

区域土地利用变化对生态系统脆弱性影响评估 ——以广州市花都区为例

窦 玥^{1,2}, 戴尔阜^{1*}, 吴绍洪¹

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 本文在分析生态系统脆弱性概念与评价方法基础上, 以土地利用变化引起的生态系统服务价值改变为影响力指标, 以社会经济发展程度表征社会经济适应能力指标, 构建区域土地利用变化对生态系统脆弱性影响评价和空间表达方法, 将生态系统脆弱性研究拓展到人类(社会)—自然(生态、环境)耦合系统的综合分析与评价, 以广州市花都区为例, 从花都区、乡镇两个空间尺度上进行了评价。结果表明: (1) 在 1980~1990 年、1990~2000 年和 2000~2005 年三个时间段, 耕地面积的变化对该区生态系统服务功能影响最为显著; (2) 1990~2000 年和 2000~2005 年间, 研究区社会经济适应性指数保持为正, 两期平均值分别为 0.391 和 0.374; (3) 从研究区 1990~2000 年和 2000~2005 年两期脆弱性空间分布来看, 虽然适应能力的提高在一定程度上缓解了土地利用变化对生态系统的负向影响, 但总体呈现脆弱趋势, 且脆弱性严重的乡镇数在时间尺度上呈现增加趋势。

关键词: 土地利用变化; 生态系统脆弱性; 适应能力; 广州花都区

文章编号: 1000-0585(2012)02-0311-12

由于受到自然变化和人类活动的共同影响, 地球表层正经历着快速且复杂的变化, 并且这些变化被广泛认为将在今后几十年加剧地球系统变化^[1], 20 世纪的后 50 年中仅由人类活动的影响已经导致全球 60% 的生态系统服务出现退化或不可持续利用^[2]。随着全球变化研究的深入, 土地利用变化被认为是人类活动影响生态系统格局、结构和功能的关键过程。近几十年的土地利用活动已经改变了几乎所有的地球景观, 并产生了诸多生态和环境问题。土地利用变化作用于区域环境和生态系统, 以系统性变化和累积的方式对气候、生物地球化学循环、土地质量及陆地—海洋的相互作用等产生重要影响^[3~5]。

土地利用类型、方式、结构等变化直接或间接的影响生态系统为人类社会提供服务的能力, 在一定程度上加剧了未来生态系统的脆弱性, 土地利用变化过程对维持生态系统服务功能在一定程度上起着决定性作用^[6,7]。因此全球土地项目 (GLP) 提出了开展土地利用与环境系统研究的计划, 在深入剖析当前土地利用变化的复杂社会经济和自然环境驱动机制、阐明土地利用变化的速度和空间格局的基础上, 进而深入研究土地利用变化可能带来的环境影响与效应, 评估土地利用变化引起的生态系统服务功能的变化, 为土地利用的政策制定提供决策依据^[8,9]。

收稿日期: 2011-06-15; 修订日期: 2011-11-25

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41071060、40701009、40830741); 国家科技支撑计划课题 (2008BAH31B01); 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (Kzcx2-yw-322-5)

作者简介: 窦玥 (1987-), 女, 博士研究生, 自然地理专业。E-mail: douy.08s@igsnrr.ac.cn

通讯作者: 戴尔阜 (1972-), 男, 甘肃平凉人, 博士, 研究员, 主要从事综合自然地理、气候变化对生态系统脆弱性影响等研究。E-mail: daief@igsnrr.ac.cn

开展区域土地利用变化对生态系统脆弱性影响评估,进而提出相应适应和减缓措施,降低因土地利用变化对区域生态系统脆弱性的不良影响,是维持区域土地利用结构优化和生态系统服务功能的重要内容。目前国内外学者对于生态系统脆弱性已经开展了多项研究,重点关注自然生态系统对气候变化的脆弱性响应^[10~12]、气候变化对特定行业^[13]或特定地区^[14]可能造成的影响等,但前者尚未考虑人类社会系统的减缓和适应能力,后者对已有及未来社会基础的适应和减缓作用研究较为欠缺。从土地利用变化角度研究其对生态系统脆弱性影响工作主要集中在大陆或国家尺度上,重点研究全球气候变化和社会经济发展变化背景下的土地利用变化对生态系统服务的脆弱性影响^[15~17]。国内在这方面重点开展了土地利用对区域生态系统脆弱性的总体影响评价,尚未深入研究区域内部不同等级脆弱性的空间分布等问题^[18,19],且仅用土地利用强度变化指标表征社会经济系统的适应能力^[19]。同时,由于土地利用变化对生态系统的脆弱性影响在不同的空间尺度上具有不同的影响机理与过程,因此需要对不同尺度上的脆弱性影响进行分析,从而提出更有针对性的减缓和适应措施。因此,本文将从土地利用变化角度入手,建立土地利用变化(人为因素)与自然生态系统(自然因素)耦合的区域生态系统脆弱性影响评估方法,选择珠江三角洲地区的广州市花都区进行实际案例研究,通过本研究定量评价研究区及研究区各乡镇土地利用变化对生态系统的影响力以及社会经济适应能力,分析研究区及各乡镇生态系统脆弱性高低以及乡镇差异;同时,通过制作脆弱性空间分布,了解脆弱性空间差异,对指导区域可持续发展和合理配置土地资源、促进区域生态系统和谐发展有重要意义,以期深化区域土地利用变化对生态系统脆弱性评价的方法,并为构建区域人地和谐的生态系统提供依据。

