

1978—2017年中国农业污染物影子价格及污染成本测算

邹利林^{1,2}, 刘彦随^{2*}, 王永生²

(1. 华侨大学政治与公共管理学院/政治发展与公共治理研究中心, 泉州 362021; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101)

摘要: 农业污染物影子价格及污染成本估算是制定农业污染减排政策的基础性工作。该研究以1978—2017年中国农业部门的省级面板数据为研究单元, 利用二次型方向性距离函数和收益函数的对偶关系估算了农业污染物的影子价格, 并测算了农业生产的污染成本。研究发现: 1978—2017年, 中国农业污染物总氮(TN)、总磷(TP)和化学需氧量(COD)的影子价格总体呈下降趋势, 分别下降了26.8%、35.9%、59.7%, 并大致经历了自由发展、改革推动、市场调控与政策激励4个阶段。由于受自然资源条件与社会经济条件的影响, 农业污染物的影子价格存在明显的区域差异, 表现为东北地区TN的影子价格最低, 西南地区TN和TP的影子价格最高而COD的影子价格最低, 华东地区TP的影子价格最低而COD的影子价格最高。中国农业生产年均污染成本为760.6亿元, 占全国年均农业总产值的10.8%, 尤其是宁夏、贵州、河北、山东的污染成本占各省年均农业总产值的比例高于14%, 表明农业污染成本巨大。中国农业污染物影子价格的长期演变趋势及其污染成本分析表明, 农业政策的制定应避免掉入“逐利政策”陷阱, 并积极转变农业生产方式与探索农业管理新模式。

关键词: 农业; 污染; 生态; 影子价格; 污染成本; 中国

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2020.06.026

中图分类号: F205 文献标志码: A 文章编号: 1002-6819(2020)-06-0223-08

邹利林, 刘彦随, 王永生. 1978—2017年中国农业污染物影子价格及污染成本测算[J]. 农业工程学报, 2020, 36(6): 223—230. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2020.06.026 <http://www.tcsae.org>

Zou Lilin, Liu Yansui, Wang Yongsheng. Shadow prices and pollution costs of agricultural pollutants in China from 1978 to 2017[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2020, 36(6): 223—230. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2020.06.026 <http://www.tcsae.org>

0 引言

改革开放以来, 中国粮食产量由1978年30 476.5万t增长至2017年66 160.7万t, 同期畜禽肉类产量由856.3万t增长至8 654.6万t。与此同时, 化肥施用量从1978年884.0万t增长至2017年5 859.4万t, 农用塑料薄膜与农药使用量分别从1990年48.2万t与73.3万t增长至2017年252.8万t与165.5万t。由此可见, 粮食产量与畜禽肉产品的增长主要依赖于生产要素的密集投入^[1-2], 而正是这种“高消耗、高污染、高投入”的生产方式造成了严重的农业污染问题^[3-4]。农业污染主要指农业生产过程中, 溶解的或固体的污染物通过水循环引起水质污染的过程, 具有来源分散性、扩散随机性、污染异质性和治理低效性等特点^[5-6]。在全面建设资源节约型与环境友好型社会的背景下, 如何降低农业污染排放, 核算农业污染治理成本, 建立农业污染管理制度^[7-9], 成为国家推进乡村振兴战略必须解决的科学难题。为此, 在制定农业

污染减排政策及衡量农村发展水平时有必要将农业污染排放纳入到考核体系, 以便全面反映农村社会经济发展所带来的环境成本。

相较于工业污染排放的排污许可制度而言, 农业污染排放至今仍未建立相应的交易市场, 污染物价格也无法通过市场机制得以反映, 导致农业污染排放产生的环境成本难以估计^[7, 10]。影子价格作为供求市场完全均衡时污染物真实经济价值的体现, 已成为测算资源环境产品交易价格的主要依据^[11-13]。Shephard较早利用投入与产出距离函数, 对价格信息缺失下的污染物影子价格进行了估算^[14]。由于该方法无法克服投入与产出同向收缩或扩张产生的随机误差, Färe等采用二次型产出方向性距离函数和利润函数的对偶性对该函数模型进行了优化^[15], 并被广泛用于C、CO₂、SO₂与NO_x等污染物影子价格的测算^[16-18]。为破解因农业污染物价格信息缺失造成环境成本估算依据不足的困境, 汪慧玲等采用该方法测算2000—2012年中国省级农业生产过程中排放的总氮、总磷和化学需氧量的影子价格^[19], 这为本研究奠定了良好的基础。此外, 这一指标还可以衡量“金山银山”与“绿水青山”之间的替代关系^[20-21], 在农业污染排放交易缺失的情况下, 可为政府制定农业污染减排政策提供决策参考。

近年来, 由于农业生产结构与农村经济结构的转变, 农药化肥的过度使用、畜禽养殖量的不断增加、农田秸秆的不合理利用以及水产养殖规模的持续扩大, 农

收稿日期: 2019-11-11 修订日期: 2020-03-04

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(41931293); 国家自然科学基金青年项目(41601599)

作者简介: 邹利林, 副教授, 在职博士后, 主要从事乡村地理、土地利用空间规划与评价研究。Email: zoull@igsrr.ac.cn

*通信作者: 刘彦随, 研究员, 博士生导师, 主要从事乡村地理学、城乡发展与土地利用研究。Email: liuys@igsrr.ac.cn

业污染已经超过工业污染成为水污染的主要来源^[22-24]。但相应的治理政策因为价格信息的缺失难以出台,导致农业污染治理无法像工业污染治理那样实现从命令式调控向市场式调控转变^[20, 25]。因此,测算农业污染物的影子价格成为推进农业环境政策制定的关键^[26-27]。尽管已有研究对不同时期与不同尺度下农业污染物影子价格进行了测算,但对全国尺度下长时间序列农业污染物影子价格的关注仍然较少^[7, 19],尤其是缺少从制度环境变革的角度对其长期演变特征展开深入分析。因此,本文采用Färe等提出的二次型方向性距离函数和收益函数的对偶关系^[15],对1978—2017年中国省级农业排放污染物总氮(TN)、总磷(TP)和化学需氧量(COD)的影子价格进行估算,并测算农业生产过程中污染物的边际减排成本,以及指导环境保护政策的制定和绿色增长考核体系的建立。

