

# 冬小麦生育期农田尺度下土壤硝态氮淋失动态的数值模拟

马军花<sup>1,2</sup>, 任 理<sup>1,2\*</sup>

(1. 中国农业大学土壤和水科学系; 2. 教育部植物-土壤相互作用重点实验室, 北京 100094)

**摘要:**在北京通州区永乐店田间试验的基础上,假设土壤由一系列不发生相互作用的一维土柱组成,根据实测的土壤有机质含量,假定土壤有机氮的矿化作用速率常数(零级动力学)和有机质含量成正比,运用 HYDRUS-1D 软件,分别就考虑和不考虑土壤有机氮的矿化速率的空间变异性这两种方案,对 2000~2001 年冬小麦生长条件下农田尺度土壤氮素转化和硝态氮淋失规律进行了数值分析。两种方案的模拟结果表明:考虑和不考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性对剖面 250cm 埋深处硝态氮淋失量的影响很小,其差异主要在于前者对土壤氮素的矿化量、固持及反硝化量、作物吸氮量的影响更大,其空间变异性高于不考虑矿化速率时的结果。剖面 250cm 埋深处平均的土壤水渗透量和累积硝态氮淋失量分别为 2.25mm、0.00984mg/cm<sup>2</sup>, 变异系数大于 1.46, 属于强变异性。对模拟结果进行地统计学分析,结果表明:剖面 250cm 埋深处的土壤水渗透量和硝态氮淋失量的半方差函数为纯块金形式,在空间上表现为相互独立。考虑有机氮矿化速率空间变异性时的土壤氮素净转化量、吸氮量均可用球状模型描述,其变程与土壤有机质含量的变程接近,约为 4.7m;而不考虑有机氮矿化速率空间变异性时的土壤氮素净转化量用线性无基台值模型描述,即,在研究区域内无有限的半方差。通过对剖面 250cm 埋深处的土壤硝态氮淋失量与模型主要输入参数(参量)及 pH、EC、OM 进行统计分析得知,硝态氮的淋失主要受土壤物理性质的影响,与土壤容重和水力学参数  $K_s$ 、 $\theta_s$ 、 $\alpha$  之间存在显著的相关性,各自的决定系数依次约为 0.65、0.31、0.22、0.15。

**关键词:** 农田尺度; 空间变异性; 硝态氮; 矿化作用; 地统计学; 数值模拟; 冬小麦

## Numerical simulation on nitrate leaching at field scale during the growth of winter wheat

MA Jun-Hua<sup>1, 2</sup>, REN Li<sup>1, 2\*</sup> (1. Department of Soil and Water Sciences, China Agricultural University; 2. Key Laboratory of Plant-Soil Interactions, MOE, Beijing 100094, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(10): 2289~2301.

**Abstract:** It is critical to understand nitrogen transformation and nitrate leaching at field scale for establishing agricultural ecosystem. However, nitrate transport in soils is a complicated process, affected by physical, chemical, and biological properties of the porous media, because of the spatial variability of soils. Mathematical model, which can provide essential information to us, is a very effective and convenient tool to solve the problem on water quality degradation resulted from nitrate leaching. In order to obtain more accurate simulation and prediction on nitrate leaching at field scale, we incorporated spatial variability of soil hydraulic and nitrogen mineralization parameters in the model.

Field experiment was conducted in a 27×27m<sup>2</sup> plot (3m×3m grid) in Yongledian, Tongzhou District, Beijing. Physical and chemical properties, e.g., texture, OM, pH, EC, were measured at all 100 grid nodes. Based on the assumption that the field was composed of a number of non-interacting one-dimensional columns, nitrate-nitrogen leaching was simulated during the

**基金项目:** 国家高技术研究发展计划资助项目(2001AA242032); 国家自然科学基金重点资助项目(50339030)

**收稿日期:** 2004-03-04; **修订日期:** 2004-08-20

**作者简介:** 马军花(1975~),女,河北兴隆人,博士生,主要从事土壤氮素运移的数学模拟研究。

\* 通讯作者 Author for correspondence.

**致谢:** 永乐店试验站赵立新工程师和水利与土木工程学院黄冠华教授给予支持,谨表谢忱

**Foundation item:** the National High Tech. Research Plan(No. 2001AA242032); Key Program Project of the National Natural Science Foundation of China(No. 50339030)

**Received date:** 2004-03-04 **Accepted date:** 2004-08-20

**Biography:** MA Jun-Hua, Ph. D., mainly engaged in mathematical modelling on soil nitrogen transport.

growing season of winter wheat. According to measured soil organic matter content, it was assumed that zero order mineralization rate constant was appropriate to soil organic matter content and then its spatial distribution was obtained. Two scenarios, with and without considering spatial variability of mineralization rate, were incorporated in this study to assess the impact of mineralization on N leaching at the depth of 250cm. By HYDRUS-1D software, N transformation, soil water percolation, and nitrate leaching at the depth of 250cm were simulated at each sampling point. The results showed that there was little difference between nitrate leaching with and without considering spatial variability of mineralization, but some transformation terms and N uptake were much different. The average soil water percolation and nitrate leaching at field scale were 2.25mm, 0.00984 mg/cm<sup>2</sup> ( $CV > 1.46$ ) respectively. Results of Geostatistics showed that semi-variance of water percolation and nitrate leaching amount can be described by pure nugget model. Spatial variability of mineralization mainly affected mineralization, immobilization & denitrification, net transformation, and N uptake. Semi-variance of net transformation and N uptake with considering spatial variability of mineralization can be fitted by spherical model and their ranges were similar to that of organic matter (about 4.7m). In the other case, semi-variance of net transformation without considering spatial variability of mineralization can be fitted by linear without sill model and there was no finite semi-variance. Furthermore, the relationships between nitrate leaching and bulk density,  $K_s$ ,  $\theta_s$ , and  $\alpha$  were obviously significant, and  $R^2$  were about 0.65, 0.31, 0.22, 0.15 respectively.

This study provides a sight that nitrate leaching shows spatial variability at field scale because of spatial variation of soil properties. Mineralization mainly affects nitrogen transformation, and shows less effect on nitrate leaching at the depth of 2.5m. Geostatistics analysis shows that semi-variance of nitrate leaching amount can be described by pure nugget model. The coefficient of determination between bulk density was highest (0.65). Therefore, further research is still needed to test the results being obtained in this study under different conditions.

**Key words:** field scale; spatial variability; nitrate; mineralization; geostatistics; numerical simulation; winter wheat

文章编号:1000-0933(2004)10-2289-13 中图分类号:S151+.3,S154.1,TV121.3 文献标识码:A

农田每年都要投入大量的氮肥以提高作物产量,然而只有30%的总输入量转化为粮食、肉、奶等农业产品<sup>[1]</sup>,大量的氮肥经过土壤和水文中的脆弱带进入地下水<sup>[2]</sup>。由于对氮素淋失的评价受到所采取的定量化尺度的影响,迄今为止,较多的研究仍是在点尺度上进行的,即对垂直方向上水和溶质移动进行确定性的描述<sup>[1]</sup>。近些年来,计算机模型结合地统计学模拟在减少农业的非点源水质污染问题中发挥了重要的作用;通过在有限的空间数据的基础上,结合运移模型可以最大程度的利用空间信息数据来分析农田尺度中的溶质运移问题<sup>[3]</sup>。在已知某些田间土壤特性的空间变异性基础上,将土壤视为性质不同的垂直一维土柱的集合,各个土柱之间不存在物质的交换<sup>[4]</sup>。这一思想被许多学者采纳,用于研究农田尺度下溶质的迁移规律。在运用这一方法对农田尺度下土壤氮素运移进行模拟研究时,主要考虑的是土壤水力学参数(饱和导水率)的空间变异性的影响<sup>[3.5~8]</sup>。

在土壤氮素运移过程中,通过矿化作用释放出的无机氮是作物吸收氮素的主要来源之一,同时也易被淋失到较深的土层,并进一步迁移至地下水中,因此,结合影响氮素迁移的这一源项,对农田尺度中土壤氮素的转化和运移规律进行定量分析具有重要的实际意义。Mahmoudjafari等通过取原状土进行室内培养的方法,得到1.7hm<sup>2</sup>的粉砂壤土的一级矿化动力学参数,其空间变异特征表现为中等变异强度( $CV=0.14$ )<sup>[9]</sup>。此后,尚未见到以土壤氮素矿化空间变异性评价其对硝态氮淋失影响的报道。其原因有可能是由于测定矿化速率参数需要长时间的培养试验,增加了获得该参数的难度。

