

区域尺度薇甘菊入侵分布的影响因子

吴卉晶¹, 咎启杰^{2,3}, 曾 辉^{1,*}

(1. 北京大学深圳研究生院城市人居环境科学与技术重点实验室, 深圳 518055; 2. 香港城市大学深圳研究院, 深圳 518033;
3. 深圳市羊台山森林管理处, 深圳 518033)

摘要:以深圳市宝安区为研究区,利用基于 2007 年 IRS 卫星影像数据得到的土地利用分类制图以及同年薇甘菊分布调查图、DEM 等 GIS 数据,通过薇甘菊入侵/未入侵地区相关指标的对比性分析及 Autologistic 回归模型的构建,研究了区域尺度下薇甘菊入侵分布的重要影响因子。结果表明:(1)区域尺度下薇甘菊入侵地区与未入侵地区之间存在显著差异,地形特征及土地利用方式为显著影响因子,群落特征的影响不显著;(2)Autologistic 回归模型显示出薇甘菊的入侵分布与其邻域果园密度及水体密度高度相关,模型结果具有较好的拟合精度,可以为薇甘菊入侵扩散重建及近期重点区域的防除决策提供参考依据。

关键词:薇甘菊;入侵分布;土地利用;区域尺度;Autologistic 回归模型

文章编号:1000-0933(2009)10-5442-08 中图分类号:Q145, Q948 文献标识码:A

Factors influencing *Mikania micrantha* invasion and distribution at regional scale

WU Hui-Jing¹, ZAN Qi-Jie^{2,3}, ZENG Hui^{1,*}

1 The Key Laboratory for Environmental and Urban Sciences, Shenzhen Graduate School, Peking University, Shenzhen 518055, China

2 City University of Hong Kong, Shenzhen Research Institute, Shenzhen 518033, China

3 Yangtai Mountain Forest Park Administration of Shenzhen City, Shenzhen 518033, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(10): 5442 ~ 5449.

Abstract: Modeling the potential distribution of invasive plant species to implement effective prevention strategies is one of the major issues confronting rapidly urbanizing regions. This study focused on *Mikania micrantha*, the most problematic weed in the study site (Baoan District in Shenzhen, China). Our goal was to determine the key impact factors associated with the weed's presence/absence information through the comparison analysis between the invasive and non-invasive sites as well as the construction of Autologistic regression model. Data analysis was based on the land-use classification map derived from IRS satellite imagery of 2007 and contemporary survey map of *Mikania*, while topographic data were obtained using DEM in a geographic information system (GIS). The final conclusions are drawn from the research as follows: (1) At the regional scale, most topography and land use characteristics were significantly correlated with *Mikania* presence, whereas features of the local vegetation community revealed little influence; (2) Autologistic regression modeling demonstrated that the weed distribution was highly correlated with surrounding orchard density and water density, and this model showed a good performance of fitness, therefore, it could be used as a valuable tool for reconstructing the invasion process and assisting decision makers to target the locations at highest risk in the near future.

Key Words: *Mikania micrantha*; invasion and distribution; land use; regional scale; Autologistic regression model

外来入侵植物的传播扩散已对全球的生态安全构成严重威胁,并使许多国家和地区的社会经济发展蒙受巨大损失^[1-3]。外来植物能够入侵成功有赖于多方因素的共同作用,因此,明确其入侵分布的重要影响因子

基金项目:国家自然科学基金资助项目(40830747);深圳市科技局“百人计划”及北京大学深圳研究生院院长科研基金资助项目(2007011)

收稿日期:2008-06-24; 修订日期:2009-03-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zengh@szpku.edu.cn

将有助于制定具体的防除策略,优化配置有限的管理资源。目前,国内外的研究积累表明,在局地尺度上,这些影响因子主要包括入侵物种自身的生理生态属性、入侵群落的结构和功能特征、与本地物种间的竞争协同作用、光照、水分、土壤养分等资源的可利用条件以及人为干扰的影响等^[4,5];在全球尺度上,主导的影响因子将更多地体现为入侵物种的引入途径、频率以及环境气候因素的差异^[6,7]。相比之下,以区域尺度为视角的相关研究并不多见,研究区也以自然或农田为主导的半自然景观为主^[8,9]。

