

黄土高原沟壑区粮食生产的资源环境成本

张应龙¹, 谢永生^{1,2*}, 文曼¹, 江青龙¹, 李晓¹

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

摘要: 针对粮食生产过程中的资源消耗和环境降级问题, 以黄土高原沟壑区的陕西省长武县为研究对象, 运用环境经济学估算方法, 对粮食生产的资源环境成本进行了研究。结果表明: 2008 年该区粮食生产资源环境损失总价值相当于当年农业总产值的 19.05%; 小麦和玉米的资源环境成本分别达到 2.02 和 1.19 元/kg, 总成本分别为 4.08 和 2.23 元/kg, 而出售价格仅 1.72 和 1.28 元/kg, 高成本低效益状况对区域粮食安全及生态经济持续发展产生不利影响; 对粮食总成本中的各要素进行因子分析得出, 资源环境成本和化肥费用是其主要因素。在现有生产条件下加大农业科技投入, 提高生产资料利用效率, 发展现代生态农业, 是降低粮食成本维持区域持续发展的重要举措。

关键词: 成本, 估算, 生产, 粮食, 资源环境, 黄土高原沟壑区

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2011.06.048

中图分类号: F326.11, F062.2

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2011)-06-0269-09

张应龙, 谢永生, 文曼, 等. 黄土高原沟壑区粮食生产的资源环境成本[J]. 农业工程学报, 2011, 27(6): 269-277.

Zhang Yinglong, Xie Yongsheng, Wen Man, et al. Resource-environmental cost of grain production in the gully areas of Loess Plateau[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(6): 269-277. (in Chinese with English abstract)

0 引言

国民经济的发展和科学技术的进步促进了中国现代集约化农业的生产经营, 出现了以资源环境投入换取农业产出效益的不可持续的发展模式, 严重影响社会经济的持续发展。长期以来人们习惯于计算粮食的直接生产成本而忽略了粮食生产过程中的资源环境损失成本。将资源环境损失成本纳入粮食成本核算体系, 正确评价农业生产生态经济效益, 对实现区域粮食安全和持续发展, 合理配置粮食生产格局和制定相关农业政策具有重要的理论指导意义。

目前, 国外对生态环境经济核算在理论研究和实践都取得了新的进展, 理论研究以学者和政府机构为主导, 实践方面美国、芬兰以及挪威等发达国家开展的较好, 中国生态环境经济核算研究始于 20 世纪 80 年代, 且在森林资源、水资源、工业污染等领域取得较大进展^[1]。然而目前学术界还没有统一而权威的资源环境经济评估方法。粮食生产方面, 李晓等对粮食生产中的生态成本进行了初步探讨^[2,3], 另外有少量关于水稻生产的环境成本评估研究^[4,5], 而针对粮食生产较为系统全面的资源环境

核算体系研究相对较少。农业生产是国民经济的重要组成部分, 构建较为完善的粮食生产资源环境评估模型, 开展农业生产绿色核算, 对于区域乃至中国的农业生产和持续发展具有重大的理论指导和现实意义。

黄土高原是中国的能源与化工基地, 是 21 世纪经济建设的战略地区, 与此同时也是中国乃至世界上水土流失最为严重的生态脆弱区, 其日益退化的生态环境不仅对自身而且对黄河中下游地区甚至全国社会经济的发展都构成了威胁。由于人口增长过快, 粮食压力增大, 人们毁林开荒, 土地植被受到破坏, 导致水土流失等生态环境问题, 进而土壤肥力下降, 旱情加剧, 粮食产量下降, 导致农业生产物质服务投入的增加, 加大了农民的农业生产负担, 农药化肥等物质资料的不合理使用更是带来了一系列环境问题, 形成了黄土高原地区农业生态的恶性循环, 严重阻碍该地区的持续发展。本文选取位于黄土高原沟壑区的陕西省长武县为研究区域, 围绕小麦和玉米两种作物进行研究, 结合 2008 年的农户调查数据和相关统计资料, 依据生态破坏和环境污染相关理论, 运用环境经济学评估方法, 对该区粮食生产的资源环境成本进行了探讨, 为该区的农业生产和持续发展提供科学参考。

1 研究区域概况

长武县 (107°38'49"—107°58'02"E, 34°59'09"—35°18'37"N) 位于陕西省咸阳市西北部, 属于西北黄土高原丘陵沟壑区, 海拔在 847~1 274 m。2008 年全县土地总面积 567 km², 其中耕地面积 114.64 km², 占 20.22%。该县地处西北内陆暖温带半湿润大陆性季风气候区, 四季冷暖干湿分明, 年平均日照 2 226.5 h, 气温 9.1℃, 积

收稿日期: 2010-10-11 修订日期: 2011-06-07

基金项目: 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); 中国科学院知识创新工程重大项目 (KSCX-YW-09-02, KSCX-YW-09-07)

