

基于“源-汇”生态过程的景观格局识别方法 ——景观空间负荷对比指数

陈利顶, 傅伯杰, 徐建英, 巩 杰

(中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 正确理解景观格局与生态过程的关系是进一步深化景观生态学研究的关键, 但是由于景观格局和生态过程涉及到不同的研究尺度, 并且随着尺度的变化而变化, 加上面状生态过程监测数据无法直接获得, 导致很难定量描述景观格局与生态过程之间的关系。本文以非点源污染作为研究的典型生态过程, 通过分析不同景观类型及其空间分布格局在非点源污染形成过程中的地位和作用, 借用洛伦兹曲线的理论, 从距离、相对高度和坡度三个方面建立了不受尺度限制的景观格局评价模型——景观空间负荷对比指数。该指数可以较好地将具有面状特性的景观格局与点状监测数据有机地结合在一起, 使定量研究流域景观格局与生态过程的关系成为可能。该评价模型的特点有以下几个: ① 不受空间尺度的限制, 具有跨尺度的功能; ② 适宜于环境背景(降雨和土壤等)相似的地区; ③ 景观空间负荷对比指数具有相对比较意义, 其值越大, 表示该类景观空间格局对流域出口监测点的贡献越大, 反之越小; ④ 景观空间负荷对比指数不能用来预测流域出口监测点非点源污染或水土流失的值, 但是可以通过比较计算不同流域景观空间负荷对比指数, 来判断流域发生养分(水土)流失的危险性。

关键词: “源”“汇”景观格局; 景观空间负荷对比指数; 生态过程; 非点源污染; 洛伦兹曲线

Location-weighted landscape contrast index: a scale independent approach for landscape pattern evaluation based on “Source-Sink” ecological processes

CHEN Li-Ding, FU Bo-Jie, XU Jian-Ying, GONG Jie (*Research Center For Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085*). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2406~2413.

Abstract: Understanding the relationship between landscape pattern and ecological processes is critical for any in-depth research in landscape ecology. However, it is difficult to quantify this relationship given the fact that landscape pattern and processes are scale dependent, along with the difficulty in acquiring ecological processes monitoring data. In this paper, we analyze the roles and functions of different landscape types and their spatial patterns under a framework of non-point source pollution. We further

基金项目: 国家自然科学基金面上基金资助项目(49971072); 中国科学院资源与环境创新资助项目(KZCX2-310)

收稿日期: 2003-08-11; **修订日期:** 2003-09-30

作者简介: 陈利顶(1965~), 男, 博士, 研究员。主要从事景观格局与生态过程、土地持续利用评价与规划, 环境遥感方面的研究。E-mail: Liding@mail.rcees.ac.cn; chenliding@sohu.com

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 49971072); Key project of Chinese Academy of Sciences (No. KZCX2-310)

Received date: 2003-08-11; **Accepted date:** 2003-09-30

Biography: CHEN Li-Ding, Ph. D., Professor, mainly working on the following fields: Landscape pattern and ecological processes, sustainable land use evaluation and planning, and environmental remote sensing. E-mail: Liding@mail.rcees.ac.cn

propose a new landscape metric index, namely, location-weighted landscape contrast index (LCI). Under a framework of the Lorenz Theory, this index can be used to evaluate the effect of landscape pattern upon ecological processes as related to distance, relative elevation, and slope degree. It can be used to quantify landscape spatial pattern by using point-based ecological measurements. It has four major characteristics. First, the index is scale independent. Second, the index is particularly suitable for homogeneous landscape in terms of rainfall and soil. Third, this index can be used to characterize the relative contribution of landscape spatial pattern to a specific monitoring point. The bigger the index is, the larger the contribution will be. Last, it should be noted that the absolute value of LCI cannot be used to predict the amount of non-point source pollutants or soil erosion. However, the value of LCI can be used to evaluate the potential risk of nutrient (including water and soil) loss by comparing the LCI indexes for different catchments.

