

# 浑河上游不同类型农户氮负荷特征\*

梁 雷<sup>1\*\*</sup> 刘 峰<sup>1</sup> 何 丽<sup>1</sup> 张建丽<sup>1</sup> 庄晓虹<sup>1</sup> 汤 淳<sup>2</sup>

(<sup>1</sup> 辽宁大学环境学院, 沈阳 110036; <sup>2</sup> 辽宁经济职业技术学院, 沈阳 110161)

**摘 要** 选取浑河上游大伙房水库上游的小流域为研究区域, 对农户氮素非点源污染特征进行了分析。根据氮素流动的特点, 将农户分为养殖型农户、蔬菜种植户、传统种植户 3 种类型。氮素污染负荷顺序为: 养殖型农户 ( $348 \pm 76 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) > 蔬菜种植户 ( $307 \pm 127 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) > 传统种植户 ( $213 \pm 126 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )。不同农户农田氮损失量的大小顺序为: 蔬菜种植户 ( $256 \pm 21 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) > 养殖型农户 ( $188 \pm 52 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) > 传统种植户 ( $168 \pm 65 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )。表明, 该地区的蔬菜种植户、养殖型农户对水体质量影响较大, 是氮素非点源污染重点防治对象。在农户氮排放中, 居民生活排放的氮素占 28%, 农田氮损失占 72%, 说明农田是主要的氮污染源, 但居民生活的氮素污染也不可忽视。该研究范围内最佳氮循环的临界值为  $395.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 此时的总流动量是  $1883.3 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 氮素输出是  $376.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

**关键词** 非点源污染; 小流域; 氮负荷; 氮循环

中图分类号 X522 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2011)10-2315-08

**Nitrogen load characteristics of different farmer types in upper reaches of Hunhe watershed, Liaoning Province of Northeast China.** LIANG Lei<sup>1\*\*</sup>, LIU Feng<sup>1</sup>, HE Li<sup>1</sup>, ZHANG Jian-li<sup>1</sup>, ZHUANG Xiao-hong<sup>1</sup>, TANG Chun<sup>2</sup> (<sup>1</sup>Environment College, Liaoning University, Shenyang 110036, China; <sup>2</sup>Liaoning Economic Vocational Technological College, Shenyang 110161, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(10): 2315–2322.

**Abstract:** Taking a small watershed at the upstream of Dahuofang Reservoir in the upper reaches of Hunhe River as the study area, this paper analyzed the non-point source nitrogen pollution characteristics of different farmer types. According to the nitrogen flow characteristics in the watershed, the farmers were classified into three types, *i. e.*, livestock and poultry-based farmers, vegetable growers, and traditional farmers. The nitrogen pollution loads of the farmers were in the order of livestock and poultry-based farmers ( $348 \pm 76 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) > vegetable growers ( $307 \pm 127 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) > traditional farmers ( $213 \pm 126 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ), and the nitrogen losses from the lands of the farmers were in the order of vegetable land ( $256 \pm 21 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) > livestock and poultry-based land ( $188 \pm 52 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) > traditional farmland ( $168 \pm 65 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ), indicating that the vegetable growers and livestock and poultry-based farmers in the watershed had greater contribution to the water quality, being the priorities of consideration for the prevention of the non-point source nitrogen pollution. As for the nitrogen pollution sources, inhabitant living and farmland nitrogen losses occupied 28% and 72%, respectively, suggesting that farmland was the main source of nitrogen pollution, whereas inhabitant living was the another important source not be ignored. The threshold of the optimal nitrogen cycle in the study area was  $395.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , and the corresponding total nitrogen flow and nitrogen output were  $1883.3 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  and  $376.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , respectively.

**Key words:** non-point source pollution; small watershed; nitrogen load; nitrogen cycle.

\* 国家科技重大水专项(2009ZX07526-006-02)、辽宁省土壤环境质量与农产品安全重点实验室开放课题基金项目(YOZDS231YY)、辽宁大学 211 基金项目、2009 辽宁大学国家自然科学基金预资助项目和辽宁省自然科学基金项目(201045267)资助。

\*\* 通讯作者 E-mail: syllshenyang@163.com

收稿日期: 2011-03-07 接受日期: 2011-08-09

随着农业经济的发展,在农业生产中农家肥施用量越来越少,化肥施用量却激增,过量施用含氮化肥会导致氮素在土壤中积累,逐步转移至水体,使水体中的氮浓度逐渐增加带来富营养化等环境问题(Hatano *et al.*, 2002)。近年来,有关监测结果表明,大伙房水库水质富营养化问题有严重化趋势,其水域水质标准已超过地表水Ⅲ类标准,其中有机污染物是造成水库富营养化综合指标和营养度接近富营养化水平的主要原因,而水源地非点源污染的不断加剧是导致这种局面的重要原因(佟敬军等, 2010)。研究表明,产生非点源污染的原因主要来源于种植业、养殖业和农村生活污水的排放(林素兰和袁立新, 2008)。其中农田施用的农药、化肥和畜牧养殖污染是该区域氮素的主要输入源,也是向水体迁移的氮素的主要来源(卢雯, 2010),这是因为农田氮淋失量或农田输出的硝态氮量与农业生产中氮肥施用量有关(陈利顶和傅伯杰, 2000; 赵永秀等, 2007; 代俊峰等, 2007)。大量化肥和农药的施用以及饲料的不合理利用导致许多有害物质进入土壤,使土壤质量下降,致使土壤变碱或变酸,削弱土壤或肥料中其他营养元素效应(王克勤等, 2009)。然而,农田生态系统中氮非点源污染的产生和农业生态系统氮非点源污染还是有区别的,因为区域内氮素平衡还涉及到饲料和食品的输入和农产品售出等因素。

