

王一超, 赵桂慎, 彭 澎, 等. 基于能值与生命周期评价耦合模型的农业系统生态效率评估: 以北京市郊区为例[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6): 1311–1320.

WANG Yi-chao, ZHAO Gui-shen, PENG Peng, et al. Evaluation of agrosystem eco-efficiency using a coupling model of emergy analysis and life cycle assessment: A case study in the suburbs of Beijing City, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(6): 1311–1320.

基于能值与生命周期评价耦合模型的农业系统生态效率评估——以北京市郊区为例

王一超, 赵桂慎*, 彭 澎, 梁 龙, 李彩恋

(中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

摘 要:结合能值分析和生命周期评价模型,从期望产出效率和非期望产出效率两个角度构建生态效率计量方法,评价京郊3种典型农作物生产系统的可持续性,为北京市农业内部结构优化提供科学的决策依据。研究表明:玉米、蔬菜和桃的能值投入产出比分别是 6.61×10^4 、 1.47×10^5 、 1.92×10^5 sej·J⁻¹,玉米的期望产出效率最高,蔬菜其次,桃最低;玉米、蔬菜和桃生产系统的非期望产出效率分别是 1.29×10^6 、 1.60×10^5 和 2.59×10^5 ,玉米的非期望产出效率最高,桃其次,蔬菜最低;玉米的生态效率最高,为 2.95×10^{-4} ,蔬菜其次,为 7.42×10^{-6} ,桃最低,为 7.05×10^{-6} ;以蔬菜为例进行敏感性分析表明,投入要素中对生态效率敏感性最大的是电能(用于农田灌溉),氮肥次之,再次是有机堆肥和农药。调整种植业结构不仅要考虑农产品的产量及经济收益,还需要考虑生态效率。有机肥替代化肥能够显著提高农作物生产系统的生态效率,但要注意有机肥中重金属含量对人体健康的影响。总之,发展节水型粮食作物种植、加强农业节水和提高有机肥比例是改善北京市农田生态系统生态效率的重要措施。

关键词:可持续发展;生态效率;能值分析;生命周期评价;农田生态系统

中图分类号:F323.22 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2018)06-1311-10 doi:10.11654/jaes.2017-1345

Evaluation of agrosystem eco-efficiency using a coupling model of emergy analysis and life cycle assessment: A case study in the suburbs of Beijing City, China

WANG Yi-chao, ZHAO Gui-shen*, PENG Peng, LIANG Long, LI Cai-lian

(College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: Eco-efficiency is an important and widely used index for quantitatively measuring economic system sustainability. In the present study, a coupling model was developed by integrating emergy analysis and life cycle assessment, with the goal of assessing expected and undesirable output efficiencies of production systems for three typical crops (maize, vegetables, and peach) in the suburbs of Beijing City. The emergy input-output ratios of maize, vegetables, and peach were 6.61×10^4 , 1.47×10^5 , and 1.92×10^5 sej·J⁻¹, respectively, and the expected output efficiency per unit production was highest for maize and lowest for peach. The undesirable output efficiency of maize, vegetable, and peach production was 1.29×10^6 , 1.60×10^5 , and 2.59×10^5 , respectively, and the undesirable output efficiency was highest for maize and lowest for vegetables. The indicators of eco-efficiency for maize, vegetable, and peach production were 2.95×10^{-4} , 7.42×10^{-6} , and 7.05×10^{-6} , respectively, and eco-efficiency was highest for maize and lowest for peach. By taking vegetables production system as an example, sensitivity analysis which was conducted to testify the relationship between all kinds of inputs and eco-efficiency, indicated that electricity consumed in irrigation was the first influential factor, followed by nitrogen fertilizer, manure, and pesticide. When regulating planting structure, the e-

收稿日期:2017-10-02 录用日期:2018-01-25

作者简介:王一超(1990—),男,福建龙岩人,博士生,从事生态经济与农业环境影响评估研究。E-mail: yichaow@foxmail.com

*通信作者:赵桂慎 E-mail: zhgsh@cau.edu.cn

基金项目:国家社科基金面上项目“京津冀区域生态位异质化作用下农业产业链空间协同效应与发展策略研究(16BGL204)”;北京市生态学重点学科项目(XK10019440)

Project supported: The National Social Science Foundation of China(16BGL204); The Project of Key Discipline of Ecology in Beijing(XK10019440)

co-efficiency of production systems should be considered along with other important factors, such as yield and income. Eco-efficiency could be increased by using more manure; however, the heavy metals in organic fertilizer might negatively impact human health. Therefore, strategies like planting water-saving crops, developing water-saving methods, and substituting organic fertilizer for chemical fertilizer could remarkably improve the eco-efficiency of farmland ecosystems in the suburbs of Beijing City.

Keywords: sustainable development; eco-efficiency; emergy analysis; life cycle assessment; farmland ecosystem

生态效率(Eco-efficiency, EE)是当前用于定量分析产品或服务、产业、区域以及系统可持续性的重要方法与指标之一,其主要特征是针对人类主导的社会经济系统进行经济价值和环境影响两方面的整体评估,如在工农业生产等活动中不仅需要考察经济产出值,还要考量其环境效应。大城市郊区是城市农产品供给的重要基地,尤其是在农产品应急保障方面,具有举足轻重的作用和价值。从种植业角度看,农业种植结构的调整不仅受到经济效益的影响,也同样面临土地资源、水资源和环境质量等多重约束,如何优化大城市郊区农业用地空间布局,在提高农业经济收益的同时提升农业生产系统的生态效率,减少农业面源污染,保障区域生态安全,已成为当前普遍关注的热点问题^[1-4]。一些研究^[5-8]及“第一次全国污染源普查公报(2010)”结果显示^[9],中国农业源的化学需氧量、总氮、总磷的排放量对中国面源污染的贡献率已超过50%。华北平原地区作为我国农业主产区之一,长期以来高投入高产出的粮食生产模式导致的资源环境问题日益突出,这不仅导致地下水硝酸盐超标等环境问题^[10],也使区域水资源等面临严峻挑战,对区域生态环境安全造成了严重威胁^[11-12]。北京市位于华北平原北部,是“京津冀”协同发展的核心区。近年来,北京市以发展都市型现代农业为主,农业用地结构和生产结构不断优化,主要表现为农业功能呈现多样化特征,农产品供给不再是全市农业发展的主要目标,大幅减少粮食种植面积,扩大林地面积,大力发展景观农业和休闲农业,农业的生态功能、休闲功能、教育功能以及科技示范功能越来越突出,农业发展取得了显著成效,但同时,郊区农业生产呈现出较低资源产出效率的问题^[13-14]。在此背景下,北京市郊区种植业结构如何调整和布局,如何提升种植业生产系统的生态效率,已经成为农业可持续发展亟待解决的关键问题之一。

