

中国农业面源污染的地区 差异及分布动态:2001-2015

杨 骞,王弘儒,秦文晋

(山东财经大学 公共管理学院,山东 济南 250014)

摘 要:为了揭示中国农业面源污染的时空分布特征、考察地区差距的来源及动态演进规律,文章在测算 2001-2015 年中国 31 个省份农业面源污染排放量的基础上,对农业面源污染的空间分布和空间趋势进行可视化描述,采用 DAGUM 基尼系数和 KERNEL 密度估计方法实证考察了中国农业面源污染的地区差异及分布动态演进规律。研究发现:中国农业面源污染呈现较为明显的空间非均衡特征,污染较严重的地区主要集中在山东、河南、四川等农业大省;在地区差异层面,东部和西部地区之间的差异最大,超变密度是农业面源污染地区差异的主要来源;在分布动态演进规律上,中国农业面源污染呈逐步加重趋势并呈现出明显的空间极化现象。这些结论对中国农业的可持续发展具有重要价值。

关键词:面源污染;清单分析;DAGUM 基尼系数;KERNEL 密度估计

中图分类号:F323 **文献标识码:**A **文章编号:**2095-929X(2017)05-0001-13

0 引 言

水乃生命之源,是人类生存和发展不可或缺的自然要素。近年来,随着经济和社会的快速发展,中国农业面临的环境问题越来越严峻,尤其是水污染问题日渐突出。自 20 世纪 70 年代以来,中国主要湖泊和水体的富营养化不断加重,农业面源污染逐渐成为制约农业健康发展的瓶颈因素。一方面,工业和城市污染向农业和农村转移排放,在实现经济增长的同时也带来了一系列严重的环境污染问题;另一方面,由于化肥、农药等农业投入品的过量使用以及畜禽粪便、农作物秸秆和农田残膜等农业废弃物的不合理处置,加剧了土壤和水体的污染,导致农业面源污染问题突出。为应对日益严峻的农业面源污染问题的严峻挑战,农业部于 2015 年 2 月制定了《到 2020 年化肥使用量零增长行动方案》和《到 2020 年农药使用量零增长行动方案》。据国家统

修回日期:2017-05-17

基金项目:国家社会科学基金青年项目“资源环境约束下农业用水效率评价及提升路径研究”(15CGL041);山东省高校人文社会科学研究项目“资源环境约束下山东省工业用水效率的测度及提升对策研究”(J16YE06);山东财经大学研究生创新项目“中国农业面源污染的时空格局及地区差异研究”。

作者简介:杨骞,女,山东泗水人,经济学博士,山东财经大学公共管理学院副教授,研究方向:区域经济、能源经济和资源环境经济,Email:yangqian4787@sina.com;王弘儒,女,山东即墨人,山东财经大学公共管理学院硕士生,研究方向:资源环境经济、农业经济和公共政策;秦文晋,女,山东菏泽人,山东财经大学公共管理学院硕士生,研究方向:资源环境经济和公共政策。

计局数据显示,2014 年农用化肥施用量为 5 995.94 万吨(折纯量^①。下同),农用氮肥施用量为 2 392.86 万吨,农用磷肥施用量为 845.34 万吨。农作物每公顷平均化肥施用量约为 0.33×10^{-4} 万吨,远高于世界平均水平(每公顷 0.12×10^{-4} 万吨),是美国的 2.6 倍,欧盟的 2.5 倍。此外,2012-2014 年农作物病虫害防治农药年均施用量为 31.1 万吨,比 2009-2011 年增长 9.2%。2015 年 4 月,农业部印发了《关于打好农业面源污染防治攻坚战的实施意见》,对“加强农业生态治理”做出专门部署,着重强调要加强农业面源污染治理。农业面源污染是关乎粮食安全乃至国计民生的重大问题,揭示中国农业面源污染的地区差异及分布动态演进规律对于农业面源污染问题的治理、粮食生产的安全以及实现中国农业的可持续发展具有重要的现实意义和决策价值。

国内外已有很多学者研究农业面源污染问题^[1-10]。从现有文献来看,主要集中于以下三个方面:一是从定性角度揭示农业面源污染的现状及其发生机制。例如,饶静等^[4]从宏观、中观和微观三个层面分析了中国农业面源污染的发生机制;李秀芬等^[5]根据国内外农业面源污染研究资料分析了农业面源污染的发生机制。这类研究多从定性的角度来论证中国农业面源污染的发生机制及其严重性,但缺乏实证依据。二是利用环境库兹涅茨曲线(EKC)作为分析工具探讨农业面源污染与经济增长之间的关系。自 Grossman 和 Krueger^[11]于 1991 年提出环境污染和经济增长之间存在非线性“倒 U 型”关系后,利用 EKC 探讨环境污染与经济增长之间关系的研究开始大量涌现,部分学者将其应用到了农业面源污染与经济增长的关系研究中。例如,张晖等^[6]在测算农业面源污染的基础上对经济发展水平和农业面源污染之间的关系进行检验,发现二者存在显著的“倒 U 型”曲线关系;李海鹏等^[7]也得出了相同的结论。三是利用以综合调查为基础的清单分析方法对农业面源污染的排放量进行核算,进而刻画农业面源污染的空间分布特征。例如,陈敏鹏等^[8]利用清单分析方法计算了中国 337 个地级市的农业面源污染 COD、TN、TP 的产生量、排放量和排放强度并分析了空间分布特征;赖斯芸等^[10]基于单元分析的思想,采用单元调查法对农业面源污染的空间分布情况进行实例研究。这类文献均侧重于农业面源污染的测算过程,进而从时间和空间层面揭示中国农业面源污染的严重性而较少关注中国农业面源污染的地区差异及其来源。已有研究多集中在测算农业面源污染的排放量及排放强度,进而刻画其空间分布特征或者进一步探究农业面源污染的发生机制,而关于中国农业面源污染的地区差异及分布动态演进规律的实证分析还较少。

针对已有研究的局限性,本文主要关注以下问题:中国农业面源污染的排放是否存在地区差异?地区差异有多大?地区差异来源于哪里?存在怎样的动态演进规律?对于这些问题,本文在测度 2001-2015 年中国 31 个省份(直辖市、自治区)的农业面源污染排放量的基础上,采用 DAGUM 基尼系数方法对中国农业面源污染的地区差异进行测度及分解,并运用 KERNEL 密度估计方法揭示中国农业面源污染的分布动态演进规律,以期为中国农业面源污染的改善提供有价值的决策参考。

