

生物多样性的丧失威胁着人类福祉

作者 Authors: 桑德拉·迪亚斯 (Sandra Díaz)、约瑟夫·法吉奥内 (Joseph Fargione)、F.斯图亚特·查宾三世 (F. Stuart Chapin III)、大卫·蒂尔曼 (David Tilman) *

作者简介 Author Introduction: 桑德拉·迪亚斯 (Sandra Díaz) 是阿根廷科尔多瓦国家大学多学科植物生态学研究所以 (CONICETUNC) 和 FCEfYn 的首席研究员、生态学和生物地理学副教授。Joseph Fargione 是美利坚合众国新墨西哥州阿尔伯克基市新墨西哥大学生物系的研究助理教员。F. Stuart Chapin III 是美国阿拉斯加州费尔班克斯的阿拉斯加州大学北极生物研究所的生态学教授。大卫·蒂尔曼是麦克奈特生态系的生态学主席，进化与行为，明尼苏达大学，圣保罗，明尼苏达州，美利坚合众国。

* 电子邮件: sdiaz@com.uncor.edu

译者 Translators: Xinyi Liu*, Department of Integrative Biology, University of California, Berkeley, Berkeley, CA 94720.

*Corresponding translator: liuxinyiemma@berkeley.edu

Hongru Wang*, Department of Molecular and Cellular Biology, University of California, Berkeley, Berkeley, CA 94720. *Corresponding translator: hongru@berkeley.edu

前言 Translators' Words: 本篇英译中译文在使用谷歌翻译 (Google Translate) 后进行了逐字逐句的加工与润色，对于关键的专业术语在查阅了专业词典后进行了适当的调整以确保其准确和科学性。例如，本文在表格 1 中对于“phenology”一词的翻译由词典所提供的“物候”调整为“生物气候”，因而能避免让不熟悉本学科领域的学者感到困惑。对于一些长难句我们进行了断句的处理以方便中文的阅读。同时，本文在少数可能会产生歧义的词汇后在括号中附加了该词汇的英文原文，以此规避可能产生的误会。综上，译者水平有限，如有任何问题与错误请联系我们，感谢理解。本篇文章翻译于加州大学伯克利分校 (University of California, Berkeley) 的 2021 春季课程 Breaking Language Barriers in Evolution and Ecology seminar (IB 24)，由 Rebecca Tarvin (rdtarvin@berkeley.edu) 教授指导。

正文 Translation:

地球上生命的多样性受到人类生态系统变化的巨大影响[1]，而如今一些有说服力的证据表明反之亦然：广义上的生物多样性影响着生态系统的特性，因此也影响着人类从生态系统中获得的利益。在这篇文章中，我们综合了最新的科学文献和国际对于生物多样性在生态系统功能和人类福祉中的角色的评估。

人类社会建立在生物多样性的基础上。人类生存所必需的许多活动导致了生物多样性的丧失，并且这种趋势在未来很可能继续下去。我们显然受益于生物的多样性，我们已经学会了将其用于医药、食品、纤维和其他可再生资源。此外，生物多样性一直是人类生活经验的一个组成部分，因此保护生物多样性本身就符合许多道德准则。但是人们经常忽略的是，生物多样性也影响着人类福祉，包括获得水资源和其他生活必需品的机会。由于生物多样性对生态系统运转的核心影响 (图一)，保护生物多样性也使得人们在环境变化前能够安全的生活。

最近“千年生态系统评估” [2–4]—一项由来自世界各地的 1500 多名科学家参与的倡议项目—中的三篇文章中提供了最新的有关全球范围内生物多样性的基本信息和需要面临的挑战。其中最主要的是：(a) 人类在全球范围内引起的土地覆盖变化导致生物群落物种间出现明显的输家和赢家；(b) 这些变化对生态系统有很大的影响，因而也对人类福祉产生影响；(c) 贫穷人群将承受更大的后果，因为他们最容易受到生态系统功能丧失的影响。

