

苏州市农田-畜禽-家庭系统废弃物氮的量化及其环境影响^①

张 宁¹, 王延华^{1,2*}, 邱 雨¹, 杨 浩^{1,2}, 周 伟³, 蔡祖聪^{1,2}

(1 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023; 2 江苏省物质循环与污染控制重点实验室, 南京 210023;

3 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘 要: 为了解食物链过程废弃物氮流情况及其环境影响, 以我国经济发达地区苏州市为对象, 基于农田生产-畜禽养殖-家庭消费系统, 使用清单核算方法, 估算了该市农田种植、畜禽养殖及家庭食物消费活动产生的废弃物氮量, 并对废弃物氮的资源化利用水平及环境影响状况进行了评价。结果表明: 苏州市农田生产-畜禽养殖-家庭消费系统一年共产生废弃物氮 5.35 万 t, 其中 59.76% 来自居民食物消费活动, 57.53% 损失进入环境。秸秆氮、畜禽粪尿氮、餐厨垃圾氮和人粪尿氮的资源化率分别为 84.03%、49.26%、37.72% 和 21.99%。1.70 万 t 废弃物氮进入水环境, 造成的水体氮浓度达到 4.3 mg/L, 是 III 类水环境质量的 4.3 倍; 大气环境废弃物氮负荷量 0.58 万 t, 其主要来自粪尿废弃物, 并以氨氮形态为主; 废弃物氮的农田负荷警戒值为 0.15 ~ 0.22, 属 I 级无污染水平。通径分析表明人口因素和政策科技因素是影响废弃物氮环境排放的两个最主要驱动因素。本文建议苏州市在农业生产中增施粪尿有机肥, 在废弃物管理中通过秸秆多样化利用、粪尿科学管理以及餐厨垃圾专门处理等综合措施来改善当地环境污染状况。

关键词: 苏州市; 农田生产; 畜禽养殖; 家庭消费; 废弃物氮; 环境影响

中图分类号: X708

文献标识码: A

农田种植、畜禽养殖和家庭食品消费活动不可避免会产生多种有机废弃物, 如作物秸秆、人畜粪尿、餐厨垃圾、沼液沼渣、菌基废料。这些废弃物具资源与环境污染双重属性。为更好发挥废弃物资源属性, 避免或减轻环境污染风险, 秸秆还田^[1-2]在生态农业发展中被大力推广; 粪尿及秸秆的能源化利用方式^[3](沼气工程)也成为循环农业发展典范; 餐厨垃圾资源化处理工艺^[4]因其较好的经济-环境效益推广应用日益广泛。但局部地区秸秆焚烧引起的大气污染^[4-5]、畜禽养殖和生活排污带来的农业面源污染等问题^[6-7]仍较普遍。废弃物中所含氮素称为“废弃物氮”。部分废弃物氮会在废弃物的资源化利用中得到再利用, 其余则最终进入环境, 引发雾霾、酸雨、水体富营养化等污染问题^[8-10]。

清单核算是流域农业面源污染研究中普遍使用的数量化方法, 也被广泛用于农业废弃物、氮循环、氮平衡研究。该法与常规实验方法的不同之处在于, 其部分参数直接来源于实验检测, 如各

种物质的氮含量, 另一部分参数来源于统计调研, 如人口、畜禽养殖数量、作物产量等。该法为研究者提供实验无法直接获得的数据, 确保了定量方法在环境污染宏观层面研究中的应用。应用该方法研究太湖流域农业区氮平衡时间变化特征, 促进了氮平衡驱动因素的深入研究^[11]; 该方法也使马林^[12]构建的食物链氮素流动模型得以量化, 从而展开对我国氮平衡、利用率等的分析; 基于该法, 有研究表明总氮对太湖流域农业面源污染的贡献率在 34% ~ 52%^[13]; 进入太湖的总氮染污物 83% 来源于农田种植、畜禽养殖和农村生活排污^[14], 由此可见秸秆、人畜粪尿、餐厨垃圾等废弃物的处理与再利用对农业面源污染有重要影响。

目前, 苏州市秸秆综合利用水平已超过 90%^[15], 畜禽规模化养殖比重在 85% ~ 99.5%^[16], 并建有全国领先的餐厨垃圾专门处理厂^[17]。此背景下, 该市农田种植、畜禽养殖、居民农畜食品消费活动究竟产生多少废弃物氮? 废弃物氮资源化利用程度如何?

① 基金项目: 国家重大科学研究计划项目(2014CB953801)、国家自然科学基金项目(41673107)和南京师范大学百人计划项目(184080H20181)资助。

* 通讯作者(wangyanhua@njnu.edu.cn)

作者简介: 张宁(1990—), 女, 河北保定人, 硕士研究生, 研究方向为氮素迁移转化对环境的影响。E-mail: zhangning_njnu@163.com

进入环境的废弃物氮对当地环境产生了何种程度的污染威胁？面对上述问题，本文以2014年为例，量化该市年内农田生产-畜禽养殖-家庭消费系统中废弃物氮量，并以废弃物氮一次去向为基准评析了其资源化利用水平、环境影响状况以及废弃物氮环境排放驱动因素。本研究可为区域废弃物管理提供理论依据，促进实现生态-经济双赢目标；并对氮素资源优化管理政策法规的制定有指导意义，促进区域可持续发展。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

苏州市(119°59'~121°20'E, 30°47'~32°02'N)位于太湖流域中部,地势低平,亚热带季风海洋性气候,年均气温16.9℃,年降水量1265.7 mm^[18]。该市辖姑苏、相城、张家港等6区4市,总面积8488.42 km²,水域面积占42.5%^[18]。自2000年以来该市GDP一直居全国第五或第六位、江苏省第一位。2014年年末常住人口达1060.4万人^[18]。该市人口多,食品生产消费量大,秸秆、粪尿、餐厨垃圾等废弃物产生量多,

