

干旱区荒漠植被动力学及恢复对策调控指标分析

刘新春, 杨 青
(中国气象局乌鲁木齐沙漠气象研究所, 乌鲁木齐 830002)

摘 要: 干旱区贫瘠土壤和植被单一是立地质量的重要指标, 在水平结构上表现为一种有、无植被及不同种群组成的镶嵌分布, 镶嵌分布具有的不均匀性在尺度变换下具有不变性特征; 立地质量决定了抵抗破坏力度和恢复力度均弱, 因而原生植被破坏时残存的幼苗或幼树经长期恢复形成了顶级单优结构。这就为应用生态学最著名的种群模型来研究其动力学行为奠定了基础。对动力学模型中的控制参数利用多种调控因子的组合分析, 定量化地进行了受控变化研究, 通过深入调试各种调控因子的数值范围、最佳指标的数值域和危险指标的数值域后, 可提供便于操作的具体数据范围。
关键词: 镶嵌分布; 单优结构; 尺度变换; 动力学行为; 控制参数
中图分类号: X 171. 1 文献标识码: A 文章编号: 1005-3409(2006) 01-0095-05

The Analysis on the Control Index of the Desert Vegetation in Dynamics and Restoring Strategy in Arid Area

LIU Xin-chun, YANG Qing
(Institute of Desert Meteorology, China Meteorological Administration, Urumqi 830002, China)

Abstract: The poor soil and single vegetation in arid area are important indexes of site quality, which is revealed through the patchiness of the vegetated portions of landscapes and of distribution of different population in level structure. Heterogeneity of patchiness is unchangeable in scale transition. The ability of anti-destruction and restoring is feeble according to the site quality. Therefore the young tree and young seedling survived in the destruction of primitive vegetation restore to climax with a single dominant species through a long time. So it provides research basis on dynamics behavior by using the most famous population model in ecology. Control factors in the dynamics model are analyzed comprehensively by using various control factors, and the controlled changes are studied by quantitative means. After debugging the value scope of various controlling factors, the best index and the dangerous index, it provides actual value scope which is operable easily.
Key words: patchiness; construction with single dominant species; scale transition; dynamics behavior; control index

1 引 言

西部干旱区植被分布同样会反映出自然界的自我调节功能, 只是增加了一种特殊的复杂性表现, 如在某种临界状态下的扰动(包括人为的和自然的)可使整个绿洲失稳且很难或无法自然恢复, 这种结构的格局和变迁实例可见相关文献^[1]。在新疆的两个盆地中, 存在戈壁、沙漠、盐碱地、风蚀地、荒漠与绿洲等的交界带, 其交界带均呈现出规则、不光滑形状, 表现出扭曲、破碎、缠绕的几何形状, 其特征表现为镶嵌分布。这常常是理解粗糙、破碎和不规则系统本质的关键, 每个大小不一的镶嵌块体中的植物种群和植物群落的二维空间分布正好又是一种有无植被分布及不同种群植被分

布的镶嵌分布结构^[2, 3]。而且不论是按沙漠、戈壁、盐碱地、风蚀地、荒漠与绿洲来划分的大镶嵌分布格局; 还是在荒漠与绿洲中按有无植被中等尺度划分的中等镶嵌分布格局; 或者按不同类型群落空间分布的种群来划分的小尺度镶嵌格局, 它们在不同的尺度上不规则的程度基本上保持不变, 即镶嵌块体分布的随机性及不均匀性不仅在整体上可以看到, 而且在不同的尺度区域中也存在着分布的随机性及不均匀性; 同时这种尺度变化下的不均匀性具有不变性即所谓的统计自相似性^[4, 5]。这种不变性特征恰好提供了一种从局部结构特征认识整个流域甚至整个地区不均匀镶嵌分布特征的方法。从中又可以找出认识干旱荒漠空间分布结构的一种崭新的而且十分重要的特征并为植被恢复调控提供了量化依据和方法^[6, 7]。

① 收稿日期: 2005-01-06
基金项目: 中国气象局科学技术研究资助项目“沙漠气象及其生态环境的动态评估系统”; 新疆气象局青年气象科研基金资助项目(200521)共同资助
作者简介: 刘新春(1977-), 男, 湖南邵阳人, 工学硕士, 主要从事干旱区生态学、环境科学及相关学科研究工作, 已发表论文 9 篇, 合写专著 1 部。

