

南方红壤丘陵区粮食生产的完全成本 ——以湖南省祁阳县为例

张应龙¹, 谢永生^{1,2*}, 江青龙¹, 王辉¹, 李晓¹

(1. 西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2. 中国科学院、水利部 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100)

摘要: 针对目前我国农业生产中的资源环境问题, 指出粮食生产成本核算的不完整性, 粮食生产造成的资源耗减和环境降级得不到补偿。运用环境经济学原理和可持续发展理论对粮食生产的完全成本进行分析, 提出粮食生产的完全成本除包括直接生产成本外, 还应包括粮食生产的资源环境成本。论文以南方红壤丘陵区的湖南省祁阳县为研究对象进行案例分析, 研究表明 2008 年该区域粮食生产的资源环境成本相当于当年农业总产值的 36.55%; 早、中、晚稻的完全成本分别达到 4.27、3.84 和 4.40 元·kg⁻¹, 其中资源环境成本分别为 1.38、1.65 和 1.64 元·kg⁻¹, 直接生产成本分别为 2.89、2.19 和 2.76 元·kg⁻¹, 而实际市场价格分别仅有 1.76、1.90 和 1.84 元·kg⁻¹。研究结果对有关部门制定相关农业政策、调整粮食生产布局、促进区域粮食生产和可持续发展具有一定的参考价值。

关键词: 生态环境; 粮食生产完全成本; 环境经济核算; 南方红壤丘陵区

中图分类号: F329.9 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-3037(2011)07-1245-13

我国是一个农业大国, 农业生产是经济发展的基础, 粮食生产更是处于核心位置。我国人口占世界总人口的 20% 以上, 而耕地面积只占世界耕地总面积的 7%, 农业生产面临着极大的压力。然而, 随着我国现代农业发展速度的加快, 农业资源环境承受的压力也相应加大, 特别是对于人口众多的发展中国家, 资源与生态环境问题显得更为突出。总体来看, 我国农业自然资源短缺且受污染严重, 耕地资源、水资源日益短缺, 水土流失、土地退化等农业生态破坏加重, 由化肥、农药和农膜等农业投入品造成的农业面源污染日益加剧。进入 21 世纪, 我国的农业全面步入了新的阶段, 农业生产与农村经济结构调整优化, 农业生产从数量型向质量型发展, 农业增长方式由粗放型经营向集约型经营转变。特别是面临农业国际化的机遇和挑战, 有效解决产量与品质、增产与增收的矛盾, 提高农业效益和增强国际竞争力等已是迫切的任务。在此背景条件下, 坚持可持续发展战略, 有效解决日趋严重的资源环境问题变得更为紧迫, 同时也需要充分认识到这一任务的艰巨性。

收稿日期: 2010-11-30; 修订日期: 2011-01-17。

基金项目: 中国科学院知识创新工程重大项目(KSCX-YW-09-02, KSCX-YW-09-07); 国家科技支撑计划项目(2011BAD31B01); 水利部公益性行业科研专项经费项目(200901051, 201001036)。

第一作者简介: 张应龙(1987-), 男, 湖南省衡山县人, 硕士研究生, 研究方向为 GIS 资源环境监测与评价。E-mail: yinglongzhang@126.com

* 通信作者简介: 谢永生(1960-), 男(回族), 河南省开封市人, 研究员, 主要从事水土保持、土地资源及环境影响评价等方面研究。E-mail: ysxie@ms.iswc.ac.cn

致谢: 农户调查和资料收集得到了中国农业科学院农业资源与农业区划研究所祁阳农田生态系统国家野外试验站文石林站长、高菊生老师、董春华老师三位的大力支持, 在此表示诚挚的感谢!

长期以来,自然资源和生态环境一直被作为农业生产和经济发展的基础条件,但没有真正作为生产和经济成本。传统的粮食生产成本效益分析仅限于计算粮食生产的直接生产成本,而往往忽视粮食生产的资源环境成本,由此形成了严重浪费资源和破坏生态环境的恶习。本文正是基于此,要从根本上解决问题,必须把资源环境成本纳入粮食生产和国民经济的核算内容,真正建立起生态-环境-经济复合的核算体系,真实反映粮食生产的完全成本,促进区域粮食生产,维持区域生态和经济的可持续发展。

1 研究区域概况

红壤是我国南方14省(区)的主要土壤类型,总面积约 $218 \times 10^4 \text{ km}^2$,约占国土总面积的22.7%,而生产的粮食占全国粮食总产量的44.5%,是我国重要的粮食生产基地。祁阳县($111^{\circ}35' \sim 112^{\circ}14' \text{ E}$, $26^{\circ}02' \sim 26^{\circ}51' \text{ N}$)位于湖南省南部,湘江中游,“湖广熟,天下足”鱼米之乡的腹地。2007年该县土地总面积 $2\,538 \text{ km}^2$,其中耕地 445.3 km^2 ,占17.6%。该区域属亚热带季风湿润性气候,四季分明,平均年日照时数 $1\,613.1 \text{ h}$,年平均气温 $17.8 \sim 18.4 \text{ }^{\circ}\text{C}$,无霜期293 d,雨量充沛,县内年平均降雨量 $1\,150 \sim 1\,350 \text{ mm}$ 。祁阳县是以种植业为主的农业大县,粮食作物以水稻为主,它同时又是全国商品粮基地县和全国粮食生产大县,优质农产品十分丰富。

笔者对该县2008年的农业生产情况进行了走访调查,选取了包括白水镇、黎家坪镇、梅溪镇、文明铺镇和下马渡镇在内的5个农业生产典型乡镇(图1)。农户粮食生产问卷调查主要有如下几部分内容:家庭基本情况(人口的年龄组成、文化程度以及外出统计等)是针