众所周知,每一个作物生产系统都是开放的复杂系统,不同作物在不同区域的资源转化利用效率及其对环境的影响具有很大差异,如何客观评价不同作物

生产系统的生态效率对北京市的农业用地结构调整和农业内部结构调整具有重要的参考价值。本研究整合能值分析和生命周期评价两种方法,充分考虑期望产出效率和非期望产出效率两个方面,构建了新的生态效率计算方法,综合评价农作物生产系统的生产效率,并以北京市郊区典型的种植业生产系统为研究对象,探讨北京市郊区农业生产系统生态效率提升途径,为京郊种植业内部结构优化调整提供科学的决策参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究对象

北京市位于北纬39°26′~41°03′,东经115°25′~117°30′。地处华北平原北部,总面积16 410.5 km²,其中山地面积占62%,平原面积占38%。北京属于暖温带半湿润半干旱大陆性季风气候区,夏季高温多雨,冬季寒冷干燥,年平均气温在8~12℃,年均降水量约470~600 mm。土壤类型主要包括褐土、潮褐土和潮土等,土壤质地以壤质土为主。良好的光热资源和土壤类型有利于农业生产。根据北京市郊区产业发展现状和布局以及调研的典型作物,选取北京市延庆区、大兴区和平谷区为调研区域,即选取延庆县的玉米种植模式代表粮食生产系统,平谷区的大桃种植模式代表果树生产系统,大兴区的“西瓜+蔬菜”种植模式代表蔬菜生产系统。并分别在延庆县、大兴区和平谷区3区内各选取3个典型村,每村随机选取12户,共计108户进行问卷调查。调研内容主要包括农户劳动力就业结构、家庭年收入及其结构、主要农作物种植结构、农资投入情况和农产品产出情况等。数据来源主要包括2014年针对北京市郊区典型的粮食、蔬菜、果园种植模式的农户调查问卷和相关统计资料。

1.2 研究方法

本研究采用Odum创立的能值分析(Emergy Analysis, EA)方法作为研究系统资源投入和农产品产出等物质和能量流利用效率的量化方法^[15]。能值分析方法通过将生态经济系统中流动和储存的各种不

同类别和性质的能量和物质转换为统一标准的太阳能值,可以实现对系统资源利用效率、环境负荷和可持续性等方面进行定量化评价^[16]。能值分析是在系统生态、能量生态和生态经济理论的基础上创立的一种研究方法。由于能值分析理论对于环境资源价值的考虑,使其特别适合于分析由自然环境和人类经济活动交叉形成的复合生态系统,并得到了国内外学者的广泛运用,尤其是在农业和社会经济复合生态系统领域^[16-19]。农业生态系统作为一种典型的社会经济与生态复合系统,其运转受到自然环境与经济社会的共同驱动,因此能值分析理论对于农业生态系统表现出更好的适用性。

对于环境效应的评估,本研究采用生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)方法。生命周期评价在环境影响评价领域的应用广泛,多年以来,形成了 eco-indicator 99、IMPACT 2002、ReCiPe 2008 等多种基于生命周期的环境影响评价方法体系。自 20 世纪 90 年代中期以来, LCA 逐渐被应用于农业领域并得到迅速发展,当前已成为世界农业生态系统环境影响评价的重要方法。农业领域的研究涉及种植、养殖、农业废弃物资源化等方面,评价指标以富营养化、淡水酸化、温室气体排放、土壤毒性等为主,同时也包含多指标的综合评价^[22-25]。但是,与工业领域相比, LCA 在农业中的应用仍然相对不足,并且尚未形成完善的农业生命周期评价方法框架和数据库。

生态效率在基础生态学中一般指能量在生态系统的食物链上相邻营养级间的利用效率,其内涵在不同的应用领域有所不同。由世界可持续发展工商理事会(WBCSD)提出的定义被广泛接受,即“生态效率要通过提供能满足人类需求和提高生活质量的竞争性定价商品与服务,同时使整个寿命周期的生态影响与资源强度逐渐降低到一个至少与地球的估计承载能力一致的水平来实现”^[26-27]。目前生态效率的研究涵盖企业、行业、产业、区域等各种层次^[28-31],是可持续性评

价的重要方法。农业生态效率的评估体现为农业生产的资源投入、农产品产出和环境效应三个方面的综合效率。

本文在农户调研和相关资料收集的基础上,分别运用能值分析和生命周期评价方法测算农田生态系统的期望产出效率和非期望产出效率,并将两者耦合成生态效率模型对农业系统的生态效率进行评估。敏感性分析用以评估不同农业生产要素对评估结果的影响,同时设计了情景分析,尝试对农业生产要素投入结构的优化提出科学建议,研究框架见图 1。

(1) 期望产出效率测算方法

运用能值分析方法测算系统的能值投入产出比。能值投入产出比是评价系统或产品的能值利用效率的重要指标,在本文中用于表征期望产出效率。能值投入产出比越高,则能值利用效率越低,系统期望产出效率越低,反之,能值利用效率越高,系统期望产出效率越高。能值投入产出比的计算公式如下:

$$EIOR = \frac{H+N}{O} \quad (1)$$

式中: $EIOR$ 指能值投入产出比(Energy Input-Output Ratio); H 指人为投入能值; N 指自然投入能值; O 指能值产出量,衡量生产单位产品所需投入的能值量。

期望产出效率的计算公式:

$$EOE = \frac{1}{EIOR} \quad (2)$$

式中: EOE 指期望产出效率(Expected Output Efficiency)。

(2) 非期望产出效率测算方法

运用 LCA 方法测算非期望产出效率。非期望产出包括两部分:人体健康潜在危害值(The Potential Damage of Human Health)和生态系统健康潜在危害值(The Potential Damage of Ecological System Health)。

人体健康潜在危害值的计算公式:

$$HH = \sum P_i Fh_i \quad (3)$$

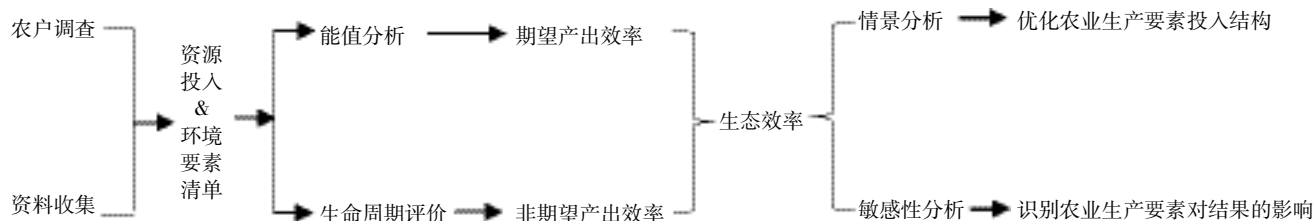


图 1 研究框架

Figure 1 Research framework

式中: HH 指 Human Health, LCA 的 end-point 指标中人体健康指标的计算结果; P_i (Pollutant) 指对该指标有影响的每种污染物排放量; Fh_i 指每种污染物对应的人体健康潜在危害系数, 参考 ReCiPe 2008^[32]。

