



农业生态系统中 生物多样性管理

MANAGING BIODIVERSITY IN
AGRICULTURAL ECOSYSTEMS

EDITED BY D.I.JARVIS, C.PADOCH AND H.D.COOPER

白可喻 戎郁萍 张英俊 毛培胜 王云月 陆春明 译

中国农业科学技术出版社

农业生态系统中 生物多样性管理

D. I. Jarvis, C. Padoch, H. D. Cooper 主编

白可喻 戎郁萍 张英俊 毛培胜 王云月 陆春明 译

中国农业科学技术出版社

图书在版编目 (CIP) 数据

农业生态系统中生物多样性管理/(美) 贾维斯主编; 白可喻等译. —北京: 中国农业科学技术出版社, 2011.1

ISBN 978-7-5116-0382-1

I. 农… II. ①贾…②白… III. ①农业-生态系统-生物多样性-研究
IV. ①S181

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2010) 第 260990 号

责任编辑 张孝安 贺可香

责任校对 贾晓红

出版者 中国农业科学技术出版社

北京市中关村南大街 12 号 邮编: 100081

电 话 (010) 82109708 (编辑室) (010) 82109704 (发行部)

(010) 82109703 (读者服务部)

传 真 (010) 82109700

网 址 <http://www.castp.cn>

经 销 者 新华书店北京发行所

印 刷 者 北京科信印刷厂

开 本 787mm×1 092mm 1/16

印 张 26.25

字 数 400 千字

版 次 2011 年 1 月第 1 版 2011 年 1 月第 1 次印刷

定 价 70.00 元

— 版权所有·翻印必究 —

主 编

D. I. Jarvis C. Padoch H. D. Cooper

编 委

F.Ahker	L.Arias	W.Ayalew	J.Bajracharya
D.Balma	D.Bartley	D.E.Bennack	H.Brookfield
A.H.D.Brown	G.G.Brown	L.Brussaard	S.Bunning
L.A.Burgos-May	T.C.Camacho-Villa	M.Ceroni	J.L.Chavez-Servia
L.Collado	H.D.Cooper	R.Costanza	M.Dijmadoum
A.G.Drucker	M.R.Finckh	B.M.Freitas	D.Gauchan
B.Gemmill	J.P.Gibson	M.Halwart	O.Hanotte
T.Hodgkin	I.Hoffmann	N.N.Hue	V.Imbruce
D.I.Jarvis	T.Johns	D.Karamura	E.Karamura
P.G.Kevan	L.Latournerie	D.Lope	S.Liu
I.Mar	A.Montáñez	A.Ochieng	J.Ochoa
C.Padoch	U.Partap	M.Pinedo-Vasquez	R.Rana
V.R.Rao	K.Rerkasem	D.Rijal	M.Sadiki
M.Sawadogo	M.Smale	B.Sthapit	A.Subedi
M.J.Swift	M.B.Thomas	P.Trutmann	J.Tuxill
R.Valdivia	Y.Y.Wang	A.Wilby	D.Williams
V.A.Wojcik	J.H.Zhou	Y.Y.Zhu	

译 者

白可喻 戎郁萍 张英俊 毛培胜 王云月 陆春明

审 校

白可喻 李鸿祥 戎郁萍

哥伦比亚大学出版社

1893 年成立

纽约，奇切斯特，西萨塞克斯

版权 2007 国际生物多样性中心

2006 年 12 月 1 日，IPGRI 和 INIBAP 共同更名为国际生物多样性中心
(Bioversity International)

本出版物中出现的名称和引述的材料，不意味着国际生物多样性中心、生物多样性公约秘书处、联合国、加拿大国际发展研究中心、瑞士国际发展合作署对任何国家在法律地位、领土、城市、地区及其权威部门及边境线界定的政治观点。

关于经济“发展”和“发展中”的定义只是为了统计的方便，并不代表对特定的国家、领土和地区发展过程的鉴定。

同样，书中的观点仅代表作者个人，并不代表以上这些组织和机构的观点。

本书最初出版为 [英文] 即 [标题为 : Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystem] 由 [哥伦比亚大学出版社] [copyright symbol (Columbia University Press) 2007]

本翻译版正确的引用为 : [D. I. Jarvis, C. Padoch 和 H. D. Cooper]. 2007. 《农业生态系统中生物多样性管理》翻译 : 白可喻 戎郁萍 张英俊 毛培胜 王云月 陆春明 . 北京 : 中国农业科学技术出版社 , 400 页 .

- 第 1 章 生物多样性、农业和生态系统服务 · 1
- 第 2 章 评估、管理和保持农田作物的遗传多样性 · 11
- 第 3 章 品种名称——农业生态系统中作物遗传多样性及其分布的切入点 · 28
- 第 4 章 农业生态系统中的种子系统和作物遗传多样性 · 66
- 第 5 章 多样性测定在家畜遗传资源保存决策中的作用 · 100
- 第 6 章 农场动物遗传资源的管理：变化和互作 · 119
- 第 7 章 水稻生态系统中的水生生物多样性 · 153
- 第 8 章 传粉服务 · 169
- 第 9 章 农业生态系统中的土壤生物多样性管理 · 191
- 第 10 章 农业生态系统中的多样性和虫害管理：
源于生态学的一些展望 · 231
- 第 11 章 传统农业生态系统中对作物病害的管理：
遗传多样性的利与弊 · 252
- 第 12 章 作物品种多样性与病害控制 · 277
- 第 13 章 农业景观生物多样性的管理 · 293
- 第 14 章 小农户系统的多样性和革新对环境和
经济变化的响应 · 313
- 第 15 章 农业生物多样性、膳食和人类健康 · 330
- 第 16 章 农民选择与育种家之间的对比——尼泊尔农家
水稻品种的价值 · 353
- 第 17 章 家畜遗传资源保存和可持续利用的经济学 · 370
- 第 18 章 生物多样性在农业生态系统中的生态和经济作用 · 387

致谢

ACKNOWLEDGMENTS

本书出版得到加拿大政府（IDRC, 国际研究发展中心）和瑞士政府（SDC, 瑞士国际发展合作署）给予的资金支持。本书中涉及的许多工作得到以下机构的全力支持，包括瑞士政府（SDC, 瑞士国际发展合作署）、荷兰（DGIS, 国际合作署）、德国（BMZ/GTZ, 德国经济合作与发展部和德国技术合作公司）、日本（JICA, 日本国际协力机构），加拿大（IDRC, 加拿大国际发展研究中心）、西班牙、秘鲁、联合国环境署全球环境基金、生物多样性公约和联合国粮农组织。在此表示诚挚谢意。

同时，要特别感谢为本书出版做了大量工作的同事们，Steve Clement, Charles Spillane, Jean Louis Pham, Linda Collette, Julia Ndung'u-Skilton, Beate Scherf, Paola De Santis。还要感谢有关评审人。另外，要特别致谢 Linda Sears 精确快速的编辑工作。

最后，我们要衷心感谢项目的各参加成员，众多农民、推广人员、教育者、研究者和政府官员为本书所做的各项工作，虽然其名字和单位未在书中出现，但他们所做的努力推动了本书有关工作的成功。

译者的话

农业生态系统生物多样性是一种非常重要的自然资源，与粮食、农业生产密切相关。本书共 18 章，涵盖了农业生态系统生物多样性管理的各个方面，包括作物、家畜、水生生物、土壤、授粉者和病虫害管理；评估了农业生物多样性的生态和经济价值；指出农业生物多样性对人类健康的突出作用；并以全球的视角系统分析了各国农民在农业生产中的多样性管理，是一部农业生物多样性管理的综合性专著。本书资料新颖，数据翔实，汇总了近期农业生物多样性管理的最新研究成果，可供从事生物多样性科研的工作者、高等院校有关教师、研究生、大学生参考，也可供生物多样性管理的政策制定者、农业生产技术和推广人员、关注多样性保护和人类健康的有关人士参考。

本书翻译由白可喻（负责第 1 章、第 2 章、第 17 章和第 18 章翻译），戎郁萍（负责第 3 章、第 13 章、第 14 章和第 15 章翻译），张英俊（负责第 5 章、第 6 章、第 7 章和第 8 章翻译），毛培胜（负责第 4 章、第 9 章、第 10 章和第 11 章翻译），王云月（负责第 12 章翻译），陆春明（负责第 16 章翻译）共同完成，并特别感谢李鸿祥辛勤的审校工作。另外，要特别感谢国际生物多样性中心张宗文博士对本书翻译提出的宝贵意见。最后，感谢本书编辑和审稿者的辛勤劳动，使本书顺利出版。

第 1 章 生物多样性、农业和生态系统服务

D. I. Jarvis C. Padoch H. D. Cooper

农业生态系统生物多样性为我们提供了食物及其生产途径，构成我们食物的各种植物和动物都是农业生物多样性的组成部分。虽然生物多样性的某些部分不容易被发现，但同样重要，如土壤中的无数生物、植物授粉者和病虫害的天敌，他们所提供的调节服务支持着农业生产。农民每天管理着农业生态系统中生物多样性的各个方面，用以生产食物和其他产品，并以此来维持生计。农业生态系统的生物多样性也提供了如水土保持和碳截存等其他生态服务。除了这些功能上的重要性外，从自身角度讲，保持农业生态系统的生物多样性也是非常重要的。事实上，目前农业的范围是如此之大，以至于任何生物多样性的保护策略都必须将多样性纳入这些大的人类系统中。另外，由于农业和历史景观相互影响，同时更多的人接触农田及其周围的野生生物多样性，使得农业生物多样性具有很深的文化意义。

本书涉及农业生物多样性的各个方面，其中部分章节介绍作物遗传资源（第 1 章、第 2 章、第 3 章、第 10 章、第 11 章和第 16 章），一些章节介绍家畜遗传资源（第 4 章、第 5 章和第 17 章），其他章节介绍水栖生物多样性（第 6 章）、授粉者多样性（第 7 章）和土壤生物多样性（第 8 章）。第 9 章、第 10 章和第 11 章阐述了多样性与病虫害管理的关系，第 12 章和第 13 章阐述了在环境和经济变化的大空间尺度下农民对多样性的管理，第 14 章论述了多样性对食物构成、营养和人类健康的贡献，第 15 章至第 17 章探讨了遗传资源的价值和农业生态系统生物多样性所提供的生态系统服务。

本介绍性章节概括介绍了后续章节，并从学术和国际政策方面回顾

农业生态系统中生物多样性管理

了有关农业生物多样性近期的各种计划，从多方面立体地审视了农业生态系统多样性，论述了生物多样性所提供的生态系统服务的价值，生物多样性的功能，以及人类管理对其造成的影响。本章也简要地展望了农业生态系统生物多样性的未来。

近期和正在实施的定位于农业生物多样性的工作

人们很早就认识到作物、家畜和水栖遗传资源对农业的重要性，但只在近 10 年，农业生物多样性在农业生态系统中的重要意义才得到全球的认可。在国际政策方面，1996 年的生物多样性公约（CBD）缔约国大会首次全面地阐述了农业生物多样性，并于 2000 年制订了 CBD 农业生物多样性工作计划，认识到了农业生物多样性的广泛性和所提供的各类服务和产品。缔约国大会同时指出农民、本国和当地社团在保护和可持续利用农业生物多样性方面的作用，以及农业生物多样性在维持生计方面的重要性。在公约的农业生物多样性工作计划框架内，也启动了介体、土壤多样性、食品和营养多样性的特别计划。

农业生物多样性的新视点，就是对全球生物多样性丧失不断加剧的共识。全球观察关于国内动物多样性名录显示，35% 的哺乳动物和 63% 的鸟类处于濒危状态，每周都有一个物种灭绝。世界粮食和农业植物遗传资源（PGRFA）状况描述了用于食物和农业的植物遗传资源多样性的丧失，包括物种、植物品种和基因组的不断丧失（FAO，1998）。除了南极洲，世界上每个洲都报告了授粉者数量至少在某个地区和国家的不断下降，蜜蜂种群的数量在欧洲和北美骤降，相应的黑色大蜜蜂 Himalayan cliff bee (*Apis laboriosa*) 也发生锐减（Ingram 等，1996）。随着哺乳动物和鸟类数量的不断减少，其他授粉者也受到密切的关注。全球目前至少有 45 种蝙蝠、36 种非飞行哺乳动物、26 种蜂雀、7 种太阳鸟和 70 种雀形目鸟，被认为处于濒危或灭绝状态（Kearns，1998）。

基于对农业系统生物多样性丧失率剧增的共识，需要更好地对其变化率进行定量研究。在过去的几年里，国际社会、各国和当地组织都积极投入到农业生物多样性的管理中。典型的项目有国际植物遗传资源研究所（IPGRI）的全球农家保护项目（Jarvis 和 Hodgkin，2000；Jarvis 等，

2000) 和人口土地管理和环境变化 (PLEC) 项目 (Brookfi, 2001; Brookfi 等, 2002)、社区生物多样性开发和保护 (CBDC) 项目、国际热带农业中心 (CIAT) 的热带土壤生物和肥料研究 (TSBF) 项目、联合国粮农组织全球授粉者项目、全球环境基金 (GEF) 支持的农业生物多样性实施计划等。上述和其他组织机构发起的许多研究项目在 2001 年的蒙特利尔“农业生态系统生物多样性管理”国际研讨会上得以总结, 该研讨会是在 Scientific Subsidiary Body to CBD 会议的间隙举行的。

本书就是基于在蒙特利尔国际会议报告中的案例撰写的。传统农业生物多样性着重于一些静态的组成部分, 本书中的很多章节着重于农业生物多样性动态方面和各组成之间的相互作用。社会和环境科学的研究者也为本领域添加了新的视角和方法, 他们探讨了长久以来在农田系统、农业社区和更广阔的领域中, 管理生物多样性的重要过程、联系、动态和实践。

农业生物多样性的多维性

农业生物多样性包括在农业系统生产过程中与生物多样性相关的各个组分, 涉及在遗传、物种和生态系统水平上植物、动物和微生物的变化和变异, 这些变化和变异对于保持农业生态系统的关键功能、结构和过程都是至关重要的。具体涵盖了作物、树木和其他有关的植物、鱼类和家畜, 包括授粉者、共生体、病原物、寄生虫、食肉者和竞争者等。

耕作系统含有“计划好的生物多样性”, 包括所种植的作物、饲养的动物和家畜的多样性, 加上作物的野生近缘种, 这些多样性构成了粮食农业的遗传资源。然而, 农业生物多样性的范围很广, 也包含了其他支持农业生产的相关多样性, 包括养分循环、害虫控制、授粉和多重产品等 (Wood 和 Lenne, 1999)。生物多样性提供了广泛的生态系统服务, 如流域保护也被认为是农业生物多样性的一部分 (Aarnink 等, 1999; CBD, 2000; Cromwell 等, 2001)。

本书综合性地阐述了农业生态系统生物多样性研究中涉及的各类问题。第 2 章和第 7 章主要着重于作物、家畜和鱼类等农业系统中有计划的生物多样性。除了驯化的作物和家畜, 人为管理和野生条件下的生物

农业生态系统中生物多样性管理

多样性可提供不同类型的有用动植物的种类，包括叶菜类蔬菜、水果和坚果、真菌、野生昆虫和其他节肢动物，以及鱼类（包括软体动物、贝类和长须鲸）（Pimbert, 1999; Koziell 和 Saunders, 2001; 也见 Halwart 和 Bartley, 第 7 章）。这些食物资源对于贫困和无土地的人们是特别重要的（Ahkter 案例 13.2, 第 13 章），特别是在饥荒或普通食物无法供应的冲突时期，或当地或难民无法获取其他营养时（Scoones 等, 1992; Johns, 第 15 章）。即使在平常时期，这些生物多样性包括野菜也是非常重要的，可通过丰富食物组成来提供均衡的日粮。一些传统土著村社用 200 多种原料制作食品（Kuhnlein 等, 2001; Johns 和 Sthapit, 2004; Johns, 第 15 章）。

物种和遗传水平上的多样性构成了特定地区种群和物种中的全部变异。遗传多样性通过不同的表型和用途来显现，它可以体现在三个方面：不同群体的数量（比如每种作物的品种数量，在指定位点等位基因的数量）；各群体分布的均匀度；各群体间的差异程度。作物遗传多样性可以从不同的尺度衡量（从国家或大的农业生态系统到当地社区、农场或田地），遗传多样性的指标是具有尺度效应的。Brown 和 Hodgkin 在第 2 章和 Sadiki 等在第 3 章介绍作物，Gibson 等在第 5 章介绍了家畜，Halwart 和 Bartley 在第 7 章水稻系统中介绍了水生生物的生物多样性。这些章节同时补充有案例，说明农民是怎样命名和管理其农业系统中的作物（Sadiki 等, 第 3 章; Hodgkin 等, 第 4 章）、动物（Hoffmann, 第 6 章）和水生生物多样性（Halwart 和 Bartley, 第 7 章）。

第 8 章至第 10 章聚焦了相关生物多样性在支持作物生产中的作用（Swift 等, 1996; Pimbert, 1999; Cromwell 等, 2001）。第 9 章介绍了蚯蚓、其他土壤动物和微生物如何会同植物和树根维持土壤结构及确保营养循环（Brown 等, 第 9 章）。第 10 章、第 11 章、第 12 章介绍了寄生虫、捕食动物、病害控制生物和具有遗传抗性的作物是如何控制病虫害的（Wilby 和 Thomas, 第 10 章; Jarvis 等, 第 11 章; Zhu 等, 第 12 章），以及昆虫等介体授粉对异花授粉植物杂交的贡献（Kevan 和 Wojcik, 第 8 章）。这不只是包括直接为农业生产提供服务的生物，同时也包括食物链的其他组分，例如授粉者的各种食物牧草（包括大块农田间的小块未耕地）和农业病虫害天敌的各类捕食者等。这一现象表现在糯稻田中，复杂的食物链确保了农业害虫的天敌，例如，昆虫、蜘蛛

和其他节肢动物在害虫少的情况下仍能获得食物，保持了自然病害管理系统的持续性（Settle 等，1996）。

耕作系统中生物多样性的多维性，使得对生产系统生物多样性的整体高低程度的分类变得很困难，尤其也要考虑其时空性。第 11 章，Jarvis 等讨论了假定病原体超级变种出现，作物遗传多样性对及时控制病虫害是有益还是有害的。他们列举了一些农民利用有抗性的当地基因型，以及利用混合品种的种内抗性和一些抗性育种项目的成果，来抵抗病虫害降低作物的易感性的一些案例。作者同时也指出了确定标准的挑战性，这些标准将在病虫害管理中，被用于确定什么时间和地点遗传多样性可以发挥作用。

尽管关于农业生物多样性的学术研究着重于其特殊的组成部分（包括作物、病害、家畜）、农民对整个系统的管理以及其各个组成部分等内容，但是由于长期的适应性和调整、不断出现的变化、各种知识和实践的丰富积累，生物多样性的管理是难以界定和描述的。Halwart 和 Bartley 在第 7 章介绍了农民怎样将鱼的管理融入到农业系统中。在第 13 章中 Brookfield 和 Padoch 讨论了农民在不同的时间和地貌中管理农业生物多样性的方法，他们讨论了农民经常使用的一系列技术，在不同的地貌下管理生物多样性。作者使用了一个名词“Agrodiversity”，来描述了将生物多样性和小范围生产的各类技术和制度相结合。第 14 章同样讨论了“Agrodiversity”的概念，在这一章中 Rerkasem 和 Pinedo-Vasquez 列举了一系列事例说明小农户怎样管理生物多样性，并解决出现的问题，同时强调了事例的整合性、动态性和交融性。作者更新了对传统知识和实践的看法，以更好地反映小农户生产的现状。

生态系统的服务和价值

农业生态系统的生物多样性为该系统提供了广泛的服务和产品（千年生态系统评估，2000）。生物多样性的价值可以用经济术语来描述，因为人类和社会受益于生态系统提供的服务。经济价值包括最近利用的价值和其他价值（保险价值和探索价值）。总经济价值的概念包括了当前使用价值、替代价值（保险价值加探查价值）、存在价值或人类对于任何用途都不相关的现存资源的偏好等，这些被经济学家广泛用来确

农业生态系统中生物多样性管理

定生物多样性的各种价值 (Orians 等, 1990 ; Pearce 和 Moran, 1994 ; Swanson, 1996)。另外, 生物多样性的各种产品和服务经常具有公共或公共和私人混合的特性, 由于没有进行贸易, 这些产品的经济价值没有通过市场价格来体现 (Brown, 1990)。例如, 农民种植并收获的多类型混合种子, 将通过食物消费、出售或其他用途体现其私有价值。当这种混合种子被认为是一种基因型时, 其作物遗传多样性将对当地农民和其他地区人们, 带来当前和未来的公众利益 (Smale, 2005)。由于农民对其田间作物品种的使用和管理可能会影响有潜在价值的等位基因的流失, 他们的选择会产生跨地区和跨代的结果。经济理论预测, 一旦农业生物多样性是有益的, 农民将减少其生产以调节到社会最佳状况, 因此, 非常有必要通过有关制度的干涉来缩小这一差距 (Sandler, 1999)。

第 15 章, Johns 举例论证了农业生物多样性的价值, 包括多样化的饮食、营养和健康。Gauchan、Smale (第 16 章) 和 Drucker (第 17 章) 通过案例介绍了作物和家畜多样性 (包括种内和种间多样性) 对农民的价值, 这些价值通常在市场价格分析时被忽略。事实上, 很多作物和家畜多样性的价值, 是与作物改良和未来的适应潜力直接相关的, 并和生态系统服务如水土流失干预和病害控制有关。如第 16 章、第 17 章介绍, 社会的不同阶层以不同的方式感知其价值 (Smale, 2005)。第 16 章比较了遗传学家和农民的价值观, 确定了影响农民是否持续种植水稻当地品种的因素, 而育种家和保护学家认为这些品种对于未来的适应性和作物改良是非常重要的。第 17 章讨论了传统育种下降的原因是缺乏传统育种的种质资源, 而不是农民的纯收益。

尽管生物多样性提供食物的价值已被广泛认可, 但源于生物多样性的其他价值也是非常重要的 (Ceroni 等, 第 18 章)。生物多样性和相关生态系统价值的计算处于边际状态, 只是评估了管理决策和其他人类措施对生态系统服务的影响, 或评估了来自小范围或地区的生态系统服务。尽管目前有多种评估生物多样性价值的方法, 但只有生态系统产品 (或供应生态系统服务) 被定期评估 (Ceroni 等, 第 18 章)。而大多数常规生态系统服务则没有被评估, 主要是因为他们承担着公共服务的特性, 没有进入市场贸易。

生物多样性的组成和农民管理之间的关系

尽管对生物多样性和生态系统功能关系的理解还不太全面，但有一些观点还是很确定的。首先是物种的组成比物种的绝对数量更重要。从功能的角度看，功能体的多样化比物种的丰富度更重要（Brown 等，第 9 章），例如一系列有害生物的捕食者是害虫控制的有效手段（Wilby 和 Thomas，第 10 章）。其次，种内遗传多样性通过进化应对不断变化的条件和农民的需求，这也是至关重要的，最终将有助于持续提供生态系统服务和产品（Brown 和 Hodgkin，第 2 章；Sadiki 等，第 3 章；Hodgkin 等，第 4 章；Hoffmann，第 6 章；Halwart 和 Bartley，第 7 章；Jarvis 等，第 11 章）。再次，在栖息地和景观水平上的多样性也是非常重要的（Brookfield 和 Padoch，第 13 章；Rerkasem 和 Pinedo-Vasquez，第 14 章）。在景观水平上的多样性包括植物多样性所提供的作物授粉者的多元饲用资源和巢穴，或为作物病害天敌提供的多元的食物来源（Kevan 和 Wojcik，第 8 章；Wilby 和 Thomas，第 10 章）。

本书阐述了很多小规模管理案例，以探索适合在不适宜的环境条件下或边缘化农业生产中通常发现的问题。具体环境条件是地形陡峭、贫瘠、旱涝或偏远地区的小农户，那里仍然可以发现很多农业生物多样性。在这种环境下，高水平的多样性管理可以成为农户、牧民和村社生计管理的主要部分（Brookfi 和 Padoch，第 13 章；Rerkasem 和 Pinedo-Vasquez，第 14 章）。农业生物多样性可以保证系统的适应性以应对突变。小农户和其涉及的社会及生态环境经常会遭遇各种变化。当变化突然发生时，那些适应性强的农户会有能力更新并重新组织生产，甚至可以变得更兴旺（Folke 等，2002）。对失去调节力的系统，适应变化会非常困难，一些小的变化就有可能损失惨重。由于没有能力应对这些危险、压力和变化，无论是政治、经济和环境的突变都会威胁系统中小农户的生计。

农业生物多样性的未来

普遍认为全球化和追求高农业生产力成为农业生物多样性的敌人，绿色革命带来的杂交种子和技术的广泛传播、新的日常饮食和知识产权保护法规、种子和新品种的发布、登记和审定，以及世界范围内对获取种子的限定，都会对生物多样性产生负面的影响。现代化和全球化的结果并非是简单和线性的，现代技术和市场全球化为农业生物多样性管理带来了机遇和挑战。在某种程度上更关注农业系统的专业化和一致性，由农田农业生物多样性提供的服务，也被外在的投入如化肥、杀虫剂和改良品种所替代。在农业和其他生态系统中，过度和不合理的利用经常会降低生物多样性（也降低了将来的生产能力）。本书中很多章节建议合理利用生物多样性，这样既可以提高生产力又可以保护生物多样性。我们需要提高对农业生物多样性各组分内在联系的认识，并了解可使各种生产系统保持稳定、适应性强和高产的途径，并确定相应的管理措施、技术和政策，以改善农业生物多样性，提高生产力，加强可持续生计能力。作为农业生物多样性的直接管理者，农民在其中发挥了积极的作用。

参考文献

- Aarnink, W., S. Bunning, L. Collette, and P. Mulvany, eds. 1999. *Sustaining Agricultural Biodiversity and Agro Ecosystem Functions: Opportunities, Incentives and Approaches for the Conservation and Sustainable Use of Agricultural Biodiversity in Agro- Ecosystems and Production Systems*. Rome: fao.
- Brookfield, H. 2001. *Exploring Agrodiversity*. New York: Columbia University Press.
- Brookfield, H., C. Padoch, H. Parsons, and M. Stocking. 2002. *Cultivating Biodiversity: The Understanding, Analysis and Use of Agrodiversity*. London: ITDG Publishing.
- Brown, G. M. 1990. Valuing genetic resources. In G. H. Orians, G. M. Brown, W. E. Kunin, and J. E. Swierzbinski, eds., *Preservation and Valuation of Biological Resources*, 203–226. Seattle: University of Washington Press.
- CBD (Convention on Biological Diversity) . 2000. *Programme of Work on Agricultural Biodiversity*. Decision V/15 of the Conference of the Parties to the Convention on Biological

- Diversity, May 2000, Nairobi: Convention on Biological Diversity.
- CBD (Convention on Biological Diversity) . 2003. *Monitoring and Indicators: Designing National-Level Monitoring Programmes and Indicators*. Montreal:Convention on Biological Diversity.
- Cromwell, E., D. Cooper, and P. Mulvany. 2001. Agricultural biodiversity and livelihoods: Issues and entry points for development agencies. In I. Koziell and J. Saunders, eds., *Living Off Biodiversity: Exploring Livelihoods and Biodiversity Issues in Natural Resources Management*, 75~112. London: International Institute for Environment and Development.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 1998. *The State of the World's Plant Genetic Resources for Food and Agriculture*. Rome: fao.
- Folke, C., S. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, C. S. Holling, and B. Walker. 2002. *Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformation*. Scientific background paper on resilience for the World Summit on Sustainable Development, on behalf of the Environmental Advisory Council to the Swedish government. Available at www.un.org/events/wssd.
- Hilton- Taylor, C., ed. 2000. *IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Ingram, M., G. C. Nabhan, and S. Buchmann. 1996. Impending pollination crisis threatens biodiversity and agriculture. *Tropinet*, 7:1.
- Jarvis, D. I. and T. Hodgkin. 2000. Farmer decision-making and genetic diversity: Linking multidisciplinary research to implementation on-farm. In S. B. Brush, ed., *Genes in the Field: On- Farm Conservation of Crop Diversity*, 261~278. Boca Raton, fl: Lewis Publishers.
- Jarvis, D. I., L. Myer, H. Klemick, L. Guarino, M. Smale, A. H. D. Brown, M. Sadiki, B. Sthapit, and T. Hodgkin. 2000. A Training Guide for In Situ Conservation On-Farm, Version 1. Rome: International Plant Genetic Resources Institute.
- Jarvis, D. I., D. Nares, T. Hodgkin, and V. Zoes. 2004. On-farm management of crop genetic diversity and the Convention on Biological Diversity programme of work on agricultural biodiversity. *Plant Genetic Resources Newsletter*, 138:5~17.
- Johns, T. and B. R. Sthapit. 2004. Biocultural diversity in the sustainability of developing country food systems. *Food and Nutrition Bulletin*, 25:143~155.
- Kearns, C. A., D. W. Inouye, and N. M. Waser. 1998. Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecological Systems*, 29:83~112.
- Koziell, I. and J. Saunders, eds. 2001. *Living Off Biodiversity: Exploring Livelihoods and Biodiversity Issues in Natural Resources Management*. London: International Institute for Environment and Development.
- Kuhnlein, H. V., O. Receveur, and H. M. Chan. 2001. Traditional food systems research with

农业生态系统中生物多样性管理

- Canadian indigenous peoples. *International Journal of Circumpolar Health*, 60:112~122.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Wellbeing*. Vol 1: Status and Trends. Washington, DC: Island Press.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4:355~364.
- Orians, G. H., G. M. Brown, W. E. Kunin, and J. E. Swierzbinski, eds. 1990. *Preservation and Valuation of Biological Resources*. Seattle: University of Washington Press.
- Pearce, D. and D. Moran. 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. London: Earthscan.
- Pimbert, M. 1999. *Sustaining the Multiple Functions of Agricultural Biodiversity*. Background paper for the FAO/Netherlands Conference on the Multifunctional Character of Agriculture and Land. Rome: fao.
- Sandler, T. 1999. Intergenerational public goods: Strategies, efficiency, and institutions. In I. Kaul, I. Grunberg, and M. A. Stein, eds., *Global Public Goods*, 20~50. Oxford, UK: United Nations Development Programme and Oxford University Press.
- Scoones, I., M. Melnyk, and J. N. Pretty. 1992. *The Hidden Harvest: Wild Foods and Agricultural Systems—A Literature Review and Annotated Bibliography*. London: International Institute for Environment and Development.
- Settle, W. H., H. A. Ariawan, E. T. Cahayana, W. Hakim, A. L. Hindayana, P. Lestari, and A. S. Pajarningsih and Sartanto. 1996. Managing tropical rice pests through conservation of generalist natural enemies and alternative prey. *Ecology*, 77:1975~1988.
- Smale, M. 2005. Concepts, metrics and plan of the book. *Valuing Crop Biodiversity: On-Farm Genetic Resources and Economic Change*. Wallingford, UK: cab International.
- Swanson, T. 1996. Global values of biological diversity: The public interest in the conservation of plant genetic resources for agriculture. *Plant Genetic Resources Newsletter*, 105:1~7.
- Swift, M. J., J. Vandermeer, P. S. Ramakrishnan, J. M. Anderson, C. K. Ong, and B. A. Hawkins. 1996. Biodiversity and agroecosystem function. In H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala, and E.- D. Schulze, eds., *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. Chichester: Wiley, SCOPE/UNEP.
- Wood, D. and J. M. Lenne. 1999. Why agrobiodiversity? In D. Wood and J. M. Lenne, eds., *Agrobiodiversity: Characterization, Utilization and Management*, 1~14. Wallingford, UK: CAB International.

第2章 评估、管理和保持农田作物的遗传多样性

A. H. D. Brown T. Hodgkin

如何用可持续方式提高农业生态系统的生产力是全球农业目前面临的巨大挑战，目前公认保护植物遗传多样性是非常必要的，既可以满足短期的需求，也可获得长期的持续性。

生物多样性管理是复杂和综合的，包括多样性的各个层次（生态系统、物种、基因和环境），并取决于各个学科（遗传学、耕作学、社会学）。在这些学科中，遗传多样性本身是否需要特别关注？答案当然是肯定的。

因此，我们需要建立基因水平、原生境和可持续管理农业生物多样性的知识框架，这一框架必须考虑其可保持性和可利用性。本章讨论了在生产系统中保护植物遗传多样性，描述了遗传多样性的管理和有关行动指标的制定，以及遗传信息是如何传递的。

以下三类植物种构成了农田植物的多样性：

(1) 为食物、纺织、燃料、饲料、木材、医药、装饰和其他用途种植和收获的植物种。

(2) 在自然环境下，为农业环境提供保护、遮阴和地下水调节的野生物种。

(3) 栽培种的野生近缘种，可以被杂交繁殖或有助于其同缘作物基因库，可以和这些作物共同生存，有共同感染的作物病虫害，在饥荒的时候可被食用。

在这三种类型中，本章着重于介绍第一类。

遗传多样性的新视角

人类对植物遗传多样性的认识由来已久 (Frankel 等, 1995)。传统上, 农民已经管理、选择和利用了他们或家庭保持的植物种之间和之内的差异。这些差异包括形态学、生产性能、可靠性、质量和抗病性, 还包括一些不易察觉的细节。现在我们已经步入分子生物学时代, 这一新的方法可以让我们用全新的方法和手段探究遗传多样性的基础。本章扩展了遗传多样性的新视角, 并与作物农艺性状变化的研究相关联。

分子多样性

遗传多样性来自 DNA 核苷酸线性序列的改变, 即基因编码区域序列的变化, 或基因间 DNA 的变化。主要表现在基因副本的数量, 一些基因的连接或整个染色体的变化。这些变化可以被解读为蛋白质、基因标记多态性、特异性和农艺性状的形态学变化, 并最终转变为不同名称的不同品种。

为了有效地管理多样性, 我们需要明确和理解它的外延和分布。变化评估的方法包括用形态学特征评估植物显性变化到利用分子遗传标记。目前分子生物学中三种主要的方法为评估作物遗传多样性和管理植物遗传资源开辟了新的方法和视角。主要包括: 单核苷酸多态性 (SNPs)、系统发育和功能基因组学。由于其可以在大量的样品中获取 DNA 序列数据, 因此成为主要的研究手段。

单核苷酸多态性 (SNPs)

表 2-1 总结了作物和其野生近缘种在 DNA 水平上对多样性的评价, 主要评估了各收集样品两个序列碱基对不同的概率。这一 DNA 的评估是初步的, 因为在种的水平上仍然缺乏种群的数据。多样性丰富度统计 K 指数是多态点每个碱基对的平均数。均匀度统计指数 Q 指初步反应杂合性。即比较两个随机序列 SNP 之间的碱基对的平均数。

评估表明在 DNA 水平上存在着广泛的遗传多样性。评估着重于不同基因组基因内和基因间的不同部分的多样性数量。

对野生大麦的醇脱氢酶体系中分子生物多样性的分析表明，在基因组不重要的部分有 DNA 的额外堆积趋势。主要的醇脱氢酶 (Adh1) 位点的多样性只有其次要 Adh2 位点的一半 (表 2-1)。第三个位点 (Adh3) 在野生大麦的主要连接中没有记载，表明其对大多数多样性功能的表达不重要。在小麦栽培种样品中的多样性较低，表明了现代品种高度选择的基因库对多样性的限制，同时也可能成为限制六倍体小麦起源数量的主要瓶颈。

表 2-1 最近的核苷酸多样性研究

品种	样品	基因	K (bp) *	Q (bp) *	每个 (kb) 的顺序
玉米 ^a (<i>Zea mays</i>)	9 个新品种 16 个传统品种	21 loci	0.036	0.010	14.4
野生大麦 ^b (<i>Hordeum spontaneum</i>)	25 个广泛分布的收集品	Adh1	0.01	0.003	1.4
		Adh2	0.02	0.005	2.0
		Adh3	0.06	0.015	1.8
面包小麦 ^c (<i>Triticum aestivum</i>)	< 8 个品种	Restriction fragment length polymorphism probes	0.004		2.4
大豆 ^d (<i>Glycine max</i>)	25 个基因型译码 Noncoding	115 loci	0.002	0.00053	29
			0.005	0.00125	48

资料来源：^aTenaillon 等 (2001)，^bLin 等 (2002)，^cBryan 等 (1999)，^dZhu 等 (2003)。多样性丰富度统计 K 指数是多态点每个碱基对的平均数。均匀度统计反应杂合性。

育种体系非常关键，Charlesworth 和 Pannell (2001) 回顾了近来对自然植物种群分子多样性的评估，并强调了育种体系的重要性。表 2-1 给出了一些玉米数据并同小麦和野生大麦的评估做了比较，如预期的一样，玉米至少有 2 倍的近亲繁殖价值。远缘繁殖种和近缘繁殖种在种群水平上的差异比种的差异更明显。

很多核苷酸序列多样性将不会被功能表达，主要问题是它们在农业生物多样性的管理中的作用如何。因此选择中度多样性，在评估个体、种和种群之间的关系、确定种群规模发展的限制因子、汇编基因流、基因重组、种子供应和品种鉴定中是非常理想的。

系统发育和融合

越来越多的 DNA 序列数据和从群落中获取序列样品的能力，将会有助于多样性序列分析中更准确分析系统的发育和进化时间 (Clegg, 1997)，一旦这项技术普及化，在追踪基因和种群的时间变动方面是非常理想的。这将有助于改进保护决策，发展核心材料收集，搜索新抗性基因的特性，选择植物育种所需的父母本。

例如，大约 300 万年前，野生大麦样品在 Adh_3 位点等位基因的系统发育将收集到的材料分离为两个不同的谱系 (Lin 等, 2002)。一组聚类种群来自于新月沃地的北部和西部 (以色列、约旦、土耳其、叙利亚和伊拉克)，另一聚类部分重叠和向东延伸 (伊拉克、伊朗、土库曼斯坦和阿富汗)。这一结果揭示了这样的问题：这样的分化是否适用于基因组的其他部分，这两个 Adh_3 的基因谱如何融合到栽培大麦的基因库中。

分子系统发育也使我们从一个新的角度来评估生物多样性的保护 (Brown 和 Brubaker, 2000)。在多年生大豆亚属中，其种是大豆的野生近缘种，基于叶绿体序列的单核基因和多核基因的系统发育学对了解物种关系和多倍体起源谱系开辟了新的视角。多样性差异评估可以用来评估自然保护区协作网的有效性，保护区保护整个亚属基因库，如评估农田多样性，需要更深入地调查开展差异评估。

功能基因组学

物种中如此多的核苷酸多样性，位于基因组的未表达部分，我们将如何获取这小部分具有重要功能的遗传多样性？基因组学领域的生物芯片技术提供了新方法 (Aharoni 和 Vorst, 2001 ; Peacock 和 Chaudhury, 2002)。基因组学是研究有机体中的所有基因。生物芯片 (DNA 芯片) 使我们能够了解植物基因组的空间阵列。例如，拟南芥基因组在一个显微镜幻灯片上可容纳 10 万个液滴，可以被多次复制和用作参考阵列。

参考阵列可以从两个对照来源中筛选两名信使 RNA。这一方法可以有效地比较和区分对特殊压力有反应的基因，对压力有抗性和敏感基因型的不同表达来源于对照区的基因差异，这些差异可以调控指标序列或来源于结构基因本身的不同。拟南芥中，显著重叠发生在基因对各种不同压力的表达上 (E. Klok 和 E. Dennis, 个人观点, 2003)。因此，相

同 34 个基因的表达随缺氧和受伤有所改变，5 个基因对所有三种抗性（缺氧、受伤和干旱）都有反应。确定了拟南芥中的这些基因因为我们提供了一个强有力的工具，可在作物中筛选适应性强的种群。因此，基因组方法和生物芯片的应用可以将 DNA 水平表达的差异与适应性差异相结合。

地方品种适应性

芯片技术是一种新的有前景的方法，可揭示在分子水平上重要种群遗传多样性的适应性变化，尽管还需要大规模试验，但已经清楚表明地方品种是适应性变种的源泉。Teshome 等（2001）综述了谷物和豆类地方品种在其原产地中心的变异（表 2-2）。综述涉及影响传统栽培种遗传多样性和种群变化的主要影响因子，包括人类、生物和非生物因素。有许多报告阐述了利用遗传标记或形态评价变异。但是，分析其多样性的功能和关键因素的研究却较少。此外，大多数的研究着重于种群之间的差异，但很少侧重于单个种群内部的差异。尽管存在这些缺点，但越来越多的证据表明当地品种具有适应特殊环境的功能，这是多样性的主要源泉，通过生物芯片技术可进一步确定。

表 2-2 同功酶、DNA 多态性和形态鉴定研究谷物及豆类
当地品种之间不同的研究报告数量

各种多样性因子	遗传标记	形态鉴定
不同水平的地理差异（国家、地区和当地）	12	19
生物交互作用（病虫害）	0	7
非生物因素		
（海拔、气候、土壤和土地面积）	7	14
极端非生物压力		
（水涝、干旱、热、冷、盐化）	2	8
农民的选择标准	1	3
总共 42 个种群 31 个基因库样本	22	51

资料来源：Teshome 等（2001）。

本地品种的适应性的近期研究，主要是通过原种群的新鲜样品，而非基因库保存的材料，Weltzien 和 Fischbeck（1990）证明了野生大麦品种在极端环境中的优异表现。为了确定影响高粱当地品种多样性的主要

农业生态系统中生物多样性管理

影响因子，Teshome 等（1999）研究埃塞俄比亚北方 Shewa 和南方 Welo 的样本。系统抽样的 200 多个田块，发现 64 个农民命名的品种，平均每块田 10 个不同的本地品种。在这个例子中，每块田都是本地品种的混栽，每一个命名的本地品种构成了一个遗传多样性单元。遗传统计通过形态型频率很容易计算出丰富度和均匀度。关于当地品种丰富度和田间水平的一系列变量的多元回归发现，在中等海拔、土壤低 pH 值和低黏粒条件下，农民使用更多的选择标准来选择得到的本地品种存在较高的多样性。第 4 章的案例研究将证明这种适应性，除了评估 DNA 多样性及其格局，对形态特征和种群在良好和不利的环境下表现的研究似乎是世界性的（我们这里没有涉及功能基因组和生物芯片的研究），这一技术是连接分子和形态多样性的桥梁。如果囊括异型酶研究，有大量有关植物种群关系的文献，由于涉及广泛这里将不再详述。但有关作物本地品种的研究却非常少。目前对 DNA 序列数据取样的规模和强度与形态学研究存在很大的差异，但是在测定收集材料的标记和特性之间连接的不均衡性有所改善（Rafalski，2002）。

分子和形态学的信息将有助于全面理解其适应性以及环境和人类管理的相互作用。通过 DNA 序列数据可以了解进化的过程，包括种群的大小、联系、共同的祖先和重组，这些适应特性有助于通过作物改良满足农民的需求。

遗传多样性原生境管理指标

农田遗传多样性监测需要一系列指标。指标是一个显著的物理、化学、生物、社会和经济变量，可用来估测确定的管理目标。表 2-3 列出用于监测和管理农业生物多样性原生境管理的两组建议指标，包括栽培和野生物种，并增加了原生境和异生境管理联系的指标（Brown 和 Brubaker，2002）。第一组是人类培育的植物，包括驯化的依赖于人类生存的和农民直接使用的野生物种，例如，作为传统医药和其他文化用途的植物。第二组是在自然农业生态系统生长但没有直接使用的其他植物 [我们不考虑异生境管理指标，这些指标在其他地方讨论（Brown 和 Brubaker，2002）]，这里的重点是原生境管理。

表 2-3 用于监测的指标

建议指标	有效性说明	最低适用水平	和较高水平结合*
驯化植物和可收获的野生种			
独特的本地品种和收获的野生种群的数量，频率	名称可信吗？随时间和空间特定的本地品种遗传性度如何变化	田块	++
每种作物的环境变化	遗传多样性和生物、非生物的环境多样性相关吗？在什么水平上？发生和生产力之间的关系	地区	++
农民管理和选择标准的数量，持久性和演变	是否是多元选择标准和多元利用导致遗传多样性	农田	+
传统知识的安全性	多样性和知识的联系在什么水平上	行政地区	-
野生物种和作物近缘种			
覆盖环境区域的指定地区的物种	特定地区相关的地理区域，管理和利益共享政策	自然资源 行政区域	+
种群数量和大小	种群的大小和持久性有怎样的相关联系，最小的生存量是多少？	集合种群	++
遗传多样性，种群变化和分布	遗传信息和策略之间的联系	种群	++
原生境和异生境活动之间的联系			
原生境脆弱种群的异生境备份样品，顽拗型物种的异生境保存	样品量，补充和利用策略	个体收集	++
异生境机构和农村社区的相互联系	信息和种子交换指南，利益共享，技术转让	国家项目	-

* 资料来源：修改自 Brown 和 Brubaker (2002)。

* 参考是否通过合理平均，较高水平的指标（比如村级水平）可以来自较低水平的数值（例如农田水平）。

驯化植物和可收获的野生物种

Brown 和 Brubaker (2002) 提出了用每个地区的一些特殊本地品种作为主要指标, 并结合一些普遍性评价, 或这些地点在本地区具有普遍性, 虽然这在原则上是可行的, 但根据国际植物遗传资源研究所原生境的经验在数据整合上存在一些实际困难。科学家所关注的本地品种的命名: 他们在不同的作物种和不同文化之间有何差异, 在相同的时间和地点不同村庄的名字相同的本地品种种群之间有何差异。一定的不精确性是不可避免的, 有时允许一些误差。Teshome 等 (1999) 分析埃塞俄比亚农民对当地高粱品种的认识 (Sadiki 等; 第 3 章), 摩洛哥蚕豆本地品种的认识表明传统知识是值得信赖的。因此, 农民了解、认识和命名的作物多样性对其生存是非常重要的。

如果有合适的基础信息, 传统本地品种所占面积的百分比, 可以成为该地区农田多样性改变的重要指标。通过调查单个本地品种出现和频度也可以获得大量数据。当然可以将这些变量合并到总结的方法中。例如, 在尼泊尔按照出现频度 (在几个或很多田块中出现) 和种植面积 (大面积种植或小田块或花园中种植) 将水稻本地品种简单地分为四类。表 2-4 正是按照有可能比较的三个地区 (在本例中, 中等的 Kaskidi 地区有较高比例的稀缺、受限的本地品种), 根据其变化趋势, 评估每一地区脆弱性、利用模式、保存策略和参与式育种方法的不同。

表 2-4 尼泊尔三个原生境地区水稻本地品种的数量和分布

项目	Bara 地区 (80m 海拔)	Kaski 地区 (650~ 1 200m 海拔)	Jumla 地区 (2 200~ 3 000m 海拔)
每个本地品种的平均面积 (hm ²)	0.95	1.17	0.91
本地品种的总数	33	63	23
本地品种种类			
大面积, 很多家庭拥有	9	9	4
大面积, 很少家庭拥有	2	3	0
小面积, 很多家庭拥有	3	3	3
小面积, 很少家庭拥有	19	48	16

资料来源: Joshi 等, Jarvis 等 (2000: 83~85) 总结。

医药、燃料和其他收获或放牧物种为野生资源，统计其种群数量和大小非常必要。有当地社区直接实施保存计划保护这些植物。因此，在紧急时期直接需要将导致其过度利用。在制定保存战略和用这些指标评估时，应当关注高价值的、被忽视或未被利用种群数量的下降。

在理论上，种群规模应与基因型丰富度相关：大的种群或更大的样本应包括更多的基因型。如果这一联系是普遍的，那么规模种植（作物）地区就可以快速平衡该地的丰富度，而通常该地区不可能进行遗传考察。

进一步描述本地品种的分布，还包括考虑与之相关的气候、地形、土壤，综合评估环境的多样性，例如将这些指标应用于自然植被的水土流失，绘制随着时间的推移西澳大利亚谷物带增加导致的土壤流失的地图。地理信息系统（GIS）工具（Guarino 等，2002）也可以估计多样性模式，监测本地品种的变化，有用的野生种群分布和规模的变化，以确定是否特定的栖息地正在失去多样性。

这些资料将有助于研究环境变化和遗传多样性之间的联系。这种联系并非非常直观，应该是作为一个研究重点。正如 Teshome 等（2001）指出，一个本地品种可能在许多不同的环境或许多种生态环境中具有高度适应性和好的产量，它的广泛利用可能是农民在了解其表现的基础上做出的一个深思熟虑的选择，而不是缺乏其他品种。如本地品种明显缺乏，则适应性广的种群有巨大的价值。如果将该地区本地品种的地理信息系统数据和表现相联系，结果应当更可信。例如，如果选择了在条件严酷地区生长季节的早期绘制本地作物品种的分布图，但后来作物种植失败了，那么早期绘制的分布图将不能成为其在该地区可持续存在的证据。

如前所述，调查农民选择的基础是了解多样性如何被保护的最佳途径。用途是选择的主要动因，种植这些本地品种的目的在农民和年份之间会有很大的变化。Taba's（1997）的调查显示，在阿根廷，一些农民种植了 16 种本地玉米品种中的 13 种主要是生产谷物（表 2-5），但是其他人种植同样 13 个品种和 3 个额外的品种，有 31 种主要用途，24 种次级用途和 13 种第三用途。总体而言，这些多元化用途表明一个多样化选择的多元生态环境（Multiniche）模型，促进了适应的多元化（Crow 和 Kimura，1970：262；Gillespie，1998：71）。除了不同利用方式外，我们还可以加入农民由于特定环境因素而选择的基因型（例如，

农业生态系统中生物多样性管理

可以应对农田各种胁迫的品种，如水涝)。

问题是系列作物本地品种的多元利用本身并不能保证选择的多元化。例如，如果一个特殊新品种有很多好的用处，它就会被广泛种植，并促进更多的其他特殊类型的推出。然而用于衡量多种用途的统计价值的总体快速下降可成为多样性选择丧失的一个信号，即多样性丧失的前奏。

表 2-5 各国种植的玉米本地品种的不同用途，
包括：主要、次要、第三用途和厨房用途

国家	本地品种的数量	用于谷物的数量	例外特别的主要用途	次要用途	第三用途
阿根廷	16	13	31	24	13
玻利维亚	42	All	8	10	2
智利	13	3	5	4	2
墨西哥	12	All	5	11	3

资料来源：Taba (1997) 归纳。

很明显，简单的计数不同的选择标准是非常表观的，探讨农民做选择的各种原因和实际的遗传多样性之间的联系是非常必要的，目前已经可以在本地品种水平的基础上进行探讨。

最终，如果能建立一种机制来有效防止传统知识的丧失，并分享其他地区挖掘多样性的经验，将会有效地保持农田遗传多样性，也需要利用各种方式来确定什么传统知识需要被保留和由谁来保持，这些方法可提供保护传统知识的基础性指标。但影响传统知识的过程却难以衡量，事实上，我们才刚刚开始涉足这些问题。另一个问题是农民决定品种多样性和将来这些品种在别处产生可能得到收益的时间间隔，今天的利益来自昨天的决定，这成为促进多样性种植的唯一的一个薄弱动力。该原因使得这一指标可能也适用于国家或地区水平。

农业地区的野生种和作物近缘种

在之前讨论了管理农田多样性的栽培物种指标，本章的开头指出，管理农业生物多样性也应包含野生种。当农业措施直接导致野生栖息地的丧失时，就存在一定的生态联系。野生近缘种通常是农民田地中的

野草，作物和其近缘种共享昆虫、微生物、病害和虫害，导致非常复杂的共同进化关系。另外，野生近缘种也可作为有用基因的源泉（Jarvis 和 Hodgkin, 1999）。因此，我们有必要将资源保护扩展到农业系统中的野生种。事实上，野生种也是生产系统严重改变的指示物，因此研究野生物种的遗传管理是必要的。

在农业地区监测野生植物种类的状况是一种挑战，主要问题包括是否优先考虑某些物种，保护区或不适于农业地区的种群是否可以弥补弱势或濒临灭绝的农田种群。Brown 和 Brubaker (2002) 指出，由于野生作物近缘种可以作为标识，因此可以作为重点考虑的优先物种，他们和相关作物为同一病虫害的寄主。在农田边上的这些近缘种的未来种群非常脆弱，农民需要刻意地保护他们。可能发现某些作物如玉米的野生祖先，但不大可能涉及更多的远亲。这些野生种群较难进行保护，必须在特定的野生种群保护区实行（如墨西哥的塞拉利昂日 Sierra de Manantlan 生物圈保护区，指定保护二倍体多年生玉米，同时也作为一个生产区管理）。

保护组织正在收集濒危物种状况的数据，可以提取广泛的与作物有关的物种信息。例如，Brown 和 Brubaker (2002) 总结了澳大利亚本地作物野生物种的保护状况。这份清单有两个主要特点：超过一半有风险的作物物种被列为很难评估其状况，只有约 20% 有风险的作物近缘种在保护区。需要制定政府保护政策以改善这一状况。然而，分布地域如此广泛的物种名单也只能为潜在地区提供一个粗略的概述，但还不能提供一些详细的说明，即这些物种为何不稳定或保护区是否充分代表了这些物种。这些问题可以通过农业管理体系和农村耕作制度进行解释（例如，采用的耕作方法及除草剂的使用是否威胁到了野生近缘种种群，农民是否可以得益于这些种群）。广泛指标本身存在不精确和不易改变性，可通过国家规划来完善这些统计数值，但仍有可能忽略由于农村栖息地失去而导致的遗传丧失。

正如栽培种，种群的数量和规模分布名录是一个精确的数值，和物种存在度相比，可以在较小的范围内记录，因此更能揭示其变化趋势。Rocha 等 (2002) 提供了关于哥斯达黎加利马豆野生种群的详尽记录，稀有和濒危物种可以遵循这一方法，这一点在关于该物种种群的生物学文献中非常明显。这些数据可能掩盖以下问题：种群的规模是如何与农

农业生态系统中生物多样性管理

民田地的持久性相关？以及它如何与遗传多样性相关？我们如何评估所需的最低规模、种群数量和分布？与相似物种的结合可能是很直接的，但多年生木本植物的数量和规模是如何和一些短命的植物相关的？种子库的动态也需进行监测。

目前正在使用新的分子学方法，以及对病害抗性和逆境耐受能力测试，来研究野生近缘种的种群遗传结构。这些数据可以用来推断的多样性比例（等位基因丰富度或杂合性），这些多样性可被不同策略所保留或随时间和趋势而变。更基础的是他们可以揭示遗传系统的主要特性，如隐秘多倍体、育种体系的变化，或紫菀自交不亲和（*Rutidosis leptorrhynchoides*）基因的缺失（Young 等，2000），其种群规模本身也许不能显示。而且，在主要是自体受精和单性生殖的情况下，种群的多态性是不相同的。最新发现，广泛分布的群落比在起源中心的种群变异小，在乡村景观背景下，作为比较对生物和非生物压力响应的共同点，对农田野生近缘种群的遗传研究更具有指导意义。

原生境和异生境保护的联系

原生境保护和遗传资源利用的项目将融入异生境保护行动，如果遗传资源在田间要抵御动荡和波动的话，需要两者的极端例子如战争等大的灾害，将导致原生境品种或基因库样品的活力的丧失。因此需要监测原生境（农田）和异生境（大基因库）之间的联系并制定行动方案。问题是这些活动如何相关联，以及需要什么样的附加指标来评估多样性维持的进展。

可以评估需要补充的样品，一旦原生境种群受到威胁，哪部分的样品在异生境收集品中有备份。同样，样本是顽拗型种子，迅速失去活力，或繁殖成本高，有多少被原生境安全保存了？

应当制订合作计划以推动研究机构和农户之间的合作。长此以往，这些联系必然会加强，制定信息和技术交换机制，制定种子交换和利益共享计划将巩固这些联系。

研究面临的挑战和发展的机遇

我们对农户田地原生境保护相关影响因素的理解越深，越有利于我们的监测和管理。图 2-1 绘制了研究与发展相关的关键因素。重点是

理解和利用影响农田多样性的进化因素，两个中间的方块表示在种群遗传结构水平上影响原生境的进化力。左边是影响种群的非选择性因素（如种群规模和波动、迁徙、交配制度和重组）和相应采取的行动；右边是和遗传功能相关的选择性因素（包括环境因素和农民的选择）。这样的分类有些随意性，因为选择这一适应进化的主要方式将通过不同的存活、繁殖和重组等实现。然而，分类可以帮助制定研究和管理的方法，并展示它们的关系。

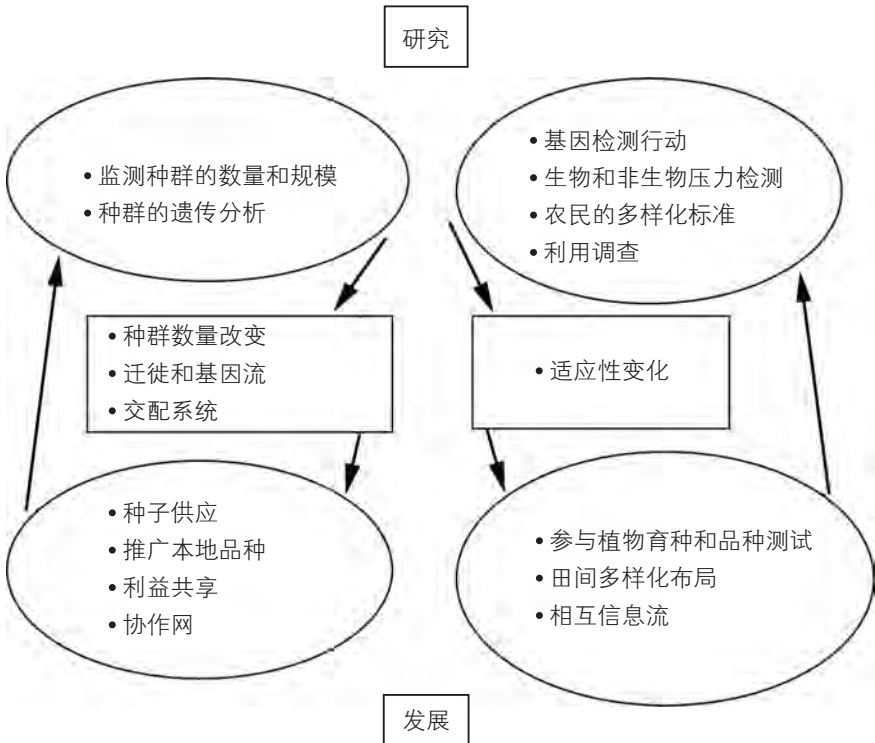


图 2-1 和种群遗传相关的研究和发展机会

研究重点（左上方和右上方），管理和发展方法（左下方和右下方），
关注影响农田多样性的两组因素

研究计划被列入上方的两个圆框，根据不同因素的作用和他们导致的遗传变异分类，在左上方的种群因素里，研究的数据涉及种群的数量和标记基因的频率。相关的发展行动列入下方的圆框里（如种子供应系统，本地品种推广计划），有一些计划试图计算种群数量和基因流中有

农业生态系统中生物多样性管理

害的变化。这些行动的经验可以用来指导今后的研究。

右半边图着重于适应性变化和本地种群的功能多样性，研究策略包括分析微序列基因，检测种质资源对生物和非生物压力的反应。推动多样性的发展行动包括参与品种检测、植物育种、改善田间的多样性配置和信息技术流，最终改善农民的选择。因为其相互作用和联系的广泛存在，区分这两种因素和相关的活动也许有些牵强。例如，成功的参与育种计划促进了本地品种的推广、利益共享、种子供应和推广自己的产品（例如，在印度西北部水稻品种 Kalinga III 的推广，1999 年由 Witcombe 等分析）。然而，当我们考虑这些行动如何影响多样性时，应当根据其是通过种群结构影响整个基因组的多样性，还是通过计划选择影响特殊基因进行分类。

发展计划如何指导未来的研究？一个案例是参与式育种如何影响农田的多样性。重要的问题是参与式育种是否增加或减少了多样性，但到目前为止相关的的数据很少。在尼泊尔水稻品种的早期研究（Sthapit 和 Joshi, 1998）表明通过参与式育种使位于高海拔气候严酷地区的本地品种的数量有了大幅度的增加。这项结果具有普遍性，包括对当地农业生物多样性和其他管理及检测的间接影响。

多用途利用是一个共知的可以提高当地品种多样性保存的主要因素。关于埃塞俄比亚的大豆（Teshome 等，1999）和拉丁美洲的玉米的很多例子证明了这一点（Taba, 1997）（表 2-5）。多样性的利用因此也成为研究和文献的主题。传统知识可以推动多样化的选择计划，促进不同的利用选择，这可以成为分子遗传研究多样性特性的基础。

结论

遗传多样性是农业生物多样性管理的重点，是我们努力保存的珍贵资源。尽管在农业系统中的测定很复杂，但我们必须了解是否可以有效降低、改进遗传侵蚀。

遗传多样性的重要性体现在两个方面：在种群结构方面，可以用基因标记监测并探明其历史和揭示系统的健康；在功能方面，提供适应多变和极端的环境变化，并提供适应未来需要的原材料。

我们不能认为遗传多样性是一个无定性的、无差别的和有一定数量

的实体。我们必须确定这些变化。如何考虑利用农田保护应对改变，什么样的指标可以更好地反映这种变化（侵蚀和丧失），这一指标可以作为农田动态变化的一个特性。对遗传多样性管理的监测指标可以追踪种群的遗传结构和功能多样性。

农业生物多样性的保护和发展的综合过程，目前着重于一个生态系统过程，可以延伸包括人类村社的变革。一些方法可以概略地解释遗传侵蚀和物种濒危。尽管可以检验这一预测：发展可持续农业生态系统将自动阻止遗传多样性的丧失和保持未被利用的物种，但仍有一些研究者对为什么追踪遗传多样性有疑问，用现代分子技术详细地揭示我们的遗传资源是这一问题的关键，这一章试图阐明保存植物遗传资源的任务和建议我们怎样监测进展，以取得较好的保存结果。保存战略应当涉及种植和收获的物种，以及在生态系统中的野生物种。在很多案例中，受到特别关注的野生物种是作物的进化近缘种。SNPs 的最新数据强调在遗传水平多样性的范围和物种间的区别。对遗传多样性的评估，以及不同时间和农田的变化模式的探讨逐渐增加，也容易获取关键指标。从认识和命名本地品种到关注农民的选择标准，再到了解种群变异的规律是非常重要的。

致谢

本项工作是 IPGRI 支持的全球项目“加强农田农业生物多样性原生境保护的科学基础”的成果。作者将感谢以下机构对本项目的资助：瑞士国家政府（瑞士发展和合作机构），瑞士（瑞士发展与合作署），荷兰国际合作署，德国技术合作公司（Bundesministerium für Wirtschaftliche Zusammenarbeit/Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit），加拿大国际发展研究中心，日本国际协力机构，西班牙和秘鲁政府。

参考文献

- Aharoni, A. and O. Vorst. 2001. DNA microarrays for functional plant genomics. *Plant Molecular Biology*, 48:99~118.
- Brown, A. H. D. and C. L. Brubaker. 2000. Genetics and the conservation and use of Australian wild relatives of crops. *Australian Journal of Botany*, 48:297~303.
- Brown, A. H. D. and C. L. Brubaker. 2002. Indicators for sustainable management of

农业生态系统中生物多样性管理

- plant genetic resources: How well are we doing? In J. M. M. Engels, V. Ramanatha Rao, A. H. D. Brown, and M. T. Jackson, eds., *Managing Plant Genetic Diversity*, 249~262. Wallingford, UK: cab International.
- Bryan, G. J., P. Stephenson, A. Collins, J. Kirby, J. B. Smith, and M. D. Gale. 1999. Low levels of DNA sequence variation among adapted genotype of hexaploid wheat. *Theoretical and Applied Genetics*, 99:192~198.
- Charlesworth, D. and J. R. Pannell. 2001. Mating systems and population genetics structure in the light of coalescent theory. In J. Silvertown and J. Antonovics, eds., *Integrating Ecology and Evolution in a Spatial Context*, 73~95. Oxford, UK: Blackwell.
- Clegg, M. T. 1997. Plant genetic diversity and the struggle to measure selection. *Journal of Heredity*, 88:1~7.
- Crow, J. F. and M. Kimura. 1970. *An Introduction to Population Genetics Theory*. New York: Harper & Row.
- Frankel, O. H., A. H. D. Brown, and J. J. Burdon. 1995. *The Conservation of Plant Biodiversity*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Gillespie, J. H. 1998. *Population Genetics: A Concise Guide*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Guarino, L., A. Jarvis, R. J. Hijmans, and N. Maxted. 2002. Geographic information systems (GIS) and the conservation and use of plant genetic resources. In J. M. M. Engels, V. R. Rao, A. H. D. Brown, and M. T. Jackson, eds., *Managing Plant Genetic Diversity*, 387~404. Wallingford, UK: cab International.
- Hamrick, J. L. and M. J. W. Godt. 1997. Allozyme diversity in cultivated crops. *Crop Science* 37:26~30.
- Jarvis, D. I. and T. Hodgkin. 1999. Wild relatives and crop cultivars: Detecting natural introgression and farmer selection of new genetic combinations in agroecosystems. *Molecular Ecology*, 8: S159~173.
- Jarvis, D. I., L. Myer, H. Klemick, L. Guarino, M. Smale, A. H. D. Brown, M. Sadiki, B. Sthapit, and T. Hodgkin. 2000. *A Training Guide for In Situ Conservation On-Farm*. Rome: IPGRI.
- Lin, J. Z., P. L. Morrell, and M. T. Clegg. 2002. The influence of linkage and inbreeding on patterns of nucleotide sequence diversity at duplicate alcohol dehydrogenase loci in wild barley (*Hordeum vulgare* ssp. *spontaneum*). *Genetics*, 162:2007~2015.
- Peacock, J. and A. Chaudhury. 2002. The impact of gene technologies on the use of genetic resources. In J. M. M. Engels, V. R. Rao, A. H. D. Brown, and M. T. Jackson, eds., *Managing Plant Genetic Diversity*, 33~42. Wallingford, UK: cab International.

- Rafalski, J. A. 2002 . Novel genetic mapping tools in plants: SNPs and ld-based approaches. *Plant Science*, 162:329~333.
- Rocha, O. J., J. Degreef, D. Barrantes, E. Castro, G. Macaya, and L. Guarino. 2002. Metapopulation dynamics of lima bean (*Phaseolus lunatus* L.) in the central valley of Costa Rica. In J. M. M. Engels, V. R. Rao, A. H. D. Brown, and M. T. Jackson, eds., *Managing Plant Genetic Diversity*, 205~215. Wallingford, uk: cab International.
- Sthapit, B. R. and K. D. Joshi. 1998. Participatory plant breeding for in situ conservation of crop genetic resources: A case study of high altitude rice in Nepal. In T. Partap and B. Sthapit, eds., *Managing Agrobiodiversity*, 311~328. Kathmandu, Nepal: International Centre for Integrated Mountain Development.
- Tabata, S. 1997. Maize. In D. Fucillo, L. Sears, and P. Stapleton, eds., *Biodiversity in Trust*, 213~226. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Tenaillon, M. I., M. C. Sawkins, A. D. Kong, R. L. Gaut, J. F. Doebley, and B. S. Gaut. 2001. Patterns of dna sequence polymorphism along chromosome 1 of maize (*Zea mays* sp. *mays* L.) . *Proceedings of the National Academy of Science USA*, 98:9161~9166.
- Teshome, A., A. H. D. Brown, and T. Hodgkin. 2001. Diversity in landraces of cereal and legume crops. *Plant Breeding Reviews*, 21:221~261.
- Teshome, A., L. Fahrig, J. K. Torrance, J. D. Lambert, J. T. Arnason, and B. R. Baum. 1999. Maintenance of sorghum (*Sorghum bicolor*, *Poaceae*) landrace diversity by farmers' selection in Ethiopia. *Economic Botany*, 53:69~78.
- Weltzien, E. and G. Fischbeck. 1990. Performance and variability of local barley landraces in Near- Eastern environments. *Plant Breeding*, 104:58~67.
- Witcombe, J. R., R. Petre, S. Jones, and A. Joshi. 1999. Farmer participatory crop improvement. IV . The spread and impact of a rice variety identified by participatory varietal selection. *Experimental Agriculture*, 35:471~487.
- Young, A. G., A. H. D. Brown, B. G. Murray, P. H. Thrall, and C. H. Miller. 2000. Genetic erosion, restricted mating and reduced viability in fragmented populations of the endangered grassland herb *Rutidosia leptorrhynchoidea*. In A. G. Young and G. M. Clarke, eds., *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*, 334~359. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Zhu, Y. L., Q. J. Song, D. L. Hyten, C. P. VanTassel, L. K. Matukumalli, D. R. Grimm, S. M. Hyatt, E. W. Fickus, N. D. Young, and P. B. Cregan. 2003. Single-nucleotide polymorphisms in soybean. *Genetics*, 163:1123~1134.

第3章 品种名称——农业生态系统中作物遗传多样性及其分布的切入点

M. Sadiki	D. Jarvis	D. Rijal	J. Bajracharya
N. N. Hue	T. C. Camacho-Villa		L. A. Burgos-May
M. Sawadogo	D. Balma	D. Lope	L. Arias
I. Mar	D. Karamura	D. Williams	
J. L. Chavez-Servia		B. Sthapit	V. R. Rao

农民通常按照品种特性和用途为其使用的传统品种或地方品种命名。Harlan (1975) 讨论了如何从形态上识别农民已经命名的地方品种, 不同地方品种的土壤适应类型、结实期、成熟期、植株高度、营养价值、用途和其他特性都有差异。许多研究都是有关农民如何根据他们种植作物的农艺—形态学性状、生态适应性、品质和利用特点, 来识别和命名这些作物种群 (Boster, 1985; Quiros 等, 1990; Bellon 和 Brush, 1994; Teshome 等, 1997; Schneider, 1999; Soleri 和 Cleveland, 2001)。然而, 与大量文献中研究农民如何给他们种植的品种定名相比较, 农民之间及村落之间确定这些品种名称以及对其性状特性描述是否具有—致标准的研究较少, 且缺乏一致性和系统性。甚至很少有研究关注, 农民实际管理的多样性是否有特殊名称, 且不同农民之间是否有可比性 (Jarvis 等, 2000)。

地方品种名称是否可以作为评估当地农场作物多样性的基础, 最近有些研究针对这一问题做了一些调查。此外, 问题还在于品种名称是否可以作为鉴定农民管理多样性的单位。这些可以鉴定的农民多样性管理单元是否在农艺形态学、生物化学或分子水平上具有明显的遗传差异和遗传上可以鉴定的种群形态, 这些特性是确保获得有价值的多样性。如果农民命名的品种在遗传上没有显著差异, 那么品种名称作为鉴定和量化农业生态系统多样性的工具将非常有限。相反, 如果农民命名的品种具有明显的遗传差异, 在品种名称基础上形成的取样方法就可以用于评价农田的多样性, 在品种间也可建立遗传关系。另外, 具有相似名称的

农家品种也可能具有独特的信息，因而会对多样性的使用和保存有帮助，但是由于该品种与其他品种的名称相同而可能被丢弃，其蕴涵的多样性就可能丧失。

品种名称在社区和地域间的分布为整个景观多样性评估提供了原始数据。多样性水平从一个地方品种到另一个地方品种可能变化剧烈。在一定的种群或景观中，通过鉴定品种或特性的稀有性或普通性，可以帮助我们理解整个农业景观的多样性分布。农民对他们管理的生产空间的理解会影响多样性分布格局。如果多样性可以满足农民对农业发展的需求，那么确定多样性丰富的区域将非常重要。这包括确定地方作物品种的适应能力，尤其是对环境胁迫的适应性。这就是生物多样性在这些区域农业可持续发展中扮演的角色。

Brown 和 Hodgkin 在第2章，讨论了近来量化农田多样性的分子进展。本章提出的主要是经验性研究，这些研究主要是比较农民田间品种与实验室遗传研究的差异性和一致性，评价农田保持本土作物品种的作用。

名称作为多样性鉴定的一个指标

农民利用许多表型特征来鉴定和选择他们的品种。这些形态学指标非常广泛，且通常与作物的遗传修饰相关。农民用这些形态学指标来区别和命名品种，也常是农民选择种植作物的基础。评价农田中的作物多样性非常重要，它可以确定农民按照农艺学性状进行品种鉴定和品种选择的方法是否有效，农民依此标准确定品种名称的有效性。多样性的鉴定及评价还作为依据来评价品种特性、挑选下一代的种子或繁殖体特性。例如，农民可能根据玉米的颜色、叶形、原产地、烹调质量价值等特征，选择系谱纯度高的种子来确定品种名称。在尼泊尔的 Begnas，有关芋头的工作（表3-1）表明，文献中名称的含义与农民利用性状指标确定的芋头（*Colocasia esculenta*）品种名之间的差异很大。对农户的调查发现农民使用至少15个性状指标来区分不同的芋头品种。

在匈牙利，Mar 和 Holly（2000）报告了农民对当地普通豆品种的命名与其作物农艺—生态学性状的相关性，尤其是种子颜色（如 Fehérbab= 白色豆子，Feketebab= 黑色豆子，Barnabab= 褐色豆子），在很多情况下，这种做法与这些地方品种的传统用途有关

表 3-1 尼泊尔 Begnas 地区由农民命名的芋头 (*Colocasia esculenta*) 品种的特性

当地品种名称	植物学名	农民的描述字面含义	形态学特异性
<i>Bhaisi khutte</i>	var. <i>esculenta</i>	野牛蹄印形状的多球茎，一年生；球茎无分枝；扁平，多球茎类型，叶片凋萎慢而晚，芽白色多芽，新生小球茎少；杯形叶；形态型近似于 <i>Hattipow</i> , <i>Panchamukhe seto</i> , <i>Panchamukhe</i>	哑铃形球茎具粉红色芽，粉红色表皮和圆锥形新生球茎
<i>Chhattre</i>	var. <i>antiquorum</i>	伞形叶；叶绿色而长；芽红色具圆形球茎	新生球茎
<i>Chhaure</i>	c. <i>esculenta</i>	小狗；多球茎类型像一窝小狗	长形新生球茎具红色芽；圆形球茎
<i>Dhudhe karkalo</i>	c. <i>esculenta</i>	叶柄、芽和汁液乳白色，彩色的植株很茂盛；无球茎但根系发达；圆形叶；适合庭院花园种植	多球茎类型，无新生球茎，球茎圆柱形，叶片杯形
<i>Gante</i>	c. <i>esculenta</i>	短小；叶柄黑色，球茎分枝，新生球茎大；芽红色，叶柄和鞘圆形，球茎小	哑铃形球茎带有多个圆形球茎
<i>Hattipow</i>	var. <i>esculenta</i>	球茎像足形；植株高达茂盛，宽大而发白的叶片；大型多球茎带有扁平的芽；叶柄浅绿色；叶粗糙 (<i>Jerro</i>)；新生球茎少；适合开阔地种植	扁平，多球茎类型，叶片枯萎慢而晚，芽白色
<i>Kaat</i>	var. <i>esculenta</i>	Gurung 方言容易烹饪的意思；叶片圆而且柔软，烹饪品质极好，类似 <i>Rato panchamukhe</i>	芽红色；芽很多
<i>Khari chhoto</i>	c. <i>esculenta</i>	球茎短；叶柄粉红色；长球茎类似 <i>Rato Panchamukhe</i>	球茎垂直生长；芋头被羽毛状鞘
<i>Khari pindalu</i>	c. <i>esculenta</i>	球茎圆柱形	

续表

当地品种名称	植物学名	农民的描述字面含义	形态学特异性
<i>Khujure</i>	var. <i>antiquorum</i>	多新生球茎；有很多小新生球茎；球茎可引起皮肤痒；许多新生球茎有白色芽和叶柄；叶柄连接处深紫色，叶缘紫色；圆形叶	球茎圆形具白芽；球茎辛辣
<i>Khujure kalo</i>	var. <i>antiquorum</i>	多黑色新生球茎；叶柄黑色，球茎和新生球茎都可食；不引起皮肤痒；芽白色；新生球茎多；叶柄紫色 (<i>Kalo</i>)；叶片长	球茎分枝，圆形带白芽
<i>Khujure seto</i>	var. <i>antiquorum</i>	多白色新生球茎；叶柄黑色，球茎和新生球茎都可引起皮肤痒；新生球茎多，大量褐色叶柄，叶片带紫边	有分枝，球茎和新生球茎小，圆形带白芽
<i>Panchamukhe</i>	var. <i>esculenta</i>	五面白球茎；植株高大茂盛，宽大发白的叶片；看起来像 <i>Hattipow</i> ，有很多扁平的芽；球茎大；叶粗糙 (<i>Jarro</i>) 植株高大；叶脉粗密	扁平多球茎类型；无新生球茎；芽白色，叶片凋萎慢而晚
<i>Panchamukhe seto</i>	var. <i>esculenta</i>	五面白球茎；植株高大茂盛，宽大发白的叶片；多球茎类型具白芽；叶柄浅绿色；类似 <i>Panchamukhe</i> , <i>Bhaishi khutte</i> , <i>Hattipow</i>	丛生球茎无新生球茎；白芽，叶片凋萎慢而晚
<i>Rato or rato</i>	var. <i>antiquorum</i>	红色；叶柄紫色	红色生殖根带白芽，叶柄结合部有卷曲的花梗
<i>Rato mukhe</i>	var. <i>antiquorum</i>	球茎红色；芽红色，带大而圆的球茎和新生球茎	叶柄基部粉红；叶片带卷曲的花梗，叶片肥厚；根红色

续表

当地品种名称	植物学名	农民的描述字面含义	形态学特异性
<i>Rato thado</i>	var. <i>antiquorum</i>	红色球茎直立生长；白芽；植株高大	叶柄结合部背侧具紫色斑点；球茎直立生长
<i>Saimukhe</i>	var. <i>esculenta</i>	七面形球茎；形态类似 <i>Khari chhoto, thado mukhe, thagne</i>	多球茎类型，芋头被羽毛状鞘
<i>Thado</i>	var. <i>esculenta</i>	球茎直立生长	圆柱形球茎，无分枝
<i>Thagne khari</i>	var. <i>esculenta</i>	羽毛状组织包裹球茎 (<i>Thagne</i>)	叶柄结合部具紫色斑点，新生球茎大

表 3-2 墨西哥 Yucatón 农民用于区别玉米品种的状况

农民起的品种名*	玉米穗			穗轴			玉米粒			茎秆		生育期 (月)	
	大小	形状	颜色	苞皮	大小	颜色	松紧	颜色	形状	高度	粗细		颜色
<i>Xnuk nal kannal</i>	大	长	彩色	厚彩	密长细	彩色		黄	大	高	粗	紫	3.5~4.5
<i>Xnuk nal saknal</i>	大	粗	彩色	厚长	细密细	彩色		白	大	高	粗		3.5~4.5
<i>Xhe ub</i>	大		彩色	多叶	密细	彩色	密细	紫黑	大小	高			2.5~3.5
<i>X-mejen kannal</i>	小	圆	彩色	厚	小	彩色		黄	小硬	矮高			2~2.5
<i>X-mejen nal, saknal</i>	小	规则	彩色	厚	小	彩色		白	大	高矮			2~3
<i>X-tup nal</i>	小尖		彩色	厚多叶	密				小	短			2~2.5
<i>Ts' iit bakal</i>	小大		彩色	细尖	细长					高			3~3.5
<i>Nal xoy</i>	大		彩色	刺厚	密				小	高			3~3.5

资料来源: Morales-Valderrama and Quiñones-Vega (2000), 2002 年 Claudia Ezyguirre 分析数据。

* *Kannal*= 黄色; *Saknal* = 白色; *Xhe ub* = 紫色。

(Menyecskebab)。墨西哥 Yucatán 农民开展的命名和管理玉米品种的研究发现，生活史是区别不同玉米品种的首要特征，其次是玉米果穗和种子的形状及颜色。用于区别种群内不同品种的主要特性是总苞形状、植株高度和籽粒大小。总苞形状作为区别种群的特征之一，其级别相当高，因为总苞能保护籽粒在贮藏过程中免受病害侵袭。具有大果穗的改良品种，其果穗外的总苞不够大，因此限制了该品种在此地区被农民认可的程度（表 3-2；Arias 等，2000；Chavez-Servia 等，2000；Arias，2004；Burgos-May 等，2004；Latournerie Moreno 等，2005）。

乌干达农民利用香蕉品种在当地表达出的特征特性给香蕉品种命名，这对他们和其他消费者都是很重要的特征。Karamura（2004）用对农民和消费者都很重要的特征，将高地香蕉无性繁殖系按照其特点的相似性分成五类。例如，一个无性系类属于匍匐萌条丰富，成熟快，果肉质柔软；另外一个无性繁殖类则是萌条数量少、生长速度慢，需要很长时间才能成熟且果肉质坚硬。农民用来确定品种名称的那些特征，尤其是在当地能表达的特征，虽然不是很全面，但是一致性程度高。对农民和消费者都很重要的特征是在长期试验基础上建立的，也就是实践中在多个世代中选择性状相似的个体进行繁殖。在墨西哥对玉米和蚕豆的研究表明：农民强调的用于区别品种内不同种群间的特性，与区别不同品种间的特性有差异。对玉米和蚕豆来讲，形态学特性是区别品种间差异的重要性状；反之，区分单一地方品种内种群间的差异，通常使用适应性和用途特性（表 3-3；Cazarez-Sanchez，2004；Cazarez-Sanchez 和 Duch-Gary，2004，有关玉米地方品种的营养和自然特性及其与特殊烹调特性的关系）。饶有兴趣的是，尽管在墨西哥，生长期仅用于品种内种群差异的鉴定，但是早熟性或收获时间对于鉴定 Yucatán 地区的玉米品种尤为重要，因为在当地生长周期短的品种对于躲避干早期有重要意义。

同村的农民对同一品种可能会有相同的称呼，但是随着空间尺度的增大，这些名称将会与下一个村庄农民确定的名称不再保持一致。来自埃塞俄比亚的证据表明，同一品种具有不同的名称，反映了不同的农民或社区强调的品种品质特征不同。有关埃塞俄比亚硬质小麦的一个例子，说明一些村庄将一个品种称作“白色”，而在另一个村庄同一品种被称作“早熟”（Tanto，2001）。Tesfaye 和 Ludders（2003）发现，在埃

表 3-3 比较在摩洛哥农民鉴别蚕豆和在墨西哥 Yucatán 农民鉴别玉米品种间及品种内使用的一些特性

类别	形态学					生长周期	适应性			用途		
	(蚕豆)		(玉米)				收获时间	抗旱性	日光抗性	或容量度	烹饪难易	剥离难易
	长度和形态	荚果形状、种子颜色	种子大小	叶片形状	苞皮厚度							
蚕豆												
品种间差异	X	X	X									
品种内差异 (种子批间)				X		X	X			X		
玉米												
品种间差异	X	X	X			X						
品种内差异 (种子批间)				X	X		X	X				X

资料来源: Arias 等 (2000); Sadiki 等 (2001); Morales-Valderrama 和 Qui ones-Vega (2000)。X 代表有此特性

塞俄比亚, 以无性系繁殖为主的香蕉同样有上述情况出现, 即一些地方品种在不同地区的名称不同。

甚至在一个村庄内部, 不同的农民对于同一作物品种也有不同的叫法。Sawadogo 等 (2005) 在布基纳法索研究了关于高粱品种 (表 3-4) 在不同生态环境内农民名称的一致性。品种名称与植物形态特点 (高度、形状、颜色、谷物大小、颜色和颖果颖片开口)、农艺性状 (生活史、开花期等)、环境适应性 (抗旱性, 对病、虫和鸟害抗性, 土壤适应性) 和用途 (鲜食、烹饪质量和口味) 等特性相联系。同一村庄或社区内品种名称的特定差异也反映了品种命名的语言差异。例如在土伦, 品种 *Pokmiugu* 在 Thiougou 被称为 *Pokmiugu*, 而在 Tougouri 被称为 *Bmiugu*。Pok 是 *fiba*, 在摩尔的意思是颖片, 因此 *Bmiugu* 就是 *Pokmiugu*。一些品种 (*Kurbuli* 和 *Gambré*) 仅在一个地区使用且被农民认识, 虽然品种 *Zuwoko* 和 *Defibmiugu* 仅在一个生态环境中被发现或使用, 但是其他地区的农民却用三个不同的名称来称呼它 (*Pokmiugu*、*Anigpelega* 和 *Fibmiugu*)。

表 3-4 布基纳法索农民当地对高粱品种名称的一致性

品种的最普通名称	该品种广泛种植生态环境中农民对普通名称的识别率 (%)		1~2 个生态环境中农民命名的其他名称的百分率 (%)		
名称 1	地点 Thiougou (6 个村子)	地点 Tougouri (6 个村子)	名称 2	名称 3	名称 4
<i>Kurbuli</i>	100	5.55	0	0	0
<i>Zugilga</i>	0	100	33.34	0	0
<i>Zuwoko</i>	72.22	0	77.8	27.77	22.22
<i>Fibmiugu</i>	83.4	0	77.8	22.22	16.66
<i>Z. fidsablega</i>	100	16.70	83.4	0	0
<i>Gambré</i>	100	0	0	0	0
<i>Z. wabugu</i>	0	94.44	100	5.55	0
<i>Balingpelga</i>	0	100	100	0	0
<i>Pokmiugu</i>	5.55	77.8	94.44	22.22	0
<i>Pisyobe</i>	0	50	27.77	22.22	0
<i>Zuzeda</i>	0	72.22	27.77	22.22	0

资料来源: Sawadogo 等 (2005)。

农艺性状作为多样性的指标

评价农田作物遗传多样性水平可以为多样性保存数量和类型等方面提供不同的信息。通过计算被命名品种的数量来评价特定时间和空间尺度上品种的丰富度,这种方法已经为许多作物农场水平上的多样性保持提供了依据,包括马铃薯 (Quiros 等, 1990; Brush 等, 1995; Zimmerer, 2003)、玉米 (Bellon 和 Taylor, 1993; Bellon 和 Brush, 1994; Louette 等, 1997)、豆类 (Martin 和 Adams, 1987; Voss, 1992)、木薯 (Boster, 1985) 和高粱 (Teshome 等, 1997; 第 2 章) 等。然而, 仍然存在的问题是: 使用当地作物品种名称是否能恰当地估计当地作物品种的多样性, 因为农民在定名和描述当地作物品种时可能并不一致 (Jarvis 等, 2004)。

在摩洛哥, Sadiki 等 (2001, 2002) 指出, 不同村庄的农民使用不同的名称对同一批蚕豆品种的种子及荚果特性命名。在摩洛哥北部 3 个省的 5 个社区中, 15 个村庄的农田收集了 185 份蚕豆种子样品。这 185 份随机取样的蚕豆种子样品, 收集信息包括: 185 份样品的名称以及农

第3章 品种名称——农业生态系统中作物遗传多样性及其分布的切入点

民的主要描述性状。要求农民列出他们知道的蚕豆地方品种的名称和生长特点，同时列出每个栽培品种的特点及农民认为的品种的不同点。主要是利用农民对同一蚕豆品种名称和性状的识别，评价了农民对地方蚕豆品种命名的一致性。

表 3-5a 表明一些品种有不同的名称，例如 *foul sbaï lahmar*, *foul*

表 3-5a 摩洛哥农民田间调查确定的蚕豆品种名称及引用的描述，包括他们所了解和种植的类型

品种名称	品种代码	荚果长度	每荚果种子数 (mg/种子粒)	种子大小	种子颜色	种子形状
<i>Foul sbaï labiade</i>	A	长	7	大 (>1.5)	浅黄	扁平
<i>Foul sbaï lahmar</i>	B	长	6~7	大	褐色	扁平
<i>Foul roumi</i>	C	长	6~7	大	褐色	扁平
<i>Lakbir lahmar</i>	D	长	6~7	大	褐色	扁平
<i>R'baï labiade</i>	E	中	4~5	大	浅黄	扁平
<i>R'baï laghlid lahmar</i>	F	中	4~5	大	褐色	扁平
<i>Khmassi laghlide khdar</i>	G	中	4~5	大	绿色	扁平
<i>Foul beldi lou l'khal</i>	H	中	4~5	大	紫色	扁平
<i>T'lati laghlide beldi</i>	I	中	3	大	深褐色	扁平
<i>Beldi moutouassate labiade</i>	J	短	4~5	中 (0.8~1.5)	浅黄	扁平
<i>Foul beldi aadi</i>	K	中	4~5	中	浅黄	扁平
<i>Moutouas-sate labiade</i>	L	中	4~5	中	浅黄	圆柱
<i>Foul lahmar moutouassate</i>	M	中	4~5	中	浅黄	扁平
<i>Foul moutouassate lou l'khal</i>	N	中	4~5	中	紫色	圆柱
<i>Moutouas-sate labiade</i>	O	中	4~5	中	褐色	圆柱
<i>Beldi moutouassate lakhdar</i>	P	中	4~5	中	绿色	扁平
<i>Beldi (A)</i>	Q	短	3	中	浅灰	扁平
<i>Beldi (B)</i>	R	短	3	中	浅灰	圆柱
<i>Beldi (C)</i>	S	短	3	中	紫色	扁平
<i>Foul r'guigue lahmar</i>	T	短	3	小 (<0.8)	褐色	圆柱
<i>Filt labiade</i>	U	短	3	小	浅灰	圆柱
<i>Fouila baldia khadra</i>	V	短	3	小 (<0.8)	绿色	圆柱
<i>Foul bouzid s'ghir</i>	W	短	3	小 (<0.8)	紫色	圆柱
<i>Lou l'khal s'ghir</i>	X	短	3	小 (<0.8)	黑色	圆柱

农业生态系统中生物多样性管理

roumi和 lakbir lahmar被农民描述有相同的性状。而有时候同一品种，不同农民对其性状的描述不一致，如品种moutouassate labiade，不同农民的描述就不同。最后，通过其他案例发现，一些品种没有特殊名称，仅被定为普通名beldi，虽然没有准确的名称，但是农民们也能够beldi类别中辨别出不同的品名。在摩洛哥3个社区的7个村庄中，曾以卡平方配对样本非参数相关系数检验方法做统计，注意到蚕豆品种名称的一致性（表3-5b）。本章给出了一个蚕豆品种的例子，显示出随地理距离递增该品种名称的一致性下降。Sadiki（未发表材料）也比较了品种名称的一致性，他主要靠农民描述品种特性的一组性状，发现用这组性状描述一个品种，品种名称变化与其分布的地理区域具有相当高的一致性。距离近的村庄，品种名称的一致性最高（同一社区的不同村庄）。一致性指数（相关系数）随村庄间地理距离的增加而下降，其中名称变化比其性状变化更快（图3-1），这表明整个农艺形态学特性与地理空间的变化趋于一致，而不在于品种名称。

表 3-5b 对 4 个社区 7 个村庄农民对蚕豆品种 *Foul sba labiade* 名称一致性，以卡平方的村庄配对非参数相关系数检验分析

省份*	社区*	村庄*	Sidi		Aïn Barda	Aïn Barda	Ghiata- Al- Gharbia	Bou Rhoufa	
			Senoun	Bouajoul					
Taounate	Ourtzagh	Ain Kchir	0.70	0.53	0.46	0.18	-0.03	0.06	-0.21
		Sidi Senoun		0.53	0.23	0.24	0.22	0.14	0.04
		Bouajoul			0.63	0.11	0.07	0.30	0.09
	Ghafsai	Hadarine				0.23	-0.07	0.24	0.09
		El Jir					0.60	0.11	0.13
		Aïn Barda						0.07	0.23
Tammadit									
Taza	Oued Amlil	Ghiata-Al- Gharbia							0.63

* 按当地通用名称给出，无翻译。

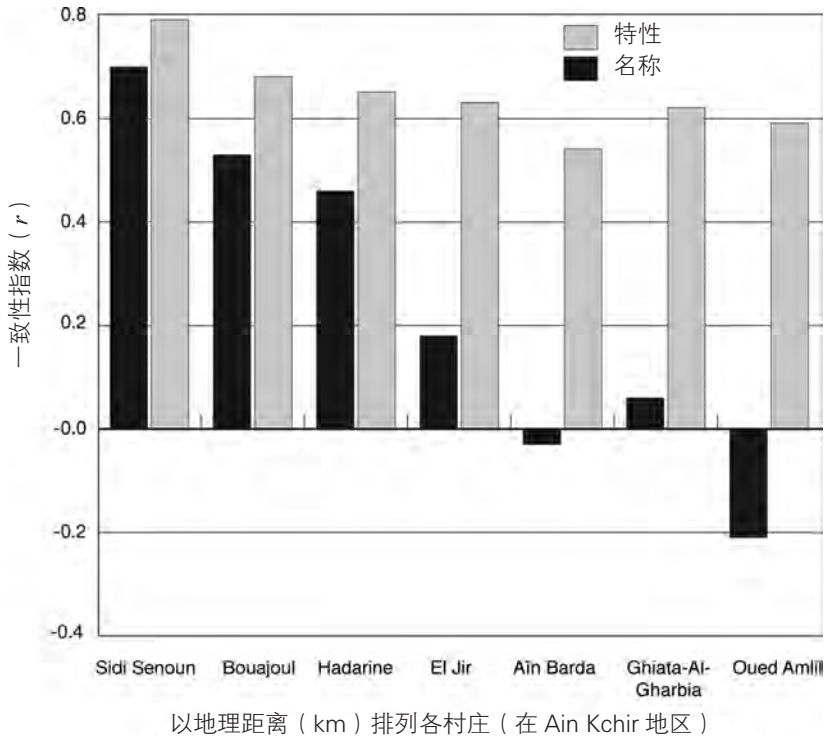


图 3-1 基于一致性指数 (r) 比较村庄间具有相同名称的蚕豆品种 *foul sba labiade* 的品种特性的一致性

品种名称和特性的 r (一致性指数) 和 d (从 Ain Kchir 到其他 7 个村庄的距离 (km)) 间的相关系数分别为 -0.537 和 -0.173 ; 名称和特性相关性的显著性值分别为 0.002 和 0.280 (M. Sadiki, M. Arbaoui, L. G. Houti, and D. Jarvis, unpublished data, 2004)。

在匈牙利, Mar 等 (2004) 发现, 在某些情况下, 农民能够利用农业 - 生态学性状区别出普通豆品种的差异, 但是仅能命名为普通名。这与摩洛哥的大麦命名系统相似, 当地品种的主体称为 *beldi*, 意思是“当地”, 就是区别于现代引进品种。农民能够清楚地用种子、抽穗、植物学特性、秸秆产量和动物饲料质量以及面粉的质量等来辨别和区分品种 (Rh'rib 等, 2002)。

和蚕豆相比较, 对摩洛哥硬质小麦名称的研究表明, 农民确定的品种是很宽泛的类别, 由不同品种或实体组成 (Taghouti 和 Saidi, 2002)。这是建立在抽穗特性的基础上的复合类型, 尤其是穗子颜色 (黑色或白色)。在每个类别中, 虽然品种有一致的广义名称, 但是农民又用其他

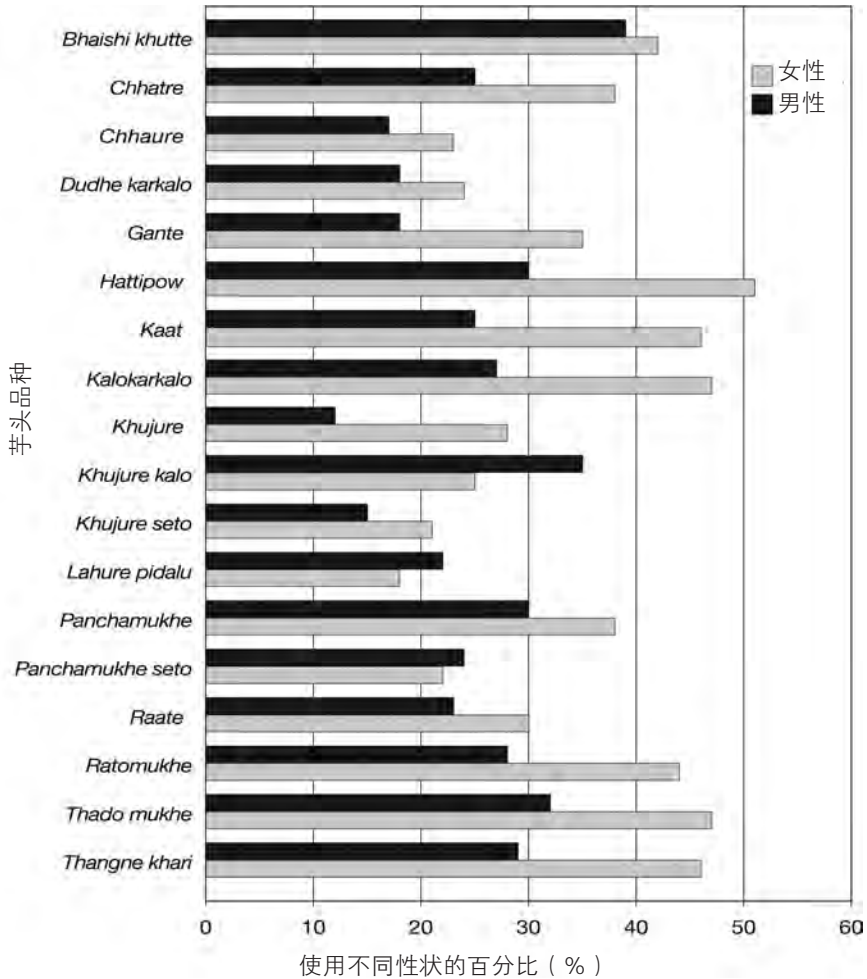


图 3-2 男性农民和女性农民对农民命名的芋头品种的描述

男性和女性对每个品种使用不同性状的比例 (Deepak Rijal, 未发表数据, 2004)。男女使用的频率特性差异用 Wilcoxon 检验 ($Z=5.696$)

特性来区别它们。另外一种情况是, 摩洛哥的苜蓿品种通常是按照地理起源来命名。来源于同一生态环境的苜蓿品种的名称属于一类, 表明其对当地土壤和气候条件的适应性。两个主要类群差异显著: 山区 (Demante) 和绿洲 (Rich)。这两类苜蓿生长习性、刈割后的再生速度和越冬性均不同。在一个类群内, 农民依据植物的农艺学和形态学性状来区分品种 (Bouzegaren 等, 2002)。

如果某组性状是识别品种通用的单元，但是所有农民都用这类性状鉴定当地同一栽培品种吗？大家感兴趣的问题是：类别分歧和多样性位点及农田的多样性格局相关吗？在尼泊尔，对当地芋头名称的调查结果见图 3-2，表明妇女对芋头品种的描述性状，其一致性要高于男性。农民用与芋头相关的 18 个性状、24 个指标来确定芋头的地方品种，包括球茎（类型、形状、大小和生长状况）、子球（数量和大小）、叶（形状、大小、质地和颜色）、叶柄（颜色、叶鞘颜色和数量）、植株高度（矮、中等和高）和根系（深度）等性状和指标。与男性农民相比，描述地方品种时，女性农民更经常地使用相同指标，当被问及地方品种的特性时，她们对特殊指标的信赖程度也超过他们的男伴。男性常常仅使用球茎和茎部特征区别品种，然而妇女使用子球、叶形和叶大小、生长习性等作为额外的鉴定指标。

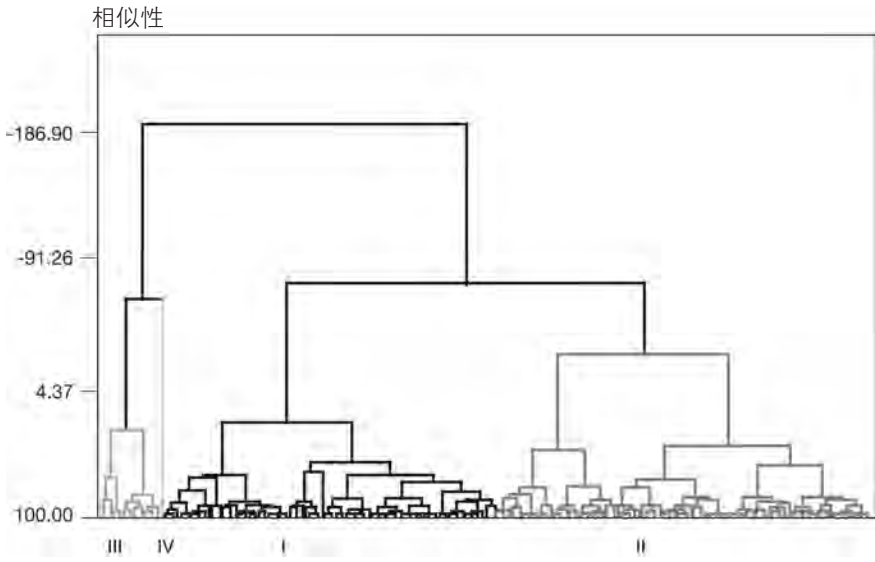
在越南进行了类似研究，即对越南 7 个生态环境的 47 个芋头品种的命名和描述一致性进行研究。结果表明，妇女对品种命名与描述的一致性水平（80.57%~98.5%）高于男性（78.2%~94%），但是在统计学上差异不显著（Canh 等，2003；Hue 等，2003）。

农家品种名称和遗传特异性

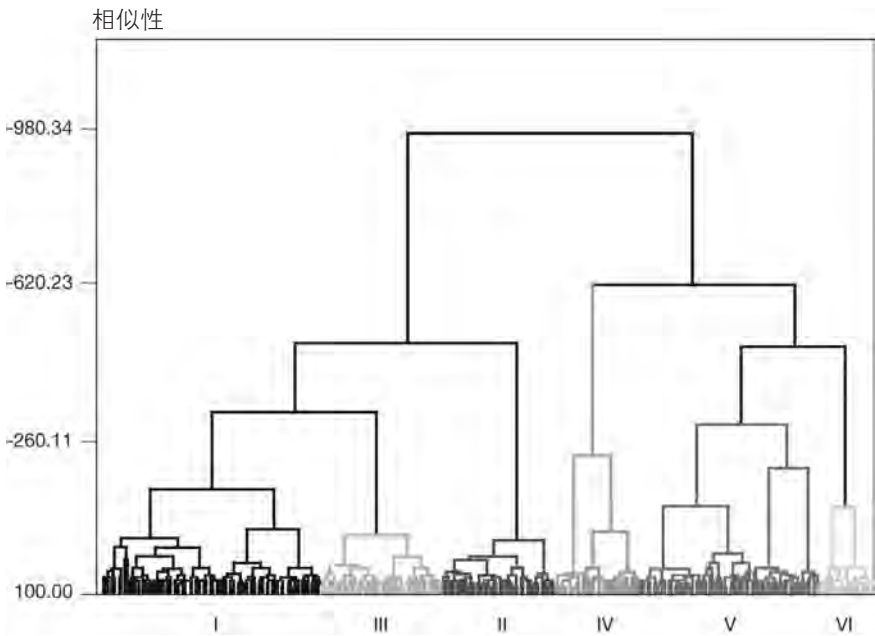
农民用于区别品种的名称或特性在村庄内或村庄间可能一致，然而这并不能回答农民命名的单位在遗传上有差异或者是差异程度，在何种水平上存在差异，如农艺形态学、生物化学或分子水平等，虽然这些水平上的差异都可能被发现。

应用聚类分析方法，对尼泊尔不同海拔的 3 个生态环境的水稻品种的农艺—形态学性状进行了分析（Bara, <100m；Kaski/Begnas, 600~1 400m；Jumla, 2 200~3 000m），主要是评价这些被命名的地方品种在农艺—形态学水平上的特异性（Bajracharya, 2003；Bajracharya 等，2006；图 3-3）。两个低海拔生态环境中的地方品种种群明显聚集在一起，表明名称和农艺形态学性状具有高度的一致性，然而高海拔的 Jumla 生态环境中，虽然也有无数名称，但是很少发现测量性状的形态多样性。

在越南，对芋头形态学的评价揭示出相似名称内的变异性（Hai 等，2003）和芋头地方品种不同名称间的差异（Hue 等，2003；Tuyen



(a) 在 Jumla



(b) 在 Kaski

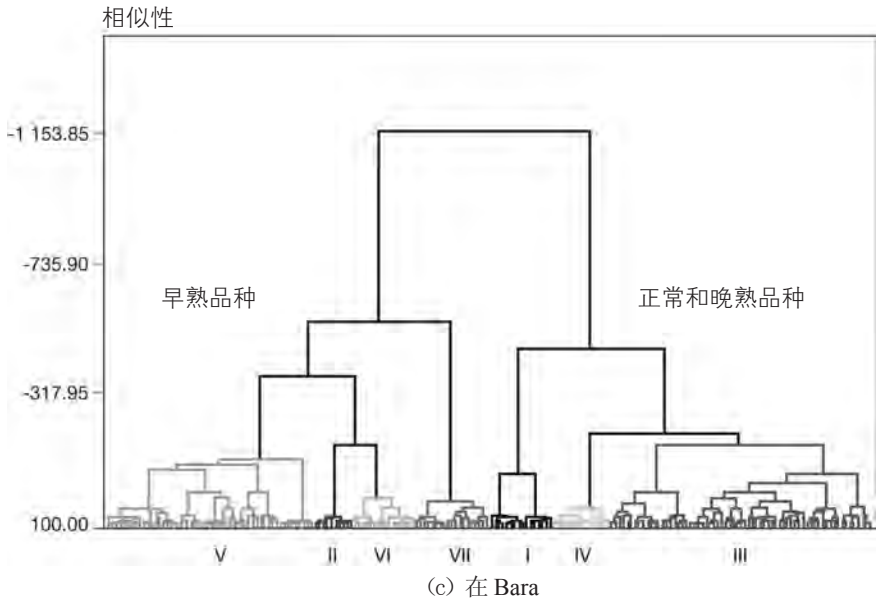


图3-3 尼泊尔3个生态环境的水稻品系与现代对照品种间差异的系统聚类图 (Bajracharya, 2003; Bajracharya等, 2006)

(a) Jumla点: 名称具有多样性但是地方品种的遗传(形态上的)多样性很低, 图3-3(a)是根据Bajracharya等(2006)的资料改写的; 芒和柱头颜色是有显著区别的特性。(b) Kaski点: 具有相同名称的地方品种种群被聚在一起, 表明名称和农艺形态学描述具有高度的一致性; 农艺形态学可变性的范围大; 叶和谷粒形态特点很重要。(c) Bara点: 农民多样性单元和出现的农业生态系统能够清晰地聚类, 表明名称和农艺形态学描述具有高度的一致性; 数量特性占主成分分析总变异的60%; 生长期是重要特性

等, 2003)。在印度和菲律宾的Cagayan河谷对水稻品种的工作也显示出: 具有同一名称的样品常在生化和分子水平具有不同的遗传组成(Pham等, 1999; Sebastian等, 2001)。

在摩洛哥, 对农民广泛种植的蚕豆地方品种的遗传差异做了同样的分析, 对生长在14个地区的10个描述相对一致的品种的分析表明, 在研究的大多数性状中, 这些品种间均存在大量的表型多样性(Sadiki等, 2002)。层次聚类分析和多元方差判别分析揭示出拥有同样名称的种子通常能够聚在一起。这些结果与农民对类型的表型描述一致, 表明在这些种群中, 农民命名的单元是独特的, 用于命名的这些特性的遗传基础相同。建立在RAPD基础上的遗传距离数据及初步分子标记分析, 确定了不同类型种子的差异远远超过了具有相同名称的种子之间的差异

农业生态系统中生物多样性管理

(Belqadi, 2003 ; Benchekchou, 2004)。在摩洛哥，利用表型特征建立了 10 个地方品种种质资源等级格局，发现与农民对蚕豆品种的性状描述存在高度的一致性 (Belqadi, 2003)。表 3-6 表明：依据农艺形态学性状的相似性，分析的 70 份材料中有 94% 的材料被准确地划分在它们所属的品种类型中。因此，表型聚类模式与农民对当地品种的性状描述非常一致。建立在表型性状基础上的品种差异符合农民确定品种时对品种的理解。关于这 10 个品种，农民的多样性单元与测量的表型多样性一致。

表 3-6 按照判别函数的定义，以品种内成员数目后验概率，从每个品种划分出类别的材料比例

原始分类 (农民命名的因子判别式分析, FAD 为基础的品种名称)		类群 (集群) *									
品种名称	编码	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Lakbir lahmar</i>	D	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>R'bi labiade</i>	E	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Foul beldi lou l'khal</i>	H	0	0	86	0	0	0	14	0	0	0
<i>T'lati laghlide beldi</i>	I	0	0	0	71	0	0	29	0	0	0
<i>Beldi moutouassate labiade</i>	J	0	0	0	14	86	0	0	0	0	0
<i>Foul lahmar moutouassate</i>	M	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
<i>Foul moutouassate lou l'khal</i>	N	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0
<i>Filt labiade</i>	U	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
<i>Foul r'g uigue lahmar</i>	T	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0
<i>Foul bouzid s'ghir</i>	W	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100

资料来源: Sadiki 等, 未发表资料。

* 用基于 fda 分析方法可以将 94% 的材料准确地归入它们原有的品种类别。

名称反映的变异与遗传特异性

具有一致名称的品种的变异性有多大? 在乌干达, 新的香蕉无性系

进入一个地区后被赋予新的名称，而不用其原产地的名称，就像不同的族群在接受一个新无性系时可以改变其名称（Karamura D. and Karamura E, 1994）。为了鉴别 192 个香蕉品种名称中可能存在的重复，Karamura（1999）在 61 个形态学指标的基础上，第一次计算了同一植物的一对无性系分株的相异性，并进行了成对估计。同一植物的成对无性系分株的距离系数范围为 0.044 ~ 0.147，这可以用来判断地方品种是否具有相同名称而非同一无性系分株，并以此确定样品是遗传上不同品种的基础。从 192 个指定变量的研究中发现 79 个无性系具有明显差异。如果同一植株的无性系分株赋予相似的数值，则具有相同名称的种质材料中有 18 对种质的差异性指数小于 0.1。有 4 对的相似值落在无性系分株范围之外，因此可以认为是不同的无性繁殖系。

多样性管理的农民单元

与简单使用品种名称相比，农民多样性管理单元的讨论还产生如下几个问题：这个多样性单元与品种名称动态性相比是独特的吗？它随时间发生变化吗？是加入命名品种与命名人的信息才使这个品种单元具有独特性吗？用于描述品种的名称和性状在空间尺度上具有潜在的不一致，其随时间尺度也有变化吗？名称也许始终不变，但是农民用于描述品种的性状可能改变。同样地，农民用于描述一个品种的性状也可能始终一致，但是与这些性状相联系的名称可以随时间改变，也可以由于当地其他农民种植这种材料时改变。

由于种群中出现了新的特性，农民也可以通过在原有名称中增加一个新的描述性状，从而修改普通类别名称（Pandey 等，2003）中有关海绵状葫芦的例子和 Rijal 等（2003）中芋头的例子。名称的变化也依赖于世代传承，也就是对这些品种的传统认识是如何改变的，以及对这些品种随时间变化持何种态度和认识。所有这些可能性的基础是地方品种种群的遗传变异，下一世代种植的品种，其特性选择可以与原来保持一致，也可以改变，这样就可能导致植物遗传结构的变化（第 4 章）。

农民鉴定一个品种的重要特性，也可能并不属于研究人员在品种遗传特异性鉴定中使用的。在尼日利亚，Busso 等（2000）发现农民对珍珠粟管理不一样，由于珍珠粟是异花授粉作物，因而导致农民之间引起

农业生态系统中生物多样性管理

的差异远远超过不同农民种植同一品种的名称差异。因此，单个农民种植不同名称的地方品种个体，与不同农民种植同一名称的地方品种，在遗传结构上很相似。在这种情况下，农民用于鉴定不同品种的名称其特性并没有导致分子水平上的遗传一致性。同样地，Pressoir 和 Berthaud (2004) 在墨西哥玉米（另一个异交种）中也发现了种群间在开花持续期和雌雄穗开花间隔方面有很高的变异性，这表明这些农艺性状的种群结构模式可能与分子标记描述是有差异。

尽管随时间推移，品种会发生许多变化，但在家族或村庄中，仍然会保持原来的品种名称；品种管理人也可能认为现在所获得的品种（与过去比较）与过去使用的品种（第 4 章香蕉的例子）完全不同，因而他可以改变品种名称。然而，关键问题是所命名的种群与遗传差异无关，这类被特殊对待的种群，反过来会影响甚至控制未来农田种群的遗传结构（Brown 和 Brubaker, 2002）。

多样性表现方式上的差异与作物生物学特性有关。Hamrick 和 Godt (1997) 总结了育种体系对作物种群内和种群间变异的影响，揭示出自交种的种群变异性是异交种的两倍。品种间的这种差异在异交种中不如自交种突出。另外，与异交种相比，农民对自交种定名的尺度可能相对更细致。对于异交种紫花苜蓿，定名为普通的本地种，可能是整个村庄都在种植的材料；然而对于常异交种高粱，种植在同一地点会有几个本地种的名称。一旦异交本地种如玉米被确定了名称，就会作为单独的单元进行管理，以可遗传的形态学特点如种子颜色、开花期的差异为鉴定特征，这些鉴定特征会随时间推移而在遗传上有明显分化。

可能将定名的品种归入功能类群吗？以农民视角为基础的功能对群体名称的自动分类可行吗？Xu 等（2001）发现，虽然在中国西南部不同族群用方言给作物确定了不同的名称，但是不同族群确定的名称在主要形态类型方面具有明显差别。Gauchan 等（2003；第 16 章）将品种名称归类为高水平多样性，尤其是那些具有特殊适应性的品种和稀有品种，并且注意到不同家庭类型更可能保持着一个品种类别。

品种名称和空间多样性格局

品种名称在社区间、社区内、地区间或地区内的分布可以表明农田遗传多样性格局的均一性和丰富性。在尼泊尔，建立在家庭种植每个品

第3章 品种名称——农业生态系统中作物遗传多样性及其分布的切入点

种数量和面积基础上，形成了描述作物品种分布范围和数量特征的方法（Sthapit 等，2000）。乡土品种按照每个品种占据的面积（依据平均面积）和种植农户数量多少（按照平均种植户数）被划分成品种组。这个四元分析（FCA）方法已经被用于很多品种。Rana 和其同事（Rana, 2004）以公顷为单位计算了一个村每个家庭种植每个品种的平均面积，用以确定一个品种在农户家庭水平上种植面积的大小。此方法会引出一个问题，农户的农业用地越多，就越有能力大面积种植任何一个品种；反之，土地越少的农户只能小面积种植（种植一个或更多品种）。为了校正这个问题，利用村庄内面积覆盖百分数对采集信息进行了重新分析，任何一个品种都与村庄中种植该品种农户的百分数作比较，结果在图 3-4 中列出。

图 3-4c 右上角的品种被许多农民种植，在村庄面积中覆盖很大比例，对水稻农业的贡献较大。也有一些重要品种，农民种植的较少，其总覆盖率先在水稻种植区占的比例较小。从图 3-4 上很明显显示出如下规律：种植的大多数品种，面积覆盖随农民种植这些品种人数的增多而降低。图 3-4c 右下角落在主要趋势之外的品种有两点值得注意：一是被许多农民种植但是面积很小；二是总百分覆盖率并没有像其他品种那样随着种植农民数量的增加而以同比率增加。Rato anadi 和 Seto anad 这两个品种是黏性品种，通常在灌溉区或者持续水淹的地方种植多。它们在当地节日烹饪中很受欢迎。农民们都种植这两个有特殊宗教和文化意义的地方品种，通常面积都很小，主要是自己食用。

Hue 等（2003）在使用 FCA 方法研究越南芋头时注意到 FCA 方法的第二个局限性。记录的芋头平均面积随农业生态条件和市场波动急剧变化。在研究地点，面积范围从 28~3 600m²，但是种植每个芋头品种的农民的平均数量是 1~25 个，因为面积大小、农民数量多少的定义是相对的，不同村庄间有差异。此外，多样性分布格局的分析表明：芋头种植面积大的村庄并不总是芋头多样性丰富的地方。通常，当地对 2~3 个芋头品种种植的面积较大，种植的农户较多，因此它们可以被定义为当地广泛种植的品种。由于这些品种的质量特性，品种市场对这些广泛分布的品种需求量大。然而许多品种（4~9）仍然仅被少数农户小面积地种植管理。

表 3-7 显示：芋头多样性程度与命名的品种名称数量相当。中部、

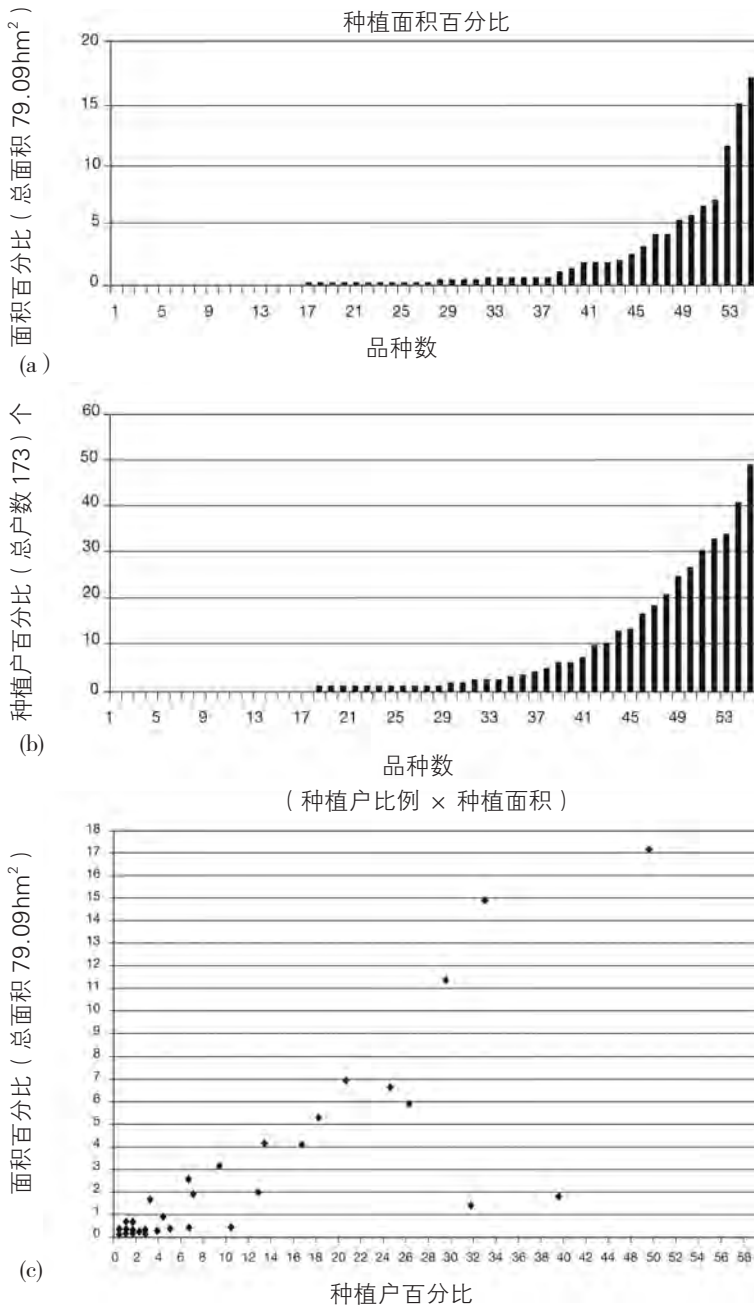


图 3-4 在 Kaski 生态环境中种植品种

(a) 基于面积覆盖率和 (b) (共 79.09hm²) 和农民比例 (c) (HH= 家庭; 共 173 个) 基础上水稻数据的重新分析 (原始资料来源于 Sthapit 等, 2000)

表 3-7 2003 年越南不同生态区芋头的多样性统计

生态区	品种数量	种植面积范围 品种 (m ²)	平均品种数每 个家庭	多样性指数 (H')
Sa pa	12	28~907	2~4	0.847
Da bac	10	25~360	2~3	0.800
Nho quan	9	10~1 810	1~3	0.680
Phu vang	9	50~241	2~4	0.730
Nghia hung	4	36~216	1~2	0.378
Tra cu	3	50~310	1~2	0.340

资料来源: Hue 等 (2003)。

山地和南部沿海沙地生态系统是芋头品种数量丰富的地方。用辛普森指数 (Simpson index) 计算芋头多样性的基因型多样性指数, 用来比较芋头品种的均一性 (如村庄水平农民种植每个芋头品种的频率)。表 3-7 也比较了不同生态环境间芋头的多样性指数。发现 Sa pa 生态环境中的多样性指数最高, 随后是 Da bac、Phu vang 和 Nho quan、Tra cu 地区的多样性最低。

