

红壤丘陵区粮食生产的生态成本

李 晓, 谢永生*, 张应龙, 芦蔚叶, 李文卓

(西北农林科技大学 资源环境学院 陕西杨凌 712100; 中国科学院 水利部 水土保持研究所 陕西杨凌 712100)

摘要: 人类的生产活动必然对资源与环境造成影响, 以红壤丘陵区的湖南省祁阳县为研究对象, 应用经济学和生态学方法, 对粮食生产中的生态成本进行了研究。结果表明: 2008 年该区粮食生产生态损失总价值相当于当年农业总产值的 4.85%; 早、中、晚稻生态成本已分别达到 3.18、2.44、3.02 元/kg, 而出售单价分别为 1.76、1.90、1.84 元/kg, 高成本低收益的情况对该区域的可持续发展产生着不利影响; 在当前生产力水平条件下, 适度提高化肥、农药、农业机械、农膜、劳动力的投入, 提高水稻产量, 扩大家庭种植规模, 可降低生产单位水稻的生态成本。

关键词: 粮食生产; 生态成本

Initial exploration of the ecological costs of food production in the hilly red soil region of Southern China

LI Xiao, XIE Yongsheng*, ZHANG Yinglong, LU Weiye, LI Wenzhuo

The Resources and Environment College of Northwest A & F University, Yangling, Shaanxi 712100, China

The Institute of Soil and Water Conservation, CAS & MWR, Yangling, Shaanxi 712100, China

Abstract: Human activities and food production are bound to affect resources and the environment. For a long time the direct costs of food production have been calculated while ignoring ecological loss costs. The correct assessment of the ecological costs of food production is important. Such assessments can be used to properly evaluate the economic benefits of agricultural production, to realize sustainable development of the ecological economy, to regulate food production patterns, and to develop industrial policies. In this paper, statistical and household survey data from Qiyang County were analyzed using economic and ecological methods to investigate the ecological costs of food production in the hilly red soil region of southern China in 2008. In order to explore the ecological costs of food production more accurately, this study analyzed both the costs of ecological loss and direct production. In other words, ecological costs are equal to the costs of ecological loss plus the costs of direct production. The costs of ecological loss refer to the negative impact of food production on the ecological environment and include soil loss costs, nutrient loss costs, water pollution costs, and costs related to the loss of land resources and water conserving ability. Direct production costs refer to the costs of planting from sowing to harvest, including costs related to seeds, chemical fertilizer, organic fertilizer, pesticides, plastic film, irrigation, agricultural machinery, and labor. The results showed that ecological damage due to grain production in this region was equivalent to 4.85% of the total agricultural output in 2008. Once the ecological environment has been severely damaged, sustainable development of the ecological economy faces a severe test. Ecological costs in this region reached 3.18 Yuan/kg for early-season rice, 2.44 Yuan/kg for mid-season rice, and 3.02 Yuan/kg for late-season rice in 2008. However, unit sales were 1.76 Yuan/kg for early-season rice, 1.90 Yuan/kg for mid-season rice, and 1.84 Yuan/kg for late-season rice. Rice production resulted in financial loss to agriculture producers and resulted in a negative attitude among the laborers. The combination of high production costs and low income have affected sustainable development in this region and become a

基金项目: 国家科技支撑计划资助项目(2006BAD09B10); 中国科学院知识创新工程重大资助项目(KSCX-YW-09-07); 中国科学院农业资助项目(KSCX2-Yw-N-46-04); 国家科技支撑计划资助项目(2006BAD15B01-03)

收稿日期: 2010-01-13; 修订日期: 2010-04-14

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ysxie@ms.iswc.ac.cn

threat to the area's food security. Principal component analysis of the various factors affecting the ecological costs of food production in the hilly red soil region of southern China showed that, under current production conditions, moderate increases in the use of chemical fertilizer, pesticides, agricultural machinery, plastic film, and labor inputs would reduce the ecological costs of rice production. Rice yield and organic fertilizer inputs are important factors affecting the ecological costs of rice production. Irrigation costs have little effect on ecological costs in this region because of the abundance of water resources. Ecological costs of rice production in this region declined as the amount of cultivated land per family increased. This indicates that if the government expands the scale of family agricultural production in the hilly red soil region of southern China, then the ecological costs of rice production would be reduced, the economic efficiency of agricultural production would be increased, and the mood of agricultural workers would be improved. These changes would be conducive to achieving sustainable development of the ecological economy of this region.

