

生态保护网络化途径与保护优先级评价 ——“绿色基础设施”精明保护策略

裴丹^{1,2}

1. 北京大学城市与环境学院, 北京 100871; 2. 中国海洋大学管理学院旅游系, 青岛 266100;
E-mail: peidanouc@163.com

摘要 绿色基础设施(GI)是将土地开发与生态保护结合起来、以网络结构高效解决生态保护问题的精明保护策略, 并且通过评价生态保护优先级确保生态保护规划有计划、分阶段地实施。作者在阐释 GI 网络结构优势的基础上, 归纳了其评价保护优先级的标准和方法, 包括有效性、高效性和现实性 3 个方面因素, 兼顾生态、社会、经济各方面的效益。GI 将保护和开发相结合的精明保护理念、网络化的保护框架以及保护优先级评价的方法值得我国生态保护和规划领域借鉴。GI 评价保护优先级的技术方法还有待完善。

关键词 绿色基础设施; 保护优先级; 保护网络; 精明保护; 生态规划

中图分类号 X321

Ecological Conservation Networks and Conservation Priority Evaluation: Green Infrastructure as a Smart Conservation Strategie

PEI Dan^{1,2}

1. College of Urban and Environmental Science, Peking University, Beijing 100871; 2. Department of Tourism,
Ocean University of China, Qingdao 266100; E-mail: peidanouc@163.com

Abstract Green infrastructure (GI), as a smart conservation strategy, has been successful in balancing ecological conservation and land development. Except for its flexible structure of ecological networks, identifying conservation priority is an important step to make the conservation plan more feasible. The author summarizes the advantages of GI network as well as the criteria and method of priority setting in GI practices. The priority evaluation gives consideration to ecological benefit as well as social and economical influence. The criteria can be concluded as effectiveness, efficiency and feasibility. The experiences from GI practices including conservation-development-balanced strategy, the conservation network and its priority evaluation could provide reference for other conservation planning.

Key words green infrastructure; conservation priority setting; conservation network; smart conservation; ecological planning

随着工业化和城市化的发展, 人类面临越来越严峻的环境危机, 生态保护越来越受重视, 但生态保护是一项需要大量资金的公共投资, 常面临经费不足的困难以及保护与开发、保护与各利益主体需求之间的矛盾, 将保护目标落实到城乡规划、

景观规划以及后续实施管理时阻碍重重。因此必须探索花费最少资源而最大程度上实现保护目标的途径, 才能提高其可行性, 促使保护目标真正顺利实现。

20 世纪末诞生的绿色基础设施(Green Infrastru-

国家自然科学基金(51078004)资助

收稿日期: 2011-10-27; 修回日期: 2012-02-25; 网络出版日期: 2012-07-19

网络出版地址: <http://www.cnki.net/kcms/detail/11.2442.N.20120719.0943.001.html>

cture, GI)的概念是一百多年来人们探索如何协调人与自然之间关系的产物。GI把具有生态系统服务功能的重要开放空间连接成网络,从而实现生态、社会、经济等多重效益。美国景观设计师协会(ASLA)以及国际景观设计师协会(IFLA)分别于2008年和2009年将其作为大会主题,英国景观设计协会也于2009年发表声明,强调GI的诸多效益以及在应对各种挑战时的重要作用,呼吁景观设计师在GI方面发挥重要作用^[1]。GI不同于传统的开放空间保护策略,它是将土地开发与保护结合起来的一种精明的解决办法,是一种以网络结构解决生态保护问题的空间途径,作为一种高效的保护策略在全世界范围内迅速发展。

GI为人们提供了一种新的思路以应对生态保护的迫切需求和现实障碍之间的矛盾,即采用高效的有弹性的生态保护框架,并在此基础上评价保护优先级以便于实施管理。本文对GI的研究和实践进行归纳,阐释GI如何通过上述理念和方法来实现精明保护,及其对我国生态保护、土地利用规划、城市规划等领域的借鉴意义。

1 绿色基础设施的网络结构

传统生态保护规划常常以某些重要物种的保护为出发点,需要分析物种对栖息地的要求、行为特征和空间规律,其核心目标是保护这些物种的栖息地。GI则提供了一种通过保护整体景观格局来实现生态可持续发展的思路,即保护关键的“枢纽”(hubs)与连接廊道(links)^[2]。“枢纽”是各种自然过程以及野生动物的来源地和目的地,包括大面积生态保护地、乡土景观、具有生产功能的土地、公园和公共空间等。“连接廊道”则将整个系统连接起来以保障其生态功能的发挥,包括景观连接、保护性廊道、绿道等^[2]。

