

丘陵地区流域土地利用对氮素径流输出的影响

杨金玲, 张甘霖*, 张华, 赵玉国(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要: 氮素是地表水体富营养化的一个限制因子, 土地利用对农业非点源污染的氮素输出具有重要的影响. 以位于亚热带低山丘陵地区的安徽省南部宣城市梅村流域为实例, 通过航空遥感图像解译、GIS 分析和实地定位动态监测方法, 研究了具有不同土地利用结构的农-林生态系统地表径流水的氮素含量和输出通量及其与土地利用的定量关系. 结果表明: 氮素的输出以 NO_3^- -N 的输出为主, 土地利用类型或土地利用格局对径流水中氮素的含量和输出具有非常显著的影响. 在同一种土地利用结构系统下, NO_3^- -N 与 T-N 的含量间具有极显著的正线性关系; 而只有林地-水塘系统下, NH_4^+ -N 与 T-N 的含量间有极显著线性关系. 而各类氮素的输出量间都具有极显著的正的线性相关关系. 各类氮素的输出量都与土地利用类型具有指数相关性, 林地、水塘对氮素输出具有负效应, 而水田和村庄则具有正效应. 同时, 土地利用类型对径流中氮素的含量也有影响.

关键词: 流域; 土地利用; 氮; 径流; 养分输出

中图分类号: X522, S153 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2003)01-08-0016

The Impact of Land Uses on Watershed Runoff Nitrogen Discharge in Hilly Regions

Yang Jinling, Zhang Ganlin, Zhang Hua, Zhao Yuguo(Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: Nitrogen is a crucial factor in causing the eutrophication of water body. Land use has an important impact on agricultural non-point sources (NPS) nitrogen discharge. This study on quantitative relationship of runoff nitrogen discharge and land use was conducted in Meicun watershed of Xuancheng County, Anhui Province, in the subtropical low hill area, by the dynamic monitoring of stream water and nutrient discharge, integrating interpretation of aerial image and GIS analysis. The results showed that, land use significantly affect nitrogen concentration and discharge in which nitrate nitrogen was the main component. There was a significant linear relationship between nitrate and total nitrogen concentration in the given land use system. However, statistically significant relationship between ammonium and total nitrogen concentration was found only in forest-pond system. Moreover, positive linear relationship existed between different forms of nitrogen discharge. It was found that there were exponential relationship between the discharge of nitrate, ammonium and total nitrogen and the area percentages of forest, pond, paddy and village. Forest and pond had a negative impact on nitrogen discharge while the paddy and village had positive effect. At the same time, land use types had important effect on nitrogen concentration.

Key words: watershed; land use; nitrogen; runoff; nutrient discharge

水体非点源污染的问题已日渐突出^[1]. 据美国、日本等国家的报道, 即使点源污染全面控制之后, 江河的水质达标率仅为 65%, 湖泊水质的达标率为 42%, 海域水质的达标率为 78%. 美国的非点源污染量占污染总量的 2/3, 其中农业的贡献率为 75% 左右^[2]. 我国太湖流域面源氮素对地表水的污染负荷量高达 $2.55 \times 10^4 \text{ t/a}$, 占氮素化肥施用量的 16.8%^[3]. “七五”期间, 农业非点源氮量占入湖总氮量的

72% ~ 75%^[4].

农业中不同的土地利用对水体氮磷素负荷的贡献率是不同. 有研究表明, 不同的坡地结构及土地利用类型——森林、草地、农田、河边植

基金项目: 国际科学基金资助项目(IFS/C/2661-1)

作者简介: 杨金玲(1973~), 女, 山东烟台人, 硕士, 研究实习员, 主要研究方向为土壤发生和土壤生物地球化学.

收稿日期: 2002-04-04; 修订日期: 2002-09-10

* 通信联系人

被明显地影响着径流水量及其中的养分含量变化^[5],农用地与林地面积比例明显地影响着径流水中氮素的含量^[6].目前国内已有有关研究^[7]探讨土地利用对磷素输出的影响,但土地利用与氮素含量和输出关系的定量研究尚未见报道.本文通过航空遥感图像解译、GIS 分析和实地校正,确定各流域内土地利用空间格局,生成流域的土地利用图,作为土地利用对养分流失定量化研究的基础.利用实地定位动态监测等流域研究方法,着重研究北亚热带丘陵地区典型小流域地表径流水中氮素和土地利用系统之间的定量关系,这对于明确土地利用和管理状况对氮素输出的影响,进而为流域最佳管理模式的建立具有十分重要的意义.

