

张宁,王延华,杨浩,等.常熟市食物链系统氮素生产-消费平衡及环境负荷特征[J].农业环境科学学报,2016,35(9):1797–1806.

ZHANG Ning, WANG Yan-hua, YANG Hao, et al. Characteristics of production-consumption balance and environmental loads of nitrogen in food chain system in Changshu City[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(9): 1797–1806.

常熟市食物链系统氮素生产-消费平衡及环境负荷特征

张宁¹,王延华^{1,2*},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:为了解常熟市食物链系统氮素流动特征,通过构建食物链氮素流动模型,应用模型计算该市2000—2013年农田生产、畜禽养殖、家庭消费三个子系统氮素流动通量,对食品氮的生产消费平衡和氮素环境损失及负荷特征进行了分析。结果表明:2000—2013年常熟市植物性食品氮每年盈余,年均盈余量2 171.54 t;动物性食品氮在2000—2002年盈余47.71~56.92 t,2003—2013年动物性食品氮生产少于需求,年均亏缺210.03 t;该市食物链系统年均损失氮素2.34万t,三子系统氮素年均环境损失率分别为65.39%、69.03%、68.16%;氮素损失平均每年给当地环境造成1.81万t氮负荷,分别有40.33%、29.65%、30.02%进入水体、大气、土壤环境。可见,常熟市食物链氮素流动系统中存在氮素环境损失率高、环境负荷量大的问题。对此,可采取提高废弃物氮的循环利用率,减少农畜食品生产中氮素投入量的措施进行调控管理。

关键词:氮素;食物链;生产-消费平衡;环境负荷

中图分类号:X171.5 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2016)09-1797-10 doi:10.11654/jaes.2016-0148

Characteristics of production-consumption balance and environmental loads of nitrogen in food chain system in Changshu City

ZHANG Ning¹, WANG Yan-hua^{1,2*}, YANG Hao^{1,2}, ZHOU Wei³, CAI Zu-cong^{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: Changshu is a developed city in the Taihu Lake Region with intensive agriculture and dense population. It was reported that nitrogen was primary pollutant of the surface water in Changshu City. To understand the characteristics of nitrogen flows in Changshu food chain system, a nitrogen flow model in food chain system was constructed. The model was then applied to calculate the nitrogen fluxes in crop production subsystem, livestock breeding subsystem and household consumption subsystem of Changshu City from 2000 to 2013. The characteristics of production and consumption balance and environmental loads of nitrogen were finally analyzed. Results showed that plant-derived food nitrogen had an average annual surplus of 2 171.54 t·a⁻¹ from 2000 to 2013. Animal-derived food nitrogen showed a little surplus of 47.71~56.92 t from 2000 to 2002. From 2003 to 2013, however, animal-derived food nitrogen was short of 210.03 t·a⁻¹. The food chain system lost 23 382.70 t N·a⁻¹ into the environment. The loss rates of three subsystems were 65.39%, 69.03% and 68.16% for crop production, livestock breeding and household consumption subsystems, respectively. The lost nitrogen caused an environmental load of 18 101.95 t N·a⁻¹, 40.33% of which was transported into water, 29.65% into atmosphere and 30.02% into soil. This revealed that the nitrogen loss rates were relatively high and the environmental load of nitrogen was huge in the food chain system in Changshu City. Enhancing nitrogen cycle utilization efficiency and decreasing nitrogen inputs in farm-livestock production would be critical to nitrogen control in agricultural system.

Keywords: nitrogen; food chain system; production-consumption balance; environmental load

收稿日期:2016-01-29

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(41273102);南京师范大学百人计划项目(184080H20181)

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

*通信作者:王延华 E-mail:wangyanhua@njnu.edu.cn

氮素是人体必需的养分元素之一,主要通过饮食获取。氮素随肥料、饲料、食品的投入产出在人类食物生产与消费活动中循环流动,食物链氮素流动系统是对这一循环过程的抽象概括。模型模拟是食物链氮素流动研究常用的方法,目前国内外已建立生命周期评价模型^[1]、氮足迹模型^[2]、净人为氮输入模型^[3]、中国营养体系养分流动循环模型^[4]及养分流动循环模型^[5]等主要模型。研究发现氮素在食物链及其子系统利用率较低。据估算,20世纪90年代中期全球植物性食品氮利用率为26.67%,动物性食品氮利用率为15.15%^[6]。挪威小麦、牛奶、肉类氮代价分别为3、14、21,相当于氮素利用率分别只有33.3%、7.14%和4.76%^[7]。我国2005年农田生产、畜禽养殖及整个食物链系统氮素利用率为26%、11%和9%^[5]。食物链系统投入氮素中约有80%^[8]损失进入环境,给环境造成负荷压力,并可能引发氮素污染。挪威研究发现,当农田生产中的氮素环境损失量较高时,氮素环境损失量与流域水体氮浓度显著相关^[9]。我国宜溧河流域种植业、畜禽及水产养殖业对水体的氮素污染贡献率分别为55.9%、34.4%和9.8%^[10]。南京市东郊蔬菜生态系统作物氮肥利用率低,使该区地下水污染风险较大^[11]。因此,针对食物链系统氮素利用率低、损失多而造成的环境污染问题,国内外学者在不断探索和完善调控方法^[12-15]。

常熟市是长三角地区重要农产区,农田种植、畜禽养殖业都较发达。多年来该区地表水受到氮素污染^[16-17],或与食物生产和消费活动有关,且该市自产的农畜食品氮能否满足消费需求?盈亏程度如何?以及该市农畜食品的生产消费活动给当地环境造成了多大氮素负荷压力?这些问题目前尚不明确。实验测试方法不能得到答案,就需要模型模拟方法解决。本研究基于食物链氮素流动模型,对该市食物链氮素流动系统进行研究,以了解该区食品氮素生产消费平衡状况以及氮素损失给当地环境造成的影响,进而为该区氮素资源合理利用和氮素污染问题治理提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

常熟市(31°31'~31°51' N, 119°14'~120°29' E)是苏州的县级市,地处太湖流域河网平原区,境内水网交织,有望虞河、常浒河、昆承湖等主要水体。水系以城区为中心向四周放射。该区为亚热带季风气候,多年平均气温16.62℃,年均降水量1206.69 mm^[18]。常

熟市是太湖流域典型农业发达区^[19],农业结构以种植业为主,畜牧业居第三位。农业生产和人民生活释放的大量氮素曾给当地水环境造成污染,目前大多河湖水质明显改善^[17],但仍有个别水域污染严重,甚至面临水型缺水问题^[16]。

