

生态学中的尺度问题
——尺度上推

张 娜

(中国科学院研究生院资源与环境学院,北京 100049)

摘要 :尺度推绎是生态学理论和应用的核心。如何在一个异质景观中进行尺度推绎仍然是一个悬而未决的科学难题,是对当今生态学家在全球变化背景下研究环境问题的重大挑战。就目前的研究,一般可分为四大类尺度推绎途径:空间分析法(如分维分析法和小波分析法)、基于相似性的尺度上推方法、基于局域动态模型的尺度上推方法、随机(模型)法。基于相似性的尺度上推方法来源于生物学上的异量关联,可将其思想延伸至空间上,研究物种丰富度、自然河网、地形特征、生态学格局或过程变量和景观指数等。基于局域动态模型的尺度上推方法需要首先确定是否进行跨尺度推绎,以及是否考虑空间单元之间的水平相互作用和反馈,然后再应用具体的方法或途径,如简单聚合法、有效值外推法、直接外推法、期望值外推、显式积分法和空间相互作用模拟法等。随机(模型)法以其它尺度上推方法为基础,根据研究的是单个景观,还是多个景观,采用不同的途径。理解、定量和降低尺度推绎结果的不确定性已经变得越来越重要,但相关研究仍然极少。以上所有有关尺度推绎的方法、途径和结果分析共同构成了尺度推绎的概念框架。

关键词 :生态学;尺度推绎;尺度上推;分维分析;小波分析;基于相似性的尺度上推方法;基于局域动态模型的尺度上推方法;随机(模型)法

文章编号:1000-0933(2007)10-4252-15 中图分类号:Q149 文献标识码:A

Scale issues in ecology : upscaling

ZHANG Na

College of Resources and Environment , Graduate University of Chinese Academy of Sciences , Beijing 100049 , China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (10) 4252 ~ 4266.

Abstract : Scaling means transferring information between or across spatial and temporal scales or organizational levels. Transferring from finer scale to broader scale is called as upscaling , and transferring from broader scale to finer scale is called as downscaling. In both basic ecology and its applications , scaling is the essence of predicting and understanding a phenomenon , and is at the core of ecological theories and applications. However , scaling is often very complex because scaling has to overcome constraints and critical thresholds between different systems , non-linear interactions among different components always occur within the same scale and among different scales , and especially spatial heterogeneity always exists. Therefore , scaling across heterogeneous ecosystems remains an unresolved puzzle , greatly challenging current

基金项目 :国家自然科学基金资助项目 (30500076) ;国家自然科学基金国际 (地区) 合作交流资助项目 (30710069) ;国家杰出青年科学基金资助项目 (30225012) ;中国科学院知识创新工程重要方向资助项目 (KZCX3-SW-218)

收稿日期 :2006-09-04 ;修订日期 :2007-02-11

作者简介 :张娜 (1973 ~) ,女 ,新疆伊犁人 ,博士 ,副教授. 主要从事景观生态学、全球变化和定量遥感应用研究. E-mail :zhangna@gucas.ac.cn

Foundation item :The project was financially supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 30500076) ; the National Natural Science Foundation of China for Major International (Regional) Joint Research Project (No. 30710069) ; the National Science Fund for Distinguished Young Scholars (Grant No. 30225012) and the Knowledge Innovation Programs of Chinese Academy of Sciences (No. KZCX3-SW-218)

Received date 2006-09-04 ; **Accepted date** 2007-02-11

Biography ZHANG Na , Ph. D. , Associate professor , mainly engaged in landscape ecology , global change and quantitative remote sensing application. E-mail :zhangna@gucas.ac.cn

ecologists devoting to studying environmental problems under global change. As a whole , four general scaling approaches can be distinguished : spatial analysis , similarity-based scaling , local dynamic model-based scaling , and random model approaches. Spatial analysis approach is based on spatial pattern analyzing , such as fractal and wavelet analysis method. Similarity-based scaling approach is an important approach and has been widely used in physics , earth science , hydrology , meteorology , and biology. The similarity-based biological allometry reveals the relationships between biological characteristics and body sizes , while spatial allometry reveals the relationships between landscape characteristics (such as species richness , natural river network , landform features , ecological variables , and landscape metrics) and spatial scales. The simple power law in allometric relations might be the integration of extremely complex underlying processes and mechanisms , possibly related to ubiquitous fractal structure of biological body and landscape , but the validation of this hypothesis will has to be conducted in developing scaling theory. However , allometric relations may only exist within a limited range of scales , beyond which some new processes will occur and the allometric relations at these scales cannot be extrapolated to other scales. Three key problems have to be addressed in local dynamic model-based approach : building a dynamic model at local scale , accurately defining and quantifying spatial heterogeneity of model parameters and input variables at local scale , aggregating or integrating heterogeneous information of output variables at local scale to object scale. The differences in both quantifying heterogeneity and aggregating information decide the merits and lacks of each method within this approach. Firstly , if scaling is conducted between adjacent scales , and the interactions among different spatial units can be ignored , lumping , extrapolation by effective parameters , direct extrapolation , extrapolation by expected value , and explicit integration methods can be used. Secondly , if scaling is conducted between adjacent scales , and the interactions between different spatial units cannot be ignored , lumping , extrapolation by effective parameters , and direct extrapolation methods still can be used , but extrapolation by expected value and explicit integration methods cannot be used any longer. Especially , spatially interactive modeling is another important approach to realize upscaling by developing multiple-scaled models to directly model the interactions among different spatial units. Thirdly , if scaling is conducted among multiple scales for a hierarchical landscape , scaling ladder approach (i. e. hierarchical patch dynamics strategy) can be used. Random model approach is based on the other upscaling approaches or methods. According to whether scaling is conducted in a single landscape or over multiple landscapes , different approaches may be adopted. Understanding , quantifying and reducing the uncertainty in scaling results have become more and more important , but the related studies still extremely lack. All the above methods , approaches and analysis will contribute to the conceptual framework of scaling science.

Key Words : ecology ; scaling ; upscaling ; fractal analysis ; wavelet analysis ; similarity-based scaling approach ; local dynamic model-based scaling approach ; random model scaling approach

尺度推绎 (scaling) 是三大尺度问题之一 ,其它两个问题分别是尺度概念和尺度分析。尺度分析中的尺度效应分析和多尺度空间格局分析均是进行尺度推绎的基础。通过系统地分析格局或过程变量的尺度效应 ,掌握其随尺度变化的规律和对尺度的依赖性 ,有可能发现部分变量随尺度增大呈现有规律的变化 ,以此可以建立相应的尺度推绎关系式。通过对格局或过程变量的多尺度空间格局分析 ,可以识别这些变量空间分布的均匀性、自相关性或随机性、分形结构、等级结构和特征尺度 ,由此确定可以采用何种尺度推绎途径 ,以及某种尺度推绎方法的适用范围^[1]。本文将重点探讨尺度问题的关键点和难点之一——尺度上推。

1 生态学尺度推绎的概念、重要性和必要性及研究现状

尺度推绎 (在地理学也被称为尺度转换)指不同时空尺度或组织层次之间的信息转换。其中 ,将小尺度上的信息推绎到大尺度上的过程称为尺度上推 (scaling-up 或 upscaling) ,反之则为尺度下推 (scaling-down 或 downscaling)^[2~5]。尺度下推意味着对客观的认识更为详细 ,趋向微观 ;相反 ,尺度上推则意味着对客观的认

识更为全面,趋向宏观。尺度推绎与外推 (extrapolation) 不完全相同。外推包括由已知推未知的所有过程。例如,使用回归曲线可以从一些 x 值预测 y 的值,而这些 x 值最初并没有被包括在建立回归方程的原始数据中。可以从一个尺度 (粒度或幅度) 外推到另一个尺度,也可以从一个系统 (或数据集) 外推到同一个尺度的另一个系统^[6]。尺度推绎是不同尺度之间的外推,不包括同一尺度的外推。

在基础生态学和应用生态学中,尺度推绎均是现象预测和理解的关键,因此也是生态学理论和应用的核心^[4,7~12]。首先,无论什么时候,如果需要从某个尺度的信息预测另一个尺度的信息,尺度推绎就无法避免。例如,生态学家对生物分布或物质流和物质库的研究通常是在一些样地上,但这仅代表所研究生态学系统空间幅度的一个很小部分,整个系统的特征研究仍有赖于将小样地信息向更大区域的推绎。当前区域和全球尺度上的环境和资源管理问题也需要推绎生态学上较多的小尺度研究结果。其次,尺度推绎可以帮助理解多尺度上的生态现象及它们之间的等级联系。例如,小流域动态及其相互作用与整个流域系统的水循环和生物地球化学循环之间的联系、单个叶片的光合速率与整个系统的初级生产力之间的联系^[13]。

