

种养结合生产区农田氮素平衡分析 ——以山东省禹城为例

武兰芳, 欧阳竹

(中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101)

摘要:根据种养结构变化,对禹城农田系统氮素总体平衡状况进行了计算分析。结果表明,该区域农田系统的氮素输入、氮素输出和氮素盈余均呈逐年增加趋势,从1980—2005年按耕地平均,氮素输入由 $209.0\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $756.1\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,氮素输出由 $75.2\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $300.7\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,因为输入增加幅度高于输出增加幅度,导致氮素盈余由 $133.8\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $455.4\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$;从空间差异来看,禹城的11个乡镇中,只有1个乡镇表现为氮素亏缺,其余均不同程度地呈现出氮素盈余,其中有7个乡镇的耕地氮素盈余量在 $400\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以上,有3个乡镇的耕地氮素盈余量超过了 $600\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。如此高的氮素盈余,主要是源于大量化肥氮和粪便氮输入农田。所以,为了减少农田氮素盈余损失,禹城应在其区域范围内尽可能地减少化肥氮的投入,并对粪便氮进行合理管理和调配施用。

关键词:氮素平衡;农田系统;区域尺度;种养结合;山东禹城

中图分类号:X502 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)04-1312-08

Nitrogen Budget of Farmland in Crop-animal Mixed Farming System Area: A Case Study of Yucheng County in Shandong Province

WU Lan-fang, OUYANG Zhu

(Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: The nitrogen budget of farmland in crop-animal mixed farming area was analyzed according to the changes of cropping system and livestock, Yucheng County, Shandong Province was taken as a case study. The result showed that nitrogen input, export and surplus of the farmland at regional scale of Yucheng County were increased from 1980 to 2005. On average, the input of nitrogen in arable land were increased from $209.0\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ to $756.1\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, meanwhile, the export of nitrogen were increased from $75.2\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ to $300.7\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$. However, the average surplus of nitrogen were increased from $133.8\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ to $455.4\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, as a result of nitrogen input much higher than nitrogen export. On spatial diversity, it was only 1 of 11 townships in Yucheng County that behaved nitrogen deficit; the others were exhibited nitrogen surplus differently. There were 7 townships in their arable land the nitrogen surplus were more than $400\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ on average. Moreover, the highest surplus of nitrogen of farmland were recorded in 3 townships in West Yucheng County, the average surplus of nitrogen were much higher than $600\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$. Thus great deal of nitrogen surpluses could be explained by high amounts of nitrogen provided with mineral fertilizers and manure. In order to decrease surplus and lose of nitrogen in this region, fertilizer should be used as less as possible and implement good manure management practices.

Keywords: nitrogen budget; farmland; regional scale; crop-animal mixed farming system; Yucheng County; Shandong Province

氮素是农业生产中最重要的养分限制因子,同时也是日益明显的环境污染因素。现代农业对地表水和地下水产生的硝酸盐污染、对大气造成氨和氮氧化污染,已经成为不争的事实^[1]。氮素污染主要源自农

业系统氮素盈余而导致的损失,研究表明氮素盈余和损失之间存在极其显著的正相关关系^[2]。所以,为了减少硝态氮淋失,许多国家已经建立了关于减少硝态氮淋失的农作措施指导方针,主要包括化肥氮和有机废弃物氮的施用量及施用时间^[3,4]。通过对一个系统的投入和产出进行定量化,氮素平衡分析可以确定系统内的氮素盈余量,利用氮素平衡分析预测改变管理措施对氮素损失的影响,是一个具有较大潜力的管理工

收稿日期:2008-03-19

基金项目:中国科学院知识创新工程重要方向性项目(Kscx2-Yw-N-022)

作者简介:武兰芳(1963—),女,博士,副研究员,主要研究方向为区域农业与农田生态。E-mail:wulf@igsrr.ac.cn

具,所以,尽管氮素平衡作为评价农业系统氮素利用的定量方法已经有 100 多年的历史,但至今仍然在普遍应用^[1]。在欧盟各国,已经把农场的氮素营养平衡作为养分立法中的一个关键因素,要求农民必需按照每年盈余量的许可临界值权衡其主要投入和产出,临界值的确定主要根据作物种类和土壤类型,如果盈余量一旦超过规定的最高限量,则被征收环境污染税或处以其他类型处罚,这一措施的积极作用是唤醒农民的认识并重新审视他们日常的农作管理措施与环境的关系^[5]。荷兰已把农田氮素盈余限量标准由 1998 年的 $175 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 提高到 2008 年的 $100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,而同期草地氮素盈余限量标准由 $300 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 提高到 $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[6]。养分平衡计算可以在不同尺度的不同部门进行:如农田尺度、农场尺度、区域尺度和国家尺度的作物种植和畜禽养殖,在其基础上进行营养平衡既有益于经济也有助于环境;在农场尺度更有助于养分优化管理,在区域和国家尺度则可用于评价农业对环境的影响,但不论哪一层尺度的养分平衡计算,遵循的基本原则都是相同的^[7]。氮素平衡的计算方法主要有两种,其一是农场总体平衡(Farm-gate balance),其二是土壤层面平衡(Soil-surface balance),这两种方法均可以用于计算不同类型和不同尺度农业系统的氮素平衡状况。如 Kyllingsbaek and Hansen^[7]就利用 Farm-gate balance 平衡法计算了丹麦国家尺度 1980—2004 年养分平衡状况,结果表明,氮素盈余从 $175 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 下降到 $123 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。但是,Soil-surface balance 是指在农业耕地上投入的氮素总量(化肥和畜禽粪便)减去被作物吸收的氮素总量,更多的氮素来源可以包括如大气沉降、豆科作物固氮等,虑及了地区之间和国家之间的可比性,特别是是否具有可比的资料来源^[8]。Kopinski 等^[9]采用 Soil surface balance 方法,估算了波兰国家全国及其不同区域的氮素平均状况,结果表明,2002—2004 年波兰国家尺度上氮素盈余量平均水平为 $45 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,但其不同地区之间存在很大差异,波兰西北部地区的盈余量最高,大于 $50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,其原因主要是源于集约化生产中投入大量无机化肥和畜禽粪便,而波兰南部地区的盈余量最低,还没超过 $17 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

