

淮河生态经济带农业面源污染 空间分布及治理研究

郭利京 黄振英¹

(安徽财经大学 经济学院, 安徽 蚌埠 233030)

【摘要】:淮河流域是我国重要的农业生产功能区,长期以来以追求高产量、高利润为目的的农业生产活动,导致了日益严重的农业面源污染问题。厘清淮河生态经济带农业面源污染空间分布状况,为生态经济带内各级行政主体实施农业面源污染综合防治、提高生态环境治理体系和治理能力现代化提供政策建议,具有重要的理论和现实意义。应用产污系数法、等标污染法、GIS技术等方法,对经济带内155个县域单元农业面源污染的化学需氧量(COD)、总氮(TN)、总磷(TP)3种污染物进行分析的基础上,核算了淮河生态经济带农业面源污染物的排放量、重点污染源、重点污染区、排放强度及空间分布。结果发现:2018年淮河生态经济带农业面源污染物中COD、TN、TP排放量分别为199.3、107.2、12.6万t,排放强度分别为69.2、34.7、3.4kg/km²;重点污染源为农田化肥、畜禽养殖和水产养殖,重点污染物为TN和TP,重点防治区为建湖县、兴化县、漯河市辖区等10个县(市、区)。农田化肥污染是淮河生态经济带农业面源污染分布最广的污染类型,综合污染是农业面源污染治理中防治难度最大的污染类型。针对淮河生态经济带县域单元农业面源污染存在较高空间异质性的现实,提出应根据不同区域不同污染类型实施针对性治理的政策建议。

【关键词】:农业面源污染 空间分布 分类控制 排放强度

【中图分类号】:F301.21 **【文献标识码】:**A **【文章编号】:**1004-8227(2021)07-1746-11

淮河流域作为我国七大流域之一,不仅是我国主要的农业人口集聚区,也是重要的农业生产功能区,粮食作物、经济作物、禽畜产品、水产品等产量在我国农产品生产中占有举足轻重的地位。长久以来,以追求高产量和高利润为目的的农业生产活动,导致了日益严重的农业面源污染问题^[1]。2018年11月国家发展改革委员会制定了《淮河生态经济带发展规划(2018-2035)》(以下简称《规划》),明确指出要加强流域内农业面源污染综合防治,严控污染源。农业面源污染作为影响范围最广的污染类型,已经成为世界范围内危害生态环境安全的重要因素。研究显示,美国农业面源污染占水体总污染物的67.0%以上,并有持续升高的趋势^[2];在瑞典Kävlinge地区,农业氮污染占水体污染物总量的84.0%~87.0%^[3];在加拿大迪芬贝克湖地区农业面源污染中总氮与总磷排放量约占入水总氮、总磷污染物的70.0%和90.0%^[4]。

在国内,农业面源污染已经成为危害我国生态环境的重要因素。欧阳威等^[5]研究发现农业面源污染中的化学需氧量(COD)、总氮(TN)、总磷(TP)分别占我国相应污染物总量的43.7%、57.2%、67.3%;同时,众多学者也对我国农业面源污染进行了核算,结果显示太湖流域^[6]、苏南太湖流域^[7]、巢湖流域^[8]农业面源污染对TN的贡献率分别达83.0%、74.0%和52.5%。但目前对于淮河生态经济带农业面源污染的研究相对较少,相近研究区域多为淮河流域,且不同学者对淮河流域空间区域的划分也存在差异^[9~11],

作者简介:郭利京(1981~),男,副教授,主要研究方向为农业经济、农业资源与环境。E-mail:guolijing0379@163.com

基金项目:国家自然科学基金项目(71773001);安徽省教育厅人文社科重点项目(SK2019A0705);安徽高校优秀青年人才支持计划项目(gxyqZD2017043);安徽财经大学研究生科研项目(ACYC2017144)

极易造成混乱。特别是研究淮河流域农业面源污染的文献主要是依据自然地理特征进行区域划分, 与我国行政单元作为生态环境治理主体的现实脱钩, 当前的研究范式不能将防治主体与防治区划相结合, 从而缺乏研究的现实价值和政策指导价值。

因此, 本文基于大量统计数据和文献整理, 以淮河生态经济带 155 个县域(市、区)行政单元为研究对象, 首先采用产污系数法、等标污染法核算经济带内农村生活、农田化肥、畜禽养殖、水产养殖四类污染源中的化学需氧量(COD)、总氮(TN)、总磷(TP)3 种污染物的排放量、等标污染物、排放强度及空间分布; 其次运用 ArcGIS 技术对区域内 155 个县域单元的农业面源污染排放强度进行敏感性评价分类, 依据评价结果划分重点污染源、重点污染物; 最后依据 3 种污染物的排放强度, 使用 SPSS20.0 软件对 155 个县域单元进行聚类分析, 根据不同污染物类型针对性地实施污染源控制分区, 并给出不同污染源类型的区域防治策略。以相对封闭的流域尺度研究面源污染可以较为准确估算淮河生态经济带面源污染的总量, 厘清农业面源污染空间分布状况, 为生态经济带内各行政主体实施农业面源污染综合防治、提高生态环境治理体系和治理能力现代化提供政策建议。

