

基于 InVEST 模型的土地利用格局变化 对区域尺度生境质量的影响研究 ——以北京为例

陈妍¹ 乔飞² 江磊^{3,4,5,†}

1. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; 2. 中国环境科学研究院, 北京 100012; 3. 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037; 4. 国家城市环境污染控制工程技术研究中心, 北京 100037; 5. 国家环境保护工业废水污染控制工程技术(北京)中心, 北京 100037; † 通信作者, E-mail: jiangle3657@sina.com

摘要 为了探究城市化背景下土地利用格局变化对生境质量的影响, 应用 InVEST 模型计算北京主要威胁源(城市、农村、主要交通干道、耕地)对生境退化的贡献, 评估北京 1990—2010 年的生境质量变化。研究结果显示, 生境退化最严重的区域, 主要集中在海淀、朝阳、石景山和丰台四区, 永定、潮白两河以及海拔 75~100 m 左右的平原—山区交界地带。威胁源对生境退化的影响从大到小依次是耕地、城镇用地、农村居民点以及主要交通干道。20 年间, 耕地的贡献率逐渐减小(从 77.79%降至 61.15%), 城镇用地的贡献率则从 18.10%提高到 31.54%。1990—2000 年间, 生境质量在东城、西城外围的海淀、朝阳、石景山、丰台四区呈环形集中退化趋势, 生境质量总值下降 2.3%。2000—2010 年间生境质量在平原区呈现大范围分散式退化趋势; 在房山西部山区以及密云、怀柔、昌平、房山海拔 75~100 m 左右的平原—山区交界地带呈现集中退化趋势; 西北部 and 西部山区生境则得到明显恢复。总体看, 第二个 10 年生境质量总值下降 1.2%, 退化程度较第一个 10 年有所减轻。未来的生境保护以及城市规划应重点关注生境退化最为突出的平原与山区交界区域。研究结果对制定合理的土地利用政策以及保护生物多样性具有一定的积极作用。

关键词 土地利用; InVEST 模型; 生境质量

中图分类号 X826

Effects of Land Use Pattern Change on Regional Scale Habitat Quality Based on InVEST Model—a Case Study in Beijing

CHEN Yan¹, QIAO Fei², JIANG Lei^{3,4,5,†}

1. College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871; 2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012; 3. Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037; 4. National Engineering Research Center of Urban Environmental Pollution Control, Beijing 100037; 5. State Environmental Protection Engineering (Beijing) Center for Industrial Wastewater Pollution Control, Beijing 100037; † Corresponding author, E-mail: jiangle3657@sina.com

Abstract To study the effects of land use pattern change on habitat quality in the background of urbanization, InVEST model was applied to calculate the contributions of habitat threats (urban area, rural construction area, main roads and agriculture land) to habitat degradation, and to assess habitat quality changes between 1990 and 2010 in Beijing. The results showed that the most severe habitat degradation problems occurred in Haidian, Chaoyang, Shijingshan and Fengtai districts, Yongding River, Chaobai River, and the mountain-plain border area (at an elevation about 75 – 100 m). Agriculture lands had the largest effect on habitat degradation, followed by urban areas, rural construction areas and main roads. During these two decades, the contribution of agriculture

lands decreased from 77.79% to 61.15%, but the contribution of urban areas increased from 18.10% to 31.54%. Between 1990 and 2000, habitat quality declined dramatically in Haidian, Chaoyang, Shijingshan and Fengtai districts, which were located at the rim of Dongcheng and Xicheng districts. The total habitat quality value decreased by 2.3%. During 2000 and 2010, the deterioration of habitat quality expanded to most of the plain areas. In the mountain area of Fangshan and the mountain-plain border area (at an elevation about 75–100 m) in Miyun, Huairou, Changping and Fangshan, the value decreased significantly. However, habitat quality had been restored notably in northern and western mountain areas. The total habitat quality value declined by 1.2%, which indicated that habitat deterioration had been mitigated to some extent compared with the last decade. For habitat conservation and urban planning in the future, more attention should be paid to mountain-plain border areas. The current study played an active role in land use policy-making and biodiversity conservation.

Key words land use; InVEST model; habitat quality

当前物种灭绝速度已远远超过化石记录,因此全球生物多样性丧失问题不容忽视^[1]。陆地生态系统中,以城市和农田扩张^[2–4]为代表的土地利用方式改变会造成生物生境的破碎、退化和丧失^[5–8],而这一过程已被认为是生物多样性丧失的最大驱动力^[9–10]。因此,生境评价对研究生物多样性及其保护工作有至关重要的作用。