1 农业面源污染的测算

农业面源污染是指在农业生产活动中,氮素和磷素等营养物质、农药及其他有机或无机污染物质,通过农田的地表径流和农田渗漏形成的环境污染,主要包括化肥污染、农药污染、畜禽粪便污染等^[5]。农业面源污染有污染多样性、非特定性、不确定性等特点,是分布最为广泛的面源污染。在相关研究中,如陈敏鹏等^[8]、梁流涛^[12]都将农业面源污染分解为化肥流失、畜禽养殖污染、农业有机固体废弃物、农村生活污染四个单元;潘丹^[13]和李谷成^[14]将农业面源污染分为农田化肥、农业固体废弃物、畜禽养殖和水产养殖四个单元;张宏艳^[15]则认为农业面源污染主要来源于畜禽养殖业的粪便流失、农业本身生产过程中化肥和农药的大量使用、

①折纯量是指把氮肥、磷肥、钾肥分别按含氮、含五氧化二磷、含氧化钾的百分之百成分进行折算后的数量。其中,复合肥按其所含主要成分折算,其折纯量等于实物量与某种化肥有效成分含量的百分比。

农村生活垃圾出路不畅、农村生活污水直接排放以及秸秆污染等。根据农业生产和农村生活的特征,本文在文献调研的基础上将中国农业面源污染的主要来源分为农田化肥、畜禽养殖、农田固体废弃物、水产养殖及农村生活五类。

1.1 农业面源污染的测算方法

基于清单分析方法,从农业面源污染的来源角度综合考虑农田化肥、畜禽养殖、农田固体废弃物、水产养殖及农村生活五个污染单元(具体见表 1),将主要污染指标分为化学需氧量(COD)、总氮(TN)和总磷(TP)三种,计算见公式(1)。

$$E = \sum_i (EU_i \times \rho_i \times C_i) \tag{1}$$

其中, E 为进入水体的农业面源污染排放量,具体分为 COD 排放量、TN 排放量和 TP 排放量; EU_i 为 i 单元污染物的指标统计数,具体包括农用化肥施用折纯量、畜禽养殖量、粮食(蔬菜)作物产量、淡水养殖面积和乡村人口数; ρ_i 为 i 单元污染物的产污强度系数; C_i 为单元 i 污染物的排放系数,它由单元和空间特征决定,表征区域环境、降雨、水文和各种管理措施对农业面源污染的综合影响。本文利用公式(1)计算了 2001–2015 年中国 31 个省份农业面源污染的排放量,然后根据中国分省的面源污染排放量加总得到中国农业面源污染的排放总量。

表 1 农业面源污染核算单元表

污染来源	调查单元	调查指标	单位
农田化肥	氮肥、磷肥、复合肥	施用量(折纯)	万吨
畜禽养殖	牛、猪、羊、家禽	存栏量/出栏量	万头(只)
农田固体废弃物	稻谷、小麦、玉米、豆类、薯类、花生、油菜籽、油料、蔬菜	总产量	万吨
水产养殖	淡水养殖	淡水养殖面积	千公顷
农村生活	乡村人口	乡村人口数	万人

资料来源:文献[10]、[12]和[13]。

1.2 指标、数据及测算结果

采用中国农业生产及农村生活中的 COD、TN 和 TP 排放量来表示农业面源污染指标。其中,第一单元面源污染主要采用农用氮肥施用折纯量、农用磷肥施用折纯量和农用复合肥施用折纯量计算而得,具体借鉴赖斯芸^[13]的计算方法,根据化肥折纯的化学成分得到这一单元的产污系数,氮肥、磷肥和复合肥(氮、磷、钾养分比例为 1:1:1)的 TN 产污系数分别为 1.00、0.00、0.33;TP 产污系数分别为 0.00、0.44、0.15。第二单元畜禽养殖产生的面源污染主要采用牛存栏数、猪出栏数、羊存栏数和家禽出栏数四项指标测算^[12,13](由于中国主要以养猪业、养禽业、养牛业和养羊业为主,其总产值占整个畜牧业产值的 95%以上,因此在第二单元的面源污染计算中,本文仅考虑了这四项指标);另外,排污系数以中国国家环境保护局发布的官方数据为准。第三单元的面源污染测算主要采用稻谷、小麦、玉米等粮食作物和蔬菜作物九项指标测算,将蔬菜固体废弃物的产量假定为 0.51^[12],农田固体废弃物单元面源污染计算公式如下:COD(TN/TP)排放量=农作物产量(蔬菜产量)×秸秆粮食比(蔬菜固废产量)×秸秆利用结构①×固体废弃物养分含量②×产污系数×不同利用方式下秸秆养分流失率。在第四单元面源污染的测算中,本文借鉴张大弟等^[17]、潘丹等^[18]的做法,仅考虑淡水养殖面积。在第五单元农业面源污染的测算中,COD、TN 和 TP 的流失强度分别以 7.82kg/人、0.89kg/人和 0.20kg/人为

①由于部分省份利用结构数据缺失,本文依据地理距离,将新疆、内蒙古按照甘肃的利用结构数据计算;广西按照广东的利用结构数据计算;北京、天津按照河北的利用结构数据计算;青海、西藏、重庆、云南按照四川的利用结构数据计算。

②此处油菜同豆类,花生同薯类,产污系数亦如此。

准^[12],由于 2013、2014 两年的乡村人口数据缺失,我们分别取其前三年乡村人口数均值代替。此外,农业面源污染核算过程中所需的化肥施用量、畜禽养殖数、农作物产量以及农村人口数据均来源于历年《中国统计年鉴》《中国农业年鉴》《中国农村统计年鉴》以及各省市的统计年鉴。

为了揭示中国农业面源污染的地区差异及其来源,将中国 31 个省份按照东、中、西划分为三个地区分别进行测算。首先,在综合考虑已有研究所采用的污染单元的基础上,将农业面源污染源划分为五个单元(EU),然后根据公式分别测算出每一个污染单元的农业面源污染排放量,最后将五单元加总得到中国 31 个省份的农业面源污染排放总量。此外,公式(1)中各单元的产污强度系数、流失率等相关参数,则从相关文献^[11,13]及第一次全国污染源普查领导小组办公室颁布的《全国第一次污染源普查农业污染源系数手册》中获得。表 2 报告了 2015 年中国分省农业面源污染的排放量。