2 研究方法 与数据资料

2.1 研究方法

我们对北疆莫索弯兵团 150 团北部 3 ~ 60 km 范围内取过大量的样方, 按照统计自相似性理论的分形方法, 利用实测样方中几率分布计算了梭梭(*H aloxylon ammodendron*) 和沙拐枣(*Calligonum Pumilum*) 这两个种群分布的 $f(\alpha)$ 谱^[8~10]。通过对样方中几率分布的计算, 其多重分形谱满足下式:

$$f(A,B)=f(A)+f(B)-d \tag{1}$$

式中:*A* —— 梭梭; *B*—— 沙拐枣; *d* —— 欧氏空间维数。

由多重分形理论结合(1) 式可知, 对莫索弯来说, 种群间和个体间的相互关系在荒漠植被的生长分布中不起显著作用。分布主要受物理因素, 如水、土壤成分中盐碱等因素制约。这个结果与新疆几十年来对荒漠植被所积累的观察结果相符^[11, 12], 从而为后面的调控因子的选择提供了理论基础。

干旱区所形成的 大大小小层次不同的 斑斓状的镶嵌结构, 是由外界只提供一定的条件而不进行特定干预, 是由系统本身自发形成的结构, 也就是系统内部的自组织结果形成的^[13]。自组织结果是出自于各子系统间如水、土壤、植被等相互作用, 且相互作用的总效果并不等于每种相互作用效果的代数 和。这种表现在干旱区尤为显著, 一方面加大放牧力度(加大内部消耗), 同时又遇到干旱趋势加剧, 必然导致荒漠植被失效。正是由于这种非线性相互作用才使干旱生态系统产生出千变万化的整体形态和形态上千姿百态的多样性: 定常状态(即稳定态)、周期状态、准(拟)周期状态、非周期状态及局部的复杂结构等等。这种复杂现象形成的每一步都是付出代价的, 并对其演化具有深远的意义, 有时在总体退化趋势下会出现上述的状态多样性^[14]。

2.2 数据资料

非线性作用伴随着复杂现象的发生, 如在时空结构上的对称破缺^[15]。不难想象出, 干旱区中的绿洲, 成林的荒漠植被等的空间缀块, 正是在“沙漠海洋”中形成的各类大小不一, 周边并不规格的各类“岛屿”, 呈现出镶嵌结构。复杂现象中的局部不稳定性, 虽然可形成系统复杂性的可重复结构包括在大小不同层次上显示的重复结构, 但并不意味着该系统在细节上以及外形上的完全相同。这种块体从外形上看, 它们甚至很混乱, 这就是局部的不稳定性产生复杂现象的一个原因, 也正是在某个流域由所看到的在小尺度上主要建群种形成的镶嵌块体。表 1 是我们在三工河流域阜康地区实地采样的结果, 在该地区小范围(经度 E 87 46 ~ 88 44; 纬度 N 43 45 ~ 45 29 8)内, 我们做了 55 个样方。从表中不难发现, 就在这个范围内的相邻地区, 按主要建群种可以划分出很多的镶嵌块体。在每个块体中又充分显示出种群的单优结构, 即使主要建群中有两种, 我们已证明过, 它们之间是相对无关的, 因此可以按单种群考虑。不论块体的大小如何, 它们的形成过程基本上属于一种非线性动力学行为。

3 结果与分析

3.1 模型的引入与调控指标的选取

根据生态学理论不难知道, 当立地条件为干旱区时, 植被呈疏林结构, 且树权为低矮分叉, 在弃耕地和其它人为破坏过的地上呈小片镶嵌单优结构如表 1。表中的建群种是原生植被破坏后残存的幼树或幼苗, 经过长期自发自组织作用后向