另一方面,对于获得的农田尺度下硝态氮淋失的空间分布,如土壤水渗透量,氮素的净转化量,吸氮量,淋失量等,这些物理量在空间分布上是否存在某种联系,它们受哪些量或参数的影响最大,能否在较容易获得的参数与人们所关心的模拟结果之间建立一种统计关系,这些都是分析农田尺度下土壤氮素转化和运移规律过程中值得关注的问题。由于土壤氮素转化的复杂性,以及田间土壤性质的空间变异性<sup>[10~14]</sup>,则有待于学者对这一问题进行深入的研究。

本文在北京通州区永乐店试验站开展田间试验的基础上,假设土壤由一系列不相互作用的一维土柱组成,根据实测的土壤有机质含量,假定土壤有机氮的矿化速率(零级动力学)与有机质含量成正比,运用HYDRUS-1D软件,分别就考虑和不考虑土壤有机氮的矿化速率的空间变异性这两种方案,对2000~2001年冬小麦生长条件下农田尺度的土壤氮素转化和淋失动态进行了分析,探讨了矿化作用的空间变异性对氮素淋失的影响,并对主要模拟结果进行了地统计学分析,最后尝试在冬小麦生育期内的土壤水渗透量、硝态氮淋失量和已知的土壤特性或参数之间建立统计关系。

## 1 模型简介与数据

应用美国农业部盐渍土实验室开发的模拟非饱和土壤中的水、热、溶质运移的软件——HYDRUS-1D对整个冬小麦生育期

内的土壤中的水、热、氮素运移动态进行模拟<sup>[15]</sup>。该模型考虑了作物根系吸水和土壤持水能力的滞后影响,可应用于恒定或非恒定的边界条件,具有灵活的输入输出功能<sup>[16]</sup>,广泛用于模拟土壤中水分、养分和污染物的运移<sup>[16~19]</sup>。

HYDRUS-1D 采用修正的 Richards 方程描述非饱和多孔介质中一维的土壤水分的运动,水流方程的定解条件为:

初始条件

$$h(x,t) = h_i(x) \quad x \geq 0 \quad t = 0 \quad (1)$$

式中, $h_i$  为初始水压头,是  $x$  的已知函数。

研究中约有 10% 的采样点处的饱和导水率小于灌溉强度,说明供水强度超过了土壤入渗能力,使地表形成积水或同时产生径流。由于本文研究主要进行氮素的淋失风险评价,因此进行简化,假设所有的水量全部渗入土壤而没有形成径流,选择了 HYDRUS-1D 中允许地表积水的边界条件,该条件依赖于系统,即,“表面水库”的上边界条件<sup>[15]</sup>:

$$-K\left(\frac{\partial h}{\partial x} + \cos\alpha\right) = q_0(t) - \frac{dh}{dt} \quad x = 0 \quad t > 0 \quad (2)$$

式中, $q_0$  为净入渗速率,即降雨和蒸发之差。(2)式表明地表水层的高度  $h(0,t)$  因降雨而增高,随入渗和蒸发而降低。

下边界条件为自由排水边界:

$$\frac{\partial h}{\partial x} = 0 \quad x = L \quad t > 0 \quad (3)$$

应用一维对流-弥散方程(CDE)表征土壤中硝态氮的运移,并在 CDE 中考虑了根系吸收、矿化作用、生物固持作用和反硝化作用过程。溶质运移方程的定解条件为:

初始条件

$$c(x,t) = c_i(x) \quad x \geq 0 \quad t = 0 \quad (4)$$

上边界条件

$$\theta D \frac{\partial c}{\partial x} + qc = q_0 c_0 \quad x = 0 \quad t > 0 \quad (5)$$

下边界条件

$$\frac{\partial c}{\partial x} = 0 \quad x = L \quad t > 0 \quad (6)$$

忽略水汽的扩散对运移的影响,用对流-弥散方程描述土壤中的一维热迁移。其定解条件为:

初始条件

$$T(x,t) = T_i(x) \quad x \geq 0 \quad t = 0 \quad (7)$$

式中, $T_i$  是  $x$  的一个已知函数。

上边界条件

$$T(x,t) = T_0(t) \quad x = 0 \quad t > 0 \quad (8)$$

下边界条件

$$\frac{\partial T}{\partial x} = 0 \quad x = L \quad t > 0 \quad (9)$$

## 2 采样小区概况

田间试验场位于北京市东南郊通州区北京市水利局永乐店试验站,属华北平原地区,海拔高度为 11m。试验区面积为  $27 \times 27m^2$ ,以  $3m \times 3m$  为网格设计空间取样点为 100 个,小区内采样点布置如图 1 所示。在小区内各点的土壤剖面 30~50cm 深度取样,对样品进行了土壤有机质(OM)、电导率(EC)、pH、质地等性质的测定。其中质地按美国制的分类标准确定,大多为壤土和砂质壤土。运用由 HYDRUS-1D 软件的水流参数界面中的神经网络预测功能(Neural Network Prediction),根据测定的土壤质地和容重,预测了 100 个采样点的 van Genuchten 型水分特征曲线的水力学参数  $\theta_r$ 、 $\theta_s$ 、 $\alpha$ 、 $n$  和  $K_S$ 。

对以上各项参数分别计算其均值、标准差、变异系数、最大值、最小值、偏斜系数和峰态系数,结果列于表 1~表 3。若变异系数  $C_v \leq 0.1$  时为弱变异性,  $0.1 < C_v < 1$  为中等变异性,  $C_v \geq 1$  为强变异性<sup>[20]</sup>,可见,上述各参数中属弱变异性的是 pH、容重、水力学参数  $n$  和饱和含水量,其余的参数均为中等变异性。这些参数以 pH 的变异程度最小,仅为 0.014,饱和导水率的变异最强,达 0.527。各参数空间变异性由强到弱依次为:  $K_S$ 、 $\alpha$ 、OM、EC、 $\lambda$ (取值方法见下文)、粘粒含量、砂粒含量、粉粒含量、 $\theta_r$ 、 $\theta_s$ 、 $n$ 、容重、pH。

## 3 土壤硝态氮淋失模拟的数值方案

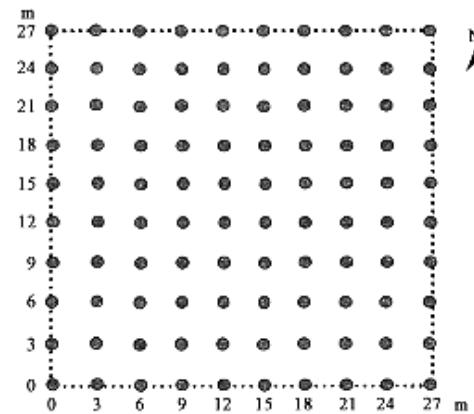


图 1 永乐店试验小区内田间采样点分布

Fig. 1 Sampling location in Yongledian experimental plot

对2000年10月~2001年6月冬小麦生长条件下 $27 \times 27\text{m}^2$ 小区内各采样点处的土壤水分和硝态氮在剖面250cm埋深处的运移动态行了仿真。冬小麦于2000年10月5日播种,2001年6月10日收获,生育期内降水量总计43mm,示于图2,可见冬小麦生育期内的降水量很少,针对这种情况,本文设计的灌溉量和施肥量列于表4。

永乐店试验小区内100个采样点的模型输入参数如下:

(1)土壤容重  $\rho$  为永乐店试验小区内的实测值,水力学参数  $\theta_r, \theta_s, \alpha, n$  和  $K_s$ ,由容重和质地分析结果根据HYDRUS-1D中的神经网络预测功能获得。

