

HLPE
报告

11

粮食安全和营养问题高级别专家组报告之十一

发展可持续林业，保障粮食安全和营养

粮食安全和营养高级别专家组 2017 年 9 月 报告

粮安委

世界粮食安全委员会

HLPE

高级别
专家组

高专组报告系列

- #1 《价格波动与粮食安全》（2011）
- #2 《土地权属与国际农业投资》（2011）
- #3 《粮食安全与气候变化》（2012）
- #4 《社会保护促进粮食安全》（2012）
- #5 《生物燃料与粮食安全》（2013）
- #6 《投资小农农业，促进粮食安全》（2013）
- #7 《发展可持续渔业和水产养殖业，促进粮食安全和营养》（2014）
- #8 《可持续粮食系统背景下粮食损失与浪费》（2014）
- #9 《水资源与粮食安全和营养》（2015）
- #10 《可持续农业发展促进粮食安全和营养：畜牧业起何作用？》（2016）
- #11 《发展可持续林业，保障粮食安全和营养》（2017）

所有高专组报告均可通过以下网址查阅：www.fao.org/cfs/cfs-hlpe

高专组指导委员会成员（2017年7月）

Patrick Caron（主席）
Carol Kalafatic（副主席）
Amadou Allahoury
Louise Fresco
Eileen Kennedy
Muhammad Azeem Khan
Bernardo Kliksberg
Fangquan Mei
Sophia Murphy
Mohammad Saeid Noori Naeini
Michel Pimbert
Juan Ángel Rivera Dommarco
Magdalena Sepúlveda
Martin Yemefack
Rami Zurayk

高专组项目组成员

Terence Sunderland（组长）
Fernande Abanda
Ronnie de Camino Velozo
Patrick Matakala
Peter May
Anatoly Petrov
Bronwen Powell
Bhaskar Vira
Camilla Widmark

高专组协调员

Nathanaël Pingault

粮食安全和营养问题高级别专家组报告已由高专组指导委员会批准通过。

本报告提出的观点不一定代表世界粮食安全委员会、其成员、与会代表或其秘书处的官方态度。

本报告向公众发布，欢迎复制和传播。非商业用途将根据申请予以免费授权。为转售或其他商业用途（包括教育目的）的复制行为可能需要付费。复制或传播本报告的申请，应发送电子邮件至：copyright@fao.org，同时抄送cfs-hlpe@fao.org。

本报告检索信息：

高专组。2017。发展可持续林业，保障粮食安全和营养。世界粮食安全委员会粮食安全和营养问题高级别专家组报告，罗马。

目录

前言	9
概要和建议	13
概要	13
建议	19
引言	25
1 森林、树木与粮食安全和营养：范围与概念框架	27
1.1 森林、树木与混农林业：定义与范围	29
1.1.1 丰富的多样性	29
1.1.2 森林的定义	31
1.2 森林与林外树木分类	34
1.2.1 原始（或古老）森林	35
1.2.2 次生林	36
1.2.3 种植林	37
1.2.4 其它林地	38
1.2.5 林外树木：混农林业及其他系统	38
1.3 依赖森林群体	40
1.4 森林、树木、粮食安全和营养：概念框架	42
1.4.1 生态系统服务	42
1.4.2 将森林和树木提供的生态系统服务与粮食安全和营养联系起来	43
1.4.3 可持续林业推动粮食安全和营养	45
1.5 小结	45
2 森林和树木对粮食安全和营养的贡献	47
2.1 直接提供粮食	47
2.1.1 对膳食多样性及质量的贡献	47
2.1.2 提供动物源食品	49
2.1.3 提供饲料	52
2.1.4 参与贸易的森林食品产品	52
2.1.5 缓冲粮食短缺影响的重要作用	53
2.2 提供生物能源，特别是厨用能源	53
2.3 对经济及生计的贡献	55
2.3.1 收入创造	55
2.3.2 就业	58
2.3.3 性别方面的作用	59
2.4 提供可持续农业生产所需的生态系统服务	60
2.4.1 水资源调节	60
2.4.2 土壤形成、保护及营养循环	62
2.4.3 农业生态系统稳定性、生物多样性保护及下游资源	63
2.4.4 传粉	63
2.4.5 协同增效与权衡取舍	64

2.5	森林、健康及福祉.....	65
2.6	对粮食系统抵御能力的贡献.....	66
2.7	综述和小结.....	67
3	林业发展趋势：粮食安全和营养面临的挑战及机遇.....	69
3.1	森林概览：全球面积及主要趋势.....	69
3.1.1	全球范围内森林净损失正在减缓速度.....	70
3.1.2	不同类型森林截然相反的发展趋势：“森林发展趋势转变”.....	71
3.2	森林需求不断扩大且相互竞争.....	77
3.2.1	粮食需求不断增长.....	78
3.2.2	木材和能源需求不断扩大.....	79
3.2.3	森林的保护作用得到越来越多的承认.....	81
3.3	森林、树木、气候变化与粮食安全和营养.....	83
3.3.1	气候变化对森林和树木的影响.....	84
3.3.2	气候变化背景下森林和树木对粮食安全和营养的贡献.....	85
3.3.3	森林和树木对减缓气候变化的贡献.....	86
3.3.4	旨在强化森林和树木对减缓气候变化影响的各项政策对粮食安全和营养的潜在影响.....	86
3.4	各种变化对粮食安全和营养的影响.....	87
3.4.1	森林砍伐和森林退化的影响.....	88
3.4.2	保护区与粮食安全和营养.....	90
3.4.3	生产林与粮食安全和营养.....	91
3.5	小结：粮食安全和营养面临的挑战及机遇.....	92
4	如何可持续优化森林和树木对粮食安全和营养的贡献？.....	93
4.1	森林和树木的治理：概览.....	93
4.1.1	森林和树木为共有资源.....	94
4.1.2	森林和树木的所有权.....	96
4.1.3	获取和使用权.....	99
4.2	森林和树木的治理文书与工具.....	101
4.2.1	国际干预和协定.....	101
4.2.2	国家规定和政策.....	102
4.2.3	认证及其他市场化工具.....	104
4.3	前进道路：可持续森林管理推动粮食安全和营养.....	107
4.3.1	森林管理计划.....	109
4.3.2	推广综合的景观方法.....	110
4.3.3	利益相关方的参与.....	112
4.3.4	基于人权的方法.....	117
4.4	小结.....	118
结论	119
致谢	120
参考书目	121
高专组项目周期	143

插图目录

图 1	森林与土地利用过渡曲线	31
图 2	森林和树木系统的五种类型	35
图 3	生态系统服务概念金字塔	43
图 4	森林的各项功能及其与粮食安全和营养的联系	44
图 5	全球森林和树木覆盖地图	69
图 6	全球森林面积（1990 - 2015 年）	70
图 7	影响森林对粮食安全和营养贡献的森林变化动因	87
图 8	高专组项目周期	145

表格目录

表 1	森林人口数量，按依赖类型划分	42
表 2	2011 年使用木质燃料烹饪的家庭比例，按区域和燃料类型划分	54
表 3	2011 年森林部门的总增加值及其对 GDP 的贡献，按区域和 分部门划分	56
表 4	2011 年非正规林业部门的估算收入（10 亿美元，按 2011 年价格统计）	57
表 5	2011 年正规林业部门的就业人员总数，按区域和分部门划分	58
表 6	2011 年参与薪材和木炭生产人员的估算数量	59
表 7	森林类型与粮食安全和营养各项功能之间互动关系概述	68
表 8	世界森林状况和趋势以及各区域 1990 年到 2015 的变化	72
表 9	世界森林状况和趋势以及各气候区 1990 年到 2015 的变化	72
表 10	全球层面主要农业木本作物的发展趋势	76
表 11	各区域人口增长情况	78
表 12	气候变化对森林以及粮食安全和营养的潜在影响	84
表 13	私营及公共产品和服务	94
表 14	2010 年各个地区的森林所有权（占森林总面积比例）	97
表 15	2010 年各个气候区的森林所有权（占森林总面积比例）	97
表 16	2010 年森林管理计划覆盖面积，按区域划分	109
表 17	2010 年森林管理计划覆盖面积，按气候域划分	110

插文目录

插文 1	森林及森林产品：数据情况及质量	27
插文 2	森林生物群系	29
插文 3	粮农组织森林资源评估中使用的定义	32
插文 4	红树林：对粮食安全和营养的重要贡献	36
插文 5	轮垦，或火耕农业	37
插文 6	森林食品的多种构成、潜在及实际购买情况，俄罗斯联邦	49

插文 7	野味对赤道几内亚农村居民生计和粮食安全的作用	51
插文 8	野味和狩猎在北方地区的价值.....	57
插文 9	金合欢树 (<i>Faidherbia albida</i>) 混农林业/农林牧混合系统.....	62
插文 10	森林为农业提供的环境服务：俄罗斯联邦森林防护带的作用.....	63
插文 11	布基纳法索的森林恢复与粮食安全	74
插文 12	“Kihamba” 混农林业系统	76
插文 13	印度的国家混农林业政策	77
插文 14	中国的防护林	82
插文 15	荒漠化防控.....	83
插文 16	治理不善对森林砍伐和退化的影响	95
插文 17	芬兰、瑞典和挪威浆果及蘑菇获取权及提供	99
插文 18	减少毁林和森林退化所致排放计划：潜力与不足	101
插文 19	瑞典的林业模式 - 着眼于可持续性的森林管理系统	103
插文 20	国际森林认证计划.....	106
插文 21	魁北克的地方治理及森林治理社会网络：对于实行可持续林业促进粮食安全和营养 有哪些启示？	108
插文 22	中南美洲新的包容性森林治理模式	113
插文 23	韩国的森林与粮食安全和营养 - 可以效尤的模式？	114
插文 24	瑞典北部的共有资源管理及共同管理 - 多重用途情境及共同管理举例.....	116

前言

粮食安全和营养高级别专家组（高专组）是世界粮食安全委员会（粮安委）实现科学和政策之间的关联而设立的小组，是全球层面具有包容性、以科学依据为基础的首要粮食和营养国际性政府间平台。

高专组报告为政府间和国际多方利益相关者在粮安委中开展政策辩论提供了一个共同、全面、基于实证的出发点。高专组的研究通常以现有研究和知识为基础，努力澄清相互矛盾的信息和知识，揭示争议的背景和原因，并发现新问题。为此，高专组借助学科、背景及知识体系的多样性，指导委员会和项目组的多元构成，以及参与开放式电子磋商会的知识社区，建立了科学对话机制。

高专组报告在国际、区域和国家层面被粮安委和联合国系统内外的科学界以及政治决策者和利益相关方广泛作为参考文件加以利用。

2014年10月，粮安委第四十一届会议要求高专组编制一份主题为“发展可持续林业，保障粮食安全和营养”的研究报告，为定于2017年10月进行的粮安委第四十四届全体会议讨论提供素材。当前对土地、森林和树木的需求与日俱增且互为竞争（包括作为木材、食物、能源和提供生态服务的各种需求），加上气候不断变化，这里面的关键问题是要优化森林和树木对粮食安全和营养四大支柱（供应、获取、使用和稳定）做出的多种直接和间接贡献。

近年来，森林的重要性在关于粮食安全和营养问题的讨论中开始得到认可。粮食安全和营养问题的讨论往往以生产为重点，关注点主要是提高农业产量，探索推广新技术和新方法的途径，加强生产性用地的产出。森林鲜少出现在此类讨论中，只被视为进一步拓展农业的空间，或拓展过程中需要保护的受威胁资源。《千年生态系统评估》（2005）扭转了人们对于森林在粮食安全和营养中作用的想法；评估侧重于环境关切，但却展示了人类健康和营养与生态系统（包括森林）健康之间的联系。应粮安委要求，本报告有意反转这一视角，将重点放在粮食安全和营养上。

报告列出了森林和树木推动粮食安全和营养的四个主要渠道，包括：直接供应粮食；提供能源，特别是厨用能源；创造收入和就业；以及提供长期粮食生产所需的生态系统服务，包括水资源调节、土壤保护、生物多样性保护，以及气候变化适应与减缓。各类森林和树木系统的此类贡献不一而同，主要取决于管理方式。

从森林和树木对粮食安全和营养所做的各种贡献来看，关于树木的贡献何时停止并没有一个明确的时间节点。非林区域的树木也在改善粮食安全和营养方面发挥重要作用。因此，高专组在编写本报告时并未将关注点局限在森林砍伐上，而是界定了较宽的范围，不但涵盖了森林，还包括了森林之外的树木，希望支持决策者针对不同的时空背景制定综合全面的愿景和战略。

本报告倡导可持续森林管理，全面考虑森林和树木相互竞争的多种用途，以及各利益相关方不同甚或是矛盾的利益、需求和权利，并采用综合方式应对。可持续森林管理需要建立不同规模的部门间治理机制，目的是支持各利益相关方全面有效参与，特别是以林为生的土著居民和本地社区；明晰森林和树木的各类职能（包括木材和食物生产，生物多样性保持及社会文化服务）；综合考虑短期和长期目标；承认并减少各利益相关方之间的矛盾。

自建立之后，高专组共计发布了11份报告，逐步形成了对粮食安全和营养及其根源问题的全面描述和综合分析。本报告主题为可持续林业，是渔业与水产养殖业报告（2014年）和可持续农业报告（2016年）的姊妹篇，这三份报告共同构建了高专组从部门视角对粮食安全和营养问题提供的全面分析。这三个部门在对粮食安全和营养的多重贡献方面具有某些共性：它们都直接提供粮食；都给很多人带来收入和就业；都管理并影响着自然资源；都引发了社会及环境关切。这些报告还凸显了三个部门之间相互依存的关系，以及在自然资源使用（特别是水资源和土地）方面的竞争关系。这就需要采取一体化方法，特别是在地方层面，改进人类活动对于实现充足食物权和2030年议程的促进方式。与水资源主题报告一样，本报告的笔触重点落在权衡取舍上，有时甚至体现为权利、需求和利益各不相同的利益相关方之间的矛盾。这说明要综合考量各种时空背景来应对本地和全球性挑战，为粮食安全和营养做出积极有效的贡献。

本报告借鉴了多个研究机构开展的重要研究计划，包括国际林业研究组织联盟及其众多国际和国家成员、国际林业研究中心及世界混农林业中心，以及国际农业研究磋商组织的“森林、树木和混农林业研究计划”。高专组赞赏“全球森林资源评估”工作，这项工作由粮农组织负责协调，得到了多个国际和国家组织以及国家通讯员网络的支持；高专组鼓励他们继续将粮食安全和营养关切纳入考量，特别是要提高森林相关非正规活动的数据质量，包括非木材林产品的收集。高专组认为，科学届和知识届在提高认识方面还有很多工作要做，包括让各方更好地认识到森林、树木和混农林业对可持续发展及粮食安全和营养的直接和间接贡献，并就此开发出制定政策有益的知识。

我谨代表指导委员会，感谢参与本报告编写工作的所有专家的努力和承诺，特别是项目组组长Terence Sunderland（英国）及各位成员，具体包括：

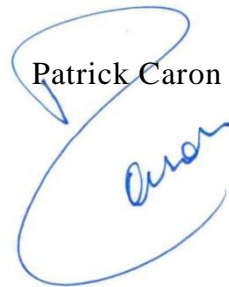
Fernande Abanda（喀麦隆）、Ronnie de Camino Velozo（智利）、Patrick Matakala（赞比亚）、Peter May（巴西）、Anatoly Petrov（俄罗斯联邦）、Bronwen Powell（加拿大）、Bhaskar Vira（印度）、Camilla Widmark（瑞典）。

本报告还收到了外部同行评审人员提出的建议和大批专家和机构提出的意见，使本报告无论就范围还是初稿而言都获益匪浅。

我赞赏并感谢高专组秘书处为此项工作提供的宝贵支持。

最后，我还要感谢各资源伙伴以完全独立的方式为高专组工作提供的支持。

Patrick Caron



高专组指导委员会主席，2017年6月15日

概要和建议

2014年10月，世界粮食安全委员会（粮安委）第四十一届会议要求高级别专家组（高专组）编制一份主题为“发展可持续林业，保障粮食安全和营养”的研究报告，为定于2017年10月进行的粮安委全体会议提供讨论素材。当前对土地、森林和树木的需求不断增长且互为竞争（包括作为木材、食物、能源和提供生态服务的各种需求），加上气候不断变化，这里面的关键问题是要了解森林和树木对粮食安全和营养¹四大支柱做出何种贡献，以及如何在不同的时空背景下优化这些贡献。

本报告以事实为依据，全面分析了森林和树木对粮食安全和营养的各种直接和间接贡献。第1章探讨了森林与粮食安全和营养之间的联系，并基于管理标准提出了概念框架和森林分类方法。第2章深入分析了森林和树木对粮食安全和营养的各种贡献渠道。第3章回顾了全球森林状况，提出了通过促进林业来改善粮食安全和营养所面临的挑战和机遇。第4章以提供解决办法为导向，讨论该如何以可持续方式优化森林和树木对粮食安全和营养的贡献。

概要

森林、树木、粮食安全和营养：范围和概念框架

1. 很多对“森林”的定义都反映了世界森林生态系统的多样性以及人类对森林的认识和使用的多样性。“森林”一词可用来描述多种生态系统，既包括干旱景观中稀疏的树木，也包括强降水地区茂密的原始森林。森林可以视为一种行政单位、一种地表覆盖类型，或者一种土地利用类型。所谓地表覆盖，是指土地的实际外观；土地利用是指人类将土地用于各种不同的目的（包括生产、保护、文化或宗教活动）。粮农组织全球森林资源评估统一了森林的定义和分类方法，为全球层面的统计工作提供了便利。根据森林资源评估的定义，森林需满足以下几项最小阈值标准：树高（5米）、郁闭度（10%）、覆盖面积（0.5公顷）。
2. 该定义涵盖各种不同类型的森林，以及各种包含树木的景观类型。考虑到这种多样性及编写本报告的初衷，在森林资源评估统计类别的基础上，提出了森林和树木景观的分类方法。这种分类以森林资源评估数据和管理程度为依据。之所以考虑后者，是因为管理程度是最能影响森林对粮食安全和营养的各种贡献的标准，而且更容易受政策影响。这种分类办

¹ 粮食安全系指所有人在任何时候都能通过物质、社会和经济获得充足、安全和富有营养的食物，满足其保持积极健康生活所需的膳食需要和食物喜好。2009年，世界粮食首脑会议提出，“粮食安全的四大支柱是供应、获取、利用和稳定”。“供应”指通过生产、分销和交换活动来提供粮食；“获取”指对粮食的负担能力和分配，以及个人偏好和家庭中每个成员的需求；“利用”是个人对粮食的新陈代谢；“稳定”是随着时间的推移获得粮食的能力。

法区分了森林资源评估定义中包含的三大广义类别（原始[或古老]森林、次生林、人造林）；第四种类型是其他未归类为农地、郁闭度为5%至10%的林地；第五种称为“林外树木”。这些类型之间的划分并非总是泾渭分明，因为它们只是森林过渡曲线上管理强度有所不同的连续体²。

3. “森林以外树木”类别覆盖各种含有树木的农业系统，特别包括棕榈树、橄榄树和果园（水果树和坚果树）等农业种植园、各种混农林业系统，以及因所含森林面积过小而不能作为森林进行统计的混合景观。“混农林业”一词反映的是一种生产系统或技术：即在同时种植农作物或饲养牲畜的同一个土地管理单元中，以某种形式的空间安排或时间顺序有意使用树木。尽管彼此不同，但这些系统都与树木具有一个共同特点，即都与农业和粮食生产活动密切相关。
4. 在某种程度上依赖森林和树木维持生计的群体，都可以归为“森林依赖群体”。如果把主要依赖森林维持生计的土著居民、生活在森林边缘的农村居民、种植树木或管理少量森林的小农，以及正规或非正规林业企业的雇员计算在内，全球范围内森林依赖群体的总人数为10至17亿。
5. 本报告采用林业的广义概念，涵盖了在包含树木的任何类型的系统或景观背景下做出的有关森林管理的所有决策。这些决策广义上涉及三种类型：某个区域是否存在树木；森林和树木的种类；森林和树木的管理方式。联合国大会定义“可持续森林管理”的目的，是维护和提高各类森林的经济、社会和环境价值，造福当代和子孙后代。可持续森林管理植根于两个主要前提：其一，生态系统有能力自我更新；其二，用于界定人类与环境相互作用的经济活动和社会认知或价值观是可以改变或修正的，以确保生态系统的长期生产力和健康。

森林和树木对粮食安全和营养的贡献

6. 森林和树木通过四个主要渠道促进粮食安全和营养：直接提供粮食；提供能源，特别是厨用能源；创造收入和就业；提供对于粮食安全和营养、人类健康和福祉至关重要的生态系统服务。
7. 直接提供粮食：据估算，森林食品仅占全球食物能源供应的0.6%，但却为人们的饮食质量和多样性做出了重大贡献，并对森林依赖群体的粮食安全和营养发挥着至关重要的作用。森林食品进入地方、全国、乃至国际市场后，也为远离森林的人们提供了多样、均衡的饮食选择。对于生活在传统粗放型系统和较为集约的林草复合系统中的农民和牧民而言，森林和树木还是一种饲料来源。

² 从天然林到农业林和再造林，森林过渡曲线按照不同森林类型的管理强度体现了森林的演变。这个曲线不仅从时间维度反映森林的演变，而且从空间维度反映当代景观的变化。

8. 提供能量：木质燃料³占全球一次能源供应总量的 6%，在非洲更是高达 27%。全球三分之一的人口（24 亿），包括非洲三分之二的家庭，都以木材作为主要的厨用能源。此外，7.64 亿人用木质燃料煮沸饮用水灭菌，其中 6.44 亿来自亚洲。
9. 创造收入和就业机会：正规和非正规林业部门也是就业和收入的重要来源；考虑到非正规部门的重要地位，这项功能在很多情况下都被低估了。2011 年，全球正规林业部门的从业人员约 1320 万人，创造产值占全球经济总量的 0.9%。这些数字掩盖了各国之间的巨大差异，普遍低估了森林对国民收入的真正贡献，因为这些数字没有整合工业木材产品带来的附加值，也未考虑其对旅游和娱乐业的贡献。此外，这些数字仅涵盖了正规的森林部门，但目前仍缺乏能够适当反映创收和就业型非正规森林活动的数据，包括利用木质燃料和采集非木材林产品等活动。
10. 在这两种情况下，采集森林产品进行出售或自用，都可以对妇女及其整个家庭的粮食安全和营养做出重要贡献。尽管缺乏按性别分列的数据，但研究表明，妇女在正规部门和创收活动中发挥的作用较小，但却是木质燃料和许多森林产品采集的主力军，且区域差异较大。
11. 提供生态系统服务：森林和树木能提供对于粮食安全和营养至关重要的大量非供给性生态系统服务，并在长期内促进可持续发展（如水资源调节、土壤保护、营养循环、有害生物防治和授粉），直接支持着农场、景观及更广泛层面的粮食生产。森林是陆地生物多样性的主要载体，对于全球层面缓解气候变化，以及农场、家庭、景观和更广泛层面适应气候变化，都发挥着至关重要的作用。所有整合了森林、树木和作物的生产系统，都需要明确考虑相互之间对营养、水和光的潜在竞争。
12. 促进人类健康和福祉：森林、基于树木的农业系统和林业以多种方式影响着人类健康，包括：提供食物、药用植物、木质燃料、清洁水和收入。经验证据表明，森林环境可以改善人们的精神健康，减轻抑郁和压力。然而，森林也是寄生虫和疾病的滋生地，也可能给人类和家畜健康带来不利影响。“同一个健康”概念浓缩了人类、动物和生态系统健康之间的关键联系，凸显了跨部门合作的必要性。
13. 增强抵御能力，提供安全网：森林和树木可以大大提高抵御能力，即景观、社区和家庭层面预防、减轻或应对风险，并从冲击中恢复的能力。因此，在干旱或贫寒季节，以及在危机和冲突期间，森林和树木担当着安全网的重要角色，极大促进了粮食安全和营养的第四个维度 – “稳定”。在匮乏时期，森林和树木可以成为其他粮食来源、收入和就业的补充品或替代品。安全网的这一作用对于最脆弱的群体往往非常重要。

³ 根据粮农组织的术语，木质燃料指薪柴和木炭的总和。

14. 重要的是，森林和树木对粮食安全和营养的贡献取决于复杂的环境、经济和社会系统之间的相互作用，而这些系统常常由大量传统和土著知识构建和维系。

林业趋势：保障粮食安全和营养的挑战和机遇

15. 在不同时空背景下，森林覆盖率、森林类型和管理的变化都会显著影响森林和树木对粮食安全和营养的贡献。透过这些变化及其背后的推动因素，可确定“发展可持续林业，保障粮食安全和营养”所面临的挑战和机遇。
16. 2015 年，全球约有 40 亿公顷的土地（占全球土地面积的 30.6%）被森林覆盖。尽管持续滥伐森林的速度相对较快，特别是在热带地区，但过去二十年间全球森林净损失已经有所放缓。《2015 年森林资源评估》（粮农组织，2015）首次提供了基于部分冠层覆盖损失（PCCL）⁴的全球森林退化数据，并估计在热带地区，发生部分冠层覆盖损失的森林面积是自 1990 年以来砍伐森林面积的 6.5 倍。
17. 森林面积总体减少是各种森林类型和各区域不同演变趋势的综合结果。1990 年至 2015 年间，大部分区域的天然林（包括原始林和次生林）面积均稳步下降，人造林面积急剧增加。原始森林的丧失尤其令人关注，因为它们是不可替代的生物多样性保护区。人工林越来越重要，一方面体现在覆盖面积上：从 1990 年到 2015 年，人工林的比例从 4% 增加到 7%；另一方面也体现在生产上：2012 年，人工林贡献了 46.3% 的工业圆木。人工林也是恢复退化土地和提供生态系统服务的一种方法，如减少水土流失、防洪防汛。在人们对木材需求不断增加的背景下，人造林有助于缓解对天然林的压力。
18. 砍伐森林和森林退化威胁着森林依赖群体的收入、生计和生活方式，从长远看，还危及对于粮食安全和营养及可持续发展至关重要的生态系统服务。有时，人们认为通过砍伐森林扩大农业生产，可以为改善福祉创造更多的机会。然而，追逐这些眼前利益，可能导致未来的自然资源枯竭、饮食选择减少、生计和生活方式受到影响。最后，森林砍伐和森林退化会导致生境碎片化，也可能增加病虫害传播风险，进而影响人类健康。
19. 森林覆盖率、森林类型和用途的变化，是由地方和全球各级众多因素的相互影响造成：随着人口和收入的增长，人们对粮食、饲料、木材和能源的需求不断增长；对保护生物多样性、碳储存、水土保持的重视程度

⁴ 指 2000 年至 2012 年间树木覆盖率损失超过 20% 的情况。

日益提高。另外，应对和管理这些需求的治理体系也对上述变化有所影响。

20. 随着全球人口和经济不断增长，预计未来对粮食、饲料、木材和生物能源的需求也将持续扩大。2005年至2030年，木材和纤维需求预计将翻一番。
21. 此外，森林需要适应气候变化，也要推动减缓气候变化。土地退化刺激农业用地需求扩大，给森林带来更大的压力，但同时也给植树造林和重新造林创造了机会。同时，人们日益认识到森林可以保护土壤、水和生物多样性，并促进减缓气候变化。这些趋势既加剧了对土地的竞争，也加剧了环境保护、木材和林木生产活动、粮食和其他非木质林产品生产活动对森林利用的竞争，而每一种活动都会影响粮食安全和营养。解决土地竞争问题的同时，也要兼顾农林业要求及环境气候关切。因此，需要在从地方至全球的不同层面，一以贯之地处理各种程度的权衡取舍。这要求我们超越“土地共享”与“土地节约”这两个对立概念之争，设计并实施适当的安排和机制。
22. 对土地、森林和树木日益增长的需求为其促进粮食安全和营养创造了新的挑战 and 机会，但也可能威胁森林对粮食安全和营养的一些贡献，特别是当这种贡献不太明显，或涉及边缘化群体和最脆弱群体时。另一方面，面对这些需求，我们更有理由保护和投资森林，创造新的工作和机会，促进可持续发展。这就要更好地了解变化背后的各种驱动因素，以及导致各种景观（如次生林、混合景观、混农林业系统等）发生变化的动态因素，及其对粮食安全和营养及可持续发展的影响；同时，还要更大力支持在被归为“其它林地”的地区开展还林工作。

如何以可持续方式优化森林和树木对粮食安全和营养的贡献？

23. 从地方到全球各级，从长期到短期，森林和树木给粮食安全和营养带来的各种惠益之间存在不同程度的正向互动和冲突折中。因此，开展可持续森林管理以保障粮食安全和营养时，要充分考虑和整合：森林和树木的多种用途，以及各利益相关方迥然不同甚至相互冲突的利益、需求和权利，尤其要关注较为弱势和边缘化的群体。这要求通过制定国际文书，出台国家政策，做出地方安排，在不同的时空背景下确立治理机制。
24. 森林资源评估中提出了开展可持续森林管理必须具备的一系列有利条件：永久性林地，法律框架，管理计划，利益相关方参与，以及信息、监测和报告系统。森林资源评估显示，2015年，只有22亿公顷的永久性林地满足了这些条件。然而，过去几十年来，各种森林管理计划所涉及的土地面积急剧增加。2015年，有167个国家表示制定了此类森林管理计划，这些计划覆盖了一半以上的森林面积（约21亿公顷）。无论在原始森林

和保护区内进行森林养护，还是在人造林进行木材生产，森林管理计划的主要目标都可能与森林资源的获取及使用权相冲突，因而与当地森林依赖群体和社区（包括土著居民）的粮食安全和营养相冲突。在不同国家，用于规范这些权利的法律框架存在很大的差异。

25. 许多现行国际条约和标准都影响着森林的管理方式，其中一些侧重于森林管理的环境因素，如三项里约公约，即：《气候变化公约》、《生物多样性公约》和《联合国防治荒漠化公约》。第二类条约涉及国际人权，特别是获取充足食物和营养的权利。第三类国际文书与森林管理直接相关，例如 1992 年《联合国森林原则》⁵和《国家粮食安全范围内土地、渔业及森林权属负责任治理自愿准则》。
26. 用来承认和评价森林不同贡献的市场化工具正获得越来越多的关注，特别是与环境问题有关的贡献；具体例子包括“碳信用”，以及其他环境服务付费、认证和绿色采购。森林认证在独立评估和监测可持续森林管理方面发挥着重要作用。上世纪 90 年代末推出了两项主要国际认证计划——“森林管理委员会”和“森林认证体系认可计划”；截至 2014 年，这两项计划覆盖了 4.38 亿公顷的森林，其中 90% 位于北半球温带区域。此外，自愿绿色建筑计划、守则和标准的制定，推动了对以合法、可持续方式采伐的木制品的使用。这些文书可以将林业管理与远距离之外消费森林产品的人们联系起来，让他们为环境影响付费，但并不总是完全能兼顾粮食安全和营养关切与当地森林依赖群体和社区的需求。
27. 因此，要通过可持续森林管理促进粮食安全和营养，就必须在不同时空背景下建立综合、创新、包容的跨部门治理体系，确保所有相关利益相关方和受影响群体能全面、有效地参与其中，特别是妇女及脆弱和边缘化群体，包括土著居民和森林依赖社区。尤其值得一提的是，必须在挑战较大的景观层面设计适当的安排，以优化城市、农业、森林及其他自然地区的有形共存，更好地将粮食安全和营养关切纳入到森林管理中。
28. 要让地方社区、森林依赖社区和土著居民实现获取充足食物的权利，就必须保障他们对土地和森林的使用权。森林产品和服务对于实现世界各地人民的社会、经济和文化权利也至关重要。在此背景下，与森林有关的法律、政策和干预措施不仅应避免侵犯权利，而且应推进人权成果，优先考虑最弱势群体的人权，让“平等”不仅仅流于口头，而是真正得到落实。此类进程应尊重“消除歧视，人人平等”、“确保透明、信息自由”，“参与、赋权、合法、问责”等人权原则。

⁵ 附件三 - 《关于所有类型森林的管理、养护和可持续开发的无法律约束力的全球协商一致意见的权威性原则声明》 - 《联合国环境与发展会议报告》，巴西里约热内卢，1992。

建议

森林和树木以多种方式直接、间接地促进了粮食安全和营养，是能源、食品和其他产品的来源。森林和树木为世界很大一部分人口 – 通常也是最脆弱的人口提供了生计。森林提供了重要的生态系统服务，包括管理水循环和碳循环，保护生物多样性，这两个方面都是农业发展必不可少的因素。这些贡献因森林类型和管理方式的不同而异；对于森林依赖群体的重要性当然不言而喻，但也能产生更大范围的影响。可持续森林管理旨在维护和提高各类森林的经济、社会和环境价值，惠及当代和子孙后代，让所有人受益。

1. 开发和利用有关森林和树木对粮食安全和营养的直接和间接贡献的政策相关知识

各国和学术机构应采取措施，让粮食安全和营养问题决策者及从业人员了解可持续森林管理的重要性，并为其提供相关培训。应采取参与式办法，共同编写有关森林和树木在不同时空背景下对粮食安全和营养贡献的知识。

尤其应：

- a. 为进行参与性专业知识编写和研究，建设必要的能力，开展专业培训，推动组织变革；
- b. 按性别、种族、社会阶层、年龄和其他社会参数设计指标并收集数据，衡量森林和树木对粮食安全及营养的各种直接和间接贡献，包括生产、生态过程、收入和生计、文化和福祉等方面，同时特别关注森林依赖群体的粮食安全和营养状况；
- c. 收集有关营养维度冲突折中的数据 – 一方面，收入提高导致膳食构成改变；另一方面，森林砍伐和森林退化带来的社会文化、经济、环境问题也对粮食安全和营养造成了影响；
- d. 改进粮食安全和营养及林业监测系统的跨部门、系统性数据收集工作，了解野生食品（动物、植物、蘑菇）和森林产品的利用情况 – 包括用于提高饮食质量和多样性、减轻贫困、改善健康和保健，以及这些产品的收获情况，确保森林能长期提供野生食品和林产品；
- e. 加强粮农组织粮食数据网生物多样性食品构成数据库（INFOODS）对野生食品营养成分的研究。

2. 加强森林在各种规模环境进程中的作用，同时确保不影响森林依赖群体获得充足食物的权利

所有利益相关方应采用生态系统办法推动从地方到全球各级森林和树木的可持续管理，保护森林和树木的生态系统功能，及其对粮食安全和营养的贡献。

各国、政府间组织、非政府组织和其他利益相关方尤其应：

- a. 承认并加强森林和树木在调节气候、水循环和水质以及养护生物多样性方面的作用；
- b. 加强森林和树木在减少水土流失和土地退化、恢复土地方面的作用；
- c. 考虑环境问题应对举措的执行方式是否会影响当地社区和土著居民获取森林食物的渠道，以及是否会进而影响膳食多样性和质量。

3. 支持森林改善生计和经济，保障粮食安全和营养

各国和私营部门应：

- a. 制定并推动参与性森林规划和管理政策及措施，让人们 – 尤其是森林依赖社区和土著居民能获得森林食物，汲取人体所需的重要营养；
- b. 通过可持续管理和利用森林资源，促进并增加当地社区的创收和生计机会，特别是居住在山区和其他偏远地区的人们；
- c. 将低碳、可再生能源计划纳入森林管理计划，以实现多重惠益，包括获得充足的烹饪燃料；
- d. 增加公共投资，支持面向社区、基于森林的企业，促进生计、文化和福祉可持续发展；
- e. 投资于社会和技术创新，最大限度降低使用薪柴和柴炉带来的健康风险；
- f. 针对非木材林产品制定革新、透明、易于理解的营销信息系统。

4. 推动以森林和树木为重点的多功能景观，改善粮食安全和营养

各国、政府间组织、地方当局、养护机构、非政府组织和其他利益相关方应：

- a. 加强森林和树木在混合景观中提供基本生态系统服务的作用，以支持农业生产，包括授粉及水和养分循环；
- b. 坚决肯定森林和树木的多重功能和用途，促进景观综合规划及本地适应性管理；

- c. 推动采取营养敏感型景观方法，纳入粮食安全和营养、可持续林业、土地利用和生物多样性养护的多重目标，改善人类、动物和生态系统的健康；
- d. 促进并投资于研究和技术开发活动，在综合景观中开发并推广适宜的混农系统；
- e. 确保不同规模的治理机制有助于促进可持续综合景观方法的采用，明确森林和树木的不同功能，包括生产木材和粮食、养护生物多样性，以及创造社会文化价值；综合考虑短期和长期目标；承认并减少利益相关方之间的冲突。

5. 承认森林和树木对于加强景观、社区和家庭层面的抵御能力、促进粮食安全和营养至关重要，并加强其在这方面的作用

各国、政府间组织、地方当局、养护机构、非政府组织和其他利益相关方应：

- a. 确定并加强森林和树木促进景观、社区及家庭层面建立抵御能力的方式；
- b. 建立基于当地知识的综合粮食和林业系统，增强景观、社区和生计的抵御能力；
- c. 加强森林依赖群体和土著居民、本地社区、地方组织及国家机构的能力，鼓励他们加强景观、社区和家庭抵御能力的概念纳入以“发展森林、加强粮食安全和营养”为核心的政策、计划和项目，并加强这一概念；
- d. 明确提出制度和资金要求，将森林和树木在增强抵御能力方面的考虑纳入各项政策和计划，并加以落实。

6. 承认并尊重土地和自然资源权属及对森林和树木的使用权，保障粮食安全和营养

各国应：

- a. 确保本地社区、森林依赖社区和土著居民获得并利用森林资源，实现充足食物权；
- b. 确保影响森林和树木的政策、法律和计划尊重并保障土著居民、小农和边缘群体的权利，包括土著居民其遗传资源和相关传统知识的权利；

- c. 通过符合法律框架⁶的正式手段，合法保护粮食不安全人群对土地和自然资源的习惯性权属和使用权，确保其能利用森林和树木改善粮食安全和营养；
- d. 确保并落实脆弱和边缘化群体对森林和树木的获取权、使用权和权属 – 在进行大规模基础设施开发、强行征地、建立或扩建保护区时，尤其如此；
- e. 与土著居民合作，制定尊重其权利的举措，提高森林和树木系统的生产力和抵御能力，并将这些举措纳入各项政策、计划和做法。

7. 加强跨部门、跨规模包容性森林治理体系，保障粮食安全和营养

各国和其他利益相关方应：

- a. 加强不同规模的林业、农业、教育及其他部门的政策一致性，确保制定可持续森林管理战略，促进粮食安全和营养；
- b. 力推有效的激励机制，促进森林产品的可持续生产和消费，改善粮食安全和营养状况；
- c. 推动采用基于权利的方法开展森林和树木治理，确保遵守国际人权法律和标准⁷，包括有关透明度和问责制的标准；
- d. 确保影响森林和树木的各项法律、政策和计划能够避免或最大限度地减少对粮食安全和营养的负面影响，建立整合粮食安全和营养关切的森林治理制度，明确界定各利益相关方的作用、权利和义务，并能得到有效执行；
- e. 为所有利益相关方 – 尤其是妇女以及脆弱和边缘化群体（包括土著居民和森林依赖社区）提供充分的支持和能力建设，确保其充分、有效地参与各种规模的森林政策制定、治理和管理；
- f. 确保有关利益相关方，包括土著居民和森林依赖社区，能全面有效地参与进来，将粮食安全和营养关切纳入保护区的创建和管理工作；
- g. 在不同的时空背景下，促进落实各项考虑到林业管理对粮食安全和营养影响的进程；

⁶ 如：《联合国土著人民权利宣言》；《国家粮食安全范围内土地、渔业和森林权属负责任治理自愿准则》（《土地权属治理自愿准则》），《消除对妇女一切形式歧视公约》。

⁷ 包括《公民权利和政治权利国际公约》和《经济、社会及文化权利国际公约》、《消除对妇女一切形式歧视公约》、《联合国土著人民权利宣言》，以及《国家粮食安全范围内土地、渔业和森林权属负责任治理自愿准则》。

- h. 促进所有利益相关方充分有效的参与，确保森林认证计划能纳入他们的粮食安全和营养关切；
- i. 促进与相关利益相关方共同制定并管理包容性举措，具体措施包括：给予特许权、建立企业以及社会责任计划。

引言

森林和树木以多种方式直接、间接地促进了粮食安全和营养，是能源、食品和其他产品的来源。森林和树木为世界很大一部分人口 – 通常也是最脆弱的人口提供了生计。森林提供了重要的生态系统服务，包括管理水循环和碳循环，保护生物多样性，这两个方面都是粮食生产以及确保长期粮食安全和营养必不可少的因素。这些贡献因森林类型以及管理和治理方式的不同而异；对于森林依赖群体的重要性当然不言而喻，但也能产生更大范围的影响。

然而，在关于粮食安全和营养问题的讨论中对森林重要性的认识却举步维艰。粮食安全和营养问题的讨论往往以生产为重点，关注点主要是提高农业产量，探索推广新技术和新方法的途径，加强农业生产的产出。森林鲜少出现在此类讨论中，只被视为进一步拓展农业的空间，或拓展过程中需要保护的受威胁资源。千年生态系统评估（MA，2005）改变了人们对于森林推动粮食安全和营养的认识；评估非常有力地展示了人类健康和营养与自然生态系统（包括森林）健康有着“密不可分的关系”（Whitmee 等，2015）。这就需要在林业相关的研究和政策中更加认真地考虑粮食安全和营养问题及关切，以及更好地将森林对粮食安全和营养的贡献纳入农业及粮食安全和营养的研究和政策。

森林合作伙伴关系于 2013 年 11 月组建了全球森林专家小组，编写了主题为“森林对粮食安全和营养作用”的报告（Vira 等，2015），并在 2015 年 5 月举行的联合国森林论坛上发布了这份报告。报告在林业届引起很大反响。森林和树木对于粮食安全和营养非常重要；这既体现在直接作用上（提供食物 – 包括水果、坚果、果实、蘑菇等，以及在食物短缺时发挥安全网作用），也体现在森林对支撑农业和营养战略的生产系统的间接贡献上（提供生态系统服务，创造收入，包括出售薪材和非木材林产品的收入）。森林部门的决策者要重新审视森林，不能只把森林作为养护、保护或生产的空间（不论是提供木材、非木材林产品还是生态系统服务 – 这些功能均已得到充分认可），还要考虑到森林对全球粮食系统和膳食的重要意义。

另外，人们也越来越多地认识到，森林和树木还能积极推动具有环境可持续性的农业系统，有助于满足全球粮食安全需要；另外，森林和树木也是人类和自然福祉的主要驱动因素（Ickowitz 等，2014，2016；Vira 等，2015）。这种认识也符合围绕农业和营养的现代学派，越来越重视研究建立起从长远来看具有高效、公平和可持续特性的粮食系统（Pinstrup-Andersen，2013；Ruel 和 Alderman，2013；Carletto 等，2015）。在气候变化和自然资源短缺的大背景下，当前面临的“最大挑战”是如何以环境可持续的方式为不断增长的人口提供营养充足的膳食（Frison 等，2006；粮农组织，2010a；Fanzo 等，2013；Powell 等，2015）。这需要在景观设计中为农业生产的扩大留出空间，同时又不能削弱自然生态系统支持农业的能力（Sayer 等，2013；Baudron 和 Giller，2014）。

森林面对着越来越多且彼此竞争的需求，包括土地、木材、饲料、能源和生态系统服务。扩大农业生产往往以牺牲森林为代价（Gibbs 等，2010），是砍伐森林的最大动因，造成了近 80% 的森林损失（Kissinger 等，2012）。可再生能源和材料的需求预期也会增加（国际原子能机构，2010），给森林资源带来更大的压力。这种趋势给依赖森林群体的生计以及粮食安全和营养带来了立竿见影的直接影响，另外在本地和全球层面，这种发展还影响了生态系统服务的提供，进而对农业生产系统造成影响，引发了对农业生产系统能否满足全球未来粮食需求的关切。反过来，护林政策措施会影响到森林和树木对粮食安全和营养的贡献方式，特别是依赖森林群体。

2014 年 10 月，世界粮食安全委员会（粮安委）第四十一届会议要求高级别专家组（高专组）编制一份主题为“发展可持续林业，保障粮食安全和营养”的研究报告，为定于 2017 年 10 月进行的粮安委全体会议讨论提供素材。当前对土地、森林和树木的需求不断增长且互为竞争（包括作为木材、食物、能源和提供生态服务的各种需求），加上气候不断变化，这里面的关键问题是要了解森林和树木对粮食安全和营养⁸四大支柱做出何种贡献，以及如何在不同的时空背景下优化这些贡献。

本报告以事实为依据，全面分析了森林与粮食安全和营养的各种关系。文中明确提出了可持续林业与粮食安全和营养的关联，解释了可持续林业如何应对各种相互竞争的需求，并促进长期的粮食安全和营养状况。报告章节构成如下：第 1 章探讨了森林与粮食安全和营养之间的联系，并基于受人类活动影响程度提出了概念框架和森林分类方法，即这种联系受到人类活动影响的程度。第 2 章深入分析了森林对粮食安全和营养的各种影响渠道，根据林业相关活动的时间轴描述了森林和树木对粮食安全和营养的各种贡献，并讨论了森林和林业在支持粮食系统长远发展方面的各种作用（包括不同规模的森林生态系统服务：生物多样性，水循环，生物地球化学循环）。第 3 章评估了世界森林状况，梳理了林业在推动粮食安全和营养方面面临的各种压力和挑战，包括居住在森林中、森林边缘以及森林以外人群，涵盖从本地到全球的各个层面。文中讨论了土地利用的相关问题，以及森林与农业的关系；分析了森林和林业各项社会、经济和环境功能面临的威胁和机遇，包括生物多样性，森林在气候系统中作用以及气候变化的影响。第 4 章以提供解决方案为着眼点，重点讨论了可持续林业如何推动粮食安全和营养，特别是建立有利环境以及政策工具和治理问题。

⁸ 粮食安全系指所有人在任何时候都能通过物质、社会和经济获得充足、安全和富有营养的食物，满足其保持积极健康生活所需的膳食需要和食物喜好。2009 年，世界粮食首脑会议提出，“粮食安全的四大支柱是供应、获取、利用和稳定”。“供应”指通过生产、分销和交换活动来提供粮食；“获取”指对粮食的负担能力和分配，以及个人偏好和家庭中每个成员的需求；“利用”是个人对粮食的新陈代谢；“稳定”是随着时间的推移获得粮食的能力。

1 森林、树木与粮食安全和营养：范围与概念框架

确定本报告的范围本身就是一个挑战。全球范围内，森林与拥有树木的景观林林总总，不一而同；对森林的定义也千差万别。另外，还要考虑是采用狭义的限制性森林定义，还是采用更广义的视角，涵盖农业景观中的树木，如果园或混农林业。

从森林和树木对粮食安全和营养所做的各种贡献来看，关于树木的贡献何时停止并没有一个明确的时间节点。非林区域的树木也在改善粮食安全和营养方面发挥重要作用。另外，正如国际农业研究磋商组织“森林、树木和混农林业研究计划”⁹强调的一样，森林覆盖地区的景观树木类型和数量都有所变化。范围界定的过窄，就没法讨论承载这些动态因素的部分景观，也无法论述他们对粮食安全和营养的影响。因此，本报告采用了宽泛视角，涵盖了不同种类的森林以及森林之外的树木。

插文 1 介绍了本报告中使用的森林及森林产品数据的主要来源，以及与之相关的一些挑战。

插文 1 森林及森林产品：数据情况及质量

在全球层面上，最全面的森林及林产品数据来自于联合国粮农组织，自 1946 年起每隔 5 到 10 年就对全球森林状况开展一次监测¹⁰。现有越来越多的国家为粮农组织提供数据；基于这些数据，粮农组织每五年发布一份全球森林资源评估报告。在全球层面上，全球森林资源评估是分析森林管理与森林功能之间关系的唯一可用数据库（Miura 等，2015）。

最新一版全球森林资源评估（粮农组织，2015）是 155 个国家国家联络员齐心协力的结果；他们采用通用定义编写国家报告，以通用形式提交政府的森林统计数据。近年来，森林面积数据的质量（精确度、可靠性、有效性）有所提升。截至 2014 年，112 个国家已开展或正开展国家森林评估，约占全球森林面积的 83%；这些国家采用了实地调查、遥感分析或两者结合的方式，多数信息已在过去五年中收集或更新。

近期发布了几项关于森林面积和森林变化的独立全球卫星测算结果，这将会给围绕全球森林资源评估数据质量的讨论带来更多信息，有助于改进全球层面森林变化的精确监测：与之前几版全球森林资源评估比较，2015 年全球森林资源评估（粮农组织，2015）与遥感研究的契合度已经有所提高（Sloan 和 Sayer，2015）。然而需要指出的是，全球森林资源评估对森林的定义包括树木覆盖层和土地利用，而遥感监测数据集采用的是卫星影像，只能监测树木覆盖层。如，卫星影像无法区分森林中的树木覆盖层和森林之外的树木覆盖层（如，农业系统中的木本作物、油棕榈种植业、咖

⁹ 国际农业研究磋商组织的“森林、树木和混农林业研究计划”（研究计划）于 2011 年启动，汇集了多个机构性研究和发展伙伴及捐赠方，旨在加强森林、树木和混农林业的作用，推动可持续发展，促进实现粮食安全，并应对气候变化。研究计划从试点做起，进而逐步推广技术方案、管理、治理和政策方面的各种解决方案，以期发掘树木潜力，最大限度地实现树木能够带来的惠益。2017 年，研究计划进入二期，为期六年（直到 2022 年），目前在 41 个国家共执行 118 个项目，2017 年预算总额为 8000 万美元。见 <http://www.foreststreesagroforestry.org/>

¹⁰ 见 <http://www.fao.org/forest-resources-assessment/en/>

啡种植业等)。另外,卫星影像也无法区分永久性森林损失同根据森林管理计划临时去除的树木覆盖层。

本报告还认真参考了粮农组织的《世界森林状况》(粮农组织, 2014a);后者采用国家普查、国家账户统计资料,以及世界银行、联合国儿童基金会(联合国儿基会)、世界卫生组织(世卫组织)、粮农组织及美国国际开发署等机构开展的国际调查数据,分析了森林对可持续发展与粮食安全和营养产生社会经济效益的相关数据。

正规林业部门的总增加值和就业信息来自于国际统计数据库,以及联合国统计司、国际劳工组织和联合国工业发展组织(工发组织),精确度和可靠性都很高;但其中并未体现森林对交通和加工部门正规收入和就业的间接贡献,因为这些活动被归在其他的工业或服务业部门中。

使用木质燃料烹饪的家庭数量似乎较为准确,数据来自134个国家,占全球人口的83%。多数无法提供此类数据的国家都在发达地区(这项数据未收集上来可能是因为使用木质燃料烹饪的人数很少);而对于无法提供此类数据的少数不发达国家,则采用区域平均水平进行测算(粮农组织, 2014a)。

相反,非木材林产品生产、贸易和消费的可用信息似乎非常有限,各国之间以及不同时期的数据均没有可比性(May等, 2001)。现有的测算数据可能极大地低估了森林对粮食安全和营养的非正规贡献,原因如下:首先,非木材林产品没有国际通行定义;其二,非木材林产品涵盖内容差别显著;其三,非木材林产品通常都被归类为农产品,没有区分野生和培植产品;其四,非木材林产品的生产和消费往往是用于自身消费或非正式市场上进行交易,因而没有体现在正规统计资料中。

为填补这个缺口,粮农组织林业统计计划梳理了用于数据收集和传播的现有国际分类系统,首次对各分类系统中的非木材林产品开展了系统性评估。该计划确定了“主要的”非木材林产品(包括:可食用蘑菇和块菌;森林浆果;枫树产品;可食用坚果;竹藤;软木;树皮;乳胶;树胶和树脂;生皮;皮毛和涉猎物;野味肉和可食用昆虫),并呼吁明确界定并协调统一各个术语和分类,以便改善数据收集工作。该计划还表示,要开展有针对性的入户调查,对统计数据库形成补充,体现非木材林产品的全部价值,包括对非正规部门的贡献。

我们在文中采用的是粮农组织的全球数据,通常来说是全球层面最为全面的数据。除此之外,还使用了国际林业研究组织联合会评估(Vira等, 2015)和部分案例研究的其他数据进行补充。

资料来源:粮农组织(2014a);粮农组织(2015);Sorrenti(2017)。

第1章厘清了本报告中使用的一些概念和定义,并主要基于人类影响程度提出了森林与其他树木系统的分类方法;这些概念和方法将贯穿全文,支持分析森林和树木对粮食安全和营养的贡献,引导加强此类贡献的政策制定。这种分析也有利于澄清依赖森林群体的概念。本章沿用生态系统服务的理念,简要探讨了森林和树木与粮食安全和营养四大支柱之间的关系,表明要综合考虑不同时空背景下的各种直接和间接联系。文中提出了一个概念框架,目的是支持对不同系统开展分析,并根据可持续粮食系统的定义说明可持续林业对粮食安全和营养的贡献(高专组, 2014a)。

1.1 森林、树木与混农林业：定义与范围

森林多样性丰富，这主要是来自于环境条件的多样性，里面涉及到各种文化、经济状况、制度和管理系统/人类活动的相互交织。森林肩负多种职能，可由诸多行动方通过不同角度进行定义：如作为一种独特的生态系统类型；木材生产区域；狩猎区域；休闲空间；保护区；等等。这两个要素解释了本地、国家和国际层面数量庞杂且多种多样的森林定义，而这些定义往往都是出于不同的目的。

1.1.1 丰富的多样性

森林和树木分布在不同的地理、土壤和气候条件下，从北方区域到热带地区。部分测算³研究表明，全球已知的 867 个陆地生态区域（Olson 等，2001）中，超过 60% 的生态区域可被划分为森林或林地。另外，树木也是很多农业景观、草原和牧场的重要组成。

森林有很多不同的分类系统，分类标准包括纬度、温度、降雨、土壤构成和人类活动。森林可根据很多特性进行分类。主要森林类型通常由气候条件进行区分（见插文 2 中对于热带、温带和北方森林的描述），每个类型之内也有很大的差异。

插文 2 森林生物群系

热带森林

热带森林物种最为丰富，分布在北纬 23.5° 与南纬 23.5° 之间的区域，靠近赤道；热带森林的一个主要特点是季节独特：没有冬季，只有两季（雨季和旱季）。日间时长为 12 小时，变化不大。

- 温度平均为 20–25°C，全年气温恒定；3 个最热月份和最冷月份的平均温差不超过 5°C。
- 全年降雨分布平均，年降雨量超过 200cm。
- 土壤为酸性，缺少养分。降解较快，土地渗漏问题严重。
- 热带森林的林冠层叠茂密，透光很少。
- 植物种类繁多：一平方公里的面积就可能生长着 100 种树木。树木高为 25-35 米，树干笔直，根系较浅，多为常绿树种，叶片为深绿色大叶。兰科、凤梨科、藤本、蕨类、苔藓和棕榈树等植物在热带森林中较为常见。
- 动物包括多种鸟类、蝙蝠、小型哺乳类动物和昆虫。

热带森林还可以根据降雨的季节分布情况进一步细分，包括：

- 常绿雨林：没有旱季；
- 季节性雨林：分布在湿度很高的热带地区，旱季较短（森林有明显的季节性变化，树木同步出现生长性变化，但植被的总体特点与常绿雨林相同）。
- 半常绿季雨林：旱季更长（上层树木属落叶种类，下层树木仍为常绿树种）。