顶级趋同的结果, 并达到相对稳定的远离平衡态的稳态。

表 1 三工河流域阜康地区样带主要植被分布

样方号	经度	纬度	群落	主要建群种
1- 0	87.52.28	44.22.44	梭梭- 角果藜群落	梭梭
1- 1	87.52.42	44.21.52	梭梭- 纳猪毛菜群落	梭梭
1- 2	87.52.6	44.20.2	红柳- 碱蓬群落	红柳、小果白刺
1- 2+ 1	87.52.4	44.19.48	肉叶雾冰藜+ 兜 蓍稀疏群落	肉叶雾冰藜、兜蓍
1- 3	87.52.6	44.19.3	红砂- 碱蓬群落	红砂
1- 4	87.52.32	44.17.33	珍珠- 叉毛蓬群落	珍珠、黑果枸杞
1- 5	87.52.55	44.16.40	盐爪爪+ 红砂- 叉毛蓬群落	盐爪爪、红砂
1- 6	87.52.59	44.15.35	红柳+ 无叶假木贼- 禾草群落	无叶假木贼、红柳
1- 7	87.52.32	44.14.40	盐爪爪+ 细枝盐爪爪- 叉毛蓬群落	盐爪爪
1- 7+ 1	87.52.31	44.14.40	碱蓬群落	碱蓬
1- 8	87.52.29	44.13.40	红柳+ 红砂- 叉毛蓬群落	红砂、红柳
1- 9	87.52.11	44.12.37	盐节木+ 小果白刺- 肉叶雾滨藜群落	盐节木、小果白刺
1- 10	87.52.13	44.11.36	红砂+ 小果白刺- 角果藜群落	红砂、小果白刺
1- 11	87.52.2	44.10.36	囊果碱蓬+ 小果白刺- 雾滨藜群落	囊果碱蓬
1- 12	87.52.56	44.09.36	红砂+ 梭梭群落	红砂
1- 13	87.52.54	44.08.38	红砂- 碱蓬群落	红砂
1- 14	87.52.26	44.07.44	红砂- 异子蓬群落	小果白刺
2- 0	87.52.6	44.22.45	梭梭- 角果藜群落	梭梭
2- 1	87.52.17	44.21.52	梭梭- 碱蓬群落	梭梭
2- 2	87.51.7	44.20.17	肉叶雾滨藜群落	肉叶雾滨藜
2- 3	87.51.3	44.19.52	红柳+ 盐爪爪- 禾草群落	怪柳、盐爪爪
2- 3+ 1	87.50.50	44.18.48	梭梭+ 红砂- 肉叶雾冰藜群落	梭梭、红砂
2- 3+ 2	87.51.2	44.17.53	怪柳群落	怪柳、红砂
2- 4	87.53.17	44.17.34	红砂- 雾冰藜群落	红砂
2- 5	87.52.31	44.16.40	红砂- 碱蓬群落	红砂、盐爪爪
2- 6	87.51.40	44.15.33	碱蓬群落	碱蓬
2- 7	87.51.8	44.14.40	红柳- 芦苇群落	怪柳、盐爪爪
2- 8	87.51.8	44.13.39	梭梭+ 红砂- 叉毛蓬群落	红砂、梭梭
2- 9	87.50.48	44.12.38	红砂+ 梭梭- 雾冰藜群落	红砂、梭梭
2- 10	87.50.47	44.11.37	红砂+ 木碱蓬- 碱蓬群落	红砂
2- 11	87.50.38	44.10.35	红砂+ 细枝盐爪爪- 碱蓬群落	红砂
2- 12	87.50.36	44.09.37	红砂- 碱蓬群落	红砂、梭梭
2- 13	87.50.35	44.08.38	细枝盐爪爪+ 木碱蓬- 碱蓬群落	细枝盐爪爪
2- 14	87.49.56	44.07.39	红砂- 碱蓬群落	红砂
3- 0	87.51.44	44.22.46	梭梭群落	梭梭
3- 1	87.51.54	44.21.52	梭梭群落	梭梭
3- 4	87.53.2	44.17.33	红砂+ 无叶假木贼群落	红砂
3- 5	87.52.6	44.16.42	红砂+ 梭梭群落	红砂、梭梭
3- 6	87.51.12	44.15.31	红砂+ 小果白刺群落	红砂
3- 7	87.50.44	44.14.39	红砂+ 梭梭群落群落	红砂、梭梭
3- 8	87.50.44	44.13.40	梭梭+ 红砂群落	梭梭
3- 9	87.50.24	44.12.37	梭梭+ 红砂群落	红砂、梭梭
3- 10	87.50.18	44.11.36	梭梭+ 红砂群落	红砂、梭梭
3- 11	87.50.12	44.10.31	梭梭+ 红砂群落	梭梭
3- 12	87.50.14	44.09.35	囊果碱蓬群落	囊果碱蓬
3- 13	87.50.13	44.08.38	梭梭+ 红砂群落	红砂、梭梭
3- 14	87.49.36	44.07.39	红砂群落	红砂
5- 1	87.49.31	44.08.7	囊果碱蓬+ 叉毛蓬群落	囊果碱蓬
5- 2	87.48.54	44.08.22	怪柳- 叉毛蓬群落	怪柳、小果白刺
5- 3	87.47.16	44.09.57	梭梭+ 红砂+ 囊果碱蓬群落	红砂、梭梭
5- 4	87.48.53	44.10.31	红砂+ 细枝盐爪爪群落	红砂
5- 5	87.50.46	44.11.27	盐爪爪群落	盐爪爪
5- 6	87.51.30	44.14.15	无叶假木贼+ 盐爪爪群落	无叶假木贼
5- 7	87.52.10	44.15.53	无叶假木贼群落	无叶假木贼
5- 8	87.53.27	44.17.13	怪柳群落	怪柳