1 生态系统脆弱性概念及评估方法

脆弱性研究是全球变化及可持续发展领域关注的热点问题^[20,21],目前已广泛应用到灾害管理、生态学、气候变化、土地科学、经济学、公共健康等诸多领域。脆弱性概念从最初的对破坏或扰动的敏感性,逐渐发展到关注系统对刺激的承受能力和反应能力,以及系统对脆弱性的减缓作用。一般而言系统的脆弱性由暴露程度、敏感性和适应能力共同决定,通常敏感性越高,系统越脆弱,反之亦然^[22]。如 IPCC^[1]以及 Metzger 等在 Advanced Terrestrial Ecosystem Analysis and Modelling (ATEAM) 项目^[15]中提出的人类-自然耦合系统脆弱性,其中的适应能力不仅包括自然系统自身维持稳定的能力,还包括人类社会经济发展和政策措施干预下降低负面影响的能力。

因此,本文生态系统脆弱性概念综合考虑了自然生态系统和人类社会系统,从生态系统受到土地利用变化扰动下的敏感性及系统的适应性出发,认为生态系统脆弱性是容易受到以及无力应对土地利用变化对生态系统服务造成的不利影响的程度。考虑到生态系统服务功能是土地利用变化对生态系统影响的综合性表征指标,也是土地利用变化对生态系统影响的社会经济价值体现,因此本文选择生态系统服务价值作为土地利用变化对生态系统影响的度量。

脆弱性评价方法随着脆弱性概念的深化也逐渐发展。生态脆弱性现状研究在其敏感性和适应性评价中广泛应用指标评价法^[23],该方法多针对区域特征,根据具体的生态或环境问题,从多方面选取评价指标,构建评价指标体系,实现区域生态脆弱性指标的量化。Polisky 等^[24]为了统一不同脆弱性评价体系中庞杂的指标体系和缺乏系统组织的数据、指

标和信息, 建议使用 VSD 综合评价模型 (Vulnerability Scoping Diagram, VSD) 来统一概念、有效组织数据和构建指标体系, 即用“暴露程度—敏感性—适应性”的有效分解实现“脆弱性”的度量。Metzger 等^[15]提出了土地利用变化对生态系统服务脆弱性的量化方法, 认为脆弱性是敏感性和暴露程度构成的潜在影响与适应性指数的函数, 并实现了脆弱性定性化的空间表达。

基于上述脆弱性概念的总结和土地利用变化对生态系统脆弱性影响分析, 参考 ATEAM 的评价方法, 综合考虑土地利用变化对生态系统影响的自然环境因素和社会经济因素, 本文构建了区域土地利用变化对生态系统脆弱性影响的评价方法, 其中采用影响力指数反映土地利用变化对生态系统的影响程度, 并使用适应性指数反映社会经济系统的适应能力, 通过 HSB 可视化方法, 以广州市花都区为研究案例区, 以 1980 年为基期年, 评估了 1980~1990 年、1990~2000 年和 2000~2005 年三个时间段内广州市花都区乡镇行政单元尺度上土地利用变化对生态系统的影响力; 并结合 1990 年、2000 年和 2005 年空间 GDP 数据, 计算 1990~2000 年和 2000~2005 年两个时间段内研究区的适应能力, 评价了两个时期内花都区生态系统服务价值对土地利用变化的脆弱性, 制作了花都区生态系统脆弱性空间分布图, 实现区域土地利用变化对生态系统脆弱性影响的评估。

2 土地利用变化对生态系统脆弱性影响评估方法

根据前述生态系统脆弱性概念, 即生态系统脆弱性是潜在影响和适应能力的函数。由于本研究是对针对区域土地利用变化对生态系统脆弱性现实影响的评价, 因此将潜在影响对应为影响力 (Impact)。即:

$$V = f(E, S, AC) = f(I, AC) \quad (1)$$

V (Vulnerability) 为系统的脆弱性, E (Exposure) 为暴露程度, S (Sensitivity) 指敏感性, E 与 S 组成 I (Impact) 影响力; AC (Adaptation Capacity) 为系统的适应能力。

影响力是暴露程度和敏感性的函数, 它指在不考虑系统适应性的情况下, 所有出现的环境变化对生态系统的可能影响。评价方法采用 Metzger 等^[15]提出的相对变化评估方法, 即采用在土地利用变化影响下的生态系统服务价值的相对变化作为影响力的度量, 公式为:

$$I = \frac{Es(x, t) - Es(x, t_0)}{Es(x, t_0)} \quad (2)$$

其中: Es 为生态系统服务功能, x 为栅格单元, t 为时间。这里采用生态系统服务的相对变化量而不采用其绝对值, 是因为其相对变化作为一种动态状态的表现, 更能体现区域土地利用变化对生态系统服务价值的影响。

其中, 生态系统服务价值的计算选择谢高地等^[25]在对中国 200 位生态学者进行问卷调查基础上制定的“中国生态系统生态服务价值当量因子表”, 对花都区生态系统服务价值进行评价。该方法是针对全国平均情况, 但不同地区的生态系统服务价值存在差异, 需针对花都区具体情况修正当量因子。

在确定各类土地利用类型单位面积生态系统服务价值系数的基础上, 采用 Costanza 的生态系统服务价值的计算公式计算 t 时期 1km 栅格单元内每种土地利用类型对应的生态系统服务价值之和 (Es)^[26], 即 1km 栅格单元内的总生态系统服务价值:

$$Es = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^m L_i E_{ij} (i = 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m) \quad (3)$$

Es 为某栅格单元的生态系统服务价值 (元); L_i 为栅格单元内 i 类生态系统面积 (hm^2); E_{ij} 为 j 类生态系统的 i 类生态系统服务价值基准单价系数 (元/ $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)。

