

红壤旱地施用有机肥的氮素淋失过程*

王秀丽^{1,2} 孙波^{1†}

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

(2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

NITROGEN LEACHING IN UPLAND RED SOIL APPLIED WITH DAIRY MANURE

Wang Xiuli^{1,2} Sun Bo^{1†}

(1 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

关键词 红壤旱地; 有机肥; 硝态氮; 淋失; 模型

中图分类号 X592

文献标识码 A

随着我国畜禽养殖业的发展, 畜禽排泄物产量不断增加, 从 1980 年的 6.9 亿 t 增加至 2002 年的 41 亿 t, 2002 年的畜禽粪便产生量是工业有机污染物的 4.1 倍, 成为农业氮磷面源污染的主要来源^[1,2]。农田土壤硝酸盐的淋失是我国地下水硝酸盐污染的一个重要原因^[3]。国内外在化肥氮素淋失方面开展了大量的研究。在施用有机肥的氮素淋失方面, 国外主要利用试验和模型研究不同管理措施对养殖场、牧场和农田的氮素迁移的影响^[4-8], 提出有机肥的区域管理措施和对策^[9-10]。而国内主要利用室内培养试验或短期试验观测农田土壤氮素迁移, 利用长期试验对有机肥氮素迁移的研究主要针对秸秆^[11-14]。由于有机氮在土壤中有累积作用, 需要针对田间环境条件, 研究长期施用有机肥对农田氮素淋失的影响。本研究针对我国中亚热带红壤丘陵区, 在田间条件下连续 4 a 施用不同水平的有机肥, 进行养分淋溶试验, 研究旱地土壤硝酸盐淋失动态及其影响因素, 并利用水氮管理模型 (WNMM) 计算红壤旱地连续施用有机肥的安全用量。

1 材料与方法

1.1 试验设置

养分淋溶试验设在江西省余江县中国科学院红

壤生态实验站 (东经 116°55'30", 北纬 28°15'20"), 属于中亚热带湿润季风气候。试验小区 (排水采集器 (lysimeter) 为长 2 m × 宽 2 m × 深 1.5 m 的封底水泥池, 水泥池高出表土 20 cm (防止地表径流), 底部铺设 20 cm 厚的卵石层, 因此池中土体厚度为 130 cm, 渗漏水在水泥池底的出水口收集。

为降低土壤有机质的影响, 选择荒地土壤作为供试土壤。土壤为第四纪红黏土发育的红壤 (黏化湿润富铁土), 按发生层分层填装。试验区四周设置 1 m 宽的保护行 (种植玉米)。2001 年 5 月设置后空置 1 年, 2002 年 4 月开始淋溶试验。2002 年试验前, 表层 (0~20 cm) 土壤基本性质为: 有机质 6.0 g kg⁻¹, 全氮 0.29 g kg⁻¹, 速效磷 0.12 mg kg⁻¹, 速效钾 48.5 mg kg⁻¹, pH 4.90。

试验设置 4 个有机肥 (养殖厂猪粪) 处理, 每个处理 3 个重复: (1) 不施肥 (CK); (2) 低量有机肥 (ON1), N 150 kg hm⁻² a⁻¹; (3) 高量有机肥 (ON2), N 600 kg hm⁻² a⁻¹; (4) 高量有机肥 + 石灰 (ON2L), N 600 kg hm⁻² a⁻¹ + 石灰 3 000 kg hm⁻² a⁻¹ (考虑到石灰对酸度改良的效果一般持续 3 年, 因此石灰每 3 年施用 1 次, 分别在 2002 年和 2005 年施用)。设置高量有机肥用量处理主要考虑到氮素淋失对环境的影响, 设置石灰处理主要考虑 pH 改变对硝

* 中国科学院知识创新工程重要方向性项目 (KSCX2 - YW - N - 038) 和资源环境领域野外台站研究基金项目资助

† 通讯作者, E-mail: bsun@issas.ac.cn

作者简介: 王秀丽 (1980~), 女, 河南安阳人, 硕士, 主要研究农田养分循环与管理

收稿日期: 2007 - 04 - 11; 收到修改稿日期: 2007 - 11 - 08

态氮淋失的影响。由于试验是为氮素模型提供验证,对环境安全施肥量的计算是通过模型模拟,因此没有设置有机肥的施用量梯度。

试验期从 2002 年 4 月至 2006 年 7 月,每年 4 月初至 7 月中旬在小区内种植玉米(山东登海 1 号),种植密度为每小区 20 株,玉米收获后至次年 3 月休闲。在每年 4 月初玉米种植前,将有机肥与表土(0~20 cm)混合后开沟播种玉米,株距 35 cm × 40 cm。