生态系统健康潜在危害值的计算公式:

$$ESH = \sum P_i Fh_i \quad (4)$$

式中: ESH 指 Ecological System Health, LCA 的 end-point 指标中生态系统健康指标的计算结果; P_i 指对该指标有影响的每种污染物的排放量; Fh_i 指每种污染物对应的生态系统健康潜在危害系数, 参考 ReCiPe 2008^[32]。

非期望产出效率的计算公式:

$$UOE = \frac{1}{HH \times ESH} \quad (5)$$

式中: UOE 指非期望产出效率 (Undesirable Output Efficiency)。

(3) 生态效率测算方法

整合期望产出效率和非期望产出效率得到生态效率的计量方法:

$$EE = \frac{1}{EIOR^2 \times HH \times ESH} \quad (6)$$

式中: EE 代表生态效率; $EIOR$ 表示系统产出的能值投入产出比; HH 表示系统导致人体健康潜在危害值; ESH 表示自然生态系统健康潜在危害值。

2 结果与分析

2.1 期望产出效率分析

运用能值分析方法核算玉米、蔬菜和大桃 3 种农作物生产系统的能值投入产出情况, 以评估 3 类农作物的期望产出效率。投入要素综合考虑自然投入和人为投入, 并且依据不同要素的可更新比例, 核算不同农作物对不可更新资源的依赖程度, 结果见表 1。

如表 1 所示, 玉米、蔬菜和桃的每公顷能值投入总量分别是 9.64×10^{15} 、 2.90×10^{16} 、 2.55×10^{16} sej。蔬菜的总能值消耗分别是玉米和桃的 3.01 倍和 1.14 倍。从资源类别上看, 玉米、蔬菜和桃的每公顷可更新能值投入分别是 3.08×10^{15} 、 1.14×10^{16} 、 1.20×10^{16} sej, 占其能值投入总量的 32%、39% 和 47%; 不可更新能值投入

表 1 三种典型农作物生产系统能值分析

Table 1 Emery analysis of three typical corn production systems

项目 Items		可更新比例 ^[33,37-39] Renewable ratio	原始数据 Raw data/J·hm ⁻² 或 g·hm ⁻²			能值转换率 ^[15,33-35] Transformity/sej·unit ⁻¹	太阳能值 Solar emery/sej·hm ⁻²			
			玉米 Maize	蔬菜 Vegetables	大桃 Peach		玉米 Maize	蔬菜 Vegetables	大桃 Peach	
自然投入	太阳能/J	1	4.19×10 ¹³	4.19×10 ¹³	4.19×10 ¹³	1	4.19×10 ¹³	4.19×10 ¹³	4.19×10 ¹³	
	雨水势能/J	1	2.18×10 ⁹	0	2.18×10 ⁹	1.74×10 ⁴	3.79×10 ¹³	0	3.79×10 ¹³	
	雨水化学能/J	1	2.51×10 ¹⁰	0	2.51×10 ¹⁰	3.05×10 ⁴	7.66×10 ¹⁴	0	7.66×10 ¹⁴	
	地球旋转能/J	1	1.87×10 ¹⁰	1.87×10 ¹⁰	1.87×10 ¹⁰	4.87×10 ⁴	9.11×10 ¹⁴	9.11×10 ¹⁴	9.11×10 ¹⁴	
	小计						1.68×10 ¹⁵	9.53×10 ¹⁴	1.68×10 ¹⁵	
人为投入	氮肥/g	0.05	2.96×10 ⁵	5.39×10 ⁵	3.77×10 ⁵	6.38×10 ⁹	1.89×10 ¹⁵	3.44×10 ¹⁵	2.40×10 ¹⁵	
	磷肥/g	0.05	1.37×10 ⁵	4.22×10 ⁵	3.80×10 ⁵	6.55×10 ⁹	8.98×10 ¹⁴	2.76×10 ¹⁵	2.49×10 ¹⁵	
	钾肥/g	0.05	3.63×10 ⁴	5.57×10 ⁵	3.76×10 ⁵	1.85×10 ⁹	6.72×10 ¹³	1.03×10 ¹⁵	6.95×10 ¹⁴	
	粪肥/g	0.18	4.50×10 ⁶	1.15×10 ⁸	5.72×10 ⁷	4.54×10 ⁶	2.04×10 ¹³	5.22×10 ¹⁴	2.60×10 ¹⁴	
	柴油/J	0.05	2.91×10 ⁹	3.53×10 ⁹	1.22×10 ¹⁰	1.11×10 ⁵	3.23×10 ¹⁴	3.92×10 ¹⁴	1.35×10 ¹⁵	
	农药/g	0	3.67×10 ³	1.37×10 ⁴	7.68×10 ³	2.49×10 ¹⁰	9.14×10 ¹³	3.41×10 ¹⁴	1.91×10 ¹⁴	
	电力/J	0.81	2.61×10 ⁹	9.94×10 ⁹	8.10×10 ⁹	2.77×10 ⁵	7.22×10 ¹⁴	2.75×10 ¹⁵	2.24×10 ¹⁵	
	地下水灌溉/J	0	1.42×10 ¹⁰	3.50×10 ¹⁰	2.22×10 ¹⁰	2.27×10 ⁵	3.23×10 ¹⁵	7.94×10 ¹⁵	5.05×10 ¹⁵	
	劳动力/J	0.9	1.13×10 ⁹	1.35×10 ¹⁰	1.41×10 ¹⁰	6.38×10 ⁵	7.24×10 ¹⁴	8.61×10 ¹⁵	8.98×10 ¹⁵	
	膜/g	0	0	3.97×10 ⁵	1.88×10 ⁵	6.37×10 ⁸	0	2.53×10 ¹⁴	1.19×10 ¹⁴	
	小计						7.97×10 ¹⁵	2.81×10 ¹⁶	2.38×10 ¹⁶	
系统产出	西瓜/J		—	6.27×10 ¹⁰	—	—	—	—	—	
	蔬菜/J		—	1.35×10 ¹¹	—	—	—	—	—	
	桃/J		—	—	1.33×10 ¹¹	—	—	—	—	
	夏玉米/J		1.46×10 ¹¹	—	—	—	—	—	—	

注: 能量折算系数参考陈阜等编著的《农业生态学》^[36]; 能值基准为 1.583×10^{25} sej·a⁻¹。

Note: Energy convert coefficients refer to reference^[36]; Emery base is 1.583×10^{25} sej·a⁻¹.