在摩洛哥, 用每个品种农田种植面积的百分数和指定的地理区域来评价地方品种的重要性。地方品种的空间分布用农民使用该品种的频率来评价。研究发现, 同一季节每个农民蚕豆品种的种植数量与农田大小没有相关性 (Sadiki 等, 2005)。

Grum 等 (2003) 研究表明为了取代计算实际面积, 研究者及农民和当地技术推广工作者可以共同使用 FCA 方法, 有机会与农民讨论他们对一个品种中四个元素如何配置的看法, 以及农民认为该品种的分布是稀少、普通、广泛、还是地区分布的看法。Grum 和他的同事在撒哈拉以南的非洲地区使用这个方法, 讨论农民对水稻、山药、高粱、粟和豇豆的看法。该方法促使研究者意识到农民和推广工作者对地方作物品种分布范围和分布广度具有重要意义。现在该方法被贝宁和津巴布韦的大学作为评价农田生物多样性的工具 (M. Grum, pers. comm., 2003)。

此方法也被用于了解农民为种植的每个品种进行土地分配的基本原理, 鉴定普通和稀有品种, 监测尼泊尔、莫桑比克、斯里兰卡和马来西亚等国地方品种的多样性保护运动 (B. Sthapit, pers.comm., 2003)。

在乌干达, Mulumba 等 (2004) 认为该 FCA 方法是鉴定和理解乌干达半干旱地区 Lwengo 的香蕉稀有地方品种保护实践的最好方法。使

农业生态系统中生物多样性管理

用该方法，研究人员记录了县内共有 66 个香蕉品种，其中的 19 个品种被农民认为是稀有品种，共确认有 21 个管理措施。主成分分析方法显示 21 个管理措施中，有 9 个是稀有地方品种的生存关键。

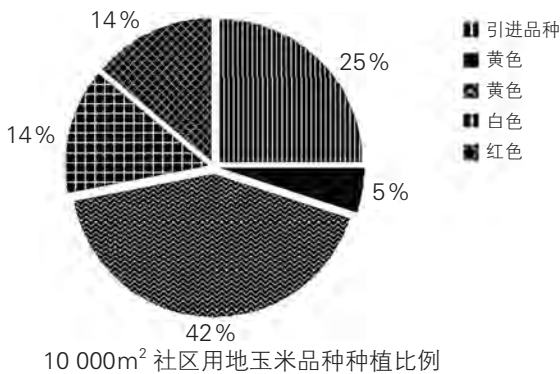
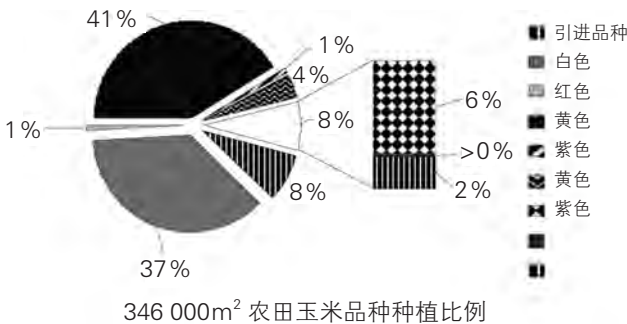
Karamura 等（2004）利用同一分析来判定农民管理策略的有效性，能够确定那些利用多样性降低病虫害的措施。他们的结果指明，研究地点中社区保持评价和挑选香蕉基因型的数量，每个农场的基因型平均数是 13 个。这个研究地点的多样性大约为 45%，保持数量比较小，由于各种原因种植面积也较小。虽然农民确定了 20 多个香蕉园的管理实践作为保持品种最大多样性的基本手段，但是成功管理香蕉树林与认真履行香蕉园集约管理实践（包括分株、松土、连续轮作、移栽和施肥等）有关。

不同生产空间中，品种的空间分布和土地利用、文化实践和环境生态知识有关。案例 3.1 描述了在墨西哥，品种配置与生产空间相联系的例子。农民常常不敢冒险，为适应特定的生产空间而使品种配置最优化。会发生下列情况，如适应特殊小生态环境的品种可能会世代流传，因为适应性很复杂，实际上这些品种具有广泛的适应性，甚至在原生境外的其他生产空间会生长更好。他们利用所选特性对品种的评价可能是不够全面，就像在尼泊尔发现的那样（案例 3.2）。利用 FCA 方法能揭示地方品种间的差异程度，只靠地方品种在农田出现或不出现不能用于评价品种的差异性。我们的工作与已发表其他研究的共同之处是，在整个地区种植少量具有高度多样性的地方品种，适度种植大量的普通品种，以及仅一二个农户种植稀有品种（Boster, 1985 ; Zimmerer 和 Douches, 1991 ; Pham 等, 1999 ; Tesfaye 和 Ludders, 2003）。

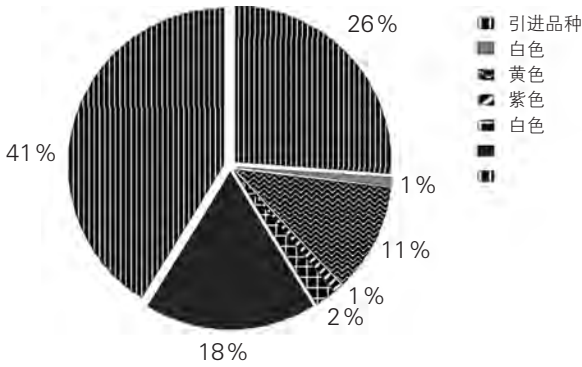
FCA 方法在种质资源收集时，采用与 Marshall 和 Brown（1975）和 Brown（1978）推荐的与等位基因取样相似的方法。Marshall 和 Brown 认为，取样时等位基因是否应该优先，比那些严格限制或局域出现而是高频率的基因优先要好，问题是这种取样技术已经广泛用于植物种质资源的收集。但是这种方法如何在地方品种水平上应用？如果许多农民在很多地方种植一个地方品种，就可以认为是广泛分布的。这可能导致我们集中选择被许多农民种植的地方品种，而不是优先保护小面积品种。然而，必须注意，由于该特殊地方品种已被许多农民种植在许多小地块上，已降低了品种丧失的危险。

案例 3.1 墨西哥 Yucatán 的作物多样性分布和生产空间

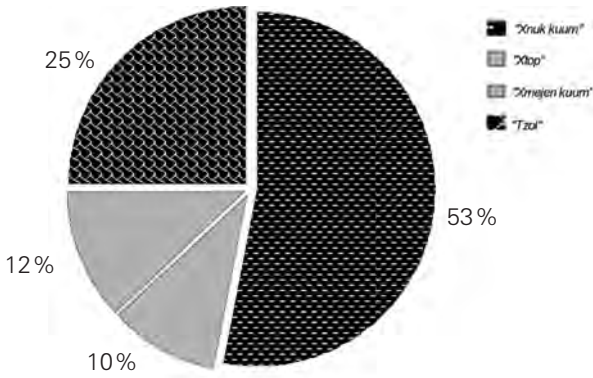
在墨西哥的 Yucatán，连续栽培的作物多样性，很大程度上依赖传统农业系统内的主要生产空间：家庭菜园、农业耕地（栽培地）和村庄小地块。而性别关系则体现在：更多的与生产空间中的某一性别相关联，而不是与其他类型相关联，这反过来又与劳动分工和性别特殊知识相关，因此可能反映出不同作物种植模式和其包含的不同品种。男性专门负责在耕地中栽培种植作物，妇女不允许在没有男性时的地里，妇女只在田里需要特别劳力时参与农田劳动，如在收获的时候。另一方面，妇女主要从事轻体力劳动，主要在家庭菜园中做相关决策，这样使她们总是能够留在家里劳动。家庭菜园可以认为是妇女最基本的领地；反之，农田是男性的领地，在这两个传统空间中，性别行为的差异被强化。在农村的小地块案例中，这种边界划分并不十分清楚，因为妇女和男性都有权决定共各自管辖的空间范围内种什么品种、种多少。妇女可以单独去村庄的小地块而且也单独工作；男人也去村庄的小地块（尤其是位于社区边缘的地块），他们共同决定种什么和如何种。案例 3.1 总结了生产空间的品种和种植量。



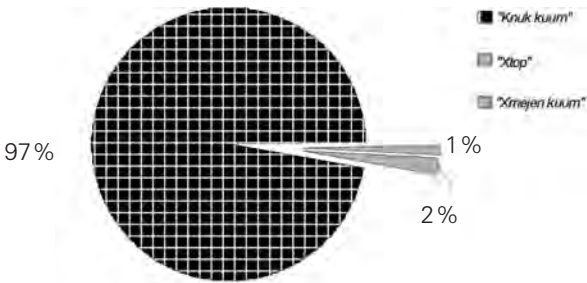
(a)



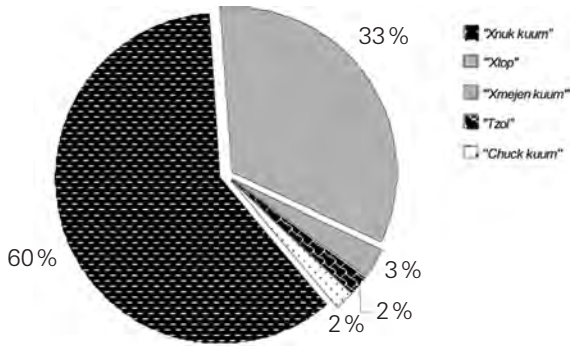
1 136m² 家庭庭院玉米品种种植比例



1 014m² 家庭庭院南瓜品种种植比例



(a) 333 600m² 农田南瓜品种种植比例



(a) 10 000m² 社区用地南瓜品种种植比例

(注：未翻译部分为当地品种名称)

结果表明，很难将玉米或南瓜的特性确认为女性或男性所特定的作物，也就是说，某种作物的特点并不是与性别专有相联系。相反，在研究区域，发现传统生产空间的农耕地（男性空间）和家庭菜园（女性空间）的品种选择和保持是相互依赖的，这种相互依赖是男性和女性在特定生产空间栽培特定植物时表现出来的相似性和相异性的结果，再加上男人和妇女按照生产空间进行其各自的品种选择，这是具体的或不太明显的共同协商的结果。

玛雅人（Mayan）的农田或栽培地是砍烧后实行玉米、豆类和南瓜间作，没有机械，所有生产均是雨养农业。在栽培地中，虽然也找到其他园艺作物，但是通常都是与玉米和其相关作物分开的。地块大小可以从几百平方米（20m × 20m，当地农民使用的测量农田的单位）到 4~5hm²。家庭菜园包含大量的种间多样性，这些种主要用于食品、药物、饲料、燃料和装饰。除去这两个传统空间，还包括由以前的家庭菜园形成的村庄小地块（Terrenos）或不再居住的季节性居住地（Ranchos），以及已经分给个人家庭以备将来使用的公共土地，主要是按照村庄空间规划和人口增长来布局。在本次研究中的家庭调研中，这些地块的平均大小为 40m × 60m，这些地块的使用情况反映了农田中看到的时间格局和家庭菜园中的时间格局。

资料来源：Lope（2004）。

案例 3.2 尼泊尔 Kaski, 双向移栽试验中比较水稻品种的谷物产量 (海拔 1 150m)

农民通常不顾评价某地区品种配置, 是否适合特定生产空间的最优化配置。在尼泊尔, 在水分条件变化时, 水稻品种的相关表现, 可用来检测并确定其变化的水分和肥力条件下检测相似的地方品种是否会表现出差异, 不同的水稻生态系统是否需要特定的品种与其相适应 (案例表 3-1)。在水稻生态系统中 5 个不同的水分制度下, 采用双向种植方法: Ghaiya (旱稻生态系统)、Tari (雨养水稻生态系统) 和 Sinchit (灌溉水稻生态系统)。

结果表明, 生态系统中品种间相互作用显著, 适应性改变品种特性 (案例图 3-2)。Tari 和 Ghaiya 生态环境中的品种在其原生生态系统中表现出高产, 但是 Sinchit 在水稻生态系统中的品种中, 只有 Rato anadi 和 Khumal 4 在其原生生态系统中高产。品种 Kalo jhinuwa 和 Ekle 在其原生境外的 Tari 水稻生态系统中产量显著增加 (雨养条件下)。

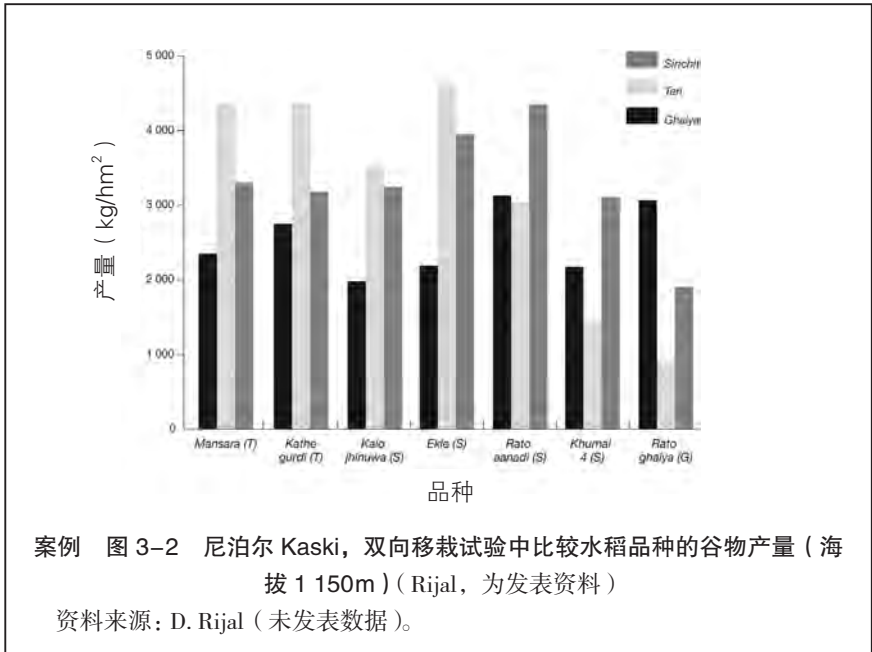
在单个品种产量基础上的排序表明: 品种 Mansara、Kathe gurdi、Kalo jhinuwa 和 Ekle 在雨养水稻生态系统中产量较高, 其次是在灌溉水稻系统中的产量; 品种 Ghaiya、Rato aanadi 在旱地系统和雨养系统的表现相似, 但是低于灌溉系统中的产量; 品种 Rato ghaiya 在灌溉系统中的产量优于雨养系统中, 但是却显著低于其原生的旱稻生态系统中。对照品种 Khumal 4 在灌溉条件下产量高, 其次是在旱稻系统中的产量。

案例表 3-1 水稻品种与水分条件

水分条件 (不同农业生态系统)	该水分条件下的 地方水稻品种	独有特性和 价值
Ghaiya (高地)	Rato ghaiya	稻草价值好, 营养价值低
Tari (雨养)	Mansara	生长在边缘地区, 土地贫瘠, 可食性差
Sinchit (灌溉)	Kathe gurdi	早熟
	Kalo jhinuwa	优质香米
	Ekle	高产, 种植广泛
	Rato aanadi	糯米
	Khumal 4 (对照)	改良品种

资料来源: D. Rijal, 未发表数据, 2004。

一个地方品种仅被几个农民种植, 并且种植区域局限, 这就可看成是高度地方化分布 (少量农民和小面积)。可以认为该地方品种是独特的、有可能是濒危种, 因此在异生境保护中很重要, 而在农田范围保存



这个独特材料则不很有效。这也是农田保护与异生境保护的重要结合点。如果能够预测这份材料能在农田保护，那么就需要取得材料多年存活的许多信息。

如果一个地方品种被少数农民大面积种植，那么它就获得了农田保护，因为这样一个地方品种可能有适应性基因复合体和潜在的特殊适应性。另外，一个地方品种在农田存活的几率是确定的，这时保护措施就会很有效，并保护了其持续进化的机会。最终，被很多农民大面积种植的地方品种可能在来源上更接近，没有丧失的危险。在不远的将来，在确定要保护许多重要地方品种时，这些品种可以是农田保护的备选品种。

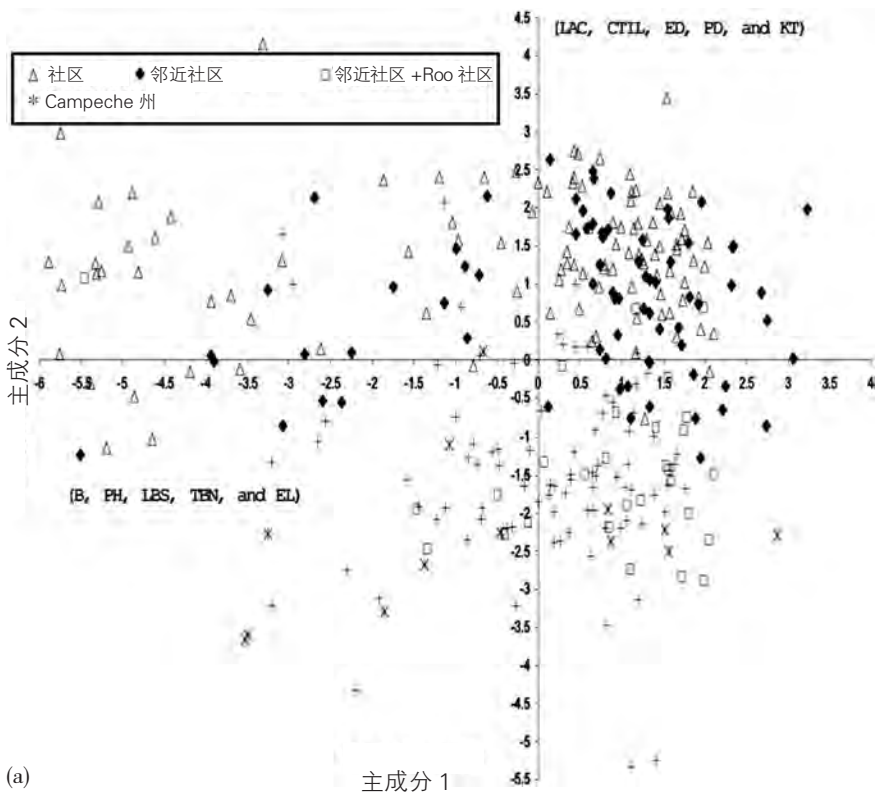
地方品种代表的区域多样性

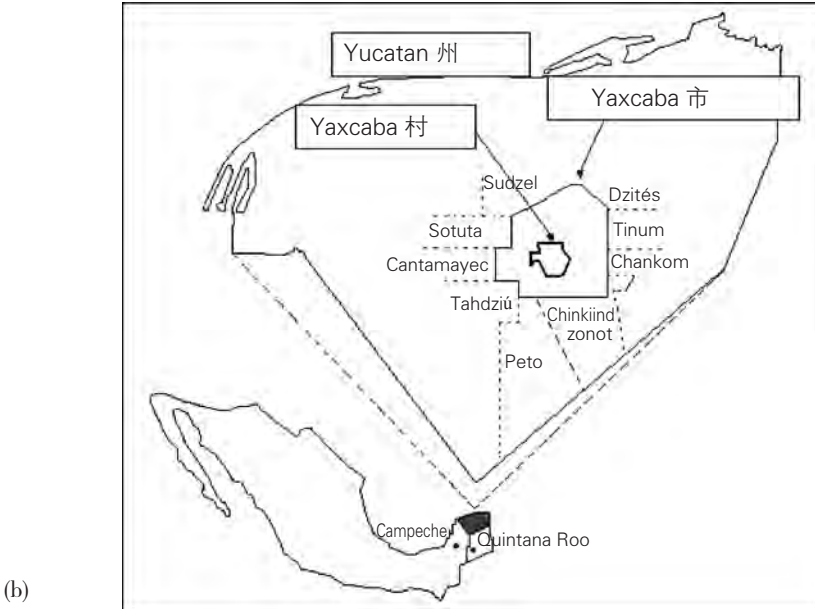
本章中的一些证据表明：农田品种的丰富度或数量并不随多样性（等位基因的丰富度）数量的增加而以同等速率增加。这可能是一些村庄中少量品种包含的遗传多样性与其他村庄中大量品种所包含的遗传多样性相一致，或者是一些村庄中有了很大范围内品种的主要特性。

农业生态系统中生物多样性管理

如何在一个生态环境中表现区域多样性？为了确定在一个独立研究地点中玉米多样性是如何表现的，Chavez 和他的同事们（Chavez 等，2000；Camacho-Villa 和 Chavez-Servia 2004）在 Yucatán 半岛上的 Yucatán 省的 Yaxcaba 做了以下研究。主要是比较来自 Yucatán 半岛的 3 个省的 314 个玉米品种，其中有 15 个地方种来自 Yaxcaba。基于前两个主因子的空间分布表明来自 Yaxcaba 的玉米样品具有非常高的变异性。用农艺性状衡量的多样性发现，Yaxcaba 的 15 个地方品种几乎涵盖了整个 Yucatán 半岛玉米的农艺性状变异（图 3-5）。

同样，整个摩洛哥蚕豆主要种植区收集到 312 份不同地方品种的蚕豆种质资源，这 312 份蚕豆种质的农艺学性状表现出，起源于两个北方省的材料涵盖了大部分的多样性（Belqadi, 2003）。似乎遗传多样性与一些地理特点相关联，这也激起了研究者探求并追溯到是否是不同省区农民实践活动存在的差异而引起的。





(b)

图 3-5 地方品种代表的区域多样性

(注：未翻译部分为当地地名)

图 3-5 (a) 前两个主成分的散点图表明来源于 Yucatán 半岛的 314 个玉米种群的离差。1999 年，在 Yucatán 半岛的 3 个社区收集玉米种群：Yucatán 社区、Quintana Roo 社区和 Campeche 社区。314 个种群中有 182 个是在 Yaxcaba 村和其邻近社区收集到的，这是 Yucatán 半岛的地理和文化中心。这些种群有 34 个形态学和物候特点。轴 1（主成分 1）主要决定开花期（b）、植株高度（ph）、分枝长度（lbs）、总生殖枝数量（tbn）和穗长度（el）。轴 2（主成分 2），按照其特征向量，主要由玉米穗上的叶片（lac）、主穗轴节间长度（ctil）、穗直径（ed）、玉米穗轴直径（pd）和玉米芯质地（kt）等性状决定。主要形态学特性描述了 Yucatán 半岛不同玉米种群间的差异与其繁殖特性相关，如抽穗（长度、分枝、节间）、穗（形状、长度、直径、髓）和穗轴（稠密度、直径）。如图所示，沿第二主成分轴，也就是由玉米穗上的叶片（lac）、主穗轴节间长度（ctil）、穗直径（ed）、玉米穗轴直径（pd）和玉米芯质地（kt）等性状决定的轴 2，Yaxcaba 和其邻近社区的玉米种群几乎涵盖了全部玉米的形态多样性。由开花期（b）、植株高度（ph）、分枝长度（lbs）、总生殖枝数量（tbn）和穗长度（el）等决定的第一主成分轴确定了 Quintana Roo 社区和 Campeche 社区地方品种的差异（Chavez-Servia 等，2000；Chavez-Servia, Camacho, and Burgos-May, 未发表数据）。

邻近社区（Neighbor comm.）—邻近市（neighbor municipalities）；Q. Roo—Quintana Roo 社区；Yaxcaba 社区—目标市（target municipality）。

(b) 研究玉米样品的原产地地图。由 Yucatán, Campeche 和 Quintana Roo 组成的 Yucatán 半岛。

结论

国家间、作物间，对农民命名的品种和遗传特异性之间关系的检验，其重要结果是确认了这样的事实，即农民管理的作物多样性结构的特点，其范围可从一个简单作物属名的应用（如豆类）到作物的所有品种，甚至是不同群类都有不同的管理，地方特殊品种名可以按照其伴随的一系列特征进行修订。认识到作物品种的名称可能代表，也可能不代表农民管理的多样性水平，可帮助我们精准地理解农场上的农民如何管理多样性的方法。如果一个名称清晰地反映了农民管理的品种多样性水平，那么这个名称就可作为一个多样性保存的单位。当名称与农民管理的种类不一致时，必须增加其他参数，以便更精确地确定所保存的种类。如果地方品种间差异清晰被称为“本地种”，那么村庄或家庭名称将成为明确这些材料的因素。

很可能有一些稀有品种是从村庄或地区的普通品种选出来的，因此普通品种包含了稀有品种中看到的所有多样性。要分析这个问题就必须检测该组稀有品种，并且将其与普通品种相比较。这些问题将有助于理解农民命名的种类、其品种名称及他们管理系统中遗传多样性总量之间的联系。但是整个村庄或地区中所用的普通品种比非普通品种是否具有更多变异性还不清楚。多样性分布可能更多地与性状差异相关，且所有品种都有大致相同的等位基因丰度。如果农民保持的当地普通品种有最大数量的当地普通等位基因，或实际上，如果农民保存的稀有品种是从更普通的品种中选择出来的，那么问题就在于：农场普通品种的保存是否够了？如果地方普通品种对农场任何农民都很重要，由于其具有任何农民都需要的特定的特殊性状，那么我们就有理由预期这些普通品种，具有高比例的显著适应该地区的普通等位基因。所以，支持这些本地普通品种在该农田的保存，将对当今农民继续使用这些品种和对人类未来潜在的需要都非常重要。

致谢

这项工作是国际植物遗传资源研究所（IPGRI）资助的全球计

划“加强农田农业生物多样性原生境保护的科学基础”的成果。作者感谢瑞士政府（瑞士发展与合作基金会）、荷兰（国际合作署）、德国（BMZ：联邦经济合作和发展部、GTZ：德国技术合作公司）、加拿大（国际发展研究中心）、日本（日本国际协力机构）、西班牙和秘鲁等财政资助，A. H. D. Brown 博士审阅了手稿，Jean Louis Pham 博士帮助综合了品种名称作为研究农田多样性切入点的想法。

参考文献

- Arias, L. 2004. *Diversidad genética y conservación in situ de los maíces locales de Yucatán, México* [Genetic Diversity and In Situ Conservation of Local Maize in Yucatán, Mexico]. PhD thesis, Instituto Tecnológico de Merida, Yucatán, México.
- Arias, L., J. Chávez, B. Cob, L. Burgos, and J. Canul. 2000. Agro-morphological characters and farmer perceptions: Data collection and analysis. Mexico. In D. Jarvis, B. Sthapit, and L. Sears, eds., *Conserving Agricultural Biodiversity In Situ: A Scientific Basis for Sustainable Agriculture*, 95~100. Rome: ipgri.
- Bajracharya, J. 2003. *Genetic Diversity Study in Landraces of Rice (Oryza sativa L.) by Agro-morphological Characters and Microsatellite DNA Markers*. PhD thesis, University of Wales, Bangor, uk.
- Bajracharya, J., K. A. Steele, D. I. Jarvis, B. R. Sthapit, and J. R. Witcombe. 2006. Rice landrace diversity in Nepal. Variability of agro-morphological traits and SSR markers in landraces from a high altitude site. *Field Crop Research*, 95:327~335.
- Bellon, M. R. and S. B. Brush. 1994. Keepers of the maize in Chiapas, Mexico. *Economic Botany*, 48:196~209.
- Bellon, M. R. and J. E. Taylor. 1993. “Folk” soil taxonomy and the partial adoption of new seed varieties. *Economic Development and Cultural Change*, 41 (4) :763~786.
- Belqadi, L. 2003. *Diversité et ressources génétiques de Vicia faba L. au Maroc: Variabilité, conservation ex situ et in situ et valorisation*. Doctorat de thèse ès- sciences agronomiques, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Morocco.
- Benchechou, Z. 2004. *Analyse de la structure de la diversité génétique de la fève in situ en relation avec sa gestion à la ferme: Contribution au développement des bases scientifiques pour la conservation in situ de la fève au Maroc*. Mémoire de 3ème cycle du diplôme d'ingénieur d'état en agronomie, Option: Amélioration Génétique des Plantes. Rabat, Morocco: Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II.

农业生态系统中生物多样性管理

- Boster, J. S. 1985. Selection for perceptual distinctiveness: Evidence from Aguaruna cultivars of *Manihot esculenta*. *Economic Botany*, 39 (3) :310~325.
- Bouzeggaren, A., A. Birouk, S. Kerfal, H. Hmama, and D. Jarvis. 2002. Conservation in situ de la biodiversité des populations noyaux de luzerne locale au Maroc. In A. Birouk, M. Sadiki, F. Nassif, S. Saidi, H. Mellas, A. Bammoune, and D. Jarvis, eds., *La conservation in situ de la biodiversité agricole: Un défi pour une agriculture durable*. Rome: ipgri .
- Brown, A. H. D. 1978. Isozymes, plant population genetics structure and genetic conservation. *Theoretical and Applied Genetics*, 52:145~157.
- Brown, A. H. D. 2000. The genetic structure of crop landraces and the challenge to conserve them in situ on farms. In S. B. Brush, ed., *Genes in the Field*, 29~48. Ottawa, Canada: idrc/ipgri/Lewis Publishers.
- Brown, A. H. D. and C. Brubaker. 2002. Indicators for sustainable management of plant genetic resources: How well are we doing? In J. M. M. Engles, V. R. Rao, A. H. D. Brown, and M. T. Jackson, eds., *Managing Plant Genetic Diversity*, 249~262. Rome: ipgri and Wallingford, uk: cabi.
- Brush, S., R. Kesselli, R. Ortega, P. Cisneros, K. Zimmerer, and C. Quiros. 1995. Potato diversity in the Andean Center of Crop Domestication. *Conservation Biology*, 9 (5) :1189 ~1198.
- Burgos-May, L. A., J. L. Chavez- Servia, and J. Ortiz- Cereceres. 2004. Variabilidad morfológica de maíces criollos de la península de Yucatan, Mexico. In J. L. Chavez- Servia, J. Tuxill, and D. I. Jarvis, eds., *Manejo de la diversidad de los cultivos en los agroecosistemas tradicionales*, 58~66. Cali, Colombia: Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos.
- Busso, C. S., K. M. Devos, G. Ross, M. Mortimore, W. M. Adams, M. J. Ambrose, S. Alldrick, and M. D. Gale. 2000. Genetic diversity within and among landraces of pearl millet (*Pennisetum glaucum*) under farmer management in West Africa. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 60:1~8.
- Camacho- Villa, C. and J. L. Chavez- Servia. 2004. Diversidad morfológica del maíz criollo de la region centro de Yucatan, Mexico. In J. L. Chavez- Servia, J. Tuxill, and D. I. Jarvis, eds., *Manejo de la diversidad de los cultivos en los agroecosistemas tradicionales*, 47~57. Cali, Colombia: Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos.
- Canh, N. T., T. V. On, N. V. Trung, C. A. Tiep, and H. V. Lam. 2003. Preliminary study of genetic diversity in rice landraces in Ban Khoang Commune, Sa Pa District. In H. D. Tuan, N. N. Hue, B. R. Sthapit and D. I. Jarvis, eds., *On-Farm Management of Agricultural Biodiversity in Vietnam*. Proceedings of a symposium, December 6~12, 2001, Hanoi, Vietnam. Rome: ipgri.

第3章 品种名称——农业生态系统中作物遗传多样性及其分布的切入点

- Cazarez- Sanchez, E. 2004. *Diversidad genética y su relación con la tecnología de alimentos tradicionales*. MS thesis, Colegio de Postgraduados, Montecillos, Texcoco, Mexico.
- Cazarez-Sanchez, E. and J. Duch- Gary. 2004. La diversidad genética de variedades locales de maíz, frijol, calabaza y chile, y su relación con características culinarias. In J. L. Chavez-Servia, J. Tuxill, and D. I. Jarvis, eds., *Manejo de la diversidad de los cultivos en los agroecosistemas tradicionales*, 250~255. Cali, Colombia: Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos.
- Chavez- Servia, J. L., L. Burgos-May, J. Canul- Ku, T. C. Camacho, J. Vidal- Cob, and L. M. Arias- Reyes. 2000. Analisis de la diversidad en un proyecto de conservación in situ en Mexico [Diversity analysis of an in situ conservation project in Mexico]. In *Proceedings of the XII Scientific Seminar*, November 14~17, 2000, Havana, Cuba.
- Gauchan, D., M. Smale, and P. Chaudhary. 2003. *(Market-Based) Incentives for Conserving Diversity on Farms: The Case of Rice Landraces in Central Terai, Nepal*. Paper presented at the fourth Biocon Workshop, August 28~29, 2003, Venice, Italy.
- Grum, M., E. A. Gyasi, C. Osei, and G. Kranjac- Berisavljevic. 2003. *Evaluation of Best Practices for Landrace Conservation: Farmer Evaluation*. Paper presented at Sub-Saharan Africa Meeting, Nairobi, 2003.
- Hai, V. M., H. Q. Tin, and N. N. De. 2003. Agromorphological variation of Mon Sap taro populations in the Mekong Delta, Vietnam: Role of on-farm conservation. In H. D. Tuan, N. N. Hue, B. R. Sthapit, and D. I. Jarvis, eds., *On-Farm Management of Agricultural Biodiversity in Vietnam*. Proceedings of a symposium, December 6~12, 2001, Hanoi, Vietnam. Rome: ipgri.
- Hamrick, J. L. and M. J. W. Godt. 1997. Allozyme diversity in cultivated crops. *Crop Science*, 37: 26~30.
- Harlan, J. R. 1975. Our vanishing genetic resources. *Science*, 188: 618~621.
- Hue, N., L. Trinh, N. Ha, B. Sthapit, and D. Jarvis. 2003. Taro cultivar diversity in three ecotypes of North Vietnam. In H. D. Tuan, N. N. Hue, B. R. Sthapit, and D. I. Jarvis, eds., *On-Farm Management of Agricultural Biodiversity in Vietnam*. Proceedings of a Symposium, December 6~12, 2001, Hanoi, Vietnam. Rome: ipgri.
- Jarvis, D., L. Myer, H. Klemick, L. Guarino, M. Smale, A. H. D. Brown, M. Sadiki, B. Sthapit, and T. Hodgkin. 2000. *A Training Guide for In Situ Conservation On-Farm*. Version 1. Rome: ipgri.
- Jarvis, D. I., V. Zoes, D. Nares, and T. Hodgkin. 2004. On- farm management of crop genetic diversity and the Convention on Biological Diversity's Programme of Work on Agricultural Biodiversity. *Plant Genetic Resources Newsletter*, 138:5~17.

- Karamura, D. A. 1999. *Numerical Taxonomic Studies of the East African Highland Bananas* (Musa AAA~East Africa) in Uganda. Montpellier, France: inibap.
- Karamura, D. 2004. *Estimation of Distinct Clones in the Uganda National Banana Germplasm Collection*. Pre sen ta tion at “Workshop on Data Variables and Structure to Answer Questions That Support the Conservation and Use of Crop Genetic Diversity On- Farm,” September 20~24, 2004, Rome.
- Karamura, D. and E. Karamura. 1994. *A Provisional Checklist of Banana Cultivars in Uganda*. Kampala, Uganda: National Agricultural Research Organization (naro) and inibap.
- Karamura, D., E. Karamura, J. Wasswa, B. Kayiwa, A. Kalanzi, and C. Nkwiine. 2004. *Analysis of Community Banana Based Management Practices: A Farmers' Perspective Towards Maintaining Diversity*. Presentation at “Workshop on Data Variables and Structure to Answer Questions That Support the Conservation and Use of Crop Genetic Diversity On- Farm,” September 20~24, 2004, Rome.
- Latournerie Moreno, L., J. Tuxill, E. Yupit Moo, L. Arias Reyes, J. Crisotbal Alejo, and D. I. Jarvis. 2006. Traditional maize storage methods of Mayan farmers in Yucatan, Mexico: Implication for seed selection and crop diversity. *Biodiversity and Conservation*, 15 (5) : 1771~1795.
- Lope, D. 2004. *Gender Relations as a Basis for Varietal Selection in Production Spaces in Yucatan, Mexico*. M.S. thesis, Wageningen University, The Netherlands. Louette, D., A. Charrier, and J. Berthaud. 1997. In situ conservation of maize in Mexico: Genetic diversity and maize seed management in a traditional community. *Economic Botany*, 51:20~38.
- Mar, I. and L. Holly. 2000. Hungary. Adding benefi ts. In D. Jarvis, B. Sthapit, and L. Sears, eds., *Conserving Agricultural Biodiversity In Situ: A Scientifi c Basis for Sustainable Agriculture*, 194~198. Rome: ipgri.
- Mar, I., A. Simon, and A. Gyovai. 2004. *Data Variables on Percent Coverage, Number of Farmers, Mea sure ments of Richness and Evenness in Maize and Beans in Hungary*. Presentation at “Workshop on Data Variables and Structure to Answer Questions That Support the Conservation and Use of Crop Genetic Diversity On- Farm,” September, 20 ~24, Rome.
- Marshall, D. R. and A. H. D. Brown. 1975. Optimal sampling strategies in genetic conserva- tion. In O. H. Frankel and J. G. Hawkes, eds., *Crop Genetic Resources for Today and Tomorrow*, 53~80. Cambridge: Cambridge University Press.
- Martin, G. B. and M. W. Adams. 1987. Landraces of *Phaseolus vulgaris* (Fabaceae) in northern Malawi. I. Regional variation. *Economic Botany*, 41:190~203.

第3章 品种名称——农业生态系统中作物遗传多样性及其分布的切入点

- Morales- Valderrama, C. and T. Quiñones- Vega. 2000. Social, cultural and economic data collection and analysis including gender: Methods used for increasing access, participation and decision-making. In D. Jarvis, B. Sthapit, and L. Sears, eds., *Conserving Agricultural Biodiversity In Situ: A Scientific Basis for Sustainable Agriculture*, 49~50. Rome: ipgri.
- Mulumba, W. J., C. Nkwiine, K. B. Male, A. Kalanzi, and D. Karamura. 2004. Evaluation of farmers' best practices for on-farm conservation of rare banana (*Musa*) landraces in the semi-arid region of Lwengo sub- county, Masaka district—Uganda. *Uganda Journal of Agriculture*, 9 (1) : 275~281.
- Pandey, Y. R., D. K. Rijal, M. P. Upadhyay, B. R. Sthapit, and B. K. Joshi. 2003. In situ characterization of morphological traits of sponge gourd at Begnas ecosite, Kaski, Nepal. In B. R. Sthapit, M. P. Upadhyaya, B. K. Baniya, A. Subedi, and B. K. Joshi, eds., *On-Farm Management of Agricultural Biodiversity in Nepal*, 63~70. Proceedings of a national workshop, April 24~26, 2001, Lumle, Nepal. Kathmandu, Nepal: narc/li- bird/ipgri.
- Pham, J. L., S. Quilloy, L. D. Huong, T. V. Tuyen, T. V. Minh, and S. Morin. 1999. *Molecular Diversity of Rice Varieties in Central Vietnam*. Paper presented at the workshop of the participants of the project "Safeguarding and Preserving the Biodiversity of the Rice Genepool. Component II: On- Farm Conservation," May 17~22 , 1999, International Rice Research Institute, Los Baños, Philippines.
- Pressoir, G. and J. Berthaud. 2004. Patterns of population structure in maize landraces from the Central Valleys of Oaxaca in Mexico. *Heredity*, 92:88~94.
- Quiros, C. F., S. B. Brush, D. S. Douches, K. S. Zimmerer, and G. Huestis. 1990. Biochemical and folk assessment of variability of Andean cultivated potatoes. *Economic Botany*, 44 (2) : 254~266.
- Rana, R. B. 2004. *Influence of Socio- Economic and Cultural Factors on Agrobiodiversity Conservation On- Farm in Nepal*. PhD thesis, International and Rural Development Department, University of Reading.
- Rh'rib, K., A. Amri, and M. Sadiki. 2002. Caracterisation agro morphologique des populations locales d'orge des sutes Tanant et Taounate. In A. Birouk, M. Sadiki, F. Nassif, S. Saidi, H. Mellas, A. Bammoune, and D. Jarvis, eds., *La conservation in situ de la biodiversité agricole: Un défi pour une agriculture durable*, 286~294. Rome: ipgri.
- Rijal, D. K., B. R. Sthapit, R. B. Rana, and D. I. Jarvis. 2003. Adaptation and uses of taro diversity in agroecosystems of Nepal. In B. R. Sthapit, M. P. Upadhyaya, B. K. Baniya, A. Subedi, and B. K. Joshi, eds., *On-Farm Management of Agricultural Biodiversity in Nepal*, 29~36. Proceedings of a national workshop, April 24~26, 2001, Lumle, Nepal. Kathmandu, Nepal: narc/li- bird/ipgri.

农业生态系统中生物多样性管理

- Sadiki, M., M. Arbaoui, L. Ghaouti, and D. Jarvis. 2005. Seed exchange and supply systems and on-farm maintenance of crop genetic diversity: A case study of faba bean in Morocco. In D. I. Jarvis, R. Sevilla- Panizo, J.- L. Chavez- Servia, and T. Hodgkin, eds., *Seed Systems and Crop Ge netic Diversity On- Farm*, 81~86. Proceedings of a workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru. Rome: ipgri.
- Sadiki, M., L. Belqadi, M. Mahdi, and D. Jarvis. 2001. Identifying units of diversity management by comparing traits used by farmers to name and distinguish faba bean (*Vicia faba* L.) cultivars with mea sure ments of genetic distinctive-ness in Morocco. In *Proceedings of the LEGUMED Symposium "Grain Legumes in the Mediterranean Agriculture,"* October 25~27, 2001, Rabat, Morocco. Paris: aep.
- Sadiki, M., A. Birouk, A. Bouizzgaren, L. Belqadi, K. Rh'rrib, M. Taghouti, S. Kerfal, M. Lahbhili, H. Bouhya, R. Douiden, S. Saidi, and D. Jarvis. 2002. La diversité génétique in situ du blé dur, de l'orge, de la luzerne et de la fève: Options de stratégie pour sa conservation. In A. Birouk, M. Sadiki, F. Nassif, S. Saidi, H. Mellas, A. Bammoune, and D. Jarvis, eds., *La conservation in situ de la biodiversité agricole: Un défi pour une agriculture durable*, 37~117. Rome: ipgri.
- Sawadogo, M., J. T. Ouedraogo, R. G. Zangre, and D. Balma. 2005. Diversité biologique agricole et les facteurs de don maintien en milieu paysan. In D. Balma, B. Dossou, M. Sawadogo, R. G. Zangre, J. T. Ouedraogo, and D. I. Jarvis, eds., *La gestion de la diversité des plantes agricoles dans les agro- ecosystemes*. Compte- rendu des travaux d'un atelier abrite par crnrst, Burkina Faso et International Plant Genetic Resources Institute, Ouagadougou, Burkina Faso, December 27~28, 2001. Rome: ipgri.
- Schneider, J. 1999. Varietal diversity and farmers' knowledge: The case of sweet potato in Irian Jaya. In G. Prain, S. Fujusaka, and M. D. Warren, eds., *Biological and Cultural Diversity*, 97~114. London: it Publications.
- Sebastian, L. S., J. S. Garcia, L. R. Hipolito, S. M. Quilloy, P. L. Sanchez, M. C. Califo, and J. L. Pham. 2001. *Assessment of Diversity and Identity of Farmers' Rice Varieties Using Molecular Markers*. Paper presented at the workshop "In Situ Conservation of Agrobiodiversity: Scientific and Institutional Experiences and Implications for National Policies," International Potato Center (cip) , August 14~17, 2001, La Molina, Peru.
- Soleri, D. and D. A. Cleveland. 2001. Farmers' genetic perceptions regarding their crop populations: An example with maize in the central valleys of Oaxaca, Mexico. *Economic Botany*, 55 (1) :106~128.
- Sthapit, B., K. Joshi, R. Rana, M. P. Upadhaya, P. Eyzaguirre, and D. Jarvis. 2000. Enhancing biodiversity and production through participatory plant breeding: Setting breeding

第3章 品种名称——农业生态系统中作物遗传多样性及其分布的切入点

- goals. In *An Exchange of Experiences from South and South East Asia*. Proceedings of the International Symposium on Participatory Plant Breeding and Participatory Plant Genetic Resources Enhancement, May 1~5, 2000, Pokhara, Nepal. Cali, Colombia: ciat.
- Taghouti, M. and S. Saidi. 2002. Perception et désignation des entités de blé dur gérées par les agriculteurs. In A. Birouk, M. Sadiki, F. Nassif, S. Saidi, H. Mellas, A. Bammoune, and D. Jarvis, eds., *La conservation in situ de la biodiversité agricole: Un défi pour une agriculture durable*, 275~279. Rome: ipgri.
- Tanto, T. 2001. Unpublished data presented at “Strengthening the Scientific Basis of *In Situ* Conservation of Agricultural Biodiversity: Genetic Diversity and On-Farm Conservation Workshop,” June 11~19, 2001, Ouagadougou, Burkina Faso.
- Tesfaye, B. and P. Ludders. 2003. Diversity and distribution patterns of enset landraces in Sidama, southern Ethiopia. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 50:359~371.
- Teshome, A., B. R. Baum, L. Fahrting, J. K. Torrance, T. J. Arnason, and J. D. Lambert. 1997. Sorghum (*Sorghum bicolor*) landrace variation and classification in North Shewa and South Welo, Ethiopia. *Euphytica*, 97:225~263.
- Tuyen, T. V., N. V. Truong, and H. T. T. Hoa. 2003. *Farmers' Management of Taro Diversity as a Part of Farming Systems in a Coastal Sandy Area of Phuda*. Paper presented at the national workshop “Strengthening the Scientific Basis of *In Situ* Conservation of Agricultural Biodiversity On-Farm,” December 6~8, 2002, Ban Me Thuot, Vietnam.
- Voss, J. 1992. Conserving and increasing on-farm genetic diversity: Farmer management of varietal bean mixtures in central Africa. In J. L. Mook and R. E. Rhoades, eds., *Diversity, Farmer Knowledge and Sustainability*, 34~51. Ithaca, ny: Cornell University Press.
- Xu, J. C., Y. P. Yang, Y. D. Pu, W. G. Ayad, and P. Eyzaguirre. 2001. Genetic diversity in taro (*Colocasia esculenta* Schott, Araceae) in China: An ethnobotanical and genetic approach. *Economic Botany*, 55:14~31.
- Zimmerer, K. S. 2003. Just small potatoes (and ulluco) ? The use of seedsize variation in “native commercialized” agriculture and agrobiodiversity conservation among Peruvian farmers. *Agriculture and Human Values*, 20:107~123.
- Zimmerer, K. S. and D. S. Douches. 1991. Geographical approaches to native crop research and conservation: The partitioning of allelic diversity in Andean potatoes. *Economic Botany*, 45:176~189.

第4章 农业生态系统中的种子系统和作物遗传多样性

T. Hodgkin R. Rana J. Tuxill D. Balma
A. Subedi I. Mar D. Karamura R. Valdivia
L. Collado L. Latournerie M. Sadiki M. Sawadogo
A. H. D. Brown D. I. Jarvis

在 20 世纪, 各国政府投入大量资源来实现农业现代化, 其中包括改良作物品种的培育和推广。尽管政府在不懈地努力推广, 但是在发展中国家, 大多数农民仍在继续使用传统的或非正规来源的种子或营养繁殖材料 (Gaifani, 1992; Hardon 和 de Boef, 1993; Tripp, 2001)。这些种子有的是他们自己收获保存的, 有的是从朋友、亲戚、邻居或当地市场购买来的。在这样的非正规体系中, 种子可获得的途径包括现金交易、物物交换、作为礼物赠送、不同品种种子的交换、种子收获后用作偿还贷款或从他人的田中窃取等 (Badstue 等, 2002)。即使是正规体系培育出的品种种子, 也常常通过非正规的方式进行保存和推广, 大多不依赖政府部门 (Mellas, 2000; Bellon 和 Risopoulos, 2001)。

各地广泛存在大量非正规来源种子, 1999~2000 年间, 尼泊尔只有不到 3% 的水稻种子是正规的、经过认证的种子部门购得。1999 年在布基纳法索有 < 5% 的高粱种子来自正规部门 (Kabore, 2000), 同年在墨西哥也有 < 25% 的玉米种子购自正规部门 (Ortega-Paczka 等, 2000)。在摩洛哥, 1999~2000 年仅有 13% 的硬质小麦和 2.5% 的食用豆类种子是认证种子, 这也表明播种时所用的大多数种子, 都源于各地不同条件下生长的作物, 具有丰富的多样性, 也有早期购买留存下来的种子 (Mellas, 2000)。此外, 世界范围内许多地方, 传统品种或地方品种仍是这些非正规体系中的主要流通播种材料, 如墨西哥 > 50% 的玉米生产区、尼泊尔 > 50% 的水稻生产区以及布基纳法索 > 90% 的粟生产区, 仍在继续种植传统品种 (Upadhaya, 1996; Peralws, 1998; Zangre, 1998)。

关于非正规种子体系的功能，已有学者开展了大量研究，尤其是遇到如水灾、旱灾或战争等灾害或紧急情况下，它们具有能满足使用者需求的特性（Almekinders 等，1994；Richards 和 Ruivenkamp，1997；Sperling，2001）。还有一些研究关注非正规种子体系中所涉及的社会制度，或者是非正规种子网络体系中农民如何获得适宜品种的途径（Weltzien 和 vom Brocke，2000）。大部分研究工作主要关注种子系统的功能而不是出现在系统中的各种材料。因此，McGuire（2001）按照种子供应中包含的过程来描述种子体系，Dominguez 和 Jones（2005）将种子系统描述成农民生产、选择、保存和获得种子的方式。同样，Almekinders 等（1994）按照种子和其他植物材料在生产系统中的流通情况来讨论种子系统，并涉及正规和非正规协会机构及农民在流通中所承担的角色。

种子体系无疑对维持作物的遗传多样性具有非常重要的作用，不同品种的数量和比例，以及这些品种的可获得性、亲缘关系和在一定区域内的推广等，常常明显地依赖当地非正规种子体系的功能（Jarvis 等，2005）。而这些功能具有明显的年度波动性，种子体系的特性和其随时间而变化的方式，可能对某作物的遗传多样性有很大影响。种子系统对遗传多样性有影响的一些重要特征包括：不同材料的可获得性、易受影响性、所使用的保存和选择方法，以及体系随时间而变化的程度等。

当生产、市场和气候发生变化，或遭遇像干旱和飓风这样的大灾难时，特定作物的种子体系就会发生巨大变化，例如不同种子材料的可获得性就是适应这些变化的结果。同样，保种也会出现很大变化，在一些情况下，一些家庭仍保存原有种群，而在另外一些情况下，不同种群被组合和混合后分成不同的种子批量种到一些新的地方。经过自然选择和农民的筛选，都会对该生产的种子产生巨大影响，农民们可能在管理其亲本种子和引进新材料方面具有不同的期望和措施，这些差异有赖于农民的性别、财富状况和年龄。特定品种所出现的地区，也有明显差异，一些品种仅在特定地区种植，另一些品种可能属于非常广泛种子体系的一部分，散布在多个地区或国家（Louette 等，1997；Zimmerer，2003；Valdivia，2005）。

本章主要阐述国际植物遗传资源研究所（IPGRI）开展的一个全球项目（Jarvis 和 Hodgkin，2000），涉及农场就地保护计划，以及种子体系和

农业生态系统中生物多样性管理

遗传多样性等相关信息，该项目探索了种子体系各组分（例如，种子来源、种子流通、种子生产、农户筛选和种子贮藏）与进化动力相关的过程，该进化动力形成了农场作物品种的种群遗传结构。还对种子体系内不同特征在促进基因流动、分段、筛选、突变和重组的各种方式进行了研究。最后，我们讨论了种子体系是如何促进作物多样性的保持，以及当农业体系更集约化时，如何最大限度地支持作物保持足够的适应能力。

种群结构和繁育体系

传统品种是由农户保留的不同批次种子所组成的，在分析种子体系时，首要的问题常常是鉴别，需要确定不同的种子批次是否真的属于同一品种，并决定该品种名称和遗传组成间的关系。这也包括对某一地区农民使用的品种名称和对品种特性的理解（第3章）。Louette等（1997）在墨西哥开展玉米研究工作时，将农民种植籽粒的物理单位定义为一个种子批次，因此，按照这种农场种子批次的设定方式，就会使该品种具有相同名称、起源和特性的多个种子批次构成。Sadiki等（2005；第3章）的研究表明，有必要确认众多农民一直用来鉴定品种的特征特性，并认为这些特征将是有效分析品种管理、保持和评价的基础。

在种子体系中，为分析遗传多样性，需要了解当地作物品种复合种群的结构及种子生产和供应过程。这包括分析该隔离亚种群的大小和相互连接性，这些亚种群被部分隔离是不稳定的群体，且属于组成该地区种植的品种。亚种群间的联系，体现在种子供应体系或是通过体系内种子的流通。当每个种子批次逐渐适应不同地区时，农民就开始进行他们自己的选择，不同种子批次将会分化。这种分化则会通过种子交换或销售，由市场或其他渠道的种子材料供应来平衡。

作物的繁育系统是决定传统品种遗传结构的主要因素（Brown，2000）。水稻、小麦和大麦这些作物大多是自花授粉，而珍珠粟和玉米是异花授粉。还有一些如马铃薯、木薯、香蕉和许多其他水果采用无性繁殖方式，很少或根本不进行种子生产。自花授粉作物完全自交，也很少异花授粉，如水稻的异花授粉比率极少，但像高粱或蚕豆却能达到显著水平（如蚕豆可达84%；Bond和Poulsen，1983）。

自花授粉或无性繁殖作物较容易保持品种的独有特性，而异花授粉作物在保持品种独特的综合特性时问题较多，在相邻地块不同品种间经常出现基因的流动（Louette 等，1997），所以，每代都须选择，以保持品种特有的特性。Yadav 等（2003）发现异花授粉作物丝瓜，在尼泊尔每个农户仅种植一二株，却在村镇中保存有五种不同类型，看起来是农户间种植的丝瓜足够大的基因流动性，抑制了近交衰退，以及与农户选择维持了不同类型丝瓜相互结合的结果。

多数无性繁殖作物的“种子”实际是植株的一部分（如马铃薯或番薯的块茎、芋头的球茎、香蕉的营养芽），品种内的差异非常有限（Brush 等，1995；Zimmerer 和 Douches，1991）。Karamura 等（2005）认为，这也同时表明了系统的可持续性，因为与香蕉植株相关的所有情况，如土壤质地、养分和可利用水分等在几百年来都不断改变，而香蕉的遗传构成却并没有改变多少。同时较短时期内出现的一些快速变化，如农民采用杀虫剂、除草剂和肥料等，也不能改变品种特性。

种子体系和进化动力

种子体系的特性，如种子来源、种子流通、种子生产、农民选择和种子贮藏等，对传统农业系统中遗传多样性的程度和分布有重要影响。这主要是通过对其进化力的影响而实现，进化力就是维持或改变植物种群的遗传组成。进化动力包括种群大小、瓶颈效应及其对基因漂移的影响；迁移（既包括种子交换也包括花粉传播）；基因重组和突变，可创造新基因或基因组合；选择（环境或人为作用的结果）。

种群大小、瓶颈、基因漂移：种群大小和个体数量，这是种子的来源

不同作物品种或种子批次的种群大小，在不同地点变化很大，如前文提及的，丝瓜在尼泊尔的种群很小，农户很少种植超过 10 株（Yadav 等，2003），同样在很多家庭菜园，情况也常常是这样（Watson 和 Eyzaguirre，2002；Mar 等，2005）。相反，像水稻或大麦这样的作物，一个品种的种群可以达到几千株。

农业生态系统中生物多样性管理

关于种群大小，不同作物之间存在明显差异，而任何一个品种在不同年限其种群大小也出现很大变化，有关农民种植地块的大小及其田间布置将对整个种群大小和结构产生重要影响。在泰国 Ban Mae Moot 一个约有 100 户人家的村子里，一些品种种植的地块数其年际变化非常大。2001 年和 2002 年两个最普遍种植的品种并没有变化，而 2001 年，在某区仅种了 3 个地块的品种，到了 2002 年却变成了第三个普遍种植品种，有 16 位农民在村里所有的 5 个种植区种植。在这个案例中，是由其中一位农民提供了推广种植所需种子，初次种植的农民则自己留种以备将来再用（Rerkasem K., 私人交流，2003）。

品种覆盖面积和种群大小的急剧下降也很常见。Chaudhary 等（2004）记载了农民保存的一个传统水稻品种的种植人数变化情况，农民保存该品种的人数在一年内由 16 人减少到 3 人（同年传统品种数量由 22 个减少到 15 个）。与农民（或亚种群）种植品种数量发生的变化相同，同时期在村庄和个体农场水平也发生显著变化。

政府规章也能控制农民种植规模的大小。在匈牙利，由于玉米地方品种不能大面积种植，种子法规限制了其种群大小，所以只能在小面积地块和庭院中种植（Mar 等，2005）。

伴随遗传多样性丧失所产生的遗传瓶颈效应的增加，农民种植品种在数量上急剧下降。这种情况常在洪灾或飓风这样的灾害后出现，灾害会导致种子供应严重受限，如墨西哥豆类作物就出现过这样的情况。长期保存小种群也可减少遗传多样性，在任何关于种群大小对遗传多样性影响的考虑中，都既要考虑种子批次的大小（由每个农民所种植的种群），又要考虑品种大小（由不同种子批组合而成的种群）这两个方面，还要考虑随时间推移，种子批次之间出现的交换和混合的情况。

不同种子批次联合组成一个较大种群品种的途径，主要依靠作物繁育体系和该地区生产种群的物理配置。农民的田地有大有小，或集中或分散，结合品种的杂交程度，这些状况都对作物的遗传多样性有一定的影响。Qualset 等（1997）提出小地块使品种的种群间相互隔离，会减少经由自然重组而形成新的遗传材料的多少。按照生物地理学理论，Qualset 等（1997）认为，如无人管理，小地块作物的遗传多样性将产生遗传漂移，种群会因近亲繁殖而退化，他们还提出，人类的介入可

能会抵消这些过程，通过种子交换和农民的选择，可向隔离种群引入新的遗传特性（Louette 等，1997）。

在多数农业体系作物中，基因漂移的影响取决于种群大小，一般认为对大种群的重要性有限（Gillespie, 1998）。通过有效种群大小的概念来揭示基因漂移的可能程度，也与等位基因频率和种群等位基因的丧失有关。这是一个抽象的标准化参数，被定义为理想化的假设种群的大小，该种群将出现与现实研究的种群相同规模的近亲繁殖（或杂合性丧失，或等位基因频率变化）。

关于作物种群和亚种群大小的遗传效果方面的资料非常有限。Louette（2005）描述了墨西哥玉米地方品种和引进品种，由于小种群而出现遗传不稳定性。Cuzalapa 的农田面积有限，各种作物品种种植在同一块地中。按照 Louette 在 6 个种植季中的调查，每个品种种子批次的数量较少，有 > 30% 的种子批次仅有不到 40 个种穗。因此，在所调查种子批次中有相当比例的种群大小出现有规律的下降，引发多样性的波动，并且可能造成稀有等位基因的丢失。

伴随低产季节而出现种群大小（和种群来源）的剧烈变化，这种情况也已经在摩洛哥蚕豆品种调查中有很好的说明。对摩洛哥不同生长季品种情况的比较表明，相同的品种种植在每个村庄，但在种子流通（一个村庄中所使用的每个品种种子量占全部种子量的比例）过程中，每个品种出现的频率则随年景和种子供应来源的不同而变化。好的年景，农民自留种子，但年景不好时，大多数农民从当地市场购买自己喜欢的品种种子。在好年景时，农民要保留许多品种的大量种子批次，而在差年景时则较少。年景好时，有很多单一来源不多的种群，但在差年景时，使用来源较多的种群（来自市场）。此外，品种按照种植地区出现的频率也不同（案例 4.1）。

关于有限种群大小对遗传多样性的影响，还有其他两点值得注意，首先是，种群大小其基因漂移和瓶颈效应对于等位基因丰度和均一度的影响，对前者具有更加直接而快速的影响。稀有品种会首先丢失。这种现象在作物种子体系中基因水平上的严重性，到目前很少有资料能说明。但在我们清楚知道大量品种在短期内减少时，稀有品种影响最大首当其冲的（Chaudhary 等，2004）。例如，古巴 3 个不同区域的 30 个庭院种植的金甲豆（*Phaseolus lunatus*）品种其全部农艺学性状的多样性程

农业生态系统中生物多样性管理

度很高 (Castiñeiras 等, 2001a), 尽管它们保存的群体小且相互隔离明显。其次, 如果这种保存方法能成为避免大量基因流失的替代性方法, 那么该品种的有效种群大小要非常小。然而, 小种群在与选择相结合时, 遗传多样性可能会被严重侵蚀。对于那些保存在庭院的品种, 可能会存在这种情况, 在调查时则可使用这些品种 (Castiñeiras等, 2001b; Yadav等, 2003; Mar等, 2005)。

案例4.1 多样性比较的统计: 一个地区内地方野生品种的有效数量

假设在一个农场或村庄的调查中有 6 个地方野生品种, 且观察频率 $\{p_i\}$ 如下所示:

$$\{0.5, 0.25, 0.1, 0.05, 0.05, 0.05\}$$

一个地区内植物 (如地方野生品种和起源种) 有效数量 n_e 的概念是, 具有相同频率的植物数量, 当任意两个随机基因比较其同源性时, 能够给出同一谱系的相同可能性:

$$n_e = 1 / (\sum p_i^2)$$

对于这一频率向量, 此处的地方野生品种的实际数量是 6; 有效数量是 3.03 (案例表 4-1)。

案例 表4-1 例子: 摩洛哥 Ortzagh 9个村庄农民自有蚕豆种子的地方野生品种组成

平均值	年份			差年份 9个村庄
	好年份 9个村庄	一般年份 9个村庄	7个村庄*	
农户自有种子的比例	0.93	0.82	0.4	0.31
地方野生品种的实际数量	5.1	5	4.6	3.6
地方野生品种的有效数量	3.49	3.53	2.54	1.97 ⁺

资料来源: D. Rijal, 未发表数据, 2004。

迁移: 种子和花粉交换

迁移是指植株、营养繁殖材料、种子或花粉在种群或亚种群之间的散布或移动, 迁移通常会导致基因频率的变化, 但也不是绝对的。两类种子的迁移需要加以区分: 一类是同一地方品种在种群间的迁移, 包括

地块间、农户间或者村镇间的迁移；另一类迁移发生在不同品种种群之间，这是有意识或偶然混合的结果。

以种子为媒介的迁移是传统种子体系的一个特别重要的特征，使种子的散布和移动受到关注。以花粉为媒介的基因流动也很重要，但有关花粉迁移的信息资料（不管同品种内还是不同品种间）在传统农业体系中非常有限（仅见于 Louette, 2005）。然而，随着转基因新品种推广的加快，花粉迁移变得越来越重要（Gepts 和 Papa, 2003）。

传统的种子体系是动态性变化，地方品种的数量、特性和推广范围都在频繁地变化。从当地市场可不断找到来自商业或国家育种项目的新品种和材料，这使得对传统种子体系中迁移的遗传分析变得更为复杂。通常将迁移作为一种强有力的均质化力量，会影响遗传多样性的程度和分布范围，也是保持许多地方作物品种特性的重要途径。

迁移规模

在传统农业体系中，大多数迁移似乎相对局限于当地。在秘鲁 Aguaytia 峡谷的农民，使用的种子中 75%~100% 是在村镇内交换的，只有豆子、木薯和玉米种子是从村庄外交换来的，即使这样也仅仅占到所使用种子的很小一部分（分别是 25%、15.2% 和 13.5%；Riesco, 2002）。在一项更为具体的研究中，Collado-Panduro 等（2005）发现在秘鲁沿着亚马逊河中部，玉米、木薯、花生、辣椒和棉花种子的交换，在 13 个村镇间比村镇内的交换要少很多。这也反映了村镇间的交通和联系有困难，亚马逊河是村庄间主要的连接路径。

然而，迁移的范围也可更大一些。作为种子生产和田间管理的部分内容，秘鲁的马铃薯品种常在一个地区的不同纬度间转运（Zimmerer, 1996）。Valdivia（2005）也证明了一些安第斯山的块根、块茎类作物可以转运至更远的距离（图 4-1）。生长在 Cochabamba（在玻利维亚）安第斯山的圆齿酢酱草品种 Isleno 有在秘鲁当地市场出售的。从 Cochabamba 运到 Oruro 和 La Paz，从 La Paz 被运到村镇附近及玻利维亚和秘鲁间的边界地区。从这里进入秘鲁，而一些材料被运至 Yunguyo（像是一个微型保存中心）后再被出售。这个品种种子的目的地是类似 Apillani、Ollaraya 和 Unicachi 这样一些村镇和类似 Ilave、Puno 和 Juliaca 这样较大城市，再运到这些地方临近的村镇作为种用或消费。还

农业生态系统中生物多样性管理

运至秘鲁的一些沿海城市如 Tacna、Moquegua 和 Arequipa，作为消费用。根据生产和气候条件，这些种子也可按相反的路线迁移。这样，来自 Huancane（秘鲁）的种子可以经 Puerto Acosta（玻利维亚）运到 La Paz，由此流向玻利维亚的其他地区。而从玻利维亚的 Cochabamba 到秘鲁 Arequipa，有超过 800km 的距离。

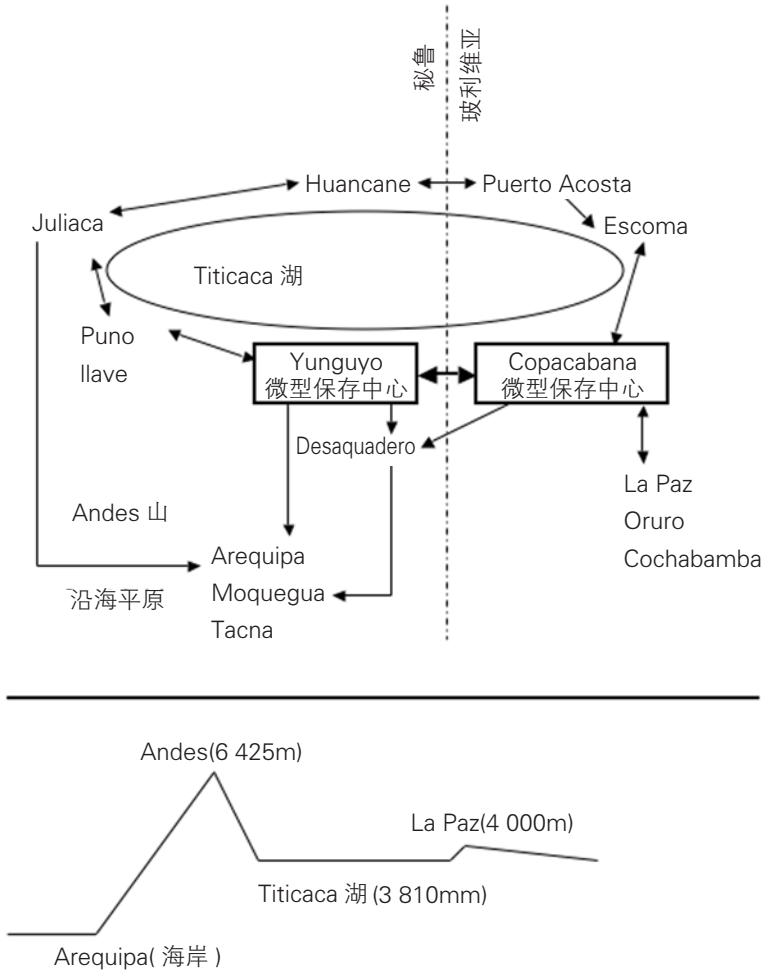


图 4-1 圆齿酢酱草品种 Isleno 在玻利维亚和秘鲁的推广模式
(注：未翻译部分为当地地名)

另外，也有一些品种在村镇或地区间迁移的具体案例，其中包括在巴西亚马逊河的木薯植物材料 (Coomes, 2001)，以及一些特殊的大麦

品种在尼泊尔的迁移。然而，在哪一种情况中都没有像上述圆齿酢酱草种子的迁移那样复杂。

种子更新和种子来源

虽然大多数农民愿意尽可能多地自留种子，但是几年后他们将不得不部分或全部用不同来源的相同品种来更新，通常是来自亲戚、邻居或者当地市场（普遍受欢迎的方式）。照此下去，几年后，在农民间转运和混合的种群的后代，就会出现动态性转移和混合。这种在交换或销售过程中的混合物，可成为再次交换的来源或就此消失。这种转移发生的程度在不同作物、国家和村镇会有所不同，反映了环境因素、生产问题、社会关系和社会经济条件的不同。

已获取的几个系统数据说明，种子的更新策略是保守的。例如，表 4-1 总结了匈牙利 3 个村两种作物的数据，在过去 20 年里，有 75%（Déaványa 地区）、83%（Örség）和 89%（Tiszahát）的农民更新豆类种子的次数少于 6 次或根本不更新。有关玉米的更新比例比豆子要高一些，在 Déaványa 地区有 92%、在 Örség 有 93%、在 Tiszahát 有 84%。然而，这种种子不更新对短期保守策略会有误导。因为，从整个品种的有效种群大小观点来看，问题在于逐渐缩小的当地种群到新替代种群的过程中，是否存在种子或基因流动？在迁移导致种群更新时，源种群的有效群体大小，将决定整个系统的基因流动状况。如果有效群体较小，那么表明在新旧种群间会发生一些基因交换（Maruyama 和 Kimura, 1980, 模型理论化处理）。

表 4-1 匈牙利的农户为当地豆子和玉米品种采取的种子更新措施

	Déaványa 地区				Örség				Tiszahát			
	豆子		玉米		豆子		玉米		豆子		玉米	
更新状况	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%
无种子更新	26	31	10	21	56	56	24	37	57	58	41	50
至少 3 次但少于 6 次	36	44	34	71	27	27	36	56	30	31	28	34
多于 6 次	1	1	0	0	2	2	1	2	4	4	5	6
无确定的更新策略	20	24	4	8	15	15	3	5	7	7	8	10
总计	83	100	48	100	100	64	100	98	100	82	100	

注：未翻译部分为当地地名。 资料来源：Mar 等（2005）。

农业生态系统中生物多样性管理

来自尼泊尔的结果说明，大部分当地种植的主要作物水稻、芋头、黍子和大麦，是通过非正规的社会关系，在村镇内或村镇间交换来维持的（Baniya 等，2003）。黍子种子交流都很少，90%的农民自留自用。但每隔3年左右，有82%的种子会在女性农民间交换，而男性农民很少参与交换。在一些村镇里，人们把从其他农民手里获取当地品种的种子的行为，看作是缺少技能，因此要尽可能避免。

许多因素影响农民更新种子的态度和途径的变化。在尼泊尔，农民随时准备从市场或甚至官方渠道，获取现代新品种种子。他们认为种子应当频繁更新以获得持续的产量，并且这样的种子可能比他们自留的同品种种子的质量高。但对地方品种种子却并非如此，他们通常不能从当地市场上获得，而种子留种也要与认真的选择相结合。

大多数尼泊尔农民在更新种子时，在收获后不久就从其他农民那里得到他们想要的种子。在有些情况下，种子出苗失败或者种苗较差难以移植时，他们会借种苗当作新材料来源。这是一种有危险的处理方式，因为即使他们尽量从相似的微环境获取材料，也几乎丧失了对所获取的品种的选择。

在墨西哥的 Yucatán 地区，农民有将玉米、豆类和南瓜这些作物在一起种植的传统（Milopa 系统）。多数农民尽可能使用玉米和南瓜的自留种，而当地豆类品种主要依靠农户间的交易，那些被人们熟知的能经常且有保障地生产豆子的农民生意兴隆，可在村镇和地区范围内销售种子给其他无法安全生产豆子品系的农民。因此豆类种子在农民之间流通主要是通过现金交易的方式，而玉米和南瓜种子批次则常常是转让，作为礼物赠送或与另外一类种子进行交换。这种种子流通过程中的差异，可用来解释在应对农业生态和社会条件变化而改变耕作制度时，Yucatán 农民为什么仍会保留其豆类作物。

摩洛哥的蚕豆，墨西哥和莫桑比克的作物，不同年份的迁移程度变化很大，当低产年或经受洪灾和飓风灾难导致大量种子损失时，将出现大量的种子迁移。

Lope（2004）提出在墨西哥 Yucatán 村保留的品种，需要适宜的社会关系才能获得。村民在寻找种子，以更新或替换他们的种植材料时，严重依靠家族血缘关系、合伙关系或教父母关系来实现。

对尼泊尔水稻种子供应网的分析（Subedi 等，2003）揭示了它的复

杂性和有赖于一定范围内的社会因素。在不同的村镇里，有不同种类的网络在发挥作用。低地 Bara 区是现代水稻品种的主要产区，发现还有几个没有联系的小网络。在中山地区 Kaski 区（仍以地方品种为主），有数量较少的大网络存在。出现这种情况可能的主要原因是农民间的联系广泛，可从不同农民和其他来源选择品种。在上述两个地区，Subedi 等确定了一些涉及大量交换的关键农户。这些关键农户是被其他农民认可的种子提供者，他们收集了村镇内和特别的种植材料。有意思的是，作为种子流通的关键角色，这些关键农户之间却很少在一起协商，也有观点认为这些关键农户可能是系统中作物多样性的关键管理者（Subedi 等，2003）。

即使在较大的关系网中，并非每个村镇中的人都相互联系，而是在一些次级网络间，通过特定个体相互联系。这表明种子或植物材料的非官方流通，不必在村镇所有成员间进行。通过一些空间分布的小网络，种子具有更大的流通量。在一个大的社会网络中，与所有个体直接联系是不可能的，但是偶尔的网络联系在新的发明和信息传播中可发挥强大作用，因为这种偶尔联系会提供并发现更多新信息和材料的机会（Granovetter，1973）。

在尼泊尔的低地和中地山区，未发现不同性别者的相互独立的网络，在所有研究地区中的遗传材料均经男女混合群体流动。与此相反，Subedi 和 Garforth（1996）发现，在尼泊尔西部山区的某些村镇中，信息流通的网络却不同。一些村镇里发现有男人-男人、男人-女人（男人领导）、女人-男人（女人领导）和女人-女人这样的网络关系。同样，水稻种子供应网络也并不是以财富级别为基础的，这表明性别和财富级别在遗传材料的流通中不是障碍。

相反在 Yucatán 地区，按照作物生长的生产地域，玉米、豆类和南瓜种子的流通具有强烈的男女性别趋向。烧荒垦殖（Milpa）等大地块被认为是男人的影响范围，主要由男人管理所种植的作物，尤其是玉米种子的流通。然而当庭院或村子内种植相同作物时，女人常常在种子选择、采购和交换过程中起主要作用，因为这些地方被认为是受女人影响的场所。对于像红辣椒这样在庭院和大田种植都可以的作物，男人和女人在种子流通过程中发挥着同等重要的作用，这是从村镇或品种的角度来看问题。

农业生态系统中生物多样性管理

在匈牙利，人们获取地方种子和专门生产技术的知识很有限，只能通过个人联系来实现。市场上销售的种子均由国家农业质量控制所来控制，因此转售或交换当地非官方种子体系是非法的，非官方市场也不作为交换系统的一部分。然而，传统品种的种子被当作食品或饲料在市场上销售时，其中有一些会被用作种子来种植（图 4-2）。

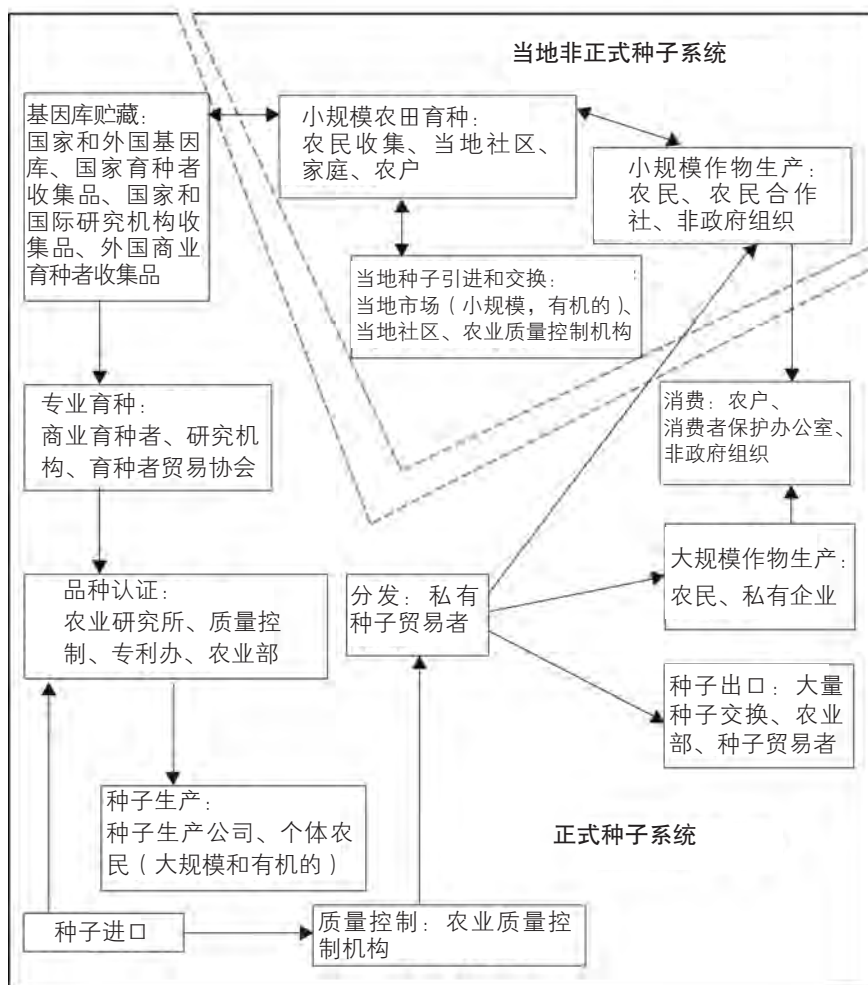


图 4-2 匈牙利种子通过非正式和正式部门的流动 (Mar 等, 2005)

NGO = 非政府组织

迁移和选择

在模型系统中通过对亚种群的迁移（脱离）研究表明，不均匀迁移速率降低了系统有效种群的大小，尤其当在一个农场的种子被替换时（Maruyama 和 Kimura, 1980；Wang 和 Caballero, 1999；Whitlock, 2003）。迁移对多样性的影响，严重依赖于迁移和选择间的互作，取决于农民如何管理持续输入的多样性，以及对当地环境的适应情况。引进材料将替换现有地方品种（或地方品种的特定种群）、与它们混合、进行杂交和基因交换，最终融为一个种群。迁移遗传的影响与农民对引进或推广新材料的管理，是和选择实践紧密联系的。

在 Yaxcaba 和 Yucatán 地区，玛雅农民种植改良玉米的比例大约与当地短周期玉米品种（Xmejennal）相同，二者基本上种植在类似的田间微环境中。无疑在过去 20 年里，改良玉米已取代了一定数量的短周期 Xmejennal 种群。但是改良玉米的某些特性已经严重掺进了一些地方品种的特性（sensu Bellon 和 Risopoulus, 2001），例如玉米穗的苞叶。这说明农民不但接受并促进了地方品种向当地改良玉米种群的基因流动。由于玉米具有异花授粉的特性，人们也希望改良玉米能向地方品系进行基因流动，已达到改良效果。通过检查发现，许多地方 Xmejennal 品系中至少含有几个具有改良玉米籽实特性的穗子。Louette 等（1997）也证明在 Cuzalapa 玉米品种中出现了基因流动。农民通过选择，可降低一些重要生产特性的不良影响，但一些未被选择的基因或特性仍会改变。

发生在品种内的遗传变化，也是需要考虑的重要方面，作为在农场使用种子和选择的结果，也有赖于作物的育种系统。在墨西哥 Cuzalapa 峡谷，农民常常在地区内和地区间交换少量玉米种子，虽然交换规模较小，但是这些交换成为当地玉米栽培的必需部分。这是因为在每年任何时候，都可为种植提供种子，并在现有地方品种中引进新的多样性（Louette 等，1997）。

重组

杂合体植物在有性繁殖过程中的重组，将产生新的基因组合，在自然选择和农民选择的基础上，这些基因组合可能延续成为种群的一部分或者不能延续。在像玉米和珍珠粟这样的异花授粉植物种中，重组能够

农业生态系统中生物多样性管理

在每代不断形成新基因型。而在自花授粉植物种中含有大量纯合体植物，只有在偶然发生异交时，重组才能产生重要影响。在种子系统中，重组对保持作物遗传多样性的重要性，主要是因为引进植物材料和地方种群间异交的结果，或者是以花粉为媒介的基因流动的结果。

事实上传统上农民常常会发现并对田间出现的新植物类型感兴趣 (Richards, 1989)。这些植物类型可能是由于简单的基因污染 (或侵入者)，但也可能是一些异交类型的后代，因此是重组的结果。重组对遗传多样性的保持无疑很重要，但其对种子系统功能的作用或影响似乎微不足道。然而，对种子系统的运作途径而言，将有兴趣进一步探索新材料进入作物种子系统的途径，以及它们与现存种子相互替代、竞争或混合的方法。

随着遗传修饰作物的引进，花粉散布对当地品种的种群及其特性的影响会显著增加。如果出现这种情况，将可能改变种子管理措施，并会改变依靠农民选择和管理的种子系统的功能。目前，最受关注的是耐除草剂和抗虫基因。有报道称 (但没有证实)，在墨西哥 Oaxaca 地区玉米品种中发现转基因 DNA (Quist 和 Chapela, 2001)。

突变

大多数作物的突变率低，因此不能将短期内发生变化的主要原因归结为基因突变，但一些无性繁殖种类除外。由于突变，一定会导致香蕉形成的子代腋芽不同于母株。所有经驯化的香蕉，无论是二倍体还是三倍体，都是通过无性系繁殖，不能结种子。体细胞突变可以普遍出现在不同类型的香蕉群体中，尤其是那些种植面积大，称其为“餐后甜点”的香蕉种类，例如东非高原香蕉 (Musa AAA 类型) 和大蕉 (Musa AAB) (Pickersgill 和 Karamura, 1999)。

在东非，如香蕉子代腋芽与母株差别很小，就仍然保留相同的名字，并认为与母株的特性一致。然而，当发现有明显差异时，农民们可能会给这些繁殖材料起新名字，这种差异几乎总是与香蕉束有关，这个特性对于农民、商人或消费者都是非常明显的。例如，含有较多单宁而变苦的烹调用的高原香蕉就成为了“啤酒香蕉”。虽然“啤酒香蕉”有了新的名字，但有时他们仍用原来的名字。因为“啤酒香蕉”的表现型与“烹调用香蕉”相同，即使其单宁含量较高而不能食用或烹调用。我

们可以发现像 Nakabululu-enyamuuny (烹调用) 和 Nakabululu-embire (啤酒用) 这样的一些名字, Nakabululu-embire 也有它自己的名字: Enshyenyuka。如果发生可见的但微小的变化, 像有假茎、叶柄或中脉色素沉积的变化, 子代腋芽仍可用原来的名字, 再加上补充说明这种变化的后缀。例如, 一个东非无性系 Nakitembe (Musa AAA), 通常具有绿色的叶柄和中脉, 但是有一个突变体具有红色的叶柄和中脉, 就称为 Nakitembe omumyufu (红色) (Karamura 和 Karamura, 2004)。

突变体的出现是否能增加一个地区基因型的可变性, 取决于突变体类型能否成功地改变现存多样性的分布格局 (案例 4.2)。在乌干达 Siira 地区, 一个果束中等大小的烹调用高原香蕉的无性系, 有一个突变体 (Atwalira), 它具有果实圆柱形更强、更紧实和更重的特点, 比其原亲本的种植规模更广, 并已推广到其亲本未种植过的地区 (D. Karamura, 个人观点, 2004)。对大量无性繁殖物种, 突变具有产生新变异的作用, 但是有关突变的发生程度和新突变体进入种子供应系统的情况, 尚未进行过认真调查。在越南北方的 Taro 地区, 不同的器官用于繁殖不同的品种。进行如下调查将是非常有意思的, 即不同的器官和繁殖方法是否与繁殖突变率有关, 其是否对不同品种的材料交换的变异性有影响 (表 4-2)。

案例4.2 乌干达的香蕉种苗流动

一般而言, 公认有两条香蕉种苗途径——传统的和非传统种苗系统, 但是在农场层面上这两条途径是合并在一起的。到目前为止, 这是最古老而广泛的种苗系统, 农民们刻意筛选和从他们的朋友、邻居或者亲属那里收集种苗, 并将这些种苗种在自己的花园里, 整个地区种苗的筛选都遵循明确的标准 (案例表4-2)。

传统途径是以每个农场具有的高度品种多样性为特征, 可能有30个不同品种被复杂地混种在一起。一旦筛选和引进一个品种, 在为生产和留种而被移植到苗圃合适的地点前, 它通常生长在主要房屋或厨房旁边, 从那里可观察截根苗的果束大小、食用品质、对病虫害的反映及其他方面的特性。这一系统的另一个特点是它的低投入、低产出。通常, 从邻居、亲属和朋友那里收集的腋芽没有经过清洁, 结果是带来土传病虫害。这个系统一直作为一种易物交换而存在, 种植材料在不涉及货币的情况下交换。由于传统上农民是不购买香蕉种植材料的, 因此, 任何改良设想都需要考虑到这一点。

案例表4-2 使用不同标准筛选种植材料的农民比例

标准	坦桑尼亚		乌干达	
	Chanika	Ibwera	Masaka	Bushenyi
果束大小	29	35	32	26
口味	22	18	17	16
成熟时期	18	10	21	12
抗病性	6	11	17	19
植株活力	2	6	1	0
再生能力	2	8	0	2
果束市场交易情况	4	4	3	8
耐旱性	4	0	0	0
大的香蕉果	3	1	2	4
烹调物的软度	1	2	1	0
对土壤的适应能力	1	1	1	2
寿命	1	1	1	5

资料来源: D. Rijal, 未发表数据, 2004。

表 4-2 越南北部农户繁殖芋头品种的方法, 2002

繁殖方法	品种	农业生态系统	分布模式
小球茎和腋芽	khoailui doc xanh	低地	广泛分布
	Chat chay hau	低地和高地	广泛分布
	Mac phuoc mong	高地	广泛分布
	Hau danh pe	高地	广泛分布
	Khoai mung tia	高地	广泛分布
	Mon tia	低地和家庭花园	广泛分布
幼小腋芽	Nuo tia	井边潮湿地区	广泛分布
	Nuoc xanh	井边潮湿地区	广泛分布
	Khoai ngot	低地和家庭花园	广泛分布
	Bac ha	家庭花园和潮湿地区	分布有限
	Tam dao xanh	高地和家庭花园	广泛分布
	Hau xi	家庭花园和潮湿地区	广泛分布
匍匐枝	Man hua vai	高地	广泛分布
	Hau giang	高地	广泛分布
	Khoai doi	低地	广泛分布
球茎端部	Kao pua	高地	分布有限
	Hau Danh chun	高地	广泛分布
	Mat qui	高地	广泛分布
球茎芽眼	Hau doang	高地	广泛分布
	Phuoc oi	高地	广泛分布
种子和腋芽	Kay nha	家庭花园和高地	广泛分布

在一些作物中，农民有可能在无意当中选择了突变系统（例如，那些由于出现基因移位而导致的突变体），因为其可在种子、茎秆和花中形成新的、具有明显不同颜色的类型。在玉米 Ac/Ds 系统中，转位因子诱导表现型方面的突变。Clegg 和 Durbin（2000）提出，在早期人类对牵牛花（*Ipomoea purpurea*）的驯化中，就是利用牵牛花基因组内可变因子的丰富变化，造成花色的多样性这一点。这种可变因子可作为品种识别的标志，或提供有趣的新特性。尽管品种和种子的这种表现可识别变异，是由微小的遗传改变引起的，但是仍可影响品种的保持和交换。

选择

农民选择和自然选择

地方品种的遗传组成可能有赖于自然选择和农民选择（有意识的和无意识的）的影响（案例 4.3）。对许多特性来讲，农民选择则可逐渐增强环境选择的作用，尤其是对于不良土壤、气候或害虫等抗逆性的选择。例如，在 Yucatán 地区，大部分广泛种植的玉米野生品种 Xnuuk-nal，其平均开花时间与降水持续时间密切相关，降水持续时间就是雨季平均开始的时间（开始种植）到月均降雨最高峰的时间。此后的降雨高峰期，也正是玉米雄花开始释放花粉，雌花开始受粉，受精的穗子开始发育等植株水分需求十分关键的生理阶段，这可能是对特定生物或非生物胁迫适应性选择的结果。

农业形态学研究表明，1998 年和 1999 年在 Mali 收集的高粱地方品种的成熟时间比 20 年前收集的品种要早 7~10 天，这不是自然选择就是农民选择的结果，这些成熟期较短的材料，可更好地适应可利用水分越来越不确定的环境条件（M. Grum, 个人观点，2001）。

灾害

极端的环境事件可激发对基因库异常强烈的选择压力。2002 年在墨西哥 Yucatán 州中部，晚熟的当地玉米品种正值成熟期，却遭到飓风的毁灭性破坏，使植株倒伏（这些损失占 Yucatán 收获玉米粮食的总产量中大约 80%）。尽管损失惨重，但仍约有 75% 的农民抢收到少量 Xnuuk-nal 品种的种子，他们是在飓风袭击之前，在每个种群内选取一些成熟稍微提前的植株，并收到了完全发育成熟的、具有生活力的种

农业生态系统中生物多样性管理

子。实际上，飓风成了选择动力，在许多 Yucatán 玉米种群（对于种群选择的强度也会受种植日期的影响）中促进了平均成熟时间的提前。

案例4.3 与品种筛选和贮藏相关的种族、社会地位、年龄和性别的差异

在布吉那法索的一些地区，根据其年龄和社会级别，妇女同等地介入村落和临近区域作物品种的筛选。妇女是谷物、其他食物和饲草料生产过程中的主要角色，95%以上的收获工作由她们承担。当地的品种零售市场几乎完全由妇女经营，批发市场则由男女共同操作。Médéga地区Bixa人中的妇女，在选择高粱、珍珠粟、花生和豇豆种植品种中扮演着重要角色。

对布吉那法索的女性（17~90岁）和男性（23~79岁）进行了农民年龄与种子筛选的研究。在所有村庄中50岁以上的妇女都参与了育种和种子保存（案例表4-3）。任何参与育种或保存种子的女性都必须遵循一些传统，例如，在必须准备和保存种子时，这天之前女性农民绝对不能进行性活动，而且家族中任何怀孕或处于经期的女性都不能接触种子容器，她也不能接触罗望子果实、牛奶、珍珠粟或者高粱面。为保证良好的种子储存，选种必须在月缺时完成。在摩洛哥的类似研究表明，在选种方面，妇女和她们的丈夫或父亲一样，在地方品种和改良品种的差异方面有丰富的知识。

案例表4-3 布吉那法索：育种系统由男人和女人依据决策标准、社会经济利益和仪式进行管理

作物	决策者	
	男性	女性
高粱	+++	++
珍珠粟	+++	++
豇豆	+++	++
落花生	+	+++
Frafra 土豆	+++	0
秋葵	0	+++

*+++ = 高度的决策制定（总是参与）；

++ = 中度的决策制定（有时参与）；

+ = 低度或微弱的决策制定（偶尔参与）；

0 = 无决策制定（从不参与）。

高粱、小米和玉米穗储存在谷仓中。用当地的植物来保护储存中的谷物免受害虫袭击，包括多角的粉藤（*Cissus quadrangularis*），*Sansevieria senegambica*，穗花香苦草（*Hyptis spicigera*）和决明子（*Cassia migricans*）。新鲜植物被磨碎，与水混合，并且在储存前撒在谷仓中。酪脂树杏仁的残留物也被用来保护种子免受害虫的侵袭。谷物也与灰烬混合并储存在罐子里。这个过程在凌晨或晚上没有自然光照的时候进行。怀孕和处于经期的妇女不参与这个过程。

资料来源：D. Rijal，未发表数据，2004。

就菜豆 (*Phaseolus vulgaris* var. *xkolibu'ul*) 和利马豆 (*Phaseolus lunatus*) 来说, 飓风也重新配置了地方作物的种群。2002 年以前, 在 Yaxcaba 村镇的年度调查显示, 有 66%~70% 的农民种植菜豆, 45%~65% 的农民种植利马豆。2002 年受飓风灾害影响, 超过 90% 的菜豆和 83% 的利马豆种子批次已丢失, 所保留下来的大多数种子批次已经减为其正常规模的很少部分 (例如, 只剩一把种子而不是几千克)。在 2003 年, 重新恢复种植原菜豆和利马豆品系只占到 20%, 大多数农民则使用了农场外的种子, 特别是与其他村镇有豆类种子的农民交换或购买而来。实际结果是地方品种的豆类种群数量大幅下降, 许多地方亚种群完全消失, 并被其他来源的新材料所替代。这些新材料也经受了当时的选择压力, 它们的一些特性也会发生变化。

出现紧急情况 (干旱和洪水) 时, 农民会到具有相似环境条件的村子去交换或购买种子, 当地市场是种子的重要来源, 但最贫困的农民常买不起种子。并不是所有村子都有市场, 偏远地区的农民由于远离市场, 更易受到种子安全风险的威胁。

像飓风和洪水这样严重的环境事件, 能引起种植材料的巨大变化, 长期的种子风险也能导致农民所使用种植材料不断地改变。Sadiki 等 (2005) 发现, 摩洛哥农民在好年景时倾向于使用自己的蚕豆种子, 而在坏年景时他们从当地市场购买种子, 在这种情况下, 由农民形成并维持的不同的地方种群 (其遗传组成反映了地方选择和漂变), 被附近市场或其他地方购得的批量种子所替换。

种子选择措施

选择是依据品种的农艺学性状进行的, 农民的实践影响了农场中遗传多样性的保持。在长期种子选择过程中, 影响品种遗传组成的步骤包括: 种子收获前对部分小区或地块的选择、收获时选择其部分植株或植株的某部分 (不同果实或花序不同部分) (Wright 等, 1994)。

玉米中, 虽然种子选择对遗传的准确影响不很清楚, 但是已经确定了选择的一系列措施, 所有措施对品种特性的保持和品种内遗传多样性具有相当重要的影响。Louette 和 Smale (2000) 发现, 墨西哥农民传统的种子选择实践都保留了完整的穗部特征, 即使是品种间出现异花授粉造成了明显的基因流动, 这些特征也可用于鉴定

品种。

在一个村镇内不同农民所选择种子的时间和顺序是不同的。在 Yaxcaba、Yucatán 地区和整个墨西哥，大多数农民是在每个季节主要根据穗部和籽粒特征选择其玉米地方品种，选择特征包括穗大小、穗健康情况、籽粒颜色一致性和籽粒大小等。在 Yucatán 地区，选择过程并不是对所有的环节都立即开始，而是分成几个步骤开展，从 1 月玉米收获时开始，到 5 月末开始播种时结束。在选择的开始阶段，农民先分选出高质量的穗子，多数农民会将穗子带苞叶贮存，并根据穗特征如大小、重量、苞叶覆盖程度等来评估潜在的种子遗传特征。在去苞叶的穗中，一些农民可马上选择出用作种子的穗子，并将其放在一旁，剩余穗子最后将用于消费。然而，另一些农民只是简单地将所有高质量穗子一起贮存，在消费需求加大时也会用用，到播种季节前不久才选择出用于种子的穗子。农民通常在播种开始前 1 天或 2 天将穗子去皮并脱粒，这时籽粒特征才成为关注的重点。也有一小部分农民喜欢在贮藏前将玉米去皮，这就增加了选择过程早期就考虑籽粒特征的可能性。

在有些情况下，农民选择措施的效果不很清楚，可能只是一些假设。在整个中美洲，玉米穗子顶端和基部的籽粒通常并不用作种子（Johannessen 等，1970）。通常认为玉米穗子不同位置的种子在遗传组成方面没有什么不同，但是，也许由于花粉竞争和选择，会导致玉米穗子不同位置的种子遗传组成出现差异（Mulcahy 等，1996）。

在尼泊尔，稻农会在穗子、花序或种子水平上进行选择（表 4-3；Rana，2004）。选择时会依据生殖器官的外观或营养体特性来确定，具体说取决于他们认为哪方面最重要。也会有一些与种子选择或播种前种子准备有关的仪式活动（Rana，2004）。

另外，所需种子的数量也很重要。在尼泊尔，大面积种植的品种所需种子的数量较大，因此，农民会选择适宜的小区去杂，然后将全部小区种子收获（除劣选择）。然而，对小面积种植的品种，常常是选择最好的花序（择优选择）（图 4-3）。Rana（2004）发现，为宗教和文化目的种植在小片区域内品种的种子，农民会特别认真地从中选择种子，因为不允许向上帝敬献不纯的混合种子。

表 4-3 农民在不同操作中保持种子的质量, 尼泊尔 Kaski, 2000 年

活动内容	收获		精选		干燥		储存		种植	
	No.	%*	No.	%*	No.	%*	No.	%*	No.	%*
在同一地点种植	—	—	—	—	—	—	—	—	2	4
在同一时间收获	1	1	—	—	—	—	—	—	—	—
不在星期二收获	4	6	—	—	—	—	—	—	—	—
保持种子球茎的分离或剔除非典型种子	5	8	3	4	1	2	10	17	1	2
植物不同品种混在一起	1	1	—	—	1	2	1	2	1	2
从小区中剔除一些其他品种	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
精选球茎和新生小球茎	—	—	55	90	1	2	—	—	—	—
干燥种子 2~4 天	—	—	—	—	37	68	—	—	—	—
保持在干燥处或木条库中	—	—	—	—	11	20	8	14	—	—
在做好土壤准备后剔除有病的种子和植物	—	—	1	2	—	—	1	2	6	11
从中筛选更好的类型	1	1	—	—	—	—	1	2	—	—
在收获过程中保护伤口	55	82	1	2	—	—	—	—	—	—
保存在大竹篮筐中	—	—	—	—	—	—	19	33	—	—
不再需要干燥	—	—	—	—	1	2	—	—	—	—
犁后种植	—	—	—	—	—	—	—	—	34	65

续表

活动内容	收获		清选		干燥		储存		种植	
	No.	%*	No.	%*	No.	%*	No.	%*	No.	%*
无需太多清选	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
不破坏其萌芽的情况下种植在窖中	—	—	1	2	1	2	1	2	4	8
种植无病种子	—	—	—	—	—	—	—	—	1	2
在干燥处或木条库中储存	—	—	—	—	—	—	13	13	—	—
一起储存	—	—	—	—	—	—	1	2	—	—
根据需开垦土地	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
在窖藏中保持分离	—	—	—	—	—	—	2	3	—	—
相互分离地种植	—	—	—	—	—	—	—	—	2	4
块茎不直接在阳光下干燥	—	—	—	—	1	2	—	—	—	—
总量	67	100	61	100	54	100	57	100	52	100

*No. : 从事该项活动的人数;

%* : 该项活动占该整列(生产阶段)全部活动的百分比。

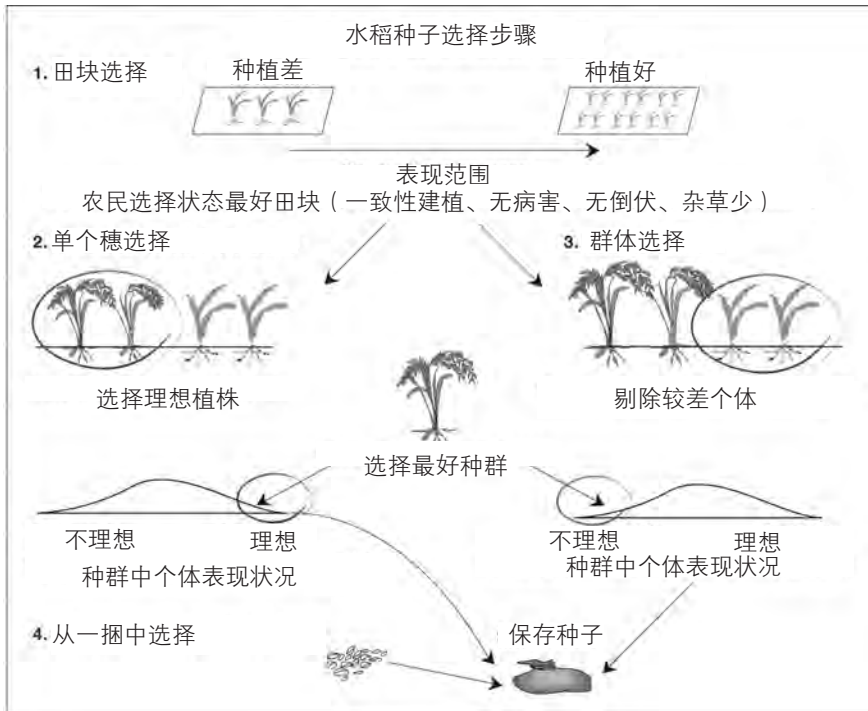


图 4-3 研究点农户在筛选水稻种子的过程中采取的措施 (Rana, 2004)

尽管在许多耕作情况下，种子的选择很重要，但也不是绝对普遍存在的。在尼泊尔的中低产田和租种的稻田内，如果农民有其他途径获得种子，就很少进行种子选择；而且种子选择也不是按照一定规则，每年一次。只有在种群被异型植株过多地侵害，或者出现病虫害、败育和倒伏的时候，农民才对种子进行选择 (Rana, 2004)。

在布基纳法索，农民从地块中心位置收获珍珠粟种子，以保持种子的纯度。他们考虑籽粒颜色和小穗开裂的一致性，从一定范围的母本植株的花序中收获珍珠粟和高粱种。这种措施明显有助于提高种子质量和种子活力。在 5 年以后 (1997~2002 年)，20%~48% 的农户获得了较好的种子质量。总之，我们发现在收获、清选、干燥及贮藏和种植前都可进行种子选择 (Balma 等, 2005)。

相反，在摩洛哥北部，农民在传统上贮藏的蚕豆并不与种植材料分开，在播种时才进行选择。因此，这些农民在种子贮藏期间，显然并未付出特别的努力来保持种子的发芽力。

种子在农场的贮藏和选择

收获后的种子选择工作仍要继续，种子贮藏的设施和方法决定了其是否易受病虫害及生理劣变的影响，进而影响下一个种植季的种子品质和数量（Gepts, 1990）。除确保有干净的、可发芽的种子外，种子贮藏条件也是种子批次的选择压力。与不太适应贮藏条件的种子相比，较适应贮藏条件的种子容易存活到下个种植季，随着时间推移，会对作物种群的遗传多样性形成潜在的影响。

在许多情况下，留作下一年使用的种子，其贮藏方法与自家消费使用的种子没有什么区别。在 Yucatán 地区，农民只在年景不好，高质量玉米种穗数量不多时，才会将留出的玉米种子特别单独贮藏，譬如放在厨房的椽子上，种子能够得到厨火烟气的熏蒸而防虫（Yupit-Moo, 2002）。

相反，在摩洛哥，蚕豆种子的贮藏条件不容乐观，因此有一个安全的、适宜种子贮存的地方或容器，对于农民降低收获后种子的损失是至关重要的。在秘鲁，调查了农民近 5 年种子在贮藏期间损失情况（Collado-Panduro 等, 2005），损失比例最高的是玉米，在 Shipibo、Ashaninka 和 Mestizo 地区分别有 29.2%、38% 和 17.6% 的农户遭受损失，报告显示，曾有过高达 75%~100% 的种子受损（最高比例至少是出现在近 5 年中的一年）。造成损失的原因包括象鼻虫（*Sitophilus* spp.）和麦蛾（*Sitotroga cerealella*）等，它们主要影响半硬籽粒（品种 Cuban yellow 和 Piricino races 的杂交种）和软粉质籽粒（如品种 Piricino races）的玉米地方品种，硬粒品种受到的伤害较少。豆类也有明显损失，例如，在 Shipibo、Ashaninka 和 Mestizo 地区分别有 41.2%、19.9% 和 16% 农户的贮藏种子遭受损失，最高超过 75%（至少在近 5 年中有 1 年出现最高比例）。同样这些虫害也对花生种子产生轻微影响（3% 的农户）。在贮藏期间每个村镇都面临着严重的种子损失，因此在村镇中种子供应系统和收获后的管理中，种子贮藏是一个薄弱环节。

在 Yucatán 地区，传统的玉米和豆类种子贮藏方法似乎比在秘鲁更粗放。Yaxcaba 地区的农民表示，通常种子在收获后的损失较少，Yupit-Moo（2002）报告在传统的谷仓中带皮贮藏 1 年多后，甲虫类昆

虫为害造成的当地玉米品种的穗子损失少于20%，这种情况一方面反映了当地环境条件总体上较适合贮藏，主要是有较长的干燥季节，另一方面地方品种具有更适合贮藏的形态，包括具有延长的、紧实的苞叶。Yucatán地区的农民也常常抱怨现代品种在传统贮藏条件下更易受虫害。

一项特殊的耕作技术是在播种后继续选择，例如，在一个特定地方多播些种子，出苗后进行间苗，剔除不想要的雄株。然而，这些措施对遗传影响的研究很少。

对地方品种的单个种群进行自然选择和农民选择都可能会增加种群和种子批次之间的差异。随着时间推移，由于每个农民采取稍有不同的生产措施，且种子种植在不同的地块上，农民收获的种子批次在一些所选择的形状上，也会呈现出多样性趋势，但在决定品种的关键特性方面并非如此。农民对一个品种的专有特性具有普遍或共同认识（如成熟期、风味和种子颜色等），而农民在对所有种群的选择时，都会尽量保持这种一般特性。

地方种群间表现出的差异化趋势，是由材料交换或偶尔从市场购买种子所带来的选择，从而成为迁移的结果，这些材料经再次选择，形成新的地方种群，获得了更好的适应各地区的特定农场和农民的特性。

结论

农民需要在适当的时间获得健康的、有生命力的、他们所喜爱品种的种子（Weltzien 和 vom Brocke, 2000）。农民从可信任的渠道寻找与所需类型一致的真实品种的种子。可是，重要的是要记住，农民所谓的真实品种的种子标准可能与作物育种家的标准完全不同，因为农民并不强调农艺性状的一致性，而更注重一些可满足经济、环境或栽培需要的特性。

由于不断加强的农业系统、环境变化或突发事件的影响，农民的种子需求也在改变。挑战之一是要确保在这些变化的条件中，种子流通和生产体系能够持续供应种群足够大的，具有适应能力的种植材料，以满足农民的意愿。挑战之二是通过选择，确保材料的质量、适宜性和多样

农业生态系统中生物多样性管理

性符合农户的期望。以此保持高水平的表型和基因型多样性，并保持特定的品种，这对满足目前和将来的需求显然都很重要。

虽然有多种不同作物收获、管理、交换有关的复杂措施，但这些措施对地方品种的特性和已发现的地方品种的遗传多样性模式的遗传重要性，并不很清楚。通常，对于以种群差异和交换为特点的动态系统在一般认识上，正在试图将类似品种说成是复合种群（Zimmerer, 2003）。然而，我们缺少明确的数据来证明事实就是这样，并且也确实需要进一步研究，以适宜的方法来分析这些传统农业系统中多样性的模式。这些研究将包括一些分析，以便帮助我们理解市场作为品种内混合种群所起的核心作用，以及交换所支持的新的或不同基因的迁移途径。我们也要更好地理解选择会引起一个品种内不同种群间发生显著改变的程度。

一种途径是利用种群遗传相似性的合适理论模型（例如，“岛屿—大陆”、“垫脚石”、“距离隔离”、“复合种群”），并用这种模型的关键参数来比较数据（例如，迁移率、地方种群大小、地方灭绝可能性）。第二种途径是建立一种计算机模型，来跟踪一个村镇种植的作物品种的组成，并模拟在时间、引进变异（像建议的那样通过观察到的生长过程中的变异性）和周期性的主要干扰行为。这些过程包括不同来源的各品种的部分种子（来自农民贮藏、邻居、当地市场和官方部门的种子）和用于不同用途（消费、贮藏、贸易、销售）的种子。这种模型有助于估计濒危野生植物种群生存的可能性（Young 等，2000）。按照这种方法，我们可以评价当前的发展趋势和种子系统的恢复能力，并确定保持多样性得以继续存在的关键参数。可能发生的情况是，当前体系在农民管理的部分有隔离的亚种群网络则是最佳的，但在更严格的农业系统中却不再是这样。这种结果也可预先警告我们，为保持种子体系的适应能力，我们需要在什么时候介入。

致谢

此项工作是 IPGRI 支持的全球项目“加强农田农业生物多样性原生境保护的科学基础”的研究成果。感谢瑞士政府（瑞典发展合作署）、荷兰政府（国际合作署）、德国政府、加拿大政府（国际发展研

究中心)、日本政府(日本国际协力机构)、西班牙和秘鲁政府的资金支持。

参考文献

- Almekinders, C. J. M., N. P. Louwaars, and G. H. de Bruijn. 1994. Local seed systems and their importance for an improved seed supply in developing countries. *Euphytica*, 78:207~216.
- Arbaoui, L. 2003. *Analyse des facteurs évolutifs de la diversité génétique de la fève (Vicia faba L.) in situ et leurs impacts sur son maintien et sa gestion à la ferme: Contribution au développement des bases scientifiques pour la conservation in situ de la fève au Maroc*. Mémoire de troisième cycle pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en agronomie, Option: Amélioration Génétique des Plantes. Rabat, Morocco: iav Hassan II.
- Badstue, L. B., M. Bellon, X. Juárez, I. Manuel, and A. M. Solano. 2002. *Social Relations and Seed Transactions Among Small-Scale Maize Farmers in the Central Valleys of Oaxaca, Mexico: Preliminary Findings*. CIMMYT Economics Working Paper 02~02. Mexico City: cimmyt.
- Balma, D., T. J. Ouedraogo, and M. Sawadogo. 2005. On-farm seed systems and crop genetic diversity. In D. I. Jarvis, R. Sevilla-Panizo, J.-L. Chavez-Servia, and T. Hodgkin, eds., *Seed Systems and Crop Genetic Diversity On-Farm*, 48~53. Proceedings of a workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru. Rome: ipgri.
- Baniya, B. K., A. Subedi, R. B. Rana, R. K. Tiwari, and P. Chaudhary. 2003. Finger millet seed supply system in Kaski district of Nepal. In *On-Farm Management of Agricultural Biodiversity in Nepal*, 171~175. Proceedings of a national workshop, April 24~26, 2001, Lumle, Nepal. Kathmandu, Nepal: narc/li-bird/ipgri.
- Bellon, M. R. and J. Risopoulos. 2001. Small-scale farmers expand the benefits of improved maize germplasm: A case study from Chiapas, Mexico. *World Development*, 29(5):799~811.
- Bond, D. A. and M. H. Poulsen. 1983. Pollination. In P. D. Hebblethwaite, ed., *The Faba Bean (Vicia faba L.)*, 77~101. London: Butterworths.
- Brown, A. H. D. 2000. The genetic structure of crop landraces and the challenge to conserve them in situ on farms. In S. B. Brush, ed., *Genes in the Field*, 29~48. Ottawa, Canada: idrc/ipgri/Lewis Publishers.
- Brush, S., R. Kesseli, R. Ortega, P. Cisneros, K. Zimmerer, and C. Quiros. 1995. Potato diversity in the Andean center of crop domestication. *Conservation Biology*, 9:1189~1198.

农业生态系统中生物多样性管理

- Castiñeiras, L., Z. Fundora, S. Pico, and E. Salinas. 2001a. Monitoring crop diversity in home gardens as a component in the national strategy of in situ conservation of plant genetic resources in Cuba, a pilot study. *Plant Genetic Resources Newsletter*, 123:9~18.
- Castiñeiras, L., Z. Fundora Mayor, T. Shagardsky, V. Moreno, O. Barrios, L. Fernández, and R. Cristobal. 2001b. Contribution of home gardens to in situ conservation of plant genetic resources in farming systems: Cuban component. In J. W. Watson and P. B. Eyzaguirre, eds., *Contribution of Home Gardens to In Situ Conservation of Plant Genetic Resources in Farming Systems*. Proceedings of the Second International Home Gardens Workshop, July 17~19, 2001, Witzenhausen, Germany. Rome: ipgri.
- Chaudhary, P., D. Gauchan, R. B. Rana, B. R. Sthapit, and D. I. Jarvis. 2004. Potential loss of rice landraces from a Terai community in Nepal: A case study from Kachorwa, Bara. *Plant Genetic Resources Newsletter*, 137: 14~22.
- Clegg, M. T. and M. L. Durbin. 2000. Flower color variation: A model for the experimental study of evolution. In F. J. Ayala, W. M. Fitch, and M. T. Clegg, eds., *Variation and Evolution in Plants and Microorganisms: Towards a New Synthesis 50 Years After Stebbins*, 211~234. Washington, dc: National Academy of Sciences.
- Collado- Panduro, L., J. L. Chavez- Servia, A. Riesco, and R. Soto. 2005. Community systems of seed supply and storage in the central Amazon of Peru. In D. I. Jarvis, R. Sevilla- Panizo, J. L. Chavez- Servia, and T. Hodgkin, eds., *Seed Systems and Crop Genetic Diversity On- Farm*, 103~108. Proceedings of a workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru. Rome: ipgri.
- Coomes, O. T. 2001. Crop diversity in indigenous farming systems of Amazonia: The role and dynamics of agricultural planting stock transfers among traditional farmers. In *Abstracts. International Symposium on Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems*, 27, November 8~10, 2001, Montreal, Canada.
- Dominguez, C. E. and R. B. Jones. 2005. The dynamics of local seed systems in Mozambique, and the roles played by women. In D. I. Jarvis, R. Sevilla- Panizo, J.L. Chavez- Servia, and T. Hodgkin, eds., *Seed Systems and Crop Genetic Diversity On- Farm*, 141~148. Proceedings of a workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru. Rome: ipgri.
- Gaifani, A. 1992. Developing local seed production in Mozambique. In D. Cooper, R. Vellvé, and H. Hobbelink, eds., *Growing Diversity*, 97~105. London: Intermediate Technology Publications.
- Gepts, P. 1990. Genetic diversity of seed storage proteins in plants. In A. H. D. Brown, M. T. Clegg, A. L. Kakler, and B. S. Weir, eds., *Plant Population Genetics, Breeding and Genetic Resources*, 64~82. Sunderland, ma: Sinauer Associates.

- Gepts, P. and R. Papa. 2003. Possible effects of (trans) gene flow from crops on the genetic diversity from landraces and wild relatives. *Environmental Biosafety Research*, 2:89~103.
- Ghaouti, L. 2003. *Analyse de la diversité génétique de la fève in situ et étude des mécanismes de sa maintenance à la ferme: Contribution au développement des bases scientifiques pour la conservation in situ de la fève au Maroc*. Mémoire de troisième cycle pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en agronomie, Option: Amélioration Génétique des Plantes. Rabat, Morocco: iav Hassan II .
- Gillespie, J. H. 1998. *Population Genetics: A Concise Guide*. Baltimore, md: John Hopkins University Press.
- Granovetter, M. 1973. The strength of weak ties. *American Journal of Sociology* 78:1360~1380.
- Hardon, J. and W. de Boef. 1993. Linking farmers and breeders in local crop development. In W. de Boef, K. Amanor, K. Wellard, and A. Bebbington, eds., *Cultivating Knowledge: Genetic Diversity, Farmer Experimentation and Crop Research*, 64~71. London: Intermediate Technology Publications.
- Jarvis, D. I. and T. Hodgkin. 2000. Farmer decision making and genetic diversity: Linking multidisciplinary research to implementation on-farm. In S. B. Brush, ed., *Genes in the Field*, 261~279. Ottawa, Canada: idrc/ipgri/Lewis Publishers.
- Jarvis, D. I., R. Sevilla- Panizo, J.- L. Chavez- Servia, and T. Hodgkin, eds. 2005. Seed Systems and Crop Genetic Diversity On- Farm. Proceedings of a Workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru. Rome: ipgri.
- Johannessen, C. L., M. R. Wilson, and W. A. Davenport. 1970. The domestication of maize: Process or event? *Geographical Review*, 60 (3) :393~413.
- Kabore, O. 2000. Burkina Faso: ppb, seed networks and grassroot strengthening. In D. I. Jarvis, B. Sthapit, and L. Sears, eds., *Conserving Agricultural Biodiversity In Situ: A Scientific Basis for Sustainable Agriculture*, 192~193. Rome: ipgri.
- Karamura, D. and E. B. Karamura. 2004. Implications of chimerism in the East African highland bananas. Unpublished manuscript.
- Karamura, E. B., D. A. Karamura, and C. A. Eledu. 2005. Banana and plantain seed systems in the Great Lakes region of East Africa: A case for a clonal seed system. In D. I. Jarvis, R. Sevilla- Panizo, J.- L. Chavez- Servia, and T. Hodgkin, eds., *Seed Systems and Crop Genetic Diversity On- Farm*, 76~80. Proceedings of a workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru. Rome: ipgri.
- Lope, D. 2004. *Gender Relations as a Basis for Varietal Selection in Production Spaces in Yucatan, Mexico*. MS thesis, Wageningen University.
- Louette, D. 2005. Management of maize varieties in a traditional agricultural system of

农业生态系统中生物多样性管理

- Mexico. In D. I. Jarvis, R. Sevilla- Panizo, J. L. Chavez- Servia, and T. Hodgkin, eds., *Seed Systems and Crop Genetic Diversity On- Farm*, 95~102. Proceedings of a workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru. Rome: ipgri.
- Louette, D., A. Charrier, and J. Berthaud. 1997. In situ conservation of maize in Mexico: Genetic diversity and maize seed management in a traditional community. *Economic Botany*, 51:20 ~38.
- Louette, D. and M. Smale. 2000. Farmers' seed selection practices and traditional maize varieties in Cuzalapa, Mexico. *Euphytica*, 113:25~41.
- Mar, I., A. Gyovai, G. Bela, and L. Holly. 2005. Multilevel seed movement across producers, consumers and key market actors: Seed marketing, exchange and seed regulatory framework in Hungary. In D. I. Jarvis, R. Sevilla- Panizo, J. L. Chavez Servia, and T. Hodgkin, eds., *Seed Systems and Crop Genetic Diversity On- Farm*, 54~59. Proceedings of a workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru. Rome: ipgri.
- Maruyama, T. and M. Kimura. 1980. Genetic variability and effective population size when local extinction and recolonization of subpopulations are frequent. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 77:6710 ~6714.
- McArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, nj: Princeton University Press.
- McGuire, S. 2001. Analyzing farmers' seed systems: some conceptual components. In L. Sperling, ed., *Targeting Seed Aid and Seed System Interventions: Strengthening Small Farmer Seed Systems in East and Central Africa. Proceedings of a workshop, June 21~24, 2000*, Kampala, Uganda. Kampala: ciat.
- Mellas, H. 2000. Morocco. Seed supply systems: Data collection and analysis. In D. I. Jarvis, B. Sthapit, and L. Sears, eds., *Conserving Agricultural Biodiversity In Situ: A Scientific Basis for Sustainable Agriculture*, 155~156. Rome: ipgri.
- Mulcahy, D. L., M. Sari- Gorla, and G. B. Mulcahy. 1996. Pollen- selection: Past, present and future. *Sexual Plant Reproduction* 9:353~356.
- Ortega- Paczka, R., L. Dzib- Aguilar, L. Arias- Reyes, V. Cob- Vicab, J. Canul- Ku, and L. A. Burgos. 2000. Mexico. Seed supply systems: Data collection and analysis. In D. I. Jarvis, B. Sthapit, and L. Sears, eds., *Conserving Agricultural Biodiversity In Situ: A Scientific Basis for Sustainable Agriculture*, 152~154. Rome: ipgri.
- Perales, H. 1998. *Conservation and Evolution of Maize in the Valleys of Amecameca and Cuautla, Mexico*. Unpublished PhD dissertation, University of California, Davis. University Microfilms, Ann Arbor, Michigan.
- Pickersgill, B. and D. Karamura. 1999. Issues and options in the classification of cultivated

第4章 农业生态系统中的种子系统和作物遗传多样性

- bananas, with particular reference to the East African Highland bananas. In S. Andrews, A. C. Leslie, and C. Alexander, eds., *Taxonomy of Cultivated Plants, Third International Symposium*, 159~167. Kew, uk: Royal Botanic Gardens.
- Qualset, C. O., A. B. Damania, A. C. A. Zanatta, and S. B. Brush. 1997. Locally based crop plant conservation. In N. Maxted, B. V. Ford- Lloyd, and J. G. Hawkes, eds., *Plant Genetic Conservation: The In Situ Approach*. London: Chapman and Hall.
- Quist, D. and L. Chapela. 2001. Transgenic dna introgressed into traditional maize landraces in Oaxaca, Mexico. *Nature (London)* , 414:541~543.
- Rana, R. B. 2004. *Influence of Socio- Economic and Cultural Factors on Agrobiodiversity Conservation On- Farm in Nepal*. PhD thesis, Reading University.
- Richards, P. 1989. Farmers also experiment: A neglected intellectual resource in African science. *Discovery and Innovation*, 1 (1) :19~25.
- Richards, P. and G. Ruivenkamp. 1997. *Seeds and Survival: Crop Genetic Resources in War and Reconstruction in Africa*. Rome: ipgri.
- Riesco, A. 2002. *Annual Report for the Project, "Strengthening the Scientific Basis of In Situ Conservation of Agricultural Biodiversity": Peru Country Component*. Rome: ipgri.
- Sadiki, M., M. Arbaoui, L. Ghaouti, and D. Jarvis. 2005. Seed exchange and supply systems and on-farm maintenance of crop genetic diversity: A case study of faba bean in Morocco. In D. I. Jarvis, R. Sevilla- Panizo, J.- L. Chavez- Servia, and T. Hodgkin, eds., *Seed Systems and Crop Genetic Diversity On- Farm*, 81~86. *Proceedings of a workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru*. Rome: ipgri.
- Sperling, L., ed. 2001. *Targeting Seed Aid and Seed System Interventions: Strengthening Small Farmer Seed Systems in East and Central Africa*, 9~13. *Proceedings of a workshop, June 21~24, 2000, Kampala, Uganda*. Kampala: ciat.
- Subedi, A., P. Chaudhary, B. Baniya, R. Rana, R. K. Tiwari, D. Rijal, D. I. Jarvis, and B. R. Sthapit. 2003. Who maintains genetic diversity and how Policy implications for agro-biodiversity management. In D. Gauchan, B. R. Sthapit, and D. I. Jarvis, eds., *Agrobiodiversity Conservation On- Farm: Nepal's Contribution to a Scientific Basis for Policy Recommendations*. Rome: ipgri.
- Subedi, A. and C. Garforth. 1996. Gender information and communication networks: Implications for extension. *European Journal of Agricultural Education and Extension*, 3 (2) :63~74.
- Tripp, R. 2001. *Seed Provision and Agricultural Development*. London: Overseas Development Institute.
- Upadhaya, M. P. 1996. Rice research in Nepal: Current state and future priorities. In R. E.