Key words: 'Source' or 'Sink' landscape pattern; ecological processes; location-weighted landscape contrast index (LCI); non-point source pollution; and Lorenz Curve Theory

文章编号:1000-0933(2003)11-2406-08 中图分类号:Q143 文献标识码:A

景观格局与生态过程是景观生态学研究的重要内容^[1]。过程产生格局,格局作用于过程,正确理解景观格局与生态过程的相互关系是进一步深化景观生态学研究的关键。但是由于景观格局和生态过程涉及到不同的研究尺度,并且随着尺度的变化而变化^[2],加上生态过程涉及到空间尺度,定量描述景观格局与生态过程之间的相互关系是目前研究的一个难点,但也是一个热点。虽然生态学家已经认识到时空尺度和尺度转换的重要意义,但是如何选择合适的研究尺度对某一生态过程进行研究,以及采取何种方法开展尺度转换研究还没有形成可行的理论和方法^[3]。

自 20 世纪 70 年代以来,不同景观生态学家提出了众多的景观格局分析指数^[4~7],然而对于这些景观格局指数的生态学意义缺乏深入的探讨。目前,很多研究只关注景观格局几何特征的分析 and 描述,但忽略了对景观格局意义或内涵的理解,这种趋势因数字化景观数据的容易获得和 GIS 的广泛应用而进一步得到加强^[8]。如何将景观格局指数与实际的生态过程联系起来依然是目前研究中的不足。针对这种现状,提出具有针对性和普适意义的景观格局分析方法,对于深化景观格局与生态过程研究具有重要意义。本文针对非点源污染这一突出的生态环境问题,通过分析不同景观类型在非点源污染形成过程中的地位和作用,利用洛伦兹曲线的理论,提出了跨越空间尺度的景观空间负荷对比(“源”“汇”景观对比)指数,由此来定量刻画景观空间分布格局与生态过程之间的关系。

1 景观格局分析与尺度转换

1.1 尺度转换的内涵与意义

尺度转换是地理学和生态学研究中的一种重要方法和手段。由于地球表层各种地理现象和生态过程的复杂性,加上人类活动和视野的局限性,通过人类定点观测、试验、模拟,穷尽所有生态过程和地理现象在各种类型区的分布特征及其内在规律,几乎是难上加难。因此利用目前人类所掌握的基本数据及其研究手段,通过合理的外推与概括,将一些局部地区的研究结果推广到更大的区域尺度上,已经成为地理学家和生态学家广泛使用的手段^[9,10]。但是,由于地理现象和生态过程的尺度效应,不同尺度上影响生态过程的因子变化较大,由此导致在将一种尺度上的生态规律转换到另外一种尺度上时往往会出现较大的偏差。因此直到目前为止,一直未能找到适宜的尺度转换方法。

尺度转换的核心内容是将一种尺度上或局部地区研究得出的景观格局与生态过程的关系,合理拓展到其他更多尺度上,便于人们了解生态现象的空间变化。正确认识景观格局与生态过程之间的关系及其影响因子将是尺度转换的核心,因此在开展尺度转换时,应该将研究景观格局与生态过程之间的关系作为重点。

1.2 景观格局与生态过程研究中的难点

1.2.1 景观格局与非点源污染 非点源污染是重要的生态过程之一。非点源污染是指溶解的或固体污染物从非特定的地点,通过径流过程而汇入受纳水体(如河流、湖泊、海湾等),引起的水体污染^[11-15]。目前研究非点源污染中的最大难点是影响非点源污染形成的不确定因子太多,形成过程复杂多变。现有的非点源污染模型往往是模拟客观条件下非点源污染物在空间的传输迁移过程及其非点源污染在空间上的可能分布特征,其前提是假设一些影响因子在非点源污染形成的过程中处于不变状态。实际上,由不同地形地貌、土壤、植被和人类活动共同组成的复杂景观,其生态因子时刻发生着变化,由此导致系统中的物流和能流复杂多变。在如此复杂景观中,模拟研究养分元素的时空运移过程将十分困难^[16]。