1.2 土壤和渗漏水样品的采集与分析

试验中土壤和渗漏水样的采样周期为每年 4 月至次年 3 月。在排水采集器 130 cm 深处设有收集渗漏水管道,渗漏水的体积每天测量并记录。渗漏水在施肥后的 1 个月内采样密度较大,分别在施肥后 1、2、3、5、7、10、14、21、28 d 取样,随后间隔 14、14、21、30、60、60、60、60 d 采样。采样测定 pH 后,用盐酸酸化,于 4℃ 冷藏。水样的 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 及 $\text{NH}_4^+ \text{N}$ 采用流动分析仪(Bran + Luebbe AA3, 德国)测定,全氮用碱性过硫酸钾消化法^[15]测定。两次测定之间的土壤硝态氮淋失量 = 两次测定的渗漏水硝态氮平均含量 × 渗漏水体积。

对于土壤全氮与有机氮,在每年施肥种植玉米前一天采集土样风干后测定;对于土壤铵态氮与硝态氮,在一个采样周期中定期采集新鲜土壤样品测定,采样时间与渗漏水采样一致。每次在小区中采集 9 个点,混合后取样。土样风干过 60 目筛后,使用半微量凯氏法测定全氮^[16]。新鲜土样采集后,立即在红壤生态试验站使用氯化钾溶液浸提,然后用靛酚蓝比色法测定铵态氮^[16],用紫外分光光度法测定硝态氮^[17]。

土壤蒸腾增散量利用设置在小区边的土壤蒸散仪测定。土壤含水量由中子仪测得,在小区中央设置中子管,在 30 cm、50 cm、70 cm 和 100 cm 土层深处利用中子仪测定土壤含水量。排水量由逐日记录的渗漏水体积计算。

玉米植株收获后,测定玉米籽粒、秸秆和根的干重,分析其中氮素含量,然后计算玉米植株年平均吸氮总量。

1.3 数据处理及模型模拟

数据的统计分析使用 Excel 和 SPSS 13.0 软件。模型采用澳大利亚墨尔本大学的水氮管理模型(WNMM),模型参数主要包括气象数据、地理信息、土壤剖面理化性质、施肥信息等^[18]。模型中的水力学参数根据实际测定的土壤含水量和排水量进行

验证。

2 结果与讨论

2.1 施肥量对硝态氮淋失的影响

渗漏水中氮素主要是硝态氮,试验 4 a 中,CK、ON1、ON2、ON2L 处理的渗漏水中,硝态氮分别占全氮的 81.6%、80.6%、85.2% 和 85.9%。渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的浓度随施肥量的增加而增高,与 Bakhsh 等^[4]的研究结果一致;高量有机肥处理(ON2、ON2L)渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的浓度随着施肥年限的增加不断提高;而 $\text{NH}_4^+ \text{N}$ 的浓度变化不大(图 1)。

方差分析表明,CK 与 ON1 处理的渗漏水 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 浓度在 4 a 中含量分别为 $3.80 \pm 1.0 \text{ mg L}^{-1}$ 和 $4.25 \pm 1.56 \text{ mg L}^{-1}$,差异不显著,说明施入低量有机肥($\text{N } 150 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)对地下水没有环境风险。从施肥的第 2 年起(2003 年),高量有机肥处理渗漏水 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的浓度就显著高于低量有机肥和不施肥处理,CK、ON1、ON2 和 ON2L 中浓度分别为 2.72 ± 0.38 、 2.61 ± 0.33 、 3.57 ± 0.56 和 $4.12 \pm 0.51 \text{ mg L}^{-1}$ 。施肥第 4 年(2005 年至 2006 年),ON2 和 ON2L 处理的渗漏水 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的平均浓度分别为 15.5 和 14.5 mg L^{-1} ,超出了 WHO 的饮用水中硝态氮浓度标准(10 mg L^{-1})。从硝态氮的表观年淋失量看(扣除空白处理的硝态氮淋失量),2004 年高量有机肥处理(ON2 和 ON2L)的硝态氮淋失量分别占施肥量的 9.1% 和 11.4%,2005 年分别为 19.5% 和 17.5%。与施用无机肥相比,长期大量施用有机肥导致硝态氮淋失的风险更大^[19, 20]。

