

土壤多样性理论在欧美的实践及在我国 土壤景观研究中的应用前景

张学雷, 陈 杰, 龚子同

(土壤与农业可持续发展国家重点实验室 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要:介绍了土壤多样性理论的基本概念与研究方法以及在西班牙、美国等欧美国家的研究实践,包括在欧盟 CORINE 数据库和美国 STATSGO 数据库支持下进行的多样性主要指数(多样性指数、均匀度指数和多度指数等)的算法、主要模型(多度分布模型、幂律模型等)的分析、GIS 和地统计学方法的应用等。通过这些研究实践,可以看出土壤多样性理论在研究土壤的空间可变性、土壤景观格局的相互关系、土地利用与城市化过程对土壤多样性的影响等方面确有独到之处,为解决当前我国土壤学面临的环境资源可持续发展、环境监控、基因保护、城市化过程等热点问题提供了一个崭新的研究思路,展现出良好的应用前景。

关键词:土壤多样性;西班牙;美国;研究实践;中国

What to do in China after a review of researches practices on pedodiversity in Europe and America

ZHANG Xue-Lei, CHEN Jie, GONG Zi-Tong (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(5): 1063~1072.

Abstract: Species diversity indices, Abundance distribution models and diversity-area relationships are tools of biological diversity analysis that have been used by ecologists for decades while little attention has been paid to analyses of pedodiversity. Only recently, these techniques were considered in a more general setting, and have been applied to explore notions such as pedodiversity (as an example of geodiversity in a broad sense, including also geomorphic diversity), in order to detect the differences and similarities between both natural resources, biological and non-biological.

The discussion has mainly been conducted through the studies by a Spanish research team and an American one. Standard statistical techniques have been applied based on some soil related databases like CORINE in Europe and STATSGO in the US to analyze how the pedotaxa-abundance distribution conforms to the abundance distribution models and how pedorichness-area data fit to the diversity-area models after some basic diversity indices calculated.

Since results in ecological literature are usually interpreted in biological terms, the analysis in the above mentioned studies may be relevant to offer some suggestions to the following questions including the reasons for the similarities obtained between biotic and soil resources, possible modification of the ecological theory structure once the said similarities have been proven, and the implications for environmental management and assessment.

These initial quantitative analysis studies raise many opportunities for future research in China with some key directions like how to use of improved soil databases, monitor changes in pedodiversity in response to changing land-use, establish the societal value of undisturbed rare and unique soils, and focus conservation efforts in pedodiversity "hotspots" where most severely impacted by human activities including intensive agriculture and growing urbanization.

Key words: pedodiversity; research practices; Europe; America; China

文章编号:1000-0933(2004)05-1063-10 中图分类号:Q149,S154-1,S159 文献标识码:A

基金项目:国家自然科学基金资助项目(40171044)

收稿日期:2003-06-17;修订日期:2004-01-18

作者简介:张学雷(1960~),男,江苏沛县人,博士,副研究员,主要从事土壤资源、信息系统研究。E-mail:XLZhang@issas.ac.cn

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 40171044)

Received date: 2003-06-17; Accepted date: 2004-01-18

Biography: ZHANG Xue-Lei, Ph. D., Associate professor, mainly engaged in GIS and soil resources. E-mail: XLZhang@issas.ac.cn

起源于信息论领域的多样性概念与分析方法被广泛应用于生物物种数量的计量和分析等生态学研究^[1],而在土壤学和地学领域的应用是近些年才开始的。从 20 世纪 90 年代起,以 J J Ibáñez 为首的一个西班牙研究小组提出了一种可能的途径,即用生态学研究的方法系统地分析土壤圈层内土壤的类别多样性,建立了与生态学中生物多样性相平行的概念。按照他们的观点,将土壤多样性(pedodiversity)的概念引入土壤学研究中具有充分理由,生物多样性的概念和计量方法在生态学中的应用被证明是完全可行的。据报道^[2~12],J J Ibáñez 等详细阐述了生物多样性的计量方法用于土壤空间变异和分布格局分析的可行性,着重解释了用于确定土壤多样性及在数字化评价土壤圈中的主要手段与技术途径。之后,欧美国家的研究实践展现出良好的势头。在欧洲,希腊爱琴海群岛的最新研究已经取得较大的进展^[13]。在美国,土壤多样性的理论也在全国土壤多样性特点^[14]及土壤多样性与土地利用的关系等实际研究中进行了有意义的尝试^[15]。2001 年,土壤多样性理论被引入我国^[16],在山东省和海南岛进行了案例研究,并取得了初步的研究成果^[17~20]。

事实上,朴素的土壤多样性概念从土壤调查与土壤分类的开始阶段便在对土壤变异的研究中得到应用,目前所缺乏的是规范的土壤多样性概念和完善的土壤多样性计量框架^[21]。也正因为如此,J J Ibáñez 等人在这方面的发人深思的开创性研究工作令人称道。作为土壤计量学的重要组成部分,新发展起来的土壤多样性分析理论被认为是对计量土壤学的最新发展和值得深入研究的最新领域^[22]。作为一种创新的方法,土壤多样性研究应在土壤系统的重新评估、土地利用与管理以及自然资源与环境保护方面发挥更大作用。

一直以来,生物学与生态学中多样性的测度十分普遍,相比之下测度地多样性(如地质构造单元、地形单元、沉积物、矿物、岩石、化石以及土壤等)却鲜有进展,多样性分析可望在地球的地质历史、发展过程及其模拟、气候与景观的变迁和生命的起源等研究方面发挥作用,因此具有重要意义。土壤多样性的定量化研究目前尚处于发展阶段,Ibáñez 等 1990 年^[2]在西班牙的研究发现,多层结构排水盆地(hierarchical organization of drainage basins)中土壤多样性(土壤类型与组合)随时间而增加的情况。MacBratney 1992 年在设计土壤保护网络时,对土壤多样性也显示出浓厚的兴趣。Saldaña 等 1993 年观察到,随着层次的递增(increase of the hortonian rank),土壤多样性从盆地上部到底部逐渐增加^[23]。Ibáñez 等 1994 年^[4]在西班牙一个冲积盆地的研究结果显示,在地质学尺度(2m)上,土壤多样性随着土壤地形空间(pedogeomorphologic space)的扩展而增加。并且在 1995 年提供一个与生物多样性类似的试验实例,某一地表系统(如给水盆地)中土壤多样性随着系统的演化而增加。随后,他们还在 1998 年分析了全球范围土壤圈层的土壤多样性特征^[10]。McBratney 等 2000 年的研究进一步确认了土壤基质内涵的重要性^[24]。

