆。以混乱矩阵为基础，可以产生出许多准确性指数（Congalton, 1991 年）。按类别逐个做出土地利用/覆盖图准确性估计不失为一种“优良做法”，在使用遥感的情况下，一种混乱矩阵可用于这一目的。多时分析（在不同时间为确定土地利用分类所作的图像分析）也可用于提高分类的准确性，特别是在地面实测数据受到限制的情况下。

2.4.4.2 基于地面的调查

基于地面的调查有可能被用来收集和记录有关土地利用的信息，并作为独立的地面实测数据用于遥感分类。在航空摄影和卫星成像等遥感技术出现以前，基于地面的调查是产生地图的惟一手段。这一过程基本上是一个以制图为目的访问研究区域及记录地形地貌可视属性和（或）其它物理属性的过程。界限数字化和属性符号化被用于制作硬拷贝的现场记录和地理信息系统中有用的历史地图。这是通过土地面积的最低限度划界和属性分类协议来进行的，而土地面积的划界和属性分类是与由此产生的地图的规模及其拟议的使用情况相联系的。

可结合使用经纬仪、卷尺、测距轮和电子测距装置等调查设备，对面积和位置进行极为精确的测量。全球定位系统的发展意味着位置信息可使用便携式计算机装置就地直接记入电子格式中。为进行登记和与用于空间分析的其它信息层进行协调，可将数据下载到办公室的计算机上。

可采取与土地所有人面谈和发放问卷的方式来收集社会经济和土地经营方面的信息，不过它们也可能提供有关土地利用和土地利用的变化方面的数据。采用这种普查方法，数据收集机构依赖于土地所有人（或使用者）提供可靠数据的知识和记录。一般由收集机构的代表走访居民并与他们面谈，数据以事先确定的格式加以记录，或者向土地使用者发放问卷，请他们填写。通常鼓励应答者使用他们可能掌握的相关记录或地图，但问卷也可直接用于获取信息（Swanson 等人，1997 年）。

普查或许是最古老的一种数据收集形式（Darby, 1970 年）。土地使用者调查可在整个人口中进行或采用规模适当的样本。在现代应用时采用一整套正确性确认和准确性评估技术。调查可通过个人走访、电话访谈（往往带有计算机辅助提示）或邮寄问卷的方式进行。对土地使用者的调查首先从以下方面着手，即将数据和信息需要归纳为一系列简单而明了的问题，这些问题要求给予简明扼要和明晰的回答。为了确保问题易于理解并确定当地技术术语的变化形式，应该先在一人口样本上对问题进行检验。对于样本的应用，应按适当的生态的和（或）行政的土地单位并根据人口内重大的类别差异（例如私人对法人、大对小、木浆对木材等等）对整个研究区域在空间上加以分层。对于涉及土地面积和经营做法的答复，应该要求应答者提供某种地理位置（不管坐标值是否精确）、土地清册说明，或至少是生态单位或行政单位。再通过对统计异常的搜索、与独立数据源的比较、对后续核实问卷样本的处理或对就地核实调查样本的处理，对结果作调查后的正确性确认。最后，提出结果必须依据最初的分层参数。

附件 2A.1 一些国家的方法示例

2A.1.1 美国现有资源清单的利用（方法一、方法二和方法三）

在美国，“国家资源清单”（NRI）专门用于评估非联邦土地上的土壤、水和相关环境资源（Nusser 和 Goebel, 1997 年; Fuller, 1999 年）⁸。“国家资源清单”使用多个来源的数据核实估计值。美国的地理信息系统用于保存清单，它包括全部地面面积、水面积和联邦土地。由其它来源（例如土壤数据库）和其它清单（如“森林清单和分析”等）提供的数据可与“国家资源清单”相链接⁹。尽管“国家资源清单”和“森林清单和分析”的抽样技术相类似，但是不同的目标要求不同的抽样格网，从两个在统计上独立的清单中得出估计值。不过，粗略的抽样数据可用作方法三的基础。

数据（见表 2A.1.1）足以提供一个土地利用变化矩阵（方法二），可说明美国多个土地利用和土地利用变化的重要特点。首先是比较每一土地利用大类 1997 年和 1992 年总量，以描述土地利用的净变化。例如，从 1992 年至 1997 年农田数量由 1.547 亿公顷下降到了 1.526 亿公顷，减少了 210 万公顷，而非联邦所有的牧场和森林的总量则保持着相对的稳定。土地利用的这些方面也可从方法一数据库中看到。此外，美国的总面积从 1992 年至 1997 年仍然固定在 8 亿公顷上，因此，一个土地利用类别中面积的任何增加必然会被另一个类别中面积的下降所抵消，如在方法二一个结构中可能已提供的那样。

不过，数据也能使用其方法二结构描述土地利用变化的动态。表 2A.1.1 中的对角线元素和非对角线元素显示了一种土地类别中还有多少土地，又有多少土地の利用分别发生了变化。土地利用中变化的综合度量（非对角线元素）对碳的估计和报告可能是极其重要的。例如，非联邦林地的总量从 1992 年至 1997 年一直保持着相对的稳定，约增加了 40 万公顷。然而，土地利用变化元素显示，190 万公顷的非联邦林地已转变为定居地，同时有 250 万公顷的草地变成了林地。因此，如果个别的土地利用动态（如林地转变为定居地，草地转变为森林）规模相对较大，那么根据总的土地利用中变化很小来推定碳储量的变化也很小就是不正确的。

最后 最初	作物	保护区方案土地 (CRP)	草地	牧场 (NF)	森林 (NF)	其它 农业	定居地	水和联邦 土地	1997 年 合计
作物	146.8	0.9	3.5	0.8	0.3	0.3	--	--	152.6
保护保护区方案土地 (CRP)	0.8	12.3	--	--	--	--	--	--	13.2
草地	3.7	0.3	43.2	0.3	0.8	0.3	--	--	48.6
牧场(NF)	0.6	0.1	0.6	162.3	0.5	0.2	--	--	164.4
森林 (NF)	0.8	--	2.5	0.6	160.1	0.6	--	--	164.5
其它农业	0.7	--	0.4	0.3	0.4	18.9	--	--	20.7
定居地	1.2	--	0.8	0.5	1.9	0.2	35.2	--	39.8
水和联邦土地	0.1	--	--	0.1	0.2	--	--	182.6	183.1
1992 合计	154.7	13.8	51.0	165	164.1	20.5	35.2	182.8	787.4

注：(1) 来自 1997 年的国家资源清单的数据，不包括阿拉斯加。(2) NF 为非联邦。面积为百万公顷。(3) CRP 代表保护区方案中登记的土地。(4) 由于舍入误差，某些行与列的总数未加起来。

⁸ “国家资源清单”是由美国农业部自然资源局在衣阿华州大学的合作下制定的。有关“国家资源清单”的更多情况可在以下网址上查阅：<http://www.nhq.nrcs.usda.gov/technical/NRI/1997/>。

⁹ “森林清单和分析”由美国农业部森林局中的研究与发展组织在州和私人林业及国家森林系统的合作下进行经营。有关“森林清单和分析”的更多情况可在以下网址上查阅：<http://fia.fs.fed.us/>。

2A.1.2 阿根廷大草原农业数据的利用（方法一和方法二）

自 1881 年以来，阿根廷曾开展过各种各样的国家农业普查，它涉及到阿根廷大草原上百分之百的农场。有关土地利用的数据是在每个省的政区中组织的，阿根廷共有 24 个省。最近公布了对一个世纪来农业变革中草原土地利用变化的特别研究（Viglizzo 等人, 2001 年）。结果显示阿根廷大草原，作为对天然草地转变为牧场和农田的回应，在许多时候成为温室气体的净排放源。然而，自 1960 年以来，由于采取了保护性土壤经营技术，主要是减耕和免耕方法，排放量逐年下降（Bernardos 等人, 2001 年）。这些数据可用于执行方法一或方法二。

2A.1.3 中国土地登记数据的利用（方法一）

中国使用方法一和方法二处理土地利用变化方面的数据，包括每 5 年的森林清单、农业普查和其它调查。尤其是，中国正在推行退耕还林的住户合同制。目前正在推行个人合同制，给住户分配任务发放补贴，住户同时拥有自己种植的树木和其它植被。该方案的目标是从 2000 年至 2010 年植树约 500 万公顷。现已使用用于这一方案的合同来编制具体土地利用变化的数据库。

2A.1.4 英国的土地利用矩阵（方法一、方法二和方法三）

在英国，土地利用变化矩阵是由实地调查数据构筑的（Barr 等人, 1993 年；Haines-Young, 2000 年）。目前已经完成了三次调查，时间分别是 1984 年、1990 年和 1998 年。每一样本为一平方公里面积，1984 年使用其中的 384 个样本提供 32 个生态气候区的分层抽样。1990 年和 1998 年重访了这些样本区，1990 年为这项运动另外增加了约 140 个样本，1998 年另增加了 50 个，以扩大生态气候区的覆盖面。最初制定了仅用于调查的土地利用/土地覆盖类别，但在 1998 年使用了与英国其它机构共用的可供选择的类型。1984 年和 1990 年的保存数据现已重新分成了新的类别。调查者考察了每个一平方公里的样本，他们从现有 560 张 1:10 比例地图着手，画出不同的土地覆盖层/利用块的轮廓，计算块数并将每一块的一系列信息记录下来。接着将地图数字化，用数字数据来计算每一块的面积。当几年后再重访一个区时，那些带有老的块界的数字化地图成了记录每块变化的起始点。从而，不仅逐步建立起了每一抽样年的各类土地覆盖层/利用的面积数据，而且建立起了每一类别之间发生转变的数据。随后，针对不同的生态气候区发生的情况，通过样本的加权平均得出地区和国家土地覆盖层/土地利用和变化的估计值。

英国为一套经过简化的土地利用类别（农场、自然、城市、森林、其它）建立了 1984 年至 1990 年间英格兰、苏格兰和威尔士的土地利用变化矩阵，这套矩阵被用于估计英国温室气体清单 5D 类的排放和清除情况（由土地利用的变化和经营造成的二氧化碳排放和土壤的二氧化碳摄入）。例子见表 2A.1.2。

1990 年 \ 1984 年	农场	自然	城市	森林	其它	1990 年合计
农场	1 967	81	6	6	0	2 060
自然	113	4 779	5	32	0	4 929
城市	14	4	276	1	0	2 95
森林	9	77	1	981	0	1 068
其它	0	0	0	0	141	141
1984 合计	2 103	4 941	288	1 020	141	8 493

注：面积为千公顷

Barr 等人（1993 年）描述了使用这种抽样方法来估计地区土地利用和土地利用的变化所存在的不确定性。如果知道一个地区在土地利用或变化方面的变化情况，或者它们可以通过近似值加以估计，那么对于那种土地利用和土地变化，达到明确规定的地区总面积中的置信水平所需要的样本数量，可根据统计理论做出估计（Cochran, 1977 年）。

2A.1.5 新西兰建立来自遥感的土地利用/土地覆盖数据库示例（方法三）

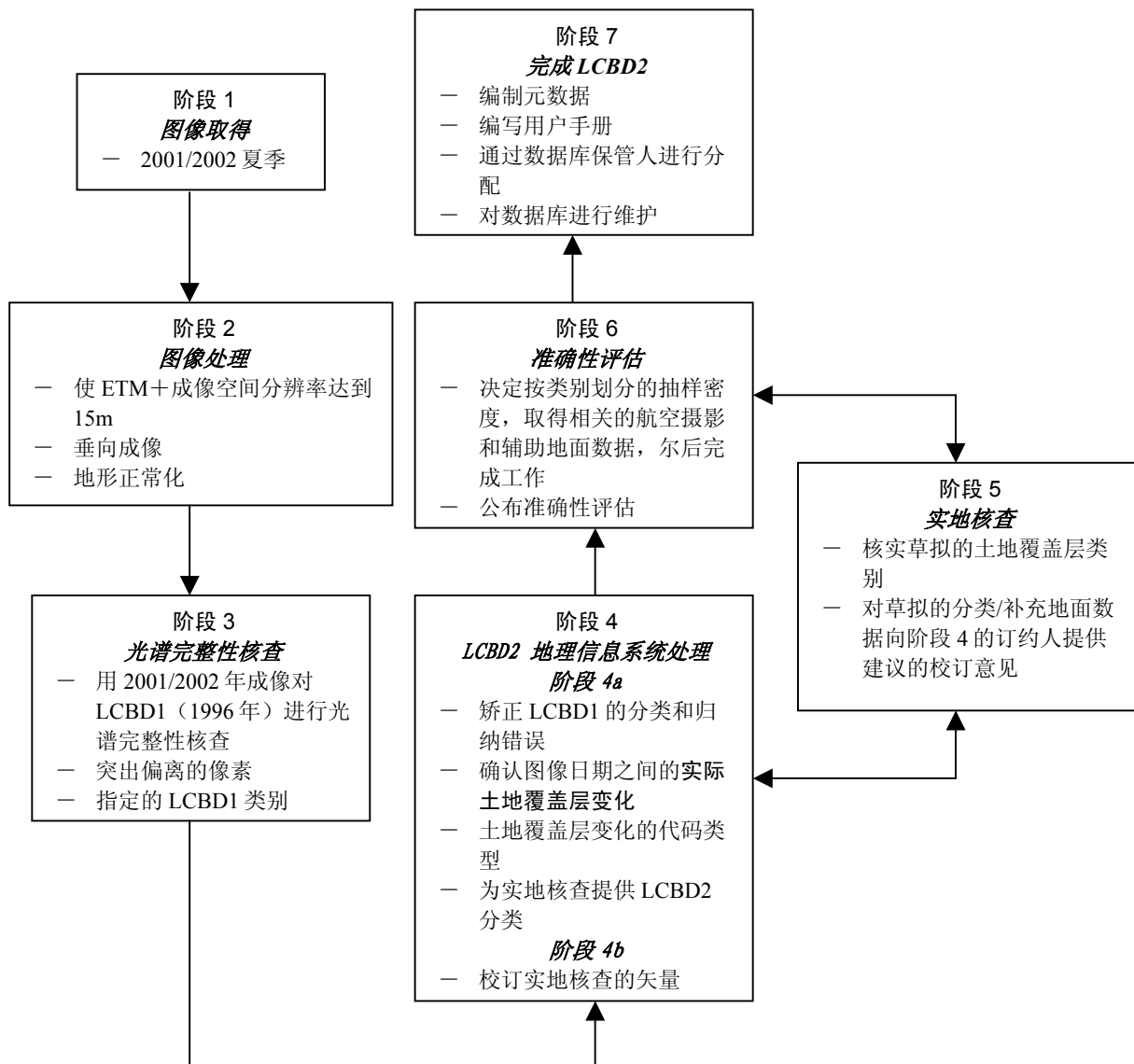
新西兰的第一个土地利用/土地覆盖数据库(NZLCDB)完成于 2000 年 6 月，数据主要来自在 1996/1997 年夏天取得的卫星图像。对于新西兰来说，它认为探测重要的土地覆盖层变化的合适时间段应为 5 年。地球资源卫星增强型专题制图仪(7 ETM+)是一个最受人喜爱的遥感器，必要时由地球观测实验系统 (SPOT) 填补空隙。图像获取和分析工作开始于 2001/2002 年。它将一直延续到 2003/2004 年，以便在采取下面概述的步骤后造出 NZLCDB2 数据库。

土地覆盖层数据库 2 号(NZLCDB2)的费用为 27 万平方公里 150 万美元，即每平方公里约 5.6 美元，它将提供：

- 覆盖新西兰的整套多光谱的和经过垂向校正的卫星成像，空间分辨率达到 15 米；
- 经过修改的 NZLCDB1 数字地理信息系统土地覆盖层分类地图，确定的分类和归纳错误得到矫正；
- 新的与 NZLCDB1 “母类”兼容的 NZLCDB2 数字地理信息系统土地覆盖层分类地图；
- 记录新西兰土地覆盖层中确定的变化的数字地理信息系统地图，最小制图单位为一公顷；以及
- NZLCDB2 的准确性评估，包括一个误差矩阵，以从空间角度和按类估计数据质量。

对新西兰土地覆盖层数据库 (LCDB) 项目的详细描述可在以下网址上查阅：<http://www.mfe.govt.nz/issues/land/land-cover-dbase/index.html>，它将在项目进展过程中不断加以更新。完成数据库的各个阶段见图 2A.1.1。

图 2A.1.1 建立新西兰土地覆盖层数据库的步骤



2A.1.6 澳大利亚多时地球资源卫星碳计算数据库（方法三）

澳大利亚温室局通过其国家碳核算制度(NCAS)推出了国家级多时遥感计划，该计划是方法三的一个例子，即使它的主要目的是确定受森林覆盖变化影响的土地面积，而不是全面绘制土地利用图。在 1972 年至 2002 年间，地球资源卫星曾在国家上空进行了 12 次探测，澳大利亚自始至终使用卫星提供的数据监测土地单位的森林覆盖状况，其分辨率高于一公顷。最初为整个大陆（369 像幅）建立了 2000 年像幅镶嵌图，作为登记其它时间序列的基础数据集。

一致的地理分辨率和卫星数据的光谱校准考虑了在整个过程中对单一土地单位（像素）的客观统计分析。在解译澳大利亚植被情况方面富有经验的遥感专家制定了分析方法（Furby, 2002 年），这些方法经过两轮小规模试验获得了改善（Furby 和 Woodgate, 2002 年）。小规模试验还用在了培训私营部门服务提供者上，随后他们以很强的竞争力参与了此项工作的投标。

除了高度规范的方法和工作标准外，为确保输出标准一致还推行了独立的质量保证计划。一个“不断矫正和核实计划”还负责监测结果的质量，并为今后的改进提供指导。由于该方法使用了一种有条件的概率方法，一旦确定需要加以改进，整个时间序列需随时加以矫正。

为该计划制定的方法处理效率增强，使得国家能给时间序列增加新的卫星探测，费用约为 50 万美元。

森林覆盖变化数据被纳入了碳/氮循环过程模型，该模型在空间上是从一个地理信息系统内部加以操作的。这样一来，这一领域的碳核算随时可以完成。

进一步的情况可查阅澳大利亚温室局网站上提供的国家碳系统技术报告，网址：
<http://www.greenhouse.gov.au/ncas>。

附件 2A.2 国际土地覆盖层数据集示例

国际土地覆盖层数据集示例					
数据集名称	亚洲遥感协会全球 4 分土地覆盖层	IGBP-DIS 全球一公里土地覆盖层数据集	全球土地覆盖层数据集	全球土地覆盖层数据集	全球土地覆盖层数据集
作者	千叶大学环境遥感中心	国际地圈-生物圈方案/发展信息系统	美国地质勘探局, 美国	GLCF (全球土地覆盖融资)	
内容简述	通过国家海洋和大气经营署的高级甚高分辨率辐射计月数据的群集确定土地覆盖层类别。	这一分类来自于高级甚高分辨率辐射计一公里数据和辅助数据。	数据集来自灵活的数据基础结构和季节性土地覆盖层地区概念。	为取得使用决策树分类器的土地覆盖层分类产品, 将描述植被时间动态的衡量标准用于 1984 年的 PAL 数据, 分辨率为 8 公里。	
分类方案	应用原始分类方案。与 GBP/DIS 分类方案兼容。	由 17 类构成。	使用证据会聚方法来确定每一季节性土地覆盖层类别的土地覆盖层类型。	分类是通过测试多个描述以年为周期的植被时间动态的衡量标准得到的。	
数据格式 (矢量/栅格)	栅格	栅格	栅格	栅格	
空间覆盖面	全球	全球	全球	全球	
取得数据年份	1990 年	1992-1993 年	1992 年 4 月-1993 年 3 月	1987 年	
空间分辨率或 网大小	4min x 4min.	1km x 1km	1km x 1km	8km x 8km	
修正区间 (对时 间序列数据集)	不适用	不适用	不适用	不适用	
质量说明	地面实测数据与数据集比较。	高分辨率卫星成像用以从统计角度确认数据集。	抽样点准确性: 59.4%。面积加权准确性: 66.9% (Scepan, 1999 年)。	无说明	
联系地址和参考 URL 地址	tateishi@rsirc.cr.chiba-u.ac.jp http://ceres.cr.chiba-u.ac.jp:8080/usr-dir/you/ICHP/index.html	alan.belward@jrc.it http://www.ngdc.noaa.gov/paleo/igbp-dis/frame/coreprojects/index.html	icac@usgs.gov/http://edcdaac.usgs.gov/glc/globe_int.html.	http://glcf.umiacs.umd.edu/data.html	

国际土地覆盖层数据集示例（续）			
数据集名称	来自 AVHRR 的一号土地覆盖层图	环境信息协调土地覆盖(CLIC) 数据库	世界数字图
作者	来自 AVHRR 的一号土地覆盖层图 美国科勒吉帕克马里兰州大学 Ruth Defries 博士	欧洲环境局	环境系统研究所产品
内容简述	数据集描述基于 NDVI 年之间变化的 11 个主要覆盖类型的地理分布。	提供泛欧生物物理土地覆盖层清单。 CORINE 土地覆盖层是用于综合环境评估的主要数据库。	它是全世界海岸线、边界、土地覆盖层的基本地图。包含安排在 17 个主题层的 200 多种属性，主题层附有地理特征的正文注释。
分类方案	由 13 个类别的数字地图构成。	使用 44 类术语。	8 种农业/ 提取特征和 7 种地面覆盖特征。
数据格式 (矢量/栅格)	栅格	栅格	矢量多边形
空间覆盖面	全球	澳大利亚、比利时、保加利亚、捷克共和国、丹麦、芬兰、法国、德国、希腊、匈牙利、爱尔兰、意大利、卢森堡、荷兰、波兰、葡萄牙、罗马尼亚、斯洛伐克、西班牙、英国、摩洛哥部分领土和突尼斯。	全球覆盖
取得数据年份	1987 年	取决于国家 (总时间长度约为 1985—1995 年)	基于美国国防测绘局的作战领航图。期限 1970-1980 年。参阅编制日期层。
空间分辨率或格 网大小	1 x 1 度	宽 250m 长 250m 网格数据库, 它由原始的矢量数据聚合而成, 比例为 1:100 000。	比例: 1:1 000 000
修正区间 (对时 间序列数据集)	不适用	2000 年 CLC 更新项目, 用于更新 90 年代数据。	不适用
质量说明	无说明	无可提供的具体信息。有关国家信息, 见: http://dataservice.eea.eu.int/dataservice/other/land_cover/lcsource.asp for country wise information.	在数据库内的三个层次上存在数据质量信息, 即特征、层和源。
联系地址和参考 URL 地址	landcov@geog.umd.edu http://www.geog.umd.edu/landcover/1d-map.html	dataservice@eea.eu.int http://dataservice.eea.eu.int/dataservice/metadata/details.asp?table=landcover and i=1	http://www.esri.com/data/index.html
			全球图 由国家测绘组织生产, 全球测绘国际指导委员会编制。 一公里分辨率的数字地理信息, 涵盖整个土地, 附有标准化的说明, 可以以低成本向每人提供。 参阅: http://www.iscgm.org/gm-specifications11.pdf 栅格和矢量 参加国 (数量 90 个)
			取决于参加国。 网格 1km x 1km 间隔约为 5 年。 查阅: http://www.iscgm.org/gm-specifications11.pdf
			sec@iscgm.org http://www.iscgm.org/

参考文献

- Barr C.J., Bunce R.G.H., Clarke R.T., Furse M.T., Gillespie M.K., Groom G.G., Hallam C.J., Hornung M., Howard D.C. and Ness M.J. (1993). Countryside Survey 1990, Main Report. Department of the Environment, London.
- Bernardos J.N., Viglizzo E.F., Jouvét V., Lértora F.A., Pordomingo S.J., and Aid F.D. (2001). The use of EPIC model to study the agroecological change during 93 years of farming transformation in the Argentine pampas. *Agricultural Systems*, 69: pp. 215-234.
- Cochran W.G. (1977). Sampling Techniques. J. Wiley and Sons, New York, 428 p 9.
- Congalton R.G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, Vol 37: No 1, pp. 35-46.
- Cressie N.A.C. (1993). Statistics for Spatial Data. John Wiley and Sons, New York.
- Darby H.C. (1970). Doomsday Book – The first land utilization survey. *The Geographical Magazine*, Vol. 42: No.6, pp. 416 – 423.
- FAO (1986). Programme for the 1990 World Census of Agriculture. FAO Statistical Development Series 2, Food and Agriculture Organisation, Rome Italy, 90 pp.
- FAO (1995). Planning for Sustainable use of Land Resources: Towards a New Approach. Land and Water Bulletin 2, Food and Agriculture Organisation, Rome Italy, 60 pp.
- FAO (2002) Proceedings of Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Food and Agriculture Organisation, Rome Italy. Available at: <http://www.fao.org/forestry/fop/fopw/Climate/doc/Y3431E.pdf>.
- Fuller W.A. (1999). Estimation procedures for the United States National Resources Inventory, 1999. Proceedings of the Survey Methods Section, Statistical Society of Canada. Available at: http://www.nhq.nrcs.usda.gov/NRI/1997/stat_estimate.htm.
- Furby S. (2002). Land Cover Change: Specification for Remote Sensing Analysis. National Carbon Accounting System Technical Report No. 9, Australian Greenhouse Office, Canberra, Australia (402pp).
- Furby S. and Woodgate P. (2002). Remote Sensing Analysis of Land Cover Change – Pilot Testing of Techniques (Furby and Woodgate ed.) National Carbon Accounting System Technical Report No. 16, Australian Greenhouse Office, Canberra, Australia (354pp).
- Haines-Young R.H. and 23 others (2000). Accounting for nature: assessing habitats in the UK countryside. Department of the Environment, Transport and the Regions, London. ISBN 1 85112 460 8.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds) Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Lillesand T.M. and Kiefer R. W., (1999). Remote Sensing and Image Interpretation, John Wiley and Sons, New York.
- Nusser S. M., and Goebel J.J. (1997). The National Resources Inventory: A Long-Term Multi-Resource Monitoring Programme. Environmental and Ecological Statistics. Vol. 4, pp. 181-204.
- Singh A., (1989). Digital change detection techniques using remotely sensed data. *Int. J. Remote Sensing*, 10 no. 6: 989 – 1003.
- Swanson B.E., R.P. Bentz and A.J., Sofranco (Eds.). (1997). *Improving agricultural extension. A reference manual*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- USGS (2001) http://edcdaac.usgs.gov/glcc/globe_int.html
- Viglizzo E.F., Lértora F., Pordomingo S.J., Bernardos J.N., Roberto Z.E. and Del Valle H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 65-81.

土地利用变化和林业部门优良做法指南

作者和编审

主要作者协调人

Gert-Jan Nabuurs (荷兰)、N.H.Ravindranath (印度)、Keith Paustian (美国)、Annette Freibauer (德国)、William Hohenstein (美国) 和 Willy Makundi (坦桑尼亚)

主要作者

Harald Aalde (挪威)、Abdelazim Yassin Abdelgadir (苏丹)、Anwar Sheikhattin Abdu Khalil (巴林)、James Barton (新西兰)、Kathryn Bickel (美国)、Samsudin Bin-Musa (马来西亚)、Dominique Blain (加拿大)、Rizaldi Boer (印度尼西亚)、Kenneth Byrne (爱尔兰)、Carlos Cerri (巴西)、Lorenzo Ciccarese (意大利)、David-Cruz Choque (玻利维亚)、Eric Duchemin (加拿大)、Lucien Dja (象牙海岸)、Justin Ford-Robertson (新西兰)、Wojciech Galinski (波兰)、Jean-Claude Germon (法国)、Hector Ginzo (阿根廷)、Michael Gytarsky (俄罗斯联邦)、Linda Heath (美国)、Denis Loustau (法国)、Tijani Mandouri (摩洛哥)、Josef Mindas (斯洛伐克)、Kim Pingoud (芬兰)、John Raison (澳大利亚)、Vladimir Savchenko (白俄罗斯)、Dieter Schöne (联合国粮农组织)、Risto sievanen (芬兰)、Kenneth Skog (美国)、Keith Smith (英国) 和 Deying Xu (中国)

撰稿人

Mark Bakker (法国)、Martial Bernoux (法国/巴西)、Jagtar Bhatti (加拿大)、Rich Conant (美国)、Mark Harmon (美国)、Yasuhiko Hvrakawa (日本)、Toshiro Iehara (日本)、Moriyoshi Ishizuka (日本)、Esteban Jobbagy (阿根廷)、Jukka Laine (芬兰)、Marna van der Merwe (南非)、Indu K.Murthy (印度)、David Nowak (美国)、Steve Ogle (美国)、P.Sudha (印度)、Bob Scholes (南非) 和 Xiaoquan Zhang (中国)

评审编辑

Sergio Gonzalezg-Martineaux (智利)、Anke Herold (德国) 和 Audun Rosland (挪威)

目 录

3.1 引言	3.11
3.1.1 清单和报告步骤.....	3.11
3.1.2 本章与《IPCC 指南》报告类别之间的联系	3.11
3.1.2.1 森林和其它木质生物量蓄积量的变化	3.13
3.1.2.2 森林和草地转变.....	3.13
3.1.2.3 农田、牧场或其它经营土地的撂荒.....	3.13
3.1.2.4 土壤的二氧化碳排放和清除	3.14
3.1.2.5 其它报告类别和具体案例	3.14
3.1.3 碳库的定义.....	3.14
3.1.4 一般方法.....	3.15
3.1.5 层级	3.16
3.1.6 方法的选择.....	3.17
3.1.7 报告	3.20
3.1.8 一般气候带.....	3.20
3.2 林地	3.23
3.2.1 仍为林地的林地.....	3.23
3.2.1.1 活生物量中碳储量的变化	3.24
3.2.1.2 死有机质中碳储量的变化	3.32
3.2.1.3 土壤中碳储量的变化	3.38
3.2.1.4 非二氧化碳温室气体排放	3.45
3.2.2 转变为林地的林地.....	3.50
3.2.2.1 活生物量中碳储量的变化	3.51
3.2.2.2 死有机质中碳储量的变化	3.56
3.2.2.3 土壤中碳储量的变化	3.60
3.2.2.4 非二氧化碳温室气体排放	3.65
3.2.3 完整性.....	3.66
3.2.4 制定一致的时间序列.....	3.66
3.2.5 报告和文件.....	3.66
3.2.6 清单质量保证/质量控制.....	3.68
3.3 农田	3.69
3.3.1 仍为农田的农田.....	3.69

3.3.1.1 活生物量中碳储量的变化	3.70
3.3.1.2 土壤中碳储量的变化	3.74
3.3.1.3 非二氧化碳温室气体排放	3.82
3.3.2 转变为农田的土地	3.83
3.3.2.1 活生物量中碳储量的变化	3.84
3.3.2.2 土壤中碳储量的变化	3.89
3.3.2.3 非二氧化碳温室气体排放	3.93
3.3.3 完整性	3.95
3.3.4 制定一致的时间序列	3.95
3.3.5 报告和文件	3.96
3.3.6 清单质量保证/质量控制	3.96
3.3.7 修订的《优良做法指南》第 1 层方法关于农田矿质土壤碳排放/清除默认值的估计	3.97
3.4 草地	3.105
3.4.1 仍为草地的草地	3.105
3.4.1.1 活生物量中碳储量的变化	3.106
3.4.1.2 土壤中碳储量的变化	3.111
3.4.1.3 非二氧化碳温室气体排放	3.120
3.4.2 转变为草地的土地	3.120
3.4.2.1 生物量中碳储量的变化	3.121
3.4.2.2 土壤中碳储量的变化	3.126
3.4.2.3 非二氧化碳温室气体	3.130
3.4.3 完整性	3.130
3.4.4 制定一致的时间序列	3.131
3.4.5 报告和文件	3.131
3.4.6 清单质量保证/质量控制	3.131
3.4.7 修订的《优良做法指南》第 1 层方法关于草地管理默认值的估计	3.132
3.5 湿地	3.135
3.5.1 仍为湿地的湿地	3.135
3.5.2 转变为湿地的土地	3.135
3.5.2.1 转变为泥炭提取的土地中碳储量的变化	3.136
3.5.2.2 转变为水淹地的土地（水库）中碳储量的变化	3.140
3.5.3 完整性	3.140

3.5.4	制定一致的时间序列.....	3.140
3.5.5	报告和文件.....	3.141
3.5.6	清单质量保证/质量控制.....	3.141
3.6	定居地.....	3.143
3.6.1	仍为定居地的定居地.....	3.143
3.6.2	转变为定居地的土地.....	3.143
3.7	其它土地.....	3.145
3.7.1	仍为其它土地其它土地.....	3.145
3.7.2	转变为其它土地的土地.....	3.145
3.7.2.1	活生物量中碳储量的变化.....	3.145
3.7.2.2	土壤中碳储量的变化.....	3.147
3.7.3	完整性.....	3.149
3.7.4	制定一致的时间序列.....	3.149
3.7.5	报告和文件.....	3.149
3.7.6	清单质量保证/质量控制.....	3.149
附件 3A.1	第 3.2 节“林地”的生物量默认表.....	3.151
附件 3A.2	报告表和工作单.....	3.187
附录 3a.1	采伐木材产品：未来方法发展的基础.....	3.257
附录 3a.2	森林土壤排水和回潮引起的非二氧化碳排放：未来方法发展的基础.....	3.273
附录 3a.3	仍为湿地的湿地：未来方法发展的基础.....	3.277
附录 3a.4	定居地：未来方法发展的基础.....	3.295
参考文献	3.301

方程

方程 3.1.1	作为一个增加和损失函数，给定库中的年度碳储量变化	3.16
方程 3.1.2	给定库中的年度碳储量变化	3.16
方程 3.2.1	仍为林地的林地的年度排放或清除	3.23
方程 3.2.2	仍为林地的林地中活生物量的年度碳储量变化（默认法）	3.24
方程 3.2.3	仍为林地的林地中活生物量的年度碳储量变化（储量变化法）	3.24
方程 3.2.4	仍为林地的林地中生物量增量引起的年度碳储量的增加	3.25
方程 3.2.5	生物量年均增量	3.26
方程 3.2.6	仍为林地的林地中生物量损失引起的年度碳储量的减少	3.26
方程 3.2.7	商业性采伐引起的年度碳损失	3.27
方程 3.2.8	柴薪采集引起的年度碳损失	3.27
方程 3.2.9	年度其它碳损失	3.28
方程 3.2.10	仍为林地的林地中死有机质的年度碳储量变化	3.32
方程 3.2.11	仍为林地的林地中死木的年度碳储量变化（备选方法 1）	3.33
方程 3.2.12	仍为林地的林地中死木的年度碳储量变化（备选方法 2）	3.34
方程 3.2.13	仍为林地的林地中枯枝落叶的年度碳储量变化	3.35
方程 3.2.14	仍为林地的林地中矿质土壤的年度碳储量变化	3.40
方程 3.2.15	森林排水有机土壤的二氧化碳排放	3.42
方程 3.2.16	土壤有机碳含量	3.43
方程 3.2.17	经营林的直接氧化亚氮排放	3.46
方程 3.2.18	森林施肥导致的直接氧化亚氮排放	3.46
方程 3.2.19	对释放的碳产生的非二氧化碳排放的估计	3.49
方程 3.2.20	对燃烧中直接释放的温室气体的估计	3.49
方程 3.2.21	转变为林地的土地中的年度碳储量变化	3.51
方程 3.2.22	转变为林地的土地中活生物量的年度碳储量变化（第 1 层）	3.51
方程 3.2.23	转变为林地的土地中活生物量中年度碳储量的增加	3.52
方程 3.2.24	转变为林地的土地中损失引起的活生物量中年度碳储量的减少	3.52
方程 3.2.25	转变为林地的土地中活生物量的年度碳储量变化（第 2 层）	3.53
方程 3.2.26	每年转变为林地的土地中活生物量中的碳储量变化	3.53
方程 3.2.27	转变为林地的土地中死木的年度碳储量变化	3.57
方程 3.2.28	转变为林地的土地中死木的年度碳储量变化	3.57
方程 3.2.29	转变为林地的土地中枯枝落叶的年度碳储量变化	3.58

方程 3.2.30	转变为林地的土地中枯枝落叶的年度碳储量变化.....	3.58
方程 3.2.31	转变为林地的土地矿质土壤中的年度碳储量变化.....	3.62
方程 3.2.32	造林后矿质土壤中的年度碳储量变化.....	3.63
方程 3.2.33	转变为林地的土地中排水有机土壤产生的二氧化碳排放.....	3.63
方程 3.3.1	仍为农田的农田中的年度碳储量变化.....	3.70
方程 3.3.2	仍为农田的农田土壤中的年度碳储量变化.....	3.74
方程 3.3.3	单一农田体系矿质土壤中的年度碳储量变化.....	3.75
方程 3.3.4	仍为农田的农田中矿质土壤的年度碳储量变化.....	3.78
方程 3.3.5	仍为农田的农田中耕种有机土壤引起的二氧化碳排放.....	3.79
方程 3.3.6	施用农用石灰引起的年度碳排放.....	3.80
方程 3.3.7	转变为农田的土地中碳储量的总变化.....	3.83
方程 3.3.8	转变为农田的土地中活生物量的年度碳储量变化.....	3.85
方程 3.3.9	土地用途转变中清除生物量造成的碳储量变化.....	3.86
方程 3.3.10	生物量就地和异地烧除引起的碳损失.....	3.86
方程 3.3.11	生物量腐朽引起的碳损失.....	3.87
方程 3.3.12	转变为农田的土地土壤中的年度碳储量变化.....	3.89
方程 3.3.13	转变为农田的土地矿质土壤中的氧化亚氮年排放总量.....	3.93
方程 3.3.14	与林地、草地或其它土地转变为农田相关联的扰动引起的氧化亚氮排放.....	3.94
方程 3.3.15	每年因扰动导致土壤有机质净矿化引起释放的氮（基于土壤碳矿化）.....	3.94
方程 3.4.1	仍为草地的草地中的年度碳储量变化.....	3.105
方程 3.4.2	仍为草地的草地中活生物量的年度碳储量变化.....	3.106
方程 3.4.3	仍为草地的草地中活生物量的年度碳储量变化.....	3.107
方程 3.4.4	活生物量的年度变化（比率法）.....	3.107
方程 3.4.5	活生物量的年度变化（差别法）.....	3.108
方程 3.4.6	总生物量.....	3.108
方程 3.4.7	仍为草地的草地土壤中的年度碳储量变化.....	3.111
方程 3.4.8	单一草地体系矿质土壤中的年度碳储量变化.....	3.112
方程 3.4.9	仍为草地的草地总面积矿质土壤中的年度碳储量变化.....	3.113
方程 3.4.10	仍为草地的草地中耕种有机土壤引起的二氧化碳排放.....	3.114
方程 3.4.11	施用农用石灰引起的年度碳排放.....	3.115
方程 3.4.12	转变为草地的土地中碳储量的总变化.....	3.120
方程 3.4.13	转变为草地的土地中活生物量的年度碳储量变化.....	3.122

方程 3.4.14	土地用途转变期间生物量清除造成的碳储量变化.....	3.123
方程 3.4.15	生物量就地和异地烧除引起的碳损失.....	3.123
方程 3.4.16	生物量腐朽引起的碳损失.....	3.124
方程 3.4.17	转变为草地的土地（LG）土壤中的年度碳储量变化.....	3.126
方程 3.5.1	转变为湿地的土地中碳储量的变化.....	3.136
方程 3.5.2	转变为泥炭提取的土地中的年度碳储量变化.....	3.136
方程 3.5.3	转变为泥炭提取的土地中活生物量的年度碳储量变化.....	3.137
方程 3.5.4	转变为泥炭提取的土地土壤中的年度碳储量变化.....	3.137
方程 3.5.5	转变为泥炭提取的有机土壤排水引起的土壤中的年度碳储量变化.....	3.138
方程 3.5.6	转变为水淹地的土地中活生物量的年度碳储量变化.....	3.140
方程 3.6.1	转变为定居地的林地（FS）中活生物量的年度碳储量变化.....	3.143
方程 3.7.1	转变为“其它土地”的土地中的年度碳储量变化.....	3.145
方程 3.7.2	转变为“其它土地”的土地中活生物量的年度碳储量变化.....	3.146
方程 3.7.3	转变为“其它土地”的土地矿质土壤中的年度碳储量变化.....	3.148

图

图 3.1.1	用于确定对仍为同种土地利用类别的土地（例如，仍为林地的林地，FF）合适的层级的决策树.....	3.18
图 3.1.2	用于确定对转变为另一种土地利用类别的土地（例如，转变为林地的土地，LF）合适的层级的决策树.....	3.19
图 3.2.1	对应于不同的森林土壤、管理做法和扰乱状况组合的两个时间平均的土壤有机碳值.....	3.39

表

表 3.1.1	1996 年《IPCC 指南》第 5 章各节与本报告第 3 章各节之间的对照	3.12
表 3.1.2	第 3 章中使用的陆地库的定义	3.15
表 3.1.3	给定的土地利用一节中的子类别	3.20
表 3.2.1	更新的枯枝落叶碳储量和过渡期的默认值	3.36
表 3.2.2	关于自然死亡率、死木蓄积量和活:死比率的更新默认值	3.37
表 3.2.3	经营林中排水有机土壤二氧化碳-碳排放因子的默认值	3.42
表 3.2.4	(天然植被下) 土壤有机碳储量默认参考值 (SOC _{REF})	3.43
表 3.2.5	在估计森林土壤和死有机质库中二氧化碳排放/清除方面产生不确定性的根源	3.61
表 3.3.1	关于仍为农田的农田项下的子类别各层方法的说明	3.70
表 3.3.2	含有多年生物种的作物体系中地上木质生物量和收获周期的默认系数	3.71
表 3.3.3	(天然植被下) 土壤有机碳储量默认参考值 (SOC _{REF})	3.76
表 3.3.4	农田上不同管理活动的相关储量变化因子 (F _{LU} 、F _{MG} 和 F _I) (20 年内)	3.77
表 3.3.5	关于耕种有机土壤的年度排放因子 (EF)	3.79
表 3.3.6	关于转变为农田的土地 (LC) 项下的子类别各层方法的说明	3.84
表 3.3.7	关于土地转变为农田而清除的生物量碳储量的默认值	3.87
表 3.3.8	转变为农田的土地在转变后的那年存在的生物量碳储量的默认值	3.88
表 3.3.9	土地用途转变为农田的相关土壤储量变化因子 (F _{LU} 、F _{MG} 、F _I)	3.92
表 3.4.1	关于仍为草地的草地项下的子类别各层方法的说明	3.106
表 3.4.2	现存生物量草地 (作为干物质) 和地上净初级生产量的默认估值, 按 IPCC 气候带分类	3.109
表 3.4.3	世界主要稀树草原/草原生态系统的默认扩展系数 (根茎 (R:S) 比率)	3.110
表 3.4.4	(天然植被下) 土壤有机碳储量默认参考值 (SOC _{REF})	3.117
表 3.4.5	草地管理的相关储量变化因子	3.118
表 3.4.6	经营草地有机土壤的年排放因子 (EF)	3.118
表 3.4.7	关于转变为草地的土地项下的子类别各层方法的说明	3.122
表 3.4.8	关于土地转变为草地而清除的生物量碳储量的默认值	3.124
表 3.4.9	关于转变为草地的土地上存在的生物量碳储量的默认值	3.125
表 3.4.10	土地用途转变为草地的相关土壤储量变化因子	3.128
表 3.5.1	本报告中论述经营湿地产生的主要温室气体排放的各节和附录	3.135
表 3.5.2	排水后有机土壤的排放因子和“相关”的不确定性	3.138

方框

方框 3.1.1	《优良做法指南》中的层级结构框架.....	3.17
方框 3.2.1	有机土壤、泥炭地和湿地	3.38
方框 3.3.1	求出国家具体的排放因子的优良做法.....	3.95

3.1 导言

第3章将为土地利用、土地利用变化和林业（LULUCF）部门如何估计二氧化碳和非二氧化碳的排放和清除提供指导，同时述及《1996年IPCC国家温室气体清单指南修订本》（《IPCC指南》）的第5章。

本章提出了两个重大的进展：

- (1) 引入三级分层方法，其范围从默认数据和简单方程到利用国家具体数据和适合本国情况的模式。这些层级方法如果运用恰当，能够卓有成效地降低不确定性和提高精确度。
- (2) 利用土地利用类别（第2章）来组织方法并促进：a)透明的报告，b)将地上和地下碳库联系起来（在较高层级），同时与《IPCC指南》的报告进行比较。

本报告中的方法按土地利用类别（6节）、广泛的碳库和非二氧化碳气体及层级来组织，并与报告的其它各章保持一致。

3.1.1 清单和报告步骤

下文概述清查和报告排放与清除的总的步骤顺序。对于各国而言，“*优良做法*”是要遵循这些步骤及本章各节规定的步骤来估计排放量和清除量：

- (1) 利用第2章表示面积的三种办法，在规定的时期内对每种土地利用类别的面积进行估计。
- (2) 按照第3和第5章提供的指导意见对有关的LULUCF类别进行*关键类别*评估。在确定为关键的类别中，评估哪些非二氧化碳气体和碳库是重要的，并根据此类碳库的优先次序来选择方法。
- (3) 确保满足适当层级有关排放和清除因子及活动数据方面的要求。
- (4) 如第5章所述，对排放和清除进行量化并估计每一估值以及本章提供的部门具体数据的不确定性。
- (5) 利用报告表报告排放和清除估值。在适当情况下使用工作单（见附件3A.2）。
- (6) 遵循每种土地利用类别、碳库、非二氧化碳源和土地利用变化项下的具体指示，将用于产生国家排放和清除估值的所有资料制成文件并归档。
- (7) 遵循每种土地利用类别、碳库或非二氧化碳气体项下的具体指示，对排放估值实施质量控制检查、核实和专家同行评审（关于广泛的指导意见，也见第5章）。

3.1.2 本章与《IPCC指南》报告类别之间的联系

根据土地利用类别，第3章分为6节。每节又根据土地利用的现状和近期历史细分为两个分节。

- 第1分节是关于在清查期开始和结束时用途相同的土地。
- 第2分节是关于转变为该节所述土地用途的土地。

表3.1.1列示出本章各节和各分节与《IPCC指南》的关系。这为比较提供了依据，下文将做更详细的说明。

表 3.1.1
1996 年《IPCC 指南》第 5 章各节与本报告第 3 章各节之间的对照

初始期土地利用	报告（本）年土地利用	第 3 章分节 ¹	《IPCC 指南》 ²
林地	林地	3.2.1	5A
农田	林地	3.2.2	5A,5C,5D
草地	林地	3.2.2	5A,5C,5D
湿地	林地	3.2.2	5A,5C,5D
定居地	林地	3.2.2	5A,5C,5D
其它土地	林地	3.2.2	5A,5C,5D
农田	农田	3.3.1	5A,5D
林地	农田	3.3.2	5B,5D
草地	农田	3.3.2	5B,5D
湿地	农田	3.3.2	5D
定居地	农田	3.3.2	5D
其它土地	农田	3.3.2	5D
草地	草地	3.4.1	5A,5D
林地	草地	3.4.2	5B,5D
农田	草地	3.4.2	5C,5D
湿地	草地	3.4.2	5C,5D
定居地	草地	3.4.2	5C,5D
其它土地	草地	3.4.2	5C,5D
湿地	湿地	3.5.1	5A,5E
林地	湿地	3.5.2	5B
农田	湿地	3.5.2	5E
草地	湿地	3.5.2	5B
定居地	湿地	3.5.2	5E
其它土地	湿地	3.5.2	5E
定居地	定居地	3.6.1	5A
林地	定居地	3.6.2	5B
农田	定居地	3.6.2	5E
草地	定居地	3.6.2	5B
湿地	定居地	3.6.2	5E
其它土地	定居地	3.6.2	5E
其它土地	其它土地	3.7.1	5A
林地	其它土地	3.7.2	5B
农田	其它土地	3.7.2	5E
草地	其它土地	3.7.2	5B
湿地	其它土地	3.7.2	5E
定居地	其它土地	3.7.2	5E

¹ 将土壤与生物量相结合，黑体数字表示《IPCC 指南》的“森林和草地转变”。

² 《IPCC 指南》覆盖以下类别：5A 森林和其它木材生物量蓄积量的变化；5B 森林和草地转变；5C 经营土地的撂荒；5D 土壤的排放和清除，和 5E 其它（报告说明第 1.14-1.16 页）。

3.1.2.1 森林和其它木质生物量蓄积量的变化

正如《IPCC 指南》一样，《优良做法指南》述及经营林，其定义如下：

森林管理是规划和实施照管和利用森林做法的过程，旨在实现森林的有关生态、经济和社会功能……经营林是接受森林管理的森林。¹

该定义表明，经营林须受到定期或经常性的人类干预，包括从商业性木材生产到非商业目的的照管的一系列管理做法。第 3.2.1 节述及仍为林地的林地。第 3.2.2 节“转变为林地的土地”中述及管理 and 转变为森林问题。

“林地”一节就所有碳库和非二氧化碳气体（采伐木材产品（HWP）除外）提供了指导意见。《IPCC 指南》提及了 HWP 的处理问题，那些选择估计采伐木材产品库内碳储量变化的国家可在附录 3a.1 中找到关于方法的意见。《IPCC 指南》简要论述了“其它木材生物量蓄积量”，例如农田和放牧地中的多年生生物量，以及城市地区的林木。关于这个专题的指导意见在《优良做法指南》题为“生物量碳库的变化”的各节中加以论述。多年生木材生物量碳储量的变化在每种土地利用类别有关生物量的各节中加以论述。城市林木在第 3.6 节和附录 3a.4 中加以论述。

3.1.2.2 森林和草地转变

《IPCC 指南》“森林和草地转变”一节包括现有的森林和天然草地向其它土地用途如农田的转变。森林可能被砍伐以转变为其它各种各样的用途，但主要是为了变为牧场和农田，这是《IPCC 指南》论述的重点，同时着重论述生物量库中碳的变化。本报告按土地最后的用途系统地论述土地利用方面的转变。在题为“转变为任何其它土地利用类别的土地”的每节中提供了指导意见，而且分别就所有碳库的变化作了阐述。

关于从森林或草地向其它用途转变的汇总估计，可通过将每种从这些类别向另一种土地利用类别的转变合计之后作出。对于森林转变造成的二氧化碳排放量和清除量，总数可通过累加有关林地向每个类别转变的方程 3.3.7、3.4.12、3.5.1、3.6.1 和 3.7.1 而得出。同样，就草地转变而言，总数可通过累加有关草地转变的相同方程而求出。“优良做法”分别对所有林地向其它最后土地用途的转变（砍伐森林）以及草地向其它最后土地用途的转变之总数进行估计和报告。附件 3A.2（表 3A.2.1B）提供了有关报告表。

3.1.2.3 农田、牧场或其它经营土地的撂荒

《IPCC 指南》论述的重点是那些在撂荒或积极重新造林后恢复到半自然状态并重新在生物量中积累碳的土地。不过，土地在碳的再累积方面也可能保持不变或进一步退化。

农田和草地可能被撂荒或被积极地转变为其它不同的用途，从而影响生物量中碳的净变化。因此，本文在好几处都提供了关于估计生物量变化的指导意见，这取决于土地改为何种土地利用类别。如表 3.1.1 所示，可将各种具体的土地用途的转变相加，以便对农田、牧场或其它经营土地撂荒后造成的碳变化进行总量评估。

¹ 统一森林相关定义问题专家会议议事录，罗马，2002 年 9 月（粮农组织 2003 年）。

3.1.2.4 土壤的二氧化碳排放和清除

《IPCC 指南》将本专题进一步分为：a) 矿质土壤的耕种；b) 有机土壤的耕种；以及 c) 农业土壤施放石灰。一般来说，本章中关于每种土地利用的各节都论述仍为同样用途的土地或最近转为该种土地用途的土壤中碳的变化。

在题为“土壤中碳储量的变化”的分节中，分别在仍为农田的农田和仍为草地的草地项下就如何估计管理做法引起的土壤碳储量变化提供了指导意见，其中包括分别就矿质土壤和有机土壤提供的指导意见。在有关转变的分节下还论述了由于土地转变为农田或草地造成的土壤中碳储量的变化。对矿质土壤的耕种引起的土壤中碳储量变化的总体评估，是根据在对土壤中的碳产生影响的管理改变后特定时期内碳储量变化之和作出的。

关于“林地土壤”一节论述了为造林给泥炭地土壤排水问题。附录 3a.3 中介绍了仍为湿地的湿地的所有温室气体排放。本报告第 3.5 节在转变为泥炭提取的土地项下从泥炭提取的含义论述有机土壤的耕种。

与《IPCC 指南》一样，本报告还就农业土壤施放石灰的方法提供了指导。

3.1.2.5 其它报告类别和具体案例

《IPCC 指南》简要说明其它类别的一般问题和方法。这些问题往往很复杂，而且在编写《IPCC 指南》时尚无一致同意可采用的方法。本章较为深入地论述其中一些类别。《IPCC 指南》讨论的“其它可能的类别”明确包括地下部生物量、自然干扰（包括火灾）、轮作以及湿地的泛滥和排水。关于如何估计经营湿地（包括泥炭地和洪涝地）产生的二氧化碳排放与清除和非二氧化碳排放的信息以及仍为定居地的定居地信息分别在附录 3a.3 和 3a.4 中介绍，因为这些土地利用类别的方法和现有数据只是初步的。在述及森林生物量中碳储量变化的章节（第 3.2.1.1 和 3.2.2.1 节）中明确介绍了地下部生物量的估计方法，在其它章节中还介绍了将地下部生物量包括在非林地用途中的备选方法。附录 3a.2 中论述了森林土壤排水和回潮引起的非二氧化碳排放问题。

《优良做法指南》不改变基本的默认假定，即在达到新的平衡之前，土地利用变化对土壤有机质产生线性影响达 20 年（第一层），可能还要连续几个 20 年来处理温带和北方生物带较长的时间常数。这意味着当一片土地改变用途时，随后是 20 年的“变化状况”，每年报告二氧化碳和非二氧化碳影响的 1/20。第三层的建模法可以利用不同的假定。土地应按转变类别报告 20 年，然后转至“仍为类别”，除非发生进一步的变化。

自然干扰（例如暴风雨、火灾、虫害，但仅限于经营土地）因其对二氧化碳和非二氧化碳的影响也包括在内。如果非经营土地受到自然干扰后又发生土地利用变化，那么就应报告自然干扰造成的二氧化碳和非二氧化碳的影响。

3.1.3 碳库的定义

如上所述，本报告中的方法首先按土地利用类别来组织，其次按广泛的碳库组织。表 3.1.2 大致介绍了发生在陆地生态系统中的这些碳库。《IPCC 指南》对其中每种库都作了论述，尽管在有些情况下只提供很少的指导。

表 3.1.2
第 3 章中使用的陆地库的定义

库 ²		说明（另见下面以斜体字表示的注释）
活生物量	地上部生物量	土壤以上所有活的生物量， ³ 包括茎、树桩、枝、树皮、籽实和叶。 注：如果下层林木在地上部生物量碳库中占较小的部分，那么用于某些层级的方法和相关数据将这部分排除在外是可接受的，但要按照第 5 章的规定在整个清单时间序列中以统一的方式使用层级。
	地下部生物量	活根的全部活生物量。直径不足（建议的）2 毫米的细根有时不计在内，因为往往不能凭经验将它们与土壤有机质或枯枝落叶相区分。
死有机质	死木	包括不含在枯枝落叶中的所有非活性的木材生物量，无论是直立的、横躺在地面上的、或者在土壤中的。死木包括横躺在地表的木材、死根和直径大于或等于 10 厘米或国内使用的任何其它直径的树桩。
	枯枝落叶	包括直径小于国家选定的最小直径（例如 10 厘米）、躺在矿质土或有机质土上已经死亡的、腐朽状况各不相同的所有非活生物量。这包括枯枝落叶层、funic 层和腐殖层。在凭经验不能加以区分时，活细根（小于建议的地下部生物量直径限度）包括在枯枝落叶中。
土壤	土壤有机质	包括达到国家选择的规定深度的矿质土和有机土（包括泥炭）中的有机碳，并在时间序列中统一适用。（小于建议的地下部生物量直径限度的）活细根包括在土壤有机质中，如果不能凭经验将它们区分的话。
注：根据各国的情况，可能需要对这里使用的碳库定义稍作修改。在使用修改的定义时，“优良做法”是就此作出明确的报告，确保修改的定义在一段时间内一致使用，并且证明碳库既不遗漏也不重复计算。		

3.1.4 一般方法

第 3 章使用与《IPCC 指南》中相同的基本方法。《IPCC 指南》指出：

方法的基本依据取决于两个关联的主题：一)假定来自和进入大气层的二氧化碳通量等于现有生物量和土壤中碳储量的变化；二)碳储量的变化可以下述方法估计，即首先确定土地利用的变化率和用来促成变化的做法（例如焚烧、皆伐、选择性砍伐等）。其次，对于它们对碳储量的影响和对于特定土地利用的生物反应采用简单的假定或数据。

上述第一层级的作法是本章所介绍的计算碳库变化的基本方法的基础。这种作法可普遍采用并适用于所有的碳库（即地上部生物量、地下部生物量、死木、枯枝落叶和土壤），必要时加以细分以捕捉生态系统、气候带和管理作法间的差异。方程 3.1.1 举例说明了根据按土地利用面积列示的碳损失和增加率来估计碳库变化的一般方法。

在多数一阶近似值中，“活动数据”是指土地利用面积或土地利用变化方面的。一般指导意见是以碳储量系数或“排放因子”乘活动数据来提供源/或汇估值。就所有有关碳库和从一种土地利用类别到另一种利用类别的转变提供指导意见。系统地论述了从一种土地利用类别到另一种利用类别的所有可能的转变并提供默认过渡期。

² 《IPCC 指南》中的默认假定是，森林木材和其它生物量中清除的碳在清除当年氧化。如果各国能够提供文件证明现有的林产品蓄积量实际上在增加，它们可以报告采伐木材产品库情况。附录 3a.1 向各国提供指导，并提供可用于今后方法发展（有待 UNFCCC 决定）的信息。

³ 以吨（干重）表示。

方程 3.1.1

作为一个增加和损失函数，给定的库中的年度碳储量变化

$$\Delta C = \sum_{ijk} [A_{ijk} \cdot (C_I - C_L)_{ijk}]$$

其中：

ΔC = 库中碳储量的变化，吨碳/年

A = 土地面积，公顷

ijk = 对应于气候类型 i 、森林类型 j 、管理作法 k ，等等……

C_I = 碳增加率，吨碳/公顷/年

C_L = 碳损失率，吨碳/公顷/年

《IPCC 指南》中提出了一种在两个时点测量碳储量以评估碳储量变化时采用的替代方法。方程 3.1.2 举例说明了以这种方式估计碳储量变化的一般方法。作为某些情况下的备选方法，本章对后一种方法加以介绍。

方程 3.1.2

给定的库中的年度碳储量变化

$$\Delta C = \sum_{ijk} (C_{t_2} - C_{t_1}) / (t_2 - t_1)_{ijk}$$

其中：

C_{t_1} = 在时间 t_1 时库中的碳储量，吨碳

C_{t_2} = 在时间 t_2 时库中的碳储量，吨碳

即使要求国家每年报告源和汇，也不意味着各国必须每年制定有关所有碳库的国家清单，因为国家清单的数据是在 5 至 10 年周期的基础上制定的。第 5 章就如何使用内插法和外推法以合并数据源提供了指导意见。

《IPCC 指南》关于农业的一章（第 4 章）和《2000 年优良做法指南》的有关部分讨论了土地利用造成的非二氧化碳温室气体排放的几个源。《IPCC 指南》第 4 章和《2000 年优良做法指南》论及热带稀树大草原燃烧和农业残余物燃烧产生的甲烷和氧化亚氮排放、农业土壤的直接和间接氧化亚氮排放以及来自水稻生产的甲烷排放。《IPCC 指南》关于废物的一章和《2000 年优良做法指南》还就固体废物处理场处理或焚烧废物时从生物量部分产生的温室气体排放提供了指导意见。

本《优良做法指南》提供了关于如何将《IPCC 指南》农业一章和《2000 年优良做法指南》扩展适用到这些新增的土地利用和土地利用变化类别的补充信息：

- 森林火灾产生的非二氧化碳（氧化亚氮和甲烷）（第 3.2.1.4 节）；
- 经营（施肥）林产生的氧化亚氮（第 3.2.1.4 节）；
- 森林土壤排水产生的氧化亚氮（附录 3a.2）；
- 经营湿地产生的氧化亚氮和甲烷（附录 3a.3）；和
- 土地用途转变后土壤的氧化亚氮排放（第 3.3.2.3 和 3.4.2.3 节）。

3.1.5 层级

本章向用户提供用于估计每种源的温室气体排放量和清除量的 3 个层级方法。这些层级对应一个级数，从利用带有默认数据的简单方程上升到较为复杂的国家系统中的国家特定数据⁴。方框 3.1.1 中对这 3 个一般层级作了归纳介绍。这些层级表明估值——作为方法复杂性、模式参数的区域特性和活动数据的空间分辨率和范围的一个函数——的确定性从最低级别到最高级别的渐进。第 1 层方法的实施已经具备了完整的指导。不管是哪个层级，

⁴ 国家具体数据可能需要加以细分以捕捉在单一土地类别中不同的生态系统和生境质量、气候带和管理作法。

各国都应当将为各个类别和库采用的层级、排放因子以及用于得出估值的活动数据编制成文件。对于较高的层级，清查机构可能需要提供补充文献资料以支持使用更复杂的方法或本国确定的参数的决定。从较低层级向较高层级前进，通常将需要增加资源以及机构和技术能力。

方框 3.1.1

《优良做法指南》中的层级结构框架

第 1 层作法采用《IPCC 指南》（工作手册）提供的基本方法和《IPCC 指南》（工作手册和参考手册）提供的默认排放因子以及本章中的更新数据。对于只在《IPCC 指南》中提及的某些土地利用和库（即默认值假定为零排放或清除）而言，如果有新的科学信息可加以利用，就将其收入本报告中。第一层方法通常利用空间范围粗略的活动数据，例如国家或全球范围的毁林率估值、农业生产统计资料和全球土地覆盖图等。

第 2 层可以利用与第 1 层相同的方法，但采用本国最为重要的土地利用/活动确定的排放因子和活动数据。第 2 层也可采用基于国家具体数据的储量变化法。国家确定的排放因子/活动数据最适合于该国的气候区域和土地利用系统。第 2 层一般利用较高分辨率的活动数据以便与本国为特定区域和专门土地利用类别确定的系数相一致。

在**第 3 层**，使用更高层级的方法，包括适合处理国家情况的各种模式和清查测量系统，在一段时间可重复使用，并采用高分辨率活动数据和在国家以下各级分类至精细格网比例尺。与较低层级的方法相比，这些较高层级的方法所提供的估值的确定性更大，而且生物量与土壤动态间的联系更为密切。此类系统可在地理信息系统（GIS）的基础上将与土壤模块相联系的年龄、分类/生产数据系统结合起来，纳入几种类型的监测。对土地用途发生变化的地块可在一段时间内进行跟踪。在多数情况下，这些系统具有气候依赖性，从而可提供带有年度间变率的源估值。模式应接受质量检查、审计和验证。

3.1.6 方法的选择

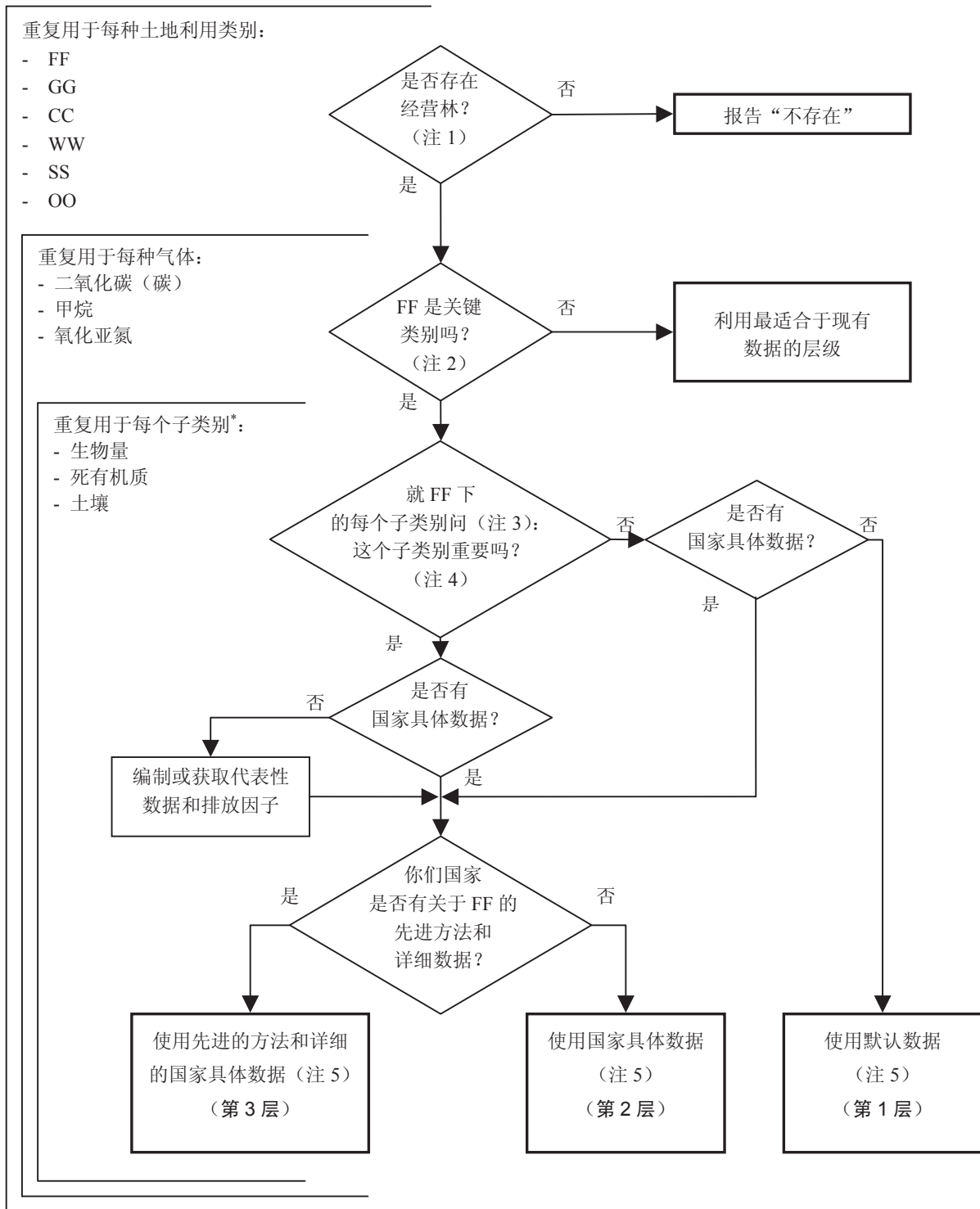
“优良做法”指采用具有最高确定性的方法，同时又尽量高效地利用现有资源。正如本报告第 5 章第 5.4 节所说明的，在决定使用哪个层级和为改进清单投入更多资源时，应考虑土地利用是否是**关键类别**。在一组决策树中就方法选择提供了指导意见，目的在于评估一种源/汇类别是否是**关键类别**以及在一个**关键类别**中哪些库被认为是重要的。决策树在子类别一级适用，它大体对应于碳库和非二氧化碳气体源（见表 3.1.3 的子类别清单）。重要的是应指出，**关键类别**分析是一个反复的过程，而且每个子类别需要初始估值以便进行分析。图 3.1.1 提供了一个通用决策树以确定对清查期开始和结束时用途相同的土地合适的层级方法。该决策树适用于第 3.2.1、3.3.1、3.4.1、3.5.1、3.6.1 和 3.7.1 节中说明的子类别。该图以第 3.2.1 节，“仍为林地的林地”作为例子。图 3.1.2 将第 3.2.2 节“转变为林地的土地”作为例子，提供了一个通用决策树来确定对清查期期间用途发生变化的土地合适的层级方法。这一决策树应适用于第 3.2.2、3.3.2、3.4.2、3.5.2、3.6.2 和 3.7.2 节中说明的子类别。

图 3.1.1 中使用的缩写 FF、GG、CC、WW、SS、OO 表示土地利用类别未发生转变；而图 3.1.2 中的缩写 LF、LG、LC、LW、LS、LO 表示土地向这些利用类别发生的转变：

FF = 仍为林地的林地	LF = 转变为林地的土地
GG = 仍为草地的草地	LG = 转变为草地的土地
CC = 仍为农田的农田	LC = 转变为农田的土地
WW = 仍为湿地的湿地	LW = 转变为湿地的土地
SS = 仍为定居地的定居地	LS = 转变为定居地的土地
OO = 仍为其它土地的其它土地	LO = 转变为其它土地的土地

在整个第 3 章中，这些缩写用作方程中符号的下标。

图 3.1.1 用于确定对仍为同种土地利用类别的土地（例如，仍为林地的林地，FF）合适的层级的决策树



注 1：使用 20 年作为阈值，与《IPCC 指南》中所载默认值是一致的。各国可利用适合本国情况的不同时期。

注 2：第 5 章第 5.4 节（方法选择-关键类别的认定）解释了关键类别的概念。

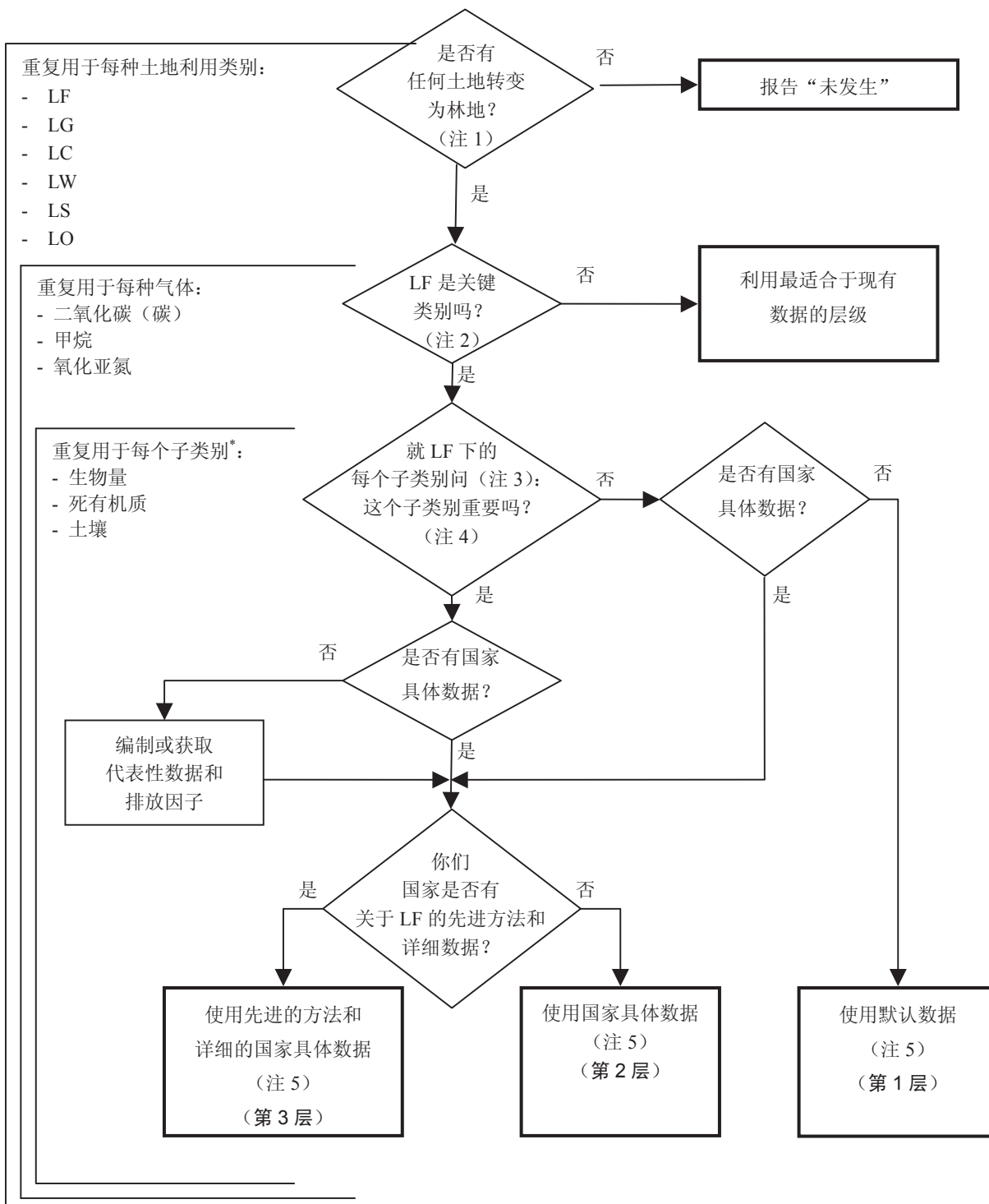
注 3：关于子类别的特点说明见表 3.1.2。

注 4：如果一个子类别占到整个类别排放/清除量的 25%至 30%，该子类别是重要的。

注 5：关于层级定义见方框 3.1.1。

*如果一国将采伐木材产品（HWP）作为一个单独的库报告，应将其作为一个子类别处理。

图 3.1.2 用于确定对转变为另一种土地利用类别的土地（例如，转变为林地的土地，LF）合适的层级的决策树



注 1: 使用 20 年作为阈值，与《IPCC 指南》中所载默认值是一致的。各国可利用适合本国情况的不同时期。

注 2: 第 5 章第 5.4 节（方法选择-关键类别的认定）解释了关键类别的概念。

注 3: 关于子类别的特点说明见表 3.1.2。

注 4: 如果一个子类别占到整个类别排放/清除量的 25%至 30%，该子类别是重要的。

注 5: 关于层级定义见方框 3.1.1。

*如果一国将采伐木材产品（HWP）作为一个单独的库报告，应将其作为一个子类别处理。

表 3.1.3 给定的土地利用一节中的子类别	
气体	子类别
二氧化碳	活生物量
	死有机质
	土壤
氧化亚氮	火灾
	土壤有机质矿化
	氮投入
	有机土壤耕作
甲烷	火灾

3.1.7 报告

“优良做法”是按照本章和第 5 章第 5.4 节提供的指导意见，对每种土地利用类别进行**关键类别**评估：

- 在被指定为关键的每种土地利用类别中，评估哪些子类别为重要的子类别；和
- 利用这种分析的结果，根据类别和子类别的优先次序来选择方法。

将报告类别分为温室气体和土地利用，即仍为一种用途的土地和转变为该种用途的土地。类别估值为各子类别的汇编。表 3.1.3 列出每个报告类别中的子类别。报告表在附件 3A.2 中给出。在使用国家温室气体清单中的其它要素汇编土地利用、土地利用变化和林业的排放和汇的估值时，必须统一使用符号 (+/-)。在最后报告中，排放（碳储量的减少，非二氧化碳的排放）始终为正 (+)，而清除（碳储量的增加）始终为负 (-)。为计算最初估值，本章遵循《IPCC 指南》第 5 章使用的惯例，其中碳储量的净增加为正 (+)，而净减少为负 (-)。与《IPCC 指南》所规定的一样，在最后报告中需要将这些值的符号加以转换以便与国家清查报告中的其它各节保持一致。

单位

二氧化碳排放和清除及非二氧化碳气体排放单位采用千兆克 (Gg) 报告。为将吨碳换算为千兆克二氧化碳，用 44/12 和 10^{-3} 乘该值。为将单位从千克氧化亚氮-氮换算为千兆克氧化亚氮，用 44/28 和 10^{-6} 乘该值。

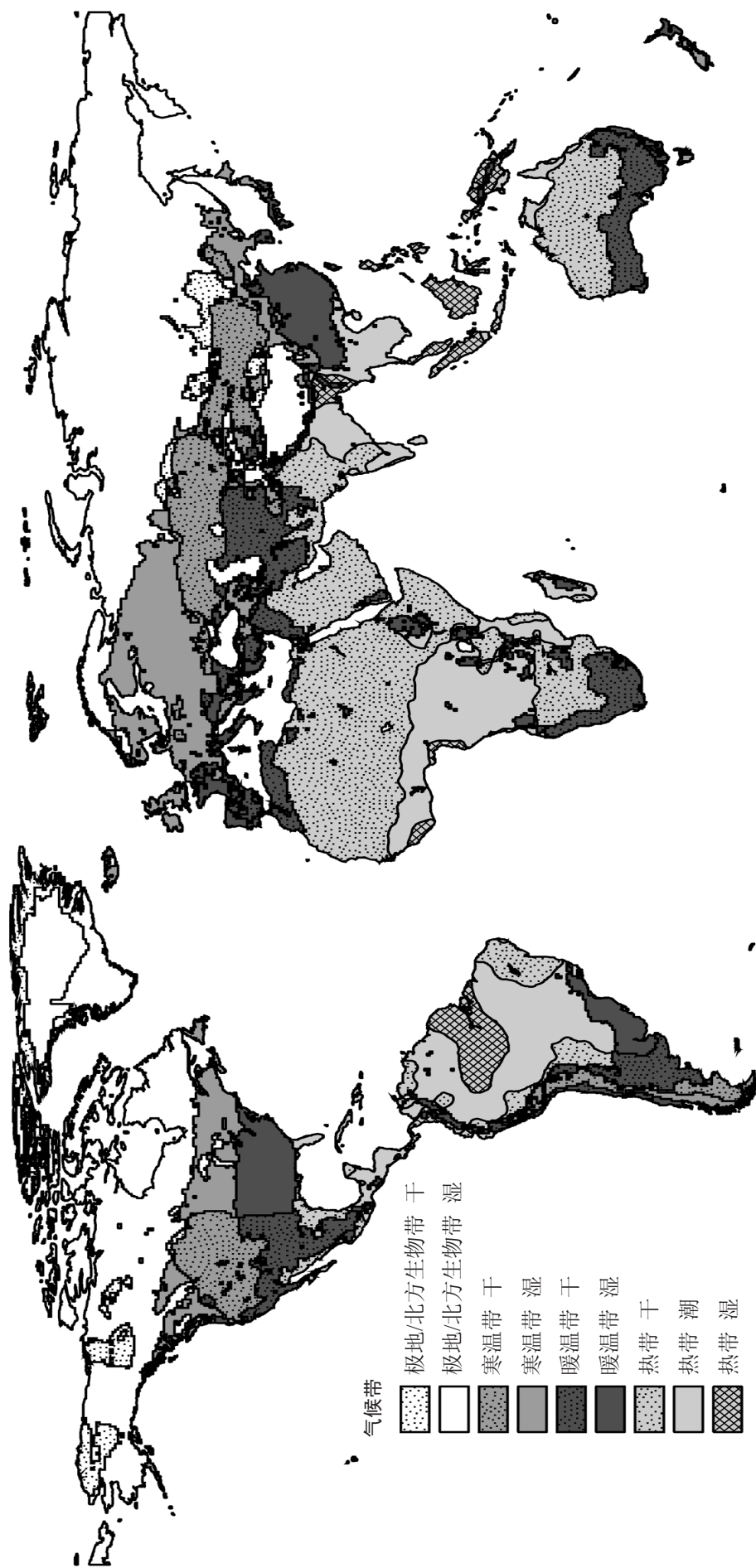
惯例

为了报告的目的（其目的与《IPCC 指南》的一致），清除（摄取）的符号始终为 (-)，而排放的符号始终为 (+)。

3.1.8 一般气候带

本章中的某些默认值是根据气候带提供的。图 3.1.3 是这些气候带的总体轮廓。与《IPCC 指南》相比，本图只将极地/北方生物带定为追加分类。

图 3.1.3 主要气候带的轮廓，摘自《IPCC 指南》并予以更新。温度带根据年平均温度 (MAT) 界定：极地/北方生物带 (MAT < 0°C)、寒温带 (MAT 0-10°C)、暖温带 (MAT 10-20°C) 和热带 (MAT > 20°C)。北方生物带和温带的水分状况用年平均降水量 (MAP) 与潜在蒸发量 (PET) 之比率界定：干 (MAP/PET < 1)，湿 (MAP/PET > 1)；热带只用降水量界定，干 (MAP < 1,000 毫米)，潮 (MAP: 1 000-2 000 毫米)，湿 (MAP > 2,000 毫米)。降水量和温度数据来自环境规划署全球资源信息数据库。



<http://www.grid.unep.ch/data/grid/climate.php>

3.2 林地

本节提供对与林地和转变为林地的土地上生物量和土壤有机碳变化有关的碳储量变化以及温室气体的排放和清除进行估计的方法。该方法与《1996年IPCC国家温室气体清单指南修订本》（《IPCC指南》）中的做法是一致的，生物量的年度变化是根据生物量增长与损失之差计算的。本指南：

论述第3.1节认定的5种碳库：

- 在较高级别将相同土地面积的生物量和土壤碳库联系起来；
- 包括火灾、风暴、虫害和疾病爆发引起的自然损失造成的经营土地上碳的排放；
- 提供估计非二氧化碳温室气体排放的方法；和
- 应与第2章说明的获取统一面积数据的做法结合使用。

第3.2节分为两部分。第一部分，即第3.2.1节论述对过去已成为森林至少20年的林区5种碳库中碳储量变化进行估计的方法。¹第二部分，即第3.2.2节论述近期转变为森林的土地上碳储量的变化。第3.2.1节说明应如何使用第3.1.6节图3.1.1中的决策树以便选择适合于碳库和非二氧化碳气体的层级方法。

正如《IPCC指南》所指出的，不应将自然的未受扰乱的森林视为人为的源或汇，并将它们排除在国家清单估计之外。因此本章只提供关于估计和报告经营林温室气体人为的源和汇的指导意见。经营林的定义在第3.1.2.1节中加以讨论。国家一级的定义在一段时间内应统一适用并覆盖定期或不断受到人类干预的所有森林，包括从商业性木材生产到非商业目的的全面的管管理做法。

《IPCC指南》包括默认假定，即采伐生物量中所有的碳在清除当年氧化，但如果表明现有的储量在增加，则可灵活地将采伐木材产品（HWP）中的碳储量包括进去。采伐木材产品的核算问题正由科技咨询机构审议。在谈判出结果前，采伐木材产品的估计方法在单独一节中讨论（附录3a.1）。这表明方法制定的现状，并不影响《IPCC指南》中的意见，也不损害所述谈判的结果。

3.2.1 仍为林地的林地

在土地利用类别列为“仍为林地的林地（FF）”的温室气体清单中包含了5种碳库（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）中碳储量的变化估值，以及此类碳库中非二氧化碳的排放量。与估计与碳库变化相关的FF年度排放量或清除量的简要方程，见方程3.2.1：

方程 3.2.1

仍为林地的林地的年度排放量或清除量

$$\Delta C_{FF} = (\Delta C_{FF_{LB}} + \Delta C_{FF_{DOM}} + \Delta C_{FF_{土壤}})$$

其中：

- ΔC_{FF} = 仍为林地的林地的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{FF_{LB}}$ = 仍为林地的林地中活生物量（包括地上和地下部生物量）的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{FF_{DOM}}$ = 仍为林地的林地中死有机质（包括死木和枯枝落叶）的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{FF_{土壤}}$ = 仍为林地的林地中土壤的年度碳储量变化，吨碳/年

¹ 应在适当的节项下跟踪已转变为另一种土地利用的土地，只要碳动态受到转变和后续动态的影响，就要进行跟踪。20年期与《IPCC指南》一致，但第3层方法可用于适合国情的更长时期。

为将吨碳换算为千兆克二氧化碳，用 44/12 和 10^3 乘该值。关于惯例（符号），参阅第 3.1.7 节或附件 3A.2（报告表和工作单）。

3.2.1.1 活生物量中碳储量的变化

碳储量的变化通过以适当的碳部分乘生物量增加和损失的烘干重量之差计算。本节介绍估计生物量增量和损失的方法。增量包括生物量的成长量。损失包括采伐、薪柴采集和自然损失。

3.2.1.1.1 方法问题

3.2.1.1.1.1 方法的选择

有两种方法可用于估计生物量中碳储量的变化：

方法 1（也叫做默认法）要求从报告年度的生物量碳增量减去生物量碳损失（方程 3.2.2）。

<p>方程 3.2.2</p> <p>仍为林地的林地中活生物量的年度碳储量变化（默认法）</p> $\Delta C_{FF_{LB}} = (\Delta C_{FF_G} - \Delta C_{FF_L})$

其中：

$\Delta C_{FF_{LB}}$ = 仍为林地的林地中活生物量（包括地上和地下部生物量）的年度碳储量变化，吨碳/年

ΔC_{FF_G} = 生物量生长引起的年度碳储量的增加，吨碳/年

ΔC_{FF_L} = 生物量损失引起的年度碳储量的减少，吨碳/年

方法 2（也叫做储量变化法）需要关于一个给定林区两个时点的生物量碳储量清单。生物量变化是指生物量在时间 t_2 与时间 t_1 之间的差异，用清单间的年数相除（方程 3.2.3）。

<p>方程 3.2.3</p> <p>仍为林地的林地中活生物量的年度碳储量变化（储量变化法）</p> $\Delta C_{FF_{LB}} = (C_{t_2} - C_{t_1}) / (t_2 - t_1)$ <p>和</p> $C = [V \cdot D \cdot BEF_2] \cdot (1+R) \cdot CF$

其中：

$\Delta C_{FF_{LB}}$ = 仍为林地的林地中活生物量（包括地上和地下部生物量）的年度碳储量变化，吨碳/年

C_{t_2} = 在时间 t_2 时计算的生物量中总碳量，吨碳

C_{t_1} = 在时间 t_1 时计算的生物量中总碳量，吨碳

V = 商品材材积；米³/公顷

D = 基本木材密度，吨干物质/米³商品材材积

BEF₂ = 将商品材材积换算为地上林木生物量的生物量扩展系数，无量纲

R = 根茎比率，无量纲

CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

默认方法可适用于所有层级，而储量变化法的数据要求排除了对第一层做法的选择。一般来说，储量变化法为生物量较大的增加或减少或在进行了非常准确的森林清查情况下提供可靠的结果。不过，对于混交林分的林区，和（或）在与生物量总量相比生物量变化非常小的情况下，储量变化法存在着清查误差大于预期变化的风险。在此种条件下，增量数据可能会给出更可靠的结果。因此，在合适的层级选用默认法或储量变化法将是一个由专家在考虑到国家清查系统和森林特性等因素后做出判断的问题。

估计地上和地下部生物量变化的默认法使用一系列的方程。它们需要关于不同土地利用类别面积的活动数据，它们符合不同的森林类型或管理系统、相应的排放和清除因子及估计生物量损失的因子。估计的准确性取决于为进行生物量估计所选择的层级和所利用的数据。

“优良做法”是通过遵循图 3.1.1 中的决策树来选择层级。这将促进现有资源的有效利用，其中考虑到这个类别的生物量是否为第 5 章第 5.4 节所述的**关键类别**。一般来说：

第 1 层：第 1 层适用于这样的国家：要么对该国而言，该子类别（仍为林地的林地或生物量碳库）不是一个**关键类别**，要么该国没有国家具体活动数据或者这方面的数据很少，并且没有或难以获得排放/清除因子。

第 2 层：此层适用于仍为林地的林地或生物量碳是一**关键类别**的情况。第 2 层适用于这样的国家：可获得国家关于活动数据和排放/清除因子的具体估值或这些数据能与其它土地利用类别所需的费用相比较为合算的费用收集到。

第 3 层：此层适用于仍为林地的林地或生物量碳是**关键类别**的情况。这要求使用详尽的国家森林清查数据，补充以动态模式或适合国情的异质同象方程，这样可直接计算生物量的增量。有关碳储量变化的第 3 层做法允许使用多种方法，由于各国的清查方法和森林条件不同，国与国间的实施方法可能不同。因此，第 3 层的一个关键问题是要将使用的数据、假定、方程和模式的有效性和完整性编写成适当的文件。

利用默认法估计活生物量中碳储量变化 ($\Delta C_{FF_{LB}}$) 的方程

仍为林地的林地中生物量增量引起的年度碳储量的增加 (ΔC_{FF_G})

对仍为林地的林地中由于生物量增加引起的年度碳储量的增加进行估计，需要有本国每种森林类型和气候带的面积和总生物量年度增量的估值（方程 3.2.4）。生物量碳部分的默认值为 0.5，不过较高级方法允许采用关于不同的物种、一棵树或植丛的不同部分（茎、根和叶）以及林分年龄的变量。

方程 3.2.4

仍为林地的林地中生物量增量引起的年度碳储量的增加

$$\Delta C_{FF_G} = \sum_{ij} (A_{ij} \cdot G_{\text{总和}ij}) \cdot CF$$

其中：

ΔC_{FF_G} = 按森林类型和气候带分列的仍为林地的林地中生物量增量引起的年度碳储量的增加，吨碳/年

A_{ij} = 按森林类型 ($i=1$ 至 n) 和气候带 ($j=1$ 至 m) 分列的仍为林地的林地的面积，公顷

$G_{\text{总和}ij}$ = 按森林类型 ($i=1$ 至 n) 和气候带 ($j=1$ 至 m) 分列的以干物质单位表示的总生物量年平均增加率，吨干物质/公顷/年

CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

生物量年均增量 ($G_{\text{总和}}$)

$G_{\text{总和}}$ 是地上部生物量年增加率 (G_w) 的扩大以包括它的地下部分，涉及以适用于增量的地下部生物量与地上部生物量的比率（经常叫做根茎比率 (R)）相乘来计算。在自然再生林或广泛类别的人工林情况下如果有 G_w 数据可供利用的话， $G_{\text{总和}}$ 可以直接获得。如果无 G_w 数据可供利用，可使用材积增量 (I_v) 和生物量扩展系数将年净增量转

换至地上部生物量增量。方程 3.2.5 显示了这种关系：

方程 3.2.5	
生物量年均增量	
$G_{\text{总和}} = G_w \cdot (1+R)$ (A)	用于直接利用地上部生物量增量（干物质）数据的情况，否则利用方程 B 或其等式来估计 G_w 。
$G_w = Iv \cdot D \cdot BEF_1$ (B)	用于利用净材积增量数据估计 G_w 的情况。

其中：

$G_{\text{总和}}$ = 地上和地下部生物量年均增量，吨干物质/公顷/年

G_w = 地上部生物量年均增量，吨干物质/公顷/年；表 3A.1.5 和 3A.1.6

R = 适合于增量的根茎比率，无量纲；表 3A.1.8

Iv = 适用于工业加工的材积年均净增量，米³/公顷/年；表 3A.1.7

D = 基本木材密度，吨干物质/米³；表 3A.1.9

BEF_1 = 将年净增量（包括树皮）换算为地上林木生物量增量的生物量扩展系数，无量纲；表 3A.1.10

基本木材密度(D)和生物量扩展系数(BEF)因森林类型、年龄、生长条件、林分密度和气候不同而不同(Kramer, 1982年; Brown,1997年; Lowe 等人, 2000年; Koehl, 2000年)。表 3A.1.10 提供按森林类型和气候带分列的生物量扩展系数默认值供与指明的最小直径范围一起使用。在《IPCC 指南》中，生物量扩展系数充当用来计算那些在采伐中被砍下并留待腐朽的非适销生物量（主枝、小树等）的扩展比率的替代值。

对于采用第 2 层方法的国家，“优良做法”是在可获得的情况下，使用国家具体的有关具体物种的基本木材密度和生物量扩展系数值。

采用第 3 层方法的国家，应在物种层级估计基本木材密度和生物量扩展系数值。生物量增量、立木蓄积和采伐量的生物量扩展系数因给定的物种或林分的不同而有所不同。就第 2 和第 3 层而言，鼓励清查专家分别为立木蓄积、生物量增量和采伐量制定国家具体的基本木材密度和生物量扩展系数值。如果采用国家具体的系数和办法，应按照国家提出的要求对它们进行适当核实并编写成文件。

根据各国具体的条件（例如，Lehtonen 等人，2003 年；Smith 等人，2003 年），可将生物量扩展系数和基本木材密度合并为一个数值。在这种情况下，在合并数值时应酌情参考关于生物量扩展系数和基本木材密度的指导意见。

仍为林地的林地中生物量损失引起的年度碳储量的减少 (ΔC_{FF_L})

年生物量损失为商业性圆材采伐、薪柴采集造成的损失和其它损失之和（方程 3.2.6）：

方程 3.2.6	
仍为林地的林地中生物量损失引起的年度碳储量的减少	
$\Delta C_{FF_L} = L_{\text{采伐}} + L_{\text{薪柴}} + L_{\text{其它损失}}$	

其中：

ΔC_{FF_L} = 仍为林地的林地中生物量损失引起的年度碳蓄量的减少，吨碳/年

$L_{\text{采伐}}$ = 商业性采伐引起的年度碳损失，吨碳/年（见方程 3.2.7）

$L_{\text{薪柴}}$ = 薪柴采集引起的年度碳损失，吨碳/年（见方程 3.2.8）

$L_{\text{其它损失}}$ = 年度其它碳损失，吨碳/年（见方程 3.2.9）

估计商业性采伐引起的年度碳损失的方程见方程 3.2.7:

<p>方程 3.2.7</p> <p>商业性采伐引起的年度碳损失</p> $L_{\text{采伐}} = H \cdot D \cdot BEF_2 \cdot (1 - f_{\text{BL}}) \cdot CF$

其中:

$L_{\text{采伐}}$ = 商业性采伐引起的年度碳损失, 吨碳/年

H = 年采伐材积, 圆材, 米³/年

D = 基本木材密度, 吨干物质/米³; 表 3A.1.9

BEF_2 = 将采伐圆材材积换算为地上部总生物量(含树皮)的生物量扩展系数, 无量纲; 表 3A.1.10

f_{BL} = 留在林中腐朽的生物量部分(转为死有机质)

CF = 干物质的碳部分(默认值=0.5), 吨碳/吨干物质

在应用这个方程时有两种选择:

- (一) 与采伐圆材材积相关联的总生物量被视为一种立即排放。这种默认假定并暗示 f_{BL} 应设定为 0。应作出这种假定, 除非明确说明死有机质的变化, 这意味着要利用下文第 3.2.1.2 节项下的较高层级方法。
- (二) 一定比例的生物量转为死木蓄积量。在这种情况下, f_{BL} 应靠专家判断或基于经验数据取得(第 2 或 3 层)。附件 3.A.11 提供用于第 2 层的 f_{BL} 的默认数据。

利用方程 3.2.8 来估计薪柴采集引起的碳损失:

<p>方程 3.2.8</p> <p>薪柴采集引起的年度碳损失</p> $L_{\text{薪柴}} = FG \cdot D \cdot BEF_2 \cdot CF$

其中:

$L_{\text{薪柴}}$ = 薪柴采集引起的年度碳损失, 吨碳/年

FG = 年度采集的薪柴材积, 米³/年

D = 基本木材密度, 吨干物质/米³; 表 3A.1.9

BEF_2 = 将采伐圆材材积换算为地上部总生物量(含树皮)的生物量扩展系数, 无量纲; 表 3A.1.10

CF = 干物质的碳部分(默认值=0.5), 吨碳/吨干物质

经营林其它的碳损失包括各种扰乱如风暴、虫害爆发或火灾引起的损失。下文提供了估计此类扰乱引起的碳损失量的一般办法。在经营林地火灾(包括野火和受控火)引起损失的具体情况下, 应使用这种方法对第 3.2.1.4 节(非二氧化碳温室气体排放)的方法论提供投入以估计火灾引起的二氧化碳和非二氧化碳排放量。

“优良做法”是报告受发生在经营林地上的各种扰乱如火灾、虫害和风暴——不管这些是否由人类活动所引起——影响的所有面积。非经营林发生的不造成土地利用变化的自然扰乱不应包括在内。计为商业采伐或薪柴的生物量损失不应列入其它扰乱引起的损失项下。

扰乱对森林生态系统的影响随扰乱的类型和严重程度、发生时所处的条件(例如天气)和生态系统的特点而变

化。方程 3.2.9 举例说明的建议的一般方法假定在发生扰乱的情况下森林生物量被完全毁坏——因此默认法只处理“林分置换”扰乱。采取第 3 层方法报告的国家应将林分置换和非林分置换两种扰乱都考虑在内。

<p>方程 3.2.9</p> <p>年度其它碳损失</p> $L_{\text{其它损失}} = A_{\text{扰乱}} \cdot B_w \cdot (1 - f_{\text{BL}}) \cdot CF$

其中：

$L_{\text{其它损失}}$ = 年度其它碳损失，吨碳/年

$A_{\text{扰乱}}$ = 受扰乱影响的森林面积，公顷/年

B_w = 森林面积的平均生物量蓄积量，吨干物质/公顷；表 3A.1.2、3A.1.3 和 3A.1.4

f_{BL} = 留在林中腐朽的生物量部分（转为死有机质）；表 3A.1.11

CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

第 1 层：在第 1 层下，假定扰乱只影响地上部生物量；还假定地上部生物量碳在发生扰乱后全部损失。因此 f_{BL} 等于零。

第 2 层：采取较高级方法报告的国家在说明所有森林库的排放/清除时，必须区分遭毁坏和造成温室气体排放的扰乱前生物量部分与转入死有机质库并在以后腐朽的生物量部分。

第 3 层：采取第 3 层方法报告的国家应考虑所有重大的扰乱，包括关于林分置换和非林分置换。在说明非林分置换扰乱的影响时，各国可给方程 3.2.9 增加一项以便对不受扰乱影响的扰乱前生物量部分作出调整。

利用默认法估计活生物量中碳储量变化 ($\Delta C_{\text{FF}_{\text{LB}}}$) 的步骤简介

步骤 1：按照第 2 章的指导意见（表示土地面积的办法），将仍为林地的林地的面积（A）归类为不同气候带的森林类型，按本国所采用的类型。作为参考，表 3A.1.1 提供了按区域和国家分列的国家级森林面积和年度森林面积变化的数据作为一个核实手段；

步骤 2：利用方程 3.2.5 来估计生物量的年均增量 ($G_{\text{总和}}$)。如果可获得关于地上部生物量年均增量 (G_w) 的数据，则利用方程 3.2.5A。如果得不到上述数据，则利用方程 3.2.5B 来估计 G_w ；

步骤 3：利用方程 3.2.4 来估计生物量增量引起的年度碳储量的增加 (ΔC_{FF_G})；

步骤 4：利用方程 3.2.7 来估计商业性采伐引起的年度碳损失 ($L_{\text{W 采伐}}$)；

步骤 5：利用方程 3.2.8 来估计薪柴采集引起的年度碳损失 ($L_{\text{W 薪柴}}$)；

步骤 6：利用方程 3.2.9 来估计其它损失引起的年度碳损失 ($L_{\text{其它损失}}$)；

步骤 7：根据步骤 4 至 6 中估计的损失，利用方程 3.2.6 来估计生物量损失引起的年度碳储量的减少 (ΔC_{FF_L})；

步骤 8：利用方程 3.2.2 来估计活生物量的年度碳储量变化 ($\Delta C_{\text{FF}_{\text{LB}}}$)。

3.2.1.1.1.2 排放/清除因子的选择

方法 1 要求符合本国每种森林类型和气候带的年度生物量增量，以及同包括采伐、薪柴采集引起的损失和自然损失在内的生物量损失有关的排放因子。

生物量年度增量

地上部生物量年度增量， G_w

第 1 层：第 1 层利用地上部生物量年均增量 (G_w) 的默认值，它们在表 3A.1.5 和 3A.1.6 中提供。

第 2 层：第 2 层方法利用国家具体数据来计算生物量年均总增量 G_w 。国家具体数据经常与商品材材积 (I_v) 联系在一起。需要用关于生物量扩展系数 (BEF_1) 和基本木材密度 (D) 的数据将现有数据换算为 G_w 。表 3A.1.7 提供了 I_v 的默认值，表 3A.1.10 和 3A.1.9 分别提供了 BEF_1 和 D 的默认值。

第 3 层：在第 3 层下，将可利用详细的森林清查或监测系统，它至少包含关于立木蓄积的数据，在理想的情况下还包含关于年度增量的数据。如果可获得合适的异速生长生物量函数，“优良做法”是直接利用这些方程。还可将碳部分和基本木材密度纳入这类方程。

应利用详细的森林清单来提供森林清查年度森林碳储量的初始条件。在清查年与承诺期不对应时，应利用年均增量或通过模式（即能模拟森林动态的模式）估计的增量。

可将定期的森林清单与年度植树和采伐数据结合起来以提供清查年间增量的非线性插入值。

地下部生物量增量

第 1 层：作为与《IPCC 指南》一致的默认假定，地下部生物量增量可为零。或者，可将根茎比率(R)的默认值用来估计地下部生物量，它们在表 3A.1.8 中提供。

第 2 层：应利用国家具体的根茎比率来估计地下部生物量。

第 3 层：应利用国家或区域确定的根茎比率或增量模式。最好应将地下部生物量纳入计算总生物量增量的模式。

年度生物量损失

《IPCC 指南》将生物量提取（即商业性采伐、薪柴清除和其它木材利用及自然损失）称为导致碳释放的蓄积生物量的总消耗。方程 3.2.6 较为精确地阐明 3 个组成部分。

除了工业木材和锯材原木的商业性采伐外，还比较具体地提到了薪柴，此外还可能有其它非商业性采伐的类型，例如用于自己消费的木材砍伐。这一数量不一定包括在官方统计中，可能需要通过调查来估计。

采伐

在计算商业采伐引起的碳损失时，需要下列排放/清除因子：提取的圆木材积 (H)、基本木材密度 (D) 和留在林中腐朽的生物量部分 (f_{BL})。

在可区分的情况下，不应计算来自转变为另一种土地用途的林地的采伐数据，因为这将导致重复计算。关于采伐的数据不大可能提供关于此种采伐来自何种土地的分列数据，因此应从采伐总量中减去相当于转变为林地的土地的生物量损失的生物量。

圆木采伐情况公布在欧洲经委会/粮农组织《木材公报》上并载于粮农组织《林产品年鉴》。后者主要依据各国提供的数据。在无官方数据时，粮农组织提供基于现有最可靠信息的估值。通常，年鉴拖后两年面世。

第 1 层：可将粮农组织数据用作方程 3.2.7 中 H 的默认值。圆木数据包括从森林清除的以立方米报告的所有木材（去皮）。去皮数据需要换算为带皮数据以便与 BEF_2 一起使用。就多数树种而言，树皮占到带皮茎材积的 10%至 20%。在没有国家具体数据的情况下，应将 15%用作默认值，粮农组织的带皮材积可用去皮估值除以 0.85 来估算，然后再将数值用于方程 3.2.7。“优良做法”是利用来自国家或区域调查的任何补充数据来核实、补充、更新和检查数据的质量。

第 2 层：应使用国家具体数据。

第 3 层：应使用国家关于不同森林类别的具体的清除数据，其分辨率对应于第 3 层的森林模式。如果已知，应使用国家关于死木腐朽动态的具体信息来说明非采伐生物量的时间演变。

薪柴采集

对薪柴采集引起的碳损失进行估计，需要关于年度采集的薪柴材积（FG）、基本木材密度（D）和将收集的圆木材积换算为地上总生物量的生物量扩展系数（BEF₂）的数据。

不同国家采集薪柴的方法，从普通采伐到收集死木各不相同（后者经常作为方程 3.2.7 中“f_{BL}”的一个部分。在计算薪柴材积时，要求采用不同的方法，因为用作薪柴的树木采伐应作为采伐造成的碳损失处理。与商业性采伐的方程相比，薪柴采集的方程没有“留待腐朽的部分”变量，因为假定树木的较大部分可能要从森林清除。另一方面，从森林地表采集的薪柴不应扩大，因为它代表死木蓄积相当于采集量的减少。在较低层级，假定这不影响死木的蓄积（见第 3.2.1.2 节）

本节只论述仍为林地的林地中的薪柴采集。在“转变为农田、草地等的土地”各节中，解释了薪柴统计中应如何处理和补偿土地用途转变导致的异地使用的薪柴问题。

第 1 层：粮农组织提供关于所有国家薪柴和木炭消费数据的统计资料。因此，在第 1 层下，粮农组织的统计资料可直接使用但应检查是否完整，因为在有些情况下粮农组织的数据可能指在特定森林中发生的具体活动而不是所有的薪柴。如本国有较完整的信息，则应当使用。“优良做法”是为粮农组织确定国家数据来源如林业部或农业部或任何统计组织。还有就是将从仍为林地的林地收集的薪柴与来自转变为其它用途的林地的薪柴区分开。

第 2 层：如有，应使用国家具体数据。“优良做法”是根据本国许多调查和研究来核实和补充粮农组织的数据。此外，“优良做法”是对薪柴消费进行一些区域性调查以验证国家或粮农组织的数据来源。国家一级的总计薪柴消费，可通过对不同收入水平的城乡住户、产业和单位进行区域级调查来估计。

第 3 层：应以第 3 层模式所要求的分辨率使用来自国家级研究报告中的薪柴采伐数据，包括非商业性采伐。

应通过调查产生区域或区域以下一级关于仍为林地的林地的传统薪柴采集以及商业性薪柴采伐的数据。薪柴消费取决于住户的收入。因此，有可能开发出模式来估计薪柴的消费。应清楚调查的薪柴来源以确保对来自仍为林地的林地的薪柴与来自转变为其它用途的林地的薪柴不重复计算。

采用第 3 层方法的国家，应通过对住户、产业和单位的调查，采取系统做法来估计薪柴消费及来源。调查可通过采用统计程序在各相似的气候带和社会经济带进行（关于抽样法见第 5 章第 5.3 节）。薪柴消费在城市和农村地区以及一年的不同季节可能有所不同。因此，研究应在农村和城市地区及不同的季节分别进行。可利用收入、城市化水平等来开发薪柴消费模式。

如果薪柴消费数据采用商品材形式，只反映商品材，需要将它换算为全林分生物量。

其它损失

对其它碳损失进行估计需要关于受扰乱影响的面积（A_{扰乱}）、森林面积的平均生物量蓄积量（B_w）和留在林中腐朽的生物量部分（f_{BL}）的数据。

“优良做法”是报告受经营林地所发生的各种扰乱如火灾、虫害和疾病爆发及风暴——不管是否由人类活动造成的——影响的所有面积。不过，不应包括发生在非经营林地和不导致土地用途发生变化的自然扰乱。依据其强度而定，火灾、风暴和虫害爆发影响一个林分中不同比例的树木。“优良做法”是根据扰乱的性质和强度，尽量将受影响区域分类。不应将计为商业性采伐或薪柴的生物量损失列在其它扰乱造成的损失之下。

第 1 层：第 1 层做法是获得实际年度的扰乱面积。有一些关于扰乱的国际数据可加利用（见下文）但一般来说默认信息有限，有必要在扰乱后利用地方一级的可用数据来进行国家评估以确定受影响的面积。也可利用航测数据。

在火灾情况下，从燃烧的燃料排放出二氧化碳和非二氧化碳（现存生物量包括下层林木、废材、死木和枯枝落叶）。火灾可能消耗很高比例的下层植被。关于估计火灾引起的非二氧化碳排放的方法见第 3.2.1.4 节，关于计算火灾引起的二氧化碳排放见方程 3.2.9。

附件 3A.1 提供了一些表以便与方程 3.2.9 联系起来使用。

- 表 3A.1.12 提供燃烧系数默认值，在国家拥有可靠的立木蓄积生物量数据的情况下用作 $(1-f_{BL})$ ；在这种情况下，使用份额损失；
- 表 3A.1.13 提供生物量消费默认值，在立木蓄积生物量数据不太可靠的情况下用作 $[B_w \cdot (1-f_{BL})]$ ；和
- 表 3A.1.14 提供火烧用作改变土地用途手段的情况下燃烧效率的默认值。

第 2 层：在第 2 层下，重大扰乱引起的生物量立木蓄积变化将按森林类别、扰乱类型和强度加以考虑。生物量蓄积量的平均值从国家数据获取。

第 3 层：包括利用两次清查所作的生长率估计和对发生在两次清查间的扰乱造成的生物量损失所作的估计。如果扰乱年分不明，结果将是该时期平均生长率的下降。如果扰乱发生在最后一次清查之后，将需要采用类似于第 2 层的做法来计算损失。

关于所有欧洲国家按类型分列的自然扰乱的速率和影响的数据库（Schelhaas 等人，2001 年），可登录：<http://www.efi.fi/projects/dfde>。

环境规划署关于全球燃烧面积的数据库，可登录：<http://www.grid.unep.ch/activities/earlywarning/preview/ims/gba/>。

不过，应指出的是，环境规划署数据库只对 2000 年有效。在许多国家，燃烧面积年度间的变化幅度很大，所以这些数字将不提供具代表性的平均数。

3.2.1.1.1.3 活动数据的选择

经营林地的面积

所有层级都需要关于经营林地面积的信息。

第 1 层：第 1 层利用可从以下途径获取的森林面积数据：国家统计局资料、林业部门（它可能拥有关于不同管理做法面积的信息）、资源保护机构（特别是为天然更新而管理的面积）、市政当局和测绘机构。应按照第 2 章的规定，进行交叉检查以确保数据的完整性和一致性，避免遗漏或重复计算。若无国家数据可以利用，可从国际来源的数据获取总量信息（粮农组织，1995 年；粮农组织，2001 年；TBFRA，2000 年）。“优良做法”是利用国家来源的数据核实、验证和更新粮农组织的数据。

第 2 层：第 2 层使用国家界定的国家数据集，其分辨率足以确保关于土地面积的适当数据符合本报告第 2 章的规定。

第 3 层：第 3 层使用不同来源——主要是国家森林清单、土地利用和土地利用变化登记册或遥感数据——关于经营林地的国家数据，这些数据应充分说明转变为林地的所有土地并按气候、土壤和植被类型分列。

3.2.1.1.1.4 不确定性评估

本节考虑到清单中有关仍为林地的林地的估值与来源有关的不确定性。估计国家具体的和/或分解的数值，需要获得比下文给出的更准确的关于不确定性的信息。第 5 章关于抽样的第 5.3 节提供了与基于抽样的研究有关联的不确定性的信息。

排放和清除因子

在芬兰 Hakkila 的研究中（1968、1979 年），松树、云杉和桦树的基本木材密度（主要是茎）的不确定性在 20% 以下。林分间的变率应当低于树木的变率或充其量与之持平。据认为，国家具体的基本木材密度值的总体不确定性应为 30% 左右。

Lehtonen 等人（2003 年）分析了芬兰以松树、云杉和桦树为主的森林的林分级生物量扩展系数。估值的不确

定性为 10% 左右。这项研究主要是针对经营林的，因此，它对北方生物带森林间的变量低估了 2 倍左右。根据上述情况，按专家判断估计，生物量扩展系数的总体不确定性应为 30%。根茎比率的不确定性数值也可能类似于 30% 左右。

利用关于木材密度和生物量扩展系数的默认数据所作估计产生的不确定性的主要根源，与这些参数对不同年龄和组成结构的特定林分的适用性有关。为减少与这个问题相关的不确定性，鼓励各国制定本国具体的生物量扩展系数或共享关于求出最适合于它们条件的林分的数值方面的经验。如果没有国家或区域具体的数值可以利用，应检查排放和消除因子默认数据的来源并审查它们是否符合该国的具体条件。应努力适用最适合国家具体的林分结构、气候和生长条件的默认值。

Vuokila 和 Väliaho (1980 年) 报告芬兰人工更新的松树和杉树林的增量值在平均值上下波动 50%。引起变化的原因包括气候、立地生长条件和土壤肥力。由于人工更新和管理的林分的变化小于天然的北方生物带森林，因此这一气候带增量默认值的总体变率的因子预计为 2。由于温带和热带森林的生物密度较高，可以预计它们的增量默认值的因子为 3 左右。提高估值准确性的主要方法与按森林类型适用分层的国家具体数据或区域增量有关。如果使用增量默认值，应清楚表明估值的不确定性并编制成文件。

关于商业性采伐的数据较为准确。因此，它们的不确定性小于 30%。不过，关于采伐总量的数据可能不完整，原因是非法采伐和（或）税收规定导致低报。直接利用、不经采伐人以外的其他人出售或加工的木材，可能不列入任何统计数据中。不过，必须指出，在多数情况下，非法采伐和低报只构成从森林提取的碳储量的一小部分，因此它们不对总体估计和有关的不确定性产生大的影响。发生风暴和虫害后从森林清除的木材量在时间和材积两方面都差异很大。对这类损失无法提供默认数据。有关这些损失的不确定性，可由专家根据从森林直接提取的损坏木材量（如有）或根据随后用于商业和其它目的的损坏木材的有关数据作出判断估计。

如果将薪柴采集与采伐分开处理，有关的不确定性可能很大。国际数据来源提供可与薪柴的有关数据合用的不确定性评估。国家有关薪柴采集数据的不确定性可从当地林业部门或统计机构取得或利用专家判断作出估计。

活动数据

关于面积的数据应利用第 2 章中的方法获得。16 个欧洲国家的不确定性在 1% 至 15% 之间波动 (Laitat 等人, 2000 年)。遥感方法的不确定性为 ±10-15%。子单位的不确定性将较大，除非增加抽样数——在统一抽样的其它条件相等的情况下，占全国总面积十分之一的面积将拥有十分之一的抽样点数目，因此不确定性将会更大，约为 10 的平方根即 3.16 左右。如果没有关于林地面积的国家数据可加利用，清单编制人员应参考国际来源的数据并利用它们提供的不确定性。

3.2.1.2 死有机质中碳储量的变化

本节阐述估计与死有机质库有关的碳储量变化的“优良做法”。《IPCC 指南》假定作为一个默认值，这些库中碳储量的变化不明显并可假定为零，即投入与损失相抵，因此死有机质碳储量变化净值为零。不过，《IPCC 指南》说，死有机质应在今后关于清查方法的工作中加以审议，因为在世界的许多森林中死有机质中的碳量是一个巨大的蓄库。请注意，只有选择第 2 或第 3 层，才需要估计死有机质库。

这里为两类死有机质库分别提供指导意见：1) 死木；2) 枯枝落叶。本报告 3.1.3 节中的表 3.1.2 提供了这些库的详尽定义。方程 3.2.10 介绍了死有机质碳库变化的计算方法。

方程 3.2.10

仍为林地的林地中死有机质的年度碳储量变化

$$\Delta C_{FF_{DOM}} = \Delta C_{FF_{DW}} + \Delta C_{FF_{LT}}$$

其中：

$\Delta C_{FF_{DOM}}$ = 仍为林地的林地中死有机质（包括死木和枯枝落叶）的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{FF_{DW}}$ = 仍为林地的林地中死木的碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{FF_{LT}}$ = 仍为林地的林地中枯枝落叶的碳储量变化，吨碳/年

3.2.1.2.1 方法问题

死木

死木是一种多样的库，在实地测量有许多实际问题，而且在向枯枝落叶和土壤的转化速率或向大气层的排放方面存在相关的不确定性。在跨景观的林分间死木中碳的可变性很大，在经营林分（Duvall 和 Grigal, 1999 年；Chojnacky 和 Heath, 2002 年）甚至是非经营林分（Spies 等人, 1988 年）中都如此。死木的数量取决于最后扰乱的时间、扰乱时的投入量（死亡率）（Spies 等人, 1988 年）、自然死亡率、衰减率和管理。建议的做法承认森林类型、扰乱状况和管理制度对死木中碳储量的区域重要性，并允许纳入现有的科学知识和数据。

枯枝落叶

枯枝落叶的积累是每年落下的枯枝落叶量的一个函数，它包括所有的叶、细枝条、花、果和树皮。枯枝落叶的质量也受最后扰乱的时间和扰乱类型的影响。在林分发展的早期阶段，枯枝落叶快速增加。管理做法如木材采伐、焚烧采剩物和整地等，明显改变枯枝落叶的特性（Fisher 和 Binkley, 2000 年），但是清楚证明管理对枯枝落叶碳产生的影响的研究报告寥寥无几（Smith 和 Heath, 2002 年）。

建议的做法承认森林类型、扰乱状况或管理活动对枯枝落叶中碳的重要影响，并允许纳入现有的科学知识和数据。该方法假定：

- 就森林类型、扰乱状况和管理做法而言，枯枝落叶库中的碳最终达到一个空间平均的、稳定的数值；
- 在过渡期内发生导致新的稳定的枯枝落叶碳值的变化。表 3.2.1 中的一栏列出了更新的过渡期默认因子。枯枝落叶中的碳值一般来说比地上部生物量蓄积量更快地稳定；
- 在达到新的平衡的过渡期内，固碳呈线性。

3.2.1.2.1.1 方法的选择

依据现有的数据，各国可选择关于死木和枯枝落叶库的不同层级方法。

计算死木中碳储量变化的程序

《IPCC 指南》根据假定不要求估计或报告死木或枯枝落叶，这一假定是：由于死物质库的投入被产出所平衡，这些库的时间平均值将保持不变。《优良做法指南》保留这一默认假定但提议在较高层级为《公约》的目的进行报告以满足第 4 章的要求。

某个面积林地的死木中碳储量的变化可采用方程 3.2.11 和 3.2.12 中给出的两种备选方法来计算。林地面积应按森林类型、扰乱状况、管理制度或明显影响死木碳库的其它因素分类。在第 2 或第 3 层，作为方程 3.2.11 的一部分，应计算死木的二氧化碳总排放量。

方程 3.2.11

仍为林地的林地中死木的年度碳储量变化（备选方法 1）

$$\Delta C_{FF_{DW}} = [A \cdot (B_{\text{转入}} - B_{\text{转出}})] \cdot CF$$

其中：

$\Delta C_{FF_{DW}}$ = 仍为林地的林地中死木的年度碳储量变化，吨碳/年

A = 仍为林地的经营林地的面积，公顷

B_{转入} = 年均转入死木的量，吨干物质/公顷/年

B_{转出} = 年均转出死木的量，吨干物质/公顷/年

CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

B_{转入}，即每年转入死木库的量，包括为收获而砍伐但留在现场的生物量、自然死亡率和被火灾或其它扰乱杀死的树木但在扰乱当时未排放的生物量。B_{转出}，即年均转出死木库的量，是从死木库的碳排放，通过以衰减率和死木碳储量相乘来计算。《IPCC 指南》假定 B_{转入}和 B_{转出}平衡，所以 $\Delta C_{FF_{DW}}$ 等于零。

方程选择取决于现有的数据。方程 3.2.11 中转入和转出死木库的量可能难以测定。将方程 3.2.12 说明的储量变化法与按照第 5.3 节提出的原则抽样的调查数据一并使用。

方程 3.2.12

仍为林地的林地中死木的年度碳储量变化（备选方法 2）

$$\Delta C_{FF_{DW}} = [A \cdot (B_{t_2} - B_{t_1}) / T] \cdot CF$$

其中：

$\Delta C_{FF_{DW}}$ = 仍为林地的林地中死木的年度碳储量变化，吨碳/年

A = 仍为林地的经营林地的面积，公顷

B_{t₁} = 仍为林地的经营林地和时间 t₁ 时的死木蓄积量，吨干物质/公顷

B_{t₂} = 仍为林地的经营林地和时间 t₂（先前时间）时的死木蓄积量，吨干物质/公顷

T(=t₂-t₁) = 第 2 次蓄积量估计与第一次蓄积量估计间的时期，年

CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

图 3.1.1（第 3.1.6 节）中的决策树帮助选择合适的层级来执行估计程序。理论上，方程 3.2.11 和 3.2.12 应给出相同的碳估值。实际上，数据的可获性和所要求的准确度决定对方程的选择。

第 1 层（默认法）：与第 1 层下的报告方法相一致，《IPCC 指南》假定转入死木库的平均速率等于转出死木库的速率，所以净变化值为零。这种假定意味着不需要量化死木碳库的大小。鼓励那些其森林类型或其森林中扰乱状况或管理制度发生重大变化的国家编制本国数据以根据第 2 或第 3 层的方法量化和报告这种影响。

第 2 层：根据国家现有的数据类型来决定采用方程 3.2.11 或方程 3.2.12。活动数据由国家按重要的森林类型、扰乱状况和管理制度或影响死木库的其它重要变量来界定。如果采用方程 3.2.11，则确定本国的转移率或从匹配的区域数据来源如周边国家的数据取得这种转移率。利用国家具体的衰减率来估计死木蓄积量中的碳排放。在已知国家具体的死木碳储量默认值的情况下，利用方程 3.2.12。

第 3 层：那些拥有国家具体的排放因子以及本国实际方法的国家，可利用第 3 层方法。可在其经营林永久样地的详细清单和/或模式的基础上界定国家方法。符合第 5 章所述原则的清单的统计设计，将提供关于清单不确定性的信息。所用模式应遵循第 5 章提出的原则。依据现有的数据和方法来确定采用方程 3.2.11 或 3.2.12。

枯枝落叶

计算枯枝落叶中碳储量变化的程序

估计枯枝落叶中碳储量变化的概念做法是如方程 3.2.13 所示，计算从状态 i 过渡到状态 j 的某个面积林地的枯枝落叶蓄积量的年度净变化：

方程 3.2.13

仍为林地的林地中枯枝落叶的年度碳储量变化

$$\Delta C_{FF_{LT}} = \sum_{ij} [(C_j - C_i) \cdot A_{ij}] / T_{ij}$$

其中，

$$C_i = LT_{参考(i)} \cdot f_{管理强度(i)} \cdot f_{干扰状况(i)}$$

其中：

$\Delta C_{FF_{LT}}$ = 枯枝落叶的年度碳储量变化，吨碳/年

C_i = 在先前状态 i 下，稳定的枯枝落叶蓄积量，吨碳/公顷

C_j = 在当前状态 j 下，稳定的枯枝落叶蓄积量，吨碳/公顷

A_{ij} = 从状态 i 过渡到状态 j 的森林面积，公顷

T_{ij} = 从状态 i 过渡到状态 j 的时期，年,默认值是 20 年

$LT_{参考(i)}$ = 天然的非经营林项下枯枝落叶的参考蓄积量，对应于状态 i ，吨碳/公顷

$f_{管理强度(i)}$ = 反映在状态 i 下，管理强度或做法对 $LT_{参考}$ 的影响的调整因子，无量纲

$f_{干扰状况(i)}$ = 反映在状态 i 下，与 $LT_{参考}$ 有关的扰乱状况变化的调整因子，无量纲

反映管理强度或扰乱状况影响的默认调整因子的值是 1.0。有时，关于枯枝落叶库的数据是从干物质而不是碳的角度收集的。为将枯枝落叶的干物质质量换算为碳，用默认值 0.370 乘质量（Smith 和 Heath,2002 年），而不是用生物量的碳部分。

假定从 C_i 到 C_j 的过渡在 T 年（默认值=20 年）的过渡期内发生。任何年份总的枯枝落叶碳库变化等于在短于 T 年的时期内森林类型、管理做法或扰乱状况发生变化的所有林地的年度排放/清除量之和。表 3.2.1 列出了关于仍为森林的成熟林地的枯枝落叶碳储量、默认值为 20 年的净累积率、更新的默认过渡期长度以及更新的默认过渡期长度的净累积率。

图 3.1.1（第 3.1.6 节）中的决策树帮助选择合适的层级来执行估计程序。

第 1 层（默认法）：与第 1 层下的报告方法相一致，《IPCC 指南》假定转入枯枝落叶库的平均速率等于转出枯枝落叶库的速率，所以净变化值为零。这种假定意味着不需要量化枯枝落叶库的大小。鼓励那些其森林类型或其森林中扰乱状况或管理制度发生重大变化的国家编制本国数据以采用第 2 或第 3 层的方法量化和报告这种影响。

第 2 层：根据国家现有数据的类型来确定采用有关枯枝落叶碳的方程 3.2.13 或方程 3.2.11。活动数据由国家按重要的森林类型、扰乱状况和管理制度或影响死木库的其它重要变量来界定。如果确定了本国的转移率或从匹配的区域来源的数据如周边国家的数据取得了这种转移率，则采用关于枯枝落叶的方程 3.2.11。利用国家具体的衰减率来估计死木蓄积量中的碳排放。如果在一段时间内统一地测量枯枝落叶碳库，则采用方程 3.2.12。

第 3 层：估计枯枝落叶碳变化的方法涉及国内清查计划或清查制度的制定、验证和实施并结合使用各种模式。这一层或许通过对同一地点所有森林库进行测量或抽样，突出说明联系更加紧密的库的特点。鉴于枯枝落叶碳在空间和时间上的变率和不确定性，鼓励那些其经营林的枯枝落叶碳变化是一个关键类别的国家，利用经统计设计的清单或证明能够准确预测特定地点变化的先进模式对变化作出量化。符合第 5 章所述原则的清单的统计设计，将提供有关清单的不确定性的信息。所用模式应符合第 5 章的原则。依据现有的数据和方法来确定采用方程 3.2.13 或方程 3.2.11 的枯枝落叶变量。

表 3.2.1
更新的枯枝落叶碳蓄量（吨碳/公顷）和过渡期（年）默认值
（枯枝落叶碳储量的年度净累积主要依据关于经营林和 20 年默认期的数据）

气候	森林类型							
	阔叶 落叶	针叶 常绿	阔叶 落叶	针叶 常绿	阔叶 落叶	针叶 常绿	阔叶 落叶	针叶 常绿
	成熟林枯枝落叶碳储量 (吨碳/公顷)		过渡期长度 (年)		过渡期内枯枝落叶 碳的年度净累积 ^{bc} (吨碳/公顷/年)		枯枝落叶碳的年度 净累积，基于 20 年 默认期 (吨碳/公顷/年)	
北方生物带，干	25 (10-58)	31 (6-86)	50	80	0.5	0.4	1.2	1.6
北方生物带，湿润	39 (11-117)	55 (7-123)	50	80	0.8	0.7	2.0	2.8
寒温带，干	28 (23-33) ^a	27 (17-42) ^a	50	80	0.6	0.4	1.4	1.4
寒温带，湿润	16 (5-31) ^a	26 (10-48) ^a	50	50	0.3	0.5	0.8	1.3
暖温带，干	28.2 (23.4-33.0) ^a	20.3 (17.3-21.1) ^a	75	75	0.4	0.3	1.4	1.0
暖温带，湿润	13 (2-31) ^a	22 (6-42) ^a	50	30	0.3	0.7	0.6	1.1
亚热带	2.8 (2-3)	4.1	20	20	0.1	0.2	0.1	0.2
热带	2.1 (1-3)	5.2	20	20	0.1	0.3	0.1	0.3

资料来源：Siltanen 等人，1997 年；Smith 和 Heath，2002 年；Tremblay 等人，2002 年；和 Vogt 等人，1996 年，通过用换算因子 0.37 相乘从质量换算至碳（Smith 和 Heath，2002 年）。

注：树龄遵循 Smith 和 Heath (2002 年)。

^a 上标有“a”的括号内的值是清查地块模拟的第 5 和第 95 个百分点，而无上标“a”的那些值表示整个范围。

^b 这些栏表示从转变为林地的土地的裸地开始枯枝落叶碳的年度增加量。

^c 注意，累积率针对从大气层吸收的碳。不过，依方法而定，这些可能是从其它库转移的量。

3.2.1.2.1.2 排放/清除因子的选择

死木

第 1 层：采用默认法，假定仍为森林的所有经营林的死木碳储量是稳定的。

第 2 层：国家关于采伐的活树中碳向采伐残余物转移的具体数值可从本国扩展系数导出，其中考虑到森林类型（针叶/阔叶/混交）、生物量利用率、采伐做法和在采伐作业期间损坏树木的数量。国家有关扰乱状况的具体数值可以从科学研究中得出。如果得出国家具体的投入因子，也应从国家具体的数据求出采伐和扰乱状况的对应的损失因子。

第 3 层：对于第 3 层而言，各国应为估计死木中的变化制定自己的方法和参数。应将这种做法作为国家森林清查的组成部分采取，结合进行符合第 5.3 节所述原则的定期抽样，并进行建模研究以捕捉所有与森林有关的库的动态。与较低层级相比，第 3 层方法提供更加确定的估值，而且更加突出表明各森林库之间的联系。有的国家已开发了扰乱矩阵，它为每种扰乱类型提供不同库之间碳的重新分配模式（Kurz 和 Apps,1992 年）。在一种模式中，死木碳预算中的其它重要参数是衰减率——可因木材类型和小气候条件而变化——和整地程序（例如，控制的散烧或堆烧）。可用所获取的符合第 5.3 节所述原则的抽样数据来使用方程 3.2.12。表 3.2.2 提供可用于模式间比较但不适合作为默认值的数据。

表 3.2.2
关于自然死亡率、死木蓄积量和活：死比率的更新默认值
(注意这些大部分基于半天然和近天然林)

生物群落 ^a	平均死亡率 (每年现存生物量部分)	变化系数/林分数
热带森	0.0177	0.616/61
常绿林	0.0116	1.059/49
落叶林	0.0117	0.682/29
	平均(中值)死木蓄积量 (吨干物质/公顷)	变化系数/林分数
热带林	18.2	2.12/37
常绿林	43.4	1.12/64
落叶林	34.7	1.00/62
	平均(中值)死：活比率	变化系数/林分数
热带林	0.11	0.75/10
常绿林	0.20	1.33/18
落叶林	0.14	0.77/19

资料来源: Harmon, M. E.、O.N.Krankina、M.Yatskov 和 E.Matthews, 2001 年。从地块级数据预测木质残体的广泛碳储量。第 533-552 页, 载于 Lal, R.、J.Kimble、B.A.Stewart 所编《土壤碳的评估方法》, CRC 出版社, 纽约。
^a关于生物群落的划定, 见图 3.1.3。

枯枝落叶

第 1 层(默认法): 与第 1 层下的报告方法相一致,《IPCC 指南》假定枯枝落叶的投入和产出平衡, 并因此将库设定为稳定。鼓励那些其森林类型或其森林中扰乱状况或管理制度发生重大变化的国家编制本国数据以采用第 2 或第 3 层的方法量化和报告这种影响。默认值列示在表 3.2.1 中。这些值可用作近似算法以确定枯枝落叶碳是否为一个**关键类别**, 或作为检查国家具体数值的手段。

第 2 层: “*优良做法*” 是如果没有国家或区域关于某些森林类别的数值, 那么将国家一级关于不同森林类别的枯枝落叶的数据与默认值结合使用。表 3.2.1 提供了更新的关于枯枝落叶蓄积量的默认数据, 但在有国家数据可利用时, 这些数据不能代替国家数据。

第 3 层: 根据来自国家森林清单或来自专门温室气体 (GHG) 清查方案的测量数据, 可获得国家一级按不同森林类型、扰乱和管理制度分列的枯枝落叶碳估值。

3.2.1.2.1.3 活动数据的选择

活动数据包括按主要森林类型、管理做法和扰乱状况汇总的仍为森林的森林的面积。森林总面积应与根据本章其它各节, 主要是第 3.2.1.1 节报告的那些面积一致。如果这种信息能连同国家土壤和气候数据、植被清单和其它地球物理数据一起使用, 将大大便利对死有机质变化的评估。当已知排放因子并不因某些活动数据如管理做法而发生变化时, 汇总的枯枝落叶库的面积可能不同于汇总的死木库的面积。

由于各国的森林管理体系不同, 数据来源也千差万别, 从个别承包商或公司到负责森林清查与管理的管理机构和政府机构以及研究机构, 不一而足。数据格式差异很大, 除其它外, 其中包括在奖励方案内或按条例要求定期提交的活动报告、森林管理清单和遥感图像。

3.2.1.2.1.4 不确定性评估

与第 1 层方法相关的不确定性非常大, 因为将死有机质库简单假定为在经营林生长时是稳定的。采伐造成的采伐剩余物被假定为在采伐时立即腐朽, 将它的全部质量作为二氧化碳排放。各种扰乱像野火、虫害或疾病感染等造成的死有机质的排放被忽略不计。枯枝落叶碳库的动态变化也忽略不计。当假定排放等于零时, 以排放百分比来说明不确定性是不准确的。任何百分比以零相乘仍是零。

死木

估计死木中碳的最大值是活生物量库中碳量的 25%。死木中碳的最大绝对值是活生物量库中碳量的 25%除以 5。以 5 相除模拟死木在 5 年内腐朽。在第 2 和第 3 层下，利用区域和国家具体的清查数据和模式能够大大降低不确定性。可为任何指定的精确性设计死木调查。国家为死木确定的±30%范围内的值可能是合理的。

枯枝落叶

要了解枯枝落叶的不确定性默认值，可分析表 3.2.1 中的范围。就枯枝落叶库而言，不确定性因子约为 1。就排放或固碳率而言，不确定性因子也约为 1。在第 2 和第 3 层下，利用区域和国家具体的清查数据和模式能够大大减少不确定性。

3.2.1.3 土壤中碳储量的变化

本节详述估计来自和进入森林土壤的碳储量的变化所使用的程序和“优良做法”。分别就两种类型的森林土壤碳库提供指导意见：1) 森林矿质土壤的有机质部分，和 2) 有机土壤。仍为林地的林地土壤中碳储量的变化 (ΔC_{FF} 土壤) 等于矿质土壤中碳储量变化 (ΔC_{FF} 矿物质) 与有机土壤中碳储量变化 (ΔC_{FF} 有机质) 之和。

本报告不论述无机土壤碳库问题，但指出在无机部分重要的情况下，需要采取土壤分析程序以区分有机与无机部分。

土壤有机质

土壤有机质是指地上和地下枯枝落叶腐殖后产生并融入土壤中的大的不定形的有机分子和颗粒的复合体，或为游离颗粒，或附着在矿质土壤颗粒上。它还包括有机酸、死的和活的微生物及其分解产物合成的物质 (Johnson 等人, 1995 年)。

“优良做法”是将矿质与有机质的森林土壤分开，因为默认估计程序是不同的。

森林矿质土壤中的土壤有机质

总体而言，森林矿质土壤（至 1 米深）的有机碳含量差别很大，从不足 10 千克碳/米²到几乎达到 20 千克碳/米²不等。具有大的标准方差 (Jobbagy 和 Jackson, 2000 年)。至这一深度的森林矿质土壤含有约 700P (10¹⁵) 克碳 (Dixon 等人, 1994 年)。由于有机质的投入主要来自地上枯枝落叶，森林土壤的有机质往往集中在上层土壤中，在上层 100 厘米的矿质土壤中，最上部 30 厘米这一层含有全部有机碳的一半左右。上层土壤中含有的碳往往最具化学分解性，而且最易遭受直接的自然和人为干扰。

由于分类不一致，没有关于森林有机土壤碳含量的全球估值。Zoltai 和 Martikainen (1997 年) 估计森林泥炭地的范围在 70 至 88Mha (百万公顷) 之间 (采用 30 厘米的最小深度)，全球碳含量在 500P (10¹⁵) 克上下。

方框 3.2.1

有机土壤、泥炭地和湿地

文献中有时交替使用术语有机土壤和泥炭地，不过用语“泥炭”——生态文献中比较常用——实际上指有机质的起源，主要是在厌氧条件下形成的苔藓碎屑。仅仅存在泥炭不足以将土壤界定为有机土壤。注意，有机土壤可由 LFH (枯枝落叶、发酵和腐殖质) 层所覆盖，但在厌氧环境中将不会有这些有机层。

湿地根据其水文特性，即根据厌氧条件的主导地位来认定和分类。沼泽是着有有机质基层的湿地。

为了本文件的目的，经营林范围内所有的有机土壤，不管有机质的起源，或土壤的水文状况如何，都应纳入评估。

3.2.1.3.1 方法问题

土壤有机质处于有机碳投入与产出的动态平衡状态。投入主要根据森林生产能力、枯枝落叶的分解及其融入矿质土壤的情况决定；有机质衰减的速率和通过呼吸向大气返回碳控制产出（Pregitzer, 2003 年）。土壤有机碳的其它损失通过有机碳的腐蚀或分解发生，但这些过程不可能导致碳的立即排放。

一般来说，人类活动和其它扰乱改变森林土壤的碳动态。森林类型、生产能力、衰减率和扰乱的变化能够有效地改变森林土壤的碳含量。不同的森林管理活动，例如轮伐期的长度；采伐做法（全树或锯材原木；更新，部分采伐或疏伐）；整地活动（规定的火烧、松土）；以及施肥等，都或多或少有力地干预土壤的有机碳（Harmon 和 Marks, 2002 年；Liski 等人, 2001 年；Johnson 和 Curtis, 2001 年）。扰乱状况的变化——主要是在发生严重的森林火灾、虫害和其它林分置换扰乱的过程中——预计也会改变森林土壤的碳库（Li 和 Apps, 2002 年；de Groot 等人, 2002 年）。

矿质土壤

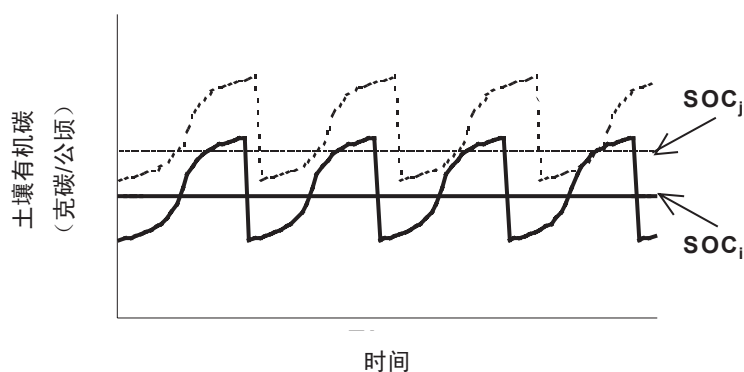
尽管关于森林类型、管理做法和其它扰乱对土壤有机碳的影响的文献日益增多，但现有的证据仍然大多是针对特定的立地或研究项目的，大部分受气候条件、土壤特性、有关时标、考虑的土壤深度和抽样强度等影响（Johnson 和 Curtis, 2001 年；Hoover, 2003 年；Page-Dumroese 等人, 2002 年）。目前关于森林矿质土壤中与森林类型、管理和其它扰乱有关联的碳储量变化的规模和方向的知识仍然是无定论的，不具有广泛的普遍性。

建议的做法认识到森林类型、管理活动或扰乱状况对森林矿质土壤碳预算的重要区域性影响，并允许纳入现有的科学知识和数据。不过，由于科学依据不完整和产生的不确定性，保留了《IPCC 指南》中的假定，即森林土壤碳储量保持不变，因此在第 1 层级将不提供默认数据。

从概念上讲，默认做法假定在给定的森林类型、管理做法和扰乱状况的条件下，矿质土壤有着稳定、空间平均的碳含量。当这些状态或条件变化时，均衡值则发生改变。作出以下假定：

- (一) 相对于特定的土壤、森林类型和管理做法(例如，在低活性土壤上种植热带针叶树)森林土壤有机碳(SOC)逐渐达到一个空间平均、稳定的值。这个值是一个时间平均的土壤有机碳值。最好经过数个轮伐期或扰乱周期才能作出估计(图 3.2.1)。
- (二) 在一个过渡期间发生森林类型或管理变化，导致产生一个新的稳定的土壤有机碳值，过渡期相当于一个轮伐期或自然扰乱再现间隔的长度，以年计算。
- (三) 在向新的土壤有机碳平衡过渡期间，土壤有机碳的固碳/释放以线性方式发生。

图 3.2.1 对应于不同的森林土壤、管理做法和扰乱状况组合的两个时间平均的土壤有机碳值。



有机土壤

如矿质土壤一样，有机土壤中碳的累积或损失是投入与产出间平衡的结果。当潮湿或湿润条件程度不等地妨碍有机质分解时，有机质的投入可能超过分解损失，并且累积起来。从饱和有机土壤向大气释放的碳主要以甲烷的形式，而在需氧条件下，向大气释放的碳通量以二氧化碳为主。有机土壤的碳动态与下列立地水文状况密切相关：有效水分、潜水位深度、减少氧化的条件等（Clymo, 1984 年；Thormann 等人, 1999 年）；还有物种构成和枯枝落叶化学（Yavitt 等人, 1997 年）。这种碳库将很容易对影响通风和分解条件的活动或事件作出反应。

有机土壤的排水通过需氧层有机质的氧化来释放二氧化碳，不过这种碳损失能被下述情况部分或全部抵消：1) 来自上方有机质的较大投入；或 2) 甲烷自然通量的减少。二氧化碳排放的规模同排水深度、泥炭地的肥力和一致性及温度有关（Martikainen 等人, 1995 年）。有机土壤排水系统的废置使得二氧化碳排放减少并甚至可能重建森林有机土壤中的净固碳潜力（也见附录 3a.3 中第 3a.3.2 节（为提取泥炭而经营的有机土壤）和第 3.2.1.4 节（非二氧化碳温室气体排放）。排水后因有机质氧化而释放二氧化碳被认为是人为的。不排水和不予管理的森林泥炭地的排放被认为是天然的，因此不计在内。

其它的森林管理活动可能会破坏下垫有机土壤的碳动态。例如，采伐可能因减少截留、蒸发和蒸腾而导致潜水位上升（Dubé 等人, 1995 年）。

虽然有一些证据表明人为活动对森林有机土壤的影响，但数据和知识大多仍然是针对特定立地的，难以具有普遍性。有机土壤的净碳通量通常根据室内或通量塔的测量数据直接估计（Lafleur, 2000 年）。

3.2.1.3.1.1 方法的选择

土壤中碳储量变化的计算程序

矿质土壤

从概念上讲，森林矿质土壤库的碳排放或清除，可计算为从状态 i 过渡到状态 j 的某个面积林地土壤有机碳储量的年度变化，其中每种状态对应于某个给定的森林类型、管理强度和干扰状况的组合。方程 3.2.14 对此加以说明：

方程 3.2.14

仍为林地的林地中矿质土壤的年度碳储量变化

$$\Delta C_{FF_{\text{矿物质}}} = \sum_{ij} [(SOC_j - SOC_i) \cdot A_{ij}] / T_{ij}$$

其中

$$SOC_i = SOC_{\text{参考}} \cdot f_{\text{森林类型}(i)} \cdot f_{\text{管理强度}(i)} \cdot f_{\text{干扰状况}(i)}$$

其中：

$\Delta C_{FF_{\text{矿物质}}}$ = 仍为林地的林地中矿质土壤的年度碳蓄量变化，吨碳/年

SOC_i = 在先前状态 i 下，稳定的土壤有机碳储量，吨碳/公顷

SOC_j = 在目前状态 j 下，稳定的土壤有机碳储量，吨碳/公顷

A_{ij} = 从状态 i 过渡到状态 j 的森林面积，公顷

T_{ij} = 从 SOC_i 过渡到 SOC_j 的时期，年。默认期为 20 年。

$SOC_{\text{参考}}$ = 给定土壤上天然的非经营林项下的参考碳储量，吨碳/公顷

$f_{\text{森林类型}(i)}$ = 反映从天然林转变为状态 i 中的森林类型的影响的调整因子，无量纲

$f_{\text{管理强度}(i)}$ = 反映管理强度或做法对处于状态 i 中的森林影响的调整因子，无量纲

$f_{\text{干扰状况}(i)}$ = 反映干扰状况的变化对处于状态 i 的天然林影响的调整因子，无量纲

假定从 SOC_i 到 SOC_j 的过渡在 T 年（默认值=20 年）的过渡期内发生。换言之，只要自森林类型、管理做法或干扰状况发生变化以来少于 T 年， $\Delta C > 0$ 。任何年份的土壤有机碳总变化等于森林类型、管理做法或干扰状况发生变化少于 T 年时期的所有林地的年度排放/清除量之和。

图 3.1.1（第 3.1 节）中的决策树帮助选择适当的层级以执行估计程序。

第 1 层：这一层适用于下述国家：采用《IPCC 指南》中的默认程序的国家，或对其来说这一子类别不重要，而且没有或很少有本国关于主要森林类型、管理做法和干扰状况项下森林矿质土壤的有机碳方面具体数据的数据的国家。在第 1 层下，假定当森林仍为森林时，不论森林管理、类型和干扰状况如何变化，土壤有机质中的碳储量不发生变化，（即 $\text{SOC}_1 = \text{SOC}_2 = \dots = \text{SOC}_n$ ）。换言之，只要土地仍为林地，矿质土壤中的碳储量保持不变。

第 2 层：对其而言这一子类别是重要的国家，应制定或选择具有代表性的调整因子 $f_{\text{森林类型}}$ 、 $f_{\text{管理强度}}$ 和 $f_{\text{干扰状况}}$ 以反映不同森林类型、管理做法或干扰状况对矿质土壤有机碳的影响，以及对其本国的天然、非经营林生态系统的 SOC 参考。应当制定本国有关过渡期 T 的数值，并可修改土壤有机碳变化的线性速率的假定以便更好地反映土壤固碳或碳释放的实际时间动态。

第 3 层：第 3 层适合这样的国家：对其而言经营林矿质土壤中的排放/清除很重要，而目前的知识和现有的数据允许制定准确和综合的国内估计方法。这涉及制定、验证和实施一项国内监测计划和/或建模工具及其有关的参数。任何国家具体做法的基本要素是（根据 Webnet 土地资源服务有限公司改编，1999 年）：

- 按与清单其它各节所采用的一致的气候带、主要森林类型和管理制度，特别是本 3.2.1 节下的其它碳库分层；
- 确定每层中的主要土壤类别；
- 描述对应土壤碳库的特点，认定土壤有机碳投入和产出率的决定性过程和这些过程发生的条件；
- 确定并采取合适的方法以便在可操作的基础上估计每层森林土壤的碳排放/清除量，包括验证程序；关于考虑的方法应包括结合开展各项监测活动，如反复进行森林土壤调查、建模研究以及建立基准立地。关于土壤监测“优良做法”的进一步指导意见载于科学文献（Kimble 等人，2003 年；Lal 等人，2001 年；McKenzie 等人，2000 年），第 5.3 节还提供关于抽样技术的一般指导。为此开发或改编的模式应经同行审查，并用关于所研究的生态系统的具有代表性的和独立于校准数据的观察结果进行验证。

方法应当是综合性的，并包括所有的经营林地和对土壤有机碳动态的所有人为影响。如果有可靠的科学依据构成新假定的基础，那么作为第 3 层估计程序的基础的某些假定可偏离默认法固有的假定。第 3 层也可包括未列入默认法的影响森林土壤碳排放和清除的因素。最后，预期第 3 层的计算在时间和空间上将更为精确。关于第 3 层的核算，“优良做法”是将土壤有机碳纳入所有森林碳库的综合生态系统的评估，并明确说明土壤、生物量和死有机质库之间的联系。

国家方法应包括一个强有力的核实部分，其中收集独立的数据以核实默认值和国家参数的适用性。核实活动应在若干空间和时间规模上进行，并可纳入基本清查方法、遥感和建模产生的数据。第 5 章详述核实清单估值的一般性做法。

有机土壤

由于目前的知识和数据有限，制约着估计释放到森林排水有机土壤和从土壤释放出的二氧化碳排放量的默认方法的制定。指导意见将限于估计与经营林中有机土壤排水有关联的碳排放（方程 3.2.15）。

方程 3.2.15

森林排水有机土壤的二氧化碳排放

$$\Delta C_{FF_{\text{有机质}}} = A_{\text{排水的}} \cdot EF_{\text{排水}}$$

其中：

$\Delta C_{FF_{\text{有机质}}}$ = 森林排水有机土壤的二氧化碳排放，吨碳/年

$A_{\text{排水的}}$ = 森林排水有机土壤的面积，公顷

$EF_{\text{排水}}$ = 森林排水有机土壤的二氧化碳排放因子，吨碳/公顷/年（见表 3.2.3）

表 3.2.3
经营林中排水有机土壤二氧化碳-碳排放因子的默认值

生物群落	排放因子（吨碳/公顷/年）	
	值	范围
热带森林	1.36	0.82-3.82
温带林	0.68	0.41-1.91
北方生物带林	0.16	0.08-1.09

只要需氧有机层存在而且土壤被认为是有机土壤，就假定排放继续。

第 1 层：第 1 层的计算程序涉及产生国家关于排水面积、森林有机土壤的具体数据和适用合适的默认排放因子。这一层适合于这一子类别对其而言不重要而且无代表性的 $EF_{\text{排水}}$ 值可加利用的国家。

第 2 层：这一层适合于这一子类别对其而言是重要的国家；这些国家应制定或选择有代表性的 $EF_{\text{排水}}$ 值。

第 3 层：第 3 层方法涉及估计与整个森林面积的有机土壤相关联的二氧化碳-碳排放和清除量，包括可能改变森林有机土壤的水文状况、地表温度和植被构成的所有人为活动；以及主要的扰乱如火灾。在第 3 层估计程序中，“优良做法”是对森林有机土壤进行充分的碳平衡，包括二氧化碳和甲烷的通量。第 3 层方法应与第 3.2.1.4 节中非二氧化碳温室气体排放的估计程序一致。如果一国的经营林包括面积广大的有机土壤，就适合采用第 3 层估计程序。

图 3.1.1（第 3.1 节）就如何选择层级以估计森林排水有机土壤的二氧化碳排放提供指导。

3.2.1.3.1.2 排放/清除因子的选择

矿质土壤

需作估计的参数是 SOC_{ij} 、 T_{ij} 、 $SOC_{\text{参考}}$ 、 $f_{\text{森林类型}}$ 、 $f_{\text{管理强度}}$ 和 $f_{\text{干扰状况}}$ 。

第 1 层：目前关于经营林土壤的知识还不足以求出默认土壤碳储量参数 (SOC_{ij})。 $SOC_{\text{参考}}$ 即天然植被下 0 至 30 厘米深度森林矿质土壤的有机碳含量的默认值在表 3.2.4 中提供。

第 2 层：各国提供本国的 $SOC_{\text{参考}}$ 值，这些数值是根据公布的有关具有代表性的主要天然森林和土壤类型的研究或调查报告汇编的。此类数值通常是通过编制和/或汇编大型土壤剖面数据库获取的（Scott 等人，2002 年；NSSC，1997 年；Siltanen 等人，1997 年）。

每单位面积的碳含量（或碳储量）应采用给定土壤深度或层（例如至 100 厘米或 0 至 30 厘米的层）以吨碳/公顷报告。正如方程 3.2.16 所表明的，土壤有机碳总含量通过将各土壤构成层的土壤有机碳含量相加而获得；每层土壤有机碳含量的计算方法是用对应的深度和容重（百万克/米³）乘抽样中土壤有机碳的浓度（克碳/千克土壤¹），并调整粗碎屑所占的土壤容积：

表 3.2.4
(天然植被下) 土壤有机碳储量默认参考值 (SOC_{参考})
(吨碳/公顷, 0 至 30 厘米深度)

区域	高活性粘土土壤 ¹	低活性粘土土壤 ²	砂质土 ³	灰化土 ⁴	火山土壤 ⁵	湿地土壤 ⁶
北方生物带	68	NA	10 [#]	117	20 [#]	146
寒温带, 干	50	33	34	NA	20 [#]	87
寒温带, 湿润	95	85	71	115	130	
暖温带, 干	38	24	19	NA	70 [#]	88
暖温带, 湿润	88	63	34	NA	80	
热带, 干	38	35	31	NA	50 [#]	86
热带, 湿润	65	47	39	NA	70 [#]	
热带, 湿	44	60	66	NA	130 [#]	

注: 数据取自 Jobbagy 和 Jackson (2000 年) 及 Bernoun 等人 (2002 年) 说明的土壤数据库。列示平均储量。为土壤气候类型假定默认误差估计为 95% (表示为 2X 标准方差作为均值的百分比)。NA 表示“不适用”, 因为这些土壤在有些气候带通常不出现。

表示无数据可加利用并保留《IPCC 指南》的默认值。

¹ 含有高活性粘土(HAC)矿物质的土壤是轻至中度风化的土壤, 以 2:1 硅化粘土矿物质为主(在世界土壤资源参考资料库(WRB)分类中, 这些包括浅层土、变性土、栗钙土、黑钙土、黑土、淋溶土、高活性强酸土、Albeluvisols、黑碱土、钙质冲积土、石膏土、Umbrisols、始成土、岩成土; 在美国农业部分类中包括松软土、变性土、高基状态淋溶土、早成土、始成土)。

² 含有低活性粘土(LAC)矿物质的土壤为高度风化的土壤, 以 1:1 的粘土矿物质和非晶态氧化铁和氧化铝为主(在 WRB 分类中包括强淋溶土、低活性淋溶土、强风化弱粘淀土、铁铝土、Durisols; 在美国农业部分类中包括老成土、氧化土、酸性淋溶土)。

³ 根据标准的质地分析(在 WRB 分类中包括红砂土; 在美国农业部分类中包括砂新成土), 包括含有>70%砂土和<8%粘土的所有土壤(不论何种分类学分类)。

⁴ 表现出强烈灰化作用的土壤(在 WRB 分类中, 包括灰壤; 在美国农业部分类中包括灰土)。

⁵ 产生于带有水铝英石矿物的火山灰土壤(在 WRB 分类中包括暗色土; 在美国农业部分类中包括火山灰土)。

⁶ 由于排水限制导致定期水淹和产生厌氧条件的土壤(在 WRB 分类中包括潜育土; 在美国农业部分类中包括饱水缺氧的亚目)。

方程 3.2.16

土壤有机碳含量

$$SOC = \sum_{horizon=1}^{horizon=n} SOC_{horizon} = \sum_{horizon=1}^{horizon=n} ([SOC] \cdot BulkDensity \cdot Depth \cdot (1 - frag) \cdot 10)_{horizon}$$

其中:

SOC = 有关森林类型和土壤的代表性土壤有机碳含量, 吨碳/公顷

SOC_{horizon} = 土壤组成层的土壤有机碳含量, 吨碳/公顷

[SOC] = 从实验室分析获得的给定土壤质量中土壤有机碳的浓度, 克碳/千克土壤

Bulk Density = 每抽样容积的土壤质量, 吨土壤/米³ (等于百万克/米³)

Depth = 土层深度或厚度, 米

Frag = 粗碎屑的容积/100, %, 无量纲²

应为森林类型、管理做法和扰乱状况主要组合拟订国家或区域具体的关于稳定的 SOC_i、SOC_j 的值。应优先考

² [SOC]通常根据细土部分(通常<2毫米)确定。Bulk Density(容重)应根据粗碎屑(例如直径>2毫米的粒子)所占土壤容积的比例进行更正。

虑具有最大总体影响的因素，其中考虑到对森林土壤有机碳的影响和受影响森林的范围。可将管理做法大致归类为集约型（例如进行集约整地和施肥的人工林）或粗放型（进行最低限度干预的天然林）；这些类别也可按照国家情况重新定义。可能在实验立地和抽样地块进行的涉及复制、成对立地比较等深入研究的基础上得出调整因子（Johnson 等人，2002 年；Olsson 等人，1996 年；也见 Johnson 和 Curtis，2001 年；Hoover，2003 年的评论）。在实践中，不一定始终能够区分不同森林类型、集约管理做法和变化的扰乱状况的影响，在这种情况下，可将一些调整因子合并为一个单一的修正因子。如果一国拥有不同管理制度下不同森林类型的编制成文的数据，可以直接求出 SOC_i ，而不必利用参考碳储量和调整因子。通过抽样研究来估计不断变化的扰乱状况产生的大面积影响，可能造成难以处理的后勤问题。建模研究提供一种替代办法来求出这些调整因子（Bhatti 等人，2001 年）。

可通过对森林土壤有机碳变化进行长期监测来估计稳定的 SOC_i 间过渡期的时期 T 。对从一种森林类型/管理制度过渡到另一种森林类型/管理制度期间碳储量变化的线性速率的假定也可重新评估。

第 3 层：国家具体的方法和参数预计是以严格的监测方案为基础的，并结合经验主义和/或过程建模研究。国家系统必须代表所有重要的森林类型、管理做法和扰乱状况。模式必须用国家或区域涉及各种各样气候条件、土壤类型和管理做法的具体研究报告中独立的观察结果加以验证。第 2 层项下所述的质量标准同样适用于土壤有机碳数据。还应有关于土壤有机碳数据库的结构、更新频率和程序及质量保证/质量控制程序的文件。

有机土壤

应作估计的参数是森林排水有机土壤的二氧化碳排放因子： $EF_{排水}$ 。

第 1 层：表 3.2.3 提供 $EF_{排水}$ 的默认值，它是从《IPCC 指南》关于转变为牧场/森林的对应值得出（参考手册，第 5.3.9 节）。只要排水有机土壤存在，这些值就适用。

第 2 层：制定本国的排放因子或采用不同于默认值的数值的国家，应提供基于科学的、能证明它们的可靠性和代表性的证据，将用来求出这些数值的实验程序编写成文件，并提供不确定性评估值。

3.2.1.3.1.3 活动数据的选择

“优良做法”是区分矿质土壤上的经营林与有机土壤上的经营林。有机土壤的定义标准在词汇表中提供。为了此种评估的目的，有机质土层本身的深度不如它的存在那样重要；因此鼓励各国使用本国的深度标准用以区分有机土壤与矿质土壤。矿质土壤包括不符合有机土壤定义的所有土壤。

森林清单如包括土壤说明，是优先的数据来源。统计、分层的抽样方案能够提供有机土壤上经营林比例的估值，但不会表明它们的位置。不过，它是确定森林有机土壤重要性的可接受的第一步。或者，有机土壤森林面积的估值可从覆盖土壤图和土地覆盖或土地利用图求出。不过，与这种地理信息系统做法相关联的不确定性相对较高，因为它将使用的所有地图的遗漏错误和其它错误组合在了一起。标准的地理信息系统教科书就如何处理覆盖做法的误差提供了指导。

矿质土壤

第 2 层：活动数据包括主要的森林类型、管理做法、扰乱状况及其适用的面积，与本报告第 2 章提出的指导意见相一致。最好应将数据与国家森林清单（如有）或与国家土壤和气候数据库联系起来。

典型的变化是：非经营林向经营林的转变；天然林向新的森林类型的转变；森林管理活动的增强，例如整地、植树和缩短轮伐期；采伐做法的改变（树干与全树采伐；留在现场的剩余物数量）；扰乱（病虫害爆发、水灾、火灾等）的频率。数据来源因各国的森林管理系统不同而有所不同，但可以包括个别承包人或公司、法定林业部门、研究机构和负责森林清查的机构。数据格式差异巨大，除其它外，包括活动报告、森林管理清单和遥感图像。

记录应回溯到足以包括在选定为过渡期的 T 年内发生的所有重大变化，或进行必要的推演。

第 3 层：“优良做法”是采用与估计其它森林库排放/清除采用的相同的森林类型、管理做法和扰乱状况。

有机土壤

活动数据包括 $A_{排水}$ ，即森林覆盖的排水有机土壤（包括泥炭地）的面积。可能的数据来源是行业或法定林业部门的森林管理记录。或者可向此类组织内的专家寻求有关资料。

3.2.1.3.1.4 不确定性评估

矿质土壤

最大的不确定性产生于对大面积土壤有机碳值（吨碳/公顷）的确定（方程 3.2.14）。在适用于具体国家时，默认值具有很大的固有不确定性。表 3.2.4 中提供了默认参考天然植被下土壤碳储量的标准方差。

对于制定本国土壤有机碳值的国家而言，不确定性的两大来源是土壤容重和粗碎屑所占的土壤容积。在计算森林土壤有机碳值时，假定容重值有 40% 的不确定性和粗碎屑所占土壤容积的不确定性的因子为 2。假定森林矿质土壤上层 30 厘米含有土壤有机碳总量的 50%。与浅抽样相关联的不确定性可通过提供下述方面的科学证据加以减少：

（1）抽样的土壤深度所含有的土壤有机碳总量的比例；和（2）在哪一深度，土壤有机碳对森林类型、管理做法和扰乱状况变化有反应。第 5 章方框 5.2.4 对于在从模式产出求出估值时如何处理不确定性提供了一般性指导。

有机土壤

最大的不确定性源自排水有机土壤的二氧化碳排放因子。假定 $EF_{排水}$ 以因子 2 变动。由于容重的变率很大（从 0.05 到 0.2 克厘米³，4 倍差异）和有机质层总深度的变率很大（一个均匀的大变率源），对有机土壤碳储量的测量提出了一个重大的挑战。由于碳储量变化不能区分碳作为溶解有机质的异地转移与向大气层的排放，因而产生进一步的不确定性。

3.2.1.4 非二氧化碳温室气体排放

本节论述森林土壤的氧化亚氮排放和生物量燃烧引起的非二氧化碳温室气体排放。氧化亚氮及氮氧化物主要在土壤中产生，作为硝化作用和脱硝作用的副产品。通过森林施氮肥和湿森林土壤排水来直接模拟排放（附录 3a.2）并通过来自大气、沥滤及径流的氮沉积进行间接模拟。氧化亚氮间接排放问题在《IPCC 指南》关于农业的一章中作了论述，因此这里不作考虑以避免重复计算。在某些环境下，森林土壤施放石灰可以减少氧化亚氮的排放，但在另一些情况下则增加排放（Klemetsson 等人，1997 年；Mosier 等人，1998 年；Papen 和 Butterbach-Bahl，1999 年）。森林管理如皆伐和疏伐可增加氧化亚氮的排放。不过，现有的数据不足并有时相互矛盾，因此本节对这些做法的作用不予考虑。

种植固氮树种在森林寿命的很长时间内可增加氧化亚氮的排放，但由于数据太有限，难以提供默认法。

在需氧的不受扰乱的森林土壤中甲烷的汇集是一个自然过程，据估计平均为 2.4 千克甲烷/公顷/年（Smith 等人，2000 年）。森林管理特别是施氮肥，可能大大改变这种甲烷汇。此时不提供估计甲烷氧化变化的方法和数据。随着补充信息可加利用，可以更充分地考虑各种活动及其对施肥土地甲烷氧化产生的影响。

氧化亚氮

《IPCC 指南》关于农业的第 4 章包括施氮肥造成的氧化亚氮排放，并将氮沉积作用导致的氧化亚氮排放称为“间接氧化亚氮排放”。下文具体指导如何采用《IPCC 指南》第 4 章的方法来估计森林施肥导致的氧化亚氮排放。附录

3a.2 中介绍了估计湿森林土壤排水引起的氧化亚氮排放的方法。森林获得大气中的氮沉积和来自相邻农田径流和沥滤的氮。《IPCC 指南》关于农业的一章将来自氮沉积、径流和沥滤的这些氧化亚氮排放论述为“间接排放”。这里不合计这些排放以避免重复计算。假定施用氮肥的森林向周围非林区或不施肥林区的径流和沥滤可忽略不计。这样做是因为林地与农业用地相比沥滤和径流量较小，而且《IPCC 指南》使用的排放因子似乎较高。

3.2.1.4.1 方法问题

用来估计森林土壤氧化亚氮排放的方法与《IPCC 指南》为农业提供的方法以及《2000 年优良做法指南》说明的方法相同。取自《2000 年优良做法指南》的基本方程见方程 3.2.17。

<p>方程 3.2.17</p> <p>经营林的直接氧化亚氮排放</p> $\text{N}_2\text{O 直接-N}_{\text{FF}} = (\text{N}_2\text{O 直接-N}_{\text{肥料}} + \text{N}_2\text{O 直接-N}_{\text{排水}})$
--

其中：

$\text{N}_2\text{O 直接-N}_{\text{FF}}$ = 以氮的单位千兆克氮表示的经营林氧化亚氮的直接排放

$\text{N}_2\text{O 直接-N}_{\text{肥料}}$ = 以氮的单位千兆克氮表示的森林施肥导致的氧化亚氮的直接排放

$\text{N}_2\text{O 直接-N}_{\text{排水}}$ = 以氮的单位千兆克氮表示的湿森林土壤排水导致的氧化亚氮的直接排放

估计森林施肥导致的氧化亚氮排放的方法在下节的方程 3.2.18 中说明。估计湿森林土壤排水导致的氧化亚氮排放的方法在附录 3a.2 中说明并在有数据可加利用的情况下可选择使用。

3.2.1.4.1.1 方法的选择

图 3.1.1 提供决策树以便为林地的氧化亚氮排放选择相应的层级。正如方程 3.2.17 所示，氧化亚氮的排放包括两个来源：森林施肥和湿森林土壤的排水。

第 1 层：林区和农业区氧化亚氮施肥的排放率是相同的。因此，应当使用《2000 年优良做法指南》的“优良做法”来估计作为对森林施矿肥或有机肥料的氮投入产生的氧化亚氮排放。在林区放牧的牲畜粪便产生的氧化亚氮排放放在《IPCC 指南》农业一章的农业土壤部分“牧场/草原/分牧区”项下报告，不应在森林一节中另行估计。

森林施肥导致的直接氧化亚氮排放按方程 3.2.18 计算：

<p>方程 3.2.18</p> <p>森林施肥导致的直接氧化亚氮排放</p> $\text{N}_2\text{O 直接-N}_{\text{肥料}} = (\text{F}_{\text{SN}} + \text{F}_{\text{ON}}) \cdot \text{EF}_i$

其中：

$\text{N}_2\text{O 直接-N}_{\text{肥料}}$ = 以氮的单位千兆克氮表示的森林施肥导致的氧化亚氮的直接排放

F_{SN} = 根据氨与氮氧化合物的挥发调整的森林土壤年度施合成氮肥的数量，千兆克氮

F_{ON} = 根据氨与氮氧化合物的挥发调整的森林土壤年度施有机氮肥的数量，千兆克氮

EF_i = 氮投入产生的氧化亚氮排放的排放因子，千克氧化亚氮-氮/千克氮投入

为了利用这一方程计算氧化亚氮排放，必须估计氮投入、 F_{SN} 和 F_{ON} 的数量。“优良做法”是利用与《IPCC 指南》农业一章中相同的挥发因子，根据氨与氮氧化合物的挥发数量进行调整。从挥发的氮产生的间接氧化亚氮排放按《IPCC 指南》农业一章中的方法计算。

第 2 层：在第 2 层下，可将国家具体的信息和补充管理活动纳入估计一氧化二氮的排放中：

各国可根据本国具体条件而制定的排放因子 EF_1 用于方程 3.2.18。《2000 年优良做法指南》第 4.62 页方框 4.1 “求出国家具体的排放因子的优良做法”中就采取“优良做法”求出国家具体排放因子提供了指导。此外，各国还可扩大估计范围以考虑到森林施放石灰和管理（疏伐、采伐）对氧化亚氮排放的影响。施放石灰在某些环境下可减少森林氧化亚氮的排放，但另一些情况下则增加排放。

第 3 层：有一些模式用来估计氧化亚氮的排放（Renault, 1999 年；Conen 等人, 2000 年；Stange 和 Butterbach-Bahl, 2002 年）。应用能够代表管理做法和其它有关驱动变量作用的先进的模式。“优良做法”是对照测量结果来验证模式并将模式参数和校准情况全面地编写成文件。

多数模式计算氧化亚氮的排放总量，排放总量所包括的不只是人类引起的排放。通过运用施肥和不施肥及排水和不排水的模式并利用人类引起的直接排放部分造成的差异，可估计人类引起的直接排放。

3.2.1.4.1.2 排放/清除因子的选择

第 1 层：正如《2000 年优良做法指南》所指出的，默认排放因子（ EF_1 ）是所施氮的 1.25%，而且这个值应用于第 1 层项下。

第 2 层：各国可制定更适合于本国的具体的排放因子。《2000 年优良做法指南》第 4.62 页方框 4.1 “求出国家具体的排放因子的优良做法”中就采取“优良做法”求出国家具体的排放因子提供了指导。如要考虑施放石灰和管理的作用，有必要获得国家具体的排放因子。

第 3 层：如果用模式估计氧化亚氮排放，有必要确保这些模式能够区分氮沉积（在《IPCC 指南》农业章中论述）与施肥造成的“间接氧化亚氮”。例如，PnET-N-DNDC 模式是一个面向过程的模式，它适用于估计森林土壤的氧化亚氮排放（Butterbach-Bahl 等人, 2001 年；Li 等人, 2000 年）。

3.2.1.4.1.3 活动数据的选择

经营林的氧化亚氮的排放，是根据森林土壤中矿质和有机氮的投入计算的。有的国家拥有与农业分开的森林施肥的数据并将能够作出估计。不过，许多国家可能只有国家肥料销售统计资料。如果得不到上述数据，各国可遵循下面的指导意见分别估计对农业土壤和森林土壤所施用的量，或可在第 1 层下报告农业部门所有的排放。不过，这应在清单中注明。

F_{SN} ：这是与《IPCC 指南》农业章中相同的用语，是指根据氮与氮化合物的挥发量调整的施用于农业土壤的合成氮肥，使用的挥发因子与《IPCC 指南》农业章中的相同。许多国家拥有国家肥料销售统计数据。通过从国家所施氮肥总量减去农用氮肥量，各国就可确定森林所施的合成氮肥量。或者，将估计的森林施肥面积与平均施肥率相乘来估计森林施肥量。

能够区分新造林与老森林所施肥料的国家可利用第 2 层级方法来估计 F_{SN} 。对于尚未达到林冠郁闭度的那些人造林所施的肥料而言，根据挥发损失所做的调整应遵循《IPCC 指南》的农业章，即顾及因挥发而损失的所施氮肥部分。对于林冠郁闭林所施的肥料，可以假定调整因子为零，即假定所有挥发的氮留在了森林内。

F_{ON} ：根据散布在森林中的有机废物的吨数及其氮含量来估计森林所施的有机氮。挥发损失调整遵循就 F_{SN} 给出的指导意见。

3.2.1.4.1.4 不确定性评估

森林施肥产生的氧化亚氮排放的估值可能十分不确定，原因是：a) 排放的空间和时间变率高，b) 缺少长期测量结果和较大区域的数据的代表性有限，c) 空间总计的不确定性以及排放因子和活动数据固有的不确定性。

第 1 层：就 EF_1 、 F_{SN} 和 F_{ON} 而言，“优良做法”是采用适用于农业来源类别的不确定性范围，除非有更详细的

分析数据可加利用。

排放因子：关于施肥、施用石灰和森林管理的影响的测量数据很少，这方面数据主要是有关欧洲的北方生物带和温带区域。测定的氧化亚氮的排放因子有一个偏斜分布，它有可能是对数正态分布。

EF₁：根据最近的数据（Smith 等人，1999 年；Mosier 和 Kroeze，1999 年），《2000 年优良做法指南》提示 EF₁ 不确定性的最佳估值=1.25%，范围在 0.25%至 6%之间。假定森林排放的不确定性范围相同。

活动数据：如果一国森林和农业施用的肥料有单独的统计资料，就能假定适用于森林的肥料统计的不确定性类似于适用农业的肥料统计的不确定性。在这种情况下，这两种来源类别适用相同的不确定性，例如，矿质肥料量的 10%或较小的比例，有机废物量的 20%或较小的比例（《IPCC 指南》关于农业的第 4 章和《2000 年优良做法指南》）。如果一国从国家总量得出林业和农业所施的肥料量，要求另外分别评估两部分的不确定性。国家具体的总的的不确定性也许会比各项单独的统计数据要高。

第 2 层：《2000 年优良做法指南》第 4.62 页方框 4.1 “求出国家具体的排放因子的优良做法”中就采取“优良做法”求出国家具体的排放因子作了论述。

第 3 层：基于过程的模式也许会提供更为现实的估值，但需要参照测量结果进行校准和验证。为验证目的，需要有足够的具有代表性的测量数据。第 5.2 节“认定和量化不确定性”中就先进方法的不确定性评估提供了一般性指导意见。Stange 等人（2000 年）对 PnET-N-DNDC 模式进行了不确定性评估。这可作为如何进行评估的一个例子。

生物量燃烧产生的温室气体排放

生物量燃烧在许多土地利用类别中发生，造成二氧化碳、甲烷、氧化亚氮、一氧化碳以及氮氧化合物的排放。本节谈及两种一般类型的生物量燃烧：经营林中的燃烧和土地用途转变过程中的燃烧。不管是何种土地利用类别，估计生物量燃烧产生的温室气体排放的基本做法是相同的。基本做法在这里介绍并在本章其它相关各节（例如转变为农田的土地）中提及。本节就估计下述土地生物量燃烧引起的排放的“优良做法”提供指导意见：

- 仍为林地的林地；
- 转变为林地的土地；
- 转变为农田的土地；
- 转变为草地的土地。

《IPCC 指南》论述 LUCF 部门（第 5 章）生物量燃烧的两种类型。为土地用途转变进行燃烧产生的排在“森林和草地转变”项下论述，而为土地管理进行燃烧产生的排在“森林生物量就地燃烧”项下论述。虽然在《IPCC 指南》中分别作了介绍，但估计排放采用的是相同的方法和默认因子。在本《优良做法指南》中，有关为转变土地用途进行燃烧产生的排放的估计方法，与《IPCC 指南》基本一致，但是在经营林地的情况下，扩大了为土地管理进行燃烧所产生排放的覆盖范围以包括所有经营林地中规定的烧除和野火对二氧化碳和非二氧化碳排放的影响。³

《2000 年优良做法指南》涉及为农田管理进行的燃烧。就如何估计农业部门涉及的规定的热带稀树草原烧除和农田剩余物烧除产生的排放提供指导意见。假定释放的二氧化碳被随后一年期间的一年生植被的光合作用所清除，因此只考虑非二氧化碳气体。

3.2.1.4.2 方法问题

一般来说，可将火烧分类为规定的（或受控的）火烧和野火。与清地和生态系统管理活动有关的火烧通常是受控火烧。重要类型的规定火烧包括：（一）在森林转变过程中的清地火烧，（二）刀耕火种农业，（三）伐木后采伐剩余物燃烧；（四）为薪柴负载管理进行规定的低强度火烧。这些火烧目的通常是除去不需要的生物量。平均火烧温度

³ 这一阐述只针对林地，因为农田和草地的土地管理烧除由《2000 年优良做法指南》农业部门论述。

加以控制，燃烧条件比较统一，而且排放因子可变性较小。相比之下，野火的特点是高度可变，火烧温度、现有生物量的数量、燃烧的彻底性和对林分的作用全都不一样。在各种野火中，地面野火强度较小，而且与树冠野火相比对树木的影响程度较小。当经营土地燃烧时，规定火烧和野火产生的排放都应报告，以便将经营土地上的碳损失考虑在内。⁴

与受控燃烧相比，野火的燃烧影响较难估计，尤其是高温野火。因此关于受控燃烧效果的知识比关于野火的较为可靠。

在经营林中，需要估计燃烧产生的二氧化碳排放，因为考虑到再生植被对碳的摄取（Kirschbaum, 2000 年）——见方程 3.2.2 和 3.2.6。因此，“优良做法”是估计经营林地上生物量燃烧产生的二氧化碳和非二氧化碳排放。这样做的方法在第 3.2.1.1 节关于方程 3.2.9 的部分中阐明。燃烧中二氧化碳的释放与再生林的摄入率是不同步的，而且可能要花许多年来分离野火或规定燃烧中释放的碳量。如果采用并不捕捉自然扰乱后再生长引起的清除的方法，那么就不必报告与自然扰乱事件相关联的二氧化碳排放。“优良做法”是以透明的方式将此编写成文件。

下述方法可用来估计经营林地上生物量燃烧引起的甲烷、氧化亚氮、一氧化碳、氮氧化合物的排放以及与土地用途转变有关的火烧引起的这些气体的排放。

3.2.1.4.2.1 方法的选择

《IPCC 指南》说明的现有方法将火烧期间的碳释放量估计为实际燃烧的燃料质量的 50%（假定这是生物量的碳含量），并将此作为计算非二氧化碳排放的基础（见方程 3.2.6）。有些部分燃烧的燃料成为木炭，它在一段时间内较为稳定（Houghton, 1999 年）。

利用《IPCC 指南》（第 5.3 节）说明的简单方法计算作为林地/草地转变组成部分的燃烧生物量产生的碳释放量。这一方法可扩展用于以下所有的植被类型。

利用方程 3.2.19，可根据释放的总碳量对非二氧化碳气体的排放进行估计（Crutzen 和 Andreae, 1990 年；Andreae 和 Merlet, 2002 年）：

<p>方程 3.2.19</p> <p>对释放的碳产生的非二氧化碳排放的估计</p> <p>甲烷排放 = (释放的碳) · (排放率) · 16/12</p> <p>一氧化碳排放 = (释放的碳) · (排放率) · 28/12</p> <p>氧化亚氮排放 = (释放的碳) · (氮/碳比率) · (排放率) · 44/28</p> <p>氮氧化物排放 = (释放的碳) · (氮/碳比率) · (排放率) · 46/14</p>
--

下列方程归纳了估计燃烧中直接释放的温室气体（二氧化碳和非二氧化碳）的扩展方法：

<p>方程 3.2.20</p> <p>对燃烧中直接释放的温室气体的估计</p> $L_{\text{fire}} = A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$
--

其中：

L_{fire} = 因燃烧释放的温室气体量，吨温室气体

A = 燃烧面积，公顷

B = “可用”燃料质量，千克干物质/公顷

⁴ 非经营林地的火烧影响不应报告。

C = 燃烧效率（或燃烧的生物量部分），无量纲（见表 3A.1.12）

D = 排放因子，克/千克干物质

利用合适的排放因子，对每种温室气体分别进行计算。

估值的准确性取决于可用的数据。使用图 3.1.1 中的决策树来确定利用第 1 至 3 层中的哪种方法。在第一层下，可利用以上两种做法，采用默认数据来估计每种温室气体的排放量。在第 2 层下，利用国家具体的活动数据或排放因子，而在第 3 层下，国家具体的数据和方法都要利用。

3.2.1.4.2.2 排放/清除因子的选择

第 1 层：首先，必须估计燃烧燃料的数量。如无当地数据可加利用，这可根据表 3A.1.13 估计，它将 B（燃烧前土地上可利用的燃料或生物量密度）和 C（燃烧效率）之积制成表。如果有“可用燃料密度”，就可以利用表 3A.1.14 中的燃烧效率。如果需要燃烧效率，而无比较具体的意见，则应利用 IPCC 默认值 0.5。在利用方程 3.2.19 估计非二氧化碳时，需要排放比率和氮/碳比率。燃料燃烧的氮/碳比率约为 0.01（Crutzen 和 Andreae, 1990 年）。这是一个适用于枯枝落叶的一般默认值，但如果可以获得数据，较低的值将适合于木质含量较大的燃料。表 3A.1.15 和 3A.1.16 分别提供了用于方程 3.2.19 和 3.2.20 的排放因子。

第 2 和 3 层：利用通过实地实验得出的国家具体数据和方法。

3.2.1.4.2.3 活动数据的选择

活动数据的选择应遵循第 3.2.1.1 节“其它碳损失”中有关经营林中火烧的指导意见。

第 1 层：各国间和在一段时间内野火面积差异明显。在极干旱的年份，野火大幅度增加。因此，关于野火的数据具有高度的国家和年份特定性，不具有区域普遍性。关于年度植被火烧面积的全球数据库，可登录：<http://www.grid.unep.ch/activities/earlywarning/preview/ims/gba>。

第 2 和 3 层：利用国家一级关于火烧面积的估值。这些数据一般基于遥感方法获得。

3.2.1.4.2.4 不确定性评估

第 1 层：关于森林火产生的非二氧化碳排放的估值可能具有高度的不确定性，因为：a) 排放的空间和时间变率很大，b) 缺乏测量结果和较大区域具有代表性的数据有限，和 c) 空间总计的不确定性以及排放因子和活动数据固有的不确定性。

排放因子：测量数据很少；建议排放因子适用 70%的不确定范围。

活动数据：由于准确度提高和火烧面积全球覆盖，不确定性相对较小，在 20%至 30%范围内。

第 2 层：使用国家具体的排放因子数据将大大降低不确定性。

第 3 层：基于过程的模式也许会提供更为现实的估值，但需要参照测量结果进行校准和验证。为验证目的，需要有足够的具有代表性的测量数据。

3.2.2 转变为林地的土地

通过造林和再造林——通过自然或人工更新（包括植树）——将经营土地转变为林地。《IPCC 指南》类别 5A、5C 和 5D 下涵盖了这些活动。转变涉及土地用途的变化。本节不就非经营林的更新提出任何指导意见。如果转变的区域符合国家采用的森林定义，就视为林地。转变为林地的土地要进行 20 年的转变状态跟踪。⁵ 20 年后，在第 3.2.1 节“仍为林地的林地”项下说明该面积，然而在造林后较长期的恢复动态可能需要跟踪长达 100 年左右。

⁵ 《IPCC 指南》具体规定了 20 年默认期，但如果需要考虑生物量、土壤和枯枝落叶库中长期的碳动态，允许定为 100 年。

将土地用途转变为林地产生的碳排放和清除的估计分为 4 个分节：活生物量中碳储量的变化（第 3.2.2.1 节）、死有机质中碳储量的变化（第 3.2.2.2 节）、土壤中碳储量的变化（第 3.2.2.3 节）和非二氧化碳温室气体排放（第 3.2.2.4 节）。每一分节为估计排放和清除提供与具体的库有关的“优良做法”。方程 3.2.21 归纳了转变为森林的土地的二氧化碳排放或清除：

方程 3.2.21

转变为林地的土地中的年度碳储量变化⁶

$$\Delta C_{LF} = \Delta C_{LF_{LB}} + \Delta C_{LF_{DOM}} + \Delta C_{LF_{土壤}}$$

其中：

ΔC_{LF} = 转变为林地的土地中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{LF_{LB}}$ = 转变为林地的土地中活生物量（包括地上和地下部生物量）的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{LF_{DOM}}$ = 转变为林地的土地中死有机质（包括死木和枯枝落叶）的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{LF_{土壤}}$ = 转变为林地的土地土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

为将吨碳换算成千兆克二氧化碳，用 44/12 和 10^{-3} 乘该值。关于惯例（符号），参见第 3.1.7 节或附件 3A.2（报告表和工作单）。

3.2.2.1 活生物量中碳储量的变化

3.2.2.1.1 方法问题

本节介绍计算转变为林地的经营土地上生物量变化引起的二氧化碳排放和清除的“优良做法”。本节涉及《IPCC 指南》的报告类别，即适用于新林地的“森林和其它木材生物量蓄积量的变化”和“经营土地的撂荒”。

3.2.2.1.1.1 方法的选择

根据可用的活动数据和资源，有 3 层方法可由温室气体清单编制人员用来估计生物量蓄积量的变化。图 3.1.2 中的决策树举例说明了选择一种方法来计算转变为森林的土地上生物量中二氧化碳排放和清除的“优良做法”。

第 1 层：活生物量的年度碳储量变化遵循《IPCC 指南》中的默认做法来估计。通过人工和天然更新转变为森林的土地上活生物量中碳储量的变化利用方程 3.2.22 估计：

方程 3.2.22

转变为林地的土地中活生物量的年度碳储量变化（第 1 层）

$$\Delta C_{LF_{LB}} = \Delta C_{LF_{增加}} - \Delta C_{LF_{减少}}$$

其中：

$\Delta C_{LF_{LB}}$ = 转变为林地的土地中活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{LF_{增加}}$ = 转变为林地的土地中因生长引起的活生物量中年度碳储量的增加，吨碳/年

$\Delta C_{LF_{减少}}$ = 转变为林地的土地中因采伐、薪柴采集和扰乱造成的损失引起的活生物量中年度碳储量的减少，吨碳/年

⁶ 《IPCC 指南》中的默认假定碳不在采伐木材产品（HWP）库中累积，不过各国可报告 HWP 库，如果它们能提供文件证明现有长期林产品的储量实际上在增加的话（《IPCC 指南》专栏 5）。HWP 的进一步处理正在由气候公约临时秘书处讨论（即缔约方大会（COP），而且第七届缔约方大会决定，HWP 处理的任何变化都应符合缔约方大会未来的决定[第 11/CP.7 号决定，第 4 段]）。鉴于这一背景，将关于 HWP 方法问题的讨论放在附录 3a.1 中。

第 1 层甚至可在先前土地用途不明的情况下适用，如果采用第 2 章的做法 1 或 2 来估计面积，就可能属于这种情况。它利用附件 3A.1（生物量默认表）中提供的默认参数。

步骤 1：活生物量中年度碳储量的增加， ΔC_{LF} 增加 该方法采用第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中的方程 3.2.4，它涉及的是《IPCC 指南》类别 5A“森林和其它木材生物量蓄积量的变化”。由于森林的生长率在很大程度上依赖于管理制度，因此应区分集约管理的森林（例如进行集约整地和施肥的人工林）与粗放型管理的森林（例如进行最低限度人类干预的天然更新林）。按照方程 3.2.23 进行计算

方程 3.2.23

转变为林地的土地中活生物量中年度碳储量的增加

$$\Delta C_{LF \text{ 增加}} = \left[\sum_k A_{\text{集约型管理 } k} \cdot G_{\text{集约型管理总和 } k} + \sum_m A_{\text{粗放型管理 } m} \cdot G_{\text{粗放型管理总和 } m} \right] \cdot CF$$

其中：

- $\Delta C_{LF \text{ 增加}}$ = 转变为林地的土地中因生长引起的活生物量中年度碳储量的增加，吨碳/年
- $A_{\text{集约型管理 } k}$ = 在条件 k 下转变为集约经营林（包括人工林）的土地面积，公顷
- $G_{\text{集约型管理总和 } k}$ = 在条件 k 下集约经营林（包括人工林）中生物量的年生长率，吨干物质/公顷/年
- $A_{\text{粗放型管理 } m}$ = 在条件 m 下转变为粗放型经营林的土地面积，公顷
- $G_{\text{粗放型管理总和 } m}$ = 在条件 m 下粗放型经营林（包括天然更新林）中生物量的年生长率，吨干物质/公顷/年
- k, m = 代表集约型和粗放型经营林生长的不同条件
- CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

集约型（ $G_{\text{集约型管理总和}}$ ）和粗放型（ $G_{\text{粗放型管理总和}}$ ）经营林生物量的年度增量都按照第 3.2.1 节“仍为林地的林地”方程 3.2.5 并利用附件 3A.1 中表 3A.1.5、3A.1.6、3A.1.7、3A.1.8、3A.1.9 和 3A.1.10 中提供的默认值计算。应根据树种组成和气候区域来选择表中的值。粗放型经营林的数据应取自表 3A.1.5，而集约型经营林的数据应取自表 3A.1.6 或 3A.1.7。

步骤 2：损失引起的活生物量中年度碳储量的减少， ΔC_{LF} 减少。在采伐、薪柴采集和扰乱可归于转变为森林的土地的情况下，年度损失的生物量应利用方程 3.2.24 进行估计，它重复在第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中方程 3.2.6 给出的“优良做法”：

方程 3.2.24

转变为林地的土地中损失引起的活生物量中年度碳储量的减少

$$\Delta C_{LF \text{ 减少}} = L_{\text{采伐}} + L_{\text{薪柴}} + L_{\text{其它损失}}$$

其中：

- $\Delta C_{LF \text{ 减少}}$ = 转变为林地的土地中损失引起的活生物量中年度碳储量的减少，吨碳/年
- $L_{\text{采伐}}$ = 转变为林地的土地中采伐工业用材和锯材原木引起的生物量损失，吨碳/年
- $L_{\text{薪柴}}$ = 转变为林地的土地中薪柴采集引起的生物量损失，吨碳/年
- $L_{\text{其它损失}}$ = 转变为林地的土地中火烧和其它扰乱引起的生物量损失，吨碳/年

采伐引起的生物量损失（ $L_{\text{采伐}}$ ）利用第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中方程 3.2.7 和附件 3A.1 中表 3A.1.9 和

3A.1.10 提供的基本木材密度默认值和生物量扩展系数进行估计。第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中还说明了用于估计薪柴采集（L_{薪柴}）、火烧和其它扰乱（L_{扰乱}）引起的生物量损失的“优良做法”。如果没有关于这一土地类别损失的数据，所有损失项的值应设定为 0，因而 $\Delta C_{LF\text{减少}}$ 也等于 0。“优良做法”是确保这一类别与第 3.2.1 节“仍为林地的林地”间关于生物量损失的报告相一致以防止重复计算或遗漏生物量的损失。

第 2 层：第 2 层方法与第 1 层类似，但它利用更为细分的办法并能更精确地估计生物量中碳储量的变化。生物量中二氧化碳年清除量净值计算为转变为林地的面积上生物量生长引起的清除量、实际转变引起的生物量变化（例如通过人工更新转变为森林之前和之后非林地上最初生物量蓄积量之间的差异估值）及转变为森林的面积上的损失之和（方程 3.2.25）：

方程 3.2.25

转变为林地的土地中活生物量的年度碳储量变化（第 2 层）

$$\Delta C_{LF_{LB}} = \Delta C_{LF_{增加}} + \Delta C_{LF_{转换}} - \Delta C_{LF_{减少}}$$

其中：

$$\begin{aligned} \Delta C_{LF_{LB}} &= \text{转变为林地的土地中活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年} \\ \Delta C_{LF_{增加}} &= \text{转变为林地的土地中因生长引起的活生物量中年度碳储量的增加，吨碳/年} \\ \Delta C_{LF_{转换}} &= \text{实际转变为林地引起的活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年} \\ \Delta C_{LF_{减少}} &= \text{转变为林地的土地中因采伐、薪柴采集和扰乱造成的损失引起的活生物量中年度碳储量的减少，吨碳/年} \end{aligned}$$

除了默认值外，第 2 层做法还需要下述方面的国家数据：一）转变为森林的面积；二）转变为森林的土地上每公顷商品材材积年均增加量，例如从森林清单获取（不能提供默认值）；三）非林地变为林地（例如通过人工更新）时生物量中碳的变化；四）发生转变的土地上生物量损失引起的排放。该办法可能意味着要了解土地用途变化矩阵，因而要了解先前土地用途的分布情况。

步骤 1：活生物量中年度碳储量的增加， $\Delta C_{LF_{增加}}$ 。该方法遵循利用上文方程 3.2.23 的第 1 层做法。集约型（G_{集约型管理总和}）和粗放型（G_{粗放型管理总和}）两种经营林生物量的年平均增量均按照第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中第 2 层“优良做法”并利用国家关于转变为森林的土地上每公顷商品材材积年均增加量的具体数据（例如从森林清单获取）和附件 3A.1 中表 3A.1.7、3A.1.8、3A.1.9 和 3A.1.10 提供的基本木材密度默认值、生物量扩展系数和地下部生物量与地上部生物量的比率来计算。

步骤 2：转变引起的活生物量中碳储量的变化， $\Delta C_{LF_{转换}}$ 。非林地转变为林地（例如，通过人工更新，包括清除非林地上的植被），在转变中可能造成生物量蓄积量的变化。土地用途改变引起的活生物量中碳储量的变化利用方程 3.2.26 来计算：

方程 3.2.26

每年转变为林地的土地中活生物量中的碳储量变化

$$\Delta C_{LF_{转换}} = \sum_i [B_{\text{之后}_i} - B_{\text{之前}_i}] \cdot \Delta A_{TO_FOREST_i} \cdot CF$$

其中：

$$\begin{aligned} \Delta C_{LF_{转换}} &= \text{实际转变为林地的土地中活生物量中的碳储量变化，吨碳/年} \\ B_{\text{之前}_i} &= \text{刚发生转变之前土地类别 } i \text{ 上的生物量蓄积量，吨干物质/公顷} \end{aligned}$$

$B_{\text{之后 } i}$ = 土地类别 i 刚发生转变之后土地上的生物量蓄积量，吨干物质/公顷（换言之，人工或天然更新后的初始生物量蓄积量）

$\Delta A_{\text{TO_FOREST } i}$ = 每年转变为林地的土地用途 i 的面积，公顷/年

CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

I = 代表转变为林地的不同类别的土地

注：土地类别应按照转变前的生物量蓄积量分层。

可将 ΔC_{LF} 扩大到顾及过渡前不同的碳含量。第 2 层可适用关于土地面积细分的计算（区域、生态系统、立地类型等）。

步骤 3：损失引起的活生物量中的碳储量变化， ΔC_{LF} 减少。 利用方程 3.2.24 来估计生物量的年度损失。这一方程重复第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中方程 3.2.6 给出的“优良做法”。

采伐引起的生物量损失 ($L_{\text{采伐}}$) 利用第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中方程 3.2.7 来估计。附件 3A.1 中表 3A.1.9 和 3A.1.10 提供关于基本木材密度和生物量扩展系数的默认数据。对于第 2 层和更高层而言，鼓励清查专家为立木蓄积增量和采伐制定国家具体的木材密度值和生物量扩展系数。第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中还说明了用于估计薪柴采集 ($L_{\text{薪柴}}$)、火烧和其它扰乱 ($L_{\text{扰乱}}$) 引起的生物量损失的“优良做法”。如果没有关于这一土地类别损失的数据，所有损失项的值应设定为 0，因而 ΔC_{LF} 减少也等于 0。“优良做法”是确保这一类别与第 3.2.1 节“仍为林地的林地”间关于生物量损失的报告相一致以避免由于重复计算或遗漏造成过高或过低的估计。

第 3 层：第 3 层方法采用与第 2 层相同的方程和步骤，但应利用大量的国家方法和国家具体数据。在转变为林地的土地是一个关键类别时应采用第 3 层方法。在清查中，可在精细的地理比例尺和按照转变前的生态系统、植被类型、生物量库细分和土地类型所作的分层基础上扩展方程 3.2.25 和 3.2.26。各国可以系统的森林清单为基础或利用地理参考数据和/或计算生物量变化的模式来确定方法。国家活动数据应具有高分辨率并可定期提供关于所有类别的转变用途的土地和森林类型的数据。该方法应按第 5.5.6 节“文件、归档和报告”的规定加以说明和编写文件。

3.2.2.1.1.2 排放/清除因子的选择

活生物量中碳储量的增加， $\Delta C_{\text{LF}G}$

计算应区分两大管理做法：集约型（例如，进行集约整地和施肥的人工林）与粗放型（例如，进行最低限度人类干预的天然更新林）。这些类别还可根据国家情况加以完善，例如基于林分起源，如天然更新或人工更新。

第 1 层：《IPCC 指南》只为地上部生物量的计算提供默认法。目前的优良做法指南报告提供了对活生物量进行估计的“优良做法”，活生物量从地上和地下部生物量库（关于库的说明参见第 3.1 节“导言”）之和求得。附件 3A.1 中表 3A.1.5 和 3A.1.6 列示了集约型和粗放型经营林（称为人工林和天然更新林）地上部生物量的年均增量默认值。应当利用表 3A.1.8 中地下与地上部生物量的比率（根茎比率）来计算活生物量中的地下部生物量估值。基本木材密度（表 3A.1.9）和生物量扩展系数（表 3A.1.10）可用于按第 3.2.1 节“仍为林地的林地”的规定计算生物量。

第 2 层：“优良做法”是在可能的情况下根据本国条件确定年增量值、根茎比率、基本木材密度和生物量扩展系数，并将它们用于第 2 层做法下的计算。可能的分层按树种组成、管理制度、林分年龄或材积、气候区域和土壤类型进行。鼓励各国通过研究努力取得具体的生物量固碳和扩展系数。第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中提供了进一步的指导意见。

第 3 层：核算生物量中的碳清除应根据国家从专门的森林清单和/或模式获得的关于年生长率和生物量中的碳部分的数据来进行。清查专家应确保按照本报告第 5 章“交叉问题”中概述的抽样和其它程序来说明模式和森林清单数据。

转变之前和之后土地上生物量蓄积量的变化， $\Delta C_{LF_{\text{转换}}}$

“优良做法”是利用与计算其它土地类别使用的值一致的、关于土地用途转变之前生物量蓄积量的值。例如，如果利用碳储量默认值来估计仍为草地的草地的碳储量变化，那么就应利用相同的默认值来评估草地在转变为林地之前的碳储量。

第 1 层：《IPCC 指南》不包括估计转变过程中的生物量变化。 $\Delta C_{LF_{\text{转换}}}$ 不被列入第 1 层的计算。

第 2 层：“优良做法”是在可能的情况下就获取和利用国家关于转变之前和之后土地上生物量蓄积量的具体数据。估值应与计算草地、农田、湿地、定居地和森林类别的碳储量变化所使用的估值以及从国家机构或抽样获取的那些估值一致。第 2 层办法可结合使用某些国家具体数据和生物量蓄积量默认值（在表 3A.1.2 和 3A.1.3 中给出）。关于土地用途转变前生物量蓄积量的默认值，参阅本报告说明的其它土地类别。

第 3 层：应根据国家具体的调查和模式数据来进行估计和计算。调查应按照第 5.3 节所述的原则进行并按照本报告第 5 章“交叉问题”所述程序将模式和数据编写成文件。

损失引起的活生物量中碳储量的变化， ΔC_{LF_L}

采伐和自然扰乱如风倒、火灾和虫害爆发等，可导致转变为林地的土地上碳的损失。“优良做法”是对此进行报告。本报告第 3.2.1 节“仍为林地的林地”提供一种可完全适用的“优良做法”用于估计由于采伐和自然扰乱引起的碳损失，并应将它用于上文第 3.2.2.1.1.1 节规定的适当计算。如果碳储量变化从反复清查中求得，采伐和扰乱的损失将被包括在内而不必单独报告。“优良做法”是确保一致地报告这一类别与第 3.2.1 “仍为林地的林地”间的生物量损失以防止生物量损失部分的重复计算或遗漏。

3.2.2.1.1.3 活动数据的选择

转变用途的土地面积， $A_{\text{集约型管理}}$ 、 $A_{\text{粗放型管理}}$ 、 $\Delta A_{\text{全部森林}}$

所有层级都要求关于转变为林地 20 年的土地面积的信息。20 年后，这些面积在第 3.2.1 节“仍为林地的林地”项下说明。这里包括正在转变为盛行用途的土地。因此，最近由于例如采伐或自然扰乱而清除的现有林地上的更新，应在第 3.2.1 节“仍为林地的林地”中加以说明，因为不涉及土地用途的变化。应将相同的面积数据用于第 3.2.2.2 节“死有机质中碳储量的变化”、第 3.2.2.3 节“土壤中碳储量的变化”和第 3.2.2.4 节“非二氧化碳温室气体排放”。如有可能，面积估计中的分层应考虑到转变之前和之后土地上的主要土壤类型和生物量密度。

为了与《IPCC 指南》的报告类别相一致，应将撂荒土地上天然更新林的面积与转变为林地的其它土地相区分。鼓励清查专家寻求关于以前土地利用的信息以进行这种区分。在采用第 2 章办法 1 时，可能需要补充数据以区分天然更新与人工更新的面积。