控制养分进入水体的途径有两个:其一是力求使养分在每一个景观单元上达到收支平衡,如此将不会产生富余的养分物质,在降雨径流过程发生时就不会有养分流失,因而不会形成非点源污染;其二是让养分元素在空间上(进入水体之前)达到平衡状态,这样可以通过景观合理布局有效地截留进入水体的养分元素。因此,可以通过探讨不同景观类型在空间上的搭配组合来控制养分流失在时空尺度上的平衡状态,从而降低非点源污染形成的危险性^[16-18]。然而,目前能够获得的数据仅仅是一些小区试验的结果或流域出口非点源污染物浓度监测点的数据,如何将监测点的数据和流域景观空间格局相关联成为景观生态学研究中的难点。

1.2.2 景观格局与水土流失 水土流失是目前人们关注的主要生态过程之一,也是非点源污染的一种形式。目前在研究景观格局与水土流失时,更多的是利用小区的观测试验结果来推断大中尺度上景观(土地利用)格局对水土流失的影响。但是,随着尺度增加,水土流失的发生机制发生了明显的改变。Bergkamp 研究发现坡面和集水区的径流与微观尺度上的径流没有直接联系^[19];平面弯曲,剖面弯曲和集水区面积在自然景观中的作用比简单的坡长-坡度参数更为重要^[20-22];但是随着尺度变大,由不同土地利用构成的土地利用格局,径流和土壤侵蚀的发生机制将发生改变^[23];Pennock & de John 也分析证明,由田间小区试验或模拟试验得出的模型不能用来预测景观尺度上的水土流失^[24]。由此可以认为小区实验的结果不能应用在大尺度上的水土流失评价。异质景观内不同土地利用格局深刻影响着径流和产沙过程,只在小区或生态系统尺度上描述径流和产沙过程可能会丢失一些信息,必须从景观生态学的角度出发,探索不同景观格局对径流和侵蚀过程的影响,而不是仅仅局限在某一景观单元范围内^[1,3,8,25,26]。然而,科学家所面临的困境是,目前可以获得的只有单项土地利用类型与径流、泥沙的小区试验数据,缺乏中大尺度上景观格局与径流和泥沙的试验数据。在区域尺度上,仅能获得的是一个流域监测点的径流、泥沙和养分流失数据,这些监测数据实际上反映的是一个流域内土地利用空间分布格局对径流、泥沙和养分流失的影响,如何将监测点的数据与流域空间上的土地利用空间分布相联系起来仍就是一个难点。

2 跨尺度景观格局的识别方法

格局是过程形成的基础,过程将促进格局的演变,科学识别景观格局实际上是为了更好地理解生态过程。正确地识别景观格局需要建立一套科学的方法。既然研究景观空间格局是为了理解生态过程,景观空间格局分析也应该与生态过程相联系。目前许多研究工作,常常是对景观空间分布格局的简单描述和分析^[27-30],缺乏深入探讨格局变化的生态学意义。

2.1 跨尺度景观空间分布格局识别方法

非点源污染,作为一种面状的随机生态过程,全面准确地测定景观格局与非点源污染之间的关系在方法上几乎不可能。通常的做法是在流域/集水区的出口处设置定位监测点,监测一个流域非点源污染物浓度的季节动态变化,然后结合小区对景观类型环境效应的观测结果,估算一个流域/集水区非点源污染的空间分布特征。由于可以获得的数据只有流域出水口一个值,如何将流域的景观格局与非点源污染有机地结合在一起十分困难,但又十分重要。在此提出了景观空间负荷对比(“源”“汇”景观空间对比)指数,作为定量研究景观格局与生态过程的方法。