我们知道什么：功能性状 (functional traits) 最重要

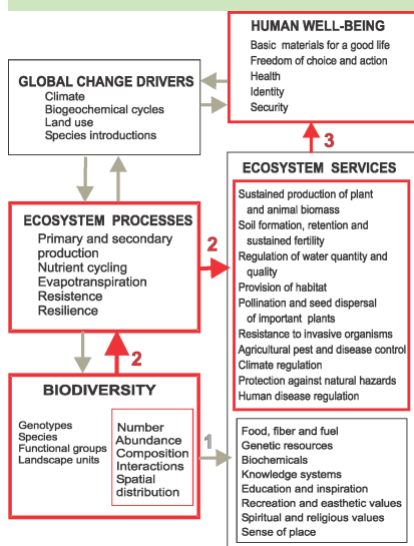
广义上的生物多样性是指给定系统中基因型、种群、物种、功能类型和性状以及景观单元的数量、丰度、组成、空间分布和相互作用 (图 2)。生物多样性影响生态系统功能，生态系统功能包括为人类提供好处，使人类生存成为可能，也使人类生活拥有价值[4] (框注 1)。生物多样性除了直接提供对人类物质和文化生活具有重要意义的众多生物 (图 1, 路径 1) 外，还对以生态系统过程作为媒介的许多生态系统功能产生了公认或假定的影响 (图 1, 路径 2)。这类生态系统功能包括通过植物的授粉和种子传播调节适合人类和动物的气候条件，控制农业病虫害，以及调节人类健康。此外，生物多样性通过影响生态系统过程，如植物生物量的生产，养分和水循环以及土壤形成和保持，间接支持了食物、纤维、饮用水、住所和药物的生产。在过去

几年的科学文献中，生物多样性和生态系统功能之间的联系越来越受到重视[2-4,6]。然而，直到现在，人们才努力总结出那些对提供这些功能最重要的生物多样性的方面，以及对这些联系的基本机制的阐释。（表 1；另见[3]）。

从现有的理论和实证研究中可以得出一些关键信息。首先，生物多样性与生态系统过程、功能之间有着机制上的联系，这种联系的数量和强度清楚地证明了多项措施的正当性，这些措施包括对现有和恢复的生态系统的生物完整性进行保护以及将其纳入生态管理系统设计。生物多样性的所有组成部分，从遗传多样性到景观单元的空间排列，都可能长期在至少一些生态系统功能方面发挥作用。然而，在影响特定生态系统功能方面，其中一些组成部分比其他组成部分更为重要。现有证据表明，功能组成，即物种特征的种类、丰度和范围，似乎导致了生物多样性对许多生态系统功能的影响。至少在同一营养级的物种之间（如植物），稀有物种在任何给定的时间点都只可能产生很小的影响。因此，在自然系统中，如果我们要保护生态系统为人类提供的功能，我们应该把重点放在保护或恢复它们的生物完整性，也就是从物种组成、相对丰度、职能组成和物种数量（无论是天生的物种贫乏还是物种丰富）上进行保护和恢复，而不是简单地最大限度地增加现有物种的数量。

另一个关键信息是，正是由于生态系统过程取决于具有特定功能性状的生物的存在和丰度，取决于生态系统过程的生态系统功能对某些物种数量的变化的反应有很多可能。因此，对于生物多样性如何影响生态系统功能的问题，我们只能回答这取决于是什么物种。这个回答似乎令人气馁，但是不是没有希望。我们从最近的评估[1,2,7,8]中知道，全球生物多样性的丧失

框注 1. 从生态系统过程到人类福祉



生态系统过程是生态系统维持其完整性（如初级生产力、植物向动物的营养转移、分解和养分循环、蒸发等）的内在过程和流程。它们独立于人类的价值观而存在，它们的大小和比率可以在不考虑文化、经济和社会价值观与利益的情况下确定。（图 1，生态系统过程框）。

生态系统功能是生态系统所提供的益处，使人类生存变为可能，也使人类生活拥有价值。生态系统功能是与环境相关的；也就是说，同一生态系统过程可以产生一种生态系统功能，这种功能在受到一个社会或利益相关者群体的高度重视的同时也会受到其他社会或群体的忽视。一些生态系统功能涉及直接提供物质和非物质物品，并与特定动植物物种的存在直接关联，例如食物、木材、药品和仪式材料（图 1，路径 1 和生态系统功能框底部的子框）。其他生态系统功能直接或间接地产生于生态系统过程的持续运作。例如，各个人类社会都会认为土壤的形成、水土保持和肥力保持的能力对动植物生产很重要，而这些生态系统功能取决于由土壤中微生物群落协助的降解、养分循环以及通过其成熟的根部结构对水土流失的防止。一些作者（例如，[30]）主张对生态系统功能进行更严格的定义：作为自然的组成部分，生态系统功能被直接享受、消费或被用来维持或提高人类生活质量。尽管这种方法在统计生态系统功能时是有用的，它的侧重点确是理论化的，所以我们更倾向于使用“千年生态系统评估”所采用的广义的、更流行的定义和分类 [4]。这是因为一些生态系统功能（如粮食供应）可以以单位形式量化，方便政策决策者与公众理解。其他例如控制或支持贸易产品生产的功能更难被量化。如果建立在经济核算方法上的定义标准