量分别是 6.57×10^{15} 、 1.76×10^{16} 、 1.35×10^{16} sej。由此可见,3 种模式对不可更新能值都具有较高的依赖程度,其中蔬菜最高,桃次之,玉米最低。

玉米、蔬菜和桃的能值投入产出比分别是 6.61×10^4 、 1.47×10^5 、 1.92×10^5 sej·J⁻¹。玉米的期望产出效率最高,蔬菜其次,桃最低。因为该 3 类模式分属不同作物,故期望产出效率的不同不仅与能值投入结构相关,而且与作物的生物属性有关。玉米投入的地下水灌溉能值以及抽取地下水消耗的电能能值较大,而设施蔬菜营造生产小气候需要比大田蔬菜投入较多购买能值,导致期望产出效率相对较低。

2.2 非期望产出效率分析

本文采用 ReCiPe 2008^[32]对玉米、蔬菜和桃生产系统生命周期的环境影响进行评估。评价指标包括人体健康和生态系统健康两种终端(end-point)评价指标,用于评价各种生产系统的非期望产出效率。全生命周期排放的主要污染物类型及其对应的危害参数见表 2。

根据相关研究结果,按照相应的折算系数^[40-50],将 3 类种植系统全生命周期的各种物质投入折算为各项污染物排放量(表 3),然后结合 ReCiPe 2008 中的人体健康潜在危害系数和生态系统健康潜在危害系数(表 2),核算各项污染物的环境效应,具体计算结

果见表 3。

从人体健康潜在危害值看(表 3),单位面积玉米、蔬菜和桃生产系统生命周期对人体健康潜在危害值分别是 1.56×10^{-2} 、 4.49×10^{-2} 、 3.88×10^{-2} DALY·hm⁻²。蔬菜的危害值分别是玉米和桃的 2.88 倍和 1.16 倍。在玉米生命周期中:氮肥的贡献率高达 78%,占绝对主导地位;粪肥其次:占 8%;电力第三,占 7%;其他类型的投入贡献较小。在蔬菜生命周期中:粪肥的贡献率最大,为 54%;氮肥其次,为 27%;电力第三,占 10%。在桃生命周期中:粪肥与氮肥的贡献率相近,分别占 40%;电力第三,占 9%。化学氮肥在生产阶段排放大量温室气体,在田间施用阶段 NH₃、氮氧化物和硝酸盐的大量排放使其成为农业生产生命周期主要的环境影响来源。在蔬菜和桃生产中,粪肥的投入量较大,给土壤带来了大量重金属,导致粪肥在人体健康危害值中所占比例较高。

从生态系统健康潜在危害值看(表 3),单位面积玉米、蔬菜和桃生产系统生命周期对生态系统健康的危害值分别是 4.97×10^{-5} 、 1.39×10^{-4} 、 9.94×10^{-5} species·a·hm⁻²。蔬菜的危害值分别是玉米和桃的 2.80 倍和 1.40 倍。在玉米生命周期中,氮肥的贡献率达 62%,农药 18%,电力 11%,其他投入类型的贡献较小。在蔬菜生命周期中,贡献率最大的 4 类分别是氮肥、农药、

表 2 ReCiPe 2008 中的 end-point 指标单位质量污染物的危害参数

Table 2 Damage factors of end-point indices in ReCiPe 2008

主要污染物 Main pollutants	人体健康 Human health indices	危害参数 Damage factor/DALY·kg ⁻¹	生态系统健康 Ecosystem health indices	危害参数 Damage factor/species·a·kg ⁻¹
Cu	人体毒性(农业,土壤)	7.33×10^{-6}	土壤毒性(农业)	9.07×10^{-7}
Zn	人体毒性(农业,土壤)	3.09×10^{-4}	土壤毒性(农业)	1.72×10^{-7}
Cd	人体毒性(农业,土壤)	6.66×10^{-2}	土壤毒性(农业)	8.27×10^{-7}
Pb	人体毒性(农业,土壤)	4.20×10^{-4}	土壤毒性(农业)	8.80×10^{-10}
NH ₃	微粒物质(空气)	8.32×10^{-5}	陆地酸化	1.42×10^{-8}
NO ₃ -N			酸化/富营养化	7.88×10^{-8}
N ₂ O	气候变化	4.17×10^{-4}	气候变化	2.36×10^{-6}
NO _x	微粒物质(空气)	5.72×10^{-5}	陆地酸化	3.25×10^{-9}
TP			淡水富营养化	4.44×10^{-8}
农药空气	人体毒性(空气)	4.34×10^{-6}	土壤毒性(空气)	2.76×10^{-7}
农药水体	人体毒性(水体)	7.76×10^{-6}	淡水毒性(水体)	2.13×10^{-7}
农药土壤	人体毒性(农业,土壤)	1.58×10^{-6}	土壤毒性(农田)	5.24×10^{-6}
SO ₂	微粒物质(空气)	5.20×10^{-5}	陆地酸化	5.80×10^{-9}
CO ₂	气候变化	1.40×10^{-6}	气候变化	7.93×10^{-9}
CH ₄	气候变化	3.50×10^{-5}	气候变化	1.98×10^{-7}
CO	光化学氧化物	1.78×10^{-9}		
As	人体毒性(农业,水体)	1.04×10^{-2}	淡水毒性(水体)	1.35×10^{-8}

表 3 北京市典型农业生产系统的环境影响潜值核算

Table 3 The values of environmental potential damages for typical agricultural production in Beijing City