1 土壤多样性理论的一般概念与研究方法

Rosenzweig 指出^[1],多样性的概念应包括两个基本组分和两个不可避免的价值判断。其中,基本组分为来源于不同对象但可以统计的性质,无论这些对象是不同颜色的球、不同蛋白质的 DNA 物质、较高系统分类等级类型或土壤类型、生态景观中的生境地(habitat patches on a landscape),须具备两个基本的特征,一是在一个混合体或样区中存在不同对象的数目(如土壤类型),二是不同类型对象的相对数量。价值判断则包括所选择的级别可否具备显著的不同以此用来区分对象的类型以及属于某一特定级别的对象是否足够的相似并可以归为一类。因此,只要能确定分级或分类就可以进行多样性的分析,所以地多样性(geodiversity)和土壤多样性(pedodiversity)的提出应该与生物多样性同样适合。

许多土壤学家相继对土壤多样性的方法与测度手段进行讨论^[22,24~26],就土壤多样性的几种方法论提出建议,包括分类多样性(如土壤等级多样性)、功能多样性(如不同利用下土壤的行为)、发生多样性(如诊断层的多样性)以及土壤性状多样性等。土壤多样性也已经被应用于土壤地学数据库的开发中。Ibáñez 等目前正深入探讨在生物多样性方法论和测度技术的启发下,解决土壤多样性问题的诸多可能性。他们的研究集中在土壤类型单元丰富度以及土壤多样性与面积之间关系等方面,在研究中运用土壤系统分类的划分单元,以达到类似生态学生物多样性分析中生物个体的界定。他们的分析重点并非简单计算属于某土壤分类单元中的个体,而是侧重评估各类土壤分类单元的分布范围,同时他们承认与生态系统中个体的划分相比,土壤个体的划分更具争议性。

从方法论考虑,测度多样性的各种方法可被分为 3 类^[27]:①丰富度指数指特定样区中种类的数目,如生物种、生物群落、土壤分类单元、土壤景观单元等;②种类丰富程度的表达指数,如 Shannon、Pielou 指数;③种类丰富程度的多度分布模型,用最少的数量来达到最完整的描述。

与生态学生物多样性研究所采用的方法相似,土壤类别(pedotaxa)多样性指数(Shannon Index)^[28]通过下列方程计算:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

式中, H' 是 Shannon 指数, p_i 通过 n_i/N 而得, n_i 是被第 i 个土壤个体覆盖的面积, N 是研究区的总面积。观测 H' 值和其最大值 H_{\max} (所有土壤个体等概率出现时的 H' 值)的关系被用来计量均匀指数 E (即 Pielou 均匀指数)^[29],它用于表征特定区域

内土壤类别分布的均衡程度:

$$E = H'/H_{\max} = H'/\ln S$$

式中, S 为土壤丰富度(土壤类别即土壤个体的数目), E 取值范围为 0 至 1 之间。

此外, 下述常用的多元统计方法用于分析各大洲和主要气候带之间大土类组成的变异(全球土壤分布), 即多样性区别分析或(一多样性分析(differentiation diversity analysis)^[30]。(1) 聚类分析, 对两个弦距矩阵即大洲(元素)×大土类(变量)和气候带(元素)×大土类(变量)进行聚类分析, 以确定各大洲之间以及各气候带之间大土类分布的亲缘(相似)关系;(2) 最小生成树分析, 通过确定聚类丛之间最大交叉的方法, 简化聚类分析生成的系统树图(dendrogram);(3) 主坐标分析, 对前述两个弦距矩阵进行特征分析(eigen analysis), 用大土类和地理单元(即大洲与气候带)作为两个坐标主轴作图, 确定大土类与地理单元的相对排列顺序。

在生态学研究, 物种单元多度分布模型常被使用, 如几何分布模型(Geometric Series Model)、断棒分布模型(Broken-stick Model)等。通过试验, 作为这几个模型混合物的对数正态模型(Lognormal Model)能够适用于土壤学研究数据。

单位长度被任意选点截断成 2 段, 在第 2 段上再被任意选点截断成 2 段, 这样得到的 3 段再按照上述做法被任意截断下去, 依次类推所得到的所有线段的长度分布符合对数正态模型。在生态学中, 对数正态模型被解释为, 在一个多物种的群落中, 所有物种按上述规律划分, 每一个种类按照其在整个物种环境资源的份额出现, 所有种类的多度分布即符合对数正态模型。此方法也曾在土壤学领域中被用于模拟土壤聚合体(aggregate)和颗粒(particle-size)的组成^[31]。

对数正态模型的数学涵义, 可用方程表示:

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_y^2}} \exp\left(-\frac{(\log x - \mu_y)^2}{2\sigma_y^2}\right)$$

式中, μ_y 和 σ_y 分别是随即变量平均值(random variable mean)和 $y = \log x$ 的标准方差(standard deviation)。

参数 γ 也被用来表征此分布:

$$\gamma = \frac{\sigma_y \log 2}{\sqrt{2 \log S_T - \log(2\pi\sigma_y^2)}}$$

式中, S_T 种类总数(total number of taxa), 当此参数等于 1 时, 被称为规范对数正态分布(canonical lognormal distribution)。

在生态学研究, 已经建立了不同分类级别种类数目 S 与面积 A 之间的关系, 可分为两种模式: 一种是在特定常数 p 和 q 下, 通过 $\log S$ 和 $\log A$ ($\log S = p \log A + q$) 之间的线形关系来估算; 另外一种是利用 S 和 $\log A$ ($S = a \log A + b$, a, b 为特定常数) 之间的线形关系进行估算。

上述每个种类多度分布模型都涉及到种类个体总数与面积 A 成比例的关系, 因而每一种多度分布模型都与丰富度与面积曲线(Richness-area curves)相关连, 只是由于不同表达形式模型所用参数的不同而已。

2 在欧美的研究实践

2.1 以西班牙为代表的欧洲国家的研究进展

西班牙人 Ibáñez 等 1990 年代初开始, 运用作为欧盟 CORINE 数据库一部分的数字化 1:100 万比例尺的欧盟土壤图^[32,33], 进行了尝试性研究。此土壤图包含了 FAO 土壤分类制中主要土壤类型及土壤组合^[34], 优势土壤指在土壤组合中占最大面积者, 所有土壤组合都被统计在内, 每一个图斑都有与图例连接的编号。为了估计每一个上图单元中土壤类型单元的百分比, 不得不采取主观的臆断, 从而给出数字化世界土壤图^[35]中优势、组合(associated)及镶嵌(included)土壤单元的百分比。这些所用的图件皆为矢量化格式, 由数字化公司采用 Alpha DecStation 3100 工作站完成, 系统为 OSF/1 及 PCHP Vectra VL, 4 建造, 所用软件为 Arc/Info version 7.0 和工作站版本 Unix 操作系统的 ArcView, 以及 PC ArcView 地理信息系统软件。土壤属性数据库以 Excel 格式保存, 计量生态学的方法被用来分析数据如何表征多度分布模型的。Johnson 和 Simberloff 测试了英国的岛屿(42 个岛屿)环境因子对岛屿上植物种数目的影响, 包括植物种的数目、各岛屿的面积、海拔高度、主要植被类型和土壤类型^[36]。

