

基于DLS模型的城市土地政策生态效应研究 ——以深圳市为例

吴健生^{1,2}, 冯喆², 高阳^{3,4}, 彭建²

(1. 北京大学城市规划与设计学院, 城市人居环境科学与技术重点实验室, 广东深圳 518055;

2. 北京大学城市与环境学院, 北京 100871;

3. 中国农业大学资源与环境学院土地资源管理系, 北京 100193;

4. 国土资源部农用地质量与监控重点实验室, 北京 100193)

摘要: 以快速城市化典型地区——深圳市为例, 结合土地利用变化与生态质量评价模型对城市土地利用的数量控制和空间控制两类生态政策的生态效应进行了评估。结果表明: (1) 在城市化发展过程中, 由于城市用地扩张, 城市生境面临破碎化增加、连通性降低、生境质量下降等生态风险, 生态政策的实施可以在一定程度上缓解上述生态风险。(2) 数量控制的生态政策可以提高土地利用的集约性, 遏制景观破碎化和生境质量下降趋势和增强景观连通性, 但可能造成城市开发强度上升, 对城市用地周边环境产生影响。(3) 空间控制的生态政策可以维护生态用地格局, 遏制景观破碎化和生境质量下降趋势, 但在维护景观连通性方面作用有限。(4) 两种政策同时使用会产生协同效应, 其效果优于单独使用两种政策。

关键词: DLS模型; 土地政策; 生态效应; 深圳

DOI: 10.11821/dlxb201411008

城市化发展是20世纪以来人类社会最重要的特征, 对自然生态景观产生了剧烈而深刻的影响, 这一影响又对城市化进程本身构成约束^[1-2]。城市发展导致原来的自然环境演变为自然与人工复合的生态环境, 影响区域生态系统能量流动和物质循环等基本功能^[1], 导致土地利用和土地覆被类型变化, 对区域气候^[2-4]、土壤^[5-7]、水环境^[8-10]、植被和生物多样性^[11-12]等产生重要影响, 引起了学者和社会的广泛关注, 涌现出大量具有指导意义和实践价值的研究成果^[13-15]。其中, 城市土地政策作为城市土地利用格局的重要影响因素^[16-17], 被认为是解决城市环境问题的重要手段^[18]。

客观预估和评价政策所带来的生态效应, 是城市土地政策的制定、实施和修订过程中迫切需要解决的问题。为此, 研究者在对林地^[19]、牧场^[20]、农牧交错带^[21]、海岸带^[22]等具有典型生态意义区域和耕地保护^[23]、生态移民^[24]、退耕还林^[25]等重要政策实践的研究中取得了丰硕的成果。目前, 评价政策效应的定量研究方法有两类: 一类研究主要通过选取特征指标, 对政策实施前后的情况进行对比分析。如于书霞等以不同时段研究区生态系统服务功能价值为依据, 分析和评价土地利用政策实施效果^[26]; 甘超华等构建指标体系评价了退耕还草等政策对土地利用变化过程的影响^[27]。另一类研究则主要通过情景分析方法, 模拟和比较不同政策的生态后果和效应。如Conway and Lathrop研究了美国新泽西州东南沿海城市化地区在四种土地利用模式下生态后果^[28]; 高晓路和翟国方设定虚拟情景对天津市沿海地区居民进行政策选择实验, 研究政策效果与居民需求和认知之间的关系等^[29]。

收稿日期: 2013-10-16; 修订日期: 2014-09-10

基金项目: 国家自然科学基金项目(41330747) [Foundation: National Natural Science Foundation of China, No.41330747]

作者简介: 吴健生(1965-),男,博士,教授。主要从事遥感与GIS、景观生态学与土地利用规划研究。

E-mail: wujs@szpku.edu.cn

通讯作者: 冯喆, 博士研究生, E-mail: fengzhe@pku.edu.cn

作为快速城市化的典型区域，深圳市生态环境已呈现恶化趋势^[30]。本研究所关注的深圳市于2005年颁布实施了《深圳市基本生态控制线管理规定》(深圳市人民政府第145号令)，对生态控制线内土地用途进行了限制，为城市生态政策的制定进行了有益的探索，也引发了关于限制经济发展的争议。本研究尝试采用系统分析方法，通过土地利用变化模型对深圳市土地政策对土地利用格局变化的影响进行模拟，进而整体研究土地政策对城市生态系统的影响，服务深圳市可持续发展实践，为我国城市化过程中社会—生态系统的协调发展提供科学参考。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

深圳市位于中国南疆，广东省南部，毗邻香港。陆域位置是113°46'~114°37'E，22°27'~22°52'N(图1)。东临大亚湾与惠州市相连，西至珠江口伶仃洋与中山市、珠海市相望，南至深圳河与香港毗邻，北与东莞市、惠州市接壤。全市总面积2020 km²，属亚热带海洋性气候区。全境属珠江三角洲，地势东南高西北低。南部半岛和海湾构成槽形海湾、陡峭海岸的地貌特征，中部为海岸山脉地貌带，北部为丘陵谷地地貌。全市平均海拔70~120 m。梧桐山为深圳市最高点，海拔943.7 m。在过去30年的快速城市化发展中，深圳经历了深刻的土地利用覆被变化，诸多生态用地类型转变为硬化的城市建设用地，使得深圳市生态用地在整体上受到蚕食和割裂，同时，生态环境也出现了恶化的趋势。