太过严苛，对生态系统功能的评估将会面临对容易被量化的功能有偏向性的风险，而这些容易被量化的功能不一定是最关键的那些。**人类的福祉**是一种包括建立美好生活的材料、选择和行动的自由、健康、良好的社会关系、文化认同感和安全感的生活体验。这种幸福感强烈地依赖于不同人类社会发展的特定文化、地理和历史背景，并由文化，社会，和经济共同的发展过程以及生态系统功能的提供所决定。然而，绝大多数人类社会的福祉或多或少直接建立在持续提供基本生态系统功能的基础上，如生产粮食、燃料和住房、调节供水的质量和数量、控制自然灾害等（见图 1，路径 3）。

并不是随机发生的。由于气候、生物入侵、特别是土地利用等全球变化驱动因素的影响，地球上的物种总数不仅在减少，而且还出现了输家和赢家。平均而言，正在消失的生物寿命更长、体型更大、扩散能力更差、资源运用更专性、繁殖率更低，而且他们的其他特性使其更容易受到人类诸如营养过载、采货、和通过燃烧、放牧、犁耕、清除砍伐等方式去除生物量的活动的影响。少数具有相反特征的物种在世界各地日益占优势（图 3）。由于本土生物的功能性状与生态系统过程之间存在着良好的联系，特别是对于植物而言[9-12]，我们有可能确定在不同的生物多样性情景下依赖于它们的生态系统过程和生态系统功能的变化。

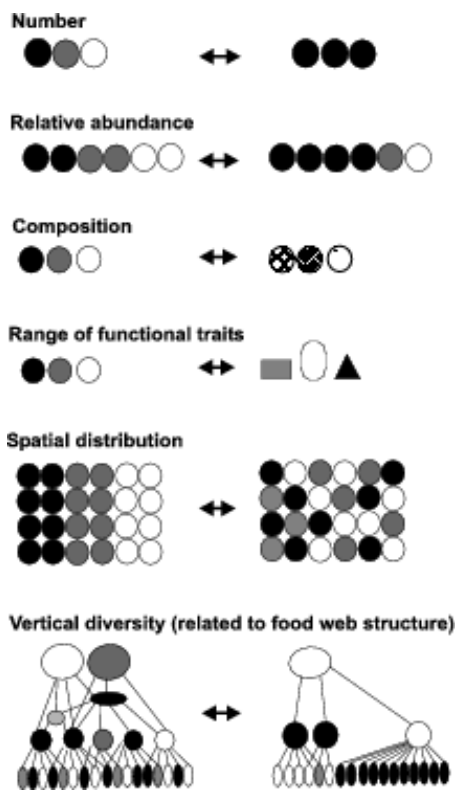
我们不知道的是：级联效应（cascades）、意外发现和超级多样性热点（Megadiversity Hot-Spots）

一些生态系统功能对物种数量呈饱和关系，即在物种数较少时，生态系统功能对物种数量增加的反应较大，但当超过一定数量时，这种反应变的越来越弱。我们很难知道这个临界值是多少，但我们怀疑它在不同的生态系统、营养级和功能中是不一样的。实验证据表明，在初级生产营养级中（例如植物性农作物），养分保留（可减少养分污染并长期维持生产）和抵御入侵（在农业和其他环境中造成损害及控制成本的增加）的情况下，草本群落反应通常不会表现出进一步的超过每平方米 10 种植物的显著增加， [3,13]。

但是为了在一平方米内达到这个数量需要在景观生态层面中有更多的物种[14]。那对于生长缓慢的自然群落或者是在生物学上有较大差异的植物组成的群落呢？对于包括更多物种的群落，例如，物种数量超过 100 个树种每公顷的亚马逊和婆罗洲的超

