

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 导言	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到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”分别对所有林地和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

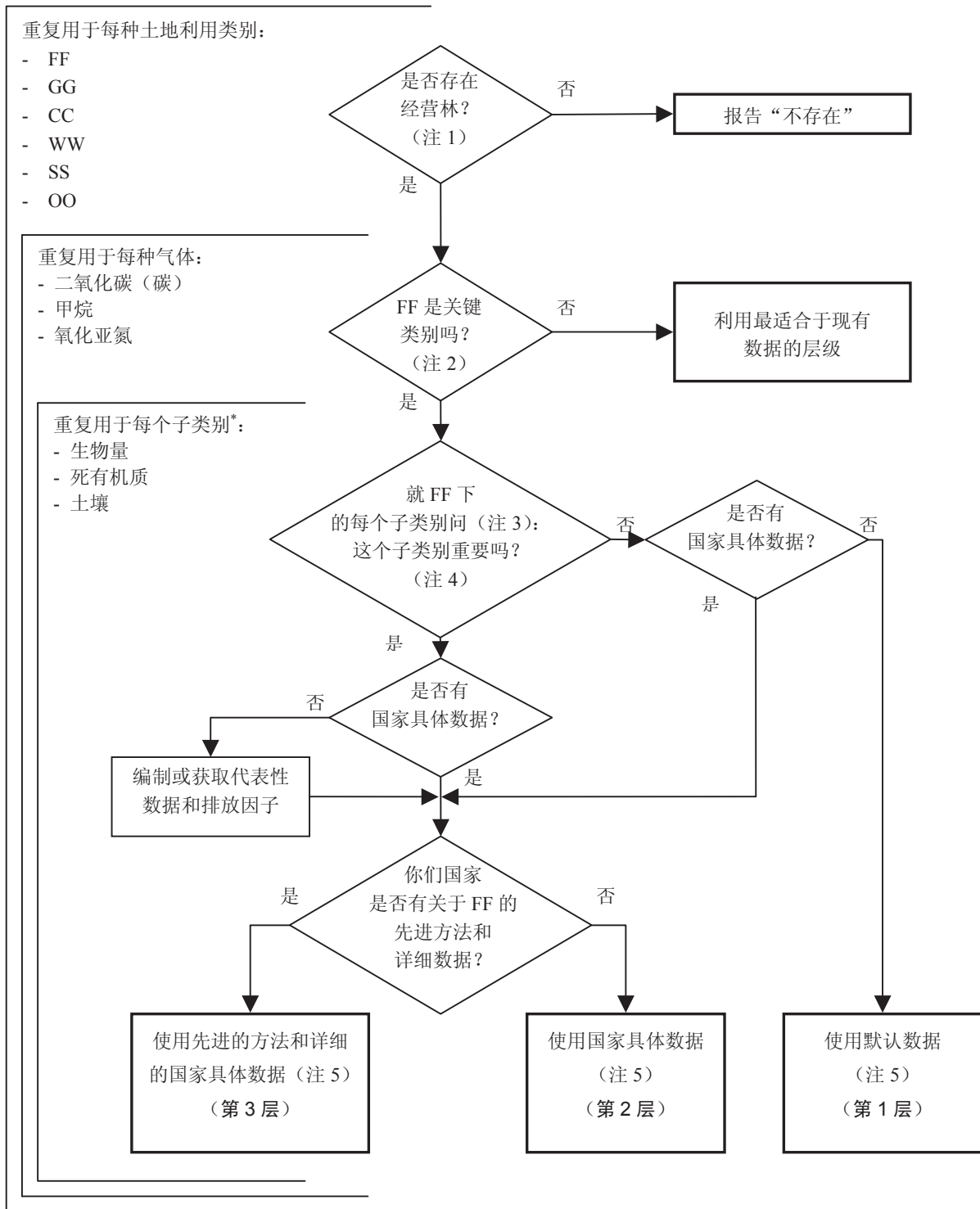
“优良做法”指采用具有最高确定性的方法，同时又尽量高效地利用现有资源。正如本报告第 5 章第 5.4 节所说明的，在决定使用哪个层级和为改进清单投入更多资源时，应考虑土地利用是否是**关键类别**。在一组决策树中就方法选择提供了指导意见，目的在于评估一种源/汇类别是否是**关键类别**以及在一个**关键类别**中哪些库被认为是重要的。决策树在子类别一级适用，它大体对应于碳库和非二氧化碳气体源（见表 3.1.3 的子类别清单）。重要的是应指出，**关键类别**分析是一个反复的过程，而且每个子类别需要初始估值以便进行分析。图 3.1.1 提供了一个通用决策树以确定对清查期开始和结束时用途相同的土地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