作者简介: 张应龙 (1987—), 男 (汉族), 湖南衡山人, 硕士生, 主要从事 GIS 资源环境监测与评价。杨凌 西北农林科技大学资源环境学院, 712100。Email: yinglongzhang@126.com

*通信作者: 谢永生 (1960—), 男 (回族), 河南开封人, 研究员, 主要从事土地资源及环境评价。杨凌 中国科学院水利部水土保持研究所, 712100。Email: ysxie@ms.iswc.ac.cn

温 2 994℃, 无霜期 171 d, 县域年均降雨量 580 mm 左右。境内黄土母质肥沃熟化, 土壤团粒细, 保墒性能好, 宜于大量垦耕, 属于典型的旱作农业区。

对该县 2008 年的农业生产情况前后共进行两次调查, 选取了包括地掌乡、丁家镇、相公镇、巨家镇在内的 4 个农业生产典型乡镇(见图 1)。为了能够系统全面地了解区域农业生产投入产出状况, 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。一共调查农户 114 户, 其中有效问卷 110 份, 其中小麦和玉米都种植的 71 户, 只种小麦的 36 户, 只种玉米的 3 户, 获取有效小麦问卷 107 份, 玉米 74 份, 基本满足本研究的要求, 同时对调查数据和当地老农和村干部等进行交流核实, 数据的准确性也得到了保证。



图 1 调查区域分布图
Fig.1 Map of investigated area

2 粮食生产资源环境成本估算方法

针对粮食生产过程中存在的资源消耗和环境降级问题, 本研究运用环境经济学中的核算方法, 对研究区粮食生产带来的经济损失进行核算。为了更系统全面更深层次地研究粮食生产的资源环境成本及其对区域持续发展的影响, 本文将粮食生产的资源环境成本定义为生态破坏成本和环境损害成本之和。生态破坏成本主要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。环境损害成本主要是指由于农药、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。因此, 资源环境成本和直接生产成本就构成了粮食生产的总成本, 其中粮食的直接生产成本是指直接生产过程中为生产该产品而投入的各项资金(包括实物和现金)和劳动力的成本, 反映了为生产该产品而发生的除土地外各中资源的耗费^[6]。

2.1 生态破坏成本估算方法

2.1.1 水土流失损失

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^[7-9], 根据公式(1)进行计算

$$EN = \sum_{i=1}^3 Z \times C_i \times S_i \times P_i + Z \times C_j \times P_j \quad (1)$$

式中, $i=1\sim 3$, 分别为 N、P、K 3 种土壤养分元素; j 为土壤有机质; Z 为土壤流失量, t/a; C_i 为土壤中碱解氮、速效磷、速效钾的平均质量分数, ‰, 在长武地区其值^[10]分别为 0.045‰, 0.007‰, 0.156‰; S_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^[11]分别为 5.571, 3.373, 1.667; P_i 为 3 种肥料当年的实际平均市场价格, 元/t; C_j 为土壤有机质平均质量分数, ‰, 长武地区取值 1.01‰; 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 可通过公式(2)进行计算^[12-14], 如下

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

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, km², 此项数据从长武县水利局获得, 从微度到剧烈各个级别的值为 225.68、103.36、42.92、169.77、25.13、0 km²; M_i 为各侵蚀强度下的土壤侵蚀破坏强度[t/(km²·a)], 本研究以各个等级的土壤侵蚀模数 2 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, 西北黄土高原地区取值为 1 000 t/(km²·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 通过公式(3)进行计算^[6,15], 如下

$$EW = f \times S \times \Delta H \times (C - c) \times P \times 1000 \quad (3)$$

式中, f 为大雨及其以上的年降水频率, ‰, 此数据通过长武县气象局获得, 取值为 2.67‰; S 为土壤侵蚀的面积, km²/a; ΔH 为平均土壤侵蚀厚度, mm, 它等于土壤流失总量除以水土流失总面积; C 和 c 分别为以容积百分数表示的土壤的饱和含水率与一般含水率, ‰, 其值分别为 49.10‰和 23.58‰; 土壤水源涵养功能损失的计算方法采用影子工程法, P 为目前修建农用水库的投资^[5]取值 1.7 元/m³。

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 可通过公式(4)进行计算

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

式中， Z 为土壤流失量， t/a ，由公式（2）计算得来； P 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 选用烧制砖瓦所用泥土的成本价格，因长武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 不包括养分价值。通过长武县国土资源局和砖厂得到 2008 年 P 为 12.76 元/ m^3 。 ρ 为土壤体积质量，根据相关资料^[10]，计算得出该地区平均值为 1.25 g/cm^3 。

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，长武县平均土层厚度取 100 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 可通过公式（5）进行计算