1 试验区概况

小流域养分径流输出试验区设在安徽省宣州市梅村流域,该地区位于安徽省宣州市东南部,北纬 30°49′至 30°55′,东经 118°41′至 118°46′,属亚热带季风气候,光、热、水资源丰富,年平均气温 15.9℃,年平均降雨总量 1289 mm,年蒸发量 780 mm,多年统计径流系数为 45.7%.试验区面积为 4.1 km²,地形为丘陵地,流域东南部高(最高高度 114.6 m),东北部低(最低 48.0 m).母质多为第四纪红土,主要土壤类型有水耕人为土(水稻土)和湿润富铁土(红壤).丘陵顶部多为次生林,林地山坡下常有小水塘,中下部以稻田为主,旱地所占比例很低.

流域中还分布着自然村落,因此整个流域构成了具有多种土地利用格局的完整的自然-人工农业生态系统.

该地区化肥施用历史较久.目前,水田一般种双季稻,冬季种油菜、小麦或绿肥紫云英,肥料施用量大约为氮肥 360 kg/hm²,磷肥 100 kg/hm²,农家肥 375 担/hm².旱地种植花生、芝麻、大豆和山芋,多施用复合肥,氮、磷各 60 kg/hm²左右,农家肥 150 担/hm².

2 试验设计与方法

本试验从流域的上游到下游在不同的支流上及支流汇合点处选取 7 个不同的观测点(I、II、III、IV、V、VI、VII),以分别监控有关流域的养分情况(图 1).监测点 I、II 位于同一条支流上,监测点 I 位于监测点 II 的上游,监测点 III、IV、VI 各自监控一条支流.监测点 V 是包括支流监测点 II、III、IV 在内的流域下游的次出口,监测点 VII 是流域的总出口,包括各支流 II、III、IV、VI 的监控面积.这样,有利于分别监控各个支流及出口的径流及养分输出情况,并且每个监测点所监测的土地利用类型有所差别.各个监测点的具体土地利用比例见表 1.测方法为:每周在监测点取一次样,如逢下雨(雨量在约 20 mm 以上),雨后再取样,每次每点取样 1000 mL,同时测取样点的流量^[8].在整个观测期内设置雨量计观测试验区的降雨情况.监测时间为 1998-04-11~1999-07-11.

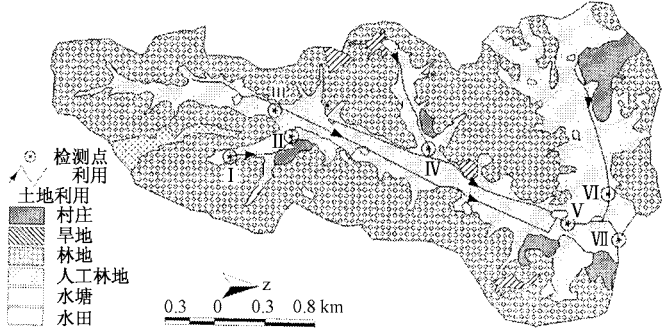


图 1 梅村流域的土地利用图.监测点和流域水系分布

Fig. 1 The land use structure and the distribution of monitored sites and river system in Meicun watershed

试验区的土地利用结构分析由 1999 年航空遥感图象(全色航片)判读并叠加至地形图

上,计算得出流域内各种土地利用的面积和比 例(表 1) .

表 1 流域监测点位置及土地利用情况

Table 1 The positions of the monitored sites and their land use composition

监测点	地点	方位		监控面积 / km ²	土地利用/ %				
		N	E		林地	旱地	水田	村庄	水塘
I	张村老龙塘	30°49′32″	118°42′00″	0.25	96.34				3.66
II	张村西	30°49′55″	118°41′52″	0.44	86.91	0.04	9.80	1.18	2.07
III	张村西南	30°49′50″	118°41′51″	0.70	78.85	0.16	20.88		0.11
IV	赵村	30°50′17″	118°42′01″	0.38	71.91	4.29	20.02	2.56	1.22
V	关门口南	30°50′51″	118°42′15″	2.74	66.93	5.50	24.83	2.21	0.53
VI	铁门英村东北	30°50′51″	118°42′14″	0.99	42.68		48.33	8.54	0.45
VII	板桥头西	30°51′03″	118°42′38″	4.07	59.30	3.70	32.21	4.30	0.49