GI的网络结构首先是有效且高效的。由“枢纽”和“廊道”组成的网络空间结构与生态基础设施(ecological infrastructure)、生态网络(ecological network)、生态框架(ecological framework)等概念类似^[3]。它建立在景观生态学相关理论的基础上,既有利于保护核心的高质量栖息地,又可以对抗破碎化,增加景观连接性,从而起到保护生物多样性的目的。

另一个优点是网络结构允许改变某些景观但不减损整体的保护目标,允许利益主体对其面积和结

构、其他功能以及周边土地利用进行协商,而仍然能维持一个现实的保护目标^[4]。相比之下,传统生态保护规划的弹性就小的多。尤其在人为主导的区域进行系统保护规划需要强调多元目标,面临发展的压力、高地价、小地块等困难,GI这种可辩护的保护框架便于协调不同利益,在现实中更能突显其灵活性和可操作性。

2 绿色基础设施的保护优先级评价

国内外GI的构建过程大体上可分为准备、搜集数据、分析和评价、确定GI要素与格局、综合、实施与管理六步骤。其中最核心的环节是确定GI要素与格局,即判定枢纽和廊道,并形成相互连接的GI网络,回答“GI是什么”以及“GI在哪儿”的关键问题。在基本确定GI的主要构成部分——枢纽和廊道的空间布局之后,需要进行GI的综合,确定GI要素的保护优先级是GI综合中的一项重要工作,有助于在GI框架和实施与管理之间建立桥梁。

确定GI优先保护的地区,从而允许对其他地区的景观进行较大程度的改变,这就要求优先保护的地区对于整个区域的生态保护是有效且相对更高效的。另一方面,需要考虑经费多少、现实操作的难易程度、管理成本等,所以现实性也是衡量是否优先保护的重要标准。判断有效性,通常是通过评价对象的不可替代性、生态重要性来进行;评价是否高效,要在费用和效用之间实现最佳性价比;判断现实性,则要考虑土地的兼容性和冲突、开发风险、社会环境等因素。

2.1 有效性

尽管确定GI生态网络需要考虑生态保护之外的很多因素,生态适宜性仍然是其中最基本的评价标准。景观要素的重要性主要靠其生态价值来体现。比如马里兰州“绿图计划”形成了一套完整的GI评估方法,通过若干参数评分,按生态重要性,将枢纽和廊道分为三级,从而确定更重要的区域,同时在遥感影像像元尺度(面积相当于0.127 hm²)同样采用若干参数进行评价,确定相对重要性和开发风险,从而指导后续的实施管理^[5]。其中,对枢纽的生态重要性评价采用了27个赋予不同重要性权重的指标,比如:该枢纽是否包含更多的森林内部生境,包含更多的稀有物种,是否拥有更多样化的植被和土壤类型,是否离其他枢纽更近,是否更完整等。对廊道的评价与枢纽类似,只不过还要强调廊道连

接的枢纽的级别,连接的有效性、廊道本身的情况等,中断的、有道路穿越以及长度较短的、宽度不足的廊道是质量较差的。总的来看,生态重要性的评价指标主要包括 3 类:生态系统类型、景观格局以及物种与栖息地分布情况。

将枢纽和廊道进行重要性评价之后,常常要对其进行分级,最终确定不同的实施管理方案,那些最重要的、不可替代的资源可以被优先保护。比如,Weber 等^[5-6]在马里兰和特拉华州的 GI 规划选取了生态重要性最大的一部分枢纽和廊道,将得分按从高到低的顺序排名,取前 1/3 或 1/10 成为优先级最高的网络。落基山脉中部的保护规划则以核心区对保护目标的不可替代价值来划定优先保护范围,比如保护山鱒(*Oncorhynchus clarkii*)栖息的全部河段,保留至少 25% 的各种土地覆盖,保护 75% 高分值的狼栖息地,100% 最高分的艾草榛鸡(*Centrocercus urophasianus*)的栖息地等^[7]。

