

中国典型丘陵区人口密集乡村景观的土壤碳氮磷分布特征^{*}

焦加国^{1,2} 杨林章² 武俊喜³ 李辉信^{1,*} E. C. Ellis⁴

(¹南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; ²中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; ³中国农业大学农学与生物技术学院, 北京 100094; ⁴马里兰大学地理与环境系统系, 巴尔的摩 21250, 马里兰, 美国)

摘要 基于 IKONOS 高分辨率 (1 m) 卫星遥感图, 根据生态立地分层分类规则, 评价了四川盆地、江南山地和华南山地等典型丘陵区人口密集的乡村景观结构对 0~30 cm 土壤有机碳 (SOC)、全氮 (TN) 和全磷 (TP) 密度及储量的影响。结果表明: SOC 密度的面积加权平均值为江南山地丘陵 ($2.72 \pm 0.76 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > 华南山地丘陵 ($2.65 \pm 0.73 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > 四川盆地丘陵 ($2.15 \pm 0.57 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$); TN 密度的面积加权平均值为江南山地丘陵 ($0.28 \pm 0.06 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > 四川盆地丘陵 ($0.27 \pm 0.06 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > 华南山地丘陵 ($0.21 \pm 0.06 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$); TP 密度的面积加权平均值为四川盆地丘陵 ($0.19 \pm 0.04 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > 江南山地丘陵 ($0.11 \pm 0.03 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > 华南山地丘陵 ($0.08 \pm 0.04 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$)。四川盆地、江南山地和华南山地丘陵 SOC、TN 和 TP 储量最高的生态立地类型分别为小规模 1 年生旱地作物、两季水田和斜坡次生阔叶疏林。SOC 和 TN 密度均以水田或林地最高, 而以低覆盖度的挖掘地和山顶旱地最低, TP 密度的分布较为复杂。细微尺度的生态立地水平分析可以较好地反映出丘陵区人口密集乡村景观地区的生态结构和 SOC、TN、TP 的分布情况。

关键词 丘陵区域 人口密集乡村景观 生态立地 土地利用 土壤养分

文章编号 1001-9332(2007)07-1471-08 **中图分类号** S159.2 **文献标识码** A

Distribution characteristics of soil organic carbon, nitrogen and phosphorus in densely populated village landscapes of different hilly regions of China. JIAO Jia-guo^{1,2}, YANG Lin-zhang², WU Jun-xi³, LI Hui-xin¹, E. C. Ellis⁴ (¹College of Resources & Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; ²Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; ³College of Agronomy & Agroecology, China Agricultural University, Beijing 100094, China; ⁴Department of Geography and Environmental Systems, University of Maryland, Baltimore County 21250, Maryland, USA). -*Chin J Appl Ecol*, 2007, **18**(7): 1471-1478

Abstract: Based on high spatial resolution remote sensing map (1 m) and sampling with a stratified design on different site types, the effects of fine-scale land use patterns in villages on top soil (0-30 cm) organic carbon (OC), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) within and across the densely populated hilly landscapes, *i.e.*, Sichuan Hilly Region (SHR; Jintang County, Sichuan Province), Subtropical Hilly Region (SUHR; Yiyang County, Hunan Province), and Tropical Hilly Region (THR; Dianbai County, Guangdong Province), were investigated. The results showed that soil OC density was decreased in the order of SUHR ($2.72 \pm 0.76 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > THR ($2.65 \pm 0.73 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > SHR ($2.15 \pm 0.57 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$), TN density was in the order of SUHR ($0.28 \pm 0.06 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > SHR ($0.27 \pm 0.06 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > THR ($0.21 \pm 0.06 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$), and TP density was in the order of SHR ($0.19 \pm 0.04 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > SUHR ($0.11 \pm 0.03 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) > THR ($0.08 \pm 0.04 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$). The fine-scale landscape units (ecotopes) with the highest soil OC, TN and/or TP stocks were rainfed annual crops in SHR, paddy rice in SUHR, and open canopy trees and brush in THR, respectively. In all hilly regions, paddy and forest land use classes had the highest soil OC and TN density, while mined areas had the lowest soil OC and

^{*}美国国家科学基金资助项目 (DEB-0075617).

^{**}通讯作者. Email: huixinli@njau.edu.cn

2006-07-24收稿, 2007-04-04接受.

TN density, with the distribution of TP density showing a more complicated pattern than that of OC and TN. Ecotope level analysis could reflect the soil organic carbon, nitrogen and phosphorus distribution in densely populated village landscape of hilly regions more comprehensively than land use or land cover analysis

Key words: hilly region; densely-populated village landscape; ecotope; land use; soil nutrient

1 引言

乡村景观中,土地利用方式和生态类型的改变主要是由于人为作用,如土地管理、道路建设与房屋建设等,而自然的生态进程则居于次要地位.由于各地区地形、气候和土壤肥力等的差异,以及社会经济发展的不同,不同地区的农村景观类型不相同.人为作用对乡村景观的影响越来越受到全球范围的关注.乡村景观的变化主要表现在生物多样性和土壤元素循环两个方面^[8].全球范围内,人口密集乡村景观的面积和人口数量巨大^[12].运用人口密度数据和农业面积比例数据, Ellis^[3]计算出的中国村级景观面积为 $2.31 \times 10^6 \text{ km}^2$,占全球村级景观面积的 26%;乡村人口 5.2 亿,占全球 29%.庞大的农业人口和广阔的乡村面积使中国乡村景观在全球变化研究中占有重要地位.