1 研究区域、数据来源与方法

1.1 研究区域与农业生产情况

空间范围: 淮河生态经济带规划面积约 24.3 万 km², 包括湖北、河南、山东、安徽、江苏 5 省辖区内的 25 个地市和 4 个县(市)。为了反映不同水系、不同地形地貌特征下农业面源污染负荷及空间分布状况, 文章依据水系、地形地貌特征将淮河生态经济带中全部县市级行政区划分为 7 个二级区(图 1)。研究单元: 依据《规划》中地级市下辖区级行政单元作为一个县级单元的原则(如蚌埠市下辖区级行政单元包括蚌山区、禹会区、淮上区、龙子湖区, 4 个区级行政单元共同组成一个县级单元), 淮河生态经济带内县域单元共计 155 个。**农业生产情况:** 2018 年淮河生态经济带农村人口 8700 万人, 约占全国农村总人口的 15.1%; 农业产值为 7594.4 亿元, 占全国农业总产值的 11.6%; 农田化肥施用量为 1268.2 万 t, 占全国施用总量的 21.6%; 淡水产品产量为 587.6 万 t, 占全国总产量的 9.1%; 畜禽养殖产值为 3915.2 亿元, 占全国总产值的 13.3%。

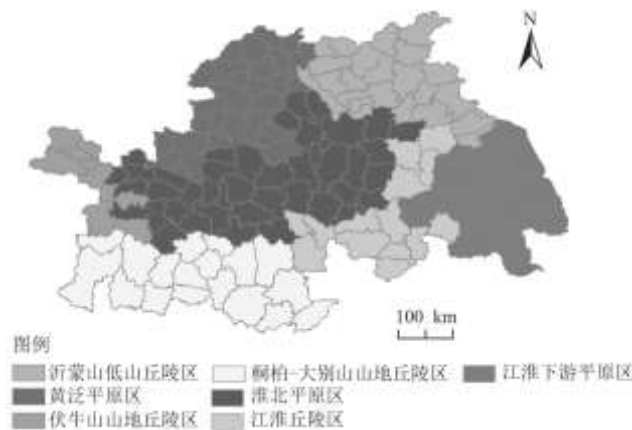


图 1 淮河生态经济带二级分区

1.2 数据来源

核算淮河生态经济带农业面源污染所需数据包括: 155 个县域单元乡村人口数、化肥施用量、畜禽养殖量、水产养殖量, 来自 2019 年江苏、山东、河南、安徽、河北统计年鉴和农村统计年鉴、2019 年相应地市统计年鉴等; 国土面积采用 ArcGIS 软件对 155 个县域单元矢量图层面积计算获得(投影坐标为 WGS-84); 原始矢量图层数据来源于国家基础地理信息中心、地理空间数据云等分幅地图, 使用 ArcGIS 软件自带工具无缝拼接合成。

1.3 研究方法

1.3.1 农业面源污染核算参数

农业面源污染主要是来自于农业农村生产生活中产生的废弃物，包括农村生活、农田化肥、畜禽养殖、水产养殖 4 类污染源，所产生的污染物包括 COD、TN、TP。本文使用产污系数法核算污染源中的污染物，各污染源的产污清单如表 1 所示^[12]。

表 1 淮河生态经济带农业面源产污清单

污染源	产污清单	计量指标	单位
农村生活	生活污水、人粪尿年产量	乡村人口	人
农田化肥	农用化肥年用量	施用量(折纯)	t
畜禽养殖	畜禽养殖量	年末出/存栏数	头(只)
水产养殖	淡水水产量	总产量	t

产污清单中的所有成分并不是全为污染物，所有污染物也并不是全部直接排放至生态环境中。因此，依据国家生态环境部发布的《第一次全国污染源普查：农业污染源肥料流失系数手册》《第一次全国污染源普查：城镇生活源产排污系数手册》和《肥料实用手册》，参考已有文献^[12~16]，并结合淮河生态经济带地形、地貌、气候、农业、农村等特征，最终确定研究区域内各污染源产污系数、流失率 2 如表 2 所示。

表 2 淮河生态经济带农业面源核算参数

污染源	产污清单	流失率(%)			产污系数			单位	参数来源
		COD	TN	TP	COD	TN	TP		
农村生活	生活污水	85.00	85.00	85.00	(城镇相关系数 ×40%×365)/1000			kg/人·年	《生活源产排污系数及使用说明(修订版 2011)》、汤云等 ^[12] 、牛方曲等 ^[13]
	人粪尿	10.00	10.00	10.00	19.80	3.06	0.52	kg/人·年	
农田化肥	氮肥、复合肥	0.00	11.00	4.00	0.00	1.00	0.44	kg·kg ⁻¹	《第一次全国污染源普查：农业污染源肥料流失系数手册(2010)》、徐云强等 ^[14]
畜禽养殖	大牲畜(粪)	6.16	5.68	5.50	226.30	31.90	8.61	kg/头(只)·年	《全国规模化畜禽养殖业污染情况调查及防治对策》、《畜禽养殖业污染物排放标准》、徐新悦等 ^[15]
	大牲畜(尿)	50.00	50.00	50.00	21.90	29.20	1.46	kg/头(只)·年	
	猪(粪)	5.58	5.34	5.25	20.70	2.34	1.36	kg/头	

								(只)·年	
	猪(尿)	50.00	50.00	50.00	5.91	2.17	0.34	kg/头 (只)·年	
	羊(粪)	5.50	5.30	5.20	4.40	2.28	0.45	kg/头 (只)·年	
	家禽 (粪)	8.59	8.47	8.42	1.17	0.28	0.12	kg/头 (只)·年	
水产养殖 (淡水陆地 养殖)	淡水鱼 类	/	/	/	0.03	0.03	0.01	kg·kg ⁻¹	《第一次全国污染源普查：水产养殖业 污染源产排污系数手册(2010)》、李丽 芬等 ^[16]
	甲壳类	/	/	/	0.07	0.06	0.02	kg·kg ⁻¹	
	贝类	/	/	/	0.07	0.06	0.01	kg·kg ⁻¹	
	其他类	/	/	/	0.05	0.01	0.01	kg·kg ⁻¹	