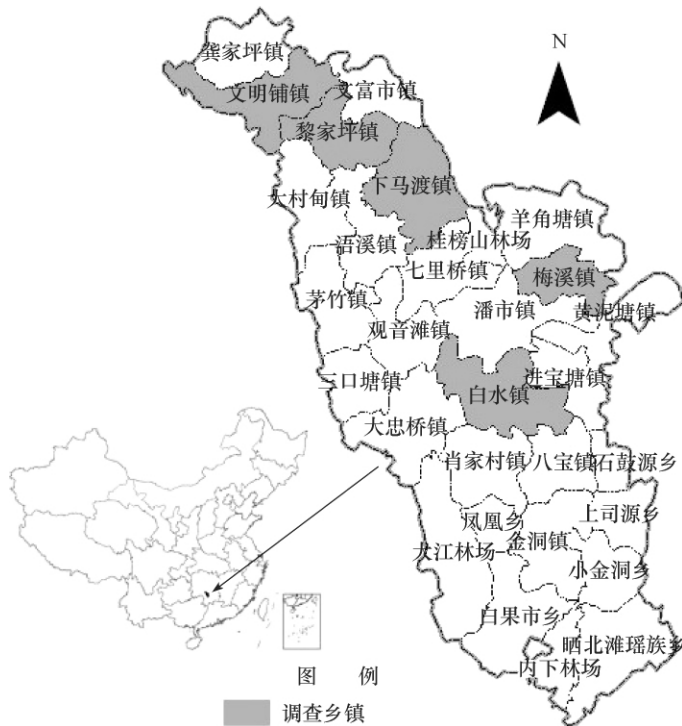


图1 调查区域分布

Fig. 1 Distribution of investigated area

对农业生产劳动力投入情况展开的;土地利用情况,包括自留、承包和转租的耕地、园地等;农业生产情况,主要是关于粮食作物和经济作物的农业物质资料、劳动力投入以及产出效益状况,这是调查的核心部分;粮食作物种植技术,包括种植制度、施肥方式、病虫害防治以及其他现代农业技术等;家庭收入情况,包括林果业、养殖业、工副业发展情况等,主要作为影响农业生产活动的参考和支撑;家庭消费,主要包括屯粮、粮食消费、生活支出等方面。为了能够系统全面地了解区域农业生产投入产出状况,本研究采用分层随机抽样法,结合该县农业生产实际情况,根据当地农户粮食种植规模将其分为大中小 3 种类型,3 种类型农户调查的比例为 1: 2: 1。调查只是为了反映该地区粮食生产的直接生产投入情况,故调查了 40 个典型农户,基本满足本研究的需求,同时对调查数据和当地老农及村干部进行交流核实,数据的准确性也得到了保证。

2 粮食生产完全成本核算方法

传统的成本效益分析方法都没有真正地描述粮食生产的完全成本。粮食生产的完全成本是指粮食生产所付出的各种成本的总和,它由 2 部分组成,即粮食生产的直接生产成本和外部的资源环境成本。需要注意的是,结合粮食生产的外部影响特征,运用环境经济系统分析的思想,本研究将粮食生产的资源环境成本又分为生态破坏成本和环境损害成本两部分进行计算。粮食的直接生产成本是指直接生产过程中为生产该农产品而投入的各项资金(包括实物和现金)和劳动力的成本,反映了为生产该农产品而发生的除土地外各种资源的耗费^[1]。生态破坏成本是指粮食生产对生态环境造成破坏从而使人类和动植物的生存条件发生恶化所带来的经济损失,如水土流失和生物多样性降低等。环境损害成本是指由于农药、化肥、农膜等农用化学用品的不合理使用造成的诸如在大气环境、土壤环境、水环境等方面的经济损失,如水体富营养化价值损失、农田重金属污染损失、温室气体排放等。

2.1 直接生产成本核算

本文中粮食的直接生产成本由种子费用、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 8 个要素组成。这当中的各种物质资料与服务费用核算以实际花费为总体原则,主要办法则是自行购买的按实际购买价格计算,自留或自产的按同等条件下其市场价格计算。劳动力支出费用包括家庭用工折价和雇工费用两部分。家庭用工折价等于劳动日工价和家庭用工天数的乘积,劳动日工价为当地的实际劳动工价;雇工费用是因雇佣他人劳动而实际支付的所有费用,包括支付的工资和合理的饮食费、招待费等。

2.2 生态破坏成本核算

2.2.1 水土流失损失

水土流失主要受自然因素和人为因素两方面的影响,随着我国现代农业的大量投入,过度垦殖、耕作制度和农业生产方式的资源不合理使用等日益严重,人为的农业生产活动成为了我国水土流失的最主要原因。水土流失造成了我国土地质量的破坏、自然资源的流失以及生态环境的恶化,造成的经济损失不容忽视。

(1) 土壤养分和有机质流失价值

土壤养分(N、P、K)和有机质流失价值 EN 的计算方法选用替代价格法^[2-4],根据式(1)计算:

$$EN = \sum_{i=1}^3 Z \times CN_i \times U_i \times P_i + Z \times CN_j \times P_j \quad (1)$$

式中: $i=1 \sim 3$, 分别为 N、P、K 三种土壤养分元素; j 为土壤有机质; Z 为土壤流失量 (t/a); CN_i 为土壤中碱解氮、速效磷、速效钾的平均含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 在祁阳地区其值分别为 123、3.3、87 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [5]; U_i 为碱解氮、速效磷、速效钾分别折算成标准肥料碳酸氢铵、过磷酸钙、氯化钾的系数, 根据化肥的化学分子式得其值分别为 5.571、3.373、1.667 [6]; P_i 为 3 种肥料当年的实际平均市场价格 (元/t); CN_j 为土壤有机质平均含量 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), 祁阳地区取值 37.6 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; P_j 为有机质价格 (元/t), 可以采用农家肥或者秸秆的替代价格, 本研究用两者的平均值进行计算。另外, 由于水土流失发生在耕层, 文中所指的都是表层土壤养分和有机质的流失。土壤流失量 Z 可通过式 (2) 进行计算 [7-10]:

$$Z = \sum_{i=1}^6 S_i \times M_i \quad (2)$$

式中: $i=1 \sim 6$ 是土壤侵蚀强度分级, 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; S_i 为研究区域内各个侵蚀强度的土地面积 (km^2), 此项数据从祁阳县水利局获得, 从微度到剧烈各个级别的值为 1 920.90、246.50、198.39、110.10、41.13、12.99 km^2 ; M_i 为各侵蚀强度下的土壤侵蚀破坏强度 [$\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$], 本研究以各个等级的土壤侵蚀模数两个极值的中间值作为该等级侵蚀模数的计算标准, 用各个等级的侵蚀模数减去该区的最大容许土壤流失量 [T 值, 南方红壤丘陵地区取值为 500 $\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$], 得出研究区各个土壤侵蚀级别的土壤侵蚀破坏强度值。

