

# 城乡交错区蔬菜生态系统氮循环的数值模拟研究\*

张东升<sup>1,2</sup> 史学正<sup>2†</sup> 于东升<sup>2</sup> 黄 标<sup>2</sup> 赵永存<sup>2</sup>  
黄 耀<sup>1</sup> Ingrid Öborn<sup>3</sup> Martin Larsson<sup>3</sup>

(1 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

(2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

(3 瑞典农业大学土壤系, Uppsala SE-75007, 瑞典)

**摘 要** GLEAMS 是美国农业部开发的一个模拟农田氮磷循环的模型, 主要用来评价农田管理措施的环境效益。本研究运用 GLEAMS 模型模拟了南京市东郊蔬菜生态系统的氮素循环, 将氮素的主要来源和去向作了系统的分类和量化。模拟结果表明, 从 2003 年 7 月到 2005 年 7 月, 该区蔬菜生态系统通过施肥施入氮素 3750 kg hm<sup>-2</sup>, 降水与灌溉水引入氮素 57.0 kg hm<sup>-2</sup>; 氮素的输出主要有: 淋溶 1 100 kg hm<sup>-2</sup>, 流失 43.0 kg hm<sup>-2</sup>, 作物吸收 960 kg hm<sup>-2</sup>, 氨态氮挥发 260 kg hm<sup>-2</sup> 和反硝化 913 kg hm<sup>-2</sup>, 氮素盈余 531 kg hm<sup>-2</sup>; 并且计算出该区作物对氮素的吸收利用率仅为 21.6%~25.2%。研究表明, 该区农业生产对地下水环境的污染较大, 农业生产系统的肥料利用率较低。本模拟研究为探索农田最佳施肥量, 以及如何改善生态环境奠定了基础。

**关键词** GLEAMS 模型; 城乡交错区; 氮循环

**中图分类号** X53 **文献标识码** A

城乡交错区是城郊外扩的边缘地带, 其景观和环境变化剧烈<sup>[1]</sup>, 而且它又是城区居民蔬菜的重要供应地。由于单纯追求产量而大量增施氮肥造成氮淋溶和地表径流流失, 从而导致氮肥利用率低, 地下水和地表水污染严重。GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) 模型<sup>[2]</sup>在 CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) 模型<sup>[3]</sup>的基础上, 根据不同功能将参数归类后形成了水文、养分、侵蚀、农药四个模块, 模型输出的结果分别与各个模块相对应, 它是估算农田中氮磷平衡的重要工具。20 世纪 90 年代以来, GLEAMS 模型得到了广泛研究和应用。Dukes 等<sup>[4]</sup>在芬兰废水灌溉区分析了模型主要参数的敏感度, 为模型的推广应用提供了参考。De Paz 等<sup>[5]</sup>利用 GLEAMS 模型预测西班牙 Valencia 市农田土壤中氮的淋溶量在 200~300 kg hm<sup>-2</sup>a<sup>-1</sup> 之间。Knisel 等<sup>[6]</sup>和 Sang-Ok Chung 等<sup>[7]</sup>也进行了与 De Paz 等的相似研究。Hedlund 等<sup>[8]</sup>研究发现越南南部城乡交错区蔬菜生产中的严重过量施肥问题, 每公顷

蔬菜地每年大约有 48.5% 的氮盈余。在模型与其他技术的结合方面, 利用 GIS 技术宏观性、全局性的特点结合 GLEAMS 模型进行较大区域的农业面源污染研究<sup>[9]</sup>; Stone 等<sup>[10]</sup>将 GLEAMS 模型和 REMM 模型 (Riparian Ecosystem Management Model) 结合起来用于河岸生态系统的评价。国内也对城乡交错区土壤进行了较为深入的研究, 结果表明<sup>[11, 12]</sup>, 由于过量施肥使得城乡交错区土壤有机质和全氮含量不断增加, 淋失严重, 对地下水环境构成威胁。张庆利等<sup>[13]</sup>对南京市东郊地表水的分析结果显示, 该区地表水中的氮、磷污染主要来自蔬菜生产中过量有机肥的淋失和城市污水排放。赵彦峰等<sup>[14]</sup>于 2005 年对无锡市典型城乡交错区的土壤养分的空间变异研究也发现, 该区地表水的氮磷污染主要来源于生活污水和过量施肥。

已有研究表明由于过量施肥导致城乡交错区地下水的氮素污染问题在国内外普遍存在。如今, 国外已经将 GLEAMS 模型用于农田面源污染的控制研究, 但是国内还比较少见。关于土壤氮平衡问题已

\* 欧盟项目 (RURBIFARM, Contract No.: ICA4-CF-2002-10021)、中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KZCX3-SW-427) 和国家自然科学基金重大项目 (NO. 30390080) 共同资助