1.3.2 农业面源污染物核算

(1) 农业面源污染物总量核算

根据表 2 中的产污清单、污染物产污系数、污染物流失率，淮河生态经济带农业面源污染物核算公式如下：

$$P_i = \sum_{j=1}^4 Q_{ij} \rho_{ij} \omega_{ij}, \quad (i = 1, 2, 3) \quad (1)$$

式中：i=1,2,3 分别表示 COD、TN、TP 三种污染物；j=1,2,3,4 分别表示农村生活、农田化肥、畜禽养殖、水产养殖 4 类污染源。P_i 为污染物 i 的排放量，单位为 t/a；Q_{ij}、ρ_{ij}、ω_{ij} 为第 j 个污染源中污染物 i 的产污清单统计量、产污量、流失率^[15]。

(2) 农业面源污染等标污染物核算

由于不同污染物对于水环境的潜在污染是不同的，因此仅考虑农业面源污染源、污染物的排放量与贡献率，就判定其是否为重点污染源或重点污染物是不准确的^[17]。因此，为准确识别淮河生态经济带农业面源污染重点污染物、重点污染源，在此以《国家地表水环境质量标准》(GB3838-2002) III 类标准中污染物的标准浓度值为量纲，引入等标污染评价方法，等标污染物核算公式见表 3，使不同污染物、污染源之间进行对比更具科学性^[18]。

(3) 农业面源污染排放强度核算

由于农业面源污染物对环境的危害大小不但与污染物数量有关，还与承载其的土地面积密切相关，因此依据农业面源污染物排放量与国土面积，参考李寒冰等^[19]的研究，污染物排放强度核算公式如下：

$$M_i = P_i / R_j \quad (2)$$

式中： M_i 为农业面源污染物 i 的排放强度； P_i 为农业面源污染物 i 的排放量； R_j 为县域单元 j 的国土面积 ($j=1, 2, 3, \dots, 155$)。

1.3. 3GIS 空间分析法与敏感性评价

运用 Arcgis10.2 对空间数据进行管理与分析。采用自然断裂法对淮河生态经济带农业面源污染排放强度进行敏感性评价，排放强度越高敏感性等级就越高。自然断裂法 (Nature Breaks) 是依据数值分布规律对数据进行分级和分类的统计方法，将不同变量的数据分类间隔进行识别，对相似值进行分组，使各类之间的差异最大化，同时在数值差异最大的位置设置类别边界^[20]。根据淮河经济带内污染物排放强度，将敏感性等级分为 5 类，从低到高分别为：不敏感区、轻度敏感区、中度敏感区、高度敏感区、极度敏感区。

表 3 等标污染物核算公式

变量定义	核算公式
污染物 i 的等标排放量 (m^3)	$E_i = P_i / J_i$
污染源 j 的等标排放量 (m^3)	$E_j = \sum_{i=1}^n P_{ij} / J_{ij}$
某区域的等标排放量 (m^3)	$E_m = \sum_{j=1}^n P_{mj} / J_{mj}$
区域中污染物的等标排放总量 (m^3)	$E = \sum_{j=1}^n P_{mj} / J_{mj}$
污染物 i 在某污染源中的等标污染占比 (%)	$L_i = E_i / E_j \times 100\%$
污染物 i 在某区域中的等标污染占比 (%)	$L = E_i / E_m \times 100\%$
污染源 j 在某区域中的等标污染占比 (%)	$L_j = E_j / E_m \times 100\%$

1.4 聚类分析法

变量类别之间具有较高的异质性时，聚类分析则能按照变量特征将它们分类，使同一类别内的变量具有尽可能高的同质性。常见的聚类分析方法有 K 均值聚类、层次聚类、两步聚类法，唐建波等^[21]认为层次聚类中的 Ward 法强调同一类别内个体差异较小，不同类别之间的差异较大，优先考虑了某一类型内部的内同质性，将以某区域为样本的变量按照异质性进行聚类，有效地解决了分区决策的问题。因此，本文采用 Ward 法进行农业面源污染区域聚类，以淮河生态经济带 155 个县域单元的污染源排放强度贡献率为样本，对经济带内农业面源污染进行分类，并按照类别进行污染源类型分区。

2 淮河生态经济带农业面源污染空间分布与强度

2.1 农业面源污染物排放量

依据公式 (1) 和表 2 中的产污清单、产污系数、流失率，使用产污系数法核算淮河生态经济带 155 个县域单元农业面源污染物的排放量。结果如表 4 所示，2018 年淮河生态经济带农业面源污染物排放总量为 319.2 万 t，其中 COD 为 199.3 万 t，

占污染物总量的 62.5%，TN 为 107.2 万 t，占污染物总量的 33.6%，TP 为 12.6 万 t，占污染物总量的 4.0%。农村生活、农田化肥、畜禽养殖、水产养殖四类污染源中污染物排放量分别为 130.7、49.4、100.4、38.7 万 t，分别占污染物总量的 41.0%、15.5%、31.5%、12.1%。

