

不同施肥管理模式下农田氮素淋失及水氮利用效率模拟分析

梁 浩, 胡克林*, 李保国

(中国农业大学土壤和水科学系 农业部华北耕地保育重点实验室, 北京 100193)

摘 要:通过分析量化不同肥料管理模式下的农田水氮利用效率和氮素平衡状况,为推荐合理的肥料管理模式提供依据。以连续6年(1992年9月—1998年7月)不同肥料管理模式(传统化肥,T1;有机肥,T2;有机无机配施,T3)的田间试验数据为基础,对土壤-作物系统碳氮水循环过程模型 WHCNS 进行了校验,应用校验后的模型量化分析了不同肥料管理模式下的农田氮素淋失、水氮利用效率及氮素平衡。结果表明:3个处理6年的总渗漏量均很大,在1230 mm左右,占总降雨量(无灌溉)的35%~38%,与试验地土壤质地偏砂性有关。3个处理的水分利用效率大小顺序为 $T3>T1>T2$,作物产量的差异是其主要原因,T3处理的作物产量最高而T2处理的作物产量最低。3个处理的氮素利用效率大小顺序为 $T3>T2>T1$,氮素的主要去向是作物吸收和硝态氮淋洗,其中只施化肥处理的氮素淋洗率最大,占氮肥总量的33.6%,有机无机配施处理的氮素淋洗率最低,仅占氮肥总量的23.5%。经过6年轮作后的土壤与初始条件相比,只施用化肥的土壤氮素亏缺严重,达到 $144\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$,而加入有机肥模式土壤氮素亏缺较小,T2和T3处理分别为 $55\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $79\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。有机无机配施模式在保证作物较高产量的情况下,不仅减小了硝态氮的淋洗,提高了水氮利用效率,而且有利于保持土壤氮素平衡,是3种肥料管理模式中最好的。

关键词:肥料管理;土壤-作物系统模型;氮素淋失;水氮利用效率;水氮平衡

中图分类号:X157.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2015)07-1317-09 doi:10.11654/jaes.2015.07.013

Simulation and Analysis of Nitrate Leaching and Water and Nitrogen Use Efficiencies in Farmland Under Organic and Mineral Fertilizer Management Practices

LIANG Hao, HU Ke-lin*, LI Bao-guo

(Department of Soil and Water Sciences, China Agricultural University, Key Laboratory of Arable Land Conservation in North China, Ministry of Agriculture, Beijing 100193, China)

Abstract: The objectives of this study were to quantify water and nitrogen use efficiencies (WUE, NUE) and N balance in farmland under different fertilizer management practices, and to recommend optimal fertilizer management practice. Based on six year (1992—1998) field experimental dataset under different fertilizer management practices (traditional mineral fertilizer, T1; organic manure, T2; combined organic manure and mineral fertilizer, T3), the WHCNS (Soil Water Heat Carbon and Nitrogen Simulation) model was calibrated and validated, and then was used to simulate the crop yield, nitrate leaching, WUE, NUE and N balance under different fertilizer management practices. Results showed that the amount of total drainage of three treatments during six years was as high as 1230 mm, accounting for 35%~38% of the total rainfall (no irrigation). The WUEs for three treatments were in order of $T3>T1>T2$, which was in consistent with the crop yields. The T3 treatment had the highest yield, while the T2 was the lowest. The main fates of N in the farmland were crop uptake and nitrate leaching. Nitrate leaching in the T1 treatment was the highest, amounting to 33.6% of total fertilizer inputs, whereas the lowest in T3, which was about 23.5% of total N applied. The NUEs was in the following order: $T3>T2>T1$. Compared to the initial soil mineral N, soil N after six-year cultivation was reduced by $144\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$ in T1, while the reduction was only $55\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$ and $79\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$ in T2 and T3. The present findings indicate that combination of organic manure and mineral fertilizer is the best management practice, which not only reduces nitrate leaching, but also enhances WUE and NUE and maintains soil N balance.

Keywords: fertilizer management practices; soil-crop system model; nitrate leaching; water and nitrogen use efficiencies; water and nitrogen balance

收稿日期:2015-02-08

基金项目:国家自然科学基金项目(41171184);农业科研杰出人才及其创新团队项目(2012022)

作者简介:梁 浩(1989—),男,湖北仙桃人,博士研究生,从事资源环境系统模型研究。E-mail:checkmyself@qq.com

*通信作者:胡克林 E-mail:hukel@cau.edu.cn

长期定位肥料试验一直被认为是研究不同肥料管理模式对作物产量、土壤肥力和环境影响的可靠方法。姜东等^[1]以江苏徐州一个20年的长期肥料定位试验为基础,研究了不同施肥模式对冬小麦产量和品质的影响,结果表明有机肥主效应对小麦籽粒产量有显著作用。刘杏兰等^[2]使用13年长期定位研究资料,分析了有机无机配施对关中地区小麦和玉米的增产效应,认为采用有机无机配施才是该地区粮食持续高产的有效措施。廖敏等^[3]研究了浙江海宁19年长期不同施肥模式下稻田耕层土壤有机质含量及组分的变化,发现有机肥与无机肥配施能提高土壤活性碳含量和土壤团聚体稳定性,从而保持和提高了土壤肥力。Dourado等^[4]使用同位素标记的方法研究了热带农田生态系统中有机和无机肥对氮平衡的影响,发现与单施化肥农田相比,秸秆还田更有利于土壤氮平衡的恢复。在环境影响方面,倪康等^[5]研究了有机无机长期定位试验地小麦季氨挥发损失及其影响因素,表明氨挥发与温度呈显著正相关,有机无机配施可以减少氨挥发损失。郝小雨等^[6]综合分析了不同施肥模式对番茄产量、品质及氮素在土壤中积累和淋失的影响,发现化肥和农家肥比例为3:1时的综合效益最好。