除了对斑块和廊道的属性进行评价之外,GI 还可以简化为图论意义下的网络,对网络的整体结构进行评价。GI 包含一系列节点和连接,一个节点一般表示一个栖息地斑块,而各个连接则表示物种的扩散。节点之间的交互作用可以采用重力模型来表示,其作用力大小由廊道的有效性和连接节点的重要性决定:节点的栖息地质量越高,廊道的阻力值越小,则交互作用越大^[8]。重力模型可以用来确定源和廊道的相对重要性,从而可以决定哪些廊道应该优先开发,将各个节点按照其作用力大小的顺序连接起来。不同的作用力底限值可以形成不同水平的方案^[7]。

2.2 高效性

所谓高效性,即使花费的资源尽可能少而实现的保护目标尽可能大。一般来说,在考虑景观组分及其结构之后,生态保护的面积越大,能实现保护目标的机会就更大。但这种增长的速度并不会越来越快,也就是说,增加保护面积的边际效益可能是递减的,或波动的,因此选取现实条件下“最优性价比”的状态,往往成为确定优先保护地区的衡量标准。

确定保护目标的高效性通常从两个方向入手。

第一,从费用的角度,在特定区域实现某个确定保护目标的边际费用尽可能小。这里的费用不仅指经济上的花费,也指生物的空间运动穿越景观需要克服的景观阻力^[9]。

基于水平过程的空间分析方法在 GI 和生态规划中十分常见,其中应用最为广泛的是 GIS 的“最小费用距离”模型,它同时考虑了景观的地理学信息和生物体的行为特征,往往作为建设廊道的依据^[10]。根据该模型可以得到一个阻力表面,根据阻力表面上的某些空间属性(包括点、线、面特征)可以判别对控制生态流和运动有关键意义的潜在的战略局部、位置和空间联系,它们对保护生物多样性和维护生态过程的健康与安全具有重要意义。俞孔坚^[11-14]在此基础上提出景观生态安全格局,认为它们是潜在的 GI。在阻力面基础上,可以做出从某一源到最远离源的某一点垂直于阻力线的剖面曲线和累积阻力值与面积的关系曲线。一般情况下,可以假设这两种曲线有某些阶段性门槛存在。也就是说,随着边界向外围拓展,景观对物种的阻力随之增加,但这种增加并不是均匀的,有时平缓有时陡峭,可以根据这些门槛值来确定不同水平 GI 的边界和形状^[13]。用这种方法得出的不同保护水平的 GI,类似于以枢纽和廊道为核心向外扩展的圈层结构,而越核心的圈层的保护优先级越高。

第二,从效益的角度,使该区域实现保护目标的边际效益最大,或者反过来说,如果某一地区被排除出优先保护范围,对整个保护目标的减损相对较小,那么通过不断排除边际损失最小的地区,也能使剩余地区的保护价值最大化。比较有代表性的是 Moilanen^[15]开发的 ZONATION 分析工具, Gordon 等^[16]曾采用此法对空间上多物种保护优先级进行评价,采取逐步反推法在保持连接性的同时,去掉边际损失最小的像元。核心地区的边际损失定义为

$$\delta_i = \max_j \frac{w_j r_{ij}}{c_i Q_j(S)},$$

w_j 是物种 j 的权重(或优先级),用受威胁尺度和不确定性(未来受威胁的可能性)来衡量; c_i 是将像元 i 添加到保护网络的花费; r_{ij} 是物种 j 在像元 i 中的分布水平,用标准化的百分比来表示物种在景观中的分布; $Q_j(S)$ 是剩余的像元子集 S 中物种 j 的分布比例,当一个像元被排除之后,如果物种 j 在其中有分布,则 $Q_j(S)$ 就相应减少。采用 ZONATION 算法可以优先考虑花费低的地点(c_i 低),强调高优先级的物种(w_j 高),优先考虑当地分布水平高的地点(r_{ij} 高),并强调那些会损失更多分布地点(Q_j)的物种。另一个例子是通过控制连接性的损失来确定优先修复地区,比如 Wickham 等^[17]将空间格局形态学分析^[18]

(morphological spatial pattern analysis, MSPA)用于构建 GI 网络,将土地覆盖变化数据重新分类后提取林地和湿地作为“前景”,其他地类作为“背景”,再将“前景”分成互不重叠的 7 类,其中“中心”就相当于 GI 的“枢纽”,“桥”就相当于 GI 的“廊道”,最后依据 MSPA 的“中心”和“桥”构建 GI 网络,并可根据“桥”的净损失来确定优先修复的地区。