(2) 土壤水源涵养功能损失

水土流失造成土壤水分流失且使土层变薄而大幅度降低土壤的水源涵养功能。土壤水分流失价值 EW 通过式 (3) 进行计算 [11]:

$$EW = f \times S \times \Delta H \times (V - v) \times P_k \times 1\,000 \quad (3)$$

式中: f 为大雨及其以上的年降水频率 (%), 此数据通过祁阳县气象局获得, 取值为 5.43%; S 为土壤侵蚀的面积 (km^2/a); ΔH 为平均土壤侵蚀厚度 (mm); V 和 v 分别是以容积百分数表示的土壤的饱和含水量与一般含水量 (%), 其值分别为 49.85% 和 23.50%; 土壤水源涵养功能损失的计算方法采用影子工程法, P_k 为目前修建农用水库的投资, 取值 1.7 元/ m^3 [3]。

(3) 泥土流失损失

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 ES 可通过式 (4) 进行计算:

$$ES = Z \times P_n / \rho \quad (4)$$

式中: Z 为土壤流失量 (t/a), 由式 (2) 计算得来; P_n 为泥土资源价格 (元/ m^3), 泥土可用于铺设道路、建设楼房、烧制砖瓦等, 本式中 P_n 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在上文已有计算, 故烧制砖瓦所用耕层泥土的成本价格 P_n 不包括养分价值。通过祁阳县国土资源局和砖厂得到 2008 年 P_n 值为 12 元/ m^3 。 ρ 为土壤容重, 祁阳地区取值 1.26 g/cm^3 [5]。

(4) 土地资源废弃损失

土地遭受土壤侵蚀, 每年以一定的侵蚀厚度发展下去, 数十年之后土壤将流失殆尽而无法耕种。每年毁坏的土地面积是用土壤流失总量 (以体积计) 除以平均土层厚度计算得出

的,祁阳县平均土层厚度取 20 cm。土地资源废弃损失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的取土价格、运输价格和人力成本等不能准确获取,因此选用机会成本法。土地资源废弃损失 EC 可通过式(5)进行计算:

$$EC = \sum SF_i \times V_i \times PG_i \times T_i \quad (5)$$

式中: SF_i 为土地废弃的面积 (km^2); $V_i \times PG_i$ 为单位土地的产出 V_i 与其价格 PG_i 的乘积,即单位土地年收益(元/ km^2); T_i 为持续时间,当前技术条件下取值 10 a。

(5) 作物减产损失

由于水土流失造成土壤表层厚度的降低,从而导致农作物减产。作物减产损失 EP 可通过式(6)进行计算^[3,11]:

$$EP = \sum \alpha \times X_h \times BP_i \times SJ_i \times PJ_i \quad (6)$$

式中: α 为耕地复种指数(%); X_h 为土壤侵蚀厚度(mm/a); 参数 $BP_i = Y_i/H$, 其中 Y_i 是作物 i 的标准产量(kg/hm^2), H 是表土层厚度(mm); SJ_i 为作物 i 的水土流失面积(hm^2); PJ_i 为作物 i 的价格(元/ kg)。

(6) 泥沙滞留和淤积损失

土壤侵蚀以后,伴随泥沙的迁移和沉积所造成的泥沙淤积包括泥沙滞留处经济损失和泥沙淤积处经济损失^[4]。根据影子工程法计算滞留和淤积的经济损失 ED , 计算公式如下^[2]:

$$ED = \sum_{i=1}^2 Z \times \beta_i \times PY_i / \rho \quad (7)$$

式中: $i=1$ 和 2 分别表示泥沙滞留和淤积; Z 为土壤流失量(t/a),由公式(2)计算; β_i 为土壤流失的泥沙总量中滞留泥沙或淤积泥沙的比例(%),根据国内已有研究成果,滞留泥沙的比例取值 33%,淤积泥沙的比例取值 24%; PY_i 为影子价格,对于滞留损失取目前挖取泥沙的费用 $6.5 \text{ 元}/\text{m}^3$ 进行计算,对于淤积损失则采用拦截泥沙工程的投资费用,目前单位库容的造价为 $100 \text{ 元}/\text{m}^3$; ρ 为土壤容重,同式(4)取值 $1.26 \text{ g}/\text{cm}^3$ 。

2.2.2 农田土壤潜育化损失

我国广大南方地区由于耕作制度单一,长期双、三季稻连作,以及种植过程当中重灌轻排等不合理的耕作措施,导致土壤地下水位升高造成稻田土壤的潜育化或次生潜育化。稻田潜育化和次生潜育化是当前部分稻田地力衰退的重要原因之一。这里采用公式(8)估算稻田土壤潜育化损失 EG ^[12]:

$$EG = AS \times \gamma \times \Delta T \times P_q \times L \quad (8)$$

式中: AS 为粮食的种植面积; γ 为潜育化稻田占水稻田总面积的比例; ΔT 为潜育化稻田的单位面积减产量; P_q 为当年粮食的实际平均价格; L 为由于耕作不当造成的稻田潜育化面积占总稻田潜育化面积的比例,根据调查,这里取值 50%。