第 1 层：可通过下列来源获得活动数据：国家统计资料、林业部门（可能拥有关于不同管理做法面积的信息）、资源保护机构（特别是为天然更新而管理的面积）、市政当局和测绘机构。应进行交叉检查以确保第 2 章规定的的数据完整性和一致性，避免遗漏或重复计算。如无国家数据可供利用，可从国际数据来源获取总计信息（粮农组织，1995 年；粮农组织，2001 年；TBFRA，2000 年）。

可通过专家来判断新造林主要为集约型还是粗放型管理。在这种情况下，可通过年度面积变化数（千公顷）相乘或用转变期（默认期为 20 年）相乘取得 $A_{\text{集约型管理}}$ 和 $A_{\text{粗放型管理}}$ 数据。如果能够估计集约型和粗放型经营林面积

的比例，可将这一信息用于进一步划分面积以取得更精确的估值。

第2层：应可利用在给定的年份或数年期间发生转变的不同土地类别的面积。它们来自国家数据来源和土地用途变化矩阵或类似的涉及所有可能的向林地转变的矩阵。国家界定的国家数据集，其分辨率应足以确保按照本报告等2章的规定适当表示土地面积。

第3层：可利用关于通过天然和人工更新，土地用途转变为林地的国家活动数据，这些数据可能来自不同的来源，如本报告第2章所述，主要是国家森林清单、土地利用和土地利用变化登记册和遥感。这些数据应充分说明所有向林地转变的土地用途并按气候、土壤和植被类型分列。

3.2.2.1.1.4 不确定性评估

排放和清除因子：木材密度和扩展系数的非零默认值，与其相关的不确定性因子可能为2。默认值和国家具体数据的不确定性的主要来源与平均而言原始数字变化幅度大和广泛范围的平均值进一步外推有关。在第2和第3层下利用区域和国家具体的清单数据和模式，能够大幅度降低不确定性。这样，国家确定的数值的不确定性可能在±30%的范围内（Zagrev 等人，1992年；Filipchuk 等人，2000年）。减少不确定性的措施包括：增加代表性抽样地块的数目和对它们测量的次数；对基于类似的生长、小气候和其它环境特点所作估计的进一步分层；以及在全面调查和信息交流的基础上制订当地和区域参数。如果采用复杂的模式，清查专家应确保按照本报告第5章的要求进行适当核实和编写文件。

活动数据：与活动数据有关联的不确定性将取决于国家利用的信息来源和用于认定本报告第2章说明的土地面积的做法。将遥感数据与地面调查结合起来，是测量土地用途发生变化的面积最具成本效益的方法。它产生的不确定性较低，为±10-15%，而且应采用于较高级别的方法。减少面积变化估计不确定性的主要途径是在区域和当地规模上广泛应用先进的土地测量技术。不过，国家的具体能力可能限制这种技术的应用。为减少面积估计的不确定性同时降低利用精确方法的成本，可由数个国家合建区域遥感数据中心，分享和共同利用取得的信息以进行可持续的土地管理。

3.2.2.2 死有机质中碳储量的变化

3.2.2.2.1 方法问题

在土地转变为林地后量化死有机质库中碳排放和清除的方法，需要估计刚刚转变之前和之后的碳储量，并估计在此期间发生转变的土地面积。多数其它土地将不会有死木或枯枝落叶库，因此可将转变前对应的碳库的假定默认值定为零。转变为经营林的非经营林可能在这些库中有着大量的碳，就像草原和湿地一样，以及一些定居地——它们可能基于附近的用途而不是土地覆盖层而被界定为定居地——周围的林区。因此，在第2和第3层，应检查默认值定为零。非林地向林地转变的速度可能很慢，以致于可能难以区分何时真正发生转变；不过，如果对这些地区加以管理，它们可能算作经营林，要依据树冠覆盖率的其它阈值而定。

3.2.2.2.1.1 方法的选择

死木中碳储量变化的计算程序

从概念上说，一旦已将碳储量设定到刚刚转变为森林之前的值（按默认法经常定为零，如上段所述），通过人工种植转变用途和为天然更新而管理的立地——按先前的土地用途和森林类型分类——上发生的年度面积变化，可利用方程 3.2.27 进行估计：

方程 3.2.27

转变为林地的土地中死木的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LF_{DW}} = \{ [A_{NatR} \cdot (B_{转入_{NatR}} - B_{转出_{NatR}})] + [A_{ArtR} \cdot (B_{转入_{ArtR}} - B_{转出_{ArtR}})] \} \cdot CF$$

其中

$$B_{转入_{NatR}} = B_{现存量_{NatR}} \cdot M_{NatR} \quad \text{和} \quad B_{转入_{ArtR}} = B_{现存量_{ArtR}} \cdot M_{ArtR}$$

其中:

$\Delta C_{LF_{DW}}$ = 转变为林地的土地中死木的年度碳储量变化, 吨碳/年

A_{NatR} = 通过天然更新转变为林地的土地面积, 公顷

A_{ArtR} = 通过营造人工林转变为林地的土地面积, 公顷

$B_{转入}$ = 森林面积 NatR 或 ArtR 年均转入死木的生物量, 吨干物质/公顷/年

$B_{转出}$ = 森林面积 NatR 或 ArtR 年均转出死木的生物量, 吨干物质/公顷/年

$B_{现存量}$ = 现存生物量蓄积量, 吨干物质/公顷

M = 死亡率, 即每年转入死木库的 $B_{现存量}$ 的比例, 无量纲

CF = 干物质的碳部分 (默认值=0.5), 吨碳/吨干物质

转入和转出死木库的生物量难以测量, 方程 3.2.28 说明的蓄积量变化法可能比前个方程较易利用, 如果有适当的调查数据可加利用, 则结合例如国家森林清单一起收集:

方程 3.2.28

转变为林地的土地中死木的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LF_{DW}} = [(B_{t_2} - B_{t_1}) / T] \cdot CF$$

其中:

$\Delta C_{LF_{DW}}$ = 转变为林地的土地中死木的年度碳储量变化, 吨碳/公顷/年

B_{t_2} = 在时间 t_2 时死木蓄积量, 吨干物质/公顷

B_{t_1} = 在时间 t_1 (先前时间) 时死木蓄积量, 吨干物质/公顷

$T = (t_2 - t_1)$ = 第 2 次蓄积量估计与第一次蓄积量估计的间隔期, 年

CF = 干物质的碳部分 (默认值=0.5), 吨碳/吨干物质

图 3.1.2 (第 3.1.6 节) 中的决策树帮助选择合适的层级来执行估计程序。按先前土地用途、森林类型和更新类型进行的死木碳的估计往往差别巨大。理论上, 方程 3.2.27 和 3.2.28 应当给出相同的碳估值。实际上, 数据的可获性和所需的准确性决定对方程的选择。

第 1 层 (默认法): 与第 1 层下的报告方法一致, 《IPCC 指南》假定转变为森林的土地中的死木碳无变化。这与方程 3.2.27 一致, 它假定年度转入和转出死木库的生物量相同, 而且与方程 3.2.28 一致, 如果已在不同的时间进行了碳储量的清查。

第 2 层: 在利用关于国内或条件类似的国家中的研究地块的数据来估计转入和转出死木库的比率时, 采用方程 3.2.27; 在测量碳储量时, 采用方程 3.2.28。为了进行比较, 应按照第 5.3 节提出的抽样原则来确定新地块, 并按森林类型和转变状况进行分层。

第3层：拥有关于其经营林中抽样地块的详细清单，或拥有经参照具有代表性的枯枝落叶累积数据验证的详细模式的国家，可利用第3层方法。清单的统计设计（或为模式验证进行的抽样收集）应遵循第5.3节提出的原则，这将便于得出无偏差的结果和提供有关不确定性的信息。

枯枝落叶中碳储量变化的计算程序

估计枯枝落叶中碳变化的办法反映出转变为林地的土地上集约管理的人工林和天然更新林在枯枝落叶中碳的变化方式和时期方面预计的差异。

从概念上说，一旦已将碳储量设定到刚刚转变为森林之前的值（按默认法经常定为零，如刚才所述），通过人工种植转变用途和为天然更新而管理的立地——按先前的土地用途和森林类型分类——上发生的年度面积变化，可利用方程3.2.29进行估计：

方程 3.2.29

转变为林地的土地中枯枝落叶的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LF_{LT}} = [A_{NatR} \cdot \Delta C_{NatR}] + [A_{ArtR} \cdot \Delta C_{ArtR}]$$

其中：

$\Delta C_{LF_{LT}}$ = 转变为林地的土地中枯枝落叶的年度碳储量变化，吨碳/年

A_{NatR} = 通过天然更新转变为林地的土地面积，公顷

A_{ArtR} = 通过营造人工林转变为林地的土地面积，公顷

ΔC_{NatR} = 森林面积 NatR 枯枝落叶中的年均碳储量变化，吨碳/公顷/年

ΔC_{ArtR} = 森林面积 ArtR 枯枝落叶中的年均碳储量变化，吨碳/公顷/年

或者，如果有合适的调查数据可供利用，可以利用方程3.2.30说明的储量变化法：

方程 3.2.30

转变为林地的土地中枯枝落叶的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LF_{LT}} = A \cdot (C_2 - C_1) / T$$

其中：

$\Delta C_{LF_{LT}}$ = 转变为林地的土地中枯枝落叶的年度碳储量变化，吨碳/年

A = 转变为林地的土地面积，公顷

C_2 = 在时间 t_2 时枯枝落叶碳储量，吨碳/公顷

C_1 = 在时间 t_1 时（先前时间）枯枝落叶碳储量，吨碳/公顷

$T(=t_2-t_1)$ = 第2次储量估计与第一次储量估计的间隔期，年

利用图3.1.2中关于转变为林地的土地的通用决策树来选择估计这种库的方法。按先前土地用途、森林类型和更新类型进行的枯枝落叶碳估计往往差异巨大。理论上，方程3.2.29和3.2.30应当给出相同的碳估值。实际上，数据的可获性和所需的准确性决定对方程的选择。

第1层（默认法）：与第1层下的报告方法一致，《IPCC指南》假定转变为森林的土地中的枯枝落叶库中的碳无变化。这与方程3.2.29一致，它假定年度转入与转出枯枝落叶库中的碳量相同，而且在假定枯枝落叶碳储量稳定的情况下与方程3.2.30一致。

第2层：在利用关于国内或条件类似的国家中的研究地块的数据来估计转入和转出枯枝落叶库的比率时，采用方程3.2.29；在测量碳储量时，采用方程3.2.30。为了进行比较，应按照第5.3节提出的抽样原则确定新地块，

并按森林类型和转变状况进行分层。

第 3 层：拥有关于其经营林中抽样地块的详细清单，或拥有经参照具有代表性的枯枝落叶累积数据验证的详细模式的国家，可利用第 3 层方法。清单的统计设计（或为模式验证进行的抽样收集）应遵循第 5.3 节提出的原则，这将便于得出公正的结果和提供有关不确定性的信息。

3.2.2.2.1.2 排放/清除因子的选择

死木

第 1 层：采用默认法，与第 1 层下的报告方法一致，《IPCC 指南》假定转变为森林的非林地中的死木碳储量是稳定的。因此，排放和清除因子的净效应等于零。

第 2 层：科学研究业已得出国家具体的现存生物量蓄积量的死亡率，或取自森林和气候类似的附近区域。如果求出国家具体的投入因子，还可从国家具体的数据求出采伐和扰乱状况对应的损失因子。如果只有一对国家具体的投入和产出因子可供利用，则假定另一对因子等于已知因子。如果无国家或区域值可供利用，可将表 3.2.2 中的默认因子用于某些森林类别。

第 3 层：各国制定本国的方法和参数用于估计死木中的变化。此类方法可能涉及与精细分辨率活动数据有关的长期清查测量方案，也许结合进行建模研究以捕捉所有森林相关库的动态。有些国家开发了为每种扰乱提供不同库之间碳重新分布模式的扰乱矩阵（Kurz 和 Apps, 1992 年）。死木的衰减率可能随木材物种和小气候条件及整地程序（例如控制的散烧或堆烧）的不同而有所不同。可将表 3.2.2 中的默认因子用来检查国家具体的因子。

枯枝落叶

第 1 层（默认法）：采用默认法，假定转变为森林的非林地中的枯枝落叶碳储量是稳定的。因此，排放和清除因子的净效应等于零。鼓励那些其森林类型或其森林中扰乱状况或管理制度发生重大变化的国家编制本国数据以采取第 2 或第 3 层的方法量化和报告这种影响。

第 2 层：“优良做法”是，在可获得的情况下利用国家一级的数据求出按不同森林类型分列的转变为森林的土地的枯枝落叶净累积率，如果国家或区域值不能用于某些森林类别，则结合采用表 3.2.1 最后一栏中的默认值。

第 3 层：各国制定本国的方法和参数，利用国家按不同森林类型、扰乱和/或管理制度分列的枯枝落叶碳估值来估计枯枝落叶的变化。这些将基于国家森林清单的测量数据或其它国家具体的信息，也许结合进行建模研究以捕捉所有森林相关的库的动态。可利用表 3.2.1 中更新的默认因子来检查国家具体的因子。

3.2.2.2.1.3 活动数据的选择

活动数据应与用来估计转变为森林的土地面积上活生物量变化的活动数据一致。如第 3.2.2.1.1.3 节所述，依照第 2 章阐明的一般原则，这些数据可通过国家统计局部门，林业部门、资源保护机构、市政当局和测绘机构获取。应进行交叉检查以确保年度转变用途的土地数据的完整性和一致性，避免可能的遗漏或重复计算。数据应按表 3.2.1 的一般气候类别和森林类型分解。第 3 层清单将要求关于新造林营造的更综合的信息，加上细分的土壤类别、气候及空间和时间分辨率。在选定为过渡期的 T 年内发生的所有变化应包括在内，还应包括作为“仍为森林的森林”细目报告的比过去 20 年更早的过渡期。

3.2.2.2.1.4 不确定性评估

转变为林地的土地上死有机质的不确定性在转变后的头几年中，以绝对值衡量可能相当小。非林地将没有或只有极少的死有机质。只有活植被建立、生长和死亡，才能出现死有机质。

死木

在转变后头几年中，转变为林地的土地上死木不确定性的估值可能接近于零。几乎可以肯定转变为林地前的非林地上没有死木。选择的过渡期越长，转变为林地的土地上死木的不确定性就越大。仍为林地的林地上死木

的不确定性在第 3.2.1.2.1.4 节中说明。

枯枝落叶

对转变为林地的土地上枯枝落叶的不确定性的估计，非常类似于第 3.2.1.2.1.4 节中说明的对仍为林地的林地上枯枝落叶不确定性的估计。枯枝落叶积聚速度较快。留在转变为林地的土地类别中土地的过渡期越短，枯枝落叶的不确定性就越小。

表 3.2.5 提供了在估计森林土壤和死有机质库的二氧化碳排放与清除方面产生不确定性的根源，并说明减少不确定性的方法。

活动数据：如第 3.2.2.1.1.4 节所述，与有关死有机质的活动数据相关联的不确定性，应与用来估计转变为林地的土地面积上活生物量变化的活动数据的不确定性相一致。

3.2.2.3 土壤中碳储量的变化

本节说明对转变为林地的土地土壤中产生的碳排放和清除进行估计的程序。分别就两种类型的森林土壤碳库提供指导意见：1) 森林矿质土壤的有机质部分，和 2) 有机土壤。转变为林地的土地土壤中碳储量的变化 (ΔC_{LF} _{土壤}) 等于矿质土壤中碳储量变化 (ΔC_{LF} _{矿物质}) 与有机土壤中碳储量变化 (ΔC_{LF} _{有机质}) 之和。

3.2.2.3.1 方法问题

矿质土壤

对非林地转变为林地后土壤碳动态所作的研究表明趋势、速率和时机的范围很大。这种变率通常用实验设计和抽样程序、不同的土地利用史、气候和森林类型方面的差别来解释 (Paul 等人, 2002 年; Post 和 Kwon, 2000 年)。改良草地的植树造林造成上层矿质土壤中碳的少量减少，在随后的轮伐期间这种情况可能会也可能不会继续下去或发生逆转 (Paul 等人, 2002 年)。还发现在先前的牧场上植树造林后立地特点也是碳动态的有力决定因素 (Jackson 等人, 2002 年)。因此，在土地用途从非林地转变为经营林后土壤碳储量长期变化的规模和方向没有一致的模式 (Post 和 Kwon, 2000 年; Polglase 等人, 2000 年)。

一般来说，发现在农田上植树造林之后土壤中的碳开始累积 (Polglase 等人, 2000 年)。不过，土壤碳累积的速率在很大程度上依赖于初始条件，它与先前土地利用强度和再造林之前留下的易分解的土壤有机碳有关 (Post 和 Kwon, 2000 年)。尽管来自枯枝落叶的碳投入较多，但土壤特性也可能限制森林再生后土壤有机碳累积对生态系统中总固碳的作用 (Richter 等人, 1999 年)。取决于土壤抽样的深度，有机碳沿土壤的再分布可能导致对土壤碳储量净变化的不正确结论。

建议的办法认识到转变为林地的土地上土壤有机碳的固碳或损失的可能性；它允许纳入关于新建森林土壤有机碳的变化方向和速率的现有科学知识和数据。

从概念上说，该方法与第 3.2.1.3.1.1 节 (方法的选择) 中的方法一致，因为它假定在给定的森林类型、管理做法和扰乱状况下，矿质土壤有着稳定、空间平均的碳含量。它基于以下假定：

- 非林地转变为林地与土壤有机碳的变化有着潜在关联，最终达到一个稳定的端点；和
- 在向新的平衡过渡期间，土壤有机碳的固碳/释放以线性方式发生。

有机土壤

在有机土壤上开展造林活动或林木再生可能会通过改变降水的截留和蒸发蒸腾以及通过增加有机质投入量而改变湿度状况。这些变化可能改变碳动态和向大气层释放的二氧化碳及甲烷间的平衡，做出这样的预计，即土地用途转变为排水有机土壤上的森林——不论是为了这一目的排水还是先前的排水——将是一个人为的二氧化碳碳源。在不经排水转变为林地的情况下，则假定不是这种情况。

表 3.2.5
在估计森林土壤和死有机质库中二氧化碳排放/清除方面产生不确定性的根源

不确定性的根源	特点	处理
活动数据		
遗漏经营林的面积	没有对所有的经营林面积都按类型、管理做法和扰乱状况描述特点；没有将森林类型、做法或事件的变化编写成文件	将森林类型、管理做法和扰乱状况编写成文件并进行监测
遗漏与事件或做法相关的变化	遗漏据信造成温室气体排放或清除的某些土地用途变化、做法或扰乱	说明并编写文件；讨论对估计有效性可能产生的影响
绘制空间活动数据（例如有机土壤）	面积或位置的绘图不准确	遵循第 2 章和标准地理信息系统文本关于处理与使用空间数据相关联的不确定性的建议
缺乏适当的分层	活动数据没有按照最有助于总体变率的变量分层	通过改进分层增强抽样设计的能力
利用默认分类	国家土地用途分类与 IPCC 的默认数据不符	设计交叉道
参数、排放/清除因子		
利用默认参数或排放/清除因子	默认值不代表国家情况	利用不确定性默认值。确定改进措施的优先次序以首先减少最大的不确定性
抽样设计	分层、抽样强度、不完整地捕捉空间变率	量化随机不确定性（见第 5 章或《2000 年优良做法指南》）
不一致的抽样规程	层抽样、深度、复制、组合抽样、粗碎屑处理、容重测量不一致	改进抽样规程和/或使抽样规程标准化；制定不同规程间的交叉道
层厚度	只收集表面（0-30 厘米）的土壤样本	假定 0-30 厘米厚的土层只含 50% 的森林土壤碳；估计相应的不确定性
	巨砾下面的腐殖质层不是样本——高估枯枝落叶碳储量	根据微观空间变数来评价和调整地块一级的抽样设计
	土壤层的确定或参考深度不一致	在未经机械整地的森林立地进行重复抽样时，土壤剖面的垂直结构应假定不变
容积密度（容重）	没有在所有抽样立地测量容重；容重值不精确，尤其是在紧实或密实的底土中	利用文献或数据库的补充数据来确定容重的系统误差并补充遗漏数据；要求对容重进行代表性的测量
粗碎屑	没有评估粗碎屑的容积或质量	利用文献或数据库的补充数据来确定粗碎屑的系统误差；在抽样行动中校准粗碎屑含量的评估并使之标准化
碳浓度	改变了用于碳分析的方法	尽量避免改变分析方法；通过可比较的实验室研究制定更正因子或利用公布的因子
将排放因子实验值按比例扩大到大面积（例如，EF _{排水} ）	将从特定立地研究求得的实验值适用于大面积	遵循第 5 章关于按比例扩大的指导意见

3.2.2.3.1.1 方法的选择

矿质土壤

方程 3.2.31 表明，任何清查年的土壤碳储量变化等于不到 T 年内建成的新的集约型或粗放型经营林中碳储量变化之和。该方程反映出预计集约型经营林和粗放型经营林土壤有机碳的变化模式和时期之间的差异。

方程 3.2.31

转变为林地的土地矿质土壤中的年度碳储量变化¹

$$\Delta C_{LF_{\text{矿物质}}} = \Delta C_{LF_{\text{粗放林}}} + \Delta C_{LF_{\text{集约林}}}$$

其中，

$$\Delta C_{LF_{\text{粗放林}}} = [(SOC_{\text{粗放林}} - SOC_{\text{非林地}}) \cdot A_{\text{粗放林}}] / T_{\text{粗放林}}$$

$$\Delta C_{LF_{\text{集约林}}} = [(SOC_{\text{集约林}} - SOC_{\text{非林地}}) \cdot A_{\text{集约林}}] / T_{\text{集约林}}$$

和

$$SOC_{\text{Int}_{\text{粗放林}}} = SOC_{\text{参考}} \cdot f_{\text{森林类型}} \cdot f_{\text{管理强度}} \cdot f_{\text{干扰状况}}$$

其中：

- $\Delta C_{LF_{\text{矿物质}}}$ = 清查年矿质土壤的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{LF_{\text{粗放林}}}$ = 转变为粗放型经营林地的土地中矿质土壤的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{LF_{\text{集约林}}}$ = 转变为集约型经营林地的土地中矿质土壤的年度碳储量变化，吨碳/年
- $SOC_{\text{粗放林}}$ = 新的粗放型经营林稳定的土壤有机碳储量，吨碳/公顷
- $SOC_{\text{集约林}}$ = 新的集约型经营林稳定的土壤有机碳储量，吨碳/公顷
- $SOC_{\text{非林地}}$ = 转变前非林地的土壤有机碳储量，吨碳/公顷
- $A_{\text{粗放林}}$ = 转变为粗放型经营林的土地面积，公顷
- $A_{\text{集约林}}$ = 转变为集约型经营林的土地面积，公顷
- $T_{\text{粗放林}}$ = 从 $SOC_{\text{非林地}}$ 到 $SOC_{\text{粗放林}}$ 的过渡期，年
- $T_{\text{集约林}}$ = 从 $SOC_{\text{非林地}}$ 到 $SOC_{\text{集约林}}$ 的过渡期，年
- $SOC_{\text{参考}}$ = 给定土壤上天然非经营林下的参考碳储量，吨碳/公顷
- $f_{\text{森林类型}}$ = 不同于天然林植被的森林类型的调整因子，无量纲
- $f_{\text{管理强度}}$ = 管理强度影响调整因子，无量纲
- $f_{\text{干扰状况}}$ = 反映不同于自然扰乱的扰乱状况对土壤有机碳影响的调整因子，无量纲

注 1：应分别在 $T_{\text{粗放林}}$ 和 $T_{\text{集约林}}$ 年内每年报告这些碳储量的变化。例如，如果一片土地转变为集约型经营林地并且 $T_{\text{集约林}}=20$ 年，那么用方程 3.2.31 计算的面积 $A_{\text{集约林}}$ 上矿质土壤中碳储量的年度变化应在转变后 20 年内在国家清单中报告。矿质土壤中碳储量的总变化为所有转变为林地的类型之和。

在非林地回复到非经营的天然林植被的情况下：

$$f_{\text{森林类型}}=f_{\text{管理强度}}=f_{\text{干扰状况}}=1, \text{和}$$

$$SOC_{\text{集约、粗放林}}=SOC_{\text{参考}}$$

只要自非林地向林地转变以来过去的时间少于 T 年，土壤有机碳就发生年度变化。

图 3.1.2（第 3.1.6 节）中的决策树为选择层级的估计方法提供了基本的指导意见。

第 1 层：在第 1 层可任选考虑农田和草地向林地的转变，然而，不将转变为林地对土壤碳储量的影响视为《IPCC 指南》默认方法的组成部分。⁷不区分新造林的集约型与粗放型管理，因此， $SOC_{\text{粗放林}}=SOC_{\text{集约林}}=SOC_{\text{参考}}$ 和 $T_{\text{粗放林}}=T_{\text{集约林}}=T_{\text{造林}}$ 。因此，将默认方程简化为：

⁷ 不过要考虑从林地和草地转变为其它类别造成的土壤碳的损失。

方程：3.2.32

造林后矿质土壤中的年度碳储量变化¹

$$\Delta C_{LF \text{ 矿质}} = [(SOC_{\text{参考}} - SOC_{\text{非林地}}) \cdot A_{\text{造林}}] / T_{\text{造林}}$$

其中：

$\Delta C_{LF \text{ 矿质}}$ = 清查年份矿质土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

$SOC_{\text{参考}}$ = 给定土壤上天然非经营林下的参考碳储量，吨碳/公顷

$SOC_{\text{非林地}}$ = 先前用途的土地——农田或草地——上稳定的土壤有机碳，吨碳/公顷

$A_{\text{造林}}$ = 从先前农田或草地求出的造林地总面积，公顷

$T_{\text{造林}}$ = 从 $SOC_{\text{非林地}}$ 到 $SOC_{\text{参考}}$ 的过渡期，年

注 1：应在 $T_{\text{造林}}$ 年内每年报告这些碳储量的变化。例如，如果在一块土地上植树造林而且 $T_{\text{造林}}=20$ 年，那么用方程 3.2.32 计算的面积 $A_{\text{造林}}$ 的矿质土壤中的年度碳储量变化应在转变后的 20 年内由国家清单中予以报告。

第 1 层的计算结果非常靠不住；对于那些将转变为森林的土地作为一个关键类别的国家来说，应采用第 2 或第 3 层方法进行报告。

第 2 层：关于第 2 层的计算，一开始可采用两大管理类别来区分新的森林类型：集约型管理做法（例如进行集约整地和施肥的人工林）或粗放型管理做法（进行最低限度干预的天然林）；这些类别还可根据本国情况进行完善，例如基于林分起源如天然或人工更新。在先前土地用途不是农田或草地的土地上营造的新造林可在这一层下报告。

第 3 层：第 3 层的计算程序涉及制定国家具体的估计方法，这些方法要用分解的活动数据和参数予以支持并按与本国相关的生态和人为因素进行分层。方法应当全面，包括所有新的经营林和影响这些土地土壤有机碳平衡的所有人为因素。第 3.2.1.3.1.1 节，“方法的选择”概述了制定本国方法的一般步骤。

有机土壤

如果在排水的有机土壤上发生向森林的转变，各国应在第 1 和 2 层利用下文方程 3.2.33——它是方程 3.2.15 的修订版——采用第 3.2.1.3.1.1 节（方法的选择）标题“有机土壤”下说明的估计法。如果大面积的排水有机土壤已转变为新的林地，就应采用第 3 层方法。只要需氧有机质层仍然存在而且土壤被认为是有机土壤，就假定排放继续。

方程 3.2.33

转变为林地的土地中排水有机土壤产生的二氧化碳排放

$$\Delta C_{LF \text{ 有机质}} = A_{\text{排水的 造林}} \cdot EF_{\text{排水}}$$

其中：

$\Delta C_{LF \text{ 有机质}}$ = 转变为林地的土地中排水有机土壤产生的二氧化碳排放，吨碳/年

$A_{\text{排水的 造林}}$ = 转变为林地的土地中排水有机土壤的面积，公顷

$EF_{\text{排水}}$ = 关于森林排水有机土壤产生的二氧化碳的排放因子，吨碳公顷⁻¹/年

3.2.2.3.1.2 排放/清除因子的选择

矿质土壤

需估计的参数是 $SOC_{\text{参考}}$ 、 $SOC_{\text{粗放林}}$ 、 $SOC_{\text{集约林}}$ 、 $T_{\text{集约林}}$ 、 $T_{\text{粗放林}}$ 、 $SOC_{\text{非林地}}$ 、 $f_{\text{森林类型}}$ 、 $f_{\text{管理强度}}$ 和 $f_{\text{干扰状况}}$ 。

第 1 层：在第 1 层计算中， $F_{\text{森林类型}}=f_{\text{管理强度}}=f_{\text{干扰状况}}=1$ ，因此新造林 $SOC=SOC_{\text{参考}}$ 。表 3.2.4 中提供了天然植被下广泛的土壤和气候类别的 $SOC_{\text{参考}}$ 默认值。

由于只考虑农田和草地的转变， $\text{SOC}_{\text{非林地}}$ 的值应与报告的农田（见第 3.3.1.2 节中的指导意见）或草地（见第 3.4.1.2 节中的指导意见）的 SOC 值一致。

$T_{\text{Nat 造林}}=T_{\text{Int 造林}}=T_{\text{造林}}$ ，使撂荒的农田恢复至天然植被类型和气候下的天然森林生物量的年数，它可能在 20 至 100 年范围内，对于温带和北方生物带生态系统来说，这一时期要更长。一旦土地用途发生了转变，将需要在仍为森林的森林类别中对这些长期动态进行跟踪。

第 2 层：在第 2 层计算程序中，各国提供本国的 $\text{SOC}_{\text{参考}}$ 、 $\text{SOC}_{\text{粗放林}}$ 、 $\text{SOC}_{\text{集约林}}$ 、 $T_{\text{集约林}}$ 、 $T_{\text{粗放林}}$ 、 $\text{SOC}_{\text{非林地}}$ 、 $f_{\text{森林类型}}$ 、 $f_{\text{管理强度}}$ 和 $f_{\text{干扰状况}}$ 的值。

根据相关的森林类型和自然扰乱状况， $\text{SOC}_{\text{参考}}$ 的默认值应由更能反映国家情况的数据所取代。如果有文件证据证明新的森林在生态上类似于天然的不加管理的植被，应特别注意 $\text{SOC}_{\text{参考}}$ ，其默认值只应用作造林后稳定的端点的土壤有机碳。如果森林是在历史上无森林的面积上营造的， $\text{SOC}_{\text{参考}}$ 可从文献中最具代表性的数据或从类似森林和土壤类型的土壤调查中得出。

国家关于 $\text{SOC}_{\text{粗放林}}$ 、 $\text{SOC}_{\text{集约林}}$ 和 $f_{\text{森林类型}}$ 、 $f_{\text{管理强度}}$ 及 $f_{\text{干扰状况}}$ 的值应与仍为森林的森林中土壤有机碳估计程序所采用的森林类型、管理做法和扰乱状况一致（第 3.2.1.3.1.2 节，排放/清除因子的选择）。应按照第 3.2.1.3.1.2 节相应部分所提供的指导意见求出这些参数。

$\text{SOC}_{\text{非林地}}$ 的值应与其它土地类别中报告的一致。

应当估计达到稳定的森林土壤有机碳值所需的时期，其中考虑到土壤固碳的速率比地上部生物量中的慢，土壤有机碳的表面变化可能只展示碳沿着土壤剖面垂直再分布的部分情景，集约管理的新造林比粗放管理的新造林的过渡期可能要短，而且假定其它的条件相同，从长期看， $\text{SOC}_{\text{集约林}}$ 可能低于 $\text{SOC}_{\text{粗放林}}$ 。

如果有数据可加利用，线性的固碳可能由“S”状或类似的表示所取代。

第 3 层：各国制定本国的方法和参数用于估计与新造林营造有关联的土壤有机碳的变化。此类做法将有可能采纳各种严格的长期监测方案，结合进行数字的和/或动态的建模研究，并将与估计仍为林地的林地的土壤有机碳库的排放/清除所采用的方法相一致。模式的选择应基于它们是否能够充分代表有关面积上的条件范围和所发生的做法以及它们与现有国家数据的兼容性。由于这些模式十分复杂，可能难以量化与模式产出相关联的不确定性。应对涉及整个条件范围的模式假定、参数、规则和产出以及建模做法进行独立验证后再使用这些模式。

有机土壤

正如第 3.2.1.3.1.2 节中就有有机土壤排放因子所讨论的，需估计的排放因子是 $\text{EF}_{\text{排水}}$ ，即转变为林地的排水有机土壤产生的二氧化碳排放[吨碳/公顷/年]，表 3.2.3 中提供了默认值。

3.2.2.3.1.3 活动数据的选择

矿质土壤

第 1 层下的活动数据包括转变为森林的所有农田和草地，不论这种转变是有意的还是由于撂荒造成的，这些数据依照第 2 章中的指导意见进行估计。典型的转变模式显示人工林一般营造在边缘农田上，边缘产区撂荒退化的农田上或农田和出于其它原因撂荒的土地上。

第 2 和第 3 层的活动数据包括转变为林地的所有土地，对这些土地按照一般的气候类别来定位，并根据管理强度（粗放型或集约型）和林分起源（天然林或人工林）加以区分。

在所有层级下，在过渡期（默认值=20 年）期间新造林应留在转变类别中，随后列入仍为林地的林地。如果能将有关土地用途变化的信息与国家土壤和气候数据、植被清单以及其它地球物理数据结合起来利用，就将大大便利对森林土壤有机碳变化的评估，而且在过渡期结束时转到仍为林地的林地类别之后，可能需要对土壤碳动态进行长

期的跟踪。

数据来源将随各国土地管理系统的不同而有所不同，从个别承包商或公司，到负责土地利用规划、清查与管理的管理机构和政府机构，以及研究机构等。数据格式多种多样，其中包括在奖励方案下定期提交的活动报告或按条例要求提交的森林管理清单和遥感图像。

有机土壤

活动数据包括 A_{排水的造林}，即转变为新造林的排水有机土壤的面积。在为造林而对有机土壤进行排水时，也许会把准备造林而进行的排水活动的范围和位置的记录编写成文件。对于先前排水土壤的转变来说，可能就不是这种情况，可能只提供关于土地转变的面积。可能需要按照第 2 章中的建议进行补充调查，同时考虑到是否有必要调整归于先前土地用途的面积以保持土地面积数据的一致性。

3.2.2.3.1.4 不确定性评估

土壤有机碳数据的不确定性基本上与转变为林地的土地和仍为林地的林地中的相同（第 3.2.1.3.1.4 节）。不确定性的另一根源与转变为林地的土地对土壤有机碳（SOC）的影响方面的证据千差万别有关：土壤有机碳变化的方向和速率取决于转变时初始的土壤条件，以及土壤累积有机碳的潜力。除非有相反的证据，各国应假定关于土壤初始条件的不确定性为 30%。

3.2.2.4 非二氧化碳温室气体排放

生物量燃烧产生的非二氧化碳气体在第 3.2.1.4 节（生物量燃烧产生的温室气体排放）中加以论述。

一般来说，与以前的用途（农田、草地、定居地、其它土地）或新的土地用途（林地）情况下发生的非二氧化碳气体源和清除相比较，从农田、草地、定居地和其它土地向林地的转变往往并不改变源和清除的情况。这种假定可能不一定始终成立，例如，如果为了造林而犁耕草地。不过，目前存在的数据不足以提供默认法。包括施肥和排水在内的管理活动产生的氧化亚氮排放放在第 3.2.1.4 节和附录 3a.2 中加以论述。

氧化亚氮

图 3.1.2 提供决策树以帮助选择关于转变为林地的土地产生的氧化亚氮排放的相关层级方法。如果有数据可供利用，应分别为每种土地转变类型（农田转变为林地、草地转变为林地、湿地转变为林地、定居地转变为林地、其它土地转变为林地）进行关键类别分析。

就所有层级而言，“优良做法”是利用第 3.2.1.4.1 节就仍为林地的林地所说明的相同方法来估计转变为林地类别的土地中直接施用氮肥产生的氧化亚氮排放，记住避免与仍为林地的林地或农业用地重复计算。如果实际上不能在仍为林地的林地或甚至农业层级下分解施肥数据，就应将排放归并入母类别以避免重复计算。此外，还适用下列几点：

第 1 层：假定转变为林地并不导致土壤碳的损失。根据第 3.3.2.3 节（转变为农田引起的非二氧化碳排放）阐明的论点，也将土壤矿化引起的氧化亚氮排放假定为零。在以前的土地利用和新的土地利用（经营林）期间施氮肥引起的滞后氧化亚氮排放无疑在清单中已计算在内，因此不必另行报告，以免重复计算。

第 2 层：鼓励反复进行土壤碳清查的国家检查这样的假定，即转变为林地并不导致土壤碳的损失。如果能够以文件资料证明土壤碳的损失，例如因在草地造林造成的碳损失，那么就采用就转变为农田所采用的相同层级和方法（第 3.3.2.3 节，转变为农田产生的非二氧化碳排放）来报告氧化亚氮的排放。在以前的土地利用期间施氮肥引起的滞后氧化亚氮排放无疑在清单中已计算在内，因此不必另行报告，以免重复计算。目前尚没有充分的信息可用于估计土壤中碳累积对氧化亚氮排放的影响。

第 3 层：对于在空间坐标基础上报告氧化亚氮排放的国家而言，“优良做法”是采用为仍为林地的林地所采用的相同详细模式，同时考虑到上文为第 1 和第 2 层认定的相互作用。

在湿地，尤其是有机土壤排水的情况下，有机土壤向林地的转变导致释放氧化亚氮。“优良做法”是采用就林地排水有机土壤产生的氧化亚氮排放采用的相同层级和方法（附录 3a.2）来报告转变为林地的有机土壤排水引起的氧化亚氮排放。

3.2.3 完整性

正如第 5.5 章中所述，完整性是清单质量保证（QA）和质量控制（QC）的一项要求，并以第 1 章阐明的方法，根据《IPCC 指南》的覆盖范围来界定。

本《指南》就经营林面积上的所有损失提出具体意见（为方法的适当运用所需），在较高的层级，它扩大到所有的库，而不只是地上部生物量。在所有的层级都包括火烧和直接施肥引起的二氧化碳和非二氧化碳排放，而且附录 3a.2 就排水有机土壤排放的氧化亚氮提出意见。关于向森林土壤施放石灰的*优良做法指南*与《IPCC 指南》中的指导意见相同，不作进一步的阐述，不过在第 4 章中阐述了更详细的方法。

3.2.4 制定一致的时间序列

“优良做法”是按照第 5.6 节（时间序列的一致性和重新计算）中的指导意见，制定关于所有 LULUCF 类别中人类活动引起的温室气体排放和清除清单的一致的时间序列。由于活动数据可能每隔数年才能获得，实现时间序列的一致性可能需要从较长的时间序列或趋势进行内插或外推，在需要驱动的情况下，可能利用有关森林政策和奖励计划变化的信息。

不论采用第 1 层、第 2 层还是第 3 层方法来估计温室气体的排放和清除，理想的情况是应在相同的分解层级上对时间序列中的每一年一致地适用相同的规程（抽样战略、方法等），而且在使用国家具体数据的情况下，“优良做法”是在时间序列的所有时点使用相同的系数法进行相等的计算。

然而，随着一段时间后清查能力和信息与数据来源可获性的提高，可包括新的源和汇类别，或进到更高的层级，用来计算估值的方法和数据可加以更新和完善。在这种情况下，“优良做法”是采取一致的方法重新计算历史的排放和清除量（见第 5.6.3 节，定期数据的重新计算）。在有些情况下，如果历史数据遗失，那么就可能需要根据其它数据来源进行估计。

经过一段时间，要对列入土壤碳排放/汇清单中的土地面积进行一致的核算，这需要对所有土地利用类别的活动数据按共同定义的气候和土壤类型分层。由于其它土地利用类别关于气候和土壤层的定义不一致造成的核算误差，使得土地利用变化的面积将会被遗漏或重复计算。清单中包括的每种管理系统的定义需要一致。

经过一段时间，知识水平和对土壤排放估计的详细度也将有所提升，需要重新计算历史清单以顾及新的数据和/或方法，以便将活动数据按共同定义的新的森林类型、管理做法和扰乱状况分层。

在时间段短于 10 年时，往往无法发现森林土壤的变化；将需要在测量之间进行内插以便获取关于排放和清除的年度估值。

对于森林类型、做法和扰乱方面的变化，需要在例如根据土壤碳动态或森林轮伐期确定的长时期内进行跟踪，在这种情况下，要以详细的模式计算来进行具体的跟踪。由于缺乏关于这些活动或事件的历史数据，可能会出现困难。历史数据（包括有关排水和回潮面积的非二氧化碳排放）的分辨率将不可避免地粗略于最近的数据；有些可能需要根据专家知识进行重新解释，这应按第 5 章所述编写成文件。

3.2.5 报告和文件

可利用附件 3A.2 中的报告表来报告第 3.2 节中描述的类别。本报告第 5 章中阐明了关于报告和文件的一般要求。一般来说“优良做法”是将用来产生国家排放/清除清单的所有数据和信息（例如数字、统计资料、假定来源、建模

方法、不确定性分析、验证研究、清查方法、研究实验、产生于实地研究的测量数据、有关规程以及其它基本数据的依据) 归档并编写成文件。应报告关于库定义详细说明和确定列入清单中的经营土地范围的相关定义, 连同在一段时间内一致适用这些定义的证据。

还需要提供文件来证明时间序列数据、抽样间的内插方法、抽样与年份间的内插方法、重新计算、避免重复计算以及执行质量保证/质量控制的方法的完整性和一致性。

如果缔约方决定进到更高的层级, 而该层级的计算方法和数据在《IPCC 指南》中未作说明或需要采用更加分解的办法, 就需要补充文件资料来支持采用更先进和准确的方法、国家界定的参数、高分辨率的地图和数据集。不过, 在所有的层级, 都需要就方法、系数和活动数据的选择决定作出说明。目的是便利独立的第三方重新解释估值, 但可能证明将所需的所有文件纳入国家清单报告是不切合实际的。因此清单应当包括关于所利用办法和方法的摘要并提及数据的来源, 以便报告的排放估值具有透明性, 而且可以追溯其计算中采取的步骤。

在《IPCC 指南》中未说明做法、计算方法和数据以及在采用较高级或更加分解的办法的情况下, 编写文件显得尤其重要。此外, “优良做法” 是提供下列方面的文件:

排放因子: 必须说明所用的排放因子的来源 (具体的 IPCC 默认值或其它)。如果利用国家或区域具体的排放因子, 而且如果采用新方法 (非 IPCC 默认法), 应全面说明并以文件资料证明这些排放因子和方法的科学依据。这包括界定投入参数和说明求出这些排放因子和方法的过程, 以及不确定性的根源和量值。利用国家具体的排放因子的清查机构应提供关于选择不同因子的依据的信息, 说明是如何求出的, 将它与其它所公布的排放因子作比较, 解释任何重大的差别, 并尝试设定不确定性的范围。

活动数据: 应当提供计算中使用的所有活动数据如面积、土壤类型和特点及植被覆盖等的来源 (即完整引述从中获得数据的统计数据库)。提及数据库的元数据是有益的, 包括关于下列方面的信息: 数据收集的日期和频率、抽样程序、为获得土壤特点和有机碳最低限度可检测变化所采用的分析程序及对于准确性和精确性的估计。在活动数据不是直接从数据库取得时, 应当提供用来求出活动数据的信息和假定, 以及与求出的活动数据相关联的不确定性的估值。这特别适用于利用按比例扩大的程序求出大规模的估值; 在这些情况下, 应说明统计程序以及相关的不确定性。

模式模拟的结果: 如果清查机构在其估计程序中利用来自模式的数据产出, 就应提供有关模式选择和利用的理由。“优良做法” 是完整引述经同行评审的、其中对模式作出说明的出版物, 并解释和验证建模结果。应提供详尽的信息以使审查人员能够评估模式的有效性, 包括一般建模办法、关键的模式假定、投入和产出数据、参数值和参数化程序、模式产出的信度区间以及就产出所作的任何敏感性分析的结果。

排放分析: 应解释各年间排放的重大波动。应区分各年间活动水平的变化与排放系数的变化并将这些变化的原因编写成文件。如果不同的年份利用不同的排放因子, 应解释这样做的理由并提供文件证明。

非二氧化碳温室气体排放: 关于报告的要求遵循有关二氧化碳的 3 项原则, 但需要特别注意采取方法避免遗漏或重复计算关于农业和仍为林地的林地与转变为林地的土地的排放。还须阐明按照本章的指导意见和附件 3A.2 (报告表示和工作单) 的指导意见估计的排放之间的覆盖范围。鉴于存在着不确定性, 方法和报告的明晰可能有助于促进科学知识和清单审查的目的。

3.2.6 清单质量保证/质量控制

土地利用、土地利用变化和林业部门的特点意味着由各国清单报告的温室气体排放和清除的估值会有不同程度的精确性、准确性和偏差度。而且，估值受国内现有数据和信息的质量和一致性以及知识差距的影响；此外，取决于缔约方所采用的层级，数字还可能受不同来源的误差的影响，例如抽样误差、评估误差、遥感图像分类误差、模式误差等，它们会蔓延到整个估计过程。

“优良做法”是通过质量保证和质量控制程序和专家对排放估值进行审查来实施质量控制检查。《2000 年优良做法指南》第 8 章“质量保证/质量控制”第 2 层程序中和本报告第 5.5 章中概述的补充质量控制检查办法也可适用，特别是如果利用较高层的方法来估计排放的话。“优良做法”是采用下文讨论的具体来源类别程序来加强有关数据处理、处理和报告及文件编写方面的一般质量保证/质量控制。

收集数据的机构负责审查数据收集的方法，检查数据以确保正确收集、总计或分解它们，并用其它来源的数据和前几年的数据交叉检查数据以确保这些数据在一段时间内是真实、完整和一致的。估计的依据，不论是统计调查还是“案头估计”，都必须作为质量控制过程的组成部分加以审查和说明。文件是审查过程一个至关重要的组分，因为它使审查人员能够发现不准确和有缺陷的地方并提出改进意见。对于高度不确定的来源类别而言，报告中的文件资料和透明度以及对国家具体的因子与其它国家使用的默认值或因子间的差异说明原因极其重要。鼓励（生态）条件类似的各国协作，完善各种方法、排放因子和不确定性评估。

活动数据检查

在可能的情况下，清查机构应利用独立的资料来源检查涉及所有经营土地面积的数据并进行比较。应就面积记录中的任何差异提供文件证明以供审查。应将所有土地利用类别的活动数据面积的总数相加以确保清单中的总面积及其按气候和土壤类型的分层在一段时间内保持不变。应保证在一段时间内土地面积既不“创造”也不“损失”，如有这种情况，将会造成清单的重大误差。在利用国家具体的数据时（例如关于现存生物量和生物量生长率的数据、地上生物量的碳部分、生物量扩展系数、合成肥料消费量和合成肥料消费估值），清查机构应将它们与 IPCC 默认值或国际上明确确定的值——例如粮农组织和国际肥料工业协会（IFA）提供的那些数值——作比较并注明差异。

国家具体的参数应是高质量的、最好是经同行审查的实验数据，作出充分的说明并提供文件证明。鼓励实施清查的机构确保利用“优良做法”并确保结果经过同行审查。可利用关于试验面积的评估结果来验证报告数字的可靠性。

清查机构应确保在农业源类别方面已实施了质量保证/质量控制，并确保氮排泄、挥发性损失和森林施用率与农业源类别以及肥料和有机废物的总消费量相一致，避免重复计算。

清查机构应确保不仅仅考虑报告年中最近的排水，而且考虑到森林排水泥炭地的整个面积，并确保不将给定面积的反复排水计为新面积。

内部和外部审查

第 5 章阐述的审查最好应由不直接介入清单编制的专家进行，清查机构应利用土地利用、土地利用变化和林业部门的温室气体排放和清除问题专家对所用的方法和数据进行同行专家审查，鉴于用来计算国家某些具体类别的因子的参数的复杂性和独特性，应让选定的该领域专家参与此种审查。如果在直接测量的基础上得出土壤因子，清查机构应审查测量结果以确保它们代表环境和土壤管理条件及各年间气候变化的实际范围，而且是按照公认的标准制定的。还应审查在立地执行的质量保证/质量控制规程，并将产生的估值在立地间和与默认估值作比较。

3.3 农田

本节提供关于清查和报告“仍为农田的农田 (CC)”和“转变为农田的土地 (LC)”产生的温室气体排放和清除的*优良做法指南*。农田包括所有的一年生和多年生作物农田及临时休耕地(即搁置一年或数年然后再耕种的土地)。一年生作物可包括谷物、油籽、蔬菜、块根作物和饲料。多年生作物可包括与草本作物混合在一起的树木和灌木(例如农林综合经营体系)或果园、葡萄园和种植园如可可、咖啡、茶叶、油椰、椰子、橡胶树和香蕉,但符合林地归类标准的那些土地除外。¹通常用于种植一年生作物但临时用于饲料作物或放牧(作为一年生作物—牧草轮作的组成部分)的可耕地包括在“农田”项下。

永久农田中存储的和排放或清除的碳的数量取决于作物类型、管理做法和土壤及气候变化。例如,一年生作物(如谷物、蔬菜)每年被收获,所以生物量中没有长期的碳存储。不过,果园、葡萄园和农林综合经营体系中多年生木本植被能够将大量的碳存储在寿命长的生物量中,其数量取决于物种类型、密度、生长速率和收获及修枝方法。土壤中的碳储量可能巨大,而且储量的变化与多数管理做法有关,其中包括作物类型和轮作、犁耕、排水、剩余物管理和有机土壤改良。

其它用途的土地转变为农田能以多种方式影响碳储量和其它温室气体。林地、草地和湿地转变为农田,通常导致碳从生物量和土壤排向大气造成净流失。不过,在先前植被稀疏或受到严重扰乱的土地(例如采矿地)上营造的农田会导致生物量和土壤碳的净增。“土地利用转变”用语是指土地从一种用途转变为另一种用途。如果现有的多年生作物农田重种相同或不同的作物,土地用途仍为农田;因此,应当采用关于仍为农田的农田的方法来估计碳储量的变化,见下文第 3.3.1 节中的说明。

关于仍为农田的农田,IPCC 关于国家温室气体清单*优良做法指南*和不确定性管理报告(《2000 年优良做法指南》)第 4 章中论述了永久农田管理引起的甲烷(CH₄)和氧化亚氮(N₂O)的排放。该报告就如何清查和报告由于转变为农田的土地土壤氧化引起的氧化亚氮排放提供了指导。

在本节中,就如何利用基本和先进的方法来清查和报告仍为农田的农田和转变为农田的土地的生物量和土壤碳库的排放与清除提供指导。采用分层结构的方法,第 1 层方法使用默认值,通常是利用有限分解的面积数据。第 2 层方法是利用国家具体的系数和通常以较细尺度分解的面积数据,这将降低排放/清除估计的不确定性。第 3 层指利用国家具体的办法,可能包括过程模式和详细的清查测量。在可能的情况下,根据最新的研究成果更新《IPCC 指南》的默认值和提供新的默认值。

3.3.1 仍为农田的农田

仍为农田的农田产生的排放和清除可包括二氧化碳排放/清除这两个子类别。方程 3.3.1 概述仍为农田的农田产生的碳的净排放或清除,并分为这些子类别:生物量中碳储量的变化(第 3.3.1.1 节)和土壤中碳储量的变化(第 3.3.1.2 节)。如上所述,作为《IPCC 指南》“农业”章和《2000 年优良做法指南》中的一部分,对甲烷和氧化亚氮的排放进行估计。表 3.3.1 分别介绍了有关下述两个子类别的层级方法。

¹ 正如第 2 章第 2.2 节(土地类别)所说明的,IPCC 不为林地或其它土地利用提供单一定义。相反,各国应为清查报告的目的确定本国的定义。*优良做法*是在清查报告中采用清楚的定义(例如,包括有关树木覆盖率、土地面积和树木高度的阈值),并确保归类在各清查报告间一致并与其它土地利用定义相一致。

方程 3.3.1

仍为农田的农田中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{CC} = \Delta C_{CC_{LB}} + \Delta C_{CC_{土壤}}$$

其中：

ΔC_{CC} = 仍为农田的农田中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{CC_{LB}}$ = 活生物量中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{CC_{土壤}}$ = 土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

要将吨碳换算为千兆克二氧化碳，用 44/12 和 10^{-3} 乘该值，关于惯例（符号），参阅第 3.1.7 节或附件 3A.2（报告表和工作单）。

表 3.3.1

关于仍为农田的农田项下的子类别各层方法的说明

层 子类别	第 1 层	第 2 层	第 3 层
活生物量 (多年生木本作物)	利用碳累积和损失率的默认系数。多年生木本作物的平均面积按气候区域估计。	至少利用一些国家具体的关于碳累积和损失率的值。利用详尽的年度或定期调查结果来估计多年生木本作物的土地面积，分解到与国家具体的比率相匹配的尺度。如有数据可用，考虑将地下部生物量估计在内。可采用在两个时点测量或估计碳储量的替代办法，而不是制定碳储量的变化率。	利用关于多年生木本作物的详细类别（例如，咖啡、果园、间作制）的高度分解的面积估值。 采用国家关于特定多年生木本作物体系中碳储量变化的具体速率或估值。可采用国家具体的精细空间尺度办法（例如建模、测量），只要它能够产生关于碳储量变化的更准确的估值。
土壤	关于矿质土壤中碳的变化，利用默认系数。面积应按气候和土壤类型分层。对于有机土壤中碳的变化，利用默认系数并按气候区域对面积分层。对于施加石灰引起的排放，利用《IPCC 指南》给出的默认排放因子。	对于矿质土壤和有机土壤，结合利用默认值和/或国家具体的系数以及空间分辨率更加精细的面积估值。对于施加石灰引起的排放，利用按石灰形态区分的排放因子。	利用国家具体的精细空间尺度办法（例如，建模、测量）。

3.3.1.1 活生物量中碳储量的变化

碳能存储在多年生木本植物农田的生物量中，多年生木本植物包括但不限于单种栽培如咖啡、油椰、椰子、橡胶园、水果及坚果园，以及多种栽培如农林综合经营体系。估计木质生物量变化的基本方法载于《IPCC 指南》第 5.2.2 节（森林和其它木质生物量蓄积量的变化）以及本报告第 3.2.1.1 节（活生物量中碳储量的变化）和第 3.2.1 节（仍为林地的林地）。本节详述关于估计仍为农田的农田中活生物量中碳储量变化的这些方法。

3.3.1.1.1 方法问题

生物量变化只在多年生木本作物上进行了评估。对于一年生作物，将单一年份中生物量蓄积量的增加假定为等于当年收获和死亡引起的生物量损失，这样，生物量碳储量无净累积。

关于农田上多年生木本作物活生物量中碳储量变化总量 (ΔCCCLB) 的主要方程与第 3.2.1 节 (仍为林地的林地) 中方程 3.2.2 一样，惟一不同的是由于有关地下部生物量的可用数据有限，因此碳储量变化的估计只适用于地上部生物量。生长和损失率默认值在表 3.3.2 中给出。

气候区域	收获时地上部 生物量碳储量 (吨碳/公顷)	收获/成熟周期 (年)	生物量累积率 (G) (吨碳/公顷/年)	生物量碳损失 (L) (吨碳/公顷)	误差范围 ¹
温带 (所有水分状况)	63	30	2.1	63	±75%
热带, 干	9	5	1.8	9	±75%
热带, 湿润	21	8	2.6	21	±75%
热带, 湿	50	5	10.0	50	±75%

注：数值摘自 Schroeder (1994 年) 出版的《文献调查与综合资料》。
¹ 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。

目前，尚无足够的信息用来提供关于采用默认参数估计仍为农田的农田中死有机质库中碳储量变化的基本办法。

3.3.1.1.1.1 方法的选择

要估计农田生物量中碳的变化 (ΔCCCLB)，有两个替代办法：(a) 估计年生长和损失率 (“林地”一节中方程 3.2.2) 或 (b) 估计两个时点的碳储量 (也是 “林地”一节中的方程 3.2.3)，下面将第一种办法发展为基本的第 1 层方法；经下文所述的完善后，它也能用作第 2 或第 3 层方法。将第二种办法发展为第 2 或第 3 层方法。

如下文更详细说明的，第 1 层方法是基于利用碳累积率和碳损失默认值对高度分解的、属多年生木本作物的面积进行估计。相形之下，第 2 层的估计方法一般在可能的情况下采用国家具体的碳累积率和储量损失或两个时点的碳储量估值得出按气候带分列的主要木本作物类型的估值。第 3 层的估计将利用高度分解的第 2 层办法或涉及过程建模和/或详细测量的国家具体方法。所有国家都应努力改进清查和报告办法，根据本国情况推进到尽可能高的层级。对于各国来说，如果仍为农田的农田的碳排放和清除是一个关键类别，并且如果根据第 5 章概述的原则认为活生物量的子类别是重要的话，“优良做法”则应采用第 2 或第 3 层的办法。各国应利用图 3.1.1 中的决策树来帮助选择方法。

第 1 层：基本方法是用生长引起的生物量净累积的估值乘多年生木本作物农田的面积并减去与收获或其它清除相关的损失 (按照 “林地”一节中的方程 3.2.2)。用在其上收获或清除多年生木本作物的农田面积乘碳储量值来估计损失。

第 1 层默认估计是：清除的多年生木质生物量 (例如清除的并改种另一种作物的生物量) 中所有的碳在清除当年排放；而且多年生木本作物在相当于名义收获/成熟周期的时间内累积碳。后一种假定意味着多年生木本作物在一定期间累积生物量，直至它们经收获被清除或达到一种稳定状态为止，在这种状态下，生物量中没有碳的净累积，因为生长速率已经放慢而且生长引起的增量被自然死亡、修枝或其它损失所抵消。

在第 1 层，将第 3.3.1.1.1.2 节和表 3.3.2 中讨论的默认因子适用于本国求导出的土地面积估值（“林地”一节中方程 3.2.4 的 A 项）。

例 1：在清查年，在热带湿润环境下栽培了 9 万公顷多年生木本作物，同时清除了 1 万公顷。未成熟的多年生木本作物面积以大约 2.6 吨碳/公顷/年的速率累积碳。收获的面积在清除当年损失了生物量中蓄积的所有的碳。热带湿润环境下多年生木本作物农田的碳储量损失默认值是 21 吨碳/公顷/年。利用方程 3.2.2，估计每年累积 23.4 万吨碳和损失 21 万吨碳。热带湿润环境下碳储量的净变化是 2.4 万吨碳/年。

第 2 层：在第 2 层可利用两个替代办法之一。原则上，任一办法都应产生相同的答案。

办法包括：

- 通过将更加分解的面积估值（例如按具体的多年生木本作物类型和详细的气候区域分解）与至少国家某些具体的适用于相同尺度的碳累积和收获数据相匹配来扩展第 1 层方法。各国应当优先制定本国具体的参数，重点放在最常见的多年生木本作物或每单位土地多年生木质生物量水平相对较高的体系（即高碳储量）上。关于制定国家具体参数的指导意见在第 3.3.1.1.1.2 节中提供；或
- 估计多年生木本作物在固定的时间间隔总的碳储量（利用“林地”一节的方程 3.2.3）。

第 3 层：第 3 层办法可以说是高度分解的第 2 层办法，将国家具体的碳储量和碳储量变化值参数化，也可以是国家具体的方法，例如利用模式或反复测量的有关碳的数据，如利用详细的森林清单获得的数据（见第 3.2.1.1.1 节）。例如，可以利用经充分验证的有关具体物种的生长模式和关于收获和修枝做法的详细信息来估计年度生长率，类同于方程 3.2.2。这将要求关于按物种和年龄类别分列的木质生物量作物面积的信息，以及关于特定地区气候、土壤和其它生长限制条件的数据。或者，如方程 3.2.3 那样，可采用类似于详细的森林清单中使用的基于定期抽样的储量估值（和有关的模式）来估计储量变化。

3.3.1.1.1.2 排放/清除因子的选择

这种方法的排放/清除因子包括生物量累积率（G）和损失率（L）。表 3.3.2 根据发表的关于对农林综合经营体系碳储量的研究审查材料（Schroeder, 1994 年）提供关于 4 个一般气候区域的 G 和 L 的默认值。表 3.3.2 中的补充数据突出说明默认数据的基础假定（例如收获/成熟时间）并证明求出默认值的方法。年生长率默认值（G）是通过以作物建植到收获/成熟的时间去除成熟时的生物量蓄积量来求出的。年损失率默认值相当于收获时的生物量蓄积量，假定它在清除当年被完全清除。就各别国家而言，这些默认值具有高度不确定性，因为它们代表广泛气候区域的一般多年生木质生物量作物体系。木本作物的利用、生长和收获率以及与其它非木本作物的联系程度差别巨大，因此说，采用简单的默认因子将只能粗略大致地反映碳变化。

在利用第 2 层办法时，关于生物量蓄积量、收获周期和碳累积率，可根据本国专家进行的关于多年生木本作物体系的研究取得的国家或区域具体的成果来进行估计。木本作物种类繁多，包括每年收获的用于绿肥和薪柴的物种到潜在寿命很长的木本作物如果园等。在求导生物量累积率的估值时重要的是应认识到，生物量蓄积量的净增加将主要发生在木本作物初始建植或再生长后的头几年。虽然有些长寿命的果园作物不一定有固定的清除和改种周期，但修枝和树木置换引起的损失可能基本上抵消新的生长，因而成熟作物生物量蓄积量的净增加将接近于零。因此，在国家一级，生物量碳储量的净增加将主要发生在这样的时候，即相对于碳储量较少的其它用途的土地，木本作物的农田面积在增加或受到清除的土地比例小于按正常收获频率计算的平均值（例如，如果土地面积以幼龄、最近刚建植的木本作物为主）。反之，国家一级生物量的净损失将发生在这样的時候：木本作物被其它一年生作物体系所置换或木本作物的收获频率正在提高。

为进一步改进对多年生木本作物生物量中碳累积的估计，各国可进行实地研究以测量碳储量的变化或累积率。研究应基于可靠的科学原则和遵循其它同类研究所采用的一般办法(Dixon 等人, 1993 年; Schroeder, 1994 年; Schroth 等人, 2002 年; 和 Masera 等人, 2003 年)。应将实地研究的结果与来自其它方面的碳累积率的估值作比较, 核实它们是否处于文件证明的范围之内。可以根据补充数据和专家意见修改所报告的碳累积率, 但清查报告中应包括明晰的原理和文件资料。

3.3.1.1.1.3 活动数据的选择

本节的活动数据指多年生木本作物立木蓄积和收获土地的土地面积 (A_G 、 A_L) 的估值。第 2 章就采用何种办法获得按不同土地利用类别分列的面积并进行分类提供了一般性指导。为了估计这一来源的排放和清除, 各国需要获得多年生木本作物土地的面积估值, 按要求分解以对应于可用的排放因子和其它参数。

第 1 层: 在第 1 层下, 结合第 2 章概述的办法, 利用年度或定期调查结果来估计年均建植的多年生木本作物的面积和年均收获或清除的多年生木本作物的面积。将面积估值再细分为一般气候区域以匹配 G 和 L 默认值。关于第 1 层的计算, 可利用国际统计资料如粮农组织数据库、《IPCC 指南》和其它来源的数据来估计多年生木本作物的土地面积。

第 2 层: 关于第 2 层方法, 利用更详细的年度或定期调查结果来估计不同类别的多年生木质生物量作物的土地面积。再将面积进一步分为有关的类别, 以便多年生木本作物类型和气候区域的所有主要的组合都有各自的面积估值来表示。这些面积估值必须与采用第 2 层方法得出的任何国家具体的碳累积和损失值相匹配。如果只能部分获得国家具体的较高分辨率的数据, 鼓励各国利用根据最可靠知识所做的可靠假定来外推多年生木本作物的整个土地基础。

第 3 层: 第 3 层要求在国家以下级分解到精细网格尺度的高分辨率的活动数据。与第 2 层相类似, 按主要气候、土壤类别和其它具有潜在重要性的区域变量 (例如区域管理做法的模式) 将土地面积细分为具体类型的多年生木本作物面积。如有可能, 利用空间坐标的面积估值以便于得出多年生木本作物农田的全面覆盖率并确保不过高或过低估计面积。此外, 还可将空间坐标的面积估值与当地相关的碳累积和清除率以及再蓄积和管理影响结合使用, 提高估值的准确性。

3.3.1.1.1.4 不确定性评估

下面的讨论就评估与第 3.3.1.1.1.1 节中说明的每层方法相关联的不确定的办法提出指导意见。

第 1 层: 在利用第 1 层方法时产生的不确定性的来源包括土地面积估计以及碳累积和损失率默认值的准确度。利用出版的关于农林综合经营体系碳储量问题研究成果汇编来求出第 3.3.1.1.1.2 节中提供的默认数据 (Schroeder, 1994 年)。虽然默认值是从各项研究中求出, 但它们有关的不确定性范围未包括在出版物中。因此, 根据专家判断, 一个参数值的不确定性水平可默认为 $\pm 75\%$ 。可将这种信息用于衡量本报告第 2 章面积估值的不确定性, 并利用第 5.2 章 (认定和量化不确定性) 中关于不确定性分析的第 1 层方法来评估农田生物量中碳排放和清除估值的不确定性。

第 2 层: 第 2 层方法将降低总体不确定性, 因为国家界定的比率应能提供关于本国境内作物体系和气候区域碳累积和损失的更准确的估值。“优良做法”是计算国家界定的碳累积率的误差估值 (即标准偏差、标准误差或范围), 并将这些变量用于基本的不确定性评估。“优良做法”是应由各国评估国家具体系数的误差范围并将它们与碳累积系数默认值的误差范围作比较。如果国家界定的比率有着等于或大于默认系数的误差范围, “优良做法”是利用第 1 层的办法和根据更多的实地测量结果进一步精确国家界定的比率。

第 2 层的办法还可利用更高分辨率的活动数据, 例如本国境内不同气候区域或特定作物体系的面积估值。结合使用较高分辨率的数据和为这些较精细尺度的土地基础界定的碳累积因子将降低不确定性的程度 (例如, 求咖啡种植园的面积是用咖啡种植系数而不是通用的农林综合经营体系默认值相乘时)。

第3层：第3层的办法与第1和第2层办法相比将产生最大程度的确定性。“优良做法”是计算所有本国界定的生物量增长和损失率的标准偏差、标准误差或范围。还有一个“优良做法”是评估对每个土地基础类别的土地面积估计中的测量误差。各国应当考虑开发模式参数的概率密度函数以用于蒙特卡洛模拟。

3.3.1.2 土壤中碳储量的变化

3.3.1.2.1 方法问题

《IPCC 指南》为估计土地利用和管理引起的土壤二氧化碳排放和摄取提供了一些方法（第 5.3 节），这些方法能适用于包括农田在内的所有用途的土地。该方法考虑到矿质土壤的有机碳储量变化（二氧化碳排放或清除）、有机土壤（即泥炭土）的二氧化碳排放和农用土壤施石灰引起的二氧化碳排放。

在《IPCC 指南》中，测量到 30 厘米默认深度的碳储量不包括表面剩余物（即死有机质）中的碳或无机碳（即碳酸盐矿物）的变化。在多数农田土壤中，表面剩余物或者不存在（由于犁耕而融入土壤）或者蓄积量很少。在较高级别可采用其它深度，但无论如何在一段时间内必须深度一致。

用于估计土壤中有机碳储量变化的简要方程 3.3.2 列示如下：

方程 3.3.2

仍为农田的农田土壤中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{CC_{土壤}} = \Delta C_{CC_{矿物质}} - \Delta C_{CC_{有机质}} - \Delta C_{CC_{石灰}}$$

其中：

- $\Delta C_{CC_{土壤}}$ = 仍为农田的农田土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{CC_{矿物质}}$ = 矿质土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{CC_{有机质}}$ = 栽培有机土壤中年度碳排放（估为年净通量），吨碳/年
- $\Delta C_{CC_{石灰}}$ = 施农用石灰引起的年度碳排放，吨碳/年

关于第 1 和第 2 层方法，应当假定死有机质和无机碳的变化为零。如果将死有机质列入第 3 层办法，测量应基于年周期内存在的最低数量以避免包括代表短暂有机质库的收获后新鲜剩余物。选择最合适层级将取决于：1) 关于农业管理的活动数据的类型和详细度以及一段时间内管理的变化，2) 用于估计基础碳储量和储量变化及排放因子的合适信息的可获性，3) 国家专门的土壤清查系统的可利用性。

所有国家都应努力改进清查和报告办法，根据本国情况推进到尽可能高的层级。对于各国来说，如果仍为农田的农田的碳排放和清除是一个**关键类别**，并且如果根据第 5 章概述的原则认为土壤有机质子类别是重要的话，“优良做法”是应采用第 2 或第 3 层的方法，应当利用图 3.1.1 中的决策树来帮助选择方法。

3.3.1.2.1.1 方法的选择

用来估计矿质土壤中碳储量变化的方法不同于用于有机土壤的方法。根据可获得的资源，各国还可能利用不同层级的方法来编制关于这个子类别各个组成部分的估值。因此，下文分别讨论矿质土壤、有机土壤和施石灰引起的排放。

矿质土壤

就矿质土壤而言，如方程 3.3.3 所示，估计方法是基于影响土壤碳的管理发生变化后一个确定时期内土壤碳储量的变化。清查中某个农田体系面积的先前的土壤碳储量 ($SOC_{(0-T)}$) 和清查年的土壤碳储量 (SOC_0) 根据适用于各自时点的参考碳储量（表 3.3.3）和储量变化因子（表 3.3.4）进行估计。这里，某个农田体系是指一种特定的气候、土壤和管理组合。排放（源）或清除（汇）的年度速率用清查时期去除储量的差额（一段时间内）计算。该时期默认值是 20 年。

方程 3.3.3

单一农田体系矿质土壤中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{CC_{\text{矿物质}}} = [(SOC_0 - SOC_{(0-T)}) \cdot A] / T$$

$$SOC = SOC_{\text{参考}} \cdot F_{LU} \cdot F_{MG} \cdot F_I$$

其中：

$\Delta C_{CC_{\text{矿物质}}}$ = 矿质土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

SOC_0 = 清查年的土壤有机碳储量，吨碳/公顷

$SOC_{(0-T)}$ = 清查前 T 年土壤有机碳储量，吨碳/公顷

T = 清查时期，年（默认值是 20 年）

A = 每个地块的土地面积；公顷

$SOC_{\text{参考}}$ = 参考碳储量，吨碳/公顷，见表 3.3.3

F_{LU} = 土地利用或土地利用变化类型的储量变化因子，无量纲；见表 3.3.4

F_{MG} = 管理制度的储量变化因子，无量纲；见表 3.3.4

F_I = 有机质投入的储量变化因子，无量纲；见表 3.3.4

所提供的土地利用和管理类型因子的定义非常广泛并包括：1) 反映与土地利用类型相关联的碳储量变化的土地利用因子 (F_{LU})，2) 代表不同犁耕类型的永久农田的管理因子 (F_{MG}) 和 3) 代表土壤不同水平碳投入的投入因子 (F_I)。对于农田而言， F_{LU} 描述的是长期耕种的土壤、水稻栽培的基础碳储量，对于临时休耕的农田而言， F_{LU} 是关于天然（未耕种）土壤的碳储量。如果在清查期开始时面积属于其它土地利用（例如、林地、放牧地），那么就应当遵循在第 3.3.2 节“转变为农田的土地”项下提供的指导意见。

确定 SOC_0 和 $SOC_{(0-T)}$ 以及每公顷土地面积土壤碳储量净变化的计算步骤如下：

步骤 1： 根据气候和土壤类型，为受查的每个面积的土地选择参考碳储量值 ($SOC_{\text{参考}}$)。

步骤 2： 选择清查期开始时（例如 20 年前）存在的农田利用类型（长期耕种、稻田、休耕），以及犁耕 (F_{MG}) 和碳投入水平 (F_I)。这些因子与参考土壤碳储量相乘，提供清查期“初始”土壤碳储量 ($SOC_{(0-T)}$) 的估值。

步骤 3： 通过利用同一参考碳储量 ($SOC_{\text{参考}}$) 重复步骤 2 来计算 SOC_0 ，但使用代表（本）清查年条件的土地利用、犁耕和投入因子。

步骤 4： 计算清查期内该面积土壤碳储量的年平均变化 ($\Delta C_{CC_{\text{矿物质}}}$)。

例子：对于暖温带湿润气候下的松软土来说，SOC_{参考}是 88 吨碳/公顷。长期种植一年生作物的土地面积——先前进行精耕细作管理并且碳投入水平低——在清查期开始时的碳储量的计算方法是： $(SOC_{参考} \cdot F_{LU} \cdot F_{MG} \cdot F_I) = 88 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 0.71 \cdot 1 \cdot 0.91 = 56.9 \text{ 吨碳/公顷}$ 。在目前种植一年生作物不进行耕作、中等碳投入水平的管理情况下，碳储量的计算是： $88 \text{ 吨碳/公顷}^{-1} \cdot 0.71 \cdot 1.16 \cdot 1 = 72.5 \text{ 吨碳/公顷}$ 。这样，清查期内该面积土壤碳储量年均变化的计算是： $(72.5 \text{ 吨碳/公顷} - 56.9 \text{ 吨碳/公顷}) / 20 \text{ 年} = 0.78 \text{ 吨碳/公顷/年}$ 。

表 3.3.3
(天然植被下) 土壤有机碳储量默认参考值 (SOC_{参考})
(吨碳/公顷, 0 至 30 厘米深度)

区域	高活性粘土土壤 ¹	低活性粘土土壤 ²	砂质土 ³	灰化土壤 ⁴	火山土壤 ⁵	湿地土壤 ⁶
北方生物带	68	NA	10 [#]	117	20	146
寒温带, 干	50	33	34	NA	20 [#]	87
寒温带, 湿润	95	85	71	115	130	
暖温带, 干	38	24	19	NA	70 [#]	88
暖温带, 湿润	88	63	34	NA	80	
热带, 干	38	35	31	NA	50 [#]	86
热带, 湿润	65	47	39	NA	70 [#]	
热带, 湿	44	60	66	NA	130 [#]	

注：数据取自 Jobbagy 和 Jacksox (2000 年) 及 Bernoux 等人 (2002 年) 说明的土壤数据库。列示平均储量。为土壤气候类型假定的误差估计默认值为 95% (表示为 2X 标准方差, 作为均值的百分比)。NA 表示“不适用”, 因为这些土壤在有些气候带通常不存在。

表示无数据可加利用并保留《IPCC 指南》的默认值。

¹ 含有高活性粘土 (HAC) 矿物质的土壤是轻至中度风化的土壤, 以 2: 1 硅化粘土矿物质为主 (在世界土壤资源参考资料库 (WRB) 分类中, 这些包括浅层土、变性土、栗钙土、黑钙土、黑土、淋溶土、高活性强酸土、Albeluvisols、黑碱土、钙质冲积土、石膏土、Umbrisols、始成土、岩成土; 在美国农业部分类中包括松软土、变性土、高基状态淋溶土、早成土、始成土)。

² 含有低活性粘土 (LAC) 矿物质的土壤为高度风化的土壤, 以 1: 1 的粘土矿物质和非晶态氧化铁和氧化铝为主 (在 WRB 分类中包括强淋溶土、低活性淋溶土、强风化弱粘淀土、铁铝土、Durisols; 在美国农业部分类中包括老成土、氧化土、酸性淋溶土)。

³ 根据标准的质地分析 (在 WRB 分类中包括红砂土; 在美国农业部分类中包括砂新成土), 包括含有 >70% 砂土和 <8% 粘土的所有土壤 (不论何种分类学分类)。

⁴ 表现出强烈灰化作用的土壤 (在 WRB 分类中, 包括灰壤; 在美国农业部分类中包括灰土)。

⁵ 产生于带有水铝英石矿物的火山灰土壤 (在 WRB 分类中包括暗色土; 在美国农业部分类中包括火山灰土)。

⁶ 由于排水限制导致定期水淹和产生厌氧条件的土壤 (在 WRB 分类中包括潜育土; 在美国农业部分类中包括饱水缺氧的亚目)。

表 3.3.4
农田上不同管理活动的相关储量变化因子 (F_{LU} 、 F_{MG} 和 F_I) (20 年以上)
[关于因子求导采用的方法和数据来源, 见第 3.3.7 节]

因子值类型	层级	温度状况	96 年 IPCC 默认值	水分状况 ¹	《优良做法指南》修订的默认值	误差 ^{2, 3}	说明
土地利用 (F_{LU})	长期耕种	温带	0.7,0.6 ⁴	干	0.82	±10%	表示连续管理超过 20 年、主要为一年生作物的面积。投入和耕作因子还适用于估计碳储量变化。土地利用因子的估计与采用充分耕作和名义(“中度”)碳投入水平有关。
				湿	0.71	±12%	
		热带	0.6,0.5	干	0.69	±38%	
				湿	0.58	±42%	
土地利用 (F_{LU})	稻田	温带和热带	1.1	干和湿	1.1	±90%	长期 (>20 年) 湿地一年生作物(水稻)。可包括双季非水淹作物。就水稻而言, 不利用耕作和投入因子。
土地利用 (F_{LU})	休耕 (<20 年)	温带和热带	0.8	干	0.93	±10%	表示暂时休耕的一年生作物农田(例如土壤保护保留地)或再种植多年生草的其它休闲农田。
				湿	0.82	±18%	
耕作 (F_{MG})	充分	温带	1.0	干和湿	1.0	NA	对土壤进行充分耕作等大量的干扰和/或(年内)频繁耕作。在种植时, 地表覆盖的剩余物很少(例如, <30%)。
		热带	0.9,0.8	干和湿	1.0	NA	
耕作 (F_{MG})	减少	温带	1.05	干	1.03	±6%	初次和(或)二次耕地但减少对土壤的干扰(通常浅翻和不完全翻)。正常情况下种植时地表剩余物覆盖率>30%。
				湿	1.09	±6%	
		热带	1.0	干	1.10	±10%	
				湿	1.16	±8%	
耕作 (F_{MG})	不耕	温带	1.1	干	1.10	±6%	不经初耕直接播种, 只在播种带最低限度干扰土壤。典型情况下使用杀虫剂控制杂草。
				湿	1.16	±4%	
		热带	1.1	干	1.17	±8%	
				湿	1.23	±8%	
投入 (F_I)	低	温带	0.9	干	0.92	±4%	由于清除剩余物(经收集或烧除)剩余物返回量少, 经常处于绝对休闲状态或种植产生剩余物少的作物(例如, 蔬菜、烟草、棉花)。
				湿	0.91	±8%	
		热带	0.8	干	0.92	±4%	
				湿	0.91	±4%	
投入 (F_I)	中	温带	1.0	干和湿	1.0	NA	代表种植一年生谷物, 所有作物剩余物返回田地中。如果剩余物被清除, 则添加补充有机质(例如, 粪肥)。
		热带	0.9	干和湿	1.0	NA	
投入 (F_I)	高一无粪肥	温带和热带	1.1	干	1.07	±10%	表示作物剩余物投入量明显增大, 原因是种植产生大量剩余物的作物、使用绿肥、种植覆盖作物、改进种植的休耕地, 经常在一年生作物轮作中种植多年生草, 但不施粪肥(见下行)。
				湿	1.11	±10%	
投入 (F_I)	高一有粪肥	温带和热带	1.2	干	1.34	±12%	表示作物剩余物的高投入及定期施加动物粪肥(见上行)。
				湿	1.38	±8%	

¹ 如数据充足, 为温带和热带温度状况以及干湿水分状况确定单独的值。温带和热带对应于第 3 章导言(3.1)中所界定的地带; 湿水分状况对应于热带的湿润带和温带区域的湿带(见图 3.1.3); 干旱区与图 3.1.3 中界定的相同。

² ±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±50%的默认值。NA 表示“不适用”, 在这种情况下因子值构成界定的参考值。

³ 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。

⁴ 第二个值适用于《IPCC 指南》界定的潮湿土壤类别。为本《优良做法指南》编制的更新估值中未发现有关不同土壤类型的重大差异。

第 1 层：就第 1 层而言，将参考碳储量和储量变化因子默认值用于（如方程 3.3.3 所示）一国的主要农田体系，按默认气候和土壤类型分层（方程 3.3.4）。对于仍为农田的农田的总计面积而言，储量变化的计算可采取以下两种方法：跟踪管理变化和计算个别地块上的储量变化（方程 3.3.4B）或根据关于农田体系面积分布的更为一般的数据，计算在清查期开始和结束时的总计土壤碳储量（方程 3.3.4A）。不论采用哪种办法，总计结果将是一样的，主要差别在于，具体的管理变化影响的属性要求跟踪特定土地面积上管理变化的活动数据。这种计算的默认值在第 3.3.1.2.1.2 节中说明。

方程 3.3.4

仍为农田的农田中矿质土壤的年度碳储量变化

$$\Delta C_{CC_{\text{矿物质}}} = \sum_c \sum_s \sum_i [(SOC_0 - SOC_{(0-T)}) \cdot A]_{c,s,i} / T \quad (A)$$

$$\Delta C_{CC_{\text{矿物质}}} = [\sum_c \sum_s \sum_i (SOC_0 \cdot A)_{c,s,i} - \sum_c \sum_s \sum_i (SOC_{(0-T)} \cdot A)_{c,s,i}] / T \quad (B)$$

其中：

$\Delta C_{CC_{\text{矿物质}}}$ = 矿质土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

SOC_0 = 清查年中的土壤有机碳储量，吨碳/公顷

$SOC_{(0-T)}$ = 清查前 T 年的土壤有机碳储量，吨碳/公顷

T = 清查时期，年（默认值是 20 年）

A = 每个地块的土地面积，公顷

c 表示气候带，s 表示土壤类型，而 i 表示一国存在的主要农田体系。

例子：下列例子显示如何利用方程 3.3.4B 来计算总计农田面积的土壤碳储量变化。在暖温带湿润气候条件下的松软土上，有 100 万公顷的永久一年生作物农田。该区域的天然参考碳储量（ $SOC_{\text{参考}}$ ）是 88 吨碳/公顷。在清查计算期开始时（即 20 年前），农田体系的分布是 40 万公顷碳投入水平低、充分耕作的一年生作物农田和 60 万公顷中等投入水平、充分耕作的一年生作物农田。这样，该面积的初始土壤碳储量为：40 万公顷 · (88 吨碳/公顷 · 0.71 · 1 · 0.91) + 60 万公顷 · (88 吨碳/公顷 · 0.71 · 1 · 1) = 60.231 百万吨碳。在（本）清查年，种植有：20 万公顷充分耕作、低碳投入的一年生作物，70 万公顷减少耕作、中等碳投入的一年生作物，以及 10 万公顷不耕作、中等碳投入的一年生作物。这样，清查年土壤总碳储量为：20 万公顷 · (88 吨碳/公顷 · 0.71 · 1 · 0.91) + 70 万公顷 · (88 吨碳/公顷 · 0.71 · 1.09 · 1) + 10 万公顷 · (88 吨碳/公顷 · 0.71 · 1.16 · 1) = 66.291 百万吨碳。这样，该时期内整个面积的年均碳储量变化为：(66.291 - 60.231) 百万吨碳 / 20 年 = 6.060 百万吨碳 / 20 年 = 每年土壤碳储量增加 303,028 吨。

第 2 层：关于第 2 层，利用与第 1 层中相同的基本方程，但采用国家关于参考碳储量和/或储量变化因子的具体的值。此外，如果有足够的可以利用的数据，第 2 层办法将可能涉及更详细的管理制度分层。

第 3 层：第 3 层办法结合利用动态模式连同详细的土壤碳排放/储量变化清查测量结果，将不大会采用简单的储量变化或排放因子本身。利用基于模式的办法作出的排放估计源自估计模式内部土壤碳储量净变化的多个方程的相互作用。存在着为模拟土壤碳动态而设计的多种模式（例如，见 McGill 等人，1996 年；Smith 等人，1997 年所作的评论）。

选择合适模式的关键标准是模式能够代表所表示的所有管理做法并且模式投入（即驱动变量）与全国范围投入数据的可获性相适合。关键是应依靠来自国家或区域特定的实地位置的独立观察结果对模式进行验证，这些位置能够

代表该国的气候、土壤和管理体系的变化。例如，适当的验证数据集包括长期反复进行的实地实验（例如，SOMNET，1996年；Paul等人，1997年）或利用诸如涡流协方差等技术进行的农业体系生态系统碳通量的长期测量（Baldocchi等人，2001年）。理想的情况下，将建立一个永久性的、在统计上代表“农场”的地块——包括主要的气候区域、土壤类型、管理体系和体系变化——的清查体系，能在一段时间内进行反复的土壤碳储量测定。建议在多数情况下再抽样频率不应短于3至5年（IPCC，2000年b）。如有可能，应在等量的质量基础上进行土壤碳储量的测量（例如，Ellert等人，2001年）。应在一段时间内重复抽样来执行各种程序以尽量减少空间变率的影响（例如，Conant和Paustian，2002年a）。可将此种清查测量与基于过程模式的方法相结合。

有机土壤

估计有机质（例如产生于泥炭的）土壤中碳储量变化的基本方法是设定排水和其它扰动如为了农业生产而进行的土地耕作引起的年度碳损失率。排水和耕作刺激先前基本上在缺氧环境下积聚的有机质的氧化。用排放因子乘每种气候类型下的农田有机土壤的面积以得出年度碳排放的估值，如下文方程3.3.5所示：

方程 3.3.5

仍为农田的农田中耕种有机土壤引起的二氧化碳排放

$$\Delta C_{CC \text{ 有机质}} = \sum_c (A \cdot EF)_c$$

其中：

$\Delta C_{CC \text{ 有机质}}$ = 仍为农田的农田中耕种有机质壤引起的二氧化碳排放，吨碳/年

A = 气候类型 *c* 条件下有机土壤的土地面积，公顷

EF = 气候类型 *c* 条件下的排放因子（见表3.3.5），吨碳/公顷/年

第1层：第1层方法是将默认排放因子（表3.3.5）连同本国每种气候区域内耕种有机土壤的面积估值一起利用（方程3.3.5）。可按照第2章中的指导意见来求出面积估值。

第2层：第2层办法利用方程3.3.5，根据国家具体的数据来估计排放因子，按气候区域分层，如第3.3.2.1.3节中所说明的。应按照第2章的指导意见求出面积估值。

第3层：关于有机土壤的第3层办法将包括整合动态模式和测量网的更详细的体系，如上文就矿质土壤所说明的那样。

气候温度状况	《IPCC 指南》默认值 (吨碳/公顷/年)	误差 [#]
寒温带	1.0	±90%
暖温带	10.0	±90%
热带/亚热带	20.0	±90%

#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。

施用石灰

作为一个二氧化碳排放的源，《IPCC 指南》包括对农用土壤施用含有石灰（例如含钙石灰岩（CaCO₃）或白云岩（CaMg(CO₃)₂）的碳酸盐。该过程可简单解释为当碳酸盐石灰在土壤中溶解时，基础阳离子（Ca⁺⁺、Mg⁺⁺）与土壤胶体上的氢离子（H⁺）发生交换（从而降低土壤酸性），而且形成的重碳酸盐（2HCO₃）能够进一步发生反应并演化为二氧化碳和水（H₂O）。虽然施用石灰的效应一般持续数年（这以后再施加石灰），这取决于气候、土壤和作物种植做法，但《IPCC 指南》说明的是在施用当年施加的所有碳酸盐碳引起的二氧化碳排放。因此，基本方法是用施用的农用石灰量乘以根据所施加的物质成分稍有变化的排放因子。

方程 3.3.6

施用农用石灰引起的年度碳排放

$$\Delta C_{CC_{\text{石灰}}} = M_{\text{石灰岩}} \cdot EF_{\text{石灰岩}} + M_{\text{白云岩}} \cdot EF_{\text{白云岩}}$$

其中：

$\Delta C_{CC_{\text{石灰}}}$ = 施用农用石灰引起的年度碳排放，吨碳/年

M = 年度施用的含钙石灰岩（ CaCO_3 ）或白云岩（ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ）的数量，吨/年

EF = 排放因子，吨碳（吨石灰岩或白云岩）⁻¹（这些相当于物质的碳酸盐碳含量（ CaCO_3 为 12%， $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ 为 12.2%）。

第 1 层：对于第 1 层，可以利用每年施给农田土壤的含有石灰的碳酸盐总量和 0.12 的总排放因子来估计二氧化碳的排放，而不区分石灰物质的不同构成。注意，虽然碳酸盐石灰是所用的主要石灰物质，但石灰的氧化物和氢氧化物——它们不含有无机碳——也在有限的程度上用于农业施石灰，这里不应将它们包括在内（二氧化碳的产生是在它们的制造过程中而不是在施用于土壤之后）。

第 2 层：如果有数据可加利用，第 2 层办法可能需要区分不同的石灰形态和具体的排放因子，因为不同的碳酸盐石灰物质（石灰岩以及其它来源如泥灰和贝壳沉积物）的碳含量和总纯度可能有所不同。

第 3 层：第 3 层办法与第 1 和第 2 层所作的假定相比，可能需要更加详细地说明因施用石灰产生的排放。取决于不同的气候和土壤条件，施用石灰产生的碳酸氢盐可能不会全部作为二氧化碳在土壤中或从排水中释放，有些可能会过滤和渗透到土壤的深层或被输送到深层地下水、湖、海并被分离。如果有足够的数据并了解特定气候土壤条件下的无机碳转化，可以求出具体的排放因子。不过，此种分析将可能需要包括与土壤中主要和次要碳酸盐矿物质相关的碳通量及其对农业管理做法的反应。

3.3.1.2.1.2 排放/清除因子的选择

矿质土壤

在利用第 1 层或第 2 层方法时，需要关于矿质土壤的下列排放/清除因子：参考碳储量（ $\text{SOC}_{\text{参考}}$ ）；土地利用变化的储量变化因子（ F_{LU} ）；管理制度的储量变化因子（ F_{MG} ）；有机质投入的储量变化因子（ F_{I} ）。

参考碳储量（ $\text{SOC}_{\text{参考}}$ ）

将未受重大土地利用和管理影响的天然植被下的土壤用作管理导致土壤碳变化的相关基准或参考。

第 1 层：在第 1 层下，“优良做法”是利用表 3.3.3 中提供的参考碳储量默认值（ $\text{SOC}_{\text{参考}}$ ）。它们取自《IPCC 指南》但作了以下改进：一）估值是从最近汇编的关于天然植被下土壤剖面的文献中以统计方法得出，二）“灰化”土壤（在 WRB 分类中界定为北方生物带和温带灰壤，在美国农业部分类中界定为灰土）作为一个单独类别列入，三）包括了北方生物带气候区域内的土壤。

第 2 层：就第 2 层方法而言，参考土壤碳储量可根据譬如作为一国土壤调查和制图活动的组成部分进行的土壤测量的结果来确定。其优势包括能够提供关于个别国家更具有代表性的值和能够更好地估计可用于正规不确定性分析的概率分布函数。应采用关于土壤有机碳和容重抽样与分析的可接受的标准并提供文件证明。

储量变化因子（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_{I} ）

第 1 层：第 1 层的“优良做法”是利用表 3.3.4 中提供的储量变化因子默认值（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_{I} ）。它们取自《IPCC 指南》，但根据出版的研究统计分析资料加以更新。表中提供了指导选择合适因子值的定义。

第 2 层：关于第 2 层方法，储量变化因子可通过特定国家或区域的长期实验（例如，Smith 等人，1996 年；Paul 等人，1997 年）或其它实地测量（例如实地演替时序²）进行估计。为估计储量变化因子，从出版的研究报告和其它来源资料汇编的信息应当包括有机碳储量（即每单位面积至特定深度的质量）或所需的所有信息，以便计算土壤有机碳储量，即有机质与容重的百分比。如果报告的是有机质而不是有机碳的百分比的话，则可利用土壤有机质碳含量的换算因子 0.58。必须包括的其它信息是测量深度和表示发生管理差别的时间范围。如无据以选择替代深度间隔的具体信息，“优良做法”是比较至少 30 厘米深度（即用于第 1 层计算的深度）的储量变化因子。如果有充足的研究结果可加利用、如果因土地管理造成的统计数据上的巨大碳储量差别得到更深深度的证明，那么更深深度的碳储量变化也许是可获得的。不过，关键是应按共同的深度确定参考土壤碳储量（SOC_{参考}）和储量变化因子。应为主要的气候和/或土壤类型汇编因子值，至少达到第 1 层方法所采用的详细度。

有机土壤

在估计有机土壤的排放时，如果因农田用途对有机土壤进行了排水，则需要不同气候状况的排放因子（EF）。

第 1 层：就第 1 层而言，从《IPCC 指南》照搬而来的默认排放因子在表 3.3.5 中提供。这些因子按主要气候（温度）状况区分，并假定在用作农田前已对土壤进行了排水。不包括用于水稻或在淹水条件下生长的次要作物（例如酸果蔓果、野稻）的有机土壤。

第 2 层：就第 2 层而言，可从关于有机土壤碳损失的文献数据求出排放因子。对于耕种有机土壤导致的碳损失的估计通常基于沉降的测量，而基于二氧化碳通量直接测量的研究较少（Klemetsson 等人，1997 年；Ogle 等人，2003 年）。有助于造成沉降的过程包括侵蚀、压实、烧除和分解。只有分解损失才应包括在排放因子的估计中。如果利用沉降数据，就应采用合适的区域换算因子以便根据测量沉降和二氧化碳通量的研究结果，确定可归于氧化的沉降比例。如无此类信息，根据 Armentano 和 Menges 的评论（1986 年），建议采用克/克当量基础上的氧化/沉降的默认因子 0.5。如果可行，建议进行直接碳通量测量作为提供估计有机土壤排放率的最佳手段。

施用石灰

见第 3.3.1.2.1.1 节。

3.3.1.2.1.3 活动数据的选择

矿质土壤

需要用不同管理做法下的农田面积（A）来估计矿质土壤的排放/清除。

对于现有的农田，活动数据应当记录影响土壤碳储量的管理做法，如作物类型和轮作、耕作法、灌溉、施用粪肥、剩余物管理等的变化或趋势。存在着两种主要类型的管理活动数据：1）各国汇编的或为各国内部行政区域（例如，省、县）汇编的总计统计资料；2）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的补充。任何类型的活动数据都能用于 3 层中的任何一层，依据它们的空间和时间分辨率而定。就第 1 层和第 2 层的清查而言，活动数据应按主要气候区域和土壤类型分层，因为参考土壤碳储量随这些因素的变化而有很大变化。对于第 1 层采用的广泛界定的土壤类别，可利用国家或甚至全球土壤图来划定农田土地面积中的土壤细目。对于适用第 3 层中的动态模式和/或基于直接测量的清查，需要类似或更详细的有关气候、土壤、地形和管理数据方面的知识，但达到准确的要求将部分取决于所利用的模式。

全球可获的土地利用和作物生产统计资料如粮农组织数据库（<http://apps.fao.org>）提供按主要土地利用类型分列的土地总面积的年度汇编，在管理体系（例如，灌溉与非灌溉农田）、“永久”作物面积（即葡萄园、果园）、主要作

² 演替时序包括取自类似但不同地点的测量结果，这些地点代表土地利用或管理的时间顺序，例如自毁林以来的若干年。作出努力以控制所有其它地点间的差异（例如，通过选定具有类似土壤类型、地形、先前植被的地区）。演替时序经常用作在一段时间内在同一地点反复进行的实验研究或测量的替代品。

物（例如小麦、稻米、玉米、高粱等）的土地面积和产量方面有所区分。因此，粮农组织数据或类似的国家总数据将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，初步的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》覆盖现有的（本国或来自全球数据集如 IGBP_DIS 的）土地覆盖/土地利用图。如有可能，应当按种植制度（例如轮作和耕作法）划定有关的土地面积而不是简单地按作物列示面积并与合适的管理因子值联系起来。[注：这同样可适用于农田生物量一节，因为该方法利用关于特定作物类型如粮农组织分类的“永久作物”的基于面积的估值。]参阅本报告第 2 章。

与总计的农业和土地利用统计资料相比，国家土地利用和资源清单具有某些优势，它包括一批永久抽样点，数据按固定间隔收集。清查点可以较为容易地与特定的耕作制度联系起来，而且与特定位置相关联的土壤类型可通过抽样或通过合适的土壤图上查找该位置来确定。根据适当的统计设计选定的清查点还使得能够对与活动数据相关联的变率作出估计，这可作为正式不确定性分析的组成部分。包括农田在内的点基资源清单的一个例子是美国国家资源清单（Nusser 和 Goebel, 1997 年）。

有机土壤

需要关于按气候状况列示的耕种有机土壤的面积（A）来估计有机土壤的排放。可以利用类似于上文概述的数据库和办法来求出面积估值。用显示农田面积的土地利用图来覆盖显示有机土（即有机土壤）空间分布的土壤图，能够提供关于农用有机土壤面积的初始信息。此外，由于有机土壤通常需要进行广泛的人工排水以用于农业目的，可将国家关于排水项目的具体数据与土壤图和土壤调查结合起来以便获得更加精确的有关面积估值。

3.3.1.2.1.4 不确定性评估

不确定性的正式评估要求估计每单位面积排放/固碳率的不确定性及其活动数据（即土地利用和管理变化所涉的土地面积）的不确定性以及它们的相互作用。在可获得的情况下，本报告各个表中提供了修订的全球默认值的不确定性的估值；可按照本报告第 5 章提供的指导意见，采用这些数据以及关于活动数据变率的适当估值来估计不确定性。清查机构应当认识到，在适用于具体国家时，简单的全球默认值本身有着较高程度的不确定性。此外，由于可用以求出全球默认值的实地研究并不是均衡地在各个气候区域、土壤类型和管理体系间进行，有些面积——特别是在热带区域——未被充分代表。就第 2 层方法而言，作为求出区域或国家具体数据的过程的组成部分，可以求出导出储量变化因子、有机土壤排放因子和参考碳储量的概率密度函数（即提供均方差估值）。例如，Ogle 等人（2003 年）采用线性混合效应模式求出美国农用土壤特定因子值和参考碳储量的概率密度函数。通过统计求出的土地利用和管理清查体系的活动数据，应为得出与土地利用和管理变化相关联的面积不确定性的估值提供一个基础。可利用蒙特卡罗程序将排放和活动数据及其有关的不确定性结合起来以估计整个清查的均值和信度区间（Ogle 等人，2003 年；Smith 和 Heath, 2001 年）——见本报告第 5 章。

3.3.1.3 非二氧化碳温室气体排放

氧化亚氮

《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》已经论述了以下非二氧化碳排放源：

- 施用矿质和有机肥料、有机剩余物和生物固氮引起的氧化亚氮排放（《IPCC 指南》，第 4 章“农业”）；
- 生物量就地和异地烧除引起的氧化亚氮、氮氧化物、甲烷以及一氧化碳的排放（《IPCC 指南》，第 4 章“农业”）；
- 有机土壤耕种引起的氧化亚氮排放。

“优良做法”是遵循现有的《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》并继续在农业部门项下报告这些排放。

甲烷

稻田的甲烷排放在《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》中论述并应在农业部门项下报告。

目前不论述需氧土壤中甲烷氧化率的变化。目前有限的信息表明，与水淹土壤如稻田的甲烷源相比，甲烷汇是小的。随着进行更多的研究和补充信息可加利用，应有可能更充分地考虑各种活动对甲烷氧化的影响。

3.3.2 转变为农田的土地

土地从其它用途和从自然状态转变为农田，在多数情况下将会造成从生物量和土壤产生二氧化碳排放（至少在转变后的一些年是如此）以及土壤产生的氧化亚氮和甲烷排放。可能的例外是对先前旱地的灌溉（可能导致土壤和生物量中碳的净增加）以及退化土地向农田的转变。关于林地和草地转变为农田引起的碳排放的计算方法载于《IPCC 指南》第 5.2.3 节（林地和草地的转变）和第 5.3 节（土壤的二氧化碳排放和摄取）。在估计土地用途向农田转变引起的排放和清除时，“优良做法”是考虑 3 个子类别：生物量中碳储量的变化（第 3.3.2.1 节）、土壤中碳储量的变化（第 3.3.2.2 节）和氧化亚氮的排放（第 3.3.2.3 节）。下文为其中每个子类别提供方法指导。

“优良做法”是利用本分节说明的方法来估计“转变为农田的土地”的排放/清除，时期的长度应足以使碳储量在土地用途转变后发生变化。不过，生物量和土壤库对土地用途的转变反应不同，因此达到均衡碳储量的时期也不同。利用下文第 3.3.2.1 节中的方法来估计土地用途转变为农田后第一个时期的生物量库中碳的变化。³ 在这个时期过后，各国应利用第 3.3.1.1 节“仍为农田的农田”项下“生物量中碳储量的变化”分节中说明的方法来估计生物量中碳储量的变化。由于土壤碳变化的默认清查期是 20 年，在核算转变为农田的面积时应采用这个时期。

关于转变为农田的土地中碳储量变化的简要方程见下面方程 3.3.7。此外，就氧化亚氮讨论了基于排放系数的方法。表 3.3.6 概述了关于每个碳子类别及氧化亚氮子类别的层级方法。

<p>方程 3.3.7</p> <p>转变为农田的土地中碳储量的总变化</p> $\Delta C_{LC} = \Delta C_{LC_{LB}} + \Delta C_{LC_{土壤}}$

其中：

ΔC_{LC} = 转变为农田的土地中碳储量的总变化，吨碳/年

$\Delta C_{LC_{LB}}$ = 转变为农田的土地中活生物量中碳储量的变化，吨碳/年

$\Delta C_{LC_{土壤}}$ = 转变为农田的土地土壤中碳储量的变化，吨碳/年

³ 该时期将取决于各国收集数据的频率。例如，如果土地利用调查按 5 年周期进行，例如 1990 年、1995 年、2000 年，那么 1992 年发生的土地转变将被 1995 年的数据收集所捕捉，并利用下述方法记录在利用 1995 年调查数据的清查报告中。

3.3.2.1 活生物量中碳储量的变化

本节就如何计算土地从自然条件和其它用途转变为农田，包括毁林和牧场及放牧地转变为农田引起的生物量中碳储量的变化提供 *优良做法指南*。这些方法要求根据土地利用调查间的时期内用途发生转变的土地面积估值来估计转变之前和之后活生物量中的碳储量。由于转变为农田，（在第 1 层中）假定主要的植被被完全清除，导致留在生物量中的碳的数量接近于零。某些类型的作物系统在此后不久即种植，使得生物量中的碳储量增加。采用初始与最后生物量碳库之差来计算土地用途转变引起的碳储量变化，并在随后的年份中，利用第 3.3.1 节“仍为农田的农田”中的方法来计算农田中多年生木质生物量的累积和损失。

3.3.2.1.1 方法问题

该方法是估计活生物量中碳储量的变化。目前，尚无足够的信息来提供一种依靠默认参数的基本办法来估计转变为农田的土地中死有机质库内碳储量的变化。⁴ 此外，下面的方法只考虑地上部生物量中的碳储量变化，因为获得的关于多年生作物农田地下部碳储量的数据有限。

层 子类别	第 1 层	第 2 层	第 3 层
生物量	利用默认系数来估计由于土地用途转变而发生的生物量中碳储量的变化以及土地用途转变当年期间置换被清除植被的生物量中的碳。	至少利用某些国家具体的碳储量参数来估计土地用途转变为农田导致的碳储量变化。求出从生物量清除到烧除、腐朽和其它本国重要的转变过程产生的碳。估计就地和异地烧除的生物量部分产生的非二氧化碳微量气体的排放。利用分解到本国相关的气候带和其它界限的面积估值来匹配国家具体的碳储量参数。	利用国家具体的精细空间尺度的办法（例如建模、测量）。
土壤中碳储量	对于矿质土壤中的土壤碳变化，利用默认系数。面积必须按气候和土壤类型分层。对于有机土壤中碳的变化，利用默认系数并按气候区域对面积分层。对于施用石灰引起的排放，利用默认排放因子。	对于矿质和有机土壤，结合采用默认值和/或国家具体的系数以及空间分辨率更加精细的面积估值。对于施用石灰引起的排放，利用按石灰形态区分的排放因子。	利用国家具体的精细空间尺度的办法（例如建模、测量）。
转变期间土壤氧化引起的氧化亚氮排放	利用默认参数和粗略的空间分解数据。	利用国家具体的参数和较精细的空间分解数据。	利用国家具体的精细空间尺度的办法（例如建模、测量）并在土地利用、土地利用变化和林业部门“仍为农田的农田”项下报告。

⁴ 应将任何枯枝落叶和死木库（利用第 3.2.2.2 节中说明的方法估计）假定为在土地转变后氧化。

3.3.2.1.1.1 方法的选择

《IPCC 指南》介绍了一些更加先进的替代办法，这些办法纳入关于转变用途的土地面积、土地上的碳储量和由于土地转变引起的碳清除的更详细数据。《优良做法指南》的一种分层方法反映了这一点，层级的选择取决于数据可获得性和国家情况。所有国家都应努力改进清查和报告办法，根据本国情况推进到尽可能高的层级。对于各国来说，如果转变为农田的土地中碳的排放和清除是一个**关键类别**，而且如果根据第 5 章概述的原则认为活生物量的子类别是重要的话，“**优良做法**”是应采用第 2 层或第 3 层的办法。各国应当利用图 3.1.2 中的决策树来帮助选择方法。

第 1 层：第 1 层方法遵循《IPCC 指南》第 5.2.3 节“林地和草地转变”中的办法，农田清除的生物量的数量用转变前森林生物量中平均碳储量乘一年内转变的森林面积来估计。“**优良做法**”是全面核算所有转变为农田的土地。因此，本节详述该方法，以便它包括每项最初的土地用途，包括但不限于森林。

方程 3.3.8 概述了土地用途转变为农田引起的碳储量变化的一阶近似值的主要要素。为每个转变类型估计单位面积上的平均碳储量变化。平均碳储量变化等于初始用途的土地上生物量清除引起的碳储量变化（即用土地用途刚刚发生转变后生物量中的碳减去转变前生物量中的碳），加上转变后一年农田上生长的碳储量。正如《IPCC 指南》所说明的，必须说明土地用途转变期间置换清除的植被的任何植被。《IPCC 指南》将转变后生物量中的碳和转变后土地上生长的生物量中的碳合并为一个单项。本方法是将它们分列为两项，即 $C_{\text{之后}}$ 和 $\Delta C_{\text{增长}}$ 以提高透明度。在第 1 层，假定土地用途刚刚发生转变后的生物量中的碳储量 ($C_{\text{之后}}$) 为零，即在种植作物前土地上的植被完全清除。用给定年份经历此种转变的估计的土地面积乘给定土地用途转变的单位面积的平均碳储量变化。在随后年份中，将一年生作物的生物量变化视为零，因为一年生长引起的生物量中碳的增加被收获引起的损失所抵消，而多年生木本作物的生物量的变化遵循第 3.3.1.1 节（仍为农田的农田中生物量中碳储量的变化）所述的方法计算。

估计土地转变为农田引起的生物量中碳储量变化的基本步骤如下：

- (一) 估计一年内从非农田转变为农田的平均土地面积 ($A_{\text{转变}}$)，将每种初始土地用途（即林地、草地等）和最后作物类型（即一年生或多年生木本植物）分开。
- (二) 对于转变为农田的每种利用类型的土地，采用方程 3.3.8 来估计所产生的碳储量变化。可以利用第 3.3.2.1.1.2 节中有关 $C_{\text{之后}}$ 、 $C_{\text{之前}}$ 和 $\Delta C_{\text{增长}}$ 的默认数据来估计发生转变的每种用途的土地单位面积的总碳储量变化。然后可用第 1 步适当的面积估值乘单位面积的碳储量变化估值。
- (三) 通过将关于每种转变的单个估值相加来估计转变为农田的所有用途的土地的总碳储量变化。

第 1 层的默认估计是，生物量中所有的碳通过就地或异地腐朽过程损失到大气中。因此，第 1 层的计算不区分烧除和其它转变活动产生的立即排放。

方程 3.3.8

转变为农田的土地中活生物量的年度碳储量变化

$$\Delta C_{\text{LC}_{\text{LB}}} = A_{\text{转变}} \cdot (L_{\text{转变}} + \Delta C_{\text{增长}})$$

$$L_{\text{转变}} = C_{\text{之后}} - C_{\text{之前}}$$

其中：

$\Delta C_{\text{LC}_{\text{LB}}}$ = 转变为农田的土地中活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年

$A_{\text{转变}}$ = 年度转变为农田的土地面积，公顷/年

$L_{\text{转变}}$ = 土地转变为农田时该种转变的单位面积的碳储量变化，吨碳/公顷

$\Delta C_{\text{增长}}$ = 农田作物生长一年产生的碳储量变化，吨碳/公顷

$C_{\text{之后}}$ = 刚刚转变为农田后生物量中的碳储量，吨碳/公顷

$C_{\text{之前}}$ = 即将转变为农田之前生物量中的碳储量，吨碳/公顷

第2层：第2层的计算在结构上类似于第1层，但有这样一些区别：首先，第2层至少部分依赖于国家关于最初和最后土地利用中碳储量的具体估值而不是第3.3.2.1.1.2节中提供的默认值。转变为农田的土地的面积估计按较精细的空间尺度分解以捕捉国家具体的碳储量值中的区域和作物体系差异。

其次，第2层可修改刚刚发生转变后碳储量是零的假定。这使各国能够顾及到这样一种土地用途发生转变的情况，即原来用途的土地上的植被只是部分而不是全部被清除。

第三，在第2层下，“优良做法”是，如可行，求出烧除和腐朽过程的碳损失。土地用途转变中的烧除和腐朽导致二氧化碳的排放。此外，烧除还会产生非二氧化碳微量气体的排放。通过求出烧除和腐朽过程的碳损失，各国还能够计算烧除引起的非二氧化碳微量气体的排放。《IPCC 指南》工作手册提供关于如何估计生物量就地和异地烧除和腐朽引起的碳排放和烧除引起的非二氧化碳微量气体排放的步骤说明（第5.7-5.17页）。下文就如何估计烧除和腐朽引起的碳排放提供指导，本章第3.2.1.4节就如何估计烧除引起的非二氧化碳微量气体排放提供进一步的指导意见。

关于估计烧除或留待腐朽的碳量的基本方程见下面的方程3.3.10和3.3.11。这种方法处理为清地目的进行的烧除。《2000年优良做法指南》“农业”一章中论述了为管理仍为农田的农田进行的烧除引起的非二氧化碳排放。方程3.3.10和3.3.11中的默认假定是，只有地上部生物量被烧除或腐朽。鼓励各国利用补充信息来评估这种假定，特别是关于地下部生物量的腐朽。方程3.3.10和3.3.11分别估计土地用途转变为农田期间通过烧除（就地和异地）或腐朽清除的生物量中的碳的数量。可以修改该基本办法以处理其它转变活动并满足国家情况的需要。两个方程都将清地期间清除的生物量中的总碳量（ $\Delta C_{\text{转变}}$ ）作为投入（方程3.3.9），它相当于转变的土地面积（ $A_{\text{转变}}$ ）与该种转变的单位面积的碳储量变化（方程3.3.8中的 $L_{\text{转变}}$ ）相乘。

清除的那部分生物量有时候用作木材产品。在作为木材产品的情况下，各国可采用关于木材产品中的碳在清除当年氧化的默认假定。或者，各国可参考附录3a.1中有关估计采伐木材产品中碳储量的方法，如果产品库中的碳在增加，可以对此进行核算。

方程 3.3.9

土地用途转变中清除生物量造成的碳储量变化

$$\Delta C_{\text{转变}} = A_{\text{转变}} \cdot L_{\text{转变}}$$

其中：

$\Delta C_{\text{转变}}$ = 土地用途转变中清除生物量造成的碳储量变化，吨碳

$A_{\text{转变}}$ = 从某种初始用途转变为农田的土地面积，公顷

$L_{\text{转变}}$ = 土地从某种初始用途转变为农田时清除的碳储量，吨碳/公顷（来自方程3.3.8）

方程 3.3.10

生物量就地和异地烧除引起的碳损失

$$L_{\text{就地烧除}} = \Delta C_{\text{转变}} \cdot \rho_{\text{已就地烧除}} \cdot \rho_{\text{氧化物}}$$

$$L_{\text{异地烧除}} = \Delta C_{\text{转变}} \cdot \rho_{\text{已异地烧除}} \cdot \rho_{\text{氧化物}}$$

其中：

$L_{\text{烧除}}$ = 烧除生物量引起的碳损失，吨碳

$\Delta C_{\text{转变}}$ = 土地用途转变中清除生物量造成的碳储量变化，吨碳

$\rho_{\text{已就地烧除}}$ = 就地烧除的生物量部分，无量纲

$\rho_{\text{氧化物}}$ = 烧除时氧化的生物量部分，无量纲

$\rho_{\text{已异地烧除}}$ = 异地烧除的生物量部分，无量纲

方程 3.3.11

生物量腐朽引起的碳损失

$$L_{\text{腐朽}} = \Delta C_{\text{转变}} \cdot \rho_{\text{腐朽}}$$

$$\rho_{\text{腐朽}} = 1 - (\rho_{\text{已就地烧除}} + \rho_{\text{已异地烧除}})$$

其中：

$L_{\text{腐朽}}$ = 生物量腐朽引起的碳损失，吨碳

$\Delta C_{\text{转变}}$ = 土地用途转变中清除生物量造成的碳储量变化，吨碳

$\rho_{\text{腐朽}}$ = 留在现场腐朽的生物量部分，无量纲

$\rho_{\text{已就地烧除}}$ = 就地烧除的生物量部分，无量纲

$\rho_{\text{已异地烧除}}$ = 异地烧除的生物量部分，无量纲

“优良做法”是各国将 $L_{\text{就地烧除}}$ 和 $L_{\text{异地烧除}}$ 项作为投入并遵循第 3.2.1.4 节提供的指导意见来估计烧除引起的非二氧化碳微量气体排放。

第 3 层：第 3 层方法类似于第 2 层，但有以下区别：各国不是依靠年平均转变率，而是利用关于每年转变的土地的每种最初和最后用途的空间分解面积的直接估值；碳密度和土壤碳储量变化是基于当地具体的信息，这使生物量与土壤间能形成动态联系；而且生物量材积是基于实际清查得出的。

3.3.2.1.1.2 排放/清除因子的选择

第 1 层：《IPCC 指南》和本报告都提供默认参数以使数据资源有限的国家能够根据这一来源估计排放和清除。这种方法的第 1 步要求每种初始土地用途转变前的碳储量 ($C_{\text{之前}}$) 和转变后的碳储量 ($C_{\text{之后}}$) 参数。假定在为农田用途进行整地时清除所有的生物量，因此， $C_{\text{之后}}$ 的默认值是 0 吨碳/公顷。表 3.3.7 提供清除前林地或草地土地利用中 $C_{\text{之前}}$ 的碳储量默认值。

此外，需要有关于转变后种植的作物在生长一年后的碳储量值 ($\Delta C_{\text{增长}}$)。表 3.3.8 提供了 $\Delta C_{\text{增长}}$ 的默认值。为一年生非木本作物和多年生木本作物提供了各自的值。对于种植一年生作物的土地而言， $\Delta C_{\text{增长}}$ 的默认值是每公顷 5 吨碳，它基于《IPCC 指南》最初关于每公顷 10 吨干生物量的建议（干生物量已在表 3.3.8 中换算为吨碳）。多年生木本作物一年生长的碳储量默认值与表 3.3.2 中的相同。随着时间的推移，多年生木质生物量中碳的累积总量将超过一年生作物农田的默认碳储量。不过，本节提供的默认值是关于紧随转变后一年的生长，它给出的关于多年生木本作物的碳储量往往低于一年生作物。

表 3.3.7
关于土地转变为农田而清除的生物量碳储量的默认值

土地利用类别	转变前生物量中的碳储量 ($C_{\text{之前}}$) (吨碳/公顷)	误差范围 [#]
林地	关于按气候区域分列的各种森林类型的碳储量，见附件 3A.1 中表 3A.2 和 3A.3。储量以干物质计量。用碳部分 (CF) 0.5 乘各值以便将干物质换算为碳。	见第 3.2.2 节（转变为林地的土地）
草地	关于按气候区域分列的各类草地的碳储量见表 3.4.2。	± 75%

#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。

表 3.3.8
转变为农田的土地在转变后的那年存在的生物量碳储量的默认值

按气候区域分列的作物类型	一年后生物量中的碳储量 ($\Delta C_{\text{增长}}$) (吨碳/公顷)	误差范围 [#]
一年生作物农田	5	± 75%
多年生作物农田		
温带 (所有水分状况)	2.1	± 75%
热带, 干	1.8	± 75%
热带, 潮	2.6	± 75%
热带, 湿	10.0	± 75%

#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。

第 2 层: 第 2 层方法应包括国家一些关于土地转变引起的生物量蓄积和清除的具体估值, 还应包括土地转变为农田后烧除和腐朽引起就地和异地损失的估值。可通过系统研究与国内土地利用和土地利用转变相关联的碳含量和排放及清除来作出上述改进, 并根据本国具体条件重新审查默认假定。

提供了关于烧除和腐朽引起的排放的默认参数, 但鼓励各国制定本国具体的系数以提高估计的准确性。《IPCC 指南》为林地和草地转变就地烧除的生物量比例采用一般默认值 0.5。研究报告表明, 这一部分的变率很大, 可能低至 0.2 (Fearnside 2000 年; Barbosa 和 Fearnside, 1996 年; Fearnside, 1990 年)。表 3A.13 为各种森林植被提供了就地烧除的生物量比例的更新默认值。应将这些默认值用于从林地到农田的转变。对于初始用途不是林地的土地, 留在现场烧除的生物量比例的默认值是 0.35。这一默认值考虑到了研究成果, 研究表明该部分应处于 0.2 至 0.5 的范围内 (例如, Fearnside, 2000 年; Barbosa 和 Fearnside, 1996 年; Fearnside, 1990 年)。“优良做法”是各国应利用 0.35, 或这个范围内的另一个值, 但应就选择的依据提供文件证明。没有关于带离现场烧除的生物量数量的默认值; 各国将根据本国数据来源得出一个比例。在方程 3.3.10 中, 由于烧除而氧化的生物量比例的默认值是 0.9, 与《IPCC 指南》原来所给出的一样。

估计腐朽引起的排放的方法假定, 所有生物量在 10 年期间腐朽。为了报告目的, 各国两种选择: 报告 1 年中腐朽引起的全部排放, 认识到实际上它们是在 10 年期间发生, 或逐年报告腐朽引起的所有排放, 将速率估计为方程 3.3.11 中总量的十分之一。如果各国选择后一种办法, 它们应给方程 3.3.11 增加一个乘法因子 0.10。

第 3 层: 在第 3 层下, 国家应界定所有的参数, 利用更准确的值而不是默认值。

3.3.2.1.1.3 活动数据的选择

所有层级都要求转变为农田的土地面积的估值。在计算转变为农田的土地上的生物量和土壤时, 应利用相同的面积估值。较高的层级需要更加具体的面积。为与《IPCC 指南》相一致, 至少应为所有层级分别认定转变为农田的林地和天然草地的面积。这意味着至少部分了解转变前的土地用途; 如果将第 2 章中办法 1 用于土地面积的认定, 可能需要专家判断。

第 1 层: 第 1 层办法需要一种类型的活动数据: 从初始土地用途 (即林地、草地、定居地等) 转变为最后作物类型 (即一年生或多年生作物) 的农田面积 ($A_{\text{转变}}$) 的分别估值。例如, 各国应分别估计转变为一年生作物农田的热带湿润林地的面积、转变为多年生作物农田的热带湿润林地的面积、转变为多年生作物农田的热带湿润草地的面积, 等等。该方法假定面积估计基于一年的时间范围。如果面积估计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上文提供的碳储量默认值相匹配。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变的历史估值在时间上外推。关于第 1 层下的计算, 诸如粮农组织数据库、《IPCC 指南》和其它来源等国际统计资料, 补充以可靠的假定, 可用来估计从每种初始土地用途转变为农田的土地面积。对于较

高层的计算，则利用国家具体来源的数据估计从初始土地用途到最后作物类型的所有可能的转变。

第2层：各国应努力利用关于从初始土地用途到最后作物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，通过定期进行关于土地利用格局的地面抽样，或通过混合清查体系，可以实现土地面积的充分覆盖。如果部分较高分辨率的国家具体的数据可加利用，鼓励各国利用根据最可靠知识所做的可靠假定来外推到整个土地基础。可根据本国专家的判断，将有关转变的历史估值在时间上外推。

第3层：用于第3层计算的活动数据应充分核算转变为农田的所有的土地用途，并加以分解以反映国内各种不同的条件。分解可按行政区域（县、省等）、生物群落、气候参数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变的多年趋势的信息（来自关于土地利用和土地覆盖的定期抽样或遥感清查）。

3.3.2.1.1.4 不确定性评估

第1层：这种方法产生的不确定性的来源是利用全球或国家关于转变为农田的土地面积的平均转变率和粗略估值。此外，依赖于初始和最后条件下碳储量的默认参数也会造成较高度度的不确定性。这种方法的默认值有着与自身相关的对应的误差范围。利用出版的关于农林综合经营体系中碳储量问题的研究汇编导出第3.3.2.1.1.2节中提供的默认数据（Schroeder, 1994年）。虽然默认值源自多项研究，但它们相关的不确定性范围未列入出版物。因此，根据专家判断，假定碳储量不确定性范围的默认值为 $\pm 75\%$ 。

第2层：提供关于不同土地用途发生转变的实际面积估值，将能够进行更透明的核算并使专家能够发现缺口和重复计算的面积。第2层方法至少利用一些本国界定的默认值，这将提高估值的准确性，因为它们更能代表国家相关的条件。利用国家具体的数值应需要足够的抽样规模和/或通过专家判断来估计不确定性，并连同按照第2章的建议求出的关于活动数据的不确定性估值一起用于本报告第5章说明的不确定性分析办法。

第3层：来自土地利用和管理清查系统的活动数据应提供一个基础以便得出因土地用途发生变化产生的面积不确定性的估值。利用蒙特卡洛程序可将排放和活动数据及其相关的不确定性结合起来以估计整个清查的均值和信度区间。

3.3.2.2 土壤中碳储量的变化

3.3.2.2.1 方法问题

土地用途向农田的转变可发生于未管理的土地，包括天然、相对不受扰乱的生态系统（例如，林地、草地、热带稀树草原、湿地）和为其它用途而管理的土地（例如经营林地、经营放牧地）。对农田进行较集约的管理（即收获生物量清除程度高，经常通过翻耕干扰土壤）通常将导致土壤有机质和死有机质（地表枯枝落叶和粗碎木片）中碳的损失。任何枯枝落叶和死木库（利用3.2.2.2节中说明的方法估计）应假定为在土地转变后氧化，而且土壤有机质碳储量的变化应按下述方法估计。

转变为农田的土地土壤中碳储量的总变化列示在以下方程3.3.12中：

方程 3.3.12	
转变为农田的土地土壤中的年度碳储量变化	
$\Delta C_{LC \text{ 土壤}} = \Delta C_{LC \text{ 矿物质}} - \Delta C_{LC \text{ 有机质}} - \Delta C_{LC \text{ 施石灰}}$	

其中：

$\Delta C_{LC \text{ 土壤}}$ = 转变为农田的土地土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{LC \text{ 矿物质}}$ = 转变为农田的土地矿质土壤中的碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{LC_{\text{有机质}}}$ = 转变为农田的耕种有机土壤中的年度碳排放，吨碳/年

$\Delta C_{LC_{\text{施石灰}}}$ = 转变为农田的土地中施用农用石灰引起的年度碳排放，吨碳/年

选择最合适的估计方法的标准类似于就永久农田土壤所述的标准。关键因素包括土地转变的类型和转变的长久性，以及国家适当的关于估计参考土壤碳储量和储量变化及排放因子的具体信息的可获性。

所有国家都应努力改进清查和报告办法，根据本国情况推进到尽可能高的层级。对于各国来说，如果转变为农田的土地上碳排放和清除是一个**关键类别**，并且如果根据第5章概述的原则认为土壤有机质的子类别是重要的话，“**优良做法**”则应利用第2层或第3层的办法。各国应利用图3.1.2中的决策树来帮助选择方法。

3.3.2.2.1.1 方法的选择

矿质土壤

第1层方法基于《IPCC指南》（土地利用和管理引起的土壤二氧化碳排放和摄取，第5.3节），在土壤转变后利用方程3.3.3进行。第1层方法依赖有关参考碳储量和储量变化因子的默认值以及关于土地用途转变的位置和速率的较为总计的数据。

对于第1层而言，最初（转变前）的土壤碳储量（ $SOC_{(O-T)}$ ）根据就所有用途土地采用的相同参考土壤碳储量（ $SOC_{\text{参考}}$ ）（表3.3.3），连同表3.3.9所示的关于先前土地利用的适当的储量变化因子（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I ）来确定（也见第3.2.1.3节（森林土壤）和3.4.1.2节（草地土壤））。对于非经营土地及扰乱程度较低的经营林地和放牧地，假定土壤碳储量等于参考值（即土地利用、管理和投入因子等于1）。转变为农田的土地上当前的土壤碳储量（ SOC_0 ），完全按永久农田一样估计，即利用参考碳储量（表3.3.3）和储量变化因子（表3.3.9）。这样，计算排放（源）或清除（汇）的年排放率的方法是将（一段时间内）储量之差用清查时期（默认值是20年）去除。

确定每公顷土地面积的 SOC_0 和 $SOC_{(O-T)}$ 及土壤碳储量净变化的计算步骤如下：

步骤1： 根据气候和土壤类型，选择每个受查土地面积的参考碳储量值（ $SOC_{\text{参考}}$ ）。

步骤2： 根据参考碳储量和先前的土地利用与管理——它们确定土地利用因子（ F_{LU} ）、管理因子（ F_{MG} ）和投入因子（ F_I ）——来计算转变为农田的土地在转变前的碳储量（ $SOC_{(O-T)}$ ）。注意：如果转变的土地是林地或天然草地，转变前的储量将等于天然土壤参考碳储量。

步骤3： 利用相同的参考碳储量（ $SOC_{\text{参考}}$ ），重复步骤2来计算 SOC_0 ，同时使用代表了转变为农田的土地条件的土地利用、耕作和投入因子。

步骤4： 计算清查期内该面积土壤的年均碳储量变化（ $\Delta C_{CC_{\text{矿物质}}}$ ）。

例子： 对于热带湿润环境中的火山土壤上的森林而言： $SOC_{\text{参考}}=70$ 吨碳/公顷。对于所有的森林土壤（和天然草地），储量变化因子（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I ）的默认值都是1；这样， $SOC_{(O-T)}$ 是70吨碳/公顷。如果土地转变为一年生作物农田，实行集约耕作和低剩余物碳投入，那么 $SOC_0=70$ 吨碳/公顷 $\cdot 0.58 \cdot 1 \cdot 0.91=36.9$ 吨碳/公顷。这样，清查期内该面积土壤的年均碳储量变化的计算是： $(36.9$ 吨碳/公顷 -70 吨碳/公顷 $)/20$ 年 $=-1.7$ 吨碳/公顷/年。

《IPCC指南》还提供以轮作为代表的土地用途暂时转变为农田相关联的碳储量变化的估值。在这种情况下，储量变化因子不同于向永久农田转变时所利用的那些因子，而且土壤碳储量的变化将取决于休闲（植被恢复）周期的长度。计算的关于轮作土壤的碳储量代表作物休闲周期的平均碳储量。成熟的休闲意指非农田植被（例如森林、热带稀树草原）恢复到为用作农田再次清除前的成熟或接近成熟状态的情况，而在短期休闲中，在再清除之前达不到植被恢复的程度。如果已处于轮作状态的土地转变为永久农田（或其它土地用途），代表轮作的储量因子将提供用于计算转变后变化的“初始”碳储量。

关于矿质土壤的第 2 层方法也利用方程 3.3.3，但涉及国家或区域具体的参考碳储量和/或储量变化因子及分解程度较高的土地利用活动数据。

有机土壤

关于清查期内从其它土地用途转变为农田的有机土壤的第 1 和第 2 层的办法像长期耕种的有机土壤一样处理，即根据气候状况，它们有一个适用于它们的不变的排放因子（见方程 3.3.5 和表 3.3.5）。在第 2 层中，排放因子从国家或区域具体的数据求得。

矿质和有机土壤

对于矿质和有机土壤而言，第 3 层方法将涉及更加详细的国家具体模式和/或测量办法，连同高度分解的土地利用和管理数据。估计土地用途转变为农田引起的土壤碳变化的第 3 层办法应利用这样的模式和数据集，即它们能够代表一段时间内不同土地用途和植被类型间的转变，包括林地、热带稀树草原、草地和农田。需要将第 3 层方法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（例如烧除、整地）通过分解和燃烧的变化将会影响对土壤有机质形成的碳投入和碳损失。关键是要用来自国家或区域具体实地位置的独立观察结果对模式加以验证，这些实地位置能够代表气候、土壤和植被类型对土地用途转变后土壤碳储量变化的相互作用。

施用石灰

如果对从其它土地用途转变的农田施用农用石灰，那么估计施用石灰引起的二氧化碳排放的方法与第 3.3.1.2.1.1 节中为仍为农田的农田说明的方法相同。

3.3.2.2.1.2 排放/清除因子的选择

矿质土壤

在利用第 1 层或第 2 层方法时需要以下变量：

参考碳储量（SOC_{参考}）

第 1 层：第 1 层的“优良做法”是利用表 3.3.3 中提供的参考碳储量默认值（SOC_{参考}）。它们摘自《IPCC 指南》并作了更新和以下改进：一）估值是从关于天然植被下的土壤剖面的最新汇编中以统计方法得出；二）“灰化”土壤（在 WRB 分类中界定为北方生物带和温带灰壤，在美国农业部分类中界定为灰土）作为一个单独类别列入，三）包括了北方生物带气候区域的土壤。

第 2 层：就第 2 层方法而言，参考土壤碳储量可根据譬如作为一国土壤调查和制图活动的组成部分进行的土壤测量的结果来确定。重要的是应利用关于受测量土壤的可靠分类说明，将土壤按表 3.3.3 中界定的类别分类。如果利用更细分的参考土壤碳储量，则土壤分类的定义需要一致并提供详细的文件说明。利用国家具体的数据来估计参考土壤碳储量的优点包括关于个别国家的值将更准确和更具有代表性，而且能够更好地估计可用于正规不确定性分析的概率分布函数。

储量变化因子（F_{LU}、F_{MG}、F_I）

第 1 层：第 1 层的“优良做法”是利用表 3.3.9 中提供的储量变化因子默认值（F_{LU}、F_{MG}、F_I）。它们取自《IPCC 指南》并在对出版的研究材料进行统计分析的基础上予以更新。表中提供了指导选择合适因子值的定义。储量变化因子用于估计转变后（SOC₀）和转变前（SOC_(0-T)）的储量；数值将随转变之前和之后土地利用和管理条件的变化而变化。注意，如果林地或天然草地转变为农田，储量变化因子的值将是 1，这样，转变前的土壤碳储量等于天然植被参考值（SOC_{参考}）。

第 2 层：关于第 2 层方法，估计国家关于土地用途转变为农田的具体的储量变化因子，一般将基于代表已转变和未转变用途土地的成对地块的比较，其中除土地利用史以外的所有因素尽量类似（例如，Davidson 和 Ackermann, 1993 年）。理想的情况下，能够找到几个代表自转变以来不同时间某种给定的土地利用的抽样地点——称为演替时序

（例如，Neill 等人，1997 年）。针对土地用途转变反复进行的长期实验为数极少，因此，与永久农田相比，关于土地用途转变的储量变化因子和排放因子将具有更大的不确定性。在评价现有的研究或进行新的测量时，关键是接受比较的地块应具有类似的转变前的历史和管理以及类似的地形状况、土壤物理特性而且位置相互靠近。关于永久农田，所需信息包括每种土地用途（和演替时序中的时点）的碳储量（即每单位面积至规定深度的质量）。如先前在*仍为农田的农田*项下所说明的，如果没有据以选择替代深度间隔的具体信息，“优良做法”是比较至少 30 厘米深度（即用于第 1 层计算的深度）的储量变化因子。如果有足够数量的研究资料可加利用和如果证明在较深的深度土地管理引起的具有统计意义的重大储量差别，那么较深深度的储量变化也许是可取的。不过，关键是应按共同的深度确定参考土壤碳储量（SOC_{参考}）和储量变化因子（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I ）。

有机土壤

第 1 层和第 2 层选择最近转变为农田的有机土壤的碳排放因子，应遵守与早先在*仍为农田的农田*一节下说明的求出排放因子的相同程序。

因子值类型	层级	气候状况	《IPCC 指南》默认值	误差 [#]	定义
土地利用	天然林地或草地 (未退化)	温带	1	NA	代表天然或长期未退化和可持续管理的林地和草地
		热带	1	NA	
土地利用	轮作—短期休闲 轮作—成熟休闲	热带	0.64	±50%	永久轮作，在这种情况下对热带林地或林区进行清除以便在短期内（例如 3-5 年）种植一年生作物然后撂荒。
		热带	0.8	±50%	
土地利用、管理和投入	经营林	见方程 3.2.14 和附图			
土地利用、管理和投入	经营草地	见表 3.4.5 中的默认值			
土地利用、管理和投入	农田	见表 3.3.4 中的默认值			
#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。NA 表示“不适用”，在这种情况下因子值构成界定的参考值。					

3.3.2.2.1.3 活动数据的选择

矿质和有机土壤

至少，各国应当拥有清查期内转变为农田的土地面积的估值。如果土地利用和管理数据有限，可将总计数据例如粮农组织关于土地转变的统计资料作为起点，结合采用本国专家关于正在转变的土地利用类型（例如，林地和草地及其各自的土壤类型）大概分布的知识和关于转变为农田的土地上正在利用的各种农田做法的知识。通过分析土地利用和土地覆盖格局的定期遥感图像，通过定期进行关于土地利用格局的地面抽样，和/或通过混合清查体系，可以完成更详细的核算工作。土地用途转变为农田的估值应按照主要土壤类型——如为第 1 层所界定的——分层，如果采用第 2 层或第 3 层的办法，则应根据本国的具体情况进行分层。这可基于采用合适的土壤图覆盖以及关于转变用途的土地位置的空间坐标数据来进行。

3.3.2.2.1.4 不确定性评估

由于向农田用途的多数转变会引起土壤碳储量的损失，因此从降低总体不确定性的观点看，最要紧的数据是转变为农田的土地面积的准确估值。由于其很高的天然土壤碳储量和大量损失的可能性，发生在有机土壤以及湿地矿质土壤和火山土壤上的向农田的转变具有特殊的重要性。通过在同一地点直接监测转变为农田之前和之后（数年期间）的碳储量（和排放），能够最有效地减少最近（<20 年=转变为农田的土地的碳储量变化和排放因子估值的不确

定性。不过，最为常见的是基于间接估计的数据即所谓的演替时序，其中土地是在过去不同的时间和不同的地点转变为农田。与在一段时间进行直接监测相比较，利用基于演替时序的估值的不确定性较高。在构建和评价演替时序时，重要的是选择在原始植被、土壤类型和景观状况方面尽量类似的地区，即主要的差别是自发生转变以来的时间。应根据一个以上的演替时序进行估计。总体的不确定性评估将要求把与储量变化和排放因子相关联的不确定性与转变为农田的土地面积的相关活动数据结合起来。

3.3.2.3 非二氧化碳温室气体排放

本节论述因林地、草地和其它土地转变为农田引起的氧化亚氮排放增加的问题。在林地、草地和其它土地转变为农田后，可以预计氧化亚氮的排放会增加。这是由于这种转变通常导致土壤有机质（SOM）加强矿化（转变为无机形态）的结果。矿化不仅导致土壤碳的净损失从而引起二氧化碳的净排放（第 3.3.2.2.1.2 节），而且与先前在土壤有机质中的氮转变为铵和硝酸盐有关。土壤中微生物的活动将所存在的某些铵和硝酸盐转化为氧化亚氮。这样，可以预计土壤有机质的净减少造成的这种微生物基质的增加使氧化亚氮排放量出现净增。本办法利用与估计长期耕种的农田产生的直接排放所采用的相同排放因子（ EF_1 ）（见《2000 年优良做法指南》，“农业”章），而且有着同样的逻辑依据，即由于矿化作用，在土壤中转化为无机形态的氮，与通过硝化作用和脱硝作用产生氧化亚氮的生物体基质全部同值，不管有机源是何种，在土地用途转变为农田的情况下是土壤有机质，或在收获后是耕种的植物根部和作物剩余物，或在《IPCC 指南》第 4 章“农业”和《2000 年优良做法指南》中论述的氧化亚氮排放情况下是施加的有机肥。

关于估计生物量就地和异地烧除引起的微量气体排放（氧化亚氮、氮氧化物、甲烷以及一氧化碳）的指导意见在第 3.2.1.4 节中提供。

通风的表层土中甲烷氧化的速率会由于转变为农田而发生变化。不过，由于信息有限，氧化的减缓不在本报告中论述。今后，随着更多的数据可加利用，也许能够更充分地考虑各种活动对甲烷氧化速率的影响。

3.3.2.3.1 方法问题

矿质土壤产生的氧化亚氮

3.3.2.3.1.1 方法的选择

氧化亚氮的排放总量等于方程 3.3.13 和 3.3.14 所示的土地用途转变引起的所有氧化亚氮排放量之和。这些是林地、草地、定居地或其它土地转变为农田造成的土壤有机质矿化引起的排放。

<p>方程 3.3.13</p> <p>转变为农田的土地矿质土壤中的氧化亚氮年排放总量</p> $\text{Total N}_2\text{O-N}_{\text{转变}} = \sum_i \text{N}_2\text{O-N}_{\text{转变},i}$
--

其中：

$\text{Total N}_2\text{O-N}_{\text{转变}}$ = 转变为农田的土地矿质土壤中的氧化亚氮年排放总量，千克氧化亚氮-氮/年

$\text{N}_2\text{O-N}_{\text{转变},i}$ = 转变类型 i 的土地产生的氧化亚氮排放，千克氧化亚氮-氮/年

施肥引起的排放：以前土地利用（经营林或草地）和新土地利用（农田）中施氮肥引起的氧化亚氮排放在清单的其它地方计算（《2000 年优良做法指南》），不应在这里报告，以避免重复计算。

方程 3.3.14

与林地、草地或其它土地转变为农田相关联的扰乱引起的氧化亚氮排放

$$N_2O-N_{\text{转变}} = N_2O_{\text{净矿化-N}}$$

$$N_2O_{\text{净矿化-N}} = EF_1 \cdot N_{\text{净矿化}}$$

其中：

$N_2O-N_{\text{转变}}$ = 与林地、草地或其它土地转变为农田相关联的扰乱引起的氧化亚氮排放，千克 氧化亚氮-氮/年

$N_2O_{\text{净矿化-N}}$ = 土地用途变化引起的额外排放，千克氧化亚氮-氮/年

$N_{\text{净矿化}}$ = 扰乱引起的土壤有机质净矿化导致每年释放的氮，千克氮/年

EF_1 = 计算施氮肥造成的农田排放采用的 IPCC 默认排放因子，不论以矿质肥料、类肥还是作物剩余物的形式，千克氧化亚氮-氮 / 千克氮。（默认值是 0.0125 千克 氧化亚氮-氮 / 千克氮）

注：以 44/28 和 10^{-6} 乘 $N_2O-N_{\text{转变}}$ 来获得以千兆克氧化亚氮/年表示的氧化亚氮排放量。

由于净矿化释放的氮，即 $N_{\text{净矿化}}$ ，可以按照同一时期（20 年）土壤碳矿化的计算方法计算。默认法假定该期间土壤有机质有一个恒定的碳:氮比率，这样：

方程 3.3.15

每年因扰乱导致土壤有机质净矿化引起释放的氮（基于土壤碳矿化）

$$N_{\text{净矿化}} = \Delta C_{LC_{\text{矿物质}}} \cdot 1 / C:N \text{ 比率}$$

其中：

$N_{\text{净矿化}}$ = 每年因扰乱导致土壤有机质净矿化引起释放的氮，千克氮/年

$\Delta C_{LC_{\text{矿物质}}}$ = 从方程 3.3.12 取得的值（也见第 3.3.2.2.1.1 节），适用于转变为农田的土地面积（见第 3.3.2.2.1 节），千克碳/年

C:N 比率 = 土壤有机质（SOM）中碳与氮的质量之比，千克碳（千克氮）⁻¹

第 1 层：将默认值和最低限度空间分解数据用于方程 3.3.13 和 3.3.14。

第 2 层：实际测量当地土壤有机质中具体的碳:氮比率，将改进对于土地用途转变后氧化亚氮排放的计算。

第 3 层：第 3 层包括一个更加动态的利用过程模式模拟排放的方法，基于当地具体的数据，可能是空间坐标，同时考虑到土地用途转变为农田的当地特点。

3.3.2.3.1.2 排放因子的选择

需要以下因子：

- EF_1 ：计算土壤中氮产生的氧化亚氮排放的排放因子。全球默认值是 0.0125 千克 氧化亚氮-氮/千克氮，基于《IPCC 指南》第 4 章（农业）中为氧化亚氮排放采用的一般默认排放因子。
- 释放的碳利用方程 3.3.3 来计算。
- 碳:氮比率：土壤有机质中碳与氮的比率默认值是 15。这反映出林地或草地土壤中碳:氮比率稍大于多数农田的土壤，农田土壤中的碳:氮比率一般为 8-12 左右。

下面的专栏突出说明可进一步精确排放估计的方法，通过根据《2000 年优良做法指南》中的对应文本类推进行。

专栏 3.3.1

求出国家具体的排放因子的优良做法

在可能采用较高级方法的情况下，以下各点适用：

“优良做法”要求按个别子源类别来测量氧化亚氮排放（例如，合成肥料（ F_{SN} ）、畜粪肥（ F_{AM} ）、作物剩余物矿化（ F_{CR} ）和（在本文论述的土地用途转变为农田的情况下）土壤有机氮的矿化（ F_{OM-min} ））。

要使氧化亚氮排放因子能代表国内的环境和管理条件，测量应在所有的季节在国内主要作物种植区域进行，如果相关，还应在不同的地理和土壤区域和不同的管理制度下进行。土壤因素如质地和排放条件、温度和水分等将对排放因子产生影响（Firestone 和 Davidson, 1989 年；Dobbie 等人, 1999 年）。

经验证、校准和有充分文件证明的模拟模式可能是一个有益的工具，可用来根据测量数据得出平均面积的氧化亚氮排放因子。

关于测量期间和频率，氧化亚氮的排放测量应在整年内（包括休闲期）进行，最好连续数年进行，以便反映天气条件和各年间气候变化的差别。在土地用途转变后的最初时期应频繁进行测量。

3.3.2.3.1.3 活动数据的选择

A 转变：需要关于发生转变的土地的面积。对于第 1 层而言，A 转变是一个单一的值，但对于第 2 层，它按转变类型分解。

3.3.3 完整性

关于土地面积估值的完整的数据序列，至少包含本国境内那些在土地利用调查或其它数据源所涉时期内被认为是农田，而且土地利用、土地利用变化和林业部门对其温室气体的排放和清除进行估计的土地面积。农田清查法所涉及的总面积是该时期内仍为农田的土地和转变为农田的土地之和。这种清查法可能不包括某些据信温室气体排放和清除不重要或在一段时间内保持不变的农田面积，例如没有管理或土地用途没有变化的非木本作物农田。因此，准备进行估计的农田总面积可能小于国内农田的总面积。在这种情况下，“优良做法”是各国应就清查中农田面积及其国内农田总面积的差别提供文件证明和作出解释。鼓励各国随时跟踪国内农田的土地总面积，对于哪些部分用来估计二氧化碳排放和清除进行透明的记录。正如第 2 章所述，所有农田面积，包括排放清查未涉及的那些面积，应成为一致性检查的组成部分以避免重复计算或遗漏。在与其它土地利用面积的估值汇总时，农田面积数据序列将使得能够全面评估国家土地利用、土地利用变化和林业部门清查报告中所包括的土地基础。

将第 2 层或第 3 层方法用于农田生物量和土壤库的国家，应将更多的细节包括在它们关于农田面积数据序列的清单中。例如，各国可能需要按主要气候和土壤类型将农田面积分层，包括受查和未受查的农田面积。在清查中利用分层的土地面积时，“优良做法”是各国应为生物量和土壤库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库中二氧化碳排放与清除之间的联系。

3.3.4 制定一致的时间序列

为保持一个一致的时间序列，“优良做法”是各国保持关于一段时间内用于清查报告的农田面积的记录。这些记录应跟踪清单中包括的农田总面积，按仍为农田的土地和转变为农田的土地细分。鼓励各国列入本国境内农田总面积的估值。为确保在一段时间以一致的方式处理面积估值，土地利用定义应明确界定并保持不变。如对土地利用定义作出修改，“优良做法”是对如何修改定义作出透明的记录。应将一致的定义用于列入清单的每种农田类型和管理体系。此外，为便利正确核算几个时期的碳排放和清除，可以利用关于土地用途转变的历史信息。即使一国不能依赖历史数据来进行目前的清查，改进目前的清查做法以便能够跨时间跟踪土地转变情况，也将对今后的清查有益处。

3.3.5 报告和文件

第 3.3 节说明的类别可利用附件 3A.2 中的报告表予以报告。可将农田类别下的估值与《IPCC 指南》中的以下报告类别作比较：

- 仍为农田的农田生物量中二氧化碳的排放和清除与 IPCC 报告类别 5A，“木质生物量中的变化”；
- 仍为农田的农田土壤中二氧化碳的排放和清除与 IPCC 报告类别 5D，“土壤中碳的变化”；
- 土地用途转变为农田造成的二氧化碳排放和清除与 IPCC 报告关于生物量的类别 5B、关于土壤的类别 5D 和关于非二氧化碳气体的类别 5E。

“优良做法”是将用来产生国家清单估值的所有信息加以保管和归档。应将用来估计国家具体因子的信息的元数据和数据源编写成文件并提供均值和方差估值。用来处理数据以估计国家具体因子的实际数据库和程序（例如统计程序）应加以归档。用来对活动数据归类或总计的活动数据和定义必须编写成文件和归档。用于按气候和土壤类型（第 1 和第 2 层）对活动数据分类的程序必须清楚地编写成文件。关于第 3 层办法，利用的建模、模式版本和认定必须编写成文件。动态模式的使用需要将所有模式投入文件以及模式源代码和可执行程序副本永久归档。

3.3.6 清单质量保证/质量控制

“优良做法”是对清单估值和数据实施质量控制检查和外部专家审查。应特别注意国家关于储量变化和排放因子的具体估值以确保它们基于高质量的数据和可证实的专家意见。

对农田进行质量保证/质量控制的具体检查方法包括：

仍为农田的农田：农田土壤的估值可基于包括多年生木本作物和一年生作物的面积数据，而生物量的估值只基于多年生木本作物的面积数据。因此，构成仍为农田的农田中生物量和土壤估值基础的面积估值可能不同，生物量的估值基于小于土壤估值的土地面积。多数情况下是如此，但农田完全由多年生木本作物组成或一年生作物的管理和土地用途不变的国家除外。

转变为农田的土地：转变为农田的土地的合计总面积，在生物量和土壤的估计中应相同。虽然生物量和土壤库可分解到不同的详细度，但应利用相同的一般类别来分解面积数据。

关于利用第 1 层或第 2 层方法来估计所有土壤碳储量的变化，有关清查期开始年（年_(0,T)）和结束年（年₍₀₎）的每种气候-土壤类型组合的总面积必须相同（见方程 3.3.4）。

3.3.7 修订的《优良做法指南》第 1 层方法关于农田矿质土壤碳排放/清除默认值的估计（见表 3.3.4）

计算耕作、投入、休耕和土地利用从草地或林地转变的农田管理因子。土地利用转变因子代表连续耕种 20 年后发生的碳损失。耕作因子代表从常规耕作制（彻底翻耕土壤）到保护性做法（包括不翻和减少翻地）的管理变化产生的影响。不翻地指直接播种而不翻耕土壤。减少翻耕涉及部分翻地，但不完全翻耕土壤，典型的情况下留下 60% 以上的土壤表面由剩余物覆盖，包括各种做法如深松土、覆盖和垡耕。投入因子代表通过种植高产作物、种植集约化或施用改良剂等改变土壤碳投入的效应；投入因子包括以低、中、高三级和高 w/粪肥改良分类的种植制度。低投入因子代表剩余物少的作物，实行带有绝对休闲的轮作，或实行剩余物从田间烧除或清除的种植制。中等投入种植制代表种植谷物，剩余物返回田地，或实行接受有机土壤改良的轮作，否则由于剩余物清除而将被视为低投入。高投入轮作具有剩余物产量高的作物、覆盖作物、改进种植的休闲地，或草层年数，例如轮作中的干草或牧草。耕作和投入因子代表自管理变化起 20 年后对碳储量的影响。休耕因子代表农田暂时不用于生产作物并将转变为草地植被可能为期 20 年所产生的影响。

用线性混合效应模式合成数据，说明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（例如减少翻耕与不翻耕）。关于深度，数据不作总计，但包括为作为数据集中一个单独的点，每种递增深度（例如 0-5 厘米、5-10 厘米和 10-30 厘米）测量的碳储量。同样，时间序列数据也不总计，即使这些测量是在相同地块上进行。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。如果方差的正态性和均匀性不符合模式假定（反向变换值在表中给出），将数据与自然对数相互转换。因子代表 20 年时管理做法对上层 30 厘米土壤的影响，但土地利用转变因子除外，它代表耕种后 20 年或更长时期碳的平均损失。这一碳核算法的使用者可通过用 20 年去除清查估值来大约估计碳储量的年度变化。计算每个因子值的方差并可用于解释具有正常密度的概率分布函数。

第 3.3.7 节分析中使用的参考文献

- Agbenin, J.O., and J.T. Goladi. (1997). Carbon, nitrogen and phosphorus dynamics under continuous cultivation as influenced by farmyard manure and inorganic fertilizers in the savanna of northern Nigeria. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **63**:17-24.
- Ahl, C., R.G. Joergensen, E. Kandeler, B. Meyer, and V. Woehler. (1998). Microbial biomass and activity in silt and sand loams after long-term shallow tillage in central Germany. *Soil and Tillage Research* **49**:93-104.
- Alvarez R., Russo M.E., Prystupa P., Scheiner J.D., Blotta L. (1998). Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agronomy Journal* **90**:138-143.
- Angers, D.A., M.A. Bolinder, M.R. Carter, E.G. Gregorich, C.F. Drury, B.C. Liang, R.P. Voroney, R.R. Simard, R.G. Donald, R.P. Beyaert, and J. Martel. (1997). Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil and Tillage Research* **41**:191-201.
- Angers, D.A., R.P. Voroney, and D. Cote. (1995). Dynamics of soil organic matter and corn residues affected by tillage practices. *Soil Science Society of America Journal* **59**:1311-1315.
- Baer, S.G., C.W. Rice, and J.M. Blair. (2000). Assessment of soil quality in fields with short and long term enrollment in the CRP. *Journal of Soil and Water Conservation* **55**:142-146.
- Balesdent, J., A. Mariotti, and D. Boissongontier. (1990). Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ^{13}C abundance in maize fields. *Journal of Soil Science* **41**:587-596.
- Barber, R.G., M. Orellana, F. Navarro, O. Diaz, and M.A. Soruco. (1996). Effects of conservation and conventional tillage systems after land clearing on soil properties and crop yield in Santa Cruz, Bolivia. *Soil and Tillage Research* **38**:133-152.
- Bauer, A., and A.L. Black. (1981). Soil carbon, nitrogen, and bulk density comparisons in two cropland tillage systems after 25 years and in virgin grassland. *Soil Science Society of America Journal* **45**:166-1170.
- Bayer, C., J. Mielniczuk, T.J.C. Amado, L. Martin-Neto, and S.V. Fernandes. (2000). Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research* **54**:101-109.
- Bayer, C., J. Mielniczuk, L. Martin-Neto, and P.R. Ernani. (2002). Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. *Plant and Soil* **238**:133-140.
- Beare MH, Hendrix PF, Coleman DC. (1994). Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal* **58**: 777-786.
- Beyer, L. (1994). Effect of cultivation on physico-chemical, humus-chemical and biotic properties and fertility of two forest soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **48**:179-188.
- Black, A.L., and D.L. Tanaka. (1997). A conservation tillage-cropping systems study in the Northern Great Plains of the United States. Pages 335-342 in Paul, E.A., K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole, editors. *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Bordovsky, D.G., M. Choudhary, and C.J. Gerard. (1999). Effect of tillage, cropping, and residue management on soil properties in the Texas rolling plains. *Soil Science* **164**:331-340.
- Borin, M., C. Menini, and L. Sartori. (1997). Effects of tillage systems on energy and carbon balance in north-eastern Italy. *Soil and Tillage Research* **40**:209-226.
- Borresen, T., and A. Njos. (1993). Ploughing and rotary cultivation for cereal production in a long-term experiment on a clay soil in southeastern Norway. 1. Soil properties. *Soil and Tillage Research* **28**:97-108.
- Bowman, R.A., and R.L. Anderson. (2002). Conservation Reserve Program: Effects on soil organic carbon and preservation when converting back to cropland in northeastern Colorado. *Journal of Soil and Water Conservation* **57**:121-126.
- Bremer, E., H.H. Janzen, and A.M. Johnston. (1994). Sensitivity of total, light fraction and mineralizable organic matter to management practices in a Lethbridge soil. *Canadian Journal of Soil Science* **74**:131-138.
- Burke, I.C., W.K. Lauenroth, and D.P. Coffin. (1995). Soil organic matter recovery in semiarid grasslands: implications for the Conservation Reserve Program. *Ecological Applications* **5**:793-801.
- Buschiazzo, D.E., J.L. Panigatti, and P.W. Unger. (1998). Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research* **49**:105-116.
- Buyanovsky, G.A., C.L. Kucera, and G.H. Wagner. (1987). Comparative analysis of carbon dynamics in native and cultivated ecosystems. *Ecology* **68**:2023-2031.

第 3.3.7 节分析中使用的参考文献 (续)

- Buyanovsky, G.A., and G.H. Wagner. (1998). Carbon cycling in cultivated land and its global significance. *Global Change Biology* **4**:131-141
- Cambardella, C.A., and E.T. Elliott. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* **56**:777-783.
- Campbell CA, Zentner RP. (1997). Crop production and soil organic matter in long-term crop rotations in the semi-arid northern Great Plains of Canada. Pages 317-334 *in*: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Campbell, C.A., V.O. Biederbeck, G. Wen, R.P. Zentner, J. Schoenau, and D. Hahn. (1999). Seasonal trends in selected soil biochemical attributes: Effects of crop rotation in the semiarid prairie. *Canadian Journal of Soil Science* **79**:73-84.
- Campbell CA, Bowren KE, Schnitzer M, Zentner RP, Townley-Smith L (1991) Effect of crop rotations and fertilization on soil organic matter and some biochemical properties of a thick black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* **71**: 377-387.
- Campbell, C.A., B.G. McConkey, R.P. Zentner, F. Selles, and D. Curtin. (1996). Long-term effects of tillage and crop rotations on soil organic C and total N in a clay soil in southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* **76**:395-401.
- Campbell CA, Lafond GP, Moulin AP, Townley-Smith L, Zentner RP. (1997). Crop production and soil organic matter in long-term crop rotations in the sub-humid northern Great Plains of Canada. Pages 297-315 *in*: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Campbell, C.A., V.O. Biederbeck, B.G. McConkey, D. Curtin, and R.P. Zentner. (1999). Soil quality - effect of tillage and fallow frequency. Soil organic matter quality as influenced by tillage and fallow frequency in a silt loam in southwestern Saskatchewan. *Soil Biology and Biochemistry* **31**:1-7.
- Campbell, C.A., R.P. Zentner, F. Selles, V.O. Biederbeck, B.G. McConkey, B. Blomert, and P.G. Jefferson. (2000). Quantifying short-term effects of crop rotations on soil organic carbon in southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* **80**:193-202.
- Carter, M.R., H.W. Johnston, and J. Kimpinski. (1988). Direct drilling and soil loosening for spring cereals on a fine sandy loam in Atlantic Canada. *Soil and Tillage Research* **12**:365-384.
- Carter, M.R., J.B. Sanderson, J.A. Ivany, and R.P. White. (2002). Influence of rotation and tillage on forage maize productivity, weed species, and soil quality of a fine sandy loam in the cool-humid climate of Atlantic Canada **67**:85-98.
- Carter, M.R.. (1991). Evaluation of shallow tillage for spring cereals on a fine sandy loam. 2. Soil physical, chemical and biological properties. *Soil and Tillage Research* **21**:37-52.
- Chan, K.Y, and J.A. Mead. (1988). Surface physical properties of a sandy loam soil under different tillage practices. *Australian Journal of Soil Research* **26**:549-559.
- Chan K.Y., Roberts W.P., Heenan D.P. (1992). Organic carbon and associated soil properties of a red Earth after 10 years of rotation under different stubble and tillage practices. *Australian Journal of Soil Research* **30**: 71-83.
- Chaney B.K., D.R.Hodson, M.A.Braim. (1985). The effects of direct drilling, shallow cultivation and ploughing on some soil physical properties in a long-term experiment on spring barley. *J. Agric. Sci., Camb.* **104**:125-133.
- Clapp, C.E., R.R. Allmaras, M.F. Layese, D.R. Linden, and R.H. Dowdy. (2000). Soil organic carbon and ¹³C abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilization under continuous corn management in Minnesota. *Soil and Tillage Research* **55**:127-142.
- Collins, H.P., R.L. Blevins, L.G. Bundy, D.R. Christenson, W.A. Dick, D.R. Huggins, and E.A. Paul. (1999). Soil carbon dynamics in corn-based agroecosystems: results from carbon-13 natural abundance. *Soil Science Society of America Journal* **63**:584-591.
- Corazza E.J. *et al.* (1999). Behavior of different management systems as a source or sink of C-CO₂ in relation to cerrado type vegetation. *R.Bras Ci.Solo* **23**:425-432.
- Costantini, A., D. Cosentino, and A. Segat. (1996). Influence of tillage systems on biological properties of a Typic Argiudoll soil under continuous maize in central Argentina. *Soil and Tillage Research* **38**:265-271.
- Dalal, R.C., P.A. Henderson, and J.M. Glasby. (1991). Organic matter and microbial biomass in a vertisol after 20 yr of zero tillage. *Soil biology and biochemistry* **23**:435-441.
- Dalal, R.C., and R.J. Mayer. (1986). Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Southern Queensland. I. Overall changes in soil properties and trends in winter cereal yields. *Australian Journal of Soil Research* **24**:265-279.
- Dalal, R.C. (1989). Long-term effects of no-tillage, crop residue, and nitrogen application on properties of a Vertisol. *Soil Science Society of America Journal* **53**:1511-1515.

第 3.3.7 节分析中使用的参考文献 (续)

- Dick WA, Edwards WM, McCoy EL. (1997). Continuous application of no-tillage to Ohio soils: Changes in crop yields and organic matter-related soil properties. Pages 171-182 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Dick, W.A., and J.T. Durkalski. (1997). No-tillage production agriculture and carbon sequestration in a Typic Fragiuudalf soil of Northeastern Ohio. Pages 59-71 in Lal, R., J.M. Kimble, R.F. Follett, and B.A. Stewart, editors. Advances in Soil Science: Management of Carbon Sequestration in Soil. CRC Press Inc. Boca Raton, FL.
- Doran, J.W., E.T. Elliott, and K. Paustian. (1998). Soil microbial activity, nitrogen cycling, and long-term changes in organic carbon pools as related to fallow tillage management. *Soil and Tillage Research* **49**:3-18.
- Duiker, S.W., and R. Lal. (1999). Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a luvisol in central Ohio. *Soil and Tillage Research* **52**:73-81.
- Edwards, J.H., C.W. Wood, D.L. Thurlow, and M.E. Ruf. (1992). Tillage and crop rotation effects on fertility status of a Hapludult soil. *Soil Science Society of America Journal* **56**:1577-1582.
- Eghball B., L.N. Mielke, D.L. McCallister, and J.W. Doran. (1994). Distribution of organic carbon and inorganic nitrogen in a soil under various tillage and crop sequences. *Journal of Soil and Water Conservation* **49**: 201-205.
- Fleige H., K. Baeumer. (1974). Effect of zero-tillage on organic carbon and total nitrogen content, and their distribution in different N-fractions in loessial soils. *Agro-Ecosystems* **1**:19-29.
- Follett, R.F., E.A. Paul, S.W. Leavitt, A.D. Halvorson, D. Lyon, and G.A. Peterson. (1997). Carbon isotope ratios of Great Plains soils and in wheat-fallow systems. *Soil Science Society of America Journal* **61**:1068-1077.
- Follett, R.F., and G.A. Peterson. (1988). Surface soil nutrient distribution as affected by wheat-fallow tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* **52**:141-147.
- Follett, R.F., E.G. Pruessner, S.E. Samson-Liebig, J.M. Kimble, and S.W. Waltman. (2001). Carbon sequestration under the Conservation Reserve Program in the historic grassland soils of the United States of America. Pages 1-14 in Lal, R., and K. McSweeney, editors. Soil Management for Enhancing Carbon Sequestration. SSSA Special Publication. Madison, WI.
- Franzluebbers, A.J., and M.A. Arshad. (1996). Water-stable aggregation and organic matter in four soils under conventional and zero tillage. *Canadian Journal of Soil Science* **76**:387-393.
- Franzluebbers, A.J., G.W. Langdale, and H.H. Schomberg. (1999). Soil carbon, nitrogen, and aggregation in response to type and frequency of tillage. *Soil Science Society of America Journal* **63**:349-355.
- Franzluebbers, A.J., F.M. Hons, and D.A. Zuberer. (1995). Soil organic carbon, microbial biomass, and mineralizable carbon and nitrogen in sorghum. *Soil Science Society of America* **59**:460-466.
- Freixo, A.A., P. Machado, H.P. dos Santos, C.A. Silva, and F. Fadigas. (2002). Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research* **64**:221-230.
- Freitas P.L., Blancaneaux P., Gavinelly E., Larre-Larrouy M.-C., Feller C. (2000). Nivel e natureza do estoque organico de latossols sob diferentes sistemas de uso e manejo, *Pesq.agropec.bras. Brasilia* **35**: 157-170.
- Gebhart, D.L., H.B. Johnson, H.S. Mayeux, and H.W. Polley. (1994). The CRP increases soil organic carbon. *Journal of Soil and Water Conservation* **49**:488-492.
- Ghuman, B.S., and H.S. Sur. (2001). Tillage and residue management effects on soil properties and yields of rainfed maize and wheat in a subhumid subtropical climate. *Soil and Tillage Research* **58**:1-10.
- Girma, T. (1998). Effect of cultivation on physical and chemical properties of a Vertisol in Middle Awash Valley, Ethiopia. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **29**:587-598.
- Graham, M.H., R.J. Haynes, and J.H. Meyer. (2002). Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Soil Biology and Biochemistry* **34**:93-102.
- Grandy, A.S., G.A. Porter, and M.S. Erich. (2002). Organic amendment and rotation crop effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* **66**:1311-1319.
- Gregorich, E.G., B.H. Ellert, C.F. Drury, and B.C. Liang. (1996). Fertilization effects on soil organic matter turnover and corn residue C storage. *Soil Science Society of America Journal* **60**:472-476.
- Halvorson AD, Vigil MF, Peterson GA, Elliott ET (1997) Long-term tillage and crop residue management study at Akron, Colorado. Pages 361-370 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Halvorson, A.D., B.J. Wienhold, and A.L. Black. (2002). Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration. *Soil Science Society of America Journal* **66**:906-912.

第 3.3.7 节分析中使用的参考文献 (续)

- Hansmeyer, T.L., D.R. Linden, D.L. Allan, and D.R. Huggins. (1998). Determining carbon dynamics under no-till, ridge-till, chisel, and moldboard tillage systems within a corn and soybean cropping sequence. Pages 93-97 in Lal R., J.M. Kimble, R.F. Follett, and B.A. Stewart, editors. *Advances in Soil Science: Management of Carbon Sequestration in Soil*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Hao, X., C. Chang, and C.W. Lindwall. (2001). Tillage and crop sequence effects on organic carbon and total nitrogen content in an irrigated Alberta soil. *Soil and Tillage Research* **62**:167-169.
- Harden, J.W., J.M. Sharpe, W.J. Parton, D.S. Ojima, T.L. Fries, T.G. Huntington, and S.M. Dabney. (1999). Dynamic replacement and loss of soil carbon on eroding cropland. *Global Biogeochemical Cycles* **14**:885-901.
- Havlin, J.L., and D.E. Kissel. (1997). Management effects on soil organic carbon and nitrogen in the East-Central Great Plains of Kansas. Pages 381-386 in Paul, E.A., K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole, editors. *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Hendrix PF (1997) Long-term patterns of plant production and soil carbon dynamics in a Georgia piedmont agroecosystem. Pages 235-245 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hernanz, J.L., R. Lopez, L. Navarrete, and V. Sanchez-Giron. (2002). Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research* **66**:129-141.
- Hulugalle, N.R. (2000). Carbon sequestration in irrigated vertisols under cotton-based farming systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **31**:645-654.
- Hussain, I., K.R. Olson, M.M. Wander, and D.L. Karlen. (1999). Adaption of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil and Tillage Research* **50**:237-249.
- Ihori, T., I.C. Burke, W.K. Lauenroth, and D.P. Coffin. (1995). Effects of cultivation and abandonment on soil organic matter in Northeastern Colorado. *Soil Science Society of America Journal* **59**:1112-1119.
- Janzen, H.H. (1987). Soil organic matter characteristics after long-term cropping to various spring wheat rotations. *Canadian Journal of Soil Science* **67**:845-856.
- Jastrow, J.D., R.M. Miller, and J. Lussenhop. (1998). Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biology and Biochemistry* **30**:905-916.
- Karlen, D.L., A. Kumar, R.S. Kanwar, C.A. Cambardella, and T.S. Colvin. (1998). Tillage system effects on 15-year carbon-based and simulated N budgets in a tile-drained Iowa field. *Soil and Tillage Research* **48**:155-165.
- Karlen, D.L., M.J. Rosek, J.C. Gardner, D.L. Allan, M.J. Alms, D.F. Bezdicek, M. Flock, D.R. Huggins, B.S. Miller, and M.L. Staben. (1999). Conservation Reserve Program effects on soil quality indicators. *Journal of Soil and Water Conservation* **54**:439-444.
- Karlen, D.L., N.C. Wollenhaupt, D.C. Erbach, E.C. Berry, J.B. Swan, N.S. Eash, and J.L. Jordahl. (1994). Long-term tillage effects on soil quality. *Soil and Tillage Research* **32**:313-327.
- Kushwaha, C.P., S.K. Tripathi, and K.P. Singh. (2000). Variations in soil microbial biomass and n availability due to residue and tillage management in a dryland rice agroecosystem. *Soil and tillage Research* **56**:153-166.
- Lal, R., A.A. Mahboubi, and N.R. Fausey. (1994). Long-term tillage and rotation effects on properties of a central Ohio soil. *Soil Science Society of America Journal* **58**:517-522.
- Lal, R. (1998). Soil quality changes under continuous cropping for seventeen seasons of an alfisol in western nigeria. *Land Degradation and Development* **9**:259-274.
- Larney, F.J., E. Bremer, H.H. Janzen, A.M. Johnston, and C.W. Lindwall. (1997). Changes in total, mineralizable and light fraction soil organic matter with cropping and tillage intensities in semiarid southern Alberta, Canada. *Soil and Tillage Research* **42**:229-240.
- Lilienfein J., Wilcke W., Vilela L., do Carmo Lima S., Thomas R., Zech W. (2000). Effect of no-tillage and conventional tillage systems on the chemical composition of soil solid phase and soil solution of brazilian savanna. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **163**: 411-419.
- McCarty, G.W., N.N. Lyssenko, and J.L. Starr. (1998). Short-term changes in soil carbon and nitrogen pools during tillage management transition. *Soil Science Society of America Journal* **62**:1564-1571.
- Mielke, L.N., J.W. Doran, and K.A. Richards. (1986). Physical environment near the surface of plowed and no-tilled soils. *Soil and Tillage Research* **7**:355-366.
- Mikhailova, E.A., R.B. Bryant, I.I. Vassenev, S.J. Schwager, and C.J. Post. (2000). Cultivation effects on soil carbon and nitrogen contents at depth in the Russian Chernozem. *Soil Science Society of America Journal* **64**:738-745.
- Mrabet R., N. Saber, A. El-brahli, S. Lahlou, F. Bessam. (2001). Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. *Soil & Tillage Research* **57**: 225-235.

第 3.3.7 节分析中使用的参考文献（续）

- Nyborg, M., E.D. Solberg, S.S. Malhi, and R.C. Izaurralde. (1995). Fertilizer N, crop residue, and tillage alter soil C and N content in a decade. Pages 93-99 in Lal, R., J. Kimble, E. Levine, and B.A. Stewart, editors. *Advances in Soil Science: Soil Management and Greenhouse effect*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Parfitt, R.L., B.K.G. Theng, J.S. Whitton, and T.G. Shepherd. (1997). Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* **75**:1-12.
- Paustian, K. and E.T. Elliott. Unpublished data. Field sampling of long-term experiments in U.S. and Canada for EPA carbon sequestration project.
- Pennock, D.J., and C. van Kessel. (1997). Effect of agriculture and of clear-cut forest harvest on landscape-scale soil organic carbon storage in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* **77**:211-218.
- Rhottan FE, Bruce RR, Buehring NW, Elkins GB, Langdale CW, Tyler DD. (1993). Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and no-tillage systems. *Soil and Tillage Research* **28**: 51-61.
- Sherrod, L.A., G.A. Peterson, D.G. Westfall, and L.R. Ahuja. In press. Cropping intensification enhances soil organic carbon and nitrogen in a no-till agroecosystem. *Soil Science Society of America Journal*.
- Pierce, F.J. and M.-C. Fortin. (1997). Long-term tillage and periodic plowing of a no-tilled soil in Michigan: Impacts, yield, and soil organic matter. Pages 141-149 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Potter, K.N., O.R. Jones, H.A. Torbert, and P.W. Unger. (1997). Crop rotation and tillage effects on organic carbon sequestration in the semiarid southern Great Plains. *Soil Science* **162**:140-147.
- Potter, K.N., H.A. Torbert, H.B. Johnson, and C.R. Tischler. (1999). Carbon storage after long-term grass establishment on degraded soils. *Soil Science* **164**:718-723.
- Powlson D.S. and D.S.Jenkinson. (1982). A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils, *J. Agric. Sci. Camb.* **97**:713-721.
- Rasmussen, P.E. and S.L. Albrecht. (1998). Crop management effects on organic carbon in semi-arid Pacific Northwest soils. Pages 209-219 in Lal R., J.M. Kimble, R.F. Follett, and B.A. Stewart, editors. *Advances in Soil Science: Management of Carbon Sequestration in Soil*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Reeder, J.D., G.E. Schuman, and R.A. Bowman. (1998). Soil C and N changes on Conservation Reserve Program lands in the Central Great Plains. *Soil and Tillage Research* **47**:339-349.
- Robles, M.D., and I.C. Burke. (1997). Legume, grass, and conservation reserve program effects on soil organic matter recovery. *Ecological Applications* **7**:345-357.
- Ross, C.W., and K.A. Hughes. (1985). Maize/oats forage rotation under 3 cultivation systems, 1978-83 2. Soil properties. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **28**:209-219.
- Sa, J.C.M., C.C. Cerri, W.A. Dick, R. Lal, S.P.V. Filho, M.C. Piccolo, and B.E. Feigl. (2001). Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Science Society of America Journal* **65**:1486-1499.
- Saffigna, P.G., D.S. Powlson, P.C. Brookes, and G.A. Thomas. (1989). Influence of sorghum residues and tillage on soil organic matter and soil microbial biomass in an Australian vertisol. *Soil Biology and Biochemistry* **21**: 759-765.
- Saggar, S., G.W. Yeates, and T.G. Shepherd. (2001). Cultivation effects on soil biological properties, microfauna and organic matter dynamics in Eutric Gleysol and Gleyic Luvisol soils in New Zealand. *Soil and Tillage Research* **58**:55-68.
- Sainju, U.M., B.P. Singh, and W.F. Whitehead. (2002). Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA. *Soil and Tillage Research* **63**:167-179.
- Salinas-Garcia, J.R., F.M. Hons, and J.E. Matocha. (1997). Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics. *Soil Science Society of America Journal* **61**:152-159.
- Schiffman, P.M., and W.C. Johnson. (1989). Phytomass and detrital carbon storage during forest regrowth in the southeastern United States Piedmont. *Canadian Journal of Forest Research* **19**:69-78.
- Sidhu, A.S., and H.S. Sur. (1993). Effect of incorporation of legume straw on soil properties and crop yield in a maize-wheat sequence. *Tropical Agriculture (Trinidad)* **70**:226-229.
- Six, J., E.T. Elliot, K. Paustian, and J.W. Doran. (1998). Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* **62**:1367-1377.
- Six, J., K. Paustian, E.T. Elliott, and C. Combrink. (2000). Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal* **64**:681-689.
- Slobodian, N., K. Van Rees, and D. Pennock. (2002). Cultivation-induced effects on belowground biomass and organic carbon. *Soil Science Society of America Journal* **66**:924-930.

第 3.3.7 节分析中使用的参考文献 (续)

- Solomon, D., F. Fritzsche, J. Lehmann, M. Tekalign, and W. Zech. (2002). Soil organic matter dynamics in the subhumid agroecosystems of the Ethiopian Highlands: evidence from natural ^{13}C abundance and particle-size fractionation. *Soil Science Society of America Journal* **66**: 969-978.
- Sparling, G.P., L.A. Schipper, A.E. Hewitt, and B.P. Degens. (2000). Resistance to cropping pressure of two New Zealand soils with contrasting mineralogy. *Australian Journal of Soil Research* **38**:85-100.
- Stenberg, M., B. Stenberg, and T. Rydberg. (2000). Effects of reduced tillage and liming on microbial activity and soil properties in a weakly-structured soil. *Applied Soil Ecology* **14**:135-145.
- Taboada, M.A., F.G. Micucci, D.J. Cosentino, and R.S. Lavado. (1998). Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of the Rolling Pampa of Argentina. *Soil and Tillage Research* **49**:57-63.
- Tiessen, H., J.W.B. Stewart, and J.R. Bettany. (1982). Cultivation effects on the amounts and concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus in grassland soils. *Agronomy Journal* **74**:831-835.
- Unger PW. (2001). Total carbon, aggregation, bulk density, and penetration resistance of cropland and nearby grassland soils. Pages 77-92 *in*: R. Lal (ed.). *Soil carbon sequestration and the greenhouse effect*. SSSA Special Publication No. 57, Madison, WI.
- Voroney, R.P., J.A. Van Veen, and E.A. Paul. (1981). Organic C dynamics in grassland soils. 2. Model validation and simulation of the long-term effects of cultivation and rainfall erosion. *Canadian Journal of Soil Science* **61**:211-224.
- Wander, M.M., M.G. Bidart, and S. Aref. (1998). Tillage impacts on depth distribution of total and particulate organic matter in three Illinois soils. *Soil Science Society of America Journal* **62**:1704-1711.
- Wanniarachchi SD, Voroney RP, Vyn TJ, Beyaert RP, MacKenzie AF. (1999). Tillage effects on the dynamics of total and corn-residue-derived soil organic matter in two southern Ontario soils. *Canadian Journal of Soil Science* **79**: 473-480.
- Westerhof, R., L. Vilela, M. Azarza, and W. Zech. (1998). Land use effects on labile N extracted with permanganate and the nitrogen management index in the Cerrado region of Brazil. *Biology and Fertility of Soils* **27**:353-357.
- Yang, X.M., and B.D. Kay. (2001). Impacts of tillage practices on total, loose- and occluded-particulate, and humified organic carbon fractions in soils within a field in southern Ontario. *Canadian Journal of Soil Science* **81**: 149-156.
- Yang, X.M., and M.M. Wander. (1999). Tillage effects on soil organic carbon distribution and storage in a silt loam soil in Illinois. *Soil and Tillage Research* **52**:1-9.
- Zhang, H., M.L. Thompson, and J.A. Sandor. (1988). Compositional differences in organic matter among cultivated and uncultivated Argiudolls and Hapludalfs derived from loess. *Soil Science Society of America Journal* **52**:216-222.