1.2 常熟市食物链氮素流动模型

本研究基于物质流分析方法和质量平衡原理,参考食物链养分流动模型^[5],构建了常熟市食物链氮素流动模型,包括农田生产、畜禽养殖、家庭消费三个子系统。

1.2.1 模型边界

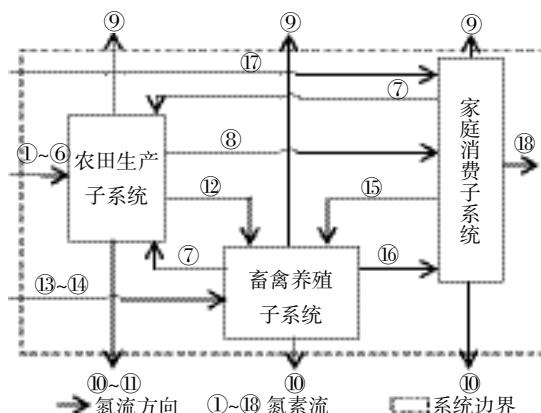
模型的区域边界以常熟市行政边界为准,包括虞山、海虞、梅李等9个行政镇^[18]。模型系统边界(图1)是由农田生产、畜禽养殖、家庭消费三个子系统中不同输入、输出氮素流所构成的食物链系统边界。

为保证系统内部氮素流动的整体关联性和一致性,农田生产子系统选择了在农田种植、收获物主要用于人类食物消费、秸秆可用作饲料或肥料的13种农作物,包括水稻、麦类、玉米、蔬菜、油菜、豆类、薯类、油料、糖料。畜禽养殖子系统中畜禽种类包括牛(奶牛、肉牛)、羊、猪、家禽、兔。家庭消费子系统选择以农田和畜禽子系统中输出产品为原料的食物种类,包括食用油、粮食、蔬菜、肉、蛋、奶等。

1.2.2 模型算法

根据质量平衡原理,设定每个子系统的氮素总输入等于总输出,各子系统算法如下:

(a)农田生产子系统(Crop production subsystem)



- ①化肥氮、②种子输入氮、③灌溉水输入氮、④大气沉降氮、
- ⑤生物固氮、⑥作物还田氮、⑦粪尿还田氮、⑧植物食品氮、
- ⑨损失进入大气氮、⑩损失进入水体氮、⑪盈余于土壤氮、
- ⑫作物饲料氮、⑬畜禽骨副产品饲料氮、⑭其他饲料氮、
- ⑮厨余垃圾饲料氮、⑯畜禽产品氮、⑰外源食品氮、⑱人体吸收氮

图1 食物链氮素流动系统

Figure 1 Nitrogen flows in food chain system

$$N_{C\text{-inp}} = N_{Fer} + \sum_{i=1}^{13} (N_{Seed}, i) + \sum_{i=1}^6 (N_{Exc}, i) + N_{Irr} + N_{Dep} + \sum_{i=1}^2 (N_{BNF}, i) + \sum_{i=1}^{13} (N_{Crop}, i) \quad (1)$$

$$N_{C\text{-outp}} = \sum_{i=1}^{13} (N_{Gra}, i) + \sum_{i=1}^{13} (N_{Str}, i) + N_{NH_3} + N_{Den} + N_{Run} + N_{Lea} + N_{Acc} \quad (2)$$

$$N_{C\text{-inp}} = N_{C\text{-outp}} \quad (3)$$

式(1)~(3)中,各项氮流通量单位均为t, $N_{C\text{-inp}}$ 和 $N_{C\text{-outp}}$ 分别为农田子系统氮素总输入和总输出。 N_{Fer} , 化肥氮, 包括氮肥和复合肥中所含氮素; N_{Exc} , 粪尿肥氮, 包括畜禽和人粪尿氮还田部分; N_{Seed} 、 N_{Irr} 、 N_{Dep} 分别为种子、灌溉水、大气沉降输入氮; N_{BNF} , 生物固氮, 采用作物播种面积乘以固氮系数; N_{Crop} , 作物还田氮, 作物还田部分所含氮素。 N_{Gra} , 作物收获物氮, 收获产量乘以氮含量; N_{Str} , 作物秸秆氮, 由作物产量、秸秆/籽粒比、秸秆氮含量三项相乘得到; N_{NH_3} 、 N_{Den} 、 N_{Run} 、 N_{Lea} 分别为氨挥发、反硝化、径流和淋溶损失氮, 这四项是农田子系统进入大气和水体环境的氮素, 由农田生产中施入的肥料氮量乘以氨挥发、反硝化、径流和淋溶损失系数得到; N_{Acc} , 土壤盈余氮, 根据质量平衡, 由系统氮素总输入减去作物收获氮量、秸秆氮量、损失进入水体氮量和进入大气氮量得到。

(b) 畜禽养殖子系统(Livestock breeding subsystem)

$$N_{L\text{-inp}} = \sum_{i=1}^{13} (N_{Crop}, i) + \sum_{i=1}^{13} (N_{Str}, i) + \sum_{i=1}^2 (N_{By-pro}, i) + N_{Kit} + N_{Other} \quad (4)$$

$$N_{L\text{-outp}} = N_{Egg} + N_{Milk} + \sum_{i=1}^5 (N_{Meat}, i) + \sum_{i=1}^5 (N_{Bone}, i) + \sum_{i=1}^5 (N_{By-pro}, i) + \sum_{i=1}^5 (N_{Exc to fie}, i) + \sum_{i=1}^5 (N_{Exc to wat}, i) + \sum_{i=1}^5 (N_{Exc to air}, i) \quad (5)$$

$$N_{L\text{-inp}} = N_{L\text{-outp}} \quad (6)$$

式(4)~(6)中,各项氮流通量单位均为t, $N_{L\text{-inp}}$ 和 $N_{L\text{-outp}}$ 分别为畜禽子系统氮素总输入和总输出。 N_{Crop} 、 N_{Str} 、 N_{By-pro} 、 N_{Kit} 依次为饲料粮氮、秸秆饲料氮、畜禽骨副产物饲料氮、厨余垃圾饲料氮, 分别由作物收获氮量、秸秆氮量、骨和副产物氮量、家庭消费子系统产生厨余垃圾氮量乘以各项作饲料比例求得; N_{Other} , 其他外源饲料氮, 由系统输出总氮量减去其余各项输入氮

