

内部参考
妥为保管

土地观察

2015 第 4 期（总第 4 期）



浙江大学土地与国家发展研究院
Land Academy for National Development Zhejiang University

2015 年 6 月 15 日

【编者按】随着工业化和城市化的快速发展，中国经济增长与土地资源保护的矛盾日益突出，人地系统失衡的风险在加剧。基于严峻的资源禀赋形势、特定的发展阶段和独特的土地公有制，当今中国正实行着世界上最严格的耕地保护制度和最严格的土地节约集约利用制度，着力控制土地开发强度，调整空间结构，促进生产空间集约高效、生活空间宜居适度、生态空间山清水秀，给自然留下更多修复空间，给农业留下更多良田，给子孙后代留下天蓝、地绿、水净的美好家园，努力推动形成人与自然和谐发展现代化建设新格局。但这个政策目标实现了吗？他山之石可以攻玉，《土地观察》第 4 期刊载 2 篇关于耕地保护、土地节约集约利用的国际经验研究的文章，以期为我们反思、改进和完善中国两个最严格的土地管理制度提供借鉴。

谭荣、王荣宇、Thomas Sedlin：透视中国的土地占补政策：以德国为鉴，P2-P43。

刘卫东：发达国家城市土地节约集约利用经验，P44-P96。

透视中国的土地占补政策：以德国为鉴

谭荣¹、王荣宇¹、Thomas Sedlin²

(1 浙江大学; 2 德国 Ernst-Moritz-Arndt-University Greifswald)

【导言】土地占补是避免、缓解或补偿土地开发对农业生产、生态环境的负面作用，保障粮食安全和经济社会可持续发展的重要举措。然而，土地占补政策如若设计不当，往往会造成许多新问题。本文介绍了中国现行的土地占补政策体系，重点关注其中的三项政策，即耕地占补平衡、城乡建设用地增减挂钩和低丘缓坡开发。这三项政策的实施在实现政策初衷的同时，也带来了一些不尽人意的社会、生态和文化后果。为了审视中国土地占补政策，本文还介绍了始于 20 世纪 70 年代的德国土地占补政策体系。基于此，本文从政策目的、治理结构和基础性制度三个方面揭示了中德两国土地占补政策的差异性。通过制度比较分析可以解释中国土地占补政策产生副作用的原因，并为进一步完善中国的土地占补政策体系提供建议。

一、引言

土地，作为一种重要的生产资料，是人类社会赖以生存的物质载体。人类社会的发展进步离不开对土地资源的开发利用^[1]。同时，土地又是自然生态系统的关键界面，人类对土地利用类型的变更，会引起土地利用结构的变化，从而影响整个自然生态系统的运行^[2]。

随着中国经济社会的发展，对土地利用的广度和深度不断增强，由此产生了不少负面效应。2013 年岁末发布的《关于第二次全国土地调查主要数据成果的公报》指出，全国人均耕地 0.101 公顷，

较一次调查时有所下降，不到世界人均水平的一半^[3]。同时，中国土地资源被高强度地用于农业、工业等经济目标，一定程度上导致土地资源的退化^[4]。比如，2011年公布的《中国荒漠化和沙化状况公报》显示，截至2009年底，中国荒漠化土地面积为262.37万平方公里，沙化土地面积为173.11万平方公里^[5]。还有研究表明，仅2005年中国北方10省区沙漠化造成的经济损失就高达487.92亿元；而由土地沙漠化诱发的沙尘暴对下风向地区带来的损失达50.66亿元，占沙漠化经济损失总额约10%。这些数据都明显高于官方的统计结果^[6]。可以说，由土地开发导致的耕地减少、土地退化、生物生存环境恶化等始终困扰着城镇化进程中的中国。

这些负面效应揭示了人类活动下生态系统运行受到了威胁，而生态系统进一步反作用于人类，对人类社会可持续发展构成威胁。在可持续发展的压力下，各国政府都实施了不同类型的土地占补政策。所谓土地占补，主要有两层含义。第一，用地者在对耕地、林地等具有农业生产功能和生态服务价值的土地资源进行开发利用后，应当补充等量的农用地或生态用地来弥补因土地开发对农业生产或生态环境造成的损失。第二，用地者应当采取措施，对在开发利用土地资源过程中给土地本身及周边环境造成的污染和破坏进行补偿，以减轻负面影响，恢复生态原貌。中国的土地占补政策初衷遵循了上述两层含义，但在具体实施过程中却产生了一些副作用，凸显了中国城镇化、工业化过程中的土地开发与保护的矛盾。

例如，黄河流域的一些后备土地资源（即边际类型的土地资源）

相对欠缺的平原县，为实现耕地的占补平衡，把村内林地也纳入了挖潜、复垦的计划，有悖于经济、生态、社会的可持续发展^[7]。在以土地占补特别是补充耕地为导向的农村土地整理过程中，不尊重农民意愿和利益，激化了社会矛盾，影响社会稳定^[8]。而且，拆村、迁村、并村也不利于保护农村传统的村落文化，尤其对村落中遗留下来的文化遗址等也会造成严重的破坏，不利于文化的传承^[9]。上述的负面效应如果积少成多，就会成为困扰中国的社会、生态、文化难题。换言之，土地占补并非易事，欠妥的土地占补政策可能事与愿违，催生了新的问题，让中国陷入“收之东隅、失之桑榆”的困境。

为了改善中国现有的土地占补政策，本文拟通过制度比较分析的方法，以德国的土地占补（生态补偿）政策体系为鉴，探求中国土地占补政策绩效欠佳的原因，并提出政策优化的建议。本文之所以选择德国为主要的对比案例，原因有二。第一，中德两国的人口密度具有可比性（2013年德国为231人/km²；中国为136人/km²），这在一定程度上表明两国面临着相似的土地资源利用压力；第二，以生态账户等为代表的德国式土地占补机制较为成熟、完善，它在一定程度上化解了土地开发的负效应，保护了自然景观和生物多样性，改善了生态环境，提高了当地居民的生活品质，值得借鉴。

本文的后续安排如下：第二、第三部分将分别介绍中德两国主要的土地占补政策。第四部分是两国与土地占补相关的治理结构和基础性制度的比较分析。最后两个部分是制度比较的启示与结论。

二、中国土地占补政策

现阶段中国快速的工业化和城镇化催生了对建设用地的大量需求。城市周边的农用地，特别是耕地，被转变为建设用地，似乎成了一个不可扭转的趋势^[4]。《2012 年中国国土资源公报》显示，全年批准建设用地 61.52 万公顷，其中转为建设用地的农用地 42.91 万公顷，耕地 25.94 万公顷，同比分别增长 0.6%、4.5%、2.5%^[11]。另一方面，中国政府提出“耕地保护红线”，即到 2020 年中国的耕地数量不能低于 18 亿亩。这就意味着自 2009 年起，中国每年仅能有 11.52 万公顷耕地转变为建设用地^[12]。面对“红线”的压力，政府推行了各类土地占补政策。其中，耕地占补平衡、城乡建设用地增减挂钩和低丘缓坡开发这三项政策前后相连，勾勒出了中国土地占补政策的主线。

（一）耕地占补平衡

耕地占补平衡是中国政府为了缓解日益增大的农地非农化压力，保证耕地总量，进而确保国家粮食安全而出台的一项土地管理政策^[10]。同时，它也是中国土地占补政策的核心。《中华人民共和国土地管理法》中规定：“国家实行占用耕地补偿制度。非农建设经批准占用耕地的，按照‘占多少，垦多少’的原则，由占用耕地的单位负责开垦与所占用耕地的数量和质量相当的耕地；没有条件开垦或者开垦的耕地不符合要求的，应当按照省、自治区、直辖市的有关规定缴纳耕地开垦费，专款用于开垦新的耕地。省、自治区、直辖市人民政府应当制定耕地开垦的计划，监督占用耕地单位按计划开垦或者组织开垦耕地，并进行验收。省、自治区、直辖市人民政府应当保证本行政区域

内耕地总量不减少；耕地总量减少的，由国务院责令其在规定期限内组织开垦与所减少耕地的数量与质量相当的耕地，并由国务院土地行政主管部门会同农业行政主管部门验收”^[13]。

耕地占补平衡突出了各级地方政府确保本行政区内耕地总量不减少的主体责任。虽然，建设占用耕地的单位也负有补充耕地的义务，但在实践中基本上变成了缴纳开垦费的责任。地方政府及其国土资源管理部门则成了补充耕地的主体。它们垄断了项目立项、补充耕地方案的编制、审批、实施、验收以及与占用耕地的建设项目相挂钩等环节。

人多地少、后备耕地资源缺乏是中国基本的土地国情，也是制约耕地占补平衡的瓶颈。一些地方为了突破这种自然条件的约束，完成耕地占补平衡的任务，开始把目光转向具有生态服务功能或并不适宜农业生产的土地。以坡地开垦、毁林开荒、围湖造田、滩涂围垦等方式来实现耕地占补平衡的现象屡见不鲜。诸如此类的土地占补，会造成水土流失、土地沙化、生态退化等新问题。

2013年发布的《中国环境状况公报》显示，截至2012年全国水土流失面积已达294.91万平方千米。忽视生态效应的土地占补措施势必让水土流失等生态问题愈演愈烈^[14]。有研究表明，以红壤坡地为例，在观测年限内（1999年-2011年），农作区的年均产流量和泥沙流失量为 $287.4\text{m}^3/\text{hm}^2$ 和 $117.7\text{kg}/\text{hm}^2$ ，而自然林区的年均产流量和泥沙流失量仅为 $21.3\text{m}^3/\text{hm}^2$ 和 $5.4\text{kg}/\text{hm}^2$ ^[15]。而1998年长江流域的大洪灾也被很多研究认为是生态问题综合作用的产物——当年大洪灾的

主要原因就是长江上游植被破坏严重，导致了大面积的水土流失，造成中下游泥沙淤积，河床抬高；长期的围湖造田，减少了湖泊调蓄容积等^[16]。受灾最重的地区都是湖北、江西等地对湖泊进行围垦而建立起来的数百个圩垸^[17]。

上述现象充分揭示了以边际土地开垦为途径的土地占补的负面效应。耕地占补平衡的这些问题使政府开始尝试通过挖掘存量土地来实现土地开发。城乡建设用地增减挂钩政策由此产生^[18]。

（二）城乡建设用地增减挂钩

城乡建设用地增减挂钩是继耕地占补平衡之后，中国土地占补政策中的又一重要内容。该政策于2006年开始试点，2009年正式向全国推广^[19]。它的主要目的就是依据土地利用总体规划，将若干拟整理、复垦为耕地的农村建设用地和拟用于城镇建设的地块等面积共同组成建新拆旧项目区，通过建新拆旧和土地整理复垦等措施，在保证项目区内建设用地面积不增加的前提下，达到增加耕地有效面积、提高耕地质量的效果^[18]。因此，一定意义上看，城乡建设用地增减挂钩政策类似于城乡间土地发展权的交易^[20]，体现了土地资源空间配置上的效率的提升。

然而在实践中，城乡建设用地增减挂钩政策却逐渐演变为地方政府为了获取额外新增建设用地指标的一种手段。地方政府会强势推进增减挂钩政策，忽略了耕地质量、农民权益、生态环境等。这不但与提升土地空间配置效率的初衷相背离，而且还会引发一系列社会和文化问题。一些地方为了获得更多的建设用地指标，忽视农民意愿，盲

目推进村庄改造，甚至出现了农民“被上楼”现象^[21]。并且，在征地补偿方面还侵害农民利益，引起农民不满。显然，这样的土地占补手段引致了社会矛盾，影响了社会稳定。中国社科院 2012 年底发布的《社会蓝皮书》就指出，近年来，每年因各种社会矛盾而发生的群体性事件多达数万起甚至十余万起。其中，由征地矛盾引发的群体性事件占比高达 50%^[22]。

另外，在异化了的土地占补动机驱使下，不少地方在村庄改造的环节中无视传统建筑风格和历史遗产的保护，破坏了乡土中国的文化根基。许多历史悠久的古老村落面目全非。平房、庭院、畜栏、晒谷场等传统的生产生活空间被压缩甚至不复存在^[23]。与城乡建设用地增减挂钩相伴而生的社会冲突和乡土文化危机又一次给中国的土地占补敲响了警钟，进而推动了土地占补机制创新上的再度探索。

（三）低丘缓坡开发

低丘缓坡开发是近年来在中国南部低山丘陵地区试行的一种新的土地占补手段。中国南部地区受到多山地丘陵的自然条件限制，后备土地资源更为匮乏。随着这些地区工业化、城市化的进程加速，也产生了大量的建设用地需求。为了缓解建设用地供需矛盾，低丘缓坡开发应运而生。2011 年国土资源部发布了《低丘缓坡荒滩等未利用土地开发利用试点工作指导意见》并选择了 11 个省份开展试点。

所谓低丘缓坡开发就是通过削峰填谷、平衡土石方和调整水系等工程技术措施，将闲置的低丘缓坡资源转变可供生产、生活的平整土地。如此一来，既可以将这些新生的土地资源作为土地占补的“原材

料”；也可以直接将它们用于城市和工业园区建设，减少建设占用耕地的现象，从另一个侧面来满足土地占补的需要。由此可见，“低丘缓坡”开发的实质是一种具有地方特色的土地占补机制——它尝试以造地方式来缓和耕地占用与保护之间的矛盾。

在实际操作中，同前面的两种机制一样，低丘缓坡开发的实施主体依然是地方政府及其国土资源管理部门，负责项目的规划设计、投资、实施、监督、检查、登记和流转。在中央严格管控农地非农化的背景下，地方政府往往热衷于实施低丘缓坡开发项目。

然而，低丘缓坡开发也可能导致的生态、社会等领域的负面影响。一方面，低丘缓坡开发涉及项目区的征地拆迁，难免会产生社会矛盾。另一方面，低丘缓坡地区生态较为脆弱，生态恢复能力差。在生态脆弱地区进行大规模的工程建设会严重影响生态系统的平衡和稳定，给当地的生态环境带来难以挽回的损失。比如，开发活动会破坏物种的生存环境，威胁生物多样性^[24]。有研究表明，生存环境破碎化和丧失是许多物种濒危和绝灭的重要原因。因生境丧失和破碎化而受到绝灭威胁的物种比例很高，在哺乳动物和鸟中约占 48%和 49%，在两栖动物中则高达 64%^[25,26]。

（四）小结

保护耕地，确保耕地总量动态平衡和国家粮食安全是中国土地占补的出发点和核心。以强势的政府为行动主体，充分利用政府的力量是中国的土地占补治理结构的突出特点。然而，从结果上看，这种强调政府保护耕地的政治责任和突出政府作用的机制所取得的绩效却

不尽如人意。

耕地占补平衡虽然保持了耕地数量的平衡，但却是以牺牲土地资源的生态服务价值为代价的。它或许部分弥补和减轻了建设占用耕地的负面效应，但是也造成了新的生态破坏。城乡建设用地增减挂钩着眼于提高存量土地的利用效率。这原本是一项创新，然而在政策执行过程中却出现了社会矛盾和文化遗产的危机。低丘缓坡开发看似是一种“因地制宜”的土地占补机制，但是它关注的仅仅是土地资源的生产性功能而忽视了生态、社会等功能。因此，低丘缓坡开发在实施过程也不可避免地引发了一系列生态问题和社会矛盾。

可以说，中国的土地占补政策似乎已经陷入了“收之东隅、失之桑榆”的困境。如何改变这种困境？借鉴他国经验，或许可以为中国摸索出一条土地占补的变革之路。

三、德国的土地占补政策

自 20 世纪 70 年代起，实施土地占补机制就是德国规划界的关切所在。同时，由于土地利用矛盾日益突出，对土地的保护也逐渐引起了联邦层面的关注。比如，近年来，德国就提出要减少农地向居住和交通用地的转变，即从 2004 年到 2007 年期间的每天 114 公顷减少到 2020 年的每天 30 公顷^[27]。这表明农地非农化在当今德国也受到了政府的关切。值得一提的是，经过长期的实践，德国逐渐探索形成了以法律为保障、以规划为基础，重视公众参与，市场化运作的土地占补政策体系。

德国的土地占补政策体系的特殊之处是补偿更加重视土地开发

对生态景观和自然环境所造成的影响，而非仅仅是补充土地资源被占用的数量。虽然这种占补机制与生态补偿机制相仿，但因为绝大多数的开发项目仍与土地利用变化相关，补偿的手段也是以土地为基础的，因为我们仍从土地占补的角度来审视德国的补偿政策。

首先需要明确的是，根据德国《自然保护法》，如果开发项目引起土地用途变化，进而对景观和自然环境造成影响，则属于土地占补政策范畴。相反，如果土地用途没变，比如在土地上重建已有居民点或基础设施并不会产生对景观和自然环境造成“负面影响”，则不属于占补政策范畴。

在政策管辖的范畴内，德国的土地占补政策有着坚实的法律基础，即《自然保护法》所赋予的法律基础^[28]。《自然保护法》规定了各级景观规划（Landscape Planning）的法律地位。例如，景观规划确定了可用于开发补偿的生态环境景观的区位，以及对具体的补偿手段和途径的界定^[29]。各种可行的补偿手段在规划中就得以确定，用于满足“减轻生态影响的规制（Impact Mitigation Regulations，以下简称IMR）”的要求^[30]。这些在规划中就已经正式明确的补偿手段组成了可供土地占补过程中各利益相关者使用的“工具箱”。

在长期的实践过程中，德国执行IMR的管理模式逐渐由严格的层级式管理转变为更具灵活性的模式，比如近十几年来出现的生态账户（eco-account）体系。德国土地占补的制度变迁过程以及生态账户的制度创新可以为其他国家土地占补政策的完善提供宝贵的经验借鉴。

（一）土地占补的法律基础

德国的土地占补可以追溯到 1976 年由《自然保护法》提出的 IMR 所体现的“补偿原则”。该法案是为德国的生态补偿和景观管理提供了法律基础。同时，它确定了自然保护的理念、目的、景观规划、权利和责任、可采取的补偿手段以及联邦和各州之间的权责划分。各地方有权对联层面的法律条文作出具体的和切实可行的规定^[31,32]。

虽然《自然保护法》是国家层面的成文法律，但由于德国是联邦制国家，各州在实施《自然保护法》的规定方面具有一定自由度。例如，各州可以自行设计州层面的法律和景观规划^[33,34]。同时，联邦层面的法律往往采用具有灵活性的条款为各州立法和执法提供便利。根据《自然保护法》的规定，在德国有两级机构负责自然保护和景观管理，即联邦政府和州政府层面的自然保护机构^[35]。上述制度框架意味着各州的景观规划设计、具体的生态补偿措施都不尽相同。各州的自主权涵盖了景观规划的设计和生态补偿标准的确定等方面，这种自由度和自主权也引致了各州多样化的土地占补实践。

（二）景观规划的角色和补偿手段的确定

景观规划是最为基础的环境保护工具之一，也是各种补偿手段的实施依据^[29]。景观规划的内容包括确定自然保护和景观管理的具体目标、以及实现既定目标的手段。在德国有四级景观规划：一是全州的景观项目（landsschaftsprogramme）；二是各州不同地区的景观总体规划（landschaftsrahmenpläne）；三是市镇层面的景观规划（landschaftspläne）；四是开放空间结构规划（grü nordnungspläne）。

虽然景观规划因州而异，但它们通常都包含以下信息：第一，自然和景观的现有状态与预期状态；第二，自然保护和景观管理的具体目标；第三，基于自然保护和景观管理的具体目标，对自然和景观的现有与预期状态进行评估；第四，提出实现自然保护和景观管理的既定目标的具体要求和方法。一般来说，低层级的景观规划都提供了综合性的手段来弥补人类活动对自然环境的各种负面影响。因此，景观规划是一种“供给式”规划工具^[29]，实践中典型的补偿手段包括：保护生物的栖息地及生物多样性；推动农业生产活动从密集型向非密集型转变；优化现有林区管理等^[36]。

此外，景观规划中的信息、目标、保护或开发的手段都应当由相应的空间规划确认以保证其施行。1993年，根据《自然保护法》的规定，“补偿原则”正式被纳入德国地方政府的土地利用规划。1998年，《联邦建设法典》也要求土地利用规划应当就土地补偿的有关事宜作出规定。同时，《联邦建设法典》还要求地方政府应当专门制定景观规划作为土地补偿的基础和依据^[37]。景观规划确定了适宜开展补偿项目的地块，可供选择的补偿措施以及计算补偿项目开展前后的生态价值的基本原则。这些都为IMR发展的第二阶段中以诸如“生态账户”为代表的“补偿池”（compensation pools）的建立和运行提供了基本依据。