³ https://library.cgiar.org/bitstream/handle/10947/2564/fc4_crp6_report.pdf?sequence=1

- 湿/干性落叶森林（季风）：随着降雨增多，旱季时间也会拉长（多数树木为落叶树种）。

温带森林

温带森林分布在北美洲东部、亚洲东北部，以及西欧和中欧。温带森林四季分明，有完整的冬季；气候温和，生长季为 140-200 天，主要集中在 4-6 个月的无霜期内。

- 最高气温为 30°C，最低气温为-30°C。
- 全年降雨分布均匀（75-150cm）。
- 土壤肥沃，富含腐殖质。
- 林冠较为茂密，可以透光，下层植被和动物发育充分，种类丰富。
- 每平方公里有 3-4 个树种。树木主要为阔叶落叶树，包括橡树、山核桃木、山毛榉、铁杉、枫树、榕树、杨木、榆树、柳树以及春季开花的草本植物。
- 动物包括松鼠、兔子、臭鼬、鸟类、鹿、山狮、山猫、森林狼、护理和黑熊。

温带森林还可以根据降雨的季节分布情况进一步细分，包括：

- 湿性针叶林和常绿阔叶林：冬季湿冷，夏季干旱（降雨集中在冬季，冬季气温较为温和）。
- 干性针叶林：主要分布在高海拔地区；降雨较少。
- 地中海森林：降雨集中在冬季，年降雨量不到 100cm。
- 温带针叶林：冬季气候温和，年降雨量高（超过 200cm）。
- 温带阔叶雨林：冬季温和无霜，年降雨量高（超过 150cm），全年分布均匀。

北方森林

北方森林，或北方针叶林，是最大规模的陆地生物群系。北方森林分布在北纬 50 到 60°之间，主要集中在欧亚大陆和北美：2/3 分布在西伯利亚，其余分布在斯堪的纳维亚、阿拉斯加和加拿大。季节分为多雨、温和的短时夏季，以及干旱、寒冷的长时冬季。北方森林的生长期为 130 天。

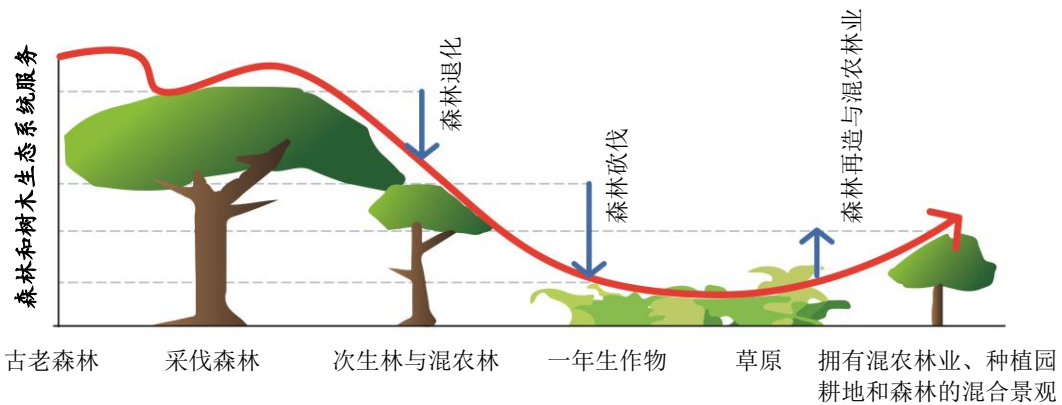
- 气温很低，
- 降水的主要形式为下雪，年降雪量为 40-100cm。
- 土壤为酸性，土层较浅，缺少养分。
- 林冠透光较少，下层树木有限。
- 植物主要为耐寒的常绿针叶树，叶片为针状，如松树、冷杉和云杉。
- 动物包括啄木鸟、鹰、驼鹿、熊、鼯鼠、猞猁、狐狸、狼、鹿、野兔、花栗鼠、鼯鼠和蝙蝠。

见：<http://www.ucmp.berkeley.edu/exhibits/biomes/forests.php>

区分不同类型森林的另一种重要方法是看人类影响程度，以从天然林到农业和植树造林的“过渡曲线”表示。从历史上看，拥有森林的国家大都经历过森林面积先减少再增加的阶段，地表树木覆盖的类型和数量均有变化。森林过渡曲线（见图 1）清晰地描绘了管理强度由低到高的连续图谱，绕开

了森林和树木覆盖层损失和恢复的“发展历程”（Mather 和 Needle, 1998）。一个国家或地区在森林与土地利用过渡曲线中体现出来的发展趋势与其人口变化 and 经济发展相吻合；另外，这条曲线也可用来描述当代景观的时空分布。

图 1 森林与土地利用过渡曲线



资料来源：根据全球生物能源伙伴关系（2011）编辑整理。

1.1.2 森林的定义

森林有诸多定义。Lund（2017）发现全球范围内使用的森林和林地定义多达 1660 个 – 部分国家同时采用多个定义。这既反映出森林和森林生态系统的多样性，也体现了人类视角和森林利用的不同情况。“森林”一词可用来描述多种生态系统，既包括干旱景观中稀疏的树木，也包括强降水地区茂密的原始森林（Sloan 和 Sayer, 2015）。森林广泛分布在多种不同的生物群系内，多样性丰富，从干旱稀疏类型到湿润茂密类型不等，故衍生出多种国家定义。定义多样性还与文化及森林利用的差异有关（Helms, 2002）。森林可以是一个行政单位、一种地表覆盖类型，亦或是一种土地利用类型（Lund, 2002）。某些地区可作为一个行政单位被划定为森林，但不一定完全被森林覆盖。

多数森林定义都基于土地覆盖或土地利用。土地覆盖是指土地的实际物理外观。土地利用是指人类对土地的使用方式。从土地利用的角度来看，若一块土地刚刚清理完毕，暂时没有树木，但只要在可预见的未来会再行种树，这块土地就仍可视为森林。多数定义综合考虑了多项标准，包括林冠（覆盖物郁闭度，根据林冠遮蔽的地表面积测算测出）、树高和最小面积，通常还有土地利用方面的考虑，包括目前没有树木但未来要再种树木且/或不包括部分用于农业的土地面积。

这些定义（包括此类标准和阈值）对被定义为森林的面积有决定性影响。Lund 以土耳其为例（Lund, 2014）进行分析，按照国家定义算出的森林面积几乎是土耳其利用粮农组织数据向粮农组织申报森林面积的两倍（见下文）。他表示，这种差异主要是因为土耳其的森林定义中包括了林冠郁闭度在 1% 到 10% 之间的林地，名为“退化森林”。他还提出，美国各个联邦机构对树木和林地的定义也有区别（Lund, 2002），背后都体现

了各自的利益和视角。如这些例子所示，多数定义都要考虑国情，往往是服务于某个特定的目的。

全球森林资源评估推动了全球层面森林定义和分类方法的协调一致，但各国采用的方法仍很难实现完全统一（Sloan 和 Sayer, 2015）。全球森林资源评估（见插文 3）采用了各方接受的全球性森林定义，其中包括了多项阈值，如树高至少达 5 米，林冠郁闭度不小于 10%，森林面积不少于 0.5 公顷。城市公园、花园、棕榈树种植园、混农林业和其他农业木本作物都不在本定义范围之内（但橡胶、栓皮栎以及圣诞树种植园包括在内）（粮农组织，2012a）。

插文 3 粮农组织森林资源评估中使用的定义

粮农组织在全球森林资源评估中将土地划分为三个类别（粮农组织，2012a）。

1. 森林

“面积超过 0.5 公顷，拥有超过 5 米高的林木，且林冠郁闭度超过 10%，或是能在原生境中达到这些标准的林木。不包括主要为农业生产或城市用地的土地”。

粮农组织进一步将森林划分为三种类型：

- **原始森林：**“天然再生的本地树种林，无显著人类活动迹象，且生态进程未被严重干扰。”
- **其他的天然再生林：**“天然再生森林，有明显的人类活动迹象。”
- **人工林：**“是指主要由人工种植和/或飞播撒种所营造树木形成的森林。”

2. 其它林地

“未被定义为‘森林’的土地，面积超过 0.5 公顷；树木高度超过 5 米且郁闭度达到 5-10%，或能够达到这些标准的树木；或灌木、树丛和树木覆盖面积合计超过 10%。不包括主要为农业生产或城市用地的土地”。

3. 其他土地

“是指未被划为森林或其他林地的所有土地。”

这个类别主要包括农业用地和城市用地。

特别是还有一个子类名为“树木覆盖的其他土地”，定义为：“‘其他土地’类型下，主要在农业或城市用地中，郁闭度超过 10%、成林高度可达 5 米、面积在 0.5 公顷以上的树木斑块。包括森林和非森林树种。”*

这个子类包括了农业景观和城市地区的多种树木和稀疏树木（如“林外树木”），同样符合上述三个标准。特别值得说明的是，这个子类包括了果树种植园和混农林业系统，以及用于除木材生产外其他目的的树木种植园，如油棕榈种植园。

* 关于定义的具体内容/解释可见粮农组织（2012a）。

从这个森林定义，我们可以推导出以下定义（粮农组织，2012a）：

- **毁林**：是指森林转为其他用地或树木郁闭度减少到永久性低于 10% 的最低阈值。
- **造林**：在土地上以植树和/或播种的方式营造森林，在成林前不划为森林。
- **再造林**：是指在森林用地上通过种植和/或撒种的方式重新恢复森林。

根据这些定义，2015 年全球森林覆盖面积近 40 亿公顷，约占全球土地面积的 30%（粮农组织，2015）。此外，还有 12 亿公顷的其他林地覆盖面积（粮农组织，2015；Keenan 等，2015）；按照插文 3 中的定义，其他林地主要是指郁闭度在 5% 到 10% 之间的林地。

另外还有其他的区域性和全球性森林地图与评估 – 往往结果各不相同，反映出森林定义和使用方法各异，解读方式也不尽相同。正如插文 1 中解释的一样，利用卫星影像产生的结果可能与地面勘测的结果差异很大。谷歌地球平台为科学家们提供了便利，建立了拥有很高时空分辨率的大型数据库；利用这个数据库及粮农组织新的图像解读工具，并基于 200 多名本地操作员的实践经验，Bastin 等（2017）在旱地生物群系内识别出 4.67 亿公顷的“隐藏”森林，这部分森林之前从未报告过。旱地森林面积的测算结果将之前的测算面积扩大了 40-50%。这些“隐藏”森林至少占到全球实际森林面积的 9%。测算面积差异在非洲表现的尤为突出，旱地森林面积翻了一番。此类工具可合理改进森林面积的评价及监测，以及长远发展趋势，也有助于提高未来全球森林资源评估收集的数据质量。

即便在国际层面，采用的定义也不一而同，导致数据完全没有可比性。如向《联合国气候变化框架公约》通报的温室气体存量，每个国家在记录时采用的都是各自的国家定义。

森林定义曾被批评（见 Chazdon 等，2016a），认为未能体现某些特点，如天然林或种植林，本地树种或非本地树种，连续或碎片分布，健康或退化，故而掩盖了森林构成和健康方面一些非常重要的变化。受到批评最多的，是将单品种种植园纳入森林定义，批评者认为此类种植园生物多样性水平较低。另一项批评是，采用的最小阈值将小块林地和树木稀疏区域排除在外，而这两者在提供生态系统服务、保障本地粮食安全和营养及生计方面都发挥着重要作用。

此类批评的根由通常是要承认部分类型森林的具体特性和相对重要性。他们呼吁要对森林进行细致入微地描绘，在承认统计工作定义需要的同时，还要体现出具体差异。换言之，即便出于全球统计目的需要形成一个全球统一的森林定义，也仍有必要在此定义内区分不同类型和类别，以便服务于不同的目的。本报告中，多数情况下“森林”相关数据系指大部分全球数据中采用的粮农组织定义，除非另有说明。但本报告采用了更加细微、宽泛的分类方法，详见第 1.2 节。

1.2 森林与林外树木分类

在历史沿革中，地球生态系统以及与之相关的人类分化催生了各类森林和树木系统，这些系统往往与全球各地土著居民和本地社区的传统知识及实践相关联（Vira 等，2015）。森林分类可采用生物标准（气候特点或生态系统类型，林冠密度），或管理标准（在森林和土地利用过渡曲线历史延续图上的位置；人类活动的影响程度；或从人类活动视角得到认可的主要作用）。

本报告中采用的分类方法是基于管理标准，主要是人类活动影响程度和在过渡曲线上的位置，因为这些标准最能影响森林对粮食安全和营养的各种贡献，而且更容易受政策影响。这种分类旨在推动对各类情境面临的土地利用管理挑战进行分析。

因而，报告将森林划分为 5 大类：

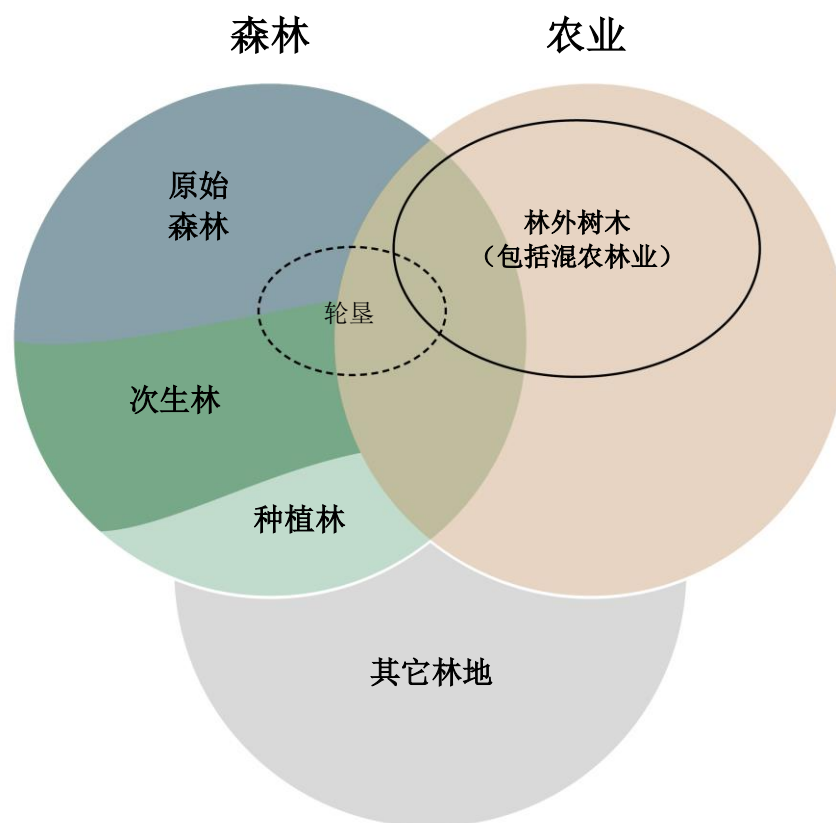
1. **原始（或古老）森林**，几乎没有人为干预（尽管轮垦和择伐可能会改变森林结构）；
2. **次生林**，曾受到人类干预的深远影响，后经天然再生和/或人为积极管理而再度成林。
3. **种植林**，包括单一的木材种植园；
4. **其他林地**，树木覆盖稀疏，未进入粮农组织定义的森林类别；
5. **林外树木**，包括农业景观和混农林业系统中的树木，以及混合景观中的小块森林。

这些类型往往没有明显边界，而是都体现在管理强度不同的森林过渡曲线上，从相对未受干扰的森林到密集管理的农业土地（见图 2）。每个类别内部也有很大差异。尽管如此，承认这些类型之间的差异仍然非常有用；这种分类可作为分析多样性的途径，也有助于设计出因地制宜、扎扎实实的管理方案。前三类在粮农组织的定义中被视作森林，在粮农组织统计数据中有所体现；因而，可分析它们各自的重要性及发展趋势（见第 3 章）。后两类涵盖了通常不会被划归到森林中的各种系统，但这些系统仍以树木为基础或包含了树木。

这里提出的分类名称既考虑了之前的分类，也顾及了针对森林定义提出的关切（见上文）。需要认识到的是，采用任何术语都会产生误导效应，因为术语往往会强调某一个方面。

图 2 以图示的方式说明了各类森林和树木系统之间的关联，以及与森林和农业活动的互动。从原始森林、次生林到种植林和农业，人类干预程度和管理强度逐步提高。在某种程度上，单一的密集管理种植林与单作农业生产系统有很多相似之处。轮垦（见插文 5）是在一项森林里开展的农业活动。

图2 森林和树木系统的五种类型



1.2.1 原始（或古老）森林

多数森林从业人员和研究人员都不承认粮农组织术语集中“原始森林”的说法（见粮农组织，2012a），他们更倾向于用“成熟”或“古老”森林来反映出真正未受干扰森林的有限规模。

原始或古老森林的特点是人为管理较少（Pimbert 和 Pretty，1997），人类干预程度较低。即便是在被划分为原始森林的森林中，树木分布可能也已经受到了人类的影响。如，Levis 等（2017）表示，前哥伦布时期人们种植的植物比起其他树种，更有可能是亚马孙森林的主要树种。这些森林被认为是非常接近原始风貌。很多原始森林已经并/或正在受到居住在其中或周边居民的影响，人们希望增加植物性食物的供给，并/或改变青睐动物品种的供给（Jamnadass 等，2015）。

原始森林占森林总面积近 1/3（Morales-Hidalgo 等，2015）。2015 年，全球原始森林面积为 12.77 亿公顷，其中一半分布在热带（粮农组织，2015）。原始森林在全球各地的各种气候区域都有分布；据报告，原始森林在南美洲面积为 4 亿公顷（其中 2.03 亿公顷分布在巴西），北美洲和中美洲为 3.2 亿公顷（其中 2.06 亿公顷分布在加拿大），欧洲为 2.77 亿公顷（其中 2.73 亿公顷分布在俄罗斯联邦），非洲为 1.35 亿公顷（其中 1.03 亿公顷分布在刚果民主共和国），亚洲为 1.17 亿公顷（其中 4600 万公顷分布在印尼），大洋洲为 2700 万公顷（粮农组织，2015）。

原始或古老森林，包括红树林（见插文 4），可直接提供产品，通过出售非木材林产品和多种森林资源促进直接消费并创造收入，从而推动粮食安全和营养（Angelsen 和 Wunder，2003）。原始森林还可以提供多种生态系统服务，如调节空气质量、水质、气候和授粉；促进营养物循环、水资源循环、土壤形成和光合作用。原始森林还常常承载着宗教、精神和文化价值，在某些地区还服务于休闲和旅游。

插文 4 红树林：对粮食安全和营养的重要贡献

红树林是指生长在热带和亚热带沿海潮间带的耐盐树木与灌木，拥有独特的水生和陆生生物多样性。与陆生生态系统相比，红树林的净初级生产产量最高，除提供木材和食物外，还能提供支持性（营养物循环和土地建设）和调节性（污染、盐化、碳储存、海浪、风暴潮和海啸）服务。红树林可作为具有商业价值的鱼、虾、蟹鱼苗场，提供有机和无机养分，故可提高周边水体的渔业生产率。红树林还能减缓气旋风暴、飓风和海啸给人类生命和财产带来的影响。红树林生态系统生产率高、碳埋藏速率高，碳储量是其他陆地生态系统的 4 倍（Alongi 等，2016）。

尽管如此，红树林也面临着很大的压力，红树林毁林速度是平均速度的 5 到 6 倍（Spalding 等，2011）。

资料来源：Alongi 等，（2016）；Spalding 等，（2011）；粮农组织（2007a）。

1.2.2 次生林

本报告中次生林系指“原始森林植被在某个时间节点或长时间被人类活动和/或自然灾害显著破坏后，主要通过自然进程再生出的森林，再生林与周边相似地区上的原始森林在森林结构和/或覆盖种类构成方面都有显著不同”（Chokkalingum 和 de Jong，2001）。结构和品种的改变接踵而至，人类或自然干扰都产生了重要影响。

“次生林”类别包括粮农组织所谓的“其他天然次生林”，全球面积约为 24 亿公顷（粮农组织，2015）。次生林的管理可分为不同层次，服务于不同的目的。次生林可以提供木材和经济作物以创造收入，也可以直接提供食物，对粮食安全和营养贡献显著。另外，次生林还能提供生态系统服务，也有助于推动粮食安全和营养。欧洲和北美的多数次生林都通过自然再生、植树造林和择伐等措施进行积极管理，目的是提高木材产量，加强其他功能。在大部分热带地区，特别是干旱地区，次生林也是农村的主要薪柴来源（Henao-Bravo 等，2015）。在某些国家，社区（麦士蒂索人或土著居民）可以特许经营（危地马拉）（Orjuela Vásquez，2015）、共有财产（尼加拉瓜）（Henao-Bravo 等，2015）或森林使用权（洪都拉斯）（森林趋势，2013）等形式利用森林，依赖森林生产木材、食物、材料和非木材林产品。

正如 Wadsworth（1997）所述：“若持续管理，次生林可创造收入，通过木材生产为市场提供其他林产品，还可以提供其他的环境服务。”很多次生林生长在之前从事养殖业或种植业的已退化区域，故往往连接着农村路网，交通较为便利。

最后，在很大程度上被视作混农林业系统的轮垦（见第 1.2.5 节）在次生林和原始森林中也都在延续（见插文 5）。

插文 5 轮垦，或火耕农业

轮垦是指间断性地砍伐或焚烧小块森林，用来种植生计型粮食作物，之后经过较长时间的休耕，让森林逐步恢复土地生产率（Cramb 等，2009）。轮垦也被称为刀耕火种，涵盖了不同景观和生态系统中的各类传统做法。在很多热带农村高地，刀耕火种仍是主要的农业形式，创造了复杂的景观。轮垦过程中砍伐的森林面积可从几平方米到数公顷不等，通常为次生林。有用的树种（通常为果树）要保护起来，不会烧掉。一年生树种的密集种植往往会持续一或两年，之后采取密集度下降的管理措施，逐渐让渡给天然再生。选择性除草可保护有食用、药用或其他价值的自然植物。得益于这些措施，部分此类系统中会保留很高的生物多样性（Rerkasem 等，2009）。

轮垦的程度和影响存在争议（van Vliet 等，2012），涉及的土地和人数也没有准确的估算数据。非洲、亚洲和拉丁美洲仍有 40 多个国家延续着刀耕火种的做法。东南亚的区域估算结果表明，刀耕火种仍然非常普遍，9 个国家中涉及的人数在 1400 万到 3400 万不等（Mertz 等，2009）。依此假设，刀耕火种在非洲、拉丁美洲及亚洲 8.5 亿公顷的热带次生林中也占有较大比例（Mertz 等，2008）。

越来越多的研究结果表明，轮垦可以实现可持续管理，在不破坏土壤肥力和生产率的同时，又能保护生物多样性和森林提供的各种生态系统服务，在传统知识积淀丰厚且仍在推行的情况下尤为如此。与之相反，引入新的密集型生产方法，如不适应本地农业生态条件的新作物和新技术，或压缩作物生产周期，从短期来看会提高农业产量，而在长期却可能威胁到整个生态系统，造成土壤肥力和生产率下降。

土地资源丰富且人口数量较少的情况下，轮垦会提高人口密度，造成森林退化；反过来，这也会牺牲掉很多农村贫困家庭赖以谋生的生物多样性，给粮食安全和营养带来不利影响。提倡放弃轮垦的政策也必须认真考虑本地社区的其他替代方案，以及这种转变给膳食质量和粮食安全带来的影响（Parrotta，2015）。

资料来源：Peng 等，（2014）；Vira 等，（2015）。

1.2.3 种植林

本报告中，“种植林”系人工种植的森林，树种减少，有时甚至只有一种，通常种植面积较大，主要目的是生产木材。考虑到对森林定义的批评意见（见第 1.1.2 节），这个类别近似于粮农组织的“人工种植森林”类别，全球覆盖面积为 2.91 亿公顷（粮农组织，2015）。该类别包括了 INDUFOR 报告的“工业化快速成长种植林”，全球面积 5400 万公顷（INDUFOR，2012）。

目前，全球使用的木材产品中有一大部分都是来自于种植林，而且比例在不断上升，纸浆材尤为如此。种植林建设的目的通常是支持生产和/或保护水土。

种植林可提供收入来源，创造就业机会，促进经济发展，总的来说有利于粮食安全和营养。作为木材生产系统，种植林可使用改良品种（有时也可以是引入品种）来实现高效管理，某些情况下也可以使用肥料和杂草控制措施。管理得当的种植林木材产量通常高于天然林。在热带地区，商业种植林每公顷单产为 10–30 米³，而天然林的单产只有 1-5 米³（Evans 和 Turnbull，2004）。这些例子中的单产显著提高往往都与遗传改良不无关联。如，巴西上世纪七十年代的平均单产为每公顷 13 米³，现在已经超过了 40 米³（IBA，2015）。

有时候，人们认为种植林主要是外来树种；但实际上，种植林中的外来树种仅占 18-19%。这个比例在北美、西亚和中亚以及欧洲尤低；而在南美（88%）、大洋洲（75%）和南部非洲（65%）则要高出许多（Payn 等，2015）。

种植林基本不会直接提供粮食。其他生态系统服务的提供也在很大程度上取决于管理方式。管理得当的种植林可提供多种森林产品和服务，有利于缓解天然林面临的压力（世界自然基金会/国际应用系统分析研究所，2012；粮农组织，2015）。

还有些种植林的主要目的是生产树木，但同时也种植农作物并/或养殖牲畜。此类系统逐步由大规模倡议向小规模举措延伸，由企业扩散到个体农民和社区。非林作物可提供食物，供养牲畜，还可以提供永久性作物，能够保持系统中稳定的现金流。此类混作系统的各种组合包括柚木/牲畜，红木/可可/牲畜，桉树/咖啡，桉树/稻米/大豆/向日葵/牲畜等（de Camino 等，2012）。此类系统虽将木材生产作为一项主要内容，但实质上应归入下文所述的混农林业系统。

1.2.4 其它林地

如前所述，这个类别包括不被粮农组织认定为森林的林地；这类林地满足了规模和高度的标准，但郁闭度不达标（见插文 3）。这个类别也不包括长有树木的所有农业用地（见下文）。

“其他林地”与原始森林面积大体相当，2015 年全球覆盖面积为 12.04 亿公顷，其中超过 3/4 分布在热带和亚热带区域（粮农组织，2015）。“其他林地”中包括了很大部分的退化森林，但没有数据支撑，无法开展分析。

1.2.5 林外树木：混农林业及其他系统

这个类别包括种类庞杂的不同系统；在很多国家中，这些系统是木材、水果和其他非木材林产品的重要来源。林外树木涵盖了各类混农林业系统、混合景观（林地面积过小，在统计中不能被认定为森林），以及油棕榈、橄榄树和果园（水果和坚果树木）等农业种植园。尽管彼此不同，但这些系统都与树木具有一个共同特点，即都与农业和粮食生产活动密切相关。

“林外树木”很难得出精确统一的统计数据，某些情况下变动极大且迭代较快，因而描述这个类别更加困难，成本也更高。这个类别包括了《全球森林资源评估》中“树木覆盖的其他土地”（见插文 3）。由于缺乏数据，在 2015 年的《全球森林资源评估》中，只有 84 个国家报告了农业和其他景

观中的树木覆盖情况，约占全球森林面积的 51%。2015 年《全球森林资源评估》（粮农组织，2015）中，各国报告的“树木覆盖的其他土地”面积总计为 2.84 亿公顷，其中 75%（2.14 亿公顷）分布在热带地区。从 1990 年到 2015 年，该类别土地面积年均增幅为 0.52%（粮农组织，2015；Sloan 和 Sayer，2015）。

在亚洲热带地区和非洲半湿润气候区，大量被认定为农业土地的土地上都有着繁茂的树木覆盖（Sloan 和 Sayer，2015）。此类系统不断发展的同时，森林砍伐也一直没有间断。如，萨尔瓦多报告说，由于茂密森林不断被砍伐，1990 年到 2015 年间森林面临着净损失局面；而根据卫星观测，农牧混合景观中不被认定为森林的树木却在不断增多，实际上森林面积是净增长（Sloan 和 Sayer，2015）。

混农林业系统

“混农林业是多种土地利用系统和技术的统称，即在同时种植农作物和/或饲养牲畜的同一个土地管理单元中，以某种形式的空间安排或时间顺序有意使用木本多年生植物（树木、灌木、棕榈、竹子等）。混农林业系统中，各个构成内容之间既有生态互动，也有经济关联”（Lundgren 和 Raintree，1982）。混农林业系统种类丰富，从萨赫勒谷子地中零星分布的金合欢树（*Faidherbia albida*）到湿热带高密度多层家庭花园皆为混农林业，如印尼的橡胶种植园（Rahman 等，2016）。在某些系统中，树木主要提供服务（如防风林）；而在另一些系统中，树木则是主要的商业产品（如与农作物进行间作）。

混农林业和以树木为基础的农业系统可给本地社区和环境带来多种惠益，包括在公园和农地上提供阴凉，这对于喜阴农作物（特别是蔬菜作物）非常重要。如，在理想的土壤和气候条件下，树荫下种植可可会保持 60-100 年的高产状态；而在没有树荫的条件下，可可的高产年份只有不到 20 年（Ruf 和 Schroth，2004；Obiri 等，2007，2011）。混农林业还可产生其他惠益：提高土壤肥力，增加作物单产；提供牲畜所需的草料，生产薪材；提供其他可用于出售或家庭自用的产品，增强家庭的抵御能力（Rahman 等，2016）。有些社区，如哥斯达黎加的布里布里（Bribri）原住民，会在农业土地上种植果树，以此来吸引并捕猎野生动物（Sylvester 和 Segura，2016）。

混农林业系统可根据结构划分，即树木和非树木部分的时空安排。混农林业系统可划分为三大类（Nair，1993；Vira 等，2015）：

- 农林复合系统，即农作物与树木或灌木混种；
- 林牧复合系统，即种树与放牧相结合；
- 农林牧复合系统，兼顾种植、养殖和林业生产。

全球层面并没有混农林业系统的可靠统计数据，但 Zomer 等（2009，2014，2016）首先尝试了运用现有遥感数据集对农业用地上的树木位置进行量化分析。他们的研究表明，全球范围内有 40% 的农地树木覆盖率都超过了 10%。

树木覆盖的混合景观

除混农林业外，中小规模农场中也有小块林地分布。这些林地也提供了家庭自用或可在本地市场出售的食品，对农业生产形成补充，特别是在粮食作物种植在树荫下的地区。各类景观中的小块林地还能提供各种生态系统服务，包括授粉及有害生物控制，为本地生计提供着直接或间接的支持。（Ricketts 等，2008；Holzschuch 等，2010）。零散分布可能会影响森林的健康，包括生物多样性的损失，入侵物种或有害生物的增多，以及水质下降（Bogaert 等，2011）。小块林地的零散分布和连通性差也会影响传粉昆虫、害虫天敌、水和营养物在景观中的活动（Vira 等，2015）

农业木本作物种植园

农业木本作物（如油棕榈、咖啡、可可或橄榄树种植园，以及果园）能够直接提供食物（大部分可以出售），创造收入和就业。农业木本作物，特别是大规模种植园，与种植林有很多相似之处；对其他生态系统服务的贡献取决于生产规模和管理方式。小型和/或混种果园近似于混农林业系统，甚至可作为混农林业的一部分。

粮农组织统计数据库¹¹提供了这些被认定为农作物的树木种植园的统计数据。如，据报告，2014 年全球范围内油棕榈种植园面积近 1900 万公顷，可可、咖啡和橄榄树种植园的面积各在 1000 万公顷左右。

1.3 依赖森林群体

计算“依赖森林群体”人数很有挑战。以往的估算结果差异巨大，这主要是因为两点：第一，数据不确定性（Chao，2012）；第二，概念本身模糊。

任何依赖森林产品为生的人在某种程度上都可被划入“依赖森林人群”，而这个概念对于不同类型的关系并没有做出明确区分。Byron 和 Arnold（1997）对于“森林依赖”这种说法提出了根本性的批评，他们认为应当对各类使用者进行清晰的分类。他们明确区分了两类人，一类是以森林为生，除此之外别无选择；另一类是利用森林产品或参与森林相关的经济活动，但这是他们自己的主动选择。

Fischer 等（1997）提出应当把依赖森林群体分为三类：

- (a) 生活在天然林之中或周边或森林边缘，他们往往从事狩猎 – 采集或轮垦活动，主要靠森林资源谋生，但不一定总是以此保障生计。轮垦是保障他们粮食安全的一个重要因素。这类人通常为土著居民或少数民族，因而往往游离于政治或经济主流之外。
- (b) 生活在森林附近的人群，通常会在森林之中或之外从事农业活动，经常性使用森林产品（木材、薪材、丛林食物、药用植物等），一部分自用，一部分可创造收入。对于参与农业活动的人来说，森林提供的膳食补充对粮食安全和营养具有重要意义。
- (c) 参与狩猎、采矿或森林工业（如森林管理和伐木）等商业活动的人。森林对这类人来说，既能提供生计保障，也能创造现金收入。这些人主要将森

¹¹ 见 <http://www.fao.org/faostat/en/#data>（2017 年 3 月获取）。

林作为现金收入的来源；但需要说明的是，对这类人来说，即便是在高度货币化的情况下，他们跟森林之间仍有互动；如，发达工业化国家（如澳大利亚）小型农业社区居民的收入就几乎完全依赖于商业伐木的工资。

这里的假设是，森林依赖类型（a）主要体现在原始森林系统中，森林依赖类型（b）在原始林和次生林以及部分混农林业系统中均有体现，森林依赖类型（c）主要存在于部分次生林和种植林中，集约化管理程度更高。偏远地区的社区可能很少有机会在村子之外找到就业机会，可用来采购食物的资源也更少（Narain 等，2008），因而可能更多地体现为（a）或（b）类型的森林依赖。如，在玻利维亚潘多省的偏远地区，森林收入可高达家庭总收入的 64%，而在巴西阿克里州这个比例为 12%；后者与城市和市场的连通性更好，拥有更加完善的基础设施和服务，村外就业机会也更多（Duchelle 等，2014）。

除对森林的经济依赖外，人们对森林还有着社会依赖或文化依赖，不论他们属于上述哪个类别。这可能是出于宗教原因，也可能是因为休闲需要（Glück，2000）。森林被赋予的精神或宗教价值也可通过宗教规定来促进森林保护（Stara 等，2016）。另外，对很多人来说，森林还具有重要的休闲和/或美观价值。森林还能提供健康相关的服务，可促进改善精神健康状况（Gibson 等，1979）。特别是对于土著居民来说，森林不但具有重要的生计价值，也承载着他们的文化、传统、宗教、精神信念和活动（如 Widmark，2009）。

很多人都尝试过估算森林依赖群体的人数，他们采用了不同的方法，采用的森林依赖定义也不尽相同。可想而知，森林依赖群体的估算人数差异悬殊，从 2.5 亿（Pimentel 等，1997）到 5 亿（Lynch 和 Talbott，1995），再到“超过 10 亿”（世界森林与可持续发展委员会，1999；Agrawal 等，2013）乃至 16 亿（Chao，2012）。最后一个数字包括了土著居民、农村社区、小农户和林业企业的就业人员（见表 1）。

从森林直接收入来看，涵盖了全球 58 个地点的泛热带区贫困与环境网络（PEN）¹²表示，森林收入具有重要意义；平均而言，超过 1/5（22.2%）的农村收入来源于森林和环境资源，相当于甚至是超过了农业的直接收入（Angelsen 等，2014）。这表明，森林和农业对粮食安全和营养以及生计安全的贡献可以互为补充。

需要说明的是，这些数字的测算过程中主要考虑的是食物型或收入型依赖，但却遗漏了一个事实，即多数农业活动也在某种程度上依赖于森林提供的生态系统服务。另外，这些数字中也没有考虑到间接依赖森林的人群，如依赖森林进行水资源管理（水质、防洪）。

¹² 贫困与环境网络由国际林业研究中心牵头，是一个合作性组织。该网络于 2004 年启动，是规模最大、最为全面的热带森林与贫困全球分析网络。网络有 50 多个研究伙伴参与，涵盖了非洲、亚洲和拉丁美洲的主要热带森林分布地区；网络分析的数据收集自 25 个发展中国家的 8000 多个家庭（<http://www.cifor.org/pen>）。

表 1 森林人口数量，按依赖类型划分

森林依赖类型	估算人口数
主要依赖天然林（通常为密郁闭型）为生的土著居民（狩猎、采集、轮垦）	2 亿
生活在天然林或林地当中或边缘的农村居民，将森林作为安全网或补充收入的来源	3.5 亿
种植农场树木或管理少量林木的小农户，以此为生计和收入来源	5-10 亿
在正规或非正规林业企业就业的工匠或雇员	4500 万
估计总数	10.95-17.45 亿

资料来源：Chao（2012）。

1.4 森林、树木、粮食安全和营养：概念框架

本节从生态系统服务出发，意在显示森林和树木与粮食安全和营养各个维度之间的种种联系，以便更好地认识可持续林业对可持续粮食系统以及粮食安全和营养的贡献。

1.4.1 生态系统服务

“生态系统服务”一词源自于生物多样性保护学科；这个概念可从不同角度进行定义，反映了概念本身的复杂性（Danley 和 Widmark，2016）。在本报告中，生态系统服务可宽泛地定义为支持提供产品和服务、促进人类福祉的结构和功能属性（Daily，1997；Boyd 和 Banzhaf，2007）。

各种生态系统服务都与人类福祉有着直接或间接的联系（MA，2005）。生态系统服务可分为直接提供的服务和间接获得的服务。森林和树木直接提供的服务包括提供各类产品（木材和非木材林产品），支持实现食物、饲料、能源、建设和其他用途。间接服务主要是支持长期粮食生产的生物物理环境过程，包括获得清洁的水和营养物，以及提高生活质量（MA，2005）。

千年生态系统评估（MA）将生态系统服务分为四类：调节、支持、提供和培育性的生态系统服务，见下图 3。

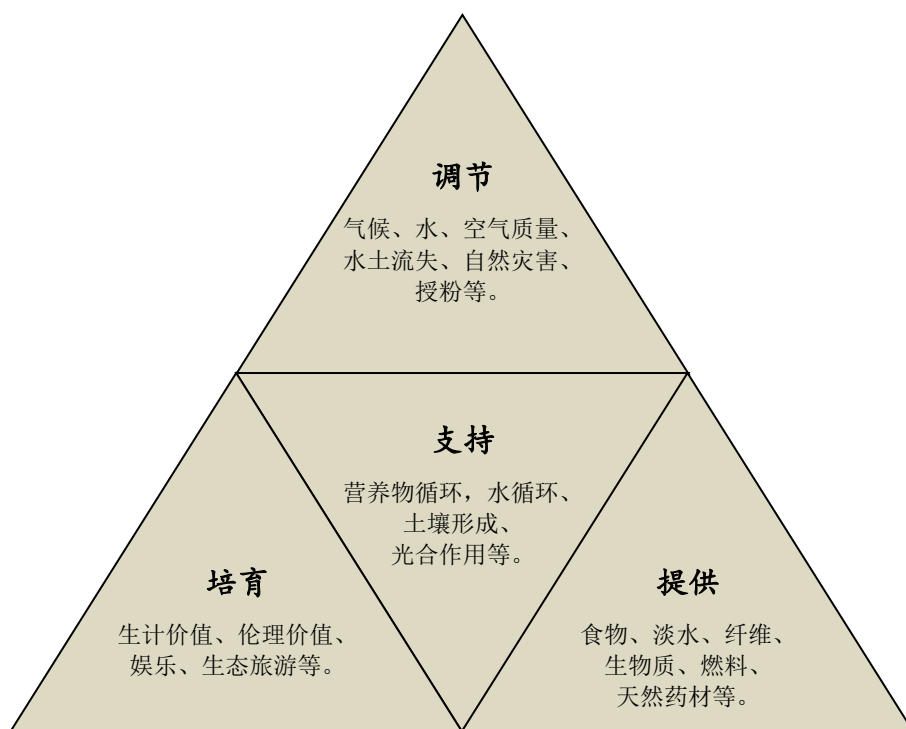
调节服务是指部分生态系统功能能够创造有利于人类福祉的环境，防范自然灾害。这些功能在全球均有体现，包括海洋和陆地生态系统。此类服务包括净化空气、净化地下水、预防水土流失，以及传粉媒介的全球活动（包括风和动物授粉）。

支持服务体现为一些重要的功能，能够稳定土壤及空气，支撑作物和畜牧生产。支持服务包括促进植物生长的光合作用、降雨，及土壤养分的生物利用。土壤有机物作用下的土壤形成和营养物循环长期过程，氮磷沉积的空气互动过程也属于这个类别。

提供服务有时也被称作“生态系统产品”，包括可从海洋和陆地生态系统中直接采集的食物、药物、建材和燃料。

培育性生态系统服务是指社会从环境中汲取的无形价值。

图3 生态系统服务概念金字塔



资料来源：由 conceptdraw.com 网站《千年生态系统评估》（MA，2005）整理得出。

1.4.2 将森林和树木提供的生态系统服务与粮食安全和营养联系起来

世界粮食首脑会议对粮食安全给出了一个详细的定义：“只有当所有人在任何时候都能够在物质上和经济上获得足够、安全和富有营养的粮食来满足其积极和健康生活的膳食需要及食物喜好时，才实现了粮食安全”（世界粮食首脑会议，1996）。这个广为接受的定义涵盖了粮食安全的四个维度：

- 粮食供应：通过国内生产或进口可提供质量上佳、数量充足的食物。
- 粮食获取：个体能够获得充足的资源（权利），以便得到营养膳食所需的适当食物。
- 利用：通过充足的膳食、清洁的水源、卫生和健康服务利用食物，以期达到营养的良好状态，满足各项身体需要。
- 稳定：为保障粮食安全，人群、家庭或个人必须在任何时候都能获得充足的粮食。

图4的绘制参考了MA（2005）和国际林业研究组织联合会（IUFRO）的评估（Vira等，2015），描绘了森林和树木的经济、社会和环境功能从这四个维度推动并支持粮食安全和营养的方式。

图 4 森林的各项功能及其与粮食安全和营养的联系

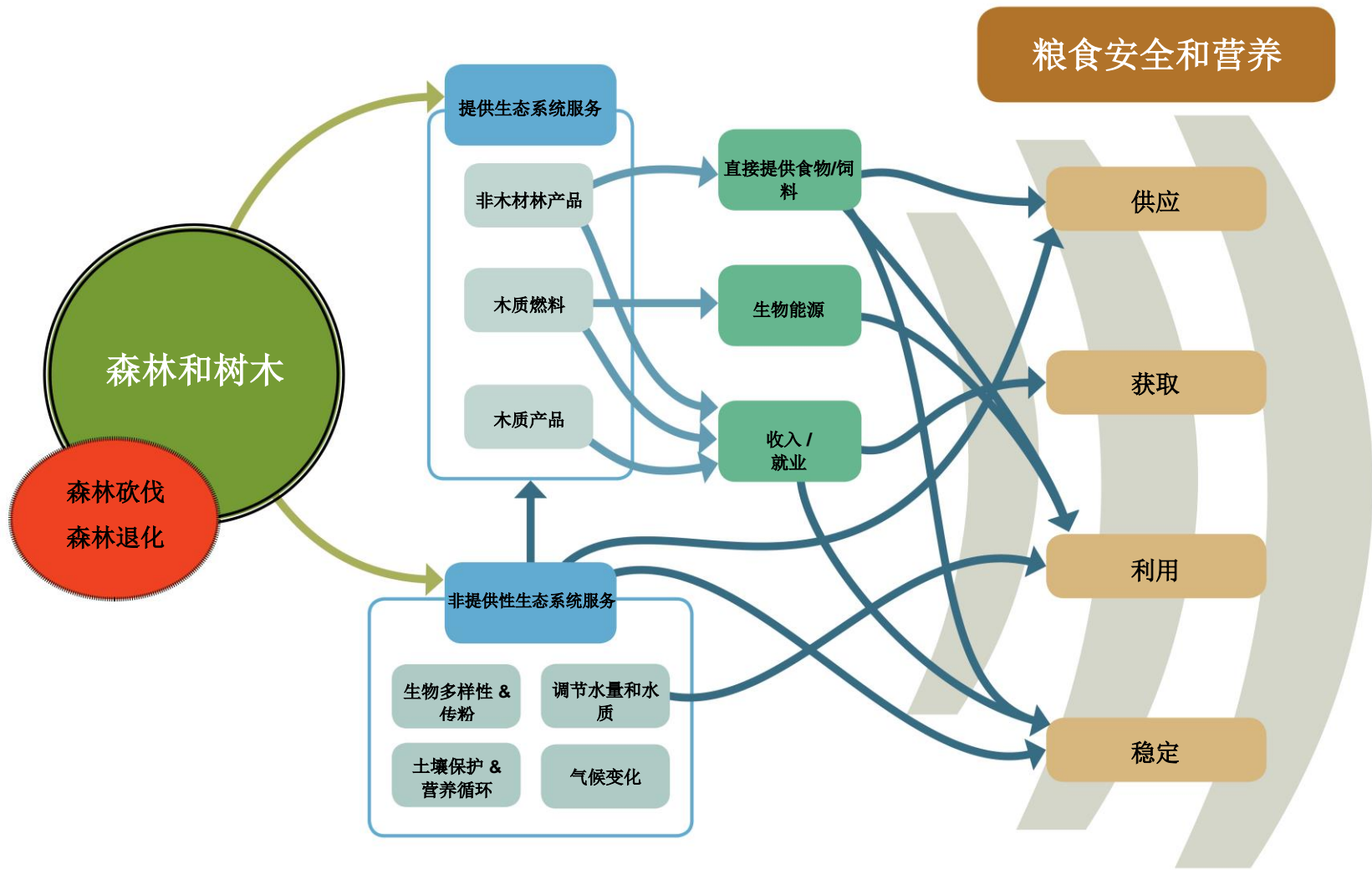


图 4 描绘了不同的渠道（提供食物；提供能源，特别是厨用能源；创造收入和就业；提供生态系统服务，促进农业生产），森林和树木可在短期、中期和长期对粮食安全和营养的四个维度产生直接或间接影响。森林和树木也能促进人类健康和福祉，包括通过提供药材来促进健康。不同类型森林或树木系统中，这些贡献的相对程度也各有不同；另外具体贡献还取决于森林和树木的管理方式。

在图 4 的右边，三条圆边曲线表示这些因素对不同类别森林依赖群体（全球范围内生活在森林之内或周边的人群，以及参与森林相关活动的人群）的粮食安全和营养影响也不尽相同。这些曲线也代表了森林治理机制中应当考虑的不同规模，包括从本地到景观，再到国家、区域和全球层面（Vira 等，2015）。

1.4.3 可持续林业推动粮食安全和营养

本报告采用林业的广义概念，涵盖了森林和树木管理的所有相关决策（决策包括三种主要类型：某个区域是否存在树木；森林和树木的种类；森林和树木的管理方式），以及适用于种有树木的任何类型系统或景观的相关决策。

联合国大会（联大，2008）提出“可持续森林管理是一个动态发展的概念，目的是维护和提高各类森林的经济、社会和环境价值，造福当代和子孙后代。”可持续森林管理意在扭转砍伐及退化产生的影响并从中恢复，为人类和社会带来多重惠益（粮农组织，2011a）。

可持续森林管理有两个主要前提：其一，生态系统有能力自我更新；其二，用于界定人类与环境相互作用的经济活动和社会认知或价值观是可以改变或修正的，以确保生态系统的长期生产力和健康（MacDicken 等，2015）。可持续森林管理涉及包括天然林和种植林在内的所有森林，涵盖各个地区和气候区，服务于各类管理目的 – 养护、生产或多重目的，能够在本地、国家、区域和全球层面上提供各类森林生态系统产品和服务（Brandt 等，2016）。可持续森林管理也契合《生物多样性公约》¹³ 中关于保护生物多样性提出的 5 个战略目标，以及第 15 个可持续发展目标 – “可持续管理自然资源资产”，森林也是自然资源的重要构成（Reed 等，2015）。

可持续林业也是可持续粮食系统的有机构成，后者的定义是“以特定方式确保所有人获得粮食安全和营养的粮食系统，确保不会削弱保障子孙后代粮食安全和营养的经济、社会和环境基础”（高专组，2014a）。

1.5 小结

本章开宗明义，介绍了一些基本的林业定义、概念和方法；描述了整篇报告中都会用到的森林和树木类型，以便对特定情境进行分析。本章还明晰了森林依赖群体的内涵；最后提出了反映森林、树木与粮食安全和营养之间关系的概念框架，而报告全文正是围绕这些关系展开。

¹³ 见 <https://www.cbd.int/>

森林和树木对粮食安全和营养的贡献在第 2 章中会有更为深入的讨论，讨论中考虑了以下因素：

- 不同类型森林或树木系统中，以及在不同的管理模式下，这些贡献因素的影响也各有不同。
- 此类影响可为中期或长期。
- 区域影响取决于贡献类型，当然也取决于森林规模。
- 另外，对景观、社区和家庭层面的抵御能力也会产生影响。

这些参数非常重要，能够帮助我们了解森林和树木管理方式（规模、位置、类型、做法）的变化将如何影响它们对粮食安全和营养的贡献，以及如何通过治理扩大有利影响。

第 2 章讨论并深入分析了森林和树木对粮食安全和营养的各种影响方式，以及与粮食安全和营养的种种联系。

2 森林和树木对粮食安全和营养的贡献

本章更为具体地阐述了森林和树木对粮食安全和营养四个维度的各种贡献。

这里需要说明的是，由于很多森林产品 – 包括食物和薪材 – 很多都是家庭自用或进行非正规交易，因而数据存在着很多缺口和不确定性。因此，森林和树木对粮食供应及充足营养的影响，以及通过创造收入对食物获取产生的影响，常常是被低估了。统计数据通常按年计算，无法体现季节性差异，故而不能重点说明森林和树木对生计稳定性、食物获取和良好营养的重要贡献。另外，由于缺少地方层面和性别的分列数据，森林和树木的社会影响也无法全面呈现，特别是对最脆弱人群粮食安全和营养的贡献。最后，生态系统服务大都未与经济价值挂钩，因而生态系统服务的贡献也被低估。

本章结构如下：第一节介绍了森林和树木相关食物的重要性；第二节回顾了木质燃料的重要性，特别是对于发展中国家烹饪活动的重要性。第三节试图量化森林作为一项经济活动的重要性，具体阐释了森林在创造就业和收入进而改善粮食获取方面的作用。第四节重点分析了森林和树木为农业提供的生态系统服务。本章最后梳理了森林和树木与粮食安全和营养四个维度的各种联系，并以矩阵表格的形式概述了森林类型与粮食安全和营养不同维度之间的关系。

2.1 直接提供粮食

Jamnadass 等（2015）评估的证据显示，人们常规或偶尔消费的森林食物种类丰富。这些食物对于生活在森林之内或周边的依赖森林群体来说尤为重要，包括土著居民；他们膳食中很大部分食物都是来自于森林。森林食物能提供必要的营养成分，而这往往是以主食为主的膳食中所缺乏的。通过在本地、区域甚至是国际市场上销售，森林食物也可以成为重要的收入来源。最后，森林和树木在粮食短缺的“饥荒”时期能够发挥关键作用（Powell 等，2015）。

在很多依赖森林的社区内，狩猎及林产品采集仍对粮食安全和营养以及文化身份¹⁴具有重要意义，包括土著居民；此种情况在热带地区如此，在北美洲（加拿大和阿拉斯加）和北欧（瑞典、芬兰、挪威及俄罗斯联邦部分区域）的北方森林亦是如此。土著居民通常都很钟情于传统的森林食物资源（Kuhnlein 等，2009）。

2.1.1 对膳食多样性及质量的贡献

据估算，动物源和植物源森林食品占全球食物能量供给的 0.6%（粮农组织，2014a）；但是这个数字需要谨慎对待，它未能反映出森林食品对粮食安全和营养贡献的全貌。

首先，由于缺少可用数据，这个数字很可能低估了实际贡献。

¹⁴ 对于玛雅人和其他土著居民来说，森林和林产品（如柯巴脂）在社区健康系统以及精神/宗教活动中也能发挥重要作用。

其次，这个全球性估算数据尤其低估了富含营养的野生森林食物对膳食质量和多样性的贡献（Vinceti 等，2008；Powell 等，2013a，2015）。如一项加蓬的研究表明，野生食物对能量摄入的贡献不高，但提供了膳食中 36% 的维生素 A 和 20% 的铁（Blaney 等，2009）；坦桑尼亚联合共和国的研究表明，野生食品提供了膳食中 31% 的视黄醇活性当量（维生素 A）和 19% 的铁（Powell 等，2013b）；在菲律宾一个传统火耕农业社区内，野生食品提供了膳食中 17% 的维生素 A 和 13% 的铁（Schlegel 和 Guthrie，1973）。在森林和树木为基础的系统，维生素等营养物往往可以全年不断，因为不同树种果实成熟的物候期都不一样（Vira 等，2015）。野生非洲树木的可食树叶，如猴面包树（*Adansonia digitata*）和罗望子（*Tamarindus indica*），是蛋白质、铁和钙的重要来源（Kehlenbeck 和 Jamnadass，2014）。食用 10-20 克猴面包树果肉（或喝一杯果汁）就能满足儿童每天的维生素 C 需求（Vira 等，2015）。

最后，这个全球性数字掩盖了野生食品对特定人群的重要意义，特别是依赖森林社区。即便在国家层面上森林食品在食品供给中只占很小比例，但各地之间差异很大；对特定社区来说，森林食品可能是他们的根基（加拿大粮食安全计划，2008；Powell 等，2015）。

Rowland 等（2016）运用 PEN 项目的家庭层面数据，调查了 24 个热带国家森林景观中野生森林食品对小农家庭膳食的贡献；研究估算了富含微营养物的森林食品对于满足膳食建议的贡献。研究发现森林食品的使用差异显著，故根据森林食品使用情况将各个地区划分为四类：依赖森林食品区，有限使用森林食品区，以森林食品作为补充区，以及特殊森林食品消费区。研究结果表明，在森林食品消费较高的部分地区，森林对膳食充足性的贡献也非常可观。

研究将树木覆盖的卫生信息与膳食摄入信息联系起来；有越来越多的证据表明，树木覆盖与膳食多样性以及果蔬消费呈正相关（Ickowitz 等，2014、2016；Johnson 等，2013，Powell 等，2011）。Ickowitz 等（2016）还发现，在印度尼西亚，延续刀耕火种或混农林业模式的地区往往膳食质量更高。Parrotta 等（2015）整理了一份摘要，列出了各种生计策略及相关土地利用模式对粮食安全和营养的潜在影响。

在西非部分地区，乳木果油（乳油木果实制成）是烹饪脂肪的主要来源。猴面包树和其他树叶是最常见的食用蔬菜，而球花豆树种子发酵后富含营养，也几乎成为炖菜中不可或缺的调味品（Rowland 等，2015）。

在智利和阿根廷南部，前现代时期的佩万切人（Pehuenche）以智利南洋杉果实作为主食。尽管他们现在可以到城镇市场上购买食物，但南洋杉果实仍是本地膳食中的一部分。另外，佩万切人也逐渐在国内市场上出售果实，并在本地餐厅中制成民族特色小吃提供给到智利马雷科（*Araucarias del Alto Malleco*）和潘吉普伊（*Panguipulli*）模范森林旅游的游客（Conforti 和 Lupano，2011）。