农业生产中的氮素盈余,主要源自两个方面。一方面,为了提高粮食单产,农田作物生产中化肥氮的投入不断增加而利用效率下降;另一方面,伴随着畜牧养殖迅速发展,畜禽数量增加的同时产生越来越多的粪便,其中含有大量氮素养分。自古以来,畜禽粪便

就一直被作为有机肥返还农田,虽然作为有机肥用于作物生产是畜禽粪便最合适的去向,但是,当一定区域内畜禽数量规模及其产生粪便超过作物生长需要和土壤的自净能力时,营养盈余问题就会显现^[10]。为此,欧盟委员会把投入农田的粪便氮作为评价氮素环境污染的一个指标,并确定了其投入的最高限额为 $170 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[4]。而为了控制化肥氮的损失污染,在配施磷和(或)钾的条件下,大面积上的施氮量应控制在 $150 \sim 180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[11]。

增加氮素投入是发展农业生产的主要途径之一。但是,农业生产中氮素盈余损失又会引起环境污染。几十年来,我国的农作制度发生了重大变化,农业生产结构由以种植业为主逐步向种植与养殖并重转变,集约化生产水平不断提高,农业物质投入不断增加,耕地生产力得到了提高。据国家统计资料表明,从 1996 年到 2006 年,粮食单产从 $4482.8 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 $4716.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,同时单位耕地化肥氮素的投入量从 $165.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 $183.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$;同期,畜牧业发展迅速,肉类总产从 4 584 万 t 增加到 8 051 万 t、禽蛋总产从 1 897 万 t 增加到 2 946 万 t、奶类由 736 万 t 增加到 3 303 万 t,随之相伴的是畜禽数量及其产生的粪便也在不断增长,而可消纳粪便的耕地面积却从 13 003.92 万 hm^2 减少到 12 180.00 万 hm^2 。那么,就我国宏观区域尺度上农业生产结构变化所引起的农田系统氮素平衡状况及其环境效应如何?这方面的研究报道甚少。因此,本研究试图从县级区域尺度出发,通过对县级区域种植结构和养殖结构变化分析,根据农田氮素供给和作物产量形成的氮素需求,计算区域农田系统氮素盈余状况,为正确认识我国农作制度变化的氮素盈余损失,并进一步从国家尺度分析农田氮素平衡状况及通过调整农业结构控制氮素盈余损失提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

山东省禹城市位于东经 $116^{\circ}23' \sim 116^{\circ}45'$, 北纬 $36^{\circ}40' \sim 37^{\circ}12'$, 居于黄淮海平原中部(图 1)。属黄河冲积平原,地势平缓。在气候上属于暖温带季风气候区,四季分明,气候温和,光照充足,年平均降雨量 593 mm,降雨多集中在 6、7、8 月,呈现春旱、夏涝、晚秋旱的规律。境内 20 多条河流纵横交错,地下水较充裕,并有“引黄”灌溉条件,目前水浇地面积和有效灌溉面积分别占总耕地面积的 95% 和 82% 以上。由于土地、

水利和光热资源优势,非常适合农业生产,是典型的农业主产区,20 世纪 80 年代以来,在持续提高粮食单产和增加总产的同时,积极调整农业生产结构,农业生产结构逐步由单一粮棉生产转向农牧结合,畜牧业产值占农业总产值的比重由不足 10% 增加到 35% 以上,畜禽数量迅速增长。目前,种植业以小麦、玉米为主,养殖业以牛、猪和鸡为主。总之,禹城农业生产的资源条件、发展水平及其农田生态系统特性在黄淮海平原具有典型性和代表性。