适应能力 (Adaptive Capacity) 是指人类社会系统应对实际的或预期的潜在影响, 通过调节缓解危害的能力。考虑 GDP 对社会经济能力的代表性^[27] 以及空间数据的可获得性, 本文选择乡镇单元的 GDP 作为适应能力的指标。同时, 考虑到不同区域社会经济发展对生态系统脆弱性影响存在差异, 本文的适应能力评价选择空间化 GDP 的相对变化程度而非 Metzger 等研究中的绝对值^[15], 公式为:

$$AC = \frac{GDP(x, t) - GDP(x, t_0)}{GDP(x, t_0)} \quad (4)$$

GDP 为空间单元 GDP 可比价, x 为空间单元, t 为时间。

由于土地利用变化对生态系统的影响力与社会经济系统的适应能力之间作用机制复杂, 很难用清晰的函数表达二者之间的关系, 尤其是当适应能力采用空间化的 GDP 因素时, 因此本研究使用欧洲陆地生态系统建模中的 HSB 可视化方法^[15], 实现基于影响力和适应能力的脆弱性表达, 及影响力和适应能力的分析。这种评价方法的优点体现在通过色相在红绿空间上的变化体现土地利用变化影响力的正向影响或负向影响, 同时可以通过亮度的明暗来表现适应能力的大小, 给出空间上脆弱性分布的表达, 通过定性表达避免了对于脆弱性的定量描述, 但又具有良好的视觉效果。本文采取的技术路线如图 1。

3 研究区概况与数据来源

3.1 研究区概况

广州市花都区地处珠江三角洲北缘 (图 2), 属广州市辖区, 本区经济高速发展、土地利用变化剧烈, 对其可持续发展和生态系统造成严重威胁。全区总面积 970.06 km^2 , 属亚热带季风气候, 多年平均气温 21.7°C , 年均降水量 1737.2 mm 。

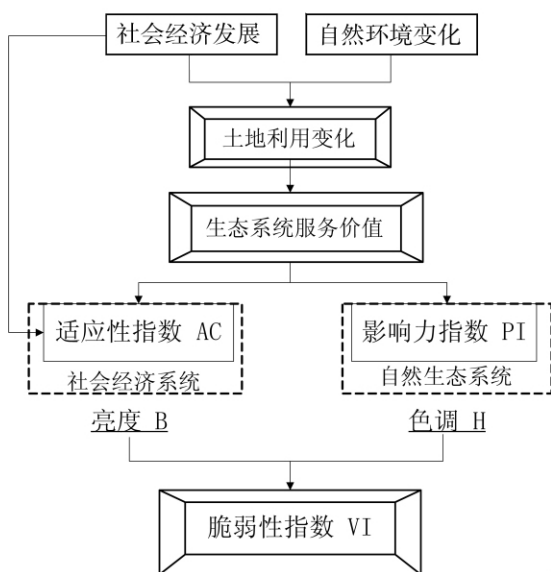


图 1 区域土地利用变化对生态系统脆弱性影响评价方法

Fig 1 An analytical and assessing framework of the vulnerability of ecosystem to land use change at regional scale



图 2 研究区位置图

Fig 2 The location of study area

境内地势北高南低,呈东北向西南倾斜的长方体。2008 年底,全区拥有户籍人口 64.62 万人,其中非农业人口 20.43 万人,占总人口 31.62%;地区生产总值达到 489.56 亿元,人均生产总值为 66870 元;一、二、三产业产值比重分别为 4.7%、65.7%和 29.6%。本区交通条件发达,中国三大枢纽机场之一的广州新国际机场坐落于花都区花东镇。根据遥感影像解译数据,2005 年区域内建设用地比重为 16.7%,人均建设用地达 251m²,远远超过广州市的 157m²;而区域内耕地比重从 1980 年的 46.8%降低到 2005 年的 32.5%,降幅达到 30.5%,作为广州市新兴发展地区及区域自身产业结构调整 and 升级,将导致花都区建设用地进一步大幅增长,耕地和生态用地保护压力进一步加剧,对区域生态系统脆弱性影响将更为显著。

3.2 数据处理

本文采用的数据包括:土地利用变化数据和社会经济统计数据。土地利用变化数据由遥感影像解译得到,包括 1980 年 MSS 影像(轨道号 131/44),1990 年的 TM 影像,2000 年、2005 年 ETM 影像(轨道号 122/44),对照 1:10 万地形图配准控制点,参考花都区 2005 年土地利用现状图(1:5 万 MapGIS 格式),得到包括耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地在内的 6 个一级类型,水田、旱地等 20 个二级类型。为了计算生态系统服务功能,本文参考谢高地等研究方法^[25],将土地利用类型转化为土地覆被类型:林地、草地对应森林生态系统和草地生态系统;耕地对应农田生态系统;养殖水面与河流湖泊水面对应水域生态系统;建设用地则按 Costanza 等的方法^[26]不估算其生态系统服务价值。

4 结果分析

4.1 土地利用变化分析

1980~1990 年、1990~2000 年、2000~2005 年 3 个时间段(图 3、图 4),研究区耕地面积分别减少 378.0hm²、10270.4hm²和 3214.7 hm²,年均减少率分别为 0.08%、2.28%和 1.85%,在 1995~2000 年间减少最为迅速;林地变化量分别为 -1725.6hm²、400.6hm²和 -475.6 hm²,年均变化率分别为 -0.43%、0.11%和 -0.27%;草地在 1980~1990 年间处于增长状态,面积扩大了 532.2 hm²,1990~2000 年、2000~2005 年分别减少 823.8hm²和 5.3 hm²,减少速率分别为 2.24%和 0.04%,减少趋势放缓;水库水面与河流湖泊水面面积变化不大,26 年间共增加了 16.1 hm²;养殖水面总体处于增加趋势,1980~1990 年和 1990~2000 年分别增加 618.4hm²和 5355.4 hm²,2000~2005 年间减少了 1049.5 hm²;建设用地一直呈现增加趋势,分别增加 825.2hm²、5474.5hm²和 4737.3 hm²,年均增加速率分别为 1.45%、9.12%和 8.26%,在 1990~2000 年间增长率最高;未利用地略有减少,共减少 16.6 hm²。总的来说,尽管 26 年间花都区耕地和林地所占比例分别从 46.8%和 37.8%减少到 32.5%和 35.9%,但二者依然是最主要的土地利用类型;而建设用地则从 5.3%增长到 16.7%,成为主要用地类型之一。