对各种不同的镶嵌体, 因其形状、大小、坡度、坡向、干扰程度的不同, 表现出不同的生境特征, 且产生一系列的动态变化^[16], 当再加上不断的各类干扰以及各种镶嵌块体相互

产生的边缘效应,在整个植被区就形成了多种多样的物理和生物环境的模块。这些模块为各种群的发生、扩散、稳定,在客观上提供了生存竞争的场所。

从生态学上讲,种群的繁殖率取决于产籽数、捕食者数量、种子扩散方式、树发芽时的条件(如光照中光谱的组成、水)等因素。种群为了存活和繁殖,在生活史动态上表现出组织现象和有序性,这是为了实现生态对策的目标。在荒漠植被区内组成群落的诸种群,因其对生态条件的适应,各自繁殖方式的不同表现出空间结构的差异。影响种群结构分布格局的因素中决定性的应是环境条件,其生态适应性幅度表现为对环境条件的某些选择。微地形可造成土壤性质的差异,与小凹地相比,小土丘的土壤干燥、养分含量少,枯落物层薄,使大多数植物呈斑块状分布。不同的微地形可以具有不同的特有植物种,但当只研究植物数量而不考虑种群变化时可以不考虑微地形改变的调控功能^[17]。

种群数量动态主要受出生与死亡,迁出与迁入的影响,出生取决于种子库大小、种子扩散方式与发芽时生态条件。而本文对迁入与迁出主要考虑人工种植、人工砍伐、放牧等。人工种植、人工砍伐的多少不但与人们的环境意识有关,同时又与经济发展和经济收益有关。针对新疆广大沙漠区包括绿洲周围其经济欠发达,落后必然导致的贫困;环境意识的强弱与科技教育、收入提高程度、生活水平改善程度有关。上述这些表现以及人类活动与生态环境的关系,为我们选择影响控制参数及参数调控因子的组合关系打下了基础^[18]。

近几十年来,干扰力度相当大,使新疆干旱区的景观和生境都在发生着巨大的变化。人口密度的增加使景观基质和各种要素所占的比例发生变化,如土地利用类型、面积、土地利用强度等。它又表现在生态系统的种类及比例出现差异,形成新的镶嵌结构。而反映在气象因子上,气温、湿度、地温和风速也有明显变化^[19]。生境特征会随着时间的推移,发生一系列的动态变化。这种空间异质性和时间异质性,在绿洲周围和荒漠区形成了多种多样的模块,成为种群生存竞争的场所。正如在表 1 中所列样方数据表明,一些树种因其能产生大量种子,并适应那里的生境条件而定居下来,并由于其抗逆性较强而待以发展。但终因种子数量还不够多和生境严酷,需要相当长时间才恢复其优势种的地位。主要表现为单种群,即使存在两种群,其单优种群也十分明显。

据此,我们便可利用 Logistcs 模型^[4],深刻了解在不同尺度变化下,不同大小镶嵌块体植被分布不均匀的不变性实质,并通过研究植被数量的变化确定植被恢复的最佳目标和危险数值区点。

$$X_{n+1}=f(X_n,\mu)=\mu X_n(1-X_n) \tag{2}$$
式中: μ ——控制参数,且 $0<\mu<4$, $X\in[0,1]$ 。 X_{n+1} 代表 $n+1$ 代的出生数,出生数与第 n 代的种群数有关;右边第一项为 X_{n+1} 与 X_n 成正比,第二项则反映生境限制因素引起的非线性项,即种群与生境的相互作用或环境容纳量的限制导致 X_{n+1} 存活率的降低,其图形曲线见图 1。

