

土地整理项目区的景观格局及其生态效应

刘 勇^{1,2}, 吴次芳¹, 岳文泽^{1,*}, 叶艳妹¹

(1. 浙江大学土地科学与不动产研究所, 杭州 310029; 2. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

摘要:目前项目角度的土地整理生态效应评价较少,受到研究幅度的制约,而且已有研究中对景观格局优化目标和生态效应的系统分析较少。选择典型的土地整理项目作为研究案例,以 GIS 和景观指数为研究手段,结合景观格局优化目标建立相应的指标体系,对土地整理的生态效应进行评价。研究表明,土地整理项目的生态效应指标体系包括提升生物多样性、维持物质和能量流通、维持景观格局稳定、提升生活环境品质、提高生态服务价值等 5 个方面。研究区土地整理具有正效应和负效应,最大斑块面积提高、斑块密度减少、聚集度提高、廊道宽度和连通度提高、缓冲区宽度增加、植被覆盖增加、合理功能分区是土地整理的正效应,而景观多样性降低、分维数减少和生态服务价值降低是其负效应。因此,在土地整理规划和设计时应融入景观设计和生态保育思想。

关键词:土地整理; 景观格局; 生态效应

文章编号:1000-0933(2008)05-2261-09 中图分类号:F301.21, Q149, X826 文献标识码:A

Evaluation of ecological effect and landscape pattern in land consolidation project

LIU Yong^{1,2}, WU Ci-Fang¹, YUE Wen-Ze^{1,*}, YE Yan-Mei¹

1 Institute of Land Science and Property Management, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China

2 College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(5): 2261 ~ 2269.

Abstract: Constrained by research extent, evaluation of ecological effect in land consolidation project is relatively lacking at present. In addition, attention has rarely been paid to the systematic analysis of optimized goals of landscape pattern and ecological effect in land consolidation planning. Based on GIS and landscape metrics, this paper made an evaluation of the ecological effect by a proposed indices system towards the optimized landscape pattern through a typical land consolidation project. The proposed evaluation indices were oriented to five goals including promoting bio-diversity, maintaining material and energy circulation, stabilizing landscape pattern, keeping the level of life environment quality, and increasing ecological service value. The result of the employed land consolidation project in the paper showed both positive and negative ecological effect. The positive effect was indicated by the increased largest patch area, contagion index, corridor width and connectivity, corridor buffers, vegetation cover and strengthened functional zone along with the decreased patch density. Meanwhile, negative effect was manifested by the increased landscape diversity, decreased fraction dimension and reduced ecological service value. The paper thus finally suggested that landscape design and ecological protection must be taken into account in land consolidation planning.

基金项目:国家社会科学基金资助项目(03AJY003);浙江省科技计划重点资助项目(2005C23059)

收稿日期:2007-11-25; 修订日期:2008-02-26

作者简介:刘勇(1980 ~),男,湖南岳阳人,博士生,主要从事土地利用与景观生态研究. E-mail: ly6505@163.com.

* 通讯作者 Corresponding author, E-mail: yuewenze@163.com

Foundation item: The project was financially supported by the National Social Science Foundation of China (No. 03AJY003) and key projects of science and technology of zhejiang province (No. 2005C23059)

Received date: 2007-11-25; **Accepted date:** 2008-02-26

Biography: LIU Yong, Ph. D. candidate, mainly engaged in land use and landscape ecology. E-mail: ly6505@163.com.

Key Words: land consolidation; landscape pattern; ecological effect

土地整理需要借助一系列的生物、工程措施,在此过程中必然打破一定地域内土地资源的原位状态,会对该区域内的水资源、土壤、植被、生物等环境要素及其生态过程产生许多直接或间接、有利或有害的影响^[1,2]。土地整理实质上就是对土地生态系统的重塑,因而评价土地整理带来的生态效应成为亟待研究的科学问题。西方各国较早地意识到土地整理生态效应的重要性,例如德国针对土地整理造成生态栖息地破碎和单一化问题,在20世纪70年代开始采取生物多样性保护措施,增加景观和环境保护内容^[3]。在20世纪末荷兰政府将土地景观的恢复和重建作为土地整理的重要内容。而我国当前的土地整理也开始由单一的增加耕地面积,转为注重耕地质量提高和生态环境保护。

土地整理的生态效应,包括景观生态效应,引起学术界的关注。Bonfanti采用土地利用类型比例、斑块密度、斑块平均大小、多样性指数研究了意大利北部平原土地整理的景观效应,结果表明景观变化是人类活动增加的必然结果,由于农业生产的影响,其他单元的景观多样性受到损失^[4]。Crecente分析了西班牙加利西亚土地整理的经济、社会和环境影响,采用了环境影响评价方法,发现土地整理有利于农地农用^[5]。Sklenicka选用了大小、形状、边缘密度、连通性和异质性等景观指数,评价了捷克3个土地整理项目的效应,指出初始条件对土地整理效应有显著影响,开展评估有利于整理资金的分配和整理方法的改进^[6]。国内杨晓艳、邓劲松、王军等学者分别从县级尺度、乡镇尺度和项目尺度,采用景观指数对土地整理景观效应进行了定量研究,发现景观类型和斑块分布向单一化和非均衡化发展^[7~9]。Coelho等人认为从项目角度进行土地整理前的评估和整理后的评价十分重要^[10,11],但项目角度的已有研究很少超过1000 hm²的幅度,这给景观格局研究带来不利影响。此外,土地整理的生态效应具有复杂性,已有评价中对景观格局优化目标和生态效应的系统分析尚显不足。因此,本文选择了研究幅度较大的整理案例,从项目角度评价土地整理的生态效应,以期为土地整理的进一步开展提供参考。