表 4 淮河生态经济带农业面源污染排放量

污染源	污染物排放量(10 ⁴ t)			合计	排放比例(%)			
	COD	TN	TP		贡献率(%)	COD	TN	TP
农村生活	110.25	18.71	1.69	130.65	40.94	55.31	17.45	13.36
农田化肥	-	46.89	2.54	49.43	15.49	-	43.74	20.11
畜禽养殖	70.59	25.07	4.71	100.38	31.45	35.42	23.39	37.26
水产养殖	18.48	16.52	3.70	38.71	12.13	9.27	15.41	29.28
合计	199.33	107.20	12.64	319.17	100	100	100	100
贡献率(%)	62.45	33.59	3.96	100	-	-	-	-

由图 2 知，淮河生态经济带农业面源污染排放量存在明显的空间差异。COD 排放量较高的区域位于沿淮河干流两侧的中、东部地区，污染物年排放量在 1.9 万 t 以上，包括盐城市辖区、淮安市辖区、临泉县、兴化市、六安市辖区、东台市、临沂市辖区、射阳县等县级单元，这些地区村镇密集，乡村人口众多，畜禽、水产养殖密集。TN 排放量较高的区域位于东部临湖、沿海地区，污染物年排放量在 1.2 万 t 以上，包括淮安市辖区、东台市、射阳县、寿县、商丘市辖区、连云港市辖区、沭阳县、濉溪县等县级单元，广阔的适耕平原、丰富的地表水资源等得天独厚的农业生产条件是 TN 污染物聚集于此的重要原因。TP 排放量较高的区域位于淮河入海的东部沿海地区，污染物年排放量在 2285.5t 以上，包括盐城市辖区、兴化市、射阳县、东台市等县级单元，由于气候适宜等原因，这些地区耕地复种指数较高，单位耕地畜禽、水产养殖密度高于其他地区。污染物排放总量较高的区域位于沿淮两侧平原、丘陵地区，而山区分布较少，污染物年排放量总量在 3.0 万 t 以上，适耕、适居、适养以及较大的辖区面积等使得淮安市辖区、东台市、射阳县、临泉县、寿县、六安市辖区等县级单元成为淮河生态经济带农业面源污染物总量排放较高的地区。

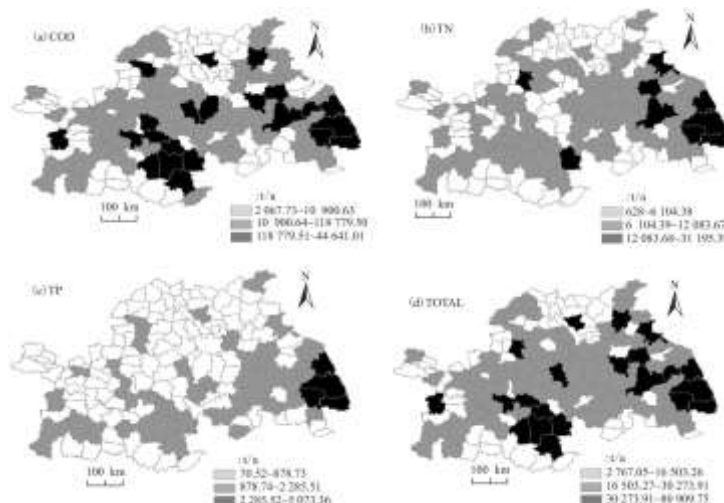


图 2 淮河生态经济带不同种类农业面源污染物空间分布

2.2 淮河生态经济带农业面源污染等标排放量

由等标污染核算公式(表 2)和污染物排放量可以计算淮河生态经济带农业面源污染等标污染物排放量。由核算结果可知(表 5),2018 年淮河生态经济带农业面源污染物等标排放总量为 1.8 万亿 m^3 。农村生活、农田化肥、畜禽养殖、水产养殖四类污染源对 3 种污染物的等标排放量贡献率分别为 COD:55.3%、0%、35.4%、9.3%;TN:17.5%、43.7%、23.4%、15.4%;TP:13.4%、20.1%、37.3%、29.3%。四类污染源对于总污染物的贡献率分别为 18.1%、33.0%、28.9%、19.9%;3 种污染物对于总污染物的贡献率分别为 5.5%、59.4%、35.0%。依据潘佩佩等^[22]的观点:若污染源或污染物对于总污染排放量贡献率大于 80.0%,则可判定为重点污染源或污染物。根据该原则,农田化肥、畜禽养殖、水产养殖是淮河生态经济带农业面源污染的重点污染源,TN、TP 是重点污染物。

表 5 淮河生态经济带农业面源污染等标排放量与贡献率

污染源	等标污染物(亿 m^3)				占比(%)	贡献率(%)		
	COD	TN	TP	合计		COD	TN	TP
农村生活	551	1871	844	3266	18.11	55.31	17.45	13.36
农田化肥	-	4689	1271	5960	33.04	-	43.74	20.11
畜禽养殖	353	2507	2355	5215	28.91	35.42	23.39	37.26
水产养殖	92	1652	1850	3595	19.93	9.27	15.41	29.28
合计	997	10720	6321	18037	100	100	100	100
占比(%)	5.53	59.43	35.04	100	-	-	-	-

