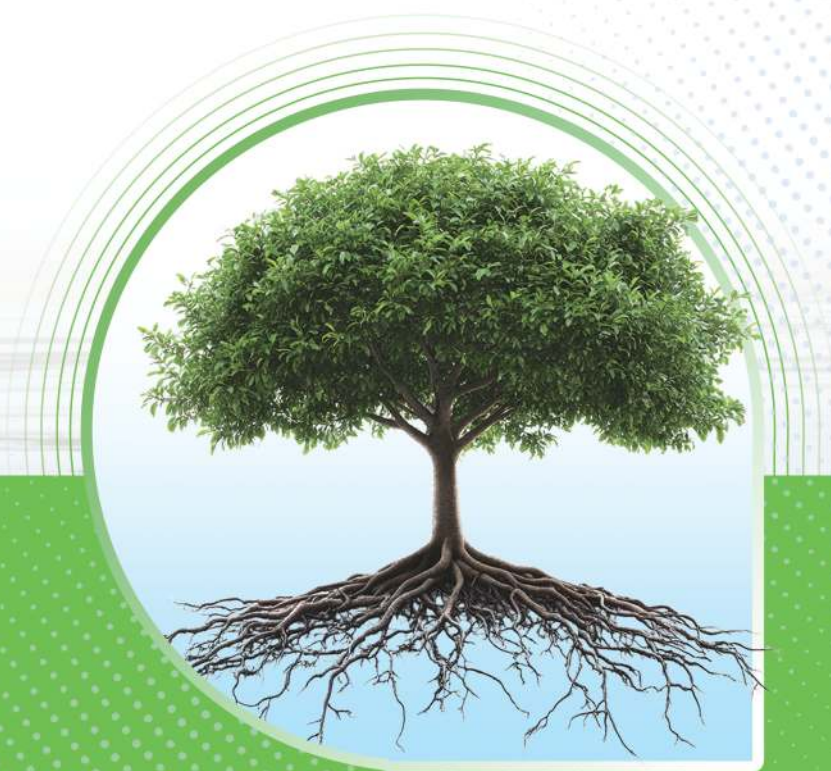


陆地生态系统 分类制图 与时空变化分析

刘亚群 ◎ 著



Science Footprint Press
Science Footprint Press (US)

陆地生态系统分类制图 与时空变化分析

刘亚群 著

Science Footprint Press
Science Footprint Press (US)

内 容 提 要

受自然和人为因素共同驱动,全球环境变化引起陆地生态系统结构和服务功能的深刻变化,造成生态系统退化、生态系统服务减少等负面影响。生态系统分类制图是理解生态系统时空动态过程和评估生态系统服务的基础,生态系统变化趋势及影响因素识别是整治生态系统退化和提升服务功能的关键环节,可为生态系统可持续管理提供决策支持。为此,本研究基于“类型-格局-过程-机理”的研究思路,从“全球-中国-青藏高原”三个尺度,开展生态系统分类制图、生态系统的分布及组分结构特征、生态系统的时空格局与生态状况变化过程、生态状况变化的影响因素 4 个方面研究。

书 名	陆地生态系统分类制图与时空变化分析		
作 者	刘亚群 著		
出 版 发 行	Science Footprint Press	Science Footprint Press (US) Inc	
	HO KING COMM CTR	1580 N Logan St Ste 660-30327 Denver,CO 80203	
	2-16 FAYUEN ST MONGKOK KLN		
	HONG KONG		
网 址	www.scifootprint.com		
邮 箱	book@scifootprint.com		
制 版 印 刷	香港商务印刷厂		
	HONG KONG COMMERCIAL PRINTING FACTORY		
版 次	2025 年 5 月香港第一版第一次印刷		
纸质版定价	人民币 140 元 港币 180 元		
电子版定价	开源免费		
国 际 书 号	ISBN 979-8-9992829-3-4		
DOI	https://dx.doi.org/10.48014/979-8-9992829-3-4		
规 格	16 开(185mm×260mm)154 面		
字 数	280 千字		
版 权 声 明	本书由作者授权 Science Footprint Press(SFP)独家出版发行,未经 SFP 书面许可,不得以任 何方式擅自复制、再造、出版、改编本书内容。电子版图书免费阅读。		

受自然和人为因素共同驱动,全球环境变化引起陆地生态系统结构和服务功能的深刻变化,造成生态系统退化、生态系统服务减少等负面影响。生态系统分类制图是理解生态系统时空动态过程和评估生态系统服务的基础,生态系统变化趋势及影响因素识别是整治生态系统退化和提升服务功能的关键环节,可为生态系统可持续管理提供决策支持。为此,本研究基于“类型-格局-过程-机理”的研究思路,从“全球-中国-青藏高原”三个尺度,开展生态系统分类制图、生态系统的分布及组分结构特征、生态系统的时空格局与生态状况变化过程、生态状况变化的影响因素 4 个方面研究。

首先,集成自然和人为因素多源数据,开展全球和中国生态系统分类制图,分析不同生态系统类型的空间分布、组分结构、空间转移及其时空变化特征。其次,以年均归一化植被指数(NDVI)或青草期平均盖度(FVC_{GP})为生态状况的衡量指标,利用 Mann-Kendall 检验和 Sen's slope 法,量化全球和中国生态系统 NDVI、青藏高原牧草地生态系统盖度的变化率和显著性,识别生态系统的变化趋势及其空间异质性和类型差异性。最后,基于偏相关分析和偏导函数相对贡献分解法,分析不同生态系统类型 NDVI 变化的气候和人类活动影响因素及相对贡献率,提出因地制宜、分类施策的生态系统管理建议。主要研究结论如下:

(1)本研究基于主导服务功能、人类干预强度和生态系统结构的差异,集成土地利用、气候、地形、植被、土壤、居民点分布、人口密度等海量数据,开展了 1990—2018 年全球 8km 和 1980s—2020 年中国 1km 每 5 年间隔的生态系统分类制图,包括城镇、耕种、农牧混合、农林混合、牧草地、林地、水域湿地、干旱荒漠、冰冻寒漠生态系统共 9 个一级类型和 25 个二级类型。分类制图结果体现了生态系统的综合性和主导性特征,刻画了混合生态系统的类型组合和过渡特征,加深了对宏观生态系统类型及格局的理解,为生态系统的服务功能评估和分类管理提供了基础支撑。

(2)基于分类制图结果,在全球尺度上分析了不同生态系统的时空变化及影响因素。1990—2018 年,全球城镇生态系统显著扩张 127.3%,耕种、农林混合生态系统分别增加 1.8%和 2.8%,其他类型均小幅减少。城镇扩张主要占用混合生态系统和林地生态系统。耕种生态系统新增和缩减并存,中亚干旱区的牧草地和水域湿地生态系统萎缩严重。1982—2015 年,全球 65.8%的生态系统 NDVI 增加,年平均 NDVI 增幅为 0.10%,说明生态状况整

体有所改善。仅 41.9% 的生态系统 NDVI 呈增加趋势,增幅为 0.35%/年;NDVI 减少趋势占比为 14.5%,降幅为 -0.34%/年。耕种和农林混合生态系统 NDVI 呈增加趋势的占比较高,城镇和干旱荒漠生态系统 NDVI 呈减少趋势的占比较高,林地生态系统 NDVI 呈减少趋势的面积最大。全球气候总体呈显著变暖和显著干化趋势,NDVI 变化与降水和气温变化均呈正相关。降水与 NDVI 的相关性随干旱程度增加呈先增后减趋势,在干燥指数为 5 左右达到最大。人类活动及其他因素对全球生态系统 NDVI 变化做出了 53.61% 贡献,其中对耕种和混合生态系统的贡献更高。

(3)在认识全球生态系统宏观格局基础上,分析了我国生态系统的时空变化及影响因素。1980s—2020 年,我国城镇生态系统面积扩大 2.1 倍,62.3% 来自耕种生态系统。耕种生态系统增加 2.4%,其中绿洲生态系统扩张 58.7%。农林混合、牧草地生态系统分别增加 1.1% 和 1.9%,其他类型小幅缩减。2000—2020 年,我国 92.1% 的区域 NDVI 增加,仅 7.9% 减少,年平均 NDVI 增长率为 0.74%/年,说明生态状况显著改善。73.9% 的生态系统 NDVI 呈增加趋势,仅 2.0% 呈减少趋势。受益于退耕还林还草等生态保护建设,农牧混合和农林混合生态系统 NDVI 呈增加趋势的比例最高,分别为 89.9% 和 88.8%,增幅分别为 1.26%/年和 0.85%/年。2000—2018 年,我国整体呈暖湿化变化,年降水和气温增加、干燥指数下降。平均 NDVI 与年降水和气温都呈正相关,其中半干旱地区受降水影响较高,而高海拔或水分充足地区受气温影响较大。人类活动对我国生态系统 NDVI 变化做出了 62.98% 的贡献,其中城市绿化、作物管理水平改善、生态保护等人类活动对城镇、耕种、混合生态系统的贡献超过 71%。

(4)在区域尺度,以我国重要生态屏障青藏高原为例,重点分析了牧草地生态系统这一主要类型的格局变化、生态状况变化趋势及影响因素。2000—2019 年,青藏高原牧草地生态系统的盖度呈东南向西北递减趋势,其面积占比由 50.5% 增至 55.6%,典型牧草生态系统的占比由 8.0% 持续增至 11.7%。2000—2019 年,青藏高原 79.32% 的牧草地生态系统 FVC_{GP} 增加,区域平均 FVC_{GP} 增幅为 0.65%/年。62.12% 的牧草地生态系统 FVC_{GP} 呈增加趋势,增幅为 1.24%/年,主要位于东北部祁连山和北部羌塘高原等自然保护区内。28.34% 的牧草地 FVC_{GP} 无明显趋势。剩余 9.54% 的 FVC_{GP} 呈减少趋势,以 -0.83%/年的速度下降,主要分布在道路和河流沿线以及湖泊周边地区,呈点状分布规律。 FVC_{GP} 呈减少趋势的牧草地中,仅 27.03% 识别为退化热点地区,其 FVC_{GP} 呈减少趋势的占比是区域平均水平的 2.8 倍,应给予重点关注。斑状牧草生态系统中 FVC_{GP} 呈减少趋势的占比(30.2%)远大于典型牧草(3.2%)和稀疏牧草生态系统(10.5%)。稀疏牧草生态系统在不同变化趋势下的变化率差异最大,说明其对气候变化和人类活动的响应更为敏感脆弱。降水增加和草地保护政策引起的放牧强度下降促使牧草地生态状况整体改善,但局部过牧仍造成点状分布的草地退化。

(5)在理解生态系统变化的影响因素及异质性的基础上,实施类型和区域差异化的生态系统管理措施,对恢复退化生态系统、提升生态系统服务和人类福祉至关重要。对于退化的热点区域和主要类型,应实行更严格的主动性管控措施。在生态系统持续向好地区,应减少人类干

扰、以被动恢复为主。基于自然的解决方案是生态系统可持续管理的重要途径。生态保护政策应该协调好生态系统恢复、居民生计与福祉、区域发展之间的关系。提高生态补偿、完善补贴制度、加强监督等措施,是保障生态保护措施的有效实行的关键。

作者
2025 年 3 月

前言

第 1 章	绪论	1
1.1	选题意义和科学问题	1
1.1.1	选题意义	1
1.1.2	科学问题	3
1.2	文献综述	4
1.2.1	生态系统分类体系研究进展	4
1.2.2	生态系统分类的指标和方法	9
1.2.3	生态系统变化趋势识别研究进展	11
1.2.4	基于 NDVI 的生态系统变化趋势识别	14
1.2.5	生态系统 NDVI 变化的影响因素	15
1.3	研究方案	16
1.3.1	研究目标	16
1.3.2	研究内容	17
1.3.3	技术路线	18
1.3.4	章节结构	18
第 2 章	研究区概况	20
2.1	全球概况	20
2.2	中国概况	22
2.3	青藏高原概况	24
第 3 章	全球和中国陆地生态系统分类制图	27
3.1	陆地生态系统二级分类方案	27
3.2	分类制图的数据与方法	30
3.2.1	数据源及预处理	31
3.2.2	聚类分析	34

3.2.3 类型识别与制图步骤	34
3.3 1990—2018 年全球陆地生态系统分类制图	35
3.4 1980s—2020 年中国陆地生态系统分类制图	40
3.5 陆地生态系统分类制图的特点及其对服务评估的支撑	49
3.6 小结	49

第 4 章 全球生态系统的时空格局与变化趋势 51

4.1 数据源与方法	51
4.1.1 数据源及预处理	51
4.1.2 分类后变化检测法	51
4.1.3 Mann-Kendall 检验和 Sen's slope 法	52
4.1.4 生态系统变化趋势划分	53
4.1.5 偏相关分析	53
4.1.6 相对贡献分解法	54
4.2 1990—2018 年全球生态系统的分布格局及时空变化	55
4.3 1982—2015 年全球生态系统 NDVI 变化趋势	60
4.3.1 全球生态系统的 NDVI 变化率	60
4.3.2 全球生态系统的变化趋势	64
4.4 全球生态系统 NDVI 变化的影响因素	68
4.4.1 全球气候变化特征	68
4.4.2 降水和气温对全球生态系统 NDVI 变化的影响	71
4.4.3 气候变化和人类活动对全球生态系统变化的相对贡献	79
4.5 小结	82

第 5 章 中国生态系统的时空格局与变化趋势 84

5.1 数据源与方法	84
5.1.1 数据源及预处理	84
5.1.2 时空变化分析	84
5.1.3 影响因素分析	85
5.2 1980s—2020 年中国生态系统的分布格局及时空变化	85
5.3 2000—2020 年中国生态系统 NDVI 变化趋势	90
5.3.1 中国生态系统的 NDVI 变化率	90
5.3.2 中国生态系统的变化趋势	95
5.4 中国生态系统 NDVI 变化的影响因素	99
5.4.1 中国气候变化特征	99
5.4.2 降水与气温对中国生态系统 NDVI 变化的影响	102
5.4.3 气候变化和人类活动对中国生态系统变化的相对贡献	105

5.5 小结	109
第 6 章 青藏高原牧草地生态系统的时空格局与变化趋势	111
6.1 数据源与方法	111
6.1.1 数据源及预处理	111
6.1.2 变化趋势及退化热点识别	112
6.1.3 变化趋势对比分析	113
6.1.4 影响因素分析	113
6.2 2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统的分布格局及时空变化	114
6.3 2000—2019 年青藏高原牧草地的青草期盖度变化与退化热点识别	115
6.3.1 青草期盖度 FVC_{GP} 变化的空间格局	115
6.3.2 牧草地生态系统 FVC_{GP} 变化趋势的空间格局	116
6.3.3 牧草地生态系统退化热点的空间格局	120
6.3.4 基于不同数据和指标的变化趋势对比	122
6.4 青藏高原牧草地盖度变化的影响因素	125
6.4.1 青藏高原气候变化特征	125
6.4.2 降水与气温对牧草地盖度变化的影响	126
6.4.3 放牧强度与人口密度对牧草地盖度变化的影响	127
6.5 小结	129
第 7 章 结论与展望	130
7.1 研究结论与创新性	130
7.1.1 研究结论	130
7.1.2 政策启示	133
7.1.3 创新性	134
7.2 研究不足与展望	134
参考文献	136

第 1 章

绪 论

1.1 选题意义和科学问题

1.1.1 选题意义

(1)生态系统分类制图是理解生态系统格局变化的重要基础,可为生态服务功能评估和生态系统分类管理提供科学支撑

由气候变化和人类活动引起的全球环境变化,深刻影响着陆地生态系统的动态过程(周广胜等,2004; Schroter et al.,2005; Fu et al.,2015; Tian et al.,2016; 杨玉盛,2017)。以全球变暖、降雨格局变化、干旱增加为主要特征的气候变化已导致草地退化、森林毁坏、土地质量下降、生物多样性减少等生态系统退化问题(Piao et al.,2010; 徐冠华等,2013; Runting et al.,2017)。气候变化对大多数(59%)生态系统服务有负面影响,而且未来将持续加剧(Runting et al.,2017)。为满足持续增加人口对生态系统的产品、服务和能源需求,人类将地表改造为建设用地、农田、牧草地等土地利用类型,并通过加大农药化肥投入、增加载畜量和砍伐力度等方式加剧土地利用强度,导致了草地和森林面积减少、生态系统服务下降、生物多样性减少、土地生产潜力下降、土壤污染等负面影响(MA,2005; Isbell et al.,2011)。目前人类主导的生态系统面积已超过自然生态系统,人类活动对陆地生态系统的负面影响在持续增大(Ellis and Ramankutty,2008)。为此,应针对不同生态系统类型的内在属性和服务功能定位,因地制宜地进行分类施策。生态系统分类制图是深刻理解陆地生态系统时空格局和评估生态系统服务的重要基础,对适应和减轻全球变化负面影响和实现可持续发展目标至关重要。

生态系统服务是人类从生态系统中直接或间接获取的各种惠益,主要包括供给服务、调节服务、支持服务和文化服务(Costanza et al.,1997; Daily and Matson,2008)。准确评估生态系统服务是维持和提升生态系统服务的基础,对保护生物多样性和促进可持续发展至关重要(Raudsepp-Hearne et al.,2010; Ouyang et al.,2016; 徐炜等,2016; 范玉龙等,2016)。然而,现阶段的生态系统服务评估主要是基于土地利用/覆被或植被类型来开展,这些视角的生态系统分类对人类活动干预强度、生态系统结构、生态系统服务发生条件等方面考虑不足,难以支撑生态系统服务准确评估。因此,急需开展耦合自然和人类活动因素的、面向生态系统服

务评估的生态系统分类识别与制图研究。

近年来,生态系统相关的科学目标、平台、计划和概念都有了许多新发展(Anderson et al., 2008; Larigauderie and Mooney, 2010; Griggs et al., 2013; Costanza, 2014; Diaz et al., 2018; Evers et al., 2018),加强了对人类活动、人类社会经济系统的考量,也对生态系统分类提出了耦合自然和人为因素的新要求(图 1.1)。此外,可持续发展目标(Sustainable Development Goals, SDGs)第 15 条“陆地生物”要求“保护、恢复和促进可持续利用陆地生态系统,可持续管理森林,防治荒漠化,制止和扭转土地退化,遏制生物多样性的丧失”。综合自然和人为因素的陆地生态系统分类研究是评估和提升生态系统服务的关键,可为陆地生态系统可持续管理提供基础数据支持。

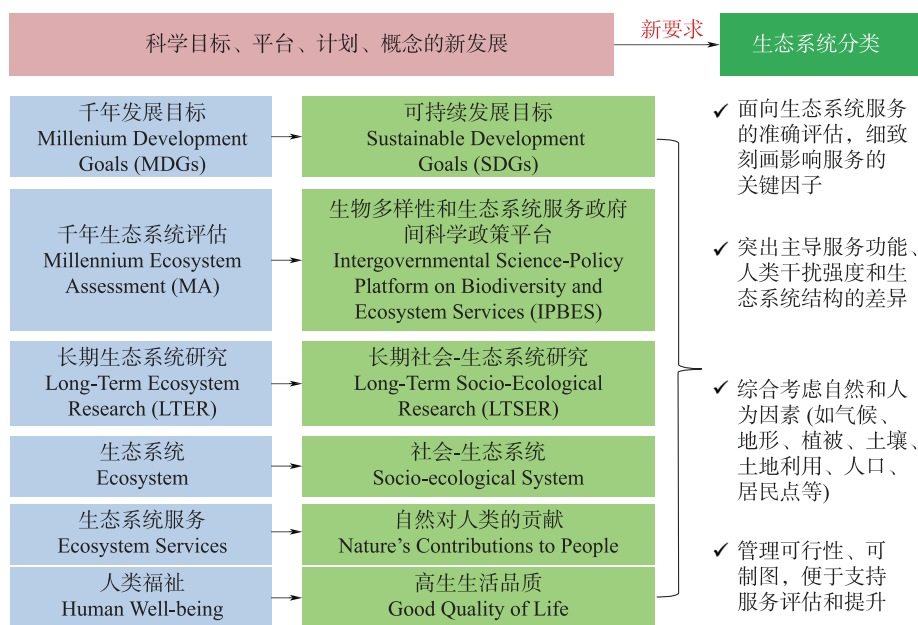


图 1.1 生态系统相关科学新发展与生态系统分类的新要求

Figure 1.1 New developments in ecosystem-related sciences and new requirements for ecosystem classification

(2)生态系统变化趋势及影响因素识别是整治和修复退化生态系统的关键,对提升生态系统服务功能和实现可持续发展目标至关重要

生态系统退化是可持续发展目标、生物多样性保护、联合国防治荒漠化公约等计划关注的重要议题,也对这些计划的有效实施提出了巨大挑战。退化生态系统主要表现为生产力持续下降,而生产力是大部分生态系统服务的重要支持(刘国华 等, 2000; MA, 2005)。生态系统退化往往会导致土壤侵蚀、土壤污染、营养物质流失、荒漠化、盐碱化、水资源短缺、生物循环瓦解、生物多样性下降等负面影响(罗明和龙花楼, 2005; Bai and Dent, 2009)。生态系统退化在生态脆弱地区或贫困地区的程度和负面影响往往更大,并制约了这些地区人民的发展和生计(Le et al., 2014)。因此,遏制和改善生态系统退化成为第 15 个可持续发展目标的关键,同时有助于实现消灭贫穷和饥饿、提升健康和福祉、促进公平等其他目标。

生态系统变化趋势受自然因素和人类活动的共同影响,这种复杂影响机制又呈现出生态系统类型和时空的异质性(刘国华等,2000;张颖等,2017;张博雅等,2018)。遏制生态系统退化需要类型和区域差异化的生态系统可持续管理策略的有力支撑。然而,以往的生态系统变化趋势研究通常未区分生态系统类型或基于土地利用/覆被类型来开展,对自然和人类活动的影响及其异质性的考虑不足。

生态系统退化问题受到了全球广泛关注,但全球尺度研究并不多,而且大多是基于土地退化的角度(程水英和李团胜,2004),对自然生态系统退化的关注不足。可有效表征生产力的NDVI、NPP、GPP等全球长时序数据产品,为全球生态系统变化趋势和影响因素识别研究提供了契机,大部分现有的区域和全球性研究也是基于此开展(Holm et al., 2003; Bai et al., 2008; Le et al., 2014)。因此,急需在生态系统分类的基础上,开展考虑类型和空间异质性的全球生态系统变化趋势和影响因素识别研究。

综上,生态系统相关全球性科学目标、平台和计划发展都对耦合自然和人为因子提出了新要求,但缺乏这方面的全球生态系统分类。综合自然和人为因素的陆地生态系统分类研究可加深对全球生态系统类型、格局和变化过程的理解,是准确评估生态系统服务的重要基础,可为因地制宜、分类施策的全球和区域生态系统可持续管理提供有力支撑。考虑类型和空间异质性的生态系统变化趋势识别研究,是遏制和改善生态系统退化的基础。遏制生态系统退化是提升生态系统服务的关键,同时可促进退化生态系统地区人民的生计改善和收入提升,对实现可持续发展目标至关重要。本研究通过综合这两个关键研究议题,可为实现第15个可持续发展目标提供有力支撑,在生态系统分类和变化趋势识别的科学理论和方法发展、全球和区域生态系统可持续管理实践方面都具有一定意义。

1.1.2 科学问题

在全球环境变化背景下,自然和人为因素共同驱动着陆地生态系统结构、格局和服务功能的深刻变化,也造成了生态系统服务减少、生态系统退化等负面影响。作为理解生态系统时空动态过程和评估服务功能的重要基础,生态系统分类研究大多仍基于土地利用/覆被视角开展,对生态系统结构、主导服务功能和人类干扰强度体现不足。生态系统变化趋势识别是整治生态系统退化和提升服务功能的关键环节,但由于缺少生态系统分类数据支撑,难以开展细致的类型和区域差异化分析。为此,本研究拟解答两个科学问题:

(1)如何集成自然和人为因素多源数据开展生态系统分类制图,为生态系统的服务评估和分类管理提供科学支撑?新分类体系下的生态系统类型、结构、格局及其时空变化具有什么特征?

(2)如何识别生态系统的生态状况变化趋势及其类型差异性和空间异质性?怎样空间可视化地量化不同生态系统类型变化趋势的影响机制,为因地制宜、分类施策的生态系统可持续管理提供决策支持?



1.2 文献综述

1.2.1 生态系统分类体系研究进展

(1) 生态系统及其分类的内涵

生态系统是一定时空内的生物体(生产者、消费者和分解者)及其环境(气候、土壤、水、地形、光照等),通过物质循环、能量流动和信息传递等相互作用,构成的生态功能单元(Tansley, 1935; Walter and Box, 1976)。它以多层次的结构和规模分布在地球表层,涉及基因、物种、种群、群落到景观多个层级和立地、本地、区域、国家到全球多个尺度(O'Neill, 1986; Haber, 1994)(图 1.2)。生态系统可分为陆地、淡水和海洋三大领域(Walter and Box, 1976),本文研究的是陆地生态系统。

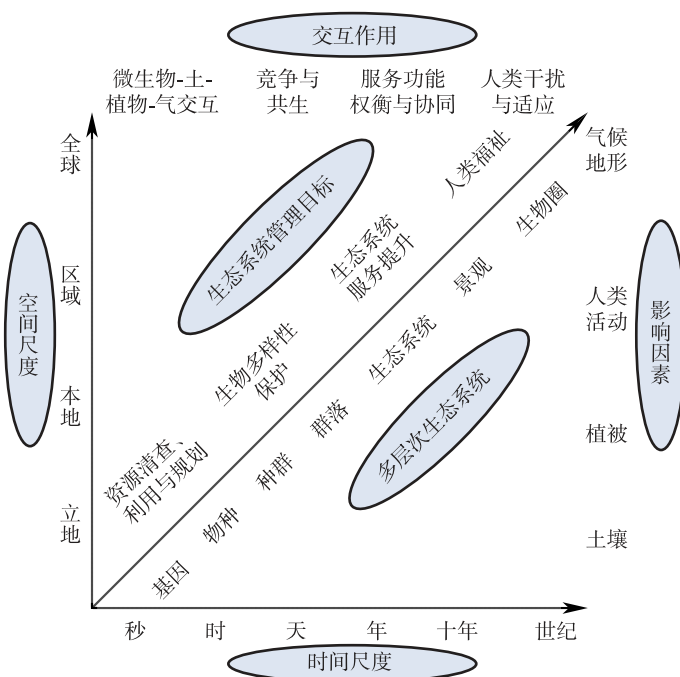


图 1.2 生态系统的层级结构和时空尺度

Figure 1.2 Hierarchical structure and spatiotemporal scale of ecosystem

生态系统中生物性和非生物性组分不同配比及分布,构成差异性的生态系统结构,通过组分间的相互作用及结构演变过程(即生态过程),产生时空异质的生态功能和服务,这一系列动态开放过程发生在不同时空尺度上。作为多层次的复杂系统,很难直接在宏观尺度上准确描述生态系统的动态性(Allen and Starr, 1982)。生态系统为人类提供赖以生存的产品和服务,同时其结构和服务功能也在自然和人为因素共同影响下发生着深刻变化(傅伯杰和张立

伟,2014),由此引发的负面生态环境问题,亟须有效的管理策略和管控措施。鉴于生态系统的结构和功能、生态系统对全球变化的响应机制、人类活动对生态系统的影响和作用机制、生态系统管理措施的效应都具有显著的类型和空间差异。因此,需要对生态系统进行科学分类和识别,全面认识生态系统变化过程及区域差异,为制定因地制宜、分类实施的生态系统可持续管理对策提供决策支持。

生态系统分类(ecosystem classification)是根据其生物群落和环境要素的差异,将陆地表层划分为具有一定结构和功能同质性的单元,不同类型的内部特征具有相对一致性,同时保持不同类型间的差异性。部分研究将生态系统分类称为生态的系统分类(ecological system classification)、生态的分类(ecological classification)、生态土地分类(ecological land classification)等。生态系统分类是概况和理解生态系统的有效方法和工具,是陆表资源清查、生物多样性保护、生态系统服务评估和制图(Burkhard et al., 2012)、生态功能区划(Bailey, 2014; Liu et al., 2018)、陆表过程模拟(Tian et al., 2010)的重要基础,可为生态系统的调查、管理、保护和恢复提供重要决策支撑(Sayre et al., 2014)。

(2) 生态系统分类的主要体系

生态系统是一个复杂、开放、动态的多层次系统,因此大多数区域或全球生态系统分类均采用多级分类系统。多级生态系统分类可帮助减少生态系统的复杂性,并更好地满足多级决策者的不同管理需求,使生态系统管理更具操作性和实际意义。不同分类体系采用的指标有所差异,但一般认为宏观尺度的生态系统类型主要受气候因子控制,次级尺度上主要受地形、植被、土壤、地质、人类活动等因子的影响。针对资源调查、利用与管理、土地开发与规划、生物多样性和栖息地保护、生态过程模拟、生态系统服务评估、生态功能区划等不同生态系统管理目标,基于不同研究视角,可在广义上将生态系统分类划分为生物气候分类、生物地理气候生态系统分类(MacKenzie and Meidinger, 2018)、生态土地分类(又称为生物物理土地分类)(Sayre et al., 2014)、土地利用/覆被分类、植被分类(Sayre et al., 2014)、气候-植被分类(Zhou and Wang, 2000)、景观分类等(表 1.1)。

1) 生物气候分类

生物气候分类(Bioclimatic Classification)主要关注气候和生物气候因子对自然植被和生态系统分布的影响,广泛应用于区域和全球生态系统、植被和气候分类。早期研究主要是从气候分区、植被气候分带等视角对生态系统进行分级与分类,著名的应用包括柯本气候分类(Köppen climate classification)(Kottek et al., 2006)、霍尔德里奇生命地带(Holdridge life zones)(Holdridge, 1967)等。后期研究一般是基于气候和生物气候因子构建多层次生态系统或植被分类系统(Le Houérou, 2009),其中应用较多的是由 Rivas-Martínez 等构建的全球生物气候分类系统(Worldwide Bioclimatic Classification System, www.globalbioclimatics.org)(Rivas-Martínez et al., 2002),广泛应用于国家尺度和全球尺度生态系统分类实践(Pesaresi et al., 2014)。



表 1.1 不同视角的生态系统分类体系

Table 1.1 Ecosystem classification systems from different perspectives

分类视角	特征	代表性研究
生物气候分类	主要关注植被和生物气候因子的相互作用,广泛应用于全球和区域生态系统分类、植被和气候分类	全球生物气候分类系统(Rivas-Martínez et al., 2002);柯本气候分类(Kottek et al., 2006);霍尔德里奇生命地带(Holdridge, 1967)
生物地理气候生态系统分类	考虑植被与气候关系的同时,纳入地形、土壤等地理要素,在全球和区域生态系统分类、植被分类、生态区划等方面均有应用	最初提出(Krajina, 1965);British Columbia 分类(Klinka et al., 1987; MacKinnon and Klinka, 1992; Maxwell et al., 1996);全球分省生物群落(Dasmann, 1972);全球生态系统分类(Walter and Box, 1976);全球生态分区(Olson et al., 2001; Bailey, 2014);植被分类(MacKenzie and Meidinger, 2018)
生态(生物物理)土地分类	综合气候、植被、地形、岩性、土壤等要素,同时考虑地表覆盖类型	最初提出(Wiken and Ironside, 1977);森林分类(Ozkan et al., 2013; Grondin et al., 2014);全球生态土地分类(Sayre et al., 2014);中国生态系统分类(欧阳志云等, 2015)
植被(气候-植被)分类	考虑植被与环境因子(气候、土壤、地形等)的相互作用,在植被性状、物种、种群、群落等多个层次都有分类应用,开展植被或气候分类	Braun-Blanquet 植被分类;全球植被分类(Matthews, 1983; Ramankutty and Foley, 1999; Sampaio, 2008);多级植被分类(Nemani and Running, 1996);EcoVeg 分类(Faber-Langendoen et al., 2014);全球气候-植被分类(Zhou and Wang, 2000)
土地利用/覆被分类	主要考虑地表覆被和利用类型,部分研究综合了植被和环境的关系,多基于 RS 数据开展	USGS 分类(Anderson et al., 1976);IGBP 分类(Belward, 1996);FAO-LCCS 分类, 1996;中国 1:100 万土地利用图(吴传钧, 1990);1990s 中科院分类(刘纪远等, 2018)
其他分类	主要从资源调查和管理,物种及其栖息地保护,生物多样性保护等角度开展	包括景观分类、植被物种分类、栖息地分类等(Colgan et al., 2012)

2)生物地理气候生态系统分类

生物地理气候生态系统分类(Biogeoclimatic Ecosystem Classification)对生物气候理论有所发展,它综合考虑了气候、地形、土壤等地理要素对生态系统分布的影响。该分类体系由 Krajina 及其学生们在 1960s—1970s 期间提出(Krajina, 1965),最初应用于加拿大不列颠哥伦比亚省(British Columbia)的生态系统分类和生态区划实践(Pojar et al., 1987),后期建立了长期的生物地理气候生态系统分类研究计划(BECWeb, [www. for. gov. bc. ca/hre/becweb](http://www.for.gov.bc.ca/hre/becweb))。该分类系统是一种经典的多层次分类系统,较为全面地考虑了自然因素与生态系统分布的关系,因此在区域和全球尺度的生态系统分类、植被分类、生态区划研究中得到了广泛应用(Dasmann, 1972; Walter and Box, 1976; Mackinnon et al., 1992; Olson et al., 2001; Haeussler, 2011; Bailey, 2014; MacKenzie and Meidinger, 2018)。但是大部分基于该系统的生态系统分类实践识别都只识别了生态系统潜在分布,尤其是在全球尺度;只有一些基于实地调查或遥感

的区域实践中识别了生态系统实际分布。

3) 生态(生物物理)土地分类

生态土地分类(Ecological land classification)又称为生物物理土地分类(Biophysical land classification),最早由加拿大生态土地分类委员会(Canada Committee on Ecological Land Classification)提出(Wiken and Ironside, 1977),它将生态系统划分为 5 个具有不同主控因子的层级,分别为土地域 land region(主控因子为气候)、土地县 land district(地貌、地质和地形)、土地系统 land system(地貌、土壤、植被时序和水体边界)、土地类型 land type(土壤和植被组合)、土地相 land phase(现有植被)。后期的实际生态土地分类应用通常会根据管理目标和理论发展,对分类层级及主导因素进行调整完善(West et al., 2005; Pokharel et al., 2012; Ozkan et al., 2013; Grondin et al., 2014),并逐渐综合了基于遥感的土地利用/覆被、人类活动等数据。例如 Sayre 等(2014)根据生物气候、地形、岩性和土地覆被因子将全球生态系统划分为 4 个层级共 3923 个生态土地单元。在国内,20 世纪末,陈利顶和傅伯杰(1996)综合岩性、地形地貌、土壤、植被、气候和人类活动等因素,将无定河流域划分为 3 个一级、37 个二级土地生态系统类型。欧阳志云等(2015)基于多源遥感数据,综合气候、地形等要素,构建了包括 9 个一级、21 个二级和 46 个三级类的全国生态系统分类方案。

4) 土地利用/覆被分类

土地利用/覆被分类(Land use/cover classification)是理解全球和区域生态系统分布格局、分析人类活动和全球环境变化影响、评估生态系统服务的重要基础(傅伯杰和张立伟, 2014; Song and Deng, 2017)。1995 年国际地圈与生物圈计划(IGBP)和全球环境变化人为计划(IHDP)联合提出的土地利用/土地覆盖变化(LUCC)、2005 年发布的全球土地计划(Global Land Project, GLP)和 2012 年发起的未来地球(Future Earth)计划,都将土地利用/覆被分类作为核心研究内容(李秀彬, 1996; 刘彦随和陈百明, 2002; 刘纪远 等, 2018)。在全球尺度,目前已发展形成包括 1976 年 USGS 系统(9 个一级 37 个二级类)、1985 年 CORINE 系统(5 个一级 15 个二级 44 个三级类)、1991 年 IGBP 系统(17 类)、1992 年 UMD 系统(14 类)、1996 年的 FAO LCCS 系统(8 个主要类)、2010 年欧空局 CCI 系统(22 类)等分类系统(张景华 等, 2011; 欧阳志云 等, 2015; Grekousis et al., 2015)(表 1.2)。基于这些分类体系和快速发展的遥感、地理信息技术,生产了大量全球土地利用/覆被分类数据集,包括 CORINE Land Cover、IGBP DISCover、GLC 2000、GlobCover、GLCNMO、CCI-LC、GLC250m_CN、GlobeLand30、FROM-GLC、GLC-FCS30 等(陈军 等, 2014; Grekousis et al., 2015; Yang et al., 2017; Gong et al., 2019; Zhang et al., 2020),产品分辨率从 1km 逐渐提升到 30m 和 10m。在我国,也构建了多种土地利用/覆被分类方案,包括 1984 年土地调查分类系统(8 个一级 46 个二级)、1980s 中国 1:100 万土地资源图和 1:100 万土地利用图(10 个一级 42 个二级 35 个三级类)、1990s 中国科学院地理科学与资源研究所土地利用分类(6 个一级 25 个二级类)、2004 年 1:100 万地表覆被分类系统(7 个一级 36 个二级 50 个三级类)、2017 年土地利用现状分类标准(12 个一级 73 个二级类)、2017 年 1:100 万土地覆被分类(48 类)等(石玉林, 1990; 吴传钧, 1990; 程维明 等, 2004; 宫攀 等, 2006; 张景华 等, 2011; 欧阳志云 等, 2015; 吴炳方, 2017;



刘纪远 等,2018),积累了丰富的图件和数据。目前许多生态系统服务评估模型和方法(例如 InVest 模型、价值当量法、CASA 模型等)常以土地利用/覆被类型作为关键输入(生态系统类型的近似)来量化主要服务功能(谢高地 等,2015; Song and Deng,2017; Lang and Song,2019)。

表 1.2 不同土地利用/覆被分类系统的特征

Table 1.2 Characteristics of different land use/cover classification systems

分类系统	时间	类别数	特点	相关全球/区域数据集
USGS LULC 分类系统	1976	9 一级 35 二级, 共 4 级	前两级适用于全国或全州研究(卫星遥感),后两级适用于州内、县域研究(航空遥感)	基于 AVHRR 数据建立的全球 1km 分辨率 LUC 数据集
CORINE 分 类系统	1985	5 一级 15 二级 44 三级	未给出详细的类别说明,未识别混合自然植被	CORINE CLC (1990、2000、2006、2012)
中国 1 : 100 万土地 利用图	1990	10 一级 42 二级 35 三级类	基于大量实地调查与影像资料获得	中国 1 : 100 万土地利用图
中科院分类系统	1990s	6 一级 25 二级	基于 Landsat 和 HJ-1 数据的光谱、空间和时间特征差异,目视解译	中国 1 : 10 万(30m)比例尺土地 利用现状数据库(1990s—2020)
IGBP 分类系统	1991	17 类	基于 AVHRR 遥感数据的非监督分类和分类后校正	IGBP DISCover; MODIS Land Cover(2001—)
UMd 分类系统	1992	14 类	基于 AVHRR 数据 5 个波段计算的 41 个指数	UMD(1992—1993)
FAO LCCS 分类系统	1996	8 个主要类型, 次级类型依需 扩展	综合气候、植被、土壤、岩性、地形、 高程等因素,适用于不同尺度的 分类	GLC 2000; GlobCover (2005、 2009); GLCNMO(2003、2008); MODIS Land Cover(2001—)
欧 空 局 CCI-LC 系统	2010	22 类	基于 AVHRR、SPOT-Vegetation、PROBA-V 等多源数据生产	CCI-LC (1993—2018); GLC-FCS30(2010—2020)
其他分类系统			主要考虑地表覆被类型	GlobeLand30 (2000、2010、10 类); GLC250 m _ CN (2001、 2010、11 类); FROM-GLC (2010、2020、9 类)

5)植被分类和气候-植被分类

植被是生态环境变化的指示器和微生物-土壤-植物-大气交互界面的关键组分,也是影响生态系统分布的关键因素。植被类型变化受全球环境变化影响的同时也反馈环境;植被分布受气候、土壤条件的控制,植被类型演变过程又影响着微气候条件和土壤理化性质。因此,植被分类研究对理解生态系统格局变化及其与环境的关系至关重要。早期的植被分类主要是考虑植被与气候、地形、土壤等自然环境因子,其中大部分研究是潜在植被分类,即根据植被与环

境因子的经验关系或规律来确定类型的空间分布(Lapola et al., 2008);虽然这类研究对实际生态系统格局的认识有限,但对模拟未来植被类型分布具有借鉴,尤其是根据未来气候情景模拟地表植被分布(Zhou and Wang, 2000)。气候-植被分类在早期植被分类中应用较多,包括两个方面,即根据气候因子开展植被分类或气候分类(分区)时考虑植被的影响(Rubel et al., 2017)。由于遥感数据源和方法多样,目前基于遥感的植被类型识别已成为最主要的植被分类手段,可快速准确获取植被类型的实际分布(Krishnaswamy et al., 2004; Johansen et al., 2007; Colgan et al., 2012; Roy et al., 2015; Zhang et al., 2016),但通常过度依赖遥感数据的空间、光谱和时序特征,而对植被与环境因子相互关系的关注不足。

综上所述,多视角的生态系统和制图研究对理解生态系统的空间分布提供了重要基础,可有效支撑资源调查、利用和管理,以及物种、栖息地和生物多样性保护等生态系统管理实践,但对生态系统的服务功能、人类活动干预程度和生态系统结构体现不够。早期的生态系统分类比较注重生态系统内部生物和非生物性成分的相互作用,但由于数据获取手段有限,获取的大多是生态系统潜在分布。目前应用较多的生态系统分类主要侧重 LUC 角度,生态系统服务评估也基于此开展。LUC 分类强调 RS 应用,注重地物的影像特征差异,但通常忽略了气候、地形、高程、土壤等因素对生态系统类型分布的影响,忽视不同生态系统发生发展的条件和产生服务的机制,难以满足准确评估生态系统服务的需求(龙花楼等, 2015)。而且, LUC 分类(尤其在大空间尺度研究)对交错带、地形复杂、地块破碎地区生态系统混合现象关注较少。此外,目前的生态系统分类通常都忽视了人类活动对生态系统动态的重要影响(Ellis and Ramanakutty, 2008),缺乏集成自然和人为因素的生态系统分类系统,对更准确评估生态系统服务和更好管理生态系统的支撑不足。

以往有研究根据人类干预强度,将生态系统划分为人工生态系统、半自然(或半人工)生态系统和自然生态系统三大类(Levin, 2013)。其中人工生态系统是指经过人类活动改造后形成的生态系统;半自然(或半人工)生态系统是指受人类活动干预,但仍保持一定自然状态的生态系统;自然生态系统是指几乎不受人类活动干扰,基本保持自然状态的生态系统。这种分类在宏观上体现了人类活动差异,但未能在在此基础上形成详尽、系统的分类体系,不能更细致体现人类干预强度的强弱,没有突出生态系统结构和服务功能的差异。因此,应根据人类干预强度、生态系统结构与主导服务功能等多方面差异,构建综合人类活动和自然因素的生态系统分类体系,为全面理解生态系统的类型、结构、格局、变化过程和影响机制提供重要基础。

1.2.2 生态系统分类的指标和方法

(1) 生态系统分类指标

在不同视角的生态系统分类中,关键指标的选择往往视管理目标而定(Bailey, 1985, 1987)。通常认为宏观尺度上生态系统类型的首控因子是宏观气候条件(如气候区),次级尺度上的主控因子是微气候和地形,微观尺度上的主控因子是植被和土壤(Boyle et al., 2014; Haq et al., 2017)。气候条件通过控制生物体生存必需水、太阳能等来影响生态系统的宏观格



局,土壤和植被的形成首先受气候影响。地形条件通过对气候因素的再分配来影响生态系统类型分布。植被是决定生态系统类型的首要生物因子,以植被为核心的食物链(网)和生态过程又影响着其他生物体的分布,同时植被对微气候和土壤条件有反馈作用。土壤属性对植被和其他生物体的生态过程有重要影响,但它在宏观时空尺度的变化过程较缓慢,一般只在小尺度分类中加以考虑。

最早开展的全球陆地生态系统(或生物地理圈 biogeosphere)分类认为第一层地带生物群系(zonobiome)类型受气候区控制,第二层的子地带生物群落(subzonobiomes)受气候区内部差异的控制,最基本层的生物群落(biomes)受土壤和植被类型控制(Walter and Box,1976)。其他早期的全球和区域生态系统分类实践在此基础上扩张或缩减了分类的层次和指标,但基本保持了多层次指标结构。大多数早期的生态系统分类只针对自然生态系统,未考虑人类活动干预。

基于遥感的土地利用/覆被(LUC)分类往往弱化了对生态系统类型与自然因素的相互关系的考虑(Jensen and Azofeifa,2006; 龙花楼 等,2015),而是注重从遥感影像特征指标来识别地表的覆被或利用类型。用于分类的影像特征指标主要包括光谱、空间纹理和时序变化三个方面。光谱特征指标有基于光谱计算得到的各类光谱指数(如 NDVI、EVI、NDBI、NDWI、SAVI 等)(郭锐,2003),以及基于光谱变换得到的光谱特征(如穗帽变换的亮度/绿度/湿度、主成分分析的各成分、最小噪声分离变换的各成分等)。空间纹理特征主要是基于傅里叶变换、小波变换、高通/低通高斯滤波等空间锐化得到。时序变化特征一般是结合着光谱特征来辅助识别 LUC 类型,一般是选取关键时期的光谱指数作为分类指标(如物候关键期的 NDVI、EVI 等)。

虽然在一些 LUC 分类系统中体现了植被覆盖度(用来区分草地/荒漠)、植被高度(区分林地/灌木)、植被类型(区分木本/草本、阔叶/针叶、常绿/落叶)等生态参数指标,然而在大部分区域和全球实践中未能实质性地描述如何量化这些指标和设定阈值。而且 LUC 分类实践往往是基于训练样本的机器自动分类,样本选择过程很难完全体现以上这些指标及其类型划分阈值。LUC 分类中的少量土地利用类型(如建设用地、灌溉农田、雨养农田)可视为对人类活动的定性描述,但很少对人类干预程度有定量界定。

(2) 生态系统分类方法

生态系统分类研究多采用多层次的分类体系,因此其分类一般采用自上而下(即先划分高级类型,再依次逐级划分)或自下而上(即先划分所有低级类型,再逐级向上组合成高级类型)或两者结合的思想。早期的生态系统分类对方法没有明确界定,整体上是先遴选出不同层级的主控因素,再通过各因素图层的叠加分析和阈值法来划分生态系统类型。

基于遥感的 LUC 分类有多种分类方法,大体可分为目视解译和机器分类。目视解译一般是根据事先建立的目视解译标志,通过人机交互方式对影像进行类型划分,这种方法的分类精度依赖于解译标志的科学性,通常精度会优于一般的机器分类方法,但在小区域高分辨率影像分类中机器学习和深度学习算法明显优于目视解译,而且此方法较耗时耗力、主观性强。

机器分类有非监督和监督分类两种。非监督分类是不借助分类样本,直接根据遥感影像特征划分为多种子类,再对进行机器或人工聚类将子类合并为目标分类类型,分类方法有 Iso-Data 聚类、K-means 聚类、主成分分析等;此类方法简便易行,但分类精度通常较之监督分类更低,而且难以获取实际需要类型。监督分类一般是根据训练样本(如基于影像的样本、基于实例的样本)的光谱、空间、时相等影像特征,或直接利用先验知识(如成熟的分类规则)对影像进行类型划分。受限于分类方法和处理效率,早期的监督分类常基于特征降维的思想来开展,即基于统计甚至主观选用少量代表性特征进行分类,这样难免会降低分类精度。随着遥感数据和处理技术的发展,监督分类算法也由传统分类方法(最大似然法、最小距离法等)向机器学习(自动决策树、随机森林、支持向量机、迁移学习等)、深度学习(卷积神经网络、递归神经网络、生成对抗神经网络等)发展(王一达等,2006;李海雷等,2018);分类时更注重多维特征集成和优化选择,各种有效的可分性指标、分类器和特征优选算法也因此被不断开发和应用。

此外,由于自然环境因子和植被参数存在显著空间异质性,为了减低样本的区域差异性、增强样本的代表性,分幅或分区分类法在大尺度 LUC 分类中得到了广泛应用(陈军等,2014)。分幅或分区策略直接影响着分类的精度和效率,理论上基于越精细的分幅或分区得到的分类精度越高,但也更加耗时耗力、可操作性越低,因此需要在精度和效率方面进行权衡。

1.2.3 生态系统变化趋势识别研究进展

(1) 生态系统变化趋势和退化的内涵

生态系统变化趋势是指某一时段内生态系统的生态状况变好或变坏的过程,可基于某一或多个表征指标的时序变化分析进行类型划分,一般将指标值持续显著增加或持续显著减少作为生态状况变好或变坏的划分标准,而变化不显著或变化幅度较小的通过认为是基本不变。生态系统退化是指在自然因素和人类活动的共同影响下,生态系统的生物或经济生产力持续下降,导致其供给难以稳定维持生物体的生存和发展需求(MA,2005;Le et al.,2014)。生态系统退化主要包括生态系统服务下降、生物多样性降低、植被覆盖度和生产力减少、土地质量下降、土地荒漠化、沙漠化、石漠化、盐碱化等方面(刘国华等,2000;徐海量等,2003;Bai and Dent,2009)。然而,在实际研究中,由于数据的可获取性,难以非常全面地考虑生态状况变化趋势相关指标,尤其是大尺度长时序研究;大多研究是基于某个视角选取表征指标,开展生态系统变化趋势识别研究。

(2) 生态系统变化趋势识别的指标和方法

基于不同视角,国内外学者主要从植被、土地质量、生态系统服务、生物多样性等视角开展生态系统变化趋势识别研究。

1) 植被视角

植被是生态系统最主要的生产者,是生态系统物质和能量交换的重要基础,影响着全球气候变化、水循环、碳循环、能量循环等地球生物化学过程。植被生长受自然和人为因素的共同驱动,同时也对二者进行反馈。植被生长状况直接影响生态系统的稳定性和恢复力,其改变在



很大程度上表征了生态系统质量的变化。因此,大部分的生态系统变化趋势识别研究是基于植被视角开展的。常用指标包括植被指数、植被生产力、叶面积指数、植被覆盖度等,主要方法是基于各指标的时序变化划定关键阈值来识别变化趋势(Bai and Dent, 2009; Yengoh et al., 2015; Mariano et al., 2018)。在特定的时段和地区,识别指标呈一定程度持续下降的生态系统通常被认为呈退化趋势。

植被指数通常是基于遥感影像的波段计算得到,能简单有效地表征大时空尺度的植被生长状况和分布。随着遥感技术的飞速发展,国内外学者已开发了归一化植被指数 NDVI、差值植被指数 DVI、比值植被指数 RVI、垂直植被指数 PVI、土壤调整植被指数 SAVI、增强型植被指数 EVI 等数十种常用植被指数,广泛应用于植被生长状况动态监测、植被或土地利用/覆被分类、全球变化、陆表过程模拟等领域(田庆久和闵祥军, 1998; 王正兴等, 2003; 郭锐, 2003)。其中, NDVI 被认为是生态系统生态状况变化的最佳指示器之一,在大尺度生态系统变化研究中应用最为广泛。NDVI 是植被生产力、植被覆盖度、叶面积指数等多种植被参数计算的重要基础,许多研究证实这些植被参数与 NDVI 存在较明显的线性关系。同时 NDVI 与气候、地形、土壤等环境因子和耕垦、放牧、伐林、退耕还林等人类活动存在密切的响应和反馈机制。此外,基于遥感的 GIMMS-NDVI3g、SPOT-VEGETATION、MODIS MOD13/MYD13 等多种 NDVI 产品为大时空尺度生态系统变化研究提供了便捷有效的数据源。因此, NDVI 已成为基于植被视角的生态系统变化趋势识别研究中采用最多的指标(Bai and Dent, 2009; Le et al., 2014; Horacio Easdale et al., 2018)。

植被生产力通过光合作用固定有机碳,为生态系统提供物质和能量。植被生产力是一种重要的生态系统供给服务,在大多数情况下与生物多样性呈非线性的正相关。因此,植被生产力可有效表征生态系统的生态状况变化,植被生产力持续减少地区的生态系统通常被认为呈退化趋势(许端阳等, 2011; Li et al., 2015)。衡量植被生产力的指标包括总初级生产力(Gross primary productivity, GPP)、净初级生产力(Net primary productivity, NPP)、地上净初级生产力(Above-ground net primary productivity, ANPP)等,其估算方法主要有地面观测和模型模拟。实地取样、定点连续观测、FLUXNET 等地面观测手段可准确获取本地植被生产力及环境因子数据,是微观机理研究、宏观模型构建和模型模拟结果检验的重要基础,但难以反映大尺度的空间特征。因此, Miami、Thornthwaite Memorial、Chikugo 等气候统计模型(Lieth, 1972; Uchijima and Seino, 1985; Cramer et al., 1999; Becker-Reshef et al., 2010), CENTURY、TEM、BEPS、InTEC、CARAIB、DLEM、ORCHIDEE 等生物过程模型(Parton et al., 1993; Warnant et al., 1994; Liu et al., 1997; McGuire et al., 1997; Tian et al., 2010; Piao et al., 2012), CASA、C-Fix、GLO-PEM、SDBM、TURC 等光能利用率模型(Ruimy et al., 1994; Xiao et al., 2004; Zhu et al., 2006; Nayak et al., 2010; Potter et al., 2012)常用于估算大尺度长时序的植被生产力。气候统计模型基于气温、降水等气候因子与生产力的经验回归关系估算其时空分布,虽简便易行,但在大时空尺度的适应性较差,导致估算准确性不高。生物过程模型基于生物质积累的过程和机理估算生产力,但多种模型关注的参数不一样导致

模拟结果可比性较差,而且空间化的过程参数难以获取、不确定性高,增加了模型在大时空尺度开展的难度。光能利用率模型基于遥感数据反演有效辐射、光能利用率等关键因子来估算生产力,同时考虑了植被光合作用和叶片、根、土壤呼吸作用等关键生理过程以及光能利用率与环境因子的关系,有效提升了区域和全球尺度生产力估算的精度;加之遥感数据的易获取性、高时效性和客观性,光能利用率模型已成为大时空尺度植被生产力估算的主要手段。

叶面积指数是植被叶片面积和与植被占地面积之比,可表征植被的冠层结构和光能利用状况。植被覆盖度是单位面积内的植被覆盖占比,可有效表征植被的分布密度。叶面积指数或植被覆盖度的变化都在一定程度反映了生态系统质量变化,二者通常结合着蒸散发(ET、PET)、气温、降水、干燥指数(SPEI、PDSI、scPDSI、SPI)、湿润指数(HI、THI、HHI)等自然条件指标来识别生态系统的变化趋势(Mariano et al., 2018)。小尺度的叶面积指数或植被覆盖度常基于地面调查来测算,大尺度研究通常基于 NDVI 来估算。

2) 土地质量视角

土地质量是土地物理、化学、生物、经济等属性的综合,其变化直接影响土地生产力、经济产出和生产潜力,可有效表征生态系统的生态状况。土地质量视角的生态系统退化又被称为土地退化,包括生产力下降、荒漠化、沙漠化、盐碱化、石漠化、土地污染等方面。早期的土地退化识别理论主要包括全球人为作用下的土壤退化(Global Assessment of Human-induced Soil Degradation, GLASOD)、南亚及东南亚人为作用下土壤退化评价(the assessment of the status of human-induced soil degradation in South and South-East Asia, ASSOD)和俄罗斯科学院提出的评价方法(RUSSIA)这三种(程水英和李团胜, 2004; 罗明和龙花楼, 2005)。目前识别土地退化的方法主要包括遥感分类和指标评价法两方面。在遥感分类方面,通常是基于多光谱和高光谱影像的光谱、空间纹理和时序变化特征,采用面向对象法、支持向量机、随机森林等监督或非监督分类方法,直接识别石漠化、沙漠化、盐碱化等退化土地类型(王焕炯等, 2010; 冯双双等, 2016; 靳瑰丽等, 2017; 安如等, 2018)。指标评价通常综合了与土地质量相关的植被生产力、土壤有机质、水热条件、地形等多项指标,利用指标权重法来评价土地退化的等级。

3) 生态系统服务视角

生态系统服务是人类直接或间接从生态系统获得的各种有形或无形福利,是链接自然生态系统和人类社会的重要纽带(Costanza et al., 1997; MA, 2005)。生态系统为人类供给产品和服务的能力与生态系统的健康度和稳定性密切相关。生产力下降、土壤侵蚀和营养物质流失等生态系统服务下降被证实是识别生态系统退化的有效指标(Tarrason et al., 2016; Cerretelli et al., 2018),准确评估这些关键的供给和支持服务是退化识别的基础。生态系统服务评估方法主要包括价值法、能值法和模型模拟三方面(欧阳志云等, 1999; Schagner et al., 2013; Costanza et al., 2014)。价值法旨在估算生态系统服务市场和非市场成分的总价值,主要包括价值转移法(Costanza et al., 1997)、当量价值法(谢高地等, 2003)、支付意愿法(Loomis et al., 2000; 张志强等, 2003)等,但价值法通常忽略了生态系统服务的空间异质性。能



值法是在能量系统分析的基础上,以生态系统产品或服务形成过程中直接或间接消耗的太阳能总量来评估生态系统服务(Pulselli et al., 2011);将不同生态系统服务转化为同一单位,有利于直观比较,但能值转化率计算复杂,太阳能值难以反映生态系统服务的市场稀缺性。InVEST 模型(Nelson et al., 2009; 潘韬等, 2013)、TerrSet 平台的生态系统服务模型(Comino et al., 2014)、陆表过程模型等空间显性模型(Tian et al., 2010)已成为生态系统服务时空模拟的主要手段,但这些模型大多是基于土地利用/覆被角度而不是生态系统类型,而且对人类活动影响的考虑不足。

4) 生物多样性视角

生物多样性包括遗传多样性、物种多样性和生态系统多样性三个层次(伍光和, 2000)。生物多样性可有效指示生态系统系统的稳定性,生物多样性高往往说明生态系统的抵抗力和恢复力越强(Myers et al., 2000; Loreau and de Mazancourt, 2013)。生物多样性与植被生产力呈非线性正相关,对于同一类生态系统,高生物多样性通常对应着高生产力(Costanza et al., 2007)。退化生态系统的供给下降和自然环境恶化,导致物种生态位重叠和竞争加剧,竞争能力弱或没有适宜生态位的物种会在种间竞争中淘汰,从而引起生物多样性下降。因此,生物多样性下降是生态系统退化的有效指示器(Garcia-Alaniz et al., 2017)。基于生物多样性的生态系统退化识别通常关注物种演替、种群内部结构变化、丰度指数等指标。在物种演替和种群结构变化方面,特定物种的消失或出现、增加或减少常用来指示生态系统退化,尤其是草地生态系统;但这类识别方法依赖于地面调查或定点监测,难以在大时空尺度开展。丰度指数的估算主要通过地面实测或基于遥感的景观指数(如多度、丰度、香农多样性指数、辛普森指数);地面实测可实现物种级的准确估算,但难以大面积开展;遥感估算简单易行,但多为生态系统多样性指数,对生态系统变化趋势识别的指示意义不足。

综上所述,由于植被对生态系统过程、组成、结构、功能和服务的关键作用,而且植被是土地质量、生态系统服务和生物多样性等评价的重要组成部分,因此,植被视角是生态系统变化趋势识别的最主要途径。在植被视角的指标中,NDVI 是植被生产力、植被覆盖度、叶面积指数等植被参数计算的基础,NDVI 与自然因素和人类活动直接存在密切的响应和反馈机制;加之遥感技术为大时空尺度 NDVI 监测提供了基础。因此,本研究选用 NDVI 作为表征生态系统生态状况变化的指标,基于 GIMMS NDVI3g、MODIS MOD13 等 NDVI 长时序遥感产品来识别不同生态系统的变化趋势。

1.2.4 基于 NDVI 的生态系统变化趋势识别

NDVI 是表征植被生长状况的简单有效指标,是 NPP、LAI、FVC 等关键生态参数的计算基础,同时 NDVI 对气候、地形、土壤等自然因子和人类干扰或保护活动的响应较敏感。因此,NDVI 已成为生态系统变化、植被变化、土地利用/覆被分类、植被分类等研究中应用最广泛的植被指数,可有效指示生态系统的生态状况变化,帮助识别区域或全球生态系统变化趋势(Holm et al., 2003; Wessels et al., 2004; Yengoh et al., 2015; 曹旭娟等, 2016; Horacio

Easdale et al., 2018)。来源于不同传感器(如 Landsat、MODIS、NOAA/AVHRR、SPOT/VEGETATION 等)的 NDVI 产品具有不同的时空特点,基于单卫星的高空间分辨率 NDVI 往往对应着低时间分辨率(受云的影响较大)和小影像范围,低空间分辨 NDVI 往往高时间分辨率(受云的影响较小)和大影像范围;而且不同传感器的 NDVI 数据收集历史时长不同,这些都需要研究者根据具体研究目标和时空尺度进行权衡选择。一般在大时空尺度的生态系统退化研究中,倾向于选择具有长收集历史和高时间分辨率的 NDVI 产品,来保障趋势分析所需的长期有效数据。

揭示 NDVI 时空变化特征是识别生态系统变化趋势的重要基础(Bai and Dent, 2009; Le et al., 2014)。NDVI 时空变化分析包括时序变化和空间变化分析两方面。NDVI 时序变化分析主要分为年际变化和年内变化,时间间隔一般介于每 8 天到每年之间。NDVI 变化趋势识别研究通常是基于每年间隔的 NDVI 年际变化趋势分析,以年平均 NDVI、年最大 NDVI 或生长期平均 NDVI 等作为生态状况的表征指标,其中生长期平均 NDVI 可最有效地表征植被每年的实际生长状况、年平均 NDVI 次之。因此,在植被物候差异较小的区域尺度研究中常使用生长期平均 NDVI,但在物候差异大的国家或全球尺度研究中常采用年平均 NDVI。NDVI 空间变化分析常基于空间叠置、缓冲区分析、栅格计算、空间统计等方法揭示 NDVI 变化的空间分布及异质性特征,全局空间自相关、局部空间自相关、高/低聚类等方法常用于识别 NDVI 变化的热点区域。

NDVI 趋势分析的主要方法有斜率法、回归分析和显著性检验等。斜率法主要包括线性 Slope、Sen's slope 等方法,是用来衡量 NDVI 的变化量和趋势(李广宇 等, 2015; Li et al., 2017)。回归分析主要包括单段线性/非线性回归、分段线性/非线性回归,其中单段回归主要是用来识别 NDVI 整体变化趋势,分段回归(2 段或 2 段以上)可用来识别 NDVI 变化转折点、分段变化趋势和转变类型(Tome and Miranda, 2004; 刘宪锋 等, 2015; Pan et al., 2018)。Mann-Kendall 检验、T 检验、Z 检验、p 检验等方法主要是用来检验 NDVI 变化趋势或回归分析的显著性(王佃来 等, 2013; 阿多 等, 2017)。以往基于 NDVI 的生态系统趋势分析研究,大多是从土地利用/覆被分类视角分析单一或多种地类的 NDVI 变化特征,缺乏生态系统分类的支撑。因此,本研究旨在生态系统分类的基础上,细致分析不同生态系统类型的 NDVI 变化趋势,揭示生态系统生态状况变化的类型异质性,为生态系统分类管理提供决策支持。

1.2.5 生态系统 NDVI 变化的影响因素

生态系统 NDVI 变化通常受自然因素和人类活动的共同驱动(许端阳 等, 2011; Le et al., 2014; 李广宇 等, 2015; 阿多 等, 2017; 张博雅 等, 2018)。其中自然因素主要包括气温、降水、辐射、CO₂ 浓度、氮沉降等气候因子,高程、坡度、坡向等地形因子,土壤类型、有机质含量等土壤因子。人类活动因素主要包括土地利用类型、土地利用强度、保护性或破坏性工程措施、人口数量、人口密度、GDP、灯光指数、到道路的距离、到居民点的距离等。

气候变化是造成生态系统 NDVI 变化的主要自然因素,其中全球变暖和降水格局变化引



起的干旱程度、频率加剧和范围扩大是影响最大的因素,其他自然因素包括大风、暴雨、洪涝、野火等(Bai and Dent, 2009; 李广宇 等, 2015)。随着全球工业化、城市化进程加速和人口增加,人类社会对生态系统的物质、能源和服务需求激增,由此导致的毁森毁草开垦耕地、陡坡开荒、过度放牧、连片森林砍伐、非法采矿、农药化肥过量投入、不合理灌溉、城市用地过度扩张等不适当人类活动,造成了生态系统 NDVI 下降、水土流失、土地退化等不良影响(Yengoh et al., 2015; 万华伟 等, 2016; 张颖 等, 2017)。此外,退耕还林还草、防护林和人工林建设、减畜、湿地保护等生态保护政策的有效实施,促使生态状况向好转变,为生态系统 NDVI 增加提供了有利影响。

各种自然和人类活动因素对生态系统 NDVI 变化的影响机制复杂多变,即使同一种因子的影响程度和方向往往也会存在生态系统类型、空间区域和时序上的差异性(Le et al., 2014; 张博雅 等, 2018)。例如,就气温和降水而言,降水对于干旱地区生态系统 NDVI 的影响通常大于温度,而长期降水较之年内其他时间降水的影响更大。就生态系统类型而言,远离人类活动干预的生态系统 NDVI 变化往往是由自然因素主导;有人类干预但自然条件好转的生态系统 NDVI 变化往往是由人类活动主导;但有人类干预且自然条件恶化的生态系统 NDVI 变化机制较为复杂,往往受二者共同影响,其主控因子需进一步确定。