过去关于氮素非点源污染大量研究都集中在对氮素大尺度的研究上(Xing & Zhu, 2002),很少考虑农户生产模式。由于缺少对农户氮循环和不同类型农户氮负荷的研究,在估算氮的污染负荷及其对水质影响,河湖的富营养化及其治理工作等很难获得满意的结果(袁晓燕等, 2010)。因此,开展大伙房水库上游小流域农业生态系统非点源污染特征研究,对库区水质控制对策的制定具有非常重要的意义。为此,本研究以调查方式对小流域农户生产和农民生活现状进行了分析,比较不同农户所产生的氮负荷大小,探讨氮负荷形成的主要原因,评估和分析氮负荷和潜在污染的趋势,以期改善当地氮素管理,减缓氮素对环境的影响,以及为该地区小流域氮非点源污染防治提供科学参考。

## 1 研究区域和研究方法

### 1.1 研究区域概况

研究区域选取位于辽宁省清原县大苏河地区的

小流域,位于大伙房水库上游,地理位置为 $41^{\circ}51'10''\text{N}$ — $41^{\circ}51'13''\text{N}$ ,  $124^{\circ}54'43''\text{E}$ — $124^{\circ}54'55''\text{E}$ ,距沈阳 190 km,流域面积约为 294 km<sup>2</sup>。地处清原县最南端,北与清原镇交界,西与敖家堡乡相依,东与湾甸子镇接壤,南与新宾县毗邻,属长白山系,龙岗山脉,以山地为主,坡度在 $15^{\circ}$ ~ $35^{\circ}$ ,海拔高度介于 330~1120 m。该区域流经一条小河,全长 8 km。该小流域植被覆盖面积广,物种丰富,有 3 个村落(黄袋沟、长沙滩、长沙屯),该村落农民主要以耕田为生(主栽作物为玉米),因此,该区域的土地利用类型比较单一。

### 1.2 调查与资料收集方法

研究于 2008 年开始,采用逐户访问调查的方法,其中食品饲料量每月逐户调查,收集了以下资料:1)农作物种类、产量;2)农户耕作面积;3)每户化肥和有机肥的施用量;4)家畜种类和产量,农户售出和自己消费的家畜量;5)饲料消费量;6)人口;7)食品消费量,包括自己消费的家畜量;8)售出农产品的量;9)人畜排泄物和有机垃圾的量及处理方法,本次有效调查 162 户。

### 1.3 氮素估算

农户氮素循环系统主要包括人畜循环和农田循环,人畜氮循环系统包括氮输入项(食品饲料、作物收获、林草输入)和生活排放的氮输出项(农产品输出、堆肥氮挥发、施用的有机肥、农户生活产生并排到环境中的人畜排泄物和有机垃圾)(Liang *et al.*, 2006)。在农田循环系统中,输入项包括化肥施用氮、有机肥施用氮、大气沉降氮、生物固氮;输出项包括作物收获氮、反硝化损失氮、农田氮挥发氮,农田输入氮量减去输出氮量即为农田氮损失量(徐谦, 1996)。农田氮损失和生活排放的氮之和为农户氮负荷。

农户氮循环计算方法如下:

1)食品饲料输入氮:食品饲料输入氮=食品、饲料购入的种类和重量×相应的含氮量(表1);购入的食品和饲料有大米、猪肉、鸡肉、牛肉、羊肉、蛋、鱼、牛奶、苹果、香蕉、谷物饲料等。

2)作物收获氮:作物收获氮=收获作物的重量×相应的含氮量(表1);作物主要包括水稻、玉米、红薯、豆类、蔬菜、花生等,其包括作物秸秆氮(非食用部分)和作物食用部分氮。

3)林草氮:所采野菜和猪草量乘以相应的含氮量计算,其中野菜含氮量以蔬菜含氮量计算,猪草含

表 1  氮循环所涉及物质含氮量 (g · kg<sup>-1</sup>)  
Table 1  Measured N content used for calculation N flows

食品和饲料	含氮量	作物	含氮量	肥料	含氮量
谷物饲料	12.5	玉米(粒)	12.8	碳酸氢铵	170.0
米	10.6	玉米(茎叶)	1.4	尿素	460.0
猪肉	24.0	豆类(果实)	64.0	有机肥	5.0
鸡肉	32.0	豆类(茎叶)	9.0	复合肥	325.0
牛肉	32.0	红薯(根)	1.6	鸡粪	10.0
羊肉	25.0	红薯(叶)	2.5	鸭粪	7.0
蛋	21.3	蔬菜(叶)	5.0	鹅粪	5.0
鱼	28.2	蔬菜(根)	5.0	猪粪	2.0
牛奶	5.1	花生(果实)	39.7	骡粪	5.0
苹果	0.3	花生(茎叶)	9.0		
香蕉	2.2	油料(果实)	37.3		
		油料(茎叶)	8.4		