2.2.3 农田生物多样性降低损失

在美国 Robert Costanza 等^[13]研究提出的生态系统服务功能单价的基础上,谢高地等^[14-15]制定了我国农田生态系统单位面积生态服务价值量因子表,且提出了我国不同省份农田生态系统生物量因子,可以采用该因子进行单位面积生态系统服务功能经济价值校正,基于此,粮食生产造成的农田生态系统生物多样性降低的经济损失 EB 采用公式(9)计量:

$$EB = P_w \times b \times S_w \times \alpha_w \quad (9)$$

式中: P_w 为我国陆地农田生态系统单位面积生物多样性保护服务价值基准单价, 为 628.2 元/ hm^2 ; b 为祁阳地区农田生态系统的生物量因子(无量纲值, 全国的基准值为 1), 在这里由于当前研究水平的限制, 取湖南省的替代值 1.95 近似计算; S_w 为粮食播种面积(hm^2); α_w 为农田生态系统生物多样性生态服务功能的损失率, 根据相关文献研究^[16-17], 结合祁阳地区化学农药施用情况及其影响调查研究取值 50%。

2.3 环境损害成本核算

2.3.1 水环境价值损失

(1) 地表水富营养化价值损失

根据 L. D. James 等的研究^[18], 随着水体中某种污染物浓度的增加, 其对水质造成的损害也开始缓慢增加, 当该污染物浓度达到临界浓度后, 其损害就表现得更强烈, 当浓度增加到一定程度时, 损害又逐渐趋于平缓。根据“损失-浓度曲线”模型, 某种污染物对水体造成的损失 S 可以表示为^[19-20]:

$$WS = \frac{K}{1 + A \times e^{-BX}} \quad (10)$$

式中: K 为最大损失值, 当 X 值趋于无穷大时, WS 值趋于 K 值, 因此 K 值又可以理解为干净水体的总价值。水体渔业功能的价值用当年的渔业产值来代替, 生活用水价值则用城镇居民生活用水的价值来计算; A 、 B 为待定系数, 由污染物的特性决定, 通常采用国内外学者相关研究成果的参考值^[18-21], 如表 1 所示; $X = C/C_0$, C 为污染物实际的浓度(mg/L), C_0 为水体允许的污染物浓度, 一般依据地方和国家水质标准确定, 由我国地表水环境质量标准(GB3838—2002)可知, I、II类水主要满足饮用功能, 其临界浓度取值 0.5 mg/L , III类水主要用于养殖功能, 其临界浓度取值 1.0 mg/L 。基于此, 地表水富营养化价值损失 LE 可以表示为:

$$LE = WS \times \alpha E \times \lambda E \quad (11)$$

式中: WS 为水体污染物造成的损失; αE 为水体监测超标率(%); λE 为粮食生产对地表水富营养化的贡献率(%)。根据相关研究^[22], 本文取值 50%。

表 1 参数 A 、 B 的参考值

Table 1 Reference values of A and B

使用功能	A	B
渔业	160.6	0.4837
生活用水	368.0	1.3129

(2) 地下水氮素污染价值损失

地下水硝酸盐污染的计算模型同上, 具体参数值有所变动。 K 值用农村居民生活用水的价值来计算; $X = C/C_0$, C 为硝酸盐平均浓度(mg/L), 依据我国地下水质量标准(GB/T 14848—93), 取临界浓度 C_0 为 5 mg/L ; 粮食生产对地下水的贡献率取值 55%^[16]; 对于地下水的价值损失估算, A 、 B 值采取如下计算方法^[23]:

$$\begin{cases} A = 99^{(X+1)/(X-1)} \\ B = 2 \times \lg 99 / (X - 1) \end{cases} \quad (12)$$

2.3.2 农田重金属污染损失

化肥的不合理施用和污水灌溉是农田污染的主要方面。农田受到污染会降低农产品的

质量,污染较重时,农作物产量将受到影响。根据相关文献和研究^[24],采用市场价值法,农田污染价值损失 LP 的计量模型如下所示:

$$LP = (\psi + \sigma) \sum MP_i \times CP_i \times PH_i \quad (13)$$

式中: ψ 为农田污染造成的作物减产率(%) ,中度污染水平减产率以 25% 计; σ 为受污染的农产品市场价格降低率(%) ,这里以 10% 计; MP_i 为作物 i 污染农田的面积; CP 为污染农田的产量; PH_i 为农产品价格。

2.3.3 农产品农药污染损失

由于粮食生产过程中农药的吸收利用率低,大量农药都以各种形态存在于土壤中,这对土壤的质量,进而对农产品的质量造成影响。粮食的农药污染损失 LI 采用如下计算方法:

$$LI = \sum SI_i \times TI_i \times PI_i \times RI_i \quad (14)$$

式中: SI_i 为作物 i 受污染的面积; TI_i 为作物 i 的单位面积产量; PI_i 为作物 i 的市场价格; RI_i 为作物 i 的价格损失率,取值 10%^[25]。

2.3.4 农田农膜污染损失

随着粮食生产中农膜的大量使用,不及时的回收导致农膜的残留,其最直接的影响就是导致粮食的减产。土壤农膜污染损失 LF 的估算采用以下方法:

$$LF = \sum SM_i \times TM_i \times RM_i \times PM_i \quad (15)$$

式中: SM_i 为某种作物农膜残留污染的面积; TM_i 为作物 i 的单位面积产量; RM_i 为作物 i 产量损失率,根据有关研究^[26],土壤中残膜含量达到一定量时,水稻的减产幅度为 8% ~ 14%。根据调查,本文水稻减产取值 10%; PM_i 为作物 i 的市场价格。

2.3.5 温室气体排放成本

农田生态系统产生的温室气体主要有 CO_2 、 CH_4 以及 N_2O 。粮食生产过程中排放的温室气体甲烷主要来源于厌氧条件下的水稻田,而水田和旱地均会产生氧化亚氮,其中旱地土壤是我国农田氧化亚氮的主要排放源,约占 80% 左右。 CO_2 的排放主要体现在林草地向耕地转化的间接排放,有关研究表明农田生态系统更多的时候是一个碳汇而不是碳源^[27]。