在出生增长率为正值的前提下,必须使得 $\mu>1$ 。因此感兴趣的参数的取值范围应在 $1<\mu<4$,植被恢复和重建才有机会。

为实现恢复和重建的目标,掌握该过程的特性与规律尤为重要。在实现方式和实现过程中各种要素的组合最优化之间有时可能是一一对应,但有时并不是一一对应的。下面以

塔里木盆地胡杨林为例^[1],胡杨尽管在地史演化中成功地适应干旱荒漠环境,但胡杨与赖以生存的地下水关系并不呈直线关系,即使采用灌溉造林的常规方法来恢复林地,虽经历许多年努力而效果欠佳,且仅可能在有限范围实施。不仅塔里木盆地胡杨林如此,准噶尔盆地、内蒙古、甘肃、宁夏、青海的小片残林亦如此。引起分布区的强烈萎缩的根本原因是幼林的发生和发育条件的丧失,而目前又不可能恢复洪灌的办法以解除危机。有目的地通过短期引灌以建立长期免灌的稳定的荒漠生态林,如定期向塔里木河中、下游放水才得以挽救荒漠生态系统的持续稳定。这说明,恢复与重建和各种要素之间存在一种如下分析的复杂关系。

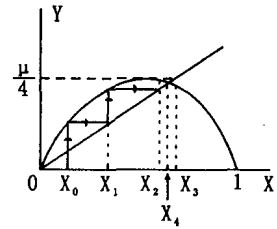


图 1 逻辑斯蒂映射

这里为确定控制参数 μ 的调控手段,我们分析对比了历史与现状,当前我国经济发展水平和趋势,国家制定的西部大开发规划导致的各级政府对待生态环境态度的改变,社会各界对生态环境态度的变化,人民生活水平提高前后对自己生存环境的不同要求,以及政府对生态环境科研投入重视程度的大转变等等进行了广泛深入分析,再加上受到 Day RH^[21] 关于影响经济发展的控制参数与其最重要组成因子之间关系的启发,我们研究了干旱区种群单优结构满足的 Logistcs 方程中控制参数的具体操作的调控因子组合关系式:

$$\mu=\lambda\frac{(\alpha+\beta)}{(1+m)} \tag{3}$$

式中: λ ——各级政府为实现“再造一个山川秀美的西部”目标的调控力度参数,简称政府调控参数。在 1997 年前,我国各地的经济建设基本采取以经济效益为主而牺牲环境效益,又称先污染后治理的短视态度。各级政府领导的目标是在其任期内出政绩,而对涉及当代人生存环境和涉及到子孙后代利益的项目是统统打入冷藏库,成为计划外的项目,这种通病一直延续到 20 世纪 90 年代末。但在西部大开发号令下,不治理好生态环境,就得不到项目,更不会有人愿意来投资,因而生态环境好坏与优劣成为评定每一级政府政绩的内容。同样没有 λ 的增大,就不会有国家对重点基础研究项目的投入;只在理性上重视,进行象征性的科技支持,对一个费时费钱的环境科研项目也只是杯水车薪;加大实际科研投入,并逐年增大投入才是实际性的支持, α 便代表科技投入增长率;随着中国经济实力的增强与收入的相应提高,人们观念得以变化并促使人们对生存环境质量的提高有了强烈的愿望。也只有经济实力增强才会有大量资金用于改造生态环境,才有上百亿元的资金用于支持向塔里木河下游生态输水工程实施, β 便代表经济支持力度;还有就是我们前面所提到的物理因素即人类控制下生态用水是非常重要的制约因子,这就是用 m 表示的生态用水的年增长率。很清楚, m 的不断变大就可减少政府控制力度, m 与 λ 称负相关作用。政府强制性地向塔里木河中下游输水是由于上游对水的占有

率太大, 没有政府的强制性行为就不会有向中下游输水的可能, 如果上游用水后余量很大, 也就无需政府强制了。将(3)式代入(2)式便得到

$$X_{n+1} = \lambda \frac{(\alpha + \beta)}{(1 + m)} \cdot X_n (1 - X_n) \tag{4}$$

式中: $X_{n+1}, X_n \in (0, 1), \lambda \in (0, 10), \alpha \in (0, 1), \beta \in (0, 1), m \in (0, 1)$ 。事实上, 目前生态用水保障力度很小, m 只能在偏低区域取值。 α, β 有增加的可能, 而 λ 已形成共识且呈不断加大趋势。对 X_n 的变化特征做下述分析:

3.2 X_n 的局部结构稳定性和倍周期分岔特性变化规律

局部结构稳定性是指当 μ 的每一个取值只对应 X_n 的一个取值时, 尽管不同的参数对应不同的 X_n 值, 则称 X_n 具有周期 1 的空间分布结构; 若在某个 μ 取值时 X_n 有两个数值与此相应, 则称周期 1 结构失稳而出现新的空间稳定分布结构周期 2; 若有 n 个 X_n 的数值与同一个 μ 对应, 则 X_n 的结构为 n 周期结构, 这时只有 n 周期对应的 X_n 的局部结构才是稳定的, 其它结构都是不稳定结构。这种周期间的过渡是在分岔点处发生的, 如周期 1 到周期 2 发生在 $\mu = 3$, 周期 2 到周期 4 发生在 $\mu = 3.449\ 487\ 743$ 等处。且在分岔点处原结构失稳, 新结构还未出现, 只有当 μ 的值大于分岔点的值处, 新结构还才出现^[21]。 n 周期意味着空间植被分布将在某 n 个大小不同的确定数值之间循环, 有可能产生大起大落的植被变化。

3.3 X_n 稳定与失稳的因子调控数值范围

当 $0 < \mu < 1$ 时, 存在一个稳定的不动点 $X_n = 0$, 即组合参数在 $(0, 1)$ 之间变动时, 是无植被存在的沙漠地带。当 $\mu = 1$ 时, 发生跨临界分岔, 即尽管 $X_n = 0$ 的结构变为不稳定, 但其形态并不变化, 仍为沙漠区。

当 $1 < \mu < 3.0$ 时, 植被开始恢复, $X_n > 0$ 且具有周期 1 的稳定态。在组合因子数值处于 $(1, 3.0)$ 开区间内由小变大时, 植被数量由少逐渐增加, 即 X_n 就会在开区间 $(0, 0.644)$ 之间取值, 植被数量由荒漠区的零值直至增加到 64.4%。这是多么令人欣慰的由荒漠变绿洲的转变。由此可知, 恢复程度大小与 μ 的取值直接相关。

首先假定 $\alpha = 3 \sim 20, \beta = 10 \sim 30, m = 2 \sim 3$ 时, 对 λ 进行调控分析:

先讨论下限情况: $\alpha = 0.03, \beta = 0.1, m = 0.02$, 当 $\lambda = 7.85$ 时, 组合因子值 $\mu_1 = 1, X_n = 0$; 当 $\lambda = 10$ 时, $\mu = 1.27, X_n = 0.2$, 它说明, 只要政府高度重视, 会引起社会各界高度反响, 即使科技投入增长率和经济支持力度暂时还受经济实力和认识提高的影响, 也会看到沙漠化改造恢复的好转。因为政府高度重视后, 逐渐会促使科技支持增长率的不断提高。

再讨论上限情况: $\alpha = 0.2, \beta = 0.3$ 时, 只要 λ 超过 2.06 时, 植被就有恢复性表现。当 $\lambda = 6.18$ 时, 虽然 X_n 的周期仍稳定在周期 1, 但 X_n 却接近 0.664, 即恢复程度可高达 66.4 的最佳稳定结构。

在上限取值下, 当 $\lambda > 6.18$ 时, 则有控制参数 $3.0 > \mu_1 < 1 + \frac{1}{6} = \mu_2$ 的数值范围, 这时, X_n 的周期 1 结构失稳并进入新的稳定周期 2 的结构。表明种群数值会周而复始的在 X_n 和 X_{n+1} 两个数值上跳来跳去, 这就是人们所说的大年和小年的周期变化。当 $3.0 < \mu_1 < \mu_2$ 内取值时, 对应的 X_n 和 X_{n+1} 的数值范围为 $(0.664 \sim 0.85)$ 和 $(0.664 \sim 0.44)$ 。同理, 当 $7.106 < \lambda < 7.301$ 时 X_n 会出现周期 4 的稳定结构分布, 再当 λ 逐渐变大时会出现 2^n 分岔的周期 8, 16, 32, ...。当 $\lambda =$

$\lambda = 7.354$ 时, X_n 的周期变为无穷大。总之, 当 λ 的取值分别取 $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3, \dots, \lambda$ 时会导致种群数出现非稳状态, 并随着 λ 增大危险力度(非稳态)出现频率增多, 最危险的控制力度值为 $\lambda = 7.354$, 这时出现无规则现象。这说明, 在科技支持增长率和经济支持力度变化率增大后, 政府控制力度应保持在 4.12 ~ 6.18 之间时, X_n 便稳定在最佳值 $(0.5 \sim 0.664)$ 范围内, 即 μ 值控制在 $(2.0 \sim 3.0)$ 之间时, 这便是我们选择恢复与重建的最佳目标位。这时, 由于认识改变, 愿意为环境改善的投资变成自觉行动, 政府的控制力度就要转移给社会、市场等, 政府可以把注意力放在发展社会经济和提高人民生活水平上。