量求得。 N_{Egg} 和 N_{Milk} 为蛋氮和奶氮, 分别由蛋、奶产量乘以氮含量求得; N_{Meat} 、 N_{Bone} 、 N_{By-pro} 为肉氮、骨氮和副产物氮, 由畜禽出栏数量、畜禽活体重、肉骨副产物占活体重比例及其氮含量四项相乘得到; $N_{Exc to fie}$ 、 $N_{Exc to wat}$ 、 $N_{Exc to air}$ 为畜禽粪尿还田、进入水体和进入大气氮, 这三项由畜禽粪尿氮量乘以粪尿不同去向比例得到, 其中畜禽粪尿氮量通过畜禽养殖数量乘以畜禽排氮量求得。

(c) 家庭消费子系统(Household consumption subsystem)

$$N_{H\text{-inp}} = \sum_{i=1}^8 (N_{Pla}, i) + \sum_{i=1}^8 (N_{Ani}, i) \quad (7)$$

$$N_{H\text{-outp}} = N_{Body} + N_{Exc to fie} + N_{Exc to wat} + N_{Exc to air} + N_{Kit as feed} + N_{Kit to wat} + N_{Other kit} \quad (8)$$

$$N_{H\text{-inp}} = N_{H\text{-outp}} \quad (9)$$

式(7)~(9)中,各项氮流通量单位均为t, $N_{H\text{-inp}}$ 和 $N_{H\text{-outp}}$ 分别为家庭消费子系统氮素总输入和总输出。 N_{Pla} 、 N_{Ani} 为植物性和动物性食品氮, 即居民植物性食品氮和动物性食品氮的实际消费量, 由城乡人口数量、人均食物消费量和食品氮含量相乘求得。 N_{Body} , 人体吸收氮, 食品氮消费量乘以人体吸收比例; $N_{Kit as feed}$ 、 $N_{Kit to wat}$ 、 $N_{Other kit}$ 分别为厨余垃圾作饲料、进入水体氮及其他去向氮, 由厨余垃圾氮量乘以不同去向比例得到, 厨余垃圾氮量根据城乡人口食物消费氮量乘以消费中厨余垃圾产生比例求得; $N_{Exc to fie}$ 、 $N_{Exc to wat}$ 、 $N_{Exc to air}$ 依次为人粪尿还田、进入水体、进入大气氮, 由人粪尿氮量乘以粪尿不同去向比例得到, 其中人粪尿氮量由系统氮素总输入减去人体吸收氮和厨余垃圾氮求得。

1.2.3 模型数据

常熟市食物链氮素流动模型所需数据可分为两类,即参数数据和基本信息数据。

该模型涉及参数众多。因地域不同而有明显差异的参数,诸如大气沉降速率^[19]、灌溉水氮含量^[20]、氮素径流和淋溶^[11,21-22]、氨挥发^[21,23-26]、反硝化^[21,24-27]等的损失率,是通过查阅相关文献获取其合理取值范围,并结合研究区地域符合程度确定取值。而受地域差异影响小的参数,如复合肥氮含量比例^[4-5,28]、生物固氮速率^[21-22]、各类作物收获物氮含量^[19,29-30]、秸秆氮含量^[19-21]、秸秆/籽粒比^[19-21]、单位面积种子氮输入量^[19,22,29]、畜禽活体重^[19-20]、肉骨副产物占体重比例及其氮含量^[4,20]、畜禽排氮量^[21]、食品氮含量^[4,20,31]等参数参考相关文献后合理取值。各类作物收获物作食品、饲料及其他,秸秆还田、作饲料、燃烧及其他,畜禽骨副产物作食品、饲料,人畜粪尿还田、进入大气、进入水体,厨余垃圾

作饲料、进入水体及其他不同去向的比例参数,参考了马林^[4]、高利伟^[20]相关研究中2000年以后的数据,并结合我国第一次全国污染源普查的入户调查统计数据、本课题组实地调研情况以及周杨等^[32]2006、2011年两次农户调研统计数据综合整理后确定。历年城乡居民人均食品年消费量从《常熟统计年鉴》^[33]获得。由于参数较多,表1~表3仅列出三个子系统的部分参数。

基本信息数据,如氮肥与复合肥折纯量、作物播种面积与产量、蛋和牛奶产量、畜禽养殖数量(猪、羊、兔取当年出栏数;肉牛取当年出栏数,奶牛取年末存栏数;家禽取年末出栏数)、城乡人口数量等来自《常熟统计年鉴》^[33];耕地面积、行政面积及其他相关数据

同时参考了《常熟年鉴》^[18]和《苏州统计年鉴》^[34]。

1.3 数据统计分析方法

本研究使用WPS Office 2016中Excel表格的统计绘图功能进行数据初步统计分析和制图,并使用SPSS 18.0的回归分析和通径分析^[35]功能对氮素生产-消费平衡及环境负荷特征的影响因素作进一步分析。

1.3.1 食品氮盈缺氮量和盈缺率

农田和畜禽两个生产子系统模拟植物性和动物性食品氮的实际生产情况,家庭子系统模拟居民食品氮实际消费情况。衡量食物链氮素养分生产与消费平衡使用下列公式:

$$S=P-C \text{ 和 } R=S/P \times 100\%$$

表1 化肥氮、灌溉水输入氮、生物固氮及肥料氮环境损失参数

Table 1 Parameters for nitrogen losses to environment in chemical fertilizer, irrigation water, biological fixation and organic fertilizer

参数 Parameter	单位 Unit	参数值范围 Value range	本研究取值 Value used in study	参考文献 Reference
复合肥氮含量比例 Nitrogen in compound fertilizer	%	30~33	30	[4~5, 28]
灌溉水含氮量 Nitrogen in irrigation water	kg N·hm ⁻²	20~35	26.3	[20]
大气氮沉降速率 Rate of atmospheric nitrogen deposition	kg N·hm ⁻²	17.78~62.20	38.53	[19]
化肥氨挥发率 Rate of chemical fertilizer NH ₃ volatilization	%	0.77~39.00	13.4	[21, 24~26]
化肥反硝化率 Rate of chemical fertilizer denitrification	%	21.6~37.0	29.1	[4, 24~26]
粪尿肥反硝化率 Rate of manure denitrification	%	13~20	20	[21, 26~27]
粪尿肥氨挥发率 Rate of manure NH ₃ volatilization	%	12.6~52.7	12.6~52.7	[23]
蔬菜田氮素径流和淋溶流失率 Rate of leaching and runoff in vegetable fields	%	10.56~40.06	31.10	[11]
非蔬菜田氮素径流和淋溶流失率 Rate of leaching and runoff in croplands	%	3~7	5.72	[21~22]
豆科作物固氮率 Rate of nitrogen fixation by leguminous crops	kg N·hm ⁻²	73.5~144.0	80.0	[21~22]
非豆科作物固氮率 Rate of nitrogen fixation by crops	kg N·hm ⁻²	10~30	15	[21~22]