中国乡村景观的人为干扰作用强烈,生态过程复杂,农户水平细微尺度的土地利用变化和资源管理行为多样化,土地利用呈现高度的异质性^[3,7].中国多数乡村景观的土地利用转换并不在于乡村景观面积的大幅度增减,而在于乡村景观内部的小尺度转换^[20],这些过程同时也伴随着土壤元素的变化.这使得用通常景观的大中尺度研究方法来获取乡村景观小尺度多样化变得十分困难,在估算区域性土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)和全磷(TP)储量时易造成误差.

本研究借助高分辨(1 m)的 IKONOS 影像,运用多层次景观分类和制图方法,采用由大尺度到小尺度的取样和由小尺度到大尺度的推绎相结合的研究方法,分析了中国不同丘陵区域人口密集乡村景观 SOC(0~30 cm)、TN 和 TP 密度及储量的差异,以期

为中国丘陵区域的景观规划和生态系统的管理提供依据,为中国丘陵地区土壤数据提供一定的补充.

2 研究方法

2.1 人口密集景观生态区域的选择

借助荷兰科学家 Verburg 发展的基于 GIS 和统计分析方法,根据文献资料和专家知识,在中国最终得到 5 个高度相似性的人口密集景观生态区:黄淮海平原景观生态区、长江中下游平原景观生态区、江南山地丘陵景观生态区、四川盆地丘陵景观生态区和华南山地丘陵景观生态区.但这些景观生态区不同于传统意义上的景观生态区^[3,13],聚类得到的区域约占中国 65% 的乡村人口和约 50% 的耕地面积,具有广泛的代表性.本文以其中的 3 个丘陵地区作为研究区域,来比较不同丘陵地区间土壤碳氮磷分布的差异(表 1).

2.2 区域代表性研究样方的选取

为了获得区域代表性的乡村景观结构,先在大区域中获取 Landsat 影像并进行土地覆被粗分类,并以土地覆被粗分类结果和距城镇的直线距离为变量,进行两步聚类和 K 均值聚类,进一步确定 Landsat 影像覆被范围中人口密集乡村景观的覆被面积和分布范围,然后基于土地覆被粗分类结果和距城镇直线距离等变量在 500 m × 500 m 网格中再次进行两步聚类和 K 均值聚类,根据聚类结果,从 IKONOS 影像覆被区域选取 12 个具有区域代表性的网格作为研究样方,并根据聚类距离和聚类单元格数量来计算尺度推绎参数 CDW,利用研究样方数据和 CDW 参数来进行大区域的评价分析^[3,7].

2.3 景观分类制图

Ellis 等^[2-4]制定了以地形、土地覆被、土地利

表 1 3 个丘陵地区概况

Tab 1 The basic situation of three hilly regions

区域名称 Region	代表地区 Research site	主要土壤类型 Main soil type	区域面积 Region area (10^6 km^2)	人口密度 Population density ($\text{P} \cdot \text{km}^{-2}$)	年降水量 Annual precipitation (mm)	年平均气温 Annual mean temperature ()
	金堂 Jintang	紫色土 Purple soil	0.32	248	950	11
	益阳 Yiyang	黄壤, 黄棕壤 Xanthozem	0.62	188	1426	14
	电白 Dianbai	红壤 Latosol	0.23	233	1651	20

: 四川盆地丘陵 Sichuan Hilly Region; : 江南山地丘陵 Subtropical Hilly; : 华南山地丘陵 Tropical Hilly

用、景观分类单元组共同组合构成的生态立地分层分类规则。生态立地表示景观中最小的均质斑块,并至少近期连续 2 年稳定的最小的均质斑块^[8]。所有层次的类型最终以生态立地为基本单元来表达。该系统是一个逻辑的层次系统,即可在每一等级上分出不同的乡村景观类型;同时也可用综合属性来表达每个景观单元,即每一景观单元具有多级层次的属性特征。例如:生态立地“SLTPdt02”表示地形为斜坡(SL = sloping),土地利用为林地(T = forestry),土地覆盖为多年生(P = perennial)的次生闭合落叶树(group + type = dt02)(表 2),关于本文景观类型的详细分类请查看: <http://ecotope.org/aem/classification.htm>。

尺度推绎是依据 Ellis^[3]提出的区域权重(CDW)及区域评价公式计算。首先,计算每个样方(500 m × 500 m)的 CDW(式 1),每个样方中各生态立地有确切的占此样方的面积百分比,二者相乘得到此生态立地在这个样方下的 CDW,所有的同一生态立地在 12 个样方的 CDW 之和,就是这一生态立地的 CDW(式 2)。

$$CDW_i = \left[\frac{1}{CD_i^2} \left(\sum_{i=1}^{n_k} \frac{1}{CD_i^2} \right) \right] \times \frac{N_k}{N_i} \quad (1)$$

式中: CDW_i 为取样样方 i 的区域权重; CD_i 为取样样方 i 在 k 类别中的聚类距离; n_k 为 k 类别中取样样方数目; N_k 为 k 类别中单元格总数; N_i 为区域中聚类单元格总数。

$$CDW_{ECO_j} = \left(\sum_{i=1}^l ECO_{ij} \times CDW_i \right) / \sum_{i=1}^l A_i \quad (2)$$