自然和人为因素通常是耦合驱动着生态系统 NDVI 变化,然而目前综合考虑二者的研究较少,尤其是缺少在空间上量化二者相对贡献的研究。此外,生态系统存在自然和人为要素的异质性,导致生态系统退化因类型不同而产生主导因素差异。例如,人类足迹难以抵达的林地或草地生态系统 NDVI 变化往往是自然因素主导,而人类干扰较强的城镇或耕种生态系统 NDVI 变化往往是人类活动主导。然而,目前大多数的生态系统 NDVI 变化影响因素研究只片面关注自然因素(主要为降水、气温)而忽略了人类活动的影响,难以全面理解生态系统 NDVI 变化机制。而且,目前大部分研究是从土地利用/覆被角度开展,缺乏基于不同生态系统类型的影响因素分析,并且耦合人类活动和自然因子的影响因素分析较少,难以支撑因地制宜、分类施策的生态系统可持续管理。因此,急需开展基于生态系统分类的、集成人类活动和自然因素的生态系统 NDVI 变化研究。

1.3 研究方案

1.3.1 研究目标

以往的生态系统分类制图研究对主导服务功能、人类干预程度、生态系统结构和生态风险体现不够,难以支撑生态系统服务的准确评估。由于缺少生态系统类型分布数据支撑,难以对生态系统时空变化进行区分类型的细致分析,并且鲜有研究在空间上量化自然和人类活动因素对生态系统变化的影响程度和相对贡献率,难以科学支撑因地制宜、分类施策的生态系统可持续管理。

为此,本研究旨在:①集成自然和人为因素的多源、海量数据,开展面向生态系统服务评估的全球和中国陆地生态系统分类制图;②分析近几十年全球和中国不同生态系统的类型、组分结构、分布格局及时空变化特征;③通过量化 NDVI 或盖度时序变化,识别全球和中国生态系统、青藏高原牧草地生态系统的生态状况变化趋势;④分析全球、中国和青藏高原生态系统生态状况变化的自然和人为影响因素,量化气候变化和人类活动的相对贡献,为生态系统服务评估、生态系统可持续管理和人类活动调控提供科学依据。

1.3.2 研究内容

针对上述研究目标,本研究基于“类型-格局-过程-机理”研究思路,从全球、中国、青藏高原三个尺度,开展“生态系统分类制图”“生态系统的分布及组分结构特征”“生态系统的时空格局与生态状况变化过程”“生态状况变化的自然和人为影响因素”4 个研究内容(图 1.3)。分类制图研究在全球和中国尺度开展,后 3 项研究在全球、中国和青藏高原尺度开展。全球尺度主要是在宏观上认识全球不同生态系统类型的格局变化及影响因素;中国尺度主要是分析我国不同生态系统类型的时空变化和影响因素,服务于我国生态系统的服务评估和分类管理;青藏高原尺度主要是关注该重要区域的主要生态系统类型(牧草地生态系统)的时空变化及影响机制。

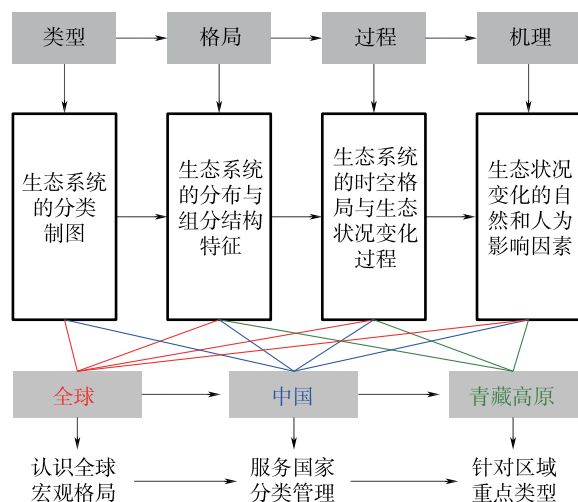


图 1.3 本研究的总体思路与研究内容

Figure 1.3 General scheme and research issues of this study

(1) 全球和中国生态系统的分类制图

集成土地利用、气候、地形、植被、土壤、居民点密度、人口密度等自然和人类活动因子的多源、海量数据,根据生态系统主导服务功能、人类干扰强度、生态系统结构和生态环境风险的差异,基于“自上而下”和“自下而上”相结合的思想,“自上而下”开展 1990—2018 年全球 8km 和 1980s—2020 年中国 1km 陆地生态系统的分类制图,通过高清影像和专家知识“自下而上”复核、修正和完善生态系统分类结果,服务于全球和国家尺度宏观生态系统的类型识别和可持续管理。



(2) 生态系统的分布特征与时空变化

分析全球和中国不同生态系统类型、青藏高原牧草地生态系统的平均海拔、坡度、降水、气温、植被盖度和居民点密度等空间分布特征;从生态系统的时空格局、面积、时空转移、面积转移矩阵等多个角度,分析全球和中国生态系统类型、青藏高原牧草地生态系统的时空变化特征,揭示不同生态系统间的类型差异性及空间异质性。

(3) 生态系统的生态状况变化趋势识别

量化 1982—2015 年全球和 2000—2020 年中国生态系统年均 NDVI、2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统青草期平均盖度的时序变化,根据其变化率和显著性,划分生态系统生态状况的变化趋势类型,并结合生态系统类型分布,分析全球、中国和青藏高原不同生态系统类型的生态状况变化特征及空间异质性。

(4) 生态系统生态状况变化的影响因素

分析不同生态系统 NDVI 变化的自然和人为影响因素及其空间异质性和类型差异性,在空间上量化气候变化和人类活动对 NDVI 变化的相对贡献量和贡献率,为因地制宜、分类施策的生态系统可持续管理提供政策建议。

1.3.3 技术路线

本研究的技术路线主要包括 4 个方面:①面向服务评估的生态系统分类制图:梳理国内外研究进展,确定适宜的分类系统、数据、指标和方法,集成自然和人为因子多源、海量数据,使用聚类分析、制图综合、RS 和 GIS 多种方法,开展面向服务评估的全球和中国生态系统分类制图。②生态系统的时空格局变化分析:通过分区统计、空间叠置等地统计方法,分析全球、中国和青藏高原生态系统的类型、结构和格局特征;基于分类后变化检测法、空间叠置和空间统计,揭示不同生态系统类型的时空格局变化特征。③生态系统的变化趋势识别:以年均 NDVI 或青草期平均盖度为生态状况的衡量指标,基于 Mann-Kendall 检验和 Sen's Slope 法量化 NDVI 或盖度的变化率和显著性,划分生态系统的变化趋势类型。④生态系统 NDVI 变化的影响因素:基于偏相关分析和偏导相对贡献分解法,在空间上量化生态系统 NDVI 变化的影响因素及其相对贡献,并提出因地制宜、分类施策的生态系统管理政策建议。具体方法步骤如图 1.4。

1.3.4 章节结构

根据以上研究目标、内容和技术路线,本书共设置 7 个章节:

第 1 章,简述本研究的选题意义和科学问题,梳理国内外生态系统分类和变化趋势识别的研究进展,阐明本研究的主要目标、内容、技术路线和组织结构。

第 2 章,简介全球、中国和青藏高原的分布、气候、地形等基本情况。

第 3 章,集成自然和人为因子多源数据,开展近几十年全球 8km 和中国 1km 生态系统的分类识别与制图。

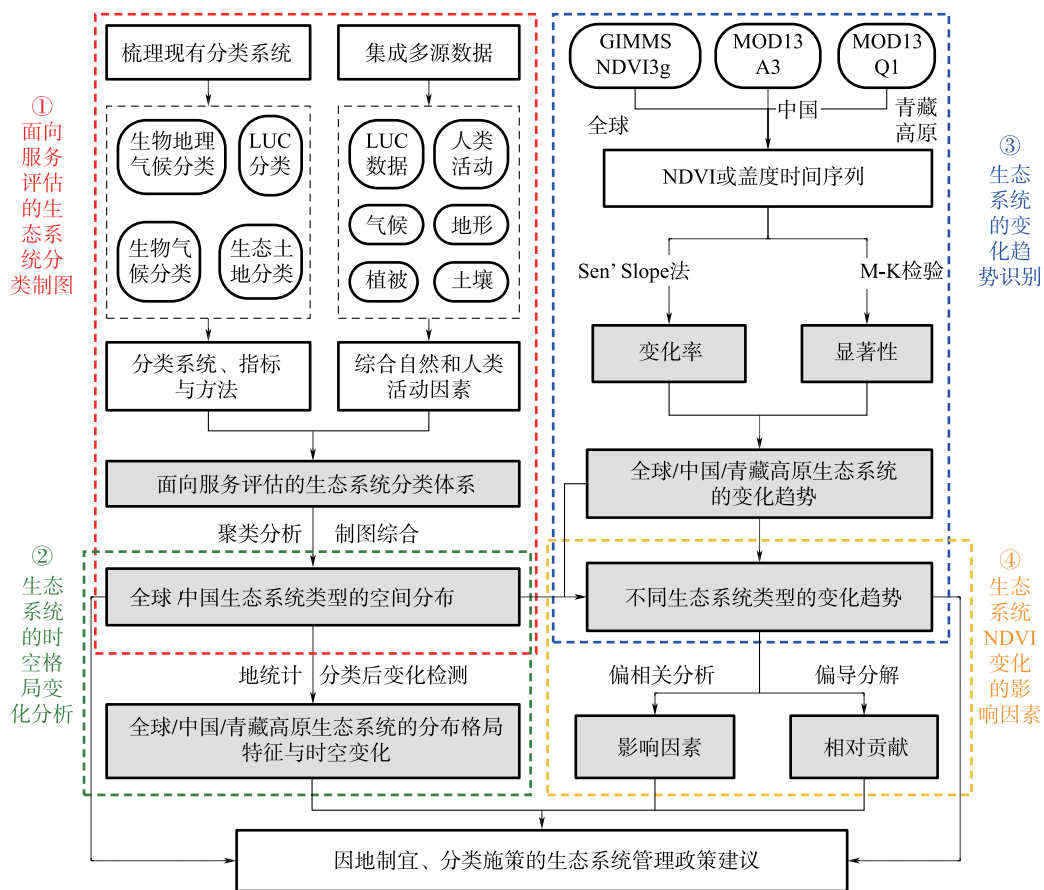


图 1.4 本研究的技术路线

Figure 1.4 Technical framework of this study

第4章,在全球尺度,在8km分辨率上,分析全球生态系统的分布格局及其时空变化特征,通过分析年平均NDVI的时序变化,识别不同生态系统类型的生态状况变化趋势,量化生态系统NDVI变化的影响因素及其相对贡献。

第5章,在国家尺度,以我国为例,在1km分辨率上,分析我国生态系统的类型、结构、格局及其时空变化特征,通过分析年平均NDVI的时序变化,识别不同生态系统类型的生态状况变化趋势,分析生态系统NDVI变化的自然和人为影响因素,量化气候变化和人类活动的相对贡献。

第6章,在区域尺度,以重要但敏感脆弱的青藏高原为例,在250m分辨率上,重点分析牧草地生态系统这一主要类型及其二级类型的分布格局及时空变化,量化青草期平均盖度的时序变化,识别牧草地生态系统的变化趋势及退化热点区域,分析青草期平均盖度变化的气候、放牧强度和人口密度等影响因素。

第7章,总结本研究的主要结论和创新性,提出生态系统可持续管理的政策建议,指出本研究的不足和未来的研究展望。

第 2 章

研究区概况

2.1 全球概况

全球 71% 的面积为海洋, 剩余 29% 为陆地, 大部分陆地分布在北半球; 本研究只关注陆地上的生态系统, 即陆地生态系统。全球陆地可划分为 7 个大洲, 分别为亚洲、欧洲、非洲、北美洲、南美洲、大洋洲和南极洲, 其中亚洲是面积最大的洲, 大概占全球陆地面积的 30%。截至 2020 年, 全球共有 230 个国家和地区, 人口总数 75.85 亿人, 其中中国以 14 亿人口位居第一。亚洲是人口最多的洲, 约占全球人口 60% 以上; 非洲的人口增加最快; 各大洲人口都呈现出不同程度的农村人口往城市外流现象。

全球大部分地区的海拔都低于 500m(图 2.1)。各大洲的地形特征差异明显, 亚洲地形复杂、中高周低、地形起伏大、高原山地面积广, 欧洲以平原为主、地形单一、平均海拔最低, 非洲地形较单一、多为高原大陆, 南、北美洲类似、西部山地、中部平原、东部山地高原, 大洋洲中部盆地、东西部山地高原, 南极洲地形单一、冰雪高原、平均海拔最高。

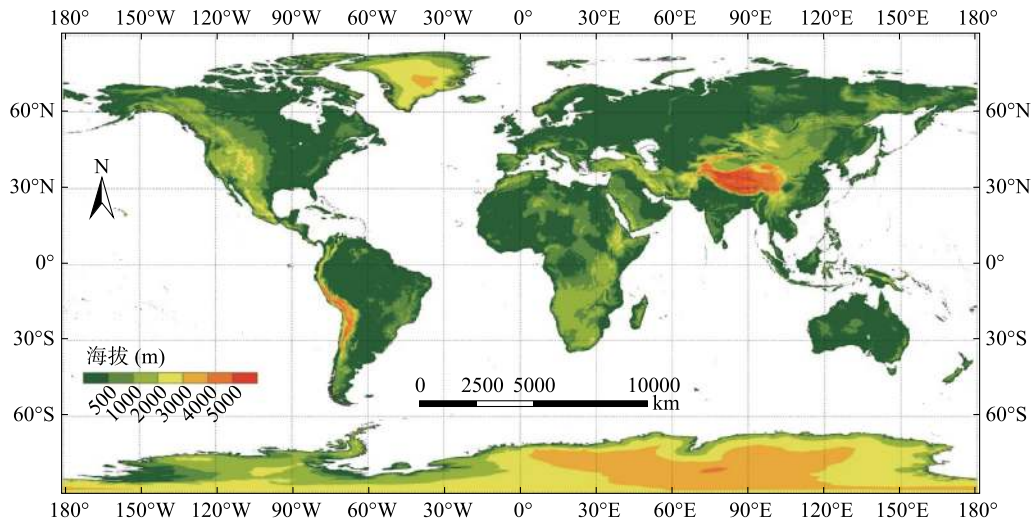
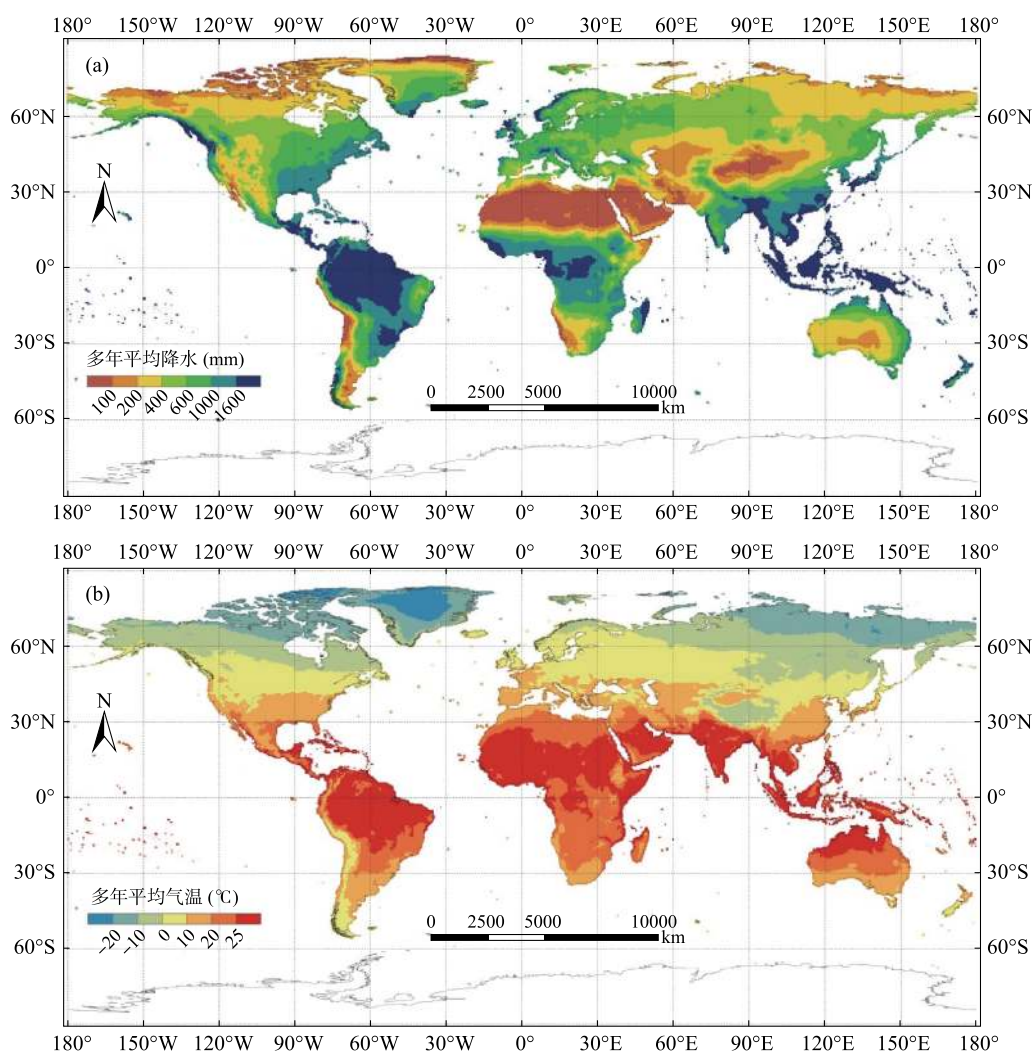


图 2.1 全球海拔的空间分布

Figure 2.1 Spatial distribution of global altitude

注: DEM 数据来源于 GMTED2010、ArcticDEM、AntarcticDEM 三者融合

世界主要的气候类型包括热带雨林、草原、季风、沙漠气候,亚热带季风气候,地中海气候,温带季风、海洋性、大陆性气候,亚寒带针叶林气候,冰原气候和高原高山气候等。复杂多样的气候类型使得全球降水和气温呈明显空间差异。降水格局与海陆分布和大气环流有关,赤道附近降水可达 2000mm 以上,而中纬度地区的降水通常随着离海岸线距离增加而降水,可从 1000mm 以上降至 100mm 以下(图 2.2)。平均气温呈现随纬度和海拔的增加而减少的格局,其中热带大多数地区气温在 20℃ 以上,赤道附近可达 25℃ 以上,中纬度一般介于 0~20℃,而高纬度和高海拔地区的平均气温会降至 0℃ 以下。水热条件不同组合导致全球干湿状况分异明显,热带降水较多地区非常湿润、干燥指数在 1 以下;而内陆干旱地区的干燥指数会增至 4 以上;尤其是撒哈拉沙漠和阿拉伯半岛极为干旱,其干燥指数超过了 20。



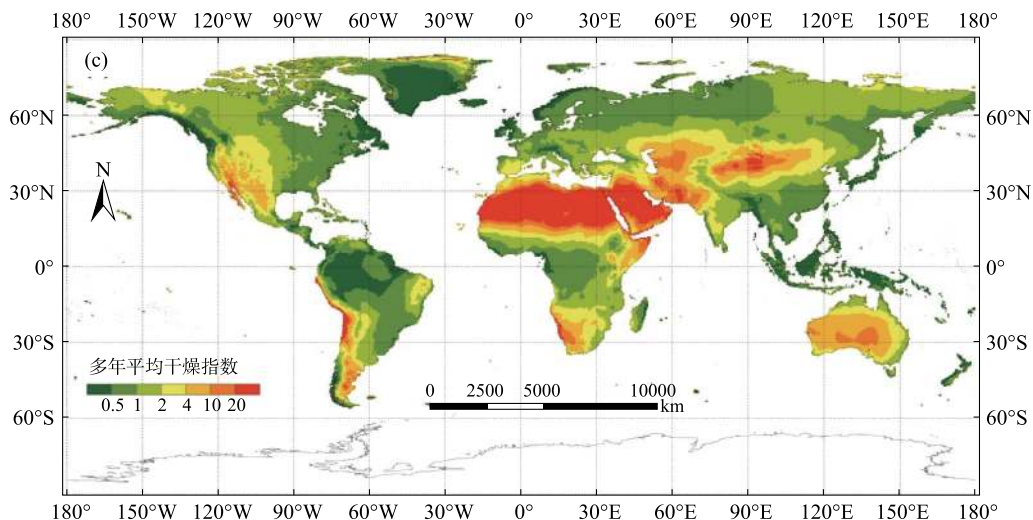


图 2.2 1982—2015 年全球多年平均降水(a)、气温(b)和干燥指数(c)的空间分布

Figure 2.2 Spatial distribution of global average annual precipitation (a), temperature (b) and aridity index (c) during 1982—2015

注:气候数据来源于 CRU TS4.04 数据集

2.2 中国概况

中国地处欧亚大陆东部和太平洋西岸($73^{\circ}40'E-135^{\circ}05'E$, $4^{\circ}N-53^{\circ}30'N$),陆地面积约 960 万 km^2 ,是全球陆地面积第 3 大国家(图 2.3)。中国领土北起漠河以北的黑龙江江心,南到南沙群岛南端的曾母暗沙,跨纬度 49° 多;东起黑龙江与乌苏里江汇合处,西到帕米尔高原,跨经度 60 多度。中国陆地边界长达 2.28 万 km ,大陆海岸线长约 1.8 万 km ,与朝鲜、俄罗斯、蒙古、哈萨克斯坦、吉尔吉斯斯坦、塔吉克斯坦、阿富汗、巴基斯坦、印度、尼泊尔、不丹、缅甸、老挝、越南等 14 个国家毗邻。中国共有 34 个省级行政区,包括 23 个省、4 个直辖市、5 个自治区和 2 个特别行政区。截至 2020 年,中国人口约 14 亿,是全球人口最多的国家。

中国地形地貌复杂多样,包括山地、高原、盆地、平原、丘陵。地势西高东低,呈明显阶梯式分布(图 2.3)。第一阶梯以青藏高原为主体,大致以昆仑山、祁连山、横断山脉为界限,平均海拔在 4000m 以上;由于地势很高,其生态系统的形成、演变和地域分异规律与我国其他地区迥然不同,呈现出不同于同纬度的地带性特征。第二级阶梯以广阔高原和大盆地为主体,以大兴安岭、太行山、巫山、雪峰山为界限,海拔大多介于 1000~2000m;因地势较高、距海较远,自然地带分布总的格局未受破坏,愈向西部变异愈明显。第一级阶梯以平原和丘陵为主体,大部分海拔低于 500m,自南向北呈现出由水热条件决定的自然地带性。

中国气候具有显著的季风特色、明显的大陆性气候和多样的气候类型。我国东部从南到北分别为热带季风气候、亚热带季风气候、温带季风气候,西北干旱半干旱区主要为温带大陆性气候,西北部青藏高原主要为高原高山气候。降水和气温呈现出的明显分异,但大部分地区

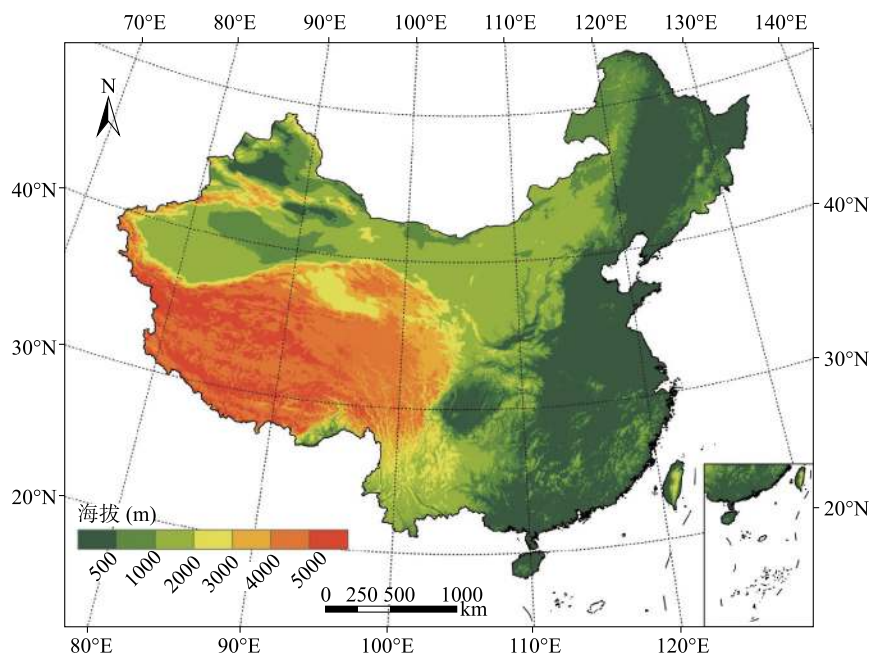
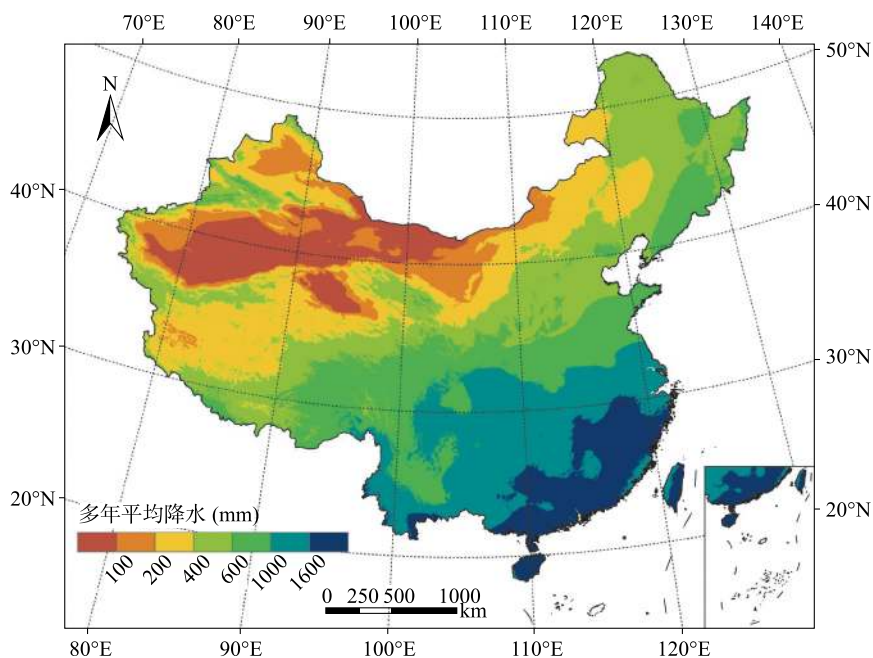


图 2.3 中国海拔的空间分布

Figure 2.3 Spatial distribution of the altitude in China

注:DEM 数据来源于 ASTER GDEM V2 数据集

都具有雨热同期特点,一般雨季和高温季节都集中于7、8月。从东南到西北,降水从1600mm以上逐渐降低至100mm以下(图2.4);平均气温也基本呈现东南高(20℃以上)西北低(0~10℃),其中青藏高原大多地区平均气温在0℃以下。干旱程度呈现出东南湿、西北干的格局。



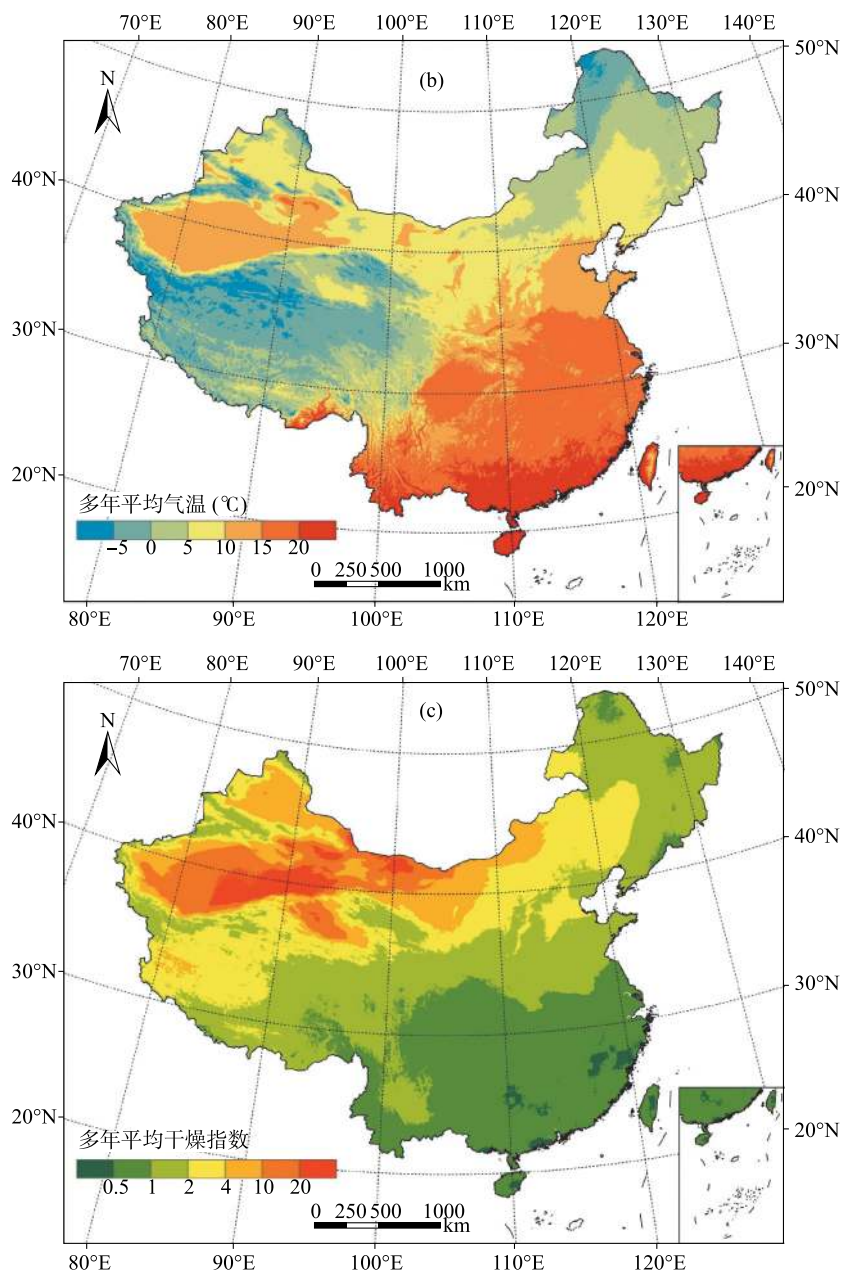


图 2.4 2000—2015 年中国多年平均降水(a)、气温(b)和干燥指数(c)的空间分布

Figure 2.4 Spatial distribution of average annual precipitation (a), temperature (b) and aridity index (c) in China during 2000—2015

注：气候数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心和 CRU TS4.04 数据集

2.3 青藏高原概况

青藏高原位于亚洲中部和中国西南部(73.49°E—105.00°E, 25.47°N—40.66°N),面积约

$2.58 \times 10^6 \text{ km}^2$,素有“世界屋脊”“第三极”和“亚洲水塔”之称(图 2.5)。青藏高原是我国、南亚和南亚地区众多大江大河的发源地,调节着世界近 20 亿人口的水资源。青藏高原的生态环境脆弱,对气候变化和人类活动的响应非常敏感,是我国重要的生态安全屏障(Yao et al., 2012; 孙鸿烈 等, 2012)。

青藏高原的平均海拔超过 4000m,是地球上海拔最高的地理单元。高原地形复杂、地势落差大,海拔总体上呈东南向西北逐渐升高的趋势(图 2.5)。受复杂地形和大气环流影响,青藏高原气温和降水呈现显著空间分异(图 2.6)。青藏高原以高原高山气候为主。随着海拔和纬度升高,从东南部至西北部,年平均气温从 15°C 以上降至 0°C 以下、年平均降水从 1600mm 以上降至 100mm 以下,部分地区少于 50mm(图 2.6)。基于站点气候数据分析发现,青藏高原总体呈暖湿化趋势,过去 50 年以来其增温幅度是世界平均水平的 2 倍(Yao et al., 2012)。青藏高原总人口约 2000 万,主要居住在海拔 4000m 以下的南部和东部山谷地区,而西北部因人口稀少被称为无人区。青藏高原人类活动强度总体较弱但增长迅速。

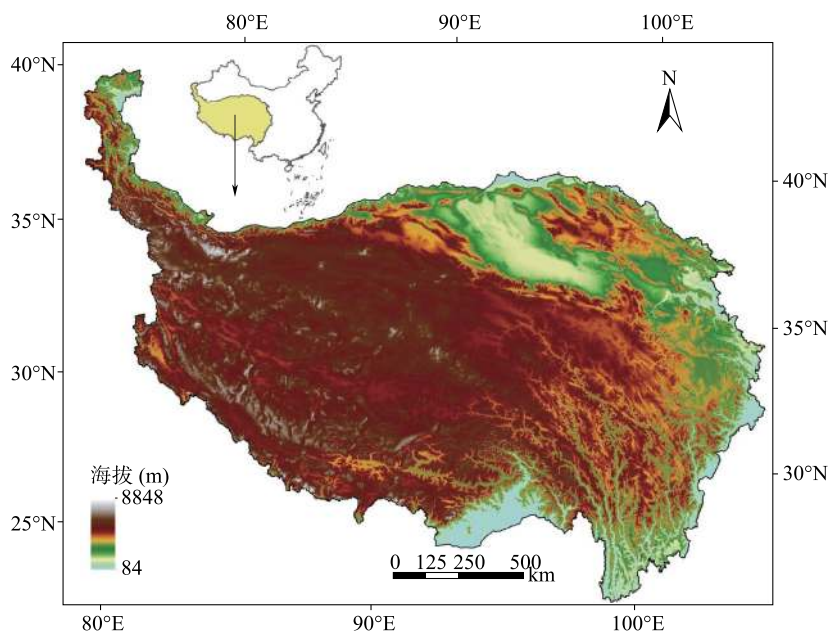


图 2.5 青藏高原海拔的空间分布

Figure 2.5 Spatial distribution of the altitude in the Tibetan Plateau

注:DEM 数据来源于 ASTER GDEM V2 数据集

独特的地形地貌和气候特征,使得青藏高原具有丰富多样的物种和生态系统类型,是全球生物多样性最丰富的地区之一。从东南至西北,依次分布有森林、灌丛、草甸、草原、荒漠等生态系统类型,其中牧草地生态系统是最主要的生态系统,覆盖了全区 54% 的面积。以牧草地生态系统为依托的畜牧业是青藏高原主要产业,牧草地生态系统直接关乎青藏高原社会-生态系统可持续发展。受过牧、不合理利用和干旱的共同影响,过去几十年青藏高原草地退化严重,成为区域生态安全的主要威胁之一。为此,我国政府从 2003 年开始实施了一系列生态保护政策来保障青藏高原的生态安全,比如 2003 年开始的退牧还草工程、2005 年开始的三江源

保护规划、2009 年开始实施的《西藏生态安全屏障保护与建设规划》等。政策实施以来,牧草地生态系统的如何变化的? 哪些地区仍存在退化? 什么原因导致了这些变化? 目前亟需对这些关键问题的全面认识,以便进一步完善草地保护政策。因此,本研究旨在揭示青藏高原牧草地生态系统的变化趋势及其影响因素,为草地可持续管理提供一定支撑。

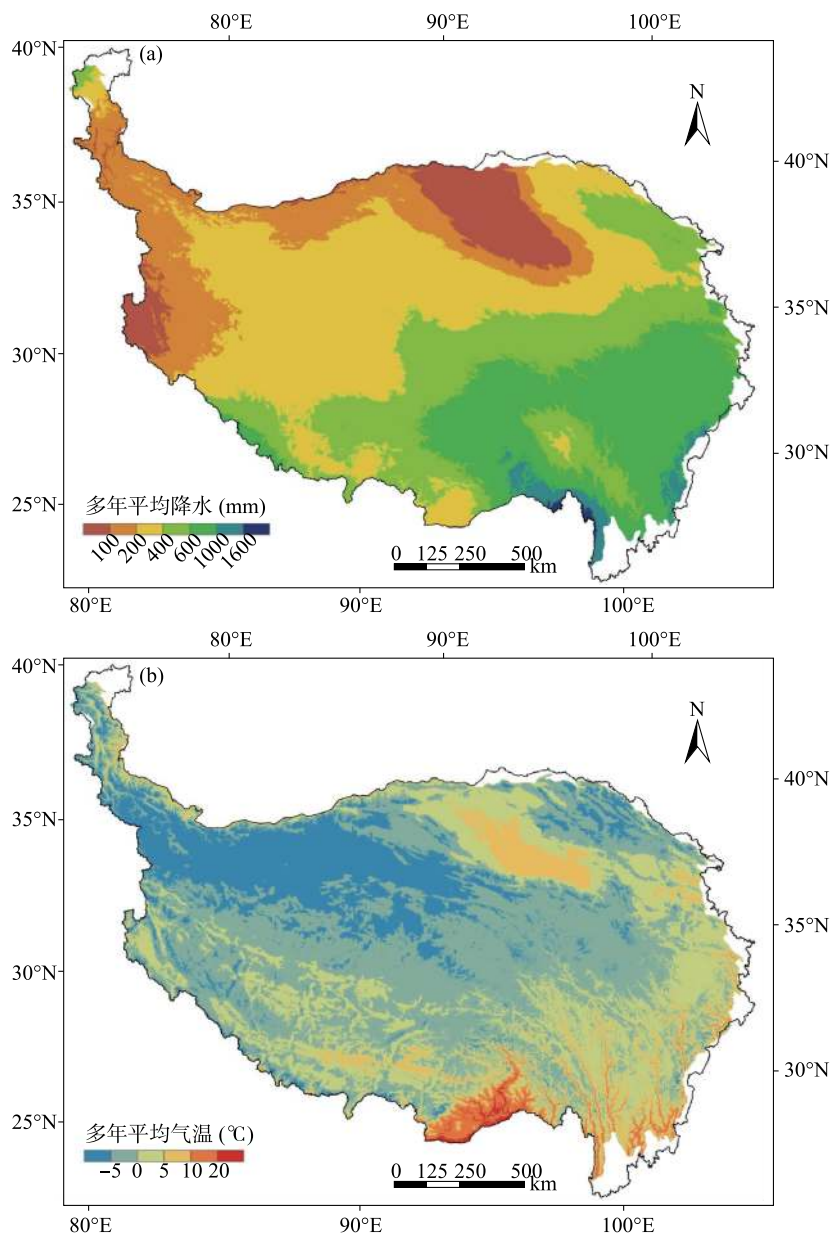


图 2.6 2000—2017 年青藏高原多年平均降水(a)和气温(b)的空间分布

Figure 2.6 Spatial distribution of average annual precipitation (a), temperature (b) in the Tibetan Plateau during 2000—2017

注:气候数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心提供的数据集

全球和中国陆地生态系统分类制图

本章节主要是集成自然和人类活动多源海量数据,根据主导服务功能、人类干预强度、生态系统结构的差异,使用聚类分析、制图综合、RS 和 GIS 技术,开展面向生态系统服务评估的 1990—2018 年全球 8km 和 1980s—2020 年中国 1km 每 5 年生态系统分类制图,总结了分类制图的特点及其对服务评估的支撑。

3.1 陆地生态系统二级分类方案

陆地生态系统是生物群落及其环境共同组成的动态平衡系统,具有多种生态服务功能,其类型划分涉及的自然和人为要素众多。本研究的生态系统分类旨在识别全球和国家尺度上的生态系统宏观格局,需要同时体现生态系统的综合性和主导性原则。因此,在综合多种要素的基础上,应突出不同生态系统类型受人类活动的干预程度和主导服务功能的差异。

本研究的陆地生态系统分类制图是根据面向生态系统服务评估的生态系统二级分类系统(吕昌河等,2020),稍作调整得到(刘亚群等,2021)。该分类系统是以生态系统的主导服务功能和人类干预强度为主线(图 3.1),同时综合考虑了土地利用结构、生态环境风险和生产力差异(表 3.1)。陆地生态系统的变化受人类活动和自然因素特别是气候变化的共同影响,但其影响程度存在类型和空间差异。在人类活动干预剧烈的区域,生态系统的变化主要受人为因素的影响,但在人口稀少的区域,人类活动影响微弱,自然因素是生态系统变化的主因。因此,基于人类活动的影响程度,可将陆地生态系统划分人工生态系统、半人工生态系统、准自然生态系统和自然生态系统四大类(图 3.1)。以往有研究将陆地生态系统划分为人工、半人工(或半自然)、自然生态系统三大类(Levin,2013),其中人工和自然生态系统与本研究的定义基本相似。然而,以往定义的半人工(或半自然)生态系统一般指受一定人类活动干预、仍保存一定自然状态的生态系统,处于人工和自然生态系统之间的状态,但对人类活动干预程度的界定不清晰,包括受人类活动干扰较强的农牧混合生态系统,也包括受轻微人类干扰的林地生态系统。本研究与以往划分不同的是,进一步细分了人类干扰程度,并增加了准自然生态系统这一大类。本研究中的半人工生态系统更接近人工生态系统,受较强人类活动干预、近乎一半程度仍保持自然状态;准自然生态系统指的是受轻微人类活动干扰、基本保持完整自然植被或自然景观的区域,其受到的人类干扰强度明显小于半人工(或半自然)生态系统,其状态更接近自



然生态系统,而非人工生态系统。

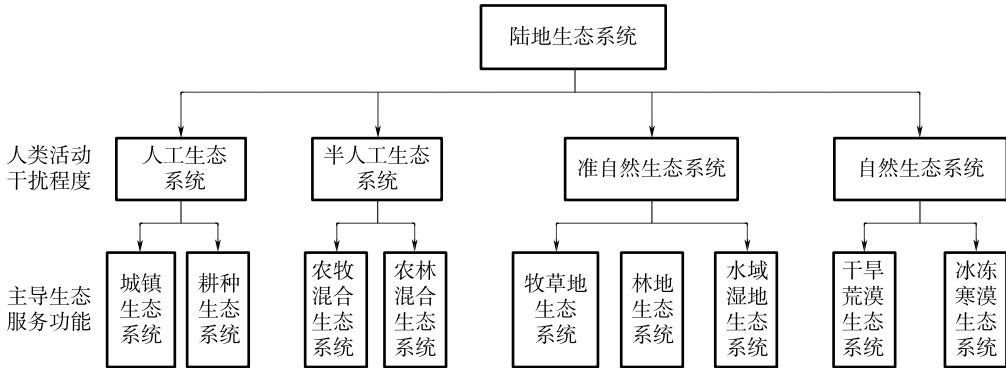


图 3.1 陆地生态系统一级类型的划分思路

Figure 3.1 First-level classification scheme of terrestrial ecosystem

表 3.1 生态系统类型及其主要服务功能和生态风险

Table 3.1 Ecosystem types and their main service functions and ecological risks

生态系统一级类型	主导服务功能与生态风险
1 城镇生态系统	主要提供居住和工商业服务功能。人口密集、工商业活动强度大,水土和大气污染风险高
2 耕种生态系统	生产粮食、水果、蔬菜、油料、糖类和棉花等农产品,主要为由耕地、园地和部分人工林组成的人工生态系统。由于耕垦、化肥和农药投入,存在较高的水土流失、地下水位下降和面源污染等生态退化风险
3 农牧混合生态系统	存在耕垦土地和草地的生态系统;多为低山丘陵和丘原地,耕地呈条带状或斑块状分布在谷地和缓坡,存在水土流失问题
4 农林混合生态系统	存在耕垦土地和林地的生态系统;多为山地和丘陵地,耕地呈条带状或斑块状分布在谷地和缓坡,存在水土流失问题
5 牧草地生态系统	主要提供肉、奶和毛等畜产品,以自然放牧为主。生态系统总体较脆弱,存在较高的过牧退化风险
6 林地生态系统	主要提供固碳、水土保持和水源涵养功能,多为密集的天然林或次生林和灌丛,林间谷地有少量耕垦,人类活动影响弱,土地退化风险低
7 水域湿地生态系统	主要提供水源、水源涵养、生物多样性保护和游憩娱乐功能,包括河流湖泊、近海滩地、沼泽湿地等,受人类活动如水源开发、旅游、污水排放等影响较大,存在萎缩、污染和功能退化风险
8 干旱荒漠生态系统	植被盖度小于 10%,主要由石砾、沙地、裸土等难利用地组成的天然生态系统,基本无人类活动
9 冰冻荒漠生态系统	由冻土苔原、石砾和冰雪地等组成的天然生态系统,基本无人类活动

在本研究中,人工生态系统主要由人造景观组成,包括城镇建成区、作物和果木集中种植区等,其原生植被和生态要素组成、结构和功能都已发生根本改变。半人工生态系统是指被部分耕垦或建设开发但仍以林、草等自然植被为主的生态系统,如农林、农牧交错或镶嵌分布区。准自然生态系统是指自然植被或自然景观基本保持完整的区域,包括用于放牧的天然草地、基本保持自然状态的林灌地、水域和湿地等,具有重要的水土保持、水源涵养、碳固存、气候调节、

生物多样性保护功能。自然生态系统是指基本无开发利用、自然环境保持天然状态的区域,包括干旱荒漠和冰冻寒漠等,人类活动的直接影响微弱,但对气候变化敏感。

按照上述思路框架,该分类系统共划分了9个一级、25个二级类型(表3.2)。一级类型反映人类活动干预程度和主导生态系统服务的相对一致性,从第1类到第9类,人类活动强度和干预程度依次降低,生态系统的服务功能由以提供生产活动空间、生产资料和食物产品为主,过渡为以支持和调节服务功能为主。二级类型体现土地方式、生产力和生态/土地退化风险的差异。该分类系统主要面向国家尺度的生态系统管理,意在通过多源数据的集成分析,识别不同生态系统的空间分布,服务于生态系统的宏观管控和策略制定。因此,类型划分需要兼顾系统的完整性,不宜过细和碎片化,所以在类型划分时,突出主导生态类型、利用方向和人类活动强度的一致性,同时考虑了气候、地形等因素的影响。对人类活动剧烈的地区,区分为以建设开发和居住为主的区域划分城镇生态系统和以作物包括果木种植为主的区域划分为耕种生态系统;对基本无耕垦、以放牧为主的天然草地和灌草地,划分为牧草地生态系统;对以保护为主,位于深山和偏远区、基本保持自然状态的林灌植被,包括零散分布的林间草地,划分为林地生态系统,而对自然条件严酷的无人区,根据气候条件划分为干旱荒漠或冰冻寒漠生态系统;在农牧交错带、低山丘陵区,耕地和林、草地常呈现交错或镶嵌分布的特征,土地退化问题突出,将其划分为农牧混合生态系统或农林混合生态系统。呈点状或线状分布的农村居民点、农田防护林、道路等类型没有单独划出,将其综合在相应的类型如耕种、牧草地生态系统中。

表 3.2 面向生态系统生态服务评估的生态系统分类系统

Table 3.2 Ecosystem classification system for ecosystem service assessment

代码和生态系统类型		定义
人工生态系统	1 城镇生态系统	住宅、工矿和商服等建设用地集中分布的区域
	11 城市生态系统	城市建成区和其他非农用地连续分布区域
	12 乡镇生态系统	乡镇和居民点密集分布区
	13 工矿生态系统	工矿开发区及其周边配套居住区
	2 耕种生态系统	连片耕垦种植粮食和果树作物地形平缓的平原丘台地
	21 水田生态系统	种植水稻、莲藕等水生作物包括水稻和旱生农作物轮种的农田
	22 旱田生态系统	种植小麦、玉米等旱生作物的农田和果园,包括水浇地和旱耕地
	23 绿洲生态系统	干旱区种植粮食、牧草和果树作物的灌溉农田
半人工生态系统	3 农牧混合生态系统	耕地、草地镶嵌分布的低山丘陵和丘原地
	31 农牧生态系统	以耕地为主、草地为辅镶嵌分布的温带半干旱缓丘和高原地
	32 牧农生态系统	以草地为主、耕地为辅镶嵌分布的温带半干旱缓丘和高原地
	4 农林混合生态系统	耕地、林地镶嵌分布的丘陵和山地
	41 农林生态系统	以耕地为主、林地为辅镶嵌分布的湿润、半湿润低山丘陵区
	42 林农生态系统	以林地为主、耕地为辅镶嵌分布的湿润、半湿润低山丘陵区



续表

代码和生态系统类型		定义
准自然生态系统	5 牧草地生态系统	植被盖度 $\geq 10\%$,常年或季节性放牧草地和灌丛盖度 $30\% <$ 的灌草地
	51 典型牧草生态系统	植被盖度 $> 50\%$,无明显退化、常年或季节放牧的牧草地
	52 斑状牧草生态系统	植被盖度 $30\% \sim 50\%$ 草地和灌草地,存在明显裸地斑块和退化现象
	53 稀疏牧草生态系统	植被盖度 $10\% \sim 30\%$ 的半荒漠化灌草地或严重退化草地
	6 林地生态系统	分布于深山或偏远地区,人类活动影响微弱、植被盖度 $> 30\%$ 的准天然和人工乔灌林地
	61 密林生态系统	以乔木林地为主、植被盖度 $> 70\%$ 的准天然林地
	62 半密林生态系统	以乔木林地为主、植被盖度 $50\% \sim 70\%$ 准天然林地
	63 疏林生态系统	以乔木林地为主、植被盖度 $30\% \sim 50\%$ 的准天然林地
	64 灌木林生态系统	以天然灌木和灌丛地为主的准天然林地
	7 水域湿地生态系统	包括水面和地表常年或季节性积水的滩地和沼泽
	71 水域生态系统	包括河流、湖泊、水库、河湖滩地
	72 沼泽生态系统	地面常年潮湿、积水的湿地和沼泽
	73 海滩生态系统	近海湿地和海滩
自然生态系统	8 干旱荒漠生态系统	植被稀少(盖度 $< 10\%$)的干旱裸岩、沙漠和戈壁
	81 荒漠生态系统	稀疏植被(盖度 $5\% \sim 10\%$)分布的干旱地
	82 沙漠生态系统	干旱沙地、沙漠,几乎无植被覆盖
	83 裸岩戈壁生态系统	干旱裸土、裸岩和石砾地,几乎无植被覆盖
	9 冰冻寒漠生态系统	包括冻土苔原、寒冻石砾和冰雪地
	91 冰雪生态系统	分布于高纬度寒区和高山的永久积雪地
	92 冻土寒漠生态系统	永久冻土和冰冻石砾地

在 2 级分类中,重点体现了生态环境风险和生产力差异。生态环境问题包括风蚀沙化、水土流失、土壤盐渍化、水土污染、温室气体排放等,与土地利用方式关系密切。因此,该方案选择土地利用方式、植被类型和盖度为主要指标,对一级类型进行细分。例如,对耕种生态系统,划分为水田(多分布于亚热带湿润区)、旱地(主要位于温带)和绿洲(位于干旱区,存在土壤盐渍化和沙化风险)3 个二级类型,体现土地管理方式、生产力、水土污染、甲烷等温室气体排放等环境风险的差异;对牧草地生态系统,根据草地盖度划分为 3 个二级类型,体现草地生产力和退化程度的差异。对林地生态系统,根据植被类型和盖度划分 4 个二级类型,体现生态系统生产力和固碳、水土保持能力的差异。

3.2 分类制图的数据与方法

分类与制图单元通常取决于研究目标 and 数据分辨率,本研究的生态系统分类旨在服务于国家尺度主要生态系统的识别和宏观管理,因此基本制图单元不宜太细。综合考虑多源数据的空间和时间分辨率,确定全球和中国生态系统分类的空间分辨率分别为 8km 和 1km,时间

间隔大致为每 5 年 1 期,即全球为 1990、1995、2000、2005、2010、2015 和 2018 年共 7 期,中国为 1980s、1990、1995、2000、2005、2010、2015 和 2020 年共 8 期。

3.2.1 数据源及预处理

本研究中生态系统分类使用的自然和人类活动多源数据,主要包括土地利用/覆被、气候、地形、植被、土壤、居民点密度等,其中全球和中国尺度上的数据源有所差异(表 3.3)。同一尺度上的多源数据的空间分辨率、坐标系等方面存在一定差异,因此,需要按照制图单元,通过重采样、块统计、聚合分析等预处理方法,将全球相关数据统一至 8km 分辨率和常用的 GCS_WGS_1984 坐标系,中国相关数据统一至 1km 分辨率和常用的 Krasovsky_1940_Albers 坐标系。

表 3.3 全球和中国尺度的自然和人为因子多源数据

Table 3.3 Natural and anthropogenic multi-source data at global and China scales

数据类型	尺度	数据源	空间和时间分辨率
土地利用/覆被	全球	欧空局 CCI_LC 数据	300m,1993—2018 年逐年
	中国	中国科学院地理科学与资源研究所 土地利用数据	100m,1980s/1990/1995/2000/ 2005/2010/2015/2020 共 8 期
降水/气温	全球	CRU TS4.04	0.5°,1990—2018 年逐月
	中国	中国科学院资源环境科学数据中心	1km,1980—2018 年逐月
潜在蒸散发	全球	CRU TS4.04	0.5°,1990—2018 年逐月
	中国	CRU TS4.04	0.5°,1990—2018 年逐月
海拔/坡度	全球	GMTED2010/ArcticDEM/ AntarcticDEM 融合	分别为 250m/100m/200m
	中国	ASTER GDEM V2	30m
NDVI	全球	GIMMS-NDVI3g	8km,1982—2015 年半月间隔
	中国	MOD13A3 C6	1km,2000—2020 年逐月
土壤类型	全球	TAXNWRB	250m
	中国	中国 1:100 万土壤类型图	1:100 万
居民点 POI	中国	OpenStreetMap	shp 格式,2020
人口密度	全球	GPWv4	30',2000—2020 年每 5 年
	中国	Worldpop	100m,2000—2015 年逐年
边界	全球	GADM 2.8	2015
	中国	中科院资源环境科学数据中心	2015



(1) 土地利用/覆被数据

全球土地利用/覆被数据来源于 Climate Change Initiative Land Cover dataset (CCI_LC, www.esa-landcover-cci.org), 是欧空局基于 AVHRR、SPOT-Vegetation、PROBA-V 等多源数据生产, 以 FAO Land Cover Classification System (LCCS) 为分类系统, 包含 22 种类型。该数据集的时间跨度为 1993—2018 年, 以每年为间隔, 空间分辨率为 300m。根据本研究的时间间隔, 共选用 7 期 CCI_LC 土地利用/覆被数据, 其中 1993 年数据用于 1990 年分类。

中国土地利用/覆被数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中心(www.resdc.cn), 是基于 Landsat 遥感影像人工目视解译得到, 包括 6 个一级和 25 个二级类型, 总体精度超过 90%(刘纪远等, 2018)。该数据集的时间跨度为 1980s—2020 年, 每 5 年一期, 空间分辨率为 100m。根据本研究的时间间隔, 共选用 8 期土地利用/覆被数据。

基于 ArcGIS 软件, 使用重分类和聚合 (Aggregate) 分析工具, 分别将全球 300m 和中国 100m 土地利用/覆被数据转变为 8km 和 1km 的土地利用类型占比数据, 用不同类型占比表征生态系统结构, 用于生态系统分类。

(2) 气候数据

气候数据包括降水、气温、潜在蒸散发和干燥指数。全球降水、气温和潜在蒸散发数据来源于 Climatic Research Unit 的第 4.04 版时序数据 (CRU TS4.04) (Harris et al., 2014), 该数据集目前提供了 1901—2019 年逐月 0.5°分辨率栅格数据, 是全球和区域研究中应用最广泛的气候数据集之一。

中国降水和气温栅格数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中心(www.resdc.cn), 是基于 ANUSPLIN 软件的薄盘样条函数法, 引入高程作为协变量插值得到, 该数据集为 1980—2018 年逐月 1km 分辨率栅格数据。

为了与其他数据匹配, 将全球 0.5°分辨率气候数据重采样至 8km, 将中国 0.5°分辨率潜在蒸散发数据重采样至 1km。

干燥指数 (Aridity index, AI) 是表征区域干湿程度的有效指标, 又称为干燥度 (张存杰等, 2016)。目前已发展诸多干燥指数, 包括帕尔默干旱安全指数 (Palmer Drought Severity Index, PDSI)、自校正 PDSI (self-Calibrating PDSI, sc_PDSI)、修正 PDSI (Modified PDSI, MPDSI)、标准化降水指数 (Standardized Precipitation Index, SPI)、标准化降水蒸散指数 (Standardized Precipitation Evapotranspiration Index, SPEI) 等。本研究根据多年平均潜在蒸散发与降水之比的定义, 计算全球 8km 和中国 1km 分辨率的干燥指数数据, 并将 $AI < 1.0$ 、 $1.0 \sim 1.5$ 、 $1.5 \sim 4.0$ 、 > 4.0 分别划分为湿润、半湿润、半干旱、干旱 4 类。

$$AI = \frac{PET}{Pre} \quad (3.1)$$

式中, AI 、 PET 和 Pre 分别指干燥指数、年潜在蒸散发和年降水。

(3) 地形数据

地形数据包括海拔和坡度, 其中全球海拔是基于 Global Multi-resolution Terrain Elevation Data 2010 (GMTED2010) 数据集 (250m, 不包括北极和南极地区)、北极 ArcticDEM 数据

(100m)和南极 Radarsat Antarctic Mapping Project DEM-Version 2(AntarcticDEM,200m)这3个数据集,利用重采样、栅格镶嵌方法获取 250m 分辨率的全球 DEM 融合数据。中国海拔数据来源于 30m 分辨率的 ASTER GDEM 第 2 版 DEM 数据(Tachikawa et al.,2011)。全球和中国的坡度数据是基于 DEM 数据在 ArcGIS 中分别计算得到,并采用块统计方法将海拔和坡度数据重采样至全球 8km 和中国 1km 分辨率。

(4)植被覆盖度数据

植被覆盖度(fractional vegetation cover,FVC)是生态系统质量的重要指示因子,与 NDVI 之间存在较强相关性。像元二分模型是一种简单有效的混合像元线性分解模型,已广泛应用于植被覆盖度估算。该模型假设像元 NDVI 值由植被和裸地 NDVI 值的加权(权重为两组分的面积占比)混合组成。植被覆盖度的计算公式如下:

$$FVC = \frac{NDVI_{\text{pixel}} - NDVI_{\text{soil}}}{NDVI_{\text{veg}} - NDVI_{\text{soil}}} \quad (3.2)$$

式中,FVC、 $NDVI_{\text{pixel}}$ 、 $NDVI_{\text{soil}}$ 和 $NDVI_{\text{veg}}$ 分别是植被覆盖度、像元 NDVI、裸地 NDVI 和植被全覆盖时的 NDVI。 $NDVI_{\text{soil}}$ 和 $NDVI_{\text{veg}}$ 可根据 NDVI 的 5% 和 95% 累积占比对应的值得到。以往基于 RS 反演植被覆盖度的研究大多未考虑植被类型,由于不同植被类型的低覆盖和高覆盖对应的 NDVI 均不同,导致这些研究的估算不准确。因此,本研究在区分植被类型的基础上反演植被覆盖度。

本研究用于计算植被覆盖度的 NDVI 数据包括:全球尺度上使用的是 Global Inventory Monitoring and Modeling Studies 第 3 代 NDVI 产品(GIMMS-NDVI3g),下载于 <https://ecocast.arc.nasa.gov/data/pub/gimms/3g.v1/>,基于 NOAA AVHRR 系列卫星数据生产,是目前时间跨度最长的全球 NDVI 数据集,时间跨度为 1982—2015 年,时间和空间分辨率分别为 15 天和 8km。中国尺度上使用的是 Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer(MODIS)的 MOD13A3 第 6 版(C6)产品,下载于 <https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/>,时间和空间分辨率分别为 1 月和 1km;较之 MODIS C5 产品,C6 产品做了传感器衰退校正、云去除、算法提升等方面的改进。其中 1980s、1990 和 1995 年中国尺度的植被覆盖度是基于 GIMMS-NDVI3g 产品计算,再基于聚合分析重采样至 1km。

(5)土壤数据

本研究使用的其他数据包括土壤、居民点密度、人口密度和边界数据等。全球土壤数据来源 250m 分辨率的 TAXNWRB 土壤数据库,中国土壤数据采用来源中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中心(www.resdc.cn)的 1:100 万土壤类型图,通过块统计重分别采样至 8km 和 1km。

(6)居民点密度和人口密度数据

中国 2020 年居民点 PIO 数据来源于开放街道地图(OpenStreetMap),可下载于 www.openstreetmap.org,基于 POI 数据计算得到 1km 分辨率的居民点密度。

全球人口密度数据来源于 Gridded Population of the World 第 4 版(GPWv4)数据库的 UN WPP-Adjusted Population Density,v4.11 数据,提供了 2000—2020 年每 5 年 30'分辨率



的人口栅格数据,可下载于 <https://sedac.ciesin.columbia.edu/>。2000—2015 年中国人口密度数据来源于 Worldpop 数据库,该数据可下载于 <https://www.worldpop.org/geodata/listing?id=29>,提供了逐年 100m 分辨率的人口密度栅格数据。

(7) 边界数据

2015 年全球行政边界来源于 GADM database of Global Administrative Areas (version 2.8) 数据库,可下载于 <http://www.gadm.org/>。2015 年中国行政边界数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中心(www.resdc.cn)。

3.2.2 聚类分析

聚类分析是把一组数据划分为多个特征相似类别的有效方法,广泛应用于非监督分类、热点识别等研究。本研究以 3×3 像元为统计单位,采用 Anselin Local Moran's I 指数(I) (Anselin, 1995)对中心像元的土地利用类型占比进行聚类分析,以识别连片聚集分布的主导土地利用类型。当生态系统中某一地类的聚集统计值 $I > 0$ 且其显著性 $Z \geq 1.96$ 时,说明该地类是该像元的主导地类,呈显著聚集分布特征。Moran's I 指数的计算公式如下:

$$I_i = \frac{(n-1)(x_i - \bar{x})}{\sum_{j=1, j \neq i}^n (x_j - \bar{x})^2} \times \sum_{j=1, j \neq i}^n w_{ij} (x_j - \bar{x}) \quad (3)$$

$$Z_i = \frac{I_i - E[I_i]}{\sqrt{V[I_i]}} \quad (4)$$

式中, I_i 和 Z_i 分别是像元 i 的 Moran's I 指数值和显著性。 X_i 和 X_j 分别是像元 i 的值(也就是土地利用的占比)和其周边像元 j 的值。 \bar{x} 是像元 i 及周边像元的平均值, w_{ij} 是像元 i 和 j 的空间距离权重。 n 是统计单元内的像元数。 $E[I_i]$ 和 $V[I_i]$ 分别是统计单元内所有像元 Moran's I 指数值的均值和方差。

3.2.3 类型识别与制图步骤

基于上述多源数据,以土地利用结构、植被盖度、居民点密度、干旱指数、海拔高度、地形坡度和土壤类型为主要指标,通过空间聚类 and 制图综合方法,对生态系统类型进行识别,主要包括如下步骤:

(1) 基于 NDVI 数据,根据像元二分模型计算区域的植被覆盖度,即 FVC。以年最大 FVC 值 10% 为指标,划分为基本无植被区($FVC < 10\%$)和有植被区($FVC \geq 10\%$)两类。

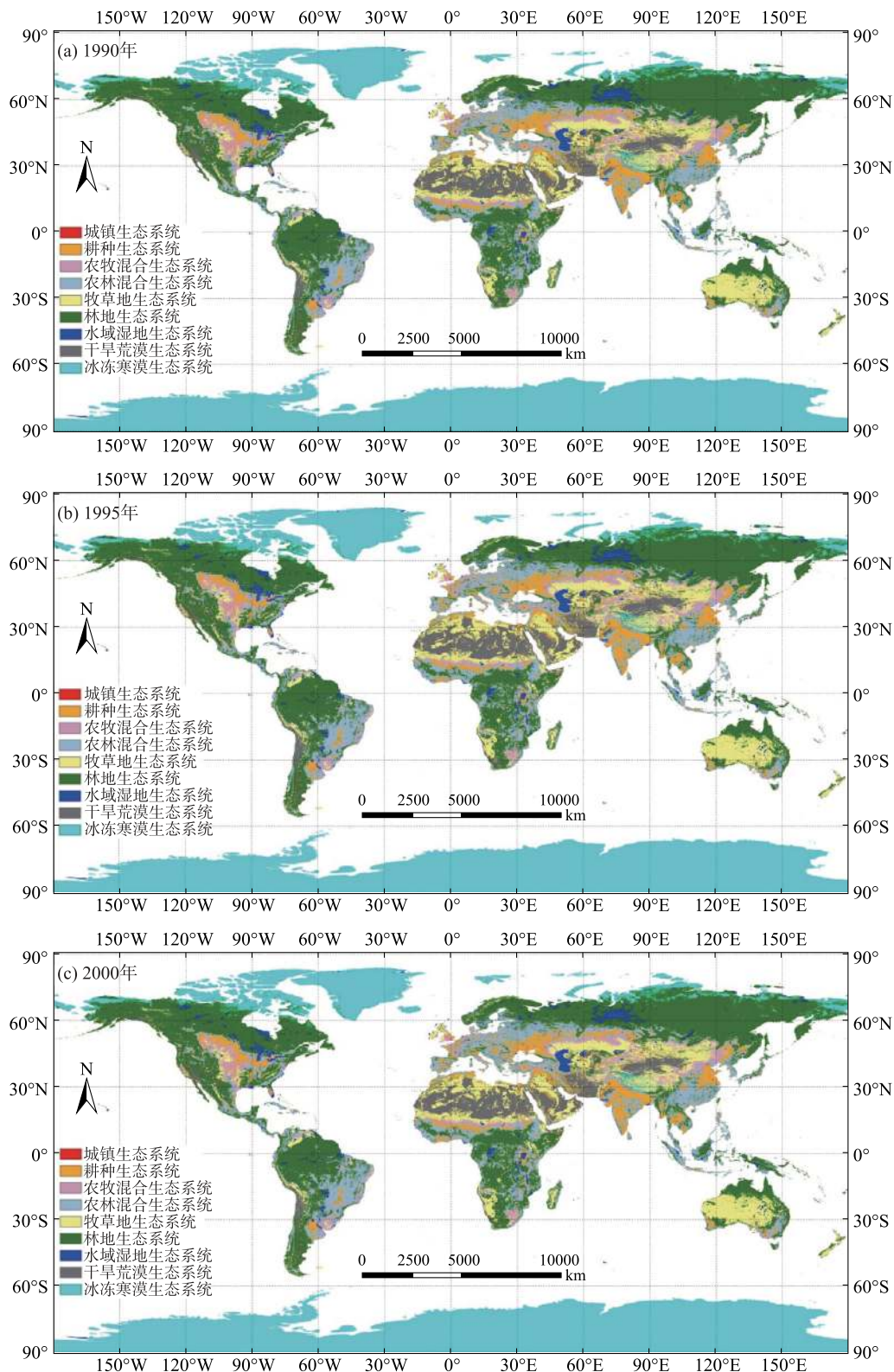
(2) 对基本无植被区,基于土地利用图,首先将城镇、湖泊水面类型,以及居民点密度 ≥ 1 个/100 km² 的区域剔除。然后,以年均温 0℃ 或海拔高度 5000m 为指标,将其区分为干旱荒漠生态系统和冰冻荒漠生态系统;第三,根据植被最大 FVC 图、土壤类型图、土地利用图,通过空间叠置,进一步识别出二级类型,即荒漠生态系统(FVC 在 5%~10%)、沙漠生态系统(沙土, $FVC < 5\%$)和裸岩戈壁生态系统;冰冻寒漠生态系统根据土地利用类型划分为冰川和冻土寒漠生态系统。