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。

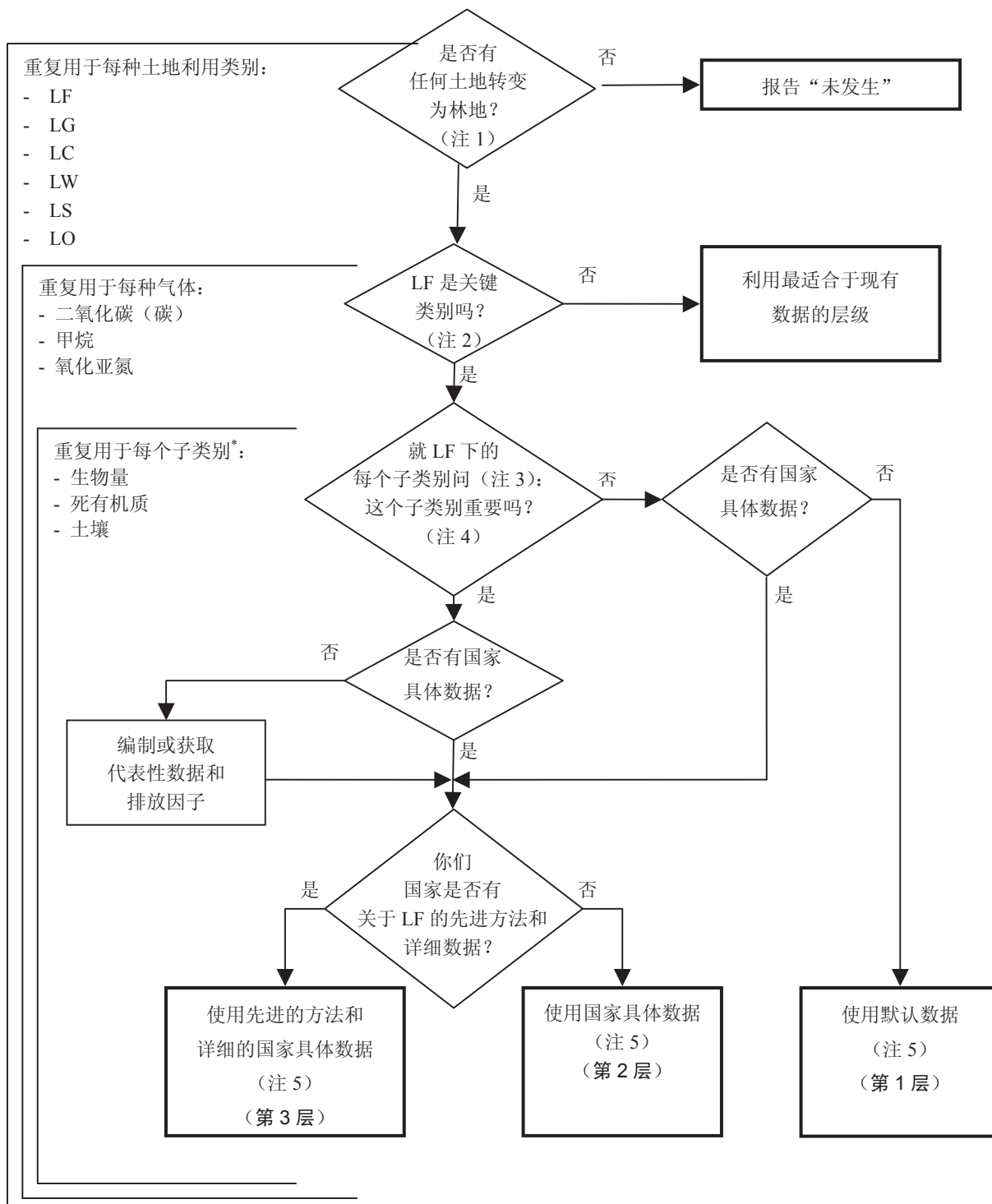
惯例

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 3.1.2 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。