在被欧洲占领时期，各类生产系统中的亚马逊原住民培育和利用了至少 138 种作物，包括 83 种源于南美洲北部亚马逊地区和周边地区的本地作物，和 55 种外来作物，即来源于其他区域，如巴西东北部、加勒比地区及美索美

洲 (Clement, 1999)。自此之后，一度囿于林内的产品，如花生 (*Arachis hypogea*)、各种豆类 (*Phaseolus spp.*)、木薯 (*Manihot esculenta*)、菠萝 (*Ananas comosus*)、腰果 (*Anacardium occidentale*)、西番莲 (*Passiflora edulis*)、胭脂树 (*Bixa orellana*) 和刺棒棕 (*Bactris gasipaes*)，均已培育成功，成为交易商品。

非木材林产品在发达国家仍有采集。如在瑞典和芬兰，近年来植物性非木材林产品的采集量有所减少，但各类调查中仍有很多人表示会在林地中采集浆果和蘑菇。在瑞典，约 2/3 的人采集浆果和蘑菇。年轻一代在浆果和蘑菇采集人群中比例较小 (Fredman 等, 2013)。森林中剩下的浆果和蘑菇比例仍然很高 (见插文 6 中俄罗斯联邦的数字)。据研究人员估算，总体而言有 95% 的浆果未被采摘。在芬兰，估算数据表明每年被采摘的浆果不超过 10%，蘑菇仅为 1-3% (Salo 等, 2014)。

培育本地树种可带来显著的生产效益 (Vira 等, 2015)。若要充分发掘本地树种在生产、销售和贸易方面的潜力，还需投入很多努力，开展更多的研究 (Jamnadass 等, 2011; Gyau 等, 2012)。相关措施可充分借鉴依赖森林土著社区的传统知识体系。

插文 6 森林食品的各种构成、潜在及实际购买情况，俄罗斯联邦

森林食品	生物资源年均储量 (百万吨)	实际产量* (百万吨)
野生浆果 (越桔、蔓越莓、欧洲越桔等)	8.8	0.14
野生蘑菇	4.3	0.43
坚果 (总计)	3.5	**
意大利松果 (包含在总量之内)	0.991	0.0346
野生水果	1.632	**
蜂蜜	0.35	0.06
野味肉类 (狩猎)	**	**

* 不包括生计型生产。 ** 无法获得数据。

资料来源: A. Petrov (个人通讯)

2.1.2 提供动物源食品

动物源食品不但是蛋白质的来源，也富含生物可利用度较高的微营养物质¹⁵，对粮食安全和营养非常重要。在微营养素缺乏患病率较高的区域，摄入适量的动物源食品可显著改善儿童的营养状况，促进认知发育 (Neumann 等, 2007)。

野味、鱼和昆虫都是动物源食品的重要形式，其营养潜力不应被低估。

¹⁵ 表明易于被身体吸收和利用。

野味

野生陆生或半陆生动物的肉称为“野味”，是可从森林中获得的动物蛋白的重要来源。Nasi 等（2011）估算表明，刚果盆地每年能生产出近 460 万吨野味，亚马逊地区为 130 万吨。

热带地区受到采采蝇和其他环境因素的限制，畜牧生产体量有限；在这种状况下，野味就成为了一个尤为重要的微营养物来源，可能也是动物蛋白的主要来源，比其他任何家养动物的肉类都更为经济。如，马达加斯加的数据表明，野味获取途径的损失会造成贫血儿童人数增加 29%（Golden 等，2011）。

同时，这种资源也要进行可持续管理（van Vliet 等，2015）。野生动物数量减少与刚果盆地居民的粮食和生计安全关系密切，因为很多居于林间或依赖森林的人几乎没有其他的蛋白和收入来源。如，对刚果盆地非法捕获野味（主要是由于膳食标准低和贫困）人均消费量的测算结果表明，加蓬的消费量为 180 克/人/天，刚果民主共和国为 89 克/人/天，喀麦隆为 26 克/人/天（Fa 等，2002）。而在坦桑尼亚联合共和国，只有在少数几个地点的案例研究中获得类似的信息。在西部塞伦盖蒂国家公园的 5 个区内，人均野味消费量从 3 克/人/天到 89 克/人/天不等，主要取决于到国家公园边界的距离（Ceppi 和 Nielsen，2014）。

原始森林不是野味的唯一来源。次生林和种植林，以及休耕地和混农林系统都会吸引野生动物，对数百万农村家庭的粮食安全和营养也有重要意义，特别是在亚马逊和中美洲（Smith，2005；Parry 等，2009）。

各类土著居民在北方森林中从事的狩猎和食物采集活动都是重要的食物和营养物来源，如麋鹿/驼鹿、北美野山羊、白大角羊、麝牛、海狸、鸭和其他禽类；淡水鱼及洄游性鱼，如野生大马哈鱼、鳟鱼、白斑狗鱼和湖红点鲑；植物性维生素 C 来源，包括多类浆果、当归以及松树内皮（Kuhnlein 和 Turner，1991；Baer，1996；Vors 和 Boyce，2009；Kivinen 等，2010；Roturier 和 Roué，2009；Nuttall 等，2009）。

在北美洲（加拿大和阿拉斯加），因纽特人及其他土著居民捕猎野生驯鹿（Ford，2009）；而在北欧¹⁶（具体而言是在瑞典、芬兰¹⁷、挪威及俄罗斯联邦部分地区），萨米人则成群驯养驯鹿。对于这些土著居民来说，驯鹿也是重要的文化符号（Vors 和 Boyce，2009）。

在加拿大的因纽特部落中，狩猎与捕鱼活动不但具有重要的经济意义，而且也承载着重要的文化价值。一项调查中约 40% 的受访者表示，他们食用的肉和鱼中有一半左右为野生品种（Ford，2009）。

除具有重要的谋生意义外，狩猎在社会中也发挥重要作用，通过其承载的历史、宗教、象征和文化价值来履行社会功能（Konijnendijk，2010；Fischer 等，2013）。狩猎还具有重要的经济价值（能够保障生计，并通过休闲狩猎创造收入）、社会价值（狩猎是重要的文化和社会活动）及环境价值，特别是当猎物管理纳入土地利用管理时（如涉及到人口控制及森林再生的政策，可以是为了养护，也可以出于其他商业考虑）（Fischer 等，2013）。

¹⁶ 格陵兰岛的驯鹿驯养非常有限，多数驯鹿为野生，故会被捕猎。

¹⁷ 在芬兰，驯鹿驯养并非是萨米人的专有权利，而是形成了驯鹿驯养的悠久传统。

插图 7 野味对赤道几内亚农村居民生计和粮食安全的作用

野味对刚果盆地的农村居民非常重要，是常规的蛋白或收入来源，在艰难时期也可发挥安全网的作用。然而，我们还要了解农村社区对野味的依赖程度，以及野生动物死亡可能产生的影响。赤道几内亚近年来经济蓬勃发展。在这里，研究人员对野生动物的利用及依赖开展了评价，同时考虑了其他生计和食物。12 个月的时间内，研究人员在 3 个村子里开展了入户调查和猎人访谈。这 3 个村子的市场和森林连通性各异，可在社区、家庭和个人层面上进行比较。

在社区层面上，野味是重要的收入来源（近 90% 的男人从事狩猎），而野生植物对于家庭消费更为重要，特别是在市场连通性差刺激了进口产品价格走高的情况下。在一个村子里面，最贫困和最脆弱家庭从野味中获得的收入比例更高，这主要是因为他们没有其他的生计；在青黄不接的季节，这个比例会进一步升高。贫困家庭粮食安全水平较低（“粮食安全”得分更高），生计安全水平也很低（收入来源更少）。在个体层面上，男性从狩猎收入中获益更多，收入回馈家庭的可能性也更低。然而，狩猎活动的平均月收入还不到就业薪酬的一半。

在研究的所有社区内，野味都对收入有着重要贡献，表明它也是农村经济的重要构成。森林可及性，特别是市场连通性，是决定生计策略的重要考虑。野味对于最贫困家庭非常重要，特别是在脆弱时期能起到安全网的作用。为确保野味狩猎的可持续性，政策要考虑森林对人们的真正价值，控制贸易，管理森林的使用和采伐，同时也要推广潜在商业猎人的替代生计。

资料来源：根据 Kumpel（2006）整理。

渔业及水产养殖

内陆渔业往往被人忽视；其实，内陆渔业是低成本蛋白和收入的重要来源，特别是在没有其他生计的情况下（高专组，2014b）。在很多热带森林中，野生鱼类是膳食中动物蛋白的主要来源。在亚马逊流域，鱼是很多当地人最重要的蛋白来源。如在巴西亚马逊的内格罗河地区，da Silva 和 Begossi（2009）发现，洪泛森林及森林河流中捕到的鱼为膳食提供了 70% 的动物蛋白，不包括乌龟等其他水生物种。在刚果盆地，鱼通常是城乡居民的主要蛋白来源，也是重要的创收来源（Oishi 和 Hagiwara，2015）。McIntyre 等（2016）测算，淡水鱼能够提供足以满足 1.58 亿人膳食需求的动物蛋白。

尽管如此，随着河流径流及人口增加，捕捞量也在不断增多；据估算，90% 的全球淡水鱼捕捞量都来自自己超出平均压力水平的流域。另外，鱼群种类丰富度与捕捞有着直接关联；捕鱼压力最大的河流中，生物多样性受到的潜在影响也最大（McIntyre 等，2016）。

昆虫

昆虫作为蛋白来源的重要意义很难评估，因为统计数据大都局限于特定研究。昆虫低成本、易获得，是营养物、蛋白质及脂肪的潜在来源，在一定程度上还能提供碳水化合物，因而近年来重新获得了关注（粮农组织，2013a）。某些昆虫品种提供蛋白质和矿物质（Dunkel，1996；粮农组织，2013a；Schabel，2010）。很多森林和树木为基础的系统管理都是为了增加

可食用昆虫的供应 (Johnson, 2010)。如, 巴布亚新几内亚与印尼东部在农林混合景观中管理西米棕榈树 (*Metroxylon* spp.), 支持蛴螬生产 (Mercer, 1997)。

2.1.3 提供饲料

森林和树木也是牲畜的饲料来源。

在传统的粗放型系统中, 农民和牧民一直使用饲料树木; 但目前, 越来越多的集约式养殖系统开始使用朱缨花 (*Calliandra*) 及银合欢 (*Leucaena*) 等饲料灌木, 以期提高产量, 减少对外部饲料的依赖 (Franzel 等, 2003)。在发达国家, 利用混农林业系统生产草料也利润丰厚。如在西澳大利亚的北部农业区, 之前使用草和豆科植物喂牛的牧民转用金雀花 (*Chamaecytisus proliferus*) 后, 收益状况更好 (Abadi 等, 2003)。在西部地中海地区, 林牧混作系统 (西班牙语称作 *dehesa*, 葡萄牙语称作 *montado*) 要有树木, 主要是橡树 (*Quercus* spp.) 和一年生牧草 (Diaz-Ambrona, 1998), 猪吃橡果, 牛、绵羊或山羊则在伊比利亚半岛超过 500 万公顷 (约 30% 为林地) 的草地上放养。

在一些北方地区¹⁸, 森林中放养半家养驯鹿是部分土著居民的主要肉类来源, 同时也是手工艺品的材料来源 (利用鹿角和鹿皮制作)。在冬季, 半家养和野生驯鹿主要以北方森林中生长的多种地衣植物为食; 这些地衣被称为“驯鹿地衣” (包括鹿蕊)。

2.1.4 参与贸易的森林食品产品

近期一份关于生物多样性对人类健康影响的报告特别强调了本地和区域市场中开展野生/森林食物贸易的重要意义 (世卫组织/《生物多样性公约》, 2015), 表示生物多样性不但对于居住在森林之中或周边的人群 ((a) 类和 (b) 类依赖森林群体, 见第 1.3 节) 非常重要, 对更大范围的人群也是如此。

部分区域的野味市场非常发达, 距离狩猎地点只有几百英里。野味的供给以及国家和区域层面对野味的需求差异巨大, 引发了中部和西部非洲等部分区域的野味危机 (Bennett 等, 2007; Nasi 等, 2008)。此类危机造成野味资源稀缺, 价格不断走高, 有时甚至会高于传统蛋白来源 (蛋、牛肉、鸡肉等) 的价格。近期一些研究比较了刚果民主共和国金沙萨城市和农村儿童的野味消费情况 (van Vliet 等, 2015), 结果表明尽管城市化进程不断推进, 城市地区生计机会增多, 但在城市和农村地区, 野味食物仍是膳食质量和多样性的重要组成。城市地区的野味消费增长迅速, 似乎具有收入弹性, 表明野味在社会和文化意义上都被视为“高档食物”。Nasi 等 (2011) 估算, 中部非洲每年消费的野味为 289,000 吨 (占刚果盆地捕获野味总量的 6% 左右), 主要是在城市地区; 而亚马逊盆地捕获野味的消费几乎都集中在农村。哥伦比亚的野味消费则是城市低于农村, 而城市富裕家庭的野味消费频率高于贫困人群 (van Vliet 等, 2015)。

¹⁸ 包括挪威、芬兰、瑞典、俄罗斯联邦、格陵兰岛、阿拉斯加、蒙古、中国和加纳。

很多品种正源源不断地进入本地、区域、国家和国际市场（Lescano, 1996）。人工饲养在一定程度上缓解了部分有益品种的稀缺和脆弱问题，但仍以野生来源为主的部分品种正面临着过度捕获的问题，对长期生产及其提供收入的能力都产生了威胁。

随着浆果的商业化开发不断成熟，浆果市场在瑞典和芬兰开始形成。如今，大部分浆果生产都用于出口。瑞典北部日照时间久，浆果的抗氧化品质（医疗行业所需）和着色（化妆品行业所需）都更好，因而需求特别高（Salo 等，2014）。

2.1.5 缓冲粮食短缺影响的重要作用

对某些社区来说，森林食品在农作物欠收或农业生产季节性减少时可发挥重要的安全网作用（Blackie 等，2014；Keller 等，2006；Shackleton 和 Shackleton, 2004；Sunderland 等，2013；Karjalainen 等，2010）。

在萨赫勒地区，一年中旱季长达 7 个月，树木和灌木是重要的食物来源，对谷物主粮形成补充；另外，树木和灌木也是牲畜的重要饲料来源（Franzel 等，2014）。如在尼日尔，83%的调查对象表示在干旱发生时，对野生食物的依赖性会增大（Humphry 等，1993）；在坦桑尼亚联合共和国，粮食不安全时期膳食中会有更大比例来自野生食物（Powell 等，2013b）。近期开展的一项评估表明，在所有包括了跨季节评估的野生食物对膳食和营养影响分析研究中，9 个案例研究中有 6 个表示在困难或粮食不安全时期，对野生食物的依赖性提高；另外 3 个表示，在野生食物供给更充足的时期，野生食物的利用量更高（Powell 等，2015）。混农林业系统中丰富果树品种有助于填补水果供应的季节性缺口（Jamnadass 等，2011；Vinceti 等，2013）。

继在依赖森林社区和森林周边社区中开展 PEN 调查之后，近期一项研究在此基础上进行了分析。分析结果表明，平均而言家庭收入有 4% 是来自于销售野生食物，但表示销售过野生食物的家庭比例却高达 77%。但该研究还提出，在贫困家庭及经历冲击的家庭中，来自野生食物的收入比例更高。与很多比较性研究一样，该研究的作者也表示，各地之间差异显著（Hickey 等，2016）。

2.2 提供生物能源，特别是厨用能源

全球层面上，木质能源占一次能源总供给量的 6%（粮农组织，2014a）。很多情况下，木质能源是农村地区能够获得的唯一可用能源，对于发展中国家的贫困家庭尤为重要；非洲尤其如此，木质能源占一次能源总供给量的 27%（粮农组织，2014a）。

烹饪对于保障食品安全及微营养物的生物可供性非常重要。木质燃料¹⁹的使用面临着很多机遇（在农村地区方便获得，成本低，可再生，可持续利用，与化石燃料相比排放量更少），但挑战也一直存在（没有稳定的权属，采集方法不可持续，健康影响）。

¹⁹ “薪材”是指“用作烹饪、取暖或发电燃料的未加工木材（包括树干和树枝）”。“木炭”是指“因部分燃烧或使用外部热源而炭化的木材，用作燃料或其他用途”。“木质燃料”包括所有“薪材”外加“木炭”。见 <http://www.fao.org/waicent/faostat/forestry/products.htm>, 2017 年 5 月查询）。

因此，森林对粮食安全和健康的主要贡献之一是提供烹饪用的木质燃料和净水。全球范围内约有 24 亿人（占全球人口的 1/3）依赖木质燃料进行烹饪，特别是在非洲—有 2/3 的家庭以木质燃料为主要的烹饪燃料。此外，7.64 亿人用木质燃料煮沸饮用水灭菌，其中 6.44 亿来自亚洲（粮农组织，2014a）。

过度采集给薪材供应带来不利影响。在中部非洲，薪材采集是人类对森林造成影响的主要渠道之一。在刚果民主共和国首都金沙萨附近，这一点体现得非常明显；1000 万居住人口中有 90% 都非常依赖木炭进行烹饪（Gond 等，2016）。

在发展中国家的农村地区，人们没有其他的能源来源，因而缺少薪材会削弱日常消耗食品的质量和多样性。薪材可供性还会影响到烹饪和膳食决定；由于缺少薪材，人们会省掉几顿饭，或将需要长时间烹饪的食物排除在日常饮食之外（Brouwer 等，1996，1997；Wan 等，2011）。一些地区采取了成功的补救措施，如在社区周边种植林地，以期应对薪材供应不断减少的问题（Kumar 等，2015）。

表 2 2011 年使用木质燃料烹饪的家庭比例，按区域和燃料类型划分

区域*	以木材为主要烹饪燃料的家庭比例 (%)			以木质燃料进行烹饪的估算人数 (*1000)		
	薪材	木炭	木质燃料	薪材	木炭	木质燃料
非洲	53	10	63	555 098	104 535	659 632
亚洲和大洋洲	37	1	38	1 571 223	59 034	1 630 257
欧洲	3	-	3	19 001	156	19 157
北美洲	-	-	-	-	-	-
拉丁美洲及加勒比	15	1	16	89 569	5 383	94 952
全球	32	2	34	2 234 890	169 108	2 403 998

*该表，以及本报告中附有区域分列数据的所有其他表格，主要依据《世界森林状况》中的数据编制；全球森林资源评估根据这些文件中的区域分列数据进行了重新计算，其区域分类不同于粮农组织的各个区域。

资料来源：粮农组织（2014a），基于国家普查数据以及世卫组织和儿基会的调查结果。

木质燃料对人类健康的影响十分复杂。木质燃料能够确保食物得到适当的烹饪，水质得到净化，从而预防食物传播疾病；但使用木质燃料与妇女和儿童呼吸疾病（也会影响到营养状况）之间的关联也得到了证实（Kiraz 等，2003；Wan 等，2011；世卫组织，2015）。世卫组织表示²⁰，有 30 亿人利用固体燃料（薪材、木炭、煤、粪便、秸秆）通过明火或传统炉灶烹饪或取暖。粮农组织（2014a）根据世卫组织数据测算结果表明，因使用木质燃料烹饪和取暖而长期吸入烟尘，造成全球范围内每年有 250 万人死亡，占（5 岁以下）儿童死亡数的 12%，成人死亡数的 3%。这些报告死亡案例几乎都出现在非洲、亚洲和大洋洲。推广更加高效的厨具可显著减少所需燃料量，改进身体健康。在推广改良炉具的同时要注意文化敏感性，这方面已有成功先例。

²⁰ 见世卫组织对于室内空气污染影响的估算结果（<http://www.who.int/indoorair/en/>）。

Soini 和 Coe (2014) 的研究中梳理了成功项目设计的一些范例和原则；世界粮食计划署“安全获取燃料与能源”(SAFE) 计划也在室内烹饪技术和恢复森林方面顺利实施了多项干预措施²¹。在非政府组织伙伴的支持下，世界粮食计划署“安全获取燃料与能源”计划帮助了达尔富尔地区 540,000 个内部流离失所的妇女和家庭，为她们提供采集薪材以外的其他选择，教会她们更加安全地烹制食物；该计划改善了生计状况，遏制了森林枯竭趋势。

在多数文化中，做饭主要是妇女的责任，因而疾病负担对妇女的影响远高于男性。2011 年开展的一项系统评估及综合分析梳理了 2700 多个研究，结果表明长期接触生物质燃料烟尘的儿童罹患急性呼吸传染病的风险更高，妇女则是慢性支气管炎患病风险更大 (Po 等, 2011)。

薪材采集非常辛苦，采集地点常常距离很远，过量劳动也会导致相关疾病的出现 (粮农组织, 2014a; MA, 2005; Wan 等, 2011)。另外，采集活动也非常耗时，会影响从事农业和其他森林相关创收活动，以及做饭、照顾孩子或挖掘教育潜力的时间 (Sunderland 等, 2013; Wan 等, 2011)。薪材的采集主要靠妇女和儿童，由于资源稀缺且距离越来越远，采集所需的时间也在不断增加。尽管如此，却很少有人去研究木质燃料需求的动因，或面对供给减少应当采取哪些适应措施。粮农组织开展的文献综述表明，采集 1 立米薪材所需的平均时间不等，拉丁美洲及加勒比约为 106 小时，亚洲和大洋洲约为 139 小时 (粮农组织, 2014a)。同样，各个区域采集薪材的责任也有很大差别：拉丁美洲薪材采集工作有 55.8% 为妇女完成，亚洲为 39%，非洲为 77% (Sunderland 等, 2014, 利用 PEN 调查中的家庭层面数据)。甚至在一些薪材资源较少的国家，妇女要采集薪材要往返十余公里 (Wan 等, 2011)。

2.3 对经济及生计的贡献

森林和树木可提供食物或烹调用能源，对粮食安全和营养做出直接贡献；另外，也可以通过在本地、国家和全球市场上销售木材及非木材林产品，以及通过创造森林相关的就业，为粮食安全和营养做出间接贡献。

2.3.1 收入创造

据估算，全球工业圆木产量约为 18 亿米³/年 (粮农组织统计数据库)，大部分来自北半球的森林。美国、中国、俄罗斯联邦、加拿大和巴西是全球最大的木材生产国。木材用途广泛，包括建筑、家具制造、工具和工艺品、纸浆和纸张，以及木炭和生物质能源。

粮农组织 (2014a) 表示，2011 年全球范围内正规林业部门的总增加值为 6060 亿美元，占全球 GDP 总量的 0.9%。

²¹ 见 <http://www.wfp.org/climate-change/initiatives/safe>。

表 3 2011 年森林部门的总增加值及其对 GDP 的贡献，按区域和分部门划分

区域	森林部门的总增加值 (10 亿美元, 按 2011 年价格统计)				森林部门总增加值占 GDP 比重 (%)
	森林	SWP	PP	总计	合计
非洲	11	3	3	17	0.9
亚洲和大洋洲	84	66	111	260	1.1
欧洲	35	61	68	164	0.9
北美洲	26	29	61	115	0.7
拉丁美洲及加勒比	14	12	24	49	0.9
全球	169	170	266	606	0.9

森林代表林业及伐木活动；SWP 表示锯材和木质板生产；PP 表示纸浆和纸张生产。

资料来源：粮农组织（2014a），基于联合国国家账户主要汇总数据库（可查询 <http://unstats.un.org/unsd/snaama>），由各国提供的国家收入账户数据予以补充。

全球和区域数据掩盖了各国之间的巨大差异。林业对 GDP 贡献率最高的国家是利比里亚（占 GDP 总量的 15%）（粮农组织，2014a）。在国家层面上，林业部门总增加值与森林面积的关联并不紧密，而主要取决于森林类型和国内的森林管理系统。如喀麦隆 1900 万公顷的森林中，有 1600 万公顷为生产性森林，正规林业部门的总增加值高达 6.95 亿美元。与之相反，刚果民主共和国 1.53 亿公顷的森林中用于生产的只有 1200 万公顷，正规林业部门的总增加值仅为 8500 万美元（粮农组织，2014a，2015a）。在欧洲，正规林业部门总增加值居于前列的国家为意大利（150 亿美元）、法国（145 亿美元）、瑞典（138 亿美元）和俄罗斯联邦（130 亿美元）（粮农组织，2014a）。这些数字普遍低估了森林对国民收入的真正贡献，因为其中没有考虑被归入工业部门的木材产品创造的附加值，也未考虑计入旅游业的木材产品附加值。

部分研究表明，在某些国家，非木材林产品创造了极高的价值，如插图 8 中所述北方地区的狩猎活动。在危地马拉北部、伯利兹和墨西哥南部的玛雅森林，森林可提供多种非木材林产品；这些产品不但为本地居民日常所用，也出口到其他国家。其中部分产品可以食用，其他产品则另有他用，如二裂坎棕（*Chamaedorea ernestii-agustii*），用来出口的观赏棕榈；椰簾（*Desmoncus orthocantos*），制作手工艺品使用的一种纤维；蒲葵（*Sabal sp.*），一种被用作屋顶或本地使用的棕榈叶；面包树果实（*Brosimum alicastrum*），用来制作饼干和面包，产品已从本地扩散至农村和城镇市场；多香果（*Pimenta dioica*），一种香料；乳胶（*Manilkara zapota*），用于生产口香糖；以及珂巴树脂（*Protium copal*），用于生产香水和化妆品（Godoy, 2010）。2015 年，加拿大枫产品总量为 53,528 吨，产值达 2.799 亿美元（Sorrenti, 2017）。苏丹、尼日利亚和乍得生产的阿拉伯树胶占全球出口市场总量的 95%。苏丹为阿拉伯树胶的主产国，2013 年产量为 76,000 吨（数据来自于苏丹中央银行，摘自 Sorrenti, 2017）。

另外，官方数据仅涵盖了正规的林业部门。据粮农组织（2014a）估算，如将非正规部门的贡献统计进来，森林部门的总增加值将会增至近 7300 亿美元，其中 880 亿美元来自非木材林产品（动物源和植物源，包括药用植物），330 亿美元来自建筑和燃料等非正规生产（见表 4）。

表 4 2011 年非正规林业部门的估算收入（10 亿美元，按 2011 年价格统计）

区域	木质燃料和建筑	非木材林产品	总计
非洲	14.4	5.3	19.7
亚洲和大洋洲	9.9	67.4	77.3
欧洲	—	8	8
北美洲	-	3.6	3.6
拉丁美洲及加勒比	9	3.6	12.6
全球	33.3	88	121.3

资料来源：粮农组织（2014a），基于多个来源整理。

多数非提供性环境服务并未计入全球经济数据。粮农组织（2014a）表明，可计入森林创造总增加值的环境服务付费总计有 24 亿美元；而这只是森林提供环境服务的一小部分。直到近些年，联合国统计办公室才决定要将生态系统服务纳入国家核算制度，但是否纳入仍由各国自愿决定；如何在发达和发展中国家广泛采用这种方法仍需评估。

插文 8 野味和狩猎在北方地区的价值

在北方地区，除土著居民仍沿袭传统外，狩猎大多已变为娱乐性和/或社会性活动。历史上，狩猎一直是提供食物的重要途径，同时也推动了象征资本和社会资本的发展。在当今的很多社会中，狩猎的象征价值和社会价值仍然十分重要（如，瑞典本地人在狩猎季节仍会参与追踪驼鹿的活动）（Fisher 等，2013）。在部分北方地区，狩猎主要是本地人的休闲活动；狩猎旅游活动有限，但规模已呈扩大趋势。在其他地区，狩猎旅游市场已经发育成熟，为本地的社会经济做出重要贡献（Fisher 等，2013；MacKay 和 Campbell，2004；Willebrand，2009）。

很多研究人员尝试过对北方地区狩猎活动的经济效益进行测算。如在挪威，驼鹿狩猎的测算经济价值在 7000 万到 9000 万美元（Storaas 等，2001）。在瑞典，驼鹿被视为价值最高的野味（Mattsson，1990）。在芬兰、挪威和瑞典，非市场价值估算研究表明，狩猎的价值可划分为休闲娱乐部分和肉类相关部分（Fredman 等，2008）。这些研究中都没有包括禽、鹿或熊等其他野味品种。

因此，北方地区狩猎活动的总体经济价值及其对社会生计的贡献全貌仍然难以反映出来。其中的一个原因是狩猎活动承载着重要的社会和文化功能，又是一种休闲活动，其产品非常复杂，同时拥有市场和非市场价值，因而估算价值难度很大。只有一部分肉类会在市场上交易，可能只是很小一部分。另外，每年捕获量有着丰富的统计数据，但其中有多少在市场上交易，又有多少为个人自用，这类数据是少之又少。

2.3.2 就业

正规和非正规林业部门是就业的重要来源，对某些群体来说尤为如此。粮农组织（2014a）表示，2011 年全球范围正规林业部门的就业人数约为 1320 万，占劳动力总数的 0.4%。这个数据不包括家具制造部门（多数为木制），也不包括使用木材的建筑部门。

就业情况的官方统计数据往往不很准确，这主要是因为非正规和兼职活动在农村居民的生计中发挥重要作用，在发展中国家尤为如此（Whiteman 等，2015）。粮农组织（2014a）表示，林业部门正规和非正规就业人数最多的三个国家是巴西（760 万）、中国（600 万）和印度（400 万）。赞比亚的森林相关活动在正规和非正规部门创造的就业超过 100 万（人口总数约为 1300 万），为 80% 以上的农村家庭提供着支持，这些家庭都非常依赖自然资源来补充或维持生计（Turpie 等，2015）。Agrawal 等（2013）提出，测算结果表明非正规林业部门就业人数高达 4000-6000 万；粮农组织（2014a）表示，至少有 4100 万人在薪材和木炭生产部门全职就业。

插文 1 重点提到了非木材林产品采集和利用就业数据的空白；但是，部分林产品，如薪材和木炭，有着全球性的可比估算数据（见表 6）。

表 5 2011 年正规林业部门的就业人员总数，按区域和分部门划分

区域	在林业部门就业人数 (百万)				占林业部门就业人员总数比例 (%)			
	森林	SWP	PP	总计	森林	SWP	PP	总计
非洲	0.3	0.2	0.1	0.6	0.1	0.1	0.0	0.2
亚洲和大洋洲	1.8	2.6	2.5	6.9	0.1	0.1	0.1	0.3
欧洲	0.8	1.5	0.9	3.2	0.2	0.4	0.2	0.9
北美洲	0.2	0.4	0.5	1.1	0.1	0.2	0.3	0.6
拉丁美洲及加勒比	0.4	0.6	0.4	1.3	0.1	0.2	0.1	0.5
全球	3.5	5.4	4.3	13.2	0.1	0.2	0.1	0.4

森林代表林业及伐木活动；SWP 表示锯材和木质板生产；PP 表示纸浆和纸张生产。

资料来源：粮农组织（2014a），基于国际劳工组织劳动统计数据库。（www.ilo.org/ilostat），并由各国提供的就业统计予以补充。

表 6 2011 年参与薪材和木炭生产人员的估算数量

区域	总人数 (百万)			总数	占总人口数比例 (%)
	全职	兼职			
		数量	时间投入 (%)		
非洲	19	176	8	195	19
亚洲和大洋洲	11	631	4	642	15
拉丁美洲及加勒比	10	35	9	45	8
全球	41	841	5	882	13

资料来源：粮农组织（2014a），基于粮农组织统计数据库数据及国际劳工组织劳动统计数据库（www.ilo.org/ilostat）。

从职业安全和健康角度来看，林业在很多国家仍是危险程度最高的部门之一（国际劳工组织，1998）。个人防护设备可能没有配备。多数工人（包括儿童和流动工人）都从事着非正规工作，工资很低。工时很长，工作地点往往都在偏远地区，劳动监察部门很难去核查劳工标准的合规情况。这些因素都会对收入、健康以及保障粮食安全和营养的其他社会经济条件造成不利影响。

生产全球主要市场所需的木本作物能够在本地和国际层面上创造收入和就业，很多小农会从中受益。据估算，在全球范围内，67%的咖啡和90%的可可都是由小农生产的²²。测算结果还表明，咖啡的种植、加工、贸易、运输和销售在埃塞俄比亚为1500万人提供了就业，在乌干达创造的就业机会也超过了500万个（Vira等，2015）。

森林还为流动人口提供就业，可能会造成他们与本地社区之间的紧张关系。瑞典和芬兰的浆果采摘活动提供了一个资料翔实的例子。数千名来自东欧或东亚的流动工人来采摘浆果，工作时间约为3个月。每年，浆果企业都会和认为浆果为自身财产的本地居民发生矛盾。近年来还出现过一些剥削劳动力的情况，但自从保护流动浆果采摘工人的法令颁布之后，这些情况已经有所减少（Vanaspong，2012）。采摘浆果工作繁重，但多数工人都能获得足够支撑下一年生活的体面收入。流动工人和本地销售商一起确保浆果能够输送到世界各地的市场上（Salo等，2014）。

2.3.3 性别方面的作用

社会进程对于森林依赖型生计、资源管理决策、治理进程以及各种惠益的分配非常重要，性别角色和影响差异显著。在国家、区域和全球层面上完整体现性别差异难度很大；除部分就业数据外，性别分列数据都非常有限。这更加凸显了在森林、树木及混农林业系统中开展性别研究的重要意义，这个问题在渔业和水产养殖业以及水资源方面均已提出（高专组，2014b，2015）。

²² 见国际咖啡组织（www.ico.org）及国际可可组织（www.icco.org）（2015年1月15日查询）。

粮农组织《世界森林状况》（2014a）收集的数据表明，妇女在正规森林部门以及创造收入的其他非正规活动中比例较小，很多妇女的主要工作是采集家庭生计所需的森林产品。

粮农组织（2014a）表示，2011年正规林业部门就业人口中妇女仅占24%；劳工组织统计数据库²³表明，考虑所有经济部门，2017年妇女在劳动力总人口（15岁以上）中所占比例约为40%。

由于缺少其他活动的的数据，在非正规活动方面，粮农组织（2014a）仅对木质燃料采集活动的性别维度进行了分析。在全职从事薪材和木炭生产的4100万人中，妇女仅为400万。而在利用部分时间采集薪材或生产木炭的8.41亿人中，妇女人数为7.06亿（粮农组织，2014a）。妇女似乎承担了薪材采集的绝大部分职责。据报告，在缺少薪材的部分地区，妇女最多要背70公斤的木材（Wan等，2011）。

全球层面上基本没有关于林产品消费的性别分列数据。妇女在交易林产品方面的作用不及男性，但由于妇女缺少往往只提供给男性的机会，销售林产品可能仍是妇女的重要现金收入来源（Sunderland等，2014）。在西非，超过400万妇女约80%的收入来自于采集、加工并销售乳木果树上含油量高的果实，这种树都是在森林中自然生长（联合国环境署，2014）。

男性和女性在森林管理中的不同作用以及他们从森林中获得的不同惠益在本地层面上都有记录。运用PEN项目中家庭层面数据开展的一项近期研究（Sunderland等，2014）表示，男性和女性都采集林产品，不论是自用还是销售。该研究表明男性和女性通过采集未加工林产品（如木材、木桩、水果和蘑菇）对家庭收入的贡献存在区域差异。如在拉美，男性采集未加工林产品给家庭创造的收入是女性的7倍。非洲则完全相反，而亚洲男性和女性对家庭的收入贡献相当。在拉美，数据表明男性更多地参与非木材林产品的商业生产活动，如巴西坚果。在非洲，妇女在保障生计方面作用更大；而在东南亚，男性和女性在森林管理和农业生产方面更多的是分担责任。在非洲，生计型市场往往由妇女主导；而拉美的市场更为专业化，男性成为主要力量。亚洲的情况则是两者融合。

2.4 提供可持续农业生产所需的生态系统服务

森林和树木提供了多种非提供性生态系统服务，此类服务对于农业（Richardson，2010；Foli等，2014）乃至整个的粮食生产（包括渔业）都非常重要，对人类健康和福祉也不可或缺。森林是陆地生物多样性的主要载体，对于全球层面缓解气候变化，以及农场、景观和区域层面适应气候变化，都发挥着至关重要的作用（见第3章）。本节着重分析直接支持农业活动的部分生态系统服务：水资源调节、土壤保护和营养物循环，有害生物防控和传粉；另外还讨论了这些服务的权衡取舍。

2.4.1 水资源调节

森林和树木可调节地表水和地下水，促进水质改善，在本地和全球层面的水循环中发挥着重要作用（Miura等，2015；Ellison等，2017）。通过蒸

²³ 见 <https://www.ilo.org/ilostat/>（2017年3月查阅）。

发蒸腾作用，森林和树木还可调节本地及长距离之外的降雨²⁴。森林和树木可促进入渗，加强地下水补给。森林和树木还具有重要的防洪功能；洪水会威胁水资源供应（包括水量和水质），也会破坏基础设施、房屋和其他建筑，包括流离失所社区的简易居所。一项研究表明，在 56 个非洲、亚洲和拉丁美洲国家中，森林砍伐增加 10%，洪灾发生频率就会提高 4-28%（Bradshaw 等，2007），

近期一项针对亚马逊河及其与巴西气候和降雨关系科学论文的评述报告（Nobre，2014）提出，区域内砍伐森林对国内其他地区的水资源短缺也产生了影响。植被覆盖遭到破坏会干扰土壤水分进入大气。生物群落中树木数量的减少阻碍了水分在南北部之间的流动。规模比亚马逊河还大且负责整个东南拉美淡水供给的“空中河流”²⁵受到森林砍伐的严重威胁（高专组，2015）。这表明牧场和大豆种植面积扩大造成的森林损失会给扩种的作物和牧草带来不利影响，森林砍伐的净影响反而是产出减少（Oliveira 等，2013）。一项近期开展的评估（Ellision 等，2017）特别强调了森林对于调节国家、区域和大陆层面降雨和水循环的重要作用。

毋庸置疑，充足的水资源供给对于粮食安全和营养的各个维度都非常重要。能否调节并提供充足水量和适当水质供人类和动物使用，也与流域、山脊及河岸的森林覆盖情况有着密切的关联。粮农组织（2013b）估算，全球范围内至少有 1/3 的较大城市都要从森林地区获得很大比例的饮用水。保持森林覆盖率带来的水资源效益取决于系统的总体水平衡，而这又进一步取决于水资源可供性和蒸发蒸腾状况（粮农组织，2013b）。森林可保护河流及山坡上的植被，使其不受侵蚀，因而能够极大改进水质。因此，森林覆盖在确保河湖供水的稳定性和质量方面也发挥着重要作用，而这些都是内陆渔业的命脉（Carignan 和 Steedman，2011）。

本地品种得到保留或恢复也有助于加强森林对流域服务的保护；但若混农林业系统和种植林能够确保充足的森林覆盖，保障地下水补给和泉水流量，不要造成对水资源的过度需求，则混农林业和种植林也可以提供类似的水资源调节功能（Gerten 等，2004）。当然，流域内的森林覆盖与农田使用需要权衡取舍，这种权衡必须因地制宜。

全球森林资源评估（粮农组织，2015）表示，联合国欧洲经济委员会区域（居住人口占世界总人口的 20%）内近 40% 的森林被划定为水土保护区 – 其中要对 5400 万公顷森林进行管理和保护，专门用于净化水质。

森林还能间接影响鱼类资源的提供，包括对本地社区的供给，以及在本地、区域和全国市场上的供给。游钓经常是重要的创收来源。在美国，国家森林和草地上有超过 150,000 英里（241,499 公里）长的河流，250 万英亩（约 100 万公顷）的湖泊²⁶。但这些活动及其他创收活动对于生计型捕鱼以及粮食安全和营养的影响需要认证考虑。

²⁴ 蒸发蒸腾是水循环的重要环节，是从地球表面（陆地和海洋）到空中的蒸发及植物蒸腾活动的交叠/汇总。

²⁵ “空中河流”（Marengo 等，2004）是指由风带动的低层水流（水汽通量），从亚马逊区域漂移至安第斯山脉东部，受山脉阻断，到达巴西东南部和南部以及阿根廷北部。

²⁶ 美国农业部森林局：<http://www.fs.fed.us/fishing/>（2017 年 5 月查询）。

重要的是，多数水资源调节功能都会产生距离影响，影响会扩大到景观、流域甚至是区域层面；但此类影响还未得充分评估，也未被纳入考虑和估值。

2.4.2 土壤形成、保护及营养循环

除调节水资源外，森林和树木还有利于土壤形成、保护和营养循环。森林和树木有助于土壤中有机质的累积（Kimble 等，2007），可为火耕农业及其他的混农林业形式直接利用。另外，人和动物还可能将森林中的有机质带到农田中，包括绿肥以及林饲动物粪便，在干旱地区尤为如此。营养物在地表和地下进行循环，从树上回到作物中。

森林和树木的根系也有助于推动营养循环和水循环，将更深处的水资源和营养物带到距离地表更近的地方，供其他作物吸收（Bradshaw 等，2007）。树木根区及底土中植物营养物的年度或季节性获取对于木本作物生产系统中植物营养物的生物可供性尤为重要（Jose，2009）。与固氮树种进行间作可增加作物的氮吸收，提高产量（见插文 9）。在马拉维，超过 180,000 名农民在政府鼓励下在玉米田周边种植了肥料树，结果是每年能够保障粮食安全的时间更长，膳食也更为丰富（CIE，2011）。森林绿叶可用作堆肥材料，提高农作物生产率，如印度的槟榔种植园（Sinu 等，2012）。

森林和树木通过地面保护和根系保护土壤，防范水和风造成土壤侵蚀。在坡地及强降雨（如地中海气候）或风蚀严重的地区，这项功能尤为重要。如在埃及复垦的沙漠地区西努巴里亚，两排木麻黄构成防风带来保护小麦和大麦农田，产量因而提高了 10%-15%（Khalil，1983）。

插文 9 金合欢树 (*Faidherbia albida*) 混农林业/农林牧混合系统

金合欢树 (*Faidherbia albida*) 是非洲撒哈拉以南地区混农林业系统中常见的一种树木，适于从沙漠到湿热气候的多种土壤及生态条件。

金合欢树能够固氮；在这种影响下，周边种植的农作物产量显著提到，从 6% 到超过 100% 不等。金合欢树具有“反向叶片物候”，在雨季来临时会进入休眠状态，叶片落下；而旱季开始时叶片有会生发出来。这种特点有利于与粮食作物实行间作，因其不会与作物竞争光照、营养和水分。与很多其他混农林业树种一样，金合欢树能够增加地表和土壤中的碳储备，改善水土保持和营养状况。在非洲的混农林业系统中，金合欢树种植面积不到玉米面积的 2%，高粱和谷子种植面积的 13%。玉米是非洲种植最多的主粮，故推广这种混农林业模式潜力巨大。

还需要进一步开展研究，了解金合欢树能够提供的其他潜在效益，包括在不同农业生态系统条件下对作物生产率的影响 – 可供加工或在市场上销售的木材和非木材产品。

资料来源：粮农组织（2010b）。

插文 10 森林为农业提供的环境服务：俄罗斯联邦森林防护带的作用

森林防护带在俄罗斯农业系统中历史悠久，可追溯到十九世纪；当时人们认识到，森林防护带有助于防范干旱和自然灾害造成的粮食减产。因此，人们认为森林能为粮食生产提供重要的环境服务。在苏维埃时期，在农田周边种植保护林引起了特别的政治关注。1949 年到 1953 年，种植防护林的农田面积总计达 520 万公顷。之后，已经形成的防护林由林业部门负责管理，目的是保护农田。遗憾的是，人们现在却不再关注防护林的生态保护价值。出于经济考虑，联邦和区域主管部门不再继续维护防护林。

Petrov 和 Lobovikov (2012) 提出，目前有 1.26 亿公顷农田（占农田总面积的 75%）面临着不同程度的水土侵蚀问题。其中的一个重要原因是主要农业产区缺少森林。近年来种植的防护林面积约为 500 万公顷，其中保留下来的不超过 300 万公顷。据 Petrov 和 Lobovikov (2012) 估算，为确保森林对农田形成保护，俄罗斯联邦应种植 1100 万公顷防护林。

资料来源：Petrov 和 Lobovikov (2012)。

2.4.3 农业生态系统稳定性、生物多样性保护及下游资源

森林承载着 80% 的陆地生物量，是一半以上已知陆生动植物的栖息地（Shvidenko 等，2005；Aerts 和 Honnay，2011）。并非所有森林在支撑生物多样性方面发挥的作用都完全等同，原始森林在生物多样性保持方面是不可替代的。如，Barlow 等（2007）发现，巴西亚马逊地区 25% 的树种，以及近 60% 的树木及藤本植物，均为原始森林独有。北美洲原始森林的生物多样性通常包括很多种地衣、真菌、昆虫、蝙蝠、蜘蛛及只能在结构复杂的成熟森林中找到的其他有机物（Spies，2003）。

在全球层面上，森林还承载着遗传多样性，保护着本地品种。据估算，遗传资源相关产品（包括农作物、药物等）总值已达到每年 5000 亿美元（Kate 和 Laird，1999；TEEB，2010）。很多人提出，亚马逊及中部非洲的森林是生物多样性的关键承载区，对全球具有重要意义；但各种生物群落及各种规模范围内多样的物种和生态系统对于确保粮食供给也非常重要。

树木为很多物种提供庇护和栖息地。这些物种在不同的时空范围内提供有益服务，包括传粉昆虫和害虫天敌。森林维持的生物多样性有助于减缓疾病和作物损失产生的影响，如调控有害生物及病媒（Foli 等，2014），促进粮食生产以及粮食安全和营养。对于那些基本不用农业化学品的低产小农系统来说，这些效益尤为宝贵（Bale 等，2008；Karp 等，2013）。这些过程都发生在本地，但毫无疑问也都会在景观和区域层面上显现，影响周边的农业系统。不同状况下森林和树木生态系统服务的举例可见 Foli 等（2014）和 Reed 等（2017）。

2.4.4 传粉

除水资源服务外，传粉是研究最多的生态系统服务，这主要是因为传粉对全球粮食生产有着实实在在的影响。Klein 等（2007）提出，全球 87 种主要粮食作物的水果、蔬菜或种子生产都依赖动物传粉，占全球粮食产量的

35%。粮农组织（1995）提供了 1330 个热带植物品种的详细清单，表明约有 70% 的热带作物中都至少有一个品种是由动物传粉实现改良的。近期的一项研究（Garibaldi 等，2016）表明，对于为最脆弱人群提供食物的小型农场来说，传粉动物的多样性可显著提高传粉强度。他们表示，在不到 2 公顷的农田中，单产差距平均可缩小 24%。

蜂类特别是蜜蜂（*Apis mellifera*）是农业传粉的中坚力量。集约式农业系统通过管理蜜蜂提供传粉服务。全球范围内，商业农业越来越趋向大规模土地流转和单作物生产系统，而主要传粉动物也因此遭受损失（Klein 等，2014）。受到“群体崩溃紊乱”和疾病死亡以及农药滥用的影响，精心管理的蜜蜂数量正在减少。研究发现本地野蜂可提高作物的坐果率，因而有越来越多的人开始考虑利用野蜂对蜜蜂形成补充（Garibaldi 等，2011，2013）。另外，蜜蜂群体死亡后，若森林能提供维持多样野生物种所需的自然栖息地以及其他的花粉来源，则本地蜂种有助于填补传粉方面的缺口（IPBES，2016）。

森林为野生传粉昆虫提供了栖息地，这些昆虫对于维持动物授粉作物的产量非常重要（Aizen 等，2009）。森林也为确保作物产出、保障粮食安全所需的其他很多授粉物种提供了栖息地（Garibaldi 等，2011）。部分研究表明，在碎片化热带森林景观中，森林带可成为恢复动物授粉功能的理想区域（Kormann 等，2016）。还有证据表明，咖啡授粉昆虫的充足性与是否靠近森林有直接的关系（Ricketts，2004）。Freitas 等（2014）特别强调巴西东北部的小块森林为授粉昆虫创造了有利生境，对腰果生产具有重要意义。在法国，林地是本地蜂种的理想栖息地，给油籽生产带来了有利的边际效应（Bailey 等，2014）。研究证实，在热带（De Marco 和 Coelho，2004；Blanche 等，2006；Chacoff 和 Aizen，2006）及温带生态系统（Hawkins，1965；Taki 等，2007；Arthur 等，2010；Watson 等，2011）中，到森林的距离与授粉率、蜜蜂数量充足、种类丰富呈负相关。

Garibaldi 等（2016）提出，采花物种正受到越来越多的威胁，带来产量下滑的风险；研究中提出了多项提高产量的建议措施，包括通过丰富花卉和结网资源增加采花昆虫密度，而树木和森林可对此发挥重要作用。

2.4.5 协同增效与权衡取舍

各项生态系统服务既能协同增效，也要权衡取舍；即便有些服务相辅相成，其时空分配也不尽相同（Locatelli 等，2013）。混农林业系统中的树木覆盖层有助于提高作物产量，但也可能带来预期之外的不利影响；包括藏匿附近森林中的有害生物，或成为植物疾病的孳生地，并转移到正在发育的作物上面。树木还会与作物直接竞争水、营养及光照资源，特别是在其需求与粮食作物需求交叠的情况下。此类相互作用在混农林业系统中已经得到证实：与混种作物相比，树根通常占据的土壤表面积更大，获取水和营养物的能力更强。针对这些可能抑制农业产出的因素，Zhang 等（2007）提出了“负面生态系统服务”的概念。因此在开发混农林业系统时，要清楚在特定的农-林-气候、生计和制度背景下应当使用哪些树种，以便充分挖掘混农林业系统对于提高农业产量、改进粮食安全的重要潜力（FTA，2016）。

野生动物侵入人类活动的地区，包括（但不限于）农业生产区（Distefano, 2005）。如在肯尼亚大草原上，野生动物带来的问题包括破坏作物，和草原竞争水资源，猎食牲畜，提高动物疫病的风险，给作物保护带来困难，甚至会造成人员伤亡（Makindi 等, 2014）。很多因素加剧了人类与野生动物之间的矛盾，如人口增长和牲畜数量增长；土地用途转变，以及野生动物生境损失、退化和分割；或气候变化（Distefano, 2005）。

欧洲的例子包括野猪、鹿和獾，以及袭击羊甚至牛的熊、狼和猞猁等大型猎食动物（粮农组织, 2009a）。在法国，因野猪和鹿造成损失而给予农民的赔偿款在上世纪七十年代可以忽略不计，但在 2000 年到 2007 年每年增长 2000 万到 2500 万欧元，其中野猪相关的赔偿占 83%，鹿占 17%（Carnis 和 Facchini, 2012）。在英国，獾将牛结核病传播给奶牛，这个事实众所周知。在秘鲁亚马逊地区的坦博帕塔省，造成损失的主要野生食草动物是巴西貘（Distefano, 2005）。

有充分证据表明，森林和树木给农业带来的惠益远超过不利影响。近期开展的一项评估（Reed 等, 2017）表明，适当地种植树木可以维持或提高作物产量，也会带来其他效益，即额外的收入来源，及增强缔约能力。评估提出要开展更大规模、更加长期的研究，运用更加宽泛的景观和粮食生产系统方法，更好地认识并加强森林和树木的贡献。混农林业系统的设计充分考虑了伴生树种的阴影和根系结构，希望能够控制相互竞争。另外，还可对生长在牛场或农地边缘的森林进行管理，控制树木密度、风向循环等。

2.5 森林、健康及福祉

森林、基于树木的农业系统和林业以多种方式影响着人类健康，包括：提供食物、药用植物、木质燃料、清洁水和收入；另外，在自然休闲环境中，还有助于控制疾病传播，改善心理健康状况（Arnold 等, 2011；Colfer, 2008；Colfer 等, 2006；Karjalainen 等, 2010；MA, 2005；世卫组织/《生物多样性公约》，2015）。Colfer 等（2006）报告了森林与健康的关系，包括野生环境中采集药物的重要性，及文化方面的作用。另外，森林还有助于减缓大气污染，改善空气质量（Nowak 等, 2014）。

多项研究分析了森林对改善心理健康、减缓压力的效果。研究表明，森林对人的大脑有恢复作用，让人从压力相关的疲惫状态中摆脱出来；另外，经常到森林中去的人会感到更加平和，情绪更好（Sonntag-Öström 等, 2011）。Park 等（2010）在日本的 24 个森林中进行了实地试验，认为森林浴对人产生了积极的心理影响。他们的研究表明，与城市环境相比，森林环境有助于降低皮质素浓度、心率和血压，增加副交感神经活动，减少交感神经活动。另一个研究提出，森林本身不能治愈焦虑病人，但走进森林有助于平缓人的精神状况，让人更加集中精神，有助于逐步康复（Sonntag-Öström 等, 2015）。还有一项研究表明，在森林中活动会增加年轻女孩的福祉（Wiens 等, 2016）。总的来说，森林对人的健康影响主要有三种：短期恢复，更快的心理康复以及健康状况的长期改进（Randrup 等, 2005）。

研究表明，身处包括森林在内的自然环境与很多心理健康结果都有积极关联，包括减轻抑郁、焦虑和敌意 – 与体育运动结合起来效果更好

(Sonntag-Ostroff, 2015)。实证研究表明, 森林环境有助于改进人的认知和情感健康 (Shin 等, 2010)。研究表明, 与高楼大厦相比, 城市森林对于让人们从精神疲惫中恢复能够做出重要贡献 (Konijnendijk, 2010; Randrup 等, 2005)。其他研究表明, 在周边植被较多 (树木、花园) 的医院和诊所中, 病人的术后恢复期更短。周边有林地的房屋或学校也会影响心率, 降低血压。

另一方面, 森林也可能成为各种寄生虫和疾病的汇集区, 给家养动物和人类带来不利影响。大多数新发和复发人类疾病均为人畜共患病 – 都是由动物传播到人 (高专组, 2016)。多数新发人畜共患病都有野生动物的因素, 对于发病原因的研究都非常关注野生动物。人畜共患病的致病因素包括土地利用的变化、农业侵占自然生态系统 (另见第3.4.1节)、城市化、冲突、旅行、迁徙、全球贸易、野生动物贸易以及膳食偏好的改变 (国际移民组织/营养康复中心, 2009)。人体健康、动物健康与生态系统之间的关键联系都体现在“同一个健康”的概念之内, 强调各部门要协力合作 (粮农组织/动物卫生组织/世界卫生组织/联合国系统流感协调项目/儿基会/世界银行, 2008)。

2.6 对粮食系统抵御能力的贡献

森林和树木可以大大提高粮食系统的抵御能力 (Vira 等, 2015), 即景观、社区和家庭层面预防、减缓或应对风险, 并从冲击中恢复的能力 (Gitz 和 Meybeck, 2012)。

在景观层面上, 森林和树木有助于减少气候变化及天气相关冲击产生的影响, 包括洪水、干旱、大风和热浪。森林和树木可阻止部分虫害和疾病的扩散。气候变化会加剧粮食供应及市场的潜在不稳定性, 故建立抵御性更强的生产系统, 整合景观层面的森林、树木和农业对于确保最脆弱人群的粮食安全 and 营养非常重要 (Vira 等, 2015)。在混农林业系统中, 树木有助于微气候调节, 可提高粮食生产系统的生产率, 加强抵御能力 (Pramova 等, 2012)。如在萨赫勒, 尽管旱季较长, 但在树木的调节作用下, 仍可种植营养丰富的蔬菜和豆类 (Sendzimir 等, 2011)。

