

景观生态战略点识别方法城市规划师考试 PDF转换可能丢失图片或格式，建议阅读原文

https://www.100test.com/kao_ti2020/647/2021_2022__E6_99_AF_E8_A7_82_E7_94_9F_E6_c61_647152.htm 摘要：

景观中的某些点对控制水平生态过程有关键性的作用，占据这些景观战略点，将给生态过程带来先手、空间联系及高效的优势。设想物种在景观中的水平运动是一个克服某种阻力而进行的竞争性过程，本文讨论了如何根据景观阻力表面特征来判别景观生态战略点的方法。文章论述了三种类型的景观阻力表面：岛屿型、网络型和高原型。相应于各种阻力表面类型，得出五种景观战略点的空间位置：鞍部战略点，交汇处战略点，中央战略点，边缘战略点和角落战略点。文章还通过一个案例来举例说明景观战略点识别方法论。GIS技术对本研究有很大的支持作用。关键词：空间分析，景观生态，景观格局，景观规划

1.引言 1.1 问题：战略点 如何判别景观中的某些关键性点，通过控制这些点而异常有效地控制或促进某种生态过程，如物种的空间运动，火灾和虫灾的漫延，养份及污染物的流动等等?这些关键性的点叫景观战略点(Strategic Points, Forman 1995, Yu 1995a-c 1996). 通过景观战略点的判别和改变及管理将异常有效地维护和控制某种生态过程。根据起源之不同，可分为两类景观生态战略点：一类是资源型的战略点，另一类是结构型的战略点。资源型的战略点直接取决与地段的资源属性，如某一地段的地质、土壤，水文、热力，营养条件及人类活动决定生物多样性及物种的稀有性，从而决定该地段在生物保护中的战略意义。本文将论述后一类景观生态战略点。其战略性取决于该点在景观整体格局中的地位

和其对水平生态过程的影响。许多学者都注意到在某些关键地段设生物保护斑块对整体生物保护和形成景观基础结构(Landscape Infrastructure)有重要意义(Frankel and Soule 1981. Harris 1984. Forman 1990. Erwin 1991). 在异相景观中, 有的景观战略点是显而易见的, 如一个盆地的进出水口, 廊道的断裂处(Merriam 1984. Forman and Godron 1986), 一个具有"跳板"(Stepping Stone)作用的残遗斑块, 河道网络上的汇合口及河谷与山脊之交接处(Harris, 1984, p141-165). Hardt和Forman (1989)的观察显示, 在露天矿的生态恢复过程中, 林缘的凹边部位比其它地段更易被林木所优先占据。位于景观中央的森林斑块比位于其它地段的森林斑块更易成为鸟类的栖息地(Liu et al 1994). 一个联络岛屿的"陆桥"会比其它地段有更多的生物种类。这些都是可以根据经验识别的景观生态战略点。但景观生态战略点, 有时并不能直接观察到, 它们往往是潜在的, 这类潜在的战略点的判别依赖于对生态过程动态的理解和模拟。关于景观生态战略点判别的方法论, 到目前为止很少有人讨论过, 只是最近才被少数学者所注意(Forman 1995, pp310-317. Yu 1995a-c, 1996a)。相关的研究有Knaapen等人用最小累积阻力(MCR)来分析景观斑块的隔离程度。根据MCR表面来确定生物保护斑块的引入部位。景观战略点是景观生态安全格局(Security Patterns, SPs) (Yu 1995a-c, 1996a-b)的一个重要成分。游戏理论和游戏防御战略(Von Neumann and Morgenstem 1947; Luce and Raiffa 1957), 为判别景观安全格局提供了评价原则。有学者认为围棋及类似的棋类游戏会有助于景观战略点的讨论(Forman 与 Yu 的讨论, 见Forman 1995 p.316)。围棋是黑白双方通过竞争空间战略点而控制棋盘的较