对于水田 N_2O 的排放,有研究表明,水分管理方式是影响水田 N_2O 排放因子的最重要的因素。目前中国水稻的水分管理存在多种模式,主要可分为 3 种,即持续淹水、淹水—烤田—淹水以及淹水—烤田—淹水—湿润灌溉,相关研究^[28]对这 3 种水分管理方式采用不同估算方程。根据调查,祁阳地区水稻种植的水分管理大多数采用第三种模式,故 N_2O 的排放量计算公式采用:

$$E_N = [(0.79 \pm 0.28) + (0.0073 \pm 0.0011) \times N] / (28/44) \quad (16)$$

式中: E_N 为单位面积 N_2O 年排放量($kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$), N 为农田施氮量($kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$)。在淹水—烤田—淹水—湿润灌溉的水分管理方式下,水稻生长季 N_2O-N 排放系数和背景排放量平均分别为 0.73% 和 $0.79 kg \cdot hm^{-2}$,标准误差分别为 0.11% 和 $0.28 kg \cdot hm^{-2}$ 。上述方程中的 N_2O-N 排放系数被用来估算淹水—烤田—淹水—湿润灌溉水分管理方式下氮肥施用所导致的 N_2O 直接排放量。

稻田 CH_4 排放量的估算方法主要有 4 种:直接估算法、替代法、经验估算法以及过程模型法。本研究采用直接估算法,依据野外或试验站实际测定的 CH_4 排放通量,结合相应稻田的面积直接进行计算^[29]:

$$E_{methane} = \sum f_i \times A_i \times D_i \quad (17)$$

式中: $E_{methane}$ 为稻田甲烷的排放量(kg); i 为早稻、中稻和晚稻; f_i 为稻田甲烷排放通量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$); A_i 为稻田的种植面积(hm^2); D_i 为水稻生育期(d), 由于我国的种植习惯以育秧移栽为主, 较少直播, 所以计算水稻生长天数以中熟型水稻从移栽到成熟的天数为基础, 生育期从物候统计资料 and 实际调查获得。

在计算温室气体排放的负价值时, 以 CO_2 为计量基础, 通常采用增温潜势(GWP) 来表示相同质量的不同温室气体对温室效应增强的相对辐射效应^[30]。在 CO_2 的 GWP 为 1 的基础上, 根据 2007 年发布的 IPCC 第四次评估报告, 采用 20 a 时间尺度的气候变化的 GWP, 则 N_2O 的 GWP 为 289, CH_4 的 GWP 为 72^[31]。据此, 将 N_2O 和 CH_4 换算为 CO_2 , 计算其排放的成本:

$$\begin{cases} E_C = (E_N \times 289 + E_{methane} \times 72) \times (12/44) \\ LG = E_C \times (C_f + C_i) / 2 \end{cases} \quad (18)$$

式中: E_C 是根据增温潜势将 N_2O 换算成纯 C 的量(t/hm^2); LG 为温室气体的排放成本; C_f 为固定 CO_2 的造林成本, 采用较多的我国造林成本 273.3 元/t; C_i 为排放 CO_2 的碳税, 目前国际上采用最多的是瑞典碳税, 150 美元/t(美元与人民币的转换汇率按 2008 年近似比 7: 1)。

3 结果与分析

3.1 粮食直接生产成本分析

通过对 2008 年祁阳县粮食生产典型农户调查数据整理汇总得出该县水稻生产的直接生产成本(图 2)。可以看出, 早稻的直接生产成本最高, 晚稻次之, 中稻最低, 分别为 17 488、15 923 和 15 913 元 $\cdot \text{hm}^{-2}$ 。在 3 种粮食作物的直接生产成本体系中, 劳动力支出费用占有最大的比重, 都在 70% 以上, 这主要体现了南方地区农民较高的劳动力机会成本; 其次则是较高的化肥和农药费用投入, 这 and 实际调查中农民所反应的高农业物质资料投入低种粮效益相吻合, 同时这也是当地农民增粮但不增收的重要影响因素之一。在其他直接投入因子方面, 3 种作物相差不大, 所占直接生产成本的比例也都较小。

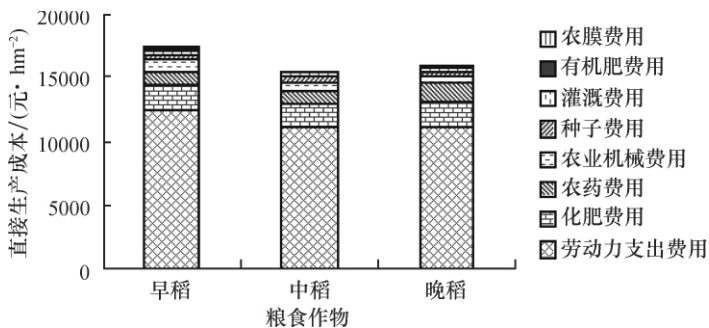


图 2 粮食直接生产成本

Fig. 2 Direct crop production costs

3.2 粮食资源环境成本分析

依据本研究提出的粮食生产资源环境成本核算方法, 计算得出 2008 年祁阳县粮食生产的资源环境成本约为 7.62×10^8 元(表 2), 相当于当年农业总产值(20.85×10^8 元) 的 36.55%, 区域粮食生产造成的生态破坏和环境损害已经相当严重, 粮食生产的外部资源环

境成本不容忽视。在粮食生产的资源环境成本中,温室气体排放成本和土地资源废弃损失占有较大比重,分别占其 48.52% 和 14.18%。由于祁阳县粮食以水稻种植为主,而稻田是温室气体 CH_4 的重要排放源之一,在全球气候日益变暖,倡导低碳生产的背景下,控制稻田温室气体排放显得尤为重要。经初步计算,土地资源废弃损失高达约 1.08×10^8 元,更从侧面反映出我国耕地资源正在高速退化,我国有限的土地资源面临着巨大的压力,这应该引起我们足够的重视。

