

典型农林复合系统氮素平衡污染与管理研究

彭奎¹, 欧阳华¹, 朱波², Erle C. Ellis³

(1. 中科院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院成都山地灾害与环境研究所, 四川 成都 610041; 3. Department of Geography & Environmental Systems, University of Maryland, Baltimore, Maryland, USA)

摘要: 采用田间试验、定位监测和参与式农户调查等方法, 研究了农林复合系统氮素平衡和非点源污染特征。结果表明, 目前旱地和整个农田子系统氮素略有盈余, 水稻田和复合系统有少量亏缺, 林地亏缺较大。而 20 世纪 60 年代农田氮素严重亏缺, 水土流失是产生亏缺的主要原因。模型评价表明, 旱地和水稻田目前的氮素平衡基本合理, 但化肥施用的剧增已导致农田气态氮素释放以及地表水和地下水非点源污染风险的增加。研究显示, 林地极大地减轻了系统水土流失, 促进了氮素在各系统间的合理分配。合理施肥、保护林地、实施水保耕作和完善养分管理政策体系是减少农业氮素非点源污染的重要途径。

关键词: 氮素; 养分平衡; 非点源污染; 养分管理; 农林复合系统

中图分类号: S131 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-2043(2004)03-0488-06

Nitrogen Balance, Pollution and Management in a Typical Agro - Forest Ecosystem

PENG Kui¹, OUYANG Hua¹, ZHU Bo², Erle C. Ellis³

(1. Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 2. Institute of Mountain Hazards and Environment, CAS, Chengdu 610041, China; 3. Department of Geography & Environmental Systems, University of Maryland, Baltimore, Maryland, USA)

Abstract: Field experiments; inspections and participatory rural appraisal were adapted to study on nitrogen balance and non - point source pollution in a typical agro - forestry ecosystem. The results showed that there was a little nitrogen surplus in croplands and in farming system; but a little deficit in paddies and in the catchments nowadays. In addition, the forest system showed more deficits. However, the recorder in 1960s showed a great N deficit mainly because of heavy erosion. The nitrogen balances of croplands and paddies were relatively reasonable by a mathematical appraisal model. Unfortunately, a great increase of N chemical fertilizer applications had already led to more non - point pollution risks of gas N emissions and NO_3^- - N concentration in water surface and groundwater. It has been clear that the forest was playing a great role in reducing erosion and improving the nitrogen distribution among different ecosystems. Logical fertilizer applications, forest protection, no - tillage farming and nutrient management policy were the important ways in reducing non - point resource pollutions of agricultural N.

Keywords: nitrogen; nutrient balance; non - point source pollution; nutrient management; agro - forest ecosystem

相对工业点源污染, 非点源污染由于没有固定的污染源, 往往具有潜在性、复杂性和隐蔽性^[1]。研究认为^[2], 人类活动已影响到 $10 \times 10^{12} \text{ mol} \cdot \text{a}^{-1}$ 的氮转化量, 是引起水体硝态氮含量超标以及温室气体排放加剧等非点源污染的主要原因, 而绝大部分非点源 N 来自农业活动^[3]。国外对养分非点源的研究已逐渐从污染负荷和污染机制转向管理政策和施肥行为的研究^[4-6], 并实施了系列流域养分最佳管理计划 (BMPs)^[7, 8]。国内以往对氮素循环平衡的诸多研究,

皆以提高系统生产力为出发点^[9, 10], 对非点源污染严重的湖泊和流域, 也多注重于从整体上探讨氮的负荷和机制^[11, 12], 而对于复合系统内部子系统之间氮素的相互影响和作用机理, 以及综合的氮素管理等均缺乏具体研究。作者在三峡库区蓄水和长江上游退耕还林方兴未艾的双重背景下, 选择长江上游一典型的农林复合生态系统, 研究了在农林子系统交互影响下的复合系统的氮素平衡和污染特征, 并探讨氮素的管理策略。

1 试验和研究方法

1.1 研究对象概况

本研究集水区位于四川盆地中北部的盐亭县林

收稿日期: 2003-09-02

基金项目: 中美合作项目 (Funded by NSF, grant: DEB-0075617) 和中国科学院“九五”重大项目 (KZ951-A1-301)