因而环境受废弃物氮污染的潜在风险较大。2014年该市环境状况公报显示其水体和大气环境均受到不同程度氮素污染。

1.2 研究方法

1.2.1 研究系统边界 本文以氮素在农田生产、畜禽养殖和家庭农畜食品消费活动中的流动循环为核心,对农田生产(crop production)-畜禽养殖(livestock breeding)-家庭消费(household consumption)系统(下文简称农田-畜禽-家庭系统)展开研究。如图1所示,系统边界由肥料氮、饲料氮、食品氮、废弃物氮、环境损失氮、土壤盈余氮等输入输出氮流所构成。其中,肥料氮是化肥、种子、有机肥、灌溉水、大气沉降、生物固氮等物质和过程中氮素的总称;饲料氮是秸秆饲料、粮食饲料、副产物饲料、餐厨垃圾饲料及其他饲料氮的总称;食品氮指农田和畜禽两子系统产出的食品氮和进口食品氮;环境损失氮指经氨挥发、反硝化、径流、淋溶、燃烧等过程损失进入环境的氮素,土壤盈余氮指盈余于土壤中的氮素。废弃物氮是本文研究对象,指秸秆、人畜粪尿、餐厨垃圾废弃物中所含的氮素。

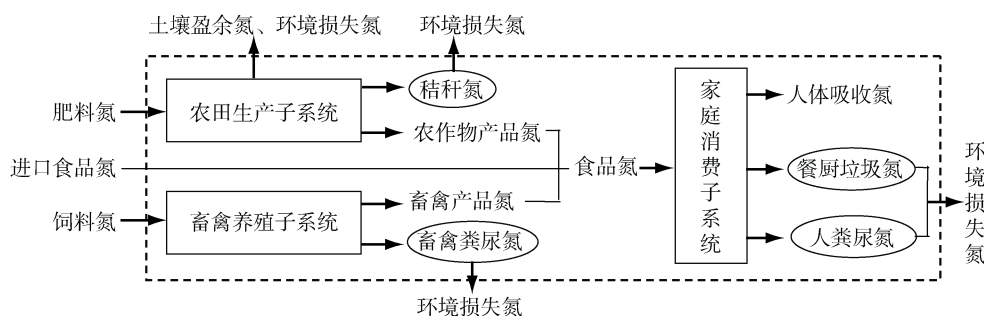


图1 农田生产-畜禽养殖-家庭消费系统边界

Fig. 1 Boundary of crop production-livestock breeding-household consumption system

1.2.2 废弃物氮数量及其资源化率核算方法

1) 秸秆氮量计算方法。

$$N_{str} = \alpha \times \sum_{i=1}^{11} (H_{crop,i} \times R_{str/gra,i} \times C_{str,i}) \quad (1)$$

式中： N_{str} 为秸秆氮量(t)； α 为单位转换系数； $H_{crop,i}$ 为第*i*种作物收获物产量(t)； $R_{str/gra,i}$ 为第*i*种农作物秸秆/籽粒比(kg/kg)； $C_{str,i}$ 为第*i*种农作物秸秆氮含量(g/kg)。本研究包括水稻、麦类、蔬菜等11种作物，秸秆氮去向按废弃物的一次去向主要分为还田、作饲料、作原料、燃烧、其他。表1列出了各种农作物秸秆氮含量、秸秆/籽粒比及秸秆氮去向等参数值。

2) 畜禽粪尿氮量计算方法。

$$N_{ani-exc} = \alpha \times \sum_{i=1}^6 (n_i \times Q_{exc,i} \times t_i) \quad (2)$$

式中： $N_{ani-exc}$ 表示畜禽粪尿氮量(t)； α 为单位转换系数； n_i 为第*i*种畜禽养殖数量(头、只)，包括奶牛、猪、羊等6类畜禽； $Q_{exc,i}$ 为第*i*种畜禽日均排氮量(g/(头(只)·d))，主要参考我国第一次全国污染普查畜禽养殖业源产排污系数手册； t_i 为饲养周期(d)。畜禽粪尿氮一次去向分为还田、作原料、进入大气、进入水体。畜禽排氮量等参数值见表2。

3) 餐厨垃圾氮资源化率计算方法。

$$N_{food-waste} = \alpha \times p \times \sum_{i=1}^{18} (F_{con,i} \times C_{food,i} \times R_{waste/food,i}) \quad (3)$$

式中： $N_{food-waste}$ 为餐厨垃圾氮量(t)； α 为单位转换系数； p 为人口数量(人)； $F_{con,i}$ 为第*i*种食品人均年消费量(kg)，包括粮食、蔬菜、肉类等18种农畜食品； $C_{food,i}$ 为第*i*种食品氮含量(g/kg)； $R_{waste/food,i}$ 为第*i*种

表 1 作物秸秆氮含量、秸秆/籽粒比^[11, 19-20]及秸秆氮去向^[15, 20-25]
Table 1 Nitrogen contents, straw /grain ratios and dispositions of crop straws

种类	秸秆氮含量 (g/kg)	秸秆/籽粒比 (kg/kg)	秸秆氮去向(kg/kg)				
			还田	作饲料	作原料	燃烧	其他
小麦	6.50	1.10	0.95	0.00	0.05	0.00	0.00
元麦(大麦)	6.80	1.60	0.95	0.00	0.05	0.00	0.00
玉米	9.20	2.00	0.85	0.05	0.10	0.00	0.00
水稻	9.10	1.00	0.74	0.05	0.21	0.00	0.00
油菜	12.30	2.00	0.12	0.05	0.40	0.02	0.41
大豆	18.10	1.60	0.00	0.05	0.40	0.02	0.53
蚕豌豆	21.00	1.60	0.00	0.05	0.40	0.02	0.53
薯类	25.10	0.50	0.00	0.05	0.40	0.00	0.55
蔬菜	9.00	0.10	0.00	0.05	0.40	0.00	0.55
甘蔗	11.00	0.10	0.00	0.05	0.40	0.02	0.53