1 数据与方法

1.1 研究区域与数据来源

本文以福建省长泰县雪美洋土地整理项目为研究案例。项目区位于长泰县境东北部,东经117°45'13"~117°47'40",北纬24°38'46"~24°43'55"。土地总面积1537.51 hm²,涉及8个行政村。项目区西侧为龙津溪,东侧和西南侧都是山地,呈长条形分布,相对高差不超过2 m,地势低洼,与四周形成一个“盆地”。多年平均气温21℃,平均日照时数2037.4 h,平均降水量1543.1 mm。项目涉及整理面积较大,因此可从景观角度来研究土地整理的生态效应。由土地整理前的土地利用现状图(1:2000)和整理后在规划图的基础上进行实地测绘和修改得到的土地利用图(1:2000)提取景观类型(图1)。辅助数据包括地形图(1:2000)以及GOOGLE EARTH的高分辨率影像(2006年)。

1.2 研究方法

自然生态空间是景观的基质,具有生物生产和提供生态服务的功能;以人工环境为主的居民点空间表现为镶嵌斑块,是生产和生活场所;生态廊道是联系自然生态空间和人工环境的纽带,是物质与能量的通道,起着分割与联系的作用。土地整理引起了景观斑块、基质、廊道的显著变化,因此,可用景观指数来表征土地整理的生态效应。景观生态学认为景观格局与景观功能相联系,景观格局决定了物质、能量与信息的迁移、流动和变化,可通过景观格局优化来提升景观功能^[12]。参考相关文献^[12~16],并结合土地整理的特点,本文提出了如表1所示的土地整理目标和指标体系,包括类型水平、整体水平的景观指数和土地整理设计参数。具体的操作过程为:在ArcGIS 9.0的支持下提取廊道和斑块,运用地图代数方法进行叠加得到景观变化图,将矢量图层转为GRID格式,在FRAGSTATS 3.3中计算景观指数。

评价指数的具体计算过程如下:

(1) 景观多样性用Shannon多样性指数(*SHDI*)来表示,景观多样性反映景观组分的多少和景观内各组分

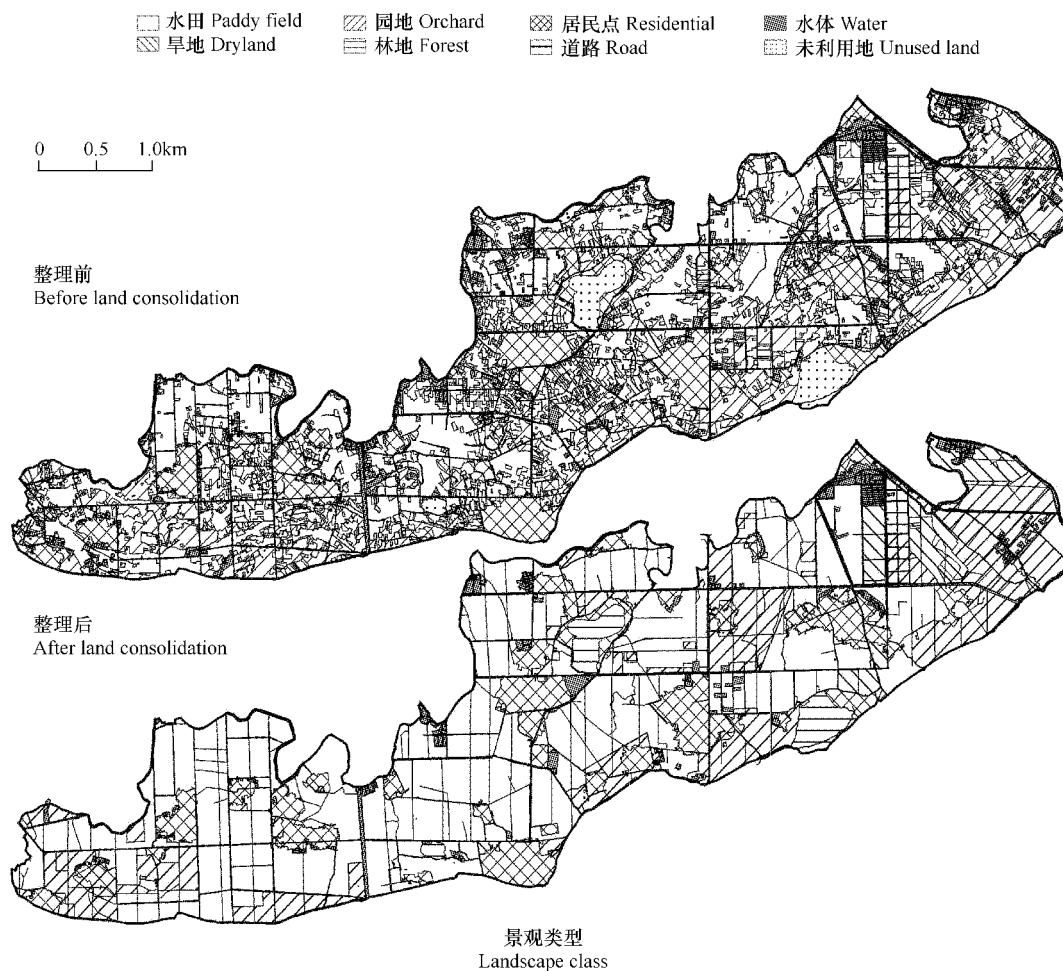


图 1 土地整理前后的景观格局

Fig. 1 Landscape pattern before and after land consolidation

所占比例的均匀程度。

表 1 土地整理景观格局变化及其生态效应评价的指标体系

Table 1 Evaluation indices for ecological effect relative to land consolidation

| 目标 Goals | 方法 Methods | 指标 Indicators |
|-----------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 提升生物多样性 Promoting bio-diversity | 扩大核心生态斑块面积 Enlarging area of core eco-patch 生态保育设计 Designing for ecological conservation | 最大斑块面积 Largest patch area 本地物种比例 Percent of native species 景观多样性 Landscape diversity 生态设计指标 Index of ecological designing |
| 维持物质、能量流通 Maintaining material and energy circulation | 建立垫脚石 Establishing stepping stones 强化及构建联系廊道 Strengthening and building connecting corridor | 斑块密度 Patch density 分维数 Fraction index 聚集度 Contagion index 廊道宽度、密度、连通度 Width, density and connectivity of corridor |
| 维持景观格局稳定 Stabilizing landscape pattern | 设置缓冲区 Setting buffer 提升景观异质性 Promoting landscape heterogeneity | 缓冲区宽度 Width of buffer 景观多样性 Landscape diversity |
| 提升生活环境品质 Keeping the level of life environment quality | 增加绿色空间 Increasing the coverage of green space 提高审美价值 Promoting ethical value | 植被覆盖比例 Percent of vegetation cover 生态功能分区 Ecological zoning |
| 提高生态服务价值 Increasing ecological service value | 增加生态用地面积 Increasing the percent of ecological land | 生态服务价值 Ecological service value |

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i) \quad (1)$$

式中, m 为斑块类型数, P_i 为类型 i 的面积占景观面积的比例。

(2) 分维数(*PAFRAC*)运用分维理论来测量斑块空间形状的复杂性, 接近 1 时表示斑块形状趋于简单, 接近 2 时代表复杂的斑块类型。受人类活动影响大的人为景观的分维数值低。计算公式如下:

$$\ln[A(r)] = \frac{2}{D} \ln[P(r)] + C \quad (2)$$

式中, $A(r)$ 为该景观斑块的面积, $P(r)$ 为周长, r 表示度量尺度, C 为常数, D 为分维数。

(3) 聚集度指数(*CONTAG*)描述的是景观里不同斑块类型的团聚程度, 由于该指数包含空间信息, 是描述景观格局的最重要的指数之一。聚集度高说明景观中的优势斑块类型形成了良好的拼接性, 由大型紧凑斑块组成, 反之则表明景观破碎化程度较高, 由细碎的孤立斑块组成。计算公式如下:

$$CONTAG = 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m [(P_i)(g_{ik}/\sum_{k=1}^m g_{ik})] \cdot [\ln(P_i)(g_{ik}/\sum_{k=1}^m g_{ik})]}{2\ln(m)} \quad (3)$$

式中, m 为斑块类型数, P_i 为类型 i 的面积占景观面积的比例, g_{ik} 为类型 i 和类型 k 之间相邻的格网单元数目。

(4) 廊道连通度(*R*)是衡量网络复杂程度的指数。它是一个网络中连接廊道数与最大可能连接廊道数之比, R 为 0 表示没有节点, R 为 1 表示每个节点都彼此相连。计算公式如下:

$$R = L/L_{\max} = L/3(V-2) \quad (4)$$

式中, L 为连接廊道数; L_{\max} 为最大可能连接廊道数; V 为节点数。

(5) 生态系统服务价值(*V*)指生态系统与生态过程形成与维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用, 是生态学与生态经济学的热点问题。Costanza 等人测算了全球 16 个不同土地利用类型对应生态系统的服务功能的经济价值^[17], 可以依据其测算结果来综合、客观评价土地整理的生态效应。计算公式如下:

$$V = \sum_{i=1}^m A_i E_i \quad (5)$$

式中, i 为景观类型的数量, A_i 为景观类型的面积, E_i 为单位面积上的生态系统服务价值。

其他景观指数的含义及具体计算方法参考相关文献^[18, 19]。

2 结果与讨论

农业景观是草地、耕地、林地、树篱及道路等多种景观斑块的镶嵌体, 表现为物种生存于其中的各类破碎化栖息地的空间网格。土地整理利用各项生物措施和工程技术措施, 对农业景观进行改造以满足人类生存和发展的需要, 导致景观格局发生深刻的变化, 给生态环境造成不可逆转的影响。具体的景观指数计算结果如表 2 和表 3 所示。