3.4 草地

第 2 章定义的草地覆盖地球土地表面的四分之一左右 (Ojima 等人, 1993 年) 并跨越从干旱到湿润的各种气候条件。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为主, 以放牧为主要的土地利用, 与“森林”相区分的标准是林冠覆盖率低于森林定义中使用的阈值。

草地中有大量的地下碳, 主要在根部和土壤有机质中。就给定的气候状况而言, 草地的土壤碳含量往往高于其它植被类型。放牧和火烧是草地演变所面临的通常扰乱因素; 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)。在许多草地, 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 等人, 2002 年)。

《1996 年 IPCC 国家温室气体清单指南修订本》(《IPCC 指南》) 论述草地与其它用途的土地 (例如农田) 间土地用途转变引起的生物量和土壤碳储量变化、改良与非改良牧场间管理变化引起的土壤碳储量变化以及排水湿地和牧场施用石灰引起的二氧化碳排放等问题。

本报告对《IPCC 指南》进行下列补充:

- 详尽说明处理草地两种主要的库——活生物量和土壤——中碳储量变化所需的方法;
- 明确包括自然扰乱和植被火烧对经营草地的影响; 和
- 全面述及对土地用途转变为草地的估计。

在本节中, 关于生物量和土壤碳库, 就如何利用基本和先进的方法清查和报告仍为草地的草地和转变为草地的土地产生的排放与清除提供了指导意见。还论述有关估计非二氧化碳排放的方法。该方法为一种分层结构, 第 1 层方法利用默认值, 一般情况下采用有限分解的面积数据。第 2 层方法相应利用国家具体的系数和/或较精细尺度的面积分解数据, 这将降低排放/清除估值的不确定性。第 3 层方法是指利用更复杂的国家具体的办法。在可能的情况下, 根据最新的研究成果更新《IPCC 指南》的默认值和提供新的默认值。

3.4.1 仍为草地的草地

永久草地的碳储量受人类活动和自然扰乱的影响, 包括木质生物量的收获、草原退化、放牧、火烧、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清除, 现存的地上部生物量蓄积量少超过每公顷数吨。在植被的木本部分、根部生物量和土壤中能够累积较大的碳。这些库中碳储量增加或减少的程度受上文所述的各种管理方法的影响。

本节就如何估计仍为草地的草地 (GG) 中两种碳库——活生物量和土壤——的碳储量变化提供指导意见。目前, 尚无足够的信息用来制定默认系数以估计死有机质库。因此, 仍为草地的草地每年总的碳储量变化是每种碳库——活生物量和土壤——的年度碳储量变化估值之和, 如方程 3.4.1 所示。下文分别说明每种库的估计方法。

方程 3.4.1

仍为草地的草地中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{GG} = \Delta C_{GG_{LB}} + \Delta C_{GG_{土壤}}$$

其中:

ΔC_{GG} = 仍为草地的草地中的年度碳储量变化, 吨碳/年

$\Delta C_{GG_{LB}}$ = 仍为草地的草地中活生物量的年度碳储量变化, 吨碳/年

$\Delta C_{GG_{土壤}}$ = 仍为草地的草地土壤中的年度碳储量变化, 吨碳/年

为将吨碳换算为千兆克二氧化碳，用 44/12 和 10^{-3} 乘该值。关于惯例（符号），参见第 3.1.7 节或附件 3A.2（报告表和工作单）。

子类别 \ 层	第 1 层	第 2 层	第 3 层
活生物量	假定碳储量无变化。	利用本国关于碳累积和清除率的具体值以及年度或定期调查结果来估计按气候区域分列的不同草地类别的面积。	利用国家具体的精细空间尺度的办法（例如建模、测量）。
土壤	对于矿质土壤引起的土壤碳变化，利用默认系数。面积必须按气候和土壤类型分层。对于有机土壤引起的土壤碳变化，利用默认系数并按气候区域将面积分层。关于施用石灰引起的排放，利用默认排放因子。	对于矿质和有机土壤，结合利用某些默认系数和/或国家具体的系数及空间分辨率更加精细的面积估值。对于施用石灰引起的排放，利用以石灰形态区分的排放因子。	利用国家具体的精细空间尺度的办法（例如建模、测量）。

3.4.1.1 活生物量中碳储量的变化

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（在第 3.2.1.1 节中详细说明），但草地在很多方面很独特。草地受到频繁的植被火烧，这可能影响热带稀树草原的增稠¹、死亡和再生及根茎比率。其它的管理活动如树木和灌木清除、牧场改良、植树（silvopastoralism）及过度放牧和退化等，都会影响生物量的蓄积。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、高根茎比率和矮林再生等，异速生长关系与用于森林的不同。

3.4.1.1.1 方法问题

方程 3.4.2 列示了估计仍为草地的草地中活生物量碳储量变化的简要方程。依据所用的层级方法和数据可获得性而定，草地可按类型、区域或气候带分解。

<p>方程 3.4.2</p> <p>仍为草地的草地中活生物量的年度碳储量变化</p> $\Delta C_{GG_{LB}} = \sum_c \sum_i \sum_m \Delta C_{GG_{LB(c,i,m)}}$

其中：

$\Delta C_{GG_{LB}}$ = 仍为草地的草地中活生物量的年度碳储量变化，所有草地类型 i、气候带 c 和管理制度 m 之和，吨碳/年

$C_{GG_{LB(c,i,m)}}$ = 特定草地类型 i、气候带 c 和管理制度 m 的活生物量中的碳储量变化，吨碳/年

¹ 热带稀树草原增稠是一个一般术语，指由于火烧和/或放牧及气候变化，随着时间的推移，草地生态系统木本物种的密度和生物量增加。例如，在美国中南部，据估计，草地上木质生物量的侵蚀/增稠在数年期间使生物量蓄积量增加了大约 0.7 吨干物质/公顷/年（Pacala 等人，2001 年）。

草地中的活生物量库包括木本和草本（禾本科草和非禾本草）植被中的地上部和地下部碳储量。不过，地上部草本组分中的碳储量通常不大，而且对管理较不敏感；因此只在估计烧除引起的非二氧化碳排放时才考虑草的地上部生物量。草的地下部生物量中的碳储量较大，而且对管理变化较敏感，因此在估计草地活生物量中碳储量变化时将其包括在内。

3.4.1.1.1.1 方法的选择

所有国家都应努力改进清查和报告办法，根据本国情况推进到尽可能高的层级。对于各国来说，如果仍为草地的草地中碳排放和清除是一个关键类别，而且如果根据第 5 章概述的原则，活生物量的子类别被认为很重要的话，那么利用第 2 层或第 3 层的办法是“优良做法”。各国应利用图 3.1.1 中的决策树来帮助选择方法。

第 1 层：在管理做法固定不变的草地中，生物量中的碳储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（例如通过热带稀树草原增稠，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，储量变化可能是巨大的。不过，由于没有适当信息，难以制定关于草地上这些不同管理制度引起的活生物量中碳储量变化率的可广泛适用的默认值。因此，第 1 层的假设是活生物量碳储量无变化。

第 2 层：在第 2 层，估计多年生木本植被的地上部和地下部生物量及草的地下部生物量的碳储量变化，如方程 3.4.3 所示。

方程 3.4.3

仍为草地的草地中活生物量的年度碳储量变化

$$\Delta C_{GG_{LB}(c,i,m)} = (\Delta B_{\text{多年生}} + \Delta B_{\text{草}}) \cdot CF$$

其中：

$\Delta C_{GG_{LB}(c,i,m)}$ = 特定草地类型 i、气候带 c 和管理制度 m 的活生物量中的碳储量变化，吨碳/年

$\Delta B_{\text{多年生}}$ = 地上和地下部多年生木质生物量的变化，吨干物质/年

$\Delta B_{\text{草}}$ = 草的地下部生物量的变化，吨干物质/年

CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

活生物量的变化（ ΔB ）可以两种方法之一估计：(a)利用年生长和损失率（方程 3.4.4）或(b)依靠两个时点的生物量蓄积量（方程 3.4.5）

方程 3.4.4

活生物量的年度变化（比率法）

$$\Delta B_i = A_i \cdot (G - L)$$

其中：

ΔB_i = 类型 i 草地中活生物量的年度变化，吨干物质/年

A_i = 类型 i 的草地面积，公顷

G = 年均生物量生长，吨干物质/公顷/年

L = 年均生物量损失，吨干物质/公顷/年

如果在固定的时间间隔通过某些类型的国家清查系统来估计关于生物量蓄积量的数据，就可采用生物量差别法（方程 3.4.5），计算两个时点的生物量蓄积总量之差。用两次测量的间隔年数去除该值以产生生物量蓄积量的年度变化率。

方程 3.4.5

活生物量的年度变化（差别法）

$$\Delta B = (B_{t_2} - B_{t_1}) / (t_2 - t_1)$$

其中：

ΔB = 活生物量的年度变化，吨干物质/年

B_{t_2} = 时间 t_2 时的生物量，吨干物质

B_{t_1} = 时间 t_1 时的生物量，吨干物质

第 2 层方法涉及按主要草地类型和管理活动列示的国家或区域关于生物量蓄积量的具体估值和蓄积量变化的估值，作为主要管理活动（即放牧和火烧状况、生产率管理）的一个函数。

上文所说明的任何一种办法都可用来估计地上部和地下部生物量的变化。在营造已久的草地上，生物量的变化可能只对管理做法较近期的变化（例如在过去 20 年之内）作出反应。因此，“优良做法”是将生物量变化的估值与具体的管理条件联系起来，在可能时，后者按气候和草地类型分类。例如，在利用比率法时，集约放牧情况下半干旱草地的面积应用集约放牧半干旱草地特定的系数（G 和 L）相乘。如果利用差别法，那就应为特定管理制度下不同的草地类型分别进行测量或估计生物量蓄积量。管理制度/草地条件的分层可包括这样一些类别：天然、粗放经营型草地、受到木本作物侵蚀的草地、中度和重度退化的草地、集约管理、改进的牧场（见第 3.4.1.2 节关于土壤中碳储量变化的广泛界定的管理条件）。

虽然可将方程 3.4.4 和 3.4.5 用来直接估计地上部生物量蓄积量的变化，但地下部生物量蓄积量经常利用适用于地上部生物量蓄积量的扩展系数进行粗略估计。此种扩展系数为地下部与地上部生物量之比，又称根茎比率。根茎比率可能因草地类型、气候区域和管理活动而变化。方程 3.4.6 显示如何估计总的（地上部和地下部）生物量蓄积量。注意，必须先估计地上部生物量（ B_{AG} ）然后再用于方程 3.4.6。可将方程 3.4.6 的总生物量蓄积量（ $B_{总和}$ ）、地下部生物量蓄积量（ B_{BG} ）或地上部生物量蓄积量（ B_{AG} ）用于方程 3.4.5 以估计一段时间内生物量蓄积量的变化。

方程 3.4.6

总生物量

$$B_{总和} = B_{AG} + B_{BG}$$

和

$$B_{BG} = B_{AG} \cdot R$$

其中：

$B_{总和}$ = 总生物量，包括地上部和地下部生物量，吨干物质

B_{AG} = 地上部生物量，吨干物质

B_{BG} = 地下部生物量，吨干物质

R = 根茎比率，无量纲

第 3 层：第 3 层涉及利用一段时间内基于统计的碳储量抽样和/或过程模式的清查系统，按气候、草地类型和管理制度分层。例如，可将经验证的、特定物种的生长模式——它们纳入各种管理影响如放牧强度、火烧和施肥——与关于管理活动的对应数据一起用来估计一段时间内草地生物量碳储量的净变化。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蓄积量估值一起用来估计蓄积量变化（如方程 3.4.5 所示）以便为获得草地面积进行空间外推。

3.4.1.1.1.2 排放/清除因子的选择

第 1 层：在第 1 层，默认假定是生物量蓄积量无变化。因此，不提供默认排放/清除因子。

第2层：在第2层，可利用一些数据来帮助进行估计。第2层估计所需的因子是：生物量生长（G）和损失（L）或在多时点的生物量蓄积量（ B_t 、 B_{t-1} ），以及地下部生物量的扩展系数。

基于比率的办法（方程 3.4.4）要求求出木质生物量损失（例如，收割或灌木清除的损失）和草本物种地下部生物量损失（例如，牧场退化所引起）的损失率（即方程 3.4.4 中的 L），以及木本物种地下部生物量的净生长率（例如，因热带稀树草原增稠或牧场改良）（方程 3.4.4 中的 G）。为根据报告的碳储量值来导出碳生长和损失系数，需要至少两个时点的估值。然后计算两个时点间碳储量的变化，并用该时期的年数去除这个数量以得出一个年率。应根据特定管理/土地利用活动的变化（例如，牧场施肥、灌木清除、热带稀树草原增稠）来估计变化率。应将实地研究的成果与其它来源的碳生长和损失估值作比较以核实它们在文件所述的范围之内。可根据补充数据和专家意见修改报告的碳生长和损失率，但清查报告中应列入明确的理论依据和文件。（注：在求出生物量累积率的估值时，重要的是应认识到生物量蓄积量的净变化将主要发生在管理改变后的头些年（例如 20 年）。在这段时间后，生物量的蓄积量将趋于新的稳定状态，生物量蓄积量将不发生或很少发生变化，除非管理条件进一步发生变化）。

采用方程 3.4.5 需要区域或国家关于一段时间内生物量蓄积量的具体数据。可通过多种方法取得这些数据，包括根据航摄照片（或高分辨率卫星图像）和对地块的地面测量来估计木本植被的密度（树冠覆盖率）。物种构成、密度和地上与地下部生物量之比可能因不同的草地类型和条件而差异巨大，因此将抽样和调查活动按草地类型分层可能是极有效的做法。关于生物量清查的调查和抽样的一般指导意见在第 5 章（第 5.3 节）中给出。

地上部生物量蓄积量和地上部年生产率的默认估值在表 3.4.2 中提供。这些是全球平均值，按主要气候带分列，不打算作为第 2 层生物量蓄积量变化估计的依据，但可作为估计烧除引起的非二氧化碳排放（见第 3.4.1.3 节）和用于第一层与国家求出的生物量蓄积量估值进行比较的默认值。

IPCC 气候带	地上部峰值活生物量 (吨干物质/公顷)			地上部净初级生产量(ANPP) (吨干物质/公顷/年)		
	平均	研究数	误差 ¹	平均	研究数	误差 ¹
北方生物带-干和湿 ²	1.7	3	±75%	1.8	5	±75%
寒温带-干	1.7	10	±75%	2.2	18	±75%
寒温带-湿	2.4	6	±75%	5.6	17	±75%
暖温带-干	1.6	8	±75%	2.4	21	±75%
暖温带-湿	2.7	5	±75%	5.8	13	±75%
热带-干	2.3	3	±75%	3.8	13	±75%
热带-潮和湿	6.2	4	±75%	8.2	10	±75%

关于现存活生物量的数据是根据在 ORNL DAAC NPP 数据库[http://www.daac.ornl.gov/NPP/html.docs/npp_site.html]登记的草地现场报告的多年平均数汇编。地上部初级生产量的估值来自：Olson,R.J.、J.M.O.Scurlock、S.D.Prince、D.L.Zheng 和 K.R.Johnson(合编)，2001 年。NPP 多生物群落：净初级生产量和生态系统模式-数据相互比较的驱动数据。资料来源可在线查阅[http://www.daac.ornl.gov/NPP/html-docs/EMDI_des.html]。

¹ 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。

² 由于数据有限，将北方生物带温度状况的干旱和湿润带以及热带温度状况的湿润和湿带合并在一起。

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，但是实地测量很费力和困难，因而经常利用扩展系数根据地上部生物量来估计地下部生物量。针对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，基于森林的生物量扩展系数不作修改是不能适用的。根茎比率表明在个别物种（例如，Anderson 等人，1972 年）和社区层级（例如，Jackson 等人，1996 年；Cairns 等人，1997 年）的值都有很大的范围。因此建议尽量凭经验求出某个区域或植被类型所特有的根茎比率。表 3.4.3 提供世界各主要草地生态系统的默认根茎比率；如果有的国家没有本区域具体的信息来制定国家的比率，可将这些数据用作默认值。还列入了关于林地/热带稀树草原和灌木地的根茎比率以供那些将这些土地纳入其清查的草地部分的国家利用。

第3层：第3层办法是，例如结合利用动态模式与生物量蓄积量变化的清查测量数据，而不是利用简单的蓄积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蓄积量净变化的多个方程来得出排放/清除估值。选择合适模式的关键标准是它们能够代表活动数据中所表示的所有管理做法。关键是应依靠来自国家或区域特定的实地位置的独立观察结果对模式进行验证，这些位置能代表该国的气候、土壤和草地管理体系的变化。

表 3.4.3
世界主要稀树草原/草原生态系统的默认扩展系数（根茎（R:S）比率）

	植被类型	近似于 IPCC 气候带 ¹	根茎比率	n	误差 ²
草地	干草原/冻原/湿草原 草地	北方生物带（干、湿）、寒温带（湿）、暖温带（湿）	4.0	7	±150%
	半干旱草地	干（寒温带、暖温带和热带）	2.8	9	±95%
	亚热带/热带草地	热带（湿润和湿）	1.6	7	±130%
其它	林地/稀树草原		0.5	19	±80%
	灌木地		2.8	9	±144%

¹ 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。

² 给出的误差估值为两倍标准偏差，作为均值的百分比。

3.4.1.1.1.3 活动数据的选择

本节的活动数据是指长期草地（即并非最近从其它土地利用转变为草地）的土地面积（ A_i ）估值。此外，各国还需要估计每年烧除的面积以估计非二氧化碳的排放。第2章就获得数据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。为估计这一来源的排放和清除，各国需要获得草地面积的估值，按要求进行分解以对应于可利用的排放因子和其它参数。由于第1层假定生长和损失不导致草地生物量发生净变化，因此，在第1层无需得出活动数据，但为了估计与烧除相关联的非二氧化碳的排放除外（第3.4.1.3节）。下文就如何采用第2层和第3层方法求出活动数据提供指导。

将年度或定期调查与第2章概述的办法联系起来使用以估计草地的年均土地面积。将面积估值再按一般气候区域和管理做法细分以匹配G和L值。可利用国际统计资料如粮农组织数据库、《IPCC指南》和其它来源的数据来估计草地的面积。草地烧除的面积可根据已知的不同草地类型的平均火烧频率或根据更准确的评估如利用遥感清查的烧除面积来作出估计。

为改进估计，利用更详细的年度或定期调查结果来估计按草地类型、气候区域和管理制度分层的草地面积。如果国家更高分辨率的具体数据只能部分加以利用，鼓励各国采用现有最先进可靠的假定外推到整个草地基础。

第3层要求在国家以下级分解到精细网格尺度的高分辨率活动数据。与第2层相似，土地面积按主要气候分成各种草地类型，同时也分成若干管理类别。如有可能，利用空间坐标的面积估值以便于草地的全面覆盖并确保面积不被高估或低估。此外，还能将空间坐标的面积估值与当地相关的碳累积和清除率及再蓄积和管理影响联系起来，提高估计的准确性。

3.4.1.1.1.4 不确定性评估

由于第1层假定草地生物量无变化，因此不必为第1层求出不确定性估值。下文就采用第2层和第3层方法求出不确定性估值提供指导。

不确定性的来源包括土地面积估值（ A_i ）、烧除土地面积部分（ $f_{\text{burned},i}$ ）、碳增加和损失（G和L）、碳储量（B）和扩展系数（EF）等项的准确度。“优良做法”是为国家界定的每一项计算误差估值（即标准偏差、标准误差或范围）并将这些估值用于基本的不确定性评估。表3.4.3中提供的默认不确定性估值可用于生物量扩展系数。

第 2 层办法也可利用较高分辨率的活动数据，例如本国境内不同气候区域或草地管理体系的面积估值。较高分辨率的数据在与与这些较精细尺度的土地基础界定的碳累积因子联系起来时，将会降低不确定性的程度。

可利用这种信息以及第 2 章关于面积估值不确定性的测量数据并采用第 5.2 章（认定和量化不确定性）关于不确定性分析的第 1 层方法来评估草地生物量中碳排放和清除估值的不确定性。

3.4.1.2 土壤中碳储量的变化

3.4.1.2.1 方法问题

《IPCC 指南》提供了可适用于包括草地在内的所有土地用途的、估计土地利用和管理引起的土壤二氧化碳排放和摄取（第 5.3 节）的方法。该方法考虑到矿质土壤的有机碳储量变化（二氧化碳排放或清除）、转变为牧场的有机土壤（即泥炭或淤泥土壤）的二氧化碳排放以及草地土壤施用石灰引起的二氧化碳排放。

关于矿质土壤中碳储量的变化，《IPCC 指南》将土壤碳储量定义为进入 30 厘米深度的矿质土壤层的有机碳，而且不包括地表剩余物（即死有机质）中的碳或无机碳（即碳酸盐矿物）的变化。在多数草地土壤中，地表剩余物与土壤中的碳相比只是一种微小的储量。

下文列示估计土壤中碳储量变化的简要方程 3.4.7。

<p>方程 3.4.7</p> <p>仍为草地的草地土壤中的年度碳储量变化</p> $\Delta C_{GG_{土壤}} = \Delta C_{GG_{矿物质}} - \Delta C_{GG_{有机质}} - \Delta C_{GG_{施石灰}}$
--

其中：

$\Delta C_{GG_{土壤}}$ = 仍为草地的草地土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{GG_{矿物质}}$ = 仍为草地的草地矿质土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{GG_{有机质}}$ = 仍为草地的草地有机土壤中的年度碳储量变化（估计为年净通量），吨碳/年

$\Delta C_{GG_{施石灰}}$ = 草地施用石灰引起的年度碳排放，吨碳/年

对于第 1 层和第 2 层方法而言，应将死有机质和无机碳储量的变化假定为零。如将死有机质列入第 3 层的办法，测量应基于年度周期内存在的最低数量以避免包括代表短暂有机碳库的新近枯萎的植物物质。选择最合适的层级将取决于：（一）关于草地管理和一段时间内管理变化的活动数据的可获性和详细度，（二）用来估计基础碳储量和储量变化及排放因子的合适信息的可获性，和（三）国家专门的土壤清查系统的可利用性。

所有国家都应努力改进清查和报告办法，根据本国情况推进到尽可能高的层级。对于各国来说，如果仍为草地的草地中的碳排放和清除是一个**关键类别**，而且如果根据第 5 章概述的原则认为土壤有机质的子类别是重要的话，“**优良做法**”是应利用第 2 层或第 3 层的办法。各国应利用图 3.1.1 中的决策树来帮助选择方法。

3.4.1.2.1.1 方法的选择

用于估计矿质土壤中碳储量变化的方法不同于用于有机土壤的方法。各国也可能鉴于资源的可获性，采用不同的层级方法来编制关于这个子类别的不同部分的估值。因此，下文分别讨论矿质土壤、有机土壤和施石灰引起的排放。

矿质土壤

就矿质土壤而言，如方程 3.4.8 所示，估计方法是基于影响土壤碳的管理发生变化后一个确定时期内土壤碳储量的变化。清查中某个草地体系面积先前的土壤碳储量 ($SOC_{(0-T)}$) 和清查年的土壤碳储量 (SOC_0) 根据适用于各自时点的参考碳储量 (表 3.4.4) 和储量变化因子 (表 3.4.5) 进行估计。这里，某个草地体系是指一种特定的气候、土壤和管理组合。排放 (源) 或清除 (汇) 的年度速率用清查时期去除储量的差额 (一段时间内) 计算。默认时期是 20 年。

方程 3.4.8**单一草地体系矿质土壤中的年度碳储量变化**

$$\Delta C_{GG_{\text{矿物质}}} = [(SOC_0 - SOC_{(0-T)}) \cdot A] / T$$

$$SOC = SOC_{\text{参考}} \cdot F_{LU} \cdot F_{MG} \cdot F_I$$

其中：

$\Delta C_{GG_{\text{矿物质}}}$ = 矿质土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

SOC_0 = 清查年土壤有机碳储量，吨碳/公顷

$SOC_{(0-T)}$ = 清查前 T 年土壤有机碳储量，吨碳/公顷

T = 清查时期，年 (默认值是 20 年)

A = 每个地块的土地面积，公顷

$SOC_{\text{参考}}$ = 参考碳储量，吨碳/公顷；见表 3.4.4

F_{LU} = 土地利用或土地利用变化类型的储量变化因子，无量纲；见表 3.4.5

F_{MG} = 管理制度的储量变化因子，无量纲；见表 3.4.5

F_I = 有机质投入的储量变化因子，无量纲；见表 3.4.5

所提供的土地利用和管理因子的定义非常广泛并包括：1) 土地利用因子 (F_{LU})，反映与天然生态系统相关的碳储量水平，2) 管理因子 (F_{MG})，代表改良和退化草地的广泛类别，3) 投入因子 (F_I)，代表对土壤的不同水平的碳投入，只对改良草地实施。如果在清查期开始时该面积属于其它土地用途 (例如林地、农田)，那么应遵循第 3.4.2 节“转变为草地的土地”中提供的指导意见。

确定 SOC_0 和 $SOC_{(0-T)}$ 以及每公顷土地面积土壤碳储量净变化的计算步骤如下：

步骤 1: 根据气候和土壤类型，为受查的每个面积的草地选择参考碳储量值 ($SOC_{\text{参考}}$)。

步骤 2: 选择清查期开始时 (例如 20 年前) 存在的草地管理条件 (F_{MG}) 和碳投入水平 (F_I)。这些因子用参考土壤碳储量相乘，提供清查期“初始”土壤碳储量 ($SOC_{(0-T)}$) 的估值。注意仍为草地的草地的土地利用因子 (F_{LU}) 始终等于 1。

步骤 3: 通过利用同一参考碳储量 ($SOC_{\text{参考}}$) 和 $F_{LU}=1$ 重复步骤 2 计算 SOC_0 ，但要使用代表 (本) 清查年条件的管理和投入因子。

步骤 4: 计算清查期内该面积土壤碳储量的年平均变化 ($\Delta C_{GG_{\text{矿物质}}}$)。

例子：对于热带湿润气候下的老成土，SOC_{参考}（0-30 厘米）是 47 吨碳/公顷。在未造成改良的、中等过度放牧的牧场管理之下，清查期开始时（默认值是 20 年前）土壤碳储量是（SOC_{参考} · F_{LU} · F_{MG} · F_I）=47 吨碳/公顷 · 1 · 0.97 · 1=45.6 吨碳/公顷。（本）清查年的管理条件是经施肥（F_{MG}=1.17）改良的牧场，产生的土壤碳储量估计为：47 吨碳/公顷 · 1 · 1.17 · 1=55 吨碳/公顷。这样，清查期内该面积土壤碳储量年均变化的计算是：（55 吨碳/公顷-45.6 吨碳/公顷）/20 年=0.47 吨碳/公顷/年。

第 1 层：就第 1 层而言，将默认参考碳储量和储量变化因子用于（如方程 3.4.8 所示）一国的主要草地系统，按默认气候和土壤类型分层（方程 3.4.9）。关于仍为草地的草地的总计面积，计算储量变化的方法可以是跟踪管理变化和计算个别地块上的储量变化（方程 3.4.9A），或是根据关于草地体系面积分布的更为一般的数据来计算清查期开始和结束时的总计土壤碳储量（方程 3.4.9B）。不论采用何种办法，总计结果将是一样的，主要差别在于管理方面具体变化的影响的属性，这需要跟踪特定土地面积上管理变化的活动数据。这种计算的默认值在第 3.4.1.2.1.2 节中说明。

方程 3.4.9

仍为草地的草地总面积矿质土壤中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{GG \text{ 矿物质}} = \sum_c \sum_s \sum_i [(SOC_0 - SOC_{(0-T)}) \cdot A]_{c,s,i} / T \quad (A)$$

$$\Delta C_{GG \text{ 矿物质}} = \sum_c \sum_s \sum_i (SOC_0 \cdot A)_{c,s,i} - \sum_c \sum_s \sum_i (SOC_{(0-T)} \cdot A)_{c,s,i} / T \quad (B)$$

其中：

$\Delta C_{GG \text{ 矿物质}}$ = 矿质土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

SOC₀ = 清查年土壤有机碳储量，吨碳/公顷

SOC_(0-T) = 清查前 T 年土壤有机碳储量，吨碳/公顷

T = 清查时期，年（默认值是 20 年）

A = 每个地块的土地面积，公顷

c 代表气候带，s 代表土壤类型，i 代表一国存在的主要草地类型集。

例子：以下例子显示如何利用方程 3.4.9B 来计算草地总面积的土壤碳储量变化。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储量（SOC_{参考}）是 47 吨碳/公顷。在清查计算期开始时（即 20 年前），草地体系的分布是 50 万公顷非经营天然草地，40 万公顷未改良的中度退化的放牧地和 10 万公顷重度退化的草地。这样，该面积的初始土壤碳储量为：50 万公顷 · (47 吨碳/公顷 · 1 · 1 · 1)+40 万公顷 · (47 吨碳/公顷 · 1 · 0.97 · 1)+10 万公顷 · (47 吨碳/公顷 · 1 · 0.7 · 1)=45.026 百万吨碳。在（本）清查年，有：30 万公顷非经营天然草地，30 万公顷未改良的中度退化的放牧地，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，清查年土壤碳总储量是：30 万公顷 · (47 吨碳/公顷 · 1 · 1 · 1)+30 万公顷 · (47 吨碳/公顷 · 1 · 0.97 · 1)+20 万公顷 · (47 吨碳/公顷 · 1 · 0.7 · 1)+10 万公顷 · (47 吨碳/公顷 · 1 · 1.17 · 1) +10 万公顷 · (47 吨碳/公顷 · 1 · 1.17 · 1.11) =45.960 百万吨碳。该期间整个面积的年均储量变化是：（45.960-45.026）百万吨碳 /20 年=0.934 百万吨/20 年= 每年土壤碳储量增加 46,695 吨。

第 2 层：对于第 2 层，采用与第 1 层中相同的基本方程，但利用国家具体的参考碳储量值和/或储量变化因子。此外，如果有足够的数据可利用，第 2 层办法将有可能涉及管理系统更详细的分层。

第3层：第3层办法结合利用动态模式连同详细的土壤碳排放/储量变化清查测量结果，很可能将不采用简单的储量变化或排放因子本身。利用基于模式的办法作出的排放估计源自估计模式内部土壤碳储量净变化的多个方程的相互作用。存在着为模拟土壤碳动态而设计的多种模式（例如，见 McGill 等人，1996 年；Smith 等人，1997 年所作的评论）。

选择合适模式的关键标准是模式能够代表所表示的所有管理做法并且模式投入（即驱动变量）与全国范围投入数据的可获性相适合。关键是应依靠来自国家或区域特定的实地位置的独立观察结果对模式进行验证，这些位置能够代表该国的气候、土壤和管理体系的变化。例如，适当的验证数据集包括长期进行的草地实验（例如，Conant 等人，2001 年），或利用诸如涡流协方差等技术进行的草地体系生态系统碳通量的长期测量（Baldocchi 等人，2001 年）。理想的情况下，将建立一个永久性的、在统计上代表“草地”的地块——包括主要的气候区域、土壤类型和管理体系及体系变化——的清查体系，能在一段时间内进行反复的土壤碳储量测定。建议在多数情况下再抽样频率不应短于 3 至 5 年（IPCC，2000 年 b）。如有可能，应在等量的质量基础上进行土壤碳储量的测量（例如，Ellert 等人，2001 年）。应在一段时间内重复抽样来执行各种程序以尽量减少空间变率的影响（例如，Conant 和 Paustian，2002 年 a）。可将此种清查测量与基于过程模式的方法相结合。

有机土壤

估计经营草地有机土壤中碳储量变化的方法是设定一个为使这些土壤转变为经营草地进行的排水和其它管理扰动引起的年度碳损失率。²排水和牧场管理做法刺激先前基本上在缺氧环境下积聚的有机质的氧化（尽管排放率低于农田用途的年度排放率，农田的反复耕作导致进一步刺激分解）。用排放因子乘每种气候类型下草地有机土壤的面积以得出年度碳排放的估值，如下文方程 3.4.10 中所示：

<p>方程 3.4.10</p> <p>仍为草地的草地中耕种有机土壤引起的二氧化碳排放</p> $\Delta C_{GG_{\text{有机质}}} = \sum_c (A \cdot EF)_c$

其中：

$\Delta C_{GG_{\text{有机质}}}$ = 仍为草地的草地中耕种有机土壤引起的二氧化碳排放，吨碳/年

A = 气候类型 c 条件下有机土壤的土地面积，公顷

EF = 气候类型 c 条件下的排放因子（见表 3.4.6），吨碳/公顷/年

第1层：第1层方法是将默认排放因子（表 3.4.6）连同本国每种气候区域内草地管理下有机土壤的面积估值一起利用（方程 3.4.10）。可按照第 2 章中的指导意见来求出面积估值。

第2层：第2层办法利用方程 3.4.10，根据国家具体的数据来估计排放因子，按气候区域分层，如第 3.4.1.2.1.2 节中所说明的。应按照第 2 章的指导意见求出面积估值。

第3层：关于有机土壤的第3层办法将包括整合动态模式和测量网的更详细的体系，如上文就矿物质土壤所说明的那样。

施用石灰

作为一个二氧化碳排放的源，《IPCC 指南》包括对土壤施用含有石灰（例如含钙石灰岩（CaCO₃）或白云岩（CaMg(CO₃)₂）的碳酸盐。在潮湿地区，可能对集约管理的牧场定期施用石灰以降低土壤酸性。该过程可简单解释为当碳酸盐石灰在土壤中溶解时，基础阳离子（Ca⁺⁺、Mg⁺⁺）与土壤胶体上的氢离子（H⁺）发生交换（从而降低土

² 可用于季节性放牧但不进行人工排水的自然“湿地”草地不应列入此类别。

壤酸性)，而且形成的重碳酸盐（ 2HCO_3 ）能够进一步发生反应并演化为二氧化碳（ CO_2 ）和水（ H_2O ）。虽然施用石灰的效应一般持续数年（这以后再施加石灰），这取决于气候、土壤和管理做法，但《IPCC 指南》说明的是在施用当年施加的所有碳酸盐碳引起的二氧化碳排放。因此，基本方法是用施用的农用石灰量乘以根据所施加的物质成分稍有变化的排放因子。

方程 3.4.11

施用农用石灰引起的年度碳排放

$$\Delta C_{\text{GG 施石灰}} = M_{\text{石灰石}} \cdot \text{EF}_{\text{石灰石}} + M_{\text{白云石}} \cdot \text{EF}_{\text{白云石}}$$

其中：

$\Delta C_{\text{GG 施石灰}}$ = 施用农用石灰引起的年度碳排放，吨碳/年

M = 年度施用的含钙石灰岩（ CaCO_3 ）或白云岩（ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ）的数量，吨/年

EF = 排放因子，吨碳/吨石灰岩或白云岩（这些相当于物质的碳酸盐碳含量（ CaCO_3 为 12%， $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ 为 12.2%）。

第 1 层：对于第 1 层，可以利用每年施给草地土壤的含有石灰的碳酸盐总量和 0.12 的总排放因子来估计二氧化碳的排放，而不区分石灰物质的不同构成。注意，虽然碳酸盐石灰是所用的主要石灰物质，但石灰的氧化物和氢氧化物——它们不含有无机碳——也在有限的程度上用于农业施石灰，这里不应将它们包括在内（二氧化碳的产生是在它们的制造过程中而不是在施用于土壤之后）。

第 2 层：如果有数据可加利用，第 2 层办法可能需要区分不同的石灰形态和具体的排放因子，因为不同的碳酸盐石灰物质（石灰岩以及其它来源如泥灰和贝壳沉积物）的碳含量和总纯度可能有所不同。

第 3 层：第 3 层办法与第 1 和第 2 层所作的假定相比，可能需要更加详细地说明因施用石灰产生的排放。取决于不同的气候和土壤条件，施用石灰产生的碳酸氢盐可能不会全部作为二氧化碳在土壤中或从排水中释放，有些可能会沥滤和渗透到土壤的深层或被输送到深层地下水、湖、海并被分离。如果有足够的数据并了解特定气候土壤条件下的无机碳转化，可以求出具体的排放因子。不过，此种分析将可能需要包括与土壤中主要和次要碳酸盐矿物质相关的碳通量及其对草地管理做法的反应。

3.4.1.2.1.2 排放/清除因子的选择

矿质土壤

在利用第 1 层或第 2 层方法时，需要关于矿质土壤的下列排放/清除因子：参考碳储量（ $\text{SOC}_{\text{参考}}$ ）；土地利用变化的储量变化因子（ F_{LU} ）；管理制度的储量变化因子（ F_{MG} ）；有机质投入因子（ F_{I} ）。

参考碳储量（ $\text{SOC}_{\text{参考}}$ ）

将未受重大土地利用和管理影响的天然植被下的土壤用作管理导致土壤碳变化的相关基准或参考。

第 1 层：在第 1 层下，“优良做法”是利用表 3.4.4 中提供的参考碳储量默认值（ $\text{SOC}_{\text{参考}}$ ）。它们取自《IPCC 指南》但作了以下改进：1) 估值是从最近汇编的关于天然植被下土壤剖面的文献中以统计方法得出，2) “灰化”土壤（在 WRB 分类中界定为北方生物带和温带灰壤，在美国农业部分类中界定为灰土）作为一个单独类别列入，3) 包括了北方生物带气候区域内的土壤。

第 2 层：就第 2 层方法而言，参考土壤碳储量可根据譬如作为一国土壤调查和制图活动的组成部分进行的土壤测量的结果来确定。其优势包括能够提供关于个别国家更具有代表性的值和能够更好地估计可用于正规不确定性分析的概率分布函数。应采用关于土壤有机碳和容重抽样与分析的可接受的标准。

储量变化因子 (F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I)

第 1 层：第 1 层的“优良做法”是利用表 3.4.5 中提供的储量变化因子默认值 (F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I)。

它们取自《IPCC 指南》，但根据出版的研究统计分析资料加以更新。在有足够数据时，分别计算关于温带和热带草地的值。所有的草地（不包括有机土壤上的那些草地）都被赋予一个基础或（土地利用）因子 1。界定了 4 个类别的草地管理条件（未改良/未退化、中度退化、重度退化和改良——见表 3.4.5 中的定义）。改良草地定义为可持续地（非退化）管理的草地，它至少接受一种类型的外部投入（例如，改良物种、施肥或灌溉）以提高生产率。就改良草地而言，有两个等级的投入因子值，即“名义值”（它指基础情况 ($F_I=1$)，在这种情况下，除了归类为改良草地所要求的之外，无另外的管理改进）和“高值”，其中至少增加一项改进（例如，施肥加灌溉），表示高度集约的草地管理。中度退化草地类别的值基于报告的代表过度放牧和/或退化条件或处理的研究结果。不过，在许多情况下，特别是在热带，牧场的退化与较适口的草种的损失和“杂草”种（经常为木本植物）的置换有关。虽然从放牧利用的观点看这构成退化，但对土壤碳的负面影响可能不那么严重（正如相对于自然条件而言，中度退化草地 F_{LU} 的小幅减少所表明的）。在《IPCC 指南》中，确定为退化草地中只有一个类别的 F_{MG} 值低得多 (0.7)，意味着严重退化和土壤碳大量损失。文献中没有充足的研究结果可用来重新估计这种情况的因子值，因而保留先前的值来代表这种严重退化的情况。

第 2 层：关于采用第 2 层方法，储量变化因子可通过特定国家或区域的长期实验或其它实地测量（例如实地演替时序）进行估计。其优势包括能为有关国家提供更准确和更具代表性的值，并能为可用于不确定性科学分析的因子值估计概率分布函数。很少有反复进行的长期实验以调查草地管理对土壤碳储量的影响，因此草地管理排放因子的不确定性比永久农田的要大。许多研究评估成对地块的储量差别，重要的是接受比较的地块在进行实验管理处理前应具有类似的土地利用/管理史。如果有充分的固碳率和土地管理数据可加利用，可以计算有关具体的草地管理做法（例如，施肥、播种改良草种和豆类物种，放牧管理等）的因子值。

根据出版的研究报告和其它来源资料汇编的信息应当包括碳储量（即每单位面积至特定深度的质量）或所需的所有信息，以便计算土壤有机碳储量，即有机质与容重的百分比。如果报告的是有机质而不是有机碳的百分比的话，则可利用土壤有机质碳含量的换算因子 0.58。分析中必须包括的其它信息是土壤类型（例如，世界参考资料库或美国农业部土壤分类参考）、测量深度和表示发生管理差别的时间范围。储量变化因子应涵盖足够的深度以包括管理变化对土壤碳储量的全面影响并就可能的容重变化作出更正（Ellert 等人，2001 年）。“优良做法”是包括至少 30 厘米的深度（即用于第 1 层计算的深度）；如果有足够数目的研究结果可加利用，以及如果证明在较深的深度土地管理引起的具有统计意义的重大碳储量差别，那么较深深度的碳储量变化也许是可取的。

有机土壤

在估计为用作经营草地通过人工排水和其它做法而改变的有机土壤产生的排放时，需要关于不同气候状况的排放因子 (EF)。

第 1 层：就第 1 层而言，从《IPCC 指南》照搬而来的默认排放因子在表 3.4.6 中提供。不包括可用于季节性放牧但未进行人工排水的自然“湿地”草地。

第 2 层：对于第 2 层，关于经营草地的有机土壤产生的排放的文献数据很有限；出版的研究材料通常根据沉降作出估计，直接测量草地有机土壤二氧化碳通量的次数有限（Ogle 等人，2003 年）。有助于造成沉降的过程包括侵蚀、压实、烧除和分解。只有分解损失才应包括在排放因子的估计中。如果利用沉降数据，就应采用合适的区域换算因子以便根据测量沉降和二氧化碳通量的研究结果，确定可归于氧化的沉降比例。如无此类信息，根据 Armentano 和 Menges 的评论（1986 年），建议采用克/克当量基础上的氧化-沉降的默认因子 0.5。如果可行，建议进行直接碳通量测量作为提供估计有机土壤排放率的最佳手段。

表 3.4.4
(天然植被下)土壤有机碳储量默认参考值 (SOC_{参考})
(吨碳/公顷, 0 至 30 厘米深度)

区域	高活性粘土 土壤 ¹	低活性粘土 土壤 ²	砂质土 ³	灰化土壤 ⁴	火山土壤 ⁵	湿地土壤 ⁶
北方生物带	68	NA	10 [#]	117	20 [#]	146
寒温带, 干	50	33	34	NA	20 [#]	87
寒温带, 湿润	95	85	71	115	130	
暖温带, 干	38	24	19	NA	70 [#]	88
暖温带, 湿润	88	63	34	NA	80	
热带, 干	38	35	31	NA	50 [#]	86
热带, 湿润	65	47	39	NA	70 [#]	
热带, 湿	44	60	66	NA	130 [#]	

注: 数据取自 Jobbagy 和 Jacksox (2000 年) 及 Bernoux 等人 (2002 年) 说明的土壤数据库。列示为平均储量。为土壤气候类型假定的误差估计默认值为 95% (表示为 2X 标准方差, 作为均值的百分比)。NA 表示“不适用”, 因为这些土壤在有些气候带通常不存在。

表示无数据可加利用并保留《IPCC 指南》的默认值。

¹ 含有高活性粘土 (HAC) 矿物质的土壤是轻至中度风化的土壤, 以 2: 1 硅化粘土矿物质为主 (在世界土壤资源参考资料库 (WRB) 分类中, 这些包括浅层土、变性土、栗钙土、黑钙土、黑土、淋溶土、高活性强酸土、Albeluvisols、黑碱土、钙质冲积土、石膏土、Umbrisols、始成土、岩成土; 在美国农业部分类中包括松软土、变性土、高基状态淋溶土、早成土、始成土)。

² 含有低活性粘土 (LAC) 矿物质的土壤为高度风化的土壤, 以 1: 1 的粘土矿物质和非晶态氧化铁和氧化铝为主 (在 WRB 分类中包括强淋溶土、低活性淋溶土、强风化弱粘淀土、铁铝土、Durisols; 在美国农业部分类中包括老成土、氧化土、酸性淋溶土)。

³ 根据标准的质地分析 (在 WRB 分类中包括红砂土; 在美国农业部分类中包括砂新成土), 包括含有 >70% 砂土和 <8% 粘土的所有土壤 (不论何种分类学分类)。

⁴ 表现出强烈灰化作用的土壤 (在 WRB 分类中, 包括灰壤; 在美国农业部分类中包括灰土)。

⁵ 产生于带有水铝英石矿物的火山灰土壤 (在 WRB 分类中包括暗色土; 在美国农业部分类中包括火山灰土)。

⁶ 由于排水限制导致定期水淹和产生厌氧条件的土壤 (在 WRB 分类中包括潜育土; 在美国农业部分类中包括饱水缺氧的亚目)。

表 3.4.5
草地管理的相关储量变化因子
[见关于估计储量变化因子采用的方法的第 3.4.7 节]

因子	层级	气候状况	《IPCC 指南》默认值	《优良做法指南》修订的默认值	误差 ^{1,2}	定义
土地利用 (F _{LU})	所有	所有	1.0	1.0	NA	所有永久草地被赋予土地利用因子 1。
管理(F _{MG})	名义管理 (未退化)	所有	1.0	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 _{MG})	中度退化草地	温带/北方生物带	NA	0.95	±12%	代表过度放牧或中度退化的草地，(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	NA	0.97	±10%	
管理(F _{MG})	重度退化草地	所有	0.7	0.7	±50%	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 _{MG})	改良草地	温带/北方生物带	1.1	1.14	±10%	代表这样的草地，即在中度放牧压力下可持续管理并至少得到一种改进(例如，施肥等)。
		热带	1.1	1.17	±10%	
投入(只适用于改良草地) (F _I)	名义	所有	NA	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 _I)	高	温带/北方生物带	NA	1.11	±8%	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。
		热带	NA	1.11	±8%	

¹ ±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±50%的默认值。NA 表示“不适用”，针对构成参考值的因子值或《IPCC 指南》先前未估计的因子值而言。

² 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。

表 3.4.6
经营草地有机土壤的年排放因子 (EF)

气候温度状况	《IPCC 指南》默认值 (吨碳/公顷/年)	误差 [#]
寒温带	0.25	±90%
暖温带	2.5	±90%
热带/亚热带	5.0	±90%

[#]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。

施用石灰

见第 3.4.1.2.1.1 节下的讨论。

3.4.1.2.1.3 活动数据的选择

矿质土壤

需要用不同管理做法下的草地面积（A）来估计矿质土壤的排放/清除。

对于现有的草地，活动数据应当记录通过影响生产而影响土壤碳存储的草地管理做法或利用方面的变化或趋势。存在着两种主要类型的活动数据：1) 在国家一级或为各国行政区域（例如，省、县、区）汇编的总的统计资料；2) 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的补充。这两种活动数据的利用都在第 2 章中说明，而且那里阐明的方法用于此处说明的三个层级将取决于所要求的空间和时间分辨率。就第 1 层和第 2 层的清查而言，活动数据应按主要气候差异和土壤类型分层，因为参考土壤碳储量随这些因素的变化而有很大变化。对于适用第 3 层中的动态模式和/或基于直接测量的清查，需要类似或更详细的有关气候、土壤、地形和管理数据方面的知识，但达到准确的要求将部分依赖于所利用的模式。

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/waient/potal/glossary_en.asp) 提供按主要土地利用类型分列的土地总面积年度汇编，但无有关草地管理、气候或土壤的任何补充详情。因此，粮农组织数据或国家类似的总数据将需要补充国内信息以便按管理、气候和土壤类型对面积分层。如果此类信息还未汇编，初步的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》覆盖现有的（本国或来自全球数据集如 IGBP_DIS 的）土地覆盖/土地利用图。如有可能，应当按草地的管理特点划定土地面积并与合适的一般（即退化、天然或改良）或具体（例如施肥或放牧强度）的管理因子值联系起来。土壤退化图可能是一个有用的信息源，用于按管理对草地分层（例如，Conant 和 Paustian, 2002 年 b）。

与总计的畜牧业和土地利用统计资料相比，国家土地利用和资源清单具有某些优势，它包括一批永久抽样点，数据按固定间隔收集。清查点可以较为容易地与特定的草地管理制度联系起来，而且与特定位置相关联的土壤类型可通过抽样或通过合适的土壤图上查找该位置来确定。根据适当的统计设计选定的清查点还使得能够对与活动数据相关联的变率作出估计，这可作为正式不确定性分析的组成部分。第 2 章论述了抽样原则，点基资源清单的一个例子是美国国家资源清单（Nusser 和 Goebel, 1997 年）。

有机土壤

需要关于按气候状况列示的耕种有机土壤的面积（A）来估计有机土壤的排放。可以利用类似于上文概述的数据库和办法来求出面积估值。用显示草地面积的土地覆盖图来覆盖显示有机土（即有机土壤）空间分布的土壤图，能够提供关于草地有机土壤面积的初始信息。可将国家关于排水项目的具体数据与土壤图和调查结合起来以获得更加精确的关于有机土壤上经营草地的面积估值。

3.4.1.2.1.4 不确定性评估

不确定性评估要求估计每个面积排放/清除率的不确定性和活动数据（即涉及土地利用和管理变化的土地面积）的不确定性以及它们的相互作用。

在可获得的情况下，本报告各个表中提供了修订的全球默认值的标准偏差（和抽样规模）的估值；可按照本报告第 5 章提供的指导意见，采用这些数据以及关于活动数据变率的适当估值来估计不确定性。清查机构应当认识到，在适用于具体国家时，简单的全球默认值本身有着较高度度的不确定性。此外，由于可用来求出全球默认值的实地研究并不是均衡地在各个气候区域、土壤类型和管理体系间进行，有些面积——特别是在热带区域——未被充分代表。就第 2 层方法而言，作为求出区域或国家具体数据的过程的组成部分，可以求出储量变化因子、有机土壤排放因子和参考碳储量的概率密度函数（即提供平均和方差估值）。通过实地研究管理对主要草地类型和管理制度下土壤碳储量的影响，能够降低土壤排放和清除率的不确定性。在利用演替时序数据时，碳储量变化估值的不确定性可能较高，因此可取的做法是利用几项“复制”研究的均值求出更有代表性的值。

3.4.1.3 非二氧化碳温室气体排放

《IPCC 指南》对非二氧化碳气体的论述

《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》（第 4 章，农业）已经论述了下列排放：

- 经营草地中施用矿质和有机肥料、有机剩余物和生物固氮引起的氧化亚氮排放；
- 热带草地（稀树草原）烧除引起的氧化亚氮、氮氧化物、甲烷以及一氧化碳的排放；及
- 放牧引起的甲烷排放。

“优良做法”是遵循现有的《IPCC 指南》（第 4 章，农业）和《2000 年优良做法指南》以便在农业一节中估计和报告这些通量。

未列入《IPCC 指南》（第 4 章，农业）和《2000 年优良做法指南》的另外的排放和清除源，包括草地排水有机土壤中有有机氮矿化引起的氧化亚氮排放³、经营草地土壤中减少甲烷摄取方面的变化以及温带草地烧除引起的排放。由于没有足够的证据表明草地有机土壤上有有机氮增强矿化引起的氧化亚氮排放和管理导致的草地土壤中甲烷汇的减少，因此目前无法建议具体的方法。在多数情况下，它们可能代表微小的通量，随着进行更多的研究和有补充信息可加利用，也许可以更充分地考虑这些源。

对于热带以外草地上发生的草地烧除（并未列入《IPCC 指南》（第 4 章，农业）和《2000 年优良做法指南》），估计草地烧除引起释放的氧化亚氮、氮氧化物、甲烷以及一氧化碳的方法在第 3.2.1.4 节中说明。用来估计消耗的燃料数量的现存生物量的默认估值，可从表 3.4.2 获取。注意，可充当燃料的生物量的数量，会因一年中时间和放牧情况的不同而明显不同，因此建议采用本国对应于草地烧除发生的时间和地点的具体的生物量估值。

3.4.2 转变为草地的土地

从其它土地用途（大多为林地、农田，少部分为湿地，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（在热带从林地转变为草地）的文献提供证据表明土壤碳的净增加及净损失，而且在转变后管理对土壤碳变化的影响至关重要（例如，见 Veldkamp, 2001 年）。土地从其它用途和从自然状态转变为草地可能造成二氧化碳从生物量和土壤的净排放（或净摄取）。生物量的排放在第 3.4.2.1 节中论述，而土壤的排放在第 3.4.2.2 节中论述。土地用途转变为草地造成的生物量中碳储量变化的计算方法载于《IPCC 指南》第 5.2.3 节（林地和草地转变）。

本节所述的方法旨在说明与土地用途转变和新草地的建植相关联的生物量和土壤储量的变化。随后的储量变化应在仍为草地的草地项下估计。

关于转变为草地的土地中碳储量变化的简要方程见下文方程 3.4.12。为转变为草地的土地类别估计两个子类别：活生物量和土壤有机质。表 3.4.7 概要介绍了关于每个碳子类别的层级方法。

方程 3.4.12

转变为草地的土地中碳储量的总变化

$$\Delta C_{LG} = \Delta C_{LG_{LB}} + \Delta C_{LG_{土壤}}$$

其中：

ΔC_{LG} = 转变为草地的土地中碳储量的总变化，吨碳/年

$\Delta C_{LG_{LB}}$ = 转变为草地的土地中活生物量的碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{LG_{土壤}}$ = 转变为草地的土地土壤中碳储量的变化，吨碳/年

³ 《IPCC 指南》（第 4 章，农业）和《2000 年优良做法指南》中包括这些草地上施肥和粪便引起的排放。

3.4.2.1 生物量中碳储量的变化

3.4.2.1.1 方法问题

本节提供有关计算土地从自然条件和其它用途转变为草地，包括毁林和从农田转变为牧场和放牧地引起的生物量中二氧化碳排放和清除的*优良做法指南*。土地用途转变为草地过程中生物量内碳的排放和清除因现有不同植被的清除和置换所引起。根据土地用途转变的类型，这一过程可能导致生物量中碳储量的增加或减少。这不同于有关仍为草地的草地的生物量中碳储量变化的概念，在仍为草地的草地上，变化与管理做法有关联。

一般来说，量化其它土地用途转变为草地引起的碳的排放和清除的方法，要求转变之前和之后碳储量的估值（依据先前的土地用途是林地、农田或湿地而定）以及发生转变期间转变的土地面积估值。由于转变为草地，假定主要的植被完全清除，在这以后种植某种类型的草或进行其它的营造（例如营造牧场）。或者，草地可能由于以前的土地用途如农田撂荒而形成，该面积被草地接替。置换转变期间被清除植被的植被，应采用这种方法连同第 3.4.1 节中的方法一起加以说明。

3.4.2.1.1.1 方法的选择

第 1 层：第 1 层方法遵循《IPCC 指南》第 5.2.3 节“林地和草地的转变”中的办法，其中被清除碳的数量这样估计：用转变之前和之后生物量中平均碳储量之差乘每年转变的面积，核算置换被清除植被的生物量中的碳。“*优良做法*”是完整地核算全部转变为草地的土地。因此，本节详述该方法，以便它包括每种最初的土地用途，包括但不限于森林。所有国家都应努力改进清查和报告办法，根据本国情况推进到尽可能高的层级。对于各国来说，如果转变为草地的土地上碳排放和清除是一个*关键类别*，并且如果根据第 5 章概述的原则认为活生物量的子类别是重要的话，“*优良做法*”是利用第 2 层或第 3 层的办法。各国应利用图 3.1.2 中的决策树来帮助选择方法。

方程 3.4.13 概述了第一层级下因土地用途转变为草地引起的大致碳储量变化的一阶近似值的主要要素。为每个转变类型估计单位面积上的平均碳储量变化。平均碳储量变化等于初始用途的土地上生物量清除引起的碳储量变化（即用土地用途刚刚发生转变后的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产生的碳储量。正如《IPCC 指南》所说明的，必须说明土地用途转变期间置换清除的植被的任何植被。《IPCC 指南》将转变后生物量中的碳和转变后土地上生长的生物量中的碳合并为一个单项。本方法是将它们分列为两项，即 $C_{\text{之后}}$ 和 $C_{\text{生长}}$ 以提高透明度。在第 1 层，假定土地用途刚刚发生转变后的生物量中的碳储量（ $C_{\text{之后}}$ ）为零，即在草或木本植被播种、种植或自然更新前土地上的植被完全清除。用给定年份经历此种转变的估计的土地面积乘给定土地用途转变的单位面积的平均碳储量变化。在随后年份中，遵循第 3.4.1.1 节（仍为草地的草地中生物量的变化）的方法计算管理变化引起的草地活生物量中的碳储量变化。

表 3.4.7
关于转变为草地的土地项下的子类别各层方法的说明

子类别 \ 层	第 1 层	第 2 层	第 3 层
活生物量	利用默认系数来估计由于土地用途转变而发生的生物量中碳储量的变化和置换被清除植被的生物量中的碳。	至少利用某些国家具体的碳储量参数来估计土地用途转变为草地导致的碳储量变化。求出烧除、腐朽和其它本国重要的转变过程生物量清除产生的碳。估计就地 and 异地烧除的生物量部分产生的非二氧化碳微量气体的排放。利用按本国相关的气候带和其它界限分解的面积估值来匹配国家具体的碳储量参数。	利用国家具体的精细空间尺度的办法（例如建模、测量）。
土壤中碳储量	对于矿质土壤中的土壤碳变化，利用默认系数。面积必须按气候和土壤类型分层。对于有机土壤中的土壤碳变化，利用默认系数并按气候区域对面积分层。对于施用石灰引起的排放，利用默认排放因子。	对于矿质和有机土壤，结合采用默认值和/或国家具体的系数以及空间分辨率更加精细的面积估值。对于施用石灰引起的排放，利用按石灰形态区分的排放因子。	利用国家具体的精细空间尺度的办法（例如建模、测量）。

估计土地转变为草地引起的生物量中碳储量变化的基本步骤如下：

1. 估计一年内从非草地转变为草地的平均土地面积（ $A_{\text{转换}}$ ），将每种初始土地用途（即林地、农田等）和最后草地类型分开。
2. 对于转变为草地的每种利用类型的土地，采用方程 3.4.13 来估计所产生的碳储量变化。可以利用第 3.4.2.1.1.2 节中有关 $C_{\text{之后}}$ 、 $C_{\text{之前}}$ 和 $C_{\text{生长}}$ 的默认数据来估计发生转变的每种用途的土地单位面积的总碳储量变化。然后可用第 1 步适当的面积估值乘单位面积的碳储量变化估值。
3. 通过将关于每种转变的单个估值相加来估计转变为草地的所有用途土地的总碳储量变化。

第 1 层的默认估计是，生物量中所有的碳通过就地或异地的腐朽过程损失到大气中。因此，第 1 层的计算不区分烧除和其它转变活动产生的立即排放。

方程 3.4.13

转变为草地的土地中活生物量的年度碳储量变化

$$\Delta C_{\text{LG}_{\text{LB}}} = A_{\text{转换}} \cdot (L_{\text{转换}} + \Delta C_{\text{生长}})$$

$$L_{\text{转换}} = C_{\text{之后}} - C_{\text{之前}}$$

其中：

$\Delta C_{\text{LG}_{\text{LB}}}$ = 转变为草地的土地中活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年

$A_{\text{转换}}$ = 年度从某种初始用途转变为草地的土地面积，公顷/年

$L_{\text{转换}}$ = 土地转变为草地时该种转变的单位面积的碳储量变化，吨碳/公顷

$\Delta C_{\text{生长}}$ = 转变后草地植被生长一年的碳储量，吨碳/公顷

$C_{\text{之后}}$ = 刚刚转变为草地后生物量中的碳储量，吨碳/公顷

$C_{\text{之前}}$ = 即将转变为草地之前生物量中的碳储量，吨碳/公顷

新营造的草地中生物量中的碳储量往往在土地用途转变后数年之内趋于平衡（例如地上部草本生物量为 1-2 年，地下部生物量 3-5 年），依据土地转变类型（例如，播种的牧场可以很快建成而撂荒农田的自然更新可能需要数年）、气候和管理条件而不同。由于在 *仍为草地的草地* 第 1 层方法下，生物量碳储量变化的默认值为零，因此，土地用途转变后所建草地的生物量碳储量的变化是在转变当年核算的。

第 2 层：第 2 层的计算在结构上类似于第 1 层，但有这样一些区别：首先，第 2 层至少部分依赖于国家关于最初和最后土地利用中碳储量的具体估值而不是第 3.4.2.1.1.2 节中提供的默认值。转变为草地的土地的面积估值按较精细的空间尺度分解以捕捉国家具体的碳储量值中的区域差异。

其次，第 2 层可修改刚刚发生转变后碳储量是零的假定。这使各国能够顾及到这样一种土地用途转变的情况，即原来用途的土地上的植被只是部分而不是全部被清除。此外，在第 2 层下，如果有数据可用来估计生物量充分建成的时间和年度蓄积量变化，就有可能核算草地建成后数年内的生物量累积量（而不是核算转变当年的所有生物量蓄积量变化）。

第三，在第 2 层下，“*优良做法*”是，如可行，求出烧除和腐朽过程的碳损失。土地用途转变中的烧除和腐朽导致二氧化碳的排放。此外，烧除还会产生非二氧化碳微量气体的排放。通过求出烧除和腐朽过程的碳损失，各国能够计算烧除引起的非二氧化碳微量气体的排放。《IPCC 指南》工作手册提供关于如何估计生物量就地和异地烧除和腐朽引起的碳排放和烧除引起的非二氧化碳微量气体排放的步骤说明（第 5.7-5.17 页）。下文就如何估计烧除和腐朽引起的碳排放提供指导，本章第 3.2.1.4 节就如何估计烧除引起的非二氧化碳微量气体排放提供进一步的指导意见。

关于估计烧除或留待腐朽的碳量的基本方程分别见下面的方程 3.4.15 和 3.4.16。这种方法处理为清邈目的进行的烧除。仍为草地的草地的烧除引起的非二氧化碳排放在本报告第 3.4.3 节中论述。方程 3.4.15 和 3.4.16 中的默认假定是，只有地上部生物量被烧除或腐朽。鼓励各国利用补充信息来评估这种假定，特别是关于地下部生物量的腐朽。可以修改该基本办法以处理其它转变活动并满足国家情况的需要。两个方程都将清邈期间清除的生物量中的总碳量（ $\Delta C_{\text{转换}}$ ）作为投入（方程 3.4.14），它相当于转变的土地面积（ $A_{\text{转换}}$ ）与该种转变的单位面积的碳储量变化（方程 3.4.13 中的 $L_{\text{转换}}$ ）相乘。

清除的那部分木质生物量有时候用作木材产品。在作为木材产品的情况下，各国可采用关于木材产品中的碳在清除当年氧化的默认假定。或者，各国可参考附录 3a.1 中有关估计采伐木材产品中碳储量的方法，如果产品库中的碳在增加，可以对此进行核算。

方程 3.4.14

土地用途转变期间生物量清除造成的碳储量变化

$$\Delta C_{\text{转换}} = A_{\text{转换}} \cdot (L_{\text{转换}})$$

其中：

$\Delta C_{\text{转换}}$ = 土地用途转变期间生物量清除造成的碳储量变化，吨碳

$A_{\text{转换}}$ = 转变为草地的土地面积，公顷

$L_{\text{转换}}$ = 该种转变每单位面积碳储量的变化，吨碳/公顷（来自方程 3.4.13）

方程 3.4.15

生物量就地和异地烧除引起的碳损失

$$L_{\text{就地烧除}} = \Delta C_{\text{转换}} \cdot \rho_{\text{就地烧除}} \cdot \rho_{\text{氧化}}$$

$$L_{\text{异地烧除}} = \Delta C_{\text{转换}} \cdot \rho_{\text{异地烧除}} \cdot \rho_{\text{氧化}}$$

其中：

- $L_{\text{烧除}}$ = 烧除生物量引起的碳损失，吨碳
- $\Delta C_{\text{转换}}$ = 土地用途转变中清除生物量造成的碳储量变化，吨碳
- $\rho_{\text{就地烧除}}$ = 就地烧除的生物量比例，无量纲
- $\rho_{\text{氧化}}$ = 烧除时氧化的生物量比例，无量纲
- $\rho_{\text{异地烧除}}$ = 异地烧除的生物量比例，无量纲

方程 3.4.16
生物量腐朽引起的碳损失

$$L_{\text{腐朽}} = \Delta C_{\text{转换}} \cdot \rho_{\text{腐朽}}$$

$$\rho_{\text{腐朽}} = 1 - (\rho_{\text{就地烧除}} + \rho_{\text{异地烧除}})$$

其中：

- $L_{\text{腐朽}}$ = 生物量腐朽引起的碳损失，吨碳
- $\Delta C_{\text{转换}}$ = 土地用途转变中清除生物量造成的碳储量变化，吨碳
- $\rho_{\text{腐朽}}$ = 留在现场腐朽的生物量比例，无量纲
- $\rho_{\text{就地烧除}}$ = 就地烧除的生物量比例，无量纲
- $\rho_{\text{异地烧除}}$ = 异地烧除的生物量比例，无量纲

“优良做法”是各国将 $L_{\text{就地烧除}}$ 和 $L_{\text{异地烧除}}$ 项作为投入并遵循第 3.2.1.4 节提供的指导意见来估计烧除引起的非二氧化碳微量气体排放。

第 3 层：第 3 层方法类似于第 2 层，但有以下区别：各国不是依靠年平均转变率，而是利用关于每年转变的土地的每种最初和最后用途的空间分解面积的直接估值；碳储量变化基于当地具体的信息。此外，各国可利用动态模式，使得能在空间和时间上将生物量与土壤碳储量变化估值联系起来。

3.4.2.1.1.2 排放/清除因子的选择

第 1 层：这种方法的第 1 步要求每种初始土地用途转变前碳储量 ($C_{\text{之前}}$) 和转变后碳储量 ($C_{\text{之后}}$) 的参数。假定在为草地用途进行整地时清除所有的生物量，这样， $C_{\text{之后}}$ 的默认值是 0 吨碳/公顷。表 3.4.8 向用户提供指导，说明在何处找到清除前土地用途的 $C_{\text{之前}}$ 的碳储量值。表 3.4.9 提供转变后草地的碳储量 ($\Delta C_{\text{生长}}$) 默认值。这些值基于第 3.4.1.1.1.2 节“仍为草地的草地”下提供的地上部生物量蓄积量默认值 (表 3.4.2) 和根茎比率默认值 (表 3.4.3)，并只适用草本 (即非木质) 生物量。

土地利用类别	转变前生物量中的碳储量 ($C_{\text{之前}}$) (吨碳/公顷)	误差范围 ¹
林地	关于按气候区域分列的各种森林类型的碳储量，见表 3A.1.2。储量以碳的干物质计量。用碳部分 (CF) 0.5 乘各值以便将干物质换算为碳。	
农田：多年生木本作物	关于各种气候区域下多年生木本作物农田的碳储量，见表 3.3.2。利用关于收获时地上部生物量碳储量的项。数值以吨碳/公顷为单位。	± 75%
农田：一年生作物	利用《IPCC 指南》的默认值，5 吨碳/公顷 ⁻¹ (或 10 吨干物质/公顷)。	± 75%

¹ 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。

第 2 层：第 2 层方法应包括国家一些关于土地转变引起的生物量蓄积和清除的具体估值，还应包括土地转变为草地后烧除和腐朽引起就地和异地损失的估值。可通过系统研究与国内土地利用和土地用途转变相关联的碳含量以及排放和清除来作出上述改进，并根据本国具体条件重新审查默认假定。

提供了关于烧除和腐朽引起的排放的默认参数，但鼓励各国制定本国具体的系数以提高估计的准确性。《IPCC 指南》为林地转变而就地烧除的生物量比例采用一般默认值 0.5。研究报告表明，这一部分的变率很大，可能低至 0.2（例如，Fearnside 2000 年；Barbosa 和 Fearnside, 1996 年；Fearnside, 1990 年）。这里提供了关于就地烧除的生物量比例的更新默认值。表 3A.1.12 提供了按各类森林植被分列的就地烧除的生物量比例的默认值。应将这些默认值用于从林地到草地的转变。对于初始用途不是林地的土地，留在现场烧除的生物量比例的默认值是 0.35。这一默认值考虑到了研究成果，研究表明该部分应处于 0.2 至 0.5 的范围内（Fearnside, 2000 年；Barbosa 和 Fearnside, 1996 年；Fearnside, 1990 年）。“优良做法”是各国应利用 0.35，或这个范围内的另一个值，但应就选择的依据提供文件证明。没有关于带离现场烧除的生物量数量的默认值；各国将根据本国数据来源确定出一个比例。在方程 3.4.15 中，由于烧除而氧化的生物量比例的默认值是 0.9，与《IPCC 指南》原来所给出的一样。

估计腐朽引起的排放的方法假定所有生物量在 10 年期间腐朽。为了报告目的，各国两种选择：报告 1 年中腐朽引起的全部排放，认识到实际上它们是在 10 年期间发生，或逐年报告腐朽引起的所有排放，将速率估计为方程 3.4.16 中总量的十分之一。如果各国选择后一种办法，它们应给方程 3.4.16 增加一个乘法因子 0.10。

第 3 层：在第 3 层下，国家应界定所有的参数，利用更准确的值而不是默认值。

IPCC 气候带	(地上部和地下部) 非木质生物量总量 (吨干物质/公顷)	误差 ¹
北方生物带-干和湿 ²	8.5	± 75%
寒温带-干	6.5	± 75%
寒温带-湿	13.6	± 75%
暖温带-干	6.1	± 75%
暖温带-湿	13.5	± 75%
热带-干	8.7	± 75%
热带-潮和湿	16.1	± 75%

¹ 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。

² 由于数据有限，将北方生物带温度状况的干旱和湿润带以及热带温度状况的湿润和湿带合并在一起。

3.4.2.1.1.3 活动数据的选择

所有层级都要求转变为草地的土地面积的估值。应将相同的面积数据用于第 3.4.2.2 节中说明的生物量计算和土壤估计。如果必要，可将用于土壤分析的面积数据加以总计以匹配较低阶生物量估计所需的尺度；不过，在较高级别，应考虑按主要土壤类型进行分层。应按照第 2 章说明的方法获取面积数据。较高级别要求更大的详细度，但为使清单与《IPCC 指南》一致，最低要求是能够分别认定林地转变的面积。这是因为森林在转变前通常具有较高的碳密度。这意味着至少要对土地利用变化矩阵有一定了解。因此，在利用第 2 章办法 1 和办法 2 时。可能需要进行补充调查以认定转变为草地的土地有多少来自森林。正如第 2 章所指出的，在设定调查时，与根据不同时间特定用途的土地总面积之差进行估计相比，寻求直接确定转变的面积往往更加准确。

第 1 层：在这一级，需要一种类型的活动数据：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（A_{转换}）估值。该方法假定面积估计基于一年的时间范围。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提供的碳储量默认值相匹配。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变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

织的关于平均毁林速率和土地利用向草地转变的信息。第 1 层办法可利用年均转变率和估计的面积来代替直接估值。

第 2 层：各国应努力利用从初始土地用途到最后作物类型的所有可能转变的实际面积估值。可以通过分析土地利用和土地覆盖格局的定期遥感图像和/或对土地利用格局的定期地面抽样或混合清查系统来进行全面的报告。

第 3 层：用于第 3 层计算的活数据应充分核算转变为草地的所有土地用途，并加以分解以反映国内各种不同的条件。分解可按行政区域（县、省等）、生物群落、气候参数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变的多年趋势的信息（来自关于土地利用和土地覆盖的定期抽样或遥感清查）。

3.4.2.1.1.4 不确定性评估

第 1 层：这种方法产生的不确定性的来源是利用全球或国家关于转变为草地的土地面积的平均转变率和粗略估值。此外，依赖于初始和最后条件下碳储量的默认参数也会造成较高度度的不确定性。这种方法的默认值有着与自身相关的对应的误差范围，这些值列入默认表中。

第 2 层：利用实际面积估值而不是平均转变率将提高估值的准确性。此外，跟踪所有可能转变用途的每块土地的面积，将能使核算更加透明并使专家能够发现缺口和多次重复计算的面积。最后，第 2 层方法至少利用一些本国界定的默认值，这将提高估值的准确性，只要它们更能代表国家相关的条件。可为本国界定的所有参数求出概率密度函数（即提供平均和方差估值）。此种数据可用于先进的不确定性分析，如蒙特卡洛模拟。参阅本报告第 5 章（第 5.2 节）以了解关于得出基于抽样的不确定性估值的指导意见。至少，第 2 层方法应提供百分比标准偏差形式的关于国家界定的每个参数的误差范围。

第 3 层：来自土地利用和管理清查系统的活数据应提供一个基础，通过利用包括蒙特卡洛模拟在内的各种方法，求出与土地利用变化有关的面积的不确定性估值。

3.4.2.2 土壤中碳储量的变化

3.4.2.2.1 方法问题

土地用途向草地的转变可发生于未管理的土地，包括天然、相对不受扰乱的生态系统（例如，林地、湿地）和集约管理的农田。在从林地转变的情况下，与清林相关联的扰动通常将导致死有机质（地表枯枝落叶和粗木片）中碳的损失。任何枯枝落叶和粗木片库（利用 3.2.2.2 节中说明的方法估计）应假定为在土地转变后氧化，而且土壤有机质碳储量的变化应按下述方法估计。

转变为草地的土地土壤中碳储量的总变化列示在下文方程 3.4.17 中。

方程 3.4.17

转变为草地的土地（LG）土壤中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LG_{土壤}} = \Delta C_{LG_{矿物质}} - \Delta C_{LG_{有机质}} - \Delta C_{LG_{石灰}}$$

其中：

$\Delta C_{LG_{土壤}}$ = 转变为草地的土地土壤中碳储量的年度变化，吨碳/年

$\Delta C_{LG_{矿物质}}$ = 转变为草地的土地矿质土壤中碳储量的变化，吨碳/年

$\Delta C_{LG_{有机质}}$ = 转变为草地的有机土壤产生的年度碳排放（估计为净年通量），吨碳/年

$\Delta C_{LG_{石灰}}$ = 转变为草地的土地上施农用石灰引起的年度碳排放，吨碳/年

选择最合适的估计方法的标准取决于土地转变的类型和转变的长久性，以及用于估计参考土壤碳储量和储量变化及排放因子的国家合适的具体信息的可获性。所有国家都应努力改进清查和报告办法，根据本国情况推进到尽可能高的层级。对于各国来说，如果转变为草地的土地上碳排放和清除是一个**关键类别**，而且如果根据第 5 章概述的原则认为土壤有机质的子类别是重要的话，“**优良做法**”是应利用第 2 层或第 3 层的办法。各国应利用图 3.1.2 中的决策树来帮助选择方法。

3.4.2.2.1.1 方法的选择

矿质土壤

第 1 层：第 1 层方法基本上类似于就仍为草地的草地采用的方法（第 3.4.1.2.1.1 节中方程 3.4.8），但转变前的碳储量取决于关于其它土地用途的参数。第 1 层方法依赖有关参考碳储量和储量变化因子的默认值以及关于土地用途转变的位置和速率的较为总计的数据。

对于第 1 层而言，最初（转变前）的土壤碳储量（ $SOC_{(0-T)}$ ）根据就所有土地用途采用的相同参考土壤碳储量（ $SOC_{参考}$ ）（表 3.4.4），连同适合于先前土地用途以及草地用途的储量变化因子（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I ）来确定。对于天然的、不加管理的土地以及经营林，假定土壤碳储量等于参考值（即土地利用、管理和投入因子等于 1）。转变为草地的土地上目前的土壤碳储量（ SOC_0 ），完全按对于永久草地一样估计，即利用参考碳储量（表 3.4.4）和储量变化因子（表 3.4.5）。这样，计算排放（源）或清除（汇）的年排放率的方法是将（一段时间内）储量之差用清查时期（默认值是 20 年）去除。

确定每公顷土地面积的 SOC_0 和 $SOC_{(0-T)}$ 及土壤碳储量净变化的计算步骤如下：

- 步骤 1：** 根据气候和土壤类型，选择每个受查土地面积的参考碳储量值（ $SOC_{参考}$ ）。
- 步骤 2：** 根据参考碳储量和先前的土地利用与管理——它们确定土地利用因子（ F_{LU} ）、管理因子（ F_{MG} ）和投入因子（ F_I ）——来计算转变为草地的土地在转变前的碳储量（ $SOC_{(0-T)}$ ）。注意：如果转变的土地是林地，转变前的储量将等于天然土壤参考碳储量。
- 步骤 3：** 利用相同的参考碳储量（ $SOC_{参考}$ ）重复步骤 2 来计算 SOC_0 ，同时使用代表转变为草地的土地条件的管理和投入因子。
- 步骤 4：** 计算清查期内该面积土壤的年均碳储量变化（ $\Delta C_{LG_{矿物质}}$ ）。

例 1：对于热带湿润环境中火山土壤上的森林而言， $SOC_{参考}=70$ 吨碳/公顷。对于所有的森林土壤，储量变化因子（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I ）的默认值都是 1；这样， $SOC_{(0-T)}$ 为 70 吨碳/公顷。如果土地转变为中度退化/过度放牧的牧场，那么 $SOC_0=70$ 吨碳/公顷 $\cdot 1 \cdot 0.97 \cdot 1=67.9$ 吨碳/公顷。这样，清查期内该面积土壤的年均碳储量变化的计算是： $(67.9 \text{ 吨碳/公顷}-70 \text{ 吨/公顷})/20 \text{ 年}=-0.01$ 吨碳/公顷/年。

例 2：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，清查期开始时的碳储量 $SOC_{(0-T)}$ 是 70 吨碳/公顷 $\cdot 0.58 \cdot 1 \cdot 0.91=36.9$ 吨碳/公顷。转变为改良（例如施肥）牧场后，碳储量（ SOC_0 ）是 70 吨碳/公顷 $\cdot 1 \cdot 1.17 \cdot 1=81.9$ 吨碳/公顷。这样，清查期内该面积土壤的年均碳储量变化的计算是： $(81.9 \text{ 吨碳/公顷}-36.9 \text{ 吨碳/公顷})/20 \text{ 年}=2.25$ 吨碳/公顷/年。

第 2 层：关于矿质土壤的第 2 层方法也利用方程 3.4.8，但涉及国家或区域具体的参考碳储量和/或储量变化因子以及更为分解的土地利用活动数据。

有机土壤

关于清查期内从其它土地用途转变为草地的有机土壤的第 1 层和第 2 层的办法像有机土壤上的长期草地一样处理，即根据气候状况，它们有一个适用于它们的不变的排放因子（见方程 3.4.10 和表 3.4.6）。在第 2 层中，排放因子从国家或区域具体的数据求得。

矿质和有机土壤

对于矿质和有机土壤而言，第 3 层方法将涉及更加详细的具体模式和/或测量办法，连同高度分解的土地利用和管理数据。估计土地用途转变为草地引起的土壤碳变化的第 3 层办法应利用这样的模式和数据集，即它们能够代表一段时间内不同土地用途和植被类型间的转变，包括林地、热带稀树草原、草地和农田。需要将第 3 层方法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（例如烧除、整地）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。关键是要用来自国家或区域具体实地位置的独立观察结果对模式加以验证，这些实地位置能够代表气候、土壤和植被类型对土地用途转变后土壤碳储量变化的相互作用。

施用石灰

如果对从其它土地用途转变的草地施用石灰，那么估计施用石灰引起的二氧化碳排放的方法与第 3.4.1.2.1.1 节中为仍为草地的草地说明的方法相同。

3.4.2.2.1.2 排放/清除因子的选择

矿质土壤

在利用第 1 层或第 2 层方法时需要以下变量：

参考碳储量（SOC_{参考}）

第 1 层：第 1 层的“优良做法”是利用表 3.4.4 中提供的参考碳储量默认值（SOC_{参考}）。它们摘自《IPCC 指南》并作了更新和以下改进：1) 估值是从关于天然植被下的土壤剖面的最新汇编中以统计方法得出；2) “灰化”土壤（在 WRB 分类中界定为北方生物带和温带灰壤，在美国农业部分类中界定为灰土）作为一个单独类别列入，3) 包括了北方生物带气候区域的土壤。

第 2 层：就第 2 层方法而言，参考土壤碳储量可根据譬如作为一国土壤调查和制图活动的组成部分进行的土壤测量的结果来确定。重要的是应利用关于受测量土壤的可靠分类说明，将土壤按表 3.4.4 中界定的类别分类。如果利用更细分的参考土壤碳储量，则土壤分类的定义需要一致并提供详细的文件说明。利用国家具体的数据来估计参考土壤碳储量的优点包括关于个别国家的值将更准确和更具有代表性，而且能够更好地估计可用于正规不确定性分析的概率分布函数。

储量变化因子（F_{LU}、F_{MG}、F_I）

第 1 层：第 1 层的“优良做法”是利用表 3.4.10 中提供的储量变化因子默认值（F_{LU}、F_{MG}、F_I）。它们取自《IPCC 指南》并在对出版的研究材料进行统计分析的基础上予以更新。表中提供了指导选择合适因子值的定义。储量变化因子用于估计转变后（SOC₀）和转变前（SOC_(0-T)）的储量；数值将随转变之前和之后土地利用和管理条件的变化而变化。注意，如果林地转变为草地，储量变化因子的值都是 1，这样，转变前的土壤碳储量等于天然植被参考值（SOC_{参考}）。

因子值类型	类别	《优良做法指南》默认值
土地利用、管理和投入	经营草地	见表 3.4.5 中默认值
土地利用、管理和投入	农田	见表 3.3.4 中默认值
土地利用、管理和投入	林地	F _{LU} 、F _{MG} 、F _I 的默认值=1

第 2 层：关于第 2 层方法，估计国家关于土地用途转变为草地的具体的储量变化因子，一般将基于代表已转变和未转变土地的成对地块的比较，其中除土地利用史以外的所有因素尽量类似（例如，Davidson 和 Ackermann, 1993 年）。理想的情况下，能够找到几个代表自转变以来不同时间某种给定的土地用途的抽样地点——称为演替时序（例如，Neill 等人，1997 年）。针对土地用途转变反复进行的长期实验为数极少，关于土地用途转变的储量变化因子和

排放因子将具有较高的不确定性。在评价现有的研究或进行新的测量时，关键是接受比较的地块应具有类似的转变前的历史和管理以及类似的地形状况、土壤物理特性而且位置相互靠近。关于永久草地，所需信息包括每种土地用途（和演替时序中的时点）的碳储量（即每单位面积至规定深度的质量）。如先前在仍为草地的草地项下所说明的，如果没有据以选择替代深度间隔的具体信息，“优良做法”是比较至少 30 厘米深度（即用于第 1 层计算的深度）的储量变化因子。如果有足够数目的研究资料可加利用和如果证明在较深的深度土地管理引起的具有统计意义的重大储量差别，那么较深深度的储量变化也许是可取的。不过，关键是应按共同的深度确定参考土壤碳储量（SOC_{参考}）和储量变化因子（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I ）。

有机土壤

第 1 层和第 2 层选择最近转变为经营草地的有机土壤的碳排放因子，应遵循与早先在仍为草地的草地一节下说明的求出排放因子的相同程序。

3.4.2.2.1.3 活动数据的选择

所有层级都需要转变为草地的土地面积的估值。应将相同的面积估值用于转变为草地的土地上生物量和土壤的计算。较高的层级需要更加具体的面积。为与《IPCC 指南》相一致，至少应为所有层级分别认定转变为草地的土地面积。这意味着至少要对转变前的土地利用有些了解；如果采用第 2 章中办法 1 来确定土地面积，就可能需要专家判断。

第 1 层：第 1 层的办法需要一类活动数据：按气候区域分列的从初始土地用途（即林地、农田）转变为草地的面积的分别估值。或采用空间坐标的方法（例如土地用途转变图与土壤图之间的覆盖），或者根据本国专家对土地用途发生转变的面积内主要土壤类型分布的了解，需要估计按土壤类型（即在一个气候区域内）分列的转变用途土地的面积分布情况。确定转变为草地的土地面积，必须与计算储量变化所采用的时期（方程 3.4.8 中的 T）一致。如果有的国家没有这些数据，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变的历史估值在时间上外推。关于第 1 层的计算方法，可采用国际统计资料如粮农组织数据库、《IPCC 指南》和其它来源的资料，补充本国专家的可靠假定，来估计从每种初始土地用途转变为草地的土地面积。对于较高层的计算，利用国家具体的数据来源估计所有从初始用途转变为草地的土地。

第 2 层：各国应努力利用关于所有可能从初始土地用途转变为草地的实际面积估值，按管理条件分层。通过分析定期遥感的土地利用图像和土地覆盖模式，通过定期进行关于土地利用模式的地面抽样，或通过混合清查体系，可以实现土地面积的充分覆盖。如果此类较高分辨率的国家具体数据可部分利用，鼓励各国利用根据尽量可靠的知识所作的可靠假定外推到整个土地基础。可根据本国专家的判断，将有关转变的历史估值在时间上外推。

第 3 层：用于第 3 层计算的活动数据应充分核算转变为草地的所有用途的土地，并加以分解以反映国内各种不同的条件。分解可按行政区域（县、省等）、生物群落、气候参数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变的多年趋势的信息（来自关于土地利用和土地覆盖的定期抽样或遥感清查）。

3.4.2.2.1.4 不确定性评估

第 1 层：这种方法产生的不确定性的来源是利用全球或国家平均转变率和转变为草地的土地面积的粗略估值。此外，依赖于初始和最后条件下碳储量的默认参数也会造成较高级别的不确定性。这种方法的默认值有着与自身相关的对应误差范围。

第 2 层：提供关于不同土地用途发生转变的实际面积估值，将使得能够进行更透明的核算并使专家能够发现缺口和重复计算的面积。第 2 层方法至少利用一些本国界定的默认值，这将提高估值的准确性，因为它们更能代表国家相关的条件。利用国家具体的数值应需要足够的抽样规模和/或通过专家判断来估计不确定性，并连同按照第 2 章的建议求出的关于活动数据的不确定性估值一起用于本报告第 5 章说明的不确定性分析办法。

第3层：来自土地利用和管理清查系统的活动数据应提供一个基础以便得出关于土地用途发生变化的面积的不确定性估值。利用蒙特卡洛程序可将排放和活动数据及其相关的不确定性结合起来以估计整个清查的均值和信度区间。

3.4.2.3 非二氧化碳温室气体

就所有草地而言，与最近经历土地利用变化的草地相关联的甲烷和氧化亚氮的排放源有可能是：

- 植被火烧引起的排放；
- 土壤有机质矿化引起的氧化亚氮排放；
- 施肥引起的氧化亚氮排放；
- 有机土壤排水引起的氧化亚氮排放的增加和甲烷排放的减少；及
- 施肥引起的需氧土壤中甲烷汇的减少。

放牧引起的甲烷排放（肠内发酵）和施肥与牲畜粪便引起的氧化亚氮的排放，应采用《IPCC 指南》第4章（农业章）和《2000年优良做法指南》对应部分（第4.2和4.7节）阐明的方法来计算和报告。

与火烧有关的排放应利用第3.2.1.4节中阐明的方法计算，并在有数据可加利用的情况下顾及这样一种情况：如果先前的土地利用是森林，转变期间燃料负载往往较大。

土地用途转变可能导致土壤有机氮的矿化，这会增加氧化亚氮的排放。不过，依据先前土地利用、气候和土壤类型而定，土地用途向草地的转变也可能增加土壤有机质（Guo 和 Gifford, 2002 年）。

草地施肥将会减少土壤的甲烷摄取，而且在湿地土壤进行排水的情况下，氧化亚氮的排放可能增加，采用第3层方法报告农业排放的国家，不妨如第3.4.1.3节说明的那样考虑到这些影响。转变为草地的其它效应也可能影响非二氧化碳的排放，例如犁耕引起的土壤扰乱，或利用机械设备清除情况下的压实，但这些影响不可能很大，而且没有任何默认法可用来作出说明。土地用途转变引起的需氧表层土从大气中清除甲烷的速率的变化不在本指导意见中论述，不过今后也许能更充分地考虑各种活动对甲烷氧化产生的影响。

3.4.3 完整性

关于土地面积估值的完整的数据序列，至少包含本国境内那些在土地利用调查或其它数据源所涉时期内被认为是草地，而且其温室气体的排放和清除在土地利用、土地利用变化和林业部门进行估计的土地面积。农田清查法所涉及的总面积是该时期内仍为农田的土地和转变为草地的土地之和。这种清查法可能不包括某些认为温室气体排放和清除不重要或在一段时间内保持不变的草地面积，例如中度放牧和没有大的管理投入的天然草地。因此，准备进行估计的草地总面积可能小于国内草地的总面积。在这种情况下，“优良做法”是各国应就清查中草地面积及其国内草地总面积的差别提供文件证明和作出解释。鼓励各国随时跟踪国内草地的土地总面积，对于哪些部分用来估计二氧化碳排放和清除进行透明的记录。正如第2章所述，所有草地面积，包括排放清查未涉及的那些面积，应成为一致性检查的组成部分以避免重复计算或遗漏。在与其它土地利用面积的估值汇总时，草地面积数据序列将使得能够全面评估国家土地利用、土地利用变化和林业部门清查报告中包括的土地基础。

将第2或第3层方法用于草地生物量和土壤库的国家，应将更多的细节包括在它们关于草地面积数据序列的清单中。例如，各国可能需要按主要气候和土壤类型将草地面积分层，包括受查和未受查的草地面积。在清查中利用分层的土地面积时，“优良做法”是各国应为生物量和土壤库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库中二氧化碳排放与清除之间的联系。

3.4.4 制定一致的时间序列

为保持一个一致的时间序列，“*优良做法*”是各国保持关于一段时间内清查报告中使用的草地面积的记录。这些记录应跟踪清单中包括的草地总面积，按仍为草地的土地和转变为草地的土地细分。鼓励各国列入本国境内草地总面积的估值。为确保在一段时间以一致的方式处理面积估值，土地利用定义应明确界定并保持不变。如对土地利用定义作出修改，“*优良做法*”是对如何修改定义作出透明的记录。应将一致的定义用于列入清单的每种草地类型和管理体系。此外，为使正确核算几个时期的碳排放和清除更加便利，可以利用关于土地用途转变的历史信息。即使一国不能依赖历史数据来进行目前的清查，改进目前的清查做法以便能够跨时间跟踪土地转变情况，也将对今后的清查有益处。

进行一致的估计和报告需要有关于清查期内活动、气候和土壤类型的共同定义，如第 2 章所述，这可能需要设法将参与数据收集的国家机构所用的定义相互联系起来。

3.4.5 报告和文件

第 3.4 节说明的类别可利用附件 3A.2 中的报告表予以报告。可将草地类别下的估值与《IPCC 指南》中的报告类别作如下比较：

- 仍为草地的草地木质生物量中二氧化碳的排放和清除与 IPCC 报告类别 5A “木质生物量中的变化”比较；
- 仍为草地的草地土壤中二氧化碳的排放和清除与 IPCC 报告类别 5D “土壤中碳的变化”比较；
- 土地用途转变为草地造成的二氧化碳排放和清除与 IPCC 报告关于生物量的类别 5B、关于土壤的类别 5D 和关于非二氧化碳气体的类别 5E 比较。

“*优良做法*”是将用来产生国家清查估值的所有信息加以保存和归档。应将用来估计国家具体因子的信息的元数据和数据源编写成文件并提供均值和方差估值。用来处理数据以估计国家具体因子的实际数据库和程序（例如统计程序）应加以归档。用来对活动数据归类或总计的活动数据和定义必须编写成文件和归档。用于按气候和土壤类型（第 1 和第 2 层）对活动数据分类的程序必须清楚地编写成文件。关于第 3 层办法，利用的建模、模式版本和认定必须编写成文件。动态模式的使用需要将所有模式投入文件以及模式源代码和可执行程序副本永久归档。

3.4.6 清单质量保证/质量控制

“*优良做法*”是对清单估值和数据实施质量控制检查和外部专家审查。应特别注意国家关于储量变化和排放因子的具体估值以确保它们基于高质量的数据和可证实的专家意见。

对草地进行具体质量保证/质量控制的检查方法包括：

仍为草地的草地：关于草地生物量蓄积量变化和草地土壤碳储量变化的面积报告应当一样。草地可能包括对土壤碳储量变化进行核算但生物量变化假定为零的面积（例如，非木质生物量大体不存在的面积）、生物量和土壤碳储量都在发生变化的面积（例如，受木质生物量侵蚀的面积）及生物量和土壤碳储量都不变的面积（例如，粗放型管理的天然草地）。为提高透明度和消除误差，应报告草地总面积，并对任何储量变化进行估计，如果要报告相同面积的土壤碳储量变化，在生物量蓄积量变化等于零的情况下，这些仍应予以报告。

转变为草地的土地：转变为草地的土地的合计总面积，在生物量和土壤的估计中应相同。虽然生物量和土壤库可分解到不同的详细度，但应利用相同的一般类别来分解面积数据。

关于利用第 1 层或第 2 层方法来估计所有土壤碳储量的变化，有关清查期开始年 ($year_{(0-T)}$) 和结束年 ($year_{(0)}$) 的每种气候-土壤类型组合的总面积必须相同（见方程 3.4.9）。

3.4.7 修订的《优良做法指南》第 1 层方法关于草地管理默认值的估计 (见表 3.4.5)

为三种普通类型的草地条件计算草地碳储量变化因子：退化、名义管理和改良草地。包括一个追加投入因子以适用于改良草地。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及灌溉。过度放牧和管理不善（即不作任何管理改良）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合成数据，说明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的类型（例如减少翻耕与不翻耕）。关于深度，我们不总计数据，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）测量的碳储量，作为数据集中一个单列的点。同样，我们也不总计在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。我们估计 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并可将它用来构建具有正常密度的概率分布函数。

第 3.4.7 节分析中使用的参考书目

- Abril, A., and E. H. Bucher. (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., F. Hunter, and P. Gonzalez Fernandez. (1976). Long-term grassland experiments at Cockle Park. *Annales Agronomiques* **27**:1027-1042.
- Banerjee, M. R., D. L. Burton, W. P. McCaughey, and C. A. Grant. (2000). Influence of pasture management on soil biological quality. *Journal of Range Management* **53**:127-133.
- Bardgett, R. D., C. Frankland Juliet, and J. B. Whittaker. (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., B. D. Patton, and P. E. Nyren. (1998). Grazing intensity and ecosystem processes in a northern mixed-grass prairie, USA. *Ecological Applications* **8**:469-479.
- Cantarutti, R. B., J. M. Brage, R. M. Boddey, and S. d. P. Resende. (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 J. S. Turner. (1959). The ecology of the Bogong high plains II. Fencing experiments in grassland C. *Australian Journal of Botany* **7**:34-83.
- Carter, M. R., D. A. Angers, and H. T. Kunelius. (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., B. Volkoff, and F. Andreaux. (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., F. Andreuz, J. C. Correa, B. Volkhoff, and C. C. Cerri. (1991). Changes in organic matter in an Oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture determined by ¹³C isotopic composition. Pages 397-405 in J. Berthelin, editor. *Diversity of Environmental Biogeochemistry*. Elsevier, Amsterdam.
- Chuluun, T., L. L. Tieszen, and D. Ojima. (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., F. Andreauz, B. Volkoff, and C. C. Cerri. (1994). Organic carbon and ¹³C 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., D. F. M. McGregor, and N. A. Q. Viera. (1990). Pasture development on cleared forest land in northern Amazonia. *The Geographical Journal* **156**:283-296.
- Escobar, C. J., and J. L. Toriatti Dematte. (1991). Distribution of organic matter and natural carbon-13 in an Ultisol in the Amazon piedmont. *Pasturas Tropicales* **13**:27-30.
- Feigl, B. J., J. Melillo, and C. C. Cerri. (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., I. M. Tao, M. A. Ayarza, C. E. Lascano, J. I. Sanz, R. J. Thomas, and R. R. Vera. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* **371**:236-238.
- Frank, A. B., D. L. Tanaka, L. Hofmann, and R. F. Follett. (1995). Soil carbon and nitrogen of Northern Great Plains grasslands as influenced by long-term grazing. *Journal of Range Management* **48**:470-474.
- Franzluebbbers, A. J., N. Nazih, J. A. Stuedmann, J. J. Fuhrmann, H. H. Schomberg, and P. G. Hartel. (1999). Soil carbon and nitrogen pools under low- and high-endophyte-infected tall fescue. *Soil Science Society of America Journal* **63**:1687-1694.
- Franzluebbbers, A. J., J. A. Stuedmann, H. H. Schomberg, and S. R. Wilkinson. (2000). Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biology and Biochemistry* **32**:469-478.
- Garcia-Oliva, F., I. Casar, P. Morales, and J. M. Maass. (1994). Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* **99**:392-396.
- Goh, K. M., J. D. Stout, and T. A. Rafter. (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., G. J. Osborne, G. D. Batten, A. N. Smith, and W. J. Lill. (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.

第 3.4.7 节分析中使用的参考书目 (续)

- Koutika, L. S., F. Bartoli, F. Andreux, C. C. Cerri, G. Burtin, T. Chone, and R. Philippy. (1997). Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. *Geoderma* **76**.
- Loiseau, P., and C. Grignani. (1991). Status of organic nitrogen and fate of mineral nitrogen in mid-mountain pastures. *Agronomie* **11**:143-150.
- Lovell, R. D., S. C. Jarvis, and R. D. Bardgett. (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., A. J. Koppi, and A. B. McBratney. (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., J. T. Harapiak, M. Nyborg, K. S. Gill, and N. A. Flore. (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., M. Nyborg, J. T. Harapiak, K. Heier, and N. A. Flore. (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., G. E. Schuman, J. D. Reeder, and R. H. Hart. (1995). Rangeland soil carbon and nitrogen responses to grazing. *Journal of Soil and Water Conservation* **50**:294-298.
- Moulin, A. P., D. H. McCartney, S. Bittman, and W. F. Nuttall. Long-term effects of fertilizer on soil carbon in a pasture soil.
- Naeth, M. A., A. W. Bailey, D. J. Pluth, D. S. Chanasyk, and R. T. Hardin. (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., J. M. Melillo, P. A. Steudler, C. C. Cerri, J. F. L. d. Moraes, M. C. Piccolo, and M. Brito. (1997). Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications* **7**:1216-1225.
- Nyborg, M., S. S. Malhi, E. D. Solberg, and R. C. Izaurralde. (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., D. K. Friesen, H. Tiessen, C. Morel, and W. Stahel. (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., A. F. Bouwman, W. F. J. Parsons, and M. Keller. (1994). Tropical rain forest conversion to pasture: Changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications* **4**:363-377.
- Ridley, A. M., W. J. Slattery, K. R. Halyar, and A. Cowling. (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., J. D. Reeder, J. T. Manley, R. H. Hart, and W. A. Manley. (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., V. R. Catchpoole, R. P. I. Feuvre, and R. P. Le Feuvre. (1994). Carbon dynamics in Vertisols under several crops as assessed by natural abundance ¹³C. *Australian Journal of Soil Research* **32**:311-321.
- Smoliak, S., J. F. Dormaar, and A. Johnston. (1972). Long-term grazing effects on *Stipa-Bouteloua* prairie soils. *Journal of Range Management* **25**:246-250.
- Trumbore, S. E., E. A. Davidson, P. Barbosa De Camargo, D. C. Nepstad, and L. A. Martinelli. (1995). Belowground 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., B. K. Thapa, and A. F. R. Adams. (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 Z. Chen. (1998). Distribution of soil organic carbon in the major grasslands of Xilinguole, Inner Mongolia, China. *Acta Phytocologica Sinica* **22**:545-551.
- Wood, K. M., and W. H. Blackburn. (1984). Vegetation and soil responses to cattle grazing systems in the Texas rolling plains. *Journal of Range Management*

3.5 湿地

湿地包括全年或一年部分时间被水覆盖或处于水饱和状态而且不属于本报告第2章中界定的林地、农田、草地或定居地类别（见第2.2节“土地类别”）的土地（例如泥炭地）¹。这一类别可按国家定义细分为管理和非管理两类。它包括属于管理子类的水库和属于非管理子类的天然河流和湖泊。在泥炭或湿土壤上营建的林地、农田和草地分别在本章第3.2、3.3和3.4节中论述。稻田在《IPCC指南》“农业章”和《2000年优良做法指南》中论述。水淹和湿地排水列入《IPCC指南》第5.4.3节“其它可能的活动类别”中。

为了估计温室气体排放，必须区分经营和非经营湿地。在本报告中，经营湿地是指那些其地下水水位经过人工改变（例如排水的泥炭地）或通过人类活动（例如，拦河筑坝）营建的湿地。表3.5.1简要介绍了经营湿地产生的温室气体排放以及本报告中对它们作出估计的各节。

	泥炭地	水淹土地 ²
仍为湿地的湿地		
二氧化碳	附录 3a.3	附录 3a.3
甲烷	未论述	附录 3a.3
氧化亚氮	附录 3a.3	附录 3a.3
转变为湿地的土地		
二氧化碳	第 3.5 节	第 3.5 节
甲烷	未论述（森林土壤的排水和回潮在附录 3a.2 中讨论）	在附录 3a.3 中论述（未根据水库库龄区分）
氧化亚氮	附录 3a.2 （森林土壤的排水和回潮在附录 3a.2 中讨论）	在附录 3a.3 中论述（未根据水库库龄区分）

3.5.1 仍为湿地的湿地

本类别在附录 3a.3 “仍为湿地的湿地：未来方法发展的基础”中论述。

3.5.2 转变为湿地的土地

在本节中，论述与泥炭提取或水淹相联系的二氧化碳排放。土地向湿地的转变可能是国家对毁林（或其它具有国家重要意义的土地用途转变）估计的一个重要组成部分。关于与泥炭提取有关的土地用途转变，下文论述与活生物量和土壤相关联的碳储量变化。关于与水淹相关的土地用途转变，只论述与活生物量损失相关联的碳储量变化。

转变为湿地的土地包括从林地、农田、草地和定居地向本类别的转变。最可能的转变是林地向湿地的转变（例

¹ 本报告所用定义与《拉姆萨尔湿地公约》和《生物多样性公约》（CBD）所用的共同定义一致。

² 水淹地的定义是：为了能源生产、灌溉、航运和休闲等目的，通过人类活动调节的水体，在这种情况下由于进行水的调节，水面积发生重大变化。调节的湖泊和河流，如果水淹前的主要生态系统是天然湖泊或河流，则不被视为水淹地。关于稻田，在《IPCC指南》“农业”章和《2000年优良做法指南》中论述。

如，为了林业目的对排水泥炭地的回潮）、同泥炭提取相关的转变（自然泥炭地向经营土地的转变）或向水淹土地的转变（为了水力发电或其它目的）。由于可利用的数据稀缺，不列入关于回潮的方法（附录 3a.2 论述排水和回潮引起的非二氧化碳温室气体的排放，重点在排水）。正如方程 3.5.1 所示，关于估计转变为湿地的土地的碳储量变化的指导意见涉及向两种可能的土地用途的转变：泥炭提取和水淹。

方程 3.5.1

转变为湿地的土地中碳储量的变化

$$\Delta C_{LW} = \Delta C_{LW \text{ 泥炭}} + \Delta C_{LW \text{ 水淹}}$$

其中：

ΔC_{LW} = 转变为湿地的土地中碳储量的变化，吨碳/年

$\Delta C_{LW \text{ 泥炭}}$ = 转变为泥炭提取的土地中碳储量的变化（第 3.5.1 节），吨碳/年

$\Delta C_{LW \text{ 水淹}}$ = 转变为水淹地的土地中碳储量的变化（第 3.5.2 节），吨碳/年

以吨碳表示的碳储量变化，通过以 44/12 和 10^{-3} 乘该值换算为千兆克二氧化碳，以符合报告要求。将排放报告为正值，清除报告为负值（预计方程 3.5.1 导致碳损失）。关于报告的更多细节和关于符号的规则，见第 3.1.7 节和附件 3A.2（报告表和工作单）。

图 3.1.2 提供一般的决策树来选择可适用于转变为湿地的土地的合适层级。如果有数据可加利用，应为每种土地转变类型（林地转变为湿地、草地转变为湿地、农田转变为湿地、其它土地转变为湿地）分别进行层级选择。

3.5.2.1 转变为泥炭提取的土地中碳储量的变化

3.5.2.1.1 方法问题

下面给出估计转变为泥炭提取的土地产生的排放的方法。《IPCC 指南》中没有明确论述为提取泥炭而管理的有机土壤产生的排放以及与提取泥炭而管理的有机土壤相关的土地用途变化。《IPCC 指南》关于能源一节中论述了泥炭燃烧引起的排放。因此，下面的方法只论述为提取泥炭而准备的土地上清除植被引起的排放和提取期间土地需氧层中泥炭氧化引起的土壤有机质的变化。泥炭的清除由能源一节中的泥炭燃烧估值所涵盖，本节中不予考虑。可将这一方法和用于第 1 层估计的有关默认值适用于正在泥炭提取的土地（应在“仍为湿地的湿地”子类别下报告）和转变为泥炭提取的土地。

3.5.2.1.1.1 方法的选择

转变为泥炭提取的土地的碳储量变化的估计有两个基本要素，如方程 3.5.2 中所示。方程 3.5.2 计算碳的损失。

方程 3.5.2

转变为泥炭提取的土地中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LW \text{ 泥炭}} = \Delta C_{LW \text{ 泥炭}_{LB}} + \Delta C_{LW \text{ 泥炭}_{土壤}}$$

其中：

$\Delta C_{LW \text{ 泥炭}}$ = 转变为泥炭提取的土地中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{LW \text{ 泥炭}_{LB}}$ = 活生物量中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{LW \text{ 泥炭}_{土壤}}$ = 土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

假定死有机质库不重要。如果一个国家拥有关于死有机质的数据，可将它列入第 2 层或第 3 层方法的估计中。

用方程 3.5.3 来估计与土地转变为泥炭提取相关联的活生物量中碳储量的变化。

方程 3.5.3

转变为泥炭提取的土地中活生物量的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LW \text{ 泥炭}_{LB}} = \sum A_i \cdot (B_{\text{之后}} - B_{\text{之前}})_i \cdot CF$$

其中：

- $\Delta C_{LW \text{ 泥炭}_{LB}}$ = 转变为泥炭提取的土地中活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年
- A_i = 每年从初始土地用途 i 转变为泥炭提取的土地的面积，公顷/年
- $B_{\text{之前}}$ = 即将转变为泥炭提取前的地上部生物量，吨干物质/公顷
- $B_{\text{之后}}$ = 刚刚转变为泥炭提取后的地上部生物量，吨干物质/公顷（默认值=0）
- CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

该方法遵循《IPCC 指南》第 5.2.3 节（林地和草地的转变）中的办法，并与第 3.2.2、3.3.2 和 3.4.2 节中概述的估计活生物量中碳储量变化的分层办法一致。正如方程所示，为泥炭提取而清除地上部活生物量的数量，通过以转变前原来用途土地中的生物量与转变后泥炭地中生物量之间碳储量的差异乘每年转变为泥炭提取的土地面积来估计。如果林地转变为泥炭地而且清除的木材反映在采伐统计中，后者应当根据从 $B_{\text{之前}}$ 采伐的木材量作调整以避免重复计算。

估计转变为泥炭提取的土地上活生物量中碳储量变化的第 1 层方法的默认假定是，转变为泥炭提取前存在的所有地上部生物量都将在转变发生当年损失，并且转变后的活生物量中的碳储量（ $B_{\text{之后}}$ ）等于零。“优良做法”是各国应按主要森林类别估计从林地转变为泥炭提取的土地面积，并利用附件 3A.1 中的碳储量默认值、第 3.2 节（林地）的默认值表来得出关于每个初始森林类别及包括非经营泥炭地在内的其它每种初始土地利用类别的 $B_{\text{之前}}$ 估值。在先前土地用途是草地的情况下，地上部生物量的默认值应取自表 3.4.2。

如果利用火烧来清除植被，还将发生非二氧化碳气体即甲烷和氧化亚氮的排放。可在第 2 层和第 3 层下遵循第 3.2.1.4 节中提供的指导意见对这些排放进行估计。泥炭地的排水还增加氧化亚氮的排放。可遵循附录 3a.3 “为泥炭提取而管理的有机土壤中产生的氧化亚氮排放”中提供的指导意见来估计这些排放。

土壤产生的二氧化碳排放发生在泥炭过程的几个阶段，如方程 3.5.4 所示。

方程 3.5.4

转变为泥炭提取的土地土壤中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LW \text{ 泥炭}_{土壤}} = \Delta C_{\text{排水}} + \Delta C_{\text{提取}_n} + \Delta C_{\text{堆集}} + \Delta C_{\text{恢复}}$$

其中：

- $\Delta C_{LW \text{ 泥炭}_{土壤}}$ = 转变为泥炭提取的土地土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{\text{排水}}$ = 排水期间土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{\text{提取}_n}$ = 泥炭提取期间土壤中的年度碳储量变化（不包括提取的泥炭中的碳量），吨碳/年
- $\Delta C_{\text{堆集}}$ = 在燃烧清除前泥炭堆集期间土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{\text{恢复}}$ = 为恢复先前耕种土地而采取的做法引起的土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

第 1 层：在土地用途转变为泥炭提取的情况下，第 1 层方法只考虑泥炭排水（ $\Delta C_{\text{排水}}$ ）的影响。第 1 层方法依靠基本的面积认定和默认排放因子，估计转变为泥炭提取的有机土壤产生的碳排放的基本方法列示在方程 3.5.5 中。这一方程适用于总计一国转变为泥炭提取的有机土壤的整个面积，利用默认排放因子划分为富营养和贫营养两部分。

目前，只能提供一种方法和数据来估计与较长时期泥炭排水相关联的碳储量的平均变化，不过排水第一年的排放量将大于以后的年份。

方程 3.5.5

转变为泥炭提取的有机土壤排水引起的土壤中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{\text{排水}} = A_{\text{富营养}} \cdot EF_{\text{富营养}} + A_{\text{贫营养}} \cdot EF_{\text{贫营养}}$$

其中：

$\Delta C_{\text{排水}}$ = 转变为泥炭提取的有机土壤排水引起的土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

$A_{\text{富营养}}$ = 转变为泥炭提取的富营养有机土壤的面积，公顷

$A_{\text{贫营养}}$ = 转变为泥炭提取的贫营养有机土壤的面积，公顷

$EF_{\text{富营养}}$ = 转变为泥炭提取的富营养有机土壤中碳储量变化的排放因子，吨碳/公顷/年

$EF_{\text{贫营养}}$ = 转变为泥炭提取的贫营养有机土壤中碳储量变化的排放因子，吨碳/公顷/年

第2层：如果可获得面积数据和国家具体的排放因子，第2层方法可以是第1层方法的扩展。在这种情况下，各国可根据泥炭肥力、泥炭类型、排水强度和/或先前的土地用途或土地覆盖层来细分活动数据和排放因子。

第3层：第3层方法要求提供关于按照地点类型、肥力、排水以来的时间和/或自恢复以来的时间分列的为提取泥炭而管理的有机土壤面积的统计资料，它可与适当的排放因子和/或基于过程的模式组合起来。还可利用有关土壤容重、碳含量和泥炭深度的变化信息进行的研究来检测土壤碳储量的变化，只要抽样有足够的强度并覆盖整个泥炭层。应根据由于分解的有机碳沥滤造成的损失、死有机质通过径流的损失、或作为甲烷排放而引起的碳损失对此种数据作出更正。

3.5.2.1.1.2 排放/清除因子的选择

第1层：在采用第1层方法估计转变为泥炭提取的有机土壤的碳储量变化时，“优良做法”是利用表3.5.2中所列的默认排放因子。

表 3.5.2
排水后有机土壤的排放因子和相关的不确定性

区域/泥炭类型	排放因子 吨碳/公顷/年	不确定性 ^a 吨碳/公顷/年	参考/评论 ^b
北方生物带和温带 贫营养 ($EF_{\text{贫营养}}$)	0.2	0 至 0.63	Laine 和 Minkkinen, 1996 年; Alm 等人, 1999 年; Laine 等人, 1996 年; Minkkinen 等人, 2002 年
富营养 ($EF_{\text{富营养}}$)	1.1	0.03 至 2.9	Laine 等人, 1996 年; LUSTRA, 2002 年; Minkkinen 等人, 2002 年; Sundh 等人, 2000 年
热带	2.0	0.06 至 6.0	根据表 3.3.5 中温带 (贫营养) 与热带间的相对差异计算。

^a 基础数据的范围。

^b 北方生物带和温带的值是根据成对地块测量数据的审查结果，作为对数正态均值制定的。假定转变为泥炭提取的有机土壤上的条件只是轻度排水。多数数据来自欧洲。

没有关于富营养和贫营养泥炭地面积信息的北方生物带国家应利用贫营养泥炭地的排放因子。没有此种数据的温带国家应利用富营养泥炭地的排放因子。对于热带国家，目前只能提供单一默认值。

第2层：第2层方法需要考虑国家有关管理做法如不同泥炭地类型的排水和排水强度的具体数据。

第3层：在第3层下，所有参数应是本国利用更加准确的值而不是默认值界定的。由于文献资料稀缺而且有时结果相互矛盾，因此“优良做法”是通过参照合适的原始参考立地测量数据来求出国家具体的排放因子。环境条件类似的国家应共享数据。

3.5.2.1.1.3 活动数据的选择

第1层：所有层级都需要的活动数据是关于转变为泥炭提取的有机土壤的面积。为了估计活生物量的碳储量变化，可利用这一总面积值，而为了估计有机土壤的碳储量变化，需要区分富营养与贫营养有机土壤。理想的情况下，采用第1层方法，各国将获得关于转变为泥炭提取的面积及其原来土地用途的国家数据。此类数据的可能来源是国家统计资料、开采泥炭的公司和负责土地利用的政府部门。可以假定，富营养土壤与贫营养土壤的比例与这些泥炭地类型在国家一级的相对重要性类似。

第2层：在第2层下，各国可以纳入基于转变为泥炭提取的有机土壤面积的原来土地用途、泥炭类型和肥力、泥炭扰乱和排水强度的信息。这类信息可从定期更新的国家泥炭地清单中收集。

第3层：在第3层下，可能需要关于转变为泥炭提取的有机土壤面积的原来土地用途、泥炭类型和肥力、泥炭扰乱和排水强度的详尽信息。所利用的建模方法将确定具体的数据需求和分解程度。

3.5.2.1.1.4 不确定性评估

在估计转变为泥炭的土地产生的排放方面，主要的不确定性与面积估值和排放因子有关。

第1层：第1层方法产生不确定性的原因是使用关于转变前森林碳储量的全球或国家平均数和有关转变为泥炭提取的土地面积及其原来用途的粗略估值，尽管其中大部分转变面积可能是有着或疏或密树木的泥炭地。这一方法的大部分默认值没有与之相关的对应误差范围。为第1层提供的默认排放因子只是根据为数很少（不足10个）的数据点制定的，因而不可能代表大的面积或气候带。因此，根据专家判断假定估计的碳排放或清除的不确定性程度的默认值为 $\pm 75\%$ 。排放的不确定性概率分布有可能是非正态的，所以这里将95%的对数正态分布区间假定为默认不确定性（表3.5.2）。“优良做法”是利用这一范围而不是对称的标准偏差。

在欧洲和北美，排水泥炭地的面积估计具有50%的不确定性，但在世界其它地方，这一因子可能是2。东南亚的不确定性极高，因为泥炭地受到特殊的压力，主要原因是城市化和农林业的加强，也可能是为了提取泥炭。假定转变为泥炭地的土地数据具有相同的不确定性，尽管以商业性泥炭提取为主的国家将拥有较高质量的数据。

第2层：在第2层，关于土地用途转变的实际面积估值将使得核算更加透明，而且使专家能够发现缺口和避免土地面积的重复计算。第2层方法至少利用一些本国界定的默认值，这将提高估计的准确性，只要它们更好地代表相关国家的条件。在制定国家具体的默认值时，各国应当利用足够的抽样规模和技术以最大限度地缩小标准误差。应为所有本国界定的参数求出概率密度函数（即提供平均和方差估值）。此类数据可用于先进的不确定性分析如蒙特卡洛模拟。参阅本报告第5章以了解关于进行此种分析的指导意见。至少，第2层办法应提供关于本国界定的每个参数的误差范围。

第3层：采用第3层方法，来自土地利用和管理清查系统的活动数据应提供一个基础以便得出土地用途转变面积的不确定性估值。可利用蒙特卡洛程序将排放和活动数据及其有关的不确定性结合起来，以估计整个清查的均值和信度区间。基于过程的模式也许将提供较为现实的估值，但必须根据测量结果进行校准和验证。关于先进方法的不确定性评估的一般指导意见在本报告第5章（第5.2节，“认定和量化不确定性”）中给出。由于泥炭地的排水导致泥炭紧实和氧化以及碳损失而不是成为二氧化碳，因此监测二氧化碳通量的储量变化方法可能并不精确。如果利用该方法，应当用适当的通量测量数据进行校准。

3.5.2.2 转变为水淹地（水库）的土地中碳储量的变化

估计土地转变为水淹地引起的碳储量变化的方法列示在方程 3.5.6 中。正如关于泥炭地的前一节中说明的方法一样，本方法假定转变前土地的碳储量在转变后第 1 年损失。转变前土地的碳储量，可遵循本章其它各节就各种土地利用类别说明的活生物量的方法进行估计。在第 1 层中，假定转变后的碳储量为零。

方程 3.5.6

转变为水淹地的土地中活生物量的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LW \text{ 水淹 } LB} = [\sum A_i \cdot (B_{\text{之后}} - B_{\text{之前}})_i] \cdot CF$$

其中：

$\Delta C_{LW \text{ 水淹 } LB}$ = 转变为水淹地的土地中活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年

A_i = 每年从原来土地用途 i 转变为水淹地的土地面积，公顷/年

$B_{\text{之前}}$ = 即将转变为水淹地前土地中的活生物量，吨干物质/公顷

$B_{\text{之后}}$ = 刚刚转变为水淹地后土地中的活生物量，吨干物质/公顷（默认值=0）

CF = 干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

实际上，水淹前留在转变土地上的碳可能在水淹后数年之内排放。在第 2 层下，可建立这种排放过程的模式。各国将需要制定本国具体的排放因子，并可参阅附录 3a.3 中关于仍为水淹地的水淹地产生的排放的讨论，以了解关于如何实施此种方法的一般性指导意见。

目前不提供关于土地转变为水淹地引起的土壤碳储量变化的指导意见。转变为水淹地的土地产生的非二氧化碳气体排放附录 3a.3 中说明。

3.5.3 完整性

关于转变为湿地的土地产生的排放的全面估计应包括转变为泥炭提取或水淹地的所有土地。对于为提取泥炭而管理的有机土壤，完整的清单应涉及转变为工业泥炭地的所有土地。它应与包括仍在进行排水的废弃的泥炭开采面积和为未来提取泥炭而排水的面积（但不包括恢复到湿地状态的面积）的所有工业泥炭地的完整清单相一致。

3.5.4 制定一致的时间序列

关于时间序列一致性的一般性指导可查阅第 5.6 节（“时间序列的一致性和重新计算”）。排放估计法应一致地适用于时间序列中、分解程度相同的每一年。此外，在利用国家具体数据时，国家清查机构应在一段时间内采用相同的测量规程（抽样战略、方法等），遵循第 5.3 节“抽样”中的指导意见。如果不可能在整个时间序列中采用相同的方法或测量规程，则应遵循第 5 章中关于重新计算的指导意见。

对于较长的时间序列或趋势，转变为泥炭提取的有机土壤的面积可能需要内插。如果需要这样做，应进行一致性检查（例如，通过接触泥炭开采公司），以收集关于受以前或今后泥炭提取影响的面积的时间信息。应当解释各清查年间温室气体排放的差别，例如通过证明工业泥炭地面积的变化或以更新的排放因子来说明。

3.5.5 报告和文件

鉴于以下考虑，合适的做法是将产生本报告第 5 章概述的国家排放/清除清单估值所需的全部信息编写成文件并归档。转变为泥炭提取或水淹的土地产生的排放未在《IPCC 指南》中明确提及。可利用附件 3A.2 中的报告表来进行报告。

排放因子：由于文献数据稀缺，应当充分说明新确定的排放因子、参数和模式的科学依据并提供文件证明。这包括界定投入参数、说明求出排放因子、参数和模式的过程并说明不确定性的来源。

活动数据：计算中使用的所有活动数据的来源（数据源、数据库和土壤图参考资料）都应作记录，并（在不违反任何保密原则的情况下）与进行泥炭提取的公司通信联络。这种文件应说明数据收集和估计的频率、准确和精确度估值以及导致排放水平发生重大变化的原因。

排放结果：应当解释各年间排放的重大波动。应对逐年活动水平的变化与排放因子、参数和方法的变化作出区分，并以文件形式说明这些变化的原因。如果不同的年份利用不同的排放因子、参数和方法，应对其原因作出解释并提供文件证明。

3.5.6 清单质量保证/质量控制

合适的做法应是实施本报告第 5 章（第 5.5 节）概述的质量保证/质量控制（检查，并对排放估值进行专家审查。由于数据稀缺，应定期进行这种审查以顾及新的研究成果。也可适用《2000 年优良做法指南》第 8 章“质量保证/质量控制”第 2 层程序中概述的补充质量控制检查和质量保证程序，特别是当利用较高级别的方法来量化这一来源类别的排放时。在利用国家具体的排放因子的情况下，它们应利用基于“优良做法”测量方案得出的高质量的实验数据，并提供适当的文件证明。

目前尚不可能用其它测量方法来交叉检查关于为泥炭提取而管理的有机土壤产生的排放估值。不过，清查机构应确保排放估值受到下述质量控制：

- 用其它国家的默认值和数据相互参照所报告的国家具体的排放因子；和
- 通过用泥炭工业和泥炭生产的数据相互参照为泥炭提取而管理的有机土壤的面积来检查估值的貌似合理性。

3.6 定居地

第2章将这一土地利用类别描述为包括所有开发的土地，包括任何规模的运输基础设施和人类定居地，除非它们已被列入其它土地利用类别之下。在本章中，定居地的重点在于受管理并可能影响大气与陆上碳库间二氧化碳通量的开发土地的陆上组成部分。在这种背景下，土地利用类别“定居地”包括所有类别的城市林木，即沿街、公共和私人园地以及各类公园中种植的树木，只要此类树木在功能上或行政上与城市、村庄等相关联。虽然死有机质和土壤碳库也可能是定居地二氧化碳的源或汇，而且城市土地管理做法也可能造成甲烷和氧化亚氮的排放，但对这些库在总体温室气体通量中的作用和规模知之甚少。因此，有关方法讨论的重点在于活生物量中碳储量变化的子类别，在这方面已经开展了一些研究（Nowak, 1996年，2002年）。

“定居地”活生物量中碳储量的变化可分两部分估计：“仍为定居地的定居地（SS）”和“转变为定居地的土地（LS）”。后一部分可能是国家关于毁林（或其它具有全国重要性的土地用途转变）估值的一个重要组成部分。因此，下文简要指导如何估计林地转变为定居地引起的碳储量的变化。本节只论述活生物量。

3.6.1 仍为定居地的定居地

估计仍为定居地的定居地二氧化碳排放和清除的基本方法在附录3a.4中提供，因为关于这种土地用途转变的方法和可用的默认数据只是初步的。鼓励拥有关于定居地死木、土壤碳和非二氧化碳气体数据的国家也报告这种信息。

3.6.2 转变为定居地的土地

估计与土地用途转变相关联的碳储量变化的基本方程，在本章其它各节即关于转变为林地、农田和草地的土地的第3.2.2、3.3.2和3.4.2节中分别作了解释。可适用相同的决策树（见图3.1.2）和相同的基本方法，采用方程3.6.1来估计转变为定居地的林地中碳储量的变化。

方程 3.6.1

转变为定居地的林地（FS）中活生物量的年度碳储量变化

$$\Delta C_{FS_{LB}} = A \cdot (C_{\text{之后}} - C_{\text{之前}})$$

其中：

$\Delta C_{FS_{LB}}$ = 林地转变为定居地引起的活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年

A = 每年林地转变为定居地的土地面积，公顷/年

$C_{\text{之后}}$ = 刚刚转变为定居地后活生物量中的碳储量，吨碳/公顷

$C_{\text{之前}}$ = 即将转变为定居地前林地活生物量中的碳储量，吨碳/公顷

本方法遵循《IPCC 指南》（第 5.2.3 节“林地和草地转变”）中的办法，为扩大定居地而清除的地上部活生物量的数量，通过以转变前森林中生物量的碳储量（ $C_{\text{之前}}$ ）与转变后定居地中生物量的碳储量（ $C_{\text{之后}}$ ）之差乘每年转变为定居地的森林面积来估计。第 3.2.2、3.3.2 和 3.4.2 节概述的估计活生物量中碳储量变化的分层办法这里也适用。在第 1 层，利用碳储量的默认假定和默认值来得出估值。在第 2 层，将国家具体的碳储量适用于按适当尺度分解的活动数据。在第 3 层，各国利用先进的估计方法，可能涉及复杂的模式和高度分解的活动数据。

采用第 1 层方法估计关于转变为定居地的土地中活生物量的碳储量变化的默认假定是，转变为定居地前存在的所有活生物量将在转变当年损失，而且转变后活生物量中的碳储量（ $C_{\text{之后}}$ ）等于零。各国应估计按主要森林类型分类的转变成为定居地的林地面积，并利用表 3A.1.2 和 3A.1.3 中的碳储量默认值来得出每种最初森林类型转变前活生物量中碳储量（ $C_{\text{之前}}$ ）的估值。

在利用火烧清除植被的情况下，也会发生非二氧化碳气体即甲烷和氧化亚氮的排放。在为开发定居地而利用火烧清除植被时，各国可选择估计烧除引起的非二氧化碳排放。估计火烧引起的非二氧化碳排放的基本方法可在第 3.2.1.4 节中找到。

3.7 其它土地

本报告第2章将“其它土地”定义为包括裸土、岩石、冰和所有不属于第3.2至3.6节中述及的任何其它五种土地利用类型的不加管理的土地面积。将这一土地利用类别包括在内是为了在有数据可加利用的情况下能够使认定的土地总面积与国家面积匹配。与《IPCC指南》相一致，由于假定“仍为其它土地的其它土地(OO)”类别是典型的不加管理的类别，因此将不必评估该类别的碳储量变化以及非二氧化碳的排放和清除。目前，无法为管理的“其它土地”提供指导意见。不过，将“其它土地”包括在内以便检查土地面积的总体一致性并跟踪其它土地的转变情况，因为许多方法要求了解有关的碳储量。特别重要的是应包括关于转变为其它土地利用类型，包括“其它土地”的林地的完整信息，以便确保与第4和第5章中的要求一致。

3.7.1 仍为其它土地的其它土地

如上所述，不考虑这个类别的碳储量变化以及非二氧化碳的排放和清除。

3.7.2 转变为其它土地的土地

虽然可能性不大，但土地仍有可能转变为“其它土地”，例如由于毁林之后发生的退化。这种土地用途的转变，不论是始于人类活动还是始于影响经营土地的自然驱动力，都需要计算二氧化碳的排放，因为转变行为导致释土地上先前持有的碳，并且管理活动停止导致排放和/或清除。为开发定居地使土地转变为裸地引起的排放，应列入“定居地”土地利用类别（见第3.6.2节“转变为定居地的土地”）。

“优良做法”是估计与所有类型的经营土地转变为其它土地相关联的碳储量的变化。图3.1.2提供决策树，它用来确定对转变为“其它土地”的土地合适的层级方法。

关于转变为“其它土地”的土地(LO)中碳储量变化的简要方程见方程3.7.1。

<p>方程 3.7.1</p> <p>转变为“其它土地”的土地中的年度碳储量变化</p> $\Delta C_{LO} = \Delta C_{LO_{LB}} + \Delta C_{LO_{土壤}}$

其中：

- ΔC_{LO} = 转变为“其它土地”的土地中的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{LO_{LB}}$ = 转变为“其它土地”的土地中活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年
- $\Delta C_{LO_{土壤}}$ = 转变为“其它土地”的土地土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

3.7.2.1 活生物量中碳储量的变化

本节就如何计算土地从自然条件和其它用途转变为“其它土地”引起的活生物量中碳储量的变化提供*优良做法指南*。该方法需要转变前活生物量中碳储量的估值，以土地利用调查间隔期间转变用途土地的面积估值为依据。由于转变为“其它土地”，假定主要植被被完全清除，导致转变后没有碳留在活生物量内。利用最初和最后活生物量碳库之差来计算土地用途转变引起的碳储量变化。在随后年份中，“其它土地”中活生物量中的碳累积和损失不予考虑（见第3.7.1节）。

3.7.2.1.1 方法问题

3.7.2.1.1.1 方法的选择

方程 3.7.2 归纳了如何估计转变为“其它土地”的土地上活生物量中碳储量的变化。将每单位面积基础上碳储量的平均变化估计为等于从最初用途的土地清除活生物量引起的碳储量变化。鉴于“其它土地”的定义，默认假定是土地用途转变后的碳储量为零。

方程 3.7.2

转变为“其它土地”的土地中活生物量的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LO_{LB}} = A_{\text{转换}} \cdot (B_{\text{之后}} - B_{\text{之前}}) \cdot CF$$

其中：

$\Delta C_{LO_{LB}}$	=	转变为“其它土地”的土地中活生物量的年度碳储量变化，吨碳/年
$A_{\text{转换}}$	=	每年从某种最初土地用途转变为“其它土地”的土地面积，公顷/年
$B_{\text{之后}}$	=	刚刚转变为“其它土地”后活生物量的数量，吨干物质/公顷
$B_{\text{之前}}$	=	即将转变为“其它土地”前活生物量的数量，吨干物质/公顷
CF	=	干物质的碳部分（默认值=0.5），吨碳/吨干物质

第 1 层：第 1 层方法遵循《IPCC 指南》第 5.2.3 节（林地和草地的转变）中的办法，即被清除的地上部生物量的数量用转变前土地中生物量的年均碳含量乘每年转变为其它土地的森林面积来估计。假定全部生物量在转变当年被清除。建议用于第 1 层计算的默认假定是生物量中所有的碳通过就地或异地的腐朽过程释放到大气中。

第 2 层：如果可以获得国家关于最初用途土地中碳储量的具体数据，就可采用第 2 层方法。此外，采用第 2 层方法，可得出具体的转变过程，例如烧除或收获引起的碳损失。这使得更准确地估计非二氧化碳温室气体的排放（关于估计生物量烧除引起的非二氧化碳温室气体排放的基本方法，见第 3.2.1.4 节）。有时将清除的那部分生物量用作木材产品或薪柴。如作为木材产品，各国可利用木材产品中的碳在清除当年氧化的默认假定。或者，各国可查阅附录 3a.1 有关采伐木材产品中碳储量的估计方法。

第 3 层：第 3 层方法类似于第 2 层方法但需要比第 2 层办法更详细的数据/信息，例如：

- 使用关于转变为“其它土地”的每种林地每年转变的实际面积；
- 当地具体的关于土壤碳储量中碳的密度和变化的信息，可能具有生物量与土壤之间的动态联系；和
- 基于实际清查和/或模式估计的关于清除的生物量体积。

3.7.2.1.1.2 排放/清除因子的选择

第 1 层：《IPCC 指南》和本报告都提供默认参数以使数据资源有限的国家能够估计这一来源的排放和清除。该方法要求估计转变前最初用途土地的碳储量（ $C_{\text{之前}}$ ）并假定转变后的碳储量（ $C_{\text{之后}}$ ）等于零。《IPCC 指南》表 5-4 至 5-6 和本报告表 3A.1.7（按物种分列的人工林中年均地上部林积增量）和表 3A.1.8（按大类分列的自然更新的地下部与地上部生物量的平均比率），在最初土地利用类别是林地的情况下，可用来估计转变前的碳储量。如果最初土地利用类别是农田或草地，则参考分别第 3.3.2 和 3.4.2 节中给出的指导意见。

第 2 层：上文提供的碳储量默认值可适用于第 2 层方法中的某些参数。不过，第 2 层方法至少需要一些国家具体的信息，这类信息例如可通过系统研究森林最初的和其它土地利用类别的碳储量来获取。关于生物量燃烧引起的排放的默认参数在第 3.2.1.4 节中提供。不过，鼓励清单编制人员制定国家具体的系数以提高估计的准确性。如《IPCC

指南》原来所说明的，烧除引起的生物量氧化的比例默认值是 0.9。

第 3 层：在第 3 层下，所有参数应是国家具体的参数而且比默认值准确。

3.7.2.1.1.3 活动数据的选择

所有层级都需要在与土地利用调查相一致的一段时间内转变为“其它土地”的土地面积的某种估值。在计算转变为“其它土地”的土地上碳储量的变化时，对于生物量和土壤应采用相同的总面积估值。如下文所述，较高的层级要求更加具体的面积。

第 1 层：采用第 1 层方法，需要有关转变为“其它土地”的不同土地利用类别面积的活动数据。如果有的国家没有这些数据，可将部分抽样外推到整个土地基础，或根据专家判断将有关转变的历史估值在时间上外推。

第 2 层：在第 2 层下，清单编制人员应尽力利用关于各种土地利用类别向“其它土地”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，通过定期进行关于土地利用格局的地面抽样，或通过混合清查体系，可以实现土地面积的充分覆盖。

第 3 层：用于第 3 层计算的活动数据应充分核算转变为其它土地的所有土地利用类别，并加以分解以反映国内各种不同的条件。分解可按行政区域（县、省等）、生物群落、气候参数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变的多年趋势的信息（来自关于土地利用和土地覆盖的定期抽样或遥感清查）。

3.7.2.1.1.4 不确定性评估

第 1 层：采用第 1 层方法产生不确定性的原因是利用关于转变前林地或其它用途土地中碳储量的全球或国家平均数和关于转变为“其它土地”的面积粗略估值。这一方法的多数默认值没有与之相关联的对应误差范围。因此，根据专家的判断，假定估计的二氧化碳排放或清除的不确定性程度的默认值为 $\pm 75\%$ 。

第 2 层：提供关于转变为“其它土地”的土地的实际面积估值，将能够进行更透明的核算并使专家能够发现缺口和重复计算的面积。第 2 层方法至少利用一些本国界定的默认值，这将提高估值的准确性，只要它们更能代表国家相关的条件。在制定国家具体的值时，清单编制人员应当利用足够的抽样规模和技术以最大限度地缩小标准误差。应为国家的所有参数求出概率密度函数（即提供平均和方差估值）。此类数据可用于先进的不确定性分析如蒙特卡洛模拟。参阅本报告第 5 章以了解关于进行此种分析的指导意见。至少，第 2 层办法应提供关于国家每个具体参数的误差范围。

第 3 层：活动数据应提供一个基础以便得出与土地用途发生转变有关的面积的不确定性估值。可利用蒙特卡洛程序将排放和活动数据及其有关的不确定性组合起来，以估计整个清查的均值和信度区间。

3.7.2.2 土壤中碳储量的变化

土地向“其它土地”，尤其是向裸露土壤的转变，会导致土地土壤中先前持有的碳的释放。在转变为“其它土地”的土地上，清单编制人员应估计在最初的土地利用情况下矿质土壤中碳储量的变化。在许多情况下，可将“其它土地”矿质土壤中产生的碳储量假定为零。还假定在本节中有机土壤中碳储量的变化无关紧要。

3.7.2.2.1 方法问题

3.7.2.2.1.1 方法的选择

矿质土壤的估计方法基于影响土壤碳储量的管理发生变化后一个确定时期内土壤碳储量的变化，如方程 3.7.3 所示。先前的土壤碳储量 ($\text{SOC}_{(0-T)}$) 和清查年的土壤碳储量 (SOC_0)，根据参考碳储量（第 3.3 节，表 3.3.3）和适用于各自时点的储量变化因子（第 3.4 节，表 3.3.4）进行估计，这两个时点间的默认时期是 20 年。这一办法类似于第 3.2.2.3 节（森林土壤碳）中说明的办法，但假定转变为“其它土地”的土地在清查当年的土壤碳储量是零。

方程 3.7.3

转变为“其它土地”的土地矿质土壤中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LO_{\text{矿物质}}} = [(SOC_0 - SOC_{(0-T)}) \cdot A] / T$$

$$SOC = SOC_{\text{参考}} \cdot F_{LU} \cdot F_{MG} \cdot F_I$$

其中：

$\Delta C_{LO_{\text{矿物质}}}$ = 转变为“其它土地”的土地矿质土壤中的年度碳储量变化，吨碳/年

SOC_0 = 清查年的土壤有机碳储量，吨碳/公顷

$SOC_{(0-T)}$ = 清查前 T 年的土壤有机碳储量，吨碳/公顷

T = 转变的时期，年（默认值是 20 年）

A = 每个地块的土地面积，公顷

$SOC_{\text{参考}}$ = 参考碳储量，吨碳/公顷；见表 3.3.3

F_{LU} = 土地利用或土地利用变化类型的储量变化因子，无量纲；见表 3.3.4

F_{MG} = 管理制度的储量变化因子，无量纲；见表 3.3.4

F_I = 有机质投入的储量变化因子，无量纲；见表 3.3.4

第 1 层：第 1 层方法依靠天然植被下矿质土壤中参考碳储量的默认值（见表 3.3.3）和转变为“其它土地”面积的粗略估值。对于“其它土地”，转变后的土壤碳储量假定为零，就如裸露或退化土壤或沙漠一样。

第 2 层：第 2 层方法涉及国家或区域具体的参考碳储量和更加分解的土地利用活动数据。

第 3 层：第 3 层方法可能涉及各种更详细的国家具体的数据并利用模式和/或测量办法以及高度分解的关于土地利用和管理的数据。对于所有层级，假定清查年转变为“其它土地”类别的土壤碳储量都是零。

3.7.2.2.1.2 排放/清查因子的选择

矿质土壤

在利用第 1 层或第 2 层方法时，需要下列变量：

参考碳储量（ $SOC_{\text{参考}}$ ）

第 1 层：第 1 层的“优良做法”是利用表 3.3.3 提供的参考碳储量默认值（ $SOC_{\text{参考}}$ ）。

第 2 层：就第 2 层方法而言，参考土壤碳储量可根据譬如作为一国土壤调查和制图活动的组成部分进行的土壤测量的结果来确定。

储量变化因子（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I ）

第 1 层：第 1 层的“优良做法”是利用表 3.3.4 中提供的储量变化因子默认值（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I ）。它们取自《IPCC 指南》并在对出版的研究材料进行统计分析的基础上予以更新。注意，在土地转变为“其它土地”的情况下，所有的储量变化因子的值都是 1，这样，转变前的土壤碳储量等于天然植被参考值（ $SOC_{\text{参考}}$ ）。

第 2 层：就第 2 层方法而言，典型的情况下，国家关于土地用途转变为农田的储量变化因子的具体估计将基于代表转变和未转变用途的土地的成对地块的比较，在这种情况下，除土地利用史以外的所有因素应尽可能类似（例如，Davidson 和 Ackermann，1992 年）。

3.7.2.2.1.3 活动数据的选择

“优良做法”是清单编制人员应利用转变为“其它土地”的土地的相同面积估值来估计活生物量和土壤中碳储量的变化。关于活动数据的某些一般性问题在第 3.7.2.1.1.3 节中说明。为了估计土壤碳储量变化，如第 1 层所界定的那样，土地用途转变为“其它土地”的面积估值，应按主要土壤类型分层，如果采用第 2 层或第 3 层办法，则基于国家具体的分层。这可通过用合适的土地图覆盖和使用关于转变用途的土地位置的空间坐标数据来进行。

3.7.2.2.1.4 不确定性评估

不确定性的来源是利用全球或国家关于转变为“其它土地”的土地面积的平均转变率和粗略估值。此外，依赖于最初和最后条件下碳储量的默认参数也会造成较高度度的不确定性。这种方法的默认值有着与自身相关的对应误差范围，这些值被列入默认表中。

利用实际面积估值而不是平均转变率将会提高估计的准确性。此外，跟踪所有可能转变用途的每块土地的面积，将能使核算更加透明并使专家能够发现缺口和多次重复计算的面积。

3.7.3 完整性

清查方法涉及的“其它土地”的总面积是该时期内仍为“其它土地”的“其它土地”和转变为“其它土地”的土地之和。鼓励清单编制人员长期跟踪本国境内被分类为“其它土地”的土地的总面积，对被用来估计碳储量变化的那些部分保持透明的记录。正如第 2 章所述，包括温室气体清查不涉及的那些面积在内的所有面积都应是一致性检查的组成部分，这样有助于避免重复计算或遗漏。在与“其它土地”的面积估值相加后，“其它土地”项下的面积将使得能够对列入一国土地利用、土地利用变化和林业部门清查报告的土地基础进行全面的评估。

3.7.4 制定一致的时间序列

“优良做法”是清单编制人员应保持关于一段时间清查报告中使用的“其它土地”面积的记录。这些记录应跟踪列入清查中的归类为“其它土地”的总面积，并按仍为“其它土地”的“其它土地”和转变为“其它土地”的土地细分。

3.7.5 报告和文件

本节说明的类别可利用附件 3A.2 中的报告表来进行报告。“优良做法”是保存用来产生国家清查估值的所有信息并将其归档。应就用来估计国家具体参数的信息的元数据和数据来源提供文件证明并提供平均和方差两种估值。用来处理数据以估计国家具体因子的实际数据库和程序（如统计程序）应加以归档。应就活动数据和用来对活动数据分类或总计的定义提供文件证明并加以归档。

3.7.6 清单质量保证/质量控制

“优良做法”是对清单估值和数据实施质量控制检查和外部专家审查。应特别注意国家关于储量变化和排放因子的具体估值以确保它们基于高质量的数据和可证实的专家意见。

附件 3A.1 第 3.2 节“林地”的生物量默认表

目 录

关于各表的使用	3.152
表 3A.1.1 森林面积变化	3.153
表 3A.1.2 按大类分列的天然更新林中地上部生物量蓄积量	3.157
表 3A.1.3 按大类分列的人工林中地上部生物量蓄积量	3.158
表 3A.1.4 2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质)	3.159
表 3A.1.5 按大类分列的天然更新林中地上部生物量的年均增量	3.163
表 3A.1.6 按大类分列的人工林中地上部生物量的年均增量	3.164
表 3A.1.7 按树种分列的人工林年均地上部材积净增量	3.167
表 3A.1.8 按大类分列的天然更新林平均地下部到地上部生物量比率 (根茎比率, R)	3.168
表 3A.1.9-1 北方生物带和温带树种树干材的基本木材密度	3.171
表 3A.1.9-2 热带树种树干材的基本木材密度	3.172
表 3A.1.10 生物量扩展系数 (BEF _s) 默认值	3.178
表 3A.1.11 总采伐量中留在林中腐朽部分的默认值, f _{BL}	3.178
表 3A.1.12 一系列植被类型烧除相关的燃烧因子值 (消耗的烧除之前生物量的比例)	3.179
表 3A.1.13 一系列植被类型烧除相关的生物量消耗值	3.180
表 3A.1.14 在一系列植被类型和烧除条件下清垆烧除和重的采伐剩余物烧除相关的 燃烧效率 (实际烧除的现有燃料的比例)	3.184
表 3A.1.15 清除森林进行露天烧除的排放率	3.185
表 3A.1.16 各类植被烧除中燃烧的燃料适用的排放因子	3.185

关于各表的使用

表	应用
表 3A.1.1 森林面积变化	用于核查方程 3.2.4 中的 “A”
表 3A.1.2 按大类分列的天然更新林中地上部生物量蓄积量	用于方程 3.2.9 中的 B_W 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_{t_2} 或 C_{t_1}
表 3A.1.3 按大类分列的人工林中地上部生物量蓄积量	用于方程 3.2.9 中的 B_W 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_{t_2} 或 C_{t_1}
表 3A.1.4 2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质)	(1) 用于方程 3.2.3 中的 V (2) 用于方程 3.2.9 中的 B_W 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_{t_2} 或 C_{t_1}
表 3A.1.5 按大类分列的天然更新林中地上部生物量的年均增量	用于方程 3.2.5 中的 G_W
表 3A.1.6 按大类分列的人工林中地上部生物量的年均增量	用于方程 3.2.5 中的 G_W 。在没有该值的情况下，最好利用表 3A.1.7 中的树干材积增量数据 I_v
表 3A.1.7 按树种分列的人工林年均地上部材积净增量	用于方程 3.2.5 中的 I_v
表 3A.1.8 按大类分列的自然更新林地下到地上部生物量平均比率	用于方程 3.2.5 中的 R
表 3A.1.9-1 北方生物带和温带树种树干材基本木材密度	用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D
表 3A.1.9-2 热带树种树干材的基本木材密度 (D)	用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D
表 3A.1.10 生物量扩展系数 (BEF_s) 默认值	BEF_2 与方程 3.2.3 中的立木蓄积生物量数据联系起来使用；而 BEF_1 与方程 3.2.5 中的增量数据联系起来使用
表 3A.1.11 总采伐量中留在林中腐朽部分的默认值	只用于方程 3.2.7 中的 f_{BL}
表 3A.1.12 一系列植被类型烧除相关的燃烧因子值(消耗的烧除之前生物量的比例)	“均值”栏中的值用于方程 3.2.9 中的 $(1-f_{BL})$ 和方程 3.3.10 中的 $\rho_{burned\ on\ site}$
表 3A.1.13 一系列植被类型烧除相关的生物量消耗值	用于方程 3.2.9 中的 “ $B_W \cdot (1-f_{BL})$ ” 部分，即绝对数量
表 3A.1.14 在一系列植被类型和烧除条件下清垆烧除和重的采伐剩余物烧除的相关燃烧效率(实际烧除的现有燃料的比例)	用于“转变为农田的林地”、“转变为草地的林地”或“转变为定居地或其它土地的林地”等各节
表 3A.1.15 清除森林进行露天烧除的排放率	适用于方程 3.2.19
表 3A.1.16 各类植被烧除中燃烧的燃料适用的排放因子	与方程 3.2.20 联系起来使用

表 3A.1.1 森林面积变化 (用于核查方程 3.2.4 中的“A”)					表 3A.1.1 (续) 森林面积变化 (用于核查方程 3.2.4 中的“A”)				
a.非洲					a.非洲 (续)				
国家	森林总面积		森林面积变化 1990-2000 年		国家	森林总面积		森林面积变化 1990-2000 年	
	1990 年	2000 年	年度 变化	变化率		1990 年	2000 年	年度 变化	变化率
	000 公顷	000 公顷	000 公顷/ 年	%/年		000 公顷	000 公顷	000 公顷/ 年	%/年
阿尔及利亚	1 879	2 145	27	1.3	马达加斯加	2 901	11 727	-117	-0.9
安哥拉	70 998	69 756	-124	-0.2	马拉维	3 269	2 562	-71	-2.4
贝宁	3 349	2 650	-70	-2.3	马里	14 179	13 186	-99	-0.7
博茨瓦纳	13 611	12 427	-118	0.9	毛里塔尼亚	415	317	-10	-2.7
布基纳法索	7 241	7 089	-15	0.2	毛里求斯	17	16	n.s.	-0.6
布隆迪	241	94	-15	-9.0	摩洛哥	3 037	3 025	-1	n.s.
喀麦隆	26 076	23 858	-222	-0.9	莫桑比克	31 238	30 601	-64	-0.2
佛得角	35	85	5	9.3	纳米比亚	8 774	8 040	-73	-0.9
中非共和国	23 207	22 907	-30	-0.1	尼日尔	1 945	1 328	-398	-2.6
乍得	13 509	12 692	-82	-0.6	尼日利亚	17 501	13 517	-62	-3.7
科摩罗	12	8	n.s.	-4.3	留尼汪岛	76	71	-1	-0.8
刚果	22 235	22 060	-17	-0.1	卢旺达	457	307	-15	-3.9
科特迪瓦	9 766	7 117	-265	-3.1	圣赫勒拿岛	2	2	n.s.	n.s.
刚果民主共和国	140 531	135 207	-532	-0.4	圣多美和普林西比	27	27	n.s.	n.s.
吉布提	6	6	n.s.	n.s.	塞内加尔	6 655	6 205	-45	-0.7
埃及	52	72	2	3.3	塞舌尔	30	30	n.s.	n.s.
赤道几内亚	1 858	1 752	-11	-0.6	塞拉利昂	1 416	1 055	-36	-2.9
厄立特里亚	1 639	1 585	-5	-0.3	索马里	8 284	7 515	-77	-1.0
埃塞俄比亚	4 996	4 593	-40	-0.8	南非	8 997	8 917	-8	-0.1
加蓬	21 927	21 826	-10	n.s.	苏丹	71 216	61 627	-959	-1.4
冈比亚	436	481	4	1.0	斯威士兰	464	522	6	1.2
加纳	7 535	6 335	-120	-1.7	多哥	719	510	-21	-3.4
几内亚	7 276	6 929	-35	-0.5	突尼斯	499	510	1	0.2
几内亚比绍	2 403	2 187	-22	-0.9	乌干达	5 103	4 190	-91	-2.0
肯尼亚	18 027	17 096	-93	-0.5	坦桑尼亚联合共和国	39 724	38 811	-91	-0.2
莱索托	14	14	n.s.	n.s.	西撒哈拉	152	152	n.s.	n.s.
利比里亚	4 241	3 481	-76	-2.0	赞比亚	39 755	31 246	-851	-2.4
阿拉伯利比亚民众国	311	358	5	1.4	津巴布韦	22 239	19 040	-320	-1.5
n.s.-未具体说明 资料来源: FRA2000 和 FRA 方案工作文件 59, 粮农组织林业部, 罗马 2001 年, 第 69 页 (www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp)					n.s.-未具体说明 资料来源: FRA2000 和 FRA 方案工作文件 59, 粮农组织林业部, 罗马 2001 年, 第 69 页 (www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp)				

表 3A.1.1(续) 森林面积变化 (用于核查方程 3.2.4 中的“A”)					表 3A.1.1 (续) 森林面积变化 (用于核查方程 3.2.4 中的“A”)				
b.亚洲					b.亚洲 (续)				
国家	森林总面积		森林面积变化 1990-2000 年		国家	森林总面积		森林面积变化 1990-2000 年	
	1990 年	2000 年	年度 变化	变化率		1990 年	2000 年	年度 变化	变化率
	000 公顷	000 公顷	000 公顷/年	%/年		000 公顷	000 公顷	000 公顷/ 年	%/年
阿富汗	1 351	1 351	n.s.	n.s.	大韩民国	6 299	6 248	-5	-0.1
亚美尼亚	309	351	4	1.3	沙特阿拉伯	1 504	1 504	n.s.	n.s.
阿塞拜疆	964	1 094	13	1.3	新加坡	2	2	n.s.	n.s.
巴林	n.s.	n.s.	n.s.	14.9	斯里兰卡	2 288	1 940	-35	-1.6
孟加拉国	169	1 334	17	1.3	阿拉伯叙利亚 共和国	461	461	n.s.	n.s.
不丹	3 016	3 016	n.s.	n.s.	塔吉克斯坦	380	400	2	0.5
文莱达鲁萨兰 国	452	442	-1	-0.2	泰国	15 886	14 762	-112	-0.7
柬埔寨	9 896	9 335	-56	-0.6	土耳其	10 005	10 225	22	0.2
中国	145 417	163 480	1 806	1.2	土库曼斯坦	3 755	3 755	n.s.	n.s.
塞浦路斯	119	172	5	3.7	阿拉伯联合酋 长国	243	321	8	2.8
朝鲜民主主义 人民共和国	8 210	8 210	n.s.	n.s.	乌兹别克斯坦	1 923	1 969	5	0.2
东帝汶	541	507	-3	-0.6	越南	9 303	9 819	52	0.5
加沙地带	-	-	-	-	西岸	-	-	-	-
格鲁吉亚	2 988	2 988	n.s.	n.s.	也门	541	449	-9	1.9
印度	63 732	64 113	38	0.1	c.大洋洲				
印度尼西亚	118 110	104 986	-1 312	-1.2	美属萨摩亚	12	12	n.s.	n.s.
伊朗伊斯兰共 和国	7 299	7 299	n.s.	n.s.	澳大利亚	57 359	154 539	-282	-0.2
伊拉克	799	799	n.s.	n.s.	库克群岛	22	22	n.s.	n.s.
以色列	82	132	5	4.9	斐济	832	815	-2	-0.2
日本	24 047	24 081	3	n.s.	法属波利尼西 亚	105	105	n.s.	n.s.
约旦	86	86	n.s.	n.s.	关岛	21	21	n.s.	n.s.
哈萨克斯坦	758	12 148	239	2.2	基里巴斯	28	28	n.s.	n.s.
科威特	3	5	n.s.	3.5	马绍尔群岛	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
吉尔吉斯斯坦	775	1 003	23	2.6	密克罗尼西亚	24	15	-1	-4.5
老挝人民民主 共和国	13 088	12 561	-53	-0.4	瑙鲁	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
黎巴嫩	37	36	n.s.	-0.4	新喀里多尼亚	372	372	n.s.	n.s.
马来西亚	21 661	19 292	-237	-1.2	新西兰	7 556	7 946	39	0.5
马尔代夫	1	1	n.s.	n.s.	纽埃	6	6	n.s.	n.s.
蒙古	11 245	10 645	-60	-0.5	北马里亚纳群 岛	14	14	n.s.	n.s.
缅甸	39 588	34 419	-517	-1.4	帕劳	35	35	n.s.	n.s.
尼泊尔	4 683	3 900	-78	-1.8	巴布亚新几内 亚	31 730	30 601	-113	-0.4
阿曼	1	1	n.s.	5.3	萨摩亚	130	105	-3	-2.1
巴基斯坦	2 755	2 361	-39	-1.5	所罗门群岛	2 580	2 536	-4	-0.2
菲律宾	6 676	5 789	-89	-1.4	汤加	4	4	n.s.	n.s.
卡塔尔	n.s.	1	n.s.	9.6	瓦努阿图	441	447	1	0.1
n.s.-未具体说明 资料来源：FRA2000 和 FRA 方案工作文件 59，粮农组织林业部， 罗马 2001 年，第 69 页 (www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp)					n.s.-未具体说明 资料来源：FRA2000 和 FRA 方案工作文件 59，粮农组织林业部，罗 马 2001 年，第 69 页 (www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp)				

表 3A.1.1 (续) 森林面积变化 (用于核查方程 3.2.4 中的“A”)					表 3A.1.1 (续) 森林面积变化 (用于核查方程 3.2.4 中的“A”)				
d. 欧洲					d. 欧洲 (续)				
国家	森林总面积		森林面积变化 1990-2000 年		国家	森林总面积		森林面积变化 1990-2000 年	
	1990 年	2000 年	年度 变化	变化率		1990 年	2000 年	年度 变化	变化率
	000 公顷	000 公顷	000 公顷/ 年	%/年		000 公顷	000 公顷	000 公顷/ 年	%/年
阿尔巴尼亚	1 069	991	-8	-0.8	列支敦士登	6	7	n.s.	1.2
安道尔	-	-	-	-	立陶宛	1 946	1 994	5	0.2
奥地利	3 809	3 886	8	0.2	马耳他	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
白俄罗斯	6 840	9 402	256	3.2	荷兰	365	375	1	0.3
比利时和卢森堡	741	728	-1	-0.2	挪威	8 558	8 868	31	0.4
波斯尼亚和黑塞哥维那	2 273	2 273	n.s.	n.s.	波兰	8 872	9 047	18	0.2
保加利亚	3 486	3 690	20	0.6	葡萄牙	3 096	3 666	57	1.7
克罗地亚	1 763	1 783	2	0.1	摩尔多瓦共和国	318	325	1	0.2
捷克共和国	2 627	2 632	1	n.s.	罗马尼亚	6 301	6 448	15	0.2
丹麦	445	455	1	0.2	俄罗斯联邦	850 039	851 392	135	n.s.
爱沙尼亚	1 935	2 060	13	0.6	圣马力诺	-	-	-	-
芬兰	21 855	21 935	8	n.s.	斯洛伐克	1 997	2 177	18	0.9
法国	14 725	15 341	62	0.4	斯洛文尼亚	1 085	1 107	2	0.2
德国	10 740	10 740	n.s.	n.s.	西班牙	13 510	14 370	86	0.6
希腊	3 299	3 599	30	0.9	瑞典	27 128	27 134	1	n.s.
匈牙利	1 768	1 840	7	0.4	瑞士	1 156	1 199	4	0.4
冰岛	25	31	1	2.2	前南斯拉夫马其顿共和国	906	906	n.s.	n.s.
爱尔兰	489	659	17	3.0	乌克兰	9 274	9 584	31	0.3
意大利	8 737 ¹	10 003	30	0.3	英国	2 624	2 794	17	0.6
拉脱维亚	2 796	2 923	13	0.4	南斯拉夫	2 901	2 887	-1	-0.1

¹ 意大利的值由意大利提供并在其给《联合国气候变化框架公约》的第三次国家信息通报中提及。
n.s.-未具体说明
资料来源: FRA2000 和 FRA 方案工作文件 59, 粮农组织林业部, 罗马 2001 年, 第 69 页
(www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp)

n.s.-未具体说明
资料来源: FRA2000 和 FRA 方案工作文件 59, 粮农组织林业部, 罗马 2001 年, 第 69 页
(www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp)

表 3A.1.1 (续) 森林面积变化 (用于核查方程 3.2.4 中的“A”)					表 3A.1.1 (续) 森林面积变化 (用于核查方程 3.2.4 中的“A”)				
e.北美和中美洲					f.南美洲				
国家	森林总面积		森林面积变化 1990-2000 年		国家	森林总面积		森林面积变化 1990-2000 年	
	1990 年	2000 年	年度 变化	变化率		1990 年	2000 年	年度 变化	变化率
	000 公顷	000 公顷	000 公顷/ 年	%/年		000 公顷	000 公顷	000 公顷/ 年	%/年
安提瓜和巴布达	9	9	n.s.	n.s.	阿根廷	37 499	34 648	-285	-0.8
巴哈马	842	842	n.s.	n.s.	玻利维亚	54 679	53 068	-161	-0.3
巴巴多斯	2	2	n.s.	n.s.	巴西	566 998	543 905	-2 309	-0.4
伯利兹	1 704	1 348	-36	-2.3	智利	15 739	15 536	-20	-0.1
百慕大	-	-	-	-	哥伦比亚	51 506	49 601	-190	-0.4
英属维尔京群岛	3	3	n.s.	n.s.	厄瓜多尔	11 929	10 557	-137	-1.2
加拿大	244 571	244 571	n.s.	n.s.	福克兰群岛	-	-	-	-
开曼群岛	13	13	n.s.	n.s.	法属圭亚那	7 926	7 926	n.s.	n.s.
哥斯达黎加	2 126	1 968	-16	-0.8	圭亚那	17 365	16 879	-49	-0.3
古巴	2 071	2 348	28	1.3	巴拉圭	24 602	23 372	-123	-0.5
多米尼加岛	50	46	n.s.	-0.7	秘鲁	67 903	65 215	-269	-0.4
多米尼加共和国	1 376	1 376	n.s.	n.s.	苏里南	14 113	14 113	n.s.	n.s.
萨尔瓦多	193	121	-7	-4.6	乌拉圭	791	1 292	50	5.0
格陵兰	-	-	-	-	委内瑞拉	51 681	49 506	-218	-0.4
格林纳达	5	5	n.s.	0.9	n.s.-未具体说明 资料来源：FRA2000 和 FRA 方案工作文件 59，粮农组织林业部， 罗马 2001 年，第 69 页 (www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp)				
瓜德罗普岛	67	82	2	2.1					
危地马拉	3 387	2 850	-54	-1.7					
海地	158	88	-7	-5.7					
洪都拉斯	5 972	5 383	-59	-1.0					
牙买加	379	325	-5	-1.5					
马提尼克岛	47	47	n.s.	n.s.					
墨西哥	61 511	55 205	-631	-1.1					
蒙特塞拉特岛	3	3	n.s.	n.s.					
荷属安的列斯群岛	1	1	n.s.	n.s.					
尼加拉瓜	4 450	3 278	-117	-3.0					
巴拿马	3 395	2 876	-52	-1.6					
波多黎各	234	229	-1	-0.2					
圣基茨和尼维斯	4	4	n.s.	-0.6					
圣卢西亚	14	9	-1	-4.9					
圣皮埃尔和密克隆群岛	-	-	-	-					
圣文森特和格林纳丁斯	7	6	n.s.	-1.4					
特立尼达和多巴哥	281	259	-2	-0.8					
美国	222 113	225 993	388	0.2					
美属维尔京群岛	14	14	n.s.	n.s.					
n.s.-未具体说明 资料来源：FRA2000 和 FRA 方案工作文件 59，粮农组织林业部，罗马 2001 年，第 69 页 (www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp)									

表 3A.1.2

按大类分列的天然更新林中地上部生物量蓄积量 (吨干物质/公顷)

(用于方程 3.2.9 中的 B_W 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_{t_2} 或 C_{t_1})

热带森林 ¹						
	潮湿	湿润带短的 旱季	湿润带长的 旱季	干旱	山地 湿润	山地 干旱
非洲	310 (131-513)	260 (159-433)	123 (120-130)	72 (16-195)	191	40
亚洲和大洋洲:						
大陆	275 (123-683)	182 (10-562)	127 (100-155)	60	222 (81-310)	50
岛屿	348 (280-520)	290	160	70	362 (330-505)	50
美洲	347 (118-860)	217 (212-278)	212 (202-406)	78 (45-90)	234 (48-348)	60
温带森林						
龄级	针叶		阔叶		针阔叶混交	
欧亚大陆和大洋洲						
≤20 年	100 (17-183)		17		40	
>20 年	134 (20-600)		122 (18-320)		128 (20-330)	
美洲						
≤20 年	52 (17-106)		58 (7-126)		49 (19-89)	
>20 年	126 (41-275)		132 (53-205)		140 (68-218)	
北方森林						
龄级	针阔叶混交		针叶		森林-苔原	
欧亚大陆						
≤20 年	12		10		4	
>20 年	50		60 (12.3-131)		20 (21-81)	
美洲						
≤20 年	15		7		3	
>20 年	40		46		15	

注：数据以均值和可能范围的值（括号中）给出。

¹ 森林类型的定义和按区域列出的例子在方框 2 和《IPCC 指南》（1996 年）第 5.7-5.8 页表 5-1 中说明。

表 3A.1.3
按大类分列的人工林中地上部生物量蓄积量（吨干物质/公顷）

（用于方程 3.2.9 中的 B_w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_{t_2} 或 C_{t_1} ）

热带和亚热带森林							
	龄级	潮湿	湿润带短的旱季	湿润带长的旱季	干旱	山地湿润	山地干旱
		R>2000	2000>R>1000		R<1000	R>1000	R<1000
非洲							
阔叶树种	≤20 年	100	80	30	20	100	40
	>20 年	300	150	70	20	150	60
松属树种	≤20 年	60	40	20	15	40	10
	>20 年	200	120	60	20	100	30
亚洲							
阔叶树种	全部	220	180	90	40	150	40
其它树种	全部	130	100	60	30	80	25
美洲							
松属	全部	300	270	110	60	170	60
桉树属	全部	200	140	110	60	120	30
柚木属	全部	170	120	90	50	130	30
其它阔叶树种	全部	150	100	60	50	80	30
温带森林							
	龄级	松树		其它针叶	阔叶		
欧亚大陆	海上	≤20 年	40	40	30		
		>20 年	150	250	200		
陆上	≤20 年	25	30	15			
	>20 年	150	200	200			
地中海和草原	≤20 年	17	20	10			
	>20 年	100	120	80			
南美洲	全部	100	120	90			
北美洲	全部	175 (50-275)	300	-			
北方森林							
	龄级	松树		其它针叶	阔叶		
欧亚大陆	≤20 年	5	5	5			
	>20 年	40	40	25			
北美洲	全部	50	40	25			

表 3A.1.4 2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000)				表 3A.1.4 (续) 2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000)			
(1) 用于方程 3.2.3 中的 V (2) 用于方程 3.2.9 中的 B_w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_2 或 C_1				(1) 用于方程 3.2.3 中的 V (2) 用于方程 3.2.9 中的 B_w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_2 或 C_1			
a.非洲				a.非洲 (续)			
国家	材积 (地上部) 米 ³ /公顷	生物量 (地上部)吨 /公顷	信息来源	国家	材积 (地上部) 米 ³ /公顷	生物量 (地上部)吨 /公顷	信息来源
阿尔及利亚	44	75	NI	马达加斯加	114	194	NI
安哥拉	39	54	NI	马拉维	103	143	NI
贝宁	140	195	PI	马里	22	31	PI
博茨瓦纳	45	63	NI	毛里塔尼亚	4	6	ES
布基纳法索	10	16	NI	毛里求斯	88	95	ES
布隆迪	110	187	ES	摩洛哥	27	41	NI
喀麦隆	135	131	PI	莫桑比克	25	55	NI
佛得角	83	127	ES	纳米比亚	7	12	PI
中非共和国	85	113	PI/EX	尼日尔	3	4	PI
乍得	11	16	ES	尼日利亚	82	184	ES
科摩罗	60	65	ES	留尼汪岛	115	160	ES
刚果	132	213	EX	卢旺达	110	187	ES
科特迪瓦	133	130	PI	圣赫勒拿岛			
刚果民主共和国	133	225	NI	圣多美和普林西比	108	116	NI
吉布提	21	46	ES	塞内加尔	31	30	NI
埃及	108	106	ES	塞舌尔	29	49	ES
赤道几内亚	93	158	PI	塞拉利昂	143	139	ES
厄立特里亚	23	32	NI	索马里	18	26	ES
埃塞俄比亚	56	79	PI	南非	49	81	EX
加蓬	128	137	ES	苏丹	9	12	ES
冈比亚	13	22	NI	斯威士兰	39	115	NI
加纳	49	88	ES	多哥	92	155	PI
几内亚	117	114	PI	突尼斯	18	27	NI
几内亚比绍	19	20	NI	乌干达	133	163	NI
肯尼亚	35	48	ES	坦桑尼亚联合共和国	43	60	NI
莱索托	34	34	ES	西撒哈拉	18	59	NI
利比里亚	201	196	ES	赞比亚	43	104	ES
阿拉伯利比亚民众国	14	20	ES	津巴布韦	40	56	NI
信息来源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部数据 (来自其它区域)				信息来源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部数据 (来自其它区域)			

表 3A.1.4 (续) 2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000)				表 3A.1.4 (续) 2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000)			
(1) 用于方程 3.2.3 中的 V (2) 用于方程 3.2.9 中的 B _w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 L _{conversion} 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 L _{conversion} 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C ₂ 或 C ₁				(1) 用于方程 3.2.3 中的 V (2) 用于方程 3.2.9 中的 B _w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 L _{conversion} 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 L _{conversion} 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C ₂ 或 C ₁			
b. 亚洲				b. 亚洲 (续)			
国家	材积 (地上部) 米 ³ /公顷	生物量 (地上部)吨 /公顷	信息来源	国家	材积 (地上部) 米 ³ /公顷	生物量 (地上部) 吨/公顷	信息来源
阿富汗	22	27	粮农组织	卡塔尔	13	12	粮农组织
亚美尼亚	128	66	粮农组织	大韩民国	58	36	NI
阿塞拜疆	136	105	粮农组织	沙特阿拉伯	12	12	粮农组织
巴林	14	14	粮农组织	新加坡	119	205	粮农组织
孟加拉国	23	39	粮农组织	斯里兰卡	34	59	粮农组织
不丹	163	178	粮农组织	阿拉伯叙利亚共和国	29	28	粮农组织
文莱达鲁萨兰国	119	205	粮农组织	塔吉克斯坦	14	10	粮农组织
柬埔寨	40	69	粮农组织	泰国	17	29	NI
中国	52	61	NI	土耳其	136	74	粮农组织
塞浦路斯	43	21	粮农组织	土库曼斯坦	4	3	粮农组织
朝鲜民主主义人民共和国	41	25	ES	阿拉伯联合酋长国	-	-	-
东帝汶	79	136	粮农组织	乌兹别克斯坦	6		粮农组织
加沙地带				越南	38	66	ES
格鲁吉亚	145	97	粮农组织	西岸	-	-	-
印度	43	73	NI	也门	14	19	粮农组织
印度尼西亚	79	136	粮农组织	表 3A.1.4 (续) 2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000) (1) 用于方程 3.2.3 中的 V (2) 用于方程 3.2.9 中的 B _w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 L _{conversion} 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 L _{conversion} 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C ₂ 或 C ₁			
伊朗伊斯兰共和国	86	149	粮农组织				
伊拉克	29	28	粮农组织				
以色列	49	-	粮农组织				
日本	145	88	粮农组织				
约旦	38	37	粮农组织				
哈萨克斯坦	35	18	粮农组织				
科威特	21	21	粮农组织				
吉尔吉斯斯坦	32	-	粮农组织				
老挝人民民主共和国	29	31	NI				
黎巴嫩	23	22	粮农组织				
马来西亚	119	205	ES				
马尔代夫	-	-	-				
蒙古	128	80	NI				
缅甸	33	57	NI				
尼泊尔	100	109	PI				
阿曼	17	17	粮农组织				
巴基斯坦	22	27	粮农组织				
菲律宾	66	114	NI				
信息来源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部数据 (来自其它区域)				c. 大洋洲			
				国家	材积 (地上部) 米 ³ /公顷	生物量 (地上部)吨 /公顷	信息来源
				美属萨摩亚			
				澳大利亚	55	57	粮农组织
				库克群岛	-	-	-
				斐济	-	-	-
				法属波利尼西亚	-	-	-
				关岛	-	-	-
信息来源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部数据 (来自其它区域)				信息来源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部数据 (来自其它区域)			

表 3A.1.4 (续)				表 3A.1.4 (续)			
2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000)				2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000)			
(1) 用于方程 3.2.3 中的 V				(1) 用于方程 3.2.3 中的 V			
(2) 用于方程 3.2.9 中的 B_w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_2 或 C_1				(2) 用于方程 3.2.9 中的 B_w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_2 或 C_1			
c. 大洋洲 (续)				d. 欧洲 (续)			
国家	材积 (地上部) 米 ³ /公顷	生物量(地上部) 吨/公顷	信息来源	国家	材积 (地上部) 米 ³ /公顷	生物量 (地上部)吨 /公顷	信息来源
基里巴斯	-	-	-	克罗地亚	201	107	粮农组织
马绍尔群岛	-	-	-	捷克共和国	260	125	粮农组织
密克罗尼西亚	-	-	-	丹麦	124	58	粮农组织
瑙鲁	-	-	-	爱沙尼亚	156	85	粮农组织
新喀里多尼亚	-	-	-	芬兰	89	50	NI
新西兰	321	217	粮农组织	法国	191	92	粮农组织
纽埃	-	-	-	德国	268	134	粮农组织
北马里亚纳群岛	-	-	-	希腊	45	25	粮农组织
帕劳	-	-	-	匈牙利	174	112	粮农组织
巴布亚新几内亚	34	58	NI	冰岛	27	17	粮农组织
萨摩亚	-	-	-	爱尔兰	74	25	粮农组织
所罗门群岛	-	-	-	意大利	145	74	粮农组织
汤加	-	-	-	拉脱维亚	174	93	粮农组织
瓦努阿图	-	-	-	列支敦士登	254	119	粮农组织
信息源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部来源 (其它区域)				立陶宛	183	99	粮农组织
表 3A.1.4 (续)				马耳他	232		粮农组织
2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000)				荷兰	160	107	粮农组织
(1) 用于方程 3.2.3 中的 V				挪威	89	49	粮农组织
(2) 用于方程 3.2.9 中的 B_w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_2 或 C_1				波兰	213	94	粮农组织
				葡萄牙	82	33	粮农组织
				摩尔多瓦共和国	128	64	粮农组织
				罗马尼亚	213	124	粮农组织
				俄罗斯联邦	105	56	粮农组织
d. 欧洲				圣马力诺	0	0	粮农组织
国家	林积 (地上部) m ³ /公顷	生物量 (地上部) t/ 公顷	信息源	斯洛伐克	253	142	粮农组织
阿尔巴尼亚	81	58	粮农组织	斯洛文尼亚	283	178	粮农组织
安道尔	0	0	粮农组织	西班牙	44	24	粮农组织
奥地利	286	250	粮农组织	瑞典	107	63	NI
白俄罗斯	153	80	粮农组织	瑞士	337	165	粮农组织
比利时和卢森堡	218	101	粮农组织	前南斯拉夫马其顿共和国	70	-	粮农组织
波斯尼亚和黑塞哥维那	110	-	粮农组织	乌克兰	179	-	粮农组织
保加利亚	130	76	粮农组织	英国	128	76	粮农组织
信息源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部数据 (来自其它区域)				南斯拉夫	111	23	粮农组织
				信息源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部数据 (来自其它区域)			

表 3A.1.4 (续)				表 3A.1.4 (续)			
2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000)				2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000)			
(1) 用于方程 3.2.3 中的 V				(1) 用于方程 3.2.3 中的 V			
(2) 用于方程 3.2.9 中的 B_w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_2 或 C_1				(2) 用于方程 3.2.9 中的 B_w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_2 或 C_1			
e. 北美和中美洲				e. 北美和中美洲 (续)			
国家	材积 (地上部) 米 ³ /公顷	生物量 (地上部) 吨/公顷	信息来源	国家	材积 (地上部) 米 ³ /公顷	生物量 (地上部)吨 /公顷	信息来源
安提瓜和巴布达	116	210	ES	圣文森特和格林纳丁斯	166	173	NI
巴哈马	-	-	-	特立尼达和多巴哥	71	129	ES
巴巴多斯	-	-	-	美国	136	108	粮农组织
伯利兹	202	211	ES	美属维尔京群岛	-	-	-
百慕大	-	-	-	表 3A.1.4 (续) 2000 年森林中平均立木蓄积量 (1) 和地上部生物量含量 (2) (干物质) (资料来源 FRA2000) (1) 用于方程 3.2.3 中的 V (2) 用于方程 3.2.9 中的 B_w 、“农田”一节方程 3.3.8 中的 $L_{conversion}$ 、“草地”一节方程 3.4.13 中的 $L_{conversion}$ 等。不适用于“森林”一节方程 3.2.3 中的 C_2 或 C_1			
英属维尔京群岛	-	-	-				
加拿大	120	83	粮农组织				
开曼群岛	-	-	-				
哥斯达黎加	211	220	ES				
古巴	71	114	NI				
多米尼加岛	91	166	ES				
多米尼加共和国	29	53	ES				
萨尔瓦多	223	202	粮农组织				
格陵兰	-	-	-				
格林纳达	83	150	PI	f. 南美洲			
瓜德罗普岛	-	-	-	阿根廷	25	68	ES
危地马拉	355	371	ES	玻利维亚	114	183	PI
海地	28	101	ES	巴西	131	209	ES
洪都拉斯	58	105	ES	智利	160	268	ES
牙买加	82	171	ES	哥伦比亚	108	196	NI
马提尼克岛	5	5	ES	厄瓜多尔	121	151	ES
墨西哥	52	54	NI	福克兰群岛	-	-	-
蒙特塞拉特岛	-	-	-	法属圭亚那	45	253	ES
荷属安的列斯群岛	-	-	-	圭亚那	145	253	ES
尼加拉瓜	154	161	ES	巴拉圭	34	59	ES
巴拿马	308	322	ES	秘鲁	158	245	NI
波多黎各	-	-	-	苏里南	145	253	ES
圣基茨和尼维斯	-	-	-	乌拉圭	-	-	-
圣卢西亚	190	198	ES	委内瑞拉	134	233	ES
圣皮埃尔和密克隆群岛	-	-	-				
信息来源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部数据 (来自其它区域)				信息来源: NI=国家清单; PI=部分清单; ES=估计; EX=外部数据 (来自其它区域)			

表 3A.1.5 按大类分列的天然更新林中地上部生物量的年均增量 (吨干物质/公顷/年) (用于方程 3.2.5 中的 G_w)						
热带和亚热带森林						
龄级	潮湿	湿润带短的 旱季	湿润带长的 旱季	干旱	山地 湿润	山地 干旱
	R>2000	2000>R>1000		R<1000	R>1000	R<1000
非洲						
≤20 年	10.0	5.3	2.4 (2.3-2.5)	1.2 (0.8-1.5)	5.0	2.0 (1.0-3.0)
>20 年	3.1(2.3-3.8)	1.3	1.8 (0.6-3.0)	0.9 (0.2-1.6)	1.0	1.5 (0.5-4.5)
亚洲和大洋洲						
大陆						
≤20 年	7.0 (3.0-11.0)	9.0	6.0	5.0	5.0	1.0
>20 年	2.2 (1.3-3.0)	2.0	1.5	1.3 (1.0-2.2)	1.0	0.5
岛屿						
≤20 年	13.0	11.0	7.0	2.0	12.0	3.0
>20 年	3.4	3.0	2.0	1.0	3.0	1.0
美洲						
≤20 年	10.0	7.0	4.0	4.0	5.0	1.8
>20 年	1.9 (1.2-2.6)	2.0	1.0	1.0	1.4 (1.0-2.0)	0.4
温带森林						
龄级	针叶			阔叶		
≤20 年	3.0 (0.5-6.0)			4.0 (0.5-8.0)		
>20 年	3.0 (0.5-6.0)			4.0 (0.5-7.5)		
北方森林						
龄级	针阔叶混交	针叶	森林-苔原	阔叶		
欧亚大陆						
≤20 年	1.0	1.5	0.4 (0.2-0.5)	1.5 (1.0-2.0)		
>20 年	1.5	2.5	0.4 (0.2-0.5)	1.5		
美洲						
≤20 年	1.1 (0.7-1.5)	0.8 (0.5-1.0)	0.4 (0.2-0.5)	1.5 (1.0-2.0)		
>20 年	1.1 (0.7-1.5)	1.5 (0.5-2.5)	0.4 (0.2-0.5)	1.3 (1.0-1.5)		

注: R=年降水量, 毫米/年
注: 数据以均值和可能范围的值给出。

表 3A.1.6 按大类分列的人工林中地上部生物量的年均增量 (吨干物质/公顷/年)							
(用于方程 3.2.5 中的 G_w , 在没有该值的情况下, 最好利用表 3A.1.7 中的树干材积增量数据 I_v)							
热带和亚热带森林							
	龄级	潮湿	湿润带短的旱季	湿润带长的旱季	干旱	山地湿润	山地干旱
		R>2000	2000>R>1000		R<1000	R>1000	R<1000
非洲							
桉树属	≤20 年	-	20.0	12.6	5.1 (3.0-7.0)	-	-
	>20 年	-	25.0	-	8.0 (4.9-13.6)	-	-
松属	≤20 年	18.0	12.0	8.0	3.3 (0.5-6.0)	-	-
其它树种	≤20 年	6.5 (5.0-8.0)	9.0 (3.0-15.0)	11.0 (4.0-16.0)	2.5 15.0	- 11.0	-
	>20 年	-	-	-	11.0	-	-
亚洲							
桉树属	全部	5.0 (3.6-8.0)	8.0	15.0 (5.0-25.0)	-	3.1	-
其它树种	-	5.2 (2.4-8.0)	7.8 (2.0-13.5)	7.1 (1.6-12.6)	6.45 (1.2-11.7)	5.0 (1.3-10.0)	-
美洲							
松属	-	-	-	-	-	-	-
	-	18.0	14.5 (5.0-19.0)	7.0 (4.0-10.3)	5.0	14.0	-
桉树属	-	21.0 (6.4-38.4)	16.0 (6.4-32.0)	16.0 (6.4-32.0)	16.0	13.0 (8.5-17.5)	-
柚木属	-	15.0	8.0 (3.8-11.5)	8.0 (3.8-11.5)	-	2.2	-
其它阔叶树种	-	17.0 (5.0-35.0)	18.0 (8.0-40.0)	10.5 (3.2-11.8)	-	4.0	-

注 1: R=年降水量, 毫米/年
 注 2: 数据以均值和可能范围的值给出。
 注 3: 有些北方生物带数据利用 0.23 作为地下/地上部生物量之比并假定 0 至 20 年的年增量呈线性增加, 根据 Zakharov 等人 (1962 年)、Zagreev 等人 (1993 年) 和 Isaev 等人 (1993 年) 的原始值计算。
 注 4: 就温带和北方生物带人工林而言, 良好做法是使用树干材积增量数据 (方程 3.2.5 中的 I_v), 而不是使用上表给出的地上部生物量增量。

表 3A.1.2、3A.1.3、3A.1.4、3A.1.5 和 3A.1.6 的参考文献

热带和亚热带

- Brown, S. (1996). A primer for estimating biomass and biomass change of tropical forest. FAO, Rome, Italy. 55 pp.
- Budowski, G. (1985). The place of Agroforestry in managing tropical forest. In La conservación como instrumento para el desarrollo. Antología. San José, Costa Rica. EUNED. 19 pp.
- Burrows, W. H.; Henry, B. K.; Back, P. V., *et al.* (2002) Growth and carbon stock change in eucalypt woodlands in northeast Australia: ecological and greenhouse sink implications. *Global Change Biology* 8 (8): 769-784 2002.
- Chudnoff, M. (1980). Tropical Timbers of the World. US Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory. Madison, WI. 831 pp.
- Clarke *et al.* (2001) NPP in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecol. Applic.* 11:371-384.
- Evans, J. (1982). Plantation forestry in the tropics. Oxford.
- Favrichon, V. (1997). Réaction de peuplements forestiers tropicaux a des interventions sylvicoles. *Bois et des forêts des tropiques* 254: 5-24.
- FBDS: FUNDACAO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTAVEL. (1997). Avaliação das emissões de gases de efeito estufa devido as mudancas no estoques de florestas plantadas. Rio de Janeiro (Brasil). 44 pp.

- Fearnside, P.M. (1997). Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 90(1): 59-87.
- FIA: Fundación para la Innovación Agraria. (2001). Potencial de proyectos forestales en el Mecansimo de Desarrollo Limpio en Chile. In IV Seminario Regional forestal del Cono Sur, elaboración de proyectos forestales en el Mecanismo de Desarrollo Limpio, realizado 06-07 de diciembre de 2001. Santiago de Chile. 26 pp.
- GASTON G., BROWN S., LORENZINI M. & SING. (1998). State and change in carbon pools in the forests of tropical Africa. *Global Change Biology* 4 (1), 97-114.
- Gower S.T., Gholz H.L., Nakane K., Baldwin V.C. (1994). Production and carbon allocation patterns of pine forests *Ecological bulletins* 43:115-135 (data converted from aNPP values assuming litterfall = 2 x L(-38)C foliage annual production).
- Grace J., Malhi Y., Higuchi N., Meir P. (2001). Productivity of tropical Rain Forests in "Terrestrial Global productivity" Roy J, Saugier B., & Mooney H. Eds, *Physiological Ecology Series*, Academic Press, San Diego, 401-426.
- Hofmann-Schielle, C., A. Jug, *et al.* (1999). Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. I. Site-growth relationships. *Forest Ecology and Management* 121(1/2): 41-55.
- IBDF. (1983). Potencial madeira do Grande Carajás. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. Brasília, DF, Brazil. 134 pp.
- IPCC Guidelines* (1996). Workbook p 5.22. from Houghton *et al.* 1983, 1987.
- Klinge, H.; Rodrigues, W.A. (1973). Biomass estimation in a central Amazonian rain forest. *Acta Científica Venezolana* 24:225-237.
- Laclau, J. P., J. P. Bouillet, *et al.* (2000). Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of Eucalyptus in Congo. *Forest Ecology and Management* 128(3): 181-196.
- Lamprecht, H. (1990). *Silviculture in the tropics*. GTZ. Rossdorf, Deutsche. 333 pp.
- Mandouri T. *et al.* in "Annales de la recherche forestière (1951-1999); and Thesis from National High School of Forestry (ENFI); and Hassan II Agronomic Institut (IAVHII).
- MDSP/PNCC: MINISTERIO DE DESARROLLO SOSTENIBLE Y PLANIFICACION; PROGRAMA NACIONAL DE CAMBIOS CLIMATICOS. (2002). Inventariación de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero, Bolivia, 1990, 1994, 1998 y 2000. La Paz (Bolivia). 443 pp.
- MINISTERIO DE MEDIOAMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. (2000). Taller Regional Centro Americano sobre el Cambio Climático, 24-26 de junio de 2000. Ciudad de Panamá, Panamá.
- Montagnini, F. (2000). Accumulation in above-ground biomass and soil storage of mineral nutrients in pure and mixed plantations in a humid tropical lowland. *Forest Ecology and Management* 134(1/3): 257-270.
- Moreno, H. (2001). Estado de la Investigación sobre dinámica del carbono en proyectos Forestales de Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Departamento de Ciencias Forestales. Medellín, Colombia.
- Norgrove, L. and S. Hauser (2002). Measured growth and tree biomass estimates of Terminalia ivorensis in the 3 years after thinning to different stand densities in an agrisilvicultural system in southern Cameroon. *Forest Ecology and Management* 166(1/3): 261-270.
- PAC-NK: NOEL KEMPF CLIMATE ACTION PROJECT. (2000). Noel Kempff Climate Action Project: project case carbon inventory and offset benefits. Winrock Drive. Arlington, U.S.A. 45 pp.
- Pandey, D (1982).
- Parrotta, J. A. (1999). Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of Casuarina equisetifolia, Eucalyptus robusta, and Leucaena leucocephala in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 124(1): 45-77.
- Peters, R. (1977). Fortalecimiento al sector forestal Guatemala inventarios y estudios dendrométricos en bosques de coníferas. FO:DP/GUA/72/006, Informe Técnico 2, FAO, Rome, Italy.
- Ramírez, P.; Chacón, R. (1996). National Inventory of Sources and Sinks of Greenhouse Gases in Costa Rica. U.S. Contry Studies Program. Kluwer Academic Publishers. Boston, U.K. 357-365.
- Russell, C.E. (1983). Nutrient cycling and productivity of native and plantation forest at Jari Florestal, Pará, Brazil. Ph.D. dissertation in ecology, University of Georgia, Athens, Georgia, U.S.A. 133 pp.
- Saldarriaga, C.A.; Escobar, J.G.; Orrego, S. A.; Del Valle, I. (2001). Proyectos de Reforestación como parte del Mecanismo de Desarrollo Limpio: una aproximación preliminar para el análisis financiero y ambiental. Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Ciencias Forestales. Medellín (Colombia). 61 pp.
- Wadsworth, F.H. (1997). Forest production for tropical America. USDA Forest Service Agriculture Handbook 710. Washington, DC, USDA Forest Service.
- Webb, D.B., Wood, P.J., Smith, J.P. & Henman, G.S. (1984). A guide to species selection for tropical and subtropical plantations. *Tropical Forestry Papers* No. 15 Oxford, UK, Commonwealth Forestry Institute.

温带

- Data includes values compiled by DR. JIM SMITH, USDA FOREST SERVICE, DURHAM NH USA 03824. jsmith11@fs.fed.us, Lheath@fs.fed.us
- Botkin D.B., Simpson L.G. (1990) Biomass of North American Boreal Forest. *Biogeochemistry*, 9: 161-174.
- Brown S., Schroeder P., Kern J.S. (1999) Spatial distribution of biomass in forests of the eastern USA. *Forest Ecology and Management*, 123:81-90.
- Burrows, W. H.; Henry, B. K.; Back, P. V., *et al.* (2002) Growth and carbon stock change in eucalypt woodlands in northeast Australia: ecological and greenhouse sink implications. *Global Change Biology* 8 (8): 769-784 2002.
- Fang, S., X. Xu, *et al.* (1999). Growth dynamics and biomass production in short-rotation poplar plantations: 6-year results for three clones at four spacings. *Biomass and Bioenergy* 17(5): 415-425.
- Götz S, D'Angelo SA, Teixeira W G, I Haag and Lieberei R (2002) Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years, *For. Ecol. Manage* 163 Pages 131-150.
- Gower S.T., Gholz H.L., Nakane K., Baldwin V.C. (1994) Production and carbon allocation patterns of pine forests *Ecological bulletins* 43:115-135 (data converted from aNPP values assuming litterfall = 2 x foliage annual production).

- Grierson, P. F., M. A. Adams, *et al.* (1992). Estimates of carbon storage in the above-ground biomass of Victoria's forests. *Australian Journal of Botany* 40(4/5): 631-640.
- Hall GMJ, Wiser SK, Allen RB, Beets PN and Gouling C J (2001). Strategies to estimate national forest carbon stocks from inventory data: the 1990 New Zealand baseline. *Global Change Biology*, 7:389-403.
- Hofmann-Schielle, C., A. Jug, *et al.* (1999). Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. I. Site-growth relationships. *Forest Ecology and Management* 121(1/2): 41-55.
- Mitchell, C. P., E. A. Stevens, *et al.* (1999). Short-rotation forestry - operations, productivity and costs based on experience gained in the UK. *Forest Ecology and Management* 121(1/2): 123-136.
- Santa Regina, I. and T. Tarazona (2001). Nutrient cycling in a natural beech forest and adjacent planted pine in northern Spain. *Forestry (Oxford)* 74(1): 11-28.
- Schroeder, P., S. Brown, *et al.* (1997). Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. *Forest Science* 43(3): 424-434.
- Shan, J Morris L A. & Hendrick, R L. (2001) The effects of management on soil and plant carbon sequestration in slash pine plantations. *Journal of Applied Ecology* 38 (5), 932-941.
- Smith and Heath. Data includes values compiled by DR. JIM SMITH, USDA FOREST SERVICE, DURHAM NH USA 03824. jsmith11@fs.fed.us, Lheath@fs.fed.us.
- Son YH; Hwang JW; Kim ZS; Lee WK; Kim JS (2001) Allometry and biomass of Korean pine (*Pinus koraiensis*) in central Korea. *Bioresource Technology* 78 (3): 251-255 2001.
- Turnbull, C.R.A., McLeod, D.E., Beadle, C.L., Ratkowsky, D.A., Mummery, D.C. and Bird, T. (1993). Comparative growth of Eucalyptus species of the subgenera *Monocalyptus* and *Symphyomyrtus* in intensively managed plantations in southern Tasmania. *Aust. For.* 56, pp. 276-286.
- UN-ECE/FAO (2000). Forest Resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and new Zealand (industrialized temperate / boreal countries). UN-ECE/FAO contribution to the Global Forest Resources Assessment 2000, United Nations, New-York and Geneva, Geneva Timber and Forest Study papers, No 17. 446 p.
- U'soltsev and Van Clay. (1995). Stand Biomass Dynamics of Pine plantations and natural forests on dry steppe in Kazakhstan *Scan J For Res*, 10, 305-312.
- Vogt K (1991). Carbon budgets of temperate forest ecosystems. *Tree Physiology*, 9:69-86.
- Zhou, G., Y. Wang, *et al.* (2002). Estimating biomass and net primary production from forest inventory data: a case study of China's *Larix* forests. *Forest Ecology and Management* 169(1/2): 149-157.

北方生物带

- Finnish Forest Research Institute (2002). Finnish Statistical Yearbook of Forestry. SVT Agriculture and Forestry, Helsinki, Finland.
- Isaev, A.S., Korovin, G.N., Utkin A.I., Pryazhnikov A.A., and D.G. Zamolodchikov (1993) *Estimation of Carbon Pool and Its Annual Deposition in Phytomass of Forest Ecosystems in Russia*, *Forestry (Lesovedenie)*, 5: 3-10 (In Russian).
- Kajimoto, T., Y. Matsuura, *et al.* (1999). Above- and belowground biomass and net primary productivity of a *Larix gmelinii* stand near Tura, central Siberia. *Tree Physiology* 19(12): 815-822.
- Koivisto, 1959; Koivisto, P., (1959) Growth and Yield Tables. *Commun. Inst. For. Fenn.* Vol 51 no. 51.8: 1-49 (In Finnish with headings in English).
- Kurz, W.A. and M.J. Apps. (1993): Contribution of northern forests to the global C cycle: Canada as a case study. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70, 163-176.
- Nilsson S., Shvidenko A., Stolbovoi V., Glick M., Jonas M., Obersteiner M. (2000). Full carbon account for Russia. Interim Report IR -00-021 Int Inst Appl Anal, 181 pages.
- UN-ECE/FAO (2000). Forest Resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and new Zealand (industrialized temperate / boreal countries). UN-ECE/FAO contribution to the Global Forest Resources Assessment 2000, United Nations, New-York and Geneva, Geneva Timber and Forest Study papers, No 17.446 p.
- Vuokila, Y. and Väliaho, H. (1980). Growth and yield models for conifers cultures in Finland. *Commun. Inst. For. Fenn.* 99(2):1-271.
- Wirth C., E.-D. Schulze, W. Schulze, D. von Stünzner-Karbe, W. Ziegler, I. M. Miljukova, A. Sogatchev, A. B. Varlagin, M. Panvyorov, S. Grigoriev, W. Kusnetzova, M. Siry, G. Harges, R. Zimmermann, N. N. Vygodskaya (1999). Above-ground biomass and structure of pristine Siberian Scots pine forests as controlled by competition and fire. *Oecologia* 121: 66-80.
- Zakharov, V.K., Trull, O.A., Miroshnikov, V.S., and V.E. Ermakov (1962) *The Reference Book on Forest Inventory*. Belarus State Publishing, Minsk, p. 368. (In Russian).
- Zagreev, V.V., Sukhikh, B.I., Shvidenko, A.Z., Gusev, N.N., and A.G. Moshkalev (1993) *The All-Union Standards for Forest Inventory*. *Kolos*, Moscow, p. 495. (In Russian).

表 3A.1.7
按树种分列的人工林年均地上部材积净增量
 (米³/公顷/年)
 (用于方程 3.2.5 中的 I_v)

树种	I_v (米 ³ /公顷/年)	
	范围	均值*
粗皮桉	14-50	32
蓝桉	10-40	25
巨桉	15-50	32.5
柳叶桉	10-55	32.5
赤桉	15-30	22.5
尾叶桉	20-60	40
大叶桉	10-40	25
加勒比松	10-28	19
洪都拉斯加勒比松	20-50	35
展叶松	8-40	24
辐射松	12-35	23.5
卵果松	10-40	25
南美杉	8-24	16
南洋杉	10-18	14
云南石梓	12-50	31
大叶桃花心木	7-30	18.5
柚木	6-18	12
木麻黄	6-20	13
山木麻黄	7-11	9
墨西哥柏木	8-40	24
波布木属	10-20	15
银合欢	30-55	42.5
耳形金合欢	6-20	13
黑荆树	14-25	19.5
艳榄仁	10-14	12
象牙榄仁	8-17	12.5
印度黄檀	5-8	6.5

*对于有理由相信它们的人工林位于超过平均肥力的土地上的那些缔约方，建议利用均值+50%，对于有理由相信它们的人工林位于贫脊土地上的那些缔约方，建议利用均值-50%。

资料来源：Ugalde, L.和 Prez, O. “选定的工业林种植树种的平均年材积增量”，《森林种植专题论文》，工作文件 1。粮农组织（2001 年）。

可登录：<http://www.fao.org/DOCREP/004/AC121E/AC121E00.HTM>

表 3A.1.8
按大类分列的自然更新林平均地下/地上部生物量比率（根茎比率，R）（吨干物质/吨干物质）
 （用于方程 3.2.5 中的 R）

	植被类型	地上部生物量 (吨/公顷)	均值	标准偏差	范围 下限	范围 上限	参考
热带/亚热带森林	热带/亚热带次生林	<125	0.42	0.22	0.14	0.83	5,7,13,25,28,31,48,71
	热带/亚热带原始森林	NS	0.24	0.03	0.22	0.33	33,57,63,67,69
	热带/亚热带旱林	NS	0.27	0.01	0.27	0.28	65
针叶林/人工林	针叶林/人工林	<50	0.46	0.21	0.21	1.06	2,8,43,44,54,61,75
	针叶林/人工林	50-150	0.32	0.08	0.24	0.50	6,36,54,55,58,61
	针叶林/人工林	>150	0.23	0.09	0.12	0.49	1,6,20,40,53,61,67,77,79
温带阔叶林/人工林	橡树林	>70	0.35	0.25	0.20	1.16	15,60,64,67
	桉树人工林	<50	0.45	0.15	0.29	0.81	9,51,59
	桉树人工林	50-150	0.35	0.23	0.15	0.81	4, 9, 16, 66
	桉树林/人工林	>150	0.20	0.08	0.10	0.33	30, 45, 46, 62
	其它阔叶林	<75	0.43	0.24	0.12	0.93	30, 36, 45, 46, 62, 77, 78, 81
	其它阔叶林	75-150	0.26	0.10	0.13	0.52	3, 26, 30, 37, 67, 78, 81
草地	其它阔叶林	>150	0.24	0.05	0.17	0.30	50, 56, 70, 72
	干草原/苔原/湿草原	NS	3.95	2.97	1.92	10.51	22, 23, 32, 52
	温带/亚热带/热带草地	NS	1.58	1.02	0.59	3.11	17-19, 34
其它	半干旱草地	NS	2.80	1.33	1.43	4.92	10-12, 21, 27, 49, 65, 73, 74
	林地/稀树草地	NS	0.48	0.19	0.26	1.01	4, 9, 16, 66
	灌木地	NS	2.83	2.04	0.34	6.49	14,29,35,38,41,42,47,67
	潮沼	NS	1.04	0.21	0.74	1.23	24,39,68,80

NS=未具体说明

表 3A.1.8 的参考文献

1. Alban, D., D. Perala, and B. Schlaegel (1978) Biomass and nutrient distribution in aspen, pine, and spruce stands on the same soil type in Minnesota. *Canadian Journal of Forest Research* **8**: 290-299.
2. Albaugh, T., H. Allen, P. Dougherty, L. Kress, and J. King (1998) Leaf area and above- and below-ground growth responses of loblolly pine to nutrient and water additions. *Forest Science* **44**(2): 317-328.
3. Anderson, F. (1971) Methods and Preliminary results of estimation of biomass and primary production in a south Swedish mixed deciduous woodland. In: *Productivity of forest ecosystems. Proceedings of the Brussels symposium, 1969, ecology and conservation* 4. UNESCO, Paris.
4. Applegate, G. (1982) *Biomass of Blackbutt (Eucalyptus pilularis Sm.) Forests on Fraser Island*. Masters Thesis. University of New England, Armidale.
5. Bartholomew, W., J. Meyer, and H. Laudelout (1953) Mineral nutrient immobilization under forest and grass fallow in the Yangambi (Belgian Congo) region. *Publications de l'Institut National Pour l'Etude Agronomique du Congo Belge Serie scientifique* **57**: 27pp total.
6. Baskerville, G. (1966) Dry-matter production in immature balsam fir stands: roots, lesser vegetation, and total stand. *Forest Science* **12**: 49-53.
7. Berish, C. (1982) Root biomass and surface area in three successional tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* **12**: 699-704.
8. Braekke, F. (1992) Root biomass changes after drainage and fertilisation of a low-shrub pine bog. *Plant and Soil* **143**: 33-43.
9. Brand, B. (1999) *Quantifying biomass and carbon sequestration of plantation blue gums in south west Western Australia*. Honours Thesis. Curtin University of Technology,

10. Burrows, W. (1976) *Aspects of nutrient cycling in semi-arid mallee and mulga communities*. PhD Thesis. Australian National University, Canberra.
11. Burrows, W., M. Hoffmann, J. Compton, P. Back, and L. Tait (2000) Allometric relationships and community biomass estimates for some dominant eucalypts in Central Queensland woodlands. *Australian Journal of Botany* **48**: 707-714.
12. Burrows, W., M. Hoffmann, J. Compton, and P. Back (2001) *Allometric relationships and community biomass stocks in white cypress pine (Callitris glaucophylla) and associated eucalypts of the Carnarvon area - south central Queensland*. National Carbon Accounting System Technical Report No. 33. Australian Greenhouse Office, Canberra. 16 p.
13. Buschbacher, R., C. Uhl, and E. Serrao (1988) Abandoned pastures in eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation. *Journal of Ecology* **76**: 682-701.
14. Caldwell, M. and L. Camp (1974) Belowground productivity of two cool desert communities. *Oecologia* **17**: 123-130.
15. Canadell, J. and F. Roda (1991) Root biomass of *Quercus ilex* in a montane Mediterranean forest. *Canadian Journal of Forest Research* **21**(12): 1771-1778.
16. Chilcott, C. (1998) *The initial impacts of reforestation and deforestation on herbaceous species, litter decomposition, soil biota and nutrients in native temperate pastures on the Northern Tablelands, NSW*. PhD Thesis. University of New England, Armidale.
17. Christie, E. (1978) Ecosystem processes in semiarid grasslands. I. Primary production and water use of two communities possessing different photosynthetic pathways. *Australian Journal of Agricultural Research* **29**: 773-787.
18. Christie, E. (1979) Eco-physiological studies of the semiarid grasses *Aristida leptopoda* and *Astrebala lappacea*. *Australian Journal of Ecology* **4**: 223-228.
19. Christie, E. (1981) Biomass and nutrient dynamics in a C₄ semi-arid Australian grassland community. *Journal of Applied Ecology* **18**: 907-918.
20. Cole, D., S. Gessel, and S. Dice (1967) Distribution and cycling of nitrogen, phosphorus, potassium, and calcium in a second-growth Douglas-fir ecosystem. In: *Symposium : Primary productivity and mineral cycling in natural ecosystems*. American Association for the Advancement of Science 13th Annual Meeting New York City, December 27, 1967: University of Maine Press.
21. Compton, J., L. Tait, M. Hoffmann, and D. Myles (1999) Root-shoot ratios and root distribution for woodland communities across a rainfall gradient in central Queensland. In: *Proceedings of the VI International Rangeland Congress*. Townsville, Australia.
22. Cooksley, D., K. Butler, J. Prinsen, and C. Paton (1988) Influence of soil type on *Heteropogon contortus* - *Bothriochloa bladhii* dominant native pasture in south-eastern Queensland. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **28**: 587-591.
23. De Castro, E.A. and J.B. Kauffman (1998) Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology* **14**(3): 263-283.
24. De la Cruz, A. and C. Hackney (1977) Energy value, elemental composition, and productivity of belowground biomass of a *Juncus* tidal marsh. *Ecology* **58**: 1165-1170.
25. Drew, W., S. Aksornkoae, and W. Kaitpraneet (1978) An assessment of productivity in successional stages from abandoned swidden (Rai) to dry evergreen forest in northeastern Thailand. *Forest Bulletin* **56**: 31 total.
26. Dylis, N. (1971) Primary production of mixed forests. In: *Productivity of forest ecosystems. Proceedings of the Brussels symposium, 1969*. Paris: UNESCO.
27. Eamus, D., X. Chen, G. Kelley, and L. Hutley (2002) Root biomass and root fractal analyses of an open *Eucalyptus* forest in a savanna of north Australia. *Australian Journal of Botany* **50**: 31-41.
28. Ewel, J. (1971) Biomass changes in early tropical succession. *Turrialba* **21**: 110-112.
29. Forrest, G. (1971) Structure and production of North Pennine blanket bog vegetation. *Journal of Ecology* **59**: 453-479.
30. Garkoti, S. and S. Singh (1995) Variation in net primary productivity and biomass of forests in the high mountains of Central Himalaya. *Journal of Vegetation Science* **6**: 23-28.
31. Golley, F., H. Odum, and R. Wilson (1962) The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in May. *Ecology* **43**(1): 9-19.
32. Graham, T. (1987) *The effect of renovation practices on nitrogen cycling and productivity of rundown buffel grass pasture*. PhD Thesis. University of Queensland.
33. Greenland, D. and J. Kowal (1960) Nutrient content of the moist tropical forest of Ghana. *Plant and Soil* **12**: 154-173.
34. Grouzis, M. and L. Akpo (1997) Influence of tree cover on herbaceous above- and below-ground phytomas in the Sahelian zone of Senegal. *Journal of Arid Environments* **35**: 285-296.
35. Groves, R. and R. Specht (1965) Growth of heath vegetation. 1. Annual growth curves of two heath ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany* **13**: 261-280.
36. Harris, W., R. Kinerson, and N. Edwards (1977) Comparison of belowground biomass of natural deciduous forest and loblolly pine plantations. *Pedobiologica* **17**: 369-381.
37. Hart, P., P. Clinton, R. Allen, A. Nordmeyer, and G. Evans (2003) Biomass and macro-nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech (*Nothofagus*) forest ecosystem: implications for carbon storage and sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* **174**: 281-294.
38. Hoffmann, M. and J. Kummerow (1978) Root studies in the Chilean matorral. *Oecologia* **32**: 57-69.
39. Hussey, A. and S. Long (1982) Seasonal changes in weight of above- and below-ground vegetation and dead plant material in a salt marsh at Colne Point, Essex. *Journal of Ecology* **70**: 757-771.
40. Johnstone, W. (1971) Total standing crop and tree component distributions in three stands of 100-year-old lodgepole pine. In: *Forest biomass studies. 15th IUFRO Congress* (Ed. Eds. H. Young). University of Maine Press, Orono. p. 81-89.
41. Jones, R. (1968) Estimating productivity and apparent photosynthesis from differences in consecutive measurements of total living plant parts of an Australian heathland. *Australian Journal of Botany* **16**: 589-602.
42. Kummerow, J., D. Krause, and W. Jow (1977) Root systems of chaparral shrubs. *Oecologia* **29**: 163-177.
43. Linder, S. and B. Axelsson (1982) Changes in carbon uptake and allocation patterns as a result of irrigation and fertilisation in a young *Pinus sylvestris* stand. In: *Carbon Uptake and Allocation: Key to Management of Subalpine Forest Ecosystems* (Ed. Eds. R. Waring). Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, Oregon. p. 38-44.
44. Litton, C., M. Ryan, D. Tinker, and D. Knight (2003) Belowground and aboveground biomass in young postfire lodgepole pine forests of contrasting tree density. *Canadian Journal of Forest Research* **33**(2): 351-363.
45. Lodhiyal, L. and N. Lodhiyal (1997) Variation in biomass and net primary productivity in short rotation high density central Himalayan poplar plantations. *Forest Ecology and Management* **98**: 167-179.
46. Lodhiyal, N., L. Lodhiyal, and P. Pangtey (2002) Structure and function of Shisham forests in central Himalaya, India: dry matter dynamics. *Annals of Botany* **89**: 41-54.

47. Low, A. and B. Lamont (1990) Aerial and belowground phytomass of *Banksia* scrub-heath at Eneabba, South-Western Australia. *Australian Journal of Botany* **38**: 351-359.
48. Lugo, A. (1992) Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs* **62**: 1-41.
49. Menaut, J. and J. Cesar (1982) The structure and dynamics of a west African savanna. In: *Ecology of Tropical Savannas* (Ed. ^Eds. B. Huntley and B. Walker). Springer-Verlag, Berlin. p. 80-100.
50. Milchunas, D. and W. Lauenroth (1989) Three-dimensional distribution of plant biomass in relation to grazing and topography in the shortgrass steppe. *Oikos* **55**: 82-86.
51. Misra, R., C. Turnbull, R. Cromer, A. Gibbons, and A. LaSala (1998) Below- and above-ground growth of *Eucalyptus nitens* in a young plantation. I. Biomass. *Forest Ecology and Management* **106**: 283-293.
52. Nepstad, D. (1989) *Forest regrowth in abandoned pastures of eastern Amazonia: limitations to tree seedling survival and growth*. PhD Dissertation. Yale University, New Haven.
53. Nihlgård, B. (1972) Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in a beech and a planted spruce forest in South Sweden. *Oikos* **23**: 69-81.
54. Ovington, J. (1957a) Dry matter production by *Pinus sylvestris* L. *Annals of Botany, London N.S.* **21**: 287-314.
55. Ovington, J. and H. Madgwick (1959a) Distribution of organic matter and plant nutrients in a plantation of Scotts pine. *Forest Science* **5**: 344-355.
56. Ovington, J. (1963) Plant biomass and productivity of prairie, savanna, oakwood, and maize field ecosystems in central Minnesota. *Ecology* **44**(1): 52-63.
57. Ovington, J. and J. Olson (1970) Biomass and chemical content of El Verde lower montane rain forest plants. In: *A tropical rain forest. A study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico (Division of Technical Information TID 24270)* (Ed. ^Eds. H. Odum and R. Pigeon). US Atomic Energy Commission, Washington DC. p. 53-77.
58. Pearson, J., T. Fahey, and D. Knight (1984) Biomass and leaf area in contrasting lodgepole pine forests. *Canadian Journal of Forest Research* **14**: 259-265.
59. Prasad, R., A. Sah, A. Bhandari, and O. Choubey (1984) Dry matter production by *Eucalyptus camaldulensis* Dehn plantation in Jabalpur. *Indian Forester* **110**: 868-878.
60. Rawat, Y. and J. Singh (1988) Structure and function of oak forests in Central Himalaya. I. Dry matter dynamics. *Annals of Botany* **62**: 397-411.
61. Ritson, P. and S. Sochacki (2003) Measurement and prediction of biomass and carbon content of *Pinus pinaster* trees in farm forestry plantations, south-western Australia. *Forest Ecology and Management* **175**: 103-117.
62. Ruark, G. and J. Bockheim (1988) Biomass, net primary production, and nutrient distribution for an age sequence of *Populus tremuloides*. *Canadian Journal of Forest Research* **18**: 435-443.
63. Shanmughavel, P., Z. Zheng, S. Liqing, and C. Min (2001) Floristic structure and biomass distribution of a tropical seasonal rain forest in Xishuangbanna, southwest China. *Biomass and Bioenergy* **21**: 165-175.
64. Simonovic, V. (1980) Root productivity studies in deciduous forest ecosystem. In: *Environment and root behaviour* (Ed. ^Eds. N. David). Geobios International, Jodhour, India. p. 213-230.
65. Singh, K. and R. Misra (1979) *Structure and Functioning of Natural, Modified and Silvicultural Ecosystems in Eastern Uttar Pradesh*. Final Technical Report (1975-1978) MAB research project. Banras Hindu University, Varanasi. 160 p.
66. Singh, R. and V. Sharma (1976) Biomass estimation in five different aged plantations of *Eucalyptus tereticornis* Smith in western Uttar Pradesh. In: *Oslo Biomass Studies* (Ed. ^Eds. University of Maine, Orono. p. 143-161.
67. Singh, S., B. Adhikari, and D. Zobel (1994) Biomass, productivity, leaf longevity, and forest structure in the central Himalaya. *Ecological Monographs* **64**: 401-421.
68. Suzuki, E. and H. Tagawa (1983) Biomass of a mangrove forest and a sedge marsh on Ishigaki Island, south Japan. *Japanese Journal of Ecology* **33**: 231-234.
69. Tanner, E. (1980) Studies on the biomass and productivity in a series of montane rain forests in Jamaica. *Journal of Ecology* **68**: 573-588.
70. Titlyanova, A., G. Rusch, and E. van der Maarel (1988) Biomass structure of limestone grasslands on Öland in relation to grazing intensity. *Acta phytogeographica suecica* **76**: 125-134.
71. Uhl, C. (1987) Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* **75**: 377-407.
72. van Wijk, M., M. Williams, L. Gough, S. Hobbie, and G. Shaver (2003) Luxury consumption of soil nutrients: a possible competitive strategy in above-ground and below-ground biomass allocation and root morphology for slow growing arctic vegetation? *Journal of Ecology* **91**: 664-676.
73. Werner, P.A. (1986) *Population dynamics and productivity of selected forest trees in Kakadu National Park*. Final report to the Australian National Parks and Wildlife Service. CSIRO Darwin, Tropical Ecosystems Research Centre, p.
74. Werner, P.A. and P.G. Murphy (2001) Size-specific biomass allocation and water content of above- and below-ground components of three *Eucalyptus* species in a northern Australian savanna. *Australian Journal of Botany* **49**(2): 155-167.
75. Westman, E. and R. Whitaker (1975) The pygmy forest region of northern California: studies on biomass and primary productivity. *Journal of Ecology* **63**: 493-520.
76. Westman, W. and R. Rogers (1977) Biomass and structure of a subtropical eucalypt forest, North Stradbroke Island. *Australian Journal of Botany* **25**: 171-191.
77. Whittaker, R. and G. Woodwell (1971) Measurement of net primary production in forests. In: *Productivity of Forest Ecosystems* (Eds.) Paris: UNESCO. p. 159-175.
78. Whittaker, R., F. Borman, G. Likens, and T. Siccama (1974) The Hubbard Brook ecosystem study: forest biomass and production. *Ecological Monographs* **44**: 233-252.
79. Will, G. (1966) Root growth and dry-matter production in a high-producing stand of *Pinus radiata*. *New Zealand Forestry Research Notes* **44**: 1-15.
80. Windham, L. (2001) Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay grass) in brackish tidal marshes of New Jersey, USA. *Wetlands* **21**(2): 179-188.
81. Zavitkovski, J. and R. Stevens (1972) Primary productivity of red alder ecosystems. *Ecology* **53**: 235-242.

表 3A.1.9-1
北方生物带和温带树种树干材的基本木材密度（吨干物质/米³鲜材积）
 （用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D）

物种或属	基本木材密度 m_0/V_{wet}	来源
冷杉属	0.40	1
槭树属	0.52	1
赤杨属	0.45	1
桦木属	0.51	1
欧洲鹅耳枥	0.63	3
欧洲栗	0.48	3
欧洲水青冈	0.58	1
栲属	0.57	1
胡桃属	0.53	3
欧洲落叶松	0.46	1
日本落叶松	0.49	3
欧洲云杉	0.40	1
西加云杉	0.40	2
海岸松	0.44	5
北美乔松	0.32	1
欧洲赤松	0.42	1
杨属	0.35	1
樱桃属	0.49	1
花旗松	0.45	1
栎属	0.58	1
柳属	0.45	1
北美香柏	0.31	4
椴树	0.43	1
铁杉属	0.42	4

资料来源：
 1. Dietz, P. 1975 年: Dichte und Rindengehalt Von Industrieholz. Holz Roh-werkstoff 33: 135-141.
 2. Knigge, W.; Schulz, H.1966 年: Grundriss der Forsbenutzung. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
 3. EN 350-2 (1994 年): 木材和木材产品的耐久性——实木的天然耐久性——第二部分: 欧洲选定重要木材物种的天然耐久性和可处理性指南。
 4. 林产品实验室: 木材和木质材料手册。半球出版公司, 纽约、伦敦。
 5. Rijdsdijk, J.F.; Laming, P.B.1994 年: 145 种木材的物理性能和有关性能。Klawer 学术出版社, 多德雷赫特、波士顿、伦敦。
 6. Kollmann, F.F.P.; Coté, W.A.1968 年: 木材科学和技术原理。施普林格、柏林、纽约。

表 3A.1.9-2
热带树种树干材的基本木材密度 (D) (吨干物质/米³鲜材积)
 (用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D)

热带亚洲	D	热带美洲	D	热带非洲	D
白韧金合欢	0.76	合欢属	0.52	缅茄属类	0.67
心叶水团花	0.58, 0.59+	Alcornea spp.	0.34	黄白山黄皮	0.78*
水桔	0.75	Alexa grandiflora	0.6	合欢属类	0.52
贝壳杉属类	0.44	锈红桉木	0.38	Allanblackia floribunda	0.63*
平原米仔兰	0.89	高大腰果	0.41	异木惠属	0.45
八角枫属	0.65	Anadenanthera macrocarpa	0.86	刚果鸭脚树	0.33
合欢属	0.70*	Andira retusa	0.67	Amphimas pterocarpoides	0.63*
马刺甲合欢	0.25	Aniba riparia lduckeii	0.62	Anisophyllea obtusifolia	0.63*
菲岛油桐	0.43	非洲箭毒木	0.38	Annonidium mannii	0.29*
赤杨	0.43	Apeiba echinata	0.36	克莱阿诺匹斯	0.74*
麦珠子属	0.5	面包树	0.7	Anthocleista keniensis	0.50*
藤春属	0.69	白坚木属	0.75	Anthontha macrophylla	0.78*
油冉属	0.49	圭亚那乳桑	0.73	Anthostemma aubryanum	0.32*
鸡骨常山属类	0.37	Bagassa guianensis	0.68,0.69+	见血封喉属	0.38
崖摩属	0.6	Banara guianensis	0.61	Antrocaryon klaineum	0.50*
Anisophyllea zeylanica	0.46*	Basiloxylon exelsum	0.58	Aucoumea klaineana	0.37
差翅亚目类	0.54	琼楠属类	0.61	Autranela congolensis	0.78
榆绿木属	0.78, 0.79+	巴西果属	0.59,0.63+	Baillonella toxisperma	0.71
大叶黄梁木	0.36, 0.33+	红木属	0.32	椴形木属	0.63*
蘭嶼枯里珍	0.59	Bombacopsis sepium	0.39	Baphia kirkii	0.93*
佩罗特安纳山楝	0.52	Borojoa patinoi	0.52	路易琼楠	0.70*
大叶南洋杉	0.43	鲍迪木属类	0.74	尼提达	0.50*
波罗密属类	0.58	饱食桑	0.64,0.66+	鞋木	0.58
印苦楝	0.52	面包果树	0.41,0.46+	Blighia welwitschii	0.74*
龟头果	0.76	Brysenia adenophylla	0.54	木棉属	0.4
可食玉蕊	0.48	Buchenauia capitata	0.61,0.63+	短盖属	0.52
羊蹄甲属	0.67	Bucida buceras	0.93	土密树	0.47*
新西兰琼楠	0.58	愈创木	1	Calpocalyx klainei	0.63*
六翅木	0.78*	苦槲裂榄属	0.29,0.34+	非洲橄榄	0.40*
秋枫	0.54,0.58,0.62+	贝森尼木	0.64	鱼骨木属	0.63*
Bleasdalea vitiensis	0.43	拟西洋杉卡芳拉树	0.55	Carapa procera	0.59
爪哇木棉	0.33	云实属(苏木属)类	1.05	巴提斯可贝嘉赐木	0.5
樟叶槿	0.53	红厚壳属, 胡桐属类	0.65	Cassipourea euryoides	0.70*
齿叶乳香	0.5	Camposperma panamensis	0.33,0.50+	Cassipourea malosana	0.59*
土密树鳞部	0.5	卡瑞帕属类	0.47	吉贝	0.26
豆腐果	0.45	油桃木属类	0.69,0.72+	朴属类	0.59
裂榄属	0.59	脚骨脆属类	0.62	Chlorophora ercelsa	0.55
单籽柴柳	0.48	麝香决明	0.71	微白金叶树	0.56*
红厚壳属	0.53	木麻黄	0.81	米尔布瑞迪闭花木	0.87*
Calycarpa arborea	0.53	Catostemma spp.	0.55	Cleistopholis patens	0.36*
香水树	0.29	西哥罗佩属类	0.36	Coelocaryon preussii	0.56**
橄榄属	0.44	洋椿属类	0.40,0.46+	可乐果属	0.70**
畸形鱼骨木	0.42	Cedrelinga catenaeformis	0.41,0.53+	Combretodendron macrocarpum	0.7
萼状竹节树	0.66*	吉贝	0.23,0.24, 0.25,0.29+	Conopharyngia holstii	0.50*

+说明的木材密度与一个以上书目来源有关。

*木材密度值导自 Reyes 等人 (1992 年) 的回归方程。

资料来源: Reyes, Gisel; Brown, Sandra; Chapman, Jonathan; Lugo, Ariel E. 1992. Wood densities of tropical tree species. Gen. Tech. Rep. SO-88 New Orleans, LA: U.S.Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 15pp.