为此，深圳市政府于2005年颁布了《深圳市基本生态控制线管理规定》(深圳市人民政府第145号令)，规定一级水源保护区、风景名胜区、自然保护区、集中成片的基本农田保护区、森林及郊野公园；坡度大于25%的山地、林地以及特区内海拔超过50 m，特区外海拔超过80 m的高地等区域划入基本生态控制线内，严格限制该区域的建设活动。

1.2 数据准备

本研究景观格局底图采用2007年深圳市土地利用详查数据(图2)，依据本研究需要重新分类为水体、林地、园地、农地、低强度城市用地、高强度城市用地及其他共七类景观；高程数据来自ASTER卫星解译的数字高程图；年均降水数据下载自World Clim网站；年均NDVI数据下载自<http://free.vgt.vito.be>；道路、行政边界数据来自中国基础地理信息系统；人口GPD等社会经济数据来源于中科院科学数据共享网及深圳市各类统计年鉴。各基础数据时间均为2007年，统一处理为500 m × 500 m 栅格数据。基本生态控制线数据为深圳市城市规划委员会(<http://www.szplan.gov.cn/szupb/>)公布，并根据公布面积对其进行修正。

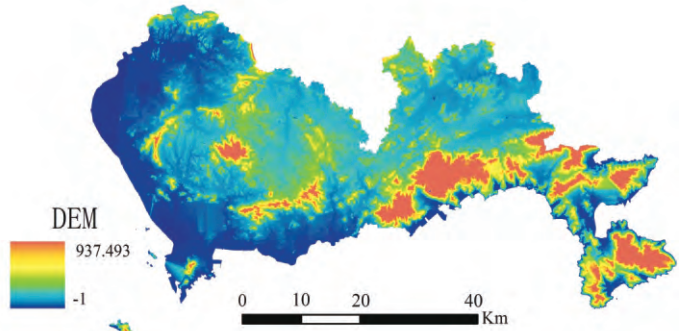


图1 研究区位置

Fig. 1 Study area

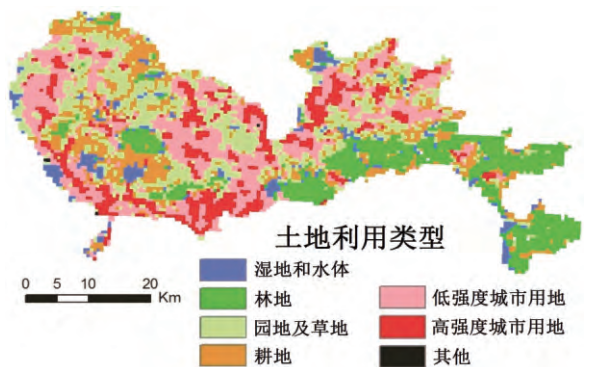


图2 深圳市土地利用格局

Fig. 2 Land-use pattern of Shenzhen City

1.3 主要技术方法

1.3.1 土地利用变化模型

在土地利用变化研究中,模型是分析和研究土地利用变化趋势和效应的重要工具^[31],为国内外研究者所广泛重视^[32]。在众多土地利用变化模拟模型中,土地系统动态模拟(Dynamics Land System Simulation, DLS)模型是由我国学者邓祥征开发的^[33]。该模型以区域用地结构变化模拟和栅格尺度用地类型分布驱动机理分析为手段,从宏观和微观两个方面出发,系统地探

测、表征土地系统演化的时空过程,实现区域土地系统结构变化与演替格局的动态模拟,可以较好地反映区域社会经济—自然系统对土地利用变化的影响,符合本研究的研究目标和数据获取情况。因此,本研究选择DLS模型作为土地利用变化模拟模型。选取降水、气温、坡度、海拔、植被、土壤、人口、GDP八个因子为土地利用变化驱动因子(表1和表2)。

1.3.2 土地政策和情景分析 改革开放以来,深圳市经历了快速城市化历程。在经济社会取得巨大发展的同时,深圳市生态环境面临极大的压力:城市人口持续高速增长,机动车保有量快速上升,住房、交通设施和其他基础建设的高需求使得城市建设用地呈持续高速增长态势,耕地锐减、湿地缩减,越来越多的自然河道变为人工河道,土地后备资源匮乏,环境承载力接近极限,并已开始构成深圳未来发展的制约。为缓解生态压力,深圳城市管理和规划部门相继出台了多项政策措施,如1989年编制深圳市最早的保护区专项规划《广东内伶仃岛——福田国家级自然保护区总体规划》,作为全国试点的2010年《深圳市绿地系统规划》等。其中,2005年颁布的《深圳市基本生态控制线管理规定》将一级水源保护区、自然保护区等978km²纳入保护控制范围,成为深圳市城市生态政策的里程碑。

总体看来,从保护生态出发的深圳市城市土地政策可以分为两类。一类从数量上控制建设用地扩张,如各类城市总体规划,土地利用总体规划等;另一类从空间上控制建设用地扩张,如《深圳市基本生态控制线管理规定》等。为全面理清城市土地政策对生态环境效应的影响,以《深圳市土地利用总体规划(2006-2020年)》中所制定城市未来土地利用结构目标,本研究设定了A、B、AB和O四种情景。其中,情景A为只有数量控制政策;情景B为只有空间控制政策;情景AB为两种政策同时使用;情景O为不使用生态土地政策,作为对照模式(表3)。