(2)对于弥散度  $\lambda$  考虑到它的尺度效应及小区内各点的空间变异性,采用Perfect给出的公式来计算<sup>[21]</sup>:

$$\lambda_u = \lambda_p (l_u/l_p)^{1.46} \quad (10)$$

其中:

$$\lambda_p = -2.91 + 0.23\psi_a + 1.27b \quad (11)$$

式中,  $\lambda_u$  是尺度提升后得到的弥散度(即表3中的  $\lambda$ ),  $l_u$  是溶质运移的距离,  $\lambda_p$  为(11)式预报得到的弥散度( $\text{cm}$ )<sup>[22]</sup>, 其对应的溶质运移距离  $l_p$  为6cm,  $\psi_a$  是进气值( $\text{kPa}$ ),  $b$  是指数(无量纲)。(11)式是Perfect等基于6种类型的土壤(质地从壤质砂土到粉粘土)的69个未扰动土柱(高为6cm, 内径为5.37cm)的实验结果<sup>[22]</sup>, 采用逐步多元线性回归方法建立的弥散度与Campbell形式的水分特征曲线的进气值和指教的土壤传递函数。当水分特征曲线为van Genuchten形式时, 令  $\theta_r=0$ , 则  $\psi_a=1/\alpha, b=1/(n-1)$ , 这里  $l_u$  取  $\text{cm}$ 。硝态氮在自由水中的分子扩散系数取为  $2.14\text{cm}^2/\text{d}$ <sup>[23]</sup>。

表1  $27 \times 27\text{m}^2$  小区内100个采样点化学性质的统计分析结果

Table 1 Statistical analysis on chemical properties in the  $27 \times 27\text{m}^2$  plot

统计参数	Statistical parameters	EC ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	pH	OM (%)
均值	Mean	414.450	8.828	0.581
标准差	Standard deviation	127.285	0.126	0.185
变异系数	CV	0.307	0.014	0.319
最大值	Maximum	1520.000	9.160	1.500
最小值	Minimum	309.000	8.300	0.280
偏斜系数	Skewness	6.994	-0.605	2.200
峰态系数	Kurtosis	58.834	2.896	8.350

表2  $27 \times 27\text{m}^2$  小区内100个采样点质地分析和容重的统计分析结果

Table 2 Statistical analysis on texture and bulk density in the  $27 \times 27\text{m}^2$  plot

统计参数	砂粒 (%)	粉粒 (%)	粘粒 (%)	容重 ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )
	Sand	Silt	Clay	
均值	2~0.05mm	0.05~0.002mm	<0.002mm	Bulk density
标准差	9.562	7.180	3.665	0.065
变异系数	0.210	0.179	0.253	0.043
最大值	69.340	54.040	26.860	1.652
最小值	24.180	20.800	7.380	1.303
偏斜系数	0.088	-0.350	0.540	0.308
峰态系数	-0.484	-0.258	0.468	0.219

表3  $27 \times 27\text{m}^2$  小区内100个采样点水力学参数和弥散度的统计分析结果

Table 3 Statistical analysis on hydraulic parameters and dispersivity in the  $27 \times 27\text{m}^2$  plot

统计参数	$\theta_r$ ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ )	$\theta_s$ ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ )	$\alpha$ ( $1/\text{cm}$ )	$n$	$K_s$ ( $\text{cm}/\text{d}$ )	$\lambda$ ( $\text{cm}$ )
均值	0.0488	0.3707	0.01448	1.48154	19.3315	36.7333
标准差	0.0076	0.0162	0.00658	0.05770	10.1855	11.0481
变异系数	0.1560	0.0436	0.4548	0.0389	0.5269	0.3008
最大值	0.0693	0.4038	0.04159	1.62185	52.2830	63.2637
最小值	0.0354	0.3249	0.00617	1.36324	3.9239	8.9834
偏斜系数	0.46406	-0.40837	1.25912	0.31769	1.2401	0.1771
峰态系数	-0.24070	-0.04364	2.17412	-0.58081	1.3321	-0.2870

(3)热迁移参数 据沈荣开等研究土壤固相的体积分数可表为:  $(1-n) \times 0.91$ , 有机质的体积分数表为:  $(1-n) \times 0.09$ , 这里  $n$  为土壤孔隙度<sup>[24]</sup>。本文对0~30cm土层的计算采用这种方法, 而随着土壤埋深的增加, 土壤有机质含量明显降低<sup>[25]</sup>, 则相应的土壤有机质的体积分数亦降低, 本文在此进行估算, 认为30~60, 60~100, 100~250cm土体的有机质的体积分数分别降为0~30cm $1/4, 1/8$ 。相应的各土层的土壤固相、有机质、液相的体积热容量分别取为: 0.46, 0.6,  $1.0 \times 4.18 \text{J}/(\text{cm}^3 \cdot ^\circ\text{C})$ <sup>[26]</sup>。根据土壤质地分析, 试验小区的土壤大多为壤土或砂质壤土, 因此, 热传输方程中的计算表观热传导的系数

$\lambda(\theta)$ 时的经验常数  $b_1, b_2$  和  $b_3$  分别取为 0.243, 0.393 和 1.534 W/(m · C)<sup>[27]</sup>。

(4) 土壤剖面各层次氮素的运移和转化参数 在模拟过程中,假设硝化速率远大于矿化速率,忽略了硝化作用的中间过程,认为矿化作用的产物直接是硝态氮。氮素的矿化作用,采用零级动力学来描述;固持作用和反硝化作用采用一级动力学描述。

由土壤有机质的矿化作用而产生的无机氮是土壤硝态氮的重要来源之一,即,是溶质迁移方程中的源项。当土壤物理和化学性质发生改变时,常常会影响微生物的活性,因此,影响了矿化过程<sup>[28]</sup>。相关的化学性质的改变包括 pH、EC 等的变化,土壤物理状态如土壤滞水、紧实程度影响了土壤通气条件,这些性质的改变都会影响矿化作用<sup>[28]</sup>。此外,环境因子,如,土壤含水量,温度,干湿和冻融交替,也影响矿化作用<sup>[29]</sup>。实际上,在模拟过程中,由于各测点容重的输入参数的不同,已经引起了矿化作用的差异。此外,为进一步研究矿化作用的空间变异性对土壤硝态氮淋失的影响,试验中设计了两种方案来研究土壤氮素的运移和转化规律:<sup>①</sup> 各点的矿化速率常数取同一个值时的土壤硝态氮淋失;<sup>②</sup> 各点的矿化速率常数的空间分布不同时的土壤硝态氮淋失。

方案<sup>②</sup>的各点矿化速率常数的空间分布采用如下方法进行概化:由于土壤有机质是矿化作用的源,且本文应用零级动力学来描述矿化作用,故,在此假设矿化速率常数正比于土壤有机质含量,根据已知的土壤有机质含量在空间上的分布,其均值( $\bar{OM}$ )对应田间平均的矿化速率常数( $\bar{k}$ ),则田间各点的矿化速率常数为  $k = \bar{k}(OM/\bar{OM})$ ,这里的  $\bar{k}$  即为方案<sup>①</sup>中的矿化速率常数。

土壤氮素的矿化作用通常认为发生在有机质含量较高的表层土壤,在较深的土层,随着土壤有机质含量的降低,土壤通气性变差,土壤的矿化作用减弱<sup>[30]</sup>。因此,本文假设只在 0~30 cm 和 30~60 cm 土层考虑矿化作用在空间上是变化的,60~100 cm 的矿化速率较低,且在空间上的取值相同;在 100~250 cm 土层由于土壤中根系很少,土壤通气性变弱,因此在这层土壤中不考虑土壤氮素的矿化作用;相应的固持作用也只发生在 0~100cm 的土体;反硝化作用假设发生在整个研究土体。根据 Myrold 和 Tiedje 开展的几种不同质地的农田土壤(砂壤、壤土和粘壤)的矿化室内培养试验(20℃),零级矿化速率常数可在 0.6~1.5 mg/(kg · d) 范围内取值<sup>[31]</sup>;Nishio 等对火山棕壤(Andosol Brown)0~10cm 的耕层土壤进行不同含水量(分别为 40%, 60% 和 55%)条件下的矿化培养试验(20℃),得到的矿化速率分别为 2.64, 4.00, 1.96 μg/(g · d)<sup>[32]</sup>;Stenger 等对砂壤和粉壤土的耕层(25cm)取扰动和非扰动土进行室内培养试验(21℃),矿化速率在 0.25~0.72 mg/(kg · d) 之间变动<sup>[33]</sup>;Ramos 和 Carbonell 应用 LEACHM 模型预报硝态氮淋失时,对 0~30cm 土层的矿化速率取为 30~60cm 的 2 倍<sup>[34]</sup>。基于此,本文设计的数值试验方案<sup>①</sup>中 0~30cm, 30~60cm 和 60~100cm 矿化速率分别取为 1.0, 0.5, 0.10 mg/(kg · d);根据  $k = \bar{k}(OM/\bar{OM})$  对方案<sup>②</sup>各测点的 0~30cm 和 30~60cm 矿化速率进行计算,取值范围分别为 0.48~2.58 和 0.24~1.29 mg/(kg · d)。