表 3A.1.9-2(续)

热带树种树干材的基本木材密度 (D) (吨干物质/米³鲜材积)

(用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D)

热带亚洲	D	热带美洲	D	热带非洲	D
爪哇旂那	0.69	Centrolobium spp.	0.65	Copaifera religiosa	0.50 ^{''}
菲力普栲	0.51	大叶同萼树	0.63	Cordia millenii	0.34
木麻黄	0.83	Chaetocarpus schomburgkianus	0.8	Cordia platythyrsa	0.36 ^{''}
麻黄属	0.85	Chlorophora tinctoria	0.71,0.75+	Corynanthe pachyceras	0.63 ^{''}
烟洋椿	0.38	Clarisia racemosa	0.53,0.57+	Coda edulis	0.78*
洋椿属	0.42	粉红克卢西亚木	0.67	Croton megalocarpus	0.57
红椿	0.43	Cochlospermum orinocensis	0.26	Cryptosepalum staudtii	0.70*
吉贝	0.23	Copaifera spp.	0.46,0.55+	Ctenolophon englerianus	0.78*
吕宋朴树	0.49	破布木属	0.74	Cylicodiscus gabonensis	0.8
溪桫属	0.52	破布木属	0.48	Cynometra alexandri	0.74
绿木树	0.76,0.79, 0.80+	Couepia sp.	0.7	蜡烛树属	0.61
麻楝	0.57	牛奶树	0.50,0.53+	西非丹尼苏木	0.40*
柚	0.59	桔拉元木属	0.5	Desbordesia pierreana	0.87 ^{''}
棒柄花	0.5	Croton xanthochloros	0.48	Detarium senegalensis	0.63*
闭花木	0.88	墨西哥柏木	0.43,0.44+	Dialium excelsum	0.78*
水榕属	0.76	Cyrilla racemiflora	0.53	Didelotia africana	0.78 ^{''}
卷胚属	0.27	Dactyodes colombiana	0.51	Didelotia letouzeyi	0.5
印度土产木本棉					
可可椰子	0.5	Dacryodes excelsa	0.52,0.53+	柿属	0.82
一担柴属	0.33	微凹黄檀	0.89	Discoglyprena caloneura	0.32*
Combretodendron quadrialatum	0.57	伯利兹黄檀	0.82	尼日利亚两蕊苏木	0.58
破布木属	0.53	Declinanona calycina	0.47	Drypetes sp.	0.63*
杯裂香属	0.69	Dialium guianensis	0.87	厚壳树	0.51*
鱼木属	0.53*	Dialyanthera spp.	0.36,0.48+	Enantia chlorantha	0.42 ^{''}
树状黄牛木	0.4	Dicorynia paraensis	0.6	Endodesmia calophylloides	0.66 ^{''}
厚壳桂属	0.59	Didymopanax sp.	0.74	Entandrophragma utile	0.53
Cubilia cubili	0.49	Dimorphandra mora	0.99*	Eribroma oblongum	0.60*
Cullenia excelsa	0.53	Diplotropis purpurea	0.76,0.77,0.78+	Eriocoelum microspermum	0.50 ^{''}
喃喃果属	0.8	Dipterix odorata	0.81,0.86 0.89+	Erismadelphus ensul	0.56*
鸡毛松	0.45,0.47+	Drypetes variabilis	0.69	刺桐属	0.25 ^{''}
松陆均属	0.46	Dussia lehmannii	0.59	象牙海岸格木	0.72
蜡烛树属	0.61	Ecclinusa guianensis	0.63	象牙格木	0.5
圆锥黄檀	0.64	Endlicheria cocvirey	0.39	曼尼古柯	0.69
维提竹柏	0.37	番龟树属	0.82	大叶崖椒树	0.40 ^{''}
Degeneria vitiensis	0.35	木荚属	0.78	Fumtunia latifolia	0.45*
腰果楠	0.64	Eriotheca sp.	0.4	Gambeya spp.	0.56*
摘亚木	0.8	Erisma uncinatum	0.42,0.48+	Garcinia punctata	0.78 ^{''}
五椴果属	0.59	刺桐属	0.23	Gilletiodendron mildbraedii	0.87 ^{''}
柿树属	0.7	Eschweilera spp.	0.71,0.79,0.95+	刚果苏木	0.4
Diplodiscus paniculatus	0.63	大叶桉	0.51	驼峰楝	0.55 ^{''}
龙脑香属	0.61	Eugenia stahlii	0.73	古夷布提木	0.72
广布龙脑香	0.56	帕拉芸香	0.68,0.70+	Hannoa klaineana	0.28 ^{''}
纤维龙脑香	0.61	崖椒属	0.69	Harungana madagascariensis	0.45 ^{''}
大花龙脑香	0.62	榕属	0.32	Hexalobus crispiflorus	0.48 ^{''}
科里龙脑香	0.56	格尼帕属	0.75	印缅甸属	0.59 ^{''}

+说明的木材密度与一个以上书目来源有关。

*木材密度值导自 Reyes 等人 (1992 年) 的回归方程。

资料来源: Reyes, Gisel; Brown, Sandra; Chapman, Jonathan; Lugo, Ariel E. 1992. Wood densities of tropical tree species. Gen. Tech. Rep. SO-88 New Orleans, LA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 15pp.

表 3A.1.9-2(续)

热带树种树干材的基本木材密度 (D) (吨干物质/米³鲜材积)

(用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D)

热带亚洲	D	热带美洲	D	热带非洲	D
库斯特勒龙脑香	0.57	圭巴卫矛	0.67,0.72+	天料木属	0.7
龙脑香属	0.61	Guarea chalde	0.52	Hylandendron gabonense.	0.78''
瓦尔堡龙脑香	0.52	驼峰楝属	0.52	Hymenostegia pellegrini	0.78''
人面子属	0.5	Guatteria spp.	0.36	Irvingia grandifolia	0.78''
香木	0.61	瓜祖母属	0.52,0.50+	Julbernardia globiflora	0.78
Dtypetes bordenii	0.75	海岸桐	0.65	象牙非洲楝	0.44
榴莲属	0.53	刺棒棕属	0.95,1.25+	Klainedoxa gabonensis	0.87
胶桐	0.36	Gwtavia sp.	0.56	厚皮树属	0.45''
檉木属	0.49	Helicostylis tomentosa	0.68,0.72+	Lecomtedoxa klainenna	0.78''
锡兰杜英	0.40*	莲叶桐	0.29	Letestua durissima	0.87''
余甘子	0.8	橡胶树	0.49	非洲栎树	0.87''
疏花土楠	0.54	Himatanthus articulata	0.40,0.54+	Lovoa trichilioides	0.45''
黄桐属	0.38	Hirtella davisii	0.74	血桐	0.40*
环果番龟树	0.35	Humiria balsamifera	0.66,0.67+	Maesopsis eminii	0.41
兰屿檉木	0.73	Humiriastrum procera	0.7	Malacantha sp.aff. alnifolia	0.45''
翅果刺桐	0.24	沙盒树	0.36,0.37, 0.38+	曼密属	0.62
密花格木	0.65	Hyeronima alchorneoides	0.60,0.64+	羽状铁线子	0.78''
柠檬桉	0.64	Hyeronima laxiflora	0.59	Markhamia platycalyx	0.45*
粗皮桉	0.34	李爷豆	0.67	头状谷木	0.77''
番樱桃属	0.65	薄果芥属	0.64	斑马木	0.7
灰莉属	0.73	音加属	0.49,0.52, 0.58,0.64+	革质破布叶	0.42''
垂叶榕	0.65	Iryanthera spp.	0.46	鸡血藤属	0.72
榕属	0.39	蓝花楹属	0.55	Mitragyna stipulosa	0.47
Ganua obovatifolia	0.59	油大戟木	0.39	托叶帽柱木	0.47''
多叶山竹子	0.65	Lachmellea speciosa	0.73	Musanga cecropioides	0.23
藤黄属	0.75	Laetia procera	0.68	缔德瑞其乌檀	0.63
膨胀梔子	0.64	大木玉蕊科	0.77	Neopoutonia macrocalyx	0.32''
羽叶嘉榄	0.51	里卡尼阿属	0.78	罌粟尼索桐	0.65
假漆树属	0.63	Licaria spp.	0.82	Ochtocosmus africanus	0.78'
云南石梓	0.41,0.45+	Lindackeria sp.	0.41	Odyendea spp.	0.32
石梓属	0.54	北极花属	0.81	Oldfieldia africana	0.78*
台湾琼榄	0.64	合生果属	0.69	Ongoeka gore	0.72
点状糯米团	0.57	Loxopterygium sagotii	0.56	Oxystigma oxyphyllum	0.53
椴叶扁担杆	0.68	蛋花果属	0.79	Pachyelasma tessmannii	0.70''
亚尼安苏木	0.73	Luehea spp.	0.5	Pachypodanthium staudtii	0.58''
树状假山萝	0.62	Lueheopsis duckeana	0.64	Paraberlinia bifoliolata	0.56''
银叶树属	0.56	Mabea piriri	0.59	Parinari glabra	0.87''
橡胶树	0.53	Machaerium spp.	0.7	双色个体球花豆属	0.36''
黄槿	0.57	Macoubea guianensis	0.40*	Pausinystalia brachythysa	0.56''
澳杨	0.38	木兰属	0.52	Pausinystalia cf. talbotii	0.56''
天料木属	0.76	Maguira sclerophylla	0.57	山柳	0.78''
渐尖坡垒	0.62	满梅果	0.62	奶油树	0.78''
坡垒属	0.64	芒果	0.55	盘状叶下珠	0.76''
印茄	0.68	铁线子属	0.89	Pierreodendron africanum	0.70;''
Kayea garciae	0.53	Marila sp.	0.63	非洲腺瘤豆木	0.56

+说明的木材密度与一个以上书目来源有关。

*木材密度值源自 Reyes 等人 (1992 年) 的回归方程。

资料来源: Reyes, Gisel; Brown, Sandra; Chapman, Jonathan; Lugo, Ariel E. 1992. Wood densities of tropical tree species. Gen. Tech. Rep. SO-88 New Orleans, LA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 15pp.

表 3A.1.9-2(续)

热带树种树干材的基本木材密度 (D) (吨干物质/米³鲜材积)

(用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D)

热带亚洲	D	热带美洲	D	热带非洲	D
Kingiodendron alternifolium	0.48	Marmaroxylon racemosum	0.78*	Plagiostyles africana	0.70''
鹧鸪麻	0.36	Matayba domingensis	0.7	Poga oleosa	0.36
红光树属	0.53	Matisia hirta	0.61	芳香暗罗属	0.66''
Kompassia excelsa	0.63	美登木属	0.71	豆腐柴属	0.63''
Koordersiodendron pinnatum	0.65,0.69+	Mezilauria lindaviana	0.68	Pteleopsis hylodendron	0.63*
翅果麻	0.72	Michropholis spp.	0.61	紫檀属	0.61
紫薇属	0.55	Minquartia guianensis	0.76,0.79+	翅苹婆属	0.52
厚皮树	0.5	摩拉树种	0.71	Pycnanthus angolensis	0.4
银合欢	0.64	Mouriria sideroxylon	0.88	山黄皮属	0.78*
菲律宾荔枝	0.88	拟香桃木属	0.73	大叶萝芙木	0.47*
石栎属	0.63	肉豆寇属	0.46	Ricinodendron heudelotii	0.2
木姜子属	0.4	南美槐属	0.74,0.76 0.78+	Saccoglottis gabonensis	0.74''
冠瓣属	0.46	甘蜜树属	0.52	滇榄属	0.53*
中平树	0.53	奥寇梯松	0.51	椭圆乌柏	0.50*
椭圆叶紫荆木	0.53	Onychopetalum amazonicum	0.64	Schrebera arborea	0.63*
菲律宾野桐	0.64	红豆树属	0.59	Sclorodophloeus zenkeri	0.68*
芒果属	0.52	赛金莲木属	0.66	Scottellia coriacea	0.56
Maniltoa minor	0.76	Pachira acuatica	0.43	Scyphocephalum ochocoa	0.48
单室茛萸属	0.47	Paratecoma peroba	0.6	Scytopetalum tieghemii	0.56''
Melanorrhea spp.	0.63	巴林蔷薇	0.68	Sindoropsis letestui	0.56*
南岭楝树	0.4	球花豆属	0.39	Staudtia stipitata	0.75
三叶蜜茛萸	0.37	紫芯木	0.79	Stemonocoleus micranthus	0.56''
大形叶泡花树	0.27	山柳	0.65,0.68+	象鼻黄苹婆	0.64
伞形马松子属	0.25	Peru glabrata	0.65	Strephonema pseudocola	0.56*
Me&a ferrea	0.83,0.85+	Peru schomburgkiana	0.59	Strombosiopsis tetrandra	0.63''
Metrosideros collina	0.70,0.76+	鳄梨属	0.40,0.47, 0.52+	葱叶状铁木豆	0.82
含笑属	0.43	Petitia domingensis	0.66	Symphonia globulifera	0.58''
柱果破布叶	0.4	加勒比松	0.51	蒲桃	0.59*
小芸香木属	0.64	卵果松	0.55	华丽榄仁	0.45
绒毛粟草	0.63	展叶松	0.45	Tessmania africana	0.85''
爱氏明树	0.72*	落腺蕊属	0.58	Testulea gabonensis	0.6
小叶帽柱木	0.56	Piranhea longepedunculata	0.9	地达木	0.60''
肉豆寇属	0.53	Piratinera guianensis	0.96	Tetrapleura tetraptera	0.50''
Neesia spp.	0.53	古卡佩尔猴耳环	0.56	Tieghemella heckelii	0.55''
贝尔纳新乌檀	0.62	Platonia insignis	0.70'	山黄麻属	0.40*
Neotrewia cumingii	0.55	Platymiscium spp.	0.71+,0.84+	鹧鸪花属	0.63''
金莲木属	0.86	罗汉松属	0.46	Trichoscypha arborea	0.59''
轻木	0.3	Pourouma aff.melinonii	0.32	Triplochiton scleroxylon	0.32
八果木	0.27,0.32+	桃榄属	0.64,0.67+	Uapaca spp.	0.6
Oroxylon indicum	0.32	Prioria copaifera	0.40,0.41+	Vepris undulata	0.70''
Ougenia dalbergiodes	0.7	白蹄果属	0.53,0.64+	东尼亚牡荆	0.4
胶木属	0.55	Pseudolmedia laevigata	0.64	木瓣树	0.36*
Pangium edule	0.5	紫檀属	0.44		
马拉赛罗双	0.51	Pterogyne nitens	0.66		
柳安	0.59	Qualea albiflora	0.5		
光叶介蕨	0.77	Qualea cf.lancifolia	0.58		
姜饼树属植物	0.68	Qualea dinizii	0.58		

+说明的木材密度与一个以上书目来源有关。

*木材密度值源自 Reyes 等人 (1992 年) 的回归方程。

资料来源: Reyes, Gisel; Brown, Sandra; Chapman, Jonathan; Lugo, Ariel E.1992. Wood densities of tropical tree species. Gen. Tech. Rep. SO-88 New Orleans, LA: U.S.Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 15pp.

表 3A.1.9-2(续)

热带树种树干材的基本木材密度 (D) (吨干物质/米³鲜材积)

(用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D)

热带亚洲	D	热带美洲	D	热带非洲	D
大叶巴克豆	0.34	Qualea spp.	0.55		
巴因榄属	0.55	Quararibaca guianensis	0.54		
双翼豆	0.62	翅栎	0.71		
雷公曼属	0.56	海岸栎	0.61		
无苞亮花木	0.56	尤金叶栎	0.67		
Phyllocladus hypophyllus	0.53	栎属	0.7		
加勒比松	0.48	Raputia sp.	0.55		
岛松	0.47,0.48+	瑞地亚木属	0.72		
苏门答腊松	0.54	罗林属	0.36		
伞形花腺果藤	0.21	Saccoglottis cydonioides	0.72		
台湾海桐	0.51	乌柏属	0.47,0.72+		
Planchonia spp.	0.59	拟肖乳香属	1		
罗汉松属	0.43	Sclerobium spp.	0.47		
黄暗罗	0.51	斯康吉亚属	0.52		
南洋参属	0.38	多花希麻巴	0.51		
番龙眼属	0.54	Simarouba amara	0.32,0.34,0.38+		
维拉米利桃	0.47	贵安猴欢喜	0.79		
豆腐柴属	0.96	槟榔青属	0.30,0.40,0.41+		
花榈木	0.67	苹婆属	0.55		
Pterocymbium tinctorium	0.28	Stylogyne spp.	0.69		
臀果木	0.57	Swartzia spp.	0.95		
栎属	0.7	大叶槐花心木属	0.42,0.45,0.46, 0.54+		
莱豆树属	0.51	Symphonia globulifera	0.68		
Salmaaliala malabarica	0.32,0.33+	蚁木(紫檀类)	0.91		
雨树	0.45,0.46+	蚁木(白橡树)	0.52		
维达里山道楝	0.43	蚁木(白扁柏)	0.57		
无患子	0.58	Tabebuia stenocalyx	0.55,0.57+		
吕宋乌柏	0.4	Tachigalia myrmecophylla	0.56		
柄果木	0.96	榄仁树	0.84		
Schrebera swietenoides	0.82	Tapirira guianensis	0.47*		
双心肉托果	0.64	榄仁树属	0.50,0.51,0.58+		
爱考合欢	0.57	Tetragastris altissima	0.61		
Serianthes melanesica	0.48	Toluifera balsamum	0.74		
木田菁	0.4	托汝比属	0.52		
菲律宾娑罗双树	0.41	Toulicia pulvinate	0.63		
无柱娑罗双树	0.73	Tovomita guianensis	0.6		
缘毛娑罗双树	0.75	Trattinickia sp.	0.38		
扭娑罗双树	0.44	海木	0.58		
吉斯克娑罗树	0.76	Trichosperma mexicanum	0.41		
吉索娑罗双	0.68	蓼树属	0.56		
坡垒叶娑罗双树	0.44	婴滋养属	0.54		
玛利巴特娑罗双树	0.78	Vatairea spp.	0.6		
内格罗斯娑罗双树	0.44	Virola spp.	0.40,0.44,0.48+		
帕洛娑罗双	0.39	维斯米亚属	0.41		
纹娑罗双树	0.7	牡荆属	0.52,0.56,0.57+		

+说明的木材密度与一个以上书目来源有关。
*木材密度值源自 Reyes 等人 (1992 年) 的回归方程。
资料来源: Reyes, Gisel; Brown, Sandra; Chapman, Jonathan; Lugo, Ariel E.1992. Wood densities of tropical tree species. Gen. Tech. Rep. SO-88 New Orleans, LA: U.S.Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 15pp.

表 3A.1.9-2(续)

热带树种树干材的基本木材密度 (D) (吨干物质/米³鲜材积)

(用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D)

热带亚洲	D	热带美洲	D	热带非洲	D
娑罗双属	0.47	斯它赫利牡荆	0.6		
多子娑罗双	0.47	沃奇西亚属	0.40,0.47,0.79+		
娑罗双树	0.72	Vouacapoua americana	0.79		
玫红娑罗双树	0.7	Warszewiczin coccinea	0.56		
深红娑罗双树	0.55	Xanthoxylum martinicensis	0.46		
亮红娑罗双树	0.4	花椒属	0.44		
娑罗双树白梅兰蒂木	0.48	似灌木状的木瓣树	0.64 ⁺		
娑罗双树黄梅兰蒂木	0.46				
淡绿娑罗双树	0.42				
猴欢喜属	0.53				
印度红木属	0.97				
钟形火焰树属	0.25				
吕宋毛蕊木	0.37				
淡绿萍婆	0.31				
香羽叶楸	0.62				
Strombosia philippinensis	0.71				
饮料马钱	0.88				
大叶桃花心木	0.49,0.53+				
Swintonia foxworthyi	0.62				
翅果漆	0.61				
尖叶水丝梨	0.63				
蒲桃属	0.69,0.76+				
酸豆	0.75				
柚木	0.50,0.55+				
Teijsmanniodendron ahernianum	0.9				
榄仁树	0.71				
库布榄仁	0.46				
臭榄仁	0.55				
小果榄仁	0.53				
光泽榄仁	0.58				
翅果榄仁	0.48				
南洋榄仁	0.73,0.76,0.77+				
大果厚皮香	0.53				
四数木	0.3				
四籽木	0.61				
桐棉	0.52				
美丽香椿	0.29				
山黄麻	0.31				

+说明的木材密度与一个以上书目来源有关。

*木材密度值导自 Reyes 等人 (1992 年) 的回归方程。

资料来源: Reyes, Gisel; Brown, Sandra; Chapman, Jonathan; Lugo, Ariel E. 1992. Wood densities of tropical tree species. Gen. Tech. Rep. SO-88 New Orleans, LA: U.S.Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 15pp.

表 3A.1.9-2(续)
热带树种树干材的基本木材密度 (D) (吨干物质/米³ 鲜材积)
 (用于方程 3.2.3、3.2.5、3.2.7、3.2.8 中的 D)

热带亚洲	D	热带美洲	D	热带非洲	D
Trichospermum richii	0.32				
红胶木属	0.80				
卵叶山香圆	0.36				
印度龙脑香	0.47*				
青梅属	0.69				
牡荆属	0.65				
Wallaceodendron celebicum	0.55,0.57+				
Weinmannia luzoniensis	0.49				
Wrightia tinctoria	0.75				
黄叶树属	0.63				
Xanthostemon verdugonianus	1.04				
木荚豆	0.73,0.81+				
Zanthoxylum rhetsa	0.33				
枣属	0.76				

+说明的木材密度与一个以上书目来源有关。
 *木材密度值导自 Reyes 等人 (1992 年) 的回归方程。
 资料来源: Reyes, Gisel; Brown, Sandra; Chapman, Jonathan; Lugo, Ariel E.1992. Wood densities of tropical tree species. Gen. Tech. Rep. SO-88 New Orleans, LA: U.S.Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 15pp.

表 3A.1.10
生物量扩展系数 (BEF) 默认值
 (BEF₂ 与方程 3.2.3 中的立木蓄积生物量数据联系使用; 而 BEF₁ 与方程 3.2.5 中的增量数据联系使用)

气候带	森林类型	最小胸高直径 (厘米)	BEF ₂ (带皮) 与立木蓄积生物量数据 联系使用 (方程 3.2.3)	BEF ₁ (带皮) 与增量数据联系使用 (方程 3.2.5)
北方生物带	针叶树	0-8.0	1.35(1.15-3.8)	1.15(1-1.3)
	阔叶树	0-8.0	1.3(1.15-4.2)	1.1(1-1.3)
温带	针叶树: 云杉 松树	0-12.5	1.3(1.15-4.2)	1.15(1-1.3)
		0-12.5	1.3(1.15-3.4)	1.05(1-1.2)
	阔叶树	0-12.5	1.4(1.15-3.2)	1.2(1.1-1.3)
热带	松树	10.0	1.3(1.2-4.0)	1.2(1.1-1.3)
	阔叶树	10.0	3.4(2.0-9.0)	1.5(1.3-1.7)

注: 这里给出的 BEF₂ 代表平均立木蓄积或年龄的平均水平, 范围的上限代表幼林或立木蓄积量低的森林; 范围的下限近似于成熟林或立木蓄积量高的森林。数值适用于包括树皮在内的立木蓄积生物量 (干重) 并针对给定的最小胸高直径。最小梢头直径和树枝的处理未作说明。结果是地上部树木生物量。

资料来源: Isaev *et al.*, 1993; Brown, 1997; Brown and Schroeder, 1999; Schoene, 1999; ECE/FAO TBFA, 2000; Lowe *et al.*, 2000; please also refer to FRA Working Paper 68 and 69 for average values for developing countries (<http://www.fao.org/forestry/index.jsp>).

表 3A.1.11
总采伐量中留在林中腐朽部分的默认值, f_{BL}
 (只用于方程 3.2.7 中的 f_{BL})

区域	f _{BL}
北方生物带集约型管理	0.07
温带集约型管理	0.1
温带半天然林	0.15
热带人工林	0.25
热带原始林选伐	0.4

表 3A.1.12

一系列植被类型烧除相关的燃烧因子值（消耗的烧除之前生物量的比例）

（“均值”栏中的值用于方程 3.2.9 中的 $(1-f_{BL})$ 和方程 3.3.10 中的 $\rho_{burned\ on\ site}$ ）

植被类型	子类别	均值	标准偏差	No. m ¹	范围	No. r ²	参考
热带原始林 (刀耕火种)	热带原始林	0.32	0.12	14	0.20-0.62	17	7,8,15,56,66, 3,16,53,17,45
	热带原始疏林	0.45	0.09	3	0.36-0.54	3	21
	热带原始湿润林	0.50	0.03	2	0.39-0.54	2	37,73
	热带原始旱林	-	-	0	0.78-0.95	1	66
所有热带原始林		0.36	0.13	19	0.19-0.95	23	
热带次生林 (刀耕火种)	热带次生幼林 (3-5 年)	0.46	-	1	0.43-0.52	1	61
	热带次生中间林 (6-10 年)	0.67	0.21	2	0.46-0.90	2	61,35
	热带高龄次生林 (14-17 年)	0.50	0.10	2	0.36-0.79	2	61,73
所有热带次生林		0.55	0.06	8	0.36-0.90	9	56,66,34,30
所有热带第三纪林		0.59	-	1	0.47-0.88	2	66,30
北方森林	野火 (一般)	0.40	0.06	2	0.36-0.45	2	33
	树冠火	0.43	0.21	3	0.18-0.76	6	66,41,64,63
	地表火	0.15	0.08	3	0.05-0.73	3	64,63
	采伐后剩余物烧除	0.33	0.13	4	0.20-0.58	4	49,40,18
	清叟火	0.59	-	1	0.50-0.70	1	67
所有北方森林		0.34	0.17	15	0.05-0.76	16	45,47
桉树林	野火	-	-	0	-	0	
	规定烧除 (地表)	0.61	0.11	6	0.50-0.77*	6	72,54,60,9
	采伐后剩余物烧除	0.68	0.14	5	0.49-0.82	5	25,58,46
	砍伐烧除 (清叟火)	0.49	-	1	-	1	62
所有桉树林		0.63	0.13	12	0.49-0.82	12	
其它温带林	采伐后剩余物烧除	0.62	0.12	7	0.48-0.84	7	55,19,27,14
	砍伐烧除 (清叟火)	0.51	-	1	0.16-0.58	3	53,24,71
所有“其它”温带林		0.45	0.16	19	0.16-0.84	17	53,56
灌木地	灌木地 (一般)	0.95	-	1	-	1	44
	欧石楠属	0.71	0.30	4	0.27-0.98	4	26,56,39
	高山硬叶灌木群落	0.61	0.16	2	0.50-0.87	2	70,44
所有灌木地		0.72	0.25	7	0.27-0.98	7	
稀树草原林地 (旱季初期烧除)*	稀树草原林地 [@]	0.22	-	1	0.01-0.47	1	28
	稀树草原公共用地	0.73	-	1	0.44-0.87	1	57
	其它稀树草原林地	0.37	0.19	4	0.14-0.63	4	22,29
所有稀树草原林地 (旱季初期烧除)		0.40	0.22	6	0.01-0.87	6	
稀树草原林地 (旱季中/晚期烧除)*	稀树草原林地 [@]	0.72	-	1	0.71-0.88	2	66,57
	稀树草原公共用地	0.82	0.07	6	0.49-0.96	6	57,6,51
	热带稀树草原 [#]	0.73	0.04	3	0.63-0.94	5	52,73,66,12
	其它稀树草原林地	0.68	0.19	7	0.38-0.96	7	22,29,44,31,57
所有稀树草原林地 (旱季中/晚期烧除)*		0.74	0.14	17	0.29-0.96	20	

¹No. m=均值观察次数。
²No. r=范围观察次数。
*仅表层燃烧, # 稀树草地、cerrado sensu stricto, ^scampo sujo、无树高草地、坦泊, [@]林地, 从砍伐的热带林 (包括未烧除木质材料) 求出。

表 3A.1.12(续)							
一系列植被类型烧除相关的燃烧因子值（消耗的烧除之前生物量的比例）							
（“均值”栏中的值用于方程 3.2.9 中的 $(1-f_{BL})$ 和方程 3.3.10 中的 $\rho_{burned\ on\ site}$ ）							
植被类型	子类别	均值	标准偏差	No.m ¹	范围	No.r ²	参考
稀树草地/牧场（旱季初期烧除）*	热带/亚热带草地 ^s	0.74	-	1	0.44-0.98	1	28
	草地	-	-	0	0.18-0.78	1	48
所有稀树草地（旱季初烧除）*		0.74	-	1	0.18-0.98	2	
稀树草地/牧场（旱季中/晚期烧除）*	热带/亚热带草地 ^s	0.92	0.11	7	0.71-1.00	8	44,73,66,12,57
	热带牧场	0.35	0.21	6	0.19-0.81	7	4,23,38,66
	稀树草原	0.86	0.12	16	0.44-1.00	23	53,5,56,42,50,6,45,13,44,65,66
所有稀树草地（旱季中/晚期烧除）*		0.77	0.26	29	0.19-1.00	38	
其它植被类型	泥炭地	0.50	-	1	0.50-0.68	2	20,44
	热带湿地	0.70	-	1	-	1	44
¹ No.m=均值观察次数。 ² No.r=范围观察次数。 *仅表层燃烧， [#] 稀树草地、cerrado sensu stricto， ^s campo sujo、无树高草地、坦泊， [@] 林地，从砍伐的热带林（包括未烧除木质材料）求出。							

表 3A.1.13							
一系列植被类型烧除相关的生物量消耗值（吨/公顷）							
（用于方程 3.2.9 中的 “ $B_w \cdot (1-f_{BL})$ ” 部分，即绝对数量）							
植被类型	子类别	均值	SE	No.m ¹	范围	No.r ²	参考
热带原始林（刀耕火种）	热带原始林	83.9	25.8	6	10-228	9	7,15,66,3,16,17,45
	热带原始疏林	163.6	52.1	3	109.9-214	3	21,
	热带原始湿润林	160.4	11.8	2	115.7-216.6	2	37,73
	热带原始旱林	-	-	0	57-70	1	66
所有热带原始林		119.6	50.7	11	10-228	15	
热带次生林（刀耕火种）	热带次生幼林（3-5年）	8.1	-	1	7.2-9.4	1	61
	热带中间次生林（6-10年）	41.1	27.4	2	18.8-66	2	61,35
	热带高龄次生林（14-17年）	46.4	8.0	2	29.1-63.2	2	61,73
所有热带次生林		42.2	23.6	5	7.2-93.6	5	66,30
所有热带第三纪林		54.1	-	1	4.5-53	2	66,30
北方森林	野火（一般）	52.8	48.4	6	18-149	6	2,33,66
	树冠火	25.1	7.9	10	15-43	10	11,43,66,41,63,64
	地表火	21.6	25.1	12	1.0-148	13	43,69,66,63,64,1
	采伐后剩余物烧除	69.6	44.8	7	7-202	9	49,40,66,18
	清叟火	87.5	35.0	3	48-136	3	10,67
所有北方森林		41.0	36.5	44	1.0-202	49	43,45,69,47
桉树林	野火	53.0	53.6	8	20-179	8	66,32,9
	规定烧除（地表）	16.0	13.7	8	4.2-17	8	66,72,54,60,9
	采伐后剩余物烧除	168.4	168.8	5	34-453	5	25,58,46
	砍伐烧除（清叟火）	132.6	-	1	50-133	2	62,9
所有桉树林		69.4	100.8	22	4.2-453	23	

表 3A.1.13 (续)							
一系列植被类型烧除相关的生物量消耗值 (吨/公顷)							
(用于方程 3.2.9 中的 “ $B_W \cdot (1-f_{BL})$ ” 部分, 即绝对数量)							
植被类型	子类别	均值	SE	No.m ¹	范围	No.r ²	参考
其它温带林	野火	19.8	6.3	4	11-25	4	32,66
	采伐后剩余物烧除	77.5	65.0	7	15-220	8	55,19,14,27,66
	砍伐烧除 (清岬火)	48.4	62.7	2	3-130	3	53,24,71
所有“其它”温带林		50.4	53.7	15	3-220	18	43,56
灌木地	灌木地 (一般)	26.7	4.2	3	22-30	3	43
	欧石楠属	11.5	4.3	3	6.5-21	3	26,39
	艾灌丛	5.7	3.8	3	1.1-18	4	66
	高山硬叶灌木群落	12.9	0.1	2	5.9-23	2	70,66
所有灌木地		14.3	9.0	11	1.1-30	12	
稀树草原林地 (旱季初期烧除)*	稀树草原林地 [@]	2.5	-	1	0.1-5.3	1	28
	稀树草原公共用地	2.7	-	1	1.4-3.9	1	57
所有稀树草原林地 (旱季初期烧除)		2.6	0.1	2	0.07-3.9	2	
稀树草原林地 (旱季中/晚期烧除)*	稀树草原林地 [@]	3.3	-	1	3.2-3.3	1	57
	稀树草原公共用地	4.0	1.1	6	1-10.6	6	57,6,51
	热带稀树草原 [#]	6	1.8	2	3.7-8.4	2	52,73
	其它稀树草原林地	5.3	1.7	3	3.7-7.6	3	59,57,31
所有稀树草原林地 (旱季中/晚期烧除)*		4.6	1.5	12	1.0-10.6	12	
稀树草地/牧场 (旱季初期烧除)*	热带/亚热带草地 [§]	2.1	-	1	1.4-3.1	1	28
	草地	-	-	-	1.2-11	1	48
所有稀树草地 (旱季初期烧除)*		2.1	-	1	1.2-11	2	
稀树草地/牧场 (旱季中/晚期烧除)*	热带/亚热带草地 [§]	5.2	1.7	6	2.5-7.1	6	9,73,12,57
	草地	4.1	3.1	6	1.5-10	6	43,9
	热带牧场	23.7	11.8	6	4.7-45	7	4,23,38,66
	稀树草原	7.0	2.7	6	0.5-18	10	42,50,6,45,13, 65
所有稀树草地(旱季中/晚期烧除)*		10.0	10.1	24	0.5-45	29	
其它植被类型	泥炭地	41	1.4	2	40-42	2	68,33
	苔原	10	-	1	-	-	33

¹ No.m=均值观察次数

² No.r=范围观察次数

*仅表层燃烧, # 稀树草地、cerrado sensu stricto, §campo sujo、无树高草地、坦泊, @林地, 从砍伐的热带林 (包括未烧除木质材料) 求出。

表 3A.1.12 和 3A.1.13 的参考文献

- Alexander, M., *Calculating and interpreting forest fire intensities*. CANADIAN JOURNAL OF BOTANY, 1978. **60**: p. 349-357.
- Amiro, B., J. Todd, and B. Wotton, *Direct carbon emissions from Canadian forest fires, 1959-1999*. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 2001. **31**: p. 512-525.
- Araujo, T., J. Carvalho, N. Higuchi, A. Brasil, and A. Mesquita, *A tropical rainforest clearing experiment by biomass burning in the state of Pará, Brazil*. ATMOSPHERIC ENVIRONMENT, 1999. **33**: p. 1991-1998.
- Barbosa, R. and P. Fearnside, *Pasture burning in Amazonia: Dynamics of residual biomass and the storage and release of aboveground carbon*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH, 1996. **101**(D20): p. 25847-25857.
- Bilbao, B. and E. Medina, *Types of grassland fires and nitrogen volatilization in tropical savannas of calabozo*, in *Biomass Burning and Global Change: Volume 2. Biomass burning in South America, Southeast Asia, and temperate and boreal ecosystems, and the oil fires of Kuwait*, J. Levine, Editor. 1996, MIT Press: Cambridge. p. 569-574.
- Cachier, H., C. Liousse, M. Pertusiot, A. Gaudichet, F. Echalar, and J. Lacaux, *African fire Particulate emissions and atmospheric*

- influence, in *Biomass Burning and Global Change: Volume 1. Remote Sensing, Modeling and Inventory Development, and Biomass Burning in Africa*, J. Levine, Editor. 1996, MIT Press: Cambridge. p. 428-440.
7. Carvalho, J., N. Higuchi, T. Araujo, and J. Santos, *Combustion completeness in a rainforest clearing experiment in Manaus, Brazil*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH, 1998. **103**(D11): p. 13195.
 8. Carvalho, J., F. Costa, C. Veras, et al., *Biomass fire consumption and carbon release rates of rainforest-clearing experiments conducted in northern Mato Grosso, Brazil*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ATMOSPHERES, 2001. **106**(D16): p. 17877-17887.
 9. Cheyney, N., R. Raison, and P. Khana, *Release of carbon to the atmosphere in Australian vegetation fires*, in *Carbon Dioxide and Climate: Australian Research*, G. Pearman, Editor. 1980, Australian Academy of Science: Canberra. p. 153-158.
 10. Cofer, W., J. Levine, E. Winstead, and B. Stocks, *Gaseous emissions from Canadian boreal forest fires*. ATMOSPHERIC ENVIRONMENT, 1990. **24A**(7): p. 1653-1659.
 11. Cofer, W., E. Winstead, B. Stocks, J. Goldammer, and D. Cahoon, *Crown fire emissions of CO₂, CO, H₂, CH₄, and TNMHC from a dense jack pine boreal forest fire*. GEOPHYSICAL RESEARCH LETTERS, 1998. **25**(21): p. 3919-3922.
 12. De Castro, E.A. and J.B. Kauffman, *Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire*. Journal of Tropical Ecology, 1998. **14**(3): p. 263-283.
 13. Delmas, R., *On the emission of carbon, nitrogen and sulfur in the atmosphere during bushfires in intertropical savannah zones*. GEOPHYSICAL RESEARCH LETTERS, 1982. **9**(7): p. 761-764.
 14. Einfeld, W., D. Ward, and C. Hardy, *Effects of fire behaviour on prescribed fire smoke characteristics: A case study*, in *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*, J. Levine, Editor. 1991, MIT Press: Massachusetts. p. 412-419.
 15. Fearnside, P., N. Filho, and F. Fernandes, *Rainforest burning and the global carbon budget: biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ATMOSPHERES, 1993. **98**(D9): p. 16733-16743.
 16. Fearnside, P., P. Graca, N. Filho, J. Rodrigues, and J. Robinson, *Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: measurement of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Para*. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 1999. **123**: p. 65-79.
 17. Fearnside, P., P. Graca, and J. Rodrigues, *Burning of Amazonian rainforests: burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil*. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 2001. **146**: p. 115-128.
 18. Feller, M. *The influence of fire severity, not fire intensity, on understory vegetation biomass in British Columbia*. in *13th Fire and Forest Meteorology Conference*. 1998. Lorne, Australia: IAWF.
 19. Flinn, D., P. Hopmans, P. Farrell, and J. James, *Nutrient loss from the burning of Pinus radiata logging residue*. AUSTRALIAN FOREST RESEARCH, 1979. **9**: p. 17-23.
 20. Garnett, M., P. Ineson, and A. Stevenson, *Effects of burning and grazing on carbon sequestration in a Pennine blanket bog, UK*. HOLOCENE, 2000. **10**(6): p. 729-736.
 21. Graca, P., P. Fearnside, and C. Cerri, *Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondonia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency*. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 1999. **120**: p. 179-191.
 22. Griffin, G. and M. Friedel, *Effects of fire on central Australian rangelands. I Fire and fuel characteristics and changes in herbage and nutrients*. AUSTRALIAN JOURNAL OF ECOLOGY, 1984. **9**: p. 381-393.
 23. Guild, L., J. Kauffman, L. Ellingson, and D. Cummings, *Dynamics associated with total aboveground biomass, C, nutrient pools, and biomass burning of primary forest and pasture in Rondonia, Brazil during SCAR-B*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ATMOSPHERES, 1998. **103**(D24): p. 32091-32100.
 24. Gupta, P., V. Prasad, C. Sharma, A. Sarkar, Y. Kant, K. Badarinath, and A. Mitra, *CH₄ emissions from biomass burning of shifting cultivation areas of tropical deciduous forests - experimental results from ground - based measurements*. CHEMOSPHERE - GLOBAL CHANGE SCIENCE, 2001. **3**: p. 133-143.
 25. Harwood, C. and W. Jackson, *Atmospheric losses of four plant nutrients during a forest fire*. AUSTRALIAN FORESTRY, 1975. **38**(2): p. 92-99.
 26. Hobbs, P. and C. Gimingham, *Studies on fire in Scottish heathland communities*. JOURNAL OF ECOLOGY, 1984. **72**: p. 223-240.
 27. Hobbs, P., J. Reid, J. Herring, et al., *Particle and trace-gas measurements from prescribed burns of forest products in the Pacific Northwest*, in *Biomass Burning and Global Change: Volume 2. Biomass burning in South America, Southeast Asia, and temperate and boreal ecosystems, and the oil fires of Kuwait*, J. Levine, Editor. 1996, MIT Press: Cambridge. p. 697-715.
 28. Hoffa, E., D. Ward, W. Hao, R. Susott, and R. Wakimoto, *Seasonality of carbon emissions from biomass burning in a Zambian savanna*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ATMOSPHERES, 1999. **104**(D11): p. 13841-13853.
 29. Hopkins, B., *Observations on savanna burning in the Olokemeji forest reserve, Nigeria*. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY, 1965. **2**(2): p. 367-381.
 30. Hughes, R., J. Kauffman, and D. Cummings, *Fire in the Brazilian Amazon 3. Dynamics of biomass, C, and nutrient pools in regenerating forests*. OECOLOGIA, 2000. **124**(4): p. 574-588.
 31. Hurst, D., W. Griffith, and G. Cook, *Trace gas emissions from biomass burning in tropical Australian savannas*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH, 1994. **99**(D8): p. 16441-16456.
 32. Jackson, W., *Nutrient stocks in Tasmanian vegetation and approximate losses due to fire*. Papers and proceedings of the Royal Society of Tasmania, 2000. **134**: p. 1-18.
 33. Kasischke, E., N. French, L. Bourgeau-Chavez, and N. Christensen, *Estimating release of carbon from 1990 and 1991 forest fires in*

- Alaska. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ATMOSPHERES, 1995. **100**(D2): p. 2941-2951.
34. Kauffman, J. and C. Uhl, *8 interactions of anthropogenic activities, fire, and rain forests in the Amazon Basin*, in *Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Changes*, J. Goldammer, Editor. 1990, Springer-Verlag: Berlin. p. 117-134.
 35. Kauffman, J., R. Sanford, D. Cummings, I. Salcedo, and E. Sampaio, *Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests*. ECOLOGY, 1993. **74**(1): p. 140-151.
 36. Kauffman, J., D. Cummings, and D. Ward, *Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado*. JOURNAL OF ECOLOGY, 1994. **82**: p. 519-531.
 37. Kauffman, J., D. Cummings, D. Ward, and R. Babbitt, *Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests*. OECOLOGIA, 1995. **104**: p. 397-408.
 38. Kauffman, J., D. Cummings, and D. Ward, *Fire in the Brazilian Amazon: 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures*. OECOLOGIA, 1998. **113**: p. 415-427.
 39. Kayll, A., *Some characteristics of heath fires in north-east Scotland*. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY, 1966. **3**(1): p. 29-40.
 40. Kiil, A., *Fuel consumption by a prescribed burn in spruce-fir logging slash in Alberta*. THE FORESTRY CHRONICLE, 1969: p. 100-102.
 41. Kiil, A., *Fire spread in a black spruce stand*. CANADIAN FORESTRY SERVICE BI-MONTHLY RESEARCH NOTES, 1975. **31**(1): p. 2-3.
 42. Lacaux, J., H. Cachier, and R. Delmas, *Biomass burning in Africa: an overview of its impact on atmospheric chemistry*, in *Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*, P. Crutzen and J. Goldammer, Editors. 1993, John Wiley & Sons: Chichester. p. 159-191.
 43. Lavoue, D., C. Lioussé, H. Cachier, B. Stocks, and J. Goldammer, *Modeling of carbonaceous particles emitted by boreal and temperate wildfires at northern latitudes*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ATMOSPHERES, 2000. **105**(D22): p. 26871-26890.
 44. Levine, J., *Global biomass burning: a case study of the gaseous and particulate emissions released to the atmosphere during the 1997 fires in Kalimantan and Sumatra, Indonesia*, in *Biomass Burning and its Inter-relationships with the Climate System*, J. Innes, M. Beniston, and M. Verstraete, Editors. 2000, Kluwer Academic Publishers: Dordrecht. p. 15-31.
 45. Levine, J. and W. Cofer, *Boreal forest fire emissions and the chemistry of the atmosphere*, in *Fire, Climate Change and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, E. Kasischke and B. Stocks, Editors. 2000, Springer-Verlag: New York. p. 31-48.
 46. Marsdon-Smedley, J. and A. Slijepcevic, *Fuel characteristics and low intensity burning in Eucalyptus obliqua wet forest at the Warra LTER site*. TASFORESTS, 2001. **13**(2): p. 261-279.
 47. Mazurek, M., W. Cofer, and J. Levine, *Carbonaceous aerosols from prescribed burning of a boreal forest ecosystem*, in *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*, J. Levine, Editor. 1991, MIT Press: Massachusetts. p. 258-263.
 48. McNaughton, S., N. Stronach, and N. Georgiadis, *Combustion in natural fires and global emissions budgets*. ECOLOGICAL APPLICATIONS, 1998. **8**(2): p. 464-468.
 49. McRae, D. and B. Stocks. *Large-scale convection burning in Ontario*. in *Ninth Conference on Fire and Forest Meteorology*. 1987. San Diego, California: American Meteorological Society.
 50. Moula, M., J. Brustet, H. Eva, J. Lacaux, J. Gregoire, and J. Fontan, *Contribution of the Spread-Fire Model in the study of savanna fires*, in *Biomass Burning and Global Change: Volume 1. Remote Sensing, Modeling and Inventory Development, and Biomass Burning in Africa*, J. Levine, Editor. 1996, MIT Press: Cambridge. p. 270-277.
 51. Neil, R., N. Stronach, and S. McNaughton, *Grassland fire dynamics in the Serengeti ecosystem, and a potential method of retrospectively estimating fire energy*. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY, 1989. **26**: p. 1025-1033.
 52. Pivello, V. and L. Coutinho, *Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna)*. JOURNAL OF TROPICAL ECOLOGY, 1992. **8**: p. 487-497.
 53. Prasad, V., Y. Kant, P. Gupta, C. Sharma, A. Mitra, and K. Badarinath, *Biomass and combustion characteristics of secondary mixed deciduous forests in Eastern Ghats of India*. ATMOSPHERIC ENVIRONMENT, 2001. **35**(18): p. 3085-3095.
 54. Raison, R., P. Khana, and P. Woods, *Transfer of elements to the atmosphere during low intensity prescribed fires in three Australian subalpine eucalypt forests*. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 1985. **15**: p. 657-664.
 55. Robertson, K., *Loss of organic matter and carbon during slash burns in New Zealand exotic forests*. NEW ZEALAND JOURNAL OF FORESTRY SCIENCE, 1998. **28**(2): p. 221-241.
 56. Robinson, J., *On uncertainty in the computation of global emissions from biomass burning*. CLIMATIC CHANGE, 1989. **14**: p. 243-262.
 57. Shea, R., B. Shea, J. Kauffman, D. Ward, C. Haskins, and M. Scholes, *Fuel biomass and combustion factors associated with fires in savanna ecosystems of South Africa and Zambia*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH, 1996. **101**(D19): p. 23551-23568.
 58. Slijepcevic, A., *Loss of carbon during controlled regeneration burns in Eucalyptus obliqua forest*. TASFORESTS, 2001. **13**(2): p. 281-289.
 59. Smith, D. and T. James, *Characteristics of prescribed burns and resultant short-term environmental changes in Populus tremuloides woodland in southern Ontario*. CANADIAN JOURNAL OF BOTANY, 1978. **56**: p. 1782-1791.
 60. Soares, R. and G. Ribeiro. *Fire behaviour and tree stumps sprouting in Eucalyptus prescribed burnings in southern Brazil*. in *III International Conference on Forest Fire Research / 14th Conference on Fire and Forest Meteorology*. 1998. Luso.
 61. Sorrensen, C., *Linking smallholder land use and fire activity: examining biomass burning in the Brazilian Lower Amazon*. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 2000. **128**(1-2): p. 11-25.

62. Stewart, H. and D. Flinn, *Nutrient losses from broadcast burning of Eucalyptus debris in north-east Victoria*. AUSTRALIAN FOREST RESEARCH, 1985. **15**: p. 321-332.
63. Stocks, B., *Fire behaviour in immature jack pine*. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 1987. **17**: p. 80-86.
64. Stocks, B., *Fire behaviour in mature jack pine*. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 1989. **19**: p. 783-790.
65. Stocks, B., B. van Wilgen, W. Trollope, D. McRae, J. Mason, F. Weirich, and A. Potgieter, *Fuels and fire behaviour dynamics on large-scale savanna fires in Kruger National Park, South Africa*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH, 1996. **101**(D19): p. 23541-23550.
66. Stocks, B. and J. Kauffman, *Biomass consumption and behaviour of wildland fires in boreal, temperate, and tropical ecosystems: parameters necessary to interpret historic fire regimes and future fire scenarios*, in *Sediment Records of Biomass Burning and Global Change*, J. Clark, et al., Editors. 1997, Springer-Verlag: Berlin. p. 169-188.
67. Susott, R., D. Ward, R. Babbitt, and D. Latham, *The measurement of trace emissions and combustion characteristics for a mass fire*, in *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*, J. Levine, Editor. 1991, MIT Press: Massachusetts. p. 245-257.
68. Turetsky, M. and R. Wieder, *A direct approach to quantifying organic matter lost as a result of peatland wildfire*. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 2001. **31**(2): p. 363-366.
69. Van Wagner, C., *Duff consumption by fire in eastern pine stands*. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 1972. **2**: p. 34-39.
70. van Wilgen, B., D. Le Maitre, and F. Kruger, *Fire behaviour in South African fynbos (macchia) vegetation and predictions from Rothermel's fire model*. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY, 1985. **22**: p. 207-216.
71. Vose, J. and W. Swank, *Site preparation burning to improve southern Appalachian pine-hardwood stands: aboveground biomass, forest floor mass, and nitrogen and carbon pools*. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 1993. **23**: p. 2255-2262.
72. Walker, J., *Fuel dynamics in Australian vegetation*, in *Fire and the Australian Biota*, A. Gill, R. Groves, and I. Noble, Editors. 1981, Australian Academy of Science: Canberra. p. 101-127.
73. Ward, D., R. Susott, J. Kauffman, et al., *Smoke and fire characteristics for Cerrado and deforestation burns in Brazil: BASE-B Experiment*. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH, 1992. **97**(D13): p. 14601-14619.

森林类型	烧除类型和干燥时间（月）					
	散布		行摊		行摊+堆放	
	<6	>6	<6	>6	<6	>6
热带湿润林						
- 原始 ^a	0.15-0.3	~0.30				
- 次生 ^b		0.40				
热带旱林						
- 混合树种 ^c		>0.9				
- 金合欢属 ^d			-	0.8	-	~0.95
温带桉树 ^e	0.3	0.5-0.6				
北方森林 ^f	0.25					

注：燃烧效率或燃烧的生物量部分，是计算排放的一个关键数目，它具有高度可变性，取决于燃料安排（例如，散布与堆积）、影响（燃料组分大小和可燃性）的植被类型以及烧除条件（尤其是燃料湿度）。

资料来源：^aFearnside（1990年），Wei Min Hao 等人（1990）；^bWei Min Hao 等人（1990年）；^cKauffmann and Uhl; 等人（1990年）；^dWilliams 等人（1970年），Cheney (pers. comm. 2002)；^eMcArthur（1969年），Harwood 和 Jackson（1975年），Slijepcevic（2001年），Stewart 和 Flinn（1985年）；及^fFrench 等人（2000年）。

表 3A.1.15 清除森林进行露天烧除的排放率 (适用于方程 3.2.19)	
化合物	排放率
甲烷(CH ₄)	0.012(0.009-0.015) ^a
一氧化碳(CO)	0.06(0.04-0.08) ^b
氧化亚氮(N ₂ O)	0.007(0.005-0.009) ^c
氮氧化物(NO _x)	0.121(0.094-0.148) ^c

资料来源：^aDelmas, 1993 年, ^bLacaux 等人, 1993 年, Crutzen 和 Andreae, 1990 年。

注：碳化合物即甲烷和一氧化碳的比率是指所释放的碳化合物质量（以碳为单位）相对于烧除释放的总碳量质量的比率。对于氮化合物而言，是指排放（以氮为单位）相对于燃烧释放的总氮量的比率。

表 3A.1.16 各类植被烧除中燃烧的燃料适用的排放因子（燃烧的 G/KG 干物质） (与方程 3.2.20 联系起来使用)							
	CO ₂	CO	CH ₄	NO _x	N ₂ O*	NMHC ²	资料来源
湿润/贫瘠阔叶稀树草原	1 523	92	3	6	0.11	-	Scholes(1995)
干旱肥沃细叶稀树草原	1 524	73	2	5	0.11	-	Scholes(1995)
湿润贫瘠草地	1 498	59	2	4	0.10	-	Scholes(1995)
干旱肥沃草地	1 540	97	3	7	0.11	-	Scholes(1995)
湿地	1 554	58	2	4	0.11	-	Scholes(1995)
所有植被类型 ¹	1 403-1 503	67-120	4-7	0.5-0.8	0.10	-	IPCC(1994)
森林火烧	1 531	112	7.1	0.6-0.8	0.11	8-12	Kaufman <i>et al.</i> (1992)
稀树草原火烧	1 612	152	10.8	-	0.11	-	Ward <i>et al.</i> (1992)
森林火烧	1 580	130	9	0.7	0.11	10	Delmas <i>et al.</i> (1995)
稀树草原火烧	1 640	65	2.4	3.1	0.15	3.1	Delmas <i>et al.</i> (1995)

¹假定 41%-45%碳含量, 85%-100%燃烧完全度。

²NMHC 非甲烷烃类。

*根据 Crutzen 和 Andreae (1990 年) 的数据计算, 假定氮/碳比率为 0.01, 但稀树草原火烧除外。

附件 3A.2 报告表和工作单

所有用户都应采用报告表规定的格式来报告其清查信息。当然，只要求用户填写表中与它们已经进行估计并列入其清单的气体和源/汇类别相关的那些单元。

用于估计第 3 章（土地利用变化和林业部门 *优良做法指南*）所述不同利用类别的土地产生的二氧化碳和非二氧化碳温室气体排放和清除的方程被列入不同的工作单。将工作单中产生的排放和清除估值汇编成汇编工作单并最后汇编为报告表。在可能的情况下，利用与《IPCC 指南》相同的格式设计了报告表。

工作单按单元列示，而且每个单元对应于具体的土地利用类别（见方框 3A.2.1）。将单元细分为两个子单元以区分仍为同一土地利用类别的土地与转变为其它土地利用类别的土地。每个子单元包括这样一些工作单，它们主要分为四种：活生物量工作单；死有机质工作单；土壤工作单（每种再细分为矿质土壤和有机土壤）；以及非二氧化碳温室气体排放工作单。工作单主要基于第 1 层方法，但视情况以较高层方法加以补充。正文方程中使用的变量或参数的符号列入了工作单以便利它们的使用。注意，工作单还包括任选报告的源和土地利用类别。

方框 3A.2.1 工作单的结构（以林地为例）

单元：林地

子单元：仍为林地的林地

工作单：

- FL-1a（FL 代表林地；1 代表仍为林地的林地；2 指转变为林地的土地；而“a”代表生物量）
- FL-1b（“b”代表死有机质（DOM））
- FL-1c1（“c”代表土壤（SOM），它再细分为：c1 代表矿质土壤，c2 代表有机土壤等）
- FL-1d（“d”代表非二氧化碳温室气体）

提供两组汇编工作单以分别汇编二氧化碳排放和清除及非二氧化碳温室气体排放。将表设计为按土地利用类别和碳库（即活生物量、死有机质和土壤）来汇编排放和清除。在非二氧化碳排放的情况下，将碳库分为生物量和土壤两类。

报告表分为两种类型。第一种表用于报告所有土地利用类别的二氧化碳和非二氧化碳温室气体排放与清除，包括转变为任何其它土地利用类别的土地的排放和清除。第二种表是其子集，它的设计是利用来自第一种表的信息报告林地和草地转变为其它土地利用类别引起的二氧化碳和非二氧化碳温室气体的排放与清除。

在利用国家温室气体清单的其它要素汇编土地利用、土地利用变化和林业的排放和汇估值时，符号（+/-）的使用必须一致。在报告表中，排放（碳储量减少、非二氧化碳温室气体排放）始终是正（+），而清除（碳储量增加）始终是负（-）。为了计算初始估值，这里也采用《IPCC 指南》第 5 章使用的惯例——其中碳储量的净增加为正（+），而净减少为负（-）。如在《IPCC 指南》中一样，在最后报告表中需要将这些值的符号转变，以便与国家清查报告的其它各节保持一致。

单位：在报告表中，二氧化碳的排放/清除和非二氧化碳温室气体的排放以千兆克（Gg）报告。要将吨碳换算为千兆克二氧化碳，用 44/12 和 10^{-3} 乘该值。要将千克氧化亚氮-氮换算为千兆克氧化亚氮，用 44/28 和 10^{-6} 乘该值。

惯例：为了报告目的——与《IPCC 指南》的一致——排放的符号始终是（+），而清除（摄取）的符号始终是（-）。

表 3A.2.1A

LULUCF 部门在报告年提交的二氧化碳和非二氧化碳气体排放和清除报告表

土地利用类别		《IPCC 指南》 ¹	年度碳储量变化, 千兆克二氧化碳				甲烷 (千兆克)	氧化亚氮 (千兆克)	氮氧化物 ³ (千兆克)	一氧化碳 ³ (千兆克)
最初 土地用途	报告年 土地用途		活生物量 A	死有机质 B	土壤 C	二氧化碳 排放/清除 ² D=(A+B+C) • (-1)				
林地	林地	5A								
农田	林地	5A, 5C, 5D	$\Delta C_{L,F, LB}^5$	$\Delta C_{L,F, DOM}$	$\Delta C_{L,F, SOM}$					
草地	林地	5A, 5C, 5D								
湿地	林地	5A, 5C, 5D								
定居地	林地	5A, 5C, 5D								
其它土地	林地	5A, 5C, 5D								
	林地小计									
农田	农田	5A, 5D								
林地	农田	5B, 5D								
草地	农田	5B, 5D								
湿地	农田	5D								
定居地	农田	5D								
其它土地	农田	5D								
	农田小计									
草地	草地	5A, 5D								
林地	草地	5B, 5D								
农田	草地	5C, 5D								
湿地	草地	5C, 5D								
定居地	草地	5C, 5D								
其它土地	草地	5C, 5D								
	草地小计									
湿地	湿地	5A, 5E								
林地	湿地	5B								
农田	湿地	5E								
草地	湿地	5B								
定居地	湿地	5E								
其它土地	湿地	5E								
	湿地小计									

(其它类别见 下一页各行)

表 3A.2.1A (续)

LULUCF 部门在报告年提交的二氧化碳和非二氧化碳气体排放和清除报告表

土地利用类别 最初土地用途	《IPCC 指南》 ¹ 报告年土地用途	年度碳储量变化, 千兆克二氧化碳			甲烷 (千兆克)	氧化亚氮 (千兆克)	氮氧化物 ³ (千兆克)	一氧化碳 ³ (千兆克)
		活生物量 A	死有机质 B	土壤 C				
定居地	定居地	5A						
林地	定居地	5B						
农田	定居地	5E						
草地	定居地	5B						
湿地	定居地	5E						
其它土地	定居地	5E						
	定居地小计							
其它土地	其它土地	5A						
林地	其它土地	5B						
农田	其它土地	5E						
草地	其它土地	5B						
湿地	其它土地	5E						
定居地	其它土地	5E						
	其它土地小计							
其它 ⁴ (请具体 说明)								
	其它小计							
	合计							

¹ 标题取自《IPCC 指南》报告说明, 第 1.14-1.16 页: 5A-森林和其它木质生物量蓄积量的变化; 5B-林地和草地转变, 5C-经营土地的撂荒; 5D-土壤的排放和清除, 5E-其它。

² 为了报告的目的, 需要改变符号, 以便产生的值表示为清除或摄取 (-) 及排放 (+)。这样, 以负 1 乘产生的二氧化碳排放或清除。

³ 《IPCC 指南》和本报告为土地利用、土地利用变化和林业部门提供估计只因火烧引起的氮氧化物以及一氧化碳排放的方法。如报告了补充数据, 应提供作出这些估计所使用的补充信息 (方法、活动数据和排放因子)。

⁴ 这可能包括其它未说明的源或汇, 例如采伐木材产品等。

⁵ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

表 3A.2.1B

关于报告年林地和草地转变为其它土地类别引起的二氧化碳和非二氧化碳温室气体排放和清除报告表

土地用途类别	《IPCC 指南》 ¹	碳储量年度变化, 千兆克二氧化碳			甲烷 (千兆克)	氧化亚氮 (千兆克)	氮氧化物 ³ (千兆克)	一氧化碳 ³ (千兆克)
		活生物量 A	死有机质 B	土壤 C				
林地	5B, 5D							
林地	5B, 5D	$\Delta C_{L_{G_{LB}}}$ ⁴	$\Delta C_{L_{C_{DOM}}}$	$\Delta C_{L_{G_{SOM}}}$				
林地	5B							
林地	5B							
林地	5B							
草地	5A, 5C, 5D							
草地	5B, 5D							
草地	5B							
草地	5B							
草地	5B							
林地小计								
草地小计								
合计								

¹ 标题取自《IPCC 指南》报告说明, 第 1.14-1.16 页; 5A-森林和其它木质生物量蓄积量的变化; 5B-林地和草地转变, 5C-经营土地的撂荒; 5D-土壤的排放和清除, 5E-其它。

² 为了报告的目的, 需要改变符号, 以便产生的值表示为清除或摄取 (-) 及排放 (+)。这样, 以负 1 乘产生的二氧化碳排放或清除。

³ 《IPCC 指南》和本报告为土地利用、土地利用变化和林业部门提供估计只因火烧引起的氮氧化物以及一氧化碳排放的方法。如报告了补充数据, 应提供作出这些估计所使用的补充信息 (方法、活动数据和排放因子)。

⁴ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

表 3A.2.2A
报告二氧化碳排放和清除的汇编工作单¹

土地利用类别 ²		土地面积 (公顷)	活生物量			死有机质			土壤 ³		
最初 土地用途	报告年 土地用途		碳储量的 年度增加 (吨碳/年)	碳储量的 年度减少 (吨碳/年)	年度碳储量变化 (千兆克二氧化碳/ 年) $C=(A-B) \cdot 10^{-3} \cdot 44/12$	死木中的碳 储量变化 (吨碳/年)	枯枝落叶中 的碳储量 变化 (吨碳/年)	年度碳储量 变化 (千兆克二氧化碳/年) $F=(D+E) \cdot 10^{-3} \cdot 44/12$	矿质土壤中 的碳储量 变化 (吨碳/年)	有机土壤中 的碳储量 变化 (吨碳/年)	年度碳储量 变化 (千兆克二氧化碳/年) $I=(G+H) \cdot 10^{-3} \cdot 44/12$
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	
		ΔC_{LFG}^4	ΔC_{LFL}	ΔC_{LFLB}	ΔC_{LFDW}	ΔC_{LFLT}	ΔC_{LFDOM}	ΔC_{LFLM}	ΔC_{LFO}	ΔC_{LFS}	
林地	林地										
农田	林地										
草地	林地										
湿地	林地										
定居地	林地										
其它土地	林地										
林地小计											
农田	农田										
林地	农田										
草地	农田										
湿地	农田										
定居地	农田										
其它土地	农田										
农田小计											
草地	草地										
林地	草地										
农田	草地										
湿地	草地										
定居地	草地										
其它土地	草地										
草地小计											
湿地	湿地										
林地	湿地										
农田	湿地										
草地	湿地										
定居地	湿地										
其它土地	湿地										
湿地小计											

(其它类别见下页各行)

表 3A.2.2A (续)
报告二氧化碳排放和清除的汇编工作单¹

土地利用类别 ²		土地面积 (公顷)	活生物量			死有机质			土壤 ³		
最初 土地用途	报告年 土地用途		碳储量的 年度增加 (吨碳/年)	碳储量的 年度减少 (吨碳/年)	年度碳储量变化 (千兆克二氧化碳/年) $C=(A \cdot B) \cdot 10^{-3} \cdot 44/12$	死木中的碳 储量变化 (吨碳/年)	枯枝落叶中 的碳储量 变化 (吨碳/年)	年度碳储量 变化 (千兆克二氧化碳/年) $F=(D+E) \cdot 10^{-3} \cdot 44/12$	矿物质 土壤中的 碳储量 变化 (吨碳/年)	有机土壤 中的碳储 量变化 (吨碳/年)	年度碳储量 变化 (千兆克二氧 化碳/年) $I=(G+H) \cdot 10^{-3} \cdot 44/12$
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	
定居地	定居地										
林地	定居地										
农田	定居地										
草地	定居地										
湿地	定居地										
其它土地	定居地										
定居地小计											
其它土地	其它土地										
林地	其它土地										
农田	其它土地										
草地	其它土地										
湿地	其它土地										
定居地	其它土地										
其它土地小计											
其它(请具体说明) ²											
其它小计											
合计											

¹ C、F和I栏中关于碳净变化的符号惯例是：净增加(+)和净损失(-)。

² 可包括其它未具体说明的源或汇，如采伐木材产品等。

³ 可增加一栏以包括施用石灰引起的土壤碳储量的变化。

⁴ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

表 3A.2.2B
报告非二氧化碳排放的汇编工作单¹

土地利用类别		土地面积 (公顷)	甲烷 (千兆克)			氧化亚氮 (千兆克)			氮氧化物 (千兆克)			一氧化碳 (千兆克)		
最初土地用途	报告年土地用途		生物量 ²	土壤	合计	生物量 ²	土壤 ³	合计	生物量 ²	土壤	合计	生物量 ²	土壤	合计
林地	林地													
农田	林地													
草地	林地													
湿地	林地													
定居地	林地													
其它土地	林地													
	林地小计													
农田	农田													
林地	农田													
草地	农田													
湿地	农田													
定居地	农田													
其它土地	农田													
	农田小计													
草地	草地													
林地	草地													
农田	草地													
湿地	草地													
定居地	草地													
其它土地	草地													
	草地小计													
湿地	湿地													
林地	湿地													
农田	湿地													
草地	湿地													
定居地	湿地													
其它土地	湿地													
	湿地小计													

表 3A.2.2B (续)
报告非二氧化碳排放的汇编工作单¹

土地利用类别		土地面积 (公顷)	甲烷 (千兆克)			氧化亚氮 (千兆克)			氮氧化物 (千兆克)			一氧化碳 (千兆克)						
			生物量 ²	土壤	合计	生物量 ²	土壤 ³	合计	生物量 ²	土壤	合计	生物量 ²	土壤	合计				
最初土地用途	报告年土地用途																	
	定居地																	
	林地																	
	农田																	
	草地																	
	湿地																	
	其它土地																	
	定居地小计																	
	其它土地																	
	林地																	
	农田																	
	草地																	
	湿地																	
	定居地																	
	其它土地小计																	
	其它 (请具体说明)																	
	其它小计																	
	合计																	

¹ 所有单位应采用千兆克 (Gg) 报告。为将单位从“千克氧化亚氮-氮”转为千兆克氧化亚氮，用 44/28 和 10⁶ 乘该值 (来自工作单)。与工作单中所用的惯例相同，清除 (摄取) 符号为正 (+)，排放符号为负 (-)。

² 对木质生物量生长的扰乱可能只在林地和草地中发生。对稀树草原 (草地) 进行的规定烧除引起的非二氧化碳排放放在《IPCC 指南》第 4 章中报告。

³ 施肥在林地、农田和草地中进行。农田施氮肥引起的氧化亚氮排放放在《IPCC 指南》第 4 章中报告。

模块		林地									
子模块		仍为林地的林地									
工作单		FL-1a: 活生物量 (包括地上和地下生物量) ¹ 中的年度碳储量变化									
页		1/4									
最初 土地用途	土地利用类别 ² 报告年 土地用途	报告年子类别 ³	仍为林地的林 地面积 (公顷)	适合于工业加 工的材积的年 均净增量 (米 ³ /公顷/年)	基本木材密度 (吨干物质/米 ³ 鲜材积)	将年净增量 (含 树皮) 换算为地 上部树木生物量 增量的生物量扩 展系数 (无量纲)	地上部生物量年 均增量 (吨干物质/公 顷/年) $E=B \cdot C \cdot D$	适合于增 量的根茎 比率 (无量纲)	地上和地下部生 物量年均增量 (吨干物质/公顷/ 年) $G=E \cdot (1+F)$		
		A	B	C	D	E	F	G			
FL		(a)	A	Iv	D	BEF _I	G _w	R	G _{TOTAL}		
		(b)									
		(c)									
		小计									
合计											

¹ 按默认法计算 (见第 3.2.1.1 节)。

² FL 代表林地。关于表示土地面积的方法见第 2 章。

³ 土地用途应按本国森林类型和气候带进一步细分。

模块		林地								
子模块		仍为林地的林地								
工作单		FL-1a: 活生物量 (包括地上和地下生物量) 中的年度碳储量变化								
页		2/4								
最初 土地用途	土地利用类别	报告年 土地用途	报告年子类别		干物质的碳部分 (默认值为 0.5) (吨碳/吨干物质)	生物量增量引起的 年度碳的增加 (吨碳/年) $I = A \cdot G \cdot H$	圆材年采集量 (米 ³ /年)	生物量密度 (吨干物质/米 ³ 鲜材积)	将圆材采集量换算 为地上部生物量总 量 (含树皮) 的生 物量扩展系数 (无量纲)	留在林中腐朽的 生物量部分 (无量纲)
			H	I						
FL	FL		(a)		H	ΔC_{FFG}	H	D	BEF ₂	f _{BL}
			(b)		CF					
			(c)							
			小计							
合计										

模块		林地									
子模块		仍为林地的林地									
工作单		FL-1a: 活生物量（包括地上和地下生物量）中的年度碳储量变化									
页		3/4									
土地利用类别	报告年土地用途	报告年子类别	商业性采伐引起的年度碳损失 (吨碳/年) $N=J \cdot K \cdot L \cdot (1-M) \cdot H$	年度薪柴采集量 (米 ³ /年)	生物量密度 (吨干物质/米 ³ 鲜材积)	将圆材采集量 换算为地上部 生物量总量(含 树皮)的生物量 扩展系数 (无量纲)	薪柴采集引起的年度 碳损失 (吨碳/年) $R=O \cdot P \cdot Q \cdot H$	受扰乱影响的 森林面积 (公顷/年)	森林面积平均 生物量蓄积量 (吨干物质 /公顷)		
	最初 土地用途								R	S	T
FL	FL	(a)		O	P	Q			L _{fuelwood}	A _{disturbance}	B _w
		(b)	L _{fellings}	FG	D	BEF ₂					
		(c)									
		小计									
合计											

模块		林地					
子模块		仍为林地的林地					
工作单		FL-1a: 活生物量（包括地上和地下生物量）中的年度碳储量变化					
页		4/4					
土地用途	土地利用类别	报告年	报告年类别	留在林中腐朽的生物量部分 (无量纲)	碳的其它年度损失 (吨碳/年) $V = S \cdot T \cdot (1-U) \cdot H$	生物量损失引起的碳的 年度减少 (吨碳/年) $W = N + R + V$	活生物量中的年度 碳储量变化 (吨碳/年) $X = I - W$
FL	FL	(a)		U	V	W	X
		(b)		f _{BL}	L _{other losses}	ΔC_{FFL}	ΔC_{FFLB}
		(c)					
		小计					
合计							

模块		林地								
子模块		仍为林地的林地								
工作单		FL-1b: 死有机质（死木和枯枝落叶）中的年度碳储量变化 ¹								
页		1/3								
土地用途	土地用途 报告年 土地用途	报告年子类别	仍为林地的经营林 地的面积 (公顷)	年度转入 死木的量 (吨干物质/公顷 /年)	年度转出死木的量 (吨干物质/公顷/ 年)	干物质的碳部分 (默认值是 0.5) (吨碳/吨干 物质)	死木中的 年度碳变化 (吨碳/年) $E=A \cdot (B-C) \cdot D$	对应于状态 i 的 天然非经营林下 枯枝落叶的参考 碳储量 (吨碳/公顷)		
									A	B
FL	FL	(a)	A	B	C	D	E	F		
		(b)	A	B_{into}	B_{out}	CF	$\Delta C_{FF, PW}$	$L T_{ref(i)}$		
		(c)								
		小计								
合计										

¹按第2层方法计算，因为第1层方法假定死木和枯枝落叶中碳的净变化为零。

模块		林地									
子模块		仍为林地的林地									
工作单		FL-1b: 死有机质（死木和枯枝落叶）中的年度碳储量变化 ¹									
页		2/3									
土地用途	土地利用类别	报告年	土地用途	报告年子类别		反映管理强度或做法对状态 i 下 $LT_{ref(i)}$ 的影响的调整因子 (无量纲)	反映对状态 i 下 $LT_{ref(i)}$ 的扰乱状况变化的调整因子 (无量纲)	先前状态 i 下稳定的枯枝落叶碳储量 (吨碳/公顷)	先前状态 j 下枯枝落叶的参考碳储量 (吨碳/公顷)	反映管理强度或做法对状态 j 下 $LT_{ref(j)}$ 的影响的调整因子 (无量纲)	反映对状态 j 下 $LT_{ref(j)}$ 的扰乱状况变化的调整因子 (无量纲)
				I	J						
FL	FL	(a)				G	H	I	J	K	L
		(b)				$f_{mgt_intensity\ i}$	$f_{dist_regime\ i}$	C_i	$LT_{ref(j)}$	$f_{mgt_intensity\ j}$	$f_{dist_regime\ j}$
		(c)									
		小计									
合计											

模块		林地							
子模块		仍为林地的林地							
工作单		FL-1b: 死有机质（死木和枯枝落叶）中的年度碳储量变化							
页		3/3							
最初 土地用途	土地 利用类别	报告年	报告年 土地用途	报告年子类别	先前状态 j 下稳定的枯 枝落叶碳储量 (吨碳/公顷) $M=J \cdot K \cdot L$ M	从状态 i 过渡到 j 的森林 面积 (公顷) N	从状态 i 过渡到 j 的时期 默认值是 20 年 (年) O	年度枯枝落叶 碳储量变化 (吨碳/年) $P=(M-I) \cdot N/O$ P	死有机质中的年度碳 储量变化 (吨碳/年) $Q=E+P$ Q
		土地用途	FL			C_j	A_{ij}	T_{ij}	$\Delta C_{FF,LT}$
		(a)							
		(b)							
		(c)							
		小计							
合计									

模块		林地															
子模块		仍为林地的林地															
工作单		FL-1c1: 矿质土壤中的年度碳储量变化 ¹															
页		1/2															
最初 土地用途	土地 利用类别 ² 报告年 土地用途	报告年子类别 ³	从状态 i 过渡到 j 的森林面积 (公顷)	A	从 SOC _i 过渡到 SOC _j 的时期 (默认值是 20 年) (年)	B	给定土壤上天 然、非经营林的 参考碳储量 (吨碳/公顷)	C	反映从天然林 转变为状态 i 下 森林类型的影 响的调整因子 (无量纲)	D	反映管理强度 或做法对状态 i 下森林的影响 的调整因子 (无量纲)	E	反映扰乱状况 的变化对状态 i 下天然林的影 响的调整因子 (无量纲)	F	先前状态 i 下稳 定的土壤有机 碳储量 (吨碳/公顷) G=C • D • E • F	G	
		FL	A _{ij}	T _{ij}	SOC _{REF}	f _{forest type_i}	f _{man intensity_i}	f _{dist regime_i}	SOC _i								
	(a)																
	(b)																
	(c)																
	小计																
合计																	

¹ 按第 2 层方法计算，因为第 1 层方法假定仍为林地的林地的矿质土壤中碳的净变化为零。

² FL 代表林地。关于表示土地面积的方法见第 2 章。

³ 土地利用可按森林类型或树种、国家土地分类系统或生态带进一步细分。

模块		林地								
子模块		仍为林地的林地								
工作单		FL-1c1：矿质土壤中的年度碳储量变化								
页		2/2								
土地用途	土地利用类别	报告年子类别 ³	给定土壤上天然、非经营林的参考碳储量 (吨碳/公顷)	反映从天然林转变为状态j下森林类型的调整因子 (无量纲)	反映管理强度或做法对状态j下森林影响的调整因子 (无量纲)	反映扰乱状况的变化对状态j下天然林的影响因子 (无量纲)	目前状态j下稳定的土壤有机碳储量 (吨碳/公顷)	年度土壤碳储量变化 (吨碳/年)		
FL	FL	(a)	H(=C)	I	J	K	L	M		
		(b)	SOCC _{REF}	f _{forest type_j}	f _{man intensity_j}	f _{dist regime_j}	SOCC _j	ΔC _{FF, Mineral}		
		(c)								
		小计								
合计										

模块		林地			
子模块		仍为林地的林地			
工作单		FL-1c2: 有机土壤中的年度碳储量变化			
页		1/1			
土地用途	土地利用类别	报告年子类别	森林排水有机土壤的面积 (公顷)	森林排水有机土壤的二氧化碳排放因子 (吨碳/公顷/年)	森林排水有机土壤的二氧化碳排放 (吨碳/年)
	最初 土地用途	报告年 土地用途	A	B	$C = A \cdot B$ C
FL	FL	(a)	A_{Drained}	EF_{Drainage}	$\Delta C_{\text{FF Organic}}$
		(b)			
		(c)			
		小计			
合计					

模块	林地		
子模块	仍为林地的林地		
工作单	FL-1c3: 土壤中的年度碳储量变化 (汇总工作单)		
页	1/1		
	矿质土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年) A	排水有机土壤的二氧化碳排放 (吨碳/年) B	土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年) $C=A+B$ C
		$\Delta C_{PF_{Organic}}$	$\Delta C_{PF_{Soils}}$

模块		林地									
子模块		仍为林地的林地									
工作单		FL-1d: 植被烧除产生的非二氧化碳排放									
页		1/1									
最初 土地用途	土地利用类别	报告年 土地用途	报告年子 类别	烧除 面积 (公顷)	可用 燃料质量 (千克干物 质/公顷)	燃烧生物量 的燃烧效率 或部分 (无量纲)	每种温室气体 的排放因子 (克/千克 干物质)	烧除引起的甲 烷排放 (吨甲烷) $E = A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$	烧除引起的一 氧化碳排放 (吨一氧化碳) $F = A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$	烧除引起的氧 化亚氮排放 (吨氧化亚氮) $G = A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$	烧除引起的氮 氧化物排放 (吨氮氧化物) $H = A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$
FL	FL		(a)	A	B	C	D_{CH_4}	甲烷			
							D_{CO}		一氧化碳		
							D_{N_2O}			氧化亚氮	
							D_{NO_x}				氮氧化物
			(b)								
			(c)								
			小计								
合计											

模块	林地		
子模块	转变为林地的土地		
工作单	FL-2a: 活生物量（包括地上和地下部生物量）中的年度碳储量变化		
页	1/1		
方法遵循工作单 FL-1a: 仍为林地的林地的活生物量 （包括地上部和地下部生物量）中的年度碳储量变化 A	方法遵循工作单 FL-1a: 仍为林地的林地的活生物量 （包括地上部和地下部生物量）中的年度碳储量变化 B	方法遵循工作单 FL-1a: 仍为林地的林地的活生物量 （包括地上部和地下部生物量）中的年度碳储量变化 B	土地用途转变为林地引起的生物量中的年度碳储量变化 （吨碳/年） C=A+B C
		$\Delta C_{L,F,L}$	$\Delta C_{L,F,L,B}$

模块		林地											
子模块		转变为林地的土地											
工作单		FL-2b: 死有机质 (死木和枯枝落叶) 中的年度碳储量变化 ¹											
页		1/2											
最初 土地用途	土地利用类别 ² 报告年 土地用途	报告年子类别 ³		通过自然更 新转变为林 地的土地面 积 (公顷)	自然更新林 中以碳计量 的现存生物 量蓄积量 (吨干物质 /公顷)	自然更新林 死亡率 (无量纲)	自然更新林 面积年度转 入死木量 (吨干物质 /公顷/年) D=B·C	自然更新林 面积年度转 出死木量 (吨干物质 /公顷/年)	通过营造人 工林转变为 林地的土地 面积 (公顷)	人工更新林 中以碳计量 的现存 生物量蓄 积量 (吨干物质 /公顷)	人工更新 林死亡率 (无量纲)	人工更新 林面积年 度转入死 木量 (吨干物 质/公顷/ 年) I=G·H	
		A	B	C	D	E	F	G	H	I			
CL	FL	(a)	(b)	(c)	小计	(a)	(b)	(c)	小计	(a)	(b)	(c)	小计
WL, SL, OL	FL	(a)	(b)	(c)	小计	(a)	(b)	(c)	小计	(a)	(b)	(c)	小计
合计													

¹ 按第 2 层方法计算, 因为第 1 层方法假定死木和枯枝落叶中碳的净变化为零。

² FL 代表林地; CL 代表农田; GL 代表草地; WL 代表湿地; SL 代表定居地; OL 代表其它土地。关于表示土地面积的方法见第 2 章。

³ 土地用途可按森林类型或树种、国家土地分类系统或生态带进一步细分。

模块		1B-转变为林地的土地									
子模块		转变为林地的土地									
工作单		FL-2b: 死有机质（死木和枯枝落叶）中的年度碳储量变化									
页		2/2									
土地用途	土地用途	报告年 子类别	人工更新林面积年 度转出死木量 (吨干物质/公顷/ 年)	干物质的碳部分 (默认值是 0.5) (吨碳/吨 干物质)	死木中的年度碳 储量变化 (吨碳/年) $L = [A \cdot (D-E) +$ $F \cdot (I-J)] \cdot K$	自然更新林枯枝 落叶中的年度碳 储量变化 (吨碳/公顷/年)	人工更新林枯枝 落叶中的年度碳 储量变化 (吨碳/公顷/年)	枯枝落叶中的年 度碳储量变化 (吨碳/年) $O = (A \cdot M) +$ $(F \cdot N)$	死有机质中的 年度碳储量 变化 (吨碳/年) $P = L + O$		
CL	FL	(a)	J	K	L	M	N	O	P		
		(b)	$B_{out,ArtR}$	CF	$\Delta C_{LF,DW}^1$	ΔC_{NatR}	ΔC_{ArtR}	$\Delta C_{LF,LT}$	$\Delta C_{LF,DOM}$		
		(c)									
		小计									
GL	FL	(a)									
		(b)									
		(c)									
		小计									
WL, SL, OL	FL	(a)									
		(b)									
		(c)									
		小计									
合计											
¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。											

模块		林地						
子模块		转变为林地的土地						
工作单		FL-2c1: 矿物质土壤中的年度碳储量变化 ¹						
页		1/1						
最初 土地用途	土地利用类别	报告年 土地用途	报告年子类别	源自前农田或草地的造林地总面积 (公顷)	给定土壤上天然、非经营林的参考碳储量, SOC _{ref} (吨碳/公顷)	先前用途的土地 (不论 是农田还是草地) 上稳定的土壤有机碳, SOC _{Non-forest land} (吨碳/公顷)	从 SOC _{Non-forest land} 过渡 到 SOC _{ref} 的时期 (年)	矿物质土壤中碳储量的 变化 (吨碳/年) E=(B-C) • A/D
			A	B	C	D	E	
CL	FL	(a)	(a)	A _{AFF,x}	SOC _{ref}	SOC _{Non-forest land}	T _{AFF}	ΔC _{L,F} ² _{Mineral}
		(b)	(b)					
		(c)	(c)					
		小计	小计					
GL	FL	(a)	(a)					
		(b)	(b)					
		(c)	(c)					
		小计	小计					
合计								

¹ 本《LULUCF 良好做法指南》只提供有关转变为林地的农田和草地的默认值。

² 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		林地			
子模块		转变为林地的土地			
工作单		FL-2c2: 有机土壤中的年度碳储量变化			
页		1/1			
土地用途	土地利用类别	报告年子类别	转变为林地的土地中排水有机土壤的面积 (公顷)	森林排水有机土壤的二氧化碳排放因子 (吨碳/公顷/年)	排水有机土壤的二氧化碳排放 (吨碳/年)
	报告年土地用途		A	B	$C = A \cdot B$ C
CL	FL	(a)			
		(b)	A_{Drained}	EF_{Drainage}	$\Delta C_{\text{LF, Organic}}^1$
		(c)			
		小计			
GL	FL	(a)			
		(b)			
		(c)			
		小计			
WL, SL, OL	FL	(a)			
		(b)			
		(c)			
		小计			
合计					

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块	林地		
子模块	转变为林地的土地		
工作单	FL-2c3: 土壤中的年度碳储量变化		
页	1/1		
	矿质土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年) A	排水有机土壤的二氧化碳排放 (吨碳/年) B	土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年) $C=A+B$ C
		$\Delta C_{LF\ Organic}$	$\Delta C_{LF\ Soils}$

模块		林地								
子模块		转变为林地的土地								
工作单		FL-2d: 植被烧除产生的非二氧化碳排放								
页		1/1								
土地用途 最初	土地利用类别 报告年 土地用途	报告年子 类别	烧除面积 (公顷)	现有可用燃料 的质量 (千克干物质 /公顷)	燃烧生物量的 效率或部 分 (无量纲)	每种温室气体 的排放因子 (克/千克干 物质)	烧除引起的甲 烷排放 (吨甲烷) $E=A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$	烧除引起的一 氧化碳排放 (吨一氧化 碳) $F=A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$	烧除引起的氧 化亚氮排放 (吨氧化亚 氮) $G=A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$	烧除引起的氮氧化 合物排放 (吨氮氧化物) $H=A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$
CL	FL	(a)	A	B	C	D	E	F	G	H
			A	B	C	D_{CH_4}	甲烷	一氧化碳	氧化亚氮	氮氧化物
						D_{CO}				
						D_{N_2O}				
						D_{NO_x}				
		(b)								
GL	FL	(a)								
		(b)								
		小计								
合计										

模块		农田				
子模块		仍为农田的农田				
工作单		CL-1a: 活生物量中的年度碳储量变化 ¹				
页		1/1				
土地用途	土地利用类别	报告年	拥有多年生木质生物量的年度 农田面积 (公顷)	多年生木质生物量的年度 生长率 (吨碳/公顷/年)	清除的生物量中的年度碳储量 (清除或收获) (吨碳/公顷/年)	生物量中的年度碳储量变化 (吨碳/年) $D=A \cdot (B-C)$
	最初 土地用途	报告年 土地用途	A	B	C	D
CL	CL	(a)				
		(b)	A	G	L	$\Delta C_{CC_{L,B}}$
		(c)				
		小计				
合计						

¹ 只估计多年生木本作物的生物量变化。对于一年生作物，单一年份生物量储量的增加被假定为等于当年收获和死亡造成的生物量损失——因而生物量碳储量无净累积。

² CL 代表农田。关于表示土地面积的办法见第 2 章。

³ 土地用途应按多年生木本植被类型和气候带进一步细分。

模块		农田						
子模块		仍为农田的农田						
工作单		CL-1c1: 矿质土壤中的年度碳储量变化						
页		1/2						
土地用途	土地利用类别	报告年子类别 ³	每个地块的土地面积 ¹ (公顷)	清查时期 (默认值是 20 年)	参考碳储量 (吨碳/公顷)	清查年初土地利用或土地利用变化类型的储量变化因子 (无量纲)	清查年初管理制度的储量变化因子 (无量纲)	清查年初有机质投入的储量变化因子 (无量纲)
CL	CL	(a)	A	B	C	D	E	F
		(b)	A	T	SOC _{ref}	F _{LU(0-T)}	F _{MG(0-T)}	F _{I(0-T)}
		(c)						
		小计						
合计								

¹ 应当覆盖国内主要的农田体系。

模块		农田						
子模块		仍为农田的农田						
工作单		CL-1c1: 矿质土壤中的年度碳储量变化						
页		2/2						
土地用途	报告年土地用途	报告年子类别	在 T 年 (清查年初) 时的土壤有机碳储量 (吨碳/公顷) $G=C \cdot D \cdot E \cdot F$	本清查年土地利用或土地利用变化类型的储量变化因子 (无量纲)	本清查年管理制度储量变化因子 (无量纲)	本清查年有机质投入储量变化因子 (无量纲)	本清查年土壤有机碳储量 (吨碳/公顷) $K=C \cdot H \cdot I \cdot J$	矿质土壤中年度碳储量变化 (吨碳/年) $L=[(K-G) \cdot A]/B$
CL	CL	(a)	G	H	I	J	K	L
		(a)	$SOC_{(0-T)}$	$F_{LU(0)}$	$F_{MG(0)}$	$F_{T(0)}$	SOC_0	$\Delta C_{CC, Mineral}$
		(b)						
		(c)						
		小计						
合计								

模块		农田			
子模块		仍为农田的农田			
工作单		CL-1c2: 有机土壤中的年度碳储量变化			
页		1/1			
土地利用类别	报告年 土地用途	报告年子类别	气候类型 C 中有机土壤的土地面积 (公顷)	气候类型 C 的排放因子 (吨碳/公顷/年)	耕作有机土壤引起的二氧化碳排放 (吨碳/年) $C = A \cdot B$ C
CL		(a)	A	B	
		(b)	A	EF	$\Delta C_{CC\text{Organic}}$
		(c)			
		小计			
合计					

模块		农田				
子模块		仍为农田的农田				
工作单		CL-1c3: 施用农用石灰引起的碳排放				
页		1/1				
土地用途	土地利用类别	报告年	石灰类型	年度施用石灰总量 (吨石灰/年)	排放因子 (物质中碳酸盐含量) (吨碳/吨石灰)	施用农用石灰引起的年度 二氧化碳排放 (吨碳/年) $D=B \cdot C$ D
	土地用途	土地用途	A	B	C	
CL	CL	(a)				
		(b)	类型	数量	EF	$\Delta C_{CC, \text{Liming}}$
		(c)				
		小计				
合计						

模块	农田						
子模块	仍为农田的农田						
工作单	CL-1c4: 农田土壤中的年度碳储量变化						
页	1/1						
矿质土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年)	A	耕种有机土壤引起的二氧化碳排放 (吨碳/年)	B	施用石灰引起的二氧化碳排放 (吨碳/年)	C	土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年)	C=A-B-C D
			$\Delta C_{CC\text{Organic}}$		$\Delta C_{CC\text{Liming}}$		$\Delta C_{CC\text{Soils}}$

模块		农田							
子模块		转变为农田的土地							
工作单		CL-2a: 活生物量中的年度碳储量变化							
页		1/1							
最初 土地用途	土地利用类别	报告年 土地用途	报告年子 类别 ²	年度转变为农田的 土地面积 (公顷/年)	刚刚转变为农田后 生物量中的碳储量 (吨碳/公顷)	即将转变为农田前 生物量中的碳储量 (吨碳/公顷)	土地转变为农田时 该种转变类型每单 位面积的碳储量 变化 (吨碳/公顷) D=B-C	农田作物生长一年 引起的碳储量变化 (吨碳/公顷) E	转变为农田的土地 中活生物量的年度 碳储量变化 (吨碳/年) F=A • (D+E)
FL	CL		(a)						
			(b)	A _{Conversion}	C _{After}	C _{Before}	L _{Conversion}	ΔC _{Growth}	ΔC _{LC_{LB}} ³
			(c)						
			小计						
GL	CL		(a)						
			(b)						
			(c)						
			小计						
WL, SL, OL	CL		(a)						
			(b)						
			(c)						
			小计						
合计									

¹ FL 代表林地; CL 代表农田; GL 代表草地; WL 代表湿地; SL 代表定居地, OL 代表其它土地。关于表示土地面积的办法见第 2 章。

² 土地用途应按多年生木本植被类型和气候带进一步细分。

³ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		农田							
子模块		转变为农田的土地							
工作单		CL-2cl: 矿质土壤中的年度碳储量变化							
页		1/2							
土地用途	土地利用类别	报告年	报告年子类别	转变为农田体系的土地面积 (公顷)	清查时期 (默认值是 20 年)	参考碳储量 (吨碳/公顷)	初始年 (转变前) 土地利用或土地利 用变化类型的储量 变化因子 (无量纲)	初始年 (转变前) 管理制度的储量变 化因子 (无量纲)	初始年 (转变前) 有机质投入的储 量变化因子 (无量纲)
最初 土地用途				A	B	C	D	E	F
FL	CL	(a)		A	T	SOC _{ref}	F _{LU(0-T)}	F _{MG(0-T)}	F _{I(0-T)}
		(b)							
		(c)							
		小计							
GL	CL	(a)							
		(b)							
		(c)							
		小计							
WL, SL, OL	CL	(a)							
		(b)							
		(c)							
		小计							
合计									

¹ 应覆盖国内主要的农田体系。

模块		农田							
子模块		转变为农田的土地							
工作单		CL-2cl: 矿质土壤中的年度碳储量变化							
页		2/2							
土地利用类别	报告年土地用途	报告年类别 ³	初始年(转变前)土壤有机碳储量(吨碳/公顷) $G=C \cdot D \cdot E \cdot F$ G	本清查年土地利用或土地利用变化类型的储量变化因子(无量纲) H	本清查年管理制度的储量变化因子(无量纲) I	本清查年有机质投入的储量变化因子(无量纲) J	本清查年土壤有机碳储量(吨碳/公顷) $K=C \cdot H \cdot I \cdot J$ K	矿质土壤中的年度碳储量变化(吨碳/年) $L=[(K-G) \cdot A]/B$ L	
FL	CL	(a)							
		(b)	$SOC_{(0-T)}$	$F_{LU(0)}$	$F_{MC(0)}$	$F_{I(0)}$	SOC_0	$\Delta C_{LC_{Mineral}}^1$	
		(c)							
		小计							
GL	CL	(a)							
		(b)							
		(c)							
		小计							
WL, SL, OL	CL	(a)							
		(b)							
		(c)							
		小计							
合计									

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		农田				
子模块		转变为农田的土地				
工作单		CL-2c2: 有机土壤中的年度碳储量变化				
页		1/1				
土地用途	土地利用类别	报告年土地用途	报告年子类别	气候类型 c 中转变为农田的土地有机土壤的面积 (公顷)	气候类型 c 的排放因子 (吨碳/公顷/年)	耕种有机土壤引起的二氧化碳排放 (吨碳/年)
FL	CL	(a)	(a)	A	B	$C = A \cdot B$ C
		(b)	(b)	A	EF	$\Delta C_{LC}^{Organic}$ ¹
		(c)	(c)			
		小计	小计			
GL	CL	(a)	(a)			
		(b)	(b)			
		(c)	(c)			
		小计	小计			
WL, SL, OL	CL	(a)	(a)			
		(b)	(b)			
		(c)	(c)			
		小计	小计			
合计						

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		农田					
子模块		转变为农田的土地					
工作单		CL-2c3: 施用农用石灰引起的碳排放					
页		1/1					
最初 土地用途	土地利用类别	报告年子类别		石灰类型	年度施用石灰总量 (吨石灰/年)	排放因子 (物质中的碳酸盐碳含量) (吨碳/吨石灰)	施用农用石灰引起的年度 二氧化碳排放 (吨碳/年) $D=B \cdot C$ D
		A	B				
FL	CL	(a)	B				
		(b)	数量			EF	$\Delta C_{LC, \text{Liming}}^1$
		(c)					
		小计					
GL	CL	(a)					
		(b)					
		(c)					
		小计					
WL, SL, OL	CL	(a)					
		(b)					
		(c)					
		小计					
合计							

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块	农田						
子模块	转变为农田的土地						
工作单	CL-2c4：农田土壤中的年度碳储量变化						
页	1/1						
矿质土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年)	A	耕种有机土壤引起的碳排放 (吨碳/年)	B	施用石灰引起的二氧化碳排放 (吨碳/年)	C	土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年)	C=A-B-C D
			$\Delta C_{L,Organic}$		$\Delta C_{L,Liming}$		$\Delta C_{L,Soil}$

模块		农田				
子模块		转变为农田的土地				
工作单		CL-2d: 矿物质土壤的年度氧化亚氮排放				
页		1/1				
最初 土地用途	土地利用类别	报告年子类别		计算施加氮肥（不论以矿物质、粪肥还是作物残余物的形式）造成农田土地的排放所采用的 IPCC 默认排放因子（千克氧化亚氮-氮/千克氮）	扰乱引起土壤有机质净矿化导致每年释放的氮（见下文注 1）（千克氮/年）	与林地、草地或其它土地向农田转变有关的扰乱导致的氧化亚氮排放（千克氧化亚氮-氮/年）
		报告年	土地用途	A	B	D=C D
FL	CL	(a)		EF_1	$N_{net-min}$	N_2O 排放 ² _{LC}
		(b)			$N_{net-min}-N$	
		(c)				
		小计				
GL	CL	(a)				
		(b)				
		(c)				
		小计				
WL, SL, OL	CL	(a)				
		(b)				
		(c)				
		小计				
合计						

¹ C 栏=用碳:氮比率（见方程 3.3.15）去除工作单 CL-2c4 中 A 栏的值。碳:氮比率的默认值是 15。

² 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		草地						
子模块		仍为草地的草地						
工作单		GL-1a: 活生物量中的年度碳储量变化 ¹						
页		1/2						
最初 土地用途	土地利用类别 ² 报告年 土地用途	报告年 子类别 ³	多年生木质生物量覆盖 的草地面积 (公顷)	多年生木质生物量年均 生长量 (吨干物质/公顷/年)	多年生木质生物量年均 损失 (吨干物质/公顷/年)	地上部和地下部多年生 木质活生物量的变化 (吨干物质/年) $D=A \cdot (B-C)$	由草覆盖的草地面积 (公顷)	
		A	B	C	D	E		
GL	GL	(a)	$A_{\text{perennial}}$	$G_{\text{perennial}}$	$L_{\text{perennial}}$	$\Delta B_{\text{perennial}}$	A_{grasses}	
		(b)						
		(c)						
		小计						
合计								

¹ 工作单基于第2层方法。第1层方法的假定是活生物量碳储量无变化。

² GL 代表草地。关于表示土地面积的办法见第2章。

³ 土地用途应按草地类型和气候带进一步细分。

模块	草地							
子模块	仍为草地的草地							
工作单	GL-1a: 活生物量中的年度碳储量变化 ¹							
页	2/2							
土地利用类别	报告年土地用途	报告年土地用途	报告年子类别	草地的年均生物量 生长 (吨干物质/公顷/年)	草地的年均生物量 损失 (吨干物质/公顷/年)	草地地下部生物量的变 化 (吨干物质/年) $H = E \cdot (F - G)$	干物质的碳部分 (默认值是 0.5) (吨碳/吨干物质)	活生物量中的碳储量 变化 (吨碳/年) $J = (D + H) \cdot I$
GL	GL		(a)	F	G	H	I	J
			(b)	G_{grasses}	I_{grasses}	$\Delta B_{\text{grasses}}$	CF	$\Delta C_{GC, LB}$
			(c)					
			小计					
合计								

模块		草地							
子模块		仍为草地的草地							
工作单		GL-1c1: 矿质土壤中的年度碳储量变化							
页		1/2							
最初 土地用途	土地利用类别	报告年 土地用途	报告年子类别	每个地块的土地 面积 (公顷)	清查时期 (默认值是 20 年)	参考碳储量 (吨碳/公顷)	清查年初土地利用 或土地利用变化类型 的储量变化因子 (无量纲)	清查年初管理制 度的储量变化因子 (无量纲)	清查年初有机 质投入的储量变 化因子 (无量纲)
GL	GL		(a)						
			(b)	A	T	SOC _{ref}	F _{LU(0-T)}	F _{MG(0-T)}	F _{I(0-T)}
			(c)						
			小计						
合计									

模块		草地						
子模块		仍为草地的草地						
工作单		GL-1c1: 矿质土壤中的年度碳储量变化						
页		2/2						
土地利用类别	报告年土地用途	报告年子类别	在 T 年（清查年初）时土壤的有机碳储量 (吨碳/公顷) G=C • D • E • F G	本清查年土地利用或土地利用变化类型的储量变化因子 (无量纲) H	本清查年管理制度的储量变化因子 (无量纲) I	本清查年有机质投入的储量变化因子 (无量纲) J	本清查年土壤有机碳储量 (吨碳/公顷) K=C • H • I • J K	矿质土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年) L=[(K-G) • A]/B L
GL	GL	(a)						
		(b)			F_{MCO}	F_{IO}	SOC_0	$\Delta C_{GG_{Mineral}}$
		(c)						
		小计						
合计								

模块		草地			
子模块		仍为草地的草地			
工作单		GL-1c3: 施用农用石灰引起的年度碳排放			
页		1/1			
土地利用类别	报告年子类别	石灰类型	年度施用石灰总量 (吨石灰/年)	排放因子 (物质中的碳酸盐碳含量) (吨碳/吨石灰)	施用农用石灰引起的 年度碳排放 (吨碳/年) $D=B \cdot C$ D
最初 土地用途	报告年 土地用途	A	B	C	
GL	GL	(a)			
		(b)	数量	EF	$\Delta C_{GC_{L,liming}}$
		(c)			
		小计			
合计					

模块	草地						
子模块	仍为草地的草地						
工作单	GL-1c4: 草地土壤中的年度碳储量变化						
页	1/1						
矿质土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年)	A	耕种有机土壤引起的二氧化碳排放 (吨碳/年)	B	施用农用石灰引起的年度碳排放 (吨碳/年)	C	土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年)	C=A-B-C D
			$\Delta C_{GG_{Organic}}$		$\Delta C_{GG_{Liming}}$		$\Delta C_{GG_{Soils}}$

模块		草地							
子模块		转变为草地的草地							
工作单		GL-2a: 活生物量和死生物量中的年度碳储量变化							
页		1/1							
土地用途	土地用途	报告年土地用途	报告年子类别 ²	从某种初始用途转变为草地的土地面积 (公顷/年)	刚刚转变为草地后生物量中的碳储量 (吨碳/公顷)	即将转变为草地前生物量中的碳储量 (吨碳/公顷)	该种转变类型每单位面积的碳储量变化 (吨碳/公顷)	转变后草地植被生长一年的碳储量 (吨碳/公顷)	活生物量中的年度碳储量变化 (吨碳/年)
			A	B	C	D=B-C	E	F=A • (D+E)	
FL	GL	(a)	A _{Conversion}	C _{After}	C _{Before}	L _{Conversion}	ΔC _{Growth}	ΔC _{L_G,L_B} ³	
		(b)							
		(c)							
		小计							
CL	GL	(a)							
		(b)							
		(c)							
		小计							
WL, SL, OL	GL	(a)							
		(b)							
		(c)							
		小计							
合计									

¹ FL 代表林地； CL 代表农田； GL 代表草地； WL 代表湿地； SL 代表定居地， OL 代表其它土地。关于表示土地面积的办法见第 2 章。

² 土地用途应按草地类型和气候带进一步细分。

³ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		草地								
子模块		转变为草地的土地								
工作单		GL-2cl: 矿质土壤中的年度碳储量变化								
页		1/2								
土地用途	土地利用类别	报告年	报告年土地用途	报告年子类别	从某种初始用途转变为草地的土地面积 (公顷)	清查时期 (默认值是 20 年)	参考碳储量 (吨碳/公顷)	初始年 (转变前) 土地利用或土地利 用变化类型的储量 变化因子 (无量纲)	初始年 (转变前) 管理制度的储量变 化因子 (无量纲)	初始年 (转变前) 有机质投入的储 量变化因子 (无量纲)
FL	GL	(a)		A	A	B	C	D	E	F
		(b)		A		T	SOC _{ref}	F _{LU(0-T)}	F _{MG(0-T)}	F _{I(0-T)}
		(c)								
		小计								
CL	GL	(a)								
		(b)								
		(c)								
		小计								
WL,SL,OL	GL	(a)								
		(b)								
		(c)								
		小计								
合计										

模块		草地							
子模块		转变为草地的土地							
工作单		GL-2cl: 矿质土壤中的年度碳储量变化							
页		2/2							
土地用途	土地利用类别	报告年土地用途	报告年土地利用类别	初始年（转变前）土壤有机碳储量（吨碳/公顷） $G=C \cdot D \cdot E \cdot F$ G	本清查年土地利用或土地变化类型的储量变化因子（无量纲） H	本清查年管理制度的储量变化因子（无量纲） I	本清查年有机质投入的储量变化因子（无量纲） J	本清查年土壤有机碳储量（吨碳/公顷） $K=C \cdot H \cdot I \cdot J$ K	矿质土壤中的年度碳储量变化（吨碳/年） $L=[(K-G) \cdot A]/B$ L
FL	GL	(a)							
		(b)		$SOC_{(0-T)}$	$F_{LU(0)}$	$F_{MG(0)}$	$F_{T(0)}$	SOC_0	$\Delta C_{LG_{Mineral}}^1$
		(c)							
		小计							
CL	GL	(a)							
		(b)							
		(c)							
		小计							
WL,SL,OL	GL	(a)							
		(b)							
		(c)							
		小计							
合计									

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		草地			
子模块		转变为草地的土地			
工作单		GL-2c2: 耕种有机土壤中的年度碳储量变化			
页		1/1			
土地利用类别	报告年 土地用途	报告年子类别	气候类型 c 中转变为草地的 有机土壤的土地面积 (公顷) A	气候类型 c 的排放因子 (吨碳/公顷/年) B	耕种有机土壤引起的二氧化碳排放 (吨碳/年) $C=A \cdot B$ C
FL	GL	(a)			
		(b)	A	EF	$\Delta C_{LCOrganic}$ ¹
		(c)			
		小计			
CL	GL	(a)			
		(b)			
		(c)			
		小计			
WL, SL, OL	GL	(a)			
		(b)			
		(c)			
		小计			
合计					

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		草地					
子模块		转变为草地的土地					
工作单		GL-2c3: 施用农用石灰引起的年度碳排放					
页		1/1					
最初 土地用途	土地利用类别	报告年子类别		石灰类型	年度施用石灰总量 (吨石灰/年)	排放因子 (物质中的碳酸盐含量) (吨碳/吨石灰)	施用农用石灰引起的年度碳 排放 (吨碳/年) $D=B \cdot C$ D
		报告年	土地用途				
FL	GL	(a)		B	C	$\Delta C_{LC_{Liming}}^1$	
		(b)		数量	EF		
		(c)					
		小计					
CL	GL	(a)					
		(b)					
		(c)					
		小计					
WL, SL, OL	GL	(a)					
		(b)					
		(c)					
		小计					
合计							

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块	草地						
子模块	转变为草地的土地						
工作单	GL-2c4: 草地土壤中的年度碳储量变化						
页	1/1						
矿质土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年)	A	耕种有机土壤引起的二氧化碳排放 (吨碳/年)	B	施用农用石灰引起的年度碳排放 (吨碳/年)	C	土壤中的年度碳储量变化 (吨碳/年)	C=A-B-C D
		$\Delta C_{LG,Organic}$		$\Delta C_{LG,Liming}$		$\Delta C_{LG,Soils}$	

模块		草地								
子模块		转变为草地的土地								
工作单		GL-2d: 植被烧除引起的非二氧化碳排放								
页		1/1								
土地用途	土地用途 报告年 土地用途	报告年子 类别	烧除草地 的面积 (公顷)	现有可用燃料 的生物量 (千克干物质/ 公顷)	燃烧的生物量 的燃烧效率或 部分 (无量纲)	每种温室气体 的排放因子 (克/千克 干物质)	烧除引起的甲 烷排放 (吨甲烷) $E=A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$	烧除引起的一 氧化碳排放 (吨一氧化 碳) $F=A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$	烧除引起的氧 化亚氮排放 (吨氧化亚 氮) $G=A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$	烧除引起的氮氧化 合物排放 (吨氮氧化物) $H=A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$
FL	GL	(a)	A	B	C	D	甲烷	一氧化碳	氧化亚氮	氮氧化物
			A	B	C	D_{CH_4}				
						D_{CO}				
						D_{N_2O}				
		(b)				D_{NO_x}				
		小计								
CL	GL	(a)								
		(b)								
		小计								
		合计								

模块	湿地						
子模块	仍为湿地的湿地（为泥炭提取而管理的有机土壤）						
工作单	WL-ld1: 泥炭地排水引起的氧化亚氮排放						
页	1/1						
土地利用类别	报告子类别		富营养排水有机土壤的面积 (公顷)	富营养有机土壤的氧化亚氮排放因子 (千克氧化亚氮-氮/公顷/年)	贫营养排水有机土壤的面积 (公顷)	贫营养有机土壤的氧化亚氮排放因子 (千克氧化亚氮-氮/公顷/年)	排水有机土壤产生的氧化亚氮排放 (千兆克氧化亚氮/年) $E=[(A \cdot B)+(C \cdot D)] \cdot 44/28 \cdot 10^{-6}$
	最初 土地用途	报告年 土地用途	A	B	C	D	E
WL	WL						
		(a)	$A_{peat} N_{rich}$	$EF_{2peat} N_{rich}$	$A_{peat} N_{poor}$	$EF_{2peat} N_{poor}$	N_2O 排放 _{WW_peat}
		(b)					
		(c)					
		小计					
合计							

模块		湿地					
子模块		仍为湿地的湿地 (仍为水淹地的水淹池)					
工作单		WL-ld2: 水淹地产生的二氧化碳排放 ¹					
页		1/1					
土地利用类别	报告年	报告年土地用途	报告年子类别	总水淹表面积, 包括水淹地、水淹湖泊和水淹河流表面积 (公顷)	水淹期 (天/年) ²	日均扩散排放 (千兆克二氧化碳/公顷/天)	水淹地产生的二氧化碳排放总量 (千兆克二氧化碳/年) D=A • B • C
	最初土地用途		A	B	C	D	
WL	WL		A _{flood, total surface}	P	E _{(CO₂)diff}	CO ₂ 排放 _{ww flood}	
			小计				
合计							

¹ 默认假定是二氧化碳的排放限于 10 年左右, 而超过 10 年的水淹地不必计入。

² 年度清单估值通常为 365 天。

模块		湿地						
子模块		仍为湿地的湿地（仍为水淹地的水淹池）						
工作单		WL-Id3: 水淹地产生的甲烷排放						
页		1/1						
最初 土地用途	报告年 土地用途	报告年子类别		总水淹表面积，包括水 淹地、水淹湖泊和水淹 河流表面积 (公顷)	水淹期 (天/年) ¹	日均扩散排放 (千兆克甲烷/公顷/天)	日均气泡排放 (千兆克甲烷/公顷/天)	水淹地产生的甲烷总 排放量 (千兆克甲烷/年) $E=A \cdot B \cdot (C+D)$
		A	B					
WL	WL	(a)		$A_{\text{flood, total surface}}$	P	$E_{(\text{CH}_4)\text{diff}}$	$E_{(\text{CH}_4)\text{bubble}}$	CH₄ 排放_{ww flood}
		(b)						
		(c)						
		小计						
合计								

¹ 年度清单估值通常为 365 天。

模块		湿地					
子模块		仍为湿地的湿地（仍为水淹地的水淹池）					
工作单		WL-Id4: 水淹地产生的氧化亚氮排放					
页		1/1					
最初 土地用途	土地利用类别	报告年 土地用途	报告年子类别	总水淹表面积，包括水淹地、 水淹湖泊和水淹河流表面积 (公顷)	水淹期 (天/年) ¹	日均扩散排放 (千兆克氧化亚氮/公顷/天)	水淹地产生的氧化亚氮 总排放量 (千兆克氧化亚氮/年) $D=A \cdot B \cdot C$ D
WL	WL	(a)		$A_{\text{flood, total surface}}$	P	$E_{(N_2O)diff}$	N₂O 排放_{WW flood}
		(b)					
		(c)					
		小计					
合计							

¹ 年度清单估值通常为 365 天。

模块		湿地					
子模块		转变为泥炭提取的土地					
工作单		WL-2a1：活生物量中的年度碳储量变化					
页		1/1					
土地利用类别	报告年土地用途	报告年子类别		每年从原土地用途 i 转变为泥炭提取的土地面积 (公顷)	即将转变为泥炭提取前的地上生物量 (吨干物质/公顷)	干物质的碳部分 (默认值=0.5) (吨碳/吨干物质)	转变为泥炭提取的土壤中活生物量的年度碳储量变化 (吨碳/年)
		A	B				
FL	WL	(a)	B _{After}	B _{Before}	CF	$\Delta C_{LW,peat,B}^1$	
		(b)					
		(c)					
		小计					
CL	WL						
GL	WL						
合计							

¹提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		湿地						
子模块		转变为泥炭提取的土地						
工作单		WL-2c: 土壤中的年度碳储量变化 ¹						
页		1/1						
土地用途	土地利用类别	报告年子类别	转变为泥炭提取的富 营养有机土壤的面积 (公顷)	转变为泥炭提取的富 营养有机土壤中碳储 量变化的排放因子 (吨碳/公顷/年)	转变为泥炭提取的贫 营养有机土壤的面积 (公顷)	转变为泥炭提取的贫 营养有机土壤中碳储 量的排放因子 (吨碳/公顷/年)	转变为泥炭提取的有机土壤 排水引起的土壤年度碳储量 变化 (吨碳/公顷/年) $E=(A \cdot B) + (C \cdot D)$	
	最初 土地用途	报告年 土地用途	A	B	C	D	E	
FL	WL	(a)	A_{Nrich}	EF_{Nrich}	A_{Npoor}	EF_{Npoor}	$\Delta C_{LW\text{ peat}_{\text{Soils}}}^2 = \Delta C_{\text{drainage}}$	
		(b)						
		(c)						
		小计						
CL	WL							
GL	WL							
合计								

¹ 在土地转变为泥炭提取的情况下，只考虑泥炭排水的影响。

² 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		湿地						
子模块		转变为水淹地的土地（水库）						
工作单		WL-2a2: 活生物量中的年度碳储量变化 ¹						
页		1/1						
土地利用类别	报告年子类别		每年从土地用途 i 转变为水淹地的土地面积 (公顷/年)	即将转变为水淹地后的活生物量 (吨干物质/公顷)	即将转变为水淹地前土地中的活生物量 (吨干物质/公顷)	干物质的碳部分 (默认值=0.5) (吨碳/吨干物质)	转变为水淹地的土地中活生物量的年度碳储量变化 (吨碳/年)	
	最初土地用途	报告年土地用途	A	B	C	D	E	
FL	WL	(a)	A_i	B_{After}	B_{Before}	CF	$\Delta C_{LW\ flood_LB}^2$	
		(b)						
		(c)						
		小计						
CL	WL							
GL	WL							
合计								

¹ 只考虑转变为水淹地引起的地上部活生物量的碳储量变化，假定转变前的碳储量在转变后的头一年损失（第1层）。

² 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		定居地					
子模块		仍为定居地的定居地					
工作单		SL-1a: 活生物量中的年度碳储量变化 ¹					
页		1/1					
土地利用类别 最初 土地用途	土地利用类别 报告年 土地用途	报告年子类别	树冠覆盖总面积 (公顷)	基于树冠覆盖面积的 生长率 (吨碳/树冠覆盖公 顷/年)	年度生物量生长 (吨碳/年) $C=A \cdot B$	年度生物量损失 ² (吨碳/年)	活生物量中碳储量的 变化 (吨碳/年) $E=C-D$
		A	B	C	D	E	
SL	SL	(a)					
		(b)	A_{CROWN}	CRW	ΔB_{SSG}	ΔB_{SSL}	ΔC_{SSLB}
		(c)					
		小计					
合计							

¹ 采用第 1 层方法估计活生物量中的碳储量变化有两种选择：a) 树冠覆盖面积法；和 b) 树木生长率法。本工作单基于树冠覆盖面积法。

² 如果树木平均树龄少于或等于 20 年，活生物量中碳储量变化设定为零；否则假定生物量生长中的碳储量变化等于损失。

模块		定居地				
子模块		转变为定居地的土地（转变为定居地的林地）				
工作单		SL-2a: 活生物量中的年度碳储量变化				
页		1/1				
土地利用类别	报告年子类别		每年从林地转变为定居地的土地面积。 (公顷/年)	刚刚转变为定居地后活生物量中的碳储量 (吨碳/公顷)	即将转变为定居地前森林中活生物量中的碳储量 (吨碳/公顷)	林地转变为定居地引起的活生物量中的年度碳储量变化 (吨碳/年)
	最初 土地用途	报告年 土地用途				
FL	SL	(a)	A	B	C	D
		(b)	A	C _{After}	C _{Before}	$\Delta C_{FS, LB}^1$
		(c)				
		小计				
合计						

¹ 下标“FS”指“转变为定居地的林地”。

模块		其它土地					
子模块		转变为其它土地的土地					
工作单		OL-2a: 活生物量的年度变化					
页		1/1					
最初 土地用途	土地利用类别	报告年 子类别	每年从报告年的最初土	即将转变为“其它土地”	干物质的碳部分	转变为“其它土地”的	
			地用途转变为“其它土	前活生物量的数量	(默认值是 0.5)	土地中活生物量中的	
			地”的土地面积	(吨干物质/公顷)	(吨碳/吨干物质)	年度碳储量变化	
			(公顷/年)	(吨干物质/公顷)		(吨碳/年)	
FL, CL, GL, WL	OL	(a)	A	B	B	$E = A \cdot (B - C) \cdot D$	
		(b)	$A_{\text{Conversion}}$	B_{After}	B_{Before}	ΔC_{LOLB}^1	
		(c)					
		小计					
合计							

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

模块		其它土地					
子模块		转变为其它土地的土地					
工作单		OL-2c1: 矿质土壤中的年度碳储量变化					
页		1/2					
最初 土地用途	土地用途类别	报告年 子类别	参考碳储量 (见表 3.3.3) (吨碳/公顷)	清查年土地利用或 土地利用变化类型的 储量变化因子 (见表 3.3.4) (无量纲)	清查年管理制度的 储量变化因子 (见表 3.3.4) (无量纲)	清查年有机质投入 的储量变化因子 (见表 3.3.4) (无量纲)	清查年土壤 有机碳储量 (吨碳/公顷) $E=A \cdot B \cdot C \cdot D$
FL,CL,GL,WL	OL	(a)	SOC_{Ref}	$F_{LU(0)}$	$F_{MG(0)}$	$F_{I(0)}$	SOC_0
		(b)					
		(c)					
		小计					
合计							

模块		其它土地										
子模块		转变为其它土地的土地										
工作单		OL-2c1: 矿质土壤中的年度碳储量变化										
页		2/2										
土地利用类别 最初 土地用途	报告年 土地用途	报告年	转变的时期	转变为“其它	参考碳储量	清查前 T 年	清查前 T 年	清查前 T 年	清查前 T 年	清查前 T 年	清查前 T 年	矿质土壤中
		子类别	(默认值是	土地”的	(见表 3.3.3)	土地利用或土	管理制度的储	有机质投入储	土壤有机碳	土壤有机碳	土壤有机碳	的年度碳
			20 年)	面积	(吨碳/公顷)	地利用变化类	量变化因子	量变化因子	量	量	量变化	储量变化
			(年)	(公顷)	H(=A)	型储量变化	(见表 3.3.4)	(见表 3.3.4)	(吨碳/公顷)	(吨碳/公顷)	(吨碳/年)	(吨碳/年)
		F		G		因子 (见表	3.3.4)	(无量纲)	L	L	M=	[$(E-L) \cdot G$]/F
FL,CL,GL,WL	OL	(a)				I	(无量纲)					M
		T		A	SOC _{Ref}	F _{LU(0-T)}	F _{MG(0-T)}	F _{I(0-T)}	SOC _(0-T)	SOC _(0-T)	ΔC _{LO,Mineral} ¹	
		(c)										
		小计										
合计												

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、报告表与报告正文中的方程之间的关系。请注意只以一种土地利用类别为例提供符号。

附录 3a.1 采伐木材产品：未来方法发展的基础

3a.1.1 方法问题

3a.1.1.1 与《IPCC 指南》¹ 的关系

《IPCC 指南》(IPCC, 1997 年)概述了在国家温室气体 (GHG) 清单中如何处理采伐的木材问题。本节说明这一概述与本附录介绍的方法和估计方法的关系。木材和纸产品被称为采伐木材产品 (HWP)。它不包括留在采伐地点的被伐树木中的碳。在方框 5 (《IPCC 指南》, 参考手册, 第 5.17 页) 中就采伐木材问题作了如下讨论:

“为了进行基本计算, 建议的默认假定是从森林木材和其它生物量中清除的所有的碳均在清除当年氧化。严格地说, 这一假定对于某些林产品而言显然是不准确的, 但它被认为是进行初步计算的一种合理、保守的假定。”

和

“……建议的默认假定是, 采伐的生物量中所有的碳都在清除当年氧化。这一假定是基于这样的看法, 即多数国家林产品的蓄积量每年增加不明显。”《指南》进而指出“所提方法建议, 只有在一国能够以文件证明长期林产品的现有蓄积量实际上是在增加的情况下, 才应将林产品中的碳储量包括在国家清单中。如果数据允许, 可在计算森林和其它木质生物量蓄积量变化的方程 (1) 中加一个库以说明林产品库中的增加。当然, 这一信息将需要仔细编写成文件, 包括说明清查期内林产品的进出口。”

关于此项讨论与本报告之间关系的说明:《IPCC 指南》建议, 只有当一国能够就表明蓄积量在增加的方法提供文件证明时, 才应将蓄积量估值包括在清单中。本附录意在进一步探讨此类方法何时可供各国用来确定采伐木材产品蓄积量的增加并提供文件证明。本附录基于这样的设想, 即应作出努力以使各国能够确定它们是否可以满足《IPCC 指南》的“假设”条件。

《IPCC 指南》的以上概述为编写关于估计和报告采伐木材产品方面的*优良做法指南*提供了一个起点。建议的默认假定——采伐的木材基本上在清除当年氧化——具有与产品蓄积量没有重大变化的情况下相同的效应。在这种情况下, 采伐的碳通量等于采伐木材产品进入大气的腐朽通量, 但可能仍有迟延排放 (和大量而恒定的采伐木材产品蓄积)。本节下面将这种假定称为 *IPCC 默认法*。概述中说, 如果数据允许, 可在国家温室气体清单中报告采伐木材产品的正蓄积变化。这样做有两种可供选择的方法:

方法 1: 估计一国中采伐木材产品 (不论木材的产地) 的年度碳储量变化。这将意味着:

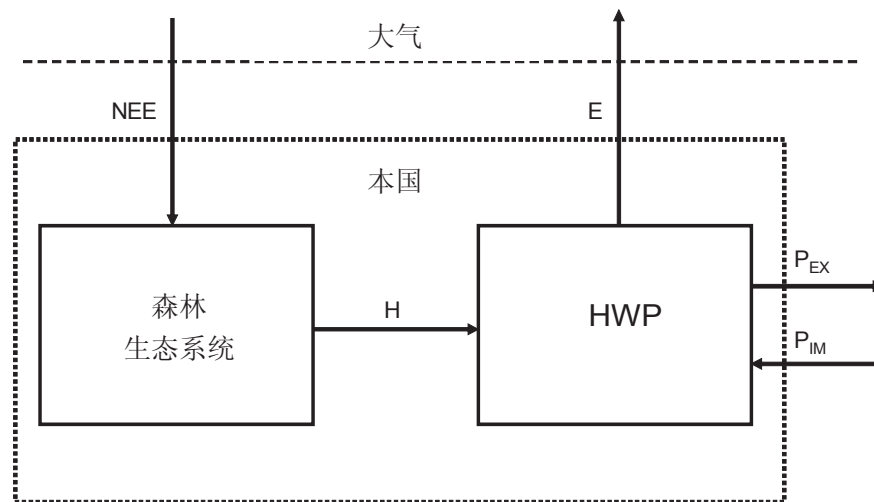
- 木质碳的来源在空间上不是特定的——即, 产品碳来自包括外国森林在内的若干土地面积, 但这些碳最终留在报告国。
- 储量变化的估值将基于关于一国境内在用产品和废物处置所发生情况的数据——可包括进出该国的产品流动。关于使用和处置的数据会在国内找到。

¹ 《修订的 1996 年 IPCC 国家温室气体清单指南》(IPCC, 1997 年) 在本报告中简称为《IPCC 指南》。

- 木材来自许多源和管理活动——可能在国外。储量变化不可与一个土地面积上的活动相联系。
- 该方法的使用可作为评价各种因素对一国存储的采伐木材产品碳累积和损失的影响的一部分。
- 有几种清除（或向采伐木材产品的转移）和排放与估计一国采伐木材产品蓄积量的变化有关联。其中包括国内采伐向产品的转移、进口向产品的转移、产品向其它国家的转移，以及产品向大气的排放（见图 3a.1.1）。
- 碳储量正变化将被解释为清除或相当于负排放。在国家温室气体清单中以千兆克二氧化碳/年表示。

方法 1 叫做“储量变化法”。

图 3a.1.1 通过与森林和采伐木材产品（HWP）有关联的碳流动和储量来说明储量变化法和大气流动核算法²



变量定义：

- NEE = 净生态系统交换
 H = 运自森林的采伐木材
 E = 本国境内采伐木材产品产生的排放
 P_{EX} = 出口的采伐木材产品，包括圆材、木质废物和精制产品
 P_{IM} = 进口的采伐木材产品，包括圆材、木质废物和精制产品

方法 2：估计采伐木材产品的年度碳储量变化——碳是来自在报告国采伐的树木。这将意味着：

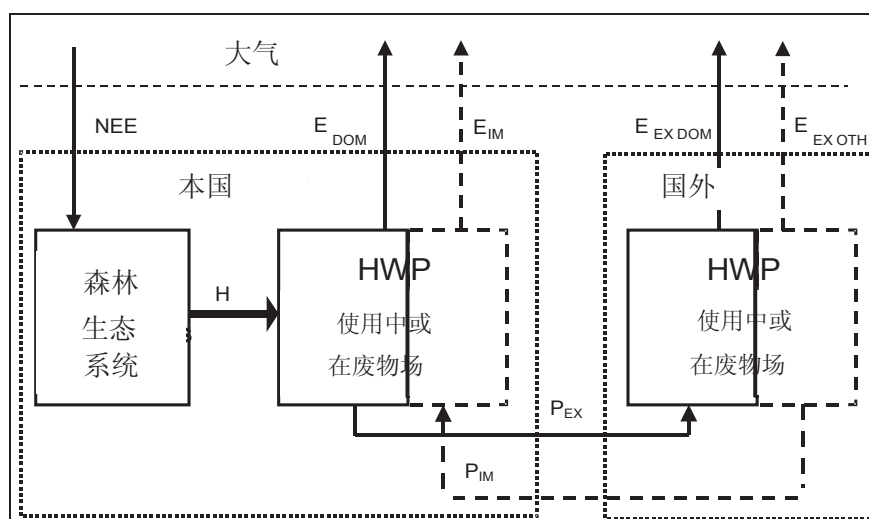
- 储量变化的估计将基于源自某个土地面积的木质碳所发生的情况——它可能包括产品流出该国并在其它国家处置。将可能需要来自不同国家关于利用和处置的数据，或可能需要关于在其它国家处置的假定。
- 因此，报告的边界与国界将不会吻合。
- 木材来自一个土地源而且碳储量变化将与该土地上的管理活动相关联。
- 这种方法的使用可作为评价与某些土地面积上的管理相关的碳储量变化的一部分。

² 大气流动法是本节中的办法 3。

- 这种方法可采用从某个特定土地面积采伐的所有木质碳的生命周期。
- 碳储量正变化将被解释为清除或相当于负排放，在国家温室气体清单中以千兆克二氧化碳/年表示。
- 有几种清除(或向采伐木材产品的转移)和排放与估计来自一国木材的采伐木材产品蓄积量的变化有关联。其中包括国内采伐向该国产品和其它国家的转移、来自该国采伐的木材产品产生的排放和其它国家来自该国采伐的木材产品产生的排放(见图 3a.1.2)。

方法 2 叫做“生产法”。

图 3a.1.2 通过与森林和采伐木材产品有关联的碳流动和储量来说明生产核算法。



变量定义:

NEE	=	净生态系统交换
H	=	运自森林的采伐木材
E_{DOM}	=	用从国内森林采伐的木材制造的采伐木材产品在本国产生的排放
$E_{EX DOM}$	=	用从本国森林采伐并出口到国外的木材制造的采伐木材产品在其它国家产生的排放
E_{IM}	=	进口的采伐木材产品在本国产生的排放
$E_{EX OTH}$	=	用在其它国家采伐的木材制造的采伐木材产品在其它国家产生的排放
P_{EX}	=	出口的采伐木材产品，包括圆材、木质废物和精制产品
P_{IM}	=	进口的采伐木材产品，包括圆材、木质废物和精制产品

以上方法 1 和方法 2 在 IPCC 采伐木材产品专家会议 (IPCC, 1998 年) 上作了详尽说明。如果某个清查机构采用任一种方法, 应把估计的采伐木材产品的年度蓄积量变化加到《IPCC 指南》方程 1 中估计的年度生物量变化中去(参考手册, 第 5.19 页)。《IPCC 指南》方程 1 对应于本报告第 3 章方程 3.2.1 与 3.2.21 之和。方程 3.2.1 表明仍为林地的林地上碳的变化, 而方程 3.2.21 表明转变为林地的非林地上碳的变化。生产法将增加采伐木材产品碳的变化, 指来自本国森林树木的碳(方程 3.2.1 和 3.2.21 中所述的土地来源)。储量变化法将增加存在于该国(包括进口, 不包括出口)的采伐木材产品碳的变化。

第三种方法在《IPCC 指南》中未明确提及, 在上述 IPCC 专家会议上做了详述。

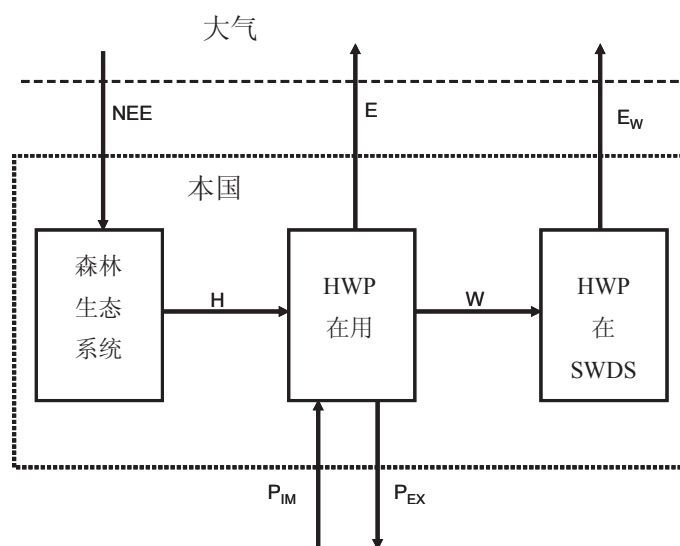
方法 3: 估计国内大气与森林/采伐木材产品间的年度大气通量。这将意味着:

- 该方法的观点偏离先前的观点。焦点不在于储量变化(方法 1 和 2), 而是直接侧重于往返于大气的碳通量。它考虑森林的年度碳清除和采伐木材产品产生的排放。
- 方法 3 不是像方法 1 那样报告采伐木材产品年度蓄积量的变化, 而是报告年度排放(见图 3a.1.1)。

- 这种方法可能需要修改关于森林的现行报告做法。不是只将年度森林生物量的净变化报告为生产量减采伐量（和森林生态系统其它蓄积中碳的变化），而是报告进入森林生态系统的年度碳净通量（净生态系统交换）以及采伐木材产品的排放估值（见图 3a.1.1）。
- 排放估值将基于关于一国境内使用的产品和废物处置发生的情况的数据——可包括进出该国的产品流动。关于使用和处置的数据会在报告国中找到。从这一意义上说，它类似于方法 1（见图 3a.1.1 和 3a.1.3）。
- 木材来自许多源和管理活动——可能在国外。排放与排放地点相关，而不与产生木质碳的土地相关。后者与方法 1 类似。
- 可用这种方法来评价影响一国木质碳排放的所有因素的效应。
- 有几种清除（或向采伐木材产品的转移）和排放与估计一国采伐木材产品蓄积产生的排放有关联。这些包括采伐向产品的转移、留在该国的采伐木材产品产生的排放以及进口到该国的产品产生的排放（见图 3a.1.1）。
- 图 3a.1.1 中碳通量 E 将被解释为一种排放，在国家温室气体清单中以千兆克二氧化碳/年表示。

方法 3 叫做“大气流动法”。

图 3a.1.3 一并考虑在用产品和固体废物处置场中的产品时碳的流动和储量
(储量变化法和大气流动核算法)



变量定义：

- HWP = 采伐木材产品
 NEE = 净生态系统交换
 H = 运自森林的采伐木材
 E = 国内在用采伐木材产品产生的排放
 P_{EX} = 出口的采伐木材产品，包括圆材、木质废物和精制产品
 P_{IM} = 进口的采伐木材产品，包括圆材、木质废物和精制产品
 W = 处置进固体废物处置场的采伐木材产品碳
 E_w = 国内固体废物处置场中的采伐木材产品产生的排放

本附录的目的

本附录提供信息说明，在有数据可加利用时，可能采用的估计储量变化的方法与《IPCC 指南》中的建议一致。此外，它还可能与刚才概述的三种方法中的任何一种或与其它方法相关联，这取决于缔约方大会和/或缔约方大会/

缔约方会议对此事做出的决定。³

如何核算木质废物中的碳问题

在决定采用何种方法时应解决的另一个问题是，是否应将固体废物处置场（SWDS）中的采伐木材产品蓄积量的变化列入排放/清除估计和报告。如果列入，此种蓄积量变化应如何列入？有几个问题需要考虑：

- 首先，关于固体废物处置场中木材腐朽的假定在废物部门与森林部门间是否应一致？就是说如果废物部门估计固体废物处置场中的部分木质碳储量没有腐朽，森林部门应作同样的假定吗？
- 其次，废物部门是否应跟踪存储在固体废物处置场中的采伐木材产品？如果应当，这种情况将如何反映在森林部门有关采伐木材产品的核算中？废物部门目前核算和估计固体废物处置场（SWDS）产生的甲烷排放（包括木材和纸张产生的排放），但不估计固体废物处置场中碳储量的相应变化。

本节不解决上述问题，但就估计存储在固体废物处置场中采伐木材产品碳变化的方法提出建议。

如何核算用于能源生产的采伐木材问题

目前注意到了木材能源的排放，但未将其列入能源部门或生产木材能源的其它部门的排放核算中。假定这些排放土地利用变化和林业（LUCF）部门中核算。就是说，它们是采伐木材产生的排放的组成部分。关于采伐木材产品核算方法的一种考虑可能是，应当核算一国木材能源产生的排放。储量变化和大气流动两种方法都可核算一国为能源而燃烧的木材产生的所有排放，但如果某些木材是进口的并在以后为了能源而燃烧的话，生产法可能不核算为能源而燃烧的所有木材。不对此种排放进行核算是因为进口木材（包括进口后烧除的数量）不列入生产法。

建议的层级结构

建议采用三层估计法：

第 1 层

《IPCC 指南》默认估计法是进行第 1 层估计的方法。这一层方法假定采伐的生物量中所有的碳均在清除当年氧化。这将对应于储量变化法和生产法关于采伐木材产品中碳储量不变的估计。

第 2 层：一阶腐朽（通量法）

估计在用产品中采伐木材产品碳储量的变化，而且在废物列入报告的情况下，估计固体废物处置场中采伐木材产品碳储量的变化。通过跟踪这些碳库的投入和产出（也叫投入和产出通量）来进行估计。利用过去数十年直至目前的数据来估计：1) 在用采伐木材产品的增加，2) 从利用产生的清除，3) 固体废物处置场中采伐木材产品的增加，和 4) 从固体废物处置场产生的腐朽。需要用这一程序来获得从历史木材利用累积的现有采伐木材产品蓄积量以及随着它们失去用途，在本年度产生的排放（也叫做“继承排放”）估值。

如果将固体废物处置场中的采伐木材产品包括进来，用于第 2 层方法的数据意在与废物部门采用的第 2 层方法

³ 关于如何处理采伐木材产品的决定已经推迟。缔约方大会决定，采伐木材产品处理办法的任何变动应符合缔约方大会未来的决定（FCCC/CP/2001/13/Add/1，第 55 页，第 4 段）。科技咨询附属机构在 FCCC/SBSTA/2003/L.3 号文件忆及了第 11/CP.7 号决定第 4 段，并指出可能列入估计采伐木材产品中存储的碳的变化方法，作为 IPCC 关于土地利用、土地利用变化和林业 *优良做法指南* 的报告的一个附件或附录。本附录的目的是支持科技咨询附属机构的决定。由于科技咨询附属机构要求《联合国气候变化框架公约》秘书处“……编写一份关于采伐木材产品核算的技术文件……”，本节着重介绍在制定关于核算方面作者建议可采用的方法（FCC/SBSTA/2001/8，2002 年 2 月 4 日）。

的数据保持一致（《2000年优良做法指南》⁴，第5章“废物”）。一国用来计算固体废物处置场甲烷排放的数字因子应与用来计算固体废物处置场中的采伐木材产品碳储量的数字因子相一致。

第3层：国家具体的方法

在用产品中采伐木材产品碳和固体废物处置场中采伐木材产品碳（如果同意列入）的变化，可利用不同的方法各自计算。这些方法可适用于某些但不是所有的核算方法（Flugsrud 等人，2001年）。

方法 A：估计清单中的变化（储量法）

利用两个或更多个时点的在用采伐木材产品或废物处置场中采伐木材产品的清单来计算碳储量的变化。建筑结构中在用产品的采伐木材产品库通常是采伐木材产品总库的一个主要部分。例如，通过用每平方米楼面面积平均采伐木材产品含量乘以数种类型建筑物的总楼面面积，就能估计采伐木材产品碳的数量。通过注意到不同时点估计的各清单间的变化，可以估计碳的变化。例如，在 Gjesdal 等人，1996年（挪威）和 Pingoud 等人，1996、2001年（芬兰）的撰文中报告了此类清单。在这种情况下，不需要采用从历史木材利用数据得出有采伐木材产品蓄积量的程序，与通量法（第2层和第3层/方法 B）比较这是一个优势。类似的建议是，利用关于这些场所的面积、平均深度和每立方米平均木材和纸张碳含量的信息，可以估计固体废物处置场中采伐木材产品碳的变化，不过文献中未报告过这种方法的例子。

方法 B：利用详细的国家数据跟踪投入和产出流量（通量法）

利用过去数十年详细的国家数据对直到目前的每一年进行估计：1）在用采伐木材产品库的增加，2）从利用产生的清除，3）固体废物处置场中采伐木材产品库的增加，和4）从固体废物处置场产生的腐朽。可利用每年已放入固体废物处置场的采伐木材产品数量而不是失去用途的采伐木材产品数量和正在送往固体废物处置场的部分的调查估值来对固体废物处置场进行估计。

方法 C：合并方法 A 和方法 B 的估计

合并两种方法的例子是：1）利用清单中的变化来估计建筑物和家具中碳的变化，和2）利用投入和产出流量来估计纸产品中碳的变化（见挪威的例子，Flugsrud 等人，2001年）。

3a.1.1.2 方法的选择

依靠默认数据和关于某些参数的具体估值，各国可利用第2层方法作出初步估计以评价采伐木材产品蓄积量的变化和认为的蓄积量增加是否将是一个关键类别。如果有国家信息可加利用，建议采用第3层国家定制法，例如估计为了这些目的存储在长寿命库中木材产品的实际清单间的变化。如果采伐木材产品是一个关键类别，建议努力制定用于第2层或第3层估计的国家数据。如果采伐木材产品不是一个关键类别，可采用第1层方法。

3a.1.1.3 计算中活动数据和因子的选择

第1层：《IPCC指南》的默认假定

采用第1层方法，建议的默认假定是采伐的生物量中所有的碳都在清除当年氧化。这是基于这样的看法，即多数国家林产品的蓄积量每年的增加或减少并不明显。

第2层：一阶腐朽法

将这一方法称为一阶腐朽法的原因是，每个碳库（在用产品和在固体废物处置场中的产品）中的碳估计是按不变的百分率离开碳库。废物部门的第2层方法利用这项技术来估计固体废物处置场产生的甲烷排放（见《IPCC指南》第6章“废物”；和《2000年优良做法指南》第5章“废物”）。

第2层方法分为两部分：第2a层方法是估计在用产品的采伐木材产品碳的变化，而第2b层方法是估计固体废

⁴ 《IPCC国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（IPCC2000）在本报告中简称为《2000年优良做法指南》。

物处置场中采伐木材产品碳的变化（见图 3a.1.3）。如果固体废物处置场中碳的变化不列入报告，则省略第 2b 层方法。

建议的关于估计采伐木材产品中碳储量变化的方法利用关于初级采伐木材产品（锯木、板材和纸张）生产和国际贸易的数据。只利用初级产品是因为几乎所有国家都有这方面数据。关于二级产品如家具的数据，如有也可利用，但需加小心以避免重复计算采伐木材产品碳⁵。利用数十年关于投入流量和产出流量的数据来计算本年度采伐木材产品碳库的变化。通过在国家初级产品生产中加上进口和减去出口来计算一国库的投入流量，将库或腐朽的产出假定为一阶。就是说，每年每个库损失一个不变的分量。初级产品库将包括用于其所有最终用途的木材。将不累积到一国在用采伐木材产品（或固体废物处置场中的采伐木材产品）蓄积量中的木质材料假定为形成排放。这些计算对储量变化法有效，而且也可用于大气流动法的计算碳流量。图 3a.1.3 中对储量变化法和大气流动法作了说明，在用产品和固体废物处置场中的产品都包括在内。生产法要求额外的近似值，因为在典型的情况下，一国的采伐木材产品只有一部分原产于国内，而且产于国内的采伐木材产品还可能出口（见图 3a.1.2）。

关于三种方法的第 2 层方程如下：

第 2a 层：在用产品中采伐木材产品碳的变化

方程 3a.1.1	
在用产品中采伐木材产品的年度碳变化和相关的二氧化碳排放	
(1A)	$\Delta C_{\text{HWP IU}_{\text{SCA}}} = P_A - P_L$ $\text{CO}_2 \text{ emissions/removals}_{\text{SCA}} = \Delta C_{\text{HWP IU}_{\text{SCA}}} \cdot 10^{-3} \cdot 44/12 \cdot (-1) \quad (\text{储量变化法})$
(1B)	$\Delta C_{\text{HWP IU}_{\text{PA}}} = P_{\text{HA}} - P_{\text{HL}}$ $\text{CO}_2 \text{ emissions/removals}_{\text{PA}} = \Delta C_{\text{HWP IU}_{\text{PA}}} \cdot 10^{-3} \cdot 44/12 \cdot (-1) \quad (\text{生产法})$
(1C)	$E = -\Delta C_{\text{HWP IU}_{\text{SCA}}} + H - P_{\text{EX}} + P_{\text{IM}} - W$ $\text{CO}_2 \text{ emissions/removals}_{\text{AFA}} = E \cdot 10^{-3} \cdot 44/12 \quad (\text{大气流动法})$
注 1：估计的数量 E 是报告国境内从采伐木材产品储量进入大气的实际碳通量（见图 3a.1.1 和 3a.1.3）。林业部门然后应报告从大气进入森林生态系统的实际碳通量（NEE）或森林生态系统的储量变化 +H 之和，它背离了只报告储量变化的现有报告做法（NEE-H）。	
注 2：每项有一个年下标 t——为简化格式而省略；方程右方的每项至少有两个部分：至少一部分代表实木产品和至少一部分代表纸产品。	
注 3：通常采伐木材产品中碳的变化估计为吨碳/年，并通过以 $10^{-3} \cdot 44/12$ 相乘而换算为千兆克二氧化碳以便报告。排放报告为正值，清除报告为负值——因此用 -1 相乘（也见第 3.7.1 节和附件 3A.2 “报告表和工作单”）。	

其中：

$\Delta C_{\text{HWP IU}_{\text{SCA}}}$ = 国内在用采伐木材产品中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{\text{HWP IU}_{\text{PA}}}$ = 来自国内采伐木材的在用采伐木材产品中的年度碳变化（包括出口的碳但不包括进口的碳），吨碳/年

E = 在报告国境内从采伐木材产品进入大气的碳通量，吨碳/年

H = 本年从立地采伐和清除的用于加工成林产品（包括薪柴）的木质碳，吨碳/年

W = 本年处置到固体废物处置场中的采伐木材产品碳（在固体废物处置场中采伐木材产品列入报告的情况下，否则 W=0），吨碳/年

⁵ 木材产品的利用形成碳从圆木经过初级和二级产品到最终用途的一个链和流程。例如，如果将圆木和初级产品或初级产品和二级产品相加，就可能造成估计碳投入流向采伐木材产品库时重复计算。在建议的第 2a 层方法中，将初级产品的消费假定为形成向采伐木材产品库的投入。

下面每个变量至少有两部分：至少一部分代表实木产品，和至少一部分代表纸产品。

P_A = 根据初级产品碳通量计算的、本年国内消费的在用采伐木材产品碳的增加，吨碳/年

关于这些值，吨碳/年的数据信息，也见表 3a.1.1。

P_L = 本年在用（本年或以前年份投入使用）的采伐木材产品碳的损失，吨碳/年

PH_A = 根据初级产品碳通量计算的、本年来自国内采伐木材的采伐木材产品碳的增加，吨碳/年

关于数据和计算 PH_A ，吨碳/年的信息也见表 3a.1.1。

PH_L = 本年来自国内采伐木材的在用（本年或以前年份投入使用）的采伐木材产品碳的损失，吨碳/年

P_{EX} = 出口的木材和纸产品，包括圆木、木片、剩余物、纸浆和回收（再利用）纸，吨碳/年

P_{IM} = 进口的木材和纸产品，包括圆木、木片、剩余物、纸浆和回收（再利用）纸，吨碳/年。

计算 $\Delta C_{HWP IU_{SCA}}$ 和 $\Delta C_{HWP IU_{PA}}$ 的程序利用下文所示的一个递归过程而不是直接计算本年度采伐木材产品使用产生的损失（ P_L 或 PH_L ）。

比如，以 $j=1900$ 年开始，为每年直至本年度 t 采用下列递归方程⁶来计算：

$$C_{HWP IU_{SCA}}(j) = (1/(1+f_D)) \cdot (P_{A_j} + C_{HWP IU_{SCA}}(j-1)) \quad (\text{储量变化法})$$

或

$$C_{HWP IU_{PA}}(j) = (1/(1+f_HD)) \cdot (P_{A_j} + C_{HWP IU_{PA}}(j-1)) \quad (\text{生产法})$$

例如，对于初始年， $j=1900$ 年， $C_{HWP IU_{SCA}}=0$ 或 $C_{HWP IU_{PA}}=0$

对于本年，计算

$$\Delta C_{HWP IU_{SCA}}(t) = C_{HWP IU_{SCA}}(t) - C_{HWP IU_{SCA}}(t-1) \quad (\text{储量变化法})$$

或

$$\Delta C_{HWP IU_{PA}}(t) = C_{HWP IU_{PA}}(t) - C_{HWP IU_{PA}}(t-1) \quad (\text{生产法})$$

其中：

$\Delta C_{HWP IU_{SCA}}$ = 国内在用采伐木材产品中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{HWP IU_{PA}}$ = 来自国内采伐木材的在用采伐木材产品中的年度碳变化（包括出口的碳但不包括进口的碳），吨碳/年

P_A = 根据初级产品碳通量计算的、本年国内消费的在用采伐木材产品碳的增加，吨碳/年

t = 本年

j = 数据年，例如从 1900 年开始，过去的时间应足够长，以便早些年投入使用的采伐木材产品目前的腐朽率非常小

f_D = 给定年份一国在用采伐木材产品碳在该年被抛弃的部分（抛弃的产品包括回收利用的那些）

f_{HD} = 给定年份一国在用（包括出口）采伐木材产品碳在该年被抛弃的部分（抛弃的产品包括回收利用的那些）

⁶ 上文储量变化法的递归公式等于方程：

$(C_{HWP IU_{SCA}}(j) - C_{HWP IU_{SCA}}(j-1)) / \Delta t = P_{A_j} - f_D \cdot C_{HWP IU_{SCA}}(j)$ ，其中 Δt 是 1 年。这一隐式欧勒法（见 Burden 和 Faires, 2001 年），用作微分方程 $dC_{HWP IU_{SCA}}/dt = P_A - f_D \cdot C_{HWP IU_{SCA}}$ 中指定的采伐木材产品库的不变腐朽率的近似值。

表 3a.1.1 粮农组织数据和估计第 2 层方程 3a.1.1 中的 P_A 和 PH_A 的因子			
粮农组织产品数据（实木产品数据，米 ³ ；纸浆和纸产品，千兆克）	默认换算因子（千兆克烘干产品/米 ³ 或千兆克产品）	数据时期	方程变量（见脚注）
圆木采伐数据			
圆木采伐（针叶）	0.45(千兆克/米 ³)	1961-2000	H
圆木采伐（非针叶）	0.56(千兆克/米 ³)		
实木产品数据			
锯木（针叶）	0.45(千兆克/米 ³)	1961-2000	P_{DP} (实木) P_{IM} (实木) P_{EX} (实木)
锯木（非针叶）	0.56(千兆克/米 ³)		
薄板	0.59(千兆克/米 ³)		
胶合板	0.48(千兆克/米 ³)		
刨花板	0.26(千兆克/米 ³)		
压缩纤维板	1.02(千兆克/米 ³)		
硬质纤维板	1.02(千兆克/米 ³)		
主配线板	0.50(千兆克/米 ³)	1961-1994	
		1995-2000	
纸浆、纸张和纸板数据			
纸张和纸板	0.9(千兆克/千兆克)	1961-2000	P_{DP} (纸) P_{IM} (纸) P_{EX} (纸)
回收纸 (1900 至 1969 年的值设定为零)	0.9(千兆克/千兆克)	1970-2000	RP IM(RP) EX(RP)
木质纸浆	0.9(千兆克/千兆克)	1961-2000	WP IM(WP) EX(WP)
回收纤维纸浆	0.9(千兆克/千兆克)	1998-2000	IM(RFP) EX(RFP)
其它纤维纸浆	0.9(千兆克/千兆克)	1961-2000	OFP IM(OFP) EX(OFP)
工业圆木数据			
工业圆木（针叶）	0.49(千兆克/米 ³)	1961-2000	IRW
工业圆木（非针叶）	0.56(千兆克/米 ³)		
工业圆木（针叶）	0.49(千兆克/米 ³)	1990-2000	IM(IRW) EX(IRW)
工业圆木（非针叶）	0.56(千兆克/米 ³)		
资料来源：粮农组织数据见： http://apps.fao.org/page/collections?subset=forestry 换算因子资料来源：实木因子（Haynes 等人，1990 年，表 B-7 和 B-6）			
注： 纸张和纸浆因子：假定一吨风干的纸张或纸浆具有 0.9 吨烘干的纸张或纸浆。 下面的方程表明如何利用粮农组织的数据计算方程 3a.1.1 的 P_A 和 PH_A 。 P_A (solidwood) 是实木产品产量之和； P_A (paper) 是纸产品产量之和。 P_A (solidwood) = P_{DP} (solidwood) + P_{IM} (solidwood) - P_{EX} (solidwood) P_A (paper) = [P_{DP} (paper) + P_{IM} (paper) - P_{EX} (paper)] • WP_{ratio} 其中 WP_{ratio} 是所有纸浆中木质纸浆的部分（不包括其它纤维纸浆）。 WP_{ratio} = [(WP+IM (WP) -EX (WP)) / ((WP+IM (WP) -EX (WP)) + (OFP+IM (OFP) -EX (OFP)))] PH_A (solidwood) = P_A (solidwood) • IRW / (IRW+IM (IRW) -EX (IRW)) PH_A (paper) = [P_A (paper) +EX (WP) -IM (WP) • WP_{ratio} +EX(RP)-IM(RP)+EX(RFP)-IM(RFP)] • IRW / (IRW+IM (IRW) -EX (IRW)) 通过以 0.5 相乘将吨干产品 P_A 和 PH_A 换算为吨碳（吨碳/吨产品）。			

第 2b 层：固体废物处置场中采伐木材产品碳的变化

如果列入报告，固体废物处置场中采伐木材产品的碳储量变化可以与在用采伐木材产品采用的类似方式计算：

方程 3a.1.2		
固体废物处置场中采伐木材产品碳的年度变化和相关的二氧化碳排放		
(2A)	$\Delta C_{HWP W_{SCA}} = W_{AP} + W_{AD} - W_L$	
	$CO_2 \text{emissions/removals}_{SCA} = \Delta C_{HWP W_{SCA}} \cdot 10^{-3} \cdot 44/12 \cdot (-1)$	(储量变化法)
(2B)	$\Delta C_{HWP W_{PA}} = WH_{AP} + WH_{AD} - WH_L$	
	$CO_2 \text{emissions/removals}_{PA} = \Delta C_{HWP W_{PA}} \cdot 10^{-3} \cdot 44/12 \cdot (-1)$	(生产法)
(2C)	$\Delta C_{HWP W_{AFA}} = W_{AP} + W_{AD} - \Delta C_{HWP W_{SCA}} = W_L$	
	$CO_2 \text{emissions/removals}_{AFA} = \Delta C_{HWP W_{AFA}} \cdot 10^{-3} \cdot 44/12$	(大气流动法)
注 1：每项各有一个年下标 t——为简化格式而省略。		
注 2：方程右方的每项至少有两个部分——至少一部分代表实木产品和至少一部分代表纸产品。		

其中：

$\Delta C_{HWP W_{SCA}}$ = 国内固体废物处置场中采伐木材产品中的年度碳储量变化，吨碳/年

$\Delta C_{HWP W_{PA}}$ = 固体废物处置场中来自国内采伐木材的采伐木材产品的年度碳变化（包括出口的碳但不包括进口的碳），吨碳/年

$\Delta C_{HWP W_{AFA}}$ = 固体废物处置场中采伐木材产品产生的碳排放，吨碳/年

下面每个变量至少有两个部分——至少一部分代表实木产品和至少一部分代表纸产品：

W_{AP} = 本年度固体废物处置场增加的永久性（不腐朽）⁷采伐木材产品碳的数量，吨碳/年

W_{AD} = 本年度固体废物处置场增加的在一段时间腐朽的采伐木材产品碳的数量（注，在第 2a 层中， $W_{AP} + W_{AD} = W$ ），吨碳/年

W_L = 固体废物处置场中采伐木材产品碳（本年或以前年份投入处置场）的损失

WH_{AP} = 本年度固体废物处置场增加的永久性（不腐朽）采伐木材产品碳的数量（来自国内采伐的木材），吨碳/年

WH_{AD} = 本年度固体废物处置场增加的在一段时间腐朽的采伐木材产品碳的数量（来自国内采伐的木材），吨碳/年

WH_L = 固体废物处置场中采伐木材产品碳（本年或以前年份投入处置场）的损失（来自国内采伐的木材），吨碳/年

我们不提供估计固体废物处置场中碳储量的详细方程和数据，因为需要进一步确定默认数据和方法，而且这种确定必须与为废物部门提供的关于如何计算固体废物处置场排放的指导意见协调一致。

一般来说，固体废物处置场中采伐木材产品碳储量的估计需要下述数据：

- (1) 每年进入固体废物处置场的被抛弃的采伐木材产品碳的部分；
- (2) 进入具备厌氧微生物条件（相对于需氧条件）的固体废物处置场中采伐木材产品碳的部分；
- (3) 进入固体废物处置场厌氧微生物条件中腐朽的采伐木材产品碳的部分（如废物部门优良做法指南（《2000 年优良做法指南》）所表明的不腐朽部分）；
- (4) 采伐木材产品碳腐朽部分（在厌氧微生物条件下）的腐朽率；和
- (5) 采伐木材产品碳在需氧条件下的腐朽率。

⁷ 如《IPCC 指南》阐述废物部门时所表明的，只有一部分可降解有机碳在固体废物处置场中腐朽（见《IPCC 指南》，参考手册第 6.5 页中的变量 DOC_F ）。

关于上文第 2 至 5 项默认数据的信息，在关于废物部门的《优良做法指南》（《2000 年优良做法指南》）中说明。关于上文第 1 项，即每年进入固体废物处置场的被抛弃的采伐木材产品碳的部分，需要国家具体的数据。

第 3 层：国家定制法

方程 3a.1.3

采伐木材产品中的年度碳变化（国家定制法的例子）

$$(3A) \Delta C_{HWP BLDG_{SCA}} = (A_{BLDG_t} \cdot f_{C BLDG_t}) - (A_{BLDG_{t-1}} \cdot f_{C BLDG_{t-1}}) \text{ (储量变化法)}$$

$$(3B) \Delta C_{HWP SWDS_{SCA}} = (A_{HWP SWDS_t} \cdot f_{C SWDS_t}) - (V_{HWP SWDS_{t-1}} \cdot f_{C SWDS_{t-1}}) \text{ (储量变化法)}$$

其中：

$\Delta C_{HWP BLDG_{SCA}}$ = 建筑物所含的采伐木材产品碳的年度变化，吨碳/年⁻¹

$\Delta C_{HWP SWDS_{SCA}}$ = 固体废物处置场所含采伐木材产品碳的年度变化，吨碳/年⁻¹

A_{BLDG} = 建筑物的楼层面积，米²

$f_{C BLDG}$ = 建筑物每单位楼层面积的采伐木材产品碳，吨碳/米²

$V_{HWP SWDS}$ = 处置场中采伐木材产品废物的体积，米³

$f_{C SWDS}$ = 固体废物处置场每单位容积中的采伐木材产品碳，吨碳/米³

第 2 层方法的数据来源

下列各点概要说明如何获得第 2 层计算所需的数据，并认定在许多情况下可用的默认值。

关于变量 P_A （一国中消费的采伐木材产品中的碳）和 PH_A （一国生产的采伐木材产品中的碳）的数据如下：

- 1961 年以来关于采伐木材产品生产、进口和出口的默认数据可以从联合国粮农组织统计处林业数据库⁸ 获取（见表 3a.1.1）。如表 3a.1.1 的注释所表明，需要为实木和纸产品计算各自的 P_A 值，以顾及不同的使用寿命和处置方式。
- 将实木产品单位换算为碳含量的数据列示在表 3a.1.1 中。
- 可利用追溯到 1900 年的增长趋势来估计 1961 年以前的数据。

对于表 3a.1.1 中的每种林产品，1961 年以前的值可利用以下方程估计：

方程 3a.1.4

估计 1961 年以前年份生产和贸易的方程

$$V_t = V_{1961} \cdot e^{(r \cdot (t - 1961))}$$

其中：

V 是有关林产品的值， t 是 1961 年以前的某年， r 是估计的 1961 年以前的增长率。关于 1900 至 1961 年间增长的 r 默认值列示在表 3a.1.2 的第 7 栏和第 8 栏中。

- 关于将产品数量从体积或重量换算为碳的吨数的因子，见表 3a.1.1。

关于参数 f_D 和 fH_D 的数据（在 t 年投入使用的、每年失去用途的采伐木材产品碳的部分）

- 需要分别计算实木产品和纸产品的 f_D 和 fH_D 值。
- 实木产品的平均 f_D 和 fH_D 值可以是木材、板材和其它工业圆木的 f_D 和 fH_D 的加权平均数。
- fH_D 的平均值将是（本国）和出口品在其境内被使用并在以后被抛弃的国家的 f_D 的加权平均值。权数将是来自国内使用的 PH_{A_t} 部分和出口的 PH_{A_t} 部分。起点将被假定为 f_D 等于 fH_D 。

⁸ 见 <http://apps.fao.org/page/collections?subset=forestry>

- f_D 和 fH_D 值也可根据在用产品的半衰期估值或根据产品的平均寿命换算。半衰期指一半产品失去用途的年数。平均寿命指产品使用的平均年数。

$$f_D = \ln 2 / (\text{半衰期年数}) = 0.693 / (\text{半衰期年数})$$

$$f_D = 1 / (\text{平均寿命年数})$$

$$\text{平均寿命年数} = 1 / f_D$$

- 最近研究中使用的各种产品的半衰期值，包括建议的默认值，列示在表 3a.1.3 中。各国需要确定适合本国的值。

3a.1.2 完整性

第 2 层方法包括所有初级木材和纸产品。这样做可包括用这些初级产品制造的任何二级木材产品中的碳。但是该方法不包括对进出口二级木材产品如家具或木制工艺品中碳储量变化的影响。如果采伐木材产品是一个*关键类别*而且交易的二级木材产品的数量与生产或消费的初级产品的数量相比很可观，就可能需要修改该方法以包括进出口的二级木材产品。第 2 层方法还省略了从初级或二级木材产品和从造纸厂直接进入固体废物处置场的废木数量的任何估值。如果这些数量巨大，就可能需要为流向固体废物处置场的这些木质废物分别进行直接估计。

3a.1.3 不确定性评估

关于第 2 层方法各种变量和参数的不确定性估值列示在表 3a.1.4 中。这些估值是基于出版的研究材料和专家判断。如果对于变量和参数采用国家数值，应按照本报告第 5.2 节（认定和量化不确定性）中的指导意见来评价不确定性。

有可能加以利用的唯一可靠的不确定性估值是与国家进行的木材和纸产品生产与贸易调查有关的那些数据。这些估值的误差可能较小。

就第 2 层方法而言，如果在用产品的半衰期和固体废物处置场中的半衰期较短，过去数十年中生产和贸易的不确定性的影响就较小。这就是说，使用寿命越长，利用国家关于 1961 年前生产和贸易的具体数据就越显得重要。特别是如果一段时间内国家关于下述两方面估值的不确定性较大：1) 被抛弃的进入固体废物处置场的木材和纸张部分，和 2) 固体废物处置场中经历厌氧微生物腐朽的产品的比例，则第 2 层估值的不确定性可能相当大。由于这些不确定性，如果可能，可取的做法是对存储在诸如住房等蓄积中的木材进行第 3 层国家级调查。此种调查可能具有较低的不确定性。估计尤其与生产法相关联的不确定性，将包括估计出口到其它国家的产品腐朽的不确定性。总之，第 2 层或第 3 层方法的不确定性可利用第 5.2 节（认定和量化不确定性）中讨论的第 3 层（蒙特卡洛）方法来估计。需做进一步努力来具体说明一项较简单的评价不确定性的方法——即可能直接采用表 3a.1.4 中的不确定性的方程来估计总体不确定性而不是使用蒙特卡洛模拟法。利用依靠默认数据的第 2 层方法而不使用国家具体的数据，不大可能产生不确定性小于 $\pm 50\%$ 的估值。

表 3a.1.2

按世界区域分列的 1900 年至 1961 年选定时期工业圆木生产（采伐）的估计年增长率

(利用方程 3a.1.4, 采用第 7 栏和第 8 栏的比率来推演从 1961 年以来木材和纸产品的生产与贸易数据)

世界区域	工业圆木	人口	工业圆木	人口	工业圆木	工业圆木	工业圆木	工业圆木	工业圆木
	产量 (1950-1961)	(1950-1961)	人均产量 (1950-1975)	(1900-1950)	产量/固定在 1950 年水平上的人均产量 (1900-1950)	产量按 1950 至 1975 年死亡率计算的人均产量 (1900-1950)	产量/1950 年前固定在 1950 年水平上的人均产量 (1900-1961)	工业圆木 产量/1950 年前按 1950 至 1975 年死亡率计算的人均产量 (1900-1961)	
世界合计	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)=(2)	(6)=(3)+(4)	(7)见注	(8) 见注	
欧洲	0.0326	0.0182	0.0049	0.0085	0.0182	0.0134	0.0208	0.0169	
苏联	0.0296	0.0080	0.012	0.0059	0.0080	0.0179	0.0119	0.0200	
北美洲	0.0412	0.0173	0.0087	0.0061	0.0173	0.0148	0.0216	0.0196	
拉丁美洲	0.0085	0.0170	0.0016	0.0148	0.0170	0.0164	0.0155	0.0150	
非洲	0.0359	0.0268	0.0054	0.0163	0.0268	0.0217	0.0285	0.0243	
亚洲	0.0548	0.0226	0.0255	0.0102	0.0226	0.0357	0.0284	0.0391	
大洋洲	0.0492	0.0193	0.0155	0.0078	0.0193	0.0233	0.0247	0.0280	
	0.0412	0.0193	0.0074	0.0155	0.0193	0.0229	0.0233	0.0262	

注: 第 7 栏是 $\ln(\text{EXP}(\text{col } 5 * 50) * \text{EXP}(\text{col } 1 * 11)) / 61$ 注: 第 8 栏是 $\ln(\text{EXP}(\text{col } 6 * 50) * \text{EXP}(\text{col } 1 * 11)) / 61$

数据来源: 第 1 栏——1950-53: (粮农组织 1957), 1954-1960: (粮农组织 1965), 1961: (粮农组织 2002a)

第 2 栏——1950-1960: (联合国人口司 1998), 1961: (粮农组织 2002b)

第 3 栏——工业圆木-1950-53: (粮农组织 1957), 1954-1960: (粮农组织 1965), 1961-1975: (粮农组织 2002a)

人口——1950-1960 (联合国人口司 1998), 1961-1975 (粮农组织 2002b)

第 4 栏——1900-1950: (联合国人口司 1999)

表 3a.1.3
在用采伐木材产品的半衰期——来自研究的例子

国家/区域	参考	采伐木材产品类别	使用半衰期 (年)	每年损失部分 (f_{Dj}) ($(2) / \text{半衰期年数}$)
默认		锯木	35	0.0198
		薄板、胶合板和结构木镶板	30	0.0231
		非结构木镶板	20	0.0347
		纸张	2	0.3466
芬兰	Pingoud 等人, 2001 年	锯木和胶合板 (基于产品清单变化)	30	0.0231
芬兰	Karjalainen 等 人, 1994 年	锯木和胶合板平均数	50	0.0139
		机械纸浆纸平均数	7	0.0990
		化学纸浆纸平均数	5.3	0.1308
芬兰	Pingound 等人, 1996 年	纸张平均数	1.8	0.3851
		新闻纸、家用、卫生纸	0.5	1.3863
		挂面纸板、瓦楞纸和折叠盒纸板	1	0.6931
		80%的印刷和书写纸张	1	0.6931
		20%的印刷和书写纸张	10	0.0693
荷兰	Nabuurs, 1996 年	纸张	2	0.3466
		包装木材	3	0.2310
		刨花板	20	0.0347
		锯木平均数	35	0.0198
		锯木——云杉和白杨	18	0.0385
		锯木——橡树和山毛榉	45	0.0154
美国	Skog 和 Nicholson, 2000 年	锯木	40	0.0173
		结构木镶板	45	0.0154
		非结构木镶板	23	0.0301
		纸张 (不含磨木浆)	6	0.1155
		其它纸张	1	0.6931

注：建议在使用这些估计半衰期时核查例如第 3a.1.5 节中所述的储量变化估值。因此可能需要调整半衰期。

表 3A.1.4
与估计在用采伐木材产品中碳储量变化的第 2 层方法默认值有关的参数和不确定性估值

参数说明	参数	值	不确定性范围
圆木采伐(为制造产品从立地采伐和清除的圆木, 包括薪柴在内)	H	表 3a.1.1	各国具体采用的粮农组织数据
采伐木材产品产量和进出口——粮农组织数据	P_{DP} , P_{IM} , P_{EX} , WP , IM (WP), EX (WP) OFF , IM (OFF), EX (OFF) RP , IM (RP), EX (RP) IM (RFP), EX (RFP) 生产和进出口产品的数量	表 3a.1.1	各国具体采用的粮农组织数据 生产和贸易——对于进行系统普查或调查的国家, 自 1961 年以来为 $\pm 15\%$ 生产和贸易——对于不进行系统普查或调查的国家, 自 1961 年以来为 $\pm 50\%$
产品体积/产品重量	W	表 3a.1.1	$\pm 15\%$
烘干产品重量/碳重量	C	0.5(表 3a.1.1)	$\pm 10\%$
粮农组织数据第一年之前生产和进出口增长率	r (在方程 3a.1.4 中)	表 3a.1.2, 第 7 和 8 栏	就区域而言, 1961 年前生产增长率的不确定性范围为 $\pm 15\%$, 对区域内的国家而言, 这一范围较大。 就区域而言, 1961 年前贸易增长率的不确定性范围为 $\pm 50\%$, 对区域内的国家而言, 这一范围较大。
每年弃用的实木产品部分	f_b (实木) fH_b (实木)	表 3a.1.3	半衰期 (年) = $(0.693/f_b)$ (实木) 半衰期不确定性 = $\pm 50\%$ fH_b 的不确定性较大, 依据出口的规模和目的地而定
每年弃用的纸产品部分	f_b (纸张) fH_b (纸张)	表 3a.1.3	半衰期 (年) = $(0.693/f_b)$ (纸张) 半衰期不确定性 = $\pm 50\%$ fH_b 的不确定性较大, 依据出口的规模和目的地而定

3a.1.4 报告和文件

建议将用来产生国家关于储量变化估值的所有信息编写成文件并归档。这些信息包括木材和纸张的生产和贸易数据以及所利用的参数。关于逐年估计储量变化所采用的参数的变化应提供文件证明。国家清查报告应载有所用方法的概述和参考的源数据，以便能够跟踪进行估计所采用的步骤。

3a.1.5 清单质量保证/质量控制

不管采伐木材产品是否是一个关键类别，建议按照第 5.5 节（质量保证和质量控制）所述，对所选方法采用的数据和参数进行质量控制检查。如果采伐木材产品是一个关键类别，建议另外采用第 5.5 节（质量保证和质量控制）中的第 2 层方法进行质量控制检查，特别是制定数据和参数并进行专家审查，必要时按照第 6.2.5 节“专家判断”（《2000 年优良做法指南》）中所述，利用国家数据来源并根据专家判断，制定国家一级的数据和参数估值。

如果采用第 2 层方法，关于进行质量控制（核查储量或储量变化估值）的一个建议是，按特定产品类别如建筑物中的锯材或板材分别估计总的碳储量或年度变化。建筑物中的锯材和板材将是存储的所有锯材的一部分。可采用第 2 层方法来估计建筑物中锯材和板材的总量或最近一年存储的锯材和板材的变化。将需要关于一段时间内投向建筑物的木材和板材部分的估值。可按如下方法将这些估值与建筑物中木材的分别估值或建筑物中木材的变化作比较。建筑物中木材和板材的目前总量可以建筑物楼层面积（平方米）乘每平方米的锯材含量来计算。建筑物中锯材的变化可按给定年份建造的建筑物的平方米乘每平方米的锯材含量来计算。

如果采用第 2 层方法，关于检查建筑物半衰期的另一项建议是利用关于一段时间内建筑物数目和年龄的历史信息。将需要关于过去某个时间给定年龄（或年龄范围）建筑物的数目和较近时点存在的这些建筑物数目的数据。可利用这些数字来估计建筑物每年损失的部分。可利用每年的损失百分比来估计半衰期（关于在每年损失的部分不变的假定下，半衰期与每年损失部分间的关系，见表 3a.1.3）。

附录 3a.2 森林土壤排水和回潮引起的非二氧化碳排放： 未来方法发展的基础

3a.2.1 引言

有机土壤和土壤有机碳含量高的潮湿矿质土壤的排水和回潮，影响温室气体的排放和清除。二氧化碳明显受到影响，关于估计这些土地的二氧化碳排放/清除变化的方法在第 3.2 至 3.5 节论述有机土壤的各节中作了讨论。

此外，集约排水的土壤排放大量的氧化亚氮，这是因为排水导致增加通风层和增强土壤有机质的矿化。相比之下，不加管理的有机土壤是氧化亚氮非常小的自然源或汇（Regina 等人，1996 年）。排水对氧化亚氮排放的影响取决于土壤的特性。较高的排放与矿养（富营养）泥炭地类型有关，而较低的排放与雨养（贫营养）泥炭地类型有关。关于排水有机土壤和潮湿矿质土壤氧化亚氮排放的数据比较少而且差异较大，所以这里介绍的方法的不确定性很大。

下面关于氧化亚氮排放的方法着重于《IPCC 指南》未作论述的林地。排水农田和草地土壤产生的氧化亚氮排放放在《IPCC 指南》“农业”章和《2000 年优良做法指南》中作了说明。鉴于数据的可获性和目前的了解状况，可采用就仍为林地的林地和转变为林地的土地采用的相同方法。

有机土壤的回潮将会使氧化亚氮排放减少到原来零左右的水平。

不排水有机土壤排放甲烷是一个自然过程而且排放的变量很大。有机土壤的排水会减少这些排放甚至会使该面积变为一个小的甲烷汇（见《IPCC 指南》，参考手册，第 5.4.3 节“湿地排水”）。由于数据稀缺，《IPCC 指南》和本报告都没有提供关于估计林地和湿地排水或回潮对甲烷排放的影响的方法，尽管从二氧化碳当量方面看，在对甲烷排放量高的面积进行集约排水的情况下，这种影响可能巨大。不过，在下列情况下，排水对甲烷的影响也许不大：1) 甲烷自然排放量低，2) 仍保持着浅的地下水位，或 3) 排水面积的甲烷汇由排水渠的甲烷排放所补偿。本附录中采用的排水后甲烷排放的默认值是零（Laine 等人，1996 年；Roulet 和 Moore，1995 年）。

甲烷排在回潮的有机土壤中可能会增加。“回潮”指地下水位回到排水前的水平。如果一国对有机土壤进行回潮，这些土壤可视为管理的土壤。在这种情况下，可根据国家具体的数据报告这些排水/回潮影响。据文献称，在温带和北方生物带气候下，被森林覆盖的回潮有机土壤产生的甲烷源，初步估计在 0 至 60 千克甲烷/公顷/年的范围内，而在热带条件下在 280 至 1260 千克甲烷/公顷/年的范围内（Bartlett 和 Harriss，1993 年）。有些证据表明，回潮泥炭地的甲烷排放仍可能小于原始状态（Komulainen 等人，1998 年；Tuittila 等人，2000 年）。目前，无法为关于有机土壤回潮产生的甲烷排放提供优良做法指导意见。

3a.2.2 方法问题

3a.2.2.1 方法的选择

可适用就仍为林地的林地（FF）和转变为林地的土地（LF）采用的相同方法。可利用第 3.1 节（图 3.1.1 “用于确定对仍为同种土地利用类别的土地合适的层级的决策树”和图 3.1.2 “用于确定对转变为另一种土地利用类别的土地合适的层级的决策树”）中的决策树来确定关于氧化亚氮排放的适当层级方法，同时考虑到可加利用的数据。森林排水和回潮土壤产生的氧化亚氮排放有助于确定决策树中的“土壤”子类别。

估计森林排水有机土壤产生的直接氧化亚氮排放的基本方法列示在方程 3a.2.1 中。将森林回潮有机土壤的氧化亚氮排放估计为自然一级，并将默认值设定为零。该方程可在各种分解级别适用，取决于数据的可获性，特别是有关国家具体的排放因子的可获性。

方程 3a.2.1

森林排水土壤的直接氧化亚氮排放（第 1 层）

$$N_2O \text{ emissions}_{FF} = \sum(A_{FF_{\text{organic } LJK}} \cdot EF_{FF_{\text{drainage, organic } LJK}}) + A_{FF_{\text{mineral}}} \cdot EF_{FF_{\text{drainage, mineral}}} \cdot 44/28 \cdot 10^{-6}$$

其中：

$N_2O \text{ emissions}_{FF}$	=	以氮单位表示的氧化亚氮排放，千克氮
$A_{FF_{\text{organic}}}$	=	森林排水有机土壤的面积，公顷
$A_{FF_{\text{mineral}}}$	=	森林排水矿质土壤的面积，公顷
$EF_{FF_{\text{drainage, organic}}}$	=	森林排水有机土壤的排放因子，千克氧化亚氮-氮/公顷/年
$EF_{FF_{\text{drainage, mineral}}}$	=	森林排水矿质土壤的排放因子，千克氧化亚氮-氮/公顷年
ijk	=	土壤类型、气候带、排水强度等（取决于分解程度）

同种方法适用于计算转变为森林的土地排水有机土壤产生的氧化亚氮排放。

第 1 层：第 1 层方法是利用方程 3a.2.1，将森林排水土壤简单地分解为“富营养”和“贫营养”面积，并利用默认排放因子。默认数据列示在第 3a.2.2.2 节中，关于获取活动数据的指导意见在第 3a.2.2.3 节中说明。

第 2 层：如果可获得国家具体的排放因子和相应的面积数据，就能采用第 2 层方法。典型的情况下，使用这些数据将能够进行分解估计以说明各种管理做法，如不同类型泥炭地的排水、肥力（例如沼泽与碱性泥炭地、氮状况）和树木类型（阔叶与针叶），并为每个子类别制定具体的排放因子。可以从国家森林清单的土壤信息中获取适当分解的面积数据。

第 3 层：如果较复杂的模式或详细的调查数据可加利用，可采用国家第 3 层办法来估计氧化亚氮的排放。鉴于空间和时间变率以及氧化亚氮排放的不确定性，对于经营林的直接氧化亚氮排放是**关键类别**的国家来说，最应当采用这种办法，因为采用先进的方法能够更准确地表示管理做法和最相关的驱动变量。

3a.2.2.2 排放/清除因子的选择

在利用第 1 层和第 2 层方法时，需要关于每年每单位面积的氧化亚氮排放的排放因子。

第 1 层：第 1 层方法利用取自文献资料的默认排放因子，这些值列示在表 3a.2.1 中。

由于数据稀缺，关于各自营养水平和气候带的默认排放因子只能视为提示性的，也许不能正确反映特定国家的实际排放规模。

应利用与森林排水有机土壤不同的和较低的排放因子来计算森林排水矿质土壤的排放。可将森林排水矿质土壤的排放假定为有机土壤的 EF_{drainage} 的十分之一左右（Klemedtsson 等人，2002 年）。尤其是在热带气候下，需要更多的测量以改进表 3a.2.1 的提示性排放因子。如果排水森林回潮（即地下水位恢复到排水前的水平），则假定氧化亚氮的排放恢复到接近零的自然水平。

表 3a.2.1
关于森林土壤排水引起的氧化亚氮排放的默认排放因子

气候带和土壤类型	排放因子 $EF_{FF}^{drainage}$ 千克氧化亚氮-氮/公顷/ 年	不确定性范围*	参考/评论
温带和北方生物带气候 贫营养有机土壤	0.1	0.02 至 0.3	Alm 等人, 1999 年; Laine 等人, 1996 年; Martikainen 等人, 1995 年; Minkkinen 等人, 2002 年; Regina 等人, 1996 年 Klemedtsson 等人, 2002; Laine 等人, 1996 年; Martikainen 等人, 1995 年; Minkkinen 等人, 2002 年; Regina 等人, 1996 年 Klemedtsson 等人, 2002 年
富营养有机土壤	0.6	0.16 至 2.4	
矿质土壤	0.06	0.02 至 0.24	
热带气候	8	0 至 24	估计为排水有机农田因子的一半
* 对数正态分布 95%的置信区间			

第 2 层: 在国家具体的数据, 特别是关于不同管理制度的数据可加利用时, 可在第 2 层中界定具体的排放因子。这些国家具体的排放因子可从国内或情况类似的邻国进行的调查结果中求出, 如有可能, 按排水程度、植被 (阔叶与针叶) 和泥炭肥力分解。由于文献稀缺而且结果有时大相径庭, 国家具体的排放因子应通过严格的测量方案得出。关于如何求出国家关于土壤产生的氧化亚氮排放的具体排放因子的优良做法指导意见, 见《2000 年优良做法指南》第 4.62 页方框 4.1 “求出国家具体的排放因子的优良做法”。

第 3 层: 在第 3 层下, 所有参数都应是国家利用更准确的值而不是默认值界定的。由于文献资料稀缺而且结果有时相互矛盾, 因此鼓励各国通过将适当的未排水森林立地作为参照进行测量以求出国家具体的排放因子。环境条件相似的国家应共享数据。

3a.2.2.3 活动数据的选择

估计这一来源所需的活动数据是排水和回潮林地的面积。在第 1 层中, 国家关于森林排水土壤的估值按土壤肥力分层, 因为默认值是为富营养和贫营养土壤给出的。国家数据将可从土壤部门和湿地调查 (例如, 为国际公约进行的调查) 获取。如果不能按泥炭肥力分层, 各国可依靠专家判断。北方生物带气候往往有助于贫营养的高山沼泽的形成, 而温带和海洋性气候往往有助于富营养的泥炭地的形成。在第 2 层下, 可以作进一步的分层。例如, 面积还能按管理做法如不同泥炭类型的排水和树木类型区分。第 2 章就可用来对土地面积进行分类的办法提供了指导。

3a.2.2.4 不确定性评估

对人类活动引起的森林氧化亚氮排放的估计是很不确定的, 原因是: 1) 排放的空间和时间变率很大, 2) 缺乏长期测量结果而且它们不一定能代表较大的区域, 和 3) 空间总计的不确定性和排放因子及活动数据固有的不确定性。

第 1 层: 与第 1 层默认排放因子相关联的不确定性列示在表 3a.2.1 中。

关于森林泥炭地面积及其按贫营养 (雨养, 酸沼) 和富营养 (矿养, 碱沼) 泥炭类型划分的不确定性, 最好通过国家具体的不确定性评估来计算。目前关于一国境内森林排水和回潮泥炭地面积的估值, 不同的数据来源之间差异很大, 可能具有 50%或更大的不确定性。

第 2 层: 关于求出国家具体的排放因子的优良做法在《2000 年优良做法指南》第 4.62 页方框 4.1 “求出国家具体的排放因子的优良做法” 中说明。

森林泥炭地的面积及其有关贫营养与富营养泥炭类型之间的划分，需要国家进行具体的不确定性评估，最好通过比较各种数据来源和采用不同的面积统计方法，例如敏感性或蒙特卡洛分析方法来进行（第 5.2 节“认定和量化不确定性”）。

第 3 层：基于过程的模式也许会提供更现实的估计但需要参照测量结果进行校准和验证。为进行验证，需要有足够的具有代表性的测量数据。关于先进方法的不确定性评估的一般性指导意见，在第 5.2 节“认定和量化不确定性”中给出。

3a.2.3 完整性

为了确保与报告森林排水土壤的二氧化碳排放相一致，请参阅正文中关于完整性的第 3.2.3 节。

3a.2.3.1 确定一致的时间序列

为了确保与报告森林排水土壤的二氧化碳排放相一致，请参阅正文中关于确定一致的时间序列的第 3.2.4 节。

3a.2.4 报告和文件

为了确保与报告森林排水土壤的二氧化碳排放相一致，请参阅正文中关于报告和文件的第 3.2.5 节。

3a.2.5 质量保证/质量控制

为了确保与报告森林排水土壤的二氧化碳排放相一致，请参阅正文中关于清单质量保证/质量控制的第 3.2.6 节。

附录 3a.3 仍为湿地的湿地：未来方法发展的基础

3a.3.1 引言

本节扩展《IPCC 指南》第 5.4.3 节（其它可能的活动类别）的覆盖范围，说明估计仍为湿地的湿地的碳储量变化以及甲烷和氧化亚氮排放（它们可能像二氧化碳排放一样重要）的方法。转变为湿地的土地在本报告第 3.5 节中加以说明。

估计湿地产生的二氧化碳排放有两个基本要素，如方程 3a.3.1 中所示。

<p>方程 3a.3.1</p> <p>仍为湿地的湿地产生的二氧化碳排放</p> $\text{CO}_2 \text{ emissions}_{\text{WW}} = \text{CO}_2 \text{ emissions}_{\text{WW peat}} + \text{CO}_2 \text{ emissions}_{\text{WW flood}}$

其中：

$\text{CO}_2 \text{ emissions}_{\text{WW}}$ = 仍为湿地的湿地产生的二氧化碳排放，千兆克/二氧化碳/年

$\text{CO}_2 \text{ emissions}_{\text{WW peat}}$ = 为泥炭提取而管理的有机土壤产生的二氧化碳排放（第 3a.3.1 节），千兆克/二氧化碳/年

$\text{CO}_2 \text{ emissions}_{\text{WW flood}}$ = 水淹地产生的二氧化碳排放（第 3a.3.2 节），千兆克二氧化碳/年

估计氧化亚氮的排放有两个同样的基本要素，如方程 3a.3.2 所示。

<p>方程 3a.3.2</p> <p>仍为湿地的湿地产生的氧化亚氮排放</p> $\text{N}_2\text{O emissions}_{\text{WW}} = \text{N}_2\text{O emissions}_{\text{WW peat}} + \text{N}_2\text{O emissions}_{\text{WW flood}}$
--

其中：

$\text{N}_2\text{O emissions}_{\text{WW}}$ = 仍为湿地的湿地产生的氧化亚氮排放，千兆克氧化亚氮/年

$\text{N}_2\text{O emissions}_{\text{WW peat}}$ = 为泥炭提取而管理的有机土壤产生的氧化亚氮排放（第 3a.3.2 节），千兆克氧化亚氮/年

$\text{N}_2\text{O emissions}_{\text{WW flood}}$ = 水淹地产生的氧化亚氮排放（第 3a.3.3 节），千兆克氧化亚氮/年

目前，只能为水淹地提供关于甲烷的默认方法（方程 3a.3.3）：

<p>方程 3a.3.3</p> <p>仍为湿地的湿地产生的甲烷排放</p> $\text{CH}_4 \text{ emissions}_{\text{WW}} = \text{CH}_4 \text{ emissions}_{\text{WW flood}}$
--

其中：

$\text{CH}_4 \text{ emissions}_{\text{WW}}$ = 仍为湿地的湿地产生的甲烷排放，千兆克甲烷/年

$\text{CH}_4 \text{ emissions}_{\text{WW flood}}$ = 水淹地产生的甲烷排放（第 3a.3.3 节），千兆克甲烷/年

3a.3.2 为泥炭提取而管理的有机土壤

如表 3a.3.1 及方程 3a.3.1 和 3a.3.2 所示，目前只提供估计为泥炭提取而管理的有机土壤产生的二氧化碳和氧化亚氮排放的方法。

	第 1 层	第 2 层	第 3 层
活生物量的变化 ($\Delta C_{WW\text{ peat}_{LB}}$)	不估计（或假定为零）。	不大可能重要（见下文），但如果有国家具体的数据可加利用，则可以估计，遵循第 3.4.1.1 节（草地，活生物量中碳储量的变化）中的指导意见。	不大可能重要（见下文），但如果有国家具体的详细数据或先进的方法可加利用，则可以估计，遵循第 3.4.1.1 节（草地，活生物量中碳储量的变化）中的指导意见。
土壤有机质的变化 ($\Delta C_{WW\text{ peat}_{SOM}}$)	可利用默认排放因子和面积数据来估计泥炭提取产生的排放。	利用更加分解的、国家具体的因子进行估计。如有数据可加利用，可估计泥炭地恢复和堆集引起的排放。	如有国家具体的详细数据或先进的方法可加利用，可以估计。
氧化亚氮	可利用默认排放因子和面积数据来估计泥炭提取产生的排放。	利用更加分解的、国家具体的因子进行估计。如有数据可加利用，可估计泥炭地恢复引起的排放。	如有国家具体的详细数据或先进的方法可加利用，可以估计。
甲烷	目前不估计。	利用国家具体的因子进行估计。如有数据可加利用，可估计泥炭地恢复引起的排放。	如有国家具体的详细数据或先进的方法可加利用，可以估计。

3a.3.2.1 为泥炭提取而管理的有机土壤产生的二氧化碳排放

估计为泥炭提取而管理的土地产生的二氧化碳排放有两个基本要素，如方程 3a.3.4 所示。

<p>方程 3a.3.4</p> <p>为泥炭提取而管理的土地产生的二氧化碳排放</p> $CO_2\text{ emissions}_{WW\text{ peat}} = (\Delta C_{WW\text{ peat}_{LB}} + \Delta C_{WW\text{ peat}_{Soils}}) \cdot 10^{-3} \cdot 44/12$
--

其中：

$CO_2\text{ emissions}_{WW\text{ peat}}$ = 为泥炭而管理的土地产生的二氧化碳排放，千兆克二氧化碳/年

$\Delta C_{WW\text{ peat}_{LB}}$ = 活生物量中碳储量的变化，吨碳/年

$\Delta C_{WW\text{ peat}_{Soils}}$ = 土壤中碳储量的变化，吨碳/年

将碳储量变化换算为二氧化碳排放（方程 3a.3.4 预计会得出碳的损失）。将排放报告为正值，清除报告为负值（关于报告的更多细节和符号规则，见第 3.1.7 节和附件 3A.2 “报告表和工作单”）。

3a.3.2.1.1 活生物量中碳储量的变化

一般来说，活生物量中碳储量的变化引起的排放部分，与土壤有机质有关的碳排放相比较将是很小的。这是因为在典型的情况下，为泥炭提取而管理的有机土壤上清除了植被，尽管在排水沟或边界沿线可能还有一些植被。不过，在泥炭地被管理时，大量的植被可能被清除，这在本报告第 3.5 节中讨论。由于数据稀缺，并且为泥炭提取而管理的土地上生物量变化的相关性可能不大，这里不提供默认指导，而且可以假定，在第 1 层中，管理的泥炭地上活生物量中碳储量的变化是零。不过，对于湿地是一个关键类别的国家来说，可确定数据以便为利用国家专门知识采用较高层级方法做出的植被排放估计提供支持。

3a.3.2.1.2 土壤中碳储量的变化

3a.3.2.1.2.1 方法问题

土壤产生的二氧化碳排放在泥炭提取过程的几个阶段发生，如方程 3a.3.5 所示。

方程 3a.3.5

为泥炭提取而管理的土地上碳储量的变化

$$\Delta C_{\text{WW peatSoils}} = (\Delta C_{\text{WW peatSoils, drainage}} + \Delta C_{\text{WW peatSoils, extraction}} + \Delta C_{\text{WW peatSoils, stockpiling}} + \Delta C_{\text{WW peatSoils, restoration}})$$

其中：

$\Delta C_{\text{WW peatSoils}}$ = 土壤中碳储量的变化，吨碳/年

$\Delta C_{\text{WW peatSoils, drainage}}$ = 排水期间土壤碳的变化，吨碳/年

$\Delta C_{\text{WW peatSoils, extraction}}$ = 泥炭提取期间土壤碳的变化，吨碳/年

$\Delta C_{\text{WW peatSoils, stockpiling}}$ = 燃烧清除前泥炭堆集期间土壤碳的变化，吨碳/年

$\Delta C_{\text{WW peatSoils, restoration}}$ = 为恢复先前耕种的土地采取的做法引起的土壤碳的变化，吨碳/年

目前只能提供一种用于估计与泥炭提取有关联的碳储量变化 ($\Delta C_{\text{WW Soils, extraction}}$) 的默认法，这种排放实际上是生产场地土壤有机质氧化增强造成的排放。人们对泥炭堆集和恢复做法引起的排放知之甚少。较高的温度可能促使堆集比挖掘场地释放更多的二氧化碳，但目前数据不足以提供指导意见。各国可发展本国的方法用于估计较高层方程 3a.3.5 中的其它各项，它还可能说明泥炭地恢复产生的影响和导致排水后的排放高于清除泥炭期间的排放的动态情况。

方法的选择

第 1 层方法依靠认定的基本面积和默认排放因子，而第 2 层方法是分解为较小的空间尺度和利用可获得的国家具体的排放因子。鉴于目前的科学状况，很少有国家利用第 3 层方法，所以只说明第 3 层方法的主要构成部分。

第 1 层：第 1 层只估计与泥炭提取期间土壤碳的变化直接相关的排放（生产场地的无组织排放）。提取的泥炭产生的排放由能源部门报告的泥炭燃烧产生的排放所覆盖。在第 1 层中，利用默认排放因子，方程 3a.3.6 适用于计算一国为泥炭提取而管理的有机土壤的总计面积。

方程 3a.3.6

为提取泥炭而管理的有机土壤产生的二氧化碳排放

$$\Delta C_{\text{WW peatSoils, extraction}} = A_{\text{peat Nrich}} \cdot EF_{\text{peat Nrich}} + A_{\text{peat Npoor}} \cdot EF_{\text{peat Npoor}}$$

其中：

$\Delta C_{\text{WW peatSoils, extraction}}$ = 以碳表示的为泥炭提取而管理的有机土壤产生的二氧化碳排放，吨碳/年

$A_{\text{peat Nrich}}$ = 为泥炭提取而管理的富营养有机土壤的面积，包括仍然存在排水系统的废弃面积，公顷

$A_{\text{peat Npoor}}$ = 为泥炭提取而管理的贫营养有机土壤的面积，包括仍然存在排水系统的废弃面积，公顷

$EF_{\text{peat Nrich}}$ = 为泥炭提取而管理的富营养有机土壤的二氧化碳排放因子，吨碳/公顷/年

$EF_{\text{peat Npoor}}$ = 为泥炭提取而管理的贫营养有机土壤的二氧化碳排放因子，吨碳/公顷/年

第2层：如果有面积数据和国家具体的排放因子可加利用，可采用第2层方法，也许能按土壤肥力、立地类型、排水程度以及先前的土地用途如林地或农田等细分活动数据和排放因子。还可包括有关子类别如泥炭堆集、排水和恢复泥炭地等的排放因子。此外，还可确定这样的排放因子，它们反映刚刚排放后期间与正在进行泥炭提取期间排放水平的差异。

第3层：第3层方法将要求关于按立地类型、肥力、排水以来的时间等分列的为泥炭提取而管理的有机土壤面积的统计资料，可将它与合适的排放因子和/或基于过程的模式结合使用。利用关于土壤容重和碳含量变化的信息所作的研究也可用来检测土壤碳储量的变化，只要抽样要具有足够的强度。此类数据还可用来确定二氧化碳适当的排放因子，更正由于溶解的有机碳沥滤导致的碳损失、死有机质通过径流或作为甲烷排放产生的损失。

排放因子的选择

第1层：采用第1层方法需要关于 EF_{peat} 的默认排放因子。第1层的默认排放因子列示在表 3a.3.2 中。这些因子与表 3.5.2（排水后有机土壤的排放因子和相关的不确定性）为估计与泥炭提取而进行的土地排水（第 3.5 节中说明的土地用途转变）有关的二氧化碳排放所提供的那些排放因子相同。虽然认识到在刚刚排完水后的时期产生的排放将高于正在进行泥炭提取时期产生的排放，但目前尚无足够的数据可得出这些活动的具体默认排放因子。如上所述，在第2层下，各国也许能够制定更为分解的国家具体的排放因子，并区分土地转变为泥炭地期间的排放率与进行泥炭提取期间产生的无组织排放率。

区域/泥炭类型	排放因子 吨碳/公顷/年	不确定性 ^a 吨碳/公顷/年	参考/评论 ^b
北方生物带和温带			
贫营养 EF_{Npoor}	0.2	0 至 0.63	Laine 和 Minkkinen, 1996 年; Alm 等人, 1999 年; Laine 等人, 1996 年; Minkkinen 等人, 2002 年
富营养 EF_{Nrich}	1.1	0.03 至 2.9	Laine 等人, 1996 年; LUSTRA, 2002 年, Minkkinen 等人, 2002 年; Sundh 等人, 2000 年
热带			
EF	2.0	0.06 至 6.0	根据表 3.3.5 中温带（贫营养）与热带间的相对差别计算。
^a 基础数据的范围。			
^b 北方生物带和温带的值是根据对成对地块测量进行的审查，作为均值得出的，假定转变为泥炭提取的有机土壤上的条件只是轻度排水。其中多数数据来自欧洲。			

在北方生物带地区以贫营养的酸性沼泽为主，而在温带地区，富营养的碱性沼泽和泥潭较为常见。没有关于富营养和贫营养泥炭地面积的信息的北方生物带国家，应该利用贫营养泥炭地的排放因子。没有此类数据的温带国家应利用富营养泥炭地的排放因子。只为热带区域提供一种默认因子，因此对于采用第1层方法的热带国家而言，不必按土壤肥力分解泥炭地面积。不确定性值来自一对数正态分布并代表 95% 的置信区间。

第2层和第3层：第2层和第3层要求国家具体的数据来说明各种管理做法如不同泥炭类型的排水。由于文献资料稀缺而且结果有时大相径庭，鼓励各国参照合适的基准原始立地通过测量来求出国家具体的排放因子。环境条件相似的国家应共享数据。

活动数据的选择

第1层：所有层级所需要的活动数据是为泥炭提取而管理的有机土壤的面积。理想的情况是，在第1层下，各国将获得关于泥炭提取面积的国家数据。在北方生物带和温带地区，这些面积数据需按土壤肥力分解以对应于表 3a.3.2 中列示的默认排放因子。此类数据可能的来源是国家统计机构、泥炭开采公司和主管土地利用的政府部门。

如果国家平均提取率已知，还可利用关于为燃料和园艺用途进行泥炭生产的统计资料来估计泥炭提取面积。如果这种比率不能获得，可以粗略地假定提取率是 0.04 百万米³/千米²或 0.016 百万吨/千米²。

如果其中任何一种办法都不可能，泥炭面积的默认数据可从文献中的估值获取。关于其它国家有机土壤面积的数据以及热带与温带和北方生物带泥炭地比例的估值可从 Andriess (1988 年) 表 1 中获取。表 3a.3.3 提供大洲范围湿地排水的粗略估值。这些数据未必适用于有机土壤而且不区分立地类型。不过，在得不到更详细数据的情况下，可将它们视为关于泥炭地土地利用初步的粗略估值。可从下列来源获取关于泥炭地面积的补充数据：Andriess (1988 年)、Lappalainen (1996 年)、OECD/IUCN (1996 年)、Tarnocai 等人 (2000 年)、Umeda 和 Inoue (1996 年)、Xuehui 和 Yan (1996 年)。其它的数据源是 <http://www.worldenergy.org/wec-geis/publications/reports/ser/peat/peat.asp> 和 <http://www.wetlands.org>。

第 2 和 3 层： 各国应当评估为泥炭提取而管理的有机土壤的总面积，包括其上排水系统或以前泥炭提取的影响仍然存在的废弃面积，达到层计算或所利用的建模法所要求的分解程度。如有可能，鼓励各国收集关于碱性沼泽与酸性沼泽面积和排水程度的数据以便能够利用更为分解的默认排放因子或国家具体的因子。如果恢复工作正在进行，鼓励各国另外报告已恢复的先前为泥炭提取而管理的有机土壤的面积并估计泥炭提取土地产生的排放。