1.3.3 生态政策效应评估 为全面反映城市土地政策生态效应,本研究从总量评价指标和空间评价指标两个层面开展分析。其中,总量评价指标通过计算景观格局指数获得。景观格局指数是定量反映景观格局的重要手段^[36],参考其他学者对城市生态景观^[37-41]的研究成果,选择斑块数量(NP)、景观形状指数(LSI)、蔓延度指数(CONTAG)和可能连通性指数(PC)4项指标来衡量生态用地景观格局变化。其中,前两个指标主要用于衡量景观

表1 各土地利用类型转换概率^[34-35]

Tab. 1 Interchange probability of each land-use type

	水体	林地	园地	耕地	低强度城市	高强度城市	其他
转换概率	0	0.8	0.9	0.8	0.9	0.7	0.7

注:表中,0表示该类用地转换为其他用地的可能最低,1表示该类用地转换为其他用地的可能最高。

表2 驱动因子及回归系数

Tab. 2 Driving factors and results of regression

驱动因子	水体	林地	园地	耕地	低强度城市	高强度城市	其他
降水	-0.002	0.002	0.001	-0.003	0.002	0.004	0.001
气温	*	-0.161	0.573	0.255	*	*	*
坡度	0.014	0.021	0.012	-0.002	-0.011	0.006	*
DEM	-0.004	0.005	-0.001	-0.006	-0.007	-0.021	-0.017
NDVI	0.005	0.038	-0.016	0.012	-0.02	-0.005	-0.067
土壤	0.005	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001
人口	-0.002	0.001	-0.001	-0.001	0.002	0.001	0.001
GDP	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
常数	-56.511	-8.566	-12.011	-21.933	-0.591	-9.386	-9.662

注:*为该驱动因子未通过 $p < 0.01$ 检验,常数项不需检验。

表3 政策情景设定
Tab. 3 Scenarios setting of policies

情景设置	描述
情景A	没有基本生态控制线管理政策;城市用地面积总量保持不变,其中低强度城市用地每年有5%转换为高强度城市用地;耕地每年减少5%,均转化为非城市用地,其中,减少总量的50%转换为林地,50%转化为园地。
情景B	有基本生态控制线管理政策;按照深圳市土地利用总体规划(2006-2020年),从2006年起,为达到2020年规划目标,林地每年需增加0.1%,草地每年减少1%;耕地每年减少5%,全部转化为城市用地。
情景AB	有基本生态控制线管理政策;城市用地面积总量保持不变,其中低强度城市用地每年有5%转换为高强度城市用地;耕地每年减少5%,均转化为非城市用地,其中,减少总量的50%转换为林地,50%转化为园地。
情景O	没有基本生态控制线管理政策;按照深圳市土地利用总体规划(2006-2020年),从2006年起,为达到2020年规划目标,林地每年需增加0.1%,草地每年减少1%;耕地每年减少5%,全部转化为城市用地。

破碎程度,后两个指标主要用于衡量景观连通程度。指数计算由Fragstats3.3和Conefor Sensinode2.2软件^[42]完成。

本研究选择美国斯坦福大学、世界自然基金会和大自然保护协会联合开发的生态系统服务评估工具InVEST模型(Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Model)计算空间生态效应^[43]。该模型包括多个独立模块,可以全面评估区域生态系统服务,在国内外得到了较为广泛的应用^[44-45]。本研究选择其中的生境质量评价模块,设定高强度城市区、低强度城市区和耕地地区三个生境风险来源,对研究区不同情景模式下生境质量进行空间评估(表4)。

表4 InVEST模型参数设置^[43]

Tab. 4 Parameter setting of InVEST model

威胁	最大影响距离(m)	影响权重	距离衰减形式	敏感性		
				林地	园地	农地
耕地	1000	0.4	线性	0.4	0.6	0
低强度城市	1500	0.6	线性	0.8	0.8	0.6
高强度城市	3000	1	线性	1	1	0.8

注:表中,影响权重为0到1的参数,1表示该威胁对生境质量影响权重最大,敏感性为不同生境类型对某特定威胁影响的敏感性,1为最大。

2 结果与分析

2.1 土地利用格局变化

为更清晰地反映城市建设用地的变化情况,将原有土地利用类型重新分类为城市用地(包括原低强度城市用地和高强度城市用地)、生态用地(包括原林地、园地和耕地)和其他用地(包括原水体和其他用地)(图3和表5)可知:

(1)从各用地类型的数量上看,与初始土地利用格局相比,各情景下的建设用地均有一定数量的增长,生态用地数量相应减少;耕地减少是生态用地缩减的主要来源,其原因可能是由于耕地一般位于适宜建设的平坦区域;就城市用地增长情况看,使用了数量控制政策后(情景A和情景AB),城市用地增长主要表现为高城市建设用地增长,低强度城市用地增长受到了限制,没有使用数量控制政策的情景(情景B和情景O)低强度城市用地增