表 2 2015 年分省农业面源污染排放总量 单位:万吨

地 区	COD	TN	TP	地 区	COD	TN	TP
北 京	6.3878	3.5415	0.4515	湖 北	70.3819	55.9390	6.7594
天 津	6.8836	5.6018	0.4769	湖 南	93.6179	47.5239	5.6054
河 北	66.7398	50.4552	4.5524	广 东	80.5164	55.8924	5.6566
山 西	10.8147	7.6059	0.9936	广 西	74.0907	25.5853	4.6846
内 蒙 古	42.7190	31.6519	2.2389	海 南	10.0894	4.1456	0.5555
辽 宁	65.7538	31.5910	3.8326	重 庆	22.5576	10.0553	1.2637
吉 林	39.4348	31.7732	2.3035	四 川	128.8462	40.1387	6.6585
黑 龙 江	39.7294	21.2407	3.7316	贵 州	35.5747	18.6936	1.2997
上 海	3.3269	2.7506	0.2355	云 南	56.2763	36.2602	2.4826
江 苏	38.0092	70.3476	4.3820	西 藏	44.2090	10.2964	1.4989
浙 江	20.6974	22.4810	1.5625	陕 西	14.3217	28.8419	1.3618
安 徽	54.8995	31.3149	4.8216	甘 肃	26.0917	10.0270	1.1339
福 建	31.4456	18.0474	2.6930	青 海	34.3820	8.7108	1.2647
江 西	62.4183	21.5108	4.1088	宁 夏	6.3939	6.2612	0.3679
山 东	132.5904	74.4935	11.5663	新 疆	33.6934	19.5255	2.5527
河 南	126.2842	59.2431	12.1531	均 值	47.7154	27.7918	3.3306

2 农业面源污染的时空特征分析

2.1 时空分布格局

基于 ArcGIS 地统计分析方法,分别绘制了 2001 年和 2015 年中国农业面源污染 COD、TN 和 TP 的空间分布格局图(图 1~图 3)。从图 1 可以看出,中国农业面源污染的分布呈现出明显的空间非均衡特征。根据 2001 年和 2015 年 COD 的空间分布格局图,COD 排放较多的地区主要集中在山东、河南和四川等农业大省;从 2001 和 2015 年 TN 排放量的空间分布格局来看(图 2),TN 的排放主要集中于山东、江苏、湖南和广西等省区;TP 排放量的空间分布格局(图 3)与 COD 和 TN 表现出类似的特点,也大致集中于山东、河南、四川等农业大省,整体来看,TP 的排放量呈现出由东部沿海、中部地区向西部地区递减的态势。从 COD、TN 和 TP 三项指标的空间分布格局综合考虑,中国农业面源污染较严重的地区主要集中在粮食主产区^①,尤其是山东、河南、四川、湖南等农业大省。这可能是由于农业生产大省对农业经济增长的不合理追求,造成化肥农药使用过

^①中国粮食主产区包括辽宁、河北、山东、吉林、内蒙古、江西、湖南、四川、河南、湖北、江苏、安徽、黑龙江等 13 个省份。

度,农业生产垃圾增多,进而导致农作物种植越多的地区农业面源污染问题越严重。

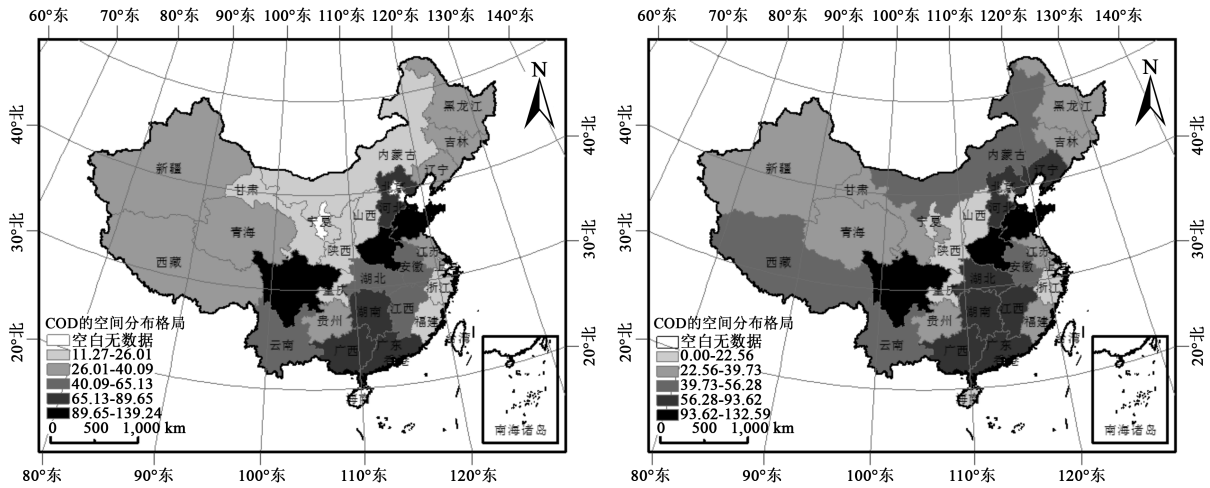


图 1 COD 的空间分布格局(左为 2001 年,右为 2015 年)

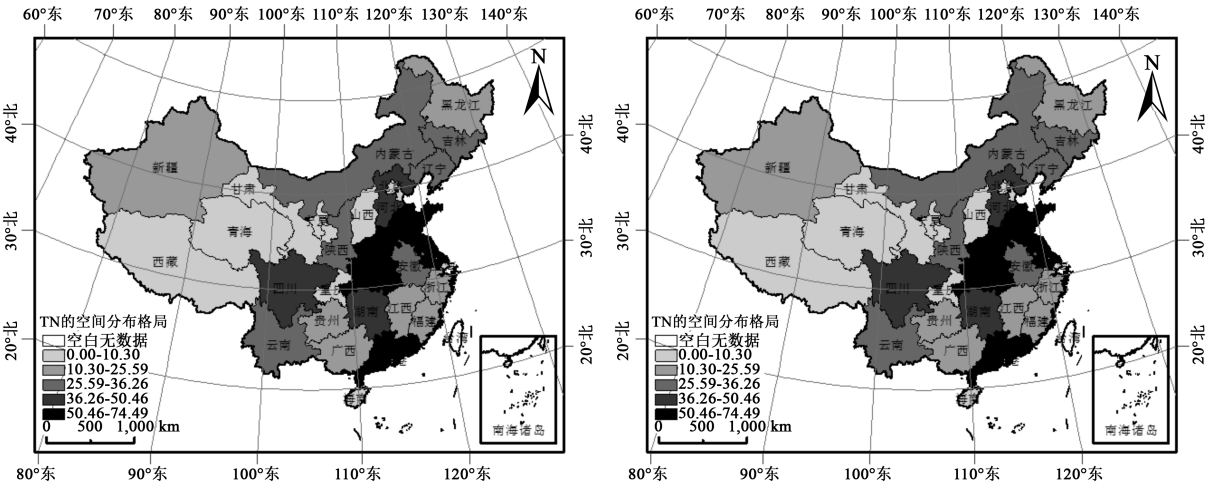


图 2 TN 的空间分布格局(左为 2001 年,右为 2015 年)