Ibáñez 等对土壤多样性的估算是在小比例尺(1:100 万)图上进行, 由于成图过程中的图斑合并(map generalization process), 而损失了很多信息, 但却由于人为的合并, 使图件的逻辑性与实际情况吻合程度提高。目前, 所有的土壤分类系统在表述土壤发生变异性和大范围构成方面的能力十分有限, 他们的研究中目前也只有 23 个土壤类型被涉及到。另外, 由于所使用的土壤分类框架是为农业生产服务的, 依照土壤分类或土壤图, 土壤圈被描述的较为单一。土壤分类通常注重土壤地表特征, 而忽视时间和古气候对土壤分类和土壤多样性的影响。测度某些岛屿土壤多样性的时候, 与大的岛屿相比, 小的岛屿的土壤多样性分析往往受到忽视。

随后, Ibáñez 等在位于地中海爱琴群岛区域, 研究了作为 CORINE 数据库组成部分的 681 个岛屿上土壤多样性的问题。东地中海区域海洋、陆地与岛屿的构成始于晚第三纪, 并主要在上新世和更新世发展成型。爱琴地区在晚第三纪至早更新世间由于一系列剧烈而复杂的构造运动而形成, 同时造就了古地理和沉积环境的格局。该地区的岛屿系统十分复杂, 由陆桥式岛屿与海洋岛屿组成, 火山活动频繁, 石灰性与非石灰性岩石组成了复杂的岩石多样性系统, 地震频繁也从时间与空间上对土壤多样性的格局产生影响^[37]。Ibáñez 等指出^[6], 就全球范围看, 地中海地区土壤多样性程度是最高的, 还指出, 在大陆水平上看, 欧洲的地中海国家有着比其他生物地理区域更高的多样性水平。他们最近的研究表明, 这些国家同时具备侵蚀最严重的景观, 数据库显示在地中海盆地被侵蚀的景观面积从西往东增加。长期以来, 多度分布模型作为统计工具一直被生态学家用来对生态实体进行空间和时间上客观规律的分析。现在, 把这类方法用于土壤圈, 探索生物和非生物资源之间的异同点, 变得十分有意义。Ibáñez 等人的诸类研究, 正是尝试了有关模型在爱琴群岛和英伦群岛土壤样区的应用。通过应用计量生态学标准方法研究丰富度模型如何处理土壤数据, 他们发现土壤与其他生态实体在多样性基本规律上有着惊人的相似性。

生态学界很多人凭经验认为, 大面积样区比小面积样区会包含更多的种类。维持良好的生物多样性是样区群落间有效组织和良好保护的重要途径, 而面积与多样性之间关系是最常提到的。然而, 种类与面积关系曲线至今还不清晰, 在生物界也有人疑问面积大小影响种类多寡是否具有生物学意义^[38]。如果把土壤单元 (pedotaxa) 作为生境异质成分 (habitat heterogeneity) 的话, 可以设想生境异质成分的空间分布是形成生物多样性与面积之间关系的驱动力。换言之, 随着采样面积的增加, 由于生境异质成分 (如土壤多样性) 的增加和地形多样性的增加, 会支持更多的种类, 且物种增加的潜力更大。即使是一个均一的环境中, 较小区域 (如特定群岛中的小岛屿) 样本比较大区域随机性来得大。样区面积增加, 其中地形多样性程度增加, 地表的“真实”起伏展现出来。这些问题很难得到令人满意的解决, 因为通常情况下研究中忽略了地表的起伏, 而把它看作平面。总的来讲, 生物多样性, 土壤多样性与样区面积的关系, 可以延伸到其他无机自然资源研究领域, 如地质学、地貌学等。

由于以往生态学研究结果常常只涉及生物学领域, 现在研究却提出了不同的问题: (1) 生物资源与土壤资源在此类研究中所表现出异同点的原因是什么? (2) 如果生物资源与土壤资源在多样性分析方面具有相似性的话, 生态学理论是否应该修订某些架构? (3) 对资源管理与评价有何启示? 第 1 个问题迫使人们观察低水平 (如生物学还是土壤学) 和高水平 (如整个地表系统, 包括有机和无机界) 的规律性 (或理论)。在低水平范畴中, 生物单元和土壤单元是分离的, 但在高水平范畴内, 两者同时被所谓“复杂科学 (sciences of complexity)” 分析研究, 有迹象表明两者以相似空间与时间的自我组织而形成的耗散结构形式来建立它们在生态环境中的行为。第 2 和第 3 个问题的答案十分明确, 土壤学的未来比人们想象的要宏大, 甚至可以通过生物与土壤数据库的分析, 对当前主流的理论观点提出挑战。事实上, 目前该领域的研究已经引发一些争议, 相关的讨论与建议也陆续出现, 按此势头发展下去, 极有可能使传统土壤学发扬光大, 对拓宽环境管理与评价的途径具有重要意义。

2.2 美国全国土壤多样性以及土地利用对土壤多样性的影响研究

新近, 土壤多样性在美国的应用已经有研究报告^[14, 15]。利用美国农业部自然资源保护局 (USDA-NRCS) 的各州土壤地理数据库 STATSGO (the State Soil Geographic database) 进行了美国本土土壤多样性指数的计算、各分类级别上土壤单元 (soil taxa) 与面积的关系、美国农业部自然资源保护局划分的美国本土各地理区域土壤多样性的对比以及土壤单元相对多度的可能机制的研究。结果表明, 分类级别从土纲下降到土系, 由于土壤单元数目的急剧增加, Shannon 指数也随之增加。西部区有着最高的土壤丰富度, 北部平原区排在其后。中南区土壤均匀度指数最高, 而西部区土壤均匀度指数最低。西部或中南部地区在前四级最高分类单元中土壤多样性整体上来讲是最高的, 而西部和中部平原在最低的两级分类单元中具有最高的土壤多样性。西部地区较高的多样性指数是由于土壤单元的丰富度较高所致, 而中南部多样性指数较高缘于土壤单元的均匀性。随着系统分类层次的递减, 土壤单元多度的排列呈对数分布。研究还特别提出, 在基层分类单元 (特别是土系) 级别, 土壤单元随面积的增大而持续增加, 这似乎是美国乃至世界范围土壤的特有现象, 对保护和管理土壤资源十分重要。