† 通讯作者, E-mail: xzshi@issas.ac.cn

作者简介: 张东升 (1980~), 男, 硕士, 主要从事资源环境信息系统研究。E-mail: chinalwby@163.com

收稿日期: 2006-01-13; 收到修改稿日期: 2006-05-09

有大量研究,然而关于农田中氮的气态挥发、反硝化及其淋溶和流失的量化问题一直是农田氮循环研究中的难点。本研究利用 GLEAMS 模型模拟了南京市东郊蔬菜生态系统的氮平衡,将氮素的主要来源和去向作了系统分类和量化,并估算了研究区域氮肥的利用率,旨在通过本次模拟为农业面源污染的研究提供技术支持,并为下一步农田最佳施肥量的探索提供理论基础和现实依据。

# 1 材料与方法

## 1.1 研究区域概述

研究区域位于南京市东郊,属北亚热带季风气候,年均气温 15.0~16.0,年均降雨量 1 106 mm,降水集中在 5 月至 7 月。土壤类型主要为潴育型水稻土。历史上以种植水稻为主,自 20 世纪 70 年代中期开始改种蔬菜至今,当地农民主要以奶牛厂的牛粪作为基肥,年均施用量约为 133 t hm<sup>-2</sup>(湿重),追肥只施用少量尿素和复合肥。编号为 A、B 的两块试验田的基本情况如下:A 田块面积 50 m × 2.6 m,轮作作物为花菜 - 莴笋 - 大白菜;B 田块面积 35 m × 2 m,轮作作物为芹菜 - 菠菜 - 西红柿。

## 1.2 样品采集与分析

2003 年采样一次,于 7 月份采集,设 5 个采样点,每点分 5 层自上而下采集,深度分别为 0 ~

18 cm、18~26 cm、26~40 cm、40~56 cm 和 56~100 cm。实验分析数据用作模型参数的初始化值。自 2004 年 1 月至 2005 年 7 月,分别在每季蔬菜栽种后 1 个月和收获前 10 d 左右各采样一次,采样方法同第一次采样,采集深度分别为 0~10 cm、10~20 cm、20~30 cm、30~40 cm 和 40~50 cm,实验分析数据用于模型的校准和验证。每次采集土样的同时,在土壤样点附近采集整棵植株样品,并在田块旁边的水渠里采集 3 个水样。上述三类样品均按要求进行预处理<sup>[13]</sup>。土样的分析项目包括土壤颗粒组成用激光颗粒分析仪分析<sup>[15]</sup>,土壤含水量、pH、土壤有机质、全氮、硝态氮、铵态氮和碱解氮的分析方法依次为烘干法、pH 计(pHs-3C)、重铬酸钾容量法、开氏法、紫外分光光度法、靛酚蓝比色法和碱解扩散法分析<sup>[16]</sup>。水样的分析项目有 pH、全氮,蔬菜样品需要测水分和全氮含量,二者分析项目的分析方法与土样的分析测定方法相同。

## 1.3 GLEAMS 模型简介

GLEAMS 模型是美国农业部和农业服务中心开发的农业面源污染模型之一。模型包括四个模块:水文模块、侵蚀模块、养分模块和农药模块,其中养分模块和农药模块是可选模块,本研究未涉及后者。模型原理见图 1。模拟是建立在土壤水分平衡的基础上,根据水分下渗估算氮、磷及农药淋溶量,根据水分流失估算其流失量。

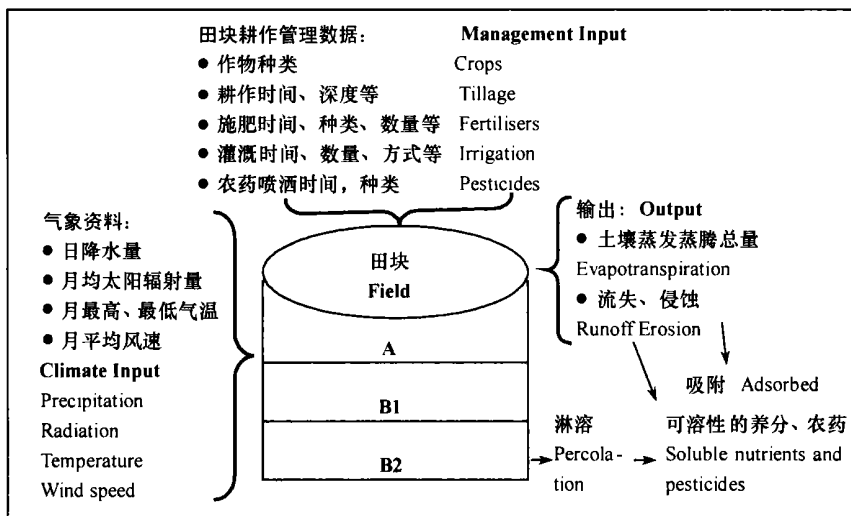


图 1 GLEAMS 模型原理

Fig. 1 Rationale of the GLEAMS model

水文模块汇集了模型所需的土壤剖面各层的土壤空隙度、土壤含水量、土壤的颗粒组成、凋萎系数、

土壤有机质、pH 等土壤理化性质参数和除日降水量(作为一个单独的 .txt 文件输入模型)以外的气候资料,如日降水量、月均风速、月均太阳辐射总量和月最高(最低)气温等。上述气候资料均由南京市气象局提供。水文模块主要用来模拟计算土壤的水分平衡,如式(1)所示:

$$RA + IR + CRSO1 - RU - EV - PE - CRSO2 = 0 \quad (1)$$

式中,RA:大气降水总量;IR:灌溉水;CRSO1:模拟开始时的作物和土壤含水量;RU:流失量;EV:土壤植物蒸发蒸腾总量;PE:淋溶量;CRSO2:模拟结束时的土壤和作物含水量。

养分模块通过输入试验田初次采样的实验分析结果(土壤不同剖面层次的全氮、硝态氮、碱解氮和全磷等)和田间耕作管理数据(是指对 2a 来田块的耕作、浇水、施肥、收获等措施作的完整记录提供。)根据水分平衡计算土壤的氮、磷平衡,见公式(2)。

$$FERT + RN - UPT - LN - VOL - DENIT - RUN = 0 \quad (2)$$

式中,FERT:施肥施入氮;RN:降水(含灌溉水)中所含氮;UPT:作物吸收氮;LN:淋溶氮;VOL:气态挥发氮;DENIT:反硝化氮;RUN:流失氮。

GLEAMS 模型在应用中尽管取得了较好的效果,但是由于它过多的依赖于经验公式和经验参数致使模型也存在一些缺陷。例如在任何情况下模型都是利用 SCS(Soil Conservation Service)曲线计算法计算土壤表层水分流失量,但是 SCS 曲线计算法是一种纯粹利用经验公式计算的方法,因此它不一定能在其他研究区域都给出准确的计算值;作物生长到成年期后,维持生命仍然需要吸收大量养分,在一些养分比较充裕的地区更是如此,而 GLEAMS 模型里面在任何情况下都假设土壤为作物生长提供的养分恰好使之长到成年<sup>[2]</sup>。

#### 1.4 模型校准与验证

由于土壤物理性质的分析是采样后在实验室进行的,这与田间土壤所处的环境并不完全相同,所以实验结果与田块中的实际情况可能有所差异。另一方面施肥、灌溉等活动都会引起土壤 pH、孔隙度等发生变化,但是在模拟过程中一直使用模型的经验参数,这样可能会造成模拟值与实测值之间存在较大差异。因此对模型参数的校准和验证是十分必要的。

模型校准方法是给模型参数设置一组初始值

$X_0$ ,选定一个需要校准的参数使其分别向增大或减小的方向变化。参数调整的方向取决于向哪个方向调整能使模拟值与实测值之间的差异减小。目前,关于参数调整的步长大小问题还没有明确的依据,本研究是根据 Dukes 等对模型参数敏感度的分析结果<sup>[4]</sup>,针对不同参数设定不同的初始步长  $d$ ,这样就形成了一组输入值  $X_0, X_1, X_2, X_3 \dots X_n$ ,通过分析上述不同输入值对应的模型输出结果  $Y_0, Y_1, Y_2, Y_3 \dots Y_n$  会发现,有一个或者几个模拟结果(如  $Y_m, Y_{m+1} \dots$ )与实测值最接近,然后设定新的输入值  $X_m, X_m + d/2, X_{m+1}, X_{m+1} + d/2 \dots$ ,直到模拟值与实测值之间的差异达到最小。若对参数进行了不合理调整,模型将提示参数调整有误,须重新调整。本研究采用相关系数和相对误差评价模拟结果。模型验证是把 A 田块中校准好的参数直接应用到 B 田块的模拟中,只修改与施肥、灌溉等耕作管理措施有关的参数。如果模拟值与实测值的拟合精度符合要求,说明模型通过了检验,并可以用之进行氮素输出的模拟估算。

## 2 结果与讨论

### 2.1 模型基本数据

GLEAMS 模型所需的与作物相关的参数包括作物产量、作物体含氮量和作物体含水量等。模型提供了 78 种作物的作物体含氮量、干湿比及其氮磷比等参数组成的数据库<sup>[2]</sup>,本研究中除西红柿的相关参数通过实验测得以外(西红柿产量  $21\ 400\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$ ,含水量 98.5%,氮磷比 4.19),其他数据均来自模型数据库。土壤 pH、容重、土壤颗粒组成、有机质和土壤全氮等见表 1;土壤孔隙度、田间持水量、凋萎系数和土壤饱和导水率等见表 2。