薇甘菊(*Mikania micrantha*)是我国珠三角地区快速蔓延的恶性入侵杂草,已导致当地农业生产用地受到严重侵蚀,人工林系统持续减产,自然生态系统的稳定性遭受巨大破坏^[10]。现有的研究工作侧重于薇甘菊的生化防除^[11~13],且多局限于其入侵严重的典型地段^[14,15],有关薇甘菊扩散爆发的机制性研究相对薄弱,故很难在短期内扭转上述被动局面。从区域尺度来看,快速城市化过程引发的土地利用方式的持续变化是本区最显著的景观动态特征^[16],并可能对薇甘菊的入侵分布产生重大影响。因此,本文以薇甘菊侵害严重的深圳市宝安区为例,选取一系列能够表征群落特征、地形条件以及土地利用方式的影响指标,对比分析薇甘菊入侵与未入侵地区间是否存在差异以进行因子筛选,并通过构建 Autologistic 回归模型进一步明确其入侵分布的关键影响因子,从而为薇甘菊的有效防除提供科学的决策依据。

1 数据来源与研究方法

1.1 研究区概况

本文工作区为深圳市宝安区,总面积 733km²。属于亚热带海洋性气候,光热充足,年平均气温为 22℃,每年 5 月至 9 月为雨季,年均降雨量为 1926mm。土壤以赤红壤为主,成土母岩多为花岗岩。宝安区原生植被类型为亚热带常绿季雨林,但受长期的人为改造和过去 20 多年来快速城市化进程的强烈影响,其原生植被数量结构及空间分布格局发生了剧烈变化,人工林、次生灌草丛及果园逐渐成为植被覆盖的主要类型,并且由于建设用地的快速膨胀,与周边土地利用类型发生着复杂的相互转化^[17]。与此同时,薇甘菊对本区的入侵危害愈演愈烈,受灾面积高达 2143.67hm²,局地生态环境发生明显恶化,因此探讨薇甘菊入侵分布的驱动机制和关键性影响因素,从而遏制其迅猛发展态势已成当务之急。

1.2 数据处理及采样设计

本文采用深圳市宝安区 2007 年的薇甘菊分布调查图和同年的 IRS 遥感影像作为基础数据源,并对经过系统处理的影像数据进行必要的精校正及图像增强。在 3S 技术支持下,根据不同地物的光谱特征差异,并结合野外实际调查资料,进行机助人监督分类制图,最终得到研究时段的土地利用分类图(包括耕地、果园、林地、水体、建设用地及推平未利用地)。为避免小图斑对分析结果产生噪声干扰,对生成的分类图又进行了四方向的 3×3 滤波处理。

为实现覆盖全区的系统采样,将整个工作区分解为连续分布的 1km×1km 的网格,利用陆地掩膜随机选取 486 个样地(排除其落入水体的情况),并实地复核每个样地上薇甘菊的入侵状态。若薇甘菊成片分布(以 5m²为调查起点),且形成稳定种群,则记录为“入侵地”,否则记录为“未入侵地”。再从中选取 86 个样地进行深入的群落特征调查,样地大小为 10m×10m。在整个采样设计中,薇甘菊入侵地与未入侵地的数量各占半数,以避免数据不平衡造成的分析偏差^[7]。

1.3 研究方法

1.3.1 指标的选取与计算

参考已有的研究经验^[10,18~20],选取群落特征因子、地形因子及土地利用因子进行分析。群落特征因子包括样地所属的植被类型(亚热带常绿季雨林、山地常绿阔叶林、亚热带常绿灌丛、人工林、果园)、垂直层片结构(乔木、灌木、草本、层间植物等生活型的组合方式)、群落高度、乔冠郁闭度、灌木层盖度及草本盖度,相关数据来源于上述群落调查,具体的调查方法参见有关文献^[21]。地形因子包括高程、坡度、坡向及地形湿度指数,从 DEM 数据中提取得到。其中地形湿度指数是描述土壤含水量最常用的指标^[22],计算公式为:

$$\omega = \ln \left(\frac{A_s}{\tan \beta} \right)$$

式中, ω 为地形湿度指数, A_i 为单位等高线上游的汇水面积, β 为坡度。

土地利用因子着重描述采样点周边 20×20 像元 (0.36 km^2) 的用地范围内, 不同土地利用类型的密度特征, 包括耕地密度、果园密度、林地密度、水体密度、建设用地密度及推平未用地密度, 可以通过移动窗口的统计运算得到相关数据。

1.3.2 入侵与未入侵地区的对比分析

利用统计分析方法检验薇甘菊入侵与未入侵地区在上述各因子层面是否存在显著差异, 进一步推断可能的影响因子。若选取的评价因子为数值变量, 则采用独立样本的成组 t 检验进行对比分析, 而若为类型变量, 则采用多样本构成的卡方检验方法^[7,23]。