农业生态系统中生物多样性管理

- Evenson, R. W. Herdt, and M. Hossain, eds., *Rice Research in Asia: Progress and Priorities*, 193~215. Wallingford, uk: cab International.
- Valdivia, R. F. 2005. The use and distribution of seeds in areas of traditional agriculture. In D. I. Jarvis, R. Sevilla- Panizo, J.-L. Chavez- Servia, and T. Hodgkin, eds., *Seed Systems and Crop Genetic Diversity On-Farm*, 17~21. Proceedings of a workshop, September 16~20, 2003, Pucallpa, Peru. Rome: ipgri.
- Wang, J. and A. Caballero. 1999. Developments in predicting the effective size of subdivided populations. *Heredity*, 82:212~226.
- Watson, J. W. and P. B. Eyzaguirre, eds. 2002. *Home Gardens and In Situ Conservation of Plant Genetic Resources in Farming Systems*. Proceedings of the Second International Home Gardens Workshop, July 17~19, 2001, Witzenhausen, Germany. Rome: ipgri.
- Weltzien, E. and K. vom Brocke. 2000. Seed systems and their potential for innovation: Conceptual framework for analysis. In L. Sperling, ed., *Targeting Seed Aid and Seed System Interventions: Strengthening Small Farmer Seed Systems in East and Central Africa*, 9~13. Proceedings of a workshop, June 21~24, 2000, Kampala, Uganda. Kampala: ciat.
- Whitlock, M. C. 2003. Fixation probabilities and time in subdivided populations. *Genetics*, 164:767~779.
- Wright, M., T. Donaldson, E. Cromwell, and J. New. 1994. The retention and care of seeds by small- scale farmers. *NRI Report R2103*.
- Yadav, R. B., P. Chaudhary, S. P. Khatiwada, J. Bajrachara, R. K. Yadav, M. P. Upadhaya, B. R. Sthapit, A. Gautam, and B. K. Joshi. 2003. Agro-morphological diversity of sponge gourd (*Luffa cylindrica* L.) in Bara, Nepal. In *On-Farm Management of Agricultural Biodiversity in Nepal*, 42~47. Proceedings of national workshop, April 24~26, 2001, Lumle, Nepal. Kathmandu, Nepal: narc/li- bird/ipgri.
- Young, A. G., A. H. D. Brown, B. G. Murray, P. H. Thrall, and C. H. Millar. 2000. Genetic erosion, restricted mating and reduced viability in fragmented populations of the endangered grassland herb: *Rutidosis leptorrhynchoides*. In A. Young and G. Clarke, eds., *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*, 335~359. Cambridge: Cambridge University Press.
- Yupit- Moo, E. 2002. *Seed Storage Systems of Milpa Crops in Yaxcaba, Yucatan*. Unpublished BS thesis, Instituto Tecnológico Agropecuario No. 2, Yucatán, Mexico.
- Zangre, R. 1998. Selection by farmers of agromorphological character and genetic diversity: Methodologies for data collecting and analysis in Burkina Faso. In D. I. Jarvis and T. Hodgkin, eds., *Strengthening the Scientific Basis of In Situ Conservation of Agricultural Biodiversity on- Farm. Options for Data Collecting and Analysis*. Proceedings of a workshop

第4章 农业生态系统中的种子系统和作物遗传多样性

to develop tools and procedures for in situ conservation on-farm, August 25~29, 1997, Rome, Italy. Rome: ipgri.

Zimmerer, K. S. 1996. *Changing Fortunes: Biodiversity and Peasant Livelihood in the Peruvian Andes*. Los Angeles: University of California Press.

Zimmerer, K. 2003. Geographies of seed networks and approaches to agrobiodiversity conservation. *Society & Natural Resources*, 16:583~601.

Zimmerer, K. S. and D. S. Douches. 1991. Geographical approaches to native crop research and conservation: The partitioning of allelic diversity in Andean potatoes. *Economic Botany*, 45:176~189.

第5章 多样性测定在家畜遗传资源保存决策中的作用

J. P. Gibson W. Ayalew O. Hanotte

分析家畜遗传多样性

自从1.2万年前第一个家畜物种被驯化以来，在30个家畜种中已经选育出超过6 379个登记的育成品种（Scherf, 2000）。这些家畜品种的适应性进化使畜牧业生产能适应不同的环境条件，包括那些有人类居住的最恶劣的自然环境。这些自然进化的遗传特点为家畜抵御持续变化的环境提供了大量的连续性基因储备，例如抗病性、存活率和高效生产等特性。通常在寻找技术和管理方案，解决低投入生产系统中有关家畜的个别问题上，人们往往忽视了自然进化的这些遗传特点。据估计，35%的哺乳动物品种及63%的禽类品种正濒临灭绝，平均每周就有一个品种灭绝。在发展中国家，虽然家畜遗传资源的丧失速度还没有明确的记录，但是由于生产系统迅速变化和杂交育种的广泛应用，其家畜遗传资源受到越来越大的威胁。还有一些新出现的问题，如执行捕杀政策来防止商业上重要的家畜疾病的蔓延（如口蹄疫，以及一些人畜共患病，如疯牛病和禽流感病毒），因为这些都可能引致发达国家和发展中国家家畜品种的灭绝。

家畜遗传资源的有效保存，无论是原生境保存还是异生境保存，都需要在相当长的时期内动员大量的社会资源和经济资源。一些发达国家已经高效保存了绝大多数本国的稀有家畜品种，因为他们有足够的社会资源和经济资源来保存家畜品种。然而，地球上大部分牲畜遗传多样性是在发展中国家发现的，而在那里遗传资源的保存往往是很不够的。受

限于可利用的社会资源和经济资源，真正的难题是如何选择需要保存的家畜品种。遗传多样性的信息有益于优化农业遗传资源的保存和利用策略。最理想的状况是，我们希望以最经济的方式确保所有家畜现存遗传变异性得以为今后所用。实际上，往往由于资源不足，无法保存某一特定物种的全部遗传多样性。即使有足够的资源，我们也无法充分了解一个物种中所有功能的遗传变异性。因此，如果我们还没有充分了解所有物种的全部遗传变异性的时候，就要求 100% 地保存该群体功能的遗传变异性，必然会导致要求保存大量不必要保存的牲畜个体或种群（例如生物小种、品种、生态型），这样就使物种保存工作的效率变得很低。有许多方法可以间接地估计功能型遗传多样性。表现型特征则可粗略估计一个给定个体或种群中的平均功能的基因变异。但是，大多数农作物、家畜、鱼类的表现型并未记录在案。由于缺乏可靠的表现型数据，获得遗传变异最迅速且成本最低的方式是取决于匿名分子遗传标记的多态性分析。分子遗传变异的评估方法，如何应用于遗传资源的保存和利用决策的制定，也是一个重要问题。

本章概述了利用表现型和遗传多样性的不同方法，及在发展中国家他们如何被用来制定保存物种的决策。在这里提到的关于家畜保存的例子，可以更广泛地应用于其他农业种类。本文并未讨论如何利用分子遗传多样性的信息优化与遗传多样性的利用，但文中已提及 Gibson (2003) 总结的一个可行方案。

表现型特征衡量家畜遗传多样性

系统发育

家畜生物多样性的表现型特征及其所列举的是规划可持续管理方案必不可少的第一步。在一些经济高度发达的国家，对家畜品种物理及生产特性的广泛记载大约始于 150 年前，并一直持续到今天，相继发表了许多科学著作。在经济效益的驱动下，这些记载已鉴别并改善了品种内部及品种间最具生产价值的基因型。这样的记载工作主要是在一些发达国家，而主要以受最具优势的商业品种为主导。然而，人们越来越认识到，对家畜生物多样性系统表现型特征记载的重要性，尤

农业生态系统中生物多样性管理

其是自 1972 年在斯德哥尔摩举行的联合国人类环境会议（FAO，1984；Cunningham，1992；Swaminathan，1992）以及 1993 年生效的生物多样性公约（Convention on Biological Diversity，CBD）以来。通过签署公约使一些国家间接地认识到了可持续管理家畜遗传资源的重要性，而在此前，他们并没有这种认识。在过去 10 年中，生物多样性公约大大提高了关于可持续管理家畜遗传资源研讨的水平。

自粮农组织建立以来，尽管家畜遗传资源一直是其规划中的内容，在 20 世纪 80 年代粮农组织在罗马进行的技术咨询，及粮农组织与联合国环境规划署（UNEP）在 1980 年经专家咨询过后，就采取了一种新的方式——即在 1989 年启动了一项由粮农组织与联合国环境规划署联合负责关于家畜遗传资源的全球计划，并于 1990 年通过实施。这一项目在 1989 年通过审查，并为制定动物遗传资源（ANGR）管理的全球策略奠定了基础。1993 年以来，在全球和区域两个水平上都为管理家畜遗传资源提供了全面框架。这个策略的技术工作最重要的部分，是动物遗传资源的特征、信息记录、分发，以及在全球范围内通过地理信息系统实现所有资源数据的实时下载、交换和传播（FAO，1999）。

要进行特征描述的原因

表现型特征是用来衡量和界定品种或品种内特定种群的多样性，以此了解品种或不同种群的范围、分布、基本特征、相对生产性能、实用价值和现状。其基本描述包括：不同品种的鉴定和记录，即关于它们自然生长特性、适宜栖息地的详细描述，并记录下它们的表现型特征。特征描述工作最主要的目的就是为满足人类生活的需要而提供信息（Cunningham，1992）。可见，应用的重点在于品种的生产性能和适应性。耦合准确的资料 and 分布情况，为国家、区域和全球管理动物遗传资源的先后顺序提供了必要的基本资料（FAO，1984、1999；Rege，1992）。正如本章中所讨论的，这些观点说起来容易，却很难付诸实践。

特征描述的本质

对于一个品种特征的最常见的描述，是基于它的表现型。一个特定品种的表现型是由其内在平均基因型及饲养和档案记载的环境共同作用的结果。生产性能水平的高低主要是取决于饲养家畜的环境。尽管有些外观

性状很少受到外界环境的影响，比如毛色、角的大小及形状，它们在同一品种的不同个体间差异很小。而大多数的生产性能则明显受到外界环境的影响，在同一品种的不同个体之间有很大差异。这就需要在—个良好的、既定的环境下，记录家畜的情况，这样可以准确地评价品种的表现型。

已经制定了描述全面特征的方法，并已被确定作为管理动物遗传资源全球策略的内容（FAO，1984；Hodges，1987,1992）。已经出版了关于全面描述家畜遗传资源表现型和基因型特征差异变量的清单（FAO，1984a，1986b，1986c）。这些特征包括生产环境方面主要输入或输出的变量，如生物、气候、经济、—和社会和文化层面（FAO，1984，1986b，1999）。

事实上，影响动物表现型的环境因素是很复杂的，以致于不同专家所提出的环境描述指标，没有一个指标能够非常精确地评价在足够相似的条件—下，不同时间、地点，对两个或多个品种所记录的或未记录的表现型做正确比较。品种间的科学有效的比较，应该在—定的条件下进行。首先，两种或两种以上品种的记录应在同一管理水平下同时同地进行。其次是间接方法，不同的品种在不同时间或地点记录，但是不同时间或地点能够由于利用同一品种而联系起来。不同环境效应可以通过品种在共同交叉环境条件下的不同表现型来进行调整。但很少刻意开展这样的研究，但在不同国家或不同时期开始许多试验研究以后，很自然有能进行这种研究的数据形式。2001年 Roughsedge 等人通过研究发达国家已发表的许多试验分析数据，探讨了在肉牛品种间进行这种间接比较的可能性。他们得出结论：比起孤立的试验数据的归总，综合分析所发表的数据，能获得更有价值的信息。从技术层面上看，这样的复合分析只有在环境和基因型互作可忽略的情况下才是有效的。但是，当数据几乎覆盖了所有的环境和基因型范围时，这种假设就不可能有效。然而，其作为第一个近似值，它又似乎是合理的。目前的主要困难是在发展中国家，对于许多品种来说，这些数据很难获得。综合性家畜遗传资源信息系统，能提供—项有价值的服务，就在于克服—这一困难。但是问题在于，在典型的发展中国家，家畜生产系统处于具挑战性的环境条件下，有许多关乎家畜终身生产能力的最重要的性状，很难被记录下来，所以—一般情况下并无记录。总体而言，虽然我们期待许多更有价值的信息被提取，并应用于家畜品种，但对于大多数品种来说，即便是具有重要经济价值的性状，有关其表现型的信息也很少（第17章）。

农业生态系统中生物多样性管理

许多保存和利用适宜种质资源的策略，包括消除种质资源中的一大部分并减少候选品种数量，以获得少数适合的、易使用的品种。在这种情况下，以总的表现型差异为基础，可安全地删除相当数量的种质资源。在没有表现型数据的情况下，通过对目前品种的分布和利用情况进行评估，仍可安全地消除那些不想要的种质资源，但是这种建立在品种资源能够表现其理想特性为基础做剔除，则其可信度低。例如，一个品种在一个不具有某种地方病的区域选育进化时，这个品种是不可能拥有对这种病的抗性的（这种状况在不同作物中有差异，第 11 章）。同样，在温暖湿润的温带环境条件下生长的品种，几乎不可能很好地适应干旱或者是有干旱趋势的热带稀树草原环境的。然而，即便是局部且不准确的表现型资料，综合原生境分布情况和利用目前的分布状况资料，仍可以给决策制定者提供有价值的资料信息。如果目前品种特性的信息可以公开访问的数据库结合，利用地理信息系统制图来显示品种生长和普遍利用的物理环境，及具有其他挑战性的环境，如疾病环境，这将对制定决策有显著的辅助作用。

无论是传统的方法，还是现代管理方法，在追求品种特性的时候，有关家畜饲养者的知识水平经常被忽视。一般情况下，家畜饲养者对他们饲养的家畜有很深刻的了解。往往缺乏的东西是对品种间做比较的原理。加上家畜生产者在术语转换使用上有困难，也就是家畜生产者使用的定量测量方法不够标准，有关知识很难被精确地掌握，而且通常是在自然界中使用得过于广泛而失去了利用价值。例如，家畜饲养者说他们的牲畜具有抗病性就没什么价值的。相反，通过家畜饲养者的观察，他们的牲畜对某种地方病或流行病的抗性（或易染病性）则通常是有事实根据的。尤其是他们可以有机会观察在疾病发作时不同家畜品种表现的生产性能。

全球多样性信息汇编

虽然在发展中国家，大多数品种相关的信息有限，往往其质量也很差，且收集方式也不够系统。但是在过去近 100 年间，许多品种信息的收集量仍非常惊人。当电子出版物成为首选时，大多数信息已经出版，或成为政府和公共机构的旧文献，或已发表在国家或地方的杂志上，这些文献或出版物在国外或除本地区外不准获取。这些信息很难通过标准

的文献检索方式找到和取得。将这些信息整合到一起，让全球都能获取并受益的这种做法，具有巨大的潜在价值。

最早从事有关家畜生物多样性编辑工作的是 Mason (1988)。他在 1988 年编著的书中介绍了品种名称、别名和该品种被发现的地点，并对家畜起源、外貌特征和主要用途进行了基本描述。但是这本书并没有给出种群大小的估计（仅是偶尔提及一些已知品种的情况和种群的发展趋势），也没有提供所引用品种的生产特征。

另一重要文献《牛品种百科全书》(Felius, 1995)，尽管只有一个畜种，却提供了 1 000 多个牛品种的简要介绍。这本书综合了多方面的信息，包括起源、分布、演变及品种间可能存在的联系，还包括每个品种典型的外貌特征、体型大小和种群大小的简短介绍。但是缺少生产性能、适应性和抗病性方面的信息。

在一些国家或地区，已经出版编著了大量特定物种品种间做比较的文献资料。这些研究通常开始于对特定品种信息的综合概述，并以此为主线形成各国或各地区的畜牧业发展实际规划。这些信息的使用效果主要取决于它们能否被有效地编撰，并正确地传达给利益相关者，而且大部分归档文献是很难找到的。另外的一个要考虑的事实是，由于文献数量增长迅速，需要做的工作是将这些信息归纳在一处，以便大家使用。最自然的解决方法就是发展电子数据库和信息系统，这样全球就可以共享了。

动物遗传资源大会管理会议（罗马，1983 年 10 月）召开后，粮农组织和联合国环境署的专家小组提出了建立发展中国家区域性动物遗传资源数据库的想法（FAO, 1984）。小农场主所拥有的家畜生物多样性，大约可以占到全球家畜生物多样性的 70%，但是这些人并没有受到全球家畜生物多样性保护的关注。此外，发展中国家对快速丧失的遗传多样性缺乏足够且有效的反应能力。同时对现有农场动物遗传资源状况和多样性也缺乏准确的信息，也必将威胁到家畜遗传多样性的存在。

现有全球信息系统现状和未来

目前，已经有一些全球范围内可以获得的，家畜生物多样性的公用软件电子信息系统。在案例 5.1 中提供了这些信息系统的来源和内容的简要概述。

案例5.1 与品种筛选和贮藏相关的种族、社会地位、年龄和性别的差异

粮农组织动物遗传资源全球数据库建立于1987年。粮农组织与欧洲畜产协会合作，开发了世界上所有已知家畜品种及变种的电子信息资源描述数据库。该数据库通过两个网站进行管理：第一个是服务于整个欧洲，总部设在德国的汉诺威；第二个是为欧洲以外的国家和地区服务，总部设在意大利的罗马。粮农组织录入则由指定国家代表提供其坐标数据（FAO，1999）。

全球数据库是用来维持品种详细资料和监测家畜遗传资源保存，这些可作为家畜多样性全球预警系统的一部分。目前，有35个哺乳动物和14 000个禽类品种的群体信息。1999年建立的《世界关注的家畜多样性名录》，（WWL-DAD-3）就是基于这个全球数据库中的信息（Scherf，2000）。

DAD-IS

DAD-IS（www.fao.org/dad-is）是粮农组织建立的第一个全球可使用的动物遗传资源多样性数据库。在实施全球家畜遗传资源管理策略时，该数据库就已经发挥其作为交流和信息工具的重要作用，主要是协助国家间或各国的国家网络建设项目。除了国家一级的品种信息，DAD-IS还提供了关于可选技术和政策文档的虚拟图书馆（虚拟库），包括利用动物遗传资源进行研究工作工具和指导方案。它也提供了重要的网络链接，可以链接相关的电子信息资源，同时还设平台使众多利益相关者可以交换观点，并在此说明其需要获得的特殊信息，这些利益相关者包括农民、科学家、研究人员、研制开发人员和政策制定者。

DAD-IS中有关品种水平（或变种水平）信息的要点，主要包括起源、种群、风险状况、特殊特征、形态和生产性能等，粮农组织的成员国提供了这些信息。目前，这个数据库列出了来自180个国家的35个物种的5 300个品种。DAD-IS一个重要特征是提供了多个国家可以安全地进行信息存储和交流的工具，这样每个国家就可以决定品种数据公布的时间和内容，并且通过官方指定联络人公布。该信息的性质表明，其对外部用户的价值有限。数据库中所提供的大部分国家的多数品种信息量很少，由于用户无法得到这些信息的来源、背景或者是判断其所提供信息的准确性，所以基本上不可能进行品种间和国家间的有意义的比较。

欧洲家畜生物多样性信息系统

这个数据库（www.tiho-hannover.de/einricht/zucht/index.htm）由德国汉诺威市兽医学院动物遗传育种部门开发并管理。它是全球数据库的一部分，但仅限于46个欧洲畜产协会的成员国和其他欧洲国家的数据。自2003年10月23

日以来，这个数据库已包含了欧洲8个家畜种的1 935个品种，这8个畜种分别是水牛、牛、山羊、绵羊、马、驴、猪和兔。数据库可以显示品种信息的概况，包括起源、发展形成过程、种群大小、品种现状、生产性能以及保护措施。这个数据库还提供了国家一级数据库的重要链接，主要是德国、法国、瑞士、荷兰和奥地利。这个网站还有国际珍稀品种的信息（欧洲畜产协会，动物遗传资源数据库，2003）。

DAGRIS

DAGRIS (dagris.ilri.cgiar.org)是由国际家畜研究所开发和管理的。它自1999年开始搜集编译信息，主要信息包括家畜品种来源、分布、多样性、特征、现有用途和本土品种情况。这些信息都来源于已发表的研究成果。这个数据库的一个独特特点是它提供了支持品种信息的参考文献和出版来源的摘要。DAGRIS是集搜索、培训、宣传、遗传改良和保存于一体的工具。2003年4月，该数据库的第一版出现在互联网上（Dagris 2003），在只读光盘上可以使用。目前，数据库包括超过16 000条性状记录，有非洲的152个牛品种、96个绵羊品种和62个山羊品种。尽管它只局限在3个非洲畜种，但是在不久的将来，计划将DAGRIS的范围扩大到亚洲。

数据库将来的发展计划应包括建立外载结构，如增加便于远程上传和下载未保存过的品种信息，以此在数据库的发展中扩大用户参与范围的功能，结合为发展中国家动物遗传信息的可持续利用与保存提供决策支持工具的模块，获得并进行分子遗传信息分析的模块以及与GISS连接，提供覆盖各种地理数据的设备。

俄克拉荷马州立大学的家畜品种

俄克拉荷马州立大学的动物科学系负责管理这个数据库，开放于1995年（www.ansi.okstate.edu/breeds）。这个数据库提供了品种的来源、分布、典型特征、用途和繁殖状况的简短描述，还包括品种的主要参考文献。它包括来自世界各地的品种名录，并且有通过区域排序的选项。截止到2003年10月，该数据库列出了1 074个家畜品种，包括的品种有：绵羊289个、牛269个、马229个、山羊106个、猪73个、驴8个、水牛7个、骆驼6个、驯鹿4个、美洲驼1个、牦牛1个、鸡55个、鸭子10个、火鸡7个、鹅7个、珍珠鸡1个和黑天鹅1个。它也提供了与虚拟畜牧图书馆里的链接，以获得更多有用的信息。

现有的信息系统都服务于各自不同的目的。他们都包含大量的信息，但是它们不能指导我们制定有效的多样性保护和利用决策。迄今为止，在任何一个信息系统中，对于大多数物种中的绝大多数品种而言，

农业生态系统中生物多样性管理

只有很小比例的可用信息，仅能够按照国家或品种进行简单地搜索，缺乏更多的功能。下一代信息系统的目的应是获得包括过去的和现在大多数家畜品种的信息，并可将这些信息以某些方式进行分类，允许用户对每条信息的价值做出自己的判断。信息系统的功能一定要大大增强，允许用户提取组内和组间数据，并进行表型和分子遗传的分析。希望数据检索获取的范围也能扩大，以便品种信息可以和以地理信息系统为基础的环境及生产系统定位联系起来。一些记载不充分的特性，例如抗病性和适应性，可从过去及现在的品种分布和利用情况进行推测。如果研究人员、政策制定者、决策者和社区农业顾问掌握这些他们所需要的信息，并以此来对家畜遗传资源保存与利用做出合适建议以及适合的决策，这些迫切需要的功能是完全可以实现的。

基于分子遗传标记——遗传多样性的评估

分子遗传标记是广泛应用于评价家畜遗传多样性的参数。尽管目前还没有关于分子遗传标记广泛而全面的综述，但从一些涉及大量品种的项目中已经收集到了这种信息。蛋白质多态性是第一个用于家畜的标记，20世纪70年代出现大量用血型 and 同工酶系统进行遗传变异的研究（Baker和Manwell, 1980; Manwell和Baker, 1980）；然而，这些标记观察到的多态性水平通常很低，因此会大大降低多样性研究的可用性。随着聚合酶链式反应（PCR）技术的发展，DNA多态性成为以分子为基础测定遗传变异的可选择标记方法。目前，在家畜遗传特征研究中，两个最流行的标记方法是线粒体DNA序列，尤其是高可变区D环或者调控区域的序列和常染色体微卫星DNA位点（Sunnucks, 2001）。

线粒体DNA是细胞核外的遗传物质，几乎都是来自母体的遗传。每个个体都继承了其母本的一个单倍体。但是，在没有核基因多样性或者雄性介导的基因流的分析，线粒体基因分析提供的现存个体或者种群的多样性信息是不完整的（Avisé, 1994）。这对于远系杂交家畜品种非常重要，因为雄性种公畜可以产生很多后代。然而，作为单倍体，由于缺少重组和遗传，线粒体DNA研究主要有助于鉴定家畜种的起源，并且了解复杂的驯化过程，这对于了解遗传多样性的起源和分布具有重要作用（Bruford等, 2003年的综述）。如果可以获得大量无关联的个体的

序列，那么单倍体多样性可用于计算品种内的遗传变异性和进行品种间的比较。分子变异的层次分析 (AMOVA) (Excoffier 等, 1992) 使我们能够比较品种群体内或群体间以及在不同的地理区域的分布多样性 (Luikart 等, 2001)。线粒体 DNA 也可以快速检测家畜品种间或亚种间的杂交情况。

微卫星位点是共显性的核标记，高密度随机分散在几乎大多数 (可能是所有) 真核生物的所有染色体上。他们具有高度多态性，等位基因多样化表现在一些串联重复的 2~5 个碱基对序列中。微卫星片段很小，可以进行简单的 PCR 扩增，DNA 可以从各种来源的材料中提取，包括血液、毛发、表皮甚至排泄物。在测序凝胶上可以看到多态性，DNA 自动测序仪可以在短时间内分析大量样品 (Jarne 和 Lagoda, 1996; Goldstein 和 Schlitterer, 1999)。目前，微卫星是进行多样性研究选择的标记，用于确定亲子关系和定位数量性状遗传位点。虽然目前微卫星较受欢迎，但是随着廉价的单个核苷酸多态性标记测定方法的发展，在不久的将来微卫星可能会受到挑战。粮农组织已经检查了推荐用于主要家畜种多样性研究的每个微卫星位点体系的利用情况 (dad.fao.org/en/refer/library/guidelin/marker.pdf)。

围绕应用微卫星位点进化法选择最佳突变模型，始终存在一些争议，因此应该挑选最好的种群遗传模型进行数据分析。微卫星的多态性可能是通过 DNA 的滑移机制产生的 (Schlitterer 和 Tautz, 1992)，随之产生等位基因的分离。等位基因无限库的假设可能是不成立的，因为一个新突变体的大小可能取决于产生变种的等位基因的大小，也有可能是回复突变。因此，现在已经提出了基于局部突变模型的基因距离和基因分化的新方法 (Goldstein 等, 1995)。但是，模拟试验研究已经表明，假设一个无限等位基因突变体模型，用微卫星数据研究品种内多样性的分析是有根据的 (Takezaki 和 Nei, 1996)。

微卫星数据用于估计种内、种间遗传多样性及种间基因混合。计算平均等位基因数 (MNA)、表观杂合度和预期杂合度等种群遗传参数，这是最常见的评估品种内多样性的方法。然而，要使平均等位基因数作为有效的种间比较工具，要求所有品种具有相同的样本大小，这是非常重要的一点。从理论上讲，等位基因多样性可以提供品种的特有信息，这是通过种群内等位基因的特殊性 (也可称为“私密性”) 而表达出来

的。在实践中，必须谨慎解读观察到的私有等位基因，尤其是如果他们出现的频率较低时，因为这可能是由于抽样假象引起的。同样，杂合性测量的标准误差取决于动物基因型的数量和观察到的个别基因的多态性水平。

用微卫星评估品种间遗传多样性的最简单的参数是遗传分化或者固定指数。已经提出了几个估计值（例如 F_{ST} , G_{ST} , \bar{a} ），应用最广泛的是 F_{ST} （Weir 和 Basten, 1990），用来测定亚种群间的遗传分化程度，通过计算种群间等位基因频率的标准变量而获得。统计学显著性可以通过计算种群间的 F_{ST} 值，测试种群间缺乏遗传分化的假设检验，从而得到种群间多样性的遗传分割（Mburu 等, 2003）。线粒体 DNA 多态性的分析也可以用相似的方式，AMOVA（Excoffier 等, 1992）能够评估种群内或种群间遗传多样性的分布。

通过测定微卫星等位基因频率的方法，可以计算遗传距离，微卫星频率的数据也普遍应用于估计种群间或者个体间的遗传关系。最常用的确定遗传距离的标准是 Nei's 标准遗传距离（ DS ）（Nei, 1972）。然而，对于亲缘关系密切的种群，遗传漂变是遗传分化的最主要因素，这种情况往往发生在家畜身上，尤其是在发展中国家，推荐使用改良的 Cavalli-Sforza 距离（ DA ）（Nei 等, 1983）。品种间的遗传关系通常通过构建系统发育树而变得形象化，最经常使用的是相邻连接法（ $N-J$ ）（Saitou 和 Nei, 1987），它并没有假定所有的谱系中的进化速度相同。已经发表的大量文章 [例如，动物遗传国际协会杂志，动物遗传学（www.isag.ora.uk）]，主要是用遗传距离描述家畜品种间的亲缘关系。然而，建立系统进化树的主要缺点是：他们假定进化不是网状的（谱系可以分支但绝对不是因为谱系间的交叉造成的）。这种假设在家畜上很少成立，因为新品种往往是通过两个或多个亲本的祖先异系交配获得的。重建系统发育则提供了进化的可视性，但是必须谨慎解译，即这些知识不能代表系谱的融合。

微卫星等位基因频率数据的混合分析使用了多元统计分析，以及最近的贝叶斯聚类方法（Pritchard 等, 2000）。在家畜中，这种最综合类型的研究是对整个大陆范围内非洲牛的研究（Hanotte 等, 2002）。利用主成分分析，作者可以评价每一个非洲牛品种的基因混合水平，并推断其起源，并确认其属于哪个牛驯化中心，因为目前公认世界上有 3 个

牛驯化中心。此外，结合考古学的信息，分子数据可以用来鉴定起源中心，或直接深入到目前发现的非洲大陆牛品种的3个主要遗传影响因素。主要观点是：分子遗传数据是分析多样性的一个非常有用的工具，结合其他的信息，例如考古学数据和书面记录，可以了解家畜品种遗传变异的自然和历史的起源，以及随后的运动和发展。目前，遗传多样性起源的制图，可以在种内表现型变异数据有限的情况下，推断出一个物种中的功能型遗传变异可能会出现在哪里。

保存决策中分子标记多样性的使用

理论上，尽管我们希望保存所有家畜的品种以备不时之需，但是必要的财力、物质以及人力资源等条件都不可能达到，因此我们必须首先要确定如何配置有限的种质资源保存条件。保存的目的之一，就是最大数量保存种质资源的多样性以备将来使用。有关品种间潜在的、有用的遗传多态性的分布，几乎无任何资料，同时，发展中国家品种表现型的资料也非常少。因此在短时间内，分子标记信息提供了指定品种内或品种间最易获得的遗传多样性评价。接下来不是要争辩分子标记信息优于表现型选择，或是其他直接或间接测定功能遗传变异的方法。相反，当所有其他信息缺乏或价值逐渐降低，作为更详细准确的直接和间接的测定功能遗传变异的方法（例如准确的表现型鉴定），基于分子标记的遗传多样性方法则最有价值。最终，保存决策应取决于最佳的功能性遗传多样性信息的组合，包括基于分子遗传标记信息。但是目前分子标记辅助的决策措施，主要注重分子遗传标记数据的应用或是来源于这些数据的多样性测定分析。最后讨论一些关于如何发展更完善的辅助决策手段及其建议。保存决策同样要考虑到诸如不同品种的社会价值及文化价值。本章讨论的辅助决策手段可能对决策制定者理解备选方案的结果更有价值，用来帮助改善而不是驱动决策制定的过程。

种质多样性保存的一个目的就是能够在将来获得最大限度的遗传多样性。许多的研究者指出应用上述方法可以获得最大数量的种内和种间遗传多样性，这与分子遗传标记数据估计的一致。另一些研究者则开始关注使品种间未来存在的多样性最大化，并且提出了一些关于最大化品种内或品种间加权平衡的建议。

尽管在品种内有很高的遗传变异性（第6章），并且为获得最大数量的种内和种间遗传多样性而提出的方法也很容易被分子遗传标记评定，但是利用种内和种间多样性的最大化，并将其作为制定种质保存目标的标准，我们对此持怀疑态度，原因如下。

品种间存在有最容易且迅速可利用的遗传变异，这是因为在品种内控制重要适应性和功能性状的等位基因频率预期的出现率很高或者是固定的，这就是说，与种群内部的选择相比，品种替代或进级杂交能产生更快的遗传改变的原因。

群落遗传学理论认为，不论是通过基因漂变进化或是选择进化，用匿名标记测量的遗传距离与功能性遗传（例如，可利用性）之间，有显著的非线性关系，并且不同的品种间各不相同。在最近的一份关于欧洲猪品种的分子遗传多样性的研究中发现，由于基因漂变，品种间的多样性远高于预期，这与品种驯化和进化过程中经过广泛的基因组选择的影响是一致的。一份关于奶牛产奶量的例子进一步印证了上述观点。良好饲养条件下，奶牛整个泌乳期的平均产奶量，可以从大多数非乳用热带品种 < 800L，到专业欧洲荷斯坦奶牛 > 6 000L。一个成功的育种计划，可使一个低产热带奶牛品种的产奶量提高，差不多每年能提高 1%，因此要使一个非乳用的热带牛品种的产奶量通过选育的方法，达到那些现代乳用奶牛的产量，可能需要 202 年。然而，使用品种替代法，5~10 年就可以实现；品种杂交用 5 年时间可以完成其一半的目标，在 10 年内完成 3/4 的目标。

基于分子标记信息估计遗传变异的方法，是假设品种内的遗传变异对于所有品种在功能上都是相同的，但这可能并不准确。

正如分子遗传标记所估计的，对于稀少品种的保存将会导致该保存品种内高比例的变异。

如果不使用单一的或固定不变多样性梯度，就会导致结果失真。如果一个已经保存的品种系统中增加一个新品种，就会低估已知系统的多样性保存量，而添加一个已存在的品种到该保存体系中，则会高估种系中的多样性的数量。

我们认为，一个更为合适的方法是：种间未来多样性最大化，或是尽可能将重点放在种间变异的保存而不是种内变异。有许多组织建议利用 Weitzman（1993,1998）提出的一种方法，这种方法用于对种间多

多样性保存的资源配置 (Weitzman, Simianer 及其同事进一步发展了该方法) (Simianer, 2002; Simianer 等, 2003)。这种方法是基于分子遗传或其他数据信息, 并首次用于估计种间遗传距离。Weitzman 提出的略加修改的多样性指标 D , 由于遗传多样性的评估而得到发展, 具备非负性、单调性、复制不变性等基本特性。用其估计每个品种灭绝概率在方法上有了很大发展, z_i 可以用来计算期望的未来多样性, DF 能估计全部品种的灭绝概率。每个品种多样性的边际贡献, m_i 也可以通过不同的 DF 计算出来, 已知品种的灭绝概率等于 M_i 加上 DF , 在灭绝概率 $z_i=1.0$ 的情况下 (如品种一定会灭绝)。一个给定品种的边际贡献并不和其自身的灭绝概率相关, 而是与其亲缘关系最近的品种的灭绝概率有关。通常认为种群处在最危险情况下, 并不具有最高的多样性边际效应。这就是说, 在种质资源保存时, 最好不要在面临最大灭绝危险的种群上花费精力。

尽管我们已经提出了测量种群灭绝概率的预测方法 (Reist-Marti 等, 2003), 但仍需要开展更多预测灭绝方法的研究。新的方法应该能实现有限资源的最优化配置, 以保存更多的多样性, 这就需要明确界定在保存一个给定品种的过程中资源消耗和灭绝概率二者之间的关系。这个界定基本上是实现, 但还没有在任何的系统进行过尝试。Simianer (2002) 举了一个非洲牛品种中资源优化保存的例子, 这个资源优化的前提是假设资源分配和灭绝可能性存在相关性。在这个例子中, 与同等地配置所有物种的资源相比, 或仅仅配置给受灭绝威胁最大的物种, 资源的最优化配置使未来多样性增加大约 60%。将资源配置给受灭绝威胁最大的物种, 是多样性保存中最广泛使用的方法, 说明发展和应用最优化方法分配资源, 对于多样性保护项目的有效性, 具有深远影响。

回到多样性保护适宜措施的问题上来, 我们则应以获得最多的多样性为目标。Barker (2001) 比较了不同多样性保护措施在不同亚洲山羊品种上的应用情况, 研究表明, 当用韦茨曼的 D 统计法为测量指标时, 并且保护的目的是为使总体变异性最大和种间多样性最大时, 个体品种对多样性的贡献无本质上的相关性。尽管我们已经明确测量指标与保存目标是最相关的, 但是国际组织仍需在这个问题上达成一致意见, 以保持持续高效地利用资源, 保护多样性。

综合分子遗传、表现型和其他数据做决策

之前提到的基于匿名多样性措施的方法，已经扩展到包括直接实用性措施（例如抗病性、抗压性、生产性等），以便保存一个多样性最高的实用性群体。Simianer（2002）提出了一种可行的方法，这些方法需要进一步的发展，但理论上可适用于任何情况，如无任何实用信息，只有分子遗传多样性是可用的，或即使拥有全部实用信息，但分子遗传多样性数据在最优化的选择中极不受重视等。

这种决策制定过程的最优化方法，源于计算机集约化使用，当同时遇到很多品种时，就限制了它在解决复杂问题中的应用，仅能作为一种获取简易评价工具使用。遗传算法提供了一种基于进化理论的迭代解决方案，能够迅速解决这些高度复杂及最优化等问题。Piyasatian 和 Kinghorn（2003）在解决最大化种内和种间的品种遗传变异结合的问题上证明了这一方法，他们阐释了种间或种内变异的相对权重。这些方法可以开发成界面，在这种界面上，使用者可以输入不同参数，并可实时探索备选保存方案的结果。这些方法同样可以扩展到更为复杂的保存决策的影响因素模型（例如自交率的测定以及由此丧失的种内遗传多样性）和未来遗传改良潜力的有无。这些方法开启了一个新时代，能够让研究者和政策顾问们，探讨家畜遗传资源的保存和利用中的大量而广泛可选方案的结果。在连接基于网络的家畜遗传资源数据库和信息系统的時候，应该提供这些工具，或者将其作为单独工具在任何标准的台式电脑上运行。这些工具能够很容易地应用于其他农业或非农业的物种保存决策中。

注释

1. 这些评估源于世界家畜多样性展望名录，收集来自各国家代表提交给世界粮农组织官方数据库的家畜遗传资源的状况报告。一份关于家畜遗传资源多样性文献工作方法的评论指出，每个国家都有权将任何一种当地存在的遗传资源，确定为特异遗传资源的权力。例如，许多国家规定长白猪作为国家遗传资源，因此每个国家都将长白猪视为一个单独的品种。许多国家长白猪的数量很少，因此他们被认定为

在某种程度上受到威胁, 尽管全球长白猪种群的数量仍然很大并没有受到威胁。毫无疑问在一些长白猪种群间存在某些程度的遗传分化, 但在收集统计数据的过程中, 导致种群数量及受到威胁种群的比例, 都被高估了。这个问题几乎全部来源于发达国家的报告中。然而, 大多数这个领域的观察者认为, 发展中国家的情况截然相反。在发展中国家, 许多家畜的遗传资源仍然无报道, 且遗传资源受威胁情况远高于已发表的数据并且还在增加。家畜遗传资源在发展中国家所受到的威胁, 主要来源于迅速增加的杂交育种技术及农业方式的改变, 而这两个威胁仍在继续扩大。在这样一个令人遗憾的系统中, 由于发展中国家报道过程中产生的偏差, 许多观察者对家畜遗传资源受威胁的情况表示怀疑, 而其他观察者则认为重要遗传资源受到的威胁, 远远大于现在报道中所陈述的状况。急需一份有关发展中国家家畜遗传资源现状和未来发展趋势的精确而涉及面广泛的文献资料。

2. 到2006年5月1日, 生物多样性公约有188个成员, 其中168个国家已经签署 (www.biodiv.org)。

参考文献

- Awise, J. C. 1994. *Molecular Markers, Natural History and Evolution*. New York:Chapman and Hall.
- Ayalew, R., J. E. O. Rege, E. Getahun, M. Tibbo, and Y. Mamo. 2003. Delivering systematic information on indigenous animal genetic resources: The development and prospects of DAGRIS. Proc. Deutsche Tropentag 2003: Technological and Institutional Innovations for Sustainable Rural Development, October 8~10, 2003. Goettingen, Germany.
- Baker, C. M. A. and C. Manwell. 1980. Chemical classification of cattle. I. Breed groups. *Animal Blood Groups and Biochemical Genetics*, 11:127~150.
- Barker, J. S. F., S. G. Tan, S. S. Moore, T. K. Mukherjee, J. L. Matheson, and O. S. Silveraj. 2001. Genetic variation within and relationships among populations of Asian goats (*Capra hircus*). *Journal of Animal Breeding and Genetics*, 118:213~233.
- Bruford, M. W., D. G. Bradley, and G. Luikart. 2003. DNA markers reveal the complexity of livestock domestication. *Nature Reviews Genetics*, 4:900~910.
- Cunningham, E. P. 1992. Animal genetic resources: The perspective for developing countries. In J. O. E. Rege and M.E. Lipner, eds., *Animal Genetic Resources: Their Characterization, Conservation and Utilization*. Research Planning Workshop, Addis Ababa, Ethiopia, February 19~21, 1992. Addis Ababa, Ethiopia: ilca.
- DAGRIS. 2003. *Domestic Animal Genetic Resources Information System (DAGRIS)*. Version

农业生态系统中生物多样性管理

1. J. E. O. Rege, W. Ayalew, and E. Getahun, eds. Addis Ababa, Ethiopia:ilri. dagris.ilri.cgiar.org.
- EAAP Animal Genetic Databank. 2003. Department of Animal Breeding and Genetics, School of Veterinary Medicine, Hanover, Germany. www.tiho-hannover.de/einrichtung/zucht/eaap/index.htm.
- Eding, H., R. P. Crooijmans, M. A. Groenen, and T. H. Meuwissen. 2002. Assessing the contribution of breeds to genetic diversity in conservation schemes. *Genetics Selection Evolution*, 34:613~633.
- Excoffier, L., P. E. Smouse, and J. M. Quattro. 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: Application of human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics* 131:479~491.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 1984. *Animal Genetic Resources Conservation by Management, Data Banks and Training*. Part 1. Rome: fao.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 1986a. *Animal Genetic Resources Data Banks. 1. Computer Systems Study for Regional Data Banks*. Rome: fao.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 1986b. *Animal Genetic Resources Data Banks. 2. Descriptor Lists for Cattle, Buffalo, Pigs, Sheep and Goats*. Rome: fao.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 1986c. *Animal Genetic Resources Data Banks. 3. Descriptor Lists for Poultry*. Rome: fao.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 1999. *The Global Strategy for the Management of Farm Animal Genetic Resources. Executive Brief*. Rome: fao.
- Felius, M. 1995. *Cattle Breeds: An Encyclopedia*. Doetinchen, The Netherlands: Misset.
- Gibson, J. P. 2003. Strategies for utilising molecular marker data for livestock genetic improvement in the developing world. In *Proceedings International Workshop on Marker Assisted Selection: A Fast Track to Increase Genetic Gain in Plant and Animal Breeding*, October 2003. Torino, Italy.
- Goldstein, D. B. and C. Schlotterer. 1999. *Microsatellites: Evolution and Applications*. New York: Oxford University Press.
- Goldstein, D. B., A. R. Linares, L. L. Cavalli-Sforza, and M. W. Feldman. 1995. An evaluation of genetic distances for use with microsatellite loci. *Genetics*, 139:463~471.
- Hanotte, O., D. G. Bradley, J. W. Ochieng, Y. Verjee, E. W. Hill, and J. E. O. Rege. 2002. African pastoralism: Genetic imprints of origins and migrations. *Science*, 296:336~339.
- Hodges, J., ed. 1987. *Animal Genetic Resources: Strategies for Improved Use and Conservation*. Proceedings of the 2nd Meeting of the fao/unep Expert Panel with Proceedings of the eaap/psas Symposium on Small Populations of Domestic Animals. Rome: fao.

- Hodges, J., ed. 1992. *The Management of Global Animal Genetic Resources*. Proceedings of an fao Expert Consultation. Rome: fao.
- Jarne, P. and P. J. L. Lagoda. 1996. Microsatellites, from molecules to populations and back. *Tree*, 11:424~429.
- Luikart, G., L. Gielly, L. Excoffier, J. D. Vigne, J. Bouvet, and P. Taberlet. 2001. Multiple maternal origins and weak phylogeographic structure in domestic goats. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 98:5927~5932.
- Manwell, C. and C. M. A. Baker. 1980. Chemical classification of cattle. 2. Phylogenetic tree and specific status of the Zebu. *Animal Blood Groups and Biochemical Genetics*, 11:151~162.
- Mason, I. L. 1988. *A World Dictionary of Livestock Breeds, Types and Varieties*. Wallingford, uk: cab International.
- Mburu, D. N., J. W. Ochieng, S. G. Kuria, H. Jianlin, B. Kaufmann, J. E. O. Rege, and O. Hanotte. 2003. Genetic diversity and relationships of indigenous Kenyan camel (*Camelus dromedarius*) populations: Implications for their classification. *Animal Genetics*, 34:26~32.
- Nei, M. 1972. Genetic distance between populations. *The American Naturalist*, 106:283~292.
- Nei, M., F. Tajima, and Y. Tateno. 1983. Accuracy of estimated phylogenetic trees from molecular data. II. Gene frequency data. *Journal of Molecular Evolution*, 19:153~170.
- Nijman, I. J., M. Otsen, E. L. Verkaar, C. de Ruijter, E. Hanekamp, J. W. Ochieng, S. Shamshad, J. E. O. Rege, O. Hanotte, M. W. Barwegen, T. Sulawati, and J. A. Lenstra. 2003. Hybridization of banteng (*Bos javanicus*) and zebu (*Bos indicus*) revealed by mitochondrial DNA, satellite dna, aflp and microsatellites. *Heredity*, 90:10~16.
- Piyasatian, N. and B. P. Kinghorn. 2003. Balancing genetic diversity, genetic merit and population viability in conservation programmes. *Journal of Animal Breeding and Genetics*, 120:1~13.
- Pritchard, J. K., M. Stephens, and P. Donnelly. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155:945~959.
- Rege, J. E. O. 1992. Background to ilca's agr characterisation project, project objectives and agenda for the research planning workshop. In J. E. O. Rege and M. E. Lipner, eds., *African Animal Genetic Resources: Their Characterisation, Conservation and Utilisation*, 55~59. Addis Ababa, Ethiopia: ilca.
- Reist- Marti, S. B., D. Wakelin, H. Simianer, J. Gibson, O. Hanotte, and J.E.O. Rege. 2003. Weitzman's approach and livestock conservation: An application to African cattle breeds. *Journal of Conservation Biology*, 17:1299~1311.

农业生态系统中生物多样性管理

- Roughsedge, T., R. Thompson, B. Villanueva, and G. Simm. 2001. Synthesis of direct and maternal genetic components of economically important traits from beef breed- cross evaluations. *Journal of Animal Science*, 79:2307~2319.
- Saitou, N. and M. Nei. 1987. The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution*, 4:406~425.
- Scherf, B., ed. 2000. *World Watch List for Domestic Animal Diversity*, 3rd ed., Part 1.9, 20, dad.fao.org/en/Home.htm, databases. Rome: fao/undp. Schlotterer, C. and D. Tautz. 1992. Slippage synthesis of simple sequence DNA. *Nucleic Acids Research*, 20:211~215.
- Simianer, H. 2002. Noah's dilemma: Which breeds to take aboard the ark? In *7th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production*, 8. Montpellier, France: inra/cirad.
- Simianer, H., S. B. Marti, J. Gibson, O. Hanotte, and J. E. O. Rege. 2003. An approach to the optimal allocation of conservation funds to minimize loss of genetic diversity between livestock breeds. *Ecological Economics* Special Issue on angr, 45:377~392.
- Sunnucks, P. 2001. Efficient genetic markers for population biology. *Tree*, 15:199~203.
- Swaminathan, M. S. 1992. Biological diversity and global food security. In R. R. Lokeshwar, ed., *V International Conference on Goats. Pre-Conference Proceedings. Plenary Papers and Invited Lectures*, 1~5. New Delhi: International Goat Association and Indian Society of Sheep and Goat Production and Utilization.
- Takezaki, N. and M. Nei. 1996. Genetic distances and reconstruction of phylogenetic trees from microsatellite DNA. *Genetics*, 144:389~399.
- Thaon d'Aroldi, C., J. L. Foulley, and L. Ollivier. 1998. An overview of the Weitzman approach to diversity. *Genetics Selection Evolution*, 30:149~161.
- Toro, M., L. Silió, J. Rodrigáñez, and C. Rodríguez. 1998. The use of molecular markers in conservation programmes of live animals. *Genetics Selection Evolution*, 30:585~600.
- Weir, B. S. and C. J. Basten. 1990. Sampling strategies for distances between DNA sequences. *Biometrics*, 46:551~582.
- Weitzman, M. L. 1993. What to preserve? An application of diversity theory to crane conservation. *Quarterly Journal of Economics*, 108:157~183.
- Weitzman, M. L. 1998. The Noah's ark problem. *Econometrica*, 66:1279~1298.

第 6 章 农场动物遗传资源的管理：变化和互作

I.Hoffmann

家畜品种是畜牧业发展的生物学基础，也对食品安全及农业可持续发展有重要贡献。在大约 30 种家畜和家禽中，仅 14 种就满足了人类对肉食需求的 90%，但是人们对大多数动物遗传资源的认识还很少。在 20 世纪，世界范围内的发展主要集中在数量很少的几个种，一些应当考虑的影响因素经常被忽视，如当地生产环境对一个品种存活能力、繁殖和生产能力的影响。人们忽视了对这种生物资源的管理，从而导致资源相当大的流失，并且随着全球对畜产品需求的增加，这种流失可能进一步加速，这种现象通常被称为畜牧革命。

重视使用和发展家畜品种，保存那些有价值的、目前对农民没有经济意义，但是将来会有巨大作用的品种，以确保未来的食品安全和农业可持续发展。品种的可持续性使用、发展和保存是实现上述目标的关键和重要补充成分。同时，分子和繁殖生物技术的迅速发展，对动物遗传资源（ANGR）的管理具有重要影响。本章依据三个关键问题，对动物遗传资源（ANGR）多样性的管理进行了深入分析（Masinde, 2001）。

1. 在农业系统中，农民在多大程度上愿意维持一定数量的畜种和品种？这样做的原因是什么？
2. 农民在保存若干畜种与品种时，使用什么样的技术和策略？
3. 帮助或阻碍农民保持这种多样性的因素有哪些？哪些是积极因素，哪些是消极的？

回顾了家畜种的驯化和分布后，我们对主要的家畜生产系统、品种和这种系统中的育种目标等也进行了综述。已经确定了影响动物遗传资

农业生态系统中生物多样性管理

源的外部因素，同时，调查了农民解决这些问题的方式。总的来说，在小尺度上和传统农业中，评价和管理动物遗传资源的研究还很不足，但近年来，很多这样的研究也已经开始兴起。对农场系统生物多样性的研究则更是少之又少。

动物遗传资源状况

物种驯化和分布

早在 1.2 万年前，人类就开始驯化动物，遵循两类使用动物产品的主要方式：一是通过驯化绵羊、山羊、猪、牛、狗和豚鼠，集中选择提供肉、脂肪和纤维的动物；二是一段时期的驯化后，对动物的行为产生了影响，将动物用于运输和畜力。实现该目的选择的主要畜种包括：黄牛、水牛、牦牛、驴、马、美洲驼和骆驼（Röhrs, 1994）。在大多数情况下，人类会影响动物的生存环境，但在少数生产系统中，例如游牧制度下，人类是跟随着动物迁移。有很多适时适地的驯化的事例（Bruford 等, 2003）如图 6-1 中所示。大洲间和国家间，通常发生一定程度上的动物交换，但这种交换在殖民时期增加，特别是在 19 世纪。

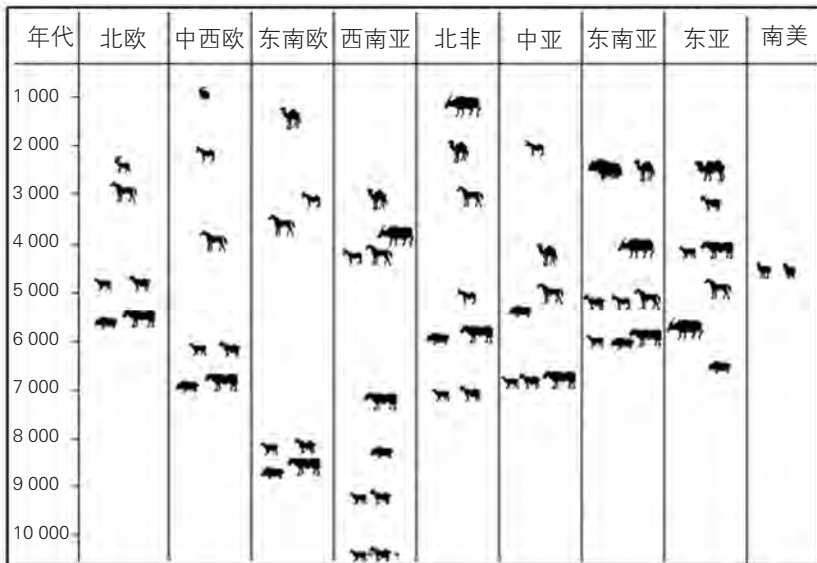


图 6-1 驯化和分配畜禽的时间及地点（修改自 Röhrs, 1994）

直到今天，仍然存在品种多样性的集群。例如：大多数水牛和牦牛品种的多样性是在亚洲，大多数马、鸡和鹅的多样性在欧洲，而骆驼的多样性则集中在拉丁美洲（表 6-1）。

畜牧生产系统

自从在 1.2 万年前人类驯化了第一个畜禽种后，人们已经选育出了几千个家畜品种。这些品种在适应过程中得到进化，由此，这种适应力使得畜牧业生产范围很广，例如可以在很宽的农业生态带、生产系统和不同经济制度下进行。生产目标也不同，包括家庭消费占有很大比例的自给农业，还有没有家庭消费的商品农业。自给农业也出售家畜，但是他们只是在迫于经济原因时才会出售畜禽，他们饲养动物主要是为了家庭的消费需求，或是为了一些社会、宗教、文化的原因。

在发展中国家，畜禽通常占农业总产值的 25%~30%，而这一数字预计在 20 年后会增长到 50%。畜牧业的发展也提供了一系列的服务，如增收、资产积累、保险、缓解周期性变化、食物、衣物和其他物品、畜力及营养物质再循环（即其他农业活动副产品的利用，如作物残茬）。全世界大约有 70% 的农村将畜禽作为他们生计的重要部分。与富裕的农户相比，畜禽是那些贫穷的小农户收入与福利的主要来源，特别是妇女和儿童。

一般地说，用来划分畜禽生产系统（LPSS）的主要因素是农业生态区域、流动性、农场的整体性、土地资产、生产所需的外部输入条件及经济效益等。Sere 等（1996）依据生产所需占地面积，将畜禽生产系统划分为草地基础型、混合型和不占地型。草地基础型牧场或草地畜牧系统常是完全的畜禽系统，此系统中，畜禽是全球 2 千万农牧家庭的唯一收入来源（Steinfeld 等，1997）。以全部生产量而言，放牧系统的产肉量只占全球肉类生产的 9%。大多数畜禽被饲养于农牧混合系统中。全球农牧混合系统的产量占肉类（54%）和奶类（90%）生产的大部分，同时，在发展中国家，小农户也主要依靠混合农牧系统。无地系统则提供了全球超过 50% 的猪肉、禽肉生产和 10% 的牛羊肉生产，此类生产依靠外界输入饲料、能量和其他物质来进行生产。

表 6-1 全球每个地区主要家畜种的种群规模和品种数量和比例

类别	非洲		亚洲		欧洲		拉丁美洲和加勒 比地区		近东		北美	
	种群	品种	种群	品种	种群	品种	种群	品种	种群	品种	种群	品种
水牛	0.1	3.5	93.4	70.9	0.3	3.5	1.0	10.5	2.5	11.6	0.0	0.0
骆驼	13.2	20.5	34.9	19.3	12.3	39.4	26.9	8.7	5.4	7.0	8.4	5.1
牦牛	0.0	0.0	n/a	69.2	n/a	7.7	0.0	0.0	n/a	23.1	n/a	0.0
山羊	19.4	15.6	55.4	25.6	3.7	32.8	5.8	6.0	16.2	16.5	0.2	3.5
猪	2.8	4.4	54.7	36.9	21.5	45.8	8.2	6.0	0.1	0.4	7.8	6.4
驴	22.2	12.4	34.3	12.4	3.5	23.7	18.8	5.2	21.3	41.2	0.1	5.2
马	7.4	7.7	24.5	11.4	12.8	60.7	42.5	4.3	4.2	8.5	10.7	7.3
Camelids (鸵)	17.7*	20.6*	14.8 ⁺	22.2 ⁺	0.1 ⁺	3.2 ⁺	100.0 [±]	100.0 [±]	66.8 ⁺	54.0 ⁺	0.0	0.0
鸡	5.4	7.8	45.4	17.7	14.5	64.2	16.4	5.0	7.3	3.8	13.7	1.4
鸭 \$	0.9	11.0	91.7	45.0	8.9	36.0	2.7	6.0	1.4	2.0	1.0	n/a
火鸡	1.0	17.6	0.8	17.6	49.5	47.1	6.3	11.8	3.1	2.9	39.6	2.9
鹅	1.4	7.6	89.8	19.7	7.0	63.6	0.2	7.6	4.8	n/a	0.1	1.5

资料来源: FAO (1999) 关于家畜种群数量和家养动物多样性信息系统 (Scherf, 2000)。

* 仅指单峰驼;

+ 单峰驼和 Bactrian 驼;

± New world camelids ;

\$ 家鸭和美洲家鸭。

资源和育种

动物遗传资源一般根据它们的起源分成地方传统品种或外来品种、现代品种，根据它们的育种史又分为本土地方选育品种或商用品种。商用品种是由科学育种程序选育形成的，这些育种程序基于对单个动物的鉴定和生产性能的记录进行品种选育 [联合国粮农组织 (FAO) 名词术语中对品种的定义]。

畜禽育种起始于对繁殖的控制，这在那些自由放牧生产环境中很难达到。育种是使用和发展动物遗传资源最为重要的部分。地方品种的育种目标包括对极端环境的适应、抗病性及能提供一系列产品和服务，这些产品和服务可以进行贸易，也可以不贸易。在一定范围内，这种畜禽具有多功能性，它们提供食物（肉、奶、蛋）、纤维（绒、皮、革）、畜力、肥料和燃料等。如在南非，一些小农户用鹅作“看门狗”（Bayer 等，2003）。家畜放牧能形成社会需要的文化景观，还能帮助维持生物多样性。当地人具有丰富的家畜知识，清楚哪种类型的公畜和母畜是自己需要的，并且也清楚哪类动物最适合当地的环境和生产条件。

从发现的家畜骨架尺寸很大，就可推断出古代希腊人和罗马人很擅长动物育种技术。尽管如此，中世纪时，这种技术在欧洲还是失传了，因为中世纪欧洲的牛体格还是很小。中世纪时，阿拉伯的马育种者就开始率先使用系谱选择进行马的选育，该技术影响了整个欧洲的育种发展。现代育种始于18世纪，尤其是在英国，涌现出许多适用于某个特定地方环境的品种。例如，在高地选择的绵羊或黄牛品种与在低地选择的具有不同的表现型，就如同纯血马与役用马之间有差别。品种的发展还基于从其他大陆输入家畜品种。英国本土猪和亚洲东部、南部及地中海的品种都有杂交。在当时，育种更多的是针对表现型而不是生产特性为目标，品种也常具有多种用途，如牛的用途为奶、肉、役。自20世纪50年代以来，从这些品种（如地方品种）开始，现代专用品种已发展成在一两个主要的生产性状如奶、肉、蛋、纤维上追求高产出。现今的品种已经至少在一个纯系育种体系下选育了20代。诸如此类的现代育种过程需要控制交配技术、动物个体鉴定技术和相应的记录，及对后代生产性能检测以便发现优良亲本（特别是发现优异的父本，因为现代育种技术需要高的父本繁殖能力），以及复杂的数据处理能力。

农业生态系统中生物多样性管理

当前，发达国家（及日益增长的发展中国家）的大多数畜禽是在控制条件下饲养，这在很大程度上与周围环境脱离。甚至饲料原料都不需要本地生产，因为饲料很容易从国际市场上获得。这种与环境脱离的饲养方式，在不占地的动物遗传资源上尤为突出，如禽猪集约化饲养，对围栏集中饲养的奶牛和肉牛也很重要。饲养环境条件的一致性，其结果是只需要很少的品种，这导致畜禽多样性的降低（Tisdell, 2003）。

育种目标包括在几个生产性状（肉奶蛋）上的高性能表现。近来，育种目标也包括改善动物健康状况和代谢稳定性（如骨质结构、家禽重要器官的完整性）以及动物行为 and 产品质量。这些特性已被引入育种方案，以解决发达国家由于集约化畜牧业所带来的环境问题、消费者意识和关注度日益增加，以及动物福利活动等。在美国，人们更倾向于利用草地和牧场生产禽和蛋。外界因素（如废物管理）和特殊利益团体（比如动物福利）的压力，可能提升育种成本以适应不可预见的情况，这也可能已包括在选择方案中的有关适宜性状里了。还应该解决可能存在的人、畜争粮、高投入的猪禽业导致的高氮磷污染等问题。育种公司和机构出于道德、环境、经济原因，持续提高单胃动物的饲料转化率。商品禽业生产中，肉和蛋的饲料转化率已经从 1950 年的 4.0 : 1 降低到 2000 年 2.0 : 1（Flock 和 Preisinger, 2002），目前商品猪生产的饲料转化率是 2.5 : 1。

地方品种一般是由大量小户农饲养和交换的，而商用品种则大规模集中在某些地区，这种集中与企业形式无关（合作社或公司）。与育种公司在其他市场一样，农民合作社在某些品种的市场上占有 100% 的市场份额（Preisinger, 2004）。动物产品的繁殖率、利润率和运输费用等都影响着家畜的集中饲养产业，这些费用也都与育种过程息息相关。家禽的繁殖率相对最高，其次是猪（雌性繁殖率高），接着是牛（雄性繁殖率高），而某些反刍动物的繁殖率相对较低。生物技术在奶牛繁殖中使用最方便（主要是低温冻精和胚胎），而在猪（商品猪主要是新鲜精液）和家禽上利用相对困难些。在一些小型反刍动物和马上，人工授精并不受欢迎，反而是自然交配占主导。因为家禽的繁殖率最高，而且蛋和孵化后只有几天的幼仔容易携带，所以家禽原种企业的联合十分普遍。50 年前，西方国家有很多个原种禽群。20 世纪 80 年代，全球大概有 20 个育种公司。今天，国际鸡肉市场被 3 类蛋种鸡和 4 个主要肉鸡育种公司控制（Flock 和 Preisinger, 2002）。在猪产业中也有类似的趋势。

从制度的观点看，现代育种具有高度组织性，它基于良种登记册记录的等级的动物和家谱，这些记录用来支持育种机构在表现型和生产特性上进行选育的育种目标。育种机构可能是育种者的联合会或者是私有企业。很多组织机构的信息和项目都是可以查询的（如在育种联合会的网页上）。他们一般只生产一个品种，仅具有一两个产品生产性能，他们并没有试图要增加或维持动物遗传资源的生物多样性，但目的在于管理一个群体内有足够多的遗传变异性（案例 6.1）。例如黑白花奶牛，由于一些高效繁殖技术的使用和高强度的集中利用少数公畜，导致全球虽然有几百万头的种群，但是有效的头数不足 100 头。

品种表达了人类利用的动物遗传多样性，定义为驯化单位而非技术单位（FAO 术语表）。从遗传变异性方面讲，遗传多样性可以通过分子生物技术用遗传距离来表示，如微卫星标记技术。系统发育树上距离越远，则遗传差异越大。种群或群体数量大且近交受到限制时，这些品种内具有较高的遗传变异性。

在分子水平上对遗传多样性的检测并不总是与品种表型多样性有关，这是因为长期的交换、改造和杂交，使不同的表型下产生了相似的基因型，或是具有不同表型的相似基因型。例如以下是基因型相似、表型不同的情况：纳米比亚的本地牛品种——山加牛，分布在纳米比亚的北部和东北部。有 4 种被公认为截然不同的生态型：Ovambo 型、Caprivi 型、Kunene 型和 Kavango 型。它们是在不同环境下进化来的，但却在遗传基因上十分相似（Nortier 等，2002）。增加了遗传多样性的杂交但也维持了表现型的实例，例如 Murnau~Werdenfelser 牛，是德国一个受到威胁的品种与 Tarentaise 牛杂交获得的品种；还有就是安格尔牛的古老类型，与丹麦红牛杂交。观赏鸡类的育种家主要关注表现型，但是表现型不同的品种，它们的基因型也许十分相似。通过一个以表现型标准为目的的繁殖杂交，一些灭绝的品种可能会再生。这些再造的类型可以是人类需要的表型，也就是对由社会文化因素驱动，以适应特殊景观所需古老品种的保护；也可以被认为是农业的或自然景观的遗迹，但不能与维持遗传变异性混为一谈。应当区分两种不同的观点：品种作为一个社会性产物具备一些表型特征，作为生物多样性管理人的官方机构，在生物多样性保护公约下，将品种定义为在基因组或等位基因水平上的遗传变异。这些都表明对动物遗传资源多样性及其特征的讨论和管理的难度。

案例6.1 家禽品种和其遗传变异性

所有的家禽类似乎都起源于南亚的红原鸡（Hillel等，2003）。发展中国家通常不会详细描述家禽的品种，除了埃及选育的Fayoumi鸡（Hossary和Galal，1995）外，但是又没有证据显示非洲的热带适应性品种是从其当地品种发展而来的。Fayoumi的基因组成和其他地区的鸡有所不同，它比一些美洲鸡的抗病毒性强（“Egyptian chicken plan”，1997）。

在大种群、大集群群体和限制近亲繁殖的品种中可以发现较高的遗传变异性（如高多态性）。基于遗传特异性的地方种群，可以发展成在表现型特性上不同的一系列纯种，如羽毛颜色、图案和冠式。这些品种的有效种群大小在短时期会减小，诸如高强度地选择某些观赏特性，会减少观赏品种的有效种群大小。同时，近亲繁殖、遗传漂变和瓶颈效应会加剧这种情况，使品种处于灭绝境地。尽管这几年得到了一些发展，但是在FAO的家畜多样性信息系统中，家禽的数据还很匮乏（Scherf，2000；Weigend和Romanov，2002）。14种鸟类、1 049个品种的数据已经被输入到系统数据库中，但仅代表所有品种目录中的16%。从各国给家养动物多样性信息系统（DAD-IS）提供的家禽遗传资源数据看，很明显，欧洲和北美的品种都处于灭绝边缘，虽然其他地区报告的数据还不充分。家畜多样性信息系统中，登记的家禽品种中，约有50%被列入危险中，这是系统中所有品种中处于危机比例最高的。系统内并没有涉及商品禽系，育种公司和大学也没有储备这些品系。

商品禽育种者销售多个产品，多数都源于三四个纯系的杂交。因此，祖系得到不断的发展，储备系也得以保存。商品种畜具备较低水平的近亲繁殖，也维持了高的遗传变异性（Flock和Preisinger，2002）。从遗传变异的观点看，商品种禽覆盖了家禽绝大部分的遗传多样性，这也常见于很多观赏品种。尽管如此，近几年，商品白壳蛋鸡育种者也开始关心遗传变异性的降低和对选择的影响，因为白壳蛋鸡起源于单冠白来航鸡。褐壳蛋鸡和肉鸡的遗传基础广泛，主要由4个品种发展而来。因为经济原因，这几年，育种公司纷纷合并，又对其保存系进行了配置，这些措施都加强了对品种和系谱内遗传变异性的保护（Hillel等，2003）。

本土动物遗传资源管理

本章主要关注地方或本土动物遗传资源的管理。本土传统知识就是对当地传统经验的实践，也同时将更多当前的经验与现代技术相结合，因此它是动态的。随着创造、革新机制及与其他领域的结合而变化发展，形成了当地型或全球型（Richards，1985；Warren，1991；

Haverkort, 1993; Rajasekaran, 1993; 案例 6.2 和案例 6.3)。

从社会角度看，社区内及邻近的组织和机构、农户和社区资源管理都影响农牧民的决策，这些决策涉及到动物遗传资源 (Rege, 2003)。自然资源 (土地和水) 的使用、土地所有权及使用权 (私有或公有) 的类型，还有家庭内部问题 (性别问题) 都会影响农牧民决定养什么动物以及什么品种。有关品种的概念，有一个共识：它是环境和群落价值及目标的表现；综上所述，农业多样性的保护，应当与生产利用紧密联系 (Rege, 2003)。

为什么农牧民在农业系统中会保存物种和品种资源？

本土家畜饲养者主要是牧民及对当地自然非常熟悉的农民。在这些系统中，动物有时会被按照部落或群体进行标记，但是外来人员很难逐个分辨出来。Rege (2003:27) 提到，长期使用的品种若要进行正式定名在西方发达国家之外没有什么意义，因为这些地方一般不存在系谱记录。即使在这些情况下，我们把系谱或“类”的连续区别性一般说成是拥有该类型的社区在传统“育种目标”和地理文化等方面的隔离。

案例6.2 农牧民对达摩牛的特性偏好：以参与式研究方法评价育种目标

如果没有正式的育种基础设施和记录系统，那么调查和评价家畜饲养者的育种知识和策略，仍然是一个不小的挑战。本研究旨在验证参与式方法的适用性，并且该方法有助于更好地了解农牧民对本地牛品种的喜好和产品的偏好程度，以及能应用于育种改进项目和动物遗传资源管理上的基本特性。

本调查在冈比亚3个地区27个村庄的牧主和牧民间进行。三个地点具有不同水平的商品化程度、舌蝇问题和畜群所有制形式。所有的研究地点都选择在传统的低投入，且是混作栽培制度，以家畜系统占有优势的地方。作为多种用途的牲畜品种，可以提供奶、肉、肥料和役力。与其他被舌蝇感染的西非地区一样，饲养反刍动物是因为它们耐锥虫的能力和其他方面有良好的适应性，耐锥虫的达摩牛品种大约占冈比亚牛比例的95% (cirdes/ilri/ite 2000)。然而，由于接近干热的稀树草原气候，使得Gobra瘤牛的迁移较为容易。

鉴别农牧民的育种偏好曾使用不同的调查技术，使它们符合既定的育种目标。在7个村庄中，采用集中分组探讨的方法，用以调查农牧民的生产目标、育种策略 (包括品种和特性) 和育种实践。

集中分组的探讨揭示：虽然人们普遍使用的是达摩牛，但在传统的

育种策略中，也推崇与Gobra牛杂交。对达摩牛最常用的评价标准有体格大小（13.1%）、体格强壮度（28.3%）、发情强弱（10.6%）和后代优良（12.3%）。农牧民用“体格强壮度”来描述活力和适宜性。对达摩奶牛来说，奶产量（25.1%）、年产犊能力（24.9%）和体格强壮度（16.6%）是优先考虑的标准。健康状况（反应抗病性）对种公牛来讲是最重要的参数，对奶牛也很关键。奶牛最优先考虑的生产特性是产奶量和繁殖能力，种公牛则是体型和生产性能。

基于指标频率和家畜生产目标，选择6种特性建立分等矩阵（案例表6-1）。达摩牛在适应干旱胁迫、役用能力和抗病性等方面的表现得到的等级最高。Gobra牛在抗病性上得到等级最低，不过在体格大小和产奶量上的等级最高。在不同的调查地点，结果也存在显著差异。

案例 表 6-1 冈比亚农牧民对家牛品种的评价（等级为 1~5）

评价指标	Gobra 牛	N' Dama-Gobra 牛	N' Dama 牛
体格大小	4.9	4.3	3.1
产奶量	4.7	4.3	3.2
分娩率	2.9	3.1	4.4
抗旱能力	2.3	2.9	4.7
役用能力	2.7	3.5	4.7
抗病力	1.8	2.6	4.6

动物遗传资源管理的参与式调查方法，对鉴别和评价传统育种策略的各个面及获得家畜管理团体的参与都很重要。矩阵等级工具，生成可量化的数据，而且便于农牧民和研究者进行相关育种信息的交流。因为达摩牛品种有抗病力和适应力，农牧民很清楚地表达了他们对达摩牛品种的喜好。家畜体格大小是选择达摩牛的一个重要指标，在 Gobra 牛中得到了较高的评分，它是杂交育种的原因。如果未来仍要维持达摩牛品种的完整性和适应性特点，就必须在纯种计划中加强品种的基因改良。然而，育种策略应当考虑到当地的地区计划，同时符合生态环境特异性改良方案，在某些高潜力地区，努力倡导支持杂交育种，甚至是农牧民也已经开始尝试了。

资料来源：Steglich, Peters (2002)。

对单个动物和动物育种控制程度的了解，有赖于人们维持生计对家畜的依靠程度，因此，它们在牧区要比农牧结合区更为广泛。在种与种之间的变化很大；饲养骆驼的牧民要比绵羊、山羊生产者对育种更

感兴趣 (Huelsebusch 和 Kaufmann, 2002)。有多种途径可以获得家畜, 例如可以继承、用服务交换 (放牧)、亲属馈赠或直接购买 (Hassan, 2000; Gondwe 和 Wollny, 2002; Jabbar 和 Diedhiou, 2003)。

案例6.3 环境变化下埃塞俄比亚波仑牛(Qorti)的价值

这个研究解释了, 由于错误发展观念的干扰和高人口密度, 导致波仑牛原有栖息地被开发, 使波仑牛 (Qorti) 的价值受到影响。埃塞俄比亚两个地区的数据对比了传统的牧场管理和加入一定外界干扰的管理。Web区代表传统的旱季放牧地区, 位于博拉娜草原的中部, 与九口深井群中的一个相连。Dida Hara区曾是一个湿季放牧地区, 外围是草原。20世纪70年代建设了很多水池用以缓解湿季放牧压力和提高整个草原的利用率。参与式农村评价技术、访问法、全球定位系统和官方地图等, 用来评定牧民所选的品种喜好、自然资源的状况和土地使用政策。在干湿两季峰值处, 测量本地成年家牛品种公母畜的体重。

埃塞俄比亚波仑牛 (Qorti) 源于牧民在风险很高的半干旱草原条件下的成功育种和选择策略。波仑牛在半干旱草原区一度因为它的高产性而得到重视 (Cousins 和 Upton, 1988; Behnke 和 Abel, 1996)。它作为商品家畜出口到肯尼亚, 并可生长至 850kg (Raga, 1999)。博拉娜牧民的土地利用制度是基于很好的规划草地功能类别与家畜分群之间的匹配性, 以确保能够获得足够的放牧地和水资源。水资源匮乏是确定草原利用的关键变化因素, 曾用来界定非洲东部最优良的草原。本地育种机构通过对可用的放牧资源和水资源的管理, 可以在干旱期和湿润期满足畜群的不同需求。而且, Dida Hara 地区的人工水池, 使得这些地区成为永久放牧地和不加控制的定居地, 由此降低了畜群的移动性, 导致原来的临时放牧地过牧。同时, 自上而下的强迫性官僚主义又破坏了当地的牧场管理制度。进而, 新界定的行政疆域——是埃塞俄比亚政府的区域性项目的一部分: 包括给索马里转让 1/3 的博拉娜草原和重要的水井, 这也更加剧了博拉娜部落和索马里的冲突。人口年增长率为 2.5%~3%, 这又进一步对草原施加压力, 减少了人均可用资源量。这也就导致了草地资源不断退化, 优良种消失以及木本灌木的入侵这样的预期结果 (Coppock, 1994; Kamara, 2001; Homann 等, 2004)。

博拉娜草原的变化威胁到埃塞俄比亚波仑牛 (Qorti) 品种类型的维持, 但是使体型稍小、更健壮的其他种 (Ayuna) 得到发展。在适宜的草原气候下, 牧民更喜欢大体格的波仑牛。波仑牛具有优良的生育率、生长率和产奶量。尽管如此, 与 Ayuna 牛相比, 人们认为波仑牛 (Qorti) 的抗旱力、抗外寄生虫力和对牧草短缺期的适应力都较低。Ayuna 牛源自于高原牛的遗传回交, 虽然矮小但相对健壮, 而且能够适应退化的草原基本状况。然而, 它的生育力、牛肉和产奶量比波仑牛 (Qorti) 要差一些。测量平均体重, 显示成年波仑牛 (Qorti) 的体重要显著重于

Ayuna牛，但是在雨季，Ayuna牛的增重更大。

两种牛的地理分布反映了牧民的育种偏好于对退化环境有适应性进行选择牛。Web地区被鉴定为更适合Qorti牛的栖息地，在Web地区，Qorti牛的出现频率要明显高于Dida Hara地区。在Dida Hara区，外界干扰很高，使放牧压力扩展速度很快，社会经济不平均很明显，在1999~2001年的干旱期，这个地区经历了整个博拉娜地区最惨重的牛损失。今天，因为过度消耗草地资源，不论是非国有或者国有牧场中，仅少部分的富裕牧民能养得起Qorti牛。

面对这些情况，埃塞俄比亚原有波仑牛（Qorti）品种的价值已经降低很多。牧民意识到大体格的Qorti牛在博拉娜草原上已处于灭绝的边缘。当放牧资源贫乏时，Qorti牛就显得没有什么竞争力。大多数的农户要么仅饲养Ayuna牛，要么就只饲养一小部分低性能的Qorti牛。草地资源匮乏及持续干旱，伴随着多数人口面临的贫困威胁，这些是造成遗传基因流失的主要原因。任何对埃塞俄比亚纯Qorti牛的保护措施，都需要改善牧民可用的放牧资源的数量和质量。

多重因素的相互互动使得对自然资源的利用更加难以控制。20世纪70年代，外界干扰不断增加，从此牧区的生活水平开始下降。农牧民亲眼目睹了他们的草原逐渐退化，并且也意识到他们的社会资产逐渐降低，但是农牧民仍然相信传统的生产方式是管理草原必不可少的，同时他们也强调需要正式组织机构的帮助。应当建立真正可以与农牧民持续合作的机构，包括调停冲突和仲裁不同的利益团体。持续扩大的协商机构可以确保自然资源所有者之间在大范围内共享自然资源，建立合作社，促进牧区管理与外界的关系，并改善并协调外界活动。这种协商形式的优势在于能有效促进改革，杜绝有害措施，还能仲裁冲突。但是也存在一定的风险，主要包括：滥用职权、不正当获取的信息、加快商品化程度和政治联盟，以及使弱势群体更易被操纵。

为支持这个机构需要：完备的实用政策理念，把研究发展方案与社会经济、生态尺度整合，还有评定，以使不同的利益团体认同他们的租赁使用制度及其功效。然而，要想成功更依赖于政策而非技术问题，而且它无疑更需要依赖所有参与者愿意分享信息和在相关建设中的合作（Grell and Kirk, 2000; Thebaud and Batterbury, 2001）。

资料来源：Homann等，（2004）。

多种研究显示，当地育种者利用一些指标判断动物的种用价值，同时公畜和母畜的标准也有区别。这些指标源自于动物要承担的多种功能。Tano等（2003）访问了布基纳法索舌蝇感染区以家畜为生的牧民、农牧结合的生产者以及肉牛和奶牛生产者。调查发现，所有的农

民都偏好选择牛，因为它们对牧草类型和水质不挑剔。对于公牛，认为其役用能力、大体格、高繁殖率、抗病力和生长速度等特点都是可取的。对奶牛而言，繁殖能力、产奶量和体型大小则是重要指标，但是这在各生产系统之间存在差异。农民比牧民更重视动物的役用能力，而后者较重视产奶量。农牧结合的农民对役用力最关心，而比较忽视肉奶的产量，因此他们也不关心家畜繁殖能力高低的问题。对牧民而言，他们最为关心的就是繁殖能力，因为它直接影响畜群的大小和生产能力，肉奶的产量他们也是较为关心的。和公牛一样，人们倾向选择大体格的奶牛，因为它直接影响家畜的市场价值（Tano 等，2003）（案例 6.2）。

尼日利亚西北部的个案研究（Hoffmann，2003；案例 6.4）表明：品种的地理分布存在空间和季节上的差异，因而不同的生产群体饲养不同的品种，为他们提供必需品和适合品种生态位及生产系统的服务。

在发展中国家，绝大部分品种的性能、适应力和抗病力都没有系统性记录，而且现存信息也不易获得。在发展中国家发现了大量的家畜遗传多样性，但这些遗传多样性都没有记录，同时也存在着很高的、逐步增加的灭绝风险。只考虑有市场价值的产量因素，而忽视家畜大部分功能和性能的可持续性时，也就低估了本土家畜品种的价值。对不良生产条件的适应性是很多本土品种的独有特性，但在自然条件下很难被记录下来。因为缺少对动物鉴别和性能检测，在传统环境下很难进行地方品种的定量分析。过去几年，一些组织机构进行了定性评定，主要是在传统型或传统改良型家畜系统下，是基于牧民偏好和其社区优先权的参与式评价。该方法的过程，已在 2003 年《生态经济》中的一篇专题文章“评定动物遗传资源”中进行了阐述（Tano 等，2003）。除了参与式方法外，各种经济学工具，如联合分析法（Tano 等，2003）和分析买家对某些特性和品种偏好的内涵价格模型（Mohammed，2000，on camel markets；Jabbar and Diedhiou，2003，on cattle）等都证实对动物遗传资源评定很有效。一些文献都涉及对地方品种兴趣的不断增加和动物遗传资源的社区化管理等问题（Köhler-Rollefson，2000；Mhlanga，2002）。

案例6.4 西非牧场和农牧混合系统的生物多样性管理：尼日利亚西北的个案研究

在西非北部地区，牛是牧民和农牧民生计的基础。它们可以产奶、做厩肥、役用及作为储蓄和保险等。畜群的组成，特别是牛，一般是依据畜群中的个体的性别和年龄组成进行分析（Fdlpcs, 1992a, 1992b; Vabi, 1993）。在对尼日利亚北部的访问中，我们很难获得家畜数量上的相关数据。一是因为某些文化原因和害怕税收，牧民不愿透露有关他们家畜数量的信息；二是在生态和经济都高度变化的环境中，管理活动的风险也加大了获取准确数据的困难。这些管理活动包括社会网络上广泛的动物交换，按照管理单位进行划分畜群，这样家畜可能在离牧主家很远的地方放牧，并由一个牧民放牧不同牧主的牲畜。

此个案的载畜密度信息是沿西北尼日利亚Zamfara保护区的剖面计算每月的动物数量（Schaefer, 1998）。然后，将动物数量转换成250kg活重的热带家畜单位（TLUS）。

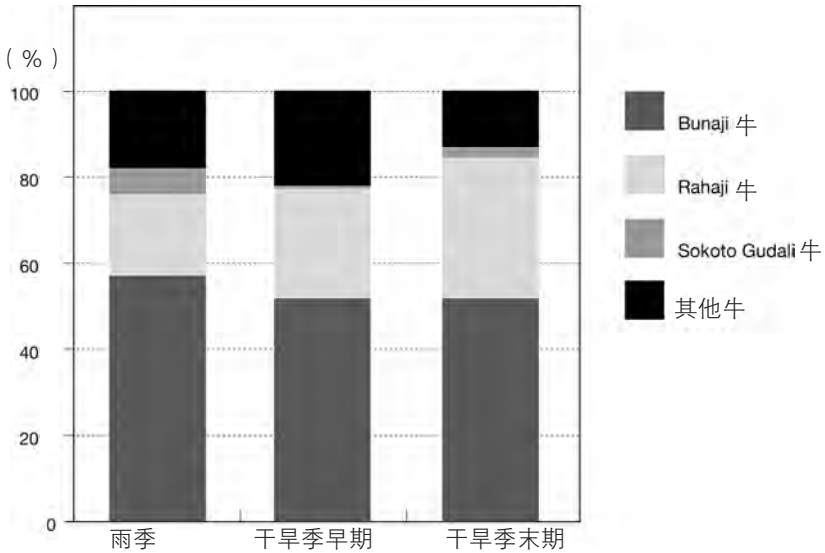
全年，每公顷草原上有0.84头奶牛、0.55头绵羊、0.38头山羊，得出放牧率为0.81TLU/hm²。这个放牧率超过了推荐的数值。牛密度最大值出现在8月，为2.3头/hm²。这与降水量、植被生长率和草原地上生物量的数量及质量上的峰值相一致。草原干旱季节动物密度减小，反映了可利用水和食物减少。随后的结果是牧民从Zamfara保护区迁移出去。在当地村委会将农田入口封闭后，农田雨季里就没有家畜。11月至次年3月，农田奶牛的数量保持在1.6头/hm²，之后迅速下降。相反，在旱季，小型反刍动物的放牧率从0.3逐渐降到0.1头/hm²。高的家畜密度通过粪便给系统输入养分（Hoffmann等, 2001）。

通过不同的调查手段询问牧民载畜量，保守地估计，富拉尼（Fulani）的农牧民有牛69~75头，绵羊33~43头，山羊34~36头（Kyigwom等, 1994）。相比之下，在喀麦隆北部的富拉尼（Fulani）居住地的调查结果表明，他们拥有相似数量的牛，但是小型反刍动物的数量较少（Vabi, 1993）。富拉尼人的畜群比豪萨人（Hausa）的大：77%的豪萨农民平均饲养13头绵羊，75%的农民还饲养11头山羊。他们还拥有一些牛，主要是役用的公牛，但是仅有7%的农民饲养牛的数量超过10头。

在农田和草原上，每个放牧畜群的牛和小反刍动物的数目没有区别。1 264个畜群中，牛的平均数量为20.2头（范围为1~183）。2/3的畜群组成中，牛的数量都低于20头。有关畜群的调查结果，虽然不能直接用所有制形式来得出结论，但是牧民饲养小畜群的比例很高，也就是只饲养少量牛，且很大一部分都是役用这个特点，就可用来解释这些数字（Hassan, 2000; Hoffmann等, 2001）。在采访中牧民指出他们将较大的畜群按家畜类别分成不同的小牧群。为了更好地适应每类家畜它们的食物需求和行走能力，公牛、奶牛、幼畜和犍牛分别单独放牧（Schaefer, 1998）。

这个地区主要牛的生态型或者品种是Bunaji牛（白富拉尼）牛、Rahaji牛（红Bororo）牛和Sokoto Gudali牛（索斯托克达理）。Rahaji牛是一个兼用种，生产奶和肉。Bunaji和Sokoto Gudali牛（索斯托克达理）还能提供额外的役用功能，Bunaji牛主要用于产奶，肌肉组织较好的Sokoto Gudali牛用于产肉和役用（FDLPCS，1992a）。

在这个地区，一个品种由734个畜群（58%）构成。假如畜群种系很纯，就可从中选择特定类型的繁殖种畜。这就表示了牧场主可以根据其特殊环境和用途下的家畜适应力来选择它们的公牛。保护区内，季节和地域则显著影响这些品种的分布（案例图 6-1）。



案例图 6-1 Zamfara 保护区草原牛品种的季节变化 (Schaefer, 1998)

品种Rahaji牛，能较好地适应恶劣的干旱环境，在保护区北部分布很多。Rahaji牛是最受牧民青睐的品种，对于干旱环境的适应性最佳。它们对与疾病有关的湿润环境很敏感 (Blench, 1999)。在北方42%的畜群中，Bunaji牛是最为重要的品种，而该品种在保护区的中部和南部分布更是占据优势地位（分别占62%和90%）。

品种驯化从Rahaji牛开始加强，逐步扩展到Bunaji牛，最后是Sokoto Gudali牛 (FDLPCS, 1992a)。因此，Rahaji牛仅被牧民饲养，不论他们是否进行耕种。农民和牧民都饲养Bunaji牛，而Sokoto Gudali牛主要是农民饲养 (Hausa 和 Fulani)。Vabi (1993) 和Blench (1994) 也发现定居在富拉尼的牧民用Sokoto Gudali牛代替Rahaji和Bunaji牛。因此，牛的品种分布说明在一个特殊环境

中选择哪一个品种是经过考虑的，也就是根据这些品种的用途和它们对生态条件的适应能力进行选择。

Zamfara 保护区的个案研究说明，牧民掌握了一些策略来利用和管理生物多样性。通常，他们是基于对本地土壤、野生和驯化的植物、动物的了解而形成这种策略的，该策略还可根据自然资源空间和时间的变化做进一步调整，例如包括财产权的变动性和灵活性，系统内外的产品与服务的交换及各种创收活动等。这是西非旱地所特有的，那里人们要在降雨量变化、人口膨胀和波动的市场情况下，维持家畜和农业生产系统。所有的策略都基于高度的多样性、灵活性和适应性，以便更好地处理不可比的因素。

资料来源：Hoffmann（2003）。

牧民和农民如何保存品种资源？

即使是在世界各地的草原牧区，控制家畜的育种策略都是极具差别的（Blench，2001）。动物去势在有些社会里是无法接受的，在家畜集群或者自由放牧时，很难做到性别分离（案例6.5）。一些牧民都将受欢迎品种的畜群发展到足够大的规模，以便他们能从畜群中选择种畜（Köhler Rollefson，2003）。

案例6.5 公畜去势

在很多系统中，公畜去势都是牧民常用的手段。虽然动物去势有助于增重，不再有好斗性（因而变得更易管理），但可能出现诸如对那些未去雄的公畜遗传特性判断失误或优质公畜发生意外，导致一个畜群的交配是由遗传基因比较差的公畜来完成。一个与此相反的策略是使用机械法阻止繁殖；绵羊和山羊的生殖器隔离器在西亚很流行。以前，撒哈拉以南的非洲很少进行公畜去势，因为公畜储备存在风险；尽管如此，随着良好的卫生保健措施的逐渐扩展，使得去势成为更流行的手段。安第斯山脉，公畜去势几乎涉及所有的畜种。同时，去势手段的应用也与公畜有效流通的制度有关；在某些方面这与干旱和暴风雪对家畜结构的影响具有相似性。假设只有少量具有潜在高质量的公畜，如果种公畜死亡，只要从邻居或邻近的社区租借优质公畜就可以恢复生产。当更多的社区相联系时，这个工作就会更有效，当然同时也存在社区会共同削少公畜数量的风险（Blench，2001）。

另外一些牧民则更愿意确保他们的畜群不和其他畜群混淆（也因为疾病控制），而不是在他们的畜群内进行控制性选种。虽然，西非的牧民自己也意识到他们的畜种为应对不同的小环境，就必须引进新品种，但是很多牧民似乎不关心控制选种，甚至对牛也是这种态度。（Blench, 1994,1999）。牧民是稀有的、适应性品种的所有者和管理者。

在很多草地和农牧混合系统中，都有传统的动物交换体系，这些体系与广泛存在的人类社会组成结构密切相关。人类的祖先被详细地记录下来，家畜在这方面应该和人类是一样的。因此，畜禽一般作为礼物馈赠，庆祝一些里程碑式大事（如出生，结婚）。蒙古牧民在人与动物血统间建立了明确的联系，但这个过程被集体化和部分科学育种实践的引入而中断（Blench, 2001）。除交换遗传材料之外，家畜交换也是保险和加强社会联系的方式。存在各种收益的分配合同，主要是要求动物接受者必须与捐献者共享其子代（Hassan, 2000; Chagunda和 Wollny, 2002; Gondwe和 Wollny, 2002）。

动物遗传资源的变化和威胁

动物遗传资源的流失率在持续增加。家畜多样性信息系统（DAD-IS）中登记的6 300个品种，有1 350个品种几近灭绝。全球35%的哺乳动物和52%的禽类品种，已经灭绝或存在灭绝的危险。欧洲在这方面的威胁最高（有55%的哺乳动物和69%的禽类），而亚洲和非洲此比例低于平均值（表6-2）。

人们越来越担心随着基因流入或与外来种杂交，地方品种可能会逐渐流失或灭绝。这些品种的流失可能导致遗传特性丧失。某些情况下，这些特性是通过几个世纪建立起来的，如：牛、绵羊和山羊对锥虫的抗性；马尔瓦尔山羊（Marwari）具有抗热性和抗旱性，它们能在营养条件差下生存；或是雅库特牛（Yukut）的抗寒性。

对种群威胁最显著的事件如下：

战争、病虫害（动物和人）暴发、其他自然灾害（如干旱，洪水，地震）；

环境变化、全球变暖、农业生态系统的转变；

社会和经济变动，城市化，市场波动会加剧导致“农民消失”，“栖

农业生态系统中生物多样性管理

息地消失”等；

传统生存方式和文化多样性的丧失；

全球育种材料和育成品种的市场化，或是品种替代或融合，地方品种和外来中的杂交等；

短期目标，缺乏对现行或未来动物遗传资源价值的认识；

监测与管理水平差，缺乏可持续的雨季相应计划；

不良的畜牧业发展政策，缺乏预警系统，不适当的灾后重建；

调整普通放牧地为其他土地利用类型土地使用政策，会取代牧区社会，最后导致动物品种丧失。

表 6-2 到 1999 年 11 月全球哺乳动物和禽类品种的风险情况（按地区的绝对数）

风险情况	非洲	亚洲和太平洋	欧洲	拉丁美洲和加勒比海	近东	北美	合计
哺乳动物品种							
品种总数	632	1 031	2 512	304	562	289	5 330
未知	205	280	265	116	278	103	1 247
近灭绝	74	99	857	43	37	69	1 179
已灭绝	39	43	515	27	25	55	704
不存在风险	314	609	875	118	222	62	2 200
禽类品种							
品种总数	106	220	611	53	34	25	1 049
未知	45	99	63	0	0	2	209
近灭绝	21	43	391	24	7	22	508
已灭绝	0	4	32	0	0	0	36
不存在风险	40	74	125	29	27	1	296

资料来源：家畜多样性信息系统，Scherf(2000)。

环境变化

自然环境的变化，如：开垦草地，扩大农田和与植被、土地利用相关的变化，森林砍伐或狩猎，及与栖息地相关的动物疾病携带者的变化，全球变暖等，这些都可能影响家畜品种甚至是种的相对优势（Anderson, 2004）。草地分布或由病媒传染性牲畜疾病的变化直接影响家畜的分布和生产力（Tano等, 2003；案例 6.2, 案例 6.3, 案例 6.4）。

在舌蝇地带，牛受到锥虫的威胁，但人口压力和热带稀树草原向耕

地的转变，已经使这个地带向南移动。因此，在非洲的亚湿润干旱区，数千平方公里的土地，现在都充斥着热带草原舌蝇，改变了有锥虫抗病性品种和无锥虫抗病性品种家畜的（牛、绵羊、山羊）相对价值。可以预计：人口的压力和人类活动对环境的影响最终也将使舌蝇无法生存，同时减少野生动物资源的储备。因为瘤牛一般比较高，在没有舌蝇威胁的环境，农场主比较喜欢饲养瘤牛。农民对当地锥虫病压力的情况非常了解，这使得他们能够在非常和谐的景观空间上分布抗锥虫病品种和易感染品种。Jabbar 和 Diedhiou（2003）发现，农场主更偏好体格大的瘤牛品种，例如易感染锥虫病的白富拉尼（White Fulani）品种，而不喜欢那些体小的抗锥虫的 Muturu 牛和 Keteku 牛品种，虽然他们也承认后者在抗病性和非选择性放牧习惯上的有优势。Rege 等（1994）指出，在尼日利亚南部，Muturu 牛品种具有独特的社会文化特点。在低感病区域中，抗病品种的优势降低。因此，Muturu 牛和 Keteku 牛品种已从尼日利亚西南部的热带稀树草原地已消失了，仅局限于一些森林地区。尽管如此，在锥虫病防治过程中，不断增加的药物抗性成为继续研究抗锥虫病品种的动力（Jabbar 和 Diedhiou，2003；Tano 等，2003；案例 6.2）。

在撒哈拉以南的非洲半干旱地区，降雨量减少加上这些地区的过牧和农业耕作使草地退化，使反刍动物对草地的适应性下降，特别是牛的适应性严重下降。在一些半干旱地区，开始由森林转变成新的热带草原。在草原退化的地方，农场主根据饲养策略选择那些食物需要量低的或者放牧习性不同的品种（案例 6.3 和案例 6.6）。20 世纪 70~80 年代中期，干旱期之后，在西非荒漠草原，小型反刍动物相对于牛的比重有所增加，特别是山羊，单峰骆驼的数量到现在仍然在增加。这是因为单峰骆驼的抗旱性和对饲料资源缺乏环境的适应性最好，其后是山羊和绵羊以及牛。同时，农场主选择各个种内最适合的品种饲养。例如在西非，饲养 Sokoto Gudali 牛（索斯托克达理），而在南非饲养 Nguni 牛，因为后者更能适应采食灌木资源（Blench，1999；Bester 等，2002；案例 6.7）。

撒哈拉（Sahel）荒漠草原牛群向南移导致了被称为“动物役力区”（Animal traction line）的转变，使得原来使用畜力进行耕作的南方和北方，已经不可能再使用畜力了（Blench，1999；案例 6.6）。在非洲东部和南部，自 1980 年开始，干旱就影响着大面积的地区，农场主不得不用抗旱力强的驴代替牛作为畜力。

案例6.6 尼日利亚西北地区，用骆驼替代牛以保持土壤肥力

在尼日利亚西北地区，具有交换关系的相互隔离的生产者之间，盛行一种作物—家畜配合模式（McIntire等，1992）。草原家畜的流动性是这个系统中不可缺少的部分，放牧场会按常规迁移到特定的位置。牧民选择迁移路线的主要决定因素是：获得有权利用的水草资源和所利用的作物秸秆的价格。但是，这种配合制度正被一个更加集约化的系统所代替，新系统中，可以在一个农场中同时进行作物和畜牧业生产。不断增加的人口压力是促使这种转变的一个因素。家畜更多的是限制性饲养，而不是在天然草原自由放牧。劳动密集型的刈割——搬运饲养系统对作物秸秆、饲草和灌木的依赖程度增强。畜牧生产的方向是肥料、畜力和奶产品（Mortimore和Adams，1998）。作物秸秆成为了农场主和牧民的一种资产。

多年来，已在制度上进行了许多调整，以确保家畜的移动以及解决牧民与农场主之间的矛盾。农场主用作物秸秆和牧民交换厩肥，这是两者间最容易相互利用的物质。但是，农场主也需要秸秆来饲养他们自己的家畜。另外一方面，他们又急需肥料去补充土壤养分。另外，他们还要面对额外的问题，如在旱季缺水 and 缺草时，养牛的牧民会转移到更远的南方。

因此，与富拉尼（Fulani）地区，农田由牛群的厩肥来施肥的传统的方式相反，图阿雷格人（Tuareg）用骆驼（单峰驼）给农田施厩肥。近来的发展是，进行远距离迁移，半游牧饲养骆驼的图阿雷格（Tuareg）牧民，已取代富拉尼（Fulani）牧牛者在土壤施肥上的作用。在Dundaye地区的村庄，在25年前就发现有饲养骆驼的牧民了。1985年，只有少数的农场主与骆驼牧民达成施肥的协议；其他的协议直到1992年才开始。共14个农场主与这些牧民签订协议，其中8位在1994年和同一个牧民签订了协议。骆驼牧民从尼日尔共和国到尼日利亚北部的季节性迁移开始于12月和1月，然后他们在雨季开始时回到尼日尔共和国（5月和6月）。骆驼牧民的季节性迁移活动显著影响尼日利亚北部的骆驼数量，特别是在旱季。Sokoto、Kebbi、和Zamfara地区，牧区和村庄的骆驼数量分别是6 800头和36 500头（Fdlpcs，1992a，1992b）。近10年来，骆驼屠宰和作为耕地和运输等役用已经增加（Mohammed，2000）。在施厩肥合同下，旱季夜晚，牧民将牲畜赶到田野中，这时已经没有作物秸秆，周围的植被也很稀疏。动物白天被放牧时啃食附近的一些小灌木。这种在旱季末期将牲畜围在农田中的做法，导致从草地到农田的净养分转移，同时还将粪尿留在土壤里。这种从草原到农田的营养输入，其费用一般是由农场主来支付。当下一个种植季节来临时，由挥发作用引起的氮流失与旱季收割后施入的厩肥相比就微不足道了（Hoffmann等，2001）。而骆驼粪便中的养分与牛及其他小反刍动物粪便中的养分没有区别。

厩肥生产动物则从牛转为骆驼，使得灌木成为食物来源之一，并且能够提供足够多的饲料。骆驼对阔叶草本和禾草的依赖度不高，但喜食木质灌木植

物，直到现在这些资源在当地都很丰富。旱季末期的夜间，实行骆驼围栏放养有3个优点：①作物秸秆可被农场主的家畜充分使用；②施肥使得土壤养分状况得到改善，因为在雨季开始前，厩肥并不发挥作用；③由于骆驼食谱中灌木占有较大比重，使得骆驼的排泄物中包含某些杂草种子的可能性低于牛和小反刍动物。

资料来源：Hoffmann and Mohammed (2004)。

关于气候变化，饲养家畜的补偿性措施，常根据气候变化类型和变化程度而发生变化。起初，家畜生产者可通过调整控制系统的管理措施（冷却环境、改变饲养方式和日粮）来适应气候的变化。在粗放型系统中，畜群可被转移至更舒适的地点，比如高地。高抗热品种的引入可能带来生产潜力低的缺陷。如果维持品种的生产力仍很困难，那么我们可选择那些抗性品种，比如西非荒漠草原的案例。通常，商业和集约化畜牧生产体系中，通过技术变革可具有更好的适应潜力，然而，粗放的草原系统或其替代系统的技术采用比例仍比较低（Anderson, 2004），因此，改变畜种是更好的选择。

案例6.7 秘鲁高地大规模核心绵羊遗传改良项目的经验

本文回顾了一个低投入绵羊育种计划的发展和执行情况，旨在改善安第斯山区农民的生活水平。目标社区位于塞拉地区（Sierra）中部，一个隔离的高山区环境（海拔4 000~4 500m），位于利马东部，为半湿润寒冷气候。在这里，绵羊、羊驼和牛按照重要性次序依次由粗放生产的牧户、社区和多元社区等生产系统饲养。特别是，家庭畜群包含30~400头绵羊，在牧主的房屋周围饲养时，可为他们提供基本的生活必需品。社区畜群大概有4 000只绵羊，以单独畜群形式饲养在邻近农村的公共土地上。羊肉和羊毛的收入分配给农区成员（大概1 000户）。多元社区的牲畜（平均属于6~10个团体）是从征用原私有土地和矿业公司过程中取得的。这个畜群由大概有10万头绵羊，它们分别在不同的地点饲养，但是都有一个共同的育种计划。不同的生产系统需要不同的育种基本机构、组织容量和技术输入，这些反过来又影响了生产力参数。

绝大部分的绵羊都是肉毛两用的，考历代羊（Corriedale）品种或者地方绵羊品种其生产性能都有不同程度的提高。体重可与那些在南美温和育种地带

的商品羊相媲美，虽然羊毛等级、羊毛质量和均一度都不高。育种者为了符合市场对高品质超细羊毛的要求，不断寻求改良方式。公羊可能是在家里饲养的，也可以是购买的或交换得来的，并能产生独立的核心群，或者是从别处引进的。不可能含所有考历代羊种群的基因结构。另外，没有生产性能记录或家系保留；所有的选择决定都取决于人眼的观测评价，甚至较大的多元化社区中的种群都不具备正式的育种程序。

塞拉地区（Sierra）中部没有政府或者私人的农业咨询服务。恐怖主义、生产和营销困难，共同制约着动物研究和发展活动。秘鲁和阿根廷联合致力于在塞拉中部建立一个绵羊育种项目，它始于1996年，主要分析传统育种系统。通过两年的商讨，7个农村和一个多元社区公司同意发展一个旨在改善羊毛生产的育种计划和建立一个适宜的推广服务，以充分利用目前的育种技术。

育种策略决策得以产生一个共同的育种结构，为该地区的生产，并向整个考历代种群提供种公羊，该育种机构可能效率不高，但是具有发展空间和可持续性。

每一个参与式农村可建立一个增殖羊群（有些已经具备）和向中央核心群提供最好的母羊。多元社区公司作为一个额外的成员参与进去，并为其顶层提供母羊。一个最佳的开放核心群的设计，要求将最好的绵羊集中到羊群中，精选育成母羊，并用核心群和参与群体中最佳的1岁以上的母羊来代替年纪大的母羊，替代比例依选择精度而定（Mueller, 1984）。尽管如此，由于缺乏生产性能记录和遗传关联性，这就阻碍了羊群间选择的准确性。另外，每个参与者都愿意获得平等使用公羊的权力。因此，每个羊群都提供相同数量的基本母羊。这种做法明显地不是最有效的，但是有利于团体的和谐。

鉴于必需的公羊、有效的繁殖率、交配率、年龄组成和近亲繁殖耐受性，中心核心群的最小规模应有250头母羊和6头公羊，最小的扩繁群体应当有200母羊和4头公羊。最初的冷冻精液来源于3个阿根廷公羊，是阿根廷考历代羊育种协会捐赠的，另外3头公羊是由多元公司捐赠的。本地公羊有很好的声誉，外来公羊同样也表现良好。中心核心群中计划对羊的生产性能（断奶重、育成羊体重和羊毛重）和系谱进行记录；后代测得的最好公畜将被强度使用。生产性能的记录则是为扩繁群体而安排的。预计因操作问题可能限制了进一步向上的基因流动。

最后于1997年6月，中心核心群的432头母羊同步人工授精，一半通过腹腔镜给母羊输入进口冷冻精液，另外一半输入当地新鲜精液。对后代羔羊鉴定表明，外来公畜在羊毛重量和质量上的表现比本地公羊要好，但在体重上不如后者。每年有一半的带羔母羊返回到村庄，作为扩繁群体的基础。2001年，参与者增加到15个，中心核心群增加到300头母羊。多数扩繁群体的羊群大小能达到理想。在中心核心群，育成公羊都要通过性能测试和依视觉观察进行分级。最好的公羊用于核心群和扩繁群体母羊。整个这个项目所包含的绵羊数量接近160 000只。

参与者都强调要有技术支持。根据其他经验和可预见的资源进行分析也可以有其他的决策选择。最后，社区领导同意向大学提供土地，用以建立研究所和农民培训中心（CICCA），它孕育了中心核心群，同时也作为一个示范农场。CICCA的培训程序涉及肉眼的观察选择指标、繁殖和健康检查程序、羊毛分级及人工授精等。农场主认为CICCA的活动是成功的，因此将合作又延了5年。这可能是未来计划中最重要的一个决定。

项目获得一些积极成果并已经社会化。参与者间的合作和互动促进了有关技术和业务方面的讨论，及对其他影响村庄的因素（市场、法律和安全问题）的考虑。CICCA的建立，对于培训、信心构筑和农场主都是不可缺少的，已经吸引并得到很多公有、私有、国家和国际组织的合作与赞助。CICCA的运行要比预期困难得多，主要是因为许多畜牧业的评估技术脱离实际。同时由于生产性能的记录保存仍存在很多困难，因此增加选择准确性的速度比计划要慢。

资料来源：Mueller等（2002）。

社会和经济变化

社会和经济的发展影响家畜遗传资源的使用与保存。一些最珍贵的及人们感兴趣的动物遗传资源（如：适应性和行为特性）由传统社区保存，特别是生活在恶劣环境中的牧民。这些族群中的青年人不再选择从事放牧，而是更愿意去城市工作，因此一些传统知识就失传了（Köhler-Rollefson 2003）。在一些发展中国家，非农工作的增加导致了一系列后果，可能加速当地传统地方品种流失，这些品种大多是用于生计或是作为价值储备；商品购买取代了通过动物自给自足的生活方式，农场家庭没有足够的时间照看家畜，现金经济和银行又提供了一个储藏价值的选择（Tisdell, 2003）。同时，机动交通工具、固定马达和电力的使用降低了对畜力的需求。这样，市场系统的延展和相关变化对地方品种的生存产生重要影响。尽管从广义上讲，这种对发展的影响很容易辨别，但是其对家畜生物多样性的影响则知之甚少。在家畜政策变化影响到家畜遗传资源多样性的地方，这些政策的花费和收益通常没有文字记录，也没有确定可促进家畜遗传多样性保存和合理利用的政策环境或策略。

在达到食品安全和农业生物多样性上可能有利益冲突。因为从生产

农业生态系统中生物多样性管理

到市场高度的纵向一体化和商品禽猪生产的经济效益，商品禽、猪在市场供给中比例很高，这就使得国家很容易满足食品安全的目标。标准化生产环境的控制，使得食品安全达到标准也很容易。对环境的关注，可能也影响畜禽结构的变化。在马来西亚，因为快速的城市化和规模控制的需要，希望将禽类生产从现在农业地区迁移到更远的地方。通常，家禽舍和家禽场必须成为环境友好型，禽类产品也能达到卫生和检疫要求。但是，最近暴发的传染病如禽流感，可能同样会有政策和家禽结构方面的影响。有一个解决办法是采用可满足生产体系的生物安全检测措施。另一个办法是鼓励进行家禽接种疫苗和更好的卫生保健时，要充分考虑到农民院子自家养的主要是地方鸡品种群体，它是一个疾病库。但是，有些出口国例如泰国，似乎对集中进行规模生产、基因一致和生物安全检测技术等措施更感兴趣。

市场和经济全球化的扩展，包括外来品种的全球销售，开展不加选择的杂交育种，对地方品种流失有非常大的影响（Tisdell, 2003；FAO 2001；第 17 章）。尽管瘤牛和拉丁美洲的克里罗牛（Criollo）比欧洲品种其乳脂率要高，但持续与外来种的杂交，使一些克里罗牛（Criollo）品种正受到威胁。

在发展中国家，引进外来品种的影响是多方面的，涉及社会经济和遗传多样性。将外来品种引入一个适合它们的生产环境中，这符合个体进口商的经济利益，比如工业生产系统引进商品禽生产线。但另一方面，发展中国家又有许多的地方品种改良和杂交计划的案例（如西非的 Couque 项目）全都失败了，因为这些动物不能在恶劣环境和易于发病的环境下生产和生存，导致一些小农户的经济损失。绝大多数家畜生产系统中，引进外来品种都以失败告终。虽然由于此类直接干预，令本土动物遗传资源流失的可能性较低。但是，如果集约化的商业部门在该国取得了一定的市场份额，那么地方动物遗传资源将受到市场竞争的间接威胁。如果集约化高产的家畜产品与当地牧民生产的家畜产品在同一市场销售，那么因当地牧民所用的家畜品种产量较低，他们的经济利益将受到威胁。如果他们仍然生产此类品种，那么继续使用地方品种时就变得不经济，只能更换品种。

结论

发展中国家遗传改良计划的失败，主要是由于不恰当的策略和缺乏基础设施及能力。大多数家畜遗传改良的努力是地方性的，仅局限在一定范围内，缺乏遗传资源的基本信息，到目前为止，多数家畜改良计划不能达到育种策略上最适宜的遗传资源目标，导致稀缺资金的无效使用。贫困农民取得动物遗传多样性改善措施的可能性也很有限。尽管如此，地方品种的遗传特性是合理解决抗病性、存活力和有效生产的基础。在努力从技术和管理上解决低投入生产系统中个别家畜的生产问题时，这些特性往往被忽视。特别是在一些边际的中低产环境中，调整生产环境来适合高生产性能品种所需的成本，往往超过改良本地适应品种的花费（Wagner 和 Hammond，1999）。

有必要发展低投入系统的育种计划。目前已经具备了启动任何家畜系统遗传改良计划所需的相关知识。虽然在低投入系统中，确实存在改善家畜遗传资源的机会，但需要相当大的投资。近来在这个方向已取得一些进展，通过开放式核心群育种计划，其中的牧民进行与改良畜群家畜交换，如乌干达。这些改良计划中所使用的动物在遗传上与那些牧区的畜群接近，饲养条件也与牧区环境相似（案例 6.7 和案例 6.8）。

在原地保护和家畜遗传资源的利用，主要依靠适宜可行的政策环境。只有当人们平等地对待遗传资源和社会经济背景时，先进的育种系统才会有效地支持动物遗传资源管理。因此，应考虑多方面的因素，诸如育种机构的组织性质、机构需求、社会经济因素和家畜饲养者的文化认同等。当农场主和家畜育种者在机构上独立时，这也能更好地理解双方在育种目标上的差距。基于社区的动物遗传资源管理的决策理念，具有原地保护的性质，确保该地方品种仍是生产系统中的有效组成部分。如果本地品种仍然或持续地对其所有者具有经济吸引力，这也就确保了此方法的可持续性和成本效率（Rege，1999），但这也需要对地方品种进行遗传改良。

为开展低投入生产系统育种，仍将继续作为公共部门的一项工作，获得由生产者合作社或基于社区的育种项目支持（案例 6.2、案例 6.3、案例 6.7 和案例 6.8）。尽管如此，一方面，会将选择、活力和适应性植

农业生态系统中生物多样性管理

入固有的本土知识和生产系统中；另一方面又因公共部门可用来进行遗传资源保护的资源有限，会不可避免地导致某些地方品种的丧失。在动物遗传资源就地保护中最重要的是创造或维持一个环境，使家畜饲养者能对他们的农业生产系统和饲养家畜的品种作合理的选择。必须说明的是，如果没有积极的农场主就不会有农业生物多样性，如果地方品种的产品有市场，那么这些地方品种就最有可能保存下来。适宜的小市场和区域性产品将发挥重要的作用。

制定畜牧业发展的国家政策时，应当考虑到发展动物遗传资源所需达到的目标。因此，政府需要权衡考虑多方面因素，在应对两个极端情况时，政府要在很大的选择范围中有明确立场，这些极端情况包括公众对私人投资、大规模企业对小规模农户、创造就业机会和个体户、食品安全对食品多样性。国家和国际政策必须确定其目标，并就品种维持、文化多样性和遗传变异性等做出决策。这些决策将影响育种、多样性保护方法和必要的资金量。它们还会影响到确定家畜特性和价值所需的研究方法和技术。公私结合所需要实现的大多数目标。综上所述，目前迫切需要提高对食品业和农业中动物遗传资源价值的认识。

案例6.8 南非恩古尼牛（Nguni）品种的研究案例

大约在公元600年前，铁器时代的游牧民族第一次将恩古尼牛品种引入南非。这些低养护的牛能够很好地适应当地的公有农业系统，直到游牧牧民最终定居以后的1 000年中始终没有改变。19世纪中叶，进入欧洲殖民主义时期及随后对殖民农场主的接受，导致外来品种的引入，最终冲淡和清除了原有适应性家畜的基因库。另外的一些因素又加剧了这些变化，例如政局变化、城市化、文化信仰和实践的流失以及自然灾害等。

对劣质地方品种的看法，导致在1934年颁布了一个法令，该法令认为地方的品种和种是比较差的。授权检验员可在公共地区检查公牛，对劣等牛可实行去势。值得庆幸的是，因为不受家畜所有者的欢迎，法令只在头几年被强迫执行。接着国家形成一个机构，使得恩古尼牛品种（Nguni）进入正在成长的商业部门，大规模的记录推进了该品种的改良。这样，品种虽然在商业部门得到改良，但由于杂交牛和外来品种的替代，在农村其遗传资源仍然受到侵蚀。造成这种情况主要原因是人们认为与外来的大型种相比，恩古尼牛性能差，尽管它是一个低养护管理品种，可以很好地适应社区农场主的低投入农业系统。幸

而，品种固有的耐久力使得它们得以生存，在一些农村仍能找到为数不多的纯种牛。

最近对这种能适应南非环境的特有耐性品种牛的认识，促使商业部对它进行评价和发展。在1985年，指定一个研究委员会，就建立本土家畜体外种质库和限制外来品种进口精液两方面作相关的报告。

作为一个选择性采食的放牧牲畜，并能采食灌木，恩古尼品种牛能从自然植被中获得最好的营养价值，例如这样使其在不适应欧洲的牛品种等大型放牧家畜的情况下，仍能生存。恩古尼牛在性情上非常容易被驯化。其他的适应特性，如恩古尼行走能力强，有利于其放牧采食和寻找水源。据报道，它们也能适应极端温度，与西门塔尔牛相比，它在冬季维持体温的能力更强。

现在，恩古尼牛品种被视为与管理类型相适应的遗传资源材料，也是新一代的黑人农场主所需的品种，因为他们需要一种低投入且产出高的动物。初步评价显示，恩古尼牛作为肉用品种在粗放型和集约型的农业系统中都具有潜力。与其他品种相比，恩古尼母牛的体重和繁殖性能有明显优势，而且被认为是南非繁殖性最好的肉牛品种。同时也有人证明恩古尼牛非常适合作为终端杂交中最后使用的一个关键品种。另外，其抗热性、抗壁虱性和抗病性使它成为粗放经营系统中的理想品种。

过去，由于注重与产品增产相关的复杂引进方式，却不看重生产的可持续性，导致外来牛品种的引进计划总是失败。现在进行的项目旨在鼓励重新引进耐寒，低养护的恩古尼品种，将其纳入社区部门，以降低适应能力差的外来品种的影响。同时，由于改进管理和市场体系等相关技术的支持，这种再引入促进了本土动物在市场上有合理的销售价格。另外，鼓励社区建立商业团体或农民组织等基层组织，确保其所做的决定能代表整个社区的共同意见。

资料来源：Bester等（2002）。

本章术语

品种资源 (Breed)：一个亚种群，具备确定的和可辨识的外部特征，在同一个种中，可以通过视觉评价从相似群体中将其区分出来，或是形态明显相似群体在经过长期的地理或文化隔离后，导致最终产生具备特有特性群体。

注释：品种资源是根据地理和文化的差异及人们对食品和农业的需要发展而来的。在这个意义上，品种并不是一个专业术语。品种间视觉和其他方面的差异，用以解释大量与家畜种相关多样性。品种一般被认

农业生态系统中生物多样性管理

为是一个文化术语而非专业词汇。

地方适应性品种 (Locally adapted breeds): 生物群体在一个地区具有足够长的时间, 因而在遗传上能适应一个甚至多个传统生产系统或环境。

本土品种 (Indigenous breeds, autochthonous, native breeds): 来源并适应特定的地理区域, 并在该地区使用而形成的适应性品种的当地分支 (FAO, 2001)。

外来品种: 不是该地区形成和发展的品种。外来种同时也包括一些非地方适应性品种。外源品种既包括近期引进的品种, 它们引进的时间比较短, 大约繁殖了 5 代; 还包括持续引进的品种, 它们的本地基因库是由国外的一个或多个来源进行补充。国际育种公司在集约化生产系统或市场上使用的许多品种属于这个类别。

濒危品种: 有些品种因为一些因素导致其数量降低并濒临灭绝, 但还没有灭绝或淘汰。有很多原因可以导致品种濒临灭绝。种群的个体数量少可能导致其灭绝; 政策在农业、国家或国际层面引起对品种灭绝的直接和间接影响; 缺乏合适的品种保护机构; 缺乏对市场需求的适应性; 或是被认为生产性能低下等。可以基于雄性或雌性繁殖个体的实际数量和雌雄纯种的百分率, 来确定品种受威胁的程度。

灭绝品种: 已消失的, 不能再生的品种种群。当不存在任何的雄性或雌性繁殖体时, 必定是已经灭绝了的品种。实际上, 可能在最后一个动物、配子或胚胎流失前, 人们就已经意识到它的灭亡。

家畜遗传资源 (AnGRs): 是用于 (或可能) 食品和农业生产动物种, 它们各自的种群构成了家畜遗传资源。各个物种之内的这些种群, 可以根据未驯化和野生种群、地方品种和原始种群、标准品种、选择系、变种、品系以及任何保存的遗传材料等进行分类, 所有这些目前都被归类为品种 (FAO, 2001)。

种群: 一个遗传学意义上定义杂交群体的专业术语, 可能涉及品种内的所有动物。种群的遗传组成包含群体内所有个体的遗传特性和与此种群相关的繁殖过程中产生的遗传变异性。

参考文献

- Anderson, S. 2004. *Environmental Effects on Animal Genetic Resources*. FAO Background Study Paper No. 28. Rome: fao.
- Bayer, W., A. von Lossau, and A. Feldmann. 2003. Smallholders and community based management of farm animal genetic resources. In Proceedings of the Work-shop on Community Based Management of Animal Genetic Resources. *A Tool for Rural Development and Food Security*, 1~12. Mbabane, Swaziland, May 7~11, 2001. Rome: fao.
- Behnke, R. H. and N. Abel. 1996. Revisited: The overstocking controversy in semi- arid Africa. *World Animal Review*, 12:5~27.
- Bester, J., L. E. Matjuda, J. M. Rust, and H. J. Fourie. 2002. The Nguni: A Case Study. Paper presented to the Symposium on Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems, Montreal, Canada, November 8~10, 2001.
- Blench, R. 1994. The expansion and adaptation of Fulbe pastoralism to subhumid and humid conditions in Nigeria. *Cahiers d'Études Africaines*, 133~135:197~212.
- Blench, R. 1999. *Traditional Livestock Breeds: Geographical Distribution and Dynamics in Relation to the Ecology of West Africa*. ODI Working Paper 122. London: odi.
- Blench, R. 2001. *Pastoralism in the New Millennium*. FAO Animal Production and Health Paper No. 150. Rome: fao.
- Bruford, M. W., D. G. Bradley, and G. Luikart. 2003. DNA markers reveal the complexity of livestock domestication. *Nature Reviews Genetics*, 4:900~910.
- Chagunda, M. G. G. and C. B. A. Wollny. 2002. Consequences of differences in pricing of economic values for milk yield of dairy cattle in Malawi. 7th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production, August 19~23, 2002, Montpellier, France, Session 25: Developing Sustainable Breeding Strategies for Medium and Low- Input Systems. Communication, 25~03.
- CIRDES/ILRI/ITC (Centre International de Recherche~Développement sur l'Élevage en Zone Subhumide, International Livestock Research Institute, and International Trypanotolerance Centre) , 2000. Collaborative research programme on trypanosomosis and trypanotolerant livestock in West Africa. In *Joint Report of Accomplishments and Results (1993~1999)* . Banjul, The Gambia: itc.
- Coppock, D. L. 1994. *The Borana Plateau of Southern Ethiopia: Synthesis of Pastoral Research, Development and Change, 1980 ~1991*. Addis Ababa, Ethiopia: ilca. Cousins, N. J. and M. Upton. 1988. Options for improvement of the Borana pastoral system. *Agricultural*

农业生态系统中生物多样性管理

Systems, 27:251~278.