目前,生境质量评价多采用基于景观格局的指标体系方法^[11–17]和基于模型的方法^[18–20],且后者在预测未来生境分布^[21]及保护区选址^[22–24]等方面的作用尤为突出。基于模型的方法主要是分析物种的分布情况及其环境条件,以达到识别适宜生存环境的目的^[25–27]。近年来的研究逐步将威胁源的分布也纳入生境模型中,并成为新的研究热点。由美国斯坦福大学、世界自然基金会(World Wildlife Fund)和大自然保护协会(Nature Conservancy)共同开发的 InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs)模型^[28],具有数据需求量相对较小、计算结果可视性强^[29–30]等特点,已逐步应用于相关研究。该模型涉及生境质量评价^[31–37]、水源涵养^[38]、供水量计算^[39–40]、水体净化^[41]和土壤侵蚀^[42]等生态系统服务的多个领域^[43–46]。InVEST 模型中的生境质量模块(Habitat Quality model)将土地利用/覆盖图与威胁源建立联系,根据不同生境对威胁源的响应程度,评估不同景观格局下的生境分布和退化情况,计算得到的生境质量和稀缺程度可以反映该区域的生物多样性。该方法所需的数据容易获取,可以替代物种调查等复杂方法,对生境质量和数量的变化进行快速评价,确定保护的优先度,因此该方法在物种分布数据缺乏的情况下极为有用。InVEST 模型最突出的优势在于,不但可以反映不同生境对于威胁源的响应程

度,还可评估威胁源间的相互影响。目前,该模块不仅用于生境质量评价^[31]以及研究生境质量与其他生态系统服务间的相互关系^[32–34],还用于研究土地利用变化对生境质量的影响^[35–36]。例如,Leh 等^[36]研究了土地利用变化情况下加纳和科特迪瓦两个国家在 2000, 2005 和 2009 年的生境质量变化情况,但由于研究区域城市扩张不明显,且研究尺度较大,城市化过程并未得到体现。在模型的可靠性评估方面,Terrado^[37]等将该模型中生境质量模块的计算结果与生物多样性观测的结果进行对比,结果显示二者之间呈显著的相关关系,进而证明了该方法的可靠性。

作为中国的首都和国际大都市,北京正处于高速的发展阶段。过去几十年中,显著增长的城市用地面积无疑给生境质量带来了巨大压力,但目前该领域的研究尚不充分。本文通过分析 1990—2010 年北京土地利用格局的变化,并借助 InVEST 生境质量模型,评估了 1990, 2000 和 2010 年生境退化程度和生境质量变化情况,识别出了生境保护需要关注的敏感区域,以期对未来建设用地的规划提供建议。

1 研究区域

北京位于华北平原西北部(115.7—117.4°E, 39.4—41.6°N),面积 16410.54 km²。地势西北高耸,东南低缓:西部的西山和北部的军都山在南口关沟相交,东南是一片缓缓向渤海倾斜的平原(图 1)。全市平均海拔 43.5 m,平原的海拔高度为 20~60 m,山地一般海拔 1000~1500 m。北京属典型的北温带半湿润大陆性季风气候,四季分明,春秋短促,冬夏较长。年降水量约 600 mm,降水季节分配不均匀,全年降水的 80%集中在 6—8 月。

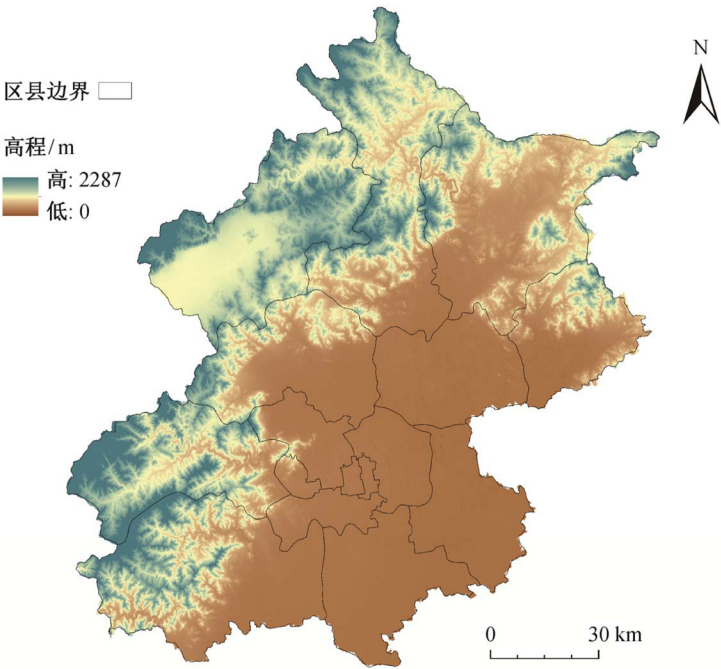


图 1 研究区行政边界及高程图^①
Fig. 1 Administrative boundary and elevation of study area^①

2 研究方法

2.1 土地利用数据

土地利用数据选取 1990、2000 和 2010 年中国科学院资源环境科学数据中心 1:10 万的土地利用数据。根据研究区实际情况建立土地利用二级分类体系(表 1)。运用 ArcGIS 软件将 1990 和 2000 年以及 2000 和 2010 年两组数据分别叠加,获得土地利用类型转移矩阵。