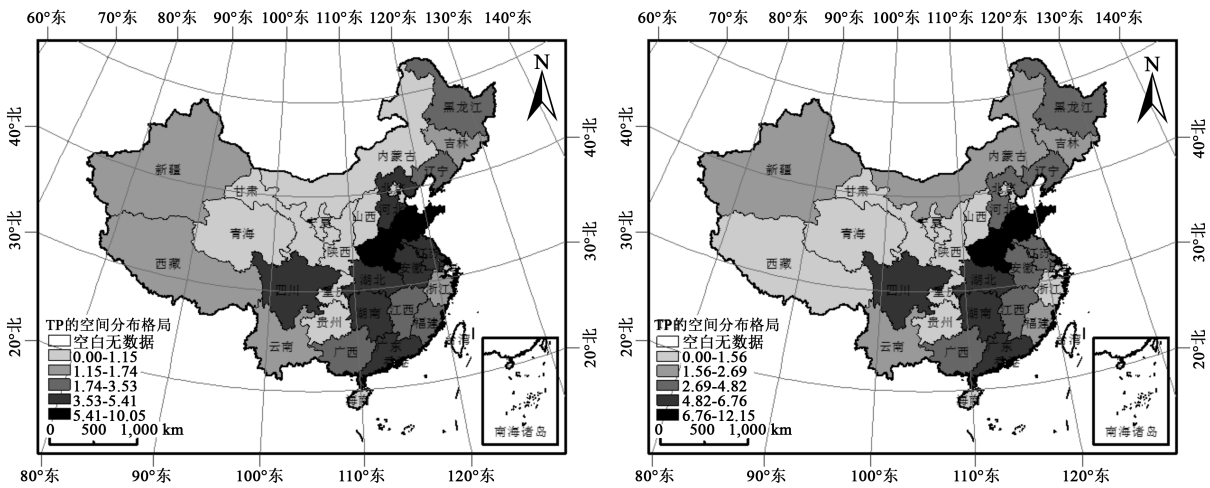


图 3 TP 的空间分布格局(左为 2001 年,右为 2015 年)

2.2 空间趋势分析

基于 ArcGIS 地统计分析中的全局趋势分析法,以正东和正北方向为 X 轴和 Y 轴,以 COD 排放量、TN 排放量和 TP 排放量为 Z 轴,分别制作了 2001 年和 2015 年 COD、TN、TP 排放量的趋势图(图 4)。根据图 4,可以发现中国农业面源污染中主要污染物 COD 的排放呈现东西低中部高,南北低中部高的态势。从 2001 年 TN 的趋势图来看,在东西方向上呈现东高西低的态势,在南北方向上呈现出南北低中部高的倒“U”形特征;观察 2015 年 TN 的趋势图可以发现,TN 的整体趋势与 2001 年大致相同,排放量较 2001 年稍有增加。从 TP 的趋势图来看,2001 年和 2015 年的排放均呈东多西少、南北低中部高的态势。综上可得,中国农业面源污染较严重的地区主要集中在东部及中部地区,且呈现出较为明显的空间集聚特征。

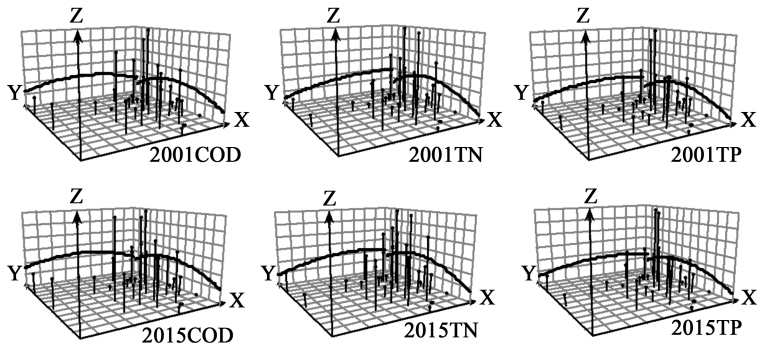


图 4 农业面源污染的空间趋势分析

3 中国农业面源污染的地区差异及其来源分解

3.1 模型和方法介绍

借鉴 DAGUM^[19]提出的基尼系数及其分解方法,对中国三大地区面源污染的地区差距进行测算及分解。DAGUM 基尼系数方法不仅可以衡量总体区域差异,而且可以将总体差异分解为不同子群(区域内差异、区域间差异和超变密度),从而能够更加全面地揭示不同子群对总体区域差异的影响^[19,20]。根据 DAGUM 的方法,基尼系数的测算公式如(2)式所示。

$$G = \frac{\sum_{j=1}^k \sum_{h=1}^k \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{r=1}^{n_h} |y_{ji} - y_{hr}|}{2n^2 \bar{y}} \tag{2}$$

其中, G 是总体基尼系数, y_{ji} 是 j 地区内任一省份 i 的面源污染排放量, y_{hr} 是 h 地区内任一省份的面源污染排放量, \bar{y} 是各省份面源污染排放量的平均值, n 是省份的个数, k 是地区划分的个数, n_j 是 j 地区内省份的个数, n_h 是 h 地区内省份的个数, j, h 为地区划分个数, i, r 为地区内省份的个数。

在进行基尼系数分解时,需要依据地区内农业面源污染的均值对各地区进行排序,如公式(3)所示。

$$\bar{Y}_h \leq \dots \leq \bar{Y}_j \leq \dots \leq \bar{Y}_k \tag{3}$$

公式(4)、(5)分别表示 j 地区的基尼系数 G_{jj} 和地区内差距的贡献 G_w ,公式(6)、(7)分别表示 j 和 h 地区的地区间基尼系数 G_{jh} 和地区间净值差距的贡献 G_{nb} ,公式(8)表示超变密度的贡献 G_t ,公式(9)表示 j, h 地区农业面源污染排放的相对影响 D_{jh} 。按照 DAGUM^[19]的基尼系数分解方法,可以将基尼系数分解为三个部分:地区内差距的贡献 G_w 、地区间净值差距的贡献 G_{nb} 、超变密度(Intensity of Transvariation)的贡献 G_t ,以上三部分之间的关系满足 $G = G_w + G_{nb} + G_t$ 。

$$G_{jj} = \frac{\frac{1}{2\bar{Y}_j} \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{r=1}^{n_j} |y_{ji} - y_{jr}|}{n_j^2}$$

(4)

$$G_w = \sum_{j=1}^k G_{jj} p_j s_j$$

(5)

$$G_{jh} = \frac{\sum_{i=1}^{n_j} \sum_{r=1}^{n_h} |y_{ji} - y_{hr}|}{n_j n_h (\bar{Y}_j + \bar{Y}_h)}$$

(6)

$$G_{nb} = \sum_{j=2}^k \sum_{h=1}^{j-1} G_{jh} (p_j s_h + p_h s_j) D_{jh}$$

(7)

$$G_t = \sum_{j=2}^k \sum_{h=1}^{j-1} G_{jh} (p_j s_h + p_h s_j) (1 - D_{jh})$$

(8)

$$D_{jh} = \frac{d_{jh} - p_{jh}}{d_{jh} + p_{jh}}$$

(9)