另外, 树木也有助于食物及收入来源多元化, 缓冲各种来源的经济冲击。此类收入和食物来源对最脆弱人群来说尤为重要。

在困难时期, 或在发生冲突、自然灾害或经济危机的时期, 森林和树木还可发挥重要的安全网作用, 特别是对社区内最脆弱人群来说; 依赖森林的家庭和社区可通过采集和销售木质燃料及非木材林产品获得额外的食物以及收入和就业, 改进自身的粮食安全和营养状况 (Angelsen 和 Wunder, 2003; Shackleton 和 Shackleton, 2004; Mulenga 等, 2012)。在困难时期 (如失业、亲戚生病、作物欠收), 很多人依赖野生资源缓冲过渡, 或通过野生资源创造额外的收入, 满足特殊的需求 (如学费、过节、丧葬); 这个“安全网”对社区内的脆弱人群往往更加重要。

PEN 数据还表明, 低收入阶层更加依赖非木材林产品的采集活动 (Angelsen 等, 2014; Wunder 等, 2014)。获取野生资源也面临着很多障碍; 在某些情况下, 社区内的中等收入或富裕家庭从狩猎活动中获益更多,

而这对只考虑社区内绝对贫困和财富分配情况的开发政策也有一定的影响（van Vliet 等，2012）。

2.7 综述和小结

本章列举的各项研究表明，森林可在不同背景下提供对粮食安全和营养具有重要意义等多种惠益。并非所有的惠益都得到充分体现，具有量化结果，因而常常出现考虑不周的情况。森林和树木也惠及了不同类别的依赖森林群体（见第 1 章）；总的来说，居住在森林之内或周边的社区从中获益更多；森林和树木还会在本地、区域和全球层面产生深远的影响。景观规模森林产生的间接效益也会影响更大范围的农业生产率及抵御能力；这种影响甚至会波及全球，因为森林能够储碳，增强水流和水质，可供人类饮用、灌溉并提供能量。在很多国家中，森林和树木是收入和就业的重要来源；除此之外，还能提供薪材和木炭，这些都是发展中国家大部分农业地区烹制食物和净化水源不可缺少的。这些惠益取决于森林和树木的分布、状况和本地化程度，以及森林类型和管理模式。表 7 梳理了不同类型森林和树木对粮食安全和营养各个维度的主要贡献。

如前所述，森林和树木提供的很多惠益都来自于微妙的平衡，特别是在地方层面上；然而，任何的改变都可能打破这种平衡。森林状况、本地化程度、类型、管理方式和治理的变化都会影响森林和树木对粮食安全和营养的贡献（见第 3 章和第 4 章）。

表 7 森林类型与粮食安全和营养各项功能之间互动关系概述

森林类型	供应	获取	稳定	利用
原始森林	<p>森林果实、蘑菇/树叶（全球范围内原始森林的低密度采集）</p> <p>野味/野生昆虫（亚洲、非洲、亚马逊）</p> <p>调节可持续农业生产所需的生态系统服务</p>	<p>通过可持续利用或保护、生态旅游创造收入</p> <p>针对森林保护服务提供的收入转移（减少毁林和森林退化所致排放计划、环境服务付费及保护区的粮食安全计划）</p>	<p>对全球性和地方性气候变化减缓及调节不可或缺。</p> <p>重要的风险削减机制，在危机时期提供粮食和收入</p>	<p>对于提供烹饪和食用的清洁水源非常重要</p> <p>对于休闲和心理健康非常重要</p> <p>可持续采集掉落的树枝作为薪材</p>
次生林	<p>森林食品（果实、树叶、坚果）及野味（中等强度的采集）</p> <p>在森林牧场放养家养动物（肉用、奶用）</p> <p>调节可持续农业生产所需的生态系统服务</p>	<p>若管理系统及产权允许依赖森林群体获取，则可通过木材及非木材林产品创造收入</p>	<p>可由农民和社区维持，以便在危机时期提供收入</p> <p>支持全球性和地方性气候变化减缓及调节</p>	<p>可持续薪材和木炭的优质来源，可在区域市场上出售或在本地消费</p> <p>药用植物来源</p> <p>还可用于休闲娱乐</p>
人工林	<p>调节可持续农业生产所需的生态系统服务</p>	<p>通过销售或生产木材，以及在林产品行业就业创造收入</p>	<p>农民和社区可销售木材，以便在危机时期提供收入</p> <p>支持全球性和地方性气候变化减缓及调节</p>	<p>可提供薪材</p> <p>锯末可作为燃料，可提供本地能源或用于其他用途</p>
农场树木： 混农林业	<p>树木食品、果实、坚果、树叶（密集性采集）</p> <p>也可用来捕猎被果实和作物吸引来的动物</p> <p>是农林牧系统中家养动物（肉用/奶用）放牧和草料的优质来源</p> <p>调节可持续农业生产所需的生态系统服务</p> <p>提高农作物/农业产量</p>	<p>通过销售产品创造收入</p>	<p>在季节性短缺时可称为食物和饲料的重要来源</p> <p>水果供应量少时，证明水果的重要性</p> <p>危机时期的收入来源</p> <p>对全球性和地方性气候变化减缓及调节做出一定的贡献</p>	<p>可持续薪材的良好来源</p> <p>家庭花园可成为药用植物、文化认同及福利的一个来源</p>

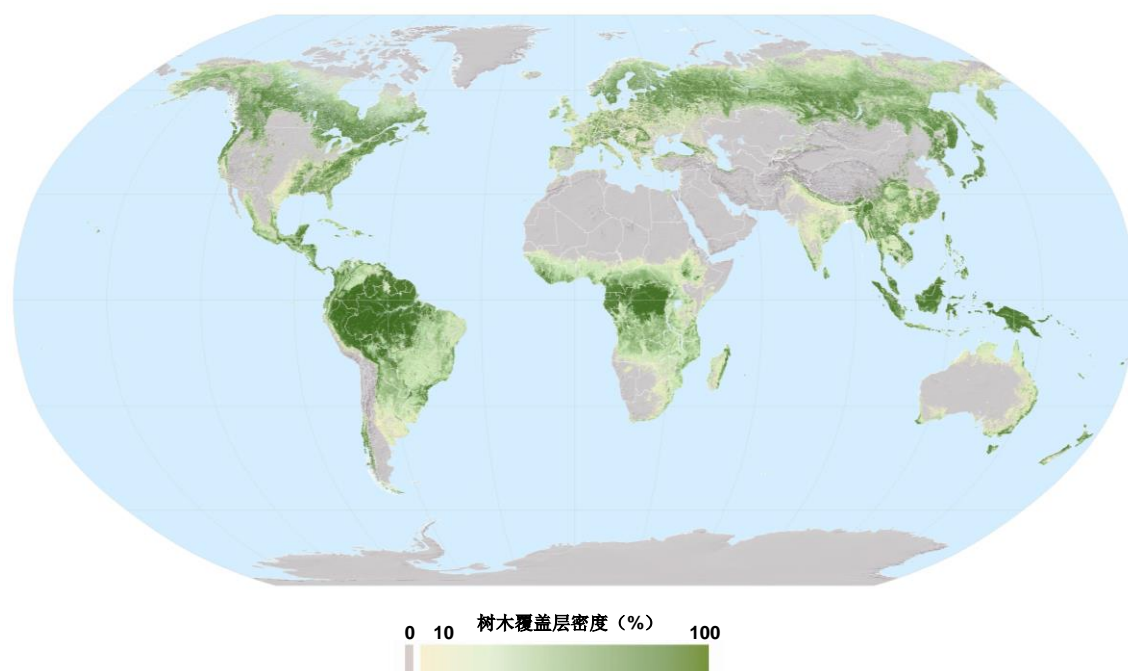
3 林业发展趋势：粮食安全和营养面临的挑战及机遇

本章结合第 1 章中划分的各种类型，描述了全球森林状况及影响森林状况的主要趋势。森林覆盖率、森林类型和用途的变化，是由地方和全球各级众多因素的相互影响所造成的：随着人口和收入的增长，人们对粮食、饲料、木材和能源的需求不断增长；对碳储备，以及生物多样性和水土保护的重视程度不断提高。气候变化及旨在加强森林和树木对减缓贡献的各项政策也对森林管理产生着越来越大的影响。这些变化都会影响森林和森林管理，进一步影响粮食安全和营养。

3.1 森林概览：全球面积及主要趋势

2015 年，全球森林覆盖率为 30.6%（粮农组织，2015）。44% 的全球森林面积分布在热带国家，亚热带有 8%，温带有 26%，北方地区有 22%。欧洲（包括俄罗斯联邦）拥有全球 25% 的森林面积，随后为南美洲（21%）和北美洲（16%）。图 5 描绘了区域分布情况。3/4 的森林都集中在高收入和中高收入国家（Keenan 等，2015）。

图 5 全球森林和树木覆盖地图



资料来源：粮农组织（<http://foris.fao.org/static/data/fra2010/forest2010mapwithleg.jpg>）²⁷

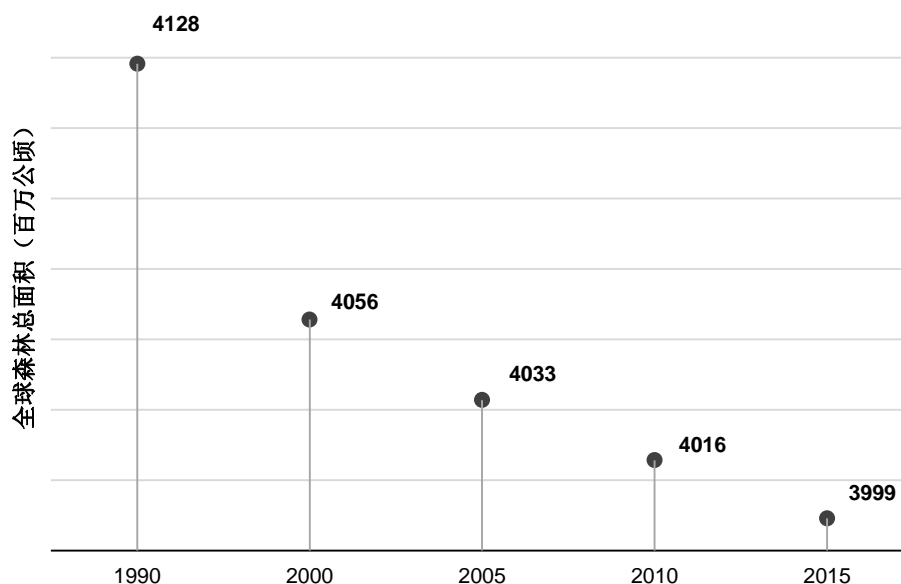
全球层面可获得数据表明，森林净损失仍在持续，但速度开始放缓，在热带地区表现尤为突出；第 1 章已提到，各类森林的发展趋势也不尽相同。

²⁷ 该地图随 2010 年全球森林资源评估（粮农组织，2010c）发布，采用的是不同来源的较旧数据（包括 Carroll 等，2009；Hansen 等，2013；Iremonger 和 Gerrand，2011）以及 www.fao.org/geonetwork）。

3.1.1 全球范围内森林净损失正在减缓速度

全球森林面积的变化是森林面积损失与森林面积增加的净平衡。粮农组织（2015）表示，1990年到2015年全球森林面积减少了1.29亿公顷，其中热带森林损失了1.95亿公顷，温带森林面积增加了6700万公顷。尽管森林砍伐仍然保持较高速度，特别是在热带地区，但过去20年间全球森林损失的总体速度已经有所放缓：森林净损失年均速度已从上世纪90年代的730万公顷/年（0.18%）降至2010至2015年的330万公顷/年（0.08%）（粮农组织，2015；Keenan等，2015）。2010年到2015年，热带森林面积的减少速度为550万公顷/年，为上世纪90年代速度的58%；而温带森林面积在以每年220万公顷的速度不断增加（Keenan等，2015）。2010年至2015年，巴西森林净损失速度仅为上世纪90年代的40%；同期，印尼的净损失速度也下降了2/3（Keenan等，2015）。

图6 全球森林面积（1990–2015年）



资料来源：粮农组织（2015年）。

在此期间，只有亚洲和欧洲的森林总面积呈增长趋势。亚洲森林面积增加主要得益于中国、韩国和越南等国的植树造林计划；增加的森林面积主要为种植林，树木品种较少。自上世纪90年代初，中国的中央和地方政府就开始持续大幅增加财政及其他资源投入，大力推行植树造林和重新造林，故森林面积显著增加（Antweiler等，2012）。上世纪90年代，越南的森林面积增速处于最低点，仅为28%，2013年已提高至近40%；但是，原始森林面积有所减少，砍伐森林和森林退化趋势仍在继续（粮农组织，2016a）。

D'Annunzio等（2015）表示，未来15年全球森林面积将继续减少，但年均减速将会从本世纪之初的0.13%降至2030年的0.06%。全球发展趋势是天然林面积减少（到2030年减速为0.19%）和种植林面积增加（到2030年增速为2%）的综合结果。根据他们的模型测算，亚洲、欧洲和北美洲的森林面积将会持续扩大，非洲和南美洲则会不断减少。该模型未考虑森林管理、气候变化及土地利用规划方面的长远政策措施，而这些措施对森林面积的变化

化轨迹会产生很大影响。如 Arima 等（2014）提出，2008 年之后巴西亚马逊地区森林砍伐速度放缓可能在很大程度上是政治干预的结果。

森林面积发展趋势两极分化，在某些区域，森林面积稳定或不断增加；而在另一些区域（几乎都在热带），森林净损失仍在继续。很明显，此种鲜明对比与国家实力有关。自上世纪 90 年代起，富裕国家森林面积不断增加，贫困国家经历森林净损失，很多中等收入国家正由净损失转向净增加（Keenan 等，2015）。但 Sloan 和 Sayer（2015）表示，其他因素也产生了重要影响，包括森林管理和土地利用模式的变化。特别需要指出的是，在很多转变速度较快的热带国家中，扩大种植林面积是上世纪 90 年代以来森林面积增加的重要因素。南半球经济蓬勃发展的国家正在快速种植森林，以期把握市场机遇（Sloan 和 Sayer，2015）。

还有一些国家中，退化牧场和农田的天然更新也恢复了很多森林面积。哥斯达黎加曾在 1960 年至 1986 年间大肆砍伐森林，森林覆盖率由 59.5% 下滑至 40.8%；随着后来的植树造林和再造森林行动，森林覆盖率又从 1986 年的 40.8% 提高至 2010 年的 51.4%（Sanchez，2015）。

森林退化

2015 年全球森林资源评估（粮农组织，2015）首次提供了基于部分冠层覆盖损失（PCCL）的全球森林退化数据，其定义是 2000 年至 2012 年间超过 20% 的树木覆盖层损失。在此期间，部分冠层覆盖损失总面积达 1.85 亿公顷；各气候区损失情况不一，9% 的热带森林受到影响（1.56 亿公顷），亚热带和北方森林受影响比例分别为 2.1% 和 1.3%。Van Lierop 和 Lindquist（2015）表示，热带地区部分冠层覆盖损失的森林面积是自 1990 年以来砍伐森林面积的 6.5 倍。中美洲受到影响的森林面积为 18%，是受影响最大的区域。从绝对数来看，面积最大的部分冠层覆盖损失出现在南亚和东南亚，受影响森林面积超过 5000 万公顷（粮农组织，2015）。

这些数字引发了人们的关注，说明我们不但要考虑森林面积，还要考虑养护状况。首先，退化森林与原有森林相比提供的环境服务较少，也更容易被砍伐。一些知名的非政府组织以及他们同私营部门共同推出的部分计划建议，要根据碳储备情况对森林开展评估，优先转变退化森林用途；这些做法更是加剧了前述问题（Dinerstein 等，2014）。有些森林会因为择伐或轮作导致冠层覆盖缩小，但仍保留着重要的养护价值，仍为本地居民提供着重要服务，而且仍可维持并恢复；而在上述计划中，此类森林就可能会遭到转变用途的厄运。

3.1.2 不同类型森林截然相反的发展趋势：“森林发展趋势转变”

如表 8 和表 9 所示，森林面积的总体减少掩盖了不同类型森林、各个区域及气候区之间截然不同的趋势。即便森林面积没有净损失，森林的构成和结构，乃至生态系统服务的价值也会发生变化（Keenan 等，2015）。此类变化会极大地影响森林对粮食安全和营养的贡献。

在此时段内，多数区域的天然森林面积都在不断减少，包括“原始森林”和“次生林”（全球森林资源评估中的“其他天然再生林”类别），而“种

植林”面积显著增加（全球范围共增加了57.9%，见表8）。非洲的天然林面积减少最多（绝对和相对数量均为如此），南美的种植林面积增加最多。

同时，各国开始采取越来越多的行动，在退化土地上再造森林，保护天然林再生。若能保持此类趋势，就有可能实现森林净损失到净增加的转变；这种转变在很多国家已经出现，包括中等收入国家（Sloan 和 Sayer, 2015）。对 Keenan 等（2015）开展分析的结果表明，1990年到2015年，13个热带国家或领地²⁸完成了从森林净损失到森林净增加的转变。

表 8 世界森林状况和趋势以及各区域 1990 年到 2015 的变化

森林面积* (百万公顷)	总计			原始森林**			其他天然再生林			种植林			其它林地		
	1990	2015	(%)	1990	2015	(%)	1990	2015	(%)	1990	2015	(%)	1990	2015	(%)
全球	4128	3999	-3.1	1203	1172	-2.6	2313	2163	-6.5	182	287	57.9	978	954	-3
非洲	706	624	-11.6	151	135	-10.7	511	446	-12.7	12	16	39.5	398	367	-8
亚洲	568	593	4.4	67	68	0.8	303	304	0.1	75	129	71.0	231	235	2
欧洲	994	1015	2.1	246	277	12.7	677	646	-4.5	61	80	31.7	104	100	-3
北美洲和 中美洲	752	751	-0.2	321	318	-0.9	395	381	-3.5	23	43	85.7	84	89	7
大洋洲	177	174	-1.9	33	20	-41.3	4	18	318.1	3	4	56.9	7	6	-5
南美洲	931	842	-9.5	384	355	-7.7	422	368	-12.9	8	14	80.1	155	156	1

* 本表中各类森林的发展趋势仅涵盖在研究时段内就特定森林类型提供数据的国家。全球共有 234 个国家报告了森林总面积，189 个国家报告了原始森林面积，184 个国家报告了“其他天然再生林”面积，196 个国家报告了种植林面积。需要说明的是，大洋洲数据不包含澳大利亚，因为澳大利亚没有提供完整的时间序列（除种植林外）。

** 很多国家采用了代理指标，如国家公园和保护区内的森林状况，来估算原始森林状况。报告的面积增加通常是国家层面重新分类的结果 - 如划定新的保护区或养护区 - 而非实际增加（粮农组织，2015）。

资料来源：粮农组织（2015 年）。

表 9 世界森林状况和趋势以及各气候区 1990 年到 2015 的变化

森林面积 (百万公顷)	总计			原始森林			其他天然再生林			种植林			其它林地		
	1990	2015	(%)	1990	2015	(%)	1990	2015	(%)	1990	2015	(%)	1990	2015	(%)
北方地区	1219	1224	0.4	451	481	6.7	738	685	-7.2	30	58	91.6	121	121	0
温带	618	684	10.8	102	108	5.4	395	406	2.7	99	148	49.8	158	167	6
亚热带	325	320	-1.6	47	42	-11.0	127	125	-0.9	19	25	30.7	150	148	-1
热带地区	1966	1770	-9.9	603	541	-10.2	1053	947	-10.1	34	56	67.0	550	517	-6

说明：本表中各类森林的发展趋势仅涵盖在研究时段内就特定森林类型提供数据的国家。

资料来源：粮农组织（2015）；Keenan 等（2015）。

原始森林面积减少

全球范围内原始森林保护取得了一定的成绩，包括在热带地区，但热带地区的原始森林面积仍在不断缩减，只是缩减速度已经放缓。热带（6200 万公顷）和亚热带（600 万公顷）地区原始森林面积的损失反映了这些气候区

²⁸ 布隆迪、冈比亚、加纳、卢旺达、不丹、印度、老挝民主共和国、菲律宾、越南、古巴、哥斯达黎加、多米尼加共和国、波多黎各（美属）。

的森林损失总体情况（Morales-Hidalgo 等，2015）。这个趋势需要特别关注，因为原始森林对于热带生物多样性的承载功能不可替代（Gibson 等，2011）。

种植林的重要性不断提高

从森林面积来看，种植林的重要性不断提高；在生产方面更是如此。

全球种植林面积占森林总面积的比例已由 1990 年的 4% 提高至 2015 年的 7%（由 1.82 亿公顷扩大至 2.87 亿公顷），各个区域和气候区的增加情况不尽相同（粮农组织，2015）。2015 年，超过半数的种植林都分布在温带。东亚和欧洲的种植林面积最大，随后是北美洲、南亚和东南亚；中国是迄今为止绝对面积增加最多的国家，增加面积达 3070 万公顷（Payn 等，2015）。种植林面积增速最快的时期为 2000 年到 2005 年，年均增速为 2.7%；随后增速开始放缓，2010 年至 2015 年的年均增速为 1.2%（Payn 等，2015）。

种植林响应了不断增长的木材需求，对纸浆和木材生产贡献很大。2012 年，46.3% 的工业圆木来自于种植林；各区域具体比例不一，北方森林为 14%，温带森林为 45%，热带和亚热带森林接近 65%（Payn 等，2015）。Buongiorno 和 Zhu（2014）运用一般均衡模型“全球森林产品模型”对 2009 年的圆木数据进行了研究；研究结果表明，因利用种植林生产圆木，2009 年天然林的圆木产量减少了 26%。在南美洲，90% 的工业圆木生产都是来自于种植林（Payn 等，2015）。

为实现种植林的生产率效益，又同时保护自然生态系统，未来的植树造林活动应着力开发退化土地（世界自然基金会/国际应用系统分析研究所，2012）。实际上，种植林正越来越多地成为恢复退化土地和提供生态系统服务的途径，如减少水土流失、防洪防汛。在中国，1998 年发生洪涝灾害后，“天然林资源保护工程”和“退耕还林工程”已种植了 3250 万公顷的森林（Payn 等，2015）。

森林管理委员会（森管会）和“森林认证体系认可计划”（认可计划）等认证计划（见第 4 章）不允许将天然林转化为种植林。世界自然基金会新造森林平台等计划鼓励各国建设管理更为得当、利润更高且更加包容的种植林（Payn 等，2015）。可持续种植系统通常会包括或预留转化率高的土地 - 即经过评估认定森林对于当地社区粮食安全和营养及生计，以及生物多样性保护具有重要意义的地区。此类高转化率地区可成为非木材林产品和野生食物的来源，也能提供农业所需的生态系统服务。尽管如此，将高转换率森林地区纳入更大范围景观并将其同野生动物走廊和缓冲区联系起来，仍然面临着较大困难。在很多情况下，社区将商业种植林用作此类用途仍会引发冲突。

种植林会受到虫害和疾病，以及干旱和大火的影响 - 而这些风险因素都会因为气候变化不断加剧（Payn 等，2015）。由于与天敌隔离开来，种植引入树种，如桉树、金合欢树和松树，在最初几年很少出现虫害或疾病（Wingfield 等，2008）；但这种状况会逐步发生变化，虫害和疾病会偶然入侵，本地虫害也会逐步适应这些外来品种。总体而言，虫害和疾病在未来可

能会越来越多地成为种植林损失的原因，需要对此认真研究²⁹（Payn 等，2015）。

种植林会越来越多地成为木材及能源的供应来源；视其地理方位和管理模式，也会越来越多地创造环境效益。

这就需要我们更为深入地思考种植林对可持续发展及粮食安全和营养的潜在贡献。种植林也饱受批评，特别是在替代天然林时 – 有人甚至提出要把种植林从森林的定义中剔除出去。种植林提供的生态系统服务通常少于天然林；承载的生物多样性更少，常常只有单一树种。但从全球角度来看，特别是考虑到木材需求的不断扩大，种植林可在减缓天然林压力方面发挥重要作用（Sloan 和 Sayer，2015）。

森林恢复的重要潜力

森林恢复方面变化较多，很多土地都可为森林和树木系统的未来发展创造空间，而这些土地经常没有得到充分认识。

Chazdon（2014）将次生林比作“森林砍伐时期热带森林再生的希望”。在次生林中，森林正在恢复；次生林也是恢复土壤和森林的替代途径，给《波恩挑战》³⁰等举措带来很大机遇。在拉丁美洲，大片面积的废弃农田都自然出现了森林再生；Aide 等（2013）表示，2000 年到 2010 年有 2200 万到 3600 万公顷的森林净增长面积都曾是废弃农田。

插文 11 布基纳法索的森林恢复与粮食安全

布基纳法索森林面积并不大，但人们非常依赖森林获得收入、能源及食物。自然资源是主要的就业来源；薪材和木炭是厨用能源的主要来源，森林食物也是创收的重要途径（特别是对女性来说）。乳木果（*Vitellaria paradoxa*）、非洲刺槐豆（*Parkia biglobosa*）及猴面包树（*Adansonia digitata*）树叶是本地膳食及收入的重要补充来源。这些产品及其他非木材林产品给妇女带来了 16-27% 的收入；在资源短缺季节，妇女可用这部分收入购买食物，补充膳食（Lamien 和 Vognan，2001；Djenontin 和 Djoudi，2015）。

布基纳法索土地退化和森林砍伐的主要原因包括农业和经济作物（需要占用大面积土地）面积扩大，农业企业发展以及发生林火。与其他国家一样，布基纳法索自 2000 年初开始了再造森林行动；该行动由名为“新树/Tiipaalga”的非政府组织牵头，主要集中在中部和北部地区。恢复活动包括促进树木资源的天然再生，以及增加生物多样性。参与活动的家庭围起 3 公顷的退化土地（大部分是之前种植庄稼的土地），防止发生火灾。截至 2014 年 12 月，布基纳法索共在 8 个省份的 109 个村落建成了 247 个保护地，再造森林面积达 722 公顷。近期一项关于再造森林对粮食安全和营养影响的评估访问了布基纳法索中部 3 个省份的 38 个家庭，包括 Kadiogo、Kourweogo 和 Oubritenga 省。评估分析了从再造森林地区购买的产品多样性，不同产品在生产总量中的比例，以及再造森林在困难时期发挥的安全网作用。分析结果表明，受访者平均能从再造森林中收获 6 种产品，包括用

²⁹ 见国际林业研究组织联合会网站：www.iufro.org

³⁰ 《波恩挑战》是一项全球性行动，提出到 2020 年完成 1.5 亿公顷退化、砍伐土地的恢复工作，2030 年达到 3.5 亿公顷（见 <http://www.bonnchallenge.org/content/challenge>）。

作食物的非木材林产品，不可食用的森林产品、牲畜饲料、小型野生动物，以及包括谷物和豆类在内的作物。当地居民生产的水果、坚果、叶类蔬菜和香料中，超过 26% 来自于再造森林地区，40% 的受访者表示从再造森林中捕获了少量野味（松鼠、鹧鸪、老鼠、刺猬、野兔和狐狸）。这些食物富含微量营养素；在一个营养不良率仍然高居不下的国家中，这对于微量营养素的摄入十分重要。其他食物来源仍然有限，故恢复的森林也进一步加强了多数食物的供应。

资料来源：Djenontin 和 Djoudi（2015）。

次生林具有重要的储碳功能，对“减少毁林和森林退化所致排放计划”（REDD+）贡献很大（见第 4.2.1 节中的插文 18），但前提是管理得当（Avirabile 等，2016；Chazdon 等，2016b）。近几十年来，亚马逊地区的森林被转化为牧场或农田后土地被荒废，这些荒废土地上却出现了大面积的二次生长森林。这些森林生长速度很快，储存了大量的碳，但却未得到足够的重视；目前关于亚马逊盆地碳平衡状况的多数讨论都围绕着原始森林展开。

“其他林地”占全球森林以及退化土地和废弃农田总面积近 1/3，可为种植或强化森林提供大量的土地，满足不断增长的需求。世界自然基金会/国际应用系统分析研究所（2012）表示，目前全球有 21.55 亿公顷未种树木的土地（主要是耕地、草原和退化土地），其生物物理特性可以支持森林生长。在此类地区，再造森林可采取多种形式，从次生林的生态恢复到混农林业系统或密集管理的种植林。

这需要我们更好地了解发生变化的动因，或变化景观的动态发展，如次生林、其他林地及退化土地，以便支持森林和景观恢复³¹。

林外树木的作用得到越来越多的承认

在很多复杂景观中，“林外树木”发挥的重要作用正得到越来越多的承认，包括混农林业系统、混合森林景观以及农业木本作物种植园。一些国家制定了具体的政策和方案，支持养护并改善传统系统，鼓励开发适应系统。

粮农组织统计数据库提供了这些被认定为农作物的树木种植园的统计数据。在全球层面上，2014 年农业木本作物种植面积最大的四种分别是油棕榈、可可、咖啡和橄榄树。表 10 体现了 1990 年至 2014 年间种植面积的变化。粮农组织统计数据库还提供了很多果树的统计数据，包括芒果、山竹和番木瓜（2014 年为 560 万公顷），苹果（510 万公顷）和橙子（400 万公顷）。

³¹ 2014 年 6 月，粮农组织设立了森林和景观恢复机制，与“全球森林和草原恢复伙伴关系”（GPFRL）通力合作，共同推广、监督和报告森林及景观恢复活动，以期实现《波恩挑战》及与生态系统保护和恢复相关的《生物多样性公约》“爱知生物多样性目标”（见 <http://www.fao.org/in-action/forest-landscape-restoration-mechanism/en/>和 <http://www.forestlandscaperestoration.org/>）。

表 10 全球层面主要农业木本作物的发展趋势

面积 (百万公顷)	1990	1995	2000	2005	2010	2014
可可	5.7	6.6	7.6	8.7	9.6	10.4
咖啡	11.2	9.7	10.8	10.7	10.5	10.5
棕榈油	6.1	8.0	10.0	12.9	16.1	18.7
橄榄树	7.4	7.7	8.4	9.2	9.9	10.3

资料来源：粮农组织统计数据库（见 <http://www.fao.org/faostat/en/#data>，2017年3月查询）。

在非洲，很多混农林业系统，如在坦桑尼亚联合共和国拥有800年历史的“Kihamba”系统（见插文12），都依赖土著居民和本地社区的传统知识。Reji（2014）介绍了布基纳法索、马里和尼日尔萨赫勒区域的二次绿化项目，认为这是大规模成功运用传统知识的典范。自上世纪80年代起，数十万贫困农民参与了将数百万英亩半荒漠化土地改造成生产性土地的行动。

插文 12 “Kihamba”混农林业系统

“Kihamba”混农林业系统覆盖了乞力马扎罗山南麓 120,000 公顷的面积。在不破坏可持续性的前提下，该系统支撑了非洲密度最高的农村人群，为近 100 万人提供了生计。

该系统创造了类似于热带山地林的多层植被结构，最大程度地利用有限的土地；该系统可在全年提供各类食物，通过木材和经济作物生产创造收入，并且提供着受益范围远大于种植地区的生态系统服务。例如，密集的植被赋予了“Kihamba”系统很强的碳汇功能，这有助于巩固乞力马扎罗山区域“水塔”的地位。

在粮农组织“全球重要农业遗产系统”倡议的支持下，660 个家庭试点开展活动，要在保持“Kihamba”系统生态和社会价值的同时增加农民现金收入。粮农组织通过自由、事先知情同意与当地社区共同制定实施了一项行动计划，主要活动包括：

- 重新思考现金收入的来源。双方商定了三项干预行动：a) 转型从事认证有机咖啡的种植；b) 将香草作为高价值经济作物引入进来；c) 在灌溉系统的水渠中养殖虹鳟鱼。
- 恢复灌溉系统，减少水资源损失；扩建储水池，以期应对气候变化导致的旱季时间增多。
- 提供可持续土地管理方面的培训。

仅靠咖啡管理这一项干预，预计农民的现金收入在 3 年内就会增加 25%。

见：<http://www.fao.org/giahs/giahsaroundtheworld/designated-sites/africa/shimbwe-juu-kihamba-agro-forestry-heritage-site/en/>；<http://www.fao.org/3/a-i3817e.pdf>；<http://www.fao.org/climate-change/news/detail/en/c/881113/>

欧洲将土地划分为农业土地和林地，然而这两者都无法促进混农林业系统的认可与开发（McAdam 等，2009）。但一些地中海国家有着混农林业的传统，例如生产软木、水果、坚果、油类和橄榄油（Rigueiro-Rodríguez 等，

2009)。在中欧，绿篱和防风林仍十分常见（Herzog，1998）。*dehesas*³²系统覆盖了 310 万公顷土地，主要分布在西班牙和葡萄牙，在特定的管理处理系统中整合了天然林、牲畜、作物、软木及薪材的采集和狩猎活动（von Maydell，1994；Brownlow，1992；Moreno 和 Pulido，2009）。在整个西欧、中欧和东欧更加普遍的混农林业系统是 *streuobst*³³，实行林牧间作。

混农林业系统能够提供多种惠益，这些惠益正越来越多地得到承认。如农林间作系统能够减少氮渗漏，保护土壤完整性，从而能减缓环境退化，遏制可耕地的肥力损失。研究表明，林牧间作系统可提高土壤留存碳和磷的能力，从而减缓环境退化，提高农业生产率（Nair 等，2007）。有研究提出，间作树木可使欧洲约 1/5 可耕地免受氮渗漏影响（Reisner 等，2007）。

为推广和开发此类混农林业系统，一些国家正在制定混农林业政策。如 2014 年，印度成为首个推出综合全面的国家混农林业政策的国家，旨在应对历史上农业政策和林业政策各自为纲的问题（见插文 13）。2015 年 12 月，法国启动了国家混农林业发展计划，旨在更加深入地认识混农林业系统，支持国家和国际层面的开发³⁴。

插文 13 印度的国家混农林业政策

这项政策的制定借鉴了于印度国家顾问委员会设立的多利益相关方工作组的工作。工作组成员包括政府、企业、非政府组织、民间社会组织和金融机构；另外，国际农业研究磋商组织“森林树木与混农林业计划”通过世界农林中心提供技术支持。经过 3 年的努力，18 个邦修订了妨碍混农林业大规模推广的法律，针对非森林/私有土地上种植的树种制定了新的收获和过渡规范，特别是在涉及到小农木材生产及销售的地区；8 个邦目前在混农林业系统上投入了大量的公共和私营资金，至少 1170 万个家庭（土地面积约为 1100 万公顷）已从政策带来的各种变化中获益。在联邦层面上，印度安排了约 4.1 亿美元（2016-2020 年）的联邦和省级政府资源，支持实施混农林业政策；同时还配套出台了一项新标准——“绿色覆盖率”，根据这项标准向各邦分配 90 亿美元的追加投资。印度将混农林业视作实现对《联合国气候变化框架公约》国家自主贡献承诺的主要途径。

资料来源：Singh 等（2016）。

3.2 森林需求不断扩大且相互竞争

森林覆盖率、森林类型和用途的变化，是由地方和全球各级众多因素的相互影响所造成的：随着人口和收入的增长，人们对粮食、饲料、木材和能源的需求不断增长；对保护生物多样性、碳储存、水土保持的重视程度日益提高。

这些相互竞争的因素会给不同类型的森林带来具体影响，可能会加剧前文所述“天然”林面积缩减、种植林面积增加的趋势。

³² 是一种农林牧间作系统，即对清理部分土地，在特定的管理处理系统中实现树木、天然草地、作物和牲畜的综合管理（Moreno 和 Pulido，2009）。

³³ *Streuobst* 的定义是“不同类型和品种的高大果树，树龄不同，无规律地分布在农田、草地和牧场中”（Herzog，1998）。

³⁴ 见 <http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/160517-ae-agrofesterie.pdf>（法文）。

森林砍伐和退化主要是受农业发展影响，但能源、密集型林业、不可持续的土地利用以及基础设施减少也都有着或多或少的影响（Geist 和 Lambin, 2002; Gibbs 等, 2010）。一些根源性的因素包括人口（如人口增长、移民）、经济（如贫困和过度消费）、技术、政策、治理和制度缺陷，以及一些文化因素（如不重视生物资源的传统态度和做法）（粮农组织, 2015; Keenan 等, 2015; Sloan 和 Sayer, 2015）。过去 25 年间，森林变化格局也有所转变。热带地区是森林损失最为严重的区域，小规模农业造成的森林砍伐已经转变为旨在为远距离市场供货的大规模砍伐（Rudel 等, 2009; Sloan 和 Sayer, 2015）。另一方面，森林面积的增加主要受两个因素推动：废弃农田上天然林再生；及植树造林，以期满足木材、纸浆或能源生产对木材不断扩大的需求（d’Annunzio 等, 2015）。

这些人口和社会经济因素在全球和地方层面上都会产生影响，并在两个层面之间以不同的规模互相作用。如，人口增长和基础设施建设会影响全球层面的森林砍伐情况，但同时也会在地方层面直接作用于森林。在近期开展的一项研究中，Dezécache 等（2017）开发了一个用来解释和预测森林砍伐情况的空间模型，呼吁更加深入地认识不同时空背景下森林砍伐的驱动因素。

3.2.1 粮食需求不断增长

全球人口已由 1950 年的 25 亿增至 2015 年的 73 亿（联合国经社理事会, 2015）；其中 62% 的增长发生在亚洲，近 20% 发生在非洲。预计这种全球性趋势在二十一世纪仍将持续，见表 11；但各区域增长情况差异显著。大部分预期增长都将出现在非洲。

表 11 各区域人口增长情况

人口（百万）	2015	2030	2050	2100
全球	7 349	8 501	9 725	11 213
非洲	1 186	1 679	2 478	4 387
亚洲	4 393	4 923	5 267	4 889
欧洲	738	734	707	646
拉丁美洲及加勒比	634	721	784	721
北美洲	358	396	433	500
大洋洲	39	47	57	71

资料来源：《全球战略框架》（2015）。

城市化进程也可能会占用更多的土地。全球范围内城市地区居住人口比例已从 1950 年的 30% 提高至 2014 年的 54%。到 2050 年，全球将有 66% 的人口生活在城市（联合国经社理事会, 2014）。在非洲和亚洲，城市人口比例预计将加速增长，由 2014 年的 40% 和 48% 分别增至 2050 年的 56% 和 64%。Lambin 和 Meyfroidt（2011）估算表示，2000 年到 2030 年城市扩张将需要 4800 万到 1 亿公顷的土地。

高专组在之前一份报告（2016）中对此做过深入分析，城市化进程和收入提高引起的膳食转变，特别是对动物源食品需求的不断扩大，是农业发展的重要推动因素。1961 年到 2010 年，全球农业总产值的增长快于人口增长，

按 2004-2006 年不变美元价格计算，从 7000 亿增至 2.1 万亿（粮农组织统计数据库）。

这些趋势预计仍将继续。粮农组织（2012b）预测，2005-2007 年到 2050 年，全球人均 GDP 将增长 82%（从 7,600 美元增加至 13,800 美元），年均增速为 1.4% 左右。随着全球人口增长，收入水平提高，膳食结构发生变化，近期趋势继续发展意味着全球农业产量到 2050 年将比 2005-2007 年高出 60%。这种增长主要来自于作物单产的提高（对产量增长贡献为 80%），还有部分增长将来自于种植密度提高（一年中种植季节数量）（占增长总量的 10%）以及有限的土地扩增（其余的 10%）。根据这些测算，可耕地会增加 4%（土地面积净增加为 7000 万公顷左右，其中发展中国家的可耕地面积会增加 1.1 亿公顷左右，发达国家的可耕地面积会减少近 4000 万公顷）。但这些结论也饱受质疑，人口增长可能超出预期，气候变化也会对农业生产和土地供应产生影响（高专组，2016）。其他预测结果表明，耕地面积到 2050 年将增长 5-20%，主要集中在非洲和拉丁美洲（Byerlee 等，2014）。这一时期，作物产量的增加将有很多会被用作牲畜饲料（高专组，2016）。Lambin 和 Meyfroidt（2011）估算，到 2030 年，耕地面积还要扩大 8100 万到 1.47 亿公顷，牧场还要扩大 1.51 亿公顷。

另外，由于农业与森林争夺土地资源，土地退化，即土地提供生态系统产品及服务的能力下降，将会进一步削弱包括森林在内的自然生态系统（Gibbs 等，2010）。据估算，全球范围内有 33% 的农田处于中度或重度退化状态（粮农组织，2017a）。Bringezu 等（2010）提出，全球每年损失的可耕地面积在 200 万到 500 万公顷之间；另一个估算结果表明，严重的土地退化导致每年损失的耕地面积高达 300 万公顷，但这些估算结果都只能提供大体参考。Lambin 和 Meyfroidt（2011）估算，2000 年到 2030 年，土地退化导致的可耕地损失会达到 3000 万到 8700 万公顷。

受到需求扩大和土地退化的影响，农业用地将进一步增加，这往往被视作森林砍伐的最大直接原因。Hosonuma 等（2012）估算，农业用地扩增造成全球范围 73% 的森林砍伐，另有 7% 是因为采矿，10% 是因为城市扩张，剩余 10% 则是因为基础设施建设。Morales-Hidalgo 等（2015）发现人口密度变化与森林面积变化呈负相关。DeFries 等（2010）运用部分热带国家 2000 年到 2005 年的卫星数据发现，城市人口密度、农业出口与森林砍伐之间存在关联。D'Annunzio 等（2015）发现，几乎在所有分区域，1990 年到 2010 年间天然林面积与可耕地面积都呈明显的负相关联系。一些研究估算，热带地区 70-95% 的损失森林面积都被转成了农业用途（Holmgren，2006；Hosonoma 等，2012）。全球森林资源评估（2010）数据表明，非洲 70-80% 的森林用途转变都落在了农业，亚热带亚洲为 70% 左右，拉丁美洲超过 90%（Hosonoma 等，2012）。

3.2.2 木材和能源需求不断扩大

二十世纪下半叶，欧洲的林产品消费增长了 50%。1990 年到 2015 年，工业和薪材采伐量增加了 35%，其他气候区保持稳定。木材采伐量增长最快的是在人口增长和经济增速双双领先的中低收入和低收入国家（Köhl 等，

2015)。过去10年间，中国的原木进口翻了三番。研究预算，这种增长态势还将保持；预计到2030年，发展中国家的木材产品需求将翻一番（世界自然基金会/国际应用系统分析研究所，2012）。

另外，高收入国家与GDP较低国家相比进口木材更多（Mills Busa，2013），森林覆盖面积不断扩大的国家通常是依赖进口资源来满足不断增长的木材需求（Meyfroidt等，2010）。

工业圆木需求主要来自于对终端产品的需求（锯材、木质板、纸浆、纸张和纸板）。科技发展为木基生物材料赋予了更多的用途，包括制药、塑料、化妆品和卫生用品、化学品、纺织及建材，这些都会刺激木材需求的扩大。

“活森林模型”预测，2010年到2050年年均木材采伐量将会翻三番（世界自然基金会/国际应用系统分析研究所，2012）。

木材需求也取决于生产和转型中采用的技术，以及木材及纤维废弃物的循环利用。木材残余物和回收材料的使用增多预计会将工业圆木占木材和纤维使用总量的比例由2005年近70%降至2030年的50%左右。木材和纤维需求预计将会翻番，但全球圆木生产总量预计只会增长不到50%，从2005年的17亿立方米增长至2030年近25亿立方米（粮农组织，2009b）。2010年到2020年，纸张生产将由4亿吨增至5亿吨，回收纤维在生产总量中的比例预计将由53%提高至70%（世界自然基金会/国际应用系统分析研究所，2012）。除增加回收利用外，技术效率的提高也有助于减缓森林面对的压力。如，Enters（2001）估算，热带锯材碾磨效率提高10%，全球工业圆木的年需求量就会减少1-2亿立方米。

分析表明，未来的工业圆木生产将会更多地来自种植林（Payn 等，2015）。D’Annunzio 等（2015）估算，在全球层面上，种植林对木材生产的贡献率可由2013年的49%提高至2050年的69%。另外，种植林的全球产量到2030年将提高43%，以满足未来的木材需求（木材或能源需求）。

2001年至2014年，全球生物燃料产量翻了六番，接近1300亿升（高专组，2013）。考虑到能源市场和生物燃料政策的不确定性，以及生物燃料技术发展的未来影响，一个相关的问题是这种高速增长能否保持，在何种条件下会保持。国际能源署预测，2020年全球生物燃料产量将达到1390亿升（经合组织/国际能源署，2014）。高专组（2013）使用典型生物燃料单产数据分析表明，生产1 000亿升生物燃料需要相当于2 040万公顷的甘蔗，或3850万公顷的玉米；如果是生产生物柴油，则需要5880万公顷油菜。Lambin和Meyfroidt（2011）估算表示，到2030年生物燃料产量增加将需要4800万到1亿公顷的土地。

多数研究还表示，全球层面上木材正越来越多地被作为能源来源，在发展中国家如此，发达国家亦是如此（d’Annunzio等，2015）。低收入国家传统上一直靠燃烧木材和其他生物质烹饪及取暖，这部分使用占全球生物能源使用量的2/3左右（粮农组织，2017a）。生物能源生产对木材的需求可能会从2005年的26亿立方米扩大至2030年的38亿立方米（粮农组织，2009b）。

Lambin和Meyfroidt（2011）估算，到2030年可能还需要5600万到1.09亿公顷的土地来满足不断增长的木材需求（生产木材或能源）。世界自然基

金会/国际应用系统分析研究所（2012）表示，种植林的年均增速要达到2.4%，才能在不破坏天然林的同时满足全球的木材产品需求。

3.2.3 森林的保护作用得到越来越多的承认

国际社会已经认识到森林对生物多样性的重要意义，并通过多边协定和进程采取行动，保护生物多样性。如，《生物多样性公约》框架下的“爱知生物多样性目标”涵盖了多项具体目标，包括通过公平有效管理、具有生态代表性并且互通性好的保护区系统将自然栖息地的损失减少一半，包括森林（目标5），以及确保17%的陆地面积得到保护（目标11）（生物多样性公约秘书处，2006）。尽管森林砍伐速度已经放缓，森林损失仍是一个关切，特别是损失发生在具有很高生态价值的地区时。

划定保护区是保护生物多样性的一个主要策略（Morales-Hidalgo等，2015）。保护区产生的效益远不止影响周边环境。保护区是生物多样性的天然保障，包括作物的野生植物近缘种（Sunderland，2011）。保护区还能提供生态系统服务，让周边环境也从中受益；高山有助于清洁水源，减少灾害风险，故发挥着特殊的作用（Foli等，2014）。

国家公园、狩猎场以及生物圈保护区正形成一个逐步壮大的“保护区”网络，对于保护生物多样性不可或缺。国家领土和森林面积的很大部分都纳入了这一保护制度，各个区域的保护区总面积都在不断增加。截至2014年，陆地保护区覆盖了15.4%的地球表面，很多都包含森林³⁵。粮农组织（2015）报告，2015年保护区内森林面积为6.51亿公顷，1990年到2015年增加了63%³⁶。2015年，保护区面积占热带气候区土地面积的比例近27%，在亚热带区为13%，在温带区为11%，北方地区不到3%（Morales-Hidalgo等，2015）。

在刚果民主共和国，保护区内的森林覆盖层损失不到国家平均水平的一半；尽管如此，从2000-2005年到2005-2010年，森林覆盖层损失仍增加了64%（Potapov等，2012）。也有其他研究对保护区在预防森林砍伐方面的效率提出了质疑，表示宣称的保护区并不总能提供足够的保护（Morales-Hidalgo等，2015）。

千年生态系统评估（MA，2005）报告，很多保护区都特意选在了不适用于人类其他活动的森林之中。这可能会限制保护策略对砍伐森林的影响。另外，如Mills Busa（2013）所述，高收入国家相比低收入国家会进口更多的木材，表明富裕国家保护本国资源，同时又适当运用贫困国家的资源来满足消费。从这个角度来看，可持续消费策略（包括第4章中讨论的认证计划）可能与森林保护同等重要。另外，保护区的管理方式往往会削弱依赖森林群体的粮食安全和营养（见第3.4.2节）。

在严格保护区之外，全球森林资源评估在“生物多样性与保护”下包括了原始森林（12.77亿公顷），以及5.24亿公顷主要用于保护生物多样性的森林。

³⁵ 见 <http://www.iucn.org/?18607/New-UNEP-report-unveils-world-on-track-to-meet-2020-target-for-protected-areas-on-land-and-sea>

³⁶ 仅考虑1990年和2015年均报告了这一数字的国家。

评估还对主要的两类保护林进行了区分，包括：i) 旨在保持水土的保护林；2) 旨在保持生态系统服务、文化或精神价值的保护林。过去 25 年间，越来越多的国家报告将森林用于保持水土，反映出人们更多地认识到森林的多重功能（Miura 等，2015）。

2015 年的全球森林资源评估报告，全球层面约有 10 亿公顷（占全球森林总面积的 25%）保护林用来保护水土资源，其中 5.34 亿公顷分布在北美洲和中美洲，1.95 亿公顷分布在亚洲（见插文 14 关于中国的介绍），1.23 亿公顷分布在非洲（粮农组织，2015）。在这一类别中，全球森林资源评估进一步区分了保护林的用途，包括：提供净水（占全球森林面积的 3.4%）；稳固河堤（0.83%）；防控荒漠化（占全球森林面积的 3.6%，都分布在非洲和中亚）；防控雪崩（占全球森林面积的 0.36%，其中 14% 分布在塔吉克斯坦，瑞士为 7%）；预防侵蚀和防洪（占全球森林面积的 5.1%，其中 30% 分布在土耳其，28% 在瑞士，25% 在塔吉克斯坦）；以及防范其他风险（Miura 等，2015）。

2015 年全球森林资源评估（粮农组织，2015）中报告了近 12 亿公顷森林用作提供生态系统服务、保护文化或精神价值的保护林，其中 6.42 亿公顷分布在北美洲和中美洲（包括 93% 的加拿大森林和 100% 的美国森林），1.67 亿公顷分布在南美洲，1.23 亿公顷分布在大洋洲，1.22 亿公顷分布在欧洲（粮农组织，2015）。在这一类别中，全球森林资源评估进一步区分了保护林的用途，包括：供公众娱乐休闲（占全球森林面积的 4.3%）；碳储存（1990 年占全球森林面积的 1.3%，2015 年提高至 5.3%）；文化服务（1.9%，主要分布在北美洲和南美洲）；以及其他用途（Miura 等，2015）。

插文 14 中国的防护林

1990 年到 2015 年，中国的森林保护区面积由 1800 万公顷扩大至 5800 万公顷（占森林总面积的比例由 12% 提高至 28%）。《中国森林可持续经营国家报告》（国家林业局，2013）表示，到上世纪 90 年代末，土壤侵蚀（包括风蚀和水蚀）影响了 3.56 亿公顷土地，每年造成 50 亿吨土壤流失。

上世纪 90 年代之前，由于人口增长、对森林资源过度采集，以及随后的坡地开垦，森林退化持续了数十年（Wenhua，2004），导致自然灾害频发，带来了巨大的人口和经济损失。

中国政府启动了一系列由上自下的植树造林工程，实施了多个天然林保护工程，种植了很多防护林（用于保持水土，防风固沙，防控荒漠化）。二十一世纪头十年，防护林面积达到 8310 万公顷，占森林总面积的 45.8%，国土总面积的 8.7%。

资料来源：Miura 等（2015）。

森林和树木在防控土地退化方面可发挥根本性的作用，能够提供多种必要的生态系统服务（见第 2 章），如保持土壤结构稳定、预防侵蚀、调节水源和固氮（Folie 等，2014）。土地退化问题在旱地和干旱的森林地带尤为严重（Pulla 等，2015）。尚未被完全破坏掉的干旱森林系统通常非常贫瘠，且四散各处。因而，已经启动的退化进程会将原始植被转变为更加干燥、生产力下降、抵御力降低的森林，让很多人面临荒漠化的威胁，可能会遭受灾难性的生态、社会和经济影响（Derroire 等，2016）。但即便是在非常贫瘠的地区，仍然可以利用森林和树木应对荒漠化问题（见插文 15）。

插文 15 荒漠化防控

荒漠化带来的威胁在北非和阿拉伯半岛表现得尤为突出。该区域 95% 以上的土地为干旱或半干旱土地，已受或易受荒漠化影响。自十九世纪初，各国就开始使用存活的树木和死去的植被来固定沙丘，防控荒漠化。在摩洛哥，二十世纪早期的 60 多年间种植了 34,000 公顷速生品种（如桉树、澳洲金合欢树和巨相思树），用来防止沙丘向大西洋沿海移动，对坦吉尔、盖尼特拉和阿加迪尔等城市进行保护。突尼斯、毛里求斯和摩洛哥种植了小型绿化带，用于保护绿洲、大陆性城市或基础设施。

在上世纪六十年代的阿尔及利亚，过度放牧和耕种活动导致撒哈拉边缘的苜蓿草原快速退化。上世纪七十年代，为遏制荒漠化的蔓延趋势，政府决定种植 300 万公顷的阿勒颇松（*Pinus halapensis*），形成绿色堤坝。几年之后，该计划发展成为了一个大型的多部门项目。自创立起，“绿色堤坝项目”已在撒哈拉阿特拉斯山脉恢复了约 300,000 公顷的退化森林，种植了 5,000 公顷绿化带以保护村落和基础设施，对 25,000 公顷牧场进行管理，并建立了 90 个水源来增加饮用水的供应（Saifi 等，2015）。

撒哈拉和萨赫勒绿色长城倡议*

撒哈拉和萨赫勒绿色长城倡议由非盟于 2007 年提出，现已成为非洲应对气候变化和荒漠化的旗舰倡议。该倡议旨在扭转萨赫勒及撒哈拉的退化土地和荒漠化趋势，消除贫困和饥饿，改善粮食安全和营养，支持干旱地区的本地社区实现气候变化适应和减缓。该倡议推广长期解决方案、综合干预措施和可持续的本地做法，以期应对影响撒哈拉和萨赫勒居民生活的多重挑战。该倡议汇集了 20 多个非洲国家、国际组织、研究机构、民间社会和草根组织。

* <http://www.greatgreenwallinitiative.org/>; www.fao.org/in-action/action-against-desertification; www.fao.org/dryland-forestry

资料来源：Hadri 和 Guellouz（2011）。

3.3 森林、树木、气候变化与粮食安全和营养

森林、树木、气候变化与粮食安全和营养的互动可划分为四种主要类型：

- 气候变化对森林和树木，以及森林和树木对粮食安全和营养贡献的影响；
- 气候变化背景下森林和树木对粮食安全和营养的贡献；

- 森林和树木对于减缓气候变化，乃至中长期粮食安全和营养的贡献；
- 旨在强化森林和树木对减缓气候变化影响的各项政策对粮食安全和营养的潜在影响。

3.3.1 气候变化对森林和树木的影响

气候变化对森林和树木的影响得到了越来越多的认识（见表12）。在很多地区，不利影响已经显现，尽管在各类影响因素中很难将气候变化与其他因素分离开来（粮农组织，2016b）。气候压力加剧，加之树木死亡率升高，火情发生、虫害暴发和病原体攻击模式的变化，正变得越来越清晰可见（Settele等，2014）。有证据表明，在各类森林系统中，温度升高和降雨变化正在加剧热应激、旱灾发生和病虫害暴发，进而造成树木死亡（Allen等，2010）。