2.2 降雨对氮素淋失的影响

较大降水形成下渗水流,从而影响了硝酸盐淋失^[3]。相关分析表明,月降雨量与红壤旱地 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 月淋失量之间相关极显著,4 个处理(CK、ON1、ON2、ON2L)的相关系数 r 分别为 0.644、0.631、0.537 和 0.547 ($n=30, p=0.01$)。硝态氮的淋失主要集中在雨季,特别是降雨量多的月份(图 2),这与其他研究结果^[21, 22]一致。在施肥第 4 年(2005 年 4 月至 2006 年 3 月),雨季(4 月至 6 月)的降雨量占全年降雨量的 47%,CK、ON1、ON2 和 ON2L 处理中 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 在雨季的淋失量分别占其年度总淋失量的 53%、53%、59%、63%。

降雨也影响了渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的浓度。研究区在 7 月份玉米收获后,进入较干旱的季节(每年的 7 月至次年 1 月),导致土壤剖面中 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 的累

积。在次年发生春季降雨时(次年2月至3月),累积的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 淋失,导致渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度的上升(图1)。降雨量过高会通过稀释作用和反硝化损失导致渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度的降低,而在一定降雨量变化范围内,随雨量减少导致土壤含水量下降,从而降低了土壤矿化氮量^[23]。在本研究中,4月至5月渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度反而较高,如2005年4

月和5月的降雨量分别为113.6 mm和358.6 mm,而ON2L处理中渗漏水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 平均浓度分别为15.1和17.2 mg L^{-1} ,这可能是由于在4月份施肥后,4月至5月温度升高促进了土壤有机氮的矿化及硝化作用,提高了土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的含量,从而掩盖了降雨的稀释作用。

