

海河流域农田生态系统环境损益分析*

白 杨 欧阳志云** 郑 华 徐卫华 江 波 方 瑜

(中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085)

摘 要 根据生态系统服务的内涵,建立了海河流域农田生态系统服务功能评价指标体系,并利用市场价值法、影子工程法和机会成本法等,定量评价了海河流域农田生态系统服务的经济价值和农田环境成本。结果表明:2005年,海河流域农田生态系统环境效益总价值为1802.64亿元;其中,调节功能的价值(794.16亿元)占44.06%,支持功能的价值(1008.48亿元)占55.94%。提供产品和文化功能未进行核算。从不同的功能类型来看,其价值量大小依次为释氧>涵养水源>营养元素循环>土壤保持>废弃物净化>环境净化>固碳>秸秆还田。2005年,海河流域化肥流失和温室气体排放的环境成本较大,为422.93亿元。其中,化肥流失量为 427.42×10^4 t,成本为151.91亿元;产生的温室气体折算为CO₂的量为 3599.65×10^4 t,成本为271.02亿元。

关键词 海河流域 农田生态系统 服务 价值

文章编号 1001-9332(2010)11-2938-08 中图分类号 S181 文献标识码 A

Environmental benefit-loss analysis of agro-ecosystem in Haihe River basin, China. BAI Yang, OUYANG Zhi-yun, ZHENG Hua, XU Wei-hua, JIANG Bo, FANG Yu (State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China). *-Chin. J. Appl. Ecol.* 2010 21(11): 2938-2945.

Abstract: According to the connotation of ecosystem services, an evaluation index system for the agro-ecosystem services in the Haihe River basin of China was established, and the economic value of the agro-ecosystem services and environmental costs were evaluated by the methods of market valuation, shadow price, and opportunity cost. In 2005, the total environmental benefit value of the agro-ecosystem services in the basin was 180.264 billion RMB, with the regulation value of 79.416 billion RMB (44.06%) and the supporting value of 100.848 billion RMB (55.94%). Provision and cultural services were not considered in this research. From the viewpoint of functional type, the ecosystem services value from high to low was in the order of oxygen release > water conservation > nutrient cycling > soil conservation > waste purification > environmental purification > carbon sequestration > straw returning. The environmental costs of the agro-ecosystem were quite high (42.293 billion RMB), among which, fertilizer loss was 427.42×10^4 t, equivalent to 15.191 billion RMB, and greenhouse gases production was calculated as 3599.65×10^4 t CO₂, equivalent to 27.102 billion RMB.

Key words: Haihe River basin; agro-ecosystem; services; value.

农田生态系统是人类依靠土地资源利用农田生物与非生物环境之间以及农田生物种群之间的关系,进行人类所需食物和其他农产品生产的半自然人工生态系统^[1]。它具有自然与社会经济的“双重”特性,一方面为人类源源不断地提供食物、纤维、燃料等产品,另一方面还提供许多不能市场中兑现

的公共产品,如气候调节、涵养水分、维持土壤肥力、净化水质、维持生物多样性等,给人类带来了巨大福利^[1]。国外学者对于农田生态系统的评价研究主要集中于土地利用变化对农田功能的影响、生物多样性与农田功能之间关系、农田生态系统功能和管理等方面。国内学者对于农田生态系统的价值评估目前尚无公认的标准与方法,关于农田生态系统价值评估的案例也非常少^[2]。近年来,随着经济的发展和人口数量的增加,占用耕地现象非常普遍。农田的

* 国家重点基础研究发展计划项目(2006CB403402)资助。

** 通讯作者。E-mail: zyouyang@rcees.ac.cn

2010-03-11 收稿 2010-08-30 接受。

很多非市场价值将会因为城市化过程而消失, 这些价值很难得到量化, 以至于在制定相关政策时没有得到合理考虑, 而将农田转移为其他用地(如城市、工业生产区等)的效益是显而易见或可以计算的, 导致市场给政策决策带来错误的信号. 目前全球生态系统功能已出现下降趋势, 如果这种趋势持续下去, 将会严重影响农田生态系统提供产品的能力^[3-4]. 为了合理判断农田的重要性, 有必要将农田环境效益和环境成本转换为货币的形式, 从而使决策者有更准确和客观的决策依据.

海河流域约 46% 的土地是农田, 其中华北平原是我国重要的粮食主产区之一. 本文利用市场价值法、影子工程法和机会成本法等, 对 2005 年海河流域农田生态系统的各项服务进行了定量评价, 并对农业生产的环境成本进行了初步探讨, 旨在为保护农田及农村生态环境、促进农业可持续发展、保障国家粮食安全等提供决策依据.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

海河流域(35°—43° N, 112°—120° E) 总面积 $31.78 \times 10^4 \text{ km}^2$, 占全国总面积的 3.3%, 包括北京市、天津市、河北省和山西省的大部分, 山东省、河南省、辽宁省和内蒙古自治区的一部分(图 1). 海河流域地处中国干旱和湿润气候的过渡地带, 是东部沿海降水最少的地区. 由于气候、地形等因素的影响, 该区降水量分布表现为较明显的地带性差异. 沿太行山、燕山山脉迎风坡有一条年降水量达 600 mm 的弧形多雨带, 其间由北到南分布着大于 700~800 mm 的多雨中心; 西北部的雁北和冀北山地大部分地区年降水量为 400~500 mm; 平原地区年降水量一般为 500~600 mm. 受季风气候的影响, 流域降水量年内分配很不均匀, 75%~85% 集中在汛期. 流域土壤主要为褐土和棕壤.