其中, $p_j = n_j/n$, $s_j = n_j \bar{Y}/n \bar{Y}$, $j = 1, 2, \cdots, k$ 。

公式(10)和公式(11)分别用来计算 j 、 h 地区中所有 $y_{ji} - y_{hr} > 0$ 样本值加总的数学期望 d_{jh} 和所有 $y_{hr} - y_{ji} > 0$ 样本值加总的数学期望 p_{jh} 。

$$d_{jh} = \int_0^\infty dF_j(y) \int_0^y (y - x) dF_h(x)$$

(10)

$$p_{jh} = \int_0^\infty dF_h(y) \int_0^y (y - x) dF_j(x)$$

(11)

其中, F_j 、 F_h 分别为 j 地区和 h 地区的累积密度分布函数。

3.2 地区差异测度及其分解结果

根据 DAGUM 基尼系数的测算方法,分别测算了中国 31 个省份农业面源污染三个指标的总 体基尼系数、三大地区①基尼系数和地区间的基尼系数,按照基尼系数的子群分解方法将总 体基尼系数分解为地区内基尼系数的贡献、地区间基尼系数的贡献和超变密度的贡献并测 算了各来源的贡献率,表 3 至表 5 分别报告了 COD、TN 和 TP 的基尼系数测度及分解 结果。

表 3 COD 的地区差异测度及分解

年份	基尼系数							贡献率%		
	总体	东部	中部	西部	东中	东西	中西	地区内	地区间	超变密度
2001	0.4202	0.4933	0.3064	0.3766	0.4395	0.4583	0.3902	0.1329	0.0939	0.1934
2002	0.4198	0.4936	0.3125	0.3706	0.4414	0.4572	0.3889	0.1327	0.0924	0.1947
2003	0.4177	0.4955	0.3156	0.3575	0.4431	0.4555	0.3842	0.1317	0.0928	0.1932
2004	0.4223	0.5152	0.3175	0.3507	0.4520	0.4641	0.3808	0.1331	0.0914	0.1978
2005	0.4188	0.5131	0.3173	0.3457	0.4505	0.4619	0.3717	0.1327	0.0809	0.2051
2006	0.4151	0.5063	0.3080	0.3681	0.4420	0.4570	0.3663	0.1339	0.0697	0.2116
2007	0.4057	0.4958	0.2919	0.3605	0.4327	0.4505	0.3567	0.1301	0.0739	0.2017
2008	0.4059	0.4873	0.3061	0.3638	0.4285	0.4448	0.3640	0.1309	0.0704	0.2046

①三大地区分为东部地区、中部地区和西部地区。其中,东部地区包括北京、天津、河北、辽宁、山东、江苏、浙江、上海、福建、广东、海南 11 个省;中部地区包括山西、吉林、黑龙江、安徽、江西、河南、湖北、湖南 8 个省;西部地区包括内蒙古、广西、重庆、四川、贵州、云南、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆、西藏 12 个省。

续表 3

年份	基尼系数							贡献率%		
	总体	东部	中部	西部	东中	东西	中西	地区内	地区间	超变密度
2009	0.4068	0.4842	0.3042	0.3673	0.4277	0.4448	0.3703	0.1304	0.0773	0.1991
2010	0.4065	0.4834	0.3031	0.3681	0.4252	0.4442	0.3724	0.1303	0.0781	0.1982
2011	0.4089	0.4861	0.3012	0.3727	0.4239	0.4478	0.3757	0.1312	0.0737	0.2039
2012	0.4088	0.4889	0.2953	0.3694	0.4232	0.4494	0.3763	0.1305	0.0775	0.2008
2013	0.4088	0.4915	0.2962	0.3673	0.4265	0.4490	0.3755	0.1303	0.0792	0.1994
2014	0.4075	0.4922	0.2979	0.3619	0.4290	0.4477	0.3735	0.1293	0.0865	0.1917
2015	0.4060	0.4919	0.2961	0.3595	0.4276	0.4467	0.3697	0.1291	0.0818	0.1950
均值	0.4119	0.4946	0.3046	0.3640	0.4342	0.4519	0.3744	0.1313	0.0813	0.1993
平均变化率%	-0.2453	-0.0203	-0.2439	-0.3314	-0.1959	-0.1830	-0.3847	-0.2070	-0.9805	0.0589

从 COD、TN 和 TP 三项指标的总 体基尼系数来看(图 5),样本考察期内除 2006 年 COD 的总 体基尼系数高于 TN 和 TP 外,2001-2005 年及 2007-2015 年间,TP 的总 体基尼系数皆为最大(0.454 2)^①,样本考察期内平均变化率为-0.048 6%。其次是 TN 的总 体基尼系数(0.412 8),平均变化率为-0.445 5%,而 COD 的总 体基尼系数最小(0.411 9),平均变化率为-0.245 3%。由此可得,从整体来看,中国农业面源污染的三项指标中 TP 的地区差异最大,TN 次之,COD 的地区差异最小。根据表 3 我们可以看出,三大地区中东部地区 COD 的基尼系数最大(0.494 6),西部地区次之(0.364 0),中部地区最小(0.304 6),说明三大地区中东部地区 COD 的差异最大;从地区间基尼系数来看,东部和西部之间 COD 的基尼系数最大(0.451 9),且呈减小趋势,东部和中部次之(0.434 2),中部和西部最小(0.374 4),表明东部和西部地区之间的差异最大,且差异在逐渐缩小;从贡献率来看,样本考察期内超变密度的贡献率(0.199 3)均高于地区内贡献率(0.131 3)和地区间贡献率(0.081 3),由此我们可以得出,超变密度是 COD 总 体差异的主要来源,地区间差异的贡献最小。此外,从表 3 中我们还可以看出,样本考察期内超变密度的贡献率呈波动上升的态势,表明各地区存在交叉重叠的情况。

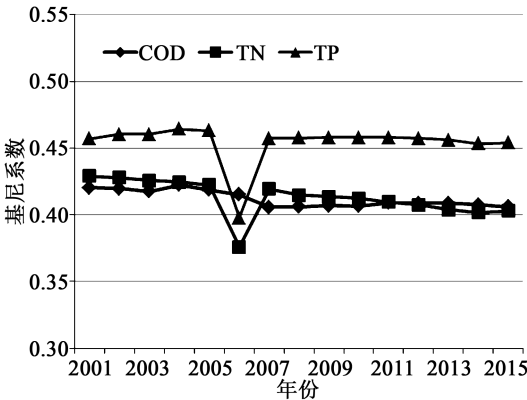


图 5 农业面源污染总体地区差异的演变趋势

根据表 4,从三大地区 TN 的基尼系数来看,东部地区的基尼系数(0.473 7)大于西部地区(0.302 0)和中部地区(0.286 0)的基尼系数,说明东部地区 TN 的差异最大,西部次之,中部地区的差异最小;从地区间基尼系数来看,东部和西部 TN 的基尼系数最大(0.491 2)且在样本期内呈下降趋势,东部和中部次之(0.410 7),中部和西部的基尼系数最小(0.376 6),说明虽然东部和西部之间的差异最大,但是差异在不断缩小;从贡献