一些学者采用模型模拟方法研究了长期不同施肥模式对作物产量和土壤肥力的影响^[7-11],Shevtsova等^[7]使用简单的静态有机质模型评估了长期有机无机施肥下土壤有机质的变化,认为初始有机质水平和气象条件是影响土壤有机质动态最重要的因素。Bidogeza等^[8]应用DSSAT模型模拟了不同管理措施下土壤比较贫瘠地区的作物产量,发现采用有机无机配施方式能够有效地提高土地的生产力。Zha等^[9]使用DSSAT模型模拟了一个22年的长期定位实验,发现土壤有机质水平的提升是土地生产力得以保持的关键因子,施用有机肥能显著提高土壤的有机质水平。近年来,邱建军等^[10]使用DNDC模型模拟土壤有机质含量对作物产量的影响,认为全国主要粮食产区通过提高耕地土壤有机碳含量可以有效地增加作物

产量。陈海心等^[11]使用DNDC模型模拟了关中地区长期施肥条件下作物产量和土壤有机碳动态,建议推广有机无机配施的措施可提高作物产量、土壤肥力和碳储量。这些研究主要集中在长期肥料定位试验对作物产量和土壤肥力的影响,对环境效应定量评价的比较少。另外,在研究方法上国内大多采用传统统计分析的方法,采用模型模拟方法来定量评价长期不同施肥管理模式对氮素淋失、水氮利用效率方面的研究比较少。

最近,本研究小组研发了土壤-作物系统碳氮水循环过程模型WHCNS(Soil Water Heat Carbon and Nitrogen Simulation)^[12],已经用来评价不同灌溉和施肥措施对作物产量、氮素去向和农田水氮利用效率的影响,而没有对长期定位试验有机无机配施肥模式下的农学和环境效应进行评价。因此,本研究以连续6年不同肥料管理模式定位试验数据为基础,采用该模型来定量评价不同肥料管理模式下的农田氮素淋失、水氮平衡及其利用效率,旨在验证该模型的适用性,为农田作物生产推荐合理肥料管理模式提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究数据来源于德国的Muncheberg实验站^[13],该实验站位于柏林以东40 km的奥得河和柏林之间(52°515' N, 14°07' E)。试验区海拔62 m,地下水埋深大于12 m。夏季干旱温度最高,而冬季多寒冷,多年平均气温为8.46℃,年均降雨量为530.8 mm。该区土壤基本物理性质见表1,土壤质地主要为砂土,饱和导水率较大。

1.2 试验设计

田间试验共设有三种不同的肥料管理模式:传统化肥模式,T1;有机肥模式,T2;有机无机配合模式,T3。田间试验从1992年9月2日到1998年7月27日,作物轮作方式:绿肥-甜菜-冬小麦-冬大麦-冬黑

表1 土壤剖面质地及水力学特性参数

Table 1 Physical and hydraulic properties of experimental soil

土层/cm	容重/g·cm ⁻³	机械组成/%			质地	$\theta_r/\text{cm}^3\cdot\text{cm}^{-3}$	$\theta_s/\text{cm}^3\cdot\text{cm}^{-3}$	α/cm^{-1}	n	$K/\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$
		砂粒	粉粒	黏粒						
0~30	1.45	85	9	6	壤质砂土	0.027	0.385	0.021	2.013	92
30~100	1.5	90	5	5	砂土	0.027	0.319	0.027	2.379	162
100~110	1.55	81	6	13	壤质砂土	0.065	0.385	0.028	2.147	30

注: θ_r 为残余含水量; θ_s 为饱和含水量; K_s 为饱和导水率; α 和 n 均为水分特征曲线参数($l=0.5$)。

麦-绿肥-冬小麦,其中 1996 为休闲年(只种一季绿肥),每个处理 5 次重复,共 15 个小区,小区面积为 20 m×20 m,采用随机区组设计。所有小区均不灌溉,各种作物的播种和收获日期、施肥日期和数量以及田间管理详见文献[13]。

1.3 数据来源

在作物的不同生育期采用土钻在田间分层随机取样(0~30、30~60 cm 和 60~90 cm),室内测定土样水分和无机氮含量;同时每月取植株样测定干物质重、叶面积指数和含氮量等。气象数据包括日平均温度、日最高温、日最低温、平均相对湿度、地上 2 m 处的风速、辐射和降雨;具体的田间管理措施、测定项目和办法详见文献[13]。

1.4 WHCNS 模型简介

所采用的模型是本研究小组研发的农田生态系统水热碳氮过程耦合模型 WHCNS。该模型可以用来模拟土壤水分运动及碳氮循环的关键过程,包括地表径流、土面蒸发和作物蒸腾、水分动态、土壤温度、氮素迁移与转化、作物生长过程以及农田管理措施等,在这里只对模型原理进行简要介绍,详细过程见参考文献[12]。

WHCNS 模型以天为步长,由气象数据和作物生物学参数驱动。在模型中,采用 Penman-Monteith 公式估算参考作物蒸散量^[14]。土壤水分入渗和再分布过程分别采用 Green-Ampt 模型和 Richard's 方程进行模拟。根系吸水采用 van Genuchten 模型^[15],并引入了补偿性吸水机制。土壤热运动采用对流-传导方程来描述。土壤无机氮的运移采用对流-扩散方程,源汇项中考虑了碳氮循环各过程(有机质矿化、生物固持、尿素水解、氨挥发、硝化和反硝化等)和作物吸收,土壤有机质周转动态直接来源于 Daisy 模型^[16]。作物生长发育进程、干物质生产和分配及作物产量的模拟采用荷兰的 PS123 作物模型^[17],通过水氮胁迫校准因子来实现水氮限制下作物产量的模拟。

模型需要输入的资料有:①基本信息(试验点的纬度、海拔);②土壤资料(土层厚度、各层机械组成、pH、容重、有机质、全氮、水力学性质、溶质运移参数和碳氮转化参数等);③田间管理(灌水时间和数量、施肥日期、方式和数量);④土壤初始条件(含水量和无机氮);⑤气象资料(逐日太阳辐射、最低温、最高温、风速、湿度、降雨等);⑥作物参数(作物生长最适、最高和最低温度,初始、中期和后期作物系数,最大和最小比叶面积、最大同化速率以及最大扎根深度等)。