1.2 数据来源

采用 2005/2006 年 TM 遥感影像 (<http://glcfapp.glc.f.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>), 解译出海河流域各种生态类型面积及其空间分布. 本研究中用到的其他数据均来自各地 2005 年统计年鉴^[5-11]和已有的研究文献, 将在后面详述.

1.3 评价指标体系的构建

农田生态系统最主要的功能是提供食品、纤维和燃料^[12], 同时, 也提供一些其他的间接服务, 如土壤保持、水质净化等. 农田生态系统在提供间接服务



图 1 海河流域位置图

Fig. 1 Location of Haihe River Basin.

的同时, 也需要它们的支持, 如土壤保持、营养物质循环和授粉等, 这对于农田生态系统提供食物而言非常重要. 目前, 由于农田生态系统这些功能的下降, 导致农田提供食品能力的下降, 因而也影响到全球的食品安全. 本研究基于以往的研究^[3-4, 13], 结合我国农田生态系统的实际情况, 采用千年生态系统评估(millennium ecosystem assessment, 简称 MA) 框架, 从支持功能、调节功能、提供功能和文化服务功能 4 个方面, 构建了海河流域农田生态系统服务的分类指标体系和评价方法(表 1).

1.4 评价方法

1.4.1 固碳释氧 农作物光合过程中吸收 CO_2 制造碳氢化合物, 以有机物的形式将大气中的 CO_2 固定于作物体内, 同时释放出 O_2 ^[14]. 但作为食物, 农作物当年就会被消耗掉, 作物固定的 CO_2 很快释放到生物圈中, 没有生物质累积. 因此光合作用固定的 CO_2 并没有真正被固定在农田生态系统中. 本研究采用农田土壤固碳速率($0.165 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[15]) 来反映农田生态系统固碳效益. 光合过程中 O_2 直接释放到大气中, 可以被人类直接利用. 尽管秸秆在用作燃料和露天焚烧过程中需要消耗 O_2 , 但这方面属于人类活动对生态系统的影响, 本研究未予考虑. 固碳价值公式为:

$$V_c = Sk_c P_c \quad (1)$$

式中: V_c 为固碳总价值; S 为农田总面积; k_c 为农田土壤固碳速率; P_c 为市场固碳的价格. 释氧价值公式为:

表 1 海河流域农田生态系统服务评价指标体系
Tab. 1 Evaluation index system of agro-ecosystem services valuation in Haihe River Basin

功能 Function	评价指标 Evaluation indicator	评价方法 Method
提供产品 ^a Provision	食物 Food	市场价值法 Market value method
	柴薪 Fuel	影子价格法 Shadow price method
	旅游 Tour	旅行费用法 Travel cost method
支持功能 Support	秸秆还田 Straw returning	替代成本法 Substitute cost method
	营养物质循环 Nutrient cycling	影子价格法 Shadow price method
	生物多样性保护 ^{b)} Biodiversity conservation	支付意愿法 Contingent valuation method
	固碳 Carbon sequestration	造林成本法、碳税法 Reforestation cost or carbon tax
	释氧 Oxygen release	造林成本 Reforestation cost
调节功能 Regulation	涵养水源 Water conservation	影子价格法 Shadow price method
	土壤保持 Soil conservation	机会成本法 Opportunity cost method
	环境净化 Pollution purification	市场价值法 Market value method
文化服务功能 ^{c)} Culture	废弃物净化 Waste degradation	替代成本法 Substitute cost method
	休闲娱乐 Recreation	旅行费用法 Travel cost method
	文化遗产 Cultural heritage	支付意愿法 CVM
	宗教价值 Religion value	支付意愿法 CVM

a) 本研究不考虑提供产品价值 The provision values of agro-ecosystem were not considered in this study; b、c) 由于受数据限制 本研究未进行核算 Biodiversity and culture services were not valued due to lack of data.

$$V_o = 1.2 \sum_{j=1}^m NPP_j P_o \quad (2)$$

$$NPP_j = \sum_{j=1}^m Y_j (1 - W_j) / f_j \quad (3)$$

式中: V_o 为释氧总价值; NPP_j 为第 j 类农产品或农副产品的净初级生产力; Y_j 为第 j 类农产品或农副产品的产量; f_j 为第 j 类农产品或农副产品的经济系数; W_j 为第 j 类农产品或农副产品含水率; P_o 为市场制造 O_2 价格.