1 研究方法

1.1 方向性距离函数

随着农业生产要素投入的增加,农业期望产出成倍增长,与此同时非期望产出也逐渐增加,由此引发的农业污染成为社会必须关注的问题。农业生产投入、期望产出与非期望产出之间的量化关系被称为环境技术效率。环境技术将生产部门要素投入、期望产出、非期望产出的集合分别定义为 $x = (x_1, x_2, \dots, x_N) \in R_+^N$, $y = (y_1, y_2, \dots, y_M) \in R_+^M$, $b = (b_1, b_2, \dots, b_J) \in R_+^J$ 。因此,环境技术的生产集 $P(x)$, $x \in R_+^N$ 可表示为

$$P(x) = \{(y, b) : x \text{ 可以生产 } (y, b)\} \quad (1)$$

方向性距离函数建立在环境技术假设的前提下,根据Färe等^[28-29]对方向性距离的描述,引入方向性向量 $g = (g_y, g_b)$,且 $g \neq 0$,用 β 表征方向向量的大小,则方向性距离函数可以定义为

$$\bar{D}_o(x, y, b; g_y, g_b) = \max\{\beta : (y + \beta y, b - \beta b) \in P(x)\} \quad (2)$$

进一步在一次性假设下,生产集 $P(x)$, $x \in R_+^N$ 可以从方向性距离函数中推导,即:

$$(y, b) \in P(x) \text{ 如果有且仅有 } \bar{D}_o(x, y, b; g) \geq 0 \quad (3)$$

因此,环境技术可以用 $P(x)$ 表示,或者说等于 $\bar{D}_o(x, y, z; g)$ 。基于这一定义,方向性距离函数具有如下的转移特征:

$$\bar{D}_o(x, y + \alpha g_y, b - \alpha g_b; g) = \bar{D}_o(x, y, b; g) - \alpha \quad (4)$$

式中 α 为方向向量前进距离。

进一步令方向向量为 $(y, -b)$ 时,方向性距离函数可以表示为

$$\begin{aligned} \bar{D}_o(x, y, b; y, -b) &= \sup\{\beta : D_o(x, y + \beta y, b + \beta b) \leq 1\} \\ &= \sup\left\{\beta : \beta \leq \frac{1}{D_o(x, y, b)} - 1\right\} \\ &= \frac{1}{D_o(x, y, b)} - 1 \end{aligned} \quad (5)$$

$D_o(x, y, z)$ 为Shephard距离函数,式(5)揭示了方向性距离函数和Shephard距离函数的关系。结合环境技术的性质,方向性距离函数满足以下约束条件,具体形

式如下:

$$\begin{cases} \text{如果 } x' \geq x, \text{ 则 } \bar{D}_o(x', y, b; g) \geq \bar{D}_o(x, y, b; g); \\ \text{如果 } \bar{D}_o(x, y, b; g) \geq 0, \text{ 且 } 0 \leq \theta \leq 1, \text{ 则 } \bar{D}_o(x, \theta y, \theta b; g) \geq 0; \\ \text{如果 } y' \geq y, \text{ 则 } \bar{D}_o(x, y', b; g) \leq \bar{D}_o(x, y, b; g); \\ \text{如果 } \bar{D}_o(x, y, b; g) \geq 0, \text{ 且 } b = 0, \text{ 则 } y = 0. \end{cases} \quad (6)$$

式中 x' , y' 分别为 x 与 y 的条件值, θ 为约束条件。

1.2 影子价格模型构建

本文从方向性距离函数与收益函数之间的对偶关系中推导出污染物的影子价格。为便于分析,假设 $p = (p_1, p_2, \dots, p_M) \in R_+^M$ 与 $q = (q_1, q_2, \dots, q_J) \in R_+^J$ 分别为期望产出和非期望产出的价格。由于非期望产出是农业污染物,其对收益的贡献为负,因此收益函数被定义为式(7):

$$R(x, p, q) = \max_{y, b} \{py - qb : (y, b) \in P(x)\} \quad (7)$$

收益函数 $R(x, p, q)$ 给出了当期期望产出价格为 p 和非期望产出价格为 q 时,投入集 x 可能估算出的最大收益。利用式(3),最大的收益函数等同于

$$R(x, p, q) = \max_{y, b} \{py - qb : \bar{D}_o(x, y, b; g) \geq 0\} \quad (8)$$

如果农业部门产出集合 $(y, b) \in P(x)$,那么存在:

$$\begin{aligned} (y + \beta g_y, b - \beta g_b) &= \\ \{(y + \bar{D}_o(x, y, b; g) \cdot g_y, b - \bar{D}_o(x, y, b; g) \cdot g_b) \in P(x)\} \end{aligned} \quad (9)$$

也就是说,如果产出向量 (y, b) 是可行的,那么通过向 $(y + \bar{D}_o(x, y, b; g) \cdot g_y, b - \bar{D}_o(x, y, b; g) \cdot g_b)$ 方向移动来消除与该产出向量相关联的任何无效性也是可行的。因此,给定 $g = (g_y, g_b)$,可以得出

$$\begin{aligned} R(x, p, q) &\geq (p, -q)(y + \bar{D}_o(x, y, b; g) \cdot g_y, b - \\ &\bar{D}_o(x, y, b; g) \cdot g_b) \Rightarrow \bar{D}_o(x, y, b; g) \leq \\ &\frac{R(x, p, q) - (py - qb)}{pg_y + qg_b} \end{aligned} \quad (10)$$

由此可以利用收益函数将式(2)中的方向性距离函数推导出来:

$$\bar{D}_o(x, y, b; g) = \min_{p, q} \left\{ \frac{R(x, p, q) - (py - qb)}{pg_y + qg_b} \right\} \quad (11)$$

对式(11)运用两次包络定理,就可以得到影子价格模型式(12)和(13)。此时,假设知道第 m 种期望产出的价格 p_m ,则可以通过式(14)求出第 j 种非期望产出的价格 q_j 。

$$\nabla_y \bar{D}_o(x, y, b; g) = \frac{q}{pg_y + qg_b} \geq 0 \quad (12)$$

$$\nabla_b \bar{D}_o(x, y, b; g) = \frac{-p}{pg_y + qg_b} \leq 0 \quad (13)$$

$$q_j = -p_m \left(\frac{\partial \bar{D}_o(x, y, b; g) / \partial b_j}{\partial \bar{D}_o(x, y, b; g) / \partial b_m} \right), j = 1, \dots, J \quad (14)$$