项目 Items	人体健康潜在危害值 The potential damage of human health/DALY·hm ⁻²			生态系统健康潜在危害值 The potential damage of ecological system health/species·a·hm ⁻²		
	玉米 Maize	蔬菜 Vegetables	桃 Peach	玉米 Maize	蔬菜 Vegetables	桃 Peach
Cu	1.68×10 ⁻⁶	4.18×10 ⁻⁵	2.09×10 ⁻⁵	2.07×10 ⁻⁷	5.17×10 ⁻⁶	2.58×10 ⁻⁶
Zn	2.16×10 ⁻⁴	5.36×10 ⁻³	2.67×10 ⁻³	1.20×10 ⁻⁷	2.98×10 ⁻⁶	1.49×10 ⁻⁶
Cd	8.08×10 ⁻⁴	1.82×10 ⁻²	9.26×10 ⁻³	1.00×10 ⁻⁸	2.26×10 ⁻⁷	1.15×10 ⁻⁷
Pb	1.09×10 ⁻⁵	1.65×10 ⁻⁴	9.18×10 ⁻⁵	2.27×10 ⁻¹¹	3.47×10 ⁻¹⁰	1.92×10 ⁻¹⁰
NH ₃	6.78×10 ⁻³	6.74×10 ⁻⁴	1.22×10 ⁻²	1.16×10 ⁻⁶	1.15×10 ⁻⁷	2.08×10 ⁻⁶
NO ₃ -N				3.91×10 ⁻⁶	2.38×10 ⁻⁶	7.06×10 ⁻⁶
N ₂ O	3.66×10 ⁻⁴	3.28×10 ⁻³	6.67×10 ⁻⁴	2.07×10 ⁻⁶	1.85×10 ⁻⁵	3.77×10 ⁻⁶
NO _x	7.99×10 ⁻⁴	1.96×10 ⁻³	1.49×10 ⁻³	4.54×10 ⁻⁸	1.11×10 ⁻⁷	8.47×10 ⁻⁸
TP				1.01×10 ⁻⁷	4.80×10 ⁻⁷	3.53×10 ⁻⁷
农药空气	1.59×10 ⁻⁶	5.95×10 ⁻⁶	3.33×10 ⁻⁶	1.01×10 ⁻⁷	3.79×10 ⁻⁷	2.12×10 ⁻⁷
农药水体	2.85×10 ⁻⁷	1.06×10 ⁻⁶	5.96×10 ⁻⁷	7.81×10 ⁻⁹	2.92×10 ⁻⁸	1.64×10 ⁻⁸
农药土壤	2.49×10 ⁻⁶	9.32×10 ⁻⁶	5.22×10 ⁻⁶	8.27×10 ⁻⁶	3.09×10 ⁻⁵	1.73×10 ⁻⁵
SO ₂	6.35×10 ⁻⁴	1.40×10 ⁻³	1.09×10 ⁻³	7.08×10 ⁻⁸	1.56×10 ⁻⁷	1.22×10 ⁻⁷
CO ₂	5.93×10 ⁻³	1.37×10 ⁻²	1.13×10 ⁻²	3.36×10 ⁻⁵	7.78×10 ⁻⁵	6.41×10 ⁻⁵
CH ₄	1.01×10 ⁻⁵	2.98×10 ⁻⁵	2.30×10 ⁻⁵	5.72×10 ⁻⁸	1.69×10 ⁻⁷	1.30×10 ⁻⁷
CO	3.34×10 ⁻⁹	1.02×10 ⁻⁸	7.58×10 ⁻⁹	—	—	—
As	1.39×10 ⁻⁷	6.02×10 ⁻⁷	4.04×10 ⁻⁷	1.80×10 ⁻¹³	7.81×10 ⁻¹³	5.25×10 ⁻¹³
SUM	1.56×10 ⁻²	4.49×10 ⁻²	3.88×10 ⁻²	4.97×10 ⁻⁵	1.39×10 ⁻⁴	9.94×10 ⁻⁵

电力和粪肥,分别占 40%、24%、15%和12%。在桃生命周期中,贡献率最大的 3 类分别是氮肥、农药和电力,分别占 39%、19%和 17%。整体上看,氮肥、农药和电力是对生态系统健康危害最大的 3 类投入。玉米生产中氮肥是主要的肥料类型,其余如磷肥、钾肥和粪肥的投入量较少,其余农资的投入量也相对较少;对蔬菜而言,磷肥、钾肥和氮肥同样重要,并且蔬菜种植一年两季,底肥中施用大量的粪肥,因此粪肥的贡献率较大。另外,蔬菜的生产过程中农药的使用次数较多,用量较大,因此农药的贡献率较大;大桃生产中农药使用次数较多,灌溉用水消耗的电能较大,因此农药和电能的贡献率较高。

单位面积玉米、蔬菜和桃农作物生产系统的非期望产出效率分别是 1.29×10⁶、1.60×10⁵ 和 2.59×10⁵,玉米的非期望产出效率最高,桃其次,蔬菜最低(表 4)。

2.3 生态效率分析

由表 4 可知玉米的生态效率最高,为 2.95×10⁻⁴;蔬菜其次,为 7.42×10⁻⁶;桃最低,为 7.05×10⁻⁶。在 3 种不同的作物生产系统中:玉米的期望产出效率和非期望产出效率都显著优于蔬菜和桃,因此玉米的生态效率最高;蔬菜的期望产出效率仅次于玉米,但是非期望产出效率最低;桃的期望产出效率最小,非期望产

表 4 北京市典型作物生产系统的生态效率比较

Table 4 The comparison of eco-efficiency for typical agricultural production in Beijing City

指标类型 Indices	玉米 Maize	蔬菜 Vegetables	大桃 Peach
期望产出效率	1.51×10 ⁻⁵	6.8×10 ⁻⁶	5.21×10 ⁻⁶
非期望产出效率	1.29×10 ⁶	1.60×10 ⁵	2.59×10 ⁵
生态效率	2.95×10 ⁻⁴	7.42×10 ⁻⁶	7.05×10 ⁻⁶

出效率居中,生态效率略低于蔬菜。

2.4 敏感性分析

以蔬菜生产系统为例,针对氮肥、粪肥、农药和电能这 4 种对生态效率贡献率较大的农业生产资料进行敏感性分析。假定以上 4 种外部投入各增减 10%、20%和 30%,而其他变量不变时,分析以上变化对蔬菜生产系统生态效率的影响。

结果表明(图 2),在 4 种投入要素中,电能的敏感性与使用地下水灌溉有关,地下水能值占能值投入总量的 27%,电能占 9%,将二者合并考虑,其能值占蔬菜生产系统能值投入总量的比例最高。并且,电能生产带来的非期望产出也较高,因此电能的敏感性最强。氮肥占能值投入总量的 12%,低于电能,但是氮肥生产与施用过程的非期望产出较高,故氮肥用量对生

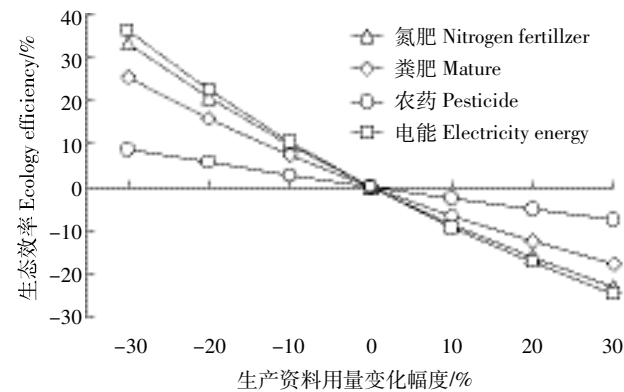


图 2 生态效率的敏感性分析

Figure 2 The sensitivity analysis for eco-efficiency

态效率的敏感性也较强。蔬菜生产中投入了大量的粪肥作为底肥,粪肥的能值比重不高,但其包含较多的重金属等非期望产出,因此粪肥的敏感性次于氮肥。农药的非期望产出较高,但是能值比重较低,整体上看敏感性最低。