表 2 畜禽排氮量、饲养周期^[11, 26-27]及畜禽粪尿氮不同去向^[26, 28-32]
Table 2 Excrement nitrogen contents, raising periods and excrement nitrogen dispositions of livestock and poultry

种类	畜禽排氮量 (g/(头(只)·d))	饲养周期 (d)	畜禽粪尿氮去向(kg/kg)			
			还田	作原料	进入水体	进入大气
奶牛	161.14	365	0.12	0.35	0.27	0.27
猪	25.40	120	0.14	0.25	0.27	0.34
羊	11.40	365	0.34	0.50	0.05	0.11
肉禽	1.02	45	0.25	0.31	0.06	0.38
蛋禽	1.06	361	0.33	0.23	0.06	0.38
兔	2.15	140	0.24	0.35	0.14	0.27

表 3 食品氮含量及餐厨垃圾产生量^[30, 33-34]
Table 3 Food nitrogen contents and production of food residue

食品	氮含量(g/kg)	餐厨垃圾产生量(kg/kg)		食品	氮含量(g/kg)	餐厨垃圾产生量(kg/kg)	
		城镇居民	乡村居民			城镇居民	乡村居民
稻谷	14.00	0.09	0.06	糕点	1.10	0.00	0.00
小麦	21.00	0.10	0.06	猪肉	15.00	0.14	0.12
玉米	16.00	0.09	0.06	牛肉	28.00	0.13	0.11
薯类	3.00	0.06	0.05	羊肉	28.00	0.14	0.11
豆类	58.00	0.09	0.05	禽肉	27.00	0.13	0.11
蔬菜类	3.00	0.11	0.06	肉禽制品	24.50	0.14	0.12
酒类	0~0.60	0.00	0.00	蛋类	22.00	0.12	0.11
食糖	0.60	0.12	0.12	奶类	5.30	0.11	0.11
植物油	0.00	—	—	动物油	0.00	—	—

单位质量食品产生餐厨垃圾的量(kg/kg)。该市餐厨垃圾主要去向有 3 类:被专门餐厨垃圾处理厂回收作资源化处理,占 37.72%;不能被处理厂回收的有 60%~99%(本研究取 80%)被养殖户收购作猪饲料或被商贩收购提炼地沟油(下文统称私人回收),合计占 49.82%;其余混入生活垃圾,30% 填埋,70% 焚烧。表 3 为各种食品氮含量和餐厨垃圾产生量。

4) 人粪尿氮资源化率计算方法。

$$N_{\text{hum-exc}} = N_{\text{con}} - N_{\text{food-waste}} - N_{\text{body}} \tag{4}$$

式中: $N_{\text{hum-exc}}$ 为人粪尿氮量(t); N_{con} 为居民食品氮消费总量(t),由式(3)中人口数量、人均食品消费量、食品氮含量相乘求得; $N_{\text{food-waste}}$ 同式(3); N_{body} 为人体吸收氮量(t),按人体吸收进食的 2% 计^[35-36]。人粪尿氮一次去向主要有进入大气、进入水体、还田,各去向比例见表 4。

表 4 人粪尿氮不同去向^[26, 30-31, 37]
Table 4 Dispositions of human excrements

居民	进入大气(kg/kg)	进入水体(kg/kg)	还田(kg/kg)
城镇	0.24	0.76	0
乡村	0.24	0.10	0.66

注：城乡居民粪尿进入水体比例参考江苏省环境科学研究院编写的《太湖流域主要入湖河流水环境综合整治规划编制技术规范》。

5) 废弃物氮资源化率计算方法。

$$R_R = N_R / N_T \quad (5)$$

式中： R_R 代表废弃物氮资源化率，受氮素自身迁移转化和人类活动复杂性的影响，废弃物氮的最终去向极富变化，量化困难，因此本文废弃物氮资源化率基于一次去向的再利用情况； N_R 代表再利用的废弃物氮量，当用于秸秆氮时指还田、作饲料、作原料的氮量，用于畜禽粪尿氮时指还田、作原料的氮量，用于餐厨垃圾氮时指处理厂回收的氮量，用于人粪尿氮时指还田氮量； N_T 代表每种废弃物氮总量。

1.2.3 环境影响评价方法 本文环境影响评价基于废弃物氮一次去向，主要从水体、大气和耕地环境 3 方面进行。

1) 水体环境。按 $C_N = Q_{N\text{-to-water}} / Q_{\text{water}}$ 计算排至水体的废弃物氮浓度。式中： C_N 为排至水体的废弃物氮浓度(mg/L)； $Q_{N\text{-to-water}}$ 为进入水体的废弃物氮量(t)； Q_{water} 为研究区地表水资源总量(m^3)，数据源于 2014 年江苏水资源公报。所得浓度与 GB 3838-2002 中 III 类水环境质量标准(1.0 mg/L)进行比较。

2) 大气环境。废弃物燃烧以及氨挥发、反硝化过程会向大气释放气态氮。反硝化释放的 N_2 是惰性氮，不对环境产生污染，本文仅对废弃物产生的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{N}_x\text{O-N}$ 的总量进行估算，以量化大气环境废弃物氮负荷。污染物排放因子见表 5。

表 5 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{N}_2\text{O-N}$ 、 $\text{NO}_x\text{-N}$ 排放因子^[29-30, 38-39]
Table 5 Emission factors of $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{N}_2\text{O-N}$ and $\text{NO}_x\text{-N}$

排放因子	秸秆燃烧 (g/kg)	餐厨垃圾焚烧 (g/kg)	人粪尿 (g/kg)	畜禽粪尿 (g/kg)
$\text{N}_2\text{O-N}$	9.80	8.10	10.00	5.00
$\text{NH}_3\text{-N}$	182.60	105.00	100.00	56.10 ~ 333.30
$\text{NO}_x\text{-N}$	351.10	449.50	-	-