作为研究的数据源 STATSGO (1997 版) 土壤数据库是美国农业部自然资源保护局开发的基于 GIS 的关联数据库, 是在详细的土壤调查资料基础上通过归纳而形成的, 也是唯一足以详细评价国家范围土壤资源的土壤数据库。数据库的制图比例尺为 1:250000, 最小上图单元为 6.25 km², 相当于 2.5 km × 2.5 km 的范围。数据库的基本结构由上图单元及其组分构成, 一种上图单元由一个或多个 GIS 多边形组成, 所包含的组分可以多达 21 个。在 STATSGO 中, 目前美国本土已有 10439 个上图单元, 涵盖了 74577 个 GIS 多边形, 多达 111074 个具有系统分类信息的土壤组分。而每一个土壤组分都有其所在上图单元中的百分比, 从土纲到土系 6 级系统分类级别 (土纲、亚纲、大土类、亚类、土属和土系) 的土壤分类信息都在关联数据库格式中被记录^[39]。全美 50 个州和 Puerto Rico 属地 (territory) 的数据都可以查到, 在本项研究中, 使用美国本土 48 个州的数据进行计算和分析。

计算反映土壤多样性的多样性指数、均匀度指数和多度指数等 3 种指数。事实上, 每一种指数都有几种表达形式, 但他们之间具有很高的相关性^[10, 40]。在这里, 多度指数指每一系统分类级别上的土壤单元数目 (S); 选用 Smith 均匀度指数 (E), 是因为

与其他 13 种均匀度指数的表达形式比较,它的应用更为普遍^[41]并且被认为对于识别像对数分布这样的随机功能来说,它是最好的^[42]。Shannon 多样性指数是运用最多的多样性指数,在测度土壤多样性^[10,43]和景观生态多样性^[44~46]中起到良好的作用。O'Neill 优势指数(dominant index)用来检验 Shannon 多样性指数与最大多样性的背离(deviation)^[44]。按照美国农业部自然资源保护局划分的美国本土 6 个地理区域,即西部、北部平原、中西部、中南部、东南部和东部,每一个区域在地貌、年均温、年均降水和主要土壤母质等方面都有其特点。分别计算了每一个区域土壤单元多度指数、Smith 均匀度指数、Shannon 多样性指数、Shannon 层次(hierarchical)多样性指数以及 O'Neill 优势指数。以上计算使用软件 Visual Basic in Microsoft Access 和 ArcView 中的 Avenue 来完成。

在上述多样性指数的计算和有关技术分析(如 GIS 移动窗口、Jack-knifing 法等)的基础上,美国土壤多样性的特点可以归结为:

(1)基本计算 随着系统分类级别从土纲下降到土系,由于土壤单元数目的急剧增加,Shannon 指数也随之增加。关于土壤均匀度,所有系统分类级别上土壤单元面积都不均等(在某一系统分类级别上所有土壤单元的面积都相等时,此时有最大的均匀度指数 1),较低的均匀度指数显示某些土壤单元十分稀少而另外一些单元具有较大的面积丰富度。多样性指数的计算表明,每一系统分类级别上 Shannon 多样性指数与 Shannon 层次多样性指数之间十分相似,两者皆可以用于土壤多样性的研究中。Ibáñez 等曾运用联合国粮农组织(FAO)的世界土壤图例和生物学指数计算了世界各大陆的土壤多样性^[10]。联合国粮农组织(FAO)的世界土壤图例与 STATSGO 中美国土壤系统分类(US Soil Taxonomy)不同,前者中的土壤单元大致相当于后者的土纲或亚纲。世界土壤图例与 STATSGO 比例尺也不同,然而比例尺的不同在估算高级分类级别土壤单元面积多样性指数方面影响不大,如 Ibáñez 等计算北美州土壤单元的多度指数和 Shannon 多样性指数分别为 22 和 2.57^[10],与本研究中土纲和亚纲分类级别这些指数值差距不大(分别为 10、2.0 和 33、2.3),是在同一个数量级范围内。每个区域土壤多样性呈现与整个美国本土相似的趋势,土壤单元多度指数的依次减少的顺序为西部、北部平原、中西部或中南部、东南部、东部。前人的研究表明无论在生物多样性^[47]还是土壤多样性^[48]研究中,种类与面积之间存在显著的关系,通常以公式 $S = cA^z$ 表示,其中 S 为土壤单元的多度值、 A 为面积、 c 和 z 为常数,此公式即生态学中著名的幂律(power law)^[49]。在早期研究^[10]中,并没有种类与面积之间关系的内容。在本研究中,由于数据库比例尺的详细,使得研究这种关系成为可能而且十分重要。面积是否影响土壤单元的多度指数是一个重要的问题,如果如此,不同区域间土壤多样性的比较就应该建立在相同的采样面积上,因为生物多样性的研究通常是这样的。

(2)各地理区域的土壤多样性比较 运用 GIS 移动窗口方法横过 3 个研究区域发现,土壤多度指数随研究区域面积的增大而急剧增多。在 1690000km²(1300 km×1300 km 移动窗口范围)的范围内,包含了 10 个土纲、48 个亚纲,还有超过总数一半的大土类和亚类、近半数的土属和近三分之一的土系也在此范围内。根据土壤单元与面积之间的幂律关系推断,全美(包括本土、Alaska, Hawaii 和 Puerto Rico)总面积约 9243474 km² 估算有 21084 个土系,与当前美国农业部(<http://soils.usda.gov>)有记录的 21000 个土系数目十分接近。单元多度指数和面积的密切关系显示,应该选取相等面积的区域进行对比研究。本研究中在各地理区域随机选取了 100 个样本,每一个相当于 400000 km²±4 km²,不同区域 4 种指数的多变量差异分析 MANOVA (multivariate analysis of variance)显著差异的概率为 0.05。各区域土壤单元多度指数的对比可见,西部区具有最大值,随后是北部平原区,东部区在除大土类(大土类级别上最低值出现在东南区)之外所有的系统分类级别上具有最低值;均匀度指数方面,西部除大土类外在所有系统分类级别上具有最低值,说明西部区土壤单元的面积丰富度(出现的百分比)相差很大,最高的多度指数和最低的均匀度指数是该区域复杂的地质、地貌与气候条件使然。与全国整体情况相似,各区域均匀度指数普遍较低,说明每一区域土壤资源的分布很不均衡,有些土壤单元甚至是缺失的,这恰恰对保护和管理自然资源至关重要,均匀度是描述某一景观生态区域结构有用的指标,因此,在生态学研究该类指数的开发与研究一直是一个焦点问题,而目前尚未有一个均匀度指数是完美的。 J 指数($J = HV/H_{max}$)^[41]常常夸大了均匀度,特别是它的真实值偏低时^[50,51]。尽管 Smith 均匀度指数与其他 13 种表达均匀度的指数相比被认为能够较好地识别与跟踪随机对数分布情况下较低的均匀度情况^[42],但它似乎不太适合对本研究中高级系统分类级别均匀度的表达。在同时考虑土壤单元多度和均匀度指数,对各个区域总的土壤多样性可作出下列排列:西部和中南部在土纲、亚纲、大土类和亚类级别上分列一、二位,在土属和土系级别上,西部或北部平原最高。东部和中西部在除土系级别外所有系统分类级别上土壤多样性最低的两个区。研究认为,Ibáñez 等^[10]先前对世界土壤图例多样性的研究中几种指数之间差别不大,是由于所用比例尺太小、有限的图斑数目和较粗的分辨率造成的。而美国各区域由于数据库更为详细,计算出来的多度指数分异明显,特别在低级系统分类级别上。均匀度指数在各区域的差别也是显著的,尽管各区域间均匀度指数的绝对值差别并不大,因为各区域的均匀度指数都十分接近最小均匀度指数 0。区域间土壤单元的相似性分析显示,中南部和东南部、北部平原区和西部区土壤单元最为相似,尤其是在高级系统分类级别上,这种相似性从高级向低级系统分类级别急剧降低,以中南部和东南部为例,从土纲、亚纲、大土类、亚类、土属到土系级别,分别具有 66%、60%、46%、34%、16%和 7%。