①括号内数据为均值。下同。

率来看,超变密度的贡献率(0.164 3)要高于地区内贡献率(0.124 8)和地区间贡献率(0.123 7),表明超变密度是 TN 地区差异的主要来源。表 5 报告了 TP 的地区差异测度及分解结果,从三大地区来看,东部地区的基尼系数(0.499 2)高于西部地区(0.368 2)和中部地区(0.335 4),说明东部地区的差异最大,样本考察期内平均变化率为 0.204 5%;从地区间基尼系数来看,东部和西部之间的基尼系数最大(0.502 7)且在样本期间呈减小趋势,中部和西部地区次之(0.481 4),东部和中部最小(0.443 1),说明东部和西部地区之间的差异最大;从贡献率来看,地区间的贡献率(0.172 8)最大,超变密度贡献率(0.147 6)次之,地区内贡献率最小(0.133 8),表明地区间贡献是 TN 总体差异的主要来源。此外,超变密度也是 TN 总体差异的一个重要来源。

表 4 TN 的地区差异测度及分解

年份	基尼系数							贡献率%		
	总体	东部	中部	西部	东中	东西	中西	地区内	地区间	超变密度
2001	0.4291	0.4757	0.2808	0.3105	0.4188	0.5199	0.3968	0.1274	0.1511	0.1506
2002	0.4280	0.4753	0.2876	0.3061	0.4185	0.5168	0.3979	0.1271	0.1465	0.1544
2003	0.4259	0.4752	0.2921	0.3049	0.4192	0.5115	0.3941	0.1270	0.1400	0.1589
2004	0.4244	0.4771	0.2835	0.3060	0.4152	0.5095	0.3993	0.1260	0.1377	0.1607
2005	0.4224	0.4793	0.2935	0.3027	0.4186	0.5043	0.3861	0.1272	0.1308	0.1645
2006	0.3760	0.4574	0.2896	0.2232	0.4045	0.4441	0.3140	0.1143	0.0892	0.1725
2007	0.4194	0.4816	0.2883	0.3028	0.4191	0.5013	0.3745	0.1272	0.1235	0.1687
2008	0.4148	0.4720	0.2956	0.3066	0.4128	0.4918	0.3768	0.1261	0.1178	0.1709
2009	0.4135	0.4724	0.2933	0.3084	0.4099	0.4888	0.3800	0.1256	0.1198	0.1680
2010	0.4123	0.4728	0.2896	0.3086	0.4082	0.4876	0.3807	0.1251	0.1214	0.1659
2011	0.4097	0.4718	0.2850	0.3096	0.4058	0.4845	0.3779	0.1244	0.1201	0.1652
2012	0.4074	0.4743	0.2797	0.3109	0.4041	0.4819	0.3731	0.1241	0.1178	0.1655
2013	0.4038	0.4733	0.2778	0.3095	0.4018	0.4765	0.3683	0.1234	0.1150	0.1654
2014	0.4018	0.4740	0.2760	0.3116	0.4013	0.4738	0.3633	0.1234	0.1109	0.1676
2015	0.4031	0.4739	0.2777	0.3091	0.4020	0.4757	0.3661	0.1234	0.1136	0.1661
均值	0.4128	0.4737	0.2860	0.3020	0.4107	0.4912	0.3766	0.1248	0.1237	0.1643
平均变化率%	-0.4455	-0.0271	-0.0793	-0.0323	-0.2920	-0.6326	-0.5735	-0.2276	-2.0169	0.7022

表 5 TP 的地区差异测度及分解

年份	基尼系数							贡献率%		
	总体	东部	中部	西部	东中	东西	中西	地区内	地区间	超变密度
2001	0.4572	0.4894	0.3313	0.3789	0.4334	0.5105	0.4955	0.1343	0.1803	0.1426
2002	0.4605	0.4937	0.3375	0.3775	0.4382	0.5137	0.4979	0.1352	0.1808	0.1445
2003	0.4603	0.4941	0.3424	0.3710	0.4398	0.5123	0.4969	0.1352	0.1813	0.1438
2004	0.4645	0.5075	0.3393	0.3714	0.4459	0.5196	0.4959	0.1365	0.1822	0.1459
2005	0.4631	0.5097	0.3407	0.3695	0.4471	0.5178	0.4875	0.1372	0.1741	0.1519
2006	0.3978	0.4743	0.3293	0.2755	0.4230	0.4287	0.3895	0.1207	0.1126	0.1644
2007	0.4575	0.5064	0.3313	0.3800	0.4432	0.5102	0.4788	0.1360	0.1682	0.1533
2008	0.4576	0.5001	0.3432	0.3741	0.4437	0.5074	0.4831	0.1356	0.1704	0.1516
2009	0.4579	0.4976	0.3422	0.3771	0.4454	0.5042	0.4885	0.1348	0.1755	0.1475
2010	0.4581	0.4989	0.3383	0.3786	0.4465	0.5044	0.4895	0.1345	0.1780	0.1457
2011	0.4580	0.5016	0.3357	0.3769	0.4470	0.5050	0.4882	0.1343	0.1782	0.1455
2012	0.4573	0.5038	0.3306	0.3759	0.4464	0.5063	0.4858	0.1340	0.1786	0.1448
2013	0.4561	0.5042	0.3307	0.3732	0.4491	0.5029	0.4836	0.1333	0.1783	0.1445
2014	0.4533	0.5027	0.3286	0.3721	0.4499	0.4973	0.4797	0.1324	0.1769	0.1441
2015	0.4541	0.5036	0.3296	0.3706	0.4485	0.4999	0.4804	0.1328	0.1767	0.1446

续表 5

年份	基尼系数							贡献率%		
	总体	东部	中部	西部	东中	东西	中西	地区内	地区间	超变密度
均值	0.4542	0.4992	0.3354	0.3682	0.4431	0.5027	0.4814	0.1338	0.1728	0.1476
平均变化率%	-0.0486	0.2045	-0.0367	-0.1581	0.2449	-0.1498	-0.2208	-0.0802	-0.1440	0.0995

4 中国农业面源污染的分布动态演进

本文采用非参数估计中的 KERNEL 密度估计方法^①进一步考察中国农业面源污染的分布动态演进规律。KERNEL 密度估计方法有以下两个优点:第一,可以刻画整体形态;第二,可以通过对不同时间的对比分析,综合考察动态演进特征。鉴于此,绘制了 2001 年、2005 年、2011 年和 2015 年 COD、TN 和 TP 的 KERNEL 密度图,如图 6 至图 8。