表 2 土地整理前后景观类型指数变化

Table 2 Landscape-class metrics change before and after land consolidation

| 类型水平 Class level | 面积比 <i>PLAND</i> (%) | | 斑块密度 <i>PD</i> (# · (100 hm ⁻²)) | | 最大斑块面积 <i>LPA</i> (hm ²) | | 分维数 <i>PAFRAC</i> | |
|---------------------|----------------------|------------|-------------------------------------------------|------------|-----------------------------------------|------------|----------------------|------------|
| | 前 Before | 后 After | 前 Before | 后 After | 前 Before | 后 After | 前 Before | 后 After |
| 水田 Paddy field | 33.97 | 52.98 | 32.15 | 6.05 | 19.57 | 53.33 | 1.32 | 1.04 |
| 旱地 Dryland | 12.10 | 4.10 | 59.61 | 1.30 | 2.76 | 20.53 | 1.37 | 1.01 |
| 园地 Orchard | 25.00 | 15.14 | 43.86 | 6.24 | 14.51 | 26.97 | 1.36 | 1.15 |
| 林地 Forest | 0.74 | 3.05 | 1.89 | 1.11 | 2.54 | 18.21 | 1.08 | 1.01 |
| 居民点 Residential | 13.31 | 13.30 | 21.41 | 12.49 | 21.39 | 21.41 | 1.17 | 1.16 |
| 道路 Road | 3.81 | 4.14 | 4.82 | 4.88 | 16.17 | 35.66 | 1.59 | 1.59 |
| 水体 Water | 7.10 | 7.11 | 60.78 | 24.39 | 4.40 | 4.42 | 1.51 | 1.71 |
| 未利用地 Unused land | 3.98 | 0.19 | 14.19 | 2.73 | 15.74 | 0.35 | 1.56 | 1.75 |

2.1 提升生物多样性目标评价

土地整理是人类对土地生态系统的强烈干预,不适当的土地整理将会导致不良的生态后果,诸如导致生态系统中物种数量减少、抗外界干扰能力下降、动植物物种灭绝。栖息地破碎化是生物多样性降低的主要诱因^[20],对鸟类、爬行动物与小型哺乳动物的生存造成影响^[21],尤其是使农田生境中的蛇、蚯蚓和微生物数量减少。通过景观格局分析,可以测度土地整理对生物多样性的影响。

表3 土地整理前后景观整体格局变化

Table 3 Landscape-level metrics change before and after land consolidation

| 景观水平 Landscape level | 多样性 SHDI | 聚集度 CONTAG (%) | 廊道密度 DENSITY (m·hm ⁻²) | 连通度 R |
|-------------------------|-------------|-------------------|---------------------------------------|-------|
| 前 Before | 1.69 | 55.63 | 80.26 | 43.33 |
| 后 After | 1.38 | 65.41 | 101.94 | 55.78 |

根据景观生态学中斑块的定义,将四周有道路、沟渠、林带、较宽的田坎等廊道或明显边界所包围的地块作为一个斑块^[22]。研究区在土地整理后,未利用地大多被开发为林地,其中开发的林地最大斑块面积为18.21 hm²,超过原有林地最大斑块面积2.54 hm²(表1),为动物栖息提供重要的生境。研究区地势相对平坦,整理前耕地十分破碎,旱地与水田呈交错分布,其最大斑块面积分别为2.76 hm²和19.57 hm²(表1)。而且越接近居住用地,耕地破碎化趋势越明显。整理后,旱地与水田的比例为1:14,通过大量的田块合并,最大斑块面积显著提高,分别增加到20.53、53.33 hm²。园地的最大斑块面积也从14.51 hm²提高到26.97 hm²(表1)。大多数物种都需要最低限度的栖息地面积,大斑块对所有物种的生存都有利。

整理前以农作物为主,水稻约占56%,其次是香蕉、甘蔗、蔬菜,还有少量青枣和芦柑等果树,没有形成成片种植。整理后提高了农田中经济作物的种植比例,引进了台湾毛叶枣、石榴、杨桃、脆桃等外来物种,但本地物种仍占主导地位,尤其是护堤林和山地林都以本地果树和竹林树种为主。由于项目区以精耕细作为特点,外来物种受人类活动所支配和控制,对本地物种的干扰程度较小。