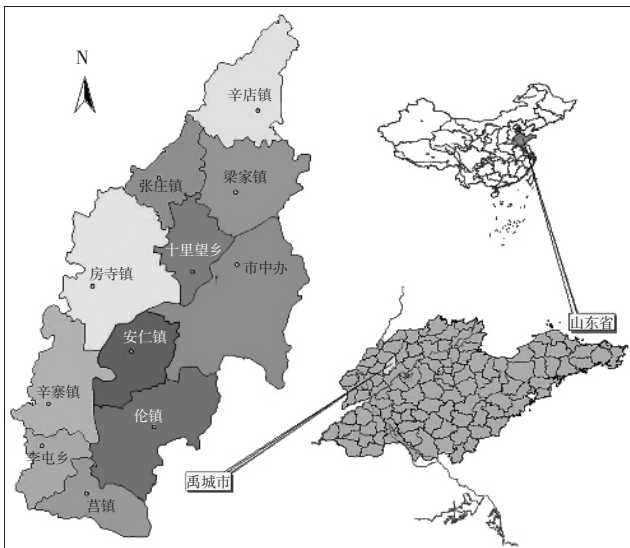


图 1 禹城区位示意

Figure 1 The location of Yucheng

1.2 数据来源与分析方法

本研究参照 Kopinski 等^[9]的方法,把禹城农田作物种植总面积看作是一块大的“农田”,采用 Soil-surface balance 氮素平衡计算方法。如图 1 所示,农田系统投入的氮素项主要考虑了化肥氮和粪便氮,及大气沉降氮素和非寄生微生物固定的氮素,从农田系统输出的氮素主要是作物产品(图 2)。如果农田输入氮素总量与输出氮素总量之差为正值,则表明农田系统的氮素表现为“盈余”状态,氮素在土壤中累积或转化损失,氮素盈余量越大其损失量就可能越大,对环境污染的风险就越大;如果农田输入氮素总量与输出氮素总量之差为负值,则表明农田系统的氮素表现为“亏缺”状态,此时土壤中没有氮素累积,氮素的损失量相对较小,不产生环境污染风险。所以,在氮素平衡分析中基本的概念是物质守恒,可以简单地表示为:

输入 N-输出 N=贮存 N 或损失 N

其特点是便于在相同的基础上对不同区域或不同类型农业生态系统进行分析比较^[1]。

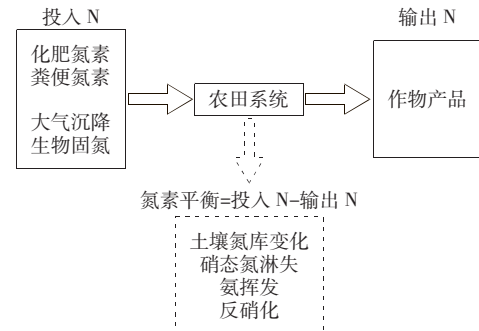


图 2 区域农田系统氮素平衡示意图

Figure 2 The scheme of nitrogen balance of farming land at regional scale

用于计算农田氮素盈余的作物产品结构及其数量、化肥氮素投入量、畜禽生产结构及其数量等基本数据来源于禹城市 1990—2005 年统计资料。

化肥氮的数量:施入农田系统的化肥氮数量直接来源于每年的统计资料。

粪便氮的数量:粪便氮的年产出量根据每年的畜禽存栏量和粪便排泄系数与粪便含氮量计算,畜禽存栏量直接来源于统计资料,各种畜禽的粪便排泄系数及其氮素含量参照王方浩等提供的参数(表 1)^[12]。每年施入农田系统的粪便氮数量按照粪便年产出量的 80% 计算。

在禹城市统计的畜禽生产资料中,主要有牛、马、驴、骡、猪、牛和禽类分类统计。据我们调查了解,虽然近几年奶牛养殖开始发展,但其数量依然偏少,仍然以肉牛和役用牛养殖为主,大约分别占 60% 和 40%;禽类主要是鸡,其中肉鸡和蛋鸡各占 50%;猪的饲养周期为 100~120 d,平均按 110 d 计,每年饲养 3 批,猪的粪便排泄量按存栏量 $\times 110 \times 3 \times$ 日排泄系数计算;肉鸡的饲养周期为 55 d,每年最多饲养 4 批,肉鸡的粪便排泄量按其存栏量 $\times 55 \times 4 \times$ 日排放系数计算;其他动物的粪便排泄量均按存栏量 $\times$ 年排放系数计算。

生物固氮的数量:根瘤菌固定的氮素根据每年豆科作物种植面积和固氮系数计算,大豆固氮量按平均计为 $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,花生固氮量按平均计为 $100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 计算;非寄生微生物固定氮素的标准系数按 $4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[9] 计算。

大气沉降氮的数量:按照山东省大气氮素沉降系数为 $23.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[14] 计算。

农田作物输出氮的数量:根据每种作物形成 100 kg 产品对氮素的需求系数(表 2)和每种作物产品的产出量进行计算,在计算蔬菜生产对氮素的需求量时,每

表 1 畜禽种类及其粪便产出量和氮素养分含量^[12]

Table 1 Animals and their excreta and N content

项目	粪便排泄量 Animal excretion	氮素含量 N concentration/%
猪 Pig	5.3 kg unit ⁻¹ ·d ⁻¹	0.238
役用牛 Power cattle	10 100 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.351
肉牛 Beef cattle	7 700 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.351
奶牛 Dairy cattle	19 400 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.351
马 Horse	5 900 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.378
驴、骡 Donkey and Mule	5 000 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.378
羊 Sheep	870 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	1.014
肉鸡 Meat chicken	0.10 kg unit ⁻¹ ·d ⁻¹	1.032
蛋鸡 Egg chicken	53.3 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	1.032

表 2 农作物每形成 100 kg 经济产品对氮素的需求量(kg)^[15]

Table 2 Nitrogen demand per 100 kg economic yield (kg)

小麦	谷子	玉米*	甘薯*	籽棉	花生	大豆*	高粱	黄瓜	番茄	胡萝卜
3.00	2.50	2.1~0.8	0.3~0.6	4.60	7.10	2.4~6.6	2.50	0.40	0.45	0.35