由于景观尺度上进行控制性实验往往代价高昂,生态学家已经逐渐认识到尺度推绎在生态学研究中的重要性。然而,由于尺度推绎必然要超越每一尺度的约束体系和临界值,生态学系统内同一尺度或不同尺度上的组分之间普遍存在着非线性关系和反馈作用,尤其是时空异质性的无所不在,尺度推绎常常很复杂,在理论和实践中会遇到各种各样的问题和障碍^[4,5,14]。因此,如何在一个异质景观中进行尺度推绎仍然是一个悬而未决的科学难题,是对当今生态学家在全球变化背景下研究环境问题的重大挑战^[6,11,13,15,16]。

尽管生态学家已经敏锐地意识到特征尺度和尺度效应问题的重要性,但针对生态系统中的空间异质性和非线性,一般使用的尺度推绎方法显得力不从心。目前的大多数尺度推绎理论和方法源于地球物理学、气象学、水文学和工程学,一些方法在生态学中还未得到充分运用。国外的一些生态学家从二十世纪八十年代末期就已经开始了这方面的理论和方法上的探索。Jeffers^[17]首先从数学的角度探讨了生态学尺度推绎的问题;King 等^[18,19]从理论和方法上研究了斑块尺度模型向区域尺度推绎的问题;King^[20]归纳了利用生态学模型进行尺度上推的 4 种基本方法;Blöschl 和 Sivapalan^[21]、Wu 和 Li^[22]根据其概念基础,将尺度推绎途径分为两大类。通过查阅 2005 年第 20 届美国景观生态学年会论文摘要,我们发现,生态学中对尺度推绎的研究仍旧非常少,而且以建立基于异量关联的幂律关系 (allometric relations) 或其它随尺度大小变化的统计关系为主,鲜见其它方法。在生物地球化学研究中,涉及尺度上推的研究很多,但基本忽视景观等级结构、空间异质性及斑块之间的非线性相互作用的影响,通常采用的方法是将空间粒度单元 (或斑块尺度) 上的信息直接外推到景观甚至全球尺度,而涉及多过程之间相互作用的尺度推绎方法及理论研究仍非常少^[1,23]。

国内文献更多涉及尺度推绎的概念和重要性^[24~26]、尺度推绎的基本问题和难点^[24,27~30]、不同研究领域尺度推绎途径和方法的综述^[25,28,30~32],而对尺度推绎途径和方法的研究仍处于起步阶段,已滞后于国际研究十几年^[1]。其中,陈利顶等^[26]提出了一个尺度转换的研究框架,通过识别不同尺度上影响生态过程的主导因子,以及探寻各个尺度上“格局-过程”、不同尺度间“格局-格局”之间的对应关系,建立“环境-格局-过程”模式识别数据库,以实现不同尺度之间基于模式识别的尺度转换,但该研究框架的可操作性还有待于进一步研究证实。

2 尺度上推的途径和方法

直观上,人们期望通过对某个时空幅度内的信息求平均 (算术平均或加权平均) 来获得较大尺度上的值,即以点代面的方法或以少数点数据划等值线的方法。这种途径假设系统特性不随尺度变化,并且大尺度系统的行为与小尺度系统的平均行为近似。因此,尽管简单,但它仅适用于在区域中呈线性变化、无反馈作用、无空间异质性的特殊过程变量,而对于区域中大多数过程来说,会产生相当大的聚合误差,从而导致大尺度上值的估计偏差^[33]。例如,用目前客观的标准去衡量这种方法,往往会造成 200% 以上的误差。在估算区域缺水总量的模型中,若将偏离真值 200% 的误差数据输入模型,即使模型本身没有误差,其输出结果也肯定不尽如人意,由此给区域水资源调配决策带来极大困难^[34]。因此,需要进行系统的尺度推绎方法的研究和探讨。

本文在国内外研究和综述的基础上,将尺度推绎途径归为四大类:空间分析法、基于相似性的尺度上推方法、基于局域动态模型的尺度上推方法和随机(模型)法。本文的目的不是提供尺度上推的具体方法,而是在一个共同的概念框架下提供一些思路和途径,以期获得对生态学尺度推绎问题的更加综合而一致的理解。

2.1 空间分析法

2.1.1 分维分析法 (Fractal analysis method)

分形结构的自相似特点暗示,若在一定尺度域内,分维数不变,则格局可能更多地受单一过程的影响(也可能是多个过程综合影响的结果),这时可利用格局或过程变量与尺度之间的幂函数关系将小尺度上的变量特征直接外推到大尺度。此法可用最少的参数简单地实现同一尺度域中不同尺度之间的外推。然而,若在一定尺度域内,分维数发生较大变化,则格局可能受不同过程的影响,格局与过程的变化与分维数的变化相对应,这时通常不能将小尺度域上的变量特征直接外推到大尺度域,而需要进行不同等级层次之间跨尺度域的上推(见后面的基于局域动态模型的尺度上推方法和随机(模型)法)。也就是说,分维分析法仅适用于同一尺度域,对于具有等级结构的多尺度域系统,当涉及跨尺度域上推时,分维分析法不再适用,但仍可用于等级系统中同一尺度域中不同尺度之间的外推。

如果景观或其中的要素(如山脉或河流)是真正的分形,那么它们的变化应该是可尺度化的。也即,已知一个尺度上的格局或过程及分维数,应该能够预测其它不同尺度上的格局或过程。例如,当用一个简单的尺度因子(分维数)上推的时候,在统计上几米范围内的地形变化应该与几百或几千米范围内的地形变化相似^[6]。

分维分析法只适用于同一尺度域,而且通常对自相似结构的形成机制、不同尺度格局或过程之间联系的本质揭示不够。然而,由于这种思想的简洁性和新颖性,作为尺度推绎的一种思路,有其重要地位。目前已在水文学和土壤学尺度推绎中有较多应用,但在生态学中的应用仍处于初期阶段^[6]。

2.1.2 小波分析法 (Wavelet analysis method)

在小波变换过程中,可以将原数据函数信号 $f(x)$ 近似分解为一系列具有不同频率(空间尺度)特性的信号组分:

$$f(x) = S_J(x) + D_J(x) + D_{J-1}(x) + D_{J-2}(x) + \dots + D_1(x) \tag{1}$$

式(1)中, S 表示 $f(x)$ 的平滑部分, D 表示细节部分, $S_J(x)$ 、 $D_J(x)$ 、 $D_{J-1}(x)$ 、 $D_{J-2}(x)$ 和 $D_1(x)$ 分别表示不同频率(尺度)的信号组分。最粗尺度的平滑信号 $S_J(x)$ 给出 $f(x)$ 在 2^J 尺度上的粗略估计。 $S_J(x) + D_J(x) = S_{J-1}(x)$, 即 $S_{J-1}(x)$ 是 $S_J(x)$ 加入细节信息 $D_J(x)$ 之后得到的,能给出 $f(x)$ 在 2^{J-1} 尺度上的更加精细的估计。同理, $S_J(x)$ 、 $D_J(x)$ 和 $D_{J-1}(x)$ 累加得到的 $S_{J-2}(x)$ 能给出 $f(x)$ 在 2^{J-2} 尺度上的估计。依此类推, $S_J(x)$ 、 $S_{J-1}(x)$ 、 $S_{J-2}(x)$ 、 \dots 、 $S_1(x)$ 分别给出 $f(x)$ 在 2^J 、 2^{J-1} 、 2^{J-2} 、 \dots 、 2 尺度上的逐渐精细的估计,它们是 $f(x)$ 从尺度 2^0 分别上推到 2^J 、 2^{J-1} 、 2^{J-2} 、 \dots 、 2 尺度的结果。因此,利用小波变换中对原数据函数信号 $f(x)$ 的分解,以及小波逆变换中对不同尺度分解信号组分的重构,可实现 $f(x)$ 的多尺度上推^[35]。

此法能有效地将多尺度的分解信号组分融合在一起,并保留原数据信号的结构特征。然而,此法的应用效果受到小波函数和融合算法的极大限制:小波函数对滤波分解效果的影响很大,而信号组分的融合算法将决定重构的效果。因此,合理选择小波函数和融合算法非常关键。

2.2 基于相似性的尺度上推方法 (Similarity—based scaling approach)

基于相似性的尺度上推方法大量应用于地球物理和生物学,根植于相似性或自相似性的概念和原理。通常用相对较简单的数学或统计函数式表示,但它所基于的过程和机制可能是相当复杂的。生物学和生态学中大量的异量关联 (allometry) 研究是这种方法的典型代表。如果异量关联关系式能够被验证,那么此法非常简单而有力。当然,这种方法的可行性和精度决定于生物的组织层次和过程随尺度的变化^[22-36]。

2.2.1 生物学上的异量关联 (Biological allometry)

相关研究始于 20 世纪 20 年代早期,已经有相当长的历史。已有的研究在从单个生物体到生态系统的几

个组织水平上都做出了重要的贡献,为更深入的研究奠定了重要的基础。然而,自从 20 世纪 80 年代早期,除在少数几个研究领域(如生物动力学和生活史)以外,此项研究的步伐似乎已经减慢,对异量关联的兴趣也似乎已经减弱^[37]。