4.2 生态系统服务价值变化分析

以广东省 1980 年、1990 年、2000 年和 2005 年四年平均粮食单产 5006 kg/hm²和平均粮食价格^①(可比价)1.11 元/kg,考虑在没有人力投入情况下自然生态系统提供的经

①广东农村统计年鉴编纂广东农村统计年鉴(2006 年),2007 年

济价值是现有单位面积农田提供食物生产服务价值的 $1/7^{[25]}$, 定义 1 hm^2 花都区平均产量的农田生态系统每年自然粮食产量的经济价值为 $792.92 \text{ 元}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。据此计算本文所涉及的 6 大类土地单位面积生态系统服务价值系数。

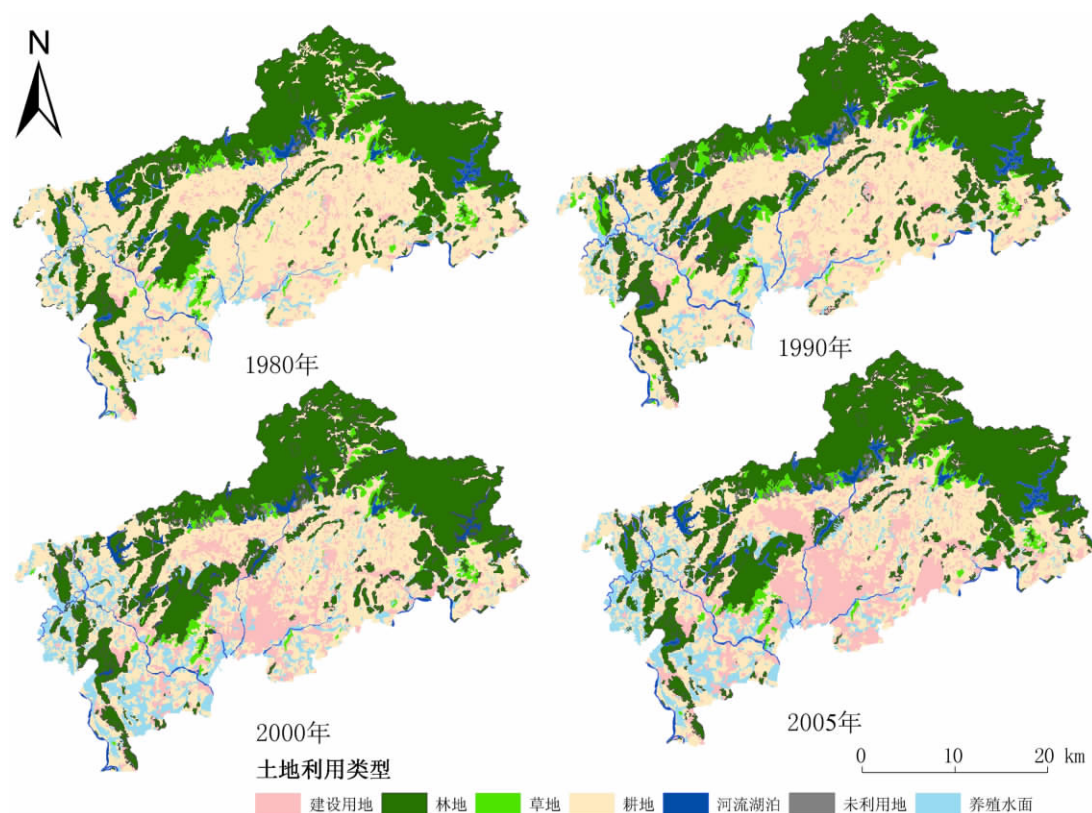


图 3 1980~2005 年花都区土地利用图

Fig. 3 Land use map of Huadu District during 1980~2005

通过对研究区耕地、林地、草地、水库水面与河流湖泊水面、养殖水面和未利用地的生态系统服务价值计算, 得到研究时段内花都区不同乡镇生态系统服务价值及其变化情况 (图 5, 表 1)。可以看出, 花都区 1980~2005 年间, 生态系统服务价值呈现持续降低趋势, 26 年间生态系统服务价值损失了 3.77 亿元。除养殖水面的生态系统服务价值略有增加外, 其他各种用地类型的生态系统服务价值均呈现损失状态, 尤以耕地为重, 其次为草地, 未利用地和林地的生态系统服务价值

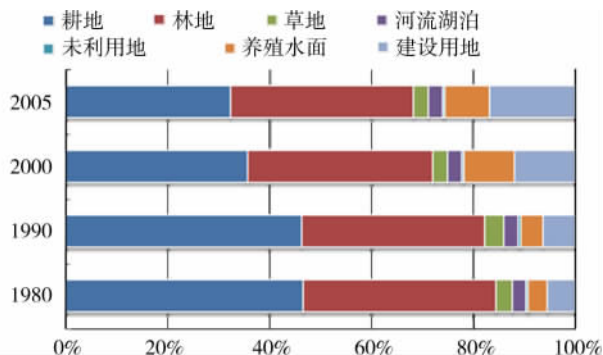


图 4 1980~2005 年花都区土地利用类型结构图

Fig. 4 Area proportions of various land use types in Huadu District during 1980~2005