注: * 为计算时取其平均值。

100 kg 蔬菜产品对氮素的需求系数采用黄瓜、番茄和胡萝卜的平均值。

2 结果与分析

2.1 禹城市种植与养殖结构的变化动态

从 1980 年到 2005 年,禹城的耕地面积由 54 434 hm² 下降到 53 146 hm²,减少了 1 288 hm²,同时,作物总播种面积却由 78 556 hm² 增加到 96 703 hm²,增加了 18 174 hm²,复种指数从 144.3% 增加到 182.0%,增长了 37.7 个百分点(图 3)。从种植面积上看,主要有小麦、玉米、豆类、棉花和蔬菜 5 种作物,并且小麦和玉米种植始终占据主导地位,这两种作物的面积维持在 60% 以上,而突出变化表现为:从 1991 年—2000 年,棉花面积下降,蔬菜面积上升,2000 年以后蔬菜面积开始下降,小麦和玉米面积开始攀升,种植面积上表现为小麦和玉米为主;在产品产出上,主要是小麦、玉米和蔬菜,并呈现不断增长趋势,其变化与种植面积相一致,而棉花、豆类等其他产品产出却很少(图 4)。总

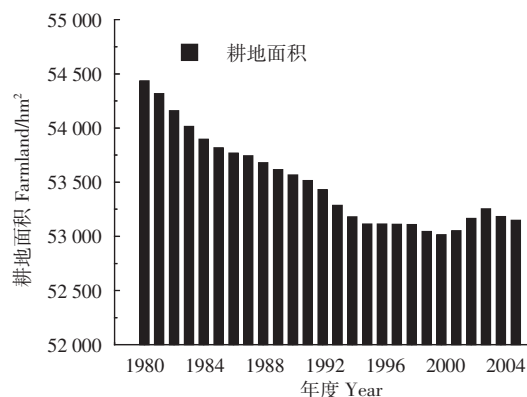


图 3 禹城市 1980—2005 年耕地面积和作物种植面积的变化

Figure 3 The change of farmland and crops area in Yucheng from 1980 to 2005

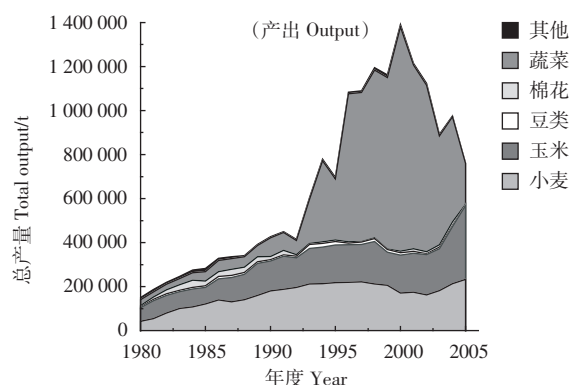
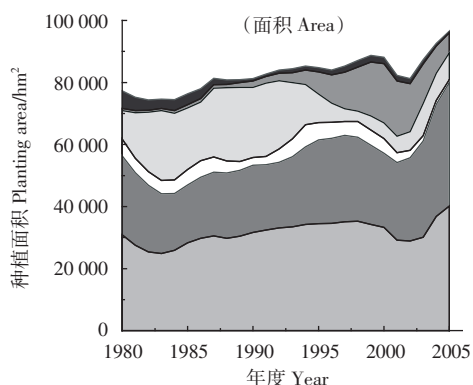
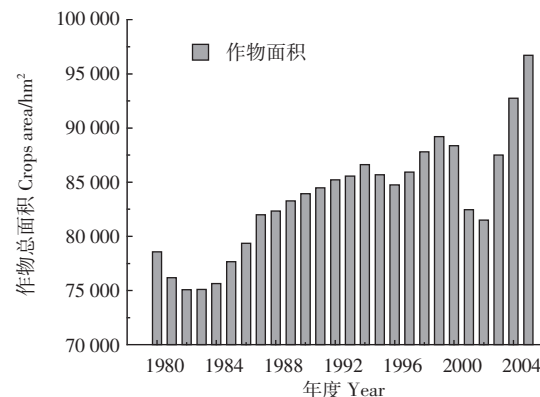


图 4 禹城市 1980—2005 种植结构的变化

Figure 4 The change of cropping system in Yucheng from 1980 to 2005

之,禹城的农田生产力不断提高,农产品产出量增长迅速,如粮食单产由1980年的 $1\,755\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 到2005年的 $7\,238\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,提高了312.4%,粮食总产由116 250 t增长到670 919 t,增长477.1%。种植结构的变化和农田生产力的提高,引起农田系统输出氮发生变化。

随着种植业产出的增加,禹城市畜牧业也同时得到了迅速发展,1980—2005年畜禽数量迅速增长,特别是牛、猪、羊和鸡,这4种畜禽的数量分别从1.31万头、7.91万头、9.28万只和53万只增加到30.11万头、32.23万头、30.55万只和488万只;肉类总产由3 507 t增加到79 075 t,禽蛋总产由2 055 t增加到32 852 t。随着畜禽数量的增加,畜禽粪便的产出量也不断增加,输入农田的粪便氮必然越来越多。

2.2 禹城农田系统氮素收支与盈亏

从图5和图6可以看出,化肥氮和粪便氮是禹城农田输入氮的两个最主要来源。从1980年到2005年,化肥氮(折纯)投入总量从 $6\,776.5\text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ 增加到