1.3.3 Autologistic 回归模型的构建

在构建 Autologistic 回归模型之前, 采用简单线性回归诊断筛选出来的差异性因子是否存在多重共线性问题, 以避免其对模型拟合的不利影响。以往的研究中 Logistic 回归模型是模拟物种分布的常用方法, 但由于该模型假定景观格局的均质性, 忽略了空间自相关对参与建模的各个变量之间相互作用的影响^[24-26], 可能导致所得模型被拒绝用于作为推断的基础^[27], 因此并不适宜在异质性景观中应用。Autologistic 回归模型基于这点考虑对其进行改进, 引入空间自相关因子, 从而能够更好地揭示出影响薇甘菊入侵分布的解释性因子, 该模型的具体表达式为^[24]:

$$\log\left(\frac{p_i}{1-p_i}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_{1i} + \beta_2 X_{2i} + \cdots + \beta_m \text{Autocov}_i$$

其中, Autocov 即为空间自相关因子, 根据“相近相似”原理, 空间点 i 薇甘菊的发生概率与邻域薇甘菊的分布特征密切相关, 因而可以采用相邻空间点对的距离倒数来进行描述, 公式为:

$$\text{Autocov}_i = \frac{\sum_{j=1} \frac{y_j}{d_{ij}}}{\sum_{j=1} \frac{1}{d_{ij}}}$$

式中, p_i 为薇甘菊侵入的发生概率, β_0 为常数项, β_k 为自变量 X_k ($k=1, 2, \cdots, m$) 对应的回归系数, y_j 代表空间点 i 邻域薇甘菊的出现情况, 出现时赋值为 1, 否则赋值为 0, d_{ij} 为空间点对 (i, j) 之间的距离, 只有小于给定距离阈值 $D=2 \text{ km}$ (根据本文的采样网格大小设定) 的空间点对参与计算。

2 结果分析

2.1 薇甘菊入侵分布的差异性影响因子分析

统计分析结果表明, 薇甘菊入侵地区与未入侵地区之间确实存在显著差异, 并集中体现在地形因子和土地利用因子上 (表 1)。根据独立样本的成组 t 检验, 薇甘菊入侵地区的坡度、坡向、地形湿度指数、果园密度、林地密度以及水体密度显著高于未入侵地区 ($P < 0.05$), 而建设用地密度显著偏低 ($P < 0.001$)。相比之下, 所选的群落特征因子及高程、耕地密度、推平未利用地密度等指标未能表现出对薇甘菊入侵分布的差异性影响。因此可以初步判断, 薇甘菊倾向于出现在较陡的向阳坡, 土壤水分条件较好, 且主要分布在园地、林地和水体周边的自然或半自然生境, 建设用地内的城市绿地分布较少。

2.2 Autologistic 回归模型对薇甘菊入侵概率的模拟

简单线性回归分析并没有揭示出上述差异性因子之间存在多重共线性问题, 因此所有变量均参与 Autologistic 回归模型的建立, 并通过最大似然估计方法求解回归参数。模型建立之后, 采用似然比检验对整个模型的拟合情况做出判断, 再采用 Wald 统计量检验单一变量的回归系数是否对模型的作用有统计学意义。最终通过假设检验进入模型的变量包括果园密度、水体密度及空间自相关因子 (表 2), 三者均为薇甘菊入侵分布的促进因素 ($\beta > 0$)。优势比的数值大小意味着在其他自变量不变的情况下, 该自变量每改变一个单位所导致的薇甘菊入侵概率的变化幅度。

由上表可以建立预测模型为:

$$p = \frac{\exp(-3.380 + 0.009 \cdot D_{\text{orchard}} + 0.071 \cdot D_{\text{water}} + 0.040 \cdot \text{Autocov})}{1 + \exp(-3.380 + 0.009 \cdot D_{\text{orchard}} + 0.071 \cdot D_{\text{water}} + 0.040 \cdot \text{Autocov})}$$

式中, p 为薇甘菊的出现概率,从而可以实现区域内薇甘菊的入侵概率制图(图 1)。其中,空间自相关因子的解释意义就在于薇甘菊入侵分布的空间格局具有明显的自相关特征,它的引入确保了残差独立,使得整个模型更加合理。同时,薇甘菊的存在与邻域果园密度及水体密度高度相关($P < 0.001$),说明了这两个因子可能对其分布起主导性影响。

表 1 薇甘菊入侵地与未入侵地评价指标的对比分析结果
Table 1 Difference between the selected variables in *Mikania* and non-*Mikania* sites