在高级系统分类级别上,造成系统分类相似性的驱动力为地理和气候的渊源关系,在低级系统分类级别上,土壤的差异取代地理和气候的渊源关系成为主要驱动力。到土属和土系级别上,地方性特有(endemism)变为主要原因,这恰巧是土壤资源保护和管理的最基础问题。

(3)土壤单元多度分布模型的建立 在4种多度分布模型中,对数模型(lognormal model)最适合美国土壤单元的多度分布规律,与Ibáñez等^[10]和Zhang等^[18-20]的研究结果相似。某一个区域的土壤在某些土壤成土因素(如变性土Vertisols的控制因素主要是母质)的变异作用下,被分割为不同的土纲。随着某土纲中系统分类级别的细分,土壤单元被续分为更多的层次和与之相适应的土壤成土因素以及变化与空间分布的各种土壤性质。比如,土纲A可能由于气候因素而划出亚纲Ai,Ai又可能由于植被因素而划出大土类Aij,Aij又由于海拔高度而划出亚类Aijk,Aijk又根据坡度划出土属Aijkp,由高级到低级系统分类级别,土壤的形成过程受到越来越多因素或因素集合(factorial combinations)的影响,从而造成土壤单元多度分布趋向于对数分布。美国土壤系统分类被设计为以土壤性质和气候指标为基础的实用性分类制,该分类注重在亚类级别上的不断更新与扩展。然而,土壤的性质本身反映了土壤形成因素的变异性,分类系统显示了土壤形成因素的变异性驱动下形成的理论性的分布特点^[52],许多土壤性质(如土壤颗粒组成、养分的含量等)都遵循对数分布规律。

从美国土壤多样性的研究可以看出,类似STATSGO的数据库与空间和时间上制图方法和强度变化密切相关,任何土壤单元的数目和变化幅度都因土壤调查过程而异,也就潜在地影响了土壤多样性的计算。同时,由生态学引进的一些计算指数用于土壤多样性的计算,但土壤单元间的界线远没有生态学或生物学中物种的界线那样容易界定。然而,Darwin关于物种辨别的论点或许也可以用于土壤单元,即“种或亚种间、亚种或显著变种间以及更次一级的变种和单个种间都难以划分出明确的界线,所有这些区别混合在一个模糊的系列中,每个系列让人感觉似乎是一个真正的单元”^[53]。

在研究了美国本土土壤多样性^[14]的基础上,相同的作者在另一篇文章^[15]中着重讨论了美国土壤多样性与土地利用之间的关系、美国的特有及濒于消失的土壤。事实上,STATSGO数据库包含的美国土壤系统分类本身与土地利用无关,除非极为特殊的情况下,农业土壤是作为自然土壤进行分类的。所以目前上图的土壤是扰动前的分布,然而,约19%的美国国土是集约耕作的土地^[54]。美国土地利用的分布十分不均衡,农业主要集中在中西部、大平原区、密西西比流域、Snake河及Palouse区和加利福尼亚大峡谷地区;虽只有约2%~3%的美国国土已经城市化^[53],但高速城市化由于造成原农用地的丧失而对土壤资源形成特有的威胁^[55-57]。多数地区,高产的土壤被用于农业和城市化过程,导致区域内某些土壤类型的急剧减少。在美国土壤系统分类的土纲和亚纲级别上,土地利用对某些土壤类型的影响更为明显。有4个土纲未扰动自然土壤的面积减少了20%以上:软土纲(Mollisols)28%、有机土纲(Histosols)24%、变性土纲(Vertisols)24%、淋溶土纲(Alfisols)22%。亚纲级别上土地利用对土壤的影响也不同,多数软土纲的亚纲由于其固有的高肥力和适宜的气候条件而被充分农用,几乎所有潮湿水分状况(aquic)的亚纲都已经被农用。

研究发现,美国具有4540个稀有(rare)、或稀有且独特(rare-unique)的土系,独特(unique)的土系从多到少依次为,加利福尼亚州(1113)、华盛顿州(712)、得克萨斯(630)、俄勒冈(573)、爱达荷(547)。加利福尼亚由于其特有的气候、生物和地质的组合而具备很高的土壤多样性和土壤地方特有现象(soil endemism),这与加利福尼亚所具有的包括生物多样性^[58,59]特点基本一致。各州稀有、或稀有且独特土系从多到少依次为,加利福尼亚(671)、华盛顿(462)、内华达(399)、爱达荷(361)、俄勒冈(301)。稀有或独特土系的密度(稀有或独特土系/面积)从大到小的排列顺序为,波多里哥(15)、夏威夷(10)、华盛顿(3)、爱达荷(2)、加利福尼亚(2)。全美国已有濒于消失的土系508个,面积1874092 hm²,约占国土面积的0.3%,从大到小为,加利福尼亚(104)、明尼苏达(65)、爱达荷(49)、印地安那(36)、伊利诺斯(29)。濒于消失土系的密度(土系数/100000 hm²)从大到小的排列顺序为,印地安那(0.4)、康涅迪克(0.3)、明尼苏达(0.3)、加利福尼亚(0.3)、爱达荷(0.2)。目前,全美国有31种土系被认为是完全“消失”了,其中27种转为农用地,4种转为城市用地。有6个州50%以上的稀有土系处于濒于消失的状态,从大到小为,印地安那(82%)、爱荷华(81%)、伊利诺斯(66%)、内布拉斯加(61%)、明尼苏达(53%)、康涅迪克(50%)。玉米和小麦带的有关州外加康涅迪克州25%以上的稀有土系处于濒于消失的状态,而加利福尼亚只有15%。其他多数州的土壤是安全的。各州濒于消失的土壤与其农产品产值呈正比,和濒于消失的植被与农产品产值的关系^[60]很相似,但只有加利福尼亚和得克萨斯是例外的,这两个州既有高的农产品产值又有较低的濒于消失的土系数目。在加州,农业主要集中在特定的高产高效区域,对州内其他部分影响很小。康涅迪克州的情况也很特别,即较多濒于消失的土系与低水平的农业产出情况并存,这或许由该州较小的面积和低地走廊中农业和城市化的集合影响所致。农业是导致土壤多样性降低的主要原因,而城市化地区虽占整个土地面积的很小比例,也导致全美国约33种土系濒于消失。在过去的两个世纪内,美国的自然景观发生了巨大的改变,这种变化并未结束,人口的增长和再分布对景观和环境保护与管理的各种努力都提出了新的挑战。在这种扩张中,土壤作为一种经济体多数情况下变得逐渐稀少,所以应该将其作为规范化的生物多样性保护的一部分^[8,10]。