化学分析方法:分析测定小流域径流水中的氮素含量的测定方法为: NO₃⁻-N 含量采用紫外分光光度法(用过 0.45μm 滤膜后的清液); NH₄⁺-N 含量用纳氏试剂比色法(用过滤后清液);全 N 含量的测定采用半微量开氏法——蒸馏定氮(摇匀后取原浊液)^[9,10] .

氮素年输出量的计算公式为:

$$Q = \sum_{i=1}^{52} Kc_i Q_i$$

其中, Q 为氮素年输出量, K 为间隔天数,本实验为 7d, c_i 为第 i 次取样所测得的氮素浓度, Q_i 为监测点第 i 次取样的日径流量(i 从 1 ~ 52, 其中包括流量为 0 观测数据,即时间为一个监测周年) .

3 结果与讨论

3.1 流域不同形态氮素的径流输出量

径流水的全氮中除含有 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 以外,还有悬浮泥粒结合态氮、有机态氮等.对流域 7 个监测点的 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 T-N 的输出量进行统计,结果见表 2.从表 2 中可以看出,全流域氮素年输出总量达到 6t,相当于 13t 尿素或 34t 碳酸氢铵.各个监测点的年平均输出量互不相同,且差异较大, NO₃⁻-N 为 0.17 ~ 0.91 g•(m²•a)⁻¹, NH₄⁺-N 为 0.05 ~ 0.29 g•(m²•a)⁻¹, T-N 为 0.29 ~ 1.50 g•(m²•a)⁻¹,最高值与最低值相差 5 ~ 6 倍.同一流域的 7 个监测点的气候条件一致,地形差异不大,主要差别在于土地利用.可见,土地利用对于 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 T-N 的输出量的影响都是非常大的.这是因为不同的土地利用类型下,养分的循环机制不同.

表 2 流域各个监测点氮素径流输出情况

Table 2 The runoff nitrogen discharge of the monitored watersheds

监测点	NO ₃ ⁻ -N		NH ₄ ⁺ -N		T-N	
	年输出量 / kg•a ⁻¹	平均输出量 / g•(m ² •a) ⁻¹	年输出量 / kg•a ⁻¹	平均输出量 / g•(m ² •a) ⁻¹	年输出量 / kg•a ⁻¹	平均输出量 / g•(m ² •a) ⁻¹
I	42.747	0.172	11.874	0.048	73.061	0.294
II	165.906	0.377	53.906	0.123	321.025	0.730
III	284.196	0.409	77.864	0.112	483.203	0.695
IV	164.720	0.430	82.216	0.215	330.153	0.862
V	2156.584	0.786	674.095	0.246	4025.288	1.468
VI	644.585	0.652	283.324	0.287	1178.593	1.192
VII	3707.941	0.911	1014.449	0.249	6105.798	1.500

从表 2 中各类形态氮素输出量的比较中发现, $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的输出量占了总输出量的 50 % ~ 60 %, 是 $\text{NH}_4^+ \text{N}$ 输出量的 2.0 ~ 3.5 倍, 而 $\text{NH}_4^+ \text{N}$ 仅占 T-N 输出量的 16 % ~ 24 %, 其它形态的氮素占 21 % ~ 32 % . 可见, 氮素的地表径流输出以 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 为主. 与张福珠等在农田中氮素的淋失研究结论相似^[11], 段水旺等对长江下游地表水体氮素的含量和输出量的研究也证实了该结论^[12]. 这是由于在好气条件下, 土壤中矿化释放的 $\text{NH}_4^+ \text{N}$ 以及肥料铵, 很快氧化为 $\text{NO}_3^- \text{N}$, 土壤中矿质态氮以 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 为主, 可占 $\text{NH}_4^+ \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 总量的 80 % 以上. 另外, 土壤胶体一般带负电荷, $\text{NH}_4^+ \text{N}$ 带正电荷, 易于被土壤所吸附, 而 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 带负电, 不易被土壤吸附, 所以 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 易于淋溶和流失^[13].