与欧几里德几何学上的尺度推绎不同,生物学上的异量关联尺度推绎基于不完全的相似性或自相似性^[38]。主要是将与生物个体的大小(或生物量)(表示尺度的大小)有关的变量 M 作为自变量,将生物学变量 Y (如新陈代谢速率、动物领域)作为因变量,建立它们之间的幂函数关系^[39]:

$$Y = Y_0 M \tag{2}$$

或
$$\log Y = \log Y_0 + b \log M \tag{3}$$

式(2)和(3)中, Y_0 为标准化常数, b 为尺度因子。若 $b < 1$ 或 $b = 1$ 或 $b > 1$,则函数式分别为异量或同量或超异量关联^[39]。由于生物体具有不完全的相似性或自相似性,它似乎并不遵循简单的几何学上的尺度推绎规律,即 b 通常不为 $1/3$ 或 $2/3$,而是取 $1/4$ 的整数倍。例如,对于不同大小的一系列动物个体的新陈代谢速率 $b = 3/4$;对于动物的心跳速率, $b = 1/4$;对于动物物种的生命期, $b = -3/4$;对于动物种群的密度, $b = -3/4$ ^[37,40-42]。

生物学上的异量关联可以发生在单个生物体内、不同大小的生物体之间及种群或群落内这 3 个生物学组织层次上^[37]。 Y 可指这 3 个组织层次上与空间、时间或速率、能量有关的变量。其中,空间变量包括动物的领域和取食距离等,时间和速率变量包括繁殖成熟期、生长时间、现存生物量的周转时间和周转率、种群数量倍增所需的最少时间、穿越领域的时间、最大的生命期限、种群数量减为起始时刻一半时的生命期望、种群数量变化的时间周期、能量转换的基本新陈代谢速率、心跳速率、呼吸速率、奔跑或行走速率、取食速率和年平均生长速率等。另外还包括种群密度、生物个体分布的重叠程度和种群的现存生物量等^[39]。

尤其注意的是,通过计算一些变量的比值得到的新变量可能与 M (即尺度)无关,如种群能量消耗的基本速率、植物能量转化为初级消费者生物量的效率、长时期内种群或群落的生产力、长时期内出现在领域内的动物数量、种群生命周期内的再生产量和物种生命周期内通过领域的次数等^[39]。这种现象被称为“能量相当”(energy equivalence)原理^[43-45],它决定了不同种群或不同物种之间的能量守恒。

2.2.2 空间异量关联 (Spatial allometry)

与生物学上的异量关联尺度推绎不同,空间异量关联中的自变量是空间尺度,而不是个体大小或生物量^[38,46],相似性或自相似性原理应用于空间系统(如栖息地,景观等),而不是单个生物体。空间异量关联尺度推绎的一般关系式为:

$$Q(S) = Q(S_0) \left(\frac{S}{S_0}\right)^\beta \tag{4}$$

但一般表示为幂函数形式:

$$Q(S) = k S^\beta \quad (k = Q(S_0) S_0^{-\beta}) \tag{5}$$

式(4)和(5)中, S_0 和 S 为空间尺度,最小为粒度,最大为幅度; $Q(S)$ 和 $Q(S_0)$ 分别是生态学变量 Q 在 S_0 和 S 上的值; β 是尺度因子, $\beta \neq 1$,且为非整数。该幂律可通过生态学变量随空间尺度变化的“尺度图(scalograms)”反映。

空间异量关联中最著名的是物种-面积关系 (species-area relationship,简称 SAR)。一般表示为幂函数关系式:

$$S = c A^z \tag{6}$$

式(6)中, S 为物种丰富度, A 为空间面积(尺度); c 为常数,与地理位置有关; z 为尺度因子,是一个关键变量,约为 0.25。

然而,有关 z 的取值、SAR 的通用性和生态解释仍有很大的争议。一些研究认为,物种多度和分布上的自相似性决定了 z 值不随尺度变化,SAR 呈现幂律,在对数图中表现为斜率不变(如 Harte 等^[47];Kunin^[48])。然

而,更多的研究则指出,对于一个真实景观 z 值可以变化很大, SAR 的幂律仅出现于某个特定的尺度域内,适用于一定幅度大小的景观,而在较大的空间幅度上 z 值不再是常数,可能出现多个 SAR^[49-52]。例如, Crawley 和 Harral^[50]研究了英格兰东南部伯克郡内面积在 0.01 至 10^8 m^2 之间的 11 个景观中维管束植物的物种丰富度。结果表明,若考虑整个幅度范围内 z 的平均值,则它与 0.25 并无显著差异,但若考虑 z 值在不同尺度域上的变化,则发现 z 值依赖于特征尺度:在较小尺度域上 ($< 100 \text{ m}^2$) z 值较低 (约 0.1 ~ 0.2);在中等尺度域上 ($1 \sim 1000 \text{ hm}^2$) z 值较高 (0.4 ~ 0.5);而在更大尺度域上 z 值又降低到 0.1 ~ 0.2。 z 值的变化反映了 β 多样性随尺度的变化, z 值越大,不同尺度域之间的 β 多样性也越大,同时也说明物种丰富度在不同的尺度域上受制于不同的因素和过程。一般地说,在较小尺度域上,受个体物种之间相互作用 (如竞争和种子的扩散等) 的影响, z 值较低;在中等尺度域上,受地理、地形、水文和管理因素作用, z 值较高;而在更大尺度域上,由于物种周转率相对较低, z 值又降低。以上关于 z 值的争议不仅没有否定空间异量关联方法在尺度推绎中的应用,相反,实际上恰好证明了它的用处。

空间异量关联的另一大类是景观异量关联 (landscape allometry),包括自然河网、地形特征、生态学格局或过程变量,以及景观指数等的异量关联。例如,河道长度与流域面积之间的异量关联^[53],河流泥沼特征 (如面积、出口宽度、周长和长度) 之间的异量关联^[54],泥炭沼泽池的几何特征 (如面积、深度、宽度和长度) 之间的异量关联^[55],湖泊生物学特征 (如捕鱼量,初级生产力等) 与湖泊几何特征 (如体积、面积、周长和深度) 之间的异量关联^[58, 46],景观指数 (如斑块密度、总边界长、斑块数、边界密度和景观形状指数等) 与空间粒度大小之间的异量关联^[56, 57],景观指数 (如总边界长、斑块数等) 与空间幅度大小之间的异量关联^[56, 57]。空间异量关联能以参数的形式定量表示不同尺度上的地貌或地形、生态学变量和景观指数的差异性,用较少的参数即可表达出复杂的变量特征。最近十几年,随着对分形和自组织概念的理解和应用,生态学家对景观异量关联的研究兴趣大增,并获得了大量的认识^[22]。

一般认为,异量关联意味着系统中存在单个的尺度推绎过程,但生态系统是物理、化学、生物和社会经济过程的综合体,将简单的自相似性原理应用于所有这些过程是不可能的。因此,由统计方法得到的异量关联所基于的过程和机制是需要深入探讨的问题。生物学和空间异量关联均用幂律表示,与分形的表示十分相似,可能与生物体和景观的分形结构及自组织临界密切相关,但它们之间是否必然存在某种因果关系,其内在的原理是什么,尚不很清楚,是今后需要解决的一个重要的尺度推绎理论问题。另外,虽然异量关联通常表示为幂函数,也有一些研究者将幂律作为基本的通用规律或尺度不变理论,但在真实景观中,这种尺度推绎关系通常仅适于有限的尺度范围 (同一个尺度域内)^[57-61],因为大多数景观的格局和过程表现出多尺度域,在跨越不同尺度域时作用机制发生变化,以致于尺度推绎关系也发生变化。然而,无论如何,异量关联 (尤其是空间异量关联) 是一种很有价值的生态学尺度推绎方法^[22, 57]。

2.3 基于局域动态模型的尺度上推方法 (Local dynamic model——based scaling approach)

对于具有等级结构的生态学变量,若在尺度增大过程中,主导过程或形成机制发生较大变化,则小尺度上的过程模型失效,需要重新建立在增大尺度上的过程模型,或者需要对局域模型做重大修正。例如,不同空间尺度上促使土壤侵蚀形成的机制和过程不同,影响因素不同。在坡面尺度上,主要考虑坡面侵蚀的垂直分带性及其相互影响;在小流域尺度上,不但考虑坡面侵蚀的特点,还要考虑坡面来水来沙对沟道侵蚀产沙的影响、重力侵蚀及泥沙输移情况;在区域尺度上,则主要考虑小流域各自的侵蚀产沙特点及其相互影响。因此,基于田间试验建立的土壤侵蚀模型不能用来预测小流域和区域尺度上的水土流失量^[62],需要分别建立不同尺度上的模型。另一方面,若在尺度增大过程中,主导过程和形成机制均未发生主要变化,则局域模型仍可用于较大尺度,或者仅需对局域模型略做修正。后一种情况的尺度上推被称为基于局域动态模型的尺度上推。

与基于相似性的尺度上推方法比较,基于局域动态模型的尺度上推方法不受相似性和尺度不变假设的限制,不受数学表达的限制,能够明确地考虑动态过程及其相互作用和机制,能以空间显式的方式联系格局和过程,能够处理异质结构和瞬变动态,能够涉及更多的研究领域和内容。动态模型可能是确定型或随机型模型,