国家或区域	泥炭地总面积 (不管理+管理) 千公顷	农业, 排水(农 田+草地) 千公顷	经营林, 排水 千公顷	泥炭提取(工 业泥炭地) 千公顷 ^a	热带% ^b	参考
欧洲	95695	(56-65%) 的湿地因农业和林业而排水)			0	1,9
白俄罗斯	2939	900	(小)	109	0	1,2
丹麦	142	140	(小)	1.2	0	1,2
爱沙尼亚	1009	130	320	258	0	1,2
芬兰	8920	350	3540	53	0	1,2,3
法国	100	55	(小)	(小)	0	1,2
德国	1420	210	(小)	32	0	1,2
英国	1754	500	500	5.4	0	1,2
匈牙利	100	80	0	0.2	0	1,2
冰岛	1000	120	(小)		0	1,2
爱尔兰	1176	90	45	82	0	1,2
意大利	120	30		(小)	0	1,2
拉脱维亚	669	160	50	27	0	1,2
立陶宛	352	25	190	36	0	1,2
荷兰	279	250	(小)	3.6	0	1,2
挪威	2370	190	280	2.5	0	1,2
波兰	1255	760	370	2.5	0	1,2
斯洛文尼亚	100	30	0	(小)	0	1,2
瑞典	10379	300	524	12	0	1,2
乌克兰	1008			19	0	1,2
亚洲	24446	(27%的湿地因农业和林业而排水, 在增加)				4b,9
缅甸	965				100	4
中国	1044-3480	135		104	30	4b,5
印度尼西亚	17000-27000	400		3.6(仅燃料)	100	4

表 3a.3.3 (续)
第 1 层方法关于泥炭地面积和利用的估值 (千公顷)

国家或区域	泥炭地总面积 (不管理+管理) 千公顷	农业, 排水(农 田+草地) 千公顷	经营林, 排水 千公顷	泥炭提取(工 业泥炭地) 千公顷 ^a	热带% ^b	参考
伊拉克	1790				100	4
日本	201				0	4b,6
马来西亚	2250-2730	500			100	4b
巴布亚新几内 亚	685				100	4b
菲律宾	104-240				100	4b
俄罗斯	39000-76000	700	2500	9120	0	1,2
南朝鲜	630				0	4b
新西兰	165				30	8
非洲	5840	(2%的湿地因农业和林业而排 水)				4a,11
几内亚	525				100	4a
尼日利亚	700				100	4a
南非	950				100	4a
乌干达	1420				100	4a
赞比亚	1106				100	4a
北美洲	173500	(56-65%的湿地因农业和林业 而排水)				4c,9
加拿大 ^c	111328	25	100	16	0	7
美国 阿拉斯加 北纬 49° 以南	49400 10240				0 2.5	8
中美洲和南美 洲	11222	(6%的湿地因农业和林业而排 水)				4c,9
巴西	1500-3500				100	4c
智利	1047				10	4c
古巴	658				100	4c
圭亚纳	814				100	4c
洪都拉斯	453				100	4c
墨西哥	1000				100	4c
尼加拉瓜	371				100	4c
委内瑞拉	1000				100	4c

参考文献: 1 Lappalainen(1996 年), 2 欧洲湿地清单审查, 国家报告初稿 (<http://www.wetlands.org>), 3 国家清单, 4a-c Lappalainen 和 Zurek(1996 年), 5 Xuehui 和 Yan(1996 年), 6 Umeda 和 Inoue (1996 年), 7 Tarnocai 等人, (2000 年), 8 Andriessse(1988 年), 9 OECD/IUCN (1996 年)

^a 为燃料进行的泥炭提取: <http://www.worldenergy.org/wec-geis/publications/reports/ser/peat/peat.asp>

^b Andriassse (1988 年); Andriessse (1988 年) 所用的热带定义比共同使用的北回归线 (25° N) 与南回归线 (25° S) 之间的地区更加广泛。采用这种定义, 如新西兰和伊拉克的土地面积将不被列为热带地区。

^c 受水电站水库建设影响的总面积估计超过 9,000 公里²。

3a.3.2.1.2.2 不确定性评估

第 1 层：第 1 层中关键的不确定性是默认排放因子和面积估值。排放因子和参数只从几个（少于 10 个）数据点发展而来，不一定能代表大的面积或气候带。排放因子的标准偏差动辄超过均值的 100%，但是基础概率函数有可能是非正态的。鼓励各国利用范围而不是标准偏差。

欧洲和北美的排水泥炭地面积可能有 50% 的不确定性，但世界其它地区的这一因子可能是 2。东南亚的不确定性极高，而且泥炭地处于特殊的压力之下，主要是因为城市化和加强农林业，还可能是为了泥炭提取。

第 2 层：鼓励拥有大面积为泥炭提取而管理的有机土壤和采用第 2 层方法的国家，对排放的所有重大因素（排水/回潮、面积、国家具体的参数）提供总体不确定性评估（见第 5 章第 5.2 节，认定和量化本报告的不确定性）。

第 3 层：基于过程的模式原则上将提供更现实的估值但需要参照测量数据进行校准和验证。关于先进方法的不确定性评估的一般指导意见在本报告第 5 章（第 5.2 节，认定和量化不确定性）中给出。由于泥炭地的排水导致泥炭压实和氧化，监测二氧化碳通量的储量变化办法可能是不精确的。如果采用，应当用适当的通量测量数据加以校准。

3a.3.2.2 排水泥炭地产生的氧化亚氮排放

3a.3.2.2.1 方法问题

估计排水泥炭地产生的氧化亚氮排放的方法显示在下列方程中。

方程 3a.3.7

排水湿地的氧化亚氮排放

$$\text{Direct N}_2\text{O emissions}_{\text{WW peat}} = (A_{\text{peat Nrich}} \cdot \text{EF}_{\text{peat Nrich}} + A_{\text{peat Npoor}} \cdot \text{EF}_{\text{peat Npoor}}) \cdot 44/28 \cdot 10^{-6}$$

其中：

$\text{N}_2\text{O emissions}_{\text{WW peat}}$ = 氧化亚氮的排放，千兆克氧化亚氮/年

$A_{\text{peat Nrich}}$ = 排水富营养有机土壤的面积，公顷

$A_{\text{peat Npoor}}$ = 排水贫营养有机土壤的面积，公顷

$\text{EF}_{\text{peat Nrich}}$ = 排水富营养湿地有机土壤的排放因子，千克氧化亚氮-氮/公顷/年

$\text{EF}_{\text{peat Npoor}}$ = 排水贫营养有机土壤的排放因子，千克氧化亚氮-氮/公顷/年

方法的选择

第 1 层：估计排水湿地产生的氧化亚氮排放的第 1 层方法类似于《IPCC 指南》中为农业排水土壤和森林排水土壤所说明的方法（附录 3a.2 “森林土壤排水和回潮引起的非二氧化碳排放：未来方法发展的基础”），并列示在方程 3a.3.7 中。排水面积（视情况分解）用对应的排放因子相乘。如对于森林排水土壤一样，第 1 层方法是为贫、富营养土壤提供温带和北方生物带土地的默认因子。由于为热带区域只提供单一的排放因子，在这种情况下不必按土壤肥力分解。

第 2 层：在第 2 层下，土地面积按追加的因子如肥力、立地类型和排水程度加以分解，并利用分解的国家具体的排放因子。

第 3 层：基于过程的模式原则上将提供更现实的估值但需要参照测量数据进行校准和验证。为进行验证需要有足够具有代表性的测量数据。关于先进方法的不确定性评估的一般指导意见在第 5.2 节“认定和量化不确定性”中给出。

排放/清除因子的选择

第 1 层：关于第 1 层方法的默认排放因子在表 3a.3.4 中提供。

气候带和土壤类型	排放因子 EF _{2 peat} 千克氧化亚氮-氮/公顷 /年	不确定性范围* 千克氧化亚氮-氮/公顷 /年	参考/评论
北方生物带和温带气候			
贫营养有机土壤	0.1	0-0.3	Alm 等人, 1999 年; Laine 等人, 1996 年; Martikainen 等人, 1995 年; Minkinen 等人, 2002 年; Regina 等人, 1996 年
富营养有机土壤	1.8	0.2-2.5	
热带气候	18	2-25	热带地区的值根据《IPCC 指南》第 4 章和《2000 年优良做法指南》中温带与热带间的相对差别计算。同样的办法用于表 3.2.2 中而且数量级类似。
*不确定性值来自一对数正态分布并代表 95%的置信区间。			

第 2 层：如可利用，第 2 层方法纳入国家具体的数据，尤其是说明各种管理做法如不同泥炭类型排水的数据。由于文献资料稀缺而且结果有时大相径庭，鼓励各国参照合适的原始立地通过测量来求出国家具体的排放因子。关于如何求出国家具体的氧化亚氮排放因子的指导意见在《2000 年优良做法指南》方框 4.1（第 4.62 页）中给出。

第 3 层：第 3 层方法纳入应根据测量数据加以验证的模式。应证明模式对国家具体条件的适合性。

活动数据的选择

应采用相同的活动数据来估计为泥炭提取而管理的有机土壤产生的二氧化碳和氧化亚氮排放，关于获得这些数据的信息在上文第 3a.3.3.3.1 节中提供。对于采用第 1 层方法的北方生物带和温带区域的各国而言，面积数据应按土壤肥力分层，因为默认值是富营养和贫营养两种土壤提供的。国家数据将从土壤部门和湿地调查（例如，为国际公约进行的调查）获取。如果不能按泥炭肥力分层，各国可依靠专家判断。北方生物带气候往往有助于贫营养的高山沼泽的形成，而温带和海洋性气候往往有助于富营养的泥炭地的形成。

在第 2 层下可作进一步的分层。例如，面积还可按管理做法如不同类型泥炭地的排水、肥力（例如酸性沼泽与碱性沼泽、氮状况）和树木类型来区分。第 2 章就哪些办法可用来对土地面积分类提供了指导。

第 3 层可能要求额外的、可能与地理相关的信息，如关于土壤特性、管理和气候条件的信息，这取决于对模式或其它先进方法的投入。

3a.3.2.2.2 不确定性评估

第 1 层：第 1 层的默认排放因子基于来自数目有限且地理上以欧洲为主的研究中的不足 20 个成对数据集。因此，它们应被认为具有高度的不确定性。排放因子的标准偏差动辄超过均值的 100%，但基础概率函数可能是非正态的。因此，下文提供了均值的标准偏差和基础数据的范围。鉴于基础数据的初步性，鼓励各国利用范围而不是标准偏差。关于第 1 层中 EF_{2,ww} 的默认排放因子的不确定性在表 3a.3.4 中提供。

关于泥炭地面积及其按贫营养（雨养，酸沼）和富营养（矿养，碱沼）泥炭类型的划分的不确定性，最好通过国家具体的不确定性评估来计算。目前关于一国境内森林排水和回潮泥炭地面积的估值，不同的数据来源之间差异很大，可能具有 50%或更大的不确定性。

第 2 层：在利用国家具体的排放因子的情况下，作为确定因子过程的组成部分，应计算出不确定性。关于求出国家具体排放因子的指导意见在《2000 年优良做法指南》方框 4.1 “求出国家具体的排放因子的优良做法”中加以说明。

泥炭地的面积及其有关贫营养与富营养泥炭类型之间的划分，需要国家进行具体的不确定性评估，最好通过比

较各种数据来源和采用不同的面积统计方法，例如敏感性或蒙特卡洛分析方法来进行（第 5.2 节“认定和量化不确定性”）。

第 3 层：基于过程的模式也许会提供更现实的估值，但需要参照测量结果进行校准和验证。为进行验证，需要有足够具有代表性的测量数据。关于先进方法的不确定性评估的一般指导意见在第 5.2 节“认定和量化不确定性”中给出。

3a.3.2.3 完整性

完整的清单应估计所有工业泥炭地，包括排水仍在进行的废弃的泥炭开采面积和为未来泥炭提取而排水的面积产生的排放。

3a.3.2.4 确定一致的时间序列

关于时间序列一致性的一般指导意见可查阅第 5.6 节（时间序列的一致性和重新计算）。排放估计法应一致地适用于时间序列中分解程度相同的每一年。而且，在利用国家具体的数据时，国家清查机构应利用相同的测量规程（抽样战略、方法等）。如果不可能在整个时间序列中利用相同的方法或测量规程，就应遵循第 5 章中关于重新计算的指导意见。对于较长的时间序列或趋势，为泥炭提取而管理的有机土壤的面积可能需要内插。应进行一致性检查（例如通过接触泥炭开采公司），以收集有关受以前或今后泥炭提取影响的面积的时间信息，而且应就不同清查年间排放的差别作出解释，例如通过证明工业泥炭地面积的变化或通过更新的排放因子来作出解释。

3a.3.2.5 报告和文件

合适的做法是按本报告第 5 章所述，将产生国家排放/清除清单估值所需的全部信息编写成文件并归档，但需作以下具体考虑：为泥炭提取而管理的土地产生的排放在《IPCC 指南》中未明确提及但在总量上对应于 IPCC 类别 5E “其它”。

排放因子：由于文献数据稀缺，关于新的国家具体的排放因子、参数和方法的科学依据应充分说明并编写成文件。这包括界定投入参数和说明求出排放因子、参数及模式的过程，并说明产生不确定性的根源。

活动数据：计算中使用的所有活动数据的来源（数据来源、数据库和土壤图参考资料）应作记录，并（在遵守任何保密原则的前提下）与从事泥炭提取业务的公司进行交流。这种文件应说明数据收集和估计的频率、准确度和精确度估计以及导致排放水平产生重大变化的原因。

排放结果：应就各年间排放量的重大波动作出解释。应区分各年间活动水平的变化以及排放因子、参数和方法的变化，并就这些变化的原因提供文件证明。如果不同的年份使用不同的排放因子、参数和方法，应解释这样做的原因并提供文件证明。

3a.3.2.6 清单质量保证/质量控制

质量保证/质量控制检查应按本报告第 5 章（第 5.5 节）概述的方法实施。特别是如果采用较高级别的方法来量化这一类别的源产生的排放时，《2000 年优良做法指南》第 8 章“质量保证/质量控制”中第 2 层程序所述的补充质量控制检查和质量保证程序也可适用。在利用国家具体的排放因子的情况下，它们应基于高质量的实验数据，利用严格的测量方案得出并适当编写成文件。

目前尚不可能用其它测量方法交叉检查为泥炭提取而管理的有机土壤产生的排放估值。不过，清查机构应确保排放估值受到下列质量控制：

- 用其它国家的默认值和数据相互参照所报告的国家具体的排放因子；
- 通过用泥炭工业和泥炭生产的数据相互参照为泥炭提取而管理的有机土壤的面积来检查估值的貌似合理性。

3a.3.3 仍为水淹地的水淹地

水淹地的定义是：为了能源生产、灌溉、航运和休闲等目的，通过人类活动调节的水体，在这种情况下由于发生水位的调节，水面积发生重大变化。调节的湖泊和河流，如果水淹前的主要生态系统是天然湖泊或河流，则不被视为水淹地。关于稻田，在《IPCC 指南》“农业”章和《2000 年优良做法指南》中论述。

只有极少的统计证据说明水淹地的温室气体排放随时间发生变化（Duchemin 等人，1999 年；Duchemin，2000 年；Duchemin 等人，2000 年和 2002 年 a；Keller 和 Stallard，1994 年），不过最近的研究表明，水淹后头 10 年的二氧化碳排放是水淹前土地上的有机质腐朽造成的，而随后的排放来自转入水淹面积的物质（S.Houel，2002 年；Hélie，2003 年）。如果情况属实，那么单单归于水淹产生的二氧化碳排放将限于 10 年左右。

本节提供关于如何估计水淹地产生的二氧化碳、甲烷和氧化亚氮排放的初步信息。这种信息取自现有的文献，对希望开始估计这一源产生的排放的国家可能有用。由于二氧化碳、甲烷和氧化亚氮排放与方法间的联系密切，本节中论述所有 3 种气体，而且不根据水库的库龄来区分水淹地产生的排放。因转变为水淹地导致地上部活生物量变化引起的排放在第 3.5.2.2 节中论述。

3a.3.3.1 方法问题

水淹后水淹地产生的温室气体排放可经由以下路径发生：

- 空气与水的界面上二氧化碳、甲烷和氧化亚氮的分子扩散（扩散排放）；
- 从沉积物通过水柱的甲烷气泡（气泡排放）；
- 水通过涡轮机和/或通过溢洪道和湍流下游产生的排放（除气排放）；和
- 水上生物量腐朽产生的排放。¹

头两条路径——扩散排放和气泡排放——在第 1 层方法中估计。就水力发电水库而言，如可获得数据，第 2 层方法可包括除气排放，这种排放是因水淹引起水中溶解的二氧化碳和甲烷增加，并在水通过涡轮机或越过溢洪道时释放到大气中造成的（Galy-Lacaux 等人，1997 年）。在热带区域，水上生物量腐朽产生的排放可能是一个重要路径（Fearnside，2002 年），相关的排放可在第 3 层估计。水库产生的二氧化碳和甲烷排放受季节影响。在北方生物带和温带区域，二氧化碳和甲烷将累积在冰面下并在化冰时释放（Duchemin，2000 年）。

方法的选择

下面的讨论说明如何采用各层方法来估计水库的排放，准确度的提高与采用较高级别的方法有关。在特定层级讨论的范围内，说明与估计二氧化碳、甲烷和氧化亚氮排放相关的具体问题。

¹ 水上生物量指不被洪水淹没的、尤其是位于浅水淹没区的那些树木中的生物量（Fearnside，2002 年）。

第 1 层

第 1 层的办法提供一种简化的办法，利用默认排放数据和高度分解的面积数据来估计水库的温室气体排放。除非另有说明，用于第 1 层计算的面积是水淹总表面积，它包括水淹前被水覆盖的任何面积，因为减去这些先前水淹面积的面积数据一般是无法获得的。

二氧化碳排放

第 3.5.2.2 节中估计土地转变为水淹地引起的地上部活生物量中碳储量变化的方法假定，所有地上部生物量都在土地转变后的第一年转为二氧化碳。实际上，水淹前留在现场的那部分地上部生物量将较缓慢地分解。土壤碳的腐朽也将有助于排放，这些估计二氧化碳排放的第 1 层方法列示在方程 3a.3.8 中：

方程 3a.3.8

水淹地产生的二氧化碳排放（第 1 层）

$$\text{CO}_2 \text{ emissions}_{\text{WW flood}} = P \cdot E(\text{CO}_2)_{\text{diff}} \cdot A_{\text{flood, total surface}}$$

其中：

$\text{CO}_2 \text{ emissions}_{\text{WW flood}}$ = 水淹地产生的二氧化碳排放总量，千兆克二氧化碳/年

P = 时期，天（年度清单估值通常为 365 天）

$E(\text{CO}_2)_{\text{diff}}$ = 日均扩散排放，千兆克二氧化碳/公顷/天

$A_{\text{flood, total surface}}$ = 水淹总表面积，包括水淹地、水淹湖泊和水淹河流表面积，公顷

二氧化碳估计法很简单——在第 1 层下估计的唯一排放路径是无冰期和冰冻期的扩散排放。二氧化碳气泡排放不重要。默认假定是，二氧化碳排放将限于水淹发生后 10 年左右。

用方程 3a.3.8 估计的二氧化碳排放很不确定，并将取决于具体立地的条件（特别是土壤类型）。方程 3a.3.8 在与第 3.5.2.2 节中的方程 3.5.6 合用时也可能导致过高估计排放。如果各国利用第 2 层方法，它们能够更准确地表示水淹后二氧化碳排放的适当时间范围。下面给出关于第 2 层方法的指导意见。

甲烷排放

估计水淹地产生的甲烷排放的第 1 层方法包括扩散和气泡路径（方程 3a.3.9）：

方程 3a.3.9

水淹地产生的甲烷排放（第 1 层）

$$\text{CH}_4 \text{ emissions}_{\text{WW flood}} = P \cdot E(\text{CH}_4)_{\text{diff}} \cdot A_{\text{flood, total surface}} + P \cdot E(\text{CH}_4)_{\text{bubble}} \cdot A_{\text{flood, total surface}}$$

其中：

$\text{CH}_4 \text{ emissions}_{\text{WW flood}}$ = 水淹地产生的甲烷排放总量，千兆克甲烷/年

P = 时期，天（年度清单估值通常为 365 天）

$E(\text{CH}_4)_{\text{diff}}$ = 日均扩散排放，千兆克甲烷/公顷/天

$E(\text{CH}_4)_{\text{bubble}}$ = 平均气泡排放，千兆克甲烷/公顷/天

$A_{\text{flood, total surface}}$ = 水淹总表面积，包括水淹地、水淹湖泊和水淹河流表面积，公顷

氧化亚氮排放

估计水淹地产生的氧化亚氮排放的第 1 层方法只包括扩散路径。经由气泡路径产生的氧化亚氮排放不重要（方程 3a.3.10）。

方程 3a.3.10

水淹地产生的氧化亚氮排放（第 1 层）

$$N_2O \text{ emissions}_{\text{ww flood}} = P \cdot E(N_2O)_{\text{diff}} \cdot A_{\text{flood, total surface}}$$

其中：

$N_2O \text{ emissions}_{\text{ww flood}}$ = 水淹地产生的氧化亚氮排放总量，千兆克氧化亚氮/年

P = 时期，天（年度清单估值通常为 365 天）

$E(N_2O)_{\text{diff}}$ = 日均扩散排放，千兆克氧化亚氮/公顷/天

$A_{\text{flood, surface}}$ = 水淹总面积，包括水淹地、水淹湖泊和水淹河流表面积，公顷

第 2 层

二氧化碳排放

在第 2 层中，二氧化碳排放可遵循方程 3a.3.11 所示办法根据水库估计。在利用第 2 或 3 层方法时，只应估计水淹后 10 年水淹地产生的二氧化碳排放，除非国家具体的研究另有说明。

依据可用数据的数量，在利用第 2 层办法时，扩散和除气排放都能估计。对于扩散排放的估计，可利用默认排放因子或制定国家具体的因子。对于除气排放的估计，需要国家具体的因子。扩散排放的估计还可加以扩展以区分水库无冰期与冰冻期。对于气候较寒冷的国家，准确性可能会大有提高。可利用水淹地的表面积而不是水淹总面积数据，依据数据可获性而定。水淹地的面积可按气候带进一步分解。

方程 3a.3.11

水淹地产生的二氧化碳排放（第 2 层）

$$CO_2 \text{ emissions}_{\text{WW flood}} = (P_f \cdot E_f(CO_2)_{\text{diff}} \cdot A_{\text{flood, land}}) + (P_i \cdot E_i(CO_2)_{\text{diff}} \cdot A_{\text{flood, land}}) + (([CO_2]_{\text{diss}} - [CO_2]_{\text{equ}}) \cdot \text{Outflow} \cdot 10^{-6}) + (([CO_2]_{\text{spillway}} - [CO_2]_{\text{equ}}) \cdot \text{Spillway} \cdot 10^{-6})$$

其中：

$CO_2 \text{ emissions}_{\text{WW flood}}$ = 水淹地产生的二氧化碳排放总量，千兆克二氧化碳/年

P_f = 无冰期，天

P_i = 冰冻期，天

$E_f(CO_2)_{\text{diff}}$ = 无冰期空气水界面产生的日均扩散排放，千兆克二氧化碳/公顷/天

$E_i[CO_2]_i$ = 与冰冻期有关的扩散排放，千兆克二氧化碳/公顷/天

$A_{\text{flood, land}}$ = 水淹地面积，公顷

$[CO_2]_{\text{diss}}$ = 涡轮机前（水入口深度）二氧化碳平均浓度，千克/升

$[CO_2]_{\text{equ}}$ = 在水坝下游或与大气均衡处二氧化碳溶解气体的平均浓度，千克/升

$[CO_2]_{\text{spillway}}$ = 溢洪道前（水入口深度）二氧化碳平均浓度，千克/升

Outflow = 在涡轮机处年均流出量（升），每个水力发电水库，升/年

Spillway = 在溢洪道处年均流出量（升），每个水力发电水库，升/年

甲烷排放

第 2 层方法可以通过以下途径来扩展第 1 层方法：用国家具体的排放因子取代默认值，核算水库在无冰期和冰冻期扩散和气泡排放的差别（对于处于“北方生物带、湿”气候带的国家），（在可获得数据的情况下）包括外流和

溢洪道（多数为水力发电水库）产生的除气排放，以及更正水淹地面积的面积估值。水淹地面积还可按气候带分解。

第 2 层方法在方程 3a.3.12 中说明：

方程 3a.3.12

水淹地产生的甲烷排放（第 2 层）

$$\text{CH}_4 \text{ emissions}_{\text{WW flood}} = (P_f \cdot E(\text{CH}_4)_{\text{diff}} \cdot A_{\text{flood, land}}) + (P_f \cdot E(\text{CH}_4)_b \cdot A_{\text{flood, land}}) + P_i \cdot (E_i(\text{CH}_4)_{\text{diff}} + E_i(\text{CH}_4)_{\text{bubble}}) \cdot A_{\text{flood, land}} + (([\text{CH}_4]_{\text{diss}} - [\text{CH}_4]_{\text{equ}}) \cdot \text{Outflow} \cdot 10^{-6}) + (([\text{CH}_4]_{\text{spillway}} - [\text{CH}_4]_{\text{equ}}) \cdot \text{Spillway} \cdot 10^{-6})$$

其中：

$\text{CH}_4 \text{ emissions}_{\text{WW flood}}$ = 水淹地每年产生的甲烷排放总量，千兆克甲烷/年

P_f = 无冰期，天

P_i = 冰冻期，天

$E(\text{CH}_4)_{\text{diff}}$ = 空气水界面产生的日均扩散排放，千兆克甲烷/公顷/天

$E_i(\text{CH}_4)_{\text{bubble}}$ = 空气水界面产生的平均气泡排放，千兆克甲烷/公顷/天

$A_{\text{flood, land}}$ = 水淹地面积，公顷

$[\text{CH}_4]_{\text{diss}}$ = 涡轮机前（水入口深度）甲烷平均浓度，千克/升

$[\text{CH}_4]_{\text{equ}}$ = 在水坝下游或与大气均衡处甲烷溶解气体的平均浓度，千克/升

$[\text{CH}_4]_{\text{spillway}}$ = 溢洪道前（水入口深度）甲烷平均浓度，千克/升

Outflow = 在涡轮机处年均流出量（升），每个水力发电水库，升/年

Spillway = 在溢洪道处年均流出量（升），每个水力发电水库，升/年

氧化亚氮排放

估计水淹地氧化亚氮排放的第 2 层方法与方程 3a.3.10 中所示的相同，只是国家具体的排放因子可加利用而且（在可获得数据的情况下）应利用水淹地表面积而不是水淹总表面积。

第 3 层

估计所有气体排放的第 3 层方法比较综合并可包括补充的国家具体数据，例如水上生物量的排放。第 3 层要求划分水淹有机质退化引起的排放与来自流域的有机质腐朽引起的排放。

排放因子的选择

采取第 1 层方法所需的关键默认值是二氧化碳、甲烷和氧化亚氮经由扩散路径的排放因子和甲烷经由气泡路径的排放因子。表 3a.3.5 提供可在第 1 层下利用的各种气候带的默认排放因子。这些默认排放因子纳入水库排放中的某些空间和时间变化，以及水库水气界面处的通量。所有默认数据都是从水力发电或防洪水库的测量获取。在第 1 层中，无冰期的排放因子应用于整年。

就第 2 层方法而言，除了上述因子外，还需要关于水坝上下游各点甲烷浓度的数据来估计除气排放。应尽量利用国家具体的排放因子而不是默认因子。在国家具体的排放因子不覆盖所有环境和管理条件时，预计将混合利用默认值和国家具体的排放因子。国家具体排放因子的确定问题在方框 3a.3.1 中讨论。国家具体因子的求导应提供明确的文件证明，最好在经同行审查的文献中公布。方框 3a.3.1 中的指导意见也适用于第 3 层排放因子的求导。

表 3A.3.5
水库的默认排放因子

气候	扩散排放（无冰期） $E_f(\text{GHG})_{\text{diff}}$ (千克/公顷/天)			参考
	甲烷	二氧化碳	氧化亚氮	
北方生物带, 湿	0.11 ± 88%	15.5 ± 56%		Duchemin, 2000年; Huttunen等人, 2002年; Schellhase, 1994年; Duchemin等人, 1999年
寒温带, 湿	0.2 ± 55%	9.3 ± 55%	nm	Duchemin, 2000年; Duchemin, 2002年 a, St-Louis 等人, 2000年; Smith 和 Lewis, 1992年
暖温带, 干	0.063 ± 0.032	-3.1 ± 3.6	nm	Duchemin 2002年 b
暖温带, 湿	0.096 ± 0.074	13.2 ± 6.9	nm	Duchemin 2002年 b
热带, 湿	0.64 ± 330%	60.4 ± 145%	0.05 ± 100%	Keller et Stallard, 1994年; Galy-Lacaux 等人, 1997年; Duchemin等人, 2000年; Pinguelli Rosa 等人, 2002年
热带, 潮-长旱季	0.31 ± 190%	11.65 ± 260%	nm	Pinguelli Rosa 等人, 2002年; Dos Santos, 2000年
热带, 潮-短旱季	0.44 ± 465%	35.1 ± 290%	nm	Pinguelli Rosa 等人, 2002年; Dos Santos, 2000年
热带, 干	0.3 ± 115%	58.7 ± 270%	nm	Pinguelli Rosa 等人, 2002年; Dos Santos, 2000年
	气泡排放（无冰期） $E_f(\text{GHG})_{\text{bubble}}$ (千克/公顷/天)			
北方生物带, 湿	0.29 ± 160%	ns	ns	Duchemin, 2000年; Huttunen等人, 2002年; Schellhase, 1994年
寒温带, 湿	0.14 ± 70%	ns	ns	Duchemin, 2002年 a; St-Louis 等人, 2000年; Smith 和 Lewis, 1992年
热带, 湿	2.83 ± 45%	ns	ns	Galy-Lacaux 等人, 1997年; Duchemin等人 2000年; Pinguelli Rosa 等人, 2002年
热带, 潮-长旱季	1.9 ± 155%	ns	ns	Pinguelli Rosa 等人, 2002年
热带, 潮-短旱季	0.13 ± 135%	ns	ns	Pinguelli Rosa 等人, 2002年
热带, 干	0.3 ± 324%	ns	ns	Pinguelli Rosa 等人, 2002年
	与冰冻期有关的排放 $E_i(\text{GHG})_{\text{diff}} + E_i(\text{GHG})_{\text{bubble}}$ (千克/公顷/天 ⁻¹)			
北方生物带, 湿	0.05 ± 60%	0.45 ± 55%	nm	Duchemin, 2000年; Duchemin等人, 2002年 a

ns: 不重要; nm: 未测量

活动数据的选择

可能需要几种不同类型的活动数据来估计水淹地的排放，依据采取的层级方法和气候带而定。对于第 1 层，所有情况下都需要水淹总面积。对于第 2 层，需要的补充活动数据包括北方生物带潮湿区域的水库冰冻期或无冰期，以及通过水力发电水库外流和溢洪道的流量以及水淹地面积。

水淹地面积

理想的情况下，关于水淹面积的数据应从国家机构收集。不过，如果得不到此类数据，表 3a.3.6 载有关于水淹总表面积的信息，可用于第 1 层的估计排放。该表只包括 1990 年以前存在的水淹地的表面积。

对于第 2 层，需要水淹地面积来估计扩散和气泡排放。这些数据经常可从水利公司获取。或者，各国可通过流域覆盖分析或从国家水坝数据库获得水淹地面积。

表 3a.3.6
水库表面积默认数据

	国际大坝委员会	国家具体的数据
国家	表面积（百万公顷）	表面积（百万公顷）
俄罗斯	7.32	7.96
美国	---	6.98
加拿大	0	6.5
中国	---	5.8
印度	4.57	---
巴西	0.69	3.98
芬兰	0.73	---
泰国	0.71	---
埃及	0.70	---
澳大利亚	0.66	---
墨西哥	0.60	---
津巴布韦	0.59	---
委内瑞拉	0.58	---
土耳其	0.56	---
阿根廷	0.50	---
象牙海岸	0.29	---
新西兰	0.21	---

Malik 等人，2000 年；美国军团水坝数据库 1996 年，WCD，2001 年；国际大坝委员会 1998 年，加拿大环境水库数据库（Duchemin,2002 年 a）；Dos Santos，2000 年。

无冰期/冰冻期

在第 2 层和第 3 层，需要关于水库无冰期或冰冻期的数据来估计甲烷的扩散和气泡排放。这些数据可从国家气象部门或水利公司获取。

流出/溢流量

在第 2 层，需要水淹地的流出和溢流量来估计甲烷的除气排放。这些数据可从水利公司获取。除气通量主要是水力发电水库的一个特点。

第 3 层要求更广泛的、能够支持一段时间内较复杂的排放建模的数据。一般来说，这种数据可汇编到国家水库清单中。国家水库清单应覆盖所有类型的水库并包括关于下述方面的数据和/或信息：水库名称、类型、表面积、深度、流出量、涡轮机前后气体浓度、气候条件、水的 pH 值、地质基础、生态区域类型和地理坐标（Duchemin，2000 年；Duchemin 等人，1995 年；Tavare s de lima，2002 年；Duchemin 等人，1999 年；Duchemin，2002 年 a）。

水坝上下游的二氧化碳和甲烷浓度

在第 2 层和第 3 层下，将需要水坝上下游的甲烷浓度来估计除气排放。这些数据可按 Fearnside(2002 年)、Galy-Lacaux 等人（1997 年）和 Duchemin（2002 年 b）说明的方法获取。

方框 3a.3.1

国家具体的排放因子的求导

一般来说，国家具体的排放因子的求导要求按各子源类别（即水淹地表面积、水淹地年龄、管理类型如水力发电、农业和水调节等）测量排放。各水库间的排放水平差别巨大，取决于各种因素，如：面积、水淹生态系统的类型、水库深度和形状、当地气候、地质基础、水坝运作的方式以及拦蓄流域的生态和物理特性等。同一水库的不同部分的排放可能差别巨大（主要由于深度变化、风和日光的作用、水生植物的生长）以及各年、各季、甚至日夜之间的排放也可能差别巨大（Duchemin, 2000 年；Duchemin 等人, 1995 年；Tavares de lima, 2002 年；Duchemin 等人, 1999 年；Duchemin, 2002 年 a）。

要使排放因子代表国内的环境和管理条件，应在一国不同的水淹地区域，在所有的季节，以及如果相关，在不同的地域和不同的管理制度下进行测量（Duchemin 等人, 1999 年；Duchemin 等人, 2002 年 a）。适当选择区域或制度也许能够减少为求出可靠的通量估值而必须抽样的地点数目。地图、遥感数据或水坝数据库可通过利用一个系统或景观的变率为划界提供一个有益的依据。如果现有的测量不覆盖环境和水淹地管理条件的实际范围以及年度间的气候变化，就可能发生总计误差。经过验证、校准和有可靠文件证明的模拟模式，可能是在测量数据基础上确定面积平均排放因子的一个有用工具（Duchemin, 2000 年）。

关于测量时期和频率，排放测量应整年进行，最好是连续若干年，以便反映天气条件、年度间气候变化和水淹地演变的差异（Scott 等人, 1999 年；Dachemin, 2000 年；Tavares de Lima, 2002 年）。关于测量技术的详细说明可查阅 Duchemin 等人（1995 年）、Galy-Lacaux 等人（1997 年）、Duchemin（2000 年）、Fearnside（2002 年）和 Duchemin 等人（2002 年 b）的著作。

为确保获得准确的关于扩散和气泡排放的排放因子，将需要监测可能影响年度和年度间排放变化的因素具有代表性的地点。此类因素包括水深和水位变化、水温、风速等。除气排放因子可能随水温变化，应在涡轮机上游和水坝下游进行测量，以便能为较高层级方法确立相关性。

测量的频率应与影响年度和年度间变化的因素的频率相一致。排放有可能因不同的地域，尤其是不同的生态区域、气候带和地质基础而变化。

一般来说，通过获取具有代表性地点的排放的均值来确定排放因子。这种平均需要考虑国家每个地带和季节期的重要性。

3a.3.3.2 不确定性评估

在估计水库温室气体排放方面的不确定性的两个最大来源与各种路径（扩散、气泡和除气）的排放因子和水库表面积估值有关。

排放因子：从实地测量求出的日均扩散排放，甲烷排放的变化范围为一个数量级，而二氧化碳和氧化亚氮的这一因子是 5（表 3a.3.4）。此外，甲烷的日均气泡排放的变化范围为 1 个以上的数量级。使用不同水库类型和其它区域的测量默认值也将导致不确定性。此外，大多数温室气体通量的测量是在水力发电水库上进行的，所以其它类型的水库未包括在默认排放估计中。

水淹地表面积：关于大坝后面保留的水淹面积的信息应能获得，而且不确定性也许仅仅是几个百分点。不过，关于水淹地表面积的信息可能较难获得，而且不确定性也许将大于几个百分点，特别是在没有大坝或只有少数几个水力发电水库的国家。关于小水坝的位置、类型和功能的详细信息也可能难以获取，然而根据可获得数据的水库的

大小分布，也许能够作出统计推断。此外，各种建造水库的原因也会影响数据的可获性。

3a.3.3.3 完整性

完整的清单应包括所有的水淹地。鼓励各国进行充分的面积核算，按主要气候和生态系统带以及按目的分层。

3a.3.3.4 确定一致的时间序列

关于时间序列一致性的一般指导意见可查阅第 5.6 节（时间序列的一致性和重新计算）。排放估计法应一致地适用于时间序列中分解程度相同的每一年。而且，在利用国家具体的数据时，国家清查机构应利用相同的测量规程（抽样战略、方法等）。如果不可能在整个时间序列中利用相同的方法或测量规程，就应遵循第 5 章中关于重新计算的指导意见。应就不同清查年间温室气体排放的差别作出解释，例如通过证明水淹地面积的变化或通过更新的排放因子来作出解释。应进行一致性检查（例如通过接触水利公司），以收集有关受以前或今后水淹影响的面积的时间信息。

3a.3.3.5 报告和文件

合适的做法是将产生国家清单估值所需的所有信息编写成文件并归档。据了解，以下补充信息对于为这一源类别编写文件特别重要：

排放因子：应当给出所利用的排放因子和参数的来源（即具体的 IPCC 默认值或其它）。如果利用国家或区域具体的排放因子和参数，而且如果利用新的方法（非 IPCC 默认法），应将这些排放因子、参数和模式的科学依据编写成文件。这包括界定投入参数和说明导出排放因子、参数和模式的过程，以及说明不确定性的来源和量值。

活动数据：计算中使用的所有活动数据的来源应编写成文件（即完整引述从中收集数据的统计数据库、与处理水库事务的公司的往来函件）。如果活动数据不能直接从数据库获取或将多个数据集合并在一起，应当说明用来求导活动数据的信息、假定和程序。文件应当包括数据收集和估计的频率以及准确度和精确度的估计。

排放结果：应就各年间排放量的重大波动作出解释。应区分各年间活动水平的变化以及排放因子、参数和方法的变化，并就这些变化的原因提供文件证明。如果不同的年份使用不同的排放因子、参数和方法，应解释这样做的原因并提供文件证明。

3a.3.3.6 清单质量保证/质量控制

合适的做法是按本报告第 5 章（第 5.5 节）所述方法来实施质量保证/质量控制检查，并对排放估值进行专家审查。鉴于数据缺乏，这些审查应定期进行以考虑到新的研究发现。特别是如果采用较高级别的方法来量化这一类别的源产生的排放时，《2000 年优良做法指南》第 8 章“质量保证/质量控制”中第 2 层程序所述的补充质量控制检查和质量保证程序也可适用。在利用国家具体的排放因子的情况下，它们应基于高质量的实验数据，利用严格的测量方案得出并适当编写成文件。

目前尚不可能通过外部测量来交叉检查水淹地的排放估值。不过，清查机构应确保排放估值受下列质量控制：

- 利用其它国家的默认值和数据相互参照所报告的国家具体的排放因子；
- 利用水利公司的数据、国际大坝委员会的数据库和向国家水坝安全清查机构递交的数据来相互参照水淹地的面积。

附录 3a.4 定居地：未来方法发展的基础

附录 3a.4 介绍估计定居地树木碳排放和清除的基本方法。这种土地利用类别在《IPCC 指南》参考手册第 5.2 节（森林和其它木质生物量蓄积量的变化）中论述。该方法涉及活生物量中碳储量变化的子类别。目前，尚无足够的信息可用来确定一种基本方法以采用默认数据来估计死有机质和土壤对定居地二氧化碳排放和清除的作用。

3a.4.1 仍为定居地的定居地

仍为定居地的定居地类别指所有种类的城市树木群系，重点在于自上个数据收集期以来在街道两旁、花园、公园和用作定居地的土地（例如，在功能上或行政上与城市、村庄等有关联的面积）上生长的城市树木。这个类别的二氧化碳排放和清除，根据生物量中碳储量变化的单一子类别来估计，如方程 3a.4.1 所示。

方程 3a.4.1

仍为定居地的定居地中碳储量变化的简要方程

$$\Delta C_{SS} = \Delta C_{SS_{LB}}$$

其中：

ΔC_{SS} = 仍为定居地的定居地中碳储量的变化，吨碳/年

$\Delta C_{SS_{LB}}$ = 仍为定居地的定居地中活生物量的碳储量变化，吨碳/年

3a.4.1.1 活生物量中碳储量的变化

3a.4.1.1.1 方法问题

在估计定居地的排放时，假定碳储量的变化只在树木生物量中发生。灌木生物量中碳储量的变化不加考虑，因为关于灌木生长的数据稀缺。不过，如有关于灌木树种的活动数据和参数值，可采用第 2 或第 3 层方法来估计它们对二氧化碳排放和清除的影响。由于没有足够的信息可加利用，公园和花园中的草甸和观赏植物也不论述。

没有多少数据可用来估计定居地树木的碳清除。Novak 和 Crane（2002 年）估计美国本土内定居地树木的碳清除为 2,300 万吨碳/年。除了关于悉尼城市树木汇容量的一项评价（Brack, 2002 年）外，世界其它地区没有类似的研究。本节说明的方法基于主要在美国城市进行的研究。它们可作为一种初步的近似法来评估城市树木的二氧化碳净排放和清除。不过，应当承认，需要其它区域的补充数据来确定一种充分普遍化的方法。

一般方法是估计树木生长引起的生物量碳储量的变化，减去修剪和死亡引起的生物量碳储量的损失。依据生长和损失的数量而定，造成活生物量碳储量的年平均变化可能为正数或负数。

这一方法列示在方程 3a.4.2 中。

方程 3a.4.2

仍为定居地的定居地中生物量中碳储量的变化

$$\Delta C_{SS_{LB}} = \Delta C_{SS_G} - \Delta C_{SS_L}$$

其中：

$\Delta C_{SS_{LB}}$ = 仍为定居地的定居地中活生物量中碳储量的变化，吨碳/年

ΔC_{SS_G} = 仍为定居地的定居地中活生物量生长引起的碳储量变化，吨碳/年

ΔC_{SS_L} = 仍为定居地的定居地中活生物量损失引起的碳储量变化，吨碳/年

3a.4.1.1.1.1 方法的选择

取决于相关数据的可获性，可以利用下文所说明的任一层级的方法。二者均基于第 3.2.1.1 节中说明的和方程 3a.4.2 所示的同一方法（生长减损失）。

第 1 层：第 1 层估计仍为定居地的定居地中活生物量的变化有两种选择方法。第 1a 层将每个树冠覆盖面积的碳储量变化作为清除因子，而第 1b 层将每特定数目的树木的碳储量变化作为清除因子。选择哪种方法将根据可获得的活动数据而定。

第 1a 层：树冠覆盖面积法

方程 3a.4.3A 代表这一方法，应在可获得关于仍为定居地的定居地树冠覆盖总面积的数据时采用这一方程。

<p>方程 3a.4.3A</p> <p>基于树冠覆盖总面积的年生物量生长</p> $\Delta B_{SS_G} = (A_{CROWN} \cdot CRW)$

其中：

ΔB_{SS_G} = 仍为定居地的定居地的年生物量生长，吨碳/年

A_{CROWN} = 树冠覆盖总面积，公顷

CRW = 基于树冠覆盖面积的生长率，吨碳/公顷树冠覆盖面积/年

这一方法可分三步实施：

步骤 1：估计所有仍为定居地的定居地的树冠覆盖总面积。

步骤 2：以适当的 CRW 默认清除因子乘树冠覆盖总面积（见第 3a.4.1.1.1.2 节）以获取 ΔB_{SS_G} 。

步骤 3：利用方程 3a.4.2 中 ΔB_{SS_G} 的估值。此外，如果树木总体的平均年龄小于或等于 20 年，设 $\Delta B_{SS_L} = 0$ ；否则假定 $\Delta B_{SS_G} = \Delta B_{SS_L}$ （见第 3a.4.1.1.1.2 节）。

第 1b 层：树木生长率法

方程 3a.4.3B 代表这一方法，应在可获得关于仍为定居地的定居地按广泛树种类别列示的树木数的数据时采用这一方程。

<p>方程 3a.4.3B</p> <p>基于按广泛的树种类别列示的各种树木数的年生物量生长量</p> $\Delta B_{SS_G} = \sum_{i=1}^n (NT_i \cdot C_{Rate_i})$
--

其中：

ΔB_{SS_G} = 仍为定居地的定居地年生物量生长，吨碳/年

NT_i = 以广泛的树种类别 i 表示的树木数，树木数；

C_{Rate_i} = 广泛的树种类别 i 的每棵树的年均碳累积，吨碳/年/树木数

广泛的树种类别	每棵树年碳累积默认值（吨碳/年）
白杨	0.0096
银槭树	0.0118
混合阔叶树	0.0100
阔叶槭树	0.0142
桧柏	0.0033
雪松属/落叶松	0.0072
花旗松	0.0122
冷杉/铁杉	0.0104
松树	0.0087
云杉	0.0092

资料来源：D.Nowak（2002 年；个人交流）

这一方法可分四步实施：

步骤 1： 估计仍为定居地的定居地每个广泛树种类别的树木数量。

步骤 2： 用每棵树合适的碳变化率乘每个估值以求得清除的碳量。

步骤 3： 将仍为定居地的定居地中按每个广泛树种类别分列的所有类别的树种清除的碳量相加。

步骤 4： 利用方程 3a.4.2 中的 ΔB_{SS_G} 的估值。此外，如果树木总体的平均树龄小于或等于 20 年，设 $\Delta B_{SS_L} = 0$ ；否则假定 $\Delta B_{SS_G} = \Delta B_{SS_L}$ （见第 3a.4.1.1.2 节）。

第 2 层： 在第 2 层下，可将第 1a 和 1b 层中所列的基本方程与国家具体的清除因子（CRW 或 $CRate_i$ ）一起利用。除了依靠国家具体的数据外，第 2 层方法还可按气候区域分解定居地以便将更详细的清除因子用于数据。生物量损失（ ΔB_{SSL} ）应作出明确估计而不是依靠默认假定。采取较高级别方法来估计定居地碳储量的变化还可将额外的子类别包括进去，例如地下部生物量、死有机质和土壤有机质。

鉴于这一方法的初步性，不提供明确的第 3 层方法。不过，各国可选择发展较高层次的估计办法，只要它们能产生关于定居地温室气体排放和清除的更确切的估值。

3a.4.1.1.1.2 排放/清除因子的选择

在第 1a 层，清除因子是方程 3a.4.3A 中的 CRW。如果采用第 1a 层方法，利用 CRW 默认值 2.9 吨碳/公顷树冠覆盖面积/年。这一估计是基于 8 座美国城市的抽样，其数值范围是 1.8 至 3.4 吨碳/公顷树冠覆盖面积/年（Nowak, 2002 年）。

在第 1b 层，清除因子是方程 3a.4.3B 中的 $CRate_i$ 。如果采用第 1b 层方法，利用表 3a.4.1 中关于每个广泛树种类别碳累积率的默认值。这些估值是基于各种异速生长方程和美国城市地区有限的实地数据。

在较高的层级下，各国应当确定适合于本国情况的清除因子。可利用基于面积或个数的比率。国家具体的清除率应基于本国定居地的主要气候带和树种。如果国家具体的清除率是根据生物量干物质的估值求出的，必须利用每吨干物质 0.5 吨碳的默认碳部分（CF）或被确定为更适合的国家具体数据的碳部分将它们换算为碳单位。

$\Delta\text{BSSL} = 0$ 的默认值是基于这样的假定，即在城市树木处于活跃生长期时它们是净碳汇，而且活跃生长期大致为 20 年，依据树种、种植密度和位置（例如，沿大街两旁或在公园、遮荫或向阳的地方等）而定。公园和花园中的生长条件可能很好，但假定老树的生长和健康状况随着时间的推移逐渐恶化，因为城市条件恶劣（例如，较低的辐射水平、空气污染）。因此，该方法假定生物量中碳的累积随树龄放慢，这样，树龄超过 20 年的树木，假定生物量中碳的增加为修剪和死亡的损失所抵消。这是通过设定 $\Delta\text{BSSG} = \Delta\text{BSSL}$ 进行的保守核算。

在较高的层级下，应对 ΔBSSL 的假定进行评价和修改以便更好地处理本国的情况。例如，各国可能拥有关于定居地树木与树龄和/或特定树种有关的碳损失的信息。在这种情况下，各国应确定一个损失项并将其开发使用的资源和理论依据编写成文件。

3a.4.1.1.3 活动数据的选择

实施第 1 层方法所需的活动数据是 A_{CROWN} ，树冠覆盖面积，或 NT_i ，广泛树种类别中各类树木的数量。对于第 1a 层而言，可借助于城市地区的航拍照片，通过专业人员对照片的解释、图像抽样和面积测量来获得树冠覆盖面积数据 (A_{CROWN}) (Nowak 等人, 1996 年)。树冠覆盖率一般被界定为树叶自然分布最外围垂直投影所覆盖的地面百分比。重要的是应指出，方程 3a.4.3A 利用一个面积项而不是百分比项。应将树冠覆盖率的百分比值换算为方程 3a.4.3A 所用的树冠覆盖总面积，方法是用树木的总面积乘以树冠覆盖率百分比。

关于第 1b 层方法，树木总体的记录——分解为树种或广泛树种类别——可从主管城市植被的市政机构或通过抽样方法获取。

在第 2 层下，树木总体数目——分解为树种或广泛树种类别——可通过适当的抽样设计获取。为此可修改第 5 章第 5.3 节（抽样）说明的面积抽样法。

3a.4.1.1.4 不确定性评估

基本方法的不确定性有两个主要来源：清除因子的不确定性和活动数据的不确定性。第 1a 层默认清除因子 CRW 有一个均值 $\pm 50\%$ 的不确定性。根据专家判断，为第 1b 层清除因子提供的默认值的一般不确定性均值是 $\pm 30\%$ 。各国将需要评估用于第 1a 层或 1b 层办法的面积估值或树木数的不确定性。其中每层的活动数据所共同的是定居地划界方面的不确定性。这些影响到城市土地利用类型（例如商业、居住、公园等）的相对规模，在树木总体、路面和建筑面等方面产生不同的影响。活动数据的不确定性取决于用来估计树冠覆盖面积的方法。多数方法基于航拍照片的解释，但对这些照片采用的抽样方法不同。保守地估计，树冠覆盖面积估计的相对不确定性的范围是平均估值的 $\pm 50\%$ 至 $\pm 20\%$ 。活动数据（每个广泛树种类别的树木数）的不确定性主要源于估计树群规模所采用的抽样方法。保守的不确定性估值在树的数目值 $\pm 15\%$ 至 $\pm 25\%$ 的范围内。

关于认定、量化和合并不确定性的一般指导意见，参阅本报告第 5 章第 5.2 节（认定和量化不确定性）。

3a.4.2 完整性

确保定居地排放和清除估计的完整性，要求包括一国境内所有的定居地，或至少包括在某种确定的阈值规模以上的那些定居地，以及与定居地相关的所有温室气体和源与汇的估值。

目前，由于缺乏世界范围的可提供定量方法和默认参数数据的研究，因此进行这种土地利用类型碳储量变化的完整估计受到限制。不过，依靠多数市政机构能够提供的数据，采用上文介绍的方法和办法应当能够颇为完整地核算定居地碳库的变化。

3a.4.3 确定一致的时间序列

关于确定一致的时间序列的指导意见在第 5 章第 5.6 节（时间序列一致性和重新计算）中给出。为确定仍为定居地的定居地类别的一致的时间序列，应努力对定居地树木进行定期清查。清查可每年进行或按某种其它固定的时期进行，并包括各个树种的数目和树木大小的量度如胸高直径（dbh），以便能估计多个抽样期的生长量。此外，还应跟踪修剪和死亡造成的生物量损失，理想的情况下通过定期的定居地树木清查来进行。

3a.4.4 报告和文件

各国应当将仍为定居地的定居地中生物量排放和清除的估值以报告表形式编写成文件。应将碳储量的变化（吨碳/年）以及二氧化碳的排放/清除（千兆克二氧化碳/年）包括在报告表内。关键是要注意，按照惯例，当陆地库中碳储量增加时碳储量的变化为正，在陆地库中碳储量减少时碳储量的变化为负。相形之下，二氧化碳的排放/清除则遵循相反的惯例。关于符号惯例更多的指导意见在第 3.1.7 节“报告”和附件 3A.2“报告表”中给出。

为了透明地报告和促进清查估计更加完善，各国应当将估计定居地二氧化碳排放和清除的决定和所采用的办法仔细编写成文件。为此，各国在编写文件时应考虑下列项目：

- 每个定居地的名称和地理位置；
- 活动数据或导出活动数据的来源的名称；
- 获取活动数据采用的方法；
- 将树种纳入表 3a.4.1 所示广泛树种类别采用的标准；
- 在适用的情况下，调整城市条件下每棵树的年均碳累积/生长所用的因子和/或比率；
- 生长方程的来源和合并它们以及为获取不同于本附录所介绍的参数值所采用的方法；
- 确定国家具体的碳累积率采用的抽样方法和模式；
- 用于定居地面积划定的方法说明；和
- 先前排放记录的时间趋势分析的结果、它们重新计算的正当理由和为此所利用的程序。应就序列数值的大幅摆动作出解释。关于一般性指导见本报告第 5 章。

以上文件应适当归档以备今后参考。

3a.4.5 清单质量保证/质量控制

可取的做法是按本报告第 5 章第 5.5 节（质量保证和质量控制）所述的方法实施质量控制检查，并按本报告第 5 章所述，补充进行与一般质量保证/质量控制相关的数据处理和报告，采用特定的源程序，特别是审查用来估计排放值的参数、方程和计算。外部专家（特别是城市林业专家）以及有关各方应对清查估值和所有重要参数和排放因子的值进行同行审查。

参考文献

3.1 导言

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

3.2 林地

Andreae M.O., and Merlet P. (2002). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning.

Global Biogeochemical Cycles, 15 (4): pp. 955-966.

Bernoux M., Carvalho M. da CS, Volkoff B., Cerri C.C., Carvalho M. da CS. (2002). Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal*, 66(3), pp. 888-896.

Bhatti J.S., Apps M.J., and Jiang H. (2001). Examining the carbon stocks of boreal forest ecosystems at stand and regional scales. In: Lal R. et al. (eds.) *Assessment Methods for Soil Carbon*, Lewis Publishers, Boca Raton FL. pp. 513-532.

Brown S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. FAO-Forestry-Paper 134. Forest Resources Assessment Publication, pp. 55.

Brumme R., Borken W., and Finke S. (1999). Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystem. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: pp. 1137-1148.

Butterbach Bahl K., Breuer L., Gasche R., Willibald G., and Papen H. (2002). Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands. 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N-deposition. *Forest Ecology and Management*, 167: pp. 123-134.

Chojnacky D.C. and Heath L.S. (2002). Estimating down deadwood from FIA forest inventory variables in Maine. *Environmental-Pollution*, 116: Suppl. 1 : S25-S30.

Conen F., Dobbie K.E., and Smith K.A. (2000). Predicting N₂O emissions from agricultural land through related parameters. *Global Change Biology*, 5: pp. 471-426.

Crutzen P.J., and Andreae M.O. (1990). Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science*, 4988: pp. 1669-1678.

Obale-Ebanga F., Sevink J., de Groot W., and Nolte C. (2003). Myths of slash and burn on physical degradation of savannah soils: Impacts on Vertisols in North Cameroon. *Soil-Use and Management*, 19 (1) : pp. 83-86.

Dixon R.K., Brown S., Houghton R. A., Solomon A. M., Trexler M. C., and Wisniewski J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263(1544): pp. 185-190.

Hay G.J., Marceau D.J., Dube P., and Bouchard A. (2001). A multi-scale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling. *Landscape-Ecology*, 16: pp. 471-490.

Duvall M.D., and Grigal D.F. (1999). Effects of timber harvesting on coarse woody debris in red pine forests across the Great Lakes states, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 29 (12): pp. 1926-1934.

Food and Agriculture Organisation (FAO) (2001). *Global Forest Resources Assessment 2000. Main Report*. Forestry Paper 140, FAO, Rome: pp. 479.

FAO (1995). *Forest Resources Assessment 1990: Global Synthesis*. Forestry Papers 124, FAO, Rome: pp. 44.

Filipchuk A.N., Strakhov V.V., Borisov B.A. et al. (2000). *A Brief National Overview on Forestry Sector and Wood Products: Russian Federation*. UN ECE, FAO. New York, Geneva. ECE/TIM/SP/18 (in Russian): pp. 94.

Fisher R.F. and Binkley D. (2000). *Ecology and management of forest soils*. John Wiley & Sons. New York: pp. 489.

- Harmon M.E. and Marks B. (2002). Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir-western hemlock forests in the Pacific Northwest, USA: results from a simulation model. *Canadian Journal of Forest Research*, 32 (5): pp. 863-877.
- Harmon M. E., Krankina O.N., Yatskov M., and Matthews E. (2001). Predicting broad-scale carbon stores of woody detritus from plot-level data. In: Lai, R., J. Kimble, B. A. Stewart (eds.). *Assessment Methods for Soil Carbon*, CRC Press, New York, pp. 533-552.
- Hoover C.M., Birdsey R.A., and Heath L.S. (2000). How to estimate carbon sequestration on small forest tracts. *Journal Forestry*, 98 (9): pp. 13-19.
- Houghton R.A. (1999). The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land-use 1850-1990. *Tellus*, 51B: pp. 298-313.
- Ilic J., Boland D., McDonald M., Downes G., and Blakemore P. (2000). Woody density Phase 1 – state of Knowledge. National Carbon Accounting System, Technical Report No 18. Australian greenhouse Office.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Jackson R.B., Banner J.L., Jobbagy E.B., Pockman W.T., and Wall D.H. (2002). Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature*, 418: pp. 623-626.
- Jobbagy E.G., and Jackson R.B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 19(2): pp. 423-436.
- Johnson D.W., and Curtis P.S. (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140: pp. 227-238.
- Johnson D.W., Knoepp J.D., Swank W.T. (2002). Effects of forest management on soil carbon: results of some long-term resampling studies. *Environment Pollution*, 116: pp. 201-208.
- Johnson M.G., Levine E.R., and Kern J.S. (1995). Soil organic matter: distribution, genesis, and management to reduce greenhouse gas emissions. *Water, Air and Soil Pollution* 82: pp. 593-615.
- Jacinthe P.A., Lal R., Kimble J.M. (2002). Carbon dioxide evolution in runoff from simulated rainfall on long-term no-till and plowed soils in Southwestern Ohio. *Soil Tillage Research* 66 (1): pp. 23-33.
- Kirschbaum-MUF (2000). How should forest fires be treated in the National Greenhouse Gas Inventory? *Australian-Forestry*, 63(2): pp. 136-141.
- Klemedtsson L., Klemedtsson A.K., Moldan F., and Weslien P. (1997). Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition. *Biology & Fertility of Soils* 25: pp. 290-295.
- Koehl M. (2000). Reliability and comparability of TBFRA 2000 results. In: TBFRA 2000, Geneva, UN-ECE/FAO: pp. 27-61.
- Kramer H. (1982). *Nutzungsplanung in der Forsteinrichtung*. Sauerländer Verlag, Frankfurt: pp.128.
- Kurz W. A. and Apps M. J. (1992). Atmospheric carbon and Pacific Northwest Forests. In: Wall, G. (ed.). *Implication of climate change for Pacific Northwest Forest management*. Un. of Waterloo. Dept. of Geography. *Occasional Paper* No. 15: pp. 69-80.
- Lafleur P.M., Roulet N.T., Bubier J.L., Frohling S., and Moore T.R. (2003). Inter-annual variability in the peatland-atmosphere carbon dioxide exchange at an ombrotrophic bog - art. no. 1036. *Global-Biogeochemical-Cycles*, 17 (2): pp. 00-00.
- Laitat É., Karjalainen T., Loustau D., and Lindner M. (2000). Introduction: Towards an integrated scientific approach for carbon accounting in forestry. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 2000 4(4): pp. 315-319.
- Izaurrealde R.C., Rosenberg N.J., and Lal R. (2001). Mitigation of climatic change by soil carbon sequestration: issues of science, monitoring, and degraded lands. *Advances-in-Agronomy*, 70: pp. 1-75.

- Lehtonen X, Mäkipää R., Heikkinen J., Sievänen R., and Liski J. (2003). Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests, *Forest Ecology and Management, In Press, Corrected Proof, Available online 24 September 2003*.
- Levine J.S., Wesley III R.C., Winstead E.L., Thinehart R.P., Cahoon Jr. D.R., Sebacher D.K., Sebacher S., and Stocks B.J. (1991). Biomass burning: combustion emissions, satellite imagery, and biogenic emissions. In: J.S. Levine (Ed.) *Global Biomass Burning* MIT Press, Cambridge: pp. 264-271.
- Li Z., Kurz W.A., Apps M.J., and Beukema S.J. (2003) Belowground biomass dynamics in the Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector: recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP. *Canadian Journal of Forest Research* 33 (1): pp. 126-136.
- Li C.S., Aber J, Stange F, Butterbach Bahl K., and Papen H. (2000). A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*. 105 (D4): pp. 4369-4384.
- Liski J., Pussinen A., Pingoud K., Makipaa R., Karjalainen T. (2001). Which rotation length is favourable to carbon sequestration? *Canadian Journal of Forest Research* 31: pp. 2004-2013.
- Löewe H, Seufert G., and Raes F. (2000). Comparison of methods used within Member States for estimating CO₂ emissions and sinks according to UNFCCC and EU Monitoring Mechanism: forest and other wooded land. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 2000 4(4): pp. 315-319.
- Martikainen P.J., Nykanen H., Alm J., and Silvola J. (1995). Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant & Soil* 169: pp. 571-577.
- McKenzie N.J., Cresswell H.P., Ryan P.J., and Grundy M. (2000). Opportunities for the 21st century: Expanding the horizons for soil, plant, and water analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31: pp. 1553-1569.
- Mosier A. and Kroeze C. (1999). Contribution of agroecosystems to the global atmospheric N₂O budget. Proceedings of International workshop on reducing N₂O emission from agroecosystems, Banff, Canada, March 1999.
- Mosier A. R., Delgado J.A., and Keller M. (1998). Methane and nitrous oxide fluxes in an acid Oxisol in Western Puerto Rico: Effects of tillage, liming and fertilization. *Soil Biology & Biochemistry* 30: pp. 2087-2098.
- Page-Dumroese D, Jurgensen M, Elliot W, et al. (2000). Soil quality standards and guidelines for forest sustainability in northwestern North America. *Forest Ecology Management* 138 (1-3): pp. 445-462.
- Papen H., and Butterbach-Bahl K. (1999). A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest in Germany - 1. N₂O emissions. *Journal of Geophysical Research* 104: pp. 18487-18503.
- Paul K.I., Polglase P.J., Nyakuengama J.G., and Khanna P.K. (2002). Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168: pp. 241-257.
- Polglase P.J., Paul K.I., Khanna P.K., Nyakuengama J.G., O'Connell A.M., Grove T.S., and Battaglia M. (2000). Change in soil Carbon Following Afforestation or Reforestation. National Carbon Accounting system technical report no. 20 Australian Greenhouse Gas Office, Canberra.
- Post W.M. and Kwon K.C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use changes: processes and potential. *Global Change Biology* 6: pp. 317-327.
- Pregitzer K.S. (2003). Woody plants, carbon allocation and fine roots. *New Phytologist* 158 (3): pp. 421-424.
- Renault P. (1999). Les modèles opérationnels d'émission de N₂O par les sols aux échelles régionales. *C.R. Acad. Agri. Fr.* 85, 6 : pp. 163-176.
- Richter D.D., Markewitz D., Trumbore S.E. and Wells C.B. (1999). Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature* 400: pp. 56-58.
- Schelhaas M.J., Varis S., and Schuck A. (2001). Database on Forest Disturbances in Europe (DFDE), European Forest Institute, Joensuu, Finland, <http://www.efi.fi/projects/dfde/>.
- Scott N.A., Tate K.R., Giltrap D.J., et al. (2002). Monitoring land-use change effects on soil carbon in New Zealand: quantifying baseline soil carbon stocks. *Environmental Pollution* 116: pp. 167-186.

- Siltanen et al. (1997). A soil profile and organic carbon data base for Canadian forest and tundra mineral soils. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta.
- Smith J.E., and Heath L.S. (2002). A model of forest floor carbon mass for United States forest types. General Technical Report, USDA Forest Service, Northeastern Research Station, Newtown Square, PA. In press.
- Smith K. A., Dobbie K.E., Ball B.C., Bakken L.R., Sitaula B.K., Hansen S., Brumme R., Borken W., Christensen S., Priemé A., Fowler D., MacDonald J.A., Skiba U., Klemedtsson L., Kasimir-Klemedtsson A., Degórska A., and Orlanski P. (2000). Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology* 6: pp. 791-803.
- Smith K.A., Bouwman L., and Braatz B. (1999). Nitrous oxide: direct emissions from agricultural soils. Background paper for IPCC Workshop on Good Practice in Inventory Preparation : Agricultural sources of methane and nitrous oxide, 24-26 February 1999, Wageningen, The Netherlands.
- Spies T.A., Franklin J.F., and Thomas T.B. (1988). Coarse woody debris in Douglas-fir forests of Western Oregon and Washington. *Ecology* 6: pp. 1689-1702.
- Stange F., Butterbach-Bahl K., Papen H., et al. (2000). A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils 2. Sensitivity analysis and validation. *Journal of Geophysical Research Atmosphere* 105 (D4): pp. 4385-4398.
- Thormann M.N., Szumigalski A.R., Bayley S.E. (1999). Aboveground peat and carbon accumulation potentials along a bog-fen-marsh wetland gradient in southern boreal Alberta, Canada. *Wetlands* 19 (2): pp. 305-317.
- Tremblay S., Ouimet R. and Houle D. (2002). Prediction of organic carbon content in upland forest soils of Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.* 32: pp. 903-914.
- UN-ECE/FAO (20000)
- Vogt K.A., Vogt D.J., Pamiotto P.A., Boon P., O'Hara J., and Asbjornsen H. (1996). Review of root dynamics in forest ecosystems grouped by climate, climatic forest type, and species. *Plant and Soil* 187: pp. 159-219.
- Yavitt J. B., Fahey T.J., and Simmons J.A. (1997). Methane and carbon dioxide dynamics in a northern hardwood ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 59: pp. 796-804.
- Zagreev V.V., Sukhikh B.I., Shvidenko A.Z., Gusev N.N., and Moshkalev A.G. (1993). The All-Union Standards for Forest Inventory. *Kolos*, Moscow, p. 495. (In Russian).
- Zoltai S.C. and Vitt D.H. (1995). Canadian wetlands – environmental gradients and classification. *Vegetation* 118 (1-2): pp. 131-137.

3.3 农田

- 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: pp. 755-774.
- Barbosa R.I. and Fearnside P.M. (1996). Pasture burning in Amazonia: Dynamics of residual biomass and the storage and release of aboveground carbon. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 101(D20): pp. 25847-25857.
- Bernoux M., Carvalho M.D.S., Volkoff B., and Cerri C.C. (2002). Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal* 66: pp. 888-896.
- Conant R.T. and Paustian K. (2002). Spatial variability of soil organic carbon in grasslands: implications for detecting change at different scales. *Environmental Pollution* 116: pp. 127-135.
- Davidson E. A. and Ackerman I.L. (1993). Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20: pp. 161-164.
- Dixon R.K., Winjum J.K., and Schroeder P.E. (1993). Conservation and sequestration of carbon: the potential of forests and agroforest management practices. *Global Environmental Change* 3: pp. 159-173.
- Dobbie K.E., McTaggart I.P., and Smith K.A. (1999). Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 104: pp. 26891-26899.

- Fearnside P.M. (1990). Fire in the tropical rainforest of the Amazon basin. In: Fire in the tropical biota Goldammer, J.G.(ed). Ecological Studies 84, Springer-Verlag, N.Y. : pp. 106-116.
- Fearnside P.M. (2000). Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46: pp. 115-158.
- Firestone M.K. and Davidson E.A. (1989) Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae M.O. and D. S. Schimel (eds) . Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, Wiley, N.Y: pp. 7-21.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000b). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds) *Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Jobbagy E.G. and Jackson R.B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 19(2): pp. 423-436.
- Klemetsson L., Klemetsson A.K., Moldan F., and Weslien P. (1997). Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition. *Biology & Fertility of Soils* 25: pp. 290-295.
- Masera O. R., Garza-Caligaris J.F., Kanninen M., Karjalainen T., Liski J., Nabuurs G.J., Pussinen A., de Jong B.H.J., and Mohren G.M.J. (2003). Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects. *Ecological Modelling* 164: pp. 177-199.
- 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.
- Neill C., Melillo J.M., Steudler P.A., Cerri C.C., de Moraes J.F.L., 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: pp. 1216-1225.
- Nusser S.M. and Goebel J.J. (1997). The National Resources Inventory: a long-term multi-resource monitoring programme. *Environmental and Ecological Statistics* 4: pp. 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* (in press).
- Paul E.A., Paustian K., Elliott E.T. and Cole C.V. (eds) (1997) Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term Experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, 414 p.
- Schroeder P. (1994). Carbon storage benefits of agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 27: pp. 89-97.
- Schroth G., D'Angelo S.A., Teixeira W.G., Haag D., and Lieberei R. (2002). Conversion of secondary forest into agroforestry monoculture plantations in Amazonia: consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. *Forest Ecology and Management* 163: pp. 131-150.
- 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: pp. 1-225.
- Smith P., Powlson D., Glendining, M. (1996). Establishing a European GCTE soil organic matter network (SOMNET). In: Powlson D.S., Smith P., and Smith J.U. (eds.), Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Datasets. NATO ASI Series, Vol 38, Springer-Verlag, Berlin: pp. 81-97.
- Soil Organic Matter Network (SOMNET) (1996). Model and Experimental Metadata. GCTE Task 3.3.1. Smith P., Smith J.U.,

and Powlson D.S. (eds). *Global Change and Terrestrial Ecosystems Report No 7*. GCTE Focus 3 Office, Wallingford, UK. 255 p.

3.4 草地

- 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, 3: pp. 755-774.
- Baldocchi D., Kelliher F.M., Black T.A., Jarvis P. (2000). Climate and vegetation controls on boreal zone energy exchange. *Global Change Biology*,-Supplement. 6: Supplement 1,pp. 69-83.
- Baldocchi D., Falge E., Gu L.H., Olson R., Hollinger D., Running S., Anthoni P., Bernhofer C., Davis K., Evans R., Fuentes J., Goldstein A., Katul G., Law B., Lee X.H., Malhi Y., Meyers T., Munger W., Oechel W., Pilegaard K., Schmid H.P., Valentini R., Verma S., Vesala T., Wilson K., and Wofsy S. (2001). FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society* 82: pp. 2415-2434.
- Barbosa R.I. and Fearnside P.M. (1996). Pasture burning in Amazonia: Dynamics of residual biomass and the storage and release of aboveground carbon. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 101(D20): pp. 25,847-25,857.
- Cairns M.A., Brown S., Helmer E.H., and Baumgardner G.A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111: pp. 1-11.
- Conant R.T. and Paustian K. (2002a). Spatial variability of soil organic carbon in grasslands: implications for detecting change at different scales. *Environmental Pollution* 116: pp. 127-135.
- Conant R.T. and Paustian K. (2002b). 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: pp. 343-355.
- Davidson E. A. and Ackerman I.L. (1993). Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20: pp. 161–164.
- Delmas R.A., Loudjana P., Podaire A., and Menaut J.C. (1991). Biomass burning in Africa: An assessment of annually burnt biomass. In; Levine J.S. (ed), *Global Biomass Burning: Atmosphere, Climatic and Biosphere Implications*, MIT Press, Cambridge, Mass.: pp. 147-154.
- Ellert B.H., Janzen H.H., and McConkey B.G. (2001). Measuring and comparing soil carbon storage. In: R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett and B.A. Stewart (eds.). *Soil Management for Enhancing Carbon Sequestration*. CRC Press, Boca Raton, FL.: pp. 593-610.
- Fearnside P.M. (1990). Fire in the tropical rainforest of the Amazon basin. pp 106-116 *In: Goldammer J.G.(ed.) Fire in the tropical biota*. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, N.Y. 497 p.
- Fearnside P.M. (2000). Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46: pp. 115-158.
- Guo L.B. and Gifford R.M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8: pp. 345-360.
- Hao W.M., Darold E.W., Olbu G., and Baker S.P. (1996). Emissions of CO₂, CO and hydrocarbons from fires in diverse African savanna ecosystems. *Journal of Geophysical Research*, Vol 101, No. D19: pp. 23577-23584.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000b). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds) *Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Jackson R.B., Banner J.L., Jobbagy E.B., Pockman W.T., and Wall D.H. (2002). Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature* 418: pp. 623-626.
- Jackson R.B., Canadell J., Ehleringer J.R., Mooney H.A., Sala O.E., and Schulze E.D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108: pp. 389-411.
- Kuhlbusch T.A.J., Andreae M.O., Cachier H., Goldammer J.G., Lacaux J.P., Shea R., and Crutzen P.J. (1996). Black carbon formation by savanna fires: Measurements and implications for the global carbon cycle. *Journal of Geophysical Research*, Vol 101, No D19: pp. 23651-23665.
- Lacaux J.P., Delmas R., and Jambert C. (1996). NO_x emissions from African savanna fires. *Journal of Geophysical Research*, Vol 101, No D19: pp. 23585-23595.
- Robert J. M., Scharffe D.H., Hao W.M., Kuhlbusch T.A., Seuwen R., Warneck P., and Crutzen P.J. (1993). Experimental evaluation of biomass burning emissions: Nitrogen carbon containing compounds. In: Levine J.S. (ed) *Global Biomass Burning*, MIT Press.
- Robert J.M. and Warnatz J. (1993). Emissions from combustion process in vegetation. In: Crutzen P.J. and Goldammer J.G., *Fire in the environment*, John Wiley, New York: pp. 15-37.
- 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.
- Milchunas D.G. and Lauenroth W.K. (1993). Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: pp. 327-366.
- Neill C., Melillo J.M., Steudler P.A., Cerri C.C., de Moraes J.F.L., 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: pp. 1216-1225.
- Nihlgard B. (1972). Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in abeech and replanted spruce forest in South Sweden. *Oikos* 23: pp. 69-81.
- Nusser S.M. and Goebel J.J. (1997). The National Resources Inventory: a long-term multi-resource monitoring programme. *Environmental and Ecological Statistics* 4: pp. 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* (in press).
- 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 CO₂ changes on grassland storage of soil C. *Water, Air, and Soil Pollution* 70: pp. 643-657.
- Olson R. J., Scurlock, J. M. O., Prince S. D., Zheng D. L., and Johnson K. R. (eds.) (2001). NPP Multi-Biome: NPP and Driver Data for Ecosystem Model-Data Intercomparison. Data set. Available on-line [<http://www.daac.ornl.gov>] from the Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.
- Pacala S.W., Hurtt G.C., Baker D., Peylin P., Houghton R.A., Birdsey R.A., Heath L., Sundquist E.T., Stallard R.F., Ciais P., Moorcroft P., Caspersen J.P., Shevliakova E., Moore B., Kohlmaier G., Holland E., Gloor M., Harmon M.E., Fan S.M., Sarmiento J.L., Goodale C.L., Schimel D., and Field C.B. (2001). Consistent land- and atmosphere-based US carbon sink estimates. *Science* 292: pp. 2316-2320.
- Scholes R. J., Kendall J., and Justice C.O. (1996). The quantity of biomass burned in southern Africa, *Journal of Geophysical Research*, Vol 101. NO D19: pp. 23677-23682.

- Smith P., Powlson D. S., Glendining M. J., and Smith J. O. U. (1997). Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology* 3: pp. 67-79.
- 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: in press.
- Ward D.E., Hao W.M., Susott R.A., Babbitt R.E., Shea R.W., Kauffman J.B. and Justice C.O. (1996). Effect of fuel composition on combustion efficiency and emission factors for African savanna ecosystems. *Journal of Geophysical Research*, Vol 101, No D19: pp. 23569-23574.

3.5 湿地

- Alm J., Saarnio S., Nykanen H., Silvola J., and Martikainen P. J. (1999). Winter CO₂, CH₄ and N₂O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry* 44: pp. 163-186.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Laine J. and Minkinen K. (1996). Effect of forest drainage on the carbon balance of a mire - a case study. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: pp. 307-312.
- Laine J., Silvola J., Tolonen K., Alm J., Nykanen H., Vasander H., Sallantausta T., Savolainen I., Sinisalo J., and Martikainen P. J. (1996). Effect of water-level drawdown on global climatic warming - northern peatlands. *Ambio* 25: pp. 179-184.
- LUSTRA (2002). Land Use Strategies for Reducing Net Greenhouse Gas Emissions. Annual Report 2002, Uppsala, Sweden. <http://www.sml.slu.se/lustra/index.phtml>
- Minkinen K., Korhonen R., Savolainen I., and Laine J. (2002). Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900-2100 the impact of forestry drainage. *Global Change Biology* 8: pp. 785-799.
- Sundh I., Nilsson M., Mikkela C., Granberg G., and Svensson B. H. (2000). Fluxes of methane and carbon dioxide on peat-mining areas in Sweden. *Ambio* 29: pp. 499-503.

3.6 定居地

- Nowak D.J. and Crane D.E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the United States. *Environmental Pollution* 116(3): pp. 381-389.
- Nowak D.J., Rowntree R.A., McPherson E.G., Sisinni S.M., Kerkmann E.R., and Stevens J.C. (1996). Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning* 36: pp. 49-57.

附录 3A.1 采伐木材产品：未来方法发展的基础

- Burden R.L. and Faires J.D. (2001). Numerical Analysis, 7th ed. Brooks/ Cole Publishing. 810 p.
- Food and Agriculture Organization 1999. FAO Yearbook – Forest Products 1997. FAO Forestry Series No. 42. Rome. 245 pp. <ftp://ftp.fao.org/fo/fon/fons/FOYB1997.pdf>
- Food and Agriculture Organization 2002a. FAOSTAT Forestry data. Web site: <http://apps.fao.org/page/collections?subset=forestry> accessed July 1, 2002.
- Flugsrud K., Hoem B., Kvingedal E. and Rypdal R. (2001). Estimating the net emissions of CO₂ from harvested wood products. SFT report 1831/200. Norwegian Pollution Control Authority, Oslo. 47 p. <http://www.sft.no/publikasjoner/luft/1831/ta1831.pdf>
- Gjesdal S.F.T., Flugsrud K., Mykkelbost T.C., and Rypdal K. (1996). A balance of use of wood products in Norway, Norwegian Pollution Control Authority SFT, Report 96:04, 54 p.

- Haynes *et al.* (1990). An Analysis of the timber situation in the United States: 1989-2040. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rpt. RM-199. 268 p.
- Heath L. S., Birdsey R.A., Row C., and Plantinga A.J. (1996). Carbon pools and fluxes in U.S. forest products. In: Apps M.J. and Price D.T. (eds.), *Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle*. NATO ASI Series, Springer-Verlag, Berlin: pp. 271-278.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1998). Evaluating Approaches for Estimating Net Emissions of Carbon Dioxide from Forest Harvesting and Wood Products. Meeting Report, Dakar, Senegal, 5-7 May 1998. Brown S., Lim B. and Schlamadinger B. IPCC/OECD/IEA, Paris, France. See <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/mtdocs/dakar.htm>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Karjalainen T., Kellomaki S., and Pussinen A. (1994). Role of Wood-based Products in Absorbing Atmospheric Carbon. *Silva Fennica* 28 (2): pp. 67-80.
- Micales J.A. and Skog K.E. (1997). The decomposition of forest products in landfills. *International Biodeterioration and Biodegradation* 39 (2-3): pp. 145-158.
- Nabuurs G.J. and Sikkema R. (1998). Application and Evaluation of the Alternative IPCC Methods for Harvested Wood Products in the National Communications; Proceedings for the IPCC Expert Meeting on Evaluating approaches for estimating net emissions from harvested wood products, Wageningen, The Netherlands.
- Pingoud K., Savolainen I., and Seppälä H. (1996). Greenhouse impact of the Finnish forest sector including forest products and waste management. *Ambio* 25: pp. 318-326.
- Pingoud K., Perälä A.L., and Pussinen A. (2001). Carbon dynamics in wood products. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 6: pp. 91-111.
- Skog K., and Nicholson G. (1998). Carbon Cycling through Wood Products: The Role of Wood and Paper Products in Carbon Sequestration. *Forest Products Journal* 48 (7/8): pp. 75-83.

附录 3A.2 森林土壤排水和回潮引起的非二氧化碳排放：未来方法发展的基础

- Alm J., Saarnio S., Nykanen H., Silvola J. and Martikainen P.J. (1999). Winter CO₂, CH₄ and N₂O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry* 44: pp. 163 – 186.
- Bartlett K.B. and Harriss R.C. (1993). Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* 26: pp. 261 -320.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Klemetsson L., Weslien P., Arnold K., Agren G., Nilsson M., and Hanell B. (2002). Greenhouse gas emissions from drained forests in Sweden. In: Olsson M. (ed.) *Land use strategies for reckoning net greenhouse gas emissions*. Mistra Programme: Progress report 1999 – 2002. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala: pp. 44 – 67.
- Komulainen V.M., Nykanen H., Martikainen P.J. and Laine J. (1998). Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland. *Can. J. For. Res.* 28: pp. 402 – 411.
- Laine J., Silvola J., Tolonen K., Alm J., Nykanen H., Vasander H., Sallantausta T., Savolainen I., Sinisalo J., and Martikainen P. J. (1996). Effect of water-level drawdown on global climatic warming - northern peatlands. *Ambio* 25: pp. 179-184.

- Martikainen P. J., Nykanen H., Alm J., and Silvola J. (1995). Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant & Soil* 169: pp. 571-577.
- Regina K., Nykänen H., Silvola J., and Martikainen P. J. (1996). Nitrous oxide production in boreal peatlands of different hydrology and nutrient status. In: Northern peatlands in global climatic change. Proceedings of the international workshop. Academy of Finland, Hyytiälä: pp. 158-166.
- Roulet N.T. and Moore T.R. (1995). Methane Emissions from Canadian Peatlands. In: Lal R., Kimble J., Levine E., and Stewart B.A., Soils and Global Change, CRC Lewis Publishers, Boca Raton: pp. 153-164.
- Tuittila, E-S., Komulainen, V-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P.J. & Laine, J. (2000). Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology* 6: 569-581.

附录 3A.3 仍为湿地的湿地：未来方法发展的基础

为泥炭提取而管理的有机土壤

- Alm, J., S. Saarnio, H. Nykanen, J. Silvola, and P. J. Martikainen. (1999). Winter CO₂, CH₄ and N₂O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry* 44:163-186.
- Andriessse, J. P. (1988) Nature and Management of Tropical Peat Soils, FAO SOILS BULLETIN 59, <http://www.fao.org/docrep/x5872e/x5872e04.htm>.
- Feehan, J. & O'Donovan, G. (1996) *The Bogs of Ireland*. The Environmental Institute, University College Dublin, Ireland.
- Fey, A., G. Benckiser and J.C.G. Ottow (1999). Emissions of nitrous oxide from a constructed wetland using a groundfilter and macrophytes in waste-water purification of a dairy farm. *Biol Fertil Soils* 29, 354-359.
- Huttunen, J.T., T.S. Vaisanen, S. K. Hellsten, M. Heikkinen, H. Nykanen, H. Jungner, A. Niskanen, M. O. Virtanen, O.V. Lindqvist, O. S. Nenonen, and P.J. Martikainen, (2002), Fluxes of CH₄, CO₂, and N₂O in hydroelectric reservoir Lokka and Porttipahata in the northern boreal zone in Finland, *Global Biogeochemical Cycles*, 16,1.
- Laine, J., and K. Minkkinen. (1996). Effect of forest drainage on the carbon balance of a mire - a case study. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11:307-312.
- Laine, J., J. Silvola, K. Tolonen, J. Alm, H. Nykanen, H. Vasander, T. Sallantausta, I. Savolainen, J. Sinisalo, and P. J. Martikainen. (1996). Effect of water-level drawdown on global climatic warming - northern peatlands. *Ambio* 25:179-184.
- Lappalainen, E. (1996) Global Peat Resources. Saarijärvi, Finland, Saarijärven Offset Oy.
- Lappalainen, E. and Zurek, S. (1996a). Peatlands in other African countries. In: Lappalainen (Ed.), Global Peat Resources, International Peat Society, Finland, pp 239-242.
- Lappalainen, E. and Zurek, S. (1996b). Peatlands in other Asian countries. In: Lappalainen (Ed.), Global Peat Resources, International Peat Society, Finland, pp 209-212.
- Lappalainen, E. and Zurek, S. (1996c). Peatlands in central and south America. In: Lappalainen (Ed.), Global Peat Resources, International Peat Society, Finland, pp 279-282.
- LUSTRA (2002): Land Use Strategies for Reducing Net Greenhouse Gas Emissions. Annual Report 2002, Uppsala, Sweden. <http://www.sml.slu.se/lustra/index.phtml>.
- Martikainen, P. J., H. Nykanen, J. Alm, and J. Silvola. (1995). Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant & Soil* 169: 571-577.
- Minkkinen, K., R. Korhonen, I. Savolainen, and J. Laine. (2002). Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900-2100 the impact of forestry drainage. *Global Change Biology* 8: 785-799.
- Mosier A. and C. Kroeze, (1999). Contribution of agroecosystems to the global atmospheric N₂O budget. Proceedings of International workshop on reducing N₂O emission from agroecosystems, Banff, Canada, March 1999.
- OECD/IUCN. (1996). Guidelines for aid agencies for improved conservation and sustainable use of tropical and sub-tropical wetlands. OECD, Paris.

- Regina, K., H. Nykänen, J. Silvola, and P. J. Martikainen. (1996). Nitrous oxide production in boreal peatlands of different hydrology and nutrient status. Pages 158-166 in Northern peatlands in global climatic change. Proceedings of the international workshop. Academy of Finland, Hyytiälä.
- Rubec, C. (1996). The status of peatland resources in Canada. In: Lappalainen (Ed.), Global Peat Resources, International Peat Society, Finland, pp 243-252.
- Smith K.A., L. Bouwman, B. Braatz, (1999). Nitrous oxide: direct emissions from agricultural soils. Background paper for IPCC Workshop on Good Practice in Inventory Preparation: Agricultural sources of methane and nitrous oxide, 24-26 february 1999, Wageningen, The Netherlands.
- Sundh, I., Nilsson, M., Mikkela, C., Granberg, G., Svensson, B.H., (2000). Fluxes of methane and carbon dioxide on peat-mining areas in Sweden. *Ambio* 29(8), 499-503.
- Tarnocai, C., Kettles, I.M., Lacelle, B. (2000). Peatlands of Canada. Geological Survey of Canada, Ottawa, Ont. Open File 3152 (map).
- Umeda, Y. And Inoue, T. (1996). Peatlands of Japan. In: Lappalainen (Ed.), Global Peat Resources, International Peat Society, Finland, pp 179-182.
- Xuehui, M and Yan, H. (1996). Peat and peatlands in China. In: Lappalainen (Ed.), Global Peat Resources, International Peat Society, Finland, pp 163-168.
- 仍为水淹地的水淹池
- Dos Santos, M.A., (2000), Inventário emissões de gases de efeito estufa derivadas de Hidrelétricas, PhD. Dissertation, University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil, 154p.
- Duchemin, É., (2000), Hydroelectricity and greenhouse gases: Emission evaluation and identification of biogeochemical processes responsible for their production, PhD. Dissertation, Université du Québec à Montréal, Montréal (Québec), Canada, 321 p (available on CD-ROM).
- Duchemin, É. (2002a), Greenhouse gases emissions from US reservoirs: Spot sampling in the Columbia River Basin and in the Sierra Nevada region, Report for Environmental Fund Defense, DREXenvironment, 47p. (available on CD-ROM).
- Duchemin, É., (2002b), Canadian Reservoir Database, Environment Canada/DREXenvironment, CD-ROM.
- Duchemin, É., M. Lucotte, R. Canuel and A. Chamberland, (1995), Production of the greenhouse gases CH₄ and CO₂ by hydroelectric reservoirs of the boreal region, *Global Biogeochemical Cycles*, 9, 4, 529-540.
- Duchemin, É., R. Canuel, P. Ferland, and M. Lucotte, (1999), Étude sur la production et l'émission de gaz à effet de serre par les réservoirs hydroélectriques d'Hydro-Québec et des lacs naturels (Volet 2), Scientific report, Direction principale Planification Stratégique - Hydro-Québec, 21046-99027c, 48p.
- Duchemin, É., M. Lucotte, R. Canuel, D. Almeida Cruz, H. C. Pereira, J. Dezincourt and A. G. Queiroz, (2000), Comparison of Greenhouse Gas Emissions from an Old Tropical Reservoir and from other Reservoirs Worldwide, *Verh. International Verein. Limnol.*, 27, 3, 1391-1395.
- Duchemin, É., M. Lucotte, R. Canuel, (2002a), CH₄ and CO₂ emissions from boreal reservoirs upon ice break-up, submitted to *Global Biogeochemical Cycles*.
- Duchemin, É., M. Lucotte, V. St-Louis, and R. Canuel, (2002b), Hydroelectric reservoirs as anthropogenic source of greenhouse gases, *World Resources Review*, 27, 3.
- Fearnside, P.M. (2002). Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air and Soil Pollution* 133(1-4): 69-96.
- Galy-Lacaux, C., R. Delmas, C. Jambert, J.-F. Dumestre, L. Labroue, S. Richard and P. Gosse, (1997), Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: a case study in French Guyana, *Global Biogeochemical Cycle*, 11,4, 471-483.
- Hélie, (2003), Approche isotopique des flux et de la géochimie du carbone dans les milieux aquatiques de l'est du Canada: exemple du Saint-Laurent et du réservoir Robert-Bourassa, PhD. Dissertation, Université du Québec à Montréal, Montréal (Québec), Canada.

- Houel, (2002), Dynamique de la matière organique terrigène dans les réservoirs boréaux, PhD. Dissertation, Université du Québec à Montréal, Montréal (Québec), Canada, 111p.
- Huttunen, J.T., T.S. Vaisanen, S. K. Hellsten, M. Heikkinen, H. Nykanen, H. Jungner, A. Niskanen, M. O. Virtanen, O.V. Lindqvist, O. S. Nenonen, and P.J. Martikainen, (2002), Fluxes of CH₄, CO₂, and N₂O in hydroelectric reservoir Lokka and Porttipahata in the northern boreal zone in Finland, *Global Biogeochemical Cycles*, 16,1.
- International Commission on Large Dams (ICOLD). 1998. World register of Dams (1998). Paris. International Committee on large Dams (Ed.). Metadatabase.
- Junk, W.J., J.A.S.N. Mello, (1990), Impactos ecologico das represas hidreletricas na bacia amazonica brasileira, *Estudo Avançado*, 4 (8), 126-143.
- Keller, M. and R.F. Stallard. (1994). Methane emission by bubbling from Gatun lake, Panama, *J. Geophys. Res.*, 99, D4, 8307-8319.
- Malik, L.K., Koronkevich, N.I., Zaitseva, I.S., Barabanova, E.A. (2000). *Development of Dams in the Russian Federation and NIS Countries*, A WCD briefing paper prepared as an input to the World Commission on Dams, Cape Town, <http://www.dams.org>.
- Pinguelli Rosa, L., B. Matvienko Sikar, M.A. dos Santos, E. Matvienko Sikar, (2002), Emissões de dióxido de carbono e de metano pelos reservatórios hidroelétricos brasileiros, Relatório de referência – Inventário brasileiro de emissões antropicas de gás de efeito de estufa, Ministério da Ciência e tecnologia, Brazil, 199p.
- Schlellhase, H.U. (1994). B.C. Hydro Strategic R&D; Carbon project - Reservoir case study, Powertech Labs inc., Final Report, 1-57.
- Scott, K.J., C.A. Kelly, J.W.M. Rudd, (1999), The importance of floating peat to methane fluxes from flooded peatlands, *Biogeochemistry*, 47, 187-202.
- Smith, L.K., and W.M. Lewis, (1992), Seasonality of methane emissions from five lakes and associated wetlands of the Colorado Rockies, *Global Biogeochemical Cycles*, 6, 4, 323-338.
- St-Louis, V., C. A. Kelly, É. Duchemin, J. W. M. Rudd and D.M. Rosenberg. (2000). Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases: a global estimate, *Bioscience*, 50,9, 766-775.
- Tavares de Lima I. (2002). Emissão de metano em reservatório hidreletricos amazonicos atraves de leis de potencia (Methane emission from Amazonian hydroelectric reservoirs through power laws), PhD Dissertation, Universidade de Sao Paulo, Sao Paulo, Brazil, 119 p.
- US Army Corps. (1996). United States Army Corps of Engineers' national Inventory of Dams. Metadatabase. US Army Corps (Ed.). USA.
- WCD, (2000), Dams and Development a new framework for Decision-Making, The report of the World Commission on Dams, Earthscan Publications Ltd, London and Sterling, VA, 356 p.
- WCD, (2001), Dams and Development a new framework for Decision-Making, The report of the World Commission on Dams, Earthscan Publications Ltd, London and Sterling, VA, 356 p. Xue, Y., D.A. Kovacic, M.B. David, L.E. Gentry, R.L. Mulvaney and C.W. Lindau (1999). In situ measurements of denitrification in constructed wetlands. *J. Environ. Qual.* 28, 263-269. Xuehui, M, and Yan, H. 1996. Peat and peatlands in China. . In: Lappalainen (Ed.), *Global Peat Resources*, International Peat Society, Finland, pp 163-168.

附录 3A.4 定居地：未来方法发展的基础

- Brack, C.L. (2002). Pollution mitigation and carbon sequestration by a urban forest. *Environmental Pollution* 116(Suppl. 1): S195-S200.
- Nowak, D.J.; Crane, D.E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the United States. *Environmental Pollution* 116(3): 381-389.
- Nowak, D.J.; Rowntree, R.A.; McPherson, E.G.; Sisinni, S.M.; Kerkmann, E.R. and Stevens, J.C. (1996). Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning* 36: 49-57.

根据《京都议定书》产生的补充方法和优良做法指南

作者和评审编辑

4.1-4.2 节

主要作者协调人

Bernhard Schlamadinger（奥地利）、Kansri Boonpragob（泰国）、Henry Janzen（加拿大）、Werner Kurz（加拿大）、Rodel Lasco（菲律宾）和 Pete Smith（英国）

主要作者

Pascale Collas（加拿大）、El Nur Abdalla El Siddig（苏丹）、Andreas Fischlin（瑞士）、Mitsuo Matsumoto（日本）、Alexander Nakhutin（俄罗斯）、Ian Noble（澳大利亚）、G r me Pignard（法国）、Zolt n Somogyi（匈牙利）和 Xiao-Quan Zhang（中国）

撰稿人

Mark Easter（美国）、Wojciech Galinski（波兰）、Genevi ve Patenaude（加拿大）、Keith Paustian（美国）和 Yoshiki Yamagata（日本）

评审编辑

Masahiro Amano（日本）和 Eveline Trines（荷兰）

4.3 节

主要作者协调人

Sandra Brown（美国）和 Omar Masera（墨西哥）

主要作者

Vitus Ambia（巴布亚新几内亚）、Barbara Braatz（美国）、Markku Kanninen（芬兰）、Thelma Krug（巴西）、Daniel Martino（乌拉圭）、Phanuel Oballa（肯尼亚）、Richard Tipper（英国）和 Jenny L.P.Wong（马来西亚）

撰稿人

Ben de Jong（墨西哥）和 David Shoch（美国）

评审编辑

Soobaraj N.Sok Appadu（毛里求斯）

目 录

4.1 导言	4.9
4.1.1 估计和报告第三条第 3 款和第 4 款、第六条和第十二条中的活动的补充信息的步骤概述	4.10
4.1.2 第三条第 3 款和第 4 款下的土地面积的一般分类规则	4.13
4.1.3 附件一所列缔约方国家清单与第六条土地利用、土地利用变化和林业项目之间的关系.....	4.19
4.2 估计、测量、监测和报告第三条第 3 款和第 4 款所述土地利用、土地利用变化和林业活动的方法	4.20
4.2.1 《气候公约》和《京都议定书》（第三条第 3 款和第 4 款）各土地利用类别之间的关系	4.20
4.2.2 面积确认、分层和报告的一般方法.....	4.23
4.2.2.1 报告要求.....	4.23
4.2.2.2 第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内土地的报告方式	4.24
4.2.2.3 第二章中的方法与第四章中的报告方式之间的关系.....	4.25
4.2.2.4 报告方式的选择.....	4.26
4.2.2.5 总体上如何确定土地（土地单位）	4.27
4.2.3 估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的一般方法问题	4.29
4.2.3.1 需报告的库.....	4.30
4.2.3.2 估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的年份.....	4.31
4.2.3.3 报告和测量的时间间隔	4.32
4.2.3.4 方法的选择.....	4.32
4.2.3.5 排除间接的、自然的和 1990 年以前的活动影响因子	4.32
4.2.3.6 扰乱.....	4.33
4.2.3.7 年间变异性.....	4.33
4.2.4 其它一般方法问题.....	4.34
4.2.4.1 制定一致的时间序列.....	4.34
4.2.4.2 不确定性评估.....	4.36
4.2.4.3 报告和文件.....	4.39
4.2.4.4 质量保证和质量控制.....	4.50
4.2.4.5 核实.....	4.50
4.2.5 造林和再造林	4.51
4.2.5.1 定义问题和报告要求.....	4.51
4.2.5.2 用于确定属于人类活动直接引起的造林/再造林活动范围内的土地单位的方法 选择.....	4.51
4.2.5.3 用于估计碳储量变化和非二氧化碳排放量的方法选择.....	4.54
4.2.6 毁林.....	4.56

4.2.6.1	定义问题和报告要求	4.56
4.2.6.2	用于确定属于由人类活动直接引起的毁林活动范围内的土地单位的方法选择	4.57
4.2.6.3	用于估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择	4.59
4.2.7	森林管理	4.61
4.2.7.1	定义问题和报告要求	4.61
4.2.7.2	用于确定属于森林管理活动范围内的土地的方法选择	4.61
4.2.7.3	用于估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择	4.64
4.2.8	农田管理	4.66
4.2.8.1	定义问题和报告要求	4.66
4.2.8.2	土地识别方法的选择	4.68
4.2.8.3	用于估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择	4.69
4.2.9	放牧地管理	4.81
4.2.9.1	定义问题和报告要求	4.81
4.2.9.2	土地识别方法的选择	4.82
4.2.9.3	估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择	4.83
4.2.10	植被重建	4.85
4.2.10.1	定义问题和报告要求	4.85
4.2.10.2	土地识别方法的选择	4.86
4.2.10.3	估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择	4.86
4.3	土地利用、土地利用变化和林业项目	4.89
4.3.1	导言	4.89
4.3.1.1	项目的定义和与第六条和第十二条的关系	4.90
4.3.2	项目界限	4.90
4.3.2.1	地理区域	4.90
4.3.2.2	时间界限	4.91
4.3.2.3	活动和做法	4.91
4.3.3	测量、监测和估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量	4.93
4.3.3.1	基线	4.94
4.3.3.2	项目区的分层	4.95
4.3.3.3	碳库和非二氧化碳温室气体的选择	4.95
4.3.3.4	抽样设计	4.96
4.3.3.5	碳储量估计的实地测量和数据分析	4.100
4.3.3.6	估计非二氧化碳温室气体排放量和清除量的变化	4.106

4.3.3.7	监测由项目行动做法引起的温室气体排放量和清除量的变化.....	4.109
4.3.3.8	对监测计划的考虑.....	4.109
4.3.4	质量保证和质量控制计划.....	4.111
4.3.4.1	确保实地测量可靠的程序.....	4.111
4.3.4.2	核实现场数据收集工作的程序.....	4.111
4.3.4.3	核实数据输入和分析的程序.....	4.111
4.3.4.4	数据维护和存储.....	4.112
附件 4A.1	根据 IPCC 默认数据估计有关农田和放牧地管理变化的土壤碳储量变化的工具.....	4.113
附件 4A.2	用于估计树的地上部和地下部生物量的异速生长方程示例.....	4.114
参考文献	4.117

方 程

方程 4.2.1	来自农田管理的土壤碳的年排放量/清除量.....	4.72
方程 4.3.1	森林地上部生物量的估计.....	4.102
方程 4.3.2	倒在地上的死木材积.....	4.105
方程 4.3.3	土壤有机碳含量.....	4.106

图

图 4.1.1	承诺期（2008, 2009, ..., 2012 年）内 X 年的第三条第 3 款下的土地单位(ARD)或第三条第 4 款下的土地(FM, CM, GM 和 RV)分类决策树	4.14
图 4.2.1	在承诺期 X 年假设国的《气候公约》国家清单中的土地分类.....	4.22
图 4.2.2	在承诺期 X 年假设国用于《京都议定书》报告的土地分类.....	4.22
图 4.2.3	第三条第 3 和第 4 款所述活动范围内的土地的报告方式.....	4.24
图 4.2.4	用于选择第三条第 3 和第 4 款所述活动范围内的土地的报告方式的决策树	4.26
图 4.2.5	确定土地单位是否适合列入由人类活动直接（dhi）引起的造林/再造林（AR）或植被重建（RV）类的决策树	4.53
图 4.2.6	用于确定土地单位是否属于直接由人类活动(dhi)引起的毁林(D)活动范围的决策树.....	4.59
图 4.2.7	不同森林类别之间的关系.....	4.62
图 4.2.8	用于确定土地是否适合作为森林管理活动范围内的土地的决策树.....	4.63
图 4.2.9	选择用于估计《京都议定书》报告农田项下矿质土壤中碳储量变化的合适层的决策树	4.71
图 4.2.10	因每套生物物理组合的不同土地利用、土地管理转变产生的碳储量变化因子矩阵的概念说明（第 1 层）	4.72
图 4.2.11	在强加一种固碳管理变化后的土壤碳储量变化示意图	4.74
图 4.2.12	因每套生物物理组合的不同土地利用、土地管理转变产生的碳储量变化因子矩阵的概念说明（第 2 层）	4.75
图 4.2.13	选择根据《京都议定书》报告有机土壤中碳储量变化的层的决策树.....	4.77
图 4.3.1	抽样点数目与精确度水平之间关系示例	4.93
图 4.3.2	在时间 1 和时间 2 抽样阶段之间“可靠的最低限度估值”（RME）大小与围绕平均土壤碳含量的 95%置信区间之间的关系说明.....	4.99
图 4.3.3	造林项目平均土壤碳中百分比绝对变化（95%的置信度）如何随抽样间隔和样本大小而变化的例子	4.100

表

表 4.1.1	《京都议定书》所述土地利用、土地利用变化和林业活动的概况和相关联的核算规则.....	4.13
表 4.2.1	《京都议定书》第三条第 3 款和第 4 款所述活动与 2.2 节的土地利用基本类别之间的关系.....	4.21
表 4.2.2	第二章中的方法与第四章中的报告方式之间的关系.....	4.26
表 4.2.3	需报告的碳储量变化（上面描述的每项活动和 5 个库中的每一个库）的日历年，作为活动开始时的时间函数.....	4.31
表 4.2.4a	需在 2007 年 1 月 1 日前或《京都议定书》对缔约方生效后一年（以时间在后者为准）报告的清单补充信息.....	4.40
表 4.2.4b	需根据《马拉喀什协议》报告的第一承诺期年度温室气体清单补充情况.....	4.41
表 4.2.5	土地转变矩阵.....	4.44
表 4.2.6a	报告表（AR/D/FM）.....	4.45
表 4.2.6b	报告表（CM/GM/RV）.....	4.46
表 4.2.6c	报告表（项目）.....	4.47
表 4.2.7	按第三条第 3 款和第 4 款和第六条所述活动分列的清单年温室气体源排放量和汇清除量简表.....	4.48
表 4.2.8	能找到估计农田中不同碳库的方法的章节.....	4.69
表 4.3.1	说明在土地利用、土地利用变化和林业项目中可能用于测量和监测的碳库选择标准的决策矩阵.....	4.96
表 4.3.2	可能引起非二氧化碳温室气体排放或清除的土地利用、土地利用变化和林业项目方面的可能做法.....	4.107
表 4.3.3	用于估计非二氧化碳温室气体排放量和清除量的 IPCC 默认方法和数据的位置.....	4.108
表 4.A.1	估计热带和温带硬木和松木类地上部生物量的异速生长方程.....	4.114
表 4.A.2	估计拉美热带潮湿森林中常见的棕榈树地上部生物量的异速生长方程.....	4.114
表 4.A.3	估计热带某些常用树种地上部生物量的异速生长方程示例.....	4.115
表 4.A.4	估计森林地下部生物量或根生物量的异速生长方程.....	4.115

方框

方框 4.1.1 始终将土地单位列入第三条第 3 款下的活动范围和将土地列入第三条第 4 款下的活动范围的例子	4.17
方框 4.2.1 管理做法一致性示例	4.35
方框 4.2.2 联系	4.54
方框 4.2.3 联系	4.55
方框 4.2.4 联系	4.57
方框 4.2.5 联系	4.60
方框 4.2.6 联系	4.64
方框 4.2.7 联系	4.65
方框 4.2.8 1990 年和承诺期农田管理面积示例（净-净核算）	4.67
方框 4.2.9 联系	4.69
方框 4.2.10 联系	4.70
方框 4.2.11 碳储量变化对非二氧化碳气体排放量的可能影响示例	4.80
方框 4.2.12 联系	4.82
方框 4.2.13 联系	4.83
方框 4.2.14 联系	4.86
方框 4.2.15 联系	4.87
方框 4.3.1 造林或再造林项目	4.91
方框 4.3.2 农田管理项目：农业中由常规耕作转为免耕	4.92
方框 4.3.3 森林管理项目：减少有影响的采运作业	4.92
方框 4.3.4 森林改良项目：采伐过度的森林或次生林中的补种	4.92
方框 4.3.5 对估计来自移动源的温室气体排放量的指导	4.109
方框 4.3.6 涉及多位小土地持有者的监测计划	4.110

4.1 导言

本章描述与《京都议定书》中的土地利用、土地利用变化和林业活动有着专门联系的补充方法和优良做法指南，并全面审议用于测量、估计和报告第三条第 3 和第 4 款所述活动（如果缔约方选择的话）的要求和方法。本章的补充方法和优良做法指南一般适用于《京都议定书》附件 B 列举的已批准议定书的那些缔约方。本章还为列入《京都议定书》附件 B 的缔约方主办的土地利用、土地利用变化和林业项目（第六条项目）以及未列入附件 B 的缔约方主办的造林/再造林项目（第十二条，清洁发展机制或 CDM 项目）提供优良做法指南（见 4.3 节）¹。

根据《京都议定书》的规定，缔约方须报告由第三条第 3 款所述土地利用、土地利用变化和林业活动（即自 1990 年以来发生的造林（A）、再造林（R）和毁林（D））造成的二氧化碳和其它温室气体源排放量和汇清除量。它们还须报告第三条第 4 款下选定的由人类引起的任何活动，这些活动可能是：森林管理、植被重建、农田管理和放牧地管理²。在承诺期内，缔约方还须同温室气体源排放量和汇清除量年度报告一起每年报告与《京都议定书》和《马拉喀什协议》条款下的土地利用、土地利用变化和林业有关的补充情况，以确保履行它们限制和减少排放量的承诺³。要求每年报告并不意味着需要每年都测量；然而，希望缔约方建立将测量、模型和其它工具结合在一起的系统，使它们能够每年进行报告。

《气候公约》报告与《京都议定书》报告之间的关系

按照《京都议定书》报告的情况是对按照《公约》报告的情况的一种补充。各国不必分别提交两份清单，但应该在清单报告内提供《京都议定书》中规定的情况作为补充。⁴

¹ 假定读者熟悉《京都议定书》第三条第 3、第 4 和第 7 款，第六和第十二条(<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>)。

² 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 1 段概述了与土地利用、土地利用变化和林业有关的要求：

“造林”是指在至少 50 年内无森林的土地上，通过直接的人为种植、播种和（或）人类对自然种籽源的改进，将其变为林地。

“再造林”是指在曾经有林后变为无林的土地上，通过直接的人为种植、播种和（或）人类对自然种籽源的改进，将其变为林地。就第一承诺期而言，再造林活动限于在 1989 年 12 月 31 日处于无林状态的土地上发生的再造林。

“毁林”是指人类直接引发的林地而非林地的转变。

“植被重建”是指在有关地点通过建立覆盖面积至少为 0.05 公顷的植被以增加碳储量，而且不符合本文所载的造林和再造林定义的人为活动。

“森林管理”是指有关管理和使用林地的做法体系，旨在以可持续的方式实现森林的有关生态（包括生物多样性）、经济和社会功能。

“农田管理”是指对于种植农作物的土地和休耕或暂时不用于作物生产的土地的做法体系。

“放牧地管理”是指对用于畜牧业生产的土地的做法体系，旨在管理所生产的植被和牲畜的数量和类型。

³ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 22 页的-/CMP.1 号决定草案(第七条)附件第 5 段：附件一所列每个缔约方，按照经《议定书》/《公约》缔约方会议关于土地利用、土地利用变化和林业的决定所提供任何优良做法指导意见进一步阐明的第五条第 2 款的要求，应在年度温室气体清单中提供关于第三条第 3 款所指土地利用、土地利用变化和林业活动产生的温室气体人为源排放量和汇清除量的信息，以及关于可能按照第三条第 4 款选定的此类活动产生的温室气体人为源排放量和汇排放量的信息。与第三条第 3 款和第 4 款有关的估值估值应明确区别于《京都议定书》附件 A 所列人为源排放量。在报告以上要求的信息时，附件一所列每个缔约方应提供以下第 6 至第 9 段所要求的信息，同时考虑到按照第-/CMP.1 号决定（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 16 段选定数值的问题。在第一句中的“年度”一词的脚注指出：《修订的 1996 年 IPCC 指南》确认，对于在可靠的科学基础上编制年度清单，目前关于土地利用、土地利用变化和林业的做法并不一律要求收集年度数据。

《京都议定书》第七条第 3 款：附件一所列每个缔约方应每年提交上述第 1 款中要求的情况，首先提交应于本议定书对该缔约方生效后在承诺期第一年按照《公约》提交的第一份清单[……]

⁴ 《京都议定书》第七条第 1 款：附件一所列每个缔约方应在……年度清单内载列……为确保遵守第三条所必要的补充情况。

实际上，各国的情况，特别是每个国家建立的碳核算系统的技术细节，将决定编制报告信息的顺序。例如，可以从《气候公约》清单（附有《京都议定书》报告所要求的额外空间信息）着手并将其扩大到《京都议定书》清单，也有可能使用一个能产生用于《公约》报告和《京都议定书》报告的信息的系统。

例：当选择第三条第 4 款所述农田管理的缔约方根据本报告 3.3 节编制《气候公约》的农田清单时，同时也对地理界限进行分层（4.2.2 节）将会产生很好的效果。于是，在准备需要按照《京都议定书》报告的补充信息时，缔约方应该划定此前属于森林的那些《气候公约》的农田面积（3.3.2 节，转为农田的土地），根据第三条第 3 款在毁林项下报告这些情况，并报告第三条第 4 款所述剩余农田。

本章包含了《京都议定书》下的核算所需要的补充估计和清单报告要求。然而，它不涉及在《京都议定书》和《马拉喀什协议》中商定的核算规则（诸如最高限额、纯净核算⁵和其它与核算有关的具体规定）问题。这是因为核算是一个政策性问题，未包括在对 IPCC 的要求中。估计是指计算清单估值，用表格或其它用于传递清单信息的标准格式进行报告的方式。核算是利用信息评估履行《议定书》中的承诺的方式。

《马拉喀什协议》在提到土地时使用了两种方式，这里采用的这些词语是：

- *土地单位*是指第三条第 3 款所述定义的活动（即造林、再造林和毁林）范围内的面积，和
- *土地*是指第三条第 4 款所界定活动（即森林管理、农田管理、放牧地管理和植被重建）范围内的面积。

4.1.1 估计和报告第三条第 3 款和第 4 款、第六条和第十二条中的活动的补充信息的步骤概述

本节将概要地阐述《京都议定书》第 3 款和第 4 款、第六条和第十二条要求的估计、测量、监测和报告碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量和清除量的步骤。详细方法和每一项活动的“优良做法”指南将在 4.2 节和 4.3 节中介绍。

步骤 1：定义“森林”，将定义应用于国家情况，确定在第三条第 4 款下选定活动中的优先条件和/或等级。

步骤 1.1：选择“森林”定义中的数值。⁶

缔约方必须在 2006 年底之前就选择定义森林的参数做出决定，即它们必须选择一个最低限度的面积（0.05 – 1 公顷），处于成熟期的最低限度的树冠覆盖度（10% – 30%）和处于成熟期的最低限度的树高（2 – 5 米）。符合这些最低标准的面积被视为森林，像最近受到破坏的森林或预期会达到这些参数临界值的幼林。在承诺期内，那些参数的数值是不能改变的。每个缔约方须在其报告中证明此类数据与过去向联合国粮农组织或其它国际机构报告的情况是一致的，如果不一致，应对选择不同数值的原因和方法做出解释。

《京都议定书》第七条第 2 款：附件一所列每个缔约方应……在其根据《公约》第十二条提交的国家情况通报中载列必要的补充情况，以证明履行了本议定书所规定的承诺。

⁵ 纯净核算是指载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 59-60 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 9 段的规定。

⁶ 根据《马拉喀什协议》，“森林”是指树冠覆盖率最低限度大于 10%-30%、树木在原位处于成熟期时最低限度达到 2-5 米的高度、面积最低限度为 0.05-1.0 公顷的土地。一处森林既可以是多种叠生林和下层灌丛地面覆盖率高的郁闭林形态，也可以是开放式的森林形态。树冠覆盖率和树高尚未分别达到 10%-30%和 2-5 米的未成熟自然林和所有的林场也列在森林项下，同样列入的还有正常构成森林面积一部分的、由于采伐等人类行为或自然原因暂时无林木但预计会恢复为森林的面积。见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 1(a)段。

除了最低限度的森林面积外，各国规定一个像 4.2.2.5.1 节中解释的用于界定森林和属于 ARD（造林、再造林和毁林）活动的土地单位的最低宽度，将视为一种“优良做法”。

步骤 1.2：将定义应用于各国的情况。

缔约方必须在 2006 年底之前就它们选择第三条第 4 款下的那些活动（森林管理、农田管理、放牧地管理和（或）植被重建）（如果有的话）做出决定并进行报告。缔约方针对选定的每一项活动，论证它们将怎样把定义应用于国情，并列举确定将土地归入某种活动的标准，这也是一种“优良做法”。在选择这些标准时应最大限度地减少或避免重叠，标准应与 4.1.2.节中图 4.1.1 的决策树中提供的指导保持一致。

步骤 1.3：确定在第三条第 4 款下选定活动中的优先条件和/或等级。

对于可能出现重叠的情况，一种“优良做法”是由国家在承诺期前而不是在个案基础上规定其在第三条第 4 款活动中的优先条件和/或等级。例如，如果土地可能既在农田管理活动范围内，又在森林管理活动范围内（如农林结合的系统），那么在确定应在哪一活动项下报告土地时一致地应用规定的优先条件和/或等级方案，⁷ 则是一种“优良做法”。

步骤 2：确定归入第三条第 3 款所述活动和第三条第 4 款下选定活动范围的土地。

评估清单的第二个步骤是确定 1990 年以来发生活动的面积（以及必须计算排放量和清除量的面积）。这一步骤是以第二章中描述的方法为基础的。

步骤 2.1：编制相关活动的 1990 年土地利用和土地覆盖信息。

使用选定的森林定义，制定用于确定 1990 年森林和非森林面积的手段。这可以通过一张确认在 1990 年 1 月 1 日时视为森林的所有面积的地图来实现。随后可参照这张基础图确定 1990 年以来与森林有关的所有土地利用变化方面的活动（见 4.2.2.2 节，第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内的土地的报告办法）。

步骤 2.2：将国家分成将要报告的地理界限的土地面积，以及在地理界限内列入第三条第 3 款所述土地单位范围内的面积和（或）第三条第 4 款所述土地范围内的面积（见 4.2.2.4 节）。如果使用报告方法二（见 4.2.2.2 节），这一步可以省略。

步骤 2.3：确定自 1990 年以来第三条第 3 款所界定的活动范围内的土地单位，估计每一地理界限内的这些土地单位的总面积。在报告方法二（4.2.2.2 节）下，对于每一个土地单位来说，土地单位面积的估计应单个进行。

《京都议定书》第三条第 3 款要求通过以下途径来满足第三条规定的承诺，即使用在承诺期内某些土地面积上净碳储量变化及非二氧化碳温室气体排放量情况，这些土地面积自 1990 年以来列在以下活动范围内：造林（见上述脚注 1）、再造林（R）和毁林（D）。《马拉喀什协议》要求缔约方估计在上述步骤 2.2 中提到的界限内的造林、再造林和（或）毁林活动范围内的土地单位的面积（详情见 4.2.2.2、4.2.5 和 4.2.6 节）。

步骤 2.4：确定第三条第 4 款下所选活动范围内的土地面积，估计每一地理界限内的这些土地面积的总规模。在报告方法二（4.2.2.2 节）下，对于第三条第 4 款下所选活动范围内的每一个土地面积，土地的估计将单个进行。

对于森林管理，如果选定这一项的话，每一缔约方必须确定在承诺期内的每一清单年在森林管理活动范围内的土地面积。缔约方可从规定的森林管理做法角度解释森林管理的定义，诸如 1990 年以来发生的森林火灾、采伐或

⁷ 诸如，例如“给占主导地位的活动以优先考虑”，或“给农田管理以优先考虑”。

疏伐。或者，一个国家也可以从属于一个森林管理做法系统的土地大类的角度来解释森林管理的定义，而不要求每一片土地都采用规定的森林管理做法（详细情况见 4.2.2.2 和 4.2.7 节）。⁸

至于农田管理（CM）、放牧地管理（GM）或植被重建（RV），需要确定承诺期中任何清单年内的其中每一项活动范围内的面积。如在 4.2.8 – 4.2.10 节中深入论述的那样，1990 年属于同类活动下的面积（或适用的基准年）也需要加以确定，因为为了执行《马拉喀什协议》的纯净核算规则也需要了解 1990 年在这一面积上的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况（见 4.2.8.1.1 节）。

步骤 2.5：确定第六条所述项目范围内的面积。

某些第三条第 3 款下的土地单位或第三条第 4 款下的土地可能也是《京都议定书》第六条所述的项目。这些需根据第三条第 3 款或第 4 款的规定予以报告（如果选定了相关活动的话）。另外，这些土地单位或土地需要划定界限，碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量需作为项目报告的一部分分开报告（见 4.3 节）。估计与报告第三条第 3 款和第 4 款所述活动和第六条所述项目之间的关系将在 4.1.3 节中论述。

步骤 3：估计在上述步骤 2 下确定的土地上的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量。

这一步骤是以本报告第三章（土地利用变化和林业部门“优良做法”指南）提供的方法为基础的，展示了与报告《京都议定书》下的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况相关的补充方法。

步骤 3.1：估计承诺期中每一年在造林、再造林或毁林（如步骤 2.3 中所确定的）活动范围内的和第三条第 4 款下选定活动（如步骤 2.4 中所确定的）范围内的所有面积上的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况，同时确保不存在任何缺口或重复计算。

对一项活动的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的估计从这项活动开始时做起，或在承诺期开始的时候，以后开始者为准。有关一项活动开始的详细情况，请见 4.2.3.2 节（估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的年份）。

步骤 3.2：估计第六条所述项目中的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量（见 4.3.3 节，测量、监测和估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量）。

对第十二条的项目：

步骤 1：确定面积（详细情况请见 4.3.2 节“项目界限”）。

步骤 2：估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量（详情请见 4.3.3 节“测量、监测和估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量”）。

表 4.1.1 提供了《京都议定书》下的土地利用、土地利用变化和林业活动的概况和《马拉喀什协议》规定的核算规则。这里概要介绍这一情况是因为它影响到《京都议定书》下的补充估计和清单报告要求。

⁸ IPCC 关于“清查和报告由人类直接引起的森林退化和其它植被类型遭到破坏造成的排放情况的定义和方法选择”的报告，谈到了可能存在的与不平衡的核算有关的问题，这种不平衡的核算是由有选择地包括森林管理和植被重建引起的。

活动	纯净核算 ⁹	基线方案	最高增量限额 ¹⁰
第三条第 3 款（造林、再造林、毁林）	否	否	否
第三条第 4 款（森林管理）	否	否	是
第三条第 4 款（其它所有）	是	否	否
第六条	否	是	对森林管理是
第十二条（清洁发展机制）	否	是	是

4.1.2 第三条第 3 款和第 4 款下的土地面积的一般分类规则

第二章（土地面积一致性表述的基础）描述了估计和表述与土地利用、土地利用变化和林业活动相关联的土地面积的方法。这是第四章中的对为京都报告确定所有相关土地和避免土地重复计算的*优良做法指南*的基础。以下做法为一种“优良做法”：在承诺期的每一年遵照图 4.1.1 中的决策树：

- 区分第三条第 3 款和第 4 款所述造林、再造林、毁林、森林管理、农田管理、放牧地管理和植被重建活动以及去除它们之间潜在的重叠和缺口；
- 在任何特定的时间点上（即在 2008—2012 年承诺期中的每一年）将土地归入一项单一的活动。要求这样做是因为有可能发生能导致隶属于第三条第 3 款和/或第 4 款的土地单位/土地重复计算的土地利用变化。在本节最后方框 4.1.1 中的例子提供了如何处理土地利用中的不时变化的额外指导。

图 4.1.1 中的决策树是以《马拉喀什协议》（MA）的定义为基础的，它为应该报告土地情况的承诺期中特定的 X 年确定了一项单一的活动。决策树承认，特定的一片土地可随时在不同的活动项下报告，但这取决于下面解释的某些条件。为了更新活动的土地分配情况，从而考虑可能发生的土地利用方面的变化，在承诺期内应每年应用决策树。这可以通过每年对土地的追踪或通过内插法来实现。

图 4.1.1 的决策树有两个主要分支。如果一个土地单位自 1990 年以来属于造林、再造林或毁林活动，另外，如果缔约方选择了第三条第 4 款所述的一项或多项活动，则应该回答右边分支的问题，以确定土地是否已经列入第三条第 4 款下所选活动范围（次级分类）。要求这样做是为了满足《马拉喀什协议》的报告需要¹¹和证明不存在任何重复计算（如果不应用充分列举，重复计算就可能发生）。用于确定土地或土地单位是否属于具体活动的更详细的决策树将在 4.2.5 至 4.2.10 节中介绍。

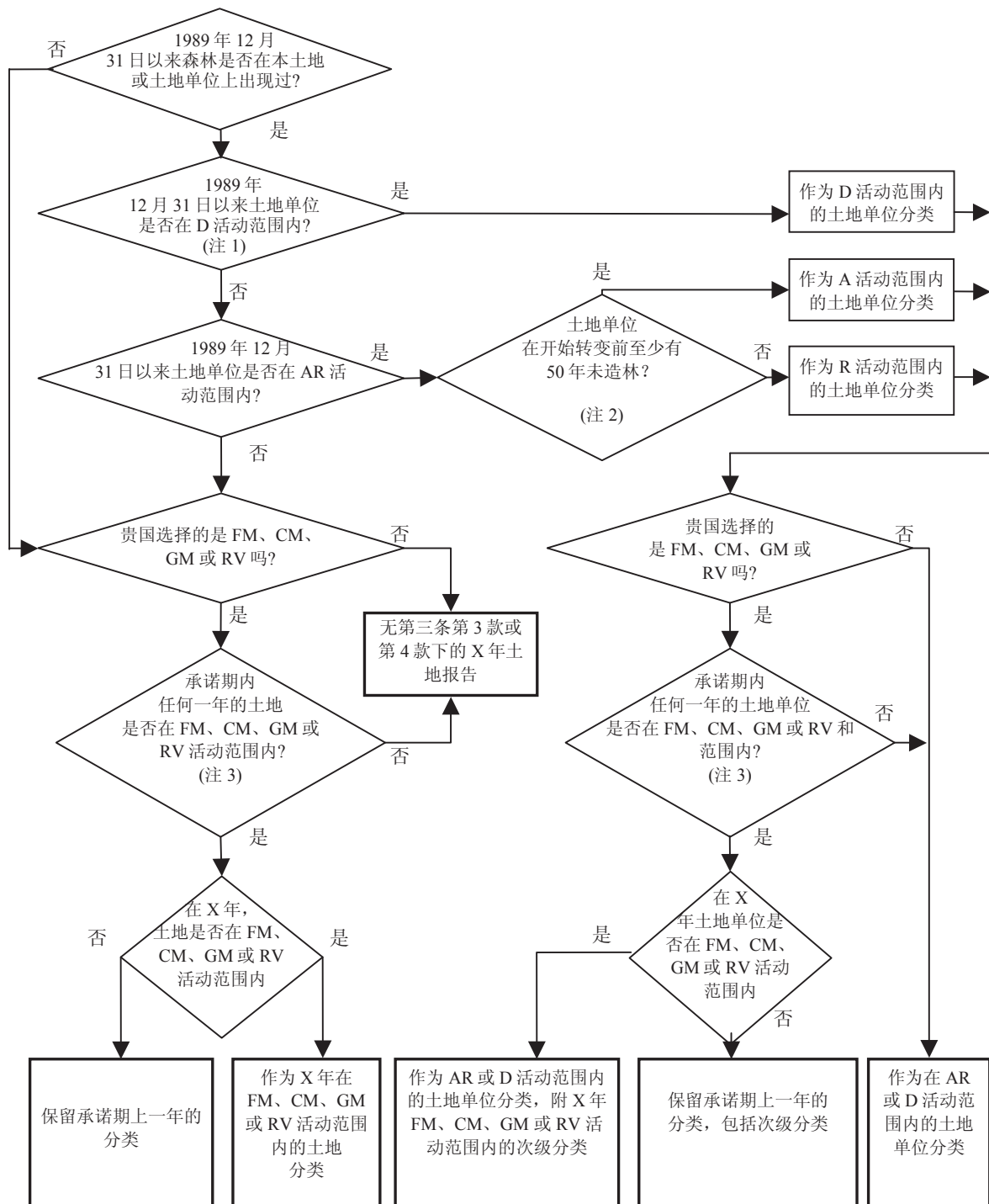
⁹ 纯净核算是指载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 59-60 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 9 段的规定。

¹⁰ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 60-61 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 10-12 和 14 段。

¹¹ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 22 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件第 6(b)段(i2)中：

6. 提供关于根据第三条第 3 款开展的活动和可能根据第三条第 4 款选定的活动的信息，应包括：[……]
 - (b) 包含下列各项的土地边界的地理位置：
 - (1) 第三条第 3 款所指活动的土地单位；
 - (2) 第-/CMP.1 号决定草案(土地利用、土地利用变化和林业)附件第 8 段规定，包含在第三条第 4 款所指选定活动范围内的、第三条第 3 款所指活动的土地单位； 以及
 - (3) 第三条第 4 款所指选定活动范围内的土地。

图 4.1.1 承诺期(2008, 2009, ..., 2012 年)内 X 年的第三条第 3 款下的土地单位(ARD)或第三条第 4 款下的土地(FM, CM, GM 和 RV)分类决策树



注 1：不论以前是否在 AR 活动范围内。

注 2：A 和 R 之间的区别往往并不重要，特别是如果应用同一种方法的话。但是有些时候它们在土壤及 落叶层碳储量变化的比率和走向方面可能是有区别的。

注 3：这种测试仅应用于贵国选定的那些活动。

图中使用的缩写：

AR	造林/再造林	D	毁林	FM	森林管理
CM	农田管理	GM	放牧地管理	RV	植被重建

左边的分支是用于根据第三条第 4 款报告的土地的，它需要由选择第三条第 4 款所述的一项或多项活动的缔约方加以核查。这是了解土地是否属于第三条第 4 款所指活动和确定最近在土地上运用第三条第 4 款下的哪一项活动（如果选定的话）所必要的。如果在整个时间过程中，一片土地列入第三条第 4 款下的一种以上的活动范围，那么将这片土地仅列在第三条第 4 款的一个类别下，则为一种“优良做法”。因此，对于各国来说，以下做法是一种“优良做法”：在森林管理、农田管理、放牧地管理和植被重建活动中建立等级，以及（在《马拉喀什协议》的定义范围内）建立将土地归入单一类别的标准（见 4.1.1 “概述”，步骤 1.3）。例如，如果农业和林业是在同一片土地上，该土地则可归在森林管理项下和农田管理或放牧地管理项下。根据具体的事先确定的规则而不是按个案来归类土地是一种“优良做法”。《马拉喀什协议》中的定义意味着：

- 森林管理只能发生在符合森林定义的土地上；
- 植被重建只能发生在土地仍是林地期间，既不是在土地用途转变之前，也不是在转变之后（否则它属于造林、再造林或森林管理）；以及
- 放牧地管理和农田管理可发生在森林或非森林土地上，但实际上占主导地位的是在非森林土地上。在放牧地管理或农田管理范围内的任何林地可以归入毁林活动范围内。

关于森林管理与农田管理/放牧地管理之间的关系，各国可有两种选择：1) 解释森林管理的定义，包括也发生农田和放牧地管理的森林，致使将所有经营林包括在内，这是一种“优良做法”。这样一来，所有在放牧地管理或农田管理范围内的土地必然会成为非森林；2) 另外，使用事先定义的标准而不是森林/非森林来确定一个土地面积是否在森林管理或放牧地管理/农田管理范围内，也不失为一种“优良做法”。在那种情况下，可以将某些林地列在农田管理或放牧地管理范围内。

尤其应该注意避免在可能归在农田管理、放牧地管理范围内或从潜在的角度讲可能归在森林管理（如果选择的话）范围内的植被重建（如果选择的话）的土地之间出现重叠或缺口。

另外，应该注意的是：

- 图 4.1.1 中的决策树不足以确定归入每一活动范围内的所有土地。为报告这些土地，遵照在本章 4.2.2 节和关于土地识别的专门与活动有关的章节（4.2.5.1 / 4.2.6.1 / 4.2.7.1 / 4.2.8.1 / 4.2.9.1 和 4.2.10.1）中的“土地识别”项下提供的方法指导行事，是一种“优良做法”。
- 对于第一承诺期，第三条第 3 款适用于在 1990 年 1 月 1 日至 2012 年 12 月 31 日之间任何时候列入造林、再造林或毁林活动范围内的土地。
- 对于承诺期的报告，第三条第 4 款适用于承诺期间在所指森林管理、农田管理和放牧地管理活动范围内的土地^{12, 13}。第三条第 4 款还适用于属于在 1990 年 1 月 1 日之后直接由人类引起的活动导致的植被重建的土地。¹⁴

¹² 反之，对于基准年的报告，第三条第 4 款适用于属于基准年所指农田管理、放牧地管理或植被重建活动的土地。

¹³ 理由是，如果土地列在 1990 年 1 月 1 日至 2007 年 12 月 31 日之间的第三条第 4 款所指活动范围内，但不再在 2008-2012 年中，它不能按照《京都议定书》的规定进行核算。在承诺期内对这片土地的碳的报告会变得十分复杂，因为这片土地列在不同的土地利用范围内。由于毁林而不再列入森林管理范围内的土地当然应按照第三条第 3 款的规定进行报告。

¹⁴ 正如上述步骤 1.2 中所说的，将第三条第 4 款活动的定义应用于一国的国情应为一种“优良做法”。这样做时可能存在个别做法会导致报告该土地情况的第三条第 4 款活动（狭义活动）。这可能适用于植被重建，还可能适用森林管理，并要求报告 1990 年以来在该活动范围内的所有土地（就 AR 和 D 而言）。另一方面，将存在仅对土地进行分类（而无具体做法）足以满足报告土地的需要第三条第 4 款活动（广义活动）。对农田管理和放牧地管理这很有可能——也是因为，不管怎么说那些做法很可能以年为基础发生。这里，报告列入承诺期报告年活动范围的土地就足够了。

- 一旦土地按照第三条第 3 款或第 4 款的规定报告，那么这片土地上所有人为的温室气体源排放量和汇清除量，在第一承诺期和以后的及相邻的承诺期都必须报告，¹⁵除了缔约方选择不报告已经表明它不是 4.2.3.1 节中解释的一种来源的库。就是说，列入第三条第 3 款和第 4 款活动报告中的土地总面积始终不得减少。
- 如果某些活动发生在承诺期内，可以在承诺期内，在第三条第 3 款和/或第 4 款下的不同活动项下随时报告土地单位或土地。然而，对于每一年，则只能在单一活动项下报告。
- 为了避免在承诺期内报告一种以上活动范围内的土地或土地单位，应该运用以下方法：
 - (1) 本在第三条第 3 款下活动范围内的、可能另外列入第三条第 4 款下活动范围的的土地的土地单位（见脚注 11 中的(2)），必须作为第三条第 3 款和第 4 款下的土地分开进行报告（称为 AR 土地或 D 土地，决策树中有次级分类）。决策树意味着造林、再造林和毁林优先于用于土地分类和报告目的的其他活动，不仅是在特定的年份，而且对于 1990 年至 2012 年间的整个时期都是这样。¹⁶
 - (2) 对于属于第三条第 4 款所述的多种活动的土地，一种“优良做法”是应用在第三条第 4 款活动中建立等级的国家标准（在《马拉喀什协议》中未涉及第三条第 4 款活动中的任何优先问题，见上述步骤 1.3）。
- 土地利用变化范围内的土地在以下情况中可在各个类别中变动：
 - 经过造林/再造林的土地，以后遭到了砍伐，则这片土地应重新列为毁林土地（4.2.4.3.2 节描述了对 1990 年以来在造林和再造林活动范围内的土地单位的具体规定）。
 - 第三条第 4 款下的一项选定活动范围内的土地转变为第三条第 4 款下的另一项选定活动范围内的土地，必须据此重新加以分类。
 - 第三条第 4 款下的一项选定活动范围内的土地转变为第三条第 3 款下的活动范围内的土地，则必须按后者报告。
- 另一方面，以下的转变是不可能的。请注意这样一点，即这些限制适用于《京都议定书》规定的报告（但是，当然不影响一个国家当前用于土地的管理）：
 - 土地所列范围不能从第三条第 4 款下选定活动范围转变为第三条第 4 款下的另一项活动范围。
 - 土地不能不按照第三条第 3 款的规定进行报告。
 - 在第一承诺期，毁林土地不能变成造林/再造林土地。就是说，如果森林是 1990 年后在毁林土地上建起来的，那么碳清除量不能作为第一承诺期内的再造林活动来报告，因为在《马拉喀什协议》商定的再造林的定义中有着时间限制，那样做是为了不将再造林记在 1990 年还是林地的土地上。¹⁷然而，由于需要不断全面报告列入第三条第 3 款和第 4 款活动范围的土地，那么，在承诺期的后期，在毁林土地上任何碳储量的增加将在毁林类下报告。
- 如果森林管理和农田或放牧地系统的活动是在同一土地面积上进行的，那么它们之间的界限就很难界定。图 4.1.1 的决策树表明，在 1990 年后种植符合森林标准的属于防护林带的树木或果园，将在造林和再造林类别下报告，即使它们发生在主要是用于农业的土地上。然而，对于在 1990 年已经存在的防护林带或果园，决策树意味着国家可优先考虑像农田管理或放牧地管理或者森林管理这样的第三条第 4 款的报告类别——只要土地符合所选类别的定义，并且优先顺序与在一开始建立的第三条第 4 款下的活动的等级相一致。例如，

¹⁵ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 61 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 19 段。

¹⁶ 在上述脚注 11 的 b (2)项中列举的《马拉喀什协议》文本中涉及到了这一点。

¹⁷ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 1(c) 段。

如果防护林带或农场的林地似乎不是这样一种森林管理的一部分，并且与农田或放牧地系统有着明显联系，那么一国建立的等级体系可能会决定这个应按农田管理或放牧地管理报告。

总之，这意味着第三条第 3 款下的面积（造林土地、再造林土地和毁林土地）将由 1990 年 1 月 1 日的零公顷增加到 2012 年的某一个值。在任何特定的时间点上，造林、再造林或毁林这三个类别应该包含 1990 年以后造林、再造林或毁林土地的所有面积。第三条第 3 款下的面积（毁林）在承诺期内将保持不变，或规模有所扩大。造林和再造林这两类中的土地面积一般将有所增加，但如果造林和再造林的土地列在毁林活动范围内的话，它们也可能下降。

由于存在种种土地利用方面的变化，森林管理、农田管理、放牧地管理和植被重建这些类别中的土地数量有可能出现波动。就报告而言，那些面积保持一成不变是不可能的，因为，例如：

- 造林、再造林和毁林范围内的土地面积允许增加；
- 放牧地可变成农田，反之亦然；
- 植被重建土地可转变成农田或放牧地，反之亦然；
- 森林管理范围内的土地面积可能增加，例如，因为国家将道路基础设施扩大到了以前的非经营土地。

方框 4.1.1 提供了几个例子，这些例子概述了《马拉喀什协议》和适用于《京都议定书》第三条第 3 款和第 4 款下的活动的考虑。第四章前面几节仅提供了《马拉喀什协议》的概况。对于方框 4.1.1 例子后面的一些理由的更详细解释，读者可参阅第四章的剩余各节。

方框 4.1.1

始终将土地单位列入第三条第 3 款下的活动范围和将土地列入第三条第 4 款下的活动范围的例子

以下例子旨在从概念上显示怎样在《京都议定书》下的不同清单中对土地利用的各种转变进行分类。这并不一定意味着土地利用的转变可直接按年进行测量。请注意，在以下例子中仅论述农田和放牧地的碳储量变化。此类土地的非二氧化碳温室气体排放量则在《IPCC 指南》的“农业”部门项下报告（参考手册 4.5.2 节），不管缔约方选择第三条第 4 款下的哪一项活动。

例 1：森林管理范围内的土地在 1995 年被砍伐，随后转变为农田。

2008-2012 年：这片土地上的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况在毁林项下报告。须使用用于以前是森林的农田的方法（3.3.2 节）。

这片土地上的碳储量情况将不在农田管理项下报告，即使选择了农田管理，因为毁林优先于农田管理。因此，图 4.1.1 中的决策树将这片土地归入毁林活动范围，而农田管理作为次级分类。

如果重新在这片土地上植树，比如说在 2011 年，则它仍归入毁林类，因为不容许将再造林算在 1990 年曾为森林的土地上。然而，用于估计碳储量变化的方法，将是用于估计再造林的方法。

例 2：森林管理范围内的土地在 2010 年 1 月 1 日被砍伐，随后转变为农田。

2008-2009 年：2008 和 2009 年这片土地上的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况在森林管理项下报告（如果选定了森林管理，则不能全部按《京都议定书》的规定报告，仅作为《气候公约》中的土地利用变化和林业的正常年度清单的一部分）。

方框 4.1.1（续）

始终将土地单位列入第三条第 3 款下的活动范围和将土地列入第三条第 4 款下的活动范围的例子

2010-2012 年：2010-2012 年中这片土地上的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况将在毁林项下报告。应该使用用于以前是森林的农田的方法（3.3.2 节）。由毁林直接引起的非二氧化碳温室气体排放量情况应该在毁林类下报告。由农业活动引起的非二氧化碳温室气体排放量情况应该按照《IPCC 指南》在国家清单的“农业”部门类别中报告。应避免重复计算。这片土地上的碳储量变化将不在管理项下报告，即使选定了农田管理，因为毁林优先于农田管理。因此，图 4.1.1 中的决策树将这片土地归入毁林范围，而农田作为次级分类。

例 3：在 2010 年农田转变为放牧地。

2008-2009 年：碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量在农田管理项下报告（如果选定了农田管理，则不能全部按照《京都议定书》的规定报告，仅作为土地利用变化和林业年度清单的一部分）。

2010-2012 年：如果选定了放牧地管理，这片土地的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况将在放牧地管理项下报告（3.4.2 和 4.2.9 节）。如果不选定放牧地管理，对于那些年份，这片土地上的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况仍需在农田管理项下报告（如果选定了农田管理），因为一旦土地进入《京都议定书》报告系统，就要求不断报告今后的储存量变化情况。

例 4：2005 年放牧地转变为定居地。

2008-2012 年：这片土地的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况不按《京都议定书》的规定报告，因为它不在承诺期选定的活动范围内。

例 5：2010 年放牧地转变为定居地。

这片土地在承诺期的整个 5 年中需要作为属于放牧地管理（如果选定的话）的土地报告（因为它至少在承诺期的一年中属于放牧地管理）。2010 年前，需要使用放牧地方法，而在 2010 年开始需要使用转变为定居地的方法。

例 6：2010 年在森林管理范围内的土地转变为定居地。

2008-2009 年：这片土地的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况在森林管理项下报告（如果选定森林管理，则不能全部按照《京都议定书》的规定报告，仅按土地利用变化和林业正常清单中的经营林报告）。

2010-2012 年：土地作为“毁林土地”报告，使用第三章 3.6 节的用于土地转变为定居地的方法。

例 6 显示，在承诺期从选定的土地利用转变来的土地应继续报告。这不适用于例 4，因为之前不会产生任何清除单位。

例 7：1995 年在森林管理范围内的土地转变为定居地¹⁸。

2008-2012 年：碳储量变化在第三条第 3 款的毁林项下报告。

例 8：2005 年其它土地转变为放牧地（并作为植被重建报告）。

在承诺期的每一年，这片土地的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量情况在植被重建（如果选定的话）项下报告。

¹⁸ 按照定义，它列在非森林范围内，见第二章。

4.1.3 附件一所列缔约方国家清单与第六条土地利用、土地利用变化和林业项目之间的关系

由第六条项目造成的排放量或清除量将是《气候公约》和《京都议定书》报告制度下的东道国年度清单的一部分。估计测量、监测和报告由土地利用、土地利用变化和林业项目活动造成的温室气体排放量和清除量的方法将在 4.3 节（土地利用、土地利用变化和林业项目）中论述。

在估计第三条第 3 款和第 4 款下的温室气体排放量和清除量时，可以使用报告这些土地上的第六条土地利用、土地利用变化和林业项目的信息或符合这些项目的标准的信息（反之则不行）。对于第三条第 3 款和第 4 款的估计存在着两种选择，它们都被认为是“*优良做法*”：

选择 1：实行第三条第 3 款和第 4 款的评估，不考虑针对第六条项目报告的信息（它们按照 4.3 节分开报告）。这假定，一个设计得当的国家系统也将自动包括第六条项目的结果。在其它排放领域也采取这一方法。例如，在国家排放量清单中不单考虑减少矿物燃料排放量的第六条项目，但由于项目对国家矿物燃料统计的影响，将隐含这一项目。

选择 2：将项目一级的所有碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量和清除量，视为用于第三条第 3 款和/或第 4 款估计和报告的主要数据源，比如说通过将项目作为单独的层。任何不是项目的第三条第 3 款和第 4 款下的活动，需要分开监测。在这种情况下，监测的设计必须确保项目从第三条第 3 款和第 4 款下的剩余土地中明确排除，避免重复计算。

在项目与国家（第三条第 3 款和第 4 款）核算之间的一个重要差别是，项目有一个基线方案（即只核算由项目产生的额外的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量），而造林、再造林、毁林、森林管理、农田管理、放牧地管理和植被重建则没有基线方案。因此，当使用项目级的信息来进行第三条第 3 款和第 4 款规定的报告时，必须考虑与项目相关联的总的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量，而不仅是与基线方案有关的变化。

4.2 估计、测量、监测和报告第三条第 3 款和第 4 款所述土地利用、土地利用变化和林业活动的方法

4.2 节论述涉及到《京都议定书》第三条第 3 款和第 4 款所述所有可能的土地利用、土地利用变化和林业活动的一般方法问题（关于在《气候公约》和《京都议定书》报告中的各土地利用类别之间的关系的 4.2.1 节，关于土地面积的 4.2.2 节，关于碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的 4.2.3 节和关于其它一般方法问题的 4.2.4 节）。随后是监测造林和再造林（一起处理）、毁林、森林管理、农田管理、放牧地管理和植被重建（4.2.5 – 4.2.10 节）及项目（4.3 节）的具体方法。对于其中任何一种活动，读者既应参考一般问题，也应参考具体问题。

4.2.1 《气候公约》和《京都议定书》（第三条第 3 款和第 4 款）各土地利用类别之间的关系

本节概述如何将第三条第 3 款和第 4 款所述活动与第二章中采用的并在第三章（土地利用变化和林业领域的*优良做法指南*）中为报告《联合国气候变化框架公约》所述国家温室气体排放量和清除量目的详细阐述并使用的土地利用类别联系在一起。

在第二章和第三章中，土地利用系统分为：

- (1) 林地（经营林地和非经营林地）（3.2 节）
- (2) 农田（3.3 节）
- (3) 草地（经营草地和非经营草地）（3.4 节）
- (4) 湿地（3.5 节和附录 3a.3）
- (5) 定居地（3.6 节和附录 3a.4）
- (6) 其它土地（3.7 节）

在 2.2 节中描述的土地利用基本类别(1) 至 (6)与《京都议定书》和《马拉喀什协议》的活动之间相关联（表 4.2.1）。属于《京都议定书》活动范围的土地应确定为这 6 个主要类型中的一个的子类。

使用类别(1) 至 (6)作为估计第三条第 3 款和第 4 款活动影响的基础，有助于满足“*优良做法*”的要求，将同用于编制《公约》所述土地利用变化和林业的温室气体清单的国家土地分类保持一致。例如：林地可分成：a) 第三条第 3 款下的林地；b) 第三条第 4 款下的林地；c) 其它经营林地（如果“经营林”的定义不同于“森林管理范围内的土地”的定义，则属于这种情况）；d) 非经营林地。有关“经营林”和“森林管理”之间的关系，详细情况请见 4.2.7 节图 4.2.7。

在第四章随后各节中描述的方法中有许多是以出现在本报告第二章和第三章中的或《IPCC 指南》中的方法为基础的。与先前描述的情况有相互参考问题，为了保持连续性和明确性，当它们发生关联时，将时在方框中加以说明。直接参考第三章报告表中的结果是不可能的，因为对于《京都议定书》的报告需要作额外的空间分层，它无法从第三章的报告表中推断。

表 4.2.1
《京都议定书》第三条第 3 款和第 4 款所述活动与 2.2 节的土地利用基本类别之间的关系

阅读本表需注意以下几点：例如，如果一片土地最初是农田，后来成了经营林，则这一事件必然构成了造林或再造林。此类与第三条第 3 款有关的强制性分类用黑体字标出。另一方面，如果土地首先是农田，随后是经营草地，则这可能构成 GM 或 RV。后面的选择取决于一国对第三条第 4 款活动的选择，同时取决于国情如何适用于与第三条第 4 款相关的定义。此类与第三条第 4 款有关的取决于选择的分类用正常字体印刷。

最后 最初	经营林地	非经营林地	农田	经营草地	非经营草地	湿地	定居地	其它土地
经营林地	FM 或 GM 或 CM		D*	D*		D*	D*	D*
非经营林地	FM		D*	D*		D*	D*	D*
农田	A/R*		CM, RV	GM 或 RV		RV	RV	
经营草地	A/R*		CM	GM 或 RV		RV	RV	
非经营草地	A/R*		CM	GM			RV	
湿地	A/R*		CM	GM		RV	RV	
定居地	A/R*		CM	GM 或 RV		RV	RV	
其它土地	A/R*		CM, RV	GM 或 RV		RV	RV	

* 涉及第三条第 3 款的转变应是由人类直接引起的活动导致的结果。

注释：

1. “最初”和“最后”是指土地利用变化之前和之后的类别。A—造林（土地至少已有 50 年未植林）；R—再造林（土地至少在 1989 年底时还未植林）；D—毁林；FM—森林管理；CM—农田管理；GM—放牧地管理；RV—植被重建（除了 A 或 R 以外的通过建立植被增加碳储量的活动）。
2. 如果“最初”分类是为承诺期的某一年做的，则在以后的所有年份土地必须列在同一活动范围内，即使土地利用的变化不只发生一次。
3. 所有属于由人类直接引起的 A/R 活动被认为是经营林，因此，非经营林地不可能来自表中的 A/R 活动。同样假定属于由人类直接引起的 D 活动的所有土地单位属于经营土地。这包括自然 D，其后是给经营土地利用带来的变化。

图 4.2.1 和 4.2.2 从图形上显示了任何一个报告年在《气候公约》国家清单中报告的土地利用类别与《京都议定书》第三条第 3 款和第 4 款所述土地利用类别之间的关系。外边的矩形代表假设国的界限。上图表示根据第三章拟定的《气候公约》国家清单报告类别，下图包括带《京都议定书》下的第三条第 3 款和第 4 款类别的额外层。

图 4.2.1 在承诺期 X 年假设国的《气候公约》国家清单中的土地分类¹⁹

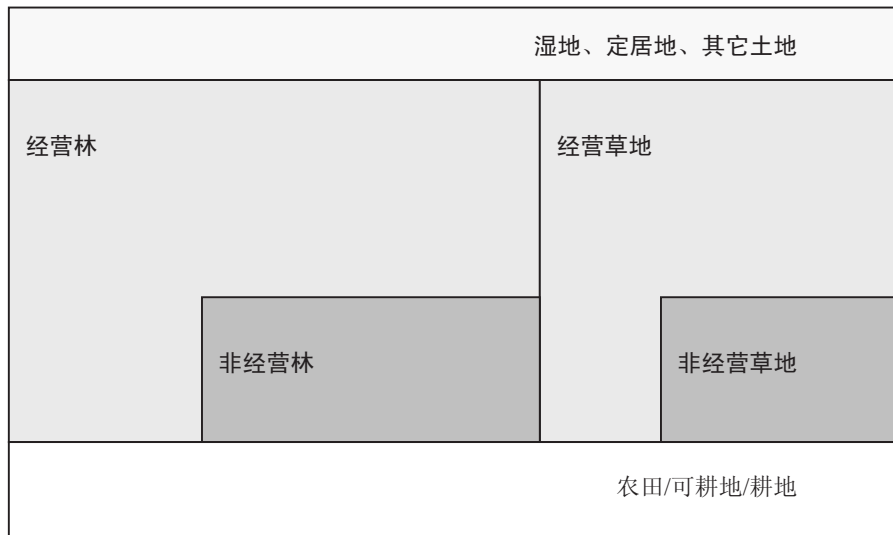
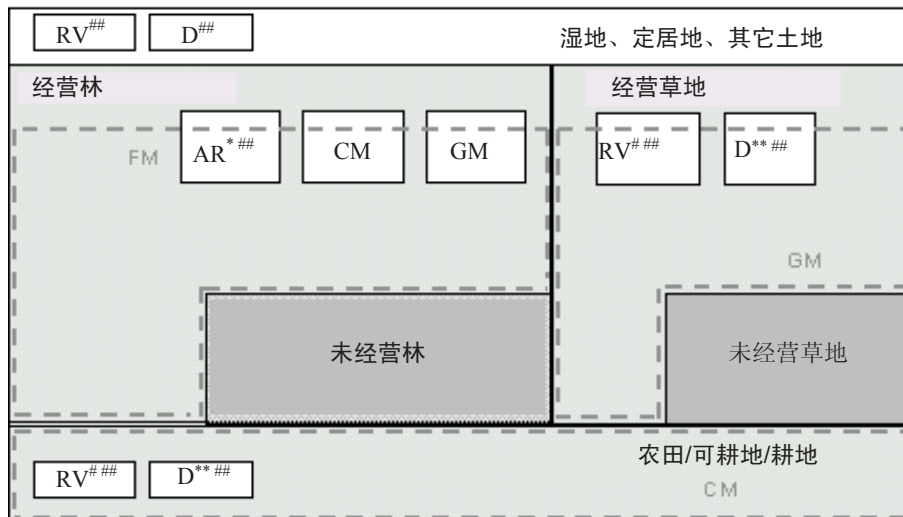


图 4.2.2 在承诺期 X 年假设国用于《京都议定书》报告的土地分类。该分类与表 4.2.1 中的“最后”状况相对应。



注 * A/R 优先于 FM，因此土地列入 FM 范围，但不在 FM 类中报告。

** D 优先于农田/草地类。

土地只能计算在 植被重建或农田/草地管理中（由国家根据等级选择）

对于 A/R、D 和 RV，土地单位在土地利用的转变发生后显示。因此，在图中，A/R 属于森林土地，RV 和 D 属于非森林土地。

A/R：造林/再造林；D：毁林；FM：森林管理；CM：农田管理；

GM：放牧地管理；RV：植被重建

与图 4.2.2 相关的某些进一步观察：

- 虚线包含的面积为属于第三条第 4 款所述额外活动的面积，即森林管理、农田管理和放牧地管理活动的面积。

¹⁹ 非经营林和非经营草地在《气候公约》的清单中不报告。

- 《马拉喀什协议》定义的森林与森林的物理特性有关。在森林管理范围内的面积随后被定为对其实施特定管理做法的面积，它与第三条第 4 款和《马拉喀什协议》是一致的。森林管理范围内的土地可根据《IPCC 指南》包括所有经营林。然而，这种情况并不总是适用，因为：(1) 与《气候公约》的报告相反，各国可使用不同的阈值来定义《京都议定书》的森林；(2) 第三条第 4 款和《马拉喀什协议》要求活动发生在 1990 年以后；(3) 《马拉喀什协议》对森林管理的定义²⁰包含对管理工作的额外标准。有关这种可能存在的定义差别的进一步论述请见图 4.2.8 及 4.2.7.2 节（确定森林管理范围内的土地的方法选择）中相应的文字。一直属于非经营的非经营林既不列入《气候公约》的报告中，也不列入《京都议定书》的报告中。
- 对于京都报告，在《马拉喀什协议》中描述的列在农田管理范围内的土地与《气候公约》报告中的农田/可耕地/耕地是完全相同的。
- 放牧地管理通常发生在被列为《气候公约》清单中的草地的土地上。然而，在经营林中也可能有放牧地管理活动，所以并不是所有草地必然都是放牧地。非经营草地将从《气候公约》报告和《京都议定书》报告中排除。
- 经造林和再造林(A/R)的土地始终属于经营林。另外，碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量只应按照第三条第 3 款的规定报告。
- 被毁林的土地通常属于经营土地（因此在非经营草地中不存在任何“D”方框）。一种例外是由水文体系的改变形成的湿地，例如通过道路建设。

4.2.2 面积确认、分层和报告的一般方法

4.2.2.1 报告要求

《马拉喀什协议》指出，属于第三条第 3 款和第 4 款活动的土地面积必须是可确认的²¹，可充分报告的²²，在将来能跟踪的²³。4.2.2.2 节论述了两种能应用于所有第三条第 3 款和第 4 款活动的土地报告方式。4.2.2.3 节论述了这

²⁰ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 1 (f) 段：“森林管理”是一套管理和使用森林土地的做法，目的在于以可持续的方式发挥森林应有的生态（包括生物多样性）、经济和社会功能。

²¹ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 61 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 20 段：第五条第 1 款所述的国家清单体系应确保属于第三条第 3 款和第 4 款所述的土地利用、土地利用变化和林业活动的土地易于识别，附件一所列各缔约方应在它们根据第七条提出的国家清单中提供有关这些土地的信息。这些信息应根据第八条加以审评。

²² 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 22 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件第 6 段：

提供关于根据第三条第 3 款开展的活动和可能根据第三条第 4 款选定的活动的信息，应包括：[……]

(b) 包含下列各项的土地边界的地理位置：

(1) 第三条第 4 款所指活动的土地单位；

(2) 第-/CMP.1 号决定草案(土地利用、土地利用变化和林业)附件第 8 段规定，包含在第三条第 4 款所指选定活动范围内的、第三条第 3 款所指活动的土地单位；以及

(3) 第三条第 4 款所指选定活动范围内的土地。[……]

(c) 用于决定造林、再造林和毁林核算面积的空间评估单位。

些报告方式怎样能利用第二章中介绍的三种方法。4.2.2.4 节提供了用于选择两种报告方式中的一种的决策树，而 4.2.2.5 节进一步详细论述了怎样能确认第三条第 3 款和第 4 款所指土地，使两种报告方式中任何一种的要求都能得到满足。

4.2.2.2 第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内土地的报告方式

为满足《马拉喀什协议》的报告要求，需报告的有关第三条第 3 款和第 4 款所述活动的一般情况，必须包括包含造林和再造林、毁林活动范围内的土地单位和森林管理、农田管理、放牧地管理和植被重建活动范围内的土地面积的地理界限。要做到这一点，缔约方可选择以下两种方式中的一种（图 4.2.3）：

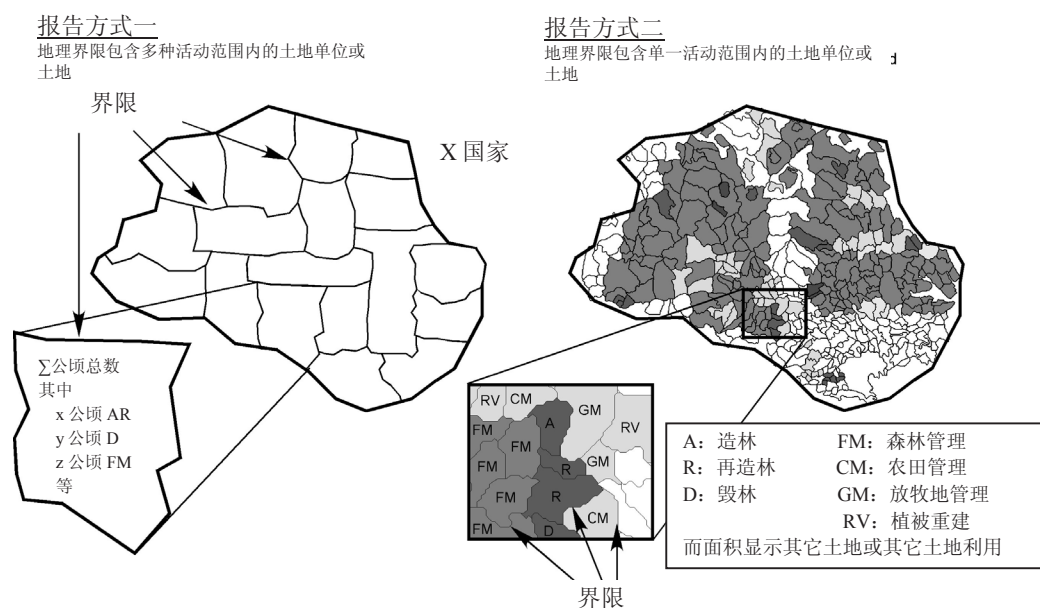
报告方式一 通过使用法律、行政或生态系统界限要求划定包括第三条第 3 款和第 4 款所指活动范围内的多种土地单位。这种分层是以抽样技术、行政数据或由遥感技术产生的图像格网为基础的。所确认的地理界限必须假以地理参照。

报告方式二 以第三条第 3 款所指活动范围内的所有土地单位和第三条第 4 款所指活动范围内的所有土地在空间上清晰的和全面的地理确认为基础。

为实行报告方式一，一种“优良做法”是将整个国家分成若干层，同时对这些土地面积的地理界限加以界定并报告。国家分层的标准可包括在统计方面对抽样密度或抽样方法的考虑，对土地利用变化方面的活动（第三条第 3 款）和所选活动（第三条第 4 款）的类型和数量的考虑，以及生态或行政方面的考虑。在每一个由此产生的地理界限内，第三条第 3 款所指活动范围内的土地单位和第三条第 4 款所指活动范围内的任何活动（如果选择的话）的土地，则必须按照 4.2.2.3 节中的指导采用在第二章中描述的方法以及 4.2.2.5 节（一般方法）和 4.2.5 至 4.2.10 节（专门与活动有关的方法）中的方法加以量化。

为实行报告方式二，缔约方应该确定并报告以绘制国家界限内所有面积的全图为基础的所有土地和所有土地单位的空间位置。这在第二章中作为方法三的全域绘图版加以了描述（2.3.2.3 节）。这种报告方式独一无二地确定土地和土地单位，使得活动能在无重复计算的风险下加以报告。要想充分实行这种报告方式，就需要大规模地收集数据和分析数据并准备概括的统计资料，以确保报告是透明的，而且还是简明扼要的。

图 4.2.3 第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内的土地的报告方式



²³ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 61 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 19 段：一旦土地按照第三条第 3 款和第 4 款加以解释，该土地上的所有温室气体人为源排放量和汇清除量在以后连续的承诺期内都必须加以解释。

不论使用哪种报告方式，只要土地是作为《马拉喀什协议》明确规定的活动范围内的土地报告的，它就应该在第一承诺期和以后的承诺期中都是可以跟踪的。因此，如果缔约方选择了报告方式一，记录确定样本位置所需的信息及样本中确定的土地单位或土地，并将同样的样本位置用于今后的监测，这就是一种“优良做法”。这将确保从 1990 年开始到承诺期结束对抽样点包括的土地状况（报告方式一）的变化或在整个国家的变化（报告方式二）都能进行跟踪。

通过国家分层产生的地理界限应该使用 4.2.4.3.1 节（报告）中描述的印刷地图或数字地图报告。

4.2.2.3 第二章中的方法与第四章中的报告方式之间的关系

第二章（土地面积一致表述的基础）描述了表述土地面积的三种方法。本章中给出的并得到第二章中描述的方法支持的两种报告方式，符合在《马拉喀什协议》中详细阐述的《京都议定书》第三条第 3 款和第 4 款对报告的详细要求。本节将论述第二章的三种方法中哪一种适合于确定第三条第 3 款所述活动范围内的土地单位或第三条第 4 款所述活动范围内的土地，表 4.2.2 概括了本节的情况。应该注意的是，在没有补充信息的情况下，甚至第二章中概述的数据最密集的方法三，也只有在跟踪土地利用变化的空间分辨率与一国选择来定义森林的规模参数（即 0.05 公顷至一公顷的多边形或 20 至 100 米的格网）一致的情况下，才能满足《马拉喀什协议》的要求（见 4.1.1 节中的步骤 1.1）。使用比如一平方公里（100 公顷）象素分辨率来绘制土地覆盖层和土地利用图，将满足不了议定书的要求，还需要提供补充信息。

4.2.2.3.1 方法一

第二章中的方法一提供的信息在空间上是不清晰的，它仅报告不同土地利用类别中的净面积变化。所以，这一方法满足不了《马拉喀什协议》对确定土地的要求。国家清单数据库往往靠详细的能以比如说抽样方法为基础的空间清单来编制，这些抽样方法涉及到一个格网或抽样点系统。在属于这种情况的国家，可以重新编制由国家分层产生的地理界限的详细清单信息，以满足《马拉喀什协议》对报告的要求。这意味着，如果作为重新编制清单信息的一种结果能获得具有所要求的空间分辨率的额外空间数据，以及对土地利用总的转变情况（而不是土地利用类别的净变化）进行量化，方法一只能应用于报告方式一。

4.2.2.3.2 方法二

方法二集中用在土地利用的转变上。尽管它能提供土地利用变化方面的有用信息，特别是第三条第 3 款下的造林、再造林和毁林信息，但是它在空间上是不清晰的。所以，具有所需空间分辨率的额外空间信息对满足《马拉喀什协议》的报告要求是十分必要的。因此，即使能获得额外空间数据，这种方法也只能用于确定第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内的土地单位或土地。至于方法一，如果可以从重新编制清单信息中获得具有所需空间分辨率的额外空间数据，将方法二应用于报告方式二或许是可以的。

4.2.2.3.3 方法三

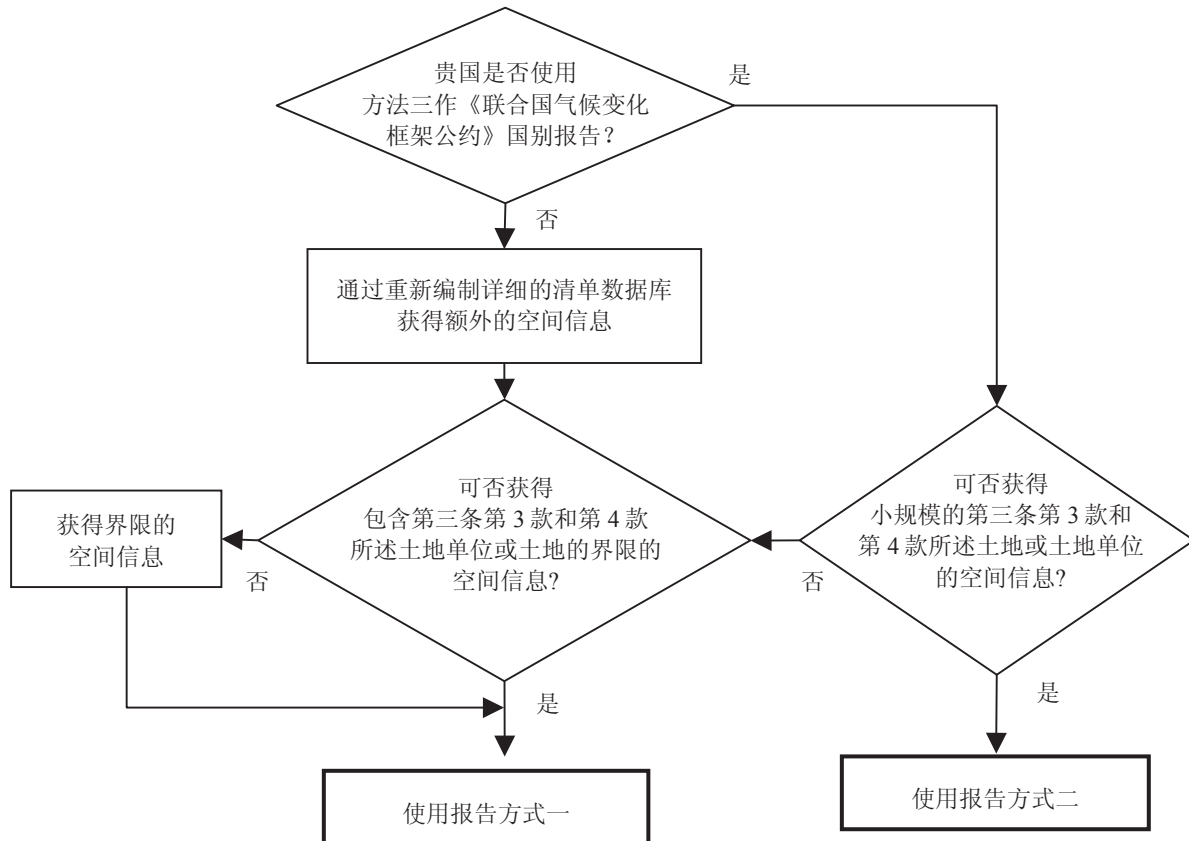
方法三明确地跟踪基于样本方法的土地，一个由国家分层产生的地理界限内的格网系统或多边形系统。这种方法适用于上述报告方式一和方式二，只要其分辨率高到足以表述缔约方按照《马拉喀什协议》定义的最低限度的森林面积。

第二章中的方法	报告方式一（广泛的面积确认）	报告方式二（全面的确认）
方法一	只能在可通过重新编制清单获得额外空间信息的情况下使用。	不适用
方法二	只能在可通过重新编制清单获得额外空间信息的情况下使用。	不适用
方法三	<i>优良做法</i> 如果分辨率高到足以表述最低限度的森林面积的话。它涉及到所报告的地理界限内的综合数据。	<i>优良做法</i> 如果分辨率高到足以表述最低限度的森林面积的话。

4.2.2.4 报告方式的选择

使用图 4.2.4 中的决策树选择合适的报告方式，这是一种“优良做法”。根据自身的国情，缔约方或许可能将两种报告方式结合在一起使用。在这种情况下，首先将国家分层，随后使用报告方式一对土地单位和土地的面积加以量化并予以报告，可以说是一种“优良做法”。在那些有可能在空间上全面确定土地和土地单位的地理界限内，则可以应用报告方式二。

图 4.2.4 用于选择第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内的土地的报告方式



当使用方式一时，对所有活动使用同样的地理界限通常是一种“优良做法”。这将会大大方便确定、量化和报告土地利用的变化。然而，一国的国情可能会证明对不同活动的地理界限作不同的选择是正确的。例如，选择不同的地理界限可能会导致减少某一界限内一种活动的估值方差。当缔约方使用一套以上的地理界限（即使用一种以上的分层系统）时，从第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内的一个类别转向另一个类别的土地或土地单位，必须恰当地归入正确的地理界限。这必然要求给使用中的每一分层系统按比例分配土地单位。

4.2.2.5 总体上如何确定土地（土地单位）

4.2.2.5.1 森林及造林、再造林或毁林活动的空间布局

《马拉喀什协议》明确规定了这样一条：作为《京都议定书》报告不可分割的一部分，《京都议定书》附件一所列各缔约方必须选择森林定义内具有国家特点的参数。完成此项工作可能的最后日期是 2006 年 12 月 31 日，或在《京都议定书》对缔约方生效后一年，以时间在后者为准²⁴。这要求选择以下三种参数的值：能构成森林的最低限度的土地面积，范围在 0.05 至 1 公顷之间，树冠覆盖率参数（10%-30%）和树高参数（2-5 米）。构成森林的最低限度土地面积的参数还明确规定了出现造林/再造林或毁林活动的最低限度面积。这样，一个选择约 0.5 公顷作为林地最低限度面积的国家，也必须确定发生在 0.5 公顷或以上的土地上的所有毁林活动。确定发生土地利用变化（如毁林等）的土地单位，需要查明森林覆盖面由国家的森林阈值以上降到阈值以下的情况，同时还有土地利用的变化情况。

《马拉喀什协议》没有明确规定森林或出现造林、再造林或毁林活动的那些面积的形状。符合《马拉喀什协议》明确规定范围的方形土地每边应为 22.36 米（0.05 公顷）至 100 米（1 公顷）。但是宽 10 米长 1000 米的长方形同宽 5 米长 2000 米的长方形一样，面积都是一公顷。因此，超过这些尺寸的防护林带或其它任何林带可以视为森林。但是，如果此类“线性森林”列入了一国的森林定义内，则也将被“线性毁林活动”（诸如道路、输电线专用地或管线走廊等）毁光了树木的任何面积视为非森林，这也是一种“优良做法”。如果此类走廊是 1990 年以后由砍树形成的，则它们应作为第三条第 3 款下的毁林对待。

例如，如果一国选择一公顷作为森林及造林、再造林或毁林活动的最低限度面积，并进一步规定这些面积应为方形，则由穿越林冠郁闭率为 100% 的森林的宽 20 米的走廊，将把林冠郁闭率减少到 80%。这要高于缔约方可能选择的林冠郁闭率范围（10%-30%）。因此，剩余面积被定义为森林，甚至当穿越森林的这一走廊是在 1990 年建立的，它也不成其为毁林活动。如果这“仅”20 米宽的走廊是一个长走廊的一部分，它延伸了许多公里，诸如输电线专用地或管线走廊等，那么走廊的总面积就大大超过了一公顷。因此，适用于规定发生造林、再造林或毁林活动的森林形状和面积形状的定义标准，对按第三条第 3 款报告的土地数量会产生很大影响。

因此，对于各国来说，在有关选择森林定义的公告中说明用于确定森林和发生造林、再造林或毁林活动的面积的定义标准，确是一种“优良做法”。一致地应用这些标准来确定 1990 年以来发生的毁林和造林或再造林事件，也是一种“优良做法”。比如说，这些标准可简单地界定为对于发生造林、再造林或毁林事件的森林和面积来说将被接受的最低宽度。那么，可将宽度与所选择的能构成森林的最低面积的参数结合在一起，从中得出该面积的最低长度。例如，如果规模定为一公顷，最低宽度为 20 米，那么要满足一公顷的要求，最低宽度为 20 米的长方形，其长度至少应有 500 米。

如果鉴于缔约方选择了森林管理为第三条第 4 款所指活动，碳储量的变化发生在森林管理活动范围内的土地内的话，那么范围窄于所选择的最低宽度标准的“线性毁林事件”就有助于说明所报告的碳储量变化。同样，如果鉴于缔约方选择了各自的第三条第 4 款所指活动，防护林带是在农田管理、放牧地管理或植被重建活动范围内的土地上，那么范围窄于所选择的最低宽度标准的防护林带也能作为促使碳储量变化的一个因素加以报告。

²⁴ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 61 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 16 段和载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.2 第 59 页的-/CMP.1 号决定草案（配量核算方法）附件第 8 (b)段，还有表 4.2.4a。

4.2.2.5.2 用于确定土地的数据来源

前几节概述了报告第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内土地的需要。一国为满足这一需要可获得的数据和信息在很大程度上要取决于该国的国情。这包括已经建立的土地和森林清单系统和一国为满足报告要求选择执行的额外措施。

一般来讲，存在着三种可用来满足信息需要的主要选择：

- 使用由现有土地利用和森林清单系统提供的信息。
- 采用一种监测和测量系统。
- 采用包括核实和审计程序的一种活动报告系统。

大多数国家现有的土地利用和清单系统可能难以满足《京都议定书》的所有土地报告要求，同时，由于作出进一步努力的程度不同，额外的信息必须通过监测系统或国内报告系统来获得。一个国家能否选择适当的系统，这将取决于该国的情况。例如，一国可以作出以下决定：将一种用于确定造林/再造林活动范围内的土地单位的活动报告系统与用于确定毁林活动范围内的土地单位的监测系统相结合是十分有效的。

使用现有清单

保存详细的森林和其它土地利用清单或收集每年的或定期的空间土地统计资料的国家，或许能利用清单确定 1990 年以来受第三条第 3 款和第 4 款所指活动影响的土地。然而，这只有当国家清单和数据收集系统满足严格的技术要求时才有可能。这一系统必须能界定 1990 年的土地利用面积和森林面积，有一个短到足以捕捉 1990 年至 2008 年和 2008 年至 2012 年间土地利用变化活动的最新周期，具有足以确定其面积达到国家选择的最低森林面积规模的活动的空间分辨率，即一公顷或一公顷以下。另外，“界限”内的抽样点需要假以地理参照并在今后的监测中反复使用。如果后者不可能办到，例如因为监测程序发生了变化，则一种“优良做法”是建立一些计算程序，使数据在所用的抽样方案之间进行转换，或者至少有一种方法使人能从先前的抽样方案到后续的抽样方案将数据绘制成图（请见 4.2.4.1 节“制定一致的时间序列”；4.2.4.1.1 节“重新计算”）。

一些大国的森林清单往往不记录比如说大小在 3 公顷以下的多边形。然而，对于确定分辨率在 0.05 至一公顷的造林、再造林或毁林活动的要求，可通过以下方法加以满足：进行额外的统计分析，确定发生在大小不到三公顷的单位中的造林、再造林或毁林活动范围内的面积。一种可能的方法是使用一种统计抽样方法来确定造林/再造林和毁林活动在国内的规模大小级分布。随后可应用面积在 0.05 至一公顷之间的造林/再造林和毁林活动的比例和清单中最小的绘图单位（本例中为三公顷）来估计三公顷分辨率清单上的造林、再造林和毁林活动所涉面积。例如，如果三公顷分辨率清单显示，在三公顷或以上的单位中造林/再造林活动所涉面积已为 1000 公顷，并且基于样本的造林/再造林活动的大小级分布显示，造林/再造林活动平均 5% 发生在 0.05 至一公顷与三公顷之间的面积上，则 1000 公顷代表了造林/再造林总面积的 95%（估计总数为 $1000 \times 100 / 95 = 1052.6$ 公顷）。一种“优良做法”是提供文件证明基于样本的大小级分布的统计正确性及它的地区和时间变化。应该注意的是，这种增加现有清单信息的方法也会影响对碳储量变化的确定：由于那些 5% 的面积没有地理上的参照，一旦它们被列在第三条第 3 款或第 4 款下，始终只有如地区平均数之类的统计方法能用于确定它们的碳储量变化及跟踪它们的结果。

选择一种基于清单的方法来确定造林/再造林活动范围内的土地单位的国家可能会面临这样的挑战，即非森林面积没有正常列入森林清单。在这种情况下，各国必须确保它们的清单系统能发现土地利用由非森林向森林的转变，将森林清单扩大到新开辟的森林面积。有些国家通过遥测以前森林清单未涵盖的土地，或通过维护非林地的清单图表来监测由非森林转为森林的变化。

活动的监测和测量

为了满足第三条第 3 款和第 4 款的报告要求，各国需要建立和执行用于确定和记录土地利用和土地利用的变化的监测系统。这样一种监测系统可将 1989 年 12 月 31 日的有关森林面积和土地利用情况的基础图（或其它空间信息来源）与以后几年的有关土地利用和森林面积的空间数据结合起来。随后可从空间数据的一个时间序列中推断出土地利用和森林面积的变化情况。这可能要求采用内插法，例如，在基础图来自于多年来得到的合成卫星图象的情况下，像因云雾笼罩、感应失败或其它技术原因无法获得在单一的时间点上国家全面的森林覆盖率时往往是这种情况。

在许多国家，反复全面（全域）覆盖整个国家以年为基础是不可行的。在实施时空抽样战略时，确保抽样方法在统计上是完善的、经过充分证明的和透明的并能提供不确定性的估值，则是一种“*优良做法*”（见 2.4.2 节“抽样方法”；4.2.4.3 节“不确定性评估”；5.2 节“不确定性的识别和量化”；5.3 节“抽样”）。对国家进行适当的预分层（将为它制定样本估值）（见 4.1.1 节，“步骤 1.3”）或许能减少不确定性。

活动的报告

确定第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内的土地可通过使用活动报告系统来实现。例如，由于造林事件往往难以通过遥感来探测，而且往往发生在现有森林清单的面积之外，因此一个国家可能选择通过一个活动报告系统来确定这些土地。各国可要求负责造林或再造林的那些个人或机构报告他们的活动，而不是试图通过资源调查或监测系统查明造林活动。如果要求提供有关土地利用的信息，而它又不能随时靠遥感确定，诸如农田管理或放牧地管理等，那么实行活动报告制度或许是十分奏效的。

报告系统通常可包括空间数据库，后者能方便汇编相关的活动信息。将活动的位置和面积以及与估计碳储量变化相关的信息，诸如地点准备方式、种植的树种和当前的以及预期的土地的量增长函数包括在内，不失为一种“*优良做法*”。

对于依赖于建立了内部审计和核实程序的活动报告系统的缔约方来说，确保活动既不高报又不低报是一种“*优良做法*”。仅有关于造林活动计划或补贴的行政信息，不可能包括植树成功方面的信息。应用于报告系统的国内审计和核实程序需要空间清晰的信息，即土地单位的划定或对一国国家地图格网坐标的参照（如 UTM（统一横轴默卡托））或对属于一活动的土地单位的法律说明。

有关确定土地的进一步的详细情况将在本章专门论述活动的各节中提供（4.2.5 至 4.2.10 节）。

4.2.3 估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的一般方法问题

一旦确定了第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内的面积，《马拉喀什协议》明确规定必须对碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量作出估计。第三章（土地利用变化和林业部门*优良做法指南*）描述了估计所有需报告的库（见下面部分）碳储量变化的一般方法。本节提供了适用于第三条第 3 款和第 4 款下所有活动的指导意见。对于具体活动的指导请见 4.2.5 至 4.2.10 节。

第三条第 3 款和第 4 款所述活动的覆盖，要求使用用于*关键类别*的较高级别的方法，对所述活动范围内所有土地的和所有库的所有碳储量变化和非二氧化碳温室气体的排放量和清除量（不论原因，诸如生长、采伐、自然扰乱、腐烂等）进行估计，可酌情决定将不属于碳的来源的那些库排除在外。

用于估计特定年份（1990年、2008年、2009年、……或2012年）温室气体排放量和清除量的方法取决于当年或前几年的土地使用情况，因为类别或土地利用能随时发生变化（见4.1.2节）。因此，在第三条第3款或第4款类别内的土地单位或土地之间方法可能是不同的²⁵。用于计算与特定年份的土地单位或土地相关联的温室气体排放量或清除量的方法应该与那一年那块土地上当年的土地利用相一致，必要时可用核算过去的土地利用和土地利用变化的额外方法加以补充。如果当年的土地利用与第三条第3款或第4款所指活动不一致，如果对报告的要求不是通过前几年中的土地利用或土地利用的变化确定的，则土地不全按照《京都议定书》的规定报告。

4.2.3.1 需报告的库

《IPCC指南》提供了估计两种主要碳库中碳储量变化的成套方法：生物量和土壤有机碳；它们提到了死有机质，作为在今后关于编制清单方法的工作中应该加以考虑的方面。《马拉喀什协议》明确规定，5种库中的碳储量变化必须报告：地上部生物量、地下部生物量、死木、枯枝落叶层和土壤有机碳（表3.1.2）。一个库中的下降有可能被另一库中的增加所抵消，如生物量库在受到扰乱后下降，而死木库可能增加。这样一来，在单一的库中所发生的变化可能大于库的总和中的净变化。

一旦针对具体面积估计和报告了单个库的情况，应计算5种库中碳储量增加或下降的总和。碳储量的任何净下降将转为报告中相等的二氧化碳排放量（见4.2.4.3），而任何净增加将转为报告相等的二氧化碳清除量。碳储量变化通过以下两种方式转换为二氧化碳排放量和清除量，一是用净碳储量变化乘以44/12（二氧化碳与碳的化学计量比率），二是转变符号：碳储量的下降（负号）导致向大气的排放（正号），反之亦然。伐木产品中的碳储量情况没有列入报告，因为它没有被列为《马拉喀什协议》所包含的库。第三章提供了碳库的明确定义（表3.1.2）。如果一国的情况要求修改那些定义，则应提供有关这些修改和用于区分碳库的标准的合理依据和文件证明。一种“优良做法”是提供有关列入报告的单个库的以及5个库的碳储量变化总和的此类信息。

《马拉喀什协议》明确规定，如果提供了透明的和可核实的信息，证明某个库不是排放源，则在承诺期内缔约方可不选择核算这类库。²⁶提供可核实的、证明被排除的库（如果有的话）不是温室气体的纯排放源的信息的这一“优良做法”可通过以下方式来实现：

- 用于显示库没有下降的具有代表性的和可核实的抽样和分析。在这种方法下，在地区范围内足够的地点测量库的情况，以提供统计的置信度并用文件证明抽样和研究方法，则为一种“优良做法”；
- 以可信的系统应答的扎实知识为基础的推论。比如说，如果通过造林或再造林，农田转换成了林地，则死木库不可能下降，因为在农田里不会有任何死木（如果它不包含树，例如，如果它不包含任何防护林带，就决不是果园，也不是其它任何农林结合的系统）；
- 对所涉活动、生态系统类型、地区和库的经过同行评审的文献资料的调查（例如，显示由于气候情况以及地区的土壤类型，农田的造林或再造林导致土壤中有机碳储量的增加）；或者
- 组合的方法。

一种“优良做法”是，在适用的情况下报告导致排除一个库的估值的置信水平以及确定这一置信水平的方法（也见4.2.4.2节“不确定性评估”）。

²⁵ 例如，两个土地单位可能都列入农田管理类别。然而，其中的一个可能是由草地转为农田的，另一个产生于不间断的农田管理，这样温室气体评估方法需要考虑由不同的管理造成的土壤碳的不同值。

²⁶ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第62页的-/CMP.1号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第21段。

4.2.3.2 估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的年份

《马拉喀什协议》明确规定，从承诺期开始，或者在活动启动时开始（以时间在后者为准），在承诺期每年都应报告第三条第 3 款所述活动范围内的每一土地单位和第三条第 4 款所选活动范围内的土地的碳储量变化。²⁷

为确保报告的是当前的碳储量变化而不是由面积不时变化造成的假象，碳储量变化应该按照以下顺序进行计算：对于每一个土地单位或每一块土地，首先应该计算重要年份的碳储量变化，随后计算所有面积的那些碳储量变化的总和。相反顺序，即先计算在时间 t_1 和 t_2 的所有面积的碳储量变化的总和，随后计算碳储量的差额，如果在时间 t_1 和 t_2 的面积不同，就有可能出现误差，因此不建议那样做。²⁸

因此，在清单年结束时对面积的碳储量变化和温室气体排放量进行所有的计算，并在整个时间过程中一致地使用这一方法，这将不失为一种“优良做法”。

这意味着，如果活动开始于 2009 年 7 月 1 日，则应该报告在承诺期最后 4 年（即 2009 至 2012 年）每一年的碳储量变化和温室气体排放量。如果活动开始于 1990 年后但在 2008 年 1 月 1 日前，则报告承诺期的碳储量变化和温室气体排放量应该涵盖承诺期 2008 年 1 月 1 日至 2012 年 12 月 31 日这 5 年中的每一年。表 4.2.3 概括了作为时间函数的这些报告要求。如果差异出现在 5 个年度报告与整个承诺期报告的总和之间，它们则应该在承诺期结束时加以处理和核对（见 4.2.3.3 和 4.2.4.1.1 节及第五章）。

活动开始	有必要报告的日历年				
	2008 年	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年
2008 年前	R	R	R	R	R
2008 年	R	R	R	R	R
2009 年		R	R	R	R
2010 年			R	R	R
2011 年				R	R
2012 年					R

每项活动（造林、再造林、毁林、森林管理、农田管理、放牧地管理和植被重建）可能由一系列做法构成，并可能从这些做法中的一种或多种做法开始。比如说，一项造林计划可能先要进行规划、购置土地、编写宣传材料等等。可能在种植或播种（作为其结果，土地实际上已成为了森林）前还需开展像准备场地之类的活动。在这些活动中有些是不会引起碳的变化的，而另一些，像准备土地，则可能会导致碳、氧化亚氮或甲烷的大量排放。一种“优良做法”是，将一项活动的开始解释为由一系列行动中的任何一种行动导致的原地碳储量变化和/或非二氧化碳温室气体排放的开始。例如，如果造林活动包括场地准备，则将由场地准备引起的碳储量变化包括在内不失为一种“优

²⁷ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 22 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件第 5 段。

²⁸ 例如，如果在清单年开始时第三条第 4 款活动的面积为 100 公顷，而在同一清单年结束时为 200 公顷，则在清单年期间的 200 公顷面积的碳储量差别必须计算——否则，清单年开始时的碳储量（X 吨碳/公顷•100 公顷）几乎始终低于清单年结束时的碳储量（Y 吨碳/公顷•200 公顷），因面积增加而出现的碳储量导致了碳的明显增加。

良做法”。为了这样做，人们可以：1) 在与活动有关的任何行动开始之前测量场地的碳储量（假使使用多重碳测量估计碳储量变化）；或 2) 设法确保储量变化的估值包括由这些初始活动导致的排放量的估值。

4.2.3.3 报告和测量的时间间隔

《马拉喀什协议》明确规定，由第三条第 3 款所述活动和第三条第 4 款所指活动引起的所有源排放和汇清除应每年报告。²⁹可提供许多获得年估值的方法，但要求每年报告并不意味着必须每年进行实地测量。实地测量是不可行的，也是不符合成本效益的。事实上，尽管一般说来经常进行测量可减少不确定性，但是正如 4.2.3.7 节（年间变异性）中所论述的，由于短期的变异性，也可能发生相反的情况。具有高度不确定性的库的碳储量变化，例如土壤有机碳，通常是不可能在一年内或短期内查明的。从广义上讲，当各国制定和选择满足它们的报告要求的方法时，它们应寻求一种可承担得起的平衡，充分利用已经可以获得的数据，使得储量变化能采用第五章中阐述的方法进行一致的核实（5.7 节“核实”），不使清单易受每年气候波动的影响。尽管 4.2.3.7 节指出，周期为 5 年的实地数据收集可能代表一种合理的折中方案，但是再次测量的时间间隔也取决于库，以及与库中的空间变异性和对库的规模的评估中所涉及的不确定性相关的预期变化的程度。例如，土壤中的碳的变化往往较长时间才能查明。每年可获得的数据，如种植或采伐的统计资料等，可以同较长时间进行的测量——它受年波动的影响要小一些——相结合，或者与基于 5 年移动中值的数据相结合。

4.2.3.4 方法的选择

对由第三条第 3 款活动和第三条第 4 款所选活动造成的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的估计应该与第三章中阐述的方法保持一致。对于第三条第 3 款下的每一土地单位或第三条第 4 款下的每块土地，一种“优良做法”是根据本报告第三章使用同样的层或更高的层，像已用于《气候公约》清单中同样土地的层，来估计碳储量变化和温室气体排放量。这一规则的唯一例外是植被重建：如果重新植被的土地不属于*关键类别*，则植被重建也不是*关键类别*。如果重新植被的土地属于《气候公约》中的*关键类别*³⁰，则植被重建可作为*关键类别*对待，或者可应用来确定“*关键类别*”的独立测试（见第五章 5.4.4 节“根据《京都议定书》第三条第 3 款和第 4 款确定*关键类别*”）。

第三章中详细阐述的层 1 假定，枯枝落叶层（森林地面）碳储量、死木和土壤有机碳（SOC）库的净变化为零，但是《马拉喀什协议》明确规定，地上部和地下部生物量、枯枝落叶层、死木和土壤有机碳都应计算在内，除非国家选择不计算可能显示不是排放源的库。因此，只有当能使用 4.2.3.1 节中概述的方法显示枯枝落叶层、死木和土壤有机碳库不是排放源时才能应用层 1。同样，只有当森林管理不被视为*关键类别*时才能应用层 1，而只有当第三章中的“仍为森林的森林”不属于*关键类别*时才会出现这种情况。

4.2.3.5 排除间接的、自然的和 1990 年以前的活动影响因子

《马拉喀什协议》明确规定，应提供以下信息，即由第三条第 3 款和第 4 款所述活动导致的温室气体人为源排放或汇清除是否排除了下列因素产生的清除量：与高于工业化以前水平的增高了的二氧化碳浓度、间接的氮沉降、由 1990 年 1 月 1 日前的活动引起的树龄结构的动态效应³¹。除了要求报告是否排除了这些影响之外，那些选择排除的缔约方还应该报告它们采用的方法。就第一承诺期《京都议定书》下的核算而言，“排除”已通过第三条第 4 款

²⁹ 应该注意的是，尽管要求提供年度报告，但各国有权选择年度核算或整个承诺期核算[参考载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.2 第 59 页的-/CMP.1 号决定草案（配额核算形式）附件第 8(d)段]。

³⁰ 如果对于《气候公约》清单植被重建的农田或草地属于*关键类别*，则这是可能的，而植被重建的面积与农田管理或草地管理项下的面积相比则可能要小得多。

³¹ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 23 页的-/CMP.1 号决定草案（第 7 条）附件第 7 段。

和第六条下的森林管理碳增量的最高限额加以解决。“排除”问题，IPCC 目前正在考虑中，因此在这里将不作进一步讨论。

4.2.3.6 扰乱

扰乱包括减少或重新分配领土内生态系统中的碳库的过程。例子包括火灾、风灾、虫灾、干旱、洪水、冰雹等等。尽管扰乱可能是自然的、人为的，或者是不明原因引起的，它们都影响到经营林和其它经营土地的碳循环，因此必须将它们列入对第三条第 3 款和第 4 款或第六条所述活动范围内的那些土地的碳储量变化和温室气体的评估。这些扰乱也在《气候公约》的清单中加以考虑（见第三章，例如 3.2 节“林地”的导言）。

鉴于非经营林和其它非经营土地既未列入《气候公约》的报告要求，也未列入《京都议定书》的报告要求，所以在一直非经营的面积上发生的扰乱将不予考虑。

可以确定扰乱对经营生态系统的四种主要影响。第一，扰乱可引起碳和非二氧化碳温室气体直接排向大气（例如在火灾期间）或从生态系统转移碳（例如在采伐期间）。第二，它们在生态系统的碳库之间对碳进行再分配，例如活的生物量变为死木和枯枝落叶层。第三，它们会导致扰乱后的排放，例如通过扰乱后的剩余生物量的腐烂。第四，它们重新将林分动态调整到较早的树龄级或新的生长轨迹。用于估计林木覆盖地形中的碳储量变化的第 3 层模型模仿这些过程中的每一种，并综合扰乱对林分和地形一级碳储量的影响（例如，Kurz 等人，1992 年；Kurz 和 Apps 1999 年）。

考虑到这一点，可以说：

- 在第三条第 3 款活动（造林、再造林和毁林）或第三条第 4 款所选活动（例如森林管理）范围内的土地上由扰乱引起的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放，应列入所报告的数字中。见：例如，指导怎样估计和报告碳储量变化的 3.2.1.1 节和关于由火灾引起的温室气体排放的 3.2.1.4 节。如果由扰乱引起的碳储量变化未列入《气候公约》的报告中，则应在《京都议定书》的报告中加上。
- 承诺期内在项目（第六条）活动范围内的土地上由扰乱引起的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量，应列入所报告的数字中。
- 如果与项目有关的管理活动（如第六条）导致了扰乱的减少或避免（如火灾或虫灾的控制），则与基线有关的碳储量（在扰乱下）有可能发生变化。估计当前发生在项目面积中的碳储量变化并将其列入报告中，不失为一种“优良做法”。

4.2.3.7 年间变异性

一个生态系统中碳的年净排放率或清除率受到以下因素的强烈影响：当地的气候格局、气候的变异性、管理行动、形形色色的自然扰乱和其它改变生长率或腐烂率的因素（例如在 Griffis 等人，2000 年；Tian 等人，1998 年；Flanagan 等人，2002 年的文章中）。因此，在某一面积中碳的净排放率或清除率可能每年都不同，可在连续几年的净源与净汇之间变化。

年间变异性有两个方面，它们需要独立处理。第一，通常可获得以下方面的国家关于年与年之间变化的统计资料：采伐率、土地利用的变化或烧除面积等自然扰乱，将这些因素列入碳储量变化的计算中是一种“优良做法”。第二，对于由环境条件的季节变化和年度变化（诸如湿度时段、温度或生长期长度）引起的生长和腐烂方面的变化，量化起来则要困难得多。

环境条件中的年间变异性对碳每年的净排放率和清除率估值的影响，如果从单一年份得出的估值是外推出来的，可能会导致对长期趋势作出不正确的结论。反之，对长期趋势采用内插法，例如在森林生长率中，有可能导致低估或高估单一年份的实际生长情况。在拥有森林管理系统的国家使用的森林生长函数和出产表是以测量周期生长情况为基础的（例如，5年或10年以上的再测量间隔），因此它们将包含和平均分担环境条件过去的年间变异性的影响。符合“优良做法”的一种方法是，使用此类生长函数来估计生物量的生长率，因为它们代表了平均生长率，因此受环境条件短期波动的影响不大。

如果使用以经验为依据的生长和出产函数来估计林分生长，则对环境条件中年间变异性的潜在影响作出评价，例如通过对一系列按地区分布的固定抽样点预测生长和实际生长的比较作出评价，这不失为一种“优良做法”。如果周期性（例如5年）增加一致在预测以下或以上，则应该对生长的估值作相应的调整。使用基于过程的模型模仿林分生长中的年度变异性和其它储量变化的国家，还需要评价这些对固定抽样点上周期性储量变化测量情况的预测，并在必要时对预测作出调整。

除了承诺期内的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量外，《京都议定书》还要求提供那些纯净核算所要求的选定活动的基准年（多数情况是1990年）的碳储量变化估值（表4.1.1）。单一年份的这种估值所带来的影响可能是很大的，因为它将与发生这类活动的承诺期内的每年的估值进行比较。因此，基准年中的年间变异性所带来的影响是很大的。影响的走向取决于1990年是怎样偏离长期气候平均值的。此外，或许很难使用直接测量来证实基准年的估值，除非在1990年已经做过直接测量。如果基准年的环境条件造成碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量严重偏离其长期（例如5年）平均值，“优良做法”则是在估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量时使用环境条件的长期平均值或实际的年排放估值一致地报告排放情况。

当所考虑的地理面积增加时，年间变异性可能会下降。例如，地方气候格局的影响在全国范围内可能会部分相互抵消，但是在一个小国家或一国的小地区内这种影响可能就非常明显。不过，有的气候过程能使一些大地区的气候发生同步变化，如厄尔尼诺南方涛动（ENSO）事件，它们通常发生在3至7年的时间范围内，或者存在着全球性气候变化。在一定范围内，测量或估计的间隔时间越长，其结果就越可能捕获真正的长期平均值。如果涉及到非线性过程，例如森林生物量随着年龄形成的S形积累，那么中间年份的单一线性内插法对于更长的时间段来说将变得越来越不可靠。总之，一个约为5年的平均期很可能会减少年间变异性的影响。

一种“优良做法”是，用文件证明选来估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法对承诺期内环境条件的年间变异性是否敏感，并报告在清单计算中如何处理年间变异性的方法。

4.2.4 其它一般方法问题

4.2.4.1 制定一致的时间序列

属于第三条第3款活动和第三条第4款所选活动的土地以及土地管理，需要在整个时间过程中不断予以跟踪，以确保所有的排放量和清除量都得以报告。此外，管理的连续性将对碳的排放和清除产生重大影响，管理中的变化或土地利用的变化往往是与碳储量的最大变化相关联的阶段。例如，仅说在一个指定的阶段有10%的农田管理面积属于免耕范围是不够的。总面积的碳储量的变化率取决于这个10%的土地是否一直在免耕范围内，或者这10%的免耕是否发生在不同年份的不同面积部分。因此，始终关注第三条第3款活动或第三条第4款所选活动范围内的土地管理情况是一种“优良做法”（也见方框4.2.1）