（三）IMR的第一阶段：旨在减轻影响和层级制的政策手段

自1976年《自然保护法》出台以来，IMR就成为规划部门评估特定活动环境影响的最重要和最有效的工具。它与常见的环境影响评

估 (Environmental Impact Assessment 下称 “EIA”) 较为相似。例如, EIA 就要求开发商应当提供关于开发项目环境影响的信息并提出避免、减轻或弥补开发项目引致的环境负面影响的手段^[38]。主管部门可以据此作出审批决定^[39]。

简而言之, IMR 的核心就是要求开发者在对自然环境造成了影响后必须采取适当的补偿措施以保护环境和维护生态平衡^[40]。根据 “补偿原则”, 开发者必须遵循 “减轻影响和层级制的治理结构” (mitigation and compensation hierarchy) 来采取相关措施弥补开发活动的副作用^[29,41]。也就是, 开发者应当先尽力避免开发活动对自然环境的负面影响; 在影响不可避免的情况下, 开发者应该采取措施减轻这种负面影响; 如果无法减轻这种负面影响, 那么开发者才可以选择进行生态补偿。

德国土地占补的手段可以分为两类, 即恢复性补偿和替代性补偿。恢复性补偿应当就地也即土地开发项目的所在地进行。在无法进行恢复性补偿时, 才可以采取替代性补偿^[42]。德国土地占补的一般程序是: 第一, 土地开发项目的影响评估; 第二, 确定最合适方法来评估当地的土地景观品质和生态功能; 第三, 判断哪些影响是可以被避免或减轻的; 第四, 设计恢复性补偿措施; 第五, 基于公众的意见来权衡与项目相关的多种利益诉求; 第六, 为那些无法减轻的负面影响设计相应的替代性补偿措施; 第七, 确定资金支持; 第八, 制定符合 “补偿原则” 的土地占补的最终方案^[38]。

给定这两种补偿手段和一般程序, 实践中有个担忧就是替代性补

偿可能简化为土地开发者在实施带有负面影响的土地开发项目时只要缴纳额外的费用即可（也即，类似于中国耕地占补平衡政策中的耕地开垦费）。因此，为了确保补偿原则能够得到切实执行，德国于 1987 年又提出了土地开发项目审批的附加规定。也就是，在土地开发项目审批时必须考虑开发项目对其所在地的景观生态带来的负面影响能否就地进行补偿^[38]。该项新规定明确要求任何开发项目都要优先采取措施修复其产生的负面影响。恢复性补偿成为土地开发项目能否获批的主要要求之一。

然而，这些要求过于严格，土地开发者在实践中根本难以执行。因此，《自然保护法》于 2002 年进行了修订，提出可以平等看待恢复性补偿和替代性补偿。虽然采取替代性补偿可能难以弥补土地开发活动对当地造成的负面影响，但它毕竟能够确保整个区域的生态平衡。在此背景下，在德国几乎所有的州都进入了 IMR 的第二阶段。

（四）阶段二：生态账户体系

由于繁琐的土地占补程序、层级式的管理模式以及实践中差强人意的土地占补绩效，《联邦建设法典》于 1998 年进行了修订，《国家自然保护法》于 2002 年和 2009 年两次进行了修，修订后的新法案详细规定了异地进行土地占补的选址要求和验收标准等，为土地占补的治理结构优化创造了条件^[30,41]。1998 以后，以生态账户为代表的土地占补新模式已经在德国许多地方出现^[43]。

建立生态账户体系的程序由各州的法律自己规定，联邦政府并不直接干涉。由于管理模式、评价标准和补偿手段的多样性，我们难以

从全国层面解释生态账户的体系。不过，各地的生态账户存在一些共性特征，这些特征恰恰具有重要的借鉴价值。

1、什么是生态账户体系

生态账户体系由三个关键要素组成：一是，“适宜用于补偿的地块储备库”（Flächenpools/下称“PAL”）；二是，交易的媒介，如生态指标（Ökopunkten：Eco-point）；三是，生态账户（Ökokonten：Eco-account）。总体而言，只要在 PAL 内的任一宗地完成补偿项目，整个区域的生态账户规模就得以扩大，可供交易的生态指标也相应增加。关于生态账户三大要素的具体信息如下：

PAL 由诸多适宜用于补偿的地块组成。它们一般是依据德国各州的景观规划确定的具有生态价值增值潜力的地块。在巴登-符腾堡州的景观规划中此类地块就被称为“具有成为高品质生态环境潜力的地块”^[43]。当然，这些地块的确定要经过详细的调查、规划和适宜性评价^[44]。PAL 整合了个别的、零散的生态补偿项目，是构建生态账户的物质基础^[45]。

一旦制定了景观规划，该地区生态账户的总体规模也就确定了。这是因为 PAL 的规模是根据景观规划来确定的。地方政府、土地开发者或者地方机构在对 PAL 内的地块实施了补偿措施并提高了这些地块的生态价值，那么其增值部分就可以某种形式（如生态指标）存储在生态账户之中^[46,47]。

那么，生态账户的变化又是如何计算的呢？在德国的许多州，包括巴登-符腾堡州在内，生态账户的规模通常以生态指标的数量来衡

量。具有不同生态价值的地块的生态指标数量也不同。如果土地占补项目提高了土地的生态价值，其生态价值增值部分就可以转换为生态指标存入一个地区或市镇的生态账户之中^[45]。实际上，生态账户类似于传统的银行账户。开展生态补偿而获取的生态指标就暂存其中。在进行土地开发活动时，应根据其生态影响大小扣除生态账户中相应数量的生态指标。

为了简化补偿 (+) 和影响 (-) 的记录，大多数的生态账户都建立相应的数据库，如 ACCESS^[43]；这种数据库可以定期更新并简化数据的变更转换和控制。生态指标可以通过市场化交易用于土地开发项目来弥补其负面效应以保持生态平衡。但是，这并不是一个完全开放的交易市场。由于各州独立实行 IMR 并建立生态账户，指标的计算、补偿项目的质量评价标准都不同，生态指标无法跨州交易。而且，各州还被景观规划划分为具有不同功能的自然区，因此生态指标也不能跨区交易。此外，生态账户需要在地方环保部门登记。这些部门扮演着生态账户监督者的角色。当然，地方政府也可以运营自己的生态账户，自行开展土地占补项目^[48,49]。

2、生态账户的运营

在联邦层面，没有明确的法律条文对 IMR 框架下的补偿项目的实施方式和评价方法作出具体规定。目前，在德国各州至少有 40 余种评价方法，如定性化的方法或定量化方法，包括群落生境评估法、补偿面积系数法和生态恢复成本法等。每种评价方法都有各自的优劣势，不存在得到公认的通行的评价方法。

同时，德国也没有关于生态账户数量的准确信息。但已知至少有1000余个在结构、组织和资金来源方面都不同的生态账户^[41]。生态账户可以由不同的行为主体管理，包括地方政府、用地者、第三方机构等。如果由地方政府经营管理生态账户，地方政府要向私人土地所有者获取用于实施补偿项目的地块，然后再开展补偿项目；或者在公共所有的地块上实施补偿项目。比如，巴登-符腾堡州的德廷根市政府就经营着自己的生态账户^[43]。私人也可以通过与地方政府签订合同来建立生态账户，开展土地占补活动。例如，莱茵兰-威斯特法利亚供水服务组织（RWW）^[41]。协议的内容包括RWW可以在自己的补偿池内开展补偿项目，积累生态指标用于弥补土地开发活动的负面影响。此种管理模式不依赖于政府的财政资金，可以更加有效地为开发商和地方政府实施补偿项目。

第三方机构也可以经营管理生态账户并通过生态指标交易获益。但其前提是必须获得地方政府的许可。在此情况下，地方政府需要建立专门的监管机构。因直接购买生态指标可以加快开发项目的审批进程，实践中的开发商有激励向第三方机构购买生态指标。这些开发商会与经营生态账户的第三方机构签订合同，根据开发项目的环境影响程度确定购买的指标数量和价格等^[45,48]。

简而言之，生态账户的经营管理主体具有多样性，包括了地方政府、用地者、第三方机构等。通常，地方政府是生态账户的基础——景观规划的制定者。同时，它也可以是生态补偿活动的监管者，根据生态补偿项目质量（即土地生态价值的增幅）向项目实施者发放等额

的生态指标。当然，地方政府也可以自行开展补偿项目并出售所得的生态指标以获取收益。用地者可以通过自行开展生态补偿或者有偿购买获得足够的生态指标，以满足 IMR 的要求。运营生态账户的第三方机构通过开展补偿项目积累生态指标并与开发商进行指标交易来营利。

3、案例：巴登-符腾堡州的生态账户体系

给定相似的 PAL 和生态指标的设计理念，巴登-符腾堡州的德廷根市政府就经营着自己的生态账户。德廷根市政府采取以下四步来建设和管理生态账户：第一，制定景观规划；第二，获得生态补偿用地并组建 PAL；第三，综合运用多种手段开展生态补偿项目；第四，生态指标的计算、交易与生态账户的收支平衡。

市政府的景观规划确定了具有潜力成为高品质生态环境土地作为补偿用地，再对选定的补偿用地进行调查并制定详细的补偿规划方案。由于大部分的补偿用地属于私人所有，需要得到土地产权人的许可，故而政府还要制定合适的谈判策略以降低总成本。最后，只有开展了补偿项目，将补偿用地转变为高品质生态环境土地后，方获得生态指标。

表 1 展示了一个土地开发项目的生态指标计算过程。根据当地规定，生态指标的数量多寡因土地利用类型的生态价值而异。其跨度从价值 1 个指标的沥青地到价值 64 个指标的湿地不等。由于土地利用方式的转变提升了干草地的生态价值，生态补偿工程的实施者获得了 1200000 个生态指标并将其存入自己运营的生态账户。占用牧场来建

设居住区造成了当地生态价值的下降。为此，用地者需要有偿购买 100000 个生态指标以维护生态平衡。总体而言，指标的成本约占土地价格的 1%-5%。双方完成交易后，还有 1100000 个生态指标继续保留在卖方的生态账户内供下次交易使用¹。

表 1 巴登-符腾堡州的生态账户运作案例

影响:把一片牧场开发为居住区 (1 公顷, 60%的沥青地/建设用地, 40%的私家花园)	
开发前的生态价值 (牧场价值 13 个指标/m ² × 10000 m ²)	130000 个指标
开发后的生态价值 (沥青地价值 1 个指标/m ² × 6000 m ² + 私家花园价值 6 个指标/m ² × 4000 m ²)	30000 个指标
生态平衡 1:	-100000 个指标
生态补偿措施: 把 8 公顷密集型利用的干草地转变为非密集型利用	
补偿前的生态价值 (密集型利用的干草地价值 4 个指标/m ² × 80000 m ²)	320000 个指标
补偿后的生态价值 (非密集型利用的干草地价值 19 个指标/m ² × 80000 m ²)	1520000 个指标
生态平衡 2:	+1200000 个指标
净收入:	+1100000 个指标

(五) 小结

德国土地占补的理念具有多样性。它适用于各类土地而非局限于特定的土地利用类型。德国的土地占补关注土地的质量以及生态环境质量的平衡而非数量平衡。它的首要目标是实现土地开发项目所在地的自然环境的每种功能之间的平衡，即没有生态环境的净损失。它的第二个目标就是通过异地补偿来保证整个规划区内的生态环境平衡。由此，德国的土地占补实现了恢复性补偿和替代性两种手段的综合^[38]。

恢复性补偿，如土地整理复垦等，从以单纯的农业复垦为主，转向在确保农用地的数量和质量的同时重塑当地的生态循环系统和保

¹ 不过，诚如前文所述，目前很难找到一种合适的生态账户体系评估方法^[30]。

护生物多样性，协调农用地与生态用地的关系，从而提高了人的生活品质，改善了动物和植物的生存条件。德国矿区实行的生态恢复工程就是此类补偿机制的实例^[51,52]。而替代性补偿强调的是生态系统的整体平衡。

在德国土地占补的第二阶段，生态账户提高了土地占补的专业化水平，降低了执行成本，也避免片面盲目进行土地开垦的副作用。从事补偿活动的机构为了积累生态指标以获取收益，也有激励保质保量地完成补偿任务。而开发者则通过购买生态指标承担了补偿项目的成本，体现了“污染者付费”的原则。而且，这种具有灵活性的生态指标交易还为开发者实施跨区域和全国性的开发项目提供了便利，促进了区域间的优势互补和协调发展。此外，由于在建立 PAL 过程中涉及到私有土地产权的变化调整，地方政府、生态补偿机构不可避免地要与利益相关者进行协商谈判^[53,54]。这样，不仅为公众参与和监督生态账户的运行及其结果创造了条件，还最大限度地提高了政策的可接受度，减少了执行的阻力。

但是，德国的土地占补依然面临着一些威胁与挑战。一些补偿项目完成后，由于缺乏有效的后续养护和管理，出现了补偿功效不可持续的问题。Tischew 等人研究了德国 119 处因公路建设而进行的补偿项目后发现，从长期看，在 326 个既定的补偿目标中仅有 33% 的目标完全或几乎得以实现；而 67% 的目标只是部分被实现或没有被实现。他们指出，这与补偿项目长效管理机制的缺失有密切联系。再者，不论是恢复性还是替代性的补偿手段都难以完全弥补因生物的栖息地

被占用而给生物多样性造成的损失。因为一些特殊的动植物物种和地方性的生物栖息地与生物群落是不可能被复制的^[51]。

而且，从某种意义上说，生态账户的出现和生态指标的交易，提供了一种类似于“排污许可证”的制度。这可能诱使开发者不再主动避免不必要的生态破坏或在开发过程中采取措施来减轻开发活动的副作用，而仅仅通过购买生态指标来承担环境保护的责任^[41]。此外，地方政府未必总是能从生态账户机制中获益。因为，如果当地的生态指标价格过高，势必会增加开发者的投资成本。这会降低对外来投资者的吸引力，使之在区域竞争中处于劣势。

四、土地占补政策的中德比较

德国的土地占补政策体系被认为是世界上较为成熟的模式之一，它运行时间长并取得了相对较好的经济、社会和生态结果。德国模式在关注土地系统本身的同时也兼顾了自然和社会系统。

相反地，中国土地占补政策的绩效却欠佳。总的来说，中国的土地占补是为了满足 18 亿亩耕地保护红线的要求。因此，这些活动都是为了保障国家粮食安全。然而，数量导向的土地占补却导致了耕地质量下降，这是因为新增耕地的质量往往低于建设占用的耕地质量。而且，新增耕地甚至来源于生态脆弱区，如坡地和湿地。耕地质量的下降既威胁粮食安全还破坏了生态环境。征地过程中对农民利益的侵害则引致了社会问题。

因此，有必要从治理结构和基础性制度两个方面探讨中德两国土地占补绩效差异背后的原因。

（一）土地占补政策的目标

政策的目标，也即政策设计和执行的原因，它在一定程度上决定了政策的绩效。德国的土地占补政策目标具有综合性，既包括土地资源的综合保护，又包括生态环境的保护，还考虑了更广泛的背景下实施补偿项目以增加透明度。在这种综合性的目标体系下，土地的农业生产、人类生存、生物多样性、社会文化和经济社会协调发展的功能都得到实现和平衡。换言之，德国的政策致力于通过土地占补来追求更全面、更综合的结果。

相反地，中国的土地占补政策目标较为单一，就是为了保护耕地，满足土地利用规划指标的约束要求。耕地占补平衡直接表达了建设占用耕地需要另行补充耕地以确保耕地总量不减少这一土地占补的目标。城乡建设用地增减挂钩把整理复垦农村建设用地获得的新增耕地数量与城镇建设用地指标相挂钩，为地方政府保护耕地和确保耕地总量平衡提供激励。低丘缓坡开发则把闲置的低山丘陵夷为平地来提供后备耕地资源或直接将其作为建设用地以减少对现有耕地的占用。可见，尽管三种土地占补政策的具体内容相异，但它们追求的却是共同的目标。这种单一的政策目标必然导致前述的诸多副作用。

（二）土地占补实践的组织过程

1、补偿手段

用于弥补土地开发项目负面影响的补偿手段决定了土地占补政策的组织及执行过程的有效性。在德国模式下，恢复性补偿手段具有优先地位（在生态账户体系下亦是如此）。当面对土地开发导致的难

以恢复的生态损失时，替代性补偿手段才成为选择。不论是恢复性补偿还是替代性补偿都致力于减轻或最小化手段本身可能引致的副作用。例如，生态账户体系下的补偿手段就包括护生物的栖息地及生物多样性，推动农业生产活动从密集型向非密集型转变，优化现有林区管理等。单纯的土地开垦在德国是比较少见的。

中国土地占补致力于实现特定土地利用类型的数量平衡，进而引致了诸如开垦新耕地来弥补建设占用耕地的负面效应等补偿手段。此种补偿手段与德国模式中的替代性补偿较为相似。耕地占补平衡和低丘缓坡开发是典型的在异地实施补偿项目。而城乡建设用地增减挂钩实际上则是将城市建设用地扩张与农村建设用地减少相联系。

2、执行的治理结构

德国严格遵循“污染者付费”的原则，讲求土地开发的外部成本内部化。土地开发者通过购买“生态指标”或支付补偿费甚至直接组织实施补偿项目的方式来承担土地占补的成本。而且，在生态账户体系，生态账户的经营者专业化于土地占补并对补偿项目的效果负责。此种治理结构可以为土地开发者提供激励，让政府更好控制土地占补的结果，减少了交易费用。

在中国，土地占补的成本主要由地方政府承担。虽然建设占用耕地的土地开发者应当缴纳耕地开垦费，但地方政府在 GDP 导向的政绩观驱动下，推行以地招商引资来发展经济，用地者缴纳的耕地开垦费远远低于造地成本甚至还出现了减免、拖欠耕地开垦费的现象。换言之，在中国模式下，当前的经济利益高于长远的生态环境价值。

因此，正如本文第二部分所述，地方政府垄断了土地占补从规划立项到项目验收的全过程。

3、过程的透明度和公平性²

很明显，中德两国土地占补的过程基本一致，包括项目选址、补偿手段选择、项目融资、执行、监督和验收。然而，两国不同的制度环境决定了这些过程的具体实施情况也是不同的。

由于存在完备的景观规划，德国土地占补的具体实施相对容易。土地开发项目对社会和环境的影响程度及其应当采用的补偿手段在事前就得到了充分的考虑和系统的安排。规划也向开发商和公众公开。因此，开发商明确实施项目的过程，而信息公开还为公众参与创造了条件。而且，生态账户体系还提高了土地占补的专业化水平，提高了实施过程的效率。

中国虽然有土地占补的规定，但是补偿的实施过程却是一个“黑箱”。补偿项目的实施缺乏透明度、标准化，也没有公开的报告来说明补偿项目的执行情况及耕地开垦费的使用情况，甚至连直接受到开发项目影响的农民和居民也不了解补偿费用的使用情况。公众所知道的仅是政府说明的某土地开发项目是否满足了耕地占补平衡的要求。这种“黑箱”式的操作无助于有效实施土地占补的目标，也阻碍了公众参与和监督。

土地占补的另一重要问题是受到影响的利益主体特别是农民是否得到了公平补偿。德国的土地占补要兼顾所有的利益主体。实现这

²公平性意味着受到土地开发项目影响的各利益主体都应当得到相应的补偿。公平性的标准是“污染者付费”和“受损者得到补偿”。

一目标的保障就是景观规划和补偿项目规划阶段的公众参与。德国的规划体系还遵循“污染者付费”原则，实现补偿成本的公平分担。

在中国，农民的政治力量相对薄弱，其利益在征地过程中时常受到侵害^[4,10]。土地的增值收益被转移到城市，农地非农化对他们生活和就业带来的负面影响也未得到补偿。另外，受到土地开发项目间接影响的周边居民也没有得到合理补偿。这种不公平则来源于中国正式制度的不完善。

4、评价标准

生态价值的整体平衡是德国土地占补的核心评价标准。该评价标准比中国土地占补的评价标准更为有效。以 EIA 为基础，土地开发的所有影响都要计算和转换到同一维度。这比单纯地依据某一特定的影响评价标准，如土地数量，更为有效。EIA 为德国就地进行恢复性补偿和异地开展替代性补偿奠定了基础，进而减少了补偿手段本身可能对生态环境造成的“二次破坏”。这也增加了土地占补的灵活性，有利于开发者在平衡经济与生态成本的前提下，选择最为合适的补偿手段。