级多样性森林热点呢？这些物种对维持不同的生态系统过程和功能有多重要？生态学理论[16]和传统观点[17,18]表明，每个功能组中的大量常住物种，包括那些稀有物种，可能作为“保险”来缓冲物理和生物环境变化（如降水，温度变化，病原体的影响），但这些想法还没有得到实验的检验，也没有在任何超级生物多样性热点上进行过任何操控性实验。

表 1 总结的生物多样性和生态系统功能之间的联系大多来自理论和操作实验，主要包含在本土中的单一营养级（通常是植物）内的生物多样性。然而，生物多样性的微小变化对生态系统功能的影响最瞩目的例子发生在景观层面，包含通过间接相互作用和营养级联来改变食物网的多样性。其中大多数都是“自然实验”，也就是说，故意或意外地将某些捕食者、病原体、食草动物或植物物种转移或添加到生态系统中的意外结果。这些“生态学的意外发现”通常涉及到生态系统过程中意料之外不可逆转大的和负面的改变，并且往往在生态系统功能层面上产生影响，造成巨大的环境、经济和文化损失。例如，级联效应使得海獭数量的减少导致北太平洋海岸的侵蚀 [19]，也使得北极狐的引进减少了来自海洋的营养液，因此导致阿留申群岛的草场生产力和营养质量显著下降 [20]（综合实例见[3]）。关于生物入侵及其生态和社会经济影响的大量文献[21]进一步说明了这一点。生态学的意外发现很难预测，因为它们通常涉及物种之间的新的相互作用。尽管也有一些与引进植物有关的案例，但它们通常是引入食肉动物、食草动物、病原体以及疾病的结果。它们并不线性地依赖于物种数量，也不依赖于已经探讨过的物种的功能性状与假定的生态系统过程或功能之间的联系[3,22]。



不均衡影响：生物多样性和弱势群体

最直接依赖生态系统功能的人，如自给自足的农民、农村的穷人人群和传统社会，面临着生物多样性丧失所带来的最严重和最直接的风险。首先，他们是最依赖自然生态系统的生物多样性所提供的“安全网”的人，这些“安全网”涉及粮食安全和医药产品、燃料、建筑材料的持续性获取，以及风暴和洪水等自然灾害的防护[4]。在许多情况下，向社会中最有特权的部门提供功能是有补贴的，使得最弱势群体承担了生物多样性损失的大部分代价。例如，在工业农业的大环境下依旧以传统农业模式自给自足的农民[23]和面对密集的商业捕捞和水产养殖下的个体户渔民[24]。第二，由于经济和政治实力低下，较弱势的群体无法用购买的商品和功能来替代失去的生态系统带来的利益，而且这些群体通常对国家政策的制定产生不了影响。当工业农业装载化肥和农药导致水质恶化时，穷人就无法购买安全的水。当当地的蛋白质和维生素来源，如狩猎和获取水果，由于栖息地的丧失而减少时，富人仍然可以购买，而穷人则不能。当自然生态系统缓冲风暴和洪水影响的能力因沿海开发而丧失时[25]，通常受影响最大的是无法逃离的人，例如个体户渔民。总之，依赖于生物多样性的生态系统功能的丧失可能会加剧社会最脆弱阶层的的不平等和边缘化，减少他们获得健康生活基本资源的机会，减少他们的选择和行动自由。不考虑对生态系统功能的负面影响的经济的发展即使可能有益于其他群体也会降低这些弱势群体的生活质量。因此，生物多样性的变化与贫穷有着千丝万缕的联系，而贫穷是联合国确定的对人类未来的最大威胁。对于认为生物多样性只是那些基本需求已经得到满足的人的空想的人们来说，以上是他们应该了解的最冷静理性的结论。