$22\,929.0\text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$,按耕地面积计算,化肥氮的投入量从 $124.4\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $432.3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,按作物种植面积计,化肥氮的投入量从 $86.3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $237.1\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。同期,粪便氮的年产销量从1 902.0 t增加到15 489.0 t,1985年以前不足当年投入化肥氮的1/3,1985年以后达到当年投入化肥氮的2/3以上。按耕地面积计,单位面积输入量从 $34.9\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $291.9\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,按作物种植面积计,单位面积输入量从 $24.2\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $160.1\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。从时间动态来看,虽然禹城农田系统的输出氮也表现为逐年增加,按耕地面积计,其每年输出氮从1980年的 $75.2\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 到2005年达到 $300.7\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,按作物种植面积计,其每年输出氮从 $52.1\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $165.0\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。但是,由于禹城农田系统每年的输入氮远远大于其输出氮,所以导致农田氮素大量盈余,氮素盈余总量从1980年的7 290.4 t增长到2005年的24 157.9 t,其中2002年盈余量最高,达到25 476.6 t,相应,单位耕地面积上的氮素盈余量由1980年的 $133.8\text{ kg}\cdot$

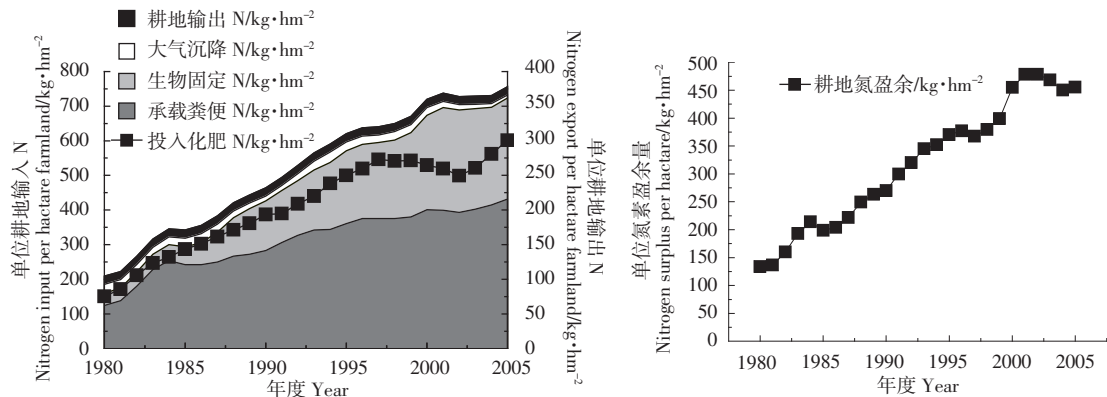


图5 禹城市1980—2005年耕地氮素收支与盈余变化

Figure 5 Nitrogen balance and nitrogen surplus of farmland in Yucheng from 1980 to 2005

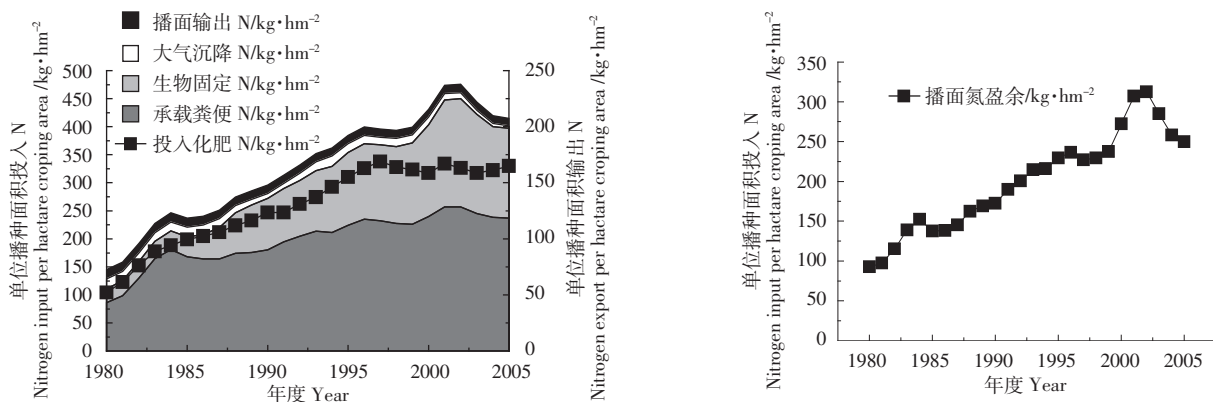


图6 禹城市1980—2005年作物面积的氮素收支与盈余变化

Figure 6 Nitrogen surplus of crop area in Yucheng from 1980 to 2005

hm^{-2} 增加到 2005 年的 $455.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 单位种植面积上的氮素盈余量从 1980 年的 $92.8 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 2005 年的 $249.8 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。氮素盈余量的增长主要是源于化肥氮素投入的增加和粪便氮产出量的增加; 氮素的大量盈余损失, 必然导致氮素损失并产生污染环境。

从空间格局来看(图 7 和图 8), 在禹城的 11 个乡镇中, 农田投入化肥氮最多的是张庄镇和辛寨镇, 按耕地面积计, 分别高达 673.6 和 $613.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 按种植面积计, 分别达到 355.2 和 $338.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 其次是市中办、房寺镇和梁家镇, 按耕地面积计在 $500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 左右, 按种植面积计在 $300 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 左右; 化肥用量最少的莒镇和李屯乡, 按耕地面积计前者为 $114.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 后者为 $150.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 按种植面积计, 前者