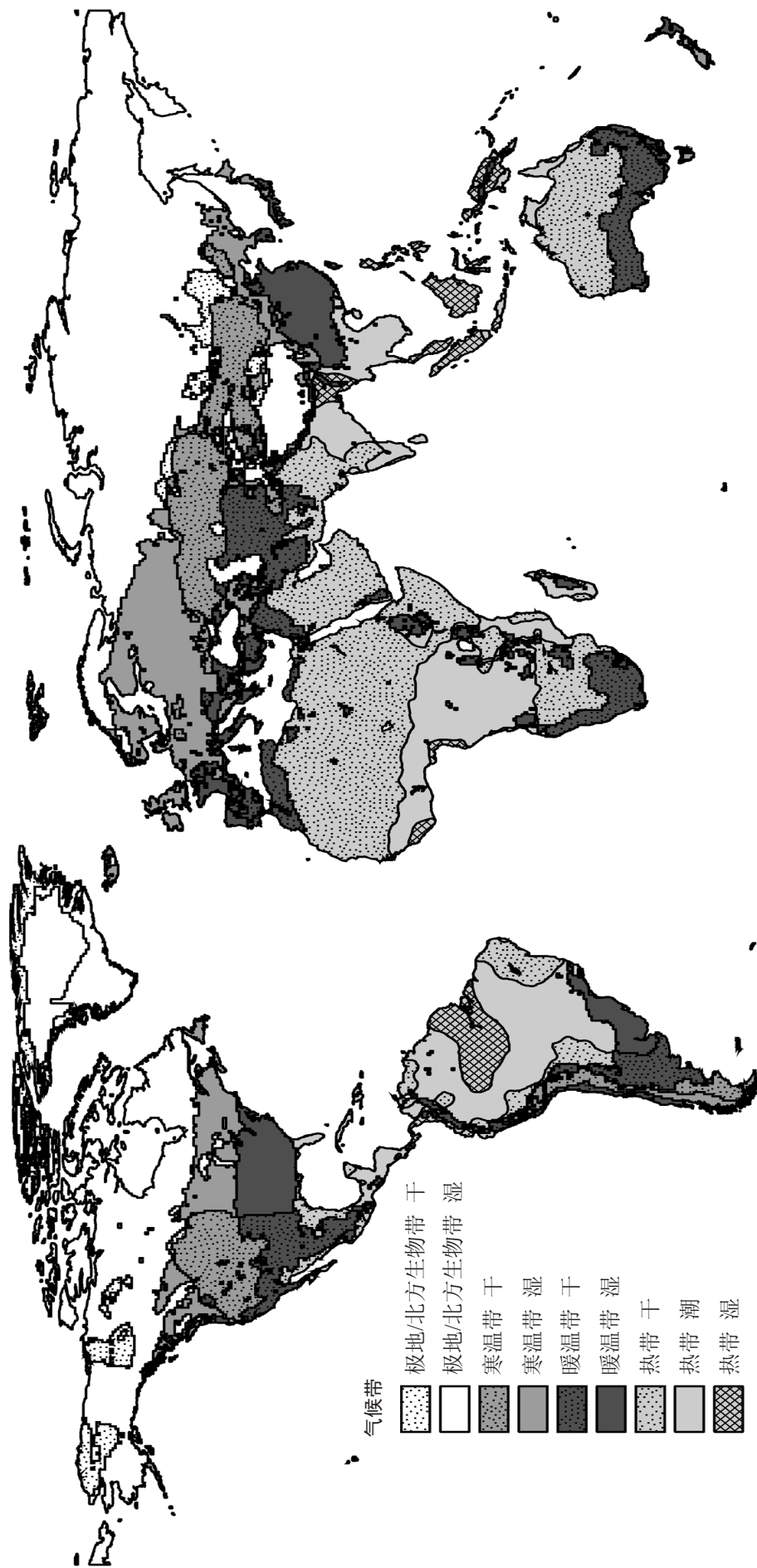
注 3: 关于子类别的特点说明见表 3.1.2。

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。

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，应按照国家第 5 章提出的一般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> $L_{\text{采伐}} = H \cdot D \cdot \text{BEF}_2 \cdot (1 - f_{\text{BL}}) \cdot \text{CF}$

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 节项下的较高级别方法。
- (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> $L_{\text{薪柴}} = \text{FG} \cdot D \cdot \text{BEF}_2 \cdot \text{CF}$

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 ($\Delta C_{\text{FF, LB}}$) 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 ($\Delta C_{\text{FF, G}}$)；

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 ($\Delta C_{\text{FF, L}}$)；

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 ($\Delta C_{\text{FF, LB}}$)。

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，可能不被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
	成熟林枯枝落叶碳蓄量 （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