1.3 二次型函数

由于参数距离函数具有更好的微分性质,因此本文采用二次参数形式的距离函数求解农业污染物的影子价格。假设方向向量 $g = (1, 1)$,假设在 $t = 1, \dots, T$ 时期有 $k = 1, \dots, K$ 生产部门,那么 k 生产部门在 t 时期的二次型方向性距离函数形式为

$$\begin{aligned} \bar{D}_o^t(x_k^t, y_k^t, b_k^t; 1, 1) = & \alpha_o + \sum_{n=1}^N \alpha_n x_{nk}^t + \sum_{m=1}^M \beta_m y_{mk}^t + \\ & \sum_{j=1}^J \gamma_j b_{jk}^t \frac{1}{2} \sum_{n=1}^N \sum_{n'=1}^N \alpha_{nn'} x_{nk}^t x_{n'k}^t + \frac{1}{2} \sum_{m=1}^M \sum_{m'=1}^M \beta_{mm'} y_{mk}^t y_{m'k}^t + \\ & \frac{1}{2} \sum_{j=1}^J \sum_{j'=1}^J \gamma_{jj'} b_{jk}^t b_{j'k}^t + \sum_{n=1}^N \sum_{m=1}^M \delta_{nm} x_{nk}^t y_{mk}^t + \sum_{n=1}^N \sum_{j=1}^J \eta_{nj} x_{nk}^t b_{jk}^t + \\ & \sum_{m=1}^M \sum_{j=1}^J \mu_{mj} y_{mk}^t b_{jk}^t \end{aligned} \quad (15)$$

上式中, $\alpha_n, \beta_m, \gamma_j, \alpha_{nn'}, \beta_{mm'}, \gamma_{jj'}, \delta_{nm}, \eta_{nj}, \mu_{mj}$ 为回归系数, 代表各二次型单元的偏效应。交叉产出与投入效果的对称性要求 $\alpha_{nn'} = \alpha_{n'n}, n \neq n'; \beta_{mm'} = \beta_{m'm}, m \neq m'; \gamma_{jj'} = \gamma_{j'j}, j \neq j'$ 。式 (12) 和 (13) 的影子价格模型可以衍生为

$$\frac{\partial \bar{D}_o^t(x_k^t, y_k^t, b_k^t; 1, 1)}{\partial b_j} = \gamma_j + \sum_{j'=1}^J \gamma_{jj'} b_{j'k}^t + \sum_{n=1}^N \eta_{nj} x_{nk}^t + \sum_{m=1}^M \mu_{mj} y_{mk}^t \geq 0, j = 1, \dots, J \quad (16)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{D}_o^t(x_k^t, y_k^t, b_k^t; 1, 1)}{\partial y_m} = & \beta_m + \sum_{m'=1}^M \beta_{mm'} y_{m'k}^t + \\ & \sum_{n=1}^N \delta_{nm} x_{nk}^t + \sum_{j=1}^J \mu_{mj} b_{jk}^t \leq 0, m = 1, \dots, M \end{aligned} \quad (17)$$

为满足生产部门每一个时期的生产都尽可能在生产前沿上, 本文在求解影子价格时选取式 (15) 中参数使得目标函数 $\sum_{t=1}^T \sum_{k=1}^K [\bar{D}_o^t(x_k^t, y_k^t, b_k^t; 1, 1) - 0]$ 最小。该目标函数必须满足:

$$\begin{aligned} \bar{D}_o^t(x_k^t, y_k^t, b_k^t; 1, 1) & \geq 0, k = 1, \dots, K, t = 1, \dots, T \quad (i) \\ \frac{\partial \bar{D}_o^t(x_k^t, y_k^t, b_k^t; 1, 1)}{\partial b_j} & \geq 0, j = 1, \dots, J, k = 1, \dots, K, t = 1, \dots, T \quad (ii) \\ \frac{\partial \bar{D}_o^t(x_k^t, y_k^t, b_k^t; 1, 1)}{\partial y_m} & \leq 0, m = 1, \dots, M, k = 1, \dots, K, t = 1, \dots, T \quad (iii) \\ \sum_{m=1}^M \beta_m - \sum_{j=1}^J \gamma_j & = -1, \sum_{m=1}^M \beta_{mm'} - \sum_{j=1}^J \mu_{mj} = 0, \\ m & = 1, \dots, M \\ \sum_{j=1}^J \gamma_{jj'} - \sum_{m=1}^M \mu_{mj} & = -1, j = 1, \dots, J, \sum_{m=1}^M \delta_{nm} - \sum_{j=1}^J \eta_{nj} = 0, \\ n & = 1, \dots, N \end{aligned} \quad (18)$$

$$\alpha_{nn'} = \alpha_{n'n}, n \neq n', \beta_{mm'} = \beta_{m'm}, m \neq m', \gamma_{jj'} = \gamma_{j'j}, j \neq j' \quad (v)$$

条件 (i) 表示各生产部门在不同时期的投入—产出向量是可行的; 条件 (ii) 和 (iii) 是对式 (16) 和 (17) 的单调性约束; 条件 (iv) 是对式 (4) 转移性质的约束; 条件 (v) 体现了投入和产出向量之间的对称性。

1.4 农业污染成本测算

污染物影子价格可以衡量农业生产的污染成本, 是指导环境保护政策和绿色增长核算的重要参考。借助已测算出的 3 种污染物影子价格, 可以对农业生产过程的污染成本进行分析。计算公式如下:

$$C_p = C_{TN} + C_{TP} + C_{COD} = q_{TN} b_{TN} + q_{TP} b_{TP} + q_{COD} b_{COD} \quad (19)$$

式中 C_p 为农业污染总成本, 万元; C_{TN}, C_{TP}, C_{COD} 分别

为 TN、TP、COD 的污染成本, 万元; q_{TN}, q_{TP}, q_{COD} 分别为 TN、TP、COD 的影子价格, 万元/t; b_{TN}, b_{TP}, b_{COD} 分别为 TN、TP、COD 的排放量, t。

2 指标体系与数据来源

2.1 指标体系

农业生产过程中由于生产要素的投入不仅会产生期望产出, 同时也会排放各类污染物, 即产生非期望产出。为测算中国农业生产过程中污染物 TN、TP、COD 的影子价格, 在构建农业生产投入产出指标体系时应当综合考虑资源节约、环境友好和农业经济增长三者间的统筹协调发展^[30]。由于本研究关注的是农产品直接生产过程, 而非加工过程, 因此本研究选取农林牧渔业总产值为期望产出指标, 选择农田化肥、畜禽养殖、水产养殖、农田秸秆 4 类非点源农业污染的 TN、TP、COD 排放量为非期望产出指标。参照已有文献及依据典型性、科学性、可获取性等原则, 选择土地、劳动力、资本为投入要素指标, 分别用农作物播种面积 (hm^2)、农林牧渔业从业人员 (万人)、农业资本存量 (万元) 表示。