“Egyptian chicken plan hatches . . . 50 years later.” 1997. *The Iowa Stater*, May, www.iastate.edu/IaStater/1997/may/chicken.html.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 1999. *The Global Strategy for the Management of Farm Animal Genetic Resources. Executive Brief*. Rome: fao.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 2001. Guidelines for the development of country reports. State of the World. Annex 2, Working Definitions for Use in Developing Country Reports and Providing Supporting Data, dad.fao.org/en/Home.htm.

FDLPCS (Federal Department of Livestock and Pest Control Services) . 1992a. Livestock in Sokoto State. *Nigerian Livestock Resources. Vol. II: National Synthesis. Vol. III: State Reports*. St. Helier, Jersey, uk: rim.

FDLPCS. (Federal Department of Livestock and Pest Control Services) . 1992b. *Ni-gerian Livestock Resources. Vol. I: Executive Summary and Atlas*. St. Helier, Jersey, uk: rim.

Flock, D. K. and R. Preisinger. 2002. Breeding plans for poultry with emphasis on sustainability. 7th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production, August 19~23, 2002, Montpellier, France, Session 24: Sustainable Breeding Plans in Developed Countries. Communication 24~02.

Gondwe, T. N. P. and C. B. A. Wollny. 2002. Traditional breeding systems in small-holder rural poultry in Malawi. 7th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production, August 19~23, 2002, Montpellier, France, Session 25: Developing Sustainable Breeding Strategies for Medium and Low Input Systems. *Communication*, 25~26.

Grell, H. and M. Kirk. 2000. The role of donors in influencing property rights over pastoral resources in Sub-Saharan Africa. In N. McCarthy, B. Swallow, M. Kirk, and P. Hazell, eds., *Property Rights, Risk, and Livestock Development in Africa*, 55~85. Washington, dc, and Nairobi, Kenya: ifpri and ilri.

Hassan, W. A. 2000. *Biological Productivity of Sheep and Goats Under Agro-Silvo-Pastoral Systems in Zamfara Reserve in North-Western Nigeria*. Goettingen, Germany: Cuvillier.

Haverkort, B. 1993. Agricultural development with a focus on local resources: ileia's view on indigenous knowledge. In D. M. Warren, D. Brokensha, and L. J. Slik-kerveer, eds., *Indigenous Knowledge Systems: The Cultural Dimensions of De-velopment*. London: Kegan Paul International.

Hillel, J., M. A. M. Groenen, M. Boichard, A. B. Korol, L. David, V. M. Kirzhner, T. Burke, A. B. Dirie, R. P. M. A. Crooijmans, K. Elo, M. W. Feldman, P. J. Freidlin, A. Maki-Tanila, M. Oortwijn, P. Thomson, A. Vignal, K. Wimmers, and S. Weigend. 2003.

- Biodiversity of 52 chicken populations assessed by microsatellite typing of dna pools. *Genetics Selection Evolution*, 35:533~557.
- Hoffmann, I. 2003. Biodiversity management in West African pastoral and agro-pastoral systems. A case study from northwest Nigeria. In *Biodiversity and the Ecosystem Approach in Agriculture, Forestry and Fisheries*, 28~49. Satellite event on the occasion of the 9th regular session of the Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, fao, Rome, October 12~13, 2002. Available at www.fao.org/DOCREP/005/Y4586E/y4586e03.htm#P0_0.
- Hoffmann, I., D. Gerling, U. B. Kyiogwom, and A. Mané- Bielfeldt. 2001. Farmers' management strategies to maintain soil fertility in a remote area in northwest Nigeria. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86 (3) :263~275.
- Hoffmann, I. and I. Mohammed. 2004. The role of nomadic camels for manuring farmers' fields in the Sokoto Close Settled Zone, northwest Nigeria. *Nomadic Peoples*, 8 (1) : 99~112.
- Homann, S., G. Dalle, and B. Rischkowsky. 2004. Potentials and constraints of in-digenous knowledge for sustainable range and water development in pastoral land use systems of Africa: A case study in the Borana Lowlands of Southern Ethiopia. Eschborn, Germany: gtz/töb.
- Hossary, M. A. and S. Galal. 1995. Improvement and adaptation of the Fayoumi chicken. *Animal Genetic Resources Information*, 14:33~42.
- Huelsebusch, C. G. and B. A. Kaufmann. 2002. *Camel Breeds and Breeding in Northern Kenya. An Account of Local Breeds of Northern Kenya and Camel Breeding Management of Turkana, Rendille, Gabra and Somali Pastoralists*. Nairobi: Kenya Agricultural Research Institute.
- Jabbar, M. A. and M. L. Diedhiou. 2003. Does breed matter to cattle farmers and buyers? Evidence from West Africa. *Ecological Economics*, 45 (3) :461~472.
- Kamara, A. 2001. *Property Rights, Risk and Livestock Development in Southern Ethiopia*. PhD thesis, Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel, Germany.
- Köhler- Rollefson, I. 2000. *Managing Animal Genetic Resources at the Community Level*. Eschborn, Germany: gtz. Available at www.gtz.de/agrobiodiv/download/koehl.pdf.
- Köhler- Rollefson, I. 2003. Community based management of animal genetic resources, with special reference to pastoralists. In *Proceedings of the Workshop on Community Based Management of Animal Genetic Resources. A Tool for Rural Development and Food Security*, 13~26. Mbabane, Swaziland, May 7~11, 2001. Rome: fao.
- Kyiogwom, U. B., I. Mohammed, H. M. Bello, S. A. Maigandi, and C. Schaefer. 1994.

农业生态系统中生物多样性管理

- The economic situation of the livestock farmer in Zamfara. *In Range Development in the Endangered Sudan Savanna in Sokoto State*, 63~70. Unpub-lished report, Giessen.
- Masinde, I. A. 2001. *Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems. Local Management of Agricultural Biodiversity by Communities in Kenya*. Montreal: United Nations University. Available at www.unu.edu/env/plec/cbd/Montreal/papers/Masinde.pdf.
- McIntire, J., D. Bourzat, and P. Pingali. 1992. *Crop-Livestock Interaction in Sub-Saharan Africa*. Washington, dc: The World Bank.
- Mhlanga, F. N. 2002. *Community-Based Management of Animal Genetic Resources: A Participatory Approaches Framework*. Eschborn, Germany: gtz. Available at www.gtz.de/agrobiodiv/download/mhlanga.pdf.
- Mohammed, I. 2000. *Study of the Integration of the Dromedary in Small holder Crop-Livestock Production Systems in Northwestern Nigeria*. Goettingen, Germany: Cuvillier.
- Mortimore, M. and W. M. Adams. 1998. Farming intensification and its implications for pastoralism in northern Nigeria. In I. Hoffmann, ed., *Prospects of Pastoralism in West Africa*, 25: 262~273. Giessener Beiträge zur Entwicklungsforschung, Reihe I. Giessen, Germany: Wissenschaftl. Zentrum Tropeninstitut.
- Mueller, J. P. 1984. Single and two-stage selection on different indices in open-nucleus breeding systems. *Genetics Selection Evolution*, 16:103~120.
- Mueller, J. P., E. R. Flores, and G. A. Gutierrez. 2002. Experiences with a large scale sheep genetic improvement project in the Peruvian highlands. 7th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production, August 19 ~23, 2002, Montpellier, France, Session 25. Developing Sustainable Breeding Strategies in Medium- to Low- Input Systems. Communication, 25~12.
- Nortier, C. L., J. F. Els, A. Kotze, and F. H. van der Bank. 2002. Genetic diversity of indigenous Sanga cattle in Namibia using microsatellite markers. 7th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production, August 19~23, 2002, Montpellier, France. Session 26: Management of Genetic Diversity. Communication, 26~07.
- Preisinger, R. 2004. *Internationale Tendenzen der Tierzüchtung und die Rolle der Zuchtunternehmen*. Presentation, Agrobiodiversität entwickeln: Handlungsstrategien und Impulse für eine nachhaltige Tier- und Pflanzenzucht, Umweltforum Berlin, February, 3~4, www.agrobiodiversitaet.net/site/page/downloads/dateien/2.
- Rajasekaran, B. 1993. A framework for incorporating indigenous knowledge systems into agricultural research, extension, and ngos for sustainable agricultural development. *Studies in Technology and Social Change* 21. Ames: Technology and Social Change Program, Iowa State University.

- Rege, J. E. O. 2003. Defining livestock breeds in the context of community based management of farm animal genetic resources. In *Proceedings of the Workshop on Community Based Management of Animal Genetic Resources. A Tool for Rural Development and Food Security*, 27~35. Mbabane, Swaziland, May 7~11, 2001. Rome: fao.
- Rege, J. E. O. 1999. The state of African genetic resources. I. Classification framework and identification of threatened and extinct breeds. *Animal Genetic Resources Information*, 25:1~25.
- Rege, J. E. O., G. S. Aboagye, and C. L. Tawah. 1994. Shorthorn cattle of West and Central Africa II. Ecological settings, utility, management and production systems. *World Animal Review*, 78:14~21.
- Richards, P. 1985. *Indigenous Agricultural Revolution: Ecology and Food Production in West Africa*. London: Hutchinson.
- Röhrs, M. 1994. Entwicklung der Haustiere. In H. Kräusslich, ed., *Tierzüchtungslehre, 4th ed.*, 37~55. Stuttgart, Germany: Ulmer.
- Schaefer, C. 1998. *Pastorale Wiederkäuerhaltung in der Sudansavanne: Eine Untersuchung im Zamfara Forstschutzgebiet im Nordwesten Nigerias*. Göttingen, Germany: Cuveillir. Scherf, B., ed. 2000. *World Watch List for Domestic Animal Diversity*, 3rd ed. Rome: fao/undp.
- Sere, C., H. Steinfeld, and J. Groenewold. 1996. World livestock production systems. Current status, issues and trends. *FAO Animal Production and Health Papers* 127. Rome: fao.
- Steglich, M. and K. J. Peters. 2002. Agro-pastoralists' trait preferences in N'dama cattle: Participatory methods to assess breeding objectives. 7th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production, August 19 ~23, 2002, Montpellier, France, Session 5. Developing Sustainable Breeding Strategies in Medium- to Low- Input Systems. Communication, 25~04.
- Steinfeld, H., C. De Haan, and H. Blackburn. 1997. *Livestock and the Environment: Issues and Options*. Brussels: European Commission/fao/World Bank.
- Tano, K., M. Kamuanga, M. D. Faminow, and B. Swallow. 2003. Using conjoint analysis to estimate farmers' preferences for cattle traits in West Africa. *Ecological Economics*, 45 (3) :393~408.
- Tempelman, K. A. and R. A. Cardellino. In press. *Community-Based Management and Use of Animal Genetic Resources in Traditional Livestock Farming Systems*. Rome: fao.
- Thebaud, B. and S. Batterbury. 2001. Sahel pastoralists: Opportunism, struggle, conflict and negotiation. A case study from eastern Niger. *Global Environmental Change*, 11:69~78.
- Tisdell, C. 2003. Socioeconomic causes of loss of animal genetic diversity: Analysis and assessment: *Ecological Economics*, 45 (3) :365~377.

农业生态系统中生物多样性管理

- Vabi, M. B. 1993. *Fulani Settlement and Modes of Adjustment in the Northwest Province of Cameroon*. ODI Pastoral Development Network Paper 35d. London: odi.
- Valuing angr. 2003. *Ecological Economics* Special Issue, 45 (3) .
- Wagner, H.- G. R. and K. Hammond. 1999. *The Management of Farm Animal Genetic Resources and FAO's Global Strategy*. Berlin: Deutscher Tropentag, Berlin, Humboldt University.
- Warren, D. M. 1991. *Using Indigenous Knowledge in Agricultural Development*. World Bank Discussion Paper No. 127. Washington, dc: The World Bank.
- Weigend, S. and M. N. Romanov. 2002. The World Watch List for Domestic Animal Diversity in the context of conservation and utilisation of poultry biodiversity. *World's Poultry Science Journal*, 58 (4) :411~430.

第7章 水稻生态系统中的水生生物多样性

M. Halwart D. Bartley

大多数水稻耕作系统有灌溉便利、降雨充分和深水的特点，为鱼类和其他水生生物提供了一个适宜的生存环境（图 7-1）。全世界 90% 以上约 1.34 亿 hm^2 面积的水稻田处于淹灌的生长环境中（图 7-2），稻田不仅为许多水生生物提供了栖息场所，还大大促进了这些生物的生长繁育。在发展中国家，除了水稻作物本身，水产品也是农民重要的生计来源之一。并且，水产品的本地消费和买卖，对于食品安全来说至关重要，因为无论对于农耕家庭还是非农耕家庭，水产品资源都是获取动物蛋白和脂肪的最容易、最可靠和最廉价的途径。本章综合了近年来相关方面的信息，并重点讨论了在以水稻为基础的生态系统中，水生生物多样性对于农村生计和生态服务方面的重要性。这些信息不仅浅显易懂，并且对于制定相关政策方针也具有非常重要的作用。

论点

除水稻产品以外的其他从水稻生态系统中获得的产品，对农村生计的重要性往往被人们低估或轻视（例如，联合国粮农组织 / 英国医学研究理事会，2003；Halwart，2003），因为这些产品在当地就已被消费掉，并且市场有限，使其往往无法列入官方的统计数据中。此外，这些产品的可利用性有时间和空间上的多变性，并且可获取、收集和养殖的有机体数量通常也很少。水稻通常被认为是单作植物，同时也被认为是关乎当地和国家食品安全的关键日用品。



图 7-1 水稻生态系统

往往展现为一种动态的、相互间紧密相连的，由稻田、池塘、灌溉沟渠和河流构成的联合体(越南)。(Photo: 联合国粮农组织 /M.Halwart.)

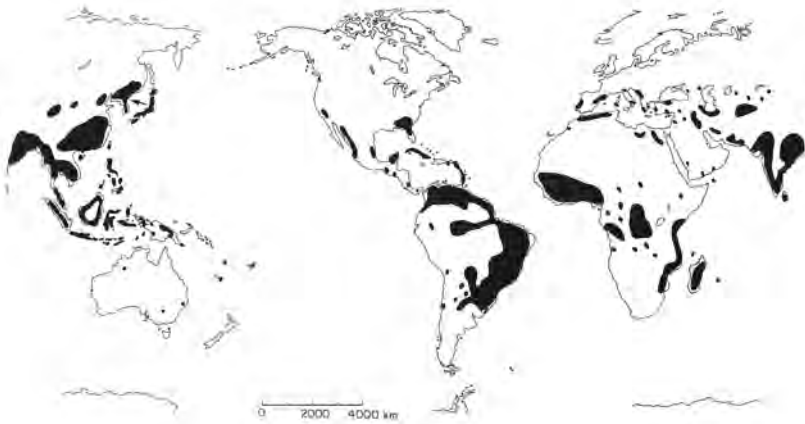


图 7-2 世界范围的水稻田

57%的水稻田(约 1.51 亿 hm^2)以灌溉为主, 31%的水稻田位于雨量丰富的低地, 4%的水稻田分布在沿海地区, 1%的水稻田种植在丘陵和高山地区(Fernando,1993 ; Fernando 和 Halwart, 2001 ; 资料来源于全球水稻统计数据 and 联合国粮农组织 2001 年数据库, 网址: www.irri.org/science/ricestat/index.asp)

因此，在国家发展种植业的策略中，通常强调增加水稻种植面积，这导致了对农药和杀虫剂使用的需求增加。但是，这些做法和政策往往忽略和威胁了构成整个水稻生态系统中的其他组成成分。

决策者应当基于可靠的信息来制定策略。但是涉及水稻田渔业和以水稻田为基础的水产业的相关信息，却常常无法被决策者们掌握，因此也就无法认知这些资源对于提高农村生计所做的贡献。对于那些重点关注增加水稻产量的发展计划，一方面可能确实提供了更多可供人们食用的水稻，但与此同时也可能降低了生长在水稻田中及周围的水生动植物的产量。如果对水稻田生态系统中的其他组成成分没有合理的理解，对水稻田适宜的扩增缺乏谨慎的考虑，那么就会造成生态系统中水生动植物的生物多样性严重下降。更重要的是，这种发展的负面效应还会对农村简单的生活方式造成严重影响。

从渔业到水产业：一个统一连续体

稻渔共作系统可以依据鱼类的饲养方式，分为捕获型和养殖型两种系统。这些系统被称为基于水稻的系统或稻渔共作系统，因为水稻的耕种情况往往决定了农场和包括农场水产品的经济状况。在捕获型稻渔共作系统中，野生鱼类从邻近的水体进入水稻田，并在灌溉田中繁育。在养殖型稻渔共作系统中，水稻田中会同时或轮替地人为放入鱼苗，那就成为培育和相互轮作的稻渔共作农业系统。水稻田中生产小鱼还是餐桌鱼，主要取决于鱼苗生长的利用空间、渔业生产持续时间和鱼苗或餐桌食用鱼的市场需求（Halwart, 1998; Demaine 和 Halwart, 2001）。

水稻田生态系统具有丰富的水生生物多样性，可被当地人广泛利用。依照生物多样性原则和对当地社区的重要性，在水稻田生态系统中鱼类是水生生物中最重要的组分。Balzer 等（2005）发现柬埔寨水稻田生态系统中存在 70 种不同鱼类，Luo（2005）发现中国水稻田生态系统中存在 52 种鱼类（表 7-1）。除了鱼类，还发现超过 100 种具有营养价值、药用价值、装饰及其他用途的甲壳类动物、软体动物、两栖动物、昆虫、爬行动物和水生植物（Balzer 等，2005）（表 7-2）。

表 7-1a 水生生物的种类数量——
水稻田生态系统和当地农民利用的水生生物

组分	柬埔寨	中国
鱼类	70	52
甲壳类动物	6	2
软体动物	1	4
两栖动物	2	4
昆虫	2	3
爬行动物	8	-
水生植物	13	19

资料来源: Balzer 等 (2005); Luo (2005)。

在水稻田中通常能捕获到多种鱼类,但在养殖系统中只有少数几种具有商业价值。最常见和分布最广的为鲤鱼和尼罗河罗非鱼。它们位于食物链底层,因此是养殖系统中的首选鱼类。其他适宜的鱼类还有爪哇鲤和毛腹鱼。一些可以进行气呼吸的鱼类,如黑鱼 (*Channa striata*) 和鲶鱼 (*Clarias spp.*) 可以很好地适应类似沼泽条件的水稻田。这些野生鱼类的市场价格很好,具有很高经济价值,但因为它们的存在会促使其他鱼类大量死亡和减产,因此在养殖系统中较少被关注。

从传统意义上讲,来自水稻田的鱼类占了家庭消费持有量中很大比例。随着捕鱼压力增加,许多湿地被改造为农田,进而增加了水稻生产。在许多地区水稻田渔业开始萎缩,农民开始转向水产养殖,以获取动物性蛋白。

表 7-1b 柬埔寨水稻田中农户可利用的鱼类种类 ($n = 70$) 统计

学名	中文名	学名	中文名
<i>Thynnichthys thynnoides</i>		<i>Anabas testudineus</i>	攀鲈
<i>Mystus albolineatus</i>	鳊属	<i>Trichogaster trichopterus</i>	毛足鲈
<i>Osteochilus melanopleurus</i>	纹唇鱼	<i>Rasbora tornieri</i>	黄尾波鱼
<i>Leptobarbus hoeveni</i>	细鲃	<i>Rasbora trilineata</i>	叉尾波鱼
<i>Trichogaster pectoralis</i>	蛇皮毛足鲈	<i>Systemus partipentazona</i>	
<i>Botia modesta</i>	红尾沙鳅	<i>Rasbora daniconius</i>	细条波鱼
<i>Cyclocheilichthys sp.</i>	无须圆唇鱼	<i>Rasbora borapetensis</i>	黑条波鱼
<i>Hemibagrus splilopterus</i>	Mystus	<i>Cirrhinus microlepis</i>	
<i>Xenentodon cancila</i>		<i>Monopterus albus</i>	黄鳝

续表

学名	中文名	学名	中文名
<i>Paralaubuca typus</i>	罗碧鱼属	<i>Trichopsis vittata</i>	咕鲈
<i>Notopterus notopterus</i>	驼背鱼	<i>Botia</i> sp.	太阳沙鳅
<i>Trichogaster pectoralis</i>	毛足鲈属	<i>Pseudomystus siamensis</i>	亚洲黄蜂鲶鱼
<i>Pristolepis fasciatus</i>	齿鳞鲈	<i>Anguilla bicolor</i>	双色鳗鲡
<i>Hampala macrolepidota</i>	大头鲃	<i>Parambassis</i> sp.	暹罗玻璃鱼
<i>Oxyeleotris marmoratus</i>	尖塘鳢	<i>Ompok hypophthalmus</i>	绚鲈属
<i>Henicorhynchus siamensis</i>		<i>Puntius brevis</i>	沼泽无须鲃
<i>Channa micropeltes</i>	黑鱼	<i>Parambassis wolffi</i>	
<i>Macrognathus siamensis</i>	孔雀鳗鲡	<i>Macrognathus taenigaster</i>	吻突刺鲶属
<i>Barbodes altus</i>	四须鲃属	<i>Osteochilus hasselti</i>	银色纹唇鱼
<i>Trichogaster</i> sp.	毛足鲈属	<i>Micronema micronema</i>	
<i>Mastacembelus favur</i>	刺鲶	<i>Ompok bimaculatus</i>	绚鲈
<i>Trichogaster</i> sp.	月光毛足鲈	<i>Chitala ornata</i>	丑陋细鳞弓背
<i>Pangasius conchophilus</i>	芒鱼属	<i>Clarias macrocephalus</i>	胡鲈属
<i>Puntioplites proctozysron</i>	鲃鲤	<i>Mastacembelidae</i>	刺鲶科
<i>Channa striata</i>	纹鳢	<i>Esomus metallicus</i>	斑纹长须丹
<i>Monotreta cambodgiensis</i>		<i>Paralaubuca typus</i>	罗碧鱼属
<i>Acantopsis</i> sp.	马头鲶属	<i>Clupeichthys</i> sp.	泰国河鲱
<i>Mystus mysticetus</i>	鱧属	<i>Trichopsis schalleri</i>	咕鲈属
<i>Labiobarbus siamensis</i>	长背鲃属	<i>Macrognathus siamensis</i>	吻突刺鲶属
<i>Barbodes gonionotus</i>	高背四须鲃	<i>Parachela siamensis</i>	
<i>Labiobarbus siamensis</i>	长背鲃属	<i>Trichogaster</i> sp.	毛足鲈属
<i>Barbodes gonionotus</i>	高背四须鲃	<i>Cyclocheilichthys enoplos</i>	圆唇鱼属
<i>Doryichthys boaja</i>	长鼻尖嘴鱼	<i>Trichopsis schalleri</i>	侏儒咕鲈
<i>Botia helodes</i>	虎沙鳅	<i>Macrognathus siamensis</i>	吻突刺鲶属
<i>Luciosoma bleekeri</i>	大口鱼属	<i>Parachela siamensis</i>	
<i>Nandus nandus</i>	南鲈	<i>Trichogaster</i> sp.	毛足鲈属
<i>Morulius chrysophekadion</i>	黑鲨鲙鱼	<i>Cyclocheilichthys enoplos</i>	圆唇鱼属
<i>Clarias batrachus</i>	胡鲈	<i>Channa lucius</i>	鳢属

表 7-2 水稻田中可利用的水生生物种类

分类	学名	用途	照片
鱼类	<i>Cyclocheilichthys</i> sp. 鲤鱼属	食用、腌制鱼酱、腌制鱼块、咸干鱼、鱼露	
爬行动物	<i>Erpeton tentaculatum</i> 蛇	药用	
两栖类动物	<i>Bufo melanostictus</i> 蟾蜍	食用、药用（杀虫剂）	
甲壳类动物	<i>Somanniathel-phusa</i> sp. 小螃蟹属	食用、饲料、诱饵	
软体动物	<i>Pila</i> sp. 球螺属	食用、饲料、诱饵、出售	
植物	<i>Nelumbo nucifera</i> 藕	花、叶、种子、根茎可以食用、出售或作为装饰和包装材料	
昆虫	<i>Lethocerus</i> sp. 负子蝽属	药用	

生态学功能

许多水生生物在水稻生态系统中发挥着重要的作用。主要表现在农药和农艺应用方面，其可以作为重要的有害细菌和有害生物的生物防治物，同时也是有害生物综合治理的重要组成成分。专门以蚊子幼虫和特定蜗牛为食的鱼类，可抑制痢疾和血吸虫病的传播。一些鱼类还具有对水稻害虫的生物防治功能，如对苹果蜗牛、螟虫和蛀虫的生物防治功能（Halwart, 1994, 2001; Halwart 等, 1998）。同时，鱼类以杂草和其他昆虫为食，也降低了潜在的虫害问题，维护了生态系统的平衡。事实证明，

生物防控与具有预防性阈值控制的杀虫剂防控相比，更有利于维护生态系统（Rola 和 Pingali, 1993）。而且，实践表明，将鱼养殖在水稻田中可以提高水稻产量，特别是对于贫瘠的土地和需肥的庄稼来说，原因可能是因为鱼类具有很好的施肥和促进营养物循环的作用。据报道，由于稻渔共作，该农田不仅可以节省杀虫剂还可通过卖鱼获得收益，因此其纯利润要比种植单一水稻的农田高 7% ~65%（Halwart, 1999）。

水稻田可能也是濒临灭绝物种的避难所。在柬埔寨 Tonle Sap 地区，近海的水稻生态系统和接近淹灌草地、灌木丛是许多鸟类的栖息地，在那里也栖息有世界上仅存的、濒临灭绝的两种野生孟加拉鸨（Smith, 2001）。从长远来看，一些濒临灭绝物种所具有的使用价值对物种本身而言是一种福音，如班纳蚓螈（*Ichthyophys bannanicus*）具有药用价值，由此带来的经济价值会促使人们对其人工培养，并最终使物种得以保存。

最新动态

位于大河流域的河漫滩地的水稻田中，野生鱼类的可获取性很高，通常会促进捕获型系统的发展。最近，在中国云南省西双版纳境内的湄公河上下游河漫滩地（Luo, 2005）和柬埔寨 Kampong Thom 省地区（Balzer 等, 2005），人们已经对水稻捕获型系统进行了研究，主要包括现存水生资源的可利用性和农民对水稻田的利用模式。在边远山区，由于野生鱼类可获取性较低，因此促使了养殖型稻渔共作系统的出现和发展。在越南和老挝北部高地，发现了当地稻渔共作系统中使用了适宜当地环境的鱼类。对这类稻渔共作系统中的传统知识的研究是近期工作中尤为关注的重点，如在越南 Hoa Binh、Son La 和 Lai Chau 省（Meusch, 2005）以及老挝的 Xieng Khouang 和 Houa Phan 省（Choulamany, 2005）的研究工作。

近期的研究结果使人们进一步理解和认识到水生资源丰富的生物多样性和实用价值、捕获和养殖生产的本地宝贵实践经验以及和农民紧密合作对于适当调节水产养殖生产的必要性。首先是使政府部门意识到这种以水稻为基础的生产系统中水生生物的多样性，促使政府的决策者在增加水生生物多样性问题上和提高水生生物对农村居民（种植或以水稻为食的）饮食营养贡献量问题上给予更多的关注（案例 7.1）。通过对水

农业生态系统中生物多样性管理

稻种植、水生生物资源和农民（此生产系统的管理者）生计之间关系的调查，初步调查结果已揭示了生物多样性对农村社区具有重要的价值。

案例7.1 在2002年7月23~26日举行的第20届国际水稻委员会会议中，强调了以水稻为基础的水生生物多样性。

联合国粮农组织所属国际水稻委员会会议是一个论坛，来自水稻生产国的高级决策者们和水稻专家们会对本国的研究及发展计划进行检查讨论。其目标是促进水稻生产、储存、流通以及消费等相关事项上的国内和国际间合作。该委员会每4年举行一次会议。2002年7月在曼谷举行的第20届会议，委员会提出以下建议：

- 会员国应促进在以水稻为基础的生态系统中水生生物多样性的可持续发展，决策方针和管理措施应有助于增加水生生物资源基数。野生鱼类枯竭的地区，水稻田养鱼应被视为加强粮食安全和确保农村可持续发展的一种手段。
- 应注意水生生物对种植或以水稻为食的农村居民饮食上的营养贡献。

资料来源：联合国粮农组织（2002）。

胁迫中的生产力生态系统

来自农业和渔业社区共同参与的农村调查结果显示，水稻田中可利用的水生资源正在减少（Balzer 等，2005；Luo，2005）。虽然水生生物的消费量一直保持不变，10年前在水稻田中的捕获量就可满足上半年的消费，但是今天，只有 1/5~1/3 的消费量来自以水稻田为基础的系统，剩余部分则需通过购买或专门养殖获得。中国云南西双版纳的农民声称鱼变得越来越少，现在一天的捕获量仅相当于 10 年前 1 小时的捕获量。同样，在柬埔寨的研究（Balzer 等，2005）也指出，在过去 20 年间鱼的捕获量已大大降低。村民们估计，在 3~5 年内鱼将不足以维持人们的生计。人口增加以及由此产生对水生资源需求量增加的压力，是水生生物资源衰退的一个重要因素。还有其他导致水生生物资源衰退的行为，如农药的使用、破坏鱼类繁殖地和使用非法捕捞方法，如电鱼及化学投毒。这些威胁都是目前迫切需要解决的问题。

尤其是对于那些依赖于稻田水生生物多样性生活的农村贫穷人口。

他们可能无法获得足够的资金，但在许多方面他们的生活仍然有机会获取水生生物多样性的支持（案例7.2）。而破坏渔业资源的行为特别是

案例7.2 位于越南中部广治省的营养状况及水生资源

越南是成人和儿童营养不良率最高的东南亚国家（联合国粮农组织，1999），许多儿童的基本营养需要没有得到满足（Reinhard和Wijayaratne，2002）。据世界卫生组织报道，越南存在以下严重的公共健康问题：40%的成年人体重指数低于18.5，即低于正常体重的阈值。在越南中部地区，粮农组织与芬兰外交部、越南计划和投资部和广治农村发展项目组进行扶贫资金项目合作，开展了一项对水稻种植家庭营养状况和水生资源在其日常饮食作用的研究调查，被调查的广治省是越南中部最贫穷的一个省份。调查中特别关注了5岁以下有营养不良迹象的儿童。

方法

这项研究采用了参与式研究法，主要集中评估涉及农村居民营养和健康状况及其现有资源利用的实践和经验。这项研究包括三个部分：居民家庭问卷调查，5岁以下儿童人体测量和重点小组讨论。随机选择社区（村庄）：5个在偏远Dakrong山区，2个在海郎区，1个在凸轮罗湖区，属于低地地区。每个社区选择15%~30%的居民进行调查，每个家庭成员平均为5名。儿童营养不良由3个标准指数来衡量：体重不足（体重/年龄），发育不良（身高/年龄）和消瘦（体重/身高）。

结果

鱼类被认为是最经常食用的水生动物，其中每星期两次或两次以上食用鱼的家庭，在海郎为80%，凸轮罗为89%，Dakrong区为39%（案例表7-1）。鱼类因为其良好的口感、易获得和健康的品质，被认为是一个非常受欢迎的食品。研究表明，味道是消费水生动物的主要原因；大多数受访者说，他们吃蛇是为了他们的健康，青蛙、昆虫和野生蟹则因为它们很容易获得。在所有地区很少吃蛇，而位于山区的Dakrong区昆虫是近一半家庭的基本食物。

研究表明，偏远贫困Dakrong地区的居民比其他地区平均消费更多的水生生物，尤其是蜗牛及昆虫和青蛙。在富饶的海郎地区，每个家庭平均每天消耗310g鱼，而在凸轮罗湖和Dakrong地区平均消费分别为260g和240g（案例表7-2）。

据报道，妇女用鱼、小虾和野生蟹喂养4~12个月儿童的比例很高。在海郎区高达80%的家庭每星期2~5次为儿童的食物准备了鱼类，64%家庭每星期2~5次为儿童的食物准备了小虾。富裕和贫穷的地区是有区别的，在较穷的Dakrong地区只有30%的家庭每星期有两次或两次以上以鱼为食物喂养自己的孩子。

案例 表 7-1 对家庭消费鱼类和其他水生生物的频率调查

类别	从不	1次/月	2~3次/月	1次/周	2~5次/周	每天(6~7次/周)	偶尔
海郎 (n=70)							
鱼	2.9	-	1.45	0.76	1.41	8.31	0.3
蛇	84.38	0.64	0.3	-	-	-	2.8
蜗牛	45.72	1.48	0.61	0.01	0.41	0.41	1.5
野生蟹	54.31	5.77	0.15	0.74	0.3	-	12.9
小虾	5.71	0.44	0.34	0.36	7.14	0.31	2.9
昆虫	92.91	0.41	0.4	-	2.9	0.11	0.3
青蛙	60.07	0.14	0.35	0.71	0.4	-	21.5
凸轮罗湖 (n=35)							
鱼	-	2.9	-	8.67	1.41	7.1	-
蛇	94.3	-	5.7	-	-	-	-
野生蟹	68.68	0.68	0.6	-	2.9	-	11.3
蜗牛	51.42	0.98	0.61	1.41	1.4	-	11.3
小虾	20.08	0.65	0.72	5.73	7.1	-	2.9
昆虫	88.6	-	-	5.72	0.9	-	2.8
青蛙	62.92	0.95	0.78	0.68	0.6	-	11.3
Dakrong (n=169)							
鱼	1.320	1.52	7.81	0.13	3.55	0.10	0.7
蛇	87.35	0.13	0.2	-	0.6	-	3.8
蜗牛	26.62	7.81	6.45	0.19	0.5	-	14.6
野生蟹	46.22	0.91	0.84	0.41	0.3	-	16.4
小虾	21.52	3.41	9.68	0.91	1.4	-	15.2
昆虫	58.21	1.41	2.04	0.44	0.40	0.69	-
青蛙	48.12	1.59	0.55	0.71	0.3	-	13.9

水生生物多样性利用

已报道过的野生鱼种有42种，其中一些被用于水产养殖。来自各个地区的与会者均报告，他们现在捕获野生水生动物远比10年前更困难。村民们说，原因可能包括在农业生产中更密集地使用杀虫剂和除草剂，人口增长造成的对资源需求的日益增长。此外，在大部分地区非可持续的捕鱼方法，如电鱼、投毒，以及使用围网捕鱼，危及水生动物的数量和繁殖能力。

尽管如此，仍然有超过一半的居民从野外，包括水稻田捕获水生动物。除了被居民消耗，这些动物也产生经济收入：凸轮罗和海郎地区9%的家庭将野生的鱼在市场上出售，偏远的Dakrong区有75%以上的家庭向其他村民出售鱼类和其他野生水生资源。除了在Dakrong区有67%的家庭从野外获得鱼虾以外，大多数人在市场上购买鱼虾。在所有地区，蛇、蜗牛、青蛙主要来自野外，特别是位于偏远的Dakrong区。根据调查结果，鉴于稻田生物多样性的减少，市场购买是重要的食物来源。

案例 表 7-2 家庭水生资源的消费量（家庭平均成员数量为 5 人）

地区	水生资源数量 (kg / 天)							总计
	鱼	蛇	蜗牛	野生蟹	小虾	昆虫	青蛙	
海郎 (n=70)	0.39	0.01	0.05	0.05	0.11	0.03	0.02	0.66
凸轮罗 (n=35)	0.26	0.02	0.04	0.15	0.21	0	0.06	0.74
Dakrong (n=169)	0.24	0.02	0.21	0.09	0.14	0.06	0.07	0.83

营养状况

研究揭示了所有地区，特别是在偏远地区 Dakrong 山区（案例表 7-3）营养不良儿童的状况。与整个越南中部以北地区水平相比，海郎和凸轮罗湖患有体重不足和发育不良问题的儿童百分比低于或等同地区平均水平；消瘦的比例只有地区平均水平的 1/3。偏远的 Dakrong 山区，较高比例的儿童存在体重不足和发育不良的现象；在 Dakrong 的一些社区，消瘦率低于区域和国家的平均水平。对家庭来说，野生水生动物资源在这些偏远的地区要比富裕的低地地区更为重要（案例表 7-3）。

案例 表 7-3 5 岁以下儿童的营养状况在以下 3 个研究地区的调查结果

营养失调的指标	地区 (调查儿童的数量) 和社区								
	海郎 (241) C			凸轮罗 (50) D			Akrong (282)		
	Hai Thuon	Hai Le	Cam Lieu	Trieu Nguyen	A Ngo	A Bung	Huc Nghi	Ta Long	
体重 / 年龄	11.9	30.2	28	45.8	46.2	64.6	50.0	39.3	
严重性 (低 - 很高)	中等	很高	高	很高	很高	很高	很高	很高	
身高 / 年龄	20.1	29.5	42	44.7	53.8	68.8	61.5	50.0	
严重性 (低 - 很高)	中等	中等	很高	很高	很高	很高	很高	很高	
体重 / 身高	3.0	3.8	2	6.3	7.7	14.6	6.4	10.7	
严重性 (低 - 很高)	低	低	低	中等	中等	很高	中等	高	

结论

研究表明,水生生物多样性在以水稻为基础的生产体系中,对农村人口的粮食安全做出了重要贡献。在偏远山区水生生物的消费高于低地,但饮食中鱼和蛇偏少,更多是蜗牛、昆虫和青蛙。一般情况下,来自于野生或从市场购买的食物,不足以满足人们的全部需求。然而,水生生物多样性在供给人们营养价值方面的确实占有很大的比重。该观测数据表明,在偏远地区人体营养状况更糟糕;从其他研究中了解到,这些社区在一年中,往往有几个月受主食短缺威胁。在这些地区,饮食中的水生生物可能只是帮助人们满足基本的能量需求,但若水生生物多样性没有被作为一个营养的来源,营养不良和粮食不安全程度将更大。此外,人类的健康状态有可能发挥重要作用。调查结果表明有必要进行更多的研究去评价各种水生生物对人们的营养作用,尤其是对于在资源贫乏的边远地区的居民。

工业化捕鱼造成的过度捕捞,以及对其获取渔业资源的限制手段,例如将渔场租用给商业渔业公司捕鱼,都会对他们的生活造成威胁。这些都将是贫困人口最大的打击,因为他们没有土地耕种,生活只能依赖于捕获野生资源。

结论

在全球范围内,水稻生态系统中水生物种的多样性及其对农村生计的重要性是与灌溉量、降水量和深水水稻生态系统密切相关的(图7-2)。将需要在国际和国家水平上,对水生生物多样性在以水稻为基础的生态系统和农村生计中所起的作用进行更多评估。特别是需要具体的研究水生生物多样性对水稻种植家庭的营养贡献,尤其是有关油脂的作用,并更充分地认识其在人类健康和福祉方面的重要性(第15章营养研究)。目前柬埔寨、中国、老挝和越南等国,正致力于通过地方机构在国家和区域研讨会期间,将有关水生生物捕获和利用的信息及其对农村人口生计的重要性的信息提交给决策者和推广人员(联合国粮农组织/美国国家航空咨询委员会,2003)。并计划将在其他地区,尤其是在西非和拉丁美洲进行类似的活动。

在政策层面,必须特别注意在农村发展、粮食安全和减贫战略中对

农业生态系统中生物多样性管理

水生资源的管理。当以增加水稻生产为目标时，必须意识到稻田生态系统的高总体多样性和高生产力。在以集约化和专业化的制度来最大限度地提高水稻产量时，一般会造成相关的其他产品的损失。因此，应评估这些变化使谁受益，对谁造成伤害；并努力寻求将其损失最小化而收益最大化的方式，显得至关重要。

注释

明确区分捕获型和养殖型系统是不可能的。例如，泰国存在一个过渡系统，该管理系统模式为野生物种以养殖鱼种为食。因为野生鱼在当地市场具有高的市场价值，而这些损失是可以接受的（Setboonsamg, 1994）。

参考文献

- Balzer, T., P. Balzer, and S. Pon. 2005. Traditional use and availability of aquatic biodiversity in rice-based ecosystems. I. Kampong Thom Province, Kingdom of Cambodia. In M. Halwart, D. Bartley, and H. Guttman, eds., *Aquatic Biodiversity in Rice- Based Ecosystems* (CD-ROM) . Rome: FAO.
- Choulamany, X. 2005. Traditional use and availability of aquatic biodiversity in rice- based ecosystems. III. Xieng Khouang and Houa Phan provinces, Lao pdr. Northern Laos. In M. Halwart and D. Bartley, eds., *Aquatic Biodiversity in Rice- Based Ecosystems* (CD-ROM) . Rome: fao.
- Demaine, H. and M. Halwart. 2001. An overview of rice- based small- scale aquaculture. In *Utilizing Different Aquatic Resources for Livelihoods in Asia: A Resource Book*, 189 ~197. Cavite, Philippines: International Institute of Rural Reconstruction, International Development Research Centre, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Network of Aquaculture Centers in Asia-Pacific, and International Center for Living Aquatic Resources Management.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 1999. *Nutrition Country Profiles: Viet Nam*. Rome: fao. Available at <ftp.fao.org/es/esn/nutrition/ ncp/viemap.pdf>.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 2002. *Report of the 20th Session of the International Rice Commission*, Bangkok, Thailand, July 23~26, 2002. Rome: FAO.

- FAO/MRC (Food and Agriculture Organization of the United Nations and Mekong River Commission) . 2003. *New Approaches for the Improvement of Inland Capture Fishery Statistics in the Mekong Basin*. Report of the Ad Hoc Expert Consultation, Udon Thani, Thailand, September 2~5, 2002. Publication No. 2003/01. Bangkok: FAO/RAP.
- FAO/NACA (Food and Agriculture Organization of the United Nations and Network of Aquaculture Centers in Asia-Pacific) . 2003. *Traditional Use and Availability of Aquatic Biodiversity in Rice-Based Ecosystems*. Report of a Workshop, Xishuangbanna, Yunnan, P.R. China, October 21~23, 2002. Rome, Italy: FAO. Available at <ftp.fao.org/fi/document/xishuangbanna/xishuangbanna.pdf>.
- Fernando, C. H. 1993. Rice field ecology and fish culture: An overview. *Hydrobiologia*, 259:91~113.
- Fernando, C. H. and M. Halwart. 2001. Fish farming in irrigation systems: Sri Lanka and global view. *Sri Lanka Journal of Aquatic Sciences*, 6:1~74.
- Halwart, M. 1994. *Fish as Biocontrol Agents in Rice: The Potential of Common Carp *Cyprinus carpio* and Nile Tilapia *Oreochromis niloticus**. Weikersheim, Germany: Margraf Verlag.
- Halwart, M. 1998. Trends in rice-fish farming. *FAO Aquaculture Newsletter*, 18:3~11.
- Halwart, M. 1999. Fish in rice-based farming systems: Trends and prospects. In D. van Tran, ed., *International Rice Commission: Assessment and Orientation Towards the 21st Century*, 130~141. Proceedings of the 19th Session of the International Rice Commission, Cairo, Egypt, September 7~9, 1998. Rome: fao.
- Halwart, M. 2001. Fish as biocontrol agents of vectors and pests of medical and agricultural importance. In *Utilizing Different Aquatic Resources for Livelihoods in Asia: A Resource Book*, 70~75. Cavite, Philippines: International Institute of Rural Reconstruction, International Development Research Centre, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Network of Aquaculture Centers in Asia-Pacific, and International Center for Living Aquatic Resources Management.
- Halwart, M. 2003. Recent initiatives on the availability and use of aquatic organisms in rice-based farming. In *Proceedings of the 20th Session of the International Rice Commission*, 195~206. Bangkok, Thailand, July 23~26, 2002. Rome: fao.
- Halwart, M., M. C. Viray, and G. Kaule. 1998. The potential of *Cyprinus carpio* and *reochromis niloticus* for the biological control of aquatic pest snails in rice fields: Effects of predator size, prey size and prey density. *Asian Fisheries Science*, 10:31~42.
- Luo, A. 2005. Traditional use and availability of aquatic biodiversity in rice-based ecosystems. II. Xishuangbanna, Yunnan, P.R. China. In M. Halwart, D. Bartley, and J. Margraf, eds., *Aquatic Biodiversity in Rice-Based Ecosystems* (cd-rom) . Rome: fao.

农业生态系统中生物多样性管理

- Meusch, E. 2005. Traditional use and availability of aquatic biodiversity in rice- based ecosystems. III. Northwestern Viet Nam. In M. Halwart and D. Bartley, eds., *Aquatic biodiversity in Rice-Based Ecosystems* (CD-ROM) . Rome: FAO.
- Reinhard, I. and K. B. S. Wijayaratne. 2002. *The Use of Stunting and Wasting as Indicators for Food Insecurity and Poverty. Working Paper 27*, Integrated Food Security Programme trincomalee. Available at www.sas.upenn.edu/dludden/stunting_wasting.pdf.
- Rola, A. and P. Pingali. 1993. *Pesticides, Rice Productivity, and Farmers' Health: An Economic Assessment*. Manila: International Rice Research Institute and World Resources institute.
- Setboonsarng, S. 1994. Farmers' perception towards wild fish in ricefields: "Product, not predator"—An experience in rice-fish development in northeast Thailand. In C. R. dela Cruz, ed., *Role of Fish in Enhancing Ricefield Ecology and in Integrated Pest Management*, 43~44. ICLARM Conf. Proc. 43. Manila: International Center for Living Aquatic Resources Management.
- Smith, J. D., ed. 2001. *Biodiversity, the Life of Cambodia: Cambodian Biodiversity Status Report 2001*. Phnom Penh: Cambodia Biodiversity Enabling Activity.

第8章 传粉服务

P. G. Kevan V. A. Wojcik

食草动物、食肉动物、拟寄生物、寄生生物和病原体对于维持生态系统及其多样性的可持续发展，具有重要的生态学意义。并且，他们之间的相互依存关系也同样有重要意义。传粉则是生产率运转中心，所有消费者—人类、家畜、野生动物—都位于边缘位置（图 8-1）。生态学中的互动性和复杂性都已归为自然资源保护和可持续发展的范围之内。世界优势植物（开花植物）和优势动物（昆虫）的生物多样性，通过传粉而密切相关并共同进化，而对这些过程的破坏，势必带来严重环境的后果。事实上，传粉可能是一种危害生态系统的行为，从集约耕作到荒野的所有陆地环境中，均应予以关注（Buchmann 和 Nabhan, 1996）。此外，在生物链中非传粉访花者有其益处，虽然有时也带来一些问题，但这对生态系统功能的其他方面来说是必要的。

尽管传粉行为已经有 200 多年的研究史，但仍经常被忽略或误解。因此，传粉、花与涉及生物的多样性减少和对资源保护的必要性等相关问题，其间的关系值得进一步明确。传粉和其他访花者的重要性已经远远超过了生态系统的可持续性、植物繁殖、作物生产率和害虫管理范围，进而影响到人类生活质量的美学和道德方面。总之，传粉和访花者应当是生态系统健康方面的敏感性生物指示物。

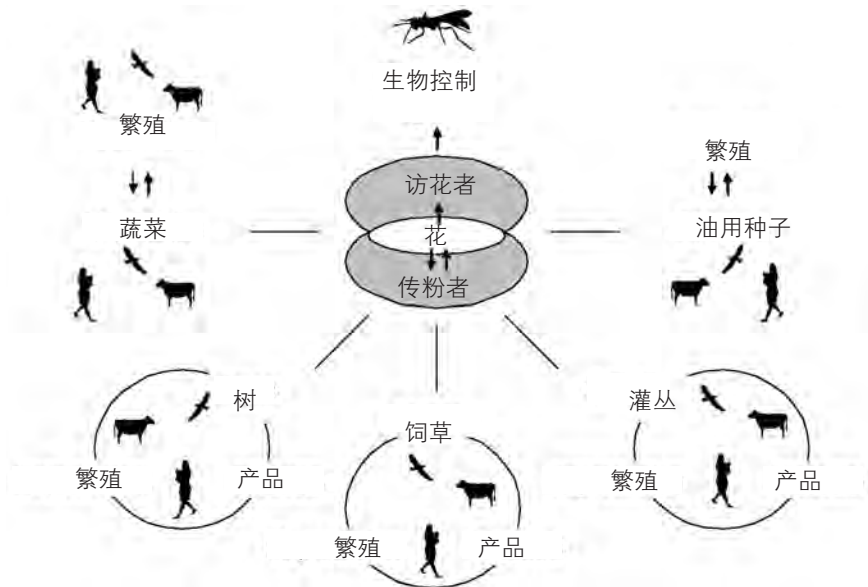


图 8-1 传粉系统是生态系统和生态系统功能的核心

生态系统中直接的和间接的互动关系以一定的方式将整个生物链与传粉行为联系在一起

传粉、传粉者和访花者 (Anthophiles)

传粉只是简单地从花药到柱头传送花粉。在植物生殖结构生成之后，传粉是繁殖的下一个步骤。非生物传粉是由风、水或重力而产生，生物传粉则通过动物来实现。有一个庞大的关于传粉及植物育种系统的专业词库，在本文无须详细说明。就作物而言，Roubik (1995) 和 Free (1993) 在该领域有广博知识。

访花者是一种探寻花的动物。它们探求花粉、花蜜、油或植物组织以满足营养需求 (Kevan, 1999)。传粉者就是传授花粉的传粉动物。并不是所有的传粉动都能有效地传粉：一些是花贼，偷走传粉者所能找到的资源或吃掉非生物授粉中带来的花粉 (Inouye, 1980)；其他方面则可能是无害的，仅仅是在花朵上休息或收集传粉结束后的剩余资源。尽管传粉对于植物繁殖至关重要，非传粉 (或传粉很少) 的访花者在生态系统功能上也十分重要。举个例子，许多昆虫其对一些害虫的生物防治是十分有用的，因为这些害虫需要从植物上取得食物以交配、寻找寄

主、产卵和完成它们的生命循环 (Ruppert, 1993)。也有一些访花者, 它们是在植物的某个位置来捕获食物 (Kevan, 1999)。

访花者、传粉者和传粉的生物多样性

综述

访花者的物种多样性数以百万计。几乎所有的蜜蜂和蝴蝶都依靠花而生存。许多蛾类、苍蝇、甲虫、胡蜂和蚂蚁都访花。传粉在一些较不引人注目的昆虫中十分普遍, 例如蓟马和美洲大螽斯。在其他昆虫中, 传粉是很少见的, 就像草蜻蛉和跳虫。在脊椎动物中, 一些种类的鸟 (比如: 蜂鸟、厚嘴啄木鸟、吸蜜鸟、蜜旋木雀、太阳鸟和鸚鵡) 和蝙蝠 (果蝠或旧大陆热带的飞狐狸和新热带植物区的象鼻虫、蝙蝠) 是恶名昭著的访花者和传粉者。甚至有一些专长于滑翔和攀登的哺乳动物, 它们都是重要的传粉者, 尤其在澳大利亚和亚洲。甚至灵长目动物在一些地方也是非常重要的传粉者。

在农业生态系统

蜜蜂 (*Apis* spp.) 是农业系统中最重要传粉者。它们生活在可运输的蜂箱里, 可以为许多作物传粉。它们的生物学特性已众所周知, 并且已经建立了完善的养蜂传粉体系。然而, 它们并不是唯一的商业用有效传粉者, 并且它们并不是为所有作物传粉 (Kevan, 1999)。举个例子, 大黄蜂 (*Bombus* spp.) 选择豆科作物进行传粉, 豆科作物的花冠中的管太深使蜜蜂不能采到花蜜 (Free, 1993)。它们有嗡嗡作响的传粉者习性 (通过振动从花中吸取花粉的传粉者) 和在温室中采食的能力把它们与蜜蜂区分开来。相对蜜蜂而言, 果园蜜蜂 (*Osmia* spp.) 更为有效, 因为它们在较低的温度下开始觅食 (Kevan, 1999)。最近在马来群岛, 人们通过提供筑巢物质来养殖管理木蜂 (*Xylocopa* spp.), 用于为西番莲果传粉, 因西番莲果的花朵太大而使蜜蜂不能为其传粉。

一些作物的传粉并不是由蜜蜂, 而由其他传粉者来实现的 (表 8-1)。在热带, 传粉问题尤其重要, 因为许多作物的自然授粉机制 (作物和其他) 并不为人所知 (Roubik, 1995; Kevan, 2001)。最近在

农业生态系统中生物多样性管理

这一领域的研究已取得一定进展。人们发现甲虫会给番荔枝科的果树作物传粉，例如刺果番荔枝和南美洲番荔枝，但关于这些传粉者为什么更

表 8-1 商业作物的有效传粉者

作物	传粉媒介	参考文献
红三叶草和其他豆科植物 (<i>Trifolium repens</i>)	大黄蜂 (<i>Bombus</i> spp.)	Free, 1993
大棚 番茄, 其他茄属的作物	大黄蜂	Banda 和 Paxton, 1991
悬钩子	大黄蜂 (superior to honeybees)	Willmer 等, 1994
仁果	果园蜜蜂 (<i>Osmia</i> spp.)	Kevan, 1999
苜蓿和其他豆科植物	苜蓿切叶蜂 (<i>Megachile</i> spp.)	Richards, 1993
蓝莓	蓝莓蜜蜂 (<i>Habropoda laboriosa</i>)	Cane 和 Payne, 1988,1990
南瓜	灰白壁球蜜蜂 (<i>Peponapis pruinosa</i>)	Kevan, 1999
西番莲果	卡彭特蜜蜂 (<i>Xylocopa</i> spp.)	Mardan 等, 1991
油椰子	象鼻虫 (<i>Elaeidobius kamerunicus</i> Faust) (Curculionidae)	Kevan, 1999
各种番果树	甲壳虫	Roubik, 1995
可可树	蚊 (Diptera: Ceratopogonidae)	Free, 1993 ; Roubik, 1995
杧果	苍蝇和其他昆虫	Free, 1993 ; Roubik, 1995
榴莲果	蝙蝠	Roubik, 1995
腰果	蜜蜂和本土石油 收集蜜蜂 (<i>Apis mellifera</i>) (<i>Centris tarsata</i>)	Breno 等, 2002

适于给相应植物传粉的机理信息则较少 (Roubik, 1995)。西非象鼻虫作为油椰子树种在其本土的传粉者 (Kevan, 1999), 已被引入亚洲, 为油椰子树有效地传粉 *Elaeidobius kamerunicus* Faust (Curculionidae)。巴西坚果树已被发现在不同时间长出雌雄花, 不可能自花授粉, 因而它依靠传粉行为来结实 (Maues, 2002)。事实上, 许多蚊子和苍蝇为野生果实传粉, 表明也可考虑将它们作为某些作物的传粉者。但是, 要想完全理解热带传粉的机制, 仍须做出巨大的努力。

由传粉者影响传粉所带来的效益, 其形式和数量通常被植物育种工作者所忽略。与采蜜的蜜蜂相比, 采集花粉的蜜蜂是更好的传粉者, 甚至对苹果树和具有碗状花形、能生产大量花蜜的作物也是一样 (Free, 1993)。对于具有特定花形的作物 (如蓝莓, 克兰伯里), 采花粉蜜蜂比采蜜蜜蜂对传粉更有效 (甘蔗和佩恩, 1988)。就这些作物而言, 蜜蜂是拙劣的传粉者, 因为在蜂群中采花粉的蜜蜂比例较少, 他们无法从花中移动花粉或嗡嗡传粉 (Buchmann, 1983)。一些需要传粉或受益于昆虫传粉的作物不能产生花蜜, 它们靠花粉供给昆虫, 例如猕猴桃、番茄, 也许还有石榴。羽扇豆同样也只产花粉, 但是它可自花授粉。

传粉者

蜜蜂和养蜂

多种多样的养蜂实践已经远远超出欧洲蜂和杂交蜜蜂蜂群 (巢) 所展示的 (*Apis mellifera* spp. *ligustica*, *caucasica* and *carnica*, 或意大利、高加索和卡尼鄂拉蜜蜂)。然而, 这些蜜蜂是人们了解最深入也是最容易进行传粉和蜂产品生产管理的 (see Graham, 1992; Crane, 1990)。

在整个非洲和中东 *Amellifera* 地区范围内, 本地蜂种被养殖在各种各样的蜂巢内, 管理技术也多种多样。这当中的许多蜂种具有防御性, 不论是人工或自然的蜂巢, 它们都有从蜂巢逃逸的倾向, 因而很难养殖。所谓的杀人蜂也被称为非洲化蜜蜂 (欧洲和非洲蜜蜂杂交种), 以防御性强和易攻击入侵者而著称。自 1956 年其母本 *A. m. scutellata* 从东南非引入后, 就遍布巴西及整个热带和亚热带美洲。

在亚洲, 一些其他的蜂种被保存或鼓励进行人工开发。其中最重

农业生态系统中生物多样性管理

要的是亚洲蜜蜂（中华蜜蜂），其丰富的种间生物多样性与 *A. mellifera* 相当（Kevan, 1995）。虽然由于亚洲蜜蜂容易被人工杂交而受到舆论中伤，但它的发展潜力已经得到更多的关注。而聪明的欧洲转基因蜜蜂则因超出蜜蜂的天然本质范围受到严重质疑。在热带和亚热带亚洲，其他种类的蜜蜂被用于商业用途。如同其同种或姐妹物种的 *Apis laboriosa* 蜂蜜主要产自喜马拉雅山麓，和 *A. d. binghami* 蜂蜜产自部分东南亚群岛上一样，*Apis dorsata*（即巨蜂或岩蜂）蜂蜜主要产自印度、孟加拉国、斯里兰卡、马来西亚、泰国、越南、柬埔寨和老挝。最小的蜜蜂 *Apis orea* 也同样被开发用于商业用途。

在热带和亚热带美洲，那里没有土著蜂种，无刺蜜蜂（*Meliponinae*）自前哥伦布时代一直保留自今。*Meliponine* 蜂分布在世界热带地区，在农业传粉管理上展现了巨大的潜力。然而，关于它们的生物传粉行为却很少有人关注（Roubik, 1995）。

本地传粉者

目前，对于本地蜂种在作物传粉中的作用和重要性还知之甚少（Kremen 等, 2002）。在已有的传粉行为中，大部分传粉的蜜蜂属于其他品种。Castro（2002）在巴西的巴伊亚对 32 种果树进行的研究发现，虽然并不像其他外来物种那么丰富，无刺的本土蜜蜂（蜜蜂科：*Meliponinae*）在传粉上也是十分重要的。在天然的农业环境中存在或保留着一些传统的自然景观，天然传粉者在传粉系统中提供着“免费服务”。然而，这些服务也并不是完全免费的，他们依赖于一个健康的生态系统，这一系统为本地传粉者提供了栖息地。而非本地蜜蜂和其他外来物种对于本地蜜蜂传粉系统则有着显著的影响。

其他人工培养的传粉者

其他蜂种如不能产生大量蜂蜜可以有收获的——或具有人工培养潜力的——可被人工培养成为传粉者，包括切叶蜂、碱蜜蜂、蜜蜂园、壁球蜜蜂、蓝莓蜜蜂和木蜜蜂。这些蜜蜂就是前面提到的特定作物传粉蜜蜂。Crane（1990）列出了 50 种蜜蜂可用于商业传粉（极少数）或传粉试验用途。一些作物巨大的经济价值使人们对于开发成功的传粉管理方式产生了极大的兴趣。巴西腰果的传粉事例（案例表 8.1）展示了传

粉过程的复杂性和必要性。

案例 8.1 巴西腰果 (*Anacardium occidentale* L.) 的经济价值和传粉需求

巴西东北部的腰果 (*Anacardium occidentale* L.) 是 andromonoecious 雄花两性花同株的本地树种。其干果、油和腰果苹果的产量在这一地区具有重大的经济意义。对巴西腰果每年的经济价值进行估计, 数据显示如下:

商业腰果果园的总面积	650 000hm ²
坚果年度总产量	126 000t
出口值	
(只是坚果)	1.35 亿美元
(果壳油)	0.91 亿美元
巴西腰果整株作物的价值(坚果、油、果实等)	0.54 亿美元

然而, 从商业果园角度上来看, 作物产量低得令人失望, 并且研究表明, 传粉不足可能是主要原因。腰果的花形和外观表明它是由昆虫传粉, 特别是由蜜蜂。虽然大量觅食腰果花的昆虫(即黄蜂、蝴蝶和蛾)已被列为传粉媒介, 但它们在大多数情况下觅食失败, 由此可见访花者和传粉者并不等同。在巴西东北部只有蜜蜂探访和定期觅食腰果花。两个蜜蜂种在给腰果花传粉时尤其有效: 即唯一的本地的蜜蜂 (*Centris tarsata*) 和外来蜜蜂 (*Apis mellifera*)。

但是, 仍然有两个方面的原因导致了巴西东北部商业种植腰果的传粉量不足。一方面, 对果园生长的腰果花而言, 很少有或几乎没有探访者。即使由于杂草处于开花期而引入大量 *Apis mellifera* 蜜蜂访问果园时, 它也不是很乐意探访腰果花。另一种适合的传粉媒介 *C. tarsata* 本地蜜蜂, 在商业腰果园很少出现, 主要因为栖息地的困扰和缺乏饲养技术无法使其大量繁殖。另一方面无疑是有农场园艺管理, 部分自花不育性的植株大面积生长, 没有考虑到可兼容性花粉植株的需要。随着越来越多栽培的区域被重植或进行矮小克隆株的再种植, 这个问题越来越严重。一个明显的解决方式是套种树木应能在主林木植株中生产相容的花粉, 在梨园就是这样。在澳大利亚和巴西进行的人工授粉试验识别腰果的种类或植株, 围绕腰果之间的交叉点产生出较高的产量。但是在商业腰果园中, 仍需着重考虑对蜜蜂的管理方式, 因为其作为相容花粉的携带者, 有助于传粉的进行。

人们可得出这样的结论, 如果要提高巴西东北部腰果作物的产量, 必须着重关注以下两个方面: 第一, 对于其公认的、有效的传粉媒介的保护与管理必须认真考虑; 第二, 果园设计当中必须考虑到不同腰果植株的兼容性。

巴西东北部腰果传粉的相关文献

Freitas, B. M. 1994. Beekeeping and cashew in north-eastern Brazil: The balance of honey and nut production. *Bee World*, 75 (4) :160~168.

Freitas, B. M. and R. J. Paxton. 1998. A comparison of two pollinators: The introduced honey bee *Apis mellifera* and an indigenous bee *Centris tarsata* on cashew *Anacardium occidentale* in its native range of ne Brazil. *Journal of Applied Ecology* 35:109~121.

Freitas, B. M., R. J. Paxton, and J. P. Holanda- Neto. 2002. Identifying pollinators among an array of over visitors, and the case of inadequate cashew pollination in ne Brazil. In P. Kevan and V. L. Imperatriz- Fonseca, eds., *Pollinating Bees: The Conservation Link Between Agriculture and Nature*, 229~244. Brasília, Brazil: Ministry of Environment.

Holanda- Neto, J. P., B. M. Freitas, D. M. Bueno, and Z. B. Araújo. 2002. Low seed/nut productivity in cashew (*Anacardium occidentale*) : Effects of self-incompatibility and honey bee (*Apis mellifera*) foraging behaviour. *Journal of Horticultural Science & Biotechnology*, 77 (2) :226~231.

资料来源: Freitas 等 (2002)。

传粉者的消亡

传粉者的消亡主要来自于 4 项主要的人类活动: 使用杀虫剂、破坏其栖息地、病原体和寄生虫的传播以及人工引入的花探访者的竞争。

杀虫剂

杀虫剂特别是专杀昆虫的杀虫剂, 对传粉者的危害性, 已被人们很好地记载和理解, 特别是对欧洲蜜蜂而言。对此方面认识的缺乏和对问题的忽视, 带来了传粉者的亚致死效应, 即减少其寿命和影响某些蜜蜂的搜寻、记忆和导航能力 (MacKenzie, 1993)。少数可予参比的研究结果表明, 很难根据杀虫剂对蜜蜂的毒性, 推断其给其他物种所带来的危害 (Kevan, 1999)。

杀虫剂的问题在非农环境和农林环境中更为复杂, 因为在这些环境中更为广泛的传粉者多样性是很重要的。在加拿大东部的不伦瑞克

省，使用杀螟硫磷，杀害蓝莓农场附近森林里的蚜虫（云杉卷叶蛾），结果造成了传粉者丰富性和多样性的大幅削减，蓝莓产量也显著低于预期水平。

Finnamore 和 Neary (1978) 发现约 190 种加拿大本土蜜蜂与需有昆虫传粉的蓝莓花相关。由此可能推动蓝莓产业的复苏，但估计需要至少一两个 7 年以上的的时间，这取决于其受损害的程度 (Kevan, 1999 年)。如今由于使用除草剂，蓝莓传粉者的多样性和繁殖潜力都在下降，因为除草剂杀害了传粉者的替代食物（当蓝莓处于无花期时）。

多数杀虫剂问题源于使用过程中的意外和疏忽，以及尽管标签已写清楚警告和建议，但仍有蓄意滥用等情况 (Johansen 和 Mayer, 1990)。为使杀虫剂的应用变得更加规范，以减少相关问题的发生，使用者在获得使用许可前应接受安全培训课程。即使在规章不健全情况下，公认有效的杀虫剂使用方式中应不在植物开花期喷洒和不在传粉者觅食期喷洒，这些都可减低杀虫剂负效应的发生。

栖息地破坏

主要有 3 种栖息地破坏方式，影响了传粉种群和任何生物群体的数量：食物来源的破坏、巢穴或产卵场所的破坏，还有休息或交配场所的破坏。最为常见的破坏生态环境的方式是种植单一农作物、过度放牧、开荒和过度灌溉。

在农区，破坏传粉者食物来源最明显的例子是清除植被，因为在作物不开花时，这些植物体就是传粉者的食物 (Kevan, 2001)。被清除的植被往往被视为是多余和有害的，它们被认为是杂草或是作物的竞争者，然而对于传粉者和其他有益昆虫而言，却是十分宝贵的。在路边还是在允许的地方喷洒除草剂，都会减少传粉者可选食物的多样性和丰度。

有文献记载了在 20 世纪 50 年代的马尼托巴省，由于巢穴和产卵地的破坏，导致了切叶蜂种群灭亡的实例。由于紫花苜蓿种子生产地扩增，使切叶蜂丧失了作为筑巢地点的树桩和原木，最终导致其灭亡 (Stephen, 1955)。在欧洲随着未遭破坏的灌木地和其他非耕作地不断减少，熊蜂数量也随之减少 (Corbet 等, 1991)。在热带地区种植园中，

农业生态系统中生物多样性管理

与蚊子为可可树传粉效率不足及其失去产卵基质（即腐烂的植物）有关，因为作为其产卵基质的腐烂植物被完全移走（Winder, 1977）。在马来西亚，额外提供的腐烂的棕榈树干培养基，即是为增加传粉种群的数量之用（Kevan, 1999）。

与农业相关的栖息地利用，常常对食物来源和筑巢地点都产生负面的影响，这对于本地传粉者而言，意味着面临加倍有害。对于长寿命的传粉种群来说，尤其明显，例如熊蜂群。世界上发展中国家，例如非洲，也面临同样的传粉资源问题，即传粉者的栖息地因农业目的而被利用。在案例 8.2 中所描述的肯尼亚园艺业，只是野生栖息地增加自然传粉服务活力和持续性的众多例子中的一个。

案例 8.2 野生生态环境为肯尼亚的园艺作物提供传粉服务

肯尼亚的许多地区正在由自然环境向农场和园艺作物的生产地转化，主要是由于出口市场的需要。甚至许多主要牧民社区由集团经营农场，例如马赛，也开始参与到这些市场活动中来。

在 ol' Kirimatian 集体牧场，位于内罗毕湖西南，在马加迪河上游，从 Nguruman 悬崖流下的小河可灌入开放的灌溉沟中，使种植园艺作物成为可能。被转换为农田的土地大部分是原 *Acacia Tortilis* 河边的森林。园艺作物年复一年生长以供应市场，通过中间商收购蔬菜并运至机场，很快便可在伦敦和其他欧洲地区销售。

生长在 ol' Kirimatian 的许多园艺作物需要或者受益于传粉服务，例如茄子、黄秋葵和苦瓜。就茄子而言，其完全依靠本地蜜蜂传粉，特别是发出嗡嗡叫声传粉的蜂，即在采食花粉的同时以一定频率震动它们的翅膀，以散发花粉并将花粉在花间传递，从而结出果实。蜜蜂并不能依靠嗡嗡叫声传粉，但有两种很独特的蜂却是非常有效的传粉者，它们本是天然生活在因造田而被砍伐了的森林中的。一种是木蜜蜂，在陈木上筑巢；另一种是地面筑巢蜜蜂叫 *Macronomia rufipes*。他们只能从茄子上获得花粉，但却不能产生花蜜。因此它们不能完全地生长在农田中，必须利用农场道路边的各种资源和未被开发的森林维持生存。

对农田周围自然环境的调查显示，作物传粉媒介同时也在利用野生栖息地的花资源。在大多数月份，茄子的主要传粉媒介也在利用农田的其他花资源，主要是农田路边的杂草。但是，在非常干燥的月份，进入雨季之前，茄子的主要传粉者会较之任何时候更多地出现在仅存的少量的阿拉伯树胶树沿河森林中，并更多地使用森林中花资源。

某些人可能会说野生栖息地并不能提供大部分传粉服务。但如果传粉媒介没有可选的野生栖息地的花卉资源去采食，虽然只在旱季最严重的时期，它们就没有能力在干旱的和边缘生态系统生存。在农田范围中保留野生栖息地的机会成本，无疑取决于以下几点：包括阿拉伯树胶树的种子荚果可作为山羊饲料，所节省的资金正好抵消了将其砍伐清除再转换为作物生产的潜在收入。

另外，野生栖息地也可以作为作物传粉者的栖息地。因此，在发展农业的地区保留一些野生栖息地，将有助于保持该地区生态平衡。

资料来源：Barbara Gemmill, 非洲授粉协会，奈洛比，和 Alfred Ochieng, 奈洛比大学生物系

传粉者栖息地被破坏所带来的问题，已引起广泛关注。Daniel Janzen (1974) “美国的消亡”一文已阐明这一问题。他指出，传粉媒介资源（植被资源）不断减少带来恶性循环，植物传粉减少，植物繁殖消失，种子和植物结实减少，最终导致同级别生物多样性植被恢复的失败。

寄生虫和致病菌

由于 tracheal mites (*Acarapis woodi*) 和 *Varroa jacobsoni* 惊人的蔓延速度，作为蜜蜂的寄生虫——螨已经引起全球的关注 (Needham 等, 1988 ; Connor *et al.* 1993)。人们建议，业余的或小规模的养蜂者应当放弃养蜂，因为监测和控制蜂螨使蜜蜂的管理工作更为复杂。在美国，由于蜂螨蔓延非常普遍，致使野生蜜蜂群的数量显著下降。正如几年前预测的一样，业余养蜂人和野生蜂群的损失，所带来的综合影响已给农村和都市中的蜜蜂传粉带来了负面影响 (Kevan, 1999)。此外，因为潜在的对人类食品的污染和其他蜂产品污染，化学防治蜂螨的方法不可能被专业蜂蜜生产者接受。

如果缺乏适当的监测和治疗，疾病将会造成严重的损失。对于欧洲蜜蜂的养蜂人，有一种昆虫幼虫细菌性病（美国污仔病）是最严重的，而其他孵化疾病，如欧洲污仔病（细菌性）、白垩病（真菌性）和幼蜂皱萎病（病毒性）并不那么严重。我们唯一所担心的是欧洲蜜蜂成虫的原虫疾病（protozoan 疾病）。对于亚洲的蜂群来说，由于流行性疾病已经席卷亚洲部分地区，胞囊病毒病在泰国已造成极大损失，随之而来的应是种群抵抗力增强和种群的恢复 (Kevan, 1995)。

切叶蜂同样遭受疾病。最重要的是紫花苜蓿切叶蜂（苜蓿切叶蜂）的白垩真菌病（由 *Ascosphaera aggregata* 所引起）（Vandenberg 和 Stephen, 1982）。诊断设施已经在一些地区建立（例如加拿大西部地区），因为这些蜜蜂是那里最重要的苜蓿传粉者。控制这种疾病需要认真的、卫生的管理程序以及熏蒸消毒病原感染了的筑巢材料（Goettel 等, 1993）。

竞争互作

对于与传粉相关的传粉者之间相互竞争的研究最为深入的，是非洲蜜蜂对本土传粉者的影响，及其对南美洲和中美洲的欧洲蜜蜂种群的影响。Roubik（1978）首先指出，在非洲蜜蜂入侵后，中美洲本土蜜蜂种群数量显著减少。随后他又指出这种现象存在于更广大区域内（Roubik, 1989），但在南美洲和中美洲，非洲蜜蜂与本土蜜蜂相互竞争问题却很复杂。不过可以看出，没有任何一个本地物种在与外来物种的竞争中灭绝。

近来，在澳大利亚争论有关引进欧洲蜜蜂对本地植物和传粉动物种群的影响。Paton（1993）的结论是，有理由认为欧洲蜜蜂减少了一些本土植物的传粉，特别是鸟类传粉的植物，欧洲蜜蜂通过抢夺鸟觅食的花蜜，从而造成鸟类种群数量和觅食习惯的改变。Sugden 和 Pyke（1991）的结论是，蜜蜂间的竞争会减少本地蜜蜂种群的数量（例如 *Exoneura asimillima*）。从植物学角度讲，欧洲蜜蜂对本土传粉昆虫的影响机制并不清楚，但是其对本土蜜蜂的影响机制是清楚的。相关联的事件如下：

- （1）蜜蜂通过争夺花卉资源以取代本地传粉者；
- （2）蜜蜂不可能再给那些清除后的传粉资源的花去传粉；
- （3）植物因为不能进行有性繁殖或根本不能繁殖，其种群会缩减；
- （4）已减少的剩余的本土传粉者种群还会进一步缩减。

商业饲养熊蜂是温室番茄生产的一个重要组成部分（Kevan, 1999）。至少有 3 个商业饲养的本地物种已经投入使用：欧洲的熊蜂 *Bombus terrestris* L.，美国东部的熊蜂 *B. impatiens* Cresson 和美国西部西方熊蜂（*B. occidentalis* Greene）外来物种的引入应十分地谨慎，一定要注意检

疫，更应着重关注的是，其不可避免的生态逃逸现象。欧洲熊蜂已经进入新西兰、智利、塔斯马尼亚州、日本，并可能来到阿根廷（1993 或 1994），这主要是由于引入时考虑不周所致。Dafni 和 Shmida（1996）也因熊蜂对以色列卡梅尔山虫媒动物和植物群传粉的影响表示了担忧。在印度尼西亚，将亚洲蜂群（中华蜜蜂）从华莱士西部和韦格纳一线引进伊里安查亚，已导致这种蜜蜂进入邻国巴布亚新几内亚，如今已经开始威胁到澳大利亚。而这种引种对自然多样性、天然传粉的丰富性和本地植物的影响则仍未进行评估。

保护和促进

保护本地传粉者对可持续发展的全球生产力是至关重要的。对其筑巢地点和觅食等生态环境的破坏是一个重要的问题（Janzen, 1974）。在非洲，引入的疾病正威胁着本土蜜蜂种群的健康及其传粉活动。尽管在北美和欧洲由于杀虫剂使用在减少，其对当地农业的负面影响也在降低，但此问题在其他地区仍非常严重。在热带、亚热带美洲和澳大利亚，访花动物之间的相互竞争仍非常激烈。

其他访花者

尽管许多访花者并不是重要的传粉媒介，但花资源在其生活中却非常重要。其他访花昆虫是非常宝贵的，尤其是食肉动物和拟寄生物，在任何环境下其对控制可传病昆虫种群的数量都很重要。生物防治在农业生态系统是一种很有价值的防虫方式。Leius（1967）表示，如果果园中有植物资源，例如杂草，那么果园中苹果蠹蛾寄生现象就较多。Syme（1975）指出，在森林中植物资源生物防治剂也非常重要。事实上，早就有人提出，对日本甲壳虫尚未建立可用的生物防治手段，这至少在某种程度上是由于缺乏植物资源所造成的（King 和 Holloway, 1930）。当然，也报道过成功的案例，如在低投入的农业系统中通过天然生物防治手段，控制传病昆虫的成功率很高，应归因于植物资源的有效性。

耕作系统，可持续性和生物多样性

全世界农业正在迅速变化着。在北美和欧盟一些土地被退耕（Corbet, 1995），而其他土地被更密集耕种。另一方面环境更敏感，低投入的做法，例如有机耕作方法、低耕种和免耕种正被采用（Johnston 等, 1971; Gess 和 Gess, 1993）。加上农药使用的减少，这些趋势对觅花者和传粉者通常都是好兆头。然而，针对这些土地使用方式的转变，适宜的生态计划尚不能够实现，而传粉者的重要性在很大程度上被忽略了。

在发展中国家，扩大农业生产，增加单一作物栽培，强化耕作制度，越来越多地使用农药和自然生态区迅速退化，都是面临的严重问题。喜马拉雅地区兴都库什山脉的苹果山谷的案例就是一个严峻的证明，为保持一个健康的生态系统和产业，必须特别关注传粉系统（案例 8.3）。然而因传粉者的作用和生物多样性信息缺乏，及其在自然与农业系统中的衰落，着实令人担忧。这些国家的情况是可怕的，尽管国际蜜蜂研究协会举办的有关热带养蜂方面的系列会议已取得了一些影响（Kevan, 2001），但传粉仍然是一个被忽视的领域。对传粉生态学的充分理解将使作物获得更高、更持续的产量，从而获得更好的农业经济效益，这无疑会改善相关人员的生活条件（图 8-2）。

案例 8.3 喜马拉雅兴都库什区域的苹果山谷的警示

由于在促进农民脱贫方面的重要性，在喜马拉雅兴都库什山脉（HKH）地区的部分地区苹果，已成为最主要的商品作物。它们占家庭总收入的 60%~80%，研究表明，在这些苹果生长区食品安全和经济状况都很良好。在这个地区，估计每年生产苹果 220 万 t，苹果种植和市场销售每年可带来 5 亿多美元的收益。

然而，需要改进的潜力仍很大：在这一地区，苹果的平均产量（2.5~12.9 t/hm²）很低并且在下降。国际山地综合发展中心提出，由于缺乏传粉昆虫和恶劣天气，引起的传粉不足和受精不足问题是产量下降的最主要原因。

传粉下降主要来自两个因素。在这一地区许多农户所种植的商业苹果品种自交不亲和，需要一个兼容的传粉品种进行异花传粉。因为传粉品种自身市场价值很低，所以许多农民不理解，或者不愿意投入土地栽培传粉品种。总体而言，在研究区内一半以上的农户在他们的果园种有兼容传粉品种，但却不到最小需要量的 20%，多数仅有 7%~12%。

近年来，由于某些原因，天然传粉昆虫的多样性和丰度已开始下降，原因包括因农业目的而破坏森林和草地，及滥用杀虫剂造成食物和巢穴栖息地的丧失。大多数农户认为，杀虫剂的使用是天然传粉昆虫损失的主要原因。果园面积的增加也被认为有一定影响，因为天然昆虫种群数量太少而不能给新种植的苹果传粉。在印度喜马拉雅尔邦州和中国茂县溪谷的研究表明，生产力严重下降，使得当地农民和相关机构不得不寻求一种解决方式。在这一地区传粉不足是首要问题，农民和相关机构也已开始研究和试验传粉管理方案。

由于政府机构的努力，喜马拉雅尔邦州的大多数苹果种植户清楚地认识到苹果传粉的问题及其原因所在。他们尝试各种方法来改善传粉。这些管理措施包括种植不同的传粉树、增加传粉树的比例和增加果园中传粉昆虫的数量，这其中包括更多地使用蜜蜂传粉。

在中国，茂县采用的方式不同。在这里，给苹果树人工授粉已成为普遍的做法。因为果园较小，通过培训后，家庭的所有成员都能为自己果树人工授粉。农户也会互助传粉或雇用劳动力来给他们的果园传粉。这些工人被叫做“人类蜜蜂”，因为他们做了本该是蜜蜂所做的传粉工作。这样做的好处是只需要种植很少的传粉树，充分利用稀缺的土地资源而达到苹果生产效益的最大化。

资料来源：Uma Partap，山地综合发展国际中心。

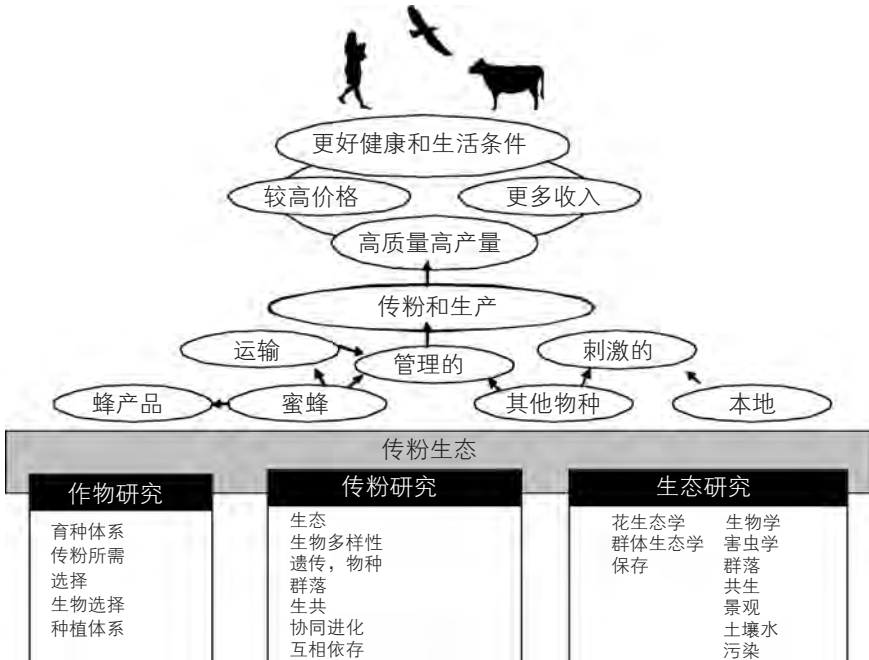


图 8-2 对传粉生态学的深入理解

以了解生产系统意识形态和制定合理决定为基础。在此基础上会使参与的任一方拥有更加良好、健康的生活方式

生物学指标

生物学指标即可通过自身的存在（丰富度）或缺乏指示生态系统所进行的活动的有机体。生物学指标物种通常被用来诊断问题。它们可以指示厌氧水域、迅速富营养化、污染和农药，它们也可作为表征问题而改善，甚至表示生态系统的活动是否按预期在正常范围内进行。在后一种情况下，所使用的物种可能是生态系统的、健康方面的表征。

农用化学品

传粉媒介，特别是蜜蜂，往往大量被杀虫剂杀死。它们会在身体和蜂巢内积累所摄取的杀虫剂。随着农药残留检测分析技术的快速发展，蜜蜂和蜂巢产品可用来监测环境中的农药。但是最常见的情况是，化学分析毒性残留并不是为了监控环境，而是为了确定蜜蜂的死亡原因和杀虫剂给其带来的危害。

污染物

使用蜜蜂作为检测样本已是监测污染物很常用的一种方法。蜂蜜和花粉可以被不同的工业污染物所污染。释放的砷和镉可能会导致大量蜜蜂死亡和污染花粉，但并不污染花蜜（Krunic 等，1989）。在1986年4月发生切尔诺贝利核电站灾难后，蜂蜜和花粉中所积累的放射性同位素表明，蜜蜂群体可作为本地的、区域的和全球的环境质量取样器（Bunzl 等，1988；Ford 等，1988）。在氟化物（Dewey，1973）、重金属（Stein 和 Umland，1987）和有机化合物（Anderson 和 Wojtas，1986；Morse 等，1987）检测中，同样可从花蜜、花粉和蜜蜂本身来取样。它们已被指出可以作为自然、农业、工业和都市周边环境的生物学指标。虽然已证明了其使用价值，但是关于将其作为生物学指标的研究项目尚未制定（Kevan，1999, 2001）。

Bromenshenk 等，（1991）提出了关于受污染后蜜蜂种群数量动态变化的问题，使人们更加关注杀虫剂之外的因素会给传粉者健康带来危害。关于污染对其他传粉者所造成的影响，目前相关信息很少。Dewey's（1973）的数据表明，与铝含量降低的植物有关的觅花昆虫中

氟化物的含量是最高的（从熊蜂到蝴蝶和虻）。二氧化硫会减少传粉者的活动，包括蜜蜂和雄性集蜂（*Lasioglossum zephyrum*），但还不足以杀死它们（Ginevan 等，1980）。

生态系统的胁迫与健康

健康概念适用于生态系统的观点已不算新颖，但是它很难获得认可，原因在于这种所谓健康形式该如何去衡量（第18章）。在生态学中，比较认同的观点之一是竞争排斥和按重叠程度划分生态位等级的制度。但 Sugihara（1980）认为在复杂的有机群体中，物种由于部分重叠而占据有一个等级制度。考虑到环境的物理限制，这一说法在理论上是物种多样性和丰度之间的著名正态对数关系。我们支持 Sugihara（1980）关于生物学意义中存在对数正态关系的观点。传粉活动中动植物的相互作用，允许存在一些对生态群落结构和动态变化的大胆概括。因此它已作为生态系统健康测量的指标，其中包括传粉者。

Kevan 等（1997）假设在加拿大中南部新不伦瑞克省，1970~1975年蓝莓种植区，使用杀虫剂严重的环境下，传粉蜜蜂物种的多样性和丰度的对数正态关系令人诧异。我们分两个时期以新不伦瑞克省东部、中部和西南部的数据，检测了这个假设的正确性。这两个时期是：在这一地区中心位置供给杀螟硫磷农药的年份，以及蓝莓区附近停止使用杀虫剂的年份。除了杀螟硫磷农药使用期间在新不伦瑞克中部的数据是例外，几乎所有的数据集都是呈对数正态分布的。我们可以推测，如果数据显示不呈对数正态性，则表明该地区当时的健康状况不佳。

结论

对蜜蜂和其他驯养蜂、野生蜂及其他传粉者的保护工作，是全球范围内农业和自然可持续生产面临的重要问题。这是一个很奇怪的现象：尽管对世界温带地区许多作物的主要传粉媒介已很清楚，但对传粉者种群、活动和密度与植物和花的密度、结籽率之间的数量关系，仍不很清楚。许多热带作物的传粉者被误认、未知或者假定为蜜蜂。此外，许多热带作物的繁育体系仍未知或错误理解。养蜂专家们为此拓展思路，并热衷于非产蜜蜜蜂的养殖，并且意识到其他传粉者在农业中的价值，这

农业生态系统中生物多样性管理

是非常重要的。在高度重视全球环境可持续性和生物多样性保护的年代，传粉的重要性及对其有害的行为，引发了许多与之相关的问题。在全球环境的可持续性和保护生物多样性的新精神下，生物学家、生态学家、农学家和普通公民，都必须充分认识生态保护、新型管理方式和基础生物学研究的必要性。

致谢

感谢所有的同事慷慨无私地与大众分享其想法。感谢大家所做的所有工作，包括收集和加工现有的关于传粉者和传粉者保护的知识。感谢生物多样性公约的支持。

参考文献

- Anderson, J. and M. A. Wojtas. 1986. Honey bees (Hymenoptera: Apidae) contaminated with pesticides and polychlorinated biphenyls. *Journal of Economic Entomology*, 79:1200~1205.
- Banda, H. J. and R. J. Paxton. 1991. Pollination of greenhouse tomatoes by bees. *Acta Horticulturae*, 288:194~198.
- Breno, M. F., R. J. Paxton, and J. P. de Holanda- Neto. 2002. Identifying pollinators among an array of flower visitors, and the case of inadequate cashew pollination in NE Brazil. In P. G. Kevan and V. L. Imeratriz- Fonseca, eds., *Pollinating Bees: The Conservation Link Between Agriculture and Nature*, 229~244. Brasilia- DF, Brazil: Ministry of the Environment.
- Bromenshenk, J. J., J. L. Gudatis, S. R. Carlson, J. M. Thomas, and M. A. Simmons. 1991. Population dynamics of honey bee nucleus colonies exposed to industrial pollutants. *Apidologie*, 22:359~369.
- Buchmann, S. E. 1983. Buzz pollination in angiosperms. In C. E. Jones and R. J. Little, eds., *Handbook of Experimental Pollination Biology*, 73~113. New York: Van Nostrand Reinhold.
- Buchmann, S. E. and G. P. Nabhan. 1996. *The Forgotten Pollinators*. Washington, dc: Island Press.
- Bunzl, K., W. Kracke, and G. Vorwohl. 1988. Transfer of Chernobyl- derived ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{131}I , and ^{103}Ru from flowers to honey and pollen. *Journal of Environmental Radioactivity*, 6:261~269.
- Cane, J. H. and J. A. Payne. 1988. Foraging ecology of *Habropoda laboriosa* (Hymenoptera:

- Anthophoridae), and oligolege of blueberries (Ericaceae: Vaccinium) in south-eastern United States. *Annals of Entomology*, 81:419~427.
- Cane, J. H. and J. A. Payne. 1990. Native bee pollinates rabbiteye blueberry. *High-lights in Agricultural Research, Alabama Agricultural Research Station*, 37 (4) :4.
- Castro, M. S. 2002. Bee fauna of some tropical and exotic fruits: Potential pollinators and their conservation. In P. G. Kevan and V. L. Imperatriz-Fonseca, eds., *Pollinating Bees: The Conservation Link Between Agriculture and Nature*, 275~288. Brasilia- DF, Brazil: Ministry of the Environment.
- Connor, L. J., T. Rinderer, H. A. Sylvester, and S. Wongsiri, eds. 1993. Asian apiculture. In *Proceedings of the First International Conference on the Asian Honey Bees and Bee Mites*, 8. Cheshire, ct: Wicwas Press.
- Corbet, S. A. 1995. Insects, plants and succession: Advantages of long-term set-aside. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 53:201~217.
- Corbet, S. A., I. H. Williams, and J. L. Osborne. 1991. Bees and the pollination of crops and wild flowers in the European Community. *Bee World*, 72:47~59.
- Crane, E. 1990. *Bees and Beekeeping: Science, Practice and World Resources*. Oxford, uk: Heinemann Newnes.
- Dafni, A. and A. Shmida. 1996. The possible ecological implications of the invasion of *Bombus terrestris* (L.) (Apidae) at Mt Carmel, Israel. In A. S. L. Matheson, C. Buchmann, P. O'Toole, P. Westrich, and I. H. Williams, eds., *The Conservation of Bees*, 183~200. Linnean Society Symposium Series Number 18. London: Academic Press.
- Dewey, J. E. 1973. Accumulation of fluorides by insects near an emission source in western Montana. *Environmental Entomology*, 2:179~182.
- Finnamore, B. and M. A. Neary. 1978. Blueberry pollinators of Nova Scotia, with a check list of the blueberry pollinators of eastern Canada and northeastern United States. *Annales de la Société Entomologique de Québec*, 23:161~181.
- Ford, B. C., W. A. Jester, S. M. Griffith, R. A. Morse, R. R. Zall, D. M. Burgett, F. W. Bodyfelt, and D. J. Lisk. 1988. Cesium-134 and cesium-137 in honey bees and cheese samples collected in the US after the Chernobyl accident. *Chemo-sphere*, 17:1153~1157.
- Free, J. B. 1993. *Insect Pollination of Crops*, 2nd ed. London: Academic Press. Freitas, B. M., R. J. Paxton, and J. P. Holanda-Neto. 2002. Identifying pollinators among an array of flower visitors, and the case of inadequate cashew pollination in ne Brazil. In P. Kevan and V. L. Imperatriz-Fonseca, eds., *Pollinating Bees: The Conservation Link Between Agriculture and Nature*, 229~244. Brasília, Brazil: Ministry of Environment.
- Gess, F. W. and S. K. Gess. 1993. Effects of increasing land utilization on species representa-

- tion and diversity of aculeate wasps and bees in the semi-arid areas of southern Africa. In J. Lasalle and I. D. Gauld, eds., *Hymenoptera and Biodiversity*, 83~114. Wallingford, uk: cab International.
- Ginevan, M. E., D. D. Lane, and L. Greenberg. 1980. Ambient air concentration of sulfur dioxide affects flight activity in bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 77:5631~5633.
- Goettel, M. S., K. W. Richards, and D. W. Goerzen. 1993. Decontamination of *Asco-sphaera aggregata* spores from alfalfa leafcutting bee (*Megachile rotundata*) nest-ing material by fumigation with paraformaldehyde. *Bee Science*, 3 (1) :22~25.
- Graham, J. M. 1992. *The Hive and the Honey Bee*. Hamilton, il: Dadant & Sons.Inouye, D. W. 1980. The terminology of floral larceny. *Ecology*, 61:1251~1253.
- Janzen, D. H. 1974. The deflowering of America. *Natural History*, 83:48~53.
- Johansen, C. A. and D. F. Mayer. 1990. *Pollinator Protection. A Bee and Pesticide Handbook*. Cheshire, ct: Wicwas Press.
- Johnston, A., J. F. Dormaar, and S. S. Smoliak. 1971. Long- term grazing effects on fescue grassland soils. *Journal of Range Management*, 24:185~188.
- Kevan, P. G., ed. 1995. *The Asiatic Hive Bee: Apiculture, Biology, and Role in Sustainable Development in Tropical and Subtropical Asia*. Cambridge, on, Canada: Enviroquest Limited.
- Kevan, P. G. 1999. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: Species, activity and diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74:373~393.
- Kevan, P. G. 2001. Pollination: A plinth, pedestal and pillar for terrestrial productivity. The why, how and where of pollination protection, conservation and promotion. In C. S. Stubbs and F. A. Drummond, eds., *Bees and Crop Pollination: Crisis, Cross-roads, Conservation*, 7~68. Lanham, md: Entomological Society of America.
- Kevan, P. G., C. F. Greco, and S. Belaoussoff. 1997. Log- normality of biodiversity and abundance in diagnosis and measuring of ecosystemic health: Pesticide stress on pollinators on blueberry heaths. *Journal of Applied Ecology*, 34:1122~1136.
- King, J. L. and J. K. Holloway. 1930. *Tiphia popilliavora Rohwer, a Parasite of the Japanese Beetle*. U.S. Department of Agriculture Circular No. 145. Washington, dc: U.S. Government Printing Office.
- Kremen, C. and T. Ricketts. 2000. Global perspective on pollination disruptions. *Conservation Biology*, 14:1226~1228.
- Kremen, C., N. M. Williams, and R. W. Throp. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *PNAS*, 99:16812~16816.
- Krunic, M. D., L. R. Terzic, and J. M. Kulincevic. 1989. Honey resistance to air contamina-

- tion with arsenic from a copper processing plant. *Apidologie*, 20:251~255.
- Leius, K. 1967. Influence of wild flowers on parasitism of tent caterpillar and codling moth. *Canadian Entomologist*, 99:444~446.
- MacKenzie, K. E. 1993. Honey bees and pesticides: A complex problem. *Vector Control Bulletin of the North Central States*, 1 (2) :123~136.
- Mardan, M., I. M. Yatim, and M. R. Khalid. 1991. Nesting biology and foraging activity of carpenter bee on passion fruit. *Acta Horticultura*, 288:127~132.
- Maues, M. M. 2002. Reproductive phenology and pollination of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonl. Lecythidaceae) in eastern Amazonia. In P. G. Kevan and V. L. Imeratriz- Fonseca, eds., *Pollinating Bees: The Conservation Link Between Agriculture and Nature*, 245~254. Brasilia- DF, Brazil: Ministry of the Environment.
- Morse, R. A., T. W. Culliney, W. H. Gutenmann, C. B. Littman, and D. J. Lisk. 1987. Polychlorinated biphenyls in honey bees. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 38:271~276.
- Needham, G. R., R. E. Page, M. Delfinado- Baker, and C. E. Bowman, eds. 1988. *Africanized Honey Bees and Bee Mites*. Chichester, England: Ellis Harwood, Ltd.
- Paton, D. C. 1993. Honeybees in the Australian environment. *BioScience*, 43:95~103.
- Richards, K. W. 1993. Non-Apis bees as crop pollinators. *Revue Suisse de Zoologie*, 100:807~822.
- Roubik, D. W. 1978. Competitive interactions between neotropical pollinators and Africanized honeybees. *Science (Washington)*, 201:1030~1032.
- Roubik, D. W. 1989. *Ecology and Natural History of Tropical Bees*. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Roubik, D. W., ed. 1995. *Pollination of Cultivated Plants in the Tropics*. FAO Agricultural Services Bulletin No. 118. Rome: fao.
- Ruppert, V. 1993. Einfluss blütenreicher Feldrandstrukturen auf die Dichte blütenbesuchender Nutzinsekten insbesondere der Syrphinae (Diptera: Syrphidae). *Agrarökologie*, 8:1~149.
- Stein, K. and F. Umland. 1987. Mobile und immobile Probensammlung mit Hilfe von Bienen und Birken. *Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie*, 327:132~141.
- Stephen, W. P. 1955. Alfalfa pollination in Manitoba. *Journal of Economic Entomology*, 48:543~548.
- Sugden, E. A. and G. H. Pyke. 1991. Effects of honey bees on colonies of *Exoneura asimitima*, an Australian native bee. *Australian Journal of Ecology*, 16:171~181.
- Sugihara, G. 1980. Minimal community structure: An explanation of species abundance

农业生态系统中生物多样性管理

- patterns. *American Naturalist*, 116:770~787.
- Syme, P. D. 1975. The effects of flowers on the longevity and fecundity of two native parasites of the European pine shoot moth in Ontario. *Environmental Entomology*, 4:337~346.
- Vandenberg, J. D. and W. P. Stephen. 1982. Etiology and symptomology of chalk-brood in the alfalfa leafcutting bee, *Megachile rotundata*. *Journal of Invertebrate Pathology*, 39:133~137.
- Willmer, P. G., A. A. M. Bataw, and J. P. Hughes. 1994. The superiority of bumble-bees to honeybees as pollinators: Insect visits to raspberry flowers. *Ecological Entomology*, 19:271~284.
- Winder, J. A. 1977. Some organic substrates which serve as insect breeding sites in Bahian cocoa plantations. *Revista Brasileira de Biologia*, 37:351~356.

第9章 农业生态系统中的土壤生物多样性管理

G. G. Brown M. J. Swift D. E. Bennack
S. Bunning A. Montáñez L. Brussaard

土壤生物多样性

土壤不仅是含有少量有机质和可被植物利用的矿物质离子胶体的凝聚体，它更是一个生命体，是无数有机体的家园，这些有机体的多样性甚至比生活在地表和土壤外围生物的多样性更丰富。

土壤系统是地球上最不相同甚至完全不同质生物体的集合 (Brussaard 等, 1997; Giller 等, 1997; Wall 和 Moore, 1999)。这些生物体的体型大小、觅食策略和生活习性是有很大范围的变化，从严格水生直至完全陆生 (Bater, 1996)。它们的大小从最微小的单细胞细菌、藻类、真菌和原生动物到更为复杂的线虫和微小节肢动物，以及肉眼可见的蚯蚓、昆虫、小型脊椎动物和植物。这些生物体群落构成了土壤的食物网：能量和养分在初级生产者（植物、地衣、苔藓、光合菌类和藻类）和其他土壤生物体间的相互作用及转化，其他土壤生物体包括以植物体有机成分、其他生物体和废弃物为食物的土壤机体，以及从矿质化合物中获取能量的化能合成细菌。

土壤中的生命有多样性（土壤生物多样性），并在遗传、种间和生态学水平上相互作用。显而易见，这种多样性反映土壤中所有生物体的总和，这些生物体是在土壤或地表枯枝落叶等腐烂有机质（OM）中度过其生命周期的某些阶段。世界上许多种类的陆生昆虫在其生活史的某些阶段都是生活在土壤中 (Bater, 1996)。土壤生物区系中有白蚁、蚯蚓和蚂蚁等常见生物，也有大量人们对其了解较少的无脊椎生物和微

生物。

自然界中没有任何场所能像土壤中群落那样密集地生活有各种生物 (Högvar 1998)。例如, 仅 1g 土壤就可能包含几千种细菌的数百万个体 (Torsvik 等, 1994)。一处典型的健康土壤中也也许有几种脊椎动物和蚯蚓、20~30 种螨虫、50~100 种昆虫、几十种线虫、数百种真菌, 并且可能还有数千种细菌和放线菌 (Ingham, 1999)。在森林和低干扰或无干扰的自然 (如草原) 土壤中, 土壤生物多样性远高于人工草地和耕地土壤。然而, 土壤生物多样性中生物体的数量和类型, 因土地利用系统和生态环境的不同而有变化, 有许多影响因素, 包括土壤通透性、温度、酸性、水分、营养含量和有机质的质量、数量等, 所有这些因素都会受到人类活动的显著影响。

土壤也是物理上的复杂介质。土壤母质具有丰富的孔隙度和巨大的表面积, 大量微孔、大孔和通道构成纵横交错的网络系统, 可为许多生物体的生命过程提供栖息地和生物培养基。可利用有机质、水分和其他养分在时空上的巨大变异性, 促进了土壤中复杂生态位结构的形成。土壤结构及其食物资源为土壤生物之间复杂的、相互联结的甚至有时是功能上冗余的营养, 为其交互作用的演化和维持提供了条件。正是由于这种生态复杂性, 不计其数的动植物和微生物群落得以共存, 并提供了一系列功能与服务, 然而, 这种至关重要和动态的地下土壤生态系统, 却经常未被认识和理解, 也因此被错误地管理。

广泛的多样性, 加上与土壤生态系统相关研究有技术困难, 以及缺少分类学家的详细描述, 导致人们对世界上土壤生物多样性知识的极度匮乏。当前能够获得的少数分类学目录, 还不能精确地描述土壤生物种的数量。由于土壤群落变化太多, 对其了解和描述甚少, 因此, 这些土壤群落被称为“另一个最后的生物领域” (André 等, 1994), 或者是“穷人的热带雨林” (Usher 等, 1979)。

表 9-1 估计了所选土壤生物区系中, 可被描述的近似物种数量。但是, 必须强调这些仅是初步估计, 并且远低于对各类群估计的总数。例如已被描述的土壤真菌种类数为 18 000~35 000 个, 但预计这一数目可能大于 100 000 个 (Hawkworth, 1991)。线虫和螨虫的物种数量估计更丰富, 但分别仅占总数的 3% 和 5% 为人类所认知 (Hawkworth 和 Mound, 1991)。对细菌和古生菌类的估计有其特殊问题, 在这些群

组中关于物种定义的标准存在学术分歧 (Hawksworth 和 Kalin-Arroyo, 1995)。此外, 分离和培养纯种菌株有困难, 也使得对其鉴别更复杂。用于获取和描述土壤微生物遗传组分的分子生物学方法的发展, 已经为细菌和其他微生物研究开创了新纪元, 成为微生物生态学中被寄予厚望革命性的基本方法。

表 9-1 土壤生物区系主要组成中已被描述物种的总数

用大小分类的生物体	已被描述的物种数量
微生物	
细菌和古生菌	3 200
真菌	60 000
微型动物区系	
原生动物	36 000
线虫	15 000
轮虫	2 000
缓步纲类	750
中型动物区系	
螨虫	约 45 000
跳虫	7 500
伪蝎子	3 235
双尾目类	659
综合纲类	200
伪足类	700
盆虫	800
大型动物区系	
根部食草昆虫	> 40 000
甲虫	350 000
百足虫	10 000
蜈蚣	2 500
蝎子	1 259
蜘蛛	38 884
蜗牛	30 000
土鳖虫	4 250
白蚁	2 800
蚂蚁	11 826
盲蜘蛛	5 500
蚯蚓	3 800
丝绒虫	90

数据来源: Hawksworth 和 Mound (1991); Brussaard 等 (1997); Wall 和 Moore (1999); Moreira 等 (2006); Lewinsohn 和 Prado (2005, 2006)。

生态系统的功能、尺度效应和调控层次

土壤生物不仅由于其巨大的多样性和复杂的相互联系而值得研究，也因为它们在自然生态系统和农业生态系统中起着关键作用（表 9-2）。许多关键的全球性过程是以土壤生物为介质的，因此土壤是其支撑场所，包括重要养分的循环、碳吸收和氮固定等。

表 9-2 不同土壤生物区系组分所承担的生态系统功能

功能	涉及的生物体
维持土壤结构	进行生物扰动（土壤移动和消耗）的无脊椎动物和植物根系、菌根和其他一些微生物
调控土壤的水文过程	大多数进行生物扰动的无脊椎动物和植物根系
气体交换和碳截存	大部分微生物和植物根系，一些碳素被保存在由生物活动产生的大型紧密的无脊椎动物集聚体中
土壤去毒作用	大部分微生物
养分循环	大部分微生物和植物根系，一些以土壤和枯枝落叶为食的无脊椎动物
分解有机质	各种腐生和以枯枝落叶为食的无脊椎动物（食腐者）、真菌、细菌、放线菌以及其他微生物
抑制害虫、寄生虫和疾病	植物、菌根和其他真菌，线虫、细菌和各种其他微生物，跳虫、蚯蚓和各种食肉动物
食物和药物来源	植物根系、各种昆虫（蟋蟀、甲虫幼虫、蚂蚁、白蚁）蚯蚓、脊椎动物、微生物及其副产品
与植物和植物根系的共生与非共生关系	根瘤菌、菌根、放线菌、固氮菌和各种其他根际微生物、蚂蚁
植物生长控制（积极的和消极的）	直接作用的：植物根系、根瘤菌、菌根、放线菌、病原体、寄生在植物上的线虫、食根昆虫、促进植物生长的根际微生物； 通过生防作用间接作用的：大多数土壤生物区系

需要特别说明的是，土壤生物区系负责调控土壤环境，影响土壤环境的物理、化学和生物学性质和过程。例如，其大多数能对土壤起扰动作用（土壤的移动或者消耗）的动物、植物根系和一些微生物，影响着土壤结构的形成，因此也影响着土壤水分状况和水分运动（例如渗透、排水、水分持有能力）。很多微生物与植物具有紧密的共生或寄生关系，并通过抵御害虫、寄生细菌和病害而保护植物。有些主要生活在植物根际的非共生微生物可促进植物生长。而另一些微生物则可降解污染物，

如杀虫剂和石油衍生物、分解有机质、循环养分以及吸收温室气体，特别是甲醛、一氧化二氮和二氧化碳等。很多土壤生物还已成为食物和药物的直接或间接来源。

因此，特定生物作用于土壤的方式和它们对生态系统功能的作用变化很大。它们的重要性可能依赖于体型大小、行为方式、种群密度和动态、生活史策略、生存和采食需求以及与其他生物间互作（包括协同性和对抗性）有不同。确定一个土壤环境中特定物种的总体功效，需要有特别严格的时空尺度（Anderson, 2000）。在不同时空等级尺度上，许多生物和物种，可能作用于特定的土壤过程，而其他一些生物或物种则作用于几种并无关联的土壤过程。

例如，在微米尺度上，以细菌和真菌为食的线虫，可能影响氮的矿化（Ingham 等，1985），在几毫米的尺度上，螨虫和跳虫以线虫和真菌为食，可能在超过几个厘米范围内影响微生物群落的进程（Anderson, 1995）。另一方面，蚯蚓活动可形成直径几毫米、长度为数厘米的通道和地洞，结果可能会影响数米范围内的土壤结构和水分状况。最终，则是与白蚁和蚂蚁群体有关的大范围活动，会影响几公顷内土壤的物理和化学特性（Swift 等，1996）。这些土壤结构通常能够维持很长一段时间（可达数十年），远远长于创造这些结构的生物个体的生命周期。所以，蚂蚁、白蚁和蚯蚓对这些土壤的工程活动（案例 9.1），能使土壤成为其他生物包括植物、无脊椎动物和微生物的栖息地。

案例 9.1 何为生态系统工程师？

生态系统工程师（Sensu Jones 等，1994）：是指那些使生物或非生物材料（如土壤）发生物理改变，来直接或间接地改变其他物种（有时也是它们自己）可利用资源的物种。它们通过其改变活动、维持或者创造栖息地。

外源工程师：以机械的或以其他方式改变材料（活的或者死的）的物理状态，从而改变环境。外源土壤生态系统工程师的例子是蚯蚓挖洞、排泄和摄食，改变了土壤的物理结构，并调整了包括植物根系在内的其他土壤生物所需的死亡有机质等资源的可用性（Lavelle 等，1997）。

自源工程师：通过它们自己存活或死亡的生物量来调节环境。自源工程师的例子是树木，它们调控水分状况、养分循环、土壤稳定性、温度、湿度、风速和光照水平，以及提供其他生物所需食物和其他资源的可利用性。

农业生态系统中生物多样性管理

因此，较小土壤生物活动情况是处在较大土壤生物为背景之影响下，于是构成了一个自上而下控制的等级系统。在该系统中，更大时空等级尺度上，生物活动的效果控制着较小尺度上生物的表现（图 9-1 中小方框内所示）。进而，所有土壤生物的活动都是按照特定顺序逐级组织，包括资源的质量和数量、土壤特性和气候条件等。

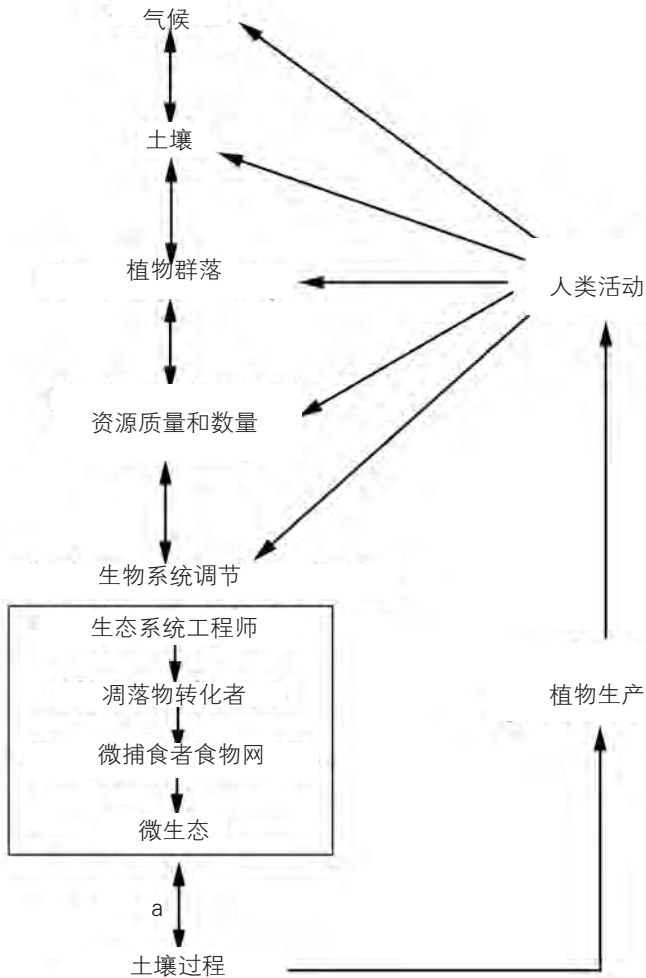


图 9-1 土壤功能的等级或组织
(依照 Lavelle 1996 之后)

当一个特定的生物体（或一群生物）能影响等级系统中更高等级的其他生物时，就会发生土壤群落中自下而上的控制作用（反馈）（图

9-1)。例如,有研究显示,蚯蚓可影响新生植物个体数量的补充和植物群落的组成,其途径包括食用和排泄种子(如播撒),影响土壤的种子库;优先选择和食用特定植物类种子可导致其优先萌发;种子在蚯蚓肠道内被消化或损坏的程度,取决于种皮的保护性能和蚯蚓的消化过程;可在土层中散布特定种类的植物种子或将其堆积在土壤表面;通过蚯蚓活动引起土壤环境的物理变化和生物变化,可促进特定植物种类的生长(Willems和Huijsmans,1994;Pierce等,1994;Decaens等,2001;Brown等,2004)。

土壤生物区系功能的分类

基于土壤生物区系的多样性,结合其在环境中承担的大量与过程相关的不同角色,土壤生物学家提出很多土壤生物的功能群组分类方法。在这些分类中,按照生物执行功能的相似性划分群性(并非必须在分类学上相关)。这些群组有助于以较简单的方式说明其在土壤中执行的功能,哪些生物完成这些功能,哪一种功能和生物区系在特定的生态系统中更为重要等问题。在现有不同的功能分类中,也许最有用的分类是按照体型大小、采食行为(或取食水平)、形成的物理结构以及这三个参数的任意一种组合进行归类。

体型大小

生物体型的大小并不总是与功能有关,但是可作为土壤生物区系生态功能的代用系统。例如,运输、摄取或强烈地改变土壤物理结构的能力,通常与生物体型的大小呈正相关。因此较大的生物(蚯蚓、白蚁和蚂蚁)比小生物(明显的例外是菌根真菌)改变土壤的能力更强。另一方面,废物降解和土壤化学反应则主要由较小的生物区系来完成(螨虫、跳虫和特定的微生物),而较大的生物区系(废物处理者)可能正在为较小生物区系准备物质,并且对提高后者作用特别重要。因此,基于体型直径的分类,形成了分类和功能间的特定相关性。

大型和巨型生物区系(生物体直径通常大于2mm,肉眼可见)包括两个大群体:常见的脊椎动物(如蛇、蜥蜴、老鼠、野兔、狐狸、獾、鼯鼠),它们主要是获取食物和避难所(巨型生物区系)在土壤里打洞;无脊椎动物(如蚂蚁、白蚁、百足虫、蜈蚣、蚯蚓、潮虫和其他

农业生态系统中生物多样性管理

甲壳类动物、毛虫、蝉、蚁狮、甲虫的幼虫和成虫、蝇蛆虫、蠹蝽、旗鱼、蠹虫、蜗牛、蜘蛛、盲蜘蛛、蝎子、蟋蟀和蟑螂), 它们在土壤内或土壤表面, 或废弃物内生活和摄食(大型生物区系)。大型昆虫如蜜蜂和黄蜂偶尔也在土壤中打洞, 虽然其有重要影响, 但一般不被认为是土壤生物。最后一点, 植物根系对地上和地下的植物和动物种群具有广泛、持久的影响, 因此也应被包括在土壤生物区系中。

中型生物区系(通常包括直径为 0.1~2.0 mm 的生物), 主要包括微小节肢动物, 例如伪蝎子、原尾虫、双尾目类、跳虫、螨虫、小型多足类(如伪足类和综合纲类)以及一些虫样的盆虫。这个生物群的打洞能力有限, 一般生活在土壤孔隙中, 并以有机质、微生物和其他无脊椎动物为食。

微型生物区系是最小的生物(直径小于 0.1mm), 包括数量极其庞大、无处不在的多种微生物群落(水藻、细菌、古细菌、藻菌、真菌、酵母菌、黏菌和放线菌类等), 它们几乎可以分解所有自然材料, 包括植物病原体和促进生长的物种; 微动物群落(线虫、原生动物、涡虫、缓步虫类和轮虫)一般生活在土壤水膜中, 它们的食物为微生物、植物根系、其他微型动物, 有时也包括较大的生物。

采食行为

采食行为也可用作土壤生物区系生态功能的代用系统, 因为土壤生物所利用的特定食物资源, 能引起营养食物链的联级效应, 并最终影响土壤的功能。这些生物与营养水平间的互动, 通常表现在复杂的土壤食物网中, 该网络中一些生物依赖于活的动、植物, 另一些则以植物残体、真菌或细菌为生, 而其他一些生物则以寄生或共生方式靠其宿主生活, 它有可能使宿主衰弱但不致死亡, 但也可帮助宿主生长。

形成的物理结构和功能性区域

另外一个分类方法(Lavelle, 2000)是根据生命活动所产生的生物结构(如孔隙、集合体、纤维织物)对土壤生物进行分类, 这些结构是进行各种土壤功能和过程的活跃区域(高度活跃地点)(表 9-2)。功能域代表的是影响范围或物理位置, 在功能域中其基本过程构成了土壤功能的一部分, 并且在特定的空间和时间尺度上进行运转(Lavelle,

2002)。这些区域和结构，通常能在物理上与土壤基质分离。生物学区域（范围）的例子可包括蚯蚓反应圈（蚯蚓）、白蚁反应圈（白蚁）、蚂蚁反应圈（蚂蚁）、根系反应圈（根系）和碎屑反应圈（植物残体）。

虽然土壤中的每个结构都属于功能域的一部分，但是一些结构可能参与多个功能域，域之间的边界有时不清楚，而且域之间也可能有交互作用（Brown 等，2000）。功能域对植物生产具有重要的正面或负面效应。

土壤生物多样性的经济效益

传统上土壤一直被视为是植物的基质，这也许是土壤对于人类最重要的作用。然而土壤也是发生无数交互作用的场所，这些交互作用为人类直接和间接地产生了各种服务，也是自然环境服务功能的体现，包括有机废物的循环、土壤的形成、氮的固定、化学污染的生物解毒和害虫的生物学控制，以及食物和生物技术产品的来源。

据估计，每年全球土壤生物区系提供的生态系统服务价值，超过 1.5 万亿美元（Pomente 等，1997；第 18 章），而其中仅有机废物循环一项就提供了全球土壤生物群产生总效益的 50%。如果没有土壤生物起分解和循环作用，世界上相当一部分地表都会被有机质残体覆盖。

土壤生物多样性的外部效益和其他环境好处，通常并无市场标价。因此，有效地保护多样性的重要步骤中应包括：充分评估其价值、回报源自土壤生物多样性的生态系统服务，但同时也应意识到许多土壤生物对植物生产和人类社会有害。

土地利用及其对全球土壤生物多样性的威胁

全球范围内人类的活动威胁了土壤的生物多样性，这些活动应为物种及其栖息地的永久丧失负有责任。目前的生物多样性危机（Wilson，1985）与过去的危机有不同，因为危机源于人类社会化组织、贸易全球化和对自然资源的消耗以及人口增长、广泛采用的经济体系和未能正确评价环境与资源政策，还有就是所有权不公正、管理及源自生物资源利用和保护的利益等（McNeely 等，1995）。

农业集约化和生物多样性

当决定如何管理植被（比如进行农业生产）时，人类在短期（社会经济学的）和长期（生态学的）观点之间的不平衡可能带来灾难性后果。从世界上广泛接受的农业活动的宏观尺度考虑，发展中国家陆地总面积中 11% 用于作物生产，25% 用于家畜放牧，30% 用作林地（FAO，2002）。通常农业集约化会促进采用先进技术和增加投入，以专门增加市场化商品生产（例如发展中国家的大豆）。杀虫剂和除草剂的用量随着农业集约化的程度而增加，并趋于与高度的外部投入农业（HEIA）相关联，以维持高产和快速回报，但这也导致了人们无视或忽视了（在政策、技术和农民水平上）对其环境和生态系统功能带来的危害。所以出现了作物生产系统的同质化，造成在遗传学、物种和植被水平上农业及与之相关的生物多样性的丧失。

在发展中国家，对上述生物多样性丧失的评估非常有限，主要因为缺乏相关杀虫剂、家畜密度、野生动物种群及土地使用和管理措施中量和质变化的数据。土壤生物多样性的复杂性及其在大多数情况下的不可见性，使得土壤生物多样性方面的知识十分有限。一般认为这些风险会持续下去，因为在许多情况下，社会经济条件和市场力量不利于小农户或大农场主适应多样性系统和保护生物多样性的农业生态措施，而这些措施可以保护土地和水资源，实现平衡使用充足的有机和矿物质肥料，以补偿土壤中被作物和放牧动物所带走的养分。

灾难性事件是对滥用和误用土地的严重警告。在高强度和非持续农业利用条件下，由于土壤退化，一些古代文明由此而完全消亡（Lowdermilk，1978；Hillel，1991）。人类亟需改进土地利用和管理措施以遏制土壤退化，恢复已被破坏的土地，并提高土壤肥力和农业生产能力。

农业措施和土壤生物区系

近年来为抑制生物多样性丧失，已做过很多努力，但与人类引起的多样性变化相比，依旧非常缓慢。另外，这些努力主要致力于保护一小部分物种，特别是用于旅游和观赏目的的大型动植物，以及生产食物和纤维等产品的物种。而始终忽视小型生物，特别是控制自然生态系统中

食物链结构和基本功能的土壤生物。在最近召开的研讨会中，讨论了农业生态系统中土壤生物多样性保护和管理的策略和手段，这是联合国粮农组织（FAO）及其合作组织举办活动的一部分，提出了关于土壤生物多样性保护和可持续利用的国际倡议（案例 9.2）。

案例 9.2 国际生物多样性大会关于土壤生物多样性保护和可持续利用的倡议

在 VI/5 号决议（CBD 2002: 78）中，保护生物多样性（CBD）多边大会决定“建立保护和可持续利用土壤生物多样性的国际倡议，作为农业生物多样性工作规划中的横向倡议”，并邀请“联合国粮农组织及其他相关组织来促进并协助这一倡议”（联合国粮农组织及其伙伴的更多信息与活动参见 www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/）。

作为一项初始协作行动，2002 年 6 月由联合国粮农组织和 Embrapa-Soybean 合作，在巴西的 Londrina 举办过一次关于可持续农业土壤生态系统的生物学管理国际技术研讨会，目的是讨论综合土壤管理的概念和措施，分享土壤生物管理的成功经验，以及确定在土壤生物多样性倡议的行动优先权。该研讨会的全部报告由联合国粮农组织发布（2003）（www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/docs.stm），其他关于讨论会的文献可查阅 Brawn 等（2002a）。

生物多样性多边大会第八次会议于 2006 年 3 月在 Curitiba 举行，对联合国粮农组织（2003）发布的倡议、提出的行动和实施的建议框架，由大会成员签署，并邀请其他政府、国际组织、非政府组织和感兴趣的受益者支持和实施该项倡议，还补充了关于土壤生物多样性的案例研究，以加强该项倡议。

该框架确立了三个行动策略：

（1）提高对贯穿所有生产系统中土壤生物多样性，提供基本服务，及其对与土地可持续管理关系的认识。

（2）构建可持续利用土壤生物多样性的综合促进方法，协调活动能力，增强土壤生态系统的功能，包括评估和监测、适应性管理和目标性研究与发展。

（3）在成员间通过统一和协调行动，培养伙伴关系和合作机制，以促进土壤生物多样性保护、恢复和可持续利用，强化土壤有益生物以维持农业生态系统的可持续生产能力。

这项倡议的进步将有赖于政策支持，及在土壤生物管理和生态系统方案上的投入，对土壤生物多样性损失、其有益功能和对特定农场系统所提供的生态系统服务进行必要的评估。

尽管如此，也有一些积极的趋势：在美洲和其他地区推广的农业保护原则和措施（免耕或最少耕作），以及消费者对有机农业的支持日益

农业生态系统中生物多样性管理

增长，这些都是认识到土壤保护、土壤健康、生物活性和作物轮作的重要性，以及使用农用化学制剂的风险和代价。

土壤生物多样性保护和管理

土壤肥力的生物学管理原则

绿色革命是通过技术进步，大幅度地增加植物的产量，主要采用包括无机肥和其他添加剂等外部投入来突破土壤的限制，满足植物的需求（Sanchez, 1994）。然而，世界上大多数农户不能获得或没有能力支付外部投入（农用化学制剂、改良作物品种、杂交种子、使用现金或信贷支付的能力），而这些投入是高外部投入农业（HEIA）必要的措施（Vandermeer, 1998）。

有中等扰动、外部资源和人力使用水平均为中低水平的系统，可能是利用土壤生物技术管理生态系统的最佳时机（图 9-2）。因此土壤生物学管理在中度复杂农业生态系统（农耕林地和轮作系统）中的潜力较高，防止土地退化中的低产田，需要生物治理已退化土地及依靠外部投入的可获得性、获得途径或使用的地区范围等情况下，此生物学过程可在维持土壤肥力时占优势地位（Anderson, 1994；Mando 等, 1997；Sanchez, 1997；Senapati 等, 1999；Swift, 1999）。

以下为土壤生物学综合管理原则：

- （1）土壤生物和生物学过程在创造和调控土壤肥力中扮演主要角色；
- （2）产生生物多样性并调整土壤功能和过程的多样性；
- （3）功能和过程的多样性对于保持土壤肥力和生产能力，是必不可少的（即农业生态系统的可持续性）；
- （4）在农业生态系统中能够通过直接和间接的干涉来调控土壤生物。

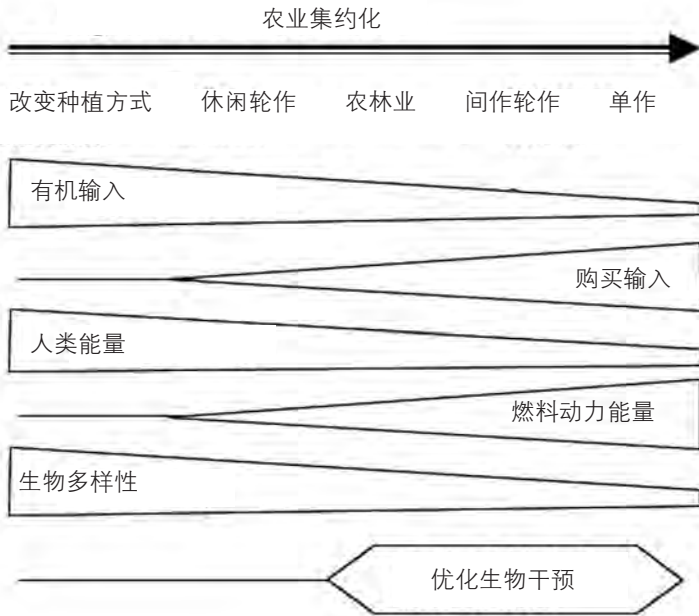


图 9-2 农业集约化与对农业生态系统、生物多样性和人类能量的各种输入（有机的、购买的和石化产品的输入）数量之间的关系
对土壤生物学管理（介入）的最佳选择建议，是通过平衡不同因素实现的，这些因素在每个地区依赖于人、社会经济和环境等因素（M. J. Swift 绘制）

土壤生物学管理中的直接和间接干预

由于土壤生物学管理有各种不同的可能性，Swift（1999）提出了一系列潜在的切入点来实施这些管理措施。其中包括直接和间接干预（案例 9.3），例如：

- （1）农业系统的设计和管理：选择植物及其时空组织和家畜管理措施（间接作用）；
- （2）通过调整植物对疾病、残茬和根际区域质量（根部分泌物）的抗性，对土壤功能实行遗传学控制（间接作用）；
- （3）接种疾病抗体、小共生体、根瘤菌和蚯蚓，以控制疾病和提升土壤肥力（直接作用）；
- （4）通过对有机质数量和质量的调整，来操控土壤生物区系（间接作用）；

(5) 病虫害的生物学控制 (直接作用)。

案例 9.3 直接与间接干预

直接方法：在生产系统中试图改变特定生物群体的丰度和活性的干预方式 (Hendrix 等, 1990)。

直接干预的例子, 包括为促进幼苗生长, 对种子或根部进行根瘤菌、菌根、真菌和根部细菌的接种, 以及对土壤或环境使用生物控制剂 (为控制病害或虫害) 和有益的动物 (如蚯蚓)。

间接干预: 通过调整控制生物活动 (栖息地结构、微环境、养分和能量资源) 的因素而非生物自身, 来管理土壤生物过程的方法 (Hendrix 等, 1990)。

间接干预的例子包括大多数农业实践 (如施有机肥、耕种、化肥、灌溉、施绿肥和石灰), 以及对作物生产系统的设计和管理。最新的技术包括对土壤功能的遗传学控制, 这是通过调控植物残茬和根际物质 (根分泌物) 及对病虫害的抗性来实现。

在发达国家和发展中国家的一些干预措施, 特别是直接干预, 例如固氮植物种和品种的选择、豆类作物根瘤菌接种、树木建植时的菌根接种及病虫害生物控制等, 都已是成熟技术, 被许多农户和土地管理者采用。虽然如此, 在许多欠发达国家, 这些技术仍旧很少应用, 特别是资源匮乏的农户, 干预技术在这里很有应用潜力, 应由负责农业发展的相关研究机构和政府加以促进和推广。

但最大效益, 尤其是长时间以后, 可能由于间接干预, 例如作物及其时空分布的选择, 作物本身抗病性增强、提高作物产生残茬的质量, 以及系统中有机质和其他外部投入, 例如肥料的管理 (TSBF, 1999)。在更广阔的农业环境条件下, 作物、家畜和农耕林地混合系统的管理, 也可提高资源使用效率、空间 (如植物群丛和景观的考虑) 和时间 (如多年生和轮作) 尺度的管理 (第 13 章和第 14 章)。此外, 这些干预对土壤生物活性和生物多样性有重要影响。

最近 15 年间, 科学家们关注有机质分解的调控, 以期获得有机质分解、固定和矿化过程与植物生长养分需求之间的最佳同步性 (Myers 等, 1994 ; Palm 等, 2000, 2001)。在减少耕作和保留残茬 (如在免耕或少量耕作的系统中) 的地方, 发现与常规耕作土壤相比, 地下食物网在时空上的分化程度要高得多 (House 和 Parmelee, 1985 ; Brown 等,

2002b)。在常规耕作中，基于细菌的食物网起着更重要的作用，特别是在耕作层中，结果是与耕作措施相关的矿化度旺盛，可能导致更多的有机质流失和养分保有量降低。在免耕系统中，基于真菌的食物网更为重要，影响可利用养分和土壤团粒稳定性，趋于提高氮的保有量而减少淋溶（Hendrix 等，1986）。

将土壤生物综合管理付诸实践

认识土壤生物区系的重要性

土壤生物区系、生物多样性和农业生态系统的综合管理，是一个整体的过程，很大程度上依赖于当地可获得的资源、气候、社会经济学条件，而且最重要的是直接涉及农户和其他利益相关者在其特定环境下管理实践的确定和适宜性。图 9-3 描述了所有 7 个步骤的过程中，所有利益相关者都纳入这一过程，从问题诊断到所采用技术的测试和适应性调整等（改编自 Chambers，1991；Swift 等，1994；Swift，1997）。

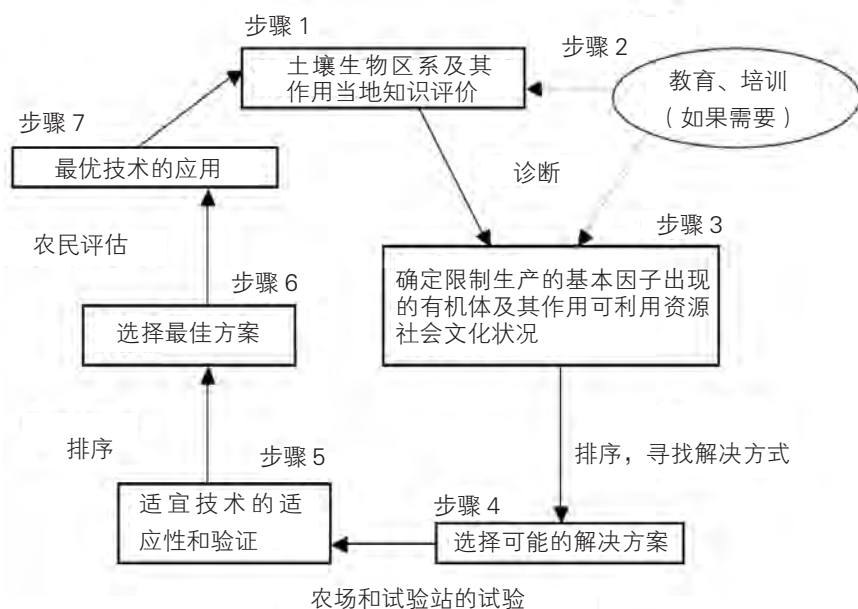


图 9-3 最佳土壤生物学管理和保护过程（依据 Swift 1997 修改）

农业生态系统中生物多样性管理

认识到土壤生物区系在可持续农业生产中的关键作用，是迈向合理管理和保护的第一步（步骤 1）。很多国家的农民和农业参与者，无论是传统的还是现代型，都未对土壤生物区系在农业生产中的角色和重要性有足够的认识（Kevan, 1985；Puentes 和 Swift, 2000）。许多人仍然怕昆虫和忽视蚯蚓，这也许可以解释为什么直到最近仍然广泛存在着针对土壤生物区系的过激行为（Lavelle, 2000）。例如，对墨西哥贝拉克鲁兹州 163 位农民进行调查，有 55% 的人没有认识到蚯蚓对土壤肥力的影响，11% 的人认为它们有害，这主要是因为他们混淆了蚯蚓和肠内寄生虫（Ortiz, 1999）。不了解由于对土壤生态系统的滥用（如对地表水和地下水的污染、侵蚀和生物多样性的丧失），以及对生物的土壤管理所产生效益利用尚不足。

对土壤生物多样性了解少而又需要改变管理时，应针对忽视土壤生物区系及其功能的重要性的人，建立管理意识和管理能力，如农民、推广经纪人、当地社区、服务提供商、政治家以及对特定土地使用和管理负责的企业（步骤 2）。在商业化农业生产中，人们对土壤生物区系作用的知识甚至比在小农经济系统中的还少，这是由于以产品为导向的集约化管理措施总是强调外部投入（主要是使用杀虫剂或除草剂而非害虫和杂草的生物控制，使用化肥而不是有机肥），忽视生物学机制和交互作用。关于如何维持和恢复土壤健康，以及可持续作物、作物 - 家畜或农耕 - 林地系统中，传统知识系统消失速度很快。对集约化系统，可供选择的替代方案必须是可更好地利用生态过程，在中长期内减少对传统措施的潜在危害，如单一种植、频繁的深耕和大量化学物质的投入等。

土壤质量指标的确定和使用

当地条件和可利用资源，不论是生物（如人类、植物、有机质和土壤生物区系）还是非生物（如畜力或机械牵引作业、现金或信贷、外部投入和土壤养分含量等）资源的确定，对决定哪些土壤生物学管理措施在实践中可以应用则很重要。这一诊断过程（步骤 3，图 9-3）需要对各个水平上潜在的限制、机会和需求进行了解。

考虑到对生态学原则和人员管理策略的关注程度不断提高，建议用几个最小的数据组来评估土壤和环境资源及其质量（Doran 和 Jones,

1996)。这些数据通常包括农场系统的特征描述,及不同农户群的实践,例如可获得的人力资源、有机资源、土壤质量和功能性生物学指标等(案例9.4)。生物学指标的特别优势在于通常可比传统化学或物性土壤质量指标能更快地检测农业生态系统的变化(更好或更差)。

案例 9.4 土壤质量指标:它们是什么,为什么要利用它们?