氮量以玉米茎叶含氮量计算(邓美华等,2007)。

4)农产品输出氮。农产品输出氮=农产品售出的重量×相应的含氮量(表1);主要包括猪肉、蔬菜、花生等动植物产品。

5)堆肥氮挥发氮。堆肥氮挥发氮=每户每年产生的人畜排泄物和有机垃圾量×相应的含氮量×氮挥发系数,氮挥发换算系数参考 Barry 等(1993)的研究,其值为28%。

6)施用的有机肥氮。施用的有机肥氮=每户实际施用到农田中的有机肥×相应的含氮量(表1);有机肥主要来源于人畜排泄物和秸秆,该小流域农户习惯把即将还田的秸秆放入人畜粪池中,因此为计算方便把人畜排泄物和秸秆归为有机肥。

7)生活排放的氮。生活排放的氮=(每户排放到水体中的人畜排泄物+有机垃圾)×含氮量,该含氮量约为有机肥的含氮量(表1)。有机垃圾包括作物收获的秸秆、蔬菜根茎等,该小流域农户习惯把有机垃圾和人畜排泄物统一堆放,所以统一计算。

8)化肥氮。该小流域所施氮肥主要有尿素、碳酸氢铵、复合肥等。计算氮肥,先得出抽样调查中平均每单位农田面积的化肥量,然后算出整个村落用的化肥量(刘晓利等,2006)。

9)大气沉降氮。参照大连地区旱地降水中氮量。旱地降水中氮量为 19 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>(姜秀玲等,2008; 迺超普和颜晓元,2010)。

10)生物固氮。包括农田共生固氮和自生固氮,农田共生固氮根据调查小流域大豆、花生、玉米农户的种植情况再参照相关研究(Yan *et al.*, 2009)计算农田自身固氮,参考 Liu 等(2008)提供的参数,

水田和旱地分别为 30 和 15 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,以及每户农田和旱地种植情况计算。

11)反硝化损失氮。反硝化损失氮=进入农田的氮量×换算系数,参考其他研究者的结论取换算系数为 15% (Xing & Zhu,2002)。

12)农田氮挥发氮。农田氮挥发氮=进入农田的氮量×换算系数为 10% (Barry *et al.*, 1993);根据作物重量和种类、食物重量和种类、饲料重量和种类、化肥的重量和种类可以求得含氮量(表1)。由于农户之间大气沉降氮和生物固氮差别不大,因此重点分析食品饲料氮、化肥氮、林草输入氮、生活排放的氮、作物收获氮、有机肥氮。

## 2 结果与分析

### 2.1 农户氮素输入与输出

农户调查结果表明,食品、饲料输入氮素在 50 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>以下的农户占总户数的 86.4% (表2),即大部分农户的食品、饲料输入的氮较少。林草输入氮的范围在 10 ~ 40 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>的农户占 69.1%, <10 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>的农户占 25.8%。化肥氮<200 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>的农户仅占 39.5%, >200 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>却占 60.5%,化肥输入量远高于其他形式的输入,是农户氮素的主要输入途径。从表2还可以看出,有 53.7% 农户未施用有机肥,有机肥氮>70 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>的农户不到 5%。农户作物收获氮大部分在 70 ~ 150 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,占 64.7%,有 1/2 以上的农户生活排放的氮>50 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>。

根据以上调查分析结果和主要农事活动的不同,把区内农户分为以下 3 种类型(表3)。将饲养生猪 20 头、鸡、鸭、鹅养殖超过 20 只以上,食品饲料氮和生活排放的氮分别大于 400、150 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,且只从事少量农耕活动的农户归类为养殖型农户;将种植果树、蔬菜型农户归类为种植型农户;将从事水稻、玉米、红薯等作物种植的归类为传统种植户。可以看出(表3),不同农户在养殖生猪数量、人均农田面积和单位面积施肥量存在很大差异,以种植业为主的农户的氮肥施用量是传统种植户的 3 倍左右。

### 2.2 不同类型农户氮负荷特征

养殖型农户中,食品饲料氮输入为 498±163 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>(表4),占人畜系统氮输入的 75%,生活排放的氮为260±24 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,占人畜系统