选取指标 Selected indices	入侵地 <i>Mikania</i> sites		未入侵地 Non- <i>mikania</i> sites		t/χ^2	P
	均值 Mean	方差 SD	均值 Mean	方差 SD		
植被类型 Vegetation type	—	—	—	—	4.172 *	0.243
垂直片层结构 Vertical structure	—	—	—	—	2.905 *	0.407
群落高度 Community height(m)	8.44	4.84	8.71	4.86	0.261	0.794
乔冠郁闭度 Canopy cover(%)	44.44	30.42	46.67	26.73	0.361	0.719
灌层盖度 Shrub cover(%)	23.51	23.99	29.41	21.67	1.196	0.235
草本盖度 Herbaceous cover(%)	47.41	27.67	39.86	28.69	-1.243	0.217
高程 Elevation(m)	63.23	35.73	57.52	42.96	1.447	0.149
坡度 Slope(°)	9.56	7.90	4.81	8.23	-5.879	0.000
坡向 Aspect(°)	171.40	109.72	141.20	118.21	-2.648	0.000
地形湿度指数 Compound topographic index	9.91	2.91	8.88	5.54	-2.329	0.020
耕地密度 Farmland density(%)	1.69	5.83	2.63	7.92	1.357	0.376
果园密度 Orchard density(%)	39.76	20.98	15.03	20.96	-11.795	0.000
林地密度 Forest density(%)	21.93	19.25	10.21	22.15	-5.646	0.000
水体密度 Water density(%)	3.75	11.75	0.18	0.80	-4.286	0.000
建设用地密度 Built density(%)	27.88	27.57	65.48	35.95	11.736	0.000
推平未利用地密度 Developing area density(%)	3.75	7.04	4.06	8.88	0.387	0.699

* 所表示的统计量为 χ^2 ,其余均为 t 统计量 Represented χ^2 -statistic while the rest were t -statistic

表 2 Autologistic 回归模型的模拟结果
Table 2 Results of the Autologistic regression model

模型参数 Model parameters	回归系数 β Regression coefficient	优势比 $\exp(\beta)$ Odds ration	χ^2_{waid}	P
果园密度 D_{orchard}	0.009	1.009	29.122	0.000
水体密度 D_{water}	0.071	1.073	6.899	0.000
空间自相关因子 <i>Autocov</i>	0.040	1.041	67.774	0.000
常数项 Constant	-3.380	0.034	90.788	0.000

2.3 Autologistic 回归模型的拟合评价

根据计算出来的预测概率并结合以往的研究成果^[23,24],初步判定 $P \geq 0.5$ 为薇甘菊入侵点,而 $P < 0.5$ 为非入侵点,与实际入侵分布采样点形成准确性评价分类表。模型的预测结果表明,正确预测薇甘菊入侵点占 82.5%,正确预测其未入侵点占 82.0%,而误诊率(实际未入侵而模拟为入侵的情况)和漏诊率(实际入侵而模拟为未入侵的情况)分别为 18.0%、17.5%,整体准确率为 82.3%,具有较高的拟合精度。

而选取不同的判断阈值可能造成不同的评价结果,所以本文又选取 ROC(Receiver Operating Characteristic,接受者工作特征)曲线分析方法对模型进行拟合优度评价。通过改变判断阈值,生成以灵敏度为横坐标,误诊率为纵坐标的 ROC 曲线,计算其曲线下面积 A_z 。若该值在 0.50~0.70 之间,表示拟合精度较低;在 0.70~0.90 之间,表示拟合精度中等;0.90 以上表示拟合精度较高^[28]。本模型的 A_z 值为 0.902($P < 0.001$),95%

的置信区间为(0.872,0.931),同样说明了较好的拟合效果,因此模型结果具有实际应用价值。

3 讨论

3.1 研究尺度对入侵分布成因分析的影响

生物因素、非生物因素以及人为干扰都可能影响薇甘菊入侵分布格局的形成,但是生物因素通常只在较小的尺度上成为格局的成因^[29,30]。在本项研究中,薇甘菊入侵分布的差异性没有在所选取的群落特征因子上体现出来,却并不能说明群落特征对薇甘菊的传播扩散毫无影响。以往的研究成果表明,若群落垂直高度高、垂直片层丰富、乔冠郁闭度大,群落所受到的入侵危害往往较轻微^[19]。因此,薇甘菊一旦成功进入某个地区,群落结构特征就可能成为促进或阻碍其在局地扩散蔓延的主导因子。相比之下,区域尺度的研究视角并不局限于典型地区的危害扩展情况,而是关注更大空间范围上的关键入侵影响因子,为潜在入侵区的预测提供依据,进而有利于展开有效地防除管理活动。