表 12 气候变化对森林以及粮食安全和营养的潜在影响

气候变化变量	对森林的影响	对粮食安全和营养的影响	
平均气温小幅升高（如1°C）	再生速度加快（Linder等，2008；政府间气候变化专门委员会，2014）	生物多样性增多，粮食供应、获取、利用和稳定均有所改善	
	森林活性和生产率下降（Kirschbaum等，2007；粮农组织，2015）。	森林生物多样性损失，导致森林来源食物的供应、获取、利用和稳定削弱	
	森林虫害和疾病增多（Lindner等，2008；粮农组织，2015）。	森林生物多样性损失，导致森林来源食物的供应、获取、利用和稳定削弱	
	很多物种的适宜栖息地和森林类型都会发生改变	森林来源食物的供应、获取、利用和稳定削弱	
	水资源缺乏引发干旱，导致森林/树木死亡，土地退化（William等，2013）		森林生物多样性损失，导致森林来源食物的供应、获取、利用和稳定削弱
			水资源匮乏会影响热带地区雨养农业的可持续性，削弱粮食供应和获取（粮农组织，2011b，SOLAW）
	野火频次增加（Kirschbaum等，2007；粮农组织，2015）。	森林生物多样性损失，导致森林来源食物的供应、获取、利用和稳定削弱	
降雨模式的改变	抑制种子发芽，改变植物解剖学，造成过早衰老和死亡（Kirschbaum等，2007；Lindner等，2008；Elbehri，2015）	森林生物多样性损失，导致森林来源食物的供应、获取、利用和稳定削弱	
	水土侵蚀和滑坡事故增多（Kirschbaum等，2007；Elbehri，2015；粮农组织，2015）。	渗漏造成土壤肥力下降，进而导致土壤生产率降低，影响粮食供应（生产）	
	风暴灾害增加（粮农组织，2015；Elbehri，2015），造成政府管理灾害风险的成本上升		食物救济预算增多，而这对大多数发展中国家来说可能还不够，无法满足粮食安全和营养各个维度的要求。
			破坏交通运输基础设施，影响森林来源食物的供应以及农村居民的获取
	红树林和海岸林发展及活力减弱（粮农组织，2015）	沿海渔业生产率下滑，影响粮食安全和营养的所有维度（供应、获取、利用和稳定）	

很多北方森林的生产率下滑都与干旱有关（Williams等，2013）。在气候变暖和干旱的条件下，加之生产率下滑，昆虫干扰及其相关的树木死亡，火灾出现的风险就会更大（Settele等，2014）。在过去一段时间，温带森林的总体趋势是生长速度加快，主要得益于生长季节延长、空气中二氧化碳和氮素浓度升高，以及森林管理（Ciais等，2008）。模型预测结果表明，多数树种的潜在气候空间将会迁移到更高纬度和海拔地区，且迁移速度快于自然迁移。气候变化还会影响虫害和疾病的出现与发展，以及外来物种的传播和生存。物种构成可能会受到影响，从而改变生态系统的生产率，影响森林提供的粮食安全和营养相关的产品和服务（Boullanger等，2016）。预计气候变化将影响森林的生物多样性，以及森林保护水土、提供生境和其他生态系统服务的能力（Locatelli，2016）。

在不同区域以及不同类型森林条件下，所有这些现象对森林健康和功能的影响会各不相同（Payn等，2015）。面对气候变化影响尤为脆弱的森林生态系统包括红树林、北方森林、热带森林、云雾林³⁷和干燥林。热带林的一个主要不确定性是二氧化碳对光合作用及蒸腾作用直接影响的强度。在极端干旱时期，潮湿热带林中很多树种都非常脆弱，会因干旱和火灾死亡；另有证据表明，在包括亚马逊森林在内的很多森林中，受到土地利用变化和干旱的合并影响，森林火灾发生频次和强度都在不断加剧。气候变化、森林砍伐、碎片化、火灾和人为压力几乎将所有干燥热带林置于替代或退化的风险之中（Miles等，2006）。

热带树种的热耐受性已接近上限，预计会受气候变化影响最大（政府间气候变化专门委员会，2014）。物种无法适应变化的气候，加之花期提前（导致水果单产和产量均有下滑）等物候变化会直接影响可供本地社区采集和利用的森林资源数量，最依赖森林和树木的社区受到冲击最大。巴西的研究（EMBRAPA，2008）表明，气候变化会对咖啡种植风险较低的地区产生严重影响。在传统种植区，咖啡会受到缺水或高温影响。另一方面，随着霜冻风险减弱，其他地区的产量可能有所增多。因此，咖啡种植低气候风险地区的全球总面积到2020年将缩减9.5%，2050年为17%，2070年为33%。模型对科特迪瓦和加纳这两个可可主产国（两国合计产量占全球产量的53%）进行了预测，到2050年可可种植面积将会缩减（CTA，2012）。但正如之前一份报告所述（高专组，2012），对粮食安全和营养有益的很多物种现在都缺乏数据。

3.3.2 气候变化背景下森林和树木对粮食安全和营养的贡献

如第2章所述，森林和树木对于提高景观、农田和家庭层面的粮食系统抵御能力非常重要。气候变化影响并加剧了粮食系统和家庭面临的各类风险（粮农组织，2016b）；在此背景下，森林和树木加强抵御能力的作用就变得尤为重要，特别是水和温度的调节，防止海平面升高而倒灌沿海地区，以及防范洪灾。种植品种多样及拥有多类型土地用途的农业系统更能抵御气候变化引起的极端天气事件（Rahman等，2013），以及气候变化加剧（粮农组织，2016b）。在家庭层面上，森林和树木在保障面对气候变化的生计韧

³⁷ 云雾林包括常年被云雾萦绕的森林；与热带雨林相比，云雾林的湿度更高（Stadtmüller，1987）。云雾林通常分布在高海拔的热带或亚热带地区。

性方面也发挥着重要作用，包括：在紧急状况下发挥安全网作用；提供对农业农村家庭生产和收入多元化非常重要的产品；以及创造就业（在丧失农业和其他农村生计的情况下尤为重要）。野生食物可为经受气候冲击的社区提供安全网，重要性不断提升（Byron 和 Arnold, 1997; Wunder, 2014），同时也利于实现膳食多样性（Phalkey 等, 2015）。

这就需要将森林和树木纳入旨在保障粮食安全和营养的适应战略（粮农组织, 2017b）；反过来，为保持森林生态系统的抵御能力，也要让其保持在健康的状态。健康的森林更能应对逆境，从破坏中恢复，并自动适应变化。推而广之，与生态进程受到破坏的逆境中生态系统相比，健康的生态系统更能抵御生物和非生物的不利影响。这方面的良好做法包括有害生物综合防治、疾病防控、林火管理、在生产林中创造减轻影响的伐木就业、将森林中非木材林产品的采集或放牧限制在可持续水平，以及森林法执法（粮农组织, 2016b）。森林管理者要采取额外的措施来提高森林的适应能力。适应性管理在未来不确定的环境中尤为重要（Robledo 和 Forner, 2005）；需要对结果进行监测、分析并从中汲取经验，持续调整和完善管理措施（Seppälä 等, 2009）。

3.3.3 森林和树木对减缓气候变化的贡献

森林每年吸收大量二氧化碳（国际林业研究中心, 2010）；然而，森林对固碳的平均贡献率已从上世纪 90 年代的每年 2.8 公吨下降至二十一世纪初的 2.3 公吨，2014 年估算值为 1.8 公吨（粮农组织, 2016c）。同时，森林砍伐和森林退化造成的温室气体排放量占总排放量的近 11%（Smith 等, 2014），超过交通运输部门。

研究估算结果表明，林业的减缓潜力从每年 0.2 公吨二氧化碳当量提高至 13.8 公吨，成本约为每吨二氧化碳当量 100 美元（Smith 等, 2014）。减少森林砍伐、改进森林管理、植树造林和混农林业的碳减排潜力各不相同，受到活动、区域、系统边界及对减排措施进行比较的时间段影响很大。在拉丁美洲和非洲，林业减排的最大潜力来自于控制森林砍伐；而在经合组织国家、转型期国家和亚洲，减排潜力最大的是森林管理，其次为植树造林。但若没有适当的筹资和扶持性框架，创造有效的激励机制，这种实质性的减排潜力就无法发挥（粮农组织, 2016c）（另见第 4 章中插文 18 对 REDD+ 案例的介绍）。政府间气候变化专门委员会（Smith 等, 2014）表示，农业、林业及其他土地用途提供的大规模生物质供应或固碳作用为能源供应和能源终端使用部门的减排技术开发提供了灵活性，但可能会对生物多样性、粮食安全以及土地提供的其他服务产生影响。

3.3.4 旨在强化森林和树木对减缓气候变化影响的各项政策对粮食安全和营养的潜在影响

《巴黎协定》承认了土地利用、土地利用变化和林业在应对气候变化方面的重要作用。第 5 条承认了森林在通过 REDD+ 减排方案实现 2°C 目标方面的核心作用。另外还承认了森林在实施减缓和适应综合方法方面的潜力，及其在产生非碳效益方面的重要作用。

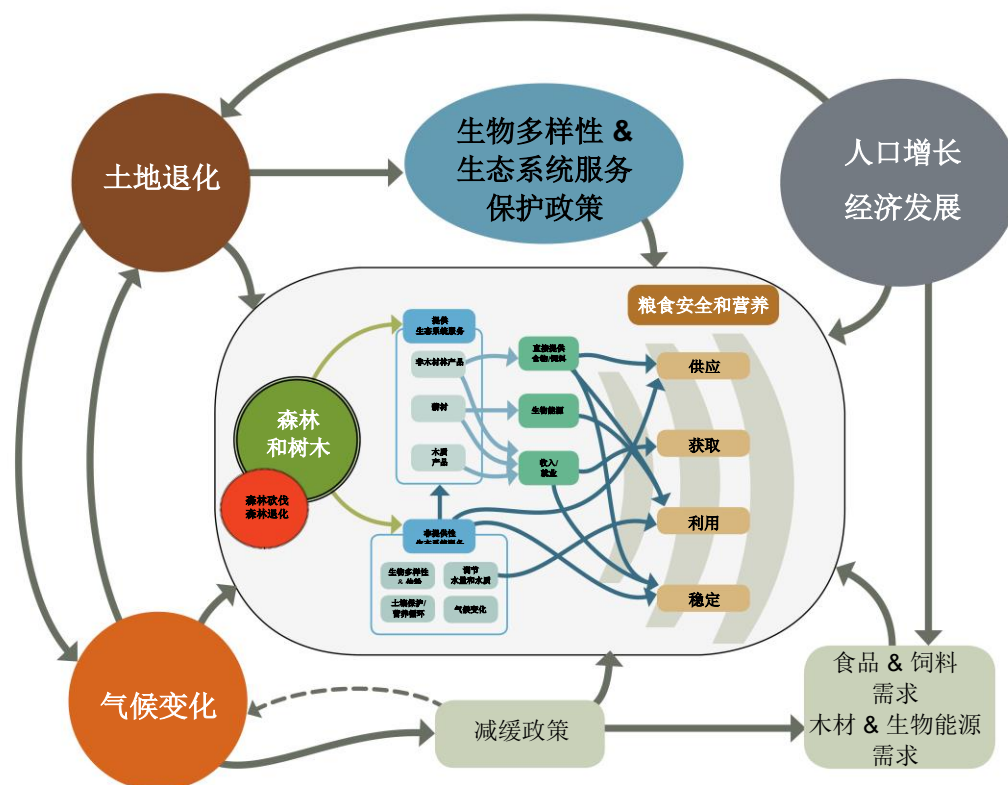
《巴黎协定》缔约方已制定了国家自主贡献方案，每年更新一次，在公共登记库中存档。国家自主贡献宣布了各缔约方制定的目标，包括应对气候变化根源问题及产生影响的具体目标、策略和措施。多数国家（粮农组织，2016d）都纳入了林业，并提及林业部门现有和/或预计的政策及措施，以期通过土地恢复来保护和增加碳储备，提高森林的可再生材料和可再生能源产量。多数此类政策和措施都会加强上述部分趋势，加强森林保护和开发且/或提高产量，同时也会对森林和树木对粮食安全和营养的贡献产生影响。能源生产和产品替代将会带来社会、经济和文化后果（EEA，2016）。如欧盟推出了提高生物燃料（包括木材燃料）在能源生产中占比的政策，这会影响到区域内森林居民管理森林的方式，以及发展中国家利用土地的模式（欧洲委员会，2013）。

重要的是，承认森林和树木在气候减缓和适应方面的关键作用有利于国际和国家层面各方的更多参与，共同制定强有力的林业应对气候变化政策。一个重要的问题是要确保此类政策和机制考虑到森林和树木对粮食安全和营养的所有贡献。

3.4 各种变化对粮食安全和营养的影响

森林砍伐、森林退化及森林管理模式的变化（不论是出于生产还是保护目的）都会影响粮食安全和营养。图 7 描绘了本章中提出的变化动因之间如何相互作用，并影响森林和树木为基础的系统及其各自对粮食安全和营养的贡献。

图 7 影响森林对粮食安全和营养贡献的森林变化动因



3.4.1 森林砍伐和森林退化的影响

砍伐森林和森林退化威胁着森林依赖群体及社区的收入、生计和生活方式，从长远看，还危及对于粮食安全和营养及可持续发展至关重要的生态系统服务。森林砍伐和森林退化会导致生境碎片化，也可能增加病虫害传播风险，进而影响人类健康。

通过收入和经济增长对粮食安全和营养的影响

收入水平提高可能会带来更大的购买力，营养状况也会得以改善。毋庸置疑，森林社区鲜少仅以森林资源为生，还需要现金来获得本地和区域经济中的其他产品和服务。有扎实的证据表明，经济增长能降低发育不良率，即便是短期也会产生积极影响，其中部分原因是女性教育改善、生育率降低及资产所有权增加（Headey, 2013）。某些情况下，经济增长可能会让营养不良风险最低的人群从中获益，将大部分营养不良人群排除在外（Subramanyam 等, 2011）。

收入与影响的非线性关系在依赖森林社区中会变得更加复杂（Beddington 等, 2012）。经济分析通常无法反应环境相关收入的重要意义。如，某个社区货币收入较高，但仍要去购买那些之前由森林和树木“免费”提供的产品（如薪材、燃料、食物和药品），则他们的粮食安全和营养状况未必会比之前更好。另外，收入对营养的影响取决于购买营养食物（水果、蔬菜、动物源食品）的方便程度，也取决于消费者是否更愿意将收入用在这些食物的采购上。

在某些地区，森林资源可给收入和就业带来有利影响；但也有人表示，砍伐森林从事农业生产可能会牺牲福祉改善的更大机会。在边界扩张初期，森林砍伐率与人类发展指数呈正相关，但随着边界进一步扩张，此种正向联系则会随之减弱（Rodrigues 等, 2009）；近期开展的比较研究表明，短期效益实际上会破坏环境基础，造成膳食简单化，不利于生计（Deakin 等, 2016；Ickowitz 等, 2016）。森林相关工作的就业人数也会受到影响，因为退化林地通常会被转化为牧场，每公顷土地就业机会减少。因森林砍伐被边缘化的人群往往会向外迁徙，形成新的边界，开启新一轮循环。可持续森林管理方法可支持稳定本地生计，正如危地马拉社区森林特许经营（de Camino 等, 2007）和本报告中所述其他案例研究一样（见第 4 章）。

安全网政策也会发挥重要作用。如，针对食物消费的福利转移以及森林社区（如巴西的 Bolsa Verde 和 Bolsa Floresta）对福利的获取，视各类森林保护措施实施情况（如不会将新的林地转为农用地）为居住在森林保护地的居民提供有条件收入转移。对巴西家庭补助计划（Bolsa Familia）受益人食物消费和生产行为开展的分析表明，此类转移对家庭消费食物的种类和营养价值影响极大：对糖、加工食品、肉类和谷物的影响显著；另外还让参与家庭能获得孩子更喜欢的食物，即食物中水果比例提高。受益人没有完全放弃农业生产，但有迹象表明，亚马逊区域的非木材林产品产量和野味消费量都有所减少（Menezes 等, 2008）。由于生活方式由生计型转向现金支持，女性也改变了膳食模式，放弃了种植木薯，转而去购买替代食物（Piperate 等, 2011）。

通过非提供性生态系统服务对粮食安全和营养的影响

健康的生态系统能够持续提供均衡的生态系统服务，这些服务对于经济活动、农业生产、人类健康和可持续发展均十分重要（Cairns, 1997; Colfer, 2008; Sunderland, 2011; Foli 等, 2014）。生态系统健康的定义与逆境生态的概念关系密切，从系统组织、抵御能力和活力，以及没有生态系统干扰迹象来定义健康（Rapport 等, 1998）。该定义还包括是否拥有维持生命系统的基本功能和重要属性（Reed 等, 2017）。

第 2 章描述了森林和树木在健康生态系统中提供的多种生态系统产品和服务，展示了森林和树木对生态系统抵御能力的贡献，包括适应气候变化。森林砍伐、森林退化和生境割裂威胁着这些生态系统产品和服务的持续供给，影响城市和农村相关人群的长期粮食安全和营养（Deakin 等, 2016）。耕地可以保留树木或允许树木的天然再生，但仅靠这些还不够，无法达到之前森林状况完好或以天然林为主森林提供的环境产品和服务水平（Firbank 等, 2008; Power, 2010; Flohre 等, 2011）。

尽管如此，即便是很小的地块也能对附近的农业景观产生积极影响。Mitchell 等（2014）表示，大豆田中六种生态系统服务的提供和服务水平（作物生产、有害生物防控、降解、固碳、提高地力和调节水质）取决于森林地块到农田的距离以及碎片化地块的孤立程度和面积。

森林砍伐和森林退化对人类健康的影响

森林砍伐和森林退化，乃至生态系统退化，的重要影响是增加了给人群健康带来的风险（Myers 等, 2013）。这些健康影响可能来自于多种类型的生态和社会干扰。

森林退化以及土地用途改变对传染病的影响可大体分为四类（Myers 等, 2013）。

首先，会产生一些看得见摸得着的影响，如建设道路、树木覆盖层减少、气候变化及生境割裂。其次，新的土地用途，如采矿、农业和单一品种种植园，也会影响疾病的传播，带入新的风险因素（Colfer, 2008）。第三，生境改变导致掠食动物-被掠食动物关系改变，或降低了寄生虫和虫媒的多样性，导致寄生虫和虫媒病的生态调节功能变化。

第四，人口变化和迁徙可能会导致暴露模式的改变，造成新病出现。如，人口流入和商业伐木活动与性传播疾病流行率上升有关，包括艾滋病，这是因为伐木营地和公路/卡车服务站周边的卖淫场所增多（Colfer, 1999），以及之前与外界相对隔离的人群开始同其他社区成员通婚（Ndembi 等, 2003）。随着人口迁徙和/或自然增长导致人口数量增加，社区会达到临界规模，麻疹等之前根除的疾病有会死灰复燃（Näsell, 2005）。人口密度增加会导致卫生设施负担过重，水传播疾病的风险可能也会增多（Patz 等, 2005）。在很多社区，河流都是所有活动的集中地点，包括清洗、排便、钓鱼，同时也是清洁水的来源（联合国儿基会, 2012）。人口增长的同时若不在卫生和环境方面同步加大投资，污染的几率就会更大（Bailie 等, 2004; Myers 等, 2013）。

很多研究证实了森林砍伐与疟疾风险增加的关联（Pattanayak 等，2006；Patz 等，2008；Vittor 等，2006；Wan 等，2011；Olson 等，2010）。与之相反，至少有一个研究表明，泰国的疟疾负担减少与森林砍伐相关（Yasuoka 和 Levins，2007）；另外，很多国家也因为清理沼泽地降低了疟疾的流行率（Keiser 等，2005）。毁林、修路、采矿以及掠夺性砍伐都会形成新的昆虫病媒孳生地。如，秘鲁亚马逊的一个研究表明，疟疾病媒达氏按蚊（*Anopheles darlingi*）与土地用途改变的面积成正比，与剩余森林面积成反比（Vittor 等，2006）。针对采采蝇和昏睡病也有类似的研究。另外，温带和北方森林可能会面临蜱虫传播疾病的风险，如莱姆病或脑炎（Karjalainen 等，2010）。

同样，埃博拉病毒与热带雨林的砍伐也有密切联系（Olivero 等，2016）。几内亚和塞拉利昂近期暴发埃博拉疫情；有人推测，这可能是由于极端干旱且旱季时间过长导致，加之近几十年毁林面积巨大，在一定程度上影响了森林中感染埃博拉病毒蝙蝠的数量或比例，及/或人类与其接触的频率（Bausch 和 Swartz，2014）。

居住在森林中的穷人常常被国家服务所忽略，与本地精英相比，从医疗服务增加中获益的可能性也更低（Stephens 等，2006）。提高药品以及国家卫生服务设施可及性到底让谁从中获益，这个问题对于回答土地用途改变对本地人群健康状况的影响非常重要。木材生产公司经营方式各异：有些采用非常原始的设备，给工人提供的餐食很差；也有些公司能为工人提供充足的食物和营养，在驻地设立卫生站并提供医疗服务，从而承担起对公众的责任。在森林管理经营满足森林管理委员会（FSC）或“森林认证体系认可计划”（PEFC）的情况下，这一点尤其突出（见第4章）。

3.4.2 保护区与粮食安全和营养

保护区扩建引发了新的问题。通过管理和保护野生动植物，防止过度开采（Messmer，2000），数量减少或濒临灭绝的种群得到了成功恢复（Fall 和 Jackson，2002），缓和了人与野生动植物的冲突。1970年到1993年间，印度古吉拉特邦吉尔国家公园和保护区实行了有效保护和生境管理，亚洲狮（*Panthera leo persica*）因此数量翻了一番。人为划定的区域无法满足动物的社会组织、生境和捕猎需求，很多狮子经常会从保护区出走到当地的村子里（Vijayan 和 Pati，2002）。在喀麦隆的Bénoué国家公园中，据估算社区居民每个家庭每年损失的作物收入达31%，畜牧收入达18%：造成绝大多数作物损失的物种是大象、狒狒、绿鹦鹉和疣猪，而麝猫是导致牲畜损失的重要因素（Weladji 和 Tchamba，2003）。在北美洲的大草原上，欧洲移民几乎消灭了狼。近年来实行的恢复计划使狼群回到草原，但同时也增加了发生冲突的可能，特别是以畜牧养殖为主要经济活动的居民（Musiani 等，2003）。保护区森林或认证森林中禁猎或相关规定都着眼于保护野生动物，但可能也会加剧人与野生动物的冲突，影响本地社区的粮食安全和营养，因为野味是他们重要的蛋白来源（Burivalova 等，2017）。

对于很多以林为生的人来说，森林保护区对他们的粮食安全和营养也会产生重要影响。某些情况下，这些人会直接从中受益，可以消费保护区之内或周边生产或获得的食物。而在另一些情况下，就业和收入还会产生间接的

效益，有助于维持生计，甚至会吸引外来人口（Joppa, 2012）。人们对生态旅游兴趣越来越大，越来越多的人进入自然保护区，增加了保护区内的人类活动，也引发了关于可持续管理的质疑，包括对公众进入此类地区的规范（Distefano, 2005）。

全球性森林保护产生的效益可能会与改善粮食安全和营养以及减轻本地森林居民贫困的需要相冲突（Kremen 等, 2000）。在墨西哥，环境服务付费项目为本地社区提供现金，要求他们保护森林，支持森林提供流域服务，但森林的传统用途 – 食物采集，就受到了抑制（Ibarra 等, 2011）。旨在保护自然资源的保护区管理策略通常会限制本地社区的资源使用（Sylvevster 等, 2016），忽视他们的需求和愿望、他们的传统知识和管理系统、他们的制度和社会组织，以及他们赋予野生资源的价值。因此，森林为基础的国家公园和保护区造成大范围的资源外化，给很多农村社会群体带来经济困难，特别是在非洲、亚洲和拉丁美洲（Ghimire 和 Pimbert, 1997；Dowie, 2009）。在很多情况下，这种模式事实上是削弱了生活在森林周边或被移出保护区之外的本地社区的粮食安全和营养以及生计安全（Colchester, 1994；Pimbert 和 Pretty, 1997）。

3.4.3 生产林与粮食安全和营养

如第 3.2.2 节所述，木材生产有望增加，有利于满足纤维、能源以及建筑和家具用可再生材料对木头的需求。这种增加会促进经济发展，创造就业，具体影响取决于管理方式，特别是将从中获益的人群。视具体情况，特别是需要改变的系統，木材产量增加会给本地居民带来更多的收入和就业，或对本地居民造成不利影响，而让距离较远的行动方从中受益。

企业植树造林主要是为了满足终端消费者的需求，或作为中间投入品满足工业或商业生产需求。林业企业可能会限制依赖森林群体获取森林资源，给他们提供更多的货币收入，或在提供就业的同时允许本地居民采集非木材林产品。

如在中国，居住在大規模松树林附近的社区有时会被禁止到森林中采集薪材和非木材林产品（Armesto 等, 2001）；而在巴西亚马逊根据公共森林特许经营管理的天然林中，对于社区在再生周期内使用非木材林产品做出了法律安排，但管理计划尚未得到批准，仍然对获取和可持续利用形成限制（Calorio 和 Silva, 2014）。

在巴西，社区使用和生产非木材林产品的重要收益受到监管要求（卫生、环境、组织、劳动及税法等）泛滥的抑制，实际上这些产品的生产和销售都非常困难（Shanley 等, 2002）。

家庭收入水平提高通常会改善粮食安全，但此种效应也可能会受到其他因素影响。性别、市场连通性及资源获取、购买能力以及社会和文化方面的食物偏好等因素都会影响森林覆盖地区收入与粮食安全的关系（Kennedy 和 Peters, 1992）。

第 4 章中讨论的认证和治理机制可发挥重要作用，确保对本地社区的粮食安全和营养给予更好的考虑。

3.5 小结：粮食安全和营养面临的挑战及机遇

对土地、森林和树木日益增长的需求为其促进粮食安全和营养创造了新的挑战 and 机会，但也可能威胁森林对粮食安全和营养的一些贡献，特别是当这种贡献不太明显，或涉及边缘化群体和最脆弱群体时。另一方面，面对这些需求，我们更有理由保护和投资森林，创造新的工作和机会，促进可持续发展。全球数据表明，森林恢复以及植树造林系统的发展潜力很大。这就要更好地了解变化背后的各种驱动因素，以及导致各种景观（如次生林、混合景观、混农林业系统等）发生变化的动态因素，及其对粮食安全和营养及可持续发展的影响；同时，要更好地支持在退化地区开展还林工作。

随着全球人口增多和经济不断发展，土地正成为越来越稀缺的资源，多功能景观要体现多种用途。冲突将会加剧，不但是围绕农业和林地的用途，而且还涉及满足对土地和自然资源日益增多且竞争加剧的各项需求的最佳方式，包括提供本地性和全球性生态系统服务的治理机制。这些问题将下章进行深入讨论。

4 如何可持续优化森林和树木对粮食安全和营养的贡献？

森林和树木通过图 4 中描绘的多个渠道对粮食安全和营养做出各种直接和间接贡献（见第 1 章）。不同国家、人群、森林类型和管理模式下，所做贡献各不相同。在不同的时间框架内，森林和树木会以不同的规模惠及不同人群。一些影响土地利用和林业的当前趋势也会给森林和树木带来深远影响。

森林和树木对粮食安全和营养的各种贡献或形成合力，或此消彼长，取决于多个参数：森林和树木的存在，地理位置，类型和构成，管理，使用权及收入分配。反过来，这些参数又都取决于在特定的治理安排下各行动方做出的决定。

本章为最后一章，主要讨论治理在林业部门的重要性和面临的挑战，评估不同条件下的可用工具，并就推动可持续森林管理促进粮食安全和营养的下一步措施提供建议。

可持续森林管理策略及多种规模的治理机制有助于更好地平衡森林和树木（如前几章所述，以不同方式、在不同的时空规模内影响粮食安全和营养）的不同功能与目标，将全球性的挑战和关切与地方层面的森林资源可持续管理结合起来。此类机制也有助于预防和管理各利益相关方之间的矛盾。

4.1 森林和树木的治理：概览

Hyden 等（2004）将公共治理定义为“制定并管理约束公共领域的正式和非正式规则；在公共领域，政府与各经济和社会行动方进行互动并作出决策”。

更为准确地说，治理可被定义为具有以下特点的一整套政治、社会、经济和管理系统、规则与过程，i) 决定各行动方的决策方式和实施方式；2) 让决策者负起责任（高专组，2015）。

根据这些定义，治理包括以下三个内容：i) 规则本身（包括正式和非正式的规则）；ii) 规则制定及决策形成的过程；iii) 规则和决策实施、评估和监督的途径（高专组，2014b）。

为了解可通过哪些方式加强森林和树木的治理（第 4.3 节），本节介绍了森林和树木作为共有资源面临的主要治理问题，突出说明了森林和树木所有权制度以及获取和使用权对本地居民和社区的重要意义。

如之前几章所述，森林可在不同时空规模提供很多不同的效益。这些效益为不同利益相关方用于不同用途，但各方权力却是不对等的。多重视角、利益和目标可能会导致矛盾，或引发冲突。可能出现的一些潜在矛盾包括：

- 不同目标，如保护与生产；
- 不同规模，如本地、国家和全球；
- 不同行动方，在相同或不同层面上。

森林和树木方面可采用三类治理工具来管理这些各异的目标和规模：

- 直接管理，考虑到公共行动方在森林所有权和管理方面的重要地位；

- 制定强制或自愿规则，包括激励机制；
- 借助市场机制。

这里面一个特殊的困难是在地方和全球层面都要考虑很多问题，有时这些问题是相互矛盾的；而目前还没有一个制度机制能将这这些不同维度有机地融合到决策过程之中。

4.1.1 森林和树木为共有资源

共有资源的治理与可持续管理需要对其稀缺性和价值形成统一认识。另外还要了解不同类别利益相关方各异的视角、具体的角色及彼此的互动，这些利益相关方包括国家和公共部门、私营企业、民间社会组织、本地社区及个人，都在不同层面上参与了决策过程（Krott, 2005）。最后还要借助适当的工具来共同管理资源，协调多数私营行动方的短期关切与更长期的总体利益。

有效治理方案的前提是要形成各方认可的清晰的权利状况（Ostrom, 1990）。森林资源的使用权及获取对于可持续发展以及提高粮食安全和营养不可或缺，但由于森林被各类利益相关方用于不同用途，这些方面都面临着挑战。

Samuelson（1954）根据两个属性提出了产品和服务分类：

- 非竞争性：一个人对产品或服务的消费不会造成其他人消费的减少；
- 非排他性：任何一个个人都不会从产品或服务的消费中被排除在外。

根据这两个属性，产品和服务被划分为四类，见表 13。

表 13 私营及公共产品和服务

属性	排他	非排他
竞争	私营产品	共有资源
非竞争	俱乐部产品	公共产品

森林和树木提供公共产品与服务的一个例子是生物多样性保护，以及定性定量地调节气候和水源。其他产品和服务，如薪材和非木材林产品，可被界定为私营产品、俱乐部产品或共有资源，取决于相关森林的属性和使用权，因此在不同国家以及不同类型森林中都各不相同。

公共产品和共有资源往往很难治理（Ostrom, 1990），且可能会形成 hardin（1968）描述的“公地悲剧”，导致资源出现不可持续的消耗或不可修复的毁坏。不受管制的获取会导致森林资源开采过度，进而削弱对粮食安全和营养做出可持续贡献的能力。很多人提出，治理不善是森林砍伐和退化的一个主要影响因素（见插文 16）。

插图 16 治理不善对森林砍伐和退化的影响

众所周知，治理不善是林业部门的一个主要问题。在很多热带国家中，治理都是森林覆盖层发生变化的核心因素（Colfer 和 Pfund，2011）。Kanninen 等（2007）表示，可能刺激无节制砍伐森林的因素包括财产权界定不清，决策过程不透明，腐败，缺少问责，森林法律不健全或自相矛盾，执法能力弱。

非法伐木是指违反国家和国际法律采伐、加工、运输和出口木材产品的林业活动（Brack 和 Buckrell，2011）。非法活动包括：在保护区伐木或未经许可伐木；采伐量超出允许配额；无执照加工木材；偷税漏税；以及违反国际贸易协定。非法伐木以及非法将森林转为农地的情况十分普遍，这是治理不善的结果，特别是在偏远地区（Brack，2003）。具体数字无法计算，但据估算非法木材在全球初级木材产品贸易中所占比例大概为 10%（Putz 等，2012）。

世界银行研究表明，东南亚、中非和南美洲超过一半的伐木可能是非法活动，但在某些国家这个数据可能会更高：如印尼、加蓬、玻利维亚和秘鲁 70-80% 的伐木活动都可能是非法伐木（Pereira-Goncalves 等，2012）。据估算，1995 年到 2005 年，非法伐木导致发展中国家政府每年损失 150 亿美元的收入（Pereira-Goncalves 等，2012）。非法伐木还会引发很多其他问题，包括环境破坏，木材资源损失，以及为冲突中的反叛群体提供收入（Brack，2003；Brack 和 Buckrell，2011）。非法伐木猖獗，加之执法不力，几乎没人愿意投入资源改进伐木行为，推广合法伐木（成本更高），也没人关注森林再生。

森林治理不善的问题需要国际、区域、国家和地方层面多措并举（Saunders 和 Nussbaum，2007）。如自 2001 年起，世界银行在林业部门约 60% 的计划都包括了治理内容（Pereira-Goncalves 等，2012）。针对森林部门提出的治理改革措施包括：建立有效的制度，明晰角色和职责；制定明确、得当的立法；建立执法能力；确定明确、可靠的土地权属；建立国家确认和监督系统；让所有利益相关方都参与决策进程（包括民间社会和私营部门）；建立问责机制；推行政策改革，消除砍伐森林的“不良”经济动机（Eliasch Review，2008）。

共有资源的使用很难将用户排除在外，因而会引发开采过渡的风险；在这种情况下，可明确界定使用权，制定规则，并采用配额和许可等政策工具来实现可持续使用（Ostrom，1990；Sandström 和 Widmark，2007）。从这个角度出发，Ostrom（1990）提出了共有资源可持续管理的 8 个设计原则：

- 明确界定边界（将外部无权利方有效地排除在外）；
- 因地制宜地制定共有资源获取和提供的规则；
- 建立集体选择安排，允许大多数资源使用者参与决策过程；
- 要求监督人员进行有效监督，可以是使用者本身，也可以是对使用者负责的人；
- 对违反社区规则的资源使用者实行渐进式惩罚措施；
- 建立经济有效、易于使用的冲突解决机制；
- 推行得到上级部门认可的社区自治；

- 在共有资源量较大的情况下，要建立多层级网状企业组织，以小规模的本地共有资源为基础。

然而，此类共有资源管理系统目前也面临着很多挑战，如跨国资源管理，或要在更加多样的利益和时空规模背景下对更加多元的利益相关方进行管理，而这对资源本身的压力也在不断增大。政府或非本地行动方为应对更大范围挑战做出的决策，如通过划定新的保护区实行生物多样性保护，可能会与本地社区对森林资源的获取和使用权产生冲突（West 等，2006）。

4.1.2 森林和树木的所有权

全球森林资源评估将森林所有权定义为随意且排他使用、控制、转让或获益于森林的合法权利（粮农组织，2012a）。这个定义包括了森林土地上种植树木的所有权，不论这些树木的所有权是否与土地所有权一致（Whiteman 等，2015）。

森林所有权

所有权可分为三类（粮农组织，2012a）：

- 公有：森林由国家政府所有；行政部门所有；或地方层面的公立机构或组织所有。
- 私有：森林由个人和家庭所有；由营利性或非营利私营机构或部门所有；由本地、部族或土著社区所有。
- 不明所有权：森林所有权不明，不清晰或有争议。

森林所有权的概念不同于开采使用权。公有森林的开采使用权可通过有时间限定的特许经营转让给私营部门，如森林为公有产权，但使用权为私有。相反（见第 4.2 节），规则也可以限制私营所有权和使用权。

前次全球森林资源评估（粮农组织，2015）估算，2010 年公有森林占全球森林面积的 3/4（近 30 亿公顷），私有林地约占 1/5（近 8 亿公顷），产权不明或不清的只有 4% 左右（Whiteman 等，2015）。表 14 和表 15 显示了 2010 年各区域和各气候区的森林所有权情况。

在各个区域和各个气候区，公有产权仍是森林所有权和控制权的主要形式（除亚热带地区外）。欧洲和北方地区公有森林比例很高，部分原因是俄罗斯森林中公有林占比极高；全球森林资源评估报告，俄罗斯的公有林地比例为 99%。在加拿大，91% 的森林为公有，大部分是由联邦政府拥有和管理（粮农组织，2015）。

表 14 2010 年各个地区的森林所有权（占森林总面积比例）

区域	公共	私营	未知
非洲	84%	11%	0.3%
亚洲	77%	23%	0.2%
欧洲	89%	11%	0.8%
北美洲和中美洲	61%	32%	4.5%
大洋洲	56%	42%	0.8%
南美洲	62%	17%	11.2%
全球	74%	19%	3.5%

说明：各列百分比的总和不一定是 100%，因为可用数据未覆盖 100% 的森林面积。

资料来源：粮农组织（2015）。

表 15 2010 年各个气候区的森林所有权（占森林总面积比例）

区域	公共	私营	未知
北方地区	93%	6%	0.7%
温带	52%	48%	0.1%
亚热带	48%	34%	10.3%
热带	74%	15%	5.5%

资料来源：粮农组织（2015）。

1990 年到 2010 年，公共森林面积每年缩减 0.24%，而私营森林面积每年则增加 1%（粮农组织，2015）³⁸。公有森林面积的减少在亚洲和非洲尤为突出（每年减速分别为 0.65% 和 0.49%）。在非洲，公有林地面积减少主要是森林净砍伐的结果，私有林地面积也略有缩减（每年减少 0.16%）。与之相反，亚洲的私有林地面积每年增长 5.32%（1990 年到 2010 年增加了 8700 万公顷）；其中 72% 的增长都是因为公有林地私有化，24% 是因为净植树造林，其余则是因为同期产权不明的森林面积减少。

私有化趋势在温带地区表现得最为强劲；据报告，1990 年至 2010 年公有森林面积年均缩减 0.53%，私有森林面积年均增长 1.76%。在温带区，1990 年到 2010 年私有森林面积增加了 9500 万公顷，其中 4000 万公顷来自公有森林转化，其余 5500 万公顷来自私营部门投资开展的植树造林（Whiteman 等，2015）。在热带地区，1990 年到 2010 年公有森林面积每年减少 0.45%，私有森林面积每年仅增加 0.36%³⁹。

二十一世纪头十年，中非和东南亚棕榈和橡胶种植园出现了新一轮的大规模土地并购热潮。对于东道国来说，这是很好的经济机会；但从天然林保护以及本地社区获取土地和资源的角度来看，这亦是一种威胁。为将风险转化为机遇，国家和区域层面上需要建立新的治理机制来设计并管理综合一体

³⁸ 这些趋势仅适用于在整个期间报告数据的国家，共计 169 个国家，占全球公有森林总面积的 76%；170 个国家，占全球私有森林总面积的 89%。

³⁹ 温带地区的可用数据覆盖了全部的森林总面积，而热带地区的可用数据覆盖了 86% 的私有森林面积，覆盖公有森林的比例仅为 58%。

的土地利用规划，同时考虑到各利益相关方的利益以及他们之间的权力关系（Feintrenie, 2014）。

有意思的是，2015 年全球森林资源评估（粮农组织，2015）的结果未表明森林私有产权与种植林或生产林面积扩大有任何关联。同样，关于森林所有权变化的可用数据还不详细，无法判定所有权变化是否对可持续森林管理产生了重要影响（Whiteman 等，2015）。这些结果可能与全球森林资源评估本身的定义有关。实际上，“私营所有权”涵盖了不同利益相关方（个人和家庭、小型或大型私营企业、非政府组织及本地社区）管理的多类森林，用于不同的用途（木材生产、采集非木材林产品、保护森林和生物多样性等）。而且，在很多由政府拥有大部分森林和树木的发展中国家，政府往往把管理权和/或使用权委托给地方机构或本地社区（Vira 等，2015）。据估算，全球森林中有 11% 为社区合法所有或管理，发展中国家这一比例高达 22%（RRI, 2015）。

2010 年，全球范围内所有权不明或不清的森林比例较小。在很多国家，若森林没有明确界定和得到认可的所有权，则会默认为由国家所有。实际上，这些森林名义上由国家所有，但却被本地居民用作不同用途，也就是说国家不总是行使排他的控制权和使用权（如上述定义所述）。报告所有权不明的国家可能认为，没有监督控制的国家所有权从长期来看是不可持续的，也希望能解决这个问题（Whiteman 等，2015）。

树木权属

土地权属和树木权属要区分开来，这两者不能混为一谈，特别是在一些沿袭传统权属系统的国家（粮农组织，1989；Howard 和 Nabanoga, 2007），且树木权属系统对抑制或刺激树木种植影响深远（Fortmann, 1984），在农业土地上尤为如此。

在很多情况下，拥有土地并不会自动获得了其上所种树木的权利（Fortmann 和 Riddell, 1984）。很多例子表明，部分树木的财产权或使用权由森林产权人或使用者之外的独特权利持有人拥有，即便在同一森林内也是如此（Castro, 1983）。而在其他情况下，种植树木往往会获得相应土地的权利；在湿润的西非地区，这种模式非常普遍（粮农组织，1989）。

还有一些情况下，即便农田为私有，林地仍然属于社区或其他本地群体。在某些国家，国内所有树木的权利都归属国家，未经允许私自砍树会被罚款，包括农民自有地上种植的树木。如在摩洛哥，即便是种植在私有土地上的阿甘树（*Argania spinosa*）也由政府所有（Biermayr-Jenzano 等，2014）。此类法律的初衷是保护树木，但经常会适得其反，反而是抑制了农民积极参与、主动种树的积极性（Murray, 1981）。

若农田为租用形式，则租赁安排（正规或非正规）可能对于鼓励或抑制租户种树起到很大影响。合约期限、是否要获得所有人许可以及合约期满后能够获得补偿都是需要考虑的因素。

4.1.3 获取和使用权

在同一个地块上，不同利益相关方或利益相关方群体可能在同时或相继拥有多种土地和自然资源权利。也就是说，即便是一个景观，也可能有着复杂的产权情况（Fortmann 和 Bruce，1988；Bruce，1999；Fuys 和 Dohrn，2010）。如在泰国，山地居民有权在个人拥有的低地农田中采伐竹子（Fuys 和 Dorn，2010）。尽管已经建立了调解机制，但复杂的权利仍可引发各种冲突（Bruce，1999）。如在摩洛哥西南部，放养骆驼和山羊的牧民经常会就放牧权利同拥有阿甘果使用权的本地居民发生冲突（Biermayr-Jenzano 等，2014）。

获取和使用权的问题对于很多依赖森林群体和社区的粮食安全和营养都至关重要，包括土著居民。对森林资源拥有事实上获取和使用权利的社区比拥有法律上权利的私有土地所有者或社区更加脆弱（RRI，2012）。如，土著居民土地上的伐木特许权和非法伐木已使依赖森林获取粮食安全和营养及生计的数千人流离失所（联合国，2009）。

各国私人土地获取的规定都不一样。插文 17 介绍了斯堪的纳维亚国家的具体案例。在芬兰、挪威和瑞典，土地所有人拥有狩猎权，政府通过狩猎许可进行约束。在加拿大，狩猎活动也要遵守狩猎许可的规定；但与北欧国家措施相比，加拿大的土地所有人没有排他权利（Heikkila 和 Aarnio，2001；Storaas 等，2001）。

插文 17 芬兰、瑞典和挪威浆果及蘑菇获取权及提供

在芬兰、瑞典和挪威，私有林地比例很高；根据前次全球森林资源评估，2010 年三个国家的私有林地比例分别为 70%、75% 和 80%（粮农组织，2015）。

在这三个国家，法律规定公众有权获取所有土地，不论是公地还是私地。因而，服务于不同目标的多种用途（不仅是木材生产，还包括公众采集非木材林产品）可能引发各利益相关方之间的冲突，特别是针对可行使公共获取权利的共有资源情。

在芬兰、瑞典和挪威，公共获取权允许公众进入私地，如出于自用或商业目的的捡拾浆果、蘑菇和香草。但在芬兰和挪威的某些地区，野生云莓（*Rubus chamaemorus*）却被排除在公共权利之外。另外，庭院和花园等私地也不在获取权保障范围之列。此外，在瑞典不允许捡拾坚果，这个历史传统对于喂猪的坚果仍然适用（Nordiska ministerrådet，1997）。随着对瑞典浆果的兴趣越来越高，且浆果的经济价值不断提升，公共获取与商业目的浆果捡拾之间产生了越来越多的矛盾（Sténs 和 Sandström，2013）。

森林资源的传统使用

很多社区都拥有深厚的知识底蕴。人们通过对本地环境长时间一手观察形成了独特的信仰，并建立了约束资源使用的自我管理系统，这些知识都口口相传流传至今。在很多领地中，传统的土著知识和做法，以及生物资源的

习惯用途，是确保依赖森林群体粮食安全和营养的基础。加拿大（Elliot等，2012）及中非关于传统知识与粮食安全和营养的一些实证研究表明，土著居民根据习惯传统收获、制备和保存野生森林食物会对粮食安全和营养产生积极的影响，特别是在本地层面（CCA，2014）。

土著社区与森林的复杂关系需要一些时间才能在国际和国家层面上得到认可并正式确定下来。即便是在今天，这种承认也仅限于一些国家已经通过的原则和国际声明，但这些国家仍未对此类原则和声明赋予任何法律价值。《我们共同的未来》（Brundtland，1987）定了基调，坚持表示针对土著人群制定公正人道政策的出发点是承认并保护他们对赖以生存的土地及其他资源的权利。

《关于环境与发展的里约宣言》（1992）⁴⁰（在第22条原则中）提出土著居民拥有知识和传统习俗，对于环境管理和发展发挥着重要作用。自那之后，多数国际法律文书都表示，若不保护和包容本地社区，包括土著居民，可持续发展就无从谈起。本地居民必须能够根据自己的独特传统获取特定的权利。《里约+20宣言》（2012）《我们期望的未来》⁴¹承认“土著人民和当地社区的传统知识、创新和做法可以对保护和可持续利用生物多样性做出重要贡献，对其广泛加以应用可以支持社会福祉和可持续生计”，另外还认识到“土著人民和地方社区往往最直接依赖生物多样性和生态系统，因此，他们往往会受到生物多样性丧失和生态系统退化的最直接影响”。2007年，联合国大会通过了《联合国土著民族权利宣言》⁴²，提出了全球土著居民生存、尊严和福祉的最低标准，包括“有权确定并制定优先重点和策略，开发或使用其土地或领地和其他资源”。

传统森林使用模式取得成功的一个原因是土著居民与食物的关系具有深厚的文化内涵。一项针对加拿大部分第一民族的研究提出了“文化粮食安全”的概念，强调原住民要能通过传统收获方法可靠地获取重要的传统食物（Power，2008）。同样，中非的多项研究都提供了证据，正式森林产品用于本地消费时，森林社区采用的收获方式更可持续，能够促进森林再生和生物多样性保护（Rerkasem等，2009）。现在面临的挑战是确保土著居民对本地知识和森林资源的传统使用能够得到原生境保护，能够持续改善粮食安全和营养，不断从各异的知识系统中汲取营养。

森林资源的获取依赖国际协定及国家法律框架下在各个层面组织的使用权和财产权。《支持在国家粮食安全范围内逐步实现充足食物权的自愿准则》（《自愿准则》）（粮农组织，2005）鼓励各国促进可持续、非歧视、有保障地获取和利用资源，保护对人们生计具有重要意义的资产。

⁴⁰ 可见 http://www.unesco.org/education/pdf/RIO_E.PDF

⁴¹ 可见 http://www.un.org/disabilities/documents/rio20_outcome_document_complete.pdf（2017年3月查询）。

⁴² 可见：http://www.un.org/esa/socdev/unpfii/documents/DRIPS_en.pdf

4.2 森林和树木的治理文书与工具

国际与国家层面上现有多种森林和树木治理工具。有些工具是专门性的，侧重于森林和树木的一项功能；也有些工具综合考虑了森林和树木对可持续发展提供的多项惠益。这些工具可以是监管性或市场性，或两者结合的属性。

4.2.1 国际干预和协定

国际协定或条约可为自愿或强制性质，主要目的是实现共同目标。现有很多联合国公约，如涉及气候（见第 3.3.4 节和插文 18）、生物多样性（《生物多样性公约》）以及国际劳工组织的《独立国家土著和部落居民公约》（国际劳工组织第 169 号公约），多数都有非常具体的目标，对森林会产生影响。联合国发起的《森林原则》由 1992 年的联合国环境与发展会议于里约热内卢通过，是一份不具法律约束力的文件⁴³，文中提出了可持续林业的几项建议。

直接着眼于粮食安全和营养事宜的是粮安委（粮农组织，2012c）制定的《国家粮食安全范围内土地、渔业及森林权属负责任治理自愿准则》（《自愿准则》）。《自愿准则》为各国提供了改善土地、渔业和森林权属治理的具体指南，旨在逐步实现充足食物权、消除贫困并实现可持续发展，同时也对脆弱和边缘人群给予了特别关注。

2017 年，联合国森林论坛通过了《2017-2030 年联合国森林战略计划》，目标是“促进可持续森林管理以及森林和林外树木对 2030 年可持续发展议程的贡献，包括加强各个层面的合作、协调、一致、合力以及政治承诺和行动”。《战略计划》确立了全球框架，推动“所有层面采取行动，可持续管理各类森林及林外树木，阻止森林砍伐和退化”，以及“从森林的角度促进实施国际森林相关的文书、进程、成果和目标”⁴⁴。

插文 18 减少毁林和森林退化所致排放计划：潜力与不足

减少毁林和森林退化所致排放计划（REDD+）是一项旨在减少毁林和森林退化所致排放的跨国行动，特别是在发展中国家。REDD+的目标是在可持续管理系统中开发实施保护措施，提高森林的碳储备。这项倡议于 2005 年首次在《联合国气候变化框架公约》下进行谈判。参与 REDD+的发展中国家需要：制定战略，编制国家森林规划，建立报告 REDD+活动的国家森林监测系统；提供关于如何保障森林社会和环境价值的信息。REDD+受到很多批评，其中一项是它会诱导土地权属和经济效益的改变，可能会给本地居民之前从森林中获得的收入带来不利影响。⁴⁵

有人提出关切说，减排具有全球性的重要意义，而 REDD+计划从这个角度来评估森林，就有可能破坏森林为本地居民提供的一些生态系统服务，包括食物、燃料木材和药物，这些对于居住在森林之中或依赖森林的数百万贫困人口来说都非常重要。REDD+会让政府有更大的动力去限制人们对森

⁴³ 见 <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-3annex3.htm>

⁴⁴ 包括《2030 年可持续发展议程》、《联合国气候变化框架公约》下通过的《巴黎协定》、《生物多样性公约》、《联合国防治荒漠化公约》以及《联合国森林文书》。

⁴⁵ 见 <http://www.unredd.net/documents/redd-papers-and-publications-90/un-redd-publications-1191/fact-sheets/15279-fact-sheet-about-redd.html>

林的获取。很多土著和其他依赖森林社区的权属充满着不确定性，这让他们面对此类风险尤为脆弱（Phelp 等，2010；Espinoza-Llanos 和 Feather，2011）。社区在不知情的情况下接受了让与土地利用权利的条款，承担森林损失的责任，或接受低于放弃土地用途真实机会成本的付费，这些做法都面临风险。

REDD+给森林居民带来的部分潜在风险包括：破坏传统的土地权利，实行严苛的措施；无法再获取森林资源用于维持生计或满足创收需要；引发土地使用矛盾；以及迁出森林。由于森林治理系统尚不完善，REDD+的预期效益都集中在精英受众，这可能会抑制本地的粮食生产，带来粮食不安全风险，加剧贫困问题（Poudyal 等，2016）。

REDD+投资要加强国家层面的森林治理，特别是在非法伐木猖獗及森林部门制度缺失的国家，但仅注重森林部门尚不足以应对并协调砍伐森林的各种农业动因。为实现 REDD+的碳排放减缓目标，政府要考虑农业的作用；在全球范围内，农业都是砍伐森林的主要动因。REDD+提供了史无前例的机会，让各国通过制定政策、建立制度和提升能力来应对这些压力，但很多国家在根本性解决森林砍伐和退化的农业动因方面仍有很长的路要走。Kissinger（2013）提出，为实现 REDD+的减排目标，政府要考虑农业的作用；在全球范围内，农业都是砍伐森林的主要动因。具体措施包括：

- 将 REDD+目标同农业系统的转变（集约生产，先满足国内需要再放眼出口市场）结合起来，目的是在气候变化不断加剧的背景下稳定粮食安全，巩固依赖森林社区和小农户的权属及获取权利；
- 确保参与 REDD+计划的国家政府将 REDD+准备活动及国家战略的重点放在以下方面：建立并支持充足的法律制度框架（如低碳发展承诺）；治理；以及测量、监测、报告与核实系统，考虑并响应农业在森林砍伐方面的作用，将着眼点拓展至林业部门以外，将保护陆地碳储备的长期目标与为越来越多人口提供食物的短期目标相结合。

见：<http://www.un-redd.org/>

区域层面也有一些围绕森林和树木的举措。如中部非洲的刚果盆地有着全球面积第二大的热带森林。这些森林面临的压力不断增多，可能会导致大面积砍伐和退化，加剧大量依赖森林群体的贫困和粮食不安全状况。为应对这个问题，6个中非国家在喀麦隆签署了《雅温得宣言》（1999年3月17日）⁴⁶，组建了中非森林委员会（COMIFAC）⁴⁷。中非森林委员会起草了《趋同计划》，确立了森林保护的共同目标，鼓励开发协调一致的区域保护行动。刚果盆地森林伙伴计划（CBFP）于2002年设立，汇聚了97个愿意投资实现《雅温得宣言》目标的合作伙伴⁴⁸（de Wasseige 等，2012）。

4.2.2 国家规定和政策

在国家层面上，公立主管部门有很多措施可引导森林管理的方向。如前所述，政府通常拥有大部分森林，因而或直接管理或将管理委托给非政府部门，就森林管理提供或多或少的引导。国家当局还可制定规范性原则，引导

⁴⁶ 喀麦隆、中非共和国、乍得、刚果、刚果民主共和国、加蓬（见 http://pfb-cbfp.org/docs/key_docs/declarationyaounde.pdf [法语]）。

⁴⁷ 见 <http://www.comifac.org/>。布隆迪、赤道几内亚、卢旺达以及圣多美与普林希比共和国也加入了该计划。

⁴⁸ 包括非洲政府、捐赠方机构和政府、政府间组织、非政府组织、科研机构 and 私营部门（见 <http://pfb-cbfp.org/home.html>）。

整个林业部门的发展。为实现这一目标，政府要综合运用多个工具：对公有林实行直接或委托管理，法律法规，激励机制，包括具体的税收安排，市场工具；在越来越多的情况下，这些工具要组合运用。

国家法律法规确立了森林定义（见第 1.1 节）以及适用的规则；可以专门划定永久性森林用地（见第 4.3 节）；可以确定林地和树木的财产权和权属；可以限制财产权，如增加保护私地上面树木的规定。

国家规则还可以确定获取和使用权利（包括传统权利）得到承认与保护的方式，包括对土著人群和本地社区的考虑。如多数欧洲国家都允许公众获取森林资源，森林所有人拥有限制此类获取的特定权利，主要是自然保护，即保护重新种植或天然再生森林。在多数此类国家中，公众都拥有采集部分非木材林产品的使用权，通常要求获得森林所有人的同意；各国的具体做法不一，某些权利要受到规定和具体的限制（欧洲经济委员会，2004）。