固碳释氧总价值 (V_q) 公式为:

$$V_q = V_c + V_o \quad (4)$$

1.4.2 营养物质循环 生态系统的营养物质循环主要在生物库、凋落物库和土壤库之间进行. 其中, 农田生态系统凋落物极少^[2], 生物与土壤之间的养分交换过程是最主要的过程^[16], 本研究只考虑土壤库和生物库. 本文对参与评价的生物库和土壤库中的

营养元素仅考虑含量相对较大的氮、磷、钾^[17]. 生物库参与营养元素循环的价值公式为:

$$V_n = \sum_{j=1}^m NPP_j (C_{nj} P_n + C_{pj} P_p + C_{kj} P_k) \quad (5)$$

式中: V_n 为生物库中营养物质循环的总价值; C_{nj} 为第 j 类农产品生物质中含 N 的百分比; C_{pj} 为第 j 类农产品生物质中含 P 的百分比; C_{kj} 为第 j 类农产品生物质中含 K 的百分比; P_n 、 P_p 、 P_k 分别对应于 N、P、K 的市场价格.

土壤库中参与营养元素循环的价值公式为:

$$V_s = \sum_{j=1}^m M_j (S_{nj} P_n f_n + S_{pj} P_p f_p + S_{kj} P_k f_k) \quad (6)$$

式中: V_s 为土壤库中营养物质循环的总价值; M_j 为第 j 类农产品土壤库总量; S_{nj} 为第 j 类农产品土壤库中含 N 的百分比; S_{pj} 为第 j 类农产品土壤库中含 P 的百分比; S_{kj} 为第 j 类农产品土壤库中含 K 的百分比; f_n 、 f_p 、 f_k 分别为 N、P、K 在土壤中的周转率, 其值分别为 0.08、0.01 和 0.01^[18].

营养物质循环总价值的公式如下:

$$V_e = V_n + V_s \quad (7)$$

1.4.3 涵养水源 农田生态系统可通过农作物截留水和土壤持水来保持降雨过程中的一部分水分, 从而减少径流, 起到涵养水源的作用. 本研究采用降水储存量法来计算农田涵养水源的潜力, 即与裸地相比, 农田保持水分的增加量. 其价值采用替代成本法估算, 即修建相应库容的水库成本来进行计算. 涵养水源价值 (V_w) 的公式为:

$$V_w = P_w \sum_{i=1}^l \sum_{j=1}^m \sum_{k=1}^n (S_{ijk} J_i R_j K_k) \quad (8)$$

式中: S_{ijk} 为第 i 种降雨分区中第 j 类农产品的面积; J_i 为第 i 类降雨分区; R_j 为与裸地相比, 第 j 类农田生态系统减少径流的效益系数; K_k 为第 k 个区域产流降雨量占降雨总量的比例^[17].

1.4.4 土壤保持 降雨时裸地输出的大量泥沙带走土壤中大量的 N、P、K 和有机质, 造成土层变薄、土壤肥力降低以及河流和水库淤积^[19]. 农田的存在起到了一定的土壤保持作用, 减少了泥沙输出. 本研究采用通用水土流失方程, 模拟了降雨情况下与裸地相比, 农田所具有的潜在土壤保持效益. 从减少土地废弃和减少土壤肥力损失两个方面评价农田土壤保持的价值. 通用水土流失方程如下:

$$A = RKLSCP \quad (9)$$

式中: A 为年土壤流失量; R 为降雨侵蚀因子; K 为土壤可蚀性因子; LS 为坡长坡度因子; C 为植被覆

盖因子; P 为水土保持措施因子.

土壤保持物质质量的计算公式为:

$$T_h = \sum_{j=1}^m S_j (E_{pj} - E_{vj}) \quad (10)$$

式中: T_h 为土壤保持总量; S_j 为第 j 类农作物面积; E_{pj} 为第 j 类农作物潜在土壤侵蚀模数; E_{vj} 为第 j 类农作物的现实土壤侵蚀模数.

保持土壤养分价值公式如下:

$$V_a = T_h \sum (C_i P_i) \quad (11)$$

式中: V_a 为保持土壤养分价值; C_i 为土壤中第 i 类养分含量; P_i 为第 i 类土壤养分的市场价格. 减少土地废弃价值的计算公式为:

$$V_b = T_h h P / (10000d) \quad (12)$$

式中: V_b 为减少土地废弃价值; d 为土壤容重; h 为土壤厚度; P 为土地年均收益.

总的土壤保持价值算式如下:

$$V_s = V_a + V_b \quad (13)$$

1.4.5 废弃物净化 中国传统农业的无废弃物生产模式和我国农户分散经营的土地利用方式,使中国农田生态系统担负了重要的环境净化功能^[20]. 人畜粪便被作为有机肥料直接进入农田,一方面保持了农田的养分平衡;另一方面为减少这部分废弃物的处理节约了大量成本. 本研究中仅考虑牲畜(只包括大牲畜和小牲畜,不包括禽类)废弃物的净化. 研究区农田生态系统废弃物净化功能的价值(V_e)算式如下:

$$V_e = \sum_{i=1}^n W_i r_i P \quad (14)$$

式中: V_e 为废弃物降解总价值量; P 为人工降解废弃物所需的价格; i 为牲畜型(大牲畜和小牲畜); W 为不同类型的牲畜数量; r 为不同类型牲畜个体年粪便量.