1.5 模型参数

1.5.1 土壤水力学和溶质运移参数

土壤水分特征曲线和非饱和导水率分别使用 van Genuchten 和 Mualem 模型来描述,拟合的模型参数值见表 1,实测土壤水力学参数见文献[18]。水动力弥散系数可表示为:

$$D_{sh}(\nu, \theta) = D_L \frac{|q|}{\theta} + D_0 \tau \quad (1)$$

式中: D_0 是溶质在自由水体中的扩散系数($\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$),铵态氮和硝态氮的 D_0 取值均为 $1.2 \text{ cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$; τ 是弯曲因子,可近似为 $\theta^{7/3}/\theta_s$; $|q|$ 是达西流速的绝对值, $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$; D_L 是纵向弥散系数,取值 3.0 cm 。

1.5.2 土壤碳氮转化参数

模型设定微生物活动范围为 0~30 cm 土层,在此范围内才考虑土壤氮素转化过程(矿化、硝化、反硝化等)。氮素转化参数参考 Daisy 模型默认值,并根据实际情况进行了校准,最大硝化速率 V_n^* 设为 $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$,硝化半饱和常数 K_n 设为 $100 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$,经验常数 K_d 代表土壤可反硝化的硝态氮占总硝态氮的比例,设为 1.0,反硝化经验常数 α_d^* 设为 0.1,氨挥发一级动力学常数为 0.02 d^{-1} 。本研究有机质库的分解速率和各个有机质库分配系数主要来源于参考文献[19],各参数定义及取值见表 2。

表 2 土壤有机质转化参数

Table 2 Parameters of soil organic matter transformation

参数	描述	取值
k_{SOM1}^*	SOM1 库分解速率/ d^{-1}	$2.70\text{E}-6$
k_{SOM2}^*	SOM2 库分解速率/ d^{-1}	$1.40\text{E}-4$
k_{AOM1}^*	AOM1 库分解速率/ d^{-1}	0.025
k_{AOM2}^*	AOM2 库分解速率/ d^{-1}	0.1
d_{BOM1}^*	BOM1 死亡速率/ d^{-1}	$1.85\text{E}-4$
d_{BOM2}^*	BOM2 死亡速率/ d^{-1}	0.01
m_{BOM1}^*	BOM1 库维持呼吸速率/ d^{-1}	$1.80\text{E}-3$
m_{BOM2}^*	BOM2 库维持呼吸速率/ d^{-1}	0.01
$f_{\text{SOM2_SOM1}}$	SOM2 库到 SOM1 库的分配系数(-)	0.1
$f_{\text{BOM1_SOM2}}$	BOM1 库到 SOM2 库的分配系数(-)	0.6
$f_{\text{BOM2_SOM2}}$	BOM2 库到 SOM2 库的分配系数(-)	0.6
$f_{\text{AOM1_BOM1}}$	AOM1 库到 BOM1 库的分配系数(-)	0.5
$f_{\text{AOM1_BOM2}}$	AOM1 库到 BOM2 库的分配系数(-)	0.5
$[\text{C}/\text{N}]_{\text{SOM1}}$	SOM1 库碳氮比(-)	10
$[\text{C}/\text{N}]_{\text{SOM2}}$	SOM2 库碳氮比(-)	12
$[\text{C}/\text{N}]_{\text{BOM}}$	BOM1 和 BOM2 库碳氮比(-)	6.7
$[\text{C}/\text{N}]_{\text{AOM1}}$	AOM1 库碳氮比(-)	100
$[\text{C}/\text{N}]_{\text{AOM2}}$	AOM2 库碳氮比(-)	20

1.5.3 作物参数

根据文献[17]确定了作物模型的基本参数(表3), 作物向根、茎、叶和籽粒(储存器官)各个功能器官的转化效率分别为 0.72、0.69、0.72 和 0.79; 根、茎、叶和穗各器官的维持呼吸速率分别为 0.017、0.01、0.015 和 0.01。

2 结果与分析

2.1 模型验证

根据 T3 处理实测的含水量、硝态氮和铵态氮含量、干物质积累量和作物吸氮量数据对模型的输入参数进行了校准, 水力学参数根据实测值输入(表 1), 土壤有机质转化、氮素转化与运移参数以及作物生长

表 3 WHCNS 模型中使用的作物模型参数
Table 3 Crop parameters used in WHCNS model

参数	描述	作物			
		甜菜	冬小麦	冬大麦	冬黑麦
Tbase	作物生长发育最低温度/℃	0	0	0	0
Tsum	出苗到成熟积温/℃	2100	2110	2000	1800
Ke	消光系数	0.6	0.6	0.6	0.44
K_ini	前期作物系数	0.6	0.6	0.6	0.6
K_mid	中期作物系数	1.35	1.35	1.35	1.35
K_end	后期作物系数	0.6	0.6	0.6	0.6
SLA_max	最大比叶面积/m ² ·kg ⁻¹	28	22	25	22
SLA_min	最小比叶面积/m ² ·kg ⁻¹	18	14	18	15
AMAX	最大同化率/kg·hm ⁻² ·h ⁻¹	45	55	45	45
R_max	最大根长/cm	110	110	110	110

发育参数分别见表 2 和表 3。采用 T1 和 T2 处理的实测数据对模型进行验证, 三个点使用同一套参数, 进行连续 6 年(1992 年 9 月到 1998 年 7 月)的模拟。图 1、图 2 和图 3 分别为验证点 T1 处理的各层土壤含水量、硝态氮含量、作物干物质重和吸氮量的模拟值与实测值的对比情况。从图 1 可以看出, 土壤含水量的峰值与降雨量有比较好的一致性, 除了少数点外, 绝大部分时期土壤水分模拟值与实测值均吻合较好。从图 2 可以看出, 土壤硝态氮含量在 60 cm 以上变化幅度比较大, 而 60~90 cm 土层变化比较平缓, 与土壤有机质的矿化以及微生物主要在表层 0~30 cm 活动有关。总体来看, 模拟值与实测值一致性比较好。