表 2 祁阳县粮食生产资源环境成本

Table 2 Resource-environmental cost of grain production in Qiyang

项目	成本/元	
生态破坏成本	土壤养分和有机质流失价值	18 900 196.32
	土壤水源涵养功能损失	42 354.16
	泥土流失损失	20 881 998.98
	土地资源废弃损失	107 993 554.26
	作物减产损失	21 598 710.85
	泥沙滞留和淤积损失	57 325 785.66
	农田生物多样性降低损失	44 562 686.22
	农田土壤潜育化损失	75 133 093.32
环境损害成本	水环境价值损失	3 028 938.22
	农田重金属污染损失	25 290 758.82
	农产品农药污染损失	13 548 620.80
	农田农膜污染损失	3 812 276.16
	温室气体排放成本	369 636 763.20
资源环境成本	761 755 736.97	

3.3 粮食生产成本效益分析

为了更系统全面地剖析南方红壤丘陵地区粮食生产的社会、环境、经济效益,本研究以单位质量粮食的完全成本和价格比较对象分析该区粮食生产的成本效益(图 3)。研究表明,祁阳县早稻、中稻、晚稻的完全成本分别为 4.27、3.84 和 4.40 元 $\cdot \text{kg}^{-1}$,晚稻成本最高,早稻次之,中稻最低。从粮食的完全成本构成来看,早稻、中稻、晚稻的资源环境成本分别为 1.38、1.65 和 1.64 元 $\cdot \text{kg}^{-1}$,中稻和晚稻相当,均高于早稻;而三者的直接生产成本差异较大,早稻最高,到达 2.89 元 $\cdot \text{kg}^{-1}$,其次是晚稻和中稻,分别为 2.76 和 2.19 元 $\cdot \text{kg}^{-1}$ 。相

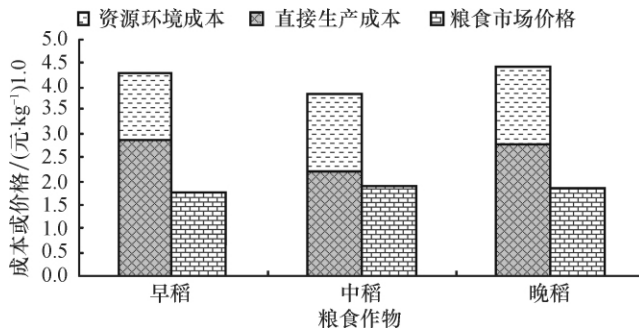


图 3 祁阳县粮食成本效益分析

Fig. 3 Cost-benefit analysis of grain production in Qiyang

对于粮食较高的完全成本,早稻、中稻和晚稻3种作物的实际市场价格分别只有1.76、1.90和1.84元·kg⁻¹。由此可见,粮食的高成本低效益情况将对区域的粮食安全和生态经济持续发展产生不利影响,当前加大农业生产物质资料的监管力度,降低农民种粮成本,加大科技投入,改良耕作方式,减少农业污染,保护农田生态环境才能保证区域的经济生活和人与自然的和谐发展。

4 结论和讨论

4.1 结论

本文通过对南方红壤丘陵区粮食生产的完全成本的初步探讨,得出以下结论:

(1) 由2008年典型农户调查数据得出,研究区早稻的直接生产成本最高,晚稻次之,中稻最低,其分别为17 488、15 923和15 913元·hm⁻²,在这当中劳动力支出费用占有最大的比重,其次则是较高的化肥和农药费用投入。

(2) 2008年研究区粮食生产的资源环境成本约为7.62×10⁸元,相当于当年农业总产值的36.55%,区域粮食生产造成的生态破坏和环境损害已经相当严重,粮食生产的外部资源环境成本不容忽视。

(3) 2008年研究区早稻、中稻、晚稻的完全成本分别为4.27、3.84和4.40元·kg⁻¹,其中,资源环境成本分别为1.38、1.65和1.64元·kg⁻¹,直接生产成本分别为2.89、2.19和2.76元·kg⁻¹。而早稻、中稻和晚稻三种作物的实际市场价格分别只有1.76、1.90和1.84元·kg⁻¹,粮食的高成本低效益情况将对区域的粮食安全和生态经济持续发展产生不利影响。

4.2 讨论

(1) 本研究在核算粮食的直接生产成本时选取了种子费用、化肥费用、有机肥费用、农药费用、农膜费用、灌溉费用、农业机械费用以及劳动力支出费用共计8个主要计算指标,而在实际生产当中则会存在固定资产折旧、工具材料费以及修理维护费等,少数种粮户还会存在技术服务费用等方面的支出,由于这些方面的费用占直接投入的比重一般都很小,甚至没法调查统计,同时也不是本研究的重点内容,故在此忽略,不纳入计算范围。

(2) 粮食生产的资源环境成本核算指标是根据自然环境按环境要素的五大分类(大气环境、水环境、土壤环境、生物环境以及地质环境)进行选取的,这样就能在很大程度上避免资源环境成本某些方面的重复计算,按照这种思想也就尽可能地避免了重要计算指标的遗漏。

(3) 目前,针对生态破坏和环境污染的经济损失计量由于国内外没用统一定论,核算的方法也是多种多样,不同的核算方法得出的结果可能差异很大,选择哪种估算方法最合适是研究的重点。在本研究当中,各指标的计算方法尽可能地采用了直接市场法,当采用直接市场法的条件不具备时,采用了替代市场法。实际核算中,由于各种条件的限制,一般将多种方法结合起来使用,当然还有其他一些方法,例如本研究中的基于生态系统服务价值的方法等。

(4) 本研究的结果表明,粮食生产的完全成本远高于其实际出售价格,粮食生产过程中的资源环境成本占区域农业总产值的比重较大,粮食生产造成的生态环境破坏不容忽视。开展绿色农业生产,制定相关粮食政策降低种粮成本、增加种粮收入,以及寻求一种合理的粮食生产布局是保证区域粮食安全、维持区域生态和经济持续发展的重要途径。

(5) 针对粮食生产中存在的资源环境成本问题, 如何实行粮食生产环境管理目标责任制, 构建环境成本控制系统, 降低环境成本支出是我们将要面临的重点和难点问题。

参考文献(References):