2.5 情景模拟分析

增加有机肥的施用,不仅能增加土壤有机质含量,也是常见的替代化肥措施。上述研究结果表明,化肥中氮肥的投入在农田生态系统能值投入量和环境影响潜力值中所占比例较高,是影响农业生态效率的主要因素。因此,通过设计两种有机肥替代化肥方案的情景模拟,尝试分析替代后农业生态效率等关键指标的变化情况。两种方案分别是有机肥替代化肥的

50%和 100%,而且有机肥中的氮素含量与原有化学氮肥用量相等,并假定其他投入要素和产出均不变,从而分析不同作物生产系统在有机肥替代化肥前后生态效率等关键指标的变化情况。

情景分析结果表明(表 5),用有机肥完全替代化肥时,3 种作物生产系统的能值投入总量降低了 20%~25%;生态系统健康潜在危害值降低了 29%~39%,但是人体健康伤害指数却提高了 36%~79%,生态效率提高了 62%~63%;当有机肥替代 50%的化肥时,3 种作物生产系统的能值投入总量降低了 10%~13%;生态系统健康潜在危害值降低了 15%~19%,人体健康伤害指数却提高了 18%~40%,生态效率提高了 16%~23%。主要是由于有机肥中含有较多的重金属,人体毒性潜值增加,最终导致对人体健康的危害风险增加。总体上看,用有机肥替代化肥后,各个农作物生产系统的生态效率显著提高。

3 讨论

种植业产业结构调整与布局需要综合考虑其经济效益、生态效益和社会效益等各个方面。经济效益主要考虑产量、收益等指标^[1],生态效益主要从不同农作物生态系统服务价值等角度^[4],资源效益主要是从土地资源和水资源等角度^[2-3]。研究方法则包含线性规划法、数据包络法(DEA)、指标体系法等,大多数情况下,这些方法都是从单一角度出发进行分析,很难做出

表 5 以有机肥替代化肥情景模拟分析结果

Table 5 The results of the scenario analysis for substitution of manure for fertilizer

项目 Item		人体健康潜在危害值 The potential damage of human health/DALY·hm ⁻²	生态系统健康潜在危害值 The potential damage of ecological system health/species·a·hm ⁻²	能值投入总量 Total emery inputs/ sej·hm ⁻²	生态效率 Eco-efficiency
玉米 Maize	现状	1.56×10 ⁻²	4.97×10 ⁻⁵	9.64×10 ¹⁵	2.95×10 ⁻⁴
	替代 50%	2.17×10 ⁻²	4.02×10 ⁻⁵	8.43×10 ¹⁵	3.43×10 ⁻⁴
	变化率	40%	-19%	-13%	16%
	替代 100%	2.79×10 ⁻²	3.06×10 ⁻⁵	7.21×10 ¹⁵	4.80×10 ⁻⁴
	变化率	79%	-39%	-25%	63%
蔬菜 Vegetables	现状	4.49×10 ⁻²	1.39×10 ⁻⁴	2.90×10 ¹⁶	7.42×10 ⁻⁶
	替代 50%	5.50×10 ⁻²	1.19×10 ⁻⁴	2.58×10 ¹⁶	8.99×10 ⁻⁶
	变化率	23%	-15%	-11%	21%
	替代 100%	6.52×10 ⁻²	9.85×10 ⁻⁵	2.25×10 ¹⁶	1.20×10 ⁻⁵
	变化率	45%	-29%	-22%	62%
桃 Peach	现状	3.88×10 ⁻²	9.94×10 ⁻⁵	2.55×10 ¹⁶	7.05×10 ⁻⁶
	替代 50%	4.58×10 ⁻²	8.46×10 ⁻⁵	2.29×10 ¹⁶	8.66×10 ⁻⁶
	变化率	18%	-15%	-10%	23%
	替代 100%	5.28×10 ⁻²	6.98×10 ⁻⁵	2.04×10 ¹⁶	1.15×10 ⁻⁵
	变化率	36%	-30%	-20%	63%

客观的综合判定。近20年来,能值分析与生命周期评价方法在农业评价领域的应用也非常广泛^[16,49],但是两者通常分别用于农业生产的资源效率评价和环境影响评估,尽管有些研究尝试整合两种方法对农业系统进行资源环境综合分析^[22],但通常只是将两种方法简单组合在一起,没有构建耦合评价模型。本文尝试基于两种方法构建生态效率评价的耦合模型,为农业生产结构调整及优化分析提供一种评价方法。该种生态效率的测算模型与相关研究相比,其优势主要体现在:(1)相关研究的生态效率测算通常通过构建涵盖社会经济与资源环境类的指标体系,然后通过数据包络法等方法形成综合评价指数,在指标选取上具有较大的主观性,并且存在较高的不确定性^[26,28-29];(2)能值分析中只考虑了能值产出等期望产出效率,而没有考虑环境影响等非期望产出效率,而生命周期评价则更侧重于非期望产出效率^[34,41];(3)在指标整合成综合指数的过程中,数据包络法等方法是根据指标数据的方差或熵等数学属性进行权重分配和指标整合。而能值分析是通过能值(或能量)角度来量化资源效率,生命周期评价是通过污染物的环境影响潜值来量化环境效应,通过耦合模型计算的生态效率综合评价指数更具客观性和科学性。

如何进行郊区农业的结构调整与优化一直是北京市政府十分关注的焦点问题。从分析结果来看,不同作物生产系统的综合效益表现出很大差异,粮食作物经济价值低,但生态效率高,且具有一定的粮食安全保障作用;温室蔬菜的经济效益高,生态效率较低;果园经济效益高,生态效率最低,但其一般分布在山地丘陵地区,不占用平原耕地。京郊种植业的空间结构优化需要在生态环境效益与经济效益之间做出权衡选择,以往研究更注重产品的供给能力、环境影响或不同农业系统的生态价值等状态变量,而很少涉及生态效率等过程变量^[41,44,49-50]。如果只从生态效率角度看,北京市郊区今后应重点发展生态效率较高的节水型粮食作物,如春玉米、旱作杂粮等。

目前京郊种植业的化肥施用量仍然保持在较高水平,玉米种植以施用化肥为主,蔬菜和大桃则施用大量粪肥,同时化肥施用量也很大。有机肥代替化肥对生态效率的改善有较大作用,更多地施用有机肥有助于改善京郊农业生态效率,但也应注意粪肥的大量使用给土壤带来严重的重金属毒性风险。降低有机肥中重金属含量,提高有机肥的品质是减少生态系统危害的重要措施^[41,49]。敏感性分析表明,减少

电能的投入对生态效率的提高作用最显著,主要原因是京郊农业的灌溉水以地下水为主,农业用电量与用水量密切相关。北京市政府《关于调结构转方式发展高效节水农业》中指出^[14],2020年农业用新水总量从2013年的7亿 m^3 左右降至5亿 m^3 左右,灌溉水利用系数从0.7提高到0.75以上,新增改善节水灌溉面积13.3万 hm^2 。因此,减少农业用水不仅可以缓解北京市用水压力,还可以全面提高农业系统的生态效率。