图 3 给出了模型模拟的土壤 0~90 cm 储水量、0~90 cm 硝态氮含量、作物干物重、吸氮量与实测值之间的相关关系, 其相关系数分别为 0.818、0.774、0.917 和 0.889, 均达到了极显著水平($P<0.01$), 其中干物重和吸氮量的模拟和实测值的线性回归方程斜率都接近 1。总的来说, 模拟值和实测值吻合较好。综合以上分析, 该模型不仅能够很好地模拟该地区土壤水氮的动态过程, 而且能够准确反映作物生长发育过程的一些基本生物学特征, 因此能够用来分析该地区的农田水氮利用效率。

2.2 土壤水分平衡及水分利用效率

表 4 是模型模拟的 T1、T2、T3 处理每年的水分平衡结果, 总体上 3 个处理的水分收支各项规律相似。由于是雨养农业, 水分的供给完全依靠自然降雨,

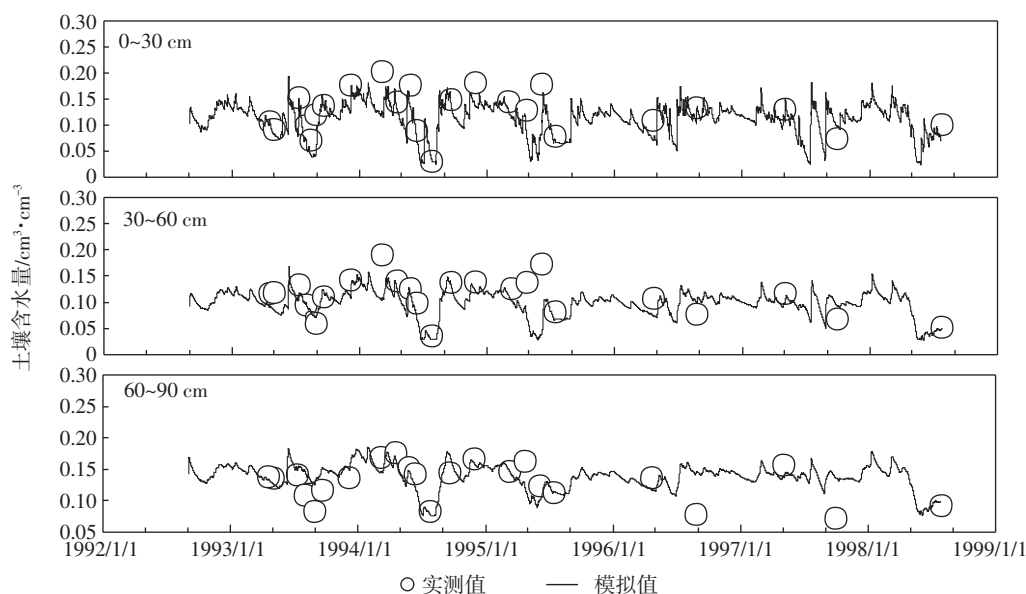


图 1 T1 土壤含水量的模拟值与实测值的比较

Figure 1 Comparison of simulated and measured soil water content at different depths in T1

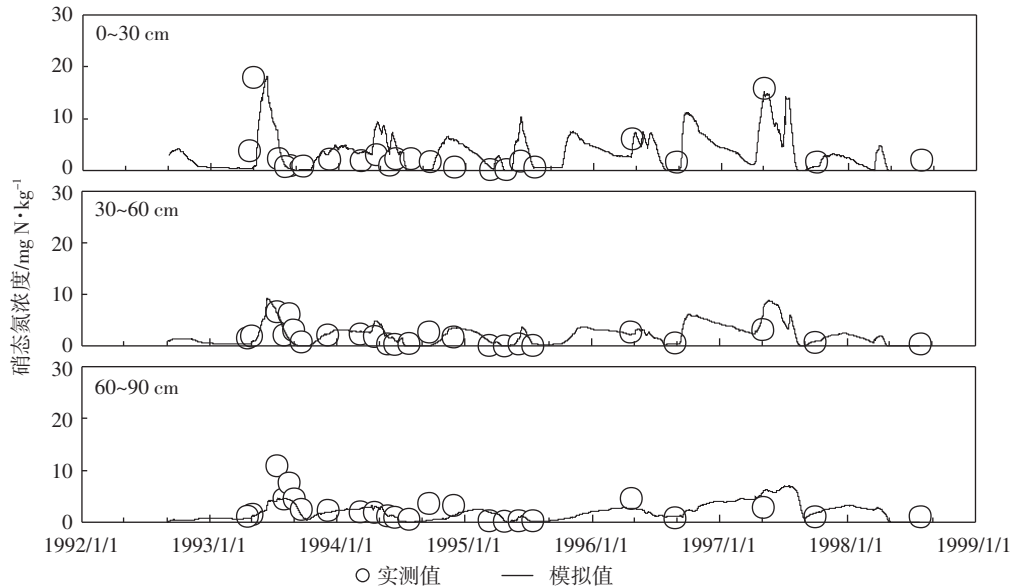
图 2 T1 土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量的模拟值与实测值的比较

Figure 2 Comparison of simulated and measured soil nitrate N concentrations at different depths in T1