是 $60.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 后者为 $75.2 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。农田承载粪便氮最多的房寺镇, 按耕地面积计近 $600 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 按种植面积计 $357.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 其次是张庄镇、辛寨镇、十里望乡和伦镇, 按耕地面积计在 $350 \sim 400 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间, 按种植面积计在 $200 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 左右, 承载粪便氮较低的是李屯乡、伦镇和莒镇, 按耕地面积计在 $170 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 以下, 按种植面积计不足 $100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。单位耕地面积平均生物固氮量为 $4 \sim 19.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其中以伦镇最少, 莒镇最多。

总体来看, 在禹城市的 11 个乡镇中, 以房寺镇的农田输入氮最多, 单位耕地面积达到 $1\,122.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 单位种植面积达到 $674.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其次是张庄镇和辛寨镇, 按耕地面积计分别是 $1\,058.0$ 和 $995.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,

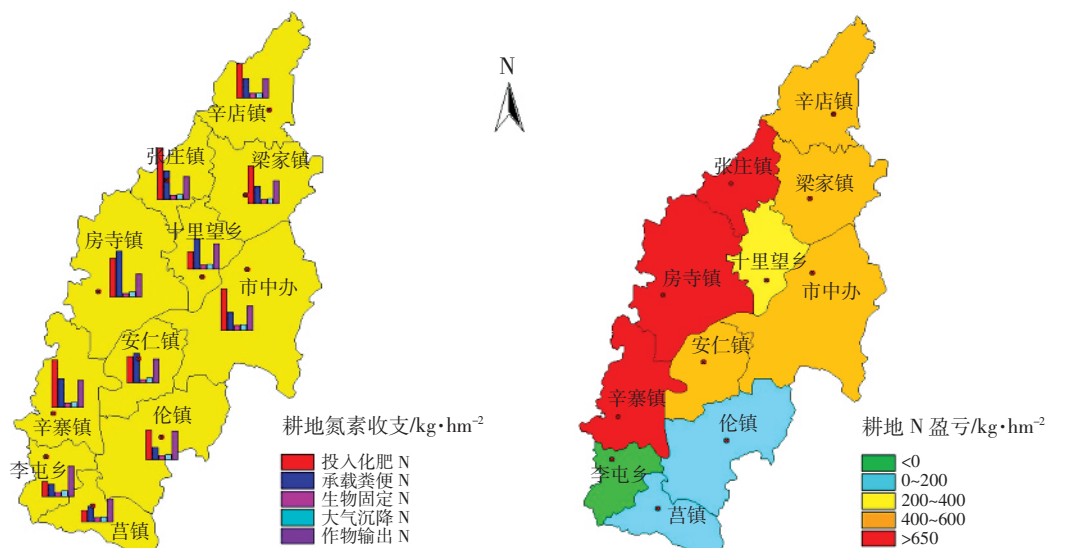


图 7 禹城分乡镇耕地氮素收支与盈余

Figure 7 Nitrogen balance for farmland in countryside of Yucheng

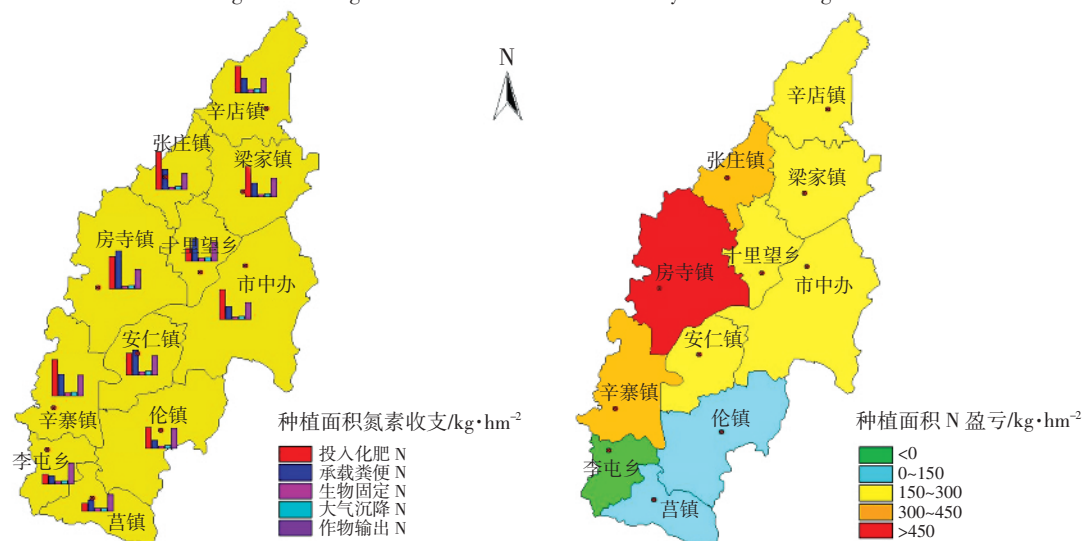


图 8 禹城分乡镇单位播种面积氮素收支与盈余

Figure 8 Nitrogen balance for crop area in countryside of Yucheng

按种植面积计分别是 557.9 和 549.4 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$;输入氮较少的是李屯乡和菖镇,按耕地面积计分别是 298.0 和 330.9 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,按种植面积计分别只有 149.3 和 173.7 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。禹城农田输出氮最多的乡镇是李屯乡,单位耕地面积输出氮为 377.6 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,单位种植面积输出氮为 189.2 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。由此可见,禹城各乡镇农田氮素盈余亏缺存在较大差异,在 11 个乡镇中只有李屯乡的农田表现为氮素亏缺,其余 10 个乡镇农田均表现不同程度氮素盈余,其中菖镇和伦镇的农田氮素盈余量相对较低,单位耕地面积上氮素盈余量在 200 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以下,而房寺镇、张庄镇和辛寨镇 3 个乡镇的农田氮素盈余量却相当可观,单位耕地面积上超过了 600 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,特别是房寺镇的耕地氮素盈余量竟高达 841.8 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,即使按播种面积计也高达 505.8 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。这几个乡镇的农田氮素之所以大量盈余,主要还是因为既有较多化肥氮投入,又有较多粪便氮产出,致使农田输入氮远远超过其农田输出氮(图 7 和图 8)。

3 结论与讨论

自 1980 年以来,禹城农田系统输入的氮素总量逐年增加,主要源于化肥氮和粪便氮的不断增加,到 2005 年,禹城全区农田系统中化肥氮的投入量按耕地面积计平均高达 432.2 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,按作物播种面积计也平均达到 237.1 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$;同时,还有大量粪便氮素输入农田,按耕地面积计粪便氮承载量平均达到 291.9 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,按作物种植面积计粪便氮承载量平均为 160.1 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$;但是,根据农田产出情况计算分析,单位耕地每年输出的氮素总量为 300.7 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,单位种植面积每年平均输出的氮素总量为 165.0 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。由此可知,禹城农田系统中的氮素供给量远远大于氮素需求量,致使氮素盈余量逐年增加,单位耕地面积上平均氮素盈余量从 1980 年的 133.80 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 450 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以上,若按种植面积计平均氮素盈余量从 98.20 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 250 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以上。