国家规则还建立了国家、区域和本地层面的森林管理组织，包括森林管理的制度组织，面对公有林和私有林可能会有不同安排。政府可将部分管理权委托给各个机构，公立或非公立均可，包括社区层面的机构。国家规则还确立了森林部门不同利益相关方的各自角色和责任，建立了约束相互经济和财务关系的法律框架，包括公私伙伴关系的作用。

目前，越来越多的国家规则还包括了相关安排，实行森林活动分区和/或划定具体的森林功能和角色。区划安排可以包括保护区，如国家公园或其他保护区，或需要森林行使具体保护功能的地区（见第 3.2.3 节）；区划安排通常会配有具体的管理规定，包括治理方面的规定及/或更好履行具体职能的相关规定。国家法律还可以确立或承认造林标准；此外，越来越多的法律还会确立与认证计划相联系的环境或可持续性标准（见第 4.2.2 节）。

国家森林政策和法律越来越趋向考虑森林和树木的多重功能，追求实现多重目标，包括木材生产、能源、生物多样性保护、气候变化适应与减缓、水土保持、本地社区赋权（见第 3 章和第 4.3.3 节）。越来越多的国家建立了可持续森林管理的支持性环境（见第 4.3 节），确定了综合发挥森林和树木多重功能的宽泛定位。

插图 19 瑞典的林业模式 – 着眼于可持续性的森林管理系统

瑞典是一个森林覆盖率很高的国家：瑞典拥有全球 1% 的商业林，但全球 10% 的锯材、纸浆和纸张都由瑞典森林提供。1993 年，受到强大的环境游说影响，瑞典对森林政策推出了重要改革措施。在改革之前，生产目标为主导目标；改革后，环境目标被置于与生产目标同等的地位。新法同样适用于私有林地（50%）、企业林地（25%）和国有林地（25%）。

随着林业目标的转变，森林法也相应放松了管制，取消了关于森林管理的所有具体法规。“责任下的自由”理念被引入森林政策；虽然没有具体规定，但森林所有者在管理森林时仍要考虑很多目标，包括：

- 生产目标；
- 环境目标；
- 社会目标；
- 休闲目标（包括旅游）；
- 运用林地的其他土地使用者（如驯鹿饲养）；以及

- 森林中的文化环境（如远古纪念）。

环境考虑是指森林管理中对于自然价值、土地、水、文化环境（包括生物文化价值）和社会价值各种考虑的汇总（Johansson 等，2009）。

瑞典林业模式面临的挑战是在森林的多重目的使用中达成平衡，既确保所有价值的实现，也要继续保持木材高产。在管理过程中，木材生产非常重要，但环境改善也同等重要；环境改善会间接影响粮食安全和营养，与粮食安全和营养相关的非木材林产品的生产，如浆果、蘑菇、野味，以及提供驯鹿的放牧场所。

见：<https://www.skogsstyrelsen.se/en/about-us/>

瑞典林业模式（见插文 19）及很多其他模式提供了森林综合管理的典范，将基于科学和证据的林业发展同积极实现各种用途有机地联系起来（Lindahl 等，2015；Pülzl 等，2014）。

考虑到森林生长的时间框架，林业政策顺利实施的一个重要条件是创造稳定和长期支持的环境，清晰确定各项优先重点。中国林业规定和计划的成功提供了一个典范。从上世纪 70 年代到 90 年代，中国一直实行木材生产与生态发展并重，比以往都更加强调可持续森林管理以及森林的保护功能（国家林业局，2013）。关于荒漠化防控的插文 15 介绍了非洲北部顺利实施长期政策控制荒漠化的其他例子。

针对 7 个国家（智利、哥斯达黎加、冈比亚、格鲁吉亚、加纳、突尼斯和越南）的案例研究分析表明，在保持或提高森林覆盖率的同时是可以改善粮食安全和营养的（粮农组织，2016a）。这些成功案例可提供很多重要的借鉴。这些国家都在政策中承认并整合了森林的各种经济、社会和环境效益，包括对可持续发展、减贫及气候变化计划的贡献。这些案例说明了适当组合各项政策工具的重要性，包括监管工具、激励措施和税收优惠，目的是促进可持续森林管理，提高农业生产率。所有案例研究都表明要建立行之有效的法律和制度框架，确定可预测、有保障的土地权属、土地利用规划和措施来约束土地用途的改变，包括确定针对环境影响评价和制定区域特殊保护的要求。这些案例还说明了充足供资的重要性，公有部门要为农业部门、森林部门以及农村发展计划提供充足的资金。另外，这些案例也展现了在国家、景观和地方层面实行土地利用综合方法的重要性（粮农组织，2016a）。

政策顺利实施的另一个条件是多措并举。如新西兰在保护森林和/或鼓励造林方面实行了多项计划⁴⁹；有些计划明确着眼于提高碳储备，将此作为主要目标或减少侵蚀的伴生效益，并利用新西兰碳信用制度中的碳信用作为政府进行拨款的担保。这些措施的结合既能推动实现全球目标、减缓气候变化，也有助于实现本地和景观层面的目标，重点治理退化或稀松地区。

4.2.3 认证及其他市场化工具

现在有越来越多的人推动使用市场化工具，包括环境服务付费或认证制度，公共利益相关方参与程度不一，另外还有私营部门和民间社会。

⁴⁹ <https://www.mpi.govt.nz/funding-and-programmes/forestry/>

环境服务付费是服务买方与卖方之间的自愿交易，条件是提供特定的生态系统服务或以保障服务的方式利用土地（Wunder, 2005）。环境服务付费最初作为一种非政府治理形式推广，运用市场化方法减少森林砍伐和退化，现在更多的是采用混合模式，可在不同规模的背景下应用，涉及公共、私营和民间社会等各类利益相关方。政府在此类计划中常常发挥重要作用，可建立法律框架，实行私营环境服务付费，也可以建立由公共资金定义和筹资的环境服务付费制度（Vira 等, 2015）。

林业相关服务（如得到REDD+承认的林业在固碳方面的作用）市场的兴起引发了私营行动方投资林业的新热潮；私营投资常常是与国家、非国家（非政府和商业）或本地社区合作开展。在印尼、巴西和热带森林资源丰富的其他国家，REDD+项目吸引了自愿碳市场方面的私营投资。碳认证及社区对这些项目的关注是市场评价的重要考虑，有助于改进治理以及企业与社区和农村邻居之间的关系（McDermott等, 2015）。在任何情况下，都有必要强调碳只是森林管理创收的一小部分。

科学家并不认同市场能力，以及采用激励性的森林治理方法来融合环境与社会目标，推动生态系统服务、本地生计与粮食安全和营养协调发展。有些人认为，此种方法能给农村社区带来新的收入，同时也支持有利于保障长期粮食安全和营养的生态系统服务（Harvey 等, 2014；Smith 等, 2013）。还有些人认为，此种方法的成本高于预期效益，更有利于大企业和富裕农民（从土地或教育方面说），而非小农和妇女；另外，这种方法也会加剧本地和土著居民以及本地社区丧失土地和资源获取权利的风险（Vira 等, 2015）。

认证计划与自愿标准

认证计划为市场化工具，要确立“非国家”标准，通过生产者、非政府组织和/或私营伙伴组成的网络进行监督。

森林认证计划可依据推广和测量可持续森林管理的一整套管理标准开展独立评估（CEPI, 2006），为终端消费者提供保障，让他们确信他们的需求是通过管理得当、可持续的来源加以满足的。森林认证在可持续森林管理独立评估及监测方面发挥重要作用，可根据国际通行原则来评定森林管理是否满足了获批的标准和指标要求，以及是否合乎国家层面森林资源使用法律规定的要求。

森林管理方面的独立国际认证计划于上世纪 90 年代末期引入，最初是作为自愿工具，旨在提高认识，推广可持续森林管理，促进来自于可持续管理森林的产品贸易（见插文 20）。

现有数据展示了这些计划的成功，全球范围内认证计划覆盖面积大幅增加，从 2000 年的 1380 万公顷扩大至 2014 年 4.38 亿公顷⁵⁰（粮农组织, 2015），年均增长约 3000 万公顷（MacDicken 等, 2015）。目前出现了很多其他倡议，如自愿伙伴关系协定，旨在确保森林产品来自于得到可持续管理的森林，但上述认证计划的覆盖面积预期在未来还会继续扩大。截至 2014 年，森林认证主要集中于北方林和温带林 – 占国际认证森林面积的 90% - 而热带森林认证仅占认证森林总面积的 6%（MacDicken 等, 2015）。

⁵⁰ 这些数据包含了部分重复计算（约占 2%），因为有些森林管理单位在两个计划下都有认证。

私营自愿标准呼吁所有利益相关方（包括私营企业）参与进来，逐步实现可持续生产；但也提出了一些问题，如公共和私营利益相关方在此类标准设计实施过程中各自的角色（Rival 等，2016）。

插文 20 国际森林认证计划

森林认证体系认可计划（认可计划）宣称是全球最大的森林认证系统，目的是转变全球各地的森林管理模式，确保人类能够享受到森林创造的环境、社会和经济效益。认可计划在北美（59%）和欧洲（31%）认证的森林面积最大，亚洲和大洋洲（均为4%）以及中南美洲（2%）由认可计划认证的森林比例低很多。认可计划尚未进入非洲。

森林管理委员会（森管会）是一家国际组织，主要有3个目标：推广环境友好型森林管理；确保发挥社会效益（特别是针对土著居民和本地社区）；以及确保经济可行性。森林管理委员会覆盖了欧洲47.4%的林地；北美为35.9%；南美洲及加勒比为6.9%；亚洲为4.3%；非洲为4.2%；大洋洲为1.4%。

森管会下设决策机构（每个目标各设一个），而认可计划则是要寻求在不同目标之间达成共识。认可计划基于国家森林管理标准（自下而上的方法），而森管会则采用国际标准并对照国际标准评价国家标准（自上而下的方法）。

在很多地区，客户接受双重认证非常常见。

这些认证计划在两个层面组织：国际及国家。在国际层面要确立总体愿景、总体目标和具体目标，国家层面则更为具体，会概述国家目标和具体目标以及本地的前提条件。在森管会系统中，有39个国家制定了森林认证国家标准，认可计划中有32个国家制定了国家标准；在某些国家，如中国和印尼，认证已经写入国家森林政策。截至2013年，61个国家报告公有林获得森管会认证，约30个国家获得了认可计划的认证，主要在欧洲和北美（粮农组织，2014a）。

两个计划虽不直接着眼于粮食安全和营养，但都包含与其相关的内容。如森管会的标准5与认可计划的标准4都涉及了包括生态系统服务在内的森林创造效益（其中可包括粮食安全和营养），森管会的标准6和认可计划的标准3规定了狩猎和捕鱼的管控。两项认证计划还在农药管理方面谈及了食物链。另外，两项认证计划都规范了土著居民的森林权利，但未具体提到粮食安全和营养（森管会，2015；认可计划，2010）。

见：<https://ic.fsc.org/en>；<http://www.pefc.org/about-pefc/who-we-are/facts-a-figures>。

自愿绿色建筑计划、建筑规范和标准的制定，也推动了对以合法、可持续方式采伐木制品的使用。如非政府组织牵头的《美国国际绿色建筑规范》于2012年3月最终定稿，现已被10个州全部或部分采纳。自愿的“能源与环境设计先锋”（LEED）绿色建筑认证计划在美国得到广泛认可；建筑研究院环境评估方法的应用范围也很广，在7个欧洲国家（奥地利、德国、荷兰、挪威、西班牙、瑞典、英国）推出了因地制宜的认证计划（粮农组织，2014a）。

绿色采购政策可支持并增加对合法可持续木材及木材产品的需求。截至2010年底，共有14个国家在中央政府层面推出了针对木头和木制产品的公共

部门采购计划（奥地利、比利时、丹麦、芬兰、法国、德国、日本、墨西哥、荷兰、新西兰、挪威、瑞士、英国）（欧洲林业常委会，2010）。截至2013年，针对木材产品已制定绿色采购政策或法律的国家包括澳大利亚、中国、印度、意大利、韩国和斯洛文尼亚。

可持续棕榈油圆桌会议（RSPO）汇聚了棕榈油供应链上的私营利益相关方和非政府组织，提出要针对“RSPO 认证的可持续棕榈油”制定实施可信的全球标准，让供应链上的所有利益相关方参与进来，努力推行市场变革，让可持续棕榈油成为常态。其中一个核心诉求是减少森林砍伐。已经认证的棕榈油近 1200 万吨（250 万公顷），占全球总产量的 21%⁵¹。同样，负责任大豆圆桌会议⁵²也制定了可持续生产标准，涵盖了整个价值链上的多个利益相关方，包括政府、非政府组织、企业、进出口商。Elgert（2012）表达了对此类计划的关切。他认为此类计划有助于加强私营企业与环境非政府组织之间的新型伙伴关系，但却可能将小农边缘化，危及土著居民和农民社区对土地和资源的获取。小农对全球棕榈油生产的贡献率为 40%，因而出资支持他们参与 RSPO 认证非常重要（Rival 等，2016）。

4.3 前进道路：可持续森林管理推动粮食安全和营养

森林和树木提供的重要生态系统服务正在被逐步纳入森林管理，但其对粮食安全和营养的作用，特别是对部分最脆弱人群的作用，可能会与森林和树木的其他功能产生矛盾，目前仍未得到充分重视（Vira 等，2015）。强有力的非本地利益相关方（如私营企业）获得特许经营权，新建基础设施或开发工业项目，也可能损害本地社区和小农对农田及森林资源的权利（Agrawal 等，2008）。

《里约+20 宣言 – 我们期望的未来》重点提及了森林创造的社会、经济和环境效益，呼吁进一步采取行动，加强森林治理，实现可持续森林管理，同时要放缓、终止并扭转森林砍伐和退化的局面。

如第 1 章定义所述，可持续森林管理必须考虑并纳入以下方面：森林和树木的多重用途；各种用途的权衡取舍与协同增效；以及不同利益相关方的利益、需要和权利（包括获取资源的权利），特别要关注最脆弱人群。全球森林资源评估围绕可持续森林管理的一整套适宜条件收集了信息：

- 永久性林地：保留部分森林区域的理念是森林可持续管理的基础；
- 法律框架：建立支持可持续森林管理的政策、法律和制度；
- 国家数据报告：确保森林存量数据质量，以及建立定期监测和报告机制，对于可持续森林管理都不可或缺；
- 森林管理计划；
- 利益相关方参与决策过程：此种参与可助力政治辩论，帮助减缓冲突，加强各利益相关方的合作，提高国家森林政策的质量（粮农组织，2009c）。

⁵¹ 见 <http://www.rspo.org/about>（2017 年 5 月 31 日更新）。

⁵² 见 <http://www.responsiblesoy.org/?lang=en>

在前次全球森林资源评估中，163个国家报告的“永久性林地”面积合计22亿公顷，其中不到15亿公顷被从法律上划定为“永久性森林地产”⁵³；近150个国家表示已制定了支持可持续森林管理的政策和法律框架，126个国家建立了利益相关方参与可持续森林管理的国家平台（粮农组织，2015）。MacDicken等（2015）表示，全球范围内有11亿公顷森林（占永久性林地的一半）满足了上述可持续森林管理的有利条件，热带森林中可持续管理水平达到中级或良好的森林面积比重最小（23%）。

实行可持续森林管理，就需要在在从景观到全球层面的不同地区范围内建立治理机制，明晰短期和长期目标，让包括土著居民和本地社区在内的不同利益相关方参与进来，承认并管理各种矛盾（见插文21中魁北克的例子）。

插文 21 魁北克的地方治理及森林治理社会网络：对于实行可持续林业促进粮食安全和营养有哪些启示？

在加拿大，公有森林为各省管辖，各省均可自行建立法律和监管框架。在魁北克省，森林政策在数十年间经历了巨大的变化（Blais 和 Boucher，2013）。2010年3月，魁北克省通过了森林地区可持续管理法，确立了新的林业制度。新法修订了森林规划各利益相关方的角色和职责，制定了综合的森林资源利用方法。近期在魁北克省开展的调研表明，森林治理方面新的行动方引入了新的安排，政府与其他森林利益相关方共享权责，确保新的治理模式能促进森林部门各利益相关方的协调（Chiasson 和 Leclerc，2013）。

资源管理综合规划区域圆桌会议是魁北克省地方层面主要的治理工具，目的是通过综合管理推广公共土地上自然资源的可持续开发，让区域内所有社区从中受益。这些圆桌会议汇聚了直接关注公共土地的各类部门利益相关方。

区域圆桌会议的作用和职责包括：

- 推动本地合作，促进各种用途的协调一致；
- 确定资源与土地保护及开发的共同目标；
- 与森林、野生动物和公园部区域办公室一道制定策略层面和执行层面的森林管理综合计划。

在魁北克省的很多地区，资源管理综合规划区域圆桌会议都是由6个部门小组组成，代表了主要的相关伙伴，包括1）林业；2）野生动植物；3）拥有权利的其他使用者；4）自然；5）领地；6）第一民族。

这种模式可用来推动森林资源的各利益相关方及各使用者之间协同增效。特别是，这种模式可基于粮食安全和营养建立并完善本地社会网络，通过森林资源治理促进粮食安全和营养。

区域圆桌会议在某些方面类似于森林治理社会网络。社会网络是指不同行动方构成的一整套关系，可以是有组织的，也可以是非正式的。在林业部门，各利益相关方汇聚到社交网络之下，共同解决自然资源问题和困境；部分实证研究已展现了社会网络的重要意义（Bodin 和 Crona，2009）。

⁵³ 全球森林资源评估区分了“永久性林地”和“永久性森林地产”。“永久性林地”是指“被划定或预期保留作为森林的林地面积，转作其他土地用途的可能很小”，而“永久性森林地产”是指“根据法律法规被划定为森林保留地，不可转作其他土地用途”（粮农组织在，2012a）。

下文几段重点讨论了治理的四个重要方面，有助于实行可持续森林管理推动粮食安全和营养：

- 制定森林管理计划；
- 推动综合的景观方法，将森林和树木作为重点内容加以考虑；
- 确保森林利益相关方参与，以便提高认识，优化森林和树木对粮食安全和营养做出的直接和间接贡献；
- 实行基于权利的方法。

4.3.1 森林管理计划

在全球森林资源评估中，粮农组织监测了“森林管理计划”覆盖的森林面积，其定义是“长期记录的管理计划，旨在实现可定期调整的既定管理目标”。此类计划必须详细说明各个运营单位中规划的具体活动，也可以提出更为总体的管理策略。森林管理计划可确定一个主要目标，或生产或保护，或致力于实现多个目标（粮农组织，2012a）。

在前次全球森林资源评估中，167个国家（占全球森林总面积的98%）报告至少有部分区域实行了森林管理计划。2010年，全球范围内实行管理计划的森林面积增加至21亿公顷（占全球森林总面积的52%）。森林管理计划是推行可持续森林管理的有利条件，但森林管理计划本身还不足以保证顺利实施（MacDicken等，2015）。表16显示，森林管理计划在欧洲已经成为常态，在亚洲也十分普遍，但在南美洲和非洲仍需推广；这两个地区在可持续森林管理及本地社区粮食安全和营养方面面临的挑战最为极端。

表 16 2010 年森林管理计划覆盖面积，按区域划分

区域	森林管理计划覆盖面积	
	(百万公顷)	(占森林总面积百分比)
全球	2100	52
非洲	140	22
亚洲	410	70
欧洲	950	94
北美洲和中美洲	430	57
大洋洲	46	27
南美洲	125	15

资料来源：根据粮农组织（2015）编辑整理。

自上世纪50年代以来，出于保护目的实行的森林管理计划覆盖面积快速增加；2010年，各个气候区内出于生产和保护目的实行森林管理计划面积大体相当，如表17所示。

表 17 2010 年森林管理计划覆盖面积，按气候域划分

气候区	森林管理计划 覆盖面积		出于生产目的的 森林管理计划		出于保护目的的 森林管理计划	
	百万公顷	占区内 森林面积 百分比	百万公顷	占区内 森林面积 百分比	百万公顷	占区内 森林面积 百分比
北方地区	1074	88	443	36	401	33
温带	425	63	176	26	209	31
亚热带	91	28	37	11	29	9
热带	510	28	191	11	204	11
全球	2100	52	846	21	843	21

资料来源：MacDicken 等，（2015）。

4.3.2 推广综合的景观方法

农业、森林和水生生态系统是共享同一个景观的动态系统。景观是一个社会生态系统，包括多种自然及/或人为生态系统，具有独特的地形、植被、土地利用和居住区格局，受到各种生态、历史、经济和文化条件影响（生物多样性/地球研究所，2013）。因此，各种生物物理、社会经济及制度因素相互作用主要发生在景观层面，也可以在景观层面观察得到（Jackson 等，2005；Sachs 等，2012）。

这里面的挑战是在有限的空间内利用有限的自然资源实现常常互为竞争的多重目标，同时还要尽量减少对环境造成的损害。这就需要我们超越“土地共享”与“土地节约”之争，实行更加综合的景观方法。

“土地共享”与“土地节约”之争

争辩的核心问题一直是如何扩大农业生产来满足不断增长的需求，同时还要保护生物多样性：是要提高现有农田的生产率，同时保护自然生态系统以期保护生物多样性（土地节约）；还是要推广复杂景观，同时兼顾低密度农田与自然特点，并将生产和保护目标结合体现在同一个土地单元之中（土地共享）（Acton，2014；Fischer 等，2014；Vira 等，2015；Phalan 等，2016）。

在不同国家开展的多项研究表明，“土地节约”是协调生产与生物多样性保护的最好策略（Vira 等，2015；Deakin 等，2016）。有些人提出，可持续提高现有农田的生产率能够做到，这将减少环境面临的压力，节约土地保护生物多样性（Garnett 和 Godfray，2012；Pretty 和 Bharucha，2014）。Strassburg 等（2014）发现，生产率水平只要适当地提高，巴西就可以避免农业面积扩张导致的森林砍伐。但此类“土地节约”策略也引发了一些关切。首先，生产率提高后，农田的利润率也会相应上升，会进一步刺激农业扩张和森林砍伐（Belassen 和 Gitz，2008；Phelps 等，2013；Byerlee 等，2014；Oliveira 和 Hecht，2016）。其次，农业土地可持续集约化必须与“节约”土地上的自然生境保护明确联系起来，但事实并非总是如此（Vira 等，2015）。再次，农业生产集约化可能会造成农业生物多样性减少（Green 等，2005；Kleijn 等，2009）。

“土地共享”的拥趸将其视作解决上述关切的有效途径，认为通过共享可以打造多功能景观，同时实现生产和保护的目标。相关研究表明，这些复杂的“生态农业”景观模拟了社会文化背景下的自然生态过程，很可能比单一景观抵御性更强（Elmqvist 等，2003；Tschardtke 等，2005；Scherr 和 McNeely，2008）。如在日本，传统景观被称为 *satoyama*（“*sato*”表示家乡；“*yama*”表示林地山区），包括由村庄及其周边农田以及多功能森林构成的社会生态网络（Indrawan 等，2014）。比起简单地限制进一步的森林损失，加强同一景观内森林地块的连通性有时候更加有效，能够优化多种生态系统服务的长期提供（Mitchell 等，2014）。如在一项针对婆罗洲北部景观的研究中，Labrière 等（2015）表明，火耕农业、割胶和伐木形成的传统地貌转变成多功能混合景观后，在保持生物多样性、碳储备和土壤侵蚀控制方面的表现都远远优于单一的油棕榈或橡胶种植，面对价格波动抵御能力也更强。但是“土地共享”方法也有局限，因为很多物种在人类主导的农业景观中都无法生存；且由于单产低，农业会需要更多的土地（Kleijn 等，2006）。Jackson 等，2007；Phalan 等，2011）。

综合的景观方法

“土地节约”与“土地共享”这种两极分化的理论之争是因为视角不够宽泛（Perfecto 和 Vandermeer，2010；Fischer 等，2014；Deakin 等，2016）。

首先，这种争论未考虑不同规模之间的互动关系：地方层面的土地节约可能在更大范围的景观内是一种土地共享（Grau 等，2013；Baudron 和 Giller，2014）。

其次，争辩的焦点是生产与生物多样性保护的矛盾，但忽视了其他目标（不论是环境、经济还是社会目标），以及这些目标在不同时空规模总的权衡取舍（见第 3 章）。特别是，在混合景观中设计和实施适当的土地用途，以及通过适当的决策过程限制并管理需求和利益各异的利益相关方之间的矛盾，也需要做出很多艰难的选择（Vira 等，2015；Reed 等，2016）。

再次，争辩忽视了景观管理的政治维度（Fischer 等，2014）以及远距离行动方在本地决策中的影响。有哪些利益关注？利益相关方之间的权力关系如何？景观中谁拥有什么？谁从管理选择中获益或受损，对不同时空规模会产生怎样的影响？对于让其他利益相关方从中受益的各项措施的成本，应如何补偿所有者或生产者？

因而，科学和政治争辩应超越“土地共享”与“土地节约”之争，转向符合千年生态系统评估（MA，2005）⁵⁴中“适应混合景观”情境的完全一体化景观方法，并让利益相关方参与其中（见下文）。

由于背景多样且方法可塑性强，科学家们都不愿对景观方法给出一个过于严格的定义（Sayer 等，2013）。但国际农业研究磋商组织的 FTA 计划对其进行了如下描述：“景观方法涉及农业、林业和其他土地用途及其维持的生计，它超越了传统的管理和治理边界，希望提供工具和概念来识别、了解并解决复杂的环境、社会和政治挑战，支持循证、包容的先后排序、决策和实施”（FTA，2017）。

⁵⁴ 见 <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.332.aspx.pdf>

流域管理是一个很好的例子，可在从小规模山地流域到宽阔的河流流域等各种规模下实施。流域管理有利于提供各类生态系统服务，如滑坡和洪灾防控或气候调节（粮农组织，2006，2007b）。流域管理方法包含了景观层面的多种土地用途（包括农业和森林），考虑了自然资源管理与生计改善之间的联系（Turner，1989）。

营养敏感型景观的概念旨在将粮食安全和营养关切纳入可持续景观管理。营养敏感型方法由 Ruel 和 Alderman（2013）提出，着眼于营养不良的深层次（而非浅表）因素，涵盖了农业、健康、教育、水和卫生等部门。营养敏感型景观方法采用综合景观方法，给营养干预增加了一个重要的维度。在这种模式下，各类食物实行可持续生产和购买，以期满足人类的营养需求，同时还要保护生产食物的环境。营养敏感型景观方法考虑了特定景观中的多种互动互通，追求实现粮食安全和营养方面的多重目标，推动自然资源可持续利用和生物多样性保护，既关注人类健康，也顾及环境健康。

营养敏感型景观方法由“不损害”生态系统及其提供的服务转向主动积极的干预（Daily，1997），推动实现健康可持续膳食（DeKlerck，2016）。营养敏感型景观会提供丰富的食物，同时还能管理对可持续发展、人类粮食安全和营养以及福祉都至关重要的其他的生态系统功能。营养敏感型景观的主要研究领域侧重于生态系统如何促进食物供应、获取、利用及稳定，以及粮食系统活动对这些生态系统健康和可持续性的影响（生物多样性/地球研究所，2013）。

未来面临的真正挑战不仅是测量森林面积的变化，而且还要评价一个景观满足多元社会需求的能力，以便在不同的空间规模下做出适当的选择（Sloan 和 Sayer，2015）。这就需要设计并实施适当的治理安排和机制，包括探索对多功能农村景观实行标签安排的可能（Torquebiau 等，2012；Ghazoul 等，2009；Ghazoul，2010），以及设计适当的参数来评估混合景观中森林和树木的不同保护及生产价值（Sloan 和 Sayer，2015）。在很大程度上，可持续森林管理本身也可成为可持续景观管理的灵感源头，前提是景观可被作为一个管理单元并实行充分的治理安排，包括酌情建立成本和惠益共享机制，如同成功的流域管理计划一样。

4.3.3 利益相关方的参与

越来越多的人认识到，不同规模治理机制中的利益相关方参与能够为可持续森林管理创造有利条件，也有助于化解森林各项功能之间的矛盾及不同利益相关方（本地或远距离）之间的冲突。自2007年起，42个国家修订了超过半数的国家森林政策及计划，现包含了旨在加强传统使用者参与决策过程的措施（粮农组织，2014b）。如中非共和国2008年颁布的《森林法》正式承认了居住在保护区或森林特许经营区之内或周边的本地社区的传统权利。在秘鲁，土著居民森林的概念，以及关于森林和野生动物的传统知识与管理，已经得到2011年颁布的森林与野生动物法的正式承认。在厄瓜多尔，《宪法》（2008）正式保障土著居民可参与与其领地相关的决策过程；森林法和环境管理法也在土地和森林产品的使用中对土著和非裔厄瓜多尔人给予了优先考虑（粮农组织，2014a）。然而，这些法律法规的有效落实和执行同样重要。

过去 50 年间，很多国家的森林和树木管理范式都发生了显著的变化，从国家控制、围绕生产的方法转向了合作性更强的系统，优先照护本地社区的需求，重视森林和树木不同的环境、经济和社会文化作用（Mace, 2014; Vira 等, 2015）。人们越来越认识到，森林治理需要采取新的形式，要把权力下放，具有包容性，且能够适应不同的规模（见 Larson 等, 2010; Mwangi 和 Wardell, 2012; Ojha, 2014），以便促进国家和全球性目标与本地社区的权利和需要实现更好的平衡，特别是充足食物权（见插文 22）。

森林治理可分为三种主要的非集中管理形式（Vira 等, 2015）：

- 权力下放：责任委托给地方选举政府；
- 权力分散：责任委托给中央政府的地方办公室，如塞内加尔（Ribot, 2006）；
- 责权下放或“社区管理”：责任委托给本地社区，如尼泊尔（Pokharel 等, 2008）。

另外，还出现了新的多规模方法，对森林实行共同管理，即本地社区与国家政府或私营企业共担权责。

插文 22 中南美洲新的包容性森林治理模式

森林治理模式由之前的国家主导模式转向权力下放模式，具体例子包括：a) 上世纪 80 年代中期，墨西哥金塔纳罗奥州森林特许经营权由半公有公司转给了 *ejidos* 社区；b) 上世纪 90 年代中期，危地马拉佩滕省的社区森林特许经营；c) 玻利维亚通过森林特许经营、设立自治市、建立村民协会以及将原著社区领地分配给土著居民，实现了权力下放、市政化，并将权利转给了本地社区。上世纪 90 年代之前，这些森林都属于国家或私营所有者。

这些案例的共同特点是治理权交给本地居民、市县及私营企业。在金塔纳罗奥州，规划方面的第一个决策和行动是开展土地利用规划，由社区划定农业、放牧和永久森林用地，景观的粮食生产和创收功能实现了更好的平衡。在金塔纳罗奥州、佩滕省以及玻利维亚的很多特许经营案例中，森林管理计划都经过森管会认证，在一定程度上保证了可持续性的三个维度均已纳入考虑。

治理权力下放的另一个重要例子是巴西建设的专有保留地。Ruiz-Pérez 等（2005）提出：“专有保留地是一种创新性方法，能够同时满足保护和发展目标，最初是巴西森林居民因为土地矛盾首先构想出来的”。研究人员仔细分析了巴西 1990 年设立的首个专有保留地 Alto Juruá 的森林砍伐情况，以及人口和社会经济变化；研究发现，森林覆盖率基本保持稳定，而人口数量略有减少，人们有些内部迁移，是因为在保留地的其他地点能够获益更多。现金经济基础已由原来的橡胶生产转为农畜多元经营，非农收入显著增加。他们认为，保留地是非常活跃的模式，在头十年中取得了积极的保护和开发成果。另外，在巴西阿克里州还有一个增加收入的增值过程，包括橡胶（建设橡胶产品加工厂，特别是安全套）和巴西坚果（建设加工厂）。

社区森林管理

社区森林管理在上世纪 70 年代才得到官方认可，但直至 16 世纪起全球殖民列强开始瓜分土地前，很多森林一直都是由本地社区可持续管理（Charnley 和 Poe, 2007）。上世纪 60 年代，粮农组织在厄瓜多尔实施的社会林业项目根据共享投资安排（政府提供土地，私营部门提供资金，社区提供劳动力）建设了种植园（Kenny Jordan 等, 1999）。

越来越多的保护和开发人员开始推广社区森林管理，将其作为实现森林多重惠益的一个途径。但 Hajjar 等（2016）对南亚和拉丁美洲社区森林管理的系统评估表明，结果喜忧参半。如饱受批评的印度社会林业计划，该计划充斥着各项国家重点，降低了社区合作的积极性，最终导致此类安排以失败告终（Arnold, 1990; Blaikie 和 Springate-Baginski, 2007）。相反，韩国的社区薪材项目取得了巨大的成功，政府投入大笔资金，动员本地的资源使用者，并创造了扶持性的制度环境（Oh 等, 1986, 另见插文 23）。Burivalova 等（2017）表示，社区森林管理模式的成功取决于多个因素，包括社区在森林管理方面的传统经验及其在决策过程中的权力，以及从森林资源中获得收入的能力。

插文 23 韩国的森林与粮食安全和营养—可以效尤的模式？

韩国是一个多山国家，人民传统上非常依赖森林生产木材、薪材和蘑菇、可食用野菜等非木材林产品。在上世纪 50/60 年代，韩国是全世界最贫困、最不发达的国家之一。刀耕火种的农业系统、大规模的土地用途转变以及燃料和木材的过度采集，使得韩国损失了一半的森林覆盖面积。森林砍伐导致严重的土壤侵蚀，加剧了反复旱涝灾害造成的破坏，结果是农业减产，生命和财产遭受损失。简而言之，为保障粮食安全和营养而采取的各项行动导致森林砍伐现象严重，而矛盾的是，森林砍伐又是威胁粮食安全和营养的主要因素。

上世纪 60 年代初推出了密集森林恢复计划，旨在打破这种恶性循环；该计划在 70 年代和 80 年代达到顶峰，经过两轮《森林恢复十年计划》的实施，韩国仅用了 20 年就实现了完全恢复。政府认识到，恢复森林有助于预防农业灾害（特别是在山区盆地中），为粮食生产创造坚实的基础，对于削减贫困、促进国家经济发展也不可或缺。这些目标均已实现，主要是因为恢复政策中综合考虑了林业、农村发展和社区动员。为动员全国人民参与，政府将恢复计划与新村运动（*Saemaul Undong*）结合起来；后者是基于社区的综合农村发展计划，自 70 年代初建立，目的是改善农村面貌，让农村居民获得新态度和新技能，缩小城乡社区的收入差异。新村运动强调社区合作，通过小规模村级自助项目推动了森林再造。

关于苗圃、森林种植、侵蚀控制和薪材种植的社区项目得到了人们的积极参与，是森林恢复计划取得成功的核心。社区项目提供了就业机会以及相应的食物或薪酬补偿，帮助人们应对饥饿，给农村经济带来了活力。

资料来源：根据（2016e）整理。

“土著人民和社区保护的领土和地区”（ICCAs）一词被越来越多地用来形容此类倡议。国际自然保护联盟对ICCAs的定义为：“具有重要生物多样性价值、生态效益和文化价值的天然和/或改造生态系统，由常住和流动的土著居民和本地社区通过习惯法和有效措施自愿保护”（IUCN-CEESP, 2008）。在ICCAs倡议中，社区是就本地适应性森林管理做出决定的主要力量。这种权力下放的治理模式意味着，本地机构在事实上和/或法律上都有能力做出并落实决策（Borrini-Feyerabend等，2007）。

在保护区内，旨在推动粮食安全和营养的可持续森林管理呼吁要更加重视基于社区的自然资源管理，并要设立适宜的政策框架。但将保护权责交给本地社区并不意味着政府部门和其他外部机构就可以事不关己。了解本地生态系统的动态复杂性，承认对森林及其产品的传统获取权和使用权，尊重本地的知识产权，推动更大范围地获取信息和资金，基于本地知识、需求和愿望设计技术、市场和其他系统，所有这些都需要政府、农村居民以及代表他们的组织建立新型伙伴关系（Pimbert和Pretty, 1997；Ostrom, 2011）。政府与农村社区建立适当的伙伴关系需要建立新的立法、政策和制度联系及进程，确保生物多样性保护同面向粮食安全和营养的可持续林业发展实现适当的平衡。

共同管理

最常见的共同管理或森林联合管理是由政府与本地社区合作，多见于退化森林的再生，但保护区和成熟森林生态系统的管理中也有类似的举措（Borrini-Feyerabend等，2007）。在共同管理安排中，政府仍为土地所有者，但本地社区可获得树木及非木材林产品的使用权。最终的木材采伐量通常按照事先约定的比例由政府和本地社区分享。政府提供种植材料和设备，社区志愿者投入时间（通常是无薪酬劳动的形式），贡献他们的传统知识和技能。村民还可通过防火、防止放牧和非法采伐来保护森林资源，降低政府的监管和监督成本。在越南，政府为本地社区付费，由其保护本地森林和树木，落实各项法规，控制非法伐木（粮农组织，2016a）。

共同管理安排还可体现在私营企业与本地社区之间，企业保留土地所有权和木材生产权，本地社区通过参与管理可获得非木材林产品的权利。此类协定在巴西亚马逊地区比较常见，本地居民可获准进入私有林地采集非木材林产品。

巴西和菲律宾报告称，社区管理着很大比例的公有森林（分别为37%和47%）（粮农组织，2011b）。在巴西，本地社区拥有超过1.6亿公顷公有森林的管理权（粮农组织，2013c）。在亚马逊盆地，公有森林私营管理并不常见，但在2006年森林特许经营法出台后，情况会有所变化（Banerjee和Alavalapati, 2008）。相反，在喀麦隆、刚果民主共和国和印尼，40%以上的公有森林由私营企业和机构进行管理（粮农组织，2011b）。

在喀麦隆，森林管理主要依赖大型的伐木特许经营合同。但过去10年间，两种不同形式的小规模伐木也开始发展起来。首先，上世纪90年代末建立的社区森林允许本地社区合法采伐、加工和交易木材，通常需要借助非政府组织或私营企业等外部支持。其次，个体锯木厂大量出现，给本地社区带来约3000万欧元的收入流（Lescuyer等，2016）。

插文 24 瑞典北部的共有资源管理及共同管理—多重用途情境及共同管理举例

在瑞典北部，萨米人拥有专有权利，可继续从事顺延千年的驯鹿放养；这项权利已得到瑞典政府的正式承认。在同一地区，私有森林所有者也利用同一块林地开展林业活动，通常是商业木材采伐。这两种并行的土地用途给两方都带来不利影响：林业生产会影响地衣（重要的冬季草料），因此不利于驯鹿放养；而驯鹿放养会破坏低龄林分，给林业生产带来不利影响（Bostedt 等，2015；Widmark 等，2011）。

两方围绕土地用途的冲突延续了很长时间，自上世纪 50 年代开始实行机械化采伐起就一直存在。1979 年林业法案提出了最初的冲突解决方案；法案规定林业必须考虑其他的土地用途。之后还出现了其他解决方案，直至上世纪 90 年代森管会成立。私营土地所有者与驯鹿牧民之间开始建立共同管理系统（Widmark，2009）。

森林企业在采伐、翻土、施肥和修建森林道路之前要开展事先磋商，也就是说森林企业必须要同每个驯鹿牧民（组织成小规模社区）进行磋商，讨论管理计划的不利影响。通常来说，磋商会每年开展一次。磋商纪要必须纳入管理报告，森林企业在实施规划措施前要将报告提交给林业局（Widmark 等，2011）。

研究表明，共同管理系统未能产生预期效果，因为磋商更多地是通报形式的会议或对话，没有体现共同管理的伙伴关系（Sandström 和 Widmark，2007）。随着 2010 年森管会的修订，磋商的作用进一步澄清，另外还针对两个利益相关方无法达成一致的情况推出了冲突解决工具（Bostedt 等，2015）。

为进一步提高萨米驯鹿牧民在磋商中的地位，政府启动了土著绘图项目，确保森林和牧场的传统知识与商业角度出发的森林知识在磋商中得到同等重视。截至 2014 年，瑞典 51 个驯鹿放养社区有 49 个实施了这套地理信息系统（Bostedt 等，2015）。

这些不同的共同管理模式可能有助于解决各利益相关方之间的冲突（如北方森林中木材采伐者与驯鹿牧民之间的冲突，见插文 24）；这些利益相关方可以是本地或是外地的，面对土地有不同用途并共享土地和资源的合法权利（Widmark，2009）。

此类共同管理制度的证据表明，农田层面结果差异显著（Hobley，1996；Poffenberger 和 McGean，1996；Saxena，1997；Brown，1999；Ribot，1999；Khare 等，2000；Sundar 等，2001；Widmark，2009）。部分项目包括了参与内容，但仅限于实施林业局的优先重点，本地社区仅仅是廉价劳动力的来源。还有些项目实现了真正的转变，推行合作，签订正式的管理协议，确定各方的权利和职责（见插文 21 魁北克省的例子）。最成功的项目已实施 20 年之久，现已到了采伐第一批成熟树木的阶段，正面临着再投资以及公平分享树木销售收入等“二代问题”（Ojha，2014）。

4.3.4 基于人权的方法

人权提供了一个规范性框架，要求各国政府履行三个义务，即尊重、保护和实现人权（高专组，2015）。无可否认，侵犯人权和贫困特有的经济、社会、文化及政治权利缺失之间有着因果关系。因此，实现人权和努力消除极端贫困是相互促进的两项工作，人权规范和原则能对减贫工作起到指导作用（Sepúlveda 和 Nyst，2012）。

食物权已写入《世界人权宣言》（UDHR）和《经济、社会及文化权利国际公约》（ICESCR）。《经济、社会及文化权利国际公约》第 11 条规定，食物权对所有国家而言都是一项具有法律约束力的权利⁵⁵。经济、社会和文化权利委员会（CESCR）—《经济、社会及文化权利国际公约》的监督机构—在关于充足食物权的一般性评论 12 和关于水权的一般性评论 15 中进一步阐述了权利的内涵。通过这些官方解读，食物权的各项内容以及相应的义务得到了进一步明晰。

经济、社会和文化权利委员会表示，“当每个男子、女子、儿童，单独或同他人一道在任何时候都具备获得充足食物的物质和经济条件或获得食物的手段时”，充足食物权就实现了（CESCR，1999）。食物应当是“充足且文化可接受的，以可持续方式生产和消费”（联大会议，2014）。联大会议（联大会议，2012）还忆及，所有人都拥有食物权，不但要满足生存的最低要求，同时也要保证营养的充足。

CESCR 认为，食物权的核心内涵意味着“所有人都可获得在数量上和质量上均足以满足其个人饮食需要的食物，该食物无有害物质、在特定文化下可接受的；此类粮食的获得应是在持续的、不妨碍其它人人权的方式下实现的”（CESCR，1999）。

2004 年，粮农组织制定了实用自愿准则，鼓励各国政府支持逐步实现充足粮食权（《支持在国家粮食安全范围内逐步实现充足食物权的自愿准则》），特别是针对社会中的最脆弱人群（粮农组织，2005）。

基于权利的方法可以理解为将权利和标准纳入政策、设计、实施和评价，确保森林以及粮食安全和营养的相关做法在任何情况下都尊重权利，支持权利的进一步实现（Campese，2009）。因此，森林相关的法律、政策和干预措施不但要避免侵犯权利，而且还要推动人权标准（结果），确保在实施过程中符合人权义务的要求。此类进程应尊重“消除歧视，人人平等”、“确保透明、信息自由”，“参与、赋权、合法、问责”等人权原则（儿基会，2004）；应确保自由事先知情同意过程。

将食物权纳入政策还要求政策制定者开展情景分析，了解发展问题的浅表、深层和根源问题，优先考虑边缘化、弱势和被排斥人群，目的是实现实质性平等而非形式平等，同时还要对结果和过程开展监督与评价。

要让地方社区、森林依赖社区和土著居民实现充足食物权，就必须保障他们对土地和森林的获取权利。为此，各国应采取多项措施，包括促进脆弱和边缘人群获得可持续、非歧视、有保障的获取、使用和权属权利；保护对其生计有重要意义的资产（《自愿准则》准则 8.1）；推行包容性、非歧视和

⁵⁵ 截至 2017 年 5 月，165 个国家签署了《经济、社会及文化权利国际公约》。

适当的林业政策，允许林农和其他食物生产者（特别是妇女）从劳动、资本和管理活动中获得公平回报；鼓励自然资源的保护和可持续管理，包括在边远地区（《自愿准则》的准则 2.5）。

基于森林的产品和服务对于实现全球人民的社会、经济和文化权利至关重要，这些关系已经得到非常详尽的研究，特别是在森林保护的背景下（Johnson 和 Forsyth, 2002; Campese 等, 2009）和气候变化（Seymour, 2008）。研究证实了公平平等获取森林产品和服务的必要（见第 4.2.1 节），以及森林权利和责任方面将社区和个人参与作为主要考虑的重要意义（见第 4.4.3 节）。

4.4 小结

正如之前几章所述，森林和树木若得到可持续管理，就会为应对全球挑战做出重要贡献，如粮食安全和营养、气候变化或生物多样性和自然资源的保护，所有这些归根到底都会影响粮食安全和营养。管理森林和树木，优化其在本地和全球层面对粮食安全和营养的贡献，需要考虑众多参数、视角和利益，以便承认并应对，实现协同增效或进行权衡取舍。

还需要各个部门在不同规模内、不同时间框架内进行协调。要采取跨部门方法来克服各自为政、零散割裂的决策性质。

为此，要建立治理机制，设立从国际到国际、地方直至景观层面不同地理范围的管理制度。加强各项工具之间的联系可长期推动全球需求与本地需求的确定。如，认证计划可将一项既定事实作为标准写入其中，即要求森林管理计划明确考虑对依赖森林社区粮食安全和营养的影响。

森林管理往往面对着多重用途，让资源治理非常复杂。要建立机制、制定法律法规来推广可持续林业，让人们从中获益（Sternier 和 Coria, 2012）。森林政策必须明确考虑森林在提供生计效益以及促进粮食安全和营养方面的作用，还要考虑到所有权结构、使用权和获取权，以及文化背景。很多国家在加强森林权属和获取权方面取得了长足的进步，但政策与现实还有很大的脱节，政策重点关注正规林业部门活动（如木材采伐），而大量人口依靠森林和树木满足生计需求。保护行动应避免对粮食安全和营养造成任何潜在的不利影响（并加强有利影响），特别是对最为脆弱的依赖森林群体。可持续森林管理策略可以粮食安全和营养关切，特别是最脆弱和边缘化依赖森林群体的粮食安全和营养关切为切入点，确定各项优先重点，寻求森林和树木各项功能与目标的最佳平衡。

为进一步加强可持续林业带来的效益，政策必须辅以能力建设。过去 20 年间通过了很多旨在推广可持续林业的政策和措施，包括将可持续林业纳入国家总体目标。这个过程需要加强利益相关方的全面有效参与，对自愿和市场化方法保持极大的开放性，同时还要开展能力建设和提高活动，以便将政策落到实处。

结论

森林和树木以多种方式直接、间接地促进了粮食安全和营养。森林和树木可提供食物、木材、生物能源、药材及很多其他产品；另外还为世界很大一部分人口 – 通常也是最脆弱的人口提供着生计和收入。森林提供重要的生态系统服务，包括调节水循环和碳循环，保护生物多样性，这两个方面都是粮食生产以及确保长期粮食安全和营养必不可少的因素。这些贡献因森林类型和管理方式的不同而异；对于森林依赖群体的重要性当然不言而喻，但也能产生更大范围的影响，包括全球性影响。

本报告回顾了很多现有知识，包括森林和树木对粮食安全和营养的作用，及其对削减全球饥饿和营养不良的潜在贡献；重点提出要进一步收集和分析数据，以便结合各类背景和情境逐例评估所有此类贡献，谁从中受益，在何种地理和空间规模下收益。其中某些贡献比较容易量化（如碳储备、正规的工业木材市场），某些不大容易（特别是直接提供的食物，以及对最脆弱人群生计的贡献，或非提供性生态系统服务，包括森林在调节下游或下风向水循环方面的作用）。这些知识不对等往往伴随着权利不对等，若置之不理，就会对政策制定产生严重的影响。其中部分长期和/或远期影响可能会被忽视。森林管理决策对最脆弱人群粮食安全和营养的影响可能会被忽视，因为这些影响不为人知，且受到影响最大的人群也没有完全参与决策。另外，决策越来越多地受到远离受影响景观的因素和行动方驱动，更是加剧了这个问题。

对土地、森林和树木日益增长的需求为其促进粮食安全和营养创造了新的挑战 and 机会；这种需求可能危及其中一些贡献，特别是当这种贡献不太明显，或涉及边缘化群体和最脆弱群体时。另一方面，面对这些需求，我们更有理由保护和投资森林，创造新的工作和机会，促进可持续发展。这就要更好地了解变化背后的各种驱动因素，以及导致各种景观（如次生林、混合景观、混农林业系统等）发生变化的动态因素，及其对粮食安全和营养及可持续发展的影响；同时，要更好地支持在退化地区开展还林工作。

随着全球人口增多和经济不断发展，土地正成为越来越稀缺的资源，同一景观必须兼具多种功能。冲突可能会加剧，不仅是涉及到土地更适用于农业还是森林，而且还关乎满足土地不断增加且相互竞争的各项需求的最佳途径。

治理制度和结构开始转向更具包容性的权力下放进程，这会带来新的机会，将森林和粮食系统相关的不同利益及目标综合考虑进来。这些进程有助于预防并管理需求和利益各异的利益相关方之间的冲突。在从国际到地方直至景观的不同地理范围内建立治理机制和管理安排非常重要。明晰各项工具可长期推动全球需求与本地需求的确定。如，认证计划可将一项既定事实作为标准写入其中，即要求森林管理计划明确考虑对依赖森林社区粮食安全和营养的影响。

可持续森林管理旨在维护和提高各类森林的经济、社会和环境价值，惠及当代和子孙后代，让所有人受益。因此，可持续林业是可持续粮食系统的重要内容。相反，优化森林和树木对粮食安全和营养的贡献也可以成为可持续森林管理的重要目标。

致谢

高专组诚挚感谢为两次公开电子磋商提出宝贵意见和建议的所有人员，第一次涉及报告范围，第二次涉及报告零草案。这些意见和建议通过粮农组织全球粮食安全和营养论坛传达过来。各项意见和建议均可在网上查阅：www.fao.org/cfs/cfs-hlpe。

高专组感谢所有同行评审人员对报告一稿的审议。高专组报告的所有同行评审人员名单可在网上查阅：www.fao.org/cfs/cfs-hlpe。

感谢以下人员为高专组工作所做的贡献以及提出的建议和意见：**Frederic Baudron, Alain Billand, David Boerma, Vincent Gitz, Manuel Guariguata, John L. Innes, Sooyeon Laura Jin, Orjan Jonsson, Alexandre Meybeck, Christine Padoch, John Parrotta, Suzanne Redfern, Dominique Reeb, James Reed, Fabio Ricci, Mirjam Ros-Tonen, Dominic Rowland, Sara Scherr, Josh van Vianen。**

高专组经费完全由自愿捐款供资。高专组报告是按照粮安委全体会议提出的主题独立完成的集体科学成果。高专组报告为全球性公共产品。高专组感谢自 2010 年以来为高专组信托基金捐款或提供实物捐助的供资方，正是他们的捐赠使得高专组得以顺利开展工作，同时又充分尊重高专组的独立性。自设立以来，高专组得到了以下国家的支持，包括澳大利亚、埃塞俄比亚、欧盟、芬兰、法国、德国、爱尔兰、新西兰、挪威、俄罗斯联邦、西班牙、苏丹、瑞典、瑞士和英国。

参考书目

- Abadi, A., Lefroy, T., Cooper, D., Hean, R. & Davies, C. 2003. *Profitability of medium to low rainfall agroforestry in the cropping zone*. Barton, Australia, Rural Industries Research and Development Corporation Publication No. 02.
- Acton, J. 2014. Land sharing vs land sparing: can we feed the world without destroying it? *The Royal Society* (<http://blogs.royalsociety.org/in-verba/2014/12/03/land-sharing-vs-land-sparing-can-we-feed-the-world-without-destroying-it/>).
- Aerts, R. & Honnay, O. 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC. Ecol.*, 11: 29.
- Agrawal, A., Chatre, A. & Hardin, R. 2008. Changing governance of the world's forests. *Science*, 320: 1460–1462.
- Agrawal, A., Cashore, B., Hardin, R., Shepherd, G., Benson, C. & Miller, D. 2013. *Economic contributions of forests*. Background Paper for the United Nations Forum on Forests (http://www.un.org/esa/forests/pdf/session_documents/unff10/EcoContrForests.pdf).
- Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M.J. & M. Muñiz, M. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45: 262–271.
- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Cunningham, S.A. & Klein, A.M. 2009. How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103(9): 1579–1588.
- Alongi, D. M., Murdiyarsa, D., Fourqurean, J.W., Kauffman, J.B., Hutahaean, A., Crooks, S., Lovelock, C.E., Howard, J., Herr, D., Fortes, M., Pidgeon, E. & Wagey, T. 2016. Indonesia's blue carbon: a globally significant and vulnerable sink for seagrass and mangrove carbon. *Wetlands Ecology and Management*, 24(1): 3–13.
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A. & Cobb, N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4): 660–684.
- Angelsen, A. & Wunder, S. 2003. *Exploring the forest-poverty link: key concepts, issues and research implications*. CIFOR Occasional Paper No. 40, Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research. Bogor.
- Angelsen, A., Jagger, P., Babigumira, R., Belcher, B., Hogarth, N.J., Bauch, S., Börner, J., Smith-Hall, C. & Wunder, S. 2014. Environmental income and rural livelihoods: a global-comparative analysis. *World Development*, 64(1): S12–S28 (<http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2014.03.006>).
- Antweiler, P., Wei, L. & Liu, Y. 2012. *Ecological rehabilitation in China. Achievements of key forestry initiatives*. Asia Pacific Network for Sustainable Forest Management and Rehabilitation. China Forestry Publishing House.
- Arima, E.Y., Barreto, P., Araujo, E. & Soares-Filho, B. 2014. Public policies can reduce tropical deforestation: lessons and challenges from Brazil. *Land Use Policy*, 41: 465–473.
- Armesto, J.J., Smith-Ramirez, C. & Rozzi, R. 2001. Conservation strategies for biodiversity and indigenous people in Chilean forest ecosystems. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 31(4).
- Arnold, J.E.M. 1990. *Social forestry and communal management in India*. Rural Development Forestry Network (RDFN), ODI.
- Arnold, J.E.M., Powell, B., Shanley, P. & Sunderland, T. 2011. Forests, biodiversity and food security. *Int. For. Rev.*, 13(3): 259–264.
- Arthur, A.D., Li, J., Henry, S. & Cunningham, S.A. 2010. Influence of woody vegetation on pollinator densities in oilseed Brassica fields in an Australian temperate landscape. *Basic Applied Ecology*, 11(5): 406–414.
- Avitabile, V., Herold, M., Heuvelink, G., Lewis, S., Phillips, O., Asner, G., Ashton, P., Banin, L., Bayol, N., Berry, N., Boeckx, P., de Jong, B., DeVries, B., Girardin, C., Kearsley, E., Lindsell, J., Lopez-Gonzalez, G., Lucas, R., Malhi, Y., Morel, A., Mitchard, E., Nagy, L., Qie, L., Quinones, M., Ryan, C., Slik, F., Sunderland, T., Vaglio Laurin, G., Valentini, R., Verbeeck, H., Wijaya, A. & Willcock, S. 2016. An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. *Global Change Ecology*, 22: 1406–1420.
- Baer, L-A. 1996. Boreal forest dwellers: the Saami in Sweden. *Unasylva* 186 (<http://www.fao.org/docrep/w1033e/w1033e05.htm>).
- Bailey, S., Requier, F., Nusillard, B., Roberts, S.P.M., Potts, S.G. & Bouget, C. 2014. Distance from forest edge affects bee pollinators in oilseed rape fields. *Ecology and Evolution*, 4(4): 370–380.
- Baillie, R.S., Carson, B.E. & McDonald, E.L. 2004. Water supply and sanitation in remote indigenous communities--priorities for health development. *Australia and New Zealand Journal of Public Health*, 28(5): 409–14.
- Bale, J.S., van Lenteren, J.C., Bigler, F. 2008. Biological control and sustainable food production. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 363: 761–776.