DOI: 10.1371/journal.pbio.0040277.g002

图 2. 生物多样性的不同组成部分

所有这些组成部分都会受到人为干预的影响（箭头），进而对生态系统的属性和功能产生影响。符号代表个体或生物量单位。不同颜色的符号代表不同的基因型、表型或物种。

生态系统功能

所涉及的多样性的主要组成部分和产生这种影响的机制

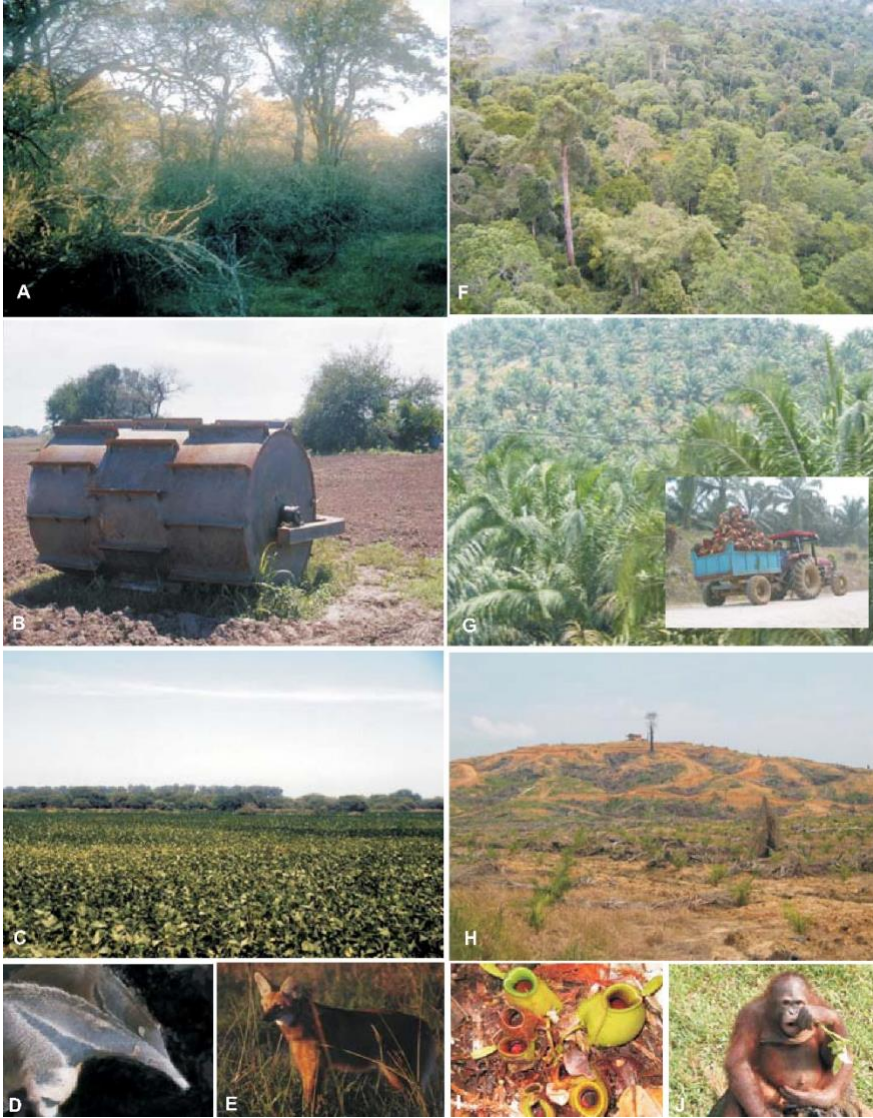
被人类认为重要的植物所产生的生物量	<p>***功能组成—可以更快更茂盛的、更适合当地生长的植物不论物种数量如何都能产生更多的生物量；在物种贫乏的系统中，具有不同资源利用策略或促进彼此表现的共存植物可能获取更多的资源。</p> <p>**物种数量—在一个恒定的资源和干扰规律下，一个大的物种库更可能包含互补或促进物种和高生产力物种的群体，这两种物种都可能导致群落更高的生产力。</p>
被人类认为重要的植物生物量生产的稳定性	<p>***基因多样性—一个作物品种内巨大的基因多样性缓冲了由于疾病和环境变化造成的产量损失。</p> <p>***物种数量—在同一地区或景观中种植一个以上的物种可以在更广泛的环境下维持生产。</p>
保护土壤肥力以维持被人类认为重要的动植物的生产	<p>***功能组成—占据领导地位的植物的功能组成、生存史特征和资源利用策略决定了生态系统过程在受到干扰时保持不变或恢复到初始状态的能力。</p> <p>***功能组成—快速生长，营养丰富的植物可以提高土壤肥力；密集根系组织防止土壤被侵蚀。</p>
对人类、家畜和农作物可用水量和水质的调节	<p>***景观单元的布局和大小—完整的河岸走廊和广泛的茂密植被覆盖区域减少了侵蚀，并改善了水质。</p> <p>***功能组成—植被以大型、速生、大叶、深根植物为主，具有较高的蒸腾速率，可以减少溪流流量。</p>
授粉对被人类认为重要的植物可以立即生成果实以延续生命至关重要	<p>***传粉者的功能组成—专一传粉者的丧失导致遗传贫瘠，果实数量和质量降低。</p> <p>**传粉者的物种数量—传粉者的物种数越少，植物物种的遗传信息越贫瘠。</p>