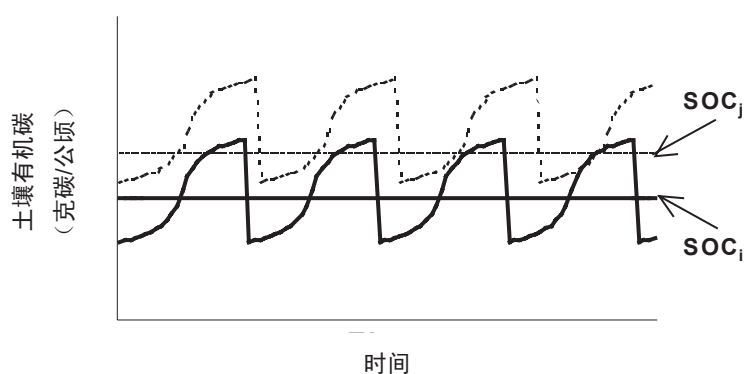
尽管关于森林类型、管理做法和其它扰乱对土壤有机碳的影响的文献日益增多，但现有的证据仍然大多是针对特定的立地或研究项目的，大部分受气候条件、土壤特性、有关时标、考虑的土壤深度和抽样强度等影响（Johnson 和 Curtis, 2001 年；Hoover, 2003 年；Page-Dumroese 等人, 2002 年）。目前关于森林矿质土壤中与森林类型、管理和其它扰乱有关联的碳储量变化的规模和方向的知识仍然是无定论的，不具有广泛的普遍性。

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> $N_2O \text{ 直接-}N_{FF} = (N_2O \text{ 直接-}N_{肥料} + N_2O \text{ 直接-}N_{排水})$

其中：

$N_2O \text{ 直接-}N_{FF}$ = 以氮的单位千兆克氮表示的经营林氧化亚氮的直接排放

$N_2O \text{ 直接-}N_{肥料}$ = 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

$N_2O \text{ 直接-}N_{排水}$ = 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> $N_2O \text{ 直接-}N_{肥料} = (F_{SN} + F_{ON}) \cdot EF_i$

其中：

$N_2O \text{ 直接-}N_{肥料}$ = 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} = 根据氮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} = 根据氮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，根据氮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， $\Delta C_{LF \text{ 增加}}$ 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， $\Delta C_{LF \text{ 减少}}$ 。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）

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

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
- $\Delta C_{LF \text{ 增加}}$ = 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
- $\Delta C_{LF \text{ 转换}}$ = 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
- $\Delta C_{LF \text{ 减少}}$ = 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

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， $\Delta C_{LF \text{ 增加}}$ 。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， $\Delta C_{LF \text{ 转换}}$ 。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

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

其中：

- $\Delta C_{LF \text{ 转换}}$ = 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
- $B_{\text{之前}_i}$ = 刚发生转变之前土地类别 i 上的生物量蓄积量，吨干物质/公顷

$B_{\text{之后 } i}$ = 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严格按照本报告第 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）	没有在所有的抽样立地测量容重；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

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

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，SOC_{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 SOC_{参考}、SOC_{粗放林}、SOC_{集约林}、 $T_{\text{集约林}}$ 、 $T_{\text{粗放林}}$ 、SOC_{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，SOC_{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 SOC_{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，SOC_{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 SOC_{粗放林}、SOC_{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。

SOC_{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，SOC_{集约林} 可能低于 SOC_{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 $EF_{\text{排水}}$ ，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。应报告关于库定义的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, 但也不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，尚无足够的信息可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。利用蒙特卡罗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：

<p>方程 3.3.12</p> <p>转变为农田的土地土壤中的年度碳储量变化</p> $\Delta C_{LC \text{ 土壤}} = \Delta C_{LC \text{ 矿物质}} - \Delta C_{LC \text{ 有机质}} - \Delta C_{LC \text{ 施石灰}}$

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.
- Rhoton 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）。

层 子类别	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。

方程 3.4.7

仍为草地的草地土壤中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{GG_{土壤}} = \Delta C_{GG_{矿物质}} - \Delta C_{GG_{有机质}} - \Delta C_{GG_{施石灰}}$$

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

$$\Delta C_{GG \text{ 矿质物质}} = \sum_c \sum_s \sum_i [(SOC_0 - SOC_{(0-T)}) \cdot A]_{c,s,i} / T \quad (A)$$

$$\Delta C_{GG \text{ 矿质物质}} = \sum_c \sum_s \sum_i (SOC_0 \cdot A)_{c,s,i} - \sum_c \sum_s \sum_i (SOC_{(0-T)} \cdot A)_{c,s,i} / T \quad (B)$$

其中：

$\Delta C_{GG \text{ 矿质物质}}$ = 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：

