

韩增, 王美慧, 周脚根, 等. 亚热带丘陵小流域氮平衡及调控对策[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(4): 743–752.

HAN Zeng, WANG Mei-hui, ZHOU Jiao-gen, et al. N balance analysis and adjusting countermeasures of small watershed in subtropical hilly area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(4): 743–752.

## 亚热带丘陵小流域氮平衡及调控对策

韩增, 王美慧, 周脚根\*, 王毅, 沈健林, 李希, 李裕元\*, 吴金水

(中国科学院亚热带农业生态研究所 亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125)

**摘要:**以位于湖南省长沙县的两个亚热带丘陵小流域(约 50 km<sup>2</sup>)为目标区域,综合 2012—2014 连续 3 年的野外定位观测、入户调查及统计数据资料,建立氮素收支框架模型,定量分析了农区和森林-农区小流域氮素的输入、输出特征及主要影响因素。结果表明:农区小流域氮素的输入、输出以及盈余强度平均分别为 312.0、165.1、146.9 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>;森林-农区小流域氮素的输入、输出以及盈余强度平均分别为 160.2、83.3、76.9 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>。两个小流域具有较为类似的输入输出结构:饲料与肥料是亚热带小流域 N 输入的主要来源,合计占 73.4%(农区)和 63.9%(森林-农区);氨挥发与反硝化等 N 的气态损失是流域 N 输出的主要形式,平均占 50% 以上,而产品输出仅占 N 输出的 1/4~1/3。减少化肥投入与适当控制畜禽养殖规模是控制小流域氮输入的主要途径,采取相应的技术措施减少 N 气态损失及增强 N 的流域内循环是提高小流域 N 利用效率和防控农业面源污染的主要措施。

**关键词:**亚热带;小流域;氮收支;农业面源污染

中图分类号:X511 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2017)04-0743-10 doi:10.11654/jaes.2016-1346

### N balance analysis and adjusting countermeasures of small watershed in subtropical hilly area

HAN Zeng, WANG Mei-hui, ZHOU Jiao-gen\*, WANG Yi, SHEN Jian-lin, LI Xi, LI Yu-yuan\*, WU Jin-shui

(Key Laboratory of Subtropical Agro-ecological Processes, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China)

**Abstract:** Two small watersheds (about 50 km<sup>2</sup>) were selected as the study region in subtropical hilly area in Changsha County, Hunan Province. By establishing N budget framework model and using data of *in situ* observation, door to door survey, and governmental statistical yearbooks, the input and output characteristics of nitrogen (N) and the main influencing factors were quantitatively analyzed during the 3-year period from 2012 to 2014. The results showed that N input, output, and surplus intensities in the small watersheds were averagely 312.0, 165.1, and 146.9 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> for the agro-watershed (AW), while 160.2, 83.3, and 76.9 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> for the forest-agro-watershed (FAW), respectively. A similar input and output structure were found in the two small watersheds, the dominant N input were feed and fertilizer, which accounted for 73.4% in AW and for 63.9% in FAW, respectively. The gaseous loss, which included ammonia volatilization and denitrification, was an important pattern of N output, contributed more than 50%. However, the N output of products accounted for just 1/4–1/3 of the total. Therefore, reduction of fertilizer application and moderate livestock and poultry breeding scale are the major approaches of controlling N input in a subtropical watershed. Correspondingly, reducing the gaseous loss of N through technical measures and strengthening the N recycling use in a watershed are the primary measures in increasing N use efficiency and controlling agricultural non-point source pollution.

**Keywords:** subtropics; small watershed; nitrogen budget; agricultural non-point source pollution

收稿日期:2016-10-24

作者简介:韩增(1991—),男,硕士研究生,主要从事流域面源污染研究。E-mail:1099166802@qq.com

\*通信作者:李裕元 E-mail:liy@isa.ac.cn; 周脚根 E-mail:zhoujg@isa.ac.cn

基金项目:国家科技支撑计划项目(2014BAD14B02);水利部公益性行业科研专项项目(201501055);湖南省重点研发计划项目(2015NK3055)

**Project supported:** The National Key Technology Research and Development Program of the Ministry of Science and Technology of China(2014BAD14B02); The Special Scientific Research Fund of Meteorological Public Welfare Profession of China(201501055); The Key R&D Program of Hunan Province(2015NK3055)

由于土壤养分流失导致的农业环境问题日益受到广泛关注<sup>[1-2]</sup>。农业生态系统中长期大量的氮肥投入,尤其诸多发展中国家畜禽养殖业饲料投入和种植业化肥的过量投入<sup>[2]</sup>,不仅导致资源利用率显著降低,而且造成了严重的环境污染问题,主要包括地表水体的富营养化、地下水硝酸盐污染以及温室气体排放量增加等<sup>[3-5]</sup>。因此,研究不同尺度流域氮(N)的收支平衡及特征,并据此探寻解决从流域或区域尺度上控制N投入和输出,以期解决农业面源污染的问题,已经成为该领域研究的热点<sup>[6-7]</sup>。

利用物质流分析法,量化和评估流域尺度上的N收支是了解N素收支平衡的重要方法,也是进行流域养分管理和水环境保护的重要依据。针对不同尺度研究区域的N平衡及环境问题,国内外学者展开了较广泛的研究。Choi等<sup>[8]</sup>对韩国的N收支结构研究表明,化肥占输入比例最大(65%),并认为人类活动N的输入是导致韩国黄海富营养化的主要原因。Breemen等<sup>[9]</sup>采用收支模型法对美国东北部16个流域的N平衡开展了研究,结果表明大气沉降是美国东北部N投入的主要来源(占31%),粮食和饲料进口次之(占28%)。我国一些学者对中国不同区域的N收支平衡也做了初步研究和估算<sup>[10-11]</sup>,均发现化肥是流域N的主要来源,一般占44%~64%,而作物收获是氮素输出的主要方式(49%~70%)。

亚热带地区为我国主要粮食作物稻米的主产区和生猪输出区,长期以来高投入、高产出的生产模式导致该地区出现严重的水环境污染问题,如太湖、滇池的严重富营养化问题<sup>[12-13]</sup>。丘陵区作为亚热带地区小流域基本地貌单元,具有相对独立的集水系统和基本类似的土地利用格局,是实施强化养分管理的最佳区域,以一定尺度的小流域为单元开展养分平衡研究,对于指导农区养分管理和开展农业面源污染的科学防控具有切实可行的理论意义。基于此,本文以湖南省红壤丘陵典型小流域为研究对象,通过系统的入户调查资料和流域水文水质定位观测数据,从小流域尺度定量分析N的输入输出途径及贡献,判别小流

域N的关键来源与潜在负荷,以期为亚热带丘陵区农业面源污染的科学防控提供理论依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于湖南省长沙县东北部的金井镇境内,地理坐标为112°56′~113°30′E,27°55′~28°40′N,海拔43~460 m,区内地势北高南低,属于典型南方红壤丘陵地貌。年平均气温17.2℃,年平均降水量1200~1500 mm,降水主要集中在4—10月,无霜期274 d,年日照时数1663 h,属于典型亚热带湿润季风气候。