表 2 还显示, 监测点 V 的各类氮素的年输出量大于监测点 II、III、IV 的总和. 这一方面是因为监测点 V 的监控面积除大于监测点 II、III、

IV 的面积和, 这从图 1 和表 1 中均可以看出. 也就是说, 监测点 V 的氮素除来自监测点 II、III、IV 的以外还有另外监测区域的氮素输入. 另一方面, 监测点 V 位于下游, 上游地区测渗的部分水分和养分也进入到监测点 V. 从氮素平均输出量来看, 从上游到监测点 V 具有增加效应.

3.2 各类氮素含量、输出量之间的关系

氮素在径流水中的含量直接影响了径流水的水质, 也是影响氮素输出量的一个重要因子. 从该监测期间所测得的氮素含量看, 每个监测点的径流水中 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的含量与 T-N 的含量间均存在极显著的线性相关性(见表 3), 这是因为 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的含量占 T-N 含量的 50 % 以上. 仅监测点 I 的 $\text{NH}_4^+ \text{N}$ 含量和 T-N 含量间存在相关性, 其它监测点则不具有相关性(表 3). 这与监测点 I 特殊的土地利用结构有关, 监测点 I 为林地-水塘系统, 较少地受到人为活动的干扰. 而 $\text{NH}_4^+ \text{N}$ 与 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 含量间没有相关性.

表 3 每一监测点各类氮素含量间的关系

Table 3 The relationship between concentration of nitrogen forms

监测点		I	II	III	IV	V	VI	VII
样本数		81	80	75	78	81	81	81
$\text{NO}_3^- \text{N}/\text{T-N}$	R	0.8543***	0.9714***	0.9558***	0.9853***	0.9877***	0.9158***	0.9830***
	a	0.7299	0.8654	0.9367	1.0066	0.9419	0.8537	0.9740
	b	-0.2251	-0.7067	-0.5707	-0.7000	-0.6008	-0.5345	-0.5789
$\text{NH}_4^+ \text{N}/\text{T-N}$	R	0.6056***						

* * * $p < 0.001$

表 4 每一监测点各类氮素输出量间的关系

Table 4 The relationship between discharge of different nitrogen forms

监测点		I	II	III	IV	V	VI	VII
样本数		29	29	31	25	48	40	51
$\text{NO}_3^- \text{N}/\text{T-N}$	R	0.8017***	0.8531***	0.9023***	0.8880***	0.9707***	0.9427***	0.9645***
	a	0.3105	0.3197	0.5809	0.4356	0.5186	0.4644	0.6207
	b	0.0568	0.3023	-0.1362	0.0965	-0.090	-0.2623	-0.9102
$\text{NH}_4^+ \text{N}/\text{T-N}$	R	0.6716***	0.6818***	0.7758***	0.7244***	0.7929***	0.8861***	0.7547***
	a	0.1360	0.1332	0.1803	0.2132	0.1300	0.2780	0.1209
	b	0.0185	0.1288	-0.0451	-0.0029	0.6147	-0.1331	1.1500
$\text{NH}_4^+ \text{N}/\text{NO}_3^- \text{N}$	R	0.6055***	0.5235**	0.6383***	0.5474**	0.6708***	0.7572***	0.6112***
	a	0.3165	0.2730	0.2304	0.3274	0.2059	0.4822	0.1522
	b	0.0203	0.1632	0.1552	0.1711	1.0274	0.1043	1.9401

样本数为排除径流量为 0 和微量的监测数; * * * $p < 0.001$; * * $p < 0.01$

对该流域 7 个监测点的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 T-N 的日输出量间的关系用数学方程进行模拟,发现当具有固定的土地利用结构形式时,各类氮素的输出量间存在着极显著的线性正相关(表 4).从表 3 中已知 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的含量和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的含量间没有相关性,除监测点 I 外的其它监测点的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 T-N 的含量间也不存在相关性,而它们的输出量间却存在明显的相关性,这主要是由于径流量对氮素输出量的影响力远远超过了浓度对它的影响.

虽然该流域 7 个监测点中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 与 T-N 含量的模拟方程均为线性相关 $y = ax + b$, a 为正值, b 为负值,但方程的系数和常数的大小都各不相同,系数的变化范围从 0.7 ~ 1.0;不同监测点输出量间的模拟方程情况类似,这主要是由于各个监测点所监测范围的土地利用类型不同.由此可知,土地利用类型对径流水中不同形态氮素含量和径流输出量的影响是存在差异的.