可能以数学上显式的形式 (如微分或差分方程) 表示, 也可能以数学上非显式的形式 (如反映相关关系或规律的模拟式) 表示。使用局域动态模型的跨尺度信息转换通常要改变模型的参数、输入变量、状态变量、输出变量或模型关系式, 或者要建立多尺度相互作用模型^[4 21 22 63]。

基于局域动态模型的尺度上推主要涉及到 3 个方面的问题: 建立局域尺度的动态模型, 精确地定义和定量局域尺度上模型参数和输入变量的空间异质性, 将局域尺度上输出变量的异质信息聚合或综合到大尺度上^[4 6 20 21]。第 1 个问题与尺度上推本身无关, 第 2 个问题是尺度上推的前提和基础, 是非常重要的和必要的, 不仅影响尺度推绎结果的准确度, 而且影响模型构架, 第 3 个问题是尺度上推的核心, 涉及到方法本身。在自然科学和社会科学中, 有大量有关尺度上推方法的文献, 例如, Blöschl 和 Sivapalan^[21]、Bierkens 等^[63]和 Becker 和 Braun^[64]讨论了水文学模型和土壤物理学中的许多尺度推绎方法。但生态学中相关的文献并不多。King^[20]从景观生态学的角度归纳了利用生态学模型进行尺度上推的 4 种基本方法 (另见 Rastetter 等^[33]; Jarvis^[65]; Wu^[4]; 鄢建国^[5]): 简单聚合法 (lumping) 或简单平均法 (simple averaging)、直接外推法 (direct extrapolation)、期望值外推法 (extrapolation by expected value) 和显式积分法 (explicit integration)。这些方法的主要差异在于对输入变量和参数空间异质性的表示, 以及对输出变量异质信息聚合的方式, 它们决定了每种方法的优势和缺陷。

2.3.1 首先, 对于相邻尺度域之间的上推, 若粒度单元或斑块之间的水平相互作用和反馈可被忽略或处于稳定状态 (以下简称为总假设), 则可考虑使用简单聚合法、有效值外推法、直接外推法、期望值外推法和显式积分法:

(1) 简单聚合法或简单平均法 是最简单的尺度上推方法, 在上推过程中同时增加模型的粒度和幅度。除总假设之外, 还需要满足以下简化假设: 局域模型 $f()$ 也适用于目标尺度, $f()$ 是线性函数。在满足以上假设的情况下, 可用模型参数和输入变量在目标尺度的平均值 (算术平均、加权平均或数学期望值) 表示其空间异质性 (实质是忽略了异质性), 即通过操作模型的输入值, 实现尺度上推 (图 1):

$$Y = Af(\bar{x} \ \bar{p} \ \bar{z}) \tag{7}$$

或
$$Y = Af(E[x] \ E[p] \ E[z]) \tag{8}$$

式 (7) 和 (8) 中, Y 为局域行为 $f()$ 在目标尺度上的值; A 为目标尺度的大小; x 、 p 和 z 分别为状态变量、参数和驱动变量; $E[]$ 表示数学期望值。

这种方法没有解释尺度推绎过程中时间或空间上的变异, 忽略了研究变量随尺度变化而发生的非线性变化, 而时空异质性、空间关系的非线性、临界现象或突变现象在自然界非常普遍, 因此, 这种方法通常会产生相当大的误差, 一般不宜采用^[6 20 22]。例如, 虽然在用某些样地实测值或估计值获取区域净初级生产力 (NPP) 时, 此法被证明是可行的^[66], 但碳-水循环过程的复杂性决定了斑块尺度上的碳-水循环模型大多是非线性的, 斑块尺度上的碳-水循环子模块可能并不完全适用于景观尺度, 如蒸腾速率、土壤凋落物的分解速率等, 而且大尺度碳-水循环过程的时空异质性显著而不可忽略。另外, 构成水循环重要组成部分的地表径流需要考虑斑块之间的水平流动。因此, 在碳-水循环研究中, 不能将简单聚合法作为主要方法。运用这种方法所产生的误差大小和性质决定于所研究过程的空间自相关程度和/或非线性程度^[67], 运用时必须仔细考虑可能产生的误差。

(2) 有效值外推法 (extrapolation by effective parameters) 已被广泛地应用于土壤物理学、水文学和气象学^[63 68], 也可用于种群和生态系统过程的尺度上推。除总假设之外, 还需要满足以下简化假设: 局域模型 $f()$ 也适用于目标尺度。同简单聚合法, 通过操作模型的输入值, 实现尺度上推, 但模型参数和输入变量在目标尺度的空间异质性不是用平均值来表示, 而是用有效值 (或有代表性的值) 表示, 或用有效转换系数推算 (图 1)。例如, Gao 等^[69]在对空间异质系统进行尺度推绎研究中, 提出用尺度推绎系数来修正原有动态模型的参数, 使其获得景观尺度上的参数有效值。在生态变量的时间过程数据的上推中, 常用日总量值与瞬时值之间的有效转换系数, 实现从瞬时遥感信息向日总量值的上推^[70]。

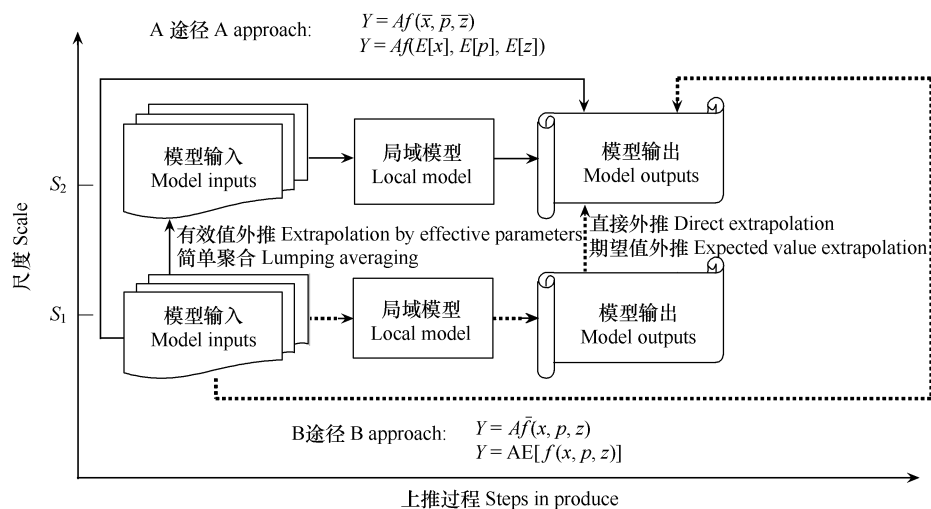


图 1 基于局域动态模型途径中的尺度上推方法 (对一个生态学系统的情形)

Fig. 1 Upscaling methods within local dynamic model — based approach (for a ecological system)

此法的关键是根据小尺度上的异质信息得出目标尺度上一系列有代表性的参数和输入变量值。对于非线性函数 找到有效值或有效转换系数可能很困难。一些方法可用于获得有效值或有效转换系数 包括分析途径、蒙特卡罗 (Monte Carlo) 模拟法、反演模拟法和直接测定法等 [21 63 71 72]。

③ 直接外推法 在上推过程中保持模型的粒度不变而增加模型的幅度。这是概念上最直观、技术上最直接的方法 已被广泛应用于生态学、水文学、土壤学和地球科学 尤其是空间显式的生态系统和景观模型 [73~79]。除总假设之外 还需要满足以下简化假设 :当空间幅度增大时 没有出现新的格局和过程。与简单聚合法和有效值外推法不同 尺度的上推不是通过操作模型的输入值 而是通过操作模型的输出值。具体地说 在不改变模型输入值的情况下 首先获得模型参数和输入变量在每个粒度单元 (或斑块) 中的空间显式异质性 (通常以地图的形式表示) 并在每个粒度单元 (或斑块) 上运行局域模型 ;然后对所有粒度单元 (或斑块) 的模拟值求平均或加合 作为目标尺度上的估计值 [5 6 20 22] (图 1) :

$$Y = Af(\bar{x}, \bar{p}, \bar{z}) \tag{9}$$

对于非线性局域模型 对模型输出值求平均所造成的误差要比对模型输入值求平均 (简单聚合法) 所造成的误差小得多 ;对于线性局域模型 两者的模拟结果相同 但前者对数据准备和计算的需求要高得多。

随着计算能力的迅速增强及对遥感数据的获取 直接外推法和其它类似的方法已成为景观和区域研究中最广泛使用的方法 [36]。例如 在定量生物量、总光合生产量 (GPP)、自氧呼吸量 (R_a)、NPP、生态系统净生产量 (NEP)、分解呼吸量 (R_h)、蒸腾量和蒸发量这些碳-水循环变量时 直接外推法非常合理可行 因为这些过程以垂直发生为主 可忽略水平相互作用 并且它们与一些可用遥感估算或反演的变量和参数 (如植被组成、归一化植被指数 NDVI、叶面积指数 LAI、光合有效辐射比例 FPAR 或植物吸收的光合有效辐射 APAR 等) 相关 由此可获得每个单元或斑块的异质信息 [6, 66, 80]。Burke 等 [73] 综合 Century 模型和地理信息系统 (GIS) 数据模拟了美国中部草地中 Colorado 东北部的碳和氮储量和流量的空间变异。Running 和 Coughlan [81] 综合 Forest-BGC 模型和 NOAA 卫星的 AVHRR 数据模拟了美国 Montana 州西部针叶林区 ($28 \times 55 \text{ km}^2$ 山区) 的光合同化量和蒸散量。张娜等 [78] 综合 EPPML 模型和 LandSat TM 数据 模拟了中国东北部长白山自然保护区的以上碳-水循环变量。这些模拟结果与野外实测值均有很好的吻合 表明用直接外推法可以合理地估算大尺度上的 NPP 和蒸散量等碳-水循环变量。