量(Boorman 1969), 要想获得最有效地控制棋盘, 每一棋子都必须落在关键的位置上, 这些位置的战略遵循三条原则(图1): (1)先手原则, 即通过某点的控制获得局部控制的主动权。(2)空间联系原则, 即通过某点的控制使我方取得整体空间优势。(3)高效原则, 即通过某点的控制使我方用最少的棋子获得最大的棋盘控制。图1中国围棋的基本空间战略 Figure 1 The strategies of Go game 在一定的假设条件下, 这些原则同样可适于景观生态战略点的认识和判别。如生物的空间运动可视作是对景观的竞争性控制过程来讨论, 实质上是一种"游戏"(game)过程 (Sigmund 1993)。生物能否成功地控制景观, 取决于如何平衡空间扩散和维持两个方面。维持意味着生物个体必须依赖于既有的种群和群落生存, 而扩散则意味着生物个体离开种群和群落生境向外部扩展。个体离开既存栖息地越远, 其冒得风险就越大, 但其对物种整体控制景观的潜在贡献就越大。在空间某些点上, 当物种扩展所带来的潜在报偿达到最大, 而个体为之所担的风险达到尽可能小的时候, 这些空间位置就是战略点。这可以理解为是对博弈论中的最小极大值原理 (Minimax Theorem, von Neumann and Morgenstern 1947. Luce and Raiffa 1957)在空间控制战略中的具体解释。从功能上讲, 这些战略点对促进和阻碍生态过程有关键性作用。如何寻找这些景观战略点呢?围棋战略和理论地理学的表面分析模型能给我们一些启示。

1.2 水平控制过程与理论地理学表面模型

本文关于景观生态战略点的识别讨论基于对过程的如下假设: (1)景观中的水平生态过程是一种对景观的竞争性控制过程。(2)某种过程必须通过克服景观阻力来实现对景观的控制。实际生态过程中, 这两个假设基本上可

以满足。如植物往往需要克服景观阻力达到对某地段的覆盖，灾害性昆虫的水平运动，动物穿越景观，甚至于人口的空间迁移，都带有对空间的竞争性控制和克服空间阻力的特性(Johnson 1988. Frelich et al 1993. Mack 1995. Liebhold et al 1992. Yu et al 1996. Williamson 1993. Boone and Hunter, 1996. Simberloff and Wilson 1969. Tobler 1981. Bracken 1991).有许多模型被用来描述这些水平运动过程，包括引力模型，潜能模型，扩散模型，随机模型等等(详细的综述见：Olsson 1965. Bartlett 1975. Sklar and Costanza 1990. Chou and Liebhold 1995).生态过程对景观的覆盖和控制的可能性及动态，可用阻力或其相对概念来表述如可达性(Accessibility, 如Arentze et al 1994)，可穿越性(Permeability, 如Boone and Hunter 1996),费用距离(Costdistance, 如ESRI 1991)，最小积累阻力(Mminimum Cumulative Resistance, MCR, Knaapen, Scheffer and Harms 1992. Yu 1995a-b),景观阻力(Landscape Resistance, Forman and Godron 1986. Forman 1995),以及隔离程度(Isolation, MacArthur and Wilson 1967. Simberloff and Wilson 1969).所有这些阻力度量实际上都是距离概念的变型或延伸，在围棋棋盘中，阻力被理想化为距离，即棋盘方格网。在岛屿生态学中，类似的理想化距离用来描述空间隔离(MacArthur and Wilson 1967)。而在陆地景观中，阻力不只是几何学意义上的距离，基面特性也有重要作用(Forman, 1995)。这些阻力量度都可以通过潜在表面(Potential Surface)或趋势表面(Trend Surface)形象地表达出来(Warntz 1966；Chorley and Haggett 1968)。理论地理学家和区域科学家W. Warntz (1966,1967)等人在哈佛大学所做的大量关于表面一般特性和空间分析的研究，有助于对景观生态战

略点识别方法的探讨。Warntz用"峰"(Peaks)、"陷"(pits),"关"(Passes)和"鞍"(Pales)(1966, 1967)等点的特征,和"脊线"(Ridges),"谷线"(Courses)等线的特征来分析趋势表面,类似于地形的分析,进一步认识过程之动态格局。"峰"是指表面的局部最大值,流动从此分散,"陷"是指表面的局部最小值,流动向此合聚。"脊线"是连接两"峰"的分流线,"谷线"则是连接两"陷"的合流线。"关"是指的脊线上之最小值,"鞍"则是谷线上之最大值。这对根据景观生态过程阻力表面来识别战略点有启发意义。本文将探讨如何根据景观阻力表面特性来判别景观生态战略点。而用启发于围棋战略的三项原则来评价这些战略点。论文将着重讨论控制物种水平运动过程战略点,但方法论适用于其他水平运动和生态流战略点的判别。案例研究只作为对方法论的说明,实际应用还待进一步实地验证。