- [1] 张应龙, 谢永生, 李晓, 等. 黄土沟壑区主要粮食作物生产稳定性及成本效益分析[J]. 水土保持通报, 2010, 30(4): 201-204. [ZHANG Ying-long, XIE Yong-sheng, LI Xiao, et al. Stability and Cost-benefit analysis of main grain crops production in Gully area of the Loess Plateau. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2010, 30(4): 201-204.]
- [2] 赵芹, 罗茂盛, 曹叔尤, 等. 汶川地震四川灾区水土流失经济损失评估及恢复对策[J]. 四川大学学报: 工程科学版, 2009, 41(3): 289-293. [ZHAO Qin, LUO Mao-sheng, CAO Shu-you, et al. Research on the recovering measures and economic loss evaluation of soil erosion and water loss in Wenchuan-Earthquake-hit areas of Sichuan Province. *Journal of Sichuan University: Engineering Science Edition*, 2009, 41(3): 289-293.]
- [3] 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[J]. 水土保持学报, 2004, 18(3): 175-178. [YANG Zhi-xin, ZHENG Da-wei, LI Yong-gui. Value estimation of economic loss of soil erosion in Beijing region. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2004, 18(3): 175-178.]
- [4] 朱高红, 毛锋. 我国水土流失影响辨识与直接经济损失评估[J]. 中国水土保持, 2007(8): 4-7. [ZHU Gao-hong, MAO Feng. 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.]
- [5] 中国科学院南京土壤研究所. 中国土壤数据库[EB/OL]. <http://www.soil.csdb.cn>, 2005-06-15/2010-08-20. [Institute of Soil Science, CAS. Chinese soil database. <http://www.soil.csdb.cn>, 2005-06-15/2010-08-20.]
- [6] 董海京, 殷晓松. 云南省山地农业的不合理利用及耕地减少造成的经济损失分析[J]. 农业环境保护, 1994, 13(6): 264-266, 278. [DONG Hai-jing, YIN Xiao-song. Economic loss analysis of the irrational use of Mountain agricultural and reduction of arable land in Yunnan Province. *Agro-environmental Protection*, 1994, 13(6): 264-266, 278.]
- [7] 夏明友, 吴智俭. 南充市土壤侵蚀的经济损失估值[J]. 中国水土保持科学, 2008, 6(增刊1): 79-81. [XIA Ming-you, WU Zhi-jian. Estimation of economic loss from soil erosion in Nanchong. *Science of Soil and Water Conservation*, 2008, 6(Suppl 1): 79-81.]
- [8] 卜兆宏, 刘绍清. 土壤流失量及其参数实测的新方法[J]. 土壤学报, 1995, 32(2): 210-219. [BU Zhao-hong, LIU Shao-qing. A new method for observing annual soil loss and its parameter. *Acta Pedologica Sinica*, 1995, 32(2): 210-219.]
- [9] 田亚平, 李虹, 邓运员. 湖南省水土流失的经济损失评估[J]. 水土保持学报, 2008, 22(4): 42-46. [TIAN Ya-ping, LI Hong, DENG Yun-yuan. Estimated on economic costs of soil erosion in Hunan Province. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2008, 22(4): 42-46.]
- [10] 李兰, 周忠浩, 刘刚才. 容许土壤流失量的研究现状及其设想[J]. 地球科学进展, 2005, 20(10): 1127-1134. [LI Lan, ZHOU Zhong-hao, LIU Gang-cai. The present situation and some thoughts of soil loss tolerance study. *Advances in Earth Science*, 2005, 20(10): 1127-1134.]
- [11] 朱高洪, 毛志锋. 我国水土流失的经济影响评价[J]. 中国水土保持科学, 2008, 6(1): 63-66. [ZHU Gao-hong, MAO Zhi-feng. Evaluation on economic losses of soil erosion in China. *Science of Soil and Water Conservation*, 2008, 6(1): 63-66.]
- [12] 向平安, 黄璜, 燕惠民, 等. 湖南洞庭湖区水稻生产的环境成本评估[J]. 应用生态学报, 2005, 16(11): 2187-2193. [XIANG Ping-an, HUANG Huang, YAN Hui-min, et al. Environmental cost of rice production in Dongting Lake area of Hunan Province. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(11): 2187-2193.]
- [13] Robert Costanza, Palph d' Arge, Rudolf de Groot, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Nature*, 1997, 386: 253-260.
- [14] 谢高地, 肖玉, 甄霖, 等. 我国粮食生产的生态服务价值研究[J]. 中国生态农业学报, 2005, 13(3): 10-13. [XIE Gao-di, XIAO Yu, ZHEN Lin, et al. Study on ecosystem services value of food production in China. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2005, 13(3): 10-13.]
- [15] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196. [XIE Gao-di, LU Chun-xia, LENG Yun-fa, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. *Journal of Natural Re-*