而在更大的空间尺度上,如国家尺度、全球尺度,气候因子常常表现为外来植物入侵分布的重要影响因素^[7,9],因而全球气候变化对外来物种入侵的影响也是当前研究的热点话题^[6]。但是,由于气候因子区域尺度的分异特征并不明显,而且缺乏薇甘菊入侵分布的时序过程追踪数据,本项研究并未将其纳入考虑。不过,气候因子的年际变化有可能是薇甘菊区域扩散的驱动力之一。

3.2 静态模拟对入侵过程重建的作用

本研究结果表明,地形特征及土地利用方式可能是工作区内影响薇甘菊入侵分布的重要因子,Autologistic 回归模型分析结果显示,果园密度及水体密度是两个关键指标,说明薇甘菊出现与否和周边果园及水体的分布情况显著相关。果园是宝安地区重要的农用地类型,空间布局受到城市化过程的强烈作用。20世纪90年代初开始,由于商品化热带水果经营在农业生产中表现出明显的效益优势,在地方农业产业政策的支持下,丘陵和低山地区的果园面积大幅度增加,并有效抵消因为建设用地扩张侵占而出现的较大损失^[31];同时,城市建设对土地的高度需求使得农业生产用地不断被调整征用,农户为获取相关的补偿费用,毁林种果现象时有发生,不少较高海拔的陡坡山地遭破坏性开垦,低产果园随之增加。因此,新建果园的不断出现可能是薇甘菊反复引入的重要途径。此外,果园是人为干扰频度极高的地区,除果树外几乎没有其他植被覆盖,空白生态位的大量存在为薇甘菊的定居繁殖提供良好生境。另外,不少果园在果实成熟上市以后,多处于无人管理的闲置状态,为薇甘菊的种子传播进入相邻林地或城市绿地等生境提供有利时机。

水体分布对薇甘菊入侵分布的影响主要体现在以下两个方面:第一,水边生境为薇甘菊的生长提供良好的水分条件,其倾向于出现在土壤含水量较高的地区,地形湿度指数值在薇甘菊入侵地明显偏大的结果也证明了这一点;第二,水体中包含了大量的养殖水面,人为活动的持续介入以及鱼塘(基围)周边充足的养分供应,都有利于薇甘菊的定居繁衍。虽然现有的数据分析只能提供单一时段的静态模拟结果,并不能明确薇甘菊入侵爆发的重要源地及发生的先后顺序,但是,摸清近年来果园及水体等土地利用方式的动态变化,无疑可以为重建薇甘菊的入侵过程提供了一种可能的途径。

3.3 入侵动态对模型结果外推的约束

本文应用 Autologistic 回归模型获得了较好的拟合精度(内插预测),并据此生成覆盖宝安全区的薇甘菊

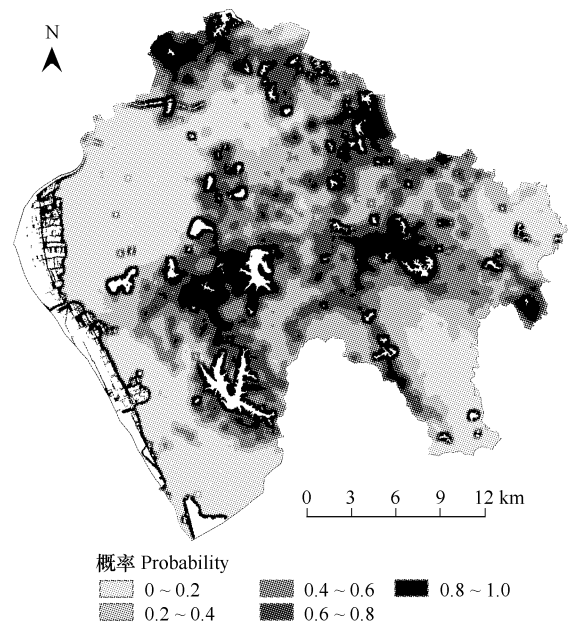


图1 深圳市宝安区薇甘菊入侵发生概率分布图

Fig. 1 Probability distribution map for simulating *Mikania* occurrence

入侵发生概率分布图(图1),实现了模型结果的空间外推。但是,由于缺乏对薇甘菊入侵分布动态变化的认识,将静态的拟合结果回溯或延伸至薇甘菊入侵发展的不同阶段必然存在一定风险。一方面,薇甘菊自引入到爆发扩散已经历了20多年的时间,不同的入侵阶段可能存在着不同的主导性影响因子。另一方面,薇甘菊的扩散传播仍有进一步扩大的趋势,并未与区域环境形成稳定的动态平衡。模拟出来的潜在分布区实质上反映出在当前扩散机制不变的情况下,薇甘菊能够占据的全部适宜生境,而并不考虑种间竞争、源-汇种群动态及扩散限制因素^[5,23]在后续扩张中可能产生的重要影响。因此,当前的影响因子分析主要体现了薇甘菊入侵分布的阶段特征,而模型结果对近期工作中的重点区域防治排查更具指导意义。