中限情况: 上面两种讨论是在两极端(上、下限)的情况。实际上, α 和 β 经常与宏观经济发展有关, 一般取中限情况时可假定 $(\alpha + \beta) = 0.307\ 8, m = 0.026$, 这时 λ 在 1 ~ 10 整个范围内取值都不会有第三种情况中描述的危险力度的发生。这时应大力提倡加强相应管理力度, 以便使种群数量最大限度地接近最佳目标位。

当全民保护环境意识大大增强, 科技发展和经济实力也随之增强, 有可能使 $(\alpha + \beta) = 0.7$ 时, 此时, 便可以提高市场调控力度, 减小政府控制力度, 以便在维持良好生态环境下充分利用环境资源的帕累托最适度的资源配置状态^[17], 使我国的经济发展达到世界最好水平, 资源充分利用达到清洁生产, 减轻环境压力——环境与建设同时达到高度发展轨道。

恢复与重建目标实现的程度应使 X_n 在 $(0.5 \sim 0.664)$ 之间才是切实可行的, 不可追求 66.4% 以上的结果。追求过高就会出现多目标, 忽高忽低不利于社会稳定发展。在西北干旱区, $m \ll 1$ 是肯定的, 但科技人才的流失还看不到缓解。因此, $(\alpha + \beta)$ 的增长就会受到不稳定性制约, 这就需要考虑:

充分利用当地科技人才, 天地宽才能任鸟飞, 各级政府要持续不断的创造发挥现有人才的智慧空间, 对于那些离开当地的科技人才而在内地能得到才智发挥的状态, 要进行反思对科技人才固有态度的制约作用。也只有这样才能创造吸引外来人才的示范效应。我们总说高举邓小平思想大旗, 但对有关猫的论述始终没有深入下去, 这是领导阶层亟待解决的问题。

注意调整 λ 因子, 使控制参数避开分岔值, 就不会发生结构失稳的危险性。

根据 Feigenbum 的 δ 参数的含义, 在分岔点临界区域内微调 μ 值稍有偏离也会导致原结构失稳。结论是 X_n 保持周期为 1 才是实现恢复与重建的最佳选择, 并使 X_n 达到最佳值区间。

4 结 论

干旱区的贫瘠土壤和植被单一是立地质量的重要指标, 在水平结构上表现为一种有无植被及不同种群组成的镶嵌分布结构, 荒漠植被这种结构的不均匀性在尺度变换下具有不变性的特征, 即具有统计自相似性。这种不变性特征恰好提供了一种从局部结构特征认识整个流域甚至整个地区不均匀镶嵌分布特征的方法, 从而可以认识干旱区荒漠植被的空间分布结构特征。

在荒漠植被中存在明显的非线性动力学行为, 在此基础上引入单种群动力学模型并选取了影响植被分布结构稳定性

调控指标参数, 并在此基础上对各种调控参数进行调控, 研究植被数量的变化确定植被恢复的最佳目标和危险数值区点。分析得出: 调控指标参数在不同范围变化时植被恢复情况各不相同, 在对荒漠植被恢复和重建时, 只要调控参数处在适当范围时, 荒漠植被完全可以达到最佳目标即可以恢复到 50% ~ 66.4% , 这为政府及工程实施提供指导和理论方案。

参考文献:

[1] 樊自立. 新疆土地开发对生态与环境的影响及对策研究[M] . 北京: 气象出版社, 1996. 89.

[2] Burrough P A. Fractal dimensions of landscapes and other environmental data [J] . Nature, 1981, 294: 240– 242.

[3] Palmer M W. Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities[J] . Vegetation, 1988, 75: 91– 102.

[4] May R. Simple mathematical models with very complicated dynamics [J] . Nature, 1976, 261: 30– 35.

[5] 吴次芳, 陈美球. 陆地生态系统复杂性[J] . 应用生态学报, 2002, 13(6): 753– 756.

[6] Vicsek T. Fractal Growth Phenomena[J] . World Scientific, 1989, 4: 156– 158.

[7] Wu J, Q L Locals. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: A paradigm shift in ecology[J] . Q. Rev. Biol, 1995, 70: 439– 465.

[8] 黄润生. 混沌及其应用[M] . 武汉: 武汉大学出版社, 2000. 78– 98.