作者简介: 彭奎 (1975—), 男, 博士生, 主要研究方向为景观变化和生物地球化学循环。E-mail: pengk@cern.ac.cn

山乡,面积 34.64 hm²,多年平均降雨 836 mm,土壤为水稻土和钙质紫色土;种植业和家畜养殖是主要的经济来源。系统具有川中丘陵区典型的景观特征,且三面环丘,集水区径流汇聚于一截流堰出口,有较好的封闭性。本生态系统的特殊性在于,在 20 世纪 70 年代中期,本区开展了大规模的荒山植被恢复,使五六十年代植被遭受严重破坏后的荒山草坡成为桉木与柏木混交的林地,森林覆盖率从 10% 猛增到 44.6%,单一农田生态系统发展成为农林复合生态系统,这一景观的历史演变为评估养分平衡变化,以及长江上游退耕还林的意义提供了难得的范例。

1.2 试验研究方法

农田和林地养分观测:于 1999—2001 年在不同台位的旱地、冬水田和水旱轮作地设立 24 个肥料产投观测点,另在旱地设立 6 个不同耕作方式的 20 m × 5 m 的径流观测场和 9 个 2 m × 3 m 的紫色母质风化径流场,以及林地内外各 1 个径流观测场(观测范围 15 683 m²),观测农田和林地径流和侵蚀氮的流失。另于集水区不同台位林地选 9 个 100 m² 的林地样点,调查固氮树种、枝叶含氮、树干径流和放牧情况等。暴露紫色母岩风化试验:采集新鲜未风化的侏罗系蓬莱镇组(J3p)紫色母岩分装于 8 个钵中置于室外,每隔 3 月筛分土粒,取渗滤液和风化土粒测氮含量,计算紫色母岩成土风化模数和氮素风化释放量。集水区水质监测:设有集水区截流堰、区内外 3 池塘、3 个地下水(水井)以及 2 个用于对照的雨水和自来水监测点。于每次降雨产流后 24 h 内取样测定 T-N 和 NO₃⁻-N 含量。各样品均按国家环境监测标准方法测定。农田氮肥的淋失、挥发、硝化和反硝化等损失,目前还无法精确测定,本研究采用 DNDC 计算机模型^[13]进行简单模拟。在野外观测的同时还多次采用参与式农村评估法(Participatory Rural Appraisal)获取目前和造林前 20 世纪 60 年代的资源管理、动物养殖和肥料施用等数据资料。

2 氮素平衡与评价

2.1 系统氮素平衡

氮素各收支参数的计算可参见文献[14]中的详细论述,不同子系统氮素平衡之和即为整个农林复合生态系统氮素平衡。根据调查资料和图像解译,也估算了造林前 20 世纪 60 年代本区农田氮素及其与现状的对比。分别见表 1 和表 2。

2.2 系统氮素平衡评价

常用的农业生态系统养分评价指标和模型有农田养分平衡率/% = 收入/支出 × 100%,年养分循环速率/kg · hm⁻² · a⁻¹ = 养分收入 + 养分支出,养分实际盈亏率 A/% = (收入 - 支出)/支出 × 100% 和养分允许平衡盈亏率 B/% = $[(\frac{1 - SCI}{E} - 1)] \times 100\%$,

其中 $SCI = \frac{1}{\text{养分增产率}} = \frac{1}{D}$, D 为养分增产率, E 为肥料利用率。前 3 个指标能比较直观的反映出农田养分盈亏的程度,而养分允许平衡盈亏率模型则根据施肥原则来对养分盈亏是否合理作出评价^[10]。表 3 是根据以上公式算得的本区氮素平衡评价指标。

从表 1,表 2,表 3 可以看出,在目前的施肥和种植条件下,本区旱地平均盈余 56.1 kg · hm⁻²,实际盈亏率为 10.4%;水稻田平均亏缺为 13.21 kg · hm⁻²,实际盈亏率为 -3.2%,平衡率都接近 100%;林地平均亏缺为 165.9 kg · hm⁻²,实际盈亏率为 -39.2%,其主要输出在于以饲草的方式进入食物链(占总输出的 88%)。可见旱地氮盈余相对较多,水稻田基本平衡,林地有较大的赤字,而整个复合系统平均亏缺并不大,仅为 -7.8%。反观 60 年代农田生态系统,N 却处于严重的亏缺状态,平均为 -103.6 kg · hm⁻²;其主要的输出在于水土流失,占总输出的 56%;其主要输入为有机厩肥,占 80%。