变化较小。

从各类用地的生态系统服务价值对研究区生态系统服务价值总量的贡献来看, 林地在研究时段内贡献率均为最高, 分别为 68%、64%、71% 和 73%; 其次为耕地, 贡献率分别为 26%、30%、19% 和 18%, 但一直保持下降趋势且降幅明显; 二者的总贡献量占研究区的 90% 以上, 是区域生态系统服务价值的主要来源。养殖水面的贡献率则从 1980 和 1990 年的 2% 上升到 2000 和 2005 年的 5%, 增幅较大; 其他用地类型贡献率较小且变化不明显。

花都区各乡镇在研究时段生态系统服务功能变化呈现较大的区内差异, 其中以新华街道办事处减少幅度最大, 减幅达 31.1%, 其次是炭步镇, 减幅为 15.5%; 减幅最小的是花山镇。造成各乡镇的生态系统服务价值损失主要由耕地面积的减少造成, 即使生态系统服务价值系数较高的养殖水面有所增加, 也未能抵消耕地减少损失的生态系统服务价值。各乡镇生态系统服务价值的主导用地类型也存在差异, 花都市(新华街道办)、赤坭镇和炭步镇的生态系统服务价值主要由耕地贡献, 与其他乡镇的林地占绝大部分不同。

4.3 土地利用变化对生态系统脆弱性影响评价

本文分别从花都区、乡镇单元两个空间尺度评价研究区生态系统脆弱性。根据研究区各

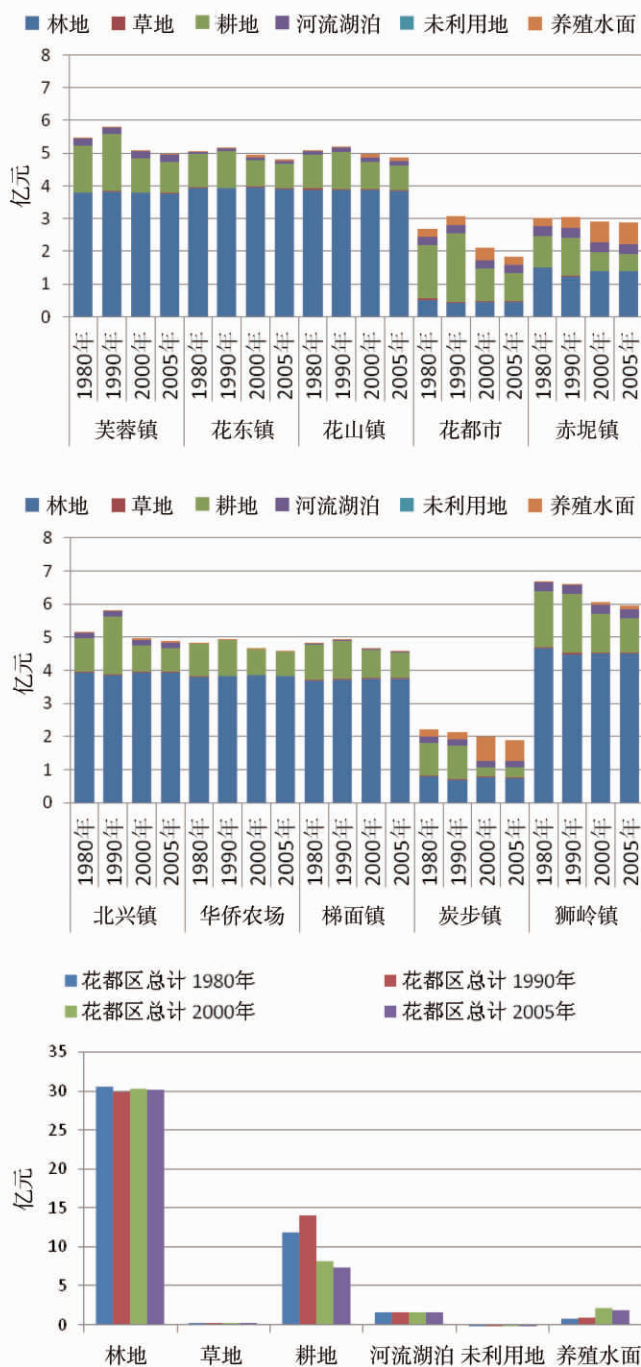


图5 花都区各乡镇1980~2005年生态系统服务价值变化(单位:亿元/年)

Fig. 5 Changes of ecosystem service values in towns of Huadu District during 1980-2005 (Unit: 10⁸ yuan/a)

表 1 花都区各土地利用类型单位面积生态服务价值系数 (单位: 元/ $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)

Tah 1 Ecological value coefficients per unit area of ecosystem services in Huadu District (Unit: yuan/ $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)

	林地	草地	耕地	河流湖泊	养殖水面	未利用地
气体调节	2775.2	634.3	396.5	0.0	198.2	0.0
气候调节	2140.9	713.6	705.7	364.7	535.2	0.0
水源涵养	2537.3	634.3	475.8	16159.7	8317.7	2.4
土壤形成与保护	3092.4	1546.2	1157.7	7.9	582.8	15.9
废物处理	1038.7	1038.7	1300.4	14415.3	7857.8	7.9
生物多样性保护	2584.9	864.3	563.0	1974.4	1268.7	269.6
食物生产	79.3	237.9	792.9	79.3	436.1	7.9
原材料	2061.6	39.6	79.3	7.9	43.6	0.0
娱乐文化	1014.9	31.7	7.9	3441.3	1724.6	7.9
总计	17325.3	5740.7	5479.1	36450.5	20964.8	311.6