1.4.6 农田生态系统总服务价值 研究区农田生态系统各项服务的总价值算式如下:

$$V_t = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m V_{ij} \quad (15)$$

式中: V_{ij} 为第 j 类农作物类型的第 i 种服务价值.

2 结果与分析

2.1 海河流域农田生态系统功能评价

2.1.1 固碳释氧 根据光合作用方程式,即每形成 1 t 干物质,释放 O_2 1.19 t,计算得出总氧气释放量(表 2). 按照造林成本法(中国标准)和碳税法(国际标准^[21])算得研究区农田生态系统固定 CO_2 的成本分别为 260.9 和 1245 元 $\cdot t^{-1}$. 采用二者的平均

表 2 海河流域农田生态系统释氧量

Tab. 2 Oxygen release amounts of the agro-ecosystem in Haihe River Basin (2005)

作物品种 Crop type	总产量 Total yield (10^4 t)	含水率 ^[22] Water content	净初级 生产力 NPP (10^4 t \cdot a ⁻¹)	总释氧量 Total oxygen release (10^4 t \cdot a ⁻¹)
粮食 Food	5334.3	0.133	12223.7	14546.2
棉花 Cotton	119.5	0.083	438.5	521.8
油料 Oil plant	255.7	0.090	691.8	823.2
麻类 Fiber crops	0.7	0.133	2.0	2.3
烟叶 Tobacco	1.0	0.082	0.9	1.1
向日葵 Sun-flower	2.1	0.133	3.6	4.3
水果 Fruit	441.6	0.775	76.8	91.4
蔬菜 Vegetation	9811.9	0.825	1676.6	1995.2
瓜果类 Fruit	862.7	0.775	186.4	221.8

值,即固碳成本为 752.9 元 $\cdot t^{-1}$. 按工业制氧成本(400 元 $\cdot t^{-1}$)计算 2005 年研究区农田固碳价值为 18.63 亿元,释氧价值为 728.20 亿元.

2.1.2 环境净化 农田可以依靠自身特殊的结构和功能,通过吸收、过滤、阻隔和分解等生理生化过程,净化人类活动排放到环境中的有毒气体(如 SO_2 等),也能吸附、粘着一部分粉尘,降低大气中的含尘量,从而达到净化环境的目的. 本研究主要考虑农田吸收 SO_2 和滞尘两大主要环境净化功能. 取农作物对污染物净化效率的平均值,即旱地和水田吸收 SO_2 的效率均为 $45 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,削减粉尘的效率分别为 0.92 和 $0.95 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[22];市场治理 SO_2 的费用为 $0.6 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1}$,处理粉尘的价格为 $0.56 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1}$,算出研究区 2005 年旱地和水田环境净化价值分别为 80.6 和 0.7 亿元. 因此,海河流域农田生态系统环境净化总价值为 81.3 亿元.

2.1.3 营养元素循环 基于研究区农田生物库和土壤库中氮、磷、钾含量比例(表 3),以及 2005 年国产化肥平均价格(尿素为 $1825 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$,过磷酸钙为 $522 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$,氯化钾为 $1948 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$),算出海河流域 2005 年生物库和土壤库中营养元素保持价值分别为 42.2 和 210.91 亿元,农田生态系统总营养物质循环价值为 253.11 亿元.

2.1.4 土壤保持 2005 年,海河流域旱地和水田土壤保持总量分别为 83701.8×10^4 和 701.5×10^4 t. 按我国农业生产的年均收益($2.05 \text{ 万元} \cdot \text{hm}^{-2}$)估算减少土地废弃价值;按照农田土壤中营养元素含量(表 3)及其对应的化肥市场价格估算减少土壤肥力价值. 结果表明,研究区旱地和水田土壤保持价值分别为 179.7 和 1.51 亿元. 因此,2005 年海河流域

表3 海河流域农田生态系统营养元素保持量及其价值
Tab.3 Nutrients cycling amounts and their values of agro-ecosystem in Haihe River Basin

库 Bank	营养元素 Nutrient element	营养元素 含量比例 Percentage of nutrients (%)	总含量 Total amount ($10^4 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$)	总价值 Total value (10^8 yuan)
生物库 Biotic bank	N	3.09	215.7	18.4
	P	0.74	51.4	0.7
	K	3.28	0.5	23.1
土壤库 Soil bank	N	0.06	426.37	36.32
	P	0.05	44.33	0.65
	K	1.83	1717.19	173.94

生物库中营养元素含量来自文献[23-24]的各种数据平均值 The parameters of nutrients percentage in biotic bank were from the average value of reference [23-24]; 土壤库中营养元素含量源于 <http://www.soil.csdb.cn> 中各地数据平均值 The parameters of nutrients percentage in soil bank were from the average value of <http://www.soil.csdb.cn>.