土地利用对土壤多样性影响的初步定量化研究展现出良好的前景,表现在几个方面:①土壤数据库的开发应用,现在使用

的 STATSGO 数据库仍有很多的不确定性,美国农业部自然资源保护局有望在不久发布土壤调查地理数据库 SSURGO (Soil Survey Geographical),该数据库是数字化的 1:24000 土壤调查数据,它将大大改善美国许多土壤数目和位置的真实性;②运用生态学界线而非行政区划界线来鉴别土壤的分布,为了与全美国濒于消失植被的研究相关联,现在使用的是行政区划界线。STATSGO/SSURGO 数据库为依照生态学界线鉴别土壤的分布提供了可能性,即遵循美国主要土地资源区 MRLAs (Major Land Resources Areas)的界线,进一步的研究工作^[61]将按照生态区域来分析土壤多样性;③监控由土地利用变化引起的土壤多样性的变化,定期监控对于未来由于农业利用和城市化变化十分重要,这样才能对土壤变化速率进行量化研究;④将研究扩展到全球尺度,特别是热带、亚热带地区精深农业的扩张。遗憾的是,目前全球尺度基于地理信息系统的土壤数据库尚未完善地建立起来;⑤建立起未扰动土壤的社会价值,像很多生态学家^[60]倡导的那样,应该有越来越多的科学家、经济学家呼吁公众对未扰动土壤景观的价值的认识,也包括那些高速城市化地区的农田;⑥在土壤多样性的热点问题上做出更多环境保护和管理方面的努力。比如,美国中西部地区已经严重受到人为活动的影响,应立即确立和保护那里的未扰动土壤和生态系统区域。

土壤陆地生态系统的重要组成部分,在全球范围元素循环、水的净化、基因多样性等多方面起到关键作用^[62]。现在关键问题是关注地球表面尚存的自然土壤,正是这些朴素的区域支撑着外来物种的入侵、迎接来自大气的氮的输入和各种特殊气候条件的作用^[63]。在当前人类历史发展阶段,尽可能地减小对土壤景观系统的生态脚印(ecological footprint),是为了给后代生存提供可持续发展的良好环境和自然遗产。

3 在我国土壤景观研究中的应用前景

此前,在国家自然科学基金的资助下,已经利用山东省 1:100 万 SOTER 数据库和海南 1:25 万 SOTER 数据库,对两个地区土壤多样性进行了探索性的研究^[17~20]。研究利用数据源 SOTER 数据库,对有属性数据库连接的 SOTER 图斑进行有关数据的提取、计算、模型跟踪以及 GIS 空间分析。SOTER 是土壤-地体数字化数据库(Soil and Terrain Digital Databases)的简写,是新近发展起来的一种集地形地貌、地质状况和土壤类型及属性于一体的计算机化的现代制图方法。SOTER 方法论的基础是,通过系统划分具有明确定义和常常重复出现的自然地理区域,利用现代信息技术,建立一个包括数据化的地图单元和它的属性数据的土壤-地体数据库。SOTER 方法以地形、母岩和土壤作为 3 类基础数据,划分“均一”的地形-母岩-土壤单元,即 SOTER 单元,单元的空间关系由 GIS 管理。相应地,每一个 SOTER 单元都包含全面的地形、母岩、土壤信息,共 118 个属性,这些数据以关系型数据库进行管理,它们包括:地体、地体组分、地体组分数据、土壤组分、剖面、发生层数据库等 6 个子库,通过特定的标识码连接。主要分析方法是对不同地形或母岩上包含各种地学要素(母质、地形、土壤等)和土壤某些性质(如土层厚度、发生层数目、土壤容重、pH 值、阳离子代换量、有机质含量等)类别信息的 SOTER 单元的丰富度指数、多样性指数和均匀度指数的计算,类别多度分布模型的建立与应用,进而在地理信息系统环境中实现土壤多样性分析的数字化表达。

表 1 进行土壤多样性研究的国家及研究概况^[2,14~20]

Table 1 Brief introduction to the countries and their related pedodiversity studies

国家 Country	起始年份 Time to start	使用的数据库 Databases used	主要方法 Main method	目的 Purpose
西班牙 Spain	1990 ^[2]	欧盟 European union CORINE	多样性指数计算 ^① 多度分布模型 ^② 种类-面积模型的建立 ^③	不同排水条件下土壤多样性 ^⑤ 岛屿土壤多样性 ^⑥
美国 America	2003 ^[14,15]	美国农业部 USDA STATSGO	多样性指数计算 ^① 多度分布模型 ^② 种类-面积模型的建立 ^③ GIS 分析 ^④	各州土壤多样性 ^⑦ 稀有-独特土壤的保护 ^⑧ 土地利用对土壤多样性的影响 ^⑨
中国 China	2001 ^[16] 2003 ^[17~20]	山东、海南 Shandong and Hainan SOTER	多样性指数计算 ^① 多度分布模型 ^② GIS 分析 ^④	理论引入中国 ^⑩ 不同母质或地形上土壤类型、性质多样性的分析 ^⑪

①Diversity indices; ②Abundance distribution models; ③species-area curves; ④GIS analysis; ⑤Pedodiversity under different drainage conditions; ⑥ Pedodiversity for islands; ⑦ Pedodiversity for each state of America; ⑧ Conservation for rare or unique soils; ⑨ Land use impact on pedodiversity; ⑩Method introduced to China; ⑪Pedodiversity for different materials or landforms