2.2 生境质量计算方法

运用 InVEST 模型中的生境质量模块(Habitat Quality Model)对北京生境质量进行分析。该方法的核心是将生境质量与威胁源建立联系,即通过计算威胁源对生境的负面影响,得到生境的退化程度,进而通过生境的适宜情况和退化程度计算生境质量。模型运行前,所有的土地利用数据以及威胁源数据都需要栅格化处理。

InVEST 模型中的生境,指被物种所占有的可以为其提供资源和生存及繁育条件的空间^[47]。用户可在土地利用类型中选取所需的类型定义为生境。人类活动对生境产生的影响通过生境退化度体

表 1 土地利用分类体系
Table 1 Land use classification scheme

一级地类	二级地类
耕地	水田
	山区旱地(田)
	丘陵区旱地
	平原区旱地
林地	有林地
	灌木林地
	疏林地
	其他林地
草地	高覆盖度草地
	中覆盖度草地
	低覆盖度草地
水体	河渠
	水库、湖泊
	滩地
建设用地	城镇用地
	农村居民点用地
	工交建设用地
未利用地	未利用地

① 高程数据来自美国 STRM 网(<http://srtm.csi.cgiar.org/>)的数字高程模型数据。

现,即威胁源对生境造成的退化程度。本研究将城镇用地、农村居民点、主要交通干道和耕地定义为生境的威胁源。生境退化度由 5 个因素决定:不同威胁源权重(ω_r)、威胁源强度(r_y)、威胁源在生境的每个栅格中产生的影响(i_{rxy})、生境抗干扰水平(β_x)以及每种生境对不同威胁源的相对敏感程度(S_{jr})。5 个影响因素的取值皆在 0~1 之间。生境类型 j 中栅格 x 的退化度可由式(1)和(2)计算得到,其中假设威胁源产生的影响随距离加大呈线性衰减趋势。

$$D_{xy} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{\omega_r}{\sum_{r=1}^R \omega_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr}, \quad (1)$$

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{r \max}} \right), \quad (2)$$

其中, r 为生境的威胁源, y 为威胁源 r 中的栅格, d_{xy} 为栅格 x (生境)与栅格 y (威胁源)的距离, $d_{r \max}$ 为威胁源 r 的影响范围。

生境质量指环境为个体或种群的生存提供适宜的生产条件的能力。生境中每个栅格的生境质量由两个因素决定: 1) 自身作为生境的适宜情况, 即生境适宜度, 取值范围介于 0~1 之间, 1 表示该生境具有最高适宜度, 相反非生境取值为 0; 2) 式(1)中计算的生境退化度。生境质量计算公式如下:

$$Q_{xy} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xy}^z}{D_{xy}^z + k^z} \right) \right], \quad (3)$$

其中, H_j 为地类 j 的生境适宜度; D_{xy} 为地类 j 中栅格 x 的生境退化度; k 为半饱和常数, 即退化度最大值的一半; z 为模型默认参数。

模型中涉及的主要参数包括威胁源影响范围及其权重、生境适宜度及生境对各威胁源的敏感程度, 参数值分别列于表 2 和 3。表 2 中参数来源于模型推荐的参考值, 表 3 中参数的确定参考了模型推荐的参考值及文献[44, 46~51]。

表 3 中生境适宜度以及敏感程度的确定遵循以下原则。

1) 《北京城市总体规划(2004—2020 年)》中大片林业用地、自然保护区等区域被划定为重要物种栖息地和自然生态系统保留地, 主要河流作为生态通道体系。因此, 本研究将林地、河渠、湖泊及水

表 2 威胁源的影响范围及其权重

Table 2 Maximum distance over which each threat affects habitat quality and its weight

威胁源	影响范围/km	权重
耕地	8	0.7
农村居民点	5	0.6
城镇用地	10	1.0
主要交通干道	3	1.0

表 3 生境适宜度及其对不同威胁源的相对敏感程度

Table 3 Habitat types and sensitivity of habitat types to each threat

土地利用类型	生境适宜度	耕地	农村居民点	城镇用地	主要交通干道
有林地	1.00	0.80	0.85	1.00	0.60
灌木林地	1.00	0.40	0.45	0.60	0.20
疏林地	1.00	0.85	0.90	1.00	0.65
其他林地	1.00	0.90	0.95	1.00	0.70
高覆盖度草地	0.80	0.40	0.45	0.60	0.20
中覆盖度草地	0.75	0.45	0.50	0.65	0.25
低覆盖度草地	0.70	0.50	0.55	0.70	0.30
河渠	1.00	0.65	0.70	0.85	0.45
水库、湖泊	1.00	0.70	0.75	0.90	0.50
滩地	0.60	0.75	0.80	0.95	0.55
城镇用地	0	\	\	\	\
农村居民点用地	0	\	\	\	\
工建设用地	0	\	\	\	\
高速公路	0	\	\	\	\
裸地	0	\	\	\	\
水田	0.60	0.30	0.35	0.50	0.10
山区旱地(田)	0.40	0.30	0.35	0.50	0.10
丘陵区旱地	0.40	0.30	0.35	0.50	0.10
平原区旱地	0.40	0.30	0.35	0.50	0.10