然而 此法有其明显的缺陷 :模型参数和输入变量的空间显式异质信息可能很难获取 即使是目前最先进的计算机设备 也不能很好地解决巨大的计算量需求问题 ;空间聚合误差的累积和放大作用可能会影响到上推结果的准确性 将粒度单元或斑块看作相互独立的系统 不考虑物质 (如养分和水分)、能量和有机体的交

流,当空间幅度增大很多时,不可避免地会出现新的格局和过程,这时小尺度上的模型不再适用于大尺度^[5 20 22 63]。

(4)期望值外推法 同直接上推法,在上推过程中保持模型的粒度不变而增加模型的幅度。需要满足的简化假设同直接外推法。尺度的上推通过操作模型的输出值实现。具体地说,在不改变模型输入值的情况下,以一个概率分布(或联合概率密度)函数描述输入变量和参数的空间半显式异质性,通过估算局域模型输出结果的数学期望值,获得大尺度上的估计值(图1):

$$Y = AE[f(x, p, z)] \quad (10)$$

此法的关键是估算模型输入变量和参数的概率分布(或联合概率密度)函数,这也是此法的主要误差来源。在很多情况下,并不能确切地得到该函数,而是更多地采用取样途径(如蒙特卡罗模拟法)来估算局域模型输出结果的期望值^[6 20 22]。

期望值外推法克服了前面3种方法的一些缺陷,例如,简单聚合法中对输入变量和参数异质性的忽略,以及非线性过程变量的推绎误差,有效值外推法中获得有效值或有效转换系数的困难,直接外推法中大量的空间异质信息和计算需求,而且此法很经得起不确定性分析,尤其是蒙特卡罗模拟的结果可被用来估算外推值的无偏置信区间。因此,此法已被应用于大量重要生态现象的尺度上推中,是一种相当通用的方法。例如,可将立地或林隙尺度的林木初级生产力、植被与大气之间的CO₂交换和一些生物物理特征变量等上推到景观尺度^[18~20 82]。

然而,此法存在着直接外推法的后两个缺陷:当水平流(如地表径流和养分流)和反馈非常强而不可忽略(或远非处于稳定状态)时,或随着尺度的增大,系统中出现新的过程和控制因素,而它们对模型的输出表现出显著的非线性影响时,此法不再适用^[6 20 22]。

(5)显式积分法 尺度的上推通过操作局域模型的结构来实现。具体地说,将研究对象的空间幅度看成一个连续表面,首先将局域模型中所有的参数、输入变量和状态变量表示为空间坐标(x, y)的闭合函数,以此获得参数和变量的空间显式异质性,然后计算局域模型在目标闭区间上的积分,至此目标尺度模型的结构与局域模型的结构不再相同,该不定积分的解为目标尺度上的估计值。与前面几种方法截然不同,在用此法进行尺度上推时,改变了局域模型的结构。此法仅需要对局域模型计算一次,相对于直接外推法和期望值外推法,计算量大减。在数学和理论上,这可能是一种非常完美、有效而精确的方法。然而,在实际应用中,此法受到极大的限制。首先,模型参数和变量具有非常复杂的空间结构,这使得用闭合函数准确地描述它们的空间异质性十分困难或几乎不可能;其次,生态模型中存在着大量的非线性关系,而要找到这些非线性模型在闭区间上的二重积分值异常困难^[6 20 22]。

在以上几种方法中,简单聚合法和有效值外推法是空间非显式方法,期望值外推法是空间半显式方法,直接外推法和显示积分法是空间显式方法。通常可以先用简单聚合法得到一个粗略的变量估计值,再用有效值外推法、直接外推法或期望值外推法进一步细化上推过程^[20]。

2.3.2 其次,对于相邻尺度域之间的上推,若粒度单元或斑块之间的水平相互作用和反馈不可忽略,或远非处于稳定状态,则简单聚合法、有效值外推法和直接外推法仍可使用,而期望值外推法和显式积分法不再适用^[20]。除以上方法外,还可使用空间相互作用模拟法(spatially interactive modeling)。

在研究景观镶嵌体中的复合种群动态干扰扩散、水文动态和生物地球化学循环,以及陆地与水域、陆地与大气之间的相互作用时,除了考虑斑块内部过程的动态外,斑块之间过程的相互作用也必须考虑。只有这样,才能充分地理解和预测多尺度上的生态现象。空间相互作用模拟法将空间尺度上推的3个方面综合考虑,即将模型参数和变量的空间异质信息和信息聚合融入局域模型中。较大尺度上的模型既包含粒度单元(或斑块)尺度上的模型,也包含反映粒度单元(或斑块)之间及其与景观之间相互作用的模型,由此可以融合较大尺度上的反馈、时滞效应和新特征^[22]。

在过去20a里,生态学和地学已经建立了大量不同类型的空间相互作用模型,包括景观动态研究^[83 84]、

水文动态过程和生物地球化学过程研究^[31, 85-87],以及社会经济过程研究等。所采用的模拟途径包括基于栅格的模型、细胞自动机模型和基于个体的模型等,而且大多数是多尺度模型,GIS 和遥感技术也大量地被使用。用此法进行尺度上推的主要误差来源于对空间异质性的表达、对空间相互作用的表达、多尺度的涉入和模拟算法^[22]。

另外,空间相互作用模拟法可能对数据和计算有大量的需求,因为有时需要对每个粒度单元(或斑块)上的值分别模拟,需要同时获取每个单元上的信息。若单元数很多,则模拟或求解需要花费大量的时间,而且一些输入变量和参数也不易获取。这时,可假设相互作用存在时滞效应,将某个单元上前一时刻的值引入模型,模拟或求解某个时刻的值。这种途径在模拟不同斑块之间相互作用时已被广泛应用^[20]。

2.3.3 再次 对于等级系统中跨尺度的上推,可使用“云梯尺度推绎途径”(extrapolation along a scaling ladder)。

在前面的尺度上推法中,仅进行两步上推,即从最小的空间粒度单元直接到最大的空间幅度,没有考虑景观的多尺度性和多等级结构,空间粒度的选择比较任意。对一个具有多等级结构、跨多尺度域的复杂异质景观来说,这种尺度上推法只适用于小范围内(同一等级层次内部或相邻等级层次之间),而且空间粒度的大小可能与所研究过程或格局的特征尺度并不相符。为此,Wu^[4]提出了等级斑块动态尺度推绎策略(hierarchical patch dynamics scaling strategy)(简称“云梯尺度推绎途径”)。此途径需要首先确定所研究过程或格局的空间等级结构特征(具体方法见张娜^[1]),然后用以上几种方法进行同一等级层次内部或相邻等级层次之间的尺度上推,由此实现跨尺度域逐级外推^[4, 5, 22]。这一途径提供了跨尺度推绎的概念框架和思想指导,从而增强了跨尺度信息转换的可行性和准确性。已经证明,这种途径在景观格局和过程的尺度推绎中非常有用^[88-92],并有望成为尺度推绎的范式之一^[22]。然而,如果要从细胞层次直接上推到全球层次,即使是有必要的话,也是极为困难或完全不可能的^[4]。

2.4 随机(模型)法

一般地,在小尺度上更多地采用机制模型,而在大尺度上更多地采用统计模型^[1, 93]。模型类型的这种尺度效应也可作为尺度上推提供一定的思路。

(1)一个景观的情形 通过尺度分析法(如半方差分析、空隙度指数、尺度方差、小波分析法或代表单元区域(长度)法(Representative elementary area (length), REA)等)检测出景观的平均斑块大小这一特征尺度^[1]。在斑块内部,不同变量值之间具有较强的空间自相关性;而在不同斑块之间,不同变量值之间近似相互独立,表现出较弱的空间自相关性和较强的随机性。根据云梯尺度推绎途径的思想,首先进行斑块内的尺度上推。选取适宜的粒度大小,使其小于特征尺度;根据斑块内变量的格局特征(呈分形结构或等级结构),选用以上不同的方法,将粒度水平的变量值上推到平均斑块大小水平。然后进行由斑块到景观的尺度上推。对于呈线性变化的变量,可用斑块尺度上的平均值表示景观尺度上的值;对于呈非线性变化的变量,则不能进行这种简单上推。在比空间自相关尺度大得多的景观尺度上,可以不考虑小尺度变量空间变化的影响,而只用斑块尺度上变量的统计值(如数学期望值)表示景观尺度上的值。