- Banerjee, O. & Alavalapati, J.** 2008. A computable general equilibrium analysis of forest concessions in Brazil. *Forest Policy and Economics*, 11 (4): 244–252.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Avila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., da Silva, M.N.F., Silva, Motta C. & Peres, C.A.** 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 104: 18555–18560.
- Bastin, J.F., Berrahmouni, N., Grainger, A., Maniatis, D., Mollicone, D., Moore, R., Patriarca, C., Picard, N., Sparrow, B., Abraham, E.M., Aloui, K., Atesoglu, A., Attore, F., Bassüllü, Ç., Bey, A., Garzuglia, M., García-Montero, L.G., Groot, N., Guerin, G., Laestadius, L., Lowe, A.J., Mamane, B., Marchi, G., Patterson, P., Rezende, M., Ricci, S., Salcedo, I., Sanchez-Paus Diaz, A., Stolle, F., Surappeva, V. & Castro, R.** 2017. The extent of forest in dryland biomes. *Forest ecology. Science*, 356(6338): 635–638.
- Baudron, F. & Giller, K.E.** 2014. Agriculture and nature: trouble and strife? *Biological Conservation*, 170: 232–245.
- Bausch, D. & Swartz, L.** 2014. Outbreak of ebola virus disease in Guinea: where ecology meets economy. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 8(7): e3056.
- Beddington, J., Asaduzzaman, M., Clark, M., Fernández, A., Guillou, M., Jahn, M., Erda, L., Mamo, T., Van Bo, N., Nobre, C., Scholes, R., Sharma, R. & Wakhungu, J.** 2012. *Achieving food security in the face of climate change*. Final report from the Commission on Sustainable Agriculture and Climate Change. Copenhagen, CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS).
- Bennett, E.L., Blencowe, E., Brandon, K., Brown, D., Burn, R.W., Cowlshaw, G., Davies, G., Dublin, H., Fa, J.E., Milner-Gulland, E.J., Robinson, J.G., Rowcliffe, J.M., Underwood, F.M. & Wilkie, D.S.** 2007. Hunting for consensus: reconciling bushmeat harvest, conservation, and development policy in West and Central Africa. *Conservation Biology*, 21(3): 884–887.
- Biermayr-Jenzano, P., Kassam S.N. & Aw-Hassan, A.** 2014. *Understanding gender and poverty dimensions of high value agricultural commodity chains in the Souss-Masaa-Draa region of south-western Morocco*. ICARDA working paper, mimeo. Amman, Jordan.
- Biodiversity/Earth Institute.** 2013. *Concept note: Nutrition-sensitive landscapes* (https://www.biodiversityinternational.org/fileadmin/user_upload/research/research_portfolio/Diet_diversity/Nutrition_Sensitive_Landscapes_Concept_paper_March_2014.pdf).
- Blackie, R., Baldauf, C., Gautier, D., Gumbo, D., Kassa, H., Parthasarathy, N., Paumgarten, F., Sola, P., Pulla, S., Waeber, P. & Sunderland, T.C.H.** 2014. *Tropical dry forests: the state of global knowledge and recommendations for future research*. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Blaikie, P. & Springate-Baginski, O., eds.** 2007. *Forest, people and power: the political ecology of reform in South Asia*. London, Earthscan.
- Blais, R. & Boucher, J.L.** 2013. Les temps des régimes forestiers au Québec. In *La gouvernance locale des forêts publiques québécoises: une avenue de développement des régions périphériques*, pp.33–63. Presses de l'Université du Québec.
- Blanche, K.R., Ludwig, J.A. & Cunningham, S.A.** 2006. Proximity to rainforest enhances pollination and fruit set in orchards. *Journal of Applied Ecology*, 43(6): 1182–1187.
- Blaney, S., Beaudry, M., & Latham, M.** 2009. Contribution of natural resources to nutritional status in a protected area of Gabon. *Food & Nutrition Bulletin*, 30(1): 49–62.
- Bodin, Ö. & Crona, B.I.** 2009. The role of social networks in natural resource governance: what relational patterns make a difference? *Global Environmental Change*, 19(3): 366–374.
- Bogaert, J., Barima, Y.S.S., Mongo, L.I.W., Bamba, I., Mama, A., Toyi, M. & Laforzezza, R.** 2011. Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape management. In C. Li, R. Laforzezza & J. Chen, eds. *Landscape ecology in forest management and conservation. Challenges and solutions for global change*, pp. 273–296. Beijing, Higher Education Press, and Berlin/Heidelberg, Springer-Verlag.
- Borrini-Feyerabend, G., Pimbert, M.P., Farvar, T.M., Kothari, A. & Renard, Y.** 2007. *Sharing power. a global guide to collaborative management of natural resources*. Routledge, London.
- Bostedt, G., Widmark, C. & Andersson, M.** 2015. Measuring transaction costs for pastoralists in multiple land use situations: reindeer husbandry in Northern Sweden. *Land Econ.* 9(4): 704–722.
- Boulanger, Y., Taylor, A.R., Price, D.T., Cyr, D., McGarrigle, E., Rammer, W., Sainte-Marie, G., Beaudoin, A., Guindon, L. & Mansuy, N.** 2016. Climate change impacts on forest landscapes along the Canadian southern boreal forest transition zone. *Landsc. Ecol.*, 1–17. doi:10.1007/s10980-016-0421-7.
- Boyd, J. & Banzhaf, S.** 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2–3): 616–626.
- Brack, D.** 2003. Illegal logging and the illegal trade in forest and timber products. *International Forestry Review*, 5: 195–198.
- Brack D. & Buckrell, J.** 2011. *Controlling illegal logging: consumer-country measures*. Chatham House Briefing Paper, EERG 2001/01.

- Bradshaw, C.J.A., Sodhi, N.S., Peh, K.S.H. & Brook, B.W.** 2007. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. *Global Change Biology*, 13: 2379–2395.
- Brandt, J., Nolte, C., & Agrawal, A.** 2016. Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable forest management policy. *Land Use Policy*, 52: 15–22.
- Bringeuz, S., O'Brien, M., Pengue, W., Swilling, M. & Kauppi, L.** 2010. *Assessing global land use and soil management for sustainable resource policies*. Scoping paper for the International Panel for Sustainable Resource Management, UNEP.
- Brouwer, I.D., den Hartog, A.P., Kamwendo, M.O.K. & Heldens, M.W.O.** 1996. Wood quality and wood preferences in relation to food preparation and diet composition in Central Malawi. *Ecology of Food and Nutrition*, 35(1): 1–13.
- Brouwer, I.D., Hoorweg, J.C. & Van Liere, M.J.** 1997. When households run out of fuel: responses of rural households to decreasing fuelwood availability, Ntcheu District, Malawi. *World Development*, 25(2): 255–266.
- Brown, D.** 1999. Principles and practice of forest co-management: evidence from west-central Africa. *European Union Tropical Forest Papers*, 2: 33.
- Brownlow, M.J.C.** 1992. Acorns and swine: historical lessons for modern agroforestry. *Quarterly Journal of Forestry*, 86(3): 181–190.
- Bruce, J.** 1999. *Legal bases for the management of forest resources as common property*. Forests, Trees and People Community Forestry Note 14. Rome, FAO.
- Brundtland, G.H.** 1987. *Our common future*. Report of the World Commission on Environment and Development (<http://www.un-documents.net/our-common-future.pdf>).
- Buongiorno, J. & Zhu, S.** 2014. Assessing the impact of planted forests on the global forest economy. *NZ J. Forest Sci.*, 44(Suppl 1): S2 (<http://link.springer.com/article/10.1186/1179-5395-44-S1-S2>).
- Burivalova, Z., Hua, F., Koh Lian, P., Garcia, C. & Putz Francis, E.** 2017. A critical comparison of conventional, certified, and community management of tropical forests for timber in terms of environmental, economic, and social variables. *Conservation Letters*, 10 (1): 4–14 (<http://dx.doi.org/10.1111/conl.12244>).
- Byerlee, D., Stevenson, J. & Viloria, N.** 2014. Does intensification slow crop land expansion or encourage deforestation? *Global Food Security*, 3: 92–98.
- Byron, N. & Arnold, M.** 1997. *What futures for the people of the tropical forests?* Working Paper No. 19. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research.
- Campese, J.** 2009. Rights-based approaches to conservation: an overview of concepts and questions. In J. Campese, T. Sunderland, T. Greiber & G. Oviedo, eds. *Rights-based approaches: exploring issues and opportunities for conservation*, pp 1–46. Bogor, Indonesia, CIFOR and IUCN.
- Campese, J., Sunderland, T., Greiber, T. & Oviedo, G. eds.** 2009. *Rights-based approaches: Exploring issues and opportunities for conservation*, pp 1–46. Bogor, Indonesia, CIFOR and IUCN.
- Carignan, R. & Steedman, R.** 2011. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 1–4.
- Cairns, J.** 1997. Protecting the delivery of ecosystem services. *Ecosystem Health*, 3: 185–194.
- Calorio, C.M. & Silva, R.O.** 2014. *Seminário: Repactuação da Agenda do Manejo Florestal Comunitário e Familiar na Amazônia: 2015–2018*. Relatório. Brasília, IEB.
- Carletto, G., Ruel, M., Winters, P. & Zezza, A.** 2015. Farm-level pathways to improved nutritional status: Introduction to the special issue. *The Journal of Development Studies*, 51(8): 945–957.
- Carnis, L. & Facchini, F.** 2012. Une approche économique des dégâts de gibier. Indemnisation, prix et propriété. *Economie Rurale Agricultures, Alimentations, Territoires*, 327-328(janvier-mars): 126–142 (<https://economierurale.revues.org/3393>).
- Carroll, M., Townshend J.R., Dimiceli, C., Noojipady, P. & Sohlberg, R.** 2009. A new global raster water mask at 250 meter resolution. *International Journal of Digital Earth*, 2(4).
- Castro, A.** 1983. *Household energy use and tree planting in Kirinyaga*. University of Nairobi, Institute for Development Studies Working Paper, Nairobi.
- CCA (Council of Canadian Academies).** 2014. *Aboriginal food security in Northern Canada: an assessment of the state of knowledge*. Ottawa, Expert Panel on the State of Knowledge of Food Security in Northern Canada, Council of Canadian Academies.
- CEPI (Confederation of European Paper Industries).** 2006. *A comparison of the Forest Stewardship Council and the Programme for Endorsement of Forest Certification*. Brussels.
- Ceppi, S.L. & Nielsen, M.R.** 2014. A comparative study on bushmeat consumption patterns in ten tribes in Tanzania. *Tropical Conservation Science*, 7(2): 272–287.
- CESCR (UN Committee on Economic, Social and Cultural Rights).** 1999. *General Comment No. 12: The right to adequate food* (Art. 11 of the Covenant) 12 May 1999. E/C.12/1999/5. Adopted at the Twentieth Session of the Committee on Economic, Social and Cultural Rights (<http://www.ohchr.org/EN/Issues/Food/Pages/FoodIndex.aspx>).
- Chacoff, N.P. & Aizen, M.A.** 2006. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology*, 43(1): 18–27.
- Charnley, S. & Poe, M.R.** 2007. Community forestry in theory and practice: where are we now? *Annual Review of Anthropology*, 36: 301–336.
- Chiasson, G. & Leclerc, É.** 2013. *La gouvernance locale des forêts publiques Québécoises: une avenue de développement des régions périphériques?* Presse de Université de Québec.

- Chao, S.** 2012. *Forest peoples: numbers across the world*. Moreton-in-Marsh, UK, Forest Peoples Programme (http://www.forestpeoples.org/sites/fpp/files/publication/2012/05/forest-peoples-numbers-across-world-final_0.pdf).
- Chazdon, R.L.** 2014. *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. Chicago, USA, University of Chicago Press.
- Chazdon, R.L., Brancalion, P.H.S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Guimarães Vieira, I.C. & Wilson, S.J.** 2016a. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 45: 538–550 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4980317/>).
- Chazdon, R., Broadbent, D., Rozendaal, A., Bongers, F., Zambrano, A., Aide, T., Balvanera, P., Becknell, J., Boukili, V., Brancalion, P. et al.** 2016b. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Scientific Advances*, 2(5): e1501639 (<http://advances.sciencemag.org/content/2/5/e1501639>).
- Chokkalingum, U. & de Jong, W.** 2001. Secondary forests – a working definition and typology. *International Forestry Review*, 3: 19–26.
- Ciais, P., Schelhaas, M.J., Zaehle, S., Piao, L., Cescatti, A., Liski, J., Luysaert, S., Le-Maire, G., Schulze, E.D., Bouriaud, O., Freibauer, A., Valentini, R. & Nabuurs, G.J.** 2008. Carbon accumulation in European forests. *Nature Geoscience*, 1(7): 425–429.
- CIE (Center for Independent Evaluations).** 2011. *Evaluation of ICRAF's agroforestry food security programme (AFSP) 2007-2011*. Final report submitted to IRISH AID. Lilongwe.
- CIFOR (Center for International Forestry Research).** 2010. *Forests and climate change toolbox* (<http://www.cifor.org/fctoolbox/>).
- CIFOR (Center for International Forestry Research).** 2011. *Forests, Trees and Agroforestry: Livelihoods, Landscapes and Governance*. CGIAR Research Program on Forests, Trees and Agroforestry (FTA) Proposal. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Clement, C.R.** 1999. 1492 and the loss of Amazonian crop genetic resources. I. The relation between domestication and human population decline. *Econ. Bot.*, 53, 188–202.
- Colchester, M.** 1994. *Salvaging nature: indigenous peoples, protected areas and biodiversity conservation*. UNRISD Discussion Paper No. DP 55. Geneva, UNRISD.
- Colfer, C.J.P.** 1999. *The BAG: basic assessment guide for human well-being*. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research.
- Colfer, C., ed.** 2008. *Human health and forests: a global overview of issues, practice and policy*. London, Earthscan. 374 p.
- Colfer, C. & Pfund, J.-L., eds.** 2011. *Collaborative governance of tropical landscapes*. London, Earthscan, London. 289 p.
- Colfer, C.J.P., Sheil, D. & Kishi, M.** 2006. *Forest and human health assessing the evidence*. CIFOR Occasional Paper No. 45. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research.
- Conforti, P.A. & Lupano, C.E.** 2011. Selected properties of *Araucaria angustifolia* and *Araucaria araucana* seed protein. *International Journal of Food Properties*, 14(1): 84–91.
- Cramb, R.A., Colfer, C.J.P., Dressler, W. & Wadley, R.L.** 2009. Swidden transformations and rural livelihoods in Southeast Asia. *Human Ecology*, 37(3): 323–346.
- CTA.** 2012. Climate change: concerns for cocoa. *SPORE*, No. 159: 9.
- Daily, G.C.** 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC, Island Press.
- Danley, B. & Widmark, C.** 2016. Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecol. Econ.*, 126: 132–138. doi:10.1016/j.ecolecon.2016.04.003.
- d'Annunzio, R., Sandker, M., Finegold, Y. & Min, Z.** 2015. Projecting global forest area towards 2030. *Forest Ecology and Management*, 352: 124–133 (<http://www.fao.org/3/a-i4895e/i4895e12.pdf>).
- da Silva, A. & Begossi, A.** 2009. Biodiversity: food consumption and ecological niche dimension: A study case of the riverine populations from the Rio Negro, Amazonia, Brazil. *Environment Development and Sustainability*, 11: 489–507.
- de Camino, R., Breitling, J. & Facilitators.** 2007. *El cambio es posible: 20 años de experiencias innovadoras en los recursos naturales en Guatemala*. San José, Costa Rica, Alianza para la conservación de la biodiversidad en el trópico Americano. 181 p.
- de Camino, R., Morales, J., Villalobos, R., Navarro, G., Ortega, M., Henao, E. & Sage, L.** 2012. *Forestería de ingreso sostenible (FIS): para valorar los bosques y las tierras de vocación forestal*. San José, Costa Rica, CATIE, UICN, IUFRO, Tercer Congreso Forestal Latinoamericano.
- DeFries, R.S., Rudel, T., Uriarte, M. & Hansen, M.C.** 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nat. Geosci.*, 3: 178–181.
- DeKlerck, F.** 2016. IPBES: Biodiversity central to food security. *Nature*, 531: 305. doi:10.1038/531305e.
- De Marco, P. & Coelho, F.M.** 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodivers. Conserv.*, 13(7): 1245–1255.
- Deakin, E., Kshatriya, M. & Sunderland, T., eds.** 2016. *Agrarian change in tropical landscapes*. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research.

- Derroire, G., Balvanera, P., Castellanos-Castro, C., Decocq, C., Kennard, D., Lebrija-Trejos, E., Leiva, J., Odén, P.-C., Powers, J., Rico-Gray, V., Tigabu, M. & Healey, J. 2016. Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. *Oikos*, 125: 1386–1397.
- Dezécache, C., Salles, J.M., Vieilledent, G. & Hérault, B. 2017. Moving forward socio-economically focused models of deforestation. *Global Change Biology* (<http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13611>).
- Diaz-Ambrona, H. 1998. *La dehesa: aprovechamiento sostenible de los recursos naturales* Madrid, Editorial agrícola española SA. ISBN 10: 848544146X / ISBN 13: 9788485441464.
- Dinerstein, E., Baccini, A., Anderson, M., Fiske, G., Wikramanayake, E., McLaughlin, D., Powell, G., Olson, D. & Joshi, A. 2014. Guiding agricultural expansion to spare tropical forests. *Conserv. Lett.*, 8(4): 262–271.
- Distefano, E. 2005. *Human-wildlife conflict worldwide: collection of case studies, analysis of management strategies and good practices*, pp. 1–29. SARD Initiative Report, Rome
- Djenontin, I. & Djoudi, H. 2015. From degraded to functional restored forest land: Smallholder farmers curbing food insecurity in central Burkina Faso. In C. Kumar, C. Saint-Laurent, S. Begeladze & M. Calmon, eds. *Enhancing food security through forest landscape restoration: lessons from Burkina Faso, Brazil, Guatemala, Viet Nam, Ghana, Ethiopia and Philippines*, pp. 18–41. Gland, Switzerland, IUCN.
- Dowie, M. 2009. *Conservation refugees: the hundred year old conflict between global conservation and native peoples*. Cambridge, USA, MIT Press.
- Duchelle, A., Almeyda Zambrano, A.M., Wunder, S., Borner, J. & Kainer, K. 2014. Smallholder specialization strategies along the forest transition curve in Southwestern Amazonia. *World Development* (<http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2014.03.001>).
- Dunkel, D. 1996. Nutritional values of various insects per 100 grams. *The Food Insect Newsletter*. 9: 1–8.
- EC (European Commission). 2013. *Assessing the impact of biofuels production on developing countries from the point of view of Policy Coherence for Development – Final report*. Brussels, European Commission.
- Ecosystem Marketplace. 2015. *Full circle, REDD and indigenous people. Past, present, and future* (http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_4942.pdf).
- EEA (European Environment Agency). 2016. *Renewable energy in Europe 2016: recent growth and knock-on effects*. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- Elbehri, A. 2015. *Climate change and food systems: global assessments and implications for food security and trade*. Rome, FAO.
- Elgert, L. 2012. Certified discourse? The politics of developing soy certification standards. *Geoforum*, 43: 295–304.
- Eliasch Review. 2008. *Climate change: financing global forests*. London, HMSO (http://planetaryskin.org/sites/default/files/Climate_Change_Financing_Global_Forests.pdf).
- Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Gutierrez, V., van Noordwijk, M., Creed, I.F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D.V., Bargaes Tobella, A.B., Istedt, U., Teuling, A.J., Gebrehiwot, S.G., Sands, D.C., Muyst, B., Verbist, B., Springgay, E., Sugandiv, Y. & Sullivan, C.A. 2017. Trees, forests and water: cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43: 51–61.
- Elliott, B., Jayatilaka, D., Brown, C., Varley, L. & Corbett, K.K. 2012. We are not being heard: aboriginal perspectives on traditional foods access and food security. *Journal of Environmental and Public Health*, 1–9.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. & Norberg, J. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1: 488–494.
- EMBRAPA. 2008. *Aquecimento Global e a nova Geografia da Produção agrícola no Brasil*.
- Enters, T. 2001. *Trash or treasure? Logging and mill residues in Asia and the Pacific*. FAO Regional Office for Asia and the Pacific. Bangkok (www.fao.org/DOCREP/003/X6966E/X6966E02.htm).
- Espinoza-Llanos, R. & Feather, C. 2011. *The reality of REDD+ in Peru: between theory and practice - indigenous Amazonian peoples' analyses and alternatives*. November.
- EU Standing Forestry Committee. 2010. *Public procurement of wood and wood-based products*. Report to the Standing Forestry Committee, by the Standing Forestry Committee Ad Hoc Working Group IV on Public Procurement of Wood and Wood-based Products. November 2010 (https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/fore/publi/wg4-112010_en.pdf).
- Evans, J. & Turnbull, J.W. 2004. *Plantation forestry in the tropics: the role, silviculture and use of planted forests for industrial, social, environmental and agroforestry purposes*. Oxford, UK, Oxford University Press.
- Fa, J.E., Juste, J., Burn, R.W. & Broad, G. 2002. Bushmeat consumption and preferences of two ethnic groups in Bioko Island, West Africa. *Human Ecology*, 30(3): 397–416.
- Fall, M.W. & Jackson W.B. 2002. The tools and techniques of wildlife damage management-changing needs: an introduction. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 49(2–3): 87–91.
- Fanzo, J., Hunter, D., Borelli, T. & Mattei, F., eds. 2013. *Diversifying food and diets: using agricultural biodiversity to improve nutrition and health*. London, Routledge.

- FAO. 1989. Review of forest management systems of tropical Asia. Forestry Paper No. 89. Rome.
- FAO. 1995. *Pollination of cultivated plants in the tropics*. D.W. Roubik, ed. FAO Agricultural Service Bulletin 118. Rome.
- FAO. 2005. *Voluntary guidelines to support the progressive realization of the right to adequate food in the context of national food security*. Rome.
- FAO. 2006. The new generation of watershed management programmes and projects. Forestry Paper No.150. Rome.
- FAO. 2007a. *The world's mangroves 1980-2005*. FAO Forestry Paper 153. Rome.
- FAO. 2007b. *Why invest in watershed management?* Rome.
- FAO. 2009a. *Human-wildlife conflict in Africa. Causes, consequences and management strategies*. FAO Forestry Paper 147. Rome.
- FAO. 2009b. *State of the World's Forests*. Rome (<http://www.fao.org/3/a-i0350e.pdf>).
- FAO. 2009c. *Enhancing stakeholder participation in national forest programmes*. FAO Forestry Policy Brief. Rome.
- FAO. 2010a. *Sustainable diets and biodiversity. Directions and solutions for policy, research and action*. Proceedings of the International Scientific Symposium. Rome.
- FAO. 2010b. *"Climate-smart" agriculture, policies, practices and financing for food security, adaptation and mitigation*. Rome.
- FAO. 2010c. The Global Forest Resources Assessment 2010. FAO Forestry Paper 163. Rome (<http://www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf>).
- FAO. 2011a. *Biodiversity for food and agriculture. Contributing to food security and sustainability in a changing world*. Rome.
- FAO. 2011b. *The state of forests in the Amazon Basin, Congo Basin and Southeast Asia*. A report prepared for the Summit of the Three Rainforest Basins Brazzaville, Republic of Congo, 31 May–3 June 2011. Rome.
- FAO. 2012a. *FRA2015. Terms and definitions*. Forest Resource Assessment Working Paper 180. Rome (<http://www.fao.org/docrep/017/ap862e/ap862e00.pdf>).
- FAO. 2012b. *World agriculture towards 2013/2015: the 2012 revision*, by N. Alexandratos & J. Bruinsma. ESA Working Paper No. 12-03 (<http://www.fao.org/economic/esa/esag/en/>).
- FAO. 2012c. *Voluntary guidelines on the responsible governance of tenure of land, fisheries and forest in the context of national food security*. Rome (<http://www.fao.org/docrep/016/i2801e/i2801e.pdf>).
- FAO. 2013a. *Edible insects: future prospects for food and feed security*. FAO Forestry Paper. Rome
- FAO. 2013b. *Forests and water: international momentum and action*. Rome (<http://www.fao.org/docrep/017/i3129e/i3129e.pdf>).
- FAO. 2014a. *State of the World's Forests. Enhancing the socio-economic benefits from forests*. Rome (<http://www.fao.org/3/a-i3710e.pdf>).
- FAO. 2014b. *Strengthening the links between resilience and nutrition in food and agriculture. A discussion paper*. Rome (<http://www.fao.org/3/a-i3777e.pdf>).
- FAO. 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015. How are the world's forests changing?* Second edition. Rome.
- FAO. 2016a. *State of the World's Forests. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities*. Rome.
- FAO. 2016b. *Climate change and food security: risks and responses*, Rome (<http://www.fao.org/3/a-i5188e.pdf>).
- FAO. 2016c. *The State of Food and Agriculture. Climate change, agriculture and food security*. Rome (<http://www.fao.org/3/a-i6030e.pdf>).
- FAO. 2016d. *The agriculture sector in the intended nationally determined contributions: analysis*, by R. Strohmaier, J. Rioux, A. Seggel, A. Meybeck, M. Bernoux, M. Salvatore, J. Miranda & A. Agostini. Environment and Natural Resources Management Working Paper No. 62. Rome.
- FAO. 2016e. *Integrated policy for forests, food security and sustainable livelihoods. Lessons from the Republic of Korea*. Rome (<http://www.fao.org/3/a-i5444e.pdf>).
- FAO. 2017a. *The future of food and agriculture. Trends and challenges*. Rome. (<http://www.fao.org/3/a-i6583e.pdf>)
- FAO. 2017b. *Addressing agriculture, forestry and fisheries in National Adaptation Plans – Supplementary guidelines*, (<http://www.fao.org/3/a-i6714e.pdf>).
- FAO/OIE/WHO/UN System Influenza Coordination/UNICEF/World Bank. 2008. *Contributing to One World, One Health. A strategic framework for reducing risks of infectious diseases at the animal-human-ecosystems interface* (<http://www.fao.org/docrep/011/aj137e/aj137e00.htm>).
- Feintrenie, L. 2014. Agro-industrial plantations in Central Africa, risks and opportunities. *Biodiversity and Conservation*, 23 (6): 1577–1589. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-014-0687-5>.
- Firbank, L.G., Petit, S. Smart, S., Blain A. & Fuller, R.J. 2008. Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 363: 777–787.
- Fischer, A., Sandström, C., Delibes-Mateos, M., Arroyo, B., Tadie, D., Randall, D., Hailu, F., Lowassa, A., Msuha, M., Kereži, V., Reljić, S., Linnell, J. & Majić, A. 2013. On the multifunctionality of hunting – an institutional analysis of eight cases from Europe and Africa. *J. Environ. Plan. Manag.*, 56: 531–552. doi:10.1080/09640568.2012.689615.

- Fischer, J., Abson, D., Butsic, V., Chappell, M., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H. & Wehrden, H. 2014. Land sparing and land sharing: moving forward. *Conservation Letters*, 7: 149–157 (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/conl.12084/epdf>).
- Fisher, R.J., Srimongkontip, S. & Veer, C. 1997. *People and forests in Asia and the Pacific: situation and prospects*. FAO/RAPA. Working Paper No. APFSOS/WP/27.
- Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L.W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawo, V., Inhausti, P., Liira, J., Morales, M.B., Onate, J.J., Part, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Thies, C. & Tschardt, T. 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids and birds. *Ecological Applications*, 21(5): 1772–1781.
- Foli, S., Reed, J., Clendenning, J., Petrokofsky, G., Padoch, C. & Sunderland, T. 2014. To what extent does the presence of forests and trees contribute to food production in humid and dry forest landscapes? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 3(1): 15 (http://www.cifor.org/publications/pdf_files/articles/AFoli1401.pdf).
- Food Secure Canada. 2008. *Food sovereignty in rural and remote communities*. Discussion Paper 2. Montreal, Canada.
- Ford, J.D. 2009. Vulnerability of Inuit food systems to food insecurity as a consequence of climate change: a case study from Igloodik, Nunavut. *Reg. Environ. Chang.*, 9(2): 83–100. doi:10.1007/s10113-008-0060-x.
- Forest Trends. 2013. *La forestería comunitaria en Honduras. Un camino hacia una mayor gobernanza forestal*. Information Brief 08. Washington, DC.
- Fortmann, L. 1984. The tree tenure factor in agroforestry with particular reference to Africa. *Agroforestry Systems*, 2: 231–248.
- Fortmann, L. & Bruce, J. W., eds. 1988. *Whose trees? Proprietary dimensions of forestry*. Boulder, USA, and London, Westview Press.
- Fortmann, L. & Riddell, J. 1984. *Trees and tenure: an annotated bibliography for agroforesters and others*. Nairobi, ICRAF.
- Franzel, S., Wambugu, C. & Tuwei, P. 2003. *The adoption and dissemination of fodder shrubs in central Kenya*. Agricultural Research and Network Series Paper No. 131. London, Overseas Development Institute.
- Franzel, S., Carsan, S., Lukuyu, B., Sinja, J. & Wambugu, C. 2014. Fodder trees for improving livestock productivity and smallholder livelihoods in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 6: 98–103.
- Fredman, P., Stenseke, M., Sandell, K. & Mossing, A. 2013. Friluftsliv i förändring [Recreation life in transition]. Stockholm (<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6547-8.pdf?pid=6324>).
- Fredman, P., Boman, M., Lundmark, L. & Mattsson, L. 2008. Friluftslivets ekonomiska värden – en översikt [Swedish] (The economic value of recreation – an overview) (<http://svensktfriluftsliv.se/wp-content/uploads/2012/12/Friluftslivets-ekonomiska-v%C3%A4rden-Rapport-2008.pdf>).
- Freitas, B.M., Filho, A.J.S.P., Andrade, P.B., Lemos, C.Q., Rocha, E.E.M., Pereira, N.O., Bezerra, A.D.M., Nogueira, D.S., Alencar, R.L., Rocha, R.F. & Mendonça, K.S. 2014. Forest remnants enhance wild pollinator visits to cashew flowers and mitigate pollination deficit in NE Brazil. *Journal of Pollination Ecology*, 12(4): 22–30.
- Frison, E.A., Smith, I.F., Johns, T., Cherfas, J. & Eyzaguirre, P. 2006. Agricultural biodiversity, nutrition and health: making a difference to hunger and nutrition in the developing world. *Food and Nutrition Bulletin*, 27(2): 167–179.
- FSC (Forest Stewardship Council). 2015. *FSC principles and criteria for forest stewardship*. Bonn, Germany.
- FTA. 2016. *CGIAR Research Program Proposal Phase II — Forests, Trees and Agroforestry: Landscapes, Livelihoods and Governance* (<http://foreststreesagroforestry.org/forests-trees-and-agroforestry-landscapes-livelihoods-and-governance/>).
- FTA. 2017. *CGIAR Research Program on Forests, Trees and Agroforestry: Landscape approaches to tackle climate change, and achieve sustainable development and food security* (<https://library.cgiar.org/bitstream/handle/10947/4658/FTA%20Leaflet.pdf?sequence=3>).
- Fuys, A. & Dohrn, S. 2010. Common property regimes: taking a closer look at resource access. In L. German, J. Ramisch & R. Verma, eds. *Beyond the biophysical. knowledge, culture and power in agriculture and natural resource management*. Dordrecht, Heidelberg, London, New York, Springer.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Dudenöhffer, J.H., Greenleaf, S.S., Holzschuh, A., Isaacs, R., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., Potts, S.G., Ricketts, T.H., Szentgyörgyi, H., Viana, B.F., Westphal, C., Winfree, R. & Klein, A.M. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey-bee visits. *Ecology Letters*, 14(10): 1062–1072.

- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M.A., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Kremen, C., Carvalheiro, L.G., Harder, L.D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N.P., Dudenhöffer, J.H., Freitas, B.M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipólito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S.K., Kennedy, C.M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B.A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S.G., Rader, R., Ricketts, T.H., Rundlöf, M., Seymour, C.L., Schüepp, C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Tscharntke, T., Vergara, C.H., Viana, B.F., Wanger, T.C., Westphal, C., Williams, N. & Klein, A.M. 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, 339: 1608–1611.
- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Vaissière, B.E., Gemmill-Herren, B., Hipólito, J., Freitas, B.M., Ngo, H.T., Azzu, N., Sáez, A., Åström, J., An, J., Blochtein, B., Buchori, D., Chamorro García, F.J., da Silva, F.O., Devkota, K., de Fátima Ribeiro, M., Freitas, L., Gaglianone, M.C., Goss, M., Irshad, M., Kasina, M., Pacheco Filho, A.J.S., Piedade Kiill, L.H., Kwapong, P., Nates Parra, G., Pires, C., Pires, V., Rawal, R.S., Rizali, A., Saraiva, A.M., Veldtman, R., Viana, B.F., Witter, S. & Zhang, H. 2016. Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351(6271).
- Garnett, T. & Godfray, H.C.J. 2012. *Sustainable intensification in agriculture. Navigating a course through competing food system priorities*. Workshop Report (<http://www.oxfordmartin.ox.ac.uk/downloads/reports/201207SustainableFoodReport.pdf>).
- Geist, H. & Lambin, E. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52: 143–144.
- Gerten, D., Schaphoff, S., Haberlandt, U., Lucht, W. & Sitch, S. 2004. Terrestrial vegetation and water balance—hydrological evaluation of a dynamic global vegetation model. *Journal of Hydrology*, 286(1): 249–270.
- Ghazoul, J. 2010. Extending certification to landscape mosaics. *ETFRN News*, 51: 182–187.
- Ghazoul, J., Garcia C. & Kushalappa C.G. 2009. Landscape labelling: A concept for nextgeneration payment for ecosystem service schemes. *Forest Ecology and Management*, 258: 1889–1895 (<http://www.fao.org/docrep/014/i2100e/i2100e06.pdf>).
- Ghimire, K. & Pimbert, M.P. 1997. *Social change and conservation, environmental politics and impacts of national parks and protected areas*. London, Routledge.
- Gibbs, H., Ruessch, A., Achard, F., Clayton, M., Holmgren, P., Ramankutty, N. & Foley, J. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Science*, 107: 16732–16737 (<http://www.pnas.org/content/107/38/16732.short>).
- Gibson, P.M. 1979. Therapeutic aspects of wilderness programs: a comprehensive literature review. *Therapeutic Recreation Journal*, 13: 21–33.
- Gibson, T.M. Lee, L.P. Koh, B.W. Brook, T.A. Gardner, J. Barlow, C.A. Peres, C.J. Bradshaw, W.F. Laurance, T.E. & Lovejoy, N.S. 2011. Sodhi primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478 (7369): 378–381.
- Gitz, V. & Meybeck, A. 2012 Risks, vulnerabilities and resilience in a context of climate change, In FAO. *Building resilience for adaptation to climate change in the agriculture sector*, Rome (<http://www.fao.org/3/a-i3084e/i3084e03.pdf>).
- Glück, P. 2000. Policy means for ensuring the full value of forests to society. *Land Use Policy*, 17: 177–185.
- Godoy, C. 2010. *Propuesta para elaborar planes de manejo integrados de recursos forestales no maderables en la reserva de la Biósfera Maya, Petén, Guatemala*. San Carlos University (http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01_2613.pdf).
- Golden, C.D., Fernald, L.C.H., Brashares, J.S., Rasolofoniaina, B.J.R. & Kremen, C. 2011. Benefits of wildlife consumption to child nutrition in a biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Science*, 108: 19653–19656.
- Gond, V., Dubiez, E., Boulogne, M., Gigaud, M., Peroches, A., Pennec, A., Fauvet, N. & Peltier, R. 2016. Forest cover and carbon stock change dynamics in the Democratic Republic of Congo: case of the wood-fuel supply basin of Kinshasa. *Bois et Forêts des Tropiques*, (327): 19–28 (http://bft.cirad.fr/cd/BFT_327_19-28.pdf).
- Grau, R., Kuemmerle, T. & Macchi, L. 2013. Beyond 'land sparing versus land sharing': environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5: 477–483.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W. & Balmford, A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307: 550–555.
- Gyau, A., Takoutsing, B., De Grande, A. & Franzel, S. 2012. Farmers' motivation for collective action in the production and marketing of kola in Cameroon. *Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Sub Tropics*, 113: 43–50.
- Hadri, H. & Guellouz, M. 2011. *Forests and rangelands in the Near East Region. Facts and figures*. FAO Office for the Near East, Cairo.
- Hajjar, R., Oldekop, J.A., Cronkleton, P., Etue, E., Newton, P., Russel, A.J.M., Tjajadi, J.S., Zhou, W. & Agrawal, A. 2016. The data not collected on community forestry. *Conservation Biology*, 30(6): 1357–62 (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/cobi.12732/epdf>).

- Hansen, M.C., Potapov, P. V, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tyukavina, T, Thau, D., Stehman, S. V, Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O. & Townshend, J.R.G.** 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342: 850–853.
- Hardin, G.** 1968. The tragedy of the commons. *Science*, New Series, 162: 1243–1248.
- Harvey, C. A., Chacón, M., Donatti, C. I., Garen, E., Hannah, L., Andrade, A., Bede, L., Brown, D., Calle, A. & Chará, J.** 2014. Climate smart landscapes: opportunities and challenges for integrating adaptation and mitigation in tropical agriculture. *Conservation Letters*, 7: 77–90.
- Hawkins, R.P.** 1965. Factors affecting the yield of seed produced by different varieties of red clover. *Journal of Agricultural Science*, 65: 245–253.
- Headey, D.D.** 2013. Developmental drivers of nutritional change: a cross-country analysis. *World Development*, 42(1): 76–88.
- Heikkilä, R. & Aarnio, J.** 2001. Forest owners as moose hunters in Finland. *Alces*, 37: 89–96.
- Helms, J.** 2002. Forests, forestry, forester: What do these terms mean? *Journal of Forestry*, 100(8): 15–19.
- Henao-Bravo, E.I., Ordóñez, Y., Camino Velozo, R.de., Villalobos Soto, R. & Carrera Gambeta, F.** 2015. *El bosque secundario en Centroamérica: un recurso potencial de uso limitado por procedimientos y normativas inadecuadas*. Serie técnica. Boletín Técnico No.77 CATIE, CIFOR/FTA.
- Herzog, F.** 1998. Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. *Agroforestry Systems*, 42: 61–80.
- Hickey, G., Pouliot, M., Smith-Hall, C., Wunder, S. & Nielsen, M.** 2016. Quantifying the economic contribution of wild food harvests to rural livelihoods: a global comparative analysis. *Food Policy*, 62: 122–132.
- HLPE.** 2012. *Food security and climate change*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.
- HLPE.** 2013. *Biofuels and food security*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.
- HLPE.** 2014a. *Food losses and waste in the context of sustainable food systems*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.
- HLPE.** 2014b. *Sustainable fisheries and aquaculture for food security and nutrition*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.
- HLPE.** 2015. *Water for food security and nutrition*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.
- HLPE.** 2016. *Sustainable agricultural development for food security and nutrition: what roles for livestock?* A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.
- Hobley, M.** 1996. *Participatory forestry: the process of change in India and Nepal*. Rural Development Forestry Study Guide 3. London, Overseas Development Institute.
- Holmgren, P.** 2006. Global land use area change matrix: input to GEO-4. Rome, FAO (<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/ag049e/ag049e00.pdf>).
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T.** 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology*, 79: 491–500.
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R.S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A. & Romijn, E.** 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environ. Res. Lett.*, 7(4): 4009.
- Howard, P.L. & Nabanoga, G.** 2007. Are there customary rights to plants? An inquiry among the Baganda (Uganda), with special attention to gender. *World Development*, 35(9): 1542–1563.
- Humphry, C.M., Clegg, M.S., Keen, C.L. & Grivetti, L.E.** 1993. Food diversity and drought survival. The Hausa example. *International Journal of Food Science and Nutrition*, 44(1): 1–16.
- Hyden, G., Court, J. & Mease, K.** 2004. *Making sense of governance: empirical evidence from sixteen developing countries*. Lynne Rienner Publishers.
- IBA.** 2015. *Brazilian tree industry 2015: a report of the Brazilian tree industry*. Brasilia. 62 p. (http://www.iba.org/images/shared/iba_2015.pdf).
- Ibarra, J.T., Barreau, A., Del Campo, C., Camacho, C.I., Martin, G.J., & McCandless, S.R.** 2011. When formal and market-based conservation mechanisms disrupt food sovereignty: impacts of community conservation, payments for environmental services and food sovereignty in an indigenous community of the Chinantla, Oaxaca, Mexico. *International Forestry Review*, 13(3): 318–337.
- Ickowitz, A., Powell, B., A. Salim M.A. & Sunderland, T.** 2014. Dietary quality and tree cover in Africa. *Global Environmental Change*, 24: 287–294.
- Ickowitz, A., Rowland, D., Powell, B., Salim, M. A., & Sunderland, T.** 2016. Forests, trees, and micronutrient-rich food consumption in Indonesia. *PLoS ONE*, 11(5): e0154139.

- IEA (International Energy Agency).** 2010 *Energy technology perspectives. Scenarios and strategies to 2050*.
- ILO (International Labour Organization).** 1998. *Safety and health in forestry work: an ILO code of practice*. Geneva, Switzerland (http://www.ilo.org/wcmsp5/groups/public/---ed_protect/---protrav/---safework/documents/normativeinstrument/wcms_107793.pdf).
- Indrawan, M., Yabe, M., Nomura, H. & Harrison, R.** 2014. Deconstructing satoyama – the socio-ecological landscape in Japan. *Ecological Engineering*, 64: 77–84. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.12.038.
- INDUFOR.** 2012. *Strategic review on the future of forest plantations*. Helsinki (<http://www.fao.org/forestry/42701-090e8a9fd4969cb334b2ae7957d7b1505.pdf>).
- IOM/NRC (Institute of Medicine/National Research Council).** 2009. *Sustaining global surveillance and response to emerging zoonotic diseases*. Washington, DC, The National Academies Press.
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services).** 2016. *Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production*. S.G. Potts, V.L. Imperatriz-Fonseca, H.T. Ngo, J.C. Biesmeijer, T.D. Breeze, L.V. Dicks, L.A. Garibaldi, R. Hill, J. Settele, A.J. Vanbergen, M.A. Aizen, S.A. Cunningham, C. Eardley, B.M. Freitas, N. Gallai, P.G. Kevan, A. Kovács-Hostyánszki, P.K. Kwapong, J. Li, X. Li, D.J. Martins, G. Nates-Parra, J.S. Pettis, R. Rader & B.F. Viana, eds. Bonn, Germany, Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 36 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).** 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri & L.A. Meyer, eds]. Geneva, Switzerland, IPCC.
- Iremonger, S. & Gerrand, A.M.** 2011. *Global ecological zones for FAO forest reporting, 2010*. Unpublished report. Rome, FAO.
- IUCN-CEESP.** 2008. Recognising and supporting indigenous & community conservation — ideas and experiences from the grassroots, *CEESP Briefing Note 9*. IUCN and CEESP, Gland and Tehran.
- Jackson, L., Bawa, K., Pascual, U. & Perrings, C.** 2005. *Agrobiodiversity: a new science agenda for biodiversity in support of sustainable agroecosystems*. DIVERSITAS Report No. 4. 40 p.
- Jackson, L.E., Pascual, U. & Hodgkin, T.** 2007 Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121: 196–210.
- Jamnadass, R.H., Dawson, I.K., Franzel, S., Leakey, R.R.B., Mithöfer, D., Akinnifesi, F.K. & Tchoundjeu, Z.** 2011. Improving livelihoods and nutrition in sub-Saharan Africa through the promotion of indigenous and exotic fruit production in smallholders' agroforestry systems: a review. *International Forest Review*, 13: 338–354.
- Jamnadass, R., McMullin, S., Miyuki, I., Dawson, I., Powell, B., Termote, C., Ickowitz, A., Kehlenbeck, K., Vinceti, B., van Vliet, N., Keding, G., Stadlmayr, B., Van Damme, P., Carsan, S., Sunderland, T., Njenga, M., Gyau, A., Cerruti, P., Schure, J., Kouame, C., Obiri-Darko, B., Ofori, D., Agarwal, B., Neufelt, H., Degrande, A & Serban, A.** 2015. Understanding the roles of forests and tree-based systems in food provision. In B. Vira, C. Wildburger & S. Mansourian, eds. *Forests, trees and landscapes for food security and nutrition: a global assessment report*, pp 25–50. IUFRO World Series, Volume 33. Vienna, International Union of Forestry Research Organisations (IUFRO) (<http://www.iufro.org/science/gfep/forests-and-food-security-panel/report/>).
- Joffre, R., Rambal, S. & Ratte, J.P.** 1999. The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry Systems*, 45: 57–79.
- Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H.** 2009. *Environmental consideration and nature value indications* [in Swedish: Generell hänsyn och naturvärdesinditationer]. Solna.
- Johnson, C. & Forsyth, T.** 2002. In the eyes of the state: negotiating a “rights-based approach” to forest conservation in Thailand. *World Development*, 30(9): 1591–1605.
- Johnson, D.V.** 2010. The contribution of edible forest insects to human nutrition and to forest management: Current status and future potential. In P.B. Durst, D.V. Johnson, R.N. Leslie & K. Shono, eds. *Forest insects as food: humans bite back*. Proceedings of a workshop on Asia-Pacific resources and their potential for development, February 2008. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Chiang Mai, Thailand.
- Johnson, K. B., Jacob, A., & Brown, M. E.** 2013. Forest cover associated with improved child health and nutrition: evidence from the Malawi Demographic and Health Survey and satellite data. *Global Health, Science and Practice*, 1(2): 237–248.
- Joppa, L.** 2012. Population change in and around protected areas. *Journal of Ecological Anthropology*, 1: 58–64.
- Jose, S.** 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview, *Agroforestry Systems*, 76(1): 1–10.
- Kanninen, M., Murdiyoso, D., Seymour, F., Angelsen, A., Wunder, S. & German, L.** 2007. *Do trees grow on money? The implications of deforestation research for policies to promote REDD*. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research (http://www.cifor.org/publications/pdf_files/cop/REDD_paper071207.pdf)

- Karjalainen, E., Sarjala, T. & Raito, H. 2010. Promoting human health through forests: overview and major challenges. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 15: 1–8.
- Karp, D.S., Mendenhall, C.D., Sandí, R.F., Chaumont, N., Ehrlich, P.R., Hadly, E.A. & Daily, G.C. 2013. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecol. Lett.*, 16:1339–1347.
- Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A. & Lindquist, E. 2015. Dynamics of global forest area: results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352: 9–20 (<http://www.fao.org/3/a-i4895e/i4895e02.pdf>).
- Kehlenbeck, K. & Jamnadass R. 2014. Food and nutrition – fruits, nuts, vegetables and staples from trees. In J. De Leeuw, M. Njenga, B. Wagner & M. Iiyama, eds. *Treesilience: an assessment of the resilience provided by trees in the drylands of Eastern Africa*, Chapter 6.2.1. Nairobi, ICRAF
- Keiser, J., Singer, B.H. & Utzinger, J. 2005. Reducing the burden of malaria in different eco-epidemiological settings with environmental management: a systematic review. *Lancet Infectious Diseases*, 5(11): 695–708.
- Keller, G.B., Mndiga, H. & Maass, B. 2006. Diversity and genetic erosion of traditional vegetables in Tanzania from the farmer's point of view. *Plant Genetic Resources*, 3: 400–413.
- Kennedy, E. & Peters, P. 1992. Household food security and child nutrition: the interaction of income and gender of household head. *World Development*, 20(8): 1077–1085.
- Kenny Jordan, C.B., Herz, C., Anazco, M. & Andrade, M. 1999. *Pioneering change: community forestry in the Andean highlands; natural resource management by rural communities in the highlands of Bolivia, Ecuador, Peru and Colombia*. Rome, FAO.
- Khalil, G.M. 1983. *Influence of windbreaks on microclimate and crop yields in West Nubaria region (Egypt)*. International seminar on shelterbelts. Tunis, International Development Research Centre.
- Khare, A., Sarin, M., Saxena, N.C., Palit, S., Bathla, S., Vania, F. & Satyanarayana, M. 2000. *Joint forest management: policy, practice and prospects*. London, IIED.
- Kimble J.M., Rice, C.W., Reed, D., Mooney, S., Follett, R.F. & Lal, R., eds. 2007. *Soil carbon management. Economic, environmental and societal benefits*. Boca Raton, USA, CRC Press. 280 p.
- Kiraz, K., Kart, L., Demir, R., Oymak, S., Gulmez, I., Unalacak, M. & Ozesmi, M. 2003. Chronic pulmonary disease in rural women exposed to biomass fumes. *Clinical and Investigative Medicine*, 26(5): 243–248.
- Kirschbaum, M.U.F., Keith, H., Leuning, R., Cleugh, H.A., Jacobsen, K.L., Van Gorsel, E. & Raison, R.J. 2007. Modelling net ecosystem carbon and water exchange of a temperate Eucalyptus delegatensis forest using multiple constraints. *Agricultural and Forest Meteorology*, 145: 48–68.
- Kissinger, G. 2013. Linking forests and food production in the REDD+ context. In M. Behnassi, O. Pollmann & G. Kissinger. *Sustainable food security in the era of local and global environmental change*, pp.41–65. Springer.
- Kissinger, G. Herold, M. & De Sy, V. 2012. *Drivers of deforestation and degradation: a synthesis report for REDD+ policymakers*. Vancouver, Canada, Lexeme Consulting.
- Kivinen, S., Moen, J., Berg, A. & Eriksson, A. 2010. Effects of modern forest management on winter grazing resources for reindeer in Sweden. *Ambio*, 39(4): 269–278.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Krüss, A., Marshall, E.J., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., Verhulst, J., West, T.M. & Yela, J.L. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9: 243–254.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E.D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E. J. P., Tscharntke, T. & Verhulst, J. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276: 903–909.
- Klein, A.M., Vaissiere, B.E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. & Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. Lond. (Biol.)*, 274: 303–313.
- Klein, A.-M., Hendrix, S. D., Clough, Y., Scofield, A., & Kremen, C. 2014. Interacting effects of pollination, water and nutrients on fruit tree performance. *Plant Biology*, 17: 201–208.
- Köhl, M., Lasco, R., Cifuentes, M., Jonsson, O., Korhonen, K., Mundhenk, P., de Jesus Navar, J. & Stinson, G. 2015. Changes in forest production, biomass and carbon: results from the 2015 UN Global Forest Resources Assessment. *For. Ecol. Manag.*, 352: 21–34.
- Konijnendijk, C.C. 2010. *The forest and the city. The cultural landscape of urban woodland*. Dordrecht, Netherlands, Springer.
- Kormann, U., Scherber, C., Tscharntke, T., Klein, N., Larbig, M., Valente, J.J., Hadley, A.S. & Betts, M.G. 2016. Corridors restore animal-mediated pollination in fragmented tropical forest landscapes. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences*. doi:10.1098/rspb.2015.2347.
- Kremen, C., Niles, J.O., Dalton, M.G., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Fay, J.P., Grewal, D. & Guillery, R.P. 2000. Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science*, 288: 1828–1832.
- Krott, M. 2005. *Forest policy analysis*. Springer.
- Kuhnlein, H.V. & Turner, N.J. 1991. *Traditional plant foods of Canadian indigenous peoples: nutrition, botany and use*. Amsterdam, Gordon and Breach Publishers.

- Kuhnlein, H.V., Erasmus, B. & Spigelski, D., eds.** 2009. *Indigenous peoples' food systems: the many dimensions of culture, diversity and environment for nutrition and health*. Rome, FAO/Montreal, Canada, Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment.
- Kumar, N., Harris, J. & Rawat, R.** 2015. If they grow it, will they eat and grow? Evidence from Zambia on agricultural diversity and child undernutrition. *The Journal of Development Studies*, 51(8): 1060–1077. doi:10.1080/00220388.2015.1018901.
- Kümpel, N.F.** 2006. *Incentives for sustainable hunting of bushmeat in Río Muni, Equatorial Guinea*. PhD Thesis, Imperial College, London (<https://www.zsl.org/sites/default/files/document/2014-01/Incentives-sustainable-hunting-bushmeat-kumpel-2006-phd-thesis-765.pdf>).
- Labrière, N., Laumonier, Y., Locatelli, B., Vieilledent, G. & Comptour M.** 2015. Ecosystem services and biodiversity in a rapidly transforming landscape in Northern Borneo. *PloS One*, 10 (10), e0140423 (18 p.) <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0140423>.
- Lambin, E. & Meyfroidt, P.** 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 108(9): 3465–3472 (<http://www.pnas.org/content/108/9/3465.full.pdf>).
- Lamien, N. and Vognan, G.** 2001. *Importance of non-wood forest products as source of rural women income in Western Burkina Faso*. INERA Ouagadougou WP - INERA-4.
- Larson, A.M., Barry, D., Dahal, G.R. & Colfer, C.P., eds.** 2010. *Forests for people: community rights and forest tenure reform*. London, Earthscan.
- Lescano, C.E.** 1996. *Situación actual y estrategia para el desarrollo de la producción y el procesamiento de especies frutihortícolas Amazonicas subutilizadas*. Mesa Redonda sobre Complementariedad de la Producción Sostenible Frutihortícola Amazónica con el Desarrollo de Microempresas Agroindustriales en los Países del Tratado de Cooperación Amazónica. Pucallpa, Perú, 21–25 octubre. Rome, FAO, and Lima, Dept. de Montes, Tratado de Cooperación Amazonica. Secretaria Pro-Tempore.
- Lescuyer, G., Cerutti, P.O. & Tsanga, R.** 2016. *Contributions of community and individual small-scale logging to sustainable timber management in Cameroon*. *International Forestry Review*, 18(1), n.spéc. Valuing the Cameroonian Forest: 40–51 (<http://dx.doi.org/10.1505/146554816819683744>).
- Levis, C., Costa, F.R.C., Bongers, F., Peña-Claros, M., Clement, C.R., Junqueira, A.B., Neves, E.G., Tamanaha, E.K., Figueiredo, F.O.G., Salomão, R.P., Castilho, C.V., Magnusson, W.E., Phillips, O.L., Guevara, J.E., et al.** 2017. Persistent effects on preolumbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science*, 355(6328): 925–931. doi:10.1126/science.aal0157.
- Lindahl, K.B., Sténs, A., Sandström, C., Johansson, J., Lidskog, R., Ranius, T. & Roberge, J.-M.** 2015. The Swedish forestry model: more of everything? *For. Policy Econ.* doi:10.1016/j.forpol.2015.10.012
- Lindner, M., Garcia-Gonzalo, J., Kolström, M., Green, T., Reguera, R., Maroschek, M., Seidl, R., Lexer, M.J., Netherer, S., Schopf, A., Kremer, A., Delzon, S., Barbati, A., Marchetti, M. & Corona, P.** 2008. *Impacts of climate change on European forests and options for adaptation*. Report to the European Commission Directorate-General for Agriculture and Rural Development. AGRI-2007-G4-06.
- Locatelli, B., Imbach, P. & Wunder, S.** 2013. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *Environmental Conservation*, 41 (1): 27–36 (<http://dx.doi.org/10.1017/S0376892913000234>).
- Locatelli, B.** 2016. Ecosystem Services and Climate Change. In: M. Potschin, R. Haines-Young, R. Fish & K.R. Turner, eds. *Routledge handbook of ecosystem services*, pp. 481–490. New York, USA, Routledge. ISBN 978-1-138-02508-0 (<https://www.routledge.com/products/9781138025080>).
- Lund, H.G.** 2002. When is a forest not a forest? *Journal of Forestry*, 100(8): 21–27.
- Lund, H.G.** 2014. What is a forest? Definitions do make a difference, an example from Turkey. *Avrasya Terim Dergisi*, 2(1): 1–8.
- Lund, H.G.** 2017. *Definitions of forests, deforestation, afforestation, and reforestation*. Forest Information Services. Gainesville, USA, Forest Information Services. Note: this paper has been continuously updated since 1998. Last updated 10 May 2017. doi:10.13140/RG.2.1.2364.9760.
- Lundgren, B.O. & Raintree, J.B.** 1982. Sustained agroforestry. In B. Nestel, ed. *Agricultural research for development: potentials and challenges in Asia*, pp. 37–49. The Hague, ISNAR.
- Lynch, O.J. & Talbott, K.** 1995. *Balancing acts: community-based forest management and national law in Asia and the Pacific*. Washington, DC, World Resources Institute.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment).** 2005. *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Vol. 5. Washington, DC, Island Press.
- MacDicken, K.G., Sola, P., Hall, J.E., Sabogal, C., Tadoum, M., & Wassiege, C.** 2015. Global progress towards sustainable forest management. *Forest Ecology and Management*, 352: 47–56 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715000560>).
- Mace, G.** 2014. Whose Conservation? *Science* 345 (6204): 1558–1560.
- MacKay, K.J. & Campbell, J.M.** 2004. An examination of residents' support for hunting as a tourism product. *Tour. Manag.*, 25: 443–452. doi:10.1016/S0261-5177(03)00127-4.
- Makindi, S.M., Mutinda, M.N., Olekaikai, N.K.W. & Aboud, A.A.** 2014. Human-wildlife conflicts: causes and mitigation measures in Tsavo Conservation Area, Kenya, *International Journal for Science and Research*, 3: 6.