库的生境适宜度定为 1。至于其他生境, 越接近自然的系统生境适宜度越大, 相对复杂的系统拥有相对较大的适宜性, 纯人工环境不具备生境适宜性。因此, 草地为 0.7~0.8, 滩地和水田为 0.6, 农田为 0.4, 其余用地类型为 0。

2) 以模型推荐值为基础, 为林地、草地、水体和农田四大类生境的敏感性赋值。由于复杂的生态系统具有更强的自我修复能力, 所以针对不同覆盖

度的林地、草地，按照系统越复杂敏感性相对越低的原则进行相应调整。

3 结果分析与讨论

3.1 土地利用变化分析

北京主要的土地利用类型按面积从大到小依次为林地、耕地、建设用地、草地、水域以及裸地。1990—2000 以及 2000—2010 年土地利用转移矩阵计算结果如表 4 所示。

由表 4 可以得到以下结论。

1) 建设用地是所有土地利用类型里扩张最明显的，1990—2000 年间，耕地向建设用地转换 4.56%的面积，甚至 0.12%的森林也转换为建设用地，而建设用地并没有向其他类型转换。2000—2010 年间，建设用地占用耕地的面积比例逐步缩小，但耕地仍然是建设用地增加的主要来源。

2) 耕地面积比例在 20 年间显著下降(35.8%→30.3%→24.59%)，变化幅度在所有土地利用类型中最为显著，耕地的减少在第一个 10 年中主要在于

向建设用地的转移，在第二个 10 年中除向建设用地转移外，也向森林转移。

3) 森林面积在研究期内持续增加(44.39%→45.11%→46.75%)，且第二个 10 年的增幅高于第一个 10 年，增加的面积主要来自草地和耕地的转换。

4) 草地面积小幅下降，但在第二个 10 年草地和林地有明显相互转换的现象。

5) 水体和裸地面积未出现大幅度变动。

3.2 生境退化度

1990，2000 和 2010 年生境退化度如图 2 所示。结合图 1 可知，东南部平原区内，生境退化度分值最高的是中心城区外围，即东城、西城周边的海淀、朝阳、石景山、丰台四区，房山和大兴交界处的永定河，以及流经密云、顺义的潮白河。1990 年城区周边退化度最高，2000 及 2010 年中心城区周边退化度有减弱的趋势，但平原区其他地区的生境退化程度明显，特别是石景山区与海淀区的交界处以及房山区东部。除平原区外，平原-山区交界处的生境退化程度也十分突出。1990 和 2000 年，交

表 4 土地利用转移矩阵
Table 4 Land use change matrix %

土地利用类型	2000 年						1990 年合计	流失
	耕地	林地	草地	水体	建设用地	未利用地		
1990 年	耕地	29.80	0.79	0.08	0.58	4.56	\	35.80
	林地	0.11	44.08	0.08	0.00	0.12	\	44.39
	草地	0.10	0.22	7.73	0.18	0.09	\	8.32
	水体	0.01	0.02	\	2.35	0.02	\	2.40
	建设用地	0.00	0.00	0.00	0.00	9.08	\	9.08
	未利用地	\	\	\	\	\	0.01	0.00

2000 年合计	30.03	45.11	7.89	3.10	13.87	0.01	100.00	
增加	0.23	1.03	0.16	0.75	4.79	0.00		

土地利用类型	2010 年						2000 年合计	流失
	耕地	林地	草地	水体	建设用地	未利用地		
2000 年	耕地	20.76	3.11	1.07	0.40	4.66	0.03	30.02
	林地	1.65	38.35	4.30	0.16	0.62	0.02	45.11
	草地	0.65	4.78	2.13	0.15	0.12	0.06	7.89
	水体	0.31	0.18	0.06	2.35	0.21	0.00	3.10
	建设用地	1.22	0.32	0.12	0.10	12.09	0.00	13.87
	未利用地	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01

2010 年合计	24.59	46.75	7.69	3.16	17.70	0.11	100.00	
增加	3.83	8.40	5.56	0.81	5.61	0.11		

说明：“\”表示未发生土地利用转换的情况；“0.00”表示土地利用转换比例小于 0.01%。

界处的生境退化主要集中在昌平和怀柔和密云高程为 75~100 m 左右的地带。房山区东部的生境并未出现明显的退化,但 2010 年房山区东部生境退化度明显增加。2010 年红色区域(表示生境退化高)在平原-山区交界处几乎连为一线,意味着北京 75~100 m 高程范围内几乎所有生境都出现较严重的退化,特别是怀柔、昌平、石景山和房山四区。此外,西北和东北部的延庆和密云也有不同程度的生境退化情况。延庆县在 20 年间生境退化程度明显加剧,相反,密云的生态退化程度则显著减轻。