表 2 农户主要氮循环要素范围分析  
Table 2 Nitrogen cycling factors in farm systems

项目	氮循环范围 (kg · hm <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> )	黄代沟 户数	长沙屯 户数	长沙滩 户数	百分比 (%)
食品饲料氮	<50	27	23	90	86.4
	50 ~ 100	3	6	7	9.9
	100 ~ 200	0	0	0	0
	200 ~ 300	0	0	0	0
	300 ~ 400	0	0	0	0
	400 ~ 500	1	1	0	1.2
林草氮	>500	1	0	3	2.5
	0	3	3	10	9.8
	0 ~ 10	5	5	16	16
	10 ~ 40	23	21	68	69.1
	40 ~ 70	1	1	4	3.7
	70 ~ 100	0	0	1	0.6
化肥氮	>100	0	0	1	0.6
	<50	0	0	0	0
	50 ~ 100	1	3	5	5.6
	100 ~ 200	12	10	33	33.9
	200 ~ 300	8	7	25	24.6
	300 ~ 400	7	7	23	22.8
有机肥氮	400 ~ 500	1	1	4	3.7
	>500	3	2	10	9.3
	0	17	16	54	53.7
	0 ~ 10	3	3	11	10.5
	10 ~ 40	6	6	19	19.1
	40 ~ 70	4	4	12	12.3
生活排放的氮	70 ~ 100	1	1	3	3.1
	>100	1	0	1	1.2
	<50	15	14	47	46.9
	50 ~ 100	14	13	43	43.2
	100 ~ 150	2	2	6	6.2
	150 ~ 200	1	1	2	2.5
作物收获氮	200 ~ 250	0	0	0	0
	250 ~ 300	0	0	1	0.6
	>300	0	1	1	1.2
	<10	0	0	0	0
	10 ~ 40	1	1	2	2.5
	40 ~ 70	3	2	8	8.1
	70 ~ 100	6	6	19	19.1
	100 ~ 150	14	14	46	45.6
	150 ~ 200	7	7	22	22.2
	>200	1	0	3	2.5

表 3 不同类型农户人口、土地和畜禽情况  
Table 3 Characteristics of population, land and livestock in different types of farms

种类	黄代沟 户数	长沙屯 户数	长沙滩 户数	总户数 户数	农田总面积 (hm <sup>2</sup> )	人均面积 (hm <sup>2</sup> )	施氮率 (kg · hm <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> )	生猪饲 养量(头)	鸡饲养量 (只)	鸭饲养量 (只)	鹅饲养量 (只)
养殖型农户	3	2	4	9	2.205	0.07	215	192	76	4	7
蔬菜种植农户	5	3	11	19	7.92	0.12	698	42	162	9	10
传统种植户	24	25	85	134	44	0.11	221	328	988	54	17

氮输出的 50% ,农产品输出氮为 154±19 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> ,占人畜系统氮输出的 29% 。农田氮损失为 188 ±52 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> 。氮负荷的主要部分为生活排放的氮,占氮素负荷的 74% ,这主要因为食品饲料输入氮较高,而所产生的废弃物或农家肥却没有充分利用。

蔬菜种植户化肥输入氮最大,为 460±82 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> ,占农田氮输入的 83% ,造成农田氮损失较大。农户氮负荷为 307±127 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> ,占化肥氮的 55% 。蔬菜种植户生活排放的氮为 51±17 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> ,氮负荷中主要污染部分为农田氮损失,即来源于化肥氮。

传统种植户化肥输入的氮为 300±75 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> ,占农田氮输入的 68% ,农田氮损失为 168±65 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> ,占化肥氮的 56% 。生活排放的氮为 45±17 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> 。氮负荷中农田氮损失的氮占化肥氮的 56% ,生活排放的氮素占农田损失氮的 26% 。

以上结果表明,不同类型农户氮负荷大小顺序为:养殖型农户>蔬菜种植户>传统种植户,养殖型农户氮素负荷最大为 348±76 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> (表 4) 。居民及家畜生活排放的氮顺序为:养殖型农户>蔬菜种植户>传统种植户,养殖型农户最大为 260±24 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> ,传统种植户最小为 45±17 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> 。

2.3 小流域氮循环和氮负荷

根据流域农户氮循环特征,可以构建整个流域氮素循环模式(图 1) 。由图 1 可以看出,流域输入项中最大 2 项依次为化肥氮和食品饲料氮,分别为 17196 和 2150 kg · a<sup>-1</sup> ,对环境造成潜在污染的最大输出项依次为农田氮剩余和生活排放的氮,分别为 9613 和 2957 kg · a<sup>-1</sup> ,农田氮剩余占化肥输入氮的 56% 左右,生活排放的氮素占作物收获氮和食品饲料氮之和的 33% 左右。根据以上分析,蔬菜种植农户数占小流域农户数的 11% (表 3) ,化肥氮占 50% (表 4) ;养殖型农户占 5% (表 3) ,食品饲料输入氮占 89% (表 4) 。



表 4 不同类型农户氮循环特征 ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )  
Table 4 Characteristics of nitrogen cycling in different types of farms

项目	养殖型农户	蔬菜种植户	传统种植户
人畜系统氮输入	662±177	187±24	153±15
食品饲料输入氮	498±163	44±11	16±10
林草输入氮	56±29	16±9	19±9
作物收获氮	114±22	136±37	123±29
人畜系统氮输出	518±157	162±7	105±17
农产品输出氮	154±19	31±4	18±4
堆肥氮挥发氮	122±13	31±3	23±5
有机肥氮	55±11	22±6	13±8
农户生活排放的氮	260±24	51±17	45±17
农田系统氮输入	254±26	554±71	271±50
化肥氮	160±17	460±82	300±75
生物固氮	15±0	15±0	15±0
大气沉降氮	19±0	19±0	19±0
农田系统氮输出	152±12	252±29	231±70
反硝化损失氮	29±9	75±7	33±6
农田氮挥发氮	20±5	51±6	25±5
农田氮损失	188±52	256±21	168±65
农户氮负荷	348±76	307±127	213±126