Key Words: food production; ecological costs

人类的生产经营活动必然对生态环境产生一定影响。粮食生产也是如此。长期以来人们习惯于计算粮食生产直接成本,忽略粮食生产的生态损失成本。因此,正确评估粮食生产生态成本,对正确评价农业生产的经济效益,实现区域生态经济可持续发展,调控粮食生产格局和制定相关产业政策等都具有一定指导意义。

我国部分省(区、市)已开展水土流失经济损失的估算^[1-3]。目前,专家学者们对生态损失主要采用的评估方法有机会成本法、影子工程法、替代价格法、恢复费用法和市场价格法等^[1,4-10]。然而学术界尚无统一而权威的生态经济价值核算方法,针对粮食生产中生态成本测算的研究则更少,因此探讨粮食生产生态成本核算方法对于粮食可持续发展有着重要的理论和现实意义。本文的红壤丘陵区是以湖南省祁阳县为例进行分析的,红壤丘陵区是中国农业开发历史最久远的区域之一,也是中国目前农业生产的重要基地,因此选用红壤丘陵区作为实证研究对象具有较强代表性。该区粮食作物以水稻生产为主,因此本文主要围绕早、中、晚稻进行研究。为了更准确的探究生态成本,结合祁阳县2008年统计数据和农户调查数据,依据水土流失和水环境污染相关理论,运用生态学和经济学方法对生态损失成本和直接生产成本进行了综合分析。

1 调查区域概况

祁阳县(111°35′—112°14′E, 26°2′—26°51′N)位于湖南省南部,湘江中上游永州市境内,总面积2565km²,其中耕地445 km²,占17.6%。该县属中亚热带季风气候区,四季分明,平均年日照时数1613.1h,年平均气温17.8—18.4℃,无霜期293d,雨量充沛,县内年平均降雨量1150—1350mm,是以种植业为主的农业大县,同时又是全国商品粮基地,优质农产品十分丰富。

笔者于2009年9月调查了该县2008年的农业生产情况,选择了5个以农业生产为主导的乡镇:白水镇、黎家坪镇、梅溪镇、文明铺镇和下马渡镇(图1)。调查农户的方法是将农户按家庭种植规模分成3种类型:种田大户 $\geq 0.54\text{hm}^2$, $0.27\text{hm}^2 \leq$ 种田中户 $< 0.54\text{hm}^2$, 种田小户 $< 0.27\text{hm}^2$, 3种类型户调查比例为1:2:1,因农户调查只是为了反映该地区粮食的直接生产成本,故调查数量为40户,并在调查过程中及时与村干部进行交流,核实数据情况,以确保数据的准确性。

2 粮食生产中的生态成本估算方法

为了更准确探究粮食生产中的生态成本,本文将采用生态损失成本与直接生产成本相结合的方式进行分析,换言之生态成本为生态损失成本与直接生产成本之和。生态损失成本主要指粮食生产对生态环境造成影响的价值,如泥土流失价值、养分流失价值、土地资源损失量成本、土壤水源涵养功能损失和水环境污染成本等。直接生产成本主要指一个承包户种植当茬粮食过程中,从种植到收获脱粒成原粮前所发生的费用^[11],如种子费、化肥费、有机肥费、农药费、农膜费、灌溉费、农业机械费和劳动力支出费等。

2.1 生态损失成本估算方法

2.1.1 泥土流失价值

可通过影子工程法和市场价值法进行估算,由于影子工程法中的替代工程不能完全符合要求,而市场价

值法直接利用了泥土的市场价格信息,评估结果较为客观,因此选用市场价值法。泥土流失价值 ELs 可通过公式(1)进行计算:

$$ELs = P \times SL \quad (1)$$

式中 P 为泥土资源价格/(元/ m^3); SL 为土壤流失量/ m^3 。泥土可用来铺设道路、建设楼房、烧制砖瓦等,本式中 P 选用烧制砖瓦所用泥土的成本价格,因祁阳县流失泥土为耕层土,且耕层土所含养分的流失价值将在下文计算,故烧制砖瓦所用耕层泥土的成本价格 P 不包括养分价值。通过走访祁阳县国土资源局和砖厂得到 2008 年耕层泥土的成本价格为 12 元/ m^3 。土壤流失量 SL 可通过公式(2)进行计算^[10]:

$$SL = \sum S_i \times Se_i = \sum S_i \times [(Se_{imax} + Se_{imin})/2 - T_i] \quad (2)$$

式中 S_i 为各单元的面积/ km^2 ,各单元是根据水利部《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)的规定划分为微度、轻度、中度、强烈、极强烈和剧烈 6 个等级; Se_i 为各类水土流失强度/(t/km^2); Se_{imax} 和 Se_{imin} 分别为各侵蚀强度分级标准的上下限/(t/km^2); T_i 为各单元土壤容许流失量值/(t/km^2)。通过《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)可以得出 Se_{imax} 、 Se_{imin} 和 T_i 的值; S_i 可通过《祁阳县水利水电志》得到;土壤容重一般在 $1.0—1.75g/cm^3$ 范围之内,为了方便计算,采用平均容重值 $1.35 g/cm^3$ 。

2.1.2 养分流失价值

伴随土壤流失的土壤养分,其流失量 NL 可通过公式(3)计算得出^[10]:

$$NL_i = SL \times Cn_i \quad (3)$$

式中 SL 为土壤流失量/ t ; Cn_i 为土壤类型中养分 i 的含量/(g/kg)。因土壤的流失是耕层,所以 Cn_i 为表层土壤的养分含量。于是,利用市场价值法,经济损失 EL 可通过公式(4)进行计算:

$$EL = \sum Pn_i \times NL_i \quad (4)$$

式中 NL_i 为土壤中养分 i 的流失量/ t ; Pn_i 为养分 i 的价格/(元/ t)。可通过相关文献资料查出该地区的土壤类型及其表层土壤养分含量^[12]。