2方法 判别景观生态战略点的过程分为四步,其中第一~三步的内容在以往研究中有较多的讨论,本文将着重第四步的讨论:第一步,确定景观生态过程。本文讨论的生态过程是物种的空间运动,至于如何选择关键物种作为保护对象,许多学者都有探讨(如Frankel and Soule 1981. Amstel et al 1988. Selin 1988)。其他水平生态过程可包括风,水,营养元素的流动,干扰(如火灾,虫灾)的扩散。第二步,确定生态过程之源:方法之一是根据具体物种来将其栖息地作为源(见Selin 1988)。方法之二是选择现存景观元素,小至一棵大树,大到国家公园,作为生态过程之源(见Harris 1987. Noss and Harris 1986. Noss 1991)第三步,以生态过程之源为原点,计算景观阻力,得出景观阻力表面。典型的阻力表面将类似于地形表面,由峰、谷、鞍、脊等所构成,它反映生态过程之动

态。对不同的生态过程，可有完全不同的阻力表面。阻力表面受空间距离，地表特征因素的影响，也取决于过程本身的扩散能力。第四步，根据阻力表面识别影响生态过程之战略点。根据阻力表面的形态特征，可以分为三个类型：岛屿型，网络型和高原型(图2-4)。相应的存在多种生态战略点：

图2、 岛屿阻力面及鞍部战略点 Figure 2. An archipelago-type resistance surface and strategic points at saddle points 图3、 网络型阻力面及交汇处战略点 Figure 3. A network-type resistance surface and strategic points at intersections 图4、 高原型阻力面和中央，边缘及角落战略点 Figure 4. Plateau-type resistance surface and strategic points at the center, edges and corners (1) 岛屿

型(Archipelago)阻力表面与鞍部景观战略点 在岛屿型阻力表面中，低阻力的生态源散布于高阻力的景观基质中，这在现代人工干扰的景观中极为常见，如残遗森林斑块散布于农田景观之中。阻力等值线以各源为中心同心圆式地往外扩展。在各源为中心的等值阻力线相切的部位，形成鞍，它们是阻力表面上的最小极大值(Minimax)，或平衡点。当生态过程扩散能力超过一定程度时，这些最小极大值点便成为联系不同源之间的关键点，即战略点。在这些点引入生物斑块将极有效地促进和维护生态过程的健康与安全，使景观整体结构优化。这些点的战略意义在于其促进孤立源之间的空间联系和达到景观控制的高效性(图2)。(2)网络(Network)型阻力表面和交汇处的景观战略点 在网络型阻力表面中，低阻力的部位是线性的并纵横交错而形成网络。这种阻力表面所反映的景观包括枝状河流系统，农田防护林系统。除此之外，在其它类型景观的阻力表面上，也存在着由低阻力区域所构成的潜

在廊道网络。正如地形表面中的山谷河流体系，在分枝点或交汇点上，生态过程合聚或分流，因而这些点是控制生态流的战略点。其战略意义就在于控制空间联系和有效地控制景观中的生态流。根据分流部位和等级的不同，交汇处的景观战略点，可形成一个多层次的等级体系。如图3所示，点a₁控制多个生态源之间的流动，因而最为重要；点a₂，a₃则次之，因为它们控制一个源与其它邻近源之间的流动。点a₄和a₅则只控制多条廊道之一，因而战略性最小。在这些景观战略点引入生态保护区，有可能极大地提高整体景观基础设施的连续性和完整性。