Ramos 和 Carbonell 在模拟氮素淋失过程中,0~30cm, 30~60cm 和 60~100cm 反硝化速率分别取为 0.005, 0.002, 0.0001 d<sup>-1</sup><sup>[34]</sup>;Myrold 和 Tiedje 的研究中固持速率取值范围为 0.0001~0.004 d<sup>-1</sup><sup>[31]</sup>。此外,参阅黄元仿<sup>[35]</sup>,胡克林<sup>[7]</sup>和曹巧红<sup>[36]</sup>的取值范围,本文确定的各层土壤的上述转化参数列于表 5。

上述转化参数通常在室内较为理想的条件下通过培养试验获得,而在模拟的农田实际情况下,需要对转化参数进行修正,不同于一些模型<sup>[37,38]</sup>中温度和湿度的修正方法,

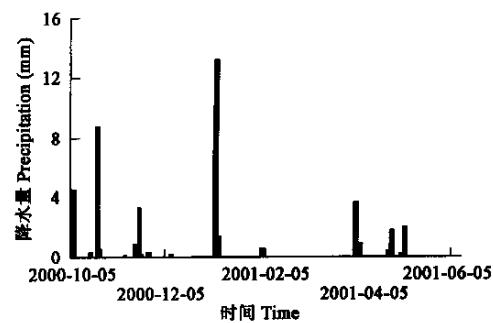


图 2 冬小麦生育期内的降水量<sup>①</sup>

Fig. 2 Precipitation during the growing season of winter wheat

表 4 冬小麦生育期内灌溉和施肥量

Table 4 Irrigation and fertilization of winter wheat

日期 Date	灌溉量 (mm) Irrigation	施肥量 (kg N/hm <sup>2</sup> ) Fertilization
2000-10-05	75	75
2000-11-26	75	
2001-03-14	60	45
2001-04-17	60	45
2001-05-14	60	

表 5 不同土层氮素转化参数的取值

Table 5 N transformation rate constant in different soil layers

土层(cm) Soil layer	矿化速率参数 (mg/(kg · d)) Mineralization rate const.	固持速率参数 (1/d) Immobilization rate const.	反硝化速率参数 (1/d) Denitrification rate const.
0~30	1.0	0.02	0.003
30~60	0.5	0.005	0.001
60~100	0.1	0.001	0.0001
100~250	—	—	0.0001

HYDRUS-1D 采用 Arrhenius 方程对转化参数进行修正<sup>[15]</sup>, 该方程的一般形式可表为:

$$\alpha_T = \alpha_r \exp \left[ \frac{E_a(T^A - T_r^A)}{R_u T^A T_r^A} \right] \quad (12)$$

式中,  $\alpha_r$ 、 $\alpha_T$  分别是在参考绝对温度时  $T_r^A$  和绝对温度  $T^A$  的系数;  $R_u$  是通用气体常数,  $E_a$  是模拟的特定反应过程的活化能。在模拟时需要输入  $E_a$  值。由于氮素转化过程并不是简单的化学或物理化学反应, 而是微生物调节的生物化学过程, 较少有文献报道 Arrhenius 方程中的  $E_a$  该如何取值, 本文采用的下述的近似方法。据 Stenger 等, 由 Arrhenius 方程拟合了扰动的砂壤土的矿化速率曲线, 矿化反应的  $E_a$  值取为 57142.1 J/mol<sup>[33]</sup>。应用文献<sup>[39]</sup>提供的 NO、NO<sub>2</sub> 和 N<sub>2</sub>O 生成焓的均值近似表征反硝化作用的  $E_a$  值为 68576.3 J/mol。无机氮固持为有机氮是一种聚合反应, 吸收能量, 故将生成有机聚合物的吉布斯自由能近似表征固持作用的  $E_a$  值为 41900 J/mol<sup>[39]</sup>。

(5) 根系吸水模型 采用 Feddes 等的形式, 其参数选择自 HYDRUS-1D 的根系吸水参数界面所提供的数据库中<sup>[15]</sup>。根系吸水的最大允许浓度设定为 0.1 mg/cm<sup>3</sup>。冬小麦在抽穗期根系的生物量达到最大值<sup>[40]</sup>, 冬小麦耗水基本来自 120 cm 以上的土层<sup>[41]</sup>, 为避免对根系吸水吸氮过高的估计, 本文模型将最大扎根深度取在 120 cm 处。关于模型中的根系生长因子, 由于本文无实测资料, 采用了 HYDRUS-1D 提供的假设, 认为在作物生育期的中间时刻根系扎根至最大深度的一半。

(6) 出苗最适的土壤含水量 约为田间持水量的 60%~70%<sup>[40]</sup>, 本文取饱和含水量的一半作为田间持水量<sup>[42]</sup>, 该值 70% 所对应的土壤水基质势为模拟的初始剖面。黄满湘等利用 2 m 深的原状土柱对北京地区典型轮作制度(冬小麦-夏玉米)和管理措施下的 0~2 m 土体硝态氮浓度动态进行了研究, 表明: 1999 年土柱底部 2 m 处硝态氮平均淋失浓度为 27.9 mg/L, 2000 年为 54.8 mg/L<sup>[43]</sup>。由于本文无实测的硝态氮初始浓度剖面, 因此参照文献的研究结果<sup>[43]</sup>, 近似取这两年结果的均值 40 mg/L 做为本文模拟的硝态氮浓度剖面初始值。

#### 4 结果分析与讨论

##### 4.1 数值模拟结果

本文对整个冬小麦生育期内硝态氮的淋失进行了模拟, 历时 249 d, 模拟结束时刻的结果表明: 冬小麦收获时, 各点的土面蒸发, 植物蒸腾, 土壤剖面 250 cm 埋深处土壤水渗透量, 硝态氮淋失通量, 累积硝态氮淋失量, 以及矿化量, 固持及反硝化量, 氮素净转化量, 作物吸氮量之间存在较大差异。以上结果的统计特征值分别列于表 6~表 8。

表 6 冬小麦生育期内的蒸发、蒸腾、蒸散和土壤水渗透量

Table 6 Evaporation, transpiration, evapotranspiration and water percolation during the growth season of winter wheat

统计参数 Statistical parameters	蒸发 (mm) Evaporation	蒸腾 (mm) Transpiration	蒸散 (mm) Evapotranspiration	土壤水渗透量 (mm) Water percolation
均值 Mean	145.22	205.72	350.94	2.25
标准差 Standard deviation	3.8164	1.7757	2.6194	3.5446
变异系数 CV	0.0263	0.0086	0.0075	1.5741
最大值 Maximum	151.20	208.00	354.20	21.00
最小值 Minimum	130.20	201.00	338.20	0.02
偏斜系数 Skewness	-1.0203	-0.8129	-2.1051	3.0332
峰态系数 Kurtosis	1.7158	-0.0340	6.2911	10.6808

表 7 不考虑矿化速率空间变异性剖面 250 cm 埋深处硝态氮的淋失通量、累积淋失量及各源汇项值

Table 7 N leaching flux, total N leached amount at the depth of 250 cm in soil, N transformation and N uptake without considering spatial variability of mineralization rate