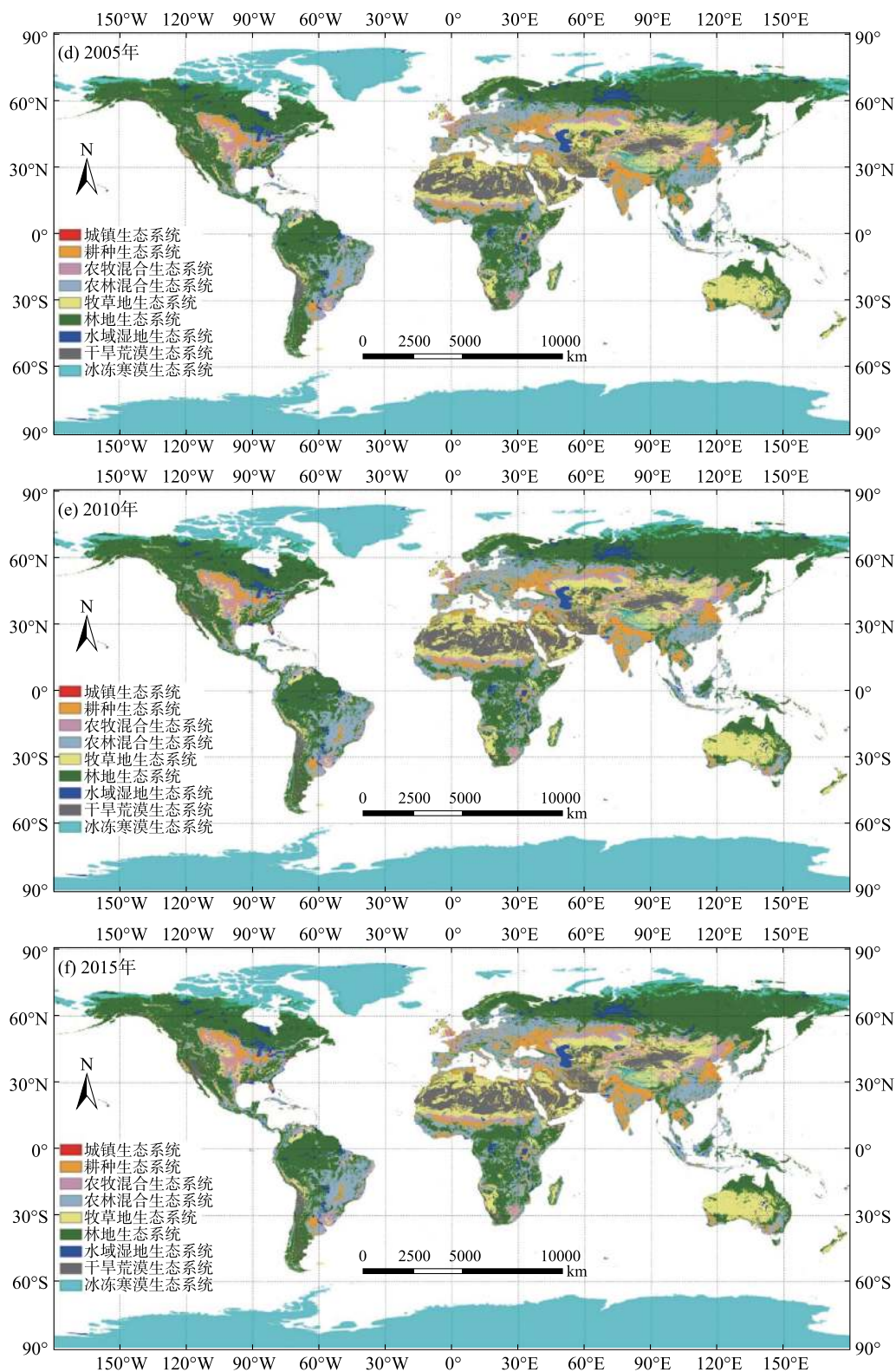
(3)利用 ArcGIS 软件,将完成地类识别(即荒漠生态系类型统)剔除后的区域,按照先识别相对单一类型,再识别混合类型的顺序对生态系统进行归类识别。首先,基于土地利用图、坡度图和居民点分布图,采用 ArcGIS 软件,按最小制图单元分别计算土地利用结构、平均坡度、居民点密度。第二,采用 Anselin Local Moran's I 指数,以 3×3 像元为统计单元,对中心像元(土地利用类型占比)进行聚类。对聚集显著性 $\geq 95\%$,且以建设用地为主、以耕地和果园为主且坡度低于 10° 、以草地为主且耕地比重低于 5% 、以林地和灌木林地为主且无居民点分布、以河湖水面和湿地为主的聚集区,分别划分为城镇生态系统、耕种生态系统、牧草地生态系统、林地生态系统、水域湿地生态系统。第三,对位于城镇周边耕地和居民用地交错分布但聚集显著性不显著的地区,划分为耕种生态系统。第四,对未识别的其他类型,根据耕地、草地和林地的组合特征,划分为农牧混合生态系统(以牧草地和耕地为主)和农林混合生态系统(以林地和耕地为主)。第五,主要以土地利用类型和结构为指标,综合考虑气候、植被类型和盖度、土壤类型等因素差异,划分二级类型。对城镇生态系统,根据工矿用地占比最大来识别工矿生态系统,再以建设用地占比 60% 为指标,划分为城市($\geq 60\%$)和乡镇生态系统($< 60\%$)。对于耕种生态系统,将干旱指数 ≥ 4 的单元识别干旱绿洲生态系统,其他根据主导土地利用方式和气候特征,划分为水田和旱地生态系统。农牧和农林混合生态系统则根据耕地、草地或林地占比,划分为农牧、牧农和农林、林农生态系统类型。牧草地生态系统根据年均植被盖度划分为典型牧草($FVC \geq 50\%$)、斑状牧草($30\% \leq FVC < 50\%$)和稀疏牧草($FVC < 30\%$)生态系统 3 个二级类型。根据植被类型(即乔木林和灌木林)和盖度,将林地生态系统分为密林($FVC \geq 70\%$)、半密林($50\% \leq FVC < 70\%$)、疏林($FVC < 50\%$)、灌木林 4 个二级生态系统。水域湿地生态系统分为水域、沼泽和海滩生态系统 3 个二级类型。

(4)对生态系统分类图进行制图综合。首先,参照 Google Earth 米级高分影像数据,对分布零散、不符合地理分布规律的类型进行了检验,并校正了识别错误的类型。其次,根据制图单元的土地利用结构、坡度和居民点密度、人口密度数据,对划分错误的类型进行了综合和调整,最后编制了 1990—2018 年共 7 期全球和 1980s—2020 年共 8 期中国陆地生态系统分布图。

3.3 1990—2018 年全球陆地生态系统分类制图

基于欧空局土地利用/覆被分类数据、CRU TS4.04 气候数据、DEM 融合数据、GIMMS-NDVI3g 数据、TAXNWRB 土壤数据库、人口密度等多源数据,利用 RS 和 GIS 技术,开展了 1990、1995、2000、2005、2010、2015 和 2018 年全球生态系统二级分类与制图(8km, 7 期共 14 幅)(图 3.2、图 3.3)。





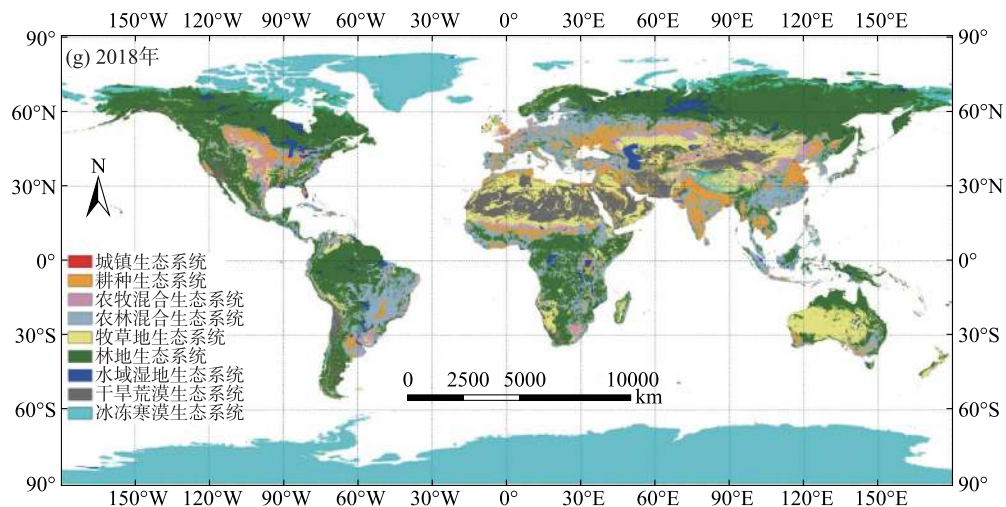
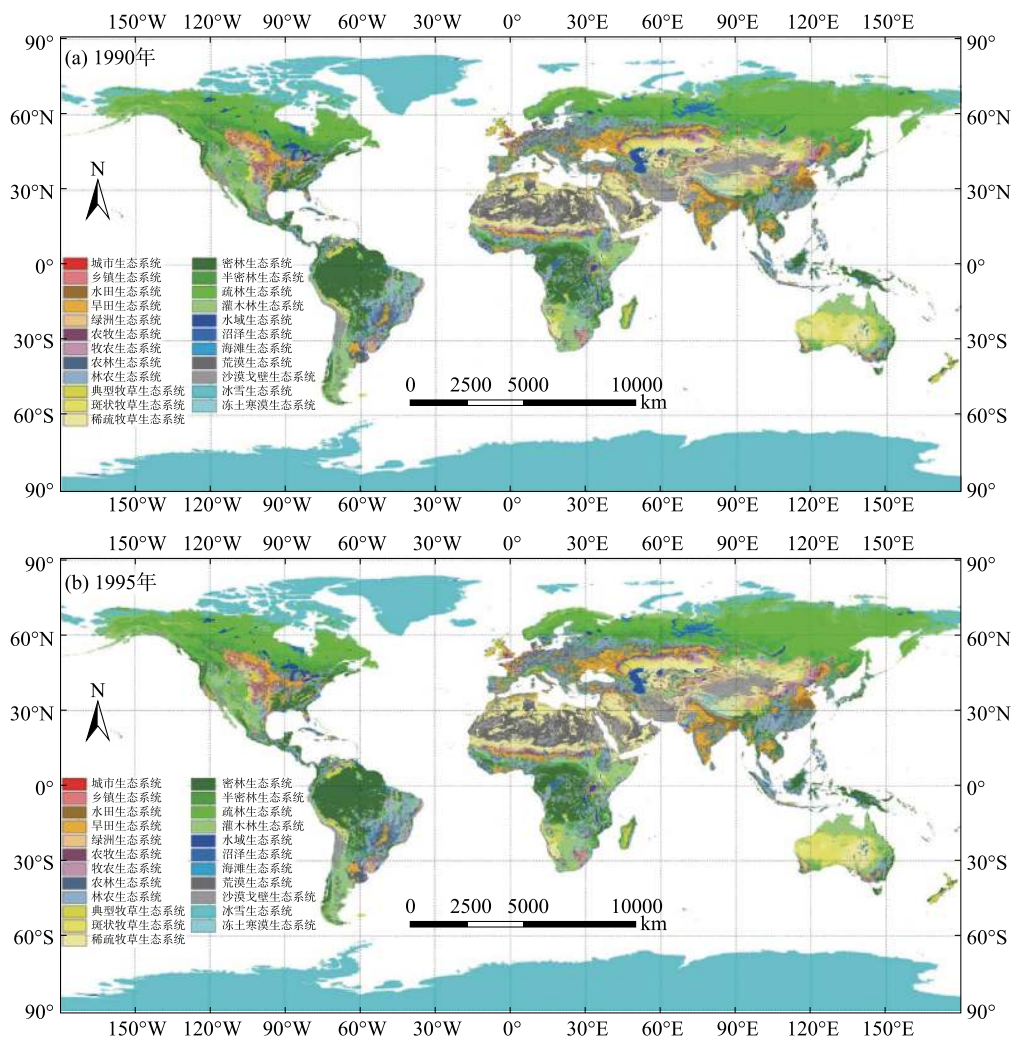
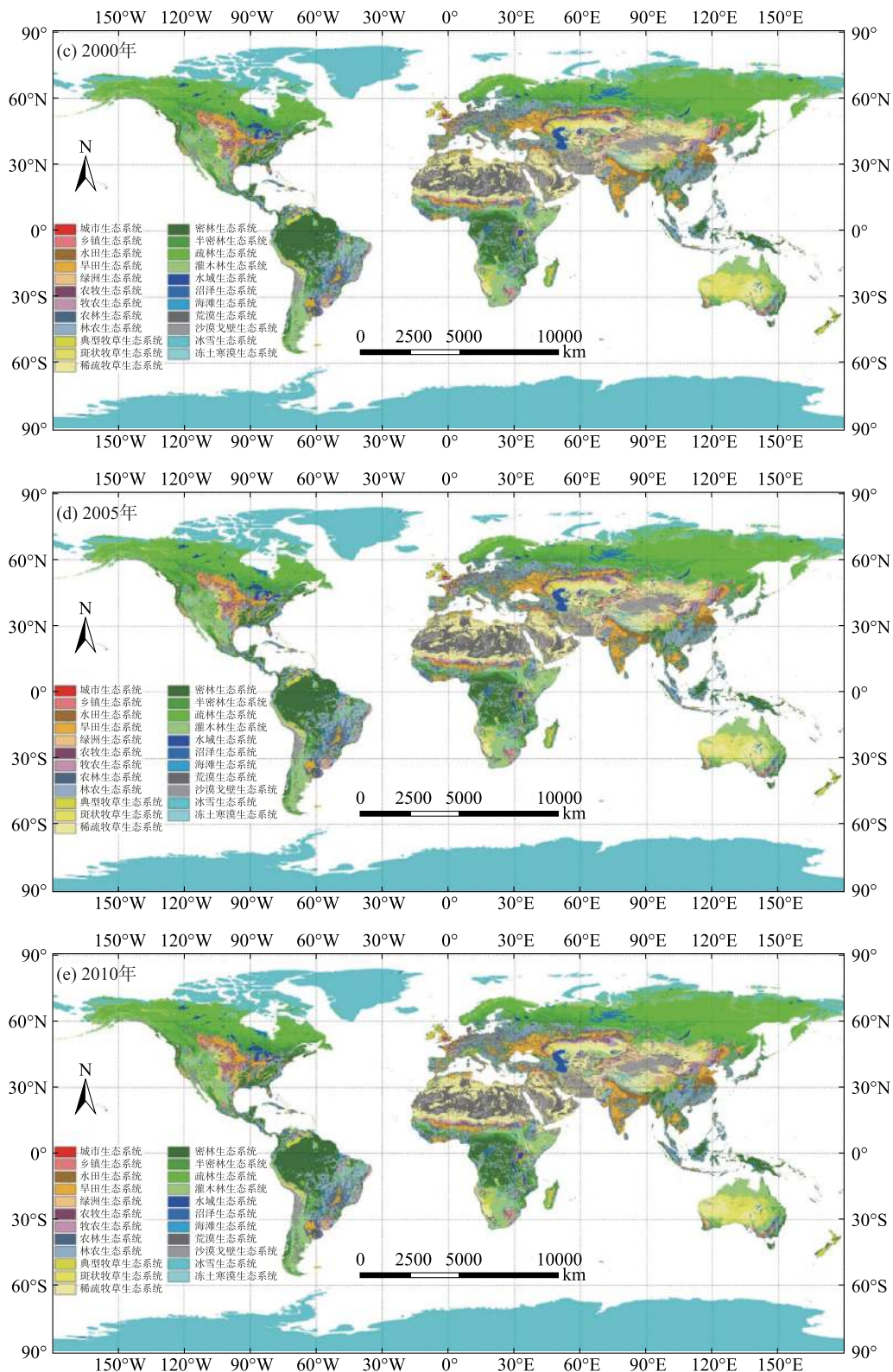


图 3.2 1990—2018 年全球生态系统一级类型的空间分布

Figure 3.2 Spatial distribution of first-level global ecosystem types during 1990—2018





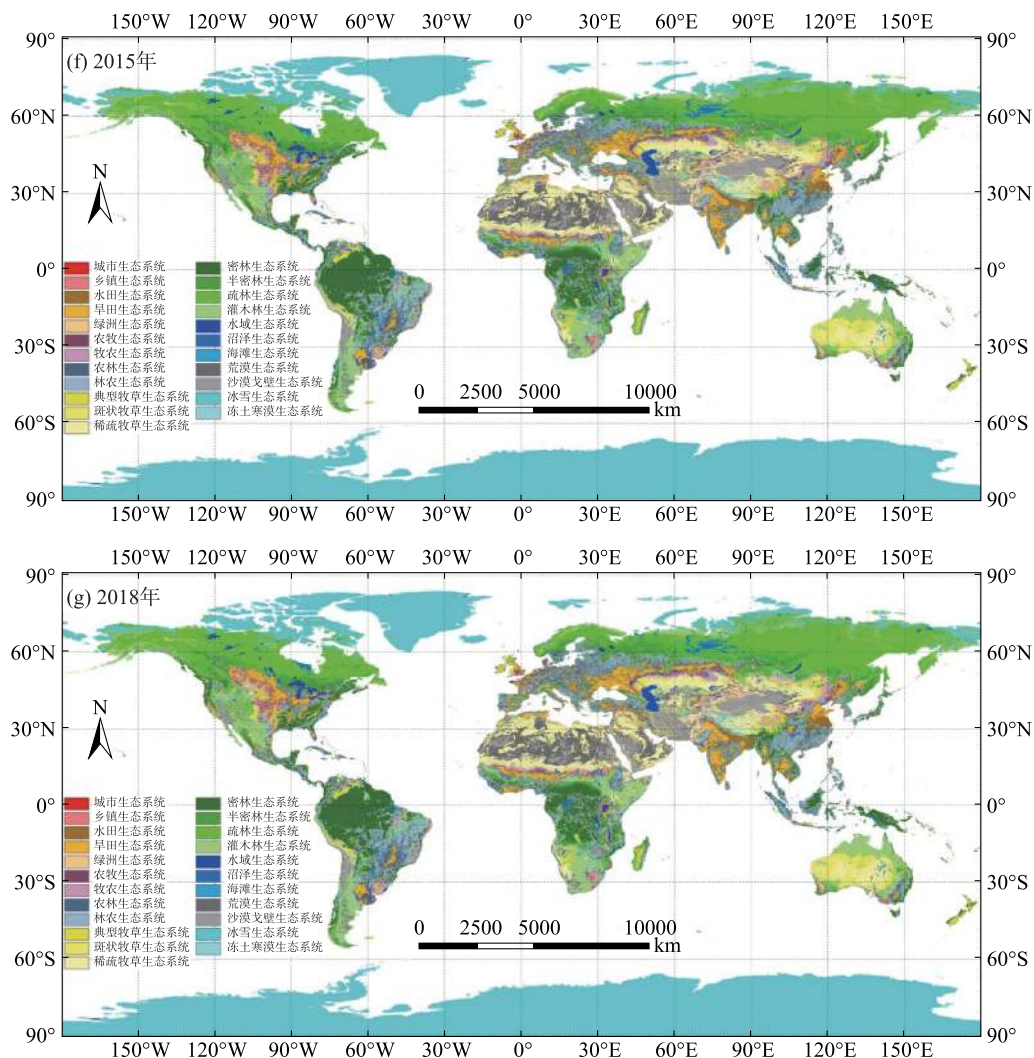
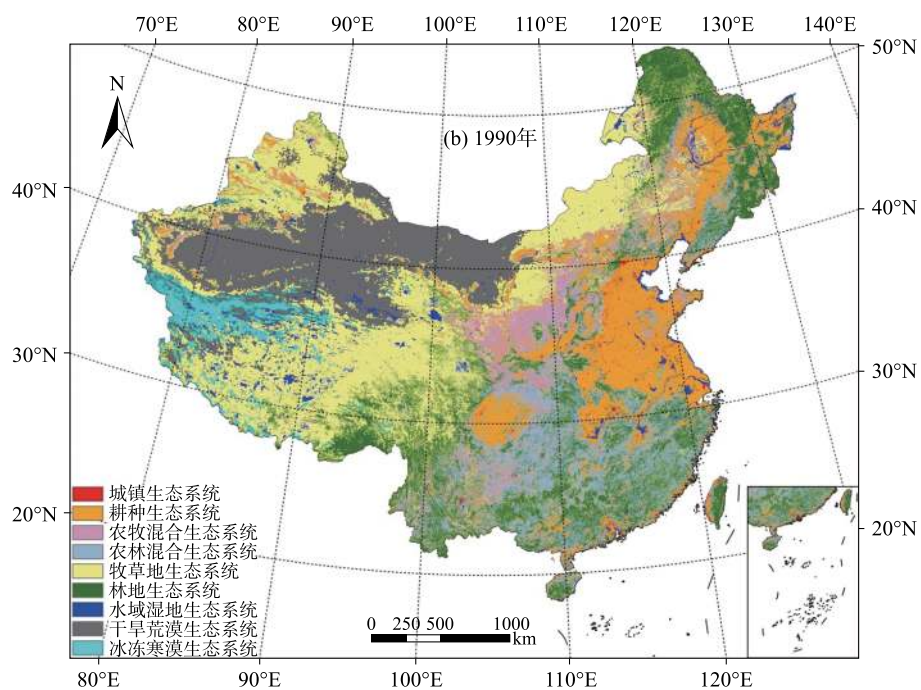
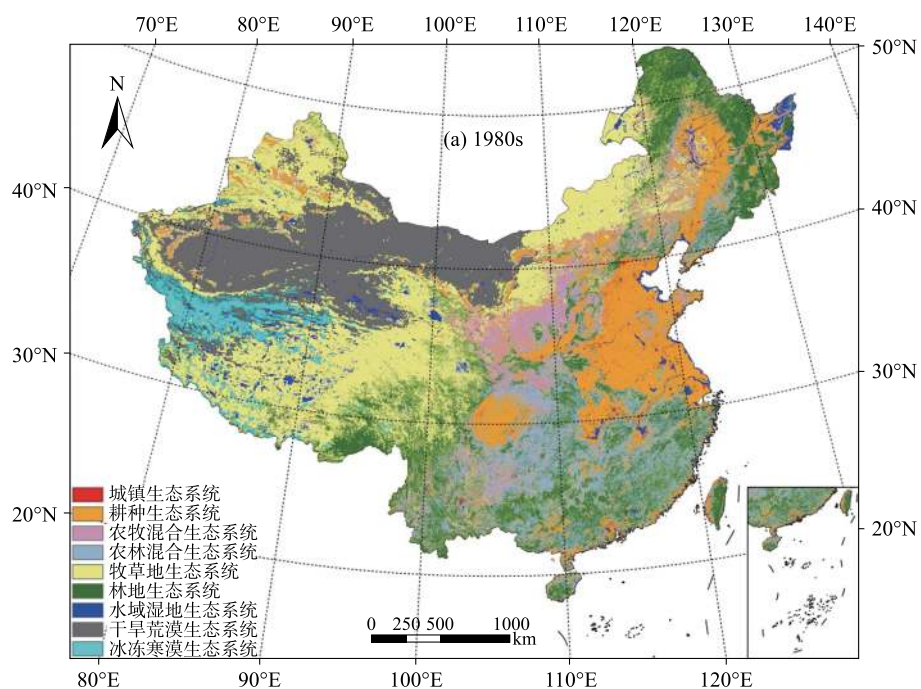


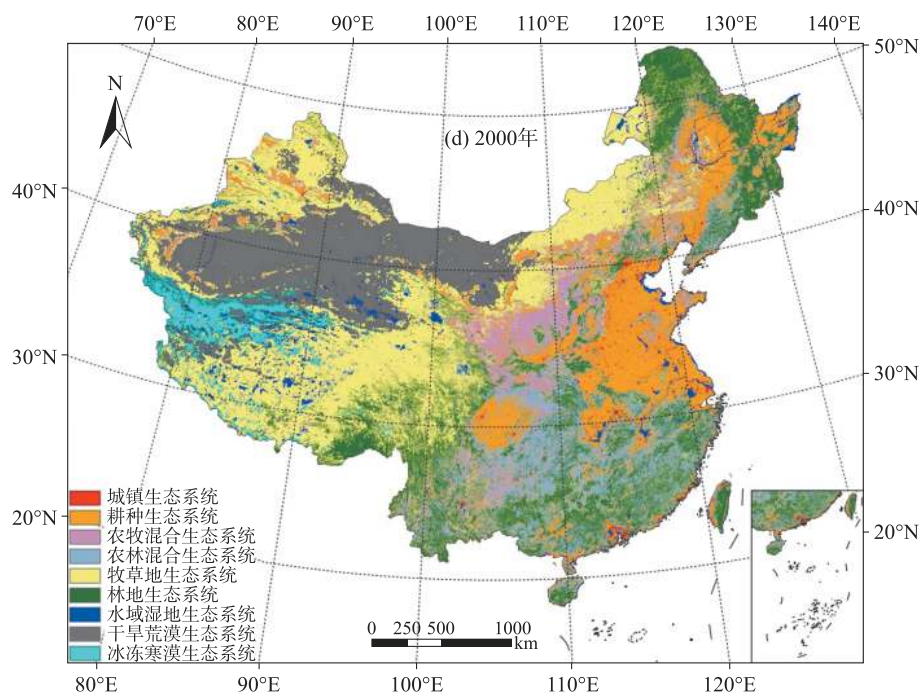
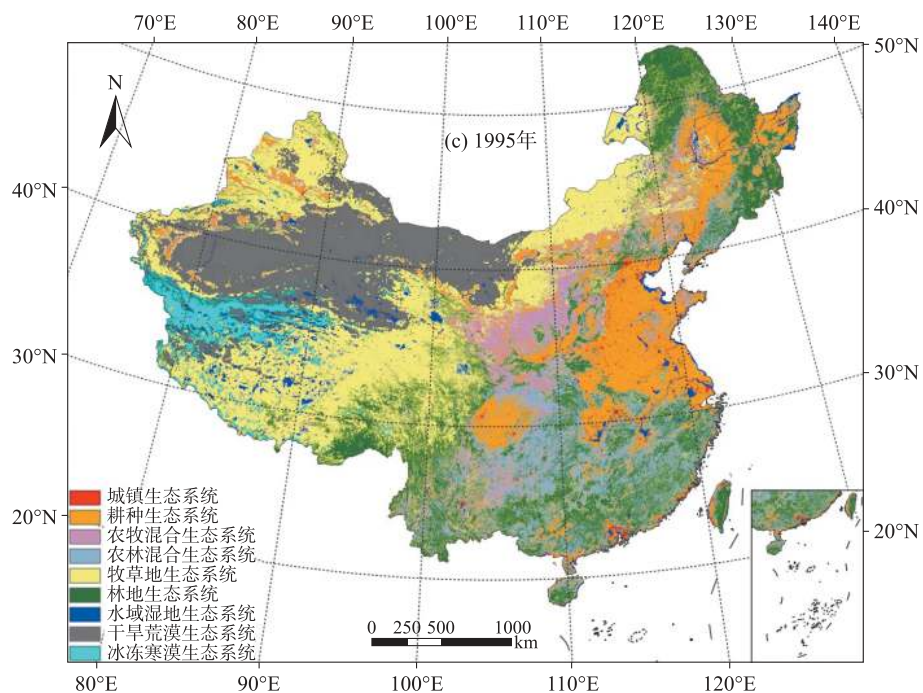
图 3.3 1990—2018 年全球生态系统二级类型的空间分布

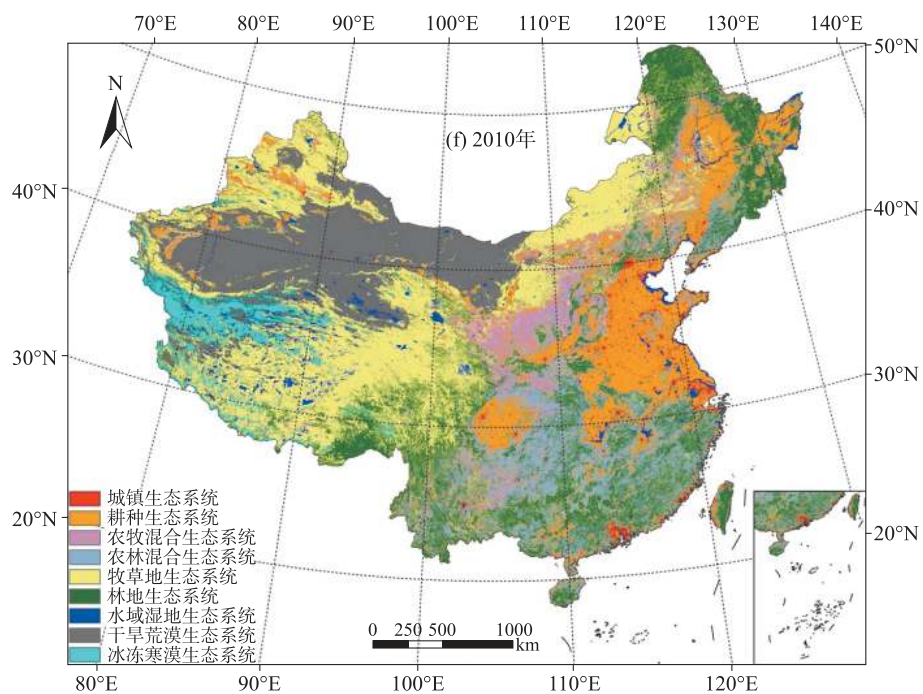
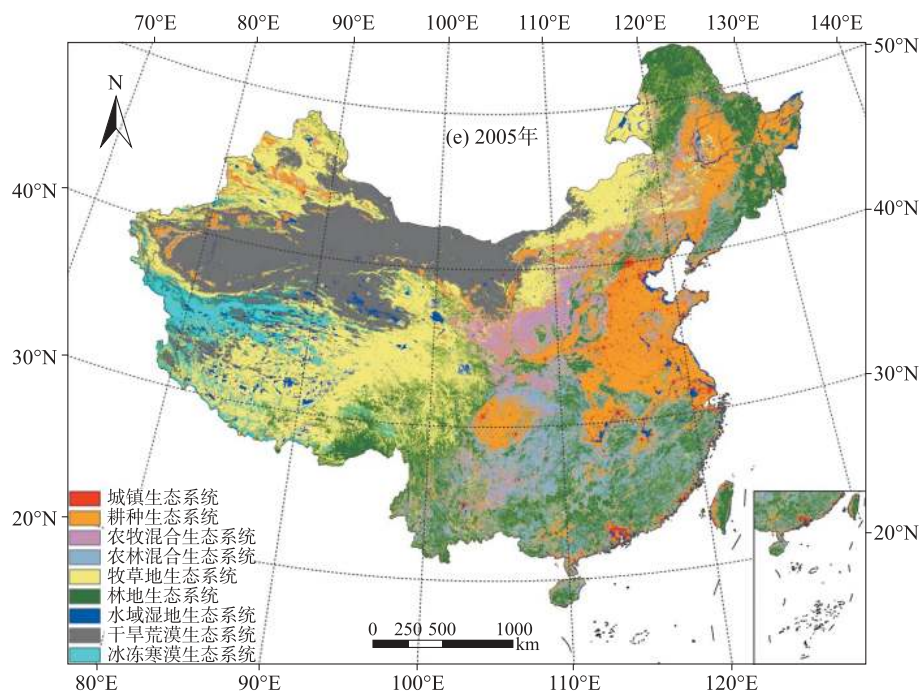
Figure 3.3 Spatial distribution of second-level global ecosystem types during 1990—2018

3.4 1980s—2020 年中国陆地生态系统分类制图

基于中国科学院土地利用/覆被分类数据、MOD13A3 C6 NDVI 数据、气候插值数据、ASTER GDEM V2 数据、1:100 万土壤类型数据、居民点密度等多源数据,完成了 1980s、1990、1995、2000、2005、2010、2015 和 2020 年中国生态系统二级分类与制图(1km, 8 期共 16 幅)(图 3.4、3.5)。







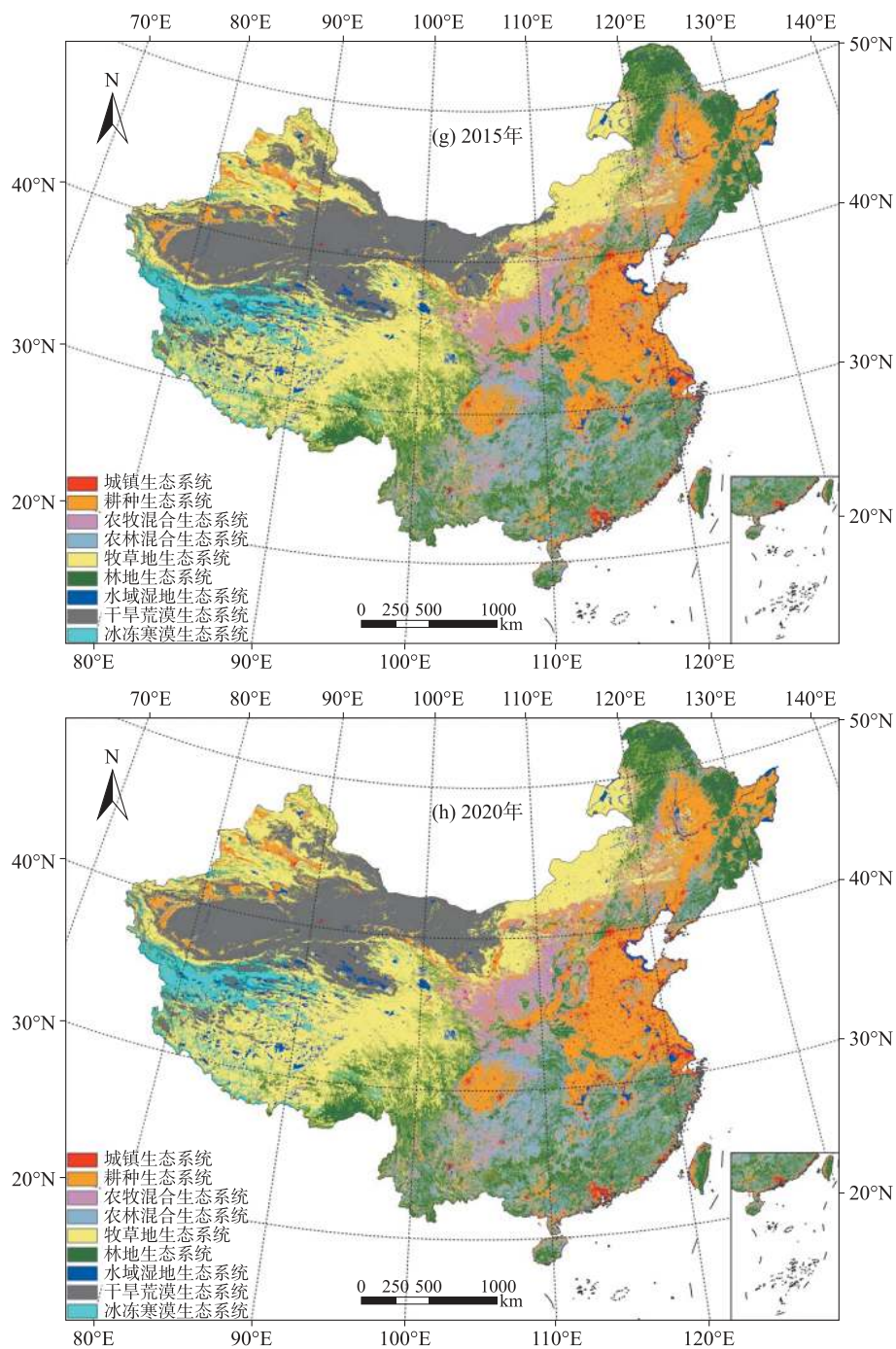
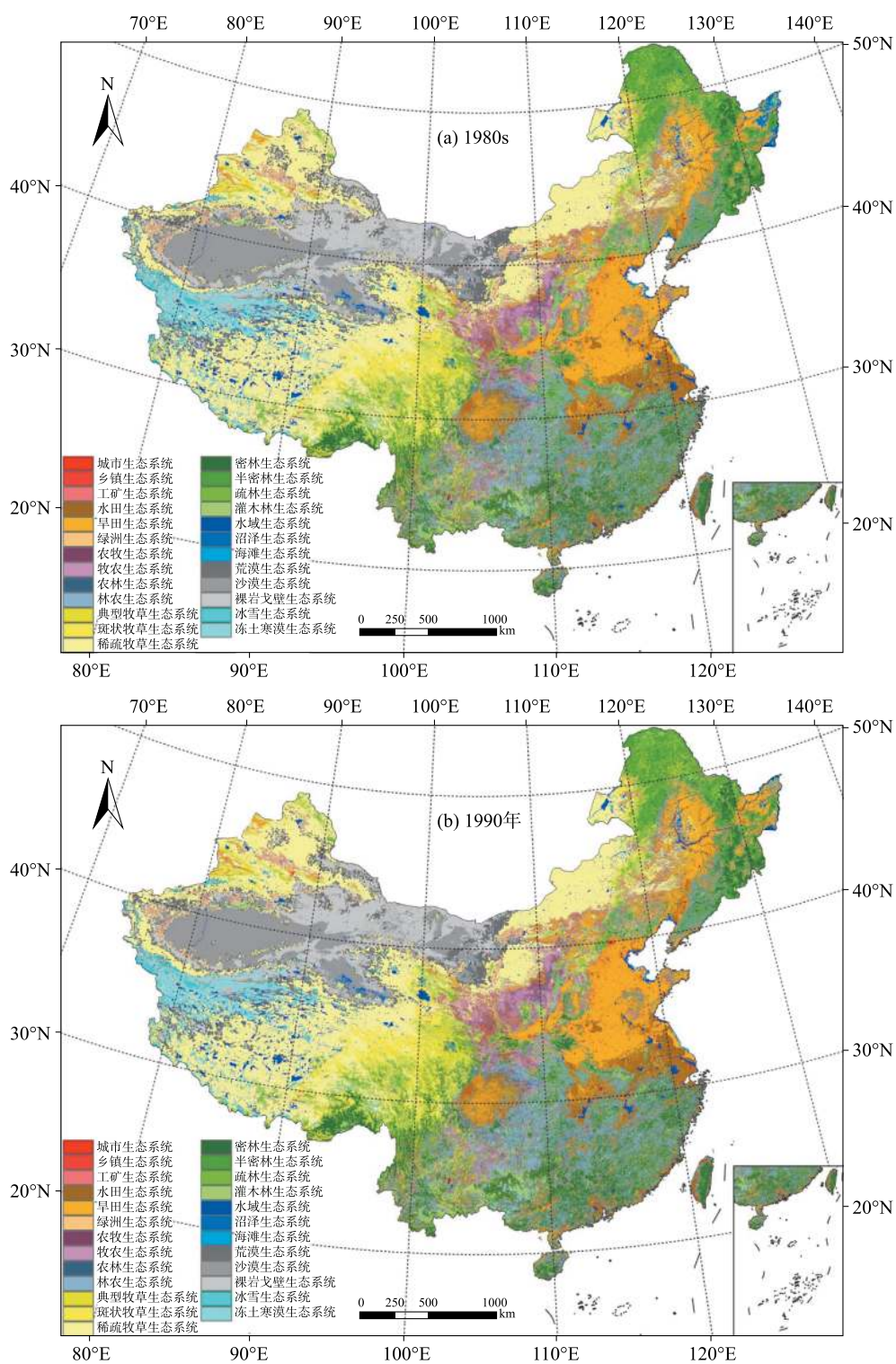
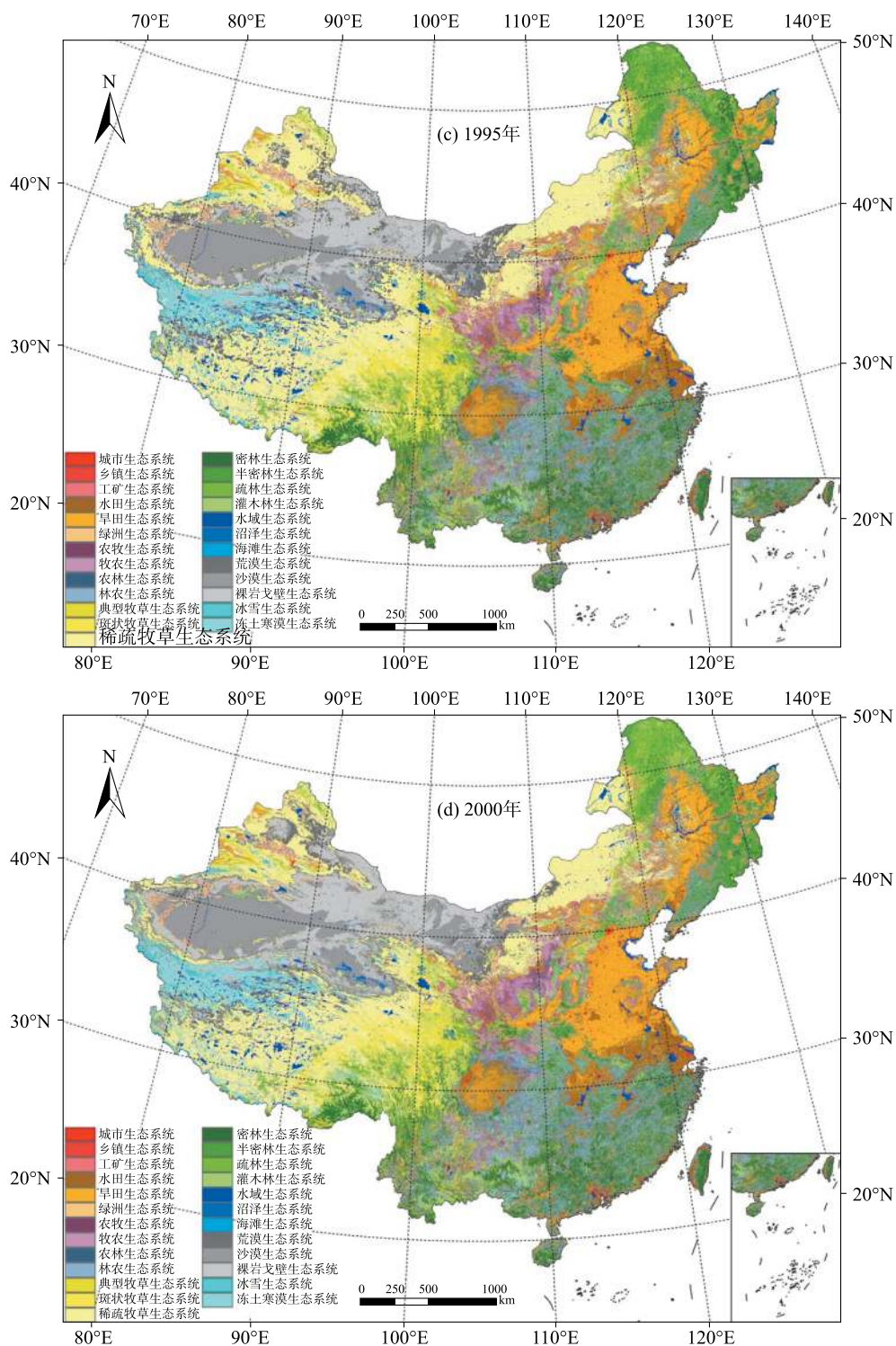
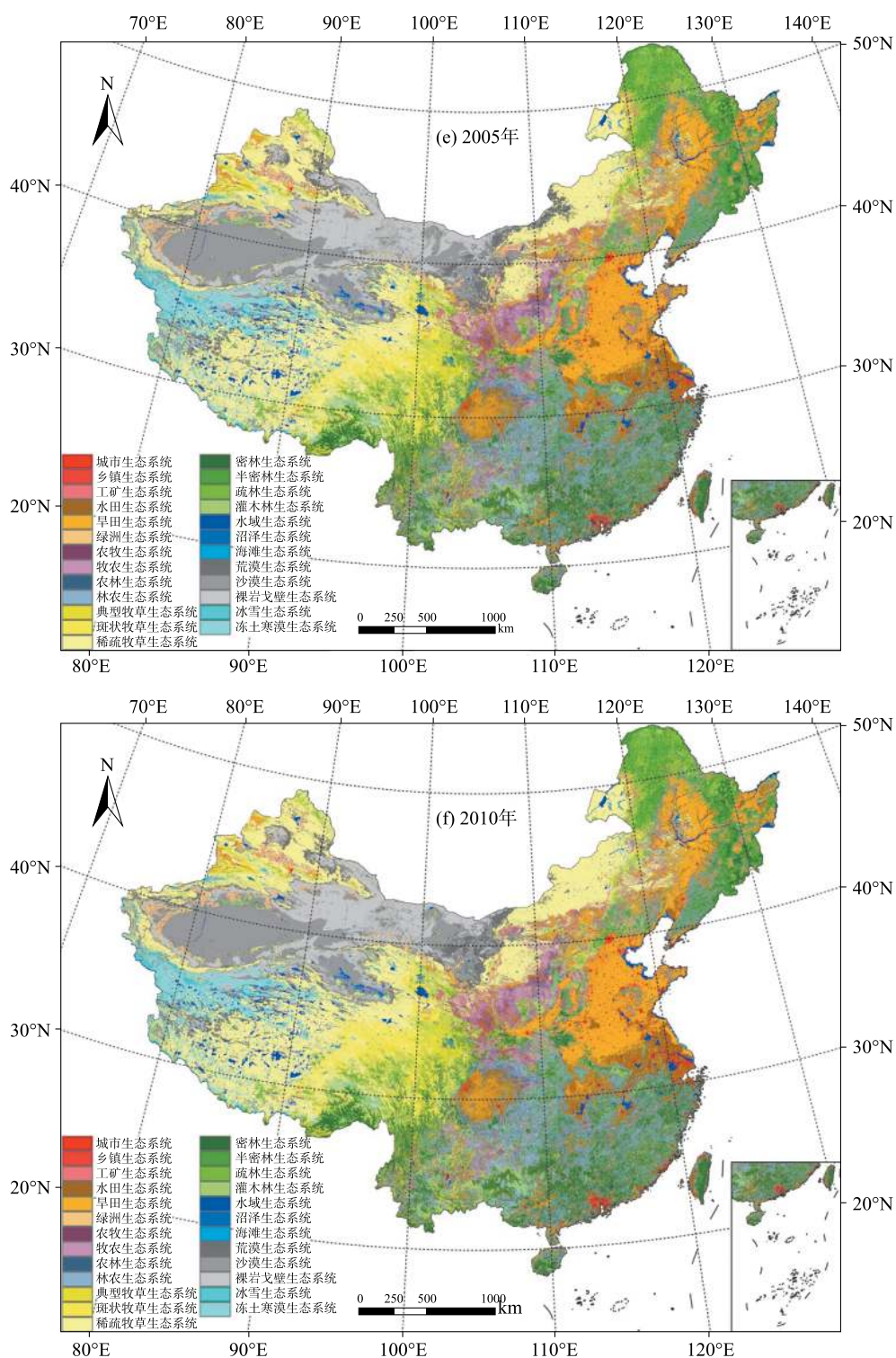


图 3.4 1980s—2020 年中国生态系统一级类型的空间分布

Figure 3.4 Spatial distribution of first-level ecosystem types in China during 1980s—2020







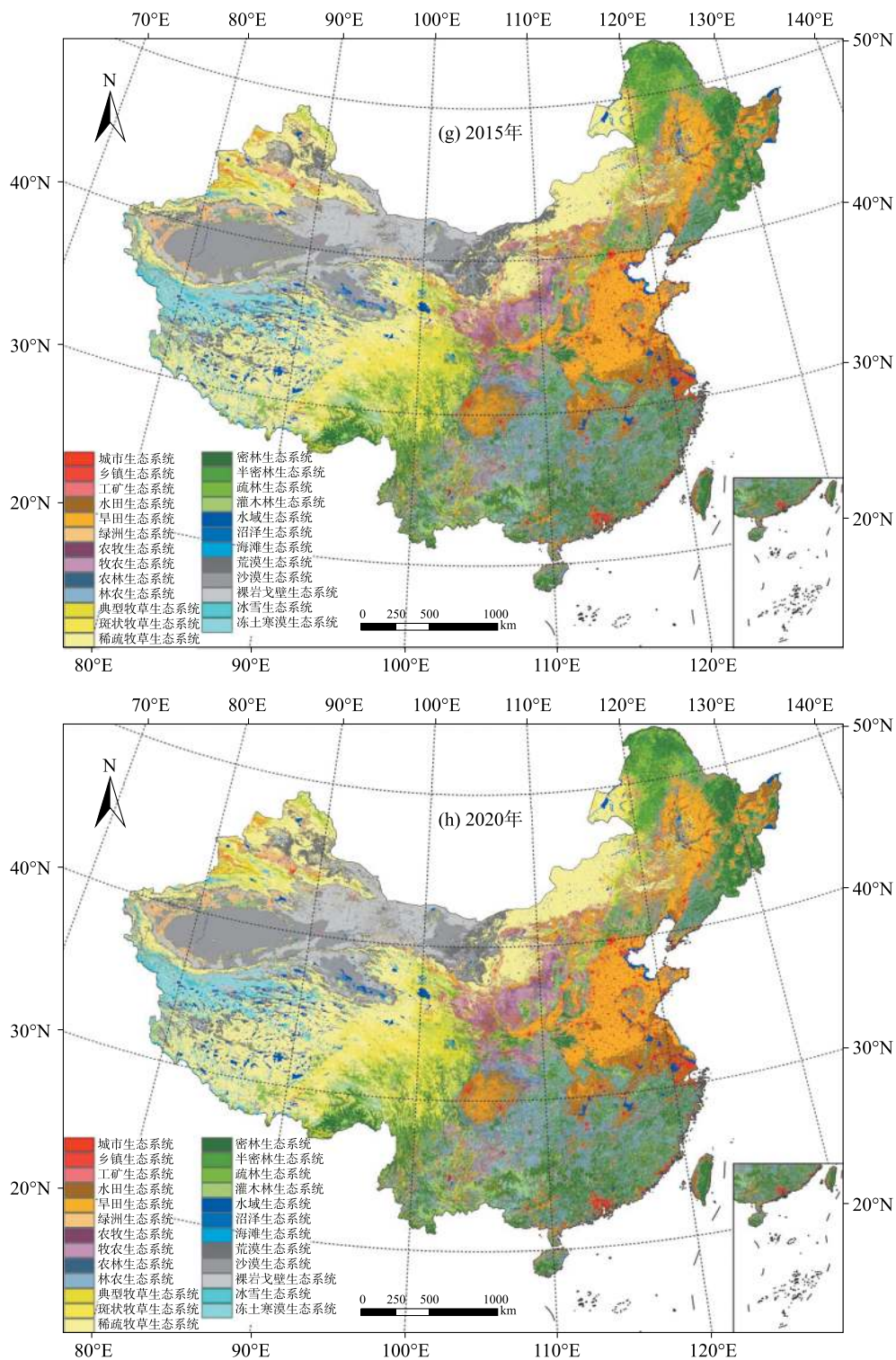


图 3.5 1980s—2020 年中国生态系统二级类型的空间分布

Figure 3.5 Spatial distribution of second-level ecosystem types in China during 1980s—2020

3.5 陆地生态系统分类制图的特点及其对服务评估的支撑

本研究构建了集成土地利用分类、气候、植被、地形、土壤和居民点分布等自然和人为因素的陆地生态系统分类体系,适应于全球和国家大尺度生态系统类型识别和制图,分类不宜过细。该分类以土地利用占比表征生态系统结构,识别了农牧和农林混合生态系统,强调了生态系统是多组分混合形成的多功能单元。牧草地和林地生态系统等类型划分时,综合考虑了土地利用方式、植被类型和植被盖度,突出了生产力、水土保持功能及生态风险的差异。本研究的生态系统分类方案和制图结果,按照主导因素分异原则,突出了人类活动干预强度、生态系统主导服务功能和结构的差异性 or 一致性,体现了生态系统的综合性和主导性特征,体现了生态环境风险和生产力的差异,刻画了混合生态系统的类型组合和过渡特征,可为生态系统的服务功能准确评估和分类管理提供有效科学支撑。

陆地生态系统分类是服务评估的重要基础,然而以往大多数服务评估都是基于土地利用/覆被分类开展,对生态系统的服务功能、人类活动的干预程度和生态风险体现不够。生态系统服务评估常使用的方法主要包括市场价值法和空间显性模型模拟法。市场价值法是以市场货币的形式量化生态系统服务功能的经济价值,常用方法有价值转移法(Costanza et al., 1997)、当量价值法(谢高地等, 2003)、支付意愿法(Loomis et al., 2000; 张志强等, 2003)等。其本质是对不同土地利用/覆被类型赋予相应权重(或价值当量),再根据各类型面积进行加权求和,得到区域的生态系统服务总价值;这类方法虽然体现了生态系统服务功能的类型差异性,但忽略了服务功能的空间异质性。有研究在此基础上结合地形、植被盖度等因素开展服务功能的经济价值化,一定程度体现了相同土地利用/覆被类型的服务功能空间差异性(谢高地等, 2015)。常用来模拟生态系统服务功能的空间显性模型有 InVEST (Nelson et al., 2009)、TerrSet 平台 (Comino et al., 2014) 等模型,其实质也是给不同土地利用/覆被类型赋权重,再结合气候、地形、植被、土壤、管理措施等因素加以空间差异化的权重修正。这些价值化方法或空间显性模型,通过结合气候、地形、植被、土壤等空间数据,一定程度实现了空间差异化的服务功能评估,但绝大部分研究仍是基于土地利用/覆被类型开展,对主导服务功能的差异体现不够。本研究的陆地生态系统分类体系是以主导服务功能和人类干预强度的差异为主线构建的,其分类制图结果一方面可以直观体现不同生态系统类型的主导服务功能类型及数量,另一方面可以更好地结合其他自然和人为因素的空间数据,支撑生态系统服务功能的准确评估。

3.6 小结

本章节基于面向生态系统服务评估的陆地生态系统分类体系,以生态系统的主导服务功能和人类干预强度为主线,综合考虑土地利用结构、生态环境风险和生产力的差异,集成土地



利用、气候、地形、植被、土壤、居民点密度、人口密度等多源海量数据,利用聚类分析、制图综合、RS 和 GIS 等多种方法,开展了 1990—2018 年全球 8km 分辨率和 1980s—2020 年中国 1km 分辨率每 5 年间隔的陆地生态系统分类与制图研究,可服务于全球和国家尺度的生态系统类型识别和服务评估。

全球生态系统的时空格局与变化趋势

基于第 3 章的全球生态系统分类制图结果,本章节主要分析了 1990—2018 年全球不同生态系统类型的分布格局和时空变化特征,通过计算 1982—2015 年全球生态系统 GIMMS NDVI 的时序变化率和显著性,划分了生态系统 NDVI 变化趋势类型,分析了气温和降水对不同生态系统 NDVI 变化的影响及差异,在空间上量化了气候变化和人类活动对 NDVI 变化的相对贡献,为宏观理解全球生态系统类型、结构、格局、变化过程和影响机制提供了科学依据。

4.1 数据源与方法

4.1.1 数据源及预处理

本章节使用的数据源主要包括:第 3 章生产的 1990—2018 年全球生态系统类型分布数据,用于分析全球生态系统类型的分布特征、面积变化、空间变化、空间转移和面积转移等变化特征。

1990—2018 年全球 CRU TS4.04 气候数据、DEM 融合数据、1990—2015 年基于 GIMMS-NDVI3g 的植被覆盖度数据(表 3.3),用于分析全球不同生态系统类型的多年平均降水、年均气温和海拔、坡度、植被覆盖度等分布特征(均值)。

全球生态系统的人类改造度数据(Global Human Modification of Terrestrial Systems, v1)(Kennedy et al., 2019),下载于 <https://sedac.ciesin.columbia.edu/>,是集成 2000—2016 年的居民点、农田、交通路线、矿产与能源生产、电力产业与灯光指数等分布数据计算得到,分辨率为 1km,用于分析不同生态系统类型的人类干扰强度特征(均值)。

1982—2015 年 GIMMS-NDVI3g 产品(表 3.3),用于分析全球生态系统 NDVI 的时序变化和识别退化趋势。

1990—2015 年降水、气温插值数据和 GIMMS-NDVI3g 数据,用来分析全球降水和气温与生态系统 NDVI 的相关性,并量化降水、气温变化和人类活动对 NDVI 变化的相对贡献值和相对贡献率。

4.1.2 分类后变化检测法

分类后变化检测法(Post-classification change detection, PCD)是一种广泛应用的逐象元变化监测手段,可很大程度上消除由原始数据的来源和环境因子差异引起的不确定性,可提供



稳定、详细的多种变化特征信息(Serra et al., 2003; Author et al., 2004)。本研究利用 PCD 来揭示全球生态系统的时空格局变化、面积变化、时空转移、面积转移矩阵等变化特征。

4.1.3 Mann-Kendall 检验和 Sen's slope 法

由于全球空间范围大、涉及生态系统类型较多且作物复种指数不一致,获取实际生长季的空间分布难度较大,因此本研究在全球尺度上以年平均 NDVI 值为指标来量化生态系统的变化趋势。本研究使用 Mann-Kendall(M-K)趋势检验和 Sen's slope 方法来分析年平均 NDVI、气温、降水等因子的变化趋势及其显著性。M-K 检验是一种针对时序数据变化的显著性检验方法,由于其检验的样本对象可以不遵从正态分布特征,该方法又被称为无分布检验(Mann, 1945; Kendall, 1948)。M-K 检验可有效减少样本中异常值的干扰,已广泛应用于植被、气候、水文等领域的时序数据变化分析的显著性检验(Hamed and Rao, 1998; Yue et al., 2002)。M-K 检验的计算公式如下:

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, & S > 0 \\ 0, & S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, & S < 0 \end{cases} \quad (4.1)$$

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(X_j - X_i) \quad (4.2)$$

$$\text{sgn}(X_j - X_i) = \begin{cases} 1, & X_j - X_i > 0 \\ 0, & X_j - X_i = 0 \\ -1, & X_j - X_i < 0 \end{cases} \quad (4.3)$$

$$\text{Var}(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^m t_i(t_i-1)(2t_i+5)}{18} \quad (4.4)$$

式中, n 为时间序列的数据个数, m 是绑定数据组个数, X_i 和 X_j 分别是第 i 和 j 个数据值, t_i 是第 i 个绑定数据组的长度, sgn 是 signum 函数。 Z 是 M-K 检验的统计值, 置信水平 p 对应的 Z 值应满足 $|Z| > Z_{1-p/2}$ 。 Z 值的正负可指示变化趋势的方向, $Z > 0$ 表示呈增加趋势, $Z < 0$ 则指示减少趋势。

Sen's slope 法是一种估算时序数据变化幅度的非参数方法,能显著减少离群值的噪声干扰,可有效识别无分布数据的变化趋势(Sen, 1968)。Sen's slope 法已广泛应用于 NDVI、气候因子、水文、农业产量等时序数据的趋势识别研究(Partal and Kahya, 2006; Gocic and Trajkovic, 2013; 王佃来等, 2013; 任建强等, 2015)。以往研究已证实,针对波动性较大的时序数据(如 NDVI 和气候因子)的趋势分析,Sen's slope 法较之基于最小二乘(ordinary least squares)的线性回归 Slope 更为有效、准确。因此,本研究采用 Sen's slope 法来计算 NDVI、气候因子等时序数据的年际变化值(Slope)和年际变化率(Slope%, 即 Slope 与变量平均值之

比),计算公式如下:

$$\text{Slope} = \text{Median} \left(\frac{X_j - X_i}{j - i} \right) \quad (4.5)$$

$$\text{Slope}\% = \text{Slope} \times \frac{n}{\sum_{i=1}^n V_i} \times 100 \quad (4.6)$$

式中, Slope、Slope% 分别是时序变量的年变化值和年变化率, X_i 、 X_j 分别是第 i 、 j 年的变量值 ($0 \leq i < j \leq n$), $\frac{X_j - X_i}{j - i}$ 是第 i 至第 j 年期间变量的线性年变化值, n 是研究时段的年份数量, Median 是中值函数。

4.1.4 生态系统变化趋势划分

生态系统的生态状况涉及等植被指数、生产力、服务功能等多个方面, 很难全面系统地对其变化趋势进行识别。NDVI 是表征生态系统状态和质量的有效指标, 与植被盖度、生产力、叶面积指数等关键生态参数高度相关, NDVI 的变化已被广泛应用于指示生态系统变好或变坏。因此, 本研究基于 NDVI 时序变化来识别生态系统变化趋势, NDVI 显著上升或下降时则表示生态系统呈现改善或退化趋势, 而 NDVI 不显著变化或小幅变化则认为生态系统保持基本不变。以往研究认为, 置信度 $> 95\%$ (即 $p < 0.05$ 或 $|Z| > 1.96$) 的变化是具有较高可信度, 置信度介于 $50\% \sim 95\%$ (即 $0.05 \leq p < 0.5$ 或 $0.675 < |Z| \leq 1.96$) 之间的变化具有一定可信度但不显著, 置信度低于 50% (即 $p \geq 0.5$ 或 $|Z| \leq 0.675$) 的变化是不可信的。此外, 有研究认为变化速率小于 $0.25\%/ \text{年}$ 的趋势的不显著的。因此, 本研究综合显著性和变化速率两方面, 将生态系统变化趋势划分为 3 类 (表 4.1)。生态系统退化表现为植被覆盖度下降、生产力减少、服务功能降低、多样性减少等多方面。

表 4.1 生态系统变化趋势的划分标准

Table 4.1 Classification criteria of ecosystem change trends

变化趋势	划分依据
减少趋势	$(Z < -1.96)$ or $(-1.96 \leq Z \leq -0.675 \text{ and } \text{Slope}\% < -0.25)$
基本不变	$(-0.675 \leq Z \leq 0.675)$ or $(0.675 \leq Z \leq 1.96 \text{ and } -0.25 \leq \text{Slope}\% \leq 0.25)$
增加趋势	$(Z > 1.96)$ or $(0.675 \leq Z \leq 1.96 \text{ and } \text{Slope}\% > 0.25)$

4.1.5 偏相关分析

相关分析可有效衡量两个要素之间的相关程度和正反方向 (孙红雨 等, 1998; 尤南山 等, 2019), 其中使用较多的有简单相关分析和偏相关分析方法。简单相关分析又称皮尔逊相关系数 (Pearson's correlation analysis), 是在不考虑其他因素影响下, 求取两个变量的相关程度; 而偏相关分析 (partial correlation analysis) 是在剔除第三变量影响后, 量化两个变量的相关程度。为了减少要素间的互相干扰, 本研究采用偏相关分析来揭示降水和气温与生态系统退化



的相关性,并分析其空间异质性和类型异质性。偏相关的值介于 $[-1,1]$,绝对值越接近 1 相关程度越高。简单相关系数和偏相关系数的计算如下:

$$R_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n [(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (4.7)$$

$$R_{xy,z} = \frac{R_{xy,z} - R_{xz} \times R_{yz}}{\sqrt{(1-R_{xz}^2) \times (1-R_{yz}^2)}} \quad (4.8)$$

式中, R_{xy} 是变量 x 和 y 的简单相关系数, x_i 和 y_i 分别是第 i 年变量 x 和 y 的值, \bar{x} 和 \bar{y} 分别是 n 年期间变量 x 和 y 的平均值。 $R_{xy,z}$ 是剔除变量 z 影响后 x 和 y 的偏相关系数, R_{xz} 、 R_{yz} 分别是变量 x 和 z 、 y 和 z 的简单相关系数。