### 2.2 模型土壤水文参数的校准结果

GLEAMS 模型的模拟是建立在水分平衡基础上的,因此需要首先校准土壤水文参数。将气候资料和实验测得田块 A 的土壤理化性质作为初始值输入模型,构成模型校准前的参数(表 2)。模拟结果表明模拟值与实测值的相关系数为 0.30,相对误差为 31.7%。模拟误差偏大,所以要进行参数调整,对于土壤含水量、孔隙度、凋萎系数和饱和导水率等参数的调整步长分别为 0.2、0.2、0.5 和 0.1。多次模拟校准后的模型参数见表 2。

表 1 模型基本参数

Table 1 Basic parameters of the CLEAMS model

土层 Soil layers	pH	容重 Bulk density ( $\text{g cm}^{-3}$ )	含水量 Soil water content (%)	全氮 Total N ( $\text{g kg}^{-1}$ )	氨态氮 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	硝态氮 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	有机质 Organic matter ( $\text{g kg}^{-1}$ )	砂粒 Sand > 0.05 mm (%)	粉粒 Silt 0.002 ~ 0.05 mm (%)	粘粒 Clay < 0.002 mm (%)
0 ~ 18	7.10	1.22	23.7	2.25	40.55	147.5	33.6	15.8	69.0	15.2
18 ~ 26	7.30	1.38	23.8	2.33	6.40	75.2	37.7	15.7	69.7	14.5
26 ~ 40	7.57	1.51	21.6	1.57	2.50	31.5	23.3	12.9	73.0	14.1

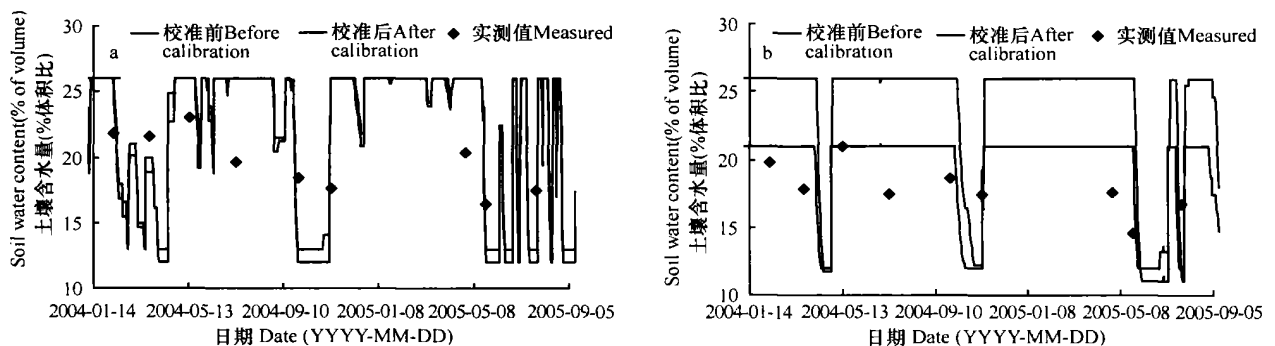
表 2 模型校准前后的主要土壤水分敏感参数值

Table 2 Soil moisture sensitive parameters before and after calibration of the model

土壤剖面层次 Soil profile layers (cm)	土壤含水量 Soil water content (%)		孔隙度 Soil porosity (%)		凋萎系数 Wilting point (%)		饱和导水率 Saturated conductivity ( $\text{mm h}^{-1}$ )	
	校准前 Before calibration	校准后 After calibration	校准前 Before calibration	校准后 After calibration	校准前 Before calibration	校准后 After calibration	校准前 Before calibration	校准后 After calibration
	校准前 Before calibration	校准后 After calibration	校准前 Before calibration	校准后 After calibration	校准前 Before calibration	校准后 After calibration	校准前 Before calibration	校准后 After calibration
0 ~ 18	27.0	26.0	45.4	43.0	10.0	13.0	16.7	15.0
18 ~ 26	27.0	24.0	37.8	35.0	10.0	13.0	16.7	15.0
26 ~ 40	26.0	21.0	33.0	33.0	9.0	12.0	16.7	13.0

在调试模型过程中发现,土壤水分模拟值的上限和下限分别受土壤孔隙度和凋萎系数影响明显。因此,对照 Dukes 关于 CLEAMS 模型参数的敏感度分析<sup>[4]</sup>,针对初步模拟的结果设定不同参数调整的步长依次进行模拟,模型校准前后的模型参数对比见表 2,模拟前后土壤含水量的对比见图 2。由于

0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm 土壤剖面层的模拟结果相似,20 ~ 30 cm、30 ~ 40 cm 的模拟结果也相似,所以图中仅列举了 10 ~ 20 cm、30 ~ 40 cm 的模拟结果。模型校准后的模拟值与实测值的相关系数为 0.62 ( $p < 0.05$ ),相对误差为 14.9%。



a. 10 ~ 20 cm 土壤含水量 Soil water content of 10 ~ 20 cm layer; b. 30 ~ 40 cm 土壤含水量 Soil water content of 30 ~ 40 cm layer