从氮素流通而言,农田氮素总收支分别是林地的 3.8 倍和 2 倍,是系统氮素循环流通的中心。本区农田平均氮素循环速率高达 1 067.2 kg · hm⁻²,是 20 世纪 60 年代农田 208 kg · hm⁻² 的 5 倍,可见系统氮素的循环速率大大加快且流通量大,这一方面提高了农田生产力,同时也极大地增加了氮素在各流通途径中的损失风险。

本区旱地允许平衡率较高,为 23.4%,可见土壤氮素的自然供给力不高,所以对本区旱地而言,要保持作物的生产,其氮素养分不允许有赤字。当然,若投入氮素的盈余不高于作物带出量的约 23.4% 也是允许的。水稻田允许平衡率为 -37.6%,这表明,本区水稻田氮肥即使有 37.6% 的赤字,即投入的氮素只要达到作物带走量的 62.4% (100% - 37.6%) 也是可以的。其原因是稻田复种指数低,氮素需求相对较少。从计算的结果来看,本区旱地盈亏率(+10.4%)与允许盈亏率比较接近,其氮素平衡是合理的;水稻田实际盈亏率(-3.2%)接近 0,与允许盈亏率相比,盈余略偏大;但是考虑到农田土壤养分的实际情况,最好是保持其养分带走量与投入量相当,以保持农田

表 1 集水区旱地、水稻田和林地氮素平衡

Table 1 Nitrogen balance of croplands, paddies and forests in the catchment

项目	参数	N/kg			占收入或支出比例 /%			
		旱地	水稻田	林地	旱地	水稻田	林地	
收入	化肥	6 195.3	810.7	—	66.67	51.86	—	
	厩肥	2 065.8	519.1	646.2	22.23	33.21	20.69	
	秸秆还田	850.7	213.8	—	9.15	13.68	—	
	种子	89.9	15.7	—	0.97	1	—	
	生物固氮	62.4	0	2 454.8	0.67	0	78.58	
	降雨*	15.6	3.9	12.1	0.17	0.25	0.39	
	母岩风化	12.5	—	9.7	0.13	—	0.31	
	凋落物	—	—	1.0	—	—	0.03	
	收入总计	9 292.2	1 563.2	3 123.8	100	100	100	
	支出	作物养分消耗*	3 358.9	965.9	—	39.91	59.80	—
化肥反硝化、挥发		3 464.6	367.7	—	41.17	22.77	—	
厩肥损失		516.4	129.8	161.6	6.14	8.04	3.14	
秸秆损失		255.2	64.1	—	3.03	3.97	—	
淋失		148.1	19.4	—	1.76	1.20	—	
燃料		—	—	80.3	—	—	1.56	
建材		—	—	311.7	—	—	6.07	
饲草		—	—	4 535.5	—	—	88.28	
水土流失		672.0	68.2	48.3	7.98	4.22	0.94	
支出总计		8 415.2	1 615.1	5 137.4	100	100	100	
平衡总计		—	+ 877	- 51.9	- 2 013.6			
平衡平均/kg·hm ⁻² ·a ⁻¹		—	+ 56.1	- 13.2	- 165.9			

注: * 作物养分消耗量是指每生产 100 kg 经济产品需要消耗的养分数量,是根据各作物草/秆比以及主副产品氮素含量计算得到(以下同)。

表 2 集水区农田生态系统氮素平衡变化(60年代,2000年)

Table 2 Nitrogen balance changes of the catchment farming lands in the period of 1960 - 2000

收入	N/kg		占收入比例/%		支出	N/kg		占收入比例/%	
	2000	60年代**	2000	60年代		2000	60年代	2000	60年代
化肥	7 006.0	0	64.53	0	作物养分消耗	4 324.8	1 171.5	43.12	31.2
厩肥	2 584.9	1 383.2	23.81	80.1	化肥反硝化、挥发	3 832.3	0	38.21	0
秸秆还田	1 064.5	43.8	9.81	2.6	厩肥的损失	646.2	428.1	6.44	11.4
种子	105.6	86.1	0.97	5.0	秸秆氮损失	319.3	13.1	3.18	0.4
生物固氮	62.4	181.4	0.57	10.5	淋失	167.5	32.4	1.67	0.9
降雨	19.5	19.5	0.18	1.1	水土流失	740.2	2 109.8*	7.38	56.1
母岩风化	12.5	12.5	0.12	0.7	—	—	—	—	—
收入合计	10 855.4	1 726.5	100	100	支出合计	10 030.3	3 755.0	100	100
平衡总计	+ 825.1	- 2 028.5							
平衡平均/kg·hm ⁻² ·a ⁻¹	+ 42.2	- 103.6							