(2)多个景观的情形 对每一个景观,采用前面所述的方法,分别将斑块水平的自变量和因变量上推到景观水平,或者直接获取景观水平的观测值(如果可以的话),从而得到一系列景观水平的自变量值和因变量值,由此可以建立自变量与因变量之间的回归关系模型(图2)。该模型可用于景观水平因变量的估算^[82]。

3 尺度推绎结果的不确定性分析

由于观测和取样的误差、空间的异质性、变量之间的非线性关系、数据的多样性、可靠数据的缺乏、模型结构(包括模拟式、参数和驱动变量)及尺度推绎技术上的问题,无论采用什么尺度推绎方法,其结果总会存在不确定性。来源于这些不同因素的误差可能发生繁衍,从而对尺度推绎结果的精度产生非线性影响。然而,在生态学尺度推绎中,不确定性分析或精度评价一直未受到重视。通常情况下,并不清楚尺度推绎结果的精度到底如何。到目前为止,有关这一问题的研究仍然极少,几乎很难找到有关尺度推绎结果的不确定性、误差或精度方面的空间分析文献。很难想象,不进行不确定性分析,仅凭直觉就能判断所得的尺度推绎结果是否

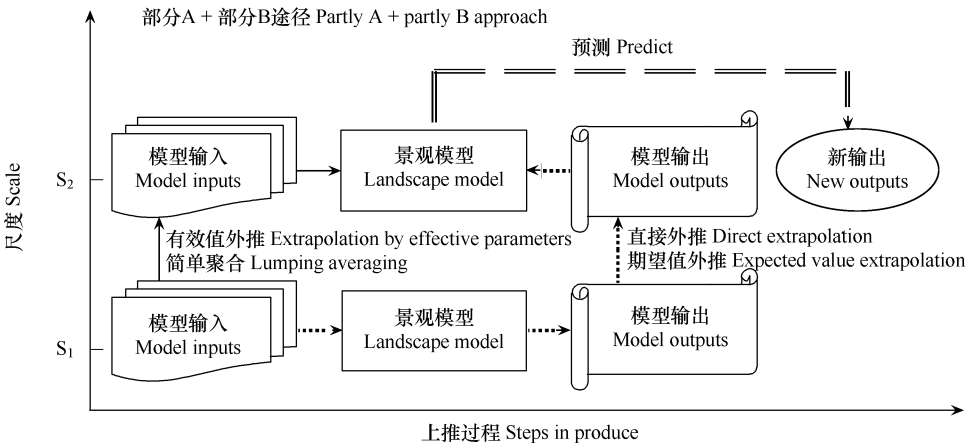


图2 基于局域动态模型途径与随机模型途径融合的尺度上推方法 (对多个生态学系统的情形)

Fig.2 Upscaling methods coupling local dynamic model — based approach and random model approach (for multiple ecological systems)

有价值,是否能够反映所研究景观的实际特征。为了减少这种判断上的盲目性,应该将不确定性分析作为尺度推绎过程的一个重要组成部分。生态学研究 和环境决策促使对大尺度模拟和尺度推绎的日益关注,因此,理解、定量和降低尺度推绎结果的不确定性也已经变得越来越重要 [5 24 36 94]。

尺度推绎结果的不确定性分析包括定量各种来源的不确定性、评价尺度推绎方法本身的局限性和不确定性对结果的影响、评价误差繁衍、评价所使用模型和数学表达式的适合性、识别模型中的重要因子。根据产生不确定性的来源,一些不确定性能被定量和降低 (如观测和取样上的误差);一些能被定量,但很难降低 (如数据的多样性) 而其它甚至不能被定量 (如模型结构的不确定性)。无论如何,都应该尽可能地定量或降低一些重要的误差 [36]。

不确定性分析方法包括概率论、泰勒系列扩展、蒙特卡罗模拟、通用似然不确定性估计、Bayesian 统计和序列分区等。其中概率论方法是最简单而常用的一种方法,通过对尺度推绎结果的统计分析 (如概率分布、方差 (CV) 或标准差、变异系数、置信水平、均方根误差 (RMSE) 等) 反映结果的不确定性 [36]。近年来,出现了一些涉及地理信息系统分析和模型中的误差问题 [95 96]、遥感资料的误差问题 [97]、空间数据及分析的不确定性和准确性评价的专著 [98]。生态学尺度推绎中不确定性分析方法的根本解决还有赖于景观生态学家与其它领域 (如遥感、GIS 及统计学) 的研究者们共同努力。

4 讨论与结论

以上几种尺度推绎方法并不是相互排斥的关系,而是互补的关系,它们共同构成了尺度推绎的概念框架。例如,异量关联式可用于动态模型的建立,建立大尺度的随机模型时,大尺度上自变量和因变量的获取有赖于基于局域动态模型的尺度上推。在尺度推绎学科的发展上,需要的是一种多元范式。多元范式接受来自许多学科的不同 的、但可互补的尺度推绎理论和方法,而不鼓励对单个理论和方法的过分强调。

当前,生态学尺度推绎的主要障碍在于:(1)在生态学中广泛使用的尺度推绎方法非常有限。如何使来自不同学科、不同途径的尺度推绎理论和方法更好地被包容、综合和互补;以及在解决具体问题时,如何适当地使用它们,将最终影响一个综合的、多元的生态学尺度推绎范式的形成和发展。(2)在现代生态学研究 (如全球变化研究) 中,所涉及到的尺度跨度很大,而且需要考虑许多不同的过程。即使是在同一个景观中的研究,我们也不能期望有一个对所有过程来说都是最好的尺度推绎方法,因为过程的发生方向 (垂直向上或水平流动)、能否满足假设条件、空间格局、空间异质性的可定量性、数据的可获得性、对误差的接受程度等因素都将影响尺度推绎方法的选择。因此,需要通过比较多种方法来寻求分别对各个过程最适宜的、效率最高、精度也最高的方法。(3)忽视或简化生态过程的空间异质性及过程之间的联系对尺度推绎途径选择的影响。这需要我们着重解决以下问题:系统地归类分析生态过程的空间异质性,以及过程之间的相互作用;分析判断

在不同尺度上生态过程或形成机制是否发生变化,以及发生哪些变化,结合 GIS 和遥感信息,从数学上探讨空间信息聚合的方法。这是将来需要重点突破的关键问题之一。

总之,尺度推绎的理论和方法都有待发展。方法上,复杂性理论(如等级理论、分形理论、自组织理论、混沌和突变理论等)和景观生态学理论作为其理论基础,野外实测数据作为其基本信息,数学模型、计算机模拟和空间统计学方法作为其重要工具,现代技术(如遥感、GIS、全球定位系统 GPS)作为其主要手段,都将为此做出重要贡献。理论上,则需要提出尺度推绎的机制或假说,发掘不同尺度格局与过程之间、过程与过程之间关系的一般规律,并检验理论或假说。

References :