(3)高原(Plateau)型阻力表面和中央，边缘及角落战略点 高原型阻力表面的特征是一个高阻力的区域被低阻力的周边所包围，典型的景观是森林片状择伐所形成的景观，森林包围下的农田或是自然景观中受干扰过的斑块。周围低阻力的残遗景观成为生物向中心高阻力区扩散的源。如果生物的扩散能力很大，以致于能克服阻力表面的最大累积值，则景观战略点位于高阻力高原之中央，因为占据这些中央部位能最大限度地为生物控制景观的过程提供先手，空间联系及高效的趋势，而生物个体所冒的风险则在可承受的范围之内。如果生物的扩散能力不足以一次性地克服景观阻力，如旷野尺度超出树木种子的最大传播能力，则景观战略点位于高原的边缘，特别是角落，这可以形象地用围棋战略来形容。有限的实际野外观察为上述中央、边缘和角落景观战略点的存在提供了有力的支持(如Portnoy and Willson 1993. Addicott et al 1987. Pearson 1993. Forman 1995 p.106-109)。 尽管上述各类景观战略点的空间位置有所不同，但其本质上都是共同的，即它们为生态过程竞争和占据景观提供先手，空间

联系及高效的优势。因而在这些位置上进行的景观改变会给景观生态过程带来异常强烈的冲击。

3 判别景观生态战略点

：一个案例研究 案例是广东省丹霞山风景名胜区和国家地质保护区，研究范围面积约300平方公里，由典型的丹霞地形构成，河谷纵横。自然植被大多已被破坏，但有一些残遗的南亚热带季雨林斑块散布于全区各地。研究在以往中山大学和北京大学的大量基础工作上进行(陈传康等1990)。GIS数据用25 × 25平方米栅格存储，基本数据层包括地形、植被、水系、农田和其它人工景观元素。下列的运算将应用GIS的多种功能包括叠加，费用距离，汇水表面等，并结合片断程序，具体计算过程见Yu(1995a)。

(1)生态过程 本案例所考虑的生态过程是多种生物的扩散和保存，目的是最有效地保护该地区的乡土生物多样性。为此研究选择了三个组群的动物作为对象，它们具有广泛的代表性。包括：中型哺乳动物(限于灵猫科和鹿科)；雉科和两栖类(限于蛙科)。

(2)源 对中型动物和雉鸡类来说，其空间扩散过程之源是残遗的亚热带季雨林斑块，本区内共有大小不等的7个斑块(图5-8)，而对两栖类来说，空间扩散之源是河流及谷地(图9)

图5、根据中型哺乳动物阻力面所识别的鞍部战略点 Figure 5. Strategic points at the saddle points on the resistance surface for medium-sized mammals

图6、根据雉鸡类阻力面所识别的鞍部战略点 Figure 6. Strategic points at the saddle points on the resistance surface for pheasants

图7、中型哺乳动物阻力面中网络型低阻力分布及交汇处战略点 Figure 7. Strategic points at the intersections of the lower resistance network for medium-sized mammals

图8、雉鸡类阻力面中网络型低阻力分布及交汇处战略点 Figure 8. Strategic

points at the intersections of the lower resistance network for pheasants 图9、两栖类阻力面及低阻力网络交汇处战略点和高原型阻力面的角落战略点 Figure 9. Strategic points at the intersections of the lower resistance network and strategic points at the corners of resistance plateau for pheasants (3)阻力表面 本研究采用最小累积阻力模型来计算景观阻力表面(见Knaapen et al 1992. Yu 1995c)。公式如下： $MCR = f \text{Min} (D_{ij} \times R_i)$ ($i=1,2,3\dots n, j=1,2,3,\dots m$) D_{ij} 代表物种离开源 j 和经过景观 i 的扩散距离， R_i 则是景观 i 的阻力， MCR 是物种由源 j 扩散到空间某点的最小累积阻力。函数 f 未知，但反映 MCR 与变量 $(D_{ij} \times R_i)$ 之间的正比关系。每一种景观对物种扩散的阻力 R_i 由景观的基面特性和物种本身的扩散能力决定。对中型哺乳动物来说，植被和坡度是主要因素。对林中雉鸡类来说，植被类型则是主要因素。决定景观对两栖类扩散阻力的主要因素则是水文条件，而在本案例研究中，水文条件又受海拔因素决定。根据有关文献(如Forman and Godron 1986. Selman and Doar 1991，刘承钊等 1962；汪松等 1962)。对各类景观对三个群组的动物带来的阻力分别进行等级分类。原则上，景观的植被组成如果与原生植被越相近，则对所有动物的扩散阻力越小。地形越平缓，越有利于中型动物的空间扩散，而对雉类来说，地形则没有多大影响。相对而言，海拔越低，水文条件越好，则越有利于两栖类的扩散。计算结果得到三个阻力表面，分别适用于三个动物群组，这些表面表达了对应动物群组对景观控制的潜在可能性和动态，是进行景观生态战略点识别的基本依据(详见Yu, 1995a)。(4)根据阻力表面识别战略点 中型动物类和雉类的阻力表面以岛屿型为主，但潜在的低阻力