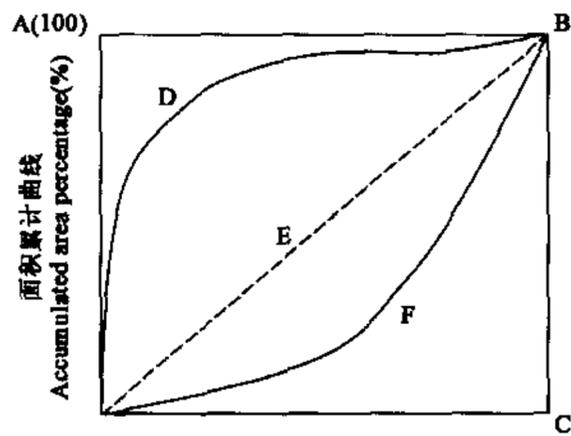
(1) 理论基础 根据“源-汇”的理论,在非点源污染形成过程中,流域中一些景观类型起到了“源”的作用,一些景观类型起到了“汇”的作用,同时一些景观起到了传输的作用^[31]。如果流域中“源”“汇”景观在空间分布上达到平衡状态,形成合理的空间分布格局,流域将会产生较少的非点源污染物;反之,如果流域景

景观格局分布不合理,并有较多的“源”景观分布在靠近流域出口的地方,将会有较多的非点源污染物产生。那么如何判断流域“源”“汇”景观格局的合理性将对于研究一个流域非点源污染形成的危险性具有重要的指导意义。

如果要描述源/汇景观单元在空间上的分布特征及其与非点源污染的关系,可以从3个方面进行刻画,即景观单元相对于流域出口(监测点)的“距离”、“相对高度”和“坡度”。一般认为,“源”景观相对于监测点的距离越近,那么它可能对该监测点的贡献越大,反之它对监测点的贡献越小;相对于监测点的“高度”越小,它对监测点的贡献越大,相反越小;然而对于“坡度”来说,“源”景观单元分布的地区坡度越小,养分发生流失的危险性越小,那么它对监测点的贡献相对较小,反之其贡献越大。但对于“汇”景观类型来说,其对监测点所起的作用恰恰与“源”景观相反。

(2) 洛伦兹曲线及其应用 如何来确定“源”“汇”景观在空间的分布格局呢?在此借用洛伦兹曲线的理论。任何一个流域,“源”、“汇”景观的空间分布总是可以和流域的出口(监测点)相比,计算不同景观单元随着距离、相对高度和坡度的累积百分比,可以表示为图1。

图1中,O(0.00)表示流域出口(监测点),纵坐标(OA)表示景观类型的累积百分比(取值范围0~100);横坐标(OC)表示景观类型与流域出口(环境监测点)的相对距离(取值范围:0至离监测点的最大距离)、相对高度(取值范围0至流域内相对于监测点的最大高差)或坡度(取值范围0至流域内的最大坡度);ODB、OFB分别表示不同的景观类型的面积累积曲线。从图1可以看出,OEB表示的是绝对平均分布曲线,如果“源”“汇”景观均匀地分布在流域中,那么将会出现OEB的分布曲线,在这种情况下,如果“源”“汇”景观在流域中的比例相同,同时假设他们单位环境效应相同,那么这种流域景观格局的环境效应在理论上处于正负平衡状态。如果“源”“汇”景观在空间上分布不均匀,如ODB、OFB(假设ODB、OFB分别表示源、汇景观)曲线所示,他们对监测点的贡献,可以用各景观类型面积曲线与直线OC、CB组成不规则三角形的面积来判断。



O(0.00)景观空间要素(相对距离、相对高度和坡度)
The landscape elements in the space(relative distance, relative elevation and slope)

图1 “源”“汇”景观空间分布示意图

Fig. 1 Scheme figure of spatial distribution of “source” and “sink” landscape in Catchment