选择湘江一级支流捞刀河上游的脱甲河小流域(面积52.12 km<sup>2</sup>)和涧山小流域(面积50.24 km<sup>2</sup>)为研究对象,两小流域具有相似的地形地貌特征,土地利用类型都以稻田和林地为主,但所占比例主次有较大差别(表1)。根据社会经济调查,研究区经济作物主要为水稻,生猪养殖是研究区的传统产业,脱甲小流域为该地区典型的农区小流域,而涧山小流域则为典型的森林-农区小流域。两小流域地理位置、土地利用类型分布及水文水质监测位点详见图1。

### 1.2 数据收集与整理

#### 1.2.1 社会经济数据收集

在2012—2014年每年的10—11月对研究区每个自然村的社会经济状况进行了随机抽样调查。每村抽样农户数约占各村农户总数的10%。调查内容包括:①家庭基本情况(人口数量、所处村组等);②农作物种类、产量及耕作面积;③每户化肥投入的品种与数量;④粮食年产量与去向(自销和出售比例)、家禽家畜种类和产量及农户出售或自销的数量;⑤饲料购买及使用量;⑥粪便处理情况(沼气、有机肥、直排)。最后统一汇总整理及分析。各村实际人口数量与林地、农田面积等数据引用金井镇人民政府2012—2014年的统计数据。根据调查户数和小流域实际总户数的比例折算小流域总值。

#### 1.2.2 水文水质观测与样品采集分析

在脱甲河和涧山河汇入金井河的河口处分别设

表1 两个小流域基本情况

Table 1 The basic information of two small watersheds

| 流域 | 流域类型  | 面积/hm <sup>2</sup> | 人口/个   | 畜禽密度/<br>AU <sup>①</sup> ·hm <sup>-2</sup> | 土地利用百分比/% |      |     |     |     |
|----|-------|--------------------|--------|--|-----------|------|-----|-----|-----|
|    |       |                    |        |  | 稻田        | 林地   | 水面  | 茶园  | 居民区 |
| 脱甲 | 农区    | 5212               | 23 583 | 1.06                                       | 31.7      | 58.5 | 2.3 | 4.3 | 3.3 |
| 涧山 | 森林-农区 | 5024               | 17 356 | 0.42                                       | 18.5      | 77.3 | 1.5 | 0.9 | 1.7 |

注:①AU指年平均畜禽单元数,一个畜禽单元等于454 kg 畜禽活体质量<sup>[14]</sup>。

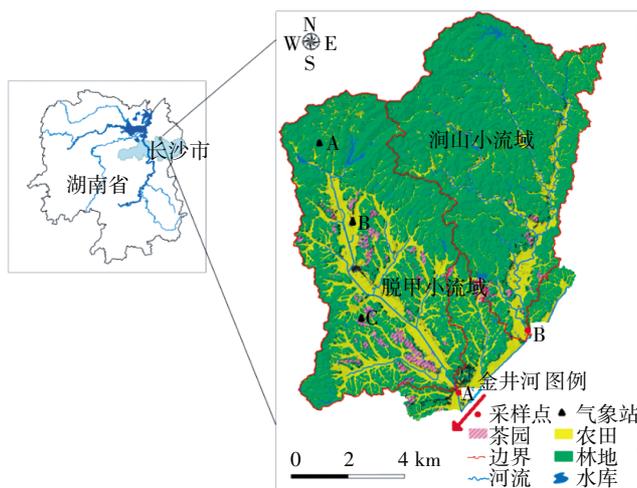


图1 研究区土地利用/覆被图

Figure 1 The land use/ cover in the study region

置水文实时监测系统和水质采样点(见图1)。流域出口断面安装有水位计(LMZ投入式水位计,无锡惠公仪表经营部),每15 min自动记录一次出口断面水位高度。流域河道出口断面径流量采用流速面积法计算;首先,按照 Simpson's Parabolic Rule 方法<sup>[15]</sup>采用流速仪(LS25-3C2型螺旋杯式流速仪,重庆华正水文仪器有限公司)测定出口断面特定水位下不同位置点流速;然后,用不同位置点流速乘以其流经面积得到该区域的流量,积分所有流量获得特定水位下整个出口断面的流量;最后,计算不同水位下断面流量,获得水位-流量关系函数,对观测水位进行数学换算获得每15 min 河流断面流量,据此计算流域研究时段内的逐日和累积径流。本文所用数据的观测期为2012年1月至2014年12月。

水质监测每月进行3次,即每月的8、18、28日采集径流水样,并及时分析其总氮(TN)的含量,结合流量数据计算出研究区逐月和逐年的氮素输移通量。根据水质分析方法<sup>[16]</sup>要求,水样一般在采样后24 h之内进行室内分析,不能及时分析的先将样品保存在-18℃冰箱内,分析时再解冻。水样TN含量室内测定,先将样品充分混匀后取混合样(不过滤),每次设置3个平行,采用碱性过硫酸钾消解-流动注射仪法测定,结果取平均值。大气氮沉降监测点分别设置在流域中有代表性的林地(A)、稻田(B)和茶园(C)三种土地利用方式下。湿沉降采用自动降雨采集器(智能5020,青岛崂山应用技术研究所在)收集,频率为每次降雨后采集样品(上午8:00采集),记录降雨量,并测定雨水中铵态氮、硝态氮和可溶性有机氮含量用于计算湿沉降

量;干沉降采用 DELTA 系统和被动采样器每月测定一次 NH<sub>3</sub>、HNO<sub>3</sub>、颗粒态铵态氮和硝态氮以及 NO<sub>2</sub> 浓度,并引用文献[17]的干沉降速率计算干沉降量。具体干湿沉降监测方法见 Shen 等<sup>[18]</sup>的研究。根据不同土地利用类型大气干湿沉降量 and 对应面积估算出研究区大气氮沉降通量(表2)。

表2 研究区大气氮沉降通量(2012—2014)

Table 2 The atmospheric nitrogen deposition flux in the study region(2012—2014)

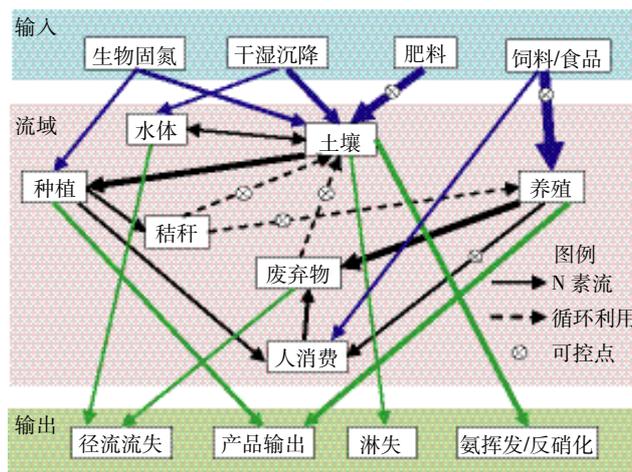
| 氮沉降通量   | 2012年 | 2013年 | 2014年 |
|---|-------|-------|-------|
| 农区小流域/kg·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>    | 64.9  | 60.2  | 62.5  |
| 森林-农区小流域/kg·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> | 48.1  | 34.6  | 42.5  |