4.1.6 相对贡献分解法

基于偏导函数的贡献分解法已广泛应用于解释多个自变量对因变量的影响(Yan et al., 2019)。以往研究认为,生态系统 NDVI 变化受气候变化和人类活动共同影响,虽然地形、土壤属性等其他因素对其也有影响,但这些因子在几十年时间尺度上变化很细微,其影响几乎可以忽略。气候变化包括降水、气温和辐射变化、 CO_2 浓度变化、大气氮沉降等,其中降水和气温变化是主要气候因子。因此,本研究只关注降水、气温和人类活动对生态系统 NDVI 变化的影响,对其他因素不做分析。首先,本研究利用偏导函数贡献分解法,量化主要气候变化(降水和气温变化)对生态系统 NDVI 变化的相对贡献,然后将剩余贡献归于人类活动(包括其他因素)的影响结果。其相对贡献分解的计算公式如下:

$$NS\% \approx \frac{dNDVI}{dt} = \frac{\partial NDVI}{\partial T} \times \frac{dT}{dt} + \frac{\partial NDVI}{\partial P} \times \frac{dP}{dt} + \frac{\partial NDVI}{\partial H} \times \frac{dH}{dt} = T_{con} + P_{con} + H_{con} \quad (4.8)$$

$$CT = \frac{|T_{con}|}{|T_{con}| + |P_{con}| + |H_{con}|} \times 100 \quad (4.9)$$

$$CP = \frac{|P_{con}|}{|T_{con}| + |P_{con}| + |H_{con}|} \times 100 \quad (4.10)$$

$$CH = \frac{|H_{con}|}{|T_{con}| + |P_{con}| + |H_{con}|} \times 100 \quad (4.11)$$

式中, $NS\%$ 是生态系统的 NDVI 变化率,近似于 NDVI 相对于时间 t 的导数,即 $\frac{dNDVI}{dt}$ 。 $\frac{dT}{dt}$ 、 $\frac{dP}{dt}$ 和 $\frac{dH}{dt}$ 分别是气温 T 、降水 P 和人类活动 H 因子相对于时间 t 的导数,近似于 T 、 P 和 H 的变化率。 $\frac{\partial NDVI}{\partial T}$ 、 $\frac{\partial NDVI}{\partial P}$ 、 $\frac{\partial NDVI}{\partial H}$ 分别是 T 、 P 和 H 因子相对于 NDVI 的弹性系数,也就是 NDVI 与驱动因子 T 、 P 和 H 的偏相关系数。 T_{con} 、 P_{con} 和 H_{con} 分别是气温、降水和人类活动对生态系统 NDVI 变化率的相对贡献值。 CT 、 CP 和 CH 分别是气温、降水和人类活动对 NDVI 变化率的相对贡献率。

4.2 1990—2018 年全球生态系统的分布格局及时空变化

图 3.2 和 3.3 展示了 1990—2018 年全球生态系统一级和二级类型的分布,空间差异明显(表 4.2)。全球约 35.4%(7064 万 km^2)的面积被冰冻寒漠生态系统覆盖(表 4.3)。剩余的陆地生态系统中,林地生态系统面积占比最大(43.7%~44.3%),农林混合(18.8%~19.3%)和牧草地生态系统(12.3%~12.5%)次之,其次为干旱荒漠(9.1%~9.5%)、耕种(6.6%~6.7%)、农牧混合(5.7%~5.8%)和水域湿地生态系统(2.5%~2.6%),城镇生态系统的面积占比持续增加,但仅为 0.1%~0.3%。

城镇生态系统主要分布在全球沿海地区,内陆也有零散分布,海拔较低(236.9m)、地势平坦(1.6°),人类改造度高达 80.2%(表 4.2)。2018 年总面积为 36.4 万 km^2 ,较之 1990 年扩张了 127.3%(20.4 万 km^2),其中 2000—2005 年期间增幅最大(5.7 万 km^2)(表 4.3)。城镇生态系统的快速扩张主要来自农林混合(7.6 万 km^2)、农牧混合(4.4 万 km^2)和林地生态系统(4.4 万 km^2),其中有少量(0.2 万 km^2)城镇生态系统转变为耕种生态系统(表 4.4)。

耕种生态系统主要集中分布在北美大平原东北部、欧洲东欧平原、中亚图兰平原、恒河平原、印度平原、中国华北和东北平原、四川盆地等地区,多为地势平坦的平原(海拔 330.3m、坡度 1.0°),受人类改造程度较高(57.5%)(表 4.2)。其中水田多分布在年均降水 1157.2mm 的湿润地区,植被盖度(67.2%)和人类改造度(70.8%)较之其他 2 种二级类型更高;旱地分布在年均降水 751.5mm 的半湿润半干旱地区,而绿洲分布在年均降水仅 208.2mm 的干旱地区。1990—2018 年,耕种生态系统面积由 846.6 万 km^2 增至 862.0 万 km^2 ,小幅增加 1.8%(15.4 万 km^2)(表 4.3)。耕种生态系统的新增和缩减同时存在,新增面积 47.0 万 km^2 ,其中 45.0%(万 km^2)由农林混合生态系统贡献(表 4.4),主要分布在非洲南部和撒哈拉沙漠南侧(图 4.1);缩减面积 31.6 万 km^2 ,主要转变为农林混合(12.4 万 km^2)和林地生态系统(9.0 万 km^2),主要位于欧洲以及我国中部黄土高原、太行山和秦岭等山地地区。

农牧混合生态系统主要分布在北美大平原中西部、南美洲东岸、撒哈拉沙漠南侧、中亚和我国黄土高原及其北部邻近区域和云贵高原中部等半干旱地区和西欧半湿润地区,坡度 3.7°,年均降水 579.6mm,受人类活动影响较强,人类改造度达 31.7%(表 4.2)。牧农生态系统的海拔(1117.5m)远高于农牧生态系统(546.0m),坡度更大(4.5°),植被盖度更高(58.6%)。2018 年农牧混合生态系统面积为 740.6 万 km^2 ,较 1990 年减少 7.3 万 km^2 (表 4.3),其中 2000 以前面积增加 4.7 万 km^2 ,而 2000 后面积持续减少,共减少 12.0 万 km^2 。1990—2018 年,农牧和牧农生态系统分别减少 3.5 万 km^2 和 3.8 万 km^2 。农牧生态系统同时存在新增(65.2 万 km^2)和缩减(72.5 万 km^2),其中新增主要由牧草地生态系统贡献(53.3%),而缩减主要受农林混合(46.9%)和牧草地生态系统(29.9%)扩张影响(表 4.4)。

农林混合生态系统主要分布在欧洲、南美东南部、东南亚热带雨林耕垦区、非洲中部以及我国东南部亚热带湿润低山丘陵区,平均坡度 4.1°,年均降水量 1080.0mm(表 4.2)。2018 年



全球总面积为 2486.5 万 km^2 , 较 1990 年增加 67.3 万 km^2 , 其中农林和林农生态系统分别增加 19.9 万 km^2 和 17.4 万 km^2 (表 4.3)。1990—1995 年, 面积减少 0.7 万 km^2 , 而 1995 年后受耕地扩张影响, 面积持续增加, 共增加 68.0 万 km^2 。新增 (203.6 万 km^2) 农林混合生态系统主要由林地生态系统 (72.4%) 贡献 (表 4.4), 主要位于亚马孙平原 (图 4.1)。缩减 (136.3 万 km^2) 的农林混合生态系统主要转变为林地生态系统 (58.5%), 说明伐林开垦的同时受林地保护、耕地撂荒等影响。

牧草地生态系统主要分布于中亚、撒哈拉沙漠及阿拉伯半岛、澳大利亚中西部等干旱半干旱地区, 以及我国西北干旱半干旱区和西南高寒区, 平均海拔 1017.0m, 平均坡度 3.1° , 平均年降水为 346.7mm (表 4.2)。二级类型的盖度随降水增加而增加, 典型牧草生态系统的降水 (962.8mm) 和盖度 (79.8%) 远高于其他 2 种二级类型。2018 年总面积为 1580.6 万 km^2 , 较 1990 年减少 5.3 万 km^2 , 其中 2000 年以前面积增加 24.6 万 km^2 , 2000 年后减少 29.9 万 km^2 (表 4.3)。典型牧草和稀疏牧草生态系统分别扩张 3.0 万 km^2 和 5.1 万 km^2 , 而斑状牧草生态系统减少 13.4 万 km^2 。新增 (127.5 万 km^2) 的牧草地生态系统主要由干旱荒漠生态系统 (62.8%) 贡献 (表 4.4), 主要位于我国西北部和撒哈拉沙漠 (图 4.1); 同时有更多面积 (132.8 万 km^2) 受局部过牧和干旱影响, 退化为干旱荒漠生态系统 (57.0%), 主要位于中亚和阿拉伯半岛。

表 4.2 2018 年全球生态系统的主要特征 (均值)

Table 4.2 Main characteristics (mean value) of global ecosystems in 2018

生态系统类型	海拔(m)	坡度 ($^\circ$)	降水 (mm)	气温 ($^\circ\text{C}$)	植被盖度 (%)	人类改造度 (%)
1 城镇生态系统	236.9	1.6	993.8	15.4	49.5	80.2
11 城市生态系统	245.6	1.5	984.3	15.8	44.6	86.0
12 乡镇生态系统	230.1	1.8	1001.3	15.0	53.4	75.6
2 耕种生态系统	330.3	1.0	721.2	16.5	51.5	57.5
21 水田生态系统	129.9	0.6	1157.2	20.9	67.2	70.8
22 旱田生态系统	335.5	1.1	751.5	15.2	54.7	58.2
23 绿洲生态系统	456.3	1.0	208.2	20.4	21.4	43.4
3 农牧混合生态系统	923.6	3.7	579.6	11.1	54.4	31.7
31 农牧生态系统	546.0	2.1	573.9	11.9	46.2	43.5
32 牧农生态系统	1117.5	4.5	582.5	10.6	58.6	25.7
4 农林混合生态系统	522.4	4.1	1080.0	16.9	64.8	34.4
41 农林生态系统	427.4	2.8	972.2	16.7	67.7	45.9
42 林农生态系统	571.6	4.8	1135.9	17.1	63.4	28.4
5 牧草地生态系统	1017.0	3.1	346.7	15.3	29.2	9.5

续表

生态系统类型	海拔(m)	坡度(°)	降水(mm)	气温(℃)	植被盖度(%)	人类改造度(%)
51 典型牧草生态系统	1009.5	4.4	962.8	13.5	79.8	20.3
52 斑状牧草生态系统	855.5	2.3	342.9	14.8	37.4	7.6
53 稀疏牧草生态系统	1066.6	3.0	202.2	15.9	14.8	7.6
6 林地生态系统	532.9	4.0	838.1	5.8	45.1	7.3
61 密林生态系统	509.7	5.3	1847.7	21.4	89.1	13.2
62 半密林生态系统	551.2	4.0	771.5	6.5	59.6	11.1
63 疏林生态系统	490.9	3.7	464.0	-5.1	25.8	2.7
64 灌木林生态系统	637.8	3.4	512.7	10.5	24.3	7.5
7 水域湿地生态系统	172.9	0.4	860.3	7.6	25.1	9.4
71 水域生态系统	260.0	0.2	674.4	5.5	4.2	6.8
72 沼泽生态系统	120.9	0.5	913.8	7.9	43.7	9.1
73 海滩生态系统	25.3	0.5	1297.3	14.0	36.9	15.5
8 干旱荒漠生态系统	864.4	2.5	148.7	18.9	3.2	7.1
81 荒漠生态系统	686.3	1.9	84.8	21.7	5.7	5.9
82 沙漠戈壁生态系统	1051.2	3.2	216.0	16.0	0.7	8.5
9 冰冻寒漠生态系统	2052.3	0.4	366.0	-14.9	1.4	0.3
91 冰雪生态系统	2039.8	0.3	364.7	-15.1	1.4	0.2
92 冻土寒漠生态系统	5566.5	15.0	442.7	-3.2	5.0	2.6

表 4.3 1990—2018 年全球生态系统的面积(万 km²)Table 4.3 Area of global ecosystems during 1990—2018 (10⁴ km²)

生态系统类型	1990 年	1995 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2018 年
1 城镇生态系统	16.0	18.0	19.7	26.4	30.2	34.1	36.4
11 城市生态系统	6.6	7.3	7.6	10.7	12.8	14.5	15.9
12 乡镇生态系统	9.4	10.6	12.1	15.7	17.4	19.7	20.5
2 耕种生态系统	846.6	846.8	844.7	849.5	852.3	855.9	862.0
21 水田生态系统	86.9	87.4	87.7	88.6	88.9	88.9	88.8
22 旱田生态系统	649.8	648.9	645.9	648.3	649.9	653.2	658.8
23 绿洲生态系统	109.9	110.4	111.1	112.5	113.6	113.8	114.4
3 农牧混合生态系统	747.9	747.8	752.6	748.0	745.1	741.8	740.6
31 农牧生态系统	254.7	255.8	260.2	257.3	255.9	253.6	251.2



续表

生态系统类型	1990 年	1995 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2018 年
32 牧农生态系统	493.2	492.1	492.4	490.7	489.2	488.2	489.4
4 农林混合生态系统	2419.3	2418.5	2444.0	2459.1	2464.4	2467.5	2486.5
41 农林生态系统	798.4	810.0	845.1	853.0	856.0	854.8	848.3
42 林农生态系统	1620.8	1608.5	1599.0	1606.0	1608.4	1612.7	1638.2
5 牧草地生态系统	1585.9	1595.6	1610.5	1601.4	1613.2	1587.1	1580.6
51 典型牧草生态系统	241.5	229.6	250.5	229.6	257.1	246.3	244.5
52 斑状牧草生态系统	318.6	355.7	355.5	304.1	322.4	309.4	305.2
53 稀疏牧草生态系统	1025.8	1010.3	1004.5	1067.7	1033.6	1031.4	1030.9
6 林地生态系统	5706.6	5706.3	5704.3	5703.1	5680.5	5654.0	5637.0
61 密林生态系统	1370.8	1342.6	1270.3	1255.7	1280.8	1309.5	1301.2
62 半密林生态系统	801.4	799.1	858.8	863.7	882.0	840.0	836.3
63 疏林生态系统	2404.7	2432.5	2429.1	2427.5	2387.3	2389.3	2397.2
64 灌木林生态系统	1129.7	1132.0	1146.2	1156.2	1130.4	1115.2	1102.3
7 水域湿地生态系统	337.9	337.7	332.1	327.4	325.7	324.2	324.4
71 水域生态系统	150.5	151.1	151.4	149.3	146.7	146.2	146.4
72 沼泽生态系统	150.6	150.0	143.9	141.5	142.6	141.9	141.5
73 海滩生态系统	36.8	36.6	36.8	36.7	36.4	36.1	36.5
8 干旱荒漠生态系统	1226.4	1214.0	1176.5	1169.4	1174.4	1220.9	1220.5
81 荒漠生态系统	645.5	638.0	630.6	626.1	624.7	625.0	624.9
82 沙漠戈壁生态系统	580.9	576.0	545.9	543.3	549.7	595.9	595.6
9 冰冻寒漠生态系统	7064.9	7066.7	7067.0	7067.2	7065.8	7065.9	7063.4
91 冰雪生态系统	7040.0	7041.8	7042.1	7042.3	7040.8	7041.0	7038.5
92 冻土寒漠生态系统	24.9	24.9	24.9	24.9	24.9	24.9	24.9

林地生态系统主要分布于北半球北部的北亚、北欧、北美洲北部和东部、亚马孙平原、非洲中部、澳大利亚北部以及我国中东部中高山地和东北大小兴安岭和长白山区,平均海拔 532.9m,平均坡度 4.0° ,年均降水量 838.1mm(表 4.2)。其中密林生态系统的降水量(1847.7mm)和盖度(89.1%)远高于其他二级类型。1990—2018 年面积持续减少,2018 年林地生态系统总面积 5637.0 万 km^2 ,较 1990 年减少 69.6 万 km^2 (表 4.3),其中密林、疏林和灌木林生态系统分别减少 69.6 万 km^2 、7.5 万 km^2 和 27.4 万 km^2 ,半密林生态系统面积增加 34.9 万 km^2 。新增(167.7 万 km^2)的林地生态系统主要由农林混合生态系统贡献(47.6%)(表 4.4)。缩减(237.3 万 km^2)的林地生态系统主要转变为农林混合生态系统(62.1%),主要位于亚马孙平原(图 4.1),受耕地开垦影响。

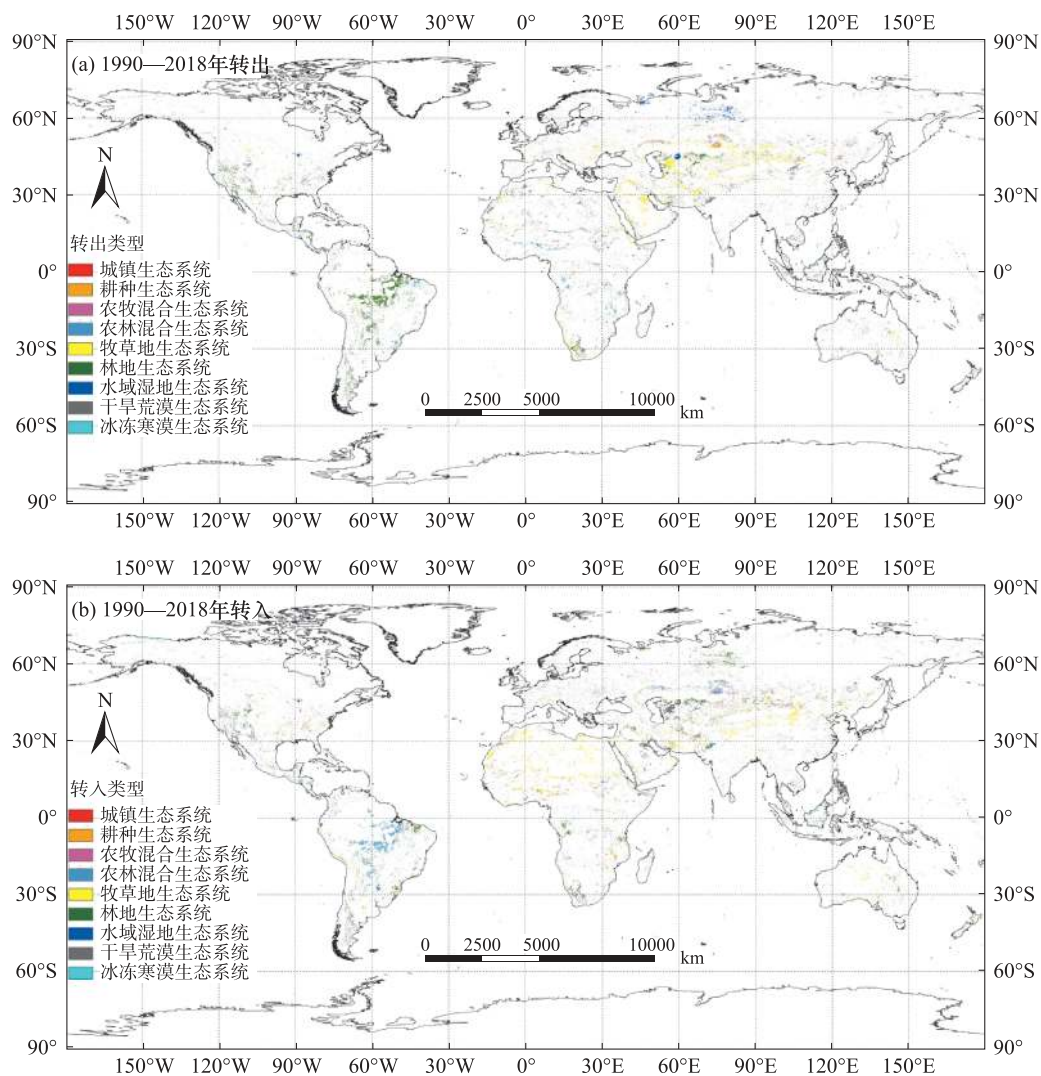


图 4.1 1990—2018 年全球生态系统类型的空间转移

Figure 4.1 Spatial conversion of global terrestrial ecosystem types during 1990–2018

水域湿地生态系统主要位于河流和湖泊以及湿地分布地区,平均海拔 172.9m,平均降水 860.3mm,其中沼泽和海滩湿地生态系统的植被盖度分别为 43.7%和 36.9%(表 4.2)。2018 年总面积 324.4 万 km^2 ,较 1990 年共减少 13.5 万 km^2 (表 4.3),其中中亚咸海、西西伯利亚和亚马孙流域等地区的水域湿地生态系统迅速缩减(图 4.1)。

干旱荒漠生态系统主要分布于中亚、撒哈拉沙漠及阿拉伯半岛、我国西北部、北美西南角、南美西南沿岸等干旱半干旱区,平均海拔 864.4m,平均坡度 2.5° ,平均年降水仅 148.7mm(表 4.2)。2018 年面积为 1220.5 万 km^2 ,受干旱影响,较 1990 年减少 5.9 万 km^2 ,其中 2010 年以前持续减少,2010 年后增加 41.2 万 km^2 (表 4.3)。二级类型中,植被稀疏的荒漠生态系统面积减少 20.6 万 km^2 ,沙漠戈壁生态系统面积增加 14.7 万 km^2 。新增的干旱荒漠生态系



统(122.1 万 km^2)主要由牧草地生态系统(62.1%)贡献(表 4.4),主要位于中亚干旱区(图 4.1),受过牧、上游耕地扩张引起的草地退化影响。缩减(128.0 万 km^2)的干旱荒漠生态系统主要转变为牧草地生态系统(62.6%),主要位于我国西北部。

冰冻寒漠生态系统主要分布于两极地区、北欧、我国西南部青藏高原以及其他高海拔地区,平均海拔 2052.3m,平均坡度 0.4° ,平均气温 -15.1°C (表 4.2)。1990 年面积为 7064.9 万 km^2 ,受气候变暖影响,2018 年面积小幅减少 1.5 万 km^2 (表 4.3)。

表 4.4 1990—2018 年全球生态系统面积转移矩阵

Table 4.4 Area transfer matrix of global ecosystems during 1990—2018

生态系统类型		2018 转入面积(万 km^2)								
		城镇	耕种	农牧混合	农林混合	牧草地	林地	水域湿地	干旱荒漠	冰冻寒漠
1990 年 转出 面积 (万 km^2)	城镇		0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	耕种	2.1		3.7	12.4	3.8	9.0	0.0	0.5	0.0
	农牧混合	4.4	8.7		34.0	21.7	2.5	0.2	0.9	0.1
	农林混合	7.6	21.2	20.5		3.2	79.8	1.4	2.6	0.1
	牧草地	1.4	6.4	34.8	3.1		10.8	0.6	75.8	0.0
	林地	4.4	8.8	3.6	147.4	18.1		9.9	38.3	6.7
	水域湿地	0.0	0.0	0.1	0.9	0.5	21.5		4.1	0.2
	干旱荒漠	0.6	1.7	1.6	5.4	80.1	37.3	1.3		0.0
	冰冻寒漠	0.0	0.0	0.8	0.4	0.1	6.7	0.5	0.0	

4.3 1982—2015 年全球生态系统 NDVI 变化趋势

4.3.1 全球生态系统的 NDVI 变化率

(1) 全球整体的 NDVI 变化率

2015 年全球生态系统的平均 NDVI 为 0.3855,较 1982 年增加 0.0143(3.84%),NDVI 增长率为 $0.10\%/年$ ($R^2=0.46$),说明全球整体生态状况有所改善(图 4.2)。分段回归发现,1982—1998 年的 NDVI 增幅和显著性($0.33\%/年$, $R^2=0.79$)明显高于 1999—2015 年($0.05\%/年$, $R^2=0.14$)。

空间分析发现,1982—2015 年期间,全球 65.8%(8810.1 万 km^2)的生态系统 NDVI 增加,其中 39.5%显著增加($p<0.05$)(图 4.3,表 4.5)。NDVI 增加以小幅增加为主,NDVI 变化率介于 $0\sim0.25\%/年$ 和 $0.25\%\sim0.5\%/年$ 的占比分别为 38.5%(5156.9 万 km^2)和 17.3%(2318.5 万 km^2)。这些 NDVI 小幅增加区主要位于非洲撒哈拉沙漠、阿拉伯半岛、南美亚马孙平原、北美东部、东南亚和澳洲中部(图 4.3)。NDVI 增幅大于 $0.5\%/年$ 的生态系统面积占

比仅 10.0%(1334.6 万 km²),主要分布在我国东部和中部、印度和欧洲的大部分地区、西伯利亚中部、非洲南部和撒哈拉沙漠南侧、澳洲东南和西南部、北美中部和北部。

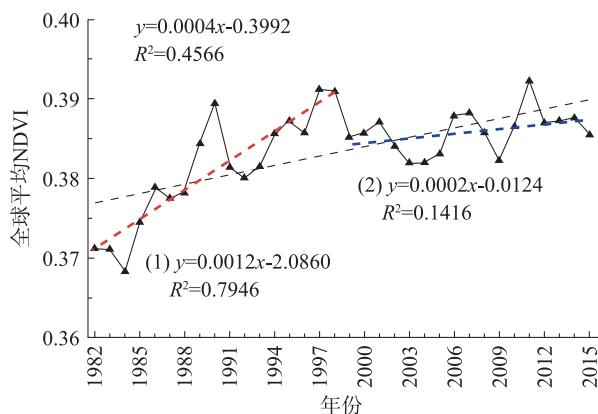


图 4.2 1982—2015 年全球生态系统的年平均 NDVI 变化

Figure 4.2 Interannual NDVI changes in global ecosystem during 1982—2015

表 4.5 全球不同 NDVI 年变化率的生态系统面积和比例

Table 4.5 Area and proportion of different NDVI change rates in the global ecosystem

NDVI 年变化率(%/年)	面积(万 km ²)	比例(%)
> 0.5	1334.6	10.0
0.25~0.5	2318.5	17.3
0~0.25	5156.9	38.5
-0.25~-0	3266.9	24.4
-0.5~-0.25	876.2	6.5
< -0.5	437.7	3.3

全球 34.2%(4580.8 万 km²)的生态系统 NDVI 下降,其中 13.0%显著下降(图 4.3,表 4.5)。NDVI 减少以小幅减少为主,其中 NDVI 降幅介于 -0.25%~0%/年和 -0.5%~-0.25%/年的面积占比分别为 24.4%(3266.9 万 km²)和 6.5%(876.2 万 km²),主要分布在北美中部和北部、非洲和南美洲中部、阿拉伯半岛、亚洲东北部(图 4.3)。NDVI 降幅 < -0.5%/年的生态系统面积占比为 3.3%(437.7 万 km²),主要位于中亚、西伯利亚西部、加拿大、南美洲南部。

(2) 全球不同生态系统类型的 NDVI 变化率

1982—2015 年,全球 9 种一级生态系统类型中,干旱荒漠生态系统的 NDVI 小幅减少,其他类型均增加,但增幅和显著性存在显著差异(图 5.3)。耕种生态系统的 NDVI 增幅最大,高达 0.19%/年($R^2=0.57$),说明全球农作物长势整体变好(图 5.3)。耕种生态系统中 72.7%的 NDVI 增加,以小幅增加为主,增幅 > 0.5%/年的面积占比仅 17.0%(表 4.6),主要位于中国和印度、欧洲、撒哈拉沙漠南侧和北美中部。剩余 27.3%的 NDVI 减少,主要位于中亚、非洲中部、北美和南美中部部分地区。

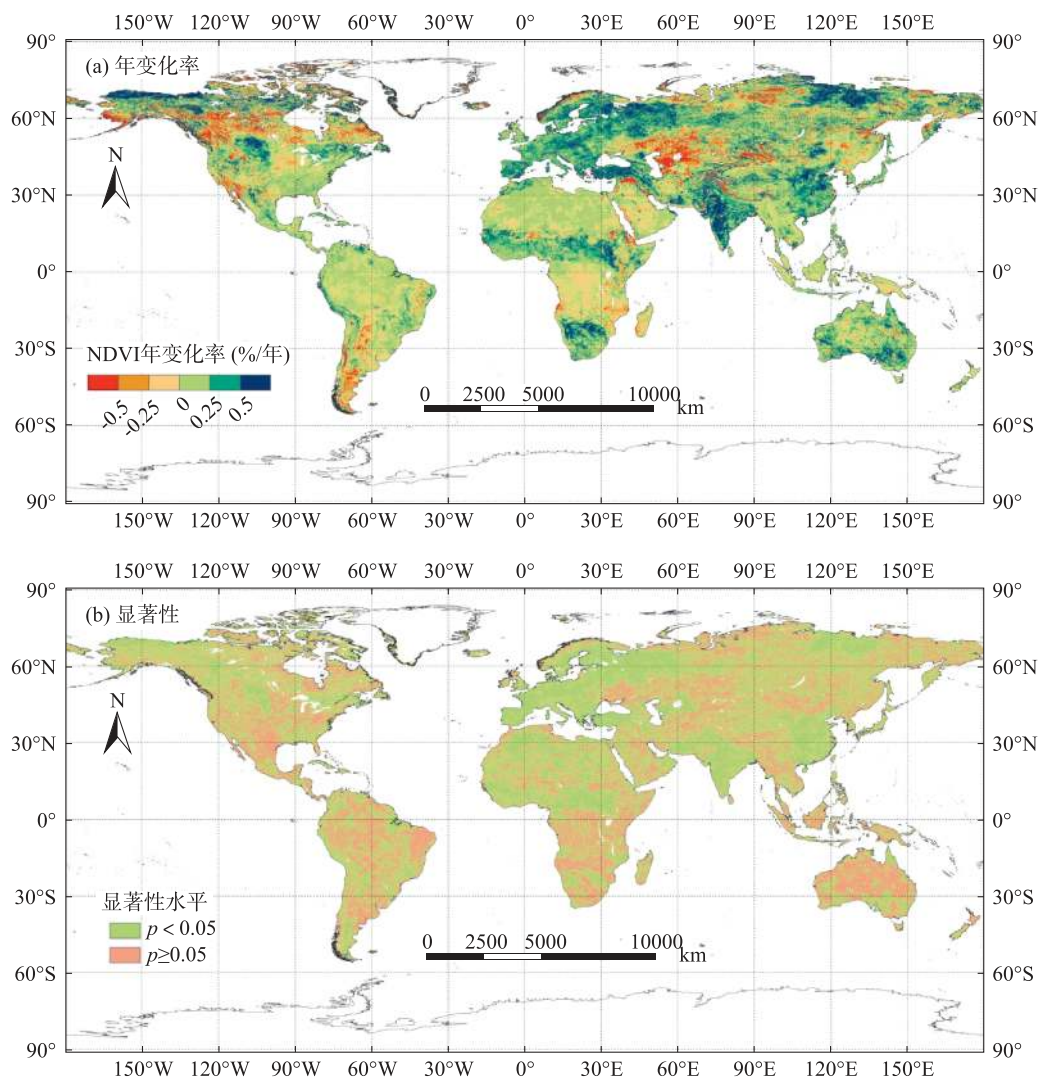


图 4.3 1982—2015 年全球生态系统 NDVI 年变化率(a)及其显著性(b)

Figure 4.3 NDVI change rate (a) and its significance (b) of global ecosystem during 1982—2015

农牧混合和农林混合生态系统的 NDVI 增幅较大,分别为 0.11%/年($R^2 = 0.39$)和 0.13%/年($R^2 = 0.53$)(图 4.4),说明混合生态系统的生态状况有所改善,主要受生态保护和耕地撂荒影响。农牧混合和农林混合生态系统中分别有 68.3%和 72.7%的 NDVI 增加,以小幅增加为主,增幅 $> 0.5\%$ /年的面积占比分别为 10.7%和 8.4%(表 4.6);剩余 31.7%和 27.3%的 NDVI 减少,其中仅 2.4%和 0.9%大幅下降($< -0.5\%$ /年)。混合生态系统 NDVI 增加区主要位于中国、欧洲、非洲南部和撒哈拉沙漠南侧、北美中部,NDVI 减少区主要位于中亚、南美和非洲中部。

牧草地和林地生态系统的 NDVI 增幅分别为 0.10%/年($R^2 = 0.36$)和 0.08%/年($R^2 = 0.35$)(图 4.4)。牧草地生态系统 NDVI 增加的占比为 66.5%,其中 7.2%大幅增加(表 4.6),

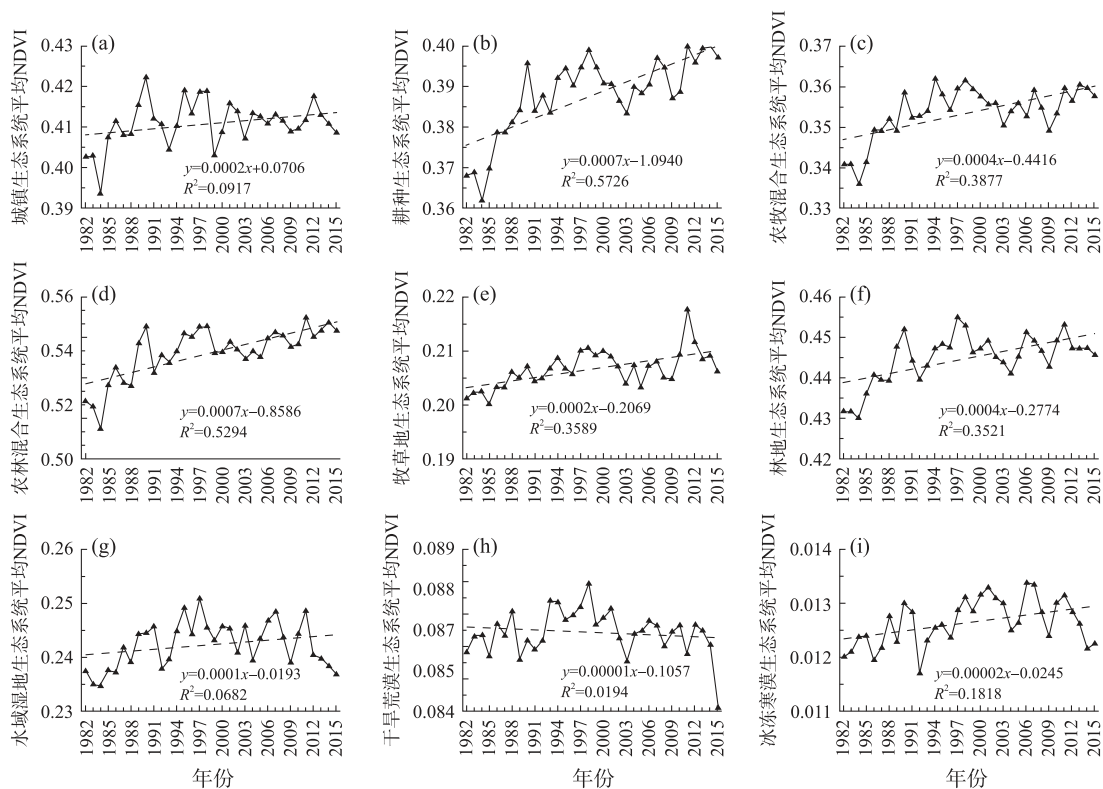


图 4.4 1982—2015 年全球不同生态系统类型的 NDVI 年际变化

Figure 4.4 Interannual NDVI changes of global different ecosystems during 1982–2015

主要分布在我国西北部、澳大利亚、非洲撒哈拉沙漠两侧；NDVI 减少的占比为 33.5%，其中仅 3.8% 大幅减少，主要位于中亚干旱区。林地生态系统 NDVI 增加和减少的占比分别为 64.1% 和 35.9%，其中大幅增加和减少的占比分别为 10.3% 和 3.5%。欧洲、西伯利亚中部、非洲南部和撒哈拉南侧的大多数林地生态系统 NDVI 增加，而加拿大、美国西岸、南美洲和非洲中部、西伯利亚西部部分林地生态系统 NDVI 减少。

水域湿地和城镇生态系统的 NDVI 增幅较小且显著性较低，分别为 0.05%/年 ($R^2=0.07$) 和 0.04%/年 ($R^2=0.09$) (图 4.4)。水域湿地生态系统 NDVI 增加和减少的面积占比分别为 56.5% 和 43.5%，其中增幅 $>0.5\%$ /年和降幅 $<-0.5\%$ /年的面积占比分别为 8.6% 和 4.7% (表 4.6)。城镇生态系统 NDVI 增加的面积占比为 55.2%，其中增幅 $>0.5\%$ /年的面积占比仅 4.1%，主要位于城镇中心地带，说明城市绿化有所成效。城镇生态系统 NDVI 减少的面积占比为 44.8%，其中 3.4% 降幅较大，主要位于城镇扩张区，这是由于全球城镇扩张主要占用林地和混合生态系统 (图 4.1)。

受全球气候变暖影响，冰冻寒漠生态系统的藓苔等植被长势变好，其 NDVI 增幅较大 (0.15%/年)，但显著性不高 ($R^2=0.18$) (图 4.4)。其中 56.5% 的 NDVI 增加，以大幅增加 ($>0.5\%$ /年) 为主，占比为 21.1%；剩余 43.5% 的 NDVI 减少 (表 4.6)。

干旱荒漠生态系统的 NDVI 小幅减少($-0.01\%/年$)但显著性很低($R^2=0.02$)(图 4.4),主要由于全球干旱区的干旱有所加剧。干旱荒漠生态系统 NDVI 增加的面积占比为 59.4% ,其中增幅 $>0.5\%/年$ 的面积占比仅 3.3% (表 4.6),主要位于我国西南部和撒哈拉沙漠;NDVI 减少的面积占比为 40.6% ,其中降幅 $<-0.5\%/年$ 的面积占比仅 5.0% ,主要位于我国西北部和中亚。

表 4.6 全球不同生态系统 NDVI 年变化率的占比

Table 4.6 Proportion of NDVI change rates of different global ecosystems

生态系统类型	不同 NDVI 年变化率($\%/年$)的占比($\%$)					
	> 0.5	$0.25\sim 0.5$	$0\sim 0.25$	$-0.25\sim 0$	$-0.5\sim -0.25$	< -0.5
城镇生态系统	4.1	14.7	36.4	32.2	9.2	3.4
耕种生态系统	17.0	23.8	31.8	19.7	5.8	1.7
农牧混合生态系统	10.7	19.8	37.7	23.2	6.1	2.4
农林混合生态系统	8.4	23.4	40.9	22.2	4.2	0.9
牧草地生态系统	7.2	14.3	45.0	23.3	6.5	3.8
林地生态系统	10.3	17.2	36.6	25.0	7.5	3.5
水域湿地生态系统	8.6	12.8	35.1	30.4	8.4	4.7
干旱荒漠生态系统	3.3	5.0	51.1	29.6	6.0	5.0
冰冻寒漠生态系统	21.1	14.9	20.5	25.9	9.1	8.4

4.3.2 全球生态系统的变化趋势

(1) 全球整体的变化趋势

1982—2015 年,全球生态系统 NDVI 整体呈增加或不变趋势、局部呈下降趋势(图 4.5)。全球 41.9% (5606.5 万 km^2)的生态系统 NDVI 呈增加趋势, 14.5% (1950.5 万 km^2)呈减少趋势,剩余 43.6% (5833.8 万 km^2)保持基本不变(表 4.7)。呈增加趋势的生态系统多年平均 NDVI 为 0.3788 ,NDVI 年变化率为 $0.35\%/年$ ($R^2=0.92$)(图 4.6)。NDVI 呈增加趋势的生态系统主要分布在欧洲大部分耕种、林地和农林牧生态系统,南亚印度半岛和西亚的大部分耕种生态系统,我国东部大部分耕种、林地和农林牧生态系统以及西中部部分牧草地和干旱荒漠生态系统,西伯利亚中部的林地生态系统和苔原,非洲南端部分林地和牧草地生态系统、撒哈拉沙漠大部分牧草地和干旱荒漠生态系统以及沙漠南侧的大部分耕种和林地生态系统,澳大利亚东南和西南部大部分耕种和林地生态系统,北美洲最北沿的部分苔原、落基山中东侧的少量耕种生态系统系统、东南海岸的林地生态系统,南美东北和西北部的部分耕种和林地生态系统(图 4.5)。

呈 NDVI 减少趋势的生态系统的平均 NDVI 较低,为 0.3412 ,NDVI 年变化率为 $-0.34\%/年$ ($R^2=0.74$)(图 4.6)。呈 NDVI 减少趋势的生态系统主要包括全球大部分城市生态系统的扩张区,中亚尤其是咸海周边大部分牧草地和干旱荒漠生态系统,北亚中部水域湿地生态系统,我国西北部部分牧草地生态系统,北美洲北部、东南海岸和阿拉斯加州西南海岸

的大部分林地生态系统分布区、中部大平原的部分耕种生态系统,南美洲南部大部分地区和亚马孙流域局部地区的耕种和林地生态系统,非洲中部的部分林地和农林牧混合生态系统(图 4.5)。

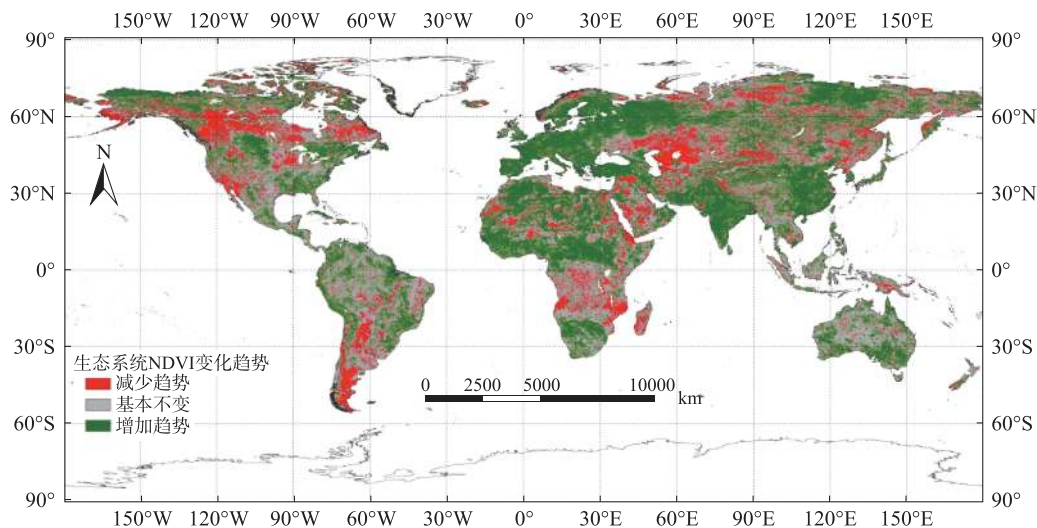


图 4.5 1982—2015 年全球生态系统 NDVI 变化趋势的空间分布

Figure 4.5 Spatial distribution of NDVI change trends in global ecosystems during 1982—2015

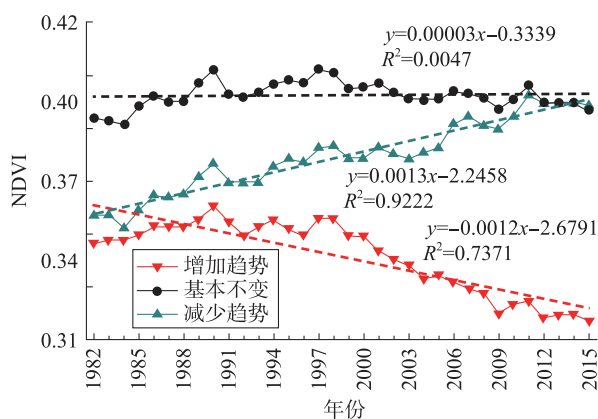


图 4.6 1982—2015 年全球不同变化趋势的 NDVI 年际变化

Figure 4.6 Interannual NDVI changes in different change trends of global ecosystem during 1982—2015

表 4.7 1982—2015 年全球生态系统不同变化趋势的面积、占比和 NDVI 变化率

Table 4.7 Area, proportion and NDVI change rate of different change trends in global ecosystems during 1982—2015

NDVI 变化趋势	面积(万 km ²)	比例(%)	NDVI 变化率(%/年)
增加趋势	5606.5	41.9	0.35
基本不变	5833.8	43.6	0.01
减少趋势	1950.5	14.5	-0.34



(2) 全球不同生态系统类型的变化趋势

全球 9 种生态系统按 NDVI 减少趋势的占比从高至低排序为城镇>干旱荒漠>水域湿地>冰冻寒漠>林地>牧草地>农牧混合>耕种>农林混合生态系统(表 4.8)。按 NDVI 减少趋势的面积从高至低排序为林地>干旱荒漠>农林混合>牧草地>冰冻寒漠>耕种>农牧混合>水域湿地>城镇生态系统。

表 4.8 全球不同生态系统类型的变化趋势面积(10^6 km^2)与占比(%)

Table 4.8 Area and proportion of change trends in different global ecosystems

生态系统类型	NDVI 增加趋势		NDVI 基本不变		NDVI 减少趋势	
	面积	占比	面积	占比	面积	占比
城镇生态系统	10.8	32.0	15.4	45.7	7.5	22.3
耕种生态系统	436.9	51.1	327.1	38.2	91.2	10.7
农牧混合生态系统	302.0	40.7	353.9	47.7	86.0	11.6
农林混合生态系统	1206.0	48.9	1009.0	40.9	252.5	10.2
牧草地生态系统	621.9	39.2	747.3	47.1	217.9	13.7
林地生态系统	2214.1	39.2	2568.1	45.4	871.8	15.4
水域湿地生态系统	57.2	30.6	94.2	50.5	35.3	18.9
干旱荒漠生态系统	447.9	38.8	454.0	39.3	252.6	21.9
冰冻寒漠生态系统	309.8	43.6	264.8	37.3	135.8	19.1

注:面积及占比基于 GIMMS-NDVI3g 数据的覆盖范围统计得到。

其中,城镇生态系统的 NDVI 减少趋势占比远高于全球平均水平(14.5%),高达 22.3%(7.5 万 km^2)(表 4.8)。NDVI 减少趋势的城镇生态系统 NDVI 降幅为 $-0.31\%/年$ ($R^2=0.78$)(图 4.7),主要位于除欧洲以外的各城镇的边缘扩张区,尤其是大城市(群)周边,由于扩张占用林地和混合生态系统(图 4.5)。32.0%(10.8 万 km^2)的城镇生态系统 NDVI 呈增加趋势,NDVI 增幅为 $0.33\%/年$ ($R^2=0.88$),主要分布在欧洲大部分城镇生态系统和其他地区城镇生态系统中心地带,说明这些地区城市绿地长势变好或占比增加。剩余 45.7%(15.4 万 km^2)的城镇生态系统 NDVI 保持基本不变,NDVI 变化率仅为 $0.002\%/年$ ($R^2=0.0002$)。

耕种生态系统的 NDVI 增加趋势占比最高,达 51.1% (436.9 万 km^2)(表 4.8)。NDVI 呈增加趋势的耕种生态系统 NDVI 增幅为 $0.43\%/年$ ($R^2=0.89$)(图 4.7),主要位于我国华北平原、四川盆地、江汉平原和长江中下游平原,以及印度、欧洲、非洲撒哈拉沙漠南侧和北美中部,说明作物长势明显变好。NDVI 保持基本不变的耕种生态系统面积占比为 38.2% (327.1 万 km^2),其 NDVI 变化率仅 $0.01\%/年$ ($R^2=0.001$)。NDVI 呈减少趋势的耕种生态系统占比最低,仅 10.7% (91.2 万 km^2),其 NDVI 降幅为 $-0.33\%/年$ ($R^2=0.60$),主要分布在中亚干旱

区、北美中部、南美东南部和我国东北部。耕种生态系统 NDVI 增加主要是由于农业生产投入增加、种植结构变化和气候变化等共同引起的作物增产,而其 NDVI 减少主要受种植结构变化、气候变化、毁林开垦耕地等影响。

NDVI 呈增加趋势的农牧混合生态系统占比为 40.7%(302.0 万 km^2)(表 4.8),NDVI 增幅为 0.37%/年($R^2=0.90$)(图 4.7),主要位于我国黄土高原及北侧、北美中部,主要受草地保护政策影响。NDVI 呈减少趋势的农牧混合生态系统占比较低,仅 11.6%(86.0 万 km^2),其 NDVI 降幅为 -0.34%/年($R^2=0.56$),主要分布在中亚干旱区、南美洲东南部分地区,主要受不合理侵占草地开垦耕地和气候变化的共同影响。剩余 47.7%(353.9 万 km^2)的农牧混合生态系统 NDVI 基本不变,NDVI 变化率仅为 0.01%/年($R^2=0.004$)。

农林混合生态系统 NDVI 呈减少趋势的占比也较低,仅 10.2%(252.5 万 km^2)(表 4.8),其 NDVI 降幅为 -0.26%/年($R^2=0.69$)(图 4.7),主要分布在北美东北部、非洲和南美洲中部部分地区,主要受不合理伐林开垦耕地的影响。NDVI 呈增加趋势的农林混合生态系统占比为 48.9%(1206.0 万 km^2),NDVI 增幅为 0.32%/年($R^2=0.87$),主要位于我国东南部和欧洲,主要受林地保护政策、耕地撂荒和气候变化等影响。剩余 40.9%(1009.0 万 km^2)的农林混合生态系统 NDVI 基本不变,NDVI 变化率仅为 0.01%/年($R^2=0.01$)。

牧草地生态系统 NDVI 呈增加、减少和不变趋势的面积占比分别为 39.2%(621.9 万 km^2)、13.7%(217.9 万 km^2)和 47.1%(747.3 万 km^2)(表 4.8),其 NDVI 变化率分别为 0.37%/年($R^2=0.85$)、-0.40%/年($R^2=0.65$)和 0.03%/年($R^2=0.04$)(图 4.7)。NDVI 呈减少趋势的退化牧草地生态系统主要分布在中亚干旱区,而呈增加趋势的主要位于我国西北、蒙古、非洲北部和澳洲中部。

NDVI 呈增加趋势的林地生态系统面积占比为 39.2%(2214.1 万 km^2)(表 4.8),NDVI 增幅 0.34%/年($R^2=0.92$)(图 4.7),主要位于欧洲、西伯利亚中部和非洲中部。林地生态系统 NDVI 呈减少趋势的占比为 15.4%(871.8 万 km^2),NDVI 降幅为 -0.36%/年($R^2=0.76$),主要位于北美北部和东南部、南美洲南部、西伯利亚西部。剩下 45.4%(2568.1 万 km^2)的林地生态系统 NDVI 保持基本不变,其 NDVI 变化率仅 0.01%/年($R^2=0.002$)。

NDVI 呈增加趋势的水域湿地生态系统面积占比为 30.6%(57.2 万 km^2)(表 4.8),NDVI 增幅为 0.38%/年($R^2=0.83$)(图 4.7)。水域湿地生态系统 NDVI 呈减少趋势的占比较高,达 18.9%(35.3 万 km^2),其 NDVI 降幅为 -0.35%/年($R^2=0.67$)。NDVI 保持基本不变的占比为 50.5%(94.2 万 km^2),NDVI 变化率仅 0.001%/年($R^2=0.00002$)。

NDVI 呈增加趋势的干旱荒漠生态系统占比为 38.8%(447.9 万 km^2)(表 4.8),NDVI 增幅为 0.19%/年($R^2=0.79$)(图 4.7),主要位于我国西部、非洲撒哈拉沙漠和印度半岛西北角。干旱荒漠生态系统中 NDVI 呈减少趋势的占比高达 21.9%(252.6 万 km^2),其 NDVI 降幅为 -0.37%/年($R^2=0.68$),主要位于中亚、我国西北部和阿拉伯半岛部分地区。呈基本不变的占比为 39.3%(454.0 万 km^2),NDVI 变化率仅 0.01%/年($R^2=0.01$)。

冰冻寒漠生态系统中 NDVI 呈增加、不变和减少趋势的面积占比分别为 43.6%(309.8 万 km^2)、

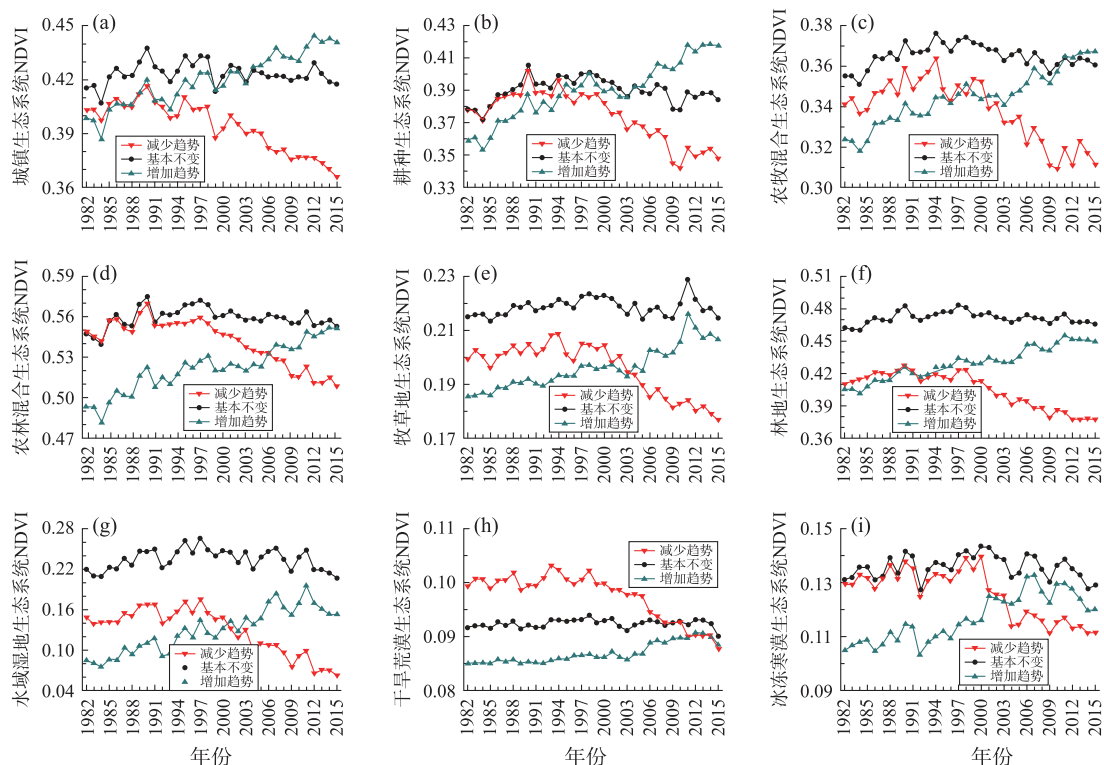


图 4.7 1982—2015 年全球不同生态系统不同变化趋势的 NDVI 变化

Figure 4.7 Interannual NDVI changes in change trends of different global ecosystems during 1982—2015

37.3%(264.8 万 km^2)和 19.1%(135.8 万 km^2) (表 4.8),其 NDVI 变化率分别为 0.64%/年 ($R^2=0.72$)、-0.01%/年 ($R^2=0.0004$)和 -0.57%/年 ($R^2=0.60$) (图 4.7)。NDVI 呈增加趋势的冰冻寒漠生态系统主要分布在偏北地区,而减少趋势主要发生在偏南地区。

4.4 全球生态系统 NDVI 变化的影响因素

4.4.1 全球气候变化特征

(1) 全球整体变化特征

基于 1982—2015 年 CRU TS4.04 气候数据分析发现,全球气候总体呈显著变暖和不明显干化的变化趋势(图 4.8)。全球平均年降水的年变化率为 0.095%/年,但增加趋势不太显著,决定系数 R^2 仅 0.21。全球平均气温的增幅较大且显著性高,其变化率为 0.29%/年 ($R^2=0.73$)。由于全球平均潜在蒸散发的增幅(0.097%/年, $R^2=0.73$)略高于年降水增幅,导致全球平均干燥指数呈极小幅的增加趋势(0.002%/年, $R^2=0.0001$)。

进一步分析发现,1982—2015 年期间,全球(除南极)59.0%(9164.4 万 km^2)的陆地生态

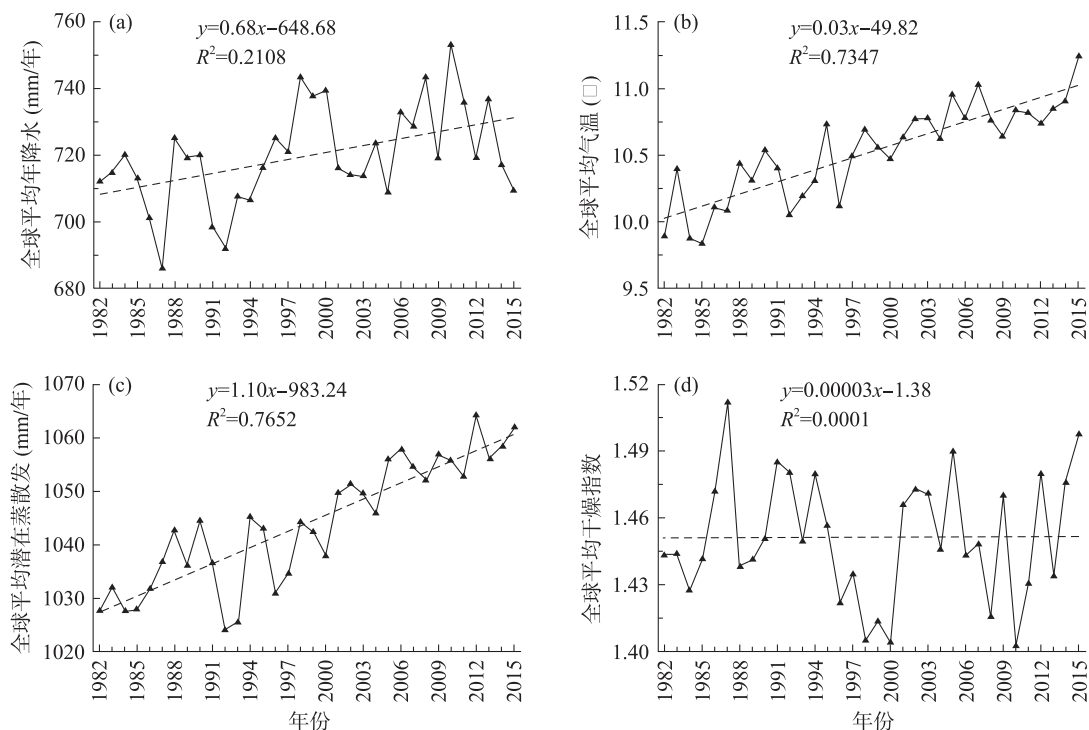


图 4.8 1982—2015 年全球气候因子的年际变化

Figure 4.8 Interannual changes in global climate factors during 1982—2015

系统年降水呈增加趋势,以小幅增加为主(表 4.9)。其中 12.9%(1997.1 万 km^2) 面积的降水增幅大于 0.5%/年,降水增幅介于 0~0.25%/年和 0.25~0.5%/年的面积占比分别为 27.5%(4268.9 万 km^2) 和 18.7%(2898.4 万 km^2)。降水大幅增加区主要分布在非洲南部和撒哈拉沙漠南侧、地中海东北岸、格陵兰东岸和西岸、北亚东部和澳洲东北角,而北美洲中部、南美北部、非洲中部、欧洲、中亚、北亚西部的降水增加以小幅为主(图 4.9)。41.0%(6369.2 万 km^2) 的陆地面积年降水呈下降趋势,其中降幅 $<-0.5\%$ /年、 $-0.5\sim-0.25\%$ /年和 $-0.25\sim 0\%$ /年的面积占比分别为 8.1%(1265.4 万 km^2)、8.8%(1372.7 万 km^2) 和 24.0%(3731.1 万 km^2)。降水下降区主要位于北美西南部和中部、南美西南部和东部、格陵兰中部、非洲北部和东南部、阿拉伯半岛、西亚、我国北部和澳洲南部,其中的北美和南美的西南部、非洲北部和阿拉伯半岛的降水降幅较大。

全球绝大部分陆地面积(97.2%,15103.9 万 km^2) 呈升温趋势,其中增幅 $>0.5\%$ /年、 $0.25\%\sim 0.5\%$ /年和 $0\sim 0.25\%$ /年的面积占比分别为 30.3%(4714.2 万 km^2)、21.1%(3274.7 万 km^2) 和 45.8%(7115.0 万 km^2)(表 4.9)。北半球高纬度和高海拔地区的升温幅度明显高于低纬度和南半球,升温增幅超过 0.5%/年的地区主要位于北美北部、欧洲东部和西北部、亚洲中部和西北、青藏高原(图 4.9)。仅 2.8%(429.7 万 km^2) 的面积年平均气温下降,以 $-0.25\%\sim 0\%$ /年的小幅下降为主(2.7%,426.0 万 km^2)。气温下降主要发生在南美、非洲和澳洲的局部地区。

表 4.9 1982—2015 年全球不同气候年变化率的面积和比例分布

Table 4.9 Area and proportion of different global climate change rates during 1982—2015

年变化率(%/年)	年降水		年均气温	
	面积(10^6 km^2)	比例(%)	面积(10^6 km^2)	比例(%)
< -0.5	1265.4	8.1	/	/
$-0.5 \sim -0.25$	1372.7	8.8	3.7	0.0
$-0.25 \sim -0$	3731.1	24.0	426.0	2.7
$0 \sim 0.25$	4268.9	27.5	7115.0	45.8
$0.25 \sim 0.5$	2898.4	18.7	3274.7	21.1
> 0.5	1997.1	12.9	4714.2	30.3

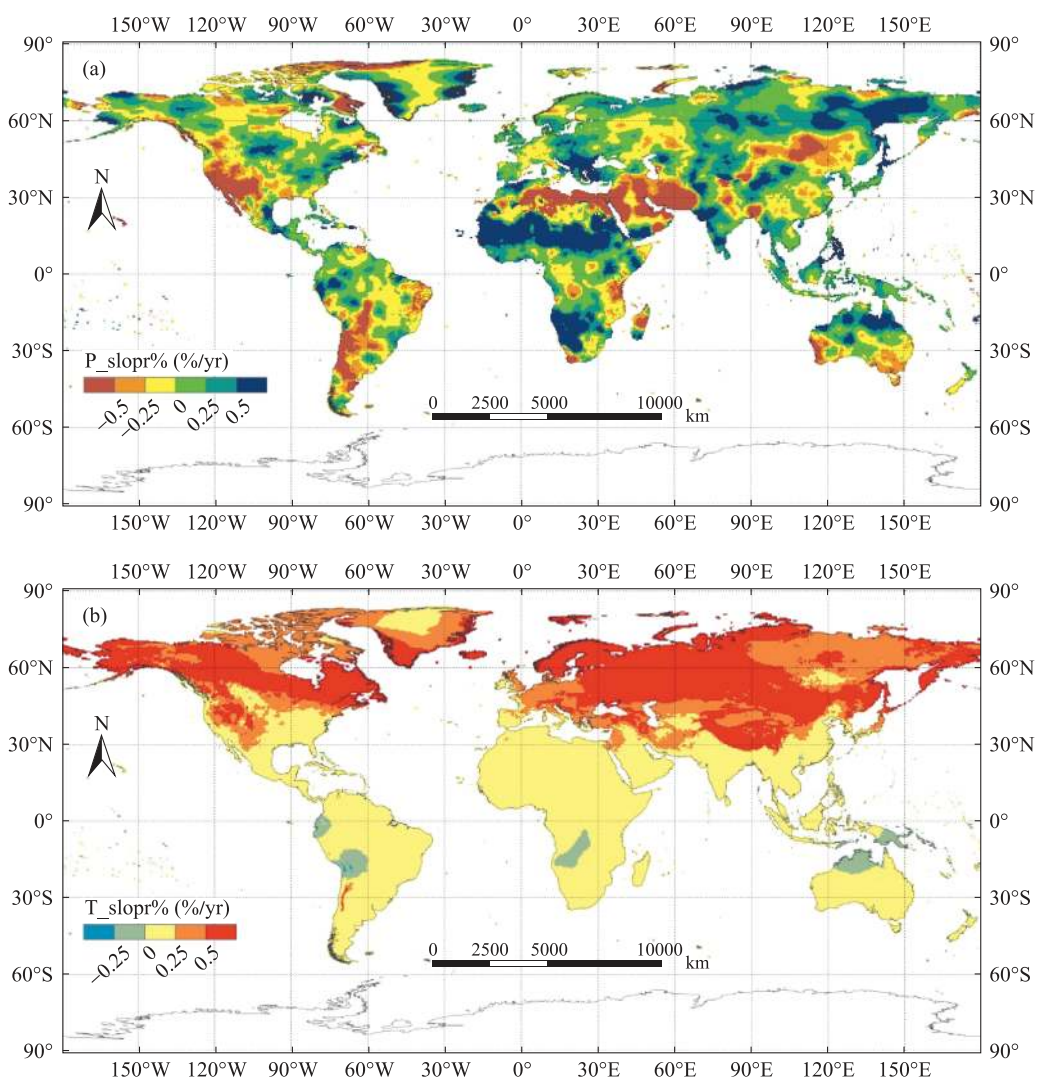


图 4.9 1982—2015 年全球年降水(a)和年平均气温(b)变化率的空间分布

Figure 4.9 Spatial distribution of global precipitation (a) and temperature change rates (b) during 1982—2015

(2)不同生态系统类型的气候变化特征

不同生态系统类型的年降水和年均气温的变化率呈显著差异(表 4.10)。在 9 种生态系统类型中,仅干旱荒漠生态系统的年降水呈下降趋势,下降幅度为-0.082%/年。其中 8 种生态系统的年降水呈不同程度增加趋势,增幅从高至低排序为耕种(0.121%/年) > 水域湿地(0.119%/年) > 牧草地(0.100%/年) > 林地(0.099%/年) > 冰冻寒漠(0.081%/年) > 农林混合(0.085%/年) > 农牧混合(0.078%/年) > 城镇生态系统(0.066%/年)。9 种生态系统均呈升温趋势,其中冰冻寒漠生态系统的升温幅度最高(0.502%/年),为全球平均水平的 1.72 倍。林地和水域湿地生态系统的增温幅度也较高,分别为 0.409%/年和 0.360%/年。牧草地生态系统的升温幅度最小,低至 0.160%/年。城镇、耕种、农牧混合、农林混合和干旱荒漠生态系统年均气温的增幅分别为 0.176%/年、0.174%/年、0.185%/年、0.164%/年和 0.190%/年。