表2 畜禽养殖子系统参数

Table 2 Parameters for nitrogen in livestock breeding subsystem

畜禽 Livestock and poultry	活体重 Body weight/kg	肉比例 Percentage of meat/%	肉氮含量 Content of meat/%	骨比例 Percentage of bone/%	骨氮含量 Content of bone N/%	副产物比例 Percentage of animal by-products/%	副产物氮含量 Content of animal by-products/%
猪 Pig	100	50	1.5	13	1.9	37	2.2
牛 Cattle	477.3	45	2.8	20	1.8	35	2.2
羊 Sheep	45.4	55	2.1	24	1.9	21	2.2
禽 Poultry	2.04	65	2.7	20	2.6	15	1.5
兔 Rabbit	2.1	65	3.4	20	2.6	15	1.5

表3 食物氮含量

Table 3 Nitrogen content in food

食品 Food	稻谷 Rice	小麦 Wheat	玉米 Maize	薯类 Tuber crop	豆类及制品 Leguminous crop food	蔬菜及制品 Vegetable	食糖 Sugar	糕点 Cake	食用油 Oil
氮含量 Nitrogen content/%	1.40	2.10	1.60	0.30	5.80	0.30	0.06	0.11	0.00
食品 Food	酒类 Alcoholic beverage		猪肉 Pork	牛肉 Beef	羊肉 Mutton	禽肉 Poultry	肉禽制品 Meat food	蛋类及制品 Egg	奶类及制品 Dairy
氮含量 Nitrogen content/%	0.00~0.06		1.50	2.80	2.80	2.70	2.45	2.20	0.53

式中: S 为食品氮盈缺量; P 为食品氮生产量,当用于植物性食品氮时,指农田子系统作物收获物氮中用作食物的部分,由公式(2)中作物收获氮量乘以收获物作食品比例求得,当用于动物性食品氮时,指畜禽子系统产出的蛋奶肉骨及副产物作食品部分的氮素总量; C 为食品氮消费量,算法见公式(7); R 为食品氮盈缺率。

$S=0$ 时,表示该区生产的食品氮恰好满足居民消费需求; $S<0$ 时,生产少于需求; $S>0$ 时,生产超过需求。

1.3.2 环境氮损失量和损失率

系统中未被有效利用而损失的氮素,称为环境损失氮,包括农田子系统通过氨挥发、反硝化、淋溶、径流、燃烧损失进入水土气环境的氮素,畜禽子系统以粪尿为载体进入大气、水体的氮素以及家庭子系统以厨余垃圾、人粪尿为载体进入大气和水体的氮素。燃烧途径进入大气的氮量由秸秆氮量乘以秸秆燃烧比例得到,其余各项环境损失氮量算法分别见公式(2)、(5)、(8)。分项环境损失氮量之和为氮素环境损失量,损失率按下式计算:

$$R=L/N_{\text{imp}} \times 100\%$$

式中: R 为氮素环境损失率; L 为氮素环境损失量; N_{imp} 为氮素投入量。

1.3.3 氮素环境负荷量

本研究用环境负荷氮量衡量源于食物链系统且能给环境造成污染的氮素数量。环境负荷氮量与环境损失氮量区别在于前者不包含反硝化主要产物 N_2 。反硝化产生的环境负荷氮量以 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 计,据公式“施氮量×环境排放因子+背景排放量”^[36],其中 N_2O 环境排放因子为 0.66%,水田、旱地排放背景值分别为 0.76、0.78 $\text{kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。其余分项环境负荷氮量算法与环境损失氮量算法相同。

2 结果与讨论

2.1 食物链系统氮素生产与消费平衡特征

比较食品氮生产量与居民实际消费量可看出氮素生产与消费平衡状况。由图 2 可见,2000—2013 年常熟市每年植物性食品氮都有盈余,每年平均生产 4 562.09 t 植物性食品氮,居民实际消费 2 390.55 t,年均盈余量达 2 171.54 t,盈缺率在 36.40%~62.51% 之间,供给远高于消费需求,表明当地每年都可以向外地输出农作物产品。而动物性食品氮只在 2000—2002 年有 56.27、47.71、56.92 t 的少量盈余,盈缺率在 5.75%~7.12% 之间;从 2003 年起,动物性食品氮盈缺量一直为负,年均缺少 210.03 t,盈缺率为 -3.54%~

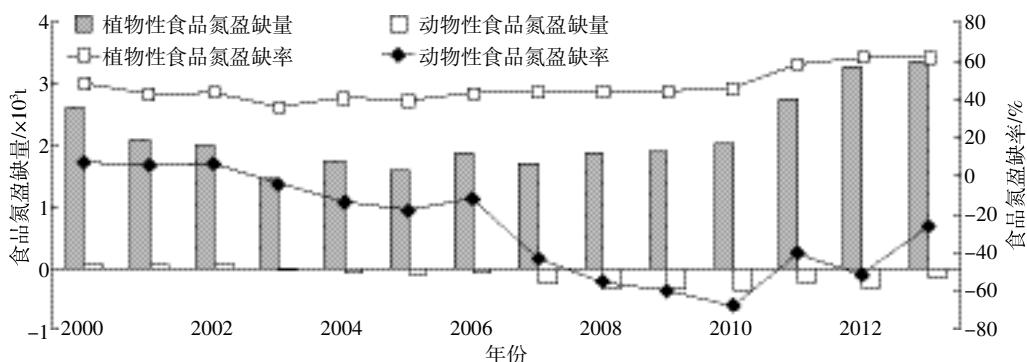


图 2 常熟市 2000—2013 年食品氮盈缺

Figure 2 Surpluses and deficiencies of food nitrogen in Changshu City from 2000 to 2013