3.4 土地利用结构对入侵扩散的影响

在薇甘菊入侵与未入侵地区的对比分析中,土地利用因子仅反映采样点周边用地类型的数量特征,没有强调土地利用结构对薇甘菊入侵分布的影响。薇甘菊入侵地区建设用地密度显著偏低,并且建设用地内部绿地受薇甘菊的侵害较少,反映出建设用地的连片分布可能对其分布扩散产生阻碍作用。耕地、推平未利用地并非宝安区的优势用地类型(分别占2.3%、3.8%),且分布零散。虽有研究表明^[10]这两类用地适宜薇甘菊生长,但是周边用地的布局方式可能限制了源种群对当地输入补给大量的繁殖体,从而阻碍了薇甘菊在这一局部地区的传播扩散。因此,耕地密度、推平未利用地密度等因子难以对薇甘菊的入侵分布产生显著影响,对比分析结果也证实了这一点。

土地利用结构还可以通过作用于入侵植物的种群统计学特征(结实率、存活率),进而影响建群、扩散分布的入侵进程^[2]。对薇甘菊而言,当适宜生境(如果园)聚集分布时,繁殖体压力增加,种群存活率增加,容易建立稳定增长的种群,通过无性繁殖和种子的短途传播即可形成一定范围内的大规模扩散^[32,33]。若适宜生境零散分布,在资源有限的情况下,薇甘菊的繁殖策略可能会降低幼苗的存活率,以增加种子数量,从而提高种子长途扩散的几率;而在不适宜生境中,薇甘菊则会采取相反的策略,减少种子数量,且增加种子重量,以提高幼苗的存活率,因此并不利于其扩散和占领新的生境^[34]。所以,土地利用结构对薇甘菊入侵分布的影响无疑是一个值得进一步的探讨问题。

4 结论

综合本研究的主要结果和讨论分析,可以得到如下结论:

(1)区域尺度下薇甘菊入侵地区与未入侵地区之间存在显著差异,地形因子(坡度、坡向、地形湿度指数)和土地利用因子(邻域果园密度、林地密度、水体密度、建设用地密度)对其入侵分布的影响较为显著,群落特征因子的影响不明显。

(2)薇甘菊的入侵分布与其周边的果园、水体分布情况显著相关,潜在的机理是,一方面果园与水体周边为薇甘菊的生长繁殖提供了有利生境,另一方面人为生产经营活动及相关土地利用方式的动态变化也为薇甘菊的入侵扩散提供便利条件。在上述基础上的Autologistic回归模型尽管是建立在静态数据的基础上,但模拟结果为薇甘菊入侵扩散过程重建提供了参考依据。

(3)Autologistic回归模型具有较好的拟合效果,但是模型参数主要反映了特定时段薇甘菊入侵分布的约束影响特征。因此,模型结果外推会受到一定的时空约束,但对于明确近期重点防除区域,优先分配管理资源具有现实的指导意义。

References:

- [1] Hobbs R J, Humphries S E. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 1995, 9(4): 761—770.
- [2] With K A. The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology*, 2002, 16(5): 1192—1203.
- [3] Kennedy T A, Naeem S, Howe K M, Knops J M H, Tilman D, Reich P. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 2002, 417(6): 636—638.
- [4] Davis M A, Grime J P, Thompson K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of Ecology*, 2000, 88