2.3 淮河生态经济带农业面源污染排放强度

由公式(2),根据农业面源污染排放量和各县域单元面积,可以核算得到 2018 年淮河生态经济带 155 个县域单元污染源中的污染物排放强度(图 3)。淮河生态经济带县域单元平均排放强度为 $129.2kg/km^2$,其中超过平均排放强度的共有 81 个县级单元,主要分布于平原地区,包括淮北平原区、黄泛平原区及江淮下游平原区,位于前 10 位的县域单元分别为淮北市辖区($272.8kg/km^2$)、漯河市辖区($242.0kg/km^2$)、沈丘县($225.2kg/km^2$)、阜宁县($219.5kg/km^2$)、临泉县($211.8kg/km^2$)、滕州市($209.4kg/km^2$)、兴化市($202.7kg/km^2$)、临颖县($202.2kg/km^2$)、淮阳县($198.4kg/km^2$)、建湖县($196.8kg/km^2$)。山地丘陵地区污染排放强度普遍较低,低于平均排放值的 74 个县级单元主要集中于此,其中排名后十位的县域单元分别为徐州市辖区($66.1kg/km^2$)、商城县($63.3kg/km^2$)、滁州市辖区($60.9kg/km^2$)、鲁山县($56.9kg/km^2$)、蒙阴县($55.8kg/km^2$)、随县($49.9kg/km^2$)、桐柏县($46.2kg/km^2$)、新县($36.4kg/km^2$)、金寨县($29.4kg/km^2$)、霍山县($27.4kg/km^2$)。以农业面源污染排放强度最高的淮北市辖区与最低的霍山县为例,前者排放强度为后者的 9.9 倍。

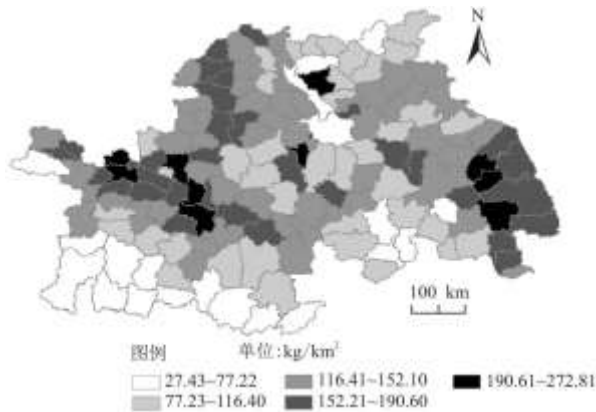


图 3 淮河生态经济带县域农业面源污染总排放强度

同时,从图 3 可知,以农业面源污染排放强度较高的县域单元为中心,各县域单元污染物排放强度呈现由高到低环抱型块状分布。因此,无论是从单个县域单元角度还是从整体排放强度分布角度,均可知淮河生态经济带县域单元农业面源污染排放强度存在明显的区域异质性。因此,针对淮河生态经济带农业面源污染排放强度存在较高区域异质性的现实,分析农业面源污染排放强度的空间分布特征,为确定农业面源污染的重点防治区和污染物控制分区提供了方向。

3 淮河生态经济带农业面源污染敏感性分析

为厘清淮河生态经济带农业面源污染重点防治区域,识别重点防治区域的重点污染源,依据淮河生态经济带 155 个县(市、区)农村生活、农田化肥、畜禽养殖、水产养殖四类污染源中 3 种污染物的排放强度,运用 ArcGIS10.2 中的自然断裂法对区内农业面源污染进行敏感性分析(图 4)。

由图 4(a)知,淮河生态经济带农村生活污染敏感性空间分布呈现上中游高、下游低,且西北地区明显高于西南、中南地区,原因是前者为平原地带,适合农业生产,众多村落、农业生产聚集于此。极敏感区聚集于洪河流域、颍河流域与东部临江流域,其中临泉县较为敏感,排放强度高达 211.8kg/km²;高度敏感区聚集于淮北平原中西部地区以及黄泛平原大部分地区,主要包括郓城县、阜阳市区、太和县、郑县等县域单元;中度敏感区分布较广,由东向西大体呈现三段区域分布,第一段主要位于西北部汝州市至东南部六安市辖区一带,第二段主要位于西北部东明县至东南部五河县一带,第三段主要位于西北部盱眙县至东南部兴化市一带,主要包括息县、蒙城县、亳南县等县(市、区);除山地、丘陵地区为不敏感区外,其他大部分县(市、区)均为轻度敏感区,其中主要包括潢川县、固镇县、高邮市等县(市、区)。

由图 4(b)可知,淮河生态经济带农田化肥敏感性空间分布如下:淮北平原西北部、黄泛平原大部、江淮丘陵东北部和江淮下游平原西部有较高敏感性,极敏感区有 3 个县域单元,为商丘市辖区、鹿邑县和沈丘县;轻度敏感区、不敏感区的空间分布受地形因素影响明显,主要集中分布于桐柏大别山山地丘陵、伏牛山山地丘陵和沂蒙山山地丘陵等地形较高区域,该区域耕地面积少,农田化肥施用强度较低,农业生产不发达,主要包括桐柏县、鲁山县、蒙阴县等县(市、区)。

由图 4(c)可知,淮河生态经济带畜禽养殖敏感性空间分布呈现出西北部高、南部低的显著性变化。极敏感区分布较为分散,包括泌阳县、宝丰县、漯河市辖区、汶上县等县市,主要原因为区内畜禽养殖众多,养殖规模小且分散,无害化处理能力低;此外,敏感性区域呈现由低到高环抱分布。

由图 4(d)知,淮河生态经济带水产养殖敏感性空间分布如下:极敏感区、高度敏感区聚集于沿海、沿江、沿淮、沿湖区域,其中极敏感区聚集中度较高,主要包括盐城市辖区大部分县域单元、以及高邮湖东部部分县区;不敏感区受地形、水资源因素