中国土地占补主要评价标准与其政策目标相一致，即保证耕地数量不减少。土地的质量及其生态价值则被忽视。中央政府只关注土地占补的最终结果而忽视地方政府实施补偿项目的成本。当然，生态成本、社会成本和文化成本等土地占补的副作用引致的非货币成本也少被考虑。显然，这种单一的评价标准不利于中国社会的可持续发展^[55]。

（三）背后的基础性制度

1、土地产权

在德国，土地产权大多是私有性质的且受到法律的严格保护。清晰界定的产权明确了政府、产权人、用地者在土地占补方面的权利和责任。可以说，产权结构是土地占补实施的基础。

在中国，土地占补涉及到的农用地、农村集体建设用地和未利用地等多属于农民集体所有^[56]。但是，这种集体土地所有权却时常受到政府征地行为的侵犯。被征地的农民集体处于弱势地位，很少有发言权^[57,58]。城市土地则属于国家所有，中央政府虽是行使国家土地所有权的代表，但它授权地方政府来具体行使国家土地所有权^[59]。中央政府和地方政府之间也由此形成了一种权责不清的“委托-代理”关系。

可以说，中国共有的土地产权结构必然导致“公地悲剧”，造成土地占补的低效率。首先，这种产权安排会造成有限任期的地方政府的短视，即只关注短期的经济利益，忽视长期的生态环境价值。比如，地方政府为了以地招商引资，通过减免耕地开垦费等方式尽量减轻用地者的补偿责任。其次，它也造成了地方政府对中央政府的道德风险。地方政府有行使国家土地所有权并获取土地收益的权利，却缺乏相应的责任。因此，地方政府倾向于采用简便易行、成本低的开垦新耕地等替代性补偿手段来完成补偿任务。可是，开垦新耕地等替代性补偿的成效却往往逊色于恢复性补偿。而且，由于上下级信息不对称和监督成本的存在，地方的各种机会主义行为就有了活动空间，自然无法有效实施土地占补。最后，模糊的产权还造成了地方政府间的“恶性

竞争”和“搭便车”现象。土地占补所实现的粮食安全和生态安全是一种公共物品。因此，热衷于发展地方经济的地方政府会相互推卸土地占补的责任，寄希望于他人来承担这种公共物品的供给成本，导致了各地土地占补的低质量。

此外，农民集体也面临着他们自己的“公地悲剧”。由于农地产权的共有性，对农民个人而言，他们只关注可以归属个人的农地的经济价值，而忽视了农地的生态价值。

2、法律基础

在德国，土地占补有着坚实的法律基础。诚如前文所述，早在1976 德国的土地占补就得到了法律的强有力支撑。开展土地占补活动是法律对各级政府或私人土地开发者作出的强制规定。因此，在制定空间规划、土地景观规划和审批建设项目时，有关各方就必须综合考虑和设计相应的土地补偿措施。

尽管中国的《土地管理法》对耕地占补平衡这一土地占补政策作出了规定，但是这些规定在实际操作中并未得到严格执行。比如，一些基础设施建设项目和部分得到政府支持的促进地方经济发展的建设项目可以不必事先设计补偿措施而直接占用耕地，即所谓的“先占后补”。另外，在土地占补的实践中，用数量补偿的评价标准来替代质量补偿的评价标准也大大削弱了有关法律规定的权威和效力。

3、土地规划体系

如前所述，土地规划体系是土地占补的基础性规则之一。德国的土地规划体系偏重于实现人类社会与自然环境（即“社会-生态系统”，

简称“SES”)的协调以及整个社会的可持续发展,是一种空间规划模式^[60]。空间规划确定了特定地块的特定土地用途以及未来可能的利用方向,也就确定了补偿用地的选址范围。同时,景观规划更是因地制宜地确定了土地占补措施^[43]。《联邦区域规划法》和《联邦建设法典》明确了“污染者”实施土地占补的责任。而且,德国的规划信息公开程度高,为公众参与和监督等提供了条件,故而很少存在违法违规现象。另外,德国土地规划体系的权威性强。土地规划一经批准,不论是地方政府还是中央政府都不能随意修。这些都有利于增强规划对土地占补的约束力,确保土地占补的合理组织设计并得到有效的执行和监督。

中国的土地规划体系偏重于保证耕地的数量,是一种“自上而下”的指标分配模式。指标规划只注重指标数量的增减变化,不关注具体的空间区位。在此种规划模式下,土地占补更多地表现为建设用地指标和耕地指标之间的数量变换和各项指标的平衡。这就导致政府只关注土地占补带来的指标数量的变化,忽视了实际的效果,进而引致更多的负面效应。比如,中国边际土地的减少虽然满足了耕地占补平衡,但生态遭到了进一步的破坏^[55]。再者,规划指标没有与具体的空间区位相对应,加大了中央和地方的信息不对称,给地方政府违规提供了条件和机会。此外,中国的土地规划信息透明度低,公众很少有参与和监督的机会,所以政府和私人的违法违规行为很多。虽然中国的土地规划名义上有法律效力,但因为政府自身的随意修改,导致规划约束力不强,难以对土地占补产生应有的控制效果。

4、行为主体间关系

政府与市场、公众的关系影响着土地占补过程的组织模式，造成了不同的交易费用，最终影响到土地补偿的绩效^[61]。与中国不同，德国模式引入了市场机制，重视公众参与。在德国，设立了专门机构来实施土地占补项目并出售它们所拥有的生态指标。土地开发者必须购买生态指标以承担开发补偿的成本。政府则负责监督土地占补项目的实施。而且，这些机构所获得的生态指标数量与其补偿成果的质量相挂钩。它们如果不能提高补偿对象的生态价值，就无法获得生态指标，也就无从获取收益。可见，在市场机制作用下，土地占补的有关各方得以分享最大化的共同利益并分担最小化的交易费用。另外，公众参与充分发挥了社会公众对土地占补的监督作用。虽然，公众参与会增加事前和事中的协商费用；但是，公众参与有助于增强全体利益相关者的利益一致性，促进土地占补集体行动的形成。如此一来，将有助于节约数量可观的事后交易费用。

中国的土地占补是一种政府主导的组织模式。由政府单方面来负责土地占补降低了事前与其他利益主体的协商费用。然而，同私人决策者一样，政府也是有限理性的，也受到信息不完全的现实条件制约^[62]。因此，政府主导的模式既无法降低信息搜寻成本，还不可避免地会产生决策失误的成本。再者，作为土地占补实施主体的地方政府是一个独立的利益主体，中央政府和地方政府间的关系（如前所述的不完善的“委托-代理关系”）以及地方政府之间的关系（如前所述的“公地悲剧”）又为地方政府以欺骗的手段自利提供了可能。这就增加了

强制地方政府无偏地执行各种补偿手段的成本^[12]。此外，在中国，一般是由上级政府监督下级政府的补偿行为。而下级拥有的信息优势往往会加大上级监督的难度，增加相关成本。当然，此种治理结构有利于政府更好地控制土地收益分配，包括土地开发的收益和土地利用变化的增值收益。

当前，中国土地占补和规划过程中的公众参与也很不充分。而且，市场力量也还未参与到土地占补过程中。不过，市场力量或能在未来有效地参与土地占补。这是因为近来中央已提出要让市场在资源配置中起决定性作用^[24]。

综上所述，中德两国土地占补政策的比较分析揭示了两国土地占补在治理结构和制度环境层次的主要差异（如表 2）。基于此，我们可以进一步探讨中国土地占补政策的改进之道。

表 2 中德两国土地占补政策的比较

	中国	德国
核心目的	耕地保护	减轻或最小化负面影响
组织过程		
补偿手段	单一的替代性补偿	恢复性补偿优先、替代性补偿次之
治理模式	政府支付成本	污染者付费
过程透明度	“黑箱”	过程透明
评价标准	成本分担欠公平	成本公平分担
	以指标为基础	以EIA为基础
基础性制度		
土地产权	集体所有制或国家所有制	大多数为私有制
法律基础	受到政府干预	严格受法律保护
土地利用规划体系	弱	强
行为主体间关系	指标规划	空间规划
	不公开	公开
	受到行政力量的干涉	坚实的法律基础
	政府主导	合作关系

五、讨论与对中国的启示

基于前文对中德土地占补政策的比较分析，我们可以总结中国土地占补绩效欠佳的原因、德国模式的启示，并讨论中国土地占补政策可能的改进方向。

（一）中国土地占补绩效欠佳的原因

制度影响人的行为，进而决定了资源配置的效果^[63]。可想而知，中国土地占补政策绩效不尽如人意也源于制度环境存在的问题。中国长期以来的土地管理理念和与之相关的制度环境决定了土地占补的绩效。

保障粮食安全一直以来都是确保社会稳定和政权安全的国家战略。“十分珍惜和合理利用土地、切实保护耕地”的基本国策就诠释了这一国家战略。因而，保护耕地以确保粮食安全自然是中国土地管理的主要目标之一^[55]。这就决定了中国的土地占补是围绕着保护耕地的目标而展开的。而以开垦新耕地等替代性补偿手段来弥补建设占用耕地带来的损失也就成为了土地占补的首选。此外，对依靠政府的指令性计划来管理社会经济活动的路径依赖也深刻影响着中国的土地管理方式，造就了“自上而下”的指标分配的土地规划体系。在这种集权式的指标规划体系下，对地方政府而言，替代性补偿手段正是实现不同用地指标平衡的简便方式。然而，由于空间的异质性，替代性补偿手段难免会对土地占补项目所在地产生副作用。

如果说，中国土地管理的大背景影响了中国土地补偿的目标和手段选择；那么，基础性制度则决定了中国土地占补的实施过程和最终

结果。共有的土地产权导致土地占补变成了一种全国性的公共物品。在个人理性原则的支配下，各地政府、各届政府之间都会相互推卸土地占补的责任，选择以成本低且简便的开垦新耕地的方式来应付补偿任务。这是因为把供给土地占补这种公共物品的成本转移至未来或者让他人承担，而自己尽可能多的获得经济发展的即期收益，总是有利可图的。再者，作为中央政府代理人的地方政府同时也是土地所有权的行使者、法律的执行者、土地规划的制定者和实施者。当面临着土地补偿的要求与发展地方经济以提升自身政绩的矛盾冲突时，扮演多重角色并拥有信息优势的地方政府有激励、也有能力无视相关法律法规，在土地占补上采取机会主义行为，造成了“上有政策、下有对策”的局面。而中央和地方政府之间的权责不明也是造成这种困局的另一原因。

此外，中国现行的指标规划并未将用地指标与特定地块的用途相挂钩，加之土地规划的编制和执行过程的透明度低、缺乏公众参与和监督，从而削弱土地规划应有的权威性及其对土地占补行为的约束力^[64]。土地规划的缺陷、相关法律基础的薄弱和集权式管理的传统使得中央和地方政府都试图垄断土地占补的全过程。当然，政府对此还有别的考虑，即获取更多甚至独占土地收益。在中国，“土地财政”越来越引人关注^[65]。它是地方政府通过垄断城市土地一级市场获取的收益^[4]。对土地财政的追求导致了农民利益和后代人的利益被忽视甚至遭到损害，导致了不可持续发展。而且，由于五年一届的任期制，地方政府官员还面临着“竞标赛”式的政绩竞争^[65]。再者，出来外来投

资者可以同地方政府分享一定的土地收益之外，农民和其他行为主体都无法同政府合作并分享土地收益^[4]。这些都解释了市场和公众参与的治理结构在包括土地占补在内的土地管理领域并不普遍的原因。

由此可见，正是上述制度条件造成了中国土地占补的低效率，导致了诸多生态、社会和文化领域的负面效应。

（二）改革中国的土地占补政策：以德国为鉴

同样地，基础性制度也是决定德国模式最终绩效的主要因素。私有土地产权和公共土地产权共存且十分明晰的产权结构约束了政府从土地开发中牟利的动机和行为。因此，不论是中央政府还是地方政府都能有效地发挥监督者的职能以确保土地占补的成效。在这种背景下，权责清晰、分工明确的中央和地方政府相互合作。地方政府通过编制空间规划、土地景观规划等确定当地的发展方向，中央政府仅提供指导性的原则而非直接干预地方事务。这就有利于防范中央和地方间的机会主义行为^[10]。以社会和生态系统协调发展为基本目标取向的空间规划和土地景观规划保证了恢复性和替代性的补偿手段能够相辅相成、因地制宜地得以实施。

此外，公众参与为公众积极参与并监督土地占补项目的实施创造了条件。这种对分散的社会知识的有效利用在一定程度上确保了土地占补的质量。而政府、土地开发者和第三方机构的相互合作实现了土地占补的收益共享和成本共担，调动了各利益主体参加土地占补的积极性，提高了土地占补的效率。另外，德国健全的法律法规还为土地占补创造了良好的法制环境。

德国的经验为中国提供了许多启示，也预示着中国土地补偿的未来走向。但这并不意味着中国应当照搬德国的模式。因为中德两国的社会基础和历史文化传统并不完全相同；而且，与“社会-生态系统”（SES）紧密相连的制度变迁还是一个复杂的过程^[66,67]。可见，中国土地占补政策的完善应当是一个循序渐进的过程，即首先是治理结构层次的改进，然后才是制度环境的变迁^[68]。这也是为了适应中国经济社会转型大环境的需要^[69]。

鉴于中国近期完善土地占补政策的需要，我们应当采用一种循序渐进的策略。比如，首先是改变治理结构，然后才是推动制度环境的变迁。所以，中国完善土地占补机制的政策建议如下：

第一，建立多元化和多层次的目标体系。土地占补的目标不能局限于保护耕地和保障粮食安全的基本层面。它应当延伸至更高层次和更宽领域，即保护生物多样性、维护生态平衡并兼顾补偿行为的社会和文化效应，为后续的补偿活动提供正确的方向指引。当然，一大挑战就是如何让上述目标体系与意识形态等非正式约束相适应并在实际中起作用^[70]。这就需要推进后续的配套改革。

第二，如果改变中国的产权结构和政府角色在短期内难以实现，我们可以考虑改进土地规划体系。应当推动指标规划向空间规划转变，或至少将指标与空间区位相挂钩，以减少信息不对称、机会主义行为，提高规划执行的效率。德国的经验表明，地方性的景观规划对土地占补有着显著影响。即便仍由政府来主导土地占补，但在明确了权责之后，补偿项目的有效性自然可以得到保障。

第三，由于景观规划决定了土地占补的具体任务，行为主体就可以通过市场化的协商谈判来实施补偿。这就意味着可以推动政府主导的土地占补向其他更有效率的土地占补模式转变，比如土地占补过程中政府与私人部门的合作、农民集体的自组织和第三方营利机构的介入等。

第四，土地规划包括景观规划应当实现信息公开，为公众参与和监督创造条件，促进规划信息公开和公众参与，特别是要赋予受土地补偿影响的主体表达自己利益诉求的权利；建立政府修改规划的社会制约和监督机制，增强规划的权威性。这将有助于提高规划促进经济、社会和生态协调和可持续发展的能力，改进和提升规划在中国的角色和地位。

最后，在上述改革策略见效后，就可以适时推进制度环境的变迁。例如，可以在保持当前土地产权结构的前提下，通过推动土地发展权交易等产权制度创新来提高共有产权的资源配置效率；按照“发挥市场在资源配置中的决定作用和更好发挥政府作用”的原则改革当前的土地管理体系，增加土地管理的分权化色彩等。也就是说，成本低、易推行的制度环境变革必须以治理结构的优化为前提。上述政策建设将有助于中国未来的可持续发展，而且，这也与中国提出的《中国21世纪初可持续发展行动纲要》和向 Rio+20（巴西里约联合国可持续发展大会）提交的《中国可持续发展报告》的基本精神相一致。

六、结论

本文介绍了中德两国土地占补政策的主要运行机制及其实际效

果。从土地占补的政策目标、补偿活动的组织模式以及基础性制度三个方面系统比较了两国的土地占补政策，揭示了其绩效差异背后的原因。借鉴德国土地占补的经验，我们重点讨论了对中国完善土地占补政策的启示。但是，这并不意味着德国模式就是完美无缺的，本文也探讨了德国土地占补政策的不足之处。

本文遵循威廉姆森的四层次分析框架^[68]。首先，我们在制度环境层面讨论了中国土地占补政策绩效欠佳的原因。然后，由于“社会-生态系统”的制度变迁的渐进本质和制度变迁的成本，我们在治理结构层次上提出了中国土地占补政策的改进之道。我们相信这些政策建议能够符合中国近期的实践需要。文本的主要结论如下：

第一，土地占补的政策目标、组织模式和基础性制度是造成中德两国土地占补绩效差异的原因。德国模式的优势就在于建立起了综合土地占补目标体系和评价标准、完善的土地利用规划体系以及协调中央和地方政府间关系。这些都值得中国借鉴。

第二，就改进中国的土地占补政策而言，尽管其绩效欠佳的根源在于基础性规则，如产权和经济体制等，但我们认为应当先在治理结构上设计新政策，再循序渐进地推动制度环境的变迁。

第三，本文对中德土地占补机制的制度环境和绩效的比较分析为后续的研究提供了基础信息。而且，也为比较分析其他国家之间的类似制度提供了基本的研究框架。

参考文献:

- [1]UN. Land Administration Guideline: With Special Reference to Countries in Transition[EB/OL].<http://www.uncece.org/fileadmin/DAM/hlm/documents/Publications/land.administration.guidelines.e.pdf>.
- [2]Ostrom, E. A diagnostic approach for going beyond panaceas[M]. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 2007, 104, 15181–15187.
- [3]国土资源部.关于第二次全国土地调查主要数据成果的公报[EB/OL].
http://www.mlr.gov.cn/zwgk/zytz/201312/t20131230_1298865.htm.
- [4]Tan, R.; Qu, F.; Heerink, N.; Mettepenningen, E. Rural to urban land conversion in China—How large is the over-conversion and what are its welfare implications[J]? China Econ. Rev. 2011, 22, 474–484.
- [5]国家林业局.中国荒漠化和沙化状况公报[R].北京: 国家林业局, 2011.
- [6]Ma, G.; Shi, M.; Zhao, X.; Wand, T. Monetary accounting of economic loss of sandy desertification in North China[J]. J. Desert Res. 2008, 28, 627–633.
- [7]Lu, H.; Li, M. Review our country's balance system of cultivated land in occupation and supplement[J]. Guangdong Land Sci. 2008, 7, 14–17.
- [8]Wang, Q. Legal perspectives of rural construction land readjustment under the “new policies” [J]. J. Nanjing Agric. Univ. 2011, 11, 96–103.
- [9]Wang, Z.; Fang, C.; Wang, C. Observation and reflection on land policy of linking the increase in land used for urban construction with the decrease in land used for rural construction[J]. China Popul. Resour. Environ. 2012, 22, 96–102.
- [10]Tan, R.; Beckmann, V.; van den Berg, L.; Qu, F. Governing Farmland Conversion: Comparing China with the Netherlands and Germany[J]. Land Use Pol. 2009, 26, 961–974.
- [11]国土资源部. 2012 中国国土资源公报[R].北京: 国土资源部, 2013.
- [12]谭荣. 中国土地安全评论[M].北京: 社会科学文献出版社, 2014.
- [13]全国人大常委会. 土地管理法[Z].北京: 全国人大常委会, 1998.
- [14]环境保护部. 2012 中国环境状况公报[R].北京: 环境保护部, 2013.
- [15]王飞,陈安磊,彭英湘,等.不同土地利用方式对红壤坡地水土流失的影响[J].水土保持学报. 2013, 27, 22–26.