- (3): 528—534.
- [5] Guisan A, Thuiller W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 2005, 8(9): 993—1009.
- [6] Kriticos D J, Sutherst R W, Brown J R, Adkins S W, Maywald G F. Climate change and the potential distribution of an invasive alien plant: *Acacia nilotica* ssp. *Indica* in Australia. *Journal of Applied Ecology*, 2003, 40(1): 111—124.
- [7] Nielsen C, Hartvig P, Kollmann J. Predicting the distribution of the invasive alien *Heracleum mantegazzianum* at two different spatial scales. *Diversity and Distribution*, 2008, 14(2): 307—317.
- [8] Deckers B, Verheyen K, Hermy M, Muys B. Effects of landscape structure on the invasive spread of black cherry *Prunus serotina* in an agricultural landscape in Flanders, Belgium. *Ecography*, 2005, 28(1): 99—109.
- [9] Chen H, Chen L J, Albright T P. Predicting the potential distribution of invasive exotic species in China using GIS and information theory: the case study of *Ambrosia Artemisiifolia* L. *Chinese Science Bulletin*, 2007, 52(5): 555—561.
- [10] Feng H L, Cao H L, Liang X D, Zhou X, Ye W H. The distribution and harmful effect of *Mikania micrantha* in Guangdong. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2002, 10(3): 263—270.
- [11] Cock M J W. Potential biological control agents for *Mikania micrantha* H. B. K from the Neotropical region. *Tropical Pest Management*, 1982, 28(3): 242—245.
- [12] Liang Q Y, Zan Q J, Wang Y J, Li M G. Integrated control techniques of the invasive species. *Forest Pest and Disease*, 2006, 25(1): 26—30.
- [13] Zan Q J, Sun Y J, Liao W B, Li M G, Wang B S. Chemical herbicide sulfometuron-Ethyl to control *Mikania micrantha* and its residue in the soil. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(8): 3407—3416.
- [14] Zhang W Y, Wang B S, Li M G, Zan Q J, Wang Y J. The branching pattern and biomass of *Mikania micrantha* shoot modules in *Acacia* confuse community and *Miscanthus sinensis* community. *Acta Phytocologica Sinica*, 2002, 26(3): 346—350.
- [15] Zhong X Q, Huang Z, Si H, Zan Q J. Analysis of ecological-economic loss caused by weed *Mikania micrantha* on Neilingding Island, Shenzhen, China. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2004, 12(2): 167—170.
- [16] Zhao J, Zeng H. Self-organizing criticality of ecological degradation in quickly urbanizing area: a case study in Nanshan district, Shenzhen. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(11): 3804—3811.
- [17] Qin P H, Wu J F, Liu Y Q, Zeng H. Landscape accessibility and its effect on forest-cover change in quickly urbanizing area: a case study of Baoan, Shenzhen. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(11): 3796—3803.
- [18] Huang Z L, Cao H L, Liang X D, Ye W H, Feng H L, Cai C X. The growth and damaging effect of *Mikania micrantha* in different habitat. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2000, 8(2): 131—138.
- [19] Zhou X Y, Wang B S, Li M G, Liao W B, Zhou Y L, Zan Q J, Wang Y J. Correlation analysis on the damage of *Mikania micrantha* to plant communities in Neilingding Island of Guangdong Province, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(2): 350—354.
- [20] Yang F J, Zhang Z H, Wang W J, Chen H F, Zhang Y L, Zu Y G. The effect of water stress on the growth yield of invasion plants *Mikania micrantha* of seedlings. *Chinese Bulletin of Botany*, 2005, 22(6): 673—679.
- [21] Dong M, Wang Y F, Kong F Z, Jiang G M, Zhang Z B. Survey, Observation and Analysis of Terrestrial Biocommunities. Beijing: Standards Press of China, 1997, 1—23.
- [22] Zhou Q M, Liu X J. Digital Topographic Analysis. Beijing: Science Press, 2006. 222—223.
- [23] Pande A, Williams C L, Lant C L, Gibson D J. Using map algebra to determine the mesoscale distribution of invasive plants: the case of *Celastrus orbiculatus* in Southern Illinois, USA. *Biological Invasions*, 2007, 9(4): 419—431.
- [24] Augustin N H, Muggleston M A, Buckland S T. An Autologistic model for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology*, 1996, 33(2): 339—347.
- [25] Wu H, Huffer F W. Modeling the distribution of plant species using the Autologistic regression model. *Environmental and Ecological Statistics*, 1997, 4(1): 49—64.
- [26] He F, Zhou J, Zhu H. Autologistic regression model for the distribution of vegetation. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 2003, 8(2): 205—222.
- [27] Wu G P, Zeng Y N, Zou B, Qi Q C, Yang S. Simulation on spatial land use patterns using Autologistic method: a case study of Yongding Country, Zhangjiajie. *Acta Geographica Sinica*, 2008, 63(2): 156—164.
- [28] Wang Y S, Xie B Y, Wan F H, Xiao Q M, Dai L Y. Application of ROC Curve analysis in evaluating the performance of alien species' potential distribution models. *Biodiversity Science*, 2007, 15(4): 365—372.
- [29] Underwood E C, Klinger R, Moore P E. Predicting patterns of non-native plant invasions in Yosemite National Park, California, USA. *Diversity and Distributions*, 2004, 10(5-6): 447—459.
- [30] Ohlemuller R, Walker S, Wilson J B. Local vs. regional factors as determinants of the invasibility of indigenous forest fragments by alien plant

species. OIKOS, 2006, 112(3): 493—501.