影响较大，呈块状大范围分布，占据了整个淮河生态经济带绝大部分地区，主要分布于淮河生态经济带西部、中部、北部地区。

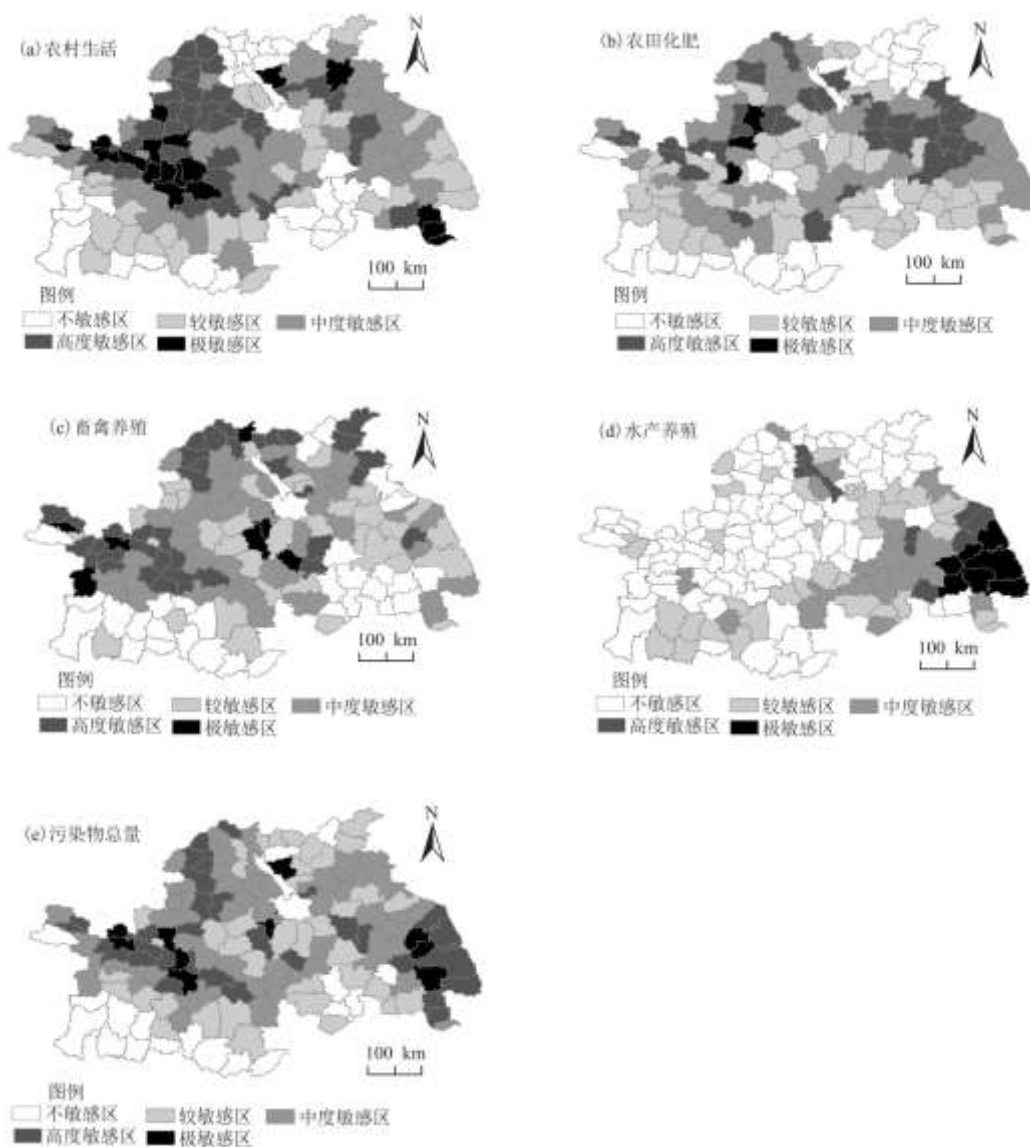


图 4 淮河生态经济带不同来源农业面源污染敏感性分布

由图 4(e)知，淮河生态经济带污染物总量敏感性空间分布特征如下：平原区高于山丘区，极敏感区主要分布于淮北平原西北部、江淮下游平原区；在中北部和东南部平原地区，敏感性区域呈由低到高环抱分布；在山地丘陵等区域敏感性普遍较低。其中，极敏感区主要包括建湖县、兴化县、漯河市辖区等 10 个县域单元，是淮河生态经济带农业面源污染的重点防治区域，畜禽养殖为该区域的重要污染源。

4 淮河生态经济带农业面源污染分区及治理

根据淮河生态经济带 155 个县(市、区)域单元农业面源污染四种污染源中 3 种污染物排放强度的大小，运用 SPSS20.0 自带层次聚类分析法(Ward 法)划分淮河生态经济带内污染类型及治理对策(图 5)。