2.3 现实性

2.3.1 被开发的风险和保护成本

为了协调保护与开发之间的矛盾,除了要确定哪些地方最适宜生态保护之外,还必须考虑哪些地方最有可能被各种开发活动占用,在二者之间进行博弈。在马里兰州的绿图计划中,在对枢纽和廊道进行生态重要性评价之后,对相对的开发风险进行了评价,采用的参数包括:是否已纳入现有或计划的保护项目、人口增长、土地价值、离主要道路的距离、滨水地产的面积等,风险最大的那些枢纽应当首先考虑被保护。最终将生态重要性、现有的保护状况和开发风险结合起来确定优先保护对象,比如生态价值最高级且部分土地的开发风险排在前 50%的枢纽,连接上述枢纽且开发风险排在前 50%的廊道,连接已受保护的 GI 土地且开发风险排在前 50%的廊道^[4]。

很多学者把开发风险最大的区域列入优先保护行列,但被开发的风险大也意味着保护的可行性和成本高,因此有些研究认为开发风险高的地区不应作为优先保护区。Orsi 等^[19]认为土地开发的危险是影响森林可修复性的主要因素,包括与农用土地的距离、与道路的距离、与城市的距离(计算时考虑城市人口,其影响和人口成比例)等,风险越大的地区可修复性越低,优先级越低。

将开发风险与保护成本结合起来也是一种不错的决策方法。Copeland 等^[20]用未来受采矿、房地产开发和新的供水工程影响的可能性来衡量景观的脆弱性,用防止(如房地产开发)或改变土地开发(如采矿、水工程等)的潜在费用来衡量保护成本,最后根据生物多样性最高地区的高、中、低脆弱性分级以及保护成本,综合制定优先保护地区的决策。

2.3.2 土地利用目标的冲突和兼容性

GI 的规划和建设面临严峻的空间挑战,尤其在土地资源紧张的城市地区,保护目标与其他土地利用目标或现有的土地利用情况不可避免地会发生冲突。必须明确不同目标之间的冲突,权衡利弊,或者

通过对同一块土地进行兼容性开发来解决问题。

最常见的是保护性用地与农业和城市用地的冲突,需要在生态保护效益与经济效益之间博弈。Margaret 等^[21]介绍了一种分析土地利用冲突的方法,即用角色扮演的方法来评价不同土地利用目标的适宜性。比如,用一个简单的土地利用分类方法,将其分为保护性用地、农业用地和城市用地,代表了环境保护者、农场主和开发商 3 种利益主体,对其分别进行适宜性分析评价,确定各类用地的选择偏好,将不同目标的适宜性分数进行组合,对其进行比较,从而确定土地利用冲突的潜在地区。该方法可以在地方或区域土地利用规划中得到应用,比如优先保护那些保护级别高并且没有潜在冲突的地区。

考虑不同功能的兼容性,将多种功能通过 GI 绑定在一起,是一种更好的解决办法^[22]。GI 本来就是一种提供多种生态系统服务功能的保护框架,可以实现生物保护、文化遗产、休闲游憩、安全庇护以及审美和教育等多方面的效益。McMahon^[23]认为 GI 网络可以分为 3 个独立但相互联系的组成部分:生态网络、生产景观、户外休闲和游道网络。在中国台州等地的 GI 规划^[24]中,GI 的规划结果是生态保护、文化遗产保护与利用、休闲等不同目标的保护网络的叠加,具有综合功能的“叠加”地区事实上也被判定为优先保护的地区。

2.3.3 社会适宜性

传统的保护性规划常常基于场地,强调其提供栖息地、保护生物多样性的功能,但其长期维护和发展不能忽视人类的需求,因此社会因素的数据也应整合入保护规划的框架。判断某地区建设 GI 的社会适宜性,一方面需考虑 GI 的社会效益,另一方面需考虑 GI 实施的社会成本。

满足人类需求并改善当地生活是生态保护规划需要考虑的社会效益目标。《英国西北 GI 指南》^[25]提出 GI 的规划应考虑人口格局,强调 GI 提供运动和休闲机会、有利于改善身心健康、提供教育机会、增强社区特色等功能。考虑到 GI 对于改善贫穷地区生活环境、促进社区健康发展方面的作用^[26],被保护或修复的景观是否在相对贫穷的地区也成为衡量是否该优先保护的标准之一^[16]。