农田生态系统土壤保持总价值为 181.2 亿元。

2.1.5 秸秆还田 秸秆是农作物的重要副产品,同时也是工、农业生产的重要生产资源,农作物秸秆可用作肥料、饲料、生活燃料及工副业生产的原料等多种用途。我国秸秆资源数量多,开发价值大,大力推广农作物秸秆综合利用技术对于农业和农村发展具有重要的现实意义。目前我国对秸秆的利用率非常低,本研究通过分析海河流域各地区秸秆还田的数量(表4)来反映秸秆的价值。海河流域 2005 年共有秸秆量 $9766.32 \times 10^4 \text{ t}$,还田量仅 $3961.03 \times 10^4 \text{ t}$ 。按照每 100 kg 鲜秸秆中含氮 0.48 kg、磷 0.38 kg、钾 1.67 kg 折算为化肥的量后,2005 年研究区秸秆还田的总价值为 8.54 亿元,其中水田和旱地秸秆还田的价值分别为 0.05 和 8.49 亿元。

2.1.6 涵养水源 海河流域旱地和水田涵养水源量分别为 72.8×10^8 和 $0.6 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。根据 2005 年库容单位造价为 $6.11 \text{ 元} \cdot \text{m}^{-3}$ [26],研究区 2005 年旱

地和水田涵养水源价值分别为 444.9 和 3.78 亿元,农田生态系统涵养水源总价值为 448.6 亿元。

2.1.7 废弃物净化 按大、小牲畜个体年均排放粪便量分别为 1.96 和 0.33 $\text{t}^{[27-29]}$ 计算,海河流域牲畜年排放粪便总量为 $7690.3 \times 10^4 \text{ t}$ 。采用替代成本法,根据城市生活垃圾处理成本($108 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ [20])计算,2005 年研究区农田生态系统废弃物净化总价值为 83.06 亿元(表 5)。

2.1.8 海河流域农田生态系统总服务价值及其特征
海河流域 2005 年农田生态系统总服务价值为 1802.64 亿元。其中,调节功能的价值(794.16 亿元)占 44.06%,支持功能的价值(1008.48 亿元)占 55.94%,提供产品和文化功能未进行核算。从单项的功能指标来看,释氧价值(728.20 亿元)所占比例最大,其次是涵养水源的价值(448.60 亿元),秸秆还田价值(8.54 亿元)所占比例最小(图 2)。

表4 海河流域农田生态系统秸秆还田量及其价值
Tab.4 Straw return amount and its value of agro-ecosystem in Haihe River Basin

地区 ^{a)} Area	秸秆量 ^{b)} Amount of straw ($10^4 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$)	归还率 ^[25] Return rate (%)	归还量 Amount to return ($10^4 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$)	总价值 Total value (10^8 yuan)
北京 Beijing	83.81	47	39.58	0.09
天津 Tianjin	259.07	47	122.70	0.26
河北 Hebei	4853.13	47	2303.88	4.97
山西 Shanxi	901.09	56	503.92	1.09
内蒙古 Inner Mongolia	253.94	15	38.16	0.08
辽宁 Liaoning	18.14	31	5.65	0.01
山东 Shandong	2055.50	24	484.13	1.04
河南 Henan	1341.64	35	463.02	1

a) 该表中各地数据仅指海河流域部分 Data of different area only referred to the part of Haihe river basin. 下同 The same below. b) 各种农作物秸秆还田量根据各地区农作物实际产量,利用谷草比系数^[25]进行换算得来 Straw return amount was calculated by the actual crop output and ratio of grain to straw^[25] in Haihe River Basin.

表5 海河流域农田生态系统废弃物净化量及其价值
Tab.5 Waste degradation amounts and their values of agro-ecosystem in Haihe River Basin

地区 Area	大牲畜存栏数 Big livestock inventories (10^4)	小牲畜存栏数 Small livestock inventories (10^4)	大牲畜废弃物总量 Waste of big livestock ($10^4 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$)	小牲畜废弃物总量 Waste of small livestock ($10^4 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$)	废弃物总量 Total amount of waste ($10^4 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$)	总价值 Total value (10^8 yuan)
北京 Beijing	26.60	344.80	52.14	113.78	165.92	1.79
天津 Tianjin	44.40	340.140	87.02	112.25	199.27	2.15
河北 Hebei	1013.05	5587.43	1985.58	1843.85	3829.43	41.36
山西 Shanxi	185.79	916.51	364.15	302.45	666.60	7.20
内蒙古 Inner Mongolia	480.62	399.51	942.02	131.84	1073.85	11.60
辽宁 Liaoning	8.20	20.70	16.07	6.83	22.90	0.25
山东 Shandong	466.62	1311.62	914.58	432.83	1347.41	14.55
河南 Henan	105.50	539.80	206.78	178.13	384.91	4.16