- [1] Zhang N. Scale issues in ecology : concepts of scale and scale analysis. *Acta Ecologica Sinica* ,2006 ,26 (7) :2340 — 2355.
- [2] Ehleringer J R , Field C B. *Scaling Physiological Processes : Leaf to Globe*. San Diego : Academic Press , 1993.
- [3] van Gardingen P R , Foody G M , Curran P J. *Scaling-Up : From Cell to Landscape*. Cambridge : Cambridge University Press , 1997.
- [4] Wu J. Hierarchy and scaling : extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing* , 1999 , 25 (4) :367 — 380.
- [5] Wu J. *Landscape Ecology Pattern , Process , Scale and Hierarchy* (2nd edition). Beijing : Higher Education Press , 2007.
- [6] Turner M G , Gardner R H , O'Neill R V. *Landscape Ecology : In Theory and Practice*. New York : Springer-Verlag , 2001.
- [7] Levin S A. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* , 1992 , 73 :1943 — 1967.
- [8] Wu J , Loucks O L. From balance-of-nature to hierarchical patch dynamics : A paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology* , 1995 , 70 :439 — 466.
- [9] Levin S A , Pacala S W. Theories of simplification and scaling of spatially distributed processes. In : Tilman D and Kareiva P eds. *Spatial Ecology*. Princeton : Princeton University Press , 1997. 271 — 295.
- [10] Peterson D L , Parker V T. *Ecological Scale : Theory and Applications*. New York : Columbia University Press , 1998.
- [11] Wu J , Hobbs R. Key issues and research priorities in landscape ecology : An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* , 2002 , 17 :355 — 365.
- [12] Chave J , Levin S A. Scale and scaling in ecological and economic systems. *Environmental and Resource Economics* , 2003 , 26 :527 — 557.
- [13] Wu J , Li H. Concepts of scale and scaling. In : Wu J , Jones K B , Li H , *et al.* eds. *Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology : Methods and Applications*. Dordrecht : Springer , 2006. 3 — 16.
- [14] Lü Y H , Fu B J. Ecological scale and scaling. *Acta Ecologica Sinica* , 2001 , 21 (12) :2096 — 2105.
- [15] Turner M G , Dale V H , Gardner R H. Predicting across scales : Theory development and testing. *Landscape Ecology* , 1989 , 3 :245 — 252.
- [16] Gardner R H , Kemp W M , Kennedy V S , *et al.* *Scaling Relations in Experimental Ecology*. New York : Columbia University Press. 2001.
- [17] Jeffers J N R. Statistical and mathematical approaches to issues of scale in ecology. In : Rosswall T R , Woodmansee R G , Risser P G eds. *Scale and Global Changes : Spatial and Temporal Variability in Biosphere and Geospheric Process*. Chichester : J. Wiley and Sons , SCOPE 35 , 1988. 47 — 56.
- [18] King A W , DeAngelis D L , Post W M. The seasonal exchange of carbon dioxide between the atmosphere and the terrestrial biosphere : extrapolation from site specific models to regional models. ORNL/TM-10570. Tenn : Oak Ridge , Oak Ridge National Laboratory , 1987.
- [19] King A W , Emanuel W R , O'Neill R V. Linking mechanistic models of tree physiology with models of forest dynamics : problems of temporal scale. In : Dixon R K , Meldahl R S , Ruark G A , *et al.* eds. *Process Modeling of Forest Growth Response to Environmental Stress* , Portland : Timber Press , 1990. 241 — 248.
- [20] King A W. Translating models across scales in the landscape. In : Turner M G and Gardner R H eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. New York : Springer-Verlag , 1991. 479 — 517.
- [21] Blöschl G , Sivapalan M. Scale issues in hydrological modelling : A review. *Hydrological Processes* , 1995 , 9 :251 — 290.
- [22] Wu J , Li H. Perspectives and methods of scaling. In : Wu J , Jones K B , Li H , *et al.* eds. *Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology : Methods and Applications*. Dordrecht : Springer , 2006. 17 — 44.
- [23] Withers M A , Meentemeyer V. Concepts of scale in landscape ecology. In : Klopatek J M and Gardner R H eds. *Landscape Ecological Analysis : Issues and Applications*. New York : Springer , 1999. 205 — 252.
- [24] Zhao W W , Fu B J , Chen L D. Some fundamental issues in scaling. *Advance in Earth Sciences* , 2002 , 17 (6) :906 — 908.
- [25] Feng X F , Liu G H , Chen S P , *et al.* Study on process model of net primary productivity of terrestrial ecosystems. *Journal of Natural Resources* , 2004 , 19 (3) :369 — 378.
- [26] Chen L D , Lv Y H , Fu B J , *et al.* A framework on landscape pattern analysis and scale change by using pattern recognition approach. *Acta*

Ecologica Sinica ,2006 ,26 (3) :663 — 670.

[27] Yue T X , Liu J Y. Issues on multi-scales in ecogeographical modeling. Quaternary Sciences ,2003 ,23 (3) :256 — 261.

[28] Liu J G , Cai Q G , Fan L X , *et al.* Methods of scale transfer in modeling of soil erosion and sediment yield in catchments. Journal of Sediment Research ,2004 , (3) :69 — 74.

[29] Liu X Z. Discussion on problem of scale in hydrology. Arid Land Geography ,2004 ,27 (1) :61 — 65.

[30] Zhong Y , Jin C J , Pei T F. Discussion on hydrologic scaling. Chinese Journal of Applied Ecology ,2005 ,16 (8) :1537 — 1540.

[31] Liu J M , Pei T F. Research progress on hydrological scaling. Chinese Journal of Applied Ecology ,2003 ,14 (12) :2305 — 2310.

[32] Hao S L , Li B C. Scale and scaling in land-use analysis. China Land Science ,2004 ,18 (5) :32 — 36.

[33] Rastetter E B , King A W , Cosby B J , *et al.* Aggregating fine-scale ecological knowledge to model coarser-scale attributes of ecosystems. Ecological Applications ,1992 ,2 :55 — 70.

[34] Zhang R H , Sun X M , Zhu Z L. Scale transformation and realistic quantitative remote sensing in IMGRASS. Climatic and Environmental Research ,1997 ,2 (3) :310 — 315.

[35] McBratney A B. Some considerations on methods for spatially aggregating and disaggregating soil information. Nutrient Cycling in Agroecosystems ,1998 ,50 :51 — 62.

[36] Wu J , Li H , Jones K B , *et al.* Scaling with known uncertainty : a synthesis. In : Wu J , Jones K B , Li H , *et al.* eds. Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology : Methods and Applications. Dordrecht : Springer ,2006.

[37] Brown J H , West G B , Enquist B J. Scaling in biology : Patterns and processes , causes and consequences. In : Brown J H and West G B eds. Scaling in Biology. Oxford : Oxford University Press ,2000. 1 — 24.

[38] Schneider D C. The rise of the concept of scale in ecology. Bioscience ,2001 ,51 :545 — 553.

[39] Calder W A. Ecological scaling : Mammals and birds. Annual Review of Ecology and Systematics ,1983 ,14 :213 — 230.

[40] Schmid P E , Tokeshi M , Schmid-Araya J M. Relation between population density and body size in stream communities. Science ,2000 ,289 :1557 — 1560.

[41] Brown J H , Gupta V K , Li B L , *et al.* The fractal nature of nature : Power laws , ecological complexity and biodiversity. Philosophical Transactions of the Royal Society (London B) ,2002 ,57 :619 — 626.

[42] Carbone C , Gittleman J L. A common rule for the scaling of carnivore density. Science ,2002 ,295 :2273 — 2276.

[43] Enquist B J , Brown J H , West G B. Allometric scaling of plant energetics and population density. Nature ,1998 ,395 :163 — 165.

[44] Enquist B J , Niklas K J. Invariant scaling relations across tree-dominated communities. Nature ,2001 ,410 :655 — 660.

[45] Han W X , Fang J Y. Allometry and its application in ecological scaling. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis ,2003 ,39 (4) :583 — 593.

[46] Schneider D C. Spatial Allometry. In : Gardner R H , Kemp W M , Kennedy V S , *et al.* eds. Scaling Relations in Experimental Ecology. New York : Columbia University Press ,2001. 113 — 153.

[47] Harte J , Kinzig A , Green J. Self-similarity in the distribution and abundance of species. Science ,1999 ,284 :334 — 336.

[48] Kunin W E. Extrapolating species abundance across spatial scales. Science ,1998 ,281 :1513 — 1515.

[49] He F , Legendre P. On species-area relations. American Naturalist ,1996 ,148 :719 — 737.

[50] Crawley M J , Haral J E. Scale dependence in plant biodiversity. Science ,2001 ,291 :864 — 868.

[51] Schoener T W , Spiller D A , Losos J B. Natural restoration of the species-area relation for a lizard after a hurricane. Science ,2001 ,294 :1525 — 1528.

[52] Whittaker R J , Willis K J , Field R. Scale and species richness : towards a general , hierarchical theory of species diversity. Journal of Biogeography ,2001 ,28 :453 — 470.

[53] Rosso E , Bacchi B , La Barbera P. Fractal relation of main-stream length to catchment area in river networks. Water Resource Research ,1991 ,27 :381 — 387.

[54] Hood W G. Application of landscape allometry to restoration of tidal channels. Restoration Ecology ,2002 ,10 :213 — 222.

[55] Belyea L R , Lancaster J. Inferring landscape dynamics of bog pools from scaling relationships and spatial patterns. Journal of Ecology ,2002 ,90 :223 — 234.

[56] Wu J , Shen W , Sun W , *et al.* Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. Landscape Ecology ,2002 ,17 :761 — 782.

[57] Wu J. Effects of changing scale on landscape pattern analysis : Scaling relations. Landscape Ecology ,2004 ,19 :125 — 138.

[58] Milne B T. Heterogeneity as a multiscale characteristic of landscapes. In : Kolasa J and Pickett S T A eds. Ecological Heterogeneity. New York : Springer-Verlag ,1991. 69 — 84.

[59] Milne B T. Spatial aggregation and neutral models in fractal landscapes. American Naturalist ,1992 ,139 :32 — 57.

[60] O'Neill R V , Gardner R H , Milne B T , *et al.* Heterogeneity and spatial hierarchies. In : Kolasa J and Pickett S T A eds. Ecological Heterogeneity. New York : Springer-Verlag , 1991. 85 — 96.

[61] Berntson G M , Stoll P. Correcting for finite spatial scales of self-similarity when calculating the fractal dimensions of real-world structures. Proceedings of the Royal Society of London , 1997.

[62] Liu Q J , Cai Q G , Liu J G , *et al.* Scale transferring of soil erosion model in loess hilly-gully region. Resources Science , 2004 , 26 (sup.) 81 — 90.

[63] Bierkens M F P , Finke P A , de Willigen P. Upscaling and Downscaling Methods for Environmental Research. Dordrecht : Kluwer Academic Publishers , 2000.

[64] Becker A , Braun P. Disaggregation , aggregation and spatial scaling in hydrological modelling. Journal of Hydrology , 1999 , 217 : 239 — 252.

[65] Jarvis P G. Scaling processes and problems. Plant , Cell and Environment , 1995 , 18 : 1079 — 1089.