数值为平均值±标准差,下同。

3 小流域氮循环的评估模型分析

农业生态系统可以看成是由几个性质相同的独

立个体或部分组成。每一个部分都与周围环境发生物质和能量的交换。氮的总流通量可以理解为系统整体的流动,氮循环可以理解氮的总流通的一部分,即:系统氮的总流动量(TST)=氮的循环量(cycle)+氮的输出量(export)+氮的损失量(loss)(Li-ang *et al.* ,2008)。氮的循环指数(CI)=氮的循环量(cycle)/系统的总流动量(TST)。氮的损失指数(LI)、输出指数(EI)均是整个系统流动的一部分。因此有模型: $CI+LI+EI=1$ ,循环指数取值为  $0<CI<1$ ,0 意味着这个系统根本没有循环。当所有系统间的氮素的输入都给予了氮素的输出时,输出指数为1,循环指数和损失指数都为0。氮素的输出根据最小因素定律和收获递减规律的原因会随着氮素应用的增加而逐渐受到限制,在农田生态系统中氮素流失将不可避免发生,因此我们必须了解氮素投入的最佳投入量或者临界值以增加氮输出的最大值,并确保氮素的最小损失。本研究中,饮用水的氮素流失浓度的限制值是  $11.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (刘鸿志等,1998),此值确定了耕地中氮素的流失的最大范围,流失的水容量是降水量和蒸发量的差值。据测量降水量为700 mm并且蒸发量为350 mm,在研究区域排出的

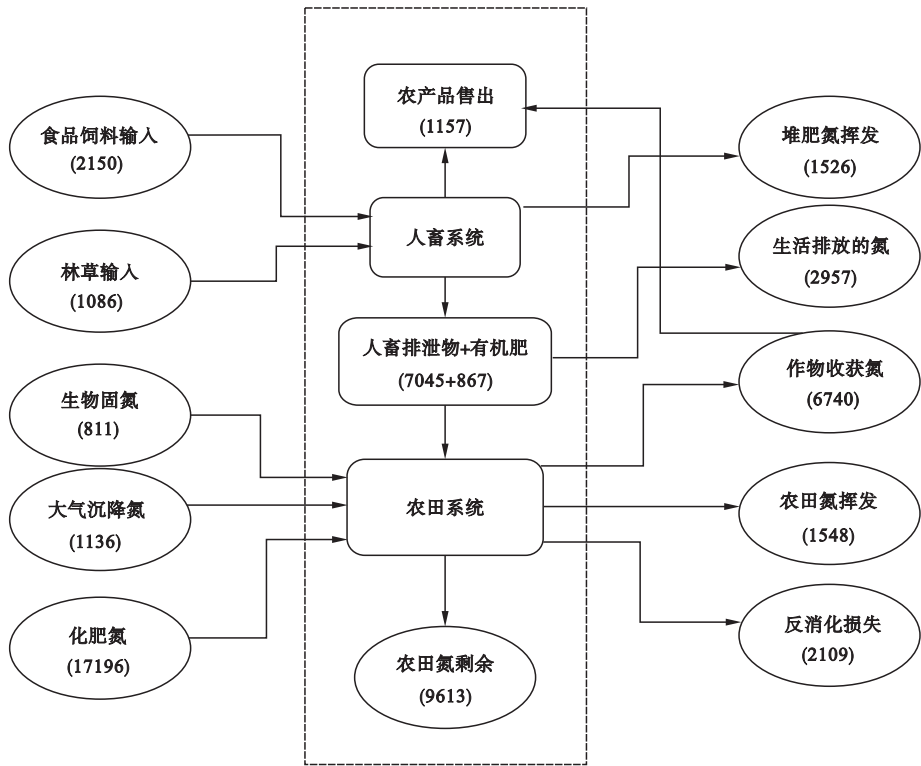


图 1 大苏河流域氮循环情况 ( $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ )  
Fig.1 Characteristics of nitrogen cycling in Dasuhe watershed

水的容量为 350 mm(Liang *et al.* ,2008)。地表水中流失氮浓度的量是根据估计含氮硝酸盐的流失预测的,本研究暂时利用世界卫生组织规定的 11.3 mg · L<sup>-1</sup> 的推荐标准作为评估氮流失的临界值,如果氮素应用量>395.5 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,那么流失氮浓度就会超过 11.3 mg · L<sup>-1</sup>。耕地的氮素应用的主要组成部分是化肥和有机肥的施用。在一个理想的农业生态系统中所有人类和动物的排泄物都可用于肥料的生产。因此人类食物和家畜饲料的消耗都会供给到氮素应用中,并且通过食物和饲料输入的氮也同样在农业生态系统中作为氮素的应用。

由图 2 可以看出,输出指数与循环指数、损失指数的和的关系是相互变化的。当输出指数增加时,循环指数和损失指数的和就减少。

养殖型农户的氮的输出指数、损失指数分别为 0.16、0.09,氮的循环指数为 0.75。

蔬菜种植户的氮的输出指数、损失指数分别为 0.20、0.21,氮的循环指数为 0.59。

传统种植户的氮的输出指数、损失指数分别为 0.17、0.04,氮的循环指数为 0.79。

由 3 种不同类型农户的氮的循环指数大小可知,蔬菜种植户的氮的循环指数较小,其农田生态系统相比于其他两种农户的农田生态系统是急需进一步完善的,损失指数较大,对水体的污染也存在较大威胁。各个农户应用指数的取值有很宽的变化范围,为 0.16 ~ 0.20,研究地区的农户的输出指数的