城市和农村建设用地、耕地以及主要交通干道对于生境退化度的贡献如图 3 所示。在 4 个威胁源中,虽然耕地对生境退化度的贡献率从 77.79%下降至 61.15%,但其一直是对生境退化影响最大的威胁源;城市建设用地和农村居民点对生境退化的贡献逐年增加,且城市的贡献显著上升,从 1990 年的 18.10%提高至 2010 年的 31.54%;与其他 3 个威胁源相比,主要交通干道的对生境退化的贡献并不显著。

3.3 生境质量变化情况

为了判断生境质量的变化情况,将 3 个时期的生境质量地图相减得到图 4。图 4 中绿色部分是生境质量上升的区域,红色部分是生境质量退化的区域,黄色部分是生境质量未发生改变的区域。

结合图 1 可知,1990—2000 年间,生境质量下降的范围是中心城区外围区域以及延庆县的平原区;2000—2010 年间,生境质量降低的区域基本上覆盖东南大部分平原和西南部山区,以及昌平、怀柔、密云、房山海拔 75~100 m 的平原-山区交界处,房山以及平原-山区交界处的生境质量下降尤为显著。

从生境质量好转情况看,1990—2000 年间,除密云水库附近、延庆及昌平的平原与山区交界处外,其余区域生境质量提升不明显;2000—2010 年间,生境质量改善明显优于第一个 10 年,特别是西北部延庆、怀柔、密云山区生境质量恢复显著。

3.4 讨论

生境质量受生境适宜度以及威胁源两个因素的共同作用。综合生境退化度以及生境质量的计算结果来看,1990—2000 年间,生境质量的退化主要是中心城区建设用地向外围集中扩张造成的。图 4 中深红色区域直接反映原有生境被建设用地取代,即生境的丧失;红色变浅的区域是受到城市

威胁源的影响而质量降低的生境。由图 2 可知,威胁源的影响范围主要是东南部及西北部延庆的平原区,因此,东北部密云地区生境质量的明显增加主要由耕地和草地向水体的转换造成,这是因为与前两者比较,后者具有更高的生境适宜度;延庆以及昌平的平原与山区交界地带生境质量好转是由林地增加做出的贡献。2000—2010 年间,平原区生境质量退化问题由中心城区周边扩散至整个平原区,但强度有所下降。原因是大面积耕地被建设用地占据,原有的分散分布的生境被非生境替代,非生境又作为威胁源影响周边的生境。大部分山区基本不受威胁源的影响,西部及北部山区延庆、怀柔和密云境内生境质量发生明显提升的原因是山区中大面积草地及小面积耕地转换为林地的贡献;西南部房山一带的山区却因为林地退化为草地,使得生境质量明显退化。山区与平原交界处的昌平大部及怀柔西南部生境存在明显的退化,这是由该区域林地退化成草地,加上作为威胁源的建设用地在平原区的分散式扩张引起的。综上所述,平原区建设用地的扩张直接导致原有生境的丧失及破碎化,大大减小了生物的生存空间,同时,排放的污水、固废以及废气等,也给周边的动植物造成负面压力。山区方面,房山的生境质量下降最为显著,林地生态系统退化为相对简单的草地生态系统,直接导致生境质量降低。相对而言,延庆、怀柔和密云境内的植树造林工作,有利于生境质量的提升。

目前北部山区的生境情况已得到明显恢复,但山区与平原的交界处存在较大风险,南部山区同样面临威胁,是未来城市规划需要重点关注的生境保护的敏感区域。《北京城市总体规划(2004—2020 年)》将北京市域内海拔 100~300 m 的区域划定为浅山区,即平谷、密云、怀柔、昌平、门头沟及房山的山区-平原交界处。关于北京浅山区的土地可持续利用问题,俞孔坚等^[52]认为,随着城市规模的不断扩大,浅山区已经开始承受一定的压力,或极有可能受到城镇化影响。本文的结论恰好印证了这一观点。《北京城市总体规划(2004—2020 年)》强调需“严格控制浅山区开发建设”,但从本文的研究结果看,“控制开发建设”这一举措并未有效地保护浅山生境。原因有两个:首先,昌平和怀柔浅山区出现林地转换成草地的现象,虽然不是建设用地开发造成的,但由于生境适宜度的下降,使