从景观水平来看,土地整理实施后,Shannon多样性指数从1.69下降到1.38(表3)。整理后耕地面积增加了20%,成为占支配地位的景观类型,其中26%的耕地由园地、未利用地和水域转换而来。多样性指数受景观组分的数目和比例影响,耕地比例的提高和园地比例的下降使景观多样性受损,从而导致物种栖息地多样性减少,对物种的生存不利。

作为土地整理的重要内容,工程设计可融入一系列生态保育设计模式,例如生态农田景观格局、生态保育型田间道路、采用天然材料和自然特征构建的沟渠以及有利于生物多样性保护的土壤剖面建造工艺^[23]。土地整理工程设计类型指标与生物多样性关系密切。可依据岛屿生物地理学理论,设计出适应生物生存的洼地、水边湿地以及不受人类强烈干扰的大型林地岛屿。

土地整理后,研究区形成由居民点、林地和周围园地组成的岛屿,在保留的池塘与溪流周围布置了树木和草皮的复合条带状结构。另外,在渠道和排水沟内每隔20~30 m修建梯形长约1 m的生态板,生态板设计成阶梯状,每个阶梯高2 cm、宽2 cm(图2),避免混凝土形成的光滑表面影响田间动物的通行和繁衍^[23]。在土壤剖面重建时采用了表土整体剥离和集中回填的方式,减轻了土壤肥力损失,保证了土壤微生物的生存。另一方面,虽然原有沟渠截弯取直使田间排涝抗旱能力提高,但是其自然形态和质地受到破坏,对生态系统造成了一定的扰动。

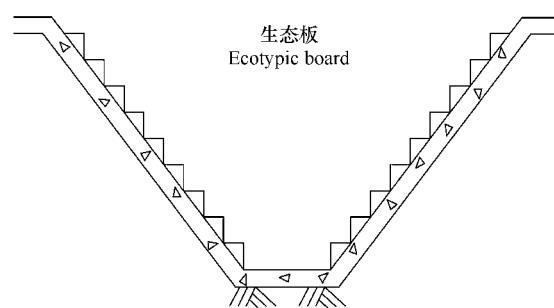


图2 排灌设施的生态板示意图

Fig. 2 Ecotypic board in drainage and irrigation facilities

2.2 维持物质和能量流通目标评价

斑块对景观中物种运动的影响反映在斑块的边缘效应上,可用分维数来衡量,长条形的斑块比圆形或方形斑块更利于物种迁移和觅食^[18]。而聚集度指数反映景观空间格局信息,代表景观不同组分的团聚程度^[24],可以用来反映物流和能流的阻力大小。廊道是物质与能量流动的通道,可以起到连通和分割作用。其数量、构成类型、宽度、质量及连通性决定了斑块的物质与能量流的运送效率,农田生物多样性和用地效率。对于大多数物种来说,建立适宜的廊道可以连接不同栖息地。

土地整理后,农业景观类型的斑块密度显著减少,园地和旱地的斑块密度分别为原来的14%和2%,水田斑块密度为原来的19%,而具有重要生态价值的水体斑块密度也减少为原来的40%。斑块密度的减少说明景观破碎化程度有所减轻。从分维数来看,未利用地、水体分维数较大,它们是受人类活动影响较小的景观组分类型。农用地是土地整理的主要对象,受到强烈的人为干扰,在整理后分维数接近1,形状变得规则。农田网格化使耕种和机械化作业更加便利,同时也使锯齿状和环状斑块减少,圆整形的植被斑块增多,对边缘物种的生存不利,但有利于内部物种的迁移和觅食。从景观水平来看,聚集度指数由整理前的55.63%提高到65.41%,说明少数地类在空间分布上趋于集中,斑块类型形成了良好的连接性,对生物的迁移、繁衍和生存有利。

廊道主要包括道路、沿道路布设的沟渠及附属林带,廊道是景观之间各种流的通道和动物出入的走廊。土地整理前,道路网络结构较为简单,每一节点间的平均连线低。整理后形成环状道路,宽度由原来的2~3 m变为3~4 m,密度由 $80.26 \text{ m} \cdot \text{hm}^{-2}$ 提高为 $101.94 \text{ m} \cdot \text{hm}^{-2}$,连通度由43.33%提高到55.78%,廊道的数量和连通性显著提高。从道路材料来看,除主干道路面采用水泥外,支路全部采用砾石或镂空水泥板,田间道采用泥沙路面并种植草皮,保留了原有自然景观。另外,提高景观连通性的常用方法是在河流、山脊线等分散斑块之间建立相联系的廊道^[25]。从研究区的周围环境来看,一侧为山地地貌类型,一侧为河流地貌类型,土地整理后道路林带和沟渠网络的走向与两类景观的连线一致(图1),增加了生态系统的整体连通性,对景观中水分和养分运动产生积极的影响。