在计算过程中,碱解氮折算成标准氮肥,以硫酸铵计;速效磷折算成标准磷肥,以过磷酸钙计;速效钾折算成钾肥,以氯化钾计;有机质可用秸秆或者农家肥计量。

2.1.3 土地资源损失量成本

每年毁坏的土地面积,我们用土地流失面积乘以年平均侵蚀厚度再除以平均土层厚度来进行计算,祁阳县的平均土层厚度取 20cm。土地资源损失量成本的计算方法有恢复费用法和机会成本法,由于恢复费用法中所涉及到的取土价格、运输价格和人力成本不能准确的获取,因此选用机会成本法。土地资源损失量成本 CE 可通过公式(5)进行计算:

$$CE = \sum S_i \times V_i \times P_i \times T_i \quad (5)$$

式中 S_i 为土地损失的面积(km^2); $V_i \times P_i$ 为单位土地的产出 V_i 与其价格 P_i 的乘积,即单位土地的年收益



图 1 调查区域分布图

Fig. 1 Distribution of survey area

(元/km²); T_i 为持续时间, 在当前技术条件下, 取值 10a。

2.1.4 土壤水源涵养功能损失

土壤水源涵养损失量 R_r 可通过公式(6)进行计算^[10]:

$$R_r = f \times S \times \Delta H \times (C - c) \quad (6)$$

式中 S 为土壤侵蚀面积/km²; ΔH 为平均土壤侵蚀厚度/mm; C 和 c 分别为土壤饱和含水量与一般含水量%; f 为大雨以上降水频率/%。其中 f 值是通过祁阳县气象局获得的, 为 5.43%。

土壤水源涵养功能损失的计算方法有市场价值法和影子工程法, 前者只是计算了水资源直接流失, 所得结果偏小; 以修建影子工程——塘坝来进行计算, 既包括了直接性水资源流失, 也涵盖了大量的间接效益。所以前者计算的损失为最低估值, 后者为最大估值。因影子工程法中的数据较难获取, 故采用最低估值进行计算。2008 年灌溉用水价格是通过走访祁阳县水利局获取的, 为 0.3 元/m³。

2.1.5 水环境污染成本

因恢复费用法计算过程较为简单, 能够避免大量的数据和资料需求, 因此选择恢复费用法进行计算, 单项污染物因子的治理成本可通过公式(7)得出:

$$M_i = L_i \times C_i \quad (7)$$

式中 M_i 为污染物 i 的治理费用/元; L_i 为污染负荷/kg; C_i 为污染物的单位治理运行成本/(元/kg)。污染负荷 L_i 可通过公式(8)进行计算:

$$L_i = \text{耕地类型主要污染物的输出系数} \times \text{耕地面积} \quad (8)$$

因污染物消减存在协同效应, 故应取单因子运营成本最高的污染物治理费用, 即公式(9):

$$M = \max(M_i) \quad (9)$$

通常, COD 治理费用高于其他因子治理成本。通过总结国内外研究成果^[13-21], 并按照土壤特征进行了适当调整, 获得了耕地类型 COD 的输出系数为 47kg/hm², 走访祁阳县污水处理厂, 得到 2008 年污水中 COD 的含量为 0.38kg/m³, 处理 1t 污水的成本是 0.84 元, 经计算 COD 治理成本为 2.21 元/kg。

2.2 直接生产成本估算方法

以走访农户家庭形式分别对早、中、晚稻进行了问卷调查, 并通过农村干部对数据进行核实来计算粮食直接生产成本。种子费用、有机肥费用、农药费用的核算办法是自行购买的按购进价格加运杂费计算, 自留或者自产的按照正常购买期相同质量和等级的市场价格计算; 化肥费用按实际购买价格计算; 农膜支出一次性计入地膜费; 灌溉费用按请人灌溉的按实际支付的费用计算, 自行灌溉的按实际发生的费用计算; 农业机械费用包括使用机械进行翻耕、播种、收割、运输、脱粒时所产生的费用, 使用自家机械和畜力时, 按当地租用价格计算; 劳动力支出费用应按实际发生的计入, 自家出工的可按当地种田雇工平均价格计入^[11]。

3 结果与分析

3.1 祁阳县粮食生态损失成本分析

经计算, 2008 年祁阳县粮食生产生态损失总价值为 1.35 亿元(表 1), 相当于当年农业总产值的 4.85%。其中, 土地资源损失为 0.71 亿元, 占生态损失总价值的 52%; 泥土流失损失达 0.30 亿元, 养分流失损失达 0.27 亿元, 分别占生态损失总价值的 22%、20%。经调查核实, 祁阳县早、中、晚稻的种植方式和耕作方式相同, 故可以认为单位面积早、中、晚稻的生态损失价值是一样的, 生态损失成本因 3 种农作物单位面积产量的不同而有所差异。所以本研究中早、中、晚稻的生态损失成本是根据祁阳县 3 种农作物种植面积总和、单位面积产量等相关统计数据计算得出的, 分别达到了 0.29 元/kg、0.25 元/kg、0.26 元/kg。虽然 3 种农作物的生态损失成本相对较低, 但也应引起我们足够的重视。