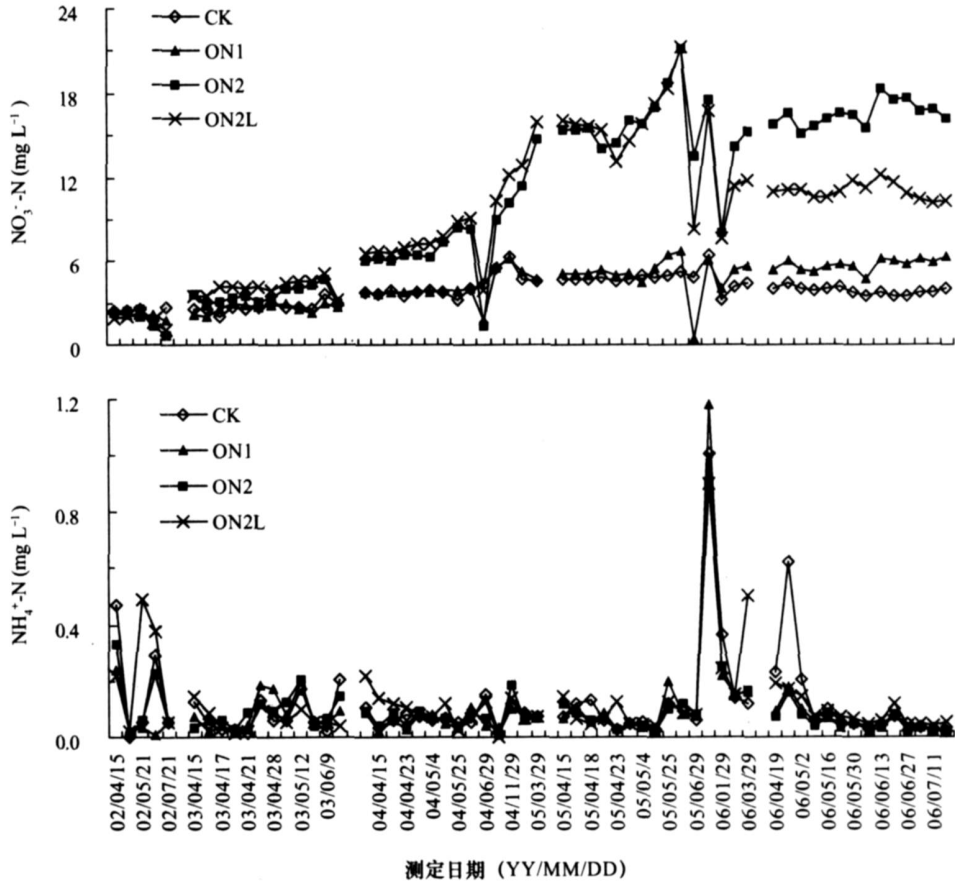


图1 2002年至2006年不同施肥处理的红壤旱地130 cm深度的渗漏水中硝态氮和铵态氮的含量

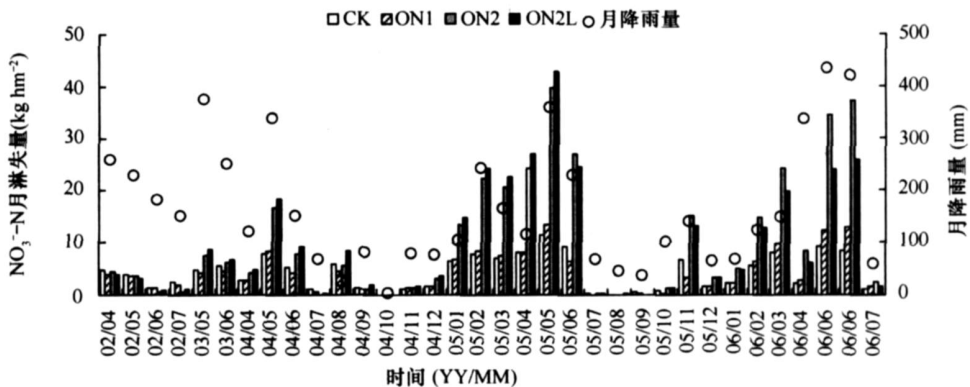


图2 2002年至2006年月降雨量与月硝态氮淋失量的变化

2.3 作物吸收对氮素淋失的影响

作物吸氮量随施肥量的增加而增加,在2002年至2006年,CK、ON1、ON2、ON2L处理中玉米植株年平均吸氮量分别为 2.6 ± 1.2 、 56.1 ± 14.2 、 131.3 ± 16.4 和 $161.5 \pm 21.4 \text{ kg hm}^{-2}$ 。但由于施N量和矿化量的增加,作物吸收氮并未导致渗漏水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 平均浓度随之下降。

作物生长对氮素的吸收影响了渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度的变化。4月初玉米施肥种植后,在玉米生长前期,土壤中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量高,作物吸收较少^[23],同时处于雨季, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的淋失大,渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的浓度呈上升趋势,并在6月初达到峰值。6月中旬,玉米进入乳熟期,对氮的吸收增加^[24], $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的淋失减少,因此在玉米收获前15d,渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的浓度达到一个谷值。玉米收获后的秋季,土壤有机氮继续矿化^[25],同时由于休闲,没有作物吸收,土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 累积,这时如果遇到降雨量大的情况,其淋洗量很高;在次年的春季,土壤温度和湿度增加,促进了土壤的矿化和硝化,同时作物吸收少,这时土壤剖面中累积的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 具有较高的环境风险。因此秋冬季应有作物覆盖以避免 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 淋失增加^[16,26],也可根据作物对氮的需求规律,分批施肥^[27]。

2.4 pH对氮素淋失的影响

土壤pH影响土壤氮素矿化和硝化过程^[28]。对长期(10a)施肥红壤的培养试验表明,加入石灰后红壤pH上升了约1.5个单位,矿化率提高1.6倍~2.3倍^[29]。李良谟等发现在pH5.6~8.0范围内,土壤硝化率随土壤pH的升高而增大^[30]。与不施石灰的ON2处理相比,施石灰的ON2L处理土壤pH的年平均值增加,而且施用石灰导致的pH增幅随年限增加不断提高,2002年至2006年分别为0.26、0.49、0.63、1.07和1.31。但在前3a中,施石灰导致土壤pH变化较小,对土壤氮素矿化和硝化影响小,因此对渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度的影响较小;在第4年,虽然土壤pH增加较大,引起了渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度的变化,但不显著;而在第5年,施用石灰的累积效应明显,渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度明显下降,玉米季ON2和ON2L处理的渗漏水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 平均浓度分别为 16.6 ± 0.9 和 $11.0 \pm 0.6 \text{ mg L}^{-1}$ 。