注: * 采用 1965 年航片(CORONA)解译对当时土壤侵蚀模数进行分级; ** 作物种植面积、产量、施肥通过记载和访问得到,其它参数按目前的参数来估算。

肥力,所以其平衡也是基本合理的。

3 氮素非点源污染特征

本区农田化肥氮平均施用量达 358 kg·hm⁻²,超过了全国平均水平的 228 kg·hm⁻²[9],以上合理性评价并不能说明损失氮素的去向对环境的影响。表 4 列出本区造林前后农田氮素的损失途径和损失量。

3.1 温室气体与农田氮素挥发

农田损失的气态氮主要有 NH₃ 和 N₂O 等,减少农田氮源排放是应对全球变化的重要途径。本区从农田通过硝化-反硝化和挥发损失的化肥氮平均达 196 kg·hm⁻²·a⁻¹,占化肥氮投入量的 54.7%,占损失量的 67.2%,见表 4。有机肥氮(厩肥和秸秆)田间淋失相对很小,但其施用可显著增强土壤的反硝化潜力,增加稻田 N₂O 的排放,其损失也主要是氮挥发,约为 49 kg·hm⁻²,二者相加得农田平均气态氮损失高

表 3 集水区农林复合系统氮素的平衡评价指标

Table 3 Appraisal indices for N balance in the catchments

项目	氮素平衡率 /%	实际盈亏率 /%	允许盈亏率 /%	年循环速率 /kg·hm ⁻² ·a ⁻¹
旱地	110%	+10.4	+23.4	1132.1
水稻田	97	-3.2	-37.6	808.8
林地	61	-39.2	—	680.5
农田	108	+8.2	—	1067.2
60年代农田	46	-54.0	—	208
农林系统	92	-7.8	—	919.2

注:本区旱地玉米的 N 素自然增产率为 1.62, 水稻的自然增产率为 1.26^[15];玉米和水稻氮素利用率分别按 30% 和 33% 计算^[16]。

达 245 kg·hm⁻²·a⁻¹。而在 60 年代由于未施化肥, 即使全部有机肥的损失都进入大气, 也只有 23 kg·

hm⁻²·a⁻¹。目前农田氮的气态损失比 60 年代增加了约 11 倍。

3.2 氮素损失与水土流失

紫色土区水土流失仅次于黄土高原, 是环境整治的重点。本区 20 世纪 60 年代农田平均流失氮达 108 kg·hm⁻²·a⁻¹, 占氮素损失的 81.7%, 是导致农田氮素严重亏损的首要因素。这是因为当时林地少而荒地多, 荒地和耕地水土流失严重(算得侵蚀模数达 145 t·hm⁻²·a⁻¹)。目前本区水土流失有所改善, 其损失氮为 39 kg·hm⁻²·a⁻¹, 比 20 世纪 60 年代减少约 2/3, 只占氮素损失的 13%, 若植被受到破坏, 其后果将十分严重。可见林地不但有效地控制了水土流失, 也同时缓解了氮素非点源污染压力。

表 4 集水区农田生态系统氮素损失

Table 4 N losses from the farmlands in the catchments

损失途径	2000 农田		20 世纪 60 年代农田*	
	损失量/N kg·hm ⁻² ·a ⁻¹	占损失氮 ⁺ /%	损失量/N kg·hm ⁻² ·a ⁻¹	占损失氮/%
化肥反硝化、挥发	196	67.2%	0 ³⁾	0%
厩肥的损失	33	11.3%	22	16.6%
秸秆氮损失	16	5.6%	0.7	0.6%
淋失	9	2.9%	1.7	1.3%
水土流失	39	13.0%	108	81.5%
合计	293	100%	132.4	100%

注: * “损失氮素”是指除作物带走外的农田氮素支出的总和。

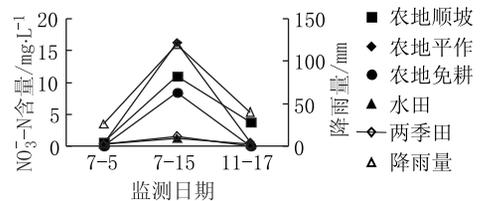
3.3 水体硝态氮含量变化与施肥

径流入地表水和淋洗入地下水是农田氮素进入水体的两个主要途径, 本区农田由此损失的氮素共约 39 kg·hm⁻²·a⁻¹。以下选择 2000 年几个典型监测日期进行探讨。