图 2 模型校准前后 A 田块中土壤含水量模拟值与实测值的对比

Fig. 2 Simulated and measured values of soil water content in plot A before and after calibration

从模拟结果(图 2)可以看出,校准后的土壤含水量及其随着时间的变化趋势更接近于实测值;实测值和模拟值均反映出表层土壤含水量随时间变化明显的特点;随着土壤剖面层次深度的增加,土壤水

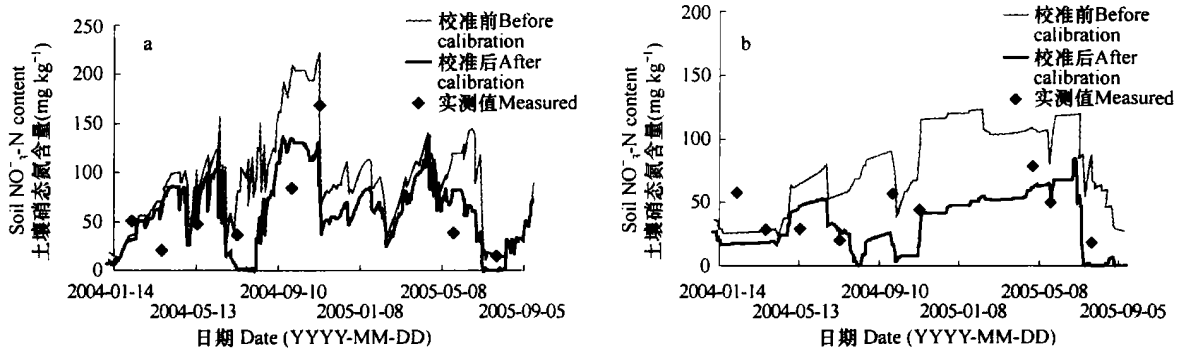
分含量趋于稳定,变化的范围逐渐减小。在整个模拟过程中,模拟值的变化范围内包含了所有实测值。

### 2.3 模型土壤养分参数的校准结果

土壤养分的正确校准与否是模型计算养分输出

的关键。在顺利校准了土壤水文参数后发现,养分参数里面施肥方式、作物残留等参数对土壤中的硝态氮和全氮含量影响很小。根系深度、作物高度对于模拟作物吸收的氮磷来说是较为敏感的参数。由于施肥和耕翻会引起养分元素在土体中的垂直移动,所以施肥的深度、耕翻的次数和深度对于所模拟土壤中的全氮、硝态氮和氨态氮含量影响明显。

土壤中的硝态氮含量受施肥、降水等环境变化影响较大,所以它随时间的变化比较明显。校准结果见图3,图中列举了0~10 cm、20~30 cm的模拟结果。模型校准前后的模拟值与实测值的相关系数分别为0.52和0.72( $p < 0.05$ ),其相对误差分别为42.0%和19.2%。



a. 0~10 cm 土壤硝态氮含量 Soil NO<sub>3</sub>-N content of 0~10 cm layer; b. 20~30 cm 土壤硝态氮含量 Soil NO<sub>3</sub>-N content of 20~30 cm layer

图3 模型校准前后 A 田块中土壤硝态氮含量模拟值与实测值的对比

Fig. 3 Simulated and measured values of NO<sub>3</sub>-N content in plot A before and after calibration

关于土壤中全氮含量的模拟相对容易,因为土壤中全氮含量比较稳定,波动较小。从图4可以看出:虽然只有4个点的实测数据,但是模型校准后的模拟值与实测值比较吻合,共同反映了土壤中全氮含量较

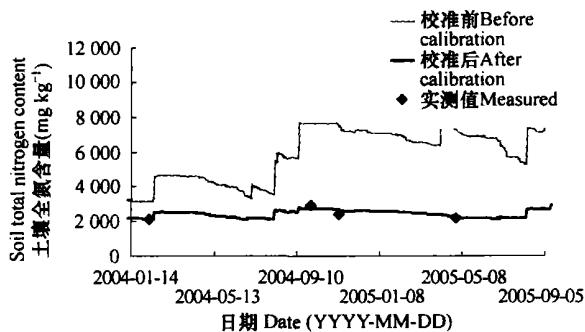


图4 模型校准前后 A 田块中土壤全氮含量(0~10 cm)模拟值与实测值的对比

Fig. 4 Simulated and measured values of TN content in 0~10 cm layer of plot A before and after calibration