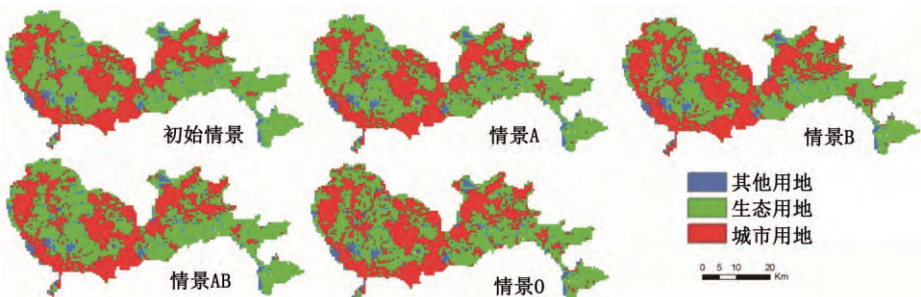


图3 土地利用变化情景

较长为显著,表明数量控制政策在一定程度上加强土地集约利用程度。

(2)从各用地类型的空间分布上看,与初始土地利用格局相比,各情景下生态用地均面临破碎化风险,原有的生态景观格局受到不同程度的破坏;就建设用地扩张趋势上看,使用了空间控制政策后(情景B和情景AB),生态用地基本框架没有发生变化,生态控制线内主要的生态用地斑块得到了较好的保护,没有使用空间控制政策的情景(情景A和情景O),建设用地增长较为零散,特别是情景O下,生态用地破碎化较为严重,表明空间控制政策可以保护重要生态斑块,一定程度上维持景观格局的完整。

表5 各情景土地利用构成(%)

Tab. 5 Proportion of land-use types (%)

土地利用类型	初始情景	情景A	情景B	情景AB	情景O
水体	5.44	5.44	5.44	5.44	5.44
林地	16.75	17.81	16.75	18.94	16.75
园地	23.37	28.83	23.38	24.57	23.38
耕地	16.98	8.03	10.89	10.89	9.98
低强度城市	25.30	25.06	29.90	25.30	28.21
高强度城市	12.09	14.77	13.58	14.80	16.19
其他	0.07	0.06	0.06	0.06	0.06

表6 景观格局指数计算结果

Tab. 6 Results of landscape indices calculation

指数类型	初始情景	情景A	情景B	情景AB	情景O
NP	168	233	209	213	251
LSI	9.9207	11.2500	11.3963	10.9360	12.4695
CONTAG	36.8228	33.8520	33.0590	34.3816	31.1619
PC	0.1770	0.1658	0.1313	0.1619	0.1298

2.2 生态效应评价

2.2.1 总量评价指标 从初始土地利用格局和四种情景下景观格局指数计算结果可知:

(1)与初始土地利用格局相比,四种情景下的NP和LSI指数均有所上升(表6),CONTAG和PC指数均有所下降,表明在城市化进程背景下,土地利用政策不能扭转生态用地的破碎度上升、连通性下降的趋势,城市生态格局受到城市扩张的影响;但与不采取任何政策的情景O相比,采用了土地生态政策的三种情景下,景观破碎度上升幅度和连通性下降幅度较小,表明土地利用政策可以在一定程度上缓解这一趋势。

(2)从景观破碎度指标上看,单独采用数量控制政策(情景A)斑块数量上升较大,但斑块形状相对规则,单独采用空间控制政策(情景B)则相反,不能明显判别何种政策更具有优势,但同时采用两种政策(情景AB)时,NP指标与情景B基本相同,LSI指标较单独使用数量或空间控制政策好,表明两种政策在遏制景观破碎度上升方面存在协同作用。

(3)从景观连通性指标上看,使用了数量控制政策的情景(情景A和情景AB)在CONTAG和PC指标上都要优于未采取数量控制政策的情景,比较情景B和情景O,以及情景AB和情景A可知,是否采取空间控制政策对维护景观连通性作用并不明显,维持足够数量的生态用地是确保景观连通性的重要条件。

2.2.2 空间评价指标 根据InVEST模型计算初始格局和四种情景下的生境质量(图4)。在初始格局下,深圳市生境质量较好的区域集中在西南部的南澳半岛、西北部的黄竹坑区