从图 1 可见, 随降雨量的增加, 水田和旱地径流水中 NO₃⁻-N 含量均相应增加了; 旱地不同种植方式下的这种趋势都比较明显, 其中以平作种植变化最大, 聚土免耕最小。截流堰出口径流中 NO₃⁻-N 含量反映了整个系统的地表水状况, 其变化与农地趋势一致, 且夏季均高于枯水期(1 月 7 日)的含量, 见图 2。可见施肥引起了系统地表水 N 负荷的明显增加, 其长期大量积累必将对江河湖泊造成污染。

降雨量对地下水(井水) NO₃⁻-N 含量似无太大影响, 而不同季节的含量却有较大差别。在同等降雨条件下, 夏季各地下水 NO₃⁻-N 含量均比冬季成倍增加, 高峰时上部和中部井水 NO₃⁻-N 含量已接近或超过 WHO 规定的饮用水 NO₃⁻-N 不超过 10 mg·L⁻¹ 的标准, 引起了地下水污染, 见图 3。

图 3 中下部井由于地处于截流堰出口的稻田, 其

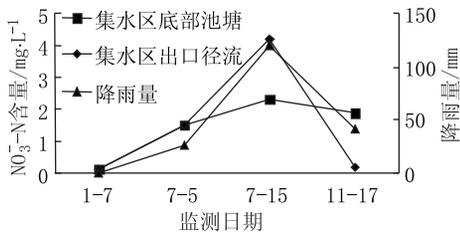
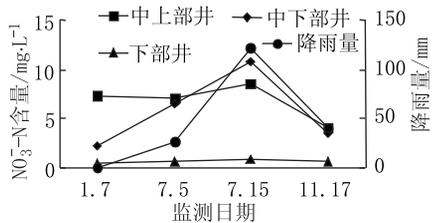
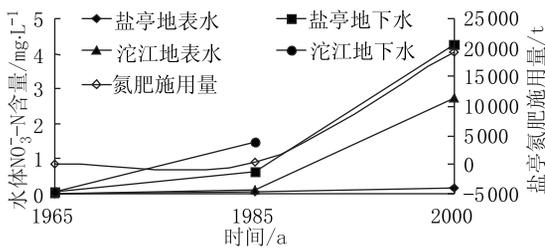
图 1 降雨与农田径流水 NO₃⁻-N 含量Figure 1 NO₃⁻-N concentrations of water runoff of farmlands with rainfalls

水质与水稻田径流水变化一致; 图 4 中沱江水质为全流域平均值^[17]。

从长期来看, 盐亭县目前地表水中 NO₃⁻-N 含量为 0.16 mg·L⁻¹, 分别是 20 世纪 60 年代中期和 80 年代中期的 8 倍和 3 倍; 地下水中 NO₃⁻-N 含量 4.26 mg·L⁻¹, 分别是 60 年代和 80 年代的 85 倍和 7 倍, 与此对应的是, 盐亭县氮肥施用量也从 1965 年的 41 t 猛增到目前的 19 036 t, 而本集水区的主流沱江水体 NO₃⁻-N 含量也有相同的变化趋势, 见图 4。

4 农林复合系统的氮素管理

系统养分分析表明, 本集水区属氮素基本平衡型

图2 降雨与集水区径流NO₃-N含量变化Figure 2 NO₃-N concentration changes of water runoff of catchments with rainfalls图3 降雨与地下水NO₃-N含量变化Figure 10 NO₃-N concentration changes of groundwater with rainfalls图4 盐亭、沱江水体NO₃-N含量与施肥Figure 4 NO₃-N concentration changes of water with chemical fertilizers

系统; Beegle D. B 等认为^[4], 此类系统由于其养分通常处于可以控制的上限, 实施养分管理计划可以带来环境效益, 其重点在于如何安全地使用氮肥, 以及如何平衡养分输入与土壤养分损失。

4.1 合理正确施肥

本区农田化肥氮占肥料氮投入总量的 73%, 农田对化肥的依赖大。按前述养分盈亏评价模型, 我们提出推荐施肥的指标: 即当农田实际盈亏率 $A = B = 0$ 时, 即为适宜的施肥量; 当 $A = B_{\min} < 0$ (最小允许盈亏率) 时的施肥量为最小施肥量; $A = B_{\max} > 0$ (最大允许盈亏率) 时的施肥量为最大施肥量。可见对 B 为正的系, 最小施肥量与适宜的施肥量相同, 少于这个量就会出现不允许的赤字; 对 B 为负的系统, 最大施肥量与适宜的施肥量相同, 大于这个量, 其盈余的污染风险较高。根据本区农田氮素 A 和 B , 可以算得