从模拟结果(图3)可以看出,模拟值与实测值共同反映了土壤硝态氮含量随时间推移大致相同的变化趋势。几次大量施肥,如:2004年2月9日在A田块施有机肥11.85 t hm<sup>-2</sup>,化肥2.31 kg hm<sup>-2</sup>,同年9月10日施有机肥7.21 t hm<sup>-2</sup>,化肥385 kg hm<sup>-2</sup>,土壤中硝态氮含量模拟值均呈现明显增长趋势,特别是在表层土壤更为显著。由于作物收获,硝态氮含量的模拟值骤减,如2004年7月8日收获西红柿,同年10月30日收获菠菜,2005年6月份收获胡椒都直接导致了土壤中硝态氮含量的减少,这对表层土壤影响尤为明显。因此也可以说,土壤表层硝态氮含量受外界影响显著,但是随着土壤剖面层深度的增加其受外界影响越来越小。

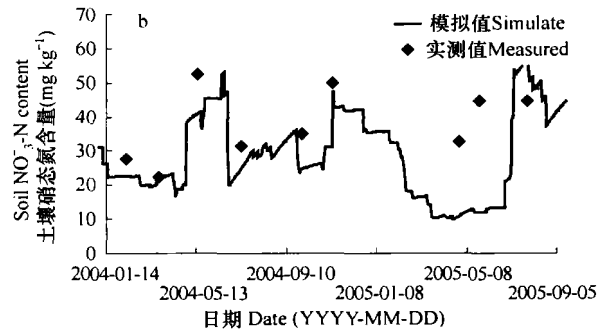
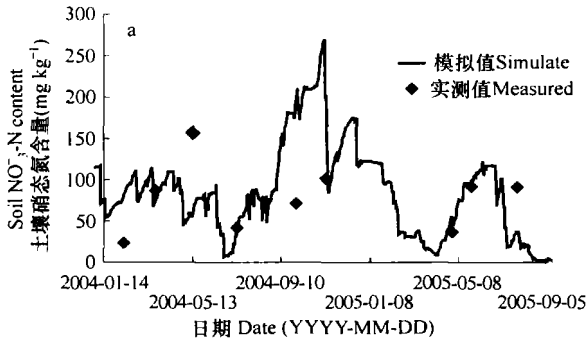
为稳定的特点。尽管如此,土壤全氮含量还是会受施肥、耕翻和收获等农田管理措施的影响,出现增减趋势,2004年2月9日和9月10日的施肥都直接导致了土壤表层全氮含量的增加。此外,对A田块10~20 cm、20~30 cm和30~40 cm等剖面层次中全氮的模拟呈现出比第一层更为稳定的趋势。模型校准前后的模拟值与实测值的相关系数分别为0.39和0.88( $p < 0.05$ ),其相对误差分别为16.6%和17.1%。

## 2.4 模型验证结果

在A田块完成了模型校准后,利用B田块同一时段的实测数据来验证模型。通过对比发现,土壤水分和硝态氮含量的模拟值与实测值基本吻合,验证误差分别为15.8%和13.5%。图5列举了0~10 cm、20~30 cm的模拟结果。从图5中可以看出,土壤硝态氮含量的验证值与实测值随着土壤剖面层深度的增加保持了较为一致的变化趋势,模拟值与实测值的相关系数为0.80( $p < 0.05$ )。验证结果表

明 CLEAMS 模型可适用于该区土壤养分的输入和输

出的量化模拟。



a. 0 ~ 10 cm 土壤硝态氮含量 Soil NO<sub>3</sub>-N content of 0 ~ 10 cm layer ; b. 20 ~ 30 cm 土壤硝态氮含量 Soil NO<sub>3</sub>-N content of 20 ~ 30 cm layer

图 5 B 田块土壤硝态氮模拟的验证值与实测值的比较

Fig. 5 Verified and measured values of NO<sub>3</sub>-N content in plot B

## 2.5 模拟结果

在研究区域农田中氮素的主要输入途径有施肥、灌溉、大气降水和生物固氮,其中生物固氮在本

次模拟中没有涉及。由于模型要求将灌溉水换算成大气降水写入了日降水量文件,所以没有单独计算由于灌溉加入田块的氮。模型输出结果见表 3。

表 3 田块中氮素的输入和输出(2003 年 7 月至 2005 年 7 月)

Table 3 Nitrogen balance in the two plots during the period between July 2003 and July 2005 (kg hm<sup>-2</sup>)