根据土壤多样性理论在欧美国家的实践和在我国的研究尝试,结合我国的实际情况(表 1),认为创新的学科交叉研究方法在我国土壤景观研究中应该具有良好的应用前景。

中国是一个幅员广大的国家,自然条件与土壤类型复杂多样,加之几千年的发展历史,各种人为活动更加剧了自然条件与土壤景观的千差万别,自古以来^[64]就有对土壤类型和特性的认识。根据第二次全国土壤普查统计,全国共有个土类 53 个,亚类 200 余个,土种约 3000 个。各省一直到县、市都有土壤志的记载,并有基层分类级别的土属和土种的描述和记载。中国土壤错综

复杂的状况和丰富的资料记载,使得土壤多样性的分析更有意义和可操作性。

1985年开始的中国土壤系统分类的研究,已经取得了相当的进展,积累了大量的研究数据。以诊断层和诊断特性为基础的·中国土壤系统分类^[55],对土壤单个土体之间界线的定量化判断,较以前的发生分类更为科学,这也使得土壤多样性分析对土壤单元划分的疑问和要求得到较好的解决。

各种土壤数据库已经基本具备。1:400万、1:100万全国土壤数据库已经有了很好的基础和研究进展,有望在不久能够作为全国土壤多样性研究的数据源。各省和地区不同比例的土壤数据库,包括中国土壤系统分类全国各样区土系数据库、SOTER数据库,其他包含土壤信息的各种数据库,为不同地区土壤多样性分析和相互比较打下良好的基础。

国家发展的需求。随着我国土壤科学由重视养分循环增加粮食产量到以土壤质量对环境和人类发展的影响为主要研究目的的转变,土壤的性状与环境资源可持续发展、环境监控、基因保护、城市化过程等热点问题的关系受到越来越多的关注。盲目开垦、不当的利用方式,破坏了自然土壤固有的生态学特征和多样性格局,造成各种形式的土壤退化甚至濒于消失,利用土壤多样性的理论可以定量化地分析诸如此类的问题,为环境与资源的保护与管理服务。

References:

- [1] Rosenzweig M L. *Species diversity in space and time*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 1995. 1~436
- [2] Ibáñez J J, Jiménez-Ballesta R, García -Álvarez A. Soil Landscapes and drainage basins in Mediterranean areas. *Catena*, 1990, **17**: 573~583.
- [3] Ibáñez J J and García-Álvarez A. Suolos y cambio global. Un enfoque histórico-termodinámico. *Rev. Ecol. Biol. Dol.*, 1991, **28**: 349~375.
- [4] Ibáñez J J R, García -Álvarez A, Boicadera J. *Current paradoxes in soil survey*. 11th Meeting of the Soil Information Focal Points. EU-Working Group on Soils Information System Development. Hanover, 1994. 23.
- [5] Ibáñez J J. The background of pedodiversity and pedogeomorphic diversity. *Pedomeron*, 1995a, **4**: 2~4.
- [6] Ibáñez J J, De-Alba S, Boixadera J. The pedodiversity concept and its measurement; application to soil information systems. In: King, D, Jones, R J A. and Thomasson, A J Eds. *European Land Information System for Agro-Environmental Monitoring*. JRC, EU, Brussels, 1995b. 181~195.
- [7] Ibáñez J J, García -Álvarez A, González-Rebollar J L, et al. Mediterranean soilscapes and climatic change. An overview. In: Zwerver S, van Rompaey R S A R, Kok, M T J, Berk, M M. Eds. *Climatic Change Research: Evolution and Policy Implications*. Studies in Environmental Sciences 65, Elsevier Science, Amsterdam. 1995c. 751~756.
- [8] Ibáñez J J, De-Alba S, Bermúdez F F, et al. Pedodiversity concepts and tools. *Catena*, 1995d, **24**: 214~232.
- [9] Ibáñez J J, Benito G, García -Álvarez, et al. Mediterranean soils and landscapes. An overview. In: Rubio J L, Calvo A, Eds. *Soil Degradation and Desertification in Mediterranean Environments*. Geoderma, Logroño, 1996. 7~36.
- [10] Ibáñez J J, De-Alba S, Lobo, et al. Pedodiversity and global soil patterns at coarse scales (with Discussion). *Geoderma*, 1998a, **83**: 171~214.
- [11] Ibáñez J J, Saldaña A, De-Alba S, et al. Pedodiversity and global soil pattern at coarse scales. *Geoderma*, 1998b, **83**: 206~211.
- [12] Ibáñez J J, De-Alba S. On the concept of pedodiversity and its measurement. *A Reply Geoderma*, 1999, **93**: 339~344.
- [13] Zhang X L, Chen J, Tan M Z, et al. Some most recent research progress on Pedodiversity. *Advance in Earth Sciences*, 2003, **18**(3):374~379
- [14] Guo Y Y, Gong P, Ronald Amundson. Pedodiversity in the United States of America. *Geoderma*, 2003, **117**(1~2):99~115.
- [15] Ronald Amundson, Guo Y, and Gong P. Soil Diversity and Land Use in the United States. *Ecosystems*. Online publication; 30 May 2003. (<http://rizzo.springer-ny.com/onlinefirst/10021/contents/02/0160/paper>).
- [16] Chen J, Zhang X L, Gong Z T, et al. Pedodiversity; a controversial concept. *Advance in Earth Sciences*, 2001, **16**(2):189~193.
- [17] Tan M Z, Zhang X L, Chen J, et al. Pedodiversity; a case study based upon the 1 : 1000000 SOTER of Shandong Province. *Pedosphere*, 2003, **13**(3):219~226.
- [18] Zhang X L, Chen J, Zhang G L, et al. Pedodiversity analysis in Hainan Island, China. *Journal of Geographical Sciences*, 2003, **13**(2): 181~186.
- [19] Zhang X L, Chen J, Zhang G L. Landform Based Pedodiversity of Some Soil Properties in Hainan, *Acta Geographica Sinica*, 2003, **58**(6):839~844.
- [20] Zhang X L, Chen J, Zhang G L, et al. Soil Parent Material Based Geomorphic Diversity in Hainan Island, China. *Acta Pedologica Sinica*,