[9] Pomeau Y, Manneville P. Intermittent transition to turbulence in dissipative dynamical system[J] . Commune. Math. Phys, 1980, 74: 89– 91.

[10] 任光耀. 荒漠区绿洲发展预测的非线性特征[J] . 干旱区地理, 1991, 12(4): 56– 64 .

[11] Ren G Y, Pan X L, Liu X C. Analysis of the control index of desert vegetation in dynamics and restoring strategy[A] . In: SPIE. EI. 4890[C] . Bellingam, WA. USA, 2003. 169– 178.

[12] Ren G Y, Pan X L, Liu X C. Statistic self-similarity at the border of vegetation patchiness: system behavior of the interior dynamic, which adapts the exterior environment[A] . In: SPIE. EI. 4890[C] . Bellingam, W A. USA, 2003. 485– 489.

[13] 常学礼, 邬建国. 分形模型在生态学研究中的应用[J] . 生态学杂志, 1996, 15(3): 35– 42.

[14] 王毓东, 任光耀. 连接复分形测度的维数热力学公式[J] . 新疆大学学报, 1994, (1): 55– 59.

[15] Bohr T, Tel T. Pirections in chaos[J] . World Scientific, 1988, 2: 48– 50.

[16] 黄润荣, 任光耀. 耗散结构与协同学[M] . 贵阳: 贵州人民出版社, 1998. 65.

[17] 马中. 环境与资源经济学概论[M] . 北京: 高等教育出版社, 1999. 48.

[18] 任光耀. 干旱系统演化探索[M] . 西安: 陕西科学技术出版社, 1998. 20– 80 .

[19] Turner M G. Landscape ecology: the effect of pattern on process[J] . Ann. Rev. Ecol. Sys, 1989, 20: 171– 179.

[20] 刘新春, 张远东, 任光耀, 等. 新疆阜康荒漠绿洲景观格局动态 及其影响因子分析[J] . 应用生态学报, 2004, 15(7): 1197 – 1202.

[21] Day R H. Irregular growth cycle[J] . American Economic Review, 1982, 72: 122– 127.

[22] Linsay P S. Period double and chaotic behavior in a driven enharmonic oscillator[J] . Phy. Rev. Lett, 1981, 47: 34– 36.

(上接第 58 页)

4 结论与讨论

基于侵蚀地貌学和地图学理论分析和对数字地形特征分析, 得出如下认识。(1) 在一定比例尺(1 1 万 ~ 1 25 万) 和相应 DEM 栅格范围内(10 ~ 1 000 m), 多种比例尺的地形图(和相应精度的 DEM) 均能表现区域地形的宏观结构特征, 但由于制图综合的影响地形的细部不能得到有效反映;

参考文献:

[1] 杨勤科, 李锐, 王占礼. 区域水土流失监测与评价指标体系研究[J] . 水土保持通报, 2000, 20(7): 74– 76.

[2] Kirkby, M J. From Plot to Continent: Reconciling Fine and Coarse Scale Erosion Models[C] . West Lafayette, 2001. 860 – 870.

[3] Wischmier, W H, Smith, D D. Predicting rainfall erosion losses A Guide to Conservation Planning[M] . USDA Handbook 1978. No. 537.

[4] 刘新华, 杨勤科, . 李锐. 中国地形起伏度的提取及在水土流失定量评价中应用[J] . 水土保持通报, 2001, 21(1): 57– 59.

[5] 汤国安, 杨勤科, 等. 不同比例尺 DEM 提取地面坡度的精度研究[J] . 水土保持通报, 2001, 21(1): 53– 56.

[6] Zhang Xiaoyang, Nick A Drake, John Wainwright, et al. Comparison of slope estimates from low resolution DEM s: Scaling issues and a fractal method for their solution[J] . Earth Surface Processes and Landforms, 1999, 24: 763– 779.

[7] De Roo, A P J CG. Wesseling, C J Ritsema LISEM: A Single- Event Physically Based Hydrological and Soil Erosion Model for Drainage Basins. I: Theory. Input and Output[J] . Hydrological Processes, 1996, 10: 1 107– 1 118.

(2) 随着 DEM 分辨率的降低, 在 DEM 上量算得到的坡度不断趋于平缓, 地面的起伏不能得到直接反映; (3) 由于制图综合不直接影响高程变化, 所以中小栅格 DEM 表现地面起伏的能力是存在的。分析研究和恢复中小栅格 DEM 对地形的表现能力, 是区域水土流失地形因子研究的重要内容。