土壤质量指标是可被测量的土壤生物、物理、化学特征和过程,以监测土壤功能性变化(Muchel 和 Mausbach, 1996)。它们是评估土壤健康状况的量化工具,并可提供系统崩溃的早期预警,使得土地管理者在不可挽回的损失发生之前,有时间做出反应(Pankhurst 等, 1997)。这些指标必须是可迅速检测的因子、清晰而敏感(可在背景噪声下被检测)、有意义且可预测(在指标和方程间关系准确),并且易于测量和解释。下面列出土壤中与生物活动相关指标的例子(Brown, 1991; Stork 和 Eggleton, 1992; Doran 等, 1994; Oades 和 Walters, 1994; Doran 和 Jones, 1996; Pankhurst 等, 1997; van Straalen, 1998; Paoletti, 1999):

- (1) 分子、遗传学、分类学和功能水平上的生物多样性;
- (2) 有机体及其特征(出现或未出现、在种、属、群落或功能群组水平的生物量和密度),例如一些细菌和真菌、线虫、跳虫、蚯蚓、白蚁、蚂蚁、一些甲虫、等足类动物、百足虫、蜘蛛、苍蝇、弹尾目昆虫、螨类、植物根部、杂草种子数量、植物病原体和食根生物、微生物生物量的碳和氮素;
- (3) 由生物学活动所影响的土壤过程,如板结、团聚体和团粒结构稳定性、腐蚀、水分渗透、潜在的可矿化碳和氮、氮固定、营养化和去营养化、土壤呼吸、分解率、酶的活性及麦角固醇等;
- (4) 土壤支持和维持植物生长的能力,是农业生态系统中土壤品质和健康状况的最终指标。

相对于土壤质量的物理和化学指标,数据库中迄今尚无多少生物学指标,而且它们经常不是用独立方法测定的(如微生物生物量、潜在氮素矿质化、土壤呼吸以及微生物生物量的呼吸率,由Doran和Parkin提出,1994)。减少冗余指标,确定一个关键的或几个综合指标,例如潜在的氮素矿质化(Keeney和Nelson, 1982),确实可以简化方法,但这仍然不能解决根本性的缺陷,即这些指标很大程度上与元素的转化有关,而不是与土壤结构或上层土壤的水文学和生物学特征相关。因此,面临的挑战在于如何确定一组最少量的土壤质量生物学指标,可以与养分、污

染物、土壤结构和上层土壤水文学特征相关，并且还要达到以下目的：

(1) 土壤质量变化的信号比化学和物理指标更早或更精确。图 9-4 给了一个例子，微生物生物量碳，可在更早时期反映土壤有机质的变化，而且比用土壤总碳量变化更精确。

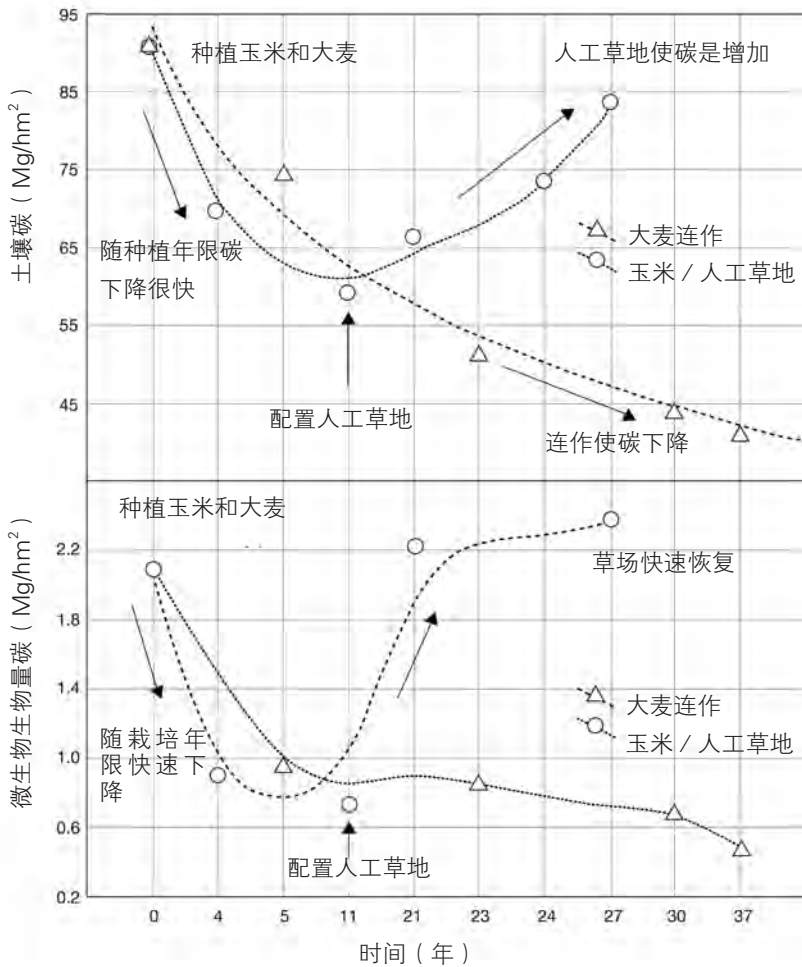


图 9-4 在玉米、大麦连作和种植 11 年玉米后改为人工草地

其表层土壤 (0~20cm) 中随时间变化土壤总碳和微生物生物量碳损失和增加模式图 (Mg : t) 注：在人工草地中微生物生物量碳的恢复更加迅速 (与土壤总碳相比) (T. G. Shepherd, pers. comm., 2002)

(2) 进行土壤物理、化学和生物学特性变化的综合评估。生态毒理学中有大量例子，水分和土壤生物被用于多重污染物，用来进行对生物生长、繁殖和寿命以及相关生物过程影响的综合评估。例如蚯蚓能反映有机质的可获得性，也因此可以指示土壤养分和持水力，以及孔隙度、团粒情况和好氧微生物活动情况。

重要的是农户可使用土壤质量指标。所以土壤质量的视觉评估只是起点，例如 Shepherd (2000) 在新西兰发明的方法。这个方法非常简单，只要求农户通过视觉检查一铲土，确定土壤结构、多孔性、颜色、纹理情况和蚯蚓的数量，然后将评价记录在土壤积分卡上，最后根据汇总结果确定差到好的具体分值。农户的视觉评价可通过实验室对化学、物理和生物土壤质量的专门测定来验证和建立其相关性。而被要求使用这一系统的 90% 以上的农民和科学家，都认为该系统在实践中和科学上是可靠的。

联合国粮农组织提出了一个视觉土壤评估工具箱，包括土壤管理指南，针对土壤退化的预防和改良，以及农场可持续性管理 (Benites, pers. comm., 2005)。联合国粮农组织在亚洲病虫害综合管理项目委员会，公布了一本非常用的手册，是关于土壤综合管理的一系列培训措施 (Settle, 2000)，很快还会有一个土壤生物区系和生物质量评价的指南。

然而，现有的土壤质量评价工具（例如农户的访谈、调查和土壤健康状况）需要对热带湿润和半干旱地区式小农生产情况下出现的特殊情况，进行适应性调整，使其可被农户和推广人员而非科研人员使用。例如那些此前描述的简单方法和测定，是最有用的和可被广泛采用的。

克服限制因素

生物和非生物限制因素一经确定，必须先按优先顺序加以组织，再选出潜在的适合当地人力、气候、土壤和农业生态系统条件的解决方案。这一点对理解如何利用当地资源或引进资源、知识和能力，来克服在各水平上（社会、文化、经济、政治、农艺学、生物学、环境、土壤和遗传）存在对农业生产的限制，以及农业实践如何影响土壤生物区系、及其活性等问题，对预测可能的管理选择和其他解决方案必不可少。

不幸的是，不同农业措施对土壤生物区系的影响不能涵盖所有土壤

表 9-3 不同农业管理措施的限制因素及其对土壤生物区系和功能的影响

管理措施	应用的限制因素	对生物区系和功能的影响
耕种	劳力、工具和机械、成本、土传病害、坡地	有机质更快地分解、更高的细菌对真菌比率、更少的宏观和中级动物区系数、短期内养分有效性上升而长期内丧失、耕作层根系生长良好、侵蚀风险很高
免耕	机械、成本、土壤紧实度和质地黏重程度、害虫管理	更高的宏观、中级和微观动物区系数；更高的真菌对细菌的比率；土壤表层有机质的积累；养分的保存、更少的水土流失和侵蚀；与枯枝败叶层相关的虫害、病害出现和发生率的上升
有机质输入	可获得性、劳力、家畜的出现、成本	有机质分解率和生物种群的变化（根据有机质类型的不同，有的种群提高，有的种群降低）；养分的可获得性、储存和交换的提高；改良土壤物理结构与水分条件；酸性和铝毒害的降低；更好的微生物和动物活性，特别是食腐者
施肥	可获得性、成本	通常是菌根和氮气固定的下降（对应 P 和 N 元素），矿质化—非移动性平衡的变化，提高植物生产和有机质输入，通过更多食物的提供提高一些生物的数目
杀虫剂	成本、环境和健康的影响	降低了疾病、害虫、寄生虫和其他病原体出现的几率，但对非目标生物区系如有益昆虫和蚯蚓有负面影响；提高植物生产但也产生了依赖性；打破养分循环；土壤结构的破坏；长期来看目标生物区系抗性的提升
灌溉或洪水	成本、坡度、劳力、工具和水源有效性	提高水的可获得性，pH 值更中性，养分循环（往往是更高级别的厌氧过程）和可获得性的变化，更高水平的非共生生物固氮，提高干旱胁迫下生物区系的数目，更少的敏感生物区系，更低的有机质分解率，土传病害和杂草的抑制
作物轮作	社会接受力、机械成本、农业生态系统的兼容性、气候、土壤条件	轮作的效果，生产力的提高和病虫害管理；更有效的土壤养分利用；地上与地下更丰富的生物多样性；更高的有机质种群、生物量和活性（特别是与豆科植物一起）；土壤团聚性和浸润性的改良；降低了土壤容积密度；更高的有机质含量
被选定土壤的生物区系（如根瘤菌、菌根、蚯蚓、根部细菌、拮抗物、生物控制剂）的接种	成本、可获得性、环境适应能力、对本地生物区系的竞争或替代、足够的土壤条件	固氮的提高、土壤可获得养分、水分的摄取和植物获取养分的效率；更高的产量；对重金属抗性提高；对植物疾病、害虫和寄生虫更好的抗性；土壤孔隙度、透气性、团粒稳定性、水分浸润性和保水力的提高；更快的分解率和养分循环

资料来源：引自 Swift (1997)。

农业生态系统中生物多样性管理

耕作影响土壤环境，并因此影响到土壤生物种类和数量，特别是在用铧式犁翻转土壤时。一般情况下，当一片林地或放牧地转变为耕地时，植物残茬的质量和数量以及较高大植物种类数会明显减少，从而缩小了土壤生物的栖息范围和食物来源。也显著改变了不同生物及其相互作用的比率。通常用犁板犁地、单一种植、使用杀虫剂、侵蚀和土壤污染对大多数生物具有负面影响，应观察对其产生的影响，尽可能采取那些经调整、可避免或影响最小的生产措施。另一方面，有些措施如施用有机废物、适当地使用化肥、作物轮作和旱地灌溉以及湿地排水，通常对土壤生物密度、多样性和活性具有积极影响。大多数情况下可以改进这些措施来获得资源的更高效利用。

然而，影响农民决策的不仅是生物物理因素（步骤4，图9-3），还有社会经济的因素。在应用不同的土壤生物学管理措施中，一些最常见的限制因素，包括金钱成本（购买投入）、劳动力和时间成本，资源的可获得性以及用于获得这些措施的工具等（表9-3）。

适应性管理：最佳方案的选择

从农民最好的管理措施、创新和新技术中，选出大量不同的可能解决方案后，利用适应性试验进行反复参与式筛选（图9-3中步骤5）。热带农业国际中心的热带土壤生物与肥力研究所，提出了一种土壤生物学过程的适应性管理方法，强调了农民、推广机构、当地社区协调人和科学家之间的反复互动合作（TSBF，2000）。在这个适应性过程中，不同的处理方案和技术应同时在多个作物种植周期中检测，以找出最合适、最经济、最可操作和最易被社会接受的措施。

联合国粮农组织及其在东非和亚洲的合作伙伴一起，开设了农户田间学校，以促进农民团体对土壤和水分管理经验的学习，包括研发一个由农户主导的动态过程培训模块，和一个实践性练习工具箱。此外，联合国粮农组织还通过土地和水数字媒体（CD Nos. 27 和 22，www.fao.org/landandwater/lwdms.stm）开发关于农业保护的实践培训材料。

农民和其他合作伙伴最终决定选出他们想要的、在各个水平上实施的技术措施（图9-3中步骤6）。由合作伙伴最终决定要实行哪些措施，这可能与大农户和小农户以及资源贫乏和资源丰富的农户之间的选择完全不同。

土壤生物综合管理的实施

土壤生物综合管理措施的采用（图 9-3 中步骤 7）是一个长期的参与式学习过程，包括诊断、选择分析、优先排序、选择、测试、适应性调整、讨论、达成协议和选出最佳土壤生物管理办法等过程。周期中最后一步是农民在田间对最佳方案做评估，并决定是否大范围长期实施这些措施，或者仍旧实行他们传统的管理策略。这是最关键的一步，之前所有努力都系于这一决定性步骤上。这需要一定的支持性服务，例如被选中的作物种或品种种子的准备，肥料合适的价格和数量供给，制造改进工具工匠的培训，以及对农户的进一步培训，例如为土壤有机质和施肥而进行的家畜管理。

一些关于土壤肥力生物管理的例子

有机质管理的重要性

在已有的各种成功实践中，对于土壤生物区系的保护和生产力的长期维持而言，最有趣的是，它们一般都与土壤中有有机质活性库的动员和维持有关。通过整个作物种植系统的调整，适宜的作物组合、时间和空间上的合理模式、合理的土壤管理措施，可增加有机质数量和质量，并促进所有土壤生物和理化功能的联级效应。这一现象常常在退化生态系统恢复过程中出现。一旦植物建植，根系便开始穿透土壤，并且起保护作用的枯枝落叶层会在土表形成，碳量有效性增加、土壤小气候变化，及生物活动的相互作用，将有助于加速生态系统恢复。在较为干旱的环境里，土壤水分对这一恢复过程和土壤有机质的积累，更具决定性。土壤持水力可通过保护作物或用覆盖物遮盖、免耕或少耕等措施，加以提高，减少耕作可为土壤中保留更多的植物根系生物量和有机质。

间接的土壤生物管理

墨西哥 Tlaxcala 州 Grupo Vicente Guerrero (GVG) 农民找到并已经实施了恢复土壤和生态系统的生物学管理措施 (Ramos, 1998)。在 Tlaxcala 州采用传统方式耕种地，已有数千年历史 (Gliessman,

农业生态系统中生物多样性管理

1990), 然而, 对脆弱易受侵蚀土壤的强度利用, 严重地损伤了地表, 导致全州土壤受侵蚀、淤积以及集水的问题。对于这些问题, 早在 20 年前 Vicente Guerrero 小村子里的农民们, 就发起了一个项目, 旨在创造、分享和推广那些能提高他们及其邻居生活质量的措施的项目。

在 GVG 成功背后的推动力, 就是一种对环境深厚崇敬感, 当地人把对自然资源深入综合利用中获得的实践, 以及把与其他农民分享他们的发现, 看作一种不可推卸的道德义务。这允许农民们耐心地将成功经验付诸实践, 并进一步完善, 通过以农民与农民的交流模式, 将乡村发展协调员和技术专家所教的知识, 传授给其附近的农民。在过去的 20 年间, GVG 成员在墨西哥和拉丁美洲其他地区, 培训了 2 000 多名农场工人。案例 9.5 显示了这些农民团体所采用的一些成功的管理措施。这一成功案例突出了综合和多边(不仅是自上而下的)农场系统发展途径的重要性, 可达到确保长期效果的目的。

在过去 20 年里, 巴西 Palan 州随着保护性农业措施特别是免耕制度广泛采用, 也出现了类似协作技术的发展、改进和推广过程。在 20 世纪 70 年代和 80 年代大部分时间里, 放弃了咖啡种植并用传统方法种植一年生作物(特别是大豆和小麦)后, 全州的大部分地区经历了类似于墨西哥 GVG 的问题。广泛分布的冲刷沟、淤积河流、洪水、水质问题和被严重毁坏的作物, 促使农民寻求能替代传统土壤耕作(圆盘耙和铧式犁)的措施。在农民在试验、改进和需求的驱使下, 形成了工业部门与农民的伙伴协作关系, 由政府发放补助, 研发可手动、畜力或拖拉机驱动的免耕种植工具。与此同时, 基于作物轮作、覆盖作物以控制杂草和土壤保护的管理措施也被开发出来, 包括最小化地使用机械来降低土壤紧实度等。结果巴西在近 2 000 万 hm^2 的土地上已实行免耕制, 其中有 550 万 hm^2 在 Palan 州(为该州面积的 25%)。这些技术特别注重生物学作用, 主要是避免了对土壤的干扰, 在土壤中积累了有机质(大部分是在表层; S, 1993), 并且允许土壤生物学活性得以恢复, 增强其在土壤肥力中的作用(House 和 Parmelee, 1995; Hendrix 等, 1990; Brown 等, 2002b)。

案例 9.5 墨西哥 Tlaxcala 州 GVG 采取的适宜的土壤管理和保护方法

(1) GVG 认为他们取得的一些主要成就:

- 显著减少了许多原来拒绝使用有机肥料的农民, 使用农用化学药剂, 在一些农田里已经不使用农药。
- 增强水土保持措施, 当地农民开始努力恢复土壤肥力。
- 更好地将秸秆和残茬还田入土。
- 提高了农业生产力。该团体的一位农民因为将旱地玉米产量提高到 5.5t/hm² (远高于全州平均产量), 而获得了全州竞赛第一名。
- 获得了 Tlaxcala 州政府对他们努力的正式认可。
- 提高了团体组织吸引外部资金的能力, 这要归功于全体成员的经验的良好声望。

(2) 采用的管理和保护方法包括以下方面:

- 谷物生产中使用了增加土壤生物多样性和生物功能的技术。
- 作物轮作、豆科保护作物、当地品种改良和作物协会的多样化, 拓宽了农业生态系统的恢复能力, 并提高了产量。
- 低扰动耕作方法可减少对土壤结构和土壤生物区系的干扰。
- 利用秸秆、收割残茬、牲畜粪便和绿肥以生产有机肥料。
- 土壤覆盖的保护方法可保持土壤结构和水分含量。
- 土地管理有利于植物和动物多样性和相关的土壤生物活性。
- 不同作物和不同利用方法使土地的斑块化。
- 为植物、动物和人类的利用获取和保存降水。
- 圈养动物 (当地品种的鸡、火鸡和兔子) 相结合, 它们的粪便可用于家庭花园施肥。
- 通过种植本土作物、药用植物和树木以恢复农业生物多样性。

(3) 参与式方法和各种工具包括:

- 访查农户的田地。
- 田间示范作物和土壤管理技术。
- 田间试验。
- 快速参与式诊断。
- 研讨会、讲座、授课、科教游戏以及社区剧场的演出。

关于 GVG 及其案例研究的更多信息可从 Ramos (1998) 或网站 www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/cases/caseD1.pdf 获得。

生物学管理的直接技术

在农业生态系统中，虽然在较高水平上的干预可能更容易成功，并以级联效应通过对较低水平下的土壤食物链的作用来影响系统，但直接操控土壤生物区系的特定技术，也是有用的，能够通过有机质和农业生态系统的管理，来实现间接干预。尽管如此，它们通常会受到更多的限制，应根据农业生态系统的特点，在具体条件下采用。以下是一些在微生物和宏观动物区系上，应用生物管理技术的实例，包括其应用的前景和优势，以及为便于其广泛采用而必须克服的一些问题。

土壤有益微生物

土壤有益微生物包括那些与植物根系建立共生关系，促进养分矿质化和有效性，产生植物生长激素和抵抗植物害虫、寄生虫和疾病的微生物。尽管许多微生物都是自然存在于土壤中，但是在接种或增强其数量和活性的农业管理技术的影响下，可促进其群体的增加。

在农业生产中，固氮根瘤菌的作用可能是最成功和被人熟知的直接生物学管理形式（案例 9.6）。根瘤菌感染植物根系，并形成能够固氮的根瘤，供给植物发育所需的大部分氮源。形成有效共生体、能良好固氮的植物，每年每公顷可固定几百千克的氮素。虽然大部分氮素会被转运到籽粒内（豆科谷物）或储存在植物组织里，并通过残茬的分解而释放，以利于后续作物或间作作物，但是一部分氮素是在植物生长过程中通过根系而进入到土壤中。先是根瘤菌接种豆科植物根系，能急剧增强由根瘤菌引起的根瘤的形成，最终提高潜在生长优势。接种根瘤菌可提高产量已被证明，而且 Giller（2001）和 Montañez（2002）还讨论了主要的限制因素。可是，尽管根瘤菌接种或管理具有显而易见的益处，提高豆类植物产量该项技术广泛应用仍受到各种限制，包括氮肥的大力推广施用、缺乏市场对种植豆科作物的刺激、农民缺少对固氮和采用根瘤菌接种重要性的了解、环境的局限（如土壤磷含量低、干旱）、接种剂质量差、有效性低、根瘤菌与寄主豆科植物的遗传兼容性低，以及缺少适宜的政策和经济上的鼓励，基层推广组织少等（Giller 等，1994；Hungria 等，1999）。

案例 9.6 接种：机遇与限制

生物固氮 (BNF) 对可持续农业具有决定性作用, 但经常受土壤缺乏高效和有竞争力固氮微生物的限制。由于这类微生物对作物生产很重要, 对其有效性、质量和运送等方面的有明显改进需求。过去数十年中, 对生物固氮的研究迅速拓展, 获得了更多关于这些过程的知识。然而, 生物固氮技术的应用及其对农业生态系统的影响, 始终无法满足需求。在一些最为重要的食用豆科植物的生产中, 有些接种剂没有发挥主要作用, 并且在世界上很多接种剂的质量依然较低 (联合国粮农组织, 1991)。只有当农民看到并确信生物固氮的好处, 而且能够克服这些限制, 与研究人员、私人部门和政策制定者结成伙伴关系的时候, 才能获得保证让农民自发地采用生物固氮技术。

在不同农业生态系统和社会经济条件中, 增加生物固氮投入的机会可通过下列途径获得:

- (1) 改变系统中有效共生或伴生生物的数量 (接种)。
- (2) 改进接种的方法和技术。
- (3) 筛选和选择最适宜的作物和微生物菌株。
- (4) 提高作物生产系统中固氮和净氮投入循环的管理措施 (如轮作、使用绿肥、免耕、对豆科作物策略性的利用; Mont á ñez, 2002)。

资料来源: 关于这一问题的更多信息可查 Giller (2001) 和网站 www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/cases/caseB1.pdf。

菌根是在土壤真菌和植物根系之间高度演化的互惠共生体。植物供给菌根碳来换取更好地利用本地土壤资源的能力。世界上 90% 以上的植物具有菌根, 但对共生体的依赖性和获益程度并不同。虽然存在少数其他类型的共生关系, 但是了解最深并且也许是最为常见的菌根共生关系, 包括丛枝菌根 (许多种作物) 和外生菌根 (仅对木本物种、大部分树木和灌木) (Allen 等, 1995)。菌根在植物生产中的积极作用已有研究证明, 有许多案例表明, 其促进生长和提高产量, 特别是在高依赖性、易感染的植物中。虽然各种因素都可引起植物的响应, 但是在大部分情况下, 是源于吸收水分和养分的有效根面积的增加, 这是由于菌根的菌丝网成为植物根系的自然延伸。菌根共生体的其他好处, 包括提高对病原体的抵抗能力、增加对污染物的耐受能力, 以及对水分胁迫、土壤高温、不利的土壤 pH 值和移植后根系不适应等不良因素, 有更强的抵抗力。

然而, 农业生态系统中菌根的广泛接种也受到阻碍, 主要困难是培

农业生态系统中生物多样性管理

养丛枝菌根的成本较高，同时大量生产接种剂的价格也高。此外，共生有效性随着土壤肥力水平的提高（特别是磷含量），或者随着高磷肥料的使用反而降低。目前最具实践性的菌根利用，主要包括土地恢复和改良，以及在苗圃对树木和作物苗进行丛枝菌根、外生菌根接种。尽管如此，农田中增强自然产生的菌根数量（以及它们对正在生长作物的潜在益处）也是可行的，其效果可通过多种提高菌根数量和活性的管理措施加以提升，例如减少耕作、作物轮作、更低的施肥量（特别是氮肥和磷肥）以及在主要作物播种前选择合适的寄主，提高土壤的感染性（Abbott 和 Robson, 1994）。因此在减少外部投入的农业生态系统和有机农业中，促进菌根共生体潜力的发挥，是非常有价值的。

有益的土壤宏观动物区系

直接的生物学管理措施也可包括接种土壤生态系统调节者（工程师）或提高其活性。这项技术的一个非常成功的例子是在印度，在 Tamil Nadu 的茶园里，利用蚯蚓和有机肥料（Giri, 1995 ; Lavelle 等, 1998 ; Senapati 等, 2002）。

在印度，茶叶是一种高价值的种植园作物，具有很长的历史（许多估计都认为在 100 年以上）。近些年，尽管提高了外部投入如肥料和杀虫剂的使用，但绿茶的生产始终徘徊不前。茶园土壤长期开发已导致各种土壤理化性状和生物学条件的严重改变，降低了有机质含量、阳离子交换量、持水能力、土壤大动物种群的数量下降（减少了 70%）和 pH 值，同时也增加了毒性铝的浓度。

在茶叶生产中为应对这些限制，采用了一项称为 Fertilisation Bio-Organique dans les Plantations Arborées (FBO) 的专利技术，是由 Parry Agro 工业有限公司联合 French Institutde Recherche pour le Développement 和 Sambalpur 大学（印度，Orissa）开发。这一技术的目标是改善土壤的物理、化学和生物学条件，具体方法是接种一种低质量和高质量相混合的有机物（茶树的修剪枝条和肥料），并将蚯蚓放到每排茶树中间挖出的沟中。从 1994 年开始，在两个不同位点的测定显示，这一技术远比单独施用 100% 有机肥料或 100% 无机肥料有效得多，在使用的第一年，平均产量提高到 276%，并且获得相同比例的利润（从使用传统技术时的 2 000 美元 /hm² 到使用 FBO 技术后的 7 600 美元 /hm²）。该技术

已被推广到其他国家，而其使用的原则对其他多年生种植园作物也许会有帮助。这一技术的细节见其专利档案（ref. PCT/FR 97/01363；或 www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbioc/cases/caseA1.pdf）。

有一个类似的间接调控生态系统工程师（调节者）数量的例子，通过向萨赫勒地区板结土壤中施用有机质，增加了白蚁的活动，导致土壤结构的恢复和植物生产性能提高（Mando 等，1997，2002；或 www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbioc/cases/caseA2.pdf）。近几十年来，荒漠草原裸露和有结皮的土壤一直在增加，景观严重退化且降低了作物产量。然而，在布基纳法索北部结皮和裸露土壤上增加覆盖物后，白蚁从附近地区迁来并侵入到有机基层和表层土壤中，显著改变了其物理结构，很多地下通道在土壤表面开口，减少了地表的封闭，贯穿整个上层土壤，形成了大小和形状不规则的大孔隙，降低了土壤的紧实度，并提高了渗透力和排水性，使作物可以再次种植。此外，白蚁提高了覆盖物的分解和矿化，从而释放养分供植物摄取。在人工去除白蚁的覆盖小区，牛豆产量比有白蚁出没和活动的覆盖区减少 1%。这一工作再次证明白蚁远非农业生态系统中的害虫，而在植物生产和生态系统功能中，具有极其重要性，并且在某些情况下通过管理其活动能为人类谋福利。

在非洲很多地区，出于对虫害和病害特别是白蚁的害怕，农户清除他们田间所有的有机物，结果是尽管白蚁更喜欢干燥的物质材料，但如果没有食物来源，它们确实也会以作物为食，这导致白蚁行为上的改变。必须说服农民，举例证明在试验地上，覆盖物对提高生物活性和水分渗透、减少蒸发和提供植物必需的养分及水分方面，所体现有用的价值。

土壤生物多样性事故

上述的例子都是计划性的干涉，目标在于通过生物学手段获得农业管理措施的改善。然而，偶然事故的发生（Lavelle，2000）为检验生物学管理的原则提供了机会。在这些事故中，在特定地点通常由于人类干扰引起土壤生物区系关键功能性群组的缺失，对生态系统功能产生剧烈影响（通常是消极的）。例如在亚马逊盆地的高岭土中，发生土壤结构被破坏和草场退化（Chauvel 等，1997，1999；Barros 等，2004）。

在巴西亚马逊，95% 的被砍伐林地变为草场，而其中 50% 可以认

农业生态系统中生物多样性管理

为由于管理不当、植物检疫问题、土壤肥力低下和土壤结构调整（与动物区系活动相关联）而退化。亚马逊地区主要是高岭土，因为其金属羟基氧化物含量低而具有良好但脆弱的微团聚体结构。当森林被改用于草场后，首先是机械的压力，然后是家畜的踩踏，都能够导致严重的土壤板结，特别是在 5~10cm 的土层（Chauvel 等，1997）。

更为重要的是，随着大部分本地生物类群消失，森林土壤中大型动物区系群落也迅速改变。机会性入侵的蚯蚓种 *Pontoscolex corethrurus* 占据了空下生态位，生物量达到 450kg/hm²（接近总的土壤动物生物量的 90%），年产 100t/hm² 以上的废弃物，极大地降低了土壤的大孔隙度，低到相当于由重型机械镇压产生的孔隙水平（2.7cm³/100g）。在降雨季节，这些废弃物淤塞在土壤表面，渗入土壤并且产生一个厌氧条件为主的稀泥层（同时提高了甲烷的散发和反硝化作用）。在干旱季节，脱水使土壤表层干裂，阻塞植物根系的生长并且阻碍根系从土壤中吸收水分的能力，之后植物枯萎死亡，在草场上留下裸露的地面（Chauvel，1997）。

在巴西 Manaus 附近的一个试验表明，在破坏和重建土壤结构中 *P. corethrurus* 和一个多样的土壤生物集群（如其他种类蚯蚓、白蚁、百足虫、等族类动物和蚂蚁）的作用。一些 25cm × 25cm 的正方体土块被从草场移至森林中；类似的一些土方块也从森林移到草场上。一年后，坚实的草场土壤结构完全恢复到当地森林土壤的典型水平，这是由于森林土壤无脊椎动物多样性群落的活动所造成的。与此同时，森林土壤的大团聚体结构完全被 *P. corethrurus* 破坏，紧实度和孔隙度都接近已退化的草场。

这项研究不仅突出了在土壤结构（尤其是高岭土）保持中，大无脊椎动物多样性群体是非常重要的角色，而且还强调了与环境不相适应的管理措施的相关问题（砍伐林地后在有问题的土壤上建植草场），以及入侵种在生态系统特性和过程中的作用。此类研究中的发现，必须提供给培训农民和推广人员，因为农民和研究人员之间的经验分享，会有助于催生创新和适应性管理，并为那些必须由研究人员和政策制定者定位的限制因素，提供信息反馈。

结论

我们看到土壤生物区系代表了地球生物多样性的绝大部分，它们也为人类福利做出了贡献，提供商品生产、气候调节和地表水质等重要服务。但这些生物群体在很大程度上并不为公众所了解，在生物多样性的科学评价方面则基本被忽视，而且在农场经营系统发展中也是视而不见。土壤生物和那些地上生物，特别是植物之间隐秘而复杂的联系，使人们非常担忧这一认识上的疏漏。对这些生物在知识管理能力上还很有限，但在原则和方法的发展上，已迈出有意义的一大步。对这些管理途径的发展和探索，值得成为本世纪未来最为重要的挑战之一。

如果可持续的、生产力更高的农业系统得以实现，则应该查明土地管理变化对土壤生态系统短期和长期功能上所形成冲击。这需要确定适宜的指标，用来促进对土地利用和土壤生物多样性相互作用的认识，协助监测和评估有利于农业生态系统及其组分保护和可持续利用的趋势、影响和过程。这些指标应便于在各个空间尺度上进行监测，并且是地区和国家范围内土地资源和生物多样性管理的有效工具，也能用于生物多样性和自然资源状况和趋势的区域性及全球性评估。

土壤、作物和虫害管理措施，往往被作为单独的技术加以发展，并且通常忽视其对生态系统其他部分功能的影响。以生态系统为导向的管理策略的发展，使得综合系统方法比成分研究和简明研究更为必须。如果土壤的各种过程可用一个系统途径同时加以定位，并考虑到土壤—水分—作物—家畜—人类管理中的相互作用，之后提出的策略和建议可更有效地定位于农民和家畜管理者的多重目标。种种事实表明，土壤生物学管理措施对提高农业生产力和农业生态系统可持续性，同时具有积极和消极的影响。当管理策略未结合生态系统环境，或因知识缺乏而无法对潜在危机和限制做出合理评估时，不适宜的措施或技术能导致毁灭性后果。另一方面，当考虑到具体生态系统的特点和农场经营体系的限制和机遇时，干预行动更有可能成功，但也不能完全保证。土壤生物和农业生态系统的综合管理，要求有与土壤生物相关的知识，及其相互作用和需求，还有各种措施对其种群和功能以及土壤、植物、家畜、农业生态系统、气候、社会经济和人类为背景的影响因素。

致谢

作者感谢联合国粮农组织通过荷兰合作计划, 以及 Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Profix) 在本章写作过程中所提供的支持。我们同样感谢 J. Benites, D. Cooper, J. J. Jim é nez, 以及其他提出意见的校稿者, 特别是 D. Jarvis 和 L. Seers 辛勤的编辑工作, 有了他们的工作本章才得以出版。关于本章论题的更多信息, 参见联合国粮农组织的土壤生物多样性站点 (www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/)。

参考文献

- Abbott, L. K. and A. D. Robson. 1994. The impact of agricultural practices on mycorrhizal fungi. In C. E. Pankhurst, B. M. Doube, V. V. S. R. Gupta, and P. R. Grace, eds., *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*, 88~95. East Melbourne, Australia: csiro.
- Allen, E. B., M. F. Allen, D. J. Helm, J. M. Trappe, R. Molina, and E. Rincon. 1995. Patterns and regulation of mycorrhizal plant and fungal diversity. *Plant Soil*, 170:47~62.
- Amman, R. and W. Ludwig. 2000. RNA ribosomal-targeted nucleic acid probes for studies in microbial ecology, *Federation of European Microbiological Societies Microbiology Reviews*, 24:555~565.
- Anderson, J. M. 1994. Functional attributes of biodiversity in land use systems. In D. J. Greenland and I. Szabolcs, eds., *Soil Resilience and Sustainable Land Use*, 267~290. Wallingford, uk: cab International.
- Anderson, J. M. 1995. Soil organisms as engineers: Microsite modulation of macroscale processes. In C. G. Jones and J. H. Lawton, eds., *Linking Species and Ecosystems*, 94~106. New York: Chapman and Hall.
- Anderson, J. M. 2000. Foodweb functioning and ecosystem processes: Problems and perceptions of scaling. In D. C. Coleman and P. F. Hendrix, eds., *Invertebrates as Webmasters in Ecosystems*, 3~24. Wallingford, uk: cab International.
- André, H. M., M. I. Noti, and P. Lebrun. 1994. The soil fauna: The other last biotic frontier. *Biodiversity and Conservation*, 3:45~56.
- Barros, M. E., M. Grimaldi, M. Sarrazin, A. Chauvel, D. Mitja, T. Desjardins, and P. ral Amazon. *Applied Soil Ecology*, 26:157~168.

- Bater, J. E. 1996. Micro- and macro- arthropods. In G. S. Hall, ed., *Methods for the Examination of Organismal Diversity in Soils and Sediments*, 163~174. Wallingford, uk: cab International.
- Brown, G. G., I. Barois, and P. Lavelle. 2000. Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. *Europe an Journal of Soil Biology*, 36:177~198.
- Brown, G. G., C. A. Edwards, and L. Brussaard. 2004. How earthworms affect plant growth: Burrowing into the mechanisms. In C. A. Edwards, ed., *Earthworm Ecology*, 13~49. Boca Raton, fl: crc Press.
- Brown, G. G., M. Hungria, L. J. Oliveira, S. Bunning, and A. Montañez. 2002a. Programme, Abstracts and Related Documents of the International Technical Workshop on Biological Management of Soil Ecosystems for Sustainable Agriculture. Série Documentos, vol. 182. Londrina, Brazil: Embrapa Soja.
- Brown, G. G., A. Pasini, N. P. Benito, A. M. de Aquino, and M. E. F. Correia. 2002b. Diversity and functional role of soil macrofauna communities in Brazilian notillage agroecosystems. In *Proceedings of the International Symposium on Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems*, November 8~10, 2001, cd- rom, 1~20. Montreal: unu/cbd.
- Brown, K. S. Jr. 1991. Conservation of neotropical environments: Insects as indicators. In N. M. Collins and J. A. Thomas, eds., *The Conservation of Insects and Their Habitats*, 349~403. London: Academic Press.
- Brussaard, L., V. M. Behan- Pelletier, D. E. Bignell, V. K. Brown, W. Didden, P. Folgarait, C. Fragoso, D. Wall- Freckman, V. V. S. R. Gupta, T. Hattori, D. L. Hawksworth, C. Klopatek, P. Lavelle, D. W. Malloch, J. Rusek, B. Söderström, J. M. Tiedje, and R. A. Virginia. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio*, 26:563~570.
- Brussaard, L., T. W. Kuypers, W. A. M. Didden, R. G. M. de Goede, and J. Bloem. 2004. Biological soil quality from biomass to biodiversity: Importance and resilience to management stress and disturbance. In P. Schjøning, S. Emholt, and B. T. Christensen, eds., *Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture*, 139~161. Wallingford, uk: cab International.
- CBD (Convention on Biological Diversity) . 2002. *Action for a Sustainable Future: Decisions from the Sixth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity*. Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Chambers, R. 1991. Farmer first: A practical paradigm for the third agriculture. In M. Altieri and S. B. Hecht, eds., *Agroecology and Small Farm Development*, 237~244. Boca Raton, fl: crc Press.

农业生态系统中生物多样性管理

- Chauvel, A., E. M. Barbosa, E. Blanchart, M. Grimaldi, J. Ferraz, P. D. Martins, O. Topall, E. Barros, T. Desjardins, N. F. Filho, I. P. A. Miranda, M. Sarrazin, and D. Mitja. 1997. Mise en valeur de la forêt et modifications écologiques. In H. Théry, ed., *Environnement et développement en Amazonie Brésilienne*, 42~75. Paris: Editions Berlin.
- Chauvel, A., M. Grimaldi, E. Barros, E. Blanchart, M. Sarrazin, and P. Lavelle. 1999. Pasture degradation by an Amazonian earthworm. *Nature*, 389:32~33.
- Decaëns, T., L. Mariani, N. Betancourt, and J. J. Jiménez. 2001. Earthworm effects on permanent soil seed banks in Colombian grasslands. In J. J. Jiménez and R. J. Thomas, eds., *Nature's Plow: Soil Macroinvertebrate Communities in the Neotropical Savannas of Colombia*, 274~293. Cali, Colombia: ciat.
- Doran, J. W., D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, and B. A. Stewart. 1994. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Publication, 35. Madison, wi: asa.
- Doran, J. W. and A. J. Jones. 1996. *Methods for Assessing Soil Quality*. SSSA Special Publication 49. Madison, wi: asa.
- Doran, J. W. and T. B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, and B. A. Stewart, eds., *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, 3~21. Madison, wi: asa.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 1991. *Expert Consultation on Legume Inoculant Production and Quality Control*. Rome: fao.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 2002. *World Agriculture: Towards 2015~2030, Summary Report*. Rome: fao.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) . 2003. *Biological Management of Soil Ecosystems for Sustainable Agriculture*. World Resources Soil Reports, 101. Rome: fao.
- Giller, K. E. 2001. *Nitrogen Fixation in Tropical Cropping Systems*, 2nd ed. Wallingford, uk: cab International.
- Giller, K. E., M. H. Beare, P. Lavelle, A. M. N. Izac, and M. J. Swift. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 6:3~16.
- Giller, K. E., J. F. McDonagh, and G. Cadish. 1994. Can biological nitrogen fixation sustain agriculture in the tropics? In J. K. Syers and D. L. Rimmer, eds., *Soil Science and Sustainable Land Management in the Tropics*, 173~191. Wallingford, uk: cab International.
- Giri, S. 1995. *Short Term Input Operational Experiment in Tea Garden with Application of Organic Matter and Earthworm*. M.Phil. thesis, Sambalpur University, Jyvoti Vihar, India.
- Gliessman, S. R. 1990. Understanding the basis of sustainability for agriculture in the tropics: Experiences in Latin America. In C. A. Edwards, R. Lal, P. Madden, R. H. Miller, and G.

- House, eds., *Sustainable Agricultural Systems*, 378~390. Ankeny, ia: swcs.
- Hågvar, S. 1998. The relevance of the Rio Convention on Biodiversity to conserving the biodiversity of soils. *Applied Soil Ecology*, 9:1~7.
- Hawksworth, D. L. 1991. The fungal dimension of biodiversity: Magnitude, significance, and conservation. *Mycological Research* 95:641~655.
- Hawksworth, D. L. and M. T. Kalin- Arroyo. 1995. Magnitude and distribution of biodiversity. In V. H. Heywood, ed., *Global Biodiversity Assessment*, 107~191. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Hawksworth, D. L. and L. A. Mound. 1991. Biodiversity databases: The crucial significance of collections. In D. L. Hawksworth, ed., *The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*, 17~29. Wallingford, uk: cab International.
- Hendrix, P. F., D. A. Crossley Jr., J. M. Blair, and D. C. Coleman. 1990. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. In C. A. Edwards, R. Lal, P. Madden, R. H. Miller, and G. House, eds., *Sustainable Agricultural Systems*, 637~654. Ankeny, ia: swcs.
- Hendrix, P. F., R. W. Parmelee, D. A. Crossley Jr., D. C. Coleman, E. P. Odum, and P. M. Groffman. 1986. Detritus food webs in conventional and nontillage agro-ecosystems. *BioScience*, 36:374~380.
- Hillel, D. 1991. Out of the Earth: *Civilization and the Life of the Soil*. Berkeley: University of California Press.
- House, G. J. and R. W. Parmelee. 1985. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no- tillage agroecosystems. *Soil Tillage Research*, 5:351~360.
- Hungria, M., M. A. T. Vargas, D. de S. Andrade, R. J. Campo, L. M. de O. Chueire, M. C. Ferreira, and I. C. Mendes. 1999. Fixação biológica do nitrogênio em leguminosas de grãos. In J. O. Siqueira, F. M. S. Moreira, A. S. Lopes, L. R. G. Guilherme, V. Faquin, A. E. Furtani Neto, and J. G. Carvalho, eds., *Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas*, 597~620. Lavras, Brazil: ufla.
- Ingham, E. R. 1999. The food web and soil health. In A. J. Tugel and A. M. Lewandowski, eds., *Soil Biology Primer*, B1~B10. Ames, ia: nrsc Soil Quality Institute.
- Ingham, R. E., J. A. Trofymow, E. R. Ingham, and D. C. Coleman. 1985. Interactions of bacteria, fungi, and their nematode grazers: Effects on nutrient cycling and plant growth. *Ecological Monographs*, 55:119~140.
- Jones, C. G., J. H. Lawton, and M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69:373~386.
- Keeney, D. R. and D. W. Nelson. 1982. Nitrogen: Inorganic forms. In C. A. Black, D. D. Evans, L. E. Ensminger, J. L. White, and F. E. Clark, eds., *Methods of Soil Analysis, Part 2*,

农业生态系统中生物多样性管理

682~687. Madison, wi: asa.

Kevan, D. K. M. 1985. Soil zoology, then and now—mostly then. *Quaestiones Entomologicae*, 21:371.7~472.

Lavelle, P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, 33:3~16.

Lavelle, P. 2000. Ecological challenges for soil science. *Soil Science*, 165:73~86.

Lavelle, P. 2002. Functional domains in soils. *Ecological Research*, 17:441~450.

Lavelle, P., I. Barois, E. Blanchart, G. G. Brown, L. Brussaard, T. Decaëns, C. Fragoso, J. J. Jimenez, K. Ka Kajondo, M. A. Martínez, A. G. Moreno, B. Pashanasi, B. K. Senapati, and C. Villenave. 1998. Earthworms as a resource in tropical agroecosystems. *Nature and Resources*, 34:28~44.

Lavelle, P., D. Bignell, M. Lepage, V. Wolters, P. Roger, P. Ineson, O. W. Heal, and S. Ghillion. 1997. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33:159~193.

Lewinsohn, T. M. and P. I. Prado. 2005. How many species are there in Brazil? *Conservation Biology*, 19:619~624.

Lewinsohn, T. M. and P. I. Prado. 2006. *Sintese do conhecimento da biodiversidade brasileira*, Vol. I. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria do Biodiversidade e Florestas, 21~109.

Lowdermilk, W. C. 1978. *Conquest of the Land Through 7 000 Years*. Agriculture Information Bulletin, 99. Washington, dc: usda.

Mando, A., L. Brussaard, and L. Stroosnijder. 1997. Termite- and mulch- mediated rehabilitation of vegetation on crusted soil in West Africa. *Restoration Ecology*, 7:33~41.

Mando, A., L. Brussaard, L. Stroosnijder, and G. G. Brown. 2002. Managing termites and organic resources to improve soil productivity in the Sahel. In G. G. Brown, M. Hungria, L. J. Oliveira, S. Bunning, and A. Montañez, eds., *Program, Abstracts and Related Documents of the International Technical Workshop on Biological Management of Soil Ecosystems for Sustainable Agriculture*, Série Documentos Vol. 182, 191~203 (also available at www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/cases.stm) . Londrina, Brazil: Embrapa Soja.

McNeely, J. A., M. Gadgil, C. Levèque, C. Padoch, and K. Redford. 1995. Human influences on biodiversity. In V. H. Heywood, ed., *Global Biodiversity Assessment*, 711~821. Cambridge, uk: Cambridge University Press.

Montañez, A. 2002. Overview and case studies on biological nitrogen fixation: Perspectives and limitations. In G. G. Brown, M. Hungria, L. J. Oliveira, S. Bunning, and A. Montañez, eds., *Program, Abstracts and Related Documents of the International Technical Workshop*

- on *Biological Management of Soil Ecosystems for Sustainable Agriculture*, Série Documentos, 182: 204~224. Londrina, Brazil: Embrapa Soja. Available at www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/cases.stm.
- Moreira, F. M. S., J. O. Siqueira, and L. Brussaard. 2006. Soil organisms in tropical ecosystems: A key role for Brazil in the global quest for the conservation and sustainable use of biodiversity. In F. M. S. Moreira, J. O. Siqueira, and L. Brussaard, eds., *Soil Biodiversity in Amazonian and Other Brazilian Ecosystems*, 1~12. Wallingford, uk: cabi.
- Muckel, G. B. and M. J. Mausbach. 1996. Soil quality information sheets. In J. W. Doran and A. J. Jones, eds., *Methods for Assessing Soil Quality*. SSSA Special Publication, 49: 393~400. Madison, wi: asa.
- Myers, R. J. K., C. A. Palm, E. Cuevas, I. U. N. Gunatilleke, and M. Brossard. 1994. The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand. In P. L. Woomer and M. J. Swift, eds., *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*, 81~116. Chichester, uk: Wiley.
- Oades, J. M. and L. J. Walters. 1994. Indicators for sustainable agriculture: Policies to paddock. In C. E. Pankhurst, B. M. Doube, V. V. S. R. Gupta, and P. R. Grace, eds., *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*, 219~223. East Melbourne, Australia: csiro.
- Ortiz, B., C. Fragoso, I. Mboukou, B. Pashanasi, B. K. Senapati, and A. Contreras. 1999. Perception and use of earthworms in tropical farming systems. In P. Lavelle, L. Brussaard, and P. F. Hendrix, eds., *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*, 239~252. Wallingford, uk: cab International.
- Palm, C. A., K. E. Giller, P. L. Mafongoya, and M. J. Swift. 2001. Management of organic matter in the tropics: Translating theory into practice. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61:63~75.
- Palm, C. A., K. E. Giller, and M. J. Swift. 2000. Synchrony: An overview. In *The Biology and Fertility of Tropical Soils. Tropical Soil Biology and Fertility Programme Report, 1997~1998*, 18~20. Nairobi, Kenya: tsbf.
- Pankhurst, C. E. 1994. Biological indicators of soil health and sustainable productivity. In D. J. Greenland and I. Szabolcs, eds., *Soil Resilience and Sustainable Land Use*, 331~351. Wallingford, uk: cab International.
- Pankhurst, C. E., B. M. Doube, and V. V. S. R. Gupta. 1997. *Biological Indicators of Soil Health*. Wallingford, uk: cab International.
- Paoletti, M. G. 1999. *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes: Practical Use of Invertebrates to Assess Sustainable Land Use*. Amsterdam: Elsevier.

农业生态系统中生物多样性管理

- Pearce, T. G., N. Roggero, and R. Tipping. 1994. Earthworms and seeds. *Journal of Biological Education*, 28:195~202.
- Pimentel, D., C. Wilson, C. McCullum, R. Huang, P. Dwen, J. Flack, Q. Tran, T. Saltman, and B. Cliff. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, 47:747~757.
- Puentes, R. and M. J. Swift. 2000. Tropical soil ecology: Matching research opportunities with farmers' needs. In M. J. Swift, ed., *Managing the Soil Biota for Sustainable Agriculture: Opportunities and Challenges*. Nairobi, Kenya: tsbf.
- Ramos, S. F. J. 1998. *Grupo Vicente Guerrero de Españaíta, Tlaxcala. Dos décadas de promoción de campesino a campesino*. México City, Mexico: Red de Gestión de Recursos Naturales and Rockefeller Foundation.
- Sá, J. C. M. 1993. *Manejo da fertilidade do solo no plantio direto*. Ponta Grossa, Brazil: Fundação abc.
- Sanchez, P. A. 1994. Tropical soil fertility research: Towards the second paradigm. In *Transactions of the 15th World Congress of Soil Science*, 1: 65~88. Acapulco, Mexico: iss.
- Sanchez, P. A. 1997. Changing tropical soil fertility paradigms: From Brazil to Africa and back. In A. C. Moniz, ed., *Plant~Soil Interactions at Low pH*, 19~28. Lavras, Brazil: Brazilian Soil Science Society.
- Senapati, B. K., P. Lavelle, S. Giri, B. Pashanasi, J. Alegre, T. Decaëns, J. J. Jiménez, A. Albrecht, E. Blanchart, M. Mahieux, L. Rousseaux, R. Thomas, P. K. Panigrahi, and M. Venkatachalan. 1999. In- soil technologies for tropical ecosystems. In P. Lavelle, L. Brussaard, and P. F. Hendrix, eds., *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*, 199~237. Wallingford, uk: cab International.
- Senapati, B. K., P. Lavelle, P. K. Panigrahi, S. Giri, and G. G. Brown. 2002. Restoring soil fertility and enhancing productivity in Indian tea plantations with earthworms and organic fertilizers. In G. G. Brown, M. Hungria, L. J. Oliveira, S. Bunning, and A. Montañez, eds., *Program, Abstracts and Related Documents of the International Technical Workshop on Biological Management of Soil Ecosystems for Sustainable Agriculture*, Série Documentos, 182: 172~190. Londrina, Brazil: Embrapa Soja. Available at www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/cases.stm.
- Settle, W. 2000. *Living Soils: Training Exercises for Integrated Soils Management*. Jakarta, Indonesia: fao Programme for Community ipm in Asia.
- Shepherd, T. G. 2000. *Visual Soil Assessment, 1, Field Guide for Cropping and Pastoral Grazing on Flat to Rolling Country*, 84. Palmerston North, New Zealand: Horizon.mw & Landcare Research.

- Stork, N. E. and P. Eggleton. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7:38~47.
- Swift, M. J. 1997. Biological management of soil fertility as a component of sustainable agriculture: Perspectives and prospects with particular reference to tropical regions. In L. Brussaard and R. Ferrera- Cerrato, eds., *Soil Ecology in Sustainable Agricultural Systems*, 137~159. Boca Raton, fl: Lewis Publishers.
- Swift, M. J. 1999. Towards the second paradigm: Integrated biological management of soil. In J. O. Siqueira, F. M. S. Moreira, A. S. Lopes, L. R. G. Guilherme, V. Faquin, A. E. Furtani Neto, and J. G. Carvalho, eds., *Inter- relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas*, 11~24. Lavras, Brasil: ufla.
- Swift, M. J., L. Bohren, S. E. Carter, A. M. Izac, and P. L. Wooster. 1994. Biological management of tropical soils: Integrating process research and farm practice. In P. L. Wooster and M. J. Swift, eds., *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*, 209~227. New York: Wiley.
- Swift, M. J., J. Vandermeer, P. S. Ramakrishnan, J. M. Anderson, C. K. Ong, and B. A. Hawkins. 1996. Biodiversity and agroecosystem function. In H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala, and E.- D. Schulze, eds., *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*, 261~298. New York: Wiley.
- Torsvik, V., J. Goksøyr, F. L. Daae, R. Sørheim, J. Michalsen, and K. Salte. 1994. Use of dna analysis to determine the diversity of microbial communities. In K. Ritz, J. Dighton, and K. E. Giller, eds., *Beyond the Biomass: Composition and Functional Analysis of Soil Microbial Communities*, 39~48. Chichester, uk: Wiley.
- Torsvik, T. and L. Ovreas. 2002. Microbial diversity and function in soil: From genes to ecosystems. *Current Opinion in Microbiology*, 5:240~245.
- TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility Institute) . 1999. *Managing the Soil Biota for Sustainable Agricultural Development in Africa: A Collaborative Initiative. A Proposal to the Rockefeller Foundation*. Nairobi, Kenya: tsbf.
- TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility Institute) . 2000. *The Biology and Fertility of Tropical Soils. Tropical Soil Biology and Fertility Programme Report, 1997~1998*. Nairobi, Kenya: tsbf.
- Usher, M. B., P. Davis, J. Harris, and B. Longstaff. 1979. A profusion of species? Approaches towards understanding the dynamics of the populations of microarthropods in decomposer communities. In R. M. Anderson, B. D. Turner, and L. R. Taylor, eds., *Population Dynamics*, 359~384. Oxford: Oxford University Press.
- Vandermeer, J., M. van Noordwijk, J. M. Anderson, C. Ong, and I. Perfecto. 1998. Global

农业生态系统中生物多样性管理

- change and multi- species agroecosystems: Concepts and issues. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 67:1~22.
- van Straalen, N. M. 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology*, 9:429~437.
- Wall, D. H. and J. C. Moore. 1999. Interactions underground: Soil biodiversity, mutualism, and ecosystem processes. *BioScience*, 49:109~117.
- Willems, J. H. and K. G. A. Huijsmans. 1994. Vertical seed dispersal by earthworms: A quantitative approach. *Ecography*, 17:124~130.
- Wilson, E. O. 1985. The biological diversity crisis: A challenge to science. *BioScience*, 35:700~706.

第 10 章 农业生态系统中的多样性和虫害管理：源于生态学的一些展望

A. Wilby M. B. Thomas

在因人类活动而导致生物多样性，以前所未有的速度丧失的时代，大量研究是致力于评价生物多样性对生态系统功能和持久性的作用，以及提供生态系统服务的重要性。虫害控制在多种情况下被界定为由生物多样性提供有价值的生态系统服务（Pimentel, 1961；Horn, 1988；Altieri, 1991；Mooney 等, 1995a, 1995b；Naylor 和 Ehrlich, 1997；Naeem 等, 1999；Schläpfer 等, 1999），而这一服务正处于由人类活动而引起的危机之中（Naylor 和 Ehrlich, 1997）。大量证据表明，当农业生产系统通过增加外部投入而实现集约化，以提高产量并改变景观构造时，这些系统会倾向于丧失生物多样性，并随着更高频率和更大范围的虫害暴发而变得不稳定（Pimentel, 1961；Andow, 1991；Kruess 和 Tschardtke, 1994；Swift 等, 1996；Knops 等, 1999）。然而，我们对于产生这种不稳定性的生态学机制，或天敌的多样性，在维持虫害控制中的重要性，却知之甚少。本章的目的是探索从生态学中得到的原理如何促进对这些机制的研究，及如何有助于提出一个框架来检测和了解生物多样性在维持虫害控制中的作用，还需了解这种作用是如何由不同的管理措施所形成的。基于我们早期的工作成果（Wilby 和 Thomas, 2002a, 2002b），我们确立了一些假设和建议，用于将来对农业生物多样性作用和管理的研究，以及在虫害可持续管理方面的研究。

为便于我们预测由于人类控制虫害而引起的物种丧失，我们必须对农业系统生态学中两个相互关联问题的增强理解。首先，我们需要对农业生态系统管理中虫害及其天敌群体多样性、种类组成的影响机制进行确定，并了解其特点。其次，我们需要了解这些害虫控制措施所引起的

后果 (Wilby 和 Thomas, 2002a)。在对这些问题的解答中, 我们使用了现有的关于群落组合和生物多样性功能方面的生态学理论。尽管在特定情况下还有一些争议, 但最近已经取得重大进步。在我们最初考察这些争议时, 也在自问这些教训会如何影响我们对多样性和害虫控制关系的研究。

生物多样性和生态系统功能

生物多样性和生态系统功能关系的特征, 是过去 10 年生态学的主要研究目标 (第 9 章)。已对生态系统的许多特性, 开展了大量的理论和经验研究, 包括生物量的生产 (生产者、消费者和分解者)、养分的摄取和留存、分解、土壤 pH 值、土壤水分和有机质含量以及生物群落的呼吸等 (Schläpfer 等, 1999)。尽管大多数研究已揭示了生物多样性和生态系统功能之间的饱和性正相关 (Schwartz 等, 2000), 但是关于对多样性和生态系统功能关系的少数问题, 还有争议。举例来说, 在对多样性和生态系统功能关系的定性中, 围绕相对价值的观测证据和试验证据之间就存在争论。试验性研究一直受到批评, 因为在试验群落中的物种组成和多度分布, 常不足以与自然群落相似, 还因为物种鉴定和物种多样性的影响有时会混淆 (Huston, 1997; Wardle, 1999; Wardle 等, 2000)。此外, 在已证明发生多样性效应时争议的是, 它们是否是由不同分类或功能群组的补充功能、物种间积极的互作所造成的, 还是取样的影响, 即随多样性增加, 取样中包含了一个具有高度影响力物种的可能性增加了 (Huston, 1997; Tilman 等, 1997)。前两个机制被认为是真正的多样性效应, 因为它们是源于多样性而突然出现的特性, 但是后一个由物种构成而产生的随机效应, 只有当试验包含该种类的出现可能性与自然条件下的出现相匹配时, 它才会被认为具有真正的多样性效应。已经形成了将真正的多样性效应, 从取样影响或选择效应中分离出来的方法。举例来说, 如果研究设计的特征是正确的, 具有不同组分的多样性重复可消除多样性与确定性的混淆, 并且 Loreau-Hector (Loreau 和 Hector, 2001) 方程, 能将取样影响的多样性从补充性效应和物种正向互作中分离出来。

试验研究方法问题使一些研究人员推广观察性研究。但这种方法

也因为未能控制与多样性相关的变量而受到批评，因此也不能可靠地应用于确定生物多样性在生态系统功能中的重要性（Naeem 等，1999；Naeem，2000）。然而，已经认识到，观察性研究对确立自然界中存在的多样性模式是必要的，是设计更加与实际相符的试验的决定性步骤（Wardle 等，2000）。

除了生物多样性及生态系统功能研究结果的解释，所带来问题之外，在实际的生态系统中，应用新形成的理论也有困难。值得注意的是，我们认为研究的背景和程度，能强烈地影响所观察到的多样性和功能间关系的形成，因此是否能将试验结果外推到各个尺度上、或不同环境条件中并不清楚（Fridley，2001）。

关于生物多样性和生态系统功能之间关系假设的核心概念，是一个分类学或功能上生物多样性元素的互补。这种关系的形式是由功能相似的生物多样性元素 [例如基因型、物种、觅食同功群（Feeding Guilds）] 范围所决定的，也就是这些元素发挥功能的类型、作用地点和功能等。如果各元素间在特定功能方面的互补是显著的，那么过程的相关率会随着每个元素的缺失而降低。相反，如果元素之间有大量的冗余，则最初生物多样性的缺失，会趋向于不影响生态系统过程的比率。

到此为止，关于生物多样性元素之间功能互补性理论都集中在这些元素本身的生态学特性上。然而，很可能研究生态学背景也能对功能互补性有重要影响。如果这些元素利用特定的空间或时间，或它们单独执行特定的功能，互补性就会提升。结果是互补性的潜力部分是由可获得的时空生态位的范围和研究的程度来决定。在固定了范围和对象的一项研究中，试验者决定每一个属性。随着在时间、空间和过程尺度程度上的增加，最大化的功能对生态位数量和元素数量的需求，也会增加。这一点由图 10-1a 中假设的例子所证明，该图标明了处于各阶段（方盒）过渡过程中的生物多样性的各个要素（由带有下标的小写字母表示）。对于一个在时间和空间上（比如一个具体的生态学环境）给定的状况，为完成生态系统功能所必须的生物多样性元素数量，取决于所涉及过程的范围。如果该过程的影响范围仅仅是由状态 A 过渡至状态 B，那么只需要一个生物多样性要素（如 a_2 ）。但若我们所关心的过程包含了状态 A 过渡到状态 D，就需要三个要素来完成该功能（如 a_2 、 b_1 和 c_1 ）。当一项研究的时间或空间范围扩大，最大化功能的

农业生态系统中生物多样性管理

实现所需的要素的数量也会进一步增加，因为不同的要素似乎会在不同的空间和时间点上达到最高效率。因此在这个例子中，从状态 A 过渡到状态 B 的空间变化过程中，就需要三个生物多样性要素参与 (a_1 、 a_2 和 a_3)。对于贯穿了所有时间和空间组合的从 A 至 D 的整个过程范围，全部功能需要最多 27 个元素。这样，尽管饱和功能也许是一个生物多样性 - 生态系统功能的普通关系 (Schwartz 等, 2000)，但是可获得最大化功能的最小多样性，将部分取决于该项研究的空间—时间—过程范围 (图 10-1b)。

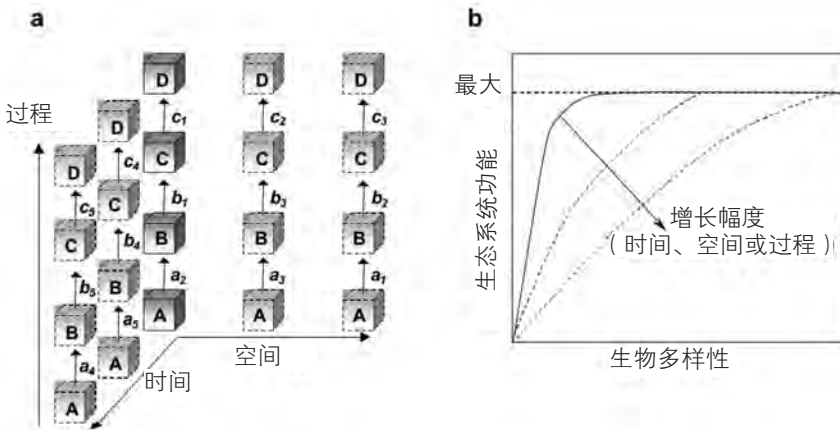


图 10-1 过程、空间和时间范围对生物多样性和生态系统功能关系的影响

a. 过程假设事例，每个状态间过渡是以每个生物多样性要素活动为媒介的。过程、时间或空间范围沿着坐标轴增加，包含较多生态位和增加功能最大化所需的生物多样性要素数量。b. 生物多样性与生态系统功能关系变化曲线

诚然，这一概念模型极为简单，很多过程我们还不了解，例如，生态位如何贯穿空间、时间和过程尺度的积聚。虽然我们很清楚生态位的表达在一定程度上是基于物种间的交互作用。然而，有证据表明，空间范围效应，源于空间上沿环境梯度产生的生态位专门化 (Tilman 等, 1997; Fridley, 2001; Wellnitz 和 Poff, 2001)，以及源于物种间物候学差异的时间范围效应 (Hooper, 1998)。并且，物种多样性的保险假说认为 (Naeem 和 Li, 1997; Petchey 等, 1999; Yachi 和 Loreau, 1999)，不同时间和空间上的生态位，会随着环境的变化而相互作用，进一步提高了物种间的及时互补功能的可能性。在对生态系统功能定义的讨论

中，Ghilarov (2000) 指出了过程尺度的重要性。比如，我们期望生态系统功能和生物多样性之间有一些很不同的关系，如果按照生态系统功能，我们指的是由所有植物的 CO₂ 消耗总量，而不是全部生物生产和利用的所有化合物。这些尺度和背景效应，使得将试验结果外推到其他时间、空间或者过程尺度上变得很困难，因此我们必须在利用试验结果指导实践时十分小心，举例来说，直到我们充分了解此比例关系时，农业（或保护）政策才能应用。

这些问题对发展生态学框架、研究农业管理、生物多样性和害虫控制之间的关系有什么启示呢？考虑到试验性研究中利用不切实际的群落，以及在观察性研究中决定因果关系的问题，我们建议在未来的研究中，应力求将变化的生物多样性对害虫控制的影响，与农业管理对生物多样性的预期影响相联系。生态学术语中，这意味着将群体研究与生物多样性的功能相连接。在采用这一方法时，我们商讨了与非自然物种集群和不切实际的物种损失模式的相关问题。作为依赖生物多样性 - 生态系统功能关系的尺度和背景的结果，在缺少可预测生态位沿尺度累积模型的情况下，此试验测试应集中与全部生态系统过程的利益相关上，而且采取与尺度相适宜的常规农业管理。在用天敌控制虫害的情况下，这可能就是贯穿一个或几个种植季节的田间尺度。

很清楚的是，多样性和物种构成效应，都能对几个生态系统过程产生强烈影响，虫害控制也不大可能例外。我们认为，一个适宜的研究途径也许能阐明害虫及其天敌的生物学特性，这些生物学特性，作为决定控制害虫功能的因素，影响着多样性和物种构成的相对重要性。假如在物种构成效应强的情况下，我们亟需了解物种多样性缺失的机制，以及将决定物种丧失可能性的生态学或生物学特性，与决定功能的那些特性进行比较。通过下列方法，我们也可避免取样效应误差问题，因为评估一个集群中包含一个特定物种的可能性，是该研究的一个固有目标，而不是随机的假设。下一节中，我们对农业生态系统管理及其对节肢动物群落组成、对天敌多样性和害虫控制功能的影响等方面的研究，提出生态学框架。我们接下来会讨论如何能有助于将其连起来，以达到预测在农业集约化和粗放条件下的害虫暴发。

农业生态系统管理和节肢动物群落组成

大量的研究报道了农业生态系统管理对节肢动物多度、分布和多样性的系列影响。例如（特指害虫控制）Letourneau 和 Goldstein（2001）比较了有机生产和传统生产，对马铃薯虫害和节肢动物群落结构的影响，发现虽然食草动物的多度性在两种生产系统之间没有不同（如在限制杀虫剂使用的地方，害虫没有更严重），但有机农场的节肢动物全部功能群组的物种多度和天敌多度，比传统农场更高些。这些差异是与特定的农业措施和景观特征相联系的，特别是休耕管理、周边生态环境和作物的移栽日期等。在另外一个美国系统中，Menalled 等（1999）检测了农业景观结构是否影响寄生和拟寄生生物的多样性。他们发现在一些地点，由农田与中晚期撂荒相演替的混合构成的复杂生态环境景观，具有比简单景观（主要是农田）（第 11 章）更高的寄生和拟寄生生物多样性。然而，这一模式并非在所有地点上都一致，因此还无法确定景观复杂性对寄生的影响。这个模棱两可的结果与 Thies 和 Tscharnke（1999）的研究相矛盾，后者发现复杂景观确实增加了寄生和对油菜花粉甲虫的控制。但是其他研究，例如 Weibull 等（2003）的研究认为，尽管在农场规模上物种的丰富性常常随着景观异质性而增加，但是多样性的变化没有明显导致对害虫自然控制的影响。

前述研究清楚地表明，如果我们想要更好地了解农业管理对节肢动物多样性的影响（以及任何多样性的改变对害虫控制的影响），我们就需要一个描述物种为何栖居在特定区域的生态机制的框架（Wilby 和 Thomas，2002a）。配置法则在群落生态学中的应用有很长的历史，其目标一直被用于预测哪些物种会出现在特定的生态环境（Keddy，1992；Kelt 等，1995；Belyea 和 Lancaster，1999）。

为使一个物种出现在特定生态环境，首先它应该能到达该生态环境。有关散布限制因素则支配着来自含当地物种库的区域物种库中哪个物种能够扩散，即该物种能分散到所述的生态环境（图 10-2）。当地物种库中的物种，仅含有能克服该地环境限制并占据生态物种库的物种。最终，内部群落动态，包括种内和种间过程，控制了实际物种库的组成。除了控制物种在群落中的出现以外，这些过程也影响了物种的多

度。这就允许该框架被用于描述驱动物种分布多度和物种丰富度的重要过程。

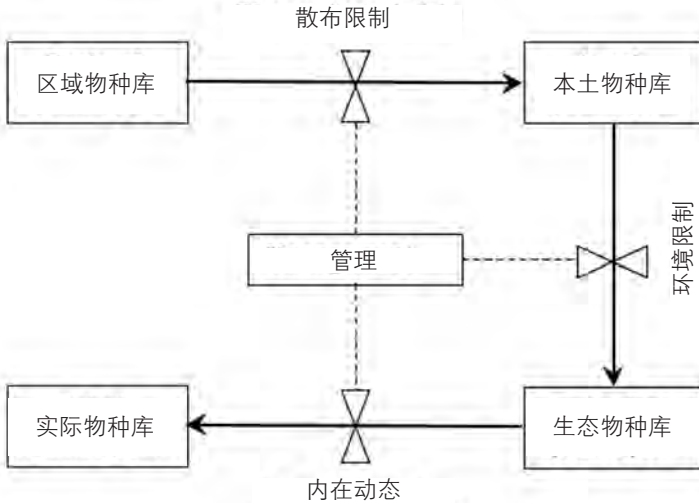


图 10-2 群落配置过程的重点是顺序过滤

包括从区域性物种库到实际的物种库转移中的散布、环境和内部群落动态等。

农业生态系统管理可以修改其中的每一个过程

尽管配置框架适用于任何群落，但农业生态系统与其他生态系统相比，它的某些特性可能改变支配物种多样性筛选的相对重要性。例如，相对于平衡系统，扰动具有增加非平衡系统中如散布和无性繁殖等过程 (Chapin 等, 1997)。这是因为农业生态系统受到了规律性干扰，比如通过收割、耕作、杀虫剂的使用，在这些扰动之后，散布的限制会因为许多物种被迫再定植而被放大。应用这样一个描述群落配置过程的框架的价值在于：我们能理解农业管理措施对多样性的影响，以及管理措施对组成配置过程中一个或多个筛选过滤方式的途径改变。

例如，散布的限制在很大程度上受到景观结构改变的影响，这是土地使用方面变化的结果。这些影响对自然是定性的（不同物种相对多度的改变），也是潜在定量的（多样性或总多度的改变）。通常，农业发展的结果，是种植面积增加，一个地区会因此具有更大的与作物相关的昆虫来源区，以致于任何一个农业生态环境，可能更易于被寡食性节肢动

农业生态系统中生物多样性管理

物入侵和繁殖。然而，对于更多的广食性节肢动物在事实上可能相反，因为有可能它们需要的资源在农田里无法获得。农业发展趋向是农田平均地块面积增大，因此农田中央变得远离生物入侵源。相邻植被对占据一定地点的天敌，在类型和数量的影响已有多次陈述（Wainhouse 和 Coaker, 1981；Altieri 和 Schmidt, 1986a, 1986b；Thomas 等, 1991, 1992；Landis 等, 2000；Gurr 等, 2003），并且有证据表明，在景观复杂多变地区，广食性昆虫的多度和种的丰富性更高（Carmona 和 Landis, 1999）。因此，土地利用的变化，通过改变入侵源的数量和隔离状况，而改变物种的多样性和组成。重要的是，我们已经了解了节肢动物的生物学特性，例如采食范围或者体型大小，这会决定具体物种对土地利用变化的响应。如果我们也能理解这些特性在害虫控制功能上的意义，我们将会很好地预测害虫控制对土地利用变化的响应。

农业管理对各地的环境条件也有巨大影响，即图 10-2 中的第二个筛选过滤器。例如，水稻生产系统的集约化，往往会提高每年作物种植的季数（在此我们倾向于使用水稻生产的事例，因为这是我们的一个主要的研究系统。但我们的观点和说明结论都可明显地拓展到其他系统）。一年内的多季种植，使专食水稻的害虫很容易由前季存活到下一季（Loevinsohn, 1994）。这与更为传统的农场经营措施形成了对照，后者由于采用较长的休耕时间，使得大部分节肢动物群落只能在休耕期后在一定地点再重新入侵繁殖。在印度尼西亚，与水稻相关的昆虫群落的动态表明，休耕期具有明显效应，原因是那里昆虫群落的动态，在第一和第二季作物变化是很大的（Settle 等, 1996），这是因为虽然第一季作物是在延长的休耕期后种植的，但第二季作物与第一季的间隔时间太短，就会导致第二季的虫害严重。

像休耕期一样，杀虫剂也能改变环境的限制因素，迫使大部分昆虫群落再次迁居，虽然是在一个更小的时间尺度上。在杀虫剂使用后，不同广食性捕食昆虫和害虫种类的再殖率有不同，这是造成东南亚大部分地区棕色飞虱（*Nilaparvata lugens*）问题的主要原因（Heong, 1991；Cohen 等, 1994；Settle 等, 1996）。

农业管理也影响图 10-2 中的第三个筛选性过滤器即群落的内部动态。例如，由施肥引起的食物质量变化一直表现为大量害虫群组多度和危害性增加，而这些影响可归结为害虫物种具有更高的存活率、更快的

生长速度和更强的繁殖力 (Ooi 和 Shepard, 1994)。证据显示这些影响可通过食物链向下级联动; de Kraker 等 (2000) 指出, 稻田内食草动物及其天敌的多度, 随氮肥的施用而增加。

除与作物种植周期相关的植被变化外, 一个作物季内的植被多样性, 也影响着该作物季节肢动物的多样性。一般从多种植被到单一种植的植被变化, 是与杂草管理次数增加相伴的, 也伴随着节肢动物多样性的下降, 但节肢动物的多度却不一定会下降 (Andow, 1991; Tonhasca 和 Byrne, 1994)。就质量而言, 相对于寡食性食草昆虫, 水稻田中杂草的出现, 增加了广食性食草昆虫的多度。Afun 等 (1999) 的研究显示, 在西非的水稻田中, 广食性食草昆虫和食肉昆虫的多度与杂草的生物量呈正相关, 而寡食性食草昆虫的多度则与水稻的生物量呈正相关。

关于农业生态系统群落配置的概要分析表明, 农业管理是如何影响和支配节肢动物物种多样性配置中的每一个筛选过滤器。如果我们想要预测管理对害虫控制的影响, 当前的挑战则更加深入地阐明并解释了对管理措施响应的普遍特征, 并调查该特征及相关害虫控制功能的实用意义。

天敌多样性和害虫控制功能

讨论了用于研究节肢动物群落在农业生态系统中配置的生态学框架, 并且已展示了某些特性是如何有助于控制农业管理的响应的, 我们就可转到本章讲述的第二个问题: 物种的多样性和组成, 如何影响自然的害虫控制功能。

几项研究已确认在自然和管理系统中, 天敌对食草害虫的多种响应预测模式。例如 Dyer 和 Gentry (1999) 提出的证据显示, 寄生蜂可以更好地控制寡食性群居鳞翅类幼虫, 而食肉昆虫可更好地控制隐藏起来的光滑幼虫。同样, Hawkins 等 (1997) 提供的数据认为, 食肉昆虫和病原体, 可导致植物外部采食性害虫有更高的死亡率, 而某些在植物内部采食的害虫因寄生蜂引起的死亡率更高。然而, 我们对生物多样性和害虫控制功能之间关系, 始终所知甚少, 而通过天敌间相互影响以决定害虫控制的范围, 和稳定性机制也还不清楚。举例来说, 最近的一项关于禾谷类作物系统中景观、栖息地多样性和管理对物种多样性影响的研

农业生态系统中生物多样性管理

究中, Weihull 等 (2003) 揭示, 在农场层面或每个谷物田间, 步行虫、隐翅虫和蜘蛛的种类丰富度与生物学控制之间, 无线性关系。他们总结认为, 对生物学控制的整体效率而言, 物种丰富度本身不如不同群组取食者的高度多样性重要, 例如地面和叶片上的捕食者、春季和夏季的繁育者, 以及白天和夜间活动的物种。也就是说, 有效的自然控制的关键在于害虫天敌间互补功能的最大化。遗憾的是, 我们对决定捕食者间互补性和配置的多种自然因素的特性, 还不太了解 (Schmidt 等, 2003)。例如, 虽然有证据表明在蜘蛛种间, 通过小环境和功能互补性, 可划分出重要的生态位 (Sunderland, 1999), 但是没有多少研究表明天敌之间有明显的互补性 (Snyder 和 Wise, 1999)。同样, 尽管昆虫捕食者之间有协同互作 (如叶上捕食者捕食引起蚜虫的下落, 增加了被地面捕食者捕食的可能性; Losey 和 Denno, 1998), 但像种群内的捕食这样的过程则能严重干扰生物控制 (Rosenheim 等, 1995; Snyder 和 Ives, 2001; Finke 和 Denno, 2004)。

对于此处概括的复杂类型, 我们相信其对探索明确天敌间互补范围的生态因素和生物多样性与生态系统功能关系的本质, 具有一定价值。让我们假定生物多样性和生态系统功能之间, 存在饱和正关联, 类似于通常在经验性研究中发现的关联, 这些关联的斜率, 取决于物种间互补性的大小 (图 10-3)。如果所有物种对一个具体过程, 都有一个相等且互不重叠的影响 (完美互补), 则这一过程的比率, 会在物种丰富度降低时出现线性的下降。在另一种极端状况下, 如果物种间没有互补性 (物种间对所涉及功能是冗余关系, Walker, 1992; Lawton 和 Brown, 1993), 那么保留下来的物种, 将会补偿缺失物种的功能, 并且最终在功能性物种全部缺失后, 会出现该功能突然而彻底地消失。抛开平均功能比率和多样性关联的形式, 更容易看到, 在决定功能比率中物种的组成常常扮演着重要角色。物种组成效应, 增加了物种丰富度和过程比率之间关系的变化。在只有一个物种 (例如一个基石物种) 对过程比率的影响比其他物种大得多的极端情况下, 依据物种缺失的顺序, 可观察到这种响应关系呈现其在一个框图内的轨迹 (Sala 等, 1996)。在种间具有显著负互作的情况下, 如群组内的捕食, 随着物种丰富度的下降甚至可能出现其功能的增强。在存在强烈的成分效应情况下, 物种的丰富度可能无法成为过程比率的预测指标, 而需要更深入地对种间特征的差异

进行探索。对害虫控制功能，最近有证据认为，有关物种生活史的特征有时可用来预测生物多样性和生态系统功能间关系的形式，以及强烈的种类组成效应（响应的高度变化）是否有可能发生（Wilby 和 Thomas, 2002b）。

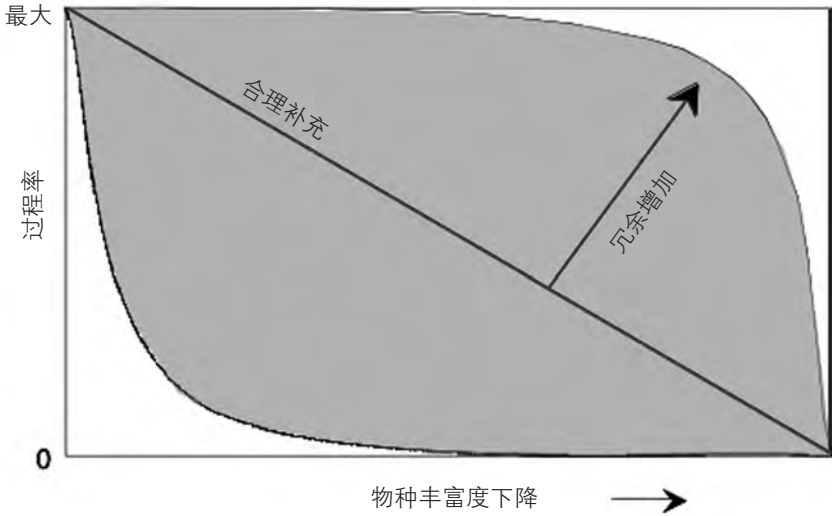


图 10-3 生态系统功能对于物种丰富度（多样性）减少的响应假说

如果物种以冗余方式起作用，响应趋向于临界方式，只有减少到临界点时才会出现功能的显著降低。如果物种间以互补的方式起作用，并且是互不重叠的，则响应趋向于线性，即每个物种的缺失都伴随着功能的细微减少。如果物种的同一性是重要的，则按照物种缺失的顺序响应出现在一个宽泛的轨迹范围内（阴影部分所代表）

举例来说，害虫生活史的主要差异，包括它们是否是全变态或不完全变态昆虫，能对攻击它们的天敌的数量和多样性产生重要影响（Wilby 和 Thomas, 2002b）。完全变态昆虫在其卵、幼虫、蛹和成虫的各个时期，经历形态上和行为上剧烈变化，并且这些生命阶段往往承担着不同的生态学角色，可利用不同的食物并占据不同的生态环境。相比而言，不完全变态昆虫在各个生命阶段是经历渐进的变化，它们总是占据相似的生态环境并利用类似的食物。这些差异的结果就是我们可望这些昆虫与天敌之间的联系结构有所不同。与全变态昆虫相互作用的天敌复合体，应大略被分成攻击食草害虫的特定生命阶段的组群；大部分以成虫为食的天敌不会以幼虫或蛹为食，有证据表明此情况已出现

在一些完全变态的昆虫中（如 Barrion 等，1991；Mills，1994；Luna 和 Sanches，1999）。而因为占据生态环境和行为上的相似性，以不完全变态昆虫为食的天敌，被认为同时以若虫和成虫为食。由于生命周期结构的原因，捕食不同生长阶段的全变态昆虫的天敌种类间，应比捕食不完全变态昆虫的天敌间，具有更大的互补性。模拟研究已表明，全变态昆虫的天敌间有更高的互补性，可能导致随天敌种类多样性下降而对害虫的控制功能逐渐丧失。通常对不完全变态昆虫控制则会更持久，只有在天敌多样性极度流失后，害虫的控制功能才会突然丧失。亚洲水稻生产集约化过程中，害虫出现的模式与这些预测表现一致（Wilby 和 Thomas，2002b）。

食草害虫生活史的其他方面，有可能影响天敌复合体的丰富度或特点，进而影响害虫控制的功能。例如，其形态和行为上的伪装，有促进食草害虫与天敌之间种群动态紧密连接的趋势。因此，对伪装的食草害虫，相比于寡食性寄生蜂，虽然它们也许受到更多的广食性寄生蜂种类的袭击（Hawkins 和 Gross，1992），但是寡食性寄生蜂要比广食性的捕食者更重要（Memmott 等，2000）。本质上讲，更多寡食性天敌和害虫之间的紧密连接，突显了其种类组成的影响，并提高了对随机物种缺失响应的不确定性。

食草昆虫的生命历程，也能对天敌复合体的丰富度和特征，产生重要影响。食草昆虫的生命历程越短，物候学上与食草害虫重叠的天敌物种数量就越小。这一效应表现为影响攻击食草害虫寄生蜂的丰富度（Cornell 和 Hawkins，1993）。因此，对生命周期更短的害虫的控制，应依赖冗余更少的天敌群组，要么贯穿不完全变态昆虫的生命史中，要么在全变态昆虫生命周期的各个阶段之内。在任何一种情况下，应在天敌种类缺失的响应中，对短寿命昆虫的控制更早。

这些例子表明，生物生活史所包含的基本特性，能导致在对确定害虫的控制功能中，对多样性和种类组成相对重要性有不同预测。这使得我们得以超越对天敌种群来讲，是种类组成重要还是多样性的贡献重要这一争论，这是我们可预测哪种类型的害虫有可能确保由一种特定种类的天敌来控制，以及哪种害虫可通过多种天敌的配置加以更好的控制。要了解农业管理如何影响害虫的出现，这一信息必须与此前我们有关农业生态系统中节肢动物群落配置的讨论联系起来。

害虫的发生和农业生态系统管理

如何连接两个生态学框架，这将帮助我们预测自然害虫控制功能对不同类型农业生态系统管理的响应，对非拟态的不完全变态害虫，比如飞虱（Delphacidae）、叶蝉（Cicadellidae），我们也许能预测天敌的控制并阻止天敌的缺失。然而，一定的管理技术例如杀虫剂的使用，对天敌多样性有巨大影响，并且可能会导致天敌呈去功能化配置。这种影响可以通过亚洲的水稻生态系统中对棕飞虱的深入研究为例证。棕飞虱的发生通常由天敌很好地控制着，但经常在使用杀虫剂后得以再次恢复而变成害虫（Kenmore 等，1984；Heong，1991）。这一现象的机制已得到了很好的阐述，在缺少棕飞虱的时候，以食粪昆虫维持生活的广食性捕食者，几乎全种群迁移，这成为棕飞虱得以出现的原因（Settle 等，1996）。而棕飞虱也能部分逃脱控制，因为它们可以在某种程度上耐受杀虫剂的伤害，而且可快速扩散，并重新侵入稻田，依靠其高种群生长速率（Heinrichs 和 Mochida，1984）。防扩散、环境的和生物的限制等方面的综合处理，可更成功地防止棕飞虱逃脱其天敌的控制。因此通过限制杀虫剂的使用，以及在害虫缺少的时候为捕食者提供可替代的食物供应，则可获得较大程度上的有效控制。

预测全变态食草昆虫控制，对天敌多样性的丧失尤为敏感。如果稻田管理措施可确保天敌多样性的维持，那么在管理的早期，就可避免全变态害虫的出现。如前所述，有很大篇幅是关于未耕作土地对天敌丰度和多样性的影响。按照我们的框架，临近作物的未耕作土地则削弱了天敌物种扩散的限制，那些天敌要在作物地之外花费其生命周期的一部分时间。与此同时，未耕作土地对作物地的临近也增加了更多寡食性昆虫入侵的机会。当然，这对食草昆虫物种也是一样，但我们的假设认为通常害虫出现会受到天敌的干扰，因此潜在的害虫物种入侵不大可能成为一个问题，除非它们天敌的入侵也受到了阻碍。

对于伪装的食草害虫，需要对我们的天敌组成框架进行更为细致的考虑，以预测管理对特定天敌物种或种群的影响。拟态食草害虫更容易被寄生蜂攻击，而不是食肉昆虫的攻击，这对一个功能性天敌组成的持续性，有很大影响。寄生蜂趋向于比食肉昆虫更为寡食性，因此它们更

农业生态系统中生物多样性管理

可能依赖于少数寄主物种。对于寡食性物种，在寄主丰度增加时不可避免地存在滞后期。例如，在虫害突发期间，天敌的响应就是如此。在天敌限制害虫的丰度之前，害虫可能已达到具有破坏力的密度，因此维持稳定的寄生蜂和寄主之间的动态关系，是一个重要的管理目标。这可能促使必须为寄生蜂准备充足的食物，比如由农田内或其附近的杂草所提供的蜜源（放宽生物限制），改变休耕管理的目的是促进寄生蜂在休耕期间的存活（放宽环境的限制），以及为保证当地入侵繁殖资源（放宽分散限制）而进行的地貌管理（减小地块的大小、非同步的作物种植周期和杀虫剂的使用）。后者可能实际上对寡食性昆虫更为重要，已知这些昆虫通过它们营养地位和体形大小的优点，对栖息地的斑点状发生更为敏感（Tscharntke 和 Brandl, 2004）。

一种替代性或补充性的措施，也许能够保证一个有效的广食性天敌组合的出现，或者利用植物品种实现对某种目标害虫的抗性（Thomas, 1999），这可能减缓或延迟其种群的建立（基本上是通过一些额外的不依赖于密度的死亡率来实现的），这就是允许关键的寄生蜂种类，在害虫种群周期的早期，发展起来。这一方法曾在非洲水稻瘿蚊（*Orseolia oryzivora*）的控制方面予以讨论，例如，虽然两个已知关键的寄生蜂种类是瘿蚊数量明显下降的原因，但在防止经济损失的季节里，它们的控制效果往往出现得太晚（F. Nwilene, 个人观点, 2002）。有趣的是，广食性天敌的补充作用，增加了天敌多样性在整个系统中的重要性，即使害虫种群调控可能仅仅取决于一些寡食性天敌。对系统而言，这证实了在一个适宜的环境状况中，形成生态观点的重要性，并能在系统中得以应用（在这种情况下是一个害虫控制的经济条件和并非必要的种群动态条件）。

结论

害虫一天敌互作的生物多样性配置，和功能方面的生态理论的应用，导致害虫控制对农业生态系统管理响应的系列假设的产生。对一个简化食物网的检测，将产生一些预测，即有关具某些特性的害虫如何对天敌多样性丧失响应。我们分析认为，由广食性天敌控制的害虫，有望随天敌多样性的降低，表现为控制的临界点或渐进性减少。对于

这些物种，所设计的管理技术是应以生物的、环境的以及扩散性限制措施来维持天敌多样性的调整，通常足以防止害虫的突现。相反，由寡食性天敌控制的食草昆虫，也许会展现出对天敌多样性下降不可预测的响应。在这种情况下，需要对害虫和天敌的扩散及入侵过程，有所了解，以预测害虫控制对天敌多样性丧失的响应。对寡食性天敌的生物学概括，允许我们预测农业管理对决定其丰度的扩散、环境及生物限制因素的影响。

我们认为，只有通过关联配置的生态过程，和生物多样性的功能，我们才能有效地回答，有关人类活动对经由生物多样性效应实现的生态系统功能有多大影响的问题。我们已经知道某些种类的特征，可能与其对人类引发的生态系统的改变，及其与功能特性的响应有关。虽然我们只限定对于昆虫控制的讨论，但我们相信类似的方法，也许能更准确地预测管理对其他生态系统过程的影响。生物学特性的检测和一个生态系统过程及其所涉及的生物等具体细节，也许可让我们跳出关于是多样性效应还是种类组成效应占优势的争论，而转向预测是哪种环境引发了种类组成效应或多样性效应成为优势。

致谢

本章得益于英国国际发展部（DFID）为发展中国家利益所支持的一个项目（R7570 Crop Protection Research Programme），但所述观点并非一定与 DFID 相同。

参考文献

- Afun, J. V. K., D. E. Johnson, and A. Russell-Smith. 1999. Weeds and natural enemy regulation of insect pests in upland rice: A case study from West Africa. *Bulletin of Entomological Research*, 89:391~402.
- Altieri, M. A. 1991. Increasing biodiversity to improve insect pest management in agroecosystems. In D. Hawksworth, ed., *The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*. Wallingford,uk: cab International.
- Altieri, M. A. and L. L. Schmidt. 1986a. Cover crops affect insect and spider populations in apple orchards. *California Agriculture*, 40:15~17.

农业生态系统中生物多样性管理

- Altieri, M. A. and L. L. Schmidt. 1986b. The dynamics of colonizing arthropod communities at the interface of abandoned, organic and commercial apple orchards and adjacent woodland habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 16:29~43.
- Andow, D. A. 1991. Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology*, 36:561~586.
- Barrion, A. T., J. A. Litsinger, E. B. Medina, R. M. Aguda, J. P. Bandong, P. C. Pantua Jr., V. D. Viajante, C. G. de la Cruz, C. R. Vega, J. S. Soriano Jr., E. E. Camañg, R. C. Saxena, E. H. Tyron, and B. M. Shepard. 1991. The rice *Cnaphalocricis and Marasmia* (Lepidoptera: Pyralidae) leaffolder complexes in the Philippines: Taxonomy, bionomics and control. *Philippines Entomologist*, 8:987~1074.
- Belyea, L. R. and J. Lancaster. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*, 86:402~416.
- Carmona, D. M. and D. A. Landis. 1999. Influence of refuge habitats and cover crops on seasonal activity density of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in field crops. *Environmental Entomology*, 28:1145~1153.
- Chapin, F. S., B. H. Walker, R. J. Hobbs, D. U. Hooper, J. H. Lawton, O. E. Sala, and D. Tilman. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science*, 277:500~504.
- Cohen, J. E., K. Schoenly, K. L. Heong, H. Justo, G. Arida, A. T. Barrion, and J. A. Litsinger. 1994. A food- web approach to evaluating the effect of insecticide spraying on insect pest population- dynamics in a Philippine irrigated rice ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 31:747~763.
- Cornell, H. V. and B. A. Hawkins. 1993. Accumulation of native parasitoid species on introduced herbivores: A comparison of hosts as natives and hosts as invaders. *American Naturalist*, 141:847~865.
- de Kraker, J., R. Rabbinge, A. van Huis, J. C. van Lenteren, and K. L. Heong. 2000. Impact of nitrogenous- fertilization on the population dynamics and natural control of rice leaffolders (Lep.: Pyralidae). *International Journal of Pest Management*, 46:219~224.
- Dyer, L. A. and G. Gentry. 1999. Predicting natural-enemy responses to herbivores in natural and managed systems. *Ecological Applications* 9:402~408.
- Finke, D. L. and R. F. Denno. 2004. Predator diversity dampens trophic cascades. *Nature*, 429:407~410.
- Fridley, J. D. 2001. The influence of species diversity on ecosystem productivity: How, where, and why? *Oikos*, 93:514~526.
- Ghilarov, A. M. 2000. Ecosystem functioning and intrinsic value of biodiversity. *Oikos*, 90:408~412.

第 10 章 农业生态系统中的多样性和虫害管理：源于生态学的一些展望

- Gurr, G. M., S. D. Wratten, and J. M. Luna. 2003. Multi-function agricultural biodiversity: Pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology*, 4:107~116.
- Hawkins, B. A. 1990. Global patterns of parasitoid assemblage size. *Journal of Animal Ecology*, 59:57~72.
- Hawkins, B. A., H. V. Cornell, and M. E. Hochberg. 1997. Predators, parasitoids, and pathogens as mortality agents in phytophagous insect populations. *Ecology*, 78:2145~2152.
- Hawkins, B. A. and P. Gross. 1992. Species richness and population limitation in insect parasitoid–host systems. *American Naturalist*, 139:417~423.
- Heinrichs, E. A. and O. Mochida. 1984. From secondary to major pest status: The case of insecticide-induced rice brown planthopper, *Nilaparvata lugens*, resurgence. *Protection Ecology*, 1:201~218.
- Heong, K. L. 1991. Management of the brown planthopper in the Tropics. In *Migration and Dispersal of Agricultural Insects*, 269~279, Tsukuba, Japan, September 25~28, 1991.
- Hooper, D. U. 1998. The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant density. *Ecology*, 79:704~719.
- Horn, D. J. 1988. *Ecological Approach to Pest Management*. New York: Guilford.
- Huston, M. A. 1997. Hidden treatments in ecological experiments: Re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*, 110:449~460.
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3:157~164.
- Kelt, D. A., M. L. Taper, and P. L. Meserve. 1995. Assessing the impact of competition on community assembly: A case-study using small mammals. *Ecology*, 76: 1283~1296.
- Kenmore, P. E., F. O. Cariño, C. A. Perez, V. A. Dyck, and A. P. Gutierrez. 1984. Population regulation of the rice brown planthopper (*Nilaparvata lugens* Stål) within rice fields in the Philippines. *Journal of Plant Protection in the Tropics*, 1:19~37.
- Knops, J. M. H., D. Tilman, N. M. Haddad, S. Naeem, C. E. Mitchell, J. Haarstad, M. E. Ritchie, K. M. Howe, P. B. Reich, E. Siemann, and J. Groth. 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters*, 2:286~293.
- Kruess, A. and T. Tscharntke. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science*, 264:1581~1584.
- Landis, D. A., S. D. Wratten, and G. M. Gurr. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45:175~201.
- Lawton, J. H. and V. K. Brown. 1993. Redundancy in ecosystems. In E. D. Schulze and H. A. Mooney, eds., *Biodiversity and Ecosystem Function*, 255~270. Berlin: Springer Verlag.

- Letourneau, D. K. and B. Goldstein. 2001. Pest damage and arthropod community structure in organic vs. conventional tomato production in California. *Journal of Applied Ecology*, 38:557~570.
- Loevinsohn, M. E. 1994. Rice pests and agricultural environments. In E. A. Heinrichs, ed., *Biology and Management of Rice Insects*, 487~513. New Delhi: Wiley Eastern.
- Loreau, M. and A. Hector. 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, 412:72~76.
- Losey, J. E. and R. F. Denno. 1998. Positive predator–predator interactions: Enhanced predation rates and synergistic suppression of aphid populations. *Ecology*, 79:2143~2152.
- Luna, M. and N. Sánchez. 1999. Parasitoid assemblages of soybean defoliator Lepidoptera in north- western Buenos Aires province, Argentina. *Agricultural and Forest Entomology*, 1:255~260.
- Memmott, J., N. D. Martinez, and J. E. Cohen. 2000. Predators, parasites and pathogens: Species richness, trophic generality and body sizes in a natural food web. *Journal of Applied Ecology*, 69:1~15.
- Menalled, F. D., P. C. Marino, S. H. Gage, and D. A. Landis. 1999. Does agricultural landscape structure affect parasitism and parasitoid diversity? *Ecological Applications*, 9:634~641.
- Mills, N. J. 1994. Parasitoid guilds: Defining the structure of the parasitoid communities of endopterygote insect hosts. *Environmental Entomology*, 23:1066~1083.
- Mooney, H., J. Lubchenco, R. Dirzo, and O. Sala. 1995a. Biodiversity and ecosystem functioning: Basic principles. In V. Heywood, ed., *Global Biodiversity Assessment*, 279~323. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Mooney, H., J. Lubchenco, R. Dirzo, and O. Sala. 1995b. Biodiversity and ecosystem functioning: Ecosystem analyses. In V. Heywood, ed., *Global Biodiversity Assessment*, 347~452. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Naeem, S. 2000. Reply to Wardle *et al.* *Bulletin of the Ecological Society of America*, 81:241~246.
- Naeem, S., F. S. Chapin III, R. Costanza, P. R. Ehrlich, F. B. Golley, D. U. Hooper, J. H. Lawton, R. V. O'Neill, H. A. Mooney, O. E. Sala, A. J. Symstad, and D. Tilman. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Ecological Society of America. Issues in Ecology*, 4:1~12.
- Naeem, S. and S. B. Li. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390:507~509.
- Naylor, R. L. and P. R. Ehrlich. 1997. Natural pest control services and agriculture. In G. C.

第 10 章 农业生态系统中的多样性和虫害管理：源于生态学的一些展望

- Daily, ed., *Nature's Services*, 15~174. Washington, dc: Island Press.
- Ooi, P. A. C. and B. M. Shepard. 1994. Predators and parasitoids of rice insect pests. In E. A. Heinrichs, ed., *Biology and Management of Rice Insects*, 586~612. New Delhi: Wiley Eastern.
- Petchey, O. L., P. T. McPhearson, T. M. Casey, and P. J. Morin. 1999. Environmental warming alters food- web structure and ecosystem function. *Nature*, 402:69~72.
- Pimentel, D. 1961. Species diversity and insect populations outbreaks. *Annals of the Entomological Society of America*, 54:76~86.
- Rosenheim, J. A., H. K. Kaya, L. E. Ehler, J. J. Marois, and B. A. Jaffee. 1995. Intraguild predation among biological- control agents: Theory and evidence. *Biological Control*, 5:303~335.
- Sala, O. E., W. K. Lauenroth, S. J. McNaughton, G. Rusch, and X. Zhang. 1996. Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. In H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala, and E. D. Schulze, eds., *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*, 129 ~149. New York: Wiley.
- Schläpfer, F., B. Schmid, and I. Seidl. 1999. Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *Oikos*, 84:346~352.
- Schmidt, M. H., A. Lauer, T. Purtauf, C. Thies, M. Schaefer, and T. Tschartke. 2003. Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 270:1905~1909.
- Schwartz, M. W., C. A. Bringham, J. D. Hoeksema, K. G. Lyons, M. H. Mills, and P. J. van Mantgem. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: Implications for conservation ecology. *Oecologia*, 122:297~305.
- Settle, W. H., H. Ariawan, E. T. Astruti, W. Cahyana, A. L. Hakim, D. Hindayana, A. S. Lestari, and P. Sartanto. 1996. Managing tropical pests through conservation of generalist natural enemies and alternative prey. *Ecology*, 77:1975~1988.
- Snyder, W. E. and A. R. Ives. 2001. Generalist predators disrupt biological control by a specialist parasitoid. *Ecology*, 82:705~716.
- Snyder, W. E. and D. H. Wise. 1999. Predator interference and the establishment of generalist predator populations for biocontrol. *Biological Control*, 15:283~292.
- Sunderland, K. 1999. Mechanisms underlying the effects of spiders on pest populations. *Journal of Arachnology*, 27:308~316.
- Swift, M. J., J. Vandermeer, P. S. Ramakrishnan, J. M. Anderson, C. K. Ong, and B. A. Hawkins. 1996. Biodiversity and agroecosystem function. In H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala, and E. D. Schulze, eds., *Functional Roles of Biodiversity:*

A Global Perspective, 261~297. New York: Wiley.

Thies, C. and T. Tscharntke. 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285:893~895.

Thomas, M. B. 1999. Ecological approaches and development of “truly integrated” pest management. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 96:5944~5951.

Thomas, M. B., S. D. Wratten, and N. W. Sotherton. 1991. Creation of island habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: Predator densities and emigration. *Journal of Applied Ecology*, 28:906~917.

Thomas, M. B., S. D. Wratten, and N. W. Sotherton. 1992. Creation of island habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: Predator densities and species composition. *Journal of Applied Ecology*, 29:524~531.

Tilman, D., C. L. Lehman, and K. T. Thomson. 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 94:1857~1861.

Tonhasca, A. and D. N. Byrne. 1994. The effects of crop diversification on herbivorous insects: A meta-analysis approach. *Ecological Entomology*, 19:239~244.