3.2 祁阳县粮食直接生产成本分析

通过对农户调查表进行汇总整理得到了水稻直接生产成本(表 2)。从表中可以看出, 早稻直接生产成本最高, 达 2.89 元/kg, 主要原因是使用了大量的农膜, 劳动用工天数较长; 中稻直接生产成本最低, 为

表 1 祁阳县粮食生产生态损失

Table 1 Ecological loss of food production in Qiyang

指标 Index	2008 年
泥土流失价值 Soil loss costs/元	29729257.34
养分流失价值 Nutrient loss costs/元	27297284.35
土地资源损失 Loss of land resources/元	70594230.57
水源涵养功能损失 Loss of water conserving ability/元	4892.35
水环境污染损失 Water pollution costs/元	7562774.70
生态损失总价值 Total value of ecological loss/元	135188439.30
早稻生态损失成本 Ecological loss costs of early-season rice/(元/kg)	0.29
中稻生态损失成本 Ecological loss costs of mid-season rice/(元/kg)	0.25
晚稻生态损失成本 Ecological loss costs of late-season rice/(元/kg)	0.26

表 2 水稻直接生产成本

Table 2 Direct production costs of rice

作物名称 Crop name	种子费 Seeds costs/ (元/hm ²)	化肥费 Chemical fertilizer costs/ (元/hm ²)	有机肥费 Organic fertilizer costs/ (元/hm ²)	农药费 Pesticides costs/ (元/hm ²)	农膜费 Plastic film costs/ (元/hm ²)	灌溉费 Irrigation costs/ (元/hm ²)	机械费 Mechanical costs/ (元/hm ²)	劳动力费用 Labor costs/ (元/hm ²)	直接生产成本 Direct production costs/ (元/kg)
早稻 Early-season rice	494.55	1951.65	89.55	1039.05	239.55	316.35	889.35	12467.70	2.89
中稻 Mid-season rice	417.60	1673.25	36.90	1030.50	4.95	288.00	811.80	11160.00	2.19
晚稻 Late-season rice	419.40	1930.95	85.80	1389.90	1.65	333.90	542.10	11209.50	2.76

2.19 元/kg,主要原因是使用了少量的农膜,劳动用工天数相对较短;而晚稻直接生产成本较高的原因是使用了较多的农药。在早稻直接生产成本构成体系中,劳动力支出费用最高,占直接生产成本的 71.29%,其次是化肥费用,占 11.16%;中稻直接生产成本构成体系中,劳动力支出费用占 72.36%,化肥费用占 10.85%;晚稻构成体系中,劳动力支出费用占 70.44%,化肥费用占 12.13%。

3.3 生态成本主成分分析

水稻生产因素从不同方面影响系统的发展变化,这些因素不仅与水稻生产生态成本之间存在相关关系,而且本身也存在关联。为了明确各因素对水稻生态成本的影响和作用,以水稻生态成本作为表征水稻生产的因变量,选取了 11 个与生态成本有着显著相关关系的影响因素,具体为:水稻播种面积、亩产量、种子费用、化肥费用、有机肥费用、农药费用、农膜费用、灌溉费用、农业机械费用、劳动力支出费用和生态损失费用。需要说明的是早、中、晚稻的主成分分析结果一致,故选用水稻生产生态成本为因变量。应用 SPSS 17.0 软件对样本数据进行检验(表 3)结果表明该样本 KMO 统计量为 0.725,说明样本充分;Bartlett 球形检验的卡方显著水平为 0.000,说明适合应用因子模型。运行因子分析模块,得到特征值、主成分贡献率与累计贡献率。

表 3 KMO and Bartlett's 检验

Table 3 KMO and Bartlett's test

KMO 取样适当性度量 Kaiser-Meyer-Olkin measure of sampling adequacy		0.725
Bartlett 球形检验 Bartlett's test of sphericity	卡方检验 Approx. Chi-Square	1313.189
	自由度 df	55
	显著性水平 Sig.	0.000

提取方法为主成分分析法。

从表 4 中可以看出,前 3 个主成分的方差贡献率达到 80.710%,符合贡献率应大于 80%—85% 的要求,因此选取前 3 个因子作为分析水稻生态成本的公共因子。为了合理解释每个公共因子,利用方差最大旋转正交法,对因子载荷矩阵进行正交旋转变换,旋转后的因子载荷矩阵见表 5。