对土地管理连续性的评估可通过以下方法来实现：不断跟踪从1990年直至承诺期结束第三条第3款活动或第三条第4款所选活动范围内的土地（参考4.2.7.2节“选择确定森林管理土地的方法”），或建立统计方面的抽样手段，这些手段能确定第三条第3款活动或第三条第4款所择活动范围内的土地的不同类型管理的转变（见5.3节“抽样”）。方框4.2.1给出了此类方案如何运行的例子。

制定一致的时间序列的补充条件是，在整个时期使用同样的方法来估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量。

时间序列的一致性将在本报告 5.6 节（时间序列的一致性和重新计算）中作进一步论述。

方框 4.2.1

管理做法一致性示例

为估计土壤碳储量的变化情况——不论使用第 1 层、第 2 层或第 3 层方法中的哪一种，有关适用土地的管理做法需要自始至终不断加以关注。理想的做法是，明确跟踪每块土地的管理。但是并不总是能获得这方面数据。一种可供选择的方法是，估计目前处于某类管理下的土地的历史“平均值”。

例：农田管理

假设有一片 10,000 公顷的农田，其中 2000 年免耕(NT)面积为 5,000 公顷，而 1990 年免耕面积为 2,000 公顷。剩余的每年都进行常规耕作(CT)。为了简化这一例子，另假设 1990 年的土地管理在此前有很长一段时间（20 年以上）未发生过变化。估计的土壤碳储量变化以一个系数矩阵为基础，即对于由常规耕作变为免耕的土地是 0.3 百万克碳/公顷/年，对于由免耕变为常规耕作的土地则为-0.3 百万克碳/公顷/年（碳储量变化通过土壤中的含量、对于管理活动来说，20 年以上的相关碳储量变化因素³²及一年的时间长度来计算的）。见 3.3.1.2 节及表 3.3.3 和 3.3.4。不幸的是，没有对单个土地的管理进行任何跟踪。然而，可以在统计分析（例如调查）的基础上，采用合理的置信度估计以下变化：

CT	→	NT	3 500 公顷
CT	→	CT	4 500 公顷
NT	→	CT	500 公顷
NT	→	NT	1 500 公顷

因此，碳所增总量为：

$$(3\,500 \cdot 0.3 + 4\,500 \cdot 0 + 500 \cdot (-0.3) + 1\,500 \cdot 0) \text{ 百万克碳/年} = 900 \text{ 百万克碳/年。}$$

4.2.4.1.1 重新计算

随着编制清单的能力和获得数据的可能性的改善，用于计算估值的方法和数据得到了更新和完善。当采用新的方法或完善现有方法时，当包括新的源和汇的类别时，或当数据得到更新时（例如通过在承诺期新的测量或提供新的核实信息的可能性），重新计算历史上的排放量和清除量可视为一种“优良做法”。如果土地在后来重新进行了分类，则可能需要重新计算（例如对于失去了森林覆盖的土地，不过是在未分作毁林土地的情况下并且分类已经得到解决的情况下，见4.2.6.2.1节）。

《马拉喀什协议》对重新计算作出了一些规定³³，它们与《气候公约》的报告指南是一致的，协议还提到应该针对时间序列中的所有年份采用新的方法重新计算以前的估值。针对承诺期内特定年份报告的年度温室气体排放和清除情况，可在随后的几个报告年（直到2012年的报告）中重新计算。必须特别注意第三条第4款下的纯净核算所适用的那些活动，即除了森林管理以外的所有活动。对于这些活动，在使用改善了的或更新了的数据或改变了的方

³² 尽管在第三章使用了排放/清除因数这一词语，但第四章在提到排放/清除因数时也使用了“碳储量变化”一词。

³³ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 5-8 页的-/CMP.1 号决定草案（第五条第 1 款）附件第 4、12（特别是 12(d) 和 12(e)）、13 和 14(e)段。

法之前，应该由同行对这些数据或方法加以审查，或用另一种方法加以确认，特别是当作为一种结果基准年的数据将发生变化时（见《2000年优良做法指南》第七章7.3节“重新计算”；本报告第五章5.6.3节“重新计算”和本报告中用于额外指导的定期数据）。在重新计算排放量和/或清除量时，必须核查并确保时间序列的一致性。报告认为新的估值更加准确或较少不确定性的理由，也是一种“优良做法”。

在重新计算以前的估值时存在的一个潜在问题是，可能无法获得早些年份的某些数据集。现有多种方法可克服这种限制，本报告的第五章（交叉问题）和《2000年优良做法指南》的7.3节（重新计算）对此作了详细解释。

4.2.4.2 不确定性评估

根据《马拉喀什协议》，不确定性应该加以量化，有关由第三条第3款和第4款活动导致的温室气体人为源排放和汇清除的所有信息，应该在缔约方大会/缔约方会议通过的《IPCC 优良做法指南》详细阐述的置信水平内³⁴。一般说来，第二章和第三章以及5.2节（不确定性的识别和量化）和5.3节（抽样）中提供的方法，可用于评估与在《气候公约》和《京都议定书》土地利用、土地利用变化和林业活动项下报告的估值相关联的不确定性。然而，某些问题和《京都议定书》所特有的条款要求对不确定性作额外的评估，例如确定属于第三条第3款和第4款活动的面积，或跟踪1990年以来的活动的需要。对于《京都议定书》报告来说，为了根据第五章中明确规定的质量保证和质量控制要求支持核实，对不确定性作出评估显得尤为重要³⁵。此外，为了与“优良做法”保持一致，应该尽可能地减少清单估值中的不确定性。此外，在选择特定的层级来估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量时，考虑这种选择对不确定性管理的影响也是一种“优良做法”。

4.2.4.2.1 不确定性的识别

对于《气候公约》下的清单中相关的每一种可能的不确定性来源的全面列举和解释，读者可参阅第二章和第三章。在《京都议定书》的背景下，以下的不确定性来源有可能成为重要的来源：

- 定义错误，诸如由解释和执行《京都议定书》和《马拉喀什协议》中的各种定义导致的偏差和不一致性等（包括可向缔约方提供的数据与定义解释之间潜在的不相称）；
- 分类错误，诸如土地利用和土地转变分类错误等（例如森林对非森林分类，可能存在涉及时无林木的林地的错误）；
- 活动数据错误（例如，采伐与再生循环（第三条第4款）对毁林（第三条第3款）之间的区别或造林和再造林的人为作用）；
- 估计错误，诸如面积估计错误（例如由于变化事件的分类不正确，即遥感中的遗漏和委托错误（详情见下文），或由于用于确定各种活动范围内的土地的尺度不同，例如造林/再造林对毁林，或对抽样程序和（或）时间过程中的密度所作的修改）；
- 确定错误，出现在定义包含第三条第3款和第4款活动范围内的土地和土地单位的面积的地理界限时（尽管这可能不会对某项活动的碳储量变化估值的不确定性造成直接影响）；

³⁴ 这是指载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 23 和第 24 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件第 6(d)段（包括脚注 5）和第 9 段（包括脚注 7）。

³⁵ 例如，第三条第 3 款所述活动应“……作为每一承诺期可核实的碳储量变化来衡量”和“……与那些活动相关联的温室气体源排放量和汇清除量应以一种透明的且可核实的方式报告……”。第三条第 4 款明确提到了不确定性，即：“……由人类引起的与农业土壤中温室气体源排放和汇清除的变化以及与土地利用的变化和森林类别的变化有关的活动应该加到附件列缔约方的配置上，或从中减去，同时考虑各种不确定性、报告透明度、（和）可核实性……”（《京都议定书》第三条第 3 款和第 4 款）。另见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 4-5 页的-/CMP.1 号决定草案（第五条第 1 款）附件第 3(a)、3(b) 和 3(c)段。

- 模型错误，每当使用模型或异率方程来估计碳储量变化或非二氧化碳温室气体排放量和清除量时都会发生，这种情况可能出现在较高的层级上。通过复杂的相互链接的模型来跟踪错误的蔓延恐怕是非常麻烦的。一般说来，这可能会造成额外的不确定性，除了那些使用较简单的模型来估计典型的可与来自复杂模型的中心估值相结合的不确定性范围的情况。
- 抽样错误，它们与“地理界限”内的许多样本（编号和位置）相关联。在这种情况下，样本不能充分地涵盖所估参数的时空变异性。当使用报告方式一时这种情况尤其关键（如 4.2.2.2 节中所描述的）。5.3 节（抽样）对抽样问题作了详细描述。

对影响不确定性的因素的某些说明

自然变异性

自然变异性是自然控制变量中的一种变化结果，诸如年气候变异性 and 假定是同质的土地单位内的变异性（例如，如某一土地单位内森林土壤的变异性）。当可获得足够的实验数据时，“*优良做法*”应该允许使用标准的统计方法确定由此产生的组合在一起的地块一级相应增加的不确定性（例如，Tate 等人，2003 年）。在某些情况下，特别是对于年与年之间的或 10 年与 10 年之间的变异性，可能会产生巨大的影响，它们能改变所报告的整个国家或地区的净排放量和清除量的符号。在清单计算中，由自然变异性造成的不确定性可通过以下方式减少：一是使用时间平均系数，二是算出在一个长到足以评估变异性的时段中所作的直接测量的平均值来减少，如上述 4.2.3.7 节中所论述的。

在时间序列一致性中缺乏活动数据和文献资料

除了在默认的碳排放和清除因子中存在不确定性之外，在缺漏活动数据的情况下也存在众所周知的不准确性（参考 4.2.8.1.1 节）。以追溯方式确定基准年（对大多数国家来说即是 1990 年）的清单可能会对农田管理、放牧地管理和植被重建提出特定的挑战。如果不能使用默认的碳排放和清除因子确定 1990 基准年的碳净排放量和清除量时，它们可能得通过外推一致的时间序列来加以估计。这需要关于最近 20 年土地管理史的数据，因为估计温室气体排放/清除量的默认方法假定，在土地利用变为农业后土壤的碳库花了 20 年时间才能达到新的均衡。关于如何解决 1970 年至 1990 年间缺乏可靠数据的问题，现有几种选择，详细情况请见 4.2.8.1.1 节（基准年，农田管理）。

遥感分辨率和地面实测

将卫星成象用于土地覆盖层评估的目的在于获得清单地区面积的总估值、各类土地覆盖层所占的百分比或地理界限。当采用报告方式二时，遥感尤其适合用于土地和土地单位的全面确定（见 4.2.2.2 节）。不确定性的一个主要来源是选择了分辨率不适当的成象。为了捕捉像一公顷那样小的面积的变化，成象的分辨率必须小于一公顷。另外，不当的或不足的地面实测可导致出现分类错误。

位置错误发生在以下情况中：(a) 未作几何图形矫正，或者它是不完全的或是假的；(b) 象素位置和地面实测地块的位置不吻合；(c) 分界线的定义不够准确。例如，当按遥感图象的时间序列探测土地利用变化时，象素在空间上由一个抽样图象移到下一个抽样图象将会造成错误。在探测由森林转变为非森林（或反之）的情况下，当将森林分成一小片一小片时，相关联的不确定性就会扩大。**分类错误**是由未正确确定实际土地覆盖层类别造成的。它们包括遗漏错误，即忽略了某一类别的人口因素，将其错误地归入了另一类中；还有委托错误，即将错误类别划入了某一地面实测类别。

4.2.4.2.2 不确定性的量化

不确定性需根据本报告中描述的方法加以量化：第二章和第三章就估计与碳储量变化和排放量估计相关联的不确定性提供了必要的的数据，并提出了方法方面的建议。第五章（见 5.2 节中的方程式）指出了如何将这些估值纳入总的不确定性的方法。

将定量方法应用于现有数据，从而得出置信区间，这是一种“优良做法”。处于某一置信水平上的置信区间为不确定性的简单定量估值提供最低限度的基础。为与《2000年优良做法指南》继续保持一致，如果不可能使用其它方式量化的话，应该在 95%的置信范围内对不确定性作出估计，使用通过专家判断评估的分量不确定性，目标定在 95%的置信度上（见论述专家判断指南的 5.2 节）。

《京都议定书》活动的不确定性可以其它不确定性评估数考虑用以下情况那样的方式处理：

- “1990 年以来”条款及使用《京都议定书》和《马拉喀什协议》特有的定义，有可能引起与所需活动数据的估计有关的系统性错误。经营森林面积与放牧地管理范围内的土地之间可能存在的差异，意味着正在评估其不确定性的面积在《京都议定书》的活动与《IPCC 指南》的相应类别之间可能存在着差异。
- 活动数据也可以与单个的做法或所有权结构联系在一起，例如对特定的土壤实施某种改良的种田农户比率。如果这个比率是通过调查估计的，那么调查的设计应该包含一个不确定性的估值，这个估值取决于清单数据的分解水平，否则不确定性还需通过专家判断来确定。
- 对于农田管理、放牧地管理和/或植被重建（如果选择的话），也需要基准年的不确定性估值。它们有可能要高于承诺期内的估值，因为这方面信息往往可能仅是由后倒推或模型，而不是基准年的或靠近基准年的实际清单产生的。此外，如果不能获得基准年前的土地利用调查情况，在要求确定基准年的活动时，这可能引起困难。4.2.8 节（农田管理）论述了解决这一问题的默认方法。相关联的不确定性原则上可采用正式的统计方法加以评估，但更可能通过专家判断来评估，后者是建立在时间趋势由后倒推的可行范围基础上的。5.6 节给出了以这种方法提供缺漏数据的进一步建议。
- 使用遥感来对土地利用进行分类和探测土地利用变化（包括第三条第 3 款所指土地单位）时，不确定性可以通过核实已分类土地来加以量化，核实可使用适当的实际地面实测数据或分辨率更高的成象（见 5.7.2 节和 2.4.4 节）。另可使用 2.4.4 节中描述的混乱矩阵来评估准确性。

对于所报告的每一碳库、每种温室气体和地理位置，需要为第三条第 3 款和第 4 款所述的每项活动确定单独的年度不确定性评估数。估值应该用表格报告，表格可遵照 4.2.4.3 节（报告和文件）中给出的表 4.2.6a, 4.2.6b 和 4.2.6c 编制。在选择农田管理、放牧地管理和（或）植被重建的情况下，应用独立的表格报告基准年情况。估值应该表述为表 4.2.6a、4.2.6b 和 4.2.6c 中报告的面积百分比和源排放或汇清除（或储量变化）百分比。

与土地面积和土地单位相关联的不确定性需要加以估计。当采用报告方式一时，“优良做法”是报告某一地理界限内的第三条第 3 款所述的每项活动和第三条第 4 款所述的每项所选活动单独的不确定性估值。在报告方式二下，每一地理界限都在一项单一的活动范围内。因此，每一地理界限将只有一种所需的不确定性估值。

在不确定性难以得出的情况下，须使用不确定性的默认值。对选择农田管理默认碳排放或清除因子的指导可见附件 4A.1 “基于 IPCC 默认数据估计与农田和放牧地管理变化相关联的土壤碳储量变化的工具”。由于这些因子取自《IPCC 指南》，因此无法指定任何真正的不确定性范围。然而，可使用专家判断指定与 50%的变化系数（标准离差和中值的比率）相对应的默认不确定性范围，变化系数依据的是对欧洲长期的免耕经验的分析，发现其中年平均排放或清除估值 95%的置信区间约为那一中值的±50%（Smith 等人，1998 年）。对于植被重建，不能明确规定默认不确定性范围。对于选择植被重建的缔约方来说，一种“优良做法”是对受影响的土地提供自己的与来自所有库的排放和清除相关联的不确定性评估数。它们可能来自以下方面：使用第 2 层和第 3 层方法评估由植被重建引起的排放量和清除量（见 5.2 节“不确定性的识别和量化”）。

当缺少活动数据或未对其进行充分证明时，就有可能出现一些问题。应用比例因子所必要的活动数据（即耕作方法和有机改良方面的数据）在当前数据库/统计资料中可能无法提供。使用特定耕作方法或有机改良的农户比率的估值应该以专家判断为依据，所以范围应该在估计的比率内。作为比率估值中的不确定性默认值，建议采用 ± 0.2 （例如，使用有机改良的农户比率估计为 0.4，不确定性的范围为 0.2-0.6）。《2000 年优良做法指南》的第六章（实践中不确定性的量化）和本报告第五章（交叉问题）就实践中不确定性的量化问题提出了建议，包括将专家判断和以经验为依据的数据组合在一起，形成总的不确定性估值。

4.2.4.2.3 减少不确定性

以定量方式估计不确定性有助于确定不确定性的主要来源和精确地确定有可能加以改善的面积，以便在今后的评估中减少不确定性。特别是对于《京都议定书》的报告来说，建议设法将总的不确定性估值传达给有关的机构和（或）公司，鼓励加以改进，即减少今后报告的估值中的不确定性。建立可能有助于减少不确定性的机构手段和程序也是一种“优良做法”。例如，一个国家可特意选择使用一种以上的程序估计不确定性。这将会为同一国家和同一数据类别产生互补的结果，促进对不一致性的可能来源的进一步研究，最终提高估值的稳健性。

如果土地利用变化范围台内的面积本身在分层方案内是作为一个类别而不是作为土地利用面积的两个总估值之间的差额估计的，这往往就能减少不确定性。

确定面积需要作额外的努力，它应该有助于在评估《京都议定书》活动范围内的面积中减少不确定性。

采取使数据收集的设计、程序和频率更加系统的手段，比如说（只要有可能）制定长期的从统计上讲是健全的监测计划，不确定性就有可能减少。

4.2.4.3 报告和文件

4.2.4.3.1 报告

使用前面描述的和在专门论述活动的 4.2.5 – 4.2.10 节中描述的方法估计的、由土地利用、土地利用变化和林业活动形成的温室气体人为源排放和汇清除，必须像《马拉喀什协议》中概述的那样进行报告³⁶。有关定义和选定活动的信息必须在第一承诺期（到 2006 年底）前报告，而许多补充信息必须在第一承诺期内每年报告。表 4.2.4a 和 4.2.4b 分别概括了需要报告的信息，但是与清除单位（RMU）核算相关联的信息则不包括在内。报告这些表中所要求的信息是一种“优良做法”。

《京都议定书》规定的年度报告必须包括第三条第 3 款和第 4 款所指活动（如果选择的话）范围内的土地面积的估值、这些土地面积上的源排放和汇清除的估值以及相关的不确定性，应使用 4.2.5 到 4.2.7 的表格。将有关用于确定土地和估计排放量和清除量的方式方法的额外信息列入这些报告，也是一种“优良做法”。

³⁶ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 22-24 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件第 4-9 段。

表 4.2.4a 需在 2007 年 1 月 1 日前或《京都议定书》对缔约方生效后一年（以时间在后者为准）报告的清单补充信息 ³⁷		
需报告的信息	详细信息	《马拉喀什协议》 中的参考部分 ³⁸
缔约方对森林的定义	<ul style="list-style-type: none"> • 一个 0.05 至一公顷之间的最低限度土地面积值； • 界定该面积空间构形的最低宽度（见 4.2.2.5.1 节）； • 一个最低限度在 10%—30%之间的树冠覆盖率； • 一个最低限度在 2 至 5 米之间的树高值； • 证明此类数值与历史上向联合国粮食和农业组织和其它国际机构报告的情况是一致的，如有不同，应说明选择此类数值的原因及方法。 	8 (b) 和-/CMP.1 决定草案(LULUCF)附件第 16 段， FCCC/CP/2001/13/Add.1, 第 61 页
第三条第 4 款下选定活动	<ul style="list-style-type: none"> • 缔约方选择的清单 • 关于第五条第 1 款下的缔约方国家系统如何确定与选定活动相关联的土地面积的信息 • 关于缔约方如何解释第三条第 4 款活动的定义的信息（例如，哪些活动列在森林管理项下） 	8 (b) 8 (c)
在第三条第 4 款活动中缔约方自身的优先条件或等级安排	<ul style="list-style-type: none"> • 像 4.1.1 节中概述的，确定第三条第 4 款活动中的优先条件和/或等级安排，为估计和报告程序提供方便，从而将土地仅分配给第三条第 4 款活动中的一项活动，可视为一种“优良做法”。 	

³⁷ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.2 第 56 页的-/CMP.1 号决定草案（配量核算方法）第 2 段。

³⁸ 本列中各项指的是载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.2 第 57-72 页的-/CMP.1 号决定草案（配量核算方法）附件中的相关段落。表中没有必要提到所有相关的法律文本。

表 4.2.4b 需根据《马拉喀什协议》报告的第一承诺期年度温室气体清单补充情况（斜体部分直接援引自《马拉喀什协议》的相关段落）		
需报告的信息	详细信息	《马拉喀什协议》中的参考部分 ³⁹
与土地相关的信息		
用于确定地理位置和土地单位的方法	包含下列各项的地区边界的地理位置： (1) 第三条第 3 款活动范围内的土地单位； (2) 本该另行列入第三条第 4 款选定活动范围内，但在第三条第 3 款所述活动范围内的土地单位 [...]； (3) 第三条第 4 款选定活动范围内的土地。	6 (b)
空间评估单位	用于确定造林、再造林和毁林的核算面积的空间评估单位	6 (c)
关于估计排放量和清除量的方式方法的信息		
对所用方法的说明	估计排放量和清除量应该使用本报告中详细论述的在《IPCC 指南》中提供的方法和-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）中提出的原则。使用的方法应该报告，应提供关于第三条第 3 款和第 4 款所涉土地的报告方式（报告方式一、二或两种方式的结合）、用于土地确定的方法以及用于估计排放量和清除量的层级等信息。应该透明地描述国家使用的方法、模型、参数和其它相关情况，并说明它们是怎样改善报告准确性的。用于清单的假设和方法应予以明确说明，以为报告的使用者复制和评估提供方便，同时考虑《马拉喀什协议》-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）第 1 款(a)、(b)、(d)、(g)、(h)项中的原则，参考文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1, 第 56 页。	见 6 (a)
缺漏任何碳库的正当理由	关于可能具有但未核算的下列库的信息：地上部生物量、地下部生物量、枯枝落叶层、死木和/或土壤有机碳，以及能够证明这些未核算的库不构成人为温室气体净排放源的信息。	6 (e)
有关影响温室气体排放量和清除量的间接因素的信息	还应该提供信息说明以下情况：第三条第 3 款所述土地利用、土地利用变化和林业活动和第三条第 4 款的选定活动导致的温室气体人为源排放量和汇清除量是否排除了下列因素产生的清除量： (a) 高于工业化以前水平的增高的二氧化碳浓度； (b) 间接的氮沉降； (c) 1990 年 1 月 1 日以前的活动导致的树龄结构的动态效应。 (见 4.2.3.5 节)	7
数据和方法的变化	上一年报告以来在数据或方法方面发生的任何变化，例如在方法的选择、活动数据收集方法、活动数据、探测困难（例如在估计 D 面积时采伐与毁林的区别）、在计算中使用的参数方面，应以一种透明的方式报告。报告应包括以下情况：这些变化是否也已应用于前几个清单年的报告，以确保时间序列的一致性。	10

³⁹ 本列中的各项指的是载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 21-29 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件中的相关段落。在表中没有必要提到所有相关的法律文本。

表 4.2.4b (续)		
需根据《马拉喀什协议》报告的第一承诺期年度温室气体清单补充情况（斜体部分直接援引自《马拉喀什协议》的相关段落）		
需报告的信息	详细信息	《马拉喀什协议》中的参考部分 ⁴⁰
其它一般方法问题	有关方法问题的任何额外相关信息，诸如测量间隔、扰乱、年间变异性等（见 4.2.3）。	
第三条第 3 款和第 4 款所述活动的具体信息		
第三条第 3 款的具体信息	<ul style="list-style-type: none"> 提供信息证明第三条第 3 款所述活动开始于 1990 年 1 月 1 日或其后以及承诺期最后一年的 12 月 31 日前开始进行的，并且是由人类直接引起的； 提供信息说明森林受到采伐或扰乱后又重建森林的情况如何区别于毁林的； 提供以下信息是一种“优良做法”：已经失去森林覆盖但又不能列为毁林（因此将仍列为需在下次清单中加以重新评估的森林）的森林面积的大小和地理位置。 	8 (a) 8 (b)
第三条第 4 款的具体信息	提供信息证明第三条第 4 款所述活动是 1990 年 1 月 1 日之后发生的，并且是人类引起的。	9 (a)
与源排放量和汇清除量估值有关的信息 (对于报告数据，可见表 4.2.5-4.2.6)		
温室气体源排放量和汇清除量估值	自承诺期开始或活动启动时开始（以时间在后者为准）以来的，第三条第 3 款所述的由人类引起的活动和第三条第 4 款项下选定活动（如果有的话）以及在当年或前几年报告的所有地理位置的源排放量和汇清除量估值。如果属于活动开始以来的情况，则还必须列入活动开始年。	见 6 (d)
	[...] 第三条第 3 款和第 4 款的估值应该与来自《京都议定书》附件 A 所述来源的人为排放量明确区分开来。 [...]	5
造林和再造林	提供信息说明自 1990 年以来在土地单位上造林和再造林后在第一承诺期内因采伐在土地上造成的温室气体排放量和清除量与-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）第 4 段的要求是一致的。	8 (c)
农田管理、放牧地管理和植被重建	提供在确定的地理位置上的每一种选定活动在承诺期每一年和基准年的人类所引起的温室气体人为源排放量和汇清除量，不包括在《IPCC 指南》农业部门下报告的排放量。	9 (b) 和-/CMP.1 决定草案 (LULUCF) 附件第 9 段, FCCC/CP/2001/13/Add.1, 第 59 页
在第三条第 3 款和第 4 款活动之间不存在重叠	提供信息证明由第三条第 4 款选定活动导致的源排放量和汇清除量未计入在第三条第 3 款所述活动范围内。	9 (c)
排放量和清除量估值的不确定性	排放量和清除量估值应在缔约方大会/缔约方会议通过的任何 IPCC 优良做法指南所详细阐明的置信度内，并与缔约方大会/缔约方会议有关土地利用、土地利用变化和林业的相关决定相一致。	6(d), 脚注 5

⁴⁰ 本列中的各项指的是载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 21-29 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件中的相关段落。在表中没有必要提到所有相关的法律文本。

一种“优良做法”是使用下面 4.2.4.3.2 节中阐述的坐标值来报告包含第三条第 3 款活动范围内的土地单位和第三条第 4 款选定活动范围内的土地的界限的地理位置。这一信息可归纳在一张地图上，以便能直观显示并实现数据共享。通过下面的土地转变矩阵（表 4.2.5）来报告缔约方已经核算了所有已发生造林、再造林和毁林以及第三条第 4 款所述活动（如果选择的话）的面积，也是一种“优良做法”。表中的对角线单元表示仍然属于同一类别（例如，森林管理土地仍然是森林管理土地）的土地面积，其它单元表示转换为其它类别（例如，农田转换为造林地）的土地面积。在连续的清单上核算总面积的任何变化是一种“优良做法”。

一种“优良做法”是使用表 4.2.6a-c 和 4.2.7 来报告年度估值。对于第三条第 3 款和第 4 款所涉活动（表 4.2.6a 和 4.2.6b），数据必须按地理位置提供，而项目（表 4.2.6c）数据则必须按项目来填写。《马拉喀什协议》还要求，除了用于当前清单年的数据外，缔约方还应报告基准年有关农田管理、放牧地管理和植被重建的这类情况。对于缔约方未选择的第三条第 4 款下的那些活动，则不必报告。

在填写那些表格时，切记插入每一个库的碳储量变化，并采用适当的符号。在报告碳储量变化时，碳储量增加时碳的单位应用正号，碳储量减少时则应用负号。对每一地理位置都要将所有变化加在一起，随后乘以 44/12，将碳储量变化转换为二氧化碳排放量或清除量。这种转换还涉及到用于估计的方程式的符号变化。报告非二氧化碳温室气体排放量时应用正号，因为它们代表在大气中的大量增加。

表 4.2.7 是有关清单年碳储量变化的一张简表，这些变化是由第三条第 3 款和第 4 款所述活动引起的。一种“优良做法”是，如果选择了农田管理、放牧地管理和/或植被重建，则对基准年也使用这张表格。该表概括了按一个国家内所有碳库和层中的活动分列的的汇编表数据。

除了表 4.2.6a-c 和 4.2.7 中各自的数据，报告用于计算碳储量变化及 CH₄ 和 N₂O 排放量以及计算不确定性的基本假设和因素，这是一种“优良做法”。此类信息可使用第三章中的工作单获取，或从佐证使用较高级别或其它方法得到的估值的同等信息中获取。

《马拉喀什协议》包含这样一个条款：由第一承诺期内造林/再造林土地上林木的采伐引起的碳储量变化，不应导致碳减少大于以前对那一土地单位核算的碳增量（见表 4.2.4）⁴¹。如果在清单年存在此类土地单位，将它们与造林/再造林土地区分开来并在表 4.2.6 至 4.2.7 中分开报告（及相关联的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量），不失为一种“优良做法”。尽管这是一个与核算有关的问题，在这里提到它是因为执行这一规定可能需要清单数据。

最后，对于每一个碳库、每一种温室气体和地理位置，应该报告第三条第 3 款和第 4 款项下每项活动独立的年度不确定性估值。估值应该使用根据表 4.2.6a、4.2.6b 和 4.2.6c 的模型生成的表格报告。当选择农田管理、放牧地管理和（或）植被重建时，应该提交单独的基准年表。建立不确定性估值需限制在作为表 4.2.6a、4.2.6b 和 4.2.6c 中报告的源排放量或汇清除量（或储量变化）的百分比表述的 95% 的置信范围。

⁴¹ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 59 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 4 段。

表 4.2.5
土地转变矩阵:清单年和上一年各种活动范围内的土地面积 (公顷)

请注意：矩阵中的某些转变是不可能的（例如，一旦土地列入 A、R 或 D 活动范围，在下一年它就不可能列入 FM、CM、GM 或 RV 活动范围）

清单年:

		按活动分列的土地清单年									
		A	R	D	FM (如果选择)	CM (如果选择)	GM (如果选择)	RV (如果选择)	其它	合计	
按活	A										
动分	R										
列的	D										
清单	FM (如果选择)										
前一	CM (如果选择)										
年土	GM (如果选择)										
地	RV (如果选择)										
	其它										
	合计										

表 4.2.6a

用于报告清单年的以下每项活动/土地的碳储量变化和二氧化碳源排放量和汇清除量的表格：(一) A 和 R¹，在第一承诺期未采伐；(二) A 和 R^{1,2}，在第一承诺期被采伐；(三) A 和 R¹，也在第三条第4款选定活动范围内³；(四) D；(五) D，也在第三条第4款选定活动范围内³；(六) FM，如果被选择。(一)+(二)=A 和 R 土地。(四)=所有 D 土地。(一)+(二)+(四)=(三)+(四)=所有 A、R 和 D 土地(第三条第3款)。(六)必须不包括任何 A、R 或 D(第三条第3款)的土地。(三)和(五)仅为信息目的提供⁴。

地理位置 ⁵		活动面积 (ha)	碳储量的增加(+)和减少(-) ⁶				总的碳储量变化 (Gg C/yr)	由碳储量的变化导致的排放 (+)或清除(-) ⁸ (Gg CO ₂ e/yr)	CH ₄ 排放 (Gg/yr)	N ₂ O 排放 (Gg/yr)
序列号	ID ⁹		地上部生物量 (Gg C/yr)	地下部生物量 (Gg C/yr)	枯枝落叶层 (Gg C/yr)	死木 (Gg C/yr)				
1										
2										
3										
...										
N										
活动合计										

请注意：使用允许单独报告库的增加（如生长等）或减少（如采伐）的第1层或第2层方法的国家，还应该通过适当地扩大表格来这样做。在这些情况下，也应该报告储量净变化，随后利用这些数据来计算总的储量变化。

- 1 当用同一方式处理造林(A)和再造林(R)活动时，它们可一起报告。将被采伐的造林和再造林土地与那些在第一承诺期未采伐的土地分开是必要的，因为-/CMP.1 决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第4段有这方面要求，参考文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1，第59页。
- 2 如果在清单年 A 和 R 土地已被采伐，那么适用允许各国限制由采伐造成的碳减少的碳核算特别细则。这要求跟踪在前几个清单年或承诺期获得的“碳增量”。
- 3 本应列入第三条第3款所述活动范围的但可能另外列入第三条第4款选定活动范围的土地单位必须报告（参考载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3，第22页中的-/CMP.1 决定草案（第七节）附件第6段(b)(2)项）。
- 4 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3，第22页中的-/CMP.1 决定草案（第七节）附件第6段，特别是6(b)。
- 5 地理位置是指包含第三条第3款所述土地单位和第三条第4款所述土地的面积。
- 6 如果某一个库不报告，则必须正式提出“NR”（不报告），并且必须证明该库不是源。
- 7 “总的碳储量变化”是所有5个库中的碳储量变化之和。
- 8 先将总的碳储量变化乘以44/12转换为二氧化碳，随后将符号反过来以遵照排放量/清除量报告的惯例行事，以此来计算排放量/清除量。
- 9 ID：地理位置的唯一标识符。

表 4.2.6b

报告清单年的以下第三条第 4 款所涉每项活动/土地的碳储量变化和汇清除量的表：(一)CM；(二)GM；(三)RV。报告那些发生在矿质土壤和有机土壤上的活动应使用单独的表（或在表中单列一行）。如果“含石灰 CO₂ 排放”适用的话，对地理位置应填“含石灰 CO₂ 排放”列。（详情见 4.2.8 和 4.2.9 节。）
基准年也应提供这些表

地理位置 ¹		活动面积 (ha)	碳储量的增加(+)和减少(-) ²				总的碳储量 变化 ³ (Gg C/yr)	由碳储量的变化 导致的排放(+)或 清除(-) ⁴ (Gg CO ₂ e/yr)	含石灰 CO ₂ 排放 (Gg CO ₂ e/yr)	CH ₄ 排放 ⁵ (Gg/yr)	N ₂ O 排放 ⁵ (Gg/yr)
			地上部生 物量 (Gg C/yr)	地下部生 物量 (Gg C/yr)	枯枝落叶 层 (Gg C/yr)	死木 (Gg C/yr)					
系列号	ID ⁶										
1											
2											
3											
...											
N											
活动合计											

¹ 地理位置是指包含第三条第 4 款活动范围内的土地的面积。

² 如果某一个库不报告，则必须正式提出“NR”（不报告），并且必须证明该库不是源。

³ “总的碳储量变化”是所有 5 个库中的碳储量变化之和。

⁴ 先将总的碳储量变化总乘以 44/12 转换为二氧化碳，随后将符号反过过来以遵照排放/清除报告的惯例行事，以此来计算排放量/清除量。

⁵ 对于 CM、GM 和 RV（如果选择的话），这里报告甲烷和氧化亚氮排放量只是出于透明目的。它们同《京都议定书》附件 A 农业部门的源一起报告。

⁶ ID：地理位置的唯一标识符。

表 4.2.6C

报告清单年第六条所述项目的碳储量变化和非二氧化碳源排放量和汇清除量的表。
对于每一类型的活动必须提供表的副本。

项目活动: 清单年:	项目 ID ¹	项目面积 (ha)	碳储量的增(+)或减(-) ²				由碳储量变化导致的排放(+) ⁴ 或清除(-) ⁴	CH ₄ 排放 (Gg/yr)	N ₂ O 排放 (Gg/yr)
			地上部生物量 (Gg C/yr)	地下部生物量 (Gg C/yr)	枯枝落叶层 (Gg C/yr)	死木 (Gg C/yr)			
1									
2									
3									
...									
N									
活动合计									

¹ 项目 ID 是项目的唯一标识符。

² 如果某一个库不报告, 则必须正式提出“NR”(不报告), 并且必须证明该库不是源。

³ 如果使用的是临时块, “总的碳储量变化”是所有 5 个库的碳储量变化之和, 但如果使用的是固定块, 则每一组成部分中的储量变化应该按块概括, 均值和置信区间的计算应该包括所有的块。详情见 4.3 节。

⁴ 先将总的碳储量变化乘以 44/12 转换为二氧化碳, 随后将符号反过来以遵照排放/清除报告的惯例行事, 以此来计算排放量/清除量。

表 4.2.7
按第三条第 3 款和第 4 款和第六条所述活动分列的清单年温室气体源排放量和汇清除量简表。
请注意：报告排放量应适当运用 4.2.2.2 节中详述的两种报告方式中的一种。

清单年：				
活动	面积	CO ₂ 排放(+)或 清除(-)	CH ₄ ⁴	N ₂ O ⁴
	(ha)	(Gg CO ₂ e/yr)	(Gg/yr)	(Gg/yr)
在第一承诺期末采伐的 A 和 R ¹				
在第一承诺期被采伐的 A 和 R ¹				
也列入第三条第 4 款选定活动范围的 A 和 R ^{1,6}				
D				
也列入第三条第 4 款选定活动范围的 D ⁶				
第三条第 4 款 FM 活动（如果选择的话）				
第三条第 4 款 CM 活动（如果选择的话） ²	矿质土壤 ⁵			
	有机土壤 ⁵			
	含石灰			
第三条第 4 款 GM 活动（如果选择的话） ²	矿质土壤 ⁵			
	有机土壤 ⁵			
	含石灰			
第三条第 4 款 RV 活动（如果选择的话） ²	矿质土壤 ⁵			
	有机土壤 ⁵			
	含石灰			
第 6 条 A 和 R 活动 ³				
第 6 条 FM 活动 ³				
第 6 条 CM 活动 ³				
第 6 条 GM 活动 ³				
第 6 条 RV 活动 ³				

¹ 当用同一方式处理造林(A) 和再造林 (R) 活动时，它们可一起报告。将已采伐的造林和再造林土地与那些在第一承诺期末采伐的土地分开是必要的，因为-/CMP.1 决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 4 段有这方面要求，参考文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1，第 59 页。

² 如果选择 CM、GM 和/或 RV，应该完成并提交基准年的该表副本。

³ 与提交报告的缔约方主持的第六条项目有关的排放量和清除量，如果有的话，应该在最后 5 行中报告，承认它们已经隐含在本表所报告的第三条第 3 款和第 4 款活动的国家估值中。在将清除单位转为排放减少单位时将在核算阶段避免重复计算。

⁴ 对于 CM、GM 和 RV（如果选择的话），这里报告甲烷和氧化亚氮排放量只是出于透明目的。它们同《京都议定书》附件 A 农业部门的源一起报告。

⁵ “矿质土壤”和“有机土壤”标题是按照第四章 CM、GM 和 RV 节中按源和汇划分的分类标题。它应视情况（即防护林带……）包括发生在土壤分别为矿质土壤和有机土壤的农田、放牧地或植被重建土地上的所有碳库，而且对于每一项活动都应该等同于表 4.2.6b “总的碳储量变化” 一系列的总数。

⁶ 也列入第三条第 4 款选定活动范围的造林 (A)、再造林(R) 和毁林(D) 土地已包括在 A/R 和 D 的总和中。

4.2.4.3.2 提供文件证明

作为说明清单管理要求的一部分，《马拉喀什协议》概述了《京都议定书》所述的提供文件证明的要求。⁴²

对所有信息，即用于产生温室气体源排放量和汇清除量估值的基本数据和对所使用的方法、假设和参数的说明或引证，提供文件证明并将这些信息存档，这是一种“优良做法”，那些信息能使独立审核者了解编制所报估值的过程。应该分两步提供经过整理的数据和对方法的解释：土地确定及碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量评估。

提供文件证明还应该包括不确定性评估（也见 4.2.4.2 节“不确定性评估”）、质量保证/质量控制程序、内外审查、核实活动和关键类别确定（见第五章“交叉问题”）等信息。

活动的定义和确定

说明怎样根据国情解释《马拉喀什协议》对第三条第 4 款选定活动的定义，是一种“优良做法”。比如说，如果仅是《气候公约》温室气体清单中报告的经营林的一部分列入了《京都议定书》报告的森林管理项下，则应该提供用于区分“森林管理”项下的森林和“经营林”的标准。还应该提供文件证明《气候公约》温室气体清单中的农田（或草地）与接受《京都议定书》报告所述农田管理（或放牧地管理）的土地之间的差异。

提供数据的文件证明

尤其当使用报告一方式时，由一国分层产生的地理界限所包含的面积应按表中的唯一序列号加以确定。需以相互参照的方式引导这些序列号参考数据库或其它档案（土地利用、土地利用变化和林业档案），后者从已经确定的法律或行政界限角度或通过现有的坐标系统，比如说已建立的国家格网系统、UTM 格网（统一横轴默卡托）或经纬度，明确说明了位置。

提供温室气体排放量和清除量估值的文件证明必须包括：

- 在计算中使用的所有数据的来源（例如全面列举作为数据来源的统计数据库）；
- 在无法直接从数据库获得数据的情况下（比如说，如果应用了内插或外推方法）用于产生所报告的数据和结果的信息、依据和假设；
- 数据收集的频率；
- 相关联的不确定性估值，同时附有对不确定性主要来源的说明。

对用于土地确定及排放量和清除量估计的方法的说明

方法应该用以下信息加以证明：

- 对第三条第 3 款和第 4 款活动范围内的土地的报告方式的选择（报告方式一和方式二），或者对报告方式的说明（如果将两种方式结合在一起使用）；
- 对用于地理定位和确定地理界限、土地和土地单位的方法的说明；使用的地图资料（如果有的话）；
- 对用于估计温室气体排放量和清除量的层级的选择；
- 用于估计碳储量变化、非二氧化碳温室气体排放量和相应的不确定性大小的方法；
- 活动数据的选择；

⁴² 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 9 页的-/CMP.1 号决定草案（第五条第 1 款）附件第 16(a)段。

- 如果使用第 1 层：使用的默认参数及排放/清除因子的所有值；
- 如果使用第 2 层：使用的默认参数及国家参数及排放/清除因子的所有值和参考值；
- 如果使用第 3 层：对所用方法的科学基础的说明或引证，对估计碳储量变化和排放量或清除量的程序的说明；
- 在使用第 2 层或第 3 层的情况下，所提供的文件应该证明具体的参数、因素或模型的使用是正确的；
- 证明未列入报告的库不是源的信息是透明的并可核实的。

对波动的分析

对所报告的排放量或清除量在各年之间存在重大波动一事作出解释，是一种“优良做法”。对在活动水平和参数值方面每年发生的任何变化，应该提供文件说明变化的原因。如果变化的原因是方法得到了改善，那么使用新的方法、新的活动和/或新的参数值重新计算前几年的结果，也是一种“优良做法”（见第五章 5.6 节“时间序列的一致性和重新计算”）

4.2.4.4 质量保证和质量控制

第五章 5.5 节（质量保证和质量控制）论述了专门针对类别的质量控制程序。实行该节概述的质量控制核查和对排放量估值的专家审查，是一种“优良做法”。5.5 节的第 2 层程序中概述的额外质量控制核查及质量保证程序可能也可以应用，特别是如果使用较高级别的方法来估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的话。在《2000 年优良做法指南》附录 4A.3 中描述了对实地测量的清单质量保证/质量控制的详细讨论。

现对某些重要的问题特强调和归纳如下。

在汇编数据时，从多方面将温室气体排放量和清除量估值与独立的估值反复核对是一种“优良做法”。清单编制机构应该确保通过以下方法对估值实行质量控制：

- 将综合生产数据（例如，作物产量、树的生长）和报告的面积统计资料与国家的总数或国家数据的其它来源进行相互参照（例如，农业/林业统计资料）；
- 对综合排放数据和其它数据的国家排放/清除因子作后向计算；
- 将报告的国家总数与默认值和其它国家提供的数据加以比较。

核实一下用于估计各种排放量/清除量的分类面积之和是否等于按照第二章和第三章中的指导（使用土地利用/土地利用的变化矩阵）报告的活动的总面积，也是一种“优良做法”。

4.2.4.5 核实

第五章 5.7 节（核实）为核实提供了“优良做法指南”。

4.2.5 造林和再造林

本节详细论述就适用于所有活动的方法展开的一般讨论（4.2 节“估计、测量、监测和报告第三条第 3 款和第 4 款所述土地利用、土地利用变化和林业活动的方法”），它应结合本章前面介绍的一般讨论一起阅读。

4.2.5.1 定义问题和报告要求

按照《马拉喀什协议》，造林和再造林是指由人类活动直接引起的土地由另一种土地利用转为林地的活动。该定义不包括采伐后或受到自然扰乱后的重新种植或再生，因为这些森林覆盖层的暂时灭失不视为毁林。采伐后的再生被视为一种森林管理活动。两种活动之间的区别在于，造林发生在至少已有 50 年不是森林的土地上，而再造林发生在不久以前还是森林的土地上，尽管不是 1989 年 12 月 31 日以后。为了识别土地单位，造林和再造林将放在一起讨论，因为两种定义仅是时间上存在差别，它们最后都种上了树，再则适用于这两种活动的碳报告和核算规则也是一样的。在计算造林和再造林后的碳储量变化时，对枯枝落叶层、死木和土壤有机碳库最初的规模和构成的假设应该反映前面的土地利用类型和历史，而不是造林地点和再造林地点之间的区别。

年度清单至少应该（对于 4.2.2.2 节中的报告方式而言）：

- 确定包含造林和再造林活动范围内的土地单位的面积界限的地理位置（包括本该行列入属于第三条第 4 款所选活动的土地的属于第三条第 3 款所述活动的土地单位）。所报告的地理界限应该像 5.3 节中描述的那样与土地面积估计中的层相吻合；
- 对于这些面积或层中的每一个来说，确定两个子类中受造林和再造林活动影响的土地单位面积的估值，这两个子类一个是第三条第 3 款所述土地单位和本该行列入第三条第 3 和第 4 款所述范围的土地单位；
- 确定造林和再造林活动的起始年，它应在 1990 年 1 月 1 日到清单年结束之间。在面积界限内，造林和再造林活动开始的年份可能不同。一种“优良做法”是将造林和再造林的土地单位按树龄归类，分别按每一树龄级报告那些面积；以及
- 确定在每一生产率级中列入造林和再造林范围内的土地单位的面积和树种组合，以分配生长率估值并支持碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的计算。

一种更全面的系统（4.2.2.2 节中的报告方式二）使用以下方法确定自 1990 年以来属于造林和再造林活动的每一土地单位（还有在两个子类中，即第三条第 3 款的土地单位和本该行属于第三条第 3 款和第 4 款的土地单位）：多边形界限，一种坐标系统（如统一横轴默卡托投影格网或经纬度），或对属于造林或再造林活动的土地位置的法律说明（如土地所有权局所使用的说明）。第二章（土地面积一致表述的基础）详细论述了一致表述土地面积的可能方法。

4.2.5.2 用于确定由人类活动直接引起的造林/再造林活动范围内的土地单位的方法选择

缔约方需报告自 1990 年以来承诺期内造林和再造林（AR）活动范围内的面积上碳储量的变化和非二氧化碳温室气体的排放量。这一过程的第一步是，在《马拉喀什协议》允许的范围内针对森林定义选择国家参数，即面积最低限度为 0.05 公顷至一公顷，树冠覆盖率最低限度为 10%-30%（或相当的储量水平），成年期林木的树高最低限度为 2-5 米，并在表 4.2.4a 所列的年度温室气体清单中报告这些参数。正如 4.2.2.5.1 节中所解释的，一种“优良做法”是选择森林面积最低宽度参数。参数一旦选定，就能确定造林和再造林活动范围内的土地单位。

确定造林/再造林活动范围内的土地单位需要划定面积的界限，即面积：

- 符合或超过适用森林定义中国家最低面积的规模（即 0.05 公顷至一公顷），
- 不符合 1989 年 12 月 31 日时的森林定义，和
- 作为由人类活动直接引起的活动造成的结果，不符合评估时和 1990 年 1 月 1 日后的森林定义。

应该注意的是，尚不符合树高或树冠覆盖率最低限度标准的幼树也能符合森林定义，但预期它们在成年时能达到这些参数的阈值。

一种“优良做法”是对下列两种面积做出区分，一是在 1989 年 12 月 31 日时不符合森林定义中树冠覆盖率阈值的面积，例如因为最近进行了采伐或者受到了自然扰乱；二是在该日期还没有森林的面积，因为仅后者适合于《马拉喀什协议》所述的造林和再造林活动。《马拉喀什协议》要求缔约方提供用于区分森林受到采伐或扰乱但后又重新植林与毁林的标准⁴³。在评价一土地单位是否符合森林定义时运用同一标准，是一种“优良做法”。例如，如果一国使用“采伐后的时间”标准来区分森林覆盖的暂时灭失与毁林，并明确规定采伐过的面积将在 X 年内出现再生林，则只有在 1989 年 12 月 31 日以前采伐时间超过 X 年的并且未出现再生林的那些面积才适合列入再造林，因为只有它们在 1989 年 12 月 31 日时被视为非森林。同样，在 1989 年 12 月 31 日之前受到野火或其它自然扰乱的扰乱超过 X 年的并且未再生林的面积在 1989 年 12 月 31 日归类为非森林类，因此适于列入再造林活动范围内。

正如 4.2.2.2 节中论述的（第三条第 3 款和第 4 款所述活动范围内的土地的报告方式），缔约方可选择报告所有属于第三条第 3 款活动的土地单位的全面清单，也可选择将土地分成面积层，即界定这些面积的界限，随后为每一面积编制估值或造林、再造林和毁林活动范围内的土地单位清单。将各种方法组合在一起使用也是可以的：可以为某些层编制所有土地单位的全面空间清单，而为本国的其它层编制基于抽样方法的估值。

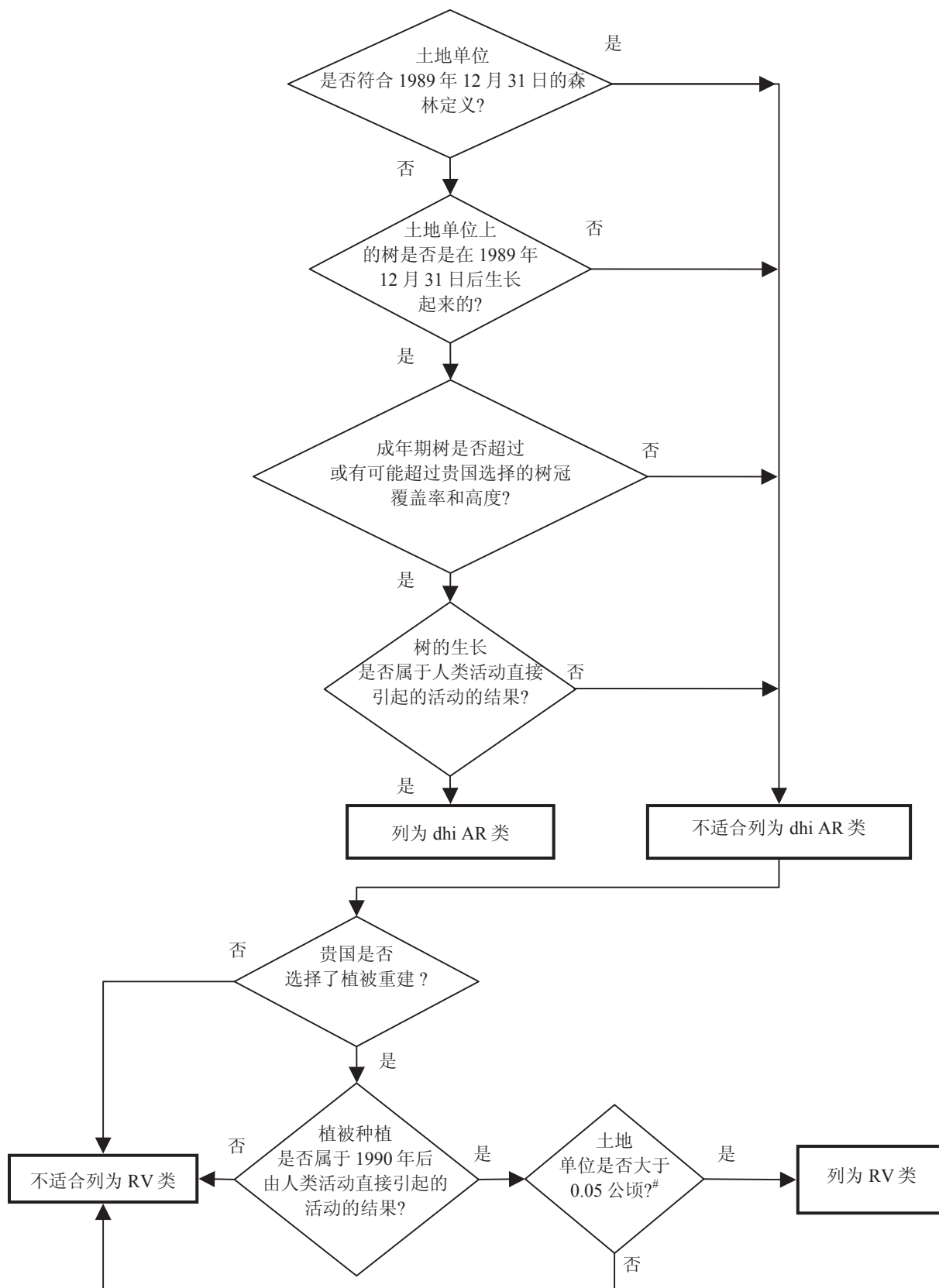
缔约方选择何种方法编制造林和再造林活动清单将取决于自身的国情。一种“优良做法”是使用第二章（土地面积一致表述的基础）中的方法三来确定 1990 年以来造林和再造林活动范围内的土地单位。如上面所论述的，这要求方法三中的空间分辨率满足确定森林最低限度面积的要求，即 0.05 公顷至一公顷。4.2.8.2 节将讨论可提供用来确定属于造林和再造林活动的方法。一种“优良做法”是提供以下方面的信息，即像上面 4.2.4.2 节中论述的属于造林和再造林的土地单位的总面积估值中的不确定性。

一种“优良做法”是提供文件证明列入已确定的土地单位的所有造林和再造林活动是由人类活动直接引起的。相关的证明应包括森林管理记录或其它证明已做出决定重新种植或允许通过其它手段再生森林的文件资料。

在某些情况下，新植的树是否将超过森林阈值，这一点或许还不清楚。造林/再造林活动与植被重建之间的差异在于植被重建不符合（也将不会）符合缔约方对森林的定义（即成年时的高度或最低限度的树冠覆盖率）。如果不能肯定一个土地单位上的树木将超过森林定义的阈值，一种“优良做法”是，不将这些面积作为已造林或再造林的土地报告，并等待确认（在晚些时候）这些参数的阈值已经超过或将被超过。在符合造林或再造林定义之前，这些土地单位的碳储量变化可在土地在利用变化之前已经报告的土地利用类别下报告，假定这个类别已被列入国家核算，例如作为农田或植被重建。（须注意：这一方法与对毁林的处理是一致的，即未被确认为毁林的土地单位仍然属于森林类——见 4.2.6.2.1 节）。图 4.2.5 提供了确定面积是否适合列入造林/再造林或植被重建类的决策树。

⁴³ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 23 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件第 8(b)段。

图 4.2.5 确定土地单位是否适合列入由人类活动直接引起的 (dhi) 造林/再造林 (AR) 或植被重建 (RV) 类的决策树



见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页的-/CMP.1 号决定草案 (土地利用、土地利用变化和林业) 附件第 1(e) 段。

下面的方框介绍了与本报告和《IPCC 指南》中关于在《气候公约》清单中报告土地面积及碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法的联系。

方框 4.2.2

与本报告第二章或第三章的联系

2.3 节（表述土地面积）：1990 年后转为林地的农田、草地、湿地、定居地和其它土地，应包括 1990 年至 2008 年间的所有转变，在以后的清单年应按年度报告转变情况。须注意：在《气候公约》清单中某些在 1990 年后转为森林的面积可能并不是通过人类活动直接引起的活动转变的。

与《IPCC 指南》的联系

无法以符合《马拉喀什协议》中对界限地理位置的要求的格式获得。

4.2.5.3 用于估计碳储量变化和非二氧化碳排放量的方法选择

对由造林和再造林活动引起的碳储量变化的估计，应与第三章中阐述的方法和它所包含的方程保持一致，并像用于《气候公约》报告那样应用在同一层级或更高层级上。幼树的生长特点不同于整个经营林的生长特点，所以，在《气候公约》清单（根据 3.2.2 节“转为林地的土地”编制的清单）不够详细、无法提供适用于幼林的信息的情况下，或许需要作一些特殊的规定。

在属于第三条第 3 款活动范围的面积上应用的是毛净核算，因此不要求提供基准年（即 1990 年）的碳储量变化信息。只估计和报告承诺期每年的生态系统碳储量的净变化和非二氧化碳温室气体排放量。

在第 1 层，生物量的增长用第三章 3.2.2 节（转为林地的土地）中的数据来确定。

在第 2 层，地区或国家的增长率将可作为林分树龄、树种或地点质量的一种函数提供，但是对于 0 至 23 年（在 1990 年栽种的树在 2012 年达到的林分树龄）的林分，数据有可能缺失。如果对于树龄在 23 年以上的林分存在生物量估值，那么对于树龄较短的生物量可以通过以下方式加以估计：使用一种适合于可为较老林分提供的数据的 S 形增长函数在已知值与零岁的零生物量之间进行内插。

在第 3 层，生物量增长率应该直接使用经过测量的数据、经过验证的增长模型或以经验为依据的显示树种和地点条件的适当组合的材积表来确定。一种“优良做法”是，作为任何第 3 层方法一部分的基于地面的实地测量包括在内，它既可以作为国家（或项目）森林清单的组成部分，也可以作为生长或材积森林监测系统的组成部分。

确定造林活动前的枯枝落叶层、死木和土壤有机碳库的规模和动态，可能要求使用为农田管理或其它土地利用所制定的方法（见第三章）。

下面的方框介绍了与本报告和《IPCC 指南》中关于在《气候公约》清单中报告碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法的联系。

方框 4.2.3

与本报告第二章或第三章的联系

第三章 3.2.2 节（转为林地的土地）

与《IPCC 指南》的联系

5 A 森林和其它木本生物量储量的变化（造林）。需要通过对造林/再造林活动的单独监测来确定

5 C 经营土地的撂荒（仅是转为森林的部分）

5 D 来自土壤的二氧化碳排放和清除（仅是造林/再造林部分）

5 E 其它（经营林中的 CH₄、N₂O）（仅是造林/再造林部分）

《IPCC 指南》中的默认方法不包括地下部生物量、死木、枯枝落叶层或非二氧化碳温室气体排放量。

4.2.5.3.1 受造林/再造林活动影响的库

造林/再造林活动往往涉及到场地的准备（砍伐和可能焚烧粗生物量残余物，以及耕犁整个面积或其中一部分），随后进行栽种或播种。这些活动不仅可能影响到生物量库，而且可能影响到土壤，如果在长有木本灌木的或林木稀疏的土地上造林的话，还会影响到土壤以及死木和枯枝落叶层。

《马拉喀什协议》要求缔约方估计承诺期内所有 5 个库的碳储量变化（见表 3.1.1），除非缔约方通过透明和可核实的信息证明某个库不是排放源⁴⁴，4.2.3.1 节中阐述了这方面的“优良做法”建议。一种“优良做法”是，将由栽种前的活动（场地准备或灌木清除等）引起的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量包括在内。由于在草地上造林，土壤中的碳有可能显示出某种下降趋势（如 Tate 等人，2003 年；Guo 和 Gifford，2002 年）。在栽种和播种后，碳的生态系统会有损失，其净损失有可能会持续许多年。因此，或许要求对该面积活动前的碳储量做出估计，以便对用于估计储量变化的模型进行初始化。由于在造林/再造林活动之前这个面积上不存在任何森林，因此，应该采用第三章相关各节（如有关农田的 3.3 节）中描述的方法进行评估。

对于承诺期内开始的造林或再造林活动，土地单位的情况应该在活动启动当年年初开始报告⁴⁵。场地准备和播种/栽种活动应该视为活动的一部分，因此应将承诺期内相关联的排放量包括在内。

4.2.5.3.2 承诺期内造林/再造林土地上的采伐

第一承诺期内的采伐可能会影响到通过造林和再造林活动建立的某些短期轮作林。《马拉喀什协议》允许缔约方限制由第一承诺期内此类采伐引起的碳的减量。⁴⁶

尽管这是一个核算问题，但是它影响到 1990 年以来属于造林或再造林活动范围的土地单位的碳监测和报告系统的设计。特别是，确定在承诺期清单年发生采伐的造林和再造林土地，并按年跟踪第一承诺期内这些土地上的碳

⁴⁴ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 62 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 21 段。

⁴⁵ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 23 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件第 6(d)段。

⁴⁶ “对于第一承诺期，继 1990 年后的造林和再造林之后在第一承诺期内由采伐引起的碳汇增量，不得超过该土地单位上核算的增量”（参见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 59 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 4 段。）。

储量变化和非二氧化碳温室气体排放量，使得它们能与这些土地单位以前获得的增量相比较，将不失为一种“优良做法”。

第三章中介绍的用于估计转为林地的土地上非二氧化碳温室气体排放量的方法适用于造林和再造林活动（见 3.2.2.4 节“非二氧化碳温室气体”）。如果属于造林和再造林活动范围的土地单位易受扰乱，则在第三章其它一些章节中介绍的方法也可能同样适用（例如，见 3.2.1.4.3 节“火灾”）。

4.2.6 毁林

本节论述适用于毁林活动的具体方法，它应该结合 4.2.2 至 4.2.4 节的一般讨论一起阅读。

4.2.6.1 定义问题和报告要求

按照《马拉喀什协议》的定义，毁林是指由人类活动直接引起的林地而非林地的转变。该定义不包括随后获得再生森林的采伐，因为这被视为一种森林管理活动。由自然扰乱，诸如野火、虫灾或风暴等造成的森林覆盖灭失也不视为由人类活动直接引起的毁林，因为在多数情况下，这些面积将会自然再生或在人的协助下再生森林。人的活动（1990 年以来），诸如农田管理或建设道路或定居地等，通过改变其森林覆盖因自然扰乱而遭到清除的面积上的土地利用阻止了森林的再生，这也被视为由人类活动直接引起的毁林。

年度清单至少应该确定（对于 4.2.2.2 节中的报告方式一而言）：

- 包含由人类活动直接引起的毁林活动范围内的土地单位的面积界限的地理位置。所报告的地理界限应该像 5.3 节中描述的与土地面积估计中的层相吻合；
- 对于这些面积或层中的每一个来说，受由人类活动直接引起的毁林活动影响的土地单位的面积估值，和也属于第三条第 4 款所选活动（农田管理、放牧地管理、植被重建）范围内的这些土地单位的面积估值；
- 通过来自多年清单的内插法估计的毁林活动发生的年份（1990 年或以后）；以及
- 在每一个新的土地利用类别（农田、草地、定居地）中属于由人类活动直接引起的毁林活动范围的土地单位面积，用以支持对碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的计算。

一种更全面的系统（4.2.2.2 节中的报告方式二）使用多边形界限，一种坐标系统（如统一横轴默卡托投影格网或经纬度）或对属于毁林活动范围内的土地位置的法律说明（如土地所有权局所使用的说明），确定每一个 1990 年后属于毁林的土地单位。第二章（土地面积一致表述的基础）详细论述了用于土地面积一致表述的可能方法。

缔约方还需考虑 5.3 节及 4.2.2 节中的指导，使用第二章（土地面积一致表述的基础）中概述的方法，确保毁林活动范围内的土地单位在土地利用的变化和其它清单数据库中得到适当的确认。《马拉喀什协议》要求将 1990 年以来属于由人类活动直接引起的毁林活动范围内的面积与也属于第三条第 4 款所选活动的 1990 年以来属于由人类活动直接引起的毁林面积分开报告。这将确保 1990 年后被毁林的（第三条第 3 款）但也属于其它所选土地利用（如农田管理等）（第三条第 4 款）的面积碳储量变化不被重复计算。

缔约方选择何种方法编制属于毁林活动范围内的土地单位清单取决于各国的国情。为了查明毁林面积，一种“优良做法”是使用 2.3.2 节中的方法三。4.2.2.2 节就报告第三条第 3 款活动范围内的土地单位的方法进行了一般讨论。

4.2.6.2 用于确定属于由人类活动直接引起的毁林活动范围内的土地单位的方法选择

《京都议定书》附件 B 缔约方必须报告在承诺期内的 1990 年以来（1989 年 12 月 31 日后）属于由人类活动直接引起的毁林活动范围内的土地面积上产生的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量。《马拉喀什协议》对毁林予以了定义⁴⁷。就《京都议定书》而言的毁林涉及到林地而非林地的转化。为对毁林进行量化，必须首先从潜在的树高、树冠覆盖率和最低限度面积等方面（如上面针对造林和再造林活动所说的）对森林做出界定。必须使用同样的森林定义参数值来确定毁林活动所涉土地面积。

一旦缔约方选择了它的森林定义参数值，即可确定任何时间点上的森林面积界限。从潜在的角度讲，只有这些界限内的面积才有可能列入毁林活动范围内。因此，不符合一国特有的森林定义最低限度要求的“植树面积”可不列入毁林类。

确定毁林活动范围内的土地单位需要划定下列土地单位：

1. 符合或超过国家最低限度森林面积的规模（即 0.05 公顷至一公顷）；
2. 已符合 1989 年 12 月 31 日时的森林定义，和
3. 作为由人类活动直接引起的毁林的结果，在 1990 年 1 月 1 日后的某一时间不再符合森林定义。

只有在土地单位属于由人类活动直接引起的森林转为非森林的情况下，土地单位才能被列入毁林类。因此，因自然扰乱造成森林覆盖灭失的面积也不视为毁林，即使改变了的物理条件延迟或阻止了再生，假定这些物理条件的改变不是由人类活动直接引起的行动造成的。然而，如果在受到自然扰乱后土地被用在了非森林活动上，这将会阻止森林的再生，必须将毁林视为由人类活动直接引起的活动。作为改变排水格局的结果（如道路建设或水坝）受到洪水影响的或洪水造成森林覆盖灭失的森林面积，被视为属于由人类活动直接引起的毁林活动范围的面积。

下面的方框介绍了与本报告和《IPCC 指南》中关于在《气候公约》清单中报告与毁林（森林转为其它土地利用）有关的土地面积的方法的联系。

方框 4.2.4

与本报告第二章或第三章的联系

像通过第二章中的方法三所确定的 1990 年以来转为农田、草地、定居地、湿地或其它土地的林地。

与《IPCC 指南》的联系

无法以符合《马拉喀什协议》中对界限地理位置的要求的格式获得。

⁴⁷ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58-59 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 1(d)、3 和 5 段：

“毁林”是人类直接引发的林地而非林地的转变。

为了确定应根据第三条第 3 款纳入核算系统的毁林面积，每个缔约方用于确定森林面积的空间评估单位应与确定造林和再造林所使用单位相同，但不得小于一公顷。

附件一所列每个缔约方应按照第七条报告如何区分毁林与森林受到采伐或扰乱但后来又重新植林的情况。这种信息须按照第八条加以审评。

4.2.6.2.1 毁林与森林覆盖暂时灭失的区分

缔约方必须报告它们是如何区分毁林与树木覆盖曾暂时遭到清除但目前仍为森林的面积⁴⁸，特别是遭到采伐或受到其它人为扰乱影响但预计将重植或自然再生的面积。一种“优良做法”是，制定并报告用于区分毁林与树木覆盖暂时遭到清除或灭失的标准。例如，缔约方可确定树木覆盖遭到清除与成功的自然再生或栽种之间预计的时间段（若干年）。这些时间段的长短可视地区、生物群落区、树种或地点条件而各异。在无诸如转为农田管理或定居地建设等土地利用变化的情况下，只要森林覆盖灭失后的时间短于预计的植树年数，无树木覆盖的面积也被视为“森林”。在这个时间段以后，在1989年12月31日时为森林的、后来因由人类活动直接引起的行动失去了森林覆盖又未得到再生的土地，则被认定为毁林的陆地，这块土地的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量也须重新计算并加在其它毁林面积的碳储量变化和排放量上。

尽管森林覆盖的灭失往往随时可以确定，如通过使用遥感图象对变化进行探测，但是将这个面积列为毁林类将更具挑战性。它涉及到对发生了森林覆盖灭失的土地单位以及周边区域的评估，并且一般需要多个来源的数据来补充能从遥感中得到的信息。在某些情况下，可由遥感图象确定新的土地利用情况，例如在可以确定农业收成或诸如房屋或工业建筑等基础设施的情况下。有关当前的或计划的土地利用变化和当前的或计划的森林再生活动方面的信息，可用于区分毁林与森林覆盖的暂时灭失。如果此类信息缺失或无法获得，只有时间的推移能告诉我们森林覆盖的灭失是不是暂时的。在不存在土地利用变化或基础设施发展的情况下，在森林再生时间过去之前，这些土地单位仍然列为森林类。应该注意的是，这需与建议用于造林和再造林的方法保持一致，即未确认为属于造林/再造林活动范围的土地单位依然列为非林地。缔约方也可选择一种较为保守的方法。它可以依据地区平均值或其它数据计算无森林覆盖的并预计不会再生为森林的土地部分，并将这部分面积归入毁林活动范围内的土地。

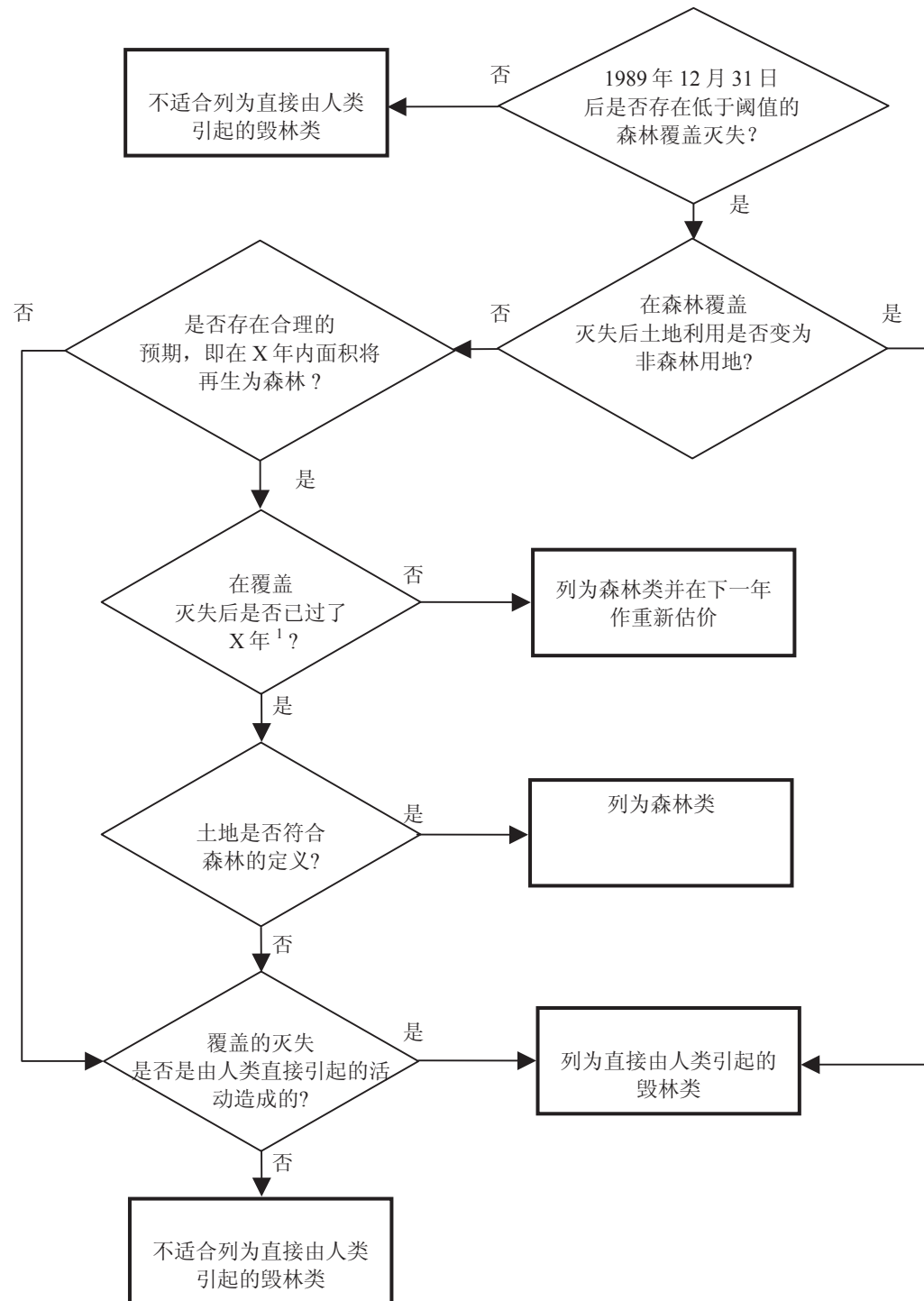
不管选择什么方法，对于缔约方来说，确定并跟踪森林覆盖灭失的而且还没有列入毁林类的土地单位，并在年度补充情况中报告它们的面积和状况，将不失为一种“优良做法”（见4.2.4.3节中的表4.2.4b）。确认在预计的时间段内这些土地单位上已有再生林也是一种“优良做法”。对于在承诺期结束时无法提供区分毁林与造成覆盖灭失的其它原因的直接信息的土地单位，可进行重新评估，每年或者至少在下一个承诺期结束之前。如果没有出现再生林，或观察到了其它土地利用活动，则应该对这些土地单位重新分类，将其列入毁林类，并据此计算碳储量变化（另见第五章5.6节“重新计算和时间序列一致性”）。

区分毁林与森林覆盖暂时灭失的任务可由下列信息予以佐证：采伐面积和属于自然扰乱活动范围内的面积。在许多国家，有关采伐区和自然扰乱事件的信息一般随时都可以获得，相比之下有关毁林事件的信息就不行。此类信息可用于区分由人类活动直接引起的毁林与暂时的覆盖灭失（如采伐）或非人类引起的扰乱（如野火或虫灾）。将造成森林覆盖灭失的原因归属剩余面积做起来比较容易，并会为确认和核实属于毁林活动范围的土地单位提供支持。

图4.2.6提供了用于确定土地单位是否属于由人类活动直接引起的毁林活动范围的决策树。

⁴⁸ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 23 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件第 8(b)段。

图 4.2.6 用于确定一土地单位是否属于直接由人类引起的(dhi)毁林(D)活动范围的决策树

¹ 参照国家区分采伐与毁林的特定标准。

4.2.6.3 用于估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择

《马拉喀什协议》明确规定，对于1990年后属于由人类活动直接引起的毁林活动范围内的土地单位，必须报告承诺期内所有碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量。如果毁林活动发生在1990年至承诺期开始这段时间，

则必须对承诺期的每一清单年发生毁林事件后的碳库变化做出估计。在毁林事件后原地死木、枯枝落叶层和土壤碳剩余物的不断腐烂将导致在承诺期出现遭受扰乱后的灭失。这些灭失可被生物量库的增加所抵消。

如果毁林发生在承诺期内，生物量碳储量将会下降，但是它取决于毁林的做法，该生物量中的某些部分可能会加在枯枝落叶层和死木库上。它们的增加最初有可能部分地抵消生物量碳的灭失并延迟排放。在随后几年里，碳有可能由枯枝落叶层和死木库通过腐烂或燃烧释放出来。

在第三条第 3 款活动所涉面积上，适用毛净核算规则⁴⁹，因此不要求提供基准年（即 1990 年）的碳储量变化方面的信息。只需估计和报告承诺期内每年的生态系统碳储量净变化和非二氧化碳温室气体排放量。

对于碳储量变化的估计，一种“优良做法”是使用与 3.3.2/3.4.2/3.5.2/3.6/3.7.2 节（由森林转为其它任何土地利用大类）中用于估计由森林转变引起的排放量的相同层，或高一级的层。

在承诺期内属于毁林活动范围的土地上碳储量的变化，可通过确定毁林事件之前或之后所有库中的碳储量来加以估计。要么根据碳从森林中转移的情况，如采伐量或在燃烧时消耗的燃料，估计储量的变化。对于发生在承诺期前的毁林事件，了解毁林前碳的储量对估计遭受扰乱后的碳动态也是有益的。例如，可以从关于库的规模和腐烂率的数据中得出由枯枝落叶层、死木和土壤地机碳库的腐烂导致的排放量估值。关于毁林前的碳储量信息，可通过与毗邻的剩余森林的比较从森林清单、航空摄影、卫星数据中获取，或者在原地存在剩余物的情况下根据树桩来推断。估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量要求具备以下方面的信息：那个地方毁林已有多长时间、当前的植被情况以及采取的管理做法。

如果属于毁林活动范围的土地单位变成农田管理或放牧地管理项下的土地，那么应该使用在本报告相关章节（3.3 节“农田”、3.4 节“草地”、4.2.8 节“农田管理”、4.2.9 节“放牧地管理”和 4.2.10 节“植被重建”）中描述的既定方法来估计碳储量变化。3.5 节至 3.7 节论及了对正成为其它类别的土地上碳储量变化的估计。这些类别中有好些可能包含少量的碳或根本不包含碳，或者说碳的变化可能微乎其微。方框 4.2.5 概括了与本报告关于估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法及与《IPCC 指南》的联系。

方框 4.2.5

与本报告第二章或第三章的联系

第三章中关于“土地转为……”的各节（仅为来自森林的部分）（3.3.2、3.4.2、3.5.2、3.6、3.7.2 节和相关附录）。

与《IPCC 指南》的联系

5 B 由森林和草地的转变引起的生物量的燃烧和腐烂产生的二氧化碳排放量和非二氧化碳排放量（仅为来自森林的部分）

5 D 来自土壤的二氧化碳排放量和清除量（仅是 D 部分）

《IPCC 指南》中的默认方法不涵盖地下部生物量和死有机质。

⁴⁹ 除了属于第三条第 7 款最后一句的各项规定的缔约方。

4.2.7 森林管理

本节论述用于确定属于森林管理活动范围内的面积的具体方法和这些面积的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的计算。本节应该结合 4.2.2 至 4.2.4 节的一般讨论一起阅读。

4.2.7.1 定义问题和报告要求

根据《马拉喀什协议》，“森林管理”定义为“有关管理和使用林地的做法体系，旨在以可持续的方式实现森林的有关生态（包括生物多样性）经济和社会功能”⁵⁰。它同时包括符合《马拉喀什协议》中森林定义的、森林的参数值已由缔约方选择和报告的自然林和人工林。缔约方必须在 2006 年 12 月 31 日前决定在它们的国家核算中是否包括森林管理，并在向《气候公约》秘书处提交报告时提供文件证明它们的选择。

目前有两种可能的方法，各国可以选择它们来解释森林管理的定义。一种是狭义的方法，国家可确定一套可能包括 1990 年以来开展的以下活动的具体做法：林分层面的森林管理活动，诸如场地的准备、栽种、疏林、施肥和采伐等；地貌层面的活动，诸如森林灭火、虫害防治等。在这一方法中，当在新的面积上实施具体做法时，属于森林管理活动范围内的面积必然会随着时间的推移而增加。另一种是广义的方法，国家可确定一套森林管理做法（不要求每块土地都采用指定的森林管理做法），并确定在承诺期的清单年需采用这套做法的面积。⁵¹

4.2.2 节（面积确认、分层和报告的一般方法）解释说，对于含有森林管理活动范围内的面积的界限，其地理位置需要加以确定和报告。4.2.2.2 节概述了两种报告方式。

在报告方式一中，一种界限可能包含多块森林管理活动范围内的土地，或其它类型的土地利用，诸如农业或非经营林等。由森林管理导致的碳储量变化的任何估值只是针对属于森林管理的面积的。在报告方式二中，界限限定的是百分之百属于森林管理活动范围内的土地，不涉及其它的土地利用类型。在报告方式二中，缔约方应确定本国属于森林管理活动范围内的所有土地的地理界限。

《马拉喀什协议》还明确规定，属于森林管理活动范围（第三条第 4 款）同时也属于第三条第 3 款活动范围内的（在这种情况下仅是造林和再造林）土地应该与仅属于森林管理活动范围的那些土地分开报告。

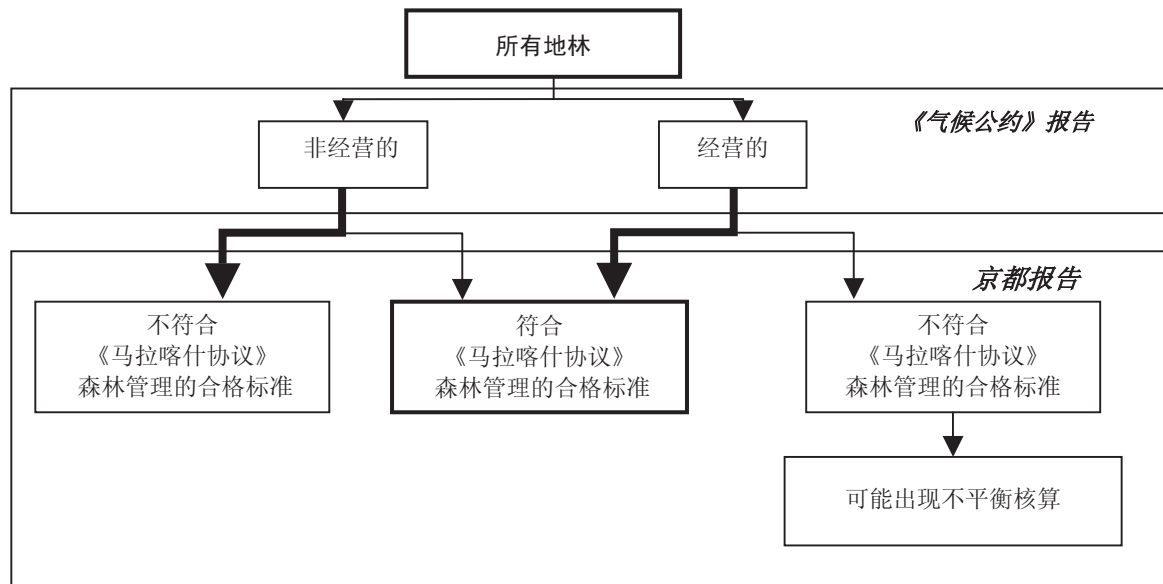
4.2.7.2 用于确定属于森林管理活动范围内的土地的方法选择

像《马拉喀什协议》定义的属于“森林管理”范围的土地，不一定是与用于《气候公约》报告的《IPCC 指南》背景下的“经营林”一样的面积。后者包括受到人类直接影响的所有森林，其中包括可能不符合《马拉喀什协议》要求的森林。属于《京都议定书》第三条第 4 款所述森林管理活动范围内的森林面积，多数也被列入缔约方的“经营林”面积。图 4.2.7 对这方面的关系作了概述。

⁵⁰ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 1 (f)段。

⁵¹ 实际上，两种方法都可能导致极其相似的结果。例如，如果狭义的方法包括如灭火等地貌层面的活动，则属于这些活动和其它森林管理活动范围内的面积可能与应用广义方法产生的结果一样。

图 4.2.7 不同森林类别之间的关系。这些土地中有一些也可能如图 4.1.1 中概述的属于第三条第 3 款所述活动（造林或再造林）范围内。粗箭头指出列入《气候公约》报告特定类别的大多数面积有可能列入《京都议定书》报告的那些类别。进一步解释见 4.2.7 和 4.2.7.1 节。



对于每一个选择森林管理的缔约方来说，提供文件证明它是如何采用一致的方法应用《马拉喀什协议》对森林管理的定义的，它是如何区分属于森林管理活动范围的面积与不属于森林管理活动范围的面积的，将不失为一种“优良做法”。一些体现国家特点的决定实例包括了对果树林或有树木覆盖的放牧地的处理。一种“优良做法”是使用占主导地位的土地利用标准为土地归入各类活动提供基础。

图 4.2.7 概述了不同森林类别之间的关系。对于《气候公约》报告，各国已将它们的森林面积进一步细分为经营林（列入报告的森林）和非经营林（不列入报告）。经营林可再进一步分为符合《马拉喀什协议》森林管理合格标准的森林和不符合这些标准的森林（如果有的话）。

鉴于多数国家已制定了森林可持续管理的政策，并（或）采用旨在以可持续的方式实现森林的有关生态（包括生物多样性）、经济和社会功能的管理和使用林地的做法⁵²，一国经营林的总面积往往与属于森林管理活动范围的面积是一样的。一种“优良做法”是，确定用于确认属于森林管理活动范围内的土地的国家标准，使得经营林的面积（如根据《气候公约》的规定报告的）与森林管理活动范围内的森林面积之间能取得充分一致。在两者存在差异的情况下，应该对这些差异做出解释，并提供文件证明差异的程度。特别是，如果被视为经营林的面积被排除在森林管理活动范围内的面积之外，那么应说明排除的理由，以免出现核算不平衡的看法（图 4.2.7）。如果被视为排放源的面积被优先排除，并且被视为汇的面积被列入国家报告，那么就可能出现不平衡核算。关于“清单中由人类活动直接引起的森林退化和其它植被类型遭到破坏导致的排放量的定义和方法选择”的 IPCC 报告将进一步讨论不平衡核算的问题。

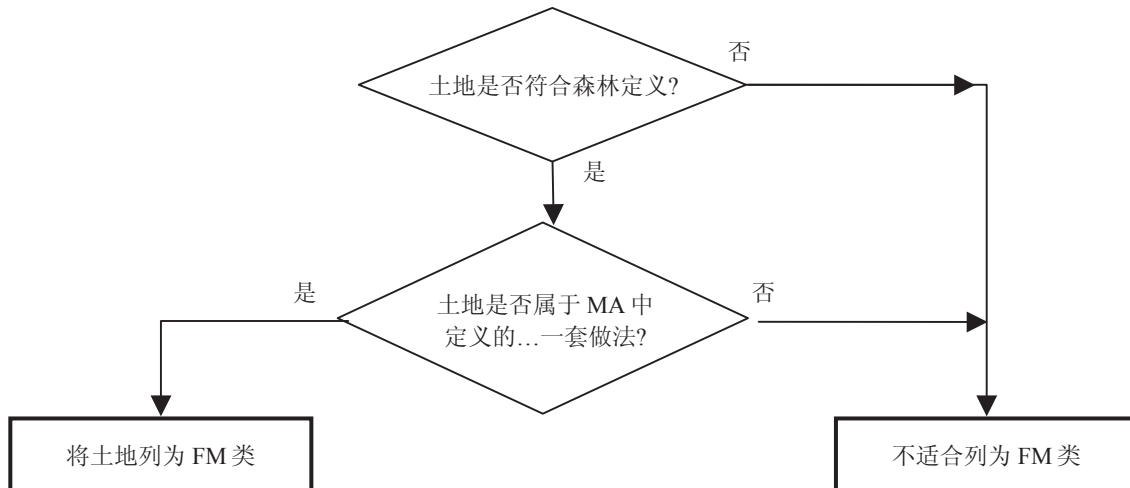
可能存在这样的情况，一国的国情证明已被视为《气候公约》报告中的“非经营林”的面积定为《京都议定书》所指森林管理活动范围内的土地是正确的。例如，缔约方或许已选择将国家森林公园排除在经营林的面积之外，因为它们不承担供应木材的义务。但是，如果经营这些公园是为了发挥相关的生态（包括生物多样性）和社会功能，并且它们被纳入灭火等森林管理活动范围之内，国家可能会选择将这些国家森林公园列为森林管理活动范围

⁵² 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 1(f)段。

内的土地（图 4.2.7）。在此类情况下，国家应该考虑在今后的《气候公约》报告年将所有属于森林管理活动范围内的面积列入其经营林的面积。

图 4.2.8 提供了确定土地是否适合作为森林管理活动范围内的土地的决策树。被列入属于森林管理活动范围内的土地必须符合国家的森林标准。可能会有一个以上的由人类活动直接引起的活动影响这一土地。在此类情况下，需要制定将此类土地一致归入适当类别的国家标准。

图 4.2.8 用于确定土地是否适合作为森林管理活动范围内的土地的决策树



一种“优良做法”是制定区分属于森林管理活动范围的土地与属于其它第三条第 4 款活动范围的土地的明确标准，并在整个空间和时间上一致地应用这些标准。例如，主要以放牧为主的经营林面积可列入森林管理或者放牧地管理，但不能同时列入。同样，果园可能符合森林的定义，但列在农田管理项下。一种“优良做法”是在决定分类时考虑人类对土地占主导地位的影响。土地列入森林管理类还是放牧地管理/农田管理类，会影响到表 4.1.1 中所概述的那种适用的核算规则。

对于每一个缔约方来说，说明它适用森林管理定义的情况并划定包含在承诺期清单年属于森林管理活动范围的土地的面积界限，将不失为一种“优良做法”。在大多数情况下，这将以包含在森林清单中的信息为基础，包括诸如行政界限、分区界限（如保护地或公园）或所有权界限等标准，因为经营林与非经营林之间的差异，或者可能是符合《马拉喀什协议》森林管理定义的经营林与不符合这一定义的经营林之间的差异，可能难以或者说根本不可能通过遥感或其它观察形式探明。一些属于造林和再造林活动范围内的土地也适合作为森林管理活动范围内的土地，必须将它们与仅符合第三条第 3 款标准的那些土地或者仅属于第三条第 4 款下的森林管理活动范围的土地分开确定。确定这些土地将会减少重复计算的可能性。

属于森林管理活动范围的土地的面积会随时增加（或减少）。例如，如果一国将其道路基础设施扩大到了以前的非经营林地区并开始进行采伐活动，那么森林管理活动范围内的土地的面积将会增加，相关联的碳储量变化需要据此进行估计。在不时发生面积变化的情况下，按 4.2.3.2 节中概述的顺序应用计算碳储量变化的方法是十分必要的。不使用正确的计算方法有可能导致碳储量的明显增加，但这种由面积变化导致的碳储量增加是不正确的。

一旦面积被列入《京都议定书》规定的碳储量变化报告，它就不能取消，但是可以改变报告的类别（如 4.1.2 节中概述的）。属于森林管理活动范围的面积只能当面积在毁林活动中灭失时才能减少。然而，遭到毁林的面积单位须符合第三条第 3 款的规则，以后的碳储量变化必须报告。因此，在根据第三条第 4 款报告的面积有所减少时，根据第三条第 3 款报告的面积将会增加，而且数量是相等的。

方框 4.2.6 概括了在确定土地面积方面与本报告中的方法和《IPCC 指南》的联系。

方框 4.2.6

与本报告第二章或第三章的联系

第三章中的仍为林地的林地。

与《IPCC 指南》的联系

无法以符合《马拉喀什协议》中对界限地理位置的要求的格式获得。

4.2.7.3 用于估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择

估计各类库中碳储量变化的方法，遵循第三章中详细阐述的《IPCC 指南》中针对地上部和地下部生物量及土壤有机碳的方法，而枯枝落叶层同森林地面库，死木同粗碎木，第三章表 3.1.2 中描述了二者的定义。

在属于森林管理活动范围内的面积上应用的是毛净核算规则，因此不要求提供基准年（大多数情况下是 1990 年）碳储量变化的信息。只估计和报告承诺期每年的生态系统碳储量的净变化和非二氧化碳温室气体排放量就行了。

一般说来，本报告第三章详细阐述的《IPCC 指南》中土地利用、土地利用变化和林业部门的方法也适用于属于森林管理活动范围的土地。它们包括“受到影响碳储量的人类周期性或不间断干预”的任何森林（《参考手册》，IPCC，1997 年，第 5.14 页）。层级结构应该应用如下：

- 第三章中详细阐述的第 1 层假设枯枝落叶层（森林地面）、死木和土壤有机碳（SOC）这些库中的碳储量净变化为零，但是《马拉喀什协议》明确规定，地上部生物量和地下部生物量、枯枝落叶层、死木和土壤有机碳都应计算，除非国家选择不计算能证明它不是排放源的库。因此，只有当使用 4.2.3.1 节中概述的方法证明枯枝落叶层、死木和土壤有机碳不是排放源时才能应用第 1 层。同时，只有当森林管理不被视为关键类别时才能应用第 1 层，这只有当第三章中的“仍为林地的林地”不属于关键类别时才会出现这种情况。
- 第 2 层和第 3 层方法应该用于所有经过量化的库，除非缔约方决定排除能使用 4.3.2.1 节中描述的方法证明不是排放源的那些库。

只有在以下情况下才能用国家的《气候公约》清单中包含的信息满足《京都议定书》报告对信息的要求：

1. 属于森林管理活动范围内的面积与经营林的面积一样（图 4.2.8）（或者在不一样的情况下知道属于森林管理活动范围内的面积和面积的碳储量变化）；
2. 知道在一国使用的每个层的地理界限内的经营林面积和碳储量变化；以及
3. 知道由 1990 年后由人类活动直接引起的造林或再造林产生的经营林的面积，同时还有这一面积上的碳储量变化。

如果有可能从《气候公约》清单中提取这一信息，为根据缔约方《气候公约》清单准备《京都议定书》的报告采取以下步骤显然是必要的：

1. 计算剩余森林和转变为森林过程中的碳储量变化，包括在本国使用的每个层的所有的库，随后算出它们之和。

2. 减去符合经营林标准的面积上的碳储量变化（如果有的话），但不适用于《马拉喀什协议》定义的森林管理活动范围内的面积。如果一国的国情导致出现了下述情况，即属于第三条第 4 款所述森林管理活动范围的面积包含了不属于经营林一部分的面积，则必须加上这额外面积上的碳储量变化。
3. 从步骤 2 之后剩余的总量中减去属于造林和再造林活动范围的土地单位上的碳储量变化，并使用报告表 4.2.5 以及显示在地图上标示的信息的手段来报告结果。

一种可能更加切实可行的替代方法是，计算属于森林管理活动范围的所有土地面积在承诺期每一年的每一层（按地理界限的位置确定的面积）的碳储量变化，并算出它们之和。为符合《京都议定书》的报告要求，国家森林碳核算系统应该能跟踪所有森林面积，不管它们是列为经营林类（《气候公约》），还是属于《京都议定书》第三条第 3 款和/或第 4 款规定所涉范围。随后可使用此类系统计算和报告《气候公约》和《京都议定书》报告的所有相关类别中的碳储量净变化。这样一种综合性方法也能确保用于计算和报告碳储量变化的方法之间的一致性，因为同样的森林和土地利用变化清单是《气候公约》和《京都议定书》报告中使用的计算的一种基础。

方框 4.2.7 概括了在估计碳储量变化和非二氧化碳排放量方面与本报告中的方法和《IPCC 指南》的联系。

方框 4.2.7	
与本报告第二章或第三章的联系	
第三章 3.2.1 节（仍为林地的林地）	
属于森林管理活动范围内的面积可能与“仍为林地的林地”的面积不一样，估值可能需要据此做出调整。	
与《IPCC 指南》的联系	
5 A	森林和其它木本生物量储量的变化（从 5A 类估值中减去 1990 年后的所有造林和再造林——如上面所确定的）
5 D	来自土壤的二氧化碳排放量和清除量
5 E	其它（经营林中的 CH ₄ 、N ₂ O）
《IPCC 指南》中的默认方法既不涵盖地下部生物量也不涵盖死有机质。	

用于估计来自仍为森林的森林的非二氧化碳排放量的方法在第三章（3.2.1 节）进行讨论。第三章中论述的选择活动数据和用于估计非二氧化碳排放量的排放因子的“*优良做法指南*”也适用于森林管理土地。

4.2.8 农田管理

4.2.8.1 定义问题和报告要求

“农田管理”是指一套在种植农作物的土地和休耕或暂时不用于作物生产的土地上使用的作法体系⁵³。一种“优良做法”是将第二章的土地利用系统（2.2 节“土地利用”）类别(2)中的所有土地，即农田/可耕地/耕地，列为农田管理活动范围内的土地。

种有短期（一年生）作物和长期（多年生）作物的所有土地及已休耕的一年或多年后才重新种植的空闲地均应列入农田管理活动范围。多年生作物包括生产水果的树木和灌木，诸如果园（例外情况见下面）、葡萄园和如种植可可、咖啡、茶叶和香蕉等的种植园。如果这些土地符合森林的阈值标准（《马拉喀什协议》中给出的森林定义见 4.1 节脚注 6），一种“优良做法”是将它们列入农田管理或森林管理活动范围，但是不要同时列入这两项下。稻田也列入农田范围，但相关联的甲烷排放量将在农业部门项下报告，而不是如《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》中所述的在国家温室气体清单的土地利用变化和森林部门下报告。一些种有树木的面积，诸如 1990 年后建立的并符合森林定义的果园或防护林带等，可以归为造林/再造林类，如果这样，就能列入那些类别（见 4.1.2 节“第三条第 3 款和第 4 款所述土地面积分类的一般规则”）。通常是种植短期作物的但短期用于放牧的可耕地，也可列入农田。⁵⁴

考虑到国家土地利用分类系统潜在的多样性，对于各国来说，一种“优良做法”是，明确说明哪些类型的土地列入了它们国家土地利用系统的农田管理活动范围，并说明是怎样区分它们与草地/草原/牧场（如在 2.2 节中描述的土地利用类别(3)）以及它们将（或可能要）报告的属于造林/再造林、森林管理、放牧地管理和植被重建的土地的。例如，明确说明果园或防护林带是否列在了农田管理项下以及列入的程度，这就是一种“优良做法”。这将会增加报告的透明度和各缔约方之间的可比性。

为使用拟议的用于确定那些土地上碳储量变化的方法，需将农田总面积进一步分为基准年和承诺期每一年属于各套管理做法的面积（它们可能会在时间和空间上出现重叠）。碳的排放和清除因子既取决于当前对这块土地的管理，也取决于以前对它的管理。有些面积可能正在排放二氧化碳，有些则可能正在起着固碳作用，另一些可能处于均衡状态，如果管理发生变化，这可能也会发生变化。

为了得到土地利用和做法方面分得更细的数据，需要有一套针对不同气候区域的更全面的农田范围内土地利用和管理体系的定义，诸如在《IPCC 指南》中给出的那些定义等。影响碳储量的属于农田管理的广泛做法包括耕地做法、轮作和覆盖作物、施肥管理、植株残茬管理、侵蚀控制和灌溉管理等（IPCC, 2000 年 b, 第 184 页）。进一步的详细情况可见本报告第三章。

4.2.8.1.1 基准年 1990 年

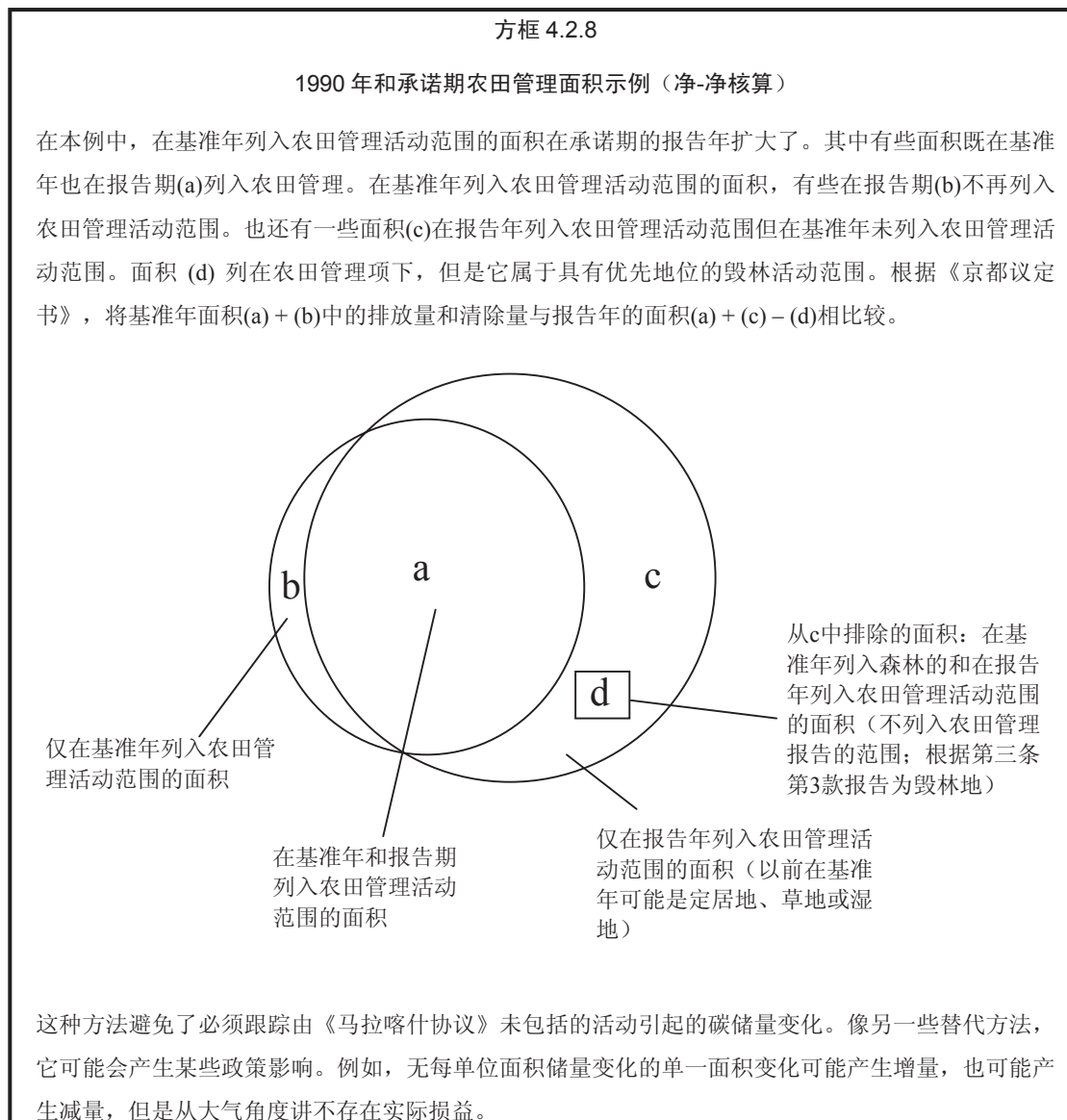
第三条第 4 款下的农田管理、放牧地管理和植被重建要求净-净核算⁵⁵。为此，必须报告这些第三条第 4 款所选活动（农田管理、放牧地管理和植被重建）中的任一活动的基准年温室气体排放量和清除量。这要求确定在基准年发生的每一活动所涉及的总面积并计算那些面积的碳储量变化。在 1990 年《IPCC 指南》的农业部门中包括了那些面积的非二氧化碳温室气体排放量（见本节中有关非二氧化碳气体的文字和 4.1.2 节方框 4.1.1 中的例 1 和例 2）。

⁵³ 载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 1(g) 段。

⁵⁴ <http://www.unescap.org/stat/envstat/stwes-class-landuse.pdf>

⁵⁵ 净-净核算是指载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 59-60 页的-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 9 段的规定。

如果属于第三条第 4 款活动的面积在基准年与承诺期之间发生了重大变化，这可能会导致估值的不平衡（就是说，减去在规模不时变化的土地基础上的储量变化（见方框 4.2.8））。



对于根据《京都议定书》附件 B 作出承诺的多数缔约方来说，基准年就是 1990 年。但是按照《气候公约》第四条第 6 款的那些规定，在选择作为参照点的历史排放水平上赋予了属于转型经济体（EITs）的缔约方一定的灵活性。其结果是，有 5 个转型经济体的基准年或基准期在 1985 至 1990 年间，它们将需要评估这些年的二氧化碳和其它温室气体的排放量和清除量。为确定基准年 1990 年的因农田管理活动产生的土壤碳的净排放量/清除量，需要有关基准年 1990 年（或适当年份）和 1990 年前各年份土地利用和管理做法的历史数据。可使用第三章中描述的方法（3.3.1.2.1.1 节“土壤—矿质土壤中的碳储量变化”），假定土地利用/土地管理的影响达 20 年；因此，在这方法中，1990 年的碳储量净变化将根据 1970 至 1990 年间的管理进行计算。如果可获得 1970 至 1990 年的面积和活动数据，则基准年 1990 年的碳储量净变化可使用上面所述的默认的碳排放因子和清除因子来确定。影响的期限可能短于 20 年，也可能长于 20 年。一种“优良做法”是根据一国具体的数据和测量情况使用更适当的时间段（见 4.2.8.3.1 节中的第 2 层和第 3 层方法）。如果无法获得 1970 至 1990 年（或其它适当时间段）的面积和活动数据，则不存在可确定基准年（1990 年）碳储量变化的任何历史数据，因此，如果选择第一承诺期的农田管理，将不得不根据其它数据加以推论。

基准年土壤碳储量变化的估值对净-净核算有显著的影响。在无法获得 1970 至 1990 年（或其它适用的时间段）的可靠数据的情况下，各国可在以下各选项中选择最合适的一种：

- 决定不选择农田管理作为第一承诺期的《京都议定书》所述活动。
- 只有当能核实土地在基准年前的 20 年里属于导致土壤碳灭失的管理变化（如耕种以前属于森林的土地）时才报告 1990 年（或适当的基准年）的排放量（碳的灭失）。
- 如果能表明在 1990 年前的 20 年里在适用的土地上几乎不存在管理做法方面的变化，则对 1990 年使用“零”的默认排放/清除因子。
- 使用证明是基准年的可靠替代者的另一年（如用 1989 年代替 1990 年）的数据。替代年应尽量靠近 1990 年，当其它都不相上下时，最好选择较近的年份。
- 使用已证明是可靠的、有国家特点的方法来估计在 1990 年的基准年土壤碳储量变化。一种“优良做法”是核实这种方法并未高估或低估基准年的排放量/清除量（见 4.2.8.3 节中对第 2 层和第 3 层方法的讨论）。在大多数情况下，这些方法也要求提供涉及 1990 年前的管理做法的历史数据。

这种方法有时可能会导致对土壤碳储量净变化的保守估计，但是在缺乏可靠的和可核实的用于计算 1990 年碳储量变化的数据的情况下，它将有助于避免过高估计大气中的碳的净清除。

4.2.8.2 土地识别方法的选择

4.1.1、4.1.2、4.2.1 和 4.2.2 节提供了对识别属于农田管理活动范围的土地的一般指导。按照《马拉喀什协议》，包含农田管理类的土地的面积界限的地理位置，需要每年与属于这一活动范围的土地总面积一起报告。

界限的地理位置可能包括对每一块属于农田管理活动范围的土地的空间上明晰的说明，但并非必须这样做。实际上，包含属于农田管理活动范围的小块面积的大面积的界限，可与在每一块大面积中属于农田管理活动范围的面积的估值一起提供。无论在哪一种情况下，农田管理活动范围内的土地和土地管理需要在整个时间过程中加以跟踪，因为管理的连续性对碳的排放量和清除量有影响。例如，如果缔约方希望声称碳的清除是由于属于农田管理活动范围的面积有 10%转为了免耕，则它必须提供文件证明在那段时间在这块土地上实行了免耕，因为在矿质土壤中碳的累积率取决于免耕的连续性（并且碳的排放/清除因子是由于连续的免耕产生的）。因此，总面积的碳清除率取决于以下一点：同一个 10%的土地是否一直属于免耕，或者，如果 10%的免耕发生在不同年份的不同面积部分，就不能只说农田管理活动范围内 10%的面积在整个时期都属于免耕。一种“优良做法”是持续关注对农田管理活动范围内的土地管理，这可以通过以下方式实现：不断跟踪从 1990 年至承诺期结束在农田管理活动范围内的每一块土地（例如，见 4.2.8.1 节“定义问题和报告要求”），或者制定与 5.3 节中的建议一致的统计抽样方法，使关于农田管理的管理转变得以确定（见 4.2.4.1 节“制定一致的时间序列”）。

在国家一级，需为分层对类别作进一步的细分，而在制定抽样策略时可能涉及这类细分的标准包括：

- 气候
- 土壤类型
- 扰乱程度（如耕作频率和强度）
- 有机物水平（如植物废弃物、根、肥料、其它改良等）
- 临时重新种草的土地（如闲置）
- 休耕地
- 有木本生物量储存的土地（如防护林带、果园、其它长期的种植园等）
- 1990 年后转为农田的不属于其它任何土地利用类别的土地（土地利用变化）

对于所有由此产生的属于农田管理活动范围的子类，由 1990 年以来的森林转变（即毁林）形成的面积，需要分开跟踪，因为这些将作为毁林活动范围内的土地单位报告。

在较高的层级上对农田管理作进一步细分或许是必要的。

一些方法或许用来确定经过适当细分的农田，它们包括：

- 国家土地利用和管理统计：在大多数国家，对包括农田在内的农用地基础通常要做定期调查，提供有关不同的土地利用的分布、作物、耕作做法和其它管理方面的数据，它们往往是国以下地区一级的数据。这些统计资料有部分可通过遥感方法获得。
- 来自基于统计的点抽样系统的清单数据：在定期重访的具体的长期抽样点上监测土地利用和管理活动。

第二章（土地面积一致的基础）提供了确定土地面积的进一步的“优良做法指南”。

下面的方框 4.2.9 介绍了与在本报告其它各章和《IPCC 指南》中的确定农田面积的有关方法的联系：

方框 4.2.9

与本报告第二章或第三章的联系

2.3.2 节（三种方法）：第二章中仍为农田的农田或导致成为农田的任何转化（森林转为农田除外）。应该包括 1990 年（或在基准年的估计需要时为 1970 年）与 2008 年之间每年的以及在以后的清单年的转变中的所有转变。⁵⁶

与《IPCC 指南》的联系

无法以符合《马拉喀什协议》对界限的地理位置要求的格式获得。

4.2.8.3 用于估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择

对于农田，《IPCC 指南》确定了农用土壤的二氧化碳的三种潜在的源或汇：

- 与土地利用和管理相关联的矿质土壤有机碳储量的净变化
- 耕作的有机土壤产生的二氧化碳排放量
- 农用土壤施加石灰肥料产生的二氧化碳排放量

通过算出来自这些源头的排放量/清除量之和来计算二氧化碳年排放量/清除量的总量（见 3.3.1.2 节）。

另一些库（地上部生物量、地下部生物量、枯枝落叶层和死木）中的碳储量变化，如果合适的话（即，除非《京都议定书》缔约方选择不报告某一种库并提供可核实的证明碳储量未下降的信息），也应该加以估计。对于大多数作物，作物的年生物量可以忽略不计，但是农田中的树木、防护林带和木本作物需要在农田管理、造林/再造林或者森林管理项下加以核算。用于估计由地上部生物量、地下部生物量、枯枝落叶层和死木引起的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的相关方法，可见造林/再造林或森林管理章节（见表 4.2.8）和本报告第三章（见方框 4.2.10）。表 4.2.8 概括了适当的参考。下面各节主要集中论述土壤的碳库。对于指导方法选择的一般决策树（也针对其它子类），可见第三章中的图 3.1.1 和 3.1.2。

⁵⁶ 如果在矩阵转变期同一土地上发生一种以上的土地转化，则可能不得不缩短转变期，以便反映出这些转变。

表 4.2.8
能找到估计农田中不同碳库的方法的章节

需估计的库	能找到方法的章节
地上部生物量	4.2.5 节 (造林和再造林) 和 4.2.7 节 (森林管理)
地下部生物量	4.2.5 节 (造林和再造林) 和 4.2.7 节 (森林管理)
枯枝落叶层和死木	4.2.5 节 (造林和再造林) 和 4.2.7 节 (森林管理)
土壤碳	4.2.8.3 节
非二氧化碳	《2000 年优良做法指南》和 4.2.8.3.4 节 (仅对《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》有关农业各章未包括的排放量)

如果缔约方选择不核算特定的库，则需要证明这个库不是排放源，并且这个证明是可以核实的。对于此类选择的报告要求可见 4.2.3.1 节。

对于每一个碳库，应在不同的层级使用不同的方法估计基准年 1990 年和承诺期各年的碳的净排放量和清除量。由于不同的方法可能会产生不同的估值（含有不同水平的不确定性），一种“优良做法”是使用同样的层级和方法来估计 1990 年和承诺期内的碳排放量/清除量。

第三章详细描述了估计基准年 1990 年和承诺期的土壤碳净排放量和清除量所用方法。方框 4.2.10 提供了与本报告第三章和《IPCC 指南》中的相关方法的联系。下面各节提供了对早先已经描述过的这些方法的简要审评，确定了《京都议定书》所特有的方面。

方框 4.2.10

与本报告第二章或第三章的联系

3.3.1.1 节 生物量的变化

3.3.1.2 节 土壤中碳储量的变化

与《IPCC 指南》的联系

4 非二氧化碳温室气体

5 B 森林和草地的转化（草地转为农田）

5 D 土壤产生的二氧化碳排放量和清除量

4.2.8.3.1 矿质土壤

对于矿质土壤中的碳储量变化，应该使用图 4.2.9 中的决策树来决定使用哪一个层级来报告《京都议定书》下的农田管理活动。对于第三条第 4 款所述活动，一种“优良做法”是，如果农田管理活动产生的二氧化碳排放量是一个关键类别，则使用第 2 层或第 3 层来报告矿质土壤中的碳储量变化。

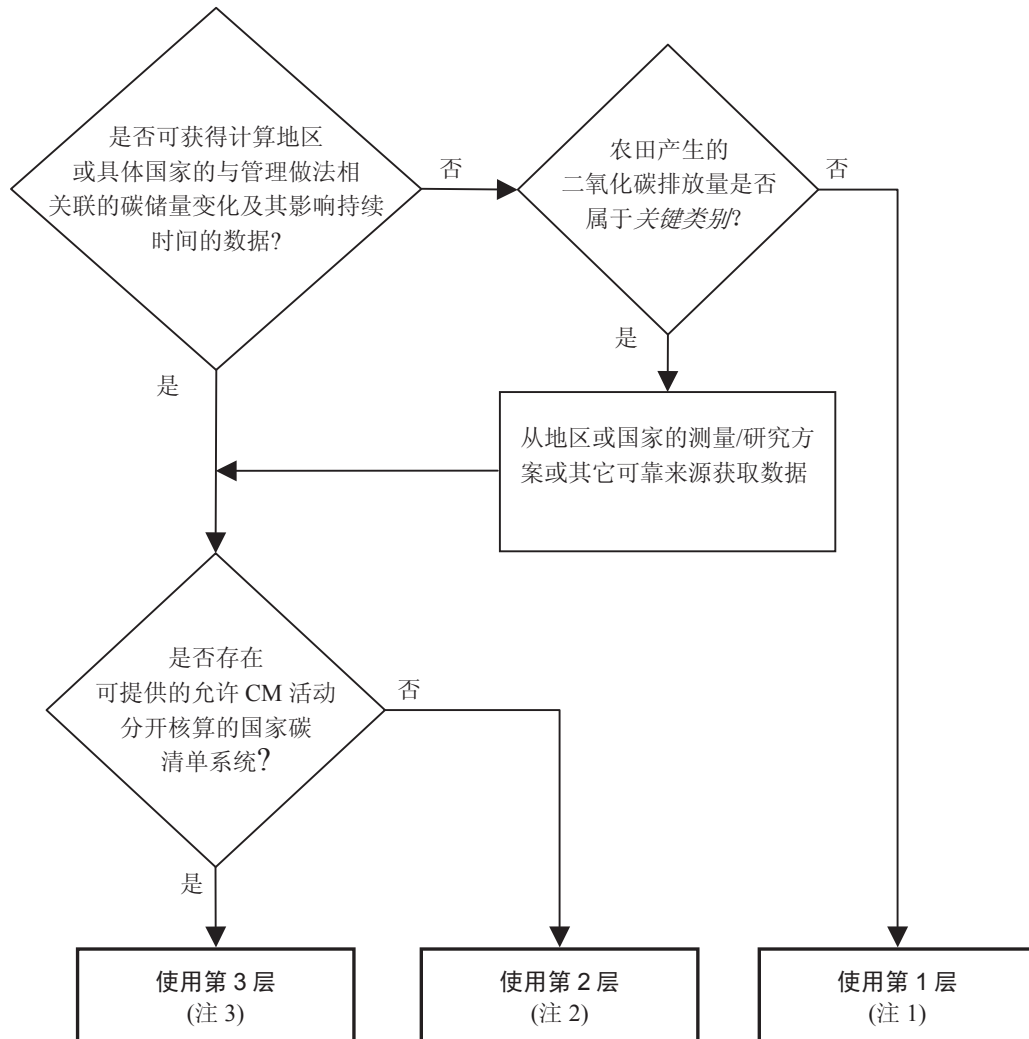
估计矿质土壤中碳储量变化的方法

估计碳储量变化的方法属于三个层级中的一个。这些层级需与估计活动数据（土地面积）的方法区分开来。对于估计土地面积来说，一种“优良做法”是，使用遵循方法二或方法三（第二章）的方法，并考虑 4.2.2 节中对第三章中更高层级的指导意见；估计碳储量变化，可使用较低的层级。图 4.2.9 中的决策树为选择一套“优良做法”的方法提供了指导。

第 1 层

第三章中描述了用于估计矿质土壤中碳储量变化的第 1 层方法（3.3.1.2 节“土壤中的碳储量变化”），它是建立在《IPCC 指南》参考手册（IPCC，1997 年）第 5.35-5.48 页中概述的方法基础上的。《IPCC 指南》中所述的基于 20 年期限的默认值现已得到更新，并用于导出年度碳储量的变化因子。这些可以直接与用于第三章（土地利用变化和林业部门优良做法指南）中所述的国家温室气体清单的第 1 层方法进行比较。

图 4.2.9 选择用于估计《京都议定书》报告农田项下矿质土壤中碳储量变化的合适层的决策树（另见图 3.1.1）



注 1: 使用默认值的矩阵/数据库。

注 2: 使用地区特有的参数、土壤数据和影响的持续时间。

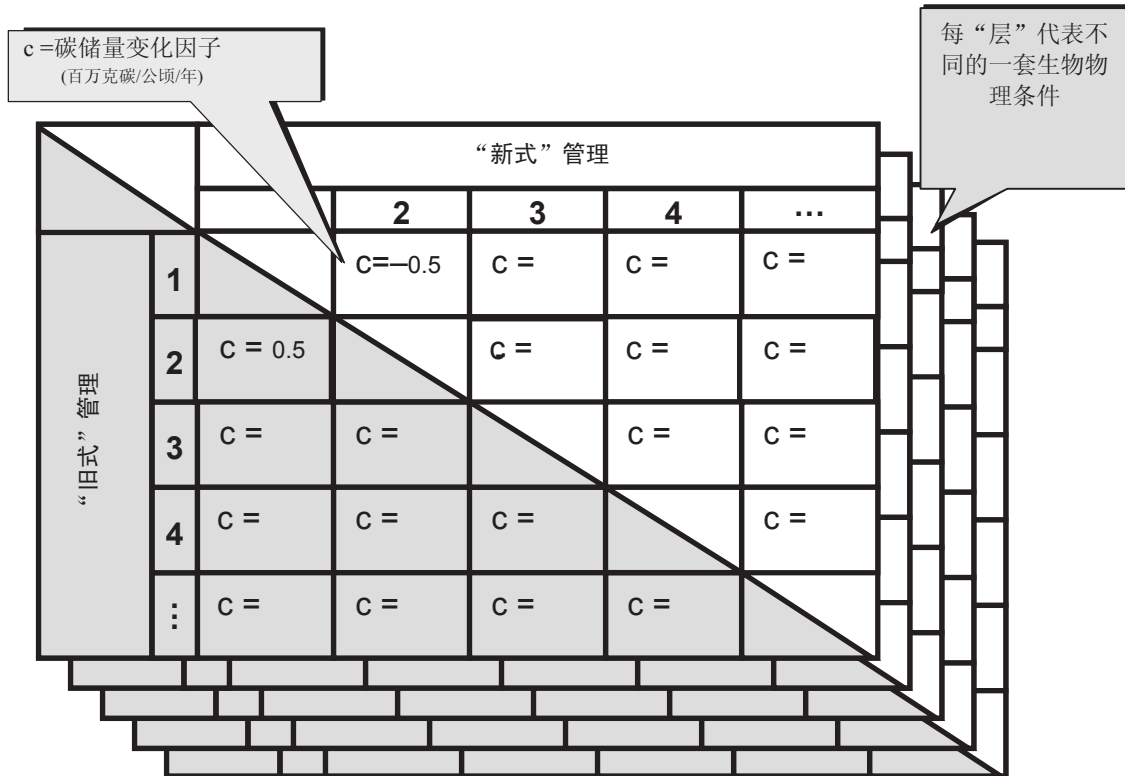
注 3: 使用更先进的往往与地理数据库相联系的建模技术。

一种“优良做法”是持续关注农田管理活动范围内的土地的管理。这可以通过以下方式来实现：不断跟踪从 1990 年至承诺期结束属于农田管理活动范围的每一块土地（如见 4.2.8.1 节“定义问题和报告要求”），或者制定与 5.3 节中的建议一致的能使关于农田管理的管理转变得以确定的统计抽样方法（见 4.2.4.1 节“制定一致的时间序列”）。

可使用《IPCC 指南》中提供的默认值计算每一土壤类型、气候区和土地利用或管理变化组合的年平均碳储量变化率。可将它们用作默认的年度“碳储量变化因子”⁵⁷，并可在一系列表格、一个矩阵或一个关系数据库中加以表述。图 4.2.10 用示意图显示了这样一类系统，其中数字 1、2、3……代表不同的管理做法。

⁵⁷ 另见上述脚注 32。

图 4.2.10 由每套生物物理组合的不同土地利用、土地管理转变产生的碳储量变化因子矩阵的概念说明。这些可通过表格或关系数据库获得。对于第 1 层，默认值（见上文）用于碳储量变化因子。用于相反方向的管理变化的默认值是相同的，但符号相反。例如，如果管理做法一变为管理做法二的碳储量变化因子为-0.5，则从管理做法二变为管理做法一的因子为+0.5。



年的碳储量变化因子往往比绝对碳储量的默认值更准确。⁵⁸

这些碳储量变化默认因子已经编入数据库，因此可以查询《IPCC 指南》中考虑的每一土壤类型、投入水平及土地利用和土地管理转变的默认因子，不用参考多个表。数据库可见附件 4A.1（估计基于 IPCC 默认数据的与农田和放牧地的管理变化相关联的土壤碳储量变化的工具），该附件在所附的光盘上（包括如何使用数据库的指示）。

年碳储量变化因子的计算

《IPCC 指南》假定在发生管理变化后 20 年期限内土壤碳储量的线性变化，将土壤碳储量从 t_0 （管理变化年）的一个均衡状态移到了 t_{20} （发生管理变化后 20 年）的另一个均衡状态。因此假定碳储量变化率在发生管理变化后的前 20 年保持不变，则当达到新的均衡时它就变成了零。

第三章中描述了计算年碳储量变化因子的方法（3.3.1.2 节；方程式 3.3.3）。有关步骤和样本计算概要，可见 3.3.1.2.1.1 节：方法的选择（矿质土壤）。

⁵⁸ 碳储量变化因子反映碳储量的变化，它大大小于绝对碳储量；碳储量变化可加以合理矫正，即使绝对值不行。

由农田管理引起的碳储量变化的计算

碳储量变化可用于计算土地利用或土地管理变化后每年的碳排放量/清除量，时间可以长达 20 年，方式是将碳储量变化因子乘以应用了变化的面积，如：

方程 4.2.1
来自农田管理的土壤碳的年排放量/清除量

$$\Delta C_{CM\ SOC} = CSF \cdot A$$

公式中：

$\Delta C_{CM\ SOC}$ = 土壤有机碳年碳储量变化，百万克碳/年

CSF = 碳储量变化因子，百万克碳/公顷/年

A = 面积，公顷

（另见第三章中的方程 3.3.4）

对于净-净核算，方程 4.2.1 中显示的计算须同时用于基准年和报告年。对适用面积的讨论可见 4.1.2 节（第三条第 3 款和第 4 款所述土地面积分类的一般规则）。

第 2 层

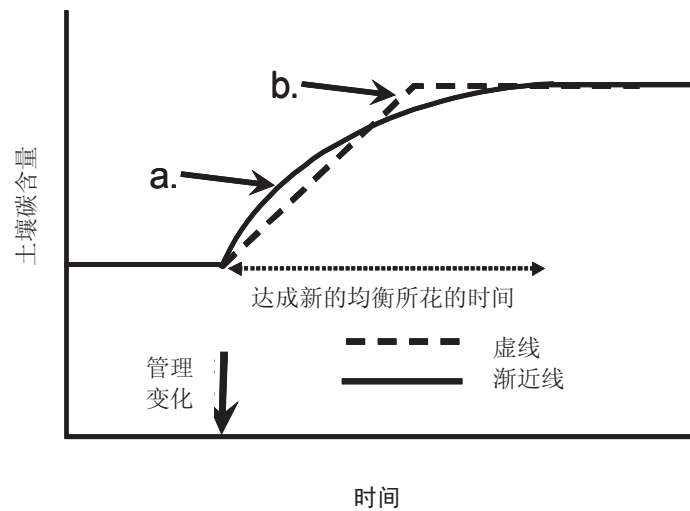
第 2 层方法也使用《IPCC 指南》（参考手册和工作手册）中描述的方法，但是目前已用国家或地区特有的已证明是更可靠的值（如来自于文献值、长期实验或当地应用经过充分校准、充分论证的土壤碳模型）取代了默认因子。也可以使用涉及土壤碳含量的不同地区数据（如可从国家土壤清单中获得的数据）。同样，用更合适的值取代变化期限（20 年）的默认值，也不失为一种“优良做法”，不过得提供足够的信息证明那样做是正确的。

在表述某一地区实际碳储量变化时，特定地区的或当地的碳储量变化因子应该好于默认因子。当取代碳的默认因子时，必须用严格的标准证明因子的任何变化不会导致低估或高估土壤的碳变化。地区或国家特有的因子应该以测量为基础，这些测量必须有足够的次数，足够长的时间段，足够的空间密度，以便能反映基本生物化学过程的变异性，并且还得在可获得的出版物中得到论证。

假定土壤碳储量变化由一种均衡状态变为另一种均衡状态需要 20 年时间，这只是一个近似值：在较冷的气候中，要达到新的均衡，变化所花的时间可能会超过 20 年（大约 50 年）；在热带气候中，达到新的均衡所需的时间可能要短一些（大约 10 年；Paustian 等人，1997 年）。在第 2 层，如果存在不同的地区或国家特有的土地利用或土地管理变化的影响期限值，或者可以对其加以可靠的估计，则这个值可加以利用。

另外，一种渐近模型也能适合土壤碳储量变化数据（见图 4.2.11；比较在《IPCC 指南》中使用的“虚线模型”，在这模型中线性变化发生在 20 年中，其后不再有任何进一步的变化）。在使用这一方法时，可以在土地利用或管理发生变化后的不同年份应用不同的碳储量变化因子，使得储量变化在变化发生后不会马上低估（图 4.2.11 中的“a”），或者当土壤接近新的均衡时不会高估（图 4.2.11 中的“b”）。

图 4.2.11 在强加一种固碳管理变化后的土壤碳储量变化示意图，储量变化虚线模型（如在《IPCC 指南》中使用的，达到新的均衡的时间为 20 年）和渐近曲线代表变化情况（“a”和“b”的定义见文字）

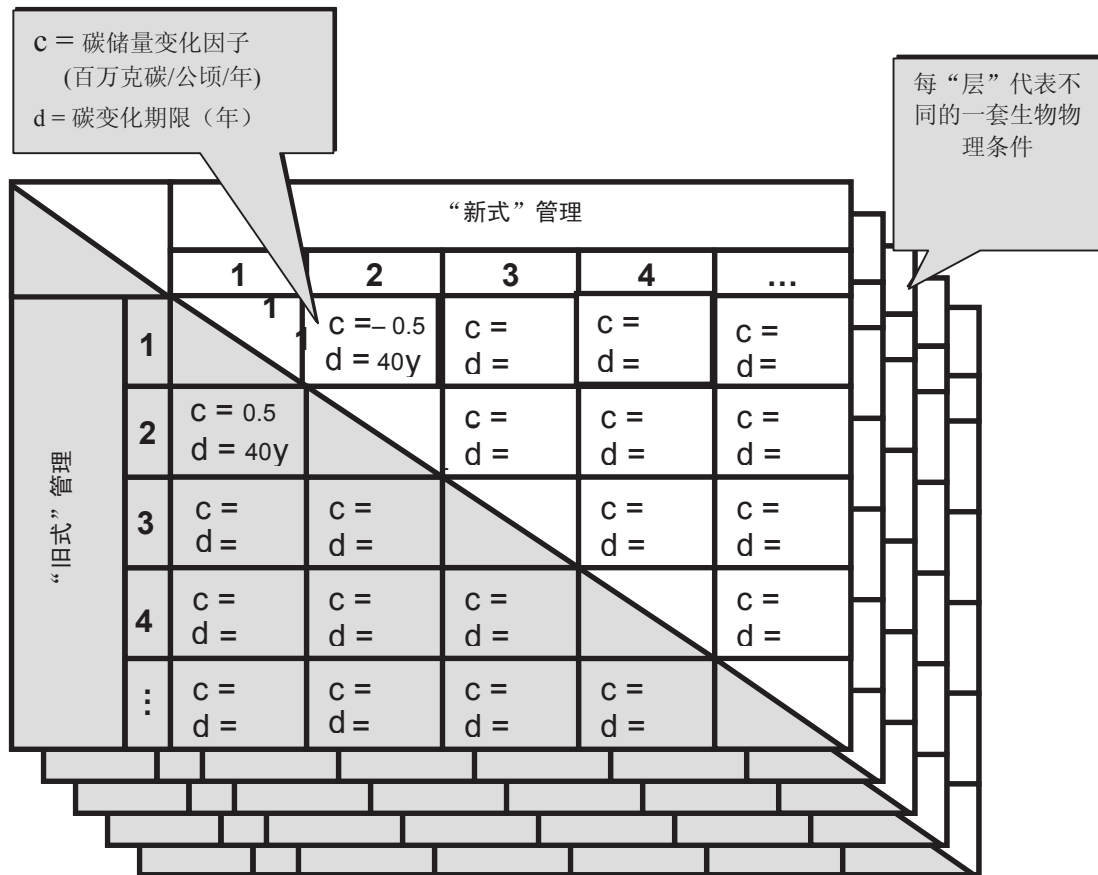


如果对影响期限使用 20 年以外的值，这需要列入矩阵，如在图 4.2.12 中用示意图表示的。

在第 2 层，与不同的土地利用或土地管理变化相关联的默认因子（如投入因子）可以用一种做法的强度（如应用于土壤的有机改良数量）与土壤碳的年排放量/消除量的变化之间更详细的关系来代替。例如，在欧洲，Smith 等人（2000 年）研究出了这些关系（如土壤的年碳储量变化（吨碳/公顷）= 0.0145 x 另加的动物粪肥量（吨干物质/公顷/年）；根据 Smith 等人，1997 中的数据重新计算； $R^2 = 0.3658$, $n = 17$, $p < 0.01$ ）。类似的关系可以从不同气候区的不同土壤类型的长期数据中推导出来。另外，经过充分校准和充分评价的土壤碳变化模型[如 CENTURY（Parton 等人，1987 年）、RothC（Coleman 和 Jenkinson，1996 年）]，可以用来形成不同气候区的不同土壤的储量变化因子或上面描述的强度关系。

必须应用严格的标准，使得任何碳储量变化不被低估或高估。一种“优良做法”是将储量变化因子建立在根据 5.3 节中阐述的原则抽样的实验基础上，如果实验值比默认值更适合于地区和管理做法，那么就使用这些实验值。基于模型的因子只应该对照诸如上面所述的那类实验对模型进行测试后才能使用，任何模型都得进行广泛的评价，予以充分的论证并存档备案。一种“优良做法”是提供置信限度和（或）与地区和国家特有的或当地的储量变化因子相关联的不确定性估值。

图 4.2.12 因每套生物物理组合的不同土地利用、土地管理转变产生的碳储量变化因子矩阵的概念说明。通过使用地区特有的碳因子估值或土地利用/管理变化的影响期限估值来扩展第 2 层方法。取决于计算方法的碳储量变化因子(c) 和相反方向的管理变化的期限(d)值往往是相同的，但“c”值的符号相反。



第 3 层

可用于国家《气候公约》清单的第 3 层方法（如第三章 3.3.1.2.1.1 节“方法的选择”中所描述的），也有可能用于《京都议定书》规定的报告。与第 1 层和第 2 层中使用的静态矩阵相比，第 3 层往往更能表述土地的管理史，能更准确地计算由管理做法中不时出现的多种变化导致的土壤的碳变化情况。另外，土壤达到均衡的时间可能大大长于 20 年，而第 3 层（像第 2 层）方法能考虑这一点。由于有了大规模的计算能力，建立与管理做法数据相联系的在空间上细分的系统就有了可能，管理做法数据如果与含有碳含量的比率方程相联系，并在某个点上初始化 and 定期交叉核对的话，则可跟踪碳储量的不时变化。第 3 层还可以反复的统计抽样为基础，但这个抽样须与 5.3 节中阐述的具有捕捉土壤类型、气候区和所发生的管理做法的足够密度的原则相一致。因此，第 3 层方法包含一系列比第 2 层更复杂的方法，它们通常以先进的建模技术为基础，往往与地理数据库相联系。

矿质土壤碳储量变化因子的选择

下面各节将简要介绍每层使用的碳排放/清除因子。

第 1 层：在第 1 层，矿质土壤中的年平均碳储量变化是根据默认值计算出来的，将 20 年的储量变化除以了 20，就像第三章方程 3.3.3 中所阐述的那样。这些因子的全部详情和由此产生的储量变化估值可见《IPCC 指南》第 5.35 至 5.48 页，在附件 4A.1 描述的数据库中也提供了这方面情况。（附件 4A.1 中的默认值根据《IPCC 指南》中的默认值稍作了修改。）有关步骤和样本计算的概况可见 3.3.1.2.1.1 节“方法的选择（矿质土壤）”。

第 2 层：在第 2 层，碳储量变化（第 1 层）的某些默认值或所有默认值被另一些经证明是更可靠的值所取代。这些新值可能是建立以下列各项基础上的：文献值、测量到的碳储量变化、简单的碳模型，或者这些计算的结合（某些例子见下面的“矿质土壤管理数据的选择”）。一种“优良做法”是，对于应用这些新值的条件和做法来说，证明新值要比它所取代的值更为准确。

第 3 层：对于矿质土壤，第 3 层的碳储量变化因子产生于各国，可能得使用复杂的模型进行计算。用于第 3 层的碳模型一般要比第 2 层的模型复杂，得考虑土壤（如黏土含量、化学构成、原土）、气候（如降水量、温度、蒸发）和管理因素（如耕作、碳投入、肥力改良、耕作制度）。“优良做法”要求使用基准点上的测量来校准模型，在说明所使用的模型和假定时应该透明。

在所有情况下，都必须应用严格的标准，使得碳储量的任何变化既不低估也不高估；用于估计碳储量变化的模型应该进行充分论证，并使用与应用模型的条件和做法有关的可靠的实验数据加以评价。一种“优良做法”是提供置信限度或不确定性的估值。也可以用作为国家/地区碳核算系统一部分形成的值取代碳储量变化默认因子（见 4.2.7.2 “确定属于森林管理活动范围的土地的方法选择”）。

矿质土壤管理数据的选择

涉及土地利用和做法的面积数据需根据方法二或方法三（2.3.2 节）和 4.2.2.3 节中给予的指导提供。这里简要地概述一下三层中每一层所要求的管理数据。

第 1 层：在使用《IPCC 指南》（另见第三章 3.3.1.2.1.1 节）时，应按默认假定土地利用或土地管理变化的影响为 20 年。如果可获得基准年之前 20 年的面积和活动数据，就可使用上述碳储量变化默认因子确定基准年的碳净排放量/清除量。第 1 层的土地利用变化和管理做法与《IPCC 指南》中提供的相同，如：清除原生植物，变为耕种的作物区和栽培牧地；土地撂荒；轮作；使残余物增加水平相异、使耕作体系相异；在农业上使用有机土壤等。在这些具体的土地利用或土地管理变化内，对活动应按半定量的方式加以界定，如“高投入”对“低投入”系统。土地利用或管理体系不应分到比这还细的程度。面积可从国际数据集（如粮农组织）中获取，尽管某些来源缺乏报告所需的空间明晰性，可能仅对用于交叉核对的数据有用。如果可获得 1970 年到 1990 年的面积和活动数据，则可用上面所述的碳储量变化默认因子确定基线为 1990 年的碳储量净变化。如果无法获得 1970 年到 1990 年的面积和活动数据，可见关于估计土地面积的另类选择方案的 4.2.7.2 节。

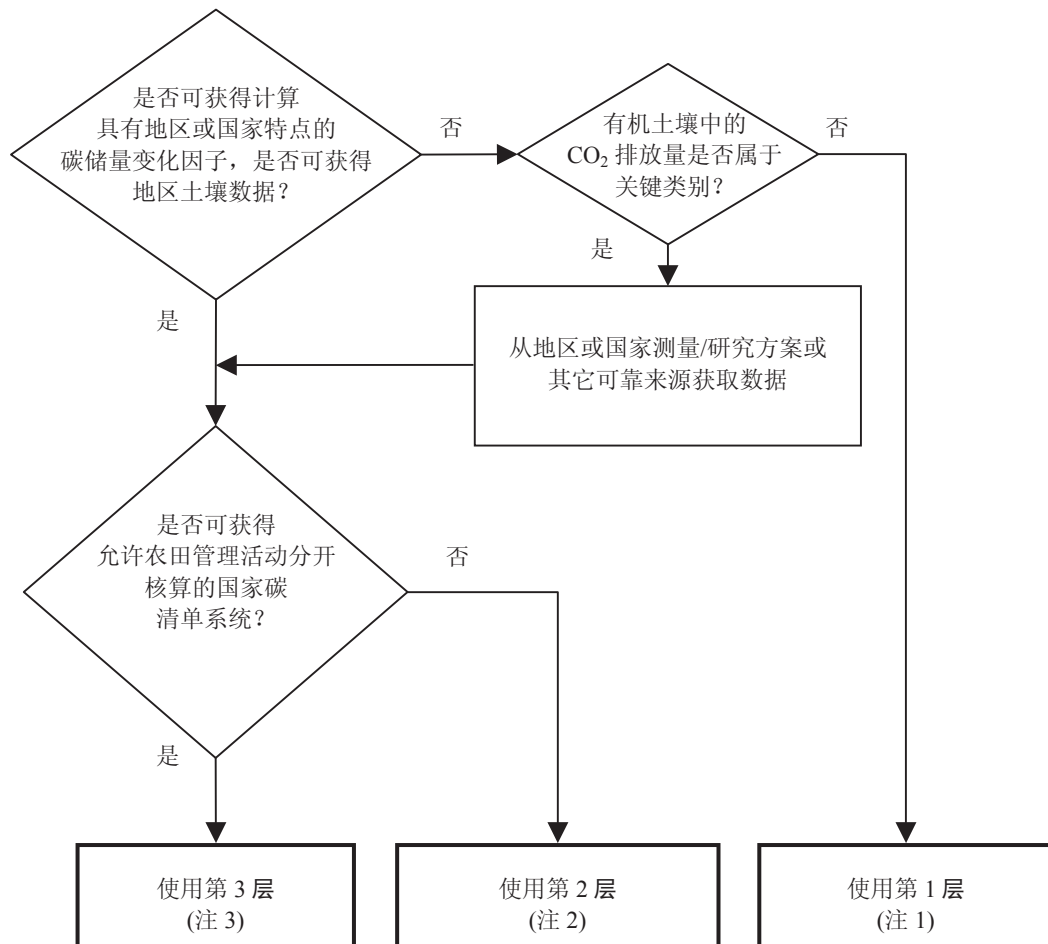
第 2 层：第 2 层的管理做法与《IPCC 指南》中提供的和第 1 层的管理做法是相同的。但是对于第 2 层来说，为了使它们具有国家的特点，有些管理做法可作进一步细分，或者增加一些新的做法。在《IPCC 指南》中描述的农业管理体系内，管理数据包括诸如“高投入”和“低投入”等描述符。在第 2 层，这些描述符可以用更明晰的描述符代替，例如，高有机改良率（如 > 20 吨干物质/公顷/年）、中有机改良率（如 10-20 吨干物质/公顷/年）、低有机改良率（如 < 10 吨干物质/公顷/年）和零有机改良。进一步的细分可以，例如反映有机改良的不同形式，诸如动物粪肥、谷物残余物和污泥等，这方面可获得相应的清除因子。一种代替使用更详细的描述符类别的方法是使用类似于 Smith 等人（1997 年、1998 年和 2000 年）为欧洲，Lal 等人（1998 年）为美国推导出的那种关系。这些方法可以对全球数据集的新的更全面的分析为基础。图可包括与某一做法（如零耕）相关联的碳储量变化，或一种做法的强度与土壤碳变化之间的关系（如土壤年平均碳排放/清除量（吨碳/公顷）= 0.0145 x 另加的动物粪肥量（吨干物质/公顷/年）；根据 Smith 等人，1997 中的数据重新计算； $R^2 = 0.3658$, $n = 17$, $p < 0.01$ ）。另外，经过充分校准和充分评价的土壤碳变化模型（如 CENTURY（Parton 等人，1987 年），RothC（Coleman 和 Jenkinson，1996 年）或其它），可以用来形成不同气候区不同土壤的碳储量变化默认因子，或形成上面描述的每项活动的强度关系。这些例子说明了怎样能使各种做法更加具有国家的特点，但是也可以采取其它的完善办法。第 2 层方法可能要求描述面积的分辨率要高于第 1 层。在任何情况下，都必须应用严格的标准，使得排放量/清除量的任何变化既不低估也不高估（见用于讨论标准的“矿质土壤碳储量变化因子的选择”）。

第 3 层：在更复杂的第 3 层方法中使用的管理数据需与模型要求的详细水平保持一致。一种“优良做法”是以适合模型的空间分辨率使用管理数据，并具有对模型所要求的管理因子的数量测度，或能可靠地估计这一测度。

4.2.8.3.2 有机土壤中的碳储量变化

对于有机土壤中的碳储量变化，应该使用下面的决策树（图 4.2.13）来决定使用哪一层级作《京都议定书》规定的报告。

图 4.2.13 选择根据《京都议定书》报告有机土壤中碳储量变化的层级的决策树（另见图 3.1.1）



注 1：使用缺省值/数据库。

注 2：使用具有地区特点的参数、土壤数据和影响期限。

注 3：使用更先进的往往与地理数据库相联系的建模技术。

估计来自有机土壤的二氧化碳排放/清除量的方法

第 1 层：当有机土壤转为农业时，它们通常要排水、耕作和施石灰肥料，其结果将导致有机物质的氧化。碳的释放率将取决于气候、有机物质的构成（分解性）和其它做法，诸如施肥和加石灰等。第 1 层方法在 3.3.1.2 节中作了阐述，它是以《IPCC 指南》中提供的方法为基础的。

第 2 层：如果可获得国家或地区特有的有关有机土壤中的排放量的可靠数据，一种“优良做法”是使用这些值，而不是第 1 层的默认值。应该证明所使用的任何数据都要比默认值更可靠。

第 3 层：第三章（土地利用变化和林业部门*优良做法指南*）中描述的用于国家温室气体清单的复杂系统可使用各种用于估计二氧化碳的方法或模型。这些排放量也可能用来以一种综合的方式估计非二氧化碳温室气体排放量。然而，非二氧化碳排放量应在农业部门内报告，并避免重复计算和遗漏。采用使用基准点的测量校准的模型，并描述透明地采用的模型和假定，将不失为一种“*优良做法*”。

有机土壤碳排放/清除因子的选择

第 1 层：第三章（表 3.3.5；3.3.1.2.1.2 节）中提供了第 1 层的碳排放/清除量默认因子。

第 2 层：对于有机土壤，一种“*优良做法*”是，用国家或地区特有的因子代替第三章（表 3.3.5；3.3.1.2.1.2 节）中确定的默认值，只要能证明它们比默认值更可靠。使用基于由实验产生的实验结果的排放/清除替代因子，也不失为一种“*优良做法*”，不过这些实验应是经过精心设计的，并为赋予适当的统计功效进行了适当的抽样。基于模型的任何排放或清除因子只应该对照诸如上面所述的那类实验对模型进行测试后才能使用，任何模型都得进行广泛的评价，予以充分论证并存档备案。提供与任何排放/清除的替代因子相关联的置信限度和（或）不确定性估值，将是一种“*优良做法*”。必须通过与地区内的测量或实验相对照对默认值和替代因子加以比较，证明排放/清除的替代因子比默认因子更能代表当地的条件或做法。

第 3 层：对于有机土壤，二氧化碳和非二氧化碳温室气体排放量或排放量/清除量可作为使用国家排放/清除因子的以加工过的为基础的建模的一部分进行估计。采用此类方法是一种“*优良做法*”，只要它们经过了充分的论证和评价。在应用这些方法之前，应对它们进行全面的测试和评价，如针对第 2 层所说的。

有机土壤管理数据的选择

同样的考虑适用于矿质土壤农田管理活动的管理数据，像前面在 4.2.8.3.1 节中所述的一样。

4.2.8.3.3 由施石灰肥导致的二氧化碳排放量

针对《京都议定书》提供的补充数据，只有当选择农田管理时才包括由农田施石灰肥导致的二氧化碳排放。

估计施石灰肥导致的二氧化碳排放量的方法

施石灰肥一般是为了改善土壤的酸化程度。通常使用碳酸盐矿物，诸如石灰石 CaCO_3 和白云石 $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ 等。在酸性土壤中加入这些成分后，它们就会释放出二氧化碳，其比率依土壤条件和所用成分的不同而变化。每隔几年重复应用，但可随时求出平均数，年平均率是清单计算的基础。

第 1 层：用于估计施石灰肥导致的二氧化碳排放的第 1 层方法等同于第三章（3.3.1.2.1.1 节）中描述的方法。

第 2 层：对于由施石灰肥导致的土壤二氧化碳排放，用于施石灰肥的第 2 层方法可使用国家或地区的数字代替第三章（3.3.1.2.1.1 节）中描述的默认系数，只要证明前者更为可靠。

第 3 层：第三章中描述的在第 3 层中使用的复杂方法可明确说明施石灰肥的情况。它们可能会整合也对非二氧化碳排放造成的影响。采用此类方法是一种“*优良做法*”，只要它们经过了充分的论证和评价。

选择施石灰肥的碳排放因子

一种“*优良做法*”是使用第三章（3.3.1.2.1.1 节）中提供的默认值。如果缔约方选择使用可替代的国家排放因子（第 2 层），则应该使用有关所用石灰构成情况的更详细数据来证明它们是正确的。另外，第 3 层方法可包括施石灰肥和管理做法对非二氧化碳排放造成的综合影响。采用此类因子是一种“*优良做法*”，只要它们经过了充分的论证和评价。

4.2.8.3.4 非二氧化碳温室气体

《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》中有关农业的各章提供了估计 N_2O 和 CH_4 排放量的方法，它们提供的方法涉及到下列与农田管理有关的农业排放源（所列清单也适用于放牧地管理和植被重建）：

- 1) 由以下做法导致的来自农业土壤的 N_2O 直接排放：
 - 使用合成肥料，
 - 使用动物排泄物作为肥料，
 - 由种植豆科植物和其它固氮作物形成的生物固氮，
 - 作物残余物和污泥的应用，
 - 耕作有机含量高的土壤；
- 2) 由农业中使用氮导致的 N_2O 间接排放，包括来自以下方面的排放：
 - NH_3 和 NO_x 的挥发和随后在大气中的沉积（最初来自于施用肥料和粪肥），
 - 氮过滤和流出；
- 3) 由大米种植导致的 CH_4 排放；
- 4) 由植被燃烧导致的非二氧化碳排放；
- 5) 由肠内发酵导致的 CH_4 排放；
- 6) 由粪肥管理导致的 CH_4 和 N_2O 排放。

这些排放量不应在农田管理项下报告，而应作为农业排放量报告⁵⁹。它们包含在《2000 年优良做法指南》第四章（农业）内。甚至对于未选择第三条第 4 款所述农田管理的缔约方，这些排放量也应作为来自《京都议定书》附件 A 所列举的排放源的排放量予以报告。选择农田管理的缔约方也应该在农业部门中报告这些排放量，但不把它们列入第三条第 4 款下。

在转为农田（第三条第 3 款）的毁林土地上的非二氧化碳排放量/清除量，需与农田管理（第三条第 4 款）项下的排放量/清除量分开报告。如果毁林土地上的非二氧化碳排放量/清除量不能直接确定，它们可作为与毁林土地上的农田总面积相对应的来自农田的非二氧化碳排放量/清除总量的一部分加以估计。例如，如果农田面积有 10%是在毁林土地上，则农田非二氧化碳排放/清除总量的 10%归属于 1990 年后属于毁林活动范围的土地。

为增加碳储量采取的某些管理做法也可能影响非二氧化碳气体排放量。这些影响中有许多列入了《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》中与农业有关的各章，但是也可能存在《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》中没有考虑到的对非二氧化碳气体的其它影响（见方框 4.2.11 中的示例）。

⁵⁹ 按照《马拉喀什协议》，必须将由第三条第 3 款和第 4 款活动引起的源排放量和汇清除量的估值与来自《京都议定书》附件 A 中所列排放源的人为排放量区分开来（参看载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.3 第 22 页的-/CMP.1 号决定草案（第七条）附件第 5 段。

方框 4.2.11

碳储量变化对非二氧化碳气体排放量的可能影响示例

例 1：减耕对 N₂O 排放量的影响

减耕或免耕往往会增加农田中的土壤碳。然而，也可能通过对微孔（和水占据的微孔部分）、氮循环、温度和其它因素（如 Weier 等人，1996 年；MacKenzie 等人，1998 年；Robertson 等人，2000 年；Smith 等人，2001 年）的影响改变 N₂O 的排放量。所作的观察没有得出最后结论，某些研究显示免耕系统中 N₂O 的排放量要高于耕作的系统，而另一些研究表明影响极小，或者说 N₂O 的排放量较低。可获得的数据表明，这种变化无常的反应取决于土壤与气候的互动影响，另还表明在不大通气的潮湿环境中 N₂O 的排放量一般趋于最高，但是这也是与下述情况相关联的：免耕情况下的排放量要高于常规耕作下的排放量（如 Linn 和 Doran，1984 年；Weier 等人，1996 年；Vinten 等人，2002 年）。

例 2：有机物质转移与 N₂O 排放量之间的联系

土壤中的有机物质不断分解，结果释放出氨气和硝酸盐。这种“可获得的”氮一部分可能转化为 N₂O。因此，提高有机物质分解率的做法（如犁草地，增加“休耕”期的利用等）有可能刺激 N₂O 排放。相反，重新栽培草地和减少“休耕”频率则有可能减少 N₂O 排放。然而，对这些影响的意义和规模并不清楚，或许不大可能在这一阶段对它们进行可靠的量化。

例 3：农田管理对 CH₄ 氧化的影响

增加农田中土壤碳的某些做法也可能对土壤的 CH₄ 氧化产生影响，负面的或正面的影响（如 Smith 等人，2001 年）。当用二氧化碳当量单位表示时，这些影响往往小于对 N₂O 的影响。

例 4：有机土壤排水的影响

当二氧化碳的灭失随着土壤排水而增加时，CH₄ 排放量可能会减少，而 N₂O 的排放量也可能会受到影响。（请注意：《IPCC 指南》假定所有的碳会作为二氧化碳灭失；如果从这点出发，必须用十分科学的和经过论证的数据证明它是正确的。在《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》有关农业的各章中提供了用于估计来自耕过的有机土壤的 N₂O 排放量的方法，这些排放量应该像那里描述的那样报告，以免出现重复计算。）

这些做法和另一些管理做法对非二氧化碳排放量的影响可能包括在用于农业的更高层级的方法中，如在《2000 年优良做法指南》中所指出的（4.7 节第 4.53 至 4.66 页）。如果作了估计，它们仍应该与农业一起报告，以免出现重复计算。怎样估计这些影响的例子包括：

- 在具有代表性的点上直接测量非二氧化碳温室气体；
- 估计基于文献值的排放率，同时考虑管理、土壤和气候等因素。

4.2.9 放牧地管理

4.2.9.1 定义问题和报告要求

放牧地管理是指对用于畜牧生产的土地的作法体系，旨在管理所生产的植被和牲畜数量和类型。从定义上讲，放牧地在某种程度上是属于“经营的”，以致属于放牧地管理项下的土地，事实上有可能是国内属于放牧类的所有土地；就是说，根据国家决定的并加以明确说明的标准主要用于畜牧生产的所有土地。应该注意的是并非所有草地一定都是放牧地。

为了确保全面覆盖，一种“优良做法”是将下列土地列入放牧地类：

- 经过改良的牧场/草地/草原：它们是属于密集的有控制放牧的土地。一些管理做法，诸如施化肥/粪肥、灌溉、重播种、施石灰肥或喷洒农药等，是用来控制生产率的，长期用于生产草料作物的土地也包括在内。
- 未经改良的/自然的牧场/草地/草原：这些土地通常由包括干草和灌木丛在内的天然植被构成，放牧主要是粗放式的。除了在某些情况下放火烧草外，丝毫或者几乎不存在对草的管理。然而，放牧的密集性、频率和季节性以及牲畜的分布是有管理的（即使按默认）或者为防止所储存的碳的灭失能加以特别管理的，例如通过避免过度放牧。

长有树木和灌木的牧场、草原或稀树草原，如果草料作物和牧草的生长是这块面积上最重要的活动，那么应该根据国家制定的并加以明确说明的标准将其列入放牧地管理项下。如果种有树木的土地符合森林的定义，并且树木是 1990 年以来栽种的，则这块土地应列入造林/再造林类。然而，如果放牧是主要活动，则符合“森林”定义的土地可根据国家确定的标准列入放牧地管理类。

闲置的土地，诸如耕过的但转为多年生草地的土地，如果仅仅是暂时闲置则应该列入农田管理（一般是 5 年或 5 年以下，但是任何有可能根据国家的闲置条件重新用作农田的闲置土地应该计为农田）。如果属于长期闲置，它们应列入放牧地管理类。保护地，诸如那些属于长期覆盖计划的土地，如果也被用于畜牧生产，则应列入放牧地管理类。仅作为一种轮作的一部分暂时用于放牧的土地，通常列入农田管理类。为了保持一致性，用于区分农田与放牧地和植被重建的标准应该予以明确说明，应用时务必一致。

考虑到有可能与其它土地利用类别发生重叠，对于各国来说，明确规定在它们国家的土地利用系统中哪些土地类型应该列入放牧地/草原/牧场类，是一种“优良做法”。另外，各国还应该明确说明怎样区分这些土地与(a)第二章（农田/可耕地/耕地）土地利用类别(1)中的土地和(b)属于第三条第 3 款（AR）和第三条第 4 款（FM、RV、CM——如果选择的话）所述其它活动的土地。这将会增强各国报告之间的可比性。

此外，在 1989 年 12 月 31 日为森林的并在报告年属于放牧地管理活动范围的所有土地，需要作为单独的类别（本该另行列入放牧地管理活动范围的“毁林”土地）加以确定、跟踪和报告。

为了能应用拟议的用于确定那些土地上二氧化碳排放量/清除量的方法（即面积决定碳储量变化因子的时间，因子是正还是负或零取决于管理和土地利用或土地利用的变化），放牧地的总面积需要细分为基准年和承诺期各年各套管理做法下的面积（在时间和空间上可能出现重叠）。碳储量变化因子既取决于当前的管理，也取决于以前的管理。有些面积可能排放碳，有些面积可能起着固碳作用，另一些可能处于均衡状态，如果管理发生变化，这也会跟着变化。

为了获得得分更细的土地利用和做法数据，可制定一个比较全面的不同气候区放牧地/草原/牧场范围内的土地利用和管理体系的定义。放牧地管理项下影响碳储量的做法包括以下几个大类：牧群的管理、木本植物的存在、施肥、灌溉、物种构成、豆科植物管理和火情管理等（IPCC, 2000 年 b, 第 184 页和第 205 页）。另见第三章（土地利用变化和林业部门*优良做法指南*）和下面的 4.2.9.2 节。

4.2.9.1.2 基准年 1990 年

见 4.2.8.1 节“定义问题和报告要求”。

4.2.9.2 土地识别方法的选择

4.1.1、4.1.2、4.2.1 和 4.2.2 节提供了与放牧地管理有关的土地识别一般指南。根据《马拉喀什协议》规定，包含放牧地管理活动范围内的土地的界限的地理位置需与属于这一活动范围的土地总面积一起每年予以报告。界限的地理位置可能包括对属于放牧地管理活动范围的每块土地的空间上明晰的说明，但并非必须这样做。这类类似于 4.2.8.1 节（定义问题和报告要求）中论述的农田管理的情况。一种“优良做法”是持续关注属于放牧地管理活动范围内的土地的管理情况。这可通过以下方式实现：不断跟踪 1990 年起至承诺期结束期间属于放牧地管理活动范围的每一块土地（见 4.2.8.1 节），或者使用与 5.3 节中的要求一致的能使关于放牧地管理的转变得以确定的统计抽样

技术（见 4.2.4.1 节“制定一致的时间序列”）。在国家一级，需要有对放牧地总面积进行分类的不同的层，比如说使用涉及以下方面的标准：国家基本情况、管理做法和其它细分情况。这些可能包括：

- 气候
- 土壤类型
- 扰乱程度（如压实、牲畜践踏形成的扰乱、火烧的频率、侵蚀等）
- 有机投入水平（如植物的枯枝落叶、根、粪肥、其它的改良等）
- 断断续续放牧的土地（如闲置地、作为轮作一部分的牧地等）
- 放牧强度（牧草地的利用百分比）
- 种有树木的土地（防护林带、果园、其它多年生种植园）
- 1990 年以来转为放牧地的不属于其它任何土地利用类别的土地（土地利用的变化）

对于所有由此形成的子类，1990 年以来由森林转变而来的（即毁林）属于放牧地管理活动范围内的面积，需要分开跟踪，因为它们将作为毁林活动范围内的土地单位报告。

在第 3 层，对属于放牧地管理活动范围的面积作进一步细分或许是必要的。

使用在某些附件一所列国家可获得的必要分解确定属于放牧地管理活动范围的土地的方法包括下列两种：

- 国家土地利用和管理统计资料：大多数国家都定期调查包括属于放牧地管理活动范围的土地的农业土地基础。它们可能部分来自于对牧草地和土壤表面情况及储备率变化的遥测。
- 来自于基于统计的点抽样系统的清单数据：在定期重访的具体的长期抽样点上监测土地利用和管理活动。

对于所有受放牧地管理影响的土地，需要对有关这些面积的信息加以汇编，或归纳为缔约方选来用于报告其土地利用统计数据的所有层（通过土地面积的界限确定）的估值。第二章（土地面积一致表述的基础）提供了有关确定土地面积的进一步的“优良做法指南”。

方框 4.2.12 介绍了与本报告其它各章和《IPCC 指南》中识别面积的方法的联系。

方框 4.2.12

与本报告第二章或第三章的联系

2.3.2 节（三种方法）：第二章中变成经营草地的草地（非经营的或经营的）或导致成为经营草地的转化（森林转为草地除外），不过这些经营草地必须属于放牧地管理活动范围。应该包括 1990 年（或 1970 年，如果基准年的估值要求的话）至 2008 年间所有的转变，在以后的清单年则包括每年的转变。⁶⁰

与《IPCC 指南》的联系

无法以符合《马拉喀什协议》对界限的地理位置要求的格式获得。

⁶⁰ 如果在矩阵转变期同一土地单位上发生一种以上的土地转化，则可能不得不缩短转变期，以说明这些转变因素。

4.2.9.3 估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择

像对农田管理一样，估计由矿质土壤、有机土壤和施石灰肥导致的二氧化碳排放量/清除量，也使用三层中的一层的方法。程序同正在产生的不同因子和正在使用的不同活动数据是同一的（在下面各节中将作更详细的描述）。

二氧化碳的土壤年排放/清除总量通过以下之和计算：

- 矿质土壤有机碳储量的净变化
- 来自有机土壤的二氧化碳排放量
- 由施石灰肥导致的二氧化碳排放量

在适当的时候还需要估计其它碳库的碳储量变化。对于无木本植被的放牧地来说，如果在覆盖方面无长期变化，则年作物生物量可以忽略不计。然而，放牧地的树木、防护林带和木本作物的生物量中的碳则需要在放牧地管理、造林/再造林或者森林管理项下（但不是同时）说明（除非《京都议定书》附件一所列缔约方选择不说明并提供碳储量不会下降的可核实信息）。用于地上部和地下部生物量、枯枝落叶层和死木的方法参见有关造林/再造林或森林管理的各节以及本报告第三章（土地利用变化和林业部门*优良做法指南*）。对估计各库（而不是土壤）中的碳排放量/清除量的指导，可见方框 4.2.13 和表 4.2.8。第三章中的图 3.1.1 为选择适当的方法提供了进一步的指导。

方框 4.2.13

与本报告第二章或第三章的联系

3.4.1.1 节 生物量的变化

3.4.1.2 节 土壤中碳储量的变化

与《IIPC 指导意见》的联系

4 非二氧化碳温室气体

5 B 森林和草地的转换（放牧地转为农田）

5 D 土壤中的二氧化碳排放量和清除量

4.2.9.3.1 矿质土壤

用于选择放牧地管理活动范围内的矿质土壤中碳储量变化的决策树类似于用于农田的那种——见上面的图 4.2.9。

用于估计矿质土壤中碳储量变化的方法

用于估计放牧地管理项下矿质土壤中碳储量变化的方法与用于农田的方法是同一的。见 4.2.8.3.1 节（矿质土壤）中，还有第三章（3.3.1.2, 3.4.1.2, 3.4.2.2 节）中描述的第 1 层、第 2 层和第 3 层中的方法。至于农田管理，所有的方法都要求在整个时间过程中不断跟踪属于放牧地管理活动范围的土地。在第 1 层，附件 4A.1 中的年储量变化默认因子数据库也适用于放牧地（见 4.2.8.3.1 节）。然而，对于第三条第 4 款下的活动，如果放牧地管理活动产生的二氧化碳排放量属于*关键类别*，使用第 2 层或第 3 层来估计矿质土壤中的碳储量变化则不失为一种“*优良做法*”。

矿质土壤的碳排放/清除因子的选择

每一层的碳储量变化因子的选择将遵循农田管理项下所述的同一界线。碳储量变化因子保存在同一数据库内。至于农田管理，在较高层，碳储量变化因子可根据文献值（如 Follett 等人，2000 年）、长期实验和模型运行来计算。一种“优良做法”是使用基于由实验产生的实验结果的排放/清除替代因子，这些实验必须经过精心设计，并为赋予适当的统计功效进行了适当的抽样。基于模型的任何因子只应该对照诸如上面所述的那类实验对模型进行测试后才能使用，任何模型都得进行广泛的评价，予以充分的论证并存档备案。一种“优良做法”是提供置信限度和（或）与任何排放/清除因子相关联的不确定性估值。必须根据地区范围内测量或实验证明排放/清除因子代表当地的情况或做法。

矿质土壤的土地利用和管理数据的选择

像对农田管理一样，如果可获得 1970 年一直到 1990 年的面积和管理数据，就能利用上面所述的碳排放/清除默认因子建立基准年（1990 年或其它年份）的碳排放/清除的净值。如果无法获得 1970 年一直到 1990 年的面积和管理数据，那么可提供的选择是那些已经说过的农田方面的选择（见 4.2.8.1.1 节：基准年 1990 年）。这里只简要地概述一下三个层级中每一层所要求的活动数据。

第 1 层：第 1 层的管理做法与《IPCC 指南》中提供的做法相同。那里所界定的不同的管理影响是：清除原生植物，变为耕种的作物区和栽培牧地；土地撂荒；轮作；使残余物增加水平相异、使耕作体系相异；在农业上将有机土壤用于放牧等。在这些具体的土地利用或土地管理范围内，对各种做法应以半定量的方式确定：例如，“高投入”对“低投入”系统。土地利用和管理体系不应分到比这还细的程度。面积可从国际数据集（如粮农组织）中获取。如果可获得 1970 年一直到 1990 年的面积和管理数据，就能利用上面所述的碳排放/清除默认因子建立基准年 1990 年的碳排放/清除的净值。如果无法获得 1970 年直到 1990 年的面积和管理数据，那么可提供的选择是那些已经说过的农田方面的选择（见 4.2.8.1.1 节）。如果放牧地管理被认为是**关键类别**，则使用第 2 层或第 3 层的方法不失为一种“优良做法”。

第 2 层：第 2 层的管理做法与《IPCC 指南》中提供的做法和第 1 层的做法相同。然而，为了使它们具有国家的特点，可对某些做法加以细分，或增加新的做法。例如，在《IPCC 指南》中描述的农业管理体系内，管理数据包括诸如“高投入”和“低投入”等描述符。在第 2 层，这些描述符可以用更明晰的描述符代替；例如，高放牧水平、中放牧水平、低放牧水平和零放牧。对活动作进一步细分或许也是必要的，例如不同的放牧形式。一种替代使用更详细的描述符类别的方法是使用涉及做法强度（如放牧水平）的与碳排放/清除因子变化的关系。另外，经过充分校准和充分评价的土壤碳变化模型[如 CENTURY（Parton 等人，1986 年），RothC（Coleman 和 Jenkinson，1996 年）]，可以用来形成碳排放/清除默认因子，或者形成不同气候区不同土壤的每一活动的强度关系。这些例子表明了这样一点，即怎样才能使活动在第 2 层更具有国家的特点，但是也可采用其它的完善办法。必须采取严格的标准，使得汇的规模的任何扩大不被低估或高估。

第 3 层：在更复杂的第 3 层方法中使用的管理数据可以像上面针对第 2 层所述的那样加以细分。

4.2.9.3.2 有机土壤中的二氧化碳排放量

在放牧地管理项下用于有机土壤的决策树与农田管理的决策树是同一的，参见图 4.2.13。在有关农田的第 1 层、第 2 层和第 3 层下描述的方法也适用于放牧地，参见 4.2.8.3.2 节（有机土壤中的碳储量变化），还有第三章（3.3.1.2 和 3.4.1.2 节）。至于农田，有机土壤中的非二氧化碳温室气体排放量/清除量也很重要，由于二氧化碳的灭失随土壤排水而增加，某些排放量（即甲烷、 CH_4 ）就会减少。同时也应考虑非二氧化碳温室气体排放量，在计算有机土壤中碳排放量/清除量的变化时这一点是很重要的，必须记住，作为一种规则，这些都包括在农业部门内。然而，应该注意的是，《IPCC 指南》假定所有的碳都是作为二氧化碳排放的；如果从这一假定出发，则必须用十分科学的和经过论证的数据证明它是正确的。

有机土壤碳排放/清除因子的选择

有机土壤的因子在有关农田管理的同一小节（4.2.8.3.2 节“有机土壤中的碳储量变化”）和第三章（3.3.1.2 和 3.4.1.2 节）中进行了描述。

有机土壤管理数据的选择

对于《IPCC 指南》，有机土壤管理数据如上面对矿质土壤所描述和修订的。

4.2.9.3.3 由施石灰肥导致的二氧化碳排放量

对于由施石灰肥导致的碳排放量，可像对农田管理项下的土地那样对属于放牧地管理活动范围的土地使用同样的方法（见 4.2.8.3.3 节“由施石灰肥导致的二氧化碳排放量”）。

4.2.9.3.4 非二氧化碳温室气体

《2000 年优良做法指南》中有关农业的一章介绍了用于土壤中的 N_2O 和 CH_4 排放量的方法，该章提供了用于确定与放牧地管理有关的农业土壤排放源的方法（另见第三章 3.4.1.3 节）。为增加土壤中的碳采用的管理做法，也可能会影响非二氧化碳温室气体排放量。针对农业描述的方法往往将涵盖这些影响。例如，为形成土壤的有机物质而增加施肥量，则由此导致的 N_2O 排放量将直接列入其内。可能存在默认方法未涵盖的另一些影响；例如，增加碳库也可能会提高有机氮的水平，而当矿物化时，有机氮有可能作为脱氮的基本要素提供，从而增加 N_2O 的产出。同样，在农田转化为放牧地时停止耕作，有可能在发展放牧地的某一阶段使得土壤更加缺氧，从而可能促进脱氮和 N_2O 的产出（见方框 4.2.11 中的例 1）。这些影响可使用更高层的方法计算，但是仍应该在农业部门中报告，以免出现重复计算或遗漏。

转化为放牧地的毁林土地上的非二氧化碳温室气体排放量/清除量（第三条第 3 款）需与放牧地管理（第三条第 4 款）项下的排放量/清除量分开报告。关于进一步的指导，可见有关农田管理的相应章节（4.2.8.3.4）。

4.2.10 植被重建

4.2.10.1 定义问题和报告要求

“植被重建”是指在有关地点通过建立覆盖面积至少为 0.05 公顷的植被以增加碳储量，而且不符合造林和再造林定义的由人类直接引起的活动。如果符合植被重建的定义并且是发生在 1990 年 1 月 1 日之后，则该土地应该分在植被重建项下（进一步的指导见图 4.2.5 中的决策树）。在某种程度上，用于估计由植被重建引起的碳储量变化的方法不同于应用于农田管理或放牧地管理的方法，而类似于用于造林和再造林活动的方法；尽管植被重建不同于造林/再造林，但通常也会对地上部碳库产生重大影响。

植被重建意味着建立植被以取代以前的（有时是极小的）在土地受到扰乱后形成的地面覆盖物。例如，诸如在各种类型土地上（包括城市地区）开展的下列活动适合列为植被重建：恢复/重建碳已枯竭的土壤上的草本生态系统、美化环境的栽树种草、植树、灌木、草或非木本植被。另外，植树不能列为造林/再造林，因为它不符合（而且预计在承诺期不会符合）森林定义中选择的最低限度的树冠覆盖率和（或）最低限度的树高，或者因为空间布局标准的一致应用（见 4.2.2.5 节）排除了这一点。在这样一种情况下，植树可能适合列为植被重建。应该注意的是，与造林截然不同，植被重建并不一定引起土地利用的变化。

一些闲置的土地，如属于植被重建的耕过的土地等，如果仅仅是暂时闲置则应该列入农田管理活动范围（一般是 5 年或 5 年以下，但是任何有可能根据国家的闲置条件重新用作农田的闲置土地应该计为农田）。

对于选择植被重建的缔约方来说，提供文件资料说明所列面积如何符合植被重建的定义，如何能将它们与土地利用类别中的其它土地区分开来，将是一种“优良做法”。

4.2.10.2 土地识别方法的选择

4.1.1、4.1.2、4.2.1 和 4.2.2 节对植被重建活动范围内的土地的识别给予了一般性指导。一般说来，所有在 1990 年 1 月 1 日后属于植被重建的土地都应该跟踪，并与建立像 4.1 节中所解释的第三条第 4 款所述活动（如果适用的话）之间的等级体系的国家标准保持一致。根据《马拉喀什协议》，包含属于植被重建活动范围的的土地的面积界限的地理位置需要每年与属于这一活动范围的的土地总面积一起报告。

界限的地理位置可能包括对属于植被重建活动范围的每块土地的空间上明晰的说明，但并非必须这样做。实际上，或许可以提供包含属于植被重建活动范围的的土地面积的较大面积。无论在哪一种情况下，对植被重建和植被重建管理这两种活动范围内的土地需要在整个时间过程中不断加以跟踪。监测/报告土地管理的连续性可通过以下方法来实现：不断跟踪 1990 年起至承诺期结束属于植被重建管理活动范围的每一块土地（例如，见 4.2.8.1 和 4.2.8.2 节），或者制定与 5.3 节中的要求一致的能使植被重建土地上不同类型管理的转变得以确定的统计抽样方法（见 4.2.4.1 节“制定一致的时间序列”）。

方框 4.2.14 提供了与本报告和《IPCC 指南》中的有关方法的联系。

方框 4.2.14

与本报告第二章或第三章的联系

2.3.2 节（三种方法）：在第二章方法中无任何植被重建面积的信息。

要求具有国家特点的关于植被构成的标准。应该以年为基础，包括 1990 年（或在基准年的估计需要时为 1970 年）和 2008 年之间的以及在以后的清单年的转变中的所有转变。⁶¹

与《IPCC 指南》的联系

在《IPCC 指南》中未涉及植被重建。

对确定/监测植被重建土地面积的方法指导

监测植被重建土地的方法与用于造林/再造林和毁林土地的方法相同（见 4.2.5 和 4.2.6 节）。

4.2.10.3 估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的方法选择

对于矿质土壤、有机土壤和施过石灰肥的植被重建土地，可使用同针对农田管理和放牧地管理描述的一样的方法和层级结构。第三章根据《IPCC 指南》描述了用于植被重建土地上的地上部生物量、地下部生物量、枯枝落叶层和死木的方法（另见方框 4.2.15、表 4.2.8、图 3.1.1）。对于城市中的土壤，第三章附件 3.B 中描述了有关方法。

⁶¹ 如果在矩阵转变期同一土地单位上发生一种以上的土地转化，则可能不得不缩短转变期，以说明这些转变。

方框 4.2.15

与本报告第二章或第三章的联系

3.4.2.1 节 生物量变化

3.4.2.2 节 土壤中碳储量的变化

与《IPCC 指南》的联系

4 非二氧化碳温室气体

5 A 森林和其它木本生物量储量（草地/苔原）的变化

5 C 经营地（草地/苔原）的放弃

5 D 土壤中的二氧化碳排放量和清除量

5 E 其它（如分散的属于经营范围但不构成诸如农林结合等森林的林木，也称为“森林以外的经营林”）

（不是所有 5 种库都包括在内：地下部生物量和枯枝落叶层缺失）

4.2.10.3.1 碳储量变化因子的选择

《IPCC 指南》中的植被重建活动不存在一般默认值。选择植被重建的缔约方或许可使用第 1 层方法估计土壤碳的变化，因为默认值可能存在[见 4.2.8.3 节（对于农田管理），4.2.9.3 节（对于草地管理），还有第三章中的相关小节：3.3.1.2、3.4.1.2、3.4.2.2 节]。然而，对于其它所有的库，默认值并不存在，因此，对于选择植被重建的缔约方来说，一种“优良做法”是提供具有国家特点的每个碳库的储量变化值，对于未报告的库，则提供证明它们在碳中不会下降的可核实数据（见 4.2.3.1 “需报告的库”）。如果植被重建被认为是一个关键类别，则使用第 2 层或第 3 层的方法不失为一种“优良做法”。

在第 2 层，一种“优良做法”是提供可核实的方法和文件资料，以说明在植被重建项下选择的每个库的碳储量变化是如何估计的。对于未选择的任何一个碳库，一种“优良做法”是提供证明它们不会下降的可核实数据（见 4.2.3.1 节“需报告的库”）。

在第 3 层，一些涉及相关植物功能类型的和列入所选择的植被重建区域的土壤的用参数表示的生态系统碳模型，可用于估计每年的碳排放量和清除量。至于用于农田管理和放牧地管理的模型，应该通过与实验对照的测试加以评价，予以充分论证并归档备案。

4.2.10.3.2 管理数据的选择

一种“优良做法”是提供详细的文件资料，明确说明列入植被重建项的做法和与所选择的每个库的每种做法相关联的碳排放/清除因子。

4.2.10.3.3 非二氧化碳温室气体

《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》中有关农业的章节介绍了用于估计 N_2O 和 CH_4 排放的方法，那些章节提供了用于确定植被重建土地上的农业土壤排放源的方法（排放源清单类似于针对农田管理所描述的清单——见 4.2.8.3 节）。

这些排放情况不应在植被重建项下报告，但可作为农业部门中来自《京都议定书》附件 A 所列来源的排放，还应该将它们与来自根据《京都议定书》第三条第 4 款报告的植被重建明确区分开来。

一种“优良做法”是，报告由植被重建土地上的排放源引起的非二氧化碳温室气体排放，这些排放源很可能会受到《京都议定书》附件 A 排放源清单中的土地利用做法的影响。这些排放源属于农业部门的清单（排放源清单类似于针对农田管理所描述的清单——见 4.2.8.3.4 节）。如果能获得相关的数据，第 3 层方法或许能说明碳储量与非二氧化碳温室气体排放量之间的详细关系。方框 4.2.11 中提供了某些相关活动的例子。这些排放情况仍应该在农业部门中报告。第三章（3.3.2.2、3.4.1.3、3.4.2.3 节）提供了有关估计非二氧化碳温室气体排放量的进一步情况。

属于植被重建活动范围的毁林土地上的非二氧化碳温室气体排放量/清除量（第三条第 3 款）需与植被重建项下的排放量/清除量（第三条第 4 款）分开报告。进一步的指导可见农田管理一节中的相应小节（4.2.8.3.4 节）。

4.3 土地利用、土地利用变化和林业项目

4.3.1 引言

本节为确定项目界限、测量、监测和估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体，实施测量和监测计划以及制定质量保证和质量控制计划提供“*优良做法指南*”。本材料是为《京都议定书》第六条（联合执行）和第十二条（清洁发展机制）所述项目编制的⁶²。它不在《京都议定书》第十二条的背景下处理在撰写本文时属于《联合国气候变化框架公约》（气候公约）附属科学技术咨询机构的问题。⁶³

本节为那些基本要素提供指导，标准方法是专门为它们制定的，适用于第六条和第十二条所述项目活动。此外，本节就如何确定项目界限以及需在第六条所述活动的项目基线范围内考虑的方面提供指导和（或）建议。然而，第十二条项目活动的其它要素，如“项目界限”和“基线”的定义等，取决于预定要在缔约方大会第九届会议上作出的决定。这些没有列入本“*优良做法指南*”。总的说来，应用第六条和第十二条项目的“*优良做法指南*”取决于缔约方大会相关决定的要求，尤其包括那些与第六条相关的要求以及在撰写本文时正在商讨的第十二条项下的土地利用、土地利用变化和林业项目方面的决定。

4.1.1 节概述了附件一所列缔约方要求采取的步骤，采取这些步骤是为了满足报告与《京都议定书》中的第六条项目相关联的碳储量变化和温室气体排放量和清除量的要求。由第六条项目导致的排放量和（或）清除量也是附件一所列东道国年度清单的一部分，4.1.3 节详细阐述了估计和报告第三条第 3 款活动和第三条第 4 款所择活动与第六条项目活动之间的关系。

有关第十二条所述项目活动的报告（包括验证、监测和核实报告）涉及到项目的参与者，它们订约的指定行动实体、所涉缔约方和清洁发展机制执行委员会。报告一旦送达清洁发展机制执行委员会就可公开提供。在撰写本文时，附属科技咨询机构正在考虑根据第十二条提供报告的方式和程序。因此，涉及第十二条项目活动的报告要求，没有列为本“*优良做法指南*”的一部分。

估计和监测项目层面上的人为碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量和清除量，涉及到诸多挑战和具体情况，不可能在为国家清单编写的“*优良做法指南*”范围内恰当地反应出来。因此，建议以实地测量或与模型相结合的实地测量为基础应用更高层级的方法（如异速生长方程、模拟模型等）。4.3.3 节及其下面的小节详细阐述了所建议的多种方法，它们是作为测量、监测和估计计划内的一系列实用步骤介绍的。另外还描述了对标准抽样和实地测量技术的一些选择，同时陈述了每种选择的利弊。正如 4.1.3 节中所澄清的，属于第三条第 3 款和第 4 款所述活动的某些面积也可以是第六条下的项目。在此类情况下，一种“*优良做法*”是，使用与用于《气候公约》清单中的土地同样的层或更高的层，来估计碳储量变化和温室气体排放量，而清单中的土地则是本报告第三章中规定的同类土地（参考 4.2.3.4 节“方法的选择”）。

⁶² 执行《京都议定书》第六条的指导意见可见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.2 第 8-19 页的-/CMP.1 号决定草案（第六条）附件。

⁶³ 在第 17/CP.7 号决定中，要求科技咨询机构制定在第一承诺期将造林和再造林项目活动列入清洁发展机制的定义和方法，同时考虑不履行、额外性、遗漏、不确定性及社会经济和环境影响等问题，包括对生物多样性和自然生态系统的影响。有关这些定义和方法的决定将在缔约方大会第九届会议上通过。

4.3.1.1 项目的定义和与第六条和第十二条的关系

土地利用、土地利用变化和林业项目可以定义为一具体地理位置内经过规划的一系列合乎规范的活动，这些活动的目的在于产生温室气体净清除量，成为对在缺乏拟议项目时可能发生的清除量的一种补充。土地利用、土地利用变化和林业项目可由公共实体或私人实体负责实施，或由二者共同实施，它们包括私人投资者、私营企业、地方政府和中央政府、其它公共机构和非政府组织。

对于第一承诺期，在第六条下合乎条件的活动可能包括造林和再造林、森林管理、放牧地管理、农田管理及植被重建。但在第十二条下，第一承诺期合乎条件的活动仅限于造林和再造林。不论在上述哪一条款下，项目可以包含多项活动。例如，在第六条下，项目可由放牧地管理和林地管理变化的组合构成；在第十二条下，项目可由采用各种树木种类和多用途树种的造林构成。

4.3.2 项目界限

《马拉喀什协议》明确规定，第六条的项目界限应“包含所有在项目参与者控制下的重大的并合理归属第六条项目的人为温室气体源排放和（或）汇清除”⁶⁴。第十二条所述土地利用、土地利用变化和林业活动项目界限的定义，在撰写本文时，附属科技咨询机构还在审议之中。因此，一种“优良做法”是确定由与土地利用、土地利用变化和林业项目相关联的活动和做法引起的所有人为的温室气体源排放量和清除量。从一般意义上讲，项目界限可以从以下两个角度加以思考：一是地理区域、时间范围（项目期限），二是对重大的和合理归因于项目活动的温室气体排放量和清除量负责的项目活动和做法。

4.3.2.1 地理区域

项目在规模上可有不同，也可以限制在单一的地理区域或多个地理区域。这个区域可以是属于单个所有人的一块与他人土地毗邻的土地，或者是更广阔的、或许是属于都加入了某种形式合作社或协会的大量小土地所有人的许多小块土地，但这取决于对项目商定的规则。一种“优良做法”是明确规定和界定项目土地的空间界限，以便为准确测量、监测、核算和核实报告提供方便。这些界限应是所有有关利益方（包括项目开发者和缔约方）可以识别的。在描述项目的实际界限时，一种“优良做法”是将下列信息包括在内：

- 项目区的名称（如公寓编号、园地编号、地方名称等等）
- 区域地图（打印版和/或电子版的，如果可获得的话）
- 地理坐标
- 土地总面积
- 所有权细节
- 所择地点的土地利用和管理历史

所期望的是在项目期限内界限保持不变。一旦界限改变不可避免，根据商定的项目规则，则需要报告这些改变情况，并且需使用上面所说的方法调查列入或不列入实际土地面积的情况（这意味着要调整归因于项目的温室气体净排放量或净清除量）。

有许多不同的方法和工具可用于确定和划定项目的实际界限。它们主要包括以下几种：

- 常设的界限标记（例如，篱笆、灌木树篱、墙等等）；
- 遥感数据，如来自光学和（或）雷达传感器系统的卫星成像、航空摄影、机载录像等等；
- 土地清册调查（为划定地产权界限进行的基于地面的调查）；
- 全球定位系统；

⁶⁴ 见载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.2 第 19 页的-/CMP.1 号决定草案（第六条）附件的附录 B 第 4(c) 段。

- 土地记录；
- 证明合格的国家地形图，附有明确界定的地形说明（如河流/支流、山脊等）；以及
- 其它经国家承认的系统。

缔约方可选择单独使用这些方法或工具中的任何一种，也可将它们结合在一起使用，只要能确保准确性就行。

4.3.2.2 时间界限

应该根据项目开始和结束的日期来确定时间界限，以便这些界限能包含所有合理归因于项目做法的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量和清除量。不同的项目类型有着不同的模式和碳累积率，如关于土地利用、土地利用变化和林业的《IIPC 特别报告》中所详细描述（Brown 等人，2000 年 b）。对于第十二条所述造林和再造林项目活动，有关项目期限的问题以及它与永久性的关系在这里不作论述，因为附属科技咨询机构目前正在讨论这个问题（见 4.3.1 节）。

4.3.2.3 活动和做法

不同的土地利用、土地利用变化和林业项目有不同的由人类直接引起的碳储量变化和非二氧化碳温室气体。方框 4.3.1（适用于第六条和第十二条，需要进行商谈）和方框 4.3.2—4.3.4（适用于第六条）提供了有关不同项目类型和可能的碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的一些例子。确定由项目造成的温室气体排放量和清除量的步骤包括下列方面：

- 列举并说明由项目主要做法引起的温室气体排放量和清除量——如植树、耕作、改变的森林采伐等等。
- 列举和说明由与项目操作和管理有关的辅助做法引起的温室气体排放量和清除量——如土地准备、苗圃管理、植树、疏伐、采运作业等——并对这些做法作出说明。
- 评价和报告与项目有关的温室气体的排放量和清除量（CO₂、CH₄ 和 N₂O）。

方框 4.3.1 造林和再造林项目

在非林地上植树一般会增加碳储量。这些植树项目可包括商业性树木种类的种植、非商业性本地树种的种植和多用途树种的种植（如果树、可在树下休息喝咖啡的遮阳树），或者这些树种群的组合。植树也可能改变温室气体排放量，特别是 CO₂、CH₄ 和 N₂O。

除了《马拉喀什协议》和缔约方大会的决定定义的库的碳储量变化以外，下面列举的方面还包含了可能关系到测量和监测的一些因素：

- 由场地准备、监测活动、树木采伐和木材运输导致的矿物燃料或生物量燃烧引起的温室气体排放量变化。
- 由施用氮肥做法引起的氧化亚氮排放量变化。
- 由种植豆科类树木引起的氧化亚氮排放量变化。
- 由地下水位改变（特别是在高有机土壤类型中）、植树和土壤管理引起的甲烷氧化的变化。

方框 4.3.2

农田管理项目：

农业中由常规耕作转为零耕

从常规耕作转为减耕或零耕，可能会引起土壤物理、化学和生物特性的改变，以及水文特性、营养动态、矿物燃料使用和其它与系统的温室气体平衡有关的因素的改变。除了土壤有机碳库的变化以外，下面列举的方面还包含了测量和监测时可能加以考虑的因素：

- 来自土壤的氧化亚氮和甲烷排放量的变化。
- 除了基线情况的变化以外，运输所用农用化学品导致的二氧化碳排放量的变化。
- 农场设备燃烧矿物燃料引起的二氧化碳排放量的变化。

方框 4.3.3

森林管理项目：减少有影响的采运作业

森林中的某些采运作业可能会损害植被和土壤，严重影响森林的再生。减少有影响的采运作业，如果作为可持续森林管理的一部分来采取的话，它将是旨在将负面影响降到最低程度从而减少二氧化碳排放量并提高重新生长的碳清除能力的一种手段。除了相关库中，特别是死木库和土壤有机碳库中碳储量变化以外，下面列举的方面还包含了测量和监测时可能加以考虑的因素：

- 因改善采伐和采运后导致的由矿物燃料燃烧产生的二氧化碳排放量的变化。
- 来自土壤的氧化亚氮和甲烷排放量的变化。

方框 4.3.4

森林改良项目：

采伐过度的森林或次生林中的补种

某些采伐森林的做法，如选择性采运等，有可能严重影响残留树木的生长。用速生的并具有商业价值的或多用途树种进行补种，通常会增加碳的储量。除了相关碳库中的碳储量变化以外，下面列举的方面还包含了测量和监测时可能加以考虑的因素：

- 因氮的投入（肥料或使用豆科树）引起的土壤中氧化亚氮排放量的变化。
- 除了基线情况的变化以外，因场地准备、采伐和木材运输燃烧矿物燃料导致的二氧化碳排放量的变化。
- 由植被和土壤管理中的变化引起的甲烷氧化的变化。

4.3.3 测量、监测和估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量⁶⁵

准确和精确地估计直接归因于项目活动的温室气体排放量和清除量，是实施减轻温室气体排放量的土地利用、土地利用变化和林业项目的一个关键方面。用于测量、监测和估计领土上的碳库的、基于共同接受的森林调查、土壤抽样和生态调查原则的手段和方法，是经过精心制定的，并适用于土地利用、土地利用变化和林业项目（Paivinen 等人，1994 年；Pinard 和 Putz, 1997 年；MacDicken, 1997 年；Post 等人，1999 年；Brown 等人，2000 年 a, 2000 年 b；Schlegel 等人，2001 年；Brown, 2002 年；Segura 和 Kanninen, 2002 年）。本节将对这些手段和方法作进一步的详细论述。

测量和估计非二氧化碳温室气体排放量和清除量的方法制定得并不十分理想。然而，项目可能包括影响非二氧化碳温室气体的做法。此类做法包括应用肥料促进树木的生长（可能引起 N₂O 排放）、恢复湿地（CH₄ 排放量可能增加）、使用固氮植物（N₂O 排放量可能增加）和在场准备过程中的生物量燃烧（N₂O 和 CH₄ 排放量可能增加）。4.3.3.6 节将就测量、监测和估计土地利用、土地利用变化和林业项目的非二氧化碳温室气体排放量提出进一步的建议。

尽管这里所述的方法适合于目前的大多数情况，但是一些科学家正在不懈地制定新的且更具成本效益的方法，他们建议支持对这一领域的进步的认识。例如，遥感技术这一领域正在迅猛发展，新的遥感器正在进行试验和投入使用（如分辨率更高的遥感器、雷达系统等），事实可能证明它们对规划及测量和监测项目以及对项目进行分层是十分有用的，并且更具成本效益。另外，如果将碳的测量和监测与多用途资源清单结合在一起，则费用问题就可以解决了（Lund, 1998 年）。

只要把所有的其排放量（碳的灭失或非二氧化碳温室气体排放量）有可能因项目的实施而增加的库都包括在内，各库的选择性核算或部分核算系统就可能适合于各种项目（Brown 等人，2000 年 b）。然而，对于第十二条来说，有关应用库的有选择核算的决定，附属科技咨询机构尚在讨论中。影响选择碳累积库来测量和监测的可能标准包括以下方面：库的规模及其变化率；获得适当方法的可能性；测量成本；可达到的准确度和精确度（参见 4.3.3.3 节）。

在所希望的碳储量估值的精确度水平与同项目界限内碳储量变化的空间变异性有关的成本之间存在着一一种平衡。一个项目的碳储量在空间上越是易变，就越需要抽样点在同一置信水平上达到特定的精确度。在原则上，其结果可能会影响到实施测量和监测计划的成本。将项目土地进行分层，分成数量合理的相对同质的单位，可以减少测量、监测和估计所需的点的数量。总之，成本会随着以下因素而增加：需要加以监测的库的数量；监测的频率；定目标的精确度水平；以及监测方法的复杂性。探测变化所需的监测频率与变化率和变化规模有关：预期的变化越小，频繁监测但探测不到重大变化的可能性就越大。这就是说，监测的频率应该由预期的变化规模来决定——如果预期的变化规模较大，则适用较频繁的监测。

监测项目点上总的工作情况，以证明项目已完成了最初提出的目标（如项目已实现了规划区的所定目标），这样做也是必要的。仅仅测量抽样点上的碳，不可能达到这一点，需要另外采取步骤监测项目区总的工作情况。

下面将阐述用于设计和实施碳测量和监测计划的实际步骤，对于各种碳库采用多种方法。所提供的所有方法是由以下方面组合在一起的：默认数据、实地测量和模型。换句话说，这里所描述的方法是一种多层的方案。

⁶⁵ 根据-/CMP.1 号决定草案（第十二条）附件中的第 53 段，要求第十二条项目活动的项目参与者包括监测计划，该计划应规定收集所有用于估计和测量发生在项目界限内的人为温室气体源排放量和汇清除量的必要的相关数据并将其归档，参见文件 FCCC/CP/2001/13/Add.2 第 38 页。

对于设计和实施测量、监测和估计碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量的计划，建议采取的实际步骤是⁶⁶：

- 制定基线；
- 将项目区分层；
- 确定相关的碳库和非二氧化碳温室气体（这在目前仅适用于第六条；需列入第十二条的库，科技咨询机构目前正在讨论中）；
- 设计抽样框架；
- 确定用于监测碳库和非二氧化碳温室气体的方法（实地和模型）；
- 制定监测计划，包括质量保证/质量控制计划。

下面将一一说明这些步骤中每一个步骤的详细情况。

4.3.3.1 基线

第六条项目的基线是合理表述在无拟议项目的情况下发生的温室气体人为源排放和人为汇清除的方案。这意味着需要以一种同与项目相关联的那些排放量一致的方式评估潜在的温室气体排放量和清除量。对于第十二条，与定义有关的问题，基线应包括哪些库、气体和活动，基线怎样建立，以及选择基线的方法，这些问题附属科技咨询机构目前正在讨论之中。

需要测量和监测与项目相关联的相关碳库中碳储量的变化和非二氧化碳温室气体排放量，随后与项目基线进行比较。这两个方面需要加以考虑：

- 需要对项目活动开始前的相关碳库和非二氧化碳温室气体排放量进行估计。这种估计最好在建立项目的同一地点的测量为基础。可以使用用于估计碳储量和非二氧化碳温室气体排放量的替代方法，例如包括在被认为能尽可能复制项目地点最初条件的地点（即具有类似的土壤类型、植被覆盖和土地利用史的地点）的测量。另一种可能性是使用针对当地条件校准过的模拟模型。
- 需要详细阐述对项目区相关碳库的碳储量和非二氧化碳温室气体排放量的预测⁶⁷，以便估计它们在没有项目活动情况下的轨迹。对项目区碳储量和非二氧化碳温室气体排放量的预测可通过以下两种方法中的一种进行，或者两种方法同时使用：
 - 同行评审模拟模型（即 CO2fix——Masera 等人，2003 年；CENTURY——Parton 等人，1987 年；或当地开发的模型）。此类模型可预测在每一个土地利用门类中就项目而言需要不时测量的那些组成部分的碳储量变化，在某些情况下还预测非二氧化碳温室气体排放量。因此建议在项目开始时使用这些模型来模拟在没有项目活动的情况下所选择的碳储量和非二氧化碳温室气体排放量的变化。
 - 不断对所选择的碳库和非二氧化碳温室气体进行测量和监测的控制区域。来自控制区域的数据也可结合前一步中的模型一起使用，以改善模拟结果。

⁶⁶ 对于第十二条，公认遗漏是监测计划中的一个额外要素；然而，这里没有讨论这个问题，因为附属科技咨询机构正在审议。对于第六条，项目界限以外的遗漏问题不大，因为它应在国家温室气体清单中说明（Brown 等人，2000 年 b）。

⁶⁷ 预测可能要求考虑大大超出清单指南范围的社会经济因素和其它因素，如在以下文件中所阐述的：-/CMP.1 号决定草案附录 B（参见文件 FCCC/CP/2001/13/Add.2，第 18 页）和（对于土地利用、土地利用变化和林业项目）涉及清洁发展机制的-/CMP.1 号决定草案（第十二条）的 G 节（参见文件 FCCC/CP/2001/13/Add.2，第 36-37 页）。有关土地利用、土地利用变化和林业基线预测的规定，预计将在缔约方大会第十届会议上商定。

4.3.3.2 项目区的分层⁶⁸

在项目开始时，一种“优良做法”是收集有关项目区重要生物物理和社会经济特征的基本背景信息和数据。这些信息和数据包括，如土地利用史，土壤、植被和地形图以及土地所有权情况等方面。一种“优良做法”是拟用于项目的土地需假以地理参照。一个地理信息系统对整合来自不同源的数据是很有用处的，随后可以用它们确定项目区，并将它分成或多或少是同质的单位。

如果项目不是同质的，将项目区（有关系的总体）分成形成相对同质的单位的子总体或层也是一种“优良做法”。分层工作可以在实施测量和监测计划之前做（前分层），也可以在之后做（后分层）（另见 5.3.3 节）。后分层是在实地测量之后使用辅助数据确定各个层。

对项目区进行分层可以一种符合成本效益的方式提高测量和监测的准确性和精确性。项目的规模和空间分布不会影响这一步骤——一大块毗邻的土地或许多小块土地被认为是有关关系的总体，可以同样的方式分层。一般说来，分层能降低测量和监测费用，因为预计会减少达到某一置信水平所必要的抽样工作，而这一置信水平是由每层中小于项目区本身的方差形成的。分层应该使用与需测量和监测的变量直接有关的标准，如对造林来说就是树木的碳储量变化，对于农田管理来说就是土壤。

对于造林/造林项目的前分层，各层可依据一个或一个以上的变量来确定，这些变量如需种植的树种（如果是多种）、龄级（如由实际种植计划的延迟形成的）、原始植被（如全面清除对留有小块植被和稀疏的树木的清除）以及（或）地点因素（土壤类型、高地和坡地等等）。对于某些造林/再造林项目，项目地点似乎在所有这些特点和和其它任何特点方面都是同质的。然而，有可能出现以下情况：在第一次监测后，碳储量变化反复不定，在作进一步分析时发现可将测量归为类似的级——换句话说，可以后分层。

在层的数量与抽样密度之间存在着一种平衡。目标是使所确定的层数与对每个层进行适当抽样所需的抽样点的总数取得平衡。不存在任何严格的规则，项目开发者在决定需包括的层数时需要使用他们的专家判断。

4.3.3.3 碳库和非二氧化碳温室气体的选择⁶⁹

土地利用、土地利用变化和林业项目中的主要碳库是：地上部生物量、地下部生物量、枯枝落叶层、死木和土壤有机碳，这些碳库还可以作进一步细分（表 4.3.1；另见第三章和术语表）。土地利用、土地利用变化和林业项目中主要的非二氧化碳温室气体是 N_2O 和 CH_4 。对于不同的土地利用、土地利用变化和林业项目，表 4.3.1 展示了一个说明用于测量和监测的碳库选择标准的决策矩阵。