2.2 数据来源

本研究选取除香港、台湾、澳门及西藏、青海 (由于西藏、青海的农业生产模式与其他省市差异较大, 暂不分析) 以外的 29 个省市自治区 1978—2017 年期间 1 131 条农业投入产出数据为研究样本 (1978—1996 年重庆市数据包含在四川省内, 1978—1987 年海南省数据包含在广东省内)。农林牧渔业产值主要来源于《中国农村统计年鉴》(1985—2018 年) 及各省《统计年鉴》(1979—1984 年), 该值以 1978 年为基期进行价格平减。由于现有统计年鉴中缺少农业污染物排放总量统计数据, 本研究从《中国农村统计年鉴》、《改革开放三十年农业统计资料汇编》、《新中国农业 60 年统计资料》、《中国统计年鉴》、《中国渔业统计年鉴》、《中国海洋统计年鉴》、《中国农业统计资料汇编》等统计资料中获取化肥折纯施用量、畜禽出栏数与存栏数、水产品产量、农作物产量等数值, 采用赖斯芸提出的清单分析法计算得到农业污染物 TN、TP、COD 的排放量^[31]。投入要素指标数据也主要来自上述统计资料, 其中农业资本存量数据首先通过徐现祥等^[32]的缩减指数构造方法计算得出农业投资数据的价格平减指数, 然后借鉴宗振利等^[33]计算的分省折旧率和基期资本存量数据, 根据永续盘存法计算得出各省数值。

3 结果与分析

3.1 中国农业污染物影子价格的变化趋势

为检验估计参数结果是否具有好的适应性, 根据参数估计结果验证样本是否满足零点关联性, 即验证非期望产出与期望产出是否同步产生^[15]。经检验发现, 在所研究的 1 131 个样本中, 一共有 1 078 个样本满足零点关联性, 占比达到 95.31%, 说明绝大多数的样本都满足模型的假设。从估算结果来看, 1978—2017 年中国农业污染物的影子价格总体呈下降趋势, TN 与 TP 的影子价

格随着农业污染治理力度加强而呈现平缓下降趋势，而COD影子价格由于畜禽养殖规模的变化而呈现较大的波动性。具体来看，TN、TP、COD的影子价格分别从7 941.5、8 990.1、2 087.6元/t，下降到5 811.9、5 759.5、841.9元/t，分别下降了26.8%、35.9%、59.7%，表明中国对农业污染问题日益重视，农业生产的机会成本不断降低。从影子价格的变化趋势来看，具有较为明显的阶段性，并大致经历了4个阶段（图1）。1978—1985年为自由发展阶段，尽管国家实行改革开放及推进家庭联产承包责任制，但由于市场机制与国家政策的缺失，农业发展缓慢，农业污染物的影子价格基本保持不变。1986—1995年为改革推动阶段，国家将主要农副产品的统购

统派制度逐步改革为以计划为主与市场调节为辅的制度，充分调动了广大农业生产者的积极性，农业进入快速发展时期，在农产品市场化改革的推动下农业污染物的影子价格大幅度降低。1996—2006年为市场调控阶段，农业政策以保护农业生产、支持农民增收、促进农村发展及“取消农业税、工业反哺农业”为主要特征，在市场机制的自我调控下农业污染物的影子价格轻微变动。2007—2017年为政策激励阶段，中央一号文连续14 a聚焦“三农”问题，特别是增加农业补贴、实现农业现代化、推进农业供给侧结构性改革等系列农业新政的出台，激活了农村与农业发展的内在活力，农业污染物的影子价格再次缓慢下降。

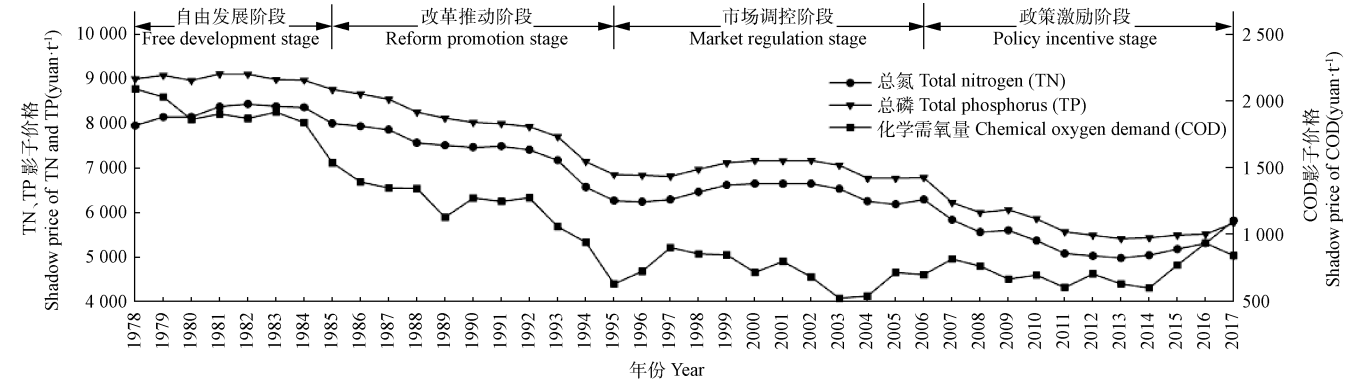


图1 1978—2017年中国农业污染物影子价格的阶段性变化趋势

Fig.1 Periodic change trends of shadow prices of agricultural pollutants in China from 1978 to 2017

3.2 中国省级农业污染物影子价格的差异分析

为探索农业污染物影子价格的区域差异，本文分区方案采用《中国自然地理》提出的七大分区，并参照刘彦随等^[34]提出的现代农业区划方案适当调整。从地理分区尺度来看，农业污染物的影子价格存在明显的区域差异。图2显示，东北地区TN的影子价格最低为5 511.9元/t，而西南地区TN的影子价格最高为8 430.4元/t；华东地区TP的影子价格最低为6 406.0元/t，而西南地区TP的影子价格最高为8 821.4元/t；西南地区COD的影子价格最低为570.8元/t，而华东地区COD的影子价格最高为1 727.2元/t。究其原因在于，东北地区作为国家粮食主产区，优越的农业资源禀赋使得农业污染排放效率较高，农业机械化水平也相对更高，因此农业污染物的影子价格低于全国平均水平。华北