表 4 因子分析总方差解释

Table 4 Total variance explained

因子 Component	初始特征根 Initial eigenvalues			提取值 Extracting sums of squared			旋转后提取值 Rotation sums of squared		
	特征根 Eigenvalue	方差 Variance /%	累积方差 Cumulative variance/%	特征根 Eigenvalue	方差 Variance /%	累积方差 Cumulative variance/%	特征根 Eigenvalue	方差 Variance /%	累积方差 Cumulative variance/%
1	5.648	51.345	51.345	5.648	51.345	51.345	5.505	50.046	50.046
2	1.950	17.724	69.069	1.950	17.724	69.069	1.955	17.777	67.823
3	1.281	11.641	80.710	1.281	11.641	80.710	1.418	12.887	80.710
4	0.948	8.620	89.330						
5	0.560	5.088	94.418						
6	0.312	2.834	97.252						
7	0.151	1.372	98.624						
8	0.086	0.782	99.406						
9	0.047	0.423	99.829						
10	0.015	0.135	99.964						
11	0.004	0.036	100.000						

表 5 旋转后因子载荷矩阵

Table 5 Rotated component matrix

	第一主成分 The first principal component Z_1	第二主成分 The second principal component Z_2	第三主成分 The third principal component Z_3
播种面积 Acreage X_1	0.977	-0.006	0.024
亩产量 Yields X_2	0.038	0.959	0.069
种子费用 Seeds costs X_3	0.689	0.071	0.417
化肥费用 Chemical fertilizer costs X_4	0.977	0.021	0.069
有机肥费用 Organic fertilizer costs X_5	0.046	-0.301	0.288
农药费用 Pesticides costs X_6	0.957	-0.020	0.052
农膜费用 Plastic film costs X_7	0.866	0.064	-0.166
灌溉费用 Irrigation costs X_8	-0.050	0.074	0.895
农业机械费用 Agriculture mechanical costs X_9	0.949	0.025	0.031
劳动力支出费用 Labor costs X_{10}	0.735	0.081	0.561
生态损失费用 Ecological loss costs X_{11}	0.087	0.960	0.054

提取方法:主成分分析法;旋转法:具有 Kaiser 标准化的正交旋转法

从表 5 中可以看出,第一主因子主要由播种面积(X_1)、化肥费用(X_4)、农药费用(X_6)、农业机械费用(X_9)、农膜费用(X_7)、劳动力支出费用(X_{10})和种子费用(X_3)所决定,这 7 个变量在第一主成分 Z_1 上有较高的正荷载。播种面积反映了水稻生产中的土地资源投入情况,因此第一主成分说明了在土地资源利用条件基础上,以化肥费用为主的生产成本投入在一定范围内对水稻生态成本有很重要的影响,第一主成分对各变量方差的贡献率占 50.046%。

对于第二主成分,生态损失费用(X_{11})、亩产量(X_2)和有机肥费用(X_5)有较大荷载量。其中亩产量反映粮食生产中科学技术水平,因此第二主成分表明以科学技术水平为基础的条件下,生态损失费用和有机肥费用对水稻生态成本有重要影响。有机肥费用在第二主成分上具有较高的荷载,说明目前投入到粮食生产的科技水平在逐渐提高,而为了追求更高的经济效益,农民种粮积极性下降,有机肥投入水平下降,对水稻生态

成本的降低具有逆作用,第二主成分对贡献率占 17.777%。

第三主成分反映了灌溉费用(X_8)在 Z_3 上有较高的正载荷量,第三主成分贡献率为 12.887%。

通过以上分析可知,在红壤丘陵区当前生产力水平条件下,适度提高化肥、农药、农业机械、农膜和劳动力的合理投入对水稻生产中生态成本的降低具有较大的促进作用。王佳友等^[22]研究认为,应用科学的施肥方法,增加化肥施用量可增长水稻总产量,与本研究适度增加化肥投入可降低水稻生态成本的结论相一致。以生态损失费用为代表的生态环境是粮食作物的载体,而亩产量和有机肥的投入是影响水稻生态成本的重要要素,目前水稻播种面积的缩减局面影响了科学技术的投入,进一步提高了水稻生产中的生态成本。灌溉费用是水稻生态成本构成中必不可少的因素,但是由于祁阳县目前水资源比较丰富,对水稻生产中生态成本的作用很微弱。

3.4 生态成本变化趋势分析

通过对农户调查数据和生态损失成本的估算,得出每个农户家庭早、中、晚稻的生态成本,用 Microsoft excel 2003 处理数据,得到了农作物生态成本随种植规模变化的趋势图(图 2)。