### 1.2.3 小流域氮素平衡计算

研究区 N 的输入输出状况见图2。根据质量平衡原理,参考 Hatano 等<sup>[19]</sup>和 Liang 等<sup>[20]</sup>的方法,对研究区小流域 N 平衡进行估算,公式如下:

$$\Delta N = \sum_{i=1}^4 I_i - \sum_{j=1}^5 O_j \quad (1)$$

式中: $\Delta N$  为小流域 N 滞留量,kg·a<sup>-1</sup>;  $I_i$  为 N 的输入,  $i$  为 N 输入的类型,主要包括4类:  $I_1$  为化肥 N;  $I_2$  为饲料 N(研究区所用饲料主要为猪饲料,参考 Han 等<sup>[21]</sup>的研究,湖南地区饲料消耗为 16.68 kg N·头<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>);  $I_3$  为大气干湿沉降所带入的 N,为实测数据(表2);  $I_4$  为生物固氮量(参考朱兆良<sup>[22]</sup>和郗金标等<sup>[23]</sup>的研究进行



箭头粗细示意 N 通量大小;蓝色箭头为 N 输入项,绿色箭头为 N 输出项,黑色箭头为 N 内循环项;可控点指可人为干预、调控的项目

图2 亚热带小流域 N 素收支框架图

Figure 2 The framework diagram of nitrogen budget of a small watershed in subtropical area

计算,其中旱地和林地固定通量为 $10 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,水田为 $45 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。式中 $O_j$ 为N的输出, $j$ 为N输出的类型,包括5大类: $O_1$ 为商品粮和畜禽产品输出流域外的N素部分, $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ,调查显示,小流域内农田以种植水稻为主,旱地多种植玉米,菜地则以萝卜等蔬菜为主(农户饲养的牛、羊等家畜甚少所以忽略不计,此处的畜禽主要指猪和鸡); $O_2$ 为小流域地表水N的月输出量, $\text{kg}\cdot\text{月}^{-1}$ ,计算公式如下:

$$O_2 = \sum_{i=1}^n K \cdot C_i \cdot R_i \cdot 10^{-3} \quad (2)$$

式中: $O_2$ 为研究区地表水N素月输出通量, $\text{kg}\cdot\text{月}^{-1}$ ;  $n$ 为采样次数; $K$ 为采样间隔时间, $\text{d}$ ;  $C_i$ 为流域出口第*i*次观测的水体TN浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $R_i$ 为第*i*次采样时研究区出口的日平均流量, $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 。

$O_3$ 为由于淋失作用而渗漏到地下(100 cm以下)的氮量, $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ,根据研究区实测的浅层地下水N浓度和全年入渗量计算<sup>[24]</sup>;  $O_4$ 为堆肥氨挥发和农田氨挥发损失的氮量, $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ,本文采用IPCC推荐的默认值(20%)<sup>[25]</sup>来计算人畜粪便堆肥的氨挥发流失氮量,农田(主要是稻田)氨挥发的氮约占化肥用量的11%<sup>[22]</sup>;  $O_5$ 为因反硝化作用而损失的氮量, $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ,参考朱兆良<sup>[22,26]</sup>的研究结果,研究区稻田化肥反硝化率取34%,畜禽粪便有机肥(制沼气或厌氧发酵)的反硝化率取13%。

## 2 结果与分析

### 2.1 小流域地表水输出特征及N负荷

对研究区连续3年的观测结果表明,小流域地表径流N输出通量具有明显的季节变化趋势,且与径流量变化趋势基本一致(图3)。农区小流域逐月地表径流N输出通量变化范围为 $0.25\sim 5.14 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{月}^{-1}$ ,极值相差20余倍;森林-农区小流域总体较低,变化范围为 $0.03\sim 3.97 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{月}^{-1}$ ,但是波动较大,极值相差超过百倍。研究区小流域地表径流N输出通量以3—8月较高,峰值出现在每年5月前后,9月至次年2月(秋冬季节)则相对较低。

对观测期内36次月径流量和N月输出通量的统计分析(图4)表明,农区和森林-农区小流域径流N输出通量与径流流量之间具有显著的正相关关系( $P<0.01$ ),Person相关系数分别为0.77和0.90。从年平均地表水N输出负荷来看,农区小流域显著高于森林-农区小流域,3年平均分别为 $16.63, 8.44 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,而且有逐年下降的趋势(图5)。

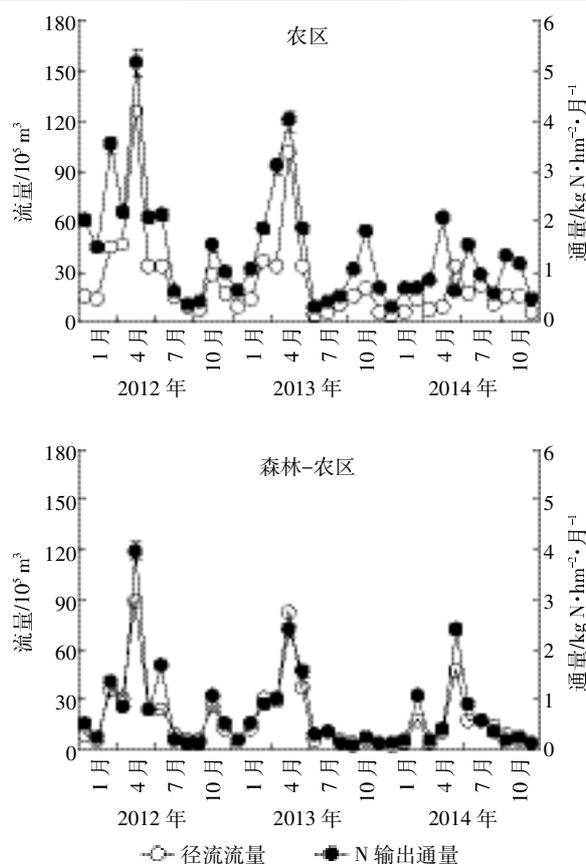


图3 小流域径流流量及N输出通量动态变化

Figure 3 The dynamic changes of runoff and N output flux in small watershed

### 2.2 小流域氮平衡及收支特征

2个小流域2012—2014年的N收支汇总见表3。从2012年到2014年两个小流域N输入强度均呈明显上升趋势,N输入均远大于N输出,流域N整体盈余,且农区小流域各项均显著高于森林-农区小流域,两个小流域平均盈余强度分别为 $146.9, 76.9 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

从小流域N的源汇结构(图6)来看,两个流域基本相似,其中饲料和肥料是输入的主要来源,2012—2014年农区小流域饲料输入量占总量比例为40.2%,其次是肥料(33.2%)、干湿沉降(20.1%)与生物固氮(6.5%);森林-农区小流域肥料输入量占总量的比例为36.2%,其次是饲料(27.7%)、干湿沉降(26.1%)与生物固氮(10.0%)。