区域形成枝状网络，联络各相邻生态源和从各源向外辐射(图7-8)。两栖类的阻力表面则以网络为主，但也存在着由河谷低阻力区包围高燥地带的高阻力区而形成的高原型阻力表面(图9)。技术上讲，三类阻力表面的景观战略点都可以根据本文方法论一节中所述的加以识别。

a.鞍部战略点：图5-6是根据中型哺乳动物和雉类阻力表面得到的鞍部战略点，它们是相邻源即残遗南亚热带季雨林斑块生态势力圈(Ecological Influence Sphere)的相切点，是连接相邻源之间的潜在跳板。

b.交汇处战略点：对两栖类来说，河流谷地系统构成低阻力网络，支流支谷的交汇处形成战略点。在中型哺乳动物及雉类阻力表面上，低阻力网络也存在于各生态源之间或由源向外辐射，相应地，交汇处景观战略点便可根据篇首所谈的方法来识别。图7-9是一些典型的交汇处战略点。

c.边缘和角落战略点：除网络型外，图9中也存在着一些高原型阻力表面。考虑到两栖类克服阻力的扩散能力极有限，本文只把一些角落点定义为战略点(如河谷之凹岸)。只作为举例说明，预设战略点所在的凹岸弧线直径不超过75米(见图9)。

www.Examda.CoM考试就到百考试题 将所有上述各类景观战略点汇总叠加，可以得到总的景观生态战略点分布格局，这对景观生态保护有极其重要的意义，它们也是生态敏感和低阈值部位(俞孔坚，1991)。通过对这些景观战略点的景观保护或改变，可以最有效地提高景观生态系统结构和功能的完整性并使人类为保护生态系统所付出的经济代价降低到最小。

4.讨论 设想景观生态的水平过程是一个克服某种阻力的空间竞争和控制过程，该过程应遵从最大的扩散和最小的化费与风险这一基本原则。景观生态战略点就是空间中的这种最小极大

值点，或平衡点，在这些点的景观改变活动将会对生态过程带来异常的冲击。景观阻力表面表达生态过程控制和覆盖的可能性和动态。阻力表面的空间分布可表现为岛屿型，网络型和高原型，相应地有鞍部战略点，交汇处战略点，中央战略点，边缘及角落战略点。战略点具有多层次的等级特征。本研究从中国围棋战略格局中得到一些启发，围棋战略的三条基本原则包括先手，空间联系和高效性。但生态过程并非理想化的黑白竞争及棋盘控制，所以研究并没有直接用围棋过程来模拟生态过程，而只将围棋战略作为类比来说明方法论，对此作以下两点说明：第一，生态过程所竞争的“棋盘”不是简单的方格网，而是复杂的非线性的阻力表面，这种阻力表面所表达的生态源之间的关系不是单一地反映在空间距离上，而是距离及景观基面特征的综合反映。第二，围棋中的黑白棋子本身是没有意义的，即没有权重和等级，而生态过程中作为“棋子”的栖息地斑块(源)本身是有结构和功能的，其本身的形状大小和层次结构将影响其与相邻源之间的关系，关于这一点本文没有讨论而只讨论了在不考虑源本身属性前提下，景观生态之战略点。本文的案例研究只作为对方法论的举例说明。由于实地观察资料有限，所判别的景观生态战略点尚不宜作为实际景观管理和改造之用，但可作为进一步实地调查之思维模式。鸣谢 本研究主要工作获哈佛大学博士基金资助，得到哈佛大学教授 Carl Steinitz, Richard T. T. Forman和Stephen Ervin的指导。部分研究在美国环境系统研究所(ESRI)完成并得到Hugh Keegan等的帮助。有关丹霞山的基楚资料在北京大学陈传康、高豫功等，和中山大学黄进、保继刚、李贞、覃朝峰、彭华等人的大量实地考察基础上整理