- [16] Yang, H. Land conservation campaign in China: Integrated management, local participation and food supply option[J]. *Geoforum* 2004, 35, 507–518.
- [17] Yang, T.; Zhu, B.; Lei, H. Strategy for improving the ecosystem in the lakes in middle reach of the Yangtze River[J]. *Ecol. Econom.* 2000, 8, 1–3.
- [18] Tan, R.; Beckmann, V. Diversity of practical quota systems for farmland preservation: A multicountry comparison and analysis[J]. *Environ. Plan. C: Gov. Pol.* 2010, 28, 211–224.
- [19] Xu, S. Implementing rural land consolidation and reclamation and form a new platform for the new countryside development and harmonizing rural and urban development[N]. *Newsp. Land Resour. China* 2009, 2009, 4–27.
- [20] Tietenberg, T. *Emissions Trading: Principles and Practice*[M]. REF Press: Washington, DC, USA, 2006.
- [21] Long, H.; Li, Y.; Liu, Y.; Woodsd, M.; Zou, J. Accelerated restructuring in rural China fuelled by “increasing vs. Decreasing balance” land-use policy for dealing with hollowed villages[J]. *Land Use Pol.* 2012, 29, 11–22.
- [22] Ru, X.; Lu, X.; Li, P. *Bule Book China’s Society*[R]. Social Science Academic Press: Beijing, China, 2012.
- [23] 贺雪峰. 地权的逻辑[M]. 北京: 东方出版社, 2013.
- [24] 唐健, 王庆日, 谭荣. 新型城镇化战略下农村土地政策改革试验[M]. 北京: 中国社会科学出版社, 2014.
- [25] Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E.M.; Didham, R.K.; Stouffer, P.C.; Gascon, C.; Bierregaard, R.O.; Laurance, S.G.; Sampaio, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conserv[J]. Biol.* 2002, 16, 605–618.
- [26] Wilcove, D.S.; Rothstein, D.; Dubow, J.; Phillips, A.; Losos, E. Quantifying threats to imperilled species in the United States[J]. *BioScience* 1998, 48, 607–615.
- [27] Henger, R.; Bizer, K. Tradable planning permits for land-use control in Germany[J]. *Land Use Pol.* 2010, 27, 843–852.
- [28] Act on Nature Conservation and Landscape Management (Federal Nature Conservation Act BNatSchG of 29 July 2009)[Z]. <http://www.bmub.bund.de/en/service/publications/downloads/details/artikel/act-on-nature-conservation-and-landscape-management-entry-into-force-1st-march-2010/>

- [29]Wende, W.; Wojtkiewicz, W.; Marschall, I.; Heiland, S.; Lipp, T.; Reinke, M.; Schaal, P.; Schmidt, C. Putting the plan into practice: Implementation of proposals for measures of local landscape plans[J]. *Landsc. Res.* 2012, 37, 483–500.
- [30]Darbi, M.; Tausch, C. Loss-Gain calculations in German Impact Mitigation Regulation[DB/OL]. http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_2404.pdf.
- [31]Neumann, M.T. The Environmental Law System of the Federal Republic of Germany[J]. *Annu. Surv. Int. Comp. Law* 1996, 3, 69–110.
- [32]Schrader, C. Produktionsintegrierte Kompensationsmaßnahmen: Voraussetzungen, Förderungsmöglichkeiten und Probleme der Doppelförderung[J]. *Nat. Recht.* 2012, 34, 1–8.
- [33]Rose-Ackerman, S. Environmental Policy and Federal Structure: A Comparison of the United States and Germany[J]. *Fac. Scholarsh. Ser.* 1994, 47, 1587–1622.
- [34]Darbi, M.; Ohlenburg, H.; Herberg, A.; Wende, W.; Skambracks, D.; Herbert, M. International Approaches to Compensation for Impacts on Biological Diversity[DB/OL]. <http://www.business-and-biodiversity.de/index.php>.
- [35]Glaser, A. German Environmental Law in a Nutshell[DB/OL].http://www.ius-publicum.com/repository/uploads/04_04_2011_9_47_Glaser.pdf.
- [36]Prokop, G.; Jobstmann, H.; Schönbauer, A. Overview of Best Practices for Limiting Soil Sealing and Mitigating Its Effects in EU-27[DB/OL]. <http://ec.europa.eu/environment/soil/sealing.htm>.
- [37]Müller-Pfannenstiel, K.V.; Rössling, H. Konzeptionelle Vorbereitung der Eingriffsregelung. Neue Aufgaben für die Landschafts- und Regionalplanung[J]? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 2000, 32, 106–111.
- [38]Rundcrantz, K.; Skärbäck, E. Environmental compensation in planning: A review of five different countries with major emphasis on the German system[J]. *Eur. Environ.* 2003, 13, 204–226.
- [39]European Union. Council Directive 97/11/EC of 3 March 1997 Amending Directive 85/337/EEC on the Assessment of the Effects of Certain Public and Private Projects on the Environment[EB/OL].<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:31997L0011&rid=2>.
- [40]Kiemstedt, H.; Mönnecke, M.; Ott, S. Methodik der Eingriffsregelung. Vorschläge zur

bundeseinheitlichen Anwendung von §8 BNatSchG[J]. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 1996, 28, 261–271.

[41]Wende, W.; Herberg, A.; Herzberg, A. Mitigation banking and compensation pools: Improving the effectiveness of impact mitigation regulation in project planning procedures[J]. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 2005, 23, 101–111.

[42]Der Deutsche Bundestag. Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG), G 5702; Bundesgesetzblatt Teil 1 22[Z]. Der Deutsche Bundestag: Berlin, Germany, 2002.

[43]Küpfer, C. The eco-account: A reasonable and functional means to compensate ecological impacts in Germany[DB/OL].http://www.stadtlandfluss.org/fileadmin/user_upload/text_files/the_eco_account.pdf

[44]Diederichsen, L. Rechtsfragen der Ökokontierung und des Ökopunktehandels—unter besonderer Berücksichtigung der Rechtslage in Hessen[J]. *Nat. Recht* 2010, 32, 843–847.

[45]Ekardt, F.; Hennig, B. Chancen und Grenzen von naturschutzrechtlichen Eingriffsregelungen und Kompensationen[J]. *Nat. Recht* 2013, 35, 694–703.

[46]Kopka, A.; Greiwe, A.; Neuenkamp, L.; Schulte, A. Entwicklung eines Standards für Geodaten für das webbasierte Kompensationsflächenmanagement[J]. *Angew. Geoinformatik* 2010, 22, 113–118.

[47]Mau, I.; Lane B. A different view: The offset regulation in Germany[DB/OL].
http://ga.yourasp.com.au/veg futures/images/Workshop%209_Mau.pdf.

[48]Morandea, D.; Vilaysack, D. Compensating for Damage to Biodiversity: An International Benchmarking Study[DB/OL]. http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_3209.pdf.

[49]Macke, S.; Holm-Müller, K. Market-oriented nature conservation in the context of impact regulation—A new institutional economics perspective[J]. *CESifo DICE Rep.* 2011, 4, 41–49.

[50]Quétier, F.; Lavorel, S. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issue and solutions[J]. *Biol. Conserv.* 2011, 144, 2991–2999.

[51]Tischew, S.; Baasch, A.; Conard, M.K.; Kirmer, A. Evaluating restoration success of frequently implemented compensation measures: Results and demands for control procedures[J]. *Restor. Ecol.* 2010, 18, 467–480.

[52]Schulz, F.; Wiegleb, G. Developmental options of natural habitats in a post-mining

- landscape[J]. *Land Degrad. Dev.* 2000, 11, 99–110.
- [53] Vitikainen, A. An overview of land consolidation in Europe[J]. *Nord. J. Surv. Real Estate Res.* 2004, 1, 25–44.
- [54] Kretschmann, J. Stakeholder orientated sustainable land management: The Ruhr Area as a role model for urban areas[J]. *Int. J. Min. Sci. Technol.* 2013, 23, 659–663.
- [55] Tan, R. Reforming China’s Land Policy for Its Green Target[J]. *Environ. Sci. Pol. Sustain. Dev.* 2011, 53, 29–33.
- [56] Ho, P. *Institutions in Transition: Land Ownership, Property Rights, and Social Conflict in China*[M]. Oxford University Press: New York, NY, USA, 2005.
- [57] Ding, C. Land policy reform in China: Assessment and prospects[J]. *Land Use Pol.* 2003, 20, 109–120.
- [58] Zhu, J. Urban development under ambiguous property rights: A case of China transition economy[J]. *Int. J. Urban Reg. Res.* 2002, 26, 41–57.
- [59] Lin, G.C.S.; Ho, S.P.S. The state, land system, and land development processes in contemporary China[J]. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 2005, 95, 411–436.
- [60] Schmidt, S.; Buehler, R. The planning process in the US and Germany: A comparative analysis[J]. *Int. Plan. Stud.* 2007, 12, 55–75.
- [61] Coase, R.H.; Wang, N. *How China Became Capitalist*[M]. PALGRAVE MacMillan: New York, NY, USA, 2012.
- [62] Hong, Y.; Needham, B. *Analyzing Land Readjustment: Economics, Law, and Collective Action*[M]. Lincoln Institute of Land Policy: Cambridge, MA, USA, 2007.
- [63] Vatn, A. *Institutions and the Environment*[M]. Edward Elgar: Cheltenham, UK, 2005.
- [64] Needham, B. *Planning, Law and Economics: The Rules We Make for Using Land*[M]. Routledge: Oxon, UK, 2006.
- [65] Cao, G.; Feng, C.; Tao, R. Local “Land Finance” in China’s Urban Expansion: Challenges and Solutions[J]. *China World Econ.* 2008, 16, 19–30.
- [66] Hagedorn, K. Particular requirements for institutional analysis in nature-related sectors[J]. *Eur. Rev. Agric. Econ.* 2008, 35, 357–384.
- [67] Ostrom, E. A general framework for analyzing sustainability of social ecological systems[J]. *Science* 2009, 325, 419–22.

[68]Williamson, O.E. The New Institutional Economics: Taking Stock, Looking Ahead[J]. J. Econ. Lit. 2000, 38, 595–613.

[69]Long, H.; Woods, M. Rural restructuring under globalization in eastern coastal China: What can be learned from Wales[J]? J. Rural Community Dev. 2011, 6, 70–94.

[70]Ostrom, E. Understanding Institutional Diversity[M].Princeton University Press: Princeton, NJ, USA, 2005.

发达国家城市土地节约集约利用经验

刘卫东

(浙江大学, 杭州 310058)

【导言】 城市化是 21 世纪全球重要的特征, 城市土地集约利用成为了政府、社会和学术界关注的热点问题。本文根据国内外最新研究成果, 对于世界城市化进程和发展前景进行了展望; 通过对于世界土地利用变化和城市用地需求的分析, 指出了城市土地合理利用的主要方向和途径。在肯定发达国家城市土地集约利用规划管理的成功经验的同时, 也明确了城市蔓延是发达国家城市土地利用最严峻的挑战。并以美国为例, 说明了发达国家促进土地节约集约利用的政策和措施, 阐明了土地利用和管理原则、产业经济结构升级和土地利用布局调整、土地利用规划和管理适时革新对于城市土地集约利用的现实作用。

一、城市化过程中全球土地利用变化及其趋势

(一) 世界城市化及其发展趋势

城市化是新世纪全球最重要的特征。根据联合国《世界城市化展望》报告, 到 2008 年底, 世界一半人口已经居住在城市之中。按照国家统计, 目前中国是世界上城市人口最多的国家, 其次是印度, 美国、巴西和俄罗斯 (图 1-1)。2011-2050 年世界人口从 70 亿人增加到 93 亿人, 其中城市人口由 36.32 亿人增加到 62.52 亿人, 全世界城市化水平日益提高。2011-2050 年世界人口多达 23 亿的增长量将全部被城市吸收 (DESA, 2012)。

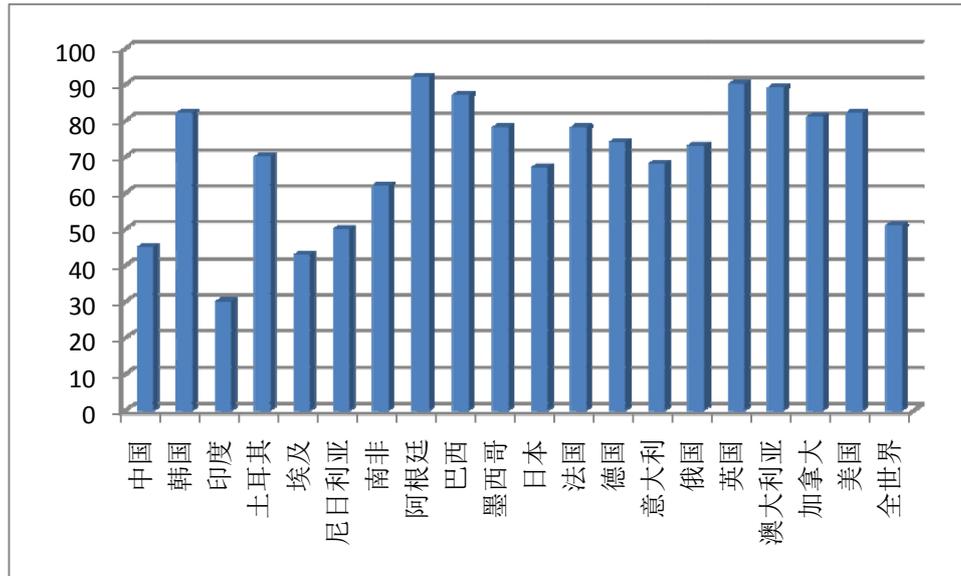


图 1-1 主要国家城市化水平（2010 年）

资料来源：World Development Indicators(2012). The World Bank, 2012。

城市人口越来越向大城市集中。2011 年 60%城市人口是居住在 100 万人以下的城市，这一比例到 2025 年将降低到 40%。相反，居住在 100 万人以上的城市的人口比例将由 2011 年的 40%上升到 2025 年的 47%。1970 年世界上只有东京和纽约 2 个人口超过 1000 万人的特大城市（城市群），2011 年世界上人口超过 1000 万人的特大城市（城市群），已经达 23 个，2025 年将超过 37 个(图 1-2)(World Bank, 2012)。

从世界城市化发展的历史分析，发达国家的城市化起步早，工业化和城市化基本同步，城市化过程长(表 1-1)。1950 年，发达国家城市化水平就达到了 52.5%，全面进入了城市社会。发展中国家工业化和城市化大都起步于二战后，城市化进程在总体上要落后发达国家约 75 年。1950 年发展中国家的城市化水平为 16.7%，相当于发达国家 1875 年的水平。但是，发展中国家城市化发展速度迅速，除中国等

国家特殊情况，城市化超前于工业化（简新华，1998）。1950~2005年亚洲、非洲和拉丁美洲城市人口年平均增加率分别达到3.44%、4.29%和3.31%，远超过发达国家所在的欧洲、北美洲和大洋洲城市人口年平均增加率分别为1.17%、1.62%和1.35%的水平。2011-2050年城市人口在各区域的增长幅度不尽相同（表1-2），城市人口增长最多的国家依次是印度（4亿9700万）、中国（3亿4100万）、尼日利亚（2亿）、美国（1亿300万）和印度尼西亚（9200万）。



图 1-2 世界特大城市（城市群）

表 1-1 部分国家城市化发展速度比较

国家	英国	法国	德国	美国	苏联	日本
达到 20% 的年份	1720	1800	1785	1860	1920	1925
达到 40% 的年份	1840	1900	1865	1900	1950	1955
经历时间（年）	120	100	80	40	30	30

资料来源：项英辉.世界城市化进程与中国城市化道路，
<http://wenku.baidu.com/view/bab1dac56137ee06eff918c4.html>。

表 1-2 1950~2050 年世界城市化水平变化

项目	年份	非洲	亚洲	欧洲	拉丁美洲和加勒比海	北美洲	大洋洲
总人口 (百万人)	1950	230	1403	547	167	172	13
	1970	368	2135	656	286	231	20
	2011	1046	4207	739	597	348	37
	2030	1562	4868	741	702	402	47
	2050	2192	5142	719	751	447	55
城市人口 比例 (%)	1950	14.4	17.5	51.3	41.4	63.9	62.4
	1970	23.5	23.7	62.8	57.1	73.8	71.2
	2011	39.6	45	72.9	79.1	82.2	70.7
	2030	47.7	55.5	77.4	83.4	85.8	71.4
	2050	57.7	64.4	82.2	86.6	88.6	73
城市人口 年平均变 化率 (%)	1950-1970	2.47	1.52	1.02	1.61	0.72	0.66
	1970-2011	1.27	1.57	0.36	0.8	0.26	-0.02
	2011-2030	0.98	1.1	0.31	0.28	0.22	0.05
	2030-2050	0.96	0.74	0.3	0.19	0.16	0.12

资料来源: World Urbanization Prospects: The 2011 Revision。

(二) 城市化过程中全球土地利用变化

根据联合国资料,全球土地面积 13023 万平方公里,其中,耕地面积 1556 万平方公里,约占土地总面积的 12%,森林面积 3729 万平方公里,约占土地总面积的 29%,草原和生态林地面积 4585 万平方公里,约占土地总面积的 35%,居住点和基础设施面积 152 万平方公里,约占土地总面积的 1%,内陆水域 243 万平方公里,约占土地总面积的 2%,植物稀疏的不毛之地 2758 万平方公里,约占土地总面积的 21% (图 1-3,表 1-3) (FAO, 2011)。

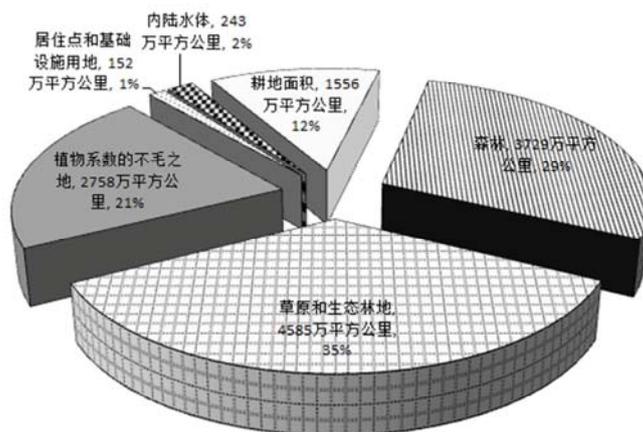


图 1-3 世界土地利用结构 (2000 年)

资料来源: FAO:The State of the world's Land and Water Resources for Food and Agriculture-Managing System at Risk, 2012。

表 1-3 全球主要土地利用的分布 (2000 年)

地区	全球土地面积的比例 (%)	耕地		森林用地		草原和生态林地	
		面积 (百万公顷)	比例 (%)	面积 (百万公顷)	比例 (%)	面积 (百万公顷)	比例 (%)
低收入国家	22	441	15	564	20	1020	36
中等收入国家	53	735	11	2285	33	2266	33
高收入国家	25	380	12	880	27	1299	27
地区	全球人口的比例 (%)	植物稀疏的不毛之地		居住点和基础设施		内陆水体	
		面积 (百万公顷)	比例 (%)	面积 (百万公顷)	比例 (%)	面积 (百万公顷)	比例 (%)
低收入国家	38	744	26	52	1.8	41	1.4
中等收入国家	47	1422	21	69	1	79	1
高收入国家	15	592	18	31	1	123	4

资料来源: FAO:The State of the world's Land and Water Resources for Food and Agriculture-Managing System at Risk, 2012。

关于全球城市建设用地面积,目前缺乏完整的统计资料。根据世界资源研究所资料,2000年全球城市化区域面积最大为474万平方公里,相当于全球土地面积的3.56%。而联合国粮农组织2005年根

据人口超过 10 万人的城市建成区面积统计，不计算基础设施开发占地，2000 年城市建成区面积为 40 万平方公里。美国林肯土地政策研究所通过对全球各国城市制图得出 2000 年全球城市土地覆盖面积为 605932 平方公里（表 1-4，表 1-5）。

表 1-4 全球城市土地覆盖面积（2000 年）

区 域	大城市（城市人口 10 以上）土地覆盖面积（平方公里）	小城市（城市人口 10 以下）土地覆盖面积（平方公里）	城市土地覆盖总面积（平方公里）
东亚和太平洋	42218	10760	52978
东南亚	12883	21565	34448
南亚和中亚	29705	30166	59871
西亚	12999	9714	22713
北非	5342	6775	12117
撒哈拉以南非洲	12778	13721	26499
拉丁美洲和加勒比海	43280	47952	91232
欧洲和日本	85871	88755	174626
土地资源丰富的发达国家	94759	36688	131447
发展中国家	159206	140653	299859
发达国家	180630	125443	306073
全球	339836	266096	605932

资料来源：Shlomo Angle et al. A Planet of Cities: Urban Land Cover Estimates and Projections for All Countries, 2000-2050, Lincoln Institute of Land Policy working paper(WP10SA3), 2010。

表 1-5 主要国家城市土地覆盖面积（2000 年）

国家名称	大城市（城市人口 10 以上）土地覆盖面积（公顷）	城市土地覆盖总面积（公顷）	城市土地覆盖占土地总面积比例（%）
中国	3814557	4716891	0.51