最高值是 0.20,此时损失指数是 0.21。这个值可以作为一个最佳氮循环的临界值以实现最小的氮素损失和最大的氮素输出。本研究估计研究地区的氮素损失的临界值是 395.5 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,计算得出总流动量值是 1883.3 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,同样系统之间最佳氮循环的临界值时最大的氮素输出也能用总流动和循环指数计算出来,研究地区系统间最佳氮循环的临界值时最大的氮素输出的临界值是 376.7 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>。

4 农田污染物来源计算

本区域的非点源污染主要来自农田施用的肥料。农田地施用的肥料种类主要有氮肥和磷肥,钾肥施用量较少,具体有尿素、氢铵、硝铵、磷酸、二铵、氯化钾、硫酸钾等。农田非点源污染物的排放方式以无组织浸流为主,直接或间接地排入农田,农田汇水不经处理直接排放。水田污染物随水田地表径流排出,旱田随旱地地表径流外排。

根据本区域施用化肥的特点分析来看,本区域使用的化肥以氮肥为主,化肥施用后一般持续 7 ~ 14 d,随即被降解,因此化肥随地表径流的排出量以纯氮有效成分加以计算。本流域农田耕地旱田面积约 55 hm<sup>2</sup>、水田面积约为 11 hm<sup>2</sup>。因此计算旱田、水田的污染物排放作为本区域农田污染物排放的量,污染物排放量(主要计算氮和磷)。

由表 6 可以看出,农田污染物以化肥为主,尤其

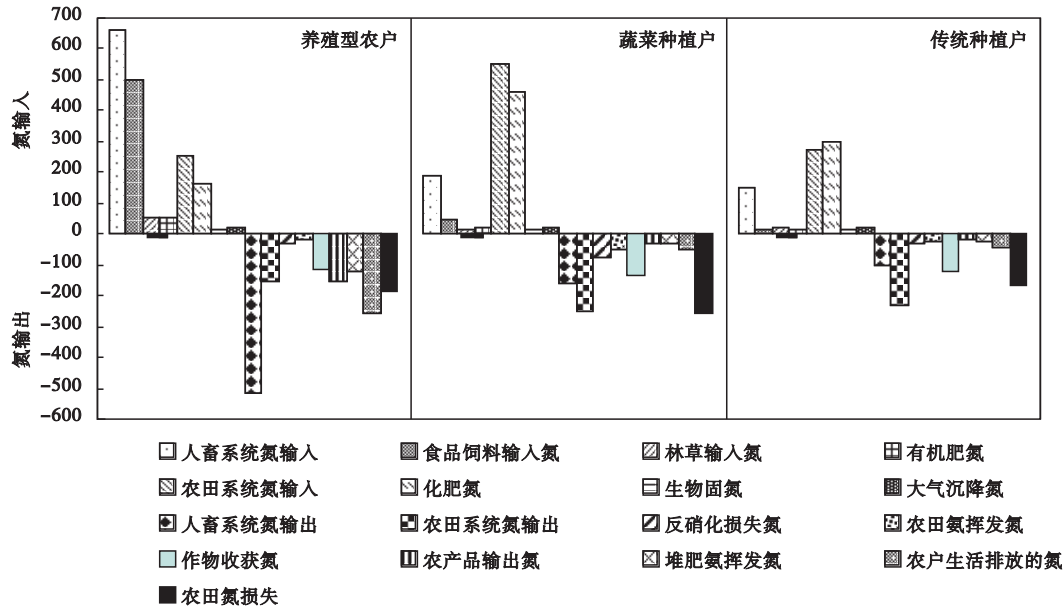


图 2 不同类型农户氮循环特征 (kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>)  
Fig.2 Characteristics of nitrogen cycling in different types of farms

表5 污染物排放量计算公式

Table 5 Pollutant emission calculation formulas

旱田	水田
$L_{ij} = \beta V_i C_{ij} R_i A_i$	$L_{ij} = \beta V_i q_i c_{ij}$
$v_i = \alpha A_i^b$	$v_i = \alpha A_i b$
$c_{ij} = \Phi Q_{ij} / q_i$	$c_{ij} = \Phi Q_{ij} / q_i$
$q_i = R_i A_i$	$c_{ij} = L_{ij} / q_i$
$R_i = \lambda P_i$	
$c_{ij} = L_{ij} / q_i$	
式中:	式中:
$L_{ij}$ 为 <i>i</i> 区域旱田中污染物排放量, $t \cdot a^{-1}$	$L_{ij}$ 为 <i>i</i> 区域水田中污染物排放量, $t \cdot a^{-1}$
$V_i$ 为 <i>i</i> 区域旱田的截流系数	$V_i$ 为 <i>i</i> 区域水田的截流系数
$C_{ij}$ 为 <i>i</i> 区域旱田 <i>i</i> 污染物的排放发生浓度, $mg \cdot L^{-1}$	$C_{ij}$ 为 <i>i</i> 区域内 <i>i</i> 污染物的排放发生浓度, $mg \cdot L^{-1}$
$R_i$ 为 <i>i</i> 区域6、7、8、9月降雨平均径流深度, mm	$A_i$ 为 <i>i</i> 区域内水田面积, $hm^2$
$A_i$ 为 <i>i</i> 区域内旱田面积, $hm^2$	$Q_{ij}$ 为 <i>i</i> 区域内 <i>j</i> 污染物施用量, $t$
$Q_{ij}$ 为 <i>i</i> 区域旱田污染物施用量, $t \cdot a^{-1}$	$Q_{ij}$ 为 <i>i</i> 区域内水田排水总量, $m^3$
$P_i$ 为 <i>i</i> 区域6、7、8、9月降雨总量, mm	$C_{ij}$ 为 <i>i</i> 区域内水田径流中 <i>i</i> 污染物的实际排放浓度, $mg \cdot L^{-1}$
$q_i$ 为 <i>i</i> 区域旱田排水总量, $m^3$	
$C_{ij}$ 为 <i>i</i> 区域内旱田径流中 <i>j</i> 污染物的实际排放浓度, $mg \cdot L^{-1}$	