Tscharntke, T. and R. Brandl. 2004. Plant–insect interactions in fragmented landscapes. *Annual Review of Entomology*, 49:405~430.

Wainhouse, D. and T. H. Coaker. 1981. The distribution of carrot fly (*Psila rosae*) in relation to the fauna of field boundaries. In J. M. Thresh, ed., *Pests, Pathogens and Vegetation: The Role of Weeds and Wild Plants in the Ecology of Crop Pests and Diseases*, 263~272. London: Pitman.

Walker, B. H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology*, 6:18~23.

Wardle, D. A. 1999. Is “sampling effect” a problem for experiments investigating biodiversity–ecosystem function relationships? *Oikos*, 87:403~407.

Wardle, D. A., M. A. Huston, J. P. Grime, F. Berendse, E. Garnier, W. K. Lauenroth, H. Setälä, and S. D. Wilson. 2000. Biodiversity and ecosystem function: An issue in ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 81:235~239.

Weibull, A. C., O. Östman, and A. Granqvist. 2003. Species richness in agroecosystems: The effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12:1335~1355.

Wellnitz, T. and N. Poff. 2001. Functional redundancy in heterogeneous environments: Implications for conservation. *Ecology Letters*, 4:177~179.

Wilby, A. and M. B. Thomas. 2002a. Are the ecological concepts of assembly and function of biodiversity useful frameworks for understanding natural pest control? *Agricultural and*

第 10 章 农业生态系统中的多样性和虫害管理：源于生态学的一些展望

Forest Entomology, 4:237~243.

- Wilby, A. and M. B. Thomas. 2002b. Natural enemy diversity and natural pest control: Patterns of pest emergence with agricultural intensification. *Ecology Letters*, 5:353~360.
- Yachi, S. and M. Loreau. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 96:1463~1468.

第 11 章 传统农业生态系统中对作物病害的管理：遗传多样性的利与弊

D. I. Jarvis A. H. D. Brown V. Imbruce J. Ochoa
M. Sadiki E. Karamura P. Trutmann M. R. Finckh

几千年来，农民始终在与威胁他们作物和生计的病虫害进行着斗争。他们传承的驯化品种或地方品种在种群间和种群内，都有显著的遗传多样性。随之而带来的问题是：农场中生物多样性如何保持，特别是影响寄主和病原体之间相互作用的基因的保持，如何给农民提供一个有效抵御病害的策略；反之，它是否为会病原体种群中有害的多样性提供进化的机会。或者说作物遗传多样性对及时减少病害作用有益吗？在一定范围内它会引发强毒病原体出现的害处吗？

两个相互矛盾的假设，概括了农场中遗传多样性的最佳管理措施所要解决的基本问题。它们完全可以清楚地说明农民是否能靠多样化的种植，以获得有不同抗性结构 1 的基因型混合群体，还是种植单一作物品种 2，仅用单一形式的抗性来保护。

在多样性有益假说的情况下，抗性的多样化遗传基础对农民是有益的，与单一种植相比，该基础对病害的管理更为稳定。理论和实践表明，单一种植的抗性能轻易地被打破从而导致整个种群灭亡。在同一地区比一下病害的为害，那么遗传多样化的农田对不同抗性类型的需要要少一些，以至于很少出现种群被毁灭的情况。

另外一个理论：认为多样性为害假说，携带多基因或实际上是几个遗传上不同主效抗性基因组合起来的品种，比进行单一种植更好、更稳定，因为这样会使病原体种群保持在很低的水平。为克服所有抗性而出现两个或多个突变应是极少见的。与此相反的是，这个假说预测出：具有基因型差异能抗多种病原体的混合宿主种群，会导致形成多样化的病原体种群，并可能通过单一步骤的突变或重组形成强毒性病原体。这

些争论导致对该理论有更多的争论 (Mundt, 1990, 1991 ; Kolmer 等, 1991), 而在试验上很难确定强毒病原体的威胁。

这一章我们讨论当地作物品种多样性, 是否在遗传上具有降低病原体易感性的证据。这一研究的最终目标, 是发现当地作物品种和基因型如何利用, 以及在什么时间利用会对农民在面对虫病害发生时产生有益的影响。我们还讨论了对于判断两个假说及确定利用多样性管理病原体压力的最优方案, 什么类型的研究是必要的。最后, 我们注意到农民处于宿主-病原体-环境三角形的中心位置, 而当地作物品种处于当地长期存在的低投入农业系统的管理下, 成了一个遗传变异性的贮藏库, 这是宿主、害虫、环境和农民间动态相互作用的结果。

遗传脆弱性和遗传一致性

早在 20 世纪 30 年代, 农业科学家就认识到大面积种植单一而一致的作物品种有潜在的毁灭性后果 (Marshall, 1977)。这种情况被认为是增加了遗传脆弱性, 因为这增加了疾病流行³大风险。希望降低遗传脆弱性, 而促使种植遗传异质性品种, 这就与多样性有益的假说相符。另一方面, 病害对产量的影响是严重的, 特别是在发展中国家。全世界超过 30% 年产量的损失, 是由发生在发展中国家的病虫害所致的 (Oerke 等, 1994)。从表面上看, 多样性为害假说认为传统品种更倾向于有这种损失, 并可解释发展中国家病害为什么严重。然而, 它忽视了在传统系统中环境和农艺学的复杂性, 使抗性基因形成的策略不适当或者作用有限, 并使得对抗性基因的认识依旧处于这些广泛存在的普遍认识的底层, 不可能对其有明确的认识。

19 世纪 40 年代, 随着晚凋枯病病 (*Phytophthora infestans*) 的传入而出现了爱尔兰的马铃薯饥荒, 这是遗传脆弱性和遗传均一性共同导致的作物毁灭性灾难事件 (Schumann, 1991)。另一例子是在 1979~1980 年, 锈病侵袭古巴甘蔗 (由 *Puccinia melanocephala* 引起), 原因是有一个品种占据 40% 的蔗糖产区, 这导致了 5 亿美元的损失 (FAO, 1998 : 32)。在 20 世纪 70 年代 (始于 1972 年), 美国南方的玉米枯叶病 (由 *Cochliobolus carbonum* 引起) 造成了价值 10 亿美元的玉米损失。5 个主要的商业香蕉品种对真菌性香蕉黑色叶斑病 (由 *Mycosphaerella*

农业生态系统中生物多样性管理

fijiensis 引起) 的易感性使中美洲国家损失其 47% 香蕉产量 (FAO, 1998)。尽管具了控制疾病的办法, 但是在过去的 8 年里它们耗费了中美洲、哥伦比亚和墨西哥等国 3.5 亿美元, 并由于暴露于杀虫剂中, 还带来了严重的人类健康问题。木薯花叶病毒病使非洲一些地区木薯产量损失达 40%, 而那里许多人以木薯为重要的营养来源 (Otim-Nape 和 Thresh, 1998)。全世界范围内的大多数橡胶无性繁殖株, 都源自很有限的遗传变异植株为基础的杂交 (Oldfield, 1989)。由 *Mycrocyclus ulei* 引起的南美橡胶树枯叶病具有毁灭南美橡胶种植园的历史, 因其有高度的变异性, 成为那里橡胶发展的主要障碍 (Rivano, 1997)。橡胶树枯叶病的真正威胁在亚洲, 那里出产 90% 的橡胶。虽然目前该地区尚无这种病, 但无性繁殖植株很容易感染上这种病 (Compagnon, 1998; Kennedy 和 Lucks, 1999)。

许多损失是因虫害和病原体进化出的新种攻克了目前大面积分布的作物的抗性基因。而当培育出携带新抗性基因的新品种时, 由于出现新的病变种使这些抗性只可能保护种植几季。当然, 基因扩散也会提高病原体的复杂性。例如, 假定多样性为害假说更有说服力, 在厄瓜多尔, 一些奎奴亚藜地方品种在基因扩散前, 该品种普遍对隔离的低毒性霜霉病有抗性。但是随着抗性地方品种种植面积增加, 产生了病原体菌株对所有扩散的由过敏反应诱导的抗性都有了毒性 (Ochoa 等, 1999; 案例 11.1)。这样干涉真正流行病学的后果难以确定, 因为具有抗性的地方品种的种植范围并不理想。

案例 11.1 厄瓜多尔新型抗性品种的扩散和致病性漂变

在厄瓜多尔, 小麦黄锈病、奎奴亚藜霜霉病、豆锈病和炭疽病原体演化的具体情况如下:

在 20 世纪 70 年代早期, 小麦黄锈病的种群结构非常简单, 包括对所使用的不同品种都是无毒的一部分菌株, 用于确定菌株的特征 (INIAP, 1974)。在 1991 年的一项调查中, Ochoa 等 (1998) 明确了黄锈病抗性基因 (Yr1、Yr2、Yr3、Yr6、Yr7 和 YrA) 的致毒性菌株。此后, 在厄瓜多尔的种群中对 Yr9 和其他抗性基因的致毒性菌株也进行了鉴定。目前, 育种者可以获得的所有小麦主要抗性基因都已经被病菌攻克了。

建立在系谱选择基础上的奎奴亚藜育种工作，种始于 20 世纪 80 年代早期，并且一直持续到 90 年代初。当地种质以及从秘鲁和玻利维亚引进的种质，在几个地区进行了测试，登记了 4 个品种：Cochasqui、Imbaya、Tunkahuan 和 Ingapirca。这个项目中，对于 *Peronospora farinose* f. sp. *Chenopodii* 引起的霜霉病有无抗性是一个主要的选择标准。1994~1995 年在一项对 *P. farinose* 种群结构的研究中，发现了 4 组病原类型，明显不同于连续的单一变异菌株。分离的无毒菌株 (V_1 -group) 仅在 Otavalo 的一个地方品种中发现了一次。此类分离的无毒菌株也许在开始育种前的早期奎奴亚藜生活系统中更为常见。品种 Imbaya 显然携带有抗性因子 R_1 ，品种 Ingapirca 带有抗性因子 R_2 （来源于秘鲁和玻利维亚），而最近发布的品种 Tunkahuan 缺少任何一种抗性因子。抗性因子 R_1 常见于地方野生品种中， R_3 在选育的高级品系中更为常见。筛选能抗病原体 V_4 组的抗性分离菌株的种质今尚未成功（Ochoa 等，1999）。

在育种改良的短时期内，奎奴亚藜霜霉病病原系统中出现一个快速演化过程。在传统农业生态系统中，通常认为低致病性的菌株表现出较弱的攻击性和较低的复杂性。相反，在现代奎奴亚藜中，有毒性的分离菌株更常见，可能是因为其有高水平的攻击性。在奎奴亚藜霜霉病病原系统中，病菌的适应性表现和其他活体的营养专一性一样快速而高效。

在厄瓜多尔，豆锈病 (*Uromyces appendiculatus*) 和炭疽病 (*Colletotrichum lindemuthianum*) 是严重制约矮菜豆种植的因素。对这两种疾病的病原体结构和宿主抗性进行过研究。由其变异性筛选出的 21 个分离菌株中，鉴定了 17 个不同的锈病病原类型。20 个不同菌株中有 14 个以上是易感菌株。然而，当地品种和地方野生品种在区分病原类型时更有用，这些病原类型表明了宿主植物和病原体的协同进化。大多数现代商业品种都被发现容易感染锈病（Ochoa 等，2002）。

与对锈病的结果相似，形态差异在区分炭疽病病原类型中的效果较差。通过使用不同的引物，找到了 6 种病原类型。然而，在用当地品种和地方野生品种时，就可区分 12 个不同遗传变异分布模式。如常见的豆锈病，大部分商业品种都易感染此病（Falconi 等，2003）。

虽然对锈病和炭疽病抗性是豆类育种的一个重要目标，但是谷物质量是品种登记时要优先考虑的目标。分布最广泛的品种（Paragachi）很易感染锈病和炭疽病。抗锈病品种 Gema 并不适用于锈病是主要制约因素的峡谷低地，因为该生长地区易感染炭疽病，而该品种不抗炭疽病。出现这一矛盾是因为豆类育种和抗性筛选是在国外进行的，而仅在品种登记前进行过适应性和产量潜力测试。相反，育种项目需要培育适合当地条件的具有多抗性的品种。

地方品种对病原体环境的适应

不同类型的抗性似乎广泛分布在地方作物品种中 (Teshome 等, 2001), 其原因在于多样性原始分布中心和次级分布中心存在病虫害和宿主之间长期的协同进化。对于许多作物种类, 可能是作物遗传多样性中心, 和那些病虫害或病原体多样性中心相一致 (Leppik, 1970; Allen 等, 1999)。

随着人类与作物在全球分布, 扩展和蔓延, 抗性种质和病原体毒株也在全球扩展。抗性基因在对新病原体的响应中进化, 但如果这些作物已经在历史上与这一疾病有关, 那么残余的抗性可能已在某个区域出现过。这种现象已导致多样性在原始分布中心以外出现抗性, 例如在安第斯地区蚕豆 (*Vicia faba*) 对赤斑病 (由 *Botrytis fabae* 引起) 的抗性。这种作物首次到达美洲是几百年前, 它的多样性中心是在肥沃新月湾 (Fertile Crescent) 的地方。

与虫害和疾病相关宿主的抗性标记表明地理分布模式能说明协同进化的实现过程。在全球大麦收集品种的筛选中, Qualset (1975) 发现对大麦黄矮病毒 (BYDV) 的抗性, 高度定位于埃塞俄比亚这个多样性中心。Qualset 得出的结论是, 大麦黄矮病毒抗性突变体发生在埃塞俄比亚, 并且认为此病的出现是自然选择有利于抗性大麦存活的原因。Sunrahmanyam 等 (1989) 对于 *Puccinia arachnidas* 锈病的抗性和 *Phaeoisariopsis personata* 叶斑病的抗性, 筛选过从全球收集的花生材料。他们发现 75% 的抗性材料来自秘鲁的 Talapoto 地区。秘鲁是花生多样性的一个次级分布中心, 它是由玻利维亚南部的原生中心驯化发展而来的。

有证据表明, 地方品种能适应其生长的环境, 包括含害虫和病原体的环境。Leppik (1970)、Harlan (1977) 和 Buddenhagen (1983) 注意到最大数量的抗病基因通常来自地方野生品种, 由于宿主和病原体已在地方野生品种中协同存在了很长一段时期。虽然某些品种种群可能低产, 但其种群间及种群内的遗传变异性为它们提供了一定程度上防流行病为害的能力。

与病原体压力相结合的其他选择力, 和宿主环境中疾病的相对重要

性，共同决定了抗性选择的强度。例如，稻瘟病（由 *Pyricularia grisea* 引起）的偶发性流行在不丹高海拔地区可能是毁灭性的，局部地方能彻底摧毁整个作物，这表明稻瘟病成为一种很强的选择压力。但抗寒性又是一个至关重要的特性，实际上也许它是系统中首要的控制性选择力（Thinlay, 1998）。

案例 11.2 讨论了最近有关墨西哥蚕豆地方品种的研究，并作为对作物主要的赤斑病和褐斑病的抗性资源。此工作中引起大家兴趣的关键因素是：大多数当地病原体菌株的分离筛选是同时在实验室内和大田条件下完成的。发现宿主种群在抗性上具有多态性，对其遗传分析表明蚕豆赤斑病的发生是由多基因控制且是局部发病的。

除抗性基因自身外，在地方野生品种中的抗性响应，可能源于形态学上的差异、相互关联性状或间接效应。例如，土耳其小麦地方野生品种中的实心茎秆型小麦对锯蝇有抗性，然而空心茎秆型却无抗性（Damania 等，1997）。在东非，对耐受暴雨的选择响应与对炭疽病的抗性相关（Trutmann 等，1993）。

案例 11.2 作为多基因抗性资源的摩洛哥地方品种

在墨西哥，由真菌蚕豆葡萄孢菌（*Botrytis fabae*）引起的赤斑病是对蚕豆（*Vicia faba* L.）最具破坏力的叶片疾病。在最适宜病害发生的条件下，这种病原体可使作物年产量降低 80%。Bouhassan 等（2003a）明确并报道了当地种质中的抗性资源。因此从 136 份蚕豆材料中筛选出对蚕豆葡萄孢菌有抗性的材料。在大田条件下和在分离叶片上同时测试了，用当地蚕豆葡萄孢菌株系进行人工接种后的响应情况。在两类测试中，对疾病反应的基因型之间，具有显著差异。9 份材料在大田和实验室中都具有明显的抗性，并且 2 份材料具有高度抗性。虽然没有观测到完全的抗性，但是作者认为这些基因型具有部分抗性，并认为该病是由多基因控制的。

Bouhassan 等（2003b）使用源于 5 个不同当地蚕豆品种培育的 5 个不同品系，这些品系在大田中具有不同的感病性，他们分析了部分抗性对赤斑病的流行病学组分。他们发现这些组分的伤害直径、潜伏期和每小叶片上孢子数量等方面显著地成为一部分抗性特征。接种时期早晚则对抗性没有作用。这一工作用的是当地真菌分离出的菌株。

由蚕豆壳二孢 (*Ascochyta fabae* Speg) 引起的褐斑病, 是全世界范围内蚕豆的一种主要真菌性病害。这种真菌能够损害植物的所有地上部分, 并导致产品质量和数量严重下降。而遗传抗性是对这一病害综合防治的一个主要方面。为培育抗性基因池, 通过协同工作网络 (frymed), 在北非的当地种质材料中筛选出对这种病原体的抗性 (Kharrat 等, 2002)。总的来说, 在大田中, 用当地病原体分离菌株 fry aft04 接种 309 份材料后 (其中 106 份来源于摩洛哥), 进行筛选。对那些最具抗性的株系进行重复测试, 以确定在大田和在培养箱中人工条件下, 对两种致病分离菌株的抗性 (fry aft04 和 fry aft37)。从这些测试中得到了 18 份抗性蚕豆材料。有些材料表现其茎部比叶片有更好的抗性, 并被保留下来, 以便尽可能广泛地维持抗性的遗传基础。几乎所有被鉴定为具有抗性或部分抗性的材料, 都属于小型或中型种子, 但其生命周期长度和其他一些形态学特征上有较大变异性。这些抗性基因型被引入由 Iav Hassan II 研究所在摩洛哥 Rabat 建立的壳二孢病专项基因池收集集中。

具有高度遗传变异性的复合杂交或者是大量种群, 是很有意思的试验体系, 它们可用于描述宿主种群如何演化, 以应对来自病原体种群变化的压力 (Brown, 1999)。Allard (1990) 分析了大麦复合杂交中对云纹病 (由黑麦喙孢 *Rhynchosporium secalis* 引起) 抗性有效期的变化趋势, 得出的结论是, 并非所有抗性等位基因都是有用的, 有些等位基因对产量、繁殖能力和适应能力不利。他还总结出病原类型在攻克各种抗性等位基因、感染和损伤宿主的能力上有不同。病原系统在影响宿主和病原体种群动态的几个方面是相互关联的, 包括宿主种群抗性等位基因频率和病原体种群致病性等位基因的频率。

一些机制可能对具多样性抗性寄主种群的发病率或严重性 (通常是降低) 变化是有作用的 (Wolfe 和 Finckh, 1997)。这里列出了 7 种这样的机制, 其中前 4 个机制, 应用于所有混合的和可变的种群时, 不管病原体对有问题的宿主是否具有专一性。最后三个机制应用于具有专一抗性的宿主-病原体系统。

(1) 种群中易感基因型的植物间距离增加, 会降低孢子密度和致病孢子落在易感宿主上的几率;

(2) 抗性植物可以充当病原体扩散的屏障;

(3) 在宿主种群体内筛选出更强竞争力和更强抗性基因型就能够全面降低整体病害的严重性;

(4) 病原体种群多样性增加时在本质上就能在某些情况下减少病害 (Dilenoe 和 Mundt, 1994) ;

(5) 在病原体发生宿主基因型专一性的地方, 无毒孢子诱导的抗性反应, 可阻止或延缓相邻毒性孢子引起的感染 [例如, 对混合大麦白粉病 (Chin 和 wolfe, 1984) 和对小麦黄锈病的抗性 (Lannou 等, 1994 ; Calonnec 等, 1996)] ;

(6) 病原体菌株间的互作 (如对可利用宿主组织的竞争) 可能降低病害的严重性。

边界效应是互惠的, 即一种宿主基因型植物, 会成为阻止专一性病原体对不同基因型的侵染的边界, 而后者也会作为前一基因型的病原体专一性的屏障。这些机制应用于气传的、弹射型和一些土传病害。因此, 宿主基因型的混合群体会随着植物病害在一定范围内发生变化, 并会表现出对那些疾病的全面响应, 而这些病害是与种群中抗性更强的病害水平相关。此外, 当特定基因型受病害影响时, 更多的抗性个体的产量通常会弥补前者产量的损失。

病原体进化对宿主抗性管理的响应

地方野生品种的生物环境与非生物环境, 至少在两方面存在程度上的差异。第一, 生物环境是一个潜在的移动性响应目标, 可能发生变化以应对新的进化机遇并与宿主的变化相匹配。第二, 病原体组分有一部分隐藏在潜在的危害中, 这些病害的种群在当前情况下是可以控制的, 因此可能对种群的威胁并不明显。尽管这个地区的环境和生物数据都表明其土壤或气候胁迫很明显, 但是严重病原体是否出现, 仍然要有病害在专一性宿主植物上有明显为害的事实。

人们密切关注在遗传异质性宿主种群中, 选择具有抗强毒菌株种质的潜力, 这种强毒菌株可能导致种群同时失去所有抗性。然而, 随不同基因型数量的增加, 选择优势能袭击多个宿主病害, 所以控制住病原体菌株能够袭击所有基因型的方法, 会缓慢增加宿主种群的复杂性。(Wolfe 和 Finckh, 1997)。另一方面, 对农民来说, 抗性响应多样性的增加, 会降低作物种群的适应性或其利用价值。因此, 似乎应该使宿主复杂性达到最优化。

农业生态系统中生物多样性管理

还有其他一些延缓强毒菌株进化的策略。例如一些研究人员建议在本地种群中，最优进化策略可能在于形成宿主抗性与病原体制毒性的遗传变异补充模式（McDonald 等，1989）。有大量理论和实践方面的文献是针对这一预定宿主抗性和病原体致病性系统的混合策略，进行调查；而传统地方野生品种中有关这一问题了解很少。

病原体种群的遗传结构，对抗性基因扩散的长期影响，在许多针对农业系统中协同进化模式的研究中，强调考虑抗性和致病性相关成本的重要性。但是这些成本难以记录。如果病原体确实具有致病性的适当成本，那么携带不同抗性基因的混合体，将会减缓病原体的进化速率，并且简单菌株将会控制病原体种群。然而，目前的模型表明，是致毒性作用机制在起作用，而不是致病性成本，因此二者不会产生同样的效果（Lannou 和 Mundt，1996；Finckh 等，1998）。

当农民们在操控作物遗传多样性的时候，病原体是如何响应呢？这一重要问题也许有多种答案，就像有许多作物生产系统一样，但是普遍认可的结论是，病原体的进化漂变是基本原理。案例 11.1 给出了一些近来在厄瓜多尔进行的研究实例，它们强调在抗性基因配置过程中，出现的复杂情况。抗性品种在次优化使用时能促进病原体致病性无意识地且无方向地漂变，而这些漂变必须符合未来抗性资源的进一步利用。

利用遗传多样性管理病害

农民和育种家都会筛选和利用能抵抗作物病虫害的基因型，并且形成了降低由其造成的引起损失的农业系统（Finckh 等，1995；Finckh 和 wolfe，1997；Thinlay 等，2000a）。在这里我们讨论 3 种基因型的使用：由农民直接使用、在混合栽培中的抗性使用及在育种项目中的使用。

由农民直接使用

传统上农民们经常注意到并开发品种间对主要病原体感染性的差异。案例 11.3 提供了在乌干达，农民应用基因型多样性对付香蕉中一组病虫害的例子。感病性常常与一系列复杂指标相结合，决定了农民对种子的选择。这种选择反映了相互矛盾指标间的折中，或农民可以选择

几个品种来满足其不同需要。

案例 11.3 在东非高地香蕉生产系统中对叶斑病的管理

据估计，在东非大湖地区香蕉品种的多样性有 100~150 个品种（Karamura 和 Karamura, 1995）。香蕉栽培与社区的社会文化结构紧密地交织在一起，使得这种植物的各个部分在家庭中都有用；不同的品种可被用作药物及用于完成一些文化功能，如出生、死亡和婚嫁等活动。在一项民族植物学研究中，Karamura 等（2003）报道了农民用来进行品种选择的 7 项指标，其中 5 项与病虫害相关。另外，栽培措施如摘除幼芽、深种和收获后残根的清除等是香蕉生存系统中管理病虫害的实用方法。

东非高地的香蕉，AAA-EABB（Karamura, 1999）是东非大湖地区的一个独特类群，现在被认为是香蕉多样性的次级中心（Karamura 等, 1999）。虽然该类群在这一地区的作物中占绝对优势（78%），但其他香蕉类群，如 Bluggoes（ABB）、水果香蕉（AAA-Gros Michel）、AB（Sukali Ndiizi）和菜食香蕉品种（AAB-Gonja）的香蕉类群与 AAS-EAHB 一起混合种植，每个农场有 30~40 个不同的品种。

在这个地区，病毒、真菌和细菌性病害和害虫的以香蕉宿主为攻击作物，所有这些都会引发作物的各种响应。这些胁迫中首要的是复杂的叶斑病：香蕉黑条叶斑病，由斐济球腔菌（*Mycosphaerella fijiensis* Morelet）引起；芽枝霉叶斑病，由 *Cladosporium musae* Mason 引起；以及香蕉黄条叶斑病，由香蕉生球腔菌（*M. musicola* Leach）引起。在温暖湿润地区，作物偶然会受到眼斑病（*Drechslera* sp.）的为害。

Tushemereirwe（1996）研究了叶斑病在大湖地区的出现和分布情况，特别强调了高地香蕉上的叶斑病。他的研究结果显示，植物种群对不同叶斑病所产生的一系列响应。本文表 11-3 总结了那些对香蕉生球腔菌的响应，对于这种病害，AAA-eahb 类的品种在测试（Entundu、Mbwazirum 和 Nakitembe）中具有最低的发病率，然而“啤酒”香蕉 Kayinja 品种的发病率最高。在这种病害普遍发生的地区，平均一个农场中这个品种通常只占所有植物丛数的 5% 以下（Karamura 和 Karamura, 1995）。这也许有助于在庭院种植中保持较低的危害发病率及最小的农民损失。这种对香蕉黑条叶斑病（*M. fijiensis*）响应与香蕉黄条叶斑病相反。ABB 品种显示出高水平的抗性，而 AAA-EAHB 则表现为非常容易感染。

这里所描述的结果表明，种内的多样性有助于香蕉叶斑病的管理。通过种植几个品种，农民防止了因病原体种群变异或改变，造成的总产量的损失，因此也保证了食物安全性和家庭收入。在大湖地区，农民们在两个水平上强调病害问题。第一，他们利用基因组间的变异优势。ABB 品种易感染香蕉黄条叶斑病，但对香蕉黑条叶斑病具有抗性。对于东非高地的香蕉情况则相反。这两种病害发生与否也受到温度的影响，在更冷的高地，严重感染香蕉黄条叶斑病；而在更温暖的低地，则严重感染香蕉黑条叶斑病。

农民们也许使用亚类群如 Lujugira-Mutika 中的变异，在此地，最易受感染的植物也是早熟的植物（9~12 个月），但是大束的和晚熟香蕉品种（12~15 个月）最容易具有抗性。早熟品种至少可以避开一种斑病大量增殖的湿润季节，因此产量高于预期。在作物系统水平上，在高海拔地区的农民偏向于种植易感染但早熟的品种，而在低地，农民大多种植具有抗性或耐受性的品种。

案例 表 11-1 香蕉黄条叶斑病的发病率和香蕉基因组对香蕉黑条叶斑病的反应

品种	基因组	香蕉生球腔菌 发病率	香蕉黑条叶斑病 响应*
Kayinja	ABB	72% 感染	7.1 ± 0.1 有抗性
Gros Michel	AAA	19%	5.2 ± 0.3
3 个品种	AAA-EAHB	7% 有抗性	— 感染
很多品种	AAA-EAHB	—	4.7 ± 0.0
Sukali Ndiizi	AB	—	5.4 ± 0.1
菜食品种	ABB	—	4.8 ± 0.2

资料来源：Tushemereirwe (1996)。

* 响应测量是检测最幼嫩的有斑叶片（± 平均标准误），把最后呈漏斗状或未能伸展的叶片计为零。在易感品种中，症状迅速出现在幼叶上，而在抗性品种中，仅有老叶显示有症状。

多品系和混合栽培控制病害

世界上许多地区的农民们，都偏好种植适应当地的混合品种，这样就有了对当地病虫害的抗性，并且增加了产量的稳定性（Trutmann 等，1993）。因此作物内多样性（通过品种混合、多株系，或者在同一生产环境中有计划地配置不同品种）能降低病虫害带来的损失（案例 11.4）。

案例 11.4 东非：农民利用菜豆遗传多样性降低病害

非洲的大湖地区是当地主要食用作物菜豆 (*Phaseolus vulgaris*) 的次级多样性分布中心。豆类是靠混合基因型种植的，因其高产且产量稳定而受到青睐 (Voss, 1992)。在高度变化的环境中，在发展和利用可获得遗传多样性以优化生产的过程中，农民位居核心部位。在传统上，混合种植的每块农田的品种都经过选择并被隔离保存，每个混合种植的大田都有其自身的坡度、光照、降雨量和其他一些因素。首先，当农民们在一个地区定居或新开垦一片土地时，他们会就在每块田中混合播种尽可能多且有变化的作物品种种子，收获存活的植物并在季节和年度上反复地重复上述过程。最终，添加进来又一些选择标准以满足另外一些目标，如家庭口味、颜色和烹调爱好。只有在后期，新品种才会被选择性地加入混合种植的品种中来，并且也只有在其被单独测试之后。没有农民筛选时，混合播种的成分变化很快。因此，农民混合种植的组成部分是自然选择的结果，部分是农民管理的结果。在这些混合种植中，存在对当地病原体固有的抗性水平，而这个抗性水平在更适合病原体的区域得到增强 (Trutmann 等, 1993)。尤其是在被控制条件下，该品种对当地炭疽菌 (*Colletotrichum lindemuthianum*) 的菌株具有抗性，这种常致植株死亡的病害被称为炭疽病。然而农民混合种植时会根据不同的区域同时在以下两个方面进行变化，即不同种子类型的数量 (混合种植的植物丰富度多样性) 和组分类型的比例 (均匀度多样性)。来自炭疽病更适合发生区域的抗性品种，其炭疽病抗性随着海拔高度而增加，品种种类的数量也随着抗性水平的提高而增加。此外，农民管理抗病性的方法还包括植物结构的使用，选择过程中有瑕疵种子予以剔除，以及在特定时空条件下利用遗传多样性的变化。

品种必须耐雨水。抗雨性和产量是农民们筛选品种的最重要标准。虽然在整体上，病害通常不被单独确认，但是它们与降雨有关。降雨与叶片或者根的腐烂 (正如农民的观点来看) 相关，还与导致小花败育有关 (Trutmann, 1996)。可以使植物逃避降雨影响的植物结构受欢迎，并且根据条件选择植物活力的特定类型。通过在第一个和第二个雨季里使用不同的混合种植，农民们也考虑了遗传多样性。传统上，每个季节收获的种子存起来用于每一块农田。这一策略与轮作交织在一起。此外，农田面积要小，并且豆类通常和其他作物如香蕉、甜马铃薯和玉米间作。总的效果是通过其种植地、频率或密度以及时间的变化，这样使控制病害遗传变异的效果增强。通过这些方法，当地农民加强对有效遗传多样性的使用，通过作物内基因配置而直接获得了对当地病原体的抗性。

农户可以采取的另一个办法，是混合种植传统品种和具有抗性的现代品种，以求减少病虫害损失，这样也在农场中保存和使用传统品种 (Zhu 等, 2000; 及第 12 章)。Pyndji 和 Trutmann(1992) 以及

Trutmann 和 Pyndji (1994) 指出, 在当地豆类易感角斑病(由炭疽菌 *Colletotrichum lindemuthianum* 引起)的豆类混合种植中, 将一个抗性品种增加到 25%~50%, 连续超过 3 个季节, 此混播种植模式既保护了在当地混合种植中的易感组分, 又使产量的增加明显高于预期。然而无病害胁迫就不产生产量效益。角斑病(ALS)是一种限制产量的重要因子, 而新的抗性资源会对传统混合种植的豆类产量产生主要影响。这样的新抗性及其在混合种植中的应用, 有助于保存传统品种, 并降低其被单一种植作物替代的危险。

实际情况更加复杂。在多位点测试中, 由于新抗性混合种植而受益的产量, 并不像严重性评价所表明的那样清楚。在这些地方, 可能的交互因子是另一种病害, 粉状叶斑病(由菜豆柱隔孢菌 *Ramularia phaseoli* 引起), 而对角斑病有抗性的品种易被感染。这些结果明显地使一些育种者面临典型困难, 即他们必须其他性状中筛选出抗多种病害的材料。Wolfe (1985) 提出, 混合品种也许有助于更高效地达到此目标, 因为如果混合品种中不同组分能够具有不同的抗病性, 那么品种混合种植将能够实现这一目的。

多品系是遗传上相似的品系或仅对不同病原体抗性有不同的品种混合。它们用于美国的谷物生产(Finckh 和 Wolfe, 1997)和哥伦比亚的咖啡(*Coffea arabica*)生产中。哥伦比亚品种是由不同抗锈病(由咖啡驼孢锈菌 *Hemilera vastatrix* 引起)咖啡品系组成的一个多品系, 种植面积超过 36hm²(Moreno-Ruiz 和 Castillo-Zapata, 1990; Browning, 1997)。

在试验中, 品种混合和多品系病原体群落的流行病学研究中, 为了解地方野生品种种群中抗性异质性是否也能够降低病害的传播, 给出了一种经验性测试, Wolfe (1985) 回顾了超过 100 个此类试验的观测研究, 发现在由两种混合种植中, 易感组分的感染率仅为单一种植感染率的 25%。品种混合种植中的整体感染率, 接近于抗性组分单独生长时的效果。并且他还发现, 混合品种种植通常比多品系更有效, 因为它们具有更高水平的遗传异质水平。

有关此争论的另一条线索是: 支持多抗性的适应性特征, 在野生植物种群中普遍存在。Burdon (1987) 综述了 8 个草本植物和森林树种的结果, 以及燕麦属(*Avena*)、大豆属(*Glycin*)和三叶草属(*Trifolium*),

表明自然植物种群在其对病原体的响应中，通常具有多态性。在野生种对应的野生亚麻—亚麻锈病菌（*Linum marginale*–*Melampsora lini*）系统中，在抗性更强的天然植物种群中，隐藏着更多的致病性锈病种群（Thrall 和 Burdon, 2003）。但是在这一系统中，通常在抗性遗传多样性丰富的宿主种群中病害并不普遍。在水稻地方野生品种和稻瘟病体系中也有非常相近的观测结果（Thinlay 等, 2000b）。

竞争和补偿是发生在植物种群中，最重要的基因型内互作，二者都影响产量和产量的稳定性。没有病害出现时，混合种植的产量趋向于在各组分产量平均值周围浮动，并且全部平均产量稍高于各组分的平均值（Finckh 和 Wolfe, 1997）。基因型混合种植中产量的提高，也许部分源自各组分生态位的不同（Finckh 和 Mundt, 1992）。未知来源的他感作用和协同效应也会起一定作用。

混合种植中的发病程度几乎总是低于其组分的平均水平（Burdon, 1987；Burdon 和 Jarosz, 1989）。发生病害时，混合种植品种的产量总是高于单一种植各组分的产量平均值（Finckh 和 Wolfe, 1997）。虽然病害严重性和产量间的相互关系在单一种植品系中很清楚，但在混合种植中并不总是很清楚（Finckh 等, 1999）。这是因为对病害严重性和混合种植中，单个组分产量之间的相互关系了解很少。一个重要原因是病害受品种间竞争性相互作用的影响（Finckh 和 Mundt, 1992；Finckh 等, 1999）。

育种

因为抗性基因对育种计划的价值，很多研究人员已在筛选基因库中的地方野生品种、野生作物亲缘种，以及从大田中新收集样品中的抗性基因。阐释这些研究结果的时候，何时开始收集的基因库样品，以及何种病变型用于抗性测定最为重要（Teshome 等, 2001）。因为病原体和宿主种群在大田中随着时间而变化，所以时间因素是重要的。比较不同时间内收集品种的情况表明，在任何时间内，都会出现随多样性水平变化而产生有误导性的多样性水平响应。尽管与利用非当地病变型来测定地方品种的抗性响应，与特定的育种目标有关，但是这种类型的数据并不能用于在原生境中研究协同进化。

地方野生品种在抗性上经常是多样性的，因此筛选对多种病原菌

农业生态系统中生物多样性管理

株的抗性时，使用足够大的样本也很重要。通常，地方品种中仅有部分比例的植株携带抗性（Thinlay 等，2000b）。此外，即使是绝对自交的作物，也有一定的异交率，因此保持地方品种多样性时，即使被隔离，抗性依旧会随时间而发生缓慢变化（Finckh，2003）。

育种者对地方野生品种中抗性的使用，往往开始于种质的筛选。例如，Negassa（1987）筛选埃塞俄比亚小麦地方野生品种对叶锈病（由隐匿柄菌 *Puccinia recondite* 引起）的响应，并且发现了具有中度抗性的种质，能在 6 个基因上抵抗有致病性的菌株。接着，Dyck 和 Sykes（1995）测试了这种抗性在小麦育种项目中是否可转移。在通过杂交和回交进行的测试中，他们证明埃塞俄比亚四倍体和六倍体小麦中对叶锈病和秆锈病（由禾柄锈菌 *P. graminis* f. sp. *Tritici* 引起）的抗性是可用的。

在埃塞俄比亚大麦的地方野生品种中，Alemayehu 和 Parlevliet（1996）发现了一个几近缺失的菌株专一性，该种质对大麦秆锈菌（*Puccinia hordei*）具有中等水平的部分抗性，而且这种主要抗性出现的频率高。随着定量的、部分的或多基因育种等在现代植物育种中出现了各种困难，这时可借助连锁的分子遗传标记的帮助，或靠参与计划的各种分散的育种努力，包括农民在田间进行的筛选，是值得鼓励的，如案例 11.5 所报道。

案例 11.5 摩洛哥的地方品种对参与轮回选择的响应

在摩洛哥，基于轮回选择的种质增强已经被证明是改良蚕豆种群的一个有效途径，特别是对数量性状（Sadiki 等，2000）。在当地蚕豆种质改良中参与植物的选择方法方面，该策略是具有吸引力的。对产量成分和蚕豆葡萄孢菌（*Botrytis fabae*）抗性的选育，是在由地方品种组成的大量种群基础上进行的，在田间自然侵染条件下，经过三轮半同胞家系多性状选择而完成的（Sadiki 等，2000）。对这种选择响应的评估表明，产量有了显著增加，以及对该病菌的抗性提高了 54%。第一轮选择周期出现了所有性状对选择有最大响应。这个方法证明当地农民通过结合抗性基因而提高抗病型基因型的频率，可以改良他们的品种。然而，就可见性状和对病害本身的反应而言，改良种群仍然偏好多样性。这些改良了的种群可以用来选育对地方病原体种群的抗性。

遗传基础复杂的抗性能够用多种方法进行处理，而不仅仅是通过纯

种育种。由于病原体被认为是“正在漂变的敌人”（Stakman 1947），如果不是为了防止其进化，许多育种者都主张使用抗性基因多样性来解决病原体种群的进化问题（如 Suneson 在 1956 年提出“进化的植物育种”方法；Le Boulc' h 等，1994）。在其他育种概念中，种群选择、混合杂交、顶端杂交和多品系都是使用了作物内的多样性（Finckh 和 Wolfe，1997）。

农民在协同进化遗传多样性形成中的作用

农民掌握着他们作物的遗传成分、田间的生物环境和非生物环境等，并能在农业系统中创造明显不同的选择压力。4 种遗传学管理方法值得注意。

作物遗传多样性的筛选

农民对种植材料的选择很明显对病原体种群有主要影响。农民明显而有效的种子选择标准，使作物有不同程度的差异，如包括避免病原体伤害的种子。对许多作物来说（例如，蚕豆，案例 11.2；香蕉，案例 11.3；菜豆，案例 11.4），在农民的选择决策中，病害响应标准非常重要。在其他没有明显病害症状的作物中，抗性筛选是间接的，主要通过产量的选择而实现。

农民对种子筛选的效果，取决于他们可获得的遗传资源和这一地区的作物种植历史。一方面，在该品种被驯化的地方种植地方品种，仍然会与其野生祖先和近缘种发生相互作用，主要是通过杂草、相同病虫害以及有益生物的相互作用等。另一方面，跨越大陆并与其来源地分隔的作物拥有的遗传多样性小，并在与病虫害的作用中呈现出又一类关系。任何特定情况下的结果都很难预测。大部分作物在远离与其协同进化的病虫害的限制时，都能够繁茂地生长。在一些情况下，作物在其驯化中心以外的地方也能形成抗性（例如蚕豆 *Vicia faba*），其中也可能包含着农民的筛选作用。

农田的大小和位置

农田位置会影响作物种类与其他农民田间的作物种群，以及周边天然植被中野生替代宿主之间的相互作用。小而分隔的农田，比大块农田

农业生态系统中生物多样性管理

更容易相互脱离，使许多传统系统中的小块田地呈现出病害地块斑点状多样性，这样就减少了大规模流行病发生的机会。相邻农田会增加宿主和病原体种群之间基因流动的机会。野生亲缘种的天然种群，能支持病原体的进化，以及病原体攻克作物抗性的潜在能力（Allen 等，1999）。一个极端的例子是，致病性锈病菌株从喜马拉雅小麦的野生亲缘物种扩散到印度和巴基斯坦的栽培小麦中，导致锈病流行（Joshi，1986）。

作物遗传多样性在农田内的空间配置

农民在种植作物时，可采取各种单作或多种混作，同时有各种套种模式。这些策略会影响宿主 - 病原体互作的比率和水平，如前所述。

时间变量

温度季节性变化和收获、种植时的降水会，影响植物 - 病原体的互作。农民的实践措施如休闲、轮作、播种日期的调整、品种不同的使用期限、诱虫作物的使用，以及特定抗性品种的时间配置等，都可在建立管理虫害的季节性中应用（Thurston，1992）。

轮作对于改善作物健康的各方面，都是根本的（Finckh，2003）。这些可以分成对于土壤中或作物残茬上残留病菌繁殖体更长时间的影响，经由土壤微生物活动的间接影响，以及特定作物对特定病原体的直接抑制影响。尽管必须有一种病原体出现才能导致病害的发生，但是一种病原体的消失对健康植物并非是必需的。事实上，有益和有害生物之间的平衡往往起决定作用。

但是如本章所述，补充和拓展综合病虫害管理策略，例如轮作可以充分利用和管理当地作物品种的种内多样性，这也是当地的主要资源。对于发展中国家资源匮乏的农民，地方品种多样性及其管理，也许是少量资源中的一种，与病虫害斗争可以有其他可利用的选择。因此，生物多样性的优势通过一些方法的利用而增殖，这些方法除农业生物多样性保护外，还包括降低环境损伤、昆虫、真菌和土壤微生物的保护以及相邻生态系统中的水生生物多样性等。

讨论和研究中的挑战

尽管大家知道作物遗传多样性能用来降低病虫害的压力，但是也知道这种方法并非在所有环境条件下都适用。面临的挑战是要形成标准，来确定管理病虫害压力时，了解生物多样性使用的时间、地点及所起的作用。这些标准将成为农民和技师采取措施和进行决策制定时的基础，使其能够采用适宜多样性丰富策略来管理病虫害。

(1) 研究的关键问题随之产生了一些利用作物生物多样性的指导，下面是利用作物生物多样性进行研究时引来的一些关键问题。

· 宿主抗性多样性：传统作物品种间和品种内，存在什么样的抗性遗传多样性能应对病原体种群中固有的多样性？

(2) 多样性和农田抗性：作物中出现的抗性多样性，是否确实能减轻病虫害为害和作物的易受害性，或者至少在短期内？

(3) 生物类型多样性：病原体的种群结构是如何在整个系统中变化以及其空间上变化？

这些问题的答案将以收集到的数据为基础，这些数据包括宿主、害虫、病原体特点及直接来自田间测量的环境特征，并结合农民提供的信息。

一般而言，植物种群病害的发生、抗性和致病性的协同进化，是 3 个因素互作的结果：宿主、害虫或病原体、环境，也被描述为病害三角形 (Burdon, 1987)。在传统作物生产系统中的宿主 - 病原体协同进化，也可与自然群落或复合，一同被描述成三角形。然而，对于传统系统中的地方野生品种，将农民加入到这个模型中则很重要，因为他们在筛选过程中起着决定性作用 (Finckh 和 Wolfe, 1997)。

结论

在高度变化的环境中，基于最优化遗传多样性保存和管理，并形成防御病害的有效机制时，理解农业生态系统中农民、作物、环境及宿主和害虫种类之间的相互联结，是至关重要的。资源匮乏的农民依靠当地作物品种的多样性，应对所有导致低产的因素。另外发展可替代的策

农业生态系统中生物多样性管理

略，来满足他们的需求，例如结合几种抗性的高度同质品种的选育工作其花费很大。这些高度纯化的多抗性品种不能适应低产田或高度变化的环境。不可避免的是，当新的病害或病原体出现并为害的时候，这些品种必须被替换。大部分发展中国家并不能够资助这样的连续而持久的育种。公共部门在缩小，环境总是容易变化，而且气候对大多数病原体都很适合。因此，抗性多样性在农场持久和优化利用上都是最基本的，它可以确保农民当前的生产和未来的多种选择。在不适当的多样性配置情况下，也不能排除这一根本原则。多样性本身并没有害处，但也并非总是有益。因此，需要做的是确定关键的遗传学、环境和农学参数，这些参数将影响农民其多样性使用的获益时间，并且能降低病虫害对作物的为害性。

致谢

感谢联合国环境规划署全球环境基金、联合国粮农组织以及瑞士政府（瑞士国际发展合作署）和德国政府（GTZ）对本章一些研究的资助。

注释

（1）对于简单性，作为严格的多样性策略，我们不包括多种物种，因为一个多作物系统中的种类组分也许在遗传上是同质的，并且可能会成为不同病害的宿主，然而对为害其他种类组分的病害可能具有免疫性。来自这一策略的抗性益处是源自物理效应（如孢子陷阱、宿主密度）而不是遗传效应（例如不同的抗性）。

（2）术语“单作”通常指在大面积区域内连续种植单一的作物种类。然而对于病理学家，仅仅单作是不够的，因为它可以适用于种、品种或基因的水平。如果种内所有可获得的品种都具有相同的抗性基因，那么这一系统将会是一个高效的抗性基因的单作（Finckh 和 Wolfe, 1997）。

（3）遗传脆弱性被定义为“当出现一种广泛种植的作物一律感染某种害虫、病原体的条件下，或者由于物理环境危害其遗传构成时，会造成这种广泛分布的作物潜在性损失”（FAO, 1998:30）。因此，脆弱性反映了作物潜在的损伤性，而不是指出现的实际损伤。

参考文献

- Alemayehu, F. and J. E. Parlevliet. 1996. Variation for resistance to *Puccinia hordei* in Ethiopian barley landraces. *Euphytica*, 90:365~370.
- Allard, R. W. 1990. The genetics of host-pathogen coevolution: Implications for genetic resource conservation. *Journal of Heredity*, 81:1~6.
- Allen, D. J., J. M. Lenne, and J. M. Walker. 1999. Pathogen biodiversity: Its nature, characterization and consequences. In D. Wood and J. Lenne, eds., *Agrobiodiversity. Characterization, Utilization and Management*, 123~153. Wallingford, uk: cab International.
- Bouhassan, A., M. Sadiki, and B. Tivoli. 2003a. Evaluation of a collection of faba bean (*Vicia faba L.*) genotypes originating from the Maghreb for resistance to chocolate spot (*Botrytis fabae*) by assessment in the field and laboratory. *Euphytica*, 135:55~62.
- Bouhassan, A., M. Sadiki, B. Tivoli, and N. El Khiati. 2003b. Analysis by detached leaf assay of components of partial resistance of faba bean (*Vicia faba L.*) to chocolate spot caused by *Botrytis fabae Sard.* *Phytopathologia Mediterranea*, 42:183~190.
- Brown, A. H. D. 1999. The genetic structure of crop landraces and the challenge to conserve them in situ on farm. In S. Brush, ed., *Genes in the Field: On Farm Conservation of Crop Diversity*, 29~48. Boca Raton, fl: Lewis Publishers.
- Browning, J. A. 1997. A unifying theory of the genetic protection of crop plant populations from diseases. In I. Wahl, G. Fischbeck, and J. A. Browning, eds., *Disease Resistance from Crop Progenitors and Other Wild Relatives*. Berlin: Springer Verlag.
- Buddenhagen, I. W. 1983. Breeding strategies for stress and disease resistance in developing countries. *Annual Review of Phytopathology*, 21:385~409.
- Burdon, J. J. 1987. *Diseases and Plant Population Biology*. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Burdon, J. J. and A. M. Jarosz. 1989. Disease in mixed cultivars, composites, and natural plant populations: Some epidemiological and evolutionary consequences. In A. H. D. Brown, M. T. Clegg, A. L. Kahler, and B. S. Weir, eds., *Plant Population Genetics, Breeding and Genetic Resources*, 215~228. Sunderland, ma: Sinauer Associates.
- Calonnec, A., H. Goyeau, and C. de Vallavieille-Pope. 1996. Effects of induced resistance on infection efficiency and sporulation of *Puccinia striiformis* on seedlings in varietal mixtures and on field epidemics in pure stands. *European Journal of Plant Pathology*, 102:733~741.
- Chin, K. M. and M. S. Wolfe. 1984. The spread of *Erysiphe graminis* f. sp. *hordei* in mixtures of barley varieties. *Plant Pathology*, 33:89~100.

农业生态系统中生物多样性管理

- Compagnon, P. 1998. *El caucho natural, Biología- Cultivo- Producción*, 142~1559. Paris: Consejo Mexicano del Hulei y cirad.
- Damania, A., B. L. Pecetti, C. O. Qualset, and B. O. Humeid. 1997. Diversity and geographic distribution of stem solidness and environmental stress tolerance in a collection of durum wheat landraces from Turkey. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 44:101~108.
- Dileone, J. A. and C. C. Mundt. 1994. Effect of wheat cultivar mixtures on populations of *Puccinia striiformis* races. *Plant Pathology*, 43:917~930.
- Dyck, P. L. and E. E. Sykes. 1995. Inheritance of stem rust and leaf rust resistance in some Ethiopian wheat collections. *Euphytica*, 81:291~297.
- Falconi, E., J. B. Ochoa, E. Peralta, and D. Daniel. 2003. Virulence Pattern of *Colletotrichum lindemuthianum* in *Common Bean in Ecuador*. Bean Improvement Cooperative (bic). East Lansing: Michigan State University.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1998. *The State of the World's Plant Genetic Resources for Food and Agriculture*. Rome: fao.
- Finckh, M. R. 2003. Ecological benefits of diversification. In T. W. Mew, D. S. Brar, S. Peng, D. Dawe, and B. Hardy, eds., *Rice Science: Innovations and Impact for Livelihood*, Proceedings of the International Rice Research Conference, September 16~19, 2002, 549~564. Beijing: International Rice Research Institute, Chinese Academy of Engineering and Chinese Academy of Agricultural Sciences.
- Finckh, M. R., E. S. Gacek, H. J. Czembor, and M. S. Wolfe. 1999. Host frequency and density effects on disease and yield in mixtures of barley. *Plant Pathology*, 48:807~816.
- Finckh, M. R., E. S. Gacek, H. J. Nadziak, and M. S. Wolfe. 1998. Suitability of cereal cultivar mixtures for disease reduction and improved yield stability in sustainable agriculture. *Sustainable Agriculture for Food, Energy and Industry*, 1:571~576.
- Finckh, M. and C. Mundt. 1992. Plant competition and disease in genetically diverse wheat populations. *Oecologia*, 91:82~92.
- Finckh, M. and M. S. Wolfe. 1997. The use of biodiversity to restrict plant diseases and some consequences for farmers and society. In L. E. Jackson, ed., *Ecology in Agriculture*, 203~237. San Diego, ca: Academic Press.
- Frankel, O. H., A. H. D Brown, and J. J. Burdon. 1995. *The Conservation of Plant Biodiversity*. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Hanounik, S. B. and L. D. Robertson. 1987. New sources of resistance in *Vicia faba* L. to chocolate spot caused by *Botrytis faba*. *Plant Disease*, 72:696~698.
- Harlan, J. R. 1977. Sources of genetic defense. *Annals of New York Academy of Sciences*, 287:345~356.

- INIAP. 1974. *Annual Report*. Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias (iniap). Quito, Ecuador: Department of Plant Pathology.
- Joshi, L. M. 1986. Perpetuation and dissemination of wheat rusts in India. In L. Joshi, D. Singh, and K. D. Srivastava, eds., *Problems and Progress of Wheat Pathology*. New Delhi: South Asia Malhorta Press.
- Karamura, D. A. 1999. *Numerical Taxonomic Studies of the East African Highland Bananas (Musa AAA-East Africa) in Uganda*. PhD thesis, University of Reading, uk.
- Karamura, D. A., S. Mgenzi, E. Karamura, and S. Sharrock. 2003. Exploiting indigenous knowledge for the management and maintenance of *Musa diversity*. *African Crop Science Journal*, 12:67~74.
- Karamura, E., E. Frison, D. Karamura, and S. Sharrock. 1999. Banana production systems in eastern and southern Africa. In C. Picq, E. Foure, and E. Frison, eds., *Bananas and Food Security*, 401~412. International Symposium, November 10~14, 1998, Cameroon. Montpellier, France: inibap.
- Karamura, E. B. and D. A. Karamura. 1995. Banana morphology. Part II. The aerial shoot: In S. Gowen, ed., *Bananas and Plantains*, 190~205. London: Chapman and Hall.
- Kennedy, D. and M. Lucks. 1999. Rubber, blight, and mosquitoes: Biogeography meets the global economy. *Environmental History*, 4:369~383.
- Kharrat, M., M. Sadiki, R. Esnault, B. Tivoli, A. Porta Puglia, and M. R. Hajlaoui. 2002. *Identification of Sources of Resistance to Ascochyta Blight in Faba Bean*. Grain Legumes in the Mediterranean Agriculture (legumed). Paris: aep.
- Kolmer, J. A., P. L. Dyck, and A. P. Roelfs. 1991. An appraisal of stem rust resistance in North American hard red spring wheats and the probability of multiple mutations to virulence in populations of cereal rust fungi. *Phytopathology*, 81:237~239.
- Lannou, C. and C. C. Mundt. 1996. Evolution of a pathogen population in host mixtures: Simple racecomplex race competition. *Plant Pathology*, 45:440~453.
- Lannou, C., C. de Vallavieille-Pope, and H. Goyeau. 1994. Induced resistance in host mixtures and its effect on disease control in computer simulated epidemics. *Plant Pathology*, 44:478~489.
- Le Boulc'h, V., J. L. David, P. Brabant, and C. de Vallavieille-Pope. 1994. Dynamic conservation of variability: Responses of wheat populations to different selective forces including powdery mildew. *Genetics Selection Evolution*, 26:221~240.
- Leppik, E. E. 1970. Gene centers of plants as a source of disease resistance. *Annual Review of Phytopathology*, 8:323~344.
- Marshall, D. R. 1977. The advantages and hazards of genetic homogeneity In P. Day, ed.,

农业生态系统中生物多样性管理

- The genetic basis of epidemics in agriculture. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 287:1~20.
- McDonald, B. A., J. M. McDermott, S. B. Goodwin, and R. W. Allard. 1989. The population biology of host-parasite interactions. *Annual Review of Plant Pathology*, 27:77~94.
- Moreno- Ruiz, G. and J. Castillo- Zapata. 1990. The variety Colombia: A variety of coffee with resistance to rust (*Hemileia vastatrix* Berk. & Br.), *Cenicafe Chinchindá* 8211X *Caldas. Colombia Technical Bulletin*, 9:1~27.
- Mundt, C. C. 1990. Probability of mutation to multiple virulence and durability of resistance gene pyramids. *Phytopathology*, 80:221~223.
- Mundt, C. C. 1991. Probability of mutation to multiple virulence and durability of resistance gene pyramids: Further comments. *Phytopathology*, 81:240~242.
- Negassa, M. 1987. Possible new genes for resistance to powdery mildew, *Septoria*, glume blotch and leaf rust of wheat. *Plant Breeding*, 98:37~46.
- Ochoa, J., H. D. Frinking, and T. H. Jacobs. 1999. Postulation of virulence groups and resistance factors in the quinoa/downy mildew pathosystem using material from Ecuador. *Plant Pathology*, 48:425~430.
- Ochoa, J., J. Lowers, and L. Broers. 1998. Analysis of virulence and evolution of the Ecuadorian population of stripe rust in wheat. *Fitopatología*, 33:160~164.
- Ochoa, L. B., E. Cruz, and D. Daniel. 2002. *Physiological Variation of Bean Rust in Ecuador*. Bean Improvement Cooperative (bic). East Lansing: Michigan State University.
- Oerke, E. C., H. W. Dehne, F. Schönbeck, and A. Weber. 1994. *Crop Production and Crop Protection, Estimated Losses in Major Food and Cash Crops*. Amsterdam: Elsevier.
- Oldfield, M. L. 1989. *The Value of Conserving Genetic Resources*. Sunderland, ma: Sinauer Associates.
- Otim-Nape, G. W. and J. M. Thresh. 1998. The current pandemic of cassava mosaic virus disease in Uganda. In D. G. Jones, ed., *The Epidemiology of Plant Diseases*, 423~443. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer.
- Pyndji, M. M. and P. Trutmann. 1992. Managing angular leaf spot development on common bean in Africa by supplementing farmer mixtures with resistant varieties. *Plant Disease*, 76:1144~1147.
- Qualset, C. O. 1975. Sampling germplasm in a center of diversity: An example of disease resistance in Ethiopian barley. In O. H. Frankel and J. G. Hawkes, eds., *Crop Genetics Resources for Today and Tomorrow*, 81~96. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Rivano, F. 1997. South American leaf blight of Hevea. 1. Viability of *Microcyclusulei*

第 11 章 传统农业生态系统中对作物病害的管理：遗传多样性的利与弊

- pathogenicity. Plantations, Recherche, Developpement*, 4:104~114.
- Sadiki, M., L. Belqadi, S. Mehdi, and A. El Alami. 2000. Sélection de la fève pour la résistance polygénique aux maladies par voies d'amélioration des populations. *Petria*, 10:203~262.
- Schumann, G. L. 1991. *Plant Diseases: Their Biology and Social Impact*. St. Paul, mn: aps Press.
- Stakman, E. C. 1947. Plant diseases are shifting enemies. *American Scientist* 35:321~350.
- Subrahmanyam, P., V. Ramanatha Rao, D. McDonald, J. P. Moss, and R. Gibbons. 1989. Origins of resistances to rust and late leaf spot in peanut (*Arachis hypogea*, Fabaceae). *Economic Botany*, 43:444~455.
- Suneson, C. A. 1956. An evolutionary plant breeding method. *Agronomy Journal*, 48:188~191.
- Teshome, A., A. H. D. Brown, and T. Hodgkin. 2001. Diversity in landraces of cereals and legume crops. *Plant Breeding Reviews*, 21:221~260.
- Thinlay, X. 1998. *Rice Blast, Caused by Magnaporthe grisea, in Bhutan and Development of Strategies for Resistance Breeding and Management*. Dissertation eth No. 12777. Zürich: Swiss Federal Institute of Technology.
- Thinlay, X., M. R. Finckh, A. C. Bordeos, and R. S. Zeigler. 2000a. Effects and possible causes of an unprecedented rice blast epidemic on the traditional farming system of Bhutan. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78:237~248.
- Thinlay, X., R. S. Zeigler, and M. R. Finckh. 2000b. Pathogenic variability of *Pyricularia grisea* from the high- and mid-elevation zones of Bhutan. *Phytopathology*, 90:621~628.
- Thrall, P. H. and J. J. Burdon. 2003. Evolution of virulence in a plant host-pathogen metapopulation. *Science*, 299:1735~1737.
- Thurston, H. D. 1992. *Sustainable Practices for Plant Disease Management in Traditional Systems*. Boulder, co: Westview Press.
- Trutmann, P., J. Fairhead, and J. Voss. 1993. Management of common bean diseases by farmers in the Central African highlands. *International Journal of Pest Management*, 39:334~342.
- Trutmann, P. and M. M. Pyndji. 1994. Partial replacement of local common bean mixtures by high yielding angular leaf spot resistant varieties to conserve local genetic diversity while increasing yield. *Annals of Applied Biology*, 125:45~52.
- Trutmann, P., J. Voss, and J. Fairhead. 1996. Indigenous knowledge and farmer perception of common bean diseases in the central african highlands. *Agriculture and Human Values*, 13:64~70.

农业生态系统中生物多样性管理

- Tushemereirwe, W. K. 1996. *Factors Influencing the Expression of Leaf Spot Diseases of Highland Bananas in Uganda*. PhD thesis, University of Reading, United Kingdom.
- Ullstrup, A. J. 1972. The impacts of the southern corn leaf blight epidemics of 1970~1971. *Annual Review of Phytopathology*, 10:37~50.
- Voss, J. 1992. Conserving and increasing on-farm genetic diversity: Farmer management of varietal bean mixtures in Central Africa. In J. Lewinger Moock and R. E. Rhoades, eds., *Diversity, Farmer Knowledge, and Sustainability*, 34~51. Ithaca, ny: Cornell University Press.
- Wolfe, M. S. 1985. The current status and prospects of multilane and variety mixtures. *Annual Review of Phytopathology*, 23:251~273.
- Wolfe, M. S. and M. R. Finckh. 1997. Diversity of host resistance within the crop: Effects on host, pathogen and disease. In H. Hartleb, R. Heitefuss, and H. H. Hoppe, eds., *Plant Resistance to Fungal Diseases*, 378~400. Jena, Germany: Fischer Verlag.
- Zhu, Y., H. Chen, J. Fan, Y. Wang, Y. Li, J. Chen, J. Fan, S. Yang, L. Hu, H. Leung, T. W. Mew, P. S. Teng, Z. Wang, and C. C. Mundt. 2000. Genetic diversity and disease control in rice. *Nature*, 406:718~722.

第 12 章 作物品种多样性与病害控制

朱有勇 王云月 周江鸿

高投入和高产出的现代农业生产方式，为增加水稻产量和满足日益增长的人口对食物的需求起了非常重要的作用，并极大地促进了中国粮食安全（Lu, 1996a, 1996b）。

然而，少数高产改良水稻品种的单一化、集约化种植及长期大量化肥和农药的使用，使水稻生产环境日益简单与脆弱，严重地破坏了水稻生产生态系统。其结果是病原物的变异进化更快，病害的暴发和流行周期更加短暂、频繁，病害的发生更加普遍严重（Shigehisa 等，1982；Bonman 等，1992；Dai 等，1997；Zhu 等，2000a, 2000b）。所有这些因素已经导致作物大幅度减产。

稻瘟病，由灰梨孢引起（有性态为 *Magnaporthe grisea* Barr），是一种流行性病害，也是中国西南地区云南省水稻生产的限制因素。农药和化肥的大量使用已经不能有效地控制稻瘟病，相反还导致水稻生态系统的恶化，限制了水稻生产力的进一步提高。

本章内容论及如何利用生物多样性的布局，即采用不同水稻品种混合间栽控制稻瘟病案例 12.1，以及如何开展稻瘟病菌的遗传多样性研究（Shigehisa 等，1982；Staskawicz 等，1995；Baker 等，1997）。

案例 12.1 在中国实施的水稻品种混合间栽技术

感稻瘟病传统糯稻品种与抗稻瘟病现代杂交稻品种混合间栽，其结果是感病糯稻品种的发病率减少 94%，糯稻品种单位面积的产量比净栽田块增加 84%，

而混合间栽田块中杂交稻的产量仅减少1% (Zhu等, 2000a)。混合间栽可增加农民的收入, 这种方法简单、有效、易行, 广大的农民积极将该技术应用于水稻生产中。随着水稻品种多样性混合间栽技术的迅速推广, 在云南及中国南方其他省, 稻田高矮不同水稻品种相间种植已经成为许多稻田的主要景观, 并大大改变了农村的景观。1998~2002年, 随着水稻品种多样性混合间栽面积在中国不断扩大, 混合间栽组合品种不断增多, 农户开始将现代水稻改良品种与其他优质高感稻瘟病的传统品种混合间栽, 其平均增产为0.5~1.0t/hm²。在中国由乡村干部、农科员、农技推广人员、科研工作者等组成的农业技术推广体系, 也为水稻品种多样性混合间栽的迅速推广提供了保障, 农业技术推广体系网络确保了农户得到相应培训并在种植节令提供充足的种子供应。由于市场对优质品种的需求增加, 农民也偏爱种植一些优质稻品种, 混合间栽技术的推广使农户平均增加收入为150美元/hm²。这项技术的推广使农民受益, 从而成为一项农民积极主动采用的可持续实用技术。随着这项技术的推广, 许多优质感病的传统品种又重新回到农田生态系统中, 促进了种质资源的农家保护。

在云南利用水稻品种遗传多样性控制病虫害的理念, 也被应用于其他主要作物生产中的病虫害防治, 例如, 小麦、大麦和蚕豆的病虫害控制。在云南一年两季水稻-小麦(蚕豆)轮作的面积不少于25万hm², 夏季种植水稻, 冬季种植小麦和蚕豆。小麦条锈病(由*Puccinia striiformis*造成)是小麦生产中的一种重要病害, 可导致高达20%的小麦产量损失。蚕豆是一种重要的经济作物, 与小麦种在同一生长季节, 由于受到斑潜蝇为害导致蚕豆的产量下降。当小麦与蚕豆的间作时, 在云南5个试验点的试验结果表明, 小麦锈病的发病率减少了24%, 蚕豆斑潜蝇的为害也下降了。在小麦与蚕豆间作系统中, 小麦间作与净作的产量相比一致, 但是, 蚕豆间作的产量比净作增加。至2002年底, 利用不同作物混合间套作的面积不断增加, 间套作种植模式有: 小麦与蚕豆、大麦与蚕豆、油菜与蚕豆、玉米与马铃薯、玉米与花生等。

在品种多样性混合种植系统中, 尽管控制病虫害的复杂机制仍然需进一步阐明, 但是我们的研究结果已表明, 现代品种与传统品种混合间栽可以提高产量, 减少农药使用量, 提供优质的粮食生产, 增加农民的收入。这种混合间栽的生产方式还把将要流失的一些传统品种重新恢复种植到多样化的生产生态系统中, 为在现代集约化的农业生产系统中如何进行品种资源的原位保护提供了成功的案例, 展示了广阔的应用前景。这种可持续的多样性种植理念已传播到种植水稻的其他国家。菲律宾田间试验表明, 品种多样性混合间栽降低了水稻东格鲁病的发生, 这是一种在热带地区为害严重的水稻病毒病。在湄公河三角洲和越南中部地区, 通常栽培品种已散失了抗病性, 品种混合间栽技术被采用来控制稻瘟病。从以上不同地区不同生产系统中得到的试验结果, 无疑将会进一步促进在现代农业生产中如何开展作物品种多样性保护与利用的策略。

混合间栽生产中水稻品种中的遗传多样性

云南省位于中国西南部，是全球生物多样性最丰富的地区之一，也是亚洲栽培稻 (*Oryza sativa* L.) 的起源中心之一 (Cheng, 1976 ; Oka, 1988 ; Shi 等, 1999)。云南具有丰富的水稻遗传资源，在云南地方品种中已发现并鉴定了许多抗性新基因 (Pan 等, 1998)。

根据已克隆的近 30 余个抗病基因序列所推测的氨基酸序列分析结果，已经克隆的抗病基因根据它们共同的分子特征可将抗病基因分为 5 类 (Baker 和 Staskawicz, 1997)。由于这些抗病基因产物结构上相似，可根据其蛋白质功能保守区设计合成 PCR 引物或简并引物在未知的植物基因组 DNA 中扩增和分离抗病基因同源序列，筛选抗病基因或与抗病相关的片段。这种抗病基因同源序列 (RGA) 分析方法为快速评价种质资源遗传多样性和鉴定抗病候选基因提供了一种有效的手段。RGA 分子标记已被用于描述水稻种质资源的特征和水稻育种工作中 (Chen 等, 1998)。

选用来自云南各个不同生态稻区的 137 个水稻品种，这些水稻品种：包括传统地方品种、杂交水稻、籼稻、粳稻、糯稻、黏稻和陆稻。

本研究目的：

- (1) 利用 RGA 分子标记评价云南水稻品种遗传多样性；
- (2) 寻找抗稻瘟病相关的分子标记；
- (3) 为水稻抗病育种和有效利用地方品种提供分子生物学基础。

RGA—PCR 扩增分析

本研究选用三对 RGA 引物 (S1/AS3, XLRR for/XLRR rev, and Pto-kin1/Pto-kin2) (表 12-1)。这三对 RGA 引物设计是基于拟南芥 RPS2 基因和烟草 N 基因的 NBS-LRR 区域设计的 S1/AS3；水稻 Xa21 基因的 LRR 区域设计的 XLRR for/XLRR rev 和番茄 Pto 基因编码蛋白激酶的 DNA 序列设计的 Pto-kin1/Pto-kin2。利用这三对 RGA 引物扩增供试水稻品种全基因组 DNA，可以扫描和发现供试水稻基因组中与 NBS-LRR、LRR 和 Pto 结构有关的抗病基因。RGA-PCR 步骤包括 PCR 扩增，变性聚丙烯酰胺凝胶电泳和银染 (Chen 等, 1998)。

聚类分析

为了分析并明确供试水稻品种的遗传关系，所有扩增条带都作为显性遗传标记加以统计。使用 Statistica 软件中的差异百分值和非加权成对分组平均法程序进行水稻品种聚类分析 (Release 4.5)。

表 12-1 利用 3 对 RGA 引物对 137 个供试品种的分析结果

引物	序列 5'-3'	扩增总带数	多态带数	多态带百分率 (%)
S ₁	GGTGGGGTTGGGAAGACAACG	82	48	58.5
AS ₃	IAGIGCIAGIGGIAGICC			
XLRR for	CCGTTGGACAGGAAGGAG	41	23	56
XLRR rev	CCCATAGACCCGGACTGTT			
Pto-Ki _{n1}	GCATTGGAACAAGGTGAA	52	28	54
Pto-Ki _{n2}	AGGGGGACCACCACGTAG			
Total		175	99	57

RGA-PCR 扩增检测水稻品种 DNA 多态性

由 3 对 RGA 引物对供试品种全基因组进行 PCR 扩增，扩增产物片段大小范围在 30bp 到 2kb 之间。其结果揭示出供试品种间具有高度的 DNA 多态性 (表 12-1)。由 XLRR for/XLRR rev 扩增产生的一条大小为 350bp 的条带为粳稻品种所特有。RGA 扩增存在籼粳分化差异，RGA 扩增差异可能是水稻和病原菌在不同环境条件下的长期互作和协同进化的结果。

差异分析

RGA 标记在植物基因组中的分布和演化在一定程度上反映了植物的抗病性。将 3 对 RGA 引物的扩增结果使用 Statistica 软件中的差异百分值和非加权成对分组平均法程序进行水稻品种聚类分析。总体来看，供试品种的抗病基因同源序列类型丰富多样，结果显示供试品种间具有丰富的 RGA 多态性。根据扩增带差异相似性为 96% 时，可将供试品种划分成 3 个类群，其中第一个类群品种是粳稻和几个地方品种；第二类群中以籼稻品种为主，同时包含寻杂 29、寻杂 36、黎明 251、京国 92 等粳稻品种和黄壳糯，现已知寻杂 29、寻杂 36 是具有籼稻亲缘关系的

粳型杂交稻；第三类群为籼稻品种。在父母血缘关系相同的地方传统品种之间的差异相似性为 8%~70%，这种差异分化可能是由在水稻育种中长期定向选择和稳定选择造成。

RGA 分析结果揭示，籼粳亚种间和籼稻亚种内的 RGA 遗传差异较大，粳稻品种间 RGA 遗传差异较小。这也反映在田间籼粳品种混合间栽，或者籼稻品种间混合间栽比粳稻品种间混合间栽控制稻瘟病的效果好 (Zhu 等, 1999a)。

混栽与净栽稻田中的稻瘟病菌遗传多样性

分别于 1999 年和 2000 年从云南石屏县水稻品种混栽田块和品种净栽田块采集稻瘟病标样并单孢分离得到 251 个稻瘟菌株，其中有 24 个菌株来自混栽田块，28 个菌株来自净栽杂交稻田块，10 个菌株来自净栽的糯稻田块。利用稻瘟病菌的一段倒位重复序列 Pot2 设计特异引物，采样 rep-PCR 分子指纹技术对分离自石屏县的 251 个稻瘟菌供试菌株进行遗传多样性分析及聚类分析。根据聚类分析结果选取来自不同遗传宗群的代表菌株进行致病性测定。

利用 Pot2 序列设计的一对引物 (Pot2-1: 5' CGGAAGCCCTAAAGCTGTTT3' 和 Pot2-2: 5' CCCTCATTCGTCACACGTTTC3') 进行长片段 rep-PCR 扩增，扩增片段大小范围在 400bp~23kb。结果表明，基于重复序列 Pot2 的指纹分析，扩增的多态带占 83.7%，供试菌株间存在丰富遗传多样性。

利用 Pot2 比较不同年份混合间栽与净栽田块的稻瘟菌群体遗传结构。聚类分析结果显示，在 0.65 相似水平划分，石屏县 1999 年采集分离的 113 个稻瘟菌株可分为 4 个遗传宗群 (G_1 、 G_2 、 G_3 和 G_4)；2000 年采集分离的 138 个稻瘟菌株可分为 6 个遗传宗群 (G_1' 、 G_2' 、 G_3' 、 G_4' 、 G_5' 和 G_6')。各个遗传宗群包含了来自不同的栽培模式的不同菌株。第一遗传宗群 (G_1') 由 134 个菌株组成，其中 95 个菌株来自净栽的杂交稻田块，其余的 39 个菌株来自于混栽田块。第二遗传宗群 G_2 中的 11 个菌株来自于净栽的糯稻田块，20 个来自混栽田块。第三遗传宗群 G_3 包含 25 个菌株，其中 7 个是来自净栽的糯稻田块，18 个来自混栽田块。第四遗传宗群 G_4 由 57 个菌株组成，其中 55 个菌株来自净栽的糯稻田块，2 个菌株来自混栽田块。剩下的 4 个菌株则属于第五遗传宗群 G_5

和第六遗传宗群 G_6 ，其中 G_5 中的两个菌株来自混栽田块， G_6 中的两个来自净栽的糯稻田块。

净栽田块与混栽田块相比，前者的田间稻瘟病菌遗传宗群数较少，且有明显的优势宗群，而后者田间稻瘟病菌遗传宗群数较多，且优势宗群不明显。在杂交稻净栽田块 G_1 宗群是优势宗群，在糯稻净栽田块中 G_4 是优势宗群。1999 年和 2000 年之间遗传宗群的组成变化不大，表明水稻品种的多样性有利于病原菌稳定化选择。

混栽与净栽田间稻瘟病菌生理小种组成的变化

根据 rep-PCR 聚类分析结果，选取代表不同遗传宗群的 62 个稻瘟菌株，根据在中国稻瘟病鉴别品种的抗感反应，鉴定划分稻瘟菌生理小种。结果显示，混合间栽田间鉴定出 6 种类群 (ZB, ZC, ZD, ZE, ZF 和 ZG)，7 个稻瘟菌生理小种；净栽糯稻田间，鉴定出 4 种类群 (ZC, ZD, ZE 和 ZG)，4 个稻瘟菌生理小种；净栽杂交稻田块，鉴定出 3 种类群 (ZA, ZB 和 ZC)，10 个稻瘟菌生理小种。总之，混合间栽田间稻瘟菌生理小种类群较为丰富，优势小种不明显；而净栽田间稻瘟菌生理小种类群较少，有明显的优势小种存在。优势小种 ZB13 在杂交稻净栽田间占 50%，在糯稻净栽的田间 ZG1 小种占 70% 成为优势小种，这是因为毒力小种定向选择导致的结果。研究结果进一步证明了水稻品种多样化布局不利于病菌的定向选择，限制优势小种的产生，而有利于稳定化选择。

田间相对湿度和水稻叶面露水与稻瘟病发生

水稻会因稻瘟病发生而导致减产，田间稻瘟病的发生与品种、栽培技术和气候条件有关。已有许多研究表明生态和气候因子影响稻瘟病的发生 (Kong 和 Zhou, 1989; Yu 等, 1994; He 等, 1998; Ding 等, 2002)。这些研究表明温度、湿度、降雨量、雾、叶面露珠和光照会对稻瘟菌的产孢能力及水稻的抗病性产生较大影响。当温度高于 20°C ，早晚有露珠和大雾，稻瘟病菌产孢量大 (Dong 等, 2001)。当空气相对湿度超过 93% 以上，稻瘟病菌才会产生分生孢子。空气相对湿度越高，病菌分生孢子产生的速度越快，数量越多。孢子的萌发需要空气相对湿度

RH96% 以上且有水滴存在。在缺乏水滴的条件下, 即使空气相对湿度达到饱和 RH100%, 也只有 1.5% 的分生孢子萌发 (Qiu, 1975)。Xu 等 (1979) 报道许多真菌只有当空气相对湿度接近饱和时孢子才能萌发, 但有水滴时会萌发更好。Yang 等 (2000) 指出病原菌孢子形成能力和病害的流行明显地受空气湿度影响, 在饱和湿度下真菌孢子较易萌发并更具有侵染性。

近年来, 在中国云南、四川和湖南省水稻品种多样性混合间栽控制稻瘟病已经推广应用超过 35 万 hm^2 , 并且产生了显著的经济效益、社会效益和生态效益 (Zhu 等, 2000b)。为了研究水稻品种多样性混合间栽控制稻瘟病的关键因子, 我们对田间的相对湿度和稻株叶面露珠保持时间及面积进行调查, 为利用水稻品种混合间栽控制稻瘟病提供理论基础。

本研究中采用矮秆杂交稻 (粳优 63) 和两个高秆糯稻品种 (黄壳糯和紫糯) 进行研究 (表 12-2)。两个高秆糯稻品种的抗性基因 RGA 指纹相似 (91% 相似性), 但是糯稻品种和杂交稻品种之间的抗性基因 RGA 指纹存在较大的差异 (59% 相似性) (Zhu 等, 1999b)。

表 12-2 水稻品种及其农艺性状

品种	类型	稻瘟病抗性	生长期 (天)	株高 (cm)	千粒重 (g)	穗粒数	产量 (kg/hm^2)
粳优 63	粳稻	抗	158	120	30.3	143	10 250
黄壳糯	粳稻	感	169	160	30	205	3 975
紫糯	粳稻	感	165	155	28	198	3 675

2000 年和 2001 年两年调查发现: 当高秆的糯稻品种和矮秆的杂交稻品种混合间栽时, 稻株叶面露水表面积减少了, 净栽的高秆糯稻品种平均叶面持露面积是混栽田块的两倍多; 当高秆的糯稻品种和矮秆的杂交稻品种混合间栽时, 稻田小气候环境中相对湿度显著降低 (表 12-3)。

糯稻品种在混合间栽田块中稻瘟病的发病率和病情指数下降了, 而杂交稻品种粳优 63 在净栽田块及混合间栽田块中对稻瘟病的控制效果没有显著差异。

表 12-3 净栽和混栽田间相对湿度

年份	类型	品种	100%	相对湿度的范围 (天数)		
				95%~100%	90%~95%	< 90%
2000	净栽	H	24	11	11	12
	混栽	H/S	2	14	22	20
	净栽	Z	19	13	6	20
	混栽	Z/S	6	17	12	23
2001	净栽	H	19	12	7	20
	混栽	H/S	0	9	21	28
	净栽	Z	18	7	8	25
	混栽	Z/S	1	12	16	29

*H= 净栽黄壳糯; H/S= 黄壳糯与籼优 63 混栽; Z= 净栽紫糯; Z/S= 紫糯和籼 63 混栽。

水稻品种中硅含量研究

水稻是一种典型的含硅植物。从水稻中硅的百分比含量和总量看, 硅是水稻中含量最丰富的矿物元素之一 (Chen 等, 1998; Chen, 1990)。硅对植物的重要性表现为它可以加固叶表皮细胞从而阻挡真菌病原菌的侵入。当水稻缺硅时更容易受到病虫为害, 例如, 水稻缺硅时易发生稻瘟病、稻胡麻斑病、茎腐病、稻飞虱、稻螟虫等。此外, 缺硅水稻下部位叶易出现披垂早衰并逐渐向上发展, 抽穗推迟, 谷粒易感染胡麻斑病, 易发生穗茎瘟, 茎秆柔软易发生倒伏 (Shui 等, 1999; Hu 等, 2001; Chen 等, 2002)。水稻含硅量高对稻瘟病的抗性好 (Qin, 1979), 其作用机制是通过水稻吸收硅经硅质化在表皮组织形成硅化细胞层, 加强稻组织表面机械强度, 防止病原菌的侵染和扩展 (Yoshida 和 Kitagishi, 1962; Nanda 和 Gangopadhyay, 1984)。因此, 水稻含硅量直接影响水稻抗病虫能力以及抗倒伏性, 硅对改善水稻株型和增加产量有影响 (Hu 等, 2001)。已有许多关于土壤中含硅量与作物含硅量之间的关系研究并已应用于生产, 生产上通过施用硅肥来增强水稻的抗病性和提高产量 (Ye, 1992; Hu 等, 2001)。

品种多样性混合间栽可以有效地控制水稻稻瘟病 (Zhu 等, 2000a), 大规模的混合间栽技术已经推广到包括云南在内的中国南方 10 余个省。随着这项技术的推广, 一些感病优质的水稻品种得以在混合间栽稻田大

面积种植，特别是一些高秆易倒伏、优质、高感稻瘟病的糯稻品种由于病害减少产量增加已被大面积种植。由于稻瘟病的减轻，农药施用量减少，农民投入减少、收入增加，已产生了显著的经济、社会和环境方面的效益（Zhu 等，2000a）。

为了弄清品种多样化混栽控制稻瘟病和抗倒伏的机制，本研究选择两个常用传统品种，研究它们在混栽田块和净栽田块中含硅量与硅细胞结构变化，为品种多样性混栽能有效控制稻瘟病和抗倒伏提供科学的依据。

试验所用的两个传统品种，一个是高秆易倒伏的糯稻品种，另一个是高秆易倒伏陆稻品种，两个都是优质高感稻瘟病的水稻品种。另外，还选取一个矮秆、高产抗病的杂交稻品种。在云南省弥勒县东洪村选择中等肥力的田块进行试验，试验处理和小区设置根据朱等人的报道（Zhu 等，2000b）。所有的小区处理由研究人员管理并与周围农户进行的品种混间栽田间管理一样，以不施杀菌剂处理作为对照。

收集混栽和净栽处理中水稻样本，应用扫描电镜（STM）观察，分析组织中硅细胞的形态和数量，并且测量组织中含硅量。

收割前一星期调查穗茎瘟发生为害。由有经验的人进行田间调查，调查人根据感病穗茎和感病枝梗所占百分率来评估损失率。根据穗茎受害严重程度分为0级到5级。0级表示没有感病，5级则表示病穗率和损失率为100%，用病情指数评估损失率。病情指数计算公式： $\frac{\{(N_1 \times 1) + (N_2 \times 2) + (N_3 \times 3) + (N_4 \times 4) + (N_5 \times 5)\}}{N_0 \cdots N_5} \times 100$ ，这里的 $N_0 \cdots N_5$ 分别是各级的病穗数。

水稻灰化进行含硅量分析。结果显示，供试传统品种在混栽田块中平均含硅量比净栽田块中高（表12-4）。在成熟期除弥勒香谷外，混栽田块和净栽田块的稻株含硅量存在显著差异。

对供试样品进行了扫描电镜观察，(Revel, J.P. 等, 1983) 然后在 KYKY-1000B SEM（放大倍数 $800 \times$ ，加速电压 18kV ）下观察硅质细胞的形态和数目。

扫描电镜（SEM）（ $800 \times$ ）观察表明：在混栽田里水稻组织中硅化细胞的形态和数量与净栽田相比有显著的差异。混栽田与净栽田相比，前者供试品种组织中的硅化细胞比后者大而且数量多。

表 12-4 水稻茎秆硅的含量 (%)

品种	生育期	类型	重复 1	重复 2	重复 3	平均值	增加率 (%)	T 检测 ($t_{0.05}=2.78$)
黄壳糯	孕穗期	净栽	8.11	7.57	7.22	7.63	14.68	3.89*
		混栽	8.64	8.61	8.99	8.75		
	成熟期	净栽	7.52	7.51	8.05	7.69	11.8	3.14*
		混栽	8.28	8.48	9.04	8.60		
弥勒香谷	孕穗期	净栽	6.4	6.37	6.89	6.55	14.81	3.13*
		混栽	7.03	7.91	7.63	7.52		
	成熟期	净栽	6.63	5.48	5.55	5.89	16.47	1.89
		混栽	6.28	6.8	7.51	6.86		

* 在 0.05 水平上差异显著。

混栽与净栽田间稻瘟病发生、倒伏性与水稻产量的比较

传统品种和现代品种混栽能有效地控制稻瘟病。在混合间栽田间,传统品种穗茎瘟的发病率和病情指数以及倒伏率与净栽田相比显著降低(表 12-5)。1998~2002 年,田间调查结果显示:净栽田间传统品种稻瘟病发病率是 5.73%~100%,病情指数是 0.011~0.804;而在混栽田间传统品种稻瘟病的发病率和病情指数分别仅为 1.14%~58.79% 和 0.0024~0.328。净栽田间现代品种稻瘟病的发病率和病情指数分别为 1.3%~81.9% 和 0.0026~0.468;而混栽田间现代品种稻瘟病的发病率和病情指数分别为 1.27%~65.1% 和 0.0045~0.297。混栽与净栽相比稻瘟病的发病率和病情指数分别减少了 36.75% 和 39.82%。

各水稻种植区尽管存在生态条件差异以及品种抗性的差异,然而,混合间栽都比单一品种净栽控制稻瘟病的效果好,在不同地区利用不同的品种组合控制稻瘟病的效果都较显著。

在混合间栽系统中,其平均总产为 8 577.9kg/hm²,包括现代品种的产量 8 044kg/hm² 和传统品种的产量 533.9kg/hm² 之和。在单一品种净栽系统中,现代品种的平均产量是 8 060.5kg/hm²,而传统品种的平均产量则为 3 663kg/hm²。因此,混合间栽系统中总产量均比单一净栽现代品种或净栽传统品种的产量高。

表 12-5 混栽与净栽田间稻瘟病的发生和抗倒伏率

品种	类型	比率 (%)	倒伏率			穗芒瘟	
			抗倒伏率 (%)	发生率 (%)	降低 (%)	病情指数	减少比率 (%)
黄壳糯	净栽	99.38	0.62	56.02**	77.26	43.61**	82.69
	混栽	0	100	12.74**		7.55**	
弥勒香谷	净栽	97.68	2.32	66.2**	80.80	42.7**	81.01
	混栽	0	100	12.71**		8.11**	

** 在 0.01 水平差异显著。

混合间栽种植规模的扩大

自 1998 年以来，随着品种多样性混合间栽种植面积的不断扩大，越来越多的品种被利用来进行品种组合（表 12-6）。1998 年品种多样性混合间栽技术在石屏县的坝新、冒河、宝秀等地种植面积仅为 812hm²。1999 年在红河州 6 个县包括石屏、建水等地进行混栽技术推广，面积达 3 534hm²。2000 年混栽推广应用地区已超过 40 个县，推广面积已增加到 3 4740hm²。2001 年和 2002 年推广面积已分别增加至 84 467hm² 和 136 189hm²。1998~2002 年在云南省 15 个地州推广种植总面积已增加到 259 742hm²。

表 12.6 云南省混合间栽种植技术中推广使用的品种数

品种 / 年	1998	1999	2000	2001	2002
传统品种	2	4	40	62	94
现代品种	2	3	12	15	20
品种组合数	4	8	65	121	173

混合间栽品种组合选配

混合间栽品种组合选配是根据品种的抗性遗传背景、农艺性状、经济形状、当地的栽培条件以及农民的栽培习惯进行综合考虑。品种抗性差异的选择标准是基于 RGA 分析结果，两个品种 RGA 遗传相似性最好低于 70%，高、矮秆品种组合的选配原则是高秆品种比矮秆品种高 25~30cm，两者的成熟期前后不超过 10 天。为了提高农民参与的积极性，在混栽技术推广早期可以提供一些经济补助，例如免费提供用于混栽的优质稻种子及满足农民对高产优质的需求。选用与现代品种混栽的传统水稻的选择要根据当地的栽培条件，比如当地灌溉条件、土壤肥力、海拔等，所选品种也要受到当地农民的喜悦，以便符合当地的栽培习惯。

品种多样性混合间栽技术规程

为了方便收割，混合间栽的品种组合最好收割期相同。由于不同

品种的生育期不同，可以通过调整播种期已达到收割期一致。例如高秆优质的传统糯稻品种、香稻、紫糯和软米由于生育期比杂交稻品种长，可提前 10 天早播，在 4~5 月同时移栽到大田，以满足混栽品种组合在成熟时一致。稻瘟病的发生为害调查评估标准采用中华人民共和国国家标准。

品种多样性混合间栽技术培训

由于农民是混合间栽技术的主要实施者，因此，提高他们的作物多样性保护与利用的意识，有利于促进他们自觉地采用混合间栽种植技术，也有利于他们创造性地开发出多种多样的技术。

为了使品种多样性混合间栽技术的推广应用得到各级部门及领导的支持，利用各级政府召开的各种有关农业方面的会议，对乡村级以上的各级领导开展培训，使他们了解品种多样性混合间栽技术对提高产量，增加农民收入以及经济效益、社会效益、生态效益方面的优势作用。同时，也使他们掌握混栽种植技术的基本方法、关键技术以及推广的关键措施，让他们变成混栽技术的指导者。农技术员是农业技术推广的主体，因此，应该让他们受到技术培训。在云南省 15 个地州已经建立了 93 个农业技术人员的培训站。受过培训的农技术人员深入乡村组织农户，利用农民夜间学校或是其他空闲时间对农民进行培训。在秧苗移栽的关键时期，由村干部组织田间混栽技术现场观摩，由农户进行现场操作演示，掌握混栽技术的农民带头进行推广示范工作。利用各种媒体如收音机、广播、电视、墙报、挂历以及海报等广泛宣传多样性混栽技术。至 2002 年已在云南大理、昆明、德宏、丽江、临沧、思茅、昭通、楚雄、泸西、祥云和宾川等建立了 33 个试验示范点，3 个电视站和 29 个影像光碟生产点，印制了 38.2 万份培训材料，并制作了电视及幻灯宣传片，组织实施了 5 871 次培训课，培训的农民总数达 92.9 万人。

田间试验示范对混栽技术的推广非常重要。1998~2002 年在 15 个地州市的 90 个县进行了混栽技术的田间试验示范推广，示范面积达 64 133hm²。在弥勒、建水和腾冲县进行了品种混栽技术田间大面积连片示范推广，示范面积达 6 667hm²，这些大大加速了混栽技术推广的实施。

总结

我们从以上结果得出结论：作物品种多样性混合间栽是控制病害的一种有效途径。理论和实践表明，田间作物品种的遗传异质性能够控制作物病害，大面积的示范应用抑病效果更佳。我们的研究表明，作物品种多样性混合间栽提供了一种生态的病害控制方法，减少了农药的使用，促进了作物的可持续生产。此外，品种多样性混合间栽技术，由于简单易行，农民反映一学就会，效果显著，既能减少投入又能增加收入，能给农民带来明显的经济效益，所以很快就得以大面积推广应用。我们的经验认为科学家、各级机构领导、农技人员和农民的共同努力对作物品种多样性技术的传播和实施也起了至关重要的推动作用。

此外，现代农业生产中如何高产稳产和有效控制病虫害还需要进行不断的研究，作物品种多样性混合间栽技术不可能解决现代农业生产中碰到的所有问题。我们还需要不断研究，培育新品种，寻找不同的混栽品种组合，发明和创造更多更好作物多样性种植技术及农业推广技术以满足不同农业生产的需求。

参考文献

- Anonymous. 1996. *Rules for Investigation and Forecast of the Rice Blast*. The State Standard of the People's Republic of China, No. Gb/t 15790-1995, 1~13. Beijing: China Standard Press.
- Baker, J. and Z. J. Staskawicz. 1997. Signaling in plant-microbe interactions. *Science*, 276:726~733.
- Bonman, J. M., G. S. Khush, and R. J. Nelson. 1992. Breeding rice for resistance to pests. *Annual Review of Phytopathology*, 30:507~528.
- Chen, J., G. Mao, G. P. Zhang, and H. D. Guo. 2002. Effects of silicon on dry matter and nutrient accumulation and grain yield in modern Japonica rice (*Oryza sativa* L). *Journal of Zhejiang University (Agriculture of Life Sciences)*, 28(1):22~26.
- Chen, X. M., R. F. Line, and H. Leung. 1998. Genome scanning for resistance gene analogs in rice, barley and wheat by high resolution electrophoresis. *Theoretical and Applied Genetics*, 97:345~355.
- Chen Y. Q. 1990. Characteristics of silicon uptaking and accumulation in rice. *Journal of*

- Guizhou Agricultural Sciences*, 6:37~40.
- Cheng, T. T. 1976. The origin, evolution, cultivation, dissemination, and diversification of Asian and African rice. *Euphytica*, 5:425~441.
- Dai, S. F., Z. H. Ye, Y. Z. Cao, and Y. Y. Guo. 1997. Disastercausing characters and disasterreducing strategies of crop pests in China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 10:119~122. [in Chinese]
- Ding, K., G. Tan, Z. Gao, and B. Ji. 2002. Effects of ecological factors on infection process of *Pyricularia grisea*. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 13(6): 698~700.
- Dong, J., H. L. Li, J. M. Wang, A. Y. Ding, J. Chen, J. H. Zhu, W. Wang, B. D. Li, and Y. Q. He. 2001. *Agricultural Plant Pathology* (northern edition), 2-7. Beijing:China Agricultural Press.
- He, M., D. Lu, and J. Mao. 1998. The effect of key ecological factors on rice blast disaster. *Journal of Southwest Agricultural University*, 20(5):392~395.
- Hu, R., S. Fang, and G. Q. Chen. 2001. Effects of silicon ion the physiological targets and yield of modern rice. *Journal of Hunan Agricultural University (Natural Sciences)*, 27(5):335~338.
- Kong, P. and R. Zhou. 1989. The multi- effect and modeling of dew temperature and time and nitrogen application on infection on *Pyricularia grisea*. *Acta Phytopathologica Sinica*, 19(4):223~227.
- Lu, L. S. 1996a. Agriculture and agricultural science and technology in the 21st century. *Science and Technology Review*, 12:1~8. [in Chinese]
- Lu, L. S. 1996b. The current status, perspectives and strategy of modern agriculture development. *Science and Technology Review*, 2:41~44. [in Chinese]
- Nanda, H. P. and S. Gangopadhyay. 1984. Role of silicated cells in rice leaves on brown spot disease. *International Journal of Tropical Plant Disease*, 2:89~98.
- Oka, H. I. 1988. *Origin of Cultivated Rice*. Tokyo: Japan Scientific Societies Press. Pan, Q. H., L. Wang, T. Tanisaka, and H. Ikehashi. 1998. Allelism of rice blast resistance genes in two Chinese rice varieties and identification of two new resistance genes. *Plant Pathology*, 47:165~170.
- Qin, S. 1979. The analysis about the effects of rice resistance diseases and increasing yield using silicon fertilizer. *Zhejiang Agricultural Sciences*, 5:12~15.
- Qiu, W. 1975. *Agricultural Plant Pathology*, 1~11. Beijing: Agricultural Press. Revel, J. P., T. Bernard, G. H. Haggis, and S. A Bhatt. 1983. Science of biological specimen preparation for microscopy and microanalysis. In *Proceedings of the 2nd Pfefferkorn Conference*. O'Hare, il: sem Inc.
- Shi, Z. M., S. C. Qin, and S. H. Jiang. 1999. *Famous Flowers from Yunnan*. Kunming, Yun-

- nan, China: Yunnan Science and Technology Press. [in Chinese]
- Shigehisa, K. 1982. Genetics and epidemiological modeling of breakdown of plant disease resistance. *Annual Review of Phytopathology*, 20:507~528.
- Shui, M., D. Chen, S. C. Qin, and S. H. Jiang. 1999. The silicification of young tissues of rice and relationship with its resistance to blast of rice. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 5(4):352~358.
- Staskawicz, B. J., F. M. Ausubel, J. Baker, J. G. Ellis, and J. D. G. Jones. 1995. Molecular genetics of plant disease resistance. *Science*, 268:661~667.
- Xu, Z. G., X. B. Zhen, H. F. Li, H. S. Shang, and W. Z. Liu. 1979. *Common Plant Pathology*, 2nd ed., 2~7. Beijing: China Agricultural Press.
- Yang, X. M., G. Q. Li, X. Li, J. G. Wang., L. Li. 2000. *Plant Ecological Phytopathology*, 51~52. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press.
- Ye, C. 1992. The relationship between soluble- silicon in soil, yield grain and rice physiology. *Journal of Agricultural Science Translation Series* (1):24~27.
- Yoshida, S. and K. Kitagishi. 1962. Histochemistry of silicon in rice plant. *Soil Science and Plant Nutrition*, 8(1):30~41.
- Yu, L., J. Y. Zhang, and W. J. Fan. 1994. The effect and forecast of weather factors on rice blast. *Heilongjiang Weather*, (2):35~36.
- Zhu, Y. Y., J. X. Fan, Y. H. Wang, and S. F. Yu. 1999a. Demonstration trial of mixture variety culture for rice blast management. In S. Yu, ed., *Symposium of the Key Laboratory for Plant Pathology of Yunnan Province*, 2:93~100. Kunming, Yunnan, China: Yunnan Science and Technology Press. [in Chinese]
- Zhu, Y. Y., Y. Y. Wang, H. R. Chen, J. H. Fan, J. B. Chen, and Y. Li. 1999b. Exploiting crop genetic diversity for disease control: A large- scale field test. In *Articles Collection of Key Laboratory for Plant Pathology of Yunnan Province*, 75~80. Kunming, Yunnan, China: Yunnan Science and Technology Press.
- Zhu, Y. Y., H. R. Chen, J. H. Fan, Y. Y. Wang, Y. Li, J. B. Chen, J. X. Fan, S. S. Yang, L. P. Hu, H. Leung, T. W. Mew, P. S. Teng, Z. H. Wang, and C. C. Mundt. 2000a. Genetic diversity and disease control in rice. *Nature*, 406:718~722.
- Zhu, Y. Y., H. R. Chen, J. H. Fan, Y. Y. Wang, Y. Li, J. B. Chen, Z. S. Li, J. Y. Zhou, J. X. Fan, S. S. Yang, M. G. Liang, L. P. Hu, C. C. Mundt, E. Borromeo, H. Leung, and T. W. Mew. 2000b. Current status and prospects of mixture planting for the control of rice blast in Yunnan [A]. In T. W. Mew, E. Borromeo, and B. Hardy. eds., *Impact Symposium on Exploiting Biodiversity for Sustainable Pest Management*, 21~23. Kunming, Yunnan, China: International Rice Research Institute.

第 13 章 农业景观生物多样性的管理

H. Brookfield C. Padoch

农民管理的生物多样性有其极端性。一方面，他们大面积利用化学方法增加产量或保护单一作物的做法可能降低生物多样性；另一方面，种植多种作物并用树木将这些作物分隔开的做法会形成一个多样化的斑块状景观。本章与以前章节的内容有很大差异，主要是关于整个农场和农业区域尺度上的生物多样性管理，不仅包括农业生物多样性，也有自然和其他管理下的生物多样性。

本章也在更长的时间尺度上对农业景观的生物多样性进行了探讨。通过轮作、改良和管理作物刈割后的自然再生，保证了农民能够连续地进行作物生产。农民利用水分和土壤条件的季节性变化，形成多种植物种植模式，能够在不同季节生长。有时，农民在耕作过程中要处理土壤退化、盐碱化和水涝问题，可以通过改变管理实践来减轻这些问题，进而农民会为了更好地适应环境的波动性，使土地利用在空间上形成镶嵌性。所有这些农业实践的改良措施都会影响景观水平的生物多样性。本章的目的就是评估这些大范围的变化对生物多样性的影响，探讨并解释一些农业实践活动的科学意义并试图衡量其价值。

农业景观

近来有关生物多样性的工作大多集中于小区和细节分析上，但是基于生物多样性保护的调查工作常常是在很大区域上开展的，因为这些区域常被认为是具有特殊价值并可应用保护制度的地方。在更专门的农业生物多样性研究中，考虑农民有意识或无意识的选择是一个重要方面。因

农业生态系统中生物多样性管理

此，农场及农田、果园、菜园、休闲地和草场成为取样和调查的重要单元。况且农民本身就是一个多样化的群体。

生物多样性来自不同斑块之间、不同农场的农田和有农村自然社区的农场。如果我们关心农场生物多样性的维持，那么关注相互间有基因流动的异质种群就具有重要意义，因为这类种群易受其他因素影响而发生变化或被取代。所有要素在斑块间、农田或大区域的某一水平综合起来，就成为多样性结构出现的地方，也是实践管理过程中产生多样性，能观察各种要素的相互关系并且能被人们理解的地方。这就是景观，但是在开始论述本章的内容前，我们需要努力尝试用更积极的术语去定义景观。

作为一个科学当量，从其定性意义相反的一个特殊角度来看，要定义景观并不容易。景观是从 19 世纪末期的德国地理学进入英文科学体系，指对特定区域自然和人文景观的分析，有时是综合起来的一种分析方式。以前的分析依赖地图，现在依靠遥感手段，但是定义仍保留与可视地面水平相关的含义，因此景观被定义为在地形学尺度的范围之内。20 世纪 70 年代以来，生态学上斑块及斑块镶嵌状在进化中的作用被重视，因而景观在生态学中日益重要。Forman (1995:13) 给出了一个很有用的定义，即是将景观定义为本土生态系统和土地利用构成的整体，在大区域内以相似形式重复出现。根据生态和土地覆盖著作中的经验数据，景观面积可以从几平方公里到几百平方公里，在人口稀少缺乏景观历史描述的地区甚至更大。即使是小面积的区域也有动态的、微环境的多样性。适应多样性的多样化管理系统会形成土地利用格局的变化。

从单纯科学角度来看，景观水平多样性分析最普遍的目的，是衡量或估计人类在利用产生的变化及利用条件变化后造成的影响。因为巨大变化的发生，在 19 世纪，尤其是 20 世纪 50 年代后，这种分析变得尤为重要。伴随全球人口从 1850 年的 12.5 亿增加到 60 亿，人口增长成为变化的最基本驱动力。1950 年后农业科学技术的巨大变化，虽然在增产方面成效显著，但是也引发了严重的生态后果。无论是有无现代农业技术的地区，物种多样性和遗传多样性均大量丧失，这是大家的共识。

我们称之为传统农业后的不足 30 年时间里，污染、土壤流失和退

化、森林砍伐、景观同质性、基因流失、不适合机械化和化学处理地区的贫困，已经成为政策制定者和少数民族农民最关心的问题。在一些主要是新技术引起变化的地区，这些问题已经超过了以前的任何问题，并且由于人类的强度利用，这些问题愈加被广泛关注。

在欧洲，仅有 3% 的景观仍可被描述为自然植被，44% 的土地被作为农场管理，而早在 20 世纪 80 年代，土地退化和其他变化就成为公众关注的问题。20 世纪 90 年代，这种关注开始导致欧盟的普通农业政策发生了主要变化。

这些变化包括环境管理新标准的实施，也就是所有农场在实施有助于环保的管理实践过程中均会得到补贴，该计划特别资助农业环境项目。虽然参与者的水平差异很大，但该标准目前已在所有成员国中实施 (Piorr, 2003)。本次主要包括约 1/7 的农场，其中有 17% 的农田在 2004 年前接受过欧盟的一些农业环境类项目 (Bureau, 2003)。由于几乎全欧洲区域内都受到了人类土地利用的影响，必须从土地利用管理上寻找解决途径。因此一些农业环境项目所包含的不仅仅是降低家畜密度，而是更有建设性的措施，一些项目在改善或重新构建树篱和灌木篱时，将区域内保存的原有木本物种连接起来，打破自 1950 年来形成的完全裸露区域无限扩大的局面。这种做法的目的是在景观水平上恢复适宜斑块状生态环境中的生物多样性。

景观水平生物多样性的特点——欧洲和发展中国家

对多样性正在消失的事实虽然毫无争议，但是准确监测其变化仍然是研究人员面临的挑战。欧洲人准备将部分税收用于农业环境的恢复上，农民参与到农业环境项目中，并付给一定的补偿，这就产生了监测的需要。近年来，寻找合适的方法在景观水平上监测生物多样性变化的需求正在上升。虽然欧洲与本书中所涉及的发展中国家差别很大，但是欧洲土地利用的镶嵌性则非常复杂，并且在欧洲大陆上占很大比例，和北美等以广阔大景观为主的大陆更具相似性。因此调查主要在德国做的一些类似的研究工作是相当有价值的。

在一定范围内进行了一些调查。一些调查主要集中在：对土地在不同利用方式下生物多样性的编目，其中的一项研究是在一个自 20 世纪

农业生态系统中生物多样性管理

50年代开始给予阶段性管理的农场上进行的,毫无疑问,生物多样性随停止耕种后的时间延长而增加了(Waldhardt和Otte 2003)。为了避免这类标准编目工作中所涉及的时间和资金上的大量投入,调查中的大量工作在于寻找容易识别的指示物种,这样可以用于监测变化。尤其是集中在昆虫区系的监测上,如选择可以快速捕获的甲虫等(Duelli, 1997; Büchs, 2003)。取样是主要问题,一些方法集中在将景观再划分成栖息地类型区。景观结构,如果考虑到样地周围的管理对生态环境物种丰富度的影响,包括自然和镶嵌尺度,其本身就是一个有价值的替代指示指标(Dauber等, 2003)。

几年前开始的一项研究中,将TM影像与详细的生态环境制图相结合,形成了分层取样法(Osinski, 2003)。生态区域取样计划是利用卫星生成的土地覆盖数据,形成德国土地分类中最初的28个类,然后在28个土地类的内部抽取面积为 1km^2 的区域进行生态环境组分的详细分析(Hoffmann-Kroll等, 2003)。这项工作始于20世纪90年代中期,大约与大尺度的英国乡村调查在同一时期,该调查也采用了相似的方法,即建立在典型样地基础上,在全国范围内搜集信息的方法(Haines-Young等, 2000)。Opperman(2003)提出一个更加间接的,却是一种以完全参与式方法评价特定农场的生态管理,即主要利用农场空间的自然特点及其管理中出现的一些植物和动物区系中的指示物种。

近来有过一些对德国和瑞士研究工作的比较综述,其中Waldhardt(2003)和Waldhardt等(2003)主要集中在研究在有机体和景观指标结合的价值,这些指标可能指明了今后的方向。然而,构建指标时产生了许多问题,取样方法和评价都需要有高昂的费用。多数这类工作所考虑的物种集合和参考区域都很小,因此构建可能广泛用于农业环境区监测的指示物种,仍然要有一个漫长的过程。整个欧洲范围内,尽管有密集的区域性科学投入,已获得了大量有用信息,但是监测指标的研究,仍然处于开始阶段。正像Oecd(1997)指出的,为形成一套长期的有国际效力的农业景观指标,目前的工作仍然与最初提出的目标有很大差距。

替代指标仅能够用于审视发展中国家农业系统、气候、生物和非生物环境中的问题。栖息地多样性和景观格局虽然很重要,但是仅有少数国家掌握遥感解译和地面调查所需的技术及资源。尽管他们的

解译能力有限，但是已在文献中找到了 50 个或更多的生物多样性的量化指标，但多数是几年前构建的，目前仍然是农业或自然区域中可以获得的能使用的生物多样性分类的唯一工具）Whittaker, 1972; Magurran, 1988）。

基于农业管理使用的多样化策略，可以支持甚至加强生物多样性的假设，因此开始了有 12 国的人、土地管理和环境变化（Plec）项目。该观点在欧洲获得广泛支持，主要是截止到 20 世纪 50 年代，在现代农业技术开始前，近千年的农业实践对欧洲农业影响，使欧洲大陆形成了栖息地的动态镶嵌性或生态斑块，这不仅增加了物种多样性，也增加了栖息地的结构与功能多样性，也许还包括动物和植物种的遗传多样性（Waldhardt 等，2003）。Plec 项目被授权进行生物多样性编目，该工作是所有示范区都必须记录的生物多样性，并且在 1999 年建立了这项工作的取样方案（Zarin 等，2002），随后设计了数据库（Coffey, 2000）、相关指数（面积总和）和多样性指数的详细计算方法（Coffey, 2002）。Plec 仅关注维管植物的多样性，没有考虑任何水平的动物区系。

完全的分层随机取样即便在欧洲也办不到，因此我们的取样方法和随机相比有其目的性。它经历了三个阶段，在 12 个国家中，1/7 的景观区域（示范生态环境区域）被选中用于代表已建立起联系、并已开始实施项目的农村或农民群体。景观范围从 10 km² 到 100 km²，甚至是国家大小，通常此样地在最后确定前，主要考虑的是设在曾经开展过调查工作的横切面内。在这些景观中，主要的土地利用级别是以粗浅通用的地面覆被物为首要判定方法。因为我们研究的工作区域，很大范围上是在过去或目前进行轮作的区域中实施的，强调了土地覆盖变化的不确定性，我们称此为土地利用阶段。在 12 国中，确定了 27 个这样的阶段，根据相似性或可比性原则，包括平缓的边界，可以将其归成 7 类（Pinedo Vasquez 等，2003a）。

在这些大级别的类中，我们寻找类型特点或生态环境的集合组装特点。因为如果强调按照农民的管理实践定义，我们称它们为地块类型，虽然它们也包括不同的管理实践及不管理的休闲阶段或林地阶段。实际的取样区域是在这些地块类型内，以有偏方式进行取样，强调最大程度的表观多样性，特别是在以家庭为单位的土地耕作地块上收集其他信息

农业生态系统中生物多样性管理

(Guo 等, 2002)。在这些样地内设置样方, 并进行植物种类的数量统计(记名样方)。同时要详细收集有管理实践的样地周边的记名样方的生物多样性信息(Brookfield 等, 2002)。庭院花园和地块间的平滑边界, 需要单独取样, 并且用不同的方法处理(Zarin 等, 2002)。

PLEC 的生物多样性评价主要是基于地面评价, 只有局部样地有航片和遥感影像。系统设计是为了充分利用有限的人力和财力资源。Plec 的目的是研究农民的管理实践及其产生的影响。这类工作的开展必须与农民紧密合作。在方圆几平方公里的小区域内, 如位于坦桑尼亚的 Meru 山, Kaihura 等(2002)建立的土地利用顺序(案例 13.1), 没有发现什么, 因为这个地区一年种植三茬, 农田的作物组合每几个月就变更一次。作物成分是农田类型的一个重要的特性指标, 记录了大量的其他信息, 包括土地所有者、农民年龄和其资产状况, 坡度, 肥力等级, 氮、磷、钾的亏缺情况, 耕作类型, 耕作工具, 饲养家畜种类和饲养状况, 杂草和病虫害控制方法, 控制侵蚀, 土壤含水量和排水的方法等。1999 年对一个农场的 12 个农田类型进一步的调查发现: 农民使用 10 种不同的粮食和现金作物类型, 6 种树及超过 10 种的药用植物来控制 30 多种病害, 有 17 个用于繁殖和出售的苗圃, 6 种蔬菜、18 种水果和 7 种园艺植物(Kaihura, 2002:136)。这种管理的多样性给农业生物多样性赋予了丰富的内涵。

尺度是需要考虑的重要方面。如果栖息地类型或农田类型在很大的空间尺度上重复, 这是很难从土壤利用阶段上辨别的。虽然从不同的植物区系组成上也可以辨别, 但它们通常是由农民管理实践的差别所决定。东南亚大多数地区主要有 4 种农田类型: 进行轮作的池塘灌溉农田, 定期休闲的旱作农田, 种植和管理的农用林地或林场, 同时家里的花园实行持续的集约化管理。每一类型的利用方式都构成一个土地利用的阶段, 但又可按照作物种类或管理的不同划分亚类。同样, 在西非的 Fouta Djallon of Guinée 地方, 除小面积的林地和未培育土地外, 所有土地可以被分成 3 个土地利用阶段: 一贯并每年都强度培育的土地、粗放经营并经常性与休闲相结合的土地, 小面积的种植和管理的农用林地。仅在 Fouta Djallon 地区单一乡村水平上, 这些就可以划分为很大数量的土地亚类及亚类间的平缓边缘地带。两种分类水平都是有效的, 并且都与根据特性目标所选择的整个景观相关。

案例 13.1 坦桑尼亚 Arumeru 地区的 Olgilai/Ng' iresi 土地利用极端和土地类型的描述

土地利用阶段	农田类型	农田类型描述
天然林	干扰最小	Mount Meru 山麓顶部, 不可利用, 因为山体陡峭, 并有深的纵切山谷。坡度为 50%~85%; 湿润热带气候; 一些野生动物; 保护区
	轻微干扰	Mount Meru 山坡上部; 用作木材、薪柴和药用植物; 距离村庄远和山体陡峭限制了其利用。坡度 15%~35%; 热带湿润气候, 野生动物少
	高度干扰	锥形山顶有时用于休闲; 用作木材、薪柴和药用植物。村庄控制树木砍伐, 但是最有经济价值的树种和灌木已经收获了
人工林	松树和短期作物	清除天然林后种植松树; 玉米和豆类通常与白菜和马铃薯轮作; 作物组合和排列由于农民和季节而有差异。坡度是 10%~20%
	柏树和短期作物	种植柏树, 作物系统类似于松树耕作系统
	种植桉树	清除天然林后, 仅种植桉树
农业林	作物和树木	作物和树木按照农场大小、季节、农民喜好形成复合系统; 咖啡、香蕉、树木复合玉米和豆类最为典型 各种变化的坡度
	玉米和豆类复合林木	玉米和豆类间作, 树木作为边界和轮廓; 最有经济价值的作物占据的面积最大
	马铃薯和蔬菜轮作	一年中的第一季种植商业马铃薯, 随后种植白菜, 第三季休闲
	玉米	单作玉米
	马铃薯	单作商业作物马铃薯
	农场边界	用树木、灌木和攀援植物形成边界围栏及分隔不同地块。这些种有多种用途, 但是多数都有刺, 防止穿越
	种植区边界	农场内地块间的分隔有沿着边界的作物秸秆、杂草垛以及有经济价值的灌木和攀援植物, 这些可以分解并能改善土壤肥力
	家庭菜园	在住地附近种植当地或引进的蔬菜。通常在平坦、坡度不大并有灌溉的地方

续表

土地利用阶段	农田类型	农田类型描述
水源	小型集水区	划出的面积小于 30 m ² 的区域防止水分渗漏；种植多年生木本植物和香蕉，树木不收获；限制穿行取水；为社区共有
休闲	恢复性休闲	公共或个人种植区域为培肥地力暂时不耕种。陡峭到中等陡峭坡地
	草场、游憩地或休闲地	休闲的土地或家庭游憩的地方；可以放牧山羊
	围封地和割草地	围栏放牧奶牛或进行交配的草场（如公牛）；也可以作为割草的饲料地

* 资料来源：Kaihura 等 (2002:155)。

农民和其他生物多样性使用者

无论景观是一个很大的区域，还是仅有单一群落的地域，农场都是通过生产管理而获得生物多样性的单位。农民很少只管理单一类型的土地或是仅有唯一的土地利用阶段；其中通常包括自然森林、种植林地、水体以及耕种草地和这些土地类型间的边缘地带。休闲地可以是经过管理的，也可能是没有管理的，它通常是能够提供可以收获的资源。在景观水平衡量和记录多样性不仅需要得到土地所有者或使用者的认可，还需要他们积极的合作。甚至是公共的荒地，也必须向使用这些资源的人学习。

在 PLEC，我们广泛使用的农业多样性概念，是由 Brookfield 和 Padoch (1994) 首先提出，多数景观都经历了与自然相对应的栽培区划，因而形成了相互关联的农业生物多样性、管理多样性和生物环境多样性，把它们综合到一起就是上下文所指的四度空间，我们也称其为管理多样性 (Brookfield, 2001; Brookfield 等, 2002)。后一个术语还需要解释。无论其是否能够赚钱，农场是一个和企业类似，具有特定相互关系的经营企业，是社区的高级形式，是当地、区域、国家和全球经济的一部分。和其他企业一样，它是嵌套于大的社会和经济系统中的一个社会经济系统。Blaikie 和 Brookfield (1987) 称农场的经营者是土地管理

者。即便是他们自己，也必须要在一个特定的系统中工作，并且需要决策生产哪类作物和家畜。农民或家庭农场为了达到生产目的必须做年度、月度和日生产计划。农场间的差异很大，农场经营者的资源和技术也差异显著。

这是多样性的中心部分。它包括存在于农场所有者、租赁者和经营者间，资源固有特性限制和农场的劳动力总数等方面的多样性。基本要素包括劳动力、家庭大小、家庭资源特有差异和依靠农场外雇工情况等，也包括在农场工作的年龄群体和性别关系、依靠农场本身而不是外部资源的支撑，农场的空间分布，农场间的相互援助和获得土地的农民间的差异性。资源所有制、资源所有者能够利用的条件，也就是 Leach 等（1999）所描述的环境权利是至关重要的基础。组织多样性涉及到所有资源管理，包括土地、作物、劳动力、资金和其他输入品等。

无论什么样的土地所有权条件，在资源最大负荷期间，有技能的工人都有形成简单组织的需要，但是这在有关农业发展的文献中往往被极大地低估。这种从单作到两作甚至三作的变化，使绿色革命成为可能，因为绿色革命对这些技能需求很大。此时，农民在如何管理他们的资源和劳动力方面，很少接受指导和教育，他们都是通过自学而获得这些技能的。组织多样性具有高度的动态性，农民有时会在短时间内，根据环境改变劳动力和资源的组织方式，很快会对与生产力相关的、需要新方法的信号作出应答。

这方面做的最好的专家型农民往往不是社区的政治或社会领导者。在中国进行的 PLEC 项目，发现了一个引人注目的改革家，名叫李大一，以前主要是在从事狩猎和作物耕种间相互转换。20 世纪 80 年代，他为驯化从森林里发现一种稀有而珍贵的木材——普文楠（*Phoebe puwenensis*）产生了兴趣。虽然不懂植物学建植的方法，他在两年内成功地获得了可存活的该树种的实生苗。1983 年，他将 0.13hm² 集体分给他用于种植玉米的土地变成了玉米与树苗间作的种植地。在 PLEC 的支持下，他将其技术推广到 95 个村庄的农民手中（Dao 等，2003）。

在过去的几年中，生活在遥远的巴布亚新几内亚的村民们已经修改了他们的与现金作物相结合的固有种植系统。一些在园子里种植洋芋的农民，往往在第一、第二年期间同时种植可可或咖啡幼苗。直到 20

农业生态系统中生物多样性管理

世纪 90 年代前, Robusta 咖啡始终是这个地区唯一的现金作物, 这是由推广组织在 20 世纪 60 年代引进的, 在次生林包围和银合欢遮阴的小区中种植, 平均每个小区 150 株。开始于 20 世纪 60 年代的狂热, 使农民几乎不种植其他咖啡类型, 所有家庭都至少种植 Robusta 咖啡一二个小区。然而, 1990~2001 年间, 种植了超过 7 万株可可树。在这种情况下, 由于新情况而需要耕作制度有一定的调整。在以前三年种植制度的最后阶段, 小区被杂草占据, 但是目前引进的这些匍匐地面的甘薯有效地控制了杂草。休闲地中的树和高草现在也没有杂草, 并种植南洋樱 (*Gliricidia*) 为给可可遮阴。这样就将种植粮食作物生产转变成了现金作物园。在农民争辩了 20 年后, 他们会清除可可, 再次种植粮食作物。农民知道清除可可、南洋樱、银合欢然后种植粮食作物相当林地 20 年的休闲。因此这个实践的结果将不是降低粮食生产, 而是有可能在 20 年后, 导致自然演替的休闲地物种大量流失, 虽然其中有很多是使用者自己收集的。农民虽然意识到了这个问题, 但是认为这种丧失不严重, 因为并不是每块被开垦种植粮食的生态环境都会变成马铃薯或可可。他们不会用劳力去收获、加工这些可可或咖啡 (Sowe 和 Allen, 2003)。其他许多类似的例子也能引用。现代社会中最著名的例子是西非加纳南部出口业的创造, 1890~1920 年间, 有魄力的移民农民在次生森林中建植了大面积的可可, 为便于其土地的殖民管理而从其他人那里购买土地, 因而形成了新的土地使用制度 (Hill, 1963)。本章后面部分, 我们会描述在巴西亚马逊的农民如何对价格作出响应而将粮食作物系统转变成农林系统。这种活动类型将改变整个景观的生物多样性。

还有其他生物多样性的使用者与农民不同。摆脱一切限制的牧师, 在一年的不同时间, 可以使用不同的景观, 其中一些人以与农民形成契约的方式, 在农民的休闲地上放牧家畜。这在西非的萨旺那区域是非常广泛的一个实践。Toulmin (1992) 描述了在 1970~1980 年期间, 马里北部 Bambara 村的家庭为了吸引游牧的富拉尼人而如何用手打井, 因为一旦富拉尼人的家畜在有水井的农田里宿营, 就会产生厩肥而增加粮食产量。但是村民必须确保留住他们的客户, 如果富拉尼人在附近定居, 他们就自己打井而不进入他们的农田。为了保持这种资源通道的安全性, 在 Bambara 需要进行大量的组织工作。

在定居的人口中，一些人很少有土地或根本没有土地。他们可以依靠的是公共土地资源或是景观区域中的任何地方。他们赖以生存的粮食根本不是耕种获得的。案例 13.2 的资料来源于孟加拉国政策发展研究中心的 Farida Ahkter 在蒙特利尔发表的一篇文章，主要从地理角度描述了穷人区最穷的人如何依赖生物多样性。

案例 13.2 孟加拉国农村最贫困地区的农业生物多样性和生计策略

在孟加拉国农村，穷人依靠自然的、没有经过培育的食品生存和维持生计的事实是众所周知的。但是这种依赖的本质是什么？我们的研究通过收集他们居住的土地、水体和森林中的植物，探究了穷人使用食品的匮乏。但我们问村民，穷人住哪里？答案是“混乱”（Chak），意思是在其他的耕地或远离公路。6~8 月的几个月，他们在甘蔗田里忙着为农民收获甘蔗。在 Agarhayan, Poush 和 Magh 的季节中，他们忙着为农民收获马铃薯和水稻田准备秧苗。他们可以因为这些劳动得到一些钱，主要用于油、盐、学费和偿还债务等。但是，他们的报酬也可以用部分马铃薯作支付，并收集不再需要覆盖的马铃薯田里的秸秆用作薪柴。他们将捡农民田里的黄麻叶子来吃，沿着水稻田边收集多叶植物，并且将其中的一些卖掉。他们会卖掉散养鸡的鸡蛋去买大米，捕捞水中的小鱼作为每日食物。这是这些穷人的生活方式。

确保他们获得这些食物资源，能够应对挑战，最适宜方法是什么？建立在少数作物基础上的农业发展，由于杀虫剂和单作等广泛使用的农场实践，使穷人不能得到足够的未耕种食物资源，因而这种农业发展模式并不能充分补偿其给穷人造成的损失。这种农业模式也不能补偿公共财产制度和授权人们使用这些食物资源的社会惯例的流失。分析这些未经培育食物在孟加拉国食品安全中的贡献说明，适宜的水平是将获得这些食物资源扩大到群落景观，而不是将其仅仅局限在个体植物种、农场或后院。依靠多样性基础上的农场系统、保护农村土地而不使用杀虫剂和公共土地围栏等实践活动的简单推动，也能保证获得大量未经耕种的食物资源。与基于耕地的培育植物的农业定义的更多局限性相对比，这种策略可以称为景观培育。农业改良应该在更广泛意义的背景上继续提高群落承载力，以产生和维持生物多样性食物系统需要的条件。最后，生物多样性不是培育，也不是培育的生物多样性农业生态系统。

资料来源：Farida Ahkter, the Centre for Policy Research for Development Alternatives, Bangladesh.