图7为2个小流域各项N输出占输出总量的百分比。由图中可见,反硝化、氨挥发等气态损失是小流域氮输出的最主要形式,农区小流域N气态损失3年平均占总输出量的50.7%,其次是产品输出(32.7%)、径流损失(10.1%)与淋失(6.5%);森林-农区小流域气

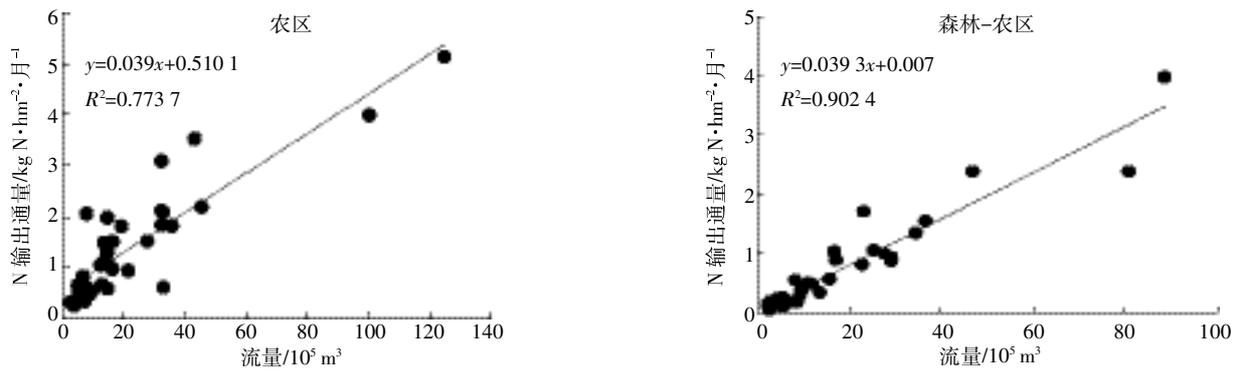


图4 径流N输出通量与月总径流量的关系

Figure 4 The relationship between runoff N output flux and total monthly runoff

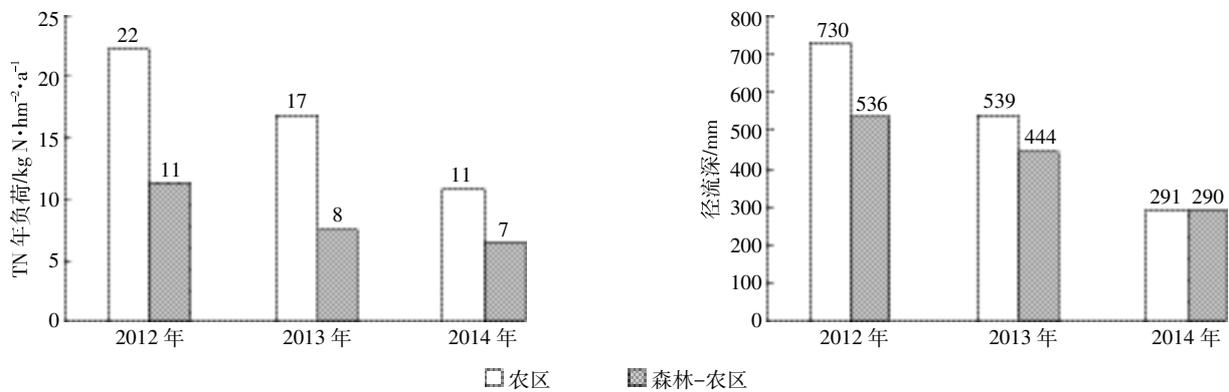


图5 两个小流域年径流深与径流N年负荷

Figure 5 The annual runoff depth and annual nitrogen loadings in runoff in two small watersheds

表3 小流域氮素收支平衡(2012—2014)

Table 3 Nitrogen input-output budgets in the small watersheds(2012—2014)

| 年份    | 农区小流域/kg·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> |       |       | 森林-农区小流域/kg·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> |      |      |
|-------|--|-------|-------|---|------|------|
|       | 输入强度                                       | 输出强度  | 盈余强度  | 输入强度  | 输出强度 | 盈余强度 |
| 2012年 | 293.2                                      | 160.3 | 132.9 | 154.6   | 84.2 | 70.4 |
| 2013年 | 306.7                                      | 165.1 | 141.6 | 160.3   | 85.2 | 75.1 |
| 2014年 | 336.0                                      | 169.9 | 166.1 | 165.7   | 80.5 | 85.2 |

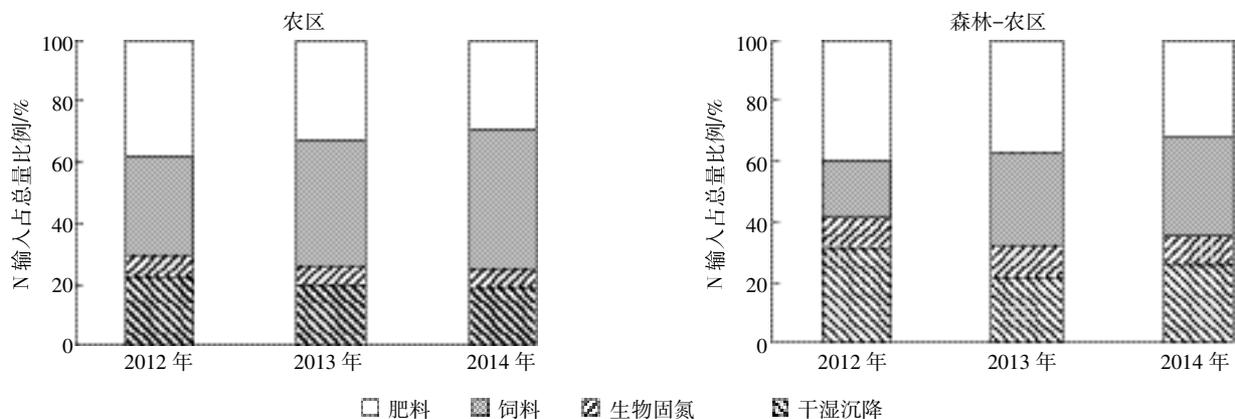


图6 小流域各项N输入占总输入量的百分比

Figure 6 The percentage of each constituent of nitrogen input vs. the total in the two small watersheds