乡镇的影响力和适应能力指数, 采用 HSB 显色方法实现研究区脆弱性评价的空间表达, 其中色调 H 是将空间化的影响力因子图拉伸到 120~360 数据范围, 亮度 B 是将空间化的适应能力因子对应到 0~1 数据范围, 饱和度统一设置为 0.5。其中, 色调从红色到黄色到绿色的变化体现了土地利用变化对生态系统影响力的从负向威胁到正向影响的分布, 即红色表示土地利用变化对生态系统的影响为负向, 会威胁其健康发展, 而绿色表示该处土地利用变化对生态系统呈现有利影响; 相同色调的单元, 其亮度的明暗代表适应能力的高低, 亮度越高, 单元的适应能力越高, 反之亦然。考虑到乡镇 GDP 数据获取问题, 本文的脆弱性评估研究时段为 1990~2005 年。同时, 为使数据在时间尺度上具有可比性, 此处的影响力指数和适应能力指数为年际指数, 即为式 (2) 和式 (3) 在时间序列上的比值。从表 2 可以看出, 1990~2005 年间, 花都区总体土地利用变化对生态系统影响力呈负向, 但适应能力呈正向, 意味着当土地利用变化对生态系统造成不利影响时, 社会经济系统一直呈现快速正向发展态势, 可以提供抵消这种不利影响的能力。且从时间尺度上来看, 2000~2005 年影响力指数比 1990~2000 年负向程度小, 可见土地利用变化对生态系统的负向影响是减弱的。

表 2 花都区 1990~2000 年、2000~2005 年、1990~2005 年影响力与适应能力指数

Tah 2 Index of impact and adaptive capacity of Huadu in 1990-2000, 2000-2005 and 1990-2005

	1990~2000 年		2000~2005 年		1990~2005 年	
	影响力 I	适应能力 AC	影响力 I	适应能力 AC	影响力 I	适应能力 AC
花都区	-0.009	0.391	-0.006	0.374	-0.006	0.873

以乡镇行政单位来看 (图 6), 1990~2005 年间土地利用变化对研究区生态系统产生的影响全部为负向, 因此在两期脆弱性分布图中, 所有乡镇均为红色。负向影响最显著的是新华街道办事处 (其颜色最深), 1990~2000 年和 2000~2005 年的影响指数分别为 -0.031、-0.026, 是同期总平均影响指数的 3 倍多。1990~2000 年间土地利用变化对北兴镇生态系统也产生了较大影响, 影响力指数达到 -0.015, 其次是芙蓉镇, 影响力指数

为 -0.012 。该阶段土地利用对生态系统的负向影响主要来源于耕地面积的显著减少（图6）。2000~2005年间，除新华街道办事处外，土地利用变化对炭步镇的生态系统负向影响也非常显著，影响指数达到 -0.007 ，是同期平均影响指数的1.7倍，主要由养殖水面的减少造成（图6），其他乡镇的影响力指数较为一致，在 -0.002 左右，主要由耕地面积减少引起。

从1990年到2000年、2005年，研究区各乡镇适应能力均呈现增加趋势，平均适应能力指数分别为0.405和0.350，社会经济发展对生态系统的适应能力提升趋势。1990~2000年间适应能力提升最快的是华侨农场，达到0.566，其次是新华街道办事处，适应能力指数达到0.402，而北兴镇适应能力提升较缓，为0.267；2000~2005年间，花东镇适应能力提升最快，指数为0.416，华侨农场的适应能力增长放缓，为0.235。

纵观1990~2005年的研究区土地利用变化，虽然生态系统服务价值系数较高的养殖水面有所增加，但由于耕地的大幅度减少，研究区生态系统服务价值损失严重，土地利用对生态系统的影响呈现负向影响；另一方面，由于社会经济的高速发展，研究区适应能力提升显著，可以在一定程度上缓解土地利用变化对生态系统的负向影响，抵消部分脆弱性。如1990~2000年间，土地利用变