主要作物施氮的参考量, 见表 5。实际上, 本区主要旱地作物小麦、玉米和油菜氮肥施用均远超过适宜施肥量, 玉米和油菜仅化肥氮量就超出了允许的最大施肥量, 氮素总体上都过剩了。因此, 减少化肥氮量到适宜施肥量水平, 不但不会影响产量, 还能降低化肥的污染风险。由于冬水田复种指数低, 考虑到环境因素, 可以认为其目前施氮量是合理的。

表5 主要作物参考施氮量 ($\text{kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$)

Table 5 Application rates of N for main Crops

作物	经济施肥量 (B_{\min})	适宜施肥量 ($B = 0$)	最高施肥量 (B_{\max})	实际施氮量*
玉米	118	118	146	422(290)
小麦	80	80	160	272(140)
水稻	153	246	246	198(66)
油菜	46	46	92	234(102)

注: * 括号内为化肥氮投入量。

另外, 在本区钙质紫色土 ($\text{pH} = 8.3$) 推荐使用利用率相对较高的 NH_4Cl 、 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 等氮肥而不是 NH_4HCO_3 , 提倡深施 (以 3~10 cm 为宜) 和平衡施肥 (目前化肥 $\text{N}:\text{P}:\text{K} = 1:0.1:0$, 氮肥使用偏高, 磷肥偏低), 以及将农家肥原料充分堆腐后施用等正确的施肥方法, 也有助于减少氮的挥发、反硝化和淋失。

4.2 林地的环境调节功能

本区农田养分从 20 世纪 60 年代的严重亏缺变为目前盈余, 与 70 年代造林引起的景观巨变直接相关。森林为农村提供了绝大部分薪柴和饲草 (平均达 $373.6 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), 因此农民能将大量作物秸秆作为有机肥还田或动物饲料, 系统养分再循环率大大提高了, 见图 5, 图 6。调查表明, 小麦、油菜秸秆还田比率为 100%, 玉米达 78%, 而稻草和林地饲草也大部分作为动物饲料, 以排泄物的方式还田。计算可得本区养分的再循环率约为 55%, 大大高于全国平均的 38%^[13]。可见林地对于减轻系统氮素非点源污染有举足轻重的作用。

4.3 水土保持优化管理

能降低土壤侵蚀和表面径流的措施也都将减少由这些途径所造成的农田 N 的损失量。耕地径流 2000 年试验结果表明, 聚土免耕平均侵蚀量 ($0.31 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), 仅为顺坡的 44% 和平作的 48%; 盐亭站生态站多年观测也发现, 聚土免耕侵蚀模数仅为平作的 38% 左右, 可见聚土免耕能有效地降低土壤侵蚀及其由此带走的氮素, 见图 7。从径流量来看, 不同耕作方式下相差不大, 聚土免耕比顺坡和平作稍低,

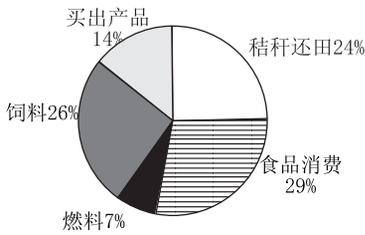


图 5 2000 年收获物氮素分配 (总氮 4 325 kg)

Figure 5 N distribution of products in the year 2000 (Total N: 4 325kg)

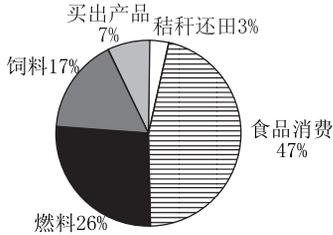
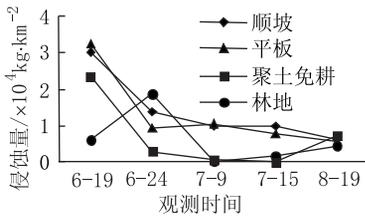


图 6 60 年代收获物氮素分配 (总氮 1 172 kg)

Figure 6 N distribution of products in the years 1960s (total N: 1 172 kg)