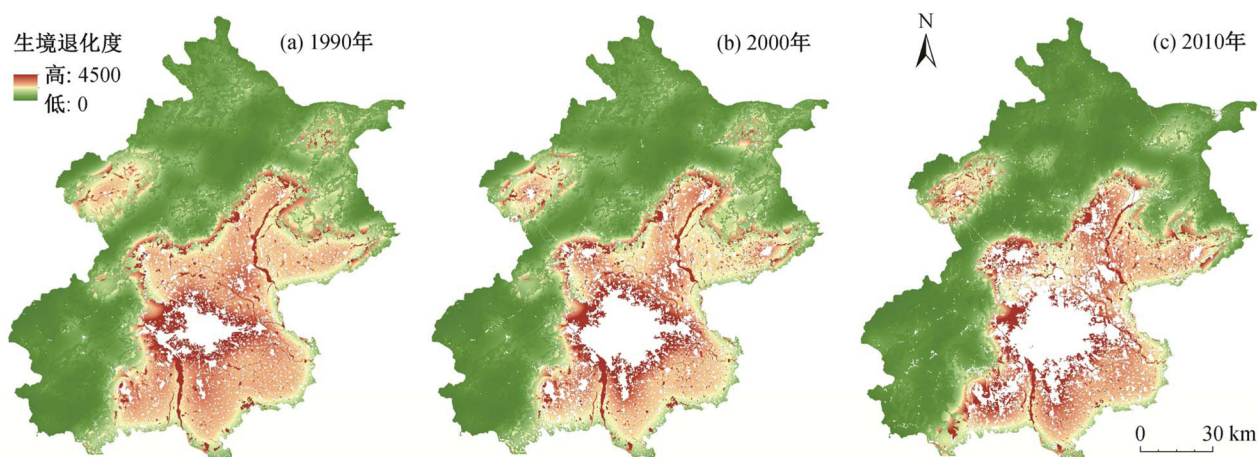


图 2 1990, 2000 和 2010 年生境退化度
Fig. 2 Habitat degradation in 1990, 2000 and 2010

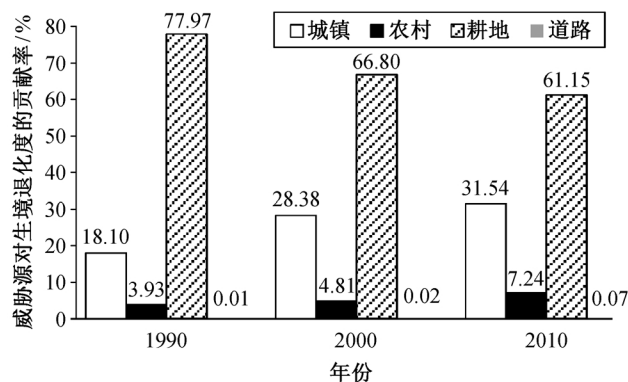


图 3 威胁源对生境退化度的贡献情况
Fig. 3 Contribution of each threat to habitat degradation

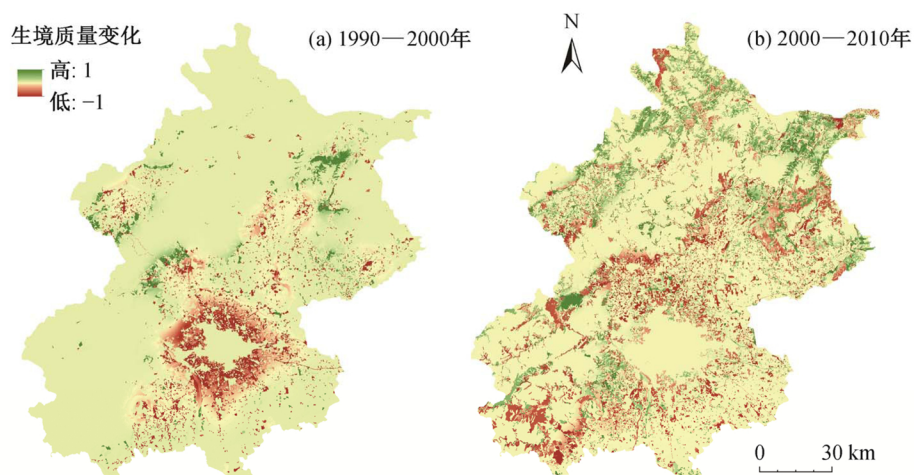


图 4 1990—2010 年间生境质量变化情况
Fig. 4 Change of habitat quality between 1990 and 2010

得生境质量降低;第二,控制开发的范围仅限于浅山区本身,而未对其威胁源进行控制,虽然该规划中提出要建设沿六环路的市区绿化隔离带,但该隔离带并不能阻隔威胁源对北部浅山区的影响。综上,北京山区的植树造林已经取得良好的效果,但在今后的生态建设工作中,不但需继续保持并加强山区植树造林工作,还应给予海拔低、可达性优、相对于山区来说面临着更大潜在威胁的浅山区充分的重视,在严格限制浅山区开发的同时,加强平原区的生态缓冲区建设。

就基于 Invest 模型的生境质量评价方法而言,未来可以开展针对该方法的参数改进研究。目前,关于威胁源的影响范围和强度以及生境敏感性等参数的设定,没有统一的方法,在一定程度上给不同地区研究的对比造成困难。因此,在今后的研究中,应关注关键参数的确定方法。