同时,禹城各乡镇的农田系统氮素输入与输出存在较大差异,近几年投入化肥氮最多的是张庄镇和辛寨镇,按耕地面积计超过了 600 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,投入较少的是菖镇和李屯乡,在 150 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以下;粪便氮承载量最高的房寺镇,按耕地面积计为 594.7 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,承载量较低的是李屯和伦镇,为 120 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$;所有乡镇单位耕地输出氮素在 220.2~377.6 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间,虽然李屯乡农田输入氮素最低,而输出氮素却是最多,所以,

除李屯乡表现为氮素亏缺外,其余乡镇均表现为氮素盈余,盈余量最高的是房寺镇,按耕地面积计高达 841.8 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,其次是张庄镇和辛寨镇,分别为 786.2 和 662.9 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

朱兆良院士提出,为了控制化肥污染,每年大面积施氮量应控制在 150~180 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的水平^[1]。从禹城历年化肥的投入来看,进入 20 世纪 90 年代,不论是单位耕地化肥氮的投入量、还是单位播种面积化肥氮的投入量,都已超过了 180 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的水平,并且呈现继续增加的趋势;从空间上来看,目前,在 11 个乡镇中只有两个乡镇单位耕地面积上投入的化肥氮低于 150 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 水平,其余均高于 180 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,还有两个乡镇投入农田的化肥氮竟超过 600 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

王方浩等估算结果表明,我国 2003 年单位耕地负荷的畜禽粪便氮素平均为 107 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,且以北京地区最高,达到 230 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[2]。随着畜牧业的迅速发展,大量的畜禽粪便已经成为环境的重要负担,特别是其中的氮素营养,无论是在返还农田前还是在返还农田后,其盈余损失主要以 NO_3^- 的形式进入水体,以 N_2O 的形式进入大气,已经成为环境污染的重要来源。所以,畜禽粪便氮素的限量施用在欧美许多国家已经成为立法控制环境污染的重要措施。如新西兰多数地方政府限定有机废弃物的施用量不得高于 200 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,欧盟则规定每年有机厩肥的施用量每年不得高于 170 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[3,4]。从禹城历年粪便氮产出量来看,禹城单位耕地粪便氮承载量在 1988 年就达 110 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,超过 2003 年的全国平均水平,到 1999 年增加到 240 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,超过北京地区而居全国之首,并且,早在 1993 年就超过了欧盟规定的有机厩肥施用量 170 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的最高限量标准;从空间分布差异来看,11 个乡镇中只有 3 个乡镇耕地粪便氮的承载量在 200 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以下,有 5 个乡镇耕地粪便氮的承载量在 350 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以上,是欧盟限量标准的 2 倍,其中有 1 个乡镇接近 600 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

氮素盈余是一个与农业生产密切相关的环境质量指标,欧盟许多国家已把农场尺度的氮素收支平衡作为监测农业环境政策效应的一个重要工具^[6]。例如,荷兰把养分平衡看作是减少养分从农田向地下水和地表水淋失的重要措施^[7],同时规定,对于农田,沙壤和粘土中氮素盈余最高限量暂时分别定为每年 60 和 100 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,对于草地、沙壤和粘土中氮素盈余的最高限量分别暂定为每年 140 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 180 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[18]。有研究表明,在荷兰国家尺度上如果氮素盈余量被减