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

$$\Delta C_{GG_{\text{有机质}}} = \sum_c (A \cdot EF)_c$$

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)。

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。

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。这种方法处理为清邕目的进行的烧除。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。两个方程都将清邕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 层计算的活动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动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

$$\Delta C_{LG \text{ 土壤}} = \Delta C_{LG \text{ 矿物质}} - \Delta C_{LG \text{ 有机质}} - \Delta C_{LG \text{ 石灰}}$$

其中：

$\Delta C_{LG \text{ 土壤}}$ = 转变为草地的土地土壤中碳储量的年度变化，吨碳/年

$\Delta C_{LG \text{ 矿物质}}$ = 转变为草地的土地矿质土壤中碳储量的变化，吨碳/年

$\Delta C_{LG \text{ 有机质}}$ = 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

$\Delta C_{LG \text{ 石灰}}$ = 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： $(67.9 \text{ 吨碳/公顷}-70 \text{ 吨碳/公顷})/20 \text{ 年}=-0.01 \text{ 吨碳/公顷/年}$ 。

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： $(81.9 \text{ 吨碳/公顷}-36.9 \text{ 吨碳/公顷})/20 \text{ 年}=2.25 \text{ 吨碳/公顷/年}$ 。

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，它可用来确定对转变为“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。

方程 3.7.1

转变为“其它土地”的土地中的年度碳储量变化

$$\Delta C_{LO} = \Delta C_{LO_{LB}} + \Delta C_{LO_{土壤}}$$

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)、Zagreec 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 = $2 \times L(-38)C$ 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 KEMPPF 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, Haag I 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 = $2 \times$ 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 *Symphomyrtus* 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 Väliäho, 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
爪哇旃那	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	印缅榆属	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	Hyloidendron 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''
檳木属	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
兰屿檳木	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	Odyndea 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	Toluidifera 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.

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.

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>).

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

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.1.13							
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. Moola, 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.

表 3A.1.14

在一系列植被类型和烧除条件下清叕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）

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	5A							
林地	5B							
农田	5E							
草地	5B							
湿地	5E							
其它土地	5E							
定居地小计								
其它土地	5A							
林地	5B							
农田	5E							
草地	5B							
湿地	5E							
定居地	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	土地利用类别 报告年土地用途	《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	二氧化碳 排放/清除 ² D = (A+B+C) • (-1) D				
林地	农田	5B, 5D								
林地	草地	5B, 5D	$\Delta C_{L_{G_{LB}}}$ ⁴	$\Delta C_{L_{G_{DOM}}}$	$\Delta C_{L_{G_{SOM}}}$					
林地	湿地	5B								
林地	定居地	5B								
林地	其它土地	5B								
林地小计										
草地	林地	5A, 5C, 5D								
草地	农田	5B, 5D								
草地	湿地	5B								
草地	定居地	5B								
草地	其它土地	5B								
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-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
		报告年子类别 ³		A	B	C	D	E	F	G							
FL	FL	(a)	(b)	(c)	小计	T _{ij}	SOC _{REF}	f _{forest type_i}	f _{man intensity_i}	f _{dist regime_i}	SOC _i						