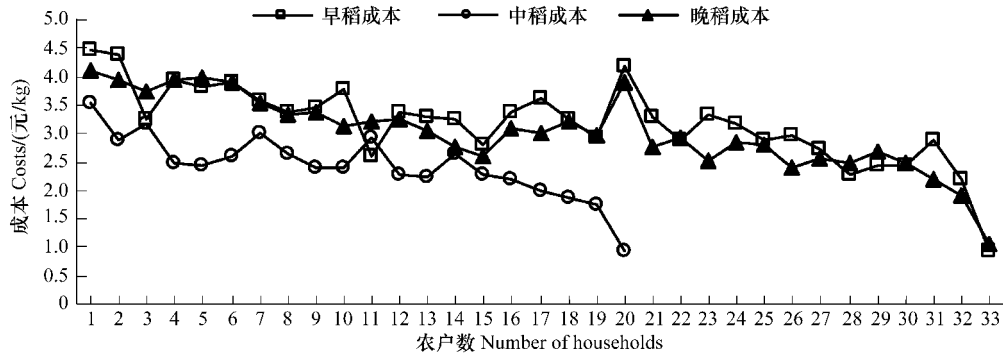


图 2 水稻生态成本变化趋势

Fig.2 Trend of the ecological costs of rice

在图 2 中,纵坐标表示水稻生态成本,即生态损失成本与直接生产成本之和,横坐标表示农户数,由左向右农户种植水稻的面积是逐渐变大的,其中,早稻最小种植面积为 0.06hm^2 ,最大为 8.8hm^2 ;中稻最小为 0.07hm^2 ,最大为 5.07hm^2 ;晚稻最小为 0.06hm^2 ,最大为 8.8hm^2 。从图中可以看出,早稻生态成本最高为 4.46 元/kg,最低为 0.94 元/kg;中稻最高为 3.54 元/kg,最低为 0.95 元/kg;晚稻最高为 4.10 元/kg,最低为 1.06 元/kg。3 种农作物生态成本变化幅度均较大,种植水稻面积越小,生态成本越高,反之,生态成本越低,生态成本随着家庭种植规模的变大呈现出下降趋势,并通过对比分析,大规模种植主要是在农业机械和劳动力支出中降低了水稻生态成本。祁阳县若扩大家庭农业生产规模,可降低水稻的生态成本。

3.5 生态成本与收益分析

利用 Microsoft excel 2003 软件对数据进行分析,得到每公顷早、中、晚稻的生态成本与毛收入对比图(图 3)。

在图 3 中,生态成本即每公顷生态损失成本与直接生产成本之和,毛收入为每公顷粮食产出与单价乘积,横坐标中是用户主姓名表征种植该种作物的农户家庭。早、中、晚稻生态成本都要比毛收入高,二者最大的差值分别为 11940.00、8858.86、11985.00 元/ hm^2 ,去除劳动力的生态成本都要比毛收入低,二者的最大差值分别为 9909.75、12591.29、8513.73 元/ hm^2 。所以说在祁阳县进行水稻种植,农业生产者的收益大部分为负收益;如果去除劳动力成本,农业生产者的收益才为正收益。换言之,农业生产者在一年辛勤劳作中所获得的收获是自己劳动力价值的一部分,农业劳动者进行水稻种植是不划算的。

4 结论与建议

4.1 结论

本文通过对红壤丘陵区粮食生产中的生态成本分析,得出以下结论:

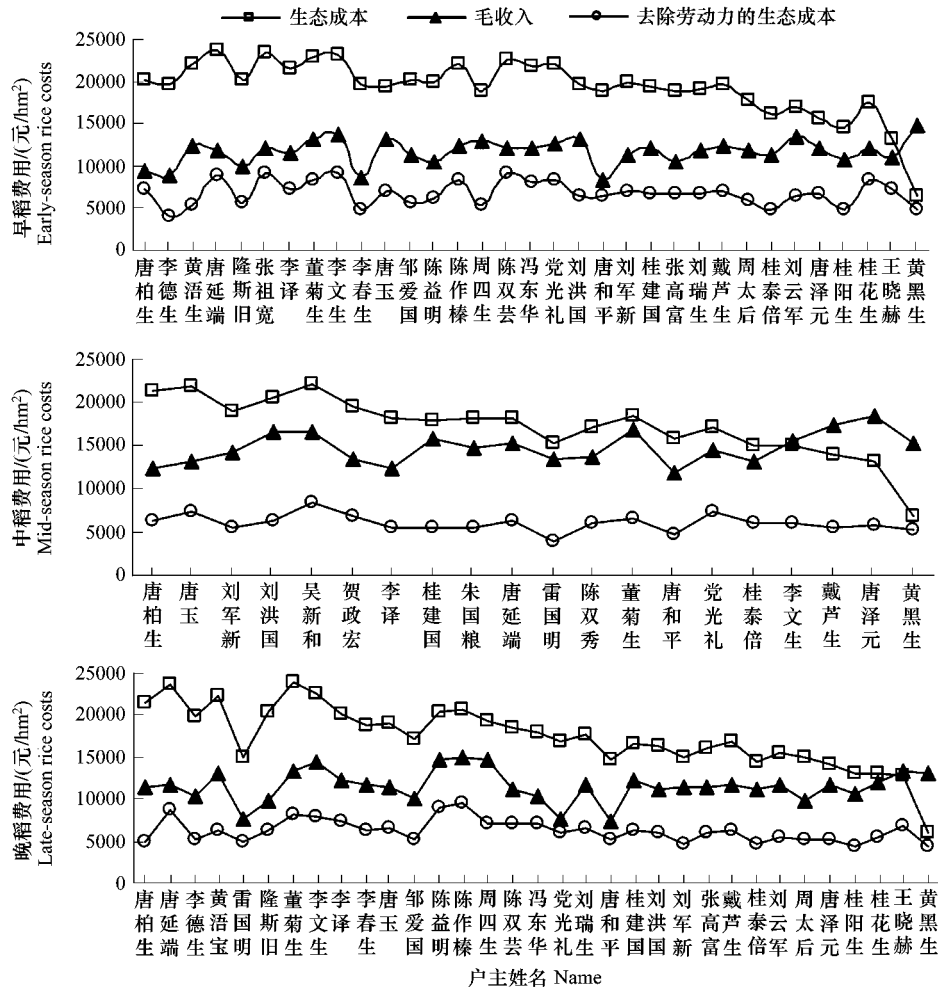


图3 每公顷水稻生态成本与毛收入对比

Fig. 3 Ecological costs of rice per hectare compared with the gross income

(1) 2008 年红壤丘陵区粮食生产生态损失总价值相当于当年农业总产值的 4.85% ,生态环境一旦遭到严重的破坏 ,该区的生态经济持续发展将会面临严峻的考验。

(2) 2008 年红壤丘陵区早、中、晚稻生态成本分别达到 3.18、2.44、3.02 元/kg ,而出售单价分别为 1.76、1.90、1.84 元/kg ,农业生产者的收益情况为负收益 ,从侧面也反映出农业劳动者种植水稻的消极态度 ,高成本低收益的情况对该区域的可持续发展产生着不利影响 ,由此也威胁到该区域的粮食安全。

(3) 通过对红壤丘陵区粮食生产生态成本中的各个因素进行主成分分析得出 ,在当前生产力水平条件下适度增加化肥、农药、农业机械、农膜和劳动力的投入 ,可降低生产单位水稻的生态成本 ,以生态损失费用为代表的生态环境是粮食作物的载体 ,单产和有机肥的投入是影响水稻生态成本的重要要素 ,由于目前红壤丘陵区水资源比较丰富 ,灌溉费用对水稻生产中生态成本的作用很微弱。

(4) 红壤丘陵区粮食生产中的生态成本随着家庭种植规模的增大而呈现下降的趋势 ,说明红壤丘陵区若扩大家庭农业生产的规模 ,可降低粮食生态成本 ,提高农业生产的经济效益和农业劳动者积极性 ,有利于实现该区域生态经济可持续发展。

4.2 建议

在规划和制定相关粮食生产政策时 ,应该充分重视不同类型区粮食的直接生产成本和生态损失成本 ;适度推动粮食规模化生产 ,加强科技投入 ,努力提高粮食的单产和效益 ,以保证区域粮食生产和经济社会的持续发展。

致谢:感谢王继军研究员、姜志德教授、William J. Gale, Ph. D. 教授、张义、摄晓燕和江青龙等的帮助。

References:

- [1] Yang Z X ,Zheng D W ,Li Y G. Value estimation of economic loss of soil erosion in Beijing Region. *Journal of Soil and Water Conservation* ,2004 , 18(3) : 175-178.
- [2] Zhao S L ,Yin M ,Sun X H. The assessment on economic and eco-value loss of soil and water loss in Shandong Province. *Economic Geography* , 2002 ,22(5) : 616-619.
- [3] Wang S M ,Qu F T. A case study of air resource value accounting in Jiangsu Province. *Chinese Journal of Eco-Agriculture* ,2002 , 10(2) : 128-129.
- [4] Deng P Y ,Tu Y L ,Chen G Z. Assessment of economic cost of soil erosion—a case study of Guizhou Province. *Rural Eco-Environment* ,2003 ,19(2) : 1-5.
- [5] Xu Y ,Chen T ,Xia M Y ,Wu Z Q. Value estimation of economic loss by soil erosion in Nanchong City. *Bulletin of Soil and Water Conservation* , 2006 ,26(5) : 36-38.
- [6] Yang A M ,Pang Y Z ,Li T Z ,Wang H ,Tang K W. Review on the researches of soil and water losses economic estimation. *Science of Soil and Water Conservation* ,2003 ,1(1) : 108-110.
- [7] Ren Y ,Meng X T ,Bi H X. Estimated economic loss of soil and water loss and environmental economic thinking. *Soil and Water Conservation in China* ,1997 , (8) : 48-58.
- [8] Peng K S. Explore the impact of soil and water loss on flood disaster and economic development. *Hebei Science and Technology of Water Resources* ,2000 ,21(4) : 14-22.
- [9] Chen F ,Zhu G H ,Mao Z F. Economic loss of soil and water loss in China. *Soil and Water Conservation in China* ,2008 , (12) : 11-13.
- [10] Zhu G H ,Mao F. Recognition of influence of soil and water loss in China and evaluation on direct economic losses. *Soil and Water Conservation in China* ,2007 , (8) : 4-7.
- [11] Yang K W. Investigate the cost of farmers to grow food. *Modern Agricultural Technology* ,2009 , (4) : 292-294.
- [12] Chinese soil database. [2009-11-13]. <http://www.soil.csdb.cn>.
- [13] Johnes P J. Evaluation and management of the impact of land use change on the Nitrogen and Phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modeling approach. *Journal of Hydrology* ,1996 , (183) : 323-349.
- [14] Johnes P J ,Healthwaite A L. Modelling the impact to land use change on water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes* ,1997 , (11) : 269-286.
- [15] Wang B ,Zhang T Z. Estimating non-point source pollution load in Liao River Basin. *Chongqing Environmental Science* ,2003 , 25(12) : 132-142.
- [16] Li H E ,Zhuang Y T. The export coefficient modeling approach for load prediction of nutrient from nonpoint source and its application. *Journal of Xi'an University of Technology* ,2003 ,19(4) : 307-312.
- [17] Cai M ,Li H E ,Zhuang Y T ,Wang Q H. Application of modified export coefficient method in polluting load estimation of non-point source pollution. *Journal of Hydraulic Engineering* ,2004 ,35(7) : 40-45.
- [18] Rast W ,Li G F. Nutrient loading estimates for lakes ,*Journal of Environmental Engineering* ,1983 , (109) : 502-517.
- [19] Wang S P ,Yu L Z ,Xu S Y ,Cheng S T. Research of non-point sources pollution loading in Suzhou Creek. *Research of Environmental Sciences* , 2002 ,15(6) : 20-27.
- [20] Jiang X ,Wu J P ,Shi C. An analysis on pollution in agricultural land use based on RS and GIS. *Shanghai Environmental Sciences* ,2004 ,23(3) : 104-107.
- [21] Yan W J. Pollution characteristics of surface water run-off from various types of land use in the lake Chaohu Basin. *Resources and Environment in the Yangtze Basin* ,1998 ,7(3) : 274-277.
- [22] Wang J Y ,Zeng F S. The factor analysis of affecting steady growth of grain production in Hunan Province. *Hunan Agricultural Sciences* ,2009 , (12) : 144-147.