社会公众认可的环境价值可以反映人们对建设 GI 的支持或抵触程度,这可能很大程度上影响保护决策是否成功。Bowman^[27]以两个野生动物保护区

为例,在 GI 适宜性分析中加入了社会适宜性的内容,根据可得的数据选取了两类指标:一是土地所有者是否已纳入 FWS 的鱼类和野生动物保护计划,二是跟踪居民与钓鱼、观鸟、摄影、打猎有关的消费行为,以及调查其生活方式来推测其对环境的态度。除了公众行为和态度之外,不同人群利益之间的联系、不同级别、不同部门行政管理机构之间的连接都影响到 GI 最终实现的程度。

3 对我国生态保护和规划工作的启示

GI 作为一种精明保护策略,在世界各国越来越广泛地使用,其理论和实践对我国生态保护和城乡规划工作有实际借鉴意义。

3.1 GI 将保护与开发相平衡的精明保护理念值得借鉴

不论是发展规划还是保护性规划,都需要协调保护与发展之间的矛盾,极端的环境保护主义和唯利是图的开发行为都不能使一个建设项目得到圆满的结果^[28]。但目前我国在生物保护、土地利用规划、城市规划等领域还未能很好地解决这个问题。

生物保护领域有大量研究聚焦于生态系统、物种、种群层次的优先保护问题^[29-34],但对宏观生态保护空间格局方面的研究十分缺乏,仅考虑某些特殊地点具有重要意义的种群、生态过程和威胁,对生态的整体保护而言效果欠佳。以生态区为整体开展生物多样性保护规划和行动可以不受行政边界限制,更加具有战略意义^[30],但目前考虑的主要因素仍然局限在生物学重要性、目前和将来面临的威胁的主要类型和程度等项目上,缺乏对社会经济以及各利益主体的考虑。

土地生态规划领域也有类似问题。2008 年《全国土地利用总体规划纲要(2000—2020 年)》明确了生态用地的地位,强调了土地生态保护问题,实际工作中一些土地规划虽然以生态评价结果为基本依据进行布局 and 安排各类保护用地,对社会经济因素的空间性质考虑却相对较少^[35],一定程度上只能称其为理想化的土地利用结构和布局模式。

城市规划也已经从传统的以建设用地适宜性为中心转变为控制城市蔓延与保护生态齐头并进。2006 年实施的新版《城市规划编制办法》要求在城市规划纲要和中心城区规划中分别提出和划定禁建区、限建区、适建区范围,2008 年实施的《城乡规

划法》也将其定为城市和镇总体规划应当包括的内容。划定禁限建区被认为是控制城市蔓延和保护土地资源的重要途径,然而城市禁限建区并无统一标准,我国的禁限建区研究偏重于资源保护,很少考虑扩张动力因素或者城市蔓延风险,所以实施效果不佳^[36]。

事实证明,将保护与开发割裂开来无论对保护性规划还是发展规划都很不利,必须对正反两个方面同时进行研究,并在二者之间博弈。GI 作为一种精明保护策略,兼顾社会、经济、生态、文化效益以及多种利益主体之间的关系,兼顾生态重要性、高效性和社会经济现实性,这种思想和理念非常值得我国生态保护和发展规划借鉴。目前国内已有一些研究进行了这个方面的探索,比如放弃“生态最优化”、“生态效益最大化”,转而考虑如何回避最坏结果的出现^[13,37];或以“以较小代价换取较大收益”的原则在若干预景之中选择^[38-39];将单纯考虑生态适宜性转化为生态潜力和生态限制性的综合评价^[40]等,也出现了以 GI 为基本框架探讨生态用地规模及布局^[37]、城市景观生态安全格局^[39]、城市规划禁限建区^[41]的研究。未来应沿着这条道路继续深化研究,转变思路,将 GI 这种精明保护理念与我国的实际相结合,引导生态保护和土地利用、城市发展相协调。