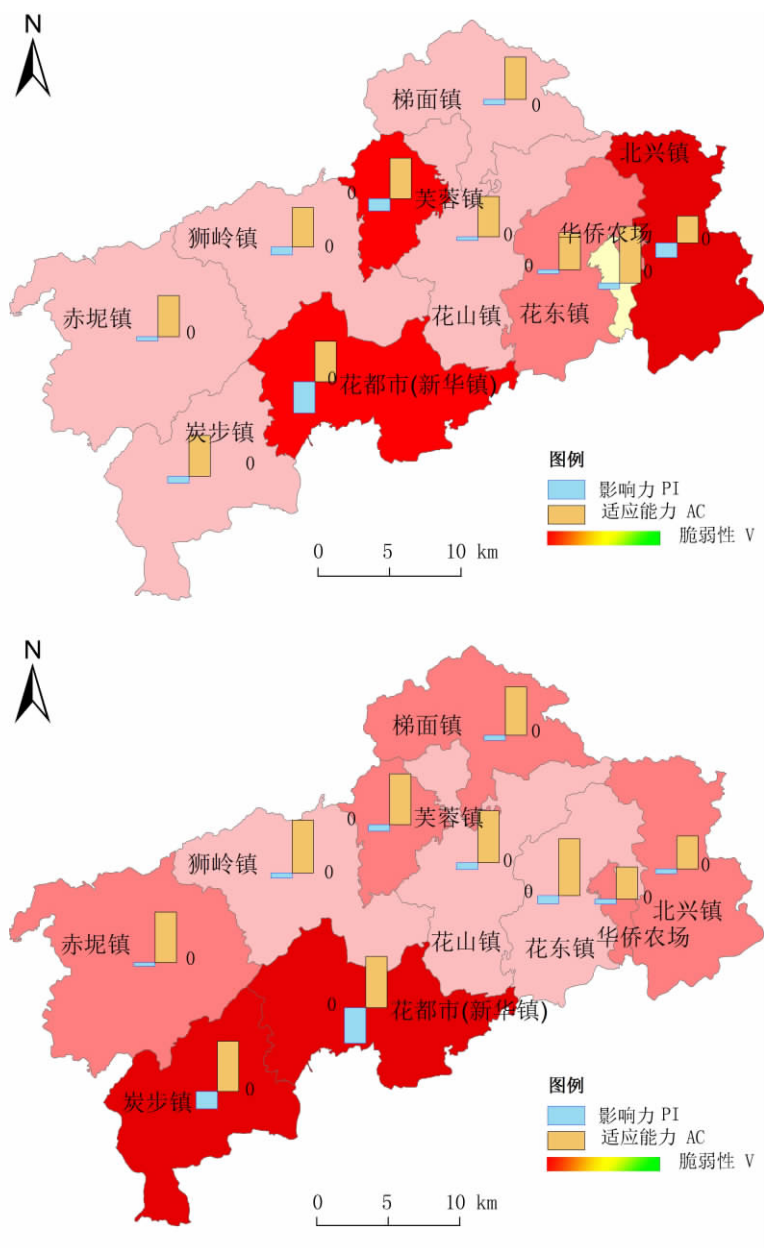


图6 花都区各乡镇1990~2000年、
2000~2005年生态系统脆弱性

Fig 6 Ecosystem vulnerability of towns in
Huadu during 1990~2000 and 2000~2005

化对新华街道办事处的负向影响比北兴镇严重,但由于新华街道办事处的适应能力比北兴镇大,其脆弱性要比北兴镇小,说明社会经济发展可以在很大程度上减少该镇生态系统由土地利用变化引起的脆弱性。

两期脆弱性分布图对比来看,2000~2005年间土地利用变化对研究区生态系统造成负向影响的程度扩大,尤其是较为严重的负向影响,空间范围扩大了几近一倍,较为严重的脆弱性乡镇个数从1个(花东镇)上升到5个(赤坭镇、芙蓉镇、梯面镇、华侨农场和北兴镇)。显然,土地利用对生态系统造成的负向影响随着时间的推移越来越显著,同时人类对这种负向影响的适应能力也有所提高,但这种提高并不足以抵消这种负向影响,因此,研究区整体的生态系统脆弱性更加显著。

5 结论与讨论

本文构建了土地利用变化对生态系统脆弱性影响评价方法,选择生态系统服务功能作为生态系统脆弱性度量指标,构建了区域土地利用变化对自然生态系统的影响力与GDP变化量构成的社会经济系统适应能力的定量评价方法,使用HSB可视化方法实现了区域土地利用变化对生态系统脆弱性的影响空间表达,将生态系统脆弱性研究拓展到对人类(社会)—自然(生态、环境、土地)耦合系统的综合分析评价,并以广州市花都区为研究区开展不同尺度脆弱性评估。研究表明:

(1) 研究区在1980~2005年期间,土地利用变化剧烈,其中耕地变化尤为突出,研究时期内面积共减少了13863.1 hm²,且缩减速度在后期更快;林地则经历了减少—增加—减少的变化趋势;草地面积初期增加,后期减少,但减少趋势放缓;水库水面与河流湖泊水面面积变化不大,养殖水面总体处于增加趋势;建设用地一直呈现增加趋势,共增加11037.0 hm²。总的来说,尽管26年间花都区耕地和林地面积大幅缩减,但二者依然是最主要的土地利用类型;而建设用地则从5.3%增长到16.7%,成为主要用地类型之一。

(2) 花都区生态系统服务价值的主要来源是林地,其次是耕地,但由于这两种用地面积的减少,1980~2005年间,生态系统服务价值呈现持续降低趋势,25年间生态系统服务价值损失了3.77亿元,耕地面积缩减是其损失的主要来源。各乡镇在研究时段生态系统服务功能变化呈现较大的区内差异,其中以新华街道办事处减少幅度最大,减幅达31.1%。

(3) 研究区在两个尺度上都呈现生态系统脆弱性,但乡镇尺度内部有差异。1990~2000年和2000~2005年两期土地利用变化对生态系统服务的影响都呈负向,适应能力呈正向,总体呈现脆弱性,但脆弱性程度在乡镇内部存在差别,以新华镇的脆弱性最为严重。同时社会经济发展引起的适应能力增加,可以在一定程度上缓解土地利用变化对生态系统造成的负向影响。

(4) 位于经济高速发展的珠三角的广州市花都区,耕地面积的大幅度减少是导致区域生态系统脆弱性增加的关键因素,不论从研究区总体还是乡镇行政单元来看,土地利用变化对生态系统的影响力在各个时期、各个单元均为负向;即便能够减缓这种负向影响的社会经济适应能力存在且保持持续提高状态,也无法完全抵消负向影响的效力,研究区总体依然呈现脆弱态势,2000~2005年脆弱性比1990~2000年明显加剧;可以预见,这种变化趋势将在未来更加严峻。因此,需加强土地利用管理、合理调整用地布局,在研究区东北部社会经济适应性指数较低的山地地区维护生态服务价值系数较高的林地、湖泊水面

等, 在南部中心城区及外围城镇发展中心进行城镇建设用地的合理布局, 西部地区合理保护耕地、养殖水面、控制建设用地的扩张, 从而有效降低研究区的生态系统脆弱性。

本文也存在一定局限性: (1) 文章采用谢高地等的单位面积生态系统服务价值计算不同土地利用类型的生态系统服务价值, 未来在数据可获得的基础上应更为详实的计算区域生态系统服务价值; (2) 考虑到数据获取, 本文对社会经济系统适应能力的度量选择了 GDP, 虽然 GDP 可以从很大程度上反映区域社会经济系统的发展水平, 但并不能完全体现人类社会对生态系统变化的“意识”和“反应”。因此, 今后的研究应致力于对生态系统服务价值更为科学的测算, 并建立与土地利用变化对生态系统影响力相对应的全方位的社会经济适应性指数评估指标体系。