与华中地区地势平坦、水土条件优沃且劳动力充足，农业生产水平与农业现代化进程基本同步，农业污染物的影子价格与全国平均水平基本一致。华东地区经济较发达，农业种植规模较小，农业投入强度较低，TN与TP影子价格较低，但由于畜禽养殖产值占农业产值的比例较大，COD的影子价格较高。华南地区的农业气候资源及社会经济环境差异较大，导致区域农业污染物的影子价格也存在较大差异，但总体低于全国平均水平。西北地区农业生产的自然条件与要素投入水平较差，农业生产方式较粗放，农业污染物的影子价格较高。西南地区由于人均耕地规模较少，土地细碎化程度较高，农业生产效率相对较低，TN与TP的影子价格较高，但由于其畜禽养殖产值占农业产值的比重较小，COD的影子价格较低。

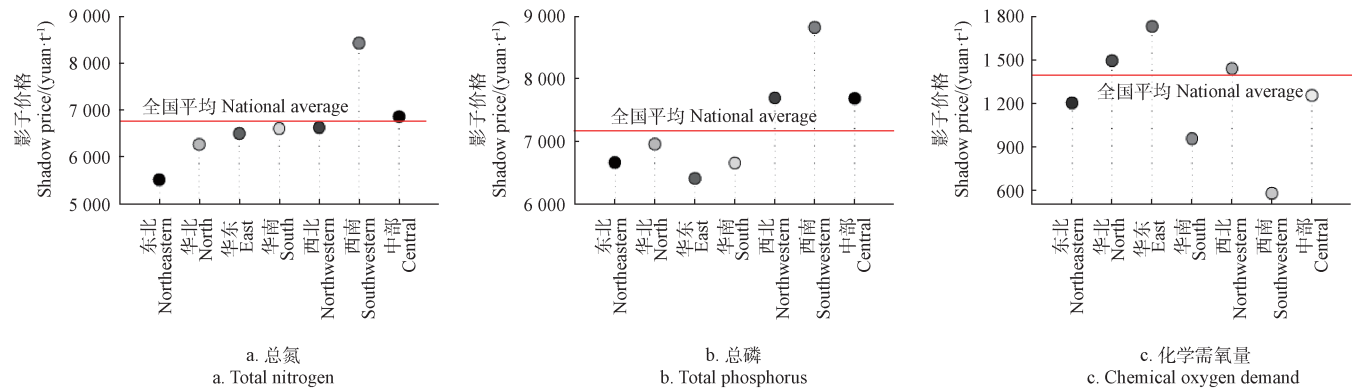


图2 1978—2017年中国七大农业分区的农业污染物平均影子价格

Fig.2 Average shadow prices of agricultural pollutants in seven agricultural regions of China from 1978 to 2017

从省级尺度来看,由于农业生产条件、农业种植强度、农业经济构成、产业结构等因素的差异性,使得不同省份的农业污染物影子价格差异明显。广西、四川、云南、贵州等以喀斯特地貌为主的省份水土流失较严重,土层较薄且渗水性较强,农业种植污染治理难度较大,TN与TP的影子价格较高,而北京、上海、广东、浙江等省市农业经济在整个国民经济中占比较低,农业

污染减排措施较严,TN与TP影子价格也较低;河南、山东、河北等农业大省由于复种、间作、规模化畜禽养殖、过量施用肥料等集约化农业措施的实施,农业污染排放较高,COD影子价格较高;而云南、内蒙古、广西、重庆、贵州等省市为促进旅游业发展而强化生态环境的保护,畜禽养殖规模较小且排放管制较严,COD影子价格较低(表1)。

表1 1978—2017年中国省级农业污染物的平均影子价格

| Table 1 Average shadow prices of agricultural pollutants at provincial level in China from 1978 to 2017 | | | | | | | |
|---|--|---------|---------|--------------|--|---------|---------|
| 行政区 District | 影子价格 Shadow prices/(yuan·t ⁻¹) | | | 行政区 District | 影子价格 Shadow prices/(yuan·t ⁻¹) | | |
| | TN | TP | COD | | TN | TP | COD |
| 北京 Beijing | 5 802.9 | 5 879.3 | 960.2 | 河南 Henan | 7 184.5 | 7 959.3 | 1 753.6 |
| 天津 Tianjin | 6 178.0 | 6 459.3 | 2 076.2 | 湖北 Hubei | 6 209.1 | 6 902.4 | 1 119.3 |
| 河北 Hebei | 6 628.9 | 7 068.8 | 2 492.0 | 湖南 Hunan | 7 415.5 | 7 897.3 | 986.5 |
| 山西 Shanxi | 6 741.2 | 7 842.3 | 1 644.9 | 广东 Guangdong | 7 051.9 | 6 392.7 | 760.3 |
| 内蒙古 Inner Mongolia | 5 976.7 | 7 505.7 | 428.9 | 广西 Guangxi | 7 794.2 | 8 530.5 | 536.7 |
| 辽宁 Liaoning | 5 710.0 | 6 069.2 | 939.7 | 海南 Hainan | 4 499.9 | 5 447.2 | - |
| 吉林 Jilin | 5 688.9 | 6 765.9 | 1 531.1 | 重庆 Chongqing | 6 508.7 | 7 314.8 | 543.7 |
| 黑龙江 Heilongjiang | 5 136.7 | 7 140.6 | 1 139.5 | 四川 Sichuan | 8 017.5 | 8 723.6 | 767.3 |
| 上海 Shanghai | 5 828.8 | 5 959.6 | 1 926.5 | 贵州 Guizhou | 9 183.1 | 9 407.1 | 639.5 |
| 江苏 Jiangsu | 6 126.7 | 5 602.1 | 1 721.5 | 云南 Yunnan | 9 099.6 | 9 124.4 | 184.6 |
| 浙江 Zhejiang | 6 892.1 | 5 915.4 | 1 821.4 | 陕西 Shaanxi | 7 374.0 | 7 403.7 | 1 643.4 |
| 安徽 Anhui | 6 855.1 | 7 718.9 | 1 389.0 | 甘肃 Gansu | 7 032.0 | 8 326.6 | 858.1 |
| 福建 Fujian | 6 564.5 | 5 927.5 | 1 254.0 | 宁夏 Ningxia | 6 501.0 | 7 658.6 | 1 606.8 |
| 江西 Jiangxi | 6 626.9 | 7 972.3 | 1 040.6 | 新疆 Xinjiang | 5 609.1 | 7 356.9 | - |
| 山东 Shandong | 6 818.5 | 6 833.9 | 1 928.2 | | | | |

注:由于海南、新疆两省的畜禽养殖数据部分缺失,导致COD估算值为异常值,故本文暂不分析。
Note: The shadow prices of COD in Hainan and Xinjiang are not analyzed because of the lack of livestock and poultry breeding data.