-68.56%，个别年份缺口较大。

常熟市植物性食品氮年均有47%的盈余，与当地种植业单产高和政府高度重视有关。2013年，该市建立水稻制种基地300 hm²，育成水稻新品种累计20个，设立11个病虫预测点，可准确预报病虫害。此外，研究发现常熟市2000—2013年的植物性食品氮需求波动下降了26.27%，生产供给下降了8.39%，植物性食品氮需求减少速度比生产快（图3），导致盈余总体上增加。而当地畜牧业生产规模小，发展不稳定，其产值只有农田种植业的1/5。虽然2013年畜牧业产值比2000年增长98%，但肉蛋奶等产量却减少了2%。由图3可见，该地区动物性食品氮的生产总体呈下降趋势，而需求却波动增长，使其近年动物性食品缺口较大，平均每年25%的动物性食品氮依靠外地输入。

从经济、人口、食物链系统氮素流动三方面选取了多个植物性和动物性食品氮盈缺量的影响因素指标（x），用SPSS软件分别对植物性和动物性食品氮盈缺量（y₁、y₂）及其对应的影响因素指标进行逐步回归分析和通径分析，得到回归方程Y₁、Y₂（表4）。由方程

Y₁的R²求得剩余通径e=0.105（公式：e=√[1-R²]^[35]），说明逐步回归筛选出的5个变量因素对y₁的影响贡献率为89.5%，其余因素的贡献率为10.5%。由直接通径系数可看出，5个主要影响因素中农作物播种面积对植物性食品氮盈余的直接影响程度最大，其次是农业生产总值、农作物总产量、植物性食品氮需求和乡村人口数量。由方程Y₂的e值可知，变量因素x₁、x₂、x₃对y₂的影响贡献达95.5%。直接通径系数表明这3个主要影响因素对动物性食品氮盈余的直接影响以饲料氮投入的作用最大，畜禽产品产量次之，动物性食品氮需求最小。

2.2 食物链系统氮素环境损失特征

食物链系统投入氮素的去向可分为两种：一是直接或经循环利用转化为食品氮最终被人体吸收，二是损失进入环境。据统计常熟市2000—2013年平均每年损失氮素23 382.70 t。由图4可看出，农田子系统年均损失最多，达17 867.81 t，畜禽子系统每年损失3 319.58 t，家庭子系统2 195.31 t。从环境损失率来看，食物链三个子系统氮素环境损失率在59.82%~69.81%

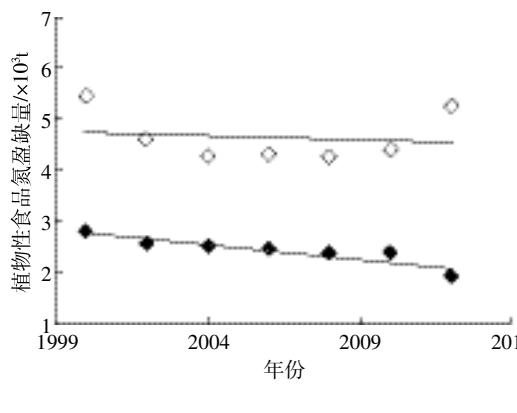


图3 常熟市2000—2013年食品氮生产与需求变化总体趋势

Figure 3 Changes of food nitrogen production and consumption in Changshu City from 2000 to 2013

表4 逐步回归和通径分析结果

Table 4 Step-wise regression and path analysis

回归方程 Regression equation	自变量 Independent variable	直接通径系数 Standardized coefficient beta	R ²	剩余通径(e) Residual path
$Y_1 = -3.850.226 + 22.072x_1 + 131.995x_2 - 113.615x_3 - 76.898x_4 + 11.332x_5$	x ₁ ,农业生产总值 x ₂ ,农作物播种面积 x ₃ ,植物性食品氮需求 x ₄ ,乡村人口数量 x ₅ ,农作物总产量	0.269 1.564 -0.501 -1.134 0.248	0.989	0.105
$Y_2 = 0.575 - 10.760x_1 + 10.902x_2 + 0.360x_3$	x ₁ ,动物性食品氮需求 x ₂ ,饲料氮投入 x ₃ ,畜禽产品产量	-0.499 0.494 0.149	0.998	0.045

之间,其中农田子系统损失率最低,为65.38%,家庭子系统为68.16%,畜禽子系统最高,达69.03%。

常熟市食物链氮素流动系统中,以农田子系统环境损失氮量最多。这可能与该子系统氮素投入量大、环境损失途径多有关。2000—2013年,平均每年种植业投入氮素2.73万t,是畜禽子系统氮素投入量的5.68倍、家庭子系统的8.48倍。但农作物只吸收利用了39.15%,而且其中的部分氮素(占总投入的4.53%)最后又通过秸秆燃烧损失掉,其余氮素经氨挥发和反硝化损失30.83%,淋溶和径流损失10.16%,还有19.86%贮存于土壤中。

当地食物链系统氮素环境损失率每年都超过氮素投入的50%,从侧面反映出氮素利用率低。本研究中,该地农田子系统作物秸秆和收获物的氮素利用率为39.15%,畜禽系统产出食品的氮素利用率为13.99%。其他地区同样存在这种现象。北京市2000—2007年农田和畜禽两个子系统的氮素利用率为25.88%和16.27%^[20],年均环境损失率在70%以上。张福锁等^[8]总结国内外研究,估算出氮素在食物生产与消费系统的利用效率约为20%,其余80%的氮素损失进入环境。

将多个氮素环境损失量(y_3)的影响因素(x)与 y_3 进行逐步回归分析后得到方程 Y_3 (表5)。由剩余通径

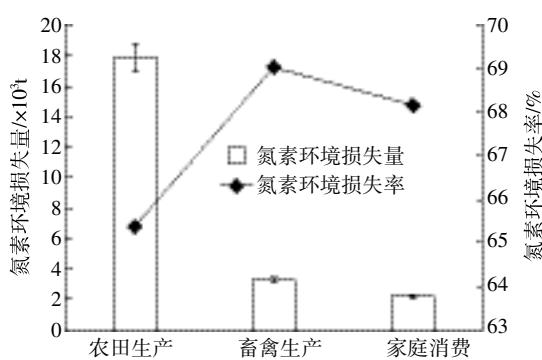


图4 常熟市2000—2013年食物链系统年均氮素环境损失

Figure 4 Mean annual nitrogen loss from food chain system to environment in Changshu City from 2000 to 2013

可知,除 x_1, x_2, x_3 以外的因素对氮素环境损失的直接影响作用仅为3.2%,因素 x_1, x_2, x_3 对 y_3 影响贡献达96.8%;由直接通径系数可知,农田子系统氮素损失对食物链系统氮素环境损失产生了最大的直接影响,其次是畜禽子系统氮素损失和家庭子系统人粪尿氮损失的影响。