统计参数 Statistical parameters	溶质通量 (mg/(cm <sup>2</sup> ·d)) N leaching Flux	淋失量 (mg/cm <sup>2</sup> ) total N leaching	矿化量 (mg/cm <sup>2</sup> ) Mineralization	固持和反硝化 (mg/cm <sup>2</sup> ) Immobilization and denitrification	净转化量 (mg/cm <sup>2</sup> ) Net transformation	吸氮量 (mg/cm <sup>2</sup> ) N uptake
均值 Mean	$1.14 \times 10^{-4}$	$9.85 \times 10^{-3}$	1.97	-1.66	0.31	1.29
标准差 Standard variation	$1.27 \times 10^{-4}$	$1.44 \times 10^{-2}$	0.1543	0.0969	0.0711	0.0293
变异系数 CV	1.1206	1.4625	0.0785	-0.0584	0.2308	0.0227
最大值 Maximum	$7.19 \times 10^{-4}$	$8.53 \times 10^{-2}$	2.47	-1.43	0.57	1.39
最小值 Minimum	$3.68 \times 10^{-7}$	$9.40 \times 10^{-5}$	1.60	-1.94	0.13	1.21
偏斜系数 Skewness	1.7872	2.9222	0.6224	-0.6038	0.8954	0.2556
峰态系数 Kurtosis	4.5145	10.0677	0.7396	0.4479	1.8381	0.8410

#### 万方数据

从表 6 可知: 土面蒸发和植物蒸腾均表现为较弱的空间变异性, 这主要是由于本文的根系吸水模型采用 Feddes 等的方程,

对于一种作物,根系吸水模型的参数为一固定的值<sup>[15]</sup>,只是由于在模拟过程中各点土壤的供水能力不同,导致蒸腾量略有差异,而土面蒸发除了受气象因素的影响,同时受到土壤供水能力的限制,因此,其变异性强于作物蒸腾量;土壤剖面250cm埋深处土壤水渗透量表现为强空间变异性,其变异系数为1.57,变化范围从0.02mm到21mm,可见,即使在本文试验条件下的一小块面积的农田中,该深度各点土壤水分渗透损失的差异很大。

从表7可见,不考虑矿化速率空间变异性的剖面250cm埋深处硝态氮的淋失通量和累积淋失量属于强变异的量,变异系数大于1。对于土壤水渗透量和淋失量较高的采样点,显然是农业管理和环境监测的脆弱带。矿化量、固持和反硝化量,作物吸氮量都是弱变异强度的变量,尽管在模拟开始时刻各点的转化参数取相同的值,但由于各点的土壤容重不同,使得土壤的通气性存在差异,土壤的粒径含量不同,矿物组成的差异,有机质含量不同,对土壤热传导的能力不同,从而影响了各点的土壤温度状况,导致微生物的活动能力的差异,因此,虽然模拟之初,各点的所有转化参数都取相同的值,但模拟结束时刻的结果仍存在差异。净转化量(矿化量与固持和反硝化量之差)为中等变异强度。

表8 考虑矿化速率空间变异性的剖面250cm埋深处硝态氮的淋失通量、累积淋失量及各源汇项值

Table 8 N leaching flux, total N leached amount at the depth of 250cm in soil, N transformation and N uptake with considering spatial variability of mineralization rate

统计参数 Statistical parameters	溶质通量 (mg/(cm <sup>2</sup> ·d)) N leaching Flux	淋失量 (mg/cm <sup>2</sup> ) total N leaching	矿化量 (mg/cm <sup>2</sup> ) Mineralization	固持和反硝化 (mg/cm <sup>2</sup> ) Immobilization and denitrification	净转化量 (mg/cm <sup>2</sup> ) Net transformation	吸氮量 (mg/cm <sup>2</sup> ) N uptake
均值 Mean	$1.14 \times 10^{-4}$	$9.84 \times 10^{-3}$	1.96	-1.66	0.30	1.28
标准差 Standard variation	$1.27 \times 10^{-4}$	$1.44 \times 10^{-2}$	0.5829	0.2543	0.3335	0.1513
变异系数 CV	1.1205	1.4624	0.2969	-0.1532	1.1000	0.1180
最大值 Maximum	$7.19 \times 10^{-4}$	$8.53 \times 10^{-2}$	4.42	-1.21	1.78	1.91
最小值 Minimum	$3.68 \times 10^{-7}$	$9.40 \times 10^{-5}$	0.96	-2.64	-0.25	1.01
偏斜系数 Skewness	1.7860	2.9224	1.5940	-1.3856	1.7062	1.4642
峰态系数 Kurtosis	4.5074	10.0724	4.2170	2.9906	5.0250	4.0413

表8的结果表明,考虑土壤有机氮矿化速率空间变异性时,土壤剖面250cm埋深处土壤硝态氮淋失通量和累积的土壤硝态氮淋失量与不考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性模拟结果相比,差异不大。说明,本文数值试验条件下考虑矿化空间变异性时,对土壤剖面250cm埋深处累积的土壤硝态氮淋失量的影响不大,如果只考察该深度的土壤硝态氮淋失量,可以忽略矿化速率的空间变异性。矿化作用的空间变异性主要影响了土壤氮素的转化作用,这是因为,本文假设矿化和固持作用主要发生在0~100cm土体,该作物的主要根系均分布在这土层深度,该土层的土壤有机质含量较高,土壤的通气性较好,土壤微生物活性较强。在不考虑土壤有机氮矿化速率空间变异性时,矿化量、固持和反硝化量、作物吸氮量都表现为弱变异强度,而考虑土壤有机氮矿化速率空间变异性时,这3个量都呈现出中等变异强度,并且净转化量的空间变异性大大增强。

图3给出了各点土壤剖面250cm埋深处的土壤水渗透量在空间上的分布,鉴于考虑和不考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性时对土壤剖面250cm埋深处累积的土壤硝态氮淋失量影响很小,图4只列出了考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性时的结果。可见,该深度各点之间的土壤水渗透量和累积硝态氮淋失量在空间上的分布表现出明显的不同,但两者的变化具有相同的趋势。考虑和不考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性时的土壤氮素净转化量分别示于图5,可见,考虑土壤有机氮矿化速率空间变异性时的土壤氮素净转化量的空间差异非常明显,相比之下,不考虑土壤有机氮矿化的空间变异性时的土壤氮

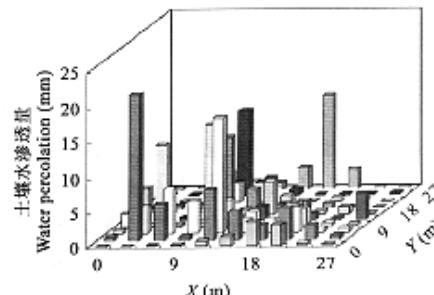


图3 剖面250cm埋深处土壤水渗透量在空间上的分布  
Fig. 3 Spatial distribution of water percolation at the depth of 250cm in soil

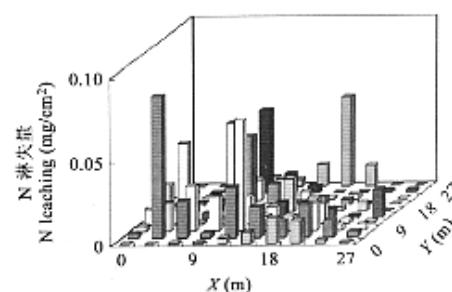


图4 剖面250cm埋深处硝态氮淋失量在空间上的分布  
Fig. 4 Spatial distribution of N leaching at the depth of 250cm in soil

素净转化量相对平缓,但也呈现出一定的差异。同时将土壤有机质在空间上的分布列于图 6,可以看出,土壤有机质在空间上分布与不考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性时的土壤氮素净转化量的变化趋势不太相同,而与考虑土壤有机氮矿化的空间变异性时的土壤氮素净转化量在趋势上有一定的相似性,这与本文假设是一致的。

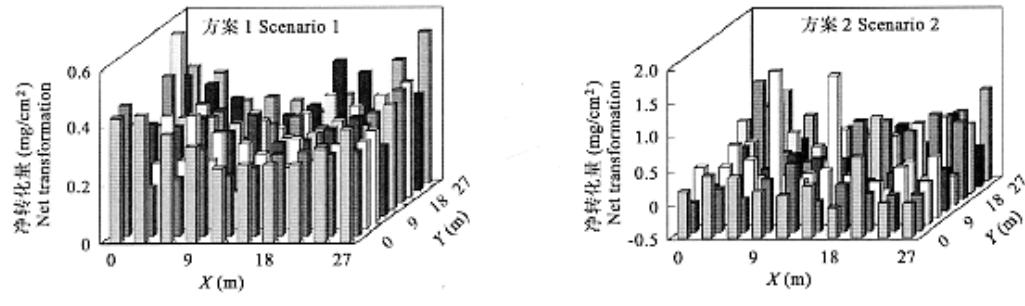


图 5 冬小麦生育期内氮素净转化量

Fig. 5 N net transformation during the growing period for winter wheat

#### 4.2 地统计学分析

本文采用 GEOPACK 软件(version 1.0)<sup>[44]</sup>对实测的土壤性质,模型的输入参数和模拟结果进行地统计学分析。首先应用 Kolmogorov-Smirnov test ( $\alpha=0.01$ ),检验以上参数和结果在空间上的分布是否服从正态分布。对土壤粒径组成、容重、EC、pH、OM,考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性时的 0~30cm 和 30~60cm 土层的矿化速率参数(分别简记为  $K_{30}$  和  $K_{60}$ ),及 van Genuchten 型的土壤水力学参数、 $\lambda$  进行地统计学分析,其结果分别示于表 9 和表 10,同时还给出了各参数在空间上的分布类型。