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

式中， S_i 为土地废弃的面积， 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，从而导致农作物的减产。作物减产损失 EP 可通过公式（6）进行计算^[6,15]

$$EP = \sum \alpha \times X \times B_i \times S_i \times P_i \quad (6)$$

式中， α 为耕地复种指数，%； X 为土壤侵蚀厚度， mm/a ；参数 $B_i = Y_i/H$ ，其中 Y_i 为作物 i 的标准产量， kg/hm^2 ； H 为表土层厚度， mm ； S_i 为作物 i 的水土流失面积， hm^2 ； P_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^[13]。根据影子工程法来计算滞留和淤积的经济损失 ED ，计算公式如下^[5]

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

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 ； α_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%； P_i 为影子价格，对于滞留损失取目前挖取泥沙的费用 6.5 元/ 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 元/ m^3 ； ρ 为土壤体积质量，同上公式（4）取值 1.25 g/cm^3 。

2.1.2 农田生物多样性降低损失

在美国 Robert Costanza 等^[16]研究提出的生态系统服务功能单价的基础上，谢高地等^[17,18]制定了中国农田生态

系统单位面积生态服务价值量因子表，且提出了中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（8）计量，如下

$$EB = P \times b \times S \times \alpha \quad (8)$$

式中， P 为中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 为长武地区农田生态系统的生物量因子（无纲量值，全国的基准值为 1），在这里由于当前研究水平的限制，取陕西省的替代值 0.51 近似计算； S 为粮食播种面积， hm^2 ； α 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^[7,19]，结合长武地区化学农药施用情况及其影响调查研究取值 50%。

2.2 环境损害成本估算方法

2.2.1 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（1984 年）的研究^[20]，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，其损害就表现的更强烈，当浓度增加到一定时，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^[21,22]

$$S = \frac{K}{1 + A \times \exp(-B \times X)} \quad (9)$$

式中， K 为最大损失值，当 X 值趋于无穷大时， S 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^[20-23]，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，由中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

$$LE = S \times \alpha \times \lambda \quad (10)$$

式中， S 为水体污染物造成的损失； α 为水体监测超标率，%； λ 为粮食生产对地表水富营养化的贡献率，%，根据相关研究^[24]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, 依据中国地下水质量标准 (GB/T 14848-93) 规定的标准, 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%^[8]; 对于地下水的价值损失估算, A 、 B 值采取如下计算方法^[25]得到的值, 公式如下

$$\begin{cases} A = 99^{(X+1)/(X-1)} \\ B = (2 \times \lg 99)/(X-1) \end{cases} \quad (11)$$

2.2.4 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^[26], 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

$$LP = (\psi + \sigma) \sum M_i \times C_i \times P_i \quad (12)$$

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; M_i 为作物 i 污染农田的面积, hm^2 ; C 为污染农田的产量, t/hm^2 ; P_i 为农产品价格, 元/ t 。

2.2.5 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

$$LI = \sum S_i \times T_i \times P_i \times R_i \quad (13)$$

式中, S_i 为作物 i 受污染的面积, hm^2 ; T_i 为作物 i 的单位面积产量, t/hm^2 ; P_i 为作物 i 的市场价格, 元/ t ; R_i 为作物 i 的价格损失率, %, 取值 10%^[27]。

2.2.6 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

$$LF = \sum S_i \times T_i \times R_i \times P_i \quad (14)$$

式中, S_i 为某种作物农膜残留污染的面积, hm^2 ; T_i 为作物 i 的单位面积产量, t/hm^2 ; R_i 为作物 i 产量损失率, %, 根据有关研究^[28], 土壤中残膜含量在 $58.5 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 时, 小麦减产 9.0%~16.0%, 玉米减产 11.0%~23.0%, 根据调查, 本文小麦减产取值 12.5%, 玉米减产 17%; P_i 为作物 i 的市场价格, 元/ t 。

2.2.7 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, 其中旱地土壤是中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, 更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。

基于大尺度样本空间下旱地 N_2O 排放与降水的极显著相关关系, 可以导出用降水修正的排放因子。该排放因子已被证明可显著降低估算的误差和不确定性。因此,

本研究使用修正的排放因子来计算旱地 N_2O 排放量, 估算方法^[29-30]为

$$E_N = (1.49 \times P + 0.0186 \times P \times N) / (28 / 44) \quad (15)$$

式中, E_N 为单位面积 N_2O 年排放量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; P 代表年降水量, m ; N 为农田施氮量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; 0.0186 为氮肥的 N_2O 排放因子, 其含义为当降水量为 1 m 时, 有 1.86% 的肥料 N 以 N_2O - N 的形式释放; 系数 1.49 表示为当降水量为 1 m 时农田 N_2O 的背景排放值。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^[31]。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^[32]。据此, 将 N_2O 换算为 CO_2 , 计算其排放的成本

$$\begin{cases} E_C = E_N \times \alpha_{GWP} \times (12/44) \\ LG = E_C \times (C_f + C_i) / 2 \end{cases} \quad (16)$$