少 $1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 淋失到地下水中的硝酸盐含量平均可以减少 $0.08 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 淋失到地表水中的硝酸盐含量平均可以减少 $0.12 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ [19]。从农田系统氮素平衡来看, 禹城全区单位面积耕地上平均氮素盈余量自 1980 始就超过了荷兰的最高限量, 并且逐步增加, 到目前的氮素盈余量是荷兰最高限量的 4 倍多; 在 11 个乡镇中, 只有李屯乡呈现氮素亏缺, 莒镇的单位面积耕地上的氮素盈余量为 $57 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其余 9 个乡镇单位面积耕地上的氮素盈余量均在 $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 以上, 其中 7 个在 $400 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 以上, 3 个在 $600 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 以上。

禹城位于黄河下游, 土壤属于沙壤中夹带粘土, 地下水位偏高, 据 1979—1995 年监测资料, 地下水位埋深最大时也不过 5 m。由上可见, 禹城农田输入的化肥氮和粪便氮都远远高于国内外推荐的限量标准, 导致氮素大量盈余, 无疑将对环境产生严重威胁。为了控制氮素盈余损失对环境的不良影响, 从区域尺度农田系统氮素平衡出发, 首先是减少化肥氮的投入, 对粪便氮进行合理调配施用。在禹城的 11 个乡镇中, 除李屯乡、莒镇和十里望乡 3 个乡镇外, 其余 8 个乡镇均应大量缩减化肥氮投入, 同时, 房寺镇、安仁镇、十里望乡、辛寨镇和张庄镇农田粪便氮承载量高, 应把粪便氮向承载量低的李屯、伦镇和莒镇输送, 同时, 各乡镇也要控制粪便氮施用数量与时间。此外, 在禹城的农田作物生产中, 小麦、玉米和蔬菜的种植面积相对较大, 占作物总面积的 80% 以上, 对这 3 种作物的农田要进行氮素平衡管理。

参考文献:

- [1] Watson C A, Atkinson D. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1999, 53(3): 259–267.
- [2] Steinshamn H, Thuen E, Bleken M A, et al. Utilization of nitrogen (N) and phosphorus (P) in an organic dairy farming system in Norway[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, 104(3): 509–702.
- [3] Di H J, Cameron K C. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 46(3): 237–256.
- [4] Schroder J J, Aarts H F M, Ten Berge H F M, et al. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use[J]. *European Journal of Agronomy*, 2003, 20(1–2): 33–44.
- [5] D'haene K, Magyar M, De Neve S, et al. Nitrogen and phosphorus balances of Hungarian farms[J]. *European Journal of Agronomy*, 2007, 26(3): 224–234.
- [6] Van Keulen H, Aarts H F M, Habekotte B, et al. Soil-plant-animal relations in nutrient cycling: the case of dairy farming system 'De Marke' [J]. *European Journal of Agronomy*, 2000(13): 2–3.
- [7] Kyllingsbaek A, Hansen J F. Development in nutrient balances in Danish agriculture 1980—2004 [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2007, 79(3): 267–280.
- [8] Slak M F, Commagnc L, Lucas S. Feasibility of national nitrogen balances[J]. *Environmental Pollution*, 1998, 102(Suppl. 1): 235–240.
- [9] Kopinski J, Tujaka A, Igras J. Nitrogen and phosphorus budgets in Poland as a tool for sustainable nutrients management[J]. *Acta Agriculturae Slovenica*, 2006, 87(1): 173–181.
- [10] Teira-esmatges M R, Flotats X. A method for livestock waste management planning in NE Spain[J]. *Waste Management*, 2003, 23(10): 917–932.
- [11] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000, 9(1): 1–6. ZHU Zhao-liang. Loss of fertilizer N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, 9(1): 1–6.
- [12] 王方浩, 马文奇, 窦争霞, 等. 中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J]. 中国环境科学, 2006, 26(5): 614–617. WANG Fang-hao, MA Wen-qi, DOU Zheng-xia, et al. The estimation of the production amount of animal manure and its environmental effects in China[J]. *China Environmental Science*, 2006, 26(5): 614–617.
- [13] 陈文新, 陈文峰. 发挥生物固氮作用减少化学氮肥用量 [J]. 中国农业科技导报, 2004, 6(6): 3–6. CHEN Wen-xin, CHEN Wen-feng. Exertion of biological nitrogen fixation in order to reducing the consumption of chemical nitrogenous fertilizer[J]. *Review of China Agricultural Science and Technology*, 2004, 6(6): 3–6.
- [14] 张 颖, 刘学军, 张福锁, 等. 华北平原大气氮素沉降的时空变异[J]. 生态学报, 2006, 26(6): 1633–1639. ZHANG Ying, LIU Xue-jun, ZHANG Fu-suo, et al. Spatial and temporal variation of atmospheric nitrogen deposition in North China Plain [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(6): 1633–1639.
- [15] 骆世明. 农业生态学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2003. LUO Shi-ming. *Agroecology*[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2003.
- [16] Brouwer F. Nitrogen balances at farm level as a tool to monitor effects of agri-environmental policy[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52(2–3): 303–308.
- [17] Van Beek C L, Brouwer L, Oenema O. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2003, 67(3): 233–244.
- [18] Oenema O, Kros H, De Vries W. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies[J]. *European Journal of Agronomy*, 2003, 20(1–2): 3–16.
- [19] Oenema O, Van Liere L, Schoumans O. Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands[J]. *Journal of Hydrology*, 2005, 304(1–4): 289–301.

致谢: 感谢编审对本文提出的宝贵修改建议。