以景观空间距离对比指数为例,如果曲线呈凸型并且趋近于A点,那么表示该景观类型在空间上更靠近流域出口(监测点),那么它对流域出口点的作用相应较大,此时该曲线与直线OC、CB组成的不规则三角形的面积也较大;当曲线呈凹形并趋近于C点时,则表示该景观类型主要分布于远离流域出口的地方,它对监测点的作用相对较小,此时该曲线与直线OC、CB组成的不规则三角形的面积也较小。对于任何一个流域,均可以得到一个景观空间分布格局的距离指数、相对高度指数和坡度指数。由于考虑了监测点的位置,可以将这些指数和监测点的径流、泥沙和非点源污染物的监测值联系在一起,景观空间负荷对比指数可以表示为:

$$LCI = S_{ODBC} / S_{OFBC} \quad (1)$$

其中,LCI为相对于流域出口监测点位置的景观空间负荷对比指数(距离、相对高度和坡度), S_{ODBC} 、 S_{OFBC} 分别表示由“源”、“汇”景观面积累积曲线组成的不规则三角形面积。与曲线OFB相比,曲线ODB显示的景观类型在距离上更靠近流域出口监测点的位置,分布在坡位相对较低和坡度平缓的地方。

对于距离和相对高度来说,LCI的值越大,流域出口监测点的(径流、泥沙和非点源污染物浓度)值相应越大,否则监测点的值应该越小。对于坡度来说,则正好相反,LCI的值越大,表明源景观分布在坡度较小的地方,水土和养分流失的危险性较低,因此监测点非点源污染物(径流、泥沙)的浓度与LCI的值应该成反比关系。

(3) 不同景观类型贡献的确定 上面仅仅讨论了两种景观类型下流域景观格局指数的确定,实际上不

同景观类型对水土流失和养分流失的贡献差异较大。一般认为,农田、菜地、果园和城市建设用地是非点源污染物流失的主要地区,而有林地、灌丛和草地可以截留坡面流失的养分或非点源污染物,在一定程度上起到了“汇”的作用。但是由于不同土地利用类型的性质和人类干扰程度不同,他们在养分流失和截留方面的作用差异较大,为了客观准确地比较它们在养分流失、非点源污染形成中的作用,需要对不同景观类型进行标准化处理。对此可以选择一种标准的“源”“汇”景观类型,通过比较,可以对其他景观类型赋予一定的权重。在考虑了不同景观类型的权重后,流域景观格局的 3 种指数可以表示为:

$$LCI = \frac{\sum_{i=1}^m S_{iODBC} \times W_i}{\sum_{j=1}^n S_{jOFBC} \times W_j} \quad (2)$$

其中, S_{iODBC} 、 S_{jOFBC} 分别表示第 i 种“源”景观和第 j 种“汇”景观在洛伦兹曲线图中面积累积曲线组成的不规则三边形面积; m 表示有 m 种“源”景观类型, n 表示有 n 种“汇”景观类型。这样可以将一个地区“源”“汇”景观类型空间分布格局比较准确地刻画出来,与流域出口监测点的径流、泥沙和养分流失特征联系在一起。

在界定“源”“汇”景观类型时,我们将人类影响强烈的景观类型,由于有大量的外来养分输入,看作是“源”景观;对于许多自然景观类型,如有林地、灌木林地和草地,由于没有养分投入,并且其自身生长需要从土壤中吸收大量的养分,为了弥补养分的亏缺,景观类型在一定程度上具有截留坡面上流失养分的能力,在流域中起到了养分流失“汇”的作用,因此,可以认为是一种“汇”景观类型。

针对非点源污染,在计算景观空间负荷对比指数时,“源”景观对非点源污染的贡献主要与农药和化肥的使用密切相关。因此,可以选择农田作为参照景观类型,其他景观类型与农田相比,根据农药和化肥使用量,来确定不同“源”景观类型的权重;但对于“汇”景观类型来说,可以选择有林地作为参照景观,其他“汇”景观类型与之相比较,根据他们在截留非点源污染物方面的作用来确定不同景观类型的权重。

(4) 景观空间格局贡献的确定:利用公式(2)计算出的景观空间对比指数,并不能真正反映他们对生态过程的贡献,因为这里忽略了“源”“汇”景观类型在流域中的比例。对于“源”“汇”景观空间分布格局完全一致的两个流域,如果“源”“汇”景观分布的比例不同,那么产生的非点源污染物的输出量差异较大。为了能够与流域出口监测点位置获得的监测值联系在一起,需要考虑流域“源”“汇”景观总量的贡献,需要将各类景观的百分比引入到计算公式之中,由此,公式(2)可以改进为:

$$LCI = \log \left\{ \frac{\sum_{i=1}^m S_{iODBC} \times W_i \times P_{ci}}{\sum_{j=1}^n S_{jOFBC} \times W_j \times P_{cj}} \right\} \quad (3)$$