- [31] Zeng H, Jiang Z Y, Yu H, Xu G X. Landscape structure study of Longhua area in Shenzhen city during the fast urbanization process III. structure and heterogeneity analysis of farmland. Acta Scientiarum Naturalium Univeritatis Pekinensis, 2000, 36(2): 221—230.
- [32] Wen D Z, Ye W H, Feng H L, Cai C X. Comparison of basic photosynthetic characteristics between exotic invader weed *Mikania micrantha* and its companion species. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 2000, 8(2): 139—146.
- [33] Swamy P S, Ramakrishnan P S. Weed potential of *Mikania micrantha* H. B. K. and its control in fallows after shifting agriculture (jhum) in northeastern India. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1987, 18(3): 195—204.
- [34] Zhang W Y, Li M G, Wang B S, Zan Q J, Wang Y J. Seed Production Characteristics of an exotic weed *Mikania micrantha*. Journal of Wuhan Botanical Research, 21(2): 143—147.

参考文献:

- [9] 陈浩, 陈利军, Albright T P. 以豚草为例利用 GIS 和信息理论的方法预测外来入侵物种在中国的潜在分布. 科学通报, 2007, 52(5): 555—561.
- [10] 冯慧玲, 曹洪麟, 梁晓东, 周霞, 叶万辉. 薇甘菊在广东的分布与危害. 热带亚热带植物学报, 2002, 10(3): 263—270.
- [12] 梁启英, 咎启杰, 王勇军, 李鸣光. 薇甘菊综合防治技术. 中国森林病虫害, 2006, 25(1): 26—30.
- [13] 咎启杰, 孙延军, 廖文波, 李鸣光, 王伯荪. 森草净灭杀薇甘菊 (*Mikania micrantha*) 及其安全性. 生态学报, 2007, 27(8): 3407—3416.
- [14] 张炜银, 王伯荪, 李鸣光, 咎启杰, 王勇军. 台湾相思林和芒草丛中薇甘菊枝构件的分枝格局及其生物量. 植物生态学报, 2002, 26(3): 346—350.
- [15] 钟晓青, 黄卓, 司襄, 咎启杰. 深圳内伶仃岛薇甘菊危害的生态经济损失分析. 热带亚热带植物学报, 2004, 12(2): 167—170.
- [16] 赵军, 曾辉. 快速城市化地区生态质量退降的自组织临界性——以深圳市南山区为例. 生态学报, 2006, 26(11): 3804—3811.
- [17] 秦佩恒, 武剑峰, 刘雅琴, 曾辉. 快速城市化地区景观可达性及其对林地的影响——以深圳市宝安区为例. 生态学报, 2006, 26(11): 3796—3803.
- [18] 黄忠良, 曹洪麟, 梁晓东, 叶万辉, 冯惠玲, 蔡楚雄. 不同生境和森林内薇甘菊的生存与危害状况. 热带亚热带植物学报, 2000, 8(2): 131—138.
- [19] 周先叶, 王伯荪, 李鸣光, 廖文波, 周文龙, 咎启杰, 王勇军. 薇甘菊对内伶仃岛植被危害的相关分析. 应用生态学报, 2005, 16(2): 350—354.
- [20] 杨逢建, 张衷华, 王文杰, 陈华峰, 张宇亮, 祖元刚. 水分胁迫对入侵植物薇甘菊幼苗生长的影响. 植物学通报, 2005, 22(6): 673—679.
- [21] 董鸣, 王义凤, 孔繁志, 蒋高明, 张知彬. 陆地生物群落调查观测与分析. 北京: 中国标准出版社, 1997. 1—23.
- [22] 周启鸣, 刘学军. 数字地形分析. 北京: 科学出版社, 2006. 222—223.
- [27] 吴桂平, 曾永年, 邹滨, 齐庆超, 杨松. Autologistic 方法在土地利用格局模拟中的应用——以张家界市永定区为例. 地理学报, 2008, 63(2): 156—164.
- [28] 王运生, 谢丙炎, 万方浩, 肖启明, 戴良英. ROC 曲线分析在评价入侵物种分布模型中的应用. 生物多样性, 2007, 15(4): 365—372.
- [31] 曾辉, 江子瀛, 喻红, 许国雄. 深圳市龙华地区快速城市化过程中的景观结构研究 III. 农业用地结构及异质分析. 北京大学学报 (自然科学版), 2000, 36(2): 221—230.
- [32] 温达志, 叶万辉, 冯惠玲, 蔡楚雄. 外来入侵杂草薇甘菊及其伴生种基本光合特性的比较. 热带亚热带植物学报, 2000, 8(2): 139—146.
- [34] 张炜银, 李鸣光, 王伯荪, 咎启杰, 王勇军. 外来杂草薇甘菊在不同群落中的种子产生特征. 武汉植物学研究, 2003, 21(2): 143—147.