从表 9 和 10 可见,除粒径组成和含水量在空间上为正态分布外,其余均为对数正态分布,且大部分参数都用球状模型来描述其半方差函数。以土壤容重的变程最大,为 26.26m;其次是粘粒含量及饱和导水率,变程分别为 20.31m, 18.59m;土壤有机质的变程最小,只有 4.77m,可能是受作物残茬及历史上施用有机肥不均的影响较大。在考虑矿化的空间变异性时,本文假设矿化速率与有机质含量成正比,因此,计算的矿化速率的变程与有机质的变程相同。

表 9 土壤粒径组成、容重、EC、pH、OM 在空间上的分布及半方差函数分析结果

Table 9 Spatial distribution and semi-variances of soil particle size, bulk density, EC, pH and OM

土壤性质 Soil properties	分布类型 Distribution	模型 Model	块金值 Nugget	基台值 Sill	变程 (m) Range	离差平方和 SSQ
砂粒 Sand	正态 Normal	球状 Spherical	59.52	91.12	11.31	286.56
粉粒 Silt	正态 Normal	球状 Spherical	34.49	50.10	11.82	68.90
粘粒 Clay	正态 Normal	高斯 Gaussian	9.10	14.74	20.31	4.71
容重 Bulk density	对数正态 Lognormal	球状 Spherical	$2.67 \times 10^{-3}$	$4.39 \times 10^{-3}$	26.26	$2.18 \times 10^{-7}$
EC	—	球状 Spherical	1359.70	18736.70	4.22	$6.32 \times 10^7$
pH	正态 Normal	球状 Spherical	$1.01 \times 10^{-2}$	$1.57 \times 10^{-2}$	11.96	$9.00 \times 10^{-6}$
OM	对数正态 Lognormal	球状 Spherical	$3.66 \times 10^{-5}$	$3.94 \times 10^{-2}$	4.77	$1.46 \times 10^{-4}$

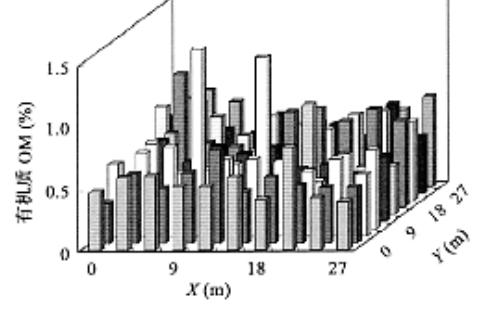


图 6 土壤有机质(OM)在空间上的分布

Fig. 6 Spatial distribution of soil organic matter(OM)

不考虑和考虑矿化速率空间变异性时的硝态氮淋失通量、累积淋失量、土壤氮素净转化量和作物吸氮量的半方差函数和参数,及其在空间上的分布分别示于表 11、表 12 和图 7、图 8。可见,累积硝态氮淋失量在空间上表现为相互独立,半方差函数为纯块金形式;考虑或不考虑矿化的空间变异性,对土壤剖面 250cm 埋深处累积的土壤硝态氮淋失量的影响不大,其半方差函数的各个参数非常接近。不考虑矿化空间变异性时的土壤氮素净转化量和作物吸氮量的半方差函数均用线性无基台值模型来描述,说明,在本文的研究区域内,净转化量不存在有限的半方差,如果研究区域足够大,或许可以得到其有限的半方差函数,之所以表现为这样的结果,可能也和该方案中所有的转化参数取相同的值有关。考虑矿化空间变异性时的土壤氮素矿化量和作物吸氮

量的半方差函数均可用球状模型描述,其变程约为4.7m,与土壤有机质的变程近似。尽管该方案本文只假设了矿化作用存在空间变异性,但由于矿化作用产生的无机氮同时也是固持、反硝化损失和作物吸收的重要来源之一,其盈亏状况调节了与之相关的其它转化作用,因此它也影响了固持和反硝化量、净转化量及作物吸氮量空间结构。

表 10 土壤水力学参数和矿化速率参数在空间上的分布及半方差函数分析结果

Table 10 Spatial distribution and semi-variances of soil hydraulic parameters and mineralization rate

参数	分布类型 Distribution	模型 Model	块金值 Nugget	基台值 Sill	变程(m) Range	离差平方和 SSQ
$\theta_r$	正态 Normal	球状 Spherical	$3.08 \times 10^{-5}$	$5.86 \times 10^{-5}$	10.97	$8.51 \times 10^{-11}$
$\theta_s$	正态 Normal	球状 Spherical	$1.44 \times 10^{-4}$	$2.43 \times 10^{-4}$	8.95	$1.41 \times 10^{-9}$
$\alpha$	对数正态 Lognormal	球状 Spherical	$3.07 \times 10^{-5}$	$4.18 \times 10^{-5}$	13.96	$3.24 \times 10^{-11}$
$n$	对数正态 Lognormal	球状 Spherical	$1.60 \times 10^{-3}$	$3.39 \times 10^{-3}$	7.70	$5.37 \times 10^{-7}$
$K_s$	对数正态 Lognormal	球状 Spherical	79.72	109.34	18.57	400.66
$\lambda$	正态 Normal	球状 Spherical	74.35	127.38	9.85	904.07
$K_{30}$	对数正态 Lognormal	球状 Spherical	$5.29 \times 10^{-5}$	0.12	4.77	$1.28 \times 10^{-3}$
$K_{60}$	对数正态 Lognormal	球状 Spherical	$5.14 \times 10^{-5}$	$2.92 \times 10^{-2}$	4.77	$8.00 \times 10^{-5}$

表 11 不考虑矿化速率空间变异性时的累积硝态氮的淋失量和土壤氮素净转化量的半方差函数

Table 11 Some semi-variances about N without considering spatial variability of mineralization rate

变量 Variable	分布类型 Distribution	模型 Model	块金值 Nugget	基台值 Sill	变程(m) Range	离差平方和 SSQ
通量 Flux	—	球状 Spherical	$9.53 \times 10^{-9}$	$1.58 \times 10^{-8}$	7.64	$4.28 \times 10^{-18}$
N 淋失量 N leaching	对数正态 Lognormal	纯块金 Pure nugget	$1.99 \times 10^{-4}$	$1.99 \times 10^{-4}$	0	$1.02 \times 10^{-9}$
净转化量 Net transformation	对数正态 Lognormal	线性无基台 Linear without sill	$2.66 \times 10^{-3}$	—	—	$3.67 \times 10^{-7}$
吸氮量 N uptake	—	球状 Spherical	$2.72 \times 10^{-4}$	$8.20 \times 10^{-4}$	8.09	$2.46 \times 10^{-8}$