以上是对同一个监测点中,即同样的土地利用结构下,各类氮素含量和输出量之间的关系分析,现对不同土地利用类型下各类氮素输出量间的关系进行模拟(图 2).从图 2 中可以看出,在不同的土地利用情况下, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 T-N 的输出量之间仍然存在极显著的线性正相关.

3.3 氮素含量与土地利用间的关系

国外已有研究表明,径流水中氮素含量的 94 % 可以由农地和林地的面积比例来解释^[6],而 Schilling 则具体地研究了地表水中氮素含量与中耕地的面积比例呈线性关系^[14].本文对监测期间径流水中氮素的平均含量与林地、水田、水塘、村庄面积比例的关系用数学方程进行回归模拟(见图 3).从图 3(a) 可以看出,径流水中氮素含量与林地面积比例呈明显的线性相关,随着林地面积的增加, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 T-N 的平均含量都成比例地减少.这与林地不施肥,并较少地受到人为活动干扰有关,土壤本身养分含量较低并不易流失.图 3(b) 则表明,水塘面积比例减少,会使 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 成比例地降低,而

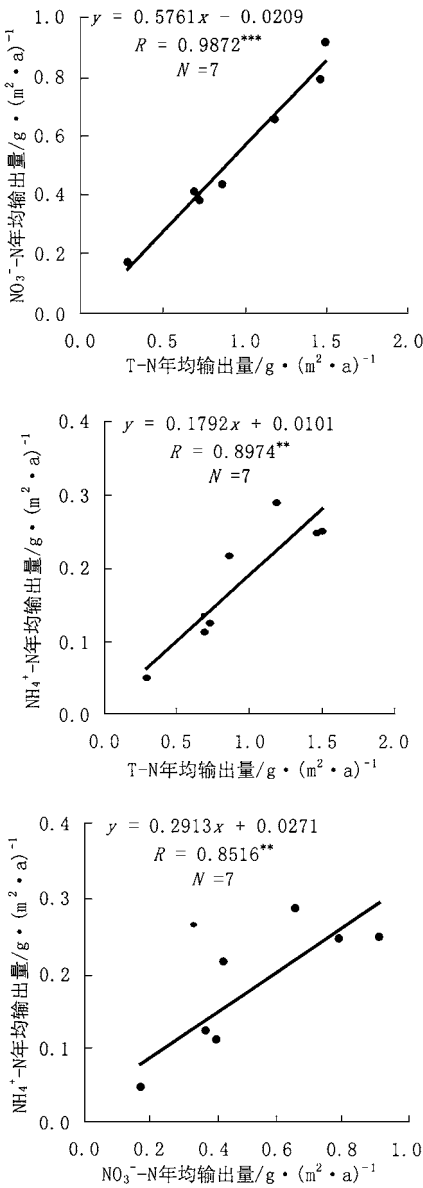


图 2 不同土地利用结构下不同形态氮素间的相互关系
Fig. 2 The relationship between different form nitrogen in different land use structure

水塘对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的含量则没有减少.这与氮素的转化机理有关,在厌氧条件下,会发生反硝化作用, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 被还原,在向 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化中产生许多中间产物^[13].在水塘中,除水面富氧外,水下部分经常处于厌氧状态,会发生脱氮作用^[15],所以水塘会明显地减少水体中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量.从 T-N 来看,水塘仍然会减少 T-N 的

含量.这与水塘泥粒结合态氮的沉淀、脱氮作用等有关^[15].图 3(c)则说明,水田面积比例的增加则会增加 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、T-N 的含量,但只有 T-N 与水田面积比例达到显著相关,NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 虽然也随着水田面积的增加有增加的趋势,但只具有弱的相关性,这可能是

由于水田过多人为活动的无规律干扰所引起,以及水田中灌排水引起反复的硝化与反硝化作用的影响.图 3(d)显示了 NH₄⁺-N 的含量与村庄的面积比例具有显著的正相关性.有研究发现,在林地、旱地、水田、村庄等几种土地利用类型中,村庄中径流水的氮素含量是最高的^[15].