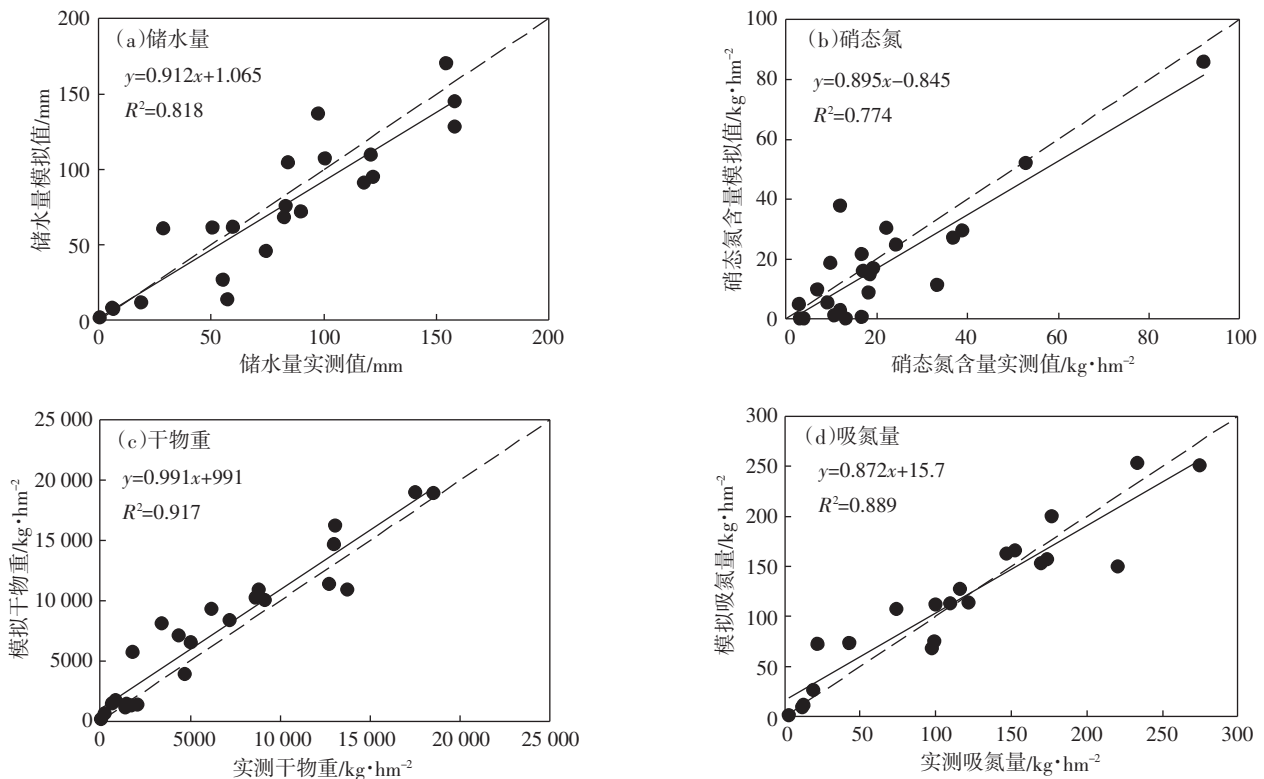


图 3 T1 土壤储水量、土壤硝态氮含量、总干物重、作物吸氮量模拟值与实测值的比较

Figure 3 Comparison of simulated and measured soil water storage, soil nitrate N content, dry matter and crop N uptake in T1

径流很少,可以忽略不计,水分的消耗主要是蒸散和渗漏,模拟时段的降雨总量为 3376 mm。3 个处理的总蒸散量在 2200 mm 左右,总渗漏量在 1230 mm 左右,其中渗漏量较大的年份是 1993、1994 年,达到 260~345 mm,主要与这两年的降雨量较高有关。其他

年份在 100~150 mm 左右。另外,一年种植两季作物的水分蒸散量明显高于只种植一季作物。从水分平衡来看,1994、1998 年各处理均表现出明显的水分亏缺,而其他年份水分基本处于盈余状态。1994 年 3 个处理的水分亏缺量约 25 mm,1998 年亏缺约 77 mm。

表4 WHCNS 模拟的 110 cm 土体每年水分平衡(1992 年 9 月—1998 年 7 月)

Table 4 Annual water balance in 110 cm soil profile simulated by WHCNS model for three treatments(Sep. 1992 to Jul. 1998)

处理	年份 ^a	作物	降雨/mm	蒸散/mm	径流/mm	渗漏/mm	平衡/mm	产量/kg·hm ⁻²	WUE ^b /kg·m ⁻³
T1	1992	or	137.5	55.0	0.0	98.4	-15.9	—	—
	1993	or, sb, ww	625.2	329.9	0.6	266.8	27.9	8455	2.56
	1994	ww, wb	713.4	392.9	0.1	346.1	-25.7	7390	1.88
	1995	wb, wr	502.4	354.4	0.0	152.5	-4.5	7321	2.07
	1996	or	486.0	350.8	0.7	132.3	2.3	598	0.17
	1997	sb, ww	541.2	406.9	2.0	125.4	6.9	12 869	3.16
	1998	ww	370.5	318.3	0.0	130.1	-77.9	—	—
	汇总		3376	2 208.2	3.4	1 251.6	-86.9	36 633	1.66
T2	1992	or	137.5	54.5	0.0	65.7	17.3	—	—
	1993	or, sb, ww	625.2	324.7	0.6	261.8	38.1	9467	2.92
	1994	ww, wb	713.4	395.5	0.1	343.6	-25.8	4544	1.15
	1995	wb, wr	502.4	366.6	0.0	151.0	-15.2	4734	1.29
	1996	or	486.0	357.2	0.7	124.3	3.7	489	0.14
	1997	sb, ww	541.2	398.2	2.1	119.9	21.1	11 762	2.95
	1998	ww	370.5	317.8	0.0	130.5	-77.8	—	—
	汇总		3 376.2	2 214.5	3.5	1 196.8	-38.5	30 996	1.40
T3	1992	or	137.5	56.0	0.0	115.1	-33.6	—	—
	1993	or, sb, ww	625.2	315.1	0.6	278.8	30.8	15 427	4.90
	1994	ww, wb	713.4	393.9	0.1	345.5	-26.1	7568	1.92
	1995	wb, wr	502.4	359.2	0.0	147.5	-4.3	8953	2.49
	1996	or	486.0	350.2	0.7	132.7	2.5	658	0.19
	1997	sb, ww	541.2	381.5	2.0	132.5	25.2	12 417	3.25
	1998	ww	370.5	316.4	0.0	130.3	-76.2	—	—
	汇总		3 376.2	2 172.3	3.4	1 282.4	-81.8	45 023	2.07

注:^a1992 年指 9 月 2 日—12 月 31 日,1998 年指 1 月 1 日—7 月 27 日;^b水分利用效率(WUE)=产量/蒸散;or 代表休闲作物;sb 代表甜菜;ww 代表冬小麦;wb 代表冬大麦;wr 代表黑麦。下同。