式中, E_C 为根据增温潜势将 N_2O 换算成纯 C 的量, t/hm^2 ; α_{GWP} 为不同气体的增温潜势; LG 为温室气体的排放成本, 元; C_f 为固定 CO_2 的造林成本, 元, 采用较多的中国造林成本 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 1:7)。

2.3 直接生产成本估算方法

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。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。

3 结果与分析

3.1 粮食生产资源环境成本分析

根据估算模型计算得出 (见表 2), 2008 年长武县粮食生产资源环境成本大约为 0.8 亿元, 相当于当年农业总产值 (4.2 亿元) 的 19.05%。其中, 生态破坏成本 0.61 亿元, 环境损害成本 0.19 亿元, 它们分别占资源环境成本的 76.25% 和 23.75%。生态破坏成本中水土流失损失为 0.59 亿元, 占资源环境成本的 73.75%, 所占比例最大。环境损害成本中温室气体排放成本为 0.13 亿元, 占资源环境总成本的 16.25%。由此可见, 由于粮食生产造成的水土流失损失在黄土高原地区相当严重, 生态环境已经遭到严重的破坏。与此同时, 在全球倡导低碳绿色生产的背景下, 由于化肥的过量使用, 造成的农田温室气体排放已经成为了一个不容忽视的问题。在粮食生产过程中保护好生态环境, 才能确保粮食的安全生产和生态、经济持续发展。

表 2 长武县粮食生产资源环境成本

Table 2 Resource-environmental cost of grain production in Changwu county

项目	成本/元	
生态破坏成本	土壤养分和有机质流失价值	5 546 507.55
	土壤水源涵养功能损失	12 910.07
	泥土流失损失	14 221 275.20
	土地资源废弃损失	7 598 109.29
	作物减产损失	2 279 015.38
	泥沙滞留和淤积损失	29 139 125.40
环境损害成本	农田生物多样性降低损失	1 750 381.42
	地表水富营养化价值损失	1 388 820.46
	地下水氮素污染价值损失	986.39
	农田重金属污染损失	783 211.62
	农产品农药污染损失	745 915.81
	农田农膜污染损失	3 260 999.21
资源环境成本	温室气体排放成本	12 789 115.09
		79 516 372.89

3.2 粮食直接生产成本分析

通过对长武县农户调查数据进行汇总整理得出粮食直接生产成本（见表 3）。可以看出，小麦和玉米的直接生产成本分别为 6 972.90 和 7 154.17 元/hm²，而单位面积的产值分别为 5 830.80 和 8 812.80 元/hm²。在 2 种粮食作物的直接生产成本体系中，劳动力支出费用最高，分别占其直接生产成本的 32.83%和 43.16%，化肥费用次之（28.64%和 28.04%），其次是农业机械费用（22.54%和 9.04%），反映了该区人力资本较高的机会成本以及较高的农业物质与服务投入成本。相比较而言，小麦的农业机械费用高出玉米 924.77 元/hm²，而劳动力支出费用低于玉米 798.53 元/hm²，其主要原因是当前技术条件下玉米在脱粒为原粮的过程当中机械化程度较低，而投入了大量的人力，这与实际的调查情况也基本吻合。2 种粮食作物的其他费用所占比重相对较小，除了灌溉费用以外，相差都不大。

表 3 粮食直接生产成本

Table 3 Direct crop production costs

	/(元·hm ⁻²)									
粮食作物	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	总费用	
小麦	538.11	1 997.19	411.64	95.93	—	69.74	1 571.41	2 288.88	6 972.90	
玉米	418.65	2 005.86	371.14	62.00	391.80	170.67	646.64	3 087.41	7 154.17	

注：“—”表示无。

3.3 粮食生产成本效益分析

为了更系统全面地剖析黄土高原地区粮食生产的社会、环境、经济效益，本研究将国家种粮补贴纳入研究当中，以单位农产品的成本和价格为比较对象分析该区粮食生产的成本效益（见图 2）。研究表明，小麦和玉米的直接生产成本分别为 2.06 和 1.04 元/kg，资源环境成本分别为 2.02 和 1.19 元/kg，而 2 种粮食的价格分别为 1.72 和 1.28 元/kg。对于小麦，其出售价格和粮食补贴之和（1.98 元/kg）比其直接生产成本小，表现为负效益。

对于玉米，若不考虑其资源环境成本，其成本利润率也只有 137.50%，种植效益不高。而 2 种粮食作物的总成本分别达到了 4.08 和 2.23 元/kg，远在其价格之上。由此可见，国家的粮食补贴不能抵消直接生产成本带来的负效益或者只能刚好维持农民种粮的收支平衡，而无形的资源环境成本基本上占粮食总成本的一半以上，黄土高原地区种粮造成的生态环境破坏已经相当严重，保护好农业生产环境，减少农业污染，寻求一种合理的粮食生产生态补偿机制势在必行。