截流调节系数  $a=0.345$ ; 截流指数  $b=-0.207$ ; 径流系数  $\lambda=0.15$ ; 公式单位调节系数  $\beta=10^{-3}$ ; 污染物发生系数  $\Phi$ =氮(旱田)20%; 磷(旱田)0.5%; N(水田)25%; P(水田)1.2%。

表6 区域内化肥有效成分排放量

Table 6 Emissions of the active ingredient of fertilizer in study area

土地利用类型	旱田	水田
面积( $hm^2$ )	55	11
化肥有效成分施用量( $t \cdot a^{-1}$ )		
纯氮	0.758	0.133
纯磷	0.323	0.064
农田污染物排放浓度( $mg \cdot L^{-1}$ )		
纯氮	4.36	0.024
纯磷	0.26	0.0006
农田污染物排放量( $t \cdot a^{-1}$ )		
纯氮	0.135	0.026
纯磷	0.026	0.0013

是氮肥。旱田污染物年排放量(以氮计)0.135 t,其污染物年排放量(以磷计)0.026 t。水田污染物年排放量(以氮计)0.026 t,其污染物年排放量(以磷计)0.0013 t。

5 讨 论

研究表明,不同类型的农户农业生产习惯不同,其农田氮损失和生活排放的氮也有很大差异。化肥氮在农户氮循环系统中所占比例最大,蔬菜种植户和传统种植户化肥氮施用量分别为460±82和300±75  $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ ,造成农田氮损失不断增加。蔬菜

种植户农田氮损失为256±21  $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ ,占化肥氮的55%。传统种植户农田氮损失占化肥氮的56%(表4),养殖型农户中食品饲料输入氮所占比例最高,造成生活排放的氮比例最大。由于农田损失氮素的25%~85%最终会进入水体(David *et al.*, 2007),因此农田氮损失会对环境构成严重威胁。虽然有研究指出,农田损失氮素<50  $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ 时不会造成对环境的威胁(胡晓霞等, 2010),但本研究中3种类型农户的农田氮损失均大于该值,说明3种类型农户均对水体存在潜在污染威胁。

蔬菜种植农户户数占流域农户总数的11%,而农田氮损失却占整个流域的50%,蔬菜-土壤系统氮素流失量比较大,蔬菜地施肥处理的氮素径流流失量为2.18~81.4  $kg \cdot hm^{-2}$ ;淋失量7.10~110  $kg \cdot hm^{-2}$ ,氮素总流失率在0.7%~72.1%(何电源和廖先苓, 1994)。说明蔬菜种植户的生产方式对水体存在较大威胁,应该重点管理。

养殖型农户数仅占该区域总人口5%,生活排放的氮却占12%。养殖业的发展使购入饲料的量大增,对整个流域氮的输入贡献较大。畜禽粪便中氮养分的再循环率达到50%,剩下的50%的氮养分主要通过水的作用流失。有资料表明,通过调整肉类比例可节约我国的饲料资源(徐大节和周元军, 2004)。据统计,1 kg的饲料所获得的动物蛋白为牛奶140 g,肉鸡110 g,鱼90 g,蛋59 g,猪肉24 g;猪的饲料转化率为3:1,肉鸡为2:1,肉牛为5:1(王彤, 2010)。肉禽的饲料转化率最高。因此,逐步增加禽肉在畜禽肉类中的比例,可提高饲料的利用效率。

从以上分析还可以看出,在整个小流域农业生态系统中,如果养殖型农户在发展养殖业的同时能合理调整生产肉类的比例,并将人畜粪便提供给蔬菜种植户作为肥料,就可减少种植户对化肥的使用量,这不仅可以减少化肥的施用量维持正常的农业生产,也可降低该流域农业活动对水体的影响,使农业生态系统中的氮素利用得更加合理,环境得到更好的保护。

由表6可以看出,农田污染物以化肥为主,尤其是氮肥。由于流域内旱田较多,约占总耕地面积的83%,旱田年排放氮素(以N计)0.135 t,约是水田氮素排放量的5倍。但从单位面积氮素排放量来看,水田约为3.3  $kg \cdot hm^{-2}$ ,旱田约为2.6  $kg \cdot hm^{-2}$ ,水田单位氮素排放量约是旱田单位氮素有排