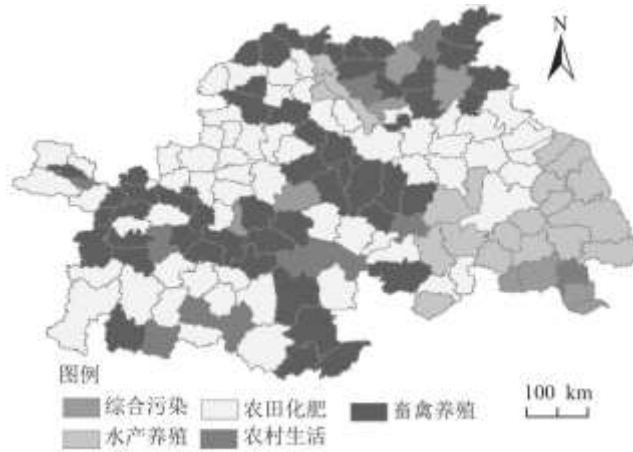


图 5 淮河生态经济带农业面源污染类型分布

4.1 农村生活污染型区域及治理

农村生活污染型空间分布比较分散、面积最小，主要聚集于淮北平原区、黄泛平原等地区，包括涡阳县、界首市、枣庄市辖区等 9 个县(市、区)，共 1.3 万 km^2 ，占淮河生态经济带规划面积的 4.5%。该区域农村人口多，村镇布局分散，在人文风俗、生态环境等因素影响下农村生活污染在不同区域空间上呈现出异质性的特征。由于污水、人粪尿、生活垃圾等处理设施、技术、监管上的缺失及区域内居民环保意识缺乏等原因，导致污染物集中、无害化处理程度普遍较低。因此，完善农村生活污染物收集体系、制定针对性处理标准、加强生活垃圾处理设施建设、引进无害化处理技术、科学引导农村居民环境行为等是该区域控污治污的关键。

4.2 农田化肥污染型区域及治理

农田化肥污染型主要分布在淮河生态经济带的平原地带，呈现出 3 个由南向北的带状分布，包括亳州市辖区、蒙城县、蚌埠市辖区等 61 个县(市、区)，共 10.8 万 km^2 ，占淮河生态经济带规划面积的 41.4%。控制区内过分追求单位耕地面积产量与效益，使得单位耕地化肥施用量过高，并且多数地区耕地化肥施用量、肥源比例、化肥施用方式不合理，导致化肥有效利用率较低、养分流失率高等情况。因此，结合各地区种植业生产情况，对产量较低的耕地实施轮休轮作、土壤改良等保育工程，确定区内耕地的最适化肥用量，推广化肥、绿肥、有机肥结合施用，利用测土配方科学搭配氮、磷、钾等肥料，推广缓释、控释型肥料使用，普及化肥施用知识等方法为农田化肥污染区域污染物治理的重点。

4.3 畜禽养殖污染型区域及治理

畜禽养殖污染型空间分布与农田化肥污染区域大致相同，均呈三条南北向的带状式分布，并且均位于农田化肥污染的东部地区，主要分布在平原区，山地丘陵区有少量分布，包括淮北市辖区、濉溪县、利辛县等 53 个县(市、区)，共 8.4 万 km^2 ，占淮河生态经济带规划面积的 32.0%。该区域内畜禽养殖集中，多数为小型养殖场，粪尿收储与处理设备缺乏，多数仍然使用水冲粪、水泡粪、露天堆粪等传统方式处理废弃物。养殖户为追求利润而忽略最优规模而超负荷养殖，种植业与养殖业分离，且粪尿生产周期与农田施肥周期不一致，从而导致种养脱节现象。因此，健全激励机制，对参与主动治污的养殖户适当补贴、奖励等；引进畜禽粪尿无害化处理技术、设施，如采用粪尿日清、粪尿提取、生态化处理等；以最优环境承载力为基础，划分适养、限养、禁养区域，严控养殖场密度与载畜量；完善养殖业准入机制，确定排污标准等，是畜禽养殖污染型区域治污的必要措施。与此同时，还应注重畜禽粪尿污染治理与养殖业、种植业发展的协调与平衡，不能因环境保护而阻碍地区养殖业发展、损害养

殖户合法利益。

4.4 水产养殖污染型区域及治理

水产养殖污染型多集中分布于沿海、沿淮、沿江、沿湖等水资源优势区,包括天长市、泗洪县、射阳县等 20 个县(市、区),共 3.8 万 km²,占淮河生态经济带规划面积的 14.6%。该区域内水产养殖者为实现高产而追求高密度养殖,导致大量残饵、粪便、鱼药等进入水体,对水环境的影响最为直接。提高水产养殖技术及管理水平,科学规划养殖区布局、养殖密度,提高饵料利用率、减少高污染鱼药使用,合理增加滤食性水生动植物是该区域防控水产养殖污染的重要措施。

4.5 综合污染型区域及治理

综合污染型污染为淮河生态经济带农业面源污染最难识别的类型,包括五河县、颍上县、淮南市辖区等 12 个县(市、区),共 1.8 万 km²,占淮河生态经济带规划面积的 7.1%。农村生活、农田化肥、畜禽养殖、水产养殖四类污染源占比大致相当,是淮河生态经济带农业面源污染类型中最难防治的一种。需要根据污染源的来源,协同防治、综合治理。

5 结论与对策

在分析淮河生态经济带农业面源污染现状的基础上,以淮河生态经济带 155 个县(市、区)为分析单元,对淮河生态经济带农业面源污染物与污染源现状、重点防治区、重点污染物、重点污染源进行识别和污染类型进行了研究。结论如下:(1)2018 年淮河生态经济带农业面源污染总排放量为 319.2 万 t。农村生活、农田化肥、畜禽养殖、水产养殖四类污染源的污染物排放量分别为 130.7、49.4、100.4、38.7 万 t。(2)农田化肥、畜禽养殖和水产养殖是淮河生态经济带农业面源污染的重点污染源,TN、TP 为重点污染物。(3)淮河生态经济带共划分为农村生活污染型、农田化肥污染型、畜禽养殖污染型、水产养殖污染型和综合污染型。