在中性土壤上的6a玉米连作试验表明^[4],在平均施N $160 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (猪粪)条件下,渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的平均浓度为 19 mg L^{-1} ,施N $260 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 处理

在第3年渗漏水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度达到最高值 31.8 mg L^{-1} 。在本研究中,施N $600 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 的处理中,渗漏水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的平均浓度仅为 8.53 mg L^{-1} ,在第4年达到最高值 21.2 mg L^{-1} ,说明酸性土壤硝化作用弱,同时降雨量较高,导致渗漏水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的浓度较低。

2.5 有机肥环境安全用量的模型模拟

农田施用有机肥是处理日益增加的畜禽粪便的一个有效途径,但在农田连续大量施用有机肥对地下水环境质量有污染的风险。为了确定区域水环境安全的农田有机肥用量,可以利用养分循环模型模拟不同环境和施肥量下农田氮素迁移水平,评价环境风险,从而确定适宜的有机肥施用量。

本研究利用水氮管理模型(WNMM)^[18],首先通过实测的排水量、土壤剖面含水量、硝态氮淋失量、作物产量、土壤表层铵态氮及硝态氮含量来对模型进行验证,结果表明WNMM可以较准确地模拟中亚热带红壤旱地系统的水氮循环过程。2002年至2006年间,模拟的日和月排水量与实测值相关性极显著,CK、ON1和ON2处理中,日排水量的模拟值与实测值的相关系数 $r > 0.7$,而月排水量的模拟值与实测值的相关系数 $r > 0.9$ 。CK、ON1和ON2处理中,模拟的年渗漏量与实测值的相对误差在5%左右。 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 日淋失量以及月淋失量的实测值与模拟值相关极显著,CK、ON1和ON2处理中, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 日淋失量的相关系数 r 分别为0.722、0.756、0.748 ($n = 730$),而月淋失量的相关系数 r 分别为0.920、0.921、0.942 ($n = 47$)。对于 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 年淋失量,CK、ON1和ON2处理中实测值与模拟值的相对误差在2004年分别为-39.4%、-24.2%和-2.1%,2005年分别为-41.7%、-1.5%和3.7%。在此基础上,设定长期连续施用猪粪的硝酸盐淋失风险标准:(1)连续施用4a后渗漏水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的平均浓度 $< 10 \text{ mg L}^{-1}$; (2)模拟产量与施用高量有机肥(N $600 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)的最高作物产量之间相差 $< 5\%$,通过WNMM模型模拟确定出红壤旱地有机肥(猪粪)连续最大施用量为 $\text{N } 450 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。

3 结 论

有机肥施用量、降雨、施用石灰和作物吸收影响了红壤旱地的硝酸盐淋失。在降雨充足的中亚热带红壤区,施高量有机肥(N $600 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 4a后,由于有机氮在土壤中不断积累和矿化,使得渗

漏水中硝态氮的浓度不断增加,对地下水环境的污染风险增大。在红壤旱地的硝态氮淋失集中在雨季(4月至6月),如果秋冬季休闲,在降雨量大时会导致高量施有机肥的土壤中产生硝态氮淋失高峰。在长期施用石灰后,可以降低高量施有机肥的红壤中硝态氮的淋失。对于中亚热带红壤旱地,在保证渗漏水中硝态氮平均浓度低于WHO饮用水标准(10 mg L^{-1})和不显著减产的条件下,有机肥连续最大施用量为 $450\text{ kg hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$ 。