3) 耕地环境。因秸秆还田利于作物生产，且能改善土壤性状^[40]，是生态农业提倡的低碳环保措施，因此本研究仅衡量粪尿氮废弃物氮还田对耕地环境的影响。粪尿氮过量还田会对耕地环境造成污染。本文使用还田粪尿氮的农田负荷警戒值(r)^[41-42]分析苏州市耕地环境所受污染程度： $r = p/t$ 。式中， p 为还田

粪尿氮量(N , kg/hm^2)； t 为理论建议农田氮负荷量(N , kg/hm^2)，不同研究者提出的 t 值存在差异^[43]，其范围在 150 ~ 225 kg/hm^2 之间； r 等级：无污染($r < 0.4$)、稍有污染($0.4 \leq r < 0.7$)、有污染($0.7 \leq r < 1.0$)、较重污染($1.0 \leq r < 1.5$)、严重污染($r \geq 1.5$)。

1.2.4 数据采集与处理方法 本研究所需数据主要通过实地调研、访问调研和文献荟萃广泛获得，在此基础上对所得数据进行统计分析，并结合研究区域进行筛选。主要包括以下几类：

1) 基础信息数据：农作物产量、人口数量、食品人均年消费量等，数据源于苏州市和江苏省统计年鉴^[18, 44]。

2) 基本参数数据：秸秆/籽粒比、秸秆氮含量、食品氮含量等，主要通过文献荟萃获得。

3) 废弃物氮去向比例参数：即 4 种废弃物氮去向比例，这类参数主要通过实地调研和部门访谈获得基本信息数据，再结合本地文献资料对调研数据的统计结果进行校正得到。

数据处理通过 WPS Office 2016、CorelDRAW 12、SPSS18 完成。

2 结果与讨论

2.1 废弃物氮产生量

据估算，苏州市农田-畜禽-家庭系统一年共产生 5.35 万 t 废弃物氮，其中秸秆氮、人畜粪尿氮和餐厨垃圾氮各占 24.63%、69.37%、5.99%(图 2)。这些废弃物氮 24.63% 来源于农田生产子系统，15.60% 源于畜禽养殖子系统，59.76% 源于家庭消费子系统。从去向看，废弃物氮总量的 42.47% 通过还田、作饲料和原料得到再利用，以还田最多；其余 57.53% 进入环境，以进入水环境的最多，约 1.70 万 t。

结果表明，苏州市农田生产-畜禽养殖-家庭消费系统的废弃物氮主要来源于居民食物消费活动并以粪尿氮种类为主，且废弃物氮的主要去向是进入环境而非资源化再利用。苏州市人口规模巨大，超过千万，居江苏省第一位；但种植业和畜牧业规模却是省内最小，如种植业产值仅占农林牧渔及其服务业总产值的 41.14%，畜牧业占 9.89%；因此导致家庭消费子系统产生的废弃物氮占比最大。此外，废弃物氮主要来源于居民食物消费活动还与人对食品氮的吸收利用率低有极大关系。据研究，人对食品氮的吸收利用率仅为 1% ~ 2%^[36]，而畜禽对食品氮的吸收利用率要比人高，猪约为 30% ~ 35%^[45]、奶牛 14% ~ 38%^[46]、羊 10%^[39]，所以人类所食绝大部分食品氮都转化成了粪尿氮。该市废弃物氮大部分进入环境，表明资源化率有待提高，且当地环境遭受污染的风险较大。

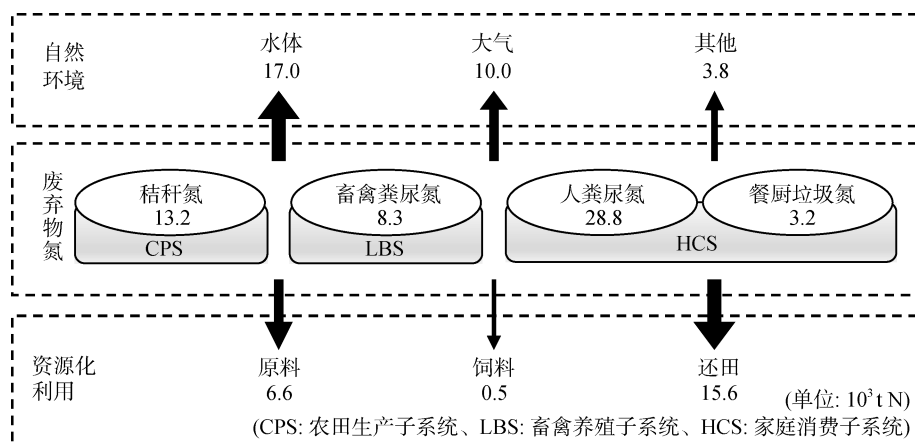


图2 苏州市废弃物氮量及其来源去向(2014年)

Fig. 2 Quantities, sources and destinations of waste nitrogen in Suzhou City(2014)

2.2 资源化利用情况

废弃物具有资源与环境污染双重属性,得到再利用,才能发挥资源属性。还田、作饲料、作原料是苏州市废弃物氮资源化利用的主要途径。2014年苏州市农田-畜禽-家庭系统产生的废弃物氮中约2.27万t得到合理再利用(图3)。秸秆氮的56.70%机械还田,4%用作畜禽饲料,23.33%用作沼气、生物燃料、包装材料等的生产原料以及菌类蔬菜生产基料,因此秸秆氮的资源化率总计达到84.03%;畜禽粪尿氮21.50%堆肥还田,27.76%用于沼气与有机肥生产原料,资源化率达49.26%;餐厨垃圾氮中,37.72%被餐厨垃圾处理厂回收后进行充分资源化利用,生产蛋白饲料、生物柴油和有机肥等;人粪尿氮大部分由于挥发和处理中损失进入大气和水体,仅21.99%还田。