- sources, 2003, 18(2): 189-196.]
- [16] 李季, 靳百根, 崔玉亭, 等. 中国水稻生产的环境成本估算——湖北、湖南案例研究[J]. 生态学报, 2001, 21(9): 1474-1483. [LI Ji, JIN Bai-gen, CUI Yu-ting, et al. Estimation on the environmental costs of rice production in China: Hubei and Hunan case study. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(9): 1474-1483.]
- [17] 孙铁珩, 周启星, 李培军. 污染生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2001. [SUN Tie-heng, ZHOU Qi-xing, LI Pei-jun. *Pollution Ecology*. Beijing: Science Press, 2001.]
- [18] James L D, Lee R R. 水资源规划经济学[M]. 北京: 水利电力出版社, 1984. [James L D, Lee R R. *Economics of Water Resources Planning*. Beijing: Waterpower Press, 1984.]
- [19] 孙峻, 高焱, 柯崇宜, 等. 污染损失率法在污水水质综合评价中的应用[J]. 青岛大学学报, 1999, 14(3): 58-59. [SUN Jun, GAO Yi, KE Chong-yi, et al. Application of pate of pollution loss on comprehensive assessment of sewage quality. *Journal of Qingdao University*, 1999, 14(3): 58-59.]
- [20] 陈妙红, 邹欣庆, 韩凯, 等. 基于污染损失率的连云港水环境污染功能价值损失研究[J]. 经济地理, 2005, 25(2): 223-227. [CHEN Miao-hong, ZOU Xin-qing, HAN Kai, et al. Lianyungang water function value loss based on pollution loss rate approach. *Economic Geography*, 2005, 25(2): 223-227.]
- [21] 卜跃先, 柴铭. 洞庭湖水污染环境经济损害初步评价[J]. 人民长江, 2001, 32(4): 27-28. [BU Yue-xian, CHAI Ming. Preliminary assessment of economic loss caused by water pollution in Dongting Lake. *Yangtze River*, 2001, 32(4): 27-28.]
- [22] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策[J]. 中国农业科学, 2004, 37(7): 1008-1017. [ZHANG Wei-li, WU Shu-xia, JI Hong-jie, et al. Estimation of agricultural non-point source pollution in China and the alleviating strategies: I. Estimation of agricultural non-point source pollution in China in early 21 century. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37(7): 1008-1017.]
- [23] 刘长礼, 叶浩, 董华, 等. 应用“浓度-价值损失率法”评估地下水源污染经济损失——以石家庄滹沱河地下水源为例[J]. 资源科学, 2006, 28(6): 2-9. [LIU Chang-li, YE Hao, DONG Hua, et al. Application of “Concentration-value loss factor” to assess economic loss of groundwater pollution in Hutuo River of Shijiazhuang. *Resources Science*, 2006, 28(6): 2-9.]
- [24] 李春贵. 农田退化价值损失评估研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2007. [LI Chun-gui. *Study on Assessment of Value Losses for Farmland Degradation*. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2007.]
- [25] 妙旭华. 甘肃省农村生态环境污染造成的经济损失估算[J]. 甘肃环境研究与监测, 2000, 13(2): 100-102. [MIAO Xu-hua. Estimation of economic loss from rural environmental pollution in Gansu Province. *Gansu Environmental Study and Monitoring*, 2000, 13(2): 100-102.]
- [26] 李团结, 郑新伟, 陈晓军, 等. 农用残膜污染现状及治理措施[J]. 现代农业科技, 2010(11): 282-283. [LI Tu-an-jie, ZHENG Xin-wei, CHEN Xiao-jun, et al. The present state and control methods of agricultural remnant membrane. *Modern Agricultural Sciences and Technology*, 2010(11): 282-283.]
- [27] 孙新章, 周海林, 谢高地. 中国农田生态系统的服务功能及其经济价值[J]. 中国人口·资源与环境, 2007, 17(4): 55-60. [SUN Xin-zhang, ZHOU Hai-lin, XIE Gao-di. Ecological services and their values of Chinese agroecosystem. *China Population, Resources and Environment*, 2007, 17(4): 55-60.]
- [28] 邹建文, 刘树伟, 秦艳梅, 等. 不同水分管理方式下水稻生长季 N_2O 排放量估算: 模型应用[J]. 环境科学. 2009, 30(4): 949-955. [ZOU Jian-wen, LIU Shu-wei, QIN Yan-mei, et al. Quantifying direct N_2O emissions from paddy fields during rice growing season in China: Model application. *Environmental Science*, 2009, 30(4): 949-955.]
- [29] 朱鲁生, 王玉军, 李光德, 等. 中国农业甲烷排放的研究进展[J]. 环境科学进展, 1995, 3(5): 26-34. [ZHU Lu-sheng, WANG Yu-jun, LI Guang-de, et al. Advances in the study on methane emission from agricultural sources in China. *Advances in Environmental Science*, 1995, 3(5): 26-34.]
- [30] 肖玉, 谢高地, 鲁春霞, 等. 稻田生态系统气体调节功能及其价值[J]. 自然资源学报, 2004, 19(5): 617-623. [XIAO Yu, XIE Gao-di, LU Chun-xia, et al. The gas regulation function of rice paddy ecosystems and its value. *Journal of Natural Resources*, 2004, 19(5): 617-623.]
- [31] WMO, UNEP. IPCC [EB/OL]. <http://www.ipcc.ch>, 2007-02-15/2010-08-20.

Full Cost of Grain Production in Hilly Red Soil Region of Southern China: A Case of Qiyang County in Hunan Province

ZHANG Ying-long¹, XIE Yong-sheng^{1,2}, JIANG Qing-long¹, WANG Hui¹, LI Xiao¹

(1. College of Resources and Environment, Northwest Agricultural and Forestry University, Yangling 712100, China;

2. Institute of Soil and Water Conservation, CAS and Ministry of Water Resources, Yangling 712100, China)

Abstract: In view of the resources and environmental problems existing in current agricultural production, this paper claims that the main causes for the present problems are the incomplete cost accounting and no compensation for the cost due to the resources depletion and environmental degradation caused by grain production. According to this, environmental economics and sustainable development theories were used to analyze the complete cost of the grain production. The present paper proposed that the complete cost of grain production should include direct costs and resources-environmental cost of grain production. In this paper, the author investigated the full cost of grain production in Qiyang County, Hunan Province, Hilly Red Soil Region of Southern China in 2008. The results showed that resources and environmental damage due to grain production in this region was equivalent to 36.55% of the agricultural output in 2008. Full cost in this region reached 4.27 yuan/kg for early-season rice, 3.84 yuan/kg for mid-season rice, and 4.40 yuan/kg for late-season rice in 2008. Among them, resources-environmental cost and direct cost were 1.38 yuan/kg and 2.89 yuan/kg for early-season rice, 1.65 yuan/kg and 2.19 yuan/kg for mid-season rice, 1.64 yuan/kg and 2.79 yuan/kg for late-season rice. 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. Finally, the results of this study have some reference value to formulate related agricultural policies, adjust grain production distribution for relevant departments, and promote the regional grain production and sustainable development further.

Key words: ecological environment; full cost of grain production; environmental and economic accounting; Hilly Red Soil Region of Southern China