对选择什么样的库来根据商定的规则进行测量和监测⁷⁰，这可能取决于多种因素，包括预期的变化率、变化的规模和方向、获得量化变化的方法的可能性和方法的准确性以及测量的费用等。规定可能包括以下一点：必须测量和监测作为项目活动的一种结果预计会下降的所有的库，或者不必测量和监测预计会增加的所有的库。实际上，后一种规定的情况只能是：监测费用与预计的碳储量增加相比比较高——例如，造林/再造林项目的林下草本植被就是这种情况。

⁶⁸ 有关分层问题的进一步讨论可见第五章 5.3.3.1 节。

⁶⁹ -/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件第 21 段中说，“缔约方可选择在一个承诺期内不说明某个库，但需提供透明的和可核实的信息，证明某个库不是排放源。”（参见文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1，第 62 页）。本节中的论述针对的是第六条，但也可能适用于第十二条，它取决于附属科技咨询机构将作出的决定。

⁷⁰ 对于第六条的项目，可见-/CMP.1 号决定草案（土地利用、土地利用变化和林业）附件 21 段，参见文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1，第 62 页；第十二条项目的规则预定在缔约方大会第九届会议上通过。

表 4.3.1 说明在土地利用、土地利用变化和林业项目中可能用于测量和监测的碳库选择标准的决策矩阵(对表中文字和数字的解释可见表下部分)						
项目类型	碳库					
	活生物量			死有机质		土壤有机碳
	地上部: 树木	地上部: 非树木	地下部	枯枝 落叶层	死木	
造林/再造林	Y1	M2	Y3	M4	M4	M5
森林管理	Y1	M2	Y3	M4	Y4	M5
农田管理	M1	M2	M3	M4	N	Y5
放牧地管理	M1	Y2	M3	M4	N	Y5
植被重建	M1	Y2	M3	M4	M4	M5

表中的文字是指测量和监测碳库的需要：
 Y= 需要 —— 库中的变化有可能很大，应该进行测量。
 N = 不需要 —— 库中的变化有可能小到零，因此没有必要对该库进行测量。
 M = 可能需要 —— 该库中的变化可能需要进行测量，具体情况取决于森林类型和（或）项目的管理强度。

表中的数字是指测量和监测碳库的不同方法：
 1= 使用 4.3.3.5.1 节中用于树木地上部生物量的方法。
 2 = 使用 4.3.3.5.1 节中用于非树木地上部生物量的方法。
 3 = 使用 4.3.3.5.2 节中用于地下部生物量的方法。
 4 = 使用 4.3.3.5.3 节中用于枯枝落叶层和死木的方法。
 5 = 使用 4.3.3.5.4 节中用于土壤的方法。

资料来源：摘自 Brown 等人，2000 年 b 并作了修改。

非二氧化碳温室气体排放量的变化有可能是第六条下所有项目活动造成的；非二氧化碳温室气体的来源是：生物量燃烧，矿物燃料燃烧和土壤（见方框 4.3.1–4.3.4）。此外，例如为增加土壤的碳而发生的放牧地管理变化也可能因为对牲畜生产的影响而改变非二氧化碳温室气体排放量（Sampson 和 Scholes, 2000 年）。根据第十二条，造林/再造林活动也可能通过方框 4.3.1 中阐述的那些做法改变非二氧化碳温室气体排放量（另见 4.3.3.6 节）。

4.3.3.4 抽样设计

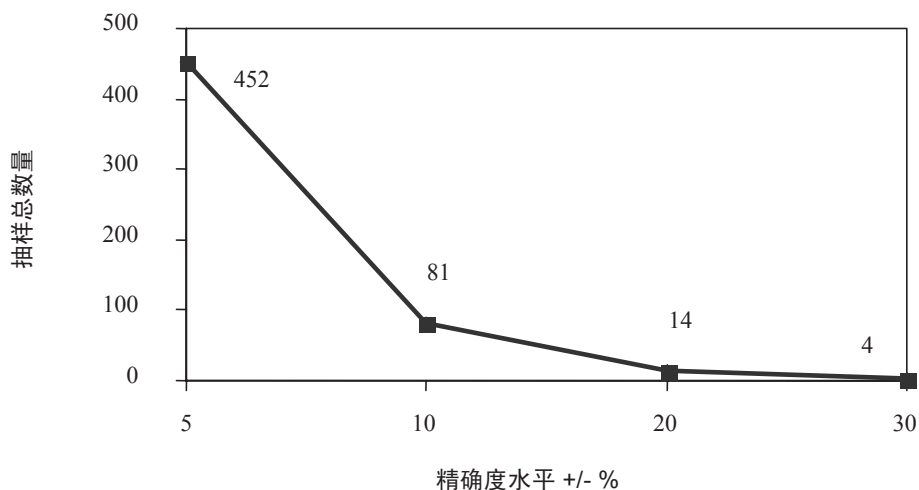
5.3 节详细阐述了对与抽样设计有关的一般问题的讨论。对于土地利用、土地利用变化和林业项目，可使用长期的或临时的抽样点不时进行抽样，以估计相关碳库和非二氧化碳温室气体的变化。两种方法各有利弊。在估计森林碳储量变化方面，从统计角度讲，通常认为长期抽样点的效果要好于临时抽样点，因为在对连续抽样事件进行各次观察之间存在着高协方差（Avery 和 Burkhart, 1983 年）。长期抽样点存在的不利因素是，它们的位置可能是知道的，可采用不同的方式加以处理（诸如通过施肥、灌溉等提高碳的储量），或者它们可能在项目间隔时间因为受到扰乱而遭到破坏或灭失。临时抽样点的有利因素是：从成本效益的角度讲建立这类抽样点来估计相关库的碳储量或许更好些，在每次抽样间隔后位置将发生变化，它们也不会因为受到扰乱而灭失。临时抽样点的不利因素与估计森林碳储量变化的精确度有关。由于不对单棵树进行跟踪（进一步的讨论可见 Clark 等人，2000 年），协方差项就不存在，在不测量更多点的情况下要达到预定的精确度水平是比较困难的。因此，与长期森林抽样点相比使用临时抽样点所得到的好处，有可能因为为达到预定的精确度需要建立更多的临时点而丧失殆尽。对于基于非森林的项目，如果测量和监测的仅是土壤或草本植被的碳储量变化，则可使用临时抽样点，因为长期抽样点在统计方面所具有的好处（高协方差）不复存在（见 4.3.3.4.1 节）。

4.3.3.4.1 抽样点的数量和类型

一种“优良做法”是，根据每层中已估计的碳储量方差和层的面积与项目总面积的比率确定每层测量和监测的样本规模。通常，为了在某一置信水平上估计测量和监测所需的抽样点数目，首先必须在每一层获得变量（如主要库的碳储量——造林/再造林项目中的树木或者农田管理项目中的土壤）方差的估值。这可以通过以下方式来实现：使用需要实施的项目类型的现有数据（如反映拟议项目的面积内的森林清单或土壤清单）或者通过在反映拟议项目的现有面积上的测量。例如，如果项目属于造林/再造林的农业用地，并且该项目持续时间将达到 20 年，则测量现有的 20 年森林的 10-15 个抽样点（抽样点的规模见 4.3.3.4.2 节）的树木的碳储量可能就足够了。如果项目区包括一个以上的层，则对其中的每一个层都需重复这一程序。这种测量将可提供每层的方差的估值。

所需的样本规模（抽样点的数量）可在知道每层的估计方差、每层的面积、预定的精确度水平（仅以抽样误差为依据）和估计误差的情况下进行计算（见 5.3.6.2 节；Freese, 1962 年；MacDicken, 1997 年；Schlegel 等人, 2001 年；Segura 和 Kanninen, 2002 年）。这些来源可提供计算每层内抽样点数目的方法和方程，同时将考虑每层的方差和面积以及处于某一置信水平的预定精确度。图 4.3.1 说明了预定精确度水平与抽样点数目之间的关系（考虑到了在该森林中 6 个层中每层的方差和面积），并显示了这样一种情况：为不断提高精确度水平（表述为加/减置信度为 95% 的均值的某一百分比），抽样点的数量需要大大增加。另建议，为说明未预计到的有可能使所有抽样点在今后无法定位的事件，应在所计算的抽样点数目上另增加 10%。

图 4.3.1 玻利维亚复合热带森林（Noel Kempff 试点项目）所有组合层抽样点数目与精确度水平（活生物量和死生物量中碳总储量的 +/- %，置信度为 95%）之间的关系示例；项目包含 6 个层，实际设有 625 个抽样点（来自 Boscolo 等人, 2000 年, 和 Brown 等人, 2000 年 a 的数据）。



经验表明，在土地利用、土地利用变化和林业领域，对于复合森林中碳储量和碳储量变化的估计，其精确度水平可达到均值的 $\pm 10\%$ 之内，置信度为 95%，费用较低（Brown, 2002 年；http://www.winrock.org/REEP/NoelKmpff_rpt.html）。用于评估木材增长储量的国家和地区森林清单一般将精确度水平的目标定在均值的 10% 以下（见 IPCC, 2000 年 b）。

前几段中所描述的程序为仅基于抽样误差的各种精确度水平提供了抽样点数目的估值。在估计碳储量时还存在另一些误差源，例如由使用异速生长方程造成的误差（模型误差）以及由实地测量和实验室测量造成的误差（测量误差），一般说来，抽样误差是最大的误差源，可能占到总误差的 80%（Phillips 等人, 2000 年）。有关怎样核算其它误差源的详细情况可见 5.3.6.3 节。

当使用长期抽样点来监测碳储量的不时变化时，一种“优良做法”是用随机起点对它们进行系统定位（例如统一的格网），特别是在使用分层抽样的情况下。其目标是避免从主观角度选择抽样点的位置（抽样点的中心、抽样点的参照点、抽样点中心向更“适宜的”位置移动）。在当地，这通常是在全球定位系统的帮助下完成的。如果预计参考情况有可能随时发生变化（如被荒废的农业用地），那么长期抽样点也可能定在控制区（即在毗邻项目区的从生物物理角度讲类似于项目区的区域）。

对于可能需要植树多年的项目，一种“优良做法”是测量和监测龄级组群（树龄接近的树群）中的碳储量和非二氧化碳温室气体，将每个组群级作为一个总体来对待。建议一个组群级的龄级组合以两到三个为宜。

如果需要的话，可在参照点上测量碳储量的非二氧化碳温室气体。如果这样做，将需要类似于在项目实例中所使用的数量的抽样点数目，以便在将存在项目的实例与基线作比较时保持预定的精确度水平。

根据抽样点的数据估计碳储量的不时变化

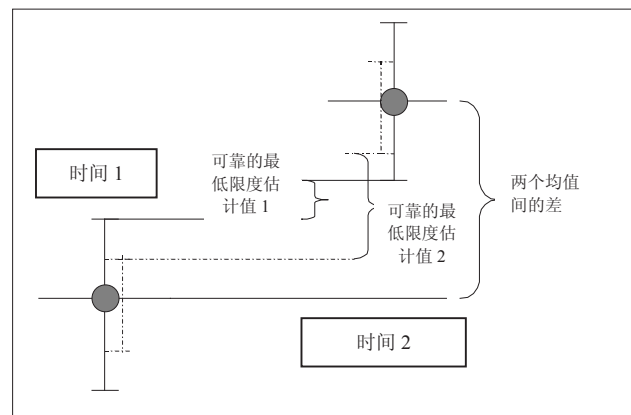
项目的一个关键组成部分是测量、监测和估计整个项目期限和各独立时段在项目区产生的碳量。这将通过估计碳储量的不时变化来完成。对碳累积量的预测可以采用实地测量与模型相结合的方法。然而，如果使用模型，则建议用实地测量予以验证并作必要的校准。

对于使用长期抽样点监测森林的情况，一种“优良做法”是，在每一时间间隔测量单棵树的生长情况，跟踪所存树木的生长情况、死亡率和新树的生长情况（内向生长）。随后估计每棵树的碳储量变化，按抽样点算出它们之和。死有机质的碳储量变化也按抽样点进行测量，尔后加到树的碳储量变化上。接着可按抽样点对生物量内的碳净累积进行统计分析。正如前面所论述的，由于基本是在同一部分对这些抽样点进行反复测量的，所以在统计分析中将存在一个高协方差项，围绕变化估值的不确定性应该在抽样设计预定的水平内。

对于土壤或非森林植被（如农田和放牧地），与所指出的用于森林的程序形成鲜明对照的是，不可能自始至终监测同一土壤或植物样本。实际上，在每次样本收集中，被抽样的单位（土壤或植物样本）都会因为要分析其相关部分而遭到破坏。再则，由于样本之间的变异性甚至在小的空间范围内也可能很高，所以不可能可靠地利用成对样本的统计概念，即使仅仅个别地收集几厘米。因此，在两个临时分开的样本库之间平均碳含量的变化可通过某种比较均值实现最佳的量化，比如说“可靠的最低限度估值”（RME）方案（Dawkins, 1957年），或者直接通过计算均值与相关联的置信限度之间的差额（Sokal 和 Rohlf, 1995年）。（以下的论述将使用土壤作为例子，但是它可以很容易应用于农田和放牧地管理项目上的植被）。

目标是估计确定从一次监测到下一次监测所发生的置信度为 95% 的平均碳储量的“最低限度”变化所需的抽样点数目，而不是估计确定两个均值相互之间有着重大差异所需的抽样点数目。对于“可靠的最低限度估值”方案（图 4.3.2），来自抽样点的监测结果将集中起来使用，以产生在时间 1 和时间 2 的样本总体的均值。土壤碳的变化将通过以下方法进行估计：从时间 2 的最低平均估值（时间 2 的均值减去时间 2 的一半 95% 的置信区间）中减去在时间 1 的总体均值的最大估值（时间 1 的均值加上时间 1 的一半 95% 的置信区间）。由此得出的差代表从时间 1 到时间 2 的平均土壤碳中最低限度的可靠变化，置信度为 95%（图 4.3.2）。

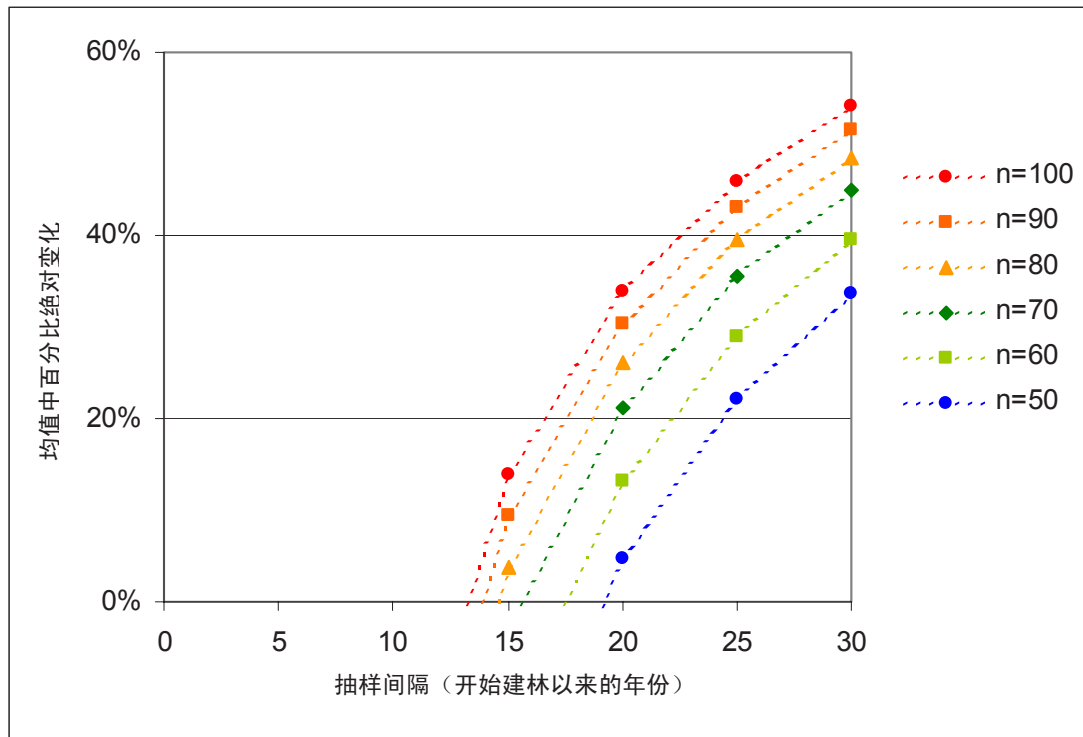
图 4.3.2 在时间 1 和时间 2 抽样阶段之间“可靠的最低限度估值”（RME）大小与围绕平均土壤碳含量（阴影圆）的 95%置信区间（实线和虚线）之间的关系说明。置信区间是一种标准误差函数，界定为标准离差与样本规模的平方根之间的比率。样本规模越大，标准误差就越小，因此 95%的置信区间也就越小。所以，样本较少所带来的结果是，“可靠的最低限度估值” 1 要小于“可靠的最低限度估值” 2。



无论是抽样密度（即土壤样本的数量）还是抽样频率，在试图估计土壤碳不时的变化时都必须加以考虑。在某一置信水平上两个均值之间所估计的土壤碳的最小变化，可以表述为均值之间绝对差的百分比。预定的估值（如均值之间绝对差的 80%），或者预定的土壤碳的变化规模（不超过均值之间的绝对差），都可通过调整抽样密度、抽样频率或二者的结合来实现（图 4.3.3）。

一般说来，增加土壤样本的数量会减少围绕时间上分立的均值的标准误差，更好地区分所发生的变化（图 4.3.3）。由于样本单位之间碳的变异性水平较高是土壤所特有的（近似 30%的变差系数），因此通常需要通过高密度的抽样来认识变化。检测变化的分辨率也取决于变化自身的大小，由于这依赖于时间，所以考虑抽样的频率是合适的。期望增加抽样事件之间的时间间隔来扩大所发生的变化规模，同时假定围绕均值的方差一直不变。因此，所估计的绝对变化的百分比和大小也会增加（图 4.3.3）。这是一个要考虑的重要因素，因为采用短的抽样间隔预计的小变化有可能检测不到，即使采用高密度的抽样。可以假设一个土壤碳累积率，为达到土壤碳最低限度变化的预定估值设计抽样间隔。一种“优良做法”是根据碳储量的变异性性和假设的碳累积率估计所需要的抽样点数目和抽样间隔。有关怎样估计土壤抽样中样本大小的详细情况，可参照 MacDicken（1997 年）中描述的“可靠的最低限度估值”方法，或者调整“最小可检测差”计算（Zar, 1996 年），解决预定均值差的样本大小。

图 4.3.3 造林项目平均土壤碳中百分比绝对变化（95%的置信度）如何随抽样间隔和样本大小（n）而变化的例子，假设变差的固定系数为 30%，土壤碳固定年累积率为每年每公顷 0.5 吨碳，最初土壤碳为每公顷 50 吨碳（生成于未发表的数据）。



4.3.3.4.2 抽样点的形状和大小

在植被和森林清单中使用的抽样点类型包括：能嵌套和群集的固定区域抽样点、可变半径或点的抽样点（如棱镜或速测镜抽样点）或样条。建议使用长期的包含各种形状和大小的较小子单位的嵌套式抽样点，具体取决于待测量的变量。比如说，在造林/再造林项目中，可在小型的圆形点上测量幼树，在中型圆形点上测量胸高直径 2.5 至 50 cm 之间的树，在较大的圆形点上测量胸高直径 50 cm 以上的树；而林下植物和小的枯枝落叶层可在位于抽样点每个扇形体的 4 块小的方形或圆形点上测量。每个圆形抽样点的半径和直径范围在整个时间过程中将是当地条件和树的预期尺寸的一个函数。

抽样点的大小是准确度、精确度和测量时间（费用）之间的一种平衡因素。抽样点的大小还与树的数量、直径和抽样点之间的碳储量方差有关。抽样点的大小应该足以使得每个需测量的点能包含足够的树量。总之，对于大小均匀的林分，建议使用面积在 100 m²（对于种植密度为每公顷 1000 棵树或以上的林分）至 600 m²（对于稀稀拉拉种植的由多用途树木组成的林分）的一个抽样点。对于预计森林大小不均的项目（如通过人工种植与自然再生相结合），建议使用嵌套式抽样点或甚至嵌套式抽样点集群，具体采用哪一种取决于森林的特点。是使用圆形抽样点还是使用长方形抽样点，这取决于当地的条件。目前存在一些情况（如用于防风或稳定沙丘的一排排树），在这些情况下选择若干样条可能是最适合使用的抽样方法；所需的样条数量应该以上面所述的方差为基础。

4.3.3.5 碳储量估计的实地测量和数据分析

一种“优良做法”是使用用于植被和土壤实地测量的标准技术。有关此类技术的详细情况特别是在 MacDicken（1997 年）和 Schlegel 等人（2001 年）的著述中有翔实的描述。任何一种要求进行基于地面的实地测量的属于“优

良做法”的方法，应该有一个正式的质量控制计划（见 4.3.4 节）。本节将重点论述在进行这些测量和对它们进行碳储量估计分析中什么是“优良做法”。

对于碳库的实地测量，建议采用的样本单位是嵌套式固定半径子点的长期抽样点（见上面所述）。项目区应该像 4.3.3.2 节所述的那样加以分层，应该计算需为每个层建立的抽样点的数目。

实地测量中获得的所有生物量数据在表述时必须以烘干的为基础，并通过烘干物质的值乘以干生物量的碳比率转换为碳。这个值略有变化，具体取决于所涉及的树种和生物量成分（树干、树枝、根、林下植被等等）（见第三章 3.2 节）。然而，用于转换的 0.50 这个值是《IIPC 指南》中指出的近似值，当无法获得当地的任何值时可应用这个值。

4.3.3.5.1 地上部生物量

树

估计树的地上部生物量有两种方法：一种是使用异速生长方程的直接法，另一种是使用生物量扩展因数的间接法。对于土地利用、土地利用变化和林业项目来说，当使用长期抽样点时采用直接法估计树的碳储量是一种“优良做法”。间接法往往用于临时抽样点，那是森林清单中的一种常见做法。下面详细介绍这两种方法。

直接法

步骤 1：测量长期抽样点上直径在最低限度以上的所有树的胸高直径（通常在地上 1.3m 的高度上测量）。最低限度的胸高直径通常为 5cm，但可变化，具体取决于预计的树的大小——对于树木生长缓慢的干旱环境，胸高直径可以小到 2.5cm，而对于树木生长很快的潮湿环境，它可以到 10cm。

至于造林/再造林项目，在建林初期，小树（如胸高直径小于最低限度但仍高于胸高的幼树）将可能占主导地位。这可以通过计算子点中的数量随时将它们列入本方法中。

步骤 2：使用在步骤 1 中测量树时应用的适当的异速生长方程估计生物量和碳储量。对于本地的温带和热带森林树种，目前有许多树种异速生长方程（如 Araujo 等人，1999 年；Brown，1997 年；Schroeder 等人，1997 年；Pérez 和 Kanninen，2002 年和 2003 年；附件 4A.2 的表 4.A.1 至 4.A.3）。这些方程是使用作为自变量的单个变量或组合变量（诸如胸高直径、木材密度和总高度等）以及作为应变量的地上部生物量编制的。有关这些方程编制及使用情况的进一步讨论，可见 Brown（1997 年）和 Parresol（1999 年）的文章。

多数异速生长方程中所包括的直径为最低限度的树木（附件 4A.2 的表 4.A.1–4.A.3），其直径要小于在上述步骤 1 中提到的建议的最低胸高直径，因此这些小树的生物量可根据同一异率回归进行估计。一种典型的方法是估计幼树的共同胸高直径（通常是所观察到的最小尺寸与最低直径之间的中点），估计这一直径的幼树的生物量，并将估计的生物量乘上计算的幼树数量。如果异速生长方程不包括属于小尺寸级别的树，那么一种可供选择的估计地上部生物量的方法是，培植和采伐种在靠近项目区的地方的 10–15 棵左右的这种幼树。

步骤 3：当使用根据生物群落区范围的数据库（诸如附件 4A.2 的表 4.A.1 和 4.A.2 中的数据库）编制的异速生长方程时，一种“优良做法”是在项目区范围内（但是在抽样点之外）通过破坏性采伐少量不同尺寸的树来核实方程，并估计它们的生物量，随后与所选择的方程加以比较。如果根据所采伐的树估计的生物量在方程预测的 $\pm 10\%$ 以内，则可以假定所选择的方程适用于该项目。如果情况不是那样，建议编制供项目使用的当地的异速生长方程。为此，对代表不同大小级的树样进行破坏性采伐，尔后确定其地上部生物量的总量。需做破坏性采伐和测量的树的数量，取决于大小级范围及树种数量——异质性越高，需要的树就越多。如果资源允许，可在实验室中确定木材密度（比重）和碳含量。最后，建立异速生长方程与生物量有关，这些生物量带有由容易测量的变量（诸如胸高直径和总高度等）产生的值。有关编制当地异速生长方程的进一步讨论，在 Brown（1997 年），MacDicken（1997 年），Schlegel 等人（2001 年）及 Segura 和 Kanninen（2002 年）的文章中都作了介绍。

附件 4A.2 的表 4.A.1 介绍了使用胸高直径作为自变量估计不同森林类型地上部生物量（千克干物质/树）的一般异速生长方程。这些方程是以一个多树种数据库为基础的，这个数据库包含了涉及 450 个以上个体的生物量数据。

在许多热带地区，不同种类的棕榈树无论在重建的森林中还是在被荒废的牧场都是常见的。表 4.A.2（附件 4A.2）介绍了用于估计热带美洲多种常见棕榈树的地上部生物量的某些异速生长方程。棕榈树的生物量与它们的胸高直径关系不是很大；实际上仅使用高度作为自变量。

表 4.A.3（附件 4A.2）介绍了在热带地区常用的有关单个树种的异速生长方程的例子。然而，正如上面所论述的，任何项目都需要评估特定的异速生长方程对当地条件的适用性。如果树种是混种的，则这一点显得尤为重要。如果不是，用在项目点上收集的数据确认现有的方程，或者根据实地测量编制当地的异速生长方程，都不失为一种“优良做法”。

间接方法

一种可供选择的用于估计森林地上部生物量的，特别是商业性种植园生物量的方法是，将此建立在商用部分⁷¹材积的基础上，往往有许多方程或方法可用于估计这一部分。对于郁闭林，间接的方法以在林分层面上确定的因子为基础，它不能用于估计单棵树的生物量。有两种途径可在这一方法中获得商用材积的估值：

方法一：

步骤 1：同直接方法一样，测量所有直径在某个最低限度以上的树的直径。

步骤 2：随后根据当地产生的方法或方程估计每棵树商用部分的材积。尔后算出所有树之和并表述为每单位面积的材积（如米³/公顷）。

方法二：

步骤 1 与步骤 2 相结合：现有直接测量材积的现场工具（如速测镜）。可使用这种工具或其它合适的手段来测量抽样点上每棵树的材积。尔后将所有树之和表述为每单位面积的材积。

一旦估计商用部分的材积，则需要将它转换为生物量，随后加上树的其它部分（诸如粗枝、细枝和树叶）的估值。这个方法反映在方程 4.3.1 中（Brown, 1997 年）（另见关于使用 BEF 的 3.2.1.1 节和附件 3A.1 的表 3A.1.10）。

<p>方程 4.3.1 森林地上部生物量的估计 地上部生物量= 商用树木材积 • D • BEF</p>
--

公式中：

地上部生物量，吨干物质/公顷

商用树木材积，立方米/公顷

D = 以量加权的平均木材密度，每立方米绿色物质烘干后的吨数

BEF = 生物量扩展因数（树的地上部烘干生物量与商用部分烘干生物量之比），无量纲。

具有重要商业价值的树种的木材密度值一般是可以获得的（如见 Brown, 1997 年；Fearnside, 1997 年；附件 3A.1 的表 3A.1.9），或者相对说来比较容易测量。公布的密度值大多数是针对成年个体的；如果不能获得单棵幼树的木材密度，则建议进行测量。生物量扩展因数与大多数森林类型的商用生物量有着重大关系（在这些例子中，对于所有胸高直径在 10cm 和以上的树，材积是指带皮的）在低量上一般开始较高（>4.0），随后在高量上按指数比率下降到固定低值（约 1.3-1.8）。因此，将生物量扩展因数的一个值用于所有的立木材积值是不正确的。建议为这种关系编制一个当地的回归方程，或使用附件 3A.1 的表 3A.1.10 中或来自自己公布来源的方程（如 Brown, 1997 年；Brown 和 Schroeder, 1999 年；Fang 等人, 2001 年）。本报告 3.2.1.1 节就将商用材积转为生物量的问题作了补充论述。

⁷¹ 重要的是应说明估计的材积是带皮还是不带皮；如果是不带皮的材积，扩展因数需要考虑树皮。

如果制定当地的生物量扩展因数需要做大量工作，例如涉及到伐树，则建议不要采用这种方法，而是如在上面谈到直接方法时所说的使用资源编制当地的异速生长方程。直接方法一般能得出比间接方法更精确的生物量估值，因为前者的计算仅涉及到一个步骤（如胸高直径到生物量），而间接方法涉及到多个步骤（直径和高度到材积、材积到基于材积的生物量、对基于材积的生物量扩展因数的估计、三种变量之积到生物量）。

非树植被

非树植被，诸如草本植物、草和灌木可能会作为森林项目或农田管理和放牧地管理项目的组成部分出现。森林林下植物中的草本植物可采用简单的采割手段来测量，可以直到每个长期或临时抽样点中4个小子点。可使用通常包含约 0.5 m² 或以下面积的小框（不论是圆形的还是方形的）帮助完成这一任务。框内的物质切到地面，按抽样点集中到一起，称一下重量。随后将来自每个抽样点的经过充分混合的子样本烘干，以确定干湿物质之比。尔后将这些比率用于把整个样本转为烘干物质。对于农田管理和放牧地管理项目，可在临时抽样点上使用同一方法，因为如上所述与长期抽样点相比它不存在任何统计上的优势（4.3.3.4.1 节）。

对于灌木和其它大型非树植被，一种“优良做法”是采用破坏性砍伐手段测量生物量。建立取决于植被大小的小型子点，砍掉所有灌木植被，称一下它们的重量。如果灌木面积较大，一种可供选择的方法是根据诸如树冠面积和植物基部的高度或直径等变量或者其它某些相关变量（如多干灌木干的数量）编制当地灌木异速生长方程。随后，将方程建立在灌木对自变量的某种逻辑结合的生物量回归上。尔后在抽样点上测量自变量或变量。

4.3.3.5.2 地下部生物量

树

相对说来，测量和估计地上部生物量的方法已经得到公认。然而，地下部生物量（树根）在多数生态系统中测量和估计都很困难，而且费工费时，方法通常也没有标准化（Körner, 1994 年； Kurz 等人, 1996 年； Cairns 等人, 1997 年； Li 等人, 2003 年）。对文献资料的审查显示，典型的方法包括以下两个方面：对于中小树根是在空间上散布的土心或土坑；对于粗根是需要挖掘和（或）做异率测定的局部土心或土坑。活根和死根一般不加区分，因而报告根的生物量时一般采用活根和死根的总数。

Cairns 等人（1997 年）对文献资料的全面审查包括了 160 多项研究，涵盖了热带、温带和北方生物带的天然林，报告的内容既有地下部生物量又有地上部生物量。基于这些研究的地下部对地上部干生物量的平均比率为 0.26，范围在 0.18（低 25% 的四分位数）至 0.30（高 75% 的四分位数）之间。地下部对地上部干生物量的比率并不随以下因素发生重大变化：纬度区（热带、温带、北方生物带）、土壤结构（细、中、粗）或树的类型（被子植物、裸子植物）。当将所有数据集中到一起时，对数据的进一步分析产生了一个有意义的地下部生物量密度对地上部生物量密度的回归方程。将树龄或纬度带包括进来大大改善了模型（Cairns 等人, 1997 年）。考虑到缺少标准的方法，而且监测森林中的地下部生物量又很费时间，一种“优良做法”是，按照根据附件 4A.2 的表 4.A.4 中的方程式估计的地上部生物量，或者当地产生的数据或模型，来估计地下部生物量。

用于编制表 4.A.4 中的地下部生物量方程式是以天然林为基础的，可能不适用于人工林。Ritson 和 Sochacki（2003 年）报告称，*Pinus pinaster* 种植园地下部对地上部生物量的比率在 1.5 和 0.25 之间变动，随树的尺寸和（或）树龄的增加而下降。对于商业性种植园的树种，有可能存在可用的地下部生物量研究。如果没有，一种“优良做法”是使用地下部生物量的估值，采用地下部对地上部生物量的平均比率，诸如附件 3A.1 的表 3A.1.8 中所列的那些。

非树植被

在非林项目类型中（如农田管理和放牧地管理），如果预计在来自非树植被的地下部生物量会发生重大变化，那么地下部生物量库中的碳储量需要估计（表 4.3.1）。对于非树植被，根据地上部生物量数据估计地下部生物量是不可能的，因此，需要进行实地测量。

如果直接测量地上部生物量，则需要收集土壤样本，通常采用已知直径和深度的土心形式，并将根与土壤分离，尔后将根烘干并称一下重量。建议在现场直接测量地下部生物量时遵循以下步骤：

- 抽样设计应该遵循前面在 4.3.3.4 节中详细介绍的程序。
- 由于非树植被的根生物量通常大部分是在土壤上层，因此在多数情况下，抽样深度在 0.3-0.4 m 之间就足够了。在收集样本的深度较深的情况下，建议将样本分成两层或更多的层，并将每层的深度清楚地记录下来。
- 可使用块根洗涤设备将根从土壤中分离出来（Cahoon 和 Morton, 1961 年；Smucker 等人, 1982 年），以便最大限度地回收。如果无法得到这些设备，可采取较简单的程序（如将土壤样本放在筛子里，用高压水洗根）来回收根生物量中相对大的部分。
- 应该将无根地下部生物量（如匍匐茎、根状茎和块茎）看成是地下部生物量库的一部分。
- 根应该在 70°C 的温度中烘干，随后称出重量。由此得出的重量按样芯的截面积分开，以便在按面积的基础上确定地下部生物量。

早已发现取芯法是评价现场根分布情况的一种快速方法（Böhm, 1979 年；Bennie 等人, 1987 年）采用这种技术，从不同的土壤深度中取出样芯，将样芯对半破开，数一下每个截面积表面面积上可见根的茎轴并算出平均值。为将点出的根数转换为根长密度或生物量，要求每个作物种类、土壤类型和管理做法都要有校准方程。校准方程应该在当地编制，并能随作物生长或土壤深度而改变（Drew 和 Saker, 1980 年；Bennie 等人, 1987 年；Bland, 1989 年）。

4.3.3.5.3 死有机质

枯枝落叶层

枯枝落叶层可用小框（不论是圆形还是方形）直接抽样，通常包含约 0.5m² 的面积，如上面针对草本植被所说的（抽样点内的 4 个子点）。将该框放在抽样点上，随后收集框内所有的枯枝落叶并称出重量。收集经过充分混合的子样，以确定将湿的总质量变成烘干的质量的干湿重之比。

对于枯枝落叶层界线分明并具有一定深度（大于 5cm）的系统，一种可供选择的方法是编制一个将当地的与枯枝落叶层深度与每单位面积质量联系在一起的回归方程。这可像上面提到的那样通过对框内的枯枝落叶进行抽样来做，同时测量枯枝落叶层的深度。至少应该收集 10-15 个这样的数据点，确保一系列预计的枯枝落叶层深度能得到抽样。

死木

死木，不管是直立的还是倒下的，一般与林分结构的任何指数相互没有多大关联（Harmon 等人, 1993 年）。现已制定了测量死木生物量的方法，并在许多森林类型中进行了检验，它们需要的工作也就是测量活树（Brown, 1974 年；Harmon 和 Sexton, 1996 年；Delaney 等人, 1998 年）。对于倒下的死木，一般的方法是按密度级估计圆木的材积（往往与其降解状况有关，但不总是这样），随后转换成每一密度级的作为材积和密度之积的质量。现有两种方法可用于估计存在的死木材积，具体取决于预计存在的数量。

方法一——当预计数量为地上部生物量中相对小的一部分（例如，根据专家判断为约 10%–15%）时：一种讲求时效的方法是线交法，使用至少 100m 长的线，一般将其分成两个 50m，置于贯穿抽样点中心的右上角上。测量与线相交的每根死木的直径，另将每根死木分入多个密度级中的一级。如果与之相交的圆木形状是椭圆的，则需要测量最小的和最大的直径。尔后按以下方法估计每一密度级的每公顷量[有关这一方程求导的更详细情况可见 Brown (1974 年)]：

方程 4.3.2
倒在地上的死木材积

$$\text{量 (m}^3/\text{ha)} = \pi^2 \cdot (D_1^2 + D_2^2 + \dots + D_n^2) / (8 \cdot L)$$

公式中：

$D_1, D_2, \dots, D_n =$ 与线相交的 n 块死木每块的直径 (cm)。计算椭圆形圆木的圆当量, 作为该圆木 ($D_{\text{最小}} \cdot D_{\text{最大}}$) 的方根。

$L =$ 线的长度 (m)。

为了修正由木头非水平方向造成的偏差, 常常给方程4.3.2加一个乘数 (Brown和Roussopolos, 1974年)。然而, 对于粗死木则不要求作这种修正, 因为这方面的偏差会随木头的直径而缩小。更详细的情况可见Harmon和Sexton (1996年) 的撰文。

方法二 ——当预计数量是地上部生物量中相对大的一部分时 (即按照专家判断在 15%左右): 当预计森林地面上倒下的死木的数量较大并且分布多变时, 像在伐木后留在林间空地上的废材中, 一种“优良做法”是编制一份抽样点木材的全面清单。建议测量一下抽样点子的所有死木 (有关那些方法的详细情况, 另见 Harmon 和 Sexton, 1996 年)。如果进行全面普查, 则应沿着该点的每根死木每隔一米测量一次直径, 尔后根据测量结果计算圈内倒下的每根死木的材积。随后根据两个直径测量值的平均值和它们之间的距离 (通常为一米), 将每根死木的材积估算为截柱的材积。与方法一一样, 每根死木也要分密度级。按每个密度级算出材积之和, 并使用适当的因子 (以抽样点的面积为依据), 按每个密度级用米³/公顷表示。

密度测量: 经验表明, 有三个密度级就够了, 即高、中、低三级。需要有一种区分密度的客观和一致的手段。在现场的一种常见做法是用“大砍刀”劈木头——如果刀片弹出, 则属高密度, 如果进得不深则为中密度, 如果将木头砍碎了则为低密度 (“砍刀试验”)。随后收集每一密度级的死木样本, 以确定它们的木材密度。死木的质量就成了每密度级材积 (来自上述方程) 和那一级木材密度的乘积。因此, 该方法中关键的一步是将死木分入正确的密度级, 随后对每一级中足够的圆木数量进行适当抽样, 以反映当前的木材密度。一种“优良做法”是对每个不同的密度级至少抽 10 根圆木作为样本。在有棕榈树的或早年移植的树木或空心圆木的森林中, 将它们作为独立的组群来处理并以同样方式对它们进行抽样, 也不失为一种“优良做法”。

对于以少数树种为基础的并且特定树种和森林类型的木材降解率是众所周知的项目, 可以在当地研制估计死木在不同降解阶段的密度模型 (Beets 等人, 1999 年)。木材的体积依然需要根据上述方法一或方法二进行估计, 但是密度可根据降解模型加以估计。

直立的死木作为树木清单的一部分加以测量。直立的死树应该按照活树的同样标准进行测量。然而, 所进行的测量和所记录的数据与活树稍有不同。例如, 如果直立的死树包含大树枝和细枝并像一棵活树 (除了树叶), 则在现场数据中应注意这一点。可像对活树那样使用适当的异速生长方程, 减去树叶生物量 (约为地上部生物量的 2%-3%), 从测量胸高直径中估计它的生物量。然而, 死树可能仅包含小树和大枝。或者仅仅是大枝, 或者没有任何树枝——这些情况需在实地测量中加以记录, 并可据此减少总生物量; 特别是如果仅有大枝存在, 则采用适当的异速生长方程估计的生物量应减少 20%左右, 以说明不存在较小的树枝和细枝。当树没有树枝只有树干时, 则可通过测量其基部直径、高度和顶部直径值来估计它的体积, 它的生物量可用其密度级计算。

4.3.3.5.4 土壤有机碳

土壤有机碳库可通过抽样点上采集的土壤样本进行估计。土壤样本通常是用不同深度的金属筒或使用挖掘方法采集的。一种“优良做法”是在每个抽样点和每种深度上收集一种复合样本 (建议每个复合体收集 2 至 4 个此类样本), 随后将它们混合在一起, 针对每种深度和每个点做一个复合样本。为了估计土壤碳储量, 需要在每种深度和每个点上的单位体积密度测量收集额外的复合样本 (有关土壤有机碳的进一步讨论, 可另见 3.2.1.3.1.1 和 3.2.1.3.1.2 节)。

在粗质土、石质土中, 通过土心对体积密度进行抽样是不合适的, 这有可能导致过高估计层中细粒土的单位体积密度 (Blake 和 Hartage, 1986 年; Page-Dumroese 等人, 1999 年)。因此建议使用挖掘方法, 用石头占据的体积百分比作为补充。如果在项目地存在无土区 (例如, 大型的露头岩石), 应该在项目开始时在分层阶段进行估计; 土壤碳的估值只应该按存在土壤的区域作出调整。

在测量和监测土壤碳库时应该采用的深度可能会因以下情况发生变化: 项目类型、场地条件、物种和预计的可能会发生变化的深度 (其它详细情况可见第三章和第四章中的其它各节)。在大多数情况下, 土壤有机碳的浓度在

土壤最上一层是最高的，随着深度的加深而按指数渐降。然而，作为像诸如根的深度分布、土壤有机碳在土层剖面内的迁移以及侵蚀/沉积等因素的结果，土壤有机碳浓度与土壤深度的关系可能发生变化。一种“优良做法”是测量土壤碳库的深度至少是 30cm。在项目实施期间，这一深度有可能很快查明土壤碳库的变化。在项目采用深根植物的情况下，测量和监测土壤碳库的深度最好大于 40cm。不过，这会增加测量和监测的费用。

如果土壤浅于 30cm，则应测量和记录收集的每个土壤样本的深度，这一点很重要。用于估计土壤碳储量的计算需要说明项目区变化的土壤深度，因此在分层时应该考虑土壤的深度。

分析土壤碳有两种最常用的方法，它们是：干烧法和 Walkley Black 法（湿氧化法）。MacDicken（1997 年）讨论了这些土壤分析方法存在的利弊。Walkley Black 法常用在资源稀少的实验室，因为不需要先进的设备。然而，在许多国家，专业实验室都使用干烧法，成本往往比较低。使用干烧法是一种“优良做法”，尤其是当土壤碳是项目的一个重要方面时。由于干烧法包括碳酸盐，因此重要的是预先对可能包含碳酸盐的土壤进行测试，通过酸化去除无机碳。

表示土壤碳的方式有两种：一是在等量的基础上，二是在等积的基础上。两种方法各有利弊。在等量基础上表示土壤碳的变化，要求在抽样前先了解土壤单位体积密度的变化，以便能为收集同等质量的土壤作出调整。另一种可供选择的方法是，可作为计算的一部分加以调整，专门用于增加土壤有机碳的项目也有可能引起土壤单位体积密度的下降。如果预计土壤单位体积密度在项目实施期间会出现重大变化，则建议评估在等量或等积基础上表示土壤碳变化对预测的土壤碳储量总变化造成的影响。否则的话，建议像通常做的那样在等积基础上报告土壤碳储量变化。

等积基础上的每单位面积土壤碳储量则按以下方程计算：

方程 4.3.3
土壤有机碳含量

$$\text{SOC} = [\text{SOC}] \cdot \text{Bulk Density} \cdot \text{Depth} \cdot \text{CoarseFragments} \cdot 10$$

此处：

SOC	=	相关土壤的土壤有机碳储量，百万克碳/公顷
[SOC]	=	特定土壤质量中的土壤有机碳浓度，克碳/千克土壤 (来自实验室分析)
Bulk Density	=	每样本体积的土壤质量，百万克/米 ³
Depth	=	抽样深度或厚度或土壤层，米
CoarseFragments	=	$1 - (\% \text{ 粗碎屑体积} / 100)$ ⁷²

为将单位转换为百万克碳/公顷采用 10 的最后倍数。

4.3.3.6 估计非二氧化碳温室气体排放量和清除量的变化

尽管土地利用、土地利用变化和林业项目的主要目标是增加与基线有关的碳储量，但列为土地利用、土地利用变化和林业项目一部分的做法也可能导致非二氧化碳温室气体排放量和清除量的变化。与土地利用、土地利用变化

⁷² 在粗质土（如在冰碛或粗冲积土上形成的土壤，或根高度集中的土壤）中，应对粗粒部分（>2 mm 部分）所占据的体积样本部分的特定土壤质量中的土壤有机碳储量加以调整。

和林业部门相关联的此类做法包括，比如说，生物量燃烧（如在场地准备期间）；畜牧业生产的变化（例如由放牧地管理中的饲料种类变化引起的）；给土壤施合成肥和有机肥；种植固氮的树木、作物和饲料；土壤受淹和排水等。此外，在土地利用方面扰乱土壤的一些做法，例如为种植作物或再造林准备场地所进行的耕作，可能会影响土壤的非二氧化碳排放量和清除量。表 4.3.2 列举了土地利用、土地利用变化和林业项目方面可能影响非二氧化碳排放量和清除量的可能做法。然而，涉及到第十二条的定义和方法（在撰写本文时正在洽商中）可能会决定在测量、监测和报告第十二条的项目活动时需包括其中哪些做法。

表 4.3.2
可能引起非二氧化碳温室气体排放或清除的土地利用、土地利用变化和林业项目方面的
可能做法

做法	对非二氧化碳的影响	排放或清除过程
生物量燃烧	CH ₄ 和 N ₂ O ^a 来源	燃烧 ^b
合成肥和有机肥应用	N ₂ O 来源	肥料的硝化/脱氮和土壤的有机改良
	减少的 CH ₄ 清除	抑制土壤中 CH ₄ 的微生物氧化作用
种植固氮树木、作物和饲草	N ₂ O 来源	来自增强型生物固氮的土壤氮的硝化/脱氮
土壤再受淹	CH ₄ 来源	土壤中有有机物质的无氧分解
	减少/排除的 N ₂ O 来源	减少土壤有机物质的矿化
土壤排水	减少/排除的 CH ₄ 来源	减少有机物质无氧分解
	N ₂ O 来源	土壤有机物质的矿化和随后的矿化氮的硝化/脱氮
土壤扰乱	N ₂ O 来源	土壤有机物质的矿化和随后的矿化氮的硝化/脱氮
	减少的 CH ₄ 清除	抑制土壤中 CH ₄ 的微生物氧化作用
放牧地管理变化 ^c	来自对牲畜影响的 CH ₄ 和 N ₂ O 来源的增加或减少	动物消化 (CH ₄)
		储存在粪肥系统中的及用于/沉积在土壤上的粪肥无氧分解 (CH ₄)
		储存在粪肥系统中的及用于/沉积在土壤上的粪肥的氮的硝化/脱氮 (N ₂ O)

^a 生物量燃烧也是一氧化碳、氧化亚氮和非甲烷挥发性有机成分的来源。这里不讨论这些排放，因为在《京都议定书》中没有考虑这些气体。

^b 某些实验表明，开放的生物量燃烧（即现场火烧植被）会导致土壤 N₂O 排放量的增高，并且在烧后一直持续 6 个月（参看《IPCC 指南》第三卷第五章）。然而，其它一些实验未发现对土壤 N₂O 的排放有任何长期影响，所以这一过程在这里不作进一步讨论。

^c 放牧地植物混合种类的变化，例如为了增加土壤中的碳，可能会影响畜牧业生产，从而会产生非二氧化碳温室气体。

总之，建议采用项目特有的活动数据和场地特有的排放因子对由这些做法引起的温室气体净排放量和清除量作出估计。另建议从以下方面导出排放因子：在项目地或认为能再现项目地条件的地点经过精心设计和实施的实地测量；或者经过验证、校准和充分论证的采用项目地特有的输入数据实施的模拟模型。经《2000 年优良做法指南》修改的《IPCC 指南》和本报告第三章提供了用于在国家层面上估计由许多这类做法引起的排放量的第 1 层默认方法和排放因子（见 4.3.3 节）。然而，这些文件为测量由许多这类做法引起的排放量和清除量或模拟建模提供的“优良做法指南”是有限的。由于这些做法属于 IPCC 国家清单各领域的范围，而不是土地利用变化和林业范围（如能源和农业部门），它超出了本报告为测量、监测和估计由这些做法引起的排放量和清除量提供详细“优良做法指南”的范畴。

由这些做法引起的非二氧化碳温室气体排放量或清除量的变化，与土地利用、土地利用变化和林业项目存在期的碳储量变化相比显得很小。因此，当这些做法中任何一种成为土地利用、土地利用变化和林业项目的一部分时，建议首先根据项目活动数据及在《2000年优良做法指南》修改的《IPCC指南》和本报告第三章中提供的IPCC默认方法和排放因子，估计项目存在期可能出现的非二氧化碳排放或清除的年度净变化。如果非二氧化碳排放量或清除量预计的平均年净变化相对较小，如低于以二氧化碳当量为基础的预计的碳储量平均年净变化总量的10%左右，则使用IPCC默认排放因子或许是合适的。然而，如果由一项活动引起的非二氧化碳排放量或清除量预计的平均年净变化相对较大，例如大于以二氧化碳当量为基础的预计的碳储量平均年净变化的10%左右，则建议通过测量或模拟模型确定项目特有的排放因子。

表 4.3.3
用于估计非二氧化碳温室气体排放量和清除量的 IPCC 默认方法和数据的位置

做法	IPCC 默认方法和数据的位置
生物量燃烧	<ul style="list-style-type: none"> 《IPCC指南》和《2000年优良做法指南》能源一章中涉及能源生产的有限燃烧的排放比率法和排放比率。 《IPCC指南》和《2000年优良做法指南》农业一章中涉及开放式现场燃烧的排放比率法和排放比率。 本报告第三章中森林、草地和热带草原生态系统中涉及开放式现场燃烧的排放比率和排放因子法以及燃烧效率、排放比率和排放因子（见 3.2.1.4、3.4.1.3 节和附件 3A.1）。
合成肥和有机肥应用 ^a	<ul style="list-style-type: none"> 《IPCC指南》和《2000年优良做法指南》农业一章中涉及 N₂O 排放的排放因子法、肥料氮含量、挥发和过滤/径流率和默认排放因子。须注意的是：无论是直接的还是间接的 N₂O 排放都得加以估计，尽管某些间接排放有可能发生在项目的地理界限之外。 施石灰肥可能会影响施肥土壤的 N₂O 排放（见本报告 3.2.1.4 节）。然而，由于发现无论增加还是减少由施肥引起的 N₂O 排放量都涉及施石灰肥，因此不提供涉及将肥料用于施过石灰肥的土壤的默认排放因子。
种植固氮树木、作物和饲料	<ul style="list-style-type: none"> 《IPCC指南》和《2000年优良做法指南》农业一章中涉及作物和饲料的排放因子法、生物量氮含量和排放因子。该方法以每年产生的地上部生物量中的氮量为基础，用这一氮量代替可获得的额外的硝化/脱氮氮量。未为固氮树木制定默认方法（见本报告第三章 3.2.1.4 节）。
土壤再被淹和排水	<ul style="list-style-type: none"> 本报告附录 3a.2 和 3a.3 中涉及森林土壤排水和湿地排水的方法和基于面积的 N₂O 排放因子。 未提供涉及 CH₄ 的方法和排放因子。
土壤扰乱	<ul style="list-style-type: none"> 《IPCC指南》和《2000年优良做法指南》农业一章中涉及有机土壤（即有机土）耕种的方法和 N₂O 排放因子。 对于矿质土壤的扰乱，本报告 3.3.2.3 节中涉及估计转为农田的土地上 N₂O 排放量增加的方法和排放因子。 未提供涉及 CH₄ 的方法和排放因子。
放牧地管理变化	<ul style="list-style-type: none"> 《IPCC指南》和《2000年优良做法指南》农业一章中涉及动物消化及粪肥应用/沉积的排放因子法。也提供排放因子和用于导出排放因子的数据以及某些动物类型的排放估计模型。项目特有的某些动物类型的排放因子可通过将项目特有的数据（如动物的重量和饲料的易消化性）应用于 IPCC 排放估计模型的方式来制定。
^a 这里所用的肥料一词既包含合成肥料也包含有机肥料，例如氨和堆肥，以及有机土壤改良，诸如未做堆肥的作物残茬等。	

4.3.3.7 监测由项目行动做法引起的温室气体排放量和清除量的变化

在项目行动中由能源直接利用引起的温室气体排放量可能是很大的。这类能源的直接利用包括移动设备和固定设备消耗的燃料和电力。移动源的例子包括为准备场地、施肥、耕地或植树使用的拖拉机；往返于检测地点的道路运输；诸如用于将圆木运出森林等的轻型运输；诸如在直升机集材中的空中运输；从森林向外运圆木的水上运输。固定设备对于大多数土地利用、土地利用变化和林业项目来说，其构成温室气体排放源的意义通常小于移动源，它可能包括诸如土壤混合机和苗圃盆栽设备、灌溉泵和照明等。项目运营者需要确定和报告在移动设备和固定设备中由直接使用矿物燃料和电力引起的排放量。

二氧化碳是由固定设备和移动设备的矿物燃料消耗排放的主要温室气体。由于 N_2O 和 CH_4 的排放量在项目的能源利用总排放中相对来说只占较小的一部分，因此，估计这些气体的排放量问题可由使用者酌定。

对来自固定源的温室气体排放量的估计，可通过以下方式进行：将适当的排放因子应用于所消耗的燃料量或电力。（见《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》中的能源一章）。来自移动源的排放可采用以下方法估计：基于燃料的方法，或基于距离的方法（见方框 4.3.5 和《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》中的能源一章）。

方框 4.3.5

对估计来自移动源的温室气体排放量的指导

车辆使用所产生的温室气体直接排放量可通过下列两种方法中的一种进行估计：

基于燃料的方法

基于距离的方法

方法的选择取决于获得数据的可能性。然而，对于所有运输方式来说，基于燃料的方法是一种更可取的方法，因为这种方法较少不确定性。在这种情况下，在项目做法中消耗的矿物燃料通常是汽油和（或）柴油，其数量需进行监测和记录。有关这套方法的更详细情况，可见《IPCC 指南》和《2000 年优良做法指南》。

4.3.3.8 对监测计划的考虑

在《京都议定书》第六条和第十二条的背景中监测计划有着特定的含义。该计划包括测量的规划，但并不限于这一方面，测量将显示项目是怎样自始至终影响碳储量和非二氧化碳温室气体排放量的。本小节将仅就计划的测量方面提供一般性建议。

4.3.3.8.1 涉及小土地所有者的监测项目

监测项目可能涉及多个小土地持有人，影响到一些分散在一个地区的小块的而且互不相连的土地，因此需要加以注意。正如上面所描述的（4.3.3.2 节），不管项目是否是一块由一、二位大土地所有人拥有的与他人土地毗邻的土地，还是分散在大片面积上的由许多小土地所有人拥有的许多小块土地，项目土地可使用标准手段来划定界线 and 进行分层。不期望对每块土地都进行监测，好像它们构成了一个独立的项目，但实际上可以将它们作为一个项目对待，像上面所说的在项目层面上监测它们的碳。然而，由于项目涉及到许多土地所有人，一种“优良做法”是为项目层起草监测协议，随后制定能在地块层面上加以监测的指标，以确保项目层的工作（见方框 4.3.6）。

方框 4.3.6

涉及多位小土地持有者的监测计划

当项目涉及多位小土地持有人时，监测碳储量变化和非二氧化碳温室气体排放量和清除量将需要把监测系统分成两个层面：(1)项目层面和(2)地块层面，如：

层面 1：项目层面

对于在项目区内进行的每项活动，一种“优良做法”是起草一份技术说明，阐明管理目标、物种、土壤、适合于活动的气候和植被条件、人力物力方面预期的投入以及产品生长与出产方面预期的产出。技术说明还应该包括与在地块层面可随时监测的指标（例如胸高直径或顶高）有关的表格，以便对碳储量作出估计。编制这些表格可参考 4.3.3.5 节，既可采用直接方法，也可采用间接方法。“优良做法”还要求在项目区内建立若干个抽样点，以维持和改进对这些表格的校准（根据 4.3.3.4 节）。每份技术说明还应包括一系列用于确定基线碳储量的参数，测量碳的摄入需与这些参数进行对照。应与基线碳储量进行对照，编制类似的一套在抽样点这一层可随时测量的指标。

层面 2：地块层面

在每一地块内，可作如下测量：1) 交叉核对，确定在该地块上进行的活动是否在技术说明所列的参数范围之内（如正确的物种、种植密度、气候等等）；2) 测量基线指标；以及 3) 测量活动指标。

随后参考相关技术说明中的各种表格估计碳储量变化。质量保证程序应该审查此类项目内这两个层面的数据收集程序。

4.3.3.8.2 碳的监测频率

监测频率应考虑项目的碳动态及所涉费用。在热带地区，造林/再造林项目中树和土壤的碳储量变化可通过测量查明，每隔 3 年左右或不到 3 年测量一次（Shepherd 和 Montagnini, 2001 年）。在温带地区，考虑到森林变化过程的动态，一般每隔 5 年测量一次（如许多国家的森林清单）。对于反应比较缓慢的碳库，如土壤等，甚至可间隔更长时间。因此建议，对于树的碳累积，监测频率应该根据碳储量的变化率、轮作时间长短（对于种植园）和耕作周期（对于农田和放牧地）来确定。

4.3.3.8.3 项目地点总的工作情况

仅仅监测长期监测点上的碳储量变化和非二氧化碳温室气体并不一定就能提供用于评估下列情况的信息：项目是否正在实现整个项目中碳储量的同样变化，项目是否正在实现它所打算做的事情——如种植好几千公顷的树。定期走访碳监测点只能显示那些点（位置是随机定的，应该能代表总体）上的碳正在积累，准确度和精确度在特定的置信水平上都是已知的。由于项目制定者将知道监测点的位置，因此在整个时间过程中进行全面核查以确保整个项目与监测点同样的方式工作也是重要的。这可以通过第三方实地核实来实现，使用碳储量变化指标，诸如对于造林/再造林项目是树高，对于农田管理项目是作物的生产率。对于项目制定者来说，一种“优良做法”是制定此类随时能在整个项目区进行实地核实的指标。为了监测项目地点总的工作情况（即，项目活动是在整个项目区中进行的），可使用多种方法中的一种，究竟使用哪一种则取决于技术水平和可获得的资源，诸如：

- 实地巡视并拍摄照片资料。建议全面检查每个地区中种有树木的总面积，对照片进行选择并注明日期。实地报告和照片应该成为长期记录的一部分。
- 在每一栽有树木的区域由卫星定位系统定位的样条的数字空中成像，使用多光谱传感器（特别是红外线）。像上面那样，注明日期的全部资料和数字照片应该成项目记录的一部分。

- 遥测，使用甚高分辨率卫星数据（如 Ikonos, QuickBird 等）或高分辨率卫星数据（如 Spot, Landsat, RadarSat, Envisat ASAR 等）。决定使用哪种卫星成像将取决于下列条件：项目的规模（100-1 000 公顷）、位置（大多数是在高云覆盖下，或者经常是无云）和项目资源。

4.3.4 质量保证和质量控制计划

监测要求对需通过质量保证/质量控制计划实施的质量保证和质量控制作出规定。该计划应该成为项目资料的一部分，并包括下面所说的那些程序：(1) 收集可靠的实地测量数据；(2) 核实用于收集现场数据的方法；(3) 核实数据输入和分析技术；以及 (4) 数据维护和归档。如果在实施质量保证/质量控制计划后发现未达到预定的精确水平，则需要做额外的实地测量，直到达到预定的精确水平。

4.3.4.1 确保实地测量可靠的程序

收集可靠的实地测量数据是质量保证计划中的一个重要步骤。应该就现场数据收集和数据分析的所有方面对负责测量工作的那些人展开全面培训。一种“优良做法”是针对实地测量的每一步骤制定任何时候都应遵守“标准作业程序”。这些“标准作业程序”应该详细说明实地测量的所有阶段，并包含对用于核实目的的文件资料的规定，从而使得将来的现场工作人员能够核查过去的结果并以一致的方式进行重复测量。

为确保收集可靠的现场数据，一种“优良做法”是确保：

- 现场小组成员充分了解一切程序和尽可能准确地收集数据的重要性；
- 一旦需要，由现场小组在现场设置测试点并使用“标准作业程序”测量所有相关的组成部分；
- 所有实地测量由一位合格人员在现场小组的配合下进行核查并矫正技术方面的误差；
- 将附有项目文件的文件归档，项目文件应表明这些步骤已经遵循。文件应列出所有现场小组名称，项目领导人应证明这个小组是经过培训的；
- 对新人员进行适当培训。

4.3.4.2 核实现场数据收集工作的程序

为了核实点已设置和测量方法正确，一种“优良做法”是：

- 每隔 8 至 10 个点重新进行一次独立的测量，将原先的测量数据与核查情况加以比较，以便发现误差，发现的误差应该加以分解、矫正并记录在案。重新测量长期点是为了核实测量程序的应用是否恰当。
- 在现场工作结束时，独立地核查 10-20% 的点。在这一阶段收集的现场数据将与原始数据加以比较。发现的任何误差应予矫正并记录在案。发现的任何误差应该表述为在经过重新核查的所有点中所占的百分比，以提供测量误差的估值。

4.3.4.3 核实数据输入和分析的程序

可靠的碳估值要求将数据适当输入数据分析表。如果使用专家判断审查现场数据和实验室数据的输入，并在必要时与独立数据相比较，确保数据合乎实际，则这一过程中可能出现的误差有可能会减少到最低程度。在完成对监测数据的最后分析之前，应该利用所有参与数据测量和分析的人员之间的交流来解决任何明显的异常情况。如果监测点的数据存在任何无法解决的问题，则在分析中不应该使用该点。

4.3.4.4 数据维护和储存

由于这些项目相对说来多属于长期性质，因此数据的归档（维护和储存）是这项工作重要的组成部分（另见5.5.6节）。数据归档应该采取多种形式，应该为项目的每位参与者提供所有数据的副本。

所有现场数据的副本（电子版的和/或打印版的）、数据分析和模型；碳储量变化和非二氧化碳温室气体的估值及相应的计算和使用的模型；任何地理信息系统的产品；以及测量和监测报告的副本应该存放在专门的和安全的地点，最好是在场外。

考虑到项目发生的时间框架以及产生用于储存数据的软件和新硬件更新版的速度，建议定期更新数据和报告电子副本，或将其转换为将来任何软件应用程序都能进入的格式。

附件 4A.1 根据 IPCC 默认数据估计农田和放牧地有关管理变化的土壤碳储量变化的工具

(available only in English and may be accessed from the front page of this CD-ROM/web site) □□

附件 4A.2 用于估计树的地上部和地下部生物量的异速生长方程示例

方程	森林类型 ^a	R ² /样本量	DBH 范围 (厘米)
$Y = \exp[-2.289 + 2.649 \cdot \ln(\text{DBH}) - 0.021 \cdot (\ln(\text{DBH}))^2]$	湿润热带硬木	0.98/226	5 - 148
$Y = 21.297 - 6.953 \cdot (\text{DBH}) + 0.740 \cdot (\text{DBH})^2$	湿热带硬木	0.92/176	4 - 112
$Y = 0.887 + [(10486 \cdot (\text{DBH})^{2.84}) / ((\text{DBH})^{2.84} + 376907)]$	温带/热带松木	0.98/137	0.6 - 56
$Y = 0.5 + [(25000 \cdot (\text{DBH})^{2.5}) / ((\text{DBH})^{2.5} + 246872)]$	温带美国东部硬木	0.99/454	1.3 - 83.2

其中：
 Y = 地上部干物质，千克/树
 DBH = 胸高直径，厘米
 ln = 自然对数
 exp = “e 的 n 次幂”

^a 湿润热带一般表示处于低地的年降雨量在 2000 至 4000 毫米的地区；湿热带适合于处于低地的年降雨量大于 4000 毫米的地区。

资料来源：根据 Brown, 1997 年；Brown 和 Schroeder, 1999 年；Schroeder 等人，1997 年的资料更新。

方程	棕榈树种类	R ²	高度范围 (树干高度，米)
$Y = 0.182 + 0.498 \cdot \text{HT} + 0.049 \cdot (\text{HT})^2$	金叶树属	0.94	0.5-10.0
$Y = 10.856 + 176.76 \cdot (\text{HT}) - 6.898 \cdot (\text{HT})^2$	巴西棕属羽叶棕	0.94	0.5-15.7
$Y = 24.559 + 4.921 \cdot \text{HT} + 1.017 \cdot (\text{HT})^2$	菜棕属	0.82	0.2-14.5
$Y = 23.487 + 41.851 \cdot (\ln(\text{HT}))^2$	Attalea phalerata	0.62	1-11
$Y = 6.666 + 12.826 \cdot (\text{HT}^{0.5}) \cdot \ln(\text{HT})$	棕榈心和 Phenakospermum guianensis	0.75	1-33

其中：
 Y = 地上部干物质，千克/树
 HT = 树干高度，米（对于棕榈树，这是主干，不包括叶子）
 ln = 自然对数

资料来源：Delaney 等人，1999 年；Brown 等人，2001 年。

表 4.A.3
估计热带某些常用树种地上部生物量（每棵树千克干物质）的异速生长方程示例

方程	种类	R ²	DBH/BA 高度(厘米) ^a	直径范围 (厘米)	来源
$Y = 0.153 \cdot DBH^{2.382}$	柚木 ^b	0.98	130	10-59	1
$Y = 0.0908 \cdot DBH^{2.575}$	柚木 ^c	0.98	130	17-45	2
$Y = 0.0103 \cdot DBH^{2.993}$	Bombacopsis quinatum ^d	0.97	130	14-46	3
$Y = 1.22 \cdot DBH^2 \cdot HT \cdot 0.01$	桉属 ^e	0.97	130	1-31	4
$Y = 0.08859 \cdot DBH^{2.235}$	海岸松 ^f	0.98	10	0-47	5
$Y = 0.97 + 0.078 \cdot BA - 0.00094 \cdot BA^2 + 0.0000064 \cdot BA^3$	桃果桐 ^g	0.98	100	2-12	6
$Y = -3.9 + 0.23 \cdot BA + 0.0015 \cdot BA^2$	Theobroma grandiflora ^g	0.93	30	6-18	6
$Y = -3.84 + 0.528 \cdot BA + 0.001 \cdot BA^2$	橡胶树 ^g	0.99	150	6-20	6
$Y = -6.64 + 0.279 \cdot BA + 0.000514 \cdot BA^2$	甜橙 ^g	0.94	30	8-17	6
$Y = -18.1 + 0.663 \cdot BA + 0.000384 \cdot BA^2$	巴西坚果 ^g	0.99	130	8-26	6

其中：

Y = 地上部干物质，千克/树
DBH = 直径，厘米
HT = 树的总高度，米
BA = 底面积，厘米²

^a DBH/BA 高度是指测量直径或底面积距离地面的高度，厘米

^b 树龄为 5-47 年的 87 棵树。

^c 树龄为 20 年的 9 棵树。

^d 树龄为 10-26 年的 17 棵树。

^e 树龄为 2-5 年的 458 棵卵叶桉、桉属悉尼蓝桉、蓝桉和桉属光亮桉的合并值。

^f 树龄为 1-47 年的 148 棵树。

^g 树龄为 7 年的 7-10 棵树。

资料来源： (1) Pérez 和 Kanninen, 2003 年； (2) Kraenzel 等人, 2003 年； (3) Pérez 和 Kanninen, 2002 年； (4) Senelwa 和 Sims, 1998 年； (5) Ritson 和 Sochacki, 2003 年； (6) Schroth 等人, 2002 年。

表 4.A.4
估计森林地下部生物量或根生物量的异速生长方程
尽管树龄和纬度没有大大增加 R²，但系数却极其重要

条件和独立变量	方程	样本量	R ²
所有森林, ABD	$Y = \exp[-1.085 + 0.9256 \cdot \ln(\text{ABD})]$	151	0.83
所有森林, ABD 和 AGE	$Y = \exp[-1.3267 + 0.8877 \cdot \ln(\text{ABD}) + 0.1045 \cdot \ln(\text{AGE})]$	109	0.84
热带森林, ABD	$Y = \exp[-1.0587 + 0.8836 \cdot \ln(\text{ABD})]$	151	0.84
温带森林, ABD	$Y = \exp[-1.0587 + 0.8836 \cdot \ln(\text{ABD}) + 0.2840]$	151	0.84
北方生物带森林, ABD	$Y = \exp[-1.0587 + 0.8836 \cdot \ln(\text{ABD}) + 0.1874]$	151	0.84

其中：

Y= 干物质根生物量，百万克/公顷
ln = 自然对数
exp = “e 的 n 次幂”
ABD = 干物质地上部生物量，百万克/公顷
AGE = 林龄，年

资料来源： Cairns 等人，1997 年。

参考文献

关于估计、测量、监测和报告第三条第 3 和第 4 款所述土地利用、土地利用变化和林业活动的方法

- Coleman K. and Jenkinson D.S. (1996). RothC-26.3- A Model for the turnover of carbon in soil. In: Powlson D.S., Smith P., and Smith J.U. (eds.) *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing, Long-Term Datasets*, NATO ASI Series I, Vol.38, Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 237-246. 34
- Flanagan L.B., Wever L.A., and Carlson P.J. (2002). Seasonal and interannual variation in carbon dioxide exchange and carbon balance in a northern temperate grassland. *Global Change Biology*, 8: pp. 599-615.
- Follett R.F., Kimble R.F., and Lal R. (2000). The potential of U.S. grazing lands to sequester carbon. In: Follett R.F., Kimble J.M. and Lal R. (eds). *The potential of U.S. grazing lands to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*. Lewis Publishers, Boca Raton: pp. 401-430.
- Griffis T.J., Rouse W.R., and Waddington J.M. (2000). Interannual variability of net ecosystem CO₂ exchange at a subarctic fen. *Global Biogeochemical Cycles*, 14: pp. 1109-1121.
- Guo, L.B. and Gifford R.M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8: pp. 345-360.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000b). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds) *Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Kurz W.A. and Apps M.J. (1999). A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications*, 9(2): pp. 526-547.
- Kurz W.A., Apps M.J., Webb T.M., and McNamee P.J. (1992). The carbon budget of the Canadian forest sector: phase I. Forestry Canada, Northwest Region. Information Report NOR-X-326, 93 pp.
- Lal R., Kimble J.M., Follett R.F., Cole C.V. (1998). The potential of U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Ann Arbor Press, Chelsea, MI. 128pp.
- Linn D.M., Doran J.W. (1984). Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, 48: pp. 1267-1272.
- MacKenzie A.F., Fan M.X. and Cadrin F. (1998). Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality* 27: pp. 698-703.
- Parton W.J., Schimel D.S., Cole C.V. and Ojima D.S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 51, 1173-1179.
- Paustian K., Andr n O., Janzen H.H., Lal R., Smith P., Tian G., Tiessen H., van Noordwijk M., and Woerner P.L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management*, 13: pp. 229-244.
- Robertson G.P., Paul E.A., Harwood R.R. (2000). Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289 (5486): pp. 1922-1925.
- Smith P., Goulding K.W., Smith K.A., Powlson D.S., Smith J.U., Falloon P.D., Coleman K. (2001). Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: Including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60: pp. 237-252.
- Smith P., Powlson D.S., Glendining M.J., and Smith J.U. (1997). Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology*, 3: pp. 67-79.

- Smith P., Powelson D.S., Glendining M.J., Smith J.U. (1998). Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology*, 4: pp. 679-685.
- Smith P., Powelson D.S., Smith J.U., Falloon P.D. and Coleman K. (2000). Meeting Europe's Climate Change Commitments: Quantitative Estimates of the Potential for Carbon Mitigation by agriculture. *Global Change Biology*, 6: pp. 525-539.
- Tian H., Melillo J.M., Kicklighter D.W., McGuire A.D., Helfrich J.V.K. III, Moore B.I., and Vorosmarty C.J. (1998). Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. *Nature*, 396: pp. 664-667.
- Tate K.R., Scott N.A., Saggar S., Giltrap D.J., Baisden W.T., Newsome P.F., Trotter C.M., Wilde R.H. (2003). Land-use change alters New Zealand's terrestrial carbon budget: uncertainties associated with estimates of soil carbon change between 1990-2000. *Tellus*, 55B: pp. 364-377.
- Vinten A.J.A., Ball B.C., O'Sullivan M.F., and Henshall J.K. (2002). The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. *J. Agric. Sci. Camb.*, 139 (3), pp. 231-243.
- Weier K.L., McEwan C.W., Vallis I., Catchpole V.R., and Myers R.J. (1996). Potential for biological denitrification of fertilizer nitrogen in sugarcane soils. *Aust. J. Agric. Res.*, 47: pp. 67-79.

土地利用、土地利用变化和林业项目

- Araújo T.M., Higuchi N., and de Carvalho Junior J.A. (1999). Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. *For. Ecol. Manage.*, 117: pp. 43-52.
- Avery T.E. and Burkhardt H.E. (eds.). (1983). *Forest Measurements*. 3rd edition. McGraw-Hill, New York.
- Beets P.N., Robertson K.A., Ford-Robertson J.B., Gordon J., and Maclaren J.P. (1999). Description and validation of C change: a model for simulating carbon content in managed *Pinus radiata* stands. *New Zealand Journal of Forestry Science* 29(3): pp. 409-427.
- Bennie A.T.P., Taylor H.M., and Georgen P.G. (1987). An assessment of the core-break method for estimating root density of different crops in the field. *Soil Till. Res.* 9: pp. 347-353.
- Blake, G.R. and Hartage K.H. (1986). Bulk density. In Klute A. (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy No. 9.* ASA, Madison, WI. pp. 363-375.
- Bland W.L. (1989). Estimating root length density by the core-break method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: pp. 1595-1597.
- Böhm W. (1979). *Methods of Studying Root Systems.* Springer-Verlag, New York.
- Boscolo M., Powell M., Delaney M., Brown S., and Faris R. (2000). The cost of inventorying and monitoring carbon. Lessons from the Noel Kempff Climate Action Project. *Journal of Forestry*, September, pp. 24-27 and 29-31.
- Brown J.K. and Roussopoulos J.K. (1974). Eliminating biases in the planar intercept method for estimating volumes of small fuels. *Forest Science* 20: pp. 350-356.
- Brown S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A primer. FAO Forestry Paper No.134. Rome, Italy. 55 p.
- Brown S. (2002). Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* A 360: pp. 1669-1684.
- Brown S., Burnham M., Delaney M., Vaca R., Powell M., and Moreno A. (2000a). Issues and challenges for forest-based carbon-offset projects: a case study of the Noel Kempff Climate Action Project in Bolivia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Climate Change* 5: pp. 99-121.
- Brown S., Delaney M., and Shoch D. (2001). Carbon monitoring, analysis, and status report for the Rio Bravo Carbon Sequestration Pilot Project. Report to the Programme for Belize, Winrock International, Arlington, VA, USA.
- Brown S., Masera O., and Sathaye J. (2000b). Project-based activities. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000b). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds) *Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report.* Cambridge University Press. Cambridge, UK. Chapter 5, pp.283-338.
- Brown S. and Schroeder P. (1999). Spatial patterns of aboveground production and mortality of woody biomass for eastern US forests. *Ecological Applications*, 9: pp. 968-980.

- Cahoon G. A. and Morton E.S. (1961). An apparatus for the quantitative separation of plant roots from soil. *Am. Soc. Hort. Sci.* 78: pp. 593-596.
- Cairns M.A., Brown S., Helmer E.H., and Baumgardner G.A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111: pp. 1-11.
- Clark D. A., Brown S., Kicklighter D.W., Chambers J.Q., Thomlinson J.R., and Jian Ni, (2000). Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications*, 11: pp. 356-370.
- Dawkins H.C. (1957). Some results of stratified random sampling of tropical high forest. *Seventh British Commonwealth Forestry Conference*, 7 (iii): pp. 1-12.
- Delaney M., Brown S., and Powell M. (1999). 1999 Carbon-Offset Report for the Noel Kempff Climate Action Project, Bolivia. Report to The Nature Conservancy, Winrock International, Arlington, VA, USA.
- Delaney M., Brown S., Lugo A.E., Torres-Lezama A., and Bello Quintero N. (1998). The quantity and turnover of dead wood in permanent forest plots in six life zones of Venezuela. *Biotropica*, 30: pp. 2-11.
- Drew M.C. and Saker L.R. (1980). Assessment of a rapid method, using soil cores, for estimating the amount and distribution of crop roots in the field. *Plant Soil*, 55: pp. 297-305.
- Fang J., Chen A., Peng C., Zhao S., and Ci L. (2001). Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 292: pp. 2320-2322.
- Fearnside P.M.(1997). Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 90(1): pp. 59-89.
- Freese F.(1962). Elementary forest sampling. USDA Forest Service Handbook 232, US Government Printing Office, Washington, DC.
- Harmon M.E., Brown S., Gower S.T. (1993). Consequences of tree mortality to the global carbon cycle. In Vinson T.S. and Kolchugina T.P. (eds.). Carbon cycling in boreal and subarctic ecosystems, biospheric response and feedbacks to global climate change. Symposium Proceedings, USEPA, Corvallis, OR, pp. 167-176.
- Harmon M. E. and Sexton J. (1996). Guidelines for Measurements of Woody Detritus in Forest Ecosystems. US LTER Publication No. 20. US LTER Network Office, University of Washington, Seattle, WA, USA. Available at <http://www.lternet.edu/documents/Publications/woodydetritus/>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000b). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds) *Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Körner C. (1994). Biomass fractionation in plants: a reconsideration of definitions based on plant functions. In: Roy J and Garnier E. (eds.). A Whole Plant Perspective on Carbon-Nitrogen Interactions. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 173-185.
- Kraenzel M., Castillo A., Moore T., and Potvin C. (2003). Carbon storage of harvest-age teak (*Tectona grandis*) plantations, Panama. *Forest Ecology and Management*, 173: pp. 213-225.
- Kurz W. A., Beukema S.J. , and Apps M.J. (1996). Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector. *Canadian Journal of Forest Research*, 26: pp. 1973-1979.
- Li Z., Kurz W.A., Apps M.J., and Beukema S. (2003). Belowground biomass dynamics in the carbon budget model of the Canadian forest sector: recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: pp. 126-136.
- Lund G.H. (ed.). (1998). IUFRO Guidelines for designing multipurpose resource inventories. IUFRO World Service Volume 8, Vienna, Austria.
- MacDicken K.G. (1997). *A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects*. Winrock International, Arlington, VA, USA, 87 pp, available at: http://www.winrock.org/REEP/PDF_Pubs/carbon.pdf, also in Spanish from Fundacion Solar, Guatemala, http://www.winrock.org/REEP/PDF_Pubs/fundacionsolar.pdf
- Masera O.R., Garza-Caligaris J.F., Kanninen M., Karjalainen T., Nabuurs G.J., Pussinen A., de Jong B.J., and Mohren F. (2003). Modeling Carbon Sequestration in Afforestation and Forest Management Projects: The CO2fix V.2 Approach. *Ecological Modelling* 3237, pp. 1-23

- Page-Dumroese D.S., Jurgensen M.F., Brown R.E., and Mroz G.D. (1999). Comparison of methods for determining bulk densities of rocky forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 63: pp. 379-383.
- Paivinen R., Lund G.H., Poso S., and Zawila-Niedzwiecki T. (eds.). (1994). IUFRO international guidelines for forest monitoring. IUFRO World Series Report 5. Vienna, Austria. 102 p.
- Parresol B.R. (1999). Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Science*, 45(4): pp. 573-593.
- Parton W.J., Schimel D.S., Cole C.V., and Ojima D.S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 51: pp. 1173-1179.
- Pérez L.D. and Kanninen M. (2002). Wood specific gravity and aboveground biomass of *Bombacopsis quinata* plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 165 (1-3): pp. 1-9.
- Pérez L.D. and Kanninen M. (2003). Aboveground biomass of *Tectona grandis* plantations in Costa Rica. *Journal of Tropical Forest Science* 15(1): pp. 199-213.
- Pinard M. and Putz F. (1997): Monitoring carbon sequestration benefits associated with a reduced impact logging project in Malaysia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2: pp. 203–215.
- Phillips D.L., Brown S.L., Schroeder P.E., and Birdsey R.A. (2000). Toward error analysis of large-scale forest carbon budgets. *Global Ecology and Biogeography*, 9(4): pp. 305-313.
- Post W.M., Izaurralde R.C., Mann L.K., and Bliss N. (1999): Monitoring and verifying soil carbon sequestration. In: Rosenberg N., Izaurralde R.C., and Malone E.L. (eds.). *Carbon Sequestration in Soils*. Batelle Press, pp. 41–82.
- Ritson P. and Sochacki S. (2003). Measurement and prediction of biomass and carbon content of *Pinus pinaster* trees in farm forestry plantations, south-western Australia. *Forest Ecology and Management* 175: pp. 103-117.
- Sampson, R.N. and Scholes R.J. (2000). Additional human-induced activities—Article 3.4. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000b). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds) *Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Chapter 4, pp. 181-281.
- Schlegel B., Gayoso J., and Guerra J. (2001). Manual de procedimiento para inventarios de carbono en ecosistemas forestales. Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. Universidad Austral de Chile. 14 pp.
- Schroeder P., Brown S., Mo J., Birdsey R., and Cieszewski C. (1997). Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. *Forest Science* 43 (3):pp. 424-434.
- Schroth G., D'Angelo S.A., Teixeira W.G., Haag D., and Lieberei R. (2002). Conversion of secondary forest to agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: consequences for biomass, litter, and soil carbon stock after 7 years. *Forest Ecology and Management*, 163: pp. 131-150.
- Segura M. and Kanninen M. (2002). Inventario para estimar carbono en ecosistemas forestales tropicales. In: Orozco L. and Brumér C. (eds). *Inventarios forestales para bosques latifoliados en America Central*. CATIE - Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, pp. 202-216.
- Senelwa, K and Sims R.E.H. (1998). Tree biomass equations for short rotation eucalypts grown in New Zealand. *Biomass and Energy* 13(3): pp. 133-140.
- Shepherd D. and Montagnini F. (2001). Carbon Sequestration Potential in Mixed and Pure Tree Plantations in the Humid Tropics. *Journal of Tropical Forest Science* 13(3): pp. 450-459.
- Smucker A.J.M., McBurney S.L., and Srivastava A.K. (1982). Quantitative separation of roots from compacted soil profiles by the hydropneumatic elutriation system Root and soil separation, root response to adverse soil environment. *Agron. J.*, 74: pp. 499-503.
- Sokal R.R. and Rohlf F.J. (1995). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd Edition. W. H. Freeman and Co., New York.
- Zar J.H. (1996). *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

交叉问题

作者和编审

主要作者协调人

Newton Paciornik（巴西）和 Kristin Rypdal（挪威）

主要作者

Rainer Baritz（德国）、Simon Barry（澳大利亚）、Albertus Johannes Dolman（荷兰）、Marlen Eve（美国）、Michael Gillenwater（美国）、Michael Kohl（德国）、Dina Kruger（美国）、Bo Lim（英国/联合国开发计划署）、Raisa Makipaa（芬兰）、Glorgio Matteucci（欧洲联盟委员会）、Toshinori Okuda（日本）、Keith Porter（牙买加）、María José Sanz-Sanchez（西班牙）、T.P.Singh（印度）、Göran Ståhl（瑞典）、Riccardo Valentini（意大利）和 Martina Van Der Merwe（南非）

撰稿人

Sandra Brown（美国）、Ketil Flugsrud（挪威）、Gen Inoue（日本）、Gerald Kaendler（德国）、Anders Lindroth（瑞典）、Kenlo Nishida（日本）、Steve Ogle（美国）、Mats Olsson（瑞典）、Gareth Philips（美国）、Fran Sussman（美国）、Yoshiki Yamagata（日本）、EdVine（美国）和 Christian Wirth（德国）

评审编辑

Jamidu Katima（坦桑尼亚）和 Tom Wirth（美国）

目 录

5.1 导言	5.7
5.2 认定和量化不确定性	5.8
5.2.1 导言	5.8
5.2.2 合并不确定性的方法.....	5.10
5.2.2.1 第 1 层——误差的简单传递	5.10
5.2.2.2 利用蒙特卡洛分析按类别估计不确定性（第 2 层）	5.11
5.2.3 关于量化投入数据不确定性的实际考虑	5.14
5.2.4 不确定性分析的例子.....	5.16
5.2.5 报告和文件.....	5.20
5.3 抽样	5.21
5.3.1 导言	5.21
5.3.2 关于抽样原则的概述.....	5.21
5.3.3 抽样设计.....	5.22
5.3.3.1 辅助数据和分层的利用	5.22
5.3.3.2 系统抽样	5.23
5.3.3.3 永久样地和时间序列数据	5.23
5.3.4 为估计面积采取的抽样方法.....	5.24
5.3.4.1 根据比例估计面积	5.25
5.3.4.2 直接估计面积	5.25
5.3.5 为估计温室气体排放和清除采取的抽样方法	5.25
5.3.6 抽样调查的不确定性.....	5.26
5.3.6.1 误差的类型.....	5.26
5.3.6.2 样本量和抽样误差	5.27
5.3.6.3 量化抽样调查中的误差	5.28
5.4 方法选择—关键类别的认定	5.29
5.4.1 导言	5.29
5.4.2 确定关键类别的定量办法.....	5.29
5.4.2.1 认定关键源和汇类别的第 1 层方法.....	5.33
5.4.2.2 认定关键源和汇类别的第 2 层方法.....	5.36
5.4.3 定性考虑.....	5.38
5.4.4 认定《京都议定书》第 3.3 条和第 3.4 条规定的关键类别.....	5.38

5.4.5 结果的适用.....	5.40
5.4.6 报告和文件.....	5.41
5.4.7 第 1 层关键类别分析使用的阈值的求导.....	5.42
5.4.7.1 关于不确定性的假定.....	5.42
5.4.7.2 排放水平.....	5.43
5.4.7.3 趋势.....	5.44
5.4.8 第 1 层关键类别分析的例子.....	5.45
5.5 质量保证和质量控制.....	5.49
5.5.1 导言.....	5.49
5.5.2 质量保证/质量控制计划.....	5.50
5.5.3 一般质量控制程序（第 1 层）.....	5.51
5.5.4 源或汇类别特定的质量控制程序（第 2 层）.....	5.52
5.5.5 质量保证审查程序.....	5.53
5.5.6 文件、归档和报告.....	5.54
5.5.7 《京都议定书》第 3.3 条和第 3.4 条项下的问题.....	5.55
5.6 时间序列的一致性和重新计算.....	5.56
5.6.1 导言.....	5.56
5.6.2 时间序列一致性和方法改变.....	5.56
5.6.3 重新计算和定期数据.....	5.58
5.6.4 《京都议定书》第 3.3 条和 3.4 条项下的问题.....	5.60
5.6.5 报告和文件.....	5.60
5.7 核查.....	5.61
5.7.1 导言.....	5.61
5.7.2 核查办法.....	5.62
5.7.3 关于核查 LULUCF 清单的指导意见.....	5.69
5.7.4 与《京都议定书》有关联的具体问题.....	5.71
5.7.5 报告和文件.....	5.72
5.7.6 关于核查办法的某些细节.....	5.73
参考文献.....	5.77

方 程

方程 5.2.1 估计类别的不确定性（第 1 层）	5.10
方程 5.2.2 国家排放的总体不确定性（第 1 层）	5.111
方程 5.4.1 水平评估（第 1 层）	5.33
方程 5.4.2 趋势评估（第 1 层）	5.34
方程 5.4.3 本年排放为 0 时的趋势评估	5.35
方程 5.4.4 水平评估（第 2 层）	5.37
方程 5.4.5 趋势评估（第 2 层）	5.37

图

图 5.3.1 抽样的原则	5.21
图 5.3.2 简单的随机地块布局（左）和系统布局（右）	5.23
图 5.3.3 利用不同的永久和临时抽样单位的配置来估计变化	5.24
图 5.3.4 面积估值标准误差 $S(A)$ 、土地利用类别比例 P 与样本量 n 之间的关系	5.27
图 5.4.1 认定源和汇关键类别的决策树	5.30
图 5.4.2 选择一种优良做法的决策树	5.41
图 5.4.3 累积排放与累积不确定对照图	5.43
图 5.4.4 不同清单中达到不确定性影响总数的 90% 所要求的排放部分。含和不含 LULUCF	5.43
图 5.4.5 不同清单中达到趋势不确定性影响总数的 90% 所要求的排放部分。含和不含 LULUCF	5.44
图 5.6.1 基于线性外推的 2003 年重新计算的估值	5.59

表

表 5.3.1	利用比例估计面积的例子	5.25
表 5.4.1	为 LULUCF 和非 LULUCF 建议的 IPCC 源/汇类别	5.31
表 5.4.2	关于第 1 层分析的电子数据表——包括 LULUCF 类别水平评估	5.34
表 5.4.3	关于第 1 层分析的电子数据表——包括 LULUCF 类别的趋势评估	5.35
表 5.4.4	第 3 和 4 章中认定的活动之间的关系以及 IPCC 的 LULUCF 源/汇类别	5.39
表 5.4.5	关键类别分析一览表	5.42
表 5.4.6	确定包括 LULUCF 在内的关键类别阈值的假定的不确定性	5.42
表 5.4.7	关于附件一国家水平评估的例子	5.45
表 5.4.8	含 LULUCF 的趋势分析	5.47
表 5.5.1	第 1 层一般清查级质量控制程序	5.51
表 5.6.1	取得时间序列一致性的办法一览表	5.57
表 5.7.1	土地面积认定和碳库及非二氧化碳温室气体核查办法的适用性	5.63
表 5.7.2	部分主要遥感平台的特点	5.76

方 框

方框 5.2.1	不确定性表示的例子	5.9
方框 5.2.2	第 1 层分析的总水平	5.11
方框 5.2.3	第 2 层方法关于美国农业土壤碳变化的不确定性评估	5.14
方框 5.2.4	基于模式的估值的不确定性	5.16
方框 5.5.1	质量保证和质量控制的定义	5.49
方框 5.5.2	专家同行审查	5.54
方框 5.6.1	每 5 年进行一次国家森林清查的例子	5.58
方框 5.6.2	关于为某一地点一段时间的排放建模的例子	5.59
方框 5.7.1	清单核查的定义	5.60
方框 5.7.2	关于为核查选择清单的组成部分和核查办法的指导意见	5.69
方框 5.7.3	国家清查中对 LULUCF 部门清单的核查	5.70
方框 5.7.4	关于核查碳库和活动的指导意见	5.71
方框 5.7.5	根据《京都议定书》进行的 LULUCF 核查	5.72
方框 5.7.6	与 LULUCF 有关的方案/网络	5.73

5.1 引言

在编制国家温室气体排放和清除清单时，有几个一般性和交叉问题需要考虑。在先前讨论的基础上并考虑到土地利用、土地利用变化和林业（LULUCF）部门的具体特点，本章就《国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（《2000年优良做法指南》，IPCC，2000年）认定的6个此类问题提供*优良做法指南*。这6个问题是：

- **不确定性评估：**需要为清单的所有类别和为整个清单得出不确定性估值。《2000年优良做法指南》为估计与合并不确定性提供了切实的指导，同时讨论了清单不确定性的概念基础。本章第5.2节“认定和量化不确定性”讨论土地利用、土地利用变化和林业部门不确定性的关键类型并就如何将《2000年优良做法指南》的*优良做法指南*适用于该部门提供具体信息。
- **抽样：**土地利用、土地利用变化和林业部门的数据经常从抽样调查中获取；例如土地面积、生物量蓄积和土壤碳，此类数据在一般情况下用来估计土地利用或碳储量的变化。第5.3节“抽样”就如何规划和进行抽样调查以便报告国家一级温室气体的排放和清除提供*优良做法指南*。本节还概述抽样设计与不确定性评估间的关系。
- **关键类别分析：**《2000年优良做法指南》第7章“方法选择和重新计算”介绍关键源分析的概念。如原来所设计的，它只适用于源类别。本章第5.4节“方法选择：关键类别的认定”扩展了初始的办法以便能够认定作为源或汇的关键类别。就土地利用、土地利用变化和林业部门如何根据《气候公约》认定清单的关键类别提供了*优良做法指南*，并提供补充指导意见说明如何认定与根据《京都议定书》第3.3和3.4条提供的补充信息相关的关键类别。
- **质量保证和质量控制：**正如《2000年优良做法指南》第8章所说明的，质量保证/质量控制体系是拟订清单的一个重要组成部分。本章第5.5节说明土地利用、土地利用变化和林业部门所需的质量保证/质量控制体系的那些方面，并就该部门如何依靠本报告第2章“土地面积一致表示的基础”和第3章“土地利用变化和林业部门优良做法指南”提供的信息进行第2层质量控制检查提供具体的*优良做法指南*。还介绍了与《京都议定书》有关的质量保证/质量控制问题。
- **时间序列的一致性：**如果要对报告的清单趋势具有信心，确保清单估值的时间序列的一致性至关重要。在《2000年优良做法指南》第7章中，提供了在整个时期内不可能利用相同方法和/或数据的情况下确保时间序列一致性的几种方法。在本章第5.6节“时间序列的一致性和重新计算”中，联系土地利用、土地利用变化和林业部门在求出排放和清除估值时可能发生的具体情况来讨论这些方法。
- **核查：**进行核查活动能够提高清单的质量并导致更科学的理解。关于核查土地利用、土地利用变化和林业部门估值的核查办法和实践指导意见在本章第5.7节中讨论。

本章提供在土地利用、土地利用变化和林业部门适用*优良做法指南*所需的信息。然而它不复重来自《2000年优良做法指南》的所有信息。这样，读者不妨查阅《2000年优良做法指南》以了解更多的背景信息。以下分节中提及在何种情况下参阅《2000年优良做法指南》可能是有益的。

5.2 认定和量化不确定性

5.2.1 引言

本节说明关于估计和报告与土地利用、土地利用变化和林业部门的排放和清除估值有关的不确定性的“优良做法”；并说明如何将土地利用、土地利用变化和林业部门纳入《2000年优良做法指南》第6章“在实践中量化不确定性”介绍的程序以便评估整个清单中的合并不确定性。

“优良做法”的定义要求清单在下列意义上具有准确性，即在所能判断的程度上既不高估也不低估，并尽量减少不确定性。没有预先确定的精确度；评估不确定性是为了有助于确定优先进行哪些努力以便提高未来清单的准确性和指导如何就方法选择做出决定。在判断国家清单与不同机构或采用不同办法所作的排放或清除估计之间的一致程度时不确定性也令人关注。

清单估值可用于多种目的。对于某些目的而言，只有国家物质总量是重要的，而对于其它目的而言，按温室气体、源或汇类别分列的细目才是重要的。为了按预定的目的汇编数据，用户需要了解总估值及其各组成部分的实际可靠性。因此，用来传达不确定性的方法必须切实可行、在科学上站得住脚并且足够可靠，可适用于各种源和汇类别、方法和国家情况，并以所有清单用户都能理解的方式介绍。

有许多原因造成实际排放和清除不同于国家清单中计算的数目。有些不确定性的来源（例如，抽样误差或仪器准确度的局限性）可能产生潜在误差范围的估值，这些估值是明确界定和易于发现其特点的。另一些不确定性的来源，例如系统误差，就较难认定和量化（Rypdal 和 Winiwarter, 2001年）。本节说明如何汇报明确界定的统计不确定性和表明土地利用、土地利用变化和林业部门其它不确定性形式特点的不那么具体的信息，并讨论总清单及其各组成部分的不确定性的影响。

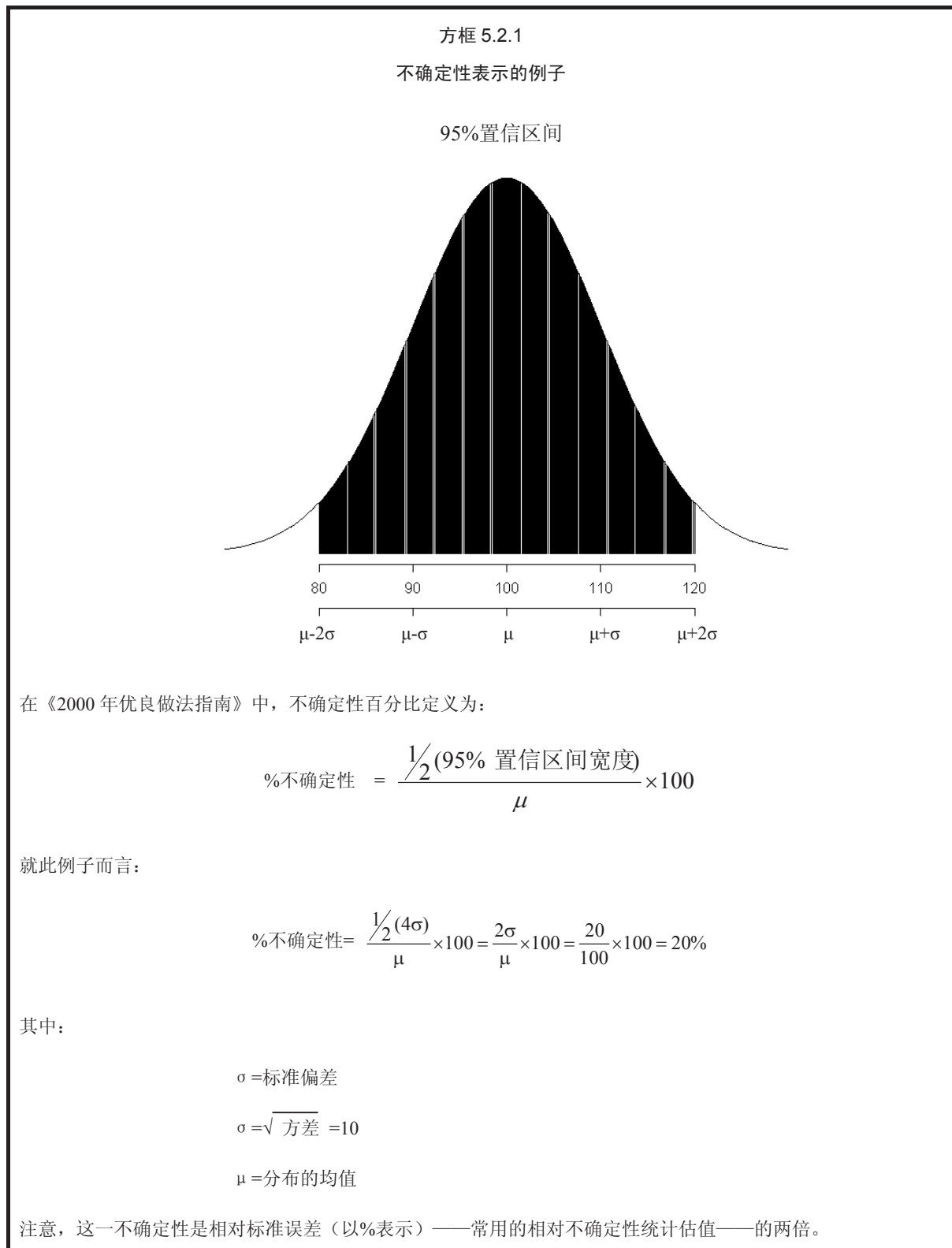
理想的情况下，排放和清除估值及不确定性的范围应从特定源头的测量数据求出。由于以这种方式测量每个排放源或汇类别是不切实际的，所以有些估值是基于被认为代表所有立地总体的典型立地的已知特点。这种办法采用额外的不确定性，因为必须假定总体的平均情况像已进行测量的立地一样。对目标群体的随机抽样能够对不确定性做出定量估计。如果精确度已知的一个估值是基于该估值适用的群体以外的某个群体，就会发生大的系统误差（意味着有偏差的估值）。实际上，将经常需要专家判断来界定不确定性的范围。

在这种情况下产生定量的不确定性估值的讲求实效的办法，是利用现有最可靠的估值——现有测量数据、模式产出和专家判断的组合。因此，可将本节提议的方法用于本报告第2至4章讨论的特定类别的默认不确定性范围，而且在新的经验主义数据可加利用时将它们纳入进来。

与《2000年优良做法指南》第6章（在实践中量化不确定性）相一致，应将不确定性作为一个置信区间报告，并给出据认为是不确定数量的概率范围数值。《IPCC指南》提议利用95%的置信区间，它是包含未知真实数值的95%概率的区间。这也可以表示为不确定性百分比，界定为置信区间宽度的一半用估计的数量值去除（见方框5.2.1）。在基础概率密度函数已知时或在利用抽样计划或专家判断时，不确定性百分比可以适用。此外，可将这一概念方便地用来认定应优先努力减少不确定性的类别。

本节与《2000年优良做法指南》第6章和附件1（不确定性分析的概念基础）一致，同时提供补充信息说明如何评估土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性。其中许多讨论着重于与二氧化碳排放和清除有关的问题，这些问题在先前的报告中未作论述。关于非二氧化碳气体排放的不确定性估值，也可遵循《2000年优良做法指南》第6章的指导意见编制。合并不确定性的方法在第5.2.2节中说明，第5.2.3节就量化投入数据的不确定性作了实际考虑，第5.2.4节介绍了关于土地利用、土地利用变化和林业部门不确定性分析的一个例子，第5.2.5节论述报告和

文件问题。由于在为许多国家编制土地利用、土地利用变化和林业清单时精心制订的抽样方案对减少不确定性起着重要作用，第 5.3 节中分别提供关于设计土地面积和生物量蓄积量抽样方案的具体指导意见以及关于评估相关不确定性的指导意见。



5.2.2 合并不确定性的方法

估计因土地利用、土地利用变化和林业活动产生的碳储量变化、排放和清除，有着与面积或其它活动数据、生物量生长率、扩展系数和其它系数相关联的不确定性。本节说明如何在类别层面合并这些不确定性，以及如何估计整个清单中水平和趋势的不确定性。它假定各种投入数据估值的不确定性可加利用，这些数据或者作为本报告第 2、3 和 4 章给出的默认值、专家判断，或者是基于可靠统计抽样（第 5.3 节）得出的估值。

在《2000 年优良做法指南》中，介绍了估计合并的不确定性的两种方法：利用简单的误差传递方程的第 1 层方法，以及利用蒙特卡洛或类似技术的第 2 层方法。在涉及土地利用、土地利用变化和林业部门时，两种方法都能适用。不过，有些具体的考虑必须着重说明，因为如将排放和清除一并考虑时，净排放可能为负值。清查机构也可能采用本国方法来估计总体不确定性，例如误差传递方法，这种方法可避免与第 1 层方法相关联的简化近似值。在这种情况下，“优良做法”是将此类方法清楚地编写成文件。

无论采用第 1 层方法还是第 2 层方法，都将使人深入了解个别类别和温室气体如何导致任何给定年份总体排放的不确定性，以及导致不同年间总体排放的趋势。基于电子数据表，第 1 层方法易于采用，对所有国家而言，“优良做法”是按照第 1 层方法进行不确定性评估。清查机构也可按照第 2 层方法或本国的方法进行不确定性分析。可将土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性估值与非土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性估值（按照《2000 年优良做法指南》概述的“优良做法”的方法求出）合并以获得总的清单不确定性。

5.2.2.1 第 1 层——误差的简单传递

合并不确定性的第 1 层方法基于《2000 年优良做法指南》附件 1（不确定性分析的概念基础）第 A1.4.3.1 节（误差传递方程）引用的误差传递方程。关于如何采用第 1 层方法进行排放估计不确定性分析的实用指导意见在《2000 年优良做法指南》第 6.3.2 节（第 1 层——用简化假定按源类别估计不确定性）中提供。

关于趋势不确定性的估计，在总计排放和清除时可利用《2000 年优良做法指南》第 6.3.2 节说明的方法。《2000 年优良做法指南》表 6.1 “第 1 层不确定性的计算和报告”也可适用于进行第 1 层的不确定性计算，包括土地利用、土地利用变化和林业部门在内。

可利用方程 5.2.1 来估计几个数量之积的不确定性，例如在排放估值表示为排放因子与活动数据之积时。它适用于数据间没有重大的相关性或不不确定性较小（标准偏差小于均值的 30% 左右）的情况。在不确定性比这大的情况下，也能利用该方程得出近似的结果。如果存在重大的相关性，可根据《2000 年优良做法指南》第 A1.4.3.1 节提供的方程修改方程 5.2.1，或遵照本节方框 5.2.2 和第 5.2.2.2 节中关于依赖和相关性的段落中的指导意见总计数据。

方程 5.2.1

估计类别的不确定性（第 1 层）

$$U_{\text{total}} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2 + \dots + U_n^2}$$

其中：

U_{total} = 数量之积的不确定性百分比（95%置信区间的一半用总数相除并表示为百分比）；

U_i = 与每个数量相关联的不确定性百分比， $i=1, \dots, n$

方框 5.2.2

第 1 层分析的总水平

不确定性分析的投入数据间常常存在着相关性。例如有这样的情况：在后一步相加的几个估值中使用相同的活动数据或排放因子。这些相关性往往在统计上无法发现，尤其是如果利用默认值或粗略的面积统计数据。不过，例如通过评价估值是否源自同一来源或是否有其它的逻辑依赖性将导致不同估值的误差向同一方向偏离（如果相关性为正），仍能对可能的相关性作定性评估。避免此类依赖性引起的相关性的一种可能办法是将源/汇类别总计到将它们消除的程度。例如，可将某种土地利用类别的所有碳库的排放因子相加然后再用活动数据与它们相乘。这种总计在总体上给出更可靠的结果，尽管它导致不确定性报告中某种程度的细节损失。第 5.4 节的表 5.4.2 给出关于关键类别分析总计层面的指导意见，它们也可适用于第 1 层的不确定性分析。

如果在求导国家估值中的总体不确定性时，不确定性数量需要通过加或减来合并，可利用方程 5.2.2。方程 5.2.2 是从《2000 年优良做法指南》中方程 6.3 改编而来的。不过，将土地利用、土地利用变化和林业部门包括在分析中可能导致合计排放和清除，后者用负号表示；因此，应将所有类别估值之和的绝对值用于分母。

方程 5.2.2

国家排放的总体不确定性（第 1 层）

$$U_E = \frac{\sqrt{(U_1 \cdot E_1)^2 + (U_2 \cdot E_2)^2 + \Lambda + (U_n \cdot E_n)^2}}{|E_1 + E_2 + \Lambda + E_n|}$$

其中：

U_E = 总数的不确定性百分比

U_i = 与源/汇 i 相关联的不确定性百分比

E_i = 源/汇 i 的排放/清除估值

与方程 5.2.1 一样，方程 5.2.2 假定排放和清除估值之间没有重大的相关性而且不确定性较小。不过，在不确定性较大时，仍可利用它来得出近似的结果。在存在重大相关性而且相关程度已知的情况下，可根据《2000 年优良做法指南》附件 1 第 A1.4.3.1 节中提供的方程修改方程 5.2.1。或者如果可能，总计各类别（见方框 5.2.2），或进行蒙特卡洛分析（第 2 层）

5.2.2.2 利用蒙特卡洛分析按类别估计不确定性（第 2 层）

蒙特卡洛分析适合于第 2 层详细的逐个类别的不确定性评估。本节扩充了就《2000 年优良做法指南》第 6 章所述的蒙特卡洛分析的指导意见，提供具体针对土地利用、土地利用变化和林业部门的指导。应将《2000 年优良做法指南》作为背景材料查阅，尽管这里转载了第 6 章的部分材料。

在存在广泛的国家具体的土地利用数据的情况下，蒙特卡洛分析特别有用。它能处理程度不等的关联性（时间和类别之间），而且可用来评估复杂模式中的不确定性以及进行简单的“管理因子（或排放因子）乘活动数据”的计算。关于蒙特卡洛方法的一般说明可查阅 Fishman（1996 年）的著作，而且可方便地获得统计软件包，其中一些包含使用非常方便的蒙特卡洛算法。Winiwarter 和 Rypdal（2000 年）以及 Eggleston 等人（1998 年）举例说明了蒙特卡洛分析适用

于国家温室气体清查以估计总体排放和排放趋势的不确定性。Ogle 等人（2003 年）将美国土地利用、土地利用变化和林业碳清查的农业土壤部分不确定性的蒙特卡洛分析编写成了文件。根据 Ogle 等人（2003 年）的著作，方框 5.2.3 提供了蒙特卡洛分析应用的一个简要例子。

关于蒙特卡洛分析的背景

蒙特卡洛分析旨在从概率分布函数（PDF）选择估计参数和活动数据的随机值，然后计算碳（或碳当量）储量的相应变化。这一程序反复多次以提供不确定性的一个均值和范围（即一个排放和清除的概率分布函数），它产生于以概率分布函数表示的模式投入变量的变率。可在类别一级为各类别的总计或为整个清单进行蒙特卡洛分析。

投入变量的变率以概率分布函数量化，说明可能的变量值的模式。如果已知投入变量中将出现某些阈值，概率分布函数可能需要截断。例如，基础土壤碳的估值可能不大但决不会是负值（土壤中碳的含量不会少于 0%），因此，本将取负值的分布将需要在 0 处截断，尽管在某个过程可能导致一个汇项或源项的情况下负数和正数都是有意义的。

概率分布函数可基于实地数据、专家判断或二者的组合，而且可联系概率分布函数来说明活动数据在时间或气体间的相互依赖性，主要是相关性，以及管理因子间的相关性。如果不考虑这些相互依赖性，估计的不确定性可能因相关程度不同而太大或太小，结果的意义随之变小。

在建立概率分布函数后，蒙特卡洛分析是作为一个反复过程进行。在每个概率分布函数内随机选择一组投入值，之后用这些值运算模式，产生有关产出的一个估值，然后反复多次执行这个过程，为整个清单估计提供一个概率分布函数。

估计程度和趋势的不确定性

与所有的方法一样，只有正确实施，蒙特卡洛分析才能产生满意的结果，而且只有投入数据，包括概率分布函数、相关性和任何专家判断可靠，结果才将有效。蒙特卡洛办法包括 5 个明确界定的步骤。只有头两个步骤需要用户做出努力，其余步骤由软件包处理。

步骤 1：具体说明投入变量的不确定性。这包括估计参数和土地利用、土地利用变化和林业活动数据，它们相关的均值和概率分布函数（PDF）及任何相关性。不确定性可遵循本章第 5.2.3 节（关于量化投入数据不确定性的实际考虑）和第 5.2.4 节（不确定性分析的例子）中的指导意见进行评估。关于评估相关性的指导意见，见下文。

步骤 2：设定软件包。排放清查的计算、概率分布函数和相关性值应在蒙特卡洛软件包中设定。软件执行随后的步骤。在有些情况下，清查机构可决定设定自己的程序来进行蒙特卡洛模拟；可利用统计软件做到这一点。

步骤 3：选择投入值。投入值通常是适用于计算的“优良做法”估值。这是反复过程的开始。对于每个投入数据项，从该变量的概率分布函数随机选择一个数字。

步骤 4：估计碳储量。利用第 3 步选定的变量根据投入值估计基准年和本年度的碳储量（即清查期的期初和期末；年 t-20 和年 t）。

步骤 5：反复进行并监测结果。将采取步骤 4 计算的总数存储起来，然后从第 3 步起重复该过程。存储的各总数的均值给出碳储量的估值，而且变率代表不确定性。这种类型的分析需要重复多次。反复的次数可以两种方法确定：先验地设置模式运行的次数，例如 10,000 次，并使模拟继续直至达到设置的数目为止，或使均值达到一个相对稳定的点然后终止模拟。

还可利用蒙特卡洛方法估计土地利用、土地利用变化和林业活动产生的趋势（两年间的变化）的不确定性。程

序是上文说明的那个程序的简单延伸。蒙特卡洛分析需要设定为同时估计两年的储量。程序性步骤与上文说明的相同，只是第 1 步和第 2 步有所不同：

步骤 1：程序与上文说明的一样，只是需要为基准年和本年度都执行，因此必须考虑到额外的相互依赖性。就许多土地利用、土地利用变化和林业类别而言，将为每年采用相同的排放因子（即两年的排放因子 100%地相关）。关于土地利用和排放的活动数据经常跨时间相关，这也需要在模式中表示。

步骤 2：软件包应如先前说明的那样设定，只是概率分布函数将需要捕捉基准年和本年度碳储量间的关系。如果假定投入数据在两年间 100%地相关（如许多土地利用、土地利用变化和林业估计参数的情况那样），利用相同的随机数目产生从两年概率分布函数得出的排放因子值。

确定清查投入的概率分布

用于不确定性分析的数据可从实地试验或根据专家判断得出。这些数据需要以产生概率分布函数的方式合成。关于数据要问的一些关键问题包括：

- 数据代表管理做法和本国其它情况吗？
- 什么是与数据集相关联的平均时间？它与评估所用的相同吗？

通常，现有的数据将代表活动数据的一个年均估计参数或年总数。

蒙特卡洛模拟要求分析人员确定合理代表每个模式投入——打算量化其不确定性——的概率分布（见 Fishman, 1996 年）。概率分布可基于本报告第 3 章中的意见，或以多种方法获取，包括数据的统计分析或如《2000 年优良做法指南》第 6 章说明的那样征求专家判断。一个关键的考虑是开发排放/清除计算模式各投入变量的分布，以便它们基于一致的关于平均时间、地点和其它与特定评估相关的条件因素（例如影响农业温室气体排放的气候条件）的基础假定。关于进一步的指导意见也见第 5.2.3 节（关于量化投入数据不确定性的实际考虑）。

评估每个清查投入对总体不确定性的作用

理想的情况下，为说明一个清查投入的不确定性特点所花的努力程度应与它对总体不确定性评估的重要性成正比。耗去大量的时间为一个对总体不确定性影响甚微的源/汇类别无休止地收集数据和专家判断，并不是对有限资源的一种有效利用。因此，鼓励各国认定特定类别的哪些投入作为一个均值对于清单的总体不确定性特别重要以便优先加以改进。同样，不投放合理的资源来量化与投入相关联的不确定性——清查的总体不确定性对其高度敏感——也将是评估的一个缺陷。因此，许多分析人员提出一个办法，其中第一次反复进行的不确定性分析是评估不确定性的主要来源。这种信息将增强对总体不确定性的评估而且在编制文件方面也可能非常有用。评估每项投入重要性的方法在有关的参考文献如 Morgan 和 Henrion（1990 年）、Cullen 和 Frey（1990 年）以及其它文献中作出说明。也见第 5.4 节（方法选择——关键类别的认定）。

确定清查投入间的依赖性和相关性

在设定概率分析时分析人员应加以考虑的一个关键问题是，模式投入间是否存在依赖性 or 相关性。理想的情况下，最好是对模式加以界定以使投入尽量保持统计独立性。因此，不是试图分别估计每个土地利用、土地利用变化和林业子类别的不确定性，可能更切实可行的是估计总计类别的不确定性，这样可能获得可靠的估值和进行交叉检查。如果存在依赖性，对于不确定性的评估也并不是总是重要的。只有当两个投入间存在着依赖性，并且不确定性对这种依赖性特别敏感而且依赖性足够强时，投入间的依赖性才会起作用。相比之下，投入间的依赖性薄弱，或投入

间的依赖性强，但清查不确定性对其不敏感，则对分析都将无关紧要。当然，某些相互依赖性是很重要的，如不能对这些关系作出说明，可能导致误导的结果。

通过以统计分析的方法评价投入变量间的相关性，能够评估依赖性。例如，Ogle 等人（2003 年）说明了耕作管理因子中的依赖性，根据一个回归类模式中的一个通用数据集做出了这一估计，方法是确定减少翻耕与不翻耕管理因子间的协方差，然后在蒙特卡洛模拟中利用该信息产生耕作因子值与适当的相关性。方框 5.2.3 更详细地讨论这项研究。人们应当考虑投入变量间可能的相关性，并着重于可能具有最大依赖性的那些相关性（例如，将管理因子适用于清单中不同年份的相同做法，或某年与下一年管理活动间的相关性）。补充的讨论和例子在 Cullen 和 Freg（1999 年）、Morgan 和 Henrion（1990 年）的撰文中给出。这些文件还载有带相关文献引文的参考书目。

方框 5.2.3

第 2 层方法关于美国农业土壤碳变化的不确定性评估

Ogle 等人（2003 年）进行了一次蒙特卡洛分析以评估美国农业土壤中碳的变化。《IPCC 指南》中的方法要求投入管理因子（即在土地用途或管理变化后代表土壤有机碳变化的定量系数）、参考碳储量（即在基线条件下土壤中有机碳的数量）和土地利用及管理活动数据。利用线性混合效应模式，根据大约 75 份出版的研究材料估计出管理因子。在自管理实施起 20 年后为 30 厘米深度的管理效应求出概率分布函数。利用美国农业部-国家资源保护局（USDA-NRCS）国家土壤调查特点数据库连同来自美国各地的大约 3,700 份土壤抽样的碳储量估值估计出参考储量。概率分布函数基于抽样的均值和方差，其中考虑到了成群分布模式引起的空间自动相关性。土地利用和管理活动数据记录在国家资源清单中（NRI；USDA-NRCS），它跟踪美国 40 多万个点的农业土地管理情况并补充来自环保技术信息中心（CTIC）的关于耕作法的数据。利用美国分析人员开发的可以购买的统计软件包和代码来进行蒙特卡洛分析。他们的分析说明源于通用数据集的估计参数间的相互依赖性。例如，闲置土地和耕种与不耕种条件间土地用途变化的因子是利用一个关于闲置的指标变量从一种回归分析中导出的，因此是相互依赖的。他们的分析还说明土地利用和管理活动数据的相互依赖性。在模拟投入值时，因子被认为与清查的基准年和本年度是完全相互依赖的，因为管理的效应被假定在清查期间不变。因此，用相同的随机种子值模拟因子。相形之下，IPCC 分析采用的按土壤带分列的各种气候的参考碳储量则是利用不同的随机种子独立模拟的，因为关于每个地带的储量是根据各自的数据集建立的。美国分析人员选择利用 5 万次迭代来进行蒙特卡洛分析。Ogle 等人（2003 年）估计，1982 至 1997 年间矿质土壤平均获得 10.7 万亿克碳/年，具有 95% 的置信区间，从 6.5 至 15.2 万亿克碳/年。相形之下，有机土壤平均损失 9.4 万亿克碳/年，从 6.4 至 13.3 万亿克碳/年不等。此外，Ogle 等人（2003 年）发现，管理因子的变率对于最后清单关于土壤碳变化估值的总体不确定性所起的作用占到 90%。

5.2.3 关于量化投入数据不确定性的实际考虑

在能够评估清单类别的不确定性之前，需要关于投入数据的不确定性的信息。本报告第 3 章提供关于与方法选择（层级）相关的不确定性和默认参数不确定性的指导意见。对于关键类别，“优良做法”是独立评估与所用数据相关联的不确定性以便编制国家估值。以下各节就第 3 章说明的 3 种层级方法应加以考虑的某些问题和与第 4 章说明的与《京都议定书》相关的问题提供一般指导意见。

第 2 章说明在确定与土地利用和土地利用变化活动相关联的土地面积时可能遇到的不确定性的来源。这些取决于本国情况以及各国如何具体采用这 3 种办法或混合办法来对土地面积进行分类。鉴于各国的办法不同，难以给出一般性的定量建议，尽管第 2 章中表 2.3.6 提供了关于如何减少与土地分类相关联的不确定性范围的说明和建议。第 2 章中的建议与下列 3 个分节论述的所有层级方法都相关。

量化采用第 1 层方法得出的排放和清除估值的不确定性

采用第 1 层方法来估计土地利用、土地利用变化和林业部门的排放和清除需要利用计算特定类别的源/汇实力所需的国家具体的面积估值（按类别分列的土地面积和土地面积变化）和估计参数的默认值。与第 1 层方法相关联的不确定性可能是很高的，因为现有默认参数对一国情况是否合适不得而知。将默认数据用于有着特点迥异的源数据的国家或区域会导致巨大的系统误差（即高度偏差的排放或清除估值）。对第 1 层所用的默认值进行定量不确定性评估或采用第 5.7 节说明的核查办法能够有助于认定估值的潜在偏差。

关于默认估计参数的不确定性估值的范围在第 3 章中给出。其它估计参数（例如收获数据）的不确定性估值须基于反映本国情况的国家数据来源或专家判断。按上述方法估计与土地利用和土地利用变化活动相关联的面积的不确定性。关于土地利用、土地利用变化和林业部门的总体不确定性估值，通过如第 5.2.2 节（合并不确定性的方法）说明的那样合并不确定性来获取。

量化采用第 2 层方法得出的排放和清除估值的不确定性

第 3 章说明的第 2 层方法是在第 1 层建立的框架内利用国家具体的数据。在这种情况下，“优良做法”是根据本国情况评估这些数据的不确定性。这些数据往往只是粗略地定义，也许极少按照气候/管理/扰乱类别分层。多数情况下，将基于相互参照的背景值或来自包括专家判断在内的非代表性数据来源的合并估值，采用自上而下的办法对它们进行评估。“优良做法”是利用文献评价、专家判断或与条件类似国家进行比较来评估此类默认值的不确定性估值。通过跟踪原始数据，也许能够改进不确定性的评估。估计与土地利用和土地利用变化活动相关的面积的不确定性，如第 5.2.3 节开头所说明的那样获取。关于排放因子（例如关于湿地或生物量烧除产生的非二氧化碳微量气体），各国可能拥有来自某些报告类别的一些抽样的直接测量数据。然后通过如第 5.2.2 节说明的那样合并不确定性来取得总体不确定性估值。

量化采用第 3 层方法得出的排放和清除估值的不确定性

在第 3 层中，采用广泛和有代表性的国家关于碳储量变化（例如在林业中，生长引起的增加、采伐引起的损失及自然死亡或扰乱引起的损失）的具体信息来估计排放和清除。在这种情况下，进入计算的所有估计参数的不确定性，包括可能的系统误差，都应进行评估。估计与土地利用和土地利用变化活动相关的面积的不确定性，按上述方法获取。虽然随机误差组分可利用就地清查信息以自下而上的方法量化（见关于抽样的第 5.3 节），但需要更多地注重系统误差。例如已考虑通过抽样和模式转换来导入具体误差（Lehtonen 等人，2004 年）。“优良做法”是合并每个参数（包括扩展和转换系数）的所有误差组分（随机和系统的），并合并每个类别的排放和清除估值对应的不确定性估值（也见第 5.3 节中关于评估来自基于抽样调查的估值不确定性的具体建议）。

取决于采用国家第 3 层办法，碳循环的重要驱动因子可按第 3.2.1 节各分节所述方法加以认定和参数化。这使得能够将动态模式用于外推和核查目的（见关于核查的第 5.7 节）。因此，应特别注意基于模式的估值的不确定性（方框 5.2.4）。

方框 5.2.4

基于模式的估值的不确定性

用于清单编制的模式范围包括纯经验主义/统计关系到详细的基于过程的模式。实际上，多数模式依靠这两种要素建立。在量化这些模式产生的估值的不确定性时有许多问题需要考虑。可作一些一般性评论，尽管审查所有相关的模式不属于本文件的范围。模式的总体不确定性可源于两个主要组分：模式结构的不确定性和参数值的不确定性。第一个不确定性的来源难以量化。与实地观察数据作比较可以看出，不是模式结构就是参数值不正确或二者都不对（Oreskes 等人，1984 年）。因此重要的是应测试模式的有效性和只利用为预定目的作过验证的模式。如果模式未经充分验证，应补充以一个验证方案。通过合并统计估值或专家对参数不确定性的判断、敏感性分析或蒙特卡洛分析，就能较为容易地量化与参数值相关联的不确定性。应在模式利用前先进行敏感性分析以便确定它对预测是否有用。对于清查目的来说，对不确定性程度高的参数高度敏感的模式不一定是最佳选择。如果模式结构适当，要加以考虑的最后一点是模式产生的估值的不确定性。在这种情况下，一般有两个误差组分要考虑：参数不确定性引起的不确定性和模式不能捕捉的总体中固有变化引起的不确定性。在进行这些估计时，两种来源的不确定性在任何计算中都应加以考虑。

量化根据《京都议定书》补充要求估计排放和清除的不确定性

第 5.2.2 节（合并不确定性的方法）中说明的合并不确定性的一般方法也适用于根据《京都议定书》进行的估值报告。不过，影响不确定性的某些主要因子可能不同。例如，土地利用、土地利用变化和林业部门清单的总体不确定性，对于按《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的类别进行的土地利用类别及其内部变化的探测方面的不确定性可能更为敏感。此外，报告农业相关活动所要求的净-净核算也产生一些具体的问题，它们在第 4.2.4.2 和 4.2.8.1 节中作更详细的论述。例如，基准年估计的不确定性可能不同于承诺期的不确定性。另一方面，为根据《京都议定书》进行报告所作的方法选择有着特殊的要求（如第 4 章所说明）。为了报告目的必须为《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的活动分别进行不确定性评估。分析的要求和详细度在第 4 章第 4.2.4.3 节中说明。

5.2.4 不确定性分析的例子

第 6 章“在实践中量化不确定性”在其附录 6A.2 中给出一个一般性的例子来说明如何合并不确定性。这种办法也能用于土地利用、土地利用变化和林业部门，只要土地利用、土地利用变化和林业的所有计算都以面积（或其它活动数据）与排放或清除因子之积表示。由于土地利用、土地利用变化和林业估值一般与面积接近成正比，因此比用单一排放因子乘活动数据更复杂的估计程序都能以这种形式表示，与当量排放或摄入因子相关联的不确定性通过专家判断或通过利用误差传递的标准关系来估计。

本节中举例说明采用第 1 层方法进行不确定性评估的步骤，在适用土地利用、土地利用变化和林业的第 1 层办法时要利用两种典型的活动。它考虑到这样一种简单情况，即为林地类别内两个子类别估计碳储量变化、排放和清除：1) 仍为林地的林地，和 2) 转变为草地的林地。这里不考虑非二氧化碳排放和土壤的排放。例子集中于对不确定性的简单数字估计，不考虑投入参数间的相关性。

估计涉及 4 个步骤：

步骤 1： 估计与每种活动相关的排放或清除；仍为林地的林地和转变为草地的林地。

步骤 2： 评估与两种活动相关的不确定性。

步骤 3: 评估土地利用、土地利用变化和林业部门的总体不确定性。

步骤 4: 将土地利用、土地利用变化和林业的不确定性与其它源类别合并。

步骤 1: 估计每种活动的排放或清除

在进行不确定性评估之前, 为以下两个子类别编制碳储量变化的估值: 仍为林地的林地和转变为草地的林地。这些估值应遵循本报告第 3 章中的详细指导意见编制。

仍为林地的林地

本章第 3.2.1.1.1.1 节给出两种方法用于估计生物量中碳储量的变化; 在本例中, 我们只适用方法 1, 它要求从生物量增量中减去生物量的碳损失 (方程 3.2.2):

$$\Delta C_{FF_{LB}} = (\Delta C_{FF_G} - \Delta C_{FF_L})$$

其中:

$\Delta C_{FF_{LB}}$ = 仍为林地的林地上活生物量 (包括地上和地下部活生物量) 的年度碳储量变化, 吨碳/年

ΔC_{FF_G} = 生物量生长 (也叫生物量增量) 引起碳的年均增加, 吨碳/年

ΔC_{FF_L} = 生物量损失引起碳的年均减少, 吨碳/年

为简化该例子, 我们假定没有生物量损失, 这样, $\Delta C_{FF_L} = 0$ 。因而在本例中, $\Delta C_{FF_{LB}} = \Delta C_{FF_G}$ 。生物量增量 ΔC_{FF_G} 按照方程 3.2.4 计算如下:

$$\Delta C_{FF_G} = \sum_{ij} (A_{ij} \cdot G_{TOTAL_{ij}}) \cdot CF$$

其中:

ΔC_{FF_G} = 按森林类型和气候带分列的仍为林地的林地上生物量增量引起碳的年均增加, 吨碳/年

A_{ij} = 仍为林地的林地的面积, 按森林类型 (i=1 至 n) 和气候带 (j=1 至 m) 分列, 公顷

$G_{TOTAL_{ij}}$ = 按森林类型 (i=1 至 n) 和气候带 (j=1 至 m) 分列的以干物质为单位的总生物量的年均增加率, 吨干物质/公顷/年

CF = 碳部分, 吨碳/吨干物质 (默认值 0.5, 不确定性为 2%)

在本例中, 假定仍为林地的林地面积是 1,000 万公顷, 并假定只有一种森林类型和一种气候带, 所以 n=m=1, 这将上文 ΔC_{FF_G} 的表示简化为:

$$\Delta C_{FF_G} = A \cdot G_{TOTAL} \cdot CF$$

其中 G_{TOTAL} 是现在按整个土地面积平均的总生物量的年均增加率。一般来说, 可采用第 3.2.1.1.1.1 节中的方程 3.2.5 计算每种森林类型和气候带的 G_{TOTAL} 的值, 同时考虑到附件 3A.1 中的参数值。¹ 在本例中, 为 G_{TOTAL} 给出的默认值是 3.1 吨干物质/公顷/年, 以及不确定性百分比默认值 50%, 所以仍为林地的林地上生物量增量引起的碳储量的年均增加是:

$$\Delta C_{FF_{LB}} = \Delta C_{FF_G} = 10,000,000 \cdot 3.1 \cdot 0.5 \text{ 吨碳/年} = 15,500,000 \text{ 吨碳/年}$$

转变为草地的林地

估计林地转变为草地引起的生物量中碳储量变化的第 1 层基本方法在第 3.4.2.1 节中给出。

¹ 关于进入方程 3.2.5 的年均地上部生物量 G_w 和根茎比率 R 的缺省值, 可查附件 3A.1 中表 3A.1.5、3A.1.6 和 3A.1.8 (关于 R)。

方程 3.4.1.3 给出假定林地转变为草地在转变当年的年度碳储量变化为：

$$\Delta C_{LG_{LB}} = A_{Conversion} \cdot (C_{Conversion} + C_{Growth})$$

$$C_{Conversion} = C_{After} - C_{Before}$$

其中：

$\Delta C_{LG_{LB}}$ = 土地从初始用途转变为草地造成的活生物量中的年度碳储量变化，吨碳/年

$A_{Conversion}$ = 年度从某种初始用途转变为草地的土地面积，公顷/年

$C_{Conversion}$ = 在土地从某种初始用途转变为草地时清除的碳储量，吨碳/公顷

C_{Growth} = 转变后草地植被生长一年的碳储量，吨碳/公顷

C_{After} = 刚刚转变为草地后生物量中的碳储量，吨碳/公顷

C_{Before} = 即将转变为草地之前生物量中的碳储量，吨碳/公顷

如果默认值表示为每公顷生物量，就将需要利用 CF 的默认值 0.5 换算为碳，CF 的不确定性是 2%。

在本例中，转变为草地的林地面积是 500 公顷。排放因子和相关的 Uncertainty 在第 3.2.1.1.2 章和第 3 章第 3.4.2.1 节表 3.4.9 中提供。对于本例我们假定：

$C_{F_{LB}} = C_{Before} = 80$ 吨碳/公顷，不确定性百分比为 24%

$C_{After} = 0$ 吨碳/公顷，不确定性百分比为 0%

$C_{G_{LB}} = C_{Growth} = 3$ 吨碳/公顷，不确定性百分比为 60%

置换方程中以上的值，给出：

$$\begin{aligned} \Delta C_{LG_{LB}} &= A_{FG} \cdot (-C_{F_{LB}} + C_{G_{LB}}) \\ &= 500 \text{ 公顷} \cdot (-80 + 3) \text{ 吨碳/公顷} = -38,500 \text{ 吨碳} \end{aligned}$$

步骤 2：评估每种活动的 Uncertainty

仍为林地的林地

与估计的林地面积相关联的 Uncertainty 必须根据专家判断确定。如果估计是基于国家专门的统计抽样调查（见第 5.3 节“抽样”和第 2 章中表 2.3.6），那么可利用统计方法来估计 Uncertainty。

在本例中，假定经营林的面积来自行政记录。汇编它们的机构利用了一种“优良做法”并且面积估计的 Uncertainty 为 20%（基于专家的判断）。

年度生物量生长的 Uncertainty 取决于投入参数的 Uncertainty。如果国家利用默认参数，Uncertainty 将很高，而且只能依靠专家判断粗略估计（见第 3 章）。如果生物量的年度生长按照方程 3.2.4 计算并用 CF 换算为碳，那么生物量碳的生长的 Uncertainty 估值 ($U_{\Delta C_{FF_G}}$) 通过以下公式得出：

$$U_{\Delta C_{FF_G}} = \sqrt{U_{A_{FF}}^2 + U_{G_{TOTAL}}^2 + U_{CF}^2}$$

如果我们将 $U_{GC_{TOTAL}}$ 定义为以每单位面积的碳表示的年度生物量生长的 Uncertainty 百分比（即 $G_{TOTAL} \cdot CF$ 的合并 Uncertainty），那么：

$$\begin{aligned} U_{GC_{TOTAL}} &= \sqrt{U_{G_{TOTAL}}^2 + U_{CF}^2} \\ U_{GC_{TOTAL}} &= \sqrt{50\%^2 + 2\%^2} = 50.04\% \end{aligned}$$

在能够计算活动信息 A_{FF} （仍为林地的林地面积）和排放因子（以碳表示的年度生物量生长量， GC_{TOTAL} ）的合并不确定性之前，必须先确定它们是否相关。在本例中，投入源于独立的来源，而且可以合理地假定它们不相关。因此，可利用方程 5.2.1 给出 $U_{\Delta C_{FFG}}$ 如下：

$$U_{\Delta C_{FFG}} = \sqrt{U_{A_{FF}}^2 + U_{GC_{TOTAL}}^2} = \sqrt{20\%^2 + 50.04\%^2} = 53.8\%$$

其中：

- $U_{\Delta C_{FFG}}$ = 碳储量变化的不确定性百分比
- $U_{A_{FF}}$ = 林地面积估值的不确定性百分比

转变为草地的林地

还必须估计与土地用途变化造成的碳储量变化相关联的不确定性。依据数据的来源、类型和密度而定，也许不可能作出统计误差的估计，将利用专家判断。在本例中，由于土地用途刚刚转变后的碳储量 C_{After} 被确实假定为零，依靠方程 3.4.13 计算的碳储量变化的不确定性有 3 个组分：即将转换前碳储量的不确定性 U_{CF} ，（F=森林）、转变后草地植被碳储量的不确定性 U_{CG} ，（G=草地）和与转变后面积的估值相关联的不确定性 U_{AFG} 。利用方程 5.2.2 和上文第 1 步给出的碳储量和不确定性例子的值，每公顷碳储量变化的不确定性百分比 U_{Φ} 估计为：

$$U_{\Phi} = \frac{\sqrt{(U_{CF} \cdot C_F)^2 + (U_{CG} \cdot C_G)^2}}{|C_F + C_G|} = \frac{\sqrt{(24\% \cdot (-80))^2 + (60\% \cdot 3)^2}}{|-80 + 3|} = 25\%$$

然后利用方程 5.2.1 计算这一简化的土地用途变化例子的生物量碳储量变化的总不确定性，将每公顷碳储量变化的不确定性与转变用途土地面积估值的不确定性合并起来，在我们的例子中，后者假定为 30%。因此：

$$U_{\Delta C_{FG}} = \sqrt{U_{AFG}^2 + U_{\Phi}^2} = \sqrt{30\%^2 + 25\%^2} = 39\%$$

步骤 3：对土地利用、土地利用变化和林业部门的总不确定性的评估

在本简单例子中，土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性，通过合并两种活动估值的不确定性来估计。拥有更多类别估值的现实世界情况的不确定性可以同一方法合并。

关于本例的总体不确定性		
土地利用类别	相关碳储量变化的估值 (吨碳/年)	$U_{\Delta C}$
仍为林地的林地	15 500 000	53.8%
转变为草地的林地	-38 500	39%
合计	15 461 500	54%

然后，利用方程 5.2.2 对总体不确定性评估为：

$$U_{\text{TOTAL}} = \frac{\sqrt{(53.8\% \cdot 15500000)^2 + (39\% \cdot (-38500))^2}}{|15500000 + (-38500)|} = 54\%$$

这两种土地利用、土地利用变化和林业活动的总体不确定性，如以不确定性百分比表示，为 54%。表示为估值相对标准误差的不确定性，通过以 2 去除不确定性百分比来获得。应当指出，由于两种活动都依赖于相同的转变和扩展系数，该公式意味着估值之间有相关性。不过实际上，这种相关性可能不大。如果不是这样，应为独立的抽样进行计算，例如在进行第 2 层不确定性分析（如蒙特卡洛分析）时进行这种计算。

步骤 4：土地利用、土地利用变化和林业不确定性与其它源类别的合并

最后，土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性估值，可利用第 1 层或第 2 层方法与其它源类别的不确定性估值合并。

5.2.5 报告和文件

《2000 年优良做法指南》给出的关于报告的一般性意见也适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。采用第 1 层方法报告为土地利用、土地利用变化和林业部门进行不确定性分析的结果，可将关于土地利用、土地利用变化和林业类别的内容加到《2000 年优良做法指南》第 6 章第 6.3 节中表 6.1 中，同时考虑到《2000 年优良做法指南》第 6.3.2 节给出的指导意见。

按照《2000 年优良做法指南》，可利用根据第三届缔约方大会第 2/CP.3 号决定订定的全球增温潜势（GWP）计算的二氧化碳当量排放来进行分析。²

² 该方法在利用其它加权方案时一般也可适用。

5.3 抽样

5.3.1 引言

土地利用、土地利用变化和林业部门的数据往往从抽样调查中获取而且一般用于估计土地利用或碳储量的变化。国家森林清单是采用的调查类型的重要例子。本节提供 *优良做法指南*，说明如何将来自抽样调查的数据用于报告温室气体的排放和清除以及用于规划抽样调查以便获得有关数据。抽样对监测《京都议定书》项目也很重要，而且第4章提供的具体建议与本节一致。本节提供关于下述方面的 *优良做法指南*：

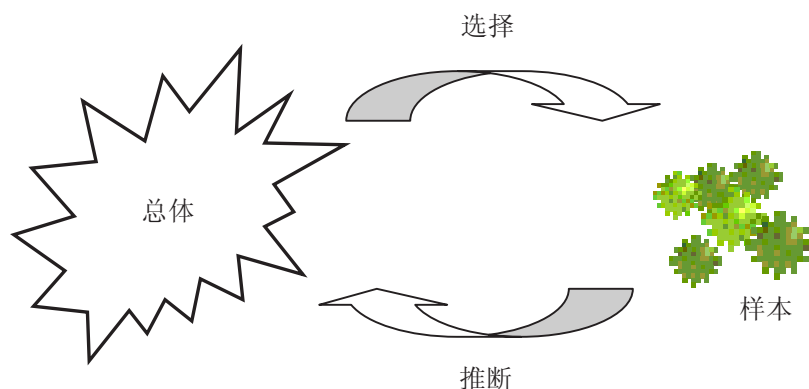
- 关于抽样原则的概述（第 5.3.2 节）；
- 抽样设计（第 5.3.3 节）；
- 为估计面积采取的抽样方法（第 5.3.4 节）；
- 为估计温室气体排放和清除采取的抽样方法（第 5.3.5 节）；
- 基于抽样调查的不确定性（第 5.3.6 节）

关于抽样问题的有用的一般参考文献包括：Raj（1968 年）、Cochran（1977 年）、De Vries（1986 年）、Thompson（1992 年）、Särndal 等人（1992 年）、Schreuder 等人（1993 年）、Reed 和 Mroz（1997 年）及 Lund（1998 年）的著作。

5.3.2 关于抽样原则的概述

抽样通过观察某个总体的一部分即样本来推断关于整个总体的信息（见图 5.3.1）。例如，区域或国家两级树木生物量中碳的变化，可根据有限数目抽样地块上树木的生长、死亡和砍伐情况来估计。然后抽样理论可提供关于来自抽样地块的信息按比例扩展到选定的地理级别的手段。如果抽样设计恰当，能够大幅提高清查资源利用的效率。此外，一般需要实地抽样来编制土地利用、土地利用变化和林业清单，因为即使遥感数据能提供完整的领土覆盖，也将需要来自抽样点的地面数据来进行解释和核查。

图 5.3.1 抽样的原则



标准的抽样理论依靠对来自总体的样本的随机选择；总体的每个单位具有被包括在样本中的特定概率。如果样地完全随机地分布在一个面积之内，或如果地块分布在一个系统的网格体系内而只要网格的定位是随机的，就属于这种情况。随机抽样减少偏差的风险并能够客观地评估估值的不确定性。因此，在可获得的情况下或在设定新的调查时，一般应利用随机抽样的数据。

样本也可在主观选定的地点提取，它被假定可代表总体。这叫做主观（或目的）抽样而且此种调查的数据经常

用于温空气体清单（即来自非随机选定的调查地点的观察结果被用来代表整个土地类别或亚类）。在这些条件下，例如关于森林类型的观察结果可外推到它们不代表的面积。不过，由于资源有限，温室气体清单可能需要利用还来自主观选定地点或研究地块的数据。在这种情况下，“*优良做法*”是与负责该地点或地块的机构协商以认定可将主观样本视为具有代表性的土地面积。

5.3.3 抽样设计

抽样设计确定如何从总体选择抽样单位（地点或地块）并确定应适用何种统计估计程序以便根据样本作出推断。可将随机抽样设计分为两大组，依据总体是否利用辅助信息分层（即在抽样前细分）而定。从一定的成本所能够实现的准确性而言，分层调查一般效率比较高。而另一方面，它们往往略微复杂，这会提高所收集数据利用不当引起的非抽样误差的风险。抽样设计的目标应是恰当地兼顾简单和效率二者，通过遵循下面阐述的“*优良做法*”的三个方面能够促进这个目标：

- 利用辅助数据和分层；
- 系统抽样；
- 永久样地和时间序列数据。

5.3.3.1 利用辅助数据和分层

纳入辅助信息的最重要的抽样设计之一是分层，即根据*辅助数据*将总体划分为分总体。这些数据可包括法律、行政方面的知识或森林管理部门方面的知识，它们对于分开抽样或对于区分高地与低地以及区分不同生态系统类型的地图或遥感数据将是有效的。由于分层的意图是提高效率，因此“*优良做法*”是在辅助数据可加利用或可以少量额外成本获得时利用它们。

分层以两种主要方式提高抽样效率：（1）提高整个总体估值的准确性；和（2）确保为某些分总体例如某些行政区域获取适当的结果。

关于第一个问题，如果对总体进行细分以使一个层次内各单位间的变率与整个总体内的变率相比有所降低，分层就能提高抽样的效率。例如，可将一国划分为低地区域（具有有关土地利用类别的某些特性）与高地区域（具有相应类别的不同特性）。如果每层同质，只要利用每层有限的样本就能取得精确的总体估值。第二个问题对于为所有有关的行政区域提供特定准确度结果的目的来说很重要，但在需将抽样的数据与其它现有数据集一起合用的情况下也很重要，后者是利用相同行政或法律范围内的不同规程收集的。

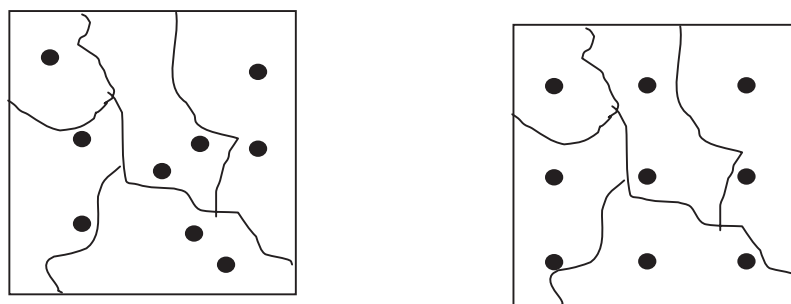
利用遥感数据或地图数据认定各层（按拟包括在一次抽样调查中的土地利用类别细分）的界线，在下述情况下会导致误差：有些面积可能被错误地归类同时又把确实应属于该特定类别的其它面积遗漏了。此种误差可能导致最后估值出现重大偏差，因为为抽样而认定的面积届时将不会对应于目标总体。在存在可能发生这类误差的明显风险的情况下，“*优良做法*”是利用地面实际数据来评估此类误差的潜在影响。

在报告温室气体排放或清除的数据取自现有的大规模清单如国家森林清单时，方便的做法是适用该项清单的标准估计程序，只要它们是基于可靠的统计原则。此外，*分层后*（即在进行实地调查后根据遥感或地图辅助数据界定各层）意味着有可能利用新的辅助数据来提高效率而无须改变基本的实地设计（Dees 等人，1998 年）。利用这种估计原则，上段指出的偏差风险也能避免。

5.3.3.2 系统抽样

基于抽样的森林或土地用途调查一般利用样点或样地——其有关特点被记录下来。这里一个重要的问题是关于这些地点或地块的布局。合适的做法往往是将地块分配在小集群中以便在一次基于抽样的调查覆盖大面积时最大限度地减少差旅费。采用集群抽样，（就森林抽样而言）考虑到林分的规模，地块间的距离应大到足以避免重大的地块间相关性。一个重要的问题是地块（或地块集群）是应完全随机布局还是利用一个正规的格网系统地布局，该格网系统被随机置于有关的面积上（见图 5.3.2）。一般来说，有效的做法是利用系统抽样，因为在多数情况下，这将提高估计的精确度。系统抽样还简化实地工作。

图 5.3.2 简单的随机地块布局（左）和系统布局（右）



简单地说，系统随机抽样一般优于简单随机抽样，原因是，抽样地块将均匀地分布到目标面积的所有部分。³如采用简单随机抽样，一个面积的有些部分可能有许多地块而其它部分却可能没有任何地块。

5.3.3.3 永久样地和时间序列数据

温室气体清单必须对现状和随时间发生的变化（例如在土地利用类型和碳储量方面）都作评估。对变化的评估最为重要，而且它涉及在一段时间内反复抽样。测量之间的时间间隔应根据导致变化的事件的频率并根据报告的要求确定。一般来说，在土地利用、土地利用变化和林业部门，5 至 10 年的抽样间隔是适当的。在许多国家，可获得关于数十年来自精心设计的调查的数据，特别是在林业部门。尽管如此，由于要求每年报告估值，将需要适用第 5.6 节说明的那种内插和外推法。如果没有足够长的时间序列可加利用，也许需要按照第 5.6 节中的 *优良做法指南* 和第 3 和第 4 章中关于所需的时期和作出假定的 *优良做法指南*，在时间上进行倒推以捕捉碳储量变化的动态情况。

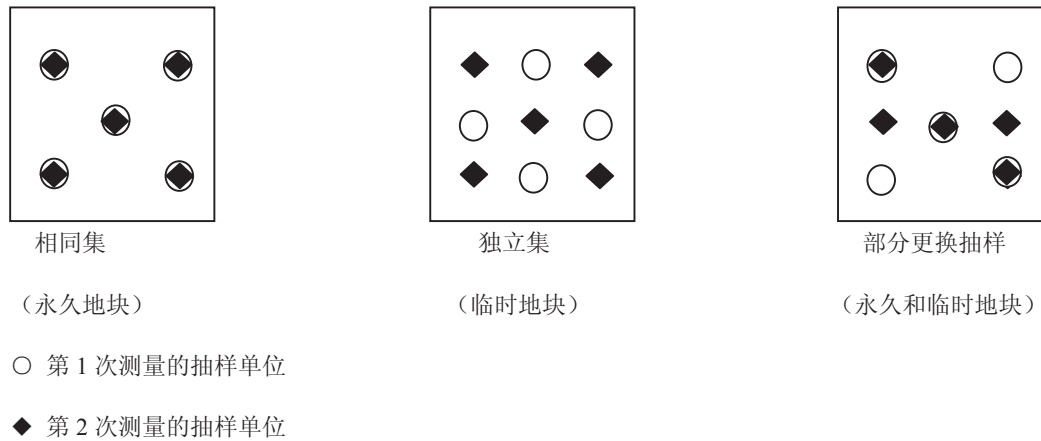
在进行反复抽样时，每次都要评估所需的关于这些面积或碳储量现状的数据。然后通过计算时间 $t+1$ 时的状况与时间 t 时的状况之差来估计变化。有 3 种通用的抽样设计可用于变化估计：

- 两次抽样都利用相同的抽样单位（永久抽样单位）；
- 两次抽样利用不同的、独立的抽样单位集（临时抽样单位）；
- 抽样之间可更换部分抽样单位而其它单位保持不变（部分更换抽样）。

图 5.3.3 显示这 3 种办法。

³ 在不寻常的情况下，当该地带有有一个正规的分布模式与系统的网格体系可能吻合时，系统抽样导出的估计数可能不如简单随机抽样精确。不过，通过朝另一方向确定网格体系的走向，一般可以解决此类潜在的问题。

图 5.3.3 利用不同的永久和临时抽样单位的配置来估计变化



永久样地估计变化的效率一般高于临时地块，因为较易区分实际趋势与只是变更地块选择引起的差别。不过，利用永久样地也有某些风险。如果永久样地的位置为土地管理者所知（例如通过对地块作出明显标志），就有对永久地块的管理将不同于其它面积管理的风险。如果出现这种情况，该地块将不再具有代表性而且还将有产生偏差结果的明显风险。如果认为可能出现上述类型的风险，“*优良做法*”是将某些临时地块作为对照样本进行评估来确定这些地块上的条件是否偏离永久地块上的条件。

利用部分更换的抽样法可以解决依靠永久地块的部分潜在问题，因为能够更换那些据信受到了不同待遇的地点。部分更换抽样法可以利用，不过估计程序变得复杂了（Scott 和 Köhl, 1994 年；Köhl 等人, 1995 年）。

在只利用临时地块时，总体变化仍可估计，但将不再可能研究不同类别土地用途间的转变，除非将一个时间量纲引入抽样。通过利用辅助数据例如关于过去土地状况的地图、遥感或行政记录，就能做到这一点。这将把额外的不确定性引入评估，除了凭专家判断外可能难以量化。

5.3.4 为估计面积采取的抽样方法

第 2 章介绍了关于评估土地利用类别面积或面积变化的不同方法。其中许多办法依靠抽样。利用抽样可以两种不同的方法估计面积或面积变化：

- 利用比例进行估计；
- 直接估计面积。

第一种办法要求调查区域的总面积已知，而且抽样调查只提供不同土地利用类别的比例。第 2 种办法不要求总面积已知。

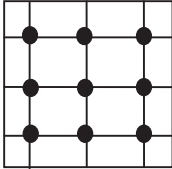
两种办法都要求评估位于清查面积内给定数目的抽样单位。抽样单位的选择可采用简单的随机抽样或系统抽样进行（见图 5.3.2）。系统抽样一般提高面积估值的精度，尤其是在大片土地上出现不同土地利用类别时。还可采用第 5.3.3.1 节讨论的分层方法来提高面积估计的效率；在这种情况下，“*优良做法*”是在每层独立执行下文说明的程序。

在估计比例时，假定抽样单位是无量纲的点，不过在确定土地利用类别时必须考虑每个点周围的小区域。样地也可用于面积估计，不过该原则在这里不再进一步阐述。

5.3.4.1 根据比例估计面积

一个清查区域的总面积一般已知。在这种情况下，不同土地利用类别的面积可根据面积比例来评估。在采用这一办法时，清查面积被一个确定数目的样点所覆盖，并为每个点确定土地用途。然后通过用样点总数去除位于特定类别中的样点数来计算每个土地利用类别的比例。通过用总面积乘以每个类别的比例来获得每个土地利用类别的面积估值。

表 5.3.1 举例说明这种程序。求得一个面积估值的标准误差的计算方法是： $A\sqrt{(p_i \cdot (1-p_i))/(n-1)}$ ，其中 P_i 是特定土地利用类别中样点的比例， A 是已知总面积，而 n 是样点总数。⁴关于 A_i ，即土地利用类别 i 的估计面积的置信区间是 95%，以 ±2 倍于标准误差粗略给出。

表 5.3.1 根据比例估计面积的例子			
抽样程序	比例估计	估计的土地利用类别面积	标准误差
	$P_i = n_i/n$	$A_i = p_i \cdot A$	$S(A_i)$
	$p_1 = 3/9 \cong 0.333$	$A_1 = 300$ 公顷	$S(A_1) = 150.0$ 公顷
	$p_2 = 2/9 \cong 0.222$	$A_2 = 200$ 公顷	$S(A_2) = 132.2$ 公顷
	$p_3 = 4/9 \cong 0.444$	$A_3 = 400$ 公顷	$S(A_3) = 158.1$ 公顷
	和=1.0	合计=900 公顷	

其中：

A =总面积 (=例子中 900 公顷)

A_i =估计的土地利用类别 i 的面积

n_i =位于土地利用类别 i 中的样点数

n =样点总数

在连续调查间土地用途从类别 i 变为类别 j 的情况下，土地用途变化所涉的面积，可通过引入类别 A_{ij} 来作出估计。

5.3.4.2 直接估计面积

在清查总面积已知的情况下，有效的做法是通过评估比例来估计面积和面积变化，因为这种程序将导致最高的准确度。在清查总面积不知或其不确定性不可接受的情况下，可采用另外一种涉及直接评估不同土地利用类别面积的程序。只有进行系统抽样时这种办法才能采用；每个样点将代表对应于抽样布局网格单元大小的一个面积。

例如，在样点选自点间距离为 1000 米的平方系统网格时，每个样点将代表一个面积 1 千米 · 1 千米=100 公顷。这样，如果有 15 个地块属于有关的特定土地利用类别之内，面积估值将是 15 · 100 公顷=1500 公顷。

5.3.5 为估计温室气体排放和清除采取的抽样方法

不仅为估计面积需要抽样，而且为估计碳储量和温室气体排放与清除状况也需要进行抽样。作为这种抽样的一个基础，在地块上进行有关变量如树木生物量和土壤碳含量的评估。这些数量的测量可就地直接进行，或通过抽样

⁴ 注意，在适用系统抽样时，本公式只是近似的。

本的实验室分析，或利用基于相关变量（例如树木高度和直径的标准测量）的模式进行推断，以获得关于地块一级温室气体的实际储量或排放和清除数据。

关于利用抽样直接估计温室气体的排放或清除，只能给出一般的指导意见。与传统的森林或土地利用清查相比，关于地块的评估往往略微有点复杂，特别是对于土壤碳库而言。随机抽样调查的一个重要问题是地块的布局，例如树木测量或土壤抽样。重要的是应按照严格的程序进行这种布局而不是听任调查人员选择合适的地点进行测量或选择样本。

经常会把温室气体的清查纳入现行的国家森林或土地利用监测方案。在这种情况下，一般来说“优良做法”是利用这些清查的既定程序，不但是为估计有关的数量，而且为了估计相应的不确定性。不过，这种情况下需要考虑在最后换算步骤中（例如，在适用生物量扩展系数时）模式换算误差的影响。这点在下节进一步讨论。

5.3.6 抽样调查的不确定性

第3和第4章中说明的方法与介绍的默认值的默认不确定性范围是相关联的，而且本章第5.2节说明了如何合并不确定性以便估计一项清单的总体不确定性。如果清查机构利用默认值，它们可参阅第3和第4章提供的不确定性的范围。不过，在实施较高级别的方法时，清查机构经常会利用国家具体的值和通过研究、文献审查、实地抽样或遥感获得的数据。在利用国家具体的数据时，清查机构需要根据专家判断来制定自己的不确定性评估数，或在利用抽样的情况下，通过直接评估求导出的数据或估值的精确度来制定自己的不确定性评估数。

与其它方法相比，采用抽样程序的一个非常重要的优势是可根据正规的统计程序导出不确定性评估数；信息的可靠性可根据获得的数据评估。

这样，在将来自随机抽样的数据用于温室气体清查报告的目的时，“优良做法”是根据抽样原则进行不确定性评估，而不是利用默认值或专家判断。然后可按照本章第5.2节中的指导意见，将这些不确定性与利用的其它数据或模式的不确定性合并。

本节说明抽样调查中不同的误差来源及其对估值的总体不确定性的影响。给出*优良做法指南*说明如何评估抽样调查中的不确定性。关于误差原因的讨论是一般性的，在数据是利用非随机抽样计划导出（例如来自研究地块的数据）的并随后根据面积估值按比例放大以获得国家级结果时，它也有效。关于误差来源的讨论首先说明抽样单位一级评估的误差，随后讨论按比例放大到较大面积的估值的问题。

5.3.6.1 误差的类型

对于土地利用、土地利用变化和林业清单来说，典型的情况下抽样数据是从实地的样地获取。为取得某个较大面积（例如一个国家）的估值，在地块一级所作的测量需要按比例放大。在这些步骤中可能发生几类误差：

- 首先，进行测量时，经常会发生由于技术或仪器的各种不完善引起的测量误差。测量误差往往是系统性的，以一个确定的方向偏离真值。此种误差然后在按比例放大的过程中传递。测量误差也可能是随机的，在这种情况下，平均误差是零而且正负偏差可能恰好相等。后几类误差的害处小于系统误差，然而在基本测量数据用于模式以导出有关数量（例如树木的材积）时它们可能导致系统误差。
- 其次，有关数量并不始终直接测量，而是采用模式来导出它们。例如，计算一棵树的碳量，通常先根据利用有关参数如树种、直径和高度作为投入变量的模式导出树木材积，然后再利用其它模式或静态扩展系数将材积换算为生物量并将生物量换算为碳。在利用模式时，将会发生*模式误差*，因为模式很少能够确切地预测目标数量。模式误差可能是随机的和系统的。大小可能各不相同，依据投入变量的值而定。正如 Gertner

和 Köhl (1992 年) 所证明, 系统模式误差对总体不确定性的影响有时很大。

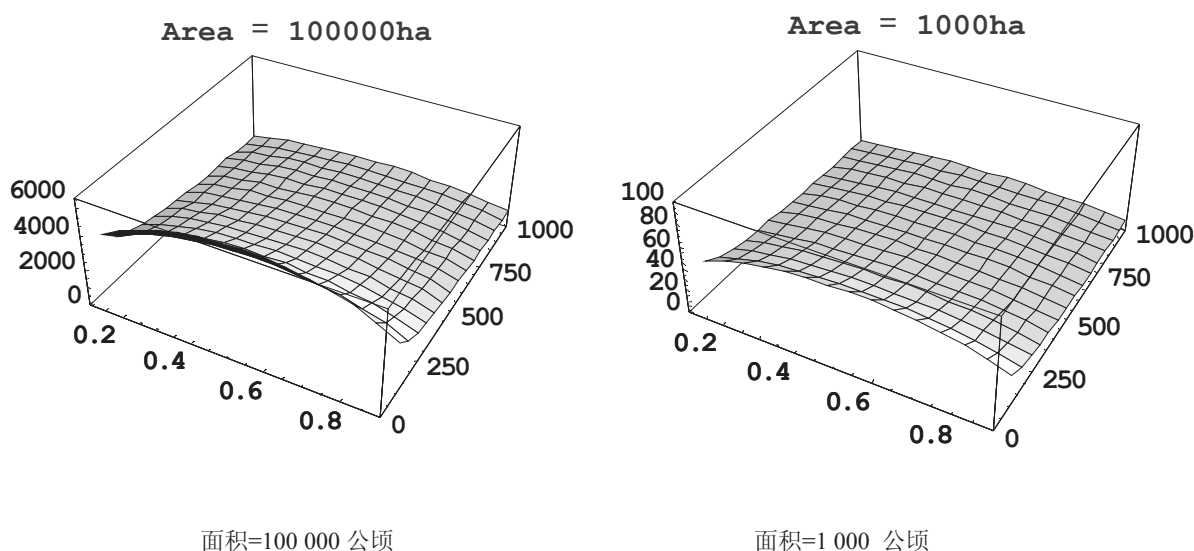
- 在将地块一级的测量数据按比例放大到某个较大面积时, 由于分布在较大面积上的条件有变化而且测量只在样地进行, 就会发生 *抽样误差*。选定样地内的平均条件很少与整个有关面积内的平均条件完全吻合。抽样误差 (利用随机抽样设计和无偏差估测量) 只是随机的, 而且, 如下文所讨论并如图 5.3.4 所显示的, 通过增加样本量能够缩小这些影响。
- 如果按比例放大是基于完整覆盖的信息 (例如来自遥感) 而不是基于抽样调查, 由于土地面积分类不正确, 就会产生不确定性。如果进行抽样调查来研究此种误差的程度, 就可以认定和更正分类误差。在这种情况下, 调查应基于随机抽样以避免主观选定样本可能造成的系统误差。
- 数据登记和计算方面的错误是可能发生的最后类型的误差。虽然这些误差较少技术性, 但可能是产生与抽样调查有关的不确定性的主要来源。应直接向实地计算机登录数据或由不同的人员独立地将实地表格的数据登录至计算机媒体以避免登记错误。需要按照第 5.5 节中关于质量保证的基本原则对计算进行检查。登记和计算错误的影响难以评估。经常是当它们严重偏离貌似合理的值时才发现并能够作出更正。当它们只造成微小偏差时, 可能仍未被发现。

5.3.6.2 样本量和抽样误差

抽样误差、总体方差与样本量之间的关系通常被人了解; 样本量增大导致精确度提高而且异质总体 (即在总体差异范围内差异大的那些总体) 要求较大的样本量以达到某个精确度。在估计面积比例时, 抽样误差不只是取决于样本量而且取决于比例本身。在样本量给定的情况下, 当土地利用类别比例 $p=0.5$ 时, 抽样误差最大; 随着 p 接近 0 或 1, 误差缩小。

图 5.3.4 显示了关于两种不同面积大小 (1,000 公顷和 10 万公顷) 的不同土地利用类别比例 (从 $p=0.1$ 至 $p=0.9$) 和样本量 (从 $n=100$ 到 $n=1,000$) 对面积估计抽样误差的影响。

图 5.3.4 面积估计标准误差 $S(A)$ 、土地利用类别比例 P 与样本量 n 之间的关系



5.3.6.3 量化抽样调查中的误差

在基本抽样理论中，假定有关总体单位的数量被准确无误地观察到。此外，假定有关的变量（例如温室气体的清除）在抽样单位被直接记录；因而没有模式换算引起的误差需加考虑。在这种情况下，只要利用了适当的统计估计量，合计的基于抽样的估值（例如国家一级的温室气体排放）就是无偏差的而且相应的精确度可根据获得的数据来评估。

在许多情况下（例如为估计面积进行的抽样），上述假定可被认为是有效的，而且此时“*优良做法*”是严格按照抽样理论的原则评估估值的不确定性，同时考虑到利用何种抽样设计和估计量。此种计算的详情在抽样课本如第 5.3.1 节中介绍的参考文献中提供。模式误差可以不同的方式进入总体不确定性评估中。一个重要的情况是当模式只在个别抽样单位一级产生随机误差时（例如，如果生物量模式适用于地块一级的树木数据）。在此种情况下，随机模式误差将会扩大地块间的变率，这将导致总体估计的不确定性增大。在这种情况下，仍可利用根据抽样理论估计不确定性的标准方法，采用良好的近似值，无须修改。这样，在这些条件下，“*优良做法*”是根据标准抽样理论求出不确定性的估值而不是采用第 5.2 节的办法。

在模式可能产生（不明的）系统误差或当它们只在某个最后换算步骤被利用（如生物量扩展系数用来估计总材积）时，对引入的不确定性应作说明。在这种情况下，“*优良做法*”是利用第 5.2 节的第 1 层或第 2 层办法来求出总体不确定性。

一般来说，*优良做法*是通过试点研究来评估核心模式对目标总体的可适用性。当模式所适用的数据集代表的条件和测量程序与导出它们所依据的条件和测量程序差别很大时，则存在着这些模式将导致系统误差的明显风险。

测量误差会导致重大的系统误差，特别是在变化是根据反复测量的数据进行估计并且系统误差水平随时间推移而变化的情况下。测量误差的大小只能通过在地块的子样本上进行仔细的对照测量来估计，不过此种检查测量在有些情况下（例如在土壤调查中）难以实施。在根据抽样结果报告温室气体清查的情况下，“*优良做法*”是在（小）部分地块上进行仔细的检查测量，以便评估测量误差的大小。这一部分可在 1%至 10%的范围内，依据实际的样本量和对照调查的成本以及调查人员的受训和经验水平而定。

对某些变量而言，可通过非常准确的对照程序获取真实的测量值，在此种情况下目标应是估计系统测量误差的大小。在另外一些情况下也许不可能测量/评估真实的值，此时只应报告调查员之间的不同情况。

如果在仔细进行的对照调查中发现重大的测量误差，“*优良做法*”是先更正这些误差然后计算温室气体排放/清除的最后估值。

5.4 方法选择—关键类别的认定

5.4.1 引言

本章论述如何认定包括土地利用、土地利用变化和林业的国家清单中的*关键类别*。⁵在处理总体清单的不确定性方面，关于个别源和汇类别的方法选择很重要。在本报告第3章和第4章的决策树中，利用关键类别的概念就每个类别和《京都议定书》第3.3和3.4条规定的每项活动提供了具体指导意见。一般来说，当利用较高级别方法来估计排放和清除时清单的不确定性较低。不过，这一般需要广泛的资源来进行数据收集，因此，每个类别的排放和清除都采用较高级别的方法不一定可行。因此“*优良做法*”是认定对总体清单不确定性影响最大的那些类别以便最有效地利用现有资源。通过认定国家清单中的这些*关键类别*，清查机构能够确定工作的轻重缓急并改进它们的总体估计。“*优良做法*”是每个清查机构系统地、客观地认定本国的*关键类别*。此种过程将导致提高清单质量，并增大对做出的排放估计的信心。

《国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（《2000年优良做法指南》，IPCC，2000年）将*关键源类别*认定为“在国家清单体系中列为优先的类别，因为它的估值从绝对排放水平、排放趋势或从这二者的角度看对一国直接温室气体清查总量具有重大的影响”。该关键源的概念最初源于不包括土地利用、土地利用变化和林业部门的排放，如按《2000年优良做法指南》的规定实施，各国就能够认定在有足够资源可加利用时应利用较高级别方法来估计的那些源类别。在本报告中，将该定义扩大到也包括土地利用、土地利用变化和林业的源排放和汇清除。在本文件中，*凡使用术语“关键类别”时，都将源和汇包括在内*。将土地利用、土地利用变化和林业类别包括在关键类别的分析中，便于确定国家清查的所有部门的优先次序，而且也为《京都议定书》补充相关信息。

编制国家温室气体清单的任何清查机构，都将能够从对国家排放绝对水平的影响角度来认定*关键类别*。对于编制时间序列的那些清查机构而言，对*关键类别*的定量确定应包括对排放和清除的绝对水平和趋势的评价。有些*关键类别*，只有在考虑到它们对国家清单趋势的影响时才可认定。

确定*关键类别*的定量办法在第5.4.2节（确定关键类别的定量方法）中说明。并说明了考虑到不确定性的第1层和第2层基本办法。除了对*关键类别*作定量确定外，“*优良做法*”还考虑定性标准，特别是在实施第1层评估或采用较低层级的估计方法时。这些定性标准在第5.4.3节（定性方面的考虑）中说明。第5.4.2和5.4.3节中提供的*优良做法指南*可适用于排放和清除的全面清查。关于根据《京都议定书》第3.3和3.4条规定编制估值，第5.4.4节中说明了一些额外考虑。关于适用结果的指导意见在第5.4.5节中给出。第5.4.7节中说明如何采用第1层方法求导阈值和考虑到土地利用、土地利用变化和林业部门的趋势评估。最后，第5.4.8节举例说明如何进行第1层关键类别的分析。

5.4.2 确定关键类别的定量办法

在每个国家的国家清单中，某些类别从它们对清单的总体不确定性的影响看特别重要。重要的是应认定这些*关键类别*，以便可以有针对性地安排用于清单编制的资源和编制尽量可靠的估值。

说明进行关键类别分析的两个层级方法，与《2000年优良做法指南》第7章（方法选择和重新计算）说明的认定关键源类别的两层定量办法相一致。在以下几节中，修改这项办法以允许纳入土地利用、土地利用变化和林业类别。为纳入土地利用、土地利用变化和林业类别而修改的办法旨在达到3个目标：（1）使得能够继续评估不包括土地利用、土地利用变

⁵ 在《2000年优良做法指南》中，该概念名叫“关键源类别”并用于不包括土地利用、土地利用变化和林业部门的清查中。不过，由于包括土地利用、土地利用变化和林业部门的清查可将排放和清除都包括在内，因此用语“关键类别”用在这里是为了更好地反映源和汇都包括在内。在根据《气候公约》清查的背景下，类别是第3章表3.1.1说明的土地利用类别。在《京都议定书》的背景下，第3.3和3.4条规定的每项活动（如选定）是一个类别。

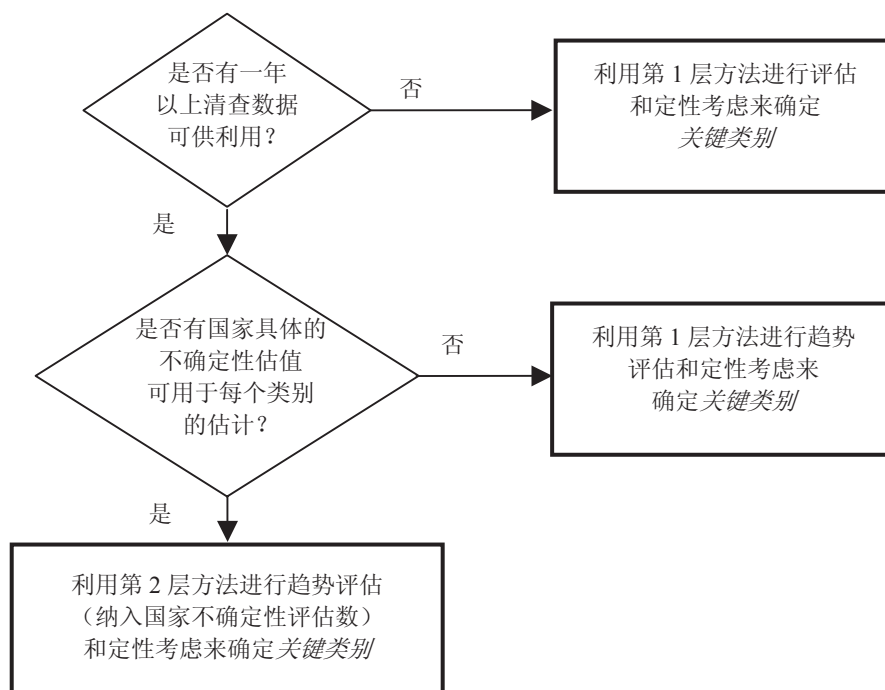
化和林业的关键源类别（如《2000年优良做法指南》所说明的）；（2）通过将土地利用、土地利用变化和林业类别纳入总体关键类别分析来评估它们的相对重要性；和（3）与《气候公约》缔约方会议和《京都议定书》关于关键类别认定的指导意见和决定相一致。

考虑到这些目标，应按下述方法进行关键定量类别分析：

- （1） 首先应遵循《2000年优良做法指南》第7章（方法选择和重新计算）中的指导意见为不包括土地利用、土地利用变化和林业的清单认定关键（源）类别（即应为能源、工业加工、溶剂和其它产品利用、农业和废物等部门认定关键类别）。
- （2） 然后为包括土地利用、土地利用变化和林业类别的全面清单重复进行关键类别分析。在第一次分析中被认定为关键类别的有些非土地利用、土地利用变化和林业类别，在包括土地利用、土地利用变化和林业类别的分析时有可能不作为关键类别出现。在这种情况下，仍应将这些类别视为关键类别。在少数情况下，在土地利用、土地利用变化和林业排放或清除净值小的国家，综合分析可将补充的非土地利用、土地利用变化和林业类别认定为关键类别。在这种情形下，应利用为非土地利用、土地利用变化和林业部门实施的分析来认定这些部门的关键类别，而且在合并分析中认定补充的非土地利用、土地利用变化和林业类别不应被视为关键类别。

任何机构如已制定了基本上完整的温室气体清单，可以实施第1层评估来认定总体排放水平的关键源或汇类别。制定了排放清单超过一年的那些清查机构，还将能够实施第1层趋势评估来认定影响排放趋势的关键类别。如果国家类别不确定性或参数不确定性可加利用，清查机构可利用第2层方法来认定关键类别。第2层方法比第1层复杂，而且有可能减少认定的关键类别的数目。第2层办法还可考虑到更大的复杂性，例如分别评估关键活动数据和估计参数。如果第1层和第2层分析都实施了，“优良做法”是利用第2层分析的结果。

图 5.4.1 认定源和汇关键类别的决策树



上面所示的图 5.4.1 中的决策树说明如何能确定利用哪种办法来认定*关键类别*。本图根据《2000 年优良做法指南》第 7 章图 7.1 修改以使它能适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。

总体水平

如果分析是以合适的详细度进行，关键类别分析的结果将会极其有用。对于土地利用、土地利用变化和林业部门而言，建议的分析层级是第 3 章所述的类别层级，表 5.4.1 列示了这些类别连同“特殊考虑”，其中提供关于各个类别的关键类别分析的补充信息。表 5.4.1 是根据《2000 年优良做法指南》第 7 章表 7.1 改编的以包括土地利用、土地利用变化和林业部门的类别。复制该表并包括了所有的源类别和部门以便于进行综合关键类别的分析。表 5.4.1 中建议的关于土地利用、土地利用变化和林业活动的每个类别包含几个子类别，“*优良做法*”是进一步评价这些子类别的重要性以便选择适当的方法和有针对性地安排资源。遵照《2000 年优良做法指南》提供的指导意见，“*优良做法*”是，如果子类别占到该类别排放或清除总量的 25%至 30%，就认定它为关键类别。第 3 章中表 3.1.3 列出了与第 3 章中表 3.1.1 为这种分析给出的每个类别相关的子类别。例如，土壤和生物量中的碳储量变化可在“仍为林地的林地”类别内加以区分。如果某国遵照《IPCC 指南》的土地利用变化和林业类别编制其估值，它可以遵循第 3.1.2 节中表 3.1.1 给出的指导意见和第 3 章各节所详述的，将其估值反映到表 5.4.1 列示的类别上。

各国可选择在更详细的层面上进行定量分析。在这种情况下应顾及可能的相关性（见第 5.2 节“认定和量化不确定性”中说明的不确定性评估的第 2 层办法）。在评估不确定性和认定*关键类别*时，关于此类相关性的假定应相同。表 5.4.1 表明可加以区分的子类别无须考虑相关性。

如可获得数据，可在给定的类别内分别为排放和清除进行分析。如果这样不可行，在排放和清除抵消或几乎抵消的情况下，重要的是应采用定性标准来认定关键类别。关于定性考虑见第 5.4.3 节。

拟在关键类别分析中评估的源/汇类别	特殊考虑
土地利用、土地利用变化和林业	
仍为林地的林地	分别为二氧化碳、甲烷和氧化亚氮评估关键类别。如果类别为关键类别，通过认定那些占到类别排放或清除总水平 25%至 30%的子类别来评估它们的重要性。关于与每个类别相关的子类别的信息，见第 3 章表 3.1.1 和 3.1.3。
仍为农田的农田	
仍为草地的草地	
仍为湿地的湿地	
仍为定居地的定居地	
向林地的转变	
向农田的转变	除了上面指导意见外，还按照第 5.4.3 节第六圆点段中提供的定性指导意见来评估国内所发生的所有毁林的影响。
向草地的转变	
向湿地的转变 ^b	
向定居地的转变	
向其它土地的转变	
能源	
固定燃烧产生的二氧化碳排放	分解到排放因子可区分的层面。在多数清单中，这将是主要的燃料类型。如为某些子源类别单独确定排放因子，它们应在分析中加以区分。

表 5.4.1 (续)	
为土地利用、土地利用变化和林业和非土地利用、土地利用变化和林业建议的 IPCC 源/汇类别 ^a	
固定燃烧产生的非二氧化碳排放	分别评估甲烷和氧化亚氮。
移动燃烧：道路车辆	分别评估二氧化碳、甲烷和氧化亚氮。
移动燃烧：水上航行	分别评估二氧化碳、甲烷和氧化亚氮。
移动燃烧：飞机	分别评估二氧化碳、甲烷和氧化亚氮。
煤炭开采和运输产生的无组织排放	如果这一源是关键源，地下采矿可能将是最重要的子源类别。
石油和天然气作业产生的无组织排放	这一源类别包括几个可能重要的子源类别，清查机构应评估这一源类别（如果它是关键的），以确定哪些子源类别最重要。
工业过程	
水泥生产引起的二氧化碳排放	
石灰生产引起的二氧化碳排放	
钢铁工业引起的二氧化碳排放	
己二酸和硝酸生产引起的氧化亚氮排放	分别评估己二酸和硝酸。
铝生产引起的全氟化碳排放	
镁生产产生的六氟化硫 (SF ₆)	
电力设备产生的六氟化硫排放	
其它六氟化硫来源产生的六氟化硫排放	
六氟化硫生产引起的六氟化硫排放	
半导体制造引起的全氟化碳、氢氟碳化物、六氟化硫排放	在 GWP（全球增温潜势）加权的基础上联合评估所有化合物的排放，因为它们全都以类似的方式用于工业过程。
臭氧层消耗物质替代品 (ODS 替代品) 产生的排放	鉴于对所有 ODS 源采用一致方法的重要性，在 GWP 加权的基础上联合评估用作 ODS 替代品的所有氢氟碳化物和全氟化碳排放。
HCFC-22 制造引起的氢氟碳化物-23 排放	
农业	
家畜肠内发酵引起的甲烷排放	如果这一源类别是关键类别，黄牛、水牛和绵羊将可能是最重要的子源类别。
粪便管理引起的甲烷排放	如果这一源类别是关键类别，牛和猪将可能是最重要的子源类别。
粪便管理引起的氧化亚氮排放	
稀树草原烧除引起的甲烷和氧化亚氮排放	分别评估甲烷和氧化亚氮。
农业剩余物烧除引起的甲烷和氧化亚氮排放	分别评估甲烷和氧化亚氮。
农业土壤产生的直接氧化亚氮排放	
农用氮肥产生的间接氧化亚氮排放	
水稻生产引起的甲烷排放	
废物	
固体废物处置场产生的甲烷排放	
废水处理引起的排放	分别评估甲烷和氧化亚氮。
废物焚烧产生的排放	分别评估二氧化碳和氧化亚氮。
其它	如有可能，上文未列的直接温室气体排放的其它来源也应包括在内。
^a 在有些情况下，清查机构修改本 IPCC 源类别表以反映本国具体的情况。	
^b 在分析中可区分水库。	

可利用二氧化碳当量排放来进行分析，这种排放可利用《关于列入公约附件 I 的缔约方编写国家来文的指南，第一部分：气候公约年度清查报告指南》（《气候公约指南》）和《京都议定书》附件订定的全球增温潜势（GWP）来计算。⁶除非有集中处理气体的具体方法和理由，否则应分别考虑每个源和汇类别产生的每种温室气体。例如，在土地利用、土地利用变化和林业部门，将为二氧化碳、甲烷和氧化亚氮的排放或清除编制估值。应为其中每种气体分别进行关键类别评价，因为每种气体的方法、排放因子和有关参数不同。

5.4.2.1 认定关键源和汇类别的第 1 层方法

认定关键类别的第 1 层方法是评估各种源和汇类别对国家温室气体清单的水平、可能还有趋势的影响。在可获得数年国家清单估值时，“优良做法”是评估每个类别对国家清单水平和趋势的影响。如果只有一年的清单估值可加利用，应进行水平评估。

第 1 层方法利用电子数据表分析就能容易地完成。表 5.4.2 和 5.4.3 说明分析的格式。为水平和趋势评估分别给出了电子数据表，因为必须按照两个不同的栏分列分析的结果，如果用同一张表进行合并分析，分析过程的产出就较难跟踪。两张表都利用与《2000 年优良做法指南》（IPCC，2000 年）第 6 章“在实践中量化不确定性”说明的相类似的表格。第 5.4.8 节举例说明如何采用第 1 层办法。

水平评估

每个源或汇类别对国家总清单水平的影响按照方程 5.4.1 计算：

方程 5.4.1

水平评估（第 1 层）

关键类别水平评估=|源或汇类别估值|/总影响

$$L_{x,t}^* = E_{x,t}^* / E_t^*$$

其中：

$L_{x,t}^*$ = 对 t 年中源或汇 x 的水平评估。星号 (*) 表示所有类别（包括土地利用、土地利用变化和林业类别）的影响，以绝对值登录。

$E_{x,t}^*$ = $|E_{x,t}|$ ：源或汇类别 x 在 t 年的排放或清除估值的绝对值

E_t^* = $\sum_x |E_{x,t}|$ ：总影响，它是 t 年排放和清除绝对值之和。星号 (*) 表示所有类别（包括土地利用、土地利用变化和林业类别）的影响，以绝对值登录。

由于排放和清除都以正号登录，⁷总影响可能大于一国的总排放减清除。⁸

⁶ 利用其它加权方案一般也可适用该方法，但第 1 层分析使用的阈值是根据 GWP 概念导出的，而且可能与根据其它加权方案导出的不同。

⁷ 清除以绝对值登录以避免出现摆动的累积值 $L_{x,t}$ ，就如在清除以负号登录时可能出现的情况那样，以便直截了当地解释定量分析。

⁸ 本方程可用于任何情况，不管国家温室气体清查是净源（如最常见的那样）还是净汇。

表 5.4.2 概述可用于水平评估的电子数据表。本表还适用于《2000 年优良做法指南》第 7 章（方法选择和重新计算）表 7.2 中说明的非土地利用、土地利用变化和林业源的评估。第 5.4.8 节举例说明如何采用第 1 层方法。

A	B	C	D	E
IPCC 源/汇类别	直接温室气体	基准年或本年排放或清除估值（绝对值）	包括土地利用、土地利用变化和林业在内的水平评估，根据 C 栏	D 栏的累积合计
合计				

其中：

A 栏： IPCC 源和汇类别清单（见表 5.4.1）

B 栏： 直接温室气体

C 栏： 基准年或本年每种温室气体的排放或清除估值，采用二氧化碳当量单位。清除估值以绝对值登录（正号）。

D 栏： 根据 C 栏进行包括土地利用、土地利用变化和林业在内的水平评估，遵循方程 5.4.1

E 栏： D 栏的累积合计

表中，水平评估所需的计算在 D 栏中按照方程 5.4.1 进行。这样，包括土地利用、土地利用变化和林业在内的每个类别水平评估的值应登入 D 栏。D 栏中所有的条目应为正值，因为 C 栏中的清除估值是以汇的绝对值登入的。D 栏中所有条目之和登入本表的合计行（注意，这一合计数将不是净排放（或净清除）合计数）。一旦 D 栏中的条目作了计算，各类别应以降序数量级分列，而且累积合计数在 E 栏中相加。包括土地利用、土地利用变化和林业在内的关键类别是这样一些类别，即按降序数量级相加时，总量达到 D 栏中合计数的 95%。第 1 层方法阈值选择的理论依据在第 5.4.7 节中解释。该方法是依据《2000 年优良做法指南》和 Rypdal 和 Flngsrud（2001 年）的著作。“优良做法”还包括用有关定性标准仔细审查认定的阈值在 95%至 97%之间的类别（见第 5.4.3 节）。

应为可获得清单估值的所有年份进行水平评估。如果先前的清单估值未变，就无需重新计算以前各年的分析结果。不过，如果任何估值已经改变或已重新计算，就更更新该年的分析结果。在任何年份达到阈值的任何类别应被认定为一个关键类别。

趋势评估

如果可获得一年以上的清单数据，可按照方程 5.4.2 来评估每个源或汇类别对总清单趋势的影响。

<p>方程 5.4.2⁹</p> <p>趋势评估（第 1 层）</p> <p>源或汇类别趋势评估=</p> <p>(源或汇类别水平评估) • 源或汇类别趋势-总趋势 </p> $T_{x,t}^* = E_{x,t}^* / E_t \cdot [(E_{x,t} - E_{x,0}) / E_{x,t}] - [(E_t - E_0) / E_t] $

其中：

$T_{x,t}^*$ = 趋势评估，它是源或汇类别趋势对总体清单趋势的影响。趋势评估始终以绝对值记录，即负值始终

⁹ 挪威污染控制管理局与 Rypdal 和 Flngsrud（2001 年）。

以等量正值记录。与《2000年优良做法指南》第7章中方程7.2形成对照，星号(*)表示土地利用、土地利用变化和林业源和汇可利用本方程来评价。

$$E_{x,t}^* = |E_{x,t}| \text{源或汇类别 } x \text{ 在 } t \text{ 年排放或清除估值的绝对值}$$

$$E_{x,t} \text{ 和 } E_{x,0} = \text{源或汇类别 } x \text{ 分别在 } t \text{ 年和 } 0 \text{ 年估值的真值}$$

$$E_t \text{ 和 } E_0 = \sum_x E_{x,t} \text{ 和 } \sum_x E_{x,0}, \text{ 分别为 } t \text{ 年和 } 0 \text{ 年的总清单估值。} E_t \text{ 和 } E_0 \text{ 不同于方程 5.4.1 中的 } E_t^* \text{ 和 } E_0^*, \text{ 因为清除不以绝对值登录。}$$

源或汇类别趋势是源或汇类别在一段时间排放或清除的变化，计算的方法为从本年(t年)估值减去基准年(0年)源或汇类别 x 的估值并用本年估值去除。¹⁰

合计趋势是一段时间内合计清查排放(或清除)的变化，计算方法为从本年(t年)估值减去基准年(0年)的合计清查估值并用本年估值去除。

在本年给定类别的排放为0的情况下，可重新拟定公式以避免分母中出现0(方程5.4.3)。¹¹

方程 5.4.3
本年排放为0时的趋势评估¹²

$$T_{x,t}^* = |E_{x,0} / E_t|$$

趋势评估将认定不同于总体清单趋势的趋势类别。由于较大排放和清除类别(以绝对值表示)趋势的差别对总体清单水平较为重要，趋势差别的结果(即类别趋势减去总趋势)用 $|E_{x,t}^*|/E_t$ 相乘以提供适当的加权。这样，关键类别将是这样一些类别：当类别趋势背离合计趋势时，以该类别的排放或清除水平加权。

表 5.4.3 概述可用于趋势评估的电子数据表。本表还适用于《2000年优良做法指南》第7章“方法选择和重新计算”表 7.3 说明的非土地利用、土地利用变化和林业源的评估。第 5.4.8 节举例说明如何采用第 1 层方法。

表 5.4.3 关于第 1 层分析的电子数据表——包括土地利用、土地利用变化和林业类别的趋势评估						
A	B	C	D	E	F	G
IPCC 源/汇类别	直接温室气体	基准年估值	本年估值	趋势评估	对趋势的影响(%)	F 栏的累积合计
合计						

其中：

¹⁰ 虽然普遍的做法是以 $(E_t - E_0) / E_0$ 的形式观察增长率，其中增长率根据 0 年的初始值测量，但《2000年优良做法指南》第7章中方程7.2的函数式设计为尽量减少出现以零去除的情况并使得能分析基准年排放量非常低的源类别的重要性(例如，臭氧消耗物质的替代品)。

¹¹ 虽然本方程未列示在《2000年优良做法指南》中，但它一般也可适用于非土地利用、土地利用变化和林业类别，因为它从方程 5.4.2 导出。

¹² 在 $E_{x,t}=0$ 插入方程 5.4.2 时，这一结果适用。

- A 栏： IPCC 类别清单（见表 5.4.1）
- B 栏： 直接温室气体
- C 栏： 来自国家清单数据的基准年排放或清除估值，以二氧化碳当量单位表示。汇以带符号的值（正值或负值）登录。
- D 栏： 来自最近国家清单数据的本年排放估值，以二氧化碳当量单位表示。汇以带符号的值登录。
- E 栏： 根据方程 5.4.2 的趋势评估，以绝对值记录。
- F 栏： 对 E 栏中评估合计的影响（百分比）
- G 栏： F 栏的累积合计，在按降序数量级分列 F 栏中的条目后计算。

除了那些在分析中认定不包括土地利用、土地利用变化和林业排放和清除的类别外，本分析中认定的土地利用、土地利用变化和林业类别应视为关键类别。在土地利用、土地利用变化和林业包括在分析中时，如果额外的非土地利用、土地利用变化和林业类别被认定为关键类别，这些类别在最初不应被视为关键类别，但应利用定性考虑仔细审查。

A、B 和 C 或 D 栏中的条目应与表 5.4.2 “关于第 1 层分析的电子数据表—水平评估”中利用的那些相同。C 栏中的基准年估值始终登入电子数据表，而 D 栏中的本年估值将依据分析年份而定。按方程 5.4.2 计算的每个源和汇类别的 $T_{x,t}$ 的绝对值应登入 E 栏，而且所有条目之和应登入表的合计行。¹³ 应计算每个类别对 E 栏合计的影响百分比并登在 F 栏中。各类别（即表的横行）应根据 F 栏按降序数量级分列。然后应在 G 栏中计算 F 栏的累积合计。关键类别为这样一些类别，即按降序数量级相加时，它们的和超过 E 栏合计的 95%。第 5.4.8 节中给出关于采用第 1 层方法进行水平和趋势分析的例子。

5.4.2.2 认定关键源和汇类别的第 2 层方法

认定关键源和汇类别的较为复杂的第 2 层办法是基于本报告第 5.2 节（认定和量化不确定性）和《2000 年优良做法指南》第 6 章（在实践中量化不确定性）中说明的不确定分析的结果。第 2 层办法与“优良做法”一致但不作要求。鼓励清查机构在可能时利用第 2 层方法，因为它将使人更加深入地理解特定类别为关键类别的原因，并能帮助安排活动的轻重缓急次序以提高清单质量和减少总体不确定性。应当承认，由于第 1 层是一种简化的办法，因此第 1 层和第 2 层的办法可能导致关键类别有些差别。在这种情况下，应当利用第 2 层办法的结果。

特别重要的是应注意，土地利用、土地利用变化和林业类别可能包括大的通量，而且排放和清除可能相互抵消。在第 2 层分析中，也许能够在甚至更详细的分估计层级上进行评估。在这种情况下，需要视情况评价相关性和建立模式。在采取第 1 层方法进行分析时，应利用第 5.4.3 节说明的定性标准来评价这些情况。

利用不确定性估值来认定关键源和汇类别

通过纳入第 5.2 节中论述的国家类别不确定性估值来加强关键类别分析。为此采用第 5.2 节中说明的第 1 层办法得出的不确定性估值是足够了，但如果有的，就应利用采用第 2 层不确定性评估办法得出的估值。通过用类别的相对不确定性对第 1 层水平和趋势评估结果进行加权来纳入类别不确定性。下文列示关键类别方程。

¹³ 在水平评估中，所有条目将为正值，与此不同，在趋势评估中，如果源类别的排放下降百分比大于总体清单排放的百分比，或以较小的量增长，就将出现负值。在本分析中，正负值被视为等量，并将其绝对值记录在表中。

水平评估

方程 5.4.4 说明包括不确定性在内的第 2 层水平评估。如《2000 年优良做法指南》第 6 章表 6.1 H 栏所示，这种评估的结果 ($LU_{x,t}$) 与在实践中量化不确定性的结果相同。所以，如果该表已经填写完毕，就不必再重新计算方程 5.4.4。

方程 5.4.4
水平评估（第 2 层）
带不确定性的水平评估=第 1 层水平评估·相关类别不确定性
$$LU_{x,t} = L_{x,t} \cdot U_{x,t}$$

其中：

$LU_{x,t}$ = 带不确定性的水平评估

$L_{x,t}$ = 按方程 5.4.1 计算

$U_{x,t}$ = 如第 5.2 节说明那样计算的 t 年的相对类别不确定性。相对不确定性将始终有一个正号。

通过相加表明达到 $LU_{x,t}$ 合计值的 90% 的那些类别来认定关键类别。这一 90% 是导出第 1 层分析所用的阈值的基础（见第 5.4.7 节和 Rypdal 和 Flaysrud(2001 年)）。

趋势评估

方程 5.4.5 显示如何能够扩展第 2 层趋势评估以包括不确定性。

方程 5.4.5
趋势评估（第 2 层）
带不确定性的趋势评估=第 1 层趋势评估·相对类别不确定性
$$TU_{x,t} = T_{x,t} \cdot U_{x,t}$$

其中：

$TU_{x,t}$ = 带不确定性的趋势评估

$T_{x,t}$ = 按方程 5.4.2 计算的趋势评估

$U_{x,t}$ = 如第 5.2 节说明那样计算的 t 年的相对类别不确定性。相对不确定性将始终有一个正号。

通过相加表明达到 $LU_{x,t}$ 合计值的 90% 的那些类别来认定关键类别。这个 90% 是导出第 1 层分析所用的阈值的基础 [见第 5.4.7 节和 Rypdal 和 Flaysrud (2001 年)]。

纳入蒙特卡洛分析

在第 5.2 节（认定和量化不确定性）中，将蒙特卡洛分析介绍为进行定量不确定性评估的第 2 层办法。第 1 层不确定性分析是基于简化的假定以得出每个类别的不确定性，而蒙特卡洛类型的分析能够处理大的不确定性、复杂的概率密度函数、相关性和复杂的排放估计方程等。第 2 层不确定性分析的产出可直接用于方程 5.4.4 和 5.4.5。如果不确定性为非对称型，就应利用均值与置信限度之间较大的差。

还能利用蒙特卡洛分析或其它统计工具进行敏感性分析以直接认定促成总体不确定性的主要因素。这样，蒙特卡洛分析或类似的分析可能是关键类别分析的一个宝贵的工具。例如，可利用该方法分析更加分解的源类别（通过相关性建模）和分别分析排放因子及活动数据（以认定关键参数而不是关键类别）。关键参数的分析可基于上述方程 5.4.4 和 5.4.5，通过汇编投入与产出间的相关系数进行（Morgan 和 Henrion，1990 年），或采用其它适当的技术方法。

5.4.3 定性考虑

在有些情况下，根据对关键类别的第 1 层或第 2 层分析的结果不一定能认定在清查系统中应排在优先位置的所有类别。在《2000 年优良做法指南》中，提供了一份定性标准清单以处理不易反映在定量评估中的特定情况。这些标准应适用于在定量分析中未认定的类别，如果认定了额外类别，可将它们加到关键类别清单上。

《2000 年优良做法指南》第 7 章中所述的定性考虑经稍加完善以反映土地利用、土地利用变化和林业部门：

- 减缓技术和方法：如果通过利用气候变化减缓技术来减少某个类别的排放或增加清除，“优良做法”是将这些类别认定为关键类别。
- 排放或清除的预计高增长：如果清查机构预计某个类别的排放或清除今后会大幅度增长，应鼓励它们将该类别认定为关键类别。其中有些类别将通过趋势评估认定或将在今后被认定。不过，由于重要的是应尽早实施较高级别的“优良做法”，利用定性标准及早认定是很重要的。
- 高度不确定性：如果清查机构不通过利用第 2 层方法来认定关键类别同时明确顾及不确定性，它们也许希望将最不确定的类别认定为关键类别。这是因为通过改进高度不确定类别的估值，能够最大限度地减少总体清单的不确定性。
- 出乎意料地高或低的排放或清除：在排放或清除远高于或远低于利用《IPCC 指南》中的方法或本报告第 3 章和第 4 章说明的那些方法（例如，利用国家排放因子）所预计的排放或清除时，应将这些类别认定为关键类别。还应特别注意质量保证/质量控制（第 5.5 节）和编写有关这些类别的文件。
- 大的储量：由于减去大的排放和清除造成净通量小的时候，不确定性会非常高。这样，在从第 1 层进到较高级估计法时，IPCC 源类别的次序可能发生变化而且先前不重要的类别可能变成重要的类别。
- 毁林：在定量关键类别分析中，毁林分散在不同的土地利用变化类别之下（例如，转变为草地的土地与转变为农田的土地分开来考虑）。为确保与《IPCC 指南》一致，各国应当认定并合计与林地向任何其它土地类别转变相关的排放估值。如果“毁林”的总数大于在定量分析中被认定为关键类别的最小类别，就应将其视为关键类别。在这种情况下，各国应进一步审查哪些土地转变是重要的（即占到估值的 30%以上）并将它们归为关键类别。
- 完整性：如果清单不完整，第 1 层或第 2 层办法都给不出正确的结果。分析仍能进行，但在未作估计的类别当中可能有关键类别。在这些情况下，“优良做法”是适用上述定性考虑，对潜在关键类别进行定性审查。
《IPCC 指南》（IPCC，1997 年）、《2000 年优良做法指南》（IPCC，2000 年）和本报告列出了可能的源和汇类别。与其它国家情况类似的某国的清单也往往能就可能的关键类别给出很好的提示。

对于认定的每个关键类别，清查机构应确定某些子类别是否特别重要，（即代表排放或清除的一个重大部分）。“优良做法”是认定哪些子类别特别重要并集中努力改进有关这些子类别的方法。

5.4.4 认定《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的关键类别

关键类别的概念也能用于选择《气候公约京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的活动引起的排放和清除的良好估计做法。根据《京都议定书》报告的关键类别可遵循本节的指导意见来认定。第 4 章中就如何根据《京都议定书》编制估值选择方法时考虑关键类别的确定问题提供详尽的指导意见。

考虑到在根据《京都议定书》的规定编制这些估值方面没有任何经验，因此提议《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条款下关键类别评估的基础与为《气候公约》清单所作的评估相同。凡在《气候公约》清单中被认定为关键的类别，在《京都议定书》项下开展的相关活动在根据《京都议定书》报告时也应被认为是关键活动。¹⁴《京都议定书》规定的关键类别的认定还必须包括某些定性评估，因为在《气候公约》类别与《京都议定书》活动之间并不总是明确对应的。一国还可采用定量的第 2 层办法来认定其清单的关键类别，包括《京都议定书》活动在内。这种评估的结果在多数情况下将导致土地利用、土地利用变化和林业关键类别减少。

表 5.4.4 可用来确立第 3 和 4 章中各类别间的关系以便认定《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的关键类别。