这是由于 1998 年种植的作物是冬小麦,冬小麦是一种耗水性很强的作物,不利于土壤水分保持,大量的水分被作物根系吸收和土面蒸掉了(蒸散 318 mm)。作物总产量表现为 T3>T1>T2,T1、T2 和 T3 处理的水分利用效率分别为 1.66、1.40、2.07 kg·m⁻³,作物产量的差异是导致水分效率不同的主要原因。

2.3 土壤氮素去向及氮素利用效率

表 5 是模型模拟的 3 个处理各年的氮素去向及氮素利用效率。土壤氮素主要来源于肥料和土壤有机质的矿化,氮素的去向主要是作物吸收和氮素淋洗。从表 5 见,3 个处理的净矿化量差异比较明显,其中施有机肥处理的净矿化量最大,达到 820 kg N·hm⁻²,而化肥处理的净矿化量最小,为 452 kg N·hm⁻²,有机肥的输入增大了土壤的净矿化量。T1 和 T3 处理的氮挥发明显大于 T2 处理。总体来看,通过气体途径损失(氮挥发和反硝化)的氮素比较少,只占肥料来源的 6%左右,而通过淋洗损失的氮素比较多,T1、T2 和 T3

处理的氮素淋洗总量分别为 241、247、250 kg N·hm⁻²,其中 T1 处理的淋洗率最大(表 6),达到施氮总量的 33.6%,T3 处理的淋洗率最低,只占氮肥总量的 23.5%。较小的氮素淋洗,较高的作物产量是 T3 处理氮素利用效率最高的主要原因,达到 37.8 kg·kg⁻¹;T1 和 T2 处理的氮素利用效率分别为 28.2、35.4 kg·kg⁻¹。

1992—1997 年间土壤氮素基本保持平衡,亏缺主要发生在 1998 年。这是由于 1992 年和 1996 年都种有填闲作物,填闲作物还田后增加了土壤氮素净矿化,补偿了土壤氮素供应的不足,在有填闲作物的年份土壤的氮素平衡都表现为正值。因此,模拟的前 5 年总体都没有表现出氮素的明显亏缺现象,而 1997 年后由于没有种植填闲作物,作物根系对土壤氮素的吸收导致土壤氮素含量下降较为明显。

3 讨论

模型模拟结果表明水分的消耗项主要是作物蒸

表 5 WHCNS 模拟的 110 cm 土体每年氮素平衡(1992 年 9 月—1998 年 7 月)

Table 5 Annual nitrogen balance in 110cm soil profile simulated by WHCNS model for three treatments(Sep. 1992 to Jul. 1998)

处理	年份 ^a	作物	施肥 ^b	净矿化	氨挥发	反硝化	吸收	淋洗	平衡	产量/kg·hm ⁻²	NUE %/kg·kg ⁻¹
T1	1992	or	0(0)	21.0	0.4	0.2	23.3	2.5	-5.4	—	
	1993	or, sb, ww	80(0)	164.6	12.5	1.2	154.7	46.2	29.9	8455	39.4
	1994	ww, wb	140(0)	111.2	4.2	2.6	204.8	51.3	-11.6	7390	28.1
	1995	wb, wr	145(0)	22.3	5.1	2.3	152.5	24.0	-16.6	7321	39.8
	1996	or	160(0)	47.3	5.3	2.1	157.3	27.2	15.4	598	3.1
	1997	sb, ww	130(0)	92.9	7.4	2.8	249.7	55.7	-92.6	12 869	40.8
	1998	ww	50(0)	-7.0	0.6	1.0	69.5	34.5	-62.7	—	
	汇总		705(0)	452.3	35.5	12.3	1 011.8	241.4	-143.6	36 633	28.2
T2	1992	or	0(198)	65.2	1.4	0.3	31.7	8.6	23.2	—	
	1993	or, sb, ww	0(66)	272.0	6.0	2.5	170.1	71.6	21.9	9467	37.8
	1994	ww, wb	0(60)	164.9	1.8	2.7	72.7	59.8	27.9	4544	33.2
	1995	wb, wr	0(37)	54.0	0.9	2.1	76.4	34.7	-60.1	4734	41.5
	1996	or	0(262)	92.5	1.3	1.8	68.9	9.2	11.3	489	6.0
	1997	sb, ww	0(66)	171.8	3.4	4.1	146.7	33.0	-15.4	11 762	62.8
	1998	ww	0(42)	0.2	0.0	1.2	31.7	31.0	-63.7	—	
	汇总		0(731)	820.7	14.9	14.8	598.1	247.8	-55.0	30 996	35.4
T3	1992	or	0(198)	20.3	0.6	0.2	25.6	8.6	-14.8	—	
	1993	or, sb, ww	80(66)	218.2	17.5	1.8	184.6	67.7	26.6	15 427	56.8
	1994	ww, wb	90(0)	114.5	2.9	1.8	141.6	46.0	12.1	7568	39.4
	1995	wb, wr	95(0)	44.8	3.2	1.9	129.5	24.3	-19.1	8953	56.3
	1996	or	115(198)	53.9	4.8	2.1	145.4	15.7	0.8	658	3.9
	1997	sb, ww	110(66)	138.7	11.1	2.9	201.5	50.2	-17.0	12 417	46.7
	1998	ww	35(0)	-5.0	0.4	1.1	58.3	38.0	-67.8	—	
	汇总		525(528)	585.5	40.6	11.8	886.7	250.5	-79.1	45 023	37.8

注:^a1992 年指 9 月 2 日—12 月 31 日,1998 年指 1 月 1 日—7 月 27 日。^b括号内是有机肥的施用量;^c氮素利用效率(NUE)=产量/表观氮素损失,表观氮素损失=氨挥发+反硝化+吸收+淋洗,氮素平衡各项单位均为 kg N·hm⁻²。

表 6 模型模拟的 110 cm 土体水氮平衡汇总表

Table 6 Summary of water and nitrogen balance in 110 cm-soil profile simulated by WHCNS model for three treatments