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-1c2: 有机土壤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)
			A	B	C = A • B C
FL	FL	(a)			
		(b)	A _{Drained}	EF _{Drainage}	$\Delta C_{FF\ Organic}$
		(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)	烧除引起的一 氧化碳排放 (吨一氧化碳)	烧除引起的氧 化亚氮排放 (吨氧化亚氮)	烧除引起的氮 氧化物排放 (吨氮氧化物)
			A	B	C	D	E	F	G	H
FL	FL									
		(a)	A	B	C	D _{CH₄}	甲烷			
						D _{CO}		一氧化碳		
						D _{N₂O}			氧化亚氮	
		(b)				D _{NO_x}				氮氧化物
		(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)	A	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)	B	自然更新林 死亡率 (无量纲)	C	自然更新林 面积年度转 入死木量 (吨干物质 /公顷/年) D=B·C	D	自然更新林 面积年度转 出死木量 (吨干物质 /公顷/年)	E	通过营造人 工林转变为 林地的土地 面积 (公顷)	F	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)	G	人工更新 林死亡率 (无量纲)	H	人工更新 林面积年 度转入死 木量 (吨干物 质/公顷/ 年)
CL	FL	(a)	A_{NatR}	$B_{standingNatR}$	M_{NatR}	$B_{intoNatR}$	$B_{outNatR}$	A_{ArtR}	$B_{standingArtR}$	M_{ArtR}	$B_{intoArtR}$							
		(b)																
		(c)																
	小计																	
GL	FL	(a)																
		(b)																
		(c)																
	小计																	
WL, SL, OL	FL	(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)	$B_{\text{out ArtR}}$	CF	$\Delta C_{\text{LF}_{\text{DW}}}$ ¹	ΔC_{NatR}	ΔC_{ArtR}	$\Delta C_{\text{LF}_{\text{LT}}}$	$\Delta C_{\text{LF}_{\text{DOM}}}$	
		(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)					
			(b)	A _{AFFx}	SOC _{ref}	SOC _{Non-forest land}	T _{AFF}	ΔC _{L,F} Mineral ²
			(c)					
			小计					
GL	FL		(a)					
			(b)					
			(c)					
			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)
最初土地用途	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		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				
土地利用类别	报告年土地用途	报告年子类别 ³	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)
最初土地用途			A	B	C	$D = A \cdot (B - C)$ 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						
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 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)	清查年年初管理制 度的储量变化因子 (无量纲)	清查年年初有机 质投入的储量 变化因子 (无量纲)
		A	B	C	D	E	F	
CL	CL	(a)	A	T	SOC _{ref}	F _{LU(0-T)}	F _{MG(0-T)}	F _{I(0-T)}
		(b)	A					
		(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	土地利用类别	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)	本清查年管理制度的储量变化因子 (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
		(b)	$SOC_{(0-T)}$	$F_{LU(0)}$	$F_{Mg(0)}$	$F_{I(0)}$	SOC_0	$\Delta C_{CC\ Mineral}$
		(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				
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
		A	B	C	$D=B \cdot C$	
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	报告年子类别 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	B	$C=A \cdot B$ C
		(b)		A	EF	$\Delta C_{LC}^{Organic}$ 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-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 土地用途	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	C	
FL	CL	(a)				
		(b)	类型	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、汇总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）	土地用途变化引起的额外排放（千克氧化亚氮-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）
		A	B	C	D	D=C	
FL	CL	(a)					
		(b)		EF_1	$N_{net-min}$	$N_2O_{net-min}-N$	N_2O 排放 ² _{LC}
		(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	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)
		子类别 ³	A	B	C	D	E
GL	GL	(a)					
		(b)	$A_{perennial}$	$G_{perennial}$	$L_{perennial}$	$\Delta B_{perennial}$	$A_{grasses}$
		(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-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)	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									