对会导致生态、经济和/或文化负面影响的入侵生物的抵抗力	<p>**景观单元的布局和大小—大型和/或连接良好的景观单元允许传粉者在同一物种的植物之间移动，从而维持植物遗传库。</p> <p>***功能组成—一些关键的本土物种具有很强的竞争力并且可以控制外来物种的传播。</p>
农业系统的病虫害防治	<p>***景观单元的布局—景观廊道（如道路、河流和广泛的农作物）可以促进外来生物的传播；对于不同的生物，这样合适的廊道会有不同的尺寸和特点。</p> <p>**物种数量—在所有其他条件相同的情况下，物种丰富的群落更有可能包含竞争力强的物种和较少的未利用的资源，因此更能抵抗入侵。</p> <p>***作物的基因多样性—高的种内基因多样性降低了特定害虫的寄主密度，从而降低了它们的传播能力。</p> <p>**作物、杂草和无脊椎动物物种的数量—大量这些物种的数量像基因多样性一样增加了害虫物种天敌的栖息地。</p> <p>**景观单元的空间分布—自然植被斑块与农作物的混杂为害虫天敌提供了栖息地。</p>
通过生物物理反馈调节适合人类和他们认为重要的动植物的气候条件	<p>***景观单元的布局—在很大一片区域中景观单元的布局和大小通过不同温度和湿度的气团的横向运动，对区域气候产生影响；影响的阈值是直径约 10 公里的斑块大小，并且取决于风速和地形。</p> <p>**功能组成—高度、结构多样性、构造和生物气候改变反照率(phenology modify albedo)、吸热和机械湍流，会改变当地气温和环流模式。</p>
通过在生物圈中固碳来调节适合人类和他们认为重要的动植物的气候条件	<p>***景观单元的布局和大小—在森林边缘的碳损失较高，因此随着森林破碎化面积或面积周长比的减小，总景观中碳损失的比例较大。</p> <p>**功能组成—体积小、生长快、分解快、寿命短的植物在其生物量中保留的碳比体积大、生长慢、分解慢、寿命长的植物少。</p> <p>*物种数量—高的物种数量可以减缓害虫和病原体的传播，它们是生态系统碳损失的重要因素。</p>
防止自然灾害（风暴、洪水、飓风、森林）对人类及其赖以生存的动物生产系统造成的损害	<p>***景观单元的布局和大小—大片和邻近而小片的结构复杂的植被有可能为附近的生态系统提供更多的庇护所，并对洪水、海水入侵和风起到缓冲作用。</p>