政策建议如下:(1)加快农村生活污水及废弃物资源转化与综合利用,优化农业种植布局与施肥结构,普及农田测土配方施肥技术和土壤有机质提升技术,从源头上治理农田化肥流失导致的流域面源污染问题。(2)推行专业化、规模化、集约化畜禽养殖,促进种养结合。大力推广畜禽粪尿资源化利用技术,实行清洁生产、生态养殖,促进畜禽养殖场污染的减量化、资源化、无害化和生态化。(3)降低水产养殖密度,控制水产养殖规模,引进和推广生态营养饲料配制技术;识别各种污染源的来源结构与特征,制定综合的控制策略是综合污染型农业面源污染控制的关键。

参考文献:

[1]温庆志,孙鹏,张强,等.非平稳性条件下淮河流域极端气温时空演变特征及遥相关、环流特征分析[J].长江流域资源与环境,2019(10):2513-2526.

[2]MEKONNEN M M,HOEKSTRA A Y.Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and water pollution levels:A high-resolution global study[J].Water Resources Research,2018,54(1):345-358.

[3]BORJESSON G,KATTERER T.Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments[J].Nutrient Cycling in Agroecosystems,2018,112(3):369-385.

[4]OTU M K,ZHANG J,RAPER J D,et al.Seasonal and inter-annual variability of phytoplankton in central Lake

Diefenbaker (Saskatchewan, Canada) proximal to a large commercial aquaculture farm[J]. Journal of Great Lakes Research, 2017, 43 (2) :265-279.

[5] 欧阳威, 鞠欣妍, 高翔, 等. 考虑面源污染的农业开发流域生态安全评价研究[J]. 中国环境科学, 2018, 38 (3) :1194-1200.

[6] 张杰, 郭西亚, 曾野, 等. 太湖流域河流沉积物重金属分布及污染评估[J]. 环境科学, 2019, 40 (5) :2202-2210.

[7] 张姗姗, 张磊, 张落成, 等. 苏南太湖流域污染企业集聚与水环境污染空间耦合关系[J]. 地理科学, 2018, 38 (6) :954-962.

[8] 王赵飞, 林晨, 许金朵, 等. 巢湖流域非点源颗粒态磷负荷的空间差异及关键影响因子研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38 (3) :659-670.

[9] 丘雯文, 钟涨宝, 李兆亮, 等. 中国农业面源污染排放格局的时空特征[J]. 中国农业资源与区划, 2019 (1) :26-34.

[10] 张慧, 郭文建, 朱晨, 等. 山东省主要河流中抗生素污染组成及空间分布特征[J]. 中国环境监测, 2019 (1) :89-94.

[11] 李淼泉, 田恬, 陈奔, 等. 流域非点源水污染排放清单估算系统构建[J]. 中国环境管理, 2019, 11 (2) :94-100.

[12] 汤云, 卢毅敏, 吴升. 闽江流域水质时空分布特征及污染源解析[J]. 长江科学院院报, 2019, 36 (8) :30-35, 48.

[13] 牛方曲, 封志明, 刘慧. 资源环境承载力综合评价方法在西藏产业结构调整中的应用[J]. 地理学报, 2019, 74 (8) :1563-1575.

[14] 徐云强, 苏保林, 王红旗, 等. 太湖流域直播水稻田水量平衡分析与径流污染负荷研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38 (4) :892-902.

[15] 徐新悦, 岳梦凡, 李建国, 等. 滨海地区畜禽养殖户污染防治意愿影响因素及其响应机理——以盐城市为例[J]. 自然资源学报, 2019, 34 (9) :1974-1986.

[16] 李丽芬, 徐云强, 苏保林, 等. 池塘养殖污染负荷核算方法研究及比较分析[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38 (9) :2174-2183.

[17] ARAVINTHASAMY P, KARUNANIDHI D, SUBRAMANI T, et al. Demarcation of groundwater quality domains using GIS for best agricultural practices in the drought-prone Shanmuganadhi River basin of South India[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020:1-13.

[18] WANG G, LI J, SUN W, Et al. Non-point source pollution risks in a drinking water protection zone based on remote sensing data embedded within a nutrient budget model[J]. Water Research, 2019, 157 (JUN. 15) :238-246.

[19] 李寒冰, 金晓斌, 杨绪红, 等. 不同农田管理措施对土壤碳排放强度影响的 Meta 分析[J]. 资源科学, 2019, 41 (9) :1630-1640.

[20] ZHUANG Y, ZHANG L, LI S, et al. Effects and potential of water-saving irrigation for rice production in

China[J]. Agricultural Water Management, 2019, 217:374-382.

[21]唐建波, 刘启亮, 邓敏, 等. 空间层次聚类显著性判别的重排检验方法[J]. 测绘学报, 2016, 45(2):233-240.

[22]潘佩佩, 杨桂山, 王晓萌, 等. 太湖流域粮食生产对耕地利用变化动态响应分析及预测[J]. 长江流域资源与环境, 2019(10):2364-2375.

注释:

1 产污系数指农业面源各污染源所含污染物/农业面源各污染源原物总量; 流失率指农业面源各污染源所含污染物流入自然环境的部分/农业面源各污染源所含污染物.

2 相关数据均以《淮河生态经济带发展规划》中 25 个地市和 4 个县(市)为统计单元、以各地市《2019 年统计年鉴》为数据来源, 汇总整理获得; 全国数据来源于《2019 年中国统计年鉴》.