4.1 COD 的分布动态演进

从图 6 可以看出,中国农业面源污染 COD 排放量这一指标的分布动态呈以下特征:第一,从整体来看,2001-2015 年中国农业面源污染 COD 排放量的 KERNEL 密度函数中心点稍微往右偏移,说明 COD 的排放量呈小幅上升态势,农业面源污染逐渐加重。第二,样本考察期内 COD 这一指标 KERNEL 函数的峰值降低,说明 2001-2015 年中国农业面源污染 COD 这一指标的极化程度降低,即 31 个省份农业面源污染 COD 排放的分布越来越分散。第三,COD 的 KERNEL 密度函数呈现出双峰现象,说明 2001-2015 年中国农业面源污染 COD 这一指标出现了明显的两极分化。第四,COD 这一指标的 KERNEL 密度函数的右拖尾现象较为明显且呈左移趋势移,说明 COD 排放较高地区的排放量在减少。

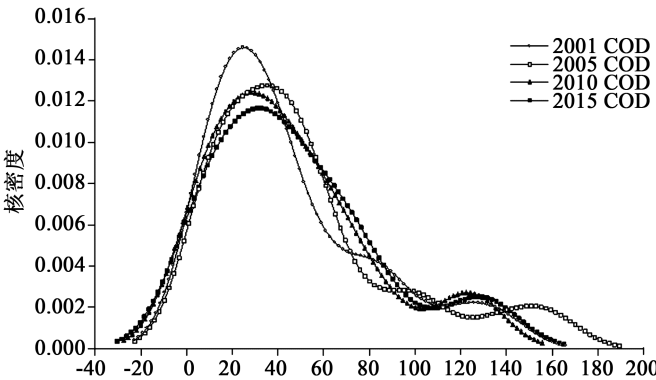


图 6 COD 的分布动态演进

4.2 TN 的分布动态演进

根据图 7,可以看出 TN 的分布动态呈现以下特征:第一,从整体来看,2015 年中国农业面源污染 TN 排放量的 Kernel 密度函数出现小幅度右移,说明 2001-2015 年 TN 的排放量呈小幅上升态势,农业面源污染的状况稍有恶化。第二,样本考察期内 TN 这一指标 KERNEL 函数的峰值有所下降,说明 2001-2015 年中国农业面源污染 TN 这一指标的极化程度降低,即 31 个省份农业面源污染 TN 排放的分布呈分散趋势。第三,2001

^①非参数 KERNEL 密度估计的基础是 KERNEL 函数,详见文献[21]。

年 TN 的 KERNEL 密度函数呈现出双峰现象,说明 2001 年中国农业面源污染 TN 这一指标出现了明显的两极分化。第四,无论 2001-2015 年 TN 排放量这一指标的 KERNEL 密度函数均呈现明显的右拖尾现象,说明仍存在相当一部分省份 TN 的排放量较高。

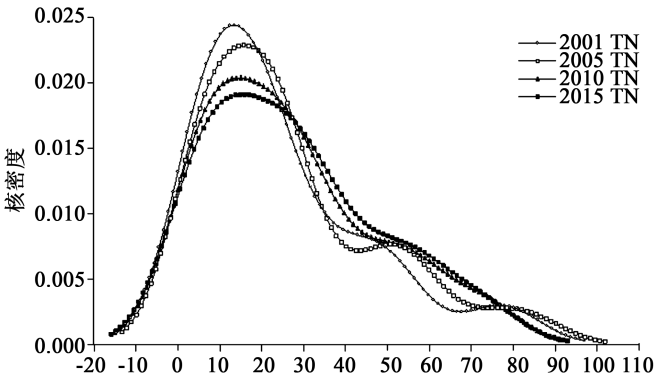


图 7 TN 的分布动态演进

4.3 TP 的分布动态演进

图 8 刻画了中国年农业面源污染 TP 排放这一指标的分布动态演进情况。根据图 8,我们可以发现 TP 的分布动态呈现以下规律:第一,从整体来看,2015 年中国农业面源污染 TP 这一指标的 KERNEL 密度函数中心点出现小幅度右移,说明样本考察期内 TP 的排放量小幅度增加,由 TP 排放引起的农业面源污染稍有加重。第二,TP 这一指标 KERNEL 函数的峰值下降,说明 2001-2015 年中国农业面源污染 TP 这一指标的极化程度降低,即 31 个省份农业面源污染 TP 排放的分布越来越分散。第三,2001-2015 年 TP 的 KERNEL 密度函数呈现出双峰现象,说明样本考察期内农业面源污染 TP 这一指标呈现出明显的两极分化现象。第四,TP 这一指标的 KERNEL 密度函数的右拖尾现象较为明显,这说明还存在相当一部分省份 TP 的排放量较高。

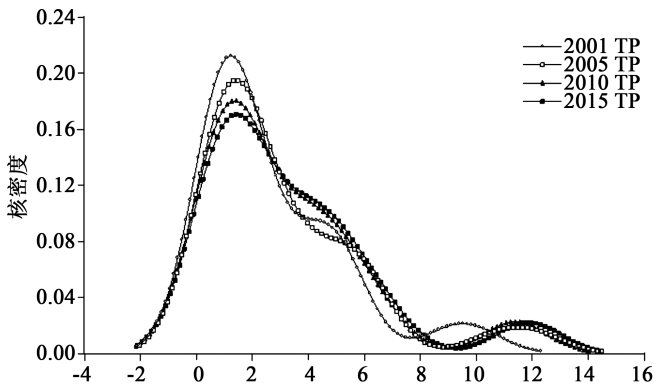


图 8 TP 的分布动态演进

综上所述,中国农业面源污染的 COD、TN 和 TP 这三项指标的分布动态演进皆呈现以下特征:KERNEL 密度函数中心点小幅度右移,说明农业面源污染存在加重趋势;COD 和 TP 的 Kernel 密度动态演进都表现出明显的双峰现象,说明中国农业面源污染出现了明显的两极分化;三项指标的 KERNEL 密度动态演进都出现较为明显的右拖尾现象,说明存在相当一部分省份的农业面源污染状况较严重,如山东、河南、四川、江苏等农业大省的农业面源污染排放量明显高于青海、西藏、宁夏、山西等省份。