2.3 维持景观格局稳定目标评价

景观稳定性是景观生态学中复杂而又重要的问题,可从景观变化的趋势和景观对干扰的反应来认识景观的稳定性^[18]。土地整理在较短时期对景观造成了很大的干扰,但景观效应往往具有滞后性,在现有条件下对景观稳定性进行测定比较困难。这里选用景观多样性和缓冲带宽度等景观参数来表征这一重要特征。景观多样性以熵理论描述景观结构的异质性,熵值高,景观不稳定。缓冲区主要包括建设用地周围林带和岸边缓冲带。居住区与道路会产生废弃物污染面,与农业和林业景观在功能上发生冲突,需要在建设用地周围布设缓冲带,提高景观格局的稳定性。岸边植被缓冲带是指由一定宽度组成的位于河流和水体岸边林网带、草地,可防止农田系统中化肥、农药的大量施用带来的非点源污染,尤其是减少进入水体的氮磷含量^[18]。

整理前,研究区龙津溪、山地周围以人工植被和果树为主,植被盖度小。整理后,形成了生态保护林,以果树和竹林为主,坡面裸露面积控制在15%以下,能有效防止水土流失。在龙津溪靠整理区沿线种植了10 m宽的护堤林,林带密度比常规林高,对污染有一定的隔离作用。在排涝大沟、隔堤栽植双行绿化林,支道两侧和田间道一侧栽植棕榈科植物,灌渠及鱼池岸栽植水果,形成间距为200 m的田间林带。在居民点周围及边角地带留有2 m的缓冲区宽度,隔离居民点的负面影响。因此,从缓冲区宽度来看,在建设用地与生态敏感地带都种植了防护林和生态林,隔离了污染和水土流失对农田生态系统的影响,增强了景观的稳定性。

物种的丰度越大且分布均匀,景观结构呈现明显的异质性,熵值提高,对外界干扰有强大的抵抗力。如前所述,研究区的景观多样性降低,景观内的斑块大量减少,结构变得单一,而物种的丰度不如自然景观类型,导致景观稳定性降低。农田景观是受人类强烈干扰的景观类型,单一的农作物种植极易受病虫害的影响。

2.4 提升生活环境品质目标评价

整理前,研究区沟、渠、路的造林面积少,无田间防护林网。整理后,林地覆盖比例提高2.31%,农田防护

林面积为原来的 6.79 倍,绿地面积从整理前的 1.26 hm^2 变为 8.6 hm^2 。根据抽样调查,94% 的土地使用者和当地专家对防护林的设计表示满意^[23],这说明土地整理通过增加绿色空间提升了当地居民的生活环境品质。

土地整理不仅是提高农业的第一性生产力,而且还应将保护和维持生态环境、保护景观美学价值作为其重要目标,将景观生态规划的思想融入其中。景观生态规划或功能分区的评价原则是:保护集中的农田斑块;控制建筑斑块的盲目扩张;增加绿色廊道和分散的自然斑块;节约工程用地^[18]。从整理后的景观功能区来看,基本上形成了镶嵌分布的三大功能区(图 3),渔业用地区处于水源丰富的干渠、池塘处,蔬菜生产区分布在居住用地周围,对粮食及经济作物种植区起到了间隔的作用^[23]。土地整理使农田树篱结构得以改善,路渠结构更加规则,提高了景观美学价值。