参考文献:

- [1] 杨志新,郑大玮,李永贵.北京市土壤侵蚀经济损失分析及价值估算. *水土保持学报*,2004,18(3):175-178.
- [2] 赵善伦,尹民,孙希华.山东省水土流失经济损失与生态价值损失评估. *经济地理*,2002,22(5):616-619.
- [3] 王舒曼,曲福田.江苏省大气资源价值损失核算研究. *中国生态农业学报*,2002,10(2):128-129.

- [4] 邓培雁,屠玉麟,陈桂珠. 贵州省水土流失中土壤侵蚀经济损失估值. 农村生态环境, 2003, 19(2): 1-5.
- [5] 徐瑶,陈涛,夏明友,吴智佳. 南充市土壤侵蚀经济损失估值研究. 水土保持通报, 2006, 26(5): 36-38.
- [6] 杨爱民,庞有祝,李铁铮,王浩,唐克旺. 水土流失经济损失计量研究评述. 中国水土保持科学, 2003, 1(1): 108-110.
- [7] 任勇,孟晓棠,毕华兴. 水土流失经济损失估算及环境经济学思考. 中国水土保持, 1997, (8): 48-58.
- [8] 彭珂珊. 水土流失对洪涝灾害和经济发展的影响再探. 河北水利科技, 2000, 21(4): 14-22.
- [9] 陈芳,朱高洪,毛志峰. 我国水土流失的经济损失评估. 中国水土保持, 2008, (12): 11-13.
- [10] 朱高洪,毛锋. 我国水土流失影响辨识与直接经济损失评估. 中国水土保持, 2007, (8): 4-7.
- [11] 杨奎伟. 谈农民种植粮食成本调查. 现代农业科技, 2009, (4): 292-294.
- [12] 中国土壤数据库. [2009-11-13]. <http://www.soil.csdb.cn>.
- [15] 王波,张天柱. 辽河流域非点源污染负荷估算. 重庆环境科学, 2003, 25(12): 132-142.
- [16] 李怀恩,庄咏涛. 预测非点源营养负荷的输出系数法研究进展与应用. 西安理工大学学报, 2003, 19(4): 307-312.
- [17] 蔡明,李怀恩,庄咏涛,王清华. 改进的输出系数法在流域非点源污染负荷估算中的应用. 水利学报, 2004, 35(7): 40-45.
- [19] 王少平,俞立中,许世远,程声通. 苏州河非点源污染负荷研究. 环境科学研究, 2002, 15(6): 20-27.
- [20] 姜馨,吴健平,石纯. 基于RS和GIS的农业土地利用污染分析. 上海环境科学, 2004, 23(3): 104-107.
- [21] 阎伍玖. 巢湖流域不同土地利用类型地表径流污染特征研究. 长江流域资源与环境, 1998, 7(3): 274-277.
- [22] 王佳友,曾福生. 影响湖南粮食生产稳定增长的因素分析. 湖南农业科学, 2009, (12): 144-147.