表 4.10 1982—2015 年全球不同生态系统的降水和气温的年变化率

Table 4.10 Precipitation and temperature change rates of different global ecosystems during 1982—2015

生态系统类型	降水变化率(%/年)	气温变化率(%/年)
城镇生态系统	0.066	0.176
耕种生态系统	0.121	0.174
农牧混合生态系统	0.078	0.185
农林混合生态系统	0.085	0.164
牧草地生态系统	0.100	0.160
林地生态系统	0.099	0.409
水域湿地生态系统	0.119	0.360
干旱荒漠生态系统	-0.082	0.190
冰冻寒漠生态系统	0.081	0.502

4.4.2 降水和气温对全球生态系统 NDVI 变化的影响

总体上,全球平均 NDVI 与平均年降水和年均气温都呈正相关,其中与气温的相关性和显著性(0.67, $R^2 = 0.46$) 都高于降水(0.45, $R^2 = 0.20$) (图 4.10)。空间分析发现,全球 60.09%(7906 万 km^2) 的生态系统 NDVI 与降水呈正相关,其中大部分(32.90%)的相关性较小(<0.25) (图 4.11)。NDVI 与降水的相关性 >0.5 的面积占比仅 6.26%(823 万 km^2)。NDVI 与降水呈正相关的地区主要分布在北美西南部、南美东部和南部、非洲南部、中亚、印度半岛和澳洲,其中大部分地区为干旱半干旱区,这是因为水分是干旱地区植被生长的主要限制因子。剩余 39.91%(5252 万 km^2) 的生态系统 NDVI 与降水呈负相关,主要位于高纬度和高海拔地区以及热带和亚热带部分高降水的地区。这是由于在高纬度和高海拔等温度较低地区,气温成为限制植被生长的主要气候因子,而降水增加引起的降温会抑制植被生长;而降水丰富地区,降水增加可能引起土壤水分长期过多甚至产生洪涝并伴随气温下降,不利于植被生长。

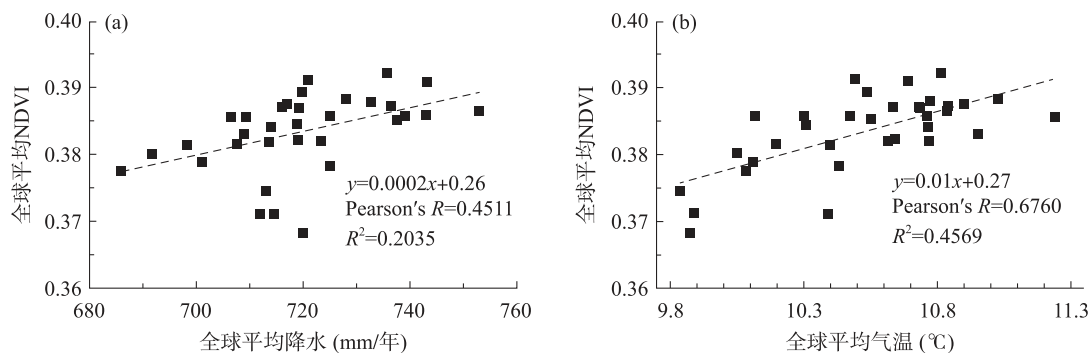


图 4.10 1982—2015 年全球平均 NDVI 与平均年降水(a)和年均气温(b)的关系

Figure 4.10 Relationship between global average NDVI and precipitation (a) and temperature (b) during 1982—2015

全球 70.12% (9226 万 km^2) 的生态系统 NDVI 与气温呈正相关, 其中相关性 >0.5 、 $0.25 \sim 0.5$ 和 $0 \sim 0.25$ 的面积占比分别为 11.14% (1466 万 km^2)、28.12% (3700 万 km^2) 和 30.86% (4060 万 km^2) (图 4.11)。NDVI 与气温呈正相关的地区主要位于高纬度和高海拔地区以及耕种活动较强地区。这是由于高纬度和高海拔地区的植被生长主要受低温胁迫, 升温有助于增强光合作用; 耕种活动较强地区, 水分可通过灌溉进行补充, 小幅升温可能促进作物生长。29.88% ($39.31 \times 10^6 \text{ km}^2$) 的生态系统 NDVI 与气温呈负相关, 主要位于受水分限制的干旱半干旱地区。升温会引起蒸散发增加、土壤水分下降, 加剧干旱半干旱地区的水分胁迫, 从而抑制植被生长。因此, 干旱半干旱地区的生态系统在升温的影响下大多呈退化趋势。

在 9 种生态系统类型中, 牧草地生态系统 NDVI 与降水的相关性最高, 达 0.63 ($p < 0.01$) (表 4.11)。然而, 在干旱荒漠生态系统, 其 NDVI 与降水的相关性却很低 (0.03) 且不显著 ($p = 0.87$), 由于该地区的降水极低且增量很小, 而干旱荒漠生态系统对于干旱的适应性远高于牧草地生态系统, 小幅降水增加对极度干旱地区的促进作用低于干旱程度较低地区。冰冻寒漠生态系统 NDVI 与降水的相关性也很低 (0.10, $p = 0.56$), 这是由于该生态系统主要受低温限制, 而降水增加引起的降温会抑制植被生长。耕种生态系统 NDVI 与降水的相关性较高, 为 0.46 ($p < 0.01$)。农牧混合、农牧混合、林地和水域湿地生态系统 NDVI 与降水的相关性分别为 0.52 ($p < 0.1$)、0.29 ($p < 0.1$)、0.348 ($p < 0.05$) 和 0.347 ($p < 0.05$)。

干旱荒漠生态系统 NDVI 与气温的相关性最低, 低至 0.21 ($p = 0.56$), 这是由于干旱地区的植被生长主要受水分影响, 增温可能引起干旱、抑制植被生长。其次为牧草地生态系统, 其 NDVI 与气温的相关性为 0.32 ($p < 0.1$), 这是因为牧草地生态系统主要位于半干旱地区, 受水分胁迫较大, 升温引起的干燥增加对植被有一定抑制作用。耕种生态系统 NDVI 与气温的相关性最高, 高达 0.69 ($p < 0.001$), 这时由于灌溉使得水分不再是主要限制因子, 一定程度升温有助于光合作用, 其伴随的水分胁迫可以通过灌溉来补充。农林混合生态系统存在一定程度耕种活动, 其 NDVI 与气温的相关性也较高 (0.64, $p < 0.001$)。水分较充足的林地和水域湿地生态系统、低温的冰冻寒漠生态系统受升温的促进作用也较大, 其 NDVI 与气温的相关性分别为 0.57 ($p < 0.001$)、0.54 ($p < 0.001$) 和 0.53 ($p < 0.001$)。城镇生态系统 NDVI 与气温的相关性为 0.51 ($p < 0.01$)。

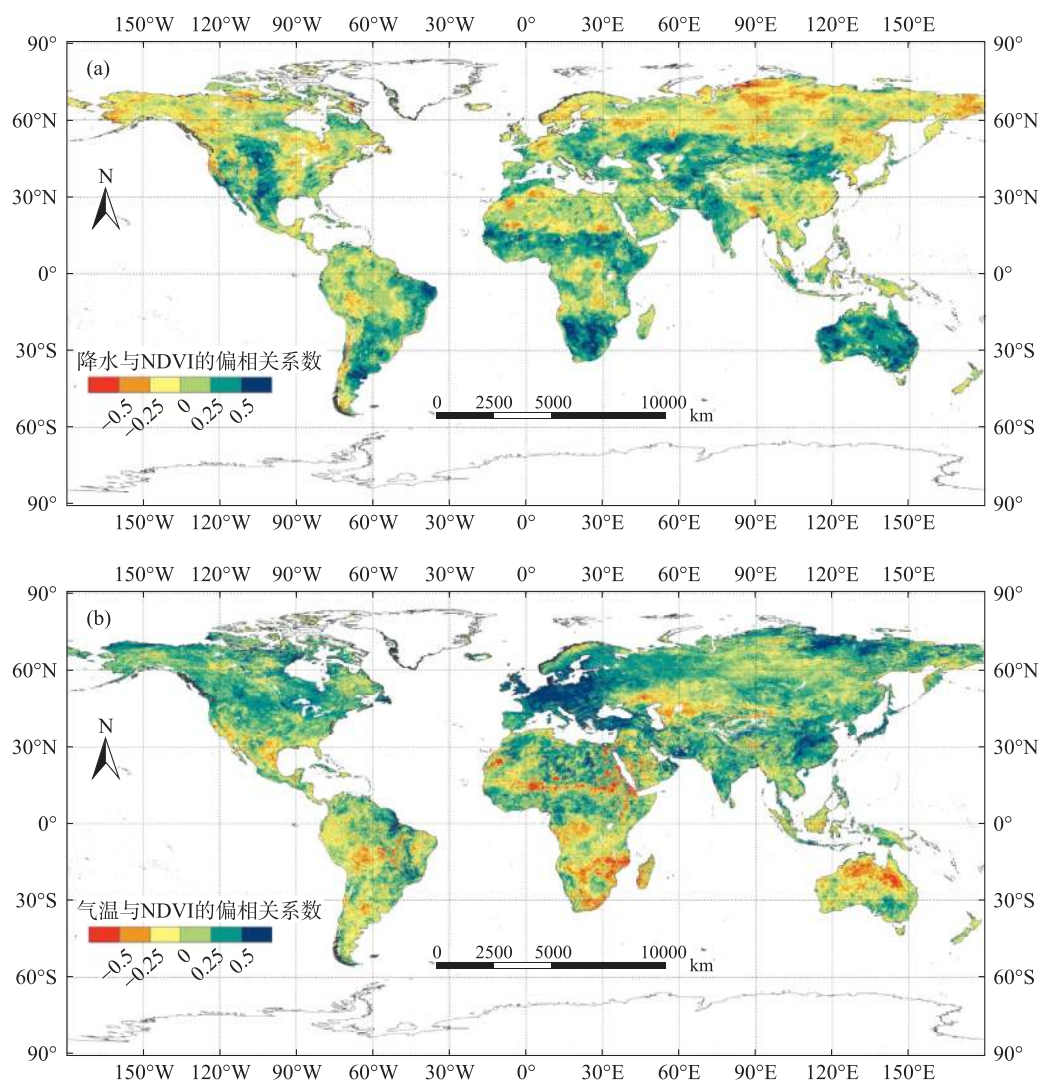


图 4.11 1982—2015 年全球平均 NDVI 与降水(a)和气温(b)的相关性的空间分布

Figure 4.11 Spatial distribution of the correlation between global average NDVI and precipitation (a) and temperature (b) during 1982—2015

表 4.11 1982—2015 年全球不同生态系统 NDVI 与降水和气温的相关性

Table 4.11 Correlation between NDVI and precipitation (a) and temperature of (b) of different global ecosystems during 1982—2015

生态系统类型	与降水的相关性(显著性 p)	与气温的相关性(显著性 p)
城镇生态系统	0.147(0.407)	0.512(0.002)
耕种生态系统	0.461(0.006)	0.692(0.001)
农牧混合生态系统	0.515(0.002)	0.458(0.035)

续表

生态系统类型	与降水的相关性(显著性 p)	与气温的相关性(显著性 p)
农林混合生态系统	0.290(0.097)	0.643(0.001)
牧草地生态系统	0.631(0.001)	0.324(0.062)
林地生态系统	0.348(0.044)	0.569(0.001)
水域湿地生态系统	0.347(0.044)	0.535(0.001)
干旱荒漠生态系统	0.030(0.868)	0.208(0.237)
冰冻寒漠生态系统	0.103(0.561)	0.526(0.001)

对 20487 个随机点进行统计分析发现,随干旱程度升高,NDVI 与降水的相关性呈先增后减趋势,在干燥指数介于 4~5 时达到最高(图 4.12)。然而,随着干旱程度继续增加,NDVI 与降水的相关性并未增强,反而呈变弱趋势。这主要是因为,在极度干旱地区,植物对于干旱的适应能力更强,降水变化对其生长的影响低于轻微干旱地区,相似结论也被以往许多研究证实。因此,中亚和西亚等干旱半干旱地区的 NDVI 与降水的正相关较大,而在更干旱的撒哈拉沙漠和阿拉伯半岛的相关性较低。相反,NDVI 与气温的相关性随干旱程度加深呈先减后增趋势,在干燥指数介于 5~10 时达到最低。这是由于水分是干旱半干旱地区植被生长的主要限制因子,升温加剧干旱,一定程度弱化其与 NDVI 的相关性。但极其干旱地区植被对于干旱的适应性更强,温度变化对植被的影响较之轻微干旱地区要大。

随着平均气温增加,降水对生态系统的影响增强,而气温的影响减弱(图 4.12)。这是由于低温地区(尤其是低于 0℃ 地区)的生态系统主要受气温制约,升温对其植被生长的促进明显大于其他温度较高地区,虽然降水增加会促进植被生长,但伴随的降温会弱化降水的影响。水分是气温较高地区生态系统的主要制约气候因子,其受降水的影响明显大于低温地区,升温引起的干旱程度增加会弱化温度的影响。因此,高纬度和高海拔等低温地区 NDVI 与气温的相关性明显高于较高温地区,而与降水的相关性低于干旱半干旱等高温地区(图 4.12)。

对于不同生态系统类型,气候变化对其 NDVI 影响的干燥和气温梯度特征仍然存在,但存在一定差异(图 4.13—4.20)。随着干旱程度增加,各生态系统 NDVI 与降水的相关性总体上都呈先增后减趋势,与气温的相关性呈先减后增趋势,这种气候变化对 NDVI 影响的干旱梯度特征同时存在 9 种生态系统中。大多数生态系统类型 NDVI 与降水的相关性最高值出现在干燥指数 4~5 时;而干旱荒漠生态系统的最高值出现在干燥指数为 10 左右,远高于其他类型,这是因为其对干旱的适应能力更强。干旱荒漠生态系统 NDVI 与气温的相关性最低值对应的干燥指数也较之其他类型更大。随着气温升高,各生态系统类型的 NDVI 与降水相关性总体上呈增加趋势,而与气温的相关性呈减少趋势。这是由于气温升高通常会引起蒸散发增加,一定程度加剧干旱程度,因此降水对植被生长的作用会更强、气温的影响会更弱。其中这种特征在干旱荒漠生态系统不那么明显,而在冰冻寒漠生态系统较明显。

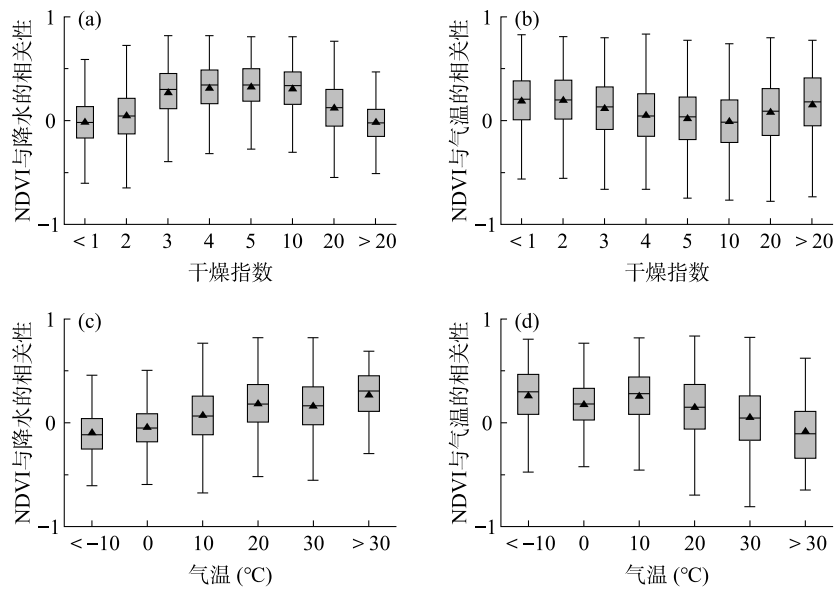


图 4.12 全球生态系统 NDVI 与降水和气温相关性的干旱及气温梯度特征

Figure 4.12 Correlation between global ecosystem NDVI and precipitation and temperature along with drought and temperature gradients

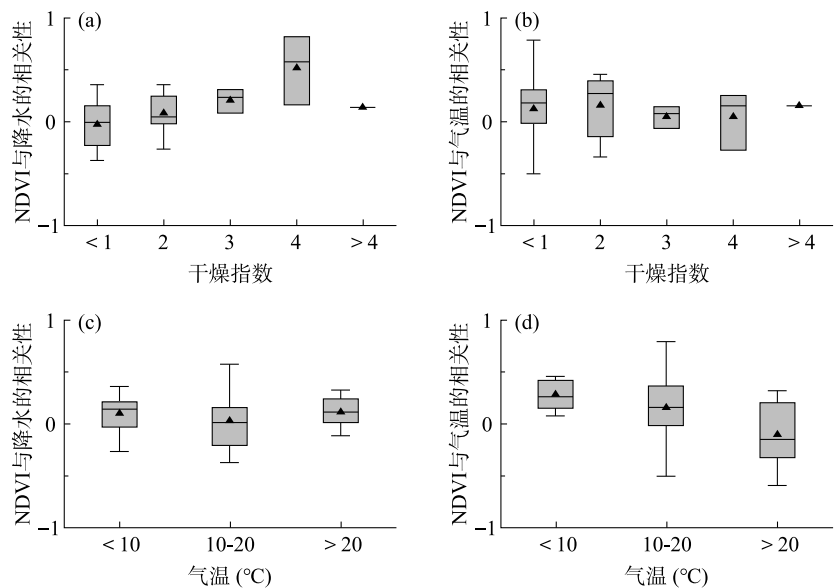


图 4.13 全球城镇生态系统 NDVI 与降水和气温相关性的干旱及气温梯度特征

Figure 4.13 Correlation between NDVI and precipitation and temperature along with drought and temperature gradients in global urban/township ecosystem

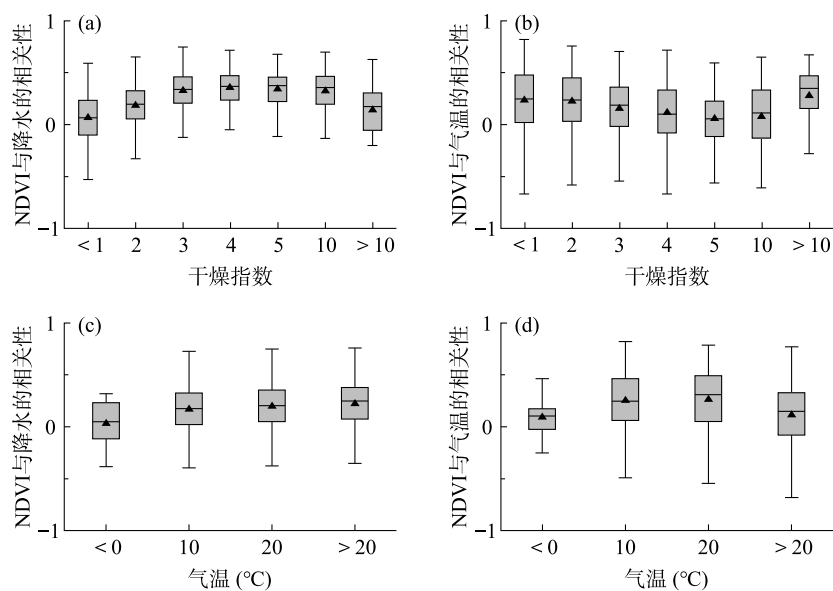


图 4.14 全球耕种生态系统 NDVI 与降水和气温相关性的干旱及气温梯度特征

Figure 4.14 Correlation between NDVI and precipitation and temperature along with drought and temperature gradients in global cultivated land ecosystem

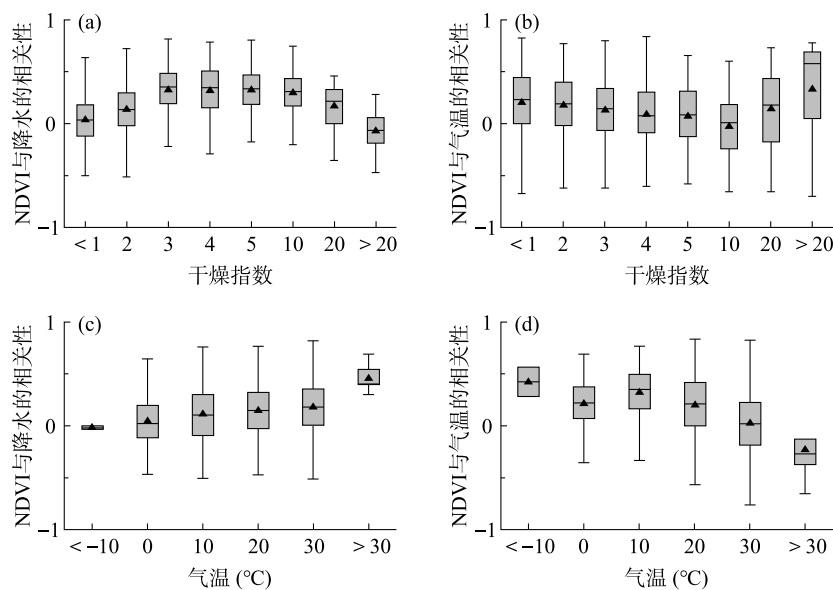


图 4.15 全球农林牧混合生态系统 NDVI 与降水和气温相关性的干旱及气温梯度特征

Figure 4.15 Correlation between NDVI and precipitation and temperature along with drought and temperature gradients in global mixed ecosystem

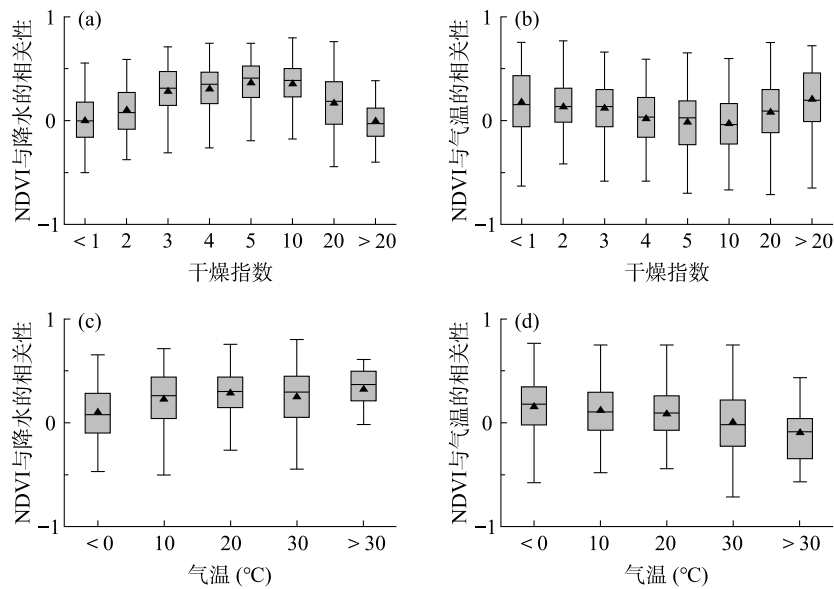


图 4.16 全球牧草地生态系统 NDVI 与降水和气温相关性的干旱及气温梯度特征

Figure 4.16 Correlation between NDVI and precipitation and temperature along with drought and temperature gradients in global pastureland ecosystem

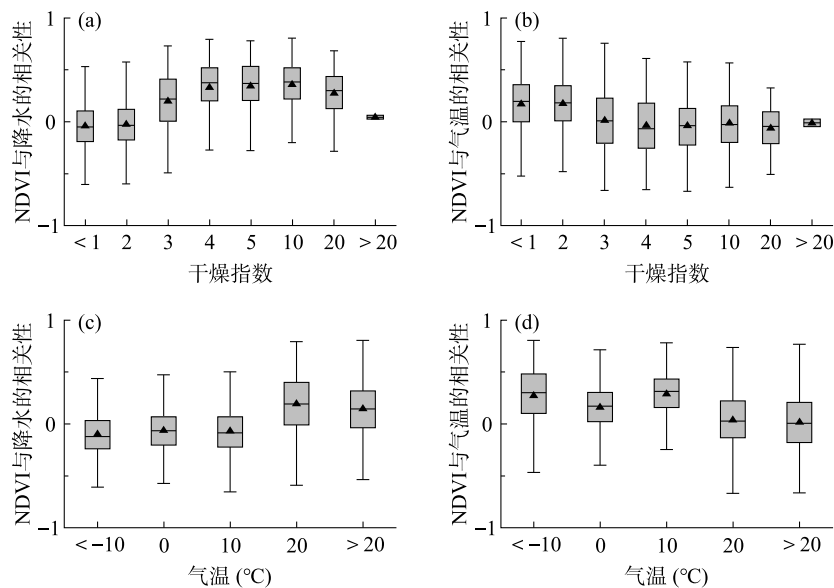


图 4.17 全球林地生态系统 NDVI 与降水和气温相关性的干旱及气温梯度特征

Figure 4.17 Correlation between NDVI and precipitation and temperature along with drought and temperature gradients in global forestland ecosystem

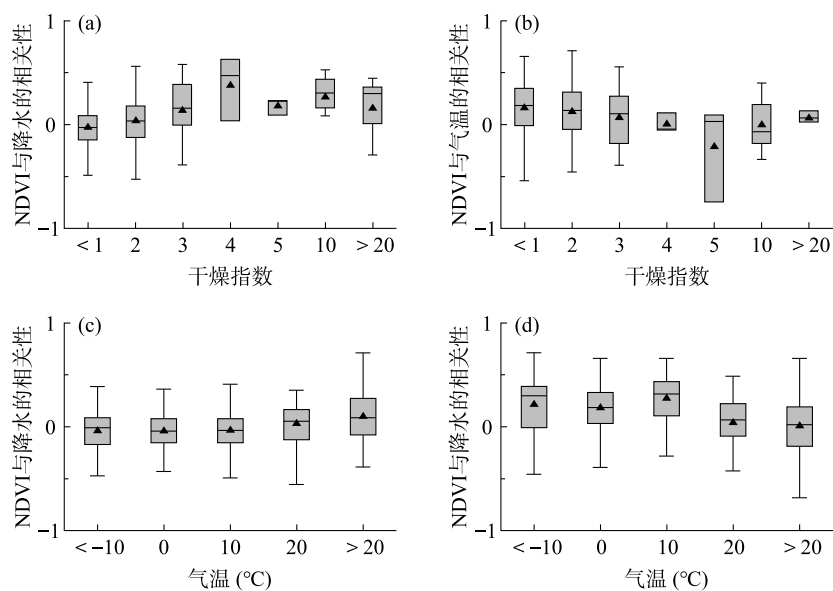


图 4.18 全球水域湿地生态系统 NDVI 与降水和气温相关性的干旱及气温梯度特征

Figure 4.18 Correlation between NDVI and precipitation and temperature along with drought and temperature gradients in global water/wetland ecosystem

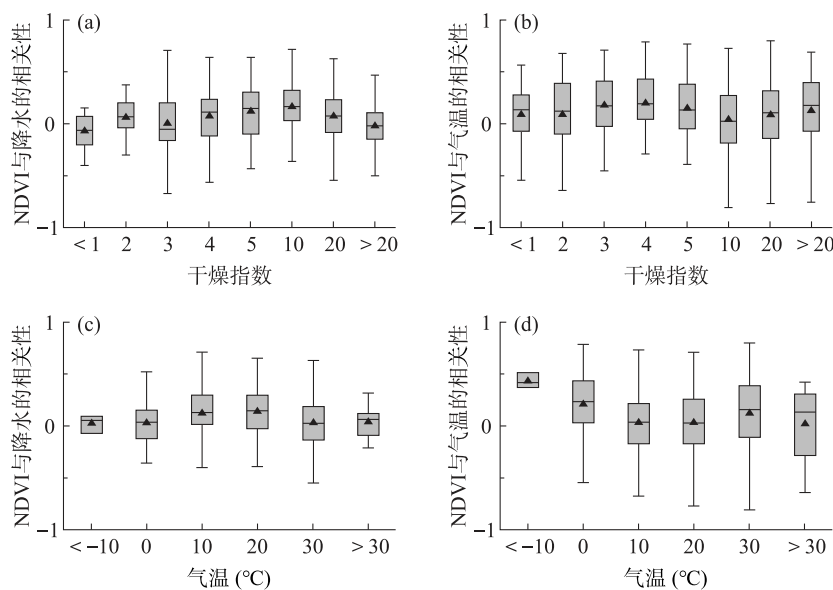


图 4.19 全球干旱荒漠生态系统 NDVI 与降水和气温相关性的干旱及气温梯度特征

Figure 4.19 Correlation between NDVI and precipitation and temperature along with drought and temperature gradients in global arid desert ecosystem

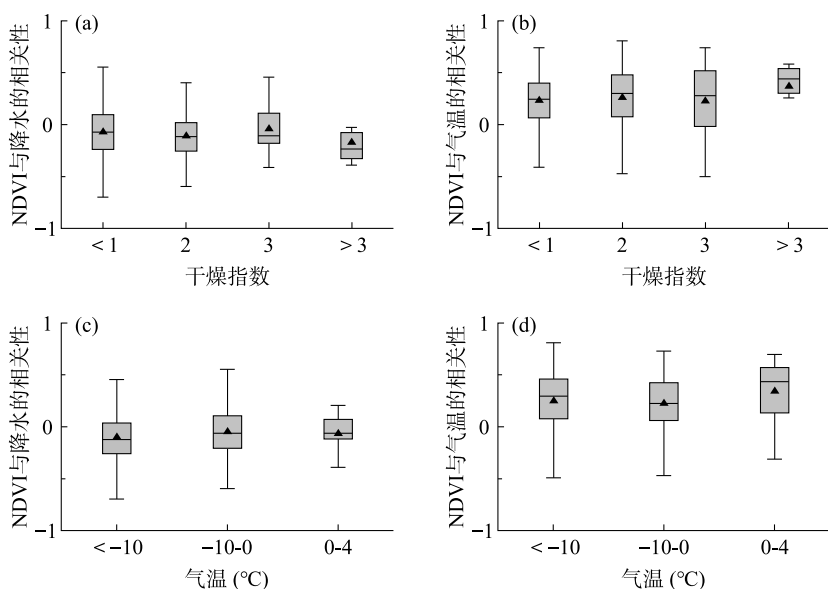


图 4.20 全球冰冻荒漠生态系统 NDVI 与降水和气温相关性的干旱及气温梯度特征

Figure 4.20 Correlation between NDVI and precipitation and temperature along with drought and temperature gradients in global frozen land ecosystem

4.4.3 气候变化和人类活动对全球生态系统变化的相对贡献

通过偏导函数开展多因子相对贡献分解,进一步量化了降水(P)、气温(T)和人类活动及其他因素(H&O)对生态系统 NDVI 变化的相对贡献量和贡献率。分析发现,不同因素对 NDVI 变化的相对贡献量呈显著差异(图 4.21)。降水、气温和人类活动及其他因素分别对 51.10%($67.23 \times 10^6 \text{ km}^2$)、70.94%($93.34 \times 10^6 \text{ km}^2$)和 50.24%($66.10 \times 10^6 \text{ km}^2$)的生态系统 NDVI 产生了正向贡献,都以 $>0.25\%$ /年的小幅贡献为主。气温产生 $>0.5\%$ /年贡献的面积占比(8.73%)高于降水(1.69%)和人类活动及其他因素(6.51%)。降水在非洲南部和撒哈拉沙漠南侧,气温在地区北美北部、欧洲、亚洲中部和青藏高原,人类活动及其他因素在印度半岛、我国华北平原、西伯利亚中北部、澳洲东南部和西南部的正向贡献较大。

降水、气温和人类活动及其他因素对生态系统 NDVI 具有负向贡献的面积占比分别为 48.90%($64.35 \times 10^6 \text{ km}^2$)、29.06%($38.23 \times 10^6 \text{ km}^2$)和 49.76%($65.48 \times 10^6 \text{ km}^2$),其中人类活动及其他因素产生的 $<-0.5\%$ /年大幅负贡献的面积占比(9.80%)远高于降水(0.81%)和气温(0.67%)。降水和气温对生态系统 NDVI 的负贡献主要分布在干旱半干旱地区,这时由于这些地区主要呈降水减少和升温趋势,导致干旱加剧和生态系统退化。人类活动及其他因素对 NDVI 的负贡献主要位于北美北部、欧洲和亚洲的中部、非洲撒哈拉沙漠南侧。

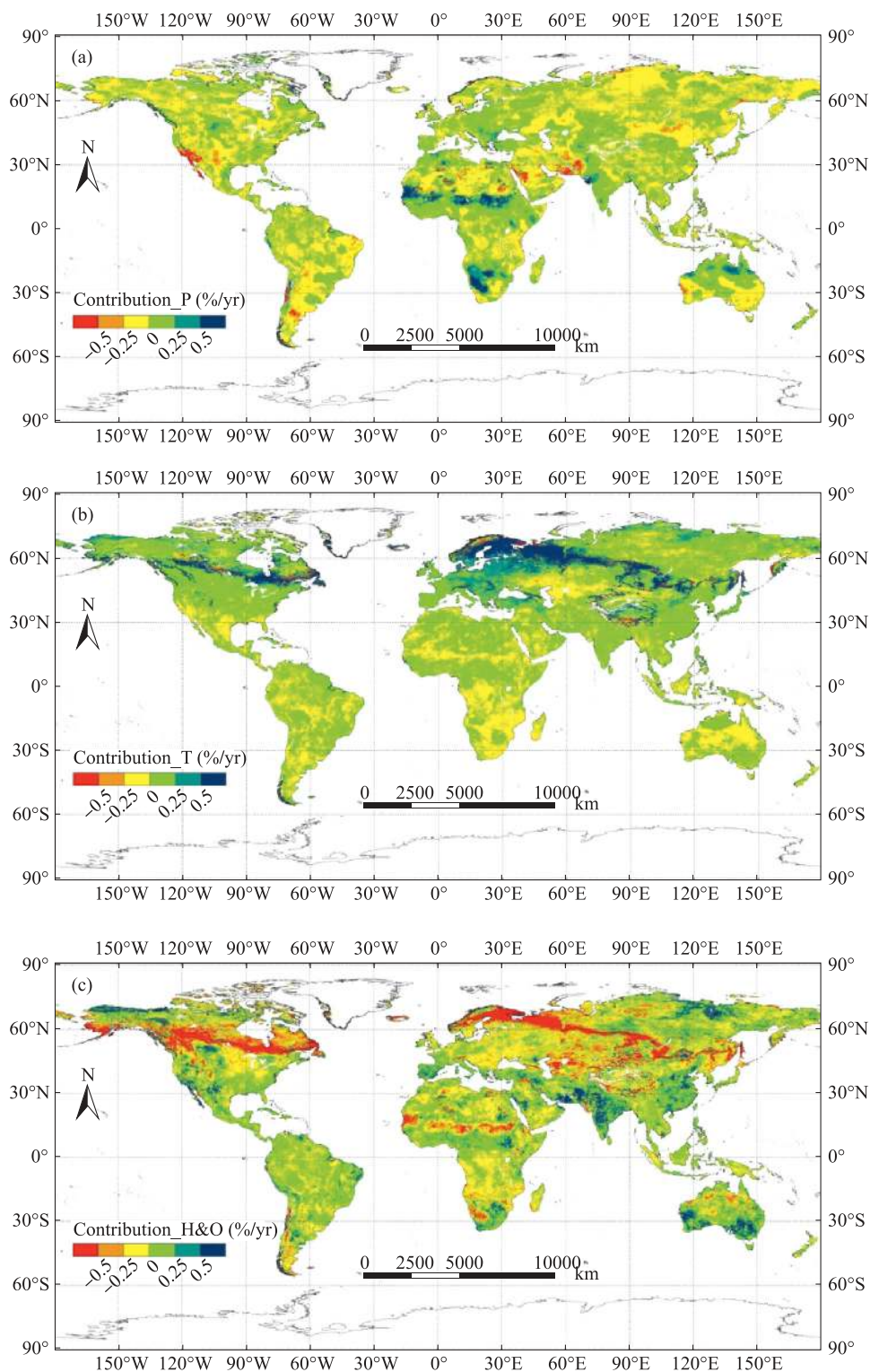


图 4.21 降水(a)、气温(b)和人类活动及其他因素(c)对全球生态系统 NDVI 变化的贡献量

Figure 4.21 Contributions of precipitation (a), temperature (b), human activities and other factors (c) to global ecosystem NDVI changes

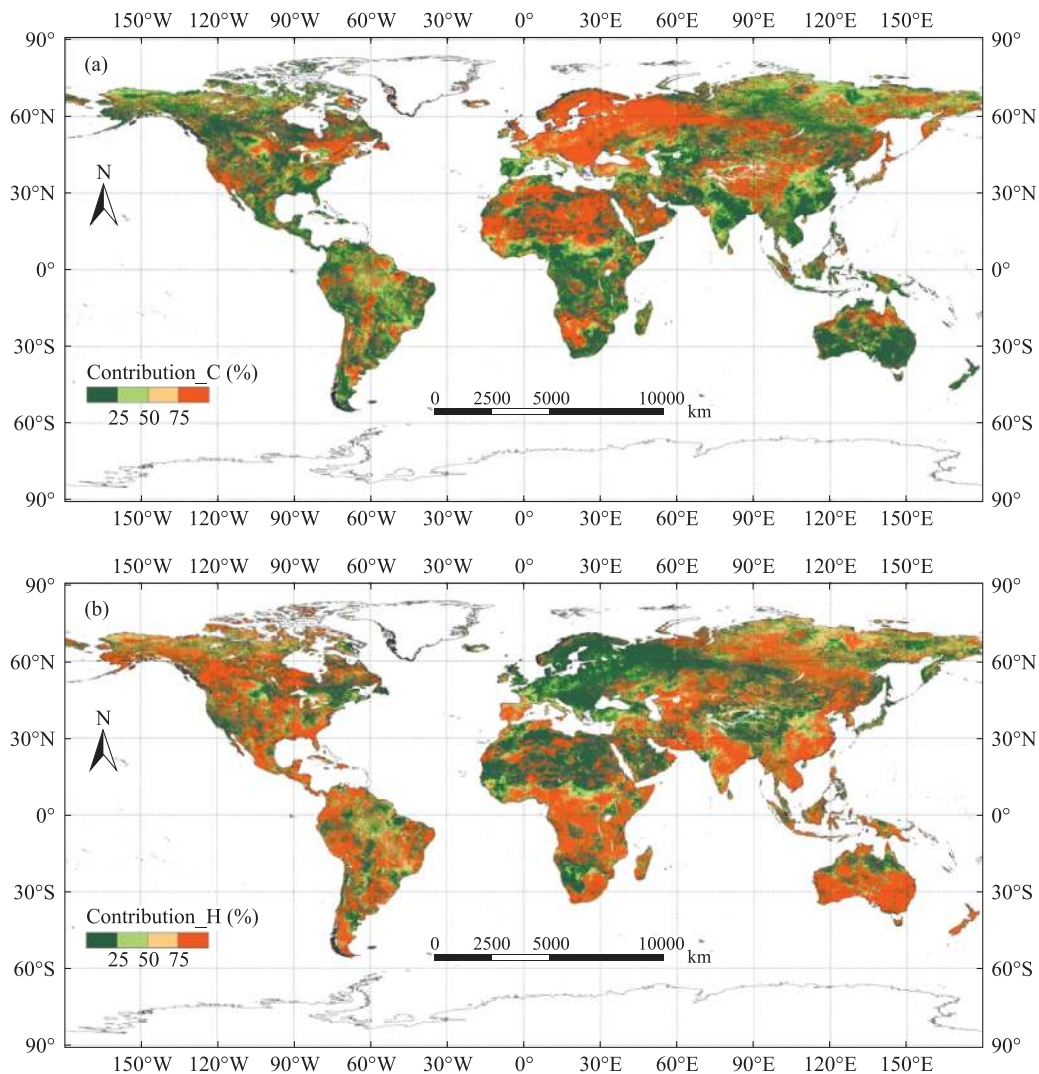


图 4.22 气候(a)与人类活动和其他因素(b)对全球生态系统 NDVI 变化的贡献率
Figure 4.22 Contribution rates of climate (a) and human activities and other factors (b) to global ecosystem NDVI changes

从相对贡献率的空间分布来看,气候变化(仅包括降水和气温变化)仅对 44.57% 的全球生态系统 NDVI 做出了主要贡献($>50\%$),剩余 55.43% 的 NDVI 变化由人类活动及其他因素主导(图 4.22)。受气候变化主导(贡献率 $>50\%$)的生态系统变化主要分布在非洲北部、南部和阿拉伯半岛、澳洲北部等干旱半干旱地区、青藏高原、西伯利亚东部以及欧洲。我国东部和南部、印度半岛、非洲中部、北美中部、南美东部、澳洲东南和西南角等耕种活动较强地区的生态系统 NDVI 变化主要受人类活动及其他因素主导。在北半球高纬度地区、热带地区,也有局部生态系统也由人类活动及其他因素主导。

总体上,气候变化为全球生态系统 NDVI 变化做出了 47.39% 的贡献,剩下 52.61% 由人



类活动及其他因素共同贡献(表 4.12)。除了干旱荒漠生态系统的 NDVI 变化受气候变化主导(56.89%),其他 8 种生态系统均与整个全球生态系统一样由人类活动及其他因素主导。人类活动及其他因素对改造程度较高的城镇(56.95%)和耕种生态系统(59.16%)NDVI 变化的贡献率大于农牧混合(50.48%)、农林混合(53.76%)、牧草地(51.87%)、林地(52.96%)、水域湿地(56.35%)和冰冻寒漠生态系统(55.55%)。

表 4.12 气候变化与人类活动对全球生态系统 NDVI 变化的贡献率(%)

Table 4.12 Contribution rates of climate change (a) and human activities to NDVI changes in different global ecosystems

生态系统类型	气候变化的贡献率	人类活动及其他因素的贡献率
全球生态系统	47.39	52.61
城镇生态系统	43.05	56.95
耕种生态系统	40.84	59.16
农牧混合生态系统	49.52	50.48
农林混合生态系统	46.24	53.76
牧草地生态系统	48.13	51.87
林地生态系统	47.04	52.96
水域湿地生态系统	43.65	56.35
干旱荒漠生态系统	56.89	43.11
冰冻寒漠生态系统	44.45	55.55

4.5 小结

(1)1990—2018 年,全球生态系统类型的主要变化特征是:城镇生态系统快速扩张,耕种、农林混合生态系统小幅增加,其他类型小幅减少。全球城镇生态系统扩张 127.3%,主要占用混合生态系统和林地生态系统。耕种生态系统集中分布在北美中部、南美中南部、欧洲、中南半岛等平原区,以及中国东部平原、四川盆地等区域,共扩张 1.8%,其新增主要在非洲南部和撒哈拉沙漠南侧,缩减主要位于欧洲以及我国中部黄土高原、太行山和秦岭等山地地区。农牧混合生态系统主要分布在北美大平原中西部、南美洲东岸、撒哈拉沙漠南侧、中亚和我国黄土高原及其北部邻近区域和云贵高原中部等半干旱地区和西欧半湿润地区,2000 以前面积增加,之后减少,共减少 7.3 万 km²。农林混合生态系统主要分布在欧洲、南美东南部、东南亚热带雨林耕垦区、非洲中部以及我国东南部亚热带湿润低山丘陵区,1990—1995 年面积减少,之后持续增加,共增加 68.0 万 km²。牧草地生态系统主要分布在北美、中亚、澳洲、蒙古和青藏高原等区域,共减少 5.3 万 km²。林地生态系统集中分布于北美和西伯利亚寒温带和南美、非洲大陆热带雨林地区、我国东北、横断山和南部亚热带山地区,面积持续减少,共减少 69.6 万 km²,主要转变为耕种和农林混合生态系统。受干旱、耕地扩张、城市建设等影响,水域湿地生

态系统缩减 13.5 万 km^2 , 西西伯利亚和亚马孙流域等地区的水域湿地迅速缩减, 尤其是中亚咸海萎缩严重。干旱荒漠生态系统主要分布在北非、中东、中亚、我国西北等干旱半干旱内陆地区, 2010 年以前持续减少, 之后增加, 共减少 5.9 万 km^2 。冰冻寒漠生态系统主要分布在南北极、欧亚大陆和北美大陆最北端、青藏高原的高山地带, 受气候变暖影响, 小幅减少 1.5 万 km^2 。

(2) 1982—2015 年, 全球 65.8% 的生态系统 NDVI 增加, 剩余 34.2% 减少, 平均 NDVI 增幅为 0.10%/年, 其中前 17 年的增幅 (0.33%) 明显高于后 17 年 (0.05%)。全球仅 41.9% 的生态系统 NDVI 呈增加趋势, 增幅为 0.35%/年, 主要位于中国、印度、欧洲的耕种和农林牧混合生态系统, 北非的牧草地和干旱荒漠生态系统, 西伯利亚中部的林地生态系统。NDVI 呈减少趋势的占比为 14.5%, 降幅为 -0.34%/年, 主要位于城镇扩张区、降水减少的中亚干旱半干旱地区、毁林开荒耕地的亚马孙和非洲热带雨林。耕种 (51.1%) 和农林混合生态系统 (48.9%) NDVI 增加趋势的占比较高, 城镇 (22.3%) 和干旱荒漠生态系统 (21.9%) NDVI 减少趋势的占比较高, 林地生态系统减少趋势的面积最大 (2214.1 万 km^2)。

(3) 1982—2015 年, 全球气候总体呈显著变暖和显著干化趋势, 平均气温、年降水、潜在蒸散发和干燥指数的增幅分别为 0.29%/年、0.095%/年和 0.097%/年和 0.002%/年。除干旱荒漠以外的生态系统类型的降水呈增加, 所有类型都呈增温趋势, 其中冰冻寒漠增温幅度为全球平均水平的 1.7 倍 (0.50%/年)。全球平均 NDVI 与年降水和气温均呈正相关, 相关系数分别为 0.45 ($R^2=0.20$) 和 0.67 ($R^2=0.46$)。其中牧草地和干旱荒漠生态系统 NDVI 与降水的相关性较高, 而冰冻寒漠生态系统较低, 与气温的相关性正好相反, 这主要是因为干旱半干旱地区的植被生长受水分制约, 寒冷地区主要受低温胁迫。降水与 NDVI 的相关性随干旱程度增加呈先增后减, 在干燥指数 5 左右达到最大, 这种干旱梯度特征存在所有 9 种类型中, 但峰值位置不同。人类活动 (包括其他因素) 对全球生态系统 NDVI 变化做出了主要贡献 (52.61%), 对城镇和耕种生态系统的贡献较之其他类型更高, 只有干旱荒漠生态系统由气候主导 (56.89%)。

中国生态系统的时空格局与变化趋势

在第 4 章宏观认识全球不同生态系统类型的时空格局、NDVI 变化、影响机制及其类型差异性和空间异质性的基础上,本章节结合第 3 章的中国生态系统分类制图结果,以及气候、地形、植被、居民点密度等其他多源数据,在更精细的 1km 分辨率上,分析了 1980s—2020 年我国不同生态系统类型的组分结构和时空格局变化,识别了 2000—2020 年我国生态系统的 NDVI 变化趋势及影响因素,空间显性地量化了气候变化和人类活动对不同生态系统类型 NDVI 变化的相对贡献,为我国生态系统分类管理提供了科学支撑。

5.1 数据源与方法

5.1.1 数据源及预处理

本章节使用的数据源主要包括:第 3 章生产的 1980s—2020 年中国生态系统类型分布数据,用于分析中国生态系统类型的分布特征、面积变化、空间变化、空间转移和面积转移等变化特征。

1980—2018 年中国气候插值数据、ASTER GDEM 地形数据、2000—2020 年基于 MOD13A3 C6 产品的植被覆盖度数据、2020 年居民点密度数据,结合 2020 年中国生态系统类型分布数据,用于分析中国不同生态系统类型的分布特征。

2000—2020 年 MOD13A3 C6 产品(表 3.3),用于分析中国生态系统 NDVI 的时序变化和识别退化趋势。

2000—2018 年降水、气温插值数据和 MOD13A3 NDVI 数据,用来分析中国降水和气温与生态系统 NDVI 的相关性,并量化降水、气温变化和人类活动对 NDVI 变化的相对贡献值和相对贡献率。

5.1.2 时空变化分析

采用 ArcGIS 软件,通过分区统计、空间叠置等地统计方法,计算各一级和二级生态系统类型的平均海拔、坡度、降水、气温、植被盖度和居民点密度,分析我国不同生态系统的空间分布特征。通过空间叠置和空间统计,分析生态系统类型的空间转移,分析生态系统类型的时空变化

特征。此外,通过计算一级和二级类型的面积和比例变化,分析生态系统组分结构变化特征。

考虑到中国植被生长季的空间差异明显,本研究以年平均 NDVI 为指标,分析中国陆地生态系统的生态状况变化特征。基于 Mann-Kendall 检验和 Sen's Slope 方法(详见 4.1.3 小节),计算 2000—2020 年中国生态系统年平均 NDVI 的年际变化显著性和变化率,并识别生态系统退化趋势(详见 4.1.4 小节),并结合 2020 年生态系统类型分布,对比分析不同生态系统类型 NDVI 变化和退化趋势特征。

5.1.3 影响因素分析

本研究基于偏相关分析(详见 4.1.5 小节),在区域、栅格和生态系统类型 3 个尺度上,分析年均降水、气温与生态系统年均 NDVI 的偏相关关系,对比分析不同类型间的差异。

本研究基于偏导函数贡献分解法(详见 4.1.6 小节),在栅格和生态系统类型尺度上,量化年均降水、气温变化(主要气候变化)和人类活动(包括其他因素)对生态系统年均 NDVI 变化的贡献值和相对贡献率。

5.2 1980s—2020 年中国生态系统的分布格局及时空变化

中国陆地生态系统的分布呈现显著的空间异质性(图 3.4、3.5、表 5.1)。1980s—2020 年,我国均以牧草地生态系统为主(25.2%~28.1%),干旱荒漠生态系统(16.2%~19.0%)次之,其次为林地(15.0%~15.3%)、耕种(13.5%~13.9%)、农林混合生态系统(12.9%~13.1%),农牧混合(7.0%~7.4%)、水域湿地(2.5%~2.7%)和冰冻寒漠生态系统(2.6%~3.1%)面积占比较小,城镇生态系统面积占比最小(0.6%~1.7%)(表 5.2)。

城镇生态系统主要分布于我国中东部湿润、半湿润区,平均海拔 338.0m,坡度仅 1.6°,居民点密度高达 25.7 个/100 km²(表 5.1)。2020 年总面积 16.6 万 km²,较 1980s 扩大 206.2%(11.2 万 km²)(表 5.2),其扩张在 1980s—2015 年不断加剧,其中 2010—2015 年扩张 2.9 万 km²,2015—2020 年扩张有所放慢。62.3%(7.4 万 km²)的城镇扩张来自周边的耕种生态系统(图 5.1、表 5.3),这与以往研究的我国城市扩张主要占用耕地的结论一致(Song and Pijanowski, 2014; Song et al., 2015)。同时有 0.4 万 km²的零散乡镇生态系统转变为耕种生态系统,这是由于部分“空心化”的零散村落通过土地整理变更为耕地(刘彦随等,2009; 宋伟等,2010)。

耕种生态系统集中分布在东北、华北和长江中下游平原、四川和关中盆地以及西北干旱绿洲区,地势平缓(1.2°),居民点分布密集(8.8 个/100 km²),耕地集中连片,平均占比为 83.2%(表 5.1)。水田的年均降水高达 1217.7mm,旱田为 718.6mm,绿洲仅 121.0mm。2020 年耕种生态系统总面积 131.8 万 km²,较 1980s 年增加 3.1 万 km²,水田生态系统减少 0.6 km²,旱田和绿洲生态系统分别增加 0.8 万 km² 和 2.9 万 km²,其中绿洲增幅较大(58.7%)(表 5.2)。2005 年之前耕种生态系统扩张 4.0 万 km²,2005 年后减少 0.9 万 km²,这主要受 2003 年以来我国大力开展的退耕还林还草工程影响(Song and Deng, 2017)。1980—2020 年,我国耕种生



态系统同时存在大面积的新增(16.6 万 km^2)和缩减(13.5)万 km^2 (表 5.3)。缩减的耕种生态系统多转化为城镇用地(54.9%),新增耕种生态系统主要来自农牧混合(35.1%)和牧草地(20.7%)生态系统,其中东北部的新增主要来自水域湿地生态系统(图 5.1)。

农牧混合生态系统主要分布于黄土高原及其北部邻近区域和云贵高原中部,以半干旱丘陵沟谷为主,平均坡度 8.1° ,平均年降水量为 578.4mm(表 5.1),其中耕地(多为梯田和坡耕地)占比 37.1%,与草地(占比 52.3%)地交错分布。其人类活动较强,居民点密度在 3.6~7.0 个/100 km^2 。2020 年农牧混合生态系统面积为 67.12 万 km^2 ,较 1980s 减少 2.4 万 km^2 (表 5.2),其中 2000 以前耕地垦荒导致面积增加 1.2 万 km^2 ,而 2000 后退耕还草等生态工程导致面积减少 3.6 万 km^2 。农牧和牧农生态系统分别减少 0.6 万 km^2 和 1.8 万 km^2 。农牧生态系统同时存在新增(8.8 km^2)和缩减(11.2 km^2),其中新增主要由牧草地生态系统贡献(50.8%),而缩减主要受耕种生态系统扩张影响(52.2%)。

表 5.1 2020 年中国生态系统的主要特征(均值)

Table 5.2 Main characteristics (mean value) of China's ecosystems in 2020

生态系统类型	海拔(m)	坡度($^\circ$)	降水(mm)	气温($^\circ\text{C}$)	植被盖度(%)	居民点密度(个/100 km^2)
1 城镇生态系统	338.0	1.6	932.2	14.1	39.2	25.7
11 城市生态系统	239.7	1.1	949.2	14.5	37.5	32.2
12 乡镇生态系统	396.2	2.1	899.2	13.7	45.7	26.6
13 工矿生态系统	517.1	2.4	933.2	13.8	35.1	7.5
2 耕种生态系统	325.6	1.2	790.9	12.5	54.0	8.8
21 水田生态系统	154.9	1.0	1217.7	15.2	60.1	9.6
22 旱田生态系统	321.8	1.3	718.6	11.9	53.8	9.1
23 绿洲生态系统	985.3	0.4	121.0	9.2	33.6	1.7
3 农牧混合生态系统	1266.8	8.1	578.4	9.9	49.6	4.8
31 农牧生态系统	1190.4	7.4	575.2	10.3	48.8	7.0
32 牧农生态系统	1308.9	8.5	580.2	9.8	50.0	3.6
4 农林混合生态系统	672.4	9.1	1317.7	15.3	77.0	8.2
41 农林生态系统	571.5	7.0	1260.1	15.4	69.7	10.7
42 林农生态系统	707.3	9.9	1337.6	15.3	79.6	7.4
5 牧草地生态系统	3105.0	9.0	333.6	1.9	25.8	0.5
51 典型牧草生态系统	2279.0	14.1	847.6	7.8	69.8	1.7
52 斑状牧草生态系统	3002.8	9.9	392.9	1.3	38.8	0.6
53 稀疏牧草生态系统	3305.9	7.7	210.3	0.8	13.1	0.2
6 林地生态系统	1461.1	13.6	986.7	9.4	76.1	0.0
61 密林生态系统	1116.6	14.4	1255.2	12.7	88.7	0.0
62 半密林生态系统	1240.7	9.9	528.5	2.4	62.1	0.0
63 疏林生态系统	2700.7	13.3	392.2	1.5	34.5	0.0
64 灌木林生态系统	2182.5	14.9	872.5	9.5	69.0	0.0

续表

生态系统类型	海拔(m)	坡度(°)	降水(mm)	气温(℃)	植被盖度(%)	居民点密度(个/100km ²)
7 水域湿地生态系统	2181.2	1.7	464.4	4.4	20.8	0.7
71 水域生态系统	2379.3	1.7	500.8	5.2	15.3	0.8
72 沼泽生态系统	1800.3	1.5	376.0	2.5	35.1	0.3
73 海滩生态系统	2.9	0.3	718.1	14.7	9.8	0.6
8 干旱荒漠生态系统	1958.9	3.1	88.0	5.3	1.2	0.0
81 荒漠生态系统	2517.6	4.7	124.2	3.2	3.4	0.0
82 沙漠生态系统	1611.7	2.0	65.9	7.0	0.5	0.0
83 裸岩戈壁生态系统	1960.3	3.3	87.5	4.8	0.5	0.0
9 冰冻寒漠生态系统	5336.1	12.0	219.2	−5.7	1.1	0.0
91 冰雪生态系统	5499.3	17.4	287.6	−7.8	0.0	0.0
92 冻土寒漠生态系统	5307.9	11.1	207.6	−5.4	1.2	0.0

表 5.2 1980s—2020 年中国生态系统的面积(万 km²)

Table 5.2 Area of China's ecosystems during 1980s—2020 (10⁴ km²)

生态系统类型	1980s	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
1 城镇生态系统	5.4	6.4	7.5	7.9	9.6	11.7	14.5	16.6
11 城市生态系统	2.4	3.0	3.8	4.1	5.3	6.6	7.9	8.7
12 乡镇生态系统	2.5	2.7	2.9	3.0	3.3	3.7	4.2	4.6
13 工矿生态系统	0.6	0.7	0.8	0.8	1.1	1.4	2.4	3.3
2 耕种生态系统	128.7	130.0	131.3	132.7	132.8	132.0	132.6	131.8
21 水田生态系统	29.2	29.3	28.9	29.3	28.5	28.2	29.0	28.7
22 旱田生态系统	94.5	95.6	96.8	97.3	97.3	96.9	95.7	95.2
23 绿洲生态系统	5.0	5.1	5.6	6.1	7.0	6.9	7.9	8.0
3 农牧混合生态系统	69.5	70.7	70.9	70.0	68.6	67.9	67.5	67.1
31 农牧生态系统	24.5	25.0	25.2	25.3	24.8	24.1	24.0	23.8
32 牧农生态系统	45.0	45.6	45.7	44.7	43.8	43.9	43.4	43.3
4 农林混合生态系统	122.6	122.9	123.6	124.9	124.2	124.4	124.5	124.0
41 农林生态系统	30.7	31.0	31.3	32.1	31.9	31.8	32.0	31.8
42 林农生态系统	91.9	91.9	92.4	92.8	92.3	92.7	92.5	92.1
5 牧草地生态系统	262.1	268.3	258.6	240.0	249.2	260.2	255.8	267.2
51 典型牧草生态系统	29.5	36.2	33.5	25.8	32.5	33.6	36.9	38.4
52 斑状牧草生态系统	45.8	45.5	42.7	42.8	44.2	44.8	43.1	47.0
53 稀疏牧草生态系统	186.8	186.6	182.3	171.5	172.4	181.7	175.9	181.8
6 林地生态系统	146.3	146.0	144.5	143.5	144.3	144.5	142.8	143.0
61 密林生态系统	51.4	61.6	59.5	52.7	60.8	63.8	75.2	79.0
62 半密林生态系统	49.7	41.8	41.7	41.3	39.9	37.6	30.4	25.9

续表

生态系统类型	1980s	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
63 疏林生态系统	17.6	14.0	14.5	20.8	14.4	13.6	9.4	10.4
64 灌木林生态系统	27.6	28.7	28.8	28.8	29.0	29.4	27.7	27.8
7 水域湿地生态系统	26.0	24.5	24.2	24.0	24.0	24.0	24.7	25.0
71 水域生态系统	16.4	16.8	16.8	17.3	17.4	17.4	17.2	17.6
72 沼泽生态系统	8.6	6.9	6.5	6.3	6.2	6.2	7.1	7.0
73 海滩生态系统	0.5	0.3	0.3	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4
8 干旱荒漠生态系统	166.2	159.8	165.8	180.8	173.2	161.6	164.0	154.0
81 荒漠生态系统	38.9	36.5	38.6	37.0	40.3	36.7	44.6	39.1
82 沙漠生态系统	69.9	67.9	69.8	76.3	70.4	67.2	64.1	63.2
83 裸岩戈壁生态系统	56.6	54.8	56.8	67.6	62.5	57.8	55.3	51.6
9 冰冻荒漠生态系统	26.4	24.9	26.9	29.4	27.6	26.9	26.9	24.6
91 冰雪生态系统	3.7	3.2	3.1	3.9	3.8	3.6	3.7	3.6
92 冻土荒漠生态系统	22.8	21.7	23.8	25.5	23.7	23.3	23.2	21.0

农林混合生态系统主要分布在江南亚热带湿润低山丘陵区,平均坡度 9.1° ,年均降水量 1318mm,其中耕地、林地占比分别为 31.0%和 60.4%,其余为居民点和林间草地等(表 5.1)。2020 年农林混合生态系统面积为 124.0 万 km^2 ,较 1980s 增加 1.4 万 km^2 (表 5.2),2005 年前面积增加 2.3 万 km^2 ,而 2005 年受退耕还林影响,农林混合生态系统中耕地退出,面积减少 0.9 万 km^2 。新增和缩减的农林混合生态系统面积分别为 10.9 万 km^2 和 9.5 万 km^2 ,都主要由林地和耕种生态系统贡献,说明退耕还林和伐林开垦同时存在。

林地生态系统主要分布于我国中东部中高山地,在东北大小兴安岭和长白山区、东南部亚热带山地、西南横断山区分布较集中,平均坡度 13.6° ,年均降水量 986.7mm(表 5.1)。2020 年林地生态系统总面积 143.0 万 km^2 ,较 1980s 减少 3.3 万 km^2 ,其中 2000 年前林地持续减少,受退耕还林影响,2000—2010 年面积增加。受林地保护和降水增加影响(Piao et al., 2015; 赵东升等,2020),林地生态系统的植被盖度显著增加,密林生态系统面积扩大 53.5% (27.5 万 km^2),而其他盖度较低的乔木林生态系统面积减少,灌木林生态系统波动增加 0.2 万 km^2 (表 5.2)。新增(6.0 万 km^2)和缩减(9.3 万 km^2)的林地生态系统主要由农林混合生态系统贡献,分别为 50.0%和 55.3%,这是退耕还林和垦荒共同影响的结果。

水域湿地生态系统零散分布在主要的河流和湖泊以及湿地地区,在青藏高原分布面积较大,2020 年总面积 25.05 万 km^2 ,较 1980s 共减少 1.0 万 km^2 ,其中 57.2%被耕种生态系统占用。主要受我国东北部耕地垦荒影响,2005 以前面积减少 2.1 万 km^2 ;而受湿地保护政策影响,2005 年后其面积增加 1.1 万 km^2 ,其中 81.8%源自于沼泽生态系统的增加。受气候暖湿化和冰川融水增加的影响(赵东升等,2020),青藏高原地区水域湿地扩张明显;受沿海开发影响,海滩湿地生态系统面积减少 0.1 万 km^2 ,主要转变为工业用地。