[66] Zhao S D , Luo T X. Approaches to the regional scale bio-productivity of terrestrial ecosystems. Resources Science , 1998 , 20 (1) : 23 — 34.

[67] O'Neill R V. Transmutative across hierarchical levels. In : Innis G S and O'Neill RV eds. Systems Analysis of Ecosystems. Fairland , Maryland : International Cooperative Publishing House , 1979. 58 — 78.

[68] L'homme J P , Chehbouni A , Monteny B A. Canopy to region scale translation of surface fluxes. In : Stewart J B , Engman E T , Feddes R A , *et al.* eds. Boundary-Layer Meteorology. Chichester : Wiley , 1996. 161 — 182.

[69] Gao Q , Yu M , Yang X S , *et al.* Scaling simulation models for spatially heterogeneous ecosystems with diffusive transportation. Landscape Ecology , 2001 , 16 (4) : 289 — 300.

[70] Zhang R H , Sun X M , Su H B , *et al.* Remote sensing and scale transferring levity parameters on earth surface. Remote Sensing for Land and Resources , 1999 , (3) : 51 — 58.

[71] Dolman A J , Blyth E A. Patch scale aggregation of heterogeneous land surface cover for mesoscale meteorological model. Journal of Hydrology , 1997 , 190 : 252 — 268.

[72] Renard P , de Marsily G. Calculating equivalent permeability : A review. Advances in Water Resources , 1997 , 20 : 253 — 278.

[73] Burke I C , Schimel D S , Parton W J , *et al.* Regional modeling of grassland biogeochemistry using GIS. Landscape Ecology , 1990 , 4 : 45 — 54.

[74] Band L , Peterson D , Running S. Forest ecosystem processes at the watershed scale : Basis for distributed simulation. Ecological Modelling , 1991 , 56 : 171 — 196.

[75] Raich J W , Rastetter E B , Melillo J M , *et al.* Potential net primary productivity in South America : Application of a global model. Ecological Applications , 1991 , 1 : 399 — 429.

[76] Pierce L L , Running S W. The effects of aggregating sub-grid land surface variation on large-scale estimates of net primary production. Landscape Ecology , 1995 , 10 : 239 — 253.

[77] Pan Y , McGuire A D , Melillo J M , *et al.* A biogeochemistry-based dynamic vegetation model and its application along a moisture gradient in the continental United States. Journal of Vegetation Science , 2002 , 13 : 369 — 382.

[78] Zhang N , Yu G R , Zhao S D , *et al.* Landscape-scale ecosystem productivity modeling using remote sensing and land surface data. Chinese Journal of Applied Ecology , 2003 , 14 (5) : 643 — 652.

[79] Zhang N , Yu Z L , Yu G R , *et al.* Scaling up ecosystem productivity from patch to landscape : A case study of the Changbai Mountain Nature Reserve , China. Landscape Ecology , 2007 22 303 — 315.

[80] Zhu W Q , Chen Y H , Xu Dan , *et al.* Advances in terrestrial net primary productivity (NPP) estimation models. Chinese Journal of Ecology , 2005 , 24 (3) : 296 — 300.

[81] Running S W , Coughlan J C. General model of forest ecosystem processes for regional applications I . Hydrologic balance , canopy gas exchange and primary production processes. Ecological Modeling , 1988 , 42 : 125 — 154.

[82] King A W , Johnson A R , O'Neill R V. Transmutation and functional representation of heterogeneous landscapes. Landscape Ecology , 1991 , 5 : 239 — 253.

[83] Li H , Franklin J F , Swanson F J , *et al.* Developing alternative forest cutting patterns : A simulation approach. Landscape Ecology , 1993 , 8 : 63 — 75.

[84] Wu J , Levin S A. A spatial patch dynamic modeling approach to pattern and process in an annual grassland. Ecological Monographs , 1994 , 64 : 447 — 464.

[85] Peterjohn W T , Correll D L. Nutrient dynamics in agricultural watersheds : Observations on the role of a riparian forest. Ecology , 1984 , 65 : 1466 — 1475.

[86] Menzel L , Richter O , Caraco N E , *et al.* How is ecosystem function affected by hydrological lateral flows in complex landscapes ? In : Tenhunen J D and Kabat P eds. Integrating Hydrology , Ecosystem Dynamics , and Biogeochemistry in Complex Landscapes. New York : Wiley , 1999 , 255

—272.

[87] Beven K. On the future of distributed modelling in hydrology. *Hydrological Processes*, 2000, 14 :3183—3184.

[88] Hay G, Marceau D J, Dub P, *et al.* A multiscale framework for landscape analysis : Object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecology*, 2001, 16 :471—490.

[89] Hay G J, Dube P, Bouchard A, *et al.* A scale-space primer for exploring and quantifying complex landscapes. *Ecological Modelling*, 2002, 153 :27—49.

[90] Wu J, David J L. A spatially explicit hierarchical approach to modeling complex ecological systems : Theory and applications. *Ecological Modelling*, 2002, 153 :7—26.

[91] Burnett C, Blaschke T. A multi-scale segmentation/object relationship modeling methodology for landscape analysis. *Ecological Modelling*, 2003, 168 :233—249.

[92] Poole G C, Stanford J A, Running S W, *et al.* A patch hierarchy approach to modeling surface and subsurface hydrology in complex floodplain environments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2004, 29 :1259—1274.

[93] Wiens J A. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 1989, 3 :385—397.

[94] Hess G. Pattern and error in landscape ecology : A commentary. *Landscape Ecology*, 1994, 9 :3—5.

[95] Burrough P, McDonnell R A. *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford : Oxford University Press, 1998.

[96] Heuvelink G B M. Uncertainty analysis in environmental modeling under a change of spatial scale. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 50 :255—264.

[97] Congalton R G, Green K. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data : Principles and Practices*. Boca Raton : Lewis Publishers, 1999.

[98] Lowell K, Jaton A. *Spatial Accuracy Assessment : Land Information Uncertainty in Natural Resources*. Chelsea, MI : Ann Arbor Press, 1999.

参考文献：

[1] 张娜. 生态学中的尺度问题 : 内涵与分析方法. *生态学报*, 2006, 26 (7) :2340~2355.

[5] 邬建国. *景观生态学——格局、过程、尺度与等级*. 北京 : 高等教育出版社, 2000.

[14] 吕一河, 傅伯杰. 生态学中的尺度及尺度推绎方法. *生态学报*, 2001, 21 (12) :2096~2105.

[24] 赵文武, 傅伯杰, 陈利顶. 尺度推绎研究中的几点基本问题. *地球科学进展*, 2002, 17 (6) :906~908.

[25] 冯险峰, 刘高焕, 陈述彭, 等. 陆地生态系统净第一性生产力过程模型研究综述. *自然资源学报*, 2004, 19 (3) :369~378.

[26] 陈利顶, 吕一河, 傅伯杰, 等. 基于模式识别的景观格局分析与尺度转换研究框架. *生态学报*, 2006, 26 (3) :663~670.

[27] 岳天祥, 刘纪远. 生态地理建模中的多尺度问题. *第四纪研究*, 2003, 23 (3) :256~261.

[28] 刘纪根, 蔡强国, 樊良新, 等. 流域侵蚀产沙模拟研究中的尺度转换方法. *泥沙学研究*, 2004, (3) :69~74.

[29] 刘贤赵. 论水文尺度问题. *干旱区地理*, 2004, 27 (1) :61~65.

[30] 钟晔, 金昌杰, 裴铁璠. 水文尺度转换探讨. *应用生态学报*, 2005, 16 (8) :1537~1540.

[31] 刘建梅, 裴铁璠. 水文尺度转换研究进展. *应用生态学报*, 2003, 14 (12) :2305~2310.

[32] 郝仕龙, 李壁成. 土地利用的尺度和尺度转换. *中国土地科学*, 2004, 18 (5) :32~36.

[34] 张仁华, 孙晓敏, 朱治林. IMGRASS 中的尺度转换和现实的定量遥感. *气候与环境变化*, 1997, 2 (3) :310~315.

[45] 韩文轩, 方精云. 相关生长关系与生态学研究中的尺度转换. *北京大学学报 (自然科学版)*, 2003, 39 (4) :583~593.

[62] 刘前进, 蔡强国, 刘纪根, 等. 黄土丘陵沟壑区土壤侵蚀模型的尺度转换. *资源科学*, 2004, 26 (增刊) :81~90.

[66] 赵士洞, 罗天祥. 区域尺度陆地生态系统生物生产力研究方法. *资源科学*, 1998, 20 (1) :23~34.

[70] 张仁华, 孙晓敏, 苏红波, 等. 遥感及其地球表面时空多要素的区域尺度转换. *国土资源遥感*, 1999, (3) :51~58.

[78] 张娜, 于贵瑞, 赵士洞, 等. 基于遥感与地面数据的景观尺度生态系统生产力的模拟. *应用生态学报*, 2003, 14 (5) :643~652.

[80] 朱文泉, 陈云浩, 徐丹, 等. 陆地植被净初级生产力计算模型研究进展. *生态学杂志*, 2005, 24 (3) :296~300.