***功能组成—深根植物不易被飓风连根拔起；粗大的、成熟的、表层的根系保护土壤免受洪水和风暴的侵蚀；落叶冠层类型降低了土壤的流动性。

表 1. 生物多样性组成部分以多种复杂的方式影响生态系统功能

星号表示有关生态系统功能与生物多样性不同组成部分之间联系的重要性和/或程度或确定性（***>***）。除非另有说明，生物多样性成分指的是植物组合。在某些情况下，假定的机制已经过经验检验，但在其他情况下仍然是推测性的（由[3]修改）。生态系统功能清单是说明性的，而不是详尽无遗的。

DOI: 10.1371/日记.pbio.0040277.t001



DOI: 10.1371/日记.pbio.0040277.g003

图 3. 失去生态系统功能和消失的生态作用

热带和亚热带的森林生态系统正迅速被工业作物和种植园所取代。这为国内和国际市场提供了大量商品，但也导致了通过生态过程介导的重要生态系统功能的丧失。在阿根廷和玻利维亚，查科荆棘林（A）被砍伐的速度被认为是世界上最高的（B），让位于大豆种植（C）。在婆罗洲，世界上最丰富的物种之一的枫杨林（F）正被棕榈油种植园（G）所取代。这些变化对所有实际目的都是不可逆转的（H）。由于土地利用方式的改变，许多动植物的数量急剧减少，以至于它们可能被认为是功能性灭绝，例如查科平原上的鬃狼（D）和巨型食蚁兽（E），以及婆罗洲雨林中的猩猩（I）和几种猪笼草（J）。除了（A 和 C）的照片由桑德拉迪亚斯，（A 和 C）由马塞洛 R 扎克提供。

未来方向

大多数减缓生物多样性丧失的具体措施都属于政府和民间社会的决策范畴。然而，科学界仍然需要填补关键的知识空白。首先，我们需要更多地了解在以长寿命生物为主的，物种丰富的生态系统中，生物多样性与生态系统功能之间的联系。第二，如果我们要预测和避免不必要的意外的实验结果，就需要更好的模型和更多的经验证据来研究生态系统功能和不同营养级之间相互作用的联系。第三，我们需要加强对可能产生生态系统层面后果的生物功能性状的系统性筛选。从这个意义上说，在过去的几年中，我们对本土生物（尤其是植物）的存在和丰度对某些特性的忍受如何影响生物系统的过程的知识有显著提高。然而，我们对影响同一生态系统功能的物种对环境变化的反应范围如何在环境变化和不确定性面前有助于生态系统过程和功能保护知之甚少[16,26]。这与持续提供生态系统功能的风险评估直接相关。第四，研究生物多样性与生态系统过程和功能之间关系的实验设计不仅需要符合统计标准，而且还需要模拟实际生态系统中出现的生物配置，这些配置是常见的土地使用实践(common land-use practices)造成的（例如，原生林与单种人工林与密集种植的对比，或放牧木材农林系统(grazing-timber agroforestry systems)与多种放牧大型动物与单一放牧动物（如牛）的对比。在追求这一点的过程中，传统的知识体系和常见的管理方法为开发新的设计和可测试的假设提供了宝贵的灵感来源[27,28]。最后，为了协助不同的地方、国家和国际利益相关者进行决策和谈判，我们还需要在生态系统功能的评估和核算方面取得相当大的进展[29,30]。这里的挑战是找到方法来识别和监控尽可能具体的功能，与此同时不要轻视实力较弱的社会人士的观点，也不要将分析偏向于难以量化或把握的功能。

结束语

通过影响能量和物质在生态系统中流通的规模、速度和时间连续性，广义上的生物多样性影响着生态系统功能的提供。生态系统功能最显著的变化可能来自群落功能组成的改变，以及在同一营养级水平上当地物种而不是稀有物种的丧失。根据现有的证据，我们无法定义一个不会产生太大危害的生物多样性的损失程度，我们也仍然没有令人满意的研究模型来解释遇到的意外实验结果。

生物多样性丧失的驱动因素（富营养化、火灾、水土流失和洪水等）对生态系统过程和功能直接影响往往比生物多样性变化所介导的影响更为显著。然而，有令人信服的证据表明，生命的绵延会积极地缓冲地球生命维持系统的变化，而不是被动地应对全球环境的变化。它的退化正威胁着全人类的基本需要和抱负，尤其是社会最弱势阶层的基本需要和抱负。

致谢

我们感谢 W.Reid、H.A.Mooney、G.Orians 和 S.Lavorel 在撰写本文的过程中给予的鼓励、启发和评论，并感谢《千年生态系统评估现状和趋势》第 11 章的主要作者。