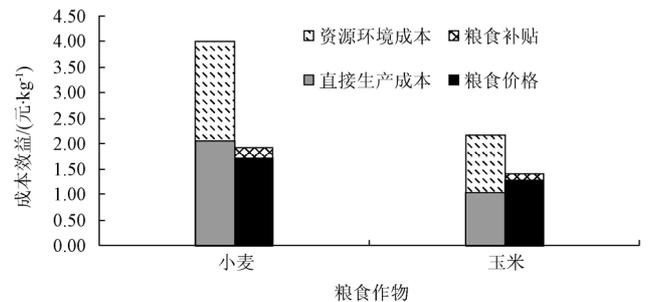


图 2 长武县粮食生产成本效益分析

Fig.2 Cost-benefit analysis of grain production in Changwu

3.4 粮食生产总成本因子分析

影响粮食生产总成本因素众多，且各因素之间本身存在关联。为了更加明确地认知各因素对研究区粮食总成本的影响和作用，本文对小麦和玉米的总成本分别做因子分析。将土壤养分和有机质流失价值、土壤水源涵养功能损失、泥土流失价值、土地资源废弃损失、作物减产损失、泥沙滞留和淤积损失 6 个因素归并为一个分析因素——水土流失损失；将地表水富营养化价值损失和地下水氮素污染价值损失合并为水体损失指标；将农田重金属污染损失、农产品农药污染损失、农田农膜污染损失 3 个因素归结为农田污染损失指标。因此，共选取了种子费用、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、劳动力支出费用、水土流失损失、农田生物多样性损失、水体损失、农田污染损失、温室气体排放成本 13 个分析指标。应用 SPSS17.0 统计软件对样本数据进行 KMO 和 Bartlett 球形检验（见表 4），结果表明小麦和玉米的 KMO 检验值均大于 0.5，说明样本充分。Bartlett 球形检验的卡方显著水平为 0.000，变量间的相关性不显著，故可以做因子分析。

表 4 KMO 和 Bartlett 球形检验

Table 4 KMO and Bartlett's test

粮食作物	小麦	玉米
Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy.	0.627	0.592
Approx. Chi-Square	4 328.602	2 985.210
Bartlett's Test of Sphericity		
df	66	78
Sig.	0.000	0.000

应用因子分析模块，根据特征值大于 1 的原则，综合考虑累计方差贡献率确定因子个数，得到总方差分解

(见表5)。小麦前4个因子的累计方差贡献率为83.414%，符合大于70%的一般要求^[33]，从而选取前4个因子作为小麦总成本因子分析的公共因子。同理，选取前3个因子作为玉米的公共因子。为了更加合理地解释每个公共

因子，对初始因子载荷矩阵进行方差最大法正交旋转，最大迭代次数为25次，以达到一个变量尽可能仅与某一个因子相关，得到公共因子旋转载荷矩阵(见表6)，它反映了公共因子与各指标变量之间的关系。

表5 总方差分解
Table 5 Total variance decomposition

粮食作物	因子	初始特征值			提取平方和载入			旋转平方和载入		
		特征值	方差贡献率/%	累计方差贡献率/%	特征值	方差贡献率/%	累计方差贡献率/%	特征值	方差贡献率/%	累计方差贡献率/%
小麦	1	5.594	46.620	46.620	5.594	46.620	46.620	4.570	38.085	38.085
	2	2.036	16.967	63.587	2.036	16.967	63.587	2.105	17.545	55.630
	3	1.292	10.769	74.356	1.292	10.769	74.356	2.050	17.085	72.715
	4	1.087	9.058	83.414	1.087	9.058	83.414	1.284	10.699	83.414
玉米	1	6.425	49.425	49.425	6.425	49.425	49.425	5.416	41.662	41.662
	2	2.113	16.253	65.678	2.113	16.253	65.678	2.470	19.001	60.663
	3	1.535	11.812	77.490	1.535	11.812	77.490	2.188	16.827	77.490

提取方法：主成分分析。

表6 旋转后的因子载荷矩阵
Table 6 Rotated component matrix

指标	小麦因子				玉米因子		
	F1	F2	F3	F4	F1	F2	F3
种子费用(X1)	0.506	0.136	0.111	0.605	0.643	0.265	0.325
化肥费用(X2)	0.905	0.133	0.124	0.076	0.852	0.416	0.063
有机肥费用(X3)	0.020	0.965	-0.066	-0.012	0.725	-0.480	-0.140
农药费用(X4)	0.148	-0.020	0.988	-0.010	0.061	-0.016	0.981
灌溉费用(X5)	-0.070	-0.049	-0.072	0.917	0.187	0.539	-0.200
农膜费用(X6)	—	—	—	—	0.225	0.713	-0.052
农业机械费用(X7)	0.800	-0.041	0.100	-0.127	0.242	0.769	0.271
劳动力支出费用(X8)	0.514	0.735	0.013	0.033	0.691	0.415	0.019
水土流失损失(X9)	0.840	0.326	0.061	0.198	0.902	0.241	0.035
农田生物多样性损失(X10)	0.152	-0.020	0.988	-0.009	0.067	-0.023	0.979
水体污染损失(X11)	0.692	0.642	0.056	0.050	0.973	0.107	-0.013
农田污染损失(X12)	0.899	0.129	0.185	0.074	0.804	0.531	0.098
温室气体排放成本(X13)	0.742	0.240	0.098	0.080	0.845	0.287	0.098