项目	T1	T2	T3
灌溉(I)/mm	0	0	0
降雨(R)/mm	3376	3376	3376
蒸散(D)/mm	2208	2214	2172
渗漏/mm	1251	1196	1282
渗漏率[D/(I+R)]/%	37.1	35.4	38.0
化肥+有机肥(F)/kg N·hm ⁻²	705+0	0+731	525+528
净矿化/kg N·hm ⁻²	452	820	586
氨挥发/kg N·hm ⁻²	36	15	41
作物吸收/kg N·hm ⁻²	1012	598	887
淋洗/kg N·hm ⁻²	241	248	250
淋洗率/%	33.6	33.2	23.5
反硝化/kg N·hm ⁻²	12	15	12

散和渗漏,3 个处理间 6 年的总渗漏量和总蒸散量没有明显差别,主要原因是研究区是雨养农业,没有设

置不同的灌溉处理。水分的渗漏直接与降雨、土壤质地和冠层大小有关,T1、T2 和 T3 处理的渗漏比例较大,分别占总降雨量的 37.1%、35.4%和 38.0%,主要原因是该试验地土壤质地为砂土,土壤导水率大且保水能力差,水分容易渗漏,与国内外一些学者在砂质土壤上所得到的结果类似^[20-23]。很多研究表明,在砂质土壤上的氮素淋失与水分渗漏基本成正比例^[22],由于 6 年内 3 个处理的总渗漏量均在 1200 mm 左右,导致其氮素淋洗总量也没有显著差别,但是从淋洗率来看,有机无机配合处理的氮素淋洗率最小。这可能与有机氮的矿化速率有关。Bechini 等^[23]在意大利研究了畜禽粪便的施用对农田的短期影响,结果显示畜禽粪便施用后的第一年主要增加了土壤中氨态氮的含量,但随后有机氮的矿化是个缓慢的过程。这可能是导致有机无机配合处理下氮素淋洗率最小的原因。

从水氮利用效率来看,有机无机配合处理周年的水分利用效率(WUE)最大,为 2.07 kg·m⁻³,而化肥

和有机肥处理的 WUE 分别为 $1.66 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $1.40 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。这 3 个处理间的总蒸散量差别不大(表 6),而作物的产量呈现 $T3 > T1 > T2$ 的趋势,因此产量的差异是导致各处理间 WUE 不同的主要原因。Nyiraneza 等^[24]研究了不同施肥模式对马铃薯产量和氮素利用效率的影响,表明有机无机配施的方式相比传统化肥显著提高了作物产量和作物吸氮量(达 20%)。本研究的 3 个处理氮素利用效率大小顺序为 $T3 > T2 > T1$,其中 $T3$ 处理作物的产量比 $T1$ 处理增产约 23%,因此有机无机配施的处理能够获得最好的作物产量和较高的氮素利用效率。这与其他研究结果是一致的^[4,7]。

近年来,一些学者定量化研究了有机无机肥施用对维持土壤氮平衡的影响。Dourado 等^[4]使用 N^{15} 同位素示踪的方法研究了热带农田生态系统中有机和无机肥料对氮平衡的影响,结果表明,在施用有 N^{15} 标记秸秆的农田 5 季作物后,秸秆恢复了 40% 的原有土壤氮素,而无机肥对氮素平衡的恢复效果不明显,仅为 18%。这与本研究结果相似,经过 6 年轮作后的土壤与初始条件相比,只施用化肥的土壤氮素亏缺严重,达到 $144 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,而加入有机肥的模式较少, $T2$ 和 $T3$ 分别仅为 $55 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $79 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,有机肥配合秸秆施用的土壤更容易保持氮素的平衡。因为秸秆中有机质组分复杂,氮素的释放是一个十分缓慢的过程,对于土壤保持氮素平衡有利^[19],而化肥在雨季特别容易淋洗且不易保存。Majumder 等^[25]研究了稻麦体系下有机无机配施对土壤碳循环、土壤肥力和作物产量的影响,结果发现化肥和有机肥均衡的管理方式能够有效地维持稻麦轮作体系下的作物产量。Tirol 等^[26]也研究了稻麦体系下的有机无机配施规律,认为当前农民习惯(仅施用化肥)的农田管理方式不利于保持土壤肥力和维持作物产量。本研究认为有机无机配合处理不仅能提高作物产量,而且能有效地维持土壤氮平衡,与上述研究结果是一致的。

本研究发现有机无机配施的管理方式是 3 种管理模式中最好的,但其最佳比例还需要进一步探讨。虽然本研究比较了不同肥料管理模式对农田水氮利用效率和氮素平衡的影响,但是其对土壤有机质含量的影响也需要进一步研究。

4 结论

WHCNS 模型预测精度较高,说明该模型适用性强,可以用来模拟分析该地区不同肥料管理模式下的土壤水分平衡、氮素去向及作物产量,可作为农田有

机无机配施优化管理的一种工具。

3 种肥料管理模式的水分利用效率大小顺序为 $T3 > T1 > T2$ 。氮素的主要去向是作物吸收和氮素淋洗,在土壤氮素平衡方面,种植填闲作物能够有效地补偿土壤氮素供应的不足,在有填闲作物的年份土壤的氮素平衡都表现为正值。经过 6 年轮作后的土壤与初始条件相比,只施用化肥的土壤氮亏缺严重(达到 $144 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$),而加入有机肥模式下土壤的氮素亏缺较少。因此,有机无机配施模式不仅能保证较高的作物产量,而且能有效降低硝态氮的淋洗,提高氮素利用效率和维持土壤的氮素平衡,是 3 种肥料管理模式中最好的。

致谢:德国景观系统分析研究所的 Kersebaum K.C. 博士提供了本研究的数据。

参考文献:

- [1] 姜 东,戴廷波,荆 奇,等. 有机无机肥长期配合施用对冬小麦籽粒品质的影响[J]. 生态学报, 2004, 24(7): 1548-1555.
JIANG Dong, DAI Ting-bo, JING Qi, et al. Effects of long-term application of manure and fertilizers on grain quality and yield of winter wheat[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(7): 1548-1555.
- [2] 刘杏兰,高 宗,刘存寿,等. 有机-无机肥配施的增产效应及对土壤肥力影响的定位研究[J]. 土壤学报, 1996, 33(2): 138-147.
LIU Xing-lan, GAO Zong, LIU Cun-shou, et al. Effect of combined application of organic manure and fertilizers on crop yield and soil fertility in a located experiment[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1996, 33(2): 138-147.
- [3] 廖 敏,彭 英,陈 义,等. 长期不同施肥管理对稻田土壤有机库特征的影响[J]. 水土保持学报, 2011, 25(6): 129-138.
LIAO Min, PENG Ying, CHEN Yi, et al. Effect of long-term different fertilizer management on soil carbon stock characteristics in paddy soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 25(6): 129-138.
- [4] Dourado-Neto D, Powlson D, Bakar A, et al. Multiseason recoveries of organic and inorganic nitrogen-15 in tropical cropping systems[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, 74(1): 139-152.
- [5] 倪 康,丁维新,蔡祖聪. 有机无机肥长期定位试验土壤小麦季氨挥发趋势及其影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12): 2614-2622.
NI Kang, DING Wei-xin, CAI Zu-cong. Ammonia volatilization from soil as affected by long-term application of organic manure and chemical fertilizers during wheat growing season[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12): 2614-2622.
- [6] 郝小雨,高 伟,王玉军,等. 有机无机肥料配合施用对设施番茄产量、品质及土壤硝态氮淋失的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(3): 538-547.
HAO Xiao-yu, GAO Wei, WANG Yu-jun, et al. Effects of combined application of organic manure and chemical fertilizer on yield and quality

- of tomato and soil nitrate leaching loss under greenhouse condition[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(3):538-547.
- [7] Shevtsova L, Romanenkov V, Sirotenko O, et al. Effect of natural and agricultural factors on long-term soil organic matter dynamics in arable soddy-podzolic soils-modeling and observation[J]. *Geoderma*, 2003, 116(1/2):165-189.
- [8] Bidogeza J C, Hoogenboom G, Berensten P B M, et al. Application of DSSAT crop models to generate alternative production activities under combined use of organic-inorganic nutrients in Rwanda[J]. *Journal of Crop Improvement*, 2012, 26(3):346-363.
- [9] Zha Y, Wu X P, He X H, et al. Basic soil productivity of spring maize in black soil under long-term fertilization based on DSSAT model[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2014, 13(3):577-587.
- [10] 邱建军, 王立刚, 李虎, 等. 农田土壤有机碳含量对作物产量影响的模拟研究[J]. 中国农业科学, 2009, 42(1):154-161.
- QIU Jian-jun, WANG Li-gang, LI Hu, et al. Modeling the impacts of soil organic carbon content of croplands on crop yields in China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2009, 42(1):154-161.
- [11] 陈海心, 孙本华, 冯浩, 等. 应用 DNDC 模型模拟关中地区农田长期施肥条件下土壤碳含量及作物产量[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(9):1782-1790.
- CHEN Hai-xin, SUN Ben-hua, FENG Hao, et al. Simulation of carbon contents and crop yield in long-term fertilized cropland in Guanzhong area using DNDC model[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(9):1782-1790.
- [12] 梁浩, 胡克林, 李保国, 等. 土壤-作物-大气系统水热碳氮过程耦合模型构建[J]. 农业工程学报, 2014, 30(24):54-66.
- LIANG Hao, HU Ke-lin, LI Bao-guo, et al. Coupled simulation of soil water-heat-carbon-nitrogen process and crop growth at soil-plant-atmosphere continuum system and its validation[J]. *Transactions of the CSAE*, 2014, 30(24):54-66.
- [13] Kersebaum K C, Hecker J M, Mirschel W, et al. Modeling water and nutrient dynamic in soil-crop systems[M]. Dordrecht:Springer, 2007:219-243.
- [14] Allen R G, Pereira L S, Raes D, et al. Crop evapotranspiration guide-lines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper No. 56[R]. Rome:FAO, 1998, 65-78.
- [15] van Genuchten M T. A Numerical model for water and solute movement in and below the root zone[M]. California:Riverside, US Salinity Laboratory, 1987.
- [16] Hansen S, Jensen H E, Nielsen N E, et al. NPo-research, A10:DAISY: Soil plant atmosphere system model[M]. Copenhagen: The National Agency for Environmental Protection, 1990.
- [17] Driessen P M, Konjin N T. Land use system analysis[M]. Netherlands: Wageningen Agricultural University, 1992.
- [18] Wegehenkel M. Validation of a soil water balance model using soil water content and pressure head data[J]. *Hydrological Processes*, 2005, 19(6):1139-1164.
- [19] Mueller T, Jensen L S, Nielsen N E, et al. Turnover of carbon and nitrogen in a sandy loam soil following incorporation of chopped maize plants, barley straw and blue grass in field[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1998, 30(5):561-571.
- [20] Hu K L, Li Y, Chen D L, et al. Modeling nitrate leaching and optimizing water and nitrogen management under irrigated maize in desert oases in Northwestern China[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(2):667-677.
- [21] Köhler K, Duynisveld W H M, Böttcher J. Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2006, 169:185-195.
- [22] Kayser M, Benke M, Isselstein J. Litter fertilizer response but high N loss risk of maize on a productive organic-sandy soil[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2011, 31(4):709-718.
- [23] Bechini L, Marino P. Short-term nitrogen fertilizing value of liquid dairy manures is mainly due to ammonium[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2009, 73(6):2159-2169.
- [24] Nyiraneza J, Snapp S. Integrated management of inorganic and organic nitrogen and efficiency in potato systems[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2007, 71(5):1508-1515.
- [25] Majumder B, Mandal B, Bandyopadhyay P K, et al. Organic amendments influence soil organic carbon pools and rice-wheat productivity[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 72(3):775-785.
- [26] Tirol P A, Ladha J K, Regmi A P, et al. Organic amendments affect soil parameters in two long-term rice-wheat experiments[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2007, 71(2):442-452.