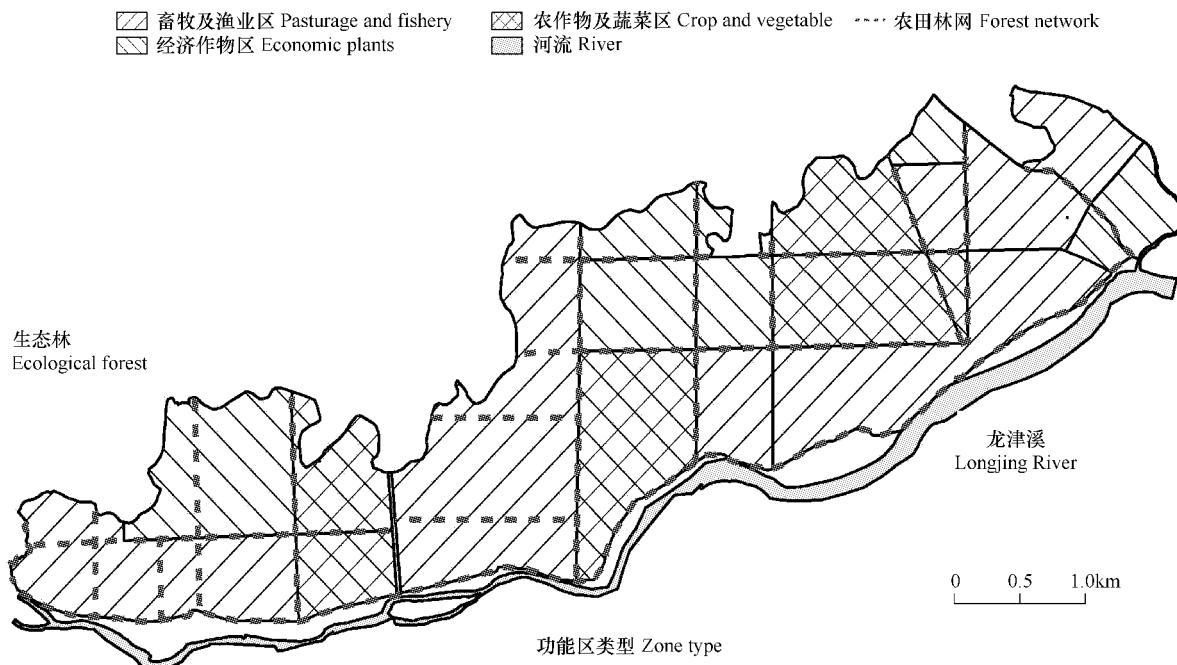


图 3 土地整理功能分区图
Fig. 3 Zoning after land consolidation

2.5 提高生态服务价值目标评价

土地整理的生态效应可以用生态服务价值来衡量。在测算不同土地利用类型的生态服务价值时,由于 Costanza 等人的测算中某些数据可能存在较大偏差^[17],有学者根据中国的实际情况制定出我国陆地生态系统生态服务价值当量因子表^[26],这里参照其研究结果进行修正。从表 6 可以看出,研究区总的生态服务价值有所降低,从整理前的 1372.00 万元下降到整理后的 1348.46 万元,减少了 23.54 万元(表 4),表明研究区的土地整理在一定程度上带来了整体生态效应的降低,给景观生态系统带来干扰。其原因是园地的生态服务价值当量较高,为 $1.297 \text{ 万元} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。园地的生态服务价值减少 196.68 万元,而耕地和林地的生态服务价值仅增加 175.55 万元,不足以弥补园地减少带来的损失。从价值组成来看,池塘、林地在总面积中所占的比例虽小,但单位面积生态服务价值高,说明在土地整理过程中需要注重水域、林地保护。居民点和交通用地为负值,需要隔离它们对其他地类的负面影响。生态效应变化具有空间变异性,生态服务价值上升与下降的景观斑块在空间上呈镶嵌分布,上升最快的是未利用地转为林地的斑块,下降最快的是水体转化为其他地类、园地转化为耕地的斑块。

3 结论

(1) 项目尺度上的土地整理生态效应指标体系包括提升生物多样性、维持物质和能量流通、维持景观格局稳定、提升生活环境品质、提高生态服务价值等 5 个方面。具体的评价指标可从景观指数、土地整理规划和

设计参数、生态经济价值等方面来获取。这一指标体系区别于宏观尺度上的土地整理生态效应评价,后者更多考虑的是地形、土壤、水资源等因素的影响。与项目尺度的已有研究相比,本文侧重于景观指数所代表的生态含义。

表4 土地整理前后生态系统服务价值变化表(万元)

Table 4 Ecological service value change before and after land consolidation (10⁴ yuan)

| 生态服务价值 Ecological service value | 当量 (10 ⁴ yuan·hm ⁻²) | 前 Before | 后 After | 变化 Change |
|------------------------------------|------------------------------------------------|-------------|------------|--------------|
| 耕地 Cropland | 0.6235 | 441.7 | 547.2 | 105.49 |
| 园地 Orchard | 1.2976 | 498.72 | 302.04 | -196.68 |
| 林地 Forest | 1.9717 | 22.34 | 92.39 | 70.06 |
| 建设用地 Construction land | -0.1852 | -48.74 | -49.65 | -0.91 |
| 水体 Water | 4.1753 | 455.66 | 456.37 | 0.71 |
| 未利用地 Unused land | 0.0379 | 2.32 | 0.11 | -2.21 |
| 合计 Sum | - | 1372 | 1348.46 | -23.54 |

(2) 土地整理带来的生态效应既有正的效应,又有负的效应。对于研究区来说,最大斑块面积的提高、生态岛屿与生态板的设计提高了物种多样性,但景观多样性降低对其造成了负面影响,而外来物种的引入影响不显著。农业景观斑块密度的减少、聚集度的提高、廊道宽度和连通度的提高有利于促进物质和能量流通,而分维数的减少则带来负的效应。缓冲区宽度的增加增强了景观稳定性,而景观多样性降低则带来不利影响。植被覆盖的增加、功能分区的强化提高了居民生活环境品质,但生态服务价值降低表明土地整理给生态系统带来较大的扰动。

(3) 土地整理规划和设计对生态效应具有显著影响,生态保育型的土地整理模式有利于提高正的效应。通过设计条带状结构的生态道路,保留生态意义的岛屿型结构,设计方便动物通行的生态型沟渠,布设生态保护林和岸边植被缓冲带,能为物种生存提供有利条件。因此,土地整理规划设计时应融入景观设计和生态保育的思想。

(4) 国内土地整理发展时间较短,建立土地整理区景观格局与生态过程的联系尚有难度。土地整理后,土壤熟化程度、水文过程均处于动态变化中,相应的生物多样性和生态系统生产力数据难以准确获取。在下一步研究中,将对研究区进行长期累次观测,获取土壤样方数据、植被样方数据、农户投入产出数据等,为土地整理效应的定量化评估提供科学依据。