提取方法：主成分分析；旋转法：具有 Kaiser 标准化的正交旋转法；注：“—”表示无。

从表6中可以看出，小麦总成本体系中，其第一因子在化肥费用(X2)、农田污染损失(X12)、水土流失损失(X9)、农业机械费用(X7)、温室气体排放成本(X13)、水体污染损失(X11)上有较高的载荷量，这6个指标反映了以化肥和农业机械投入为主的直接生产成本及其带来的生态环境成本；第二因子集中了计算有机肥费用(X3)、劳动力支出费用(X8)2个指标的主要特征，主要反映了农民自有物质资料和劳动力投入；第三因子集中了农药费用(X4)和农田生物多样性损失(X10)2个指标，反映了小麦的病虫害防治投入成本及其生态环境损害，它综合了全部指标信息体系10.767%的信息；第四因子集中了灌溉费用(X5)、种子费用(X1)2个指标。

对于玉米，其第一因子在水体污染损失(X11)、水土流失损失(X9)、化肥费用(X2)、温室气体排放成本(X13)、农田污染损失(X12)、有机肥费用(X3)、劳动力支出费用(X8)、种子费用(X1)8个指标上有大于0.5

的载荷量，该因子主要反映的是粮食生产过程中大部分的物质资料投入和劳动力成本，以及环境污染和生态破坏损失，其贡献率最大，为49.425%；第二因子与农业机械费用(X7)、农膜费用(X6)、灌溉费用(X5)有较大的相关性，其方差贡献率为16.253%，该因子主要反映现代农业技术投入对粮食生产成本的影响；第三因子在农药费用(X4)、农田生物多样性损失(X10)2个指标变量上有较大载荷值，其方差贡献率为11.812%，该公因子反映了现代农业病虫害防治技术在增加生产投入的同时还造成了生态环境的破坏。

由此可以得出，资源环境成本和化肥费用是黄土高原地区粮食总成本的主要方面。水土流失严重依然是困扰该区域发展的重要因素。适量的物质资料投入，不但可以降低种粮的直接成本，还能减少对生态环境的破坏。因此，加大农业科技投入，合理利用物质资料，发展现代生态农业，才能维持该区粮食的稳定生产和区域持续

发展。

4 主要结论

1) 本研究依据生态学和经济学的相关理论,提出了粮食成本不仅只有直接投入带来的生产成本,而且还应包括粮食生产造成的资源环境成本(生态破坏成本和环境损害成本)。建立了较为完善的粮食生产成本评价指标体系,构建了粮食生产资源环境成本估算模型,据此对陕西省长武县开展了典型案例应用研究。

2) 2008年黄土沟壑区粮食生产的资源环境损失总价值相当于当年区域农业总产值的19.05%,应该引起人们和有关部门的高度重视,该区域的生态环境已经遭到严重破坏,危及粮食、生态安全,区域可持续发展面临十分严峻的考验。

3) 研究区粮食生产的直接投入成本较高,小麦和玉米的单位面积直接生产成本为6972.90和7154.12元/hm²,而两种粮食作物的产值只有5830.80和8812.80元/hm²。农业生产的高成本低效益将严重降低农民种粮积极性,它是威胁区域粮食安全和稳定发展的一个重要潜在因素。

4) 2008年黄土沟壑区小麦和玉米的生产总成本分别为4.08和2.23元/kg,其中资源环境成本为2.02和1.19元/kg,而粮食的出售价格只有1.72和1.28元/kg,成本和价格差异悬殊,粮食生产总的负效益将难以维持区域的持续发展。

5) 对黄土沟壑区粮食生产总成本中各因素进行因子分析得出,资源环境成本和化肥费用是该区粮食总成本的主要方面,合理利用农业资源,加大农业科技投入,发展现代生态农业是降低粮食生产成本保证区域持续发展的重要途径。

5 讨论

1) 粮食生产的资源环境成本核算,以大量基础性研究工作为前提,同时需要建立较为完善和科学的指标体系和预警模型,本文对此进行了初步探讨,更高层次更全面的研究对于粮食生产资源环境成本更为准确地估算和促进中国绿色GDP核算进程将具有重要意义。

2) 当前,包括中国在内的全球各国都面临着粮食安全的问题。从经济和政治上来讲,将粮食生产带来的资源环境成本纳入粮食生产总成本核算之中,利于更多地从经济学角度分析和考虑粮食安全问题,以求以合理的生产成本和社会成本谋求粮食安全收益的最大化。