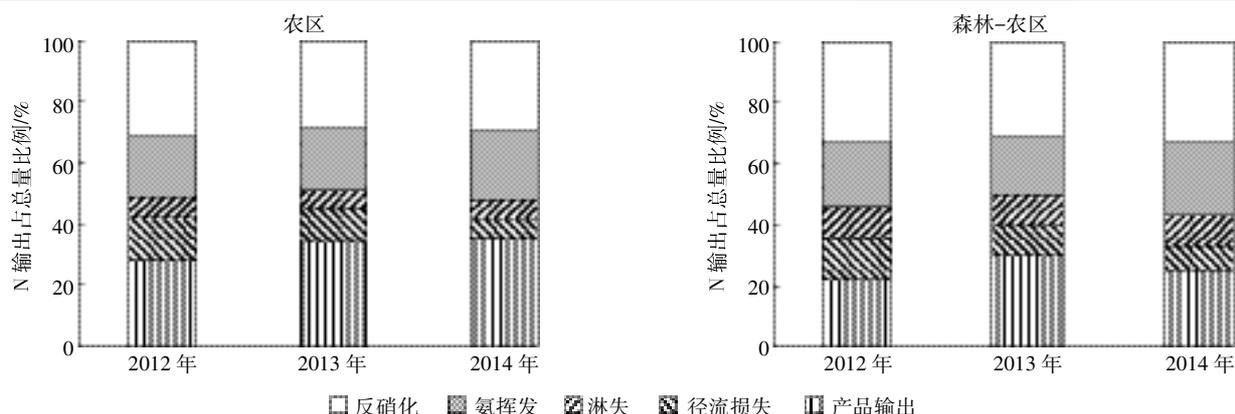


图7 小流域各项N输出占总输出量的百分比

Figure 7 The percentage of each constituent of nitrogen output vs. the total in the two small watersheds

态损失平均占总输出量的 53.8%，其次是产品输出 (25.7%)、径流损失 (10.1%) 与淋失 (10.4%)。

### 3 讨论

#### 3.1 小流域氮盈余特征及其主要影响因子

由于气候条件、农业种植制度及耕作方式等的不同，不同国家或区域之间 N 盈余强度差异较大<sup>[6, 27-28]</sup>，其中欧美日等发达国家 N 盈余强度普遍较低，一般在  $-7.7 \sim 41.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  之间。与国外相比，我国的山西、安徽、福建等地的 N 盈余强度一般为  $20.8 \sim 52.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ，本文研究区 (湖南) 的结果为  $76.9 \sim 164.9 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ，均明显高于世界其他国家或地区 (表 4)。当 N 输入大于 N 输出时，流域氮除了随农产品收获带走或通过损失途径直接进入大气或水环境外，还会

有部分盈余 N 保存在土壤中，且会通过各种途径逐渐向环境释放。因此，流域内 N 的盈余量越大，其污染风险就越大<sup>[29]</sup>。有研究表明，氮平衡盈余率 (盈余强度/输入强度) 大于 20% 时，盈余氮可能对环境造成潜在威胁<sup>[30]</sup>，本研究中农区小流域氮平衡盈余率为 47%，森林-农区氮平衡盈余率为 48%，均远高于这一阈值，可见研究区小流域氮污染潜势较高。这也正是造成当地水体富营养化问题十分突出<sup>[4]</sup>的内在原因。

事实上，流域大小也会影响 N 的源汇关系。理论上讲，流域面积越大，其内部循环项越多，N 盈余强度就会越小，通过径流损失的 N 就会越少。然而从本研究结果与国内外的研究结果比较来看，流域面积与盈余强度、输出系数 (径流流失/总氮输入) 的关系并不十分密切 (见表 4)，可见流域 N 盈余强度会受到气候

表4 世界各地典型流域或区域氮素收支状况比较

Table 4 Comparison of the nitrogen balance in watersheds or regions in the world

| 流域/区域名称                           | 区域面积/<br>$\text{km}^2$ | 输入  |      |      |          |          | 输出  |          |          |          |      | 盈余<br>强度/<br>$\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ |      |       |
|-----------------------------------|------------------------|---|------|------|----------|----------|---|----------|----------|----------|------|---|------|-------|
|                                   |                        | 强度/<br>$\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ | 比例/% |      |          |          | 强度/<br>$\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ | 比例/%     |          |          |      |   |      |       |
|                                   |                        |   | 化肥   | 粪肥   | 食物<br>饲料 | 生物<br>固氮 |   | 大气<br>沉降 | 产品<br>输出 | 地表<br>径流 | 淋失   |   | 反硝化  | 氨挥发   |
| 洞山小流域 (湖南)                        | 50.24                  | 160.2   | 36.2 |      | 27.7     | 10.0     | 26.1  | 83.3     | 25.6     | 10.1     | 10.4 | 32.5  | 21.4 | 76.9  |
| 脱甲小流域 (湖南)                        | 52.12                  | 312.0   | 33.2 |      | 40.2     | 6.5      | 20.1  | 165.1    | 32.8     | 10.1     | 6.5  | 30.1  | 20.5 | 146.9 |
| 九龙江流域 <sup>[6]</sup> (福建)         | $1.47 \times 10^4$     | 125.6   | 69.0 |      | 17.0     | 2.1      | 11.9  | 72.9     | 7.3      | 24.4     |      | 10.5  | 57.8 | 52.7  |
| 岔口流域 <sup>[11]</sup> (山西)         | $1.26 \times 10^2$     | 75.1  | 64.1 | 2.6  |          | 10.0     | 22.7  | 47.6     | 69.8     |          |      | 3.7   | 23.9 | 27.5  |
| 西龙流域 <sup>[49]</sup> (安徽)         | 1.0                    | 56.3  | 55.5 |      |          | 5.9      | 38.6  | 35.5     | 54.9     | 23.1     |      | 13.3  | 8.8  | 20.8  |
| 美国东北地区 <sup>[9]</sup>             | $3.24 \times 10^6$     | 36.4  | 15.0 |      | 24.0     | 28.0     | 33.0  | 37.9     | 20.0     | 20.0     |      | 48.0  | 3.0  | -1.5  |
| Java Island <sup>[27]</sup> (日本)  | $2.21 \times 10^2$     | 46.5  | 71.0 |      |          |          | 29.0  | 46.5     | 9.0      | 13.0     |      | 42.0  |      | 0     |
| Northland <sup>[28]</sup> (新西兰)   | $1.27 \times 10^4$     | 41.7  | 24.5 |      |          | 52.8     | 15.1  | 48.0     | 14.8     | 18.0     | 39.3 |   | 21.3 | -6.3  |
| Valle Volta <sup>[50]</sup> (意大利) | 17.4                   | 178.6   | 52.3 |      |          | 36.8     | 7.6   | 186.3    | 90.8     | 5.1      |      |   | 3.3  | -7.7  |
| Guayas <sup>[51]</sup> (美国)       | $3.20 \times 10^4$     | 71.4  | 53.0 |      | 24.6     | 15.2     |   | 70.0     | 43.0     | 14.0     |      |   |      | 1.4   |
| Oldman <sup>[52]</sup> (加拿大)      | $2.82 \times 10^4$     | 51.8  | 27.0 | 55.0 |          | 12.0     | 6.0   |          |          | 1.0      |      | 80.0  |      |       |
| Poland <sup>[53]</sup> (波兰)       | $3.13 \times 10^5$     | 81.6  | 61.4 |      | 4.1      | 19.4     | 14.6  | 40.6     | 3.4      | 20.8     |      | 28.3  |      | 41.0  |