式中: CDW_{ECO_j} 为生态立地 j 的区域权重; l 为取样样方总数; ECO_{ij} 为取样样方 i 中生态立地类型 j 的面积; A_i 为取样样方 i 的面积。

表 2 村级景观分类描述

Tab 2 Ecotope classification levels and classes for village landscapes

地形 Land form		土地利用 Land use		土地覆盖 Land cover	
代码 Code	描述 Description	代码 Code	描述 Description	代码 Code	描述 Description
AN	人工地形 Anthropogenic	A	水产用地 Aquaculture	A	1年生植被 Annual
BP	台地 Bench plateau	C	建设用地 Constructed	E	裸露地面 Bare soil
EX	挖掘地 Excavated	D	杂乱用地 Disturbed	M	混合覆被 Mixed
FP	冲积平原 Floodplain	F	闲置地类 Fallow	P	多年生植被 Perennial
FS	山麓 Foot slope	H	园艺用地 Horticulture	S	硬化地面 Sealed
SL	斜坡 Sloping	I	水浇地 Irrigated	V	变化的 Variable
SR	季节河 Seasonal river	M	开采或填埋地 Mine & Fill	W	水面 Water
SS	陡坡 Steep slope	O	观赏园林 Ornamental	X	荒地 Barren
SU	山顶 Summit	P	水田 Paddy		
TS	梯田 Terraced slope	R	旱地 Rainfed		
		T	林地 Forest		

2.4 样点布设及田间采样

土壤取样是基于以生态立地为单元的景观分类图,以及景观分类的区域权重(公式 1、2)来设计。根据生态立地,地形与土地利用/覆被组合(FUC = FROM + USE + COVER)以及土地利用和覆被组合(UC = USE + COVER)3种分类层次的区域权重面积比率(CDW · Area, %)确定并调整土壤取样点在不同景观分类组合的数量,并按照此顺序先后进行取样,如果前面的取样结果包含后面的景观分类组合,则不再重复取样。每种景观分类组合最小取样量为 3 个,而最大取样量在基于 2002 年和 20 世纪 40 年代景观类型取样时有所不同,分别不超过 10 个和 5 个。最后随机选取样点并将 GIS 生成的样点输入到 GPS 中,根据 GPS 导航定位和每个样点所属景观类型准确找到每个样点的位置。去除样点表面的杂草、石头等杂物,用直径为 5.08 cm 的分裂式采样器(AMS, American Falls, Idaho)进行采样,采样深度为 30 cm,分为 0 ~ 15 和 15 ~ 30 cm 两层,然后分别装入定制的布袋中,带回实验室进行室内分析。

2.5 样品处理及实验室分析

土样称量后,过 2 mm 筛,过筛过程中,剔除植物根系、石子和昆虫等杂物,再次称量过筛后风干土样,计算储量。取约 80 g 过 2 mm 筛的土样,再过 0.25 mm 筛,用于实验室分析。土壤容重用烘干土量(过 2 mm 筛)除以土钻体积(3.14 cm × 2.54 cm × 30 cm)计算;SOC 测定采用外加热重铬酸钾容量法^[11];TN 测定采用标准的半微量开氏定氮法^[11];TP 测定采用高氯酸消煮钼锑抗比色法^[9],测定过程中用标样 7416 来确保测定的准确性。

SOC 密度为 SOC 含量、土壤容重和土壤深度的

乘积,整个地区 SOC密度由生态立地(最细分类水平)面积加权平均得到, SOC储量为 SOC密度和面积的乘积. TN和 TP密度的计算与 SOC相同. 采用单因素方差分析(ANOVA)来检验土壤属性在不同土地利用类型之间的差异,如果有显著性差异,则进一步用 Duncan(符合正态性和方差其次性)或 Dunnett's C(不符合正态性和方差其次性)方法进行多重比较.

$$SOC = \sum_i BD_i \times C_i \times d_i \quad (3)$$

式中, SOC密度单位为 $(\text{kg} \cdot \text{m}^{-2})$, BD_i 为土壤容重 $(\text{g} \cdot \text{cm}^{-3})$, C_i 为土壤有机碳含量 $(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$, d_i 为土壤深度 (m) .

3 结果与分析

3.1 区域间生态立地水平的 SOC、TN和 TP密度分布

通过各个区域的生态立地类型面积加权平均得出:四川盆地丘陵、江南山地丘陵和华南山地丘陵 SOC密度依次为 2.15 ± 0.57 、 2.72 ± 0.76 和 $2.65 \pm 0.73 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, TN密度依次为 0.27 ± 0.06 、 0.28 ± 0.06 和 $0.21 \pm 0.06 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, TP密度依次为 0.19 ± 0.04 、 0.11 ± 0.03 和 $0.08 \pm 0.04 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ (表 3). 四川盆地 SOC密度最低,而 TP密度最高;江南山地丘陵 SOC和 TP密度最高;华南山地丘陵 TN和 TP密度最低. 如果以 Wang等^[15]根据全国第二次土

壤普查估算出的 SOC密度 ($10.61 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 土层为 100 cm)和 Zhang等^[21]根据全国第二次土壤普查估算出的 SOC密度 ($8.3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 土层为 100 cm)为标准,则 3个丘陵区域的 SOC和 TN密度均低于全国平均水平. 而 SOC和 TN有极好的相关性,所以 3个丘陵区域的土壤 TN密度也低于全国平均水平.