田块编号 Plot No.	时间 Date (YYYY-MM)	氮的输入 Inputs			氮的输出 Outputs					吸收率 Uptake ratio
		施肥 Fertilizer	降水 Rainfall	淋溶 Leached	流失 Runoff	吸收 Uptake	挥发 Volatilized	反硝化 Denitrification	盈余 Surplus	
A	2003 - 07 ~ 2003 - 12	271	27.0	238	14.0	123	3.00	191	- 271	
	2004 - 01 ~ 2004 - 12	3480	22.0	596	28.0	681	257	450	1490	19.4 %
	2005 - 01 ~ 2005 - 07	0	8.00	269	1.00	156	0	272	- 690	
B	2003 - 07 ~ 2005 - 07	3750	57.0	1100	43.0	960	260	913	531	25.2 %
	2003 - 07 ~ 2003 - 12	453	13.0	196	3.0	142	27.0	111	- 13.0	
	2004 - 01 ~ 2004 - 12	1530	23.0	293	4.0	217	176	138	721	14.00 %
	2005 - 01 ~ 2005 - 07	144	29.0	255	16.0	113	73.0	116	- 400	
	2003 - 07 ~ 2005 - 07	2120	65.0	744	23.0	472	276	365	308	21.6 %

从模拟结果(表 3)可以看出,2a 内 A 田块氮素的输入包括施肥施入 3750 kg hm<sup>-2</sup>,降水与灌溉水引入 57.0 kg hm<sup>-2</sup>。氮素的输出途径主要有:淋溶 1100 kg hm<sup>-2</sup>,占总输入量的 30.0%;流失 43.0 kg hm<sup>-2</sup>,占 1.10%;作物吸收 960 kg hm<sup>-2</sup>,占 25.2%;氨态氮挥发 260 kg hm<sup>-2</sup>,占 6.80%;反硝化 913 kg hm<sup>-2</sup>,占 24.0%;氮素盈余 531 kg hm<sup>-2</sup>,占 13.9%。其中,该田块的作物在 2004 年一年中的氮吸收率仅为 19.4%。表中同时列出了 B 田块的验证数据,两年内作物的氮吸收率为 21.6%,而 2004 年该比率仅为 14.0%。通过比较不同时段氮的盈余量不难看出,盈余量存在正负值交叉出现的现象,

这是由于肥料需求量高的作物(如西红柿)与肥料需求量低的作物(如菠菜)间隔种植和隔季施肥的缘故。这种做法使氮肥的利用率提高了 6~7 个百分点。尽管如此,施入的氮素中仍然有 74.8%~78.4%的损失。

综合 A、B 两块试验田的模拟结果,作物对氮素的吸收利用率为 21.6%~25.2%,略低于我国的平均值 30%~50%,但是高于吴永成等<sup>[17]</sup>在华北地区夏玉米土壤硝态氮的时空动态研究中的 9.93%~13.4%的氮肥利用率。由于大量有机肥的施入,氨态氮的挥发仅占了 6.8%~12.6%,略低于黄银晓等<sup>[18]</sup>关于通过施尿素施入的氮素中气态挥发量占

了 14.0% ~ 36.0% 的结论。以上对比表明, GLEAMS 模型的预测结果与国内研究具有可比性。此外, 通过模拟结果的误差计算发现, 对作物产量的模拟误差均不超过 10%, 所以模拟结果比较可信。要提高肥料的利用率一方面要着眼于减少农田中氮素盈余, 更重要的是应该着眼于合理施肥以减少氮素淋失和反硝化的量。