3.3 中国省级农业污染成本分析

1978—2017年中国农业生产年均污染成本为760.6亿元,占全国年均农业总产值的10.8%,几乎相当于东北三省的农业总产值之和,表明农业污染成本巨大。从省市层面来看,海南、重庆、黑龙江、新疆的污染成本占各省年均农业总产值的比例低于6%,而宁夏、贵州、河北和山东的污染成本占各省年均农业总产值的比例高于14%。特别是山东作为全国农业规模和农业产值最大的省份,其污染成本占比最高为16.5%(图3)。这表明,尽管农业

生产规模是决定污染成本的重要因素(如山东、河南),但不同的地理空间格局、农业资源禀赋、农业产业结构与农业管理措施对农业污染成本也具有重要影响。因此,国家可以通过制定一些政策将与农业生产有关的外部成本内部化,以平衡农业污染治理的省际差异。譬如说,在污染成本较高的省份对化肥、农药、地膜等农业投入品加征税收,以激励农业部门采用新技术、新产品减少污染排放,同时对污染成本较低省份的农业部门给予补贴,以弥补这些地方因农业污染减排而造成的损失。

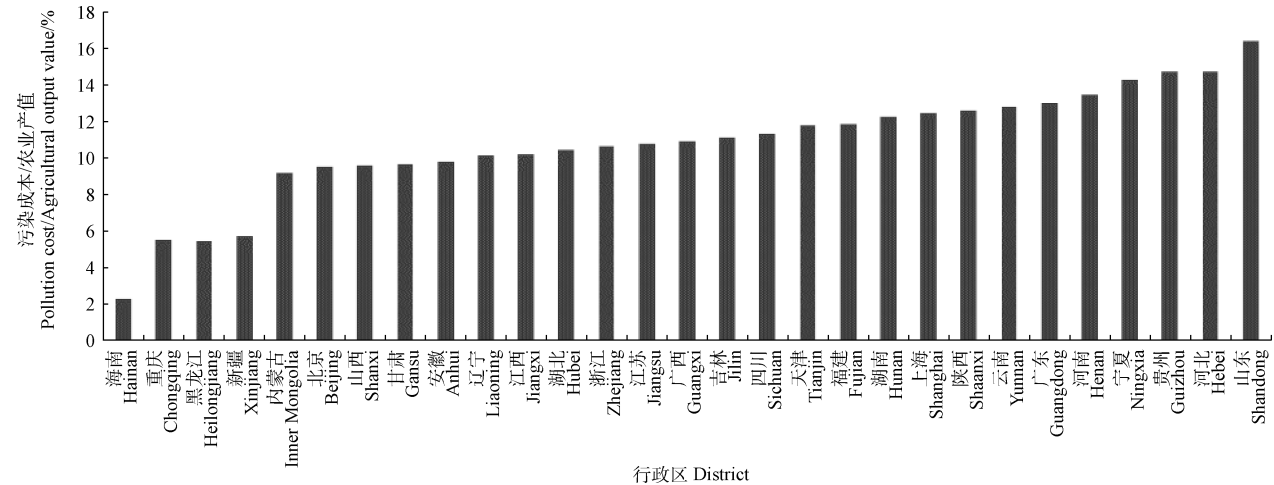


图3 1978—2017年中国省级农业污染成本占农业总产值的比例
Fig.3 Proportion of provincial agricultural pollution cost in total agricultural output value in China from 1978 to 2017

4 结论与讨论

本文以1978—2017年中国农业部门的省级面板数据为研究单元,利用二次型方向性距离函数和收益函数的对偶关系估算了农业污染物的影子价格,并测算了农业污染成本。结论如下:

1) 1978—2017年,中国农业污染物TN、TP、COD的影子价格总体呈下降趋势,分别下降了26.8%、35.9%、59.7%,并大致经历了自由发展、改革推动、市场调控与政策激励4个阶段。这既说明中国对农业污染问题日益重视,农业生产的机会成本不断降低,也表明制度变革与政策演替对农业生产效率及污染物影子价格具有重要的激励与约束作用。

2) 农业污染物的影子价格存在明显的区域差异,东北地区农业污染物的影子价格明显低于国家平均水平;西南地区TN与TP的影子价格明显高于国家平均水平,而COD的影子价格明显低于国家平均水平;华东地区TP的影子价格明显低于国家平均水平,而COD的影子价格明显高于国家平均水平。农业污染物影子价格的区域差异表明,农业既受到光、热、水、土等自然要素的直接影响,又受到不同经济社会发展条件下农业生产水平、产业政策、区域经济发展水平与农业管理水平的综合影响。

3) 1978—2017年,中国农业生产年均污染成本为760.6亿元,占全国年均农业总产值的10.8%,表明农业污染成本巨大。从省市层面来看,海南、重庆、黑龙江、新疆的污染成本占各省年均农业总产值的比例低于6%,而宁夏、贵州、河北、山东高于14%。这说明尽管农业生产规模是决定污染成本的主要因素,但不同的地理空间格局、农业资源禀赋、农业产业结构与农业管理措施对农业污染成本也具有重要影响。为此,国家可以制定一些差异化的税收政策来平衡农业污染治理的省际差异。

中国农业污染物影子价格的长期演变趋势及其污染成本说明,农业生产是一个受自然、社会、经济与政策等因素综合影响的复杂问题。农业政策的制定要按照“两型农业”发展的要求,通过农业供给侧结构性改革提高农业供给质量和效率,并避免掉入“逐利政策”陷阱。农业发展方式的转变要以提高土地产出率、资源利用率与劳动生产率为核心,降低对石化农业的依赖与减少农业面源污染物的排放,大力培养农业主体的资源节约和环境保护观念,探索循环农业、生态农业、集约农业等新理念与新模式。