- 2004, **41**(2):170~175.
- [21] Odeh I O A. Pedodiversity and global soil pattern at coarse scales. *Geoderma*, 1998, **3**: 203~205.
- [22] Yaalon D H. Pedodiversity and global soil pattern at coarse scales. *Geoderma*, 1998, **83**: 193~196.
- [23] Saldaña A, Ibáñez J J, Zinck A, *et al.* Repercusiones de la evolución de los sistemas de incisión fluvial sobre la complejidad de los paisajes geomorfológicos en áreas con superficies de tipo raña. In: Symposium sobre la Raña, (October, 1992) (SECS-CSIC-CAM), 1993. 81~93.
- [24] McBratney A B, Odeh I O A, Bishop T F A, *et al.* An Overview of Pedometric Techniques for Use in Soil Survey. *Geoderma*, 2000, **97**: 293~307.
- [25] Wilding L P, Nordt L C. Discussion of the Paper by Ibáñez J J, *et al.* *Geoderma*, 1998, **83**:196~199.
- [26] Van Meirvenne M. Discussion of the Paper by Ibáñez J J, *et al.* *Geoderma*, 1998, **83**: 201~203.
- [27] Magurran A E. *Ecological Diversity and Its Measurement*. London: Croom Helm, 1988. 179.
- [28] Shannon C, Weaver W. *The Mathematical Theory of Communication*. Uni. Illinois Press, Urbana, III., 1948. 117.
- [29] Pielou E C. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley, New York, 1969. 286.
- [30] Whittaker R H Ed. *Ordination and Classification of Plant Communities*. Junk, The Hague, 1977. 800.
- [31] Hatch T Determination of Average Particle Size from the Screen-Analysis of Non-Uniform Particulate Substances. *J. of the Franklin Institute*, 1933, **207**: 369~388.
- [32] Briggs D J, Martin N H. CORINE; an Environmental Information System for the European Community. *Environment Review*, 1988, **2**: 29~34.
- [33] CEC. *Soil Map of the European Communities at 1 : 1000000*. CEC DG VI. Luxembourg, 1985.
- [34] FAO-UNESCO. *Soil Map of the World*, 1 : 5000000. Vols 1-10. Paris: UNESCO, 1971~1981.
- [35] FAO. *Digital Soil Map of the World and Derived Soil Properties (CD-ROM)*. FAO, Rome, 1995.
- [36] Johnson M P, Simberloff D S. Environmental Determinants of Island Species Numbers in the British Isles. *Biogeography*, 1974, **1**: 149~154.
- [37] Economou A. Seismic Activity and Vulcanism into the Aegean Area. Their Relationships. *Annales Géologiques des Pays Helléniques, Le serie T.*, 1987/1988. XXXIII/2, 297~308.
- [38] Huston M A. *Biological Diversity*. Cambridge: Cambridge University. Press, 1994. 681.
- [39] Soil Survey Staff. *Soil taxonomy; a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2nd ed. U. S. Dept. Agric. Handbook, Vol. 436. U. S. Gov. Printing. Office, Washington, DC., 1999.
- [40] Magurran A E. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton Univ. Press, New Jersey, 1988.
- [41] Smith B, Wilson J B. A consumer's guide to evenness indices. *Oikos*, 1996, **76**: 70~82.
- [42] Mouilliot J B, Wilson J B. Can we tell how a community was constructed? A comparison of five evenness indices for their ability to identify theoretical models of community construction. *Theoretical Population Biology*, 2002, **61**: 141~151.
- [43] Pielou E C. *Ecological Diversity*. Wiley, New York, 1975.
- [44] O'Neill R V, Krummel J R, Gardner R H, *et al.* Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1988, **3**: 153~162.
- [45] Hulshoff R M. Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology*, 1995, **10**(2): 101~111.
- [46] Ritters K H, O'Neill R V, Hunsaker C T, *et al.* Factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 1995, **10**: 23~39.
- [47] Kilburn P D. Analysis of the species—area relation. *Ecology*, 1966, **47**: 831~843.
- [48] Beckett P H T, Bie S W. Use of soil and land-system maps to provide soil information in Australia. *Division of soils technical paper*. Vol. 33. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Australia, 1978.
- [49] Borde-de-Agua L, Hubbell S P, McAllister M. Species—area curves, diversity indices, and species abundance distribution; a multifractal analysis. *The American Naturalist*, 2002, **159**: 138~155.
- [50] Molinari J. A calibrated index for the measurement of evenness. *Oikos*, 1989, **56**: 319~323.
- [51] Bulla L. An index of evenness and its associated diversity measure. *Oikos*, 1994, **70**: 167~171.
- [52] Jenny H. Arrangement of soil series and types according to functions of soil forming factors. *Soil Science*, 1946, **61**: 375~391.
- [53] Darwin C. *The Origin of Species by Means of Natural Selection*. Penquin Books, London, England, 1985.
- [54] Census of Agriculture. 1997; <http://www.census.gov/econ/www/ag0100.html>.
- [55] Nizeyimana E L, Peterson G W, Imhoff M L, *et al.* Assessing the impact of land conversion to urban use on soils with different productivity levels in the USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2001, **65**:391~402.

- [56] Sorenson A A, Greene R P, Russ K. *Farming on the edge*. American Farmland Trust, Center for Agricultural Development, Northern Illinois University, DeKalb, IL, 1997.
- [57] Imhoff M L, Lawrence W T, Elvidge C D, *et al.* Using nighttime DMSP/OLS images of city lights for estimating the impacts of urban land use on soil resources in the United States. *Remote Sens. Environ.*, 1997, **59**:105~117.
- [58] Myers N, Mittermeier R A, Mittermeier C G, *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 2000, **403**:853~858.
- [59] Cincotta R P, Wisnewski J, Engelman R. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, 2000, **404**:990~992.
- [60] Dobson A P, Rodriguez J P, Roberts W M, *et al.* Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science*, 1997, **275**:550~553.
- [61] Guo Y Y, Amundson R, Gong P, *et al.* Taxonomic structure, distribution, and abundance of the soils in the United States, 2003.
- [62] Daily G C, Söderqvist T, Aniyar S, *et al.* The value of nature and the nature of value. *Science*, 2000, **289**:395~396.
- [63] Vitousek P M, Mooney H A, Lubchenco J, *et al.* Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 1997, **277**:494~499.
- [64] Gong Z T, Zhang X L, Chen J, *et al.* Origin and Development of Soil Science in Ancient China. *Geoderma*, 2003, **115**:1~13.
- [65] Cooperative research group. *Chinese Soil Taxonomy*. Beijing: Science Press, 2001. 1~196.

参考文献:

- [13] 张学雷, 陈杰, 檀满枝, 等. 土壤多样性理论方法的新近发展与应用. *地球科学进展*, 2003, **18**(3):374~379.
- [16] 陈杰, 张学雷, 龚子同, 等. 土壤多样性的概念及其争议. *地球科学进展*, 2001, **16**(2):189~193.
- [19] 张学雷, 陈杰, 张甘霖. 海南岛不同地形上土壤性质的多样性分析. *地理学报*, 2003, **58**(6):839~844.
- [20] 张学雷, 陈杰, 张甘霖, 等. 海南岛成土母质的地形多样性分析. *土壤学报*, 2004, **41**(2):170~175.