各区域中, SOC、TN和 TP密度在各生态立地类型间均有显著差异 ($P < 0.01$). 四川盆地丘陵 SOC密度最高的为 FsPA ri03 ($3.20 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$), 最低的为 SURAc04 ($1.35 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$); 江南山地丘陵 SOC密度最高的是 FsPA ri01 ($4.26 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$), 最低的是 EXMEex08 ($0.52 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$); 华南山地丘陵 SOC密度最高的是 SLTPeb02 ($3.40 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$), 最低的是 EXMEex04 ($1.02 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$). 土壤 TN密度的变化趋势和土壤有机碳基本一致. 土壤 TP密度在各生态立地间的变化趋势与 SOC和 TN密度完全不同. 四川盆地丘陵、江南山地丘陵和华南山地丘陵 TP密度最高的生态立地类型依次为: BPRAc01、SLRM-mc01、SLDMdb07; TP密度最低的生态立地类型依次为: SSDPdb08、SLTPwd02、SLRMoe37. 总的来说,在 3个丘陵区域中, SOC和 TP密度较高的是水田和林地, 较低的是低覆盖度的挖掘地和山顶旱地; 而 TP密度的分布较为复杂, 不同区域间同种生态立地类型差异很大.

表 3 3个丘陵区域不同生态立地水平下 SOC、TN、TP密度

区域 Region	生态立地 Ecotope	注解 Description	面积百分数 Area percentage (%)	SOC Organic carbon ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)	TN Total nitrogen ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)	TP Total phosphorus ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)
四川盆地	BPRAc04	小规模 1年生大田作物	39.76	1.83 \pm 0.46	0.24 \pm 0.05	0.19 \pm 0.03
丘陵	SSTPen03	次生栽植混合密闭冠层针叶林	8.54	2.41 \pm 0.82	0.27 \pm 0.08	0.16 \pm 0.03
Sichuan hilly	FSPA ri03	冬水田	6.18	3.20 \pm 0.77	0.36 \pm 0.08	0.18 \pm 0.04
	BPRPoe33	小规模旱地成熟桔园	5.43	2.21 \pm 0.45	0.30 \pm 0.06	0.22 \pm 0.06
	FSPA ri01	两季田	5.05	2.61 \pm 0.51	0.33 \pm 0.04	0.21 \pm 0.04
	ANCSho03	非单独院落的平房或成片平房群	2.48	2.18 \pm 0.25	0.29 \pm 0.04	0.15 \pm 0.03
	SSTPo03	次生或栽植开放冠层林	2.14	2.66 \pm 0.94	0.29 \pm 0.11	0.15 \pm 0.06
	BPPA ri01	两季田	2.04	2.67 \pm 0.43	0.35 \pm 0.05	0.20 \pm 0.03
	SJRAac04	小规模 1年生大田作物	1.97	1.35 \pm 0.47	0.19 \pm 0.04	0.23 \pm 0.03
	ANCSho04	非单独院落的平房或成片平房群	1.96	1.93 \pm 0.54	0.27 \pm 0.07	0.20 \pm 0.03
	SLRAac04	小规模 1年生大田作物	1.94	1.61 \pm 0.06	0.23 \pm 0.02	0.21 \pm 0.02
	FSRAac04	小规模 1年生大田作物	1.63	1.73 \pm 0.27	0.24 \pm 0.04	0.17 \pm 0.04
	SSTPen01	栽植密闭冠层针叶林	1.49	2.43 \pm 1.24	0.26 \pm 0.13	0.16 \pm 0.07
	BPDpdb08	次生树林地, 有建筑或废物堆积	1.35	2.46 \pm 1.28	0.31 \pm 0.14	0.19 \pm 0.04
	ANCEtu01	土路	1.29	2.46 \pm 0.59	0.31 \pm 0.06	0.23 \pm 0.06
	BPRMmc01	1年生植物, 果树混合	1.24	2.09 \pm 1.22	0.28 \pm 0.13	0.23 \pm 0.11
	SSDPdb08	次生树林地, 有建筑或废物堆积	0.97	2.02 \pm 0.43	0.26 \pm 0.04	0.14 \pm 0.04
	BPRAc01	小规模 1年生蔬菜园艺作物	0.94	2.70 \pm 1.43	0.36 \pm 0.15	0.32 \pm 0.28
	SLDPdb08	次生树林地, 有建筑或废物堆积	0.92	2.16 \pm 0.73	0.28 \pm 0.10	0.14 \pm 0.01