* 顺坡种植是 3 个径流场平均, 聚土免耕是 2 个径流场平均, 种植作物皆为花生 + 玉米。(图 8 同)

图 7 不同耕作方式耕地侵蚀量

Figure 7 Soil erosions from different types of cultivations

见图 8。

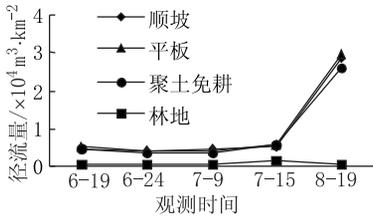


图 8 不同耕作方式耕地径流量

Figure 8 Water runoff amounts from different cultivations

4.4 完善氮素管理政策体系

根据本区实际情况,氮素管理政策可重点包括以下几方面:(1)从法律上,首先应将水资源与农民的责任联系起来,使保护水体与每个农民切实相关;其次

政府各管理机构应在充分的科学论证基础上,协调制定化肥和农家肥使用法规和政策,以监督和保障养分资源得以有效管理和利用。(2)将养分管理视为一种经济行为,只有在经济利益和环境效益的双重驱动下管理才会取得持续的效果。比如:对超额使用某种氮肥或未按规定实施以上水保措施的农户进行适当的经济惩罚或教育;对积极主动实施上述管理措施的农户从政策和经济上给予奖励;对采取了管理措施而蒙受经济损失的给予补偿等。(3)对农村干部或农民进行氮素管理教育培训以及咨询服务。

参考文献:

- [1] 何萍,王家骥. 非点源(NPS)污染控制与管理研究的现状、困境与挑战[J]. 农业环境保护, 1999, 18(5): 234 - 237.
- [2] Vitousek P, Aber J D, Howarth R. Wetal. Human alterations of the global nitrogen cycle: sources and consequences[J]. *Ecological Applications*, 1997, 7(3): 737.
- [3] 吕耀. 农业生态系统中氮素造成的环境污染[J]. 农业环境保护, 1998, 17(1): 35 - 39.
- [4] Beegle D B. Nutrient Management Planning: Justification, Theory, Practice[J]. *Journal of Environment Quality*, 2000, 29: 72 - 79.
- [5] Cesare Dosi and Theodore Tomasi, Prefece. Non - point source pollution regulation: Issues and Analysis[M]. Edited by Cesane Dosi and Theodore Tomas, Dordrecht, the Netherland: Ktuwer Academic Publishers, 1994: 9 - 17.
- [6] Shepar R. Nitrogen and phosphorus management on Wisconsin farms: Lessons learned for agricultural water quality programs[J]. *Journal of Soil and Watershed Conservation*, 2000, 55(1): 63 - 68.
- [7] Herbert L. Brodie and Roden N. Powell. Agricultural non - point source water pollution control voluntary program in Maryland, Animal Waste and Land water Interface[M]. Edited by Kneneth Steele, Boca Rotten, Florida: Lewis Publishers, 1995. 449 - 457.
- [8] Chesapeake Bay Program (CBP). State of the Chesapeake Bay Program office: Annapolis, MD. 1996.
- [9] 朱兆良. 中国土壤氮素肥力与农业中的氮素管理[A]. 中国土壤肥力[C]. 北京: 中国农业出版社, 1998. 172 - 175.
- [10] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大钟, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究, IV. 农田养分平衡的评价方法和原则[J]. 土壤通报, 1996, 27(5): 197 - 199.
- [11] 李怀恩. 流域非点源污染模型研究进展与发展趋势[J]. 水资源保护, 1996(2): 14 - 18.
- [12] 王珂, 等. 应用污染模型和地理信息系统评价和管理农业非点源污染[J]. 环境污染与防治, 1997, 19(6): 30 - 31.
- [13] Li C S, N Vijay, C H. Robert. Model estimates of nitrous oxide emissions from agricultural lands in the United States[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 10(2): 297 - 306.
- [14] 彭奎, 朱波, Kazuko Abe². 紫色土集水区氮素收支状况与平衡分析[J]. 山地学报, 2001, 19(增刊): 30 - 35.
- [15] 李仲明. 中国紫色土(上篇)[M]. 北京: 科学出版社, 1991. 277 - 313.
- [16] 沈善敏. 中国土壤肥力[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998. 175 - 200.
- [17] 施为光. 沱江流域综合整治规划[J]. 四川环境, 1996, 15(1): 67 - 71.