3) 构建粮食生产资源环境成本估算模型,完善和发展了粮食生产总成本核算范畴,从微观层面上计算了单位质量粮食的总成本和资源环境成本,将此扩展到中国不同类型区粮食生产的成本研究当中,能为国家规划农业产业布局和制定相关政策提供较为科学的参考依据。

[参考文献]

- [1] 张长江,温作民. 国外生态环境经济核算研究与实践[J]. 全球科技经济瞭望, 2009, 24(1): 38-42.
- [2] 李晓,谢永生,张应龙,等. 黄土高原沟壑区粮食生产中的生态成本[J]. 应用生态学报, 2010, 21(12): 3168-3174.
- [3] 李晓,谢永生,张应龙,等. 红壤丘陵区粮食生产的生态成本[J]. 生态学报, 2011, 31(4): 1101-1110.
- [4] 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.
- [5] 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.
- [6] 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.
- [7] 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.
- [8] 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.
- [9] 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.
- Zhang Changjiang, Wen Zuomin. Theoretical and applied research of the economic accounting of ecological environment overseas[J]. *Quanqiu Keji Jingji Liaowang*, 2009, 24(1): 38-42. (in Chinese with English abstract)
- Li Xiao, Xie Yongsheng, Zhang Yinglong, et al. Ecological cost of grain production in gully area of Loess Plateau[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(12): 3168-3174. (in Chinese with English abstract)
- Li Xiao, Xie Yongsheng, Zhang Yinglong, et al. Initial exploration of the ecological costs of food production in the hilly red soil region of Southern China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(4): 1101-1110. (in Chinese with English abstract)
- Xiang Pingan, Huang Huang, Yan Huimin, et al. Environmental cost of rice production in Dongting lake area of Hunan province[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(11): 2187-2193. (in Chinese with English abstract)
- Li Ji, Jin Baigen, Cui Yuting, et al. Estimation on the environmental costs of rice production in China: Hubei and Hunan case study[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(9): 1474-1483. (in Chinese with English abstract)
- Zhang Yinglong, Xie Yongsheng, Li Xiao, et al. Stability and Cost-benefit analysis of main grain crops production in Gully area of the Loess Plateau[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2010, 30(4): 201-204. (in Chinese with English abstract)
- Zhao Qin, Luo Maosheng, Cao Shuyou, 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[J]. *Journal of Sichuan University: Engineering Science Edition*, 2009, 41(3): 289-293. (in Chinese with English abstract)
- Yang Zhixin, Zheng Dawei, Li Yonggui. Value estimation of economic loss of soil erosion in Beijing region[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2004, 18(3): 175-178. (in Chinese with English abstract)

- Zhu Gaohong, Mao Feng. Recognition of influence of soil and water loss in China and evaluation on direct economic losses[J]. *Soil and Water Conservation in China*, 2007(8): 4—7. (in Chinese with English abstract)
- [10] 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, Chinese Academy of Sciences. Chinese soil database[EB/OL]. <http://www.soil.csdb.cn>, 2005-06-15/2010-08-20.
- [11] 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 Haijing, Yin Xiaosong. Economic loss analysis of the irrational use of Mountain agricultural and reduction of arable land in Yunnan Province[J]. *Agro-environmental Protection*. 1994, 13(6): 264—266, 278. (in Chinese with English abstract)
- [12] 夏明友, 吴智侓. 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): 79—81.
Xia Mingyou, Wu Zhiquan. Estimation of economic loss from soil erosion in Nanchong[J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2008, 6(Suppl): 79—81. (in Chinese with English abstract)
- [13] 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 Yaping, Li Hong, Deng Yunyuan. Estimated on economic costs of soil erosion in Hunan province[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2008, 22(4): 42—46. (in Chinese with English abstract)
- [14] 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 Zhonghao, Liu Gangcai. The present situation and some thoughts of soil loss tolerance study[J]. *Advances in earth science*, 2005, 20(10): 1127—1134. (in Chinese with English abstract)
- [15] 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 Gaohong, Mao Zhifeng. Evaluation on economic losses of soil erosion in China[J]. *Science of soil and Water Conservation*, 2008, 6(1): 63—66. (in Chinese with English abstract)
- [16] 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.
- [17] 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 Gaodi, Xiao Yu, Zhen Lin, et al. Study on ecosystem services value of food production in China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2005, 13(3): 10—13. (in Chinese with English abstract)
- [18] 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 Gaodi, Lu Chunxia, Leng Yunfa, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau[J]. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(2): 189—196. (in Chinese with English abstract)
- [19] 孙铁珩, 周启星, 李培军. 污染生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2001.
- [20] 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.
- [21] 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 Chongyi, et al. Application of pate of pollution loss on comprehensive assessment of sewage quality[J]. *Journal of Qingdao University*, 1999, 14(3): 58—59. (in Chinese with English abstract)
- [22] 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 Miaohong, Zou Xinqing, Han Kai, et al. Lianyungang water function value loss based on pollution loss rate approach[J]. *Economic Geography*, 2005, 25(2): 223—227. (in Chinese with English abstract)
- [23] 卜跃先, 柴铭. 洞庭湖水污染环境经济损失初步评价[J]. *人民长江*, 2001, 32(4): 27—28.
Bu Yuexian, Chai Ming. Preliminary assessment of economic loss caused by water pollution in Dongting lake[J]. *Yangtze River*, 2001, 32(4): 27—28. (in Chinese with English abstract)
- [24] 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 Weili, Wu Shuxia, Ji Hongjie, 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[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37(7): 1008—1017. (in Chinese with English abstract)
- [25] 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 Changli, Ye Hao, Dong Hua, et al. Application of “Concentration-value loss factor” to assess economic loss of groundwater pollution in Hutuo-river of Shijiazhuang[J]. *Resources Science*, 2006, 28(6): 2—9. (in Chinese with English abstract)
- [26] 李春贵. 农田退化价值损失评估研究[D]. 中国农业科学院, 2007.
Li Chungui. Study on Assessment of Value Losses for Farmland Degradation[D]. Beijing: The Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2007. (in Chinese with English abstract)
- [27] 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 Xuhua. Estimation of economic loss from rural environmental pollution in Gansu province[J]. *Gansu Environmental Study and Monitoring*, 2000, 13(2): 100—102. (in Chinese with English abstract)
- [28] 侯书林, 胡三媛, 孔建铭, 等. 国内残膜回收机研究的现状[J]. *农业工程学报*, 2002, 18(3): 186—190.
Hou Shulin, Hu Sanyuan, Kong Jianming, et al. Present situation