续表 3

Tab 3 continued

区域 Region	生态立地 Ecotope	注解 Description	面积百分数 Area percentage (%)	SOC Organic carbon ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)	TN Total nitrogen ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)	TP Total phosphorus ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)
0.18 ±0.01		FSPA ri02	秧田	0.55	3.08 ±0.15	0.35 ±0.03
	SLRPoe33	小规模成熟桔园	0.53	2.13 ±0.35	0.29 ±0.03	0.22 ±0.06
	SSDMdb04	次生灌丛或树林,无建筑和废物堆积	0.46	2.50 ±1.75	0.30 ±0.17	0.16 ±0.04
	SSTPm i03	栽植或次生混合密闭树林	0.42	2.64 ±0.83	0.28 ±0.13	0.15 ±0.08
	SSTMow02	次生混合型开放灌丛	0.25	1.88 ±0.58	0.21 ±0.07	0.15 ±0.03
	ANDPdb08	次生树林地,有建筑或废物堆积	0.10	2.73 ±1.42	0.35 ±0.13	0.17 ±0.05
	All ecotypes	所有生态立地	89.64	2.15 ±0.57	0.27 ±0.06	0.19 ±0.04
江南山地	FSPA ri01	两季田	20.44	4.00 ±0.99	0.40 ±0.08	0.16 ±0.03
丘陵	SLTPen01	栽植密闭冠层针叶林	17.07	2.10 ±2.10	0.23 ±0.06	0.09 ±0.02
Subtropical hilly	SLTPen02	次生密闭冠层针叶林	17.02	2.34 ±0.69	0.24 ±0.05	0.08 ±0.04
	SLTPm i02	次生密闭冠层林	6.73	2.28 ±0.49	0.22 ±0.05	0.08 ±0.02
	SLDPdb08	次生树林地,有建筑或废物堆积	4.14	2.41 ±0.91	0.26 ±0.06	0.12 ±0.03
	TSPA ri01	两季田	4.00	4.25 ±0.66	0.42 ±0.06	0.13 ±0.04
	SLRAac02	中等规模 1年生蔬菜园艺作物	2.98	2.19 ±0.60	0.25 ±0.04	0.14 ±0.08
	SLRAac01	小规模 1年生蔬菜园艺作物	2.96	2.56 ±0.45	0.27 ±0.03	0.16 ±0.05
	ANCSHo02	有单独院落的楼房	2.41	1.39 ±0.69	0.20 ±0.03	0.13 ±0.09
	ANCEt01	土路	1.65	2.99 ±0.51	0.28 ±0.02	0.11 ±0.01
	ANCSib31	大型砖场	1.52	1.71 ±1.14	0.20 ±0.06	0.10 ±0.03
	ANCSHo04	有单独院落的楼房	1.34	2.19 ±0.73	0.22 ±0.03	0.14 ±0.04
	SLTPcw02	次生混合密闭灌丛	1.28	1.73 ±0.60	0.18 ±0.05	0.08 ±0.03
	SLRMmc01	1年生植物,果树混合	1.04	2.46 ±1.15	0.25 ±0.09	0.20 ±0.13
	SLRPew34	中等规模成熟茶园	0.92	2.77 ±0.19	0.25 ±0.03	0.10 ±0.03
	SLTPwd02	次生密闭落叶灌丛	0.80	2.47 ±0.64	0.17 ±0.04	0.06 ±0.00
	SLRAac03	大规模 1年生蔬菜园艺作物	0.67	2.04 ±0.84	0.17 ±0.04	0.08 ±0.03
	SLTPeb02	次生常绿阔叶林	0.53	2.29 ±0.46	0.21 ±0.05	0.06 ±0.01
	SLFA tg01	人工种植或自然恢复的高草	0.48	1.20 ±0.49	0.16 ±0.03	0.07 ±0.04
	SLDAdb06	无木本植物,有建筑或废物堆积	0.47	2.03 ±2.03	0.23 ±0.06	0.11 ±0.01
	EXMEex08	开采或挖掘地	0.46	0.52 ±0.29	0.14 ±0.03	0.08 ±0.01
	All ecotypes	所有生态立地	88.93	2.72 ±0.76	0.28 ±0.06	0.11 ±0.03
华南山地	SLTPob02	次生开放阔叶林	23.21	2.69 ±0.50	0.22 ±0.05	0.08 ±0.03
丘陵	FSPA ri01	两季田	11.60	2.85 ±0.96	0.24 ±0.08	0.07 ±0.02
Tropical hilly	SLTMow02	次生混合型开放灌丛	9.26	2.96 ±0.44	0.21 ±0.04	0.05 ±0.03
	SLRPoe41	大规模成熟荔枝园	8.59	2.57 ±0.55	0.20 ±0.03	0.12 ±0.10
	SLTPen01	栽植密闭冠层针叶林	7.57	2.26 ±1.16	0.17 ±0.10	0.07 ±0.03
	SLTPeb02	次生常绿阔叶林	4.73	3.40 ±0.85	0.26 ±0.08	0.06 ±0.03
	SLTPwe02	次生密闭常绿灌丛	3.89	3.13 ±1.16	0.23 ±0.08	0.07 ±0.01
	SLRMoe36	小规模未成熟荔枝园	3.54	2.19 ±0.92	0.16 ±0.06	0.07 ±0.09
	SLDMdb07	次生灌丛或树林,有建筑或废物堆积	2.61	3.14 ±1.02	0.27 ±0.07	0.17 ±0.06
	SLRMoe38	大规模未成熟荔枝园	2.42	2.79 ±1.30	0.19 ±0.09	0.05 ±0.02
	SLRAac04	小规模 1年生大田作物	2.16	1.43 ±0.43	0.12 ±0.03	0.08 ±0.04
	SSTPo01	栽植开放冠层林	1.79	2.57 ±0.31	0.19 ±0.03	0.06 ±0.01
	SLRMoe37	中等规模未成熟荔枝园	1.68	2.48 ±0.90	0.18 ±0.07	0.05 ±0.01
	SLRMoe44	大规模未成熟龙眼园	1.59	2.79 ±0.48	0.21 ±0.02	0.14 ±0.24
	SLDPdb08	次生树林地,有建筑或废物堆积	1.47	2.32 ±0.66	0.18 ±0.05	0.09 ±0.06
	SLDAdb06	无木本植物,有建筑或废物堆积	1.38	1.35 ±0.35	0.11 ±0.03	0.06 ±0.01
	ANDMdb07	次生灌丛或树林,有建筑或废物堆积	1.15	1.60 ±1.15	0.11 ±0.08	0.11 ±0.09
	SLRPoe40	中等规模成熟荔枝园	1.12	2.27 ±0.82	0.17 ±0.05	0.09 ±0.07
	SLTPob01	栽植开放阔叶林	0.80	2.49 ±0.35	0.19 ±0.01	0.06 ±0.01
	SLTPo01	栽植开放冠层林	0.79	2.75 ±0.14	0.18 ±0.04	0.07 ±0.03
	ANCSHo03	院落式平房	0.73	2.16 ±0.72	0.19 ±0.07	0.13 ±0.06
	SLRMoe43	中等规模未成熟龙眼园	0.68	2.82 ±1.11	0.20 ±0.08	0.05 ±0.02
	SLRPoe39	小规模成熟荔枝园	0.52	2.38 ±1.23	0.19 ±0.11	0.07 ±0.03
	EXMXex04	暴露岩石的大面积的挖掘地	0.41	1.02 ±1.16	0.10 ±0.11	0.07 ±0.03
	All ecotypes	所有生态立地	93.71	2.65 ±0.73	0.21 ±0.06	0.08 ±0.04