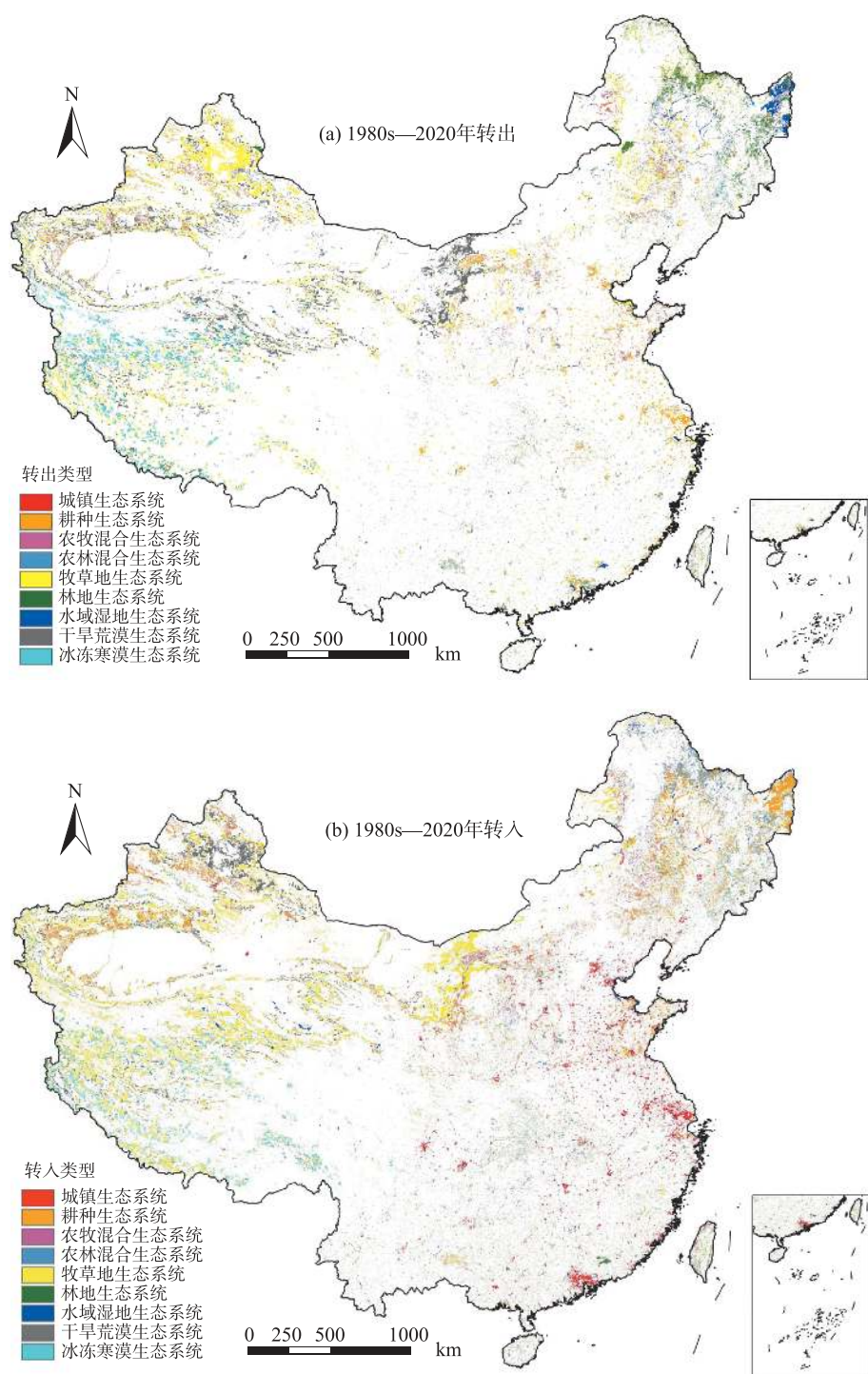


图 5.1 1980s—2020 年中国生态系统类型的时空转移

Figure 5.1 Spatial conversion of ecosystem types in China during 1980s—2020



牧草地生态系统主要分布于西北干旱半干旱地区和西南高寒地区,地势起伏较大,平均坡度 13.6° ,平均年降水为 333.6mm ,其盖度大致呈由东南向西北逐渐降低的趋势(表 5.1)。干旱荒漠生态系统主要分布于西北部内陆地区,地势平坦、降水稀少,平均坡度 3.1° ,平均年降水仅 88.0mm 。冰冻寒漠生态系统主要分布于西南部青藏高原,以高寒陡峻山地为主,平均海拔 5336.1m ,平均坡度 12.0° ,平均气温 -5.7°C 。2020 年,牧草地、干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统的面积分别为 267.2万 km^2 、 154.0万 km^2 和 24.6万 km^2 。由于我国西北干旱区和西南高寒区的气候呈暖湿化趋势(赵东升 等,2020),部分邻近牧草地生态系统的荒漠和冻土寒漠,植被长势变好,年最大植被盖度增加至 10% 以上,在分类时划归为牧草地生态系统。因此,牧草地生态系统面积 2020 年较 1980s 增加了 5.0万 km^2 。受气候变化的影响,干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统的面积分别减少 12.2万 km^2 和 1.8万 km^2 。新增的牧草地生态系统(36.2万 km^2)主要由干旱荒漠(62.8%)和冰冻寒漠生态系统(17.1%)贡献;然而,由过牧引起的草地退化,导致局部牧草地生态系统(13.5万 km^2)转变为干旱荒漠生态系统。

表 5.3 1980s—2020 年中国生态系统面积转移矩阵(万 km^2)

Table 5.3 Area transfer matrix of China's ecosystems during 1980s—2020

生态系统类型		2018 年转入面积								
		城镇	耕种	农牧混合	农林混合	牧草地	林地	水域湿地	干旱荒漠	冰冻寒漠
1980s 年 转出 面积	城镇		0.4	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	耕种	7.4		2.0	2.4	0.9	0.1	0.7	0.0	0.0
	农牧混合	0.7	5.8		1.6	2.5	0.2	0.2	0.1	0.0
	农林混合	1.7	2.8	1.0		0.7	3.0	0.3	0.0	0.0
	牧草地	1.0	3.4	4.5	1.1		1.7	1.4	13.5	4.5
	林地	0.3	0.8	0.3	5.1	2.3		0.3	0.1	0.1
	水域湿地	0.4	2.9	0.2	0.2	0.9	0.2		0.2	0.1
	干旱荒漠	0.4	0.5	0.7	0.3	22.8	0.6	1.0		0.0
	冰冻寒漠	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2	0.2	0.0	0.1	

5.3 2000—2020 年中国生态系统 NDVI 变化趋势

5.3.1 中国生态系统的 NDVI 变化率

(1) 中国整体的 NDVI 变化率

2000—2020 年,我国陆地生态系统的年平均 NDVI 显著增加,说明我国整体生态状况明显改善。2020 年全国年平均 NDVI 为 0.3633 ,较 2000 年增加 $0.0599(19.7\%)$,年变化率为 $0.74\%/年(R^2=0.94)$ (图 5.2)。空间统计发现,我国 $92.1\%(874.0\text{万 km}^2)$ 的 NDVI 增加,其中 67.4% 显著增加($p<0.01$),说明近二十年来我国生态工程的成效显著(图 5.3、表 5.4)。

NDVI 增加以大幅增加为主,增幅>0.5%/年的生态系统面积高达 602.6 万 km² (63.5%),主要分布在我国东部的耕地、林地和农林牧混合生态系统以及西北部的耕种生态系统和部分牧草地、干旱荒漠生态系统。NDVI 增幅介于 0.25%~0.5%/年和 0~0.25%/年的生态系统面积分别为 172.0 万 km² (18.1%)和 99.4 万 km² (10.5%),这些增幅较小区主要位于我国东北部牧草地和农林牧混合生态系统、西北部的牧草地和干旱荒漠生态系统、西南部的牧草地和农林牧混合生态系统。

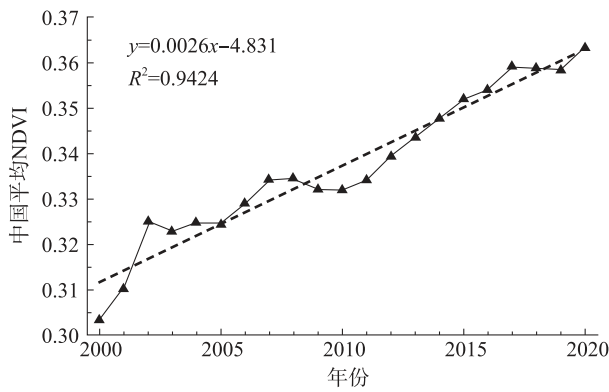


图 5.2 2000—2020 年中国生态系统的区域平均 NDVI 年际变化
Figure 5.2 Interannual NDVI changes in China's ecosystem during 2000—2020

表 5.4 中国生态系统不同 NDVI 年变化率的面积和比例

Table 5.4 Area and proportion of different NDVI change rates in China's ecosystem

NDVI 年变化率(%/年)	面积(万 km ²)	比例(%)
> 0.5	602.6	63.5
0.25~0.5	172.0	18.1
0~0.25	99.4	10.5
-0.25~0	37.4	3.9
-0.5~-0.25	14.5	1.5
< -0.5	23.5	2.5

仅 7.9%(75.4 万 km²)的生态系统 NDVI 减少,显著减少($p<0.05$)占比低至 1.4%(图 5.3、表 5.4)。NDVI 减少以小幅减少为主,NDVI 降幅介于-0.25%~0%/年和-0.5%~-0.25%/年的面积占比分别为 3.9%和 1.5%,而 NDVI 降幅>0.5%/年的占比为 2.5%。NDVI 降幅较高区主要位于我国各地城镇扩张区以及局部农林牧混合生态系统、西南和西北部的局部牧草地生态系统,NDVI 降幅较小区主要分布在 NDVI 降幅较高区的周边,说明 NDVI 大幅减少区只是零星的点状或斑块状分布。

(2)中国不同生态系统类型的 NDVI 变化率

分类型看(图 5.4),我国农牧混合生态系统增幅最大,NDVI 年均增加 1.26%($R^2=0.96$),其次是农林混合生态系统,增加 0.85%/年($R^2=0.94$),主要受益于退耕还林还草、生

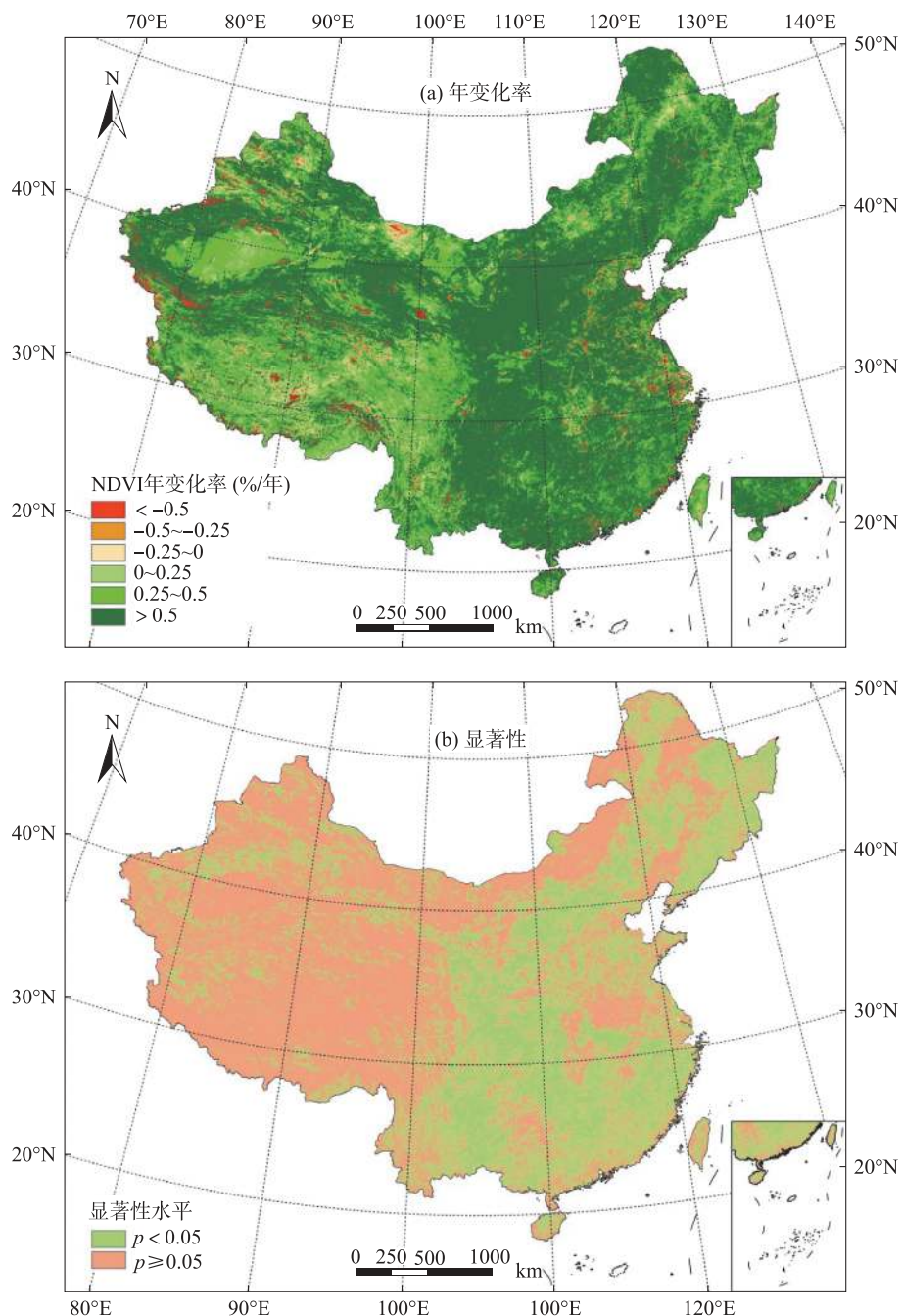


图 5.3 2000—2020 年中国生态系统 NDVI 年变化率(a)及其显著性(b)

Figure 5.3 NDVI change rate (a) and its significance (b) in China during 2000—2020

态保护政策和近 20 年的生态建设(Piao et al., 2015; 杨春 等, 2019)。农牧混合和农林混合生态系统中均有 97.2% 的 NDVI 增加, 其中增幅 $> 0.5\%$ /年的面积占比分别为 87.5% 和 80.5%(表 5.5), 主要分布在东南部、中部和东北部。NDVI 增幅较小的混合生态系统主要分

布在东北部和云南西南角。农牧混合和农林混合生态系统 NDVI 减少的面积占比很小,仅 2.8%,其中降幅 $<-0.5\%$ /年的占比分别低至 0.6%和 0.5%,主要呈零星分布。

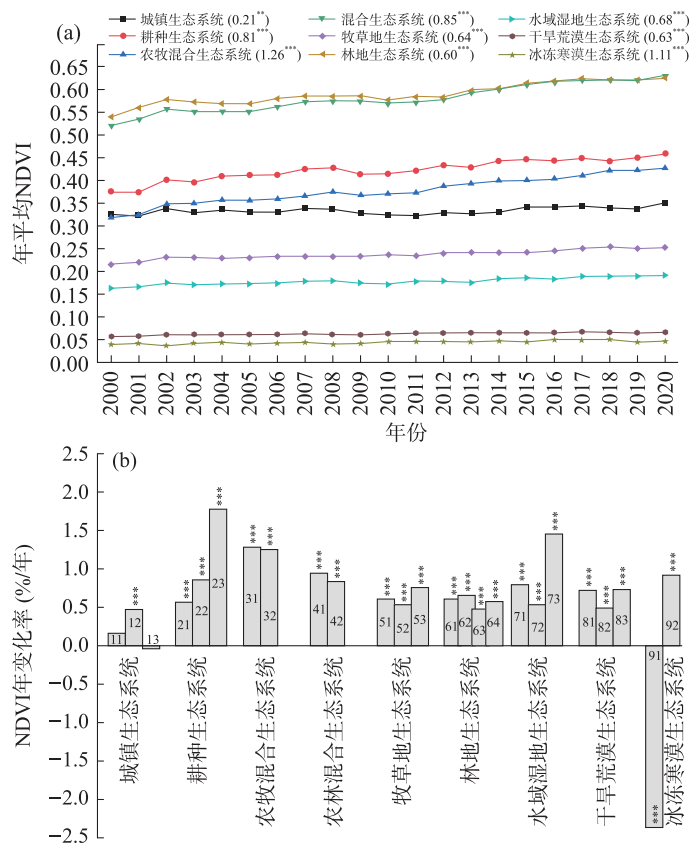


图 5.4 2000—2020 年中国一级(a)和二级(b)生态系统类型的 NDVI 变化

Figure 5.4 NDVI changes of 1st (a) and 2nd levels ecosystems (b) in China during 2000—2020

表 5.5 中国不同生态系统 NDVI 年变化率的占比

Table 5.5 Proportion of NDVI change rates of different ecosystems in China

生态系统类型	不同 NDVI 年变化率(%/年)的占比(%)					
	> 0.5	0.25~0.5	0~0.25	-0.25~0	-0.5~-0.25	< -0.5
城镇生态系统	46.7	9.3	8.2	7.2	5.8	22.9
耕种生态系统	71.0	13.5	7.5	3.7	1.8	2.4
农牧混合生态系统	87.5	6.2	3.5	1.6	0.6	0.6
农林混合生态系统	80.4	12.0	4.9	1.7	0.6	0.5
牧草地生态系统	56.3	19.7	14.2	6.2	2.2	1.5
林地生态系统	59.9	23.3	12.0	3.3	0.9	0.6
水域湿地生态系统	53.7	12.0	8.8	5.6	2.7	17.2
干旱荒漠生态系统	53.5	27.1	13.5	3.1	1.2	1.7
冰冻寒漠生态系统	53.8	14.3	7.8	3.9	2.9	17.4



耕种生态系统的平均 NDVI 增加 $0.81\%/年$ ($R^2=0.88$), 说明作物长势变好, 与 2000 年以来我国作物单产增长趋势一致(陈印军 等, 2016)。其中绿洲生态系统 NDVI 增幅高达 $1.78\%/年$, 由于我国绿洲扩张主要占用干旱荒漠生态系统。在耕种生态系统中, 有 92.1% 的 NDVI 增加, 其中 71.0% 的增幅 $>0.5\%/年$ 。华北平原、四川盆地、新疆农垦农场和东北平原北部的大部分耕种生态系统 NDVI 增幅较大; 东北平原东部和长江中下游平原的耕种生态系统 NDVI 增幅较小。耕种生态系统 NDVI 减少的面积占比为 7.9% , 其中 2.4% 降幅 $<-0.5\%/年$, 主要位于华北平原城镇周边, 在其他地区城市周边也有零星分布。

由于草地保护、以草定畜、退牧还草政策的影响(杨春 等, 2019), 牧草地生态系统 NDVI 年均增长 0.64% ($R^2=0.90$), 其中退化较严重的低盖度稀疏牧草地 NDVI 增幅 ($0.75\%/年$) 要高于高盖度的典型牧草地。我国 90.2% 的牧草地生态系统 NDVI 增加, 其中 56.3% 的增幅大于 $0.5\%/年$ 。黄土高原西部、青藏高原北部、新疆和内蒙古部分地区的牧草地 NDVI 增幅较大, 青藏高原南部、新疆中部和内蒙古东部大部分地区的牧草地 NDVI 增幅较小。牧草地生态系统中 9.8% 的 NDVI 减少, 主要呈点状零星分布于青藏高原、新疆和内蒙古。

受退耕还林、人工林种植、防护林建设等林地保护政策的影响(Piao et al., 2015), 林地生态系统的 NDVI 年均增加 0.60% ($R^2=0.88$), 其中半密林生态系统 NDVI 增幅较大 ($0.66\%/年$)。林地生态系统中 95.2% 的 NDVI 增加, 其中增幅 $>0.5\%/年$ 的面积占比为 59.9% , 主要位于我国东南部和东北部。我国西南部横断山区、西藏东南部和云南高原西部、小兴安岭南部和长白山部分地区的林地生态系统 NDVI 增幅较小。林地生态系统中仅 4.8% 的 NDVI 减少, 其中 0.6% 降幅较大, 主要零星分布于城镇和耕地扩张区的边缘。

水域湿地生态系统的 NDVI 变化率为 $0.68\%/年$ ($R^2=0.83$), 其中海滩湿地生态系统的 NDVI 增幅显著 ($1.45\%/年$), 与湿地保护有关(潘佳和汪劲, 2017)。我国 74.5% 的水域湿地生态系统 NDVI 增加, 其中大幅增加的面积占比为 53.7% 。NDVI 增幅较高区主要位于我东部的河湖周边, 西部尤其是青藏高原水域湿地生态系统的 NDVI 增幅较小。水域湿地生态系统 NDVI 减少的面积占比较高, 达 25.5% , 其中 17.2% 降幅较大, 主要分布在青藏高原局部湖泊周边、东北部的部分水域湿地生态系统。

受气候暖湿化的影响(赵东升 等, 2020), 干旱荒漠的植被盖度增加, NDVI 增幅为 $0.63\%/年$ ($R^2=0.86$)。 94.1% 的 NDVI 增加, 其中 53.5% 增幅 $>0.5\%/年$ 。昆仑、阿尔金、祁连、天山和阿尔泰山脉的干旱荒漠生态系统 NDVI 增幅较高, 而塔里木和柴达木盆地的干旱荒漠生态系统 NDVI 增幅较小。 5.9% 的干旱荒漠生态系统 NDVI 减少, 其中 NDVI 降幅较大的面积占比为 1.7% , 主要位于内蒙古与甘肃省交界处的北山附近。

气候变暖导致冰雪和冻土融化加快, 冰冻寒漠生态系统的 NDVI 有所增加, 冰雪地生态系统的平均 NDVI 为负值, NDVI 增加导致其增幅也为负; 冻土寒漠生态系统的 NDVI 增幅为 $0.92\%/年$ ($R^2=0.59$)。冰冻寒漠生态系统中 NDVI 增加的面积占比为 75.8% , 其中 53.8% 增幅较大。NDVI 增幅较高区主要位于青藏高原西北部, 而西南部增幅稍小。剩下 24.2% 的冰冻寒漠生态系统 NDVI 减少, 主要零星分布青藏高原西北角, 其中大幅减少面积占比为 17.4% 。

值得注意的是,2000—2020 年城镇生态系统的 NDVI 也较显著增长($0.21\%/年$, $R^2 = 0.34$),说明近 20 年我国城市绿化成效明显(Duan et al.,2019)。工矿生态系统扩张主要侵占耕地和林地,导致 NDVI 小幅下降($-0.04\%/年$)(图 5.4)。我国 64.1%的城镇生态系统 NDVI 增加(表 5.5),其中 46.7%的增幅 $>0.5\%/年$,NDVI 增加区主要位于城镇中心(图 5.3),说明中心地带的城市绿地占比有所上升;零星分布的大多数乡镇的 NDVI 也增加,这与加速城市化引起的乡村人口流失有关,乡镇的人类干扰减弱导致植被 NDVI 增加。在 9 种类型中,城镇生态系统 NDVI 减少的面积占比最高,达 35.9%,其中 22.9%降幅 $<-0.5\%/年$,NDVI 减少区主要位于城镇边缘扩张区,这主要是由于我国城镇扩张主要占用耕地导致 NDVI 下降。

5.3.2 中国生态系统的变化趋势

(1)中国整体的变化趋势

2000—2020 年,我国 73.9%(701.4 万 km^2)的陆地生态系统 NDVI 呈增加趋势(表 5.6),主要分布在我国东部和中部的耕种、林地和混合生态系统以及西部的牧草地和干旱荒漠生态系统(图 5.5),受耕地作物增产、退耕还林还草、撂荒、人工造林、防护林工程、草地保护等人类活动与气候变化的共同影响。NDVI 呈增加趋势的改善生态系统平均 NDVI(0.3546)高于其他两种趋势的生态系统,NDVI 年变化率为 $0.96\%/年$ ($R^2=0.96$)(图 5.6)。

表 5.6 2000—2020 年中国生态系统不同变化趋势的面积、占比和 NDVI 变化率

Table 5.6 Area, proportion and NDVI change rate of different change trends in China's ecosystems during 2000—2020

NDVI 变化趋势	面积($10^4 km^2$)	比例(%)	NDVI 变化率($\%/年$)
增加趋势	701.4	73.9	0.96
基本不变	229.0	24.1	0.16
减少趋势	19.0	2.0	1.19

NDVI 呈减少趋势的生态系统面积占比仅 2.0%(19.0 万 km^2)(表 5.6),其平均 NDVI 最低(0.2717),NDVI 年变化率为 $-1.19\%/年$ ($R^2=0.89$),主要位于我国各地城镇和耕地扩张区、西南部青藏高原和西北部新疆的局部牧草地生态系统以及局部农牧混合生态系统,主要是因为城市扩张占用耕地、林地和草地等导致城镇扩张区 NDVI 下降,过度放牧引起牧草地生态系统 NDVI 下降,而坡耕地开垦、伐林开荒等不合理耕垦活动导致脆弱的混合生态系统 NDVI 下降。

我国 NDVI 保持基本不变趋势的生态系统面积占比为 24.1%(229.0 万 km^2),其平均 NDVI 为 0.2907,NDVI 年变化率为 $0.16\%/年$ ($R^2=0.38$),主要分布在西南部东北部的牧草地生态系统、西北部的牧草地和干旱荒漠生态系统。

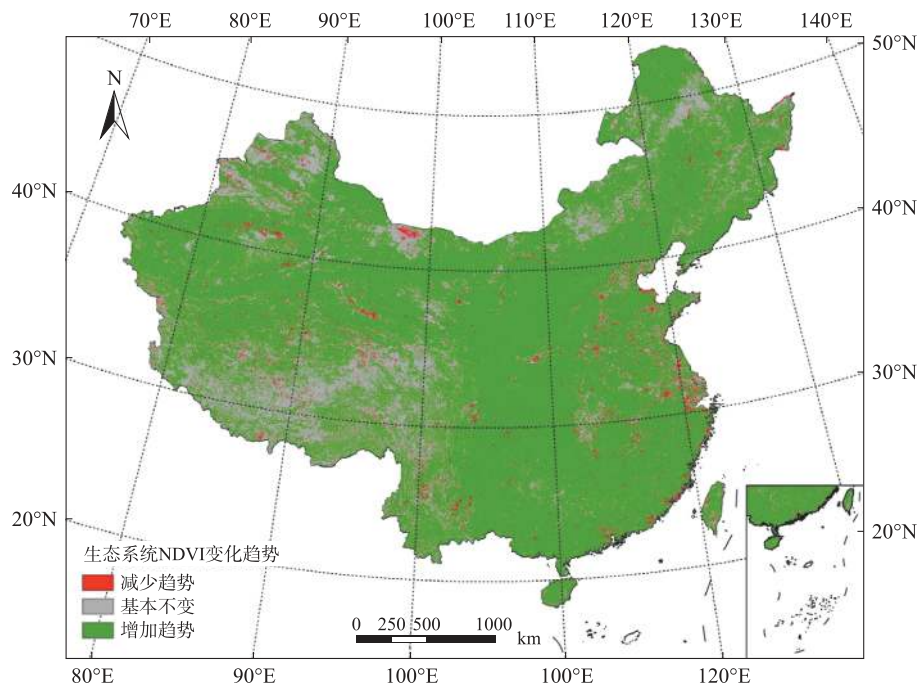


图 5.5 2000—2020 年中国生态系统 NDVI 变化趋势的空间分布

Figure 5.5 Spatial distribution of NDVI change trend in China's ecosystem during 2000—2020

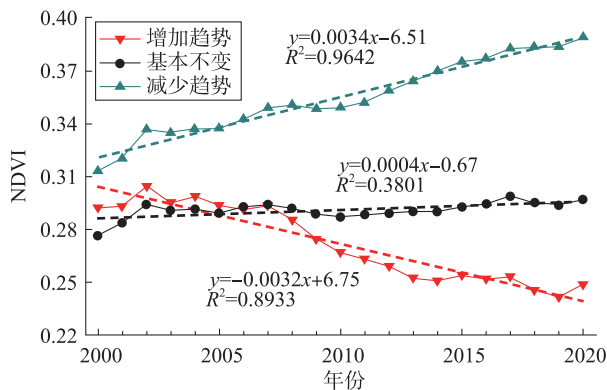


图 5.6 2000—2020 年中国生态系统不同变化趋势的 NDVI 年际变化

Figure 5.6 Interannual NDVI changes in different change trends of China's ecosystem during 2000—2020

(2) 中国不同生态系统类型的变化趋势

在 9 种生态系统类型中,按 NDVI 减少趋势的占比从高至低排序为城镇>水域湿地>耕种>冰冻寒漠>牧草地>干旱荒漠>林地>农牧混合>农林混合生态系统。城镇生态系统 NDVI 呈减少趋势的占比远高于我国平均水平(2.0%),达 23.2%(3.8 万 km²)(表 5.7),NDVI 变化率为 -1.40%/年($R^2 = 0.89$)(图 5.7),主要分布在城镇边缘的扩张区(图 5.5)。60.07%(11.19 万 km²)的城镇生态系统 NDVI 呈明显增加趋势,其 NDVI 年变化率达 1.22%/年($R^2 = 0.95$),主要位于城镇的中心地带。剩余 16.82%(3.13 万 km²)的城镇生态系统 NDVI 保持

基本不变,NDVI变化率仅为 $-0.01\%/年$ ($R^2=0.002$),大多位于增加和减少趋势之间。

表 5.7 中国不同生态系统类型的变化趋势面积(万 km^2)与占比(%)

Table 5.7 Area and proportion of change trends in different China's ecosystems

生态系统类型	NDVI 减少趋势		NDVI 基本不变		NDVI 增加趋势	
	面积	占比	面积	占比	面积	占比
城镇生态系统	3.8	23.2	4.6	28.3	7.8	48.4
耕种生态系统	3.6	2.7	28.2	21.5	99.8	75.9
农牧混合生态系统	0.4	0.7	6.3	9.4	60.3	89.9
农林混合生态系统	0.8	0.7	13.1	10.6	109.9	88.8
牧草地生态系统	3.9	1.5	95.4	35.8	167.0	62.7
林地生态系统	1.1	0.8	31.3	21.9	110.4	77.3
水域湿地生态系统	2.7	11.5	9.9	41.7	11.1	46.7
干旱荒漠生态系统	2.3	1.5	31.9	20.8	119.3	77.7
冰冻寒漠生态系统	0.4	1.7	8.2	33.7	15.8	64.6

耕种生态系统 NDVI 呈减少趋势、基本不变和增加趋势的占比分别为 2.7%(3.6 万 km^2)、21.5%(28.2 万 km^2)和 75.9%(99.8 万 km^2)(表 5.7),其 NDVI 变化率分别为 1.10%/年($R^2=0.94$)、0.17%/年($R^2=0.18$)和 $-0.97\%/年$ ($R^2=0.81$)(图 5.6)。NDVI 呈减少趋势的耕种生态系统主要围绕着城镇扩张区零星分布,其中在华北平原分布较多(图 5.5);NDVI 呈增加趋势的耕种生态系统主要连片分布于华北平原、四川盆地、新疆和内蒙古的农垦农场、东北地区的三江和松嫩平原、江汉平原和长江中下游平原,受作物增产影响;NDVI 基本不变的耕种生态系统主要位于华北平原和长江中下游平原。

农牧混合生态系统 NDVI 呈增加趋势的占比最高,达 89.9%(60.3 万 km^2)(表 5.7),NDVI 变化率为 1.42%/年($R^2=0.97$)(图 5.7),主要位于我国东南部、中部和东北部(图 5.5),主要受退耕还林还草、人工林种植、禁牧限牧等林地和草地保护政策、耕地撂荒以及气候变化等综合影响。NDVI 呈减少趋势的面积占比仅 0.7%(0.4 万 km^2),NDVI 下降速率为 $-0.81\%/年$ ($R^2=0.77$),主要零星分布在农林牧混合生态系统与耕种生态系统交错带,可能主要受坡耕地开垦、侵占林地和草地开荒等影响。剩余 9.4%(6.3 万 km^2)的 NDVI 保持基本不变,NDVI 变化率仅 0.17%/年($R^2=0.24$)。

农林混合生态系统 NDVI 呈增加趋势的占比为 88.8%(109.9 万 km^2)(表 5.7),其 NDVI 变化率为 0.93%/年($R^2=0.95$)(图 5.7),主要位于我国东南部、中部和东北部(图 5.5),可能主要受退耕还林还草、人工林种植、禁牧限牧等林地和草地保护政策、耕地撂荒以及气候变化等综合影响。NDVI 呈减少趋势的面积占比仅 0.7%(0.8 万 km^2),NDVI 下降速率为 $-0.79\%/年$ ($R^2=0.85$),主要零星分布在农林牧混合生态系统与耕种生态系统交错带,可能主要受坡耕地开垦、侵占林地和草地开荒等影响。剩余 10.6%(13.1 万 km^2)的 NDVI 保持基本不变,NDVI 变化率仅 0.16%/年($R^2=0.27$)。

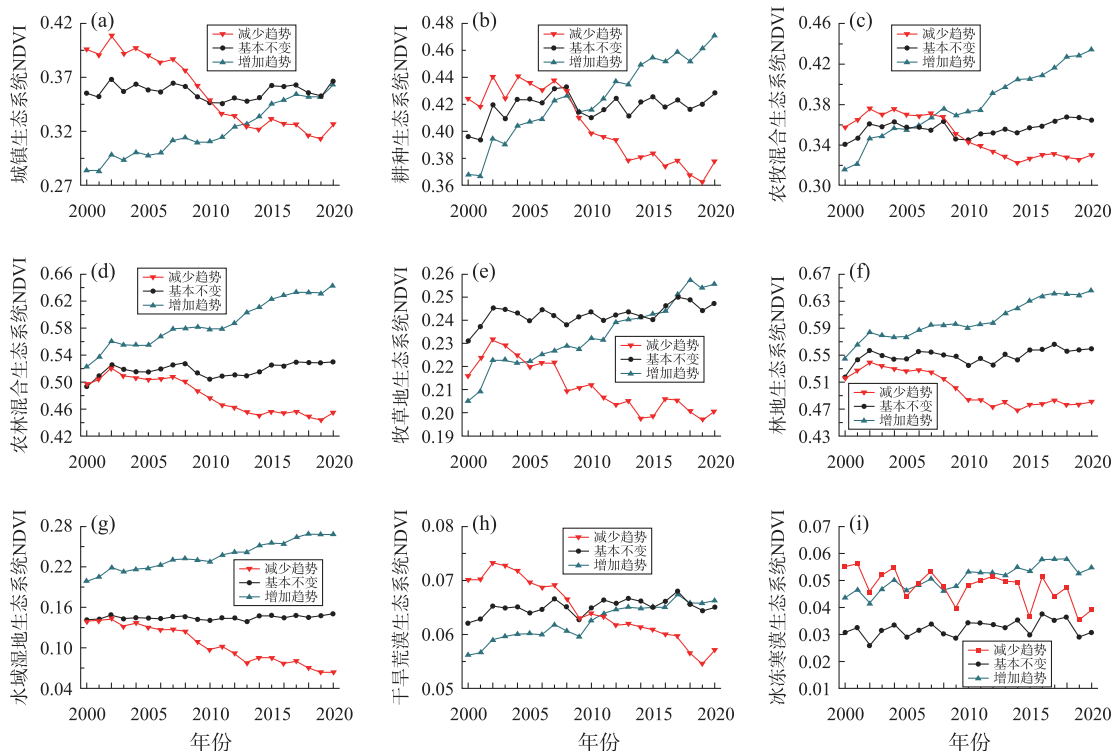


图 5.7 2000—2020 年中国不同生态系统不同变化趋势的 NDVI 年际变化

Figure 5.7 Interannual NDVI changes in different change trends of different China's ecosystems during 2000—2020

牧草地生态系统 NDVI 呈增加趋势、基本不变和减少趋势的面积占比分别为 62.7% (167.0 万 km²)、35.8% (95.4 万 km²) 和 1.5% (3.9 万 km²) (表 5.7)。NDVI 呈增加趋势的牧草地生态系统主要分布在青藏高原北部、黄土高原、新疆和内蒙古 (图 5.5)，受草地保护政策和气候变化共同影响，其 NDVI 变化率分别为 0.98%/年 ($R^2=0.95$) (图 5.7)。NDVI 呈减少趋势的 NDVI 变化率分别为 -0.73%/年 ($R^2=0.78$)，主要位于青藏高原、新疆和内蒙古，呈点状零星分布，可能与局部过牧有关。青藏高原南部、新疆中部和内蒙古东部部分地区的牧草地生态系统 NDVI 保持基本不变，NDVI 年际变化很小且不显著，仅为 0.17%/年 ($R^2=0.35$)。

林地生态系统中 NDVI 呈增加趋势、基本不变和减少趋势的面积占比分别为 77.3% (110.4 万 km²)、21.9% (31.3 万 km²) 和 0.8% (1.1 万 km²) (表 5.7)。我国东南部和东北部的大部分林地生态系统 NDVI 呈明显增加趋势 (图 5.5)，NDVI 变化率为 0.73%/年 ($R^2=0.92$) (图 5.7)，主要受南方人工林种植、东北防护林工程以及气候变化的影响。NDVI 呈减少趋势的林地生态系统主要零星分布于城镇和耕地扩张区边缘，受山地城市开发和坡耕地开垦等共同影响，其 NDVI 变化率为 -0.70%/年 ($R^2=0.76$)。NDVI 维持基本不变的林地生态系统 NDVI 变化率仅为 0.17%/年 ($R^2=0.28$)，主要分布在西南部的横断山区和云贵高原、西藏东南部、小兴安岭南端。

NDVI 呈增加趋势的水域湿地生态系统面积占比为 46.7% (11.1 万 km^2) (表 5.7), 其 NDVI 变化率为 1.42%/年 ($R^2=0.96$)。NDVI 呈减少趋势的占比为 11.5% (2.7 万 km^2), 其 NDVI 变化率为 -4.17%/年 ($R^2=0.95$) (图 5.7), 主要分布在青藏高原局部湖泊周边、东北部的部分水域湿地生态系统 (图 5.5), 可能与过度放牧、不合理土地开发有关。NDVI 呈基本不变的面积占比为 41.7% (9.9 万 km^2), 其 NDVI 变化率为 0.14%/年 ($R^2=0.18$)。

干旱荒漠生态系统中 NDVI 呈增加趋势的面积占比为 77.7% (119.3 万 km^2) (表 5.7), 其 NDVI 变化率很小, 为 0.81%/年 ($R^2=0.91$) (图 5.7), 主要分布在我国西北部的各大山脉附近 (图 5.5)。仅 1.5% (2.3 万 km^2) 的 NDVI 呈减少趋势, NDVI 变化率为 -1.35%/年 ($R^2=0.92$), 主要位于内蒙古与甘肃省交界处。剩下 20.8% (31.9 万 km^2) 的 NDVI 保持基本不变, 其 NDVI 变化率为 0.18%/年 ($R^2=0.27$), 主要分布在塔里木和柴达木盆地。

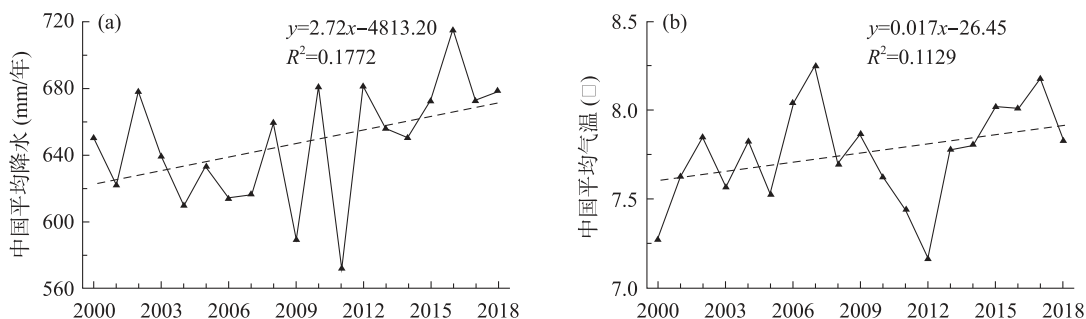
NDVI 呈增加趋势的冰冻寒漠生态系统主要位于青藏高原西北部 (图 5.5), 其面积占比为 64.6% (15.8 万 km^2) (表 5.7)。NDVI 呈减少趋势的占比较低, 仅为 1.7% (0.4 万 km^2), 主要位于青藏高原西北角。剩下 33.7% (8.2 万 km^2) 的冰冻寒漠生态系统 NDVI 保持基本不变。相对其他几种生态系统类型, 冰冻寒漠生态系统对气候变化和人类活动更为敏感脆弱, 其 NDVI 年际波动都较大, NDVI 呈增加趋势、基本不变和减少趋势的变化率分别为 1.29%/年 ($R^2=0.75$)、-1.19%/年 ($R^2=0.35$) 和 0.53%/年 ($R^2=0.13$) (图 5.7)。

5.4 中国生态系统 NDVI 变化的影响因素

5.4.1 中国气候变化特征

(1) 中国整体变化特征

基于气候数据趋势分析发现, 2000—2018 年中国气候总体呈不显著的暖湿化变化趋势 (图 5.8)。中国年平均降水呈小幅增加 (0.42%/年), 且增加趋势不明显 ($R^2=0.17$)。中国平均气温的增幅更小, 仅 0.22%/年 ($R^2=0.11$)。由于中国平均潜在蒸散发的增幅 (0.085%/年, $R^2=0.10$) 远低于年降水增幅, 导致中国平均干燥指数呈不显著的下降趋势 (0.32%/年, $R^2=0.08$)。



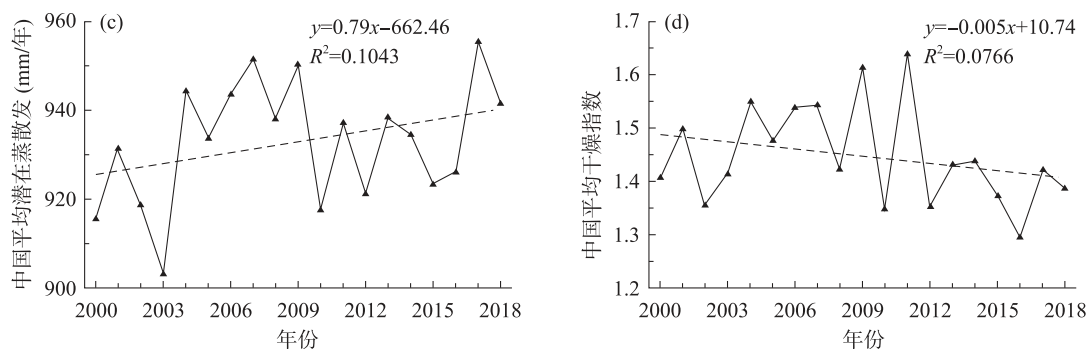


图 5.8 2000—2018 年中国气候因子的年际变化

Figure 5.8 Interannual changes in climate factors in China during 2000—2018

进一步分析发现,中国 46.27% ($438.81 \times 10^4 \text{ km}^2$) 的生态系统面积(除了基本无植被区)年降水呈增加趋势(表 5.8)。其中 27.64% ($262.17 \times 10^4 \text{ km}^2$) 面积的降水增幅大于 0.5%/年,增幅介于 0~0.25%/年和 0.25~0.5%/年的面积占比分别为 9.40% ($89.10 \times 10^4 \text{ km}^2$) 和 9.23% ($87.54 \times 10^4 \text{ km}^2$)。降水大幅增加区主要分布在我国东南部、东北部、中部和新疆的西南角(图 5.9)。剩余 53.73% ($509.60 \times 10^4 \text{ km}^2$) 的面积年降水呈下降趋势,其中降幅 < -0.5%/年、-0.5~-0.25%/年和 -0.25~0%/年的面积占比分别为 38.78% ($367.80 \times 10^4 \text{ km}^2$)、6.78% ($77.52 \times 10^4 \text{ km}^2$) 和 8.17% ($64.28 \times 10^4 \text{ km}^2$)。降水下降区主要位于我国西部大部分的干旱半干旱地区、云南西部、华北平原和东北部局部地区。

表 5.8 2000—2018 年中国不同气候年变化率的面积和比例分布

Table 5.8 Area and proportion of different climate change rates in China during 2000—2018

年变化率 (%/年)	年降水		年均气温	
	面积(10^4 km^2)	比例(%)	面积(10^4 km^2)	比例(%)
< -0.5	367.80	38.78	213.11	22.47
-0.5~-0.25	64.28	6.78	92.38	9.74
-0.25~-0	77.52	8.17	140.36	14.80
0~0.25	89.10	9.40	258.29	27.23
0.25~0.5	87.54	9.23	66.49	7.01
> 0.5	262.17	27.64	177.78	18.75

中国 52.99% 的陆地生态系统面积 ($502.55 \times 10^4 \text{ km}^2$) 呈升温趋势(表 5.8)。其中增幅 > 0.5%/年、0.25%~0.5%/年和 0~0.25%/年的面积占比分别为 18.75% ($177.78 \times 10^4 \text{ km}^2$)、7.01% ($66.49 \times 10^4 \text{ km}^2$) 和 27.23% ($258.29 \times 10^4 \text{ km}^2$)。增温地区主要位于我国东南部、中部、西南部和东北局部地区,其中青藏高原等高海拔地区的增幅超过 0.5%/年,远高于其他地区(图 5.9)。剩余 47.01% ($445.85 \times 10^4 \text{ km}^2$) 的面积年平均气温下降,以 > -5%/年的大幅下降为主(22.47%, $213.11 \times 10^4 \text{ km}^2$)。降幅介于 -0.5%~-0.25%/年和 -0.25%~0%/年的面积占比分别为 9.74% ($92.38 \times 10^4 \text{ km}^2$) 和 14.80% ($140.36 \times 10^4 \text{ km}^2$)。气温下降主要发生我国西北部和东北部。

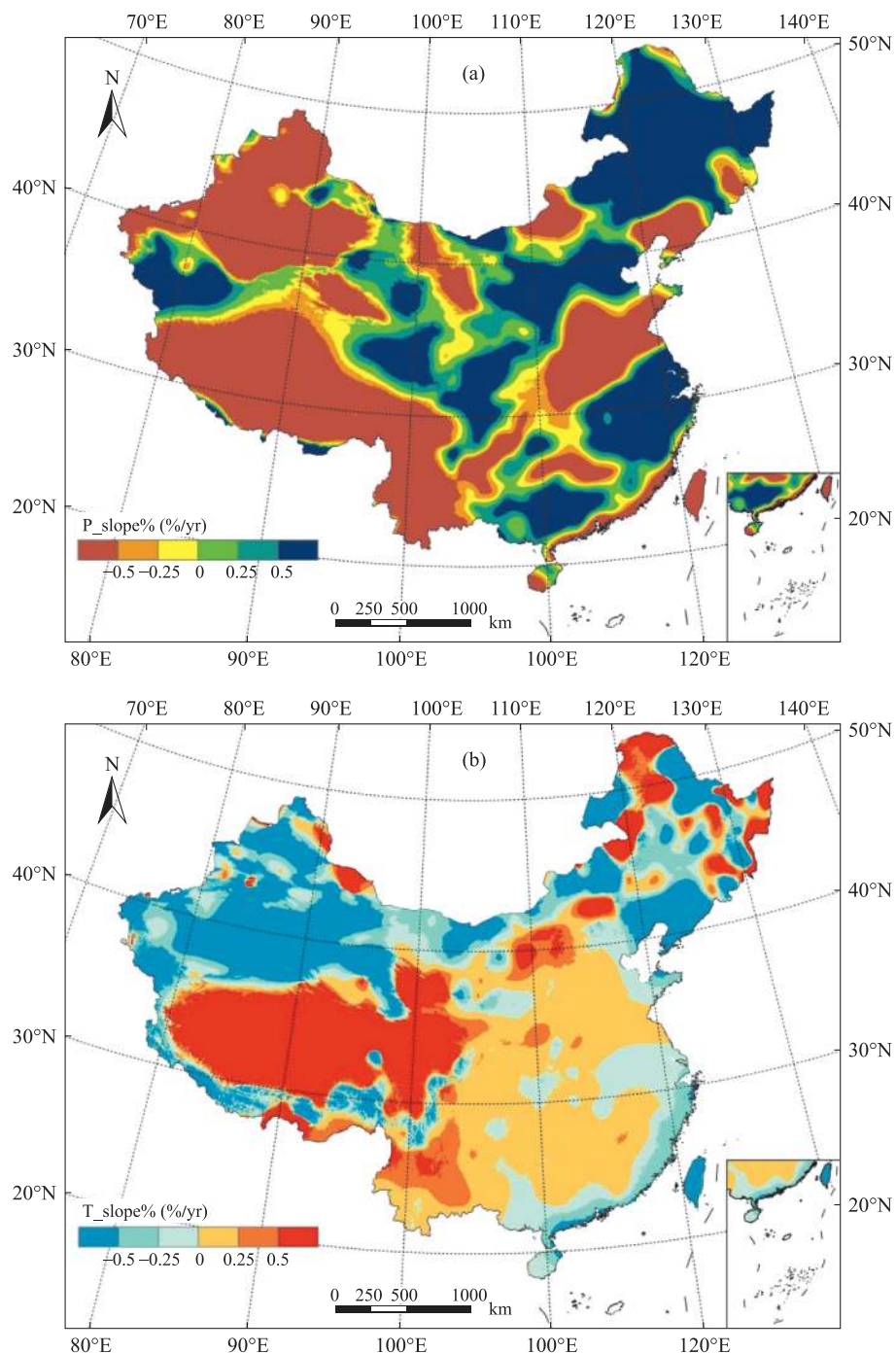


图 5.9 2000—2018 年中国年降水(a)和年平均气温(b)变化率的空间分布

Figure 5.9 Spatial distribution of precipitation (a) and temperature change rates (b) in China during 2000—2018

(2) 不同生态系统类型的气候变化特征

中国不同生态系统类型的年降水和年均气温的变化率呈显著差异。在 9 种生态系统类型



中,耕种、农林牧混合和水域湿地生态系统的降水呈增加趋势,增加幅度分别为 0.088%/年,0.086%/年和 0.025%/年(表 5.9)。其他 5 种生态系统的年降水均呈减少趋势,其中冰冻寒漠生态系统降幅最大,达-1.010%/年。牧草地和干旱荒漠生态系统的降水降幅也较大,分别为-0.509%/年和-0.746%/年。8 种生态系统中,冰冻寒漠生态系统的升温幅度最大,高达 0.686%/年;其次为牧草地生态系统(0.640%/年)。农林牧混合和林地生态系统的气温增幅较小,分别为 0.011%/年和 0.045%/年。水域湿地生态系统的气温变化率为 0.262%/年。干旱荒漠生态系统的气温呈大幅下降,降幅高达-0.669%/年。城镇和耕种生态系统的气温呈小幅下降,降幅分别为-0.081%/年和-0.022%/年。

表 5.9 2000—2018 年中国不同生态系统的降水和气温的年变化率

Table 5.9 Precipitation and temperature change rates of different ecosystems in China during 2000—2018

生态系统类型	降水变化率(%/年)	气温变化率(%/年)
城镇生态系统	-0.058	-0.081
耕种生态系统	0.088	-0.022
农牧混合生态系统	-0.104	0.485
农林混合生态系统	0.086	0.011
牧草地生态系统	-0.509	0.640
林地生态系统	-0.084	0.045
水域湿地生态系统	0.025	0.262
干旱荒漠生态系统	-0.746	-0.669
冰冻寒漠生态系统	-1.010	0.686

5.4.2 降水与气温对中国生态系统 NDVI 变化的影响

总体上,中国平均 NDVI 与平均年降水和年均气温都呈正相关,其相关性和显著性分别为 0.46($R^2=0.21$)和 0.50($R^2=0.25$)(图 5.10)。空间分析发现,中国 68.40%(607.71 $\times 10^4$ km²)的生态系统 NDVI 与降水呈正相关,其中大部分(31.07%,276.01 $\times 10^4$ km²)的相关性较小(<0.25)。NDVI 与降水的相关性>0.5 和 0.25~0.5 的面积占比分别为 11.08%(98.46 $\times 10^4$ km²)和 26.25%(233.25 $\times 10^4$ km²)。NDVI 与降水呈正相关的地区主要分布在我国西部和北部的干旱半干旱区(图 5.11),这是由于干旱地区植被生长的主要受水分限制。剩余 31.60%(280.70 $\times 10^4$ km²)的生态系统 NDVI 与降水呈负相关,其中相关性<-0.5、-0.5~-0.25 和 -0.25~0 的面积占比分别为 1.87%(16.64 $\times 10^4$ km²)、8.54%(75.86 $\times 10^4$ km²)和 21.18%(188.20 $\times 10^4$ km²)。NDVI 与降水呈负相关的地区主要分布在我国西南部的高海拔和高降水地区以及华北平原,这是因为高海拔的降水增加引起的降温会抑制植被生长,而华北平原生态系统虽降水减少但受农业投入增加影响仍呈现改善趋势。

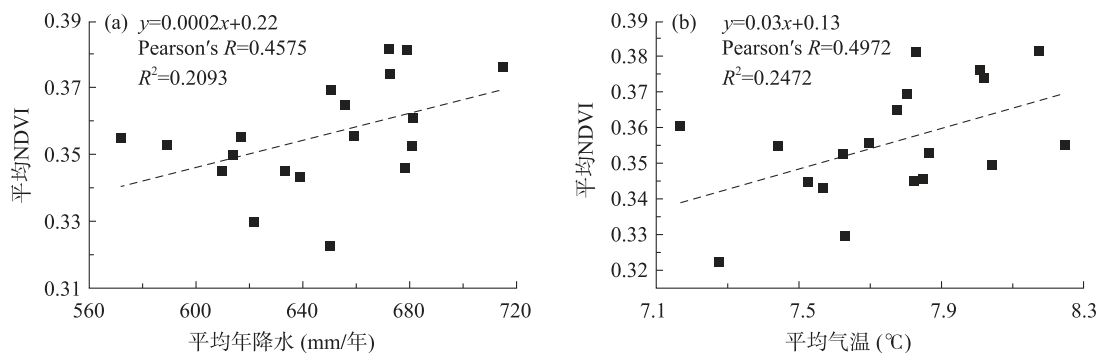


图 5.10 2000—2018 年中国平均 NDVI 与平均年降水(a)和年均气温(b)的关系

Figure 5.10 Relationship between average NDVI and precipitation (a) and temperature (b) in China during 2000—2018

中国 68.15% ($605.48 \times 10^4 \text{ km}^2$) 的生态系统 NDVI 与气温呈正相关, 其中相关性 >0.5 、 $0.25 \sim 0.5$ 和 $0 \sim 0.25$ 的面积占比分别为 11.39% ($101.17 \times 10^4 \text{ km}^2$)、26.34% ($234.02 \times 10^4 \text{ km}^2$) 和 30.42% ($270.29 \times 10^4 \text{ km}^2$) (图 5.10)。NDVI 与气温呈正相关的地区主要位于我国东北高纬度地区、西南高海拔地区以及东南降水较多地区 (图 5.11)。这是由于低温是高纬度和高海拔地区植被生长的主要限制因子, 升温对其的促进作用较之其他地区要高; 在水分充足地区, 升温可促进作物生长, 而且其引起的蒸散发增加对植被生长有限。中国 31.85% ($282.93 \times 10^4 \text{ km}^2$) 的生态系统 NDVI 与气温呈负相关, 主要位于受我国西北部的干旱半干旱地区。这是由于受水分限制的干旱地区, 升温虽一定程度增强光合作用, 但会进一步加剧干旱半干旱地区的水分胁迫, 从而抑制植被生长。NDVI 与气温相关性 <-0.5 、 $-0.5 \sim -0.25$ 和 $-0.25 \sim 0$ 的面积占比分别为 2.13% ($18.94 \times 10^4 \text{ km}^2$)、8.92% ($79.26 \times 10^4 \text{ km}^2$) 和 20.79% ($184.73 \times 10^4 \text{ km}^2$)。

在 9 种生态系统类型中, 只有冰冻寒漠生态系统 NDVI 与降水呈负相关, 相关系数为 -0.058 (表 5.10), 说明降水增加对该地区苔原产生了弱的负面影响。这是由于在受低温限制的地区, 降水不是主控因子, 其增加引起的降温会进一步加剧低温胁迫, 从而限制植被生长。其他 7 种生态系统的 NDVI 与降水均呈正相关, 其相关性从高至低排序为耕种 (0.191) $>$ 农林牧混合 (0.179) $>$ 牧草地 (0.173) $>$ 城镇 (0.136) $>$ 干旱荒漠 (0.106) $>$ 林地 (0.058) $>$ 水域湿地生态系统 (0.049)。干旱荒漠生态系统对干旱的适应性高于牧草地生态系统, 因此后者 NDVI 与降水的相关性较高。受人类活动影响较强的耕种和农林牧混合生态系统 NDVI 与降水相关性较之其他类型要高, 这是由于农业投入引起作物增产, 加强了降水对生态系统的影响。林地生态系统的降水较多, 而水域湿地生态系统水分更充足, 降水对它们的影响较弱。

干旱地区的植被生长主要受水分限制, 温度变化会影响土壤水分条件, 增温引起的干旱会抑制植被生长, 降温导致的蒸散发减少可能促进植被生长, 因此我国干旱荒漠生态系统 NDVI 与气温呈负相关 (-0.022) (表 5.10)。其他 7 种生态系统类型的 NDVI 与气温均呈不同程度正相关, 其中受低温限制的冰冻寒漠生态系统 NDVI 与气温的相关性最高 (0.211)。水分条件较好的林地和水域湿地生态系统以及农业投入较多的耕种和农林牧混合生态系统的 NDVI 与气温相关性也较大, 分别为 0.174 、 0.169 、 0.178 和 0.180 , 这是由于水分不是这些生态系统类

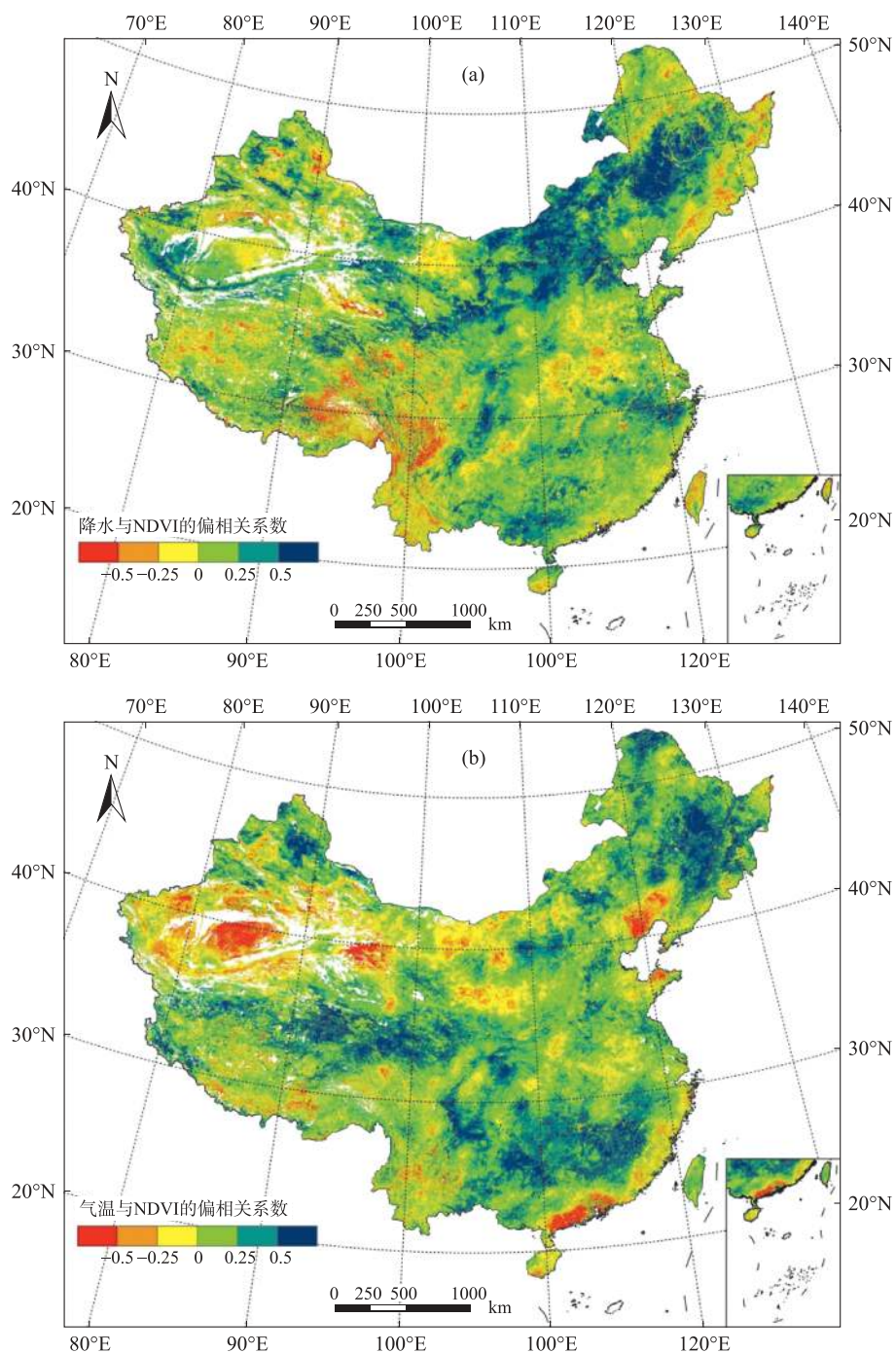


图 5.11 2000—2018 年中国平均 NDVI 与降水(a)和气温(b)的相关性的空间分布

Figure 5.11 Spatial distribution of the correlation between average NDVI and precipitation (a) and temperature (b) in China during 2000—2018

型的主要限制,一定程度升温有助于植被生长。城镇生态系统 NDVI 与气温的相关性为 0.112。

表 5.10 2000—2018 年中国不同生态系统 NDVI 与降水和气温的相关性

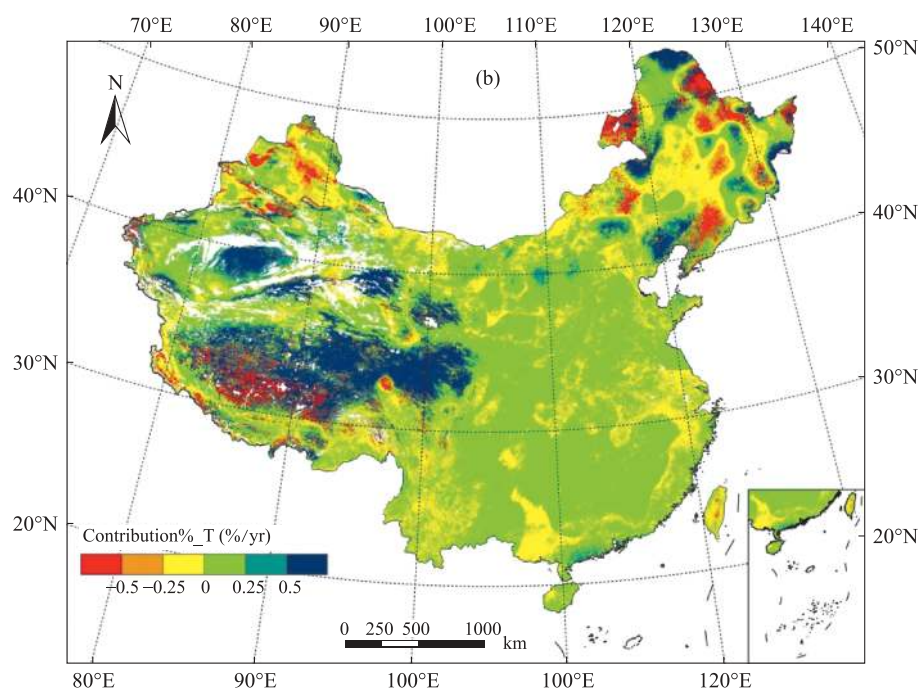
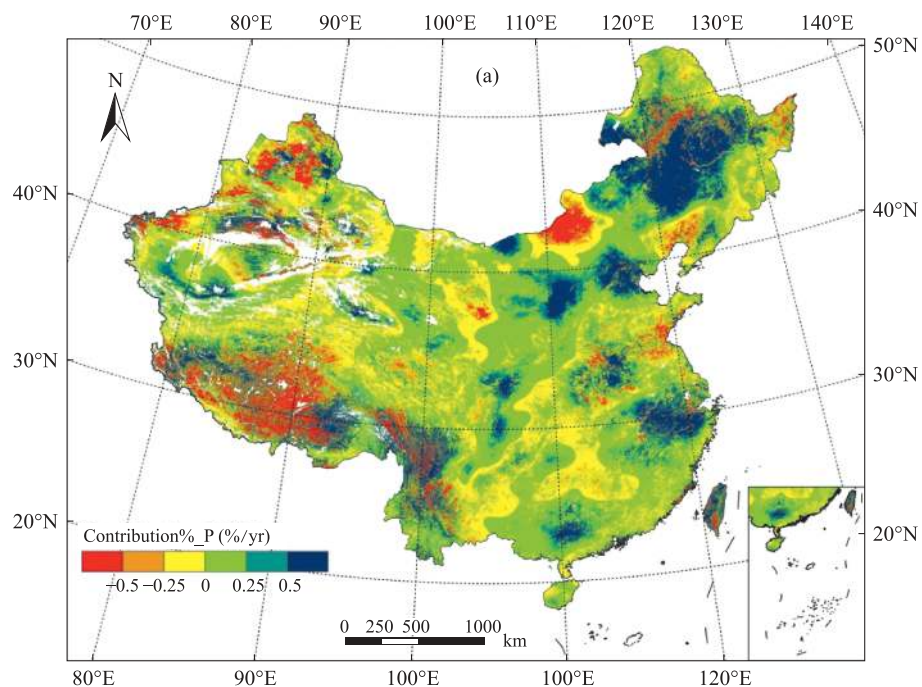
Table 5.10 Correlation between NDVI and precipitation, temperature of
of different ecosystems in China during 2000—2018

生态系统类型	与降水的相关性	与气温的相关性
城镇生态系统	0.136	0.112
耕种生态系统	0.191	0.178
农牧混合生态系统	0.179	0.180
农林混合生态系统	0.048	0.186
牧草地生态系统	0.173	0.146
林地生态系统	0.058	0.174
水域湿地生态系统	0.049	0.169
干旱荒漠生态系统	0.106	-0.022
冰冻寒漠生态系统	-0.058	0.211

5.4.3 气候变化和人类活动对中国生态系统变化的相对贡献

贡献分解结果表明,中国生态系统变化主要受人类活动与其他因素的影响,其对 NDVI 正向贡献的面积占比(75.63%, $671.87 \times 10^4 \text{ km}^2$)大于降水(61.50%, $546.40 \times 10^4 \text{ km}^2$)和气温(66.64%, $592.02 \times 10^4 \text{ km}^2$)(图 5.12)。降水和气温对 NDVI 的正向贡献以 0~0.25%/年的小幅贡献为主,面积占比分别为 37.13%和 48.68%。然而,人类活动与其他因素对 NDVI 的正向贡献大多(51.50%)超过 0.5%/年,其小幅贡献的面积占比仅 10.72%。降水对 NDVI 的正向贡献主要分布在中国东部、西北部的柴达木和塔里木盆地等局部干旱地区、云南西部以及青藏高原的西北部和东南部。气温的正向贡献主要位于海拔较高的青藏高原,这是由于该地区主要受低温限制,其升温幅度又高于其他地区,因此该地区升温极大促进了生态系统 NDVI 增加。人类活动及其他因素的正向贡献主要分布在我国东部和西北部耕种活动较强地区、中部退耕还林等生态保护区。