参考文献:

- [1] IPCC. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007.
- [2] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington DC: Island Press, 2005.
- [3] 李秀彬. 全球环境变化研究的核心领域——土地利用/土地覆被变化的国际研究动向. 地理学报, 1996, 51(6): 553~558.
- [4] 于兴修, 杨桂山, 王瑶. 土地利用/覆被变化的环境效应研究进展与动向. 地理科学, 2004, 24(5): 627~633.
- [5] 刘纪远, 张增祥, 徐新良, 等. 21 世纪初中国土地利用变化的空间格局与驱动力分析. 地理学报, 2009, 64(12): 1411~1420.
- [6] Turner B L, Skole D, Sanderson S, *et al.* Land Cover Change Science/Research Plan//IGBP Report No. 35, HDP Report 7; IGBP of the ICSU and HDP of the ISSC. Stockholm and Geneva; 1995, Royal Swedish Academy of Sciences.
- [7] Lambin E F, Baulies X, Bockstael N, *et al.* Land-Use and Land-Cover Change (LUCC): Implementation Strategy. Stockholm, Sweden: IGBP Secretariat, 1999.
- [8] Verburg P H, Schot P P, Dijst M J, *et al.* Land use change modelling: Current practice and research priorities. GeoJournal, 2004, 61: 309~324.
- [9] Veldkamp A, Verburg P H. Modelling land use change and environmental impact. Journal of Environmental Management, 2004, 72(1-2): 1~3.
- [10] 吴绍洪, 戴尔阜, 黄玫, 等. 21 世纪未来气候变化情景(B2)下我国生态系统的脆弱性研究. 科学通报, 2007, 52(7): 811~817.
- [11] 李克让, 曹明奎, 於琰, 等. 中国自然生态系统对气候变化的脆弱性评估. 地理研究, 2005, 24(5): 653~663.
- [12] 於琰, 曹明奎, 陶波, 等. 基于潜在植被的中国陆地生态系统对气候变化的脆弱性定量评价. 植物生态学报, 2008, 32(3): 521~530.
- [13] 蔡运龙, Smit Barry. 全球气候变化下中国农业的脆弱性与适应对策. 地理学报, 1996, 51(3): 202~212.
- [14] De Sherbinin A, Schiller A, Pulsipher A. The vulnerability of global cities to climate hazards. Environment and Urbanization, 2007, 19: 39~64.
- [15] Metzger M J, Rounsevell M D A, Acosta-Michlik L, *et al.* The vulnerability of ecosystem services to land use change. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2006, 114: 69~85.
- [16] Schröter D, Cramer W, Leemans R, *et al.* Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. Science, 2005, 310(5752): 1333~1337.
- [17] Berry P M, Rounsevell M D A, Harrison P A, *et al.* Assessing the vulnerability of agricultural land use and species to climate change and the role of policy in facilitating adaptation. Environmental Science & Policy, 2006, 9(2): 189~204.
- [18] 吴建寨, 张红凤. 社会-经济-自然复合生态系统协调发展实证研究. 经济理论与经济管理, 2009, (12): 13~17.

- [19] 王佳丽, 黄贤金, 陆汝成, 等. 区域生态系统服务对土地利用变化的脆弱性评估——以江苏省环太湖地区碳储量为例. 自然资源学报, 2010, 25(4): 556~563.
- [20] Turner II B L, Kasperson R E, Matson P A, *et al.* A framework for vulnerability analysis in sustainability science. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2003, 100(14): 8074~8079.
- [21] 李鹤, 张平宇, 程叶青. 脆弱性的概念及其评价方法. 地理科学进展, 2008, 27(2): 18~25.
- [22] Gallopín G C. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. Global Environmental Change, 2006, 16(3): 235~316.
- [23] 徐广才, 康慕谊, 贺丽娜, 等. 生态脆弱性及其研究进展. 生态学报, 2009, 29(5): 2578~2588.
- [24] Polsky C, Neff R, Yarnal B. Building comparable global change vulnerability assessments: The vulnerability scoping diagram. Global Environmental Change, 2007, 17(3-4): 472~485.
- [25] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189~196.
- [26] Costanza R, D'Arge R, de Groot R, *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253~260.
- [27] 孙万萍. 关于建立以 GDP 为核心的和谐评价指标体系问题的探讨. 经济研究导刊, 2010, (9): 1~3.

Assessment on vulnerability of ecosystems to land use change: A case study of Huadu District, Guangzhou City

DOU Yue^{1,2}, DAI Er-fu¹, WU Shao-hong

(1. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Through the general comment of vulnerability of ecosystems and theoretical principles of vulnerability, a model to assess the vulnerability of ecosystems has been set up in this study. The ecosystem services change to land use is regarded as the impact index, and the GDP change stands for adaptive capacity index of social and economic development, by which the human and natural systems could be coupled. The ecosystem vulnerability of Huadu District, Guangzhou City has been analyzed from the integral-scale and town-scale respectively, as a case study. The results show that: (1) in 1980~1990, 1990~2000 and 2000~2005, the change of arable land is the critical factor of ecosystem impact on land use change; (2) the adaptive capacity of 1990~2000 and 2000~2005 is 0.391 and 0.374 respectively, keeping positive; (3) based on the spatial vulnerability maps of 1990~2000 and 2000~2005, the ecosystem in the study area tends to be vulnerable, and will be worse, despite the increasing positive adaptive capacity, and the number of districts which suffer the serious vulnerability is increasing.

Key words: land use change; vulnerability of ecosystem; adaptive capacity; Huadu District in Guangzhou City