## 参考文献

- [1] 马涛, 杨凤辉, 李博. 城乡交错带——特殊的生态区. 城市环境与城市生态, 2004, 17(1): 37 ~ 39. Ma T, Yang F H, Li B. City-country interlocking belt—Special ecology zone (In Chinese). Urban Environment & Urban Ecology, 2004, 17(1): 37 ~ 39
- [2] Knisel W G. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems, Version 2. 10, Publication No. 5. USA: Biological and Agricultural Engineering Department, Coastal Plain Experiment Station, University of Georgia, 1993. 260
- [3] Knisel W G. CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. USDA Conservation Research Report, 1980, (26): 635 ~ 648
- [4] Dukes M D, Ritter W F. Validation of GLEAMS nutrient component for wastewater application in the Mid-Atlantic region. Bio-resource Technology, 2000, 74: 89 ~ 102
- [5] de Paz J M, Ramos C. Simulation of nitrate leaching for different nitrogen fertilization rates in a region of Valencia (Spain) using a GIS-GLEAMS system. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2004, 103: 59 ~ 73
- [6] Knisel W G, Turtola E. GLEAMS model application on a heavy clay soil in Finland, Agricultural Water Management, 1999, 43: 285 ~ 309
- [7] Sang-Ok Chung, Hyeon-Soo Kim, Jin Soo Kim. Model development for nutrient loading from paddy rice fields. Agricultural Water Management, 2003, 62: 1 ~ 17
- [8] Hedlund A, Witter E, An B X. Assessment of N, P and K management by nutrient balances and flows on peri-urban smallholder farms in southern Vietnam. Europ. J. Agronomy, 2003, 20: 71 ~ 87
- [9] de Paz J M, Ramos C. Linkage of a geographical information system with the gleams model to assess nitrate leaching in agricultural areas. Environmental Pollution, 2002, 118: 249 ~ 258
- [10] Stone KC, Gerwig B K, Williams R G, et al. Using GLEAMS and REMM to estimate nutrient movement from a spray field and through a riparian forest. Trans. Am. Soc. Agric. Eng., 2001, 44: 505 ~ 512
- [11] 秦明周, 赵杰. 城乡结合部土壤质量变化特点与可持续性利用对策——以开封市为例. 地理学报, 2000, 55(5): 545 ~ 554. Qin M Z, Zhao J. Strategies for sustainable use and characteristics of soil quality changes in urban-rural marginal area: A case study of Kaifeng (In Chinese). Acta Geographica Sinica, 2000, 55(5): 545 ~ 554
- [12] 房世波, 潘剑军, 杨武年, 等. 南京市土壤重金属污染调查评价. 城市环境与城市生态, 2003, 16(4): 4 ~ 6. Fang S B, Pan J J, Yang W N, et al. Investigation and assessment on pollution of soil heavy metals in Nanjing (In Chinese). Urban Environment & Urban Ecology, 2003, 16(4): 4 ~ 6
- [13] 张庆利, 史学正, 黄标, 等. 南京东郊蔬菜种植基地地表水氮、磷、重金属含量及影响因素, 农村生态环境, 2004, 20(4): 1 ~ 5. Zhang Q L, Shi X Z, Huang B, et al. Concentrations of nitrogen, phosphorus, heavy metals and their affecting factors in the surface water of peri-urban vegetable bases of Nanjing City (In Chinese). Rural Eco-Environment, 2004, 20(4): 1 ~ 5
- [14] 赵彦峰, 史学正, 黄标, 等. 小尺度土壤养分的空间变异及其影响因素探讨——以江苏省无锡市典型城乡交错区为例. 土壤通报, 2006, 37(2): 214 ~ 219. Zhao Y F, Shi X Z, Huang B, et al. Spatial variation of soil nutrients and its affecting factors at small scale—A case study of peri-urban areas in Wuxi, Jiangsu, China (In Chinese). Journal of Soil Science, 2006, 37(2): 214 ~ 219
- [15] Beuselinck L, et al. Grain-size analysis by laser diffractometry: Comparison with the sieve-pipette method. Catena, 1998, 32(3): 193 ~ 208
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 127 ~ 135. Lu R K. Analytical Methods of Soil and Agro-chemical (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. 127 ~ 135
- [17] 吴永成, 周顺利, 王志敏, 等. 华北地区夏玉米土壤硝态氮的时空动态与残留. 生态学报, 2005, 25(7): 1 621 ~ 1 625. Wu Y C, Zhou S L, Wang Z M, et al. Dynamics and residue of soil nitrate in summer maize field of North China (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(7): 1 621 ~ 1 625
- [18] 黄银晓, 林舜华, 蒋高明, 等. 海河流域作物-土壤系统中作物氮的输出. 生态学报, 1995, 15(4): 427 ~ 432. Huang Y X, Lin S H, Jiang G M, et al. A study on N output in crop-soil system in Haihe Basin (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 1995, 15(4): 427 ~ 432

## NUMERICAL SIMULATION OF SOIL NITROGEN CIRCLING IN PERI-URBAN VEGETABLE FARMING SYSTEMS

Zhang Dongsheng<sup>1,2</sup> Shi Xuezheng<sup>2†</sup> Yu Dongsheng<sup>2</sup> Huang Biao<sup>2</sup> Zhao Yongcun<sup>2</sup>  
Huang Yao<sup>1</sup> Ingrid Öborn<sup>3</sup> Martin Larsson<sup>3</sup>

(1 College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

(2 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(3 The Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, Uppsala SE-75007, Sweden)

**Abstract** CLEAMS (Groundwater Leaching Effect of Agricultural Management Systems) is a model developed by scientists of the U. S. Department of Agriculture, and is mainly used to evaluate environmental effects of farming practices. The model was used to simulate the cycling of soil nitrogen in the peri-urban areas of Nanjing. Results showed that during the period from July 2003 to July 2005, nitrogen input reached  $3\ 810\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$ , of which  $3\ 750\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$  came from fertilization and animal waste, the rest  $57.0\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$  was from rainfall and irrigation. Nitrogen output was composed of leaching  $1\ 100\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$ , runoff  $43.0\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$ , crop uptake  $960\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$ , volatilization  $260\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$  and denitrification  $913\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$ , thus forming a surplus of  $531\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$  left in the soil as residue. On such a basis, nitrogen recovery ratio was calculated to be merely 21.6% ~ 25.2%. The results indicate that the agricultural system has low fertilizer use efficiency, but causes much pollution to the groundwater. The findings serve as a scientific basis for exploration of optimal fertilization recommendations and eco-environmental improvement in the region.

**Key words** CLEAMS model; Peri-urban areas; Nitrogen cycling