降水、气温和人类活动及其他因素对中国生态系统 NDVI 具有负向贡献的面积占比分别为 38.50%($342.01 \times 10^4 \text{ km}^2$)、33.36%($296.40 \times 10^4 \text{ km}^2$)和 24.37%($216.54 \times 10^4 \text{ km}^2$),其中人类活动及其他因素以 $< -0.5\%$ /年的大幅负贡献为主(9.80%),而降水和气温以 $-0.25\% \sim 0\%$ /年的小幅负贡献为主(图 5.12)。降水对生态系统 NDVI 的负向贡献主要分布在青藏高原南部和我国北部的降水减少区。气温的负向贡献主要分布在青藏高原南部干旱半干旱地区以及我国东北部的局部气温下降区。人类活动及其他因素的负向贡献主要分布在青藏高原放牧活动较强地区、我国主要城镇扩张区以及东北部分地区。我国虽然在青藏高原实行了草畜平衡、限牧禁牧、人工草地种植等生态保护政策,但这只是减轻了放牧活动的负面影响,人类活动整体上对生态系统仍是负面影响。



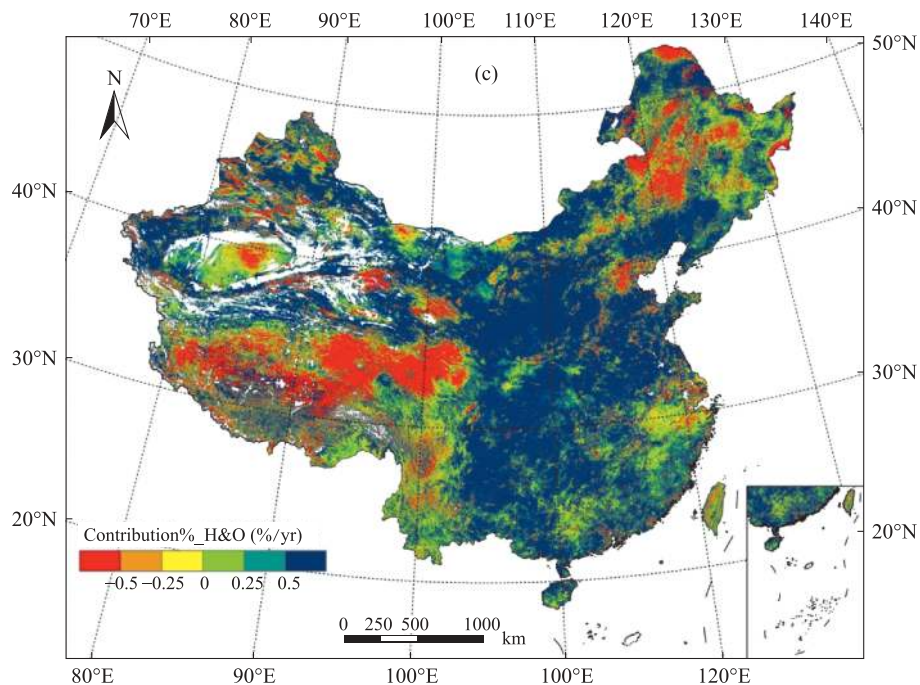


图 5.12 降水(a)、气温(b)和人类活动及其他因素(c)对中国生态系统 NDVI 变化的贡献量

Figure 5.12 Contributions of precipitation (a), temperature (b), human activities and other factors (c) to ecosystem NDVI changes in China

在空间上,人类活动及其他因素对 67.52% 的中国生态系统 NDVI 做出了 $>50\%$ 的主要贡献(图 5.13)。受人类活动主导的生态系统 NDVI 变化发生在我国东部和西北部,主要集中在农业活动较强的耕种生态系统、实行退耕还林还草等生态政策和耕地撂荒较多的农林牧混合生态系统、城镇扩张较快的城镇生态系统。剩余 32.48% 的生态系统变化受气候变化主导,主要分布在青藏高原和西北极干旱地区,这些地区的人类活动干扰很低。

中国生态系统的 NDVI 变化受人类活动及其他因素化主导,做出了 62.98% 的贡献,这可能主要受生态保护政策与作物增产的影响(表 5.11)。一方面,我国实施的退耕还林还草、防护林工程、人工林种植等生态保护政策,有利于生态系统改善,尤其是对农林牧混合生态系统。因此,人类活动对我国农牧和农林混合生态系统 NDVI 变化的贡献率很高,分别达 75.46% 和 73.90%。另一方面,受灌溉、施肥、农药投入、种子改良、种植技术优化、种植结构调整等多因素影响,我国粮食产量呈连年增长趋势,促使耕种生态系统呈明显改善趋势,其 NDVI 变化受人类活动的贡献率高达 70.86%。城镇生态系统受人类活动影响很大,其 74.36% 的 NDVI 变化受人类活动主导,这与城镇快速扩张及其内部绿化加强有关。其他受人类活动干扰较小的几种生态系统,气候变化对其 NDVI 变化的贡献较之前面 3 种生态系统要大,但仍以人类活动及其他因素为主导。人类活动及其他因素对牧草地、林地、水域湿地、干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统 NDVI 变化的贡献率分别为 52.17%、60.02%、54.83%、62.66% 和 57.89%。

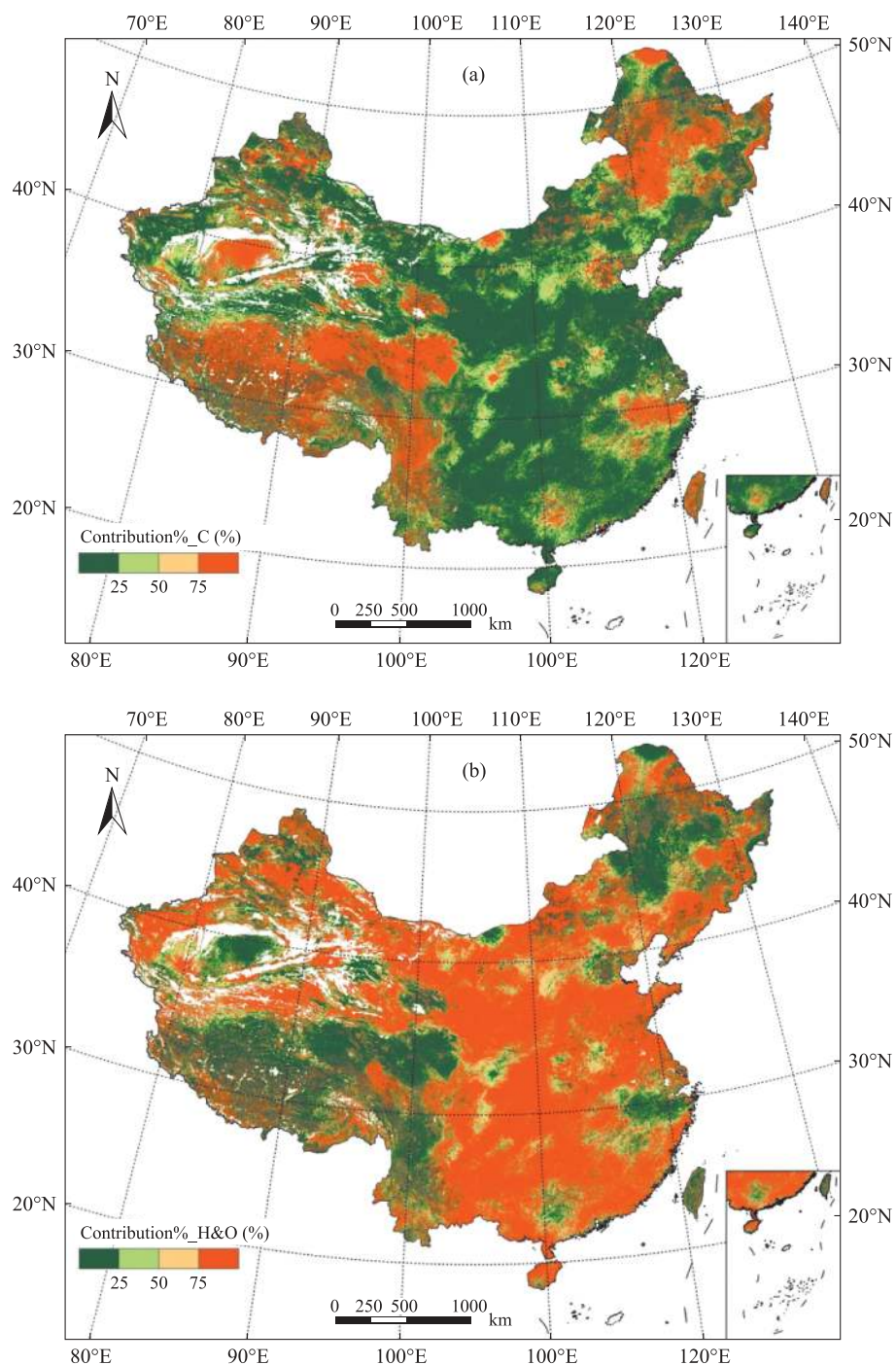


图 5.13 气候(a)与人类活动和其他因素(b)对中国生态系统 NDVI 变化的贡献率

Figure 5.13 Contribution rates of climate (a) and human activities and other factors (b) to ecosystem NDVI changes in China

表 5.11 气候变化与人类活动对中国生态系统 NDVI 变化的贡献率 (%)

Table 5.11 Contribution rates of climate change and human activities to NDVI changes in different ecosystems in China

生态系统类型	气候变化的贡献率	人类活动及其他因素的贡献率
中国生态系统	37.02	62.98
城镇生态系统	25.64	74.36
耕种生态系统	29.14	70.86
农牧混合生态系统	24.54	75.46
农林混合生态系统	26.10	73.90
牧草地生态系统	47.83	52.17
林地生态系统	39.98	60.02
水域湿地生态系统	45.17	54.83
干旱荒漠生态系统	37.34	62.66
冰冻寒漠生态系统	42.11	57.89

5.5 小结

(1)1980s—2020 年,我国生态系统类型的主要变化特征是:城镇生态系统快速扩张,耕种、农林混合、牧草地生态系统小幅增加,农牧混合、林地、水域湿地、干旱荒漠、冰冻寒漠生态系统小幅缩减。城镇生态系统面积扩大 2.1 倍,62.3%来自耕种生态系统。耕种生态系统面积增加 3.1 万 km²,其中水田面积小幅减少,绿洲扩张 58.7%;受退耕还林还草工程影响,2005 年以后耕种生态系统面积下降。农牧混合生态系统面积减少 2.4 万 km²,受退耕和撂荒影响 2000 年以前面积增加,之后面积减少。农林混合生态系统面积增加 1.4 万 km²,其中 2005 年以前面积增加,之后面积减少。林地生态系统面积减少 3.3 万 km²,受林地保护和降水增加影响,盖度显著增加,密林生态系统扩张 53.5%。水域湿地生态系统面积减少 1.0 万 km²,其中 2005 年以前面积减少,之后由于湿地保护加强,面积增加;青藏高原的水域湿地扩张,而东北地区缩减。受气候暖湿化影响,部分干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统的植被长势变好,归为牧草地生态系统,因此牧草地生态系统面积增加 5.0 万 km²,而干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统面积分别减少 12.2 万 km²和 1.8 万 km²。

(2)2000—2020 年,我国 92.1%的区域 NDVI 增加,仅 7.9%减少,年平均 NDVI 增长率为 0.74%/年,远高于全球平均水平(0.10%/年)。其中农牧混合生态系统 NDVI 增幅最大(1.26%/年),其次是农林混合生态系统(0.85%/年),受益于近 20 年的生态保护建设。受作物增产影响,耕种生态系统 NDVI 增加 0.81%/年;由于占用干旱荒漠,绿洲 NDVI 增幅高达 1.78%/年。受草地保护和林地保护政策的影响,牧草地和林地生态系统 NDVI 年均分别增长 0.64%和 0.60%。水域湿地生态系统的 NDVI 增长 0.68%/年,与湿地保护有关。受气候



暖湿化的影响,干旱荒漠和冻土寒漠生态系统的 NDVI 增加。近 20 年城市绿化成效明显,城镇生态系统的 NDVI 增加 0.21%/年。我国 73.9%的生态系统 NDVI 呈增加趋势,主要分布在我国东部和中部的耕种、林地和混合生态系统以及西部的牧草地和干旱荒漠生态系统。2.0%的 NDVI 呈减少趋势(远低于世界平均水平,14.5%),主要位于我国各地城镇和耕地扩张区、西南部青藏高原和西北部新疆的局部牧草地生态系统以及局部农牧混合生态系统。农牧混合和农林混合生态系统 NDVI 增加趋势的比例最高,分别为 89.9%和 88.8%;其次为干旱荒漠、林地和耕种生态系统,冰冻寒漠和牧草地生态系统次之,水域湿地和城镇生态系统 NDVI 呈增加趋势的占比低于 50%。

(3)2000—2018 年,我国整体呈暖湿化变化,年降水(0.42%/年)和气温增加(0.22%/年),干燥指数下降(0.32%/年)。中国生态系统平均 NDVI 与年降水(0.46)和气温(0.50)都呈正相关,其中与降水的相关性在耕种和农林牧混合生态系统较高,而在冰冻寒漠生态系统呈负相关;与气温的相关性在冰冻寒漠生态系统最高,而在干旱荒漠生态系统呈负相关。人类活动对我国生态系统 NDVI 变化做出了 62.98%的贡献,其中对城镇、耕种、农牧混合和农林混合生态系统的贡献高达 74.36%、70.86%、75.46%和 73.90%,这可能主要受生态保护政策与作物增产的影响。

青藏高原牧草地生态系统的时空格局与变化趋势

在第 5 章认识我国不同生态系统的类型、格局、变化过程及其影响机制的基础上,发现青藏高原是我国生态系统生态状况变差的热点区域之一。为此,本章选择我国重要但敏感脆弱的生态屏障(青藏高原)作为典型区域,以主要生态系统类型(牧草地生态系统)为研究对象,分析牧草地生态系统及其二级类型的分布格局和时空变化特征,识别了青草期平均盖度的变化趋势和草地退化热点,分析了青草期平均盖度变化的自然和人为影响因素,并通过对比分析不同数据源和不同盖度指标的变化趋势,讨论了不同结果的不确定性和优缺点。

6.1 数据源与方法

6.1.1 数据源及预处理

本章节使用的数据源包括 NDVI、土地利用、地形、气候、牲畜量、人口密度、到道路和河流湖泊距离、边界数据等。2000—2019 年 MODIS 的 MOD13Q1 C6 产品,时间和空间分辨率分别为 16 天和 250m,用于计算植被覆盖度,分析青藏高原牧草地生态状况的变化情况。此外,本研究还使用了 GIMMS-NDVI3g(详见 3.2.1)、MOD13A3 第 5 版(C5)NDVI 产品和 SPOT-VEGETATION 数据,来对比分析不同数据源的变化趋势结果。MOD13A3 C5 产品的时间和空间分辨率分别为 1 月和 1km。SPOT-Vegetation 产品来源于 <http://www.spot-vegetation.com/>,其时间和空间分辨率分别为 10 天和 1km。

2018 年 30m 土地利用数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中心(www.resdc.cn)。本研究基于土地利用数据提取草地分布,再剔除年最大植被盖度<10%的基本无植被区,得到牧草地生态系统的分布范围。

地形数据包括海拔和坡度,海拔来源于 30m 分辨率的 ASTER GDEM 第 2 版 DEM 数据,坡度是基于 DEM 数据在 ArcGIS 中计算得到。本研究基于聚合分析将海拔和坡度数据重采样至 250m。

气候数据包括年降水和年均气温,基于 2000—2017 年青藏高原 93 个草地范围气象站点的逐日监测数据,来源于中国气象数据网(<http://data.cma.cn>)。

2000—2018 年青藏高原放牧强度数据是基于单位面积牲畜量计算得到。省级和县级牲

畜数量数据来源于《中国统计年鉴》《西藏统计年鉴》和《青海省统计年鉴》，以标准羊单位计算，1只山羊或绵羊相当于1个羊单位，1个大牲畜（牦牛、奶牛或马）根据中国农业行业标准（NY/T635—2015）换算为4.5个羊单位。

2000—2018年的人口密度格网数据来源于WorldPop program，该数据是基于土地利用/覆被、灯光影像、气候、地形、路网、居名点和县级人口统计数据，得到每年100m人口分布数据。本研究基于聚合分析将该数据重采样至250m。

250m分辨率的到道路距离和到河流距离数据，是基于2015年青藏高原的路网和河湖分布矢量数据（来源于91卫图平台，<http://www.91weitu.com/>），利用欧氏距离法计算得到。

青藏高原边界数据是在张德铨等划定的边界基础上（张德铨等，2002，2014），考虑县界的完整性及在高原内的面积占比，课题组进行少量修订得到的。

此外，为了验证牧草地生态系统的变化趋势，了解草地生态保护措施及成效、牲畜量变化等问题，课题组于2018—2020年期间在青藏高原开展了6次实地考察（作者本人参与了2018年7和9月、2019年4和7月、2020年8月共5次考察），对沿线的牧草地生态系统进行无人机航拍，并对牧民做了关于牲畜数量、草原变化和草地保护政策的实地访谈（图6.1）。

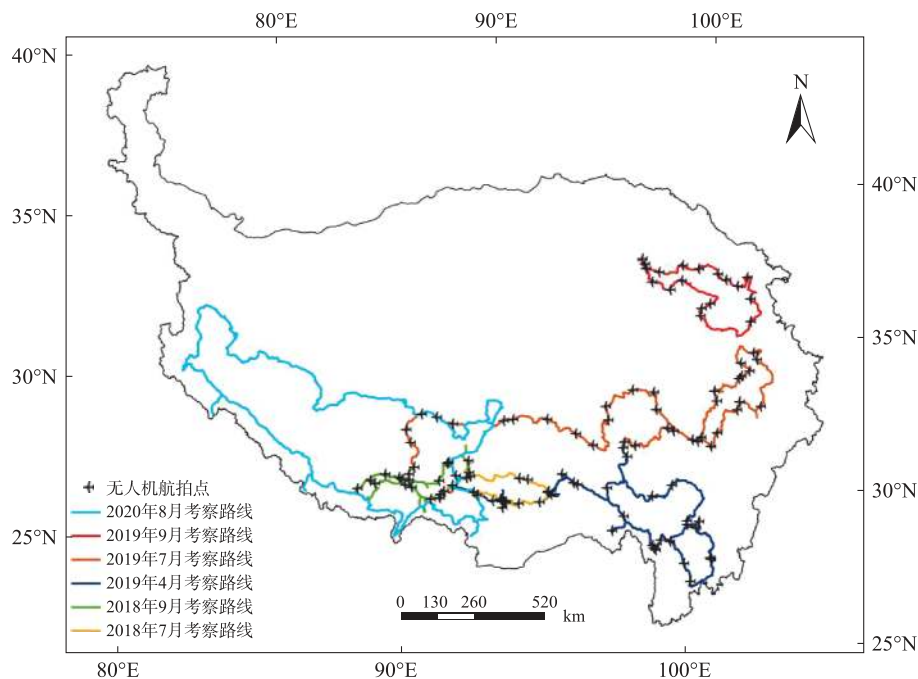


图 6.1 青藏高原实地考察路线与无人机航拍点

Figure 6.1 Fieldwork route and UAV aerial photography spots in the Tibetan Plateau

6.1.2 变化趋势及退化热点识别

在青藏高原尺度，本研究聚焦牧草地生态系统的变化趋势。植被覆盖度(FVC)是表征草地生长状况的有效指标，而且对放牧强度变化较敏感。由于草地生长季受海拔和地理位置的

影响具有显著空间异质性,使用固定的生长季(如常用的5—9月)会产生一定偏差,因此,本研究定义“连续超过最大盖度1/3的时期”为“青草期”(green grass period),相当于草地的主要生长季,并以青草期内平均FVC(FVC_{GP})为指标,量化青藏高原牧草地生态系统的变化趋势。为了减少云污染和气候波动的影响,首先基于2000—2019年16天间隔、多年平均FVC计算得到青草期的开始时期和持续时长,再计算逐年 FVC_{GP} ,然后基于M-K检验和Sen's slope方法(详见4.1.3小节),计算 FVC_{GP} 的年变化率及显著性,最后通过变化趋势的划分标准(详见4.1.4小节),将牧草地变化趋势划分为增加、基本不变和减少3种类型。

本研究的牧草地退化热点是指退化草地的聚集地区,即 FVC_{GP} 显著下降的草地集中分布地区,但未包括由于不可食性杂草入侵引起 FVC_{GP} 上升等草地退化情况。本研究基于聚类分析方法(详见3.2.2小节)识别牧草地的退化热点,将呈退化趋势的草地划分为退化热点($I>0$ 且 $Z>1.96$)和非热点地区($I\leq 0$ 或 $Z\leq 1.96$)。

6.1.3 变化趋势对比分析

本研究基于GIMMS-NDVI3g、MOD13A3 C5产品和SPOT-VEGETATION数据,来对比分析不同数据源的变化趋势结果;由于GIMMS-NDVI3g截止于2015年,而MODIS数据起始于2000年,因此综合考虑各数据源的时间跨度,对比分析的时段确定为2000—2015年。此外,本研究还基于相同的MOD13Q1 C6产品,对比分析了年平均FVC、5—9月平均FVC和青草期平均FVC的变化趋势结果,对比时段为2000—2019年。

6.1.4 影响因素分析

已有研究证实,牧草地的可达性对放牧强度有一定影响,导致牧草地生长状况变化和退化趋势存在空间差异。因此,分析牧草地变化趋势的空间分布特征,有助于理解其影响因素。本研究利用ArcGIS的缓冲区、分区统计等地统计方法,计算不同的到道路距离、到水源地(湖泊和河流)距离、坡度、干湿状况(以多年平均 FVC_{GP} 作为指标)下的 FVC_{GP} 变化,分析牧草地 FVC_{GP} 趋势的空间分布特征。

气候因子(降水、气温)和放牧强度被认为是青藏高原牧草地变化的主要影响因素。本研究基于皮尔逊相关分析(详见4.1.5小节)计算主要影响因素与牧草地 FVC_{GP} 变化的相关性。为了减少其他因子的影响,气候因子的影响分析在站点尺度开展,基于2000—2017年92个牧草地站点气候监测数据和其周边 3×3 像元的平均 FVC_{GP} ,以降水、气温的逐年变化值(即第 $i+1$ 年的值减第 i 年的值)为自变量,以 FVC_{GP} 逐年变化值为因变量,开展相关分析。放牧强度的影响分析在省级和典型县2个尺度开展,基于2000—2018年西藏和青海省以及门源县、舟曲县、日土县、德格县、曲麻莱县、称多县、八宿县、康定县、色尼区、当雄县等10个典型县的平均 FVC_{GP} 和放牧强度进行相关分析。此外,本研究还以人口密度表征人类活动强度,通过计算对多个海拔区间的不同人口密度下的 FVC_{GP} 变化率,进一步分析人类活动对牧草地生长状况的影响。



6.2 2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统的分布格局及时空变化

青藏高原以牧草地生态系统为主,其盖度呈东南向西北递减趋势(图 6.2),多分布在高海拔(4560.6m)、坡度较陡(10.2°)地区,平均降水 507.5mm,年均气温 -0.7°C ,年平均盖度 21.5%(表 6.1)。二级类型中,典型牧草生态系统的海拔最低(3863.1m),坡度最高(14.4°),年均降水(755.3mm)、气温(2.8°C)和盖度(57.8%)最高。其他 2 种二级类型,随着海拔上升,坡度有所下降,降水、气温和盖度降低。稀疏牧草生态系统的平均海拔高达 4697.5m,年均降水仅 448.2mm,年均气温低至 -1.4°C ,年平均盖度仅 12.7%。牧草地生态系统及其二级类型的居民点密度都较低,其中典型牧草生态系统最高,仅 0.5 个/100km²。2000—2019 年,青藏高原中牧草地生态系统的占比由 50.5%(135.5 万 km²)持续增至 55.6%(143.0 万 km²)(表 6.2)。二级类型中,稀疏牧草生态系统的占比最大(68.6%~72.4%),其次为斑状牧草生态系统(18.0%~20.4%)。典型牧草生态系统的占比最低,但不断增加,由 8.0%(10.8 万 km²)增至 11.7%(17.4 万 km²)。

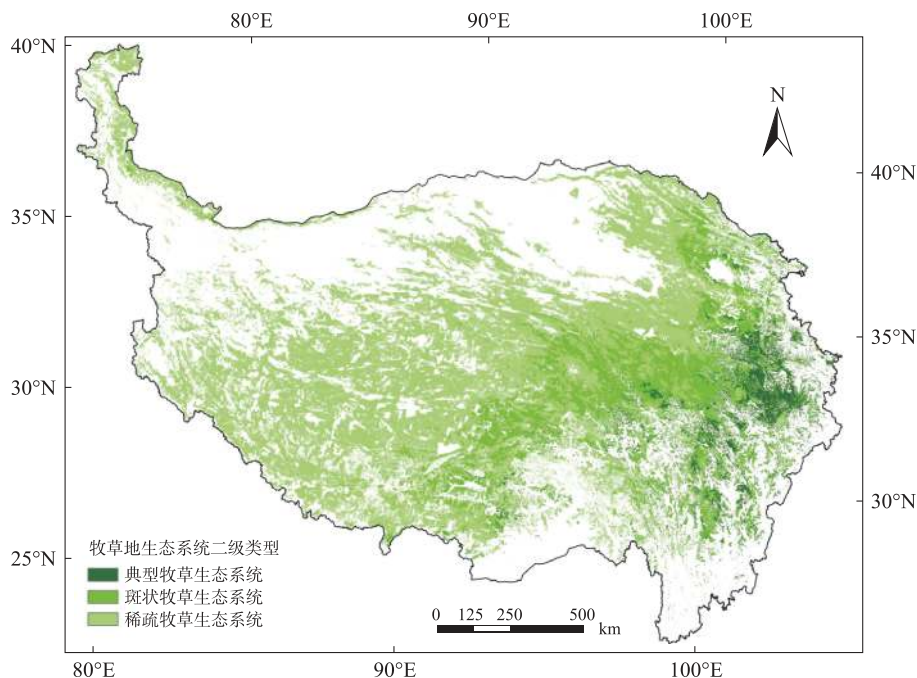


图 6.2 2019 年青藏高原牧草地生态系统的空间分布

Figure 6.2 Spatial distribution of pastureland ecosystems in the TP in 2019

表 6.1 2019 年青藏高原牧草地生态系统的主要特征(均值)

Table 6.1 Main characteristics (mean value) of the TP pastureland ecosystems in 2019

类型	海拔(m)	坡度(°)	降水(mm)	气温(°C)	植被盖度(%)	居民点密度(个/100km ²)
牧草生态系统	4560.6	10.2	507.5	-0.7	21.5	0.2
典型牧草生态系统	3863.1	14.4	755.3	2.8	57.8	0.5

续表

类型	海拔(m)	坡度(°)	降水(mm)	气温(℃)	植被盖度(%)	居民点密度(个/100km ²)
斑状牧草生态系统	4346.4	11.6	623.5	0.3	39.0	0.4
稀疏牧草生态系统	4697.5	9.4	448.2	-1.4	12.7	0.1

表 6.2 2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统类型的面积变化(万 km²)

Table 6.2 Area of the TP pastureland ecosystems in 2019

类型	2000	2005	2010	2015	2020
牧草生态系统	135.5	141.4	145.3	143.0	149.3
典型牧草生态系统	10.8	14.9	16.0	16.6	17.4
斑状牧草生态系统	26.6	25.8	29.6	26.7	26.9
稀疏牧草生态系统	98.1	100.7	99.7	99.7	104.9

6.3 2000—2019 年青藏高原牧草地的青草期盖度变化与退化热点识别

6.3.1 青草期盖度 FVC_{GP}变化的空间格局

计算结果显示,受低温和有限降水的影响,青藏高原有 85.20%的牧草地生态系统青草期小于 6 个月,且呈现出由西北向东南递增的趋势(图 6.3)。牧草地生态系统青草期<3、3~4、4~5 和 5~6 个月的面积占比分别为 13.86%、31.1%、28.76%和 11.48%(表 6.3)。其余 14.80%的牧草地生态系统,其青草期长度在半年以上,主要分布在青藏高原东部和低海拔河谷地区。在青藏高原西北部,部分灌丛草地的青草期也超过 6 个月,这是由于灌丛的生长季一般较长。2000—2019 年期间,牧草地生态系统平均覆盖率与青草期长度高度相关(表 6.3),两者均受温度和降水影响。在年气温<0℃和降水<200mm 的青藏高原西北部,大多数的青草期长度都小于 4 个月,平均 FVC_{GP}低于 22.53%。向东南方向移动,气候越来越温暖湿润,因此牧草地生态系统的青草期和 FVC_{GP}都明显增加。

表 6.3 青藏高原牧草地生态系统不同青草期的面积、占比和平均盖度

Table 6.3 Area, proportion and FVC_{GP} of different green grass periods in the TP pastureland ecosystem

青草期长度(月)	面积(万 km ²)	占比(%)	平均 FVC _{GP} (%)
< 3	20.09	13.86	10.87
3-4	45.06	31.10	22.53
4-5	41.68	28.76	40.96
5-6	16.64	11.48	52.39
> 6	21.46	14.80	53.25

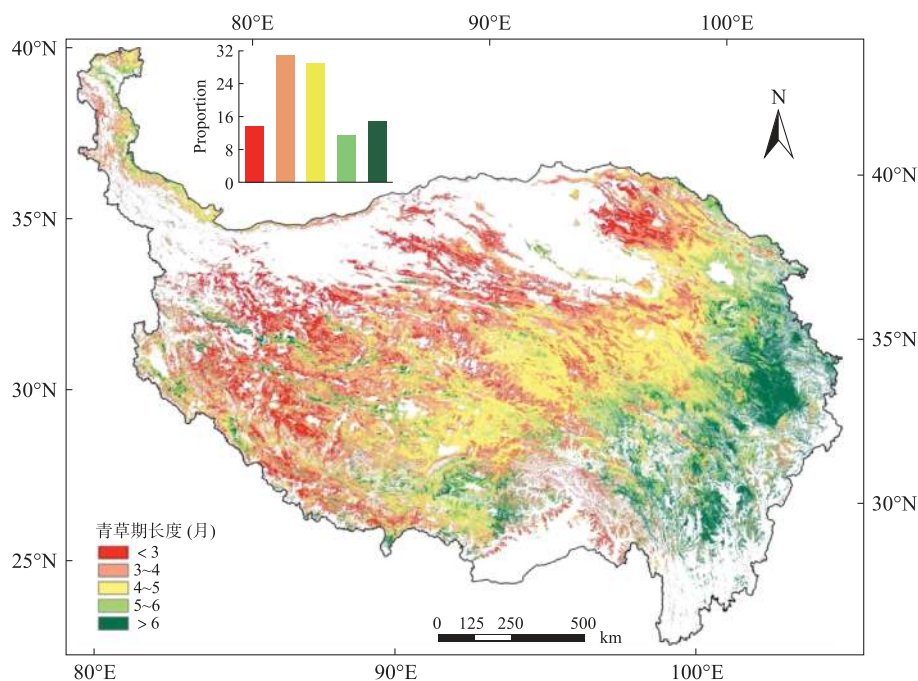


图 6.3 2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统青草期的空间分布

Figure 6.3 Spatial distribution of green grass period in the TP pastureland ecosystem during 2000—2019

6.3.2 牧草地生态系统 FVC_{GP} 变化趋势的空间格局

(1) 牧草地生态系统的 FVC_{GP} 变化率

2000—2019 年,青藏高原牧草地生态系统的区域平均 FVC_{GP} 呈上升趋势,从 2000 年的 31.87% 上升到 2019 年的 37.24%,增幅为 0.65%/年 ($R^2=0.69$) (图 6.4)。空间分析发现,79.32% (114.96 万 km^2) 的牧草地生态系统 FVC_{GP} 增加,其中 56.91% (82.48 万 km^2) 的增幅大于 0.5%/年 (表 6.4)。 FVC_{GP} 增幅介于 0.25%~0.5%/年和 0~0.25%/年的面积占比分别为 12.01% 和 10.40%。 FVC_{GP} 增加区主要位于青藏高原的东南部和北部,其中北部的增幅明显大于东南部 (图 6.5),这是由于北部受人类干扰较小且降水呈增加趋势。20.68% (29.97 万 km^2) 的 FVC_{GP} 减少,其中降幅 $<-0.5\%/年$ 、 $-0.5\% \sim -0.25\%/年$ 和 $-0.25\% \sim 0\%/年$ 的面积占比分别为 8.83%、4.58% 和 7.27%。 FVC_{GP} 减少区主要位于西藏南部和中部、三江源地区,主要是由于这些地区的放牧强度较高,局部地区存在过牧,导致 FVC_{GP} 下降。

二级类型的 FVC_{GP} 均增加,其增幅随盖度增加而下降 (图 6.6)。2000—2019 年,稀疏牧草生态系统的 FVC_{GP} 由 21.1% 增至 25.8%,增幅最大 (0.91%/年, $R^2=0.57$)。斑状牧草生态系统的 FVC_{GP} 由 60.6% 增至 67.6%,增幅为 0.37%/年 ($R^2=0.48$)。典型牧草生态系统的 FVC_{GP} 增幅最小 (0.34%/年, $R^2=0.73$),由 67.3% 增至 74.0%。

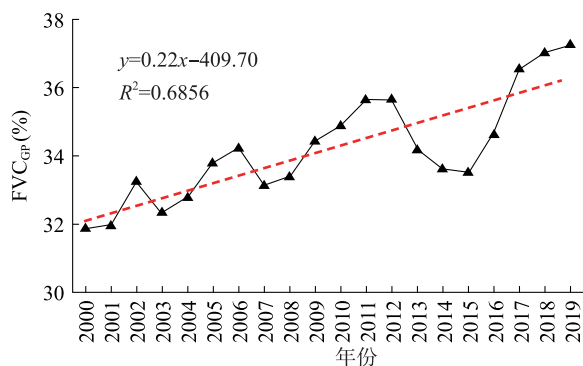


图 6.4 2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统平均 FVC_{GP} 的年际变化

Figure 6.4 Interannual FVC_{GP} changes in the TP pastureland ecosystem during 2000—2019

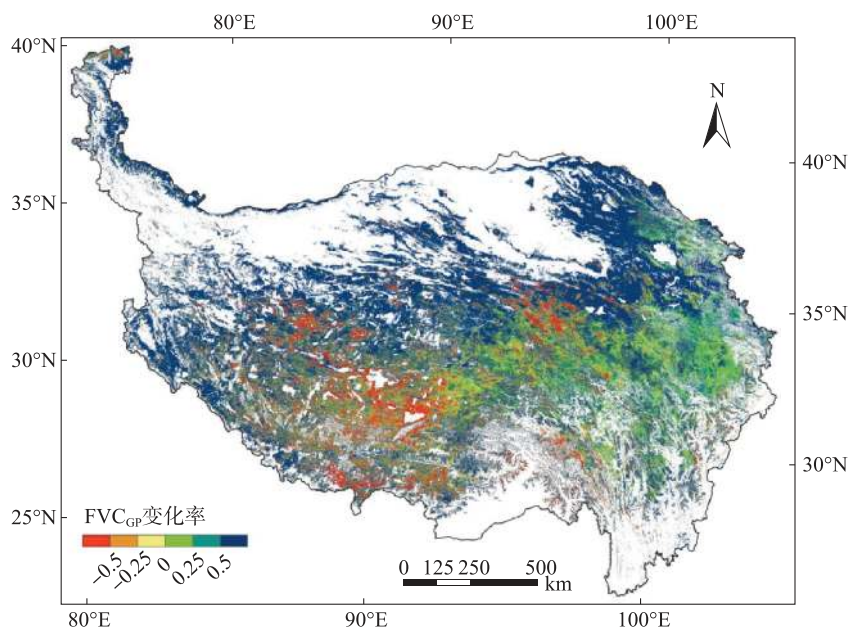


图 6.5 2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统 FVC_{GP} 变化的空间分布

Figure 6.5 Spatial distribution of FVC_{GP} change rate in the TP pastureland ecosystem during 2000—2019

表 6.4 青藏高原牧草地生态系统不同 FVC_{GP} 年变化率的面积和占比

Table 6.4 Area and proportion of different FVC_{GP} change rates in the TP pastureland ecosystem

FVC _{GP} 年变化率(%/年)	面积(万 km ²)	比例(%)
< -0.5	12.80	8.83
-0.5~-0.25	6.63	4.58
-0.25~-0	10.53	7.27
0~0.25	15.08	10.40
0.25~0.5	17.40	12.01
> 0.5	82.48	56.91

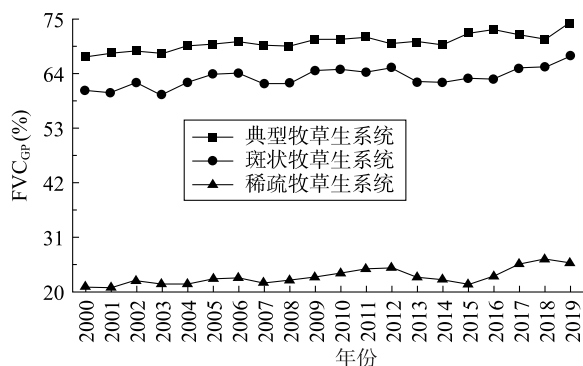


图 6.6 2000—2019 年青藏高原不同牧草地生态系统类型的平均 FVC_{GP} 年际变化

Figure 6.6 Interannual FVC_{GP} changes of different TP pastureland ecosystems during 2000—2019

(2) 牧草地生态系统的变化趋势

2000—2019 年,青藏高原牧草地生态系统 FVC_{GP} 呈整体增加、局部减少的变化趋势(图 6.7)。其中 62.12% 的牧草地生态系统 FVC_{GP} 呈增加趋势,主要分布在东北部祁连山和北部羌塘高原等自然保护区内(表 6.5)。在 3 种变化趋势中, FVC_{GP} 呈增加趋势的多年平均盖度最低,仅 31.31%,年增长率高达 1.24%/年($R^2=0.84$)(图 6.8)。28.34% 的牧草地生态系统 FVC_{GP} 在窄范围内波动,基本保持不变(0.08%/年, $R^2=0.05$)。剩余 9.54% 的牧草地生态系统 FVC_{GP} 以 -0.83% /年的速度下降($R^2=0.74$)。 FVC_{GP} 退呈减少趋势的牧草地生态系统主要位于西藏南部和青海高原西部的河谷和湖盆,往往放牧活动比较集中,局部地区存在过牧。

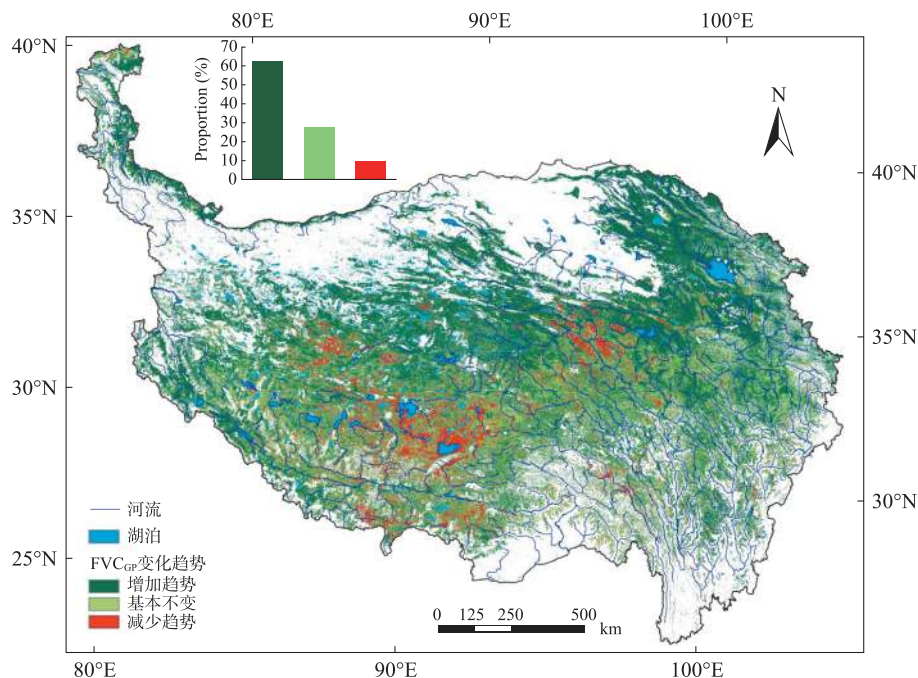
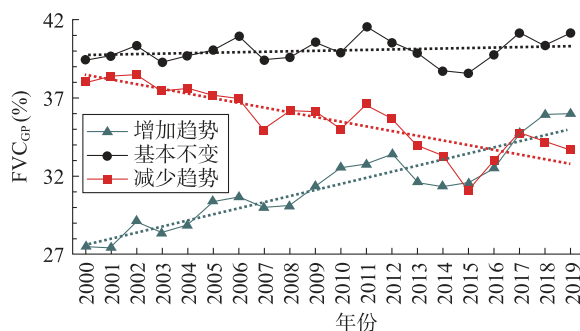


图 6.7 2000—2019 年青藏高原牧草地 FVC_{GP} 变化趋势的空间分布

Figure 6.7 Spatial distribution of FVC_{GP} change trend in the TP pastureland ecosystem during 2000—2019

图 6.8 2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统不同变化趋势的 FVC_{GP} 年际变化Figure 6.8 Interannual FVC_{GP} changes of different trends in the TP pastureland ecosystem during 2000—2019表 6.5 青藏高原牧草地不同变化趋势的面积、占比、平均 FVC_{GP} 和变化率Table 6.5 Area, proportion and FVC_{GP} of different trends in the TP pastureland ecosystem

FVC_{GP} 变化趋势	面积(万 km^2)	比例(%)	平均 FVC_{GP} (%)	FVC_{GP} 年变化率(%/年)
增加趋势	90.03	62.12	31.31	1.24
基本不变	41.07	28.34	40.02	0.08
减少趋势	13.83	9.54	35.62	-0.83

分类型来看,3种二级类型均以 FVC_{GP} 增加趋势为主,其中稀疏牧草和典型牧草生态系统 FVC_{GP} 增加趋势的占比超过 60%,分别为 63.8%和 60.6%,斑状牧草生态系统仅 40.4%(表 6.6)。 FVC_{GP} 减少趋势主要发生在斑状牧草和稀疏牧草生态系统,均为 8.6 万 km^2 ,其中斑状牧草生态系统中 FVC_{GP} 呈减少趋势的占比(30.2%)远大于和稀疏牧草(10.5%)和典型牧草生态系统(3.2%)。典型牧草生态系统 FVC_{GP} 呈增加、不变和减少趋势的变化率分别为 0.53%/年($R^2=0.88$)、0.09%/年($R^2=0.13$)和 -0.54%/年($R^2=0.63$)(图 6.9)。斑状牧草生态系统 FVC_{GP} 呈增加、不变和减少趋势的变化率分别为 0.80%/年($R^2=0.77$)、0.05%/年($R^2=0.02$)和 -0.59%/年($R^2=0.74$)。稀疏牧草生态系统 FVC_{GP} 呈增加、不变和减少趋势的变化率分别为 1.75%/年($R^2=0.76$)、0.09%/年($R^2=0.02$)和 -0.91%/年($R^2=0.63$)。随着牧草地生态系统的盖度下降,其不同趋势之间的变化率差异更加明显,说明低盖度的稀疏牧草生态系统对自然和人类活动变化的响应更敏感,应给予更多关注和保护。

表 6.6 青藏高原不同牧草地生态系统类型的变化趋势面积(万 km^2)与占比(%)Table 6.6 Area and proportion of FVC_{GP} trends in different TP pastureland ecosystems

牧草地生态系统类型	NDVI 增加趋势		NDVI 基本不变		NDVI 减少趋势	
	面积	占比	面积	占比	面积	占比
典型牧草生态系统	4.8	60.6	2.9	36.2	0.3	3.2
斑状牧草生态系统	11.4	40.4	8.3	29.4	8.6	30.2
稀疏牧草生态系统	51.8	63.8	20.9	25.7	8.6	10.5

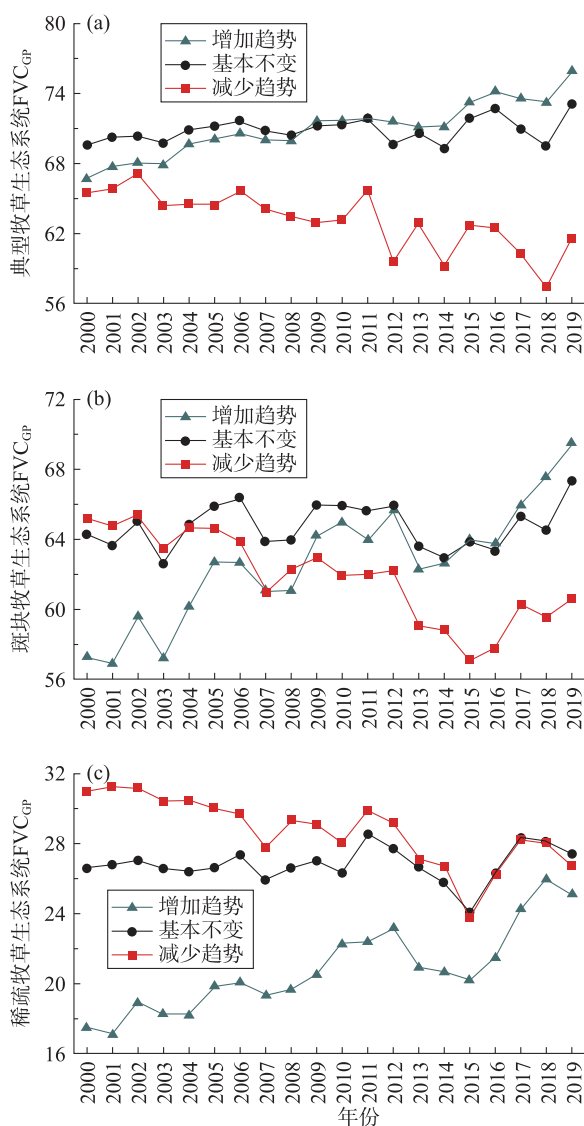


图 6.9 2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统 FVC_{GP} 变化的空间分布

Figure 6.9 Interannual FVC_{GP} changes of different trends in different TP pastureland ecosystems during 2000—2019

6.3.3 牧草地生态系统退化热点的空间格局

对牧草地生态系统开展缓冲区空间统计分析发现, FVC_{GP} 呈减少趋势的牧草地主要分布在道路和河流沿线以及湖泊周边地区。从图 6.10a 和 6.10b 可以看出, 随着离道路和水域(即湖泊和河流)距离的增加, FVC_{GP} 减少草地的面积有所下降。分别有 74.19%(82.55%) 和 14.53%(11.64%) 的 FVC_{GP} 减少草地分布在距离道路(水域) 10km 和 1km 以内的区域。FVC_{GP} 减少趋势主要发生在缓坡地区, 其中 58.64% 的 FVC_{GP} 减少草地位于坡度小于 10° 的地

区(图 6.10c);随着坡度增加, FVC_{GP} 减少草地的面积占比呈减少趋势。此外,48.17%的 FVC_{GP} 减少草地为 $FVC_{GP}<30\%$ 的低盖度草地(图 6.10d)。这些空间分布特征可能是由放牧强度的空间变化引起的:在河谷和湖泊流域的草地通常常年放牧,容易由于过度放牧导致牧草地生态系统的退化。

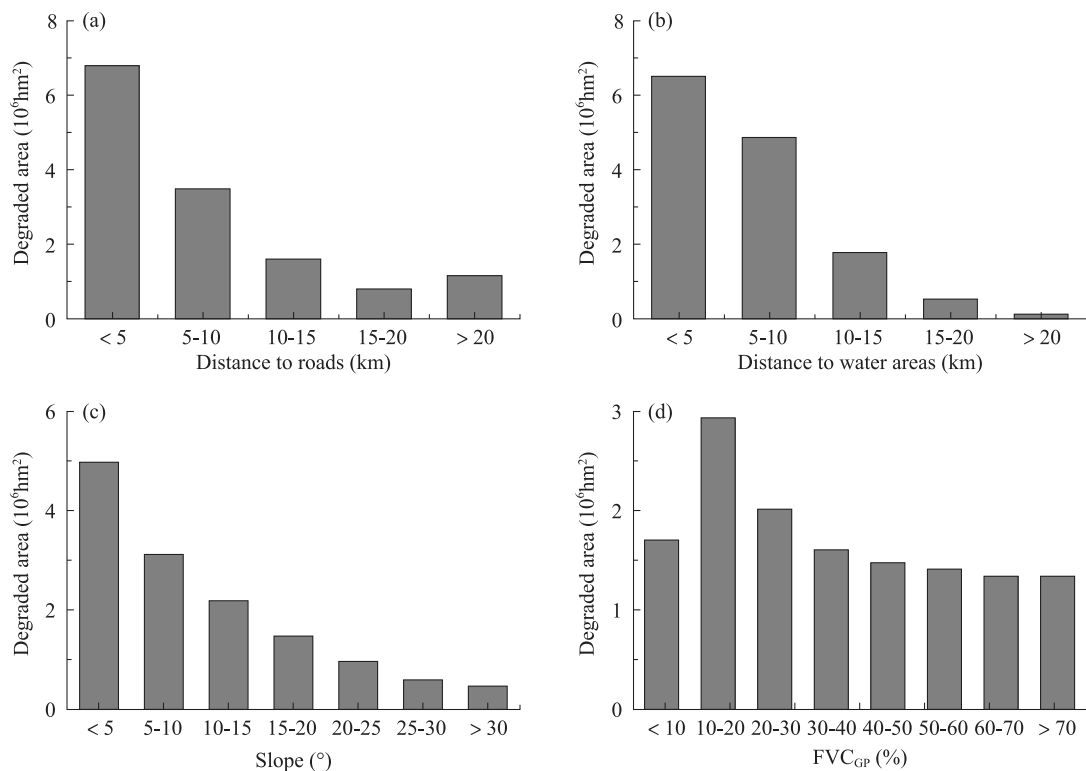


图 6.10 青藏高原退化牧草地生态系统的缓冲区分析

Figure 6.10 Buffer analysis of degraded pastureland area in the TP

本研究通过空间自相关聚类方法识别了青藏高原牧草地生态系统的退化热点,图 6.11 展示了退化热点的空间分布。可以看出,退化区域呈现出明显的聚集和点状分布规律。27.03%的退化牧草地生态系统呈现出高度退化、高度集聚的特征,也就是退化的热点区域,主要分布在西藏中南部、喜马拉雅山脉南坡地区、长江和澜沧江源头地区。退化热点的地块面积均超过 25 km^2 ,最大的地块面积达 3250 km^2 ,分布在纳木错周边。选取了 6 个主要热点地区进行分区统计,结果表明这几个地区 FVC_{GP} 减少趋势的面积占比均大于 27%(图 6.11),远高于区域平均水平(9.54%)。这说明热点地区的退化较其他地区更为严重,面临的退化风险也更高,需要给予更多的关注和更严格的管理措施来减轻退化。剩余 72.97%的牧草地生态系统退化呈很低或没有集聚特征,零散分布在改善牧草地生态系统中间,说明了局部地区过牧造成了斑块状的退化。

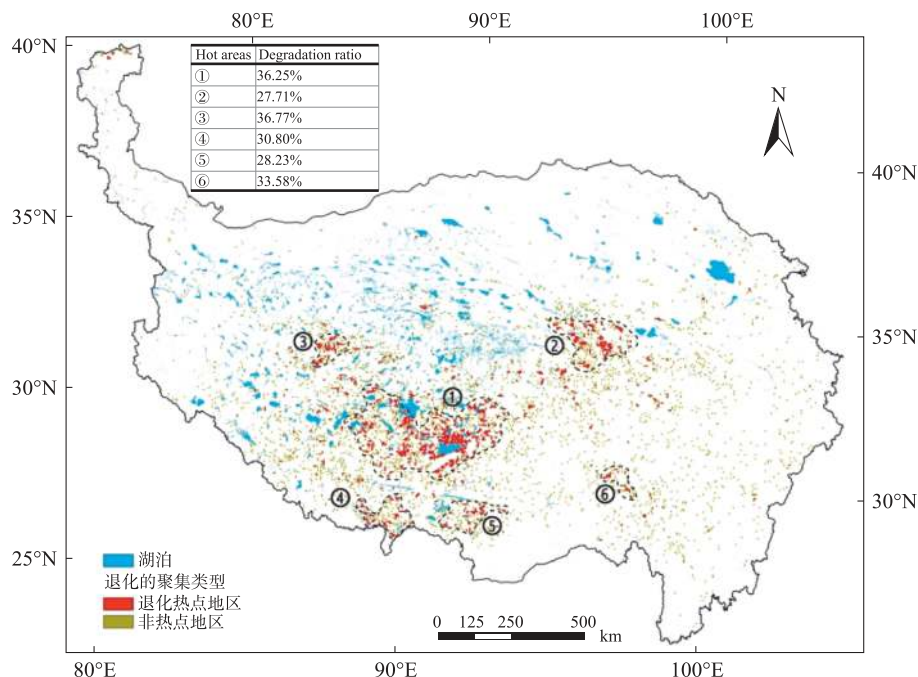


图 6.11 2000—2019 年青藏高原牧草地生态系统退化热点的空间分布

Figure 6.11 Hot plots of pastureland degradation in the TP during 2000—2019

6.3.4 基于不同数据和指标的变化趋势对比

本研究结果发现,2000—2019 年期间青藏高原牧草地生态系统呈整体改善趋势,与以往研究结果相符。但由于数据源及其分辨率、研究时间跨度和方法不同,识别的退化比例和空间范围与以往研究存在差异。本研究发现 9.54% 的草地处于退化趋势,远小于以往研究的退化占比,例如基于 MOD13A2 C6(2000—2015 年,1km)数据的研究发现退化占比为 29.63%(Li et al., 2018),基于 MOD13C1 C6(2000—2018 年,0.05°分辨率)的研究发现退化占比为 16%(Li et al., 2020)。这主要是因为本研究使用的数据源 MOD13Q1 C6 具有更高分辨率(250m)和更长时间跨度(2000—2019),并且将不明显(置信度小于 95%)和小幅($-0.25\% \sim 0\%$ /年)的 FVC_{GP} 下降趋势划分为基本不变。此外,以往时间跨度较短的研究(2000—2015 年)在西藏识别的退化范围较之本研究更广,而在青海的退化范围更小,这主要是由于最近几年西藏的草地 FVC 呈增加、而青海的 FVC 呈减少趋势(Li et al., 2020)。因此,使用不同数据源和研究时段会产生出具有差异的变化趋势结果。

为了进一步揭示不同数据源对草地变化趋势的影响,本研究基于 4 种常用数据源开展了 2000—2015 年(为了统一数据源的时段)青藏高原草地变化趋势识别和比较分析(图 6.12)。结果发现,基于 GIMMS-NDVI3g(8km,本研究全球生态系统变化趋势识别的数据源)、SOPT-VEG(1km)、MOD13A3 C5(1km)和 MOD13A3 C6(1km,中国生态系统变化趋势识别的数据源)的草地变化趋势结果与本研究结果存在 39.38%、51.86%、50.90%和 58.19%的空间一致

性(表 6.7)。由于 GIMMS 数据存在传感器更换、MODIS C5 产品存在传感器衰退的问题,基于这 2 种数据的结果低估了青藏高原草地整体改善的趋势,其识别的退化趋势占比分别为 30.02%和 14.63%,远高于本研究的 9.54%。SOPT-VEG 数据也经历过传感器变更,因此其识别的变化趋势空间分布与本研究具有明显差异,比如未识别出西藏湖泊周边的退化草地。较之前 3 种数据,MODIS 第 6 版数据的传感器没有更换,并且进行了传感器衰退修正、云污染去除、算法改进等提升,是揭示植被动态变化的更可靠数据源。

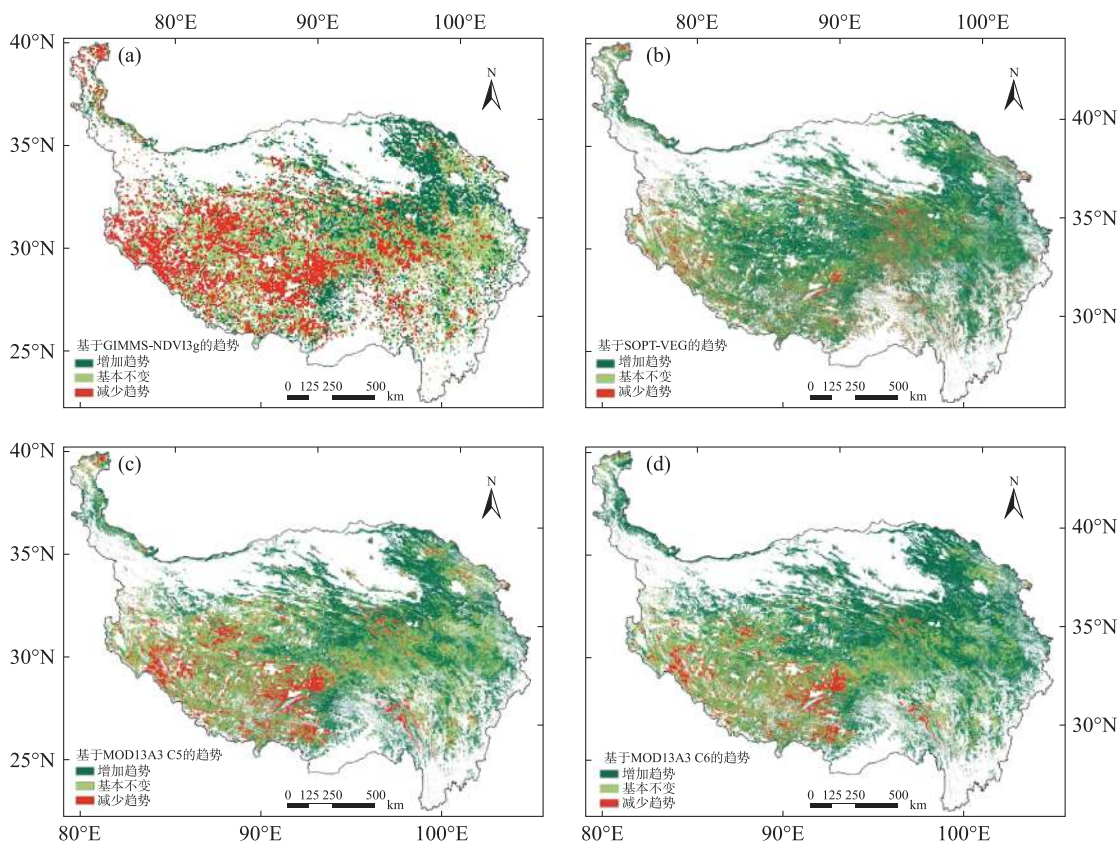


图 6.12 2000—2015 年基于不同数据源的青藏高原牧草地生态系统变化趋势

Figure 6.12 Spatial distribution of FVC trends from different data sources in the TP pastureland ecosystem during 2000—2015

表 6.7 基于不同数据源的变化趋势的对比 (%)

Table 6.7 Comparison of trends from different data sources

变化趋势	G	S	M5	M6	与 G 一致	与 S 一致	与 M5 一致	与 M6 一致
增加趋势	27.85	59.16	45.57	56.87	21.08	40.16	33.77	42.35
基本不变	42.13	30.02	39.80	33.28	13.08	9.73	13.16	12.60
减少趋势	30.02	10.82	14.63	9.85	5.22	1.97	3.97	3.24

注:G、S、M5 和 M6 分别为基于 GIMMS-NDVI3g、SOPT-VEG、MOD13A3 C5 和 MOD13A3 C6 数据的青藏高原牧草地生态系统变化趋势。

此外,本研究还比较了不同指标下的变化趋势。以 MOD13Q1 C6 为数据源,本研究分别以年平均 FVC(FVC_{annual})和 5—9 月平均 FVC(FVC_{5-9})为指标,识别并比较了牧草地生态系统变化趋势(图 6.13)。通过空间分析,发现这两种趋势的空间分布与本研究较高一致性(图 6.14),全部一致的面积占比高达 73.87%(表 6.8),说明本研究方法有效识别了生态系统退化趋势。进一步分析发现,本研究 FVC_{GP} 与 FVC_{5-9} 趋势的一致性较之 FVC_{annual} 趋势更高。基于 FVC_{annual} 和 FVC_{5-9} 的趋势分别识别了 6.62%和 8.77%,低于 FVC_{GP} 趋势的 9.54%。这意味着,使用全年或固定生长季的平均 FVC 可能会低估退化牧草地生态系统的面积,因为它们与不同地区草地的真实生长季节不匹配。因此,应该使用更能体现实际生长季的青草期平均 FVC 来识别生态系统变化趋势,而不是固定生长季。

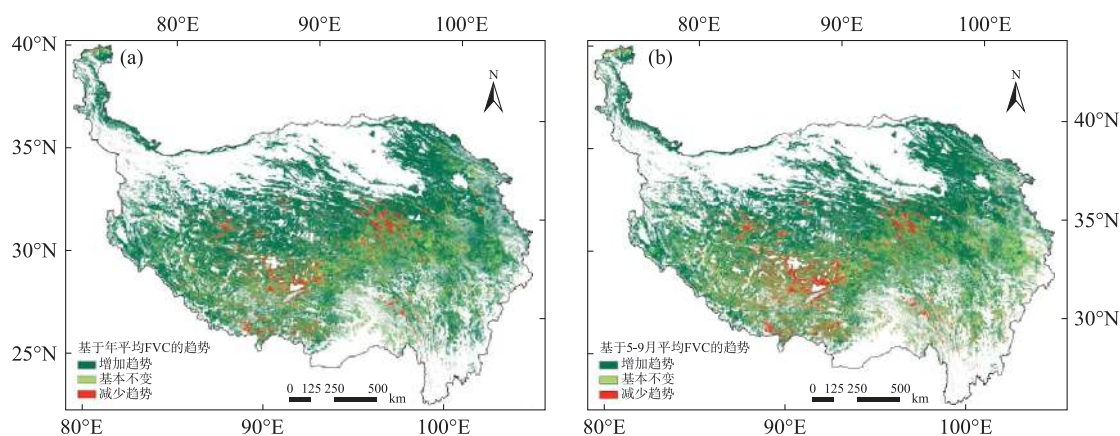


图 6.13 基于年平均 FVC(FVC_{annual})和 5—9 月平均 FVC(FVC_{5-9})变化趋势的空间分布

Figure 6.12 Spatial distribution of FVC_{annual} and FVC_{5-9} trends

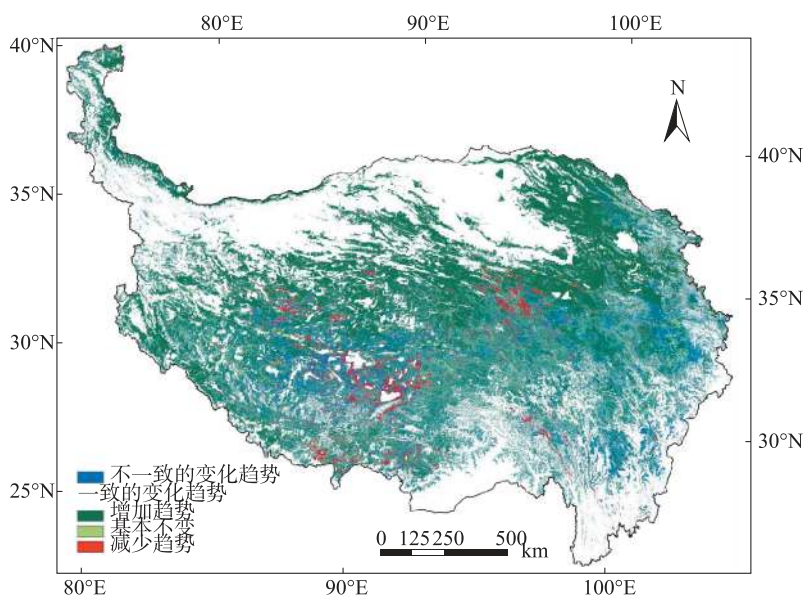


图 6.14 基于 FVC_{GP} 、 FVC_{annual} 和 FVC_{5-9} 的变化趋势的空间一致性

Figure 6.14 Spatial consistency of FVC_{GP} , FVC_{annual} and FVC_{5-9} trends

表 6.8 基于 FVC_{GP} 、 FVC_{annual} 和 FVC_{5-9} 的变化趋势的对比 (%)Table 6.8 Comparison of FVC_{GP} , FVC_{annual} and FVC_{5-9} trends

变化趋势	FVC_{annual}	FVC_{5-9}	与 FVC_{annual} 一致	与 FVC_{5-9} 一致	三者一致
增加趋势	71.54	63.62	59.05	60.14	55.66
基本不变	21.83	27.59	15.28	15.61	13.14
减少趋势	6.63	8.79	5.40	5.53	5.07

以上分析表明,使用不同数据源和时段可能会导致结果存在较大不确定性;即使使用相同数据源,但估算 FVC 的时期不同时,结果也会存在少量差异。因此,使用更可靠的高分辨率数据、更有效表征植被状况的指标是准确识别生态系统变化趋势的关键。

6.4 青藏高原牧草地盖度变化的影响因素

6.4.1 青藏高原气候变化特征

2000—2017 年,青藏高原气候整体上呈暖湿化的变化趋势,但具有明显空间差异(图 6.15)。区域平均年降水从 2000 年 378.15mm 的波动增长至 2017 年的 440.04mm,年变化值和变化率分别为 2.60mm/年和 0.65%/年($R^2=0.34$)。年均气温从 -1.87°C 增至 2017 年的 -0.52°C ,年增加值和增幅分别为 $0.05^{\circ}\text{C}/\text{年}$ 和 $5.43\%/\text{年}$ ($R^2=0.45$)。从空间上看,青藏高原年降水呈现“北增南降”的变化格局,而年均气温在几乎所有站点都呈现出增加趋势。