3.2 GI 网络化的精明保护框架值得借鉴

传统各类规划常常依托 GIS,制定一系列指标,然后用“图层垂直叠加”的方法进行土地生态适宜性评价或生态价值评价。GI 以“枢纽”和“廊道”组成的保护框架为生态保护提供了一种新的思路,其依托的理论基础从研究垂直生态过程为主的传统生态学转为研究水平生态过程的景观生态学,从传统的以物种为核心的栖息地保护转变为对整体景观格局的保护,这种网络结构既有利于保护核心的高质量栖息地,又可以对抗破碎化,增加景观连接性,同时有利于节省土地、提高效益。另外,GI 规划所使用的“最小费用距离”模型、图论、形态学空间分析等方法也值得参考。

3.3 确定保护优先级是精明保护的有效方法,还值得继续探索

如果保护框架是可辩护的,生态保护的有效性、高效性、现实性经过了适当的博弈过程,那么确定保护优先级十分必要。合理确定优先保护地区,

有利于生态保护规划有重点、分阶段地实施,不同保护优先级的地区可以根据其特殊情况制定专门的保护与开发导则。这样不仅便于实施和管理,而且有利于充分利用资金,协调保护与发展的矛盾,也更容易被决策者接受。

从 GI 确定生态保护优先级的方法来看,既考虑生态保护的有效性和高效性,也考虑其现实性,优先修复的最佳选择标准是尽量减少景观破碎化,改善生态网络,减少成本,使之与其他土地利用冲突最小化,并改善当地生活条件。在此过程中使用的综合多因素的分析评价方法值得借鉴。

另外,从 GI 确定保护优先级的思路和技术来看,还存在一些问题,值得进一步探索。其一,为判断优先保护地区,先要选取若干标准进行评价,然后根据一定的阈值来判断其优先级,阈值的设定就成为一个非常重要的问题。目前常选取一个百分比,选取保护价值高到某个程度,或开发风险小到某个程度的地区,但这个阈值常常有较大的随意性。其二,评价保护优先级的若干标准之间可能存在矛盾,比如生态保护高效的地区,可能也是开发风险高或存在土地利用冲突的地区,这些标准之间如何协调,还应深入研究。针对以上两个问题,进行定量评估是一种解决办法。通过评估不同水平保护方案的生态保护价值、费用、风险等,将结果归纳成若干预案,再根据生态保护目标的底限值、社会经济可行性等,引入专家评议和公众参与来决定最终方案。

参考文献

- [1] Landscape Institute. Green infrastructure: connected and multifunctional landscapes [R/OL]. 2009 [2010-05-23]. <http://www.landscapeinstitute.org>
- [2] Benedict M A, McMahon E T. Green infrastructure: smart conservation for the 21st century. Washington, DC: Sprawl Watch Clearinghouse, Monograph Series, 2002
- [3] Ahern J. Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning*, 1995, 33: 131-155
- [4] Opdam P, Steingröver E, Sabine V R. Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2006, 75: 322-332
- [5] Weber T, Sloan A, Wolf J. Maryland's Green Infrastructure assessment: development of a comprehensive approach to land conservation. *Landscape and Urban Planning*, 2006, 77: 94-110
- [6] Weber T C. Development and application of a statewide conservation network in Delaware, USA. *Journal of Conservation Planning*, 2007, 3: 17-46
- [7] Jones A L, Daly K, Molvar E, et al. Conservation planning and assessment of irreplaceability and vulnerability of conservation sites in the "Heart of the West" region, Middle Rockies. *Journal of Conservation Planning*, 2006, 2: 34-52
- [8] Kong F, Yin H, Nakagoshi N, et al. Urban green space network development for biodiversity conservation: identification based on graph theory and gravity modeling. *Landscape and Urban Planning*, 2010, 95: 16-27
- [9] 俞孔坚, 李迪华. 生物多样性保护的景观规划途径. *生物多样性*, 1998, 6(3): 205-212
- [10] Adriaensen F, Chardon J P, de Blust G, et al. The application of "least-cost" modeling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 2003, 64: 233-247
- [11] Yu K J. Security patterns in landscape planning: with a case study in South China[D]. Cambridge: Harvard University, 1995
- [12] Yu K J. Security patterns and surface model in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 1996, 36: 1-17
- [13] 俞孔坚. 景观生态战略点识别方法与理论地理学的表面模型. *地理学报*, 1998, 53: 11-20
- [14] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局. *生态学报*, 1999, 19(1): 8-15
- [15] Moilanen A. Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*, 2007, 134: 571-579
- [16] Gordon A, Simondson D, White M, et al. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2009, 91: 183-194
- [17] Wickham J D, Riitters K H, Wade T G, et al. A national assessment of green infrastructure and change for the conterminous United States using morphological image processing. *Landscape and Urban Planning*, 2010, 94: 186-195
- [18] Soille P, Vogt P. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, 2009, 30: 456-459
- [19] Orsi F, Geneletti D. Identifying priority areas for