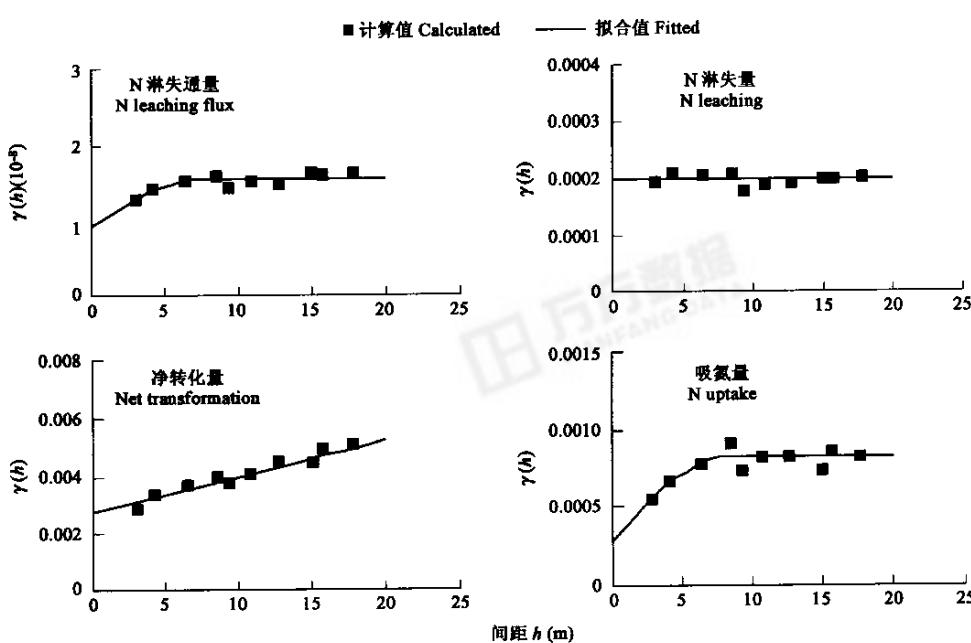


图 7 不考虑矿化速率空间变异性时的累积硝态氮淋失量和土壤氮素净转化量的半方差函数

Fig. 7 Semi-variances of N leaching and transformation without considering spatial variability of mineralization

#### 4.3 模拟结果与部分参数的统计关系分析

通过地统计学分析,得知主要的模拟结果,如:土壤水渗透量,土壤氮素的矿化量,固持及反硝化量,净转化量,吸氮量,累积土壤硝态氮淋失量的空间结构,这些变量之间存在着一定的联系。土壤水渗透量和累积土壤硝态氮淋失量,与一些容易获得的参数之间存在一定的统计关系,从而可以间接得到土壤水渗透量或累积土壤硝态氮淋失量,以减少田间测试工作。

表 12 考虑矿化速率空间变异性时的累积硝态氮的淋失量和土壤氮素净转化量的半方差函数

Table 12 Some semi-variances about N with considering spatial variability of mineralization

变量 Variable	分布类型 Distribution	模型 Model	块金值 Nugget	基台值 Sill	变程 (m) Range	离差平方和 SSQ
通量 Flux	—	球状 Spherical	$9.52 \times 10^{-9}$	$1.58 \times 10^{-8}$	7.63	$4.28 \times 10^{-18}$
N 淋失量 N leaching	对数正态 Lognormal	纯块金 Pure nugget	0.000199	0.000199	0	$1.02 \times 10^{-9}$
净转化量 Net transformation	对数正态 Lognormal	球状 Spherical	0	0.1228	4.68	0.001107
吸 N 量 N uptake	对数正态 Lognormal	球状 Spherical	0	0.02525	4.69	$4.51 \times 10^{-5}$

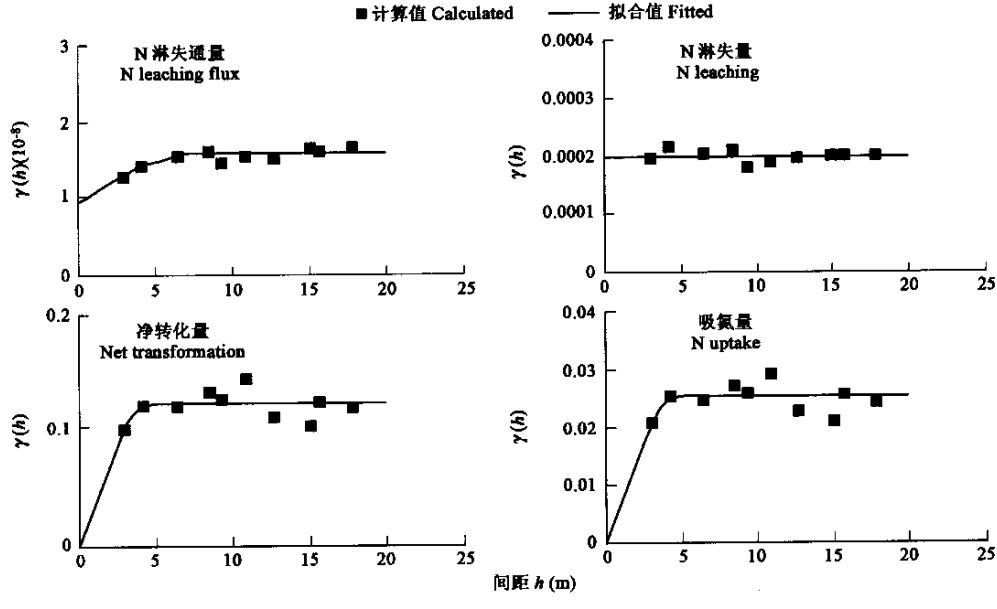


图 8 考虑矿化速率空间变异性时的累积硝态氮淋失量和土壤氮素净转化量的半方差函数

Fig. 8 Semi-variances about N with considering spatial variability of mineralization

依次对剖面 250cm 埋深处土壤水渗透量、累积土壤硝态氮淋失量与 EC、pH、OM、砂粒、粉粒、粘粒含量、容重、 $\theta_r$ 、 $\theta_s$ 、 $\alpha$ 、 $n$ 、 $K_s$  和  $\lambda$  之间是否存在较为显著的统计关系进行了分析, 经  $F$  检验, 表 13 给出了呈现显著相关性的参数(参量)的统计结果, 说明土壤水渗透量和硝态氮淋失量与土壤物理性质关系密切, 而受土壤化学性质的影响较小。土壤水渗透量、硝态氮淋失量与容重和  $\theta_s$  表现为乘幂函数关系, 与  $\alpha$  和  $K_s$  表现为多项式的关系。决定系数由高到低分别为: 容重、 $K_s$ 、 $\theta_s$ 、 $\alpha$ 。容重反映了土壤的紧实程度, 而  $K_s$  反映了土壤的导水能力, 这两个参数均反映了土壤的渗透性能, 故与土壤水渗透量和硝态氮淋失量的相关性最高。 $\theta_s$ 、 $\alpha$  都是与土壤孔隙分布状况有关的参数, 也反映了土壤的导水能力, 因此, 与土壤水渗透量和累积硝态氮淋失量之间也存在较好的相关性。

## 5 结论

农田尺度下土壤氮素的转化和运移是土壤物理、化学、生物等作用的结果, 对呈现出空间变异性的硝态氮淋失进行定量描述有一定困难。通过假设土壤由一系列没有相互作用的一维土柱组成, 运用 HYDRUS-1D 软件, 对永乐店以 3m 网格为间距的 100 个采样点所代表的土壤剖面的硝态氮运移进行了模拟, 结果表明:

(1) 剖面 250cm 埋深处的土壤水渗透量和累积硝态氮淋失量呈现出较强的空间变异性, 其变异系数大于 1.46; 硝态氮淋失量最大的点是 12 号 (3m, 3m), 淋失量最小的点是 100 号 (27m, 27m); 可见, 在空间上存在水分渗透和硝态氮淋失的脆弱带, 对这些脆弱带进行监测和管理具有重要的实际意义。

(2) 通过比较考虑和不考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性模拟结果, 表明考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性对剖面 250cm 埋深处硝态氮淋失的影响很小, 矿化作用的空间变异性主要影响了氮素的转化项和作物吸氮量, 因此, 单就考虑该深度的土壤水分渗透和氮素淋失而言, 可以忽略矿化作用的空间变异性。

(3) 在本文试验条件下, 不考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性时, 土壤氮素的净转化量和作物吸氮量在空间上均无有限的半方差函数, 用线性无基台的模型来拟合半方差函数。而考虑土壤有机氮矿化速率的空间变异性时, 由于本文假设矿化速

率与有机质含量成正比,上述各量的半方差函数与有机质的模拟结果非常接近。

(4)对剖面250cm埋深处的土壤水渗透量、累积硝态氮淋失量与一些参数(参量)进行统计分析,表明:土壤水渗透量、累积硝态氮淋失量与部分土壤物理性质或参数之间存在显著的相关性,而受土壤化学性质的影响很小,其中淋失量与容重、 $K_s$ 、 $\theta_s$ 和 $\alpha$ 之间的统计关系达到显著的水平, $R^2$ 分别约为:0.65、0.31、0.22和0.15。