2.3 常熟市食物链系统氮素环境负荷特征

2.3.1 食物链系统氮素环境负荷

环境损失氮中的N₂-N对环境无害,因此仅衡量环境损失氮不能真实反映环境面临的氮素污染风险。本研究统计了食物链系统排放的对环境具有污染危害的环境负荷氮量。常熟市2000—2013年食物链系统平均每年给当地造成18 101.95 t环境氮负荷,其中农田子系统排放占69.53%,畜禽子系统占18.34%,家庭子系统占12.13%。这些环境负荷氮素最终进入水、土、气环境,均可能对环境造成污染,其中水环境负荷氮7 299.83 t,大气环境负荷氮5 367.13 t,土壤环境负荷氮5 434.99 t(图5)。

耕地是这些环境负荷氮迁移转化的主要场所,常熟市每公顷耕地每年共向水土气环境释放230 kg负氮。据报道,我国2005年平均水平为186 kg·hm⁻²^[5],辽宁省201 kg·hm⁻²^[37],常熟市高于这些地区。该地农田子系统产生的这些环境负荷氮以食品氮产出折算,

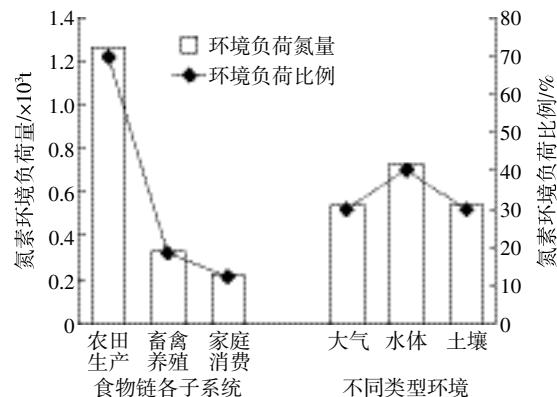


图5 常熟市2000—2013年食物链系统年均环境氮素负荷

Figure 5 Annual environmental nitrogen load of food chain system in Changshu City from 2000 to 2013

表5 逐步回归和通径分析结果

Table 5 Step-wise regression and path analysis

回归方程 Regression equation	自变量 Independent variable	直接通径系数 Standardized coefficient beta	R ²	剩余通径(e) Residual path
$Y_3=0.036+1.004x_1+1.078x_2+$ $0.532x_3$	x_1 ,农田子系统氮素损失 x_2 ,畜禽子系统氮素损失 x_3 ,居民粪尿氮产生量	0.983 0.312 0.068	0.999	0.032

相当于该区每产出 1 kg 植物性食品氮将释放 2.80 kg 环境负荷氮, 比全国水平^[5]多 1.22 kg。畜禽子系统排放的环境负荷氮量相当于每生产 1 kg 动物性食品氮伴随产生 4.93 kg 环境负荷氮, 相比也高于全国总体水平(4.17 kg)^[5]。该区家庭消费子系统排放的环境负荷氮源于居民农畜食品消费过程, 合计每年人均释放 2.08 kg, 高于全国 1.53 kg 的水平; 这些氮素是当地居民消费 3 220.63 t 动植物性食品氮产生的, 因此相当于该市居民每消费 1 kg 食品氮将给环境造成 0.68 kg 氮负荷, 而我国 2005 年水平为 0.50 kg。对比看出常熟市 2000—2013 年食物链氮素流动系统给当地环境造成的氮素负荷压力大于全国平均水平。

2.3.2 食物链系统氮素环境负荷的水环境影响

常熟市湖荡众多, 水网密集, 种植养殖以及家庭生活损失的氮素容易进入并污染水体。本研究核算, 2000 年以来平均每年有 7 299.83 t 氮由食物链系统进入当地水环境。Ti 等^[19]对常熟市 2007 年水体氮素环境负荷进行过估算, 包括种植业、畜牧业、渔业、工业、生活等多项来源共计 8 108.3 t 氮, 本研究同年估算结果为 6 922.4 t 氮。每年如此之多的氮素进入水体, 无疑易使水环境遭受污染。

常熟市水体环境氮负荷中 38.07% 来源于农田生产活动, 34.18% 来源于畜禽养殖活动, 家庭食物消费活动占 27.75%。与全国^[5]以及江苏省^[38]、浙江省^[38]、上海市^[38]等相比, 常熟市不同子系统对水体环境氮素负荷的贡献比例差异较小(图 6)。据报道: 黑龙江阿什河流域种植业向当地河流中输入氮素 2 229.74 t^[39]; 日本北海道 Kepau 河流域一农场每年向 Kepau 河输入氮素 14.4 t, 其中 90% 是随降雨和春季融雪带入的^[40]; 1981—1991 年加拿大 Fraser 山谷的农牧生产活动每年给当地水环境造成 7 250 t 氮负荷^[41]; 厦门市 2008 年居民食物氮消费活动产生 2 673.12 t 水体环境氮负荷^[42]。可见, 食物生产与消费系统向水体环境排放氮素的问题早已引起了国内外学者的关注。

从物源来看, 常熟市水体环境的氮素负荷畜禽粪尿排放量最多, 平均每年 2 500.90 t, 其次是城乡居民

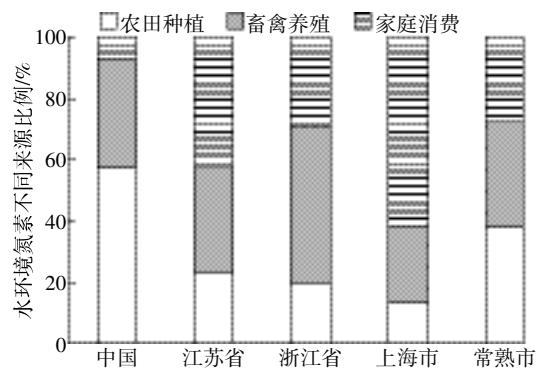


图 6 水体环境氮素负荷的来源

Figure 6 Sources of water nitrogen load

的粪尿 1 919.89 t, 第三是化肥 1 810.22 t, 这三大来源共占总量的 85.33%。有研究发现常熟地区河湖水体的氮污染源主要来自城镇生活污水和农村人畜排泄物^[18], 与本研究结果一致。苏州 2012—2014 年环境公报显示其河湖水质与氮素有关, 河流首要污染物为氨氮, 湖泊首要污染物为总氮。可见, 水环境负荷氮多与常熟市河湖水质恶化有密切关系。对多个影响因素(x)与水环境氮素负荷量(y_4)进行回归分析和通径分析后得到方程 Y_4 (表 6)。由剩余通径可知, 逐步回归自动筛选出的 4 个变量因素对水环境氮素负荷量的影响贡献率达 92.3%, 直接影响作用依次为: 饲料氮投入 > 淋溶径流损失氮量 > 居民粪尿氮产生量 > 厨余垃圾氮产生量。