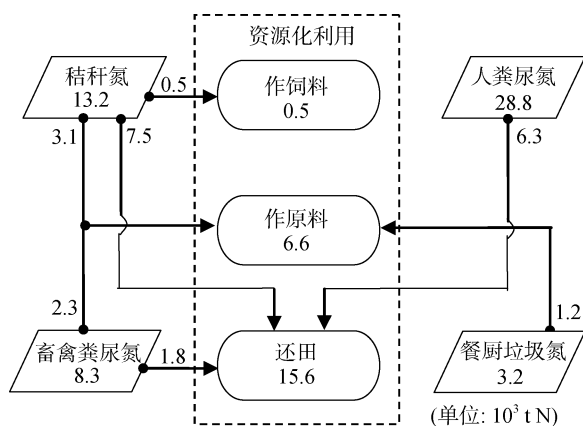


图3 苏州市废弃物氮的资源化利用(2014年)

Fig. 3 Recycling utilization of waste nitrogen in Suzhou City(2014)

苏州市政府十分重视农作物秸秆的综合利用,秸秆禁烧工作全面到位,秸秆资源化利用途径多样,秸秆综合利用率已超过90%^[15, 25, 47]。而黄淮海地区秸

秆的资源化率为76%^[48],陕西甘肃等省60%^[49],北京郊区55%^[20],我国整体水平54%^[50],可见苏州秸秆及其所含氮素的资源化率均明显高于我国大多数地区。苏州市畜禽养殖规模化程度高,规模化养殖利于粪尿的综合利用,该市不同畜禽粪尿综合处理率为75.7%~89.5%^[28]。但由于水冲粪方式,淋溶径流过程会使部分氮素进入水体,再加上储存与处理中不可避免的挥发损失,使其粪尿氮资源化率明显低于粪尿的综合利用率,但仍高于全国43%的总体水平^[29]。据调研,2014年内苏州市范围内仅市区和张家港市建有餐厨垃圾专门处理厂并投入运营,两地每日共可处理餐厨垃圾400t,这些餐厨垃圾经杂物分选、油脂分离后被加工成动物饲料、生物柴油、有机肥等产品,冲洗污水厌氧发酵生产沼气,因此这些餐厨垃圾可得到高度资源化利用。其余大部分餐厨垃圾被用作猪饲料或提炼地沟油。这种利用途径对居民饮食安全和身体健康存在威胁,不符合“资源化利用”生态-环保-健康的目标追求。目前苏州常熟、太仓及昆山市都在积极筹建餐厨垃圾专门处理厂,将进一步提高该市餐厨垃圾资源化利用水平。苏州市乡村地区水冲厕所普及,城市地区有专门粪污处理系统,粪尿氮已较少还田,加之该市地表水极为丰富,粪尿氮容易进入水体,致使粪尿氮的资源化率仅22%,低于我国整体水平(23%)^[29]。

2.3 环境影响状况

废弃物氮进入环境,将变成环境污染因子,因此废弃物环境污染问题备受关注。这类污染问题由多种原因所致,明确驱动因素将利于废弃物氮管理和环境治理。

2.3.1 水体、大气和耕地环境影响 2014年苏

州市共有 1.70 万 t 废弃物氮进入水环境, 当地水资源总量为 39.5 亿 m^3 , 废弃物氮浓度达到 4.30 mg/L, 超出 III 类水环境质量标准限值 3.3 倍。本研究核算的秸秆、粪尿等废弃物恰是农业面源污染众多来源的一部分, 流域河湖水库等水环境恶化多与农业面源污染密切相关。有研究^[7]核算苏州市种植业、畜禽养殖业、水产养殖业及农村生活污水排放使 2.18 万 t 氮污染进入水体, 本研究废弃物氮量入水量占其 77.78%。可见, 苏州市农业面源污染中的氮污染物很大部分源于农田-畜禽-家庭系统废弃物。因此, 该市有必要加强农田-畜禽-家庭系统废弃物氮管理, 减少废弃物氮入水量, 改善水环境。

废弃物在人类不合理的处理方式及自然状态下会释放含氮气体进入大气并造成污染。经核算, 苏州市 2014 年农田-畜禽-家庭系统的废弃物产生 0.58 万 t 大气环境氮负荷, 其中 91.93% 是氨氮形态。废弃物氮大气负荷量的 55.05% 产生于人粪尿, 42.04% 产生于畜禽粪尿, 秸秆和餐厨垃圾燃烧排放的仅占 2.90%。废弃物燃烧释放的大气氮污染物少主要得益于该市秸秆禁烧与秸秆综合利用工作的有效开展。而该市人口众多, 畜禽养殖数量虽相对较少, 但粪尿废弃物产生量巨大, 加之人畜粪尿处理工作中氮污染气体普遍缺乏有效回收处理, 使粪尿废弃物成为大气废弃物氮负荷的主要来源。虽然目前尚无研究指出秸秆焚烧、畜禽养殖活动、人粪尿是苏州市大气污染、雾霾灾害及酸雨的主要污染源, 但在种养活动、日常食物消费及废弃物处理中自觉减少氮的污染气体排放, 也定将利于大气污染和酸雨灾害的防治。值得注意的是, 本研究“农田-畜禽-家庭”系统中化肥与有机肥氮造成的大气负荷量是废弃物氮大气负荷量的 2~3 倍, 因此不仅废弃物氮的大气环境影响需要关注, 农田生产活动中的肥料管理也需高度重视。