韩国	317933	347011	3.51
印度	1550107	3009533	1.01
土耳其	411953	848511	1.1
埃及	138851	260941	7.93
尼日利亚	214773	464192	0.51
南非	431530	506638	0.42
阿根廷	616783	1159555	0.42
巴西	1796758	4046935	0.48
墨西哥	526204	816721	0.42
日本	1513145	1513145	4.15
法国	666380	1534108	2.79
德国	1308317	1849484	5.3
意大利	614672	1654811	5.63
俄国	1234228	2596262	0.16
英国	616508	1386691	5.73
澳大利亚	602433	945733	0.12
加拿大	505002	863168	0.09
美国	8307885	11219686	1.22

资料来源: Shlomo Angle et al. A Planet of Cities: Urban Land Cover Estimates and Projections for All Countries, 2000-2050, Lincoln Institute of Land Policy working paper(WP10SA3), 2010。

对于世界土地利用变化进行分析, 在全球层面上, 自 1987 年以来, 总的趋势是森林面积减少, 农田、草原和生态林地和城市建设用地增加。森林主要变成为农田, 而以前作为农田的土地则变成了城市建设用地。1970-1995 年全球森林面积减少 4620 万公顷, 耕地和草地分别增加了 260 万公顷和 2200 万公顷。而每年转变成为了城市建设用地和高速公路的土地达到 100 万~3500 万公顷。就 2000 年世界土

地利用变化分析，森林面积年减少 7.3 万平方公里，年减少速度为 0.18%；城镇建设用地年增加 2 万平方公里，年增加速度为 5%，草地和农作物用地分别增加 2.9 万平方公里和 2.4 万平方公里，年增加速度分别达到 0.19%和 0.07%（表 1 -6）。

表 1-6 2000 年世界土地利用变化平衡表

单位：千平方公里，%

	农作物用地	森林用地	草原和生态林地	城市用地	年内减少	年减少比率 (%)
农作物用地	15138	43	20	16	79	0.52
森林用地	98	39699	30	2	130	0.33
草原和生态林地	10	14	34355	2	26	0.08
城市用地	0	0	0	380	0	0.00
年内增加	108	57	50	20		
年增加比率 (%)	0.71	0.14	0.15	5.26		
净变化	29	-73	24	20		
净变化率 (%)	0.19	-0.18	0.07	5.26		

资料来源：根据 Peter Holmgren. Global Land Use Area Change Matrix:Input to the Fourth Global Environmental Outlook(GEO-4), FAO, Working Paper134, Rome 2006 整理得到。

对于未来城市化发展的用地需求分析，到 2030 年城市建设用地将比 2000 年增加 2 倍（Parent J, Civco D, Blei A, et al, 2010）（表 1 -7）。

表 1-7 世界城市建设用地需求预测

区域	城市土地覆盖面积(公顷)	年均土地利用强度下降率(%)	城市土地覆盖预测面积(公顷)		
			2010 年	2030 年	2050 年
东亚和太平洋	5297771	0	6922496	9832882	11415385
		1	7650542	13273002	18820788

		2	8455156	17916678	31030233
东南亚	3444829	0	4751993	7164059	8995230
		1	5251765	9670468	14830626
		2	5804098	13053767	24451569
南亚和中亚	5987157	0	9343414	14328181	19732403
		1	10326069	19341021	32533232
		2	11412071	26107648	53638231
西亚	2271361	0	3712700	4993129	6104070
		1	4103168	6740020	10063909
		2	4534702	9098075	16592581
北非	1210398	0	1578159	2467566	3351866
		1	1744135	3330866	5526293
		2	1927567	4496199	9111317
撒哈拉以南非洲	2649953	0	3756818	7137538	12018214
		1	4151926	9634668	19814685
		2	4588588	13005442	32668892
拉丁美洲和加勒比海	9129990	0	10955230	14020883	15892480
		1	12107402	18926212	26202269
		2	13380748	25547714	43200239
欧洲和日本	17451401	0	17763548	18366127	18443921
		1	19631757	24791678	30408884
		2	21696447	33465265	50135774
土地资源丰富的发达国家	13144682	0	15069057	18490566	21103897
		1	16653883	24959654	34794443
		2	18405387	33692008	57366339
发展中国家	29991461	0	41020810	59944238	77509648
		1	45335007	80916257	127791802
		2	50102930	109225523	210693062
发达国家	30596083	0	32832605	36856693	39547818
		1	36285640	49751332	65203327
		2	40101834	67157273	107502113
全球	60587544	0	73853415	96800931	117057466
		1	81620647	130667589	192995129
		2	90204764	176382796	318195175

资料来源：Shlomo Angle et al. A Planet of Cities: Urban Land Cover Estimates and Projections for All Countries, 2000-2050, Lincoln Institute of Land Policy working paper(WP10SA3), 2010。

(三) 全球土地利用的变化方向及趋势

世界城市化发展的过程也是人类土地开发和利用能力不断提高

的过程。随着世界各国城市化水平的提高，世界土地资源的配置和土地利用结构更加趋向合理，土地节约集约利用水平日益提高。世界城市化过程中土地合理利用方向，因为不同国家自然、经济条件和历史文化背景的差异而有不同的选择，但是，总体上看，仍然可以归纳出以下几点。

1、根据人口流动和迁移趋势，推动城市土地开发

城市化是人口、经济和文化向城市空间集聚的过程。人口流动是城市形成的动力，把人口流动变成人口迁移是城市化的使命。由于人是世界上的精灵，人口流动和迁移具有理性，虽然受到各种自然、经济和文化因素的影响，但是经济因素具有决定意义，主要动机以经济为主。人总是向经济发达、生活水平提高和发展机会多的地方流动和迁移。城市开发顺应人口流动和迁移趋势，在工业、商业布局最佳的区位，投资和创业容易成功，就业机会增加的地方建设城市和发展城市，其必然会走向成功。例如，美国二次世界大战以后人口增长最显著的地区是美国北纬 37 度以南，即弗吉尼亚到加利福尼亚的所谓“阳光地带”——美国西部和西南部地区，是因为这里具有丰富的资源和广阔的空间，二战期间美国在这一地区建立了七大的军火工业以及航空、原子能和电子工业，是发展新兴工业的理想地区。1940~1993 年美国西部人口比重由 10.8% 上升到 21.7%，南部人口由 31% 上升到 35%。美国“阳光地带”是美国人口迁入最多的地区，1980~1987 年美国增加人口中有 2/3 是居住在此，在加利福尼亚和佛罗里达两州，移民占新增加人口的 50% 以上，也成为了美国城市土地开发和经济发

展相对成功的地区。1984~1992年加利福尼亚有1250平方公里的耕地转变成为了城市用地，佛罗里达1993城市建设用地面积是1973年的2.44倍。1990年美国确定的10大城市，纽约、洛杉矶、芝加哥、休斯顿、费城、圣迭戈、底特律、达拉斯、菲尼克斯、圣安东尼奥，其中有6个位于“阳光地带”。100万人以上的大城市由1950年的13个增加到1990年的19个，人口占美国总人口的55.6%(王旭,1990)。

2、提高城市建设用地标准，适应城市人居环境建设需要

从世界城市化过程中土地利用变化的实际情况分析，土地城市化快于人口城市化是一种常态。世界银行发布于2005年由Shlomo Angel等编写的《世界城市扩张动力学》的报告指出，人口规模超过10万人的城市在1990~2000年城市人口密度年均下降2.2%。按照此速度计算，到2030年这些城市人口比2000年增加20%，而土地面积将增加2.5倍。按照每个新增加人口计算，平均每个新增加城市人口相应增加的城市用地达到500平方米左右(Angel S、Sheppard S C、Civco D L、et al, 2005)。美国、印度、南美各国普遍存在城市用地扩展速度快于人口增长速度的情况，美国城市用地需求量和人口增长的弹性系数为1.58，印度为1.62，南美为1.25(Shoshany M、Goldshleger N., 2002)。根据谈明洪等研究，我国1984年到2001年城市建成区面积增加了173.7%，城市市区非农人口增长了109%，城市用地需求量和人口增长的弹性系数达到了1.59(谈明洪, 2005)。出现这种现象的原因，应该归结为经济发展，人们财富和收入增加促进了城市化过程中人均建设用地需求上升，直接表现人们对于城市人居环境建设提出更高的

要求，人均住房面积增大，基础设施配套更加完善，人均道路和绿化面积等用地需求也更多。

3、加快中心城市建设和发展，增强全球化竞争能力

当今世界已经进入全球化时期，核心城市间的竞争成为国家竞争的重要体现。以大城市为依托加快城市化进程，成为世界各国城市化的合理选择。大城市的建设和发展，使得各个国家的城市体系呈现出“大集中，小分散”的特点，即从一个国家或地区看，人口、经济和文化空间集聚趋势明显，在有限的区域范围内形成了城市带或者城市群。从某个大城市分析，它又存在着明显的空间扩散趋势，在大城市周围建立新城，形成众多卫星城市（刘卫东，1999）。

对于世界大都市区土地利用结构进行分析，其建设用地总规模一般都经历了“缓慢增长—加速增长—低速增长—基本稳定”的变化轨迹，达到稳定阶段的城市，建设用地的极限规模一般占都市区总用地面积的20%~30%（石忆邵、彭志宏、陈永鉴等，2010）。建设用地中居住用地、交通用地和绿地比例较高，建设用地开发率由市中心向外逐渐降低。在大城市中心区，商业用地、办公楼和高层住宅相对较多，土地利用呈现出同心圆结构或者扇形结构。在城市周围出现专业性副中心或者中等城市，其土地利用受到主导产业影响，产业用地主要为工业用地，或者旅游用地，专业市场、商业用地也占有较大比例，居住用地以多层住宅或者独户住宅为多，生活空间相对宽阔。

巨型城市群的形成也改变了原来城市郊区以农副产品生产供应为主的土地利用状况，郊区农业向都市农业发展，除建立起工厂化生

产的高效率的设施农业外，园艺农业、观光农业等占有较大比重，农业生态功能更加突出。

4、推动城市更新和产业结构升级，实施土地二次开发

城市发展不是线性的，繁荣与衰退的周期波动会带来城市发展的震荡，保持城市繁荣，防止衰退，需要城市不断地进行自我更新，推动城市转型和产业结构升级。一般说来，城市更新的在发达国家重点是城市中心区的复兴和老工业基地的改造，而在发展中国家城市人居环境的改良更加迫切。城市更新主要是通过增加城市基础设施和住房投资，改良人居环境，引进和发展新兴产业，增强城市经济活力，变“棕地”为“绿地”等途径实施。城市土地二次开发是对于旧城用地的再利用，以进行城市用地重划和整理，美化城市环境，改造旧城贫民窟、对工业棕地再开发等方式，通过土地用途改变和土地利用结构调整来保证城市发展的用地供给。例如，美国 1960 年代试图通过城市更新重振城市雄风，恢复城市中心功能，联邦政府对城市更新进行了大量投入。单是 1966 年开展的“城市示范计划”，到 1973 年止，在 1000 平方英里的城市土地上实施了 2000 多个更新项目，拆除了 60 万左右的单元房屋，搬迁了 200 万居住人口。继而在同样的土地上建设了 25 万单元的新房屋，另外有 1.2 亿平方英尺的公寓和 2.24 亿平方英尺的商业用房也建成于此类土地上（刘建芳，2010）。旧城改造大大提高了城市土地的集约利用水平，也使得城市土地利用更加合理。例如，美国城市芝加哥，曾是一个以制造业为中心的城市，遇到过钢铁业发展停滞的瓶颈，但从 20 世纪 70 年代起开始向服务业转

型，成为多元化经济发展的典范。1990年至2002年期间，芝加哥服务型经济的重要地位急速提升，10年间服务业就业岗位总量增长了82%，达到56.58万人，其中大芝加哥地区共有外资企业3400家，提供就业岗位24万个（吕维娟，2006）。目前，芝加哥已被称为美国的制造之都、经贸之都、会展之都、文化教育和工业中心，成为美国仅次于纽约和洛杉矶的第三大都会区。城市更新和产业升级，使得城市住宅用地和服务业用地比重趋升。例如，芝加哥都市区居住用地占城市用地比例由1970年的24.1%上升到1990年43.27%。商业服务用地占城市用地比例由1970年的4.6%上升到1990年6.36%（石忆邵、彭志宏、陈永鉴等，2010）。城市地下空间的开发，城市地铁、地下停车场、商店、仓库等等的开发，也大大减少了对城市建设用地的占用。

5、实现城市土地低碳利用，树立城市可持续发展目标

城市在现代社会中占据中心和主导地位，既是各类可持续发展问题的高发地、矛盾交织的难点和焦点，又是全社会可持续发展能力建设的行动重点和战略支点。只有城市走上可持续发展之路，才会有国家乃至全球的可持续发展。以城市可持续发展为目标，人们提出了资源节约型城市、生态城市、森林城市、智慧城市、低碳城市等城市发展方式，城市土地的低碳利用越来越成为城市建设和发展的重要方向。研究表明，不同产业空间的碳排放能力明显不同：农业空间为 $0.06\text{t}/\text{hm}^2$ ，生活和工商业空间 $55.16\text{t}/\text{hm}^2$ ，交通空间为 $49.65\text{t}/\text{hm}^2$ ，渔业和水利空间为 $0.09\text{t}/\text{hm}^2$ ，而林地碳吸纳强度为 $0.49\text{t}/\text{hm}^2$ （赵荣

钦、黄贤金、钟太洋，2010)。可见，城市土地低碳利用必须尽力控制城市建设用地规模，并注意保护城市水面和扩大城市绿化，它同资源节约型城市、生态城市、森林城市的要求完全一致。城市土地低碳利用，提倡土地混合利用，节能减排，建设绿色建筑和生态住宅，尽力减少城市就业和居住距离，倡导职住平衡，步行可达，公交导向开发，提高绿色出行比例，它和新城市主义、城市理性增长、紧凑型城市建设和发展模式相吻合。城市土地低碳利用和城市土地节约集约利用本质上完全一致。

二、发达国家城市土地集约利用的经验和教训

土地集约利用如果只从单位面积土地投入、土地产出或者投入-产出效率分析，目前世界上土地利用集约水平高的国家主要是发达国家。发达国家土地利用集约水平高，一方面是目前世界上发达国家占据了世界上最佳的地理区位，其资源禀赋条件优于发展中国家；另外一方面发达国家利用它在国际贸易和生产地域分工中有利位置，赢得了比发展中国家更加有利的土地利用条件。此外，更加重要的是发达国家科学技术全球最发达，体现了科学技术是第一生产力，也是对于市场对于土地资源高效配置作用的实证。

发达国家在城市土地利用管理上最为成功的是在发挥市场对土地资源配置的基础性作用的同时，实现了土地利用规划的实施、管理和控制。发达国家城市土地集约利用面临最严重的挑战是城市蔓延。

（一）发达国家城市土地集约水平分析

1、城市人均用地水平

城市人均用地水平是城市发展过程中城市建设的自然、经济和历史因素综合作用的结果。一般说来，城市所在地区的土地资源丰富，城市发展空间宽广，城市人均用地水平就高（表 2-1）。随着城市的发展，城市规模越大，其集聚效应和规模经济效益越明显，单位土地承载人口多，城市人均用地水平就降低（图 2-1，表 2-2）。随着社会发展，人均生活水平不断提高，人均住房面积扩大，城市公共设施越来越完善且占用土地多，城市人均用地水平也升高（表 2-3）。

表 2-1 世界 50 万人口以上城市人均用地面积（2001 年）

城市人口规模	城市 (个)	人口 (万人)	占 50 万人口以上 城镇人口比例 (%)	人口密度 (人/平方公里)	人均用地面积 (平方米/人)
500 万人以上	46	4570	36.8	10650	94
250~50 万人	64	2168	17.4	7850	127
100~250 万人	232	3449	27.7	7300	137
50~100 万人	341	2248	18.1	7100	141
合计	683	12435	100	7450	134

资料来源：<http://www.demographia.com/db-worlduasizeclass.htm>。

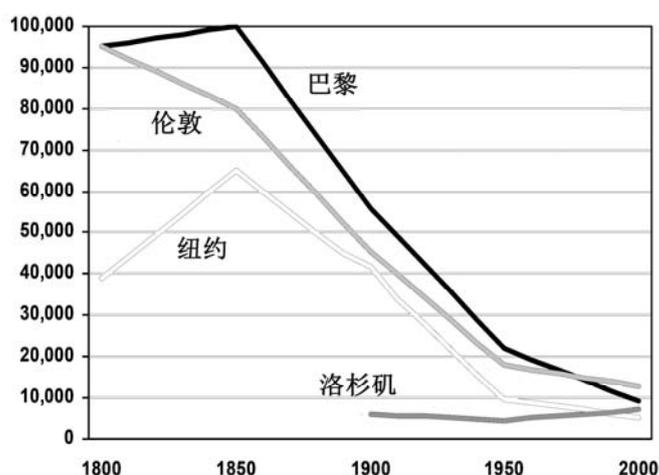


图 2-1 纽约、伦敦、巴黎、洛杉矶 1800~2000 年人口密度变化 (人/平方英里)

资料来源：<http://www.demographia.com/c-histdens.jpg>。

表 2-2 世界主要国家和地区 50 万人口以上城市人均用地面积（2006 年）

国家和地区	城市数 (个)	总人口 (百万)	人口密度 (人/平方公里)	人均用地面积 (平方米/人)
高收入城市	192	408.7	3100	322.6
欧洲	63	107.2	3050	327.9
欧洲（英国境外）	53	88.2	2850	350.9
欧洲（英国）	10	19.1	4100	243.9
美国	71	140.3	1150	869.6
加拿大	9	13.8	1550	645.2
西半球（美国和加拿大除外）	1	2.2	950	1052.6
澳大利亚	5	10.4	1450	689.7
新西兰	1	1.1	1950	512.8
日本	16	72	4800	208.3
中国（香港和澳门）	1	6.5	29400	34.0
亚洲（中国和日本除外）	25	55.1	7600	131.6
中低收入城市	492	844.7	9200	108.7
欧洲（俄罗斯除外）	29	41.2	4750	210.5
中国	102	141.2	10550	94.8
印度	61	121.7	15700	63.7
俄罗斯	36	42.1	5250	190.5
亚洲（中国、俄罗斯和印度除外）	95	187.2	9750	102.6
非洲	75	128	8200	122.0
中美洲和南美洲	94	183.3	6650	150.4
总计	684	1253.4	7500	133.3

注：高收入城市指国内生产总值的人均购买力（PIB）2003 年超过 17, 500 美元的城市。

资料来源：<http://www.demographia.com/db-intlua-area2000.htm>。

表 2-3 世界 50 万人口以上主要城市人均用地面积

城市	人口密度 (人/平方公里)	人均城市用地 (平方米/人)	数据时点	城市	人口密度 (人/平方公里)	人均城市用地 (平方米/人)	数据时点
香港 (中国)	26100	38.31	2011	巴黎 (法国)	3800	263.16	2008
东京 (日本)	4400	227.27	2010	柏林 (德国)	2900	344.83	2010
大阪 (日本)	5300	188.68	2010	法兰克福 (德国)	3400	294.12	2001
米兰 (意大利)	2800	357.14	2010	库玛西 (加纳)	9000	111.11	2000
布宜诺斯艾利斯 (阿根廷)	5200	192.31	2010	伊斯坦布尔 (土耳其)	9600	104.17	2011
悉尼 (澳大利亚)	1900	526.32	2011	孟买 (印度)	31700	31.55	2011
里约热内卢 (巴西)	5700	175.44	2010	德黑兰 (伊朗)	9800	102.04	2011
多伦多 (加拿大)	2700	370.37	2011	蒙巴萨 (肯尼亚)	12300	81.30	2010
温哥华 (加拿大)	1900	526.32	2011	内罗毕 (肯尼亚)	8000	125.00	2008
北京 (中国)	5200	192.31	2010	墨西哥城 (墨西哥)	9800	102.04	2010
广州 (中国)	5600	178.57	2010	平壤 (朝鲜)	17300	57.80	2010
杭州 (中国)	5800	172.41	2010	卡拉奇 (巴基斯坦)	26000	38.46	2011
昆明 (中国)	5700	175.44	2011	马尼拉 (菲律宾)	14800	67.57	2010
南京 (中国)	5100	196.08	2010	莫斯科 (俄罗斯)	3600	277.78	2010
上海 (中国)	6200	161.29	2010	新加坡 (新加坡)	10200	98.04	2010
深圳 (中国)	7200	138.89	2010	首尔 (韩国)	10600	94.34	2010
沈阳 (中国)	6400	156.25	2010	新德里 (印度)	11800	84.75	2011
武汉 (中国)	6800	147.06	2010	伦敦 (英国)	5900	169.49	2011
台北 (中国)	7300	136.99	2010	河内 (越南)	8900	112.36	2009
开罗 (埃及)	9100	109.89	2011	曼谷 (泰国)	6200	161.29	2010