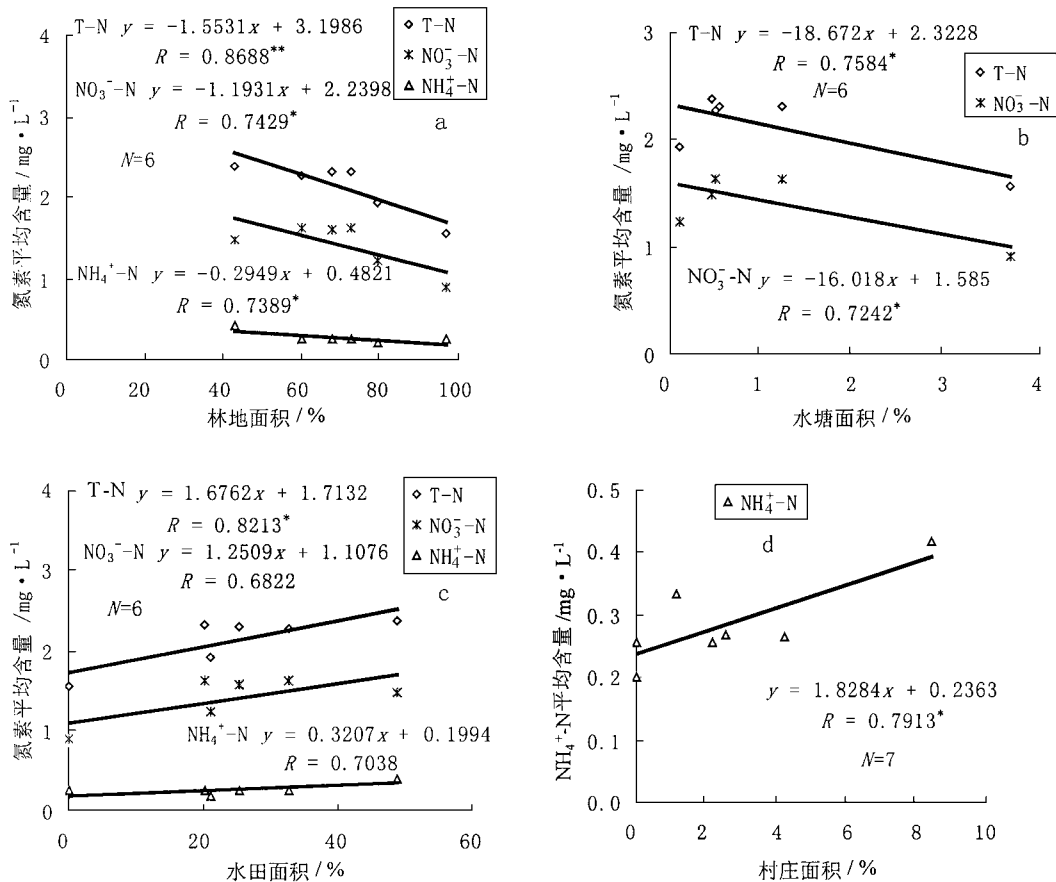


图 3 土地利用类型和氮素含量间的关系

Fig. 3 The relationship between land use indicators and nitrogen concentration in stream

3.4 氮素输出与土地利用类型的关系

图 4(a)显示了氮素年均输出量与林地面积比例呈指数相关性,随着林地面积比例的增加,氮素输出量呈指数递减.这是因为森林具有涵养水源,减少地表径流和地表降雨-径流侵蚀的功能.有研究显示,森林被砍伐后,地表水的流量和 N、P 的含量、输出量都有所增加^[16].从图 4(b)中可以看出,水塘面积比例的增加也会降低氮素的径流输出.这是因为水塘可以拦截径

流水,同时也拦截了径流水中的养分和悬浮泥粒,在静水中悬浮泥粒会逐渐沉淀,水溶性的养分离子部分也会被吸附,NO₃⁻-N 还会发生脱氮作用^[15].图 4(c)则表明,随着水田面积比例的增加,氮素输出量明显增加.这是由于水田的灌溉排水、耕作、施肥等人为活动会促进表土和养分的流失.有研究表明,每增施 1 kg/hm² 氮素,氮的冲刷流失即增加 0.56 ~ 0.72 kg/hm²^[17].本研究也发现径流水中氮素的含量和输出量与