粪尿废弃物可作有机肥还田, 但这种资源化利用方式同样对耕地环境存在威胁可能。据核算, 苏州市 2014 年农田-畜禽-家庭系统有 0.81 万 t 粪尿氮还田, 单位耕地面积氮素负荷为 $\text{N } 33.48 \text{ kg/hm}^2$ 。粪尿氮的农田负荷警戒值 r 为 0.15~0.22, 与 2002 年刘培芳等人^[51]计算的该市畜禽粪便农田负荷警戒值(0.28)同处于 I 级无污染等级。统计年鉴显示该市 2000—2014 年畜禽养殖规模不断减小(图 4), 因此畜禽粪尿废弃物产生量随之减少。加之粪尿还田率降低, 所以苏州市耕地中的粪尿氮负荷逐年减少, 耕地面临的粪尿氮污染威胁减轻。另有研究^[52]对我国 31

个省市进行畜禽粪尿氮农田污染评估, 结果显示江苏同另外 7 省处于 I 级无污染水平。可见江苏全省耕地在面对粪尿废弃物带来的氮素污染威胁方面都较安全, 但这并非表明苏州市耕地环境是绝对安全的。因为耕地土壤还面临着化肥大量施用的氮盈余威胁。据太湖流域各地区统计年鉴进行估算, 2014 年该域平均化肥施用水平约为 $\text{N } 272.92 \text{ kg/hm}^2$, 苏州市粪尿废弃物氮还田水平只占其 12.27%, 因此土壤盈余氮及其造成的土壤氮素污染也主要来源于化肥而非粪尿有机肥。土壤盈余氮会直接导致耕地土壤氮负荷过高, 引起地下水硝酸盐污染、水体富营养化等问题。所以, 减施化肥^[53]、增施有机肥的农业措施被广泛提倡。以本文方法中建议施氮水平的最低值计算, 苏州市耕地共可消纳 3.80 万 t 粪尿氮, 现有粪尿氮还田量约占 21%, 由此可知该市耕地还有较大的粪尿氮环境容量, 这揭示出苏州市种植业施行减少化肥施用、增加粪尿氮还田具有一定可行性。

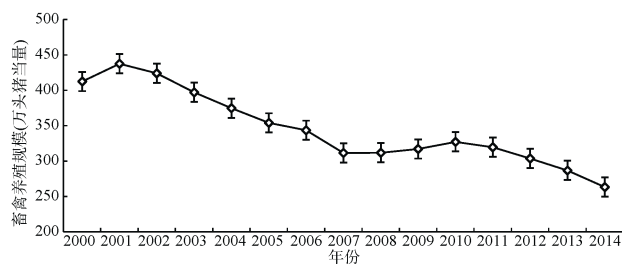


图 4 苏州市畜禽养殖规模年际变化

Fig. 4 Annual variation of livestock breeding scale in Suzhou City

2.3.2 废弃物氮环境排放驱动因素 苏州市 2014 年产生的 5.35 万 t 废弃物氮中约有 3.08 万 t 进入环境, 这是多方面原因导致的, 如经济、人口、政策、科技等。本文使用通径分析方法, 对农田-畜禽-家庭系统废弃物氮环境排放(因变量 Y)的驱动因素(自变量 X)进行了分析, 分析指标和结果见表 6 和表 7。

由表 6 可见, 8 个可能的驱动因素变量中, X_1 、 X_2 、 X_3 、 X_4 、 X_5 均与废弃物氮环境排放量呈高度正相关, 说明经济水平、城镇化水平、居民消费水平的提高以及人口数量的增加会引起废弃物氮排放进入环境量的增多; 在政策引导和科技投入促进下引起的废弃物氮资源化利用量(X_8)与废弃物氮环境排放量呈中度负相关, 说明秸秆禁烧、秸秆还田、沼气建设、废弃物工业化利用等政策措施和相应的科技保障可促进减少废弃物氮排放进入环境的量; 产业结构变动方面的农牧业比重与废弃物氮环境排放量相关性不明显, 反映出农业内部结构变化对废弃物氮环境排放量的影响与其他因素相比驱动作用不明显。

表 6 分析指标及相关系数
Table 6 Analysis indexes and correlation coefficients

分析目标	驱动因素类	单项指标	指标单位	相关系数
废弃物氮环境 排放量(Y)	经济水平	GDP(X_1)	亿元	0.89
	消费水平	城镇居民饮食消费支出(X_2)	元	0.91
		农村居民饮食消费支出(X_3)	元	0.86
	人口数量	总人口(X_4)	万人	0.98
	城市发展	城镇化率(X_5)	%	0.94
	产业结构	种植业产值比重(X_6)	%	-0.33
		畜牧业产值比重(X_7)	%	-0.45
	政策引导与科技支撑	废弃物氮资源化利用量(X_8)	t	-0.72

注：每个样本为 2000—2014 年对应指标数据， $n = 15$ ，相关系数为变量 X 、 Y 在 $P < 0.05$ 水平上相关性。

表 7 逐步回归和通径分析结果
Table 7 Consequences of step-wise regression and path analysis

模型	标准化系数	直接通径系数	R^2	剩余通径
常量	6 319.83	—	0.97	0.18
X_4	18.70	1.15		
X_8	0.16	0.22		

经分析，所有变量均服从正态分布； $VIF = 2.96 < 5$ ，表明回归分析变量间不存在多重共线； T 检验和 F 检验结果表明此次回归分析变量间具有显著性差异，回归方程具有统计学意义。由表 7 可知，逐步回归过程在 8 个驱动因素中优选出了两个最主要的驱动因素 X_4 和 X_8 。剩余通径为 0.18，表明这两个驱动因素指标对废弃物氮环境排放量的直接影响程度达 82%，逐步回归排除的 6 个驱动因素指标的直接影响作用仅占 18%； X_4 和 X_8 的直接通径系数说明苏州市总人口数量的变化对废弃物氮环境排放量多少的直接影响作用最大，其次是政策和科技的保障作用。综上分析，人口数量和政策科技因素是农田-畜禽-家庭系统废弃物氮环境排放的最主要的驱动因素。由于人口调控措施难以在短期内取得明显成效，因此，建议废弃物氮排放管理和环境治理工作重点应从政府政策引导、废弃物科学管理和先进科技投入等方面展开。