时间尺度

无论是从农业生态系统中发现生物多样性还是系统以外发现的，生物多样性总是处于一种流动状态。温带地区的季节性变化，农民的轮作顺序、短期农场和随后的休闲，都可能是北方农业随时间变化的常见类型。但是热带小农体制下的时间复杂性，通常是科学家不熟悉或很少能理解的，也常被政府忽略或指责。

通常研究的典型小农户模式，即砍烧和游耕的农业种植业系统中涉及到管理的复杂时间变化和高水平的生物多样性。热带-亚热带中，几乎所有形式的小农户农业都是高度变化的，但他们通常以两种利用方式交替为特点，即刈割、火烧的方法清除土地，然后是一个较短的精细作物种植阶段与多年的森林或灌丛休闲地阶段交替。直到最近，才逐渐不以砍烧制度中作物的集约化管理为特点，而是将休闲阶段理解为临时性的弃耕。它是假设这部分在该循环中，在耕种、清除杂草和多数作物收获后，所有动植物的管理活动都停止，直接来源于小区的经济效益很少。实际上，休闲过程中的农田常常可能会恢复到完全的自然植被。

过去几十年的研究，尤其是在南美和东南亚进行的研究，表明另外一种结果。正在有越来越多的研究证明：虽然砍烧地管理可能随时间而发生剧烈波动，但是许多小区从来没有被真正弃耕过，因此很多轮作系统更准确地被描述为农林业循环。即使很大面积的植被看起来像野生或自然植被，主动而有技术性的管理虽然不容易察觉，但是仍在继续，因而会束缚生态环境中动植物种类和频率。在植物范畴内，尤其是休闲地上的植物，实际上这些植物仍是被耕种过的，有时通常难于或不可能被确定。同时，取样种类可能不会发生变化，野生或栽培比例，可能转变为自然重建植被和自然入侵者，或在休闲地精细管理后的几个月或几年中，最终被栽培植物代替。

由于经济压力正在上升，处于热带的亚洲地区和世界上其他地区农村人口逐渐增加，砍烧已经成为主要的生计方式。砍烧-休闲地管理经历了与这些转换相关的剧烈变化。该循环中所有阶段的管理，变得更加精细和可见，以市场为导向的物种管理成为其特点。由于农林业经常是以橡胶树、水果和速生林为主导，这类强度砍烧-休闲系统目前仍

在变化。另外，超强度但仍是复杂的循环系统，包括有经济价值的灌木，甚至是草本豆科植物为主的休闲地（Cairns，2006）。

我们如何能准确测量砍烧—休闲农林系统中的持续变化的生物多样性？研究单元广阔的景观和包括各种管理水平下成熟的农田及休耕地，就可帮助研究者获取这种农业格局中多样性的丰富度和复杂性。在时间尺度上取样，是能够获得随季节性和其他变化结果的理想方法。Plec 项目中发现在每一个地区，研究者都必须灵活地调整其研究方法以求和当地条件相适应。并且，他们必须理解，如果长期研究和重复取样做不到时，其研究数据就有局限性。

时间复杂性有多种形式，因此对于研究者来说会出现很多困难。在亚马逊河的冲击平原，Plec 有几个研究地点，地块每年经过陆地和水体两个阶段。农民的地块随着每年河流的洪水而消失；在秘鲁，通常河水会涨到 10m 高，洪水退去后几个月出现农田，在目前和未来的农业利用上，这些农田的植被盖度、地块大小、土壤类型和其他特性等都是变化的。对于研究者来说，这些问题的复杂性在于地块在水下时，其生物多样性变化剧烈，虽然看起来常常像是只通过一个不同的水体阶段而不进行生产。例如，在秘鲁的 Muyuy，许多 Plec 项目中，冲击平原的农民，会通过管理河边和湖边植被，包括能结实的果树，使其不仅在陆地阶段能够为人类生产水果，而且在洪水季节能够吸引鱼类（Pinedo-Vasquez 等，2003b）。对农业研究人员来讲，亚马逊地区农民形成的水体和陆地阶段的多目标性管理，很难被发现，也不能引起共鸣，其生物多样性组分的确很难衡量。

在整个热带，在一个独立地块上同时管理具有多种功能的农业、农林业和林业资源，对一个小家庭企业来讲是很普通的。尽管他们的方法很深入，但是这些方法在文献中很少被提到，似乎对大多数研究者来说根本就见不到。许多农民在农田里种植几个月后就可以收获的一年生作物，同时也在农田里间作 30 多年后收获的树苗。树苗可能是自然入侵的或是有意种植的，也可能是从临近的森林和花园里移栽过来的。种植的粮食作物在除草和收获时，很少注意生长缓慢的树木，而只是匆匆清理和偶尔修剪一下。热带小家庭农场中非机械化自然状态的持续使多样性成为可能。当地农民了解他们农田里的每一个角落中生长的机体及其组合的生长特性，包括其特殊性和局限性，这些知识使复杂的管理有利

农业生态系统中生物多样性管理

可图。案例表 13.3 显示了在巴西亚马逊冲击平原，这种管理过程的最后结果，从砍烧阶段后种植有价值树种的树苗开始，经历地块休闲阶段后，最后形成成熟的森林。

主观能动性很容易被曲解，尤其是被农民或社区管理的、多样性丰富的系统，这些系统是明显低产或者具有截然不同的文化特征。人类学家 Fairhead 和 Leach (1996) 在几内亚的工作说明了这一点，如今已经成为经典案例。他们描绘的通常被大家认可的情形是：Kissidougou 省现有的农田、森林和草地，曾经处在长期变迁中。然而官方和当地对 Kissidougou 省已经发生的那些变化和人与森林相互作用的自然本质在理解上完全不同。如果接受当地有关生物多样性的形成原因的争论，即“在景观上定点取样获得的多数生物多样性和大面积的森林的出现很大程度上是由人造成的”，那么区域农业生物多样性的测量和人类对当地景观形成的作用，这在本质上与肯定提前砍伐森林的竞赛游戏的这个假设是相反的。有效利用航空摄影和遥感等现代技术以及早期的生态环境描述，Fairhead 和 Leach 确定了当地的解译标志。

在世界的另一端，Yin (2001) 显示了中国云南农民仍旧保留的砍烧法极大地改变了他们的系统，一些变化是最近发生的，有一些变化是很久以前就有的。作物和栽培方法已经改变了，轮作时间变短，建立的轮作方式能够维持这些土地短期轮作的肥力，引进现金作物或开发以前只用于维持生活的植物的现金用途，甚至结合了梯田形式。然而，尽管这个系统已经形成很强的适应性，并且其适应性仍在持续加强，但是官方和许多科学家继续将所有推行砍烧法的农民视为原始，而其做法应该被很快替代。只有现代农林生态学评价才开始真正对传统技术的优势有了新的理解，这虽然是迟来的理解，但是仍然在持续上升。

小家庭农业生态系统中经常出现逐渐增强的变化，且各步骤间看起来相互脱节 (Doolittle, 1984 ; Padoch 等, 1998)，这些相互脱节的措施，增加了多样性测量的复杂性和模糊性。劳动力的限制和巨大的环境变化使农村家庭可获得的其他资源产生了变化，导致长期接触到的农场发生变化。在农业的边缘环境中，增加可耕地需要时间和劳力的集约化经营。例如，在印度尼西亚西部加里曼丹省的海岸，将泥炭沼泽地转变成高产的可可园或红毛丹园，甚至建植成盈利高的果园，这需要花很多年挖沟、排水，建植并毁坏已经种植的几种水稻。在该区域一个典型的景

案例 13.3 巴西亚马逊低地两个生态环境森林阶段的生物多样性

我们在两个生态环境中发现，林地面积是小农户土地所有的一部分，是开始于农田阶段、连续休耕和森林阶段等连续管理实践的结果。10hm² 抽样样地的详细目录清单（Mazagão 5hm² 和 Ipixuna 5hm²）表明物种丰富的多样性（案例表 13-1）。

在两个地点中，森林均包含很高的物种丰富度和均匀度。但是，Mazagão 森林中的平均物种数量（51）略高于 Ipixuna 森林的平均物种数量（36）。相比较而言，Ipixuna 的取样森林中的树木数量（平均 1 117）更多，高于 Mazagão（平均 1 014）的数量。这些结果反映了这两个生态环境中小农户的管理历史和资源提取物实践。在 Mazagão，人们更热衷于森林活动，他们趋向于不断增加森林中需要的木材、药用植物和水果等种类。Ipixuna 的农民则热衷于农林业和采集水果、药用产品，而不仅仅是木材提取物。

尽管 Mazagão 和 Ipixuna 居民在森林用途和管理实践上有差异，但是两个地方的森林都表现出高度的多样性或利农指数。基于多样性指数的估计，Mazagão 森林（平均 $H'=2.59$ ）比 Ipixuna 森林（平均 $H'=1.77$ ）有较高的多样性值。这些结果与其他地区报道的森林区域的利农指数相似，如 várzea 河口的冲击平原（Anderson 和 Ioris，1992）。

虽然 Mazagão 森林的物种丰富度高于 Ipixuna 的森林，但是两种最有商业价值的物种（*Euterpe oleraceae* 和 *Calycophyllum spruceanum*）均是连接生态环境中的最主要的建群种和优势种。这表明，人们鼓励森林中这些树种和其他有价值的树种的建植和生长。类似地，两个生态环境中木材、水果和药用物种的大量出现反映当地居民的管理强度和频率。调查资料也表明，人们对商业价值较低的几个物种保持比较低的个体数量。在这些物种中有一些先锋物种，如 *Cecropia palmata* 和 *Croton* sp.，它们在吸引大型狩猎动物上具有重要地位。

案例 表 13-3 森林样品的多样性，对种数、个体数和香农系数（H）的比较

样品小区	Mazagão			Ipixuna			
	种数	个体数	H	样品小区	种数	个体数	H
1	48	892	2.96	6	26	623	1.66
2	55	1 096	2.66	7	41	1 032	1.91
3	54	1 118	2.43	8	38	1 610	1.68
4	45	778	2.66	9	43	1 696	1.80
5	55	1 322	2.26	10	34	923	1.80

估计其重要值指数，表明在 Mazagão 和 Ipixuna 森林中发现的 8~10 个最重要的物种是产生商业价值的产品。在管理休耕地时，人们也按照相应的特殊环境和经济条件，采用和发展新的管理技术。经济上重要物种的丰富度和优势度，是小农户通过应用管理措施保持并促进不同光照和环境条件下物种重建的基础。例如，多数农民进行收获前的管理实践，以避免对森林的过度损害，因此可以优化生产。在最近的收获前管理实践中，比较有创新性的是在砍伐木材前，撒播种子或种植有价值物种的实生苗。多数实生苗是从森林的其他部分收集来的，但是 Andiroba 红木 (*Carapa guianensis*) 的树苗主要是在家庭花园生产的。

资料来源：Pinedo-Vasquez 等 (2003c : 69~71)。

景观可能包括用途变化、管理和多样性差异形成的许多斑块地。所有该区域镶嵌景观的组分都是由于小家庭林-作物系统多样性、复杂性和动态性等特点形成的。加里曼泥炭沼泽的内陆区，发生了从一个系统变成另一个系统的案例，这种变化是不连续的，并且增加了一些表面上令人费解的过程。Padoch 和其他研究者记录了 Dayak 村民从砍烧农场的丘陵地种植水稻变成灌溉水稻田栽培的过程 (Padoch 等, 1998)。这个变化过程引发了许多变化各异的中间过程，这些中间过程的生产力和外貌均不一致。在这个动态系统中，对于希望更精确表达丰富度的科学家来讲，农业生物多样性的研究更具挑战性。

结论

景观尺度的生物多样性在测量和解释上均出现一些争论。因为在该尺度上的综合调查在逻辑上是不可能的，取样设计的自然性就成为最重要的方面，且它还会产生很多困难，尤其是对巢式样方的定义。一个极有目的性的要素往往都是引进的。Plec 项目中，我们在土地类型中选择地块，且在這些地块以及全部家庭花园中综合做样方。在欧洲的工作，力图寻找合适的指标，以克服扩大景观调查时的尺度问题，但是并没有找到可以普遍应用的指标。因为估计改善管理的成功性是目的，因此在农业组分中选择与结构方面相关的生物指标和特定条件下可能发生的管理特性相结合。这个方法修正后可在发展中国家使用。

然而，用能理解的科学方法来衡量它是很困难的，令人瞩目的景观

尺度对于理解许多小家庭农场农业生物多样性的力度是必须的，尤其是在发展中国家。如果不是直接种植的大部分管理，都会在这些管理系统的边缘发现多样性，如果沿着管理系统这个路径，在房屋间和沿着河道的地方都能发现多样性。正常收获这些斑块植被，其生产的水果被食用、销售和用来满足其他多种经济需求。当农民缺少了多样性的这些无形资源时，他们的膳食和收入常会下滑，他们应对气候或经济干扰的能力常会丧失。

农民生物多样性管理的时间因素也产生了一个大问题。已经详细讨论过：每年淹没的洪积平原上水体和陆地交替出现，但是更大的议题是：在一个土地利用阶段上，有目的管理产生的对后期该土地利用中生物多样性的调整的影响，或者是使生物多样性向另外的发展方向转变，因此有目的的土地利用变化会导致生物多样性的差异。这些结果是理解景观水平管理效果的核心，它们揭示了管理可以对生物多样性产生多大的影响。本章已讨论过管理对生物多样性的改变，既包括有目的的影响生物多样性，也包括通过借助生产需要而间接的引起生物多样性的变化。出现持续生物多样性流可以作为一个中心结论，它是引起其他所有问题的关键，也就是保存植物、植物组合和管理景观的静态基况。

注释

α - 多样性是在生态环境或样方内的多样性（如本地多样性）； β - 多样性是生态环境间种类的变化（如物种转化）； γ - 多样性是所有生态环境结合起来的景观多样性（如区域多样性）。

参考文献

- Anderson, A. and E. Ioris. 1992. The logic of extraction: Resource management and resource generation by extractive producers in the estuary. In K. Redford and C. Padoch, eds., *Conservation of Neotropical Forests*, 175~199. New York: Columbia University Press.
- Blaikie, P. M. and H. Brookfield. 1987. *Land Degradation and Society*. London: Routledge.
- Brookfield, H. 2001. *Exploring Agrodiversity*. New York: Columbia University Press.
- Brookfield, H. and C. Padoch. 1994. Appreciating agrodiversity: A look at the dynamism and diversity of indigenous farming practices. *Environment*, 36(5):6~11, 37~45.

农业生态系统中生物多样性管理

- Brookfield, H., M. Stocking, and M. Brookfield. 2002. Guidelines on agrodiversity assessment. In H. Brookfield, C. Padoch, H. Parsons, and M. Stocking, eds., *Cultivating Biodiversity: Understanding, Analysing and Using Agricultural Diversity*, 41~56. London: itdg Publishing.
- Büchs, W. 2003. Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture: Introduction and background. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:1~16.
- Bureau, J. C. 2003. Enlargement and Reform of the EU Common Agriculture Policy: Background Paper [mimeo]. Washington, dc: Inter- American Development Bank.
- Cairns, M. 2006. *Voices from the Forest: Farmer Solutions Towards Improved Fallow Husbandry in Southeast Asia*. Washington, dc: Resources for the Future Press.
- Coffey, K. 2000. *PLEC Agrodiversity Database Manual*. New York: New York Botanical Garden for the United Nations University.
- Coffey, K. 2002. Quantitative methods for the analysis of agrodiversity. In H. Brookfield, C. Padoch, H. Parsons, and M. Stocking, eds., *Cultivating Biodiversity: Understanding, Analysing and Using Agricultural Diversity*, 78~95. London: itdg Publishing.
- Dao, Z., H. Guo, A. Chen, and Y. Fu. 2003. China. In H. Brookfield, H. Parsons, and M. Brookfield, eds., *Agrodiversity: Learning from Farmers Across the World*, 195~211. Tokyo: United Nations University Press.
- Dauber, J., M. Hirsch, D. Simmering, R. Waldhardt, A. Otte, and V. Wolters. 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: Matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:321~329.
- Doolittle, W. E. 1984. Agricultural change as an incremental process. *Annals of the Association of American Geographers*, 82:369~385.
- Duelli, P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62:81~91.
- Fairhead, J. and M. Leach. 1996. *Misreading the African Landscape: Society and Ecology in a ForestSavanna Mosaic*. Oxford, uk: Clarendon Press.
- Forman, R. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Guo, H., C. Padoch, Y. Fu, Z. Dao, and K. Coffey. 2002. Household- level biodiversity assessment. In H. Brookfield, C. Padoch, H. Parsons, and M. Stocking, eds., *Cultivating Biodiversity: Understanding, Analysing and Using Agricultural Diversity*, 70 ~125. London: itdg Publishing.
- Haines-Young, R. H., C. Barr, H. Black, D. Briggs, R. Bunce, R. Clarke, A. Cooper, F. Dawson, L. Firbank, R. Fuller, M. Furse, M. Gillespie, R. Hill, M. Hornung, D. Howard,

- T. McCann, M. Morecroft, S. Petit, A. Sier, S. Smart, G. Smith, A. S. Stott, R. Stuart, and J. Watkins. 2000. *Accounting for Nature: Assessing Habitats in the U.K. Countryside*. London: Department of Environment, Transport and Regions.
- Hill, P. 1963. *The Migrant Cocoa-Farmers of Southern Ghana: A Study in Rural Capitalism*. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Hoffmann- Kroll, R., D. Schäfer, and S. Seibel. 2003. Landscape indicators from ecological area sampling in Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:363~370.
- Kaihura, F. B. S. 2002 . Working with expert farmers is not simple: The case of plec Tanzania. In H. Brookfi eld, C. Padoch, H. Parsons, and M. Stocking, eds., *Cultivating Biodiversity: Understanding, Analysing and Using Agricultural Diversity*, 132~144. London: itdg Publishing.
- Kaihura, F. B. S., P. Ndoni, and E. Kemikimba. 2002. Agrodiversity assessment and analysis in diverse and dynamic smallscale farms in Arumeru, Arusha, Tanzania. In H. Brookfi eld, C. Padoch, H. Parsons, and M. Stocking, eds., *Cultivating Biodiversity: Understanding, Analysing and Using Agricultural Diversity*, 153~166. London: itdg Publishing.
- Leach, M., R. Mearns, and I. Scoones. 1999. Environmental entitlements: Dynamics and institutions in communitybased natural resource management. *World Development*, 27:225~247.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton, nj: Princeton University Press.
- OECD. 1997. *Environmental Indicators for Agriculture*, vol.I, Concepts and Frame-work. Paris: Organisation for Economic Cooperation and Development Publications Service.
- Opperman, R. 2003. Nature balance for farms: Evaluation of the ecological situation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* ,98:463~475.
- Osinski, E. 2003. Operationalisation of a landscapeoriented indicator. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:371~386.
- Padoch, C., E. Harwell, and A. Susanto. 1998. Swidden, sawah and in- between: Agricultural transformation in Borneo. *Human Ecology* , 26:3~20.
- Pinedo-Vasquez, M., K. Coffey, L. Enu- Kwesi, and E. Gyasi. 2003a. Synthesizing and evaluating plec work on biodiversity. *PLEC News and Views*, NS 2:3~8.
- Pinedo- Vasquez, M., P. P. del Aguila, R. Romero, M. Rios, and M. Pinedo- Panduro. 2003b. Peru. In H. Brookfi eld, H. Parsons, and M. Brookfield, eds., *Agrodiversity: Learning from Farmers Across the World*, 232~248. Tokyo: United Nations University Press.
- Pinedo-Vasquez, M., D. G. McGrath, and T. Ximenes. 2003c. Brazil (Amazonia). In H. Brookfield, H. Parsons, and M. Brookfield, eds., *Agrodiversity: Learning from Farmers Across*

农业生态系统中生物多样性管理

- the World*, 43~78. Tokyo: United Nations University Press.
- Piorr, H-P. 2003. Environmental policy, agri- environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:17~33.
- Sowei, J. and B. Allen. 2003. Papua New Guinea. In H. Brookfield, H. Parsons, and M. Brookfield, eds., *Agrodiversity: Learning from Farmers Across the World*, 212~231. Tokyo: United Nations University Press.
- Toulmin, C. 1992. *Cattle, Women and Wells: Managing House hold Survival in the Sahel*. Oxford, uk: Clarendon Press.
- Waldhardt, R. 2003. Biodiversity and landscape: Summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:305~309.
- Waldhardt, R. and A. Otte. 2003. Indicators of plant species and community diversity in grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:339~351.
- Waldhardt, R., D. Swimmering, and H. Albrecht. 2003. Floristic diversity at the habitat scale in agricultural landscapes of central Europe: Summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:7985.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and mea sure ment of species diversity. *Taxon*, 21:213~251.
- Yin, S. 2001. *People and Forests: Yunnan Swidden Agriculture in Human- Ecological Perspective*. Kunming, Yunnan, China: Yunnan Education Publishing House.
- Zarin, D. J., H. Guo, and L. Enu- Kwesi. 2002. Guidelines for the assessment of plant species diversity in agricultural landscapes. In H. Brookfield, C. Padoch, H. Parsons, and M. Stocking, eds., *Cultivating Biodiversity: Understanding, Analysing and Using Agricultural Diversity*, 57~69. London: itdg Publishing.

第 14 章 小农户系统的多样性和革新对环境 and 经济变化的响应

K. Rerkasem M. Pinedo-Vasquez

在世界上大多数农产品都工业化生产的今天，以热带小农户模式为主的农民，是少数仍然在他们拥有的土地上种植和管理大量作物多样性和其他生物资源的群体。专家已经确定小农户的农田中有大量稀有物种和作物品种，他们呼吁进行保护。作物多样性其所能提供并为大家所熟悉的灵活性在丧失，是世界农业面临的危险，对这些无价资源已建立了就地和迁地保护计划。然而，基于人类实践、土地管理和环境变化（PLEC）项目的研究发现，我们对小农户的作用仍处于争论之中，争论小农模式的重要贡献，以及如何按照他们农场结构中的稀有作物和品种对其进行的排列和归纳。小农户农民大量复杂和多样性的资源利用体系已经产生，还在继续发展，这些复杂的多样性资源利用体系是很重要的，并且会对资源产生威胁。这些生产系统反映了丰富的生物多样性并与生物和技术资源结合为一体。如果这些资源利用系统产生的有价值的产品，能像它们本身所生产的产品一样被备份、检测、改善和推广，那么将会极大地推进农业生物多样性的保护。

本章我们将重点放在这些资源利用系统上，以及小农户如何经常性利用并改变它们。我们尤其要审视那些超越严格的本土或非本土、传统或现代的小农生产和管理技术。田间实践表明，小农户们大范围保留的系统有巨大的生物多样性价值，试图分离小农户技术并形成一种类型，通常是不可能的或徒劳的。保留复杂和多样化的资源利用技术和我们所讨论的保护实践，也就是产生和保持环境的方法，这些都是作物和其他栽培或管理下产生有机物丰富的多样性家园。我们知道，高水平的农业生物多样性和小农户管理的其他生物多样性形式，是世界上小农场中最

农业生态系统中生物多样性管理

重要的经济资产。我们认为小农户的农业多样性也反映和支持了小农户的承载力，就是对科技和经济变化的应答，还有拥有对快速变化的环境和社会作出调整的大量生态及经济方式。

为了支持我们的论点，我们利用整个热带地区 PLEC 的示范点，在动态农业、农林业和林业管理技术层面上，提出、分析和讨论了一些经验资料，并讨论了相应的保护实践。PLEC 项目在下列国家和地区执行，如实行土地家庭承包制的中国农民，新几内亚的巴布亚岛，坦桑尼亚、肯尼亚、乌干达、加纳、几内亚、墨西哥、牙买加、秘鲁和巴西（第 13 章）。Plec 方法集中在农民策略的多样性和动态性，和就此产生的农业生物多样性。农民策略的多样性和动态性，可以当作悠久社区实践的传统产品来对待，也可以说是面对不良环境、社会政治和经济变化的个人创造和个人决定。我们这里讨论的变化来源于形成的大量品种，通常由于复杂原因形成的，在持续时间、严格程度和外形等方面发生变化。我们集中在本土水平的变化和响应，也就是我们并没有考虑由于全球范围的巨大灾难的影响，也没有概括小农户对于普遍存在的全球变化的反应，虽然我们有一些例子会以灾难作为分类特征，但那属于突发性事件，可以带来巨大的伤害、损失和破坏（韦氏在线词典），这些“灾难”多数描述了全球性的价格和市场波动。几个被卷入亚马逊洪水的村庄倒塌，看起来是灾难，同样由于一场新病害的到来会洗劫社区主要现金资源或使重要作物咖啡的产量和价格急剧下跌。然而，我们讨论的案例并不是以观察到的地区尺度的突发性灾难事件为特征的，描述的关注点也不仅仅局限于常规，而还有一些特殊性。我们研究中还包括不可预见的灾难，这不仅反映了它们的小尺度和乡村位置，也是小农户在成功应对这些事件中所展现出的最基本的灵活性和多样性。

小农户系统可能是变化的、异质的并具生态环境特殊性。但是，我们强调的是这种系统的整体性，而不是利用技术和保护实践将其分成许多类资源型。持续被低估的小农户资源由于技术的多样化目标被开发和保护。我们通过全面观察、进行有关推荐研究和发展策略得出结论。我们坚信：如果我们的目标是帮助贫穷国家，利用他们生物多样性的可持续性，来改善其最贫穷农民的困境，我们需要重视并将技术资源结合于保护生物多样性的实践中，保护实践是建立在高水平农业生物多样性景观工程生产的基础上，是由小农户世代管理，并一直延续到今天。

农业多样性过程和产品

强调产品而不是生产过程，无疑已经使由小农户形成的系统论述更不清楚。同样地，这也被许多研究者所强调，具有讽刺意义的是，包括那些最关注小农户的研究者，他们也认为长时期的持续性和适应性，使这些小农户系统的稳定性加强。我们的确认识到以小农户生产为特点的长期性观点，和以许多村民长期实践为基础的重要性。然而，我们也断言小农户对技术革新和策略的承载力，可能是他们应对面临问题的最重要财富，也是解决因环境和经济变化产生问题的一种机遇。包括生物和技术的多样性，通常是适应性的核心。农民利用环境中的自然多样性进行生产的许多综合性方法，包括作物的选择及将土地、水和生物区作为整体来管理，即农业多样性 (Brookfield 和 Padoch, 1994:8)，是小农户能够应对社会和自然景观变化的根本，其中既包括积极变化，也有消极变化。

研究人员长期研究过小农户社区生产系统的技术适应和革新，以及它们作为如何应对的各种变化 (Feder 和 O' Mara, 1981)。例如，过去 40 年中，Boserup 建立在土地利用强度和种群生长的农业生长基况，是田间最具影响的工作 (Brookfield, 2001)。然而，也有一些值得注意的不同意见 (Richards, 1993; Scoones 和 Thompson, 1994)，多数研究者利用小农户中技术变化来预测系统长期进步的变化，或突然地被迫放弃、退化或系统崩溃。我们主要集中在小农户愿意坚持的、已有的、能持续的稳定生产的变化和适应上，同时，农业多样性是农民适应的基本工具。

PLEC 研究人员几年来收集了丰富的农业多样性数据，发现农民利用机遇和适宜技术，在持续不断地革新并解决问题 (更多的数据资料参见 Brookfield 等, 2002, 2003)。我们将概述几个例子，来揭示系统利用并能克服困难的大量多样化品种。例如，巴西亚马逊区域的农民已经发展并形成了香蕉 - 伊姆卡尔拉达 (banana emcapoeirada) 农林系统，在该系统中，他们能够进行香蕉生产；然而在单作系统中，由于细菌性病害常常席卷和蔓延，给香蕉生产造成毁灭性打击 (Pinedo-Vasquez 等, 2002b)。市场对野菜需要的增长和变化的土地政策，推动了泰国北部

农业生态系统中生物多样性管理

贫困农民形成了一个优势农业系统 (Rerkasem 等, 2002)。肯尼亚咖啡价格的下降导致生产者形成了几个植物种和品种共同种植的综合系统, 这个系统是在保持适宜大小咖啡丛的情况下, 搭配种植一年生和多年生植物种或品种 (Kang' ara 等, 2003)。秘鲁河岸侵蚀的潜在性灾害, 使农民很早就形成了以动态变化的方式生产作物并管理动态经济的和生物物理的环境 (Pinedo-Vasquez 等, 2002a)。

农民应对变化过程中的农业多样性和变异

大约 20 年前, 由于厄尔尼诺现象导致灌丛火灾, 给加纳小农户农田中种植的可可和其他果树带来严重损坏。在可可已经出现退化, 为非主要作物的经济地带, 这类事件时有发生。可可豆的价格很低, 多数加纳农民已经历了可可经济从繁荣到衰退的快速转变。在 20 世纪 90 年代初期, Plec 项目的科学家就开始对选定的加纳村庄进行评估。他们发现多数农民对于多样性已经做了必要的保护, 使他们的生产系统能够顺利转到以玉米和木薯轮为特点的种植方式 (Gyasi 等, 2003)。加纳农村收获后形成的巨大草垄, 都是由可可占主导的景观镶嵌式小农场转化而来, 这些小农场种植的作物具有丰富的多样性。这种景观生产模式, 由于农民在其中不断地增加产品, 包括鸡甚至蜗牛。这也包括巨大的马铃薯多样性, 但由于农场中可可的繁荣, 马铃薯多样性几乎消失 (案例 14.1)。

加纳农民这种转变生产系统的方式, 通常发生在可可豆价格下降, 并且由于厄尔尼诺现象的影响, 而发生一系列伤害可可树丛的火灾的时候, 这时由栽培单一作物向农业多样性的转变, 在经济上就有多方面的重要性 (Gyasi 和 Uitto, 1997)。然而, 随之而来的多样性生产格局还有其他功能。它帮助农民降低火灾风险, 重新建植并保持植被覆盖度, 反过来又有恢复生态系统的服务功能, 这是因为高强度的可可种植园经济已使当地生态系统服务功能受到严重影响。

产品和生产系统的变化, 可以作为克服失去市场现金作物和林业产品的策略, 泰国高地的 Hmong 社区是另外一个农民依靠用农业多样性来应对变化的例子。Hmong 的农民利用复杂的作物轮作系统, 在市场上出售他种植的白菜 (Rerkasem 等, 2002)。这种轮作系统的核心功能是:

案例 14.1 加纳的作物轮作系统

作物轮作系统帮助农民在其耕地和农林地上，种植更多的物种和作物品种（案例表 14-1）。当前农民在其自有土地上，种植和保存了 13 个木薯品种和 140 个山药品种。复杂的轮作系统也帮助农民与能固氮的豇豆，以及玉米、胡椒、蔬菜等植物套种，豆科牧草和水果，如杧果、牛油果、柑橘、可可和 *Adesaa* 大黄（*Chrysophyllum albidum*）等种类套种。

案例 表 14-1 作物轮作系统及其优势

实践操作或耕作制度	主要特征和益处
矮灌木荒地轮耕，火烧清理土地	土壤肥力再生和野生植被的一种方式
最少耕作措施，有控制地用火清除植被	对土壤和生物区扰动最小
作物混播、轮作，混合型耕作系统	最大化土壤养分利用；保持作物的生物多样性；分摊全部作物损失的风险；加强食物类型和营养的多样性；利于土壤更新
农林混合：在林间生态环境种植作物	保护树木；枯枝落叶可更新土壤肥力，一些树木通过固氮肥沃土壤
Oprowka 翻耕，无火烧耕作系统，包括砍伐植物并留在生态环境中腐烂分解等措施	人为地增加植物分解来保留和刺激微生物活动，维持土壤肥力；通过避免火烧等措施，保护植物繁殖体
在菜园中使用生活垃圾和粪便作肥料	保持土壤生产力
用非洲紫葳（ <i>Neubouldia laevis</i> ）做木薯的砧木	非洲紫葳的垂直根系可帮助木薯扩展块茎，其冠盖可遮阴，落叶可增加腐殖质，非洲紫葳可能还起固氮作用
间隔收获作物	确保长期食物供给
作物贮藏，特别是一些种的木薯，留在土壤中备将来收获	加强食物安全，确保种子库
保护后院的森林	保护树木种；少见的药用植物；优质蜜源植物，蜗牛农业和喜阴作物，如木薯

资料来源：Gyasi 等（2003）。

Hmong 农民可通过时间和空间尺度上安排种植作物、优化生产和劳动力效率，从而降低农田施肥和杀虫剂对周边环境的负效应，同时能保持

农业生态系统中生物多样性管理

高水平的农业生物多样性。而轮作系统又成倍增加了产品帮助农民应对白菜市场价格的波动，即便在市场价格下跌的情况下也能实现利润 (Rerkasem等, 2002)。

在 PLEC 项目中，鉴别并记录小农户对变化、变革方式的应答，已经在农场、家庭和景观水平方面的管理、作物及其他生物多样性保存上，形成了丰富的技术和实践。我们发现尽管小农场主对各种变化的技术响应有不同，这往往是归因于专家为他们提供的解决方案不同。在中国坡地造林和其他森林砍伐区植被恢复方面，小农场主形成了一个多层次且多用途的系统，给这些有差异的技术方法提供了一个对比的范例（案例 14.2）。

案例 14.2 中国宝山白桦林的多层次和多用途造林系统

中国农民形成的多层次和多用途造林系统是对传统农林系统的改良。通过以下措施种植一些最普通的树种或对其进行保护：

- *Phoebe puwenensis*, 自然恢复的速生木材用树种。
- *Alnus nepalensis*, 通常种植于农林地中的种，能够给地块中自然恢复树种或造林树种提供覆盖遮阴。
- *Toona sianensis*, 木材和野生蔬菜树种。
- *Toona ciliate*, 一种缓慢生长的阔叶木材用树种。
- *Cunninghamia lanceolata*, 木材和薪柴用树种。
- *Punica granatum*, 木材和薪柴用树种。
- *Pinus armandii*, 快速生长的木材用树种。
- *Lindera communis*, 快速生长的木材用树种。
- *Trachycarpus fortunei*, 生产纤维用于纺织，花可食的树种。
- *Crateva unilocularis*, 速生木材用树种，花也可食。
- *Paris* sp., 木材用树种，也可药用。

当这些物种建植时，农民通过种植一些树种丰富立地的物种，如核桃、栗子、几种梨树和一些药用植物，如 *Dendrobium candidum*，其兰花能做药用。在丰富森林物种的过程中，它们在种植地形成了小丛（通常是 1.5~3m 长）或用来保护野生蔬菜。另外，木材树种的枝条被贮存在大树的基部用来生产蘑菇。使用多层次和多用途的造林小区包含 73 个种，其中 52 种（71%）有很重要的经济价值。

资料来源：Dao 等 (2001, 2003)。

中国西南部的小农户，被国家批准参加退耕还林计划。这些计划推动了不怎么给农民带来效益的两个速生种的种植。因此小农户将几个本土种结合到多层次、多用途的系统中。这些本土树种开始作为附加种被特殊观察，因为其轮作的收获时间是林业工作者推荐的速生种的 3 倍。通过田间工作，PLEC 研究人员发现种植当地树种的农民并不需要等到轮作结束时才收获当地树种而获得经济效益 (Dao 等, 2001)。本土树种可以为昆虫、草本植被营造适宜的小生态环境，这样有利于蘑菇和野菜的生长，甚至可以用来养鸡。相反，只种植林业工作者推荐的速生树种的退耕还林区，昆虫少，也不能为蘑菇和野菜的生长提供小环境。中国的这个例子是许多观察并记录到强加变化所形成的当地技术的 PLEC 成员均有文案证明的许多案例之一。

中国农民在造林中使用当地的土物种技术并传播，极大地促进了其他小农户加入到退耕还林计划中。这个案例也解释了我们对于农民发展实践的争论，其焦点并不是保守的倒退，也不是局限于传统实践。许多贫穷农民是动态的且超前的。我们发现比较穷的农民，始终在寻找致富的方法，如果社会为其提供新技术，且能产生短期或长期经济效益，他们就会在并未根本改变重要生态过程的基础上采纳这些技术，就像大多数现代商品生产系统一样。通过跟踪不同演替阶段，在农田相互联系在一起的植被斑块地上，贫困农民通常会维持重要的生态系统服务、保持水土和生物多样性。这些当地发展系统也为看似能产生毁灭性问题的疾病和快速的环境变化，提供了容易实现且实践性强的解决方案。PLEC 在亚马逊工作的两个案例说明，农民如何利用农业生物多样性的优势，和他们生态系统功能和服务知识，可以征服似乎是即将到来的灾难。

在许多位于亚马逊河口的潮汐洪积平原上的村庄，直到最近一直是香蕉的主要出口者。该地区的小农户农民，不仅为巴西北部城市 Amapá 供应香蕉，也出口到亚马逊河区的主要城市 Belém。在过去的几年中，这个地区的香蕉生产几乎被当地人称作香蕉纤维病的 Mokko 病害全部一扫而光。这个病害在香蕉产区很普遍，可以通过以下方法防除而控制病害蔓延：彻底一致地拔除并销毁感染株，并反复对所有工具进行消毒，持续观察剩余的所有植株 (Stiver 和 Simmonds, 1987)。这些控制措施对当地香蕉生产者来说，在经济上并不可行。当地村民

农业生态系统中生物多样性管理

或 Ribeirinhos 人已经形成了一个农林系统，当地称作香蕉病株铲除 (Emcapoeirada) 系统，就是农民能够管理病害，虽然他们并不能将病害完全消除。

病株铲除 Emcapoeirada 农林系统，是一个新的适应性系统，是将农林技术结合的管理实践。有许多有关亚马逊河区农林系统的讨论，包括亚马逊河区的印第安人如何改造传统模式适应现代需要和机遇 (Padoch 等, 1985 ; Padoch 和 de Jong, 1987, 1989, 1995 ; Denevan 和 Padoch, 1988 ; Irvine, 1989 ; Posey, 1992)。但是，这些研究并不是将农林系统作为控制植物病害（如香蕉纤维病）的资源来检查农林系统。

Amapá 的农民现在种植香蕉，并鼓励 Sororoca and Pariri 两个本土种自然更新和生长，它们是芭蕉科的两个当地野生种。村民报告说这两个种不能和香蕉竞争（当地术语是“brigar”）。然而，它们能保护香蕉丛免受疾病的为害。除了这两个种外，香蕉病株铲除 emcapoeirada 农林系统中还包括许多其他植物，外貌特点看起来像森林。因为采用了上述系统，每公顷香蕉的产量增加了 500%(表 14-1)。

表 14-1 香蕉病株铲除 Emcapoeirada 农林系统中香蕉产量和品种数量的增加

年份	产量 (串 /hm ²)	种植的香蕉品种
1997	63	3 (当地耐阴品种)
1998	165	3 (当地耐阴品种)
1999	247	5 (当地品种 3 个, Santarém 地区购入 2 个)
2000	284	6 (当地品种 3 个, 由 Santarém 地区购入 2 个, 由 Obidos 地区购入 1 个)
2001	332	9 (当地品种 3 个, Santarém 地区购入 2 个, Obidos 地区购入 1 个, embrapa 购入 3 个)
2002	378	9 (当地品种 3 个, Santarém 地区购入 2 个, Obidos 地区购入 1 个, embrapa 购入 3 个)

* 香蕉生产系统，当地称为香蕉 emcapoeirada，常与木材用树种同时经营管理。

在亚马逊河的另一端，秘鲁的 Muyuy 地区是高度动荡的洪积平原 (Kalliola 等, 1993)。该地区由许多异质性的景观组成，包括一些多样性程度很高的人类定居部落、土地构成、水体和植被覆盖等。根

据三组卫星影像判断，河流方向和外貌结构位置的主要变化发生在 1987~2000 年间 (Pinedo-Vasquez 等, 2002a)，这期间，形成了一个新的湖泊，次级河道被淤埋了，亚马逊河显著改变轨迹，减小了 Padre 岛的大小和居民人口。因为在河对岸发现了两个新的村庄，表明岛上的 5 个村庄中有两个搬到了河对岸。许多农民完全丧失了土地，土地利用格局的面积、数量和溪流的变化带来了其他重要的经济转变。这些转变包括在旱季和高防洪堤期间鱼群的变化，和拦河口悬浮泥沙的增加。村民们对这些极端变化所采取的措施不仅仅是搬迁村庄，而且他们也改变了主要的农业技能。他们主要种植水稻，并且在干旱河床及增加的宽阔防洪大坝上种植其他一年生作物。村民们还利用突然出现的高防洪堤坝，种植木本水果和其他农林作物。农业生物多样性（如他们种植的 18 个豆类品种是在生长条件方面存在很大差异的品种）、技术 [至少报道了 12 个不同的农业系统 (Padoch 和 de Jong, 1989)] 的丰富性及开发了许多土地利用形式等，是村民在动态环境中最重要的资源。再加上影响农业的其他变化，当前的主要趋势是沿着新的溪流清除植被，因而形成许多新的小渠道，这样水流可以更容易地进入大岛屿内部森林资源中。大岛屿内部小渠道溪水的增加可增加响盒子树 (*Hura crepitans*) 等用于提取物质的树种和其他木材用树种。这反过来又促进了村民希望控制其获得的资源及其相应提取物。例如，建立了社区规则，禁止外来人员在社区区域范围内采伐树木，居民每年只能采伐 4 棵成年树（胸径大于 55cm）。这种村庄内的轮伐解释了 Ribereños 人作为亚马逊河居民为何在秘鲁闻名，因为他们能有效地应对变化，他们不仅改变开采技术，而且为了开采而转变了社会规则，去适应新机遇。

支持变化和混杂性

即使农民的生产系统是盈利的，而且生物多样性丰富，但是对于研究者和技术人员来讲，评价贫困农民生产系统仍比较困难，这主要有几个原因。一个通常遇到的问题是：许多农民在形成热带技术的时候，往往将研究人员研究、发展和推广的农业革新技术与那些他们熟悉的技术种类和概念相混淆。甚至一些用来描述农民或作物栽培方式（如连作、

农业生态系统中生物多样性管理

多元种植、间作)的普通术语,也很难揭示在许多小农场中发现的多样性(Scoones 和 Thompson, 1994)。在没有留意诸多看起来像是标准或常规技术多样性时,如清除、挖掘、耕作、种植、杂草防除、保护、收获和休耕农田,而试图直接洞察当地农民对发展变化的应答措施,是非常困难的(Agrawal, 1997)。这些农场生产活动的种类能尽可能地揭示出它们所能展示的内容。

PLEC 项目推动的许多小农户系统,对农业专家来讲似乎都是无形的或是不可理解的,这主要有几个原因。农业多样性本身是真实的,但概念却不明确。生物多样性系统很难理解,尤其是对那些按照一定秩序,进行简明和均一性培训的农业企业。PLEC 项目所推动的许多管理系统,开始都很难将其看成是管理系统,其活力也很容易被曲解。在关心环境发展的人当中,他们现在更多地强调可持续生产的愿望,活力很容易与退化混淆。小农户技术也有规律地与当地系统相结合,外来技术的融入,形成意想不到的杂合优势(Gupta, 1998)。然而这些生产技术经常被忽略,或被本土和土著的保守者贬低,却被那些现代技术的拥护者推崇。

诚然,新与旧、本土与外来的结合,是所有知识和资源管理实践的特点。在我们的“产品包”世界和现代(与保守相对应)意识中,这个明显的混合系统有时虽然并不被赞赏。更多的时候这个混合系统被视而不见。这些技术是当地诸如特殊土壤、河道、气候、生态过程管理和多样性(案例 14.3)等方面知识,持续不断的深层次反映,但是它们已经被更新,或者已融合了农民从其他村庄学到的知识和实践(Fairhead, 1993)。

混合系统通常会将更高水平的多样性引入连作系统中。国际研究中心的农林研究者,在东南亚有关“橡胶丛林”系统,是近来被认可的一个例子。这些生产系统将橡胶树的种植和林分中的许多其他树种的管理相结合,以模拟自然森林,并且该林分可提供生态系统的许多服务。橡胶林是两种最普通模式杂交系统所产生的产品:既结合了远离农场为适应现代生产系统而从事雇佣劳动所获得的知识,又融入了发展机构带来的技术等。

案例 14.3 农业生物多样性的就地保护中作为文化实践工具的生态系统组分

社会文化因素会影响农民植物遗传资源的日常管理决策，因此，本研究的目的是理解生态系统组分，对社会文化因素的影响。研究集中于 6 个物种：高粱 (*Sorghum bicolor*)、粟 (*Pennisetum glaucum*)、花生 (*Arachis hypogaeae*)、豇豆 (*Vigna unguiculata*)、秋葵 (*Abelmoschus esculentus*)、fabirama or fra fra 马铃薯 (*Solenostemon rotundifolius*)。

研究在 Burkina Faso 的 3 个不同的农业生态区进行：北部，年降雨量低于 500mm 的 Ouahigouya 村；中北部地区，年降水量低于 400mm 和 600mm 的 Tougouri 村；西南部，年降水量超过 1 000mm 的 Thiougou 村。

在 3 个地点均给农民发放了有用的多学科综合问卷。按照如下标准在每个农业生态区中选择一个地点：农业对当地人口的重要性，遗传流失已经发生，所研究物种在当地人口生存中的地位，环境对农业生物多样性保存的影响，社会现象相互依存对农业发展的重要性。在三个地点收集的数据是农民对植物发育的观察（物候学），动物行为（动物行为学），星相运动和与天气预测相关的变化，如雨季和农业季节的来临。

农民考虑的两组到来的季节标志：植物发育的不同阶段和与动物行为相关的指示，如特定鸟类鸣叫出现和持续时间等，它们的筑巢行为和位置，爬行动物变换位置和两栖动物鸣叫、运动等（案例表 14-2）。这些标志常用于预测雨季的到来。另外一组是特定的星相运动，如“Lapetite ours”，风向和位置，参考传统的月亮历法，Gnignonsés 族群中通常由神职掌管人员（称为“Tengsoba”）预测。

对生态系统组分作用的理解作为预测的基础，也对 Burkinabè 农民非常关键。因为农业生态系统成分是变化的，农民按照他们对自然现象的解释，通过种植推荐的品种，选择使用的栽培方法，确定播种日期和预测作物收成的好坏等农业活动，来解决和维持对多样性所需的理解。这些实践是通过气候、土壤和生物因子等方面的知识，在控制农业生态环境中具有重要地位。这表明本土系统的环境管理，确保了农业生物多样性的存在。

农民有他们自己的管理标准，就是他们按照地区、族群、环境、文化和宗教仪式、农业活动等灵活使用。这些方法确保了栽培作物遗传变异性以进化方式维持，这也保证了本土栽培品种和其野生近缘种间的基因流。因此对于农场植物遗传资源的保存非常关键，同时也保护了诸如树木和动物等生态系统的成分。因此生态系统与农民的生活密不可分。

案例表 14-2 加纳农民利用环境征兆预测雨季

植物	动物	气象和天气	宗教仪式
木棉树花朵盛开	Frouko 和 Falaogo 长鸣	第一滴雨深夜跌落	依据唤雨巫师的预
种子出苗好	巢中的鸛将头向西转	由南向北吹起强风	测
<i>Xementia americana</i> ,	Taba 在树顶筑巢	3月很暖和	当地酋长预言
<i>Ficus platyphylla</i> ,	只有一支鸛鸣叫着飞回村里	从12月开始的3个月很冷	
<i>Diospiros mespiliiformis</i> ,	Taba 出现	白天出现海景海市蜃楼	
<i>Vitelaria paradoxa</i> ,	野牛蟾蜍向西看	从第一场雨开始, 各地都	
<i>Sclerocarya birrea</i> ,	打猎收获很多野珍珠鸡和 Varanus	在下。水象由西向东流	
<i>Heeria insignis</i> (lebnoré) 和 <i>Lannea</i>	村里发现红毛虫	(Kougny 村)	
<i>microcarpa</i> 等植物均匀结实	Wonnonwondo 很多		
Béga 日 (传统集市) 下大雨	白蚁修筑许多蚁巢		
rônier (<i>Borassus palm</i> , <i>Borassus</i>	蟋蟀 1~2 月不停挖开和堵住洞口		
<i>aethiopum</i> Mart.) 树叶多	出现 3 种 Yantyaaki		
菜地植物长得不好	巢中的鸛向东看	冷季 (冬季) 短于 3 个月	依据唤雨巫师的预
rônierand 和 <i>Heeria insignis</i>	Frouko 的鸣声沙哑, Falaogo 叫得少	风从各个方向吹来	测
(lebnoré) 的第一片叶子凋萎	斑鸠边孵蛋边向东看	季风由北向南吹	参考农历
karité, raisinier, kuna(s), 和 nobga	村里来了许多鸛	河漫滩的水由东向西流	
(<i>Sclerocarya birrea</i>) 产量低而且不稳定	鸟巢向西	第一场雨雷特别多	
酸豆树和无花果果实累累, 并且保留	打猎收获很多鹌鹑	雨季开始的风带来红色沙	
叶片	乌龟向东看	尘	
Raisinier 和 karité 的果实提前脱落	野牛蟾蜍向东看		
Karité 出叶晚	地里出现大量乌龟		
木棉花开得不好	蝗虫早出现		
	蟋蟀不封堵洞口		
	白蚁搬到树木中		
	Mimimanas 不断经过		

资料来源: Sawadogo 等 (2005)。

对保护优先重点的响应

无论是环境、经济还是政策上的变化，小农户都有能力对新问题和机遇，做出快速而适当的反应 (Agrawal, 1997)。他们的反应往往包括对所有农业多样性的要素：如多样化的资源混合利用方式，经济活动的特定区域，及居住模式和工作组织方式等。在一些生物多样性保护优先的区域，已经划出了保护面积，因此农业多样性也帮助小农户适应这种管理。当地农民确定和形成的经济选择多样性，允许农民对强制性的保护计划做出变化和有效的反应，这包括他们的动植物资源利用区域、限制资源的使用和增加野生动物种群的数量等。

小农户生产系统对生物多样性保存的重要性，在多种形式上起作用。然而，试图解释和理解小农户技术的生物多样性保存价值，往往会出现高估其或过度简化其作用。例如，建立在作物多样性水平上的单作产品系统的保存价值，许多专家所做的结论都是综合的 (Brush, 2000; Hamlin 和 Salick, 2003)。农民形成的造林系统，在经济上和生物多样性方面，均比地区林务官建议的那些造林方法有更高的价值。应该考虑到系统种植木材所用树种数量的额外增加，与植物和动物多样性相关的间接因素等。当衡量这些系统的收入或经济价值时，同样，其所包含的复杂性也是真实的；通常这些价值既难辨别也难于衡量。

小农户社会中农业多样性的保存价值，可以从很多方面衡量，如农田边界、休闲地、森林和溪流等小生态环境的形成、保持和管理等。在中国、坦桑尼亚、肯尼亚和其他 PLEC 项目地区的观察和记录发现，在种植作物的堤岸和沿灌溉农田的边界上，许多农业系统的农业生物多样性都很丰富。虽然当地社区高度赞赏这些系统的经济和生态重要性，但是这些系统多数并不为外界所知。在其他案例中，这些边缘作物系统 (edge-cropping systems) 的重要性往往被忽略，原因是这些系统在丰年时往往不会有显著的资源收入。然而，他们可以证明在年景不好时这些系统的有效性。或许分析这些系统所包含的社会、生态价值再加上它们的经济资产，它们的重要性会显而易见的。

结论

我们只是通过 PLEC 项目中 200 多个研究者关于小农户农业优先权的研究，粗略地勾画出：为什么要重视小农户农业生物多样性的保持过程，而不仅仅是重视其产品的几个重要原因。我们同时关注这些系统的多样性和动态性特征（the dynamism）。小农户及其社区通常保持斑块状生产景观，也就是说林地对于维持生计和作物，及对其他形式的生物多样性保存来讲，其重要性可能与农田一样。我们也强调技术和产品多样性的作用，及其在维持小农户和家庭应对新机遇、解决问题等反应能力的高效性。

我们强调斑块状生产景观、系统杂合性和变化的重要性，这些似乎将与近来所关心的生物多样性群落中的许多问题有一些矛盾。虽然我们并不否认生态系统的破碎化、不可持续性生产及传统的或本土系统及物种毁灭等问题，在某些方面也是紧迫问题，但这些概念也不应该被误用或曲解。Plec 科学家的许多系统描述和推广活动，对那些被公众关心的文化保存来讲则过于现代了，对保护主义者来讲，过于强调了以产品生产为主导。保护主义者不服从科学家确定的种类，并逃避对研究者的理解。然而，在这些看起来缺乏秩序的系统中，所保存的生物多样性，远远超过了目前仍旧为亿万人需求服务的现代农业，这些系统还允许他们去适应变化了的环境。我们的政策和计划，必须至少是为了不毁坏这些最重要的资源而努力。

致谢

感谢 Christine Padoch 为本文提供的评价和相关的评论材料。本章报道和分析的许多信息，是由我们 PLEC 的同事提供的。我们由衷地感谢他们，并希望我们能够很好地表述他们的工作。我们也感谢国家大学联合（the United Nations University）提供的资金和管理支持。感谢全球环境基金会的资助，使我们能够开展野外工作，同时感谢审稿者和编辑的辛勤劳动，及对书稿提出的修改意见。

参考文献

- Agrawal, A. 1997. *Community in Conservation: Beyond Enchantment and Disenchantment*. Gainesville, fl: Conservation & Development Forum.
- Brookfield, H. 2001. *Exploring Agrodiversity*. New York: Columbia University Press.
- Brookfield, H. and C. Padoch. 1994. Appreciating agrodiversity: A look at the dynamism and diversity of indigenous farming practices. *Environment*, 36(5):6~11, 37~45.
- Brookfield, H., C. Padoch, H. Parsons, and M. Stocking. 2002. *Cultivating Biodiversity: The Understanding, Analysis and Use of Agrodiversity*. London: itdg Publications.
- Brookfield, H., H. Parson, and M. Brookfield. 2003. *Agrodiversity: Learning from Farmers Across the World*. Tokyo: United Nations University Press.
- Brush, S. 2000. *Genes in the Field: On-Farm Conservation of Crop Diversity*. Rome: ipgri; Ottawa: idrc; Boca Raton, fl: Lewis Publishers.
- Dao, Z., X. H. Du, H. Guo, L. Liang, and Y. Li. 2001. Promoting sustainable agriculture: The case of Baihualing, Yunnan, China. *PLEC News and Views*, 18:34~40.
- Dao, Z., H. Guo, A. Chen, and Y. Fu. 2003. China. In H. Brookfield, H. Parson, and M. Brookfield, eds., *Agrodiversity: Learning from Farmers Across the World*, 195~211. Tokyo: United Nations University Press.
- Denevan, W. M. and C. Padoch. 1988. Swidden-fallow agroforestry in the Peruvian Amazon. *Advances in Economic Botany* 5.
- Fairhead, J. 1993. Representing knowledge: The “new farmer” in research. In J. Pottier, ed., *Practicing Development: Social Science Perspectives*, 187~204. London: Routledge.
- Feder, G. and G. T. O'Mara. 1981. Farm size and the adoption of green revolution technology. *Economic Development and Cultural Change*, 30:59~76.
- Guo, H., Z. Dao, X. H. Du, L. Liang, and L. Yingguang. 2003. China. In H. Brookfield, H. Parson, and M. Brookfield, eds., *Agrodiversity: Learning from Farmers Across the World*, 195~211. Tokyo: United Nations University Press.
- Gupta, A. 1998. *Postcolonial Developments: Agriculture in the Making of Modern India*. Raleigh, nc: Duke University Press.
- Gyasi, E. A., W. Oduro, L. Enu-Kwesi, G. T. Agyepong, and J. S. Nabila. 2003.
- Ghana sub-cluster final report. In H. Brookfield, H. Parson, and M. Brookfield, eds., *Agrodiversity: Learning from Farmers Across the World*, 79~109. Tokyo: United Nations University Press.

农业生态系统中生物多样性管理

- Gyasi, E. A. and J. I. Uitto, eds. 1997. *Environment, Biodiversity and Agricultural Change in West Africa*. Tokyo: United Nations University Press.
- Hamlin, C. C. and J. Salick. 2003. Yanesha agriculture in the Upper Peruvian Amazon: Persistence and change fifteen years down the “road.” *Economic Botany*, 57:163~180.
- Irvine, D. 1989. Succession management and resource distribution in an Amazonian rain forest. *Advances in Economic Botany*, 7:223~237.
- Kalliola, R., M. Puhakka, and W. Danjoy. 1993. *Amazonía Peruana: Vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Jyväskylä, Finland: Gummerus Press.
- Kang'ara, J. N., E. H. Ngoroi, C. M. Rimui, K. Kaburu, and B. Okoba. 2003. Kenya. In H. Brookfield, H. Parson, and M. Brookfield, eds., *Agrodiversity: Learning from Farmers Across the World*, 154~168. Tokyo: United Nations University Press.
- Padoch, C., J. Chota Inuma, W. de Jong, and J. Unruh. 1985. Amazonian agroforestry: A market-oriented system in Peru. *Agroforestry Systems*, 3:47~58.
- Padoch, C. and W. de Jong. 1987. Traditional agroforestry practices of native and rib-ereño farmers in the lowland Peruvian Amazon. In H. L. Gholz, ed., *Agroforestry: Realities, Possibilities and Potentials*, 179~194. Dordrecht, The Netherlands: Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers.
- Padoch, C. and W. de Jong. 1989. Production and profit in agroforestry: An example from the Peruvian Amazon. In J. Browder, ed., *Fragile Lands of Latin America*, 102~113. Boulder, co: Westview Press.
- Padoch, C., and W. de Jong. 1995. Subsistence and market-oriented agroforestry in the Peruvian Amazon. In T. Nishizawa and J. I. Uitto, eds., *The Fragile Tropics of Latin America: Sustainable Management of Changing Environments*, 226~237. New York: United Nations University Press.
- Pinedo-Vasquez, M., J. Barletti Pasquale, D. Del Castillo Torres, and K. Coffey. 2002a. A tradition of change: The dynamic relationship between biodiversity and society in Sector Muyu, Peru. *Environmental Science of Policy*, 5:43~53.
- Pinedo-Vasquez, M., C. Padoch, D. McGrath, and T. Ximenes. 2002b. Biodiversity as a product of smallholders' strategies for overcoming changes in their natural and social landscapes. In H. Brookfield, C. Padoch, H. Parsons, and M. Stocking, eds., *Cultivating Biodiversity: The Understanding, Analysis and Use of Agrodiversity*, 167~178. London: itdg Publications.
- Posey, D. 1992. Interpreting and applying the “reality” of indigenous concepts: What is necessary to learn from the natives? In K. Redford and C. Padoch, eds., *Conservation of Neotropical Forests: Working from Traditional Resource Use*, 21~34. New York: Columbia

University Press.

- Rerkasem K., N. Yimyam, C. Korsamphan, and B. Rerkasem. 2002. Agrodiversity lessons in mountain land management. *Mountain Research and Development*, 22:4~9.
- Richards, P. 1993. Cultivation: Knowledge or performance? In M. Hobart, ed., *An Anthropological Critique of Development: The Growth of Ignorance*, 61~78. London: Routledge.
- Sawadogo, M., J. Ouedrago, M. Belem, D. Balma, B. Dossou, and D. Jarvis. 2005. Influence of ecosystem components on cultural practices affecting the in situ conservation of agricultural biodiversity. *Plant Genetic Resources Newsletter*, 141:19~25.
- Scoones, I. and J. Thompson. 1994. Knowledge, power and agriculture: Towards a theoretical understanding. In I. Scoones and J. Thompson, eds., *Beyond Farmers First: Rural People's Knowledge, Agriculture Research and Extension Practice*, 16~32. London: Intermediate Technology Publications Ltd.
- Stiver, R. H. and N. W. Simmonds. 1987. *Bananas*. Tropical Agriculture Series. Rome: fao.

第 15 章 农业生物多样性、膳食和人类健康

T. Johns

植物生物多样性是人类健康的基础。植物不仅可以为人类提供营养、药物制剂、有活力的生态系统组成成分，还对社会文化福祉有作用。传统价值和科学概念都需要饮食多样性，尤其是与健康相关的水果和蔬菜的多样性。面临经济和环境的变化，日常食物过度简单化，也就是大多数人类的食物局限于少量高能量食物，这使得人类健康面临前所未有的困难。同时人类对于植物作为财产性质的文化知识逐渐被侵蚀。因此，生物多样性和对其利用知识的保存保护了过去的适应性驯化，并且为现在和将来的健康提供了必要的资源。

营养和健康的考虑为确保人类福利和保存生物多样性之间的建立了牢固联系。因此，形成了以营养学视角来思考植物遗传资源的方法，并且营养可以认为是努力保存和使用植物遗传资源最突出的地方。虽然农业生物多样性、饮食多样性和健康间的联系似乎是逻辑上的原则，但是建立在以食物为基础上的与健康需要相关并使决策者能够用来验证其有效性的方法，及实践中这些关系如何作用等其实证数据还不充分。这些数据也是应用这些原理和策略的基础，并能够通过在中国国家加强它们的利用，及其对生产者和消费者的价值来推动植物遗传资源的保存。最重要的是，在饮食多样性、健康和生物多样性之间联系的实证和参与式研究，能提供项目设计的基础，能促使发展中国家对食物系统、环境和疾病模式的当前问题和未来变化，形成非常有效的应答。

膳食多样性与健康

少量流行病学研究支持传统谚语格言中有关多样化食谱是有益处的饮食方针 (Johns, 2003; Johns 和 Sthapit, 2004)。例如, 美国妇女消费大量推荐的食物 (平均年龄 61 岁) 其死亡风险降低 (Kant 等, 2000)。处在最高值的妇女 (中间变数值为 15) 与最低值 (变数为 7) 的妇女相比, 在 5.5 年期间的死亡的奇数比是 0.69。结合饮食多样性、寿命及降低慢性疾病, 如男性和女性的心血管疾病、糖尿病和癌症的关系, 在 Kant 等 (1995) 的研究工作中已经阐述。

在对意大利人的一个研究中, 饮食多样性与胃癌发病率的下降相关, 尤其是饮食中的蔬菜和水果 (La Vecchia 等, 1997) 的比例。这符合已经公认的事实: 地中海膳食中, 水果和蔬菜的摄入有降低慢性疾病发生风险的作用 (Trichopoulou 和 Vasilopoulou, 2000)。类似地, Drewnowski 等, (1996) 指出, 虽然法国人的饮食与美国人的相比具有脂肪更高的特点, 因此其饮食质量偏低, 然而其全面的膳食多样性可能是它们被公认的优势。

现存的资料很少有支持发展中国家饮食多样性对健康有贡献 (Johns, 2003)。但是, 在肯尼亚, 已经将 1~3 岁幼儿的饮食多样性与改善生长状况相联系 (Onyango 等, 1998)。在马里, Harløy 等 (1998) 证实: 水果和蔬菜的多样性与全面性、营养充足和特殊维生素 (如维生素 A 和维生素 C) 有密切关系。

在不同的研究中, 用个别食物和高质量食物数量的多样性指数来衡量食物多样性, 因其方法不一致性, 很难进行比较和作出概括性结论。虽然如此, 不同方法获得的数据, 仍始终支持水果和蔬菜的多样性对营养和健康有贡献的假设。

食物功能与食谱多样性的关系

膳食品种中的饮食质量对健康有益的作用, 可部分归结于营养物质的含量, 但又不是绝对的。膳食的营养质量随食物多样性增加而改善 (Hatløy 等, 1998; Johns, 2003)。但是, 单一的维生素、矿物质、蛋白质和能量含量, 并不能解释与地中海地区居民和韩国人有关联的饮食

农业生态系统中生物多样性管理

优点 (Kim 等, 2000), 以及其他食谱的优点。各种非营养物质, 如植物化学成分、纤维及能量来源的质量等, 也在饮食健康中扮演着重要角色 (Trichopoulou 和 Vasilopoulou, 2000)。

这种科学认识已引起公众对称其为功能食物的注意 (Johns 和 Romeo, 1997; Hasler, 1998; Milner, 2000), 在发达国家, 功能食物更是成为消费者企求和企业家追逐利润的对象。在日本, 从 1991 年开始颁发健康特别食物使用执照 (Arai, 2000; Arai 等, 2001), 美国食品与药品管理委员会 (FDA) 对功能食物的认可是以健康宣言为基础, 符合 1990 年颁布的《营养标签和教育法》(www.cfsan.fda.gov/~dms/lab-hlth.html; Ross, 2000), 并且功能食物能支持并具有促进健康食物推广的能力, 这远远超过了其基本营养成分的作用。相应地, 许多作为膳食补充和营养健康产品来销售, 并按照剂量服用的产品, 如大蒜和葡萄种子就被指定用于疾病及与饮食相关的一些症状调理 (Blumenthal 等, 2000)。这类产品来源于传统食物和草本药物资源, 其共同对发达国家消费者摄入的、正在成长阶段的丰富植物的多样性起作用。

这些产品中有许多产品已具有为时已久的传统声誉, 并在世界各地使用。相关的一些食品和饮料, 主要是源自日常用品, 如大豆、茶、亚麻和番茄及当地特产种类如越橘类 (蔓越莓、越橘和蓝莓) 和玛卡 (*Lepidium meyenii*) (Johns, 1981; Quiros 和 Aliaga Cardenas, 1997)、路易波士 [rooibos (*Aspalanthus* sp.)] (Standley 等, 2001)、多刺的梨树叶 (*Opuntia ficus-india*)、鱼油以及其他海中食品等。

表 15-1 列出了商品类主要功能食品的种类。许多案例中的功能活性归结于特殊化学成分 (Johns 和 Romeo, 1997), 例如, 许多酚醛类物质 (例如类黄酮)、类胡萝卜素和其他植物化学成分等是抗氧化剂, 其在脂类代谢中具有重要作用, 且可作为抗诱变剂。这对缓解心血管疾病、肿瘤和其他风险有积极作用。其他抗癌制剂包括: 吲哚类、十字花科蔬菜中的硫氰酸盐, 分别来源于大豆和亚麻异黄酮和单宁 (Lignans) 等植物雌激素。植物中普遍存在植物甾醇类化合物, 葱属植物种中还含有硫代亚磺酸酯 (蒜素及其衍生物), 这些物质能够通过降低血脂而降低冠心病发病风险。另外, 食物中脂类成分的特性, 尤其是特殊的长链不饱和脂肪酸有助于健康, 如橄榄油中含有的油酸属不饱和的十八碳脂肪酸, 可缓解对健康有影响的因素。动物食品中含有的长链

表 15-1 来自植物的功能食物、饮料和调味品举例

植物	生理作用	已知活性成分	参考文献
苦瓜	降血糖		Marles 和 Farn sworth (1995)
蓝莓	抗氧化剂	多酚	Wang 等 (1999)
花椰菜 或其他十字 花科蔬菜	抗癌	吲哚-3 甲醇, 环己基异硫氰酸 脂	Hasler (1998)
柑橘果实	抗癌	柠檬苦素	Montanari 等 (1997)
酸果蔓	泌尿道感染	原花青素	Howell 等 (1998)
葫芦巴	降血糖		Marles 和 Farn sworth (1995)
亚麻子	抗癌, 雌激素, 降低胆固醇	木酚素前体, α -亚麻酸	Hasler (1998) Blumenthal 等 (2000)
大蒜	降血脂, 抗高血压, 杀菌	硫代亚磺酸酯	Hasler (1998) Blumenthal 等 (2000)
燕麦	降低胆固醇	β -葡聚糖	Hasler (1998)
橄榄油	降低 CVD 风险	油酸, 多酚	Visioli 和 Galli (1998)
仙人掌叶子	降血糖	可溶性纤维	Trejo- Gonzalez 等 (1996)
蚤草	降低 CVD 风险	可溶性纤维	Hasler 等 (2000)
南非红灌木 (Rooibos)	抗诱变剂, 抗氧化剂	多酚	Standley 等 (2001)
大豆	降低胆固醇, 降低 CVD 风险, 抗癌, 雌激素	大豆蛋白, 异黄酮	Hasler (1998)
茶	抗氧化剂	多酚	Mukhtar 和 Ahmad (2000)
百里香	抗氧化剂, 缓解支气管 痉挛	酚类: 麝香草酚, 香芹酚	Nakatani (1997) Blumenthal 等 (2000)
番茄	抗氧化剂, 抗癌	番茄红素	Hasler (1998)
红酒和葡萄	抗氧化剂, 降低 CVD 风 险	多酚	Hasler (1998)

注: CVD cardiovascular disease. 心血管疾病。

多不饱和脂肪酸, 具有很多种重要的与代谢和健康相关的功能, 例如经其代谢成类花生酸调节健康 (Simopoulos, 1994)。膳食纤维, 尤其是在燕麦等谷物产品、亚麻类和许多水果和蔬菜中含有的可溶性纤维,

农业生态系统中生物多样性管理

对降低冠心病和肿瘤发生的风险具有重要作用。可溶性纤维和不可溶性纤维、能被消化和吸收的食物中的植物化学成分，以及特殊碳水化合物的性质可改善血糖控制能力，降低糖尿病人体内的血脂(Johns和Chapman, 1995; McIntosh和Miller, 2001)。

植物中所包含的上千种植物化合物，在植物内及植物间，其结构类型和个别化合物均有差异。对食物中化学成分的功能及其全部特性完全了解的还不多，但是随着数据资料增加，功能食物和其相关化合物的名单将逐渐增加。目前研究的焦点是：发展中国家传统植物作为食物和药物摄入的多样性。除了表 15-1 中列出的广为人知的种类外，对叶类蔬菜的摄入 (Chweya 和 Eyzaguirre, 1999; Trichopoulou 等, 2000) 将在很大程度上增强对传统生存系统重要性的理解 (Johns 和 Sthapit, 2004)。

全球变化、饮食和健康

快速的变化过程，例如工业化和发展中国家人类和他们赖以生存的生态系统关系的深刻变化，已经对饮食产生了一些相关的变化。传统的生存系统通常表现出很好的和谐性和人类资源独特的相互作用，并能保证满足营养和健康的多重需求 (Johns, 1996 ; Kuhnlein 和 Receveur, 1996)。而破坏环境的整体性，反过来会影响人类健康、疾病和营养状况的格局 (Johns 和 Eyzaguirre, 2000)。膳食的不协调，包括多样性的丧失，是表示有变化产生的主要结果，因为其直接加速了对人类健康的挑战。饮食的退化，加上环境胁迫，共同以史无前例的方式对人类社会的健康形成挑战，这些挑战包括有关营养失调、免疫力和传染性、环境毒素和氧化胁迫等。

营养失调

人口爆炸和各种因素，导致生态系统和生物多样性毁灭，因而生态系统生产食物的承载力遭到破坏，导致食物总量不够或去消费营养差的食物，因此，蛋白质和能量营养可能会失调。微量元素营养失调则可反映传统生存模式的破坏，导致接触和摄入特殊生物资源量的下降。

传统的生存模式是：获得食物能量的支出过程，结合其他低能量食物的摄入活动。除能量的过度消耗外，对食品加工依赖性增加，可以通过降低营养和功能化合物的摄入而影响健康，因为功能性化合物对保护健康有更多微妙的作用 (Johns, 1999)。

大多数的人口膳食模式的数据，不足以建立个别水果和蔬菜摄入量的多样性随时间波动的规律。然而，许多案例中，整个民族消费趋势，对于强调出现糖尿病和冠心病等疾病的现象，具有充足而深刻的意义 (Popkin 等, 2001b)。联合国粮农组织 (FAO) 分析了过去 35 年来，几个东非国家的食物消费支出表 (apps.fao.org)，其中最引人注目的是肯尼亚，单位人口消耗的豆类量下降很多，与之相平行的是从可食用油中获得的能量上升了 (图 15-1)。考虑到对豆类营养性 (铁、纤维、蛋白质) 和功能 (Milner 2000) 性益处的认识，豆类对公共健康中出现的微量元素和可能的蛋白质缺乏、能量过度消耗等疾病有重要影响，尽管水果和蔬菜的多样性能起到一些调节作用。

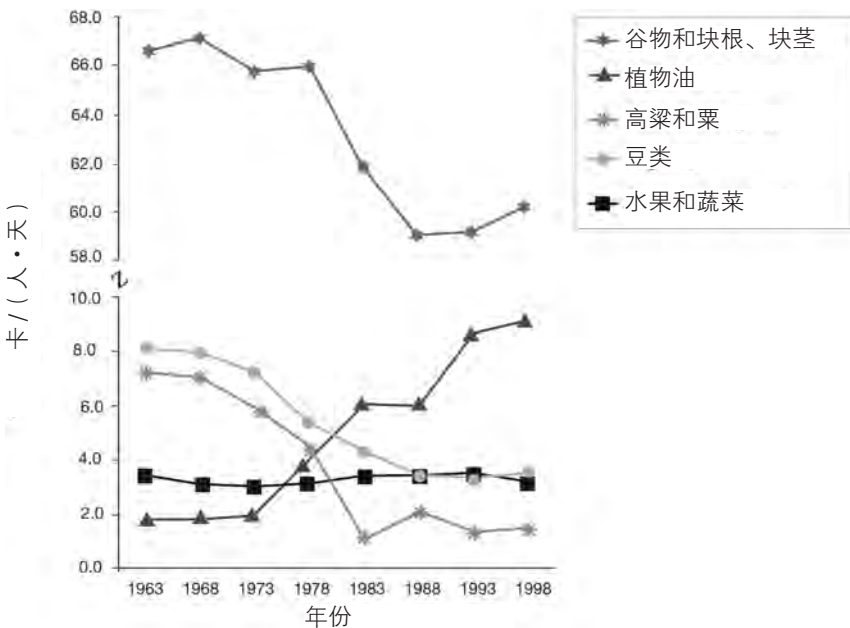


图 15-1 肯尼亚食品消费的比较 (1963~1998)

表示的是 3 年平均 (± 1 年) (数据来源: FAO 食物支出表: apps.fao.org/default.jsp)。

(1 卡 = 4.19 焦耳)

传统上，对于营养亏缺的调节手段，包括临床治疗、膳食补充和食品加工防御 (Allen 和 Gillespie, 2001)，虽然这些方法在正确使用并充分监控条件下很有效，但是在发展中国家，由于经济、技术和文化等多方面的原因，在正常环境下，往往给人们提供并不妥当的解决方法。此外，依靠单一的营养反应来鉴别营养不足，虽然快速而适当，但由于身体的营养需求是多方面的，通常会起不易察觉的其他营养的缺乏和不能提供长期健康的营养平衡需求。

建立在食物基础上的解决方法，再加上维生素 A、维生素 C，叶酸和其他微量元素的获取和摄入量的增加，这看起来似乎是可持续的 (Allen 和 Gillespie, 2001)，也就是如果它们在生态和文化上适度的。然而，食物基础为介入计划的评估，一直以来都不充分，由此为目标而努力使用该计划时应享有优先权。

免疫和感染

源于环境的疾病因素危及到营养膳食的安全性，这反过来又在疾病的流行和严酷性中起关键作用。自然生态系统受破坏，使一些传染性疾病呈蔓延上升趋势，这主要借助两个途径：疟疾、黑热病和登革热 (Spielman 和 James, 1990) 等疾病的带菌体暴露其数量增加；或通过影响与密度相关因素，如卫生设施和直接的人与人的传播而发生病害。例如肺结核、肠胃疾病、麻疹和呼吸疾病等，是全球范围内主要的公共健康问题，这反映了营养与环境因素相互作用的结果 (Platt, 1996)。营养不良可导致如维生素 A 和铁等微量元素的缺乏，这会影影响免疫系统，且会合并发生其他类型的疾病 (Tomkins, 2000)，如艾滋病毒 HIV 呈阳性和艾滋病。而对传统膳食和药物中功能性质（如免疫活性或抗氧化性）的潜在效果，还了解很少。

氧化应激状态

氧化应激状态在很多疾病状况中扮演重要角色，包括糖尿病、心血管病和肿瘤等慢性疾病等，这是致病因素和不良结果共同导致的。工业和农业中的化学制剂如重金属、有机氯和放射性物质使环境污染，加重了营养状况的危机 (Kuhnlein 和 Chan, 2000)，对当地和全球膳食和健

康都造成影响，包括对氧化应激等都有重要作用。外部抗氧化剂，尤其是饮食中的维生素和非营养成分，是形成正常氧化应激防御的重要成分。因此，膳食中植物多样性摄入量降低，会有更进一步负面影响，因而增加膳食中植物多样性会获得积极的解决方案。

城市化和营养转变

城市人口对环境负面影响逐年增加，这主要是通过市场需求、在自然和农业地区定居，及与工业增长和城市废弃物相关的污染等。在这种状况下，市区穷人由于生活在不健康环境中负面结果，会由于膳食中营养不足而加倍受到不良影响。为了使大量人口获得食物能量的保障，高投入 - 高产出的农业和长距离的运输、精制碳水化合物（小麦、水稻、糖）和可食用油（WHO，2003）的供给，以及获取量的增加，也对营养转变起到了强化作用（Popkin 等，2001a; Chopra 等，2002; Popkin，2002）。另外，文化和商业全球化，促使发展中国家食物系统和饮食西方化。城市人口比农村人口对购买食物的依赖度更高，而接触多样性野生和当地栽培食物的机会更少。购买食物的选择是由可获得和供给状况所决定的，因此，与传统生存系统相比，城市中的穷人可能受限制而成为膳食多样性受限的群体。相应地，当农村生产者的生计与城区市场的联系越多时，对多数消费者需求少的产品其供应减少，这会进一步降低其市场容量，并使其在生产上失去经济存活价值。

营养转变

膳食中源于高能量植物和动物的食物，具有的共同特点是能量消耗低。通常城市人口能获得的包括水果和蔬菜在内的饮食多样性是高的，但这并不能解释成消费的必要性（Popkin 等，2001b），尤其是对穷人来讲。通过市场营销系统购买可获得的加工食品，虽然有潜在品牌和形式的变化，但是实际包含的生物多样性是有限的，通常涉及利用进口商品替代当地产食物的趋势。

甚至在贫穷国家，这种营养转变都会导致出现 II 型糖尿病、心血管疾病、肥胖、肿瘤和其他慢性非传染性疾病流行（Popkin 等，2001a; Chopra 等，2002; Popkin，2002; WHO，2003）。高碳水化合物、高脂肪

饮食的结果，使发展中国家膳食的不利因素进一步复杂化，在发展中国家膳食的改变，再结合贫困、发病率高的传染病，这就和营养低下共同形成双倍的负担 (Popkin 等, 2001a; Popkin, 2002)。廉价食物的能量，结合低的多样性和营养质量，产生肥胖模式，尤其是妇女，再加上家庭营养不良 (Doak 等, 2000)。早期孩童时期的营养不良 (胎儿计划) 可能增加成年期患糖尿病和其他状况的可能性 (Popkin 等, 2001a)。随着国家老龄化人口进一步加速，能够预期非传染慢性疾病会流行。世界卫生组织 (WHO) 基于食物基础方法的全球膳食策略、身体行为和健康 (WHO, 2003) 被明确认为是抗击慢性疾病的核心理念。

对非洲的城市，很少有膳食研究能作出这样的结论，也就是与那些在亚洲和拉丁美洲已普遍认同的结论有同样的趋势：随着油炸食品消费成倍增长，能量消耗量会降低，即源自淀粉资源丰富的食品如木薯、小麦和马铃薯的消耗量减少；同样新鲜水果和蔬菜的摄入量下降 (Mennen 等, 2000)。对于人口中最穷和最脆弱的人群分，这些产品通常是以街头食品以低密度营养形式存在 (Vant' Riet 等, 2001)，他们是其主要消费对象。结果是，非洲大部分人口的能量过度消费，可能与典型的营养缺乏及传染病共存 (Bourne 等, 2002; Johns, 2003)。

塞内加尔的结果表明，其可食用油消费的剧烈增加，甚至超过肯尼亚的消费量 (图 15-1)，在 1963~1998 年间，从可食用油和脂肪中获得的热量卡路里已从 8% 增加到 20% (图 15-2)。虽然，脂肪的增加有助于穷人膳食中能量的增加，并能促进维生素 A 的吸收，但是塞内加尔人膳食中总可利用的热量卡路里从 18% 增加到了 29%。换句话说，其水平相当于推荐给发达国家的标准，这表明大部分人口消耗热量卡路里远远超推荐水平。同时，似乎对传统谷物中黍子和高粱的消费量下降出一半 (在肯尼亚，下降的比例更高)，然而，这些在营养成分含量、消化率和适口性方面未达标的食物是能提供潜在的抗氧化作用的 (Sripriya 等, 1996)，且其与外来的小麦、水稻和玉米相比，具有低血糖的优点。

随着撒哈拉以南的非洲地区由于联合国定居计划 (www.unchs.org/unchs/english/stats/table2.htm) 引导的城市化，即每年 4% 的定居比率，15 年后接近 50% 的人口定居，目前亟需找到预防这个高能量趋势导致营养和健康不良后果的解决办法。此时，需在全球范围内，利用建

立在对植物熟性科学评价基础上的植物多样性、文化支持计划、膳食教育、革新加工方法和市场营销等措施可提供的方法，缓解这些变化的影响。

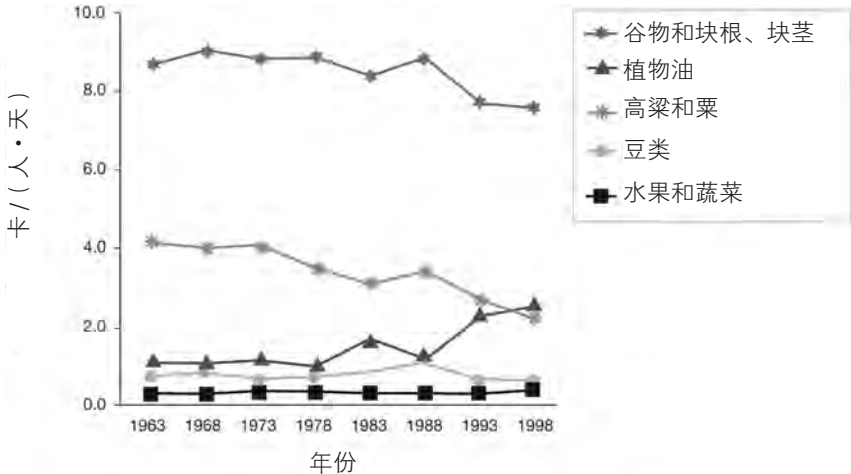


图 15-2 塞内加尔食物的消费比较 (1963~1998)

表示的是三年平均 (± 1 年) (数据来源: FAO 食物支出表: apps.fao.org/default.jsp)。

(1 卡 = 4.19 焦耳)

作物多样性的重要性与被忽视和未被充分利用物种

作物多样性的流失

传统上，尽管有超过 7 000 种植物被用作食物，但是水稻、小麦和玉米 3 个种占到目前全部人类膳食中卡路里摄入量的 60%(Eyzaguirre 等, 1999)。全球的现代农业有代表性的植物集中在几种作物的生产上，多年的育种研究形成了少量具有鲜明特点的高产、抗病虫和抗旱的粮食品种。所有农业成就都全部用于这 3 个主要作物，这导致其他多种谷物消费量下降。这也伴随着消费品种中，蔬菜和水果种类减少。文化改变和城市化的共同加速了这种趋势 (Chweya 和 Eyzaguirre, 1999)。加之，许多传统食物现在与贫穷或落后相联系。此结果破坏了膳食结构，并使饮食多样性丧失。这些膳食变化对人类营养和健康的影响，目前了解甚少。

被忽视和未被充分利用的物种

如果有充分的理论支持膳食多样性，那食物品种毫无疑问对当地社区的膳食平衡有作用 (Padulosi, 1999)。例如在非洲，当地膳食之所以重要，就是因为包括了许多被忽视和未被充分开发利用的物种 (nuss)，如谷物类作物福尼奥米 (fonio : *Digitaria exilis*)、块根块茎类作物马铃薯、豆子、油料作物的种子，班巴拉族的落花生 (*Vigna subterranea*) (Heller 等, 1997)，叶类蔬菜 (Chweya 和 Eyzaguirre 1999) 和非洲李子 (*Dacryodes edulis*) 或灌木杧果 (*Irvingia gabonensis*) 等热带水果。

多样性的重要性及其认识植根于传统系统中，因而即使在不知道膳食中单一成分特殊营养结构的情况下，也应推荐膳食中应结合未被充分开发的物种 (nuss) 的做法。目前有的一些物种资料对这些物种对健康的作用方式，提供了有用的帮助。例如，猴面包树 (*Adansonia digitata*) 的幼叶和果实是可以食用的，其在好几个非洲国家的本土膳食中都很重要 (Diouf 等, 1999)。在麦片粥中加入果浆和干叶可以制成调料，可直接加入烹调的菜肴中 (Diouf 等, 1999; Maundu 等, 1999)，是很好的钙源 (West 等, 1988; Glew 等, 1997; Boukari 等, 2001)。另外，它们中结合有一定数量的铁和维生素 C，这样的相互作用可以增加铁的吸收，抑制贫血。即使无全面研究，我们也知道叶类蔬菜通常是维生素 A 的前体——胡萝卜素、维生素 C、叶酸、铁、钙、纤维和蛋白质的重要来源 (West 等, 1988; Uiso 和 Johns, 1996; Chweya 和 Eyzaguirre, 1999)，尽管近来还有关于胡萝卜素生物利用效率的争论 (Solomons 和 Bulux, 1997; de Pee 等, 1998)。

传统可食种和品种的营养价值

虽然在大多数发展中国家，野生物种和栽培生物的多样性，在膳食调查、成分分析、FAO 的食物平衡表，及政策制定和决策中被忽略 (Johns 2003)，但是这种资源无疑是对膳食适合的最基本贡献 (Chweya 和 Eyzaguirre, 1999; Burlingame, 2000; Johns, 2003; Kuhnlein 和 Johns, 2003)。对家庭菜园的研究，建立了多样性和营养状况间的联系 (Marsh, 1998 ; Johns, 2003)。一些案例中，清楚地阐明了收集到的一些有特殊营养的物种 (Ogle 等, 2001a, 2001b)，且许多本土物种均具有营养特异

性 (Rodriquez- Amaya, 1999 ; Johns, 2003)。

很少有关注种内多样性对营养和健康的贡献研究，也很少有资料进行这类分析。建立在农民基础上的研究，阐明了有关本土作物品种对健康、感官和烹调特性等方面，是有大量的传统知识及信念 (FAO, 2001)。筛选的主要作物 (Fassil 等, 2000; Graham 和 Rosser, 2000 ; FAO, 2001; Johns 2003; Johns 和 Sthapit, 2004)，虽不全面但有清晰的文献、广泛而多变的营养和功能特性，无疑反映了群体或单一消费者的营养状况（再加上其对植物育种家的有效性）。未充分利用物种内 (nuss) (cf. Calderon 等, 1991; Chweya 和 Eyzaguirre, 1999; Burlingame, 2000) 其营养成分潜在的遗传变异几乎没有被记录过。

种内多样性

从多样性保存计划及其利用方面看，作物植株种内营养成分和非营养成分的变异，是研究者尤其感兴趣的。虽然很少有资料系统编撰，但是甘薯中胡萝卜素成分的变化 (Huang 等, 1999; Ssebuliba 等, 2001) 和玉米中类胡萝卜素的变化 (Kurilich 和 Juvik, 1999)，可以提供存在于种内的功能多样性变化范围的实例。

在传统的农业食物系统中，马铃薯呈现出令人着迷的性质。安第斯山脉附近的农场及膳食中有大量的独特基因型，在色素特性方面有惊人的变化，通过其中已知功能特性的多酚、黄色素（叶黄素和玉米黄质）和类胡萝卜素 (Brown 等, 1993) 的变化、分布广度等，表明其对健康有重要作用。

发展世界中承袭的功能多样性

膳食的传统概念通常包括与健康相关的特性，一般讲，不仅指营养，而且指其特殊的功能特性。一些传统的概念如滋补品或强身剂，从营养术语上是可以理解的。这些领域的相关科学调查研究，同样也支持其他与生理和药理特性相关的食物特性。

许多非营养物质的优点，可能超过了那些认为有营养的物质。例如，蔬菜膳食对适度改善维生素 A 的状况有作用，能导致标准血清中叶黄素显著增加 (de Pee 等, 1998)，这是对眼部相关疾病具有保护作用

农业生态系统中生物多样性管理

的抗氧化剂 (Sommerburg 等, 1998; Brown 等, 1999; Gale 等, 2001), 也对防止心血管疾病和肿瘤有作用, 在发达国家中, 叶黄素对健康重要性的认识正在逐渐上升。这种看法在那些位于热带的非洲国家中更具潜在的重要性, 因为这里白内障是最主要的致盲因素 (Lewallen 和 Courtright 2001)。虽然黄色素的编撰资料 (Holden, 1999; O' Neill 等, 2001) 中指出, 叶类蔬菜中的类胡萝卜素含量丰富, 但是还需扩展到对本土植物的研究和分析。考虑到功能活性的重要性, 如果单单考虑叶类蔬菜和其他植物性食物是维生素 A 前体的来源 (Solomons 和 Bulux, 1997; de Pee 等, 1998), 这似乎是不够的。

本土膳食植物有潜在对健康及其相关功能, 包括抗菌、免疫刺激、神经系统作用、解毒、抗炎、抗微生物、降血糖和降血脂等多方面的特性。麦吉尔大学 (McGill University) 有关本土居民营养和环境研究中心的民族植物学及其分析工作, 以及其他许多团体的工作, 已明确强调了传统膳食植物的这些健康功能优势。

例如, 肯尼亚西部的 Luo 部落和坦桑尼亚, 将肠胃的蠕动归因于叶类蔬菜的扰动, 这些叶类蔬菜是他们传统膳食中的重要组成。这些植物中, 特别是龙葵 (*Solanum nigrum*) 对肠道中的原生动植物寄生虫蓝氏贾第鞭毛虫 (*Giardia lamblia*) 具有很强的抑制作用。另外, 我们已经报道过马赛人 (Masai) 使用的根和树皮中的酚醛树脂的抗氧化活性 (Lindhorst, 1998) 和皂苷, 具有结合胆固醇的活性 (Chapman 等, 1997; Johns 等, 1999)。马赛人居住在草原地区, 他们将树根和树皮添加到肥皂和牛奶中, 其咀嚼的口香糖具有潜在的降血脂活性 (Johns 等, 2000)。其他方面的例子还有: 藏族人用来治疗心脏疾病的植物, 具有抗氧化活性 (Owen 和 Johns, 2002), 北美洲东部北方针叶林区的土著人使用的抗糖尿病药物 (McCune 和 Johns, 2002)。我们已经证实后两个地区的传统药物具有黄嘌呤氧化酶活性, 能够治疗痛风及其相关症状 (Owen 和 Johns, 1999), 马赛人膳食添加剂也具有此功效 (未公开发表的结果)。

因为对人类健康的这种功效, 可以归因于这些植物的植物化学组成, 且功能和植物化学成分多样性, 增加了世界范围内食物和药用植物固有的多样性。

随着一些传统食物和药物商品化, 尽管其对工薪阶层有潜在的优

势，但是对不同地区功能性有显著差异，通常发展中国家中多数人比欧洲、北美或日本等国更加强调对其功能性的需要。无论是农村生活还是在城市居民的膳食中，文化上重要的物种，其功能对发展中国家目前和将来的人类健康，有直接的生物学和社会重要性，很多证据和计划都支持这一结论。

膳食适应性与优化

膳食资源的合理利用及其相关价值的应用，能确定世界范围内人类面对变化的最佳适应过程 (Johns 和 Eyzaguirre, 2002)。考虑到生活方式、科学精神方面发生了巨大而空前的变迁；对环境、膳食和健康间的关系、植物和动物食物的特性的科学评价，及其目前变化带来的不良后果的评价等，这是有效解决当前问题的基本手段。但是，在这个适应性过程中，过去的经验教训成为本土生物资源、生态系统以及资源本身多样性最基本的宝贵知识财富。有关世界生物文化多样性的研究和文化应该被高度优先关注。

发展营养、健康和植物种质资源保存间的联系

营养和健康为植物种质资源保护计划和活动，提供了多个切入点，且营养与植物种质资源保护间的联系，可同时在几个方面发挥作用。如果在保存、保护和利用生物多样性的同时，能确保人类福利的需要，并为当地和全球人类提供独特又互补的方法就更好了。从前，与营养相关的活动，都可定义在植物种质资源保护与利用的异地保护和就地保护之内。反之，农民和消费者营养和健康的需求，以及全球关注的科学和公共健康议题，也能够指导植物种质资源活动。

由于在农业和环境科学领域中，对营养和健康优先权意识逐渐加强，植物生物多样性在国际健康社区中的地位日益重要，从事农业、环境保护和健康的科学家和研究机构，可以凭借相互合作的机遇，共同地、更好地解决当前面临的问题。

确定营养与健康研究的优先重点

在健康相关领域，植物种质资源给一些有关当代科学和公共健康重要性的问题，提供了有益的视角，使人们能够重新审视这些问题，包括微量元素缺乏、一些基于食物策略导致的多方面营养缺乏、水果和蔬菜中的维生素 A 前体、铁和其他营养成分的生物利用率、营养和疾病、营养转换和作为健康心理调节剂的药用植物等。

在这些健康优先问题的范围内，出现了营养与植物种质资源相关的研究活动 (Johns, 1999, 2002)，包括利用选定的营养成分在实验室分析鉴别作物和小杂粮品种 (cf. Booth 等, 1994)；强调种内多样性成分的数据库；以农场和社区为基础的活动则集中在与健康相关的植物资源特性的土著知识上；制定和编写适宜的消费者质量（如感官、营养、烹饪特性、毒性、药用特性等）评价标准，该标准适合原生境、迁地生态环境保护 and 利用植物种质资源；膳食多样性指数为进一步建立植物种质资源保护的重要性提供了简便的服务，发展中国家根据其背景，制定的营养状况低成本指标 (Hatløy 等, 1998)；公共健康研究 (WHO, 2003) 等。

因为贫穷是决定营养不良和疾病最重要的单一因素，更好地理解生物多样性保护、经济和营养因素的协同作用是其根本 (Johns 和 Sthapit, 2004)。

结论

植物资源多样性，在人类解决其面临的营养、健康和社会文化需求等方面扮演着最基本角色。生物多样性等同于饮食多样性，也就是等同于健康。在当今世界，全球变化以威胁生物多样性的方式影响传统生态学，同时破坏人类的生存环境，健康是管理生物多样性和保存植物种质资源的至关重要的根本要则。

植物资源连同根植于传统系统中的生物文化真谛，有助于解决发展中国家面临的食物不安全和营养不足等严重问题。同时，植物生物多样性是社会适应变革的一项基本资源，尤其是与文明有关的变革。在这方面，农村与城市相联系至关重要。营养多样性和健康功能，服务于传统

文化，有关植物多样性的土著知识则为面对当今社会中生物多样性的独特问题提供了有价值的解决方法。

针对食物资源单一或仅集中于某几个物种或基因型的问题，在营养、食物安全和农业方面发起了几项主要国际行动。虽然已理解很大一部分人面临微量元素缺乏和食物不安全等特定的严重问题，但是这种特定目标的方法中忽视了人类-环境关系的复杂性和人类疾病、健康的多因子特性。膳食多样性是膳食质量的直接衡量方法。因此，过分强调高产而不管质量和某种营养成分，只强调生物强化计划中有限数量的食物或膳食改变，这些做法都是非常短视的。短期的正面结果可能失败或产生长期的负面结果，因为它们限制了膳食功能多样性和复杂性，因而可能促发疾病。

此外，营养需求的短期成功的选择，可能会带来生物多样性侵蚀的恶果，而土著知识及其使用，及社会文化价值则支持生物多样性的存在。反过来，多样性丧失又反作用于主要健康问题，如糖尿病等。在发展中国家，有限的经济和技术选择内，膳食简单化波动的后果是：可能带来其限制人口承载力以适应环境变化的作用被夸大。强调技术方案，形成单靠技术看起来似乎根本不能解决其后续问题的方案。不缩小贫穷及经济因素的限制则膳食多样性有影响，传统食物系统的优势就不能持续。只有膳食多样性整体方法支持获得广泛多样性的作物和可食用植物，才能使人们的营养和健康状态获得可持续。

人类膳食和药用植物种质资源，只是根植于人类文化中，作为人类生态系统复杂性的一个整体成分，是自古以来应对生态系统破坏的缓冲剂。最近提出的方法，既不是最优的，也不是最终的解决方法。全世界人民都渴望的健康远不是简简单单、没有疾病和体弱（WHO，1946）。因为人类健康被认为是身体、精神和社会福利等所有状态的综合，它的本质与我们赖以生存的生态系统健康相关。为此，植物种质资源具有深刻的实用价值和内在价值。

致谢

感谢加拿大自然科学与工程研究会，国际植物遗传资源研究所，the Fond Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies 和 the

Fonds de la Recherche en Santé du Québec 为本工作提供的财政支持。感谢 Pablo Eyzaguirre、Mikkel Grum 和其他国际植物遗传机构的专家为形成本章思路提供帮助。

参考文献

- Allen, L. H. and S. R. Gillespie. 2001. *What Works? A Review of the Efficacy and Effectiveness of Nutrition Interventions*. Geneva: acc/scn.
- Arai, S. 2000. Functional food science in Japan: State of the art. *Biofactors*, 12:13~16.
- Arai, S., T. Osawa, H. Ohigashi, M. Yoshikawa, S. Kaminogawa, M. Watanabe, T. Ogawa, K. Okubo, S. Watanabe, H. Nishino, K. Shinohara, T. Esashi, and T. Hirahara. 2001. A mainstay of functional food science in Japan: History, present status, and future outlook. *Bioscience, Biotechnology and Biochemistry*, 65:1~13.
- Blumenthal, M., A. Goldberg, and J. Brinckmann. 2000. *Herbal Medicine: Expanded Commission E Monographs*. New York: American Botanical Council.
- Booth, S., T. Johns, J. A. Sadowski, and N. W. Solomons. 1994. Phylloquinone as a biochemical marker of the dietary intake of green leafy vegetables of the K'ekchi people of Alta Verapaz, Guatemala. *Ecology of Food and Nutrition*, 31:201~209.
- Boukari, I., N. W. Shier, X. E. Fernandez R., J. Frisch, B. A. Watkins, L. Pawloski, and A. D. Fly. 2001. Calcium analysis of selected western African foods. *Journal of Food Composition and Analysis*, 14:37~42.
- Bourne, L. T., E. V. Lambert, and K. Steyn. 2002. Where does the black population of South Africa stand on the nutrition transition? *Public Health Nutrition*, 5(1A):157~162.
- Brown, C. R., C. G. Edwards, C. P. Yang, and B. B. Dean. 1993. Orange flesh trait in potato: Inheritance and carotenoid content. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 118:145~150.
- Brown, L., E. B. Rimm, J. M. Seddon, E. L. Giovannucci, L. Chasan-Taber, D. Spiegelman, W. C. Willet, and S. E. Hankinson. 1999. A prospective study of carotenoid intake and risk of cataract extraction in us men. *American Journal of Clinical Nutrition*, 70:517~524.
- Burlingame, B. 2000. Wild nutrition. *Journal of Food Composition and Analysis* 13:99~100.
- Calderon, E., J. M. Gonzalez, and R. Bressani. 1991. Características agronomicas, fisicas, quimicas y nutricias de quince variedades de amaranto. *Turrialba*, 41:458~464.
- Chapman, L., T. Johns, and R. L. A. Mahunnah. 1997. Saponin-like in vitro characteristics of extracts from selected non-nutrient wild plant food additives used by Maasai in meat and milk based soups. *Ecology of Food and Nutrition*, 36:1~22.

- Chopra, M., S. Galbraith, and I. Darnton-Hill. 2002. A global response to a global problem: The epidemic of overnutrition. *Bulletin of the World Health Organization*, 80:952~958.
- Chweya, J. A. and P. B. Eyzaguirre, eds. 1999. *The Biodiversity of Traditional Leafy Vegetables*. Rome: ipgri.
- de Pee, S. C., W. West, D. Permaesih, S. Martuti, and J. G. A. J. Hautvast. 1998. Orange fruit is more effective than are dark-green, leafy vegetables in increasing serum concentrations of retinol and beta-carotene in schoolchildren in Indonesia. *American Journal of Clinical Nutrition*, 68:1058~1067.
- Diouf, M., M. Diop, C. Lo, K. A. Drame, E. Sene, C. O. Ba, M. Gueye, and B. Faye. 1999. Sénégal. In J. A. Chweya and P. B. Eyzaguirre, eds., *The Biodiversity of Traditional Leafy Vegetables*, 111~154. Rome: ipgri.
- Doak, C. M., L. S. Adair, C. Monteiro, and B. M. Popkin. 2000. Overweight and underweight coexist within households in Brazil, China and Russia. *Journal of Nutrition*, 130:2965~2971.
- Drewnowski, A., S. A. Henderson, A. B. Shore, C. Fischler, P. Preziosi, and S. Hercberg. 1996. Diet quality and dietary diversity in France: Implications for the French paradox. *Journal of the American Dietetics Association*, 96:663~669.
- Eyzaguirre, P. B., S. Padulosi, and T. Hodgkin. 1999. IPGRI's strategy for neglected and underutilized species and the human dimension of agrobiodiversity. In S. Padulosi, ed., *Priority Setting for Underutilized and Neglected Plant Species of the Mediterranean Region*, 1~19. Rome: ipgri.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001. *Specialty Rices of the World: Breeding, Production and Marketing*. Rome: fao.
- Fassil, H., L. Guarino, S. Sharrock, Bhag Mal, T. Hodgkin, and M. Iwanaga. 2000. Diversity for food security: Improving human nutrition through better evaluation, management, and use of plant genetic resources. *Food Nutrition Bulletin*, 21:497~502.
- Gale, C. R., N. F. Hall, D. I. Phillips, and C. N. Martyn. 2001. Plasma antioxidant vitamins and carotenoids and age-related cataract. *Ophthalmology*, 108:1992~1998.
- Glew, R. H., J. VanderJagt, C. Lockett, L. E. Grivetti, G. C. Smith, A. Pastuszyn, and M. Millson. 1997. Amino acid, fatty acid, and mineral composition of 24 indigenous plants of Burkina Faso. *Journal of Food Composition and Analysis*, 10:205~217.
- Graham, R. D. and J. M. Rosser. 2000. Carotenoids in staple foods: Their potential to improve human nutrition. *Food Nutrition Bulletin*, 21:405~409.
- Hasler, C. M. 1998. Functional foods: Their role in disease prevention and health promotion. *Food Technology*, 52:63~70.

农业生态系统中生物多样性管理

- Hasler, C. M., S. Kundrat, and D. Wool. 2000. Functional foods and cardiovascular disease. *Current Atherosclerosis Reports*, 2:467~475.
- Hatløy, A., L. E. Torheim, and A. Oshaug. 1998. Food variety: A good indicator of nutritional adequacy of the diet? A case study from an urban area in Mali, West Africa. *European Journal of Clinical Nutrition*, 52:891~898.
- Heller, J., F. Begemann, and J. Mushonga, eds. 1997. *Bambara Groundnut Vigna subterranea (L.) Verdc.* Rome: ipgri.
- Holden, J. M. 1999. Carotenoid content of U.S. foods: An update of the database. *Journal of Food Composition and Analysis*, 12:169~196.
- Howell, A. B., N. Vorsa, A. Der Marderosian, and L. Y. Foo. 1998. Inhibition of the adherence of p-fimbriated *Escherichia coli* to uroepithelial- cell surfaces by proanthocyanidin extracts from cranberries. *New England Journal of Medicine*, 339:1085~1086.
- Huang, A. S., L. Tanudjaja, and D. Lum. 1999. Content of alpha, beta-carotene, and dietary fiber in 18 sweetpotato varieties grown in Hawaii. *Journal of Food Composition and Analysis*, 12:147~151.
- Johns, T. 1981. The añu and the maca. *Journal of Ethnobiology*, 1:208~212.
- Johns, T. 1996. Phytochemicals as evolutionary mediators of human nutritional physiology. *International Journal of Pharmacognosy*, 34:327~334.
- Johns, T. 1999. The chemical ecology of human ingestive behaviors. *Annual Review of Anthropology*, 28:27~50.
- Johns, T. 2002. Plant genetic diversity and malnutrition: Practical steps for developing and implementing a global strategy linking plant genetic resource conservation and nutrition. *African Journal of Food and Nutritional Sciences*, 2(2):98~100.
- Johns, T. 2003. Plant biodiversity and malnutrition: Simple solutions to complex problems. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development*, 3:45~52.
- Johns, T. and L. Chapman. 1995. Phytochemicals ingested in traditional diets and medicines as modulators of energy metabolism. In J. T. Arnason and R. Mata, eds., *Phytochemistry of Medicinal Plants, Recent Advances in Phytochemistry*, 29, 161~188. New York: Plenum.
- Johns, T. and P. B. Eyzaguirre. 2000. Nutrition for sustainable environments. *SCN News*, 21:24~29.
- Johns, T. and P. B. Eyzaguirre. 2002. Nutrition and the environment. In *Nutrition: A Foundation for Development*. Geneva: acc/scn.
- Johns, T., G. M. Faubert, J. O. Kokwaro, R. L. A. Mahunnah, and E. K. Kimanani. 1995. Anti-giardial activity of gastrointestinal remedies of the Luo of East Africa. *Journal of Ethnopharmacology*, 46:17~23.

- Johns, T., R. L. A. Mahunnah, P. Sanaya, L. Chapman, and T. Ticktin. 1999. Saponins and phenolic content of plant dietary additives of a traditional subsistence community, the Batemi of Ngorongoro District, Tanzania. *Journal of Ethnopharmacology*, 66:1~10.
- Johns, T., M. Nagarajan, M. L. Parkipuny, and P. J. H. Jones. 2000. Maasai gummi-vory: Implications for Paleolithic diets and contemporary health. *Current Anthropology*, 41:453~459.
- Johns, T. and J. T. Romeo, eds. 1997. *Functionality of Food Phytochemicals*, Recent Advances in Phytochemistry 31. New York: Plenum.
- Johns, T. and B. R. Sthapit. 2004. Biocultural diversity in the sustainability of developing country food systems. *Food and Nutrition Bulletin*, 25:143~155.
- Kant, A. K., A. Schatzkin, B. I. Graubard, and C. Schairer. 2000. A prospective study of diet quality and mortality in women. *JAMA*, 283:2109~2115.
- Kant, A. K., A. Schatzkin, and R. G. Ziegler. 1995. Dietary diversity and subsequent cause-specific mortality in the nhanes i epidemiologic follow-up study. *Journal of the American College of Nutrition*, 14:233~238.
- Kim, S., S. Moon, and B. M. Popkin. 2000. The nutrition transition in South Korea. *American Journal of Clinical Nutrition*, 71:44~53.
- Kuhnlein, H. V. and H. M. Chan. 2000. Environment and contaminants in traditional food systems of northern indigenous peoples. *Annual Review of Nutrition*, 20:595~626.
- Kuhnlein, H. V. and T. Johns. 2003. Northwest African and Middle Eastern food and dietary change of indigenous peoples. *Asia Pacific Journal of Clinical Nutrition*, 12:344~349.
- Kuhnlein, H. V. and O. Receveur. 1996. Dietary change and traditional food systems of indigenous peoples. *Annual Review of Nutrition*, 16:417~442.
- Kurilich, A. C. and J. A. Juvik. 1999. Quantification of carotenoid and tocopherol antioxidants in Zea mays. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 47:1948~1955.
- La Vecchia, C., S. E. Munoz, C. Braga, E. Fernandez, and A. Decarli. 1997. Diet diversity and gastric cancer. *International Journal of Cancer*, 72:255~257.
- Lewallen, S. and P. Courtright. 2001. Blindness in Africa: Present situation and future needs. *British Journal of Ophthalmology*, 85:897~903.
- Lindhorst, K. 1998. *Antioxidant Activity of Phenolic Fraction of Plant Products Ingested by the Maasai*. MSc thesis, McGill University, Montreal, Canada.
- Marles, R. J. and N. R. Farnsworth. 1995. Antidiabetic plants and their active constituents. *Phytomedicine*, 2:137~189.
- Marsh, R. 1998. Building traditional gardening to improve household food security. Food,

农业生态系统中生物多样性管理

Nutrition and Agriculture 22:4~14.

Maundu, P. M., G. W. Ngugi, and C. H. S. Kabuye. 1999. *Traditional Food Plants of Kenya*. Nairobi: National Museums of Kenya.

McCune, L. M. and T. Johns. 2002. Antioxidant activity in medicinal plants associated with the symptoms of diabetes mellitus used by the indigenous people of the North American boreal forest. *Journal of Ethnopharmacology* 82:197~205.

McIntosh, M. and C. Miller. 2001. A diet containing food rich in soluble and insoluble fiber improves glycemic control and reduces hyperlipidemia among patients with type 2 diabetes mellitus. *Nutrition Reviews* 59:52~55.

Mennen, L. I., J. C. Mbanya, J. Cade, B. Balkau, S. Sharma, S. Chungong, and J. K. Cruickshank. 2000. The habitual diet in rural and urban Cameroon. *European Journal of Clinical Nutrition* 54:150~154.

Milner, J. A. 2000. Functional foods: The US perspective. *American Journal of Clinical Nutrition* 71:1654S~1659S.

Montanari, A., W. Widmer, and S. Nagy. 1997. Health promoting phytochemicals in citrus fruit and juice products. In T. Johns and J. T. Romeo, eds., *Functionality of Food Phytochemicals*, Recent Advances in Phytochemistry 31, 31~52. New York: Plenum.

Mukhtar, H. and N. Ahmad. 2000. Tea polyphenols: Prevention of cancer and optimizing health. *American Journal of Clinical Nutrition* 71:1698S~1702S.

Nakatani, N. 1997. Antioxidants from spices and herbs. In F. Shahidi, ed., *Natural Antioxidants: Chemistry, Health Effects, and Applications*, 64~75. Champaign, IL: AOCS Press.

Ogle, B. M., N. N. X. Dung, T. T. Do, and L. Hambraeus. 2001a. The contribution of wild vegetables to micronutrient intakes among women: An example from the Mekong Delta, Vietnam. *Ecology of Food and Nutrition* 40:159~184.

Ogle, B. M., P. H. Hung, and H. T. Tuyet. 2001b. Significance of wild vegetables in micronutrient intakes of women in Vietnam: An analysis of food variety. *Asia Pacific Journal of Clinical Nutrition* 10:21~30.

O'Neill, M. E., Y. Carroll, B. Corridan, B. Olmedilla, F. Granada, I. Blanco, H. Van den Berg, I. Hininger, A.-M. Rousell, M. Chopra, S. Southon, and D. I. Thurnham. 2001. A European carotenoid database to assess carotenoid intakes and its use in a five-country comparative study. *British Journal of Nutrition* 85:499~507.

Onyango, A., K. Koski, and K. Tucker. 1998. Food diversity versus breastfeeding choice in determining anthropometric status in rural Kenyan toddlers. *International Journal of Epidemiology* 27:484~489.

Owen, P. and T. Johns. 1999. Xanthine oxidase inhibitory activity of north-eastern North

- American plant remedies for gout. *Journal of Ethnopharmacology*, 64:149~160.
- Owen, P. and T. Johns. 2002. Antioxidants in medicines and spices as cardioprotective agents in Tibetan highlanders. *Pharmaceutical Biology*, 40:346~357.
- Padulosi, S., ed. 1999. *Priority- Setting for Underutilized and Neglected Plant Species of the Mediterranean Region*. Rome: ipgri.
- Platt, A. E. 1996. *Infecting Ourselves: How Environmental and Social Disruptions Trigger Disease*. Washington, dc: Worldwatch Institute.
- Popkin, B. M. 2002. An overview of the nutrition transition and its health implications: The Bellagio meeting. *Public Health and Nutrition*, 5:93~103.
- Popkin, B. M., S. Horton, and S. Kim. 2001a. The nutrition transition and prevention of diet-related diseases in Asia and the Pacific. *Food and Nutrition Bulletin*, 22:S1~58.
- Popkin, B. M., S. Horton, S. Kim, A. Mahal, and J. Shuigao. 2001b. Trends in diet, nutritional status, and diet-related non-communicable diseases in China and India: The economic costs of the nutrition transition. *Nutrition Reviews*, 59:379~390.
- Quiros, C. F. and R. Aliaga- Cardenas. 1997. Maca. *Lepidium meyenii Walp.* In M. Hermann and J. Heller, eds., *Andean Roots and Tubers: Abipha, Arracacha, Maca and Yacon*, 173~197. Rome: ipgri.
- Rodriguez- Amaya, D. B. 1999. Latin American food sources of carotenoids. *Archivos Latinoamericanos de Nutricion*, 49:74S~84S.
- Ross, S. 2000. Functional foods: The Food and Drug Administration perspective. *American Journal of Clinical Nutrition*, 71:1735S~1738S.
- Simopoulos, A. P. 1994. Fatty acids. In I. Goldberg, ed., *Functional Foods: Designer Foods, Pharmafoods, Nutraceuticals*, 355~392. New York: Chapman and Hall.
- Solomons, N. W. and J. Bulux. 1997. Identification and production of local carotene-rich foods to combat vitamin A malnutrition. *European Journal of Clinical Nutrition*, 51:S39~S45.
- Sommerburg, O. E., J. E. Keunen, A. C. Bird, and F. J. van Kuijk. 1998. Fruits and vegetables that are sources for lutein and zeaxanthin: The macular pigment in human eyes. *British Journal of Ophthalmology*, 82:907~910.
- Spielman, A. and A. A. James. 1990. Transmission of vector-borne disease. In K. S. Warren and A. A. F. Mahmoud, eds., *Tropical and Geographical Medicine*. New York: McGraw-Hill Information Services Company.
- Sripriya, G., K. Chandrasekharan, V. S. Murty, and T. S. Chandra. 1996. ESR spectroscopic studies on free radical quenching action of finger millet (*Eleusine cora-cana*). *Food Chemistry*, 57:537~540.

农业生态系统中生物多样性管理

- Ssebuliba, J. M., E. N. B. Nsubuga, and J. H. Muyonga. 2001. Potential of orange and yellow fleshed sweetpotato cultivars for improving vitamin A nutrition in central Uganda. *African Crop Science Journal*, 9:309~316.
- Standley, L., P. Winterton, J. L. Marnewick, W. C. A. Gelderblom, E. Joubert, and T. J. Britz. 2001. Influence of processing stages on antimutagenic and antioxidant potentials of rooibos tea. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 49:114~117.
- Tomkins, A. 2000. Malnutrition, morbidity and mortality in children and their mothers. *Proceedings of the Nutrition Society*, 59:135~146.
- Trejo-Gonzalez, A., G. Gabriel- Ortiz, A. M. Puebla- Perez, M. D. Huizar- Contreras, M. del R. Munguia- Mazariegos, S. Mejia- Arreguin, and E. Calva. 1996. A purified extract from prickly pear cactus (*Opuntia fuliginosa*) controls experimentally induced diabetes in rats. *Journal of Ethnopharmacology*, 55:27~33.
- Trichopoulou, A. and E. Vasilopoulou. 2000. Mediterranean diet and longevity. *British Journal of Nutrition*, 84:S205~S209.
- Trichopoulou, A., E. Vasilopoulou, P. Hollman, C. Chamalides, E. Foufa, T. Kaloudis, D. Kromhout, P. Miskaki, I. Petrochilou, E. Poulima, K. Stafi lakis, and D. Theoph-ilou. 2000. Nutritional composition and flavonoid content of edible wild greens and green pies: A potential rich source of antioxidant nutrients in the Mediterranean diet. *Food Chemistry*, 70:319~323.
- Uiso, F. C. and T. Johns. 1996. Consumption patterns and nutritional contribution of *Crotalaria brevidens* in Tarime District, Tanzania. *Ecology of Food and Nutrition*, 35:59~69.
- Van 't Riet, H., A. P. den Hartog, A. M. Mwangi, R. K. N. Mwadime, D. W. J. Foeken, and W. A. van Staveren. 2001. The role of street foods in the dietary pattern of two low-income groups in Nairobi. *European Journal of Clinical Nutrition*, 55:562~570.
- Visioli, F. and C. Galli. 1998. The effect of minor constituents of olive oil on cardiovascular disease: New findings. *Nutrition Reviews*, 56:142~147.
- Wang, M., J. Li, Y. Shao, T. C. Huang, M. T. Huang, C. K. Chin, R. T. Rosen, and C. T. Ho. 1999. Antioxidative and cytotoxic components of highbush blueberry (*Vaccinium corymbosum* L.). In F. Shahidi and C.- T. Ho, eds., *Phytochemicals and Phytopharmaceuticals*, 271~277. Champaign, il: aocs Press.
- West, C. E., F. Pepping, and C. R. Temalilwa. 1988. *The Composition of Foods Commonly Eaten in East Africa*. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Agricultural University.
- WHO. 1946. Preamble to the Constitution of the World Health Organization as adopted by the International Health Conference, New York, June 19~22, 1946.
- WHO. 2003. *WHO Global Strategy on Diet, Physical Activity and Health*. Geneva: who.