氮肥的施用量密切相关^[8].从图 4(d)中可以看出,村庄对氮素输出也有影响,从模拟的曲线可知,村庄会使氮素输出量增加,但由于村庄过多

的无规律因素的影响,如农民的日常活动,禽畜放养和农家肥的随意堆放等,致使 NO₃⁻-N、T-N 的输出与村庄面积比例只有弱的相关性,但

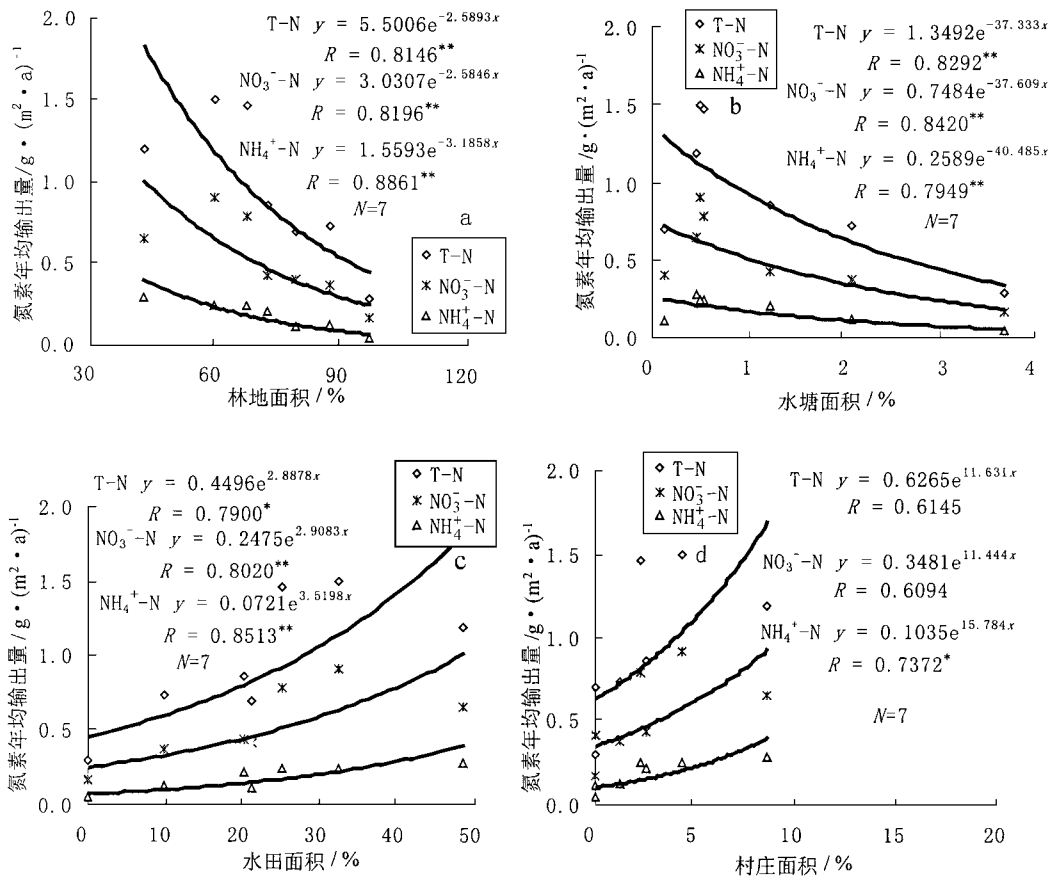


图 4 土地利用类型和氮素输出间的关系

Fig. 4 The relationship between land use indicators and nitrogen discharge

NH₄⁺-N 还是与村庄存在显著相关的.

从表 2 氮素的输出情况来看,监测点 I 的年均输出量是所有监测点中最小的,而监测点 VI 的年均输出量是最大的,是监测点 I 年均输出量的 5 倍多.可见,从流域的源头到流域出口氮素输出的增加是非常大的.由于监测点 I 的土地利用类型为林地-水塘,从图 4 中的分析知,林地和水塘对氮素的输出具有负效应,而水田和村庄对氮素输出具有的正效应.所以林地-水塘土地利用系统可以明显地减少氮素的地表径流输出.监测点 VII 为流域的最终出口,它的氮素输出量是最大的,这说明该流域的径流水自

上游至下游的土地没有很好地截载养分,反而增加了径流水中的养分.这样,不但造成本流域养分的大量流失,而且加大了流域外的水体氮素负荷.这表明,目前我国亚热带丘陵地区普遍存在的岗-塘-冲-稻田分布模式对氮素径流输出有“增加”效应.所以,就氮素输出贡献而言,此结构不尽合理.