3 结论

- 1) 2014 年苏州市农田生产-畜禽养殖-家庭消费系统共产生 5.35 万 t 废弃物氮，其主要(59.76%)来自居民食物消费活动，57.53% 损失进入环境。
- 2) 秸秆氮、畜禽粪尿氮、餐厨垃圾氮和人粪尿氮的资源化率分别为 84.03%、49.26%、37.72%、21.99%；秸秆氮资源化率处在全国较高水平；人畜

粪尿氮由于损失进入大气和水体的较多，其资源化率相对较低；餐厨垃圾氮资源化率及利用方式需进一步改善。

3) 耕地几乎不受本研究系统产生的废弃物氮污染；大气环境和水环境均已受到废弃物氮污染；人口数量、政策引导和科技支撑是苏州市废弃物氮排入环境的最主要驱动因素。

参考文献：

[1] 汤文光, 肖小平, 唐海明, 等. 长期不同耕作与秸秆还田对土壤养分库容及重金属 Cd 的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(1): 168-176

[2] Long P, Gaow S, Sui P, et al. Effects of agricultural organic wastes incorporation on soil water-stable aggregates and C, N contents[J]. Journal of China Agricultural University, 2014: 107-118

[3] Poeschl M, Ward S, Owende P. Prospects for expanded utilization of bio-gas in Germany[J]. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2010, 14(7): 1782-1797

[4] Nkoa R. The household use of food waste disposal units as a waste management option: A review[J]. Critical Reviews in Environmental Science & Technology, 2012, 42(14): 1485-1508

[5] Li L J, Wang Y, Zhang Q, et al. Wheat straw burning and its associated impacts on Beijing air quality[J]. Science in China, 2008, 51(3): 403-414

[6] Guo H Y, Wang X R, Zhu J G. Quantification and index of non-point source pollution in Taihu Lake Region with GIS[J]. Environmental Geochemistry & Health, 2004, 26(2-3): 147-156

[7] 姜滢, 王子博, 尤悦文, 等. 苏州市农业面源污染源强解析与评价[J]. 农业资源与环境学报, 2015(4): 363-369

[8] Mandal P, Sarkar R, Mandal A, et al. Seasonal variation and sources of aerosol pollution in Delhi, India[J]. Environmental Chemistry Letters, 2014, 12(4): 529-534

- [9] Atherton C S. Biomass burning sources of nitrogen oxides, carbon monoxide, and non-methane hydrocarbons[J]. Environmental Sciences, 1995: 1-18
- [10] 冯立娟, 星亚敏, 刘聪聪, 等. 泗河水体氮磷空间分布及富营养化评价[J]. 曲阜师范大学学报:自然科学版, 2014(4): 79-83
- [11] 张欢, 李恒鹏, 李新艳, 等. 太湖流域典型农业区氮平衡时间变化特征及驱动因素[J]. 土壤通报, 2014, 45(5): 1119-1129
- [12] 马林. 中国食物链氮素流动规律及调控策略[D]. 保定: 河北农业大学, 2010: 15-18
- [13] 闫丽珍, 石敏俊, 王磊. 太湖流域农业面源污染及控制研究进展[J]. 中国人口资源与环境, 2010, 20(1): 99-107
- [14] 张红举, 陈方. 太湖流域面源污染现状及控制途径[J]. 水资源保护, 2010, 26(3): 87-90
- [15] 刘甜, 苏世伟, 朱文. 基于 Boston 矩阵的江苏省秸秆焚烧压力-状态-响应评价[J]. 生态与农村环境学报, 2015, 31(4): 466-472
- [16] 吴文忠, 叶素成, 沈国忠. 苏州市畜牧规模养殖发展特点、存在问题及建议[J]. 上海畜牧兽医通讯, 2010(4): 80-81
- [17] 谢瑞林. 苏州市餐厨垃圾资源化利用管理探索与实践[J]. 环境卫生工程, 2015, 23(2): 22-24
- [18] 张鸣, 程玉珍, 沈爱萍. 苏州统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2001-2015
- [19] Ti C P, Yan X Y, Pan J J, et al. Nitrogen budget and surface water nitrogen load in Changshu: A case study in the Taihu Lake Region of China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2011, 91(1): 55-66
- [20] 路平, 高凡, 姜奕晨, 等. 北京郊区农业废弃资源现状与利用分析[J]. 北京农学院学报, 2016, 31(1): 102-106
- [21] 刘丽华, 蒋静艳, 宗良纲. 秸秆燃烧比例时空变化与影响因素——以江苏省为例[J]. 自然资源学报, 2011, 26(9): 1535-1545
- [22] 李伟, 袁中金, 杨迪. 苏州秸秆综合利用现状·产业化发展可能性·重点领域[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(6): 3043-3045
- [23] 吴玉珍, 吴福观, 王文标. 苏州市油菜生产回顾与对策分析[J]. 安徽农业科学, 2015, 43(7): 47-50
- [24] 杨伟球, 陆丽华. 苏州市秸秆综合利用现状及做法[J]. 现代农业科技, 2011(19): 283-284
- [25] 曹志刚, 温建刚, 黄菊芳. 常熟市秸秆机械化还田推广的现状与思考[J]. 农业机械, 2013(21): 115-117
- [26] 叶飞, 卞新民. 江苏省水环境农业非点源污染"等标污染指数"的评价分析[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(z1): 137-140
- [27] 张田, 卜美东, 耿维. 中国畜禽粪便污染现状及产沼气潜力[J]. 生态学杂志, 2012, 31(5): 1241-1249
- [28] 杨伟球, 陈薇, 谯亮, 等. 苏州市畜禽养殖污染治理现状与对策建议[J]. 中国家禽, 2015, 37(20): 69-72
- [29] Gu B J, Ju X T, Chang J, et al. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2015, 112(28): 8792-8797
- [30] 罗钰翔. 中国主要生物质废物环境影响与污染治理策略研究[D]. 北京: 清华大学, 2010: 154-157
- [31] 马林. 中国食物链氮素流动规律及调控策略[D]. 保定: 河北农业大学, 2010: 15-18
- [32] 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
- [33] 高利伟. 食物链氮素养分流动评价研究——以黄淮海地区为例[D]. 保定: 河北农业大学, 2009: 14-25
- [34] 杨月欣, 王光亚. 中国食物成分表[M]. 北京: 北京大学医学出版社, 2009: 24-198
- [35] 魏静, 马林, 路光, 等. 城镇化对我国食物消费系统氮素流动及循环利用的影响[J]. 生态学报, 2008, 28(3): 1016-1025
- [36] 马文奇, 张福锁. 食物链养分管理——中国可持续发展面临的挑战[J]. 科技导报, 2008, 26(1): 68-73
- [37] 李荣刚, 夏源陵. 江苏太湖地区水污染物及其向水体的排放量[J]. 湖泊科学, 2000, 12(2): 147-153
- [38] Dong H M, Mangino J, McAllister T A, et al. IPCC guidelines for national greenhouse gases inventories——volume 4 chapter 10: emissions from livestock and manure management[EB/OL]. 2006. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- [39] 唐喜斌. 秸秆燃烧对灰霾天气的影响分析及其排放因子与颗粒物成分谱[D]. 上海: 华东理工大学, 2014: 34-36
- [40] 吴其聪, 张丛志, 张佳宝, 等. 不同施肥及秸秆还田对潮土有机质及其组分的影响[J]. 土壤, 2015, 47(6): 1034-1039
- [41] 宋大平, 庄大方, 陈巍. 安徽省畜禽粪便污染耕地、水体现状及其风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33(1): 110-116
- [42] 董晓霞, 李孟娇, 于乐荣. 北京市畜禽粪便农田负荷量估算及预警分析[J]. 中国畜牧杂志, 2014, 50(18): 32-36
- [43] 杨自立, 赵瑾, 邵锦香. 耕地的畜禽粪尿肥分负荷量及其折算方法//中国畜牧兽医学会家畜生态学会. 中国畜牧兽医学会家畜生态学会学术研讨会论文集[C]. 杨凌: 中国畜牧兽医学会家畜生态学会, 2008: 382-386
- [44] 夏心旻, 樊燕超. 江苏统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2014-2015
- [45] 瞿佳铭, 陆俊锋, 徐宏. 常熟市生猪养殖污染现状的调查[J]. 当代畜牧, 2014(5): 62-63
- [46] 吕超, 秦雯霄, 高腾云, 等. 奶牛农场氮素平衡研究进展[J]. 应用生态学报, 2013, 24(1): 277-285
- [47] 姚晓光. 苏州市秸秆综合利用重点项目及实施保障对策[J]. 经济研究导刊, 2009(36): 143-146
- [48] 方放, 李想, 石祖梁, 等. 黄淮海地区农作物秸秆资源分布及利用结构分析[J]. 农业工程学报, 2015, 31(2): 228-234