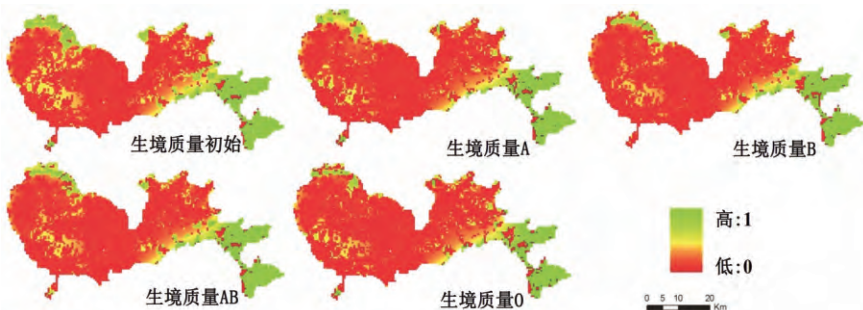


图4 生境质量

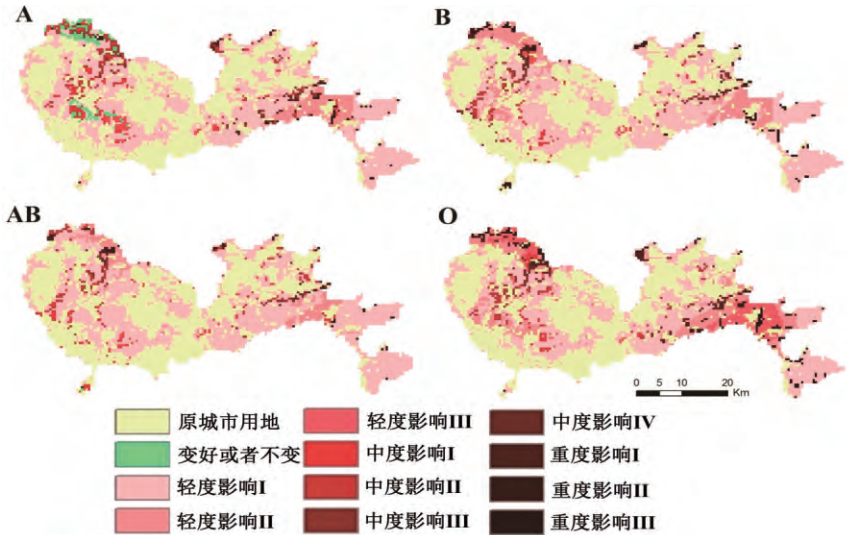


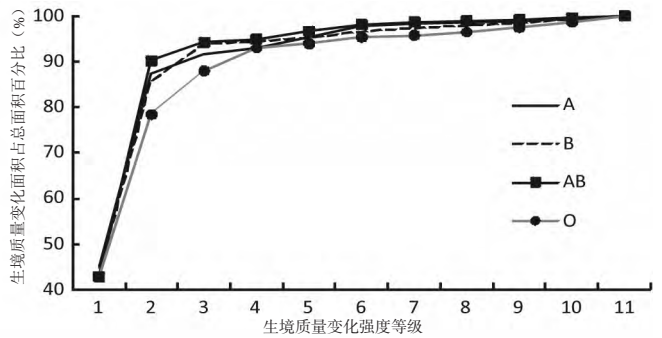
图5 生境质量变化空间分布

Fig. 5 Pattern of habitat quality change

域和东北部的罗田区域，羊台山、马峦山、梧桐山、塘朗山等区域位于城市中心，受到周边人类活动影响，生境质量次之，而罗湖、福田等城市功能区生境质量最差。四种情景下，生境质量格局没有明显变化。

我们利用 InVEST 模型生境质量工具计算了各种情景下生境质量影响因素的变化情况。为清晰反映变化情况，我们将在初始情景中非城市用地的栅格按其影响变化的强度值分为 11 类。其中生境威胁下降或不变，即生境质量变好或不变为一类，其余生态威胁增加的栅格，按变化分数差值大小平均分为 10 类，并出于为实践提供参考依据的考虑，将 10 类影响程度分为轻度影响 (3 类)，中度影响 (4 类)，重度影响 (3 类)。我们分析了不同情景下生境质量变化空间分布 (图 5) 和生境质量变化强度的累积曲线 (图 6)。由图 5 和图 6 可知，由于城市用地扩张，生境质量整体处于下降趋势，仅在情景 A 与情景 AB 下有零星栅格生境质量好转。

对比四种情景变化显示：(1) 在情景 O 下，市域范围内较为重要的龙岗区生态斑块生境质量下降幅度较大，尤其是葵涌、大鹏等区域，切断了南澳和梧桐山两个优质生态斑块的连通；(2) 采用了数量控制政策的情景 (情景 A)，生境质量下降幅度与未采取控制政策的对照情景 (情景 O) 相比较少，但由于控制数量后，高强度城市用地比例上升较快，因此在现有城市用地周边，生境质量下降超过情景 O；(3) 采用了空间控制政策的情景 (情景 B)，其生境质量也优于对照情景 (情景 O)，且与 A 情景相比，对葵涌、大鹏等地的优质生境斑块的保护更加明显，在生态控制线内的斑块得到了较好保护；(4) 同时使用数量和空间控制政策的情景 (情景 AB)，其生境质量下降最小，重要斑块的功能也得到了保障。



图注：生境质量变化强度等级以 1-11 级表示，1 级为变好或不变，2 级为轻度影响 I 级，以此类推，级别增加所代表影响程度加重，11 级为重度影响 III 级

图 6 生境质量变化强度的累积曲线

Fig. 6 Accumulation curves of habitat quality change

3 讨论

深圳市在生态保护政策的制定和实施上一直位于全国前列,生态控制线政策是深圳市生态保护政策的典型案例。但在政策制定和实施过程中,受到了来自社会各界的质疑。其中,来自地方政府与利益相关者对生态线束缚经济发展的质疑尤为激烈。为了回应各方质疑,迫切需要权衡某一特定生态政策的经济成本和生态收益,但在二者的权衡上,存在着一些问题。一是生态效益的衡量。生态效益本身内容较为宽泛,如大气、水、温度等各个方面均可产生对人类社会的贡献,但就衡量方法上看,由于存在地区差异,难以提出统一的指标来代替各方面的评价,更无法形成能与经济效益对比的计量单位,因此在衡量上存在困难;二是生态效益和生态政策的匹配。在生态效益的评价中,生态效益和生态政策间存在匹配问题。如时间尺度的不匹配,生态政策的实施可能在一个较长的时间尺度上提高生态效益,难以在短时间体现成果,但由于生态政策实施所造成的经济损失可以在很短的时间内显现;三是生态效益和具体政策行为的不匹配,在城市复杂系统中,生态效益可能来自自然—社会系统的共同作用,难以与一个特定的政策行为相联系,而经济损失则更容易归因于某个特定的政策行为;四是利益主体的不匹配,许多类型的生态效益属于公共产品,如大气质量等,具有非排他性,利益主体为城市居民,但经济效益具有明确的利益主体。以上问题的存在,使得城市生态政策的颁布和实施受到较大阻力。