放量的1.3倍。

对大伙房水库上游的大苏河小流域农业生产模式进行分析,用评估模型对估算结果进一步验证,分析了该研究范围内氮素损失的临界值和此时的总流动量值和最大的氮素输出值,结果表明,该流域内养殖型农户、蔬菜种植户的生产模式对水环境影响较大,需重点监测控制。

大苏河地区小流域氮负荷中生活排放的氮素占28%,农田氮损失占72%,说明农田是该流域主要的污染源,剩余的氮是污染的主要成分,耕地的氮素应用的主要组成部分是化肥和有机肥的施用。农业生产、生活排放的氮对农业生产,对环境也存在严峻的威胁。因此,合理调配不同类型农户氮素供应,减少流域外的食品饲料输入和降低农田化肥的施用量,对控制该流域水体质量有重要参考意义。

#### 参考文献

陈利顶,傅伯杰. 2000. 农田生态系统管理与非点源污染控制. *环境科学*, **21**(2): 98-100.

代俊峰,崔远来,蔡学良,等. 2007. 以灌区小流域为单元进行节水和非点源污染管理的探讨. *土壤*, **39**(3): 354-357.

佟敬军,王桂芳,金福杰. 2010. 大伙房水库周边环境现状与治理措施探讨. *环境保护与循环经济*, **30**(1): 23-28.

邓美华,谢迎新,熊正琴,等. 2007. 长江三角洲氮收支的估算及其环境影响. *环境科学学报*, **27**(10): 1709-1716.

迺超普,颜晓元. 2010. 基于氮排放数据的中国大陆大气氮素湿沉降量估算. *农业环境科学学报*, **29**(8): 1606-1611.

何电源,廖先苓. 1994. 稻田土壤-作物-家畜系统中氮的循环研究. *生态学报*, **14**(2): 113-120.

胡晓霞,丁洪,张玉树,等. 2010. 菜地氮素循环及其环境效应研究进展. *中国农学通报*, **26**(10): 287-294.

姜秀玲,史锟,孙咏红. 2008. 大连地区植物生长期大气湿沉降中氮的质量份额. *环境化学*, **27**(4): 531-532.

林素兰,袁立新. 2008. 大伙房水库水源地农村面源污染综合防治研究. *农业环境与发展*, **18**(2): 81-83.

刘鸿志,陈永清,梁占彬. 1998. 我国重点湖泊的水环境管理现状. *环境保护*, (12): 9-10.

刘晓利,许俊香,王方浩,等. 2006. 畜牧系统中氮素平衡计算参数的探讨. *应用生态学报*, **17**(3): 417-423.

卢雯. 2010. 大伙房水库上游地区农业面源污染现状及防

治措施. *环境保护与循环经济*, (6): 72-73.

王克勤,宋泽芬,李太兴,等. 2009. 抚仙湖一级支流尖山河小流域的面源污染物贡献特征. *环境科学学报*, **29**(6): 1321-1328.

王彤. 2010. 农业面源污染控制措施优化研究——以辽河流域上游铁岭段为例. *安徽农业科学*, **38**(7): 3694-3696.

徐大节,周元军. 2004. 试论我国生态畜牧业及其可持续发展. *家畜生态*, **25**(3): 1-3.

徐谦. 1996. 我国化肥和农药非点源污染状况综述. *农村生态环境*, **12**(2): 39-43.

袁晓燕,余志敏,施卫明. 2010. 浙北地区平原河网农村小流域面源污染调查与防治对策——以德清县武康镇新琪村为例. *生态与农村环境学报*, **26**(3): 193-198.

赵永秀,刘世海,张 珏. 2007. 农业面源污染及防治对策. *内蒙古环境科学*, **19**(1): 9-12.

Barry D, Goorahoo D, Goss MJ. 1993. Estimation of nitrate concentrations in ground water using a whole farm nitrogen budget. *Journal of Environmental Quality*, **22**: 767-775.

David MB, Gentry LE, Kovacic DA, et al. 2007. Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality*, **26**: 1038-1048.

Hatano R, Shinano T, Zheng TG, et al. 2002. Nitrogen budgets and environmental capacity in farm systems in a large-scale karst region, southern China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **63**: 139-149.

Liang L, Nagumo T, Hatano R. 2006. Nitrogen flow in the rural ecosystem of Mikasa City in Hokkaido, Japan. *Pedosphere*, **16**: 264-272.

Liang L, Hu N, Jin DT, et al. 2008. Evaluating optimum nitrogen management associated with production and environmental load of farm-systems in the Dahuofang Reservoir region. *Environmental Research Journal*, **2**: 265-270.

Liu C, Watanabe M, Wang Q. 2008. Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agroecosystems of the Changjiang River watershed between 1980 and 2000. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **80**: 19-37.

Xing GX, Zhu ZL. 2002. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds. *Biogeochemistry*, **58**: 405-420.

Yan WJ, Yin CQ, Zhang S. 2009. Nutrient budgets and biogeochemistry in an experimental agricultural watershed in southeastern China. *Biogeochemistry*, **45**: 1-19.

作者简介 梁 雷,男,1967年生,博士。主要从事农业非点源污染研究。E-mail: syllshenyang@163.com

责任编辑 魏中青