[参 考 文 献]

- [1] 黄宗智. 中国的隐性农业革命(1980—2010): 一个历史和比较的视野[J]. 开放时代, 2016(2): 11—35.
Huang Zongzhi. China's hidden agricultural revolution, 1980-2010: In historical and comparative perspective[J]. Open Times, 2016(2): 11—35. (in Chinese with English abstract)
- [2] 刘菊, 傅斌, 王玉宽, 等. 四川山区农村面源污染负荷估算与评价[J]. 农业工程学报, 2016, 32(24): 218—225.
Liu Ju, Fu Bin, Wang Yukuan, et al. Estimation and evaluation of non-point source pollutants loads in mountainous area of

- Sichuan[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2016, 32(24): 218—225. (in Chinese with English abstract)
- [3] Zhang Tong, Yang Yuheng, Ni Jiupai, et al. Adoption behavior of cleaner production techniques to control agricultural non-point source pollution: A case study in the Three Gorges Reservoir Area[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 223: 897—906.
- [4] Rao J, Ji X T, Ouyang W, et al. Dilemma analysis of China agricultural non-point source pollution based on peasants' household surveys[J]. Procedia Environmental Sciences, 2012, 13: 2169—2178.
- [5] 杨林章, 施卫明, 薛利红, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践: 总体思路与“4R”治理技术[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(1): 1—8.
Yang Linzhang, Shi Weiming, Xue Lihong, et al. Reduce-retain-reuse-restore technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: General countermeasures and technologies[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(1): 1—8. (in Chinese with English abstract)
- [6] 陶园, 王少丽, 管孝艳, 等. 青海省农业面源污染源特征分析[J]. 农业工程学报, 2019, 35(10): 164—172.
Tao Yuan, Wang Shaoli, Guan Xiaoyan, et al. Characteristic analysis of non-point source pollution in Qinghai Province[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2019, 35(10): 164—172. (in Chinese with English abstract)
- [7] 肖新成, 何丙辉, 倪九派, 等. 三峡生态屏障区农业面源污染的排放效率及其影响因素[J]. 中国人口·资源与环境, 2014, 24(11): 60—68.
Xiao Xincheng, He Binghui, Ni Jiupai, et al. Study on emission efficiency, shadow price and motivation factors of agricultural non-point source pollution in ecological barrier zone of Three Gorges Reservoir Area[J]. China Population Resources and Environment, 2014, 24(11): 60—68. (in Chinese with English abstract)
- [8] Liu Yuming, Liu Tingting, Wang Binyu, et al. Developing a methodology for the ex-post assessment of building energy efficiency special planning in Beijing during the 12th five-year plan period[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 216: 552—569.
- [9] Jin Gui, Li Zhaohua, Deng Xiangzheng, et al. An analysis of spatiotemporal patterns in Chinese agricultural productivity between 2004 and 2014[J]. Ecological Indicators, 2019, 105: 591—600.
- [10] Rosano P C, Serrano A L M, de Britto P A P, et al. Environmental preservation costs and eco-efficiency in Amazonian agriculture: Application of hyperbolic distance functions[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 197: 699—707.
- [11] 陈诗一. 工业二氧化碳的影子价格: 参数化和非参数化方法[J]. 世界经济, 2010(8): 93—111.
Chen Shiyi. Shadow price of industrial carbon dioxide: Parametric and non-parametric methods[J]. The Journal of World Economy, 2010(8): 93—111. (in Chinese with English abstract)