完成，并得到丹霞山管理局的热情支持。参考文献 Addicott, J. F., Aho, J. M., Antolin, M. R., Padilla, D. K., Richardson, J. S. and Soluk, D. A., 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos*, 49(340-346). Amstel, A. Van, Schoorl, B. and Veen, H. Van De. 1988. A method for the development of ecological infrastructure at species and landscape level. In, Schrieber, K.-F. (ed.), *Connectivity in Landscape Ecology*, Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology. Ferdinand Schoningh. Paderborn, pp93-96. and theory. *Landscape Planning*, 9:1-33. Arentze, T. A., Borgers, A. W. and Timmermans, H. J. P., 1994. Multistop-based measurement of accessibility in GIS environment. *Int. J. Geographical Information Systems*, 8(4): 343-356. Bartlett, M. S., 1975. *The Statistic Analysis of Spatial Pattern* (1st editor). Chapman and Hall, London. Boone, R. B. and Hunter, M. L. J., 1996. Using diffusion models to simulate the effects of land use on grizzly bear dispersal in the Rocky Mountains. *Landscape Ecology*, 11(1): 51-64. Boorman, Scott A. 1969. *The Protrated Game: A Wei-Chi Interpretation of Maoist Revolutionary Strategy*. New York, Oxford University Press. Bracken, I., 1991. A surface model approach to small area population estimation. *Town Planning Review*, 62(2): 225-237. Chorley, R. J. and Haggett, P., 1968. Trend-surface mapping in geographical research. In: (Berry, B. J. L. and Marble, D. F.), *Spatial Analysis: A reader In Statistical Geography*. Prentice-Hall. Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, pp. 195-217 Chou, G. and Liebhold, A. M., 1995. Forecasting the spatial dynamics of gypsy moth outbreaks using cellular transition models.

Landscape Ecology, 10(3): 177-189. Erwin, T.L., 1991. An evolutionary basis for conservation strategies. Science, Vol.253: 750-52. ESRI, 1991 Environmental Systems Research Institute, INC. Cell-based Modeling with GRID. Forman, R. T. T., 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Forman, R. T. T. and Godron, M., 1986. Landscape Ecology. John Wiley, New York. Forman, R.T.T.1990. Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration. In Zonneveld I.S and R.T.T. Forman eds. Changing Landscapes: An Ecological Perspectives. Springer-Verlag, New York. Frankel, O.H. and M.E. Soule , 1981. Conservation and Evolution. Cambridge University Press. Frelich, L. E., Calcote, R. R.et al Davis, M. B., 1993. Patch formation and maintenance in an old-growth hemlock-hardwood forest. Ecology, 74(2): 513-527. Hardt, R. A. and Forman, R. T.T., 1989. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. Ecology, 70: 1252-1260. Harris, L. D., 1984. The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and Preservation of Biotic Diversity .University of Chicago Press:, Chicago, IL. Johnson, W. C., 1988. Estimating dispersability of Acer, Fraxinus and Tilia in fragemented landscape from patterns of seedling establishment. Landscape Ecology, Vol. 1 (3): 175-187. Knaapen, J.P., Scheffer, M. and Harms, B., 1992. Estimating habitat isolation in landscape planning. Landscape and Urban Plann. 23:1016. Liu, J., Cabbage, F. W.and Pulliam, H. R., 1994. Ecological and economic effects of forest landscape structure and rotation length: simulation studies using ECOLECON. Ecological

Economics(10): 249-263. Luce, R. D. and Raiffa, H., 1957. Games and Decisions: Introduction and Critical Survey. John Willey
100Test 下载频道开通，各类考试题目直接下载。详细请访问
www.100test.com