各区域生态立地类型总面积百分数均不足 100%,这是因为区域中有的生态立地类型面积很小而没有采样 The regional total area is less than 100%, this is because some of the ecotope area percentage is enough small to be neglected

3.2 区域间生态立地水平的 SOC、TN 和 TP 储量分布差异

通过各区域面积 (表 1) 和 SOC、TN、TP 密度 (表 3) 计算得出: 四川盆地丘陵、江南山地丘陵和华南山地丘陵的 SOC 储量分别为 6.17×10^8 、 1.50×10^9 和 5.71×10^8 t, TN 储量分别为 7.70×10^7 、 1.54×10^8 和 4.50×10^7 t, TP 储量分别为 5.50×10^7 、 6.00×10^7 和 1.70×10^7 t. SOC、TN 和 TP 储量主要由各生态立地类型的面积决定. 在四川盆地丘陵, BPRAc04 的 SOC、TN 和 TP 储量最高, 分别为 2.33×10^8 、 3.10×10^7 和 2.40×10^7 t, 储量百分数均在 30% ~ 40%, 而其它生态立地类型的储量百分数均不足 10%; 在江南山地丘陵, 由于 FSPAr01 面积最大, 其 SOC、TN 和 TP 储量最高, 储量百分数均为 30% 左右, 远远高于其面积百分数 (20.44%), 此外, SLTPen01 和 SLTPen02 的 SOC、TN 和 TP 储量也较高; 在华南山地丘陵, SOC、TN 和 TP 储量最高的生态立地类型为 SLTPob02, 储量百分数依次为 23.59%、24.47% 和 23.96%, FSPAr01 的 SOC、TN 和 TP 储量也较高.

3.3 不同土地利用方式下 SOC、TN 和 TP 密度

以林地作为自然植被的代表, 通过对比分析, 讨论当林地转化为水田或旱地时, 各区域土壤养分的变化情况. 在所有区域, 当林地转化为水田时, 土壤的 SOC、TN 密度均不同幅度地增加. 当林地转化为旱地时, 各区域 SOC、TN 密度的变化趋势有所不同, 四川盆地丘陵旱地 SOC 密度有所下降, 而 TN 密度则基本没有变化; 江南山地丘陵旱地 SOC 和 TN 密度均高于林地; 而华南山地丘陵旱地 SOC 和 TN 密度则有不同幅度的下降. 在所有区域, 不论林地转化

为水田或旱地, TP 密度均升高, 这和 Saikh 等研究的结果一致^[10]. 当林地转化为水田时, SOC、TN 和 TP 密度均有所升高, 说明水田作为一种特殊的湿地, 对土壤储存 SOC、TN 和 TP 有着重要的意义, 但同时也容易引起土壤养分的流失^[22]. 林地转化为水田和旱地时, 各养分的变化趋势并不相同, 且各区域间变化的趋势也不相同, 如江南山地丘陵区域水田 SOC 密度高达 $4.10 \pm 0.88 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 而林地仅为 $2.21 \pm 0.68 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$. 这是由于不同区域的经济制度、人为耕作措施、施肥水平、田间管理方式等存在很大差异造成的. 不同区域旱地种植的作物不同, 四川盆地丘陵主要为小麦, 江南山地丘陵主要为蔬菜、茶园等经济作物, 华南山地丘陵主要为龙眼、荔枝等经济作物, 由于种植果树的坡地表土裸露, 经过雨水冲洗, 表面有明显的沟壑痕迹, 水土流失严重. 不同作物所需的肥料种类和管理措施不同, 对土壤保水保肥能力的差异也很大.