4 结论

(1) 流域氮素的输出以 NO₃⁻-N 的输出为主,占氮素输出总量的一半以上,而 NH₄⁺-N 的输出所占比例较小.

(2) 在同一种土地利用结构系统下,NO₃⁻-

N 与 T-N 的含量间具有极显著的正的线性关系, $y = ax + b$; 而只有林地-水塘系统下, NH_4^+ -N 与 T-N 的含量间有极显著线性关系. 各类氮素的输出量间都具有极显著正的线性相关关系 $y = ax + b$.

(3) 在不同的土地利用结构体系下, 各类氮素的输出量间仍具有相关性.

(4) 土地利用类型对径流中氮素的含量有着显著的影响, 林地、水塘面积比例增加会使径流水中的氮素含量成比例地减少, 而水田则具有成比例增加效应, 村庄对 NH_4^+ -N 的增加效应显著.

(5) 氮素的输出量与土地利用类型具有指数相关性, 可以用形如 $y = a \cdot e^{ax}$ 的函数模拟, 林地与水塘对径流水中氮素的输出具有负效应, 而水田和村庄则具有正效应.

参考文献:

1 鲍全盛, 王华东. 我国水环境非点源污染研究展望. 地理科学, 1996, 16(1): 66 ~ 71.

2 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. 农业环境保护, 1999, 18(5): 234 ~ 237.

3 马立珊, 张水铭等. 苏南太湖水系农业面源污染及其控制对策研究. 环境科学学报, 1997, 17(1): 39 ~ 47.

4 范成新, 季江. 太湖富营养化现状、趋势及其综合治理对策. 上海环境科学, 1997, 16(8): 4 ~ 7, 17.

5 Kuenzler B J, Craig N J. Land Use and Nutrient Yields of the Chowan River Watershed, in: Correll D L. Watershed

Research Perspectives, 1986. 77 ~ 107.

6 Castillo M M, Allan J D, Brunzell S. Nutrient concentrations and discharge in a midwestern agricultural catchment. J Environ. Qual., 2000, 29(4): 1142 ~ 1151.

7 陈欣, 王兆骞, 杨武德等. 红壤小流域坡地不同土地利用方式对磷素流失的影响. 生态学报, 2000, 20(3): 374 ~ 377.

8 杨金玲, 张甘霖, 周瑞荣. 皖南丘陵地区小流域氮素径流输出的动态变化. 农村生态环境, 2001, 17(3): 1 ~ 4.

9 鲁光四, 周怀东, 李怡庭. 水质分析方法. 北京: 学术书刊出版社, 1989. 114 ~ 148.

10 金相灿, 屠清英. 湖泊富营养化调查规范. 第二版. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 138 ~ 175.

11 张福珠, 熊先哲, 戴同顺. 应用 ^{15}N 研究土壤-植物系统中氮素淋失动态. 环境科学, 1984, 5(1): 21 ~ 24.

12 段水旺, 章申, 陈喜保等. 长江下游氮磷含量变化及其输送量的估计. 环境科学, 2000, 21(1): 53 ~ 46.

13 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科技出版社, 1992. 3 ~ 27, 145 ~ 167.

14 Schilling K E, Libra R D. The relationship of nitrate concentrations in streams to row crop land use in Iowa. J Environ. Qual., 2000, 29(6): 1846 ~ 1951.

15 Yan Weijin, Yin Chengqing, Tang Hongxiao. Nutrient retention by multipond systems: Mechanisms for the control of nonpoint source pollution. J. Environ. Qual., 1998, 27(5): 1009 ~ 1017.

16 Lebo M E, Herrmann R B. Harvest impacts on forest outflow in Coastal North Carolina. J. Environ. Qual., 1998, 27(6): 1382 ~ 1395.

17 孙彭力, 王慧君. 氮素化肥的环境污染. 环境污染与防治, 1995, 17(1): 38 ~ 41.