资料来源: <http://www.demographia.com/db-worldua.pdf>。

此外,就具体城市分析,每个城市,特别是大都市区,其中心城区人口密度高,人均用地少;城市人均用地一般是自市中心向郊区依

次递增（表 2-4）。

表 2-4 主要城市中心区人均用地面积

城市区域	面积（平方公里）	人口密度（人/平方公里）	人均建设用地（平方米/人）	数据时点	
巴黎市区	601	20164	50	1999	
东京都区部	621.8	13800	72	2007	
悉尼城	26.15	6119	163	2008	
伦敦	内伦敦	321	9346	107	2006
	外伦敦	1263	3618	276	2006
	大伦敦	1584	4779	209	2006

资料来源：根据石忆邵等编著《国际大都市建设用地规模与结构比较研究》，中国建筑工业出版社，2010。

2、发达国家城市单位土地面积经济产出

单位城市土地面积经济产出和生产力发展水平紧密联系。根据联合国环境开发署的分析，发达国家城市土地利用单位面积经济产出明显高于发展中国家（表 2-5）。城市规模越大，生产要素质量越高，工业经济发达，第三产业在国民经济中比重大，单位面积城市土地面积经济产出就越高。特别是高科技园区，科技进步的作用突出，单位面积城市土地面积经济产出也就更加高（表 2-6）。

表 2-5 亚太若干国家 1990 年城市土地单位面积经济产出及其 2005 年估计值

国家	1990 年 （万美元/平方公里）	2005 年 （万美元/平方公里）
澳大利亚	500.00	1000.00
中国	166.67	500.00
印度	90.91	166.67
印度尼西亚	333.33	333.33

日本	2500.00	5000.00
哈萨克斯坦	76.92	166.67
韩国	1250.00	2500.00
老挝	50.00	66.67
巴布亚新几内亚	71.43	76.92
泰国	250.00	500.00

资料来源：http://www.unep.org/roap/Portals/96/REEO_AP_CH5_Land.pdf，
Kerry Collins，1996。

表 2-6 国外主要城市及我国香港、台北单位土地面积经济产出

都市名称	地域范围	建设用地面积 (平方公里)	建设用地 GDP(亿 美元/平 方公里)	商业用 地 GDP(亿 美元/平 方公里)	工业用 地 GDP(亿 美元/平 方公里)	办公用 地 GDP(亿 美元/平 方公里)	数据 时点
大巴黎地区	包括巴黎市和埃松、塞纳—马恩、伊夫林、上塞纳、塞纳—圣但尼、瓦勒德马恩、瓦勒德瓦兹等 1 市和 7 省。土地总面积 12011 平方公里	2723	2.31				2006
东京都	包括 23 区、26 市、5 镇和 8 村) 土地总面积 2187 平方公里。	564.3	14.788	106.933	21.136		2007
纽约市	包括纽约市 5 区。土地总面积 1214.4 平方公里	619.26	7.72	76.62			2006
新加坡	土地总面积 707.1 平方公里	47.59	40.71	561.78	63.83	276.91	2007
香港(中国)		259	62.4				2007
悉尼城	指 2004 年悉尼中心和南悉尼合并后由悉尼市议会管理的地域。土地总面积 26.15 平方公里。	26.15	24.09	100.32			2004
台北内湖科技园(中国)	位于台北市内湖区西南隅。总占地面积 768.5 公顷。	0.39	890 (地均企业营业收入)				2004

台北大弯南段工业园(中国)	位于台北大弯南段。	0.12	450(地均企业营业收入)			2004
台北南湾软件工业园(中国)	位于台北市南港区三重路台肥公司南港厂旧址。总占地面积10公顷。	0.018	2420(地均企业营业收入)			2004

资料来源:整理自石忆邵等编著《国际大都市建设用地规模与结构比较研究》,中国建筑工业出版社,2010。

单位面积城市土地面积经济产出和城市土地区位及土地用途相关。城市中心区产业层次水平高,主要为金融保险业、专业技术服务业、艺术与娱乐业、商业和出版印刷、食品加工、服装业等城市工业布局,其单位面积城市土地面积经济产出也是一个城市中最高的。一般说来,从城市中心向外到郊区,单位面积城市土地面积经济产出逐渐下降(表2-7,表2-8)。同时,即使同是工业用地,由于行业不同,需要的劳动力素质、资金密集度、技术密集度和用地需求不一样,城市土地面积经济产出也很不相同(表2-9)。

表2-7 东京、纽约、巴黎大都市圈产业布局与单位土地面积经济产出(2002年)

		面积(平方公里)	主导产业	地均雇员(人/平方公里)	地均产出(万美元/平方公里)
东京大都市圈	东京都	2102	服务业、批发零售业、金融业、出版印刷业	4091	37192
	内圈	11178	批发零售业、石油及化学工业、钢铁业	960	5633
	外圈	23068	农林渔业、机械制造业	171	1203
纽约大都市圈	纽约市	800	金融保险业、专业技术服务业、服装业	3048	56064
	内圈	18639	化学工业、批发零售业	206	4185
	外圈	17636	农林渔业、建筑业	25	341
巴黎大	巴黎市	105	金融业及企业服务业、商业、服装业	14268	203676

都市圈	内圈	657	化学工业	2607	34015
	外圈	11250	农林渔业、汽车制造业	143	1459

注：服务业主要包括信息服务业、广告业、会计服务业、法律服务业、物品租赁、建筑服务业、会展业等。

资料来源：高汝熹等.2007 中国都市圈评价报告[M]上海：人民出版社，2008：235。

表 2-8 东京、纽约、巴黎等都市核心圈主导产业布局与单位土地面积经济产出
(2002 年)

		面积(平方公里)	主导产业	地均雇员 (人/平方公里)	地均产出 (万美元/平方公里)
东京都	都心三区	42	服务业、批发零售业、金融业、出版印刷业	57875	——
	内环	580	服务业、批发零售业、出版印刷业	8103	——
	外环	1565	批发零售业、服务业、出版印刷业、电气机械设设备业	939	——
纽约市	曼哈顿	60	金融保险业、专业技术服务业、艺术与娱乐业、批发贸易业、服装业、出版印刷业	24397	523899
	内环	466	制造业、零售贸易业、医疗与社会救助	1464	20429
	外环	259	制造业、零售贸易等本地型服务业	976	8880
巴黎市	中心 4 区	9	企业服务业、金融业、出版印刷业、纺织服装业	48875	723556
	内环	19	政府和教育服务、企业服务业、纺织服装业、出版印刷业	18754	——
	外环	79	政府和教育服务、企业服务业、商业	8885	——

资料来源：高汝熹等.2007 中国都市圈评价报告[M].上海：人民出版社，2008：235。

表 2-9 东京若干工业行业单位土地面积经济产出变化

单位：亿元/平方公里

工业行业	1985 年	1990 年	1995 年	2000 年
出版印刷业	263	1039	2351	2320

精密机械设备制造业	133	511	952	1093
电气机械设备制造业	94	423	1062	1045
服装和其他纤维产品制造业	55	220	371	635
化学工业	58	225	525	440
食品制造业	63	189	428	417
一般机械设备制造业	40	160	351	401
运输机械设备制造业	40	177	299	295
石油煤炭产品制造业	39	130	276	275
塑料产品制造业	47	148	242	256
金属产品制造业	35	120	239	206
钢铁工业	40	126	215	184
橡胶产品制造业	34	89	189	181
纸浆和纸品制造业	30	91	194	163

资料来源：李国平等.产业空间：北京市产业用地分析、评价与集约利用研究[M].北京：中国经济出版社，2008：46。

3、发达国家城市规划对于城市土地开发和利用的控制

由于土地利用的外溢效应非常明显，世界各国对于城市土地开发和利用均会通过城市规划和土地利用规划予以控制和管理。

在市场经济条件下，规划的目的可能不再是限于制定城市发展技术方案和描绘蓝图，而是城市土地利用管理的重要工具。规划的战略性和科学性、实践性，越来越体现在对于城市发展和土地利用的引导功能，土地利用权利人的利益保障功能，房地产市场预测和风险防范功能和城市开发和管理公众参与平台功能上。

国外城市规划对于城市土地开发和利用的控制指标，主要包括：

- (1) 规划目标指标（表 2-10）；

表 2-7 加拿大卡尔加里市发展规划中关于土地利用和流动性的核心指标

序号	核心指标	计 量 内 容
1	城市扩张	随着建成区面积扩大的人口增长
2	密度	每公顷居住人口和工作岗位数
3	人口和就业均衡	人口和工作岗位比率
4	土地混合利用	土地利用多样性指数
5	混合居住	居住混合指数
6	道路和街道基础设施	道路与街道的比例
7	基本交通网络的可达性	距离公交转换站点 400 米以内的居住人口和就业人口数量占总量的比率
8	公共交通服务	每年每人使用公共交通的时数
9	货物流通	距主要货物运输网络 1600 米之内的多式联运和仓储设施和仓储设施占总量的比例
10	运输模式分流	所有的目的和行程中全城 24 小时步行和骑自行车的模式分流比例； 所有的目的和行程中全城 24 小时公共交通的模式分流比例； 所有的目的和行程中全城 24 小时汽车的模式分流比例
11	无障碍日常需求	位于主要活动中心、社区中心、城市和邻里走廊 600 米范围内的人口比率
12	流域健康	不透水的地面面积比率
13	城市森林	树冠覆盖面积比率
14	区域能源	区域能源系统强度支持的土地面积比率

资料来源：

<http://www.calgary.ca/Transportation/TP/Pages/Planning/Calgary-Transportation-Plan/Core-Indicators-for-Land-Use-and-Mobility.aspx>。

(2) 土地利用用途管制、空间管制和强度控制指标 (表 2-10, 表 2-11 和表 2-12)；

表 2-10 韩国城市规划用途分区和管制

按照用途划分		开发内容	
用途地域	居住地域	居住专用	低层住宅
		一般住宅	独立住宅、联立、低层及高层公寓
		准居住	居住、商业混合利用
	商业地域	中心商业	原则上应利用为商业及其他便利设施
		一般商业	
		邻近商业	
		流动商业	
	工业地域	专用工业	原则上应利用为工业及服务设施
		一般工业	
		准工业	居住+轻工业混合利用
	绿地地域	保护绿地	为绿地保护及防止城市无序扩张而利用
		生产绿地	
自然绿地		可限制性利用	
用途地区	公寓地区	公寓的组团性开发	
	自然聚落地区	绿地地域内的聚落整治	
	风景、美观、高速公路、空港、设施保护、城市设计、公寓、防灾、娱乐、居民聚住区	为达到地区特定目标,可依据建筑法限制开发,受到建筑管制的地区	
用途区域	市街化调整区域	防止无序的市街化	
	特定设施限制区域	防止人口集中	
	开发限制区域	防止无序的城市扩张	
	城市开发预定区域	居住、商业用途的城市开发	
	详细规划区域	宅地开发预定地区、土地区划整事业地区、市街地形成事业设施地区	
	直辖规划区域	2个以上城市规划区域	

资料来源:朴寅星.韩国土地开发及供应政策, 中韩土地政策研究(第一辑), 2001: 79。

表 2-11 德国土地利用兼容性一览表

用地类型	许可	特例许可
小型居住用地 (WS)	小型居住； 小商店、小酒馆、小饭馆； 无干扰的手工业企业	带有不超过两所住宅的其他居住建筑； 为教堂、文化、社会、卫生和体育运动目的服务的设施； 加油站； 无干扰的工商业
纯居住用地 (WR)	住宅建筑	服务于满足本地区居民日常需求的商店、无干扰的手工业企业以及小型的旅馆业； 为社会目标以及居民需求服务的设施； 为教堂、文化、卫生和体育运动服务的设施
综合居住用地 (WA)	住宅建筑； 服务于商店、小酒馆、小饭馆以及无干扰的手工业企业的用地的供给； 为教堂、文化、社会、卫生和体育运动目的服务的设施	旅馆业； 其他无干扰的工商业； 行政管理设施； 园艺业； 加油站
特殊居住用地 (WB)	住宅建筑； 商店、旅馆业、小酒馆、小饭馆； 其他工商业； 商贸建筑、写字楼建筑； 为教堂、文化、社会、卫生和体育运动目的服务的设施	主要行政管理设施； 娱乐场所，只要是出于用途和规模的原因，在核心用地不被许可； 加油站。 基于城市建设的特殊理由时，可以规定： 特定的建筑楼层只能用作居住； 建筑物中许可的楼层面积的特定比例，或者楼层中的特定面积作为居住利用
村庄用地 (MD)	农村和林业生产单位以及相关的住宅； 小型居民点； 其他居住建筑； 农业和林业产品加工和收集的设施； 零售业、小酒馆、小饭馆以及旅馆业； 其他工商业； 为地方行政管理以及教堂、文化、社会、卫生和体育运动目的服务的设施； 园艺业； 加油站	娱乐场所，只要其由于用途和规模的原因，在核心用地不被许可
混合使用用地 (MI)	住宅建筑； 商贸和写字楼建筑； 零售业、小酒馆、小饭馆以及旅馆业； 其他工商业； 为行政管理以及教堂、文化、社会、卫生和体育运动目的服务的设施；	娱乐场所，只要其由于用途和规模的原因，在核心用地不被许可

	园艺业； 加油站	
核心用地 (MK)	商贸建筑、写字楼和行政管理建筑； 零售业、小酒馆、小饭馆、旅馆业、娱乐场所； 其他没有重大干扰的工商业； 为教堂、文化、社会、卫生和体育运动目的服务的设施； 与立体停车库和大型车库相联系的加油站； 为监管和执勤人员服务的住宅，以及为企业所有者和业务负责人服务的住宅； 根据建造规划控制要素规定的其他住宅	其他加油站； 其他住宅。 基于城市建设的特殊理由时，可以规定： 特定的建筑楼层只能用作居住； 建筑物中许可的楼层面积的特定比例，或者楼层中的特定面积作为居住利用
轻工业用地 (GE)	各种类型的轻工业、仓库、堆场和公共企业； 商贸建筑、写字楼和行政管理建筑； 加油站； 为体育运动服务的设施	建筑体量为从属性的（指建筑体量较小、视觉上不突出），为监管和执勤人员服务的住宅，以及为企业所有者和业务负责人服务的住宅； 为教堂、文化、社会、卫生目的服务的设施； 娱乐场所
工业用地 (GI)	各种其他用地不许可的工商业、仓库、堆场和公共企业； 加油站	建筑体量为从属性的，为监管和执勤人员服务的住宅，以及为企业所有者和业务负责人服务的住宅； 为教堂、文化、社会、卫生目的服务的设施
特殊用地 (SO) 中的周末度假区	周末度假住宅区； 度假住宅区； 宿营地	
其他的特殊用地 (SO)	与其他用地类型不同的地区； 旅游区； 商店用地； 购物中心和大面积的交易场所地区； 会展中心用地、展览和会议中心用地； 高等院校用地； 医院用地； 港口用地； 研究和开发设施用地，以及使用再生能源（如风能和太阳能）用地	

资料来源：BauNVO1990。

表 2-12 德国城乡规划强度控制指标上限规定

用地类型	建筑密度	容积率	建筑体积率
小型居住用地	0.2	0.4	——
纯居住用地	0.4	1.2	——
综合居住用地	0.4	1.2	——
特殊居住用地	0.6	1.6	——
村庄用地	0.6	1.2	——
混合使用土地	0.6	1.2	——
核心用地	1	3	——
轻工业用地	0.8	2.4	10
工业用地	0.8	2.4	10
其他特殊用地	0.8	2.4	10
周末度假区用地	0.2	0.2	——

资料来源:殷成志.德国城乡规划法定图则[M].北京:清华大学出版社,2013:53。

(3)基础设施配套需求指标和土地使用标准(表 2-13,表 2-14,表 2-15,表 2-16);

表 2-14 购物中心类型和规模

购物中心类型	概念	用地和建筑规模	标志特征	服务距离
区域购物中心	一般商业:时尚购物中心(一般是封闭的)	40~100 英亩, 40~80 万平方英尺	50%~70% 百货: 儿童百货; 大卖场; 时装	5~15 英里
超大型区域购物中心	类似于区域购物中心, 商品更加丰富	60~100 英亩, 81 万平方英尺以上	50%~70% 百货: 儿童百货; 大卖场; 时装	5~26 英里
邻里中心	便利店	3~15 英亩, 3~15 万平方英尺	30%~51% 超市	3 英里
社区中心	一般商品:便利店	10~40 英亩, 40~83 万平方英尺	50%~70% 折扣百货; 超市; 药店; 家居店; 特色、折扣服装	3~6 英里

综合服务中心	高级全国连锁专卖店:室外餐饮和娱乐	10~40 英亩, 一般 15~50 万平方英尺	0~50% 一般不是传统意义的 地标; 可能是书店等 其他类型的零售店; 电 影院; 小百货	8~12 英里
园林式购物中心	分类主导的地标, 很少小店	25~80 英亩, 25~ 60 万平方英尺	75%~90%	5~15 英里
主题公园/节日中心	休闲:旅游相关的零 售服务	5~25 英亩, 8~25 万平方英尺	餐饮; 娱乐	——
奥特莱斯	厂家奥特莱斯店	10~50 英亩, 5~ 40 万平方英尺	厂家奥特莱斯店	25~75 英里

资料来源: Ellen Dunham-Jones and June Williamson. 郊区改造: 转变郊区发展模式的城市设计方法. 左晓璇等译[M]. 北京: 电子工业出版社, 2013: 61。

表 2-14 美国城市交通密度

人口密度 (人/平方英里)	交通密度(车辆里程英里/平方英里)	人口密度 (人/平方英里)	交通密度(车辆里程英里/平方英里)
4000 以上	98234	2000~3000	60994
3000~4000	70657	2000 以下	41494

资料来源: <http://www.publicpurpose.com/ut-uzadensetr.pdf>。

表 2-15 美国国家休闲与公园协会(NRPA) 建议的休闲与开放空间设置标准

组成部分	用途	服务面积	最佳规模	千人指标	场地最佳特征
地方性的或离家较近的空间					
迷你公园	服务于集中或有限的人口 或特定群体的专门设施	半径小于 1/4 英里	1 英亩或 以下	0.25~ 0.5 英 亩	在邻里内部并靠 近公寓、联排住宅 或老人住宅
邻里公园 /游乐园	用于集中的娱乐活动, 如 场地游戏、球类活动、滑 冰、野餐等, 还包括涉水池 和运动器械区	半 径 1/4~1/2 英 里, 不超 过 5000 人 (邻里)	15 英亩以 上	1.0~2. 0 英 亩	适宜集中开发; 与 邻里居民有便捷 联系; 宜位于地理 中心并有着安全 的步行和自行车 交通环境, 可兼作 为学校设施

城镇公园	多元化环境质量的区域；可以是集中的娱乐设施，如综合运动场和大型游泳池；也可以是自然品质的户外游憩场所，可进行散步、眺望、静坐、野餐等活动；也可以是以上的综合，取决于场地的适应性和社区的需求	半径 1~2 英里，几个邻里	25 英亩以上	5.0~8.0 英亩	可包含水体等自然因素；适宜集中开发的地区；应与所服务的邻里有便捷的联系
离家较近的休闲与开放空间总量指标为 6.25~10.5 英亩/千人					
区域性空间					
区域公园或大都市区公园	自然的或具有观赏品质的户外休闲区域，可进行野餐、划船、垂钓、游泳、露营、骑车等活动；可以设置游戏场地	若干城镇共用，驱车 1 小时的范围	200 英亩以上	5.0~10.0 英亩	邻近或通向自然资源
区域公园保护地	具备自然品质、供自然导向型户外休闲活动的区域，可开展自然景观和野生动植物栖居地的观赏与研究、自然保护、游泳、野餐、骑马、垂钓、划船、露营、骑车等活动；可以设置活动场地；80%的用地应作为自然资源保护与管理之用，用作休闲娱乐的用地不超过 20%	若干城乡共用，驱车 1 小时的范围	1000 英亩以上，应为自然资源的保护与管理提供足够的面积	不 确 定	多样化的或独特的自然资源，如湖泊、溪流、草场、植物、动物、地貌
区域性开放空间总量指标为 15 英亩/千人					
可能是地方性的也可能是区域性的，具有城镇特色的休闲与开放空间					
带状公园	可供一种或多种形式休闲旅游的区域，可进行远足、骑车、雪橇、骑马、穿越滑雪、独木舟和驾驶等活动；也可以包括活动场地	无相关标准	应满足保护资源和提供最大化利用的要求	不 确 定	建立在自然廊道上，如基础设施走廊、松软地带、绿化带和道路；这些廊道可以联系其他公共设施的休闲娱乐部分，如学校、图书馆、商业区或其他公园