4 结论

能值分析和生命周期评价耦合模型对北京市郊区种植业生产系统的生态效率评价客观性更强,对指导其种植业结构调整与优化具有较高的参考价值。

(1)玉米等粮食作物生态效率最高,因此发展玉米等粮食作物对北京市郊区农业可持续发展具有一定实践意义。

(2)用有机肥部分或全部替代化肥后,各个农作物生产系统的生态效率显著提高,但要注意有机肥中重金属含量对人体健康的影响。

(3)蔬菜的生态效率敏感性分析表明,电能敏感性最高,其次是氮肥。因此,在北京市郊区发展节水灌溉,减少电能的使用量以及减少氮肥的施用量,能够显著提高蔬菜生产系统的生态效率。

(4)在进行种植业结构调整时,不仅要考虑农产品的产量及经济收益,还需要考虑生态效率。

总之,发展节水型粮食作物、加强农业节水和提高有机肥比例是改善北京市农田生态系统生态效率的重要措施。

参考文献:

- [1] 佟 伸. 用系统工程方法对种植业结构进行定量定位研究[J]. 农业技术经济, 1984(5):48.
TONG Zhong. Study on quantitative positioning of planting structure by system engineering method[J]. *Journal of Agrotechnical Economics*, 1984(5):48.
- [2] 周宪龙. 北京地区种植业水资源优化利用研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2005.
ZHOU Xian-long. Optimization of water resources utilization for cropping system in Beijing[D]. Beijing: China Agricultural University, 2005.
- [3] 曹 雪, 阿依吐尔逊·沙木西, 金晓斌, 等. 水资源约束下的干旱区种植业结构优化分析: 以新疆库尔勒市为例[J]. 资源科学, 2011, 33(9):1714-1719.
CAO Xue, Shamxi Ayitursun, JIN Xiao-bin, et al. Planting structure optimization in the arid area with constrained water resources: A case

- study of Korla, Xinjiang[J]. *Resources Science*, 2011, 33(9): 1714–1719.
- [4] 奉 婷. 服务于生态环境友好目标的北京市平原区农用地布局研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2016.
- FENG Ting. Study on agricultural land layout in Beijing plain area for e-co-friendly target[D]. Beijing: China Agricultural University, 2016.
- [5] Bermúdez-Couso A, Fernández-Calviño D, Álvarez-Enjo M A, et al. Pollution of surface waters by metalaxyl and nitrate from non-point sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 461/462: 282–289.
- [6] Duncan R. Regulating agricultural land use to manage water quality: The challenges for science and policy in enforcing limits on non-point source pollution in New Zealand[J]. *Land Use Policy*, 2014, 41: 378–387.
- [7] 杨林章, 薛利红, 施卫明, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践: 案例分析[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(12): 2309–2315.
- YANG Lin-zhang, XUE Li-hong, SHI Wei-ming, et al. Reduce-Reuse-Recycle technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: A case study[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(12): 2309–2315.
- [8] Wesström I, Joel A, Messing I. Controlled drainage and subirrigation: A water management option to reduce non-point source pollution from agricultural land[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 198: 74–82.
- [9] 中华人民共和国国家统计局. 第一次全国污染源普查公报[EB/OL]. [2017-09-06]. http://www.stats.gov.cn/tjsj/tjgb/qttjgb/qgqttjgb/201002/t20100211_30641.html
- National Bureau of Statistics of People's Republic of China. The first national census of pollution bulletins[EB/OL]. [2017-09-06]. http://www.stats.gov.cn/tjsj/tjgb/qttjgb/qgqttjgb/201002/t20100211_30641.html
- [10] Chen S F, Wu W L, Hu K L, et al. The effects of land use change and irrigation water resource on nitrate contamination in shallow groundwater at county scale[J]. *Ecological Complexity*, 2010, 7(2): 131–138.
- [11] 费宇红, 苗晋祥, 张兆吉, 等. 华北平原地下水降落漏斗演变及主导因素分析[J]. 资源科学, 2009, 31(3): 394–399.
- FEI Yu-hong, MIAO Jin-xiang, ZHANG Zhao-ji, et al. Analysis on evolution of groundwater depression cones and its leading factors in North China Plain[J]. *Resources Science*, 2009, 31(3): 394–399.
- [12] Yu X M, Geng Y, Heck P, et al. A review of China's rural water management[J]. *Sustainability*, 2015, 7(5): 5773–5792.
- [13] 北京市统计局. 北京统计年鉴[M]. 北京: 北京统计出版社, 2015.
- Beijing Municipal Bureau of Statistics. Beijing statistical yearbook[M]. Beijing: Beijing Statistics Press, 2015.
- [14] 《中国农村科技》编辑部. 调结构转方式发展高效节水农业[J]. 中国农村科技, 2014(10): 22–25.
- Editorial Department of *China Rural Science & Technology*. Transfer structure to develop efficient water – saving agriculture[J]. *China Rural Science & Technology*, 2014(10): 22–25.
- [15] Odum H T. Environmental accounting: Emergy and environmental decision making[M]. New York: John Wiley and Sons, 1996.
- [16] Wang X L, Li Z J, Long P, et al. Sustainability evaluation of recycling in agricultural systems by emergy accounting[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2017, 117: 114–124.
- [17] Wang X L, Chen Y Q, Sui P, et al. Preliminary analysis on economic and environmental consequences of grain production on different farm sizes in North China Plain[J]. *Agricultural Systems*, 2017, 153: 181–189.
- [18] Chen W, Zhong S Z, Geng Y, et al. Emergy based sustainability evaluation for Yunnan Province, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 162: 1388–1397.
- [19] Yu X M, Geng Y, Dong H J, et al. Emergy-based sustainability assessment on natural resource utilization in 30 Chinese provinces[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 133: 18–27.
- [20] Rebitzer G, Ekvall T, Frischknecht R, et al. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications[J]. *Environmental International*, 2004, 30(5): 701–720.
- [21] Ekvall T. SETAC summaries[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2005, 13(13/14): 1351–1358.
- [22] Wang X L, Wu X, Yan P, et al. Integrated analysis on economic and environmental consequences of livestock husbandry on different scale in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 119: 1–12.
- [23] Nguyen T A, Kuroda K, Otsuka K. Inclusive impact assessment for the sustainability of vegetable oil-based biodiesel—Part I: Linkage between inclusive impact index and life cycle sustainability assessment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 166: 1415–1427.
- [24] Paolotti L, Boggia A, Castellini C, et al. Combining livestock and tree crops to improve sustainability in agriculture: A case study using the Life Cycle Assessment (LCA) approach[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 131: 351–363.
- [25] Park Y S, Egilmez G, Kucukvar M. Emergy and end-point impact assessment of agricultural and food production in the United States: A supply chain-linked ecologically-based life cycle assessment[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 62: 117–137.
- [26] 吴小庆, 徐阳春, 陆根法. 农业生态效率评价: 以盆栽水稻实验为例[J]. 生态学报, 2009, 29(5): 2481–2488.
- WU Xiao-qing, XU Yang-chun, LU Gen-fa. The evaluation of agricultural eco-efficiency: A case of rice pot-experiment[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(5): 2481–2488.
- [27] Stigson B. Eco-efficiency: Creating more value with less impact[J]. *WBCSD*, 2000, 8: 5–36.
- [28] 潘 丹, 应瑞瑶. 中国农业生态效率评价方法与实证: 基于非期望产出的SBM模型分析[J]. 生态学报, 2013, 33(12): 3837–3845.
- PAN Dan, YING Rui-yao. Agricultural eco-efficiency evaluation in China based on SBM model[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(12): 3837–3845.
- [29] 程翠云, 任景明, 王如松. 我国农业生态效率的时空差异[J]. 生态学报, 2014, 34(1): 142–148.
- CHENG Cui-yun, REN Jing-ming, WANG Ru-song. Spatial-temporal distribution of agricultural eco-efficiency in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(1): 142–148.
- [30] Egilmez G, Yong S P. Transportation related carbon, energy and water footprint analysis of U. S. manufacturing: An eco-efficiency assessment[J]. *Transportation Research Part D Transport & Environment*, 2014, 32