水文、土地利用、农业活动以及流域面积大小等诸多因子的综合影响,各因子的贡献权重尚需针对具体情境进行深入研究。我国N盈余强度普遍较高的原因,一方面由于人口压力大、农产品需求量大,长期以来实行的是高投入-高产出的生产模式,农田化肥施用量较大,加之农村地区普遍采用的是以家庭为单元的土地承包责任制,土地经营的集约化水平和肥料利用率普遍较低<sup>[31]</sup>,从而导致有大量的N滞留于环境之中。根据调查,研究区耕地施肥量三年平均约为 $320 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,远超过一般稻田土壤 $150\sim 180 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的最佳施肥量<sup>[32]</sup>,也显著高于全国农田施肥量均值 $228 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ <sup>[22]</sup>。另一方面,长期以来种植业与养殖业的脱节问题导致大量的畜禽粪便不能作为有机肥施用于农田,而是直接向环境中排放。从流域尺度来看,饲料氮与肥料氮存在双重投入的问题。湖南省为我国畜禽养殖大省之一,以2013年为例,年出栏生猪4 096.9万头,占全国总出栏数的8.6%,排名第三(前两名分别为河南和四川),年人均生猪生产0.59头<sup>[33]</sup>。畜禽养殖需要大量的饲料等物品输入,而养殖过程中也会产生大量的畜禽粪便,由于废弃物处理措施相对滞后,资源化利用率低(当地不到40%),很大部分直排入环境,给当地环境造成了很大的压力。

欧美日等发达国家对N投入的控制经验,主要体现在以下三个方面:(1)对化肥用量实行严格控制,以德国为例,其氮肥用量从20世纪80年代末期开始一直呈下降的趋势,到1995年平均用量从 $202 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 减少到 $149 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,减少了近30%<sup>[34]</sup>;(2)提高畜禽养殖业废弃物的资源化利用率,以荷兰为例,他们从养殖结构调整、总量控制、粪便排放处理等各个环节加以严格控制,对农场产生的畜禽粪便基本上实现自行消化,粪便的利用率接近100%<sup>[35]</sup>;(3)从法律层面上严格控制废弃物的排放,如欧盟出台了共同农业政策、水质综合管理和空气质量管理法等法规,包括:养分环境风险分区管理、农场养分管理计划(荷兰、德国、比利时等)、农田养分限量管理(欧洲各国)等<sup>[36]</sup>。这些成功经验很值得我们借鉴。

### 3.2 小流域N输入输出特征及国内外比较

N的输入输出受农业活动、人口密度、土地利用和气象水文等诸多因素的综合影响。研究区人类活动N(饲料和肥料)的输入非常高,农区小流域化肥与饲料N输入占总输入的73.4%,而森林-农区小流域为63.8%,是亚热带小流域N输入的主要来源。陆地氮通量是评价一个区域N对环境的影响强度的重要指

标,是指一个地区单位时间、单位面积上所接收的化肥氮和人类排泄物氮的总和<sup>[37]</sup>。根据相关研究,欧美发达国家的陆地氮通量一般较小,如北大西洋沿岸环北海、欧洲西北海岸、美国东北海岸地区和加拿大北部河流地区的陆地氮通量平均分别为15、13、11、8  $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。本文研究结果表明,研究区小流域陆地氮通量3年平均为 $115\sim 216 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,与珠江三角洲的陆地氮通量( $121 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ )和长江三角洲地区的陆地氮通量( $224 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ )接近<sup>[38]</sup>,均远高于欧美发达国家。这与我国这些区域人口稠密、农田比例高、人为活动强度大等因素密切相关。此外,干湿沉降也是研究区N输入的重要来源,三年的平均通量为 $41.8\sim 62.5 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (见表2),平均占总输入量的1/5~1/4。这与研究区降雨较多有密切关系,通过增加小流域森林面积比例可在一定程度上增强流域环境的自净功能<sup>[39]</sup>。

研究区小流域氮的主要去向为:反硝化、氨挥发、产品输出、径流损失和淋失。这些途径都涉及N对环境的影响,反硝化作用形成的 $\text{NO}_x$ 及 $\text{NO}_2$ 与酸雨和温室效应紧密相关,而由于化肥和有机肥的挥发作用逸散到大气中的 $\text{NH}_3$ 则参与了大气中的化学反应,最后以 $\text{NO}_x$ 和 $\text{NH}_4^+$ 的形式沉降到地面。反硝化和氨挥发等N的气态损失是流域N输出的最主要形式,平均占总输出的50%以上,而产品输出的比例位居第二,仅占总输出的1/4(森林-农区)~1/3(农区)。但因为土壤性质、气象条件和田间管理的不同,反硝化和氨挥发有显著的空间差异性,所以这一结论在一定程度上存在不确定性。根据研究区周边或同一纬度区域的研究结果<sup>[10,22,38,40]</sup>,化肥反硝化率一般为33%~41%,氨挥发率为8%~25%(本文分别采用均值34%和11%),可初步估算出N的气态损失对本文结果的不确定性:N气态损失比例变化范围为49%~56%(农区)和52%~60%(森林-农区),可见变幅不大。相应地,小流域N盈余强度的变化分别为 $125.1\sim 151.0 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (农区)和 $64.7\sim 79.2 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (森林-农区),表明N气态损失对小流域N盈余强度影响的不确定性为18%~19%。

本文结果表明,农区小流域N输出通量要明显高于森林农区小流域(表3),与国内外相关的研究结果<sup>[41-42]</sup>基本一致,表明人为N输入是影响小流域N输出通量的决定性因素。研究区地表水N输出通量在春夏秋冬季节分别占47%、20%、17%、16%(农区)和47%、34%、9%、10%(森林-农区),表明径流N输出的

季节性波动较大,以春季(3—5月)最高。这显然与当地该阶段为稻田耕作施肥的主要时期有密切关系,同时该阶段也是江南地区的多雨季节,容易导致养分的流失。研究区 N 负荷的逐年降低一方面与地表水径流量的逐年减少有关(图 3),另一方面与近年来当地政府推行的畜禽限养政策<sup>[4]</sup>、推广配方施肥技术以及构建逐步完善的生态沟渠、湿地等面源污染防控工程等措施有关。

### 3.3 小流域 N 平衡调控途径分析

由图 2 可知,在 N 输入项中,干湿沉降、生物固氮等属于自然氮源,为不可控因子,而对肥料、饲料则是人为活化氮输入的主要形式,属于可控因素,因此通过人为调控化肥、饲料的投入,才是从源头上控制小流域面源污染产生的关键。具体措施主要包括:(1)通过配方施肥、精准施肥以及有机肥替代等措施减少农田化肥投入量<sup>[43]</sup>;(2)适当控制畜禽养殖规模,从而减少饲料 N 的投入量<sup>[44]</sup>;(3)通过对畜禽养殖废弃物以及秸秆等农副产品的肥料化利用,可在不同程度上减少外源 N 的投入,提高 N 在流域内的循环利用率 and 经济效益。

在除产品以外的 N 输出项中,反硝化和氨挥发等气态损失是 N 输出的最主要形式(>50%,见图 6),因此采用适当的技术措施,如使用硝化抑制剂、缓控释肥等技术降低 N 的气态损失与淋失<sup>[44-45]</sup>,从而提高肥料 N 的利用率,可在一定程度上间接减少 N 的投入量。径流损失和淋失的量不算很大,但是对水环境的影响是最直接的,采用生态沟、生态渠湿地等技术<sup>[46-47]</sup>对农业径流中的 N 进行生态拦截和消纳,不仅可减少 N 向下游水体流失,而且通过生态拦截生物质的资源化利用,可以提高 N 在流域内的循环利用率<sup>[48]</sup>。