表 5.4.4 第 3 和 4 章中认定的活动之间的关系以及 IPCC 的土地利用、土地利用变化和林业源/汇类别		
1	2	3
第 3 章类别	第 4 章类别	如果第 1 栏中的项目在《气候公约》清单分析中被认定为关键的，即为关键类别 ^a
林地		
仍为林地的林地（管理）	FM, GM, CM	
转变为林地的土地（管理）	AR	
农田		
仍为农田的农田	CM, RV	
转变为农田的土地	D, RV, CM	
草地		
仍为草原和草地的草原和草地（管理）	GM, RV	
转变为草原和草地的土地（管理）	D, RV, GM	
湿地		
仍为湿地的湿地（管理）	RV	
转变为湿地的土地	D, RV	
定居地		
仍为定居地的定居地	RV	
转变为定居地的土地	D, RV	
其它土地 ^{a b}		
仍为其它土地的其它土地		
转变为其它土地的土地	D	
^a 只在选定第 3.4 条的活动时。 ^b 理论上植被重建在两个子类别中都会发生。 FM: 森林管理; AR: 造林和再造林; CM: 农田管理; D: 毁林; RV: 植被重建; GM: 放牧地管理。		

¹⁴ 这只有在与《气候公约》清单部分重叠时才适用。

左边一栏列出了第 3 章中可能已用于《气候公约》清单关键类别分析类别。¹⁵ 如果其中任何类别被认定为关键类别，对应右边一栏中《京都议定书》的活动最初应被视为关键活动。不过，由于在某些情况下一些《京都议定书》活动有可能是关键活动，因此“*优良做法*”是对其中哪些可能的活动实际上是关键活动进行定性审查。例如，如果转变为草原和草地的土地被认定为关键类别，这会涉及毁林、植被重建、草地管理或《京都议定书》未涉及的土地用途变化。植被重建影响的土地面积可能比第 3 章类别——发生植被重建——的土地面积小得多。如果属于这种情况，而且如果按照表 5.4.4 植被重建被认定为可能是关键类别，那么各国可与其它类别比较下分别评估植被重建中温室气体排放和清除的重要性。“*优良做法*”是解释其中哪些可能的关键类别为根据《京都议定书》报告最终被认为是关键类别并提供文件证明。

此外，“*优良做法*”是在为根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条编制估值确定关键类别时作下述考虑：

- 正如表 5.4.4 所示，《京都议定书》规定的一些活动会在《气候公约》清单的一个以上的类别中发生。在这种情况下，“*优良做法*”是为了关键类别分析的目的考虑活动引起的总排放和清除。在需要这种办法时，如果合计的排放或清除大于在《气候公约》清单中（包括土地利用、土地利用变化和林业）被认定为关键类别的最小类别的排放，该活动就应被视为关键活动。
- 如果在利用定量方法时一个类别不被认定为本年度的关键活动但预计今后会强劲增加，它应被指定为关键类别。例如，一个大规模的造林方案可能发生这种情况，最初几年只产生小的汇，但预计以后产量会增大。
- 有些情况下，《京都议定书》规定的某项活动的排放或清除可能超过《气候公约》清单中（包括土地利用、土地利用变化和林业）相关类别的排放或清除。在这样的情况下，如果《京都议定书》活动产生的排放/清除超过在《气候公约》清单中认定为关键类别的最小类别的排放，它应被认定为关键类别。

对于每个关键类别，清查机构应确定某些子类别是否特别重要（即代表排放或清除的一个重大部分）。例如，如果农田管理已被选定并被认为是关键类别，“*优良做法*”是认定哪些子类别特别重要并集中力量改进有关这些子类别的方法。如第 5.4.2.2 节所说明，如果能够考虑到投入数据间的相关性，定量关键类别评估只能在更加分解的层面上进行。

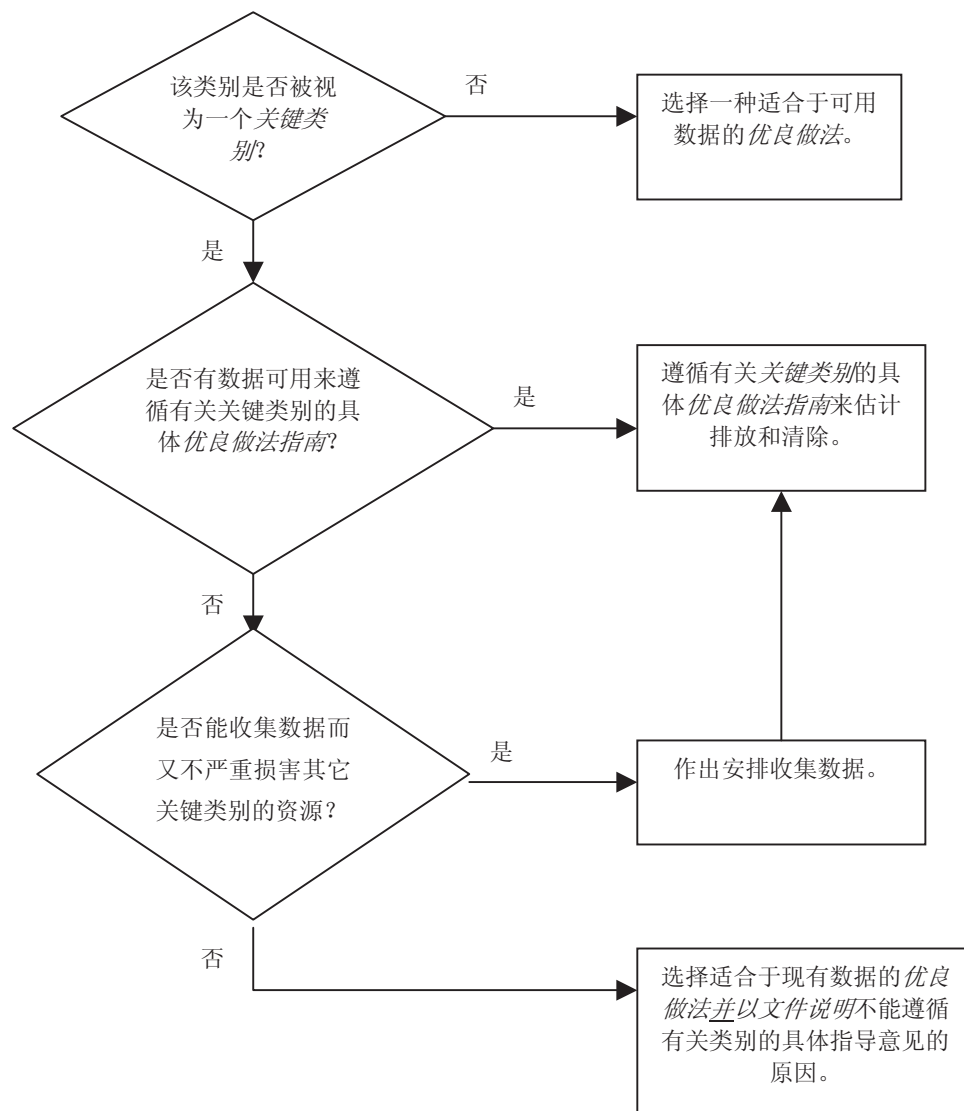
由于根据《京都议定书》第 6 和 12 条规定，有关土地利用、土地利用变化和林业项目估值的方法和核查将有特殊的要求，尚未将项目纳入关键类别概念。第 4 章第 4.3 节给出了*优良做法指南*，说明为根据《京都议定书》进行报告应如何编制土地利用、土地利用变化和林业清单估值。

5.4.5 结果的适用

国家清单中关键类别的认定很重要，因为可供编制清单的资源是有限的而且它们的利用应有轻重缓急之分。关键是为所有类别编制估值，以便确保完整性。就两个重要的清单方面而言，关键类别应尽量得到特殊的考虑。图 5.4.2 说明了如何利用决策树来进行选择的“*优良做法*”；该图根据《2000 年优良做法指南》第 7 章图 7.4 作了修改，以使它可适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。

¹⁵ 如果分析基于 IPCC 源/汇类别（1996 年），转变将不够精确。见第 3 章第 3.1 节中的绘图。

图 5.4.2 选择一种优良做法的决策树



首先，应更加注意关键类别的方法选择。正如图 5.4.2 中决策树所表明，鼓励清查机构就关键类别采用特定的“优良做法”；除非无资源可加利用。就多数类别而言，建议对关键类别利用较高级别（第 2 层和第 3 层）的方法，尽管情况并非始终如此。关于这项原则如何具体适用于关键类别的指导意见，清查机构应参阅第 3 章中的决策树。在根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条报告时，对方法选择可能有特殊的要求。这些要求在本报告第 4 章中解释。

其次，“优良做法”是对关键类别应更加注意质量保证和质量控制。在第 5.5 节中，就清查中土地利用、土地利用变化和林业类别的质量保证/质量控制提供详尽的指导意见。

5.4.6 报告和文件

“优良做法”是将清单的关键类别明确地编写成文件。这种信息对于解释每个类别的方法选择至关重要。此外，清查机构还应列出每个被认定为关键类别所依据的标准（例如，水平、趋势或定性），以及用来进行关键类别定量分析的方法（例如，第 1 层或第 2 层）。表 5.4.5 可用来将关键类别分析的结果编写成文件。

表 5.4.5
关键类别分析一览表

用于关键类别分析的定量方法：Tier1 π TIRE2 π				
A	B	C	D	E
IPCC 源/汇类别	直接温室气体	关键类别标记 (是或否)	如果 C 为是, 认定的标准	评论

其中:

- A 栏: IPCC 类别清单——条目应与表 5.4.2 和 5.4.3 中 A 栏相同。
- B 栏: 直接温室气体——条目应与表 5.4.2 和 5.4.3 中 B 栏相同。
- C 栏: 关键类别标记——如果类别是关键, 登入“是”。
- D 栏: 认定关键类别的标准——对于 C 栏中认定的每个关键类别, 登入以下一个或多个:“水平”代表水平评估,“趋势”代表趋势评估,或“定性”代表定性标准。
- E 栏: 评论——登入任何解释材料。

5.4.7 第 1 层关键类别分析使用的阈值的求导

关于水平和趋势的阈值利用与《2000 年优良做法指南》所用的相同方法求导,但同时使用一个更完整的数据集,具有较长的时间序列而且包括土地利用、土地利用变化和林业在内。在 Flugsrud 等人(1999 年)的撰文中就《2000 年优良做法指南》确定阈值的方法提供了更加详细的文件证明。关于水平的阈值,为《联合国气候变化框架公约》(《气候公约》)附件一所包括的 30 个缔约方报告的温室气体清单汇编了关于每个源或汇类别的排放百分比与不确定性总数之间的关系。如《2000 年优良做法指南》中一样,确定阈值是为了覆盖每个类别不确定性总数的 90%,因为在典型的情况下这给出 10 至 15 个关键源类别(Rypdal 和 Flugsrud, 2001 年)。分析是基于从气候公约秘书处收到的 1990 和 1999 年(在 2002 年 5 月前)的数据。用来确定趋势阈值的数据更加有限,只包括 16 个国家,因为没有几个国家报告了这两年的足够详细的数据。

5.4.7.1 关于不确定性的假定

分析是基于表 5.4.6 中的不确定性评估。敏感性分析表明就不确定性所作的假定的结果颇为健全。对于非土地利用、土地利用变化和林业部门下的各个源,假定的不确定性是二氧化碳 5%、甲烷 25%、氧化亚氮 100%。为土地利用、土地利用变化和林业部门包括了非二氧化碳温室气体(氧化亚氮和甲烷),但以已经报告的为限,与为非土地利用、土地利用变化和林业部门一样假定了不确定性。

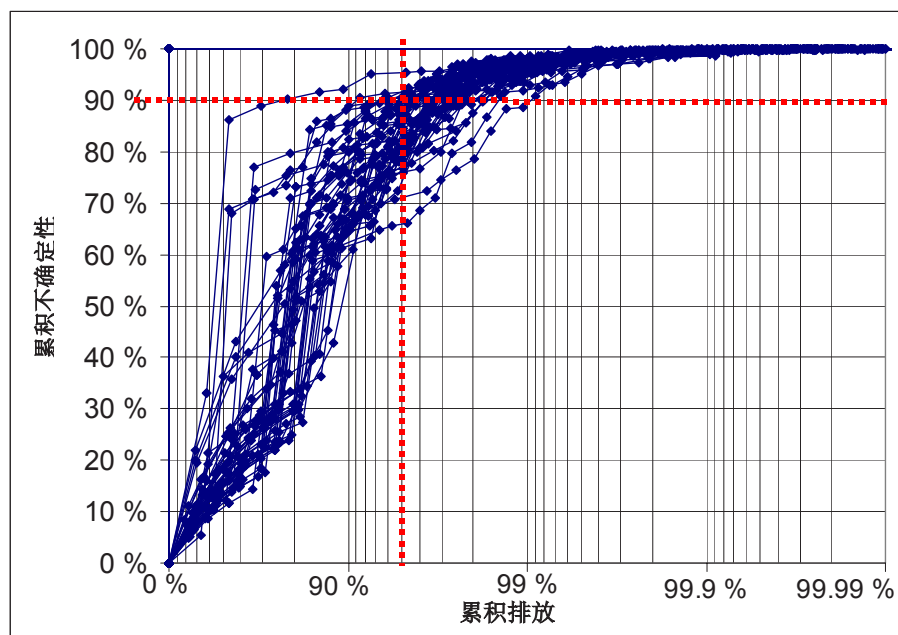
表 5.4.6
确定包括土地利用、土地利用变化和林业在内的关键类别阈值的假定的不确定性

	二氧化碳净排放或清除的不确定性
森林和木质生物量变化	±50%
林地和草地转变	-50 至+100%
经营土地的撂荒	-50 至+100%
土壤排放和清除	-50 至+100%
其它土地利用、土地利用变化和林业	-50 至+100%

5.4.7.2 排放水平

在《2000 年优良做法指南》中，阈值确定为总排放量的 95%。占到数据集中类别（包括土地利用、土地利用变化和林业）不确定性总数的 90%所需的排放估计模式与先前所见的类似（如下文图 5.4.3 中所示）。

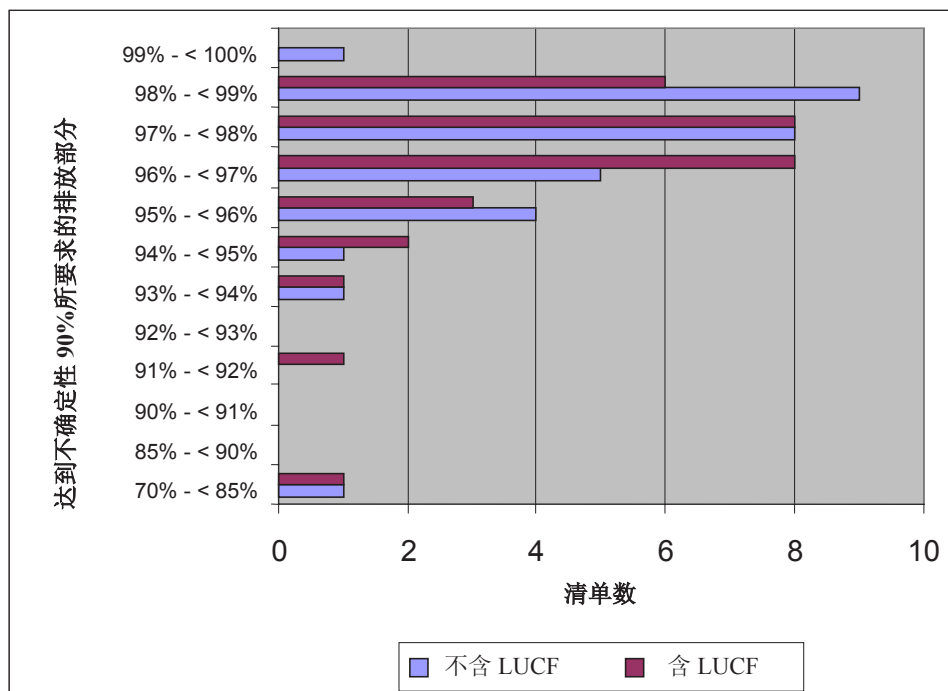
图 5.4.3 累积排放与累积不确定性对照图



注：点线表示在不确定性影响总数的 90%、95% 阈值处划分。

资料来源：《气候公约》缔约方报告的数据和假定的不确定性。

图 5.4.4 不同清单中达到不确定性影响总数的 90% 所要求的排放部分。含和不含土地利用、土地利用变化和林业（含土地利用、土地利用变化和林业时利用排放绝对值）。



资料来源：《气候公约》缔约方报告的数据和假定的不确定性

图 5.4.4 说明，在包括土地利用、土地利用变化和林业的排放和清除时，占到源和汇类别不确定性总数的 90% 需要稍小的总排放部分（以绝对值表示）。对于所分析的 30 份清单，不含土地利用、土地利用变化和林业的中位数是 97.1%，含土地利用、土地利用变化和林业的中位数是 96.8%，原因是土地利用、土地利用变化和林业的某些排放或清除量大而且不确定性高。

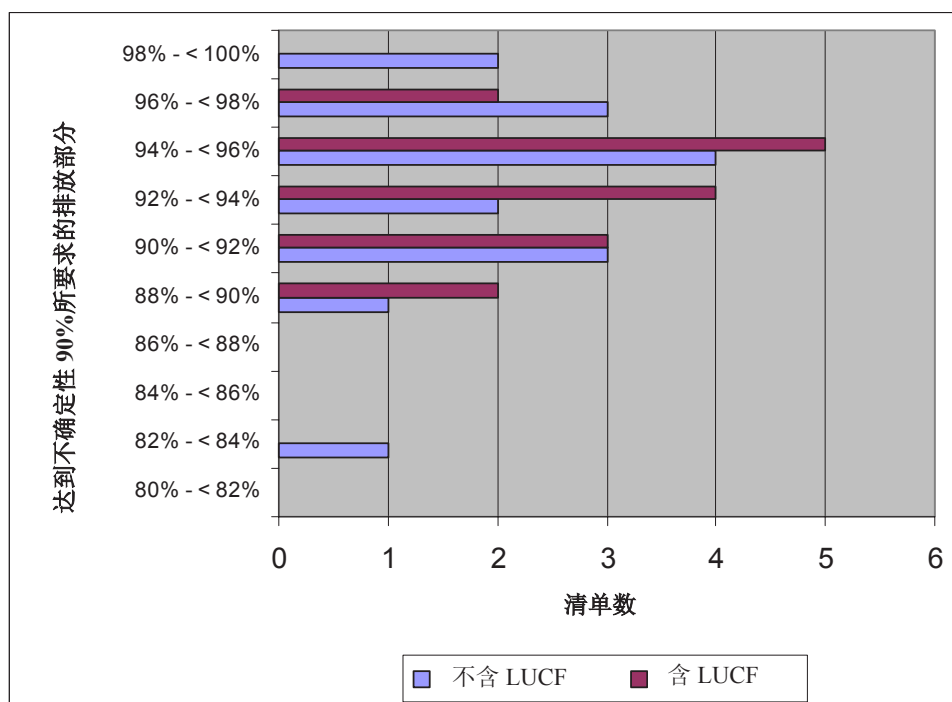
阈值将需要非常高以便能够认定所有清单中的所有第 2 层关键类别。重要的是应清楚，第 2 层办法是确定关键类别的最严格办法，因为考虑到了不确定性。高的阈值将意味着许多按照第 2 层方法认定为非关键类别在第 1 层办法中被界定。因此，将阈值定为 95% 并建议各国对 95% 至 97% 之间的类别适用定性标准被认为是很有有效的。

最后也建议先前确定的 95% 的阈值用于包括土地利用、土地利用变化和林业类别的综合分析。

5.4.7.3 趋势

设定阈值以认定清单中 $T_{x,t}^*$ （方程 5.4.2）总数的 90%。图 5.4.5 列示的趋势模式与图 5.4.4 有关水平的模式相同。在包括土地利用、土地利用变化和林业的排放和清除时，占到 $T_{x,t}^*$ 总数的 90% 需要较小的总评估部分（以绝对值表示）。¹⁶ 原因还是，土地利用、土地利用变化和林业的有些排放和清除对趋势影响大且不确定性高。

图 5.4.5 不同清单中达到趋势不确定性影响总数的 90% 所要求的排放部分。含和不含土地利用、土地利用变化和林业（含土地利用、土地利用变化和林业时利用排放绝对值）。



资料来源：《气候公约》缔约方报告的数据和假定的不确定性。

¹⁶ 现有数据使得在分析中包括氢氟碳化物、全氟化碳和六氟化硫并不可行。不过，在该方法适用时，可能的话应包括这些气体。

5.4.8 第 1 层关键类别分析的例子

例子说明根据附件一国家提交的清单，第 1 层办法的适用情况。列示了水平和趋势评估。

A	B			C	D'	E'	D	E
IPCC 源类别 (IPCC 1996)	直接温室气体	基准年或本年估值, 非土地利用、土地利用变化和林业	基准年或本年估值, 土地利用、土地利用变化和林业	基准年或本年估值绝对值	根据 C 栏的水平评估, 不含土地利用、土地利用变化和林业	D' 栏的累积合计	根据 C 栏的水平评估, 含土地利用、土地利用变化和林业	D 栏的累积合计 (补充土地利用、土地利用变化和林业源)
总数		535 375	-61 309	643 884 ^b	1		1	
1.AA.3	二氧化碳	138 822		138 822	0.259	0.259	0.216	0.216
1.AA.4	二氧化碳	102 167	..	102 167	0.191	0.450	0.159	0.374
5.A	二氧化碳	..	-84 861	84 861	..	0.450	0.132	0.506
1.AA.2	二氧化碳	77 213	..	77 213	0.144	0.594	0.120	0.626
1.AA.1	二氧化碳	61 389	..	61 389	0.115	0.709	0.095	0.721
4.D	氧化亚氮	51 152	..	51 152	0.096	0.805	0.079	0.801
4.A	甲烷	27 942	..	27 942	0.052	0.857	0.043	0.844
6.A	甲烷	16 440	..	16 440	0.031	0.887	0.026	0.870
5.B	二氧化碳	..	12 540	12 540	..	0.887	0.019	0.889
2.B	氧化亚氮	11 093	..	11 093	0.021	0.908	0.017	0.906
2.A	二氧化碳	10 371	..	10 371	0.019	0.928	0.016	0.923
5.E	氧化亚氮	..	5 550	5 550	..	0.928	0.009	0.931
1.B.2	二氧化碳	4 006	..	4 006	0.007	0.935	0.006	0.937
4.B	甲烷	3 644	..	3 644	0.007	0.942	0.006	0.943
2.C	二氧化碳	3 443	..	3 443	0.006	0.948	0.005	0.948
5.D	二氧化碳	..	3 370	3 370	..	0.948	0.005	0.954
1.AA.3	氧化亚氮	3 174	..	3 174	0.006	0.954	0.005	0.959
4.B	氧化亚氮	3 109	..	3 109	0.006	0.960	0.005	0.963
1.AA.4	甲烷	2 817	..	2 817	0.005	0.965	0.004	0.968
2.B	二氧化碳	2 723	..	2 723	0.005	0.970	0.004	0.972
1.B.1	甲烷	2 658	..	2 658	0.005	0.975	0.004	0.976
6.C	二氧化碳	2 287	..	2 287	0.004	0.980	0.004	0.980
1.B.2	甲烷	1 906	..	1 906	0.004	0.983	0.003	0.983
5.E	甲烷	..	1 880	1 880	..	0.983	0.003	0.986
1.AA.4	氧化亚氮	1 456	..	1 456	0.003	0.986	0.002	0.988
3.A	二氧化碳	823	..	823	0.002	0.987	0.001	0.989
1.AA.2	氧化亚氮	796	..	796	0.001	0.989	0.001	0.990
1.AA.1	氧化亚氮	683	..	683	0.001	0.990	0.001	0.991
6.B	氧化亚氮	665	..	665	0.001	0.991	0.001	0.992
3.D	二氧化碳	658	..	658	0.001	0.993	0.001	0.993

表 5.4.7(续)
关于附件一国家水平评估的例子^a

A	B			C	D'	E'	D	E
IPCC 源类别 (IPCC 1996)	直接温室气体	基准年或本年估值, 非土地利用、土地利用变化和林业	基准年或本年估值, 土地利用、土地利用变化和林业	基准年或本年估值绝对值	根据 C 栏的水平评估, 不含土地利用、土地利用变化和林业	D' 栏的累积合计	根据 C 栏的水平评估, 含土地利用、土地利用变化和林业	D 栏的累积合计 (额外土地利用、土地利用变化和林业源)
2.D	二氧化碳	656	..	656	0.001	0.994	0.001	0.994
3.D	氧化亚氮	613	..	613	0.001	0.995	0.001	0.995
4.D	甲烷	482	..	482	0.001	0.996	0.001	0.996
6.C	氧化亚氮	402	..	402	0.001	0.997	0.001	0.997
6.C	甲烷	368	..	368	0.001	0.997	0.001	0.997
6.D	甲烷	359	..	359	0.001	0.998	0.001	0.998
1.AA.3	甲烷	312	..	312	0.001	0.999	0.000	0.998
6.B	甲烷	282	..	282	0.001	0.999	0.000	0.999
5.B	甲烷	..	236	236	..	0.999	0.000	0.999
4.C	甲烷	163	..	163	0.000	0.999	0.000	0.999
3.B	二氧化碳	136	..	136	0.000	1.000	0.000	1.000
1.AA.2	甲烷	81	..	81	0.000	1.000	0.000	1.000
2.B	甲烷	55	..	55	0.000	1.000	0.000	1.000
5.C	二氧化碳	..	-48	48	..	1.000	0.000	1.000
1.AA.1	甲烷	28	..	28	0.000	1.000	0.000	1.000
5.B	氧化亚氮	..	24	24	..	1.000	0.000	1.000
1.B.2	氧化亚氮	0	..	0	0.000	1.000	0.000	1.000

a 本表中的带阴影部分表示认定为水平关键类别的累积评估数值。
B 这一总数不同于左方两栏之和, 因为清除是以绝对值总计。

表 5.4.8
含土地利用、土地利用变化和林业的趋势分析^a

A	B	C	D	E	F	G
IPCC 源类别 (IPCC, 1996 年)	直接温室 气体	基准年 估值	本年估值	趋势评估	对评估的 影响 %	F 栏的累积 合计
总数		486 002	474 066	0.162226	1	
1.AA.3	二氧化碳	1 191 156	138 822	0.046486	0.28655	0.28655
2.B	氧化亚氮	27 775	11 093	0.03292	0.202928	0.489477
5.A	二氧化碳	-75 330	-84 861	0.023418	0.144352	0.63383
1.AA.4	二氧化碳	94 375	102 167	0.020804	0.128239	0.762069
1.AA.1	二氧化碳	65 495	61 389	0.005139	0.031676	0.793745
2A	二氧化碳	13 016	10 371	0.004784	0.029492	0.823237
1.AA.2	二氧化碳	76 919	77 213	0.004491	0.027681	0.850918
1.AA.3	氧化亚氮	1 208	3 174	0.004106	0.02531	0.876228
1.B.1	甲烷	4 331	2 658	0.003225	0.019882	0.896109
4.A	甲烷	30 058	27 942	0.002834	0.017467	0.913576
5.B	二氧化碳	11 710	12 540	0.0023	0.041475	0.927751
6.A	甲烷	17 917	16 440	0.002134	0.013152	0.890903
2.C	二氧化碳	4 550	3 443	0.002046	0.012613	0.953516
5.D	二氧化碳	4 051	3 370	0.001197	0.007376	0.960892
4.D	氧化亚氮	52 898	51 152	0.000918	0.005659	0.966551
1.B.2	甲烷	2 199	1 906	0.000493	0.003041	0.969592
2.B	二氧化碳	3 007	2 723	0.000433	0.002667	0.972259
6.C	二氧化碳	2 133	2 287	0.000425	0.00262	0.974879
1.B.2	二氧化碳	4 306	4 006	0.000398	0.002456	0.977336
4.B	甲烷	3 537	3 644	0.000398	0.002453	0.979789
5.E	氧化亚氮	5 494	5 550	0.0000394	0.002428	0.982217
1.AA.4	甲烷	3 043	2 817	0.000313	0.001927	0.984143
1.AA.4	氧化亚氮	1 338	1 456	0.00031	0.001913	0.986056
1.AA.1	氧化亚氮	561	683	0.000278	0.001714	0.98777
1.AA.3	甲烷	453	312	0.000267	0.001648	0.989418
6.D	甲烷	246	359	0.000245	0.001513	0.990931
3.B	二氧化碳	252	136	0.000226	0.001394	0.992325
1.AA.2	氧化亚氮	731	796	0.00017	0.001049	0.993374
3.A	二氧化碳	920	823	0.000153	0.000943	0.994317
6.B	氧化亚氮	612	665	0.00014	0.000861	0.995178
5.E	甲烷	1 861	1 880	0.000134	0.000824	0.996002
4.B	氧化亚氮	3 249	3 109	0.000124	0.000766	0.996768
6.C	甲烷	320	368	0.000115	0.000708	0.997477
6.C	氧化亚氮	357	402	0.000112	0.000689	0.998166
3.D	氧化亚氮	596	613	3.56E-05	0.000404	0.99857

表 5.4.8(续)
含土地利用、土地利用变化和林业的趋势分析^a

A	B	C	D	E	F	G
IPCC 源类别 (IPCC, 1996 年)	直接温室 气体	基准年 估值	本年估值	趋势评估	对评估的 影响 %	F 栏的累积 合计
6.B	甲烷	259	282	5.91E-05	0.000365	0.998935
5.B	甲烷	221	236	4.27E-05	0.000263	0.999198
1.AA.1	甲烷	46	28	3.52E-05	0.000217	0.999415
4.D	甲烷	482	482	2.6E-05	0.00016	0.999575
4.C	甲烷	180	63	2.57E-05	0.000159	0.999733
2.D	二氧化碳	681	656	1.65E-05	0.000101	0.999835
3.D	二氧化碳	681	658	1.12E-05	6.92E-05	0.999904
2.B	甲烷	53	55	6.85E-06	4.22E-05	0.999946
5.B	氧化亚氮	22	24	4.42E-06	2.72E-05	0.999974
5.C	二氧化碳	-48	-48	2.43E-06	1.5E-05	0.999989
1.AA.2	甲烷	82	81	7.13E-07	4.39E-06	0.999993
1.B.2	氧化亚氮	..	0	5.74E-07	3.54E-06	0.999996
1.B.2	氧化亚氮	..	0	5.74E-07	3.54E-06	1

^a 带阴影的数字表示认定的额外土地利用、土地利用变化和林业。

5.5 质量保证和质量控制

5.5.1 引言

《IPCC 优良做法指南和不确定性管理》（《2000 年优良做法指南》，IPCC，2000 年）第 8 章“质量保证和质量控制”对质量保证和质量控制作了规定，并就质量保证/质量控制系统的组成要素提供了指导意见，其中考虑到了透明度和审查的必要性。它还讨论在清查全过程分配资源用于质量保证/质量控制时清查机构必须考虑的实际问题，以及土地利用、土地利用变化和林业部门如何合理安排资源的轻重缓急。本节详细介绍清查机构应当执行的各类程序以确保清单估值及其影响的数据具有高质量，特别着重论述土地利用、土地利用变化和林业部门中的问题。这些程序也有助于制定从质量和完整性角度易于评估的清单。

方框 5.5.1

质量保证和质量控制的定义

*质量控制*是一个例行的技术活动系统，旨在检查和控制所编制的清单的质量。质量控制系统旨在：

- （一）提供例行和一致的检查以确保数据的真实、正确和完整；
- （二）认定和处理误差和遗漏问题；
- （三）将清单材料编写成文件和归档并记录所有的质量控制活动。

质量控制活动包括一般的方法如对数据获取和计算进行准确性检查并利用批准的标准化程序进行排放计算、测量、估计不确定性、对信息归档和进行报告。较高级别的质量控制活动包括对源或汇类别、活动和排放因子数据及方法进行技术审查。

*质量保证*活动包括一个规划的审查程序系统，由不直接介入清单汇编/编制过程的人员执行。应遵循质量控制程序对最后确定的清单进行审查（最好由独立的第三方进行）。审查应核实数据质量目标是否达到，确保在现有科学知识和可用数据的前提下清单代表排放和汇的尽可能可靠的估值，并支持质量控制方案的效力。

资料来源：IPCC（2000 年）。

方框 5.5.1 介绍了《2000 年优良做法指南》使用的质量控制和质量保证的定义。《2000 年优良做法指南》还认定一个完整的质量保证/质量控制系统的下列组成要素：

- 一个负责协调质量保证/质量控制活动的清查机构；
- 一项质量保证/质量控制计划；
- 涵盖所有清单类别的一般质量控制程序（第 1 层）；
- 源或汇类别特定的质量控制程序（第 2 层），要求了解数据和方法；
- 质量保证审查程序；
- 报告、文件和归档程序。

土地利用、土地利用变化和林业部门的清查方法要求就所有的组成要素（第一项除外）提供关于质量保证/质量控制的具体*优良做法指南*。此外，核查问题和与《京都议定书》有关的问题也会影响质量保证/质量控制*的优良做法*。这两个问题分别第 5.7 节和 5.5.7 节中论述。

估计土地利用、土地利用变化和林业活动引起的排放和清除涉及一些重要——虽然未必是独特——的问题。土

地利用变化和林业部门与《IPCC 指南》(IPCC, 1996 年)其它部门(即能源、农业)间的主要差别是,土地利用变化和林业部门着重于计算净排放或净清除。¹⁷尤其是,质量保证/质量控制系统必须认识到土地利用、土地利用变化和林业部门是独特的,因为二氧化碳既从大气清除又向大气排放。不过,从清单质量保证/质量控制的角度看,土地利用、土地利用变化和林业部门更着重考虑的是编制土地利用、土地利用变化和林业部门排放和清除准确估值所需的数据的复杂性。下文重点说明普遍影响质量保证/质量控制的土地利用、土地利用变化和林业清查方法的 4 个重要特点。

- **投入数据的代表性:** 土地利用、土地利用变化和林业活动影响着大的地理面积。由于这些面积大——加上所发生的生物过程的复杂性——在产生国家清单时完全依赖于对温室气体排放和清除的直接测量是不切实际的。因此,清单依靠利用实地测量和土地调查的抽样产生的数据。此外,一个完整的样本集是不可能每年取得的,只能是定期取得(例如每 4 年)。样本还可补充以能够更全面覆盖的遥感数据。
- **历史数据的必要性:** 与土地利用、土地利用变化和林业相关的温室气体排放和清除是以往土地利用活动的一个函数,这种活动继续影响本年(即清查年)的二氧化碳排放或清除。于是,过去和当前的土地利用和林业活动都影响当前的排放和清除。因此,需要足够的历史数据来评估当前的日排放,所以用于土地利用、土地利用变化和林业部门的数据集可能覆盖一个长于其它源类别的历史时期(例如,20 至 100 年)。不过,许多国家受益于这样一种情况,即长时间收集了林业和其它一些土地利用数据,所以有详尽和全面——尽管未必准确——的数据来源可加利用¹⁸。时间序列一致性是一个重要的质量保证/质量控制问题并在第 5.6 节中作更详细的讨论。
- **生物过程复杂的相互作用和可变性:** 由于与森林、土壤和其它土地利用、土地利用变化和林业组分有关的生物过程复杂的相互作用和内在的可变性,导致需要利用比估计多数其它源类别产生的排放所使用的模式更复杂的模式。¹⁹模式的数据、假定和其它特点可能不总是透明的。质量保证/质量控制需要着重于将模式特点和假定编写成文件、检查模式产出、认定改进的领域、检查模式算法和将检查结果编写成文件。
- **数据大小和性质的可变性:** 温室气体的排放或清除可能由于大的总通量或大的储量间的差异,例如,土壤中大的有机碳储量的缓慢变化而变成小的净通量。此外,不同类型的活动导致不同类型的变化。例如,森林管理有可能造成大面积上每单位面积微小和分散的变化,而大规模的毁林则造成相对大的和直接的净排放。由于这些原因,质量保证/质量控制程序应涉及评估每种情况下为估计温室气体所选方法——从直接测量到复杂的模式——的适合性。²⁰

5.5.2 质量保证/质量控制计划

如在《2000 年优良做法指南》中所讨论的,质量保证/质量控制计划是质量保证/质量控制系统的一个基本要素,优良做法是制定这样一项计划。一般来说,该计划应当概述将开展的质量保证/质量控制活动并包括一个预定的时间范围,它涉及对清单编制的跟踪,从其最初编制到任何一年最后报告的全过程。它还应包含和概述审查所有源和汇类别的过程和时间表。

对于土地利用、土地利用变化和林业源和汇类别而言,除了采用的特殊质量保证审查程序外,该计划还应说明已经实施或将要实施的具体质量控制程序。这些程序应以这样一种方式拟订,它们论述第 5.5.1 节中说明的 4 个特点、第 2 章(土地面积一致表示的基础)中土地面积表示、第 3 章(土地利用变化和林业部门优良做法指南)中土地

¹⁷ 不过应当指出,在排放源类别计算中减去主要组分不是土地利用、土地利用变化和林业部门所独有。例如,全面估计非能源矿物燃料给料中的碳储量,涉及对矿物燃料加工和结局的复杂分析,以便减去这些燃料中未燃烧或氧化的碳量。矿物燃料燃烧计算中的这些调整,相对于一国总排放清单而言可能相当大。

¹⁸ 当然,这些数据将因估计温室气体排放和清除以外的原因而收集。

¹⁹ 数字或过程模式内插抽样之间各年的活动数据,外推从林木材积测量或其它度量到总生物量碳的样本数据,并试图捕捉林业和土地利用变化与二氧化碳和其它气体排放与清除间的复杂和微妙关系。

²⁰ 方法选择问题在本报告第 3 章子类别一级作详细的讨论。

利用、土地利用变化和林业部门的方法和（如果相关）第4章（产生于《京都议定书》的补充方法和*优良做法指南*）中根据《京都议定书》第3.3和3.4条的规定核算排放和清除所用的方法。

5.5.3 一般质量控制程序（第1层）

*优良做法*是遵循《2000年优良做法指南》第8章（质量保证和质量控制）所述的第1层一般清查级质量控制程序来进行一般的质量控制检查。这些一般性技巧着重于为所有清单的源和汇类别应采用的处理、加工、文件编写、归档和报告程序。表5.5.1列出来自《2000年优良做法指南》表8.1的第1层一般质量控制检查。已对这些检查作了修订以使它们可适用于汇和源。如果土地利用、土地利用变化和林业部门的估值由清查机构以外的其它机构编制，清查机构仍应负责确保实施第1层质量控制程序并将结论和程序都编写成文件。

质量控制活动	程序
检查活动数据、排放因子和其它估计参数的假定和选择标准是否已编写成文件。	<ul style="list-style-type: none"> 利用关于源和汇类别的信息交叉检查活动数据、排放因子和其它估计参数的说明并确保将它们恰当记录和归档。
检查数据投入和参考文献有无转录误差。	<ul style="list-style-type: none"> 证实内部文件正确援引参考书目数据和参考资料。 交叉检查来自每个源类别投入数据（用于计算的测量数据或参数）的样本以了解有无转录误差。
检查排放和清除是否正确计算。	<ul style="list-style-type: none"> 复制排放或清除计算的一个代表性样本。 用缩略计算选择性地模仿复杂的模式计算以判断相对准确性。
检查是否正确记录参数和单位以及是否利用适当的换算因子。	<ul style="list-style-type: none"> 检查计算表中是否正确标明单位。 检查在计算中是否自始至终正确使用单位。 检查换算因子是否正确。 检查是否正确利用时间和空间调整因子。
检查数据库文件的真实性。	<ul style="list-style-type: none"> 确认适当的数据处理步骤在数据库中得到正确表示。 确认数据关系在数据库中得到正确表示。 确保数据段得到正确标明并有正确的设计规范。 确保数据库有充分的文件并且模式结构和运作加以归档。
检查类别间数据的一致性。	<ul style="list-style-type: none"> 认定多个类别源和汇的共同乘数（例如，活动数据和常数），并证实在排放计算中为这些参数所用的值具有一致性。
检查在处理步骤之间清单数据的移动是否正确。	<ul style="list-style-type: none"> 检查在编制摘要时排放和清除数据从较低报告层到较高报告层是否正确总计。 检查排放和清除数据是否在不同的中间产品间正确转录。
检查排放和清除中的不确定性是否得到正确估计或计算。	<ul style="list-style-type: none"> 检查为不确定性评估数提供专家判断的个人是否具有适当的资格。 检查资格、假定和专家判断是否作了记录。检查计算的不确定性是否完整并是否计算正确。 如有必要，在蒙特卡洛分析利用的概率分布的小样本上重复误差计算。

表 5.5.1 (续)
第 1 层一般清查级质量控制程序

质量控制活动	程序
审查内部文件。	<ul style="list-style-type: none"> 检查是否有详细的内部文件证明估值并是否能复制排放和清除及不确定性的估值。 检查清单数据、证明数据和清查记录是否作了归档和存储以便于详细审查。 检查参与清单编制工作的外部组织的任何数据归档安排的真实性。
检查时间序列的一致性。	<ul style="list-style-type: none"> 检查每个源和汇类别时间序列投入数据的时间一致性。 检查整个时间序列计算中采用的算法/方法的一致性。 检查重新计算的方法。
进行完整性检查	<ul style="list-style-type: none"> 确认关于所有的源和汇类别以及关于从适当的基准年到本清查期的所有年份的估值都予以报告。 检查导致排放估值不全面的已知数据的缺漏是否被编写成文件。
将估值与先前的估值作比较。	<ul style="list-style-type: none"> 应将每个类别当前的清单估值与以前的估值（如有）作比较。如果出现重大变化或背离预计的趋势，重新检查估值并解释任何差别。

5.5.4 源或汇类别特定的质量控制程序（第 2 层）

优良做法是对与数据处理、加工和报告相关的第 1 层质量控制检查补充以有关键类别的第 2 层源或汇类别特定的程序（即《2000 年优良做法指南》第 8.7 节“源类别特定的质量控制程序（第 2 层）”概述的额外质量控制检查）。第 2 层程序应在个案基础上实施。这些检查也许适用，特别是如果利用较高级别的清查方法来编制排放和清单估值的话。第 2 层质量控制程序针对这些方法使用特定类型的数据并要求了解源或汇类别、可获数据的类型以及有关排放或清除的参数。

在有些情况下，用来得出土地利用、土地利用变化和林业排放和清除估值的数据数量之大和复杂，可能导致实施第 2 层质量控制检查和调查有一定难度。与此同时，这种复杂性又使得进行严格的第 2 层数据质量调查和与主要负责收集和分析土地利用、土地利用变化和林业数据的机构合作进行调查变得更为重要。由于每个国家内土地管理责任的分配，这些机构可能为数众多和具有一定程度的多样性。调查土地利用、土地利用变化和林业模式和其它计算所用的投入数据的质量，将需要与这些机构广泛合作和沟通以便更好地了解它们现有的质量保证/质量控制程序。

虽然关于源和汇类别的特定检查在本报告第 3 章中作了说明，但土地利用、土地利用变化和林业部门的第 2 层质量控制应着重于下列类型的检查：

- 清查机构应检查土地面积是否正确分类以及土地面积是否没有重复计算或遗漏（见第 2 章第 2.3.2 节和表 2.3.1）。这种土地面积的分类应与第 2 章（土地面积一致表示的基础）相一致。特别重要的是检查农业部门与土地利用、土地利用变化和林业部门间的一致性和可能的重复计算。
- 如第 3 章所述（见第 3.1.1 节中表 3.1.1 和 3.1.2），清查机构应调查土地利用、土地利用变化和林业部门源

和汇类别的完整性，方法是适当审查土地利用类别和子类别。由于一些土地利用、土地利用变化和林业类别（例如，废弃土地的再生长和木质生物量蓄积量的变化）以及土地利用、土地利用变化和林业类别与其它源类别（例如，清除的生物量和生物量燃料燃烧）之间复杂的关系，这一点尤其重要。这种分类应与第 3 章（土地利用变化和林业部门*优良做法指南*）相一致。清查机构还应评估特定类别的估值是否覆盖所有相关的地理区域（如领地）、子源或汇类别、库或活动。

- 清查机构应定期检查时间序列活动数据的一致性，因为估计单一年份的排放所需的数据有很长的历史。所用的活动数据和其它数据应代表国家一致的土地面积，而且是采用不引入时间偏差的方法收集的。应对计算排放或清除所使用的排放数据或其它数据的时间序列的中断作出解释。关于个别土地利用、土地利用变化和林业源或汇类别及其子类别的排放/清除估值的方向和大小应作比较和评估以了解这些变化的合理性和根源，其中考虑到气候变化对时间段（例如数十年的时间段）可能的影响。
- 由于抽样数据对编制估值比较重要，清查机构应审查已利用的抽样和外推规程，确定这些规程已接受了什么审查，认定到位的任何内部质量保证/质量控制程序，并考虑其它相关的因素。也见本报告第 5.3 节“抽样”。关于二次数据调查的补充信息可查阅《2000 年优良做法指南》第 8 章第 8.7.2.1 节“国家级活动数据”。
- 由于编制土地利用、土地利用变化和林业清单使用的遥感技术和数据具有多种用途，清查机构应提供关于使用的数据和工具（即图像和处理类型）在每种情况下所需详细度的文件。
- 模式可能是国家清查过程的一个必要部分。在科学知识或现有信息限于具体的地点或条件时，它们提供产生区域或国家估值的机会。由于模式是通过外推和/或内插已知情况来估计不太有把握的情况的一个手段，必须避免简单地假定所选择的模式在为清查提供准确的产出。如果与模式相关的质量保证/质量控制不适当或不透明，清查机构应尝试对模式和数据进行检查。特别是，清查机构应检查以下方面：
 - (1) 模式假定、外推、内插、基于校准的修改、数据特点的适当性及其是否适用于温室气体清查方法和国家情况；
 - (2) 模式文件——包括说明、假定、理论依据、和为土地利用过程模式使用的方法和参数提供支持的科学证据及参考资料——的可获性；
 - (3) 模式开发人员和数据提供者执行的质量保证/质量控制程序的类型及其质量控制程序是否适当；
 - (4) 是否存在定期评价和更新假定或用合适的新假定取代它们的计划。关键的假定可通过进行敏感性分析来认定。

5.5.5 质量保证审查程序

质量保证程序的*优良做法*要求进行专家审查以评估清单的质量并认定可加以改进的领域。可对清单进行总体或部分审查。除第 1 层和第 2 层质量控制之外，还可使用质量保证程序。实施质量保证的目的是让能够进行公正审查的审查人员对清单进行审查。*优良做法*是利用未参与编制清单的质量保证审查人员。最好是，这些审查人员将是来自其它机构的独立专家或与国家清单汇编无密切联系的本国或国际专家或专家组。如果找不到清查机构以外的第三方审查人员，清查机构中未介入这部分工作的另一部门的工作人员也可履行质量保证任务。

*优良做法*是清查机构应在提交清单前进行基本的专家同行审查（第 1 层质量保证），以便认定潜在的问题和可能时进行更正。*优良做法*还包括将这种审查适用于清查中所有的源和汇类别及部门。不过，由于时间和资源的限制，这并非始终是可行的。应优先考虑关键类别以及方法或数据作了重大变动的类别。作为在可用资源范围内追加的质量保证程序，清查机构还可选择进行更广泛的同行审查或审计或双管齐下。

清查机构还应考虑适用本报告第 5.7 节“核查”中说明的土地利用、土地利用变化和林业部门的技术和程序，但前提是可获得有关这些技术的数据和资源。在适用这些较为严格的核查技术时应优先考虑关键源和汇类别。将土地利用、土地利用变化和林业部门的排放或清除估值或其它相关数据与清查过程外部的数据进行比较，可能有助于

确定个别组分的可靠性。由于清单估值可能有着巨大的不确定性，核查清单对土地利用、土地利用变化和林业部门可能特别有用。专家审查和第2层质量控制调查是核查中重要的头几个步骤。方框 5.5.2 进一步讨论如何进行土地利用、土地利用变化和林业部门的专家同行审查。

方框 5.5.2 专家同行审查

专家同行审查包括由有关技术领域的专家审查各种计算或假定。这种程序一般通过审查与方法和结果有关联的文件来完成，但通常不包括严格的数据或参考资料认证，例如在审计中可能进行的那样。专家同行审查的目的是确保由具有特定领域知识的人来合理判断清查的结果、假定和方法。土地利用、土地利用变化和林业部门的专家审查过程可能涉及技术专家和研究人员。如果一国拥有正式的利害关系方和完善的公共审查机制，这些审查能够作为补充但不能取代专家的审查。

在土地利用、土地利用变化和林业部门，模式的复杂性可能使同行审查变得较为困难，也更加重要。因此，*优良做法*应当包括：

- 认定用于分析的主要模式是否接受了同行审查，如果没有，清查机构应分别为模式发起同行审查或作为组成部分，发起清单同行审查过程。
- 确定模式、投入数据和其它假定等的文件是否足够全面和足以支持同行审查。

没有关于专家同行审查的标准工具或机制，它的利用应根据具体情况考虑。如果一个类别的排放或清除估值伴有高度的不确定性，专家同行审查可提供信息以完善估值或至少更好地量化不确定性。有效的同行审查经常涉及认定和接触关键的独立组织或机构，包括研究机构。例如在土地利用、土地利用变化和林业部门，在适用核查技术和程序时（见第 5.7 节），特别是涉及更复杂的模式，往往需要研究人员和研究机构的参与。*优良做法*是在方法、数据获取和模式的开发与审查方面取得相关的专门知识。

5.5.6 文件、归档和报告

*优良做法*是如《2000 年优良做法指南》（第 8 章“质量保证和质量控制”第 8.10.1 节“内部文件和归档”）中概述的那样将产生国家清单估值所需的所有信息，包括前几年以来核查活动的结果、数据投入和方法的变化编写成文件并进行归档。为确保透明度，文件应足够充分以便能够评估关键类别的排放估值。土地利用、土地利用变化和林业部门的文件和归档程序应着重于以下问题：

- 由于可能利用抽样数据和由于不大可能获得关于面积、储量和估计参数的年度数据，关于样本和年度之间内插的时间序列数据和方法一致性的文件特别重要。
- 由于每年明确的土地利用分类和一段时间内对各类别进行准确和可核查的跟踪的重要性，应提供关于土地利用类别的文件。
- 由于土地利用、土地利用变化和林业数据和模式的复杂性，提供全面的文件可使内部质量控制检查和调查以及外部质量保证审查有效地进行：
 - (1) 模式选择的理论依据及其与第 3 章提供的*优良做法指南*的一致性应加以讨论、编写成文件和归档；
 - (2) 档案应载有模式开发人员关于模式假定和运作的文件，包括数据源、源代码（如有）及其它信息（例如敏感性分析）；
 - (3) 文件应载有关于制约模式的质量保证/质量控制程序的数据，包括现有的程序或从模式开发人员获取的文件，以及在开发额外的或扩展程序方面所做的努力。

5.5.7 《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条项下的问题

优良做法是遵循第 5.5.3 和 5.5.4 节所说明的关于根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条报告的估值第 1 层和第 2 层质量控制程序。²¹ 大体上说, 根据《京都议定书》编制的土地利用、土地利用变化和林业估值的质量保证/质量控制要求类似于对其它任何清单估值的那些要求, 但是需要按照第 4 章进行追加检查。下文简要说明这些第 2 层质量控制检查:

- 认定第 3.3 和 3.4 条规定的活动(如选定)所涉及的面界限的地理位置。在跟踪某个土地面积从一个类别向另一个类别转变的过程中, 当《京都议定书》规定的承诺期内或承诺期之间一个接一个地发生不同的活动时, 需要特别注意根据《京都议定书》报告关于特定活动与相关土地类别的归属关系。另外重要的是应考虑到第 4 章解释的有关方法选择的特殊要求。
- 检查根据《京都议定书》第 3.4 条估计某些活动的净-净核算的数据是否可获。重要的是就基准年和承诺期的估值提供文件证明。特别重要的是就关于基准年的估值据所需的任何近似值提供文件证明。
- 确保历史数据接受与本年数据一样严格的质量控制检查。
- 检查所进行的分析以确定未予以报告的某个库不是源。

²¹ 本节只论述《联合国气候变化框架公约(气候公约)京都议定书》第 3.3 和 3.4 条指定的活动, 它不论述(《京都议定书》第 6 条或第 12 条所规定)的项目。

5.6 时间序列一致性和重新计算

5.6.1 引言

土地利用、土地利用变化和林业类别的温室气体清单一般情况下依赖于以一致和透明的方式集中在一起的众多数据投入、假定和模式。由于清单中一个主要关注是它的趋势，因此至关紧要的是应确保为不同年份估计的清单合计数据能尽量可以比较。根据《IPCC 国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（《2000 年优良做法指南》，IPCC，2000 年），最适当的做法是所有的清查年利用相同的方法和一致的数据来源。如无法这样做，可以利用本节说明的技巧接近时间序列一致性。重新计算意指由于方法变化或方法完善导致原先估值的变化。

预计土地利用、土地利用变化和林业类别清单中采用重新计算方法将特别重要，其原因有两个。首先，一直在为这一部门发展清查方法和内插/外推工具（模式），而且预计由于所涉及过程的复杂性，随着时间的推移各国的方法将发生变化。这将是层级变化或国家方法改变造成的结果。第二个原因是清查土地利用、土地利用变化和林业类别计算所需的某些数据可能不是每年收集。例如，森林清单数据可能在 5 年或 10 年期内只汇编一次。在这种情况下，需要某些方法通过根据不经常得到的数据进行外推和内插来发展年度时间序列。

本节讨论时间序列一致性的一般问题和土地利用、土地利用变化和林业部门利用重新计算方法的问题。第 5.6.2 节考虑到方法改变和完善（数据或模式）产生的影响以及可用来确保一段时间内清单一致性的有关重新计算的技巧。第 5.6.3 节中论述关于在数据只能以较低频率（例如每隔 5 年）获得时如何编制年度清单的问题。第 5.6.4 节中讨论了与《京都议定书》有关的问题。

5.6.2 时间序列一致性和方法改变

随着清查方法改进和更多相关数据可加利用，“优良做法”是采用这类新的信息，只要它能提高清单的可靠性和准确性。²² 在修改方法或投入数据时，必须注意确保清单随时间发生的变化反映排放或清除的实际变化而不只是模式的方法得到完善。例如，如果一国从某年采用第 1 层方法改进到次年采用较高级别的方法，那么两年间排放和/或清除的任何变化将不仅反映不同的方法，而且还反映实际的变化。在两个不同时期利用不同的方法时，两个时期的时间序列有可能不一致。确保一致性的标准方法是在可能时利用同种方法重新计算所有清查年的估值。这种重新计算的目的是确保整个时间序列反映新的数据和/或方法。如果不能在整个时间序列中利用新的数据或方法，必须考虑替代方法。

《2000 年优良做法指南》第 7.3 节“重新计算”介绍了重新计算和时间序列一致性的方法，应参阅这一部分以了解关于这一领域优良做法指南的一般说明。《2000 年优良做法指南》中的讨论不是针对特定部门的，可直接适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。不过，鉴于这个部门的数据和方法在不断完善，预计采用重新计算的技巧将特别重要。遵循《2000 年优良做法指南》，优良做法是在下述情况下重新计算清单估值：

- 在先前的清查数据、模式或方法中已经认定的影响清查水平或趋势的误差。如果在后续清查中更正了误差，但未进行重新计算以更正以前的清单，则会导致清单的错误报告；
- 可获的数据已经改变。数据的可获性是适当方法至关紧要的决定因素，因此可获数据的变化可能导致方法的改变或完善。随着清查机构取得经验和投入更多的资源编制温室气体排放清单，预期数据的可获性将会

²² 被认定不会改进最终清单估值的新方法或数据不应加以利用，可为分析不确定性、质量保证/质量控制和核查提供有用的信息。

改进。²³ 然而总的来说，如第 5.4.5 节所述，清查机构选择方法和收集数据时应与认定的关键源和汇类别相一致。

- 先前利用的方法与第 2、3 或 4 章中所说明的该源/汇类别的优良做法指南不一致。
- 一个源/汇类别已变成关键类别。一个源或汇类别在基准年不一定被视为关键类别，这取决于利用的标准，但在未来某年可能变为关键类别。例如，一国可能会实施导致造林面积大幅增加的造林计划，或在城市发展中可能导致毁林大量增加的林区的大面积转变。预计到会发生这些类型巨大变化和会导致某一类别较高级方法发生变化的清查机构，可能需要在它变为关键类别前考虑到这种可能性。
- 先前采用的方法不足以透明地反映减轻活动。随着减少排放或增强清除的技术和手段的采用，清查机构应利用各种方法以透明的方式说明所造成的排放或清除减少的变化。在先前采用的方法不够透明的情况下，“优良做法”是改变或完善它们。
- 清单编制的能力提高了。随着时间的推移，编制清单的人力和/或财力可能会加强。如果清查机构提高了清查能力，优良做法是改变或完善方法以便产生更准确、完整或透明的估值，特别是对于关键类别。
- 新方法可加利用，今后随着新技术的发展和科学了解更加深入，可能会发展各种新的方法。例如，遥感技术和特定地点的建模使得能够估计清地活动引起的排放，这种方法比利用简单总计的排放因子/活动数据更加准确。清查机构应确保它们的方法符合《IPCC 指南》和本报告。

一旦决定需要重新计算，可考虑采用多种方法来处理时间序列中潜在的不一致。一般情况下，重新计算方法的选择取决于可用来进行重新计算的数据。《2000 年优良做法指南》讨论了几种方法，并将这些方法汇总在表 5.6.1 中。《2000 年优良做法指南》说明的方法在概念上完全可适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。

方法	适用性	评论
完全重新计算	所要求的数据可用于所有时期。	<ul style="list-style-type: none"> • 如果可能，采取优良做法。
内插	利用新方法重新计算所需的数据可用于时间序列期间各间断年。	<ul style="list-style-type: none"> • 对于新方法不能适用的时期，排放估值可线性内插。
趋势外推	新方法的数据不每年收集而且在时间序列期初或期末不能获得。	<ul style="list-style-type: none"> • 如果一段时间内的趋势不变，最为可靠。 • 如果趋势变化，不应利用（在这种情况下替代方法可能更适合）。 • 不应为长时期这样做。
重叠	先前采用的方法和新方法都适用的所需数据必须至少一年可获。	<ul style="list-style-type: none"> • 在两个或多个年度排放估值集之间的重叠可加以评估时，最为可靠。 • 如果重叠期间两种方法间的关系不规则，这一方法不应用于重新计算。
替代	用于新方法的排放因子或活动数据与其它十分了解和较易获得的指示性数据有很强的相关性。	<ul style="list-style-type: none"> • 应测试多个指示性数据集（单一或组合）以确定相关性最强的数据集。 • 不应为长时期这样做。

²³ 在有些情况下数据收集可能减少，这也会导致方法的改变或完善。

列出重新计算时可能出现的所有问题或就适合于所有情况的重新计算技巧提出详细的建议是不可行的。每种情况都应根据实际情况加以处理而且选择的重新计算方法应兼顾实施成本和对时间序列一致性的总体影响。

经过数年的清单编制，各种方法可能会发生变化。在简单的情况下（例如在层级间变动时），抽样或实验可以提供国家具体的排放因子。在这种情况下，“优良做法”是依据可获的活动数据重新计算纳入这些新的排放因子的时间序列。还可能发生较复杂的情况。例如：

- 用来收集活动数据的仪器可能随时间推移而发生变化，而且不可能在时间上倒回去适用新的仪器。例如，清除事件可通过利用卫星图像来估计，但可用于这项工作的卫星随着时间推移而变化或退化。在这种情况下，重叠法最可适用。
- 由于资源有限，有些数据源不可能每年获得。在这种情况下，可能最适合的方法是在各年年内插或为拥有可获测量数据的最后一年以后的各年进行外推。
- 典型的情况下，土地利用、土地利用变化和林业的排放和清除取决于过去的土地利用活动。这样，数据必须覆盖一个长的历史时期（20-100年），而且此类数据的质量往往随着时间的推移而变化。在这种情况下，可能需要采用重叠、内插或外推技巧。
- 排放因子的计算一般将要求将抽样和建模工作结合起来。时间序列一致性必须也适用于建模工作。可将模式视为一种将投入数据转变为产生出结果的方法。多数情况下，在对模式中的数据投入或数字关系作出改变时，估值的整个时间序列应当重新计算（见表 5.6.1）。在鉴于可获数据这样做不可行的情况下，可适用重叠法的变种。

5.6.3 重新计算和定期数据

国家资源或环境清查如国家森林清查，只在极罕见的情况下每年覆盖全国。相反，它们一般在每隔 5 年或 10 年进行，或逐个区域进行，这意味着只有在每个区域的清查完成时才能直接得到国家级的估值。

在数据可以小于一年的频率获得时，产生几个问题。首先，每次获得新数据时，估值需要更新、而且可获数据间的各年需要采用某种方法重新计算。第二个问题是为上个可获数据点之后和新数据可获之前的各年编制清单。在这种情况下，新的估值应当根据可获的数据外推，然后在新数据可获时重新计算。

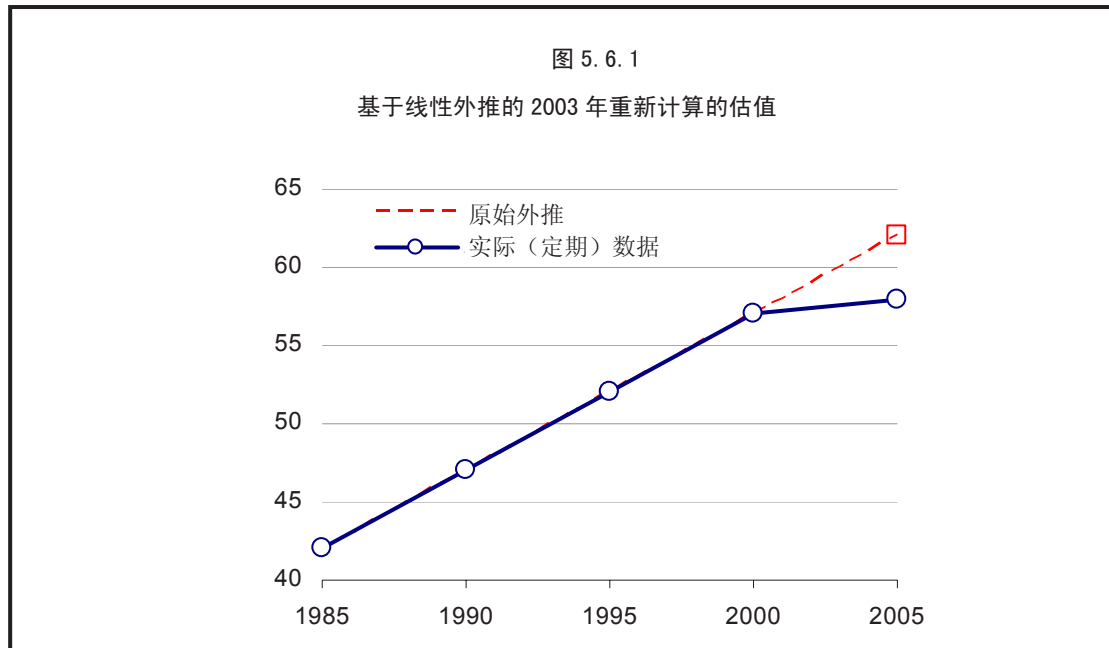
实现时间序列一致性的方法的选择将取决于可加利用的特定数据。如果替代数据（即可用来代替遗漏数据的替代数据集）可加利用，它们可以成为一种有用的指南以外推定期数据的趋势和在下个数据收集周期后内插同样的数据。如无可加利用的替代数据或其它信息，那么可用的惟一方法是外推，在新的观察结果可获时依靠重新计算的估值内插。这样，“优良做法”是在用于清单估值的基本数据不能每年可获时设法找到可靠的替代数据来指导外推和内插。方框 5.6.1 和 5.6.2 中给出了实际做法的例子。

方框 5.6.1

每 5 年进行一次国家森林清查的例子

考虑到每 5 年进行一次国家森林清查的情况，所需的几种类型数据（例如树木生长）的估值因此将只是按某种间隔获取。根据各年间生长量平均比较稳定的假定，上次可获数据以后各年的清单估值应当利用过去估值（即树木生长趋势）进行外推来获得。在图 5.6.1 中，某地块 2003 年的生物量估值以这种方法获取，尽管最后的测量是在 2000 年进行的。1995 至 2000 年间的趋势以线性方式简单外推。实际上，可利用原木材积表来调节指数行为，但本简单例子对此不作考虑。此外，可利用替代数据或者更复杂的建模——能够考虑到影响我们希望外推的参数的参数——来改进外推方法。

接下来，一旦收集了 2005 年的新数据（图 5.6.1），中间各年（2001-2004 年）的估值需要利用合适的方法（例如，内插和替代方法相结合）重新计算。在本例中，所有这些中间年（2001-2004 年）的估值将重新计算，因为 2005 年的估值实际上低于外推的趋势。



方框 5.6.2

关于为某一立地一段时间的排放建模的例子

考虑为某一立地一段时间的排放建立模式。如果清查是基于跟踪一个样本或完整的立地总体，这在国家具体的方法中可能是有用的。

一般情况下，每年实际视察所有立地以评估土地利用变化将不是具有成本效益的做法。相反，可以利用遥感技术来测量各种变化如清除，用该技术大得多的覆盖面来弥补与实地视察相比较低的数据精确度。由于获取和处理遥感数据的成本高，每年产生遥感数据也可能是不可行或不具有成本效益的，但可每隔数年产生数据而且间隔期可以内插。

在通过定期调查或遥感来认定清除事件时，需要将排放分配给事件前一年或多年。如无任何替代信息或补充信息表明事件发生在哪年或哪几年，“优良做法”是按相等增量把清除事件产生的排放分配给每年。例如，如果遥感显示特定立地于 1997 年植树造林，但在 2000 年前被清除，那么清除可能发生于 1998 年、1999 年或 2000 年。

如果存在替代信息，就可改变分析的方法。在新的卫星数据可获前的时期内作估计时（即为原始的 1999 年和 2000 年清查），需要根据先前年份进行外推，也许要利用行政记录。“优良做法”是在可获得的最佳数据和资源条件下作出尽量可靠的外推，并认识到今后在获得更详细的信息时将修正估值。

作为这一类别不确定性分析的延伸，可将清除事件随机分到 3 年中的某年（即以三分之一的概率分配到每年）。与此相类似，蒙特卡洛方法可反复地将清除事件分配到一个随机年，然后计算部门的排放或清除的不确定性。这将把清除的确切时间的额外不确定性纳入估值中。如果从行政记录获知近似的清除率，可将它用来调整内插概率。例如，如果估计 1998 年的清除率是 1999 年和 2000 年的两倍，那么我们就估计上述例子的概率为 1998 年清除 1/2，1999 年或 2000 年清除 1/4。

5.6.4 《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条项下的问题

一般来说，确保时间序列一致性和重新计算土地利用、土地利用变化和林业部门为根据《京都议定书》报告补充信息而编制的估值的“优良做法”类似于为任何其它清单估值所采取的优良做法。不过，有几个与第 3.3 和 3.4 条有关的具体问题，“优良做法”是应考虑到以下方面：

- 需要每年报告活动所涉及的土地面积的界限和地理位置。在《京都议定书》规定的承诺期期间，如果新的土地被划入第 3.3 和 3.4 条之下，就将需要更新对此类面积的认定。这样，将需要确保回溯至 1990 年或回溯至第 3.3 和 3.4 条规定的任何活动开始的时期这些面积的表达是一致的并确保适当跟踪这些土地各类别间的变动。“优良做法”是利用第 5.6 节中说明的方法。
- 由于更新关于非年度数据的信息需要进行的重新计算（关于如何处理非年度数据的更详细说明，见第 4 章）。

5.6.5 报告和文件

在所有的情况下，由于土地利用、土地利用变化和林业部门通常所涉及的过程十分复杂并且时间和地域范围广大，为确保时间序列一致性所进行的计算应当仔细编写成文件。《2000 年优良做法指南》就编写有关时间序列一致性的文件提供的*优良做法指南*完全适用于这个部门。《2000 年优良做法指南》指出，编写关于重新计算的明确文件对于作出透明的排放估计和对于证明重新计算改进了准确性和完整性都至关重要。一般来说，凡进行重新计算，就应提供以下信息：

- 重新计算对估计水平和趋势的影响（通过提供利用先前使用的方法和新方法编制的估值）；
- 重新计算的理由（关于这个问题的讨论，见《2000 年优良做法指南》第 7.2.1 节“认定关键源类别的定量方法”）；
- 关于改变或完善的数据、模式、假定、因子值和/或方法的说明；
- 从提高准确性、透明度和完整性的角度证明改变或完善方法的正当理由；
- 重新计算先前提交的估值所采用的方法；
- 选择该方法的理论依据，其中应当包括比较利用选定的方法和其它可能的替代方法获得的结果，理想的情况下包括相对于时间或相关活动数据（或二者）的简单的排放或清除图表。

5.7 核查

5.7.1 导言

核查国家温室气体清单的目的是确定它们的可靠性和以独立手段检查报告的数字的准确性。核查可在几个层面上进行：项目、国家和国际。

核查的总体目标是：

- 提供投入以改进清单；
- 对估值和趋势建立信心；
- 帮助增进科学了解。

这些目标可通过内部或外部清单检查来实现。内部核查一般由清查机构进行，而其它机构（例如，其它政府机构、私营公司、研究团体、独立科学家、非政府组织）将实施外部核查。

《IPCC 国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（《2000 年优良做法指南》，IPCC，2000 年）词汇表界定了方框 5.7.1 所示的核查（也见词汇表）：

方框 5.7.1
清单核查的定义

核查指收集在清单设计、制订及完成后可能有助于建立可靠性以便于清单应用的活动和计算步骤。

一般来说，《2000 年优良做法指南》附件 2 “核查”所讨论的核查也与土地利用、土地利用变化和林业部门有关。核查有许多方法，包括：将清单估值与独立的评估、程序和数据集作比较；进行同行和公众审查；以及直接测量温室气体的排放和清除。核查方法也可包括审查清单的具体方面，例如基础数据（收集、转录和分析）、排放因子、活动数据、假定和用于计算的规则（包括模式在内的方法的合适性和适用性），以及按比例扩大的程序。不论利用何种核查方法或核查清单的哪个方面，“优良做法”是利用独立于编制清单所用的数据和方法来进行核查。

由于估计方法的独特性，土地利用、土地利用变化和林业部门在某种程序上需要特定的核查方法。理想情况下，对土地利用、土地利用变化和林业活动的核查将基于国家规模排放和清查的完整核算，在不同层级采用独立的方法测量，并在可能时补充以基于大气测量的自上而下的方法。此种核查将是复杂和资源密集型的，而且可能将由研究团体和/或方案机构实施。更有可能的是清查机构采用某些比较有限的核查方法或通过已在进行的研究活动来寻求满足它们的核查需要。本节说明的外部核查方法可能有助于清查机构评价它们的结果。

本节介绍各种核查方法并提供实际的指导意见，说明如何将它们适用于整个国家清单或其组成部分。第 5.7.2 节说明可用来核查清单估值和/或它们所依据的数据的某些方法。第 5.7.3 节提供有关核查土地利用、土地利用变化和林业清单的实际建议。第 5.7.4 节审议与《京都议定书》有关的某些核查问题²⁴。第 5.7.5 节论述报告和文件问题。质量保证/质量控制与核查密切相关，在本章第 5.5 节中加以说明。最后，关于核查方法的某些细节在第 5.7.6 节中给出。

²⁴ 核查是《京都议定书》第 3.3 节规定的一项要求，而且是在马拉喀什商定的土地利用、土地利用变化和林业决定草案附件第 17 段第 3.3 和 3.4 条所要求的（见 FCCC/2001/13/Add.1，第 61 页）。

5.7.2 核查方法

清查机构（或某个外部小组）可决定核查整个清单或其中某个部分或计算清单估值时使用的基础数据和模式。本节说明可用于核查清单估值的一些方法，包括核查整个清单的某些技巧，以及可用于核查清单的选定部分的许多方法。选择核查方法的标准包括：关注的范围、费用、希望的准确度和精确度、核查方法设计和执行的复杂性以及核查所需的专业知识水平。给出了关于每种方法的技术说明并提及其适用性（例如，对于某个特定类别、数据类型）。还提供了关于实施方法的指导意见。表 5.7.1 载有一些可帮助认定特定类别或投入最合适的方法的信息。表 5.7.1 论述有关土地面积分类、主要碳库和非二氧化碳气体的核查方法，尽管它不是详尽无遗的。第 5.7.4 节中说明了根据《京都议定书》报告土地利用、土地利用变化和林业部门的排放和清除估值的核查方法的一般适用性。

一般来说，与土地利用、土地利用变化和林业有关的最重要的排放和清除是二氧化碳（CO₂）。不过，土地利用、土地利用变化和林业部门也包括林地施肥、清林、造林/再造林、草地和农田管理及其它做法引起的非二氧化碳温室气体（主要是排放）。这些非二氧化碳温室气体包括甲烷（CH₄）、氧化亚氮（N₂O）、一氧化碳（CO）、氮氧化物（NO_x）及非甲烷挥发性有机化合物（NMVOC）。二氧化碳的排放和清除可直接确定和核查为生物量或土壤中碳储量的变化。对于非二氧化碳气体，可测量通量来核查年度排放估值。

有许多方法可用来核查土地利用、土地利用变化和林业部门的排放和清除估值。总体核查做法可包括交叉检查不同的地理范围——从区域到全球——的结果。不过，此种交叉检查需要大量的时间而且可能得在多年而不是一年之内实施。与矿物燃料排放相比，土地利用、土地利用变化和林业的活动较难以在短期内评估，因为生物界碳往往难以监测而且平衡缓慢。因此，对生物界碳的人为净影响的评估将需要长期观察（Nicsson 等人，2001 年）。

表 5.7.1 汇总了各种核查方法对土地利用、土地利用变化和林业清查估计不同方面的可适用性。本节以下部分给出有关这些方法的较详细说明。

方法 1：与其它信息的比较

将土地利用、土地利用变化和林业清单与其它独立汇编的清单或数据集进行比较可能是一种有用和有效的核查手段。采用这种方法可以进行两大类核查：与独立清单比较（方法 1a）或与国际方案和数据集比较（方法 1b）。

方法 1a：与独立清单比较

在有些国家，可用其它组织（例如其它国家、地区/省机构、研究组织等）汇总的清单来核查清查机构编制的国家土地利用、土地利用变化和林业估值。如果未利用相同的基础数据产生报告的估值并且不同清单中部门与类别间的关系可加以评估，则此类外部清单可用于核查。在这方面，“*优良做法*”是确保相同的数据集尚未用来计算/估计某些报告的土地利用、土地利用变化和林业类别。在比较独立的清单时，重要的是还应考虑到估值中的不确定性。

另一个有效的核查方法是比较国家或国家组间的清单信息。可对汇编国家清单所用的特定源/汇类别、默认假定和/或数据的总体估值进行此种比较。这种方法的费用可能相当低廉但必须注意确保所选国家的特点实际上是可比较的（即它们具有类似的气候或生物群系特点）。有时候依据其它国家清单的数据比依据一般默认排放因子或活动数据计算的数据更符合本国情况，并可反过来用于改进清单。

与其它清单比较清单数据或估值可能是一种省钱和相当简单的核查方法。一般来说，特别是在与诸如遥感或建模等方法的要求比较时，上述方法不要求熟练的技术人员或受过高度培训的人员。它适用于估计的所有组成部分，包括土地面积分类、各种碳库的清单、非二氧化碳气体的估计和像造林、再造林以及毁林等活动。这种方法适用性的关键决定因素是加以比较的其它清单的可获性。“*优良做法*”是如果此类清单可以获得就利用这种方法。如果通过

此种比较发现有重大的差别，就应调查原因，以便正确解释结果并标明可能需作进一步清单检查的领域。

	方法 1 与其它清单和 其它独立数据集 比较	方法 2 采用较高层方法	法办 3 直接测量	方法 4 遥感	方法 5 建模
土地面积	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	不适用	合适	不适用
碳库					
地上部生物量	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	合适 (需要地面数据)	合适(回归、生态系统和生长模式)
地下部生物量	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	合适(回归、生态系统和生长模式)
死木	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	可适用(生态系统和基于清单的模式)
枯枝落叶	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	可适用(生态系统和基于清单的模式)
土壤有机质	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	合适(生态系统和基于清单的模式)
非二氧化碳温室气体	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	合适(生态系统模式)
排放因子	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	合适(生态系统模式)
基于活动/土地的报告					
林地、草地、农田、其它土地利用	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	合适，特别是认定土地覆盖/土地利用及其变化	合适，数据密集型，在无法获得来自直接测量和遥感的估值时可作为一种替代方法
造林、再造林、毁林、项目	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	合适，特别是认定土地覆盖/土地利用及其变化	不切实际

方法 1b：与国际方案和数据集比较

目前正在国际一级开展若干研究和监测活动，既有区域/大洲规模的（研究项目、监测网络等）也有全球规模的（生物圈遥感、全球数据档案中心、区域间类似研究倡议网，等等）。

就土地利用、土地利用变化和林业部门而言，此类研究多数与量化陆地生态系统特别是森林在碳循环（从生态系统到全球规模）中的作用有关。在这方面，研究和监测网收集的许多结果对于核查土地利用、土地利用变化和林业报告以及诸如与质量保证/质量控制和不确定性有关的其它交叉问题是有用的。

能从此类方案和数据集收集到的范围和总计级（国家、区域等）的数据和信息可用于核查过程的不同阶段和层级（内部和外部审计、与其它机构收集的数据的比较，等等）。

与方法 1a 相同，将清查数据或估值与独立数据集进行比较可能是一种省钱和简明的核查方法。可将它适用于有其它数据来源的清单的任何组成部分。一般来说，该方法最适用于土地面积的分类，不过它也可用于核查碳库、非二氧化碳温室气体和活动的估值的选定组成部分，而来自研究网络的数据可用于核查国家具体的数据（排放因子）。如针对先前的方法所提及的，在将国际数据集用于核查目的时，“*优良做法*”是确保相同的数据集尚未用来计算或估计报告的土地利用、土地利用变化和林业类别的某些组成部分。这种情况在以下情形下特别可能发生：国际上可获的方案和数据集是根据国家统计资料汇编的或包括在计划利用该数据进行核查的国家领土上进行的具体研究的成果。分析与国际上可获的数据集和清单比较产生的最终差别时，应特别着重于查明产生此类差别的可能原因，最终目的是改进总体清单。关于为核查目的可能有用的与某些国际方案和数据集的联系可查阅第 5.7.6 节中方框 5.7.6 “与土地利用、土地利用变化和林业有关的联系和网格”。其它有用的与土地利用/土地覆盖数据公开来源的联系可查阅第二章附件 2.A.2 “国际土地覆盖数据集的例子”。

方法 2：采用较高层的方法

一个国家可能没有足够的资源将较高层的方法用于土地利用、土地利用变化和林业部门所有各种类别的排放和清除的总清单。不过在有些情况下，该国可能有机会获得特定领域（例如某个区域或子类别）比较综合的数据集。在这种情况下，该国可利用一个较高层的方法来核查其部分估计。例如，如果经营林产生的温室气体排放和清除是利用第 1 层方法估计的，清查机构可考虑通过在林地面积的某个部分采用国家具体的数据（第 2 层或第 3 层）来进行核查。在这种情况下，将必须在选定的面积中至少为同质的生长条件（生物群系、气候区）、树龄级别和管理制度获得或发展生物量和生长方程。

如果可获得源自更详细方法的必要数据，将较高层的方法适用于清单的某些部分可能是一种有效的核查技巧。这种方法能在各种规模（从地块到国家一级）上适用。成本将各不相同，要视核查的范围而定。一般来说，为核查得出较高级别的估值可能相当简单而且可利用已掌握的清查专业知识。这种方法的一个关键问题是将这部分较高级别的估值用作清单本身的一部分还是作为一种核查方法。

方法 3：直接测量温室气体的排放和清除

直接测量是对各种碳库、非二氧化碳温室气体排放和土地利用、土地利用变化和林业活动的一种核查方法。不过，这种方法一般不适用于核查土地面积分类。该方法的适用范围可从地块到国家级不等。在有限的范围，直接测量能够提供国家具体的默认因子和活动数据，而对于较大范围，该方法可用于核查部门估值和具体活动。费用的差异巨大，依据样本量和希望的准确度而定。样本量大时，准确度可能会相当高。在采用这一方法时，最重大的挑战一般是制定抽样战略和测量规程。一旦基础设施安装到位，测量数据的收集一般没有技术上的困难，尽管可能是劳动密集型的。

在直接测量土地利用、土地利用变化和林业部门温室气体的排放和清除时，需要适当考虑时间和空间的变化，因为给定年份的排放/清除未必表示长期趋势。这是因为该部门的多数排放和清除与生物过程有关联并受气候变化的

影响。通过利用平均、累积的测量数据或取数年的平均数来获得具有代表性的结果，可以部分解决这个问题。此外，在考虑较大的面积时，数据各年间变率的效应趋于减弱。因此，在较大的面积上测量或拉长测量间隔较有可能反映管理做法的效应（见第4章第4.2.3.7节“年度间变率”）。虽然认识到在将直接测量作为核查工具时存在这些问题，但如下文所说明的，它们仍可以各种方式用来核查土地利用、土地利用变化和林业部门的估值和背景数据。

活生物量（地上部和地下部生物量）

报告的生物量中碳储量的变化可用**储量变化的直接测量数据**来核查。当前可用的方法使得能够按定期间隔合理地测量地上部生物量中的变化，不过，成熟林中的年度储量变化相对于库的规模来说可能很小。也有估计地下部生物量的方法，尽管与地上部生物量相比，抽样较为困难。这种方法可特别用于森林，但它也适用于含有木质生物量但不符合林地定义的其它用途土地（例如农林综合经营系统、再种植的草地等）中活生物量的变化。

有多种方式可采用直接测量来核查生物量估值。例如，一国可能决定收集森林清单数据，方法是比一般情况下（例如，按5至10年间隔）更频繁地对选定的地块子样本或对某个区域进行直接测量。清查机构还可通过直接测量来求导包括地下部生物量在内的当地异速生长关系，它们可用来核查整个活生物量组分的蓄积量变化。直接测量还可用作幼林林分或正在经历生物量再生长的土地的核查工具，因为现有的异速生长方程和生物量扩展系数通常不适用于这些库。现有的**生态系统研究**可用来求导特定物种的生物量扩展系数（可参照报告所用的默认因子对它们进行比较），还可用来检查特定森林类型的生长率。

死有机质（死木和枯枝落叶）

正如对地上部和地下部生物量一样，死有机质（枯枝落叶和死木）的蓄积量也能通过直接测量来估计。不过，在森林中，枯枝落叶和死木库在空间和时间两方面都具有很大的可变性（例如，枯枝落叶的季节变化、自然或人为干扰引起的突然变化），将需要恰当的抽样方案来准确评估死有机质的蓄积量。预计成熟林中枯枝落叶库不发生重大变化，核查应当优先针对造林/再造林面积和正在经历主要的管理作业如采伐、整地、疏伐等的林分。

一般来说，生态系统研究利用净捕获（树叶和枝条）来测量地上部枯枝落叶投入和通过在数个地块上收集枯枝落叶来测量枯枝落叶蓄积量（也针对粗死木）。如可获得此种研究结果，可能有助于检查最终用于报告的第1层默认因子。

土壤（土壤有机质）

还能对土壤产生的排放和清除进行核查。如对地上部生物量一样，已有估计土壤碳储量的灵敏方法。在某个面积、区域或在国家范围反复进行土壤抽样，可能是检测不同土地用途（林地、草地、农田）中土壤碳变化的一种相关方法。不过，未经历土地用途变化或未受到重大管理作业（例如，成熟林的采伐、草地改良、农田犁耕等）的生态系统，其土壤碳储量的变化可能很小而且在短期内难以准确评估。

土壤的温室气体排放和清除，可利用手提或车载的气体抽样系统（小容器和气体分析仪）在某个地块的几个抽样点测量。然后将抽样点的测量结果按比例放大到地块/生态系统各级，同时考虑到一般与土壤相关的气体排放和清除的重大空间变率。二氧化碳和其它温室气体（氧化亚氮、甲烷）都用这种方法测量（Butterbach 等人，2002年；Janssens 等人，2001年）。以这种方法取得的温室气体通量的直接测量数据也能用于比较实施特定管理做法前后的排放（Steinkamp 等人，2001年；Butterbach-Bahl 和 Papen，2002年）。直接测得的值可用来核查最终在较低层级利用的默认排放因子。

核查土地用途发生转变的土地中土壤碳的变化，可以通过比较转变后测定的土地中碳储量与仍处于以前土地用途的土地的碳储量来进行。在这种情况下，应注意确保成对的立地在可能影响土壤碳周转率的因素（例如，土壤类型、天然植被、排水、地形等）方面充分匹配。

生态系统范围的温室气体通量测量

温室气体生态系统通量的直接测量可用于在当地范围核查报告的碳储量变化。这些通量观察通常靠微观气象技术如涡流协方差，利用置于林中或其它生态系统内的伞形塔进行，主要用于二氧化碳交换测量（Anbinet 等人，2000 年）。一般来说，它们提供关于净生态系统交换的数据（NEE，见脚注 26）。这种方法适合于地块/生态系统范围的碳排放和清除的综合估计。提供的数据可用于与求导土地利用、土地利用变化和林业特定类别的排放/清除所使用的活动数据/排放因子和默认值进行比较。不过，将这些结果按比例放大到区域和国家级有一些限制，因为需要适当考虑时间和空间变率、长期趋势和各种扰乱（Körner，2003 年）。生态系统净通量的直接测量需要对设备大量投资，而且对可能的位置有着限制（依赖于地形、植被和林冠结构）。一旦实施，此种测量可连续进行，提供关于某一生态系统二氧化碳排放和清除平衡的年度间变率的估计。由于其复杂性，生态系统通量可能将由研究机构/网络测量。如果在某国可获得此种实验的结果，清查机构可考虑利用这些结果来进行核查。

方法 4：遥感

遥感是一种有效的方法，可用于核查土地覆盖/土地用途的属性、探测土地覆盖变化和估计处于转变和撂荒状态的面积。此外，遥感还能用来估计地上部生物量的变化。下文说明利用遥感进行核查的这两种方法。遥感不适用于核查地下部生物量、枯叶落叶、死木或土壤有机质。

可在不同的范围（从地块到洲一级）上采用遥感。不过，从遥感图像提取准确和可重复的信息可能是一项艰巨的任务，而且可能需要大量的技术专门知识。成本将取决于方案的范围和规模。如果归档的数据可用，费用可能较低。不过，如果要求频繁的测量和广泛的数据解释，则费用和熟练专门人员的需要量都会大幅增加。在其它因素中，遥感的准确度将取决于它使用的范围和图像的来源。一般来说，它可能相当准确，但需要地面真实情况来提高结果的准确度。

方法 4a：遥感核查土地利用和土地利用变化

遥感是最直接的工具，可用于核查林地和草地向其它土地利用类型（农田、定居地等）转变所涉的面积、经营土地的撂荒以及火情探测（这是导致热带转变的主要因素之一）。不过，如果一国已将遥感技术用于土地面积的一致表示（见第 2 章第 2.4.4.1 节）或用于与《京都议定书》的特定方面相关的土地利用和活动的属性（见第 4 章第 4.2.2 节），就必须注意确保核查使用的遥感数据独立于编制清单所使用的数据。从技术观点看，遥感可被视为一种事后的核查，比较不同年份连续进行的调查。

还须注意的重要一点是，虽然遥感在许多情况下会轻而易举地检测出土地覆盖层的变化（例如从植被覆盖到裸地），但它不可能始终提供关于土地利用或植被类型变化（例如，从作物 A 变为作物 B）的充分和准确的信息。²⁵ 例如，单凭遥感数据检测森林的皆伐较为容易，但比较难以区分这些是正在进行的森林管理的一部分还是代表毁林（也见第 4 章第 4.2.6.2.1 节）。同样，据报难以区分不管理的松树林与管理的人工针叶林，其准确度仅为 50% 左右（Okuda 和 Nakane，1988 年）。区分不同的作物类型是遥感可能面临困难的又一个领域。空间分辨率适度的传感器进行的频繁观察与高分辨率传感器进行的详细观察相结合，有时能够解决这个问题。

由于与大气特别是云层的相互作用，在某些区域（例如北方生物带和热带）或一年的某些时期，光学遥感数据的利用可能具有局限性。在这方面，综合孔径雷达（SAR）传感器比较适合于这个目的，因为不论阳光照射还是云层覆盖时，都可获取数据。即使利用新的传感器如综合孔径雷达，全年估计或核查土地利用和土地覆盖层变化仍将是难事。部分挑战来自此种努力所需的资源（人力和资金），尽管如此，随着卫星传感器时间和空间分辨率的提高，

²⁵ 在有些情况下土地覆盖层可能变化，但土地用途不变，反之亦然。

有可能在年度或更频繁的基础上检测土地利用或土地覆盖层的突然和/或最近的变化。

方法 4b: 遥感核查活生物量的变化

卫星遥感及其图像产品还可能适合于评估主要生态系统级（例如草地与林地）的生物量和生物量变化。森林的碳储量可利用光谱图像数据与生物量之间的相关性来估计，只要适当的数据（不用于清查估计）可用来代表需要估计的森林生物群系和管理制度的范围（Trotter 等人，1997 年）。相关性方程可能受一些参数的影响（林冠和下层植物类型、季节、照明、卫星观察几何学）（Okada 等人，2003 年），而且一般须为每种森林类型发展此种方程。此外，植被指数（例如，归一化差异植被指数，NDVI）也已用于估计地上部生物量（关于此种指数的概述见第 5.7.6 节）。

另一个方法是利用综合孔径雷达（SAR）数据，它提供关于受监测土地覆盖层的结构而不是光谱信息。对于某些森林类型，利用生物量与雷达强度（振幅、反向散射）间的关系可以某种准确度估计木质生物量（Rauste 等人，1994 年；Foody 等人，1997 年；Luckman 等人，1998 年；Saatchi 等人，2000 年；Terhikki Manninen 和 Ulander，2001 年），或例如通过将综合孔径雷达求出的树木高度与就地求出的异速生长关系联系起来进行间接估计。综合孔径雷达数据适用于评估两个或多个时点间的地上部生物量的相对蓄积增量变化，特别是在变化相关时。时间序列而不是单个日期的图像使得变化趋势呈特点化和估计误差最小化。

在高低不平的地形和具有异质林冠覆盖的地区，光学和综合孔径雷达传感器都有局限性。遥感数据的准确度随传感器的几何和辐射测量特点而变化，包括在一段时间内传感器校准的变化。所用成像数据应按照目标面积的地理范围和希望的分辨度来选择。各种卫星传感器的规格（传感器类型、空间分辨率、可获性等）在第 5.7.6 节表 5.7.2 中列出。

利用图像数据进行面积和生物量核查的其它方法可包括：

- 航空摄影（用于森林的垂直林冠结构、劳动密集型）；
- 激光剖面仪（LIDAR 林冠高度和结构，准确度尚待审查，实验性，昂贵）；
- 与独立机构利用遥感产生的地图/数据作比较。

方法 5: 利用模式核查

模式可用来核查碳库、活动数据的估值以及总体清单。一般来说，模式不用于对土地面积分类的核查。对于《气候公约》规定的具体土地利用类别和根据《京都议定书》选定的活动，在直接测量结合遥感不可行时，模式能成为一种具有吸引力的选择。建模费用差别巨大，取决于具体的用途、合适工具的可获性和所希望的分辨度。与模式设计和校准相关的启动费用一般比运行成本高得多。利用模式进行核查相当复杂，而且要求高度的技术专长。

有两种迥然不同的可用于核查目的的建模方法：自下而上模式和自上而下模式。自下而上的模式从较小规模的过程按比例放大到较高的总计水平，而自上而下的模式则方向相反，它设法从较大规模的测量推断较小规模的过程。虽然原则上两种方法都可用于国家级的核查，但自上而下模式更适合于大洲规模的核查。自下而上模式可用于从立地/地块级规模到地区、国家、甚至大洲一级，只要可获得投入数据。

用于核查目的的模式，如用于清单编制的模式一样，需要编写成可靠的文件和应接受同行审查。投入参数、数据、函数和假定应接受详细审查，这一般叫做“验证”。术语“验证”用于普遍接受的适当测试模式性能的含义，这不等于说模式是现实的惟一真正代表（Oreskes 等人，1994 年）。

正如其它方法一样，应当指出，模式有它的优点和缺点，而且迄今为止没有“最佳模式”一说。为了避免与模式选择有关联的某些可能的偏差，可利用一组经过相同校准的模式（Alexandrov 等人，2002 年）。将模式用作核查工具经常需要专家指导。

方法 5a：自下而上建模

有几种类型的自下而上模式可用于核查：

生态系统和生长模式能够以足够长的时间段模拟植被的生长和碳的演化，它们可用于核查。它们计算生物量的生长以及碳、水和氮的通量，并能够提供每单位面积森林（Kramer 等人，2002 年）和其它植被类型碳的总初级生产量（GPP）²⁶和净初级生产量（NPP）的估值。它们可用于核查生物量和通量的第 1 层和第 2 层的组分估值，并可用于求导与第二层计算相关的“排放因子”和/或国家具体的参数（见表 5.7.1）。在森林的情况下，基本上有两个类别的生态系统模式可以适用：着重于生态系统的生理学和生物化学的模式和基于森林清单的模式。这两类模式比较知名的有森林-BGC（Waring 和 Running，1998 年）、生物群系-BGC（Running 和 Coughlan，1988 年；Running 和 Uunt，1993 年；Running,1994 年）及基于清单的模式（Kauppi 等人，1992 年；Nabuurs 等人，1997 年；Birdsey；1996 年；Kurz 和 Apps，1999 年）。

最近，已开发出新一代陆上碳循环模式以纳入气候变化、大气化学、扰乱率对净初级生产量、净生态系统生产量²⁶和净生物群系生产量²⁶的影响（例如，Landsberg 和 Waring，1997 年；Cben 等人，2000 年 a；Chen 等人，2000 年 b；McGuire 等人，2001 年）。利用遥感空间数据（例如，土地覆盖层、烧除面积和叶面积指数）和气候、大气化学及土壤清查的地理参考数据集，这些基于过程的模式可将立地级数据（例如，生态系统通量测量数据）按比例放大到区域和国家范围。不直接依赖于森林清单，利用这些模式估计的数据可用于与基于森林清单的碳核算作比较。不过，模式（其中土地数据是基于遥感）量化小规模土地用途变化（例如，造林、再造林和毁林）造成的碳储量变化的能力受遥感信息空间分辨率的限制。

如果利用模式来总计结果和提供关于国家范围生物量变化的数据，就需要适当进行模式参数化，同时考虑到一国存在的不同土地用途和土地覆盖层。例如，为将模式结果用于核查森林清单数据，至少应为主要的树种实施参数化。

回归模式已被用来根据基本的气象数据计算净初级生产量（例如，Chikugo 模式，Uchijima 和 Seino，1985 年）。从回归模式和基于过程的模式求出的净初级生产量值可用于交叉检查大规模的第 1 层和第 2 层数据（见表 5.7.1）。

利用地理信息系统（GIS）纳入地面真实数据的建模方法提供比遥感方法更准确的数值。基于地理信息系统的数据库如地形和林冠覆盖率及结构特点如气候等也能用来求导生态系统和生长模式以便检索空间坐标结果。因此，在大洲和全球两级，地理信息系统建模可用于核查国家土地测量法（Mollicone 等人，2003 年）。

方法 5b：自上而下建模和大规模方法

自上而下模式可用于核查从区域到全球规模的碳储量和储量变化。这些方法不能容易地适用于国家级的估计，但可用于总计的国家、大的区域或大洲。对于面积很大的国家或具有能够将国内气团与外部气团流动分开的特点的国家（例如，北美、北方生物带-西伯利亚、澳大利亚、英国等），区域/大洲规模的方法也能用于国家范围。自上而下建模可对区域碳预算提供总体限制，但它们不适合于部门碳预算的核查，因为它们不能区分不同土地利用类别或管理活动引起的排放和清除的影响——如根据《气候公约》和《京都议定书》报告所要求的那样。此外，自上而下建模的方法包括不属于《气候公约》或《京都议定书》规定报告的土地利用类别（例如，非经营土地）产生的排放和清除。尽管如此，在较大的规模上，关于温室气体浓度和同位素构成的大气测量数据原则上应能证明，根据《气候公约》和《京都议定书》采取的总行动对于大气温室气体浓度的趋势将是否有效（Schulze 等人，2002 年）。

²⁶ GPP：总初级生产量，根据总光合作用得出；NPP：净初级生产量，净光合作用或总初级生产量减去自养呼吸（来自地上和地下部活植物生物量）；NEP：净生态系统生产量，即碳（CO₂）的净排放或清除，或净初级生产量减去异养呼吸（土壤有机质和土壤有机碳分解，动物），在净生态系统生产量利用通量技术测量时，正确定义为 NEE，即净生态系统交换；NBP：净生物群系生产量，即碳的大规模（生物群系）净排放或清除，其中考虑到了自然和人为的扰乱（火灾、风倒、采伐，NBP=NEP-扰乱）。NBP 是最终反映在全球碳预算（即大气）中的用语。

反推模式计算浓度测量和大气输送模式的通量。它们可用于确定洲到全球规模的总体碳动态，但区分不同土地利用类别或管理活动对总预算的影响的能力有限。通过测量二氧化碳浓度的空间和时间分布，可以检测陆地和海洋的碳通量。反推模式还可用来计算甲烷和其它温室气体的通量。

在反推分析中纳入空中观察结果和利用区域级输运模式能够改进估计，并能够考虑空间分布的排放/清除数据。反推建模方法的实施正处于完善之中，需要各国进行科学协作和建立一个联网系统。此类估值也许将独立于国家数据而且对区域乃至洲一级的总体核查将起重要作用（关于对几个洲级规模反推建模结果的比较，见 Gurney 等人的撰文，2002 年）。

在国家一级，可用于总体核查的另一个大规模方法是利用高塔，一国之内一般有这类塔（例如，电视塔、传输塔）可用来测量二氧化碳梯度（Bakwin 等人，1995 年）。这种方法可与反推建模结合利用以求出区域/国家排放和清除的平衡状况。一旦安装到位，该系统可实现自动化而且费用不是很昂贵。

5.7.3 关于核查土地利用、土地利用变化和林业清单的指导意见

清查机构（或外部团体）为核查认定的一份清单的几个组成部分可包括：排放/清除估值、投入数据和假定。方框 5.7.2 中的问题可由清查机构作为制定一项核查计划的指导意见。

方框 5.7.2

关于为核查选择清单的组成部分和核查方法的指导意见

哪些标准可用来为核查选择清单组分？

如果任何源/汇类别是“关键”的，应当优先核查。不过，不是“关键”的排放和清除也可选定进行核查，特别是如果这些类别与减轻政策相关或它们的不确定性高的话。如果一个库预计在清查报告期内发生重大变化，也应给予特别的注意。

清单组成部分将如何核查？

核查方法的选择将主要取决于该方法对清查机构或国家具体的条件是否合适/可加利用。额外的标准是：拟核查的数据类型、清查覆盖的空间规模、拟核查的数据的数量和质量及方法本身的准确度、精确度和成本。方法和选择方法的标准在表 5.7.1 中详述并在第 5.7.2 节中作了详细说明。

如果一国对它的清单进行内部核查，“优良做法”是确保：

- 足够的独立专业知识可加利用；
- 核查的文件被列入国家清查报告；
- 不确定性估值和质量保证/质量控制文件被列入报告；
- 说明国家开展的其它核查活动；
- 采用的核查方法是透明、严格和有科学依据的；
- 核查结果是合理并作出可靠解释的；
- 最后计算可与基础数据和假定有合理联系。

方框 5.7.3 中的一览表归纳了对清单进行内部核查可使用的一些工具，特别着重于土地利用、土地利用变化和林业部门。还为《京都议定书》方面提供一个具体的方框（见第 5.7.4 节方框 5.7.5）。

方框 5.7.3

国家清查中对土地利用、土地利用变化和林业部门清单的核查

A. 检查：

土地利用、土地利用变化和林业部门的清单就估计所有 IPCC 源/汇类别排放和清除所使用的数据和假定提供文件证明了吗？

已将所有重要的碳库列入清单了吗？

如果有些土地利用、土地利用变化和林业排放/清除类别被遗漏，报告解释其原因了吗？

排放和清除是否分别报告为*正项*和*负项*？

就土地利用、土地利用变化和林业部门清查的总面积而言，清查年土地利用的总体变化在置信限度内等于零吗？

对从基准年到结束年的趋势的任何中断作了评价和解释吗？

B. 土地利用、土地利用变化和林业排放和清除的比较：

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与该国独立编制的国家清单作比较，或将国家清单的区域子集与为这些区域独立编制的清单作比较（表 5.7.1，方法 1）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与一个*不同但类似*的国家的国家清单作比较（表 5.7.1，方法 1）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门清单的活动数据和/或排放因子与独立的国际数据库和/或其它国家的（数据库）作比较。例如，将类似物种的生物量扩展系数与森林条件类似的国家的数据作比较（表 5.7.1，方法 1）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与利用另一层方法计算的结果，包括默认值作比较（表 5.7.1，方法 2）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与可获的高强度研究资料和实验数据作比较（表 5.7.1，方法 1-3）。

将清单中利用的土地面积和生物量蓄积量与遥感数据作比较（表 5.7.1，方法 4）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与模式作比较（表 5.7.1，方法 5）。

C. 不确定性的比较：

将不确定性估值与文献中报告的不确定性作比较。

将不确定性估值与其它国家的估值和 IPCC 默认值作比较。

D. 直接测量：

进行直接测量（例如当地森林清查、详细的生长测量和/或温室气体的生态系统通量，表 5.7.1，方法 3）。

考虑到资源的限制，应在可能的范围对国家清查报告中提供的信息进行核查，特别是对关键类别。方框 5.7.3 中的核查方法可适用如下：

- A 项下所列的检查至关重要，在理想的情况下这些应作为质量保证/质量控制的组成部分进行。
- “*优良做法*”是至少用方框 5.7.3 的 B 项下所列的方法之一进行核查（有关可适用方法的更多信息见表 5.7.1 和第 5.7.2 节）。
- 如果无法获得土地利用、土地利用变化和林业关于温室气体排放和清除的独立估值，那么内部或外部核查将很可能仅限于对数据和方法的详细审查（Smith, 2001 年）。在此种情况下，“*优良做法*”是由清查机构

进行这些检查，并在其国家清查报告中提供充分的文件和其它证明材料以便于外部核查。

- 清查机构在考虑到国家具体情况和资源可获性的前提下，可以评估有关方法的恰当结合以核查它们的土地利用、土地利用变化和林业清单。方法 1、2 和 3 对于核查清单的几个组分是可行的。在所列的这些方法中，拥有中低量资源的清查机构可轻而易举地实施方法 1 和方法 2。遥感最适合于核查土地面积。直接测量（方框 5.7.3 的 D 项下）是有用的，尽管该方法可能属于资源密集型方法，而且规模大时费用可能是一个制约因素。在直接测量与遥感相结合不可行时可将模式作为一个替代方法。

5.7.4 与《京都议定书》有关联的具体问题

一般来说，第 5.7.2 节中讨论的方法同样可用于核查根据《气候公约》提交的清单和根据《京都议定书》提交的报告。虽然测量给定面积的碳储量变化的费用随着希望的精确度和景观异质性提高而增加，但“优良做法”的原则同样适用于项目和国家清单。

清查机构可利用方框 5.7.4 中的问题来帮助指导为根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条报告的补充信息制定一项核查计划。

方框 5.7.4
关于核查碳库和活动的指导意见

核查哪些碳库？

“优良做法”是既重点核查预计与《京都议定书》最相关的那些碳库，也重点核查非二氧化碳温室气体排放。《马拉喀什协定》列出了以下库：地上和地下部生物量、枯枝落叶、死木和土壤有机碳。正如《马拉喀什协定》所指出的，缔约方如果提供可核查的信息证明特定的库已不是第 3.3 条规定的活动和根据第 3.4 条选定的活动或项目的温室气体的源，可将该库排除在报告之外。因此，要求的信息对于选定的库（遵循第 3 章和第 4 章提供的意见，关于库的变化）和非选定的库（证明它们不是源的补充信息）来说是不同的。关于土地利用、土地利用变化和林业清单，如果一个库预计在清查报告期间将发生重大变化，也应予以特别注意。

核查哪些活动？

按照《马拉喀什协定》，缔约方应报告《京都议定书》第 3.3 条规定的活动并可只选择第 3.4 条规定的某些活动。对于所有强制性或可选的活动而言，《京都议定书》规定的报告所特有的组成部分包括：认定此类活动发生的面积，证明这些活动是自 1990 年 1 月 1 日以来已发生和人类引起的，以及确定“1990”基准年（再造林活动的参考年和净-净核算的基准年）。

与根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条得出的估值相关的具体核查可包括：

- 对于纳入《京都议定书》规定的报告的土地，“优良做法”是利用地理和统计信息如遥感数据来核查此类土地。即使不要求地理参照，这也将便利核查（Smith, 2001 年）。
- 报告第 3.3 和 3.4 条规定的多数活动产生的温室气体排放和清除要求提及 1990 年或 1990 年以前的数据（1990 年林地/非林地分类，农田管理、放牧地管理、植被重建等的净-净核算）。在有些情况下，这些数据可能无法获得或其可靠性有限，可依照第 4 章第 4.2.8.1 节中的意见利用估值。“优良做法”是尽量核查估计方法和数值。

项目活动的排放和清除可根据《京都议定书》第 6 和 12 条报告，本报告第 4 章列出了不同的项目类型并提出了可能需要核查的每种信息类型。虽然第 5.7.2 节中介绍的许多方法可用于项目核查，但正在根据《京都议定书》和《马

拉喀什协定》发展补充规则。²⁷ 尽管有这个因素，项目核查一般比国家级的核查容易。就项目而言，界限、碳库和寿命都是能够可靠确定的因素，因此可加以核查。一般来说，拥有良好监测和报告计划的项目可能较容易核查。

关于土地利用、土地利用变化和林业部门清单，清查机构在考虑到具体情况和资源可获得性的前提下，可选择恰当的方法组合来核查根据《京都议定书》报告的补充信息。在这些方法中，遥感最适合于核查土地面积。直接测量是有用的，尽管这种方法可能是资源密集型的。在直接测量与遥感结合不可行时，可将模式作为一种替代方法。有些核查步骤为《京都议定书》所独有，在方框 5.7.5 中介绍。

方框 5.7.5

根据《京都议定书》进行的土地利用、土地利用变化和林业核查

检查：

如果一缔约方报告在林地上发生了某种活动，是否提供了“森林”定义并且该定义是否与报告的活动和土地单位一致？是否提供了关于选定的树冠覆盖率和树木高度的信息？

是否报告了所有碳库（地上部和地下部生物量、死木、枯枝落叶、土壤有机碳）的变化？如果没有报告，是否说明了省略某一碳库的理由并提供文件证明？

是否具体说明了符合第 3.3 和 3.4 条规定的活动的土地面积的地理界限？

根据第 3.3 和 3.4 条报告的土地总面积在随后或连续的承诺期内是保持不变还是增加了？

是否提供了信息证明根据第 3.4 条选定的活动自 1990 年以来已发生而且是人为的？

对于第 3.3 条，是否提供信息以区分毁林与采伐（皆伐）或再造林后接着发生的森林扰乱？

方框 5.7.5 中所列的检查至关重要，在理想的情况下应作为质量保证/质量控制的组成部分进行。除了这些具体的检查外，方框 5.7.3 中 B 至 D 项下列示的综合清单也可用来认定其它有益的核查活动。

5.7.5 报告和文件

在清查机构进行核查活动时，“优良做法”是报告以下项目并提供文件证明：

- 已经核查的信息；
- 用来选定核查优先事项的标准；
- 核查方法，及所收集的相关数据；
- 已经认定的方法的任何局限性；
- 与独立清单、数据集、科学文献等所作的最终比较；
- 从外部审查人员收到的任何反馈意见，附上关键评论的摘要；
- 核查的主要结论；
- 核查过程采取的行动；
- 产生于调查结论的有关国家/国际级清查改进或研究的任何建议。

²⁷ 本段所指的核查应在本章的背景下考虑（如第 5.7.1 节所界定的）。根据《马拉喀什协定》，项目需接受具体的“核查”，如决定草案-/CMP.1（第 6 条）、-/CMP.1（第 12 条）及其附件（FCCC/CP/2001/13/Add.2）中界定的。

还鼓励清查机构提供关于其它机构进行的外部核查活动的信息，但条件是它们与清查有关并且任何此类信息能够方便地收集和汇总。

如果建模被用于核查，“优良做法”是将建模过程充分编写成文件。有待报告的其它信息包括：投入数据的来源、模式和数据假定的讨论及程序和分析的说明。由于投入数据量大并且典型的大模式需要多种变量，可能需要许多长篇幅的技术性文件。“优良做法”是全面和透明地报告以上信息。拟包括的信息应能使第三方充分了解核查过程和必要时证实结果。

5.7.6 关于核查方法的某些细节

与国际方案和数据集的比较

对于愿意参照来自国际监测和研究方案的数据集比较清单或其组成部分的清查机构，按照方框 5.7.6 中提供的联系信息进行联系可能是有益的。显然，方框并非详尽无遗地列出可获的所有方案，但它提供了与土地利用、土地利用变化和林业较为相关的某些方案的信息。

方框 5.7.6

与土地利用、土地利用变化和林业有关的方案和网络

FLUXNET (Ameriflux、Carbo Euroflux)

生态系统通量测量网，多数关于林分，但也有其它土地利用类型的通用数据库，与生态系统研究有关

<http://www-eosdis.ornl.gov/FLUXNET/index.html>

CarboEurope (由欧洲联盟委员会资助)

项目集群，旨在依靠不同的方法（通量测量、生态系统研究、区域和洲预算、反推建模、生态系统建模）了解欧洲的碳平衡

<http://www.bgc-jena.mpg.de/public/carboeur/>

国际地圈-生物圈方案 (IGBP)

净初级生产量数据集，协调国际研究的努力，全球变化和陆地生态系统等

<http://www.igbp.kva.se/cgi-bin/php/frameset.php>

<http://www.gcte.org/>

长期生态学研究 (森林、草地)

存在于不同国家的生态系统生态学研究网

<http://www.lternet.edu/>

粮农组织

陆地生态系统研究场所数据库 (TEM)、全球陆地观测系统 (GTOS)、全球气候观测系统 (GCOS)、森林资源评估 (FRA)

<http://www.fao.org>

监测网络

ICP Forost

欧洲联盟国际森林共同合作方案 (EU/ICP Forests)，在 35 个国家在两个层面上开展工作，致力于标准化规程和方法。系统格网约有 6000 个一级点，在其中进行有限数目的调查，而密集监测格网在欧洲大陆主要森林类型中有 860 个 2 级地块，在其中进行大量的调查。

<http://www.icp-forests.org/>

方框 5.7.6 (续)

与土地利用、土地利用变化和林业有关的方案和网络

ICP/IM 和 EMEP

多学科 ICP 综合监测方案 (ICP/IM) 以及监测和评价欧洲空气污染物远距离传播合作方案 (EMEP) 联合国欧洲经济委员会 (欧洲经委会)《远程跨界空气污染公约》监测战略和影响评价的一部分。EMEP 方案依赖于 3 个主要组成部分: (1) 排放数据的收集, (2) 空气和降水质量的测量, 和 (3) 空气污染大气输送和沉积的建模。

<http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp-im/in.htm>

<http://www.emep.int/>

全球碳项目

全球碳项目是国际地圈生物圈方案 (IGBP)、世界气候研究方案 (WCRP) 和人类因素国际方案 (IHDP) 的地球系统科学联盟项目。全球碳项目的科学目的是发展全球碳循环的完整情景, 包括生物物理和人类因素以及二者之间的互动和反馈。

<http://www.globalcarbonproject.org/>

橡树岭国家实验室分布式活动档案中心 (ORNL DAAC)

在地面、从飞机、通过卫星收集或由计算机模式产生的生物地球化学和生态学数据的一个来源。数据规模从特定地点到全球不等, 而且时间范围从数天到数年不等。作为国家航空和宇宙航行局 (NASA) 地球科学企业 (ESE) 方案的组成部分, 橡树岭国家实验室环境科学处 (ESD) 为生物地球化学动态经营着橡树岭国家实验室分布式活动档案中心。

<http://www-eosdis.ornl.gov/>

遥感

关于现有遥感传感器的概述

分辨率从粗到细的光学卫星数据, 在全球范围内可从 NOAA AVHRR、SPOT Vegetation、ERS/ATSR、MODIS、Envisat MERIS、Landsat TM/ETM 和其它一些传感器获取。只是最近才供 NASA AIRSAR 飞行任务使用的多频/极化雷达, 对于植被分类也非常有用。这些传感器由于对植被结构特点很敏感, 给光学遥感提供了一种优良的补充数据源。使用 Envisat ASAR 卫星和随着 RadarSat 2 号卫星的发射, 此种雷达数据将能够更广泛地获得。遥感数据的准确度因传感器的几何和辐射测量特点而不同。不同卫星传感器的规格 (传感器类型、空间分辨率, 可获性等) 列示在表 5.7.2 中, 关于更多的信息可查阅 <http://idisk.mac.com/alexandreleroux/Public/agisrs/arist.html>。所用的成像数据应根据目标面积的地理范围和所希望的分辨率选择。利用不同的传感器可能是一个解决方案以规避云层持续覆盖地区遥感的局限性 (例如, 光学和雷达数据)。

利用遥感求导植被参数

已知净初级生产量 (NPP) 与光合作用的有效辐射 (PAR) 为正相关, 它也能根据 NDVI (归一化差异植被指数) 和太阳辐射作出估计。

光学遥感数据 (包括像归一化差异植被指数这样的指数) 与碳储量间的函数关系是, 林冠反射率与叶面积指数 (LAI) 相关, 而且叶面积指数反过来又与木质生物量和净初级生产量有着很强的函数关系 (Gholz, 1982 年; Waring, 1983 年)。对这种关系的另外一种解释是反射率与吸收的光合作用有效辐射部分 (fAPAR) 相关, 它在较长的时期内与净初级生产量呈线性相关 (例如, Monteith, 1977 年; Landsberg 和 Waring, 1997 年)。归一化差异植被指数被广泛用来根据遥感数据估计叶面积指数和吸收的光合作用有效辐射部分。

通过遥感确定的归一化差异植被指数和太阳辐射, 与气象测量和地理信息系统 (GIS) 数据相结合, 也可在较

大的规模上（区域乃至全球）用来作出估计。归一化差异植被指数还被用来求导生长季节的期限，已表明这个参数与以生态系统通量测量的净生态系统交换（NEE，净碳汇）密切相关，尤其是在落叶林（Baldocchi 等人，2001 年）。不过，在利用这个方法时，必须仔细考虑到，精细尺度的差别难以处理而且并非所有植被的连续阶段都被归一化差异植被指数所恰当覆盖（回收过程等）。此外，从与归一化差异植被指数相关性求出的多数生态系统参数可能是特定物种和/或生物群系的。而且归一化差异植被指数受林冠叶面积指数或吸收的光合作用有效辐射部分以外其它因素的影响，这种关系在叶面积指数值超过 $3 \text{ m}^2/\text{m}^2$ 时趋于饱和（Moreau 和 Li，1996 年，Carlson 和 Ripleg，1997 年，Gemmell 和 McDonald，2000 年），尽管就针叶林冠而言，在叶面积指数达到 $10 \text{ m}^2/\text{m}^2$ 时并不饱和（Chen 等人，2002 年）。由于饱和，从 LANDSAT 卫星图像求出的归一化差异植被指数发现与热带林分结构变量或林分内地上部总生物量的相关性很弱。一般来说，估计叶面积指数或吸收的光合作用有效辐射部分的基于归一化差异植被指数的方法将是土壤反射率、植被覆盖率、生物群系类型和照明/观察条件的一个函数。这些因素导致用于从归一化差异植被指数估计叶面积指数（或吸收的光合作用有效辐射部分）的方程多种多样（Moreau 和 Li，1996 年），如果选择或求导方程，用户应当考虑到这一点。如将光谱指数用作构建与叶面积指数或吸收的光合作用有效辐射部分关系的基础，应考虑利用受诸如土壤反射率等参数变化影响较小的一个指数（Kaufman 和 Tanre，1992 年；Huete 等人，1997 年）。增强型植被指数（EVI）也许是其中最希望的，既对多数传感器而言易于实施，而且与吸收的光合作用有效辐射部分呈线性关系（Huete 等人，1997 年；Gobron 等人，2000 年）。对于 1 公里像素足够的数据集而言，用户也许能够利用 MODIS 或 MERIS fAPAR 数据和 MODIS LAI 数据。此外，软件可免费获得以便从 SeaWiFS、MERIS、VEGETATION 或 GLI 传感器获得的数据产生高质量的吸收的光合作用有效辐射部分的值（Gobron 等人，2000 年）。

地上部生物量还能利用 LIDAR 机载传感进行有效的估计，这种传感可通过发射激光脉冲——其波长在林冠表面反射但能通过树木并反射到地面——同时测量林冠表面和地面海拔高度。不过，由于激光束直径小，大面积绘图需要广泛的飞行（Dubayan 和 Drake，2000 年）。飞机或卫星所载的激光植被成像传感器（LVIS）如具有大覆盖区的植被林冠 LIDAR 将可能解决这些问题（Blair 等人，1999 年；Means 等人，1999 年；Dubaghan 和 Drake，2000 年）。利用基于太阳-目标-传感器几何学的双向反射特性的光学卫星数据，还可估计植被结构。

利用遥感检测火情和烧除面积

遥感还经常适用于森林火情检测。不同规模的森林火情或火迹检测的例子很多，包括利用 Landsat TM 检测国内 1 公顷火烧痕（例如，ITALSCAR，2003 年：意大利区域烧除森林绘图，<http://www.esa.int/dup>）或为欧洲联盟成员国进行的检测（<http://natural-hazards.jrc.it/fires/>）、在印度尼西亚利用 ERS SAR 进行的检测（Page 等人，2002 年）以及全球检测活火情（ATSR 世界火情图，2003 年：<http://earth.esa.int/ionia/FIRE/>）、火烧痕（GLOBSCAR，2003 年全球烧除森林绘图，<http://earth.esa.int/ionia/FIRE/>）；GLOBCARBON，2003 年：全球碳模式同化土地产品，<http://www.esa.int/dap>）和烧除面积（2000 年全球烧除面积：http://www.gvm.sai.jrc.it/fire/gba2000_website/index.htm）。举例说，最近利用遥感技术所作的一项研究估计了 1990 年至 1997 年间湿润热带火情引起的毁林总面积，得出了一个不同于粮农组织统计局报告的数字，后者是利用各国和专家报告的毁林数据（Achard 等人，2002 年）。

表 5.7.2 部分主要遥感平台的特点

卫星	传感器名称	国家 (运作)	空间分辨率 (m)在最低点	扫描带 (km)	传感器类型和 规模		光谱信息					数据可获得性 (获取期)			
					类型	规模	VNIR	SWIR	TIR	SAR	1980-1990	1990-1999	2000-2007	2008-2012	
NOAA(POES)	AVHRR	美国	1100	2700	O	Co-G	M	S	M	-	A	A	A	A	A
SPOT	Vegetation	欧盟	1150	2250	O	Co-G	M	S	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
ADEOS-II	GLI	日本	250,1000	1600	O	Co-G	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
Terra/Aqua	MODIS	美国	250,500,1000	2330	O	Co-G	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	PA
Terra	MISR	美国	275,550,1000	360	O	Co-G	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	PA
ERS-1/2	ATSR-1/2	欧洲	1000	500	O	Co-G	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
Envisat	AATSR	欧洲	1000	500	O	Co-G	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
NPOESS	VIRS	美国	400	3000	O	Co-G	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	A
Envisat	MERIS	欧洲	300(Land)	1150	O	Co-G	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
Landsat	MSS	美国	80	185	O	R	M	M	M	-	A	A	A	A	A
Landsat	TM	美国	30,120	185	O	R	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	A
Landsat	ETM+	美国	15,30,60	185	O	R	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	A
SPOT	HRV/HRVIR/HRG	法国	(2.5),10,20	60	O	R	M	M	(S)	-	PA	PA	PA	PA	A
Terra	ASTER	日本/ 美国	15,30,90	60	O	R	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	A
IRS-1C/D	PAN/LISS-3	印度	6/30	70/414	O	R	M	M	S	-	PA	PA	PA	PA	PA
JERS-1	OPF(VNIR)	日本	18*24	75	O	R	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	PA
ALOS	AVNIR-2	日本	10	70	O	R	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	A
ALOS	PRISM	日本	2.5	35/70	O	R	S	M	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
IKONOS	Pan/Multi	美国	0.82/3.3	11	O	R	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
Orbview-3	Pan/Multi	美国	0.82/3.3	8	O	R	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
QuickBird	Pan/Multi	美国	0.61/2.5	17	O	R	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
EO-1	ALI	美国	10,30	185	O	R	M	M	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
EO-1	Hyperion	美国	30	7.5	O	R	H	H	H	-	PA	PA	PA	PA	MA
JERS-1	SAR	日本	18	75	S	R	-	-	-	L	PA	PA	PA	PA	MA
ALOS	PALSAR	日本	10,100	70,250-350	S	R	-	-	-	L	PA	PA	PA	PA	MA
ERS-1/2	AMI	欧洲	30	100	S	R	-	-	-	C	PA	PA	PA	PA	MA
Envisat	ASAR	欧洲	30,100,150	100,400	S	R	-	-	-	C	PA	PA	PA	PA	MA
Radarsat-1/2	SAR	加拿大	(3,8),10,30	(20),50,100	S	R	-	-	-	C	PA	PA	PA	PA	MA
TerraSAR	SAR	德国	1-3,3-15	10,40-60	S	R	-	-	-	X/L	PA	PA	PA	PA	MA
LIDAR															
VCL	VCL	美国	25	8	L	R	S	S	S	-	PA	PA	PA	PA	MA

O: 光学; S: 综合孔径雷达; L: LIDAR; Co: 大洲; G: 全球; R: 区域; M: 多频段; S: 单频段; A: 在整个时期可获; PA: 部分时期可获; MA: 该时期也可获。

参考文献

导言

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

认定和量化不确定性

Cullen A.C., and Frey H.C. (1999). *Probabilistic Techniques in Exposure and Risk Assessment: a Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*. Plenum Press, New York.

Eggleston H. S., Charles D., Jones B.M.R., Salway A.G., and Milne R. (1998). Treatment of uncertainties for national greenhouse gas emissions. Report AEAT 2688-1 for DETR Global Atmosphere Division, AEA Technology, Culham, UK.

Fishman G.S. (1996). *Monte Carlo: concepts, algorithms, and applications*. Springer-Verlag, New York.

Frey H.C., and Burmaster D.E. (1999). Method for characterization of variability and uncertainty: comparison of bootstrap simulation and likelihood-based approaches. *Risk Analysis*, 19: pp. 109-129.

Frey H.C. and Rhodes D.S. (1996). Characterizing, simulating, and analyzing variability and uncertainty: an illustration of methods using an air toxics emissions example. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2: pp. 762-797.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

Lehtonen A., Mäkipää R., Heikkinen J., Sievänen R., and Liski J. (2004). Biomass expansion factors (BEF) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forest. *Forest Ecology and Management*. 188: 211-224

Morgan M.G., and Henrion M. (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*, Cambridge University Press, New York.

Ogle S.M., Eve M.D., Breidt F.J., and Paustian K. (2003). Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agroecosystems between 1982 and 1997. *Global Change Biology* 9: pp.1521-1542

Oreskes N., Shrader-Frechette K. and Belitz K. (1994). Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science*, 263: pp.641-646.

Rypdal K., and Winiwarter W. (2001). Uncertainties in GHG emission inventories. *Environmental Policy and Science*, 4(2-3): pp. 107-116.

Winiwarter W., and Rypdal K. (2000). Uncertainties in the Austrian GHG emission inventory. *Atmospheric Environment* 35/32: pp. 5425-5440.

抽样

Cochran W.G. (1977). *Sampling techniques*. John Wiley & Sons, New York.

Dees M., Koch B., and Pelz D.R. (1998). Integrating satellite based forest mapping with Landsat TM in a concept of a large scale forest information system. *PFG*, 4/1998: pp.209-220.

De Vries P.G. (1986). *Sampling theory for forest inventory*. Springer-Verlag, New York.

Gertner G., and Köhl M. (1992). An assessment of some nonsampling errors in a national survey using an error budget. *Forest Science* 38(3): pp. 525-538.

- Köhl M., Scott C.T., and Zingg A. (1995). Evaluation of Permanent Sample Surveys for Growth and Yield Studies. *Forest Ecology and Management*, 71(3): pp. 187-194.
- Lund G.H. (ed.). (1998). IUFRO Guidelines for designing multipurpose resource inventories. IUFRO World Service Volume 8. International Union of Forest Research Organizations. Vienna, Austria.
- Raj D. (1968). Sampling theory. McGraw-Hill.
- Reed D.D., and Mroz G.D. (1997). Resource assessment in forested landscapes. John Wiley & Sons, New York. p.386
- Särndal C.-E., Swensson B., and Wretman J. (1992). Model assisted survey sampling. Springer, New York.
- Schreuder H.T., Gregoire T.G., Wood G.B. (1993). Sampling Methods for Multiresource Forest Inventory, John Wiley & Sons, New York.
- Scott C.T., and Köhl M. (1994). Sampling with partial replacement and stratification, *Forest Science* 40(1): pp. 30-46
- Thompson S.K. (1992). Sampling. John Wiley & Sons, New York.

方法选择-认定关键类别

- Cullen A.C., and Frey H.C. (1999). Probabilistic Techniques in Exposure Assessment. A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs. ISBN 0-306-45957-4. Plenum Press. New York and London.
- Flugsrud K., Irving W., and Rypdal K. (1999). Methodological Choice in Inventory Preparation. Suggestion for Good Practice Guidance. Documents 1999/19. Statistics Norway.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Morgan M.G., and Henrion M. (1990). Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis, Cambridge University Press, New York.
- Rypdal K., and Flugsrud K. (2001). Sensitivity Analysis as a Tool for Systematic Reductions in GHG Inventory Uncertainties. *Environmental Policy and Science*. Vol 4 (2-3): pp. 117-135.

质量保证和质量控制

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

时间序列的一致性和重新计算

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

核查

- Achard F., Eva H.D., Stibig H.J., Mayaux P., Gallego J., Richards T., and Malingreau J.-P. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297: pp. 999-1002.
- Alexandrov G.A., Oikawa T., and Yamagata Y. (2002b). The scheme for globalization of a process-based model explaining gradations in terrestrial NPP and its application, *Ecological Modelling*, 148: pp.293-306.
- Aubinet M., Grelle A., Ibrom A., Rannik U., Moncrieff J., Foken T., Kowalski A.S., Martin P.H., Berbigier P., Bernhofer C., Clement R., Elbers J., Granier A., Grünwald T., Morgenstern K., Pilegaard K., Rebmann C., Snijders C.W., Valentini R., and Vesala T. (2000). Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: the EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research* 30: pp. 113-175.
- Baldocchi D., Falge E., Gu L., Olson R., Hollinger D., Running S., Anthoni P., Bernhofer C., Davis K., Evans R., Fuentes J., Goldstein A., Katul G., Law B., Lee X., Malhi Y., Meyers T., Munger W., Oechel W., Paw T., Pilegaard K., Schmid H.P., Valentini R., Verma S., Vesala T., Wilson K., and Wofsy S. (2001). FLUXNET: A New Tool to Study the Temporal and Spatial Variability of Ecosystem-Scale Carbon Dioxide, Water Vapor, and Energy Flux Densities. *Bull. Amer. Met. Soc.* 82 (11): pp. 2415-2434.
- Bakwin P., Tans P., Ussler W. III, and Quesnell E. (1995). Measurements of carbon dioxide on a very tall tower. *Tellus* 47B: pp. 535-549.
- Birdsey R.A. (1996). Carbon storage for major forest types and regions in the conterminous United States. In: Sampson R.N., and Hair D.(eds.) *Forests and Global Change, Vol. 2: Forest Management Opportunities for Mitigating Carbon Emission American Forests*, Washington D.C., USA, pp. 1-25.
- Blair J.B., Rabine D.L., and Hofton M.A. (1999). The Laser Vegetation Imaging Sensor: a medium-altitude, digitization only, airborne laser altimeter for mapping vegetation. *ISPRS J. Photogrammetric & Remote Sensing* 54: pp.115-122.
- Butterbach-Bahl K., Breuer L., Gasche R., Willibald G., and Papen H. (2002). Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N-deposition., *Forest Ecology and Management* 167: pp. 123-134.
- Butterbach-Bahl K. and Papen H. (2002). Four years continuous record of CH₄-exchange between the atmosphere and untreated and limed soil of a N-saturated spruce and forest ecosystem in Germany., *Plant and Soil* 240: pp.77-90.
- Carlson T.N. and Ripley D.A. (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 62: pp.241-252.
- Chen W., Chen J.M., Liu J., and Cihlar J. (2000a). Approaches for reducing uncertainties in regional forest carbon balance. *Global Biogeochemical Cycles* 14(3): pp. 827-838.
- Chen W., Chen J.M., and Cihlar J. (2000b). An integrated terrestrial carbon-budget model based on changes in disturbance, climate, and atmospheric chemistry. *Ecol. Modelling* 135: 55-79.
- Chen, J.M., Pavlic G., Brown L., Cihlar J., Leblanc S.G., White H.P., Hall R.J., Peddle D., King D.J., Trofymow J.A., Swift E., Van der Sanden J., and Pellikka P. (2002). Validation of Canada-wide leaf area index maps using ground measurements and high and moderate resolution satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 80: pp. 165-184.
- Dubayah R.O., and Drake J.B. (2000). Lidar remote sensing for forestry. *J. Forestry* 98: pp. 44-46.
- Foody C.M., Green R.M., Lucas R.M., Curran P.J., Honzak M., and Do Amaral I. (1997). Observations on the relationship between SIR-C radar backscatter and the biomass of regenerating tropical forests. *Int. J. Remote Sens.* 18: pp. 687-694.
- Gemmell F. and McDonald A.J. (2000). View zenith angle effects on the forest information content of three spectral indices. *Remote Sensing of Environment*, 72: pp. 139-158.
- Gholz H.L. (1982). Environmental limits on aboveground net primary production, leaf area and biomass in vegetation zones of the Pacific Northwest. *Ecology* 63: pp. 469-481.
- Gobron N., Pinty B., Verstraete M.M., and Widlowski J.-L. (2000). Advanced vegetation indices optimised for up-coming sensors: design, performance, and applications. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 38: pp.2489-2505.

- Gurney K.R., Law R.M., Scott Denning A., Rayner P.J., Baker D., Bousquet P., Bruhwiler L., Chen Yu-Han, Ciais P., Fan S., Fung I.Y., Gloor M., Heimann M., Higuchi K., John J., Maki T., Maksyutov S., Masariek K., Peylin P., Prather M., Pakk B.C., Randerson J., Sarmiento J., Taguchi S., Takahashi T., Yuen C.-W. (2002). Towards robust regional estimates of CO₂ sources and sinks using atmospheric transport models. *Nature*, 415: pp. 626-630.
- Huete A.R., Liu H.Q., Batchily K., and van Leeuwen W. (1997). A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 59: pp. 440–451.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Janssens I.A., Lankreijer H., Matteucci G., Kowalski A.S., Buchmann N., Epron D., Pilegaard K., Kutsch W., Longdoz B., Grünwald T., Montagnani L., Dore S., Rebmann C., Moors E.J., Grelle A., Rannik Ü., Morgenstern K., Oltchev S., Clement R., Guðmundsson J., Minerbi S., Berbigier P., Ibrom A., Moncrieff J., Aubinet M., Bernhofer C., Jensen N.O., Vesala T., Granier A., Schulze E.-D., Lindroth A., Dolman A.J., Jarvis P.G., Ceulemans R., Valentini R. (2001). Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests, *Global Change Biology*, 7: pp. 269-278.
- Kaufman Y.J. and Tanré D. (1992). Atmospherically-resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30: pp. 261–270.
- Kauppi P.E., Mielikäinen K., Kuusela K. (1992). Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science*, 256: pp. 70-74.
- Körner C. (2003). Slow in, rapid out – Carbon flux studies and Kyoto targets. *Science*, 300: pp.1242-1243.
- Kramer K., Leinonen I., Bartelink H.H., Berbigier P., Borghetti M., Bernhofer C., Cienciala E., Dolman A.J., Froer O., Gracia C.A., Granier A., Grünwald T., Hari P., Jans W., Kellomäki S., Loustau D., Magnani F., Markkanen T., Matteucci G., Mohren G.M.J, Moors E., Nissinen A., Peltola H., Sabaté S., Sanchez A., Sontag M., Valentini R., Vesala T. (2002). Evaluation of 6 process-based forest growth models based on eddy-covariance measurements of CO₂ and H₂O fluxes at 6 forest sites in Europe. *Global Change Biology*, 8: pp. 213-230.
- Kurz W., Apps M. (1999). A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications* 9(2): pp.526-547.
- Landsberg J.J. and Waring R.H. (1997). A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance, and partitioning. *Forest Ecology and Management*, 95: pp. 209–228.
- Luckman A., Baker J., Honzák M., and Lucas R. (1998). Tropical forest biomass density estimation using JERS-1 SAR: Seasonal variation, confidence limits, and application to image mosaics. *Remote Sens. Environ.*, 63: pp. 126–139.
- McGuire A.D., Sitch S., Clein J.S., Dargaville R., Esser G., Foley J., Heimann M., Joos F., Kaplan J., Kicklighter D.W., Meier R.A., Melillo J.M., Moore B. III, Prentice I.C., Ramankutty N., Reichenau T., Schloss A., Tian H., Williams L.J., and Wittenberg U. (2001). Carbon balance of the terrestrial biosphere in the twentieth century: Analyses of CO₂, climate and land-use effects with four process-based ecosystem models. *Global Biogeochemical Cycles*, 15: pp.183-206.
- Means J.E., Acker S.A., Harding D.J., Blair J.B., Lefsky M.A., Cohen W.B., Harmon M.E., and Mckee W.A. (1999). Use of large-footprint scanning airborne lidar to estimate forest stand characteristics in the Western Cascades of Oregon. *Remote Sens. Environ.*, 67: pp. 298–308.
- Mollicone D., Matteucci G., Koble R., Masci A., Chiesi M., Smits P.C. (2003). A model based approach for the estimation of carbon sink in European forest. In: Valentini R. (ed.) Fluxes of carbon, water and energy of European forests. *Ecological Studies*, Vol. 163, Springer-Verlag, Berlin, pp.179-206.
- Monteith J.L. (1977). Climate and the efficiency of crop production in Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, Series B, 281: pp.277–294.
- Moreau L. and Li Z. (1996). A new approach for remote sensing of canopy absorbed photosynthetically active radiation. II.: proportion of canopy absorption. *Remote Sensing of Environment*, 55: pp.192–204.

- Nabuurs G.J., Pavinen R., Sikkema R., Mohren G.M.J. (1997). The role of European forests in the global carbon cycle – a review. *Biomass and Bioenergy*, 13: pp. 345-358.
- Nilsson S., Jonas M., Obersteiner M., Victor D.G. (2001). Verification: the gorilla in the struggle to slow global warming. *The Forestry Chronicle* 77(3): pp.475-478.
- Okuda T. and Nakane K. (1988). Application of Landsat MSS data to the vegetation classification—a case study of the northwestern part of Fukuoka prefecture, Japan. *Jpn. J. Ecol.* 38: pp. 85–97.
- Okuda T., Suzuki M., Adachi N., Yoshida K., Niiyama K., Nur Supardi M.N., Manokaran N., Mazlan H. (2003). Logging history and its impact on forest structure and species composition in the Pasoh Forest Reserve - Implication for the sustainable management of natural resources and landscapes. In Okuda T, Niiyama K., Thomas S.C., and Ashton P.S. (eds.), *Pasoh: Ecology of a Rainforest in South East Asia*, Springer, Tokyo, pp. 15-34.
- Oreskes N., Shrader-Frechette K. and Belitz K.(1994). Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences.. *Science*, 263: pp. 641-646.
- Page S.E., Siegert F., Rieley J.O., Boehm H.-D.V., Jaya A. and Limin S. (2002). The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nature*, 420: pp.61-65.
- Rauste Y., Häme T., Pulliainen J., Heiska K., Hallikainen M. (1994). Radar-based forest biomass estimation. *Int. Jour. Remote Sensing* 15(14): pp. 2797-2808.
- Running S.W. (1994). Testing FOREST-BGC ecosystem process simulations across a climatic gradient in Oregon, *Ecol. Appl.* 4(2): pp. 238–247.
- Running S.W. and Coughlan J.C. (1988). A general model of forest ecosystem processes for regional applications I. Hydrological balance, canopy gas exchange and primary production processes *Ecol. Model.* 42: pp.125–154.
- Running S.W. and Hunt E.R. Jr. (1993). Generalization of a forest ecosystem process model for other biomes, BIOME-BGC, and an application for global-scale models. In: Ehleringer J.R. and Field C. (eds.), *Scaling physiological processes: Leaf to globe*, Academic Press, San Diego, CA, pp. 141–158.
- Saatchi S.S., Nelson B., Podest E., and Holt J. (2000). Mapping land cover types in the Amazon Basin using 1 km JERS-1 mosaic. *Int. J. Remote Sens.* 21: pp. 1201–1234.
- Schulze E.-D., Valentini R., Sanz M.-J.(2002). The long way from Kyoto to Marrakesh: implication of the Kyoto Protocol negotiations for global ecology. *Global Change Biology* 8: pp. 505-518.
- Smith P. (2001). Verifying sinks under the Kyoto Protocol. *VERTIC Briefing Paper* 01/03, 1-9 (<http://www.vertic.org/briefing/briefing.html>)
- Steinkamp R., Butterbach-Bahl K., Papen H. (2001). Methane oxidation by soils of an N limited and N fertilized spruce forest in the Black Forest, Germany. *Soil Biology & Biochemistry* 33: pp. 145-153.
- Terhikki Manninen A., Ulander L.M.H. (2001). Forestry parameter retrieval from texture in CARABAS VHF-Band SAR images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39(12): pp. 2622-2633.
- Trotter C.M., Dymond J.R., and Goulding C.J. (1997). Estimation of timber volume in a coniferous plantation forest using Landsat TM. *International Journal of Remote Sensing*, 18: pp. 2209–2223.
- Uchijima Z. and Seino H. (1985). Agroclimatic evaluation of net primary productivity of natural vegetation. (1) Chikugo model for evaluating net primary productivity, *J. Agr. Met.* 40: pp. 343–352.
- Waring R.H. (1983). Estimating forest growth and efficiency in relation to canopy leaf area *Adv. Ecol. Res.* 13: pp. 327-354.
- Waring R.H. and Running S.W. (1998). *Forest Ecosystems. Analysis at multiple scales*. Academic Press, San Diego, CA, USA.

附件 A

词汇表

地上部生物量

土壤以上所有活的生物量，包括茎、树桩、枝、树皮、籽实和叶。

注：如果下层林木在地上生物量碳库中占较小的部分，那么用于某些层级的方法和相关数据将这部分排除在外是可接受的，但要按照第 5 章的规定在整个清单时间序列中以统一的方式使用层级。

绝对误差

最大容许误差，定义为独立于所估计变量数值的一个实际范围。

活动

在给定时期内在划定区域所发生的做法或总体做法。

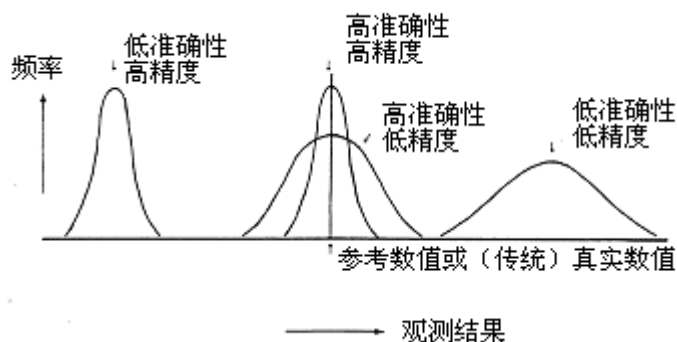
核算

将报告的排放和清除量与承诺量作比较的规则。

准确性

清单定义：准确性是指某一排放或清除估计正确程度的一个相对测量指标。所作的估计在某种意义上是准确的，既不系统地高于也不系统地低于真实排放或清除值，而且从实际操作角度讲尽可能地减少不确定性。应该使用符合*优良做法指南*的适当方法，以提高清单的准确性。（FCCC/SBSTA/1999/6 Add.1）

统计定义：准确性是描述某一变量估计没有受由系统误差造成偏差影响程度的，它描述某一数量性的估计不被系统误差带来的偏差所影响的程度的通用术语。它应该与下图所示的精确度有所区别。



活动数据

清单定义：在给定的时期内，人类活动导致的排放或清除的数据。

在土地利用、土地利用变化和林业部分，关于土地面积、管理系统、石灰和肥料使用的数据作为活动数据的例子。

造林¹

在至少 50 年内非森林的土地上，通过直接的人为种植、播种和（或）人类对自然种籽源的促进，将其变为林地。

¹ 如《马拉喀什协定》所规定的，在《京都议定书》范围内，参看/CMP.1 号决定草案附件的第 1 段（土地利用、土地利用变化和林业），该内容也载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页。

人类活动引起的

人为的，人类活动造成的。在《IPCC 指南》中，人类活动引起的排放不同于自然排放。许多温室气体也属于自然排放。正是超出自然排放的人为增量才可能会打乱自然平衡。

在本《土地利用、土地利用变化和林业的优良做法指南》中，管理土地上的所有排放和清除均视为人类活动引起的。

算术平均值

统计定义：数值之和被数值的个数相除。

基本木材密度

烘干重量与新鲜树干茎体积（不包括树皮）的比值。它允许以干物质质量计算木材生物量。

地下部生物量

活根的全部活生物量。直径不足（建议的）2mm 的细根有时不计在内，因为往往不能凭经验将它们与土壤有机质或枯枝落叶相区分。

偏差

清单定义：观测方法的系统性误差，其数值在多数情况下不明。它的产生可能是由于使用未恰当校准的测量设备，或者从一个错误统计总体中选择细项，或者偏爱某一统计总体的一些要素。

生物量

地上、地下、活着和死去的有机物质，例如树木、作物、草、枝叶、根等。生物量包括地上和地下生物量的库定义。

生物量累积率

形成的净生物量，即所有增量减去所有损失。当使用碳累积率时，只需再采用一个换算步骤：即采用干物质中有 50% 的碳含量（默认值）。

生物量累积率可使用本报告第 3 章中的方程 3.2.4 计算。

生物量扩展系数（BEF）

一种扩大生长存量或商业性圆木收获量的倍增因子或生长存量体积增量数据，以说明非适销的生物量组成部分如树枝、树叶和非商业用树木。

推演

“预测”的反义词。从当前条件推断过去的条件。

北方生物带

见 *极地/北方生物带*。

自下而上建模

一种建模方法，该方法从详细的小规模（即地块/林分/生态系统规模）过程着手，以提供较大集合规模（区域/国家/洲/全球）的结果。

燃烧/火完全度

在一定单位或面积内生物量总量被火燃烧的份额。经常与燃烧效率一起使用。

林冠覆盖率

树叶自然分布最外围垂直投影所覆盖的地面百分比。不能超过 100%（也叫做“树冠郁闭度”）。

同 *树冠覆盖率*。

碳累积率

见 *生物量累积率*。

碳预算

碳库间或碳循环某个具体环圈（例如大气层-生物圈）间碳交换的平衡。对碳库或碳库预算的审查将提供它是作为一种源还是汇的信息。

碳循环

碳的所有部分（库）和通量；通常被认为是由在路径和交换方面相互联系的四个主要碳库组成的一个系列。这四个碳库是大气层、生物圈、海洋和沉积物。通过化学、物理和生物过程进行从库到库的碳交换。

碳通量

碳在单位时间单位面积（例如，吨碳/公顷/年）从一个库向另一个库的转移。

碳库

含有碳的库。

碳储备

推荐使用碳储量。见 *碳储量*。

碳储量

一个库中碳的数量。

碳储量变化

一个库中的碳储量可能由于碳增加与碳损失之间的差别而发生变化。当损失大于增加时，碳储量变小，因而库作为了大气的源；当损失小于增加时，库成为大气的汇。

郁闭林

其特点为林冠覆盖率大于 40% 的森林。

二氧化碳当量

用来根据其全球增温潜势（GWP）比较不同温室气体的一种度量。按一个时期（通常为 100 年）内排放到大气层的 1 千克温室气体的辐射强迫与 1 千克二氧化碳的辐射强迫的比率来计算 GWP。

人口普查

通过询问人口收集的数据。通常访问有关的总人口（但有时也抽样）。

演替时序

演替时序包括取自类似但不同地点的测量结果，这些地点代表土地利用或管理的时间顺序，例如自毁林以来的若干年。作出努力以控制所有其它地点间的差异（例如，通过选定具有类似土壤类型、地形、先前植被的地区）。演替时序经常用作在一段时间内在同一地点反复进行的实验研究或测量的替代品。

相关系数

统计定义：变量相关系数， V_x 是统计标准方差 σ_x 与平均值 μ_x 的比值，即 $V_x = \sigma_x / \mu_x$ 。它还经常指抽样变量相关系数，它是抽样标准方差与抽样平均的比值。²

燃烧效率

以二氧化碳形式释放的燃烧碳的比例。

商业性收获

见采伐量。

可比较性

清单定义：可比较性是指缔约方报告的清单中排放和清除估计应在缔约方向可进行比较。为此，缔约方应该使用缔约方大会（COP）方法和格式来进行清单的估计和报告。

² “变量相关系数”是个术语，经常被“误差”所替代，如“误差是 5%”的陈述。

完整性

清单定义: 完整性是指清单包括整个地理覆盖范围内的所有源和汇以及《IPCC 指南》中包括的所有气体, 还包括个别缔约方所特有的其它现有相关源/汇类型 (因此可能是《IPCC 指南》中所不包括的源/汇类型)。

可信度

清单定义: 术语“可信度”用于表示测量值和估计值的信任程度。清单估计有信度并不是指这些估计值更加准确或精确: 不过, 它将最终就数据是否可用于解决问题有助于建立共识。信度的使用同置信区间术语的统计使用差别非常大。

置信区间

统计定义: 置信区间是指某一数量的真实数值所位于的可信范围。可信程度可以通过几率来表达, 其数值与区间的大小相关。它也是一种可以表达不确定性的方式 (见*估计*, 统计定义)。

实际情况中, 置信区间可以定义为几率值, 如 95%, 平均值 x 两端的信度限制。在这种情况下, 信度限制 L_1 和 L_2 可以从几率密度函数计算得到, 这意味着利用 x 所估计某一数量的真实数值有 95% 机会介于 L_1 和 L_2 之间。通常 L_1 和 L_2 分别为 2.5% 和 97.5%。

例: “有 95% 几率的 90 到 100 千吨排放”。当置信区间计算后, 就可以采用这一表述 (本例中的数值是任意选取的)。

混乱矩阵

建立一个矩阵的常规技术, 该矩阵表明对于任何特定类别的土地, 由其它任一候选类别进行错误分类的几率。

一致性

清单定义: 一致性是指清单在数年时间范围内其所有要素应该内在一致。如果对基准年和所有其后年份使用同一方法, 如果使用一致的数据估计源排放或汇清除, 那么清单是一致的。在 FCCC/SBSTA/1996/6 Add.1 第 10 和 11 段所指情况下, 如果在考虑优良做法并按照透明的方式重新计算的话, 对不同年份使用不同方法的清单可以认为是

一致的。

统计定义: 如果估计量随着用于此估计量的抽样规模增加, 如通过增加观测数量而改进精度改进趋向参数, 对此参数而言某一统计估计量可以说是一致的。

转变

将一种土地的用途改变为另一种用途。

相关

统计定义: 两个数量间的相互依赖。见*相关系数*。

相关系数

统计定义：位于-1 和+1 之间的数字，它表征一起观测的两个变量间的相互依赖程度。数字+1 指变量有精准的直接线性关系；数字-1 指有精准的负线性关系；数字 0 指没有线性关系。它可以定义为两个变量协方差被它们标准偏差的乘积去除。

国家具体数据

根据在国内地点所研究的活动或排放的数据。

协方差

统计定义：两个变量间的协方差是两个变量间相互依赖程度的指标。

对两个随机变量 X 和 Y 并行抽样的抽样协方差根据下列公式计算：

$$s_{xy}^2 = \frac{1}{n} \sum_i (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})$$

此处， x_i ， y_i ， $i=1, \dots, n$ 是抽样项，而 \bar{x} 和 \bar{y} 是抽样平均值。

农田

这一类别包括可耕地和耕地、以及植被农业森林系统。农业森林的植被阈值低于与国家选择的定义相一致的数值。

农田管理³

对于种植农作物的土地和休耕或暂时不用于作物生产的土地的做法体系。

交叉问题

《优良做法指南》一个以上部分引起的事项。在本报告中题为“交叉问题”的单独一章中论述了识别和量化不确定性、抽样、方法选择——关键类别的认定、质量保证和质量控制、时序一致性和重新计算以及核查等问题。

树冠覆盖率

见林冠覆盖率。

死木

包括不含有枯枝落叶的所有非活的木质生物量，无论是直立的、横躺在地面上的、或者在土壤中的。死木包括横躺在地表的木本、死根、和直径大于或等于 10 厘米或国内使用的任何其它直径的树桩。

³ 如《马拉喀什协定》所规定的，在《京都议定书》范围内，参看/CMP.1 号决定草案附件的第 1 段（土地利用、土地利用变化和林业），该内容也载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页。

决策树

清单定义：决策树是一个描述具体步骤的流程图。在依据优良做法原则编制清单或清单的某些部分时，需要按此办理。

毁林⁴

人类直接引发的林地而非林地的转变。

扰乱

减少或重新分布陆地生态系统中碳库的过程。

干（森林）

北方生物带和温带的水分状况用年平均降水量（MAP）与潜在蒸发量（PET）之比率界定：干（MAP/PET<1），湿（MAP/PET>1）；热带只用降水量界定，干（MAP<1 000 毫米），潮（MAP：1 000-2 000 毫米），湿（MAP>2 000 毫米）。

干生物量

见干物质。

干物质（d.m.）

干物质指已经烘干（经常在 70°C）了的生物量。

排放

温室气体和（或）其前体在特定的区域和时期内向大气层的释放。

排放因子

清单定义：对化合物数量而言与活动数据相关的系数，它是后者排放的出处。排放因子通常基于测量数据的一个抽样，在给定的运行条件下对某一类活动得到的平均代表性排放率。

误差

统计定义：在统计领域里，术语“误差”是指数量观测（测量）数值与其“真实”（但通常未知）数值的差值的通用术语，它不带有对某种一般性错误或大错的（轻蔑）意味。

误差矩阵

见混乱矩阵。

⁴ 如《马拉喀什协定》所规定的，在《京都议定书》范围内，参看/CMP.1 号决定草案附件的第 1 段（土地利用、土地利用变化和林业），该内容也载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页。

估计

清单定义：计算排放量的过程。

统计定义：估计是通过数值化的观测值确定并依据估计公式或算法而对变量数值或其不确定性的评估。估计结果可以表达为：

- 一种点估计，它提供数字，可以用于对某一参数的近似估计（例如抽样标准方差估计抽样总体标准方差），或者
- 一种区间估计，它提供可信度水平。

例：如陈述“总排放估计为 100 千吨，其方差相关系数为 5%”是基于抽样平均和标准方差的点估计，而陈述“居于 90 千吨到 110 千吨总排放，其几率为 95%”用置信区间表示估计结果。

专家判断

清单定义：一种经过仔细审议且形成良好文件资料的定性或定量判断，这些判断是由一个或数个有特定领域专门技能的人员在有明确观测证据的情况下做出。

极值

统计定义：抽样品的极值是抽样品种的最大和最小值。极值统计理论与估计大量抽样值的这些极值的分布相关。

采伐

所有的立木体积，包括所有活的或死的，在参照期内采伐的、测定到的达到胸高的某一具体最小直径的去皮材积，也包括未清除出森林的那些部分。清除是采伐（部分最终用途为商业的加工过程）的子集。

发酵层（F）

由部分降解的枯枝落叶组成的地面层，其中存在着肉眼可辨的植物残余部分。由大型动物群落排泄物组成的细小有机质几乎始终存在，但在数量上少于可辨的植物物质。

森林⁵

森林是指最小面积 0.05 至 1 公顷的土地上，树冠覆盖率（或同等存量水平）大于 10%至 30%，在当地成年后树高至少达到 2 至 5 米。森林可为由具有不同高度层次的树木和下层灌木覆盖很大部分地面的封闭林或开阔的林组成。幼年天然林地和树冠密度可达到 10%至 30%或树高 2 至 5 米的所有种植园均包括在森林范围内；由于人类干预如采伐或自然原因暂时无存量但可望恢复为森林的通常构成林区一部分的地区也属森林范围。

备注：并非为根据《公约》进行报告而对森林下定义。《IPCC 指南》鼓励各国在计算和报告广泛的具体类别时使用详尽的生态系统分类以确保各国数据间的一致性和可比性。

⁵ 如《马拉喀什协定》所规定的，在《京都议定书》范围内，参看/CMP.1 号决定草案附件的第 1 段（土地利用、土地利用变化和林业），该内容也载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页。

森林清单

测量森林的范围、数量和状况的体系，通常通过抽样进行。

林地

这一类别包括拥有与国家 GHG（温室气体）清单中用来界定森林的阈值相一致的木本植被的所有土地，在国家一级细分为经营和非经营林地，并且也按《IPCC 指南》中规定的生态系统类型细分⁶。它还包括其植被目前低于但可望超过林地类别阈值的系统。

森林管理⁷

有关管理和使用林地的做法体系，旨在以可持续的方式实现森林的有关生态（包括生物多样性）、经济和社会功能。

优良做法

清单定义：“优良做法”是一套规则，意图在于确保温室气体清单是准确的，即在当前判断能力情况下既不过高也不过低估计排放，而且从实际操作角度讲尽可能减少不确定性。

“优良做法”包括选择适合国家实际情况的估计方法，国家层面的质量保证和质量控制，不确定性量化和保证透明性的数据存档与报告制度。

草地

这一类别包括草原和不被视为作物地的牧场。它也包括植被低于用于林地类别的阈值而且不经人类干预预计不会超过该阈值的体系。该类别还包括从荒地到休养区的所有草地以及农业和林草体系，细分为管理和非管理两类，与国家定义相一致。

放牧地管理⁸

对用于畜牧生产的土地的做法体系，旨在管理所生产的植被和牲畜的数量和类型。

格网单元

由加在地图上的假想的网格边界界定的土地单位。也可称为栅格单元或像素。

年毛增量

参考期内按规定的最小胸高直径（各国不同）测量的所有树木的体积平均年增量。包括已被采伐或死亡的树木的增量。

⁶ 根据《马拉喀什协定》，森林管理具有特殊的意义，森林管理需要按第 4 章规定对管理的森林进行细分。

⁷ 如《马拉喀什协定》所规定的，在《京都议定书》范围内，参看/CMP.1 号决定草案附件的第 1 段（土地利用、土地利用变化和林业），该内容也载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页。

⁸ 如《马拉喀什协定》所规定的，在《京都议定书》范围内，参看/CMP.1 号决定草案附件的第 1 段（土地利用、土地利用变化和林业），该内容也载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页。

地面真相

用于通过地面测量获得的数据的术语，通常用作如卫星数据的验证。

立木蓄积

活树组分的立木材积（带皮测量单位：立方米）。

高活性粘土（HAC）土壤

带有高活性粘土（HAC）矿物质的土壤为轻度至中度风化的土壤，以 2: 1 的硅化粘土矿物质为主（在粮农组织分类中包括：变性土、黑钙土、黑土、淋溶土）。

定义的统一

在这一背景下指使定义标准化或增强定义间的可比性和（或）一致性。

腐殖质层（H）

该层主要由呈细粒分布的有机物质组成（但仍在矿质土层的上层）。肉眼可辨的植物残余部分依然存在，但数量比细粒分布的有机物质少得多。该层可含有矿质土壤颗粒。

增量

见*年毛增量和年净增量*。

与优良做法一致的清单

按目前所能判断的，那些清单是含有既不过高也不过低估计而且尽可能减少不确定性的清单。

改良的牧场/草地/草原

在其上进行集约、有控制地放牧的土地，需经常施肥和（或）定期重新种植草层。

关键类别

关键类别是指在国家清单体系内占有优先位置的类别，因为其估计无论就排放绝对值还是排放趋势或这两个方面都对国家直接温室气体的总清单具有重要影响。

关键源

见*关键类别*。

土地覆盖层

土地表面覆盖的植被类型。

土地利用

在一个土地单位上开展的活动类型。

在《土地利用、土地利用变化和林业方面的优良做法指南》中，这一术语用于第 2 章中界定的广泛的土地利用类别。据认为，这些土地类别是土地覆盖（例如森林、草地、湿地）和土地利用（例如耕地、定居地）种类的混合体。

枯枝落叶-腐殖质-发酵层

土壤层。详情见枯枝落叶层、发酵层和腐殖质层的各自定义。

枯枝落叶

包括直径小于国家制定的最小直径（例如 10 厘米）、在矿质土或有机质土上已经死亡的、处于不同分解状况的所有非活性生物量。这包括枯枝落叶层、funic 层和腐殖层。在凭经验不能加以区分时，活细根（小于建议的地下生物量直径限度）包括在枯枝落叶中。

枯枝落叶层 (L)

由较新鲜的死亡植物组成的一层，可能带有色彩，但不含有土壤动物群的排泄物，它没有破碎或只是部分破碎。

对数正态分布

统计定义：对数正态分布是非线性分布，它先起于零，再达最大值，然后缓慢趋于无穷大。它与正态分布相关：如果 $\ln(X)$ 是正态分布，则 X 是对数正态分布。

对数正态分布的概率密度函数可以表达为：

$$f(x) = \frac{1}{\sigma_l x \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\ln x - \mu_l)^2}{2\sigma_l^2}}, \text{ for } 0 \leq x \leq \infty$$

需要定义函数的参数是： μ_l 是数据自然对数转换的均值； σ_l^2 是数据自然对数转换的方差。清单编制人员可以用来确定输入参数的数据和信息是：均值= μ ；方差= σ^2 ；相互关系为：

$$\mu_l = \ln \frac{\mu^2}{\sqrt{(\sigma^2 + \mu^2)}}$$

和

$$\sigma_l = \sqrt{\ln \left(\frac{\sigma^2}{\mu^2} + 1 \right)}$$

低活性粘土 (LAC) 土壤

低活性粘土 (LAC) 矿物质土壤为高度风化的土壤，以 1:1 的粘土矿物质和非晶态氧化铁和氧化铝为主（在粮农组织分类中包括：强淋溶土、强风化弱粘淀土、铁铝土）。

经营林

所有取决于某种人类相互作用的森林（主要是商业性管理、收获工业圆材（原木）和柴薪、木材商品的生产和使用以及为实现国家规定的景观价值或环境保护而管理的森林），具有划定的地理界限。

经营草地

在其上开展人为活动的草地，如放牧或收割干草。

均值

统计定义：广义地讲，均值、总体均值、预期或期望值是描述中心值的指标，从概率分布抽样获得的数值均趋向它。抽样均值或算术平均是均值的估计值。它是一个无偏差和内在一致总体均值（期望值）估算值，还是一个有其自身方差值的随机变量。抽样均值是所有数字之和被数字的数目去除：

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \text{ (} x_i, i=1, \dots, n \text{ 是抽样中的项)}$$

中值

统计定义：中值或总体中值是一个数值，它将概率密度函数（PDF）积分分成两个部分，对于对称的概率密度函数，它相当于均值。中值是第 50 个总体百分点。

抽样均值是总体均值的估算值。它是将有序样品分成两个等量部分的数值。如果有 $2n+1$ 个观测值，中值取为有序抽样第 $n+1$ 个样品。如果有 $2n$ 个观测值，中值取为第 n 个样品和第 $n+1$ 个样品的中间值。

元数据

关于数据的信息；即说明哪些参数和变量存储在数据库中：它们的位置、记录时间、可存取性、代表性、所有人等。

模式

统计定义：模式是对现实世界情景的量化抽象，它可以简化或忽略某些特征，以更好地集中在较为重要的要素上。

例：排放等于排放因子乘活动水平的关系就是一个简单的模式。术语“模式”还经常用于模式抽象的计算机软件现实化。

湿润（森林）

北方生物带和温带的湿润状况用年平均降水量（MAP）与潜在蒸发量（PET）之比率界定：干（ $MAP/PET < 1$ ），湿（ $MAP/PET > 1$ ）；热带只用降水量界定，干（ $MAP < 1\,000$ 毫米），潮（ $MAP: 1\,000-2\,000$ 毫米），湿（ $MAP > 2\,000$ 毫米）。

蒙特卡洛方法

清单定义：蒙特卡洛分析的原则是利用电子计算机反复进行清单计算，每次运算时用不确定的排放因子或模式参数以及用户在最初规定的不确定性分布中随机选取的活动数据。排放因子和/或活动数据的不确定性经常很大，并且可能不是正态分布，在此种情况下，用以组合不确定性的传统统计规则变得非常近似。蒙特卡洛分析可以通过产

生清单估计的不确定性分布来处理这一情形，它同排放因子、模式参数和活动数据的输入不确定性分布是一致的。

年净增量

给定参考期内按规定的最小胸高直径测量的所有树木的总增量减去自然死亡量的年平均量。

净-净核算

报告年的碳汇或碳源减去基准年的碳汇或碳源。这是第 3.4 条规定的放牧地管理、耕地管理和植被重建的核算法。

正态分布

统计定义：正态（或高斯）分布具有下列方程给出的概率密度函数，并由两个参数（均值 μ 和标准方差 σ ）来定义：

$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}, \text{ for } -\infty \leq x \leq \infty$$

疏林

疏林的特点为树冠盖度在 10%至 40%之间（粮农组织），或低于缔约方采用的冠层盖度阈值。

有机土壤

符合下文 1 和 2 或 1 和 3 所列要求的土壤为有机质土（粮农组织，1998 年）：

1. 厚度为 10 厘米或以上。当混合深度为 20 厘米时，小于 20 厘米厚的一层必须有 12%或更多的有机碳；
2. 如果土壤从来没有达到连续几天的饱和，而且有机碳（大约 35%的有机质）含量超过 20%（按重量）；
3. 如果土壤常处于水分饱和情形并符合下列任一条件：
 - (1) 如果无粘粒，有机碳至少为 12%（按重量）（约 20%的有机质）；
 - (i2) 如果粘粒含量在 60%或以上，有机碳至少为 18%（按重量）（约 30%的有机质）；或
 - (3) 介于二者之间，中间量的粘土有成比例的有机碳量。

其它土地（作为一种土地利用类型）

这一类型包括裸土、岩石、冰和所有不属于任何其它 5 种类型的未管理的土地。在可获得数据的情况下，它允许认定的土地总面积与全国面积匹配。

牧场

进行放牧管理的草地。

泥炭土（也叫有机土）

一种典型的湿地土壤，水位高而且有机质层至少 40 厘米厚（排水不畅的有机质土）。

百分点

统计定义：第 k 个百分点或总体百分点是一个数值，它将最低的第 k 个部分从概率密度函数（PDF）积分划分出来，即概率密度函数积分跟随指向较低概率密度的第 k 个百分点。

多年生作物

多年生作物包括树木和灌木，连同草本作物，例如农林业或果园、葡萄园和各种种植园如可可、咖啡、茶叶、油棕、椰子、橡胶树和香蕉，但林冠盖度达到林地阈值标准的土地除外。

极地/北方生物带

年平均温度（MAT）低于 0°C。

库/碳库

一种库。具有累积或释放碳的能力的系统，碳库的实例有森林生物量、木材产品、土壤和大气层。单位是质量。

总体

统计定义：总体是需要考虑项的总和。在随机变量情况下，概率分布可通过定义该变量的总体来考虑。

做法

对土地、与土地有关的库的储量或对温室气体与大气的交换产生影响的一项或一组行动。

精度

清单定义：精度是不确定性的相反意义，即较为精确的事情，则不确定性也较小。

统计定义：根据规定条件获得的独立测量结果之间接近一致性（也见*准确性*）。

概率

统计定义：就某一随机事件而言，概率是真实数字，介于 0 和 1 之间。有不同方式来解释概率。一种解释把概率当作相对频率的特征（如占相应某事件所有结果的比例），另一种解释把概率当作可信程度的指标。

概率密度函数

统计定义：概率密度函数（PDF）是描述总体概率行为特征的数学函数。它是一个函数 $f(x)$ ，定义某一连续随机变量 X 选取 x 附近数值时的相对可能性，且定义当 X 取 x 和 $x+dx$ 间数值被 dx 去除的概率，其中 dx 是一个无限小数。

概率分布

统计定义：给出概率的函数，其随机变量取自给定数值，或者属于一组给定的数值。对随机变量所有数值而言，概率等于 1。

不确定性传递

统计定义：不确定性传递规则确定如何从代数角度将与输入数值相关不确定性量化指标同用于清单编制的数学公式结合起来，以便获取输出数值的相应指标。见第 6 章，实际编制过程中量化不确定性，及附件 1，《IPCC 国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》的不确定性分析概念框架。

质量保证

清单定义：质量保证活动包括一套规划好的评审规则系统，由没有直接涉足清单编制/制定过程的人员进行评审，以此确保数据质量目标得以实现，它还保证清单代表在目前知识水平和数据获取情况下排放和汇最可能估计，而且支持质量控制方案的有效性。

质量控制

清单定义：质量控制是一个常规技术活动系统，它在清单编制时测量和控制其质量。质量控制系统旨在：

- (1) 提供定期和一致检验来确保数据的内在一致性、正确性和完整性；
- (2) 确认和解决误差和疏漏问题；
- (3) 将清单材料保留并存档，同时记录所有质量控制活动。

质量控制活动包括一般方法如对数据采集和计算进行检验，对排放计算、测量、估计不确定性、存档信息和报告使用业已认可的标准化规则。较高层级的质量控制活动包括对源类型、活动和排放因子数据和方法的技术评审。

雷达数据

来自电磁频谱微波部分、经从目标反射后由航空器或卫星收集和发送的遥感数据。

随机误差

见系统和随机误差。

随机变量

统计定义：可以取自一组规定数值中任一数值的变量，这一变量与概率分布相关。只可取孤立数值的随机变量称之为“离散的”。在有限或无限范围内可取任一数值的随机变量称之为“连续的”。

栅格数据

存储在规则的栅格点上的信息。

栅格图像

栅格数据是指存储在规则的栅格上的信息，而矢量数据则相反，该种数据存储拥有相同属性的轮廓区域的坐标信息。

再造林⁹

在原为林地但已转变为非林地的土地上，通过人工种植、播种和（或）人类对自然种籽源的促进，直接导致非林地向林地的转变。在第一个承诺期，再造林活动将限于在 1989 年 12 月 31 日无森林的那些土地上重新植树造林。

相对误差

最大容许误差，它是估计变量数值的一部分。

遥感数据

一般借助于航空器或卫星上的扫描仪或摄影机获取的数据。

遥感

获取和使用来自卫星和航空摄影的数据以便推断或测量土地覆盖/利用的做法。可结合地面测量来检查解译的精度。

清除

清除是采伐（用于商业加工部分）的子集。“清除”术语只应用于林业，它不是碳汇的同义词。

报告

向联合国气候变化框架公约提供估算清单的过程。

分辨率

可以确定有关土地覆盖或利用情况的最小土地单位。高分辨率指可分辨的土地单位小。

⁹ 如《马拉喀什协定》所规定的，在《京都议定书》范围内，参看/CMP.1 号决定草案附件的第 1 段（土地利用、土地利用变化和林业），该内容也载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页。

水库

调节人类活动的水体（能源生产、灌溉、航运、娱乐等）。由于水位调节，水的面积发生巨大变化。该术语不应用于碳库。

植被重建¹⁰

在有关地点通过建立覆盖面积至少为 0.05 公顷的植被以增加碳储量，而且满足本文所载的植树造林和再造林定义的另一直接人为活动。

抽样

统计意义：抽样是指从总体中取出的一组有限观测值。

砂质土

包括砂粒含量超过 70%和粘粒含量低于 8%的所有土壤（不管分类如何）[基于标准质地测量（粮农组织分类包括：砂土、砂质岩成土）]。

季相林

半落叶森林，具有明显的干湿季节，年降雨量在 1 200 至 2 000 毫米之间。

敏感性

统计定义：敏感性是一数量如何响应另一相关数量变化的指标。数量 Y 的敏感性受另一数量 X 变化的影响，可以定义为 Y 的变化除以 X 的变化。

敏感性分析

统计定义：敏感性分析是确定对输入数据或基本假定的变化的敏感（稳定）程度的模型模拟方法。它可以通过改变输入数据或模式方程和通过观测模式输出结果是如何相应变化而得到。敏感性分析的目的是：

- 观测对应于合理输入值的输出值范围；
- 计算弹性和敏感性的有限差别近似，这是一些研究系统误差传递方法学所需要的。

碳固化

增加除大气之外碳库的碳含量的过程。人们偏爱使用术语“汇”。

¹⁰ 如《马拉喀什协定》所规定的，在《京都议定书》范围内，参看/CMP.1 号决定草案附件的第 1 段（土地利用、土地利用变化和林业），该内容也载于文件 FCCC/CP/2001/13/Add.1 第 58 页。

定居地

这一类别包括所有开发的土地，包括任何规模的运输基础设施和人类居住地，除非它们已被列入其它类别之下。这应与国家选择的定义相一致。

简单随机抽样

统计定义：从某一总体中选择的 n 项抽样，这种方法使每一可能的抽样都具有被选中的相同概率。

汇

从大气中清除温室气体、气溶胶或温室气体前体的任何过程、活动或机制。报告最后阶段的符号是负 (-) 号。

偏斜度

统计定义：偏斜度是概率密度函数不对称性的一个指标。它是概率密度函数两个动量的简单函数。按下列给出：

$\gamma = \frac{\mu_3}{\mu_2^{3/2}} = \frac{\mu_3}{\sigma^3}$ 此处 μ_2 , μ_3 和 σ 都是中间动量。对称分布有 $\gamma=0$ 。同一名称经常用于抽样偏斜度，其中两个总体动量均由抽样动量所替代。

土壤有机质

包括达到国家选择的规定深度的矿质土壤和有机土壤（包括泥炭）中的有机碳，并在时间序列中统一适用。如果不能凭经验将它们区分的话，活细根（小于用来计算地下生物量的根系直径下限的）包括在土壤有机质中。

源

向大气中释放温室气体、气溶胶或温室气体前体的任何过程或活动。报告最后阶段的符号是正 (+) 号。

空间内插法

根据周围土地位置的已知信息对土地特征进行的推断。

空间坐标

制图或另加地理坐标。

灰化土

显示有强烈灰化土特性的土壤（粮农组织分类包括许多灰化类别）。

标准偏差

统计定义：总体标准偏差是方差的正平方根。它由抽样标准偏差所估计，这一标准偏差即为抽样方差的正平方根。

立木材积

活着或死去的立木体积，树桩以上按预定的梢头直径连皮测量，包括直径超过给定胸高直径（dbh）的所有树木。最小胸高直径和梢头直径因国而异而且通常由各国自定。

统计量

统计定义：统计量是一个抽样随机变量的函数。

统计学

统计定义：统计学或指一般意义上的人类活动数据汇编，或指特定意义上的科学分支，它涉及对来自集合项数据进行系统性数值处理。

系统和随机误差

统计定义：系统误差是通常未知的测量数量真实值与通过一组无限观测抽样均值估计得到的平均观测值的差值。某一独立测量的随机误差是指独立测量与上述抽样均值限定值的差值。

系统性误差。

统计定义：见 *系统误差和随机误差*。

寒温带

年平均温度（MAT）在 0°C 至 10°C 之间。

暖温带

年平均温度（MAT）在 10°C 至 20°C 之间。

时间序列

统计定义：时间序列是受随机过程影响且在连续时间点（通常是等距的）观测的数值序列。

自上而下建模

一种建模方法，旨在根据大尺度（区域/国家/洲/全球）的测量值推断较小尺度的过程和参数。

透明性

清单定义：透明性指清单所用假定和方法应该清楚地得到解释，以帮助使用报告信息的人员重新编制和评估清单。清单透明性对信息的通讯和审议过程的成功至关重要。

趋势

清单定义：数量趋势表征某一时间段内其相对趋势，正趋势值表示数量增长，负趋势值表示减少。它定义为某一时间间隔数量的改变与变量初始值的比值，通常用百分比或分数表示。

热带

年平均温度（MAT）超过 20°C。

不确定性

统计定义：不确定性是一个与测量结果相关的参数，它描述数值离差的特征，此数值可合理地归因于所测数量（如变量的抽样方差或相关系数）。

清单定义：一个普遍但不精确的术语，它指因没有确认的源和汇或没有透明性等因素缺少确定性（清单分量）。

不确定性分析

统计定义：模式的不确定性分析旨在对由模式自身或输入参数的不确定性导致的输出值的不确定性提供量化的指标，同时分析各因子的相对重要性。

均一分布

统计定义：均一或均匀分布的随机变量被限定在所有数值有均等机会出现的范围内。如果该范围的上限和下限分别是 a 和 b，概率密度函数（PDF）是关于 a 和 b 的简单函数（定义概率密度函数的两个参数）。

均一分布的概率密度函数如下：

$$f(x) = \begin{cases} \frac{1}{b-a} & \text{for } a \leq x \leq b \\ 0 & \text{elsewhere} \end{cases}$$

此处

$$\mu = \frac{a+b}{2} \text{ 是平均值，而}$$

$$\sigma^2 = \frac{(b-a)^2}{12} \text{ 是方差。}$$

验证

清单定义：验证是建立合理方法和基础的过程。对排放清单而言，验证包括检查以确保清单得以按照报告指导意见和指南完整地汇编。它检查清单内在一致性。合法的使用验证是对某项法案或产品给予官方确认或批准。

变率

统计定义：它指由于总体中真实异质性或多样性导致的观测差异。变率可以从内在的随机过程或性质和结果有未知的重大影响的过程中推导得到。变率通常不能通过进一步测量或研究而减少，但可以通过抽样方差等数量来描述其特征。

方差

统计定义：方差或总体方差是概率密度函数（PDF）的一个参数，它表达总体的变率行为。它是随机变量的第二阶中心动量。抽样方差可以定义为对离差的变量，等于观测值与观测平均值之差的平方总除以被观测次数与 1 的差。

$$s^2 = \frac{1}{n-1} \sum_i^n (x_i - \bar{x})^2$$

抽样均值方差

统计定义：取自总体的抽样均值本身是一个有其特征行为和方差的随机变量。对这些抽样均值，方差的适合估计不是抽样方差，抽样方差估计与单一简单数值相关的变率，但是低值且等于抽样方差被抽样总量去除。

核查

清单定义：核查指收集在清单设计、制定及完成后可能有助于建立可靠性以便于清单应用的活动和计算步骤。

典型的情况下，用于检查清单的真实性的其它方法包括同其它机构所做的估计进行比较，或者与由这些气体的浓度或浓度梯度推导出的排放和吸收量进行比较。

全域绘图

覆盖全部陆地面积的空间制图，例如通过卫星数据。

湿（森林）

北方生物带和温带的水分情况用年平均降水量（MAP）与潜在蒸发量（PET）之比界定：干（MAP/PET<1），湿（MAP/PET>1）；热带只用降水量界定，干（MAP<1 000 毫米），潮（MAP：1 000-2 000 毫米），湿（MAP>2 000 毫米）。

湿地

这一类型包括全年或一年部分时间被水覆盖或处于水饱和状态而且不属于林地、耕地、草地或定居地类型的土地（例如泥炭地）。这一类型可按国家定义细分为管理和非管理。它包括属于管理分类的水库和属于非管理分类的天然河流和湖泊。

参考文献

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds) *Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2001). Houghton J. T. et al. (Eds.). *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- FAO (1998). *World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Reports 84. FAO, Rome. 88 pp. ISBN 92-5-104141-5
- FAO. (2002). *Proceedings of the Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions for use by various stakeholders*. FAO, Rome, Italy.
- Mekkink P. (1999). *Soils of Forest Reserves in the Netherlands*. Report 98/35, Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.
- UNFCCC. (2001). Paragraphs 1(a) - (e) in the Annex to draft decision -/CMP.1 (Land use land-use change and forestry), contained in document FCCC/CP/2001/13/Add.1, p.58.

附件 B

基本信息

基本信息

前缀和倍增因子

倍增因子	缩写	前缀	符号
1 000 000 000 000 000	10^{15}	peta	P
1 000 000 000 000	10^{12}	tera	T
1 000 000 000	10^9	giga	G
1 000 000	10^6	mega	M
1 000	10^3	kilo	k
100	10^2	hecto	h
10	10^1	deca	da
0.1	10^{-1}	deci	d
0.01	10^{-2}	centi	c
0.001	10^{-3}	milli	m
0.000 001	10^{-6}	micro	μ

化合物缩写

CH ₄	甲烷
N ₂ O	氧化亚氮
CO ₂	二氧化碳
CO	一氧化碳
NO _x	氮氧化物
NM VOC	非甲烷挥发性有机化合物
NH ₃	氨
CFCs	氯氟碳化物
HFCs	氢氟碳化物
PFCs	全氟化碳
SF ₆	六氟化硫
CCl ₄	四氯化碳
C ₂ F ₆	六氟乙烷
CF ₄	四氟甲烷

标准当量

1 吨石油当量	1 x 10 ¹⁰ 卡路里
10 ³ 吨油当量	41.868 太焦耳
1 短吨	0.9072 公吨
1 公吨	1.1023 短吨
1 公吨	1 百万克
1 千公吨	1 十亿克
1 百万公吨	1 太克
1 十亿公吨	1 拍克
1 千克	2.2046 磅
1 公顷	10 ⁴ 米 ²
1 卡路里 _{IT}	4.1868 焦耳
1 大气压	101.325 千帕

单位和缩写

立方米	m ³
公顷	ha
克	g
公吨	t
焦耳	J
摄氏度	°C
卡路里	cal
年	yr
人头	cap
加仑	gal
干物质	d.m.

附件 C

缩写与简称

AARS	亚洲遥感协会	EF	排放因子
ABD	地上生物量密度	EIT	经济转型
AGO	澳大利亚温室气体办公室	EMEP	监测和评价欧洲空气污染物远距离传播合作方案
ANPP	地上部净初级生产量 (克/米 ² /年)	ES	估计
ASAR	先进合成孔径雷达	ESE	地球科学事业部 — (NASA)
ASB	砍伐和焚烧替代办法	ESRI	环境系统研究所
Ave.	平均	ETM+	增强型专题制图仪
AVHRR	高级甚高分辨度辐射计	EU	欧洲联盟
BEF	生物量扩展系数	FAO	粮农组织统计数据库
BNPP	地下净初级生产力 (克/米 ² /年)	FAOSTAT	粮食及农业统计数据库
C stock	碳储量	FF	仍为林地的林地
CC	仍为农田的农田	FIA	森林清单和分析
C&I	标准和指标	FRA	森林资源评估
CBD	生物多样性公约	GBC	绿色建筑挑战
CDM	清洁发展机制	GCOS	全球气候观测系统
CI	置信区间	GG	仍为草地的草地
CIFOR	国际林业研究中心	GHG	温室气体
CLC	CORINE 土地覆盖	GIS	地理信息系统
COP	缔约方大会	GLCF	全球土地覆盖融资
CORINE	环境信息协调	GPG	优良做法指南
CRP	保护保护区方案	GPG2000	IPCC 国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理 (2000 年优良做法指南)
CSIRO	英联邦科学和工业研究组织	GPP	总初级生产量
CT	常规耕作法	GPS	全球定位系统
CTIC	环保技术信息中心	GTOS	全球陆地观测系统
D	木材密度	GWP	全球增温潜势
d.m.	干物质	HAC	高活性粘土
DAAC	分布式活动存档中心	HT	总高度
dbh	胸高直径	ICOD	国际大坝委员会
DOC	死有机碳	ICP	国际合作方案
DOM	死有机质		

ID	标识	NASA	美国国家航空和宇宙航行局
IGBP	国际地圈 — 生物圈计划	NBP	净生物群系生产量
IHDP	国际全球环境变化人文因素计划	NC	非碳
IM	综合监测	NCAS	国家碳核算制度
IPCC	政府间气候变化专门委员会	n.d.	未定
IRW	工业圆材	NDVI	归一化差异植被指数
ISCGM	全球测绘国际指导委员会	NEE	净生态系统交换
JI	联合履约	NEP	净生态系统生产量
LAC	低活性粘土	NF	非联邦
LAI	叶面积指数	NGOs	非政府组织
LC	转变为农田的土地	NI	国家清单
LCDB	土地利用/覆盖数据库	NMHC	非甲烷烃类
LF	转变为林地的土地	NOAA	美国国家海洋和大气管理局
LG	转变为草地的土地	NPI	国家泥炭地清单
LHF	枯枝落叶-腐殖质-发酵 (土层)	NPP	净初级生产量
LIDAR	光探测和测距	NRCS	自然资源保护管理局
LO	转变为其它土地的土地	NRI	国家资源清单
LS	转变为定居地的土地	NZLCDB	新西兰土地利用/覆盖数据库
LVIS	激光植被成像传感器	OFP	其它纤维纸浆
LW	转变为湿地的土地	ONC	作战领航图
M&M	计量和监测	OO	仍为其它土地的其它土地
MA	马拉喀什协议	ORNL	橡树岭国家实验室
MAT	年平均温度	PDF	概率密度函数
Max.	最大	PEFC	泛欧森林认证
MDD	最小可检测差异	PET	潜在蒸发量
Min.	最小	PI	部分清单
min.	分	PWC	多年生木本作物
MOP	缔约方会议	QA	质量保证
MSS	多谱段扫描仪	QC	质量控制
n.s.	不重要	R/S	根茎比率

RBD	根生物量密度	UNCED	联合国环境与发展会议
RFP	回收纤维纸浆	UENP-ERID	联合国环境规划署-全球资源信息数据库
RGP	草原、草地、牧场	UNFCCC	联合国气候变化框架公约
RP	回收纸	URL	统一资源定位器
RS	遥感	USDA	美国农业部
S	硫	USGS	美国地质勘探局
SAR	合成孔径雷达	UTM	统一横轴默卡托
SD	标准偏差	VOCs	挥发性有机化合物
SFM	可持续森林管理	WCD	世界水坝委员会
SOM	土壤有机质	WCRP	世界气候研究方案
SOC	土壤有机碳	WRB	世界参考资料库
SPOT	地球观测实验系统	WP	木浆
SS	仍为定居地的定居地	WSO	湿地、定居地和其它土地
TNPP	净初级生产总量 (克/米 ² /年)	WW	仍为湿地的湿地
TOR	职权范围	yr	年
UNECE	联合国欧洲经济委员会		

附件 D

审核人员名单

审核人员名单

阿根廷

Ginzo, H. Ministry of Foreign Affairs
 Glaz, D. Secretary of Environment and Sustainable Development
 Marin, N. Secretary of Environment and Sustainable Development
 Nine, M. Ministerio de Relaciones Exteriores, Comercio Internacional
 Norverto, C. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos

澳大利亚

Barrett, D. Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting (CRC GA)
 Barry, S. CRC GA
 Brack, C. CRC GA
 Carter, J. CRC GA Queensland Natural Resources and Mines (Qld NR&M)
 Cowie, A. CRC GA State Forest of New South Wales (SF NSW)
 Dalal, R. CRC GA Qld NR&M
 Dean, C. CRC GA
 Farquar, G. CRC GA Australian National Univeristy
 Gardner, D. CRC GA SF NSW
 Gifford, R. CRC GA Commonwealth Scientific & Industrial Research Organisation (CSIRO)
 Henry, B. CRC GA Qld NR&M
 Kirschbaum, M. CRC GA
 Mitchell, C. CRC GA
 Mokany, K. CRC GA
 Montagu, K. CRC GA NSW SF
 Raison, J. CRC GA CSIRO
 Ritson, P. CRC GA CALM, WA
 Turner, B. CRC GA
 Ximenes, F. CRC GA SF NSW

奥地利

Radunsky, K. Federal Environment Agency

阿塞拜疆

Government of Azerbaijan

比利时

Vanderstraeten, M.
 Walle, I. Ghent University

贝宁

Guendehou, S. Benin Centre of Scientific and Technical Research (CBRST)

巴西

de Oliveira Santos, M.
 dos Santos, M.
 Fearnside, P. National Amazon Research Institute (INPA)
 Fujihara, M. Price Waterhouse Coopers
 Gualda, R.

巴西 (续)

Krug, T. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI)
 Miguez, J.D. Ministry of Science and Technology
 Monteiro Lourenço, R.
 Paciornik, N. Ministry of Science and Technology
 Tavares de Lima, I.
 Vianna Rodrigues, R.

加拿大

Bernier, P. Canadian Forest Service
 Blain, D. Environment Canada
 Boehm, M. Agriculture and Agri-Food Canada
 Boysen, E. Ontario Ministry of Natural Resources
 Brierley, T. Department of Agriculture and Agri-Food
 Chang, L. Environment Canada
 Chen, J. University of Toronto
 Chen, W. Natural Resources Canada CCRS
 Fernandes, R. Natural Resources Canada CCRS
 Graham, P. Canadian Forest Service
 Gray, P. Ontario Ministry of Natural Resources
 Henderson, L. Environment Canada
 Jaques, A. Government of Canada / Environment Canada
 Leckie, D. Canadian Forest Service
 Lempriere, T. Canadian Forest Service
 Magnussen, S. Canadian Forest Service
 McConkey, B. Agriculture and Agri-Food Canada
 McGovern, M. Environment Canada
 Trofymow, J. Canadian Forest Service
 Varfalvy, L. Hydro-Québec
 Wellisch, M. Environment Canada

智利

Bahamondez, C. Centro de Información Forestal (CINFOR)

中华人民共和国

Chen, Z. China Meteorological Administration
 Gao, Y. China Meteorological Administration
 Kong, X. Ministry of Foreign Affairs
 Li, L. State Development Planning Commission
 Li, Y. Chinese Academy of Agriculture
 Liu, H. National Meteorological Center
 Liu, S. Chinese Academy of Forestry
 Lv, X. Ministry of Science and Technology
 Ma, A. State Development Planning Commission
 Qin, D. China Meteorological Administration
 Wang, B. China Meteorological Administration
 Wang, X. State Forestry Administration
 Xu, D. Chinese Academy of Forestry
 Yan, C. Ministry of Agriculture
 Yang, Z. National Satellite Meteorological Center
 Yi, X. Ministry of Foreign Affairs

中华人民共和国 (续)

Ying, N. China Meteorological Administration
 Zhang, L. National Satellite Meteorological Center
 Zhang, X. Chinese Academy of Forestry
 Zheng, G. China Meteorological Administration

哥伦比亚

Government of Colombia

刚果民主共和国

Ntombi IPCC/Point Focal

芬兰

Alm, J. Finnish Forest Research Institute
 Esala, M. MTT Agrifood Research Finland
 Heikinheimo, P. Ministry of Environment
 Heino, P. Finnish Forest Industries Federation
 Laine, J. Helsinki University
 Lapveteläinen, T. Ministry of Agriculture and Forestry
 Lehtonen, A. Finnish Forest Research Institute
 Monni, S. VTT Technical Research Centre of Finland
 Muukkonen, J. STAT, Statistics Finland
 Myllys, M. MTT Agrifood Research Finland
 Pajukallio, A. Ministry of Environment
 Perälä, P. MTT Agrifood Research Finland
 Pingoud, K. VTT Technical Research Centre of Finland
 Regina, K. MTT Agrifood Research Finland
 Savolainen, I. VTT Technical Research Centre of Finland
 Seppänen, A. Ministry of Environment
 Smolander, A. Finnish Forest Research Institute
 Starr, M. Finnish Forest Research Institute
 Tomppo, E. Finnish Forest Research Institute
 Vainio-Mattila, M. Ministry of Agriculture and Forestry
 Yli-Halla, M. MTT Agrifood Research Finland

法国

Loisel, C. Office National des Forêts (ONF) - Inventaire Forestier National (INF)
 Pignard, G. ONF - INF, Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) - Mission Interministérielle de l'Effet de Serre (MIES)
 Riedacker, A. ONF - IFN, INRA -MIES
 Seguin, B. IFN

德国

Appel, V. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL)
 Augustin, S. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH)
 Beerbaum BMVEL
 Benndorf, R. Federal Environment Agency (UBA)
 Butterbach-Bahl, K. Institut für Meteorologie und Klimaforschung - Atmosphärische Umweltforschung Garmisch-Partenkirchen (IMK-IFU)
 Dieter, M. BFH

德国 (续)

Glatzel, S. University of Göttingen
 Heinemeyer, O. BMVEL- Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
 Rogasik, J. FAL/PB
 Schmitz BMVEL
 Strich, S. BMVEL
 Strogies, M. Federal Environment Agency

冰岛

The Ministry for the Environment

爱尔兰

Fay, D. The Irish Agriculture and Food Development Authority (TEAGASC)
 Gallagher, G. National Council for Forest Research and Development (COFORD)
 Hendrick, E. COFORD
 Michael, Y. AT ENVIRON

意大利

Lumicisi, A. Italian Ministry of Environment and Territory
 Tubiello, F. Columbia University

日本

Fujimori, T. Japan Forest Technological Association
 Handa, M. Organization for Landscape and Urban Greenery Technology Development
 Harada, T. Forestry Agency, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries
 Hayashi, Y. National Institute for Agro-Environmental Sciences
 Higashi, M. Ministry of Land, Infrastructure and Transport
 Hiranuma, K. Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries
 Honda, Y. Chiba University
 Inoue, G. National Institute for Environmental Studies
 Ishizuka, M. Forestry and Forest Products Research Institute
 Itakura, T. Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology
 Itakura, K. Ministry of Land, Infrastructure and Transport
 Kato, J. Ministry of Land, Infrastructure and Transport
 Kobayashi, S. Forestry and Forest Products Research Institute
 Kohyama, T. Hokkaido University
 Koike, T. Hokkaido University Forests, FSC
 Matsumoto, M. Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)
 Minami, K. National Institute for Agro-Environmental Sciences
 Morikawa, Y. Waseda University
 Muto, N. Forestry Agency, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries
 Nara, C. Ministry of the Environment

日本 (续)

Nouchi, I.	National Institute for Agro-Environmental Sciences
Ogiwara, H.	Forestry Agency, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries
Ohta, S.	Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)
Oikawa, K.	University of Tsukuba
Okuda, T.	National Institute for Environmental Studies
Shibasaki, R.	University of Tokyo
Shimizu, K.	Forestry and Forest Products Research Institute
Shirato, Y.	National Institute for Agro-Environmental Sciences
Sweda, T.	Ehime University
Takahashi, M.	Forestry and Forest Products Research Institute
Taniyama, I.	National Institute for Agro-Environmental Sciences
Tanouchi, H.	Forestry and Forest Products Research Institute
Tonosaki, M.	Forestry and Forest Products Research Institute
Tsuruta, H.	National Institute of Agro-Environmental Sciences
Watanabe, T.	Forestry Agency, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries
Yagi, K.	National Institute for Agro-Environmental Sciences
Yamagata, Y.	National Institute for Environmental Studies
Yasuoka, Y.	University of Tokyo

肯尼亚

Ambenje, P.	
Marigi, S.	
Munah, P.	
Njihia, J.	
Wairoto, J.	Kenya Meteorological Department

马来西亚

Ministry of Science, Technology and the Environment (MOSTE)	
Chan, K.	Malaysian Palm Oil Board (MPOB)

荷兰

Abeelen, C.	Netherlands Agency for Energy and the Environment (Novem)
Batjes, N.	International Soil Reference and Information Centre (ISRIC)/WDC for soils
Clabbers, B.	Ministerie Landbouw, Natuur en Visserij (LNV)
Dirkse, G.	ALTERRA
Groesz, F.	NEO
Moors, E.	ALTERRA
Nabuurs, G.	ALTERRA
Paasman, J.	Bosdata
Trines, E.	LNV
van Tol, G.	EC-LNV

新西兰

Baisden, T.	Landcare Research
Barton, J.	New Zealand Climate Change Office
Beets, P.	Forest Research
Edwards, S.	Ministry of Agriculture and Forestry (MAF)
Ford-Robertson, J.	Ford-Robertson Initiatives Ltd
Goulding, C.	Forest Research
Jebson, M.	MAF
Lane, P.	MAF
Maclaren, P.	Piers Maclaren and Associates
Manley, B.	School of Forestry, Canterbury University
Novis, J.	MAF
Plume, H.	New Zealand Climate Change Office
Reisinger, A.	New Zealand Climate Change Office
Robertson, K.	Force Consulting Ltd
Rys, G.	MAF
Smith, B.	MAF
Stephens, P.	Landcare Research
Tate, K.	Landcare Research
Trotter, C.	Landcare Research
Ward, M.	New Zealand Climate Change Office
Wratt, D.	National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA)

尼日利亚

Obioh, I.	DERD, OAU
-----------	-----------

挪威

Aalde, H.	Norwegian Institute of Land Inventory (NIJOS)
de Wit, H.	Skogforsk / NIJOS
Eldhuset, T.	Skogforsk
Flugsrud, K.	Statistic Norway
Grønlund, A.	Norwegian Centre for Soil and Environmental Research
Klokk, T.	Directorate for Nature Mangement
Lindstad, B.	Agricultural University of Norway
Nilsen, P.	Skogforsk
Njøs, A.	Jordforsk
Pettersen, M.	Norwegian Pollution Control Authority
Rosland, A.	Norwegian Pollution Control Authority
Rypdal, K.	Center for International Climate and Environmental Research Oslo (CICERO)
Sletnes, A.	Ministry of Agriculture
Solberg, B.	Directorate for Nature Mangement
Tomter, S.	NIJOS
Torvanger, A.	CICERO
Utseth, A.	Directorate for Nature Mangement
Vestgarden, L.	Jordforsk

阿曼

bin Ali Al-Hakmani, M.	Ministry of Regional Municipalities, Environment and Water Resources
------------------------	--

波兰

Olecka, A.	Institute of Meteorology and Water Management, Meteorology Centre
------------	---

葡萄牙

Ferreira, C. DG Forests
Seixas, J. New University Lisbon

俄罗斯联邦

Bedritsky, A. Russian Federal Service for
Hydrometeorology and
Environmental Monitoring
Filipchuk, A. All-Russian Scientific and Research
Institute for Forestry and
Mechanization / International Center
on Forests / Institute for Silviculture
and Forest Mechanization(VNIILM)
Gytarsky, M. Institute of Global Climate and
Ecology
Karaban, R. Institute of Global Climate and
Ecology
Moiseev, B. International Center on Forests
Nazarov, I. Institute of Global Climate and
Ecology
Romanovskaya, A. Institute of Global Climate and
Ecology

西班牙

Díaz, C. OECC-MMA
Sanchez-Pena, G. Ministry for Environment
Sanz, M. Centro de Estudios Ambientales del
Mediterraneo (CEAM)
Vallejo, R. University of Barcelona

斯里兰卡

Punyawardena, B. Department of Agriculture

苏丹

Elgizouli, I. Higher Council for Environment and
Natural Resources (HCENR)
Elhassan, N. HCENR

瑞典

Boström, B. Environmental Protection Agency /
Swedish Energy Agency
Eriksson, H. National Board of Forestry /
Environmental Protection Agency
Jacobsson, J. Naturvårds-verket
Lilliesköld, M. Swedish Environmental
Protection Agency
Österberg, K. Swedish University of Agricultural
Sciences / Swedish Environmental
Protection Agency
Ståhl, G. Swedish University of Agricultural
Sciences

瑞士

Filliger, P. Government of Switzerland
Robledo, C. Swiss Federal Laboratories For
Material Testing and Research (EMPA)
Romero, J. Government of Switzerland

塔吉克斯坦

Novikov, V. Tajik Hydrometeo-logical Service

土耳其

Sensoy, S. Turkish State Meteorological Service
(TSMS)

图瓦卢

Fry, I. Departmentt of Environment

英国

Broadmeadow, M. Forest Research
Grace, J. Edinburgh University
Gregory, S. FC
Penman, J. Department for Environment, Food
& Rural Affairs (DEFRA)
Smith, K. University of Edinburgh

美国

Andrasko, K. USEPA
Birdsey, R. USDA Forest Service
Buford, M. USDA Forest Service R&D
DeAngelo, B. USEPA
Franzluebbers, A. USDA ARS
Goklany, I. USDA Forest Service
Higgs, M. USDA Forest Service R&D
Hohenstein, W. USDA
Hrubovcak, J. USDA
Irving, W. USEPA
Kruger, D. USEPA
Lund, H. Forest Information Services
Norfleet, L. USDA NRCS
Sampson, R. The Sampson Group, Inc.
Sperow, M. West Virginia University
Stokes, B. USDA Forest Service R&D
Wirth, T. USEPA

欧洲联盟委员会 (EC)

Herold, A. Öko-Institut
Matteucci, G. Joint Research Centre, Institute for
Environment and Sustainability
(JRC IES)
Seufert, G. JRC IES
Wenning, M.

联合国粮食及农业组织

Friedrich, T. FAO
Holmgren, P. FAO
Killmann, W. FAO
Schoene, D. FAO

联合国气候变化框架公约

Forner, C. UNFCCC
Granholm, H. UNFCCC

欧洲航天局

Arino, O. ESA
Dees, M. GAF, Munich
Fernández-Prieto, D.ESA
Volden, E. ESA

世界野生动物基金会

Rakonczay, Z. WWF