在本文研究中,仍存在一些不足,有待在下一步研究中改进。主要包括:数据获取较为困难和基年土地利用使用造成的模拟精度问题。本研究使用了大量空间数据,为提高数据的有效性,降低了栅格分辨率。此外,2007年之后深圳市土地利用方式有了很大变化,此次模拟基于2007年的土地利用详查数据,为了取得更准确的结果,需要采用更精确的分辨率开展研究,并依据2010年及其之后的土地利用数据,进一步订正模拟结果;在政策效益的衡量上,本文更多关注生态效益,对经济效益的关注仍需加强;本研究使用了比较成熟的土地利用变化和生态质量评价模型,在模型参数设置上多借鉴前人研究成果。未来,将针对研究区实际情况,对参数进行修正处理。

4 结论

深圳市作为我国改革开放的前沿城市,其生态保护理念和政策也位于全国前列。本文以深圳市为例,结合土地利用变化与生态质量评价模型对城市数量控制和空间控制两类生态政策的生态效应进行了评估。研究结果表明:

(1)在城市化发展过程中,由于城市用地扩张,城市生境面临破碎化增加、连通性降低、生境质量下降等生态风险,生态政策的实施可以在一定程度上缓解上述生态风险。

(2)在采用数量控制的生态政策情景下(情景A),景观格局指数NP和LSI从初始情景的168和9.92上升至223和11.25,但低于不施加任何生态政策(情景O, NP为251, LSI为12.47);景观格局指数CONTAG(33.85)和PC(0.17)较初始情景(36.82和0.18)相比有所降低,但优于控制情景(31.16和0.13)。从空间结果上看,高强度城市用地比例上升较快,在现有城市用地周边生境质量下降幅度较大。说明数量控制政策可以遏制景观破碎化和生境质量下降趋势和增强景观连通性,但提高土地利用的集约性可能造成城市开发强度上升,对城市用地周边生态环境产生影响。

(3)在采用空间控制的生态政策情景下(情景B),NP(209)、LSI(11.40)、CONTAG(33.06)也表现出与数量控制政策相似的变化趋势,但表征景观连通性的PC指数(0.13)较情景O改善幅度不大。从空间结果上看,现有的优质生境斑块获得了较好的保护。说明空间控制的生态政策可以维护生态用地格局,遏制景观破碎化和生境质量下降趋势,但在维

护景观连通性方面作用有限。

(4) 同时采用两种政策 (情景 AB), 在景观格局指数计算结果上与分别采用两种政策相近, 但在空间结果上表现出生境质量下降最小, 重要斑块也同时得到了保障的特点, 说明两种政策同时使用会产生协同效应, 其效果优于单独使用两种政策。

参考文献 (References)

- [1] Mander Ü, Kull A, Tamm V et al. Impact of climatic fluctuations and land use change on runoff and nutrient losses in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 1998, 41: 229-238.
- [2] Nasrallah H A, Brazel A J, Balling R C. Analysis of the Kuwait City heat island. *Climate*, 1987, 7:185-192.
- [3] Ji Chongping, Liu Weidong, Xuan Chunyi. Impact of urban growth on the heat island in Beijing. *Chinese Journal of Geophysics*, 2006, 49(1): 66-77. [季崇萍, 刘伟东, 轩春怡. 北京城市化进程对城市热岛的影响研究. *地球物理学报*, 2006, 49(1): 66-77.]
- [4] Yang Yingbao, Su Weizhong, Jiang Nan et al. Spatial-temporal characteristics of urban heat island effect change of Nanjing city and its relation with land use change. *Geographical Research*, 2007, 26(5): 877-886. [杨英宝, 苏伟忠, 江南等. 南京市热岛效应变化时空特征及其与土地利用变化的关系. *地理研究*, 2007, 26(5): 877-886.]
- [5] Zhang G, Zhu Y, Fu B. Quality change of soils in urban and suburban areas and its eco-environmental impacts: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(3): 539-546. [张甘霖, 朱永官, 傅博杰. 城市土壤质量演变及其生态环境效应. *生态学报*, 2003, 23(3):539-546.]
- [6] Sun Yanci, Zhang Xuelei, Chen Jie. Impact of urbanization on pedodiversity in Suzhou area. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(11): 2060-2065. [孙燕瓷, 张学雷, 陈杰. 城市化对苏州地区土壤多样性的影响. *应用生态学报*, 2005, 16(11): 2060-2065.]
- [7] Xie Jing, Wu Jiansheng, Zheng Maokun et al. Evaluation of the heavy metal pollution in different agricultural soils of Shenzhen City. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2010, 5(2): 202-207. [谢婧, 吴健生, 郑茂坤等. 基于不同土地利用方式的深圳市农用地土壤重金属污染评价. *生态毒理学报*, 2010, 5(2): 202-207.]
- [8] Doerra S H, Shakesbya R A, Blakeb W H et al. Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology*, 2006, (319): 2-5.
- [9] Chen K P, Jiao J J. Metal concentrations and mobility in marine sediment and groundwater in coastal reclamation areas: A case study in Shenzhen, China. *Environmental Pollution*, 2008, 151: 576-584.
- [10] Liu Zhenhuan, Wang Yanglin, Peng Jian et al. Urban water landscape fragmentation and the change of ecological values in Shenzhen. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2010, 46(2): 286-292. [刘珍环, 王仰麟, 彭建等. 深圳市水体景观破碎化动态及其生态价值变化. *北京大学学报: 自然科学版*, 2010, 46(2): 286-292.]
- [11] Piao Shilong, Fang Jingyun. Dynamic vegetation cover change over the last 18 years in China. *Quaternary Sciences*, 2001, 21(4): 294-302. [朴世龙, 方精云. 最近 18 年来中国植被覆盖的动态变化. *第四纪研究*, 2001, 21(4): 294-302.]
- [12] Zhou Qixing, Wang Mei'e, Zhang Qianru et al. Ecological effects of land-use changes in a small town of Zhejiang Province, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(4): 651-654. [周启星, 王美娥, 张倩茹等. 小城镇土地利用变化的生态效应分析. *应用生态学报*, 2005, 16(4): 651-654.]
- [13] Huang Guangyu, Chen Yong. Research on concepts of ecological city and planning methods. *Urban Planning*, 1997, (6): 17-20. [黄光宇, 陈勇. 生态城市概念及其规划设计方法研究. *城市规划*, 1997, (6): 17-20.]
- [14] Xiao Duning, Chen Wenbo, Guo Fuliang. On the basic concepts and contents of ecological security. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(3): 354-358. [肖笃宁, 陈文波, 郭福良. 论生态安全的基本概念和研究内容. *应用生态学报*, 2002, 13(3): 354-358.]
- [15] Li Feng, Liu Xusheng, Hu Dan et al. Evaluation method and its application for urban sustainable development. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(11): 4793-4802. [李峰, 刘旭升, 胡聃等. 城市可持续发展评价方法及其应用. *生态学报*, 2007, 27(11): 4793-4802.]
- [16] Alpana S. Constraints affecting the efficiency of the urban residential land market in developing countries: A case study of India. *Habitat International*, 2002, 26: 523-537.
- [17] Ye Tao, Shi Peijun. Impact of land policy reform on land use efficiency and economic benefit in China: A perspective from Shenzhen special economic zone. *Journal of Natural Resources*. 2007, 22(5): 434-444. [叶涛, 史培军. 从深圳经济特区透视中国土地政策改革对土地利用效率与经济效益的影响. *自然资源学报*, 2007, 22(5): 434-444.]
- [18] Field B C, Field M K. Yuan Y, Chen Y trans. *Environmental Economics*. Dalian: Dongbei University of Finance and Economics Press, 2010. [Field B C, Field M K. 原毅军, 陈艳莹译. *环境经济学*. 大连: 东北财经大学出版社, 2010.]
- [19] Schmitz M F, Atauri J A, de Pablo C L et al. Changes in land use in northern Spain: Effects of forestry management