- [49] 包建财, 郁继华, 冯致, 等. 西部七省区作物秸秆资源分布及利用现状[J]. 应用生态学报, 2014, 25(1): 181-187
- [50] 崔新卫, 张杨珠, 吴金水, 等. 秸秆还田对土壤质量与作物生长的影响研究进展[J]. 土壤通报, 2014(6): 1527-1532
- [51] 刘培芳, 陈振楼, 许世远, 等. 长江三角洲城郊畜禽粪便的污染负荷及其防治对策[J]. 长江流域资源与环境, 2002, 11(5): 456-460
- [52] 张绪美, 董元华, 王辉, 等. 中国畜禽养殖结构及其粪便N污染负荷特征分析[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1311-1318
- [53] 单燕, 李水利, 李茹, 等. 陕西省玉米土壤肥力与施肥效应评估[J]. 土壤学报, 2015, 52(6): 1430-1437

Quantification and Environmental Effects of Waste Nitrogen in Crop-livestock-household System of Suzhou City

ZHANG Ning¹, WANG Yanhua^{1,2*}, QIU Yu¹, YANG Hao^{1,2}, ZHOU Wei³, CAI Zucong^{1,2}

(1 School of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2 Jiangsu Provincial Key Laboratory of Materials Cycling and Pollution Control, Nanjing 210023, China; 3 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: In order to know the waste nitrogen flow and its environmental effects in the food chain, the crop production-livestock breeding-household consumption system in Suzhou City was studied. Results showed that 5.35×10^4 t waste nitrogen were produced, 59.76% of which were from human food consumption and 57.53% of which were lost into environment. The nitrogen recycling rates of crop straw, animal excrement, food residue and human excrement were 84.03%, 49.26%, 37.72% and 21.99%, respectively. 1.70×10^4 t waste nitrogen were transported into water, and the concentration was 4.30 mg/L, which is 4.3 folds of the three-level standard of water environmental quality. The atmospheric environmental waste nitrogen load was 5.8×10^3 t and most of the pollutants stemmed from human and animal excrement, mainly in the form of ammonia. The farmland load warning value ranged from 0.15 to 0.22, belonged to the first level and signified non-pollution. Path analysis showed that population, policy and science-technology are the strongest driving forces for the waste nitrogen discharged in environment. Therefore, comprehensive measures in agricultural production and waste management could be taken into practice to improve the environment in Suzhou City, such as fertilizing more excrement, reusing straw diversely, managing excrement scientifically, and processing food residue specially.

Key words: Suzhou City; Crop production; Livestock breeding; Household consumption; Waste nitrogen; Environmental effect