华南山地丘陵林地的 SOC 密度显著高于四川盆地和江南山地丘陵 (表 4), 这是因为华南丘陵区域的气温较高、雨量充足, 树木生长茂盛, 郁闭度高, 阳光难以照射到林地表层土壤, 易形成潮湿的环境, 有利于 SOC 的积累. 然而, 3 个区域间的 SOC 密度却没有显著差异, 说明人口密集乡村景观的人为因素通过对土地利用方式的干扰, 影响了 SOC 在不同区域间的分配差异. 同时也说明华南山地丘陵的林地转化为水田、林地和其它非耕地土地利用方式时, SOC 损失最多. 江南山地丘陵林地的 SOC 密度要低于整个区域的平均水平, 四川盆地丘陵林地的 SOC 密度和整个区域基本相当.

3.4 与其它 SOC、TN 和 TP 储量估算方法的比较

表 4 不同土地利用方式下的 SOC、TN 和 TP 密度

Tab 4 SOC, TN and TP density under different levels of land use type

土地利用方式 Land use type	区域 Regions	样点数 Number of samples	面积百分数 Area percentage	SOC Soil organic carbon ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)	TN Total nitrogen ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)	TP Total phosphorus ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)
水田 Paddy		35	13.82	2.86 ± 0.63 b	0.34 ± 0.06 b	0.20 ± 0.04 a
		25	24.44	4.10 ± 0.88 a	0.40 ± 0.07 a	0.14 ± 0.03 b
		10	11.60	2.85 ± 0.96 b	0.24 ± 0.08 c	0.07 ± 0.02 c
旱地 Rainfed		53	53.44	1.94 ± 0.61 b	0.26 ± 0.07 a	0.21 ± 0.08 a
		24	8.56	2.54 ± 0.80 a	0.26 ± 0.08 a	0.14 ± 0.07 b
		53	22.30	2.42 ± 0.88 a	0.18 ± 0.06 b	0.09 ± 0.10 c
林地 Forest		33	12.84	2.38 ± 0.82 b	0.26 ± 0.09 a	0.15 ± 0.04 a
		69	43.44	2.21 ± 0.68 b	0.23 ± 0.05 b	0.08 ± 0.03 b
		65	52.05	2.77 ± 0.80 a	0.21 ± 0.07 b	0.07 ± 0.03 c
所有样点 All samples		147	89.64	2.32 ± 0.79	0.29 ± 0.08 a	0.19 ± 0.06 a
		152	88.93	2.50 ± 1.09	0.26 ± 0.09 b	0.11 ± 0.05 b
		149	93.71	2.54 ± 0.91	0.19 ± 0.07 c	0.08 ± 0.07 c

同列内不同小写字母表示有显著性差异 (ANOVA 检验) ($P < 0.05$) Different letters in the same column meant significant difference with the ANOVA test ($P < 0.05$).

以中国 SOC 储量的估算为例,解宪丽等^[19]基于第二次土壤普查和新疆土壤调查等土壤剖面数据和 1 400 万中国植被图,得出中国 SOC 总储量为 69 Pg(10^{15} g) (9.49×10^6 km²),同时还根据第二次土壤普查和 1 400 的《中华人民共和国土壤图》估算出中国 SOC 储量为 84 Pg(9.24×10^6 km²)^[18];王绍强等^[16]基于第二次土壤普查和土壤各类型分布面积,估算出中国 SOC 储量为 92 Pg (8.78×10^6 km²).虽然运用的都是第二次土壤普查数据,但由于分类系统不同,估算出的 SOC 储量差别很大.这主要有两方面的原因:一是因为采用的分类系统过于单一,并不能完全反应出中国复杂的地形、气候和植被差异;二是不同分类系统下各种土地利用类型面积的统计不够精确.生态立地类型复杂的区域性乡村景观的变化都是由许多细小的变化积累而来的,与大范围的土地利用变化完全不同.如果运用 1 km 分辨率的卫星遥感图像来分析中国人口密集的乡村景观,则所有的单元格 (500 m \times 500 m) 将被视为单一的类型,如农田、林地等,而房屋、零星孤树、河边植被、乡村小道和沟渠等细小斑块则必然被遗漏^[5,14],且不同土地利用方式对土壤质量的影响非常大^[6,17],这些细小斑块的积累同样会影响生物地球化学过程.由于中国人口数量大,且大部分都集中在农村地区,在估算区域性人口密集乡村景观 SOC、TN 和 TP 储量时,必须考虑其复杂的结构,如四川盆地丘陵、江南山地丘陵和华南山地丘陵的生态类型种类分别高达 66、31 和 50.因此,应该以地形、土地利用、植被覆盖和最小的同质生态系统单元这些反映地表斑块特征的信息进行景观分类和景观制图,来综合研究人口密集乡村景观的结构,同时也可精确地估算景观中土壤元素的储量.

4 结 语

本文采用由大尺度到小尺度的取样和由小尺度到大尺度的推绎相结合的研究方法,分析中国不同丘陵区域下人口密集乡村景观的 SOC、TN 和 TP 密度及储量情况.在 3 个丘陵区域, SOC 和 TN 密度均以水田或林地最高,而 TP 密度的变化比较复杂.3 个丘陵区域中,四川盆地丘陵 SOC 密度最低,而 TP 密度最高,江南山地丘陵 SOC 和 TN 密度最高,华南山地丘陵 TN 和 TP 密度最低.四川盆地、江南山地和华南山地丘陵 SOC、TN 和 TP 储量最高的生态立地类型分别为 B PRA ac04、FSPA ri01 和 SL TP ob02.