4 结论

1) 北京 1990—2010 年间,建设用地和林地呈现明显的净增长态势,增长比例分别为 8.62% 和 2.36%,耕地比例减小 11.21%。第一个 10 年中,土地利用总变化与净变化的绝对值差距不大,分别为 13.92% 和 12.42%,但第二个 10 年中的置换过程非常明显,特别是林地、草地以及耕地三者的置换率分别达到 13.52%, 11.12% 和 7.66%。

2) 生境退化最严重的区域主要集中在城市周边的海淀、朝阳、石景山、丰台四区,永定、潮白两河,以及海拔 75~100 m 左右的平原-山区交界地带。2010 年,城市周边退化问题较 1990 和 2000 年有所缓解。威胁源对生境退化的影响从大到小依次是耕地、城镇用地、农村居民点以及主要交通干道。20 年间,耕地的贡献率从 77.79% 下降至 61.15%,城镇用地则从 18.10% 提高 31.54%。

3) 1990—2000 年间,海淀、朝阳、石景山、丰台四区的生境质量大幅下降,延庆、昌平、顺义、房山等区的局部地区小幅降低,而在密云水库、昌平及延庆山区则明显上升,全市范围内生境质量总值下降 2.3%。2000—2010 年间,该值在密云、怀柔、昌平、房山海拔 75~100 m 左右的平原-山区交界地带以及房山西部山区显著下降,在平原区呈现分散式下降的态势,而西部和北部山区生境得到较大范围的恢复。10 年间,生境质量总值下降 1.2%。

4) 从生境质量情况看,除北部的延庆、怀柔、密云外,北京生境面临的风险不容乐观,东南部平原生境质量下降显著,而这种趋势已经蔓延至平原-山区交界地带,且该区域生境退化问题较尤为突出,因此在未来城市规划与生境保护过程中应予以重点关注。

参考文献

- [1] Barnosky A D, Matzke N, Tomiya S, et al. Has the earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature*, 2011, 471: 51–57
- [2] Gordon A, Simondson D, White M. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2009, 91(4): 183–194
- [3] Stagoll K, Manning A D, Knight E, et al. Using bird-habitat relationships to inform urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 2010, 98(1): 13–25
- [4] Frondoni R, Mollo B, Capotorti G. A landscape analysis of land cover change in the Municipality of Rome (Italy): spatio-temporal characteristics and ecological implications of land cover transitions from 1954 to 2001. *Landscape and Urban Planning*, 2011, 100: 117–128
- [5] Collinge S K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 1996, 36(1): 59–77
- [6] Knight R L. Private lands: neglected geography. *Conservation Biology*, 1999, 13(2): 223–224
- [7] Roy P S, Tomar S. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. *Biological Conservation*, 2000, 95(1): 95–109
- [8] Mckinney M L. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 2002, 52(10): 883–890
- [9] Sala O, Chapin F S III, Armesto J J, et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 2000, 287: 1770–1774
- [10] Faluccucci A, Maiorano L, Boitani L. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecol*, 2007, 22: 617–631
- [11] 周洁敏. 大熊猫生境质量评价研究. 北京: 北京林业大学, 2007
- [12] 陈端吕, 李际平, 肖化顺, 等. 西洞庭湖区森林景观格局的生态敏感度研究与评价. *长江大学学报*:

- 自然科学版, 2008, 5(2): 23–28
- [13] 王维, 张哲, 江源, 等. 基于生境适宜度的成都震后大熊猫生境评价. 环境科学研究, 2009, 23(9): 1128–1135
- [14] 高大伟, 陈艳, 陆惠萍, 等. 生境制图在生境质量评价中的应用: 以上海市闵行区为例. 环境科学与技术, 2009, 32(5): 179–182
- [15] 王巍淇, 李天宏. 基于土地利用空间结构的云南省生态风险时空变化分析. 北京大学学报: 自然科学版, 2014, 50(2): 355–360
- [16] 杨建强, 朱永贵, 宋文鹏, 等. 基于生境质量和生态响应的莱州湾生态环境质量评价. 生态学报, 2014, 34(1): 105–114
- [17] 张巍巍. 王朗自然保护区大熊猫生境质量评价[D]. 北京: 北京林业大学, 2014
- [18] Seoane J, Judtribó J H, García F, et al. Habitat-suitability modelling to assess the effects of land-use changes on Dupont's lark *Chersophilus duponti*: a case study in the Layna Important Bird Area. *Biological Conservation*, 2006, 128: 241–252
- [19] Rittenhouse C D, Rissman A D. Forest cover, carbon sequestration, and wildlife habitat: policy review and modeling of tradeoffs among land-use change scenarios. *Biological Conservation*, 2012, 21: 94–105
- [20] 吴未, 张敏, 许丽萍, 等. 土地利用变化对生境网络的影响分析: 以苏锡常地区白鹭为例. 生态学报, 2015, 35(14): 1–13
- [21] Scolozzi R, Geneletti D. Spatial rule-based assessment of habitat potential to predict impact of land use changes on biodiversity at municipal scale. *Environmental Management*, 2011, 47: 368–383
- [22] 曲艺, 王秀磊, 栾晓峰, 等. 基于不可替代性的青海省三江源地区保护区功能区划研究. 生态学报, 2011, 31(13): 3609–3620
- [23] 栾晓峰, 孙工棋, 曲艺, 等. 基于 C-Plan 规划软件的生物多样性就地保护优先区规划. 生态学报, 2012, 32(3): 715–722
- [24] 姜雪娇, 李海蓉, 管磊, 等. 基于 MARXAN 模型的源的识别方法改进及应用. 科学技术与工程, 2014, 14(26): 309–315
- [25] 张文广, 胡远满, 胡锦矗, 等. 四川省汶川县土地利用变化对森林野生动物生境的影响. 生态学杂志, 2008, 27(11): 1985–1989
- [26] Brambilla M, Casale F, Bergero V, et al. Glorious past, uncertain present, bad future? Assessing effects of land-use changes on habitat suitability for a threatened farmland bird species. *Biological Conservation*, 2010, 143: 2770–2778
- [27] 邓凯. 基于滇金丝猴生境质量的土地生态评价与应用. 昆明: 云南财经大学, 2014
- [28] Tallis H T, Ricketts T, Guerry A D, et al. InVEST 2.4.4 user's guide [EB/OL]. (2012–10–24)[2013–03–25]. http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/invest-releases/documentation/InVEST_2.4.4_Documentation.pdf
- [29] 吴哲, 陈歆, 刘贝贝, 等. InVEST 模型及其应用的研究进展. 热带农业科学, 2013, 33(4): 58–62
- [30] 杨园园, 戴尔阜, 付华. 基于 InVEST 模型的生态系统服务功能价值评估研究框架. 首都师范大学学报: 自然科学版, 2012, 33(3): 41–47
- [31] 朱敏. 气候变化背景下白马雪山生境质量评估研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2012
- [32] Bai Y, Zhuang C W, Ouyang Z Y, et al. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecological Complexity*, 2011, 8(2): 177–183
- [33] 杨芝歌, 周彬, 余新晓, 等. 北京山区生物多样性分析与碳储量评估. 水土保持通报, 2012, 32(3): 42–46
- [34] Baral H, Keenan R J, Sharma S K, et al. Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria, Australia. *Ecological Indicators*, 2014, 36: 552–562
- [35] Polasky S, Nelson E, Pennington D, et al. The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: a case study in the State of Minnesota. *Environ Resource Econ*, 2011, 48: 219–242
- [36] Leh M D K, Matlock M D, Cummings E C, et al. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 165: 6–18
- [37] Terrado M, Sabater S, Chaplin-Kramer B, et al. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment*, 2015, 540(1): 63–70
- [38] 余新晓, 周彬, 吕锡芝, 等. 基于 InVEST 模型的北京山区森林水源涵养功能评估. 林业科学, 2012, 48(10): 1–5
- [39] Zhang C, Li W, Zhang B, et al. Water yield of Xitiaoxi River Basin based on InVEST modeling.

- Journal of Resources and Ecology, 2012, 31(1): 50–54
- [40] 潘韬, 吴绍洪, 戴尔阜, 等. 基于 InVEST 模型的三江源区生态系统水源供给服务时空变化. 应用生态学报, 2013, 24(1): 183–189
- [41] 吴哲, 陈歆, 刘贝贝, 等. 基于 InVEST 模型的海南岛氮磷营养物负荷的风险评估. 热带作物学报, 2013, 34(9): 1791–1797
- [42] 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
- [43] Fisher B, Turner R K, Burgess N D, et al. Measuring, modeling and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania. Progress in Physical Geography, 2011, 35(5): 595–611
- [44] Goldstein J H, Caldarone G, Duarte T K, et al. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2012, 109(19): 7565–7570
- [45] 李屹峰, 罗跃初, 刘纲, 等. 土地利用变化对生态系统服务功能的影响: 以密云水库流域为例. 生态学报, 2013, 33(3): 726–736
- [46] Nelson E, Mendoza G, Regetz J, et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. Front Ecol Environ, 2009, 7(1): 4–11
- [47] Hall L S, Krausman P R, Morrison M L. The habitat concept and a plea for standard terminology. Wildlife Society Bulletin, 1997, 25(1): 173–182
- [48] 白杨, 郑华, 庄长伟, 等. 白洋淀流域生态系统服务评估及其调控. 生态学报, 2013, 33(3): 711–717
- [49] 周彬. 基于生态服务功能的北京山区森林景观优化研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2011
- [50] 肖明. GIS 在流域生态环境质量评价中的应用: 以昌化江下游为例[D]. 海口: 海南大学, 2011
- [51] 吴季秋. 基于 CA-Markov 和 InVEST 模型的海南八门湾海湾生态综合评价[D]. 海口: 海南大学, 2012
- [52] 俞孔坚, 袁弘, 李迪华, 等. 北京市浅山区土地可持续利用的困境与出路. 中国土地科学, 2009, 23(11): 3–8