基金. 桑德拉·迪亚斯由 FONCyT、CONICET 和国家科尔多瓦大学资助。

利益竞争. 作者宣称不存在利益竞争。

参考文献

1. Baillie JEM, Hilton-Taylor C, Stuart SN (2004) IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. Gland (Switzerland): IUCN.
2. Mace G, Masundire H, Baillie J, Ricketts T, Brooks T, et al. (2005) Biodiversity. In: Hassan R, Scholes R, Ash N, editors. Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the Condition and Trends Working Group. Washington (D. C.): Island Press. pp. 77 - 122.
3. Diaz S, Tilman D, Fargione J, Chapin FI, Dirzo R, et al. (2005) Biodiversity regulation of ecosystem services. In: Hassan R, Scholes R, Ash N, editors. Ecosystems and human wellbeing: Current state and trends: Findings of the Condition and Trends Working Group. Washington (D. C.): Island Press. pp. 297 - 329.
4. Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. Washington (D. C.): World Resources Institute. 86 p.
5. Stokstad E (2005) Ecology: Taking the pulse of earth's life-support systems. Science 308: 41 - 43.
6. Kremen C (2005) Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? Ecol Lett 8: 468 - 479.
7. Kotiaho JS, Kaitala V, Komonen A, Paivinen J (2005) Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. Proc Natl Acad Sci U S A 102: 1963 - 1967.
8. McKinney M, Lockwood J (1999) Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. Trends Ecol Evol 14: 450 - 453.
9. Grime JP (2001) Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. Chichester (United Kingdom); New York: John Wiley & Sons. 417 p.
10. Eviner VT, Chapin FS (2003) Functional matrix: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. In: Futuyama DJ, editor. Annual review of ecology evolution and systematics, volume 34. Palo Alto (California): Annual Reviews. pp. 455 - 485.

11. Diaz S, Hodgson JG, Thompson K, Cabido M, Cornelissen JHC, et al. (2004) The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *J Veg Sci* 15: 295 – 304.
12. Garnier E, Cortez J, Billes G, Navas ML, Roumet C, et al. (2004) Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630 – 2637.
13. Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, et al. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecol Monogr* 75: 3 – 35.
14. Tilman D (1999) Diversity and production in European grasslands. *Science* 286: 1099 – 1100.
15. Phillips OL, Hall P, Gentry AH, Sawyer SA, Vasquez R (1994) Dynamics and species richness of tropical rain-forests. *Proc Natl Acad Sci U S A* 91: 2805 – 2809.
16. Elmqvist T, Folke C, Nystrom M, Peterson G, Bengtsson J, et al. (2003) Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 488 – 494.
17. Trenbath B (1999) Multispecies cropping systems in India: Predictions of their productivity, stability, resilience and ecological sustainability. *Agroforestry Systems* 45: 81 – 107.
18. Altieri M (2004) Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 35 – 42.
19. Estes JA, Tinker MT, Williams TM, Doak DF (1998) Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282: 473 – 476.
20. Maron JL, Estes JA, Croll DA, Danner EM, Elmendorf SC, et al. (2006) An introduced predator alters Aleutian Island plant communities by thwarting nutrient subsidies. *Ecol Monogr* 76: 3 – 24.
21. Mooney HA, Mack RN, McNeely J, Neville LE, Schei PJ, et al. (2005) *Invasive alien species: A new synthesis*. Washington (D. C.): Island Press. 368 p.
22. Walker B, Meyers JA (2004) Thresholds in ecological and social-ecological systems: A developing database. *Ecology and Society* 9. Available: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art3>. Accessed 23 June 2006.
23. Lambin EF, Geist HJ, Lepers E (2003) Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 205 – 241.
24. Naylor RL, Goldburg RJ, Primavera JH, Kautsky N, Beveridge MCM, et al. (2000) Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405: 1017 – 1024.
25. Danielsen F, Sorensen MK, Olwig MF, Selvam V, Parish F, et al. (2005) The Asian tsunami: A protective role for coastal vegetation. *Science* 310: 643.
26. Lavorel S, Garnier E (2002) Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Funct Ecol* 16: 545 – 556.
27. Diaz S, Symstad AJ, Chapin FS, Wardle DA, Huenneke LF (2003) Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends Ecol Evol* 18: 140 – 146.
28. Scherer-Lorenzen M, Potvin C, Koricheva J, Bornik Z, Hector A, et al. (2005) The design of experimental tree plantations for functional biodiversity research. In: Scherer-Lorenzen M, Korner C, Schulze ED, editors. *The functional significance of forest diversity*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 377 – 389.
29. DeFries R, Pagiola S, Adamowicz W, Resit Akcakaya H, Arcenas A, et al. (2005) Analytical approaches for assessing ecosystem conditions and human well-being. In: Hassan R, Scholes R, Ash N, editors. *Ecosystems and human well-being Current state and trends: Findings of the Condition and Trends Working Group*. Washington (D. C.): Island Press. pp. 37 – 71.
30. Boyd J, Banzhaf S (2006) What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Washington (D. C.): Resources for the Future.