特殊用途	特定或单一用途的休闲活动区域，如高尔夫球场、自然中心、码头、动物园、保护地、植物园、花园、舞台、室外剧场、射击场、滑雪场、重要的古代建筑或遗址；也可以是临近商业中心、林荫道和公园道路的广场	无相关标准	取决于想要的规模	不确定	在城镇内部
保护地	用于自然资源和文化环境的保护与管理，娱乐作为次要用途	无标准	足够保护资源	不确定	不确定，取决于需要保护的资源

注：尽管称为“标准”，NRPA 强调这些指标实际上更应被视为“导则”，供城镇建立自己的标准参考。

资料来源：NRPA-Suggested classification system (Lancaster 1983, 56-57)。

表 2-16 美国学校设置的建议性标准

	托儿所	小学	初级中学	高级中学
人口特征	60 个适龄儿童/千人 (275~300 户)	75 个适龄儿童/千人 (275~300 户)	75 个适龄儿童/千人 (275~300 户)	75 个适龄儿童/千人 (275~300 户)
学校规模				
最少	4 班 (60 人)	250 人	800 人	1000 人
平均	6 班 (90 人)	800 人	1200 人	1800 人
最大	8 班 (120 人)	1200 人	1600 人	2600 人
服务人口				
最少	4 班，服务 1000 人 (275~300 户)	1500 人	10000 人 (2750~3000 户)	14000 人 (3800~4000 户)
平均	6 班，服务 1500 人 (425~450 户)	5000 人	16000 人 (4500~5000 户)	24000 人 (6800~7000 户)
最多	8 班，服务 2000 人 (550~600 户)	7000 人	20000 人 (5800~6000 户)	34000 人 (9800~10000 户)
所需面积				
最小	4 班，4000 平方英尺	7~8 英亩	18~20 英亩	32~34 英亩
平均	6 班，6000 平方英尺	12~14 英亩	24~26 英亩	40~42 英亩
最大	8 班，8000 平方英尺	16~18 英亩	30~32 英亩	48~50 英亩

服务半径				
最佳	1~2 街坊	1/4 英里	1/2 英里	3/4 英里
最大	1/3 英里	1/2 英里	3/4 英里	1 英里
一般位置	靠近小学或者城镇中心	临近住区中心，临近或紧邻其他公共设施	靠近居住区中心，离开主要机动车道路	便于到达的中心位置，靠近其他城镇公共设施，紧邻公园

注：这些标准可以作为指定地方自身标准的一个起点，地方还应根据当地教育政策、住宅密度、当地每户学龄儿童数量对此进行调整。

资料来源：DeChiara, and koppelman 1982, 374-75, and Dechiara, Panero, and Zelnik 1995, 208-14。

(4) 城市生态环境保护和建设指标 (表 2-17)。

表 2-17 加利福尼亚萨克拉门托城市不同区域的设计数据

	郊区	城区
住区密度 (净户数/英亩)	0.2	35
开敞地占用地面积比率(%)	20	5
工作岗位(个/平方英里)	10	30000
街道密度(道路中心线长度/平方英里)	1	25
离住区最近商店的平均距离(米)	25000	400
汽车使用里程(英里/人/天)	35	10
水资源使用(加仑/人/天)	200	50
能源使用(MMBt/人/天)	200	100
非点源污染(千克/人/年)	0.04	0.01
主要温室气体排放(吨/人/年)	12	4
主要空气污染物(磅/人/年)	800	200

资料来源：Douglas Farr. 可持续城市化——城市设计结合自然. 黄靖等译[M]. 北京：中国建筑工业出版社，2013：26。

这些规划指标的制定，不单是为了指导城市土地利用，也是进行规划设施评价的重要对象。通过对于这些规划指标的动态监测，对规

划执行情况和实施效果分析评价，也可以促进规划的修改和完善，保证城市土地科学、合理和有效利用，提高城市土地集约利用水平，促进城市经济社会稳定、健康和可持续发展。

（二）城市蔓延对于土地利用的作用和影响

城市蔓延是指在城市边缘和农村土地上进行的一种空间开发方式，城市建设以低密度、分散或不连续的蛙跳式扩展，各种土地利用类型在空间上相对隔离，条带式商业走廊和工作、上学、购物等各种社会活动的出行严重依赖私家车等为特征。城市蔓延是与西方国家城市郊区化紧密联系的一个概念。

美国作为西方城市郊区化最早的国家，同时也是城市蔓延出现最早、最为典型的国家。在美国，建国初，就树立了私人财产优先、工商业优先的伦理观念和发展观，本质上非常有利于城市的扩张。1939年纽约世界博览会“未来城市展”上参展规划的郊区花园洋房获得了市民的共鸣，“花园别墅+汽车”的居住梦想成为了美国中产阶级的生活指向标。第二次世界大战后，随着美国经济的飞速发展，汽车工业生产率的空前提高，汽车生产成本大大降低，在城市居民收入增加，政府补贴与高速公路、郊区基础设施的投资增长等因素驱动下，中产阶级崛起及其占有的财富不断增多，使其拥有郊区花园洋房可以成为现实。1945~1965年，美国政府只给在郊区购买住宅的人提供抵押贷款优惠，而在市区置业只能寻求传统的高利率贷款。同时，这种政策还限制黑人在郊区进行置业，加速了富裕居民向郊区迁移，同时还造成了不同阶层居住区的分离。随着富人迁移到郊区，穷人困守在

城市中心，中心城区公共财政条件恶化，造成了美国中心城区的衰败和郊区城市蔓延。因此，城市蔓延对于城市发展是离心化（decentralization），对于个人生活而言应该属于高档化（Gentrification）。城市蔓延是现代化过程中城市工业发展，城市中心环境污染，贫富差距造成社会不稳定和汽车使用逐渐普及的现实条件下，城市郊区空间广阔，空气清新，环境优美，地价低等等优势突出，城市发展过程中的一种现实选择。据统计 1950~1980 年，美国的城市化水平由 64% 提高到 74%，年均增长 0.33%；同期郊区人口占总人口的比率从 23% 增加到 43%，年均增长 0.67%，后者是前者的两倍。1970 年，郊区人口约为 7600 万人，占全国人口总数的 37.2%，而中心城市和非都市区人口各占 31.4%，郊区人口超过了中心城市和非都市区。1950 年美国居住在这个国家城市中的人口为 7000 万人，城市化地区面积为 33700 平方公里。到 1990 年城市-郊区人口翻了一番还多，城市化地区面积达到 155000 平方公里（Richardson, 2004）。除美国以外，1950 年代以来，城市蔓延在欧洲、大洋洲相继发生，它作为一种“世界级的生活方式”也迅快速席卷了亚非拉许多发展中国家。

一般认为，欧洲由于历史、人口和自然条件，城市发展模式和美国不同。美国以分散的城市发展模式为主，欧洲则相反。但是，根据欧盟环境局的报告，欧洲城市发展比人们实际感觉的要分散，从 1950 年代到 1990 年代末，欧洲城市建成区面积平均可达了 87%，大多数城市几乎翻了一番。其中以 1950 年代和 1960 年代建成区增长最快。

法国城市在 1975~1990 年的 15 年间城市建成区也扩大了一倍 (Luis Inostroza、Rolf Baur、Elmar Csapolivics, 2012)。和发展中国家比较, 欧洲城市发展的分散和破碎化程度均大于拉丁美洲的城市, 属于低强度开发。在欧洲大多数城市建筑用地面积占城市建设用地面积的比例为 30%~40%, 而拉丁美洲的城市这一比例可以达到 70%。1990 年欧洲城市平均人口密度为 22 人/公顷, 而拉丁美洲的城市人口密度为 96 人/公顷。对欧洲 50 万人以上的城市破碎程度研究, 这些城市集聚区域只有 400 平方公里, 平均人口密度 31 人/公顷, 而拉丁美洲 50 万人以上的城市的集聚区域则达到了 800 平方公里, 人口密度也较高。城市之间的平均密度/规模距离, 欧洲城市均比拉丁美洲城市小, 50 万人以上的城市密度/规模关系的相似性较大 (Luis Inostroza、Rolf Baur、Elmar Csapolivics, 2012)。就城市内部差异分析, 欧洲城市虽然城市化片区规模比拉丁美洲的小, 但是, 城市边缘的密度相对较高。欧洲城市相对于拉丁美洲还要分散发展和两种因素有关: 一是欧洲地势平坦, 缺乏城市发展的地理障碍(如山脉、陡坡等)。二是道路、高速公路、城市基础设施的高强度投资, 减少了时间距离, 使得可供选择的适宜城市建设用地增加。欧洲人均生活水平高, 希望在郊区拥有独立住宅的愿望正在改变着欧洲城市的发展方式。欧洲城市扩张不仅存在土地市场的作用, 在欧盟内部也是区域竞争的结果。

由于经济发展水平不一样, 拉丁美洲城市人口增长快, 城市土地扩张需求旺盛, 并有大量的贫民居住在非正式居民点中。而目前欧洲

人口相对稳定，贫民窟早已清除。欧洲城市土地扩张在 1990 年代已经大大减缓，1950 年代至 1960 年代城市土地的年均增长速度是 3.3%，到 1980 年代降低到 1.7%，1990 年代降低到 0.75%，表明城市土地利用动力机制基本成熟（Luis Inostroza、Rolf Baur、Elmar Csapolivics，2012）。

在发达国家，城市蔓延富人前往郊区，使得城市中心衰败，城市中心贫困和郊区富裕形成明显对照。在发展中国家城市，城市蔓延在同一城市形成了两种完全不同的郊区类型：一是存在着大量非正式和非法土地利用的贫民窟，这里基础设施、公共设施和基本服务缺乏，常常没有公共交通，通达的道路不足。另一是高、中收入人群的居住区，通过私人汽车而不是公共交通可以通达价值高的商业和零售综合体。

城市蔓延不仅让城市占用了太多的土地，是一种土地资源的低效利用和浪费，同时也加剧了城市两极分化，不利于城市和谐社会的建设和经济可持续发展。城市蔓延对于城市及其周围区域的土地利用产生的一系列不利的作用和影响，主要表现在以下几个方面：

1、中心城区土地价值下降

在欧美一些发达国家，城市蔓延，导致了中心城区的逐渐衰退。随着中心城区中高收入居民和产业向郊区转移，中心城区的居民收入和资产总量也随之下降，中心城区的税收减少。由于财政收入有限，中心城区对于基础设施和公共服务设施的投资能力降低，甚至入不敷出。中心城市贫困加剧，投资环境恶化，对于私人资本的吸引力就会

更加低，人口郊区化和产业郊区化动力增强，中心城区更加衰落。中心城区的衰退也直接导致其土地无法合理利用，城市旧有的完备设施和历史文明的被遗弃是社会资源的严重浪费。中心城区由于税收低，城市贫困导致社会不稳定，城市犯罪率高，影响土地和人口、技术、资本等先进生产要素的优化组合，单位土地经济产出降低，土地资产价值下降。例如，美国的底特律，曾经是世界上最有名的“汽车之城”，通用、福特和克莱斯勒三大汽车公司总部齐聚于此，在 20 世纪 50 年代的鼎盛期位列美国第五大城市。目前城市人口由 1950 年代鼎盛时期 200 万人口减少到了 70 万人，周边的郊县还是一片祥和，市区却治安恶化，抢劫、盗窃、劫车、枪击频繁发生，成为了美国最悲惨的城市，2013 年不得不宣布破产。目前在底特律中心区出现大量的破败房屋和企业离开遗留的“棕地”，5 年前卖 45 万美元的房子，临近破产前花 2300 美元就能买下（基路亚，2013）。

在发展中国家，城市蔓延使中心城区出现衰退的情况并不十分多见。比较普遍的是资源型城市，中心城区由于自然资源枯竭导致老城区经济衰退；工业城市因为没有能够随着科技进步和世界经济发展出现的新趋势及时地完成技术创新和产业结构升级，由于主导产业衰退而出现了城市经济衰退。发展中国家中心城市极化作用显著，中心城区区位优势，基础设施配套完善，具有一定的竞争优势。但是，中心城区相对于新城，发展空间逼仄，土地价格高，基础设施老化、环境污染较重等问题，如果不能很好解决，投资和生活环境恶化通常也会引起人口、资金、技术外流，从而加速老城区衰退。

2、占用耕地面积大

城市蔓延，城市发展低密度扩张，使得城市建设占用的土地面积大大增加。大量的农田被变成了房屋和道路，这种永久的、不可逆转的变化，直接影响着农业发展。据资料介绍，尽管美国城市土地面积为全国土地总面积的 3%，但城市土地消费水平的速度远远大于城市人口增长的速度，在 1982 年至 1997 年的 15 年里，美国人口增长了 17%，但是城市土地利用总量增长了 47%，1990 年代的耕地开发速度是 1980 年代的两倍，1992~1997 年的 5 年里大约 6 百万英亩的耕地被开发。城市化占用的土地有很大一部分是生产潜力较高的优质耕地。以加拿大为例，1966~1976 年城市发展占用农地的面积大约为 15 万公顷，其中属于 I~III 级的高生产力的农地占 62.3%，IV~VI 级低生产力农地占 21.5%，其他非农地或者荒芜土地只占 16.2%。美国 1992~1997 年基本农田的减少速度比其他耕地的减少速度高出 30%。世界上虽然土地资源丰富程度不同的国家，城市扩张过程中，城市发展占用土地的面积不大一样。地广人稀的加拿大每千个城市居民占有的郊区土地面积相当于人口密度较大的德国 2~8 倍，但是，德国的农业用地仍然每天以 100 公顷的速度在减少（刘卫东等，2010）。很多国家为了减少耕地的损失，而加大对于宜农地的开发。但是，新开发耕地的质量和单位面积农业作物产量远低于城市占用的优质耕地。

3、增加基础设施用地需求

城市蔓延使得城市居民居住和工作地分离，日常上班通勤距离增加，对于汽车严重依赖。美国人均车公里数从 1980 年到 1995 年增加

了 59%。美国郊区中产阶级的家庭大多数每户有 2 步汽车，每天需要用车 10 次以上，每人每年用于去工作地上班的开车时间达到 500 小时，与 12 周的工作时间相当。美国因为交通堵塞造成的能源浪费和生产能力损失超过 720 亿美元 (Mitchell, 2010)。西班牙 1996~2005 年城市蔓延使得其交通运输量增加了 120%，达到 5150 万吨。城市蔓延导致生活方式的改变，也增加了资源的消费。据统计，两个人的家庭每天用水 300 升，两个单身家庭则每户用水各自需要 210 升，两个人的家庭比两个单身家庭的能源消费也要节约 20% (EEA, 2006)。此外城市蔓延还增加了垃圾收集和处理的运量和距离。住户对于交通、水、电、燃气、垃圾处理等等一系列需求的增加，也加大了基础设施建设的压力，基础设施不仅投资增加，占用的土地面积也很大。美国 70 年代城市蔓延的情况研究表明，其所需要的直接公共投资每户每年 150 美元。马里兰州到 2020 年，城市蔓延与城市集中发展比较，在新建道路、学校、污水和供水设施等方面要多花 100 亿美元。美国马里兰州、俄勒冈州、华盛顿州、怀俄明州和加利福尼亚州，城市蔓延消费的土地大大超过了其新增人口所需要的用地量 (何琼峰、王良健, 2009)。

4、对生态环境严重破坏

城市蔓延不仅侵占了大量郊区农田，造成了土地资源浪费，更加严重的是对于自然环境的破坏 (Ambiente, 2003; Newman、Kenworthy, 1999; Kahn, 2000)。首先，城市蔓延对汽车的依赖，城市交通运输增大，温室气体的排放量提高 (表 3-1, 图 3-1)。其次，城市发展使

得城市大部分地表变成无土的、不可渗透的硬质地面，例如，德国城市建成区大约有 52% 的地面属于密闭的，难以透水。欧洲地中海沿岸地区 1990 年代不可渗透的硬质地面大约增加了 10%。它不仅使得地表原有土壤的功能丧失殆尽；降水受到汽车轮胎磨损、尘埃、各种重金属物质污染，汇入河流，也使得水系水质下降，甚至污染地下水。

第三，城市蔓延使郊区绿色植被大大减少，也降低了植被涵养水源能力，导致地表水土流失加剧，淤塞河道。城市蔓延迅速对郊区沼泽和湿地的蚕食，也降低了它们对暴雨过后吸收洪水的能力。1978 年对美国长岛的调查发现，1965~1975 年该岛湿地有 60% 已经被排干和填平。

第四，城市蔓延使野生动物栖息地减少，也加快了一些动植物种类消失，郊区鱼类、野禽、两栖动物等种类明显减少。据美国 NBC 报道，美国在快速发展的 35 个大都市区城市扩张吞噬了的开放空间可能意味着近 1200 种植物和动物灭绝（NBC，2005）。此外，城市蔓延，郊区水源供应很多是依靠开采地下水，地下水的过量开发不仅使得其水资源日益枯竭，也容易造成城市地面沉降。对于一些山坡地的开发，还有可能诱发地质灾害。例如，1960~1970 年代，洛杉矶市有 3/4 的新住宅是建设在山坡上。1976 年洛杉矶市发生的大规模山体滑坡，有 180 个家庭住宅被毁，道路基础设施严重破坏，财产损失达 1500 万美元（Jones Emrys，1990）。

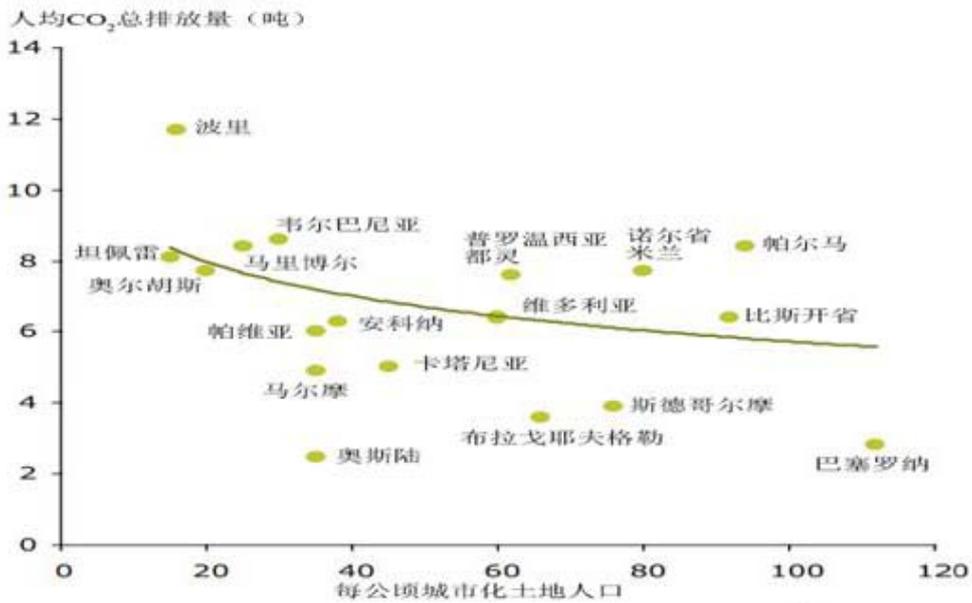


图 3-1 城市人口密度和人均总排放量的关系（依 Ambiente Italia, 2003）

表 3-1 人口密度、能源消耗量、运输费的关系

人口密度 (每公顷的人口+工作)	年度旅游能源消耗量 (兆焦耳/人)	运输费 (占 GDP 的百分比)
<25	55000	12.4
25~50	20200	11.1
50~100	13700	8.6
>100	12200	5.7