- on soil conservation. *Forest Ecology and Management*, 1998, 109(1): 137-150.
- [20] Homewood K M. Policy, environment and development in African rangelands. *Environmental Science and Policy*, 2004, 7: 125-143.
- [21] Shi Minjun, Wang Tao. *Acta Geographica Sinica*, 2005, 60(1): 165-174. [石敏俊, 王涛. 中国生态脆弱带人地关系行为机制模型及应用. *地理学报*, 2005, 60(1): 165-174.]
- [22] Anilkumar P P, Varghese K, Ganesh L S. Formulating a coastal zone health metric for land use impact management in urban coastal zones. *Journal of Environmental Management*, 2010, 91: 2172-2185.
- [23] Zhu Hongbo. Analysis on the effect and efficiency of policies operation to cultivated land protection in China. *Geography and Geo-Information Science*, 2007, 23(6): 50-53. [朱红波. 我国耕地保护政策运行效果与效率分析. *地理与地理信息科学*, 2007, 23(6): 50-53.]
- [24] Lu Qingshui, Zhao Zhiping. Eco-immigration policy for the degraded rangeland and response of herd families: A case study of Maduo County, the source region of Yellow River. *Geographical Research*, 2009, 28(1): 143-152. [芦清水, 赵志平. 应对草地退化的生态移民政策及牧户响应分析: 基于黄河源区玛多县的牧户调查. *地理研究*, 2009, 28(1): 143-152.]
- [25] Xu Jianying, Chen Liding, Lv Yihe et al. Sustainability evaluation of the Grain for Green Program based on participatory rural appraisal in Wolong Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(11): 3789-3795. [徐建英, 陈利顶, 吕一河等. 基于参与性调查的退耕还林政策可持续性评价: 卧龙自然保护区研究. *生态学报*, 2006, 26(11): 3789-3795.]
- [26] Yu Shuxia, Shang Jincheng, Guo Huaicheng. Application of ecological services evaluation in environmental assessment of land-use policy. *Scientia Geographica Sinica*. 2004, 24(6): 727-732. [于书霞, 尚金城, 郭怀成. 基于生态价值核算的土地利用政策环境影响评价. *地理科学*, 2004, 24(6): 727-732.]
- [27] Gan Chaohua, Ma Li, Nan Qiuju. Spatio-temporal characteristics and driving force of land-use change in Beijing's ecological environs: A case study of Weichang County, Hebei Province. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2007, 15(6): 165-170. [甘超华, 马礼, 南秋菊. 首都生态圈典型地区土地利用变化时空差异及政策驱动研究: 以河北省围场县为例. *中国生态农业学报*, 2007, 15(6): 165-170.]
- [28] Conway T M, Lathrop R G. Modeling the ecological consequences of land-use policies in an urbanizing region. *Environmental Management*, 2005, 35(3): 278-291.
- [29] Gao Xiaolu, Zhai Guofang. Spatial values of coastal environments and its policy implications in Tianjin, China. *Progress in Geography*, 2008, 27(5): 1-11. [高晓路, 翟国方. 天津市海岸带环境的空间价值及其政策启示. *地理科学进展*, 2008, 27(5): 1-11.]
- [30] Shi Peijun, Pan Yaozhong, Chen Jin et al. Land use/cover change and environmental security in Shenzhen region. *Journal of Natural Resources*, 1999, 14(10): 293-299. [史培军, 潘耀忠, 陈晋等. 深圳市土地利用/覆盖变化与生态环境安全分析. *自然资源学报*, 1999, 14(10): 293-299.]
- [31] Verburg P H, Schot P P, Dijst M J et al. Land use change modeling: Current practice and research priorities. *GeoJournal*, 2004, 61: 309-324.
- [32] Lambin E F, Rounsevell M D A, Geist H J. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2000, 82: 321-331.
- [33] Deng Xiangzheng. *Simulation of Land System Dynamics*. Beijing: China Land Press, 2008. [邓祥征. 土地系统动态模拟. 北京: 中国大地出版社, 2008.]
- [34] Verburg P H, Soepboer W, Veldkamp A et al. Modeling the spatial dynamics of regional land use: The CLUE-S model. *Environmental Management*, 2002, 30(3): 391-405.
- [35] Luo G, Yin C, Chen X et al. Combining system dynamic model and CLUE-S model to improve land use scenario analyses at regional scale: A case study of Sangong watershed in Xinjiang, China. *Ecological Complexity*, 2010, 7(2): 198-207.
- [36] Zhang Qiuju, Fu Bojie, Chen Liding. Several problems about landscape pattern change research. *Scientia Geographica Sinica*, 2003, 23(3): 264-270. [张秋菊, 傅伯杰, 陈利顶. 关于景观格局演变研究的几个问题. *地理科学*, 2003, 23(3): 264-270.]
- [37] Song Zhiqing, Wang Yanglin. The dynamics of urban landscape pattern and its ecological impact on planning. *Advances in Earth Science*, 2005, 20(8): 840-848. [宋治清, 王仰麟. 城市景观格局动态及其规划的生态学探讨. *地球科学进展*, 2005, 20(8): 840-848.]
- [38] Sun Yajie, Wang Qingxu, Lu Zhaohua. Effects of urbanization on landscape pattern of Beijing. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(7): 1366-1369. [孙亚杰, 王清旭, 陆兆华. 城市化对北京市景观格局的影响. *应用生态学报*, 2005, 16(7): 1366-1369.]
- [39] Lucia P H, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the