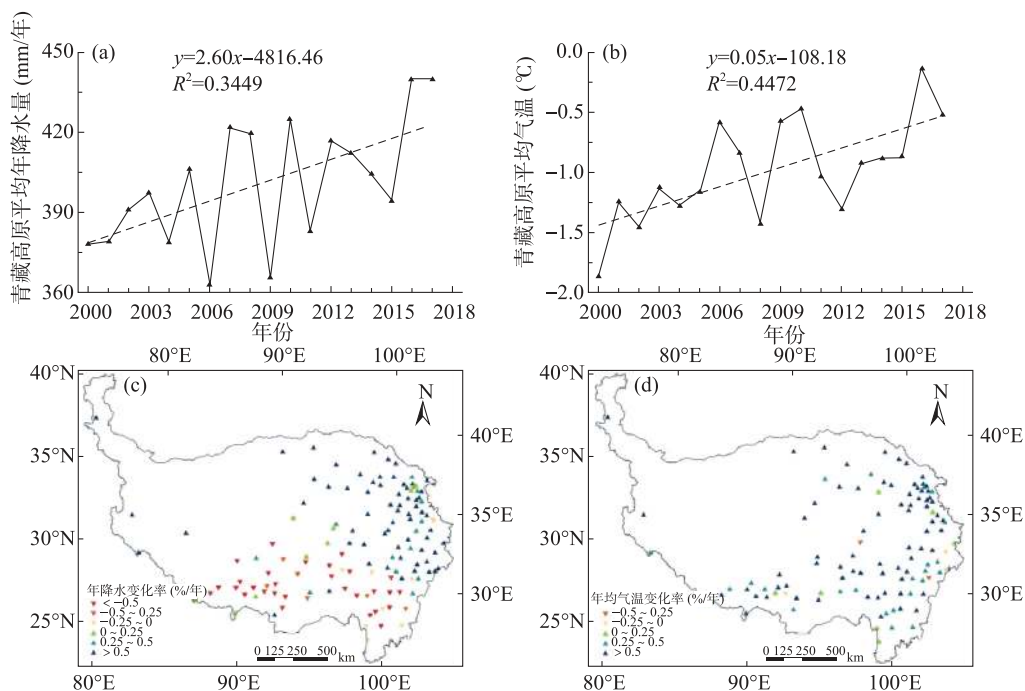


图 6.15 2000—2017 年青藏高原降水和气温的年际变化及变化率

Figure 6.15 Interannual changes and change rates in TP climate factors during 2000—2017

6.4.2 降水与气温对牧草地盖度变化的影响

牧草地生态系统 FVC_{GP} 与降水呈正相关、与温度呈负相关, 相关系数分别为 0.57 ($R^2 = 0.32$) 和 -0.28 ($R^2 = 0.08$) (图 6.16a 和 6.16b)。进一步分析发现, 气候因素对牧草地生态系统 FVC_{GS} 的影响具有空间异质性。随着海拔高度的增加, FVC_{GP} 与降水之间的相关性下降, 而与温度的相关性上升 (图 6.16c)。这表明海拔升高引起的降温削弱了降水对草原生长的积极作用。在高海拔地区, 低温成为限制草原生长的主要因素, 温度的负面影响减小。因此, 青藏高原北部降水增加区的 FVC_{GP} 得到改善, 大部分退化牧草地生态系统分布在南部和中部的降水减少区。此外, 由于 FVC_{GP} 与干湿条件高度相关, 本研究以 FVC_{GP} 作为干湿条件的指标, 分析了 FVC_{GP} 与气候因子相关性的干旱梯度特征。图 6.16d 显示, 干旱地区的 FVC_{GP} 与降水之间的相关性明显高于湿润地区。在缺水的干旱地区, 水分条件是制约草地生长的主要因素, 气候变暖引起的干旱可能对草地覆盖率产生负面影响。随着湿度的增加, 水分的制约减弱, 降水对草原生长的促进作用和温度的负面影响都会有所降低。

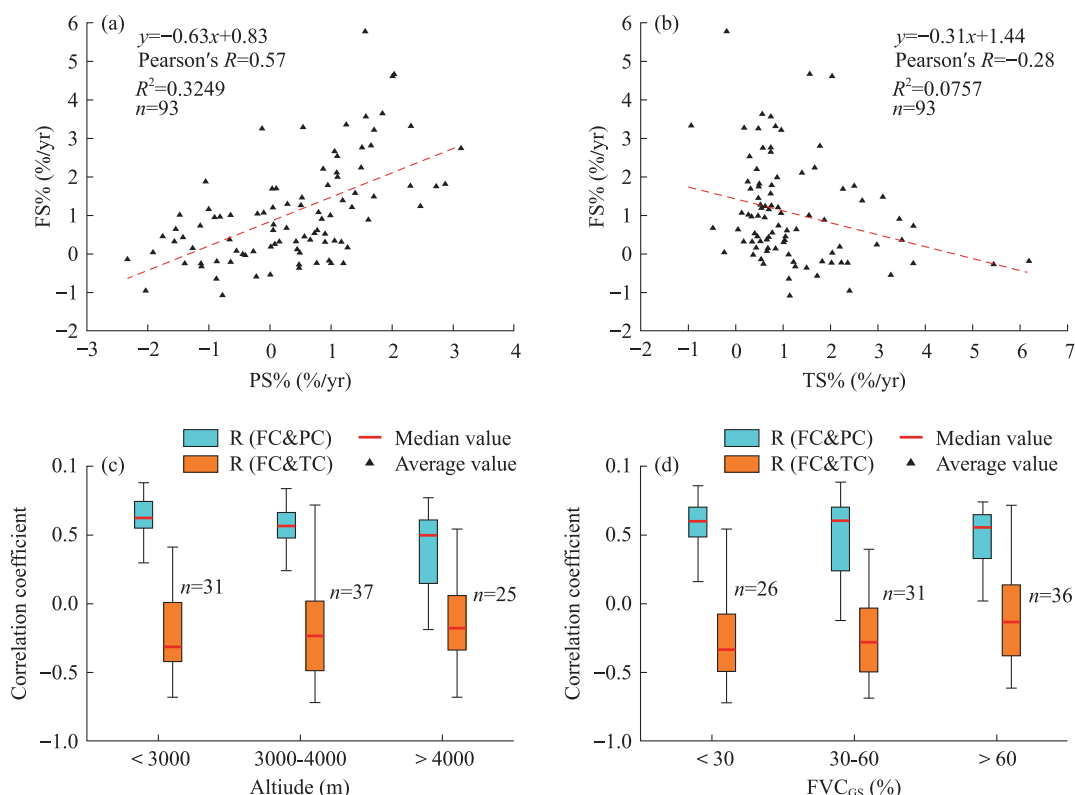


图 6.16 青藏高原牧草地生态系统 FVC_{GP} 与降水和气温的相关性及空间异质性

Figure 6.16 Correlation and spatial heterogeneity of FVC_{GP} related to climatic factors in the TP pastureland ecosystem

6.4.3 放牧强度与人口密度对牧草地盖度变化的影响

随着草地保护政策的实施,近20年青藏高原牲畜数量和放牧强度都有所下降。图6.17展示了2000—2018年西藏和青海及其典型县的平均FVC_{GP}和放牧强度。相关分析发现,省级

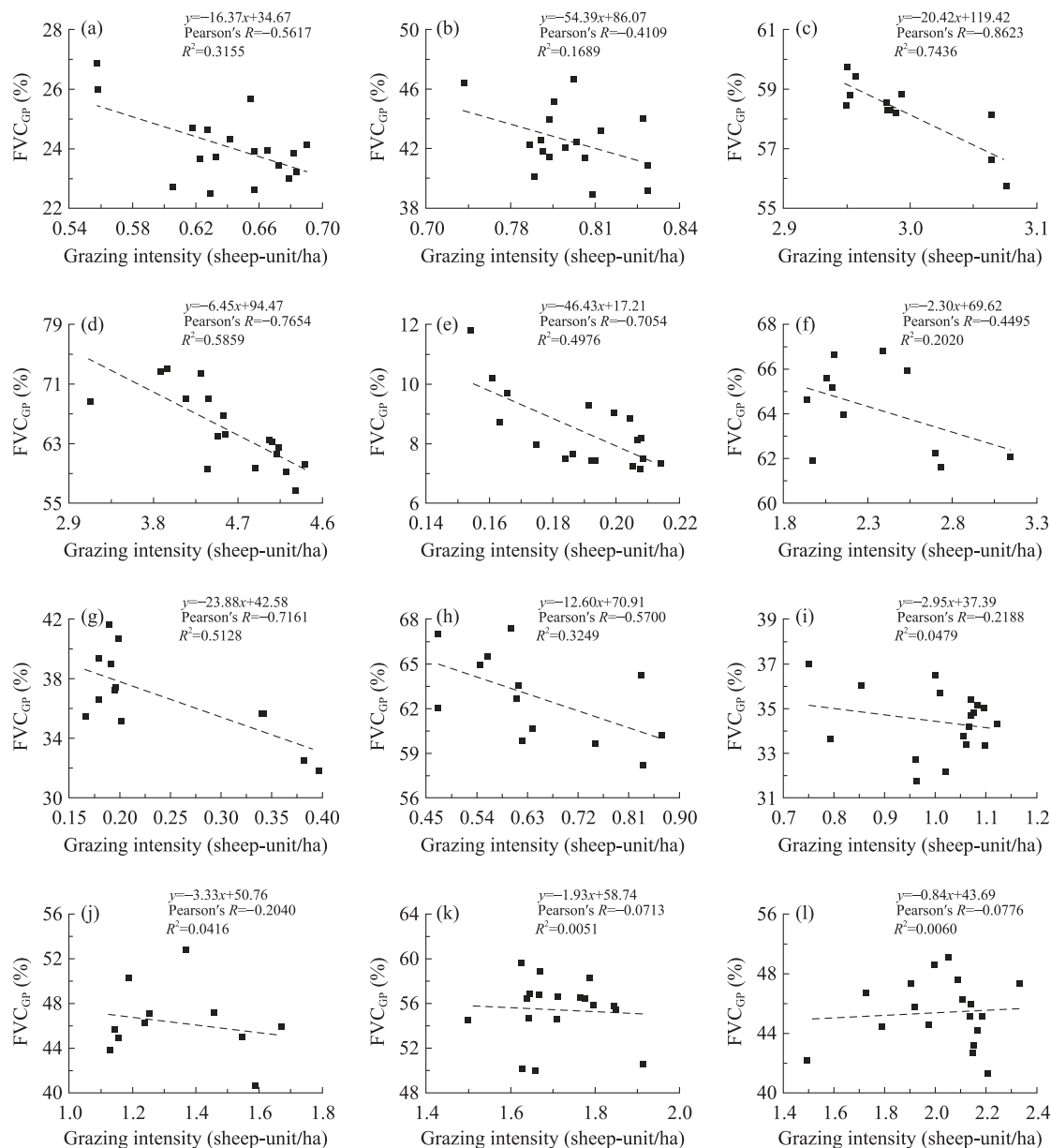


图 6.17 省级和县级牧草地生态系统平均 FVC_{GP}与放牧强度的相关性

Figure 6.17 Correlation between FVC_{GP} and grazing intensity at provincial and county levels

注:(a)西藏,(b)青海,(c)门源县,(d)舟曲县,(e)日土县,(f)德格县,(g)曲麻莱县,(h)称多县,

(i)八宿县,(j)康定县,(k)色尼区,(l)当雄县

和典型县尺度的牧草地生态系统平均 FVC_{GP} 与平均放牧强度均呈负相关,这说明草地保护政策引起的减畜,可能促进了牧草地生态系统的整体改善。西藏和青海平均 FVC_{GP} 与放牧强度的相关系数分别为 $-0.56 (R^2 = 0.32)$ 和 $-0.41 (R^2 = 0.17)$,典型县的平均 FVC_{GP} 与放牧强度整体也呈负相关。但在降水减少、气温升高的典型县(图 6.17i~l),平均 FVC_{GP} 有所减少,其负相关程度较低。这说明降水减少、气温升高对草地生长的负面影响一定程度抵消了放牧强度降低的效应。

进一步分析了青藏高原牧草地生态系统 FVC_{GP} 变化率与人口密度的关系。分析结果发现, FVC_{GP} 变化率总体上呈现出随人口密度增加而逐渐减少的趋势(图 6.18)。一般来说,人口密度较高地区,人均草地面积一般较低,单元面积草地的人类活动干扰越强、放牧强度可能越大。这说明人类活动加强对青藏高原牧草地生态系统产生了一定负面影响,抑制了植被生长。牧草地生态系统 FVC_{GP} 变化率的人口密度梯度变化特征,在不同海拔区间都存在,尤其在退化面积较多的 4000~5000m 区域,这种特征更为显著。因此,针对退化牧草地生态系统的管理措施应考虑人口密度的异质性,开展差异化管控。

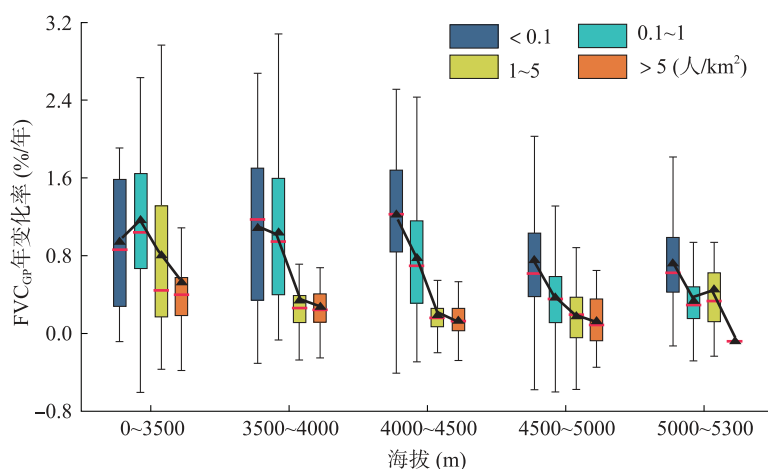


图 6.18 不同海拔下 FVC_{GP} 变化率随人口密度的变化

Figure 6.18 Changes in FVC_{GP} rate with population density at different altitudes

此外,实地考察发现,草地保护政策促使高原牲畜数量整体减少,对草地改善有明显促进作用,特别是在人口较少、人均草地面积较多的西藏西北部。但在人口稠密、人均草地较少的部分地区,牧草地通常是常年放牧,具有较高放牧强度,因此草地退化热点大多分布在这些地区。在一些退化地区,草地保护政策在 5~6 年前才开始严格实施,在此之前牲畜数量一直处于增加状态,导致虽然近 5~6 年草地改善,但在 2000—2019 年期间仍呈现退化趋势。此外,通常只有牧户的放牧强度降低到标准以下才能获得政策补贴,但减畜不可避免会影响牧户收入,部分牧民为了获得更高的经济收入,宁愿不要补贴,仍持续增加牲畜数量。因此,青藏高原局部地区仍存在过牧现象,造成了点状分布的草地退化。

6.5 小结

(1)青藏高原牧草地生态系统的盖度呈东南向西北递减趋势,多分布在高海拔、坡度较陡地区,平均降水 507.5mm,年均气温 -0.7°C ,年平均盖度 21.5%。2000—2019 年,牧草地生态系统的占比由 50.5%增至 55.6%。二级类型中,稀疏牧草生态系统的占比最大(68.6%~72.4%),其次为斑状牧草生态系统(18.0%~20.4%),典型牧草生态系统的占比最低,由 8.0%持续增至 11.7%。

(2)2000—2019 年,青藏高原 62.12%的牧草地生态系统 FVC_{GP} 呈增加趋势,增幅为 1.24%/年,主要位于东北部祁连山和北部羌塘高原等自然保护区内。28.34%的牧草地基本保持不变,其 FVC_{GP} 在窄范围内波动(0.08%/年, $R^2=0.05$) 剩余 9.54%的 FVC_{GP} 呈减少趋势,以 -0.83% /年的速度下降($R^2=0.74$),主要分布在道路和河流沿线以及湖泊周边地区,呈点状分布规律,其中仅 27.03%呈现出高度退化、高度集聚的特征。退化热点地区的 FVC_{GP} 减少面积占比是区域平均水平的 2.8 倍以上,退化风险也更为严重,应给予重点关注。分类型来看,稀疏牧草和典型牧草生态系统 FVC_{GP} 呈增加趋势的占比超过 60%,分别为 63.8%和 60.6%,斑状牧草生态系统仅 40.4%。斑状牧草生态系统中 FVC_{GP} 呈减少趋势的占比(30.2%)远大于典型牧草(3.2%)和稀疏牧草生态系统(10.5%)。低盖度牧草地生态系统不同变化趋势的变化率差异最大,说明其对自然和人类活动变化的响应更敏感,应给予更多关注和保护。

(3)青藏高原年降水和气温的年变化率为 0.65%/年和 5.43%/年,降水呈现“北增南降”变化格局,而整个高原几乎都呈升温趋势。牧草地 FVC_{GP} 与降水呈正相关(0.57)、与温度呈负相关(-0.28),具有显著空间异质性。随着海拔高度的增加, FVC_{GP} 与降水之间的相关性下降,而与温度的相关性上升。随着湿度的增加,水分的制约减弱,降水对草原生长的促进作用和温度的负面影响都会有所降低。平均 FVC_{GP} 与放牧强度呈负相关, FVC_{GP} 变化率随人口密度增加而减少。受草地保护政策影响,青藏高原牲畜量和放牧强度均下降,促进了牧草地生态系统的整体改善。但在人口密度较大、人均草地较少地区,局部过牧仍造成点状分布的草地退化。

结论与展望

7.1 研究结论与创新性

7.1.1 研究结论

(1) 面向生态系统服务评估的全球和中国陆地生态系统分类制图

本研究根据生态系统主导服务功能、人类干预强度和生态系统结构的差异,综合土地利用、气候、地形、植被、土壤、居民点密度、人口密度等自然和人为因素的多源海量数据,开展了 1990—2018 年全球 8km 分辨率和 1980s—2020 年中国 1km 分辨率的生态系统分类与制图应用,包括城镇、耕种、农牧混合、农林混合、牧草地、林地、水域湿地、干旱荒漠、冰冻寒漠生态系统共 9 个一级类型和 25 个二级类型。分类制图结果体现了生态系统的综合性和主导性特征,突出了土地利用结构、生态环境风险和生产力的差异,刻画了生态系统的类型组合和过渡特征。例如,以土地利用占比表征生态系统结构,识别了农牧混合和农林混合生态系统,强调了生态系统是多组分混合形成的多功能单元;牧草地和林地生态系统的二级分类综合考虑盖度和植被类型,突出了生产力、水土保持功能及生态风险的差异。该分类制图的体系和方法可为理解宏观尺度生态系统时空格局、评估生态系统服务和生态系统分类管理提供基础数据支持。

(2) 全球生态系统的时空格局、NDVI 变化趋势及影响因素

1990—2018 年,全球主要生态系统类型变化是:城镇生态系统快速扩张,耕种、农林混合生态系统小幅增加,其他类型小幅减少。全球城镇生态系统尤其在发展中国家呈现显著扩张,面积扩张 127.3%,主要占用混合生态系统和林地生态系统。耕种生态系统共扩张 1.8%,其新增主要在非洲南部和撒哈拉沙漠南侧,缩减主要位于欧洲以及我国中部黄土高原、太行山和秦岭等山地地区。农牧混合生态系统在 2000 以前面积增加,之后减少,共减少 7.3 万 km^2 。农林混合生态系统在 1990—1995 年面积减少,之后持续增加,共增加 68.0 万 km^2 。牧草地生态系统主要分布在北美、中亚、澳洲、蒙古和青藏高原等区域,共减少 5.3 万 km^2 。林地生态系统集中分布于北美和西伯利亚寒温带和南美、非洲大陆热带雨林地区、我国东北、横断山和南部亚热带山地区,面积持续减少,共减少 69.6 万 km^2 ,主要转变为耕种和农林混合生态系统。受干旱、耕地扩张、城市建设等影响,水域湿地生态系统缩减 13.5 万 km^2 ,西西伯利亚和亚马

孙流域等地区的水域湿地迅速缩减,尤其是中亚咸海萎缩严重。干旱荒漠生态系统主要分布在北非、中东、中亚、我国西北等干旱半干旱内陆地区,2010 年以前持续减少,之后增加,共减少 5.9 万 km^2 。冰冻寒漠生态系统主要分布在南北极、欧亚大陆和北美大陆最北端、青藏高原的高山地带,受气候变暖影响,小幅减少 1.5 万 km^2 。

1982—2015 年,全球生态系统平均 NDVI 增幅为 0.10%/年,65.8% 的生 NDVI 增加,剩余 34.2% 减少,说明整体生态状况有所改善;其中 1982—1998 年的 NDVI 增幅高于 1999—2015 年。全球仅 41.9% 的生态系统 NDVI 呈增加趋势,NDVI 增幅为 0.35%/年,主要位于中国、印度、欧洲的耕种和农林牧混合生态系统,北非的牧草地和干旱荒漠生态系统,西伯利亚中部的林地生态系统。NDVI 呈减少趋势的占比为 14.5%,NDVI 降幅为 -0.34%/年,主要位于城镇扩张区、降水减少的中亚干旱半干旱地区、毁林开垦耕地的亚马孙和非洲热带雨林。耕种和农林混合生态系统 NDVI 呈增加趋势的占比高,城镇和干旱荒漠生态系统 NDVI 呈减少趋势的占比高,林地生态系统 NDVI 呈减少趋势的面积最大。

1982—2015 年,全球气候总体呈显著变暖和不明显干化趋势,平均气温、年降水和干燥指数的增幅分别为 0.29%/年、0.095%/年和 0.002%/年。除干旱荒漠以外的生态系统类型的降水呈增加,所有类型都呈增温趋势,其中冰冻寒漠增温幅度为全球平均水平的 1.7 倍。全球平均 NDVI 与年降水和气温均呈正相关,其中牧草地和干旱荒漠生态系统 NDVI 与降水的相关性较高,而冰冻寒漠生态系统较低,与气温的相关性正好相反,这主要是因为干旱半干旱地区的植被生长受水分制约,寒冷地区主要受低温胁迫。随干旱程度增加,降水对 NDVI 的影响并非一直增强,而是在干燥指数 5 左右达到最大,这种特征存在于所有生态系统类型,只是峰值出现位置存在微小差异。人类活动及其他因素对全球生态系统 NDVI 变化做出了主要贡献(53.61%),其中耕种和混合生态系统 NDVI 变化的人类活动贡献更高,而干旱荒漠生态系统主要由气候主导(56.41%)。

(3) 中国生态系统的时空格局、NDVI 变化趋势及影响因素

1980s—2020 年,我国生态系统以牧草地生态系统为主,干旱荒漠生态系统次之。主要类型变化为城镇生态系统快速扩张,耕种、农林混合、牧草地生态系统小幅增加,农牧混合、林地、水域湿地、干旱荒漠、冰冻寒漠生态系统小幅缩减。城镇生态系统面积扩大 2.1 倍,62.3% 来自耕种生态系统。耕种生态系统共增加 3.1 万 km^2 ,其中水田面积小幅减少,绿洲扩张 58.7%;2005 年前面积增加,之后受退耕还林还草工程影响、面积下降。农牧混合生态系统减少 2.4 万 km^2 ,受退耕和撂荒影响 2000 年以前面积增加,之后面积减少。农林混合生态系统增加 1.4 万 km^2 ,其中 2005 年以前面积增加,之后面积减少。林地生态系统减少 3.3 万 km^2 ,但盖度显著增加,密林生态系统扩张 53.5%。水域湿地生态系统减少 1.0 万 km^2 ,2005 年以前面积减少,之后由于湿地保护加强,面积增加;青藏高原的水域湿地扩张,而东北地区缩减。受气候暖湿化影响,干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统的植被长势变好,部分归为牧草地生态系统,因此牧草地生态系统增加 5.0 万 km^2 ,而干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统分别减少 12.2 万 km^2 和 1.8 万 km^2 。



2000—2020年,我国生态系统年平均NDVI增长率为0.74%/年,其中92.1%的区域NDVI增加,仅7.9%减少,说明生态状况显著改善。受益于近20年的生态保护建设,农牧混合和农林混合生态系统NDVI增幅较高,分别为1.26%/年和0.85%/年。作物增产导致耕种生态系统NDVI增加0.81%/年;绿洲占用干旱荒漠,NDVI增加1.78%/年。受草地、林地、湿地保护政策的影响,牧草地、林地、水域湿地生态系统NDVI年均分别增长0.64%、0.60%、0.68%/年。气候暖湿化导致干旱荒漠和冻土寒漠生态系统NDVI均增加。城市绿化成效明显,城镇生态系统的NDVI增加0.21%/年。我国73.9%的生态系统NDVI呈增加趋势,仅2.0%呈减少趋势。农牧混合和农林混合生态系统NDVI呈增加趋势的比例最高,分别为89.9%和88.8%;其次为干旱荒漠、林地和耕种生态系统,冰冻寒漠和牧草地生态系统次之,水域湿地和城镇生态系统NDVI呈增加趋势的占比低于50%。

2000—2018年,我国整体呈暖湿化变化,年降水和气温增加、干燥指数下降。我国平均NDVI与年降水和气温都呈正相关,其中与降水的相关性在耕种和混合生态系统较高,而在冰冻寒漠生态系统呈负相关;与气温的相关性在冰冻寒漠生态系统最高,而在干旱荒漠生态系统呈负相关。人类活动对我国生态系统NDVI变化做出了62.98%的贡献,其中对城镇、耕种、农牧混合和农林混合生态系统的贡献均超过71%,这可能主要受生态保护政策与作物增产的影响。

(4) 青藏高原牧草地生态系统的时空格局、盖度变化趋势及影响因素

2000—2019年,青藏高原牧草地生态系统的占比由50.5%增至55.6%,多分布在高海拔、坡度较陡地区,其盖度呈东南向西北递减趋势。其中稀疏牧草生态系统的占比最大(68.6%~72.4%),其次为斑状牧草生态系统(18.0%~20.4%),典型牧草生态系统的占比由8.0%持续增至11.7%。

青藏高原79.32%的牧草地生态系统 FVC_{GP} 增加,区域平均 FVC_{GP} 从31.87%升到37.24%,增幅为0.65%/年。变化趋势分析发现,62.12%的牧草地生态系统 FVC_{GP} 呈增加趋势,增幅为1.24%/年,主要位于东北部祁连山和北部羌塘高原等自然保护区内。28.34%的牧草地 FVC_{GP} 在窄范围内波动,无明显趋势。剩余9.54%呈减少趋势,其 FVC_{GP} 以-0.83%/年的速度下降,主要分布在道路和河流沿线以及湖泊周边地区,呈点状分布规律,其中仅27.03%呈现出高度退化、高度集聚的特征。退化热点地区 FVC_{GP} 呈减少趋势的面积占比是区域平均水平的2.8倍以上,退化风险也更为严重,应给予重点关注。稀疏牧草和典型牧草生态系统 FVC_{GP} 呈增加趋势的占比分别为63.8%和60.6%,斑状牧草生态系统仅40.4%。斑状牧草生态系统中 FVC_{GP} 呈减少趋势的占比(30.2%)远大于典型牧草(3.2%)和稀疏牧草生态系统(10.5%)。低盖度的稀疏牧草生态系统在不同变化趋势下的变化率差异最大,说明其更敏感脆弱,应给予更多关注和保护。

青藏高原呈暖湿化趋势,整个区域几乎均呈升温趋势,但降水呈现“北增南降”变化格局。牧草地 FVC_{GP} 与降水呈显著正相关、与温度呈不显著负相关,空间差异明显。受草地保护政策影响,青藏高原牲畜量和放牧强度均下降,促进了牧草地生态系统的整体改善。但在人口密

度较大、人均草地较少地区,局部过牧仍造成点状分布的草地退化。 FVC_{GP} 变化趋势识别结果取决于数据源、研究时段、分辨率、指标等多方面,选用更可靠的高分辨率数据、更有效表征植被状况的指标是准确识别生态系统变化趋势的关键。

7.1.2 政策启示

在全球、中国和青藏高原不同尺度上,生态系统改善都主要发生在气候条件向好(如降水增加)或人类活动正向影响(如作物增产、生态保护)地区,而退化主要发生在气候条件变坏(如干旱加剧)或人类负面干扰加强(如城镇扩张、毁林开荒、过牧)地区。气候变化和人类活动对不同生态系统的影响具有显著的空间异质性和类型差异性。因此,应该在理解这些影响及其异质性的基础,根据气候条件及其他自然条件的不同,因地制宜、分类施策地实施生态系统可持续管理措施,来恢复退化生态系统、提升生态系统服务和人类福祉。

对于退化比例较高、退化面积较大、退化风险加剧的生态系统类型及其退化热点区域,政府和科学家应该给予更多关注,实行更严格的管控措施,并采取主动性的有效的生态系统恢复措施。本研究发现全球城镇和干旱荒漠生态系统的退化占比较高,林地生态系统的退化面积最大。城镇快速扩张占用周边耕种、林地和农林牧生态系统,是城镇生态系统尤其是扩张边缘呈退化趋势的主要原因;因此,应通过合理划定城市发展边界、高效利用城镇“存量”、城市绿地建设等措施,提升城市生态环境和居民福祉,避免城市蔓延引起的生态系统退化。全球40%左右耕地和34%左右的人口分布在旱区且仍持续增加,然而该地区水资源匮乏且进一步加剧,此外未来气候大致呈现湿润地区更湿、干旱地区更干的变化特征,这些都对干旱荒漠生态系统带来越来越大的挑战。虽然干旱荒漠生态系统的变化趋势主要由气候变化主导,但耕地和城镇扩张会进一步加剧区域水资源短缺,增强升温 and 降水减少对干旱荒漠生态系统的负面影响;因此,可以通过种植节水作物、遏制城市蔓延等措施,来减缓不利气候变化对生态系统退化的胁迫,并通过荒漠化治理、人工种植植物等措施,主动开展干旱荒漠生态系统恢复工程。林地生态系统主要面临着伐木、毁林开垦耕地等问题,因此要加强林地生态系统保护,中国的退耕还林、人工林种植等生态工程可为全球退化林地生态系统的恢复提供有效借鉴,但需要注意的是,应种植地带性植物以保障保护措施长期有效。

在气候条件和其他自然条件较好且向好的地区,或者生态系统持续向好地区,应该以被动恢复为主,在综合考虑成本效益的基础上,实施必要的人类活动管控措施,来促进生态系统恢复。可以降低成本,将资金用于其他退化更严重区域。生态系统修复工程应多使用基于自然的解决方案(Nature-based solutions, NbS),遵循生态系统演变规律,尽量少地人类干扰。此外,生态系统管理措施是否有效实施,直接关乎生态保护的成效。生态保护往往不可避免会影响当地居民收入,因此应该协调好生态系统恢复、居民生计与福祉、区域发展之间的关系。可适当提高生态补偿标准,并结合发展环境友好型的乡村旅游、生态旅游,来提升当地居民收入和政策执行力度。但补贴标准的制定要避免“一刀切”,要充分体现生态系统的质量和保护效力,引入奖惩激励机制,加强监督,来保障生态系统保护措施的有效性。



7.1.3 创新性

本研究根据“类型-格局-过程-机理”研究思路,从全球、中国、青藏高原三个尺度,开展生态系统分类制图、分布格局与组分结构特征分析、时空变化及 NDVI 变化趋势分析、影响因素解析等 4 方面研究。全球尺度旨在认识全球生态系统的宏观格局变化,中国尺度服务于我国生态系统的分类管理,青藏高原尺度针对重要区域重点类型的变化趋势识别与政策建议。主要创新性体现在以下三方面:

(1)集成土地利用、气候、地形、植被、土壤、居民点密度、人口密度等自然和人为因素的多源海量数据,根据主导服务功能、人类干扰强度和生态系统结构的差异,综合聚类分析、制图综合、RS 和 GIS 多种方法,开展了面向服务评估的全球和中国生态系统的分类制图,揭示了不同生态系统类型的空间分布及组分结构特征,加深了对生态系统类型及其宏观格局的理解。

(2)从时空格局、面积、时空转移、面积转移矩阵等多视角,刻画了全球和中国不同生态系统类型的时空格局变化过程。量化了全球、中国、青藏高原多个尺度的生态系统 NDVI 变化过程,识别了生态系统 NDVI 变化趋势的空间分布,揭示了不同生态系统类型的生态状况变化过程及其空间异质性和类型差异性。

(3)从整体、栅格、类型多个角度,分析了生态系统生态状况变化过程的自然和人为影响因素,揭示了影响的类型差异化和空间异质性,空间可视化地量化了气候变化和人类活动的相对贡献,为因地制宜、分类管理的生态系统可持续管理和人类活动管控提供了科学支撑。

7.2 研究不足与展望

(1)多尺度与多源数据集成的不足与展望

本研究全球和中国生态系统分类制图使用的分类系统相同,没有更好体现不同尺度、不同区域生态系统的自然和社会经济特点。分类制图集成了自然和人为因子多源数据,不同数据源的时空分辨率差异较大,存在数据尺度不匹配问题,虽然同一尺度可通过重分类统一分辨率,但不可避免会增加不确定性,而且同一区域的不同尺度生态系统分类必然存在出入,比如全球尺度分类的中国部分与中国尺度生态系统分类结果存在较大差异。未来研究应进一步对分类制图的尺度转换效应进行分析和讨论。多源数据集成会造成数据误差的累加,增加分类制图的不确定性,因此在分类制图时应重点关注主导性因素,避免要素过多造成的数据冗余。其次,由于缺乏准确的地面验证样点数据支撑,本研究未对生态系统分类结果进行全面系统的精度验证,但参照 Google Earth 高清影像,对分布零散、不符合地理分布规律的类型进行了校正;未来研究需结合大量、准确的调查或目视解译样本,验证分类结果的可靠性。再次,本研究旨在服务于国家尺度上宏观生态系统的类型识别和分类管理,只开展了二级分类,未来小尺度研究可根据区域特征和管理目标,综合其他自然环境和人类活动参数,在此基础上进一步改进和细分。此外,不同尺度的生态系统 NDVI 变化趋势识别,选用的数据源不一致,其识别结果

存在一定差异;本论文在 6.2.3 小节也对不同数据源和指标的识别结果进行了对比分析,未来研究可进一步评价不同数据源对识别结果的影响,遴选出更有效的数据源。

(2) 生态系统变化趋势和退化热点识别的不足与展望

本研究只根据 NDVI 或盖度的变化率和显著性来识别生态系统生态状况的变化趋势,没有考虑服务功能、土壤属性、优势物种等其他因素,难以全面系统地刻画生态系统生态状况的变化情况。NDVI 或盖度的正向或负向变化只能一定程度说明生态状况变化趋势,但不能完全反映生态状况实际变化情况,尤其是植被相对较少的城镇、水域、干旱荒漠和冰冻寒漠生态系统。为了增强不同生态系统类型间的可比性,本研究对这些植被相对较少类型也采用 NDVI 作为指标,未来研究可使用更为贴切的服务功能等指标,对植被较少或基本无植被的生态系统类型进行更准确的变化趋势识别。此外,本研究识别的是特定时段内的生态系统变化趋势,但无法反映生态系统的最近变化,比如在历史更长时段内呈现 NDVI 减少趋势的生态系统,在近几年可能呈增加趋势。本研究识别的变化趋势表征某一时段内正在变好或变坏的变化过程,而非特定时刻的变化状态,无法准确指示生态系统是否退化。青藏高原实地考察发现,由于牛羊啃食导致可食性优势物种减少,其他物种却得以快速生长,从而导致退化草地盖度增加。退化生态系统可能会由于杂草入侵,表现出盖度上升、生产力增加、NDVI 升高等特征,仅使用 NDVI 作为指标无法识别这些退化,因此,本研究识别生态系统退化热点面积可能被低估。因此,未来研究应该结合土壤、物种等多种指标,构建更全面的识别标准,来更准确识别生态系统变化趋势,并注重加强对生态系统变化趋势识别结果的野外实地验证。此外,可使用分段回归、Bfast 模型等方法,更全面地揭示生态系统的阶段性变化趋势特征。

(3) 生态系统变化趋势的影响因素量化的不足与展望

本研究在量化生态系统变化趋势的影响因素时,气候变化方面只分析了降水、气温对生态系统 NDVI 变化的影响,但未探讨降水和气温的时滞效应,也未探讨太阳辐射、CO₂、氮沉降等其他气候因子的影响。本研究将降水和气温以外的贡献归为人类活动及其他因素的影响,一方面未分析其他气候因子的影响,另一方面未分析地形、土壤等其他因素的因素,因此对人类活动及其他因素的影响存在一定高估。未来研究应该综合多种因子开展生态系统变化的影响因素研究,以便更全面理解生态系统变化的自然和人为耦合驱动机制,为模拟未来生态系统变化和适应性管理提供有力支撑。

参考文献

- 阿多,赵文吉,宫兆宁,等. 1981—2013 华北平原气候时空变化及其对植被覆盖度的影响[J]. 生态学报,2017(02):576-592.
- 安如,陆彩红,王慧麟,等. 三江源典型区草地退化 hyperion 高光谱遥感识别研究[J]. 武汉大学学报(信息科学版),2018(03):399-405.
- 曹旭娟,干珠扎布,梁艳,等. 基于 ndvi 的藏北地区草地退化时空分布特征分析[J]. 草业学报,2016(03):1-8.
- 陈军,陈晋,廖安平,等. 全球 30m 地表覆盖遥感制图的总体技术[J]. 测绘学报,2014(06):551-557.
- 陈利顶,傅伯杰. 榆林地区无定河流域土地生态系统分类与评价[J]. 土壤侵蚀与水土保持学报,1996(02):57-65.
- 陈印军,易小燕,方琳娜,等. 中国耕地资源与粮食增产潜力分析[J]. 中国农业科学,2016,49(06):1117-1131.
- 程水英,李团胜. 土地退化的研究进展[J]. 干旱区资源与环境,2004(03):38-43.
- 程维明,刘海江,张旸,等. 中国 1:100 万地表覆被制图分类系统研究[J]. 资源科学,2004(06):2-8.
- 范玉龙,胡楠,丁彦彦,等. 陆地生态系统服务与生物多样性研究进展[J]. 生态学报,2016(15):4583-4593.
- 冯双双,田冰,胡引翠,等. 坝上草原退化指示种光谱特征研究[J]. 干旱区资源与环境,2016(03):133-139.
- 傅伯杰,张立伟. 土地利用变化与生态系统服务:概念、方法与进展[J]. 地理科学进展,2014,33(04):441-446.
- 宫攀,陈仲新,唐华俊,等. 土地覆盖分类系统研究进展[J]. 中国农业资源与区划,2006(02):35-40.
- 郭锐. 植被指数及其研究进展[J]. 干旱气象,2003(04):71-75.
- 靳瑰丽,武红旗,范燕敏,等. 伊犁绢蒿荒漠草地退化等级的高光谱识别方法[J]. 草地学报,2017(04):893-895.
- 李广宇,陈爽,余成,等. 长三角地区植被退化的空间格局及影响因素分析[J]. 长江流域资源与环境,2015(04):572-577.
- 李海雷,胡小娟,郭杭,等. 迁移学习支持下的土地利用/土地覆被分类[J]. 测绘通报,2018(09):50-54.
- 李秀彬. 全球环境变化研究的核心领域——土地利用/土地覆被变化的国际研究动向[J]. 地理学报,1996(06):553-558.
- 刘国华,傅伯杰,陈利顶,等. 中国生态退化的主要类型、特征及分布[J]. 生态学报,2000(01):14-20.
- 刘纪远,宁佳,匡文慧,等. 2010—2015 年中国土地利用变化的时空格局与新特征[J]. 地理学报,2018,73(05):789-802.
- 刘宪锋,朱秀芳,潘耀忠,等. 1982—2012 年中国植被覆盖时空变化特征[J]. 生态学报,2015(16):5331-5342.
- 刘亚群,吕昌河,傅伯杰,等. 中国陆地生态系统分类识别及其近 20 年的时空变化[J]. 生态学报,2021,41(10):3975-3987.
- 刘彦随,陈百明. 中国可持续发展问题与土地利用/覆被变化研究[J]. 地理研究,2002(03):324-330.

- 刘彦随,刘玉,翟荣新.中国农村空心化的地理学研究与实践[J].地理学报,2009,64(10):1193-1202.
- 龙花楼,刘永强,李婷婷,等.生态用地分类初步研究[J].生态环境学报,2015(01):1-7.
- 罗明,龙花楼.土地退化研究综述[J].生态环境,2005(02):287-293.
- 吕昌河,刘亚群,傅伯杰,等.面向生态系统服务的生态系统分类方案研发与应用[J].中国科技成果,2020,21(18):18-19.
- 欧阳志云,张路,吴炳方,等.基于遥感技术的全国生态系统分类体系[J].生态学报,2015(02):219-226.
- 欧阳志云,王如松,赵景柱.生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J].应用生态学报,1999(05):635-640.
- 潘佳,汪劲.中国湿地保护立法的现状、问题与完善对策[J].资源科学,2017,39(04):795-804.
- 潘韬,吴绍洪,戴尔阜,等.基于 INVEST 模型的三江源区生态系统水源供给服务时空变化[J].应用生态学报,2013(01):183-189.
- 任建强,陈仲新,周清波,等.MODIS 植被指数的美国玉米单产遥感估测[J].遥感学报,2015(04):568-577.
- 石玉林.《中国 1:100 万土地资源图》编图制图规范[J].北京:科学出版社,1990.
- 宋伟,陈百明,姜广辉.中国农村居民点整理潜力研究综述[J].经济地理,2010,30(11):1871-1877.
- 孙红雨,王长耀,牛铮,等.中国地表植被覆盖变化及其与气候因子关系——基于 NOAA 时间序列数据分析[J].遥感学报,1998(03):204-210.
- 孙鸿烈,郑度,姚檀栋,等.青藏高原国家生态安全屏障保护与建设[J].地理学报,2012,67(01):3-12.
- 田庆久,闵祥军.植被指数研究进展[J].地球科学进展,1998(04):10-16.
- 万华伟,高帅,刘玉平,等.呼伦贝尔生态功能区草地退化的时空特征[J].资源科学,2016(08):1443-1451.
- 王佃来,刘文萍,黄心渊.基于 Sen+Mann-Kendall 的北京植被变化趋势分析[J].计算机工程与应用,2013(05):13-17.
- 王焕炯,范闻捷,崔要奎,等.草地退化的高光谱遥感监测方法[J].光谱学与光谱分析,2010(10):2734-2738.
- 王一达,沈熙玲,谢炯.遥感图像分类方法综述[J].遥感信息,2006(05):67-71.
- 王正兴,刘闯,Huete Alfredo.植被指数研究进展:从 AVHRR-NDVI 到 MODIS-EVI[J].生态学报,2003(05):979-987.
- 吴炳方.中华人民共和国土地覆被地图集(1:100 万)[M].北京:中国地图出版社,2017.
- 吴传钧.1:100 万中国土地利用图[M].西安:西安地图出版社,1990.
- 伍光和.自然地理学[M].北京:高等教育出版社,2000.
- 谢高地,张彩霞,张雷明,等.基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J].自然资源学报,2015,30(08):1243-1254.
- 谢高地,鲁春霞,冷允法,等.青藏高原生态资产的价值评估[J].自然资源学报,2003(02):189-196.
- 徐冠华,葛全胜,宫鹏,等.全球变化和人类可持续发展:挑战与对策[J].科学通报,2013(21):2100-2106.
- 徐海量,陈亚宁,李卫红.塔里木河下游环境因子与沙漠化关系多元回归分析[J].干旱区研究,2003(01):39-43.
- 徐炜,马志远,井新,等.生物多样性与生态系统多功能性:进展与展望[J].生物多样性,2016(01):55-71.
- 许端阳,李春蕾,庄大方,等.气候变化和人类活动在沙漠化过程中相对作用评价综述[J].地理学报,2011(01):68-76.
- 杨春,朱增勇,孙小舒.中国草原生态保护补助奖励政策研究综述[J].世界农业,2019(11):4-11.
- 杨玉盛.全球环境变化对典型生态系统的影响研究:现状、挑战与发展趋势[J].生态学报,2017(01):1-11.



- 尤南山,蒙古军,孙慕天. 2000—2015 年黑河流域中上游 NDVI 时空变化及其与气候的关系[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2019(01):1-10.
- 张博雅,潘玉雪,徐靖,等. Ipbis 土地退化和恢复专题评估及其潜在影响[J]. 生物多样性, 2018:1-6.
- 张存杰,廖要明,段居琦,等. 我国干湿气候区划研究进展[J]. 气候变化研究进展, 2016, 12(04):261-267.
- 张景华,封志明,姜鲁光. 土地利用/土地覆被分类系统研究进展[J]. 资源科学, 2011(06):1195-1203.
- 张懿锂,李炳元,郑度. 论青藏高原范围与面积[J]. 地理研究, 2002(01):1-8.
- 张懿锂,李炳元,李度. 青藏高原范围与界线地理信息系统数据[j/db/ol][J]. 全球变化数据仓储电子杂志(中英文), 2014.
- 张颖,章超斌,王钊齐,等. 气候变化与人为活动对三江源草地生产力影响的定量研究[J]. 草业学报, 2017(05):1-14.
- 张志强,徐中民,程国栋. 条件价值评估法的发展与应用[J]. 地球科学进展, 2003(03):454-463.
- 赵东升,高璇,吴绍洪,等. 基于自然分区的 1960—2018 年中国气候变化特征[J]. 地球科学进展, 2020, 35(07):750-760.
- 周广胜,王玉辉,白莉萍,等. 陆地生态系统与全球变化相互作用的研究进展[J]. 气象学报, 2004(05):692-707.
- Allen T F H, Starr T B. Hierarchy: perspective for ecological complexity[M]. University Chicago Press. 1982.
- Anderson C B, Likens G E, Rozzi R, et al. Integrating science and society through long-term socio-ecological research[J]. Environmental Ethics, 2008, 30(3):295-312.
- Anselin L. Local indicators of spatial association—lisa[J]. Geographical Analysis, 1995, 27(2):93-115.
- Author D L C, Mausel P, Brondizio E, et al. Change detection techniques[J]. International Journal of Remote Sensing, 2004, 25(12):2365-2401.
- Bai Z, Dent D. Recent land degradation and improvement in china[J]. AMBIO, 2009, 38(3):150-156.
- Bai Z G, Dent D L, Olsson L, et al. Proxy global assessment of land degradation[J]. Soil Use and Management, 2008, 24(3):223-234.
- Bailey R G. Ecoregions: the ecosystem geography of the oceans and continents[M]. 2nd edn. Springer. 2014.
- Becker-Reshef I, Vermote E, Lindeman M, et al. A generalized regression-based model for forecasting winter wheat yields in kansas and ukraine using MODIS data[J]. Remote Sensing of Environment, 2010, 114(6):1312-1323.
- Boyle M F, Abella S R, Shelburne V B. An ecosystem classification approach to assessing forest change in the southern appalachian mountains[J]. Forest Ecology and Management, 2014, 323:85-97.
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, et al. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets[J]. Ecological Indicators, 2012, 21:17-29.
- Cerretelli S, Poggio L, Gimona A, et al. Spatial assessment of land degradation through key ecosystem services: the role of globally available data[J]. Science of the Total Environment, 2018, 628-629:539-555.
- Colgan M S, Baldeck C A, Feret J B, et al. Mapping savanna tree species at ecosystem scales using support vector machine classification and brdf correction on airborne hyperspectral and lidar data[J]. Remote Sensing, 2012, 4(11):3462-3480.
- Comino E, Bottero M, Pomarico S, et al. Exploring the environmental value of ecosystem services for a river basin through a spatial multicriteria analysis[J]. Land Use Policy, 2014, 36:381-395.

- Costanza R, Darge R, Degroot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- Costanza R. A theory of socio-ecological system change[J]. *Journal of Bioeconomics*, 2014, 16(1): 39-44.
- Costanza R, de Groot R, Sutton P, et al. Changes in the global value of ecosystem services[J]. *Global Environmental Change*, 2014, 26: 152-158.
- Costanza R, Fisher B, Mulder K, et al. Biodiversity and ecosystem services: a multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production[J]. *Ecological Economics*, 2007, 61(2-3): 478-491.
- Cramer W, Kicklighter D W, Bondeau A, et al. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (npp): overview and key results[J]. *Global Change Biology*, 1999, 5: 1-15.
- Daily G C, Matson P A. Ecosystem services: from theory to implementation[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(28): 9455-9456.
- Dasman R F. Towards a system for classifying natural regions of the world and their representation by national parks and reserves[J]. *Biological Conservation*, 1972, 4(4): 247-255.
- Diaz S, Pascual U, Stenseke M, et al. Assessing nature's contributions to people[J]. *Science*, 2018, 359(6373): 270-272.
- Duan Q, Tan M, Guo Y, et al. Understanding the spatial distribution of urban forests in china using sentinel-2 images with google earth engine[J]. *Forests*, 2019, 10(9)729.
- Ellis E C, Ramankutty N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2008, 6(8): 439-447.
- Evers C R, Wardropper C B, Branoff B, et al. The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems: a literature review[J]. *Global Ecology and Conservation*, 2018, 13(e00362).
- Faber-Langendoen D, Keeler-Wolf T, Meidinger D, et al. Ecoveg: a new approach to vegetation description and classification[J]. *Ecological Monographs*, 2014, 84(4): 533-561.
- Fu B J, Zhang L W, Xu Z H, et al. Ecosystem services in changing land use[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(4): 833-843.
- Garcia-Alaniz N, Equihua M, Perez-Maqueo O, et al. The mexican national biodiversity and ecosystem degradation monitoring system[J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2017, 26-27(2): 62-68.
- Gocic M, Trajkovic S. Analysis of changes in meteorological variables using mann-kendall and sen's slope estimator statistical tests in serbia[J]. *Global and Planetary Change*, 2013, 100: 172-182.
- Gong P, Liu H, Zhang M, et al. Stable classification with limited sample: transferring a 30-m resolution sample set collected in 2015 to mapping 10-m resolution global land cover in 2017[J]. *Science Bulletin*, 2019, 64(6): 370-373.
- Grekousis G, Mountrakis G, Kavouras M. An overview of 21 global and 43 regional land-cover mapping products[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2015, 36(21): 5309-5335.
- Griggs D, Stafford-Smith M, Gaffney O, et al. Sustainable development goals for people and planet[J]. *Nature*, 2013, 495(7441): 305-307.
- Grondin P, Gauthier S, Borcard D, et al. A new approach to ecological land classification for the canadian boreal forest that integrates disturbances[J]. *Landscape Ecology*, 2014, 29(1): 1-16.



- Haber W. System ecological concepts for environmental planning Dordrecht; Springer Netherlands. 1994. 49-67.
- Haeussler S. Rethinking biogeoclimatic ecosystem classification for a changing world[J]. *Environmental Reviews*, 2011, 19: 254-277.
- Hamed K H, Rao A R. A modified mann-kendall trend test for autocorrelated data[J]. *Journal of Hydrology*, 1998, 204(1-4): 182-196.
- Haq F, Ahmad H, Iqbal Z, et al. Multivariate approach to the classification and ordination of the forest ecosystem of nandiar valley western himalayas[J]. *Ecological Indicators*, 2017, 80: 232-241.
- Harris I, Jones P D, Osborn T J, et al. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations-the cru ts3. 10 dataset[J]. *International Journal of Climatology*, 2014, 34(3): 623-642.
- Holdridge L R. Life zone ecology[J]. *Life Zone Ecology*, 1967(rev. ed.).
- Holm A M, Cridland S W, Roderick M L. The use of time-integrated noaa ndvi data and rainfall to assess landscape degradation in the arid shrubland of western australia[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2003, 85(2): 145-158.
- Horacio Easdale M, Bruzzone O, Mapfumo P, et al. Phases or regimes? Revisiting ndvi trends as proxies for land degradation[J]. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(3): 433-445.
- Isbell F, Calcagno V, Hector A, et al. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services[J]. *Nature*, 2011, 477(7363): 196-199.
- Jensen O C, Azofoifa G A S. Satellite-derived ecosystems classification: image segmentation by ecological region for improved classification accuracy, a boreal case study[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, 27(2): 233-251.
- Johansen K, Coops N C, Gergel S E, et al. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2007, 110(1): 29-44.
- Kendall M G. Rank correlation methods. Oxford, UK; Griffin. 1948.
- Kennedy C M, Oakleaf J R, Theobald D M, et al. Managing the middle: a shift in conservation priorities based on the global human modification gradient[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(3): 811-826.
- Kottek M, Grieser J, Beck C, et al. World map of the koppen-geiger climate classification updated[J]. *Meteorologische Zeitschrift*, 2006, 15(3): 259-263.
- Krajina V J. Biogeoclimatic zones and classification of british columbia[M]. Krajina V J, ed. *Ecology of Western North America*. University of British Colombia, 1965.
- Krishnaswamy J, Kiran M C, Ganeshaiah K N. Tree model based eco-climatic vegetation classification and fuzzy mapping in diverse tropical deciduous ecosystems using multi-season ndvi[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2004, 25(6): 1185-1205.
- Lang Y, Song W. Quantifying and mapping the responses of selected ecosystem services to projected land use changes[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 102: 186-198.
- Lapola D M, Oyama M D, Nobre C A, et al. A new world natural vegetation map for global change studies[J]. *Anais Da Academia Brasileira De Ciencias*, 2008, 80(2): 397-408.
- Larigauderie A, Mooney H A. The intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services: moving a step closer to an ipcc-like mechanism for biodiversity[J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2010, 2(1-2): 9-14.

- Le Houérou H. Bioclimatology and biogeography of Africa[M]. Springer, 2009.
- Le Q B, Nkonya E, Mirzabaev A. Biomass productivity-based mapping of global land degradation hotspots[J]. Social Science Electronic Publishing, 2014.
- Levin S A. Encyclopedia of biodiversity[M]. Amsterdam: Elsevier Inc. 2013.
- Li L, Zhang Y, Liu L, et al. Spatiotemporal patterns of vegetation greenness change and associated climatic and anthropogenic drivers on the tibetan plateau during 2000-2015[J]. Remote Sensing, 2018, 10(152510).
- Li P, Hu Z, Liu Y. Shift in the trend of browning in southwestern tibetan plateau in the past two decades[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2020, 287(107950).
- Li W, Li X, Tan M, et al. Influences of population pressure change on vegetation greenness in china's mountainous areas[J]. Ecology and Evolution, 2017, 7(21): 9041-9053.
- Li X, Wang H, Wang J, et al. Land degradation dynamic in the first decade of twenty-first century in the beijing-tianjin dust and sandstorm source region[J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 74(5): 4317-4325.
- Lieth H. Modeling the primary productivity of the world[J]. Nature and Resources, 1972, 8: 5-10.
- Liu J, Chen J M, Cihlar J, et al. A process-based boreal ecosystem productivity simulator using remote sensing inputs[J]. Remote Sensing of Environment, 1997, 62(2): 158-175.
- Liu Y, Fu B, Wang S, et al. Global ecological regionalization: from biogeography to ecosystem services[J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2018, 33: 1-8.
- Loomis J, Kent P, Strange L, et al. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey[J]. Ecological Economics, 2000, 33(1): 103-117.
- Loreau M, de Mazancourt C. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms[J]. Ecology Letters, 2013, 161(SI): 106-115.
- Mackenzie W H, Meidinger D V. The biogeoclimatic ecosystem classification approach: an ecological framework for vegetation classification[J]. Phytocoenologia, 2018, 48(2): 203-213.
- Mackinnon A, Meidinger D, Klinka K. Use of the biogeoclimatic ecosystem classification-system in british-columbia[J]. Forestry Chronicle, 1992, 68(1): 100-120.
- Mann H B. Nonparametric tests against trend[J]. Econometrica, 1945, 13(3): 245-259.
- Mariano D A, Santos C A C D, Wardlow B D, et al. Use of remote sensing indicators to assess effects of drought and human-induced land degradation on ecosystem health in northeastern brazil[J]. Remote Sensing of Environment, 2018, 213: 129-143.
- Mcguire A D, Melillo J M, Kicklighter D W, et al. Equilibrium responses of global net primary production and carbon storage to doubled atmospheric carbon dioxide: sensitivity to changes in vegetation nitrogen concentration[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1997, 11(2): 173-189.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). Ecosystems and human well-being[M]. Washington, DC: Island Press. 2005.
- Myers N, Mittermeier R A, Mittermeier C G, et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities[J]. Nature, 2000, 403(6772): 853-858.
- Nayak R K, Patel N R, Dadhwal V K. Estimation and analysis of terrestrial net primary productivity over india by remote-sensing-driven terrestrial biosphere model[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2010,



- 170(1-4):195-213.
- Nelson E, Mendoza G, Regetz J, et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7(1):4-11.
- Nemani R, Running S W. Implementation of a hierarchical global vegetation classification in ecosystem function models[J]. *Journal of Vegetation Science*, 1996, 7(3):337-346.
- Olson D M, Dinerstein E, Wikramanayake E D, et al. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth[J]. *Bioscience*, 2001, 51(11):933-938.
- ONeill R V. A hierarchical concept of ecosystems[M]. Princeton University Press, 1986.
- Ouyang Z, Zheng H, Xiao Y, et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital[J]. *Science*, 2016, 352(6292):1455-1459.
- Ozkan K, Mert A, Aertsen W, et al. Hierarchical land classification and mapping of aglasun forest ecosystems in the mediterranean region, turkey[J]. *Journal of Environmental Biology*, 2013, 34(3):623-633.
- Pan N, Feng X, Fu B, et al. Increasing global vegetation browning hidden in overall vegetation greening: insights from time-varying trends[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 214:59-72.
- Partal T, Kahya E. Trend analysis in turkish precipitation data[J]. *Hydrological Processes*, 2006, 20(9):2011-2026.
- Parton W J, Scurlock J M O, Ojima D S, et al. Observations and modeling of biomass and soil organic-matter dynamics for the grassland biome worldwide[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7(4):785-809.
- Pesaresi S, Galdenzi D, Biondi E, et al. Bioclimate of italy: application of the worldwide bioclimatic classification system[J]. *Journal of Maps*, 2014, 10(4):538-553.
- Piao S, Ciais P, Huang Y, et al. The impacts of climate change on water resources and agriculture in China[J]. *Nature*, 2010, 467(7311):43-51.
- Piao S, Yin G, Tan J, et al. Detection and attribution of vegetation greening trend in china over the last 30 years [J]. *Global Change Biology*, 2015, 21(4):1601-1609.
- Piao S L, Tan K, Nan H J, et al. Impacts of climate and co2 changes on the vegetation growth and carbon balance of qinghai-tibetan grasslands over the past five decades[J]. *Global and Planetary Change*, 2012, 98-99:73-80.
- Pojar J, Klinka K, Meidinger D V. Biogeoclimatic ecosystem classification in british columbia[J]. *Forest Ecology & Management*, 1987, 22(1):119-154.
- Pokharel B, Dech J P, Uhlig P. A tool for converting forest ecosystem classifications for permanent or temporary growth plots into the new provincial ecological land classification (elc) system in the boreal regions of ontario[J]. *Forestry Chronicle*, 2012, 88(1):49-59.
- Potter C, Klooster S, Genovese V. Net primary production of terrestrial ecosystems from 2000 to 2009[J]. *Climatic Change*, 2012, 115(2):365-378.
- Pulselli F M, Coscieme L, Bastianoni S. Ecosystem services as a counterpart of emergy flows to ecosystems[J]. *Ecological Modelling*, 2011, 222(16SI):2924-2928.
- Raudsepp-Hearne C, Peterson G D, Bennett E M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2010, 107

- (11):5242-5247.
- Rivas-Martínez S, Rivas-Saenz S, Penas A. Worldwide bioclimatic classification system[M]. Netherlands: Backhuys Pub, 2002.
- Roy P S, Behera M D, Murthy M S R, et al. New vegetation type map of india prepared using satellite remote sensing: comparison with global vegetation maps and utilities[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2015, 39: 142-159.
- Rubel F, Brugger K, Haslinger K, et al. The climate of the european alps: shift of very high resolution koppen-geiger climate zones 1800-2100[J]. Meteorologische Zeitschrift, 2017, 26(2): 115-125.
- Ruimy A, Saugier B, Dedieu G. Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data[J]. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 1994, 99(D3): 5263-5283.
- Runting R K, Bryan B A, Dee L E, et al. Incorporating climate change into ecosystem service assessments and decisions: a review[J]. Global Change Biology, 2017, 23(1): 28.
- Sayre R, Dangermond J, Frye C, et al. A new map of global ecological land units-an ecophysiographic stratification approach[M]. Washington, DC: Association of American Geographers, 2014.
- Schagner J P, Brander L, Maes J, et al. Mapping ecosystem services' values: current practice and future prospects[J]. Ecosystem Services, 2013, 4(SD): 33-46.
- Schroter D, Cramer W, Leemans R, et al. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in europe[J]. Science, 2005, 310(5752): 1333-1337.
- Sen P K. Estimates of the regression coefficient based on kendall's tau[J]. Journal of the American Statistical Association, 1968, 63(324): 1379-1389.
- Serra P, Pons X, Sauri D. Post-classification change detection with data from different sensors: some accuracy considerations[J]. International Journal of Remote Sensing, 2003, 24(16): 3311-3340.
- Song W, Deng X. Land-use/land-cover change and ecosystem service provision in china[J]. Science of the Total Environment, 2017, 576: 705-719.
- Song W, Pijanowski B C. The effects of china's cultivated land balance program on potential land productivity at a national scale[J]. Applied Geography, 2014, 46: 158-170.
- Song W, Pijanowski B C, Tayyebi A. Urban expansion and its consumption of high-quality farmland in beijing, china[J]. Ecological Indicators, 2015, 54: 60-70.
- Tachikawa T, Hato M, Kaku M, et al. Characteristics of aster gdem version 2[C]. 2011 IEEE international geoscience and remote sensing symposium, 2011: 3657-3660.
- Tansley A G. The use and abuse of vegetational concepts and terms[J]. Ecology, 1935, 16: 284-307.
- Tarrason D, Ravera F, Reed M S, et al. Land degradation assessment through an ecosystem services lens: integrating knowledge and methods in pastoral semi-arid systems[J]. Journal of Arid Environments, 2016, 124: 205-213.
- Tian H, Lu C, Ciais P, et al. The terrestrial biosphere as a net source of greenhouse gases to the atmosphere[J]. Nature, 2016, 531(7593): 225.
- Tian H, Chen G, Liu M, et al. Model estimates of net primary productivity, evapotranspiration, and water use efficiency in the terrestrial ecosystems of the southern united states during 1895-2007[J]. Forest Ecology and Management, 2010, 259(7SD): 1311-1327.



- Tian H Q, Chen G S, Liu M L, et al. Model estimates of net primary productivity, evapotranspiration, and water use efficiency in the terrestrial ecosystems of the southern united states during 1895-2007[J]. *Forest Ecology and Management*, 2010, 259(7): 1311-1327.
- Tome A R, Miranda P. Piecewise linear fitting and trend changing points of climate parameters[J]. *Geophysical Research Letters*, 2004, 31(L022072).
- Uchijima Z, Seino H. Agroclimatic evaluation of net primary productivity of natural vegetations: (1) chikugo model for evaluating net primary productivity[J]. *Journal of Agricultural Meteorology*, 1985, 40(4): 343-352.
- Walter H, Box E. Global classification of natural terrestrial ecosystems[J]. *Vegetatio*, 1976, 32(2): 75-81.
- Warnant P, Francois L, Strivay D, et al. Caraib - a global-model of terrestrial biological productivity[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1994, 8(3): 255-270.
- Wessels K J, Prince S D, Frost P E, et al. Assessing the effects of human-induced land degradation in the former homelands of northern south africa with a 1 km avhrr ndvi time-series[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2004, 91(1): 47-67.
- West N E, Dougher F L, Manis G S, et al. A comprehensive ecological land classification for utah's west desert [J]. *Western North American Naturalist*, 2005, 65(3): 281-309.
- Wiken E B, Ironside G. The development of ecological (biophysical) land classification in Canada[J]. *Landscape Planning*, 1977, 4: 273-275.
- Xiao X M, Zhang Q Y, Braswell B, et al. Modeling gross primary production of temperate deciduous broadleaf forest using satellite images and climate data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2004, 91(2): 256-270.
- Yan Y, Liu X, Wen Y, et al. Quantitative analysis of the contributions of climatic and human factors to grass-land productivity in northern china[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 103: 542-553.
- Yang Y, Xiao P, Feng X, et al. Accuracy assessment of seven global land cover datasets over china[J]. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2017, 125: 156-173.
- Yao T, Thompson L, Yang W, et al. Different glacier status with atmospheric circulations in tibetan plateau and surroundings[J]. *Nature Climate Change*, 2012, 2(9): 663-667.
- Yengoh G T, Dent D, Olsson L, et al. Use of the normalized difference vegetation index (ndvi) to assess land degradation at multiple scales[M]. Springer Publishing Company, Incorporated. 2015.
- Yue S, Pilon P, Cavadias G. Power of the mann-kendall and spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series[J]. *Journal of Hydrology*, 2002, 264(1-4): 262-263.
- Zhang X, Liu L, Chen X, et al. Glc_fcs30: global land-cover product with fine classification system at 30 m using time-series landsat imagery[J]. *Earth System Science Data Discussions*, 2020: 1-31.
- Zhang Z Y, Kazakova A, Moskal L M, et al. Object-based tree species classification in urban ecosystems using lidar and hyperspectral data[J]. *Forests*, 2016, 7(6).
- Zhou G, Wang Y. Global change and climate-vegetation classification[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2000, 45(7): 577-585.
- Zhu W Q, Pan Y Z, He H, et al. Simulation of maximum light use efficiency for some typical vegetation types in china[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2006, 51(4): 457-463.



ISBN 979-8-9992829-3-4



9 798999 282934 >

人民币：140 元
港币：180 元