资料来源：依 Newman P., Kenworthy, J. (1999)。

三、发达国家促进土地节约集约利用的政策和措施

城市因其区位、发展历史、传统文化、功能、经济结构、居民构成等诸多因素的差异，因而每个城市都拥有自己独特的发展轨迹。处于不同发展阶段的的城市，面临的生态环境和经济社会问题是不同的，解决问题的条件也不可能完全相同。城市的多样性导致城市可持续发展模式的多样性。发展中国家的城市大多面临发展经济、提供就业、满足居民基本需求等发展问题，而发达国家的城市则更多地是防止过

度消费、消除社会两极分化、解决社会生态等“发展过度”带来的问题。虽然发达国家和发展中国家存在着国情和发展阶段的不同，但是，土地集约利用形成原理、过程和规律具有客观性，发达国家土地集约利用的经验和教训仍然值得发展中国家吸取和借鉴。以下以美国为例具体说明。

（一）土地利用和管理原则

美国传统的、低密度蔓延式的城市发展模式曾经促进了美国经济和人口的双重增长，使亿万美国人拥有宽敞的住房及其所有权，能够过上舒适满意的生活。然而，城市蔓延引发的社会、环境和经济问题日益严重威胁着美国社会经济的高效、持续发展，成为了人们生活水平提高的重要制约因素，需要人们重新思考城市发展的战略和土地利用目标。

对于城市土地利用的目标，《美国城市土地利用规划》明确提出是实现土地可持续利用。土地利用规划的目标就是要寻求一个永续的城乡土地使用模式，在环境、公平、经济和宜居等价值取向之间做出恰当的平衡（Philip R. Berke et al, 2006）。并肯定土地利用的原则为（Berke、Kaiser, 2006）:

①与自然相和谐的原则：土地使用和开发应与生态系统进程相互协调。

②建成环境的宜居原则：开发活动应当增进人和城市形态之间的协调关系。

③经济扎根地方原则：地方经济活动在自然系统的约束范围内运

行，并满足地方需求。

④公正原则：土地使用模式提供使用社会和经济资源的公平机会。

⑤排污付费原则：造成污染，就必须承担代价。

⑥负责任的地方主义原则：城乡在追求其自身的目标时，要尽量减少对其他地区的伤害。

美国林肯土地政策研究所提出的“美国土地利用 21 世纪议程”，也特别强调：

①地方政府在保证土地合理利用上必须起主导作用。关于土地利用规划和开发管理的倡议是一个以社区为基础的对未来的憧憬的过程。

②为了帮助小城镇和农村地区，州政府必须帮助地方政府通过制定合理的规则和规划要求，统领涉及多个地方管辖的事项。

③土地开发控制规则需要调整。以利于更高效、更灵活地鼓励而不是阻碍新的土地开发和保护方法的实施。

④土地所有者必须被公平对待并遵守确定的土地利用规定。但是，为了公共产品有一个好的环保措施而要政府付出的是个坏主意。

⑤许多政府的政策和行动——农业，公路和环境项目——影响土地利用。如果他们没有更好的协调，由此产生的土地使用政策的将是偶然的、不稳定的。

⑥在特定的情况下，公共土地征用是必要的，但是必须有一个可靠的资金来源对其进行补偿。

⑦城市老区与郊区是城市更新的重点区域。政府的政策应当有助

于填充建成区的空置土地和更新陈旧的房地产，而不是促进城市边缘无计划的扩张。

⑧由于大多数的土地是私有的，私人土地所有者必须附加一个土地健康保育的责任。企业和个人的管理应该通过提供教育、税收优惠和其他福利予以鼓励。

⑨一个较优的土地利用选择是以新的合作伙伴为基础的。它需要超越传统的联盟把所有的土地保护者组织起来，才能实现社会公正和经济发展利益。这些合作伙伴可以动员其周围被人们认为有价值的自然和文化资源。

⑩土地利用的新挑战需要新的工具和方法来解决。土地使用的争议应当通过协商或者调解，而非对抗和诉讼来解决。地理信息系统（GIS）和其他科技的进步也为提高土地使用决策水平提供了新的机会。

美国林肯土地政策研究所提出的“美国土地利用 21 世纪议程”，实际上也是美国土地利用管理原则的另外一种表述。

（二）控制城市蔓延的途径

自 1960 年代以来，为了减轻城市蔓延的不利影响，美国开始加强了政府对于土地利用的干预，逐步形成了区域主义、城市成长管理、新城市主义，并在 1990 年代后期，在美国副总统戈尔（Al Gore）的推动下，汇成了城市理性增长的洪流（马祖琦，2007）。

控制城市蔓延的区域主义可以追溯到格迪斯的城市区域观，他在《演变中的城市》一书中提出“城市的形成有赖于整个区域”。它主

张提高建立强有力的都市区政府，设立新的区域服务区、专门的税收区等方式来解决城市空间发展的矛盾与冲突。最典型的案例是明尼苏达州的明尼阿波利斯—圣保罗双城区建立和俄勒冈州波特兰的城市成长边界划定。

城市增长管理主要是强调土地利用控制和资本投资之间长期的协调发展，对于城市土地开发时间、区位以及开发性质做出总体安排。成长管理要求在新的土地开发过程中，注意保护社区特性、保护环境和开敞空间，并且要限制新的基础设施投资。为了实现这些目标，在实践中逐步形成了一系列的政策工具，包括年度建设限制、城市增长地理边界限制、重新分区技术、土地保护项目以及充足的公共设施条例等。最典型的案例是 1996 年美国纽约城让麦普镇的开发实践。

新城市主义是 1980 年代后，美国建筑师们倡导的紧凑型城市发展模式。新城市主义更加侧重于建筑学视角，在确定城镇的物质形态布局方面十分细致，诸如设计、尺度、土地混合利用、街道网络等元素占主导地位。其规划设计思想主要强调土地混合利用和追求步行和公共交通友好型的社区建设。最典型的代表一是 Andres Duany 和 Elizabeth Plater-Zyberk 提出的传统邻里开发模式（Traditional Neighbourhood Development, TND），二是 Peter Calthorpe 倡导的公共交通导向的邻里开发模式（Transit-Oriented Development, TOD）。

城市理性增长是 1990 年代初期作为替代传统的城市发展模式而提出来的。城市理性增长计划寻求对共同基础的识别，通过包容性的和参与式的进程，达成开发决策上的共识，在此基础上探讨城市容纳

增长的新途径。城市理性增长要求既要增长，又要规避增长带来的负面影响。城市理性增长在戈尔的推动下，成为了针对郊区蔓延和城市中心区衰退治理的统一行动的口号，象一把大伞把美国关注寻求解决城市蔓延问题方案的各个研究团体和政府机构统一起来。

城市理性增长内容广泛，涉及城市发展过程中自然、人文和技术问题，在土地、住房和社区环境、自然和农田保护、交通、旧区维护、规划和公众参与等方面提出了以下具体改革原则：

- ①土地混合利用和采用紧凑的建筑布局；
- ②可供选择的多种类型房屋；
- ③创造步行社区环境；
- ④培养有特色，充满吸引力的有场所感的社区；
- ⑤保护开敞空间、农田、自然美景和濒危环境；
- ⑥加强和引导现有社区的维护；
- ⑦可供选择的多种交通方式；
- ⑧作出可预知并且公正有效的发展定位和目标；
- ⑨鼓励社区和投资方在发展决策中的合作。

城市理性增长起源于马里兰州的增长管理计划，目前美国有 2/3 的州采用了这种发展战略，其中一些州还将“理性增长”写入了法律法规之中。

（三）促进土地集约利用的区划及其合理变革

美国城市土地利用是以城市规划宏观导向和通过区划（Zoning）微观控制的。城市规划基本上属于城市自治体议事日程上的工作。联

邦和州政府，多是把权限赋予自治体。

自治体规划体系由 5 个部分构成（渡边俊一，1994）：

（1）城市总体规划（**Master Plan, General Plan**），一般是规划具有 20 年左右的长期计划文件。包括土地利用、交通设施、各种公共设施（城市道路、公园、广场等）、空地等各个领域计划。在传统上主要是城市物质发展方面，近年来也包括人力资源开发、工商业的活力化等经济社会发展方面内容）。

（2）区划（**Zoning**），是为了公共的健康、安全、伦理以及一般社会福利等目的，由自治体把它所辖区域划分为若干个地区，并规定各个地区的土地利用条件和建筑限制。土地区划是全覆盖的，通过行政权利划定的，对于不同用途地区的经济收益能力差异不进行经济补偿。

（3）土地细分规则（**Subdivision Control**）。土地细分是指为了转让或者建筑目的，将一块土地细分为 2 块以上的土地的行为。其规则就是这种行为者有义务服从自治体既定的开发基准。

（4）公图（**Official Mapping**）。公图是确保未来建设公共设施用地的手段。它是通过把现有的，或者规划中需要建设各种公共设施用地制作成为地图后，经过自治体议会通过决议后，该用地将立即禁止建设。

（5）合同（**Covenant**）。是不动产所有者之间，或者开发者和购买者之间签订的民事合同。一般记录在土地、建筑物档案以及权力书上。

在理论上讲，美国城市总体规划是以表示土地利用规制为目的的，城市土地利用规则是城市规划体系的核心，区划、土地细分规则、公图和合同都是实现总体规划的手段。在实践上，区划是美国土地使用控制的基本工具。

区划是依据法定财产权原则制定的，区划具有一致性、排他性和包容性。它既反映了美国宪法对私人财产的保护，也反映大量土地拥有者的要求。一般说来，开发商只要按照区划法规中的规定进行地块开发，不受政府干预，政府的裁量权较小。近年来，随着近年来城市理性增长观念的深入人心，为了适应城市建设发展的需要，适应市场需求形势变化，发挥开发商、城市设计师的聪明才智，避免因为区划确定性带来的城市形态僵化，美国区划也进行了改良，变得越来越灵活，越来越复杂。区划作为美国城市土地利用控制的工具，对美国城市土地合理利用，土地集约利用水平的提高起到了良好的促进作用。

1、控制建设用地规模

控制建设用地规模最直接的办法，就是设定城市增长边界(Urban Growth Boundary ， UGB)。城市增长边界是城市建设允许建设发展的界线。地方政府通过土地利用管理和公共投资等措施鼓励城市开发在 UGB 以内进行，并限制 UGB 以外的开发行为。一般说来，UGB 以内城市备用土地，应该满足城市未来 20 年的建设和发展需要。UGB 一旦划定，不得随意移动。必要时，需要按照规定的规划审批手续获得批准后，才能修改。设定城市增长边界实质上是一种规划许可行为，和原来区划中项目按照土地用途申请建设许可相一致。

控制城市建设用地规模，也可以通过经济手段，提高建设项目进入门槛或者用地成本来实现。例如，在区划中对于特定区块的开发有针对性地增加一些附加条件，例如，实行建筑总量许可控制、公共设施充足条例、非排他性分区制、额外收费、征收影响费或开发税等。

公共设施充足条例，是指在审批一个开发项目时，要求开发商在项目完成后必须满足一定的公共设施标准。如果地方政府对公共设施改建的时间表和开发项目完成的时间表不符合，除非开发商选择自行投资建设所需要的设施，否则项目不能批准实施。非排他性分区制是开发商在规定建设单元外，必须建设一定比例的中低收入家庭住房。额外收费、征收影响费或开发税等是地方政府为了获得用于公共服务的资金，对房地产开发商强制征收的基础设施配套费、工程施工影响费、基础设施维修费和新增建设用地使用税等。

此外，对土地产权尊重，维护土地产权的稳定性，限制地方政府的征地权，维护农用地所有者的合法权益，也往往使得城市建设用地取得困难，间接地也限制了城市建设用地规模的迅速扩张。

2、优化城市用地结构和布局

从产业经济上分析，美国土地利用顺应世界经济全球化潮流，通过产业结构调整 and 跨国经营，将资源消耗大的传统产业向外转移，优化国内资源配置，腾出土地资源，以发展新兴产业提高城市土地集约利用水平，较好地处理产业发展和土地消耗的关系，为经济奠定了良好的基础。特别是 20 世纪 90 年代以来，美国开展新技术革命，大力推动新经济发展，一方面着力拓展高技术产业，重点发展信息产业，另

一方面以信息化推动工业化，改造传统产业，促进新型工业的建立和发展，推动现代服务业的兴起和拓展，实现了产业结构的合理调整和转型升级，使城市土地利用效果明显改善，单位面积土地经济、社会和生态综合效益大大提高，也增强了城市土地可持续利用和经济社会可持续发展能力。

优化城市用地结构和布局首先取决于城市土地利用规划的科学性和区划方案的合理性。认真深入地进行调查研究，把握社会经济发展和产业结构升级的规律，按照生产布局最优区位进行项目建设选址，提高规划编制和区划的科学水平是关键。如果区划方案科学合理，实行严格的土地用途管制和建设用地空间管制，那么就能够实现城市用地结构合理调整和布局优化。

按照城市理性增长和新城市主义的观点，强化土地混合利用，缩短居住和工作地距离，建设邻里社区，也优化城市用地结构和布局的一个重要方面。美国城市土地规划控制和分区中，提出特定区制度、推行集束分区制、规划单元制、建筑总量许可制、不固定区划、绩效标准区划和实施分期分区开发等均为土地开发提供了节约和集约利用土地的创新空间（范润生，2008）。

特定区制度规定了某个历史文化建筑保护区土地利用的特别要求，有利于城市历史文化的传承。规划单元开发，由于规划审查时，整个场地的各项用地要求和建筑设计是一起审核的，只要不违反规划规定的城市功能和总体规模，对于具体建筑物的高度、容积率和最小用地面积等限制相对灵活，使得城市设计更加能够满足用地者的需求，

体现建筑师的设计个性和地方特色。推行集束分区制，鼓励将房屋集中布置在较原有规划建筑用地更小的面积上，节省出更加多的土地用于公共设施建设或者留做开敞空间，这样不仅可以减少单位住房平均道路用地面积和市政工程管线总长度，还可以减少场地平整费用，并易于创造出为全体居民享用的特色休闲景观区。实行分期分区开发，可以节省投资成本，并集中精力保证已经实施的城市土地开发项目适时完成，早竣工、早受益，并带动后来项目，为其增添活力，滚动发展。

3、增加土地利用效益

增加土地利用效益是节约集约用地的客观要求。美国政府为了促进城市低效利用土地的开发，提高开发商节约集约使用土地的积极性，常常是采用经济利益导向（Sheahan，2000）。

为了促进衰退的中心城区复兴或者是城市中的“棕地”开发，美国政府往往率先对于一些计划开发的地区投资进行基础设施投资和公共设施投资，以减少开发商的投资成本，提高他们投资的热情。或者通过税收减免等优惠政策，以提高土地开发者的投资报酬率。

为了减少政府开支，美国在促进城市土地集约利用过程中，也进行了许多制度创新。通过制度设计，让开发商节约集约利用土地，能够获得更加高的收益。例如，美国城市土地开发推行购买开发权、空权转移、容积率转移的激励分区制，就有利于激发一些房地产开发商的创造力，通过他们对容积率接受区的土地开发强度增强来赢得规划调整的额外收益。对于容积率转出区而言，容积率降低增加了城市开

敞空间，也为资金投入能力较低的开发商提供了机会。

此外，通过买断农用地的开发权，可以切实保证农地农用，为保护耕地提供了可靠保证。农用地的开发权转移，也增加了农民的财产性收入来源。

参考文献：

- [1] Department of Economic and Social Affairs of the United Nations, Population Division. World urbanization prospects: the 2011 revision [R].New York, 2012.
- [2] World Bank .World Development Indicators 2012[R]. World Bank-free PDF, 2012.
- [3] 简新华，刘传江.世界城市化的发展模式[J].世界经济, 1998, (4):14-17, 36.
- [4]FAO. The state of the world's land and water resources for food and agriculture: managing systems at risk [M]. Earthscan, 2011.
- [5] Parent J, Civco D, Blei A, et al. A Planet of Cities: Urban Land Cover Estimates and Projections for All Countries, 2000-2050[M]. Cambridge, MA: Lincoln Institute of Land Policy, 2010.
- [6] 王旭. “阳光带”城市与美国西部及南部的崛起[J]. 东北师大学报, 1990, (4):52-57.
- [7] Angel S, Sheppard S C, Civco D L, et al. The dynamics of global urban expansion [R]. The World Bank, 2005.
- [8] Shoshany M, Goldshleger N. Land-use and population density changes in Israel—1950 to 1990: analysis of regional and local trends [J]. Land Use Policy, 2002, 19(2): 123-133.
- [9] 谈明洪, 吕昌河.城市用地扩展与耕地保护[J].自然资源学报, 2005, 20(1): 52-58.
- [10] 刘卫东.大城市郊区土地非农开发及其合理利用模式[J].城市规划, 1999, 24(4):8-13.
- [11] 石忆邵, 彭志宏, 陈永鉴, 等.国际大都市建设用地规模与结构比较研究[M].北京: 中国建筑工业出版社, 2010.
- [12] 刘建芳.美国城市更新与重建过程的总体分析——兼谈我国城市更新的凸显问题 [J]. 江南论坛, 2010, (8): 19-21.
- [13] 吕维娟. 全球城市芝加哥的成功转型及其面临的挑战——《全球城市芝加哥》综述[J]. 国外城市规划, 2006, (4): 42-45.

- [14] 赵荣钦, 黄贤金, 钟太洋. 中国不同产业空间的碳排放强度与碳足迹分析[J]. 地理学报, 2010, 65(9): 1048-1057.
- [15] Harry Ward Richardson, Chang-Hee Christine Bae. Urban sprawl in Western Europe and the United States [M]. Ashgate, 2004.
- [16] Luis Inostroza, Rolf Baur and Elmar Csapolivics Urban sprawl and Fragmentation in Latin America: A Comparison with European Cities. The Myth of the Diffuse Latin America City[R]. Lincoln Institute of Land Policy Working Paper, LRB082510, 2012.
- [17] 基路亚. 底特律 破产的美国鬼城[J]. 新经济, 2013, (8): 20-23.
- [18] 刘卫东等. 土地资源学[M]. 上海: 复旦大学出版社, 2010.
- [19] European Environment Agency, 2006. Urban sprawl in Europe: The ignored challenge[R], EEA Report No 10, 2006.
- [20] 何琼峰, 王良健. 理性增长十周年回顾及展望——以美国马里兰州为例 [J]. 国际城市规划, 2009, 24(3): 97-102.
- [21] Ambiente. Italia, European Common Indicators Towards a Local Sustainability Profile [M]. Ambiente Italia, Milano, 2003.
- [22] Newman P., Kenworthy, J.. Sustainability and Cities, Overcoming Automobile Dependence [M]. Washington D.C.: Island Press. 1999.
- [23] Matthew E Kahn. The Environmental Impact of Suburbanization [J]. Journal of Policy Analysis and Management, 2000, 19(4): 569-586.
- [24] Philip Berke, Edward John Kaiser. Urban land use planning[M], University of Illinois Press, 2006.
- [25] 马祖琦, 从“城市蔓延”到“理性增长”——美国土地利用方式之转变[J]. 城市问题, 2007, (10), 86~90.
- [26] 渡边俊一. 日本和美国的土地利用规制——从比较城市规划的观点上论述[J], 国外城市规划, 1994, (2): 2-18.
- [27] 范润生. 传统区划与区划改良: 浅谈美国城市开发控制机制的核心内容[J]. 规划师, 2002, 18(2): 70~73.
- [28] J. Sheahan. Recycling America's Land, <http://www.usmayors.org/uscm/news/press-releases/documents/brownfields022400-final.Asp>, 2000.

浙江大学土地与国家发展研究院成立于 2014 年，是国土资源部和浙江大学合作共建的专业研究机构。研究院以土地资源基础性、前瞻性重大理论和现实问题研究为重点，以建设一流的中国土地资源政产学研协调创新平台和高端人才培养基地为目标，在国土资源部的直接指导下，充分发挥浙江大学多学科的综合优势，依托广泛的国际和国内合作，努力打造高端智库，促进国家发展。

《土地观察》系本研究院主办的交流刊物，着重关注当下国家发展所面临的重大土地问题，特别支持有中国视角、有扎实根据和有创新观点的观察与思考。文章议题不限，篇幅约为一至三万字。来稿请提供 300 字以内的中文摘要，参考文献统一采用文后标注格式。

主编：吴次芳

副主编：叶艳妹 靳相木（常务）

编辑部地址：杭州市西湖区余杭塘路 866 号浙江大学蒙民伟楼
128 室（邮编 310058）

电话：0571-56662127

传真：0571-56662127

电子邮件：jinxiangmu@zju.edu.cn

网站：www.land.zju.edu.cn

反馈意见敬请联系编辑部