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				
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 年度碳排放 (吨碳/年) $D=B \cdot C$ D
	报告年 土地用途		A	B	C	
GL	GL	(a)				
		(b)	类型	数量	EF	$\Delta C_{GG, \text{Liming}}$
		(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		仍为草地的草地									
工作单		GL-1d: 植被烧除引起的非二氧化碳排放									
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	烧除草地 面积 (公顷)	可用燃料的 质量 (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) $H=A \cdot B \cdot C \cdot D \cdot 10^{-6}$
GL	GL		(a)	A	B	C	D	甲烷			
				A	B	C	D_{CH_4}				
							D_{CO}				
							D_{N_2O}			氧化亚氮	
							D_{NO_x}				氮氧化物
			(b)								
			(c)								
			小计								
合计											

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	土地利用类别 ¹	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 _{LGLB} 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							
土地利用类别	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	GL	(a)	T	SOC _{ref}	F _{LU(0-T)}	F _{MG(0-T)}	F _{I(0-T)}		
		(b)							
		(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)	(a)	$SOC_{(0-T)}$	$F_{LU(0)}$	$F_{MG(0)}$	$F_{T(0)}$	SOC_0	$\Delta C_{LG_{Mineral}}^1$
		(b)	(b)						
		(c)	(c)						
		小计	小计						
CL	GL	(a)	(a)						
		(b)	(b)						
		(c)	(c)						
		小计	小计						
WL,SL,OL	GL	(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		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
		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		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-1d1：泥炭地排水引起的氧化亚氮排放						
页		1/1						
土地用途	土地利用类别	报告年土地用途	富营养排水有机土壤的		富营养有机土壤的		富营养有机土壤的氧化	
			面积 (公顷)	亚氮排放因子 (千克氧化亚氮-氮/公顷/年)	面积 (公顷)	亚氮排放因子 (千克氧化亚氮-氮/公顷/年)	面积 (公顷)	亚氮排放因子 (千克氧化亚氮-氮/公顷/年)
WL	WL		A	B	C	D	E	
	(a)		$A_{\text{peat Nrich}}$	$EF_{2\text{peat Nrich}}$	$A_{\text{peat Npoor}}$	$EF_{2\text{peat Npoor}}$	$E=[(A \cdot B)+(C \cdot D)] \cdot 44/28 \cdot 10^{-6}$	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-1d2: 水淹地产生的二氧化碳排放 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	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)
			A	B	C	$D = A \cdot B \cdot C$	
WL	WL	(a)		$A_{\text{flood, total surface}}$	P	$E_{(\text{CO}_2)_{\text{diff}}}$	CO ₂ 排放 _{ww flood}
		(b)					
		(c)					
		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						
土地用途	土地利用类别		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) $E=A \cdot B \cdot (C+D)$
	最初	报告年 土地用途						
WL	WL	(a)	A	B	C	D	E	
		(b)	$A_{\text{flood, total surface}}$	P	$E_{(CH_4)\text{diff}}$	$E_{(CH_4)\text{bubble}}$	CH₄ 排放_{ww flood}	
		(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-1d4: 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) $D=A \cdot B \cdot C$
WL	WL		(a)	$A_{flood, total\ surface}$	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					
土地用途	土地利用类别	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)	刚刚转变为泥炭提取后的地上生物量 (吨干物质/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地中活生物量的年度碳储量变化 (吨碳/年)
	报告年土地用途		A	B	C	D	$E = A \cdot (B - C) \cdot D$
FL	WL	(a)	A_i	B_{After}	B_{Before}	CF	$\Delta C_{LW_{peat_LB}}^1$
		(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						
最初 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) $E=(A \cdot B) + (C \cdot D)$
		报告年 土地用途	A	B	C	D	E	
FL	WL	(a)	A_{Nrich}	EF_{Nrich}	A_{Npoor}	EF_{Npoor}	$\Delta C_{LW\text{ peat}_{Soils}}^2 = \Delta C_{drainage}$	
		(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 土地用途	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 (默认值=0) (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) $E=A \cdot (B-C) \cdot D$
		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_{SS_G}	ΔB_{SS_L}	$\Delta C_{SS_{L,B}}$
		(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		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 土地用途	报告年 子类别	每年从报告年的最初土地用途转变为“其它土地”的土地面积 (公顷/年)	即将转变为“其它土地” 前活生物量的数量 (吨干物质/公顷)	干物质的碳部分 (默认值是 0.5) (吨碳/吨干物质)	转变为“其它土地”的 土地中活生物量中的 年度碳储量变化 (吨碳/年)	
				A	B	C	B	E = A • (B-C) • D E
FL, CL, GL, WL	OL	(a)		A _{Conversion}	B _{After}	B _{Before}	CF	ΔC_{LOLB}^1
		(b)						
		(c)						
		小计						
合计								

¹ 提供符号以显示工作单、汇编工作单、汇总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:

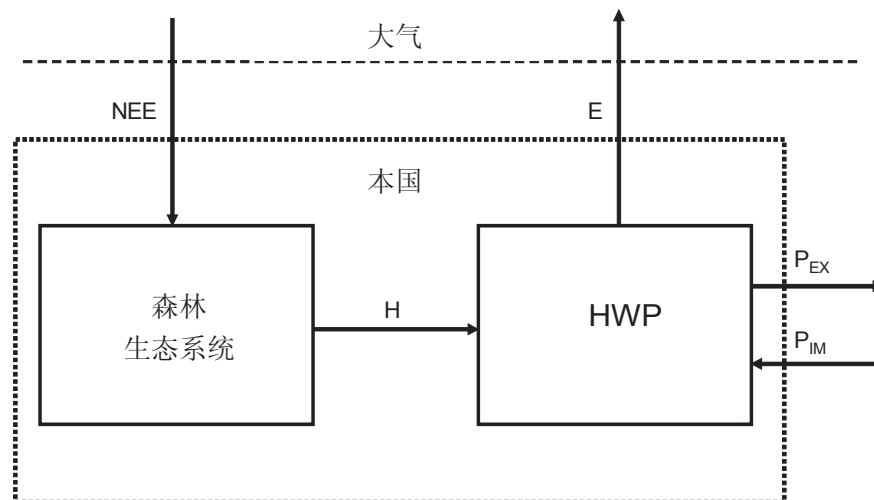
- 木质碳的来源在空间上不是特定的——即, 产品碳来自包括外国森林在内的若干土地面积, 但这些碳最终留在报告国。
- 储量变化的估值将基于关于一国境内在用产品和废物处置所发生情况的数据——可包括进出该国的产品流动。关于使用和处置的数据会在国内找到。