- Marengo, J., Soares, W., Saulo, C. & Cima, M.** 2004. Climatology of the low-level jet east of the Andes as derived from the NCEP-NCAR reanalysis: characteristics and temporal variability. *Journal of Climate*, 17: 2261–2280.
- Mather, A.S. & Needle, C.L.** 1998. The forest transition: a theoretical basis. *Area*, 30(2): 117–124 (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1475-4762.1998.tb00055.x/epdf>).
- Mattsson, L.** 1990. Hunting in Sweden: extent, economic values and structural problems. *Scand. J. For. Res.*, 5: 563–573. doi:10.1080/02827589009382639.
- de Wasseige C., de Marcken P., Bayol N., Hiol Hiol F., Mayaux Ph., Desclée B., Nasi R., Billand A., Defourny P. & Eba'a Atyi R. (eds.)** 2012. *The forests of the Congo Basin – state of the forest 2008*. Publications Office of the European Union. Luxembourg. 276 p. ISBN: 978-92-79-22716-5, doi:10.2788/47210.
- Mwangi, E. & Wardell, A.** 2012. Multi-level governance of forest resources. *International Journal of the Commons*, 6: 79–103.
- May, P., Chevez, O. & Reydon, B.** 2001. *Compilación y análisis sobre los productos forestales no madereros (PFNM) en el Brasil*. FAO/RELAC. Informaciones para el uso sostenible.
- McAdam, J.H., Burgess, P.J., Graves, A.R., Rigueiro-Rodríguez, A. & Mosquera-Losada, M.R.** 2009. Agroforestry in Europe: current status and future prospects, In A. Rigueiro-Rodríguez, J. McAdam & M.R. Mosquera-Losada, eds. *Agroforestry in Europe, advances in agroforestry*, pp. 21–41. Dordrecht, Netherlands, Springer. doi:10.1007/978-1-4020-8272-6_2.
- McDermott, C.L., Irland, L.C. & Pacheco, P.** 2015. Forest certification and legality initiatives in the Brazilian Amazon: Lessons for effective and equitable forest governance. *For. Policy Econ.*, 50: 134–142.
- McIntyre, P., Liermann C. & Revenga, C.** 2016. Linking freshwater fishery management to global food security and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Science*, 113: 12880–12885 (<http://www.pnas.org/content/113/45/12880.abstract>).
- Menezes, J., van Leeuwen, J., Valiengo Valeri, S., Pessôa da Cruz, M. & Leandro, R.C.** 2008. Comparison of soils used for agroforestry and of remaining forests, in northern Rondônia State, Brazil. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 32(2) (http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832008000200043).
- Mercer, C.W.L.** 1997. Sustainable production of insects for food and income by New Guinea villagers. *Ecology of Food and Nutrition*, 36: 151–157.
- Mertz, O., Leisz, S., Heinimann, A., Rerkasem, K., Thiha, Dressler, W., Cu, P.V., Vu, K. C., Schmidt-Vogt, D., Colfer, C. J. P., Epprecht, M., Padoch, C. & Potter, L.** 2009. Who counts? The demography of swidden cultivators. *Human Ecology*, 37: 281–289. doi:10.1007/s10745-009-9249-y.
- Mertz, O., Wadley, R.L., Nielsen, U., Bruun, T.B., Colfer, C.J.P., de Neergaard, A., Jepsen, M.R., Martinussen, T., Zhao, Q., Noweg, G.T. & Magid, J.** 2008. A fresh look at shifting cultivation: allow length an uncertain indicator of productivity. *Agricultural Systems*, 96: 75–84. doi:10.1016/j.agsy.2007.06.002.
- Messmer, T.A.** 2000. The emergence of human-wildlife conflict management: turning challenges into opportunities. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45(3–4):97–102.
- Meyfroidt, P., Rudel, T.K. & Lambin, E.F.** 2010. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 107: 20917–20922.
- Miles, L., Newton, A., Defries, R., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. & Gordon, J.** 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33: 491–505.
- Mills Busa, J.H.** 2013. Deforestation beyond borders: Addressing the disparity between production and consumption of global resources. *Conservation Letters*, 6(3): 192–199.
- Mitchell, M.G.E., Bennett, E.M. & Gonzalez, A.** 2014. Forest fragments modulated the provision of multiple ecosystem services, *J. Appl. Ecol.*, 51: 909–918.
- Miura, S., Amacher, M., Hofer, T., San-Miguel-Ayanz, J., Ernawati, & Thackway, R.** 2015. Protective functions and ecosystem services of global forests in the past quarter-century. *Forest Ecology and Management*, 352: 35–46 (<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.039>).
- Morales-Hidalgo, D., Oswalt, S.N. & Somanathan, E.** 2015. Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352: 68–77 (<http://www.fao.org/3/a-i4895e/i4895e07.pdf>).
- Moreno, G. & Pulido, F.J.** 2009. The functioning, management and persistence of dehesas, In A. Rigueiro-Rodríguez, J. McAdam & M.R. Mosquera-Losada, eds. *Agroforestry in Europe, advances in agroforestry*, pp. 127–160. Dordrecht, Netherlands, Springer.
- Mulenga, B.P., Richardson, R.B. & Tembo, G.** 2012. *Nontimber forest products and rural poverty alleviation in Zambia* (<http://www.saipar.org:8080/eprc/handle/123456789/58>).
- Murray, G.** 1981. *Mountain peasants in Honduras: guidelines for the reordering of smallholding adaptation to the pine forest*. Tegucigalpa, USAID.
- Musiani, M. Mamo, C., Boitani, L., Callaghan, C., Gates, C., Mattei, L., Visalberghi, E., Breck, S. & Volpi, G.** 2003. Wolf depredation trends and the use of fladry barriers to protect livestock in Western North America. *Conservation Biology*, 17(6): 1538–1547.

- Myers, S., Gaffikin, L., Golden, C., Ostfeld, R., Redford, K., Ricketts, T., Turner, W. & Osofsky, S.** 2013. Human health impacts of ecosystem alteration. *Proceedings of the National Academy of Science*, 110: 18753–18760.
- Nair, P.K.N.** 1993. *An introduction to agroforestry*. Dordrecht, Netherlands, Kluwer Academic Publishers.
- Nair, V.D., Haile, S.G., Michel, G.-A. & Nair, P.K.** 2007. Environmental quality improvement of agricultural lands through silvopasture in southeastern United States. *Sci. Agric.*, 64(5): 513–519.
- Narain, U., Gupta, S. & van 't Veld, K.** 2008. Poverty and the environment: exploring the relationship between household incomes, private assets and natural assets. *Land Economics*, 84(1): 148–167. doi:10.3368/le.84.1.148.
- Nasi, R., Brown, D., Wilkie, D., Bennett, E., Tutin, C., Van Tol, G. & Christophersen, T.** 2008. *Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis*. Montreal, Canada, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, and Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research (CIFOR). Technical Series No. 33. 50 p.
- Nasi, R., Taber, A. & van Vliet, N.** 2011. Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *Int. For. Rev.*, 13(3): 355–368 (http://www.cifor.org/publications/pdf_files/articles/ANasi1101.pdf).
- Nåsell, I.** 2005. A new look at the critical community size for childhood infections. *Theor. Popul. Biol.*, 67(3): 203–216.
- Ndembi, N., Habakkuk, Y., Takehisa, J., Takemura, T., Kobayashi, E., Ngansop, C., Songok, E., Miura, T., Ido, E., Hayami, M., Kaptue, L. & Ichimura, H.** 2003. HIV type 1 infection in pygmy hunter gatherers is from contact with Bantu rather than from nonhuman primates. *AIDS Res. Hum. Retroviruses*, 19(5): 435–439.
- Neumann, C.G., Murphy, S.P., Gewa, C., Grillenberger, M. & Bwibo, N.O.** 2007. Meat supplementation improves growth, cognitive, and behavioral outcomes in Kenyan children. *J. Nutr.*, 137(4): 1119–1123.
- Nobre, A.D.** 2014. *O futuro climático da Amazônia - relatório de avaliação científica*. S.J. Campos (SP), ARA (Articulación Regional Amazónica)/INPE/INPA
- Nordiska ministerrådet.** 1997. *Allemnasrätten i Norden* [in Swedish: Public right of access in Nordic countries] TemaNord 1997:501. ISBN 92-91209902.
- Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Bodine, A. & Greenfield, E.** 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193: 119–129. doi:10.1016/j.envpol.2014.05.028.
- Nuttall, M., Berkes, F., Forbes, B., Kofinas, G., Vlassova, T. & Wenzel, G.** 2009. Hunting, herding, fishing and gathering: indigenous peoples and renewable resource use in the Arctic. In *Arctic climate impact assessment*, pp 681–780. Cambridge University Press (http://www.acia.uaf.edu/acia_review/acia_ch11_text_jan04.pdf).
- Nyong, A., Adesina, F. & Osman Elasha, B.** 2007. The value of indigenous knowledge in climate change mitigation and adaptation strategies in the African Sahel. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change*, 12(5): 787–797.
- Obiri, D.B., Bright, G.A., McDonald, M.A., Anglaaere, L.C.N. & Cobbina, J.** 2007. Financial analysis of shaded cocoa in Ghana. *Agroforestry Systems*, 71(2): 139–149.
- Obiri, D.B., Depinto, A. & Tetteh, F.** 2011. *Cost-benefit analysis of agricultural climate change mitigation options: the case of shaded cocoa in Ghana*. Research report prepared for IFPRI, Washington, DC. 56 p.
- OECD/IEA.** 2014. *Renewable energy 2014: market analysis and forecasts to 202* (<https://www.iea.org/Textbase/npsum/MTrenew2014sum.pdf>).
- Oh, H.-S., Rao, Y.S., Hoskins, M.W., Vergara, N.T. & Castro, C.P.** 1986. *Economic development and changing forest problems and policies: the case of Korea*. FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Oishi, T. & Hagiwara, M.** 2015. A preliminary report of the distribution of freshwater fish of the Congo River: Based on the observation of local markets in Brazzaville, Republic of Congo. *African Study Monographs*, 51: 93–105.
- Ojha, H.R.** 2014. Beyond the 'local community': the evolution of multi-scale politics in Nepal's community forestry regimes. *International Forestry Review*, 16(3): 339–353.
- Olivero, J., Fa, J., Real, R., Farfán, M., Márquez, A., Mario Vargas, J., Gonzalez, P., Cunningham, A. & Nasi, R.** 2016. Mammalian biogeography and the Ebola virus in Africa. *Mammal Review*, 47(1): 24–37. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/mam.12074>.
- Oliveira, L.J.C., Costa, M.H., Soares-Filho, B.S. & Coe, M.T.** 2013. Large-scale expansion of agriculture in Amazonia may be a no-win scenario. *Environ. Res. Lett.*, 8(2).
- Oliveira, G. & Hecht, S.** 2016. Sacred groves, sacrifice zones and soy production: globalization, intensification and neo-nature in South America, *The Journal of Peasant Studies*, 43(2): 251–285.
- Olson, S.H., Gangnon, R., Silveira, G.A. & Patz, J.A.** 2010. Deforestation and malaria in Mancio Lima county, Brazil. *Emerg. Infect. Dis.*, 16(7): 1108–1115.

- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P. & Kassem, K.R. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *Bioscience*, 51(11).
- Orjuela Vásquez, M. 2015. *Gobernanza para el Manejo Forestal Comunitario en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala y la Región Autónoma de la Costa Caribe Norte de Nicaragua. Cuatro casos de estudio desde la perspectiva de los actores locales*. MSc Thesis. Turrialba, Costa Rica, CATIE (<http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/8510>).
- Ostrom, E. 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press.
- Ostrom, E. 2011. Background on the institutional analysis and development framework. *Policy Studies Journal*, 39: 7–27.
- Park, B.J., Tsunetsugu, Y., Kasetani, T., Kagawa, T. & Miyazaki, Y. 2010. The physiological effects of Shinrin-yoku (taking in the forest atmosphere or forest bathing): evidence from field experiments in 24 forests across Japan. *Environ. Health Prev. Med.*, 15(1): 18–26. doi:10.1007/s12199-009-0086-9 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19568835>).
- Parrotta, J.A., Dey de Pryck, J., Obiri, B., Padoch, C., Powell, B., Sandbrook, C., Agarwal, B., Ickowitz, A., Jeary, K., Serban, A., Sunderland, T. & Nam Tu, T. 2015. The historical, environmental and socio-economic context of forests and tree-based systems for food security and nutrition. In B. Vira, C. Wildburger & S. Mansourian, eds. *Forests, trees and landscapes for food security and nutrition. A global assessment report*, pp. 51–86. IUFRO World Series, Volume 33.
- Parry, L., Barlow, J. & Peres, C.A. 2009. Hunting for sustainability in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23(5): 1270–1280.
- Pattanayak, S., Dickinson, K., Corey, C., Murray, B., Sills, E. & Kramer, R. 2006. Deforestation, malaria, and poverty: a call for transdisciplinary research to support the design of cross-sectoral policies. *Sustain. Sci. Pract. Policy*, 2(2): 45–56.
- Patz, J.A., Confalonieri, U.E.C., Amerasinghe, F.P., Chua, K.B., Daszak, P., Hyatt, A.D., Molyneux, D., Thomson, M., Yameogo, L., Lazaro, M.M. *et al.* 2005. Human health: ecosystem regulation of infectious diseases. In MA. *Ecosystems and human well-being: current state and trends*, Chapter 14, 391–415. Washington, DC, Island Press.
- Patz, J.A., Olson, S.H., Uejio, C.K. & Gibbs, H.K. 2008. Disease emergence from global climate and land use change. *Med. Clin. North Am.*, 92(6): 1473–1491.
- Payn, T., Carnus, J.-M., Smith, P., Kimberley, M., Kollert, W., Liu, S., Orazio, C. Rodriguez, L. Silva, L. & Wingfield, M. 2015. Changes in planted forests and future global implications. *Forest Ecology and Management*, 352: 57–67 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715003473>).
- PEFC. 2010. *PEFC international standard; requirements for certification schemes*. PEFC ST 1003.2010. Geneva, PEFC Council.
- Peng, L., Zhiming, F., Luguang, J., Chenhua, L. & Jinghua, Z. 2014. A review of swidden agriculture in Southeast Asia. *Remote Sensing*, 6:1654-1683. doi:10.3390/rs6021654
- Petrov, A. & Lobovikov, M. 2012. *The Russian Federation forest sector: outlook study to 2030*. Rome (<http://www.fao.org/docrep/016/i3020e/i3020e00.pdf>).
- Pereira-Goncalves, M., Panjer, M., Greenberg, T.S. & Magrath, W.B. 2012. *Justice for forests. Improving criminal justice efforts to combat illegal logging*. A World Bank Study. Washington, DC, The World Bank (http://siteresources.worldbank.org/EXTFINANCIALSECTOR/Resources/Illegal_Logging.pdf).
- Perfecto, I. & Vandermeer, J. 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 107: 5786–5791.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. & Green, R.E. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 333(6047): 1289–1291.
- Phalan, B., Green, R.E., Dicks, L.V., Dotta, G., Feniuk, C., Lamb, A., Strassburg, B.B.N., Williams, D.R., zu Ermgassen, E.K.H.J. & Balmford, A. 2016. How can higher-yield farming help to spare nature? *Science*, 351(6272): 450–451. doi:10.1126/science.aad0055.
- Phalkey, R., Arandra-Jan, C., Marx, S., Höfle, B. & Sauerborn, B. 2015. Systematic review of current efforts to quantify the impacts of climate change on undernutrition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1073: E4522–E4529.
- Phelps, J., Carrasco, R., Webb, E., Koh, L.P. & Pascual, U. 2013. Agricultural intensification escalates future conservation costs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 10(19): 7601–7606.
- Phelps, J., Webb, E.L. & Agrawal, A. 2010. Does REDD+ Threaten to Recentralize Forest Governance? *Science*, 328: 312–313.
- Pimbert, M.P. & Pretty, J.N. 1997. Parks, people and professionals. Putting "participation" into protected area management. In K. Ghimire & M.P. Pimbert, eds. *Social change and conservation*, pp. 297–330. London, Earthscan.
- Pimentel, D., Mcnair, M., Buck, L., Pimentel, M. & Kamil, J. 1997. The value of forests to world food security. *Human Ecology*, 25: 91–120.

- Pinstrup-Andersen, P.** 2013. Can agriculture meet future nutrition challenges? *European Journal of Development Research*, 25: 5–12.
- Piperata, B.A., Spence, J.E., da-Gloria, P. & Hubbe, M.** 2011. The nutrition transition in Amazonia: rapid economic change and its impact on growth and development in Ribeirinhos. *American Journal of Physical Anthropology*, 146: 1–13
- Po, J.Y.T., FitzGerald, J.M. & Carlsten, C.** 2011. Respiratory disease associated with solid biomass fuel exposure in rural women and children: systematic review and meta-analysis. *Thorax*, 66(3): 232–239.
- Poffenberger, M. & McGean, B.** 1996. *Village voices, forest choices*. Delhi, Oxford University Press.
- Pokharel, B., Branney, P., Nurse, M. & Malla, Y.,** 2008. Community forestry: conserving forests, sustaining livelihoods, strengthening democracy. In H. Ojha, N. Timsina, C. Kumar, B. Belcher & M. Banjade, eds. *Communities, forests and governance: policy and institutional innovations from Nepal*. New Delhi, Adroit.
- Potapov, P.V., Turubanova, S.A., Hansen, M.C., Adusei, B., Broich, M. & Altstatt, A.,** 2012. Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000–2010, with Landsat ETM+ data. *Remote Sens. Environ.*, 122: 106–116.
- Poudyal, M. Ramamonijisoa, B., Hockley, N., Rakotonarivo, O., Gibbons, J., Mandimbinianiana, A. & Jones, J.** 2016. Can REDD+ social safeguards reach the “right” people? Lessons from Madagascar. *Global Environmental Change*, 37: 31–42.
- Powell, B., Hall, J. & Johns, T.** 2011. Forest cover, use and dietary intake in the East Usambara Mountains, Tanzania. *International Forestry Review*, 13(3): 305–317.
- Powell, B., Ickowitz, A., McMullin, S., Jamnadass, R., Miguel, C.P., Vasquez, P. & Sunderland, T.** 2013a. *The role of forests, trees and wild biodiversity for nutrition-sensitive food systems and landscapes*. Rome, FAO/WHO. 24 p.
- Powell, B., Maundu, P., Kuhnlein, H. V & Johns, T.** 2013b. Wild foods from farm and forest in the East Usambara Mountains, Tanzania. *Ecol. Food Nutr.*, 52(6): 451–478.
- Powell, B., Thilsted, S.H., Ickowitz, A., Termote, C., Sunderland, T. & Herforth, A.** 2015. Improving diets with wild and cultivated biodiversity from across the landscape. *Food Security*, 7(3): 535–554.
- Power, E.M.** 2008. Conceptualizing food security for aboriginal people in Canada. *Can. J. Public Health*, 99(2): 95–97.
- Power, A.G.** 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B.*, 365(1554): 2959–2971.
- Pramova, E., Locatelli, B., Djoudi, H. & Somorin, O.A.** 2012. Forests and trees for social adaptation to climate variability and change. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 3(6): 581–596.
- Pretty, J. & Bharucha, Z.** 2014. Sustainable intensification in agricultural systems. *Annals of Botany*. 114: 1571–1596.
- Pulla, S., Ramaswami, G., Mondal, N., Chitra-Tarak, R., Suresh, H.S., Dattaraja, H.S., Vivek, P., Parthasarathy, N., Ramesh, B.R. & Sukumar, R.** 2015. Assessing the resilience of global seasonally dry tropical forests. *International Forestry Review*, 17(S2) (<http://www.ingentaconnect.com/content/cfa/ifr/2015/00000017/A00202s2/art00007?crawler=true>).
- Püzl, H., Kleinschmit, D. & Arts, B.** 2014. Bioeconomy – an emerging meta-discourse affecting forest discourses? *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29: 386–393.
- Putz, F.E., Zuidema, P., Synnott, T., Pena-Claros, M., Pinard, M., Sheil, D., Vancaly, J., Sist, P., Gourlet-Gloury, S., Griscom, B., Palmer, J. & Zagt, R.** 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: The attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5: 296–303.
- Rahman, S., Baldauf, C., Mollee, E.M., Al-Pavel, A., Abdullah-Al-Mamun, Mannan Toy M. & Sunderland, T.** 2013. Cultivated plants in the diversified homegardens of local communities in Ganges Valley, Bangladesh. *Science Journal of Agricultural Research and Management*.
- Rahman, S.A., Jacobsen, J.B., Heley, J.R., Roshetko, J.M. & Sunderland, T.** 2016. Finding alternatives to swidden agriculture: does agroforestry improve livelihood options and reduce pressure on existing forest? *Agroforestry Systems*, 91(1): 185–199 (<http://link.springer.com/article/10.1007/s10457-016-9912-4>).
- Randrup, T.B., Konijnendijk, C., Dobbertin, M.K. & Prüller, R.** 2005. The concept of urban forestry in Europe. In C.C. Konijnendijk, K. Nilsson, T.B., Randrup & J. Schipperijn, eds. *Urban forests and trees*, pp. 9–21. Berlin/Heidelberg, Springer-Verlag.
- Rapport, D., Costanza, R. & McMichael, A.** 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 397–402.
- Reed, J., van Vianen, J. & Sunderland, T.** 2015. *From global complexity to local reality: aligning implementation frameworks with Sustainable Development Goals and landscape approaches*. CIFOR InfoBrief No. 129. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research.
- Reed, J., van Vianen, J., Deakin, E., Barlow, J. & Sunderland, T.** 2016. Integrated landscape approaches to managing social and environmental issues in the tropics: learning from the past to guide the future. *Global Change Biology*, 22(7): Pages 2540–2554 doi:10.1111/gcb.13284

- Reed, J., van Vianen, J., Foli, S., Clendenning, J., Yang, K., MacDonald, M., Petrokofsky, G., Padoch, C. & Sunderland, T. 2017. *Trees for life: the ecosystems service contribution for trees to food production and livelihoods in the tropics*. Forest Policy and Economics (<http://www.cifor.org/library/6381/trees-for-life-the-ecosystem-service-contribution-of-trees-to-food-production-and-livelihoods-in-the-tropics/>).
- Reij, C. 2014. Re-greening the Sahel: linking adaptation to climate change, poverty reduction, and sustainable development in drylands. In S. Hecht, K. Morrison & C. Padoch, eds. *The social lives of forests: past, present and future of woodland resurgence*, Chicago and London, University of Chicago Press.
- Reisner, Y., de Filippi, R., Herzog, F. & Palma, J. 2007. Target regions for silvoarable agroforestry in Europe. *Ecological Engineering*, 29(4): 401–418.
- Rerkasem, K., Lawrence, D., Padoch, C., Schmidt-Vogt, D., Ziegler, A.D. & Bruun, T.B. 2009. Consequences of swidden transitions for crop and fallow biodiversity in Southeast Asia. *Human Ecology*, 37(3): 347–360.
- Ribot, J.C. 1999. Decentralisation, participation and accountability in Sahelian forestry: legal instruments of political-administrative control. *Africa*, 69: 23–65.
- Ribot, J.C., 2006. Authority over forests: empowerment and subordination in Senegal's democratic decentralization. *Development and Change*, 40: 105–129.
- Richardson, R.B. 2010. Ecosystem services and food security: economic perspectives on environmental sustainability. *Sustainability*, 2(11): 3520–3548.
- Ricketts, T.H. 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology*, 18(5): 1262–1271.
- Ricketts, T.H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S.S., Klein, A.M., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., Ochieng, A. & Viana B.F. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, 11: 499–515.
- Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J. & Mosquera-Losada, M.R., eds. 2009. *Agroforestry in Europe, advances in agroforestry*. Dordrecht, Netherlands, Springer.
- Rival, A., Montet, D. & Pioch, D. 2016. Certification, labelling and traceability of palm oil: can we build confidence from trustworthy standards? *Oléagineux Corps gras Lipides*, 23 (6), D609. 11 p. (<http://dx.doi.org/10.1051/ocl/2016042>).
- Robledo, C. & Forner, C. 2005. *Adaptation of forest ecosystems and the forest sector to climate change*. FAO Forests and Climate Change Working Paper 2. Rome, FAO.
- Rodrigues, A.S.L., Ewers, R.M., Parry, L., Souza, Jr, C., Veríssimo, A. & Balmford, A. 2009. Boom-and-bust development patterns across the Amazon deforestation frontier. *Science*, 324(5933): 1435–1437.
- Roturier, S. & Roué, M. 2009. Of forest, snow and lichen: Sámi reindeer herders' knowledge of winter pastures in northern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 258(9): 1960–1967.
- Rowland, D., Blackie, R.R., Powell, B., Djoudi, H., Vergles, E., Vinceti, B. & Ickowitz, A. 2015. Direct contributions of dry forests to nutrition: a review. *International Forestry Review*, 17(S2): 45–53.
- Rowland, D., Ickowitz, A., Powell, B., Nasi, R. & Sunderland, T. 2016. Forest foods and healthy diets: quantifying the contributions. *Environmental Conservation*. doi:10.1017/S0376892916000151.
- RRI (Rights and Resources Initiative). 2012. *What rights? A comparative analysis of developing countries' national legislation on community and indigenous peoples' forest tenure rights*. Washington, DC, Rights and Resources Initiative (<http://www.rightsandresources.org/>).
- RRI. 2015. *Who owns the world's land? A global baseline of formally recognized indigenous and community land rights*. Washington, DC.
- Rudel, T.K., Bates, D. & Machinguashi, R. 2009. A tropical forest transition? Agricultural change, out-migration and secondary forest in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers*, 92(1): 87–102.
- Ruel, M.T. & Alderman, H. 2013. Nutrition-sensitive interventions and programmes: how can they help to accelerate progress in improving maternal and child nutrition? *The Lancet*, 382, 536–551.
- Ruf, F. & Schroth, G. 2004. Chocolate forests and monocultures: a historical review of cocoa growing and its conflicting role in tropical deforestation and forest conservation. In G. Schroth, G.A.B. Da Fonseca, C.A. Harvey, C. Gascon, H.L. Lasconcelos & A.N. Izac, eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, DC, Island Press.
- Ruiz-Pérez, M., Almeida, M., Dewi, S., Costa, E.M.L., Pantoja, M.C., Puntodewo, A., de Postigo, A.A. & de Andrade, A.G. 2005. Conservation and development in Amazonian extractive reserves: the case of Alto Juruá. *Ambio*, 34(3): 218–223.
- Sachs, J.D., Remans, R., Smukler, S.M., Winowiecki, L., Andelman, S.J., Cassman, K.G., Castle, D., DeFries, R., Denning, G., Fanzo, J., Jackson L.E., Leemans, R., Lehmann, J., Milder, J.C., Naeem, S., Nziguheba, G., Palm, C.A., Pingali, P.L., Reganold, J.P., Richter, D.D., Scherr, S.J., Sircely, J., Sullivan, C., Tomich, T.P. & Sanchez, P.A. 2012. Effective monitoring of agriculture: a response. *J. Environ. Monitor.*, 14: 738–742. doi:10.1039/c2em10584e.
- Saifi, M., Boulghobra, N. & Fattoum, L. 2015. The Green Dam in Algeria as a tool to combat desertification. *Planet@risk*, 3(1): 68–71.

- Salo, M., Sirén, A. & Kalliola, R.** 2014. *Diagnosing wild species harvest, resource use and conservation*. Elsevier.
- Samuelson, P.A.** 1954. The pure theory of public expenditure. *Review of Economics and Statistics*, 36(4): 387–389. doi:10.2307/1925895.
- Sanchez, A.** 2015. Análisis de la cobertura forestal de Costa Rica entre 1960 y 2013. *Ambientico*, 253, Editorial, p. 2–3.
- Sandström, C. & Widmark, C.** 2007. Stakeholders' perceptions of consultations as tools for co-management — A case study of the forestry and reindeer herding sectors in northern Sweden. *Forest Policy and Economics*, 10: 25–35.
- Saunders, J. & Nussbaum, R.** 2007. *Forest governance and reduced emissions from deforestation and degradation (REDD)*, Chatham House Briefing Paper, EEDP 07/03.
- Saxena, N.C.** 1997. *The saga of participatory forest management in India*. CIFOR Special Publication. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research.
- Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., Pfund, J-L., Sheil, D., Meijaard, E., Venter, M., Boedhihartono, A.K., Day, M., Garcia, C., van Oosten, C. & L. Buck, L.** 2013. The landscape approach: ten principles to apply at the nexus of agriculture, conservation and other competing land-uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(21): 8345–8348.
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity).** 2006. *Global biodiversity outlook 2*. Montreal (available at: <http://www.cbd.int/doc/gbo/gbo2/cbd-gbo2-en.pdf>)
- Schabel, H.G.** 2010. Forests insects as food: a global review. In P.B. Durst, D.V. Johnson, R.N. Leslie & K. Shono, eds. *Forest insects as food: humans bite back*, pp. 37–64. Proceedings of a workshop on Asia-Pacific resources and their potential for development, 19–21 February 2008.
- Scherr, S.J. & McNeely, J.A.** 2008. Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes. *Philos. Trans. R. Soc. B*, 363: 477–494.
- Schlegel, S.A. & Guthrie, H.A.** 1973. Diet and the tiruray shift from swidden to plow farming. *Ecology of Food and Nutrition*, 2(3): 181–191. doi:10.1080/03670244.1973.9990335.
- Sendzimir, J., Reij, C.P. & Magnuszewski, P.** 2011. Rebuilding resilience in the Sahel: regreening in the Maradi and Zinder regions of Niger. *Ecology and Society*, 16(3): 1.
- Seppälä, R., Buck, A. & Katila, P. eds.** 2009. *Adaptation of forests and people to climate change*. A global assessment report. IUFRO World Series Volume 22. Helsinki, International Union of Forest Research Organizations.
- Sepúlveda, M. & Nyst, C.** 2012. *The human rights approach to social protection*. Ministry of Foreign Affairs, Finland (<http://www.ohchr.org/Documents/Issues/EPoverty/HumanRightsApproachToSocialProtection.pdf>).
- Settele, J., Scholes, R., Betts, R., Bunn, S., Leadley, P., Nepstad, D., Overpeck, J.T. & Taboada, M.A.** 2014. Terrestrial and inland water systems. In C.B. Field, V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea & L.L. White, eds. *Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability*. Part A: global and sectoral aspects, pp. 271–359. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK, and New York, USA, Cambridge University Press.
- Seymour, F.** 2008. *Forests, climate change, and human rights: managing risk and trade-offs*. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research.
- Shackleton, C. & Shackleton, S.** 2004. The importance of non-timber forest products in rural livelihood security and as safety nets: A review of evidence from South Africa. *South African Journal of Science*, 100(11-12): 658–664.
- Shanley, P., Luz, L. & Swingland, I.R.** 2002. The faint promise of a distant market: a survey of Belém's trade in non-timber forest products. *Biodiversity and Conservation*, 11: 615–636.
- Shin, W.S., Yeoun, P.S., Yoo, R.W. & Shin, C.S.** 2010. Forest experience and psychological health benefits: the state of the art and future prospect in Korea. *Environmental Health and Preventative Medicine*, 15(1): 38–47.
- Shvidenko, A., Barber, C.V., Persson, R., Gonzalez, P. & Hassan, R.** 2005. *Forest and woodland systems*. In MA. *Ecosystems and human well-being/current state and trends*, pp 585–622. Washington, DC, Island Press.
- Singh, V.P., Sinha, R.B., Nayak, D., Neufeldt, H., van Noordwijk, M. & Rizvi, J.** 2016. The national agroforestry policy of India: experiential learning in development and delivery phases. *ICRAF Working Paper No. 240*. New Delhi, World Agroforestry Centre. doi:<http://dx.doi.org/10.5716/WP16143.PDF>.
- Sinu, P.A., Kent, S.M. & Chandrashekara, K.** 2012. Forest resource use and perception of farmers on conservation of a usufruct forest (Soppinabetta) of Western Ghats, India. *Land Use Policy*, 29: 702–709.
- Sloan S. & Sayer, J.** 2015. Forest Resources Assessment of 2015 shows positive global trends but forest loss and degradation persist in poor tropical countries. *Forest Ecology and Management*, 352: 134–145 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715003394>).
- Smith, D.A.** 2005. Garden game: shifting cultivation, indigenous hunting and wildlife ecology in Western Panama. *Human Ecology*, 33(4): 505–537.

- Smith, P., Haberl, H., Popp, A., Erb, K. h., Lauk, C., Harper, R., Tubiello, F. N., Siqueira Pinto, A., Jafari, M. & Sohi, S.** 2013. How much land based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals? *Global Change Biology*. 19: 2285–2302.
- Smith P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E.A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Maser, O., Mbow, C., Ravindranath, N.H., Rice, C.W., Robledo Abad, C., Romanovskaya, A., Sperling, F. & Tubiello, F.N.** 2014. Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel & J.C. Minx, eds. *Climate Change 2014: Mitigation of climate change*. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK, and New York, USA, Cambridge University Press.
- Soini, E. & Coe, R.** 2014. Principles for design of projects introducing improved wood-burning cooking stoves. *Development in Practice*, 24: 908–920.
- Sonntag-Öström, E., Nordin, M., Slunga Järholm, L., Lundell, Y., Brännström, R. & Dolling, A.** 2011. Can the boreal forest be used for rehabilitation and recovery from stress-related exhaustion? A pilot study. *Scandinavian Journal of Forestry Research*, 26: 245–256.
- Sonntag-Öström, E., Nordin, M., Dolling, A., Lundell, Y., Nilsson, L. & Slunga Järholm, L.** 2015. Can rehabilitation in boreal forests help recovery from exhaustion disorder? The randomised clinical trial ForRest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 30(8): 732–748, doi:10.1080/02827581.2015.1046482.
- Sorrenti, S.** 2017. *Non-wood forest products in international statistical systems*. Non-wood Forest Products Series No. 22. Rome, FAO.
- Spalding, M., Kainuma, M. & Collins, L.** 2011. *World atlas of mangroves*. London, Earthscan.
- Spies, T.** 2003. *New finding about old-growth forest*. PNW Science Update Series. US Department of Agriculture Pacific Northwest Research Station (<http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/science-update-4.pdf>).
- Stadtmüller, T.** 1987. *Cloud forests in the humid tropics, a bibliographic review*. The United Nations University.
- Stara, K., Tsiakiris, R., Nitsiakos, V. & Halley, J.M.** 2016. Religion and the management of the commons. The sacred forests of Epirus. In M. Agnoletti & F. Emanuelli, eds. *Biocultural diversity in Europe*, pp. 283–302. Springer International Publishing. doi:10.1007/978-3-319-26315-1_15.
- State Forestry Administration.** 2013. *National report on sustainable forest management*. China Forest Publishing House.
- Sténs, A., Sandström, C.** 2013. *Divergent interests and ideas around property rights: The case of berry harvesting in Sweden*. For. Policy Econ. 33, 56–62. doi:10.1016/j.forpol.2012.05.004.
- Stephens, C., Porter, J., Nettleton, C. & Willis, R.** 2006. Disappearing, displaced, and undervalued: a call to action for Indigenous health worldwide. *Lancet*, 367(9527): 2019–2028.
- Sterner, T & Coria, J.** 2012. *Policy instruments for environmental and natural resource management*. Second ed. Rff Press.
- Storaas, T., Gundersen, H., Henriksen, H. & Andreassen, H.** 2001. The economic value of moose in Norway – a review. *Alces*, 36(1): 87–101.
- Strassburg, B.B.N., Latawiec, A.E., Barioni, L.G., Nobre, C.A., da Silva, V.P., Valentim, J.F., Vianna, M. & Assad, E.D.** 2014. When enough should be enough: improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, 28: 84–97.
- Subramanyam, M.A., Kawachi, I., Berkman, L.F. & Subramanian, S. V.** 2011. Is economic growth associated with reduction in child undernutrition in India? *PLoS Med.*, 8(3): e1000424.
- Sundar, N., Jeffery, R. & Thin, N.** 2001. *Branching out: joint forest management in India*. Oxford University Press.
- Sunderland, T.C.H.** 2011. Food security: why is biodiversity important? *International Forestry Review*, 13(3): 265–274.
- Sunderland, T., Achdiawan, R., Angelsen, A., Babigumira, R., Ickowitz, A., Paumgarten, F., Reyes-García, V. & Shively, G.** 2014. Challenging perceptions about men, women, and forest product use: a global comparative study. *World Development*, 64: S56–S66 (<http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2014.03.003>).
- Sunderland, T.C.H., Powell, B., Ickowitz, A., Foli, S., Pinedo-Vasquez, M., Nasi, R. & Padoch, C.** 2013. *Food security and nutrition: the role of forests*. Discussion Paper. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Sylvester, O. & Segura, A.G.** 2016. Landscape ethnoecology of forest food harvesting in the Talamanca Bribri Indigenous Territory, Costa Rica. *Journal of Ethnobiology*, 36(1): 215–233.
- Sylvester, O., Segura A.G. & Davidson-Hunt, I.** 2016. *The protection of forest biodiversity can conflict with food access for indigenous people*. University for Peace Paper, No. 3.
- Taki, H., Kevan, P.G. & Ascher, J.S.** 2007. Landscape effects of forest loss in a pollination system. *Landscape Ecology*, 22(10): 1575–1587.

- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity).** 2010. *Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. By P. Sukhdev, H. Wittmer, C. Schröter-Schlaack, C. Nesshöver, J. Bishop, P. ten Brink, H. Gundimeda, P. Kumar & B. Simmons.
- ten Kate, K. & Laird, S.A.** 1999. *The commercial use of biodiversity*. London, Earthscan. 398 p.
- Torquebiau, E., Garcia, C.A. & Cholet, N.** 2012. Landscape ecosystem services: labelling rural. *Perspective – Cirad*, 16: 1–4 (<http://dx.doi.org/10.18167/agritrop/00022>).
- Tscharntke, T., Klein, A., Kruess, A., Steffandewenter, I. & Thies, C.** 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8: 857–874.
- Turner, M.G.** 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 20: 171–197. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>.
- Turpie, J., Warr, B., Ingram, J.C. & Masozera, M.** 2015. *The economic value of Zambia's ecosystems and potential benefits of REDD+ in green economy transformation in Zambia*. Report to the United Nations Environment Programme on behalf of the Ministry of Lands, Natural Resources and Environmental Protection, Zambia. 120 p.
- UN.** 2009. *The State of the World's Indigenous People*. New York, USA, UN Department of Economic and Social Affairs, Permanent Forum on Indigenous Issues.
- UNDESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs).** 2014. *World urbanization prospects. Highlights*. ESA/P/WP.241. New York, USA, United Nations Population Division.
- UNDESA.** 2015. *World population prospects. Key findings and advance tables*. The 2015 Revision. New York, USA, United Nations Population Division.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe).** 2004. *Forest legislation in Europe: how 23 countries approach the obligation to reforest public access and use of non-wood forest products*, Geneva Timber and Forest Discussion Paper 37. Geneva (www.fao.org/3/a-ae892e.pdf).
- UNEP (United Nations Environment Programme).** 2014. *Building natural capital: how REDD+ can support a green economy*. Report of the International Resource Panel, UNEP, Nairobi (https://www.unep-wcmc.org/system/dataset_file_fields/files/000/000/041/original/Building_national_capital_how_REDD_can_support_a_Green_Economy-2014IRP-Full.pdf?1395408403).
- UNGA (United Nations General Assembly).** 2008. *Non-legally binding instrument on all types of forests*. Resolution A/RES/62/98 of 31 January 2008 (http://www.un.org/en/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/62/98).
- UNGA.** 2012. *Promotion and protection of human rights: human rights questions, including alternative approaches for improving the effective enjoyment of human rights and fundamental freedoms*. Report of the 3rd Committee: General Assembly, 67th session. A/67/457/Add.2 (<http://www.refworld.org/docid/50f6a81e2.html>).
- UNGA.** 2014. *Final report: the transformative potential of the right to food*, Report of the Special Rapporteur on the right to food, Olivier De Schutter, A/HRC/25/57 (www.srfood.org/images/stories/pdf/officialreports/20140310_finalreport_en.pdf).
- UNICEF.** 2004. *The State of the World's Children 2004. Annex B. Human rights-based approach: Statement of common understanding* (<https://www.unicef.org/sowc04/files/AnnexB.pdf>).
- UNICEF.** 2012. *Water, sanitation and hygiene*. UNICEF Indonesia Issue Briefs.
- Vanaspong, C.** 2012. *A case study of Thai migrant workers exploited in Sweden*. International Labour Organization–European Union Project: Going Back–Moving On: Economic and Social Empowerment of Migrants, Including Victims of Trafficking, Returned from European Union and Neighbouring Countries (http://www.ilo.org/wcmsp5/groups/public/---asia/---ro-bangkok/---ilo-manila/documents/publication/wcms_182264.pdf).
- Van Lierop, P. & Lindquist, E.** 2015. Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events. *For. Ecol. Manag.*, 352: 78–88.
- van Vliet, N., Nasi, R., Abernethy, K., Farguot, C., Kümpell, N., Obian, A.-M. & Ringuet, S.** 2012. The role of wildlife for food security in Central Africa: a threat to biodiversity? In C. de Wasseige, P. de Marcken, N. Bayol, F., Hiol Hiol, P. Mayaux, B., Desclée, R. Nasi, A. Billand, P. Defourny & R. Eba'a Atyi, eds. *The forests of the Congo Basin: state of the forest 2010*, pp. 123–135. Publications Office of the European Union. Luxembourg. 276 p. ISBN: 978-92-79-22716-5, doi:10.2788/47210.
- van Vliet, N., Fa, J.E. & Nasi, R.** 2015. Managing hunting under uncertainty: from one-off ecological indicators to resilience approaches in assessing the sustainability of bushmeat hunting. *Ecology and Society*, 20(3).
- Vijayan, S. & Pati, B.P.** 2002 Impact of changing cropping patterns on man-animal conflicts around Gir Protected Area with specific reference to Talala sub-district, Gujarat, India. *Population and environment*, 23(6): 541–559.
- Vinceti, B., Termote, C., Ickowitz, A. Powell, B., Kehlenbeck, K. & Hunter, D.** 2013. The contribution of forests and trees to sustainable diets. *Sustainability*, 5(11): 4797–4824; doi:10.3390/su5114797.
- Vinceti, B., Eyzaguirre, P. & Johns, T.** 2008. The nutritional role of forest plant foods for rural communities. In C.J.P. Colfer, ed. *Human health and forests: a global overview of issues, practice and policy*. Volume 12, pp 63–93. London, Earthscan.

- Vira, B., Wildburger, C. & Mansourian, S., eds.** 2015. Forests, trees and landscapes for food security and nutrition. *IUFRO World Series*, 33.
- Vittor, A.Y., Gilman, R.H., Tielsch, J., Glass, G., Shields, T., Lozano, W.S., Pinedo-Cancino, V. & Patz, J.A.** 2006. The effect of deforestation on the human-biting rate of *Anopheles darlingi*, the primary vector of falciparum malaria in the Peruvian Amazon. *The American Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 74: 3–11.
- von Maydell, H-J.** 1994. Agroforestry in Central, Northern and Eastern Europe. In E. Welte, I. Szabolcs, & R.F. Huettl, eds. *Agroforestry and land use change in industrialized nations*. Proceedings of the 7th CIEC Symposium, pp 65–74. Berlin, Germany.
- Vors, L.S. & Boyce, M.S.** 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology*, 15(11): 2626–2633.
- Wadsworth, F.** 1997. *Forest production for tropical America*. Agricultural Handbook 710. Washington, DC, USDA.
- Wan, M., Colfer, C.J.P. & Powell, B.** 2011. Forests, women and health: opportunities and challenges for conservation. *Int. For. Rev.*, 13(3): 369–387.
- Watson, J.C., Wolf, A.T. & Ascher, J.S.** 2011. Forested landscapes promote richness and abundance of native bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) in Wisconsin apple orchards. *Environmental Entomology*, 40(3): 621–632.
- WCFS (World Commission on Forests and Sustainable Development).** 1999. *Our forests, our future*. Summary Report of the World Commission on Forests and Sustainable Development (<https://www.iisd.org/pdf/wcfsdsummary.pdf>).
- Weladji, R.B. & Tchamba, M.N.** 2003. Conflict between people and protected areas within the Bénoué Wildlife Conservation Area, North Cameroon. *Oryx*, 37(1): 72–79.
- Wenhua, L.** 2004. Degradation and restoration of forest ecosystems in China. *For Ecol. Manage.*, 201: 33–41.
- West, P., Igoe, J. & Brockington, D.** 2006. Parks and peoples: the social impact of protected areas. *Annual Review of Anthropology*, 35: 251–277.
- Whiteman, A., Wickramasinghe, A. & Piña, L.** 2015. Global trends in forest ownership, public income and expenditure on forestry and forestry employment. *Forest Ecology and Management*, 352: 99–108.
- Whitmee, S., Haines, A., Beyrer, C., Boltz, F., Capon, A.G., de Souza Dias, B.F., Ezeh, A., Frumkin, H., Gong, P., Head, P., Horton, R., Mace, G.M., Marten, R., Myers, S.S., Nishtar, S., Osofsky, S.A., Pattanayak, S.K., Pongsiri, M.J., Romanelli, C., Soucat, A., Vega, J. & Yach, D.** 2015. Safeguarding human health in the Anthropocene epoch: report of The Rockefeller Foundation–Lancet Commission on planetary health. *The Lancet*, 386(10007): 1973–2028.
- WHO/CBD.** 2015. *Connecting global priorities: biodiversity and human health: a state of knowledge review* (<https://www.cbd.int/health/SOK-biodiversity-en.pdf>).
- WHO (World Health Organization).** 2015. *Global Health Observatory data repository* (<http://apps.who.int/gho/data/node.main.CODREG6?lang=en>).
- Widmark, C.** 2009. *Management of multiple-use commons - focusing on land use for forestry and reindeer husbandry in northern Sweden*. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Widmark, C., Bostedt, G., Andersson, M. & Sandström, C.** 2011. *Measuring transaction costs incurred by landowners in multiple-use situations* (No. 376). Umeå.
- Wiens, V., Kyngäs, H. & Pölkki, T.** 2016. The meaning of seasonal changes, nature, and animals for adolescent girls' wellbeing in northern Finland: a qualitative descriptive study. *International Journal of Qualitative Studies on Health and Well-being*, 11: 30160.
- Wingfield, M.J., Slippers, B., Hurley, B.P., Coutinho, T.A., Wingfield, B.D. & Roux, J.** 2008. Eucalypt pests and diseases: growing threats to plantation productivity. *Southern Forests*, 70: 139–144.
- Willebrand, T.** 2009. Promoting hunting tourism in north Sweden: opinions of local hunters. *Eur. J. Wildl. Res.*, 55: 209–216. doi:10.1007/s10344-008-0235-2.
- Williams, A.P., Allen, C.D., Macalady, A.K., Griffin, D., Woodhouse, C.A., Meko, D.M., Swetnam, T.W., Rauscher, S.A., Seager, R., Grissino-Mayer, H.D., Dean, J.S., Cook, E.R., Gangogadagamage, C., Cai, M. & McDowell, N.G.** 2013. Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. *Nat. Clim. Change*, 3: 292–297. doi:10.1038/nclimate1693.
- World Food Summit.** 1996. *Rome Declaration World Food Security*. Rome, FAO (<http://www.fao.org/docrep/003/w3613e/w3613e00.htm>).
- Wunder, S.** 2005. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research. *Occasional Paper No.42*.
- Wunder, S., Borner, J., Shively, J. & Wyman, M.** 2014. Safety nets, gap filling and forests: a global-comparative perspective. *World Development*, 64(1): S29–S42.
- WWF/IIASA.** 2012. *Living Forests Report*. Gland, Switzerland, WWF and IIASA.
- Yasuoka, J. & Levins, R.** 2007. Impact of deforestation and agricultural development on anopheline ecology and malaria epidemiology. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 76(3): 450–460.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K. & Swinton, S.M.** 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2): 253–260.

- Zomer, R.J, Trabucco, A., Coe, R. & Place, F.** 2009. *Trees on farm: analysis of global extent and geographical patterns of agroforestry*. ICRAF Working Paper. Nairobi, World Agroforestry Centre (ICRAF).
- Zomer, R.J., Trabucco, A., Coe, R., Place, F., van Noordwijk, M. & Xu, J.** 2014. *Trees on farms: an update and reanalysis of agroforestry's global extent and socio-ecological characteristics*. ICRAF Working Paper 179. Nairobi, World Agroforestry Centre (<http://www.worldagroforestry.org/downloads/Publications/PDFS/WP14064.pdf>).
- Zomer, R., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucca, A., van Noordwijk, M. & Wang, M.** 2016. Global tree cover and biomass carbon of agricultural land: the contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports*, 6: 29987.

附录

高专组项目周期

粮食安全和营养问题高级别专家组（高专组）于 2009 年 10 月设立，是联合国世界粮食安全委员会（粮安委）的科学政策互动平台。

世界粮食安全委员会（粮安委）是最具包容性的、循证的国际和政府间粮食安全和营养平台，供作出承诺的广大利益相关方以协调一致的方式展开合作，支持国家主导的各项进程，消除饥饿，确保人人获得粮食安全和营养⁵⁶。

高专组从粮安委接受工作任务。这确保所开展研究的合理性和相关性，并确保将这些研究列入国际层面的具体政治议程。报告编制过程确保科学包容性和高专组独立性。

高专组编制科学、政策型报告，包括进行分析和提出建议，作为粮安委进行政策讨论的一个综合、循证的起点。高专组的目的是，使人们在处理粮食和营养不安全问题时更加清楚地了解各种问题和理由。高专组努力阐明不一致的信息和知识，弄清之所以不一致的背景和原因，查明新出现的问题。

高专组的任务并非开展新研究。高专组的研究借助现有研究成果和知识，这些研究成果和知识由提供专业知识的各类机构（大学、研究所、国际组织等）得出，并因全球、多部门、多学科分析而增值。

高专组的研究通过一个十分严格的过程使科学知识 with 实地检验相结合。高专组将许多行为方利用当地和全球来源得到的各种形式、内容丰富的专业知识（当地实施工作知识、全球研究得出的知识、“最佳实践”知识）变成政策相关知识形式。

为确保具体过程的科学合理性和可信度，以及各种形式知识的透明公开，高专组依据粮安委商定的具体规则运作。

高专组设有二级架构：

1. 指导委员会由 15 名来自不同粮食安全和营养领域的国际知名专家组成，专家由粮安委主席团任命。高专组指导委员会成员以个人身份参与相关工作，而不作为各自政府、机构或组织的代表。
2. 项目组，由指导委员会选聘和管理，以具体项目为依托，针对具体问题进行分析/报告。

编制报告的项目周期（见图 8）明确划分为各个不同阶段，粮安委提出政治性问题和相关要求为最初阶段。高专组建立了科学对话，借助各个学科、各种背景、各个知识体系、其各指导委员会和项目组、开放式电子磋商会。设定时限的分主题项目组在指导委员会的科学方法指导和监督下开展工作。

高专组针对每份报告都要安排两次开放式磋商会：第一次，针对研究范围；第二次，针对零版“进行中的工作”草案。通过这种安排，该过程可向所有感兴趣的专家以及作为知识所有人的所有利益相关方开放。磋商会使高专组能够更加清楚地了解相关问题，丰富知识基础，其中包括社会知识，整合各种不同科学观点和意见。

⁵⁶ 粮安委改革文件，见 www.fao.org/cfs

这包括对定稿前之最终草案进行外部同行科学评议。报告由指导委员会在面对面的会议上最终确定和通过。

高专组报告以联合国六种官方语言（阿拉伯文、中文、英文、法文、俄文、西班牙文）发布，为粮安委讨论和辩论提供信息。

高专组、工作流程以及之前报告的所有相关信息都可从以下高专组网站获取：www.fao.org/cfs/cfs-hlpe。

图 8 高专组项目周期



CFS 世界粮食安全委员会
HLPE 粮食安全和营养问题高级别专家组
StC 高专组指导委员会
PT 高专组项目组

森林和树木以多种方式促进实现粮食安全和营养。它们提供木材、能源、食物及其他产品，还能为许多人创造收入和就业机会，而这些人往往是最弱势群体。森林和树木提供从长远看对实现粮食安全和营养发挥至关重要作用的生态系统服务，包括水资源和碳循环监管以及生物多样性保护。这些贡献因森林类型和管理方式的不同而有所不同。对土地、森林和树木的需求日益增加且相互竞争，带来了新的挑战 and 机遇，对粮食安全和营养产生影响。本报告呼吁加深对可持续林业的认识，从而充分整合从农场和景观层面到全球层面以及在不同时间段内的森林和树木的不同功能，以加强粮食安全和营养及可持续发展。这就需要不同规模的包容性综合治理机制，确保利益相关方，特别是以林为生的土著居民和当地社区的充分、有效参与。