5 结论与政策启示

本文首先在测算中国 31 个省份 2001-2015 年农业面源污染 COD、TN、TP 排放量和排放强度的基础上,借助 ArcGIS 平台对中国农业面源污染的空间分布及其演变趋势进行可视化描述。其次,采用 DAGUM 基尼系数方法对中国农业面源污染的地区差异进行测度及分解。最后,采用 KERNEL 密度估计方法揭示出中国农业面源污染的分布动态演进规律。研究发现:(1)从 2001 年和 2015 年中国农业面源污染的空间分布格局来看,中国农业面源污染呈现出明显的空间非均衡特征,污染较严重的地区主要集中在山东、河南、四川等农业大省。从空间演变趋势来看,中国农业面源污染在东西方向上呈东西低中部高的态势,在南北方向上呈南北低中部高的态势。(2)DAGUM 基尼系数的测算结果显示,从三大地区来看,东部地区农业面源污染的差异最大;从地区间来看,东部和西部地区农业面源污染的差异最大;从贡献率的测算结果可以发现,超变密度是中国农业面源污染存在差异的主要来源。(4)KERNEL 密度的估计结果表明农业面源污染有加重的趋势;COD 和 TP 的 KERNEL 密度动态演进表现出双峰现象,说明中国农业面源污染出现了明显的两极分化;三项指标的 KERNEL 密度图都呈现明显的右拖尾现象,说明相当一部分省份的农业面源污染状况较严重。

中国作为一个农业大国,在现阶段经济从高速增长向中高速增长转变的“新常态”下,面对严峻的农业面源污染问题及资源约束趋紧的现状,应将加快转变经济发展方式、着力调整产业结构、增强综合治污能力作为当前的重要任务。基于上述研究结论,本文提出以下政策建议:首先,中国农业面源污染呈现明显的空间非均衡特征,农业越发达的省份面源污染问题越严重。因此,应针对不同地区农业面源污染的严重程度,因地制宜,实行差别化的农业面源污染治理政策。其次,中国农业面源污染表现出显著的空间相关性特征,因此应增强各区域的协同治污能力,与周围地区加强合作,共同致力于农业面源污染的治理。再次,东部地区和西部地区之间的农业面源污染差异最大,超变密度是中国农业面源污染问题的主要来源。因此,政府在制定政策的过程中应充分考虑东部、中部和西部地区的经济发展水平、产业结构及农业技术水平等因素,确保农业面源污染治理政策的合理制定。样本考察期内中国农业面源污染呈加重趋势且表现出明显的两极分化现象。因此,应加大对农业面源污染较严重地区的技术支持及资金投入,促进农业技术进步,提高农业资源利用效率,科学合理地抑制农业面源污染进一步加重的趋势。此外,在现阶段推行农业供给侧结构性改革的背景下,应着力提升农业全要素生产率,采取农业经济发展数量和质量同时并举的战略方针,努力把农业建设成为美丽中国的“生态屏障”,为加快推进生态文明建设做出更大贡献。

参考文献:

[1]DENNIS L,CORWIN K. Non-point Pollution Modeling Based on GIS[J]. Soil and Water Conservation,1998 (1):75-88.
[2]CHOWDARY V M, RAO N H, SARMA P B S. Decision Support Framework for Assessment of Non-point-source Pollution of Groundwater in Large Irrigation Projects[J]. Agricultural Water Management. 2005, 75(3):194-225.
[3]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(41):378-387.
[4]饶静,许翔宇,纪晓婷.我国农业面源污染现状、发生机制和对策研究[J].农业经济问题, 2011(8):81-87.
[5]李秀芬,朱金兆,顾晓君,等. 农业面源污染现状与防治进展[J]. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(4):81-84.
[6]张晖,胡浩.农业面源污染的环境库兹涅茨曲线验证——基于江苏省时序数据的分析[J].中国农村经济, 2009(4):48-53.
[7]李海鹏,张俊飏.中国农业面源污染与经济发展关系的实证研究[J].长江流域资源与环境, 2009, 18(6):585-590.
[8]陈敏鹏,陈吉宁,赖斯芸.中国农业和农村污染的清单分析与空间特征识别[J].中国环境科学, 2006, 26(6):751-755.
[9]葛继红,周曙东.农业面源污染的经济影响因素分析[J].中国农村经济,2011(5):72-81.

[10] 赖斯芸,杜鹏飞,陈吉宁.基于单元分析的非点源污染调查评估方法[J].清华大学学报(自然科学版), 2004, 44(9):1184-1187.

[11] GROSSMAN G M, KRUEGER A B. Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement[J]. Social Science Electronic Publishing, 1992, 8(2):223-250.

[12] 梁流涛.农村生态环境时空特征及其演变规律研究[D].南京:南京农业大学, 2009.

[13] 潘丹.考虑资源环境因素的中国农业生产率研究[D].南京:南京农业大学, 2012.

[14] 李谷成.中国农业绿色生产率革命:1978-2008 年[J].经济学, 2014, 13(2):537-558.

[15] 张宏艳.发达地区农村面源污染的经济学研究[M].北京:经济科学出版社, 2006.

[16] 赖斯芸.非点源调查评估方法及其应用研究[D].北京:清华大学, 2004.

[17] 张大弟, 章家骥.上海市郊区非点源污染综合调查评价[J].上海农业学报, 1997(1):31-36.

[18] 潘丹,应瑞瑶.资源环境约束下的中国农业全要素生产率增长研究[J].资源科学, 2013, 35(7):1329-1338.

[19] DAGUM, C. A new Approach to the Decomposition of the Gini Income Inequality Ratio[J], Empirical Economics, 1997, 22(4): 515-531.

[20] 刘夏明,魏英琪,李国平.收敛还是发散? [J].经济研究, 2004(7):70-81.

[21] LI Q, RACINE J S. Nonparametric Econometrics: Theory and Practice[M]. Princeton University Press, 2007.

Regional Disparity and Distributional Dynamics of China Agricultural NPS: from 2001 to 2015

YANG Qian, WANG Hongru, QIN Wenjin

(School of Public Management, Shandong University of Finance and Economics, Jinan 250014, China)

Abstract: In order to reveal the temporal and spatial distribution characteristics of China agricultural non-point pollution (NPS) and investigate the origin and dynamic evolution law of regional disparity, this paper, based on the measurement of 31 provinces' agricultural NPS emission from 2001 to 2015, visually describes the spatial distribution and spatial tendency of agricultural NPS, and empirically investigates the regional disparity and dynamic evolution law of China agricultural NPS by adopting Dagum Gini coefficient and Kernel density estimation method. The results show that China agricultural NPS presents a characteristic of obvious spatial non-equilibrium with the most polluted areas mainly distributed in Shandong, Henan, Sichuan and other major agricultural provinces; in terms of regional disparity, the disparity between eastern and western regions is the largest while the super-variable density is the main source of regional agricultural NPS disparity; and in terms of dynamic distributional evolution law, China agricultural NPS presents a trend of gradual increase and an obvious spatial polarization. All these conclusions are of great significance to China sustainable agriculture development.

Keywords: NPS; inventory analysis; DAGUM gini coefficient; KERNEL density estimation

(责任编辑 时明芝)