3 结论

常熟市 2000—2013 年食物链系统食品氮生产消费平衡呈现植物性食品氮每年盈余、动物性食品氮 2003 年起每年亏缺的特征。食物链系统氮素环境损失率高而利用率低。损失进入环境的氮素使当地水体、土壤、大气面临污染威胁, 该市河湖水质恶化与食物链系统产生的大量氮素负荷有关。

针对以上问题, 可从以下两方面进行调控:

(1) 提高氮素循环利用率以降低环境损失率。如减少秸秆焚烧, 增加秸秆和粪尿还田, 提高秸秆、粪

表 6 逐步回归和通径分析结果

Table 6 Step-wise regression and path analysis

回归方程 Regression equation	自变量 Independent variable	直接通径系数 Standardized coefficient beta	R ²	剩余通径(e) Residual path
$Y_4 = -0.034 - 0.778x_1 + 0.644x_2 + 1.305x_3 + 1.191x_4$	x_1 , 厨余垃圾氮产生量 x_2 , 饲料氮投入量 x_3 , 淋溶径流损失氮量 x_4 , 居民粪尿氮产生量	-0.380 1.198 1.050 0.666	0.994	0.077

尿、厨余垃圾原料化能源化比例。

(2)合理减少氮素投入以减轻环境负荷压力。如减少化肥氮的投入量,可将目前化肥氮的投入水平降低至 $180\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的合理施用水平;缩减养殖规模并保持农业委员会提出的畜禽食品30%自给的农业发展规划目标。

参考文献:

- [1] Powell J M, Macleod M, Vellinga T V, et al. Feed-milk-manure nitrogen relationships in global dairy production systems[J]. *Livestock Science*, 2013(2/3), 152:261-272.
- [2] Leach A M, Galloway J N, Bleeker A, et al. A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment[J]. *Environmental Development*, 2012, 1(1):40-66.
- [3] Han Y, Fan Y, Yang P, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs(NANI) index application in Mainland China[J]. *Geoderma*, 2014, 213(1):87-94.
- [4] 马林.中国营养体系养分流动循环(CNFC)模型研究[D].保定:河北农业大学,2006:9-29.
MA Lin. Research on nutrient flow and cycle model in China nutrition system[D]. Baoding:Hebei Agricultural University, 2006:9-29.
- [5] 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.
MA Lin. Mechanism and regulatory strategies of nitrogen flow in food chain of China[D]. Baoding:Hebei Agricultural University, 2006:15-18.
- [6] Smil V. Nitrogen and food production: Proteins for human diets[J]. *Ambio A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2):126-131.
- [7] Bleken M A, Bakken L R. The nitrogen cost of food production; Norwegian society[J]. *Ambio*, 1997, 26(3):134-142.
- [8] 张福锁,王方浩,马文奇,等.面源污染控制的新视角:食物链养分管理策略[J].中国农学通报,2008,24(增刊):11-14.
ZHANG Fu-suo, WANG Fang-hao, MA Wen-qi, et al. New perspective of non-point source pollution control: Management strategy of nutrient in food chain[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2008, 24(Suppl):11-14.
- [9] Bechmann M, Blicher-Mathiesen G, Kyllmar K, et al. Nitrogen application, balances and their effect on water quality in small catchments in the Nordic Baltic countries[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2014, 198:104-113.
- [10] 罗永霞,高波,颜晓元,等.太湖地区农业源对水体氮污染的贡献:以宜溧河流域为例[J].农业环境科学学报,2015,34(12):2318-2326.
LUO Yong-xia, GAO Bo, YAN Xiao-yuan, et al. Estimating contribution of agricultural sources to aquatic nitrogen load in Taihu Lake Region: A case study of Yili River catchment[J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2015, 34(12):2318-2326.
- [11] 张东升,史学正,于东升,等.城乡交错区蔬菜生态系统氮循环的数值模拟研究[J].土壤学报,2007,44(3):484-491.
ZHANG Dong-sheng, SHI Xue-zheng, YU Dong-sheng, et al. Numerical simulation of soil nitrogen circling in peri-urban vegetable farming systems[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(3):484-491.
- [12] 巨晓棠.理论施氮量的改进及验证:兼论确定作物氮肥推荐量的方法[J].土壤学报,2015,52(2):249-261.
JU Xiao-tang. Improvement and validation of theoretical N rate(TNR): Discussing the methods for N fertilizer recommendation[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52(2):249-261.
- [13] Oenema O, Salomez J, Branquinho C, et al. European Nitrogen Assessment: Chapter 23: Developing integrated approaches to nitrogen management [M]. Cambridge University Press, 2011: 541-550.
- [14] Grizzetti B, Bouraoui F, Billen G, et al. European Nitrogen Assessment: Chapter 17: Nitrogen as a threat to European water quality[M]. Cambridge University Press, 2011: 379-404.
- [15] Oenema O, Bleeker A, Braatzen N A, et al. The European nitrogen assessment: Chapter 4: Nitrogen in current European policies[M]. Cambridge University Press, 2011: 62-80.
- [16] 章晓芳.常熟市尚湖镇农村水环境现状及思考[J].水资源开发与管理,2015(3):34-36.
ZHANG Xiao-fang. Current situation and thinking of rural water environment in Shanghu Town of Changshu City[J]. *Water Resource Exploitation and Management*, 2015(3):34-36.
- [17] 王磊,张磊,段学军,等.江苏省太湖流域产业结构的水环境污染效应[J].生态学报,2011,31(22):6832-6844.
WANG Lei, ZHANG Lei, DUAN Xue-jun, et al. Water-environment effects of industry structure in Taihu Lake Basin in Jiangsu Province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(22):6832-6844.
- [18] 沈秋农,王钢,周燕,等.常熟年鉴[M].北京:方志出版社,2001-2014.
SHEN Qiu-nong, WANG Gang, ZHOU Yan, et al. Changshu yearbook[M]. Beijing: Fangzhi Press, 2001-2014.
- [19] Ti C, Xia Y, Pan 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] 高利伟.食物链氮素养分流动评价研究[D].保定:河北农业大学,2009:14-25.
GAO Li-wei. Analysis and evaluation of nitrogen flow in the food chain system: A case study of Huang-Huai-Hai Region[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2009:14-25.
- [21] 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.
ZHANG Huan, LI Heng-peng, LI Xin-yan, et al. Temporal changes of nitrogen balance and their driving factors in typical agricultural area of Taihu Lake Basin[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2014, 45(5):1119-1129.
- [22] 杜伟,遆超普,姜小三,等.长三角地区典型稻作农业小流域氮素平衡及其污染潜势[J].生态与农村环境学报,2010,26(1):9-14.
DU Wei, TI Chao-pu, JIANG Xiao-san, et al. Balance and pollution potential of nitrogen in a typical rice-based agricultural watershed of Yangtze River Delta Region[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(1):9-14.
- [23] 钱承樸,鲁如坤.农田养分再循环研究Ⅲ:粪肥的氨挥发[J].土壤,1994(4):169-174.