表 6 3 种温室气体在不同区域的排放量

Tab. 6 Emissions of three kinds of greenhouse gases in the different regions

区域 Area	CO ₂ 排放量 CO ₂ emission (t · hm ⁻²)	CH ₄		N ₂ O		折算为 CO ₂ 总量 Total amount (10 ⁴ t · a ⁻¹)
		排放量 Emission (t · hm ⁻²)	相当于 CO ₂ 年 单位面积排放量 Equivalent to CO ₂ (t · hm ⁻²)	排放量 Emission (t · hm ⁻²)	相当于 CO ₂ 年 单位面积排放量 Equivalent to CO ₂ (t · hm ⁻²)	
北京 Beijing	0*	0.02	0.37	0.01	1.62	77.01
天津 Tianjin	0*	0.04	0.90	0	0.97	65.44
河北 Hebei	0.57	0.01	0.12	0	1.37	1554.28
山西 Shanxi	0.92	0	0.02	0	1.38	461.61
内蒙 Inner Mongolia	5.95	0	0.09	0.02	7.17	350.11
河南 Henan	1.12	0.04	0.82	0.01	1.72	390.24
山东 Shandong	0.84	0.01	0.18	0.01	2.18	651.35
辽宁 Liaoning	3.47	0.05	0.99	0.02	5.63	49.60

* 该表数据在文献[30]中 DNDC 模型计算的 1990 年中国农田 3 种温室气体排放量基础上转换而来. 原表中北京和天津 CO₂ 年排放量值为负, 本研究将其作为零值考虑. Parameters in this table were converted from reference [30], in which 3 kinds of greenhouse gas emission were calculated with DNDC model in 1990, China. Beijing and Tianjin's CO₂ emissions were zero in our research since they were negative numbers in the reference.

2.2 海河流域农田生态系统环境成本分析

农业属于高投入、高产出的一类特殊生态系统类型. 在高产出的同时, 一方面需要外界不断的科技、资源投入以支持这种高产出; 另一方面不同的农业实践活动也会带来一系列外部性效益. 本文在详细分析农田生态系统功能的同时, 对维持和提供这些服务的环境成本进行了初步探讨.

2.2.1 温室气体排放

土壤中的有机物质经微生物分解, 以 CO₂ 的形式释放入大气, CH₄ 可在长期淹水的农田中经发酵作用产生, 全球一半以上的 N₂O 来自土壤的硝化和反硝化过程. 由于 CO₂、CH₄ 和 N₂O 这 3 种温室气体具有不同的增温效应, 它们对全球变暖的影响也不同. 以 100 年影响尺度为计, 1 kg CH₄ 的增温效应是 1 kg CO₂ 的 21 倍, 1 kg N₂O 的增温效应是 1 kg CO₂ 的 310 倍^[30]. 以此将农田排放 CH₄ 和 N₂O 的量均转换为排放 CO₂ 的量, 则海河流域每年产生的温室气体折算为 CO₂ 的量为 3599.65 × 10⁴ t (表 6), 利用造林成本法和碳税法估算其价值, 得出该部分环境成本为 271.02 亿元.

2.2.3 化肥流失

农田农药/化肥的投入, 一方面可保持土壤肥力, 保障高产出; 另一方面也能防治病虫害, 维持农业产量. 农田这部分的投入占据农业成本的一大部分. 本研究仅考虑化肥流失的成本. 我国当前化肥利用率相当低, 氮肥、磷肥和钾肥平均利用率分别仅为 30% ~ 50%、10% ~ 20% 和 35% ~ 50%^[31]. 陈同斌等^[32] 将中国化肥利用率进行了区域划分, 本研究采用高施肥量区平均化肥利用率 (25%) 算出海河流域 2005 年化肥使用量 (折纯) 为 569.89 × 10⁴ t, 化肥流失量为 427.42 × 10⁴ t. 按照化肥平均价格计算, 当年海河流域化肥流失的成本为 151.91 亿元.

3 讨 论

与森林、草地生态系统相比, 农田生态系统与人类耦合程度更高, 受人为活动影响更明显^[33]. 农田生态系统具有很多其他生态系统无法替代的特征, 对农田生态系统功能进行全面而正确的评价具有非常重要的现实意义. 本研究首先根据 MA 框架, 构建了海河流域农田生态系统功能评价指标体系, 评价指标较符合中国农田生态系统实际, 可以应用于中国其他地方农田功能评价的案例研究. 通过对各评价指标进行价值量评价和总服务价值量组成特征进行分析得出, 海河流域 2005 年农田生态系统总服务价值为 1802.64 亿元, 其中以释氧、涵养水源和营养物质循环为主, 其价值分别占总价值的 40.40%、24.89% 和 14.04%.

由于受基础资料限制, 个别评价指标没有进行评价, 对已评价指标间的相关参数也难以完全精确, 给现有的评价造成一定误差. 随着基础研究的不断

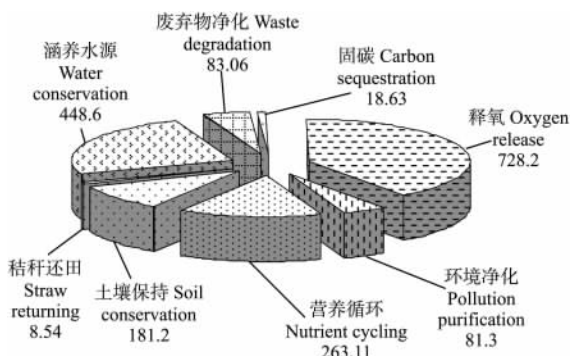


图 2 海河流域农田生态系统服务价值分布

Fig. 2 Distribution of agro-ecosystem services in Haihe River Basin (10⁸ yuan).