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：

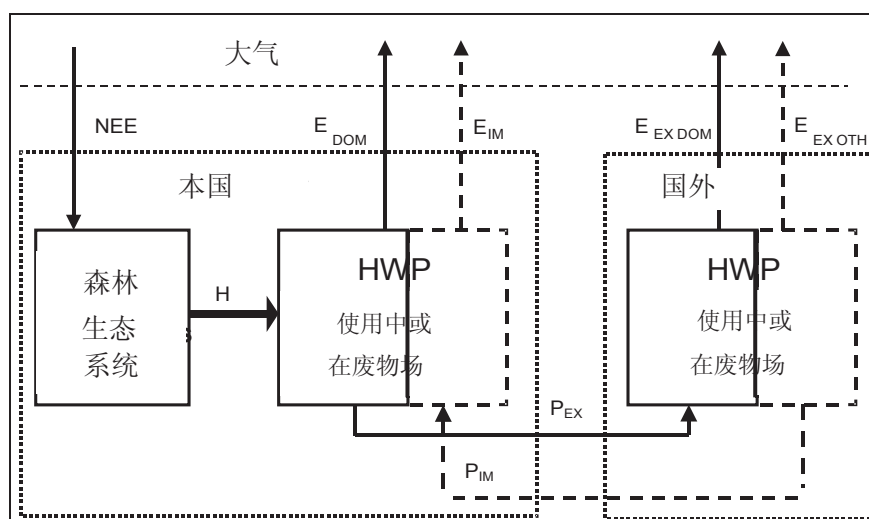
- 储量变化的估计将基于源自某个土地面积的木质碳所发生的情况——它可能包括产品流出该国并在其它国家处置。将可能需要来自不同国家关于利用和处置的数据，或可能需要关于在其它国家处置的假定。
- 因此，报告的边界与国界将不会吻合。
- 木材来自一个土地源而且碳储量变化将与该土地上的管理活动相关联。
- 这种方法的使用可作为评价与某些土地面积上的管理相关的碳储量变化的一部分。

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。

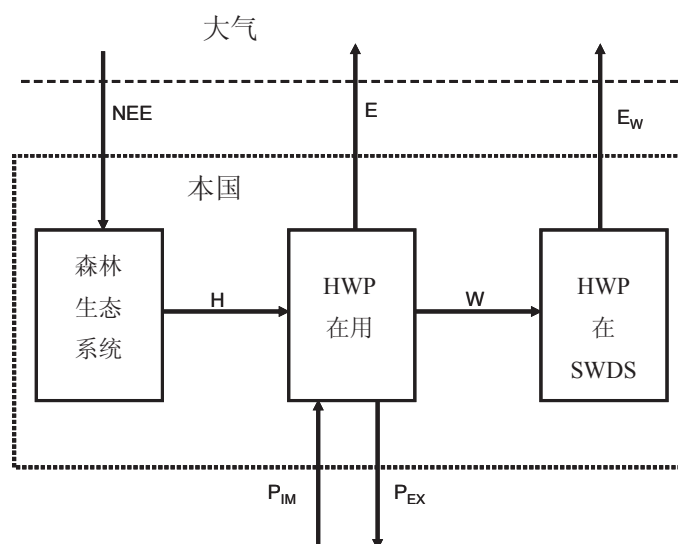
方法 3：估计国内大气与森林/采伐木材产品间的年度大气通量。这将意味着：

- 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)	$\Delta C_{HWP IU_{SCA}} = P_A - P_L$ $CO_2 \text{ emissions/removals}_{SCA} = \Delta C_{HWP IU_{SCA}} \cdot 10^{-3} \cdot 44/12 \cdot (-1)$ （储量变化法）
(1B)	$\Delta C_{HWP IU_{PA}} = PH_A - PH_L$ $CO_2 \text{ emissions/removals}_{PA} = \Delta C_{HWP IU_{PA}} \cdot 10^{-3} \cdot 44/12 \cdot (-1)$ （生产法）
(1C)	$E = -\Delta C_{HWP IU_{SCA}} + H - P_{EX} + P_{IM} - W$ $CO_2 \text{ emissions/removals}_{AFA} = E \cdot 10^{-3} \cdot 44/12$ （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：

$\Delta C_{HWP IU_{SCA}}$ = 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

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)	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	OPF IM(OPF) EX(OPF)
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} = [$(WP+IM(WP)-EX(WP)) / ((WP+IM(WP)-EX(WP)) + (OPF+IM(OPF)-EX(OPF)))$] 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（Klmedtsson 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 $EF_{N_{\text{poor}}}$	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 $EF_{N_{\text{rich}}}$	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 Andriessse (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，因为默认值是为富营养和贫营养两种土壤提供的。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; Tavares 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得性。

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。

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。

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。

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 trophic. *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. Disseration, 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 principal 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.