- [24] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 778–783.
- ZHU Zhao-liang. Research on soil nitrogen in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 778–783.
- [25] Zhao X, Zhou Y, Wang S Q, et al. Nitrogen balance in a highly fertilized rice–wheat double–cropping system in Southern China[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2012, 76(3): 1068–1078.
- [26] 谷保静. 人类–自然耦合系统氮循环研究: 中国案例[D]. 杭州: 浙江大学, 2011: 85–86.
- GU Bao-jing. Nitrogen cycle of coupled human and natural system: A case study of China[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011: 85–86.
- [27] 杜伟. 长三角地区典型稻作流域农田氮平衡及氮负荷研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2010: 29–30.
- DU Wei. Balance and loading of cropland nitrogen in a typical rice-based agricultural watershed of Yangtze River Delta Region[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2010: 29–30.
- [28] Gao B, Ju X T, Zhang Q, et al. New estimates of direct N₂O emissions from Chinese croplands from 1980 to 2007 using localized emission factors[J]. *Biogeosciences*, 2011, 8(10): 3011–3024.
- [29] 刘晓利. 我国“农田–畜牧–营养–环境”体系氮素养分循环与平衡[D]. 保定: 河北农业大学, 2005: 17–22.
- LIU Xiao-li. Nitrogen cycling and balance in “agriculture–livestock–nutrition–environment” system of China[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2005: 17–22.
- [30] 周涛, 王云鹏, 王芳, 等. 广东省农业氮足迹分析[J]. 中国环境科学, 2014, 34(9): 2430–2438.
- ZHOU Tao, WANG Yun-peng, WANG Fang, et al. Analysis of the nitrogen footprint of agriculture in Guangdong[J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(9): 2430–2438.
- [31] 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.
- YANG Yue-xin, WANG Guang-ya. List of China food ingredient[M]. Beijing: Peking University Medical Press, 2009: 24–198.
- [32] 周杨, 司友斌, 赵旭, 等. 太湖流域稻麦轮作农田氮肥施用状况、问题和对策[J]. 土壤, 2012, 44(3): 510–514.
- ZHOU Yang, SI You-bin, ZHAO Xu, et al. Situation, problems and countermeasures in nitrogen fertilization in rice/wheat rotation paddy field of Taihu Lake Watershed, China[J]. *Soil*, 2012, 44(3): 510–514.
- [33] 常熟市统计局. 常熟统计年鉴(2001—2014年)[M]. 常熟: 常熟市统计局, 2001—2014.
- Changshu statistics bureau. Changshu statistics yearbook (2001–2014)[M]. Changshu: Changshu Statistics Bureau, 2001—2014.
- [34] 程玉珍, 朱桂萍, 陶婷, 等. 苏州统计年鉴(2001—2014年)[M]. 北京: 中国统计出版社, 2001—2014.
- CHEN Yu-zhen, ZHU Gui-ping, TAO Ting, et al. Suzhou statistics yearbook (2001—2014)[M]. Beijing: China Statistics Press, 2001—2014.
- [35] 杜家菊, 陈志伟. 使用SPSS线性回归实现通径分析的方法[J]. 生物学通报, 2010, 45(2): 4–6.
- DU Jia-ju, CHEN Zhi-wei. Method of path analysis by linear regression based on SPSS[J]. *Bulletin of Biology*, 2010, 45(2): 4–6.
- [36] 倪玉雪. 中国农田土壤硝态氮累积、淋洗与径流损失及N₂O排放[D]. 保定: 河北农业大学, 2013: 32–34.
- NI Yu-xue. Nitrate accumulation, leaching, runoff and oxide emissions in agricultural soil of China[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2013: 32–34.
- [37] 张建莉. 辽宁省农田生态系统及河岸带氮素负荷特征研究[D]. 沈阳: 辽宁大学, 2013: 17–18.
- ZHANG Jian-li. The research of nitrogen load features on farmland and riparian zone ecosystem in Liaoning Province[D]. Shenyang: Liaoning University, 2013: 17–18.
- [38] 刘庄, 李维新, 张毅敏, 等. 太湖流域非点源污染负荷估算[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(增刊1): 45–48.
- LIU Zhuang, LI Wei-xin, ZHANG Yi-min, et al. Estimation of non-point source pollution load in Taihu Lake Basin[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(Suppl 1): 45–48.
- [39] 胡钰. 阿什河流域种植业面源氮污染监测及负荷估算[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2012: 56–59.
- HU Yu. Monitoring and loading estimation on non-point sources nitrogen pollution of crop production: A case study of Ashi River Basin[D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2012: 56–59.
- [40] Hatano R, Nagumo T, Hata H, et al. Impact of nitrogen cycling on stream water quality in a basin associated with forest, grassland, and animal husbandry, Hokkaido, Japan[J]. *Ecological Engineering*, 2005, 24(5): 509–515.
- [41] ZebARTH B J, PAUL J W, KLEECK R V. The effect of nitrogen management in agricultural production on water and air quality: Evaluation on a regional scale[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 1999, 72(1): 35–52.
- [42] 于洋, 崔胜辉, 赵胜男, 等. 城市居民食物氮消费变化及其环境负荷: 以厦门市为例[J]. 生态学报, 2012, 32(19): 5953–5961.
- YU Yang, CUI Sheng-hui, ZHAO Sheng-nan, et al. Changes of residents nitrogen consumption and its environmental loading from food in Xiamen[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(19): 5953–5961.