- of research on plastic film residue collector in China[J]. Transactions of the CSAE, 2002, 18(3): 186—190. (in Chinese with English abstract)
- [29] 卢燕宇, 黄耀, 郑循华. 农田氧化亚氮排放系数的研究[J]. 应用生态学报, 2005, 16(7): 1299—1302.
Lu Yanyu, Huang Yao, Zheng Xunhua. N₂O emission factor for agricultural soils[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(7): 1299—1302. (in Chinese with English abstract)
- [30] 卢燕宇, 黄耀, 张稳, 等. 基于 GIS 技术的 1991—2000 年中国农田化肥氮源一氧化二氮直接排放量估计[J]. 应用生态学报, 2007, 18(7): 1539—1545.
Lu Yanyu, Huang Yao, Zhang Wen, et al. Estimation of chemical fertilizer N-induced direct N₂O emission from China agricultural fields in 1991-2000 based on GIS technology[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(7): 1539—1545. (in Chinese with English abstract)
- [31] 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 Gaodi, Lu Chunxia, et al. The gas regulation function of rice paddy ecosystems and its value[J]. Journal of natural resources, 2004, 19(5): 617—623. (in Chinese with English abstract)
- [32] Wmo, Unep. Ipcc. <http://www.ipcc.ch>, 2007-02-15/2010-08-20.
- [33] 周雪丽, 丁贤荣, 程立刚. 太湖水质站网数据的主成分分析应用[J]. 地球信息科学, 2008, 10(2): 142—146.
Zhou Xueli, Ding Xianrong, Cheng Ligang. Case study of application of principal component analysis for comprehensive analysis of water quality in the taihu lake[J]. Geo-Information Science, 2008, 10(2): 142—146. (in Chinese with English abstract)

Resource-environmental cost of grain production in the gully areas of Loess Plateau

Zhang Yinglong¹, Xie Yongsheng^{1,2*}, Wen Man¹, Jiang Qinglong¹, Li Xiao¹

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

2. Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: For the resource depletion and environmental degradation in grain production, environmental economic methods were applied to investigate the resource-environmental cost of grain production in the gully area of Loess Plateau. In the study area in 2008, the resource-environmental loss due to grain production was 19.05% of the total agricultural output, and the resource-environmental cost reached to 2.02 Yuan/kg for wheat and 1.19 Yuan/kg for corn, the total cost was 4.08 Yuan/kg and 2.23 Yuan/kg respectively. However, the procurement price was only 1.72 Yuan/kg for wheat and 1.28 Yuan/kg for corn. The situation of high production cost and low income affected food security and the sustainable development of local ecological economy. The factor analysis on the various factors among the total cost of wheat and corn indicated that agricultural chemical fertilizer cost and resource-environmental cost were the important factors affecting the total cost of grain production. Under current production conditions, the resource-environmental cost of grain production in the area could be reduced by raising the level of scientific and technical inputs, improving the utilizing efficiency of the means of production, and evolving ecological agriculture, so that the sustainable development of the area can be maintained.

Key words: costs, production, estimation, grain, resource-environmental, gully area of Loess Plateau