深入,这一缺陷将逐渐被克服.从以往的研究结果来看,农田生态系统仍然具有巨大的服务价值.本研究对农田生态系统功能评价指标体系及其价值研究可为耕地资源合理定价、有效补偿、科学管理和农田资源的可持续发展提供科学的理论依据.

本研究从化肥流失和温室气体排放两个方面分析了农业环境成本,结果表明农田一方面在提供大量产品和其他间接功能的同时,也需要大量的外界投入以维持其提供服务的能力.说明对农业的投入需要进行合理管理,否则有可能带来极为严重的负面影响,增加其环境成本,如农药/化肥残留将带来一系列环境和社会问题等.

农产品可以直接在市场上进行交换,从而体现其价值,然而由于农田生态系统提供的其他间接服务所具有的非竞争性(non-rival)和非排他性(non-excludable),很难赋予价格,因而在进行管理和规划时常被忽略.短期来看,农田生产力的提高是以牺牲农田间接服务来实现的,从长期来看,这样的结果将导致土地退化以及自然资本和生态系统功能的下降.为了维持农田生态系统持续提高服务的能力,必须将农田提供的直接和间接服务均考虑在制定农业政策和农田管理的框架之下.如制定政策减少农药杀虫剂的使用,合理规划农田面积,合理安排农作物种植结构等;为了保证相关农业政策的快速有效执行,适当的刺激是必须的,主要包括两方面:一是政府补偿,对因为保护农田环境质量提高而导致其直接收益下降的农户和群体进行补偿;二是建立农田生态系统提供的间接服务进行交换的间接市场,如“有机农业”(organic agriculture)等.对农田生态系统而言,因为减少了农药化肥的使用,也会使农田生态系统提供服务的能力增强.

参考文献

- [1] Tang H (唐衡), Zheng Y (郑渝), Chen F (陈阜), et al. Ecosystem services valuation of difference croplands and cropping systems in Beijing suburb. *Ecological Economy* (生态经济), 2008(7): 56 - 59 (in Chinese)
- [2] Yang Z-X (杨志新), Zheng D-W (郑大玮), Wen H (文化). Studies on service value evaluation of agricultural ecosystem in Beijing region. *Journal of Natural Resources* (自然资源学报), 2005, 20(4): 564 - 571 (in Chinese)
- [3] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington, DC: World Resources Institute, 2005
- [4] Sandhu HS, Wratten SD, Cullen R. Organic agriculture and ecosystem services. *Environmental Science & Policy*, 2010, 13: 1 - 7
- [5] Beijing General Bureau Team of Investigation under the Nation Bureau of Statistics (国家统计局北京调查总队). Beijing Statistical Yearbook. Beijing: China Statistics Press, 2005 (in Chinese)
- [6] Shandong General Bureau Team of Investigation under the Nation Bureau of Statistics (国家统计局山东调查总队). Shandong Statistical Yearbook. Beijing: China Statistics Press, 2005 (in Chinese)
- [7] Shanxi General Bureau Team of Investigation under the Nation Bureau of Statistics (国家统计局山西调查总队). Shanxi Statistical Yearbook. Beijing: China Statistics Press, 2005 (in Chinese)
- [8] Henan Province Bureau of Statistics (河南省统计局). Henan Statistical Yearbook. Beijing: China Statistics Press, 2005 (in Chinese)
- [9] Inner Mongolia Autonomous Regional Bureau of Statistics (内蒙古自治区统计局). Inner Mongolia Statistical Yearbook. Beijing: China Statistics Press, 2005 (in Chinese)
- [10] General Office of Government of Hebei Province (河北省人民政府办公厅), Hebei Bureau of Statistics (河北省统计局), Hebei Academy of Social Sciences (河北省社会科学院). Hebei Economic Yearbook. Beijing: China Statistics Press, 2005 (in Chinese)
- [11] Chaoyang Bureau of Statistics (朝阳市统计局). Chaoyang Statistics Yearbook. Chaoyang: The Municipal Government of Chaoyang City, 2005 (in Chinese)
- [12] Swinton SM, Lupi F, Robertson GP, et al. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 2007, 64: 245 - 252
- [13] Sandhu HS, Wratten SD, Cullen R. From poachers to gamekeepers: Perceptions of farmers towards ecosystem services on arable farmland. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 2007, 5: 39 - 50
- [14] Mao F-L (毛富玲), Guo Y-R (郭雅儒), Liu Y-X (刘雅欣). Evaluation of forest ecosystem services of Wuling Mountain Nature Reserve. *Hebei Journal Forestry and Orchard Research* (河北林果研究), 2005, 20(3): 220 - 223 (in Chinese)
- [15] Han B (韩冰), Wang X-K (王效科), Lu F (逯非), et al. Soil carbon sequestration and its potential by cropland ecosystems in China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2008, 28(2): 612 - 619 (in Chinese)
- [16] Ouyang Z-Y (欧阳志云), Zhao T-Q (赵同谦), Zhao J-Z (赵景柱), et al. Ecological regulation services of Hainan Island ecosystem and their valuation. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2004, 15(8): 1395 - 1402 (in Chinese)
- [17] Zhao T-Q (赵同谦), Ouyang Z-Y (欧阳志云), Zheng H (郑华), et al. Forest ecosystem services and their evaluation in China. *Journal of Natural Resources* (自然资源学报), 2004, 19(4): 480 - 491 (in Chinese)
- [18] Lu R-K (鲁如坤), Liu H-X (刘鸿翔), Wen D-Z (闻大中), et al. Nutrient cycling and balance of agro-eco-