第 16 章 农民选择与育种家之间的对比—— 尼泊尔农家水稻品种的价值

D. Gauchan M. Smale

尼泊尔是亚洲栽培稻 (*Oryza sativa*) 的一个重要多样性中心。从尼泊尔到越南北部地区有着多样化的地理和文化背景, 这一地区可能是第一个种植亚洲栽培稻的地区 (Vaughan 和 Chang, 1992)。在尼泊尔, 农家品种种植面积占水稻总种植面积的 30% 以上 (Apsd, 2001)。农家品种的杂合度通常比现代品种更高。现代品种的选育基于特定的表型指标, 株高一致, 而农家品种则通常能满足当地人的特定需求和适应当地生态环境 (Simmonds, 1979)。据估计, 在尼泊尔各地由农民保存的水稻农家品种, 野生近缘种和杂草稻约有 2 000 种 (Shrestha 和 Vaughan, 1989; Upadhyay 和 Gupta, 2000)。这些农家品种的进化环境有着广泛的差异, 包括土壤、地形和气候条件, 以及农民的种子选择和管理方式。在某些地区, 市场的相互隔绝促使农民依赖于自己准备的种子, 而为满足食物需求则进一步加强了这种依赖。农家保护包括在农家品种的进化环境 (社区和农业生态系统) 中, 农民对持续种植和管理农家品种所做的决策, 如同农民在尼泊尔所做的那样。通过播种、收获后选种, 与其他农民换种以及补植 (第 4 章), 农民选择并维持他们认为有价值的农家品种。农民的选择决定了用于作物改良和具有社会价值的遗传资源是否会在当地被持续种植。如果一些品种因为产出或市场的变化而丧失其原有价值, 那么农民就会选择不再种植这些地方品种。

职业植物育种家们的决策同样对作物生物多样性的农家保护产生影响。为了获得新的品种, 植物育种家们会选择材料并进行杂交。这些新品种通过商业化的种子系统进行发布, 因此他们的选择决定了提供给农

农业生态系统中生物多样性管理

民的遗传资源范围。通过引入新的或经过重组的遗传材料，育种家们可以丰富农民的选择，更好地满足农民的需求或作为对现种植品种的补充。作物改良以增加产量和降低食物价格而产生社会价值。在作物改良中，异位保存和原位保护的遗传资源都非常重要。由于项目成本和放弃计划费用等方面的成本问题，农家保护方法并不能保护所有的农家品种，也不是所有的农民会保存农家品种。

如果以国民生产总值计算，尼泊尔是全球收入最低的国家之一（世界银行，2003）。目前尼泊尔政府面临的挑战是如何开展保护水稻生物多样性的奖励措施，这对农民和未来社会都将有利。虽然不能对将来的需求进行准确预测，但是经过专业评估，水稻育种家们为我们提供了一些合理的猜测。但和农民一样，水稻育种家们的观点并不一致。

这一章通过在尼泊尔的研究所获得详细调查数据，来评价农民和育种家们的选择和与水稻生物多样性原位保护之间的关系，并进一步分析了育种家选择农家保护材料的一些标准。一个根据微观经济学模型所建立的关于农民决策的概念方法被勾画出来。这个模型将农民根据这些指标所做的可能的选择，与一些受公共投资和政策影响的解释因素联系起来，然后对这个联系进行计量经济估算。如果对任何一种选择，解释因素所造成的影响都相同，那么我们就可以说这些因素对于选择标准是中性的。如果不同，那么加强一个保护选择的前景，可能会降低另一种选择的前景，而这意味着需要对政策进行权衡。一些实证研究，探讨当政策的推动改变解释变量的时候，多样性的一种类型是如何与另一种类型互相权衡的，例如在教育或基础建设方面的投资。这些分析的前提是品种的社会价值指数没有差异。在这里所提到的分析中，我们明确地将水稻育种家和保护者的偏好，与农民的偏好联系起来。水稻育种家和保护者的选择，反映了他们对农民正在种植的农家品种潜在社会价值的看法。农民的选择则显示了他们在面对众多经济和物质的限制时的偏好，反映了品种的个人价值。同时我们参考了应用类似方法，研究其他作物和经济背景的结果。下一节描述了研究地点和收集数据的方法。在归纳了概念方法和经济计量方法后，则简要描述统计方法和结果。最后一章则阐述了主要结论。

研究地点

在尼泊尔开展的项目“农业生物多样性农家原位保护”包括 3 个生态点，这项研究关注其中的两个点。一个生态点包含一个集水区，包括一组社区和村庄。选择这些生态点的标准包括针对农家保护、农业生态特征，以及市场基础设施的水稻和其他作物遗传多样性的重要性。Kaski 生态点代表了尼泊尔的山区地区，具有中等水平的市场基础设施。而 Bara 生态点位于低地地区（Terai），拥有更为发达的市场基础设施。在两个生态点中，水稻都是粮食经济中的主要作物。水稻被种植在一系列不同的微生态环境中，因此经常能在同一个农场中发现高地、低地和沼泽环境。为了符合不同的农田类型、土壤、湿度条件和种植顺序，农民通常会种植多个水稻品种。

在生态点水平上，山区和低地生态点中，被抽样农民所保有的水稻品种总数分别为 50 个和 23 个（表 16-1）。正如预期的那样，山区生态点保有最多的水稻农家品种（39 个）和最高的农家品种种植比例（72.5%）。虽然现代品种和农家品种共存于两个生态点，但是低地生态点基本上都种植现代品种（96%）。低地生态点农民种植的现代品种（18 个）比山区生态点的现代品种数更多（11 个）。而山区生态点的水稻品种数则比低地生态点的品种数多两倍。

表 16-1 尼泊尔 Bara 和 Kaski 生态点中农民所种植水稻的多样性

生态点水平上水稻种植布局	Bara (低地)	Kaski (山区)
水稻品种总数	23	50
农家品种总数	5	39
现代品种总数	18	11
农家品种所占面积百分比 (%)	4	72.5
现代品种所占面积百分比 (%)	96	27.5

数据来源

水稻种植户的实例调查

作为尼泊尔国家原位保护项目的一部分，这里报道了若干年中所密集开展的农民参与式实例调查研究和分析。首先，调查小组列出了两个生态点中的所有 1 856 户农户。通过当地联系人，调查小组知道了其中一些农户不再从事农业生产，一些农户不再住在原地，还有一些农户不种植水稻。通过对所有符合条件的农户进行随机抽样，共抽取了 17.25% 的农户（307 户）。其中在 Ksaki 点抽取了 159 个农户，在 Bara 点则抽取了 148 户。

这项调查方法是利用一份结构性问卷进行个人访谈。问题中包括农民及其家庭的社会、人口和经济特征；农场的自然特征；水稻生产的经济评价；以及进入市场的通道。由主要研究员协调并与当地有经验的人员一起进行相关调查。受访人员包括当地参与水稻生产和消费决策的男性和女性。为了提高数据质量和统一性，还对调查问卷开展同行评议，来检查是否有测量误差、模棱两可和遗漏的信息。在调查期间，对有遗漏信息或有不恰当答复的农户立即进行重访。为了确认测量所用的单位和术语的一致，研究者和统计员在访问点上对问卷做了相应的编辑加工。

水稻育种家的调查

在国家原位项目和尼泊尔水稻育种研究中，包括了对植物育种家和研究人员的一项调查，分为两个阶段进行。在第一阶段，根据保护或未来植物育种的重要性，在原位项目中工作的 16 位植物育种家和研究人员被要求对农户调查中所确定的品种进行排序。这项调查同时也确定了育种家们选择农家品种潜在用途的标准。这些标准包括多样性（表现为一个不均匀的异质群体）、稀有性（体现为独特或不寻常的特性）和适应性（表现为广谱适应性）。在调查的第二阶段，根据水稻农家品种是否满足这些标准，8 个植物育种家被单独要求对这些水稻农家品种进行分类。

概念性方法

这个概念方法是基于农业户模型 (Singh 等, 1986), 并被应用于分析作物生物多样性 (Van Dusen, 2000; Van Dusen 和 Taylor, 2003)。其他相关的模型和应用包括有 Brush 等 (1992), Meng (1997), Smale 等 (2001), Benin 等 (2003) 和 Birol (2004)。

在此方法中, 通过一系列农场的消费项、市场购买物品的消费项以及休闲项, 使得单一农户的效用最大化 (别处所提出的数学项)。多种消费的组合决定了单一农户的效用, 其水平则取决于农户成员的偏好。而偏好又取决于农户的众多社会和人口特征, 包括其禀赋人力资本和其他资产, 用向量 Ω_{HH} 表示。

生产技术限制了农户所能产出的数量, 用农户的自然特征值 (Ω_F) 所表征。生产技术由每一季在种植区域所投入的种子、劳力和其他购买的东西组成 (A)。作物和品种组合的选择及其分配的种植面积决定了农场的生产水平、农户的预期收获, 反之亦然。对每一个给定的作物或品种, 其分配面积可从 0 (不种植该作物 / 品种) 到 1 (不种植其他作物 / 品种)。

当这些选择完成以后, 所支出的时间和金钱不能超过全部收入。任一季全部的收入包括农民销售作物产品的净收入 (利润) 和选择该季作物和品种所带来的外部收入, 例如库存结转、汇款、养老金和其他从上季转入的收益 (Y^0)。当一个作物没有运作良好的市场或它的贸易存在显著交易成本时 (Ω_M), 就不能对生产和消费决策进行单独处理。此时决定作物指导决策更多的是影子价格, 而不是其市场价格。影子价格与不同的市场交易成本相关, 反映了单一农户的具体特征 (Ω_{HH})。而之前相关领域中的研究表明, 对于水稻品种, 特别是农家品种, 市场通常是不完善的 (Gauchan 等, 2005)。

随机效用模型, 能通过样本数据来对品种选择决策进行统计学解释。如果一个农户成员认为某一水稻农家品种的期望值比其他可替代品种高, 那么该农户就会选择在其稻田中种植这个农家品种 ($U_i > U_j$, 对任意的 $j \neq i$)。因为不能对期望水平 (U) 进行直接观测, 所以数据中的选择就反映了为效用最大化而提供给农户的备选方案。这些选择中的变

农业生态系统中生物多样性管理

量可以由农户的偏好及他们所面临的限制因素来进行系统解释。而偏好和制约因素则取决于和农户、农场和市场特点相关的可观测变量。从一个随机抽样的农户中获得数据而引入一个随机组分，为预测农户种植某个农家品种的概率提供了统计学背景，该函数包含系统组分 ($\beta'X$) 和随机误差 (ε)：

$$\begin{aligned} \text{概率 } P(\text{选择农家品种 } i) &= \text{概率 } P(U_i > U_j) \\ &= \beta_0 + \beta_H' \Omega_{HH} + \beta_F' \Omega_F + \beta_M' \Omega_M \\ &\quad + \beta_y Y^0 + \beta_a A + \varepsilon \dots\dots\dots (I) \end{aligned}$$

经济计量方法

方程 1 是经济计量分析和假设检验的基础。用一个概率模型来进行回归分析 (limdep, version 7.0) 和交叉检验 (Stata)。通过计量经济学检验，对决策模型中哪一个解释因素会显著改变农户种植农家品种的预期概率 (似然性) 进行了调查。这些水稻品种已经由水稻育种家根据遗传多样性、稀有性和适应性进行归类。对不同因变量 (选择标准) 和相同解释变量的特定回归进行检测，比较了回归系数的表现和显著性。回归分析中的因变量则由关键知情人的调查结果确定 (表 16-2)。表 16-3 中列出了解释变量及其假设效应，并根据等式 1 中概念变量的一系列观察特征进行分组 1。以下是对这些解释变量的简短说明。

表 16-2 概率回归模型中因变量的定义

类别	特点	选择	结果
多样性	非一致，杂合群体	是 =1 其他 =0	满足选择标准的所有农家品种
稀有性	特有的，罕见的性状	是 =1 其他 =0	满足选择标准的所有农家品种
适应性	广谱适应性	是 =1 其他 =0	满足选择标准的所有农家品种

表 16-3 多样性解释变量定义及其假设效应

变量名	变量定义	假设效应
农户特征		
AGEPDM	生产决策者的年龄 (年)	(+)
EDUPDM	生产决策者受教育程度 (年)	(+, -)
EDUCDM	消费决策者受教育程度 (年)	(+, -)
AAGLABR	农场中成年劳动力 (数)	(+)
FAADTPCT	成年工作人员的妇女比例	(+)
LANIMLV	大牲口 (牛, 产奶牲畜) 的价值 (以尼泊尔卢比计)	(+)
TOTEXP	本季最后收获前月平均消费 (外来收入, 以尼泊尔卢比计)	(+, -)
SBRATIO	近 5 年平均水稻产出 / 消费比值	(+, -)
农场自然特征		
IRPCNT	稻田灌溉面积百分比	(+, -)
LNDTYPS	稻田类型数	(+)
RDPLCULH	住家到稻田的步行距离 (mm) / 种植面积 (hm ²)	(+)
市场特征		
TMKTDS	住家和农场到市场的步行距离和 (mim)	(+)
LRSOLD	上一季农户卖出的水稻农家品种 (kg)	(+)
MVSOLD	上一季农户卖出的水稻现代品种 (kg)	(-)

农户特征

通过偏好和农户市场交易成本, 农户的特征会影响农户选择种植哪个农家品种。农户的年龄、教育程度、和性别构成都会影响农户的偏好和习惯。年龄较大的农民更倾向于种植多个农家品种, 并且持续种植这些品种。较高教育程度的农民则可能提高生产和消费决策者 (通常为男性和女性) 获得信息和试验研究的能力, 但这也通常使得他们更偏向于现代品种和进行专业化种植。有更多可用的成年劳动力时允许农户种植更多有着不同管理要求的水稻品种系列。妇女工作的比例则会增加某些具有独特消费属性农家品种的种植。项目组的一项早期研究发现, 妇女在水稻的种植和种子维持中起了更重要的作用 (Subedi 等, 2000)。

拥有更多挽用家畜 (牛) 和乳用家畜 (水牛和奶牛) 的农户, 被预

农业生态系统中生物多样性管理

测将种植更加多样化的水稻品种，因为他们有着更好的投入渠道，获得更多信息，更强的试验研究能力，并需要更多的饲料。拥有牛（畜力）也使得农户能适时整地、脱粒和运输农资、以及收获产品。外来的现金收入一方面能提高农民雇工和购买农资的能力，以开展更广泛的活动；但另一方面，它也可能意味着农户成员将参加更多非农活动，并减少花费在特定水稻品种上的时间。当生产的水稻多于预期消费需求时，农民可能有更好的能力来维持农家品种，但也可能是为了市场而专业种植现代品种。

农场自然特征

这个劳动密集型的农业系统的特点是，农场规模非常小，地块分散，异质化的土地类型、对农耕技术极为重要。如果农民种植水稻的土地类型更为独特，田块更为分散，那么他们种植农家品种的可能性就越大。因为农家品种能适应特定的季节小生境或自然小生境。通过灌溉可以改善水分供应，这对农民种植特定的农家品种可能有积极影响，但也可能产生消极影响。更好的水分供应可使农民更专注于一些品种的种植，使得生产过程更为统一；但它也使种植更多具有不同水分需求和成熟期的水稻品种成为可能。

市场特征

市场变量通过农户水稻贸易的程度、购买农资、食品的程度及其他农户在市场上的需求程度，对多样性产生影响。从住宅到市场的距离是农民参与市场交易成本的一个主要组成部分。住宅离当地市场中心越远，那么农民就会越依赖于自己的产品来满足其消费需求。消费需求包括了一系列食品和饲料的需求。如果农户过去销售过农家水稻品种，那么这将鼓励农民种植农家品种；而如果农户过去销售现代水稻品种，农民可能会专门种植少数性状一致的现代品种。

结果

统计描述

更为孤立的山地农户（Kaski 生态点）种植农家品种的可能性远远

高于平原地区的农民 (Bara 生态点)。这些农家品种被水稻育种家们认为具有多样性、稀有性和适应性等潜在价值 (表 16-4)。

表 16-4 Bara 和 Kaski 生态点因变量和解释变量的统计结果

变量	生态点		
	Bara (N=148)	Kaski (N=159)	总和 (N=307)
因变量			
农户种植多样化农家品种的比例 (+)	2	50.9	27.4
农户种植稀有农家品种的比例 (+)	2.7	20.8	12.1
农户种植适应性农家品种的比例 (+)	0.7	74.8	39.1
解释变量			
AGEPDM	48.27	46.20	47.20
EDUPDM	3.0	3.95	3.52
EDUCDM	0.48**	1.99	1.26
AAGLABR	2.52	2.51	2.52
FAADTPCT	0.27	0.28	0.28
LANIMLV	10 270**	18 490	14 527
TOTEXP	2 483	2 581	2 533
SBRATIO	1.40**	0.76	1.07
IRPCNT	0.42	0.39	0.407
LNDTYP	1.54	1.49	1.517
RDPLCULH	120*	146	134.58
TMKTDS	163**	340	255.14
LRSOLD	16.89	43.68	30.76
MVSOLD	971**	38	487.8

注：假设方差相等，对 Kaski 和 Bara 生态点相应数据进行双尾 *T* 检验，“**”表示 $P < 0.01$ ，“*”表示 $P < 0.05$ 。(+) χ^2 检验显示了 Kaski 和 Bara 生态点间存在显著性差异 ($P < 0.05$)。解释变量的定义参见表 16-3 所示。

这两个生态点水稻种植户的人口结构比较类似，包括生产决策者的年龄和受教育程度、成年劳动力、从事耕种的男女数量和比例。但在 Bara 生态点中的女性决策者，受教育程度显著较低。这两个生态点的平均收入水平较为接近，但是平原地区的农户其牲畜资产的价值相对较低。平原地区农户更多地销售现代品种稻米，说明他们更多地种植现代品种。平均而言，平原地区的农户比山区农户能更好地通过自己的水稻生产满足其对稻米消费的需求。两个生态点在粮食销售方面的差异并不

显著，这可能仅仅因为在 Bara 生态点上，有一个农民报道他销售了大量的稻米。两个生态点农场的稻田土地类型的数量、稻田灌溉百分比等自然特征比较类似。但平原地区的田块分布更为集中，而农户距离市场也更近。

经济计量结果

根据每一个选择标准（多样性，稀有性和适应性）因素，表 16-5 列出了个人价值和社会价值相吻合的预期因子。这些因素对农民种植地方品种的可能性具有显著的影响。这些地方品种被水稻育种家们认为是重要的。

表 16-5 农民种植农家品种的预测因子

这些品种是由育种家们在尼泊尔两个生态点中根据选择标准所确定的有潜在价值的品种

解释变量	水稻育种家的选择标准		
	多样性	稀有性	适应性
常数	- 0.6221***	- 0.4289***	- 2.6499***
位点	0.2792***	0.1074***	1.0596***
AGEPDM	- 0.000029	- 0.00058	0.000387
EDUPDM	- 0.0101	0.00212	0.00931
EDUCDM	0.0218**	- 0.00483	- 0.00679
AAGLABR	0.04315**	0.01702	0.14948***
FAADTPCT	- 0.03892	0.13687*	- 0.05048
LANIMLV	0.000005*	- 0.0000019	- 0.000002
TOTEXP	- 0.000023	- 0.000018	0.0000003
SBRATIO	- 0.09510	- 0.02833	0.05185
IRPCNT	0.080216	0.005799	0.1390
LNDTYPS	- 0.05990	0.06588***	0.03843
RDPLCULH	0.000029	0.000056	0.001112**
TMKTDS	0.00040**	0.000137**	0.000665*
LRSOLD	0.00021	0.000111*	- 0.000094
MVSOLD	- 0.00004	- 0.000005	- 0.0001188
对数似然函数	- 93.79	- 75.50	- 54.65
近似 R2	0.478	0.734	0.332

注：N=307. 所有案例中使用的回归模型都是概率模型。显著性检验采取单尾 Z 检验，“***”表示 $P < 0.01$ ，“**”代表 $P < 0.05$ ，“*”则代表 $P < 0.1$ 。变量定义参见表 16-3。Z 统计与最大似然估计相关。表中报道的变量值具有边际效果并作为解释变量而计算的。

在农户特征值中，教育、劳动力组成和牲畜价值对预测农户将种植地方品种具有统计显著性，这些地方品种对未来的作物改良非常重要。

人力资本对水稻品种的选择性可能是至关重要的。如果稻米消费决策者（通常是女性）所受的教育越多，那么这个农户种植具有遗传异质性的农家品种的可能性就越大。更多从事农业的成年劳动力对种植适应性农家品种的可能性影响很大，也会显著促使农户种植遗传多样化的农家品种。而农户成年劳动力中女性的比例较高，则意味着种植稀有农家品种的可能性更高。如果农户拥有更多的牲畜（水牛、黄牛和阉牛）资产，那么其种植农家品种（这些品种被水稻育种家认为是多样化和适应的）的可能性就越高。外来收入对品种选择没有显著影响，因为种植农家品种并不花钱。稻田土地类型数（多样化的农场生产条件）会增加稀有农家品种的种植机会，而稻田的分散程度也会促使适应性农家品种的种植。位于山区生态点且与市场隔绝的农户，种植任一类农家品种的概率更高，这些品种被水稻育种家们认为对未来的作物改良具有潜在价值。

对于不同的农家品种组，具有统计意义的预测因素（生态点位置，从事农业生产的成年人比例，步行到市场的总距离）对品种选择的导向性相同，但程度有所不同。以下三个与政策相关的因素对品种选择具有非中性的影响，其影响的统计意义取决于育种家的选择标准：多样性、稀有性或适应性。第一，“女性受教育和参与农业生产”仅能预测农户将种植稀有或多样化的农家品种，其程度则随选择标准而不同。第二，“过去农家品种的稻米销售”是一个政策相关因素，与稀有农家品种的种植显著相关，但与多样化或者适应性农家品种的种植无关。这一调查结果表明，专一化的市场可能会鼓励农民持续种植稀有农家品种。第三，由农场规范化的“散布状农田”是农户将种植适应性农家品种的一个预测因素。田块空间分布将决定使用权和土地使用方式等因素。

相关研究结果

表 16-6 列举了一些相关研究结果，这些研究是根据本章中所用到的概念变量组，来解释农业户保有的作物多样性变异水平，以及他们继续种植农家品种的概率变化。这些研究案例的理论基础是农业户模型，该模型通过农户和农田调查所得的数据，进行计量经济分析。这些

表 16-6 作物物种多样性或遗传多样性的相关经济研究的结果比较

研究实例中预期影响的 导向	秘鲁	土耳其	墨西哥	埃塞俄比亚	埃塞俄比亚	匈牙利	匈牙利
受经济变化和公共 政策影响的因素	马铃薯农家 品种多样性	小麦农家品 种多样性	墨西哥耕作系统 作物和品种总多 样性	玉米农家品 种多样性	埃塞俄比亚多 谷物作物多样 性	埃塞俄比亚多 谷物品种多样 性	匈牙利农家 庭院作物多样 性
农户特征	0	0	+	0	+	0, -	+
带头人年龄							
受教育程度		0	+	0	+	0	0
农田劳动力供应		-	0	+	+	0	0
女性受教育和参与程度				0	+	+	+
非农和移民收入	-	-	-	0	-	-	-
农场资产特征	-	+	0	+	+	+	+
片段化	+	-	0	+	+	+	+
海拔		+	+				
土壤异质度, 多斜坡		0	+	0	0	+	+
潜在产量, 土壤质量			0	+	-	+	+
市场基础设施	-	+	-	0	0	+	+
所种植的现代品种	-	n/a	n/a	n/a	0	0	0

* 数据来源: Brush 等, 1992; Meng, 1997; Van Dusen, 2000; Smale 等, 2001; Benin 等, 2003; Birol, 2004。

注: “0”代表没有显著性影响; 空格代表回归分析中没有包括该变量; “n/a”表示不适于进行分析。

案例包括一系列不同收入水平的国家和作物：例如秘鲁的马铃薯案例（Brush 等，1992），土耳其的小麦案例（Meng，1997），墨西哥的玉米、豆类和南瓜案例（Van Dusen，2000；Smale 等，2001），埃塞俄比亚的谷物案例（Benin 等，2003），以及匈牙利的庭院案例（Biro，2004）。表格中的符号“+/-”代表统计上显著的正向/负向影响，而 0 则代表回归系数在统计上不显著。

相关方法的应用和推广并不容易。其中一个原因是虽然每个实例的概念变量都相同，但因变量和解释变量的测量必须与研究背景相符合。在秘鲁，该方程被用于预测马铃薯现代品种在接受程度及其对农家品种种植的影响。在土耳其，该方程被用于预测所种植小麦的地方品种，以及根据决策种植条件对小麦农家品种多样性进行解释。在墨西哥进行的一项研究，解释了栽培系统中玉米、豆类和南瓜的品种总丰富度；而另一项研究调查了玉米农家品种的种植比例。在埃塞俄比亚的研究则对谷物及其品种的丰富度和均匀度进行了检测。在匈牙利，对其高收入过渡经济中的农业生物多样性的几个组分进行了研究，其中包括庭院中的作物物种丰度和农家品种丰富度。

就如同尼泊尔的水稻案例，在秘鲁和埃塞俄比亚这些低收入国家，决策者的年龄对品种选择并无有显著的影响。而在墨西哥和匈牙利这些中等和高收入国家，老年农民种植农家品种的可能性则更高。在尼泊尔和埃塞俄比亚，对性别相关变量的测量显示，女性的受教育程度及她们参与农业生产的程度，对农户作物遗传多样性水平有正面影响。对所有国家、收入水平、农业劳动力的供给系数和非农或移民收入数据都显示当就业情况发生转变时，农户水平上的作物多样性和遗传多样性水平就会降低。而财富的预测效应是模糊不清的。在某些情况下，拥有更多土地、牲畜和农业劳动力的富裕农民具有更好的维持多样性的能力。

虽然这些结果是众多农业生态因素的混合体，但是农场的田地碎裂度、土壤异质度、海拔以及坡地耕作往往对作物和品种多样性的影响更大。大多数情况下，如果本地市场的基础设施越发达，那么农户多样性水平就越低。但是在埃塞俄比亚山坡地区，附近的种子或产品市场使得农民能够引入作物和品种作为他们自有品种的补充；在土耳其，本地市场会鼓励农户种植多样化的地方品种；而在尼泊尔，农家品种的销售与农民种植稀有品种呈正相关。

结论

在任何给定的参考地区，农民通过选择是否种植某些作物品种及其种植比例，来决定存留的品种或保有的基因复合体。农民现在所做的选择不仅影响他们的福利，同时也会对未来社会的福利造成影响。一些具有潜在价值的等位基因或基因组合，可能会随植物种群的缩减而流失。农民根据其个人价值观，选择所种植的作物品种，在半自给农业中，这些选择会随品种特性、市场状况以及农场自然特征而变化。

当植物育种家选择育种材料或需要保护的资源时，他们会采用一些决策标准，但农户和育种家的决策标准会有所不同。例如，他们可能会鉴定出遗传多样性高的品种，拥有稀有性状的品种，或具有广谱适应性的品种。这些品种对育种具有潜在的价值，因此在遗传资源保护中也具有潜在的价值。这些都是针对农家品种社会价值的最佳猜想。

这里所介绍的分析，侧重于选择保护标准的政策权衡。根据不同的选择标准组，水稻品种被分为若干组。如果农民种植某一组中的水稻品种的可能性上升，那么继续种植另一组中水稻品种的可能性就会下降。如果是这样的话，那么旨在达到一个目标的政策，可能会对另一个目标造成严重后果，但我们的结果表明并不存在这种冲突。然而，结果也显示为支持继续种植稀有品种所设计的项目或政策，与支持多样化和适应性品种是不同的。特别要指出的是，提高女性参与水稻生产水平和发展当地小市场方面的投资，可能会增加农户种植稀有农家品种的可能性。

回归结果和统计数据总结显示了在面对当地水稻生物多样性保护时，点（生态点）和农户是如何做的。很明显，山区生态点（Kaski）的水稻种植户更多地种植遗传多样化的、稀有的及适应性的农家品种。而低地生态点（Bara）中水稻种植户，所种植和出售的水稻现代品种更多。虽然低地生态点中女性决策者受教育程度更低，农户更为贫穷，而且他们并没有更多的外来收入，但是他们能更好地通过自己的产出，满足其自身的消费需求（自给自足）。

在Kaski，并非所有候选的农户和农家品种具有相同的保护前景。如果农户拥有更多从事农业生产的成年劳动力，那么其保有具社会价值的农家品种的可能性会更高。因此提高非农就业机会，可能会对保护前

景产生负面影响。那些保有具社会价值的农家品种的农户，通常拥有异质度更高的农场，并与市场更为隔离。种植更多稀有农家品种的农户，会在当地出售稻米，这一证据表明了发展专门的可控市场，可能会鼓励农户保有这些品种。虽然目前还不知道这个项目的可行性和实施的成本如何。最后考虑公平性，政策导向可能还会包含其他的一些权衡因素。那些种植具社会价值的地方品种最多的农户，也会拥有更多的牲畜资产、较高地预期产出和消费需求，并至少有不错的现金收入。在全球标准下，虽然绝大多数尼泊尔山区农民被归为穷人，但是使地区和农户保有更多有价值的农家品种的目标，绝不会等同于使其贫困。

对与已完成或进行中的相关经济学研究结果比较，凸显了许多因素预期效应的地区特异性，特别是与农户人力资本和财富特征相关的因素。尽管市场基础设施和环境异质度是一个有力的假设，但还需要对种子市场和体系有更完善的理解，来作为支持作物多样性管理的手段。在解释这类案例的研究结果时，还必须牢记至少一个方法论的告诫。在某些情况下，农业生态思路与发展市场基础设施是相互作用的。虽然我们认为农业生态思路很可能会支撑山区和平原地区之间，水稻多样性管理的不同，但其中能通过断面变化（山区 - 平原）来替代时间变化的范围是有限的。纵向的数据或者能定期监测多样性产出和基本过程的数据能有助于获得更有力的结论，同时这些数据，对于在重要的多样性中心区域中建立合适的奖励措施也是必需的。

致谢

这一章的内容是基于尼泊尔“农业生物多样性的原生境农家保护项目”中开展的部分研究工作。我们非常感谢资深科学家 T. Hodgkin, D. Jarvis, P. Eyzaguirre 和 B. Sthapit（国际植物遗传资源研究所，现国际生物多样性中心）所提供的见解，也感谢加州大学伯克利分校的 E. Van Dusen 所做的贡献。本项研究由加拿大国际发展研究中心、瑞士国际发展合作署、荷兰国际合作署以及欧盟共同资助。我们也感谢尼泊尔的原生境项目组成员对田间调查的支持，特别感谢 Bara 和 Kaski 生态点的田间工作人员。

注释

1. 因为田块距离的总和与耕作面积高度相关，所以将这两个变量合并为一个变量，来反映控制种植总公顷数时由田块分散所带来的影响。

2. 选用过去而不是现在的销量，是为了确保用于解释水稻品种选择的是一个独立变量，而不是一个选择变量。对于销售量则选用一个 0~1 变量，因为它们能表达更多的变化。

参考文献

- APSD (Agri- Business Promotion and Statistics Division). 2001. *Statistical Information on Nepalese Agriculture*. Nepal: Ministry of Agriculture, hmg.
- Benin, S. B., M. Gebremedhin, M. Smale, J. Pender, and S. Ehui. 2003. Determinants of cereal diversity in communities and on house hold farms of the northern Ethiopian highlands. *Agriculture and Development Economics Division (ESA) Working Paper*, 03~14. Rome: fao. Available at www.fao.org/es/ESA/wp/ESAWP03_14.pdf.
- Birol, E. 2004. *Agri- environmental Policies in a Transitional Economy: Conservation of Agricultural Biodiversity in Hungarian Home Gardens*. PhD thesis, University College London, University of London.
- Brush, S. B., J. E. Taylor, and M. R. Bellon. 1992. Biological diversity and technology adoption in Andean potato agriculture. *Journal of Development Economics*, 39:365~387.
- Gauchan, D., M. Smale, and P. Chaudhary. 2005. Market- based incentives for conserving diversity on farms: The case of rice landraces in central Tarai, Nepal. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 52:293~303.
- Meng, E. 1997. *Land Allocation Decisions and In Situ Conservation of Crop Genetic Resources: The Case of Wheat Landraces in Turkey*. PhD dissertation, University of California, Davis.
- Shrestha, G. L. and D. A. Vaughan. 1989. *Wild Rice in Nepal*. Paper presented at the Third Summer Crop Working Group Meeting, National Maize Research Program, Rampur, Chitwan, National Agricultural Research Centre, Nepal.
- Simmonds, N. 1979. *Principles of Crop Improvement*. Harlow, uk: Longman.
- Singh, I., L. Squire, and J. Strauss, eds. 1986. *Agricultural House hold Models: Extensions, Applications, and Policy*. Washington, dc and Baltimore: The World Bank and Johns Hopkins University Press.
- Smale, M., M. Bellon, and A. Aguirre. 2001. Maize diversity, variety attributes, and farmers'

第 16 章 农民选择与育种家之间的对比——尼泊尔农家水稻品种的价值

- choices in southeastern Guanajuato, Mexico. *Economic Development and Cultural Change*, 50(1):201~225.
- Smale, M., E. Meng, J. P. Brennan, and R. Hu. 2003. Determinants of spatial diversity in modern wheat: Examples from Australia and China. *Agricultural Economics*, 28(1):13~26.
- Subedi, A., D. Gauchan, R. B. Rana, S. N. Vaidya, P. R. Tiwari, and P. Chaudhary. 2000. Gender: Methods for increased access and decision making in Nepal. In D. Jarvis, B. Sthapit, and L. Sears, eds., *Conserving Agricultural Biodiversity In Situ: A Scientific Basis for Sustainable Agriculture*, 78~84. Rome: ipgri.
- Upadhyay, M. P. and S. R. Gupta. 2000. The wild relatives of rice in Nepal. In P. K. Jha, S. B. Karmacharya, S. R. Baral, and P. Lacoul, eds., *Environment and Agriculture: At the Crossroad of the New Millennium*, 182~195. Kathmandu, Nepal: Kathmandu Ecological Society.
- Van Dusen, E. 2000. *In Situ Conservation of Crop Genetic Resources in Mexican Milpa Systems*. PhD thesis, University of California, Davis.
- Van Dusen, E. and J. E. Taylor. 2003. *Missing Markets and Crop Genetic Resources: Evidence from Mexico*. Berkeley: University of California.
- Vaughan, D. and T. T. Chang. 1992. In situ conservation of rice genetic resources. *Economic Botany*, 46:369~383.
- World Bank. 2003. *World Development Indicators 2003*. Washington, dc: The World Bank.

第 17 章 家畜遗传资源保存和可持续利用的经济学

A. G. Drucker

人类所需的食品和农业产品有 30% 来自于畜禽 (FAO, 1999), 世界上大约 70% 的农村贫困人口依赖畜禽, 并将其当成他们生计的一部分 (Livestock in Development, 1999)。动物遗传资源的 (AnGRs) 多样性有助于人类的生存和福祉, 不同动物的特性和产出可适合各类社区的需求。

然而, 在各种环境中经历过几千年的育成品种, 据估计自 19 世纪初已经丧失了 16% (Hall 和 Ruane, 1993), 另 32% (22% 的哺乳动物和 48% 的禽类) 已经处于灭绝的边缘, 物种灭绝的速度目前是每星期两个品种, 并呈加速趋势 (FAO, 2000)。这些驯化动物遗传资源的小基因库 (40 种、6 000~7 000 品种) 表明这一丧失已予特别关注。这样一个不可逆转的遗传多样性丧失会威胁到粮食安全、贫困问题以及可持续农业问题。

大量濒危动物遗传资源所处发展中国家, 只有有限的经济资源来支持保存, 因此经济分析将有助于确保能选择合适的保存重点 (UNEP, 1995)。尽管动物遗传资源的保存和可持续利用的经济学分析非常重要, 但也只是目前才受到关注。这些研究也揭示了系列方法不仅可用来评估农民育种工作和特征参数选择的价值, 也可用来制定相关的政策, 来解决本土品种被边缘化的趋势。特别是, 这使得畜禽饲养者认识到将畜禽适应性和非营利性功能放在重要位置的重要性, 并且在育种计划中考虑到这些需要; 鉴定品种也是首先要考虑的, 因为其有利于多样性保护计划参与的最大化; 它还有助于对比在品种保护中如何考虑非畜禽饲养者的利益。

本章将简要阐述开展这些研究的理论背景、潜在方法、所需数据以及面临的困难，然后将分析最近在非洲、拉丁美洲和欧洲开展的一系列 AnGRs 经济研究的结果。

动物遗传资源保存和可持续利用的经济学

经济学的贡献

动物遗传资源保存和持续利用的经济学讨论，是赢得必要的公众和政策支持的有效手段，包括制定适宜的政策等。具体包括如下重要任务：确定此项目对社会上的社团和特定群体的经济贡献，支持对保存家畜多样性最优成本方法的优先性评估，协助设计经济激励机制和制定有关制度以推动个体家畜饲养者或社团对此项目的保存等。

分析框架

由于现存家畜是来自于一小部分特别改良的品种，这些品种被认为可直接为人类带来福利，因此导致了动物遗传资源的侵蚀。同时，经济理论表明，运作的市场是一个强大的推动力，通过反映现有资源的稀缺性的价格机制，可有效地调节资源配置，并可提供资源利用和取代的正确激励机制。

Mendelsohn (2003) 在关于动物遗传资源丧失的论述中指出，动物遗传资源保存面临的主要挑战是确定农民为什么要放弃社会应保存的动物，考虑到市场要保存有经济价值的家畜品种，保护学家必须去关注被市场抛弃的家畜品种，确定和量化被市场抛弃的动物遗传资源的潜在社会价值。因此保护学家必须证明为什么应当保护这些目前似乎不盈利的动物遗传资源，然后制定保护项目并有效地保护这些社会资源。

Tisdell (2003) 也认识到市场影响动物遗传资源的重要性，指出发达国家的家畜技术如人工授精、集约化畜牧业对发展中国家牲畜种群的影响，加之市场不断扩大和经济全球化将加速品种的丧失。上述情况发生的条件主要有：区域性生产专门化，国际运输成本的降低和 Swanson 优势效应（发达国家使用的品种试图取代发展中国家的品种），通过比较优势减少多用途品种的需求，改变消费者的口味和需

农业生态系统中生物多样性管理

求，改变饲料进口的价格和可用性以及加强家畜饲养的环境控制等 (Tisdell, 2003:367~368)。Tisdell (2003:371) 引述了来自联合国粮农组织 (FAO) 关于尼日利亚的案例，指出开放地区间贸易和提高木本作物价格将导致农民放弃当地的家畜饲养，粮农组织指出尽管从农民的角度这是一个合理的中期战略，但是从国家和政府的角度来看，由于世界贸易的短期性，失去这些现存家畜的遗传资源是非常短视的。

Pearce 和 Moran (1994) 进一步质疑这样的自由市场驱动所产生的社会偏好，他指出由于市场干预和全局占有的失误，生物多样性 (遗传资源) 保护活动所产生的经济价值 (有用和无用) 可能没有被市场捕获，该失误将产生这样一种扭曲，即从事无助于遗传资源保护和倾向于摧毁这些资源的经济活动。Smale (2005) 最近编撰了关于农田作物遗传多样性经济评价的一些方法并开展了一些相关的研究。

例如，经济理论建议用进口家畜品种取代农家品种，应当由该选择的相对利润率决定，当然，相对利润率是针对农民而非针对国家和世界。对于家畜饲养者替代本地品种在经济上是划算的，其回报会高于遗传资源保存，资源保存带来的是他人受益的公众利益，而非其本人的市场利益，而且一些补偿 (如人工授精，兽医服务) 也是针对进口品种的。

Swanson (1997) 指出这些非市场价值的重要性，因为生物多样性并非均匀地分布在各国，其总体的对外价值实际上更为重要。生物多样性所面临的问题由一系列的困难构成，这些困难是基于全球分散基础上的传统变化过程的调整所造成的。历史上，国家和个人都可对自己的土地和资源利用情况做出是否调整的决策，而不需要考虑对他人的影响。这样将导致一个重要的管理问题，因为每一个演替转化所丧失服务的价值是不同的。随着转化过程的增加，演替转化所导致的多元化资源服务在全球范围内的丧失也将不断加剧。目前尚缺乏一种机制将这些成本纳入到状态转换的决策支持系统中，或者说个人也是生物多样性问题的主要组成部分。

因此，经济分析可以帮助分析家畜饲养者，选择本地品种和进口品种的经济动力，以及制定一些措施，来确保目前的农业发展过程和家畜多样性的保存、可持续利用与协调发展。

动物遗传资源保存和可持续利用经济学分析的方法和制约因素

尽管动物遗传资源保存经济学是非常重要的，并有生物多样性价值评估的总体框架支持，但并没有引起很多关注 (FAO/ILRI, 1999)，主要有如下原因。

方法和制约因素

第一，在植物遗传资源评价方面存在一系列方法上的困难。例如，Evenson (1991) 指出测定种质资源多样性对作物改良的贡献是非常困难的。遗传资源很少在市场上交易，经常是非正式创新的产品。因此，确定本地品种对改良品种的贡献是非常复杂的。另外育种的基础材料本身是生产的产物，确定其利润的各个因素（包括劳力、农田技术、知识投入）只能用通常的概念 (Evenson, 1991; Pearce 和 Moran, 1994)。因此，这样的一系列分析方法应当借鉴经济学其他领域的经验。Drucker 等 (2001) 综述了这些方法，并根据其研究目的将其归为三类（表 17-1），即为：确定 AnGRs 保存项目适宜的成本；确定濒危物种实际的经济重要性；确定 AnGRs 育种项目的优势领域。

缺乏数据

第二，数据的有效性是一个制约，为了使用这些方法，有必要开展如下活动。

- (1) 测定品种表现的指标；
- (2) 评价实际和潜在的育种制度；
- (3) 确定家畜使用和饲养者在不同生产系统中对本地品种的喜好特性（包括确定家畜饲养者关于特殊特性的价值和他们愿意的交易），以及影响因子和可选择的品种；
- (4) 确定影响家畜需求和价格的因素，包括政策对农产品价格的影响（如饲草或作物）和不同品种所需是外在（如兽医）投入；
- (5) 分析不同品种对生计的潜在影响，包括对利用、潜在获取和分发机制的制约；

表 17-1 动物遗传资源价值评估法

价值方法	目的或原因	价值方法最相关者	保存中的作用	所需数据类型	有无数据	主要的问题和困难
确定适宜的动物遗传资源保存项目成本的方法						
条件评估方法	确定社会保存动物遗传资源的支付意愿 (WTP), 农民 WTP 饲养本地动物遗传资源的补偿, 确定农民的价值取向和品种的净利润	保存政策制定者	确定保存项目成本的经济上限	关于 WTP 调查, 没有正式数据, 关于社会的意愿表达	需要调查	当用于没有特殊性的种或漫长的遗传侵蚀很难获得反应
生产损失转移	揭示缺乏动物遗传资源保存方面潜在生产损失的数量	关于保存的农民和政策制定者	评价这一尺度保存项目的成本	估计潜在的生产损失 (畜群的比例和动物的市场价值)	商品化动物品种没有测定消费者或生产者剩余价值, 忽略了替代效果	
机会成本	确定保持动物遗传资源多样性的成本	关于保存的农民和政策制定者	确定动物遗传资源保存项目的机会成本	生产和净收入每单位成本	没有正式数据, 需要调查	
最低成本	确定动物遗传资源保存的成本效益项目	保存项目的政策制定者或有关育种者和农民	确定保存项目的最低成本	人均生产成本和收益	没有正式数据, 需要调查	
安全最小标准	评估保存最小种群的交易	保存项目的政策制定者	确定动物遗传资源保存项目的机会成本	饲养不同种保存项目的成本和收益	没有正式数据, 需要调查和建模	需要评价本地品种保存产生非量化的收益
确定品种实际的经济重要性						

续表

价值方法	目的或原因	价值方法最相关者	保存中的作用	所需数据类型	有无数据	主要的问题和困难
总的需求和供应	确定品种对社会的价值	保存项目和家畜的政策制定者、育种者	与动物遗传资源丧失相关的潜在价值	跨期或农田水平的数据	商业品种有数据, 但其他没有, 需要调查	需要家庭劳动方和饲料的影子价格
农户的现状调查	确定品种对社会的贡献	保存项目和家畜的政策制定者、育种者、农民	与动物遗传资源丧失相关的潜在价值	不同地域生产者和消费者的价格	没有正式数据, 需要调查	需要家庭劳动方和饲料的影子价格
市场共享	一些品种最近市场价值的指示	保存项目和家畜的政策制定者、育种者、农民	确定这些品种的经济重要性	该品种动物产品的市场价值	通常有数据, 但并非根据品种	没有测定消费者或生产者剩余价值, 忽略了替代效果
知识产权和合同	创造市场, 支持展销和共同分享动物遗传资源利益	保存项目和家畜的政策制定者、育种者、农民	为动物遗传资源驱动力保存提供一些资金	专利支出或技术转让费	通常存在, 但可能是商业秘密	有限的合同持续期
优先设定动物遗传资源育种项目方法	育种项目方法	农民和育种者	保存动物遗传资源的最大经济利益	产量效果和投入成本	商业品种有数据, 但其他没有, 需要调查和研究	从项目其他成本中分离出遗传资源的贡献很困难
育种项目评估	确定品种改良的净经济利益	农民和育种者	保存动物遗传资源的最大经济利益	产量效果和投入成本	商业品种有数据, 但其他没有, 需要调查和研究	
遗传生产功能	确定品种改良的净经济利益	农民和育种者	保存动物遗传资源的最大经济利益	产量效果和投入成本	商业品种有数据, 但其他没有, 需要调查和研究	

续表

价值方法	目的或原因	价值方法最相关者	保存中的作用	所需数据类型	有无数据	主要的问题和困难
特征价格法	确定特性的价值	保存项目的政策制定者和农民	随动物遗传资源的丧失价值的潜在损失	动物的特性和市场价格	商业品种有数据, 但其他品种没有, 需要调查和研究	没有测定消费者或生产者剩余价值, 忽略了替代效果
农田模拟模型	模型改善了动物的农田经济特性	农民和育种者	理解育种的偏好保存动物遗传资源的最大经济利益	投入和产出, 所有主要活动的技术参数	商业品种有数据, 但其他品种没有, 需要调查和研究	正确定义农场的目标和功能, 关于消费者剩余的估计总量仍然是个问题

资料来源: Ducker 等 (2001)。

(6) 确定各个因素的作用,包括土地权属、农业潜力、种群密度、进入市场和整合、许可需求、税收、开发项目和教育。

非市场数据和调查方法

第三,对生计重要的家畜的非市场贡献,例如对于干旱和疾病的抗性、变化的适应性、文化和社会价值,及家畜作为经济和保险的途径等,这些因素必须被纳入经济模型和分析中,因为这些信息对于确定合适的育种项目目标,以及估计不同品种使用的相对利润,是非常重要的。

尽管目前有大量国家水平的家畜生产数据,但这些信息只是局限于一定数量的主要品种,并在很大程度上忽略了重要的非市场贡献。最近,粮农组织的家畜多样性信息系统和国际家畜研究所的家畜遗传资源信息系统,开始涉足这一问题,但这些方法论的探讨总是受限于相关数据的缺乏。

第四,数据的有效性总是与数据的可获得能力息息相关。这是因为在偏僻地区的生产系统中。本地家畜的利益是由生产者而非消费者获得。因此,这些品种的遗传资源大多反映生产者的偏好。为了确定这些遗传的隐性价值并用来初步评估本地动物遗传资源的价值,研究必须确定生产者的偏好特性。偏僻地区的生产系统中,家畜育种主要关注家畜在严酷环境下的适应性。家畜适应性被生产者所珍视但并不是市场特性。因此为了获取经济价值,需要研究其经济和非市场功能(Scarpa 等, 2003a),但如何才能以最佳方式进行研究目前仍然是一主要的问题。

需要使用农村评估方法

针对生物多样性价值的评估研究经验是,在农村地区和远离市场经济的地区进行调查会面临一些困难,Pearce 和 Moran (1994:94)指出,“未来的研究应当可能需要修改经济学的技巧来建立与参与式快速农村评估方法相结合的体系”。

农村评估方法是适于家畜拥有者使用的非常有用的计划工具(Waters-Bayer 和 Bayer, 1994)。可以帮助理解家畜拥有者对品种在生产 and 功能方面特性的选择(Steglich 和 Peters, 2002)。可以在家畜

农业生态系统中生物多样性管理

的改良项目中选择遗传特性 (Tano 等, 2003)。可以实现形式分析和技术开发 (Conroy, 2003)。有助于在家畜拥有者是主要的知识拥有者地区推动改革创新 (例如饲草选择是低投入的系统) (Peters 等, 2001)。

关键是将这种方法和所需的各种信息相配合, 在许多情况下, 最好的途径是融合不同的农村评估方法。

结果和讨论

尽管在动物遗传资源保存和可持续利用的经济分析中存在前述的很多制约, 但已经确定了获取必要数据的方法和途径, 并取得了一系列可喜的成果。

确定优先保存品种的决策支持系统

考虑到大量的本地家畜面临着威胁, 但有限的保存经费不足以保存其全部。Simianer 等 (2003) 制定了一个决策支持工具, 这是一个在系列品种中分配保存经费的框架, 这样就可以最大限度地保存品种的多样性。Weitzman (1993) 指出最适的保存标准是将这一部分品种的期望效益最大化, 是多样性所代表的品种特性和保存品种的价值的加权和。该方法被应用于 23 种非洲 Zebu 牛和 Zenga 牛, 结果表明, 根据模型推算, 保存经费应当用于其中 3~9 个品种, 并非必须是最濒危的物种。另外该模型适用于主要参数的关键数据可以获取的地方, 本框架也可以用于全球水平的理性决策。

非市场价值的条件评估方法

为这类决策支持工具获得数据, 经常需要一系列方法为农户生产中的很多没有价格的投入和产出赋值。Tano 等 (2003) 和 Scarpa 等 (2003a, 2003b) 用条件价值法为本地家畜品种的表型性状赋值, 适应特性和非收入功能是饲养家畜总价值的重要组成部分。在西非, 例如纳入品种改良项目的最重要的目标性状是抗病虫害、适应性和繁殖力。比较而言牛肉和牛奶的生产居第二位。这些研究表明, 这些方法不仅 (来自于环境经济分析) 可用于动物遗传资源研究, 也可用于调查这些特性的遗传价

值，虽然调查牲畜种群中的这些价值还没有得到广泛的认可，但却是育种或保护项目的理想选择（例如，疾病抗性）。

另外，文章提到家庭经济特性怎样决定了育种参数选择的不同，可以利用这些额外的信息制定政策应对本土品种的日益匮乏。例如，他们可以被用于促进品种的保存，在墨西哥的案例中的选择试验表明，因为生产者赋予 Creole 猪和其他品种同样的价值，因此缺乏确保此品种可持续利用的动力。

在发达国家的案例中，Cicia 等 (2003) 发现树状分枝选择证明，偏好可以用来评估濒危意大利 Pentro 马保存项目的效益。生物经济模型可用于估计保存的成本，成本效益分析可以揭示这一问题，结果表明保存活动不仅有大量实际的价值，而且这种方法可以为政策决策者分配有限的资金去保护濒危动物提供有利的支持。

用偏好揭示法进行市场评估

和前面的偏好方法相比，Jabbar 和 Diedhiou (2003) 指出，喜好揭示法可用于确定家畜饲养者的繁育实践和偏好。分析尼日利亚西南的情况，表明他们对耐锥虫瘤牛品种（尤其是 Muturu）完全没有兴趣，其他地区瘤牛试验者不太在意他们偏好的品种特点。因此最有希望实施 Muturu 瘤牛品种保护，或可持续利用战略的，很可能是在西非的其他区域，如尼日利亚东南等，在那里锥虫病仍然是一个主要制约因素，Muturu 牛可以更好地适应那里的耕种制度，这一品种的大市场也将在那里持续存在。

用于总体生产表现评估的模型（本地和杂交种的比较）

在很多生产系统中肉奶生产性能的重要性是第二位的，这导致 Ayalew 等 (2003) 指出传统的生产评价指标不足以评价现存家畜的生产，主要因为他们没有去捕捉家畜的非市场性价值，而且其单一投入限制核心理论，也不适用于现存家畜的生产，因为生产过程中包括了多元限制性投入（家畜、劳力和土地）。因此，应当尽可能将家畜的功能（物理和社会经济）纳入与资源利用有关的货币价值中，而无需考虑这些产品是否是市场的、家庭消费的或留待今后使用的。包括了三个补充群体生产力指数的评价模型，被用于评价埃塞俄比亚高原东部的山羊生产，结

农业生态系统中生物多样性管理

果表明本地山羊在提高管理水平后，显著增加了净利润，这一结论也对之前的普遍概念提出挑战，即本地牲畜对改进管理水平反应不强。此外，结果也表明，在一般生产方式下，杂交山羊比本地山羊生产力高和利润更大的说法也是错误的。因此，该模型提供了一个更为现实的平台，提出更加完善的管理措施。

保存的成本和收益（不同的方法）

即使本地品种的价值已得到认可，并且支持机制已实施，但仍然存在很多不足。在检查欧盟农家动物多样性保存措施和其潜在成本时，Signorello 和 Pappalardo (2003) 指出，很多粮农组织的世界观察目录中，所列的濒危品种并未列为被支持项目，因为这些品种并没有被列入国家农村发展计划。另外，支持项目并没有考虑品种的濒危程度，支持水平仍显不足，且无利润支持本地品种。如果没有达到预期目标，欧盟的动物遗传资源支持措施也急需重新审定。

尽管 Drucker 的研究表明保存的成本很低，但本地品种的保存动力仍然不足，Drucker 参考了最低安全标准 (SMSS)，并采纳了 Crowards (1998) 的极小回报矩阵来研究品种，而非物种。基本框架认为，只要保持品种的最小存活种群（在这种情况下，粮农组织将“不处于危险之中”的数量定义为 1 000），就可以保持本地品种保存的不确定利润。执行最低安全标准的费用是由保持本地品种的机会成本差异（如存在）所组成，而非进口的和杂交种，此外，保护项目的行政和技术支持费用都必须加以核算。

以实际成本估算前面提到的动物遗传资源经济案例（例如欧盟、意大利和墨西哥）的研究，支持了这一假设，和目前提供给畜牧业的补助总量（不到总量的 1%）和保存成本（利润成本比大于 2.9）相比，执行最低安全标准的成本较低（如表 17-2 所示，根据品种的不同，成本为每年 3 000~426 000 欧元）。令人鼓舞的是，发展中国家花费的费用最低，目前 70% 的家畜品种在这些地方，并且这些地方的丧失威胁也最高 (Rege 和 Gibson, 2003)。这些保存方法应用于村社时成本特别低，并且这些地区仍然热衷于保存当地品种。因此，最低安全标准方法的实施必须得到政府和非政府组织的支持，并和这些村社相结合。

表 17-2 家畜品种取得最低安全标准 (SMS) 所需的花费 (欧元)

案例	PB _{exotic}	EB _{ind}	1 000 头家畜的机会成本	C _{ind}	SMS 每年的费用
Creole 猪	24.1	21.5	2 600	200~1 100	<2 800~3 700
墨西哥					
多种家畜	29 (Comisana 羊)	-12 (Bar-baresca 羊)	41 000	行政和技术支持费用	43 000
意大利, 西西里	15 (Mallese 山羊)	-27 (Gir-gentana 山羊)	42 000	没有详算, 大约为总的 5%, 因此为 2 000~20 000/年	44 000
	201 (Aveglinese 马)	-58 (Ragusana 马)	259 000		272 000
	306 (Bruna 牛)	-53 (Modicana 和 Cindara 牛)	359 000		377 000
	224 (当地猪)	-182 (Nera Siciliana 猪)	406 000		426 000
Pentro 马, 意大利, 莫利塞	20.8+	<-158.4	<179 200	未知的行政和技术支持费用包括 EBindL 栏的生产费用中	179 200

资料来源: Drucker (2005), aScarpa (2003a) 等, b Signorella Pappalardo (2003) 和 CCicia 等 (2003)。

Cind= 在 SMS 下保存本地品种的费用 (包括行政和技术支持费用); EBind= 继续使用本地品种的期望利润; PB_{exotic}= 外地品种家畜饲养的私有利润;

*SMS 每年的成本 = 1 000 (PB_{exotic} - EBind) + Cind;

+ 数据没有和其他研究严格比较, 参见目前的收入;

+ 数据没有和其他研究严格比较, 参见“新的销售”减“生产成本”, 对于 1 000 头家畜的机会成本差异 = 1 000 (PB_{exotic} - EBind)。

SMS 方法在动物遗传资源保存方面发挥了重要的作用，但在被应用于实践之前，必须广泛地量化评估构成 SMS 的全部费用，该经济评估必须涵盖所有需要保存的品系或物种，并将尽可能多的总经济价值构成要素考虑进去。

Drucker 和 Anderson 提供了额外的数据支持这一假设，即动物遗传资源的成本比利润小。这篇尚未发表的文章指出，通过农村评估方法获得的数据，应怎样被用于价值评估的方法（Drucker 等，2001 综述），他们的研究表明，保存的成本较利润低好几个数量级（表 17-3）。

表 17-3 关于 Yucatee(墨西哥) creole 猪利用农村评估数据
使用价值方法的结果汇总

项目	保存和可持续利用利润 (¢ 元)	保存费用 (¢ 元)
市场共享	0.54 百万	
生产损失转移 (只限 Yucatan 州)	1.21 百万	
意愿评估 (城镇消费者偏好检测)	1.43 百万	
意愿评估 (生产者选择试验) 和最低消费途径		<2 800~3 700

而且，对本地猪品种保护和可持续利用计划的年费用估算表明 (Brush 和 Meng, 1996)，村或户保存的费用更低，是更经济的保护项目实施途径，这一最低成本方法确实可为计划实施提供有用的框架。这就是实施强有力的保护和可持续利用计划的经济理由，如果该品种已被列为粮农组织的濒危品种，则更应当立即采取保护措施，以防止其灭绝。

确定净利益的大小也提出了一个问题：是否如一些理论预测，本地品种的丧失是因为农民认为与其他品种相比，没有利润。虽然某些类型的农户（例如较大的，较富裕的）表达了对利润的偏好，支持了这一理论，但大多数农户却没有。猪本地品种的生产会逐步减少，导致纯种群减少到了非常低的水平，缺乏本地品种储量等因素而非农民纯收入，将制约对该品系的选择。

在社会各阶层，保存和可持续利用项目较大的净利润表明，尽管没有巨大的市场价值，但一些突出的利润价值（如本地品种猪将作为抵抗病虫害的储备，或特别针对城市消费者的存在价值）也是保存的主要目

的。此外，商业部门在补贴外来品种生产，这一市场扭曲现象还相当严重，而且补贴的水平远远大于本地品种保存的成本。维持农民生计的重要的遗传资源正在丧失，而大量的动物遗传资源多样性保护补偿却提供了商业化生产的农民。

结论

本章的描述（依据物种的品种、品系、生产体系、地点和分析方法）表明，用于动物遗传资源保存和可持续利用的经济分析方法是确实存在的，特别是与农村评估方法相结合，将揭示其市场、非市场和潜在的品系特性的重要价值。

饲养者对品系品种特性和管理需求的知识，以及饲养者偏好的不同特性，育种和保持政策急需的投入的构成等信息，加上当地品系在管理改进条件下的表现和潜力，以及保持和持续发展项目的相对费用和收益数据。对于理解推动动物遗传资源保存和可持续利用项目的性质和所需的净花费是非常关键的。

主要挑战是如何将结果的实惠给家畜饲养者，并支持国家研究者和政策制定者的工作。

注释

1. 转换不仅可以通过置换实现，而且可以通过杂交育种和由于生产系统改变而减少家畜来实现。

2. 这些包括访谈、直接观察、目录、时间表、季节表、资金排序、偏好排序和成对排序，这样的方法可以用于户水平的核心小组、商业农场和市场，包括主要的调查者，如当地猪饲养者、屠夫、消费者、家畜协会会员，并可以纵向比较监测 12 个月的农户情况。

3. 同样大的净保存利润由 Signorello 和 Pappalardo (2003) 在意大利 Pentro 马的案例里发现，表明这不是一个孤立的发现。

4. 即使在较大和富裕的农户，也是更偏爱杂交种而非外地种，因此需要讨论如何保存纯种系用于杂交育种。

参考文献

- Ayalew, W., J. King, E. Bruns, and B. Rischkowsky. 2003. Economic evaluation of smallholder subsistence livestock production: Lessons from an Ethiopian goat development program. *Ecological Economics*, 45(3):331~339.
- Brush, S. and E. Meng. 1996. *Farmers' Valuation and Conservation of Crop Genetic Resources*. Paper prepared for the Symposium on the Economics of Valuation and Conservation of Genetic Resources for Agriculture, Centre for International Studies on Economic Growth, Tor Vergata University, Rome, May 13~15.
- Cicia, G., E. D'Ercole, and D. Marino. 2003. Valuing farm animal genetic resources by means of contingent valuation and a bio-economic model: The case of the Pentro horse. *Ecological Economics*, 45(3):445~459.
- Conroy, C. 2003. *Participatory Livestock Research: A Guide*. London: Intermediate Technology Publications.
- Crowards, T. 1998. Safe minimum standards: Costs and opportunities. *Ecological Economics*, 25:303~314.
- Drucker, A. G. In press. The role of safe minimum standards in the conservation of livestock biodiversity. *International Journal of Agricultural Sustainability*.
- Drucker, A., V. Gomez, and S. Anderson. 2001. The economic valuation of farm animal genetic resources: A survey of available methods. *Ecological Economics*, 36(1):1~18.
- Evenson, R. 1991. Genetic resources: Assessing economic value. In J. Vincent, E. Crawford, and J. Hoehn, eds., *Valuing Environmental Benefits in Developing Economies*. Proceedings of a seminar series held February~May 1990 at Michigan State University, Special Report No. 29.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). Undated. *Extensive Pastoral Livestock Systems: Issues and Options for the Future*. Available at www.fao-kyokai.or.jp/edocuments/document2.html.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1999. *The Global Strategy for the Management of Farm Animal Genetic Resources*. Rome: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2000. *World Watch List for Domestic Animal Diversity*, 3rd ed. Rome: fao.
- FAO/ILRI (Food and Agriculture Organization of the United Nations/International Livestock Research Institute). 1999. *Economic Valuation of Animal Genetic Resources. Proceedings of an fao/ilri workshop*. Rome, March 15~17. Rome: FAO.

- Hall, S. J. G. and J. Ruane. 1993. *Livestock breeds and their conservation: Global review. Conservation Biology*, 7(4):815~825.
- Jabbar, M. and M. Diedhiou. 2003. Does breed matter to cattle farmers and buyers? Evidence from West Africa. *Ecological Economics*, 45(3):461~472.
- Livestock in Development. 1999. *Livestock in Poverty- Focused Development*. Crewkerne, uk: Livestock in Development.
- Mendelsohn, R. 2003. The challenge of conserving indigenous domesticated animals. *Ecological Economics*, 45(3):501~510.
- Pearce, D. and D. Moran. 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. London: Earthscan.
- Peters, M., P. Horne, A. Schmidt, F. Holmann, P. C. Kerridge, S. A. Tarawali, R. Schultze- Kraft, C. E. Lascano, P. Argel, W. Stür, S. Fujisaka, K. Müller- Sämman, and C. Wortmann. 2001. *The Role of Forages in Reducing Poverty and Degradation of Natural Resources in Tropical Production Systems*. AgREN Network Paper 117, July. London: ODI
- Rege, J. E. O. and J. P. Gibson. 2003. Animal genetic resources and economic development: Issues in relation to economic valuation. *Ecological Economics*, 45(3):319~330.
- Scarpa, R., A. Drucker, S. Anderson, N. Ferraes-Ehuan, V. Gomez, C. Risopatron, and O. Rubio-Leonel. 2003a. Valuing animal genetic resources in peasant economies: The case of the Box Keken creole pig in Yucatan. *Ecological Economics*, 45(3):427~443.
- Scarpa, R., P. Kristjanson, E. Ruto, M. Radeny, A. Drucker, and J. E. O. Rege. 2003b. Valuing indigenous farm animal genetic resources in Africa: A comparison of stated and revealed preference estimates. *Ecological Economics*, 45(3):409~426.
- Signorello, G. and G. Pappalardo. 2003. Domestic animal biodiversity conservation: A case study of rural development plans in the European Union. *Ecological Economics* 45(3):487~499.
- Simianer, H., S. Marti, J. Gibson, O. Hanotte, and J. E. O. Rege. 2003. An approach to the optimal allocation of conservation funds to minimize loss of genetic diversity between livestock breeds. *Ecological Economics*, 45(3):377~392.
- Smale, M., ed. 2005. *Valuing Crop Biodiversity: On- Farm Genetic Resources and Economic Change*. Wallingford, uk: cabi Publishing.
- Steglich, M. and K. J. Peters. 2002. *Agro- Pastoralists' Trait Preferences in N'dama Cattle: Participatory Methods to Assess Breeding Objectives*. 7th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production, August 19~23, 2002, Montpellier, France.
- Swanson, T. 1997. *Global Action for Biodiversity*. London: Earthscan.
- Tano, K., M. Faminow, M. Kamuanga, and B. Swallow. 2003. Using conjoint analysis to estimate farmers' preferences for cattle traits in West Africa. *Ecological Economics*,

农业生态系统中生物多样性管理

45(3):393~407.

Tisdell, C. 2003. Socioeconomic causes of loss of animal diversity genetic: Analysis and assessment. *Ecological Economics*, 45(3):365~376.

UNEP (United Nations Environment Programme). 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge, uk: Cambridge University Press.

Waters-Bayer, A. and W. Bayer. 1994. *Planning with Pastoralists: PRA and More, a Review of Methods Focused on Africa*. Eschborn, Germany: GTZAz.

Weitzman, M. 1993. What to preserve? An application of diversity theory to crane conservation. *Quarterly Journal of Economics* February:157~183.

第 18 章 生物多样性在农业生态系统中的生态和经济作用

M.Ceroni S. Liu R. Costanza

由于土地的集约化利用，生态系统越来越缺乏多样性，因此其系统功能和对人类社会的服务能力，也开始令人担忧 (Ehrlich 和 Wilson, 1991)。生物多样性的丧失，对生态系统功能影响的研究，已经开展了十多年，但最近大家才开始关注农业生物多样性丧失对农业生态系统功能的影响。农业集约化导致农业生物多样性的广泛丧失，包括作物和家畜品种的减少、土壤多样性的衰退、当地天敌数量的锐减等。

随着物种的丧失，能量和营养途径也随之丧失，相应的生态系统应对环境变化的能力和有效性也受到影响。单一的农业生态系统对各种灾害的恢复力很弱，如干旱、洪水、病害和入侵物种，以及不确定的市场波动。同时也需要大量的能量投入，包括化肥、杀虫剂、除草剂和灌溉等。

多功能和可持续的农业应当在其生产的同时，还考虑到其生态系统功能、过程和对其他系统的影响，而在食物和纤维生物生产的同时，还要提供一系列的生态系统服务，包括土壤侵蚀控制、碳库、营养循环、野生生物保护、精神享受和文化休闲等。

生态系统功能是指生态系统过程的比率和量级，如初级生产、分解和营养循环。生态系统服务是指直接和间接对人类的影响。尽管有一些测定生态系统功能的指标，如矿化率和有机物生产，但将生态学家的测定，转化为生态系统服务，仍很困难。因为生态系统服务代表生态系统中以人为中心的特性，这一概念来自其固有的定义。由于这一原因，生态系统服务经常用经济指标来衡量而非生态指标（如能量和物质流）(Costanza 等, 1997)。尽管全球各地的经济严重依赖于生态

农业生态系统中生物多样性管理

系统服务，但传统商业市场却一直忽视生态系统服务，政策决策中也缺乏对它的关注。

Costanza 和其同事 (1997) 关于全球生态系统服务经济价值的研究，很好地阐明了这一问题。研究评估了全球 16 个生物群系生态服务的总经济价值（很好地适应地球不同气候带的植物和动物群落，如沙漠、草原或温带森林）。作者发现，评估全球经济活动的指标，如全球的年国民生产总值（GNP）并未涵盖来自于不同世界生物群系生态服务的经济贡献。全球的国民生产总值据估计是每年 18 万亿美元，而生态服务的经济价值为每年 14 万 ~54 万亿美元，平均为每年 33 万亿美元（按 1994 年的美元计算）。但从这些研究中，还是能分析出农业生态系统对生态系统服务总价值的贡献。耕地，总价值为 1 280 亿美元（为总估计值的 0.38%），似乎除了粮食生产外对全球生态系统服务的贡献很小（表 18-1）。但是，这一结论主要源于对有限的粮食生产系统的生态服务信息和一些假设，认为耕地不能提供野生生物栖息地和有价值的休闲资源。当包括了草地系统，其中很大一部分以耕作放牧为目的，来自农田的年生态服务总价值就上升到 1.03 万亿美元（总估计价值的 3.1%）。农田和草地共同对粮食生产的贡献为（3 360 亿美元），同时有生物控制（1 210 亿美元）和授粉服务（1 170 亿美元）。来自于农田中的草地的主要贡献是废物处理（3 390 亿美元）和侵蚀控制（1 130 亿美元）。考虑到本研究的范围较广，且确定主要生物群系时涉及的种类较多，本表并没有涵盖所有不同的农田用地（如虾养殖业、水产业、涝地和农田森林等），将不可避免地低估了世界农业生态系统的贡献。

无论农业生态系统对人类福利的最终贡献值是多少，都是农业生物多样性，支撑起我们社会所依赖的生态系统服务。评估农业生物多样性的特殊经济贡献和生物多样性的总体生态系统服务价值，是一个巨大的挑战 (Turner 等, 2003 ; Smale, 2005)。

为了确定生物多样性的经济价值，需要区分生物资源和生物多样性 (Oecd, 2002)。生物资源是生态系统的元素，如基因或种，都对人类经济具有直接的重要作用。生物多样性对人类社会的价值在于，它是物种品种的的生态交互作用、生理耐受力、空间结构安排和遗传结构的主要源泉，这些最终决定了生态系统的功能。

表 18-1 每年生态系统服务平均全球价值汇总, US\$/ (hm² · 年)

生物 群系	面积 (hm ² · 10 ⁶)	气 体 调 节	气 候 调 节	分 布 调 节	水 调 节	水 供 应	侵 蚀 调 节	土 壤 构 成	营 养 循 环	废 物 处 理	授 粉	生 物 防 控	栖 息 地 和 保 护 区	粮 食 和 生 产	原 材 料	遗 传 资 源	休 闲 文 化	总 价 值 (每 公 顷)	总 的 全 球 价 值 流 +
海域	36 302																	577	20 949
开阔 海	33 200	38						118	5		15			0			76	252	8 381
海岸	3 102		88					3 677	38		93			4		82	62	4 052	12 568
江口	180		567					21 100	78		521			25		381	29	22 832	4 110
海草 和 海 藻	200							19 002						2				19 004	3 801
珊瑚 礁	62		2 750											27		3 008	1	6 075	375
陆架 地 面	2 660													2				1 610	4 283
森林	4 855	141	2	2	3	96	10	361	39	87	68			16		70		804	12 319
热带 温 带	1 900	223	5	6	8	245	10	922	2	87	43			41		66	2	969	4 706
草地	2 955	88		0	0	0	10	87	4	87	50			25		36	2	302	894
湿地	3 898	7	0	3	3	29	1	87	25	87	23			0		2		232	906
	330	133		4 539	15	3 800		4 177			304			106		574	881	14 785	4 879

续表

生物群系	面积 (km^2)	气 体 调 节	气 候 调 节	分 布 调 节	水 调 节	水 供 应	侵 蚀 调 节	土 壤 构 成	营 养 循 环	废 物 处 理	授 粉	生 物 防 控	栖 息 地 和 保 护 区	粮 食 生 产	原 材 料	遗 传 资 源	休 闲 文 化	总 价 值 (每 公 顷 [*])	总 的 全 球 价 值 流 +		
潮汐																					
沼泽	165			1 839						6 696			169	466	162	658		9 990		1 648	
和红 树林																					
漫滩	165	265		7 240	30	7 600				1 659		439	491	47	49	491	1 761	19 580		3 231	
湖和 河	200				5 445	2 171				665				41		230		8 498		1 700	
沙漠	1 925																				
冻原	743																				
冰和 岩石	1 640																				
耕地	1 400										14	24		54				92		128	
城市	332																				
总和	51 625	1341	684	1 779	1 115	1 692	576	53	17 075	2 277	117	417	124	1 386	721	79	815	3 015		33 268	

生物多样性经济价值的重要性，在生物多样性公约 (CBD) 中已经指出。生物多样性公约的多方决议 IV/10 指出，生物多样性和生物资源的经济价值，对于制定目标明确的激励措施是很重要的。

很多关于生物多样性价值的研究，都是评估生物资源的直接价值（例如容易被商品市场捕捉的价值），特别关注植物或作物和动物遗传资源，或植物的医用和观赏直接价值（对以遗传资源在作物改良中的直接价值请见 Alston 等，1998; Evenson 和 Gollin，2003 的综述）。很多案例也评估了遗传资源的非市场价值，包括家畜遗传资源（(Drucker, 第 17 章) 和最近对庭院农业生物多样性评估 (Birol, 2004; Birol 等，2004)。两项评估基因库中保存的作物遗传资源价值的研究（Koo 等，2004），及关于农田作物多样性 (Smale, 2005; 第 16 章) 的研究，所使用的主要数据都是刚出版的材料中的。这些研究都基于细致的野外调查，并采用先进的方法来评估生物多样性的组成，或基于新的切入点。

几乎没有生物多样性组成对人类社会经济价值的信息，特别是间接价值。例如生态群落物种和功能群的多样性对我们的社会是非常有价值的，关系到我们可以获取的利益，如营养循环、生物量生产和稳定性等。但证明群落多样性的重要性是非常困难的，特别是确定一般生态规则，是否适用于经济评估的广泛目标就更加困难。在这一章，我们将阐述关于生物多样性和生态功能关系（主要是农业系统）的生态研究，确定生态功能提供生态服务流的方向和强度的有用指标，而不必直接转换为生态服务。我们主要关注农业生物多样性的作用（而非生物资源），除了提供经验生态研究的证据，本章还将简述农业生物多样性的生态知识，怎样才可用于经济价值评估。生物多样性和生态服务的评估方法最近已被广泛地阐述 (Wilson, 1988; Orians 等，1990; Drucker 等，2001; Nunes 和 van den Bergh, 2001)，一些方法论所涉及的考虑，并不在我们的讨论范围内。我们首先将回顾十多年生物多样性和生态系统功能的主要观点和发现，然后我们将讨论农业生物多样性，怎样与农业系统的稳定性和恢复力相关联，生态环境异质性支持野生种的作用也得到验证。这一章也对景观水平上的农业生物多样性进行了阐述。最后我们将依据研究所需的观察，得出农业生物多样性和生态系统服务功能的关系，以及农业生物多样性经济评估研究的结论。

生产者和生物量生产的多样性

在过去的 10 年中，关于生物多样性和生态系统功能联系的最有影响的研究，是关于调节草地植物种类多样性和功能群丰度的一系列试验 (Naeem 等, 1994; Tilman 等, 1996, 2002; Hector 等, 1999)，以及关于水生微生物的研究 (Petchey 等, 2002)。

因为最近的出版物涵盖的生物多样性功能研究很广泛 (Chapin 等, 2000; Loreau 等, 2001, 2002; Kinzig 等, 2002; 第 9 和 10 章)，笔者只是简要地回顾他们的主要论点。

很多经验和理论的研究案例，已经肯定了生物多样性和生态系统功能的联系，很多联系从不显著到显著，从积极到消极，都已依据观察的尺度进行了确定 (Naeem, 2001)。很多因素如样点肥力、扰动、生态环境大小、气候 (Wardle 等, 1997)、营养类群的出现和缺乏 (Naeem 等, 2000) 和物种的功能组成 (Hooper 和 Vitousek, 1997; Tilman 等, 1997a) 等，都可确定生物多样性和生态功能的关系。

一些研究发现物种丰富度和植物生物量累积呈正相关 (Schmid 等, 2002)，有关该作用的机制长期围绕着两种主要假设而争论，当然也不乏其他解释 (reviewed by Eviner 和 Chapin, 2003)。Aarssen (1997)、Huston (1997) 和 Tilman 等 (1997b) 认为，如在多样性大的小区中，常观察到初级生产力的增加，这也许反映了抽样效应。物种丰富的群落自然有可能包括具有特殊特性的物种。多样性影响生态系统功能的另一种解释，是生态位互补 (Naeem 等, 1995; Tilman 等, 1997a)。群落中较高的物种多样性增加了生态特性的范围，因此获得了多个生态位类型，导致在多变的生态环境中更有效地利用资源。最近，对此争论似乎已趋一致 (Loreau 等, 2002; Naeem, 2002)，生态位互补和抽样效应在试验管理的不同阶段，具有不同的作用：最初阶段观察到的快速生长，似乎与抽样机制相符合，在多样性最多的样地，产量几乎最高可达到单播的产量。两年或更多年后更长期的反应表明，多样性高的样地的产量高于最高的单播产量，这一格局的解释是生态位差异导致了种内竞争 (Pacala 和 Tilman, 2002)。

一系列多样性功能的研究结果和解释，似乎可以得出一个普遍的结论：在试验群落中物种的作用各有不同，有些种在维持生态系统功能方

面是不可缺少的, 例如重要种 (Paine, 1966) 或生态系统工程师 (Jones 等, 1994; Wright 等, 2002)。有些种在维持生态系统功能方面似乎是多余的, 很容易被其他物种取代, 即使其在一些地区灭绝了, 对其在生态系统的功能也没有可察觉的影响 (Walker, 1992; Gitay 等, 1996; Naeem, 1998)。

在第 10 章已经讨论过, 生物多样性功能研究的主要制约是只能在很小和可控制的样地中进行, 很难仿真自然甚至管理的生态系统。例如, 很难推断这种研究的结果对农业系统的意义, 农业系统使用的作物种数量很少, 并且系统的时间动态由轮作周期所控制。

很少的试验室通过调节农业系统的物种的丰富度, 来评估生物量生产, 英国南部的干草试验表明, 在物种贫乏的草地恢复物种丰富度, 对干草生产可产生积极的影响。Bullock 和其同事 (2001) 在英国南部的 7 个地点进行了割草场恢复试验, 表明提高物种丰富度可增加 60% 的产量。每个试验点在随机排布的试验小区中, 分别补播了两种混播组合 (少物种组合是 6~17 个种, 多物种组合是 25~41 个种)。第二年开始, 多物种样地的干草的产量开始高于少物种样的产量, 最高提高 60% (图 18-1)。比较所有试验点的两种处理, 物种数量差异和干草产量增加量间, 存在简单的线性相关。两种处理的饲草质量相同。因此建议农民在补播草地时, 可通过最大化生物多样性来获得最高质量饲草产量。这一结果非常值得关注, 因为在农民中存在一种错误认识, 即增加多样性将减少产量。

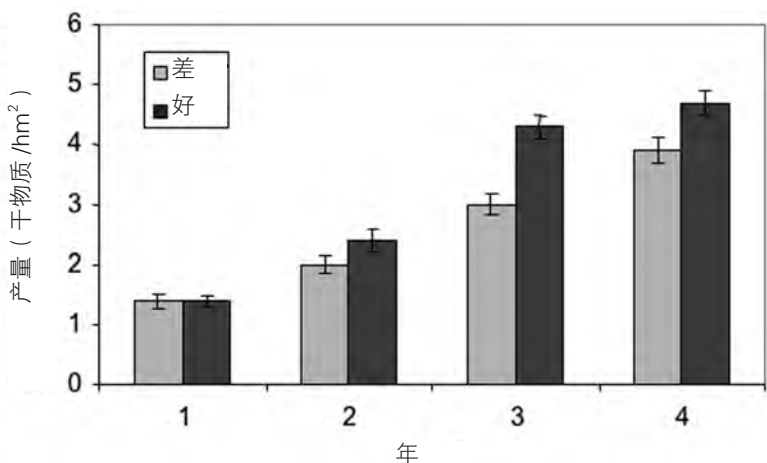


图 18-1 生物多样性处理对不同年份干草生产的影响 (样地的平均数 \pm 1SE), 从第二年开始物种丰富度较高的样地有较高的干物质生产

农业生态系统中生物多样性管理

本研究唯一的缺点是，高多样性处理的种子成本高，需要更高的产量来抵消这一额外的花费。所观察到的模式背后的生态机制是处理和对照区之间的物种差异，但是作者也提醒，因为物种的数量和组成并非是独立变化的 (Hector 等, 1999)，所以物种成分的差异也可能造成产量差异。

经济利益

在这项研究中，物种丰富度对干草生产的经济贡献可直接评估，这是因为两种不同丰富度处理之间的产出，存在差异。这种评估可用于鼓励农民在干草生产系统提高植物多样性。

但在大多数案例，作物物种的丰富度对其他生态服务，如氮循环和 CO₂ 调节的经济贡献的评价都不是非常直接的。在最理想的情况下，即使农业生物多样性和生态系统之间的假设因果关系得到判明，经济评估的有效性也很少可超出研究地的范围。

同时，试图在自然和半自然环境中，依据多元回归模型在地区水平评估物种丰富度对净初级生产力和营养循环的影响 (Costanza 等, 未出版)。

消费者和分解者的多样性

大多数研究着重于初级生产者多样性对基本生态服务的作用，但很少关注来自自然食物网较高营养水平的生态系统服务影响因素，最近关于 19 种植物—食草动物—寄生蜂食物网的研究 (Montoya 等, 2003) 表明，食物网结构和食草动物的丰富度对寄主的寄生率有影响，即促进了天敌的服务。一个主要的研究结果是简单食物网中寄生蜂的功能比复杂网好。这表明在观察复杂的群落时，物种丰富度本身，并不是提供高水平生态服务的关键因素。

Brown 等 (第 9 章) 指出，很多证据表明，土壤中没有可预知的物种多样性与特定土壤功能的关系，很难预测减少土壤物种丰富度的结果 (Mikola 和 Setälä, 1998)。在很多的案例中，土壤生态系统功能由优势种的一些特性和土壤食物网各组分之间的复杂的生物互动所控制 (Cragg 和 Bardgett, 2001)。

微生物种群具有更高的功能多样性，这与更高的资源利用效率相关，例如在欧洲中部 21 年的对有机传统耕作系统的生物动态比较研究表明 (Mäder 等, 2002)，越是多样化的微生物群落 (典型的是有机管理的土壤)，将有机废物碳转化成生物量所需能量的消耗越少。

经济利益

在单个物种决定一系列生态过程，是在速率和生态系统服务流量的系统中，该物种科被独立评价。但这只是一个极端的案例，复杂的生态互动使得区分特定物种的作用，和当前多样性对特定生态系统功能的作用非常困难。基于以上原因，经济学家试图通过评价生物多样性支持的服务，来间接评价生物多样性。例如，Walker 和 Young (1986) 估计，土壤侵蚀导致了 Palouse 地区、爱达荷州北部和华盛顿州西部农业税收减少，每公顷 10~15 美元。这一估计就是一个综合指标，用于描述生态功能对特定地区农业生态系统侵蚀控制的责任。

多样性和农业生态系统的可恢复力

关于生物多样性和生态系统功能的很多研究，都是在稳定的情况下进行的，但农业生态系统实际上是承受着农业实践的各种压力，以及虫害和干旱等一些不可预见的事件。当然，多样性和生态功能的关系在变化的环境中也许会有所改变 (第 13 章和第 14 章)。

普遍认为，生物多样性对生态系统服务的主要作用，是抵抗环境的改变 (Holling 等, 1995; Perrings, 1995)。大量功能相似的物种，确保当环境条件不适宜优势种时，其他物种可以取代其功能位置，而保持生态系统的稳定性 (Yachi 和 Loreau, 1999)，并促进生态系统的可靠性 (例如系统可以在特定时间内维持一致的表现水平) (Naeem 和 Li, 1997)。

例如，授粉者的多样性对粮食生产是非常必要的，这不仅是因为花粉对种子和结实的普遍限制 (Burd, 1994)，更重要的是所面临的授粉者有不断减少的趋势 (Nabhan 和 Buchmann, 1997; Kremen 和 Ricketts, 2000; Cane 和 Tepedino, 2001; 第 8 章)。Kremen 等 (2002) 发现，授粉者的多样性，是维持加利福尼亚传统农场 (相对于有机农场) 授粉服务的决定因素，因为授粉者的群落组成每年都有变化。

农业生态系统中生物多样性管理

土壤微生物种群的多样性，对维持土壤抗干扰的恢复力非常重要（第9章）。利用熏蒸技术减少土壤中微生物的试验表明，具有较高生物多样性的土壤，比被削弱了生物多样性的土壤的抗性更强（Griffiths 等，2000）。

在世界极端地区的试验，如南极洲的干峡谷，那里的土壤群落非常缺少多样性，提供了独特的研究食物网复杂性在土壤功能中作用的试验地点。在这一区域的线虫最多有3个种，典型的冗余缺乏，对环境的变化特别敏感（Freckman 和 Virginia，1997）。

遗传水平上的农业生物多样性，为应对不断变化的环境条件提供了保险。第2章至第6章描述了在粮食生产系统中，遗传多样性通过为作物和家畜提供适宜的遗传性状的原材料，来确保适应性和演替的试验证据。在第15章，Johns 指出农业多样性和相关管理知识对于饮食多样性和人类健康非常重要。

具有能够在其功能被严重改变前，吸收更高强度扰动能力的生态系统（生态恢复力强，Holling，1973），可提供更持续的生态服务。将不同病害抗性的植物品种混播，已被证明是成功的抗真菌病害的策略（第11章和第12章；Zhu 等，2002）。

产业化的单播农业系统的恢复力，主要是通过外在的投入，如化肥、杀虫剂和化石燃料来实现。正如本书第12章、第13章、第14章、第16章和第17章中所指出，在非集约化系统中，农业生物多样性可为不可预测的环境和市场波动提供缓冲，一些科学家已在呼吁对管理系统中生态和社会恢复力之间有必然联系的认识（Scoones，1999；Folke 等，2003；Milestad 和 Hadatsch，2003）。事实上，也许系统具有生态学上的恢复力，但在社会学上却很脆弱，或在社会学上有恢复力，但在环境上都存在退化（Folke 等，2003）。农业系统也可被看作是社会生态系统，表现为一种复杂的适应系统，其中的管理者是系统工程的组分（Conway 1987）。在第13章，农业多样性（Agrodiversity）一词用于将农业生物多样性、管理多样性和生物物理多样性关联为有组织的多样性。为了对自然和市场的波动有恢复力，农业生态系统应当可耐受扰动、扰动后可以重新组织、有能力去适应变化（Walker 等 2002）。联合恢复指数指出，恢复力能够通过管理，而“在面临外来压力和扰动时能阻止系统向不理想的系统配置运动”，并“保护使系统经历了各种大的变化可以重新恢

复的元素”(Walker 等 2002), 在恢复力管理中, 生态组分和人类能力, 都可发挥重要作用。例如, 农业生物多样性的保险价值, 已被认为可在保护生态系统恢复力方面发挥作用。另外, 具有高水平的社会和人类资源的农业系统更灵活, 在面临不确定性时更具联合创新能力。

经济利益

确定和衡量生物多样性的保险值, 不再是琐碎的工作。例如保护一个系统的恢复力应当支付多少费用? 一种选择是考虑维持一个无恢复能力系统的费用, 在农业生态系统中, 这一费用等同于运行一个集约化农业系统的费用, 包括杀虫剂和化学肥料等全部外部投入。本章之前和第 8 章中都提到, 在面临授粉者减少时, 生产系统恢复力的维持需要授粉者多样性。Southwick 和 Southwick (1992) 计算了一旦蜜蜂数量下降到模型预测的程度, 62 种美国作物由野生授粉者取代蜜蜂功能的费用。如缺乏野生授粉者的补偿, 苜蓿的产量将损失 70%, 相当于一年需 3.15 亿美元。

保持和加强物种和遗传多样性的保险功能, 也许是以与人类利益相关的其他功能, 如粮食和纤维生产功能为代价的。例如 Heisey 等 (1997) 评估了巴基斯坦将小麦品种转换为更具遗传多样性配置, 造成的产量损失大约是每年几千万美元。Idawsky 和 Rozelle (1998), Di Falco 和 Perrings (2003), Meng 等 (2003) 和 Smale 等 (1998) 发现与作物品种多样性、作物生产能力和产量变化相关的积极和消极因素, 主要取决于作物系统的背景, 在一些案例中, 评估了粮食生产系统中遗传多样性的保险价值 (Drucker 等, 2001, 评估了遗传资源保存项目的费用), 但是没有研究涉及作物种、土壤生物和自然天敌所提供的功能多样化范围和表型特征的保险价值。确定这些保险价值的主要困难是, 其所提供服务的无形性及其未来功能的无法确定性。而且, 价值研究的结果也许会因感知的衰退威胁水平不同而异。

农业生境和景观多样性

许多研究表明, 农业景观多样性可通过影响食草昆虫和天敌的种群, 来减少虫害引起的产量损失 (Andow, 1991)。例如更健壮的掠食者步

农业生态系统中生物多样性管理

行虫种群，更可能会出现在较为异质农田系统（异质性可以用周长和面积比表示），或说是在作物种多样性更高的系统中 (Ostman 等, 2001)。

农业景观中一年生和多年生作物的组成和空间安排，对于掠食者种群的长期动态是非常关键的 (Bommarco, 1998; Thies 和 Tschamtké, 1999)。

在另一些案例中，与单作相比，混播似乎并不能在天敌种群方面提供任何优势 (Tonhasca 和 Stinner, 1991)。

控制景观结构和植被多样性试验的结果不一致，也许与试验植物小区不同空间规模的变化有关。该 18 年试验的文献分析表明，在小面积小区，空间异质性对食草动物有较大的负面影响，中等大小的小区有中度的影响，最大小区的影响可以忽略不计 (Bommarco 和 Banks, 2003)。

当多样性涉及多元分类单元时，景观多样性和物种多样性的关系将更复杂 (Tews 等, 2004 中的参考资料; 第 13 和 14 章)。该关系至少特别取决于 3 个因素：研究的物种群、对景观多样性的测定和时空间规模。

农业景观的多样性不仅为天敌，也为授粉者提供了重要的栖息地，促进了授粉服务（第 8 章）。一项关于蜜蜂农业景观的研究发现，野生蜂的物种丰富度和多度与半天然栖息地（景观多样性指标）的百分比呈正相关 (Steffan–Dewenter 等 2002)。这一相关性取决于其空间规模和物种群。例如，野生蜂在小尺度上，对景观的复杂性做出反应，蜜蜂只是在较大的尺度上与景观结构特性相关。在其他案例中，授粉者的物种的丰富度主要取决于合适的饲草地，而非景观异质性 (Steffan–Dewenter, 2003)。

农业景观多样性，也可增加鸟和哺乳物种的丰富度。Benton 等 2003 年的综述提供了大量证据，表明从单个田地到整个景观，栖息地的异质性与农田的生物多样性息息相关。例如吃种子的鸟，在包含小块农田的牧场中较纯大块草地更多些 (Robinson 等, 2001)。另一些鸟特别出现在农田系统的开阔栖息地中，在非洲 (Söderström 等 2003)、欧洲 (Pain 和 Pienkowski, 1997) 和中美洲 (Daily 等, 2001) 都有类似的案例。

农业林地拥有相当数量的野生物种，可与原生林地的物种相同或更高。例如 Ricketts 等 (2001) 发现，森林和一些农用地块中蛾的物种丰富度和多度没有显著不同，这些农用地块包括：单播咖啡种植园、林下咖啡、牧场和混合农场。而设计成模仿自然状态的混作咖啡种植园中，

在许多案例中，其物种的丰富度等于或大于相邻的自然森林地块 (图 18-2) (Perfecto 等, 1997; Daily 等, 2003)。农业林地的物种多样性，随着与森林距离的增加而下降 (Ricketts 等, 2001; Armbrecht 和 Perfecto, 2003)，尽管这一结果和其他一些研究结果不一致 (Daily 等, 2003)。在美洲的中部和南部，据报道林下咖啡种植园的植物包括豆科作物、果树、薪材和饲草树等，每块地包括了 100 种以上植物，供养的鸟类则多达 80 种 (Michon 和 de Foresta, 1990; Altieri, 1991; Thrupp, 1997)。

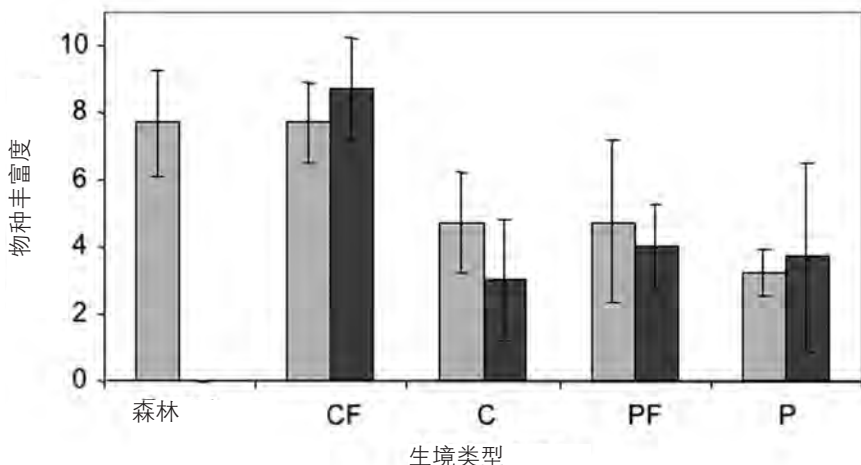


图 18-2 不同类型栖息地和与大片开阔森林不同距离地块 (平均值 ± 1SE) 内哺乳动物的丰富度

灰色柱形带代表在或离森林近 ($\pm 1\text{km}$) 的样地，黑色柱形代表远离森林 ($5\sim 7\text{km}$) 的样地。不同类型栖息地物种的丰富度明显不同，但与森林距离不同地块的变化不明显。临近的小块林地的咖啡种植园 (CF)，在物种丰富度上与开阔林块没有明显的区别，但比咖啡种植园 (C)、与小块森林相邻的人工草地 (PF) 和人工草地 (P) 的丰富度高。

非耕作地区 (比如河岸缓冲带、防风带或边界种植带)、改良休耕地和木本植被，在维持杂草、昆虫、节肢动物和鸟类的多样性方面具有重要的作用 (Benton 等, 2003 中的参考资料; McNeely 和 Scherr, 2003)。灌木和木本植被除提供野生生物多样性的栖息地，也能强化其他生态系统服务功能，如土壤稳定性、土壤侵蚀控制和碳留存等。

经济利益

已经证明农业景观多样性和野生种多样性之间，存在必要的联系。农业生物多样性对野生动物栖息地保护的价值，可通过分析享受纷繁多样的生物环境的花费来评估。另外，评估将包括保护农业生物多样性提供的多样化栖息地的花费。例如荷兰的公民每户每年愿意支付 16~45 盾（相当于 10.80~30.35 美元，按 2003 年美元计算），以支持增加荷兰草甸地区野生动物的栖息地 (Nunes 和 van den Bergh, 2001)。

农业生物多样性的娱乐和文化价值

不同的农业土地利用，可为景观平添美丽，促进当地的经济。例如，众所周知景观的异质性是美学的特性。意大利托斯卡纳区受益于当地的乡村旅游经济，主要是基于其农业景观的多样化，包括葡萄园、麦田、草地和橄榄种植园。同样，在葡萄牙南部的 Alentejo 地区的 Montadoa 是一个具有丰富农业景观多样性的地方，Cork 和 helm 橡树生长在各种密度的地区，同时和作物轮作、草地结合，提供了自然的景观和休闲价值 (Pinto-Correia, 2000)。

另一个农业丰富的地区是在古巴的 Pinar del Rio 省，那里健康的农业旅游依靠不同的自然农业景观，包括烟草田、甘蔗园和各类果树 (Honey, 1999)。各类欧洲国家和美国各州都制定了保护传统农业景观的政策。例如瑞士，因为这些异质系统的休闲价值，给山区农民补偿用以保持农业和自然景观的交错保护 (McNeely 和 Sherr, 2003)。一些保护组织如美国的土地基金会，经常用购买发展权作为保护农业景观的乡土和多元利用的方式，这些景观是休闲活动和文化享受的主要的源泉。

农业生物多样性是传统营养、丰富多样食品和长久知识的非物质文化的主要资源 (第 15 章)。小农户的植物和动物多样性，常常是出于个人兴趣或满足家庭或部落的传统，或满足精神的需要。例如，千百年来世界各地的本地植物和动物品种，为纺织品和其他工艺的艺术表达，提供了原材料。其他案例，家庭花园不仅是用于食物生产，而且是为了观赏和美学价值 (Kumar 和 Nair, 2004)。

经济利益

以休闲为目的的景观农业多样性的综合价值评估尚未有开展, 虽然目前有不同类型农业土地利用休闲花费的数据资源 (Fleischer 和 Tsur, 2000)。

另外, 将通过考察访问者维持景观的经济价值, 评估农业景观异质性的价值。例如, Drake (1992) 发现瑞士居民愿意每年支付 130 美元 / hm^2 保持农业土地成为森林, 该价值高于瑞士很多地方的农业生产。

尽管, 生态学家已经确定了如何量化生态系统的功能 (如生物量表示初级生产力或矿化率表示氮素循环), 但没有相应的量化指标测定与农业生物多样性相关的社会功能。在很多农村, 一定植物种类的文化价值已超越了自身的货币价值。但也有争议, 这些植物利用的内在价值不可被测定。因此, 对生物多样性服务的货币价值评估, 也许是不够的。应当制定与政策和决策相关的其他评估方法, 确定其社会贡献。最近关于意大利牲畜多样性的历史和社会价值的评估, 初步探讨了这一方向 (Gandini 和 Villa, 2003)。作者量化地评估了 9 种当地肉牛品种对其民间传说、饮食、工艺和保持当地传统的价值。

结论

农业生物多样性服务, 对粮食支持系统非常重要。对人类有直接和间接的贡献, 因此代表总经济价值的一部分。普遍认为农业生物多样性的管理, 有助于增加粮食生产, 同时有益于其他的生态系统的服务。多功能和可持续的农业, 可以提供高效的生态系统服务, 但其贡献和经济价值还需要被量化。

多功能农业系统研究的积极结论, 经常被忽视, 因为这些结论通常来自于小的领域并很难统计。但是, 小农户是世界上很多地区农业的主要构成形式, 并被保持在偏僻的地区, 这些地区缺乏新的农业技术投资 (Wood 等, 2000)。如果要全面了解农业生物多样性和生态系统功能和服务的关系, 确定另一些试验模型是非常重要的。例如, 在中国云南省开展的水稻混栽案例 (Zhu 等, 第 12 章) 表明, 出于强烈的政治原因开展了大范围的农业试验 (包括几百农民), 从而可以很好地了解农民

的经济利益。

尽管，通常小农户采用新的措施，维护农业生物多样性的利益也许不是非常明显。在本书第 16 章阐述农业生物多样性的价值，不可能很直接市场中捕获。这些价值包括抵御灾害的保险价值、支持相关生态系统服务的价值、文化和美学价值。对这些价值的全面评估（包括货币和生态评估）对于鼓励政策决定者投资保护和维持农业生物多样性，是非常重要的。另外，农业生物多样性非市场价值的经济评估，可以激励农民采用创新的栽培方法，保护农业生物多样性，而这些措施并非有益于经济。

通常最近的评估方法，依据对农业生物多样性和生态系统功能的关系的深入理解，并确定这些功能是不可或缺的。最近对于生态系统服务价值的研究表明，基于各类数据空间表达的地理信息系统，是一个非常有价值的可视工具，可以优化管理规划和确定保存目的地。例如在马萨诸塞州 Audubon 社团委托性研究中，研究者 M. Wilson 和 A. Troy 能够形象直观地表明水域生态服务的非市场价值 (Breunig, 2003)。到目前为止，地区水平的各类价值方法，并没有区分各类不同农业用地，使得在大的景观上评估生态服务的经济价值还非常困难。

无论何时制定政策，农业生物多样性的经济评估研究，可作为评估指标，可认识各类生态水平多样性的实际贡献。

参考文献

- Aarssen, L. W. 1997. High productivity in grassland ecosystems: Effected by species diversity or productive species? *Oikos*, 80:183~184.
- Alston, J. M., G. W. Norton, and P. G. Pardey. 1998. *Science Under Scarcity: Principles and Practice for Agricultural Research Evaluation and Priority Setting*. Wallingford, UK: CAB International.
- Altieri, M. A. 1991. How best can we use biodiversity in agroecosystems? *Outlook on Agriculture*, 20:15~23.
- Andow, D. A. 1991. Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology*, 36:561~586.
- Armbrecht, I. and I. Perfecto. 2003. Litter- twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting habitat

- quality in Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 97:107~115.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, and J. D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18:182~188.
- Birol, E. 2004. *Valuing Agricultural Biodiversity on Home Gardens in Hungary: An Application of Stated and Revealed Preference Methods*. PhD thesis, University College London, University of London.
- Birol, E., M. Smale, and Á. Gyovai. 2004. *Agri- environmental Policies in a Transitional Economy: The Value of Agricultural Biodiversity in Hungarian Home Gardens*. Environment and Production Technology Division Discussion Paper No. 117. Washington, dc: International Food Policy Research Institute.
- Bommarco, R. 1998. Reproduction and energy reserves of a predatory carabid beetle relative to agroecosystem complexity. *Ecological Applications*, 8:846~853.
- Bommarco, R. and J. E. Banks. 2003. Scale as modifier in vegetation diversity experiments: Effects on herbivores and predators. *Oikos*, 102:440~448.
- Breunig, K. 2003. *Losing Ground: At What Cost? Changes in Land Uses and Their Impact on Habitat, Biodiversity, and Ecosystem Services in Massachusetts*. Lincoln: Massachusetts Audubon Summary Report.
- Bullock, J. M., R. F. Pywell, M. J. W. Burke, and K. J. Walker. 2001. Restoration of biodiversity enhances agricultural production. *Ecology Letters*, 4:185~189.
- Burd, M. 1994. Bateman's principle and plant reproduction: The role of pollen limitation in fruit and seed set. *Botanical Review*, 60:81~109.
- Cane, J. H. and V. J. Tepedino. 2001. Causes and extent of declines among native North American invertebrate pollinators: Detection, evidence, and consequences. *Conservation Ecology* 5:1. Available at www.consecol.org/vol5/iss1/art1.
- Chapin, F. S. III, E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack, and S. Diaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405:234~242.
- Conway, G. 1987. The properties of agroecosystems. *Agricultural Systems*, 24:95~117.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, S. Naeem, K. Limburg, J. Paruelo, R. V. O'Neill, R. Raskin, P. Sutton, and M. Van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253~260.
- Cragg, R. G. and R. D. Bardgett. 2001. How changes in soil faunal diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 33:2073~2081.
- Daily, G. C., G. Ceballos, J. Pacheco, G. Suzan, and A. Sanchez-Azofeifa. 2003. Countryside

农业生态系统中生物多样性管理

- biogeography of neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*, 17:1814~1826.
- Daily, G. C., P. E. Ehrlich, and G. A. Sanchez- Azofeifa. 2001. Countryside biogeography: Use of human- dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications*, 11:1~13.
- Di Falco, S. and C. Perrings. 2003. Crop genetic diversity, productivity and stability of agroecosystems. A theoretical and empirical investigation. *Scottish Journal of Political Economy*, 50:207~216.
- Drake, L. 1992. The non- market value of the Swedish agricultural landscape. *Europe and Review of Agricultural Economics*, 19:351~364.
- Drucker, A., V. Gomez, and S. Anderson. 2001. The economic valuation of farm animal genetic resources: A survey of available methods. *Ecological Economics*, 36:1~18.
- Ehrlich, P. R. and E. O. Wilson. 1991. Biodiversity studies: Science and policy. *Science*, 253:758~762.
- Evenson, R. E. and D. Gollin. 2003. Assessing the impact of the Green Revolution, 1960 to 2000. *Science*, 300:758~762.
- Eviner, V. T. and F. S. Chapin III. 2003. Biogeochemical interactions and biodiversity. In J. M. Melillo, C. B. Field, and B. Moldan, eds., *Interactions of the Major Biogeochemical Cycles. Global Change and Human Impacts*, 151~173. Washington, dc: Island Press.
- Fleischer, A. and Y. Tsur. 2000. Measuring the recreational value of agricultural landscape. *European Review of Agricultural Economics*, 27:385~398.
- Folke, C., J. Colding, and F. Berkes. 2003. Synthesis: Building resilience and adaptive capacity in socialecological systems. In F. Berkes, J. Colding, and C. Folke, eds., *Navigating SocialEcological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*, 352~387. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Freckman, D. W. and R. A. Virginia. 1997. Low- diversity Antarctic soil nematode communities: Distribution and response to disturbance. *Ecology*, 78:363~369.
- Gandini, G. C. and E. Villa. 2003. Analysis of the cultural value of local livestock breeds: A methodology. *Journal of Animal Breeding and Genetics* 120:1~11.
- Gitay, H., J. B. Wilson, and W. G. Lee. 1996. Species redundancy: A redundant concept? *Journal of Ecology*, 84:121~124.
- Griffiths, B. S., K. Ritz, R. D. Bardgett, R. Cook, S. Christensen, F. Ekelund, S. J. Sorensen, E. Baath, J. Bloem, P. C. de Ruiter, J. Dolfing, and B. Nicolardot. 2000. Ecosystem response of pasture soil communities to fumigationinduced microbial diversity reductions: An examination of the biodiversityecosystem function relationship. *Oikos*, 90:279~294.

- Hector, A., B. Schmid, C. Beierkuhnlein, M. C. Caldiera, M. Diemer, P. G. Dimitrakopoulos, J. A. Finn, H. Freitas, P. S. Giller, J. Good, R. Harris, P. Hignberg, K. HussDanell, J. Joshi, A. Jumpponen, C. Korner, P. W. Leadly, M. Loreau, A. Minns, C. P. H. Mulder, G. O. O'Donovan, S. J. Otway, J. S. Pereira, A. Prinz, D. J. Read, M. Scherer-Lorenzen, E.- D. Schulze, A.- S. Siamantziouras, D. E. M. Spehn, A. C. Terry, A. Y. Troumbis, F. I. Woodward, S. Yachi, and J. H. Lawton. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science*, 286:1123~1127.
- Heisey, P., M. Smale, D. Byerlee, and E. Souza. 1997. Wheat rusts and the cost of genetic diversity in the Punjab of Pakistan. *American Journal of Agricultural Economics*, 79:727~737.
- Heywood, V. H. 1995. *Global Biodiversity Assessment*. United Nations Environmental Programme (unep). Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4:1~23.
- Holling, C. S., D. S. Schindler, B. W. Walker, and J. Roughgarden. 1995. Biodiversity in the functioning of ecosystems: An ecological synthesis. In C. Perrings, K.- G. Mäler, C. Folke, C. S. Holling, and B.-O. Jansson, eds., *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*, 44~83. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Honey, M. 1999. *Ecotourism and Sustainable Development: Who Owns the Paradise?* Washington, dc: Island Press.
- Hooper, D. U. and P. M. Vitousek. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, 277:1302~1305.
- Huston, M. A. 1997. Hidden treatments in ecological experiments: Re- evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*, 110:449~460.
- Jones, C. G., J. H. Lawton, and M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69:373~386.
- Kinzig, A. P., D. Pimentel, and D. Tilman, eds. 2002. *The Functional Consequences of Biodiversity. Empirical Progress and Theoretical Extensions*. Princeton, nj:Princeton University Press.
- Koo, B., P. G. Pardey, and B. D. Wright. 2004. *Saving Seeds: The Economics of Conserving Crop Genetic Resources Ex Situ in the Future Harvest Centres of the CGIAR*. Wallingford, uk: cabi Publishing.
- Kremen, C. and T. Ricketts. 2000. Global perspectives on pollination disruptions. *Conservation Biology*, 14:1226~1228.
- Kremen, C., N. M. Williams, and R. W. Thorp. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*

99:16812~16816.

- Kumar, B. M. and P. K. R. Nair. 2004. The enigma of tropical homegardens. *Agroforestry Systems*, 61:135~152.
- Loreau, M., S. Naeem, and P. Inchausti, eds. 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford, uk: Oxford University Press.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman, and D. A. Wardle. 2001. EcologyBiodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294:804~808.
- Mäder, P., A. Fließbach, D. Dubois, L. Gunst, P. Fried, and U. Niggli. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296:1694~1697.
- McNeely, J. A. and S. J. Scherr. 2003. *Ecoagriculture: Strategies to Feed the World and Save Biodiversity*. Washington, dc: Island Press.
- Meng, E. C. H., M. Smale, S. Rozelle, H. Ruifa, and J. Huang. 2003. Wheat genetic diversity in China: Measurement and cost. In S. Rozelle and D. A. Sumner, eds., *Agricultural Trade and Policy in China: Issues, Analysis and Implications*. Burlington, vt: Ashgate.
- Michon, G. and H. de Foresta. 1990. Complex agroforestry systems and the conservation of biological diversity. Agroforests in Indonesia: The link between two worlds. In *Proceedings of the International Conference on Tropical Biodiversity, Kuala Lumpur, Malaysia*. Kuala Lumpur: United Selangor Press.
- Mikola, J. and H. Setälä. 1998. No evidence of trophic cascades in experimental microbial-based soil food web. *Ecology*, 79:153~164.
- Milestad, R. and S. Hadatsch. 2003. Organic farming and socialecological resilience: The alpine valleys of Sölktäler, Austria. *Conservation Ecology*, 8:3. Available at www.consecol.org/vol8/iss1/art3.
- Montoya, J. M., M. A. Rodriguez, and B. A. Hawkins. 2003. Food web complexity and higherlevel ecosystem services. *Ecology Letters*, 6:587~593.
- Mulder, C. P. H., J. Koricheva, K. Huss-Danell, P. Högberg, and J. Joshi. 1999. Insects affect relationships between plant species richness and ecosystem processes. *Ecology Letters*, 2:237~246.
- Nabhan, G. P. and S. Buchmann. 1997. Services provided by pollinators. In G. C. Daily, ed., *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*, 133~150. Washington, dc: Island Press.
- Naeem, S. 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology*, 12:39~45.

- Naeem, S. 2001. Experimental validity and ecological scale as tools for evaluating research programs. In R. H. Gardner, W. M. Kemp, V. S. Kennedy, and J. E. Petersen, eds., *Scaling Relationships in Experimental Ecology*, 223~250. New York: Columbia University Press.
- Naeem, S. 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: The evolution of a paradigm. *Ecology*, 83: 1537~1552.
- Naeem, S. and S. Li. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390:507~509.
- Naeem, S., D. Hahn, and G. Shuurman. 2000. Producer-decomposer code pendency modulates biodiversity effects. *Nature*, 403:762~764.
- Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, J. H. Lawton, and R. M. Woodfin. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368:734~737.
- Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, J. H. Lawton, and R. M. Woodfin. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*, 347:249~262.
- Nunes, P. A. L. D. and J. C. J. M. van den Bergh. 2001. Economic valuation of biodiversity: Sense or nonsense? *Ecological Economics*, 39:203~222.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 2002. *Hand book of Biodiversity Valuation. A Guide for Policy Makers*. Paris: oecd.
- Orians, G. H., G. M. Brown, W. E. Kunin, and J. E. Swierzbinski, eds. 1990. *Preservation and Valuation of Biological Resources*, 203~226. Seattle: University of Washington Press.
- Ostman, O., B. Ekbom, J. Bengtsson, and A. C. Weibull. 2001. Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles. *Ecological Applications*, 11:480~488.
- Pacala, S. W. and D. Tilman. 2002. The transition from sampling to complementarity. In A. P. Kinzig, D. Pimentel, and D. Tilman, eds., *The Functional Consequences of Biodiversity. Empirical Progress and Theoretical Extensions*, 151~166. Princeton, nj: Princeton University Press.
- Pain, D. J. and M. W. Pienkowski. 1997. *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and Its Implications for Bird Conservation*. Cambridge, UK: Academic Press.
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 100:65~75.
- Perfecto, I., J. Vandermeer, P. Hanson, and V. Cartin. 1997. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. *Biodiversity and Conservation* 6:935~945.
- Perrings, C. 1995. Biodiversity conservation as insurance. In T. Swanson, ed., *Economics and*

农业生态系统中生物多样性管理

- Ecology of Biodiversity Decline*, 69~77. Cambridge, uk: Cambridge University Press.
- Petchey, O. L., P. J. Morin, F. D. Hulot, M. Loreau, J. McGrady- Steed, and S. Naeem. 2002. Contributions of aquatic model systems to our understanding of biodiversity and ecosystem functioning. In M. Loreau, S. Naeem, and P. Inchausti, eds., *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*, 127~138. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Pinto-Correia, T. 2000. Future development in Portuguese rural areas: How to manage agricultural support for landscape conservation? *Landscape and Urban Planning*, 50:95~106.
- Pretty, J. and H. Ward. 2001. Social capital and the environment. *World Development*, 29:209~227.
- Ricketts, T. H., G. C. Daily, P. R. Ehrlich, and J. P. Fay. 2001. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: Biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology*, 15:378~388.
- Robinson, R. A., J. D. Wilson, and H. Q. P. Crick. 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 38:1059~1069.
- Schmid, B., J. Joshi, and F. Schläpfer. 2002. Empirical evidence for biodiversity ecosystem functioning relationships. In A. P. Kinzig, S. W. Pacala, and D. Tilman, eds., *Functional Consequences of Biodiversity. Empirical Progress and Theoretical Extensions*, 120~150. Princeton, nj: Princeton University Press.
- Scoones, I. 1999. New ecology and the social sciences: What prospects for a fruitful engagement? *Annual Review of Anthropology*, 28:479~507.
- Smale, M., ed. 2005. *Valuing Crop Biodiversity: On-Farm Genetic Resources and Economic Change*. Wallingford, uk: cabi Publishing.
- Smale, M., J. Hartell, P. W. Heisey, and B. Senauer. 1998. The contribution of genetic resources and diversity to wheat production in the Punjab of Pakistan. *American Journal of Agricultural Economics*, 80:482~493.
- Söderström, B., S. Kiema, and R. S. Reid. 2003. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99:113~124.
- Southwick, E. E., and L. Southwick. 1992. Estimating the economic value of honey bees (Hymenoptera, Apidae) as agricultural pollinators in the United States. *Journal of Economic Entomology*, 85:621~633.
- Steffan-Dewenter, I. 2003. Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. *Conservation Biology*, 17:1036 ~ 1044.
- Steffan-Dewenter, I., U. Munzenberg, C. Burger, C. Thies, and T. Tschardtke. 2002. Scale-

- dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83:1421~1432.
- Stein, T. V., D. H. Anderson, and T. Kelly. 1999. Using stakeholders' values to apply ecosystem management in an upper midwest landscape. *Environmental Management*, 24:399~413.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager, and F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31:79~92.
- Thies, C. and T. Tschardt. 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285:893~895.
- Thrupp, L. A. 1997. *Linking Biodiversity and Agriculture: Challenges and Opportunities for Sustainable Food Security*. Washington, dc: World Resources Institute.
- Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, and P. Reich. 1997a. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277:1300 ~1302.
- Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, and P. Reich. 2002. Experimental and observational studies of diversity, productivity, and stability. In A. P. Kinzig, D. Pimentel, and D. Tilman, eds., *The Functional Consequences of Biodiversity. Empirical Progress and Theoretical Extensions*, 42~70. Princeton, nj: Princeton University Press.
- Tilman, D., C. L. Lehman, and K. T. Thompson. 1997b. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Science*, 94:1857~1861.
- Tilman, D., D. Wedin, and J. Knops. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379:718~720.
- Tonhasca, A. and B. R. Stinner. 1991. Effects of strip intercropping and no-tillage on some pests and beneficial invertebrates of corn in Ohio. *Environmental Entomology*, 20:1251~1258.
- Turner R. K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy, and S. Georgiou. 2003. Valuing nature: Lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 46:493~510.
- Walker, B. H. 1992. Biological diversity and ecological redundancy. *Conservation Biology*, 6:18~23.
- Walker, B., S. Carpenter, A. Anderies, N. Abel, C. Cumming, M. Janssen, L. Lebel, J. Norberg, G. D. Peterson, and R. Pritchard. 2002. Resilience management in social-ecological systems: A working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology* 6:14. Available at www.consecol.org/vol6/iss1/art14.
- Walker, D. J. and D. L. Young. 1986. The effect of technical progress erosion damage and economic incentives for soil conservation. *Land Economics*, 62:83~93.

农业生态系统中生物多样性管理

- Wardle, D. A., O. Zackrisson, G. Hörnberg, and C. Gallet. 1997. The influence of island area on ecosystem properties. *Science*, 277:1296~1299.
- Widawsky, D. and S. Rozelle. 1998. Varietal diversity and yield variability in Chinese rice production. In M. Smale, ed., *Farmers, Gene Banks, and Crop Breeding*, 159~187. Boston: Kluwer.
- Wilson, E. O., ed. 1988. *Biodiversity*. Washington, dc: National Academy Press.
- Wood, S., K. Sebastian, and S. J. Scherr. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Agroecosystems*. Washington, dc: International Food Policy Research Institute and World Resources Institute.
- Wright, J. P., C. G. Jones, and A. S. Flecker. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*, 132:96~101.
- Yachi, S. and M. Loreau. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Science*, 96:1463~1468.
- Zhu, Y. Y., H. R. Chen, J. H. Fan, Y. Y. Wang, Y. Li, J. B. Chen, J. X. Fan, S. S. Yang, L. P. Hu, H. Leung, T. W. Mew, P. S. Teng, Z. H. Wang, and C. C. Mundt. 2002. Genetic diversity and disease control in rice. *Nature*, 406:718~722.

责任编辑 张孝安 贺可香
封面设计 孙宝林

本书汇总了不同领域专家的研究成果，涵盖了生物多样性的广泛内容。本书的全球视角也使得本书成为目前农业生物多样性的权威书籍。

—Thomas K. Rudel, Rutgers 大学

本书分析了农民在农业生产中如何管理、保护并从生物多样性中受益；反映了目前在遗传、品种和生态系统条件下保护当地品种的最新研究进展，各章节分析和评估了农民在作物、家畜、水生资源领域中的相关农业实践；检验了利用生物多样性控制病虫害的潜力；详述了不断变化的经济和环境条件下多样性潜在的营养、生态系统服务功能和经济价值。大量的案例表明，农民采取多种途径管理生物多样性以提高其农田的稳定性、可恢复性和生产力，并指出全球保护生物多样性的途径。本书可供资源保护家、环境工作者、植物学家、动物学家、遗传学家和关注生态系统健康的人士参考。

Devra I. Jarvis 高级科学家，就职于位于罗马国际生物多样性中心生物多样性和生计项目组，主要从事农业生物多样性和生态系统的研究。她负责撰写了《农田原境保存技术指南》，同时在美国国家科学院院刊发表了“农村社区传统作物多样性品种丰富度和均匀度全球视角”的文章，有来自5个国家的28位研究者参与了该项研究。

Christine Padoch 纽约植物园经济植物Matthew Calbraith Perry馆馆长，同时任联合国人口、土地管理和环境变化（PLEC）项目技术协调员。她的著作包括《保护新热带森林：来自热带雨林传统资源利用的研究》。

H. David Cooper 蒙特利尔生物多样性公约秘书处项目执行官员和技术支持。他是联合国粮农组织《世界植物遗传资源现状》报告的主要作者，并撰写了千年生态系统评估食品和栽培系统的章节。

哥伦比亚大学出版社/纽约

www.cup.columbia.edu

封面照片：左图由Geoffrey Hawtin提供，中间和右图由Devra I. Jarvis提供



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Swiss Agency for Development
and Cooperation SDC

IDRC * CRDI



UNITED NATIONS
UNIVERSITY



CBD

定价：70.00元