- [12] Boussemart J, Leleu H, Shen Z Y. Worldwide carbon shadow prices during 1990 — 2011[J]. *Energy Policy*, 2017, 109: 288—296.
- [13] Zhang Xingping, Xu Qiannan, Zhang Fan, et al. Exploring shadow prices of carbon emissions at provincial levels in China[J]. *Ecological Indicators*, 2014, 46: 407—414.
- [14] Shephard R W. *Theory of Cost and Production Functions*[M]. New Jersey: Princeton University Press, 1970.
- [15] Färe R, Grosskopf S, Weber W L. Shadow prices and pollution costs in U.S. agriculture[J]. *Ecological Economics*, 2006, 56(1): 89—103.
- [16] Tamaki T, Shin K J, Nakamura H, et al. Shadow prices and production inefficiency of mineral resources[J]. *Economic Analysis and Policy*, 2018, 57: 111—121.
- [17] Molinos-Senante M, Hanley N, Sala-Garrido R. Measuring the CO₂ shadow price for wastewater treatment: A directional distance function approach[J]. *Applied Energy*, 2015, 144: 241—249.
- [18] Mekaroonreung M, Johnson A L. Estimating the shadow prices of SO₂ and NO_x for U.S. coal power plants: A convex nonparametric least squares approach[J]. *Energy Economics*, 2012, 34(3): 723—732.
- [19] 汪慧玲, 卢锦培, 白婧. 中国农业污染物影子价格及其污染成本研究[J]. *吉林大学社会科学学报*, 2014, 54(5): 40—48. Wang Huiling, Lu Jinpei, Bai Jing. Shadow prices and pollution costs in Chinese agriculture[J]. *Jilin University Journal Social Sciences Edition*, 2014, 54(5): 40—48. (in Chinese with English abstract)
- [20] 蒋伟杰, 张少华. 中国工业二氧化碳影子价格的稳健估计与减排政策[J]. *管理世界*, 2018, 34(7): 32—49. Jiang Weijie, Zhang Shaohua. Robust estimation and application of shadow price of CO₂: Evidence from China[J]. *Management World*, 2018, 34(7): 32—49. (in Chinese with English abstract)
- [21] Zeng Shihong, Jiang Xue, Su Bin, et al. China's SO₂ shadow prices and environmental technical efficiency at the province level[J]. *International Review of Economics & Finance*, 2018, 57: 86—102.
- [22] 李静, 李红, 谢丽君. 中国农业污染减排潜力、减排效率与影响因素[J]. *农业技术经济*, 2012(6): 118—126. Li Jing, Li Hong, Xie Lijun. Potential, efficiency and influencing factors of agricultural pollution reduction in China[J]. *Journal of Agrotechnical*, 2012(6): 118—126. (in Chinese with English abstract)
- [23] 王永生, 刘彦随. 中国乡村生态环境污染现状及重构策略[J]. *地理科学进展*, 2018, 37(5): 710—717. Wang Yongsheng, Liu Yansui. Pollution and restructuring strategies of rural ecological environment in China[J]. *Progress in Geography*, 2018, 37(5): 710—717. (in Chinese with English abstract)
- [24] 付意成, 臧文斌, 董飞, 等. 基于 SWAT 模型的浑太河流域农业面源污染物产生量估算[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(8): 1—8. Fu Yicheng, Zang Wenbin, Dong Fei, et al. Yield calculation of agricultural non-point source pollutants in Huntai River Basin based on SWAT model[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2016, 32(8): 1—8. (in Chinese with English abstract)
- [25] 赵立欣, 孟海波, 沈玉君, 等. 中国北方平原地区种养循环农业现状调研与发展分析[J]. *农业工程学报*, 2017, 33(18): 1—10. Zhao Lixin, Meng Haibo, Shen Yujun, et al. Investigation and development analysis of planting-breeding circulating agriculture ecosystem system in northern plains in China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2017, 33(18): 1—10. (in Chinese with English abstract)
- [26] Zhou P, Zhou X, Fan L W. On estimating shadow prices of undesirable outputs with efficiency models: A literature review[J]. *Applied Energy*, 2014, 130: 799—806.
- [27] 杨志海, 王雅鹏. 中国农业环境技术效率与污染减排成本分析[J]. *统计与信息论坛*, 2015, 30(7): 71—76. Yang Zhihai, Wang Yapeng. Technical efficiency of agricultural environment and cost of pollution reduction in China[J]. *Statistics & Information Forum*, 2015, 30(7): 71—76. (in Chinese with English abstract)
- [28] Färe R, Grosskopf S. A comment on weak disposability in nonparametric production analysis[J]. *American Journal of Agricultural Economics*, 2009, 91(2): 535—538.
- [29] André F J, Herrero I, Riesgo L. A modified DEA model to estimate the importance of objectives with an application to agricultural economics[J]. *Omega*, 2010, 38(5): 371—382.
- [30] 李南洁, 肖新成, 曹国勇, 等. 面源污染下三峡库区农业生态环境效率及影子价格测算[J]. *农业工程学报*, 2017, 33(11): 203—210. Li Nanjie, Xiao Xincheng, Cao Guoyong, et al. Agricultural eco-environment efficiency and shadow price measurement in Three Gorges Reservoir area under non-point source pollution constraints[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2017, 33(11): 203—210. (in Chinese with English abstract)
- [31] 赖斯芸. 非点源污染调查评估方法及其应用研究[D]. 北京: 清华大学, 2004. Lai Siyun. Study on Non-point Sources Pollution Investigation and Evaluation Method and Its Application[D]. Beijing: Tsinghua University, 2004. (in Chinese with English abstract)
- [32] 徐现祥, 周吉梅, 舒元. 中国省区三次产业资本存量估计[J]. *统计研究*, 2007, 24(5): 6—13. Xu Xianxiang, Zhou Jimei, Shu Yuan. Estimates of fixed capital stock by sector and region: 1978—2002[J]. *Statistical Research*, 2007, 24(5): 6—13. (in Chinese with English abstract)
- [33] 宗振利, 廖直东. 中国省际三次产业资本存量再估算: 1978—2011[J]. *贵州财经大学学报*, 2014(3): 8—16. Zong Zhenli, Liao Zhidong. Estimates of fixed capital stock by sector and region: 1978—2011[J]. *Journal of Guizhou University of Finance and Economics*, 2014(3): 8—16. (in Chinese with English abstract)
- [34] 刘彦随, 张紫雯, 王介勇. 中国农业地域分异与现代农业区划方案[J]. *地理学报*, 2018, 73(2): 203—218. Liu Yansui, Zhang Ziwen, Wang Jieyong. Regional differentiation and comprehensive regionalization scheme of modern agriculture in China[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(2): 203—218. (in Chinese with English abstract)

Shadow prices and pollution costs of agricultural pollutants in China from 1978 to 2017

Zou Lilin^{1,2}, Liu Yansui^{2*}, Wang Yongsheng²

(1. School of Political Science and Public Administration/ Center for Political Development and Public Governance Research, Huaqiao University, Quanzhou 362021, China; 2. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: There has a drastic change in structures of agricultural production and rural economy in China over the recent years. Pollution induced by agrochemical applications, livestock and poultry breeding, straw incineration in agricultural production has been increasing, and agricultural pollution has overtaken industrial pollution becoming the main water pollution source in China. However, efforts to ameliorate these pollutions are difficult to implement because of a lack of understanding of their associated costs. This is one reason why agricultural pollution control is still regulation-based rather than market-based as has been widely used in controlling industrial pollution. Shadow price of agricultural pollutant is a key to help policy-make strategies to remediate agricultural pollutants. The purpose of this paper is to address this issue by taking agricultural data measured from 1978 to 2017 at provincial scale in China as an example. We estimated the quadratic directional distance function, revenue function and the costs of pollution in agricultural production. The results showed that the shadow prices of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and COD had reduced by 26.8%, 35.9% and 59.7%, respectively, from 1978 to 2017, having undergone through free development stage, reform promotion stage, market regulation stage and policy incentive stage. Because of the difference in natural and socio-economic conditions between the provinces, there was a noticeable spatial variation in shadow prices of agricultural pollutants in them. In the northwest China, the shadow price of TN was the lowest, while in the southwest China, the shadow price of TN and TP was the highest and the price of COD was the lowest. In east China the shadow price of TP was the lowest and the price of COD was the highest. The average annual costs of pollution in agricultural production was 76.06 billion Yuan per year, accounting for 10.8% of the value of the total agricultural production. In particular, the costs of pollution in Ningxia, Guizhou, Hebei, and Shandong accounted for more than 14% of the value of their total annual agricultural production. The long-term change in shadow price of agricultural pollutants and the costs of agricultural pollution in China indicated that agricultural production was complex and affected by individual and combined natural, social-economic and political factors. Agricultural policies should be made based on the requirement of the "two-oriented agriculture" development by reforming agricultural supply structure to improve quality and efficiency of the agricultural supply to avoid falling into the "profit pursuing policy" trap. Transformation of agricultural production should focus on improving land productivity and resource and labor use efficiency, along with reducing dependence on petrochemicals and remediating non-point agricultural pollutant. It also needs to consider resource conservation and environmental protection by developing circular, and ecological-friendly intensive agriculture.

Keywords: agriculture; pollution; ecology; shadow price; pollution cost; China