其中, P_{ci} 、 P_{cj} 分别表示第 i 种“源”景观和第 j 种“汇”景观在流域中所占的百分比。对计算结果取对数主要是为了控制 LCI 的变化范围;取对数后, LCI 的值将在 0 的左右变化。当 LCI 的值为 0 时,表示“源”“汇”景观在流域尺度上处于均匀分布状态,这种格局对非点源污染的贡献在流域尺度上相平衡;当 LCI 的值大于 0 时,表明流域内“源”景观对监测点的贡献要大于“汇”景观,该流域可能会有更多的非点源污染物输出;当 LCI 的值小于 0 时,表明“汇”景观对流域出口监测点的贡献要大于“源”景观,该流域输出的污染物应该相对较少。在理论上, LCI 的值越大,流域非点源污染物的输出应该越多,反之越少(坡度景观空间负荷对比指数的含义正好相反)。

2.2 景观空间负荷对比指数的生态学意义

在分析景观格局与生态过程之间的相互关系时,往往由于缺乏面上生态过程监测的数据,如水土流失、非点源污染,而无法深入研究格局对生态过程的影响。如何将空间性的景观格局与以点为中心的监测数据联系起来一直是景观生态学家比较困惑的问题,加上研究尺度的变化,正确合理地评价景观格局与生态过程之间的关系仍然存在较多问题。本文提出的基于“源-汇”生态过程机理的景观空间格局识别方法,就是针对上述问题提出来的。具有以下特点:

(1) 生态过程主导性 将具有空间属性的景观格局,通过比较各类景观类型对研究目标的贡献,获得一个综合评价指数,可以较好地 将景观空间分布格局与监测点的数据结合起来进行评价;这种景观格局评价方法是针对某一具体生态过程,具有明显的方向性,对于不同的生态过程,评价模型的参数需要作相应

的调整。

(2) 跨尺度性 提出的(“源”“汇”)景观空间负荷对比指数,不会受到尺度变化的影响,具有跨尺度的功能,但一般适合于流域或集水区范围。因为对于不同的流域或集水区,景观空间负荷对比指数均是相对于流域(集水区)出口的监测点,计算出来的景观空间负荷对比指数表示该流域(集水区)景观格局对流域出口(监测点)的影响。由于不受尺度限制,该评价模型对于评价不同尺度上景观空间格局对生态过程的影响具有重要意义。

(3) 研究结果的相对性 本文提出的景观空间负荷对比指数是一个相对值。对于环境背景相似的流域,景观空间对比指数越大,流域出口监测点的非点源污染物的浓度(或径流、泥沙值)应该越大,相反,非点源污染物的浓度(或径流、泥沙值)越小(坡度景观空间负荷对比指数的含义正好相反)。对于环境背景差异较大的流域,计算出的景观空间负荷对比指数不具备可比性。如果需要进行比较研究,必须对其他环境因子进行相应的处理,再计算景观空间负荷对比指数。

(4) 应用领域 由于景观空间负荷对比指数反映的是“源”“汇”在空间上分布的相对性,计算出的指数越大,意味着这种流域(集水区)发水水土(养分)流失的危险性越大(坡度景观空间负荷对比指数的含义正好相反),因此,该方法在水土流失(非点源污染)危险性评价中具有重要参考价值,并且其结果可以用于区域景观生态规划。

(5) 评价模型的局限性 由于景观空间负荷对比指数没有考虑影响非点源污染形成的其他因子,如降雨、土壤等,因此该评价模型更适合于土壤和降雨条件比较相似的地区,对于降雨条件和土壤性质差异较大的地区,在利用该方法进行景观格局与生态过程研究时,应该作相应的技术处理,如对降雨和土壤的空间变异进行适当的权重赋值。