由于土壤空间分布和结构不均匀、类型划分不

统一且估算方法不同,所以在估算区域土壤元素的储量时易造成误差.由于人口密集乡村景观的高度异质性,传统的估算方法并不合适.本文所采用的方法虽然耗时耗力,但可以较好地评价人口密集乡村景观复杂的生态结构组成和土壤元素储量状况,是对用传统方法评价区域性土壤元素储量的很好的补充.

致谢:本文以美国国家科学基金项目 (grant DEB-0075617) 研究工作为基础.该项目由美国马里兰大学 Ellis 博士主持,与中国科学院南京土壤研究所杨林章研究员、中国科学院地理科学与资源研究所欧阳华研究员、中国农业大学农学与生物技术学院程序教授合作.特此致谢.

参考文献

- [1] Bremner JM, Mulvaney CS 1982 Nitrogen-total// Page AL, Miller RH, Keeney DR, eds Methods of Soil Analysis Part 2 Chemical and Microbiological Properties Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America: 595-624
- [2] Ellis EC, Li RG, Yang LZ, et al 2000 Long-term change in village scale ecosystems in China using landscape and statistical methods *Ecological Applications*, **10**: 1057-1073
- [3] Ellis EC 2004 Long-term ecological changes in the densely populated rural landscapes of China// de Fries RS, Asner GP, Houghton RA, eds Ecosystems and Land Use Change Washington DC: American Geophysical Union: 303-320
- [4] Ellis EC, Wang HQ, Xiao HS, et al 2006 Measuring long-term ecological changes in densely populated landscapes using current and historical high resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, **100**: 457-473
- [5] Ellis EC, Wang SM 1997 Sustainable traditional agriculture in the Tai Lake region of China *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **61**: 177-193
- [6] Gong J (巩杰), Chen L-D (陈利顶), Fu B-J (傅伯杰), et al 2004 Effects of land use and vegetation restoration on soil quality in a small catchment of the Loess Plateau *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, **15**(12): 2292-2296 (in Chinese)
- [7] Lin KF, Xiang YL, Liu XF, et al 1999 Loss of nitrogen, phosphorus and potassium through crop harvests in agroecosystems of Qianjiang, Hubei Province, PR China *Critical Reviews in Plant Sciences*, **18**: 393-401
- [8] Mander Ü, Jongman RHG 1998 Human impact on rural landscapes in central and northern Europe. *Landscape and Urban Planning*, **41**: 149-153
- [9] Olsen SR, Sommers LE 1982 Phosphorus// Page AL, Miller RH, Keeney DR, eds Methods of Soil Analysis Part 2 Chemical and Microbiological Properties Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy: Soil Science Society of America: 403-430
- [10] Saikh H, Varadachari C, Ghosh K 1998 Changes in

- carbon, nitrogen and phosphorus levels due to deforestation and cultivation: A case study in Simlipal National Park, India *Plant and Soil*, **198**: 137-145
- [11] Tyurin M. 1931. A new modification of the volumetric method of determining soil organic matter by means of chromic acid *Pochvovedenie*, **26**: 36-47
- [12] United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme, World Bank, and World Resources Institute. 2003. World Resources 2002-2004: Decisions for the Earth: Balance, Voice, and Power, World Resources Institute, Washington, USA: 300
- [13] Verburg PH, Veldkamp A, Fresco LO. 1999. Simulation of changes in the spatial pattern of land use in China *Applied Geography*, **19**: 211-233
- [14] Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, *et al* 1997. Human domination of earth's ecosystems *Science*, **277**: 494-499
- [15] Wang SQ, Tian HQ, Liu JY, *et al* 2003. Pattern and change of soil organic carbon storage in China: 1960s-1980s *Tellus*, **55B**: 416-427
- [16] Wang S-Q (王绍强), Zhou C-H (周成虎), Li K-R (李克让), *et al* 2000. Analysis on spatial distribution characteristics of soil organic carbon reservoir in China *Acta Geographica Sinica* (地理学报), **55**(5): 533-544 (in Chinese)
- [17] Wu J-G (吴建国), Zhang X-Q (张小全), Xu D-Y (徐德应). 2004. Impact of land use change on soil carbon storage *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **15**(4): 593-599 (in Chinese)
- [18] Xie X-L (解宪丽), Sun B (孙波), Zhou H-Z (周慧珍), *et al* 2004. Organic carbon density and storage in soils of China and spatial analysis *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), **41**(1): 35-43 (in Chinese)
- [19] Xie X-L (解宪丽), Sun B (孙波), Zhou H-Z (周慧珍), *et al* 2004. Soil carbon stocks and their influencing factors under native vegetations in China *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), **41**(5): 687-699 (in Chinese)
- [20] Xu G, Peel LJ. 1991. The Agriculture of China Oxford: Oxford University Press
- [21] Zhang C, Tian HQ, Liu JY, *et al* 2005. Pools and distributions of soil phosphorus in China *Global Biogeochemical Cycles*, **19**: GB1020, doi: 10.1029/2004GB002296
- [22] Zhang Y (张燕), Zhang H (张洪), Peng B-Z (彭补拙), *et al* 2003. Soil erosion and nutrient loss of various land use patterns *Bulletin of Soil and Water Conservation* (水土保持通报), **23**(1): 23-31 (in Chinese)

作者简介 焦加国,男,1981年生,博士研究生.主要从事GIS和土壤生态学研究,发表文章5篇. E-mail: jiaguojiao@yahoo.com.cn

责任编辑 张凤丽