- forest landscape restoration in Chiapas (Mexico): an operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning*, 2010, 94: 20–30
- [20] Copeland H E, Ward J M, Kiesecker J M. Assessing tradeoffs in biodiversity, vulnerability and cost when prioritizing conservation sites. *Journal of Conservation Planning*, 2007, 3: 1–16
- [21] Margaret H C, Zwick P. Using GIS suitability analysis to identify potential future land use conflicts in North Central Florida. *Journal of Conservation Planning*, 2005, 1: 58–73
- [22] Ahern J. Green infrastructure for cities: the spatial dimension // Novotny V, Brown P. *Cities of the future: towards integrated sustainable water and landscape management*. London: IWA Publishing, 2007: 267–283
- [23] McMahon E T. Green infrastructure. *Planning Commissioners Journal*, 2009, 37: 4–7
- [24] 俞孔坚, 李迪华, 刘海龙. “反规划”途径. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005
- [25] The North West Green Infrastructure Think Tank. North west green infrastructure guide (Version 1.1) . [2010-05-21]. <http://www.greeninfrastructurenw.co.uk/resource-s/GIguide.pdf>
- [26] Dunn A D. Siting green infrastructure: legal and policy solutions to alleviate urban poverty and promote healthy communities. *Environmental Affairs*, 2010, 37: 41–66
- [27] Bowman J T. Connecting national wildlife refuges with Green Infrastructure: the Sherburne-Crane Meadows Complex[D]. St Paul: University of Minnesota, 2008
- [28] 俞孔坚, 李迪华, 段铁武. 敏感地段的景观安全格局设计及地理信息系统应用: 以北京香山滑雪场为例. *中国园林*, 2001(1): 11–16
- [29] 赵淑清, 方精云, 雷光春. 全球 2000: 确定大尺度生物多样性优先保护的一种方法. *生物多样性*, 2000, 8(4): 435–440
- [30] 吴波, 朱春全, 李迪强, 等. 长江上游森林生态区生物多样性保护优先区确定: 基于生态区保护方法. *生物多样性*, 2006, 14(2): 5–15
- [31] 陈小勇, 陆慧萍, 沈浪, 等. 重要物种优先保护种群的确定. *生物多样性*, 2002, 10(3): 88–94
- [32] 许再富, 陶国达. 地区性的植物受威胁及优先保护综合评价方法探讨. *云南植物研究*, 1987, 9(2): 67–76
- [33] 朱万泽, 王玉宽, 范建容, 等. 长江上游优先保护生态系统类型及分布. *山地学报*, 2011, 20(5): 520–528
- [34] 徐卫华, 欧阳志云, 黄璜, 等. 中国陆地优先保护生态系统分析. *生态学报*, 2006, 26(1): 271–280
- [35] 李强, 张可慧. 基于生态理念的土地利用总体规划研究. *地理与地理信息科学*, 2005, 21(6): 73–77
- [36] 李博. 城市禁限建区内涵与研究进展. *城市规划学刊*, 2008(4): 81–86
- [37] 俞孔坚, 乔青, 李迪华, 等. 基于景观安全格局分析的生态用地研究: 以北京市东三乡为例. *应用生态学报*, 2009, 20(8): 1932–1939
- [38] 张林波, 李伟涛, 王维, 等. 基于 GIS 的城市最小生态用地空间分析模型研究: 以深圳市为例. *自然资源学报*, 2008, 23(1): 69–78
- [39] 俞孔坚, 王思思, 李迪华, 等. 北京市生态安全格局及城市增长远景. *生态学报*, 2009, 29(3): 1189–1204
- [40] 宗跃光, 王蓉, 汪成刚, 等. 城市建设用地生态适宜性评价的潜力-限制性分析: 以大连城市化区为例. *地理研究*, 2007, 26(6): 1117–1126, 1305
- [41] 俞孔坚, 张蕾. 基于生态基础设施的禁建区及绿地系统: 以山东菏泽为例. *城市规划*, 2007, 31(12): 90–93