3 结语

目前更多的景观格局分析常常是侧重于对格局现状分析,但在将景观空间分布格局与生态过程相结合方面及其探讨景观格局变化的生态学意义上缺乏深入的研究。本文提出的景观空间负荷对比指数,是以某一生态过程作为研究对象,同时考虑监测数据的属性特征,在充分考虑各类景观对区域生态过程影响的基础上,从距离、相对高度和坡度 3 个方面,提出了衡量景观空间分布格局的综合方法,将景观空间格局分析与生态过程紧密结合在一起,可以较好地评估景观空间分布格局与生态过程的关系。

本文提出的景观空间负荷对比指数,是从“源”“汇”景观空间的对比角度,根据他们在特定生态过程中的地位和作用,试图将景观空间格局和生态过程联系在一起的方法,由于缺乏案例研究,是否可行还有待进一步论证,欢迎读者针对这一方法开展讨论。

References:

- [1] Fu B J, Chen L D, Ma K M, et al. *The principles and application on landscape ecology*. Beijing: Science Press, 2001. 1~13.
- [2] Wu J G. Paradigm shift in ecology: an overview. *Acta Ecologica Sinica*, 1996, 16(5): 449~460.
- [3] Xiao D N. Recent advance of international landscape ecology. *Chinese Journal of Ecology*, 1999, 18(6): 75~76.
- [4] He H S. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 2000, 15(7): 591~601.
- [5] Olsen E R, Ramsey R D, Winn D S. A modified fractal dimension as a measure of landscape diversity. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 1993, 59: 1517~1520.
- [6] O'neill R V, Kreummer J R, Gardner R H, et al. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1998, (1): 153~162.
- [7] Turner M G and Gardner R H, eds. *Quantitative methods in Landscape Ecology*. New York: Springer-Verlag, 1990. 3~16.
- [8] Haines-Young R H and Chopping M. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography*, 1996, 20: 418~445.