致谢 感谢南京农业大学曹慧、中国科学院南京土壤研究所郝洪涛及宋歌的帮助。

参考文献

- [1] 朱兆良, Norse D, 孙波. 中国农业面源污染控制对策. 北京: 中国环境科学出版社, 2006
- [2] 高定, 陈同斌, 刘斌, 等. 我国畜禽养殖业粪便污染风险与控制策略. 地理研究, 2006, 25(2): 311~319
- [3] 张庆忠, 陈欣, 沈善敏. 农田土壤硝酸盐积累与淋失研究进展. 应用生态学报, 2002, 13(2): 233~238
- [4] Bakhsh A, Kanwar R S, Karlen D L. Effects of liquid swine manure applications on $\text{NO}_3\text{-N}$ leaching losses to subsurface drainage water from loamy soils in Iowa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 109(1/2): 118~128
- [5] Kyllmar K, Carlsson C, Gustafson A, *et al*. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: Characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2006, 115: 15~26
- [6] Feng G L, Letey J, Chang A C, *et al*. Simulating dairy liquid waste management options as a nitrogen source for crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 110(3/4): 219~229
- [7] Bechtold I, Köhne S, Youssef M A, *et al*. Simulating nitrogen leaching and turnover in a subsurface-drained grassland receiving animal manure in Northern Germany using DRA-NMOD-N II. *Agricultural Water Management*, 2007, 93(1/2): 30~44
- [8] Farahbakhshazad N, Dinnes D L, Li C, *et al*. Modeling biogeochemical impacts of alternative management practices for a row-crop field in Iowa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2008, 123: 30~48
- [9] Cabrera V E, Jagtap S S, Hildebrand P E. Strategies to limit (minimize) nitrogen leaching on dairy farms driven by seasonal climate forecasts. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2007, 122(4): 479~489
- [10] Fassio A, Giupponi C, Hiederer R, *et al*. A decision support tool for simulating the effects of alternative policies affecting water resources: An application at the European scale. *Journal of Hydrology*, 2005, 304: 462~476
- [11] 郭胜利, 余存祖, 戴鸣. 有机肥对土壤剖面硝态氮淋失影响的模拟研究. 水土保持研究, 2000, 7(4): 123~126
- [12] 杜春先, 聂俊华, 王祥峰. 室内模拟有机肥中 NO_3^- 、 NO_2^- 的淋失规律及其对土壤环境的影响. 山东农业科学, 2004, (6): 48~50
- [13] 谢红梅, 朱波, 朱钟麟. 无机与有机肥配施下紫色土铵态氮—硝态氮时空变异研究—夏玉米季. 中国生态农业学报, 2006, 14(2): 103~106
- [14] 张云贵, 刘宏斌, 李志宏, 等. 长期施肥条件下华北平原农田硝态氮淋失风险的研究. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(6): 711~716, 736
- [15] 孙波, 施建平, 杨林章. 陆地生态系统土壤观测规范. 北京: 中国环境科学出版社, 2006
- [16] 宋歌, 孙波, 教剑英. 测定土壤硝态氮的紫外分光光度法与其他方法的比较. 土壤学报, 2007, 44(2): 288~293
- [17] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1978
- [18] Li Y, White R, Chen D L, *et al*. A spatially referenced water and nitrogen management model (WNMM) for (irrigated) intensive cropping systems in the North China Plain. *Ecological Modelling*, 2007, 203: 395~423
- [19] Kirchmann H, Bergström L. Do organic farming practices reduce nitrate leaching. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2001, 32(7/8): 997~1028
- [20] Basso B, Ritchie J T. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize-alfalfa rotation in Michigan. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 108: 125~137
- [21] 孙波, 王兴祥, 张桃林. 红壤养分淋失的影响因子. 农业环境科学学报, 2003, 22(3): 257~262
- [22] 袁锋鸣, 陈子明, 姚造华, 等. 北京地区潮土表层中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的转化积累及其淋洗损失. 土壤学报, 1995, 32(4): 388~399
- [23] 巨晓棠, 李生秀. 土壤氮素矿化的温度水分效应. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(1): 37~42
- [24] 鲁如坤. 土壤-植物营养学原理和施肥. 北京: 化学工业出版社, 1998
- [25] Sørensen P, Amato M. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, 2002, 16: 81~95
- [26] Wang Y, Yamamoto K, Yakushido K, *et al*. Changes in nitrate N content in different soil layers after the application of livestock waste compost pellets in a sweet corn field. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2002, 48(2): 165~170
- [27] Tilman D, Cassman G K, Matson P A, *et al*. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 2002, 418: 671~677
- [28] 范晓晖, 孙永红, 林德喜, 等. 长期试验地红壤与潮土的矿化和硝化作用特征比较. 土壤通报, 2005, 36(5): 672~674
- [29] 李辉信, 胡锋, 蔡贵信, 等. 红壤氮素的矿化和硝化作用特征. 土壤, 2000, 32(4): 194~197
- [30] 李良谟, 潘映华, 周秀如, 等. 太湖地区主要类型土壤的硝化作用及其影响因素. 土壤, 1987, 19: 289~293