## 4 结论

(1)亚热带典型小流域氮素整体上盈余,观测期(2012—2014年)平均盈余强度分别为 146.9 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>(农区)和 76.9 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>(森林-农区)。

(2)饲料与肥料是亚热带小流域 N 输入的主要来源,合计占 73.4%(农区)和 63.9%(森林-农区);反硝化和氨挥发等 N 的气态损失是流域氮输出的重要形式,平均占比达 50%以上,而产品输出仅占 N 输出的 1/4~1/3。

(3)适当控制畜禽养殖规模和减少化肥投入是控制亚热带小流域 N 输入和防控农业面源污染的主要

途径,而探索流域范围内降低 N 气态损失与提高 N 素养分利用率的机理与技术途径,对降低化肥投入与保护水环境具有重要的理论价值和实际意义。

### 参考文献:

- [1] Krishna P W, Toshiyuki N, Ryusuke H, et al. Evaluating impact of land use and N budgets on stream water quality in Hokkaido, Japan[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63(2/3):175-184.
- [2] Ekholm P, Rankinen K, Rita H, et al. Phosphorus and nitrogen fluxes carried by 21 Finnish agricultural rivers in 1985—2006[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2015, 216(4):1-17.
- [3] Mulholland P J, Helton A M, Poole G C, et al. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading[J]. *Nature*, 2008, 452(7184):202-205.
- [4] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327(5968):1008-1010.
- [5] 高茹,李裕元,杨蕊,等.亚热带主要耕作土壤硝态氮淋失特征试验研究[J]. *植物营养与肥料学*, 2012, 18(4):839-852. GAO Ru, LI Yu-yuan, YANG Rui, et al. Study on nitrate leaching characteristics in arable soils in subtropical region[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2012, 18(4):839-852.
- [6] 陈能汪,洪华生,张珞平,等.九龙江流域氮的源汇时空模式与机理初探[J]. *环境科学学报*, 2009, 29(4):830-839. CHEN Neng-wang, HONG Hua-sheng, ZHANG Luo-ping, et al. Preliminary results concerning the spatio-temporal pattern and mechanism of nitrogen sources and exports in the Jiulong River watershed[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(4):830-839.
- [7] 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 Tai Lake basin[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2014, 45(5):1119-1129.
- [8] Choi M S, Bashkin V N, Park S U, et al. Nitrogen budgets for the Republic of Korea and the Yellow Sea region[J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57(1):387-403.
- [9] Breemen N V, Boyer E W, Goodale C, et al. Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen input to large watersheds in the northeastern U. S. A. [J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57(1):267-293.
- [10] Bao X, Watanabe M, Wang Q X, et al. Nitrogen budgets of agricultural fields of the Changjiang River basin from 1980 to 1990[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 363(1/2/3):136-148.
- [11] 闫瑞,郭青霞,闫胜军,等.黄土高原丘陵沟壑区岔口小流域氮素平衡及其环境影响[J]. *环境工程*, 2014, 32(6):48-52. YAN Rui, GUO Qing-xia, YAN Sheng-jun, et al. Balance and environmental impact of nitrogen in Chakou watershed in Hilly-gully region of Loess Plateau[J]. *Environmental Engineering*, 2014, 32(6):48-52.
- [12] 刘勇,朱元荣,弓晓峰,等.滇池近代富营养化加剧过程的沉积记录[J]. *环境科学研究*, 2012, 25(11):1236-1242. LIU Yong, ZHU Yuan-rong, GONG Xiao-feng, et al. Sedimentary

- records of accelerated eutrophication in Dianchi Lake over the recent decades[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2012, 25(11): 1236-1242.
- [13] 秦伯强, 王小冬, 汤祥明, 等. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机: 原因与对策[J]. 地球科学进展, 2007, 22(9): 897-906.  
QIN Bo-qiang, WANG Xiao-dong, TANG Xiang-ming, et al. Drinking water crisis caused by eutrophication and cyanobacterial bloom in Taihu Lake: cause and measurement[J]. *Advances in Earth Science*, 2007, 22(9): 897-906.
- [14] 孟 岑, 李裕元, 徐晓光, 等. 亚热带流域氮磷排放与养殖业环境承载力实例研究[J]. 环境科学学报, 2013, 33(2): 635-643.  
MENG Cen, LI Yu-yuan, XU Xiao-guang, et al. A case study on non-point source pollution and environmental carrying capacity of animal raising industry in subtropical watershed[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(2): 635-643.
- [15] Water Resources Research Laboratory, USA. Water measurement manual[EB/OL]. <http://www.usbr.gov/pmts/hydraulics/lab/pubs/wmm/>, 2001.
- [16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.  
State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring and analysis methods[M]. 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [17] Flechard C R, Nemitz E, Smith R I, et al. Dry deposition of reactive nitrogen to European ecosystems: a comparison of inferential models across the NitroEurope network[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, 11: 2703-2728.
- [18] Shen J L, Li Y, Liu X J, et al. Atmospheric dry and wet nitrogen deposition on three contrasting land use types of an agricultural catchment in subtropical central China[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 67: 415-424.
- [19] Hatano R, Shinano T, Zheng T G, et al. Nitrogen budgets and environmental capacity in farm systems in a large-scale karst region, Southern China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63(2): 139-149.
- [20] Liang L, Nagumo T, Hatano R. Nitrogen flow in the rural ecosystem of Mikasa City in Hokkaido, Japan[J]. *Pedosphere*, 2006, 16(2): 264-272.
- [21] Han Y G, Fan Y T, Yang P L, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) index application in mainland China[J]. *Geoderma*, 2013, 213(2014): 87-94.
- [22] 朱兆良. 主要农田生态系统氮素行为与氮肥高效利用的基础研究[M]. 北京: 科学出版社, 2010: 1-400.  
ZHU Zhao-liang. Basic study on nitrogen activity and high use efficiency of nitrogen fertilizer in main agroecosystem[M]. Beijing: Science Press, 2010: 1-400.
- [23] 郗金标, 张福锁, 有祥亮. 中国森林生态系统 N 平衡现状[J]. 生态学报, 2007, 27(8): 3257-3267.  
XI Jin-Biao, ZHANG Fu-suo, YOU Xiang-liang, et al. Nitrogen balance of natural forest ecosystem in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(8): 3257-3267.
- [24] 焦军霞, 杨 文, 王美慧, 等. 亚热带红壤丘陵区浅层地下水氮淋失特征研究[J]. 环境科学学报, 2015, 35(7): 2193-2201.  
JIAO Jun-xia, YANG Wen, WANG Mei-hui, et al. Characteristics of nitrogen leaching in shallow groundwater in subtropical hilly red soil earth region of China[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(7): 2193-2201.
- [25] IPCC. Intergovernmental panel on climate change guidelines for national greenhouse gas.
- [26] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 778-783.  
ZHU Zhao-liang. Study on soil nitrogen in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 778-783.
- [27] Natsuki Y, Sho S, Ardiansyah. Nitrogen budget and gaseous nitrogen loss in a tropical agricultural watershed[J]. *Biogeochemistry*, 2008, 87(1): 1-15.
- [28] Parfitt R L, Baisden W T, et al. Nitrogen inputs and outputs for New Zealand in 2001 at national and regional scales[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 80(1): 78-88.
- [29] Mamo M, Gupta S C, Rosen C J, et al. Phosphorus leaching at cold temperatures as affected by wastewater application and soil phosphorus levels[J]. *Journal of Environmental Quality-Article*, 2005, 34(4): 1243-1250.
- [30] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环与平衡研究[J]. 土壤通报, 1996, 27(5): 197-199.  
LU Ru-kun, LIU Hong-xiang, WEN Da-zhong, et al. Study of the agroecosystem nutrient cycle and balance at the typical area in China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1996, 27(5): 197-199.
- [31] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 915-924.  
ZHANG Fu-suo, WANG Ji-qing, ZHANG Wei-feng, et al. Current situation of fertilizer utilization rate of main grain crops in China and its improvement[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 915-924.
- [32] 汪 涛, 罗贵生, 朱 波, 等. 施肥对紫色土坡耕地氮素淋失的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(4): 716-722.  
WANG Tao, LUO Gui-sheng, ZHU Bo, et al. Effects of fertilization on nitrogen leaching from hillslope cropland of purple soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(4): 716-722.
- [33] 国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2010-2014.  
National Bureau of Statistics. China statistical yearbook[M]. Beijing: China Statistics Press, 2010-2014.
- [34] 张维理, 林 葆, 李家康. 西欧发达国家提高化肥利用率的途径[J]. 土壤肥料, 1998(5): 3-9.  
ZHANG Wei-li, LIN Bao, LI Jia-kang. Ways to improve fertilizer use efficiency in western developed countries[J]. *Soils and Fertilizers*, 1998(5): 3-9.
- [35] 周俊玲. 发达国家养殖业污染的防治对策与启示[J]. 世界农业, 2007(8): 12-14.  
ZHOU Jun-ling. Prevention and control measures of pollution in aquaculture in developed countries and its enlightenment[J]. *World Agriculture*, 2007(8): 12-14.
- [36] De Clercq P, Gertsis A C, Hofman G, et al. Nutrient management legislation in European countries[M]. Wageningen Press, Netherlands, 2001:

- 1-126.
- [37] Howarth R W, Billen G, Swaney D, et al. Regional nitrogen budgets and riverine N&P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences[J]. *Biogeochemistry*, 1996, 35:75-139.
- [38] 邓美华, 谢迎新, 熊正琴, 等. 长江三角洲氮收支的估算及其环境影响[J]. 环境科学学报, 2007, 27(10):1709-1716.  
DENG Mei-hua, XIE Ying-xin, XIONG Zheng-qin, et al. Nitrogen budgets of the Yangtse delta region and their effect on the environment [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(10):1709-1716.
- [39] Wang Y, Li Y, Liu F, et al. Linking rice agriculture to nutrient chemical composition, concentration and mass flux in catchment streams in subtropical central China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 184:9-20.
- [40] Xing G X, Zhu Z L. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds[J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57/58:405-427.
- [41] 杨金玲, 张甘霖, 张 华, 等. 丘陵地区流域土地利用对氮素径流输出的影响[J]. 环境科学, 2003, 24(1):16-23.  
YANG Jin-ling, ZHANG Gan-ling, ZHANG Hua, et al. The impact of land use on watershed runoff nitrogen discharge in hilly regions[J]. *Environmental Science*, 2003, 24(1):16-23.
- [42] Schilling K E, Libra R D. The relationship of nitrate concentrations in streams to row crop land use in Iowa[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(6):1846-1951.
- [43] 唐海明, 程爱武, 徐一兰, 等. 长期有机无机肥配施对双季稻区水稻干物质积累及产量的影响[J]. 农业现代化研究, 2015, 36(6):1091-1098.  
TANG Hai-ming, CHENG Ai-wu, XU Yi-lan, et al. Effects of long-term mixed application of organic and inorganic fertilizers on dry matter accumulation and yield of rice in double cropping rice field[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2015, 36(6):1091-1098.
- [44] Di H J, Cameron K C, Shen J P, et al. Nitrification driven by bacteria and not archaea in nitrogen-rich grassland soils[J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2(9):621-624.
- [45] Hadi A, Jumodi O, Inubushik, et al. Mitigation options for N<sub>2</sub>O emission from a corn field in Kalimanta, Indonesia[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2008, 54(4):644-649.
- [46] 韩例娜, 李裕元, 石 辉, 等. 水生植物对南方农田排水沟渠氮磷迁移生态阻控比较研究[J]. 农业现代化研究, 2012, 33(1):117-120.  
HAN Li-na, LI Yu-yuan, SHI Hui, et al. Study on comparison of different aquatic plant on nitrogen and phosphorus ecological control measures in drainage ditch of farmland in Southern China[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2012, 33(1):117-120.
- [47] 张树楠, 肖润林, 刘 锋, 等. 生态沟渠对氮、磷污染物的拦截效应[J]. 环境科学, 2015, 36(12):4516-4522.  
ZHANG Shu-nan, XIAO Run-lin, LIU Feng, et al. Interception effect of vegetated drainage ditch on nitrogen and phosphorus from drainage ditch[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2015, 36(12):4516-4522.
- [48] 杨林章, 施卫明, 薛利红, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践——总体思路与“4R”治理技术[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(1):1-8.  
YANG Lin-zhang, SHI Wei-ming, XUE Li-hong, et al. Reduce-Retain-Reuse-Restore technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: General counter-measures and technologies[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(1):1-8.
- [49] 黄来明, 杨金玲, 张甘霖. 我国亚热带丘陵地区流域氮素的平衡与源汇特征[J]. 环境科学, 2010, 31(12):2981-2987.  
HUANG Lai-ming, YANG Jin-ling, ZHANG Gan-ling, et al. Nitrogen budgets and source-sink characteristics of watershed in the hilly area of subtropical China[J]. *Environmental Science*, 2010, 31(12):2981-2987.
- [50] Ventura M, Ventura F, Scandellari F, et al. Nitrogen balance and losses through drainage waters in an agricultural watershed of the Po Valley (Italy)[J]. *European Journal of Agronomy*, 2008, 29(2):108-115.
- [51] Mercy J, Boyer E W, McDowell W H, et al. Nitrogen and phosphorus budgets for a tropical watershed impacted by agricultural land use: Guayas, Ecuador[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 79(1):135-161.
- [52] Mayer B, Rock L. Nitrogen budget for the Oldman River Basin, Southern Alberta, Canada[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, 75(1):147-162.
- [53] Eriksson H, Pastuszek M, Stefan L, et al. Nitrogen budgets of the Polish agriculture 1960-2000: Implications for riverine nitrogen loads to the Baltic Sea from transitional countries[J]. *Biogeochemistry*, 2007, 85(2):153-168.