- system in typical areas of China. *Chinese Journal of Soil Science* (土壤通报), 1996, **27**(5): 193 - 196 (in Chinese)
- [19] Dong Q (董 琼), Li X-W (李乡旺). Evaluation of forest ecosystem services of Dazhongshan Nature Reserve in Yunnan. *Journal of Shandong Forestry Science and Technology* (山东林业科技), 2008, **179**(6): 8 - 11 (in Chinese)
- [20] Sun X-Z (孙新章), Zhou H-L (周海林), Xie G-D (谢高地). Ecological services and their values of Chinese agroecosystem. *China Population Resources and Environment* (中国人口·资源与环境), 2007, **17**(4): 55 - 60 (in Chinese)
- [21] Sustainable Development Research Group of Administrative Center for China's Agenda 21 (中国 21 世纪议程管理中心可持续发展战略研究组). Ecological Compensation: International Experiences and Chinese Practice. Beijing: China Academy of Social Sciences Press, 2007 (in Chinese)
- [22] Compilation Committee of China Agriculture Yearbook (《中国农业年鉴》编辑委员会). China Agriculture Yearbook. Beijing: China Agricultural Press, 2006 (in Chinese)
- [23] Wu G (吴 刚), Feng Z-W (冯宗炜), Wang X-K (王效科), et al. N, P and K recyclings in an agroforestry ecosystem of Huanghuaihai Plain: With *Paulownia elongata*-intercropped wheat and maize as an example. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 1993, **4**(2): 141 - 145 (in Chinese)
- [24] Wang K-R (王克如), Li S-K (李少昆), Cao L-P (曹连莆), et al. A preliminary study on dynamics and models of N, P, K absorption in high yield cotton in Xinjiang. *Scientia Agricultura Sinica* (中国农业科学), 2003, **36**(7): 775 - 780 (in Chinese)
- [25] Lu F, Wang XK, Han B, et al. Soil carbon sequestrations by nitrogen fertilizer application, straw return and no-tillage in China's cropland. *Global Change Biology*, 2009, **15**: 281 - 305
- [26] Guo H (郭 浩), Wang B (王 兵), Ma X-Q (马向前), et al. Chinese pine forest ecosystem services evaluation. *Science in China Series C* (中国科学·C 辑), 2008, **38**(6): 565 - 572 (in Chinese)
- [27] Jiang H-L (蒋丽红). Strengthen the pastoral livestock manure management, improve grassland productivity. *Inner Mongolia Prataculture* (内蒙古草业), 1997, **2**(3): 49 - 50 (in Chinese)
- [28] Chen G-J (陈国阶). Major causes of soil erosion in the Upper Yangtze River Valley and the control countermeasures. *Rural Eco-Environment* (农村生态环境), 2000, **16**(3): 5 - 8 (in Chinese)
- [29] Chen Z-Z (陈佐忠), Wang S-P (汪诗平). China Typical Steppe Ecosystem. Beijing: Science Press, 2000 (in Chinese)
- [30] Li C-S (李长生), Xiao X-M (肖向明), Froking S, et al. Greenhouse gas emissions from croplands of China. *Quaternary Sciences* (第四纪研究), 2003, **23**(5): 493 - 503 (in Chinese)
- [31] Cao L-P (曹利平). The System of Economic Policies for Control and Management of Agricultural Non-point Sources Pollution. Master Thesis. Beijing: Capital Normal University, 2004 (in Chinese)
- [32] Chen T-B (陈同斌), Zeng X-B (曾希柏), Hu Q-X (胡清秀). Utilization efficiency of chemical fertilizers among different counties of China. *Acta Geographica Sinica* (地理学报), 2002, **57**(5): 531 - 538 (in Chinese)
- [33] Wallace KJ. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 2007, **139**: 235 - 246

作者简介 白 杨,男,1982 年生,博士研究生.主要从事生态系统评价与生态系统管理研究,发表论文 7 篇. E-mail: youngbcs@gmail.com

责任编辑 杨 弘