References:

- [1] Zhang Z F, Cheng B M. Primary analysis on land consolidation benefits. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2003, 19(2): 210-213.
- [2] Luo M, Zhang H Y. Land consolidation and its ecological and environmental impacts. *Resources Science*, 2002, 24(2): 60-63.
- [3] Erich W β. Rural land consolidation in the Germany. Jia S H Translated. Beijing: Chinese Agricultural Press, 1999.
- [4] Bonfanti P, Fregonese A, Sigura M. Landscape analysis in areas affected by land consolidation. *Landscape and Urban Planning*, 1997, 37(1-2): 91-98.
- [5] Crecente R, Alvarez C, Fra U. Economic, social and environmental impact of land consolidation in Galicia. *Land Use Policy*, 2002, 19(2): 135-147.
- [6] Sklenicka P. Applying evaluation criteria for the land consolidation effect to three contrasting study areas in the Czech Republic. *Land Use Policy*, 2006, 23(4): 502-510.
- [7] Yang X Y, Yan D H, Cheng F, et al. Study on landscape effects from cultivated land consolidation. *Journal of Natural Resources*, 2005, 24(4): 572-581.
- [8] Deng J S, Wang K, Li J, et al. Impacts of farmland consolidation on farmland landscape. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(1): 41-44.

- [9] Wang J, Qiu Y, Yang L, et al. Landscape effect analysis of land consolidation using GIS. *Geographical Research*, 2007, 26(2): 258–263.
- [10] Coelho J, Portela J, Pinto P A. A social approach to land consolidation schemes: A Portuguese case study: the Valenca Project. *Land Use Policy*, 1996, 13(2): 129–147.
- [11] Van Huylenbroeck G, Coelho J C, Pinto P A. Evaluation of land consolidation projects (LCPs): A multidisciplinary approach. *Journal of Rural Studies*, 1996, 12(3): 297–310.
- [12] Chang H F, Wang Y L, Li Z G. Landscape pattern optimization based upon the concept of landscape functions network: a case study in Taiwan, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(7): 1707–1713.
- [13] Ricketts T H. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*, 2001, 158: 87–99.
- [14] Wu J G. *Landscape ecology: pattern, process, scales and hierarchy*. Beijing: Higher Education Press, 2000.
- [15] Jongman R H G, Kulvik M, Kristiansen I. European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning*, 2004, 68(2-3): 305–319.
- [16] Leitao A B, Ahern J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 2002, 59(2): 65–93.
- [17] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 1998, 25(1): 3–15.
- [18] Fu B J, Cheng L D, Ma K M, et al. *The principle and application of landscape ecology*. Beijing: Science Press, 2001.
- [19] McGarigal K, Cushman S A, Neel M C, et al. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. 2002. URL: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- [20] Fahrig L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*, 1997, 61(3): 603–610.
- [21] Opdam P, Steingrover E, van Rooij S. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2006, 75(3-4): 322–332.
- [22] Forman R T T. *Land mosaics: the ecology of landscape and regions*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.
- [23] Ye Y M, Wu C F. *Theories and methods of sustainable agricultural land consolidation*. Beijing: China Land Press, 2002.
- [24] O'Neill R V, Krummel J R, Gardner R H, et al. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1988, 1(3): 153–162.
- [25] Dunning A, Smith A P. Integration of arboreal mammal and reptile conservation with timber production in moist hardwood forest of New South Wales. Armidale: University of New England, 1986.
- [26] Xie G D, Lu C X, Leng Y F, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(2): 189–195.

参考文献:

- [1] 张正峰, 陈百明. 土地整理的效益分析. *农业工程学报*, 2003, 19(2): 210~213.
- [2] 罗明, 张惠远. 土地整理及其生态环境影响综述. *资源科学*, 2002, 24(2): 60~63.
- [3] Erich W β. 联邦德国的乡村土地整理. 贾生华译. 北京: 中国农业出版社, 1999.
- [7] 杨晓艳, 闫东浩, 程锋, 等. 耕地整理的景观效应分析. *自然资源学报*, 2005, 24(4): 572~581.
- [8] 邓劲松, 王珂, 李君, 等. 乡镇耕地整理对耕地景观破碎度的影响研究. *应用生态学报*, 2006, 17(1): 41~44.
- [9] 王军, 邱扬, 杨磊, 等. 基于 GIS 的土地整理景观效应分析. *地理研究*, 2007, 26(2): 258~263.
- [12] 张小飞, 王仰麟, 李正国. 基于景观功能网络概念的景观格局优化——以台湾地区乌溪流域典型区为例. *生态学报*, 2005, 25(7): 1707~1713.
- [14] 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.
- [18] 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.
- [23] 叶艳妹, 吴次芳. 可持续农地整理的理论和方法研究. 北京: 中国大地出版社, 2002.
- [26] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189~195.