priorization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 2006, 21(7): 959-967.

- [40] Xiong Chunni, Wei Hong, Lan Mingjuan. Analysis of connectivity on greenland landscape in metropolitan region of Chongqing City. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(5): 2237-2244. [熊春妮, 魏虹, 兰明娟. 重庆市都市区绿地景观的连通性. *生态学报*, 2008, 28(5): 2237-2244.]
- [41] Li Xiaoli, Zeng Guangming, Shi Lin et al. Urban ecological land in Changsha City: Its quantitative analysis and optimization. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(2): 415-421. [李晓丽, 曾光明, 石林 等. 长沙市城市生态用地的定量分析及优化. *应用生态学报*, 2010, 21(2): 415-421.]
- [42] Saura S, Torné J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modeling and Software*, 2009, 24: 135-139.
- [43] Tallis H T, Ricketts T, Guerry A D et al. InVEST 2.1 Beta User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford, 2011.
- [44] Tallis H T, Kareiva P, Marvier M et al. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *PNAS*, 2008, 185(28): 9457-9464.
- [45] Zhou Bin, Yu Xinxiao, Chen Lihua et al. Soil erosion simulation in mountain areas of Beijing based on InVEST model. *Research of Soil and Water Conservation*, 2010, 17(6): 9-13. [周彬, 余新晓, 陈丽华 等. 基于 InVEST 模型的北京山区土壤侵蚀模拟. *水土保持研究*, 2010, 17(6): 9-13.]

Research on ecological effects of urban land policy based on DLS model: A case study on Shenzhen City

WU Jiansheng^{1,2}, FENG Zhe², GAO Yang^{3,4}, PENG Jian²

(1. Key Laboratory for Urban Habitat Environmental Science and Technology, School of Urban Planning and Design, Peking University, Shenzhen 518055, Guangdong, China;

2. College of Urban and Environment Sciences, Peking University, Beijing 100871, China;

3. Department of Land Resources Management, China Agricultural University, Beijing 100193, China;

4. Key Laboratory of Agricultural Land Quality, Monitoring and Control, Ministry of Land and Resources, Beijing 100193, China)

Abstract: Urban land ecological policy is an important management tool to enhance ecological construction and urban sustainable development. In this paper, Shenzhen was chosen as a typical case of rapid urbanization areas. A combination of land-use change and ecological effect quality models was used to evaluate the effects of two types of urban land-use policies, scale-control policy and space-control policy. The results showed that: (1) During the urbanization process, habitat fragmentation, connectivity decreasing and degradation are resources of ecological risks, which can be alleviated by the implementation of ecological policy. (2) Scale-control policy can enhance landscape connectivity and curb the trends of landscape fragmentation and habitat degradation, but it may result in an increase of the intensity of construction. (3) Space-control policy can maintain ecological land pattern, and curb the trends of landscape fragmentation and habitat quality decline, but it can play a limited role in maintaining the landscape connectivity. (4) The synergistic effect of simultaneously implementing the two policies results in better effects than separately implementing them.

Key words: DLS model; land use policy; ecological effect; Shenzhen