- (32):143-159.
- [31] Svoboda N, Taube F, Kluß C, et al. Ecological efficiency of maize-based cropping systems for biogas production[J]. *BioEnergy Research*, 2015, 8(4):1-15.
- [32] Goedkoop M J, Heijungs R, Huijbregts M A J, et al. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, 1st ed. 2009. [EB/OL].[2017-09-16]. <http://www.lcia-recipe.net>.
- [33] 胡秋红, 张力小, 王长波. 两种典型养鸡模式的能值分析[J]. *生态学报*, 2011, 31(23):7227-7234.
- HU Qiu-hong, ZHANG Li-xiao, WANG Chang-bo. Emergy-based analysis of two chicken farming systems: A perspective of organic production model in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(23):7227-7234.
- [34] 蓝盛芳, 钦佩, 陆宏芳. 生态经济系统能值分析[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.
- LAN Sheng-fang, QIN Pei, LU Hong-fang. Emergy analysis of eco-economic system[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2002.
- [35] Hu S, Mo X G, Lin Z H, et al. Emergy assessment of a wheat-maize rotation system with different water assignments in the North China Plain[J]. *Environmental Management*, 2010, 46(4):643-657.
- [36] 陈阜. 农业生态学[M]. 二版. 北京: 中国农业大学出版社, 2011.
- CHEN Fu. Agricultural ecology[M]. Second edition. Beijing: China Agricultural University Press, 2011.
- [37] Zhang L X, Ulgiati S, Yang Z F, et al. Emergy evaluation and economic analysis of three wetland fish farming systems in Nansi Lake area, China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(3):683-694.
- [38] Cavalett O, Queiroz J F, Ortega E. Emergy assessment of integrated production systems of grains, pig and fish in small farms in the South Brazil[J]. *Ecological Modelling*, 2006, 193(3/4):205-224.
- [39] Yu X M, Geng Y, Dong H J, et al. Sustainability assessment of one industrial region: A combined method of emergy analysis and IPAT (Human Impact Population Affluence Technology)[J]. *Energy*, 2016, 107:818-830.
- [40] 杨建新, 徐成, 王如松. 产品生命周期评价方法及应用[M]. 北京: 气象出版社, 2002.
- YANG Jian-xin, XU Cheng, WANG Ru-song. Product life cycle assessment methods and applications[M]. Beijing: Meteorological Press, 2002.
- [41] 梁龙. 基于 LCA 的循环农业环境影响评价方法探讨与实证研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2009.
- LIANG Long. Environmental impact assessment of circular agriculture based on Life Cycle Assessment: Methods and case studies[D]. Beijing: China Agricultural University, 2009.
- [42] Di X H, Nie Z R, Zuo T Y. Life cycle emission inventories for the fuels consumed by thermal power in China[J]. *China Environmental Science*, 2005, 25(5):632-635.
- [43] 胡志远, 谭丕强, 楼狄明, 等. 不同原料制备生物柴油生命周期能耗和排放评价[J]. *农业工程学报*, 2006, 22(11):141-146.
- HU Zhi-yuan, TAN Pi-qiang, LOU Di-ming, et al. Assessment of life cycle energy consumption and emissions for several kinds of feedstock based biodiesel[J]. *Transactions of the CSAE*, 2006, 22(11):141-146.
- [44] 陈新平, 张福锁. 小麦-玉米轮作体系养分资源综合管理理论与实践[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2006.
- CHEN Xin-ping, ZHANG Fu-suo. Theory and practice of integrated management of nutrient resources in wheat-maize rotation system[M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2006.
- [45] Brentrup F, Kusters J, Lammel J, et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology. II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems[J]. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20(3):247-264.
- [46] Ma L, Velthof G L, Wang F H, et al. Nitrogen and phosphorus use efficiencies and losses in the food chain in China at regional scales in 1980 and 2005[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 434:51-61.
- [47] Calker K J V, Berentsen P B M, Boer I M J D, et al. An LP-model to analyse economic and ecological sustainability on Dutch dairy farms: Model presentation and application for experimental farm "de Marke"[J]. *Agricultural Systems*, 2004, 82(2):139-160.
- [48] 张仲新, 李玉娥, 华路, 等. 不同施肥量对设施菜地 N₂O 排放通量的影响[J]. *农业工程学报*, 2010, 26(5):269-275.
- ZHANG Zhong-xin, LI Yu-e, HUA Luo, et al. Effects of different fertilizer levels on N₂O flux from protected vegetable land[J]. *Transactions of the CSAE*, 2010, 26(5):269-275.
- [49] 王效琴, 吴庆强, 周建斌, 等. 设施番茄生产系统的环境影响生命周期评价[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(11):2940-2947.
- WANG Xiao-qin, WU Qing-qiang, ZHOU Jian-bin, et al. Life cycle assessment of tomato production in greenhouses[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(11):2940-2947.
- [50] 赵营, 张学军, 罗健航, 等. 施肥对设施番茄-黄瓜养分利用与土壤氮素淋失的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2011, 17(2):374-383.
- ZHAO Ying, ZHANG Xue-jun, LUO Jian-hang, et al. Effect of fertilization on nitrogen leaching loss from soil and nutrients utilization by tomato and cucumber in greenhouse[J]. *Plant Nutrition & Fertilizer Science*, 2011, 17(2):374-383.