- [9] Lü Y H, Fu B J. Ecological scale and scaling. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(12): 2096~2105.
- [10] David Peterson and Thomas Parker V. Ecological scale: Theory and Application. Columbia University Press, 1998. 253~270.
- [11] Line D E, McLaughlin R A, Osmond D L, *et al.* Nonpoint sources pollution. *Water Environment Research*, 1998, **70**(4): 895~911.
- [12] Nisbet T R. The role of forest management in controlling diffuse pollution in UK forestry. *Forest Ecology and Management*, 2001, **143**(1~3): 215~226.
- [13] Chen L D, Fu B J. Farm ecosystem management and control of nonpoint-source pollution. *Environmental Sciences*, 2000, **21**(2): 98~100.
- [14] Li X Z, Xiao D N, Hu Y M, *et al.* Effect of wetland landscape pattern on nutrient reduction in the Liaohe Delta. *Acta Geographica Sinica*, 2001, **56**(1): 32~133.
- [15] Zhang S L, Zhuang J P. Trend and current situation of agricultural nonpoint-source pollution. *Journal of Ecology*, 1998, **17**(6): 51~55.
- [16] Chen L D, Qiu J, Zhang S R, *et al.* Tempo-spatial variation of non-point source pollutants in a complex landscape. *Environmental Sciences*, 2003, **24**(3): 85~90.
- [17] Chen L D, Fu B J, Zhang S R, *et al.* A comparative study on nitrogen concentration dynamic in surface water in Heterogeneous Landscape. *Environmental Geology*, 2002, **42**(4): 424~432.
- [18] Hood E W, Williams M W and Caine N. Landscape controls on organic and inorganic nitrogen leaching across an Alpine/Subalpine ecotone, green lakes valley, Colorado Front Range. *Ecosystem*, 2003, **6**: 31~45.
- [19] Bergkamp G. A hierarchical view of the interactions of runoff and infiltration with vegetation and microtopography in semiarid shrublands. *Catena*, 1998, **33**(3~4): 201~220.
- [20] Martz L W, and de John E. Using cesium-137 to assess the variability of net soil erosion and its association with topography in a Canadian prairie landscape. *Catena*, 1987, **14**: 439~451.
- [21] Moore J D, Burch G J. Physical basis of the length—slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1986, **50**: 1294~1298.
- [22] Kronvang B, Ertebjerg G, Grant R, *et al.* Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects: State of the Danish aquatic environment. *Ambio.*, 1993, **22**: 176~187.
- [23] Jones O R, Eck H V, Smith S J, *et al.* Runoff, soil and nutrient losses from rangeland and dry-farmed cropland in southern High Plains. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1985, **40**: 161~164.
- [24] Pennock D J, de John E. Spatial pattern of soil redistribution in Boroll landscapes. Southern Saskatchewan, Canada. *Soil Science*, 1990, **150**(6): 867~873.
- [25] Fu Bojie, Chen Liding, Wang Jun, Meng Qinghua and Zhao Wenwu. Land use structure and ecological processes. *Quaternary Sciences*, 2003, **23**(3): 247~255.
- [26] Xiao D N and Li X Z. Development and prospect of contemporary landscape ecology. *Scientia Geographica*, 1997, **17**(4): 356~363.
- [27] Vladimir I N, Pearson C P, *et al.* Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience. *Landscape Ecology*, 1999, **14**: 17~33.
- [28] Guo J P, Zhang Y X. Spatial correlation indices among forest landscape structural components and landscape pattern analysis in Guandishan forest region. *Scientia Silvae Sinicae*, 1999, **35**(5): 28~33.
- [29] Chang X L and Wu J G. Characteristics of landscape pattern in Kerqin desert. *Acta Ecologica Sinica*, 1998, **18**(3): 225~232.
- [30] Wang X L, Xiao D N, Bu R C, *et al.* Analysis on landscape pattern of wetland in Liaohe Delta. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, **17**(3): 318~323.
- [31] Basnyat P, Teeter L D, Flynn K M, *et al.* Relationships between landscape characteristics and Non-point source pollution inputs to coastal estuary. *Environmental Management*, 1999, **23**(4): 539~549.

参考文献:

- [1] 傅伯杰,陈利顶,马克明,等.景观生态学原理及应用.北京:科学出版社,2001.1~13.
- [2] 邬建国.生态学范式变迁综论.生态学报,1996,16(5):449~460.
- [3] 肖笃宁.国际景观生态学研究最新进展.生态学杂志,1999,18(6):75~76.
- [9] 吕一河,傅伯杰.生态学中的尺度及尺度转换方法.生态学报,2001,21(12):2096~2105.
- [13] 陈利顶,傅伯杰.农田生态系统管理与非点源污染控制.环境科学,2000,21(2):98~100.
- [14] 李秀珍,肖笃宁,胡远满,等.辽河三角洲湿地景观格局对养分去除功能影响的模拟.地理学报,2001,56(1):32~133.
- [15] 张水龙,庄季屏.农业非点源污染研究现状与发展趋势.生态学杂志,1998,17(6):51~55.
- [16] 陈利顶,丘君,张淑荣,等.复杂景观中营养型非点源污染物时空变异特征分析.环境科学,2003,24(3):85~90.
- [25] 傅伯杰,陈利顶,王军,等.土地利用结构与生态过程.第四纪研究,2003,23(3):247~255.
- [26] 肖笃宁,李秀珍.当代景观生态学的进展和展望.地理科学,1997,17(4):356~363.
- [28] 郭晋平,张云香.关帝山林区景观要素空间关联度与景观格局分析.林业科学,1999,35(5):28~33.
- [29] 常学礼,邬建国.科尔沁沙地景观格局的特征分析.生态学报,1998,18(3):225~232.
- [30] 王宪礼,肖笃宁,布仁仓,等.辽河三角洲湿地的景观格局分析.生态学报,1997,17(3):318~323.