虽然本文运用柱模型假设对农田尺度下冬小麦生育期内土壤硝态氮的运移进行了模拟,得到了其在空间上的分布,然而如果网格进一步加密或研究区域进一步增大,计算量将是巨大的,因此,发展一种改进的方法,通过对少数几个采样点的硝态氮运移进行模拟,或只运行较少次数的模型就可以得到希望的模拟结果将是以后值得深入探讨的问题。土壤水渗透量、累积硝态氮淋失量与容重、 $K_s$ 、 $\theta_s$ 、 $\alpha$ 之间的统计关系是否也适用于其它的作物和土壤,在不同的水文年型,是否也具有类似的统计关系,还需要做进一步的检验。此外,本文只分析了矿化作用的空间变异性对硝态氮淋失的影响,而其它转化作用(固持、反硝化等)的空间变异性对模拟结果的影响也需做进一步的定量分析。

表13 土壤水渗透量和累积硝态氮淋失量与各参数的拟合结果

Table 13 Regression parameters between some parameters and water percolation and N leaching

参数(参量) Parameters	土壤水渗透量 Water percolation(mm)			N 淋失量 N leaching amount (mg/cm <sup>2</sup> )		
	数学表达 Equation		$R^2$	数学表达 Equation		$R^2$
容重 Bulk density (g/cm <sup>3</sup> )	$y = 59814x^{-27.884}$		0.6420	$y = 294.37x^{-28.003}$		0.6517
$\theta_s(\text{cm}^3/\text{cm}^3)$	$y = 6 \times 10^6 x^{15.941}$		0.2201	$y = 33286x^{16.044}$		0.2244
$\alpha(\text{cm})$	$y = -1 \times 10^6 x^3 + 111349x^2 - 2412x + 16.861$		0.1518	$y = -6317.9x^3 + 459.05x^2 - 9.954x + 0.0702$		0.1575
$K_s(\text{cm/d})$	$y = 5 \times 10^{-8} x^6 - 9 \times 10^{-6} x^5 + 0.0006x^4 - 0.0219x^3 + 0.381x^2 - 2.7455x + 6.4379$		0.3139	$y = 2 \times 10^{-6} x^6 - 4 \times 10^{-8} x^5 + 3 \times 10^{-6} x^4 - 1 \times 10^{-4} x^3 + 0.0016x^2 - 0.0116x + 0.0268$		0.3115

## References:

- [1] Grignani C, Zavattaro L. A survey on actual agricultural practices and their effects on the mineral nitrogen concentration of the soil solution. *Europ. J. Agron.*, 2000, **12**: 251~268.
- [2] Burkart M R, Kolpin D W, James D E. Assessing groundwater vulnerability to agrichemical contamination in the Midwest US. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, **39**:103~112.
- [3] Gogerya F S, Dahab M F, Woldt W E, et al. Incorporation of spatial variability in modeling non-point source groundwater nitrate pollution. *Wat. Sci. Tech.*, 1996, **33**(5):233~240.
- [4] Indelman P, Touber-Yasur I, Yaron B, et al. Stochastic analysis of water flow and pesticides transport in a field experiment. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1998, **32**: 77~97.
- [5] Djurhuus J, Hansen S, Schekle K, et al. Modelling mean nitrate leaching from spatially variable fields using effective hydraulic parameters. *Geoderma*, 1999, **87**: 261~279.
- [6] Ersahin S. Assessment of spatial variability in nitrate leaching to reduce nitrogen fertilizers impact on water quality. *Agricultural Water Management*, 2001, **48**(3): 179~189.
- [7] Hu K L. Spatial variability of soil properties and stochastic modeling on nitrate leaching at field scale. Ph. D dissertation of China Agricultural University, 2000. 6.
- [8] Zhang S Y. Regional simulation on behavior of water and nitrogen and management analysis based on GIS. Ph. D dissertation of China Agricultural University, 2002. 6.
- [9] Mahmoudjafari M., Kluitenberg G J, Havlin J L, et al. Spatial variability of nitrogen mineralization at the field scale. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1997, **61**: 1214~1221.
- [10] Yang J Z, Ye Z T. Velocity spatial variability and its effect on solute transport in field unsaturated soil. *Advances in Water Sciences*. 1994, **5** (1):9~17.
- [11] Mallants D, Mohanty B P, Jacques D, et al. Spatial variability of hydraulic properties in a multi-layered soil profile. *Soil Science*, 1996, **161**(3):167~181.
- [12] Mallarino A P. Spatial variability patterns of phosphorus and potassium in no-tilled soils for two sampling scales. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1996, **60**:1473~1481.
- [13] Dobermann A, Vaarts P, Neue H U. Scale-dependent correlations among soil properties in two tropical lowland rice fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1997, **61**: 1483~1496.

- [14] Zhou H Z, Gong Z T, Lamp J. Study on spatial variability of soil. *Acta Pedologica Sinica*, 1996, **33** (3): 232~241.
- [15] Šimůnek J, Šejna M, and Van Genuchten M Th. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media (Version 2.0). U. S. Salinity Laboratory Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Riverside, California, 1998. 10.
- [16] Liu Q C, Xie S C. A study on field soil water balance for summer corn in north China plain. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1998, **1**: 62~68.
- [17] Xu D, Cai L G. Simulation of infiltration and recharge based on field water balance in cropped soil. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1997, **12**: 64~78.
- [18] Persicani D. Pesticide leaching into field soils: sensitivity analysis of four mathematical models. *Ecological Modeling*, 1996, **84**: 265~280.
- [19] Cao Q H, Gong Y S. Simulation and analysis of water balance and nitrogen leaching using Hydrus-1D under winter wheat crop. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2003, **9** (2): 139~145.
- [20] Lei Z D, Yang S X, Xie S C. *Soil water dynamics*. Beijing: Qinghua University Press, 1988.
- [21] Perfect E. A pedotransfer function for predicting solute dispersivity: Model testing and upscaling. In: Pachepsky Y, Radcliffe D E, and Selim H M eds. *Scaling methods in soil physics*. CRC Press, 2003. 89~96.
- [22] Perfect E, Sukop M C, Haszler R. Prediction of dispersivity for undisturbed soil columns from water retention parameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2002, **66**: 696~701.
- [23] Kersebaum K C, and Richter J. Modelling nitrogen dynamics in a plant-soil system with a simple model for advisory purposes. *Fertilizer Res.*, 1991, **27**: 273~281.
- [24] Hadas A, Feigin A, Feigenbaum S, et al. Nitrogen mineralization in the field at various soil depths. *J. Soil Sci.*, 1989, **40**: 131~137.
- [25] Shen R K, Ren L, Zhang Y F. Field experiment and numerical simulation of soil moisture and temperature regimes under full wheat straw mulch at summer corn stage. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1997, **2**: 14~21.
- [26] Milly P C D. A simulation analysis of thermal effects on evaporation from soil. *Water Resour. Res.*, 1984, **20** (8): 1087~1098.
- [27] Chung S O, Horton R. Soil heat and water flow with a surface mulch. *Water Resour. Res.*, 1987, **23** (12): 2175~2186.
- [28] Jansson S L, Persson J. Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In: Stevenson F J ed. *Nitrogen in agricultural soil*. Agron. Monogr. 22. ASA and SSA, Madison, WI., 1982. 240.
- [29] Campbell C A. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In: Schnitzer M, Khan S U eds. *Soil organic matter*. Developments in soil science 8. Elsevier., 1978. 220~228.
- [30] Hadas A, Feigin A, Feigenbaum S, et al. Nitrogen mineralization in the field at various soil depths. *J. Soil Sci.*, 1989, **40**: 131~137.
- [31] Myrold D D, Tiedje J M. Simultaneous estimation of several nitrogen cycle rates using  $^{15}\text{N}$ ; theory and application. *Soil Biol. Biochem.*, 1986, **18**(6): 559~568.
- [32] Nishio T, Kanamori T, Fujimoto T. Nitrogen transformations in an aerobic soil as determined by a  $^{15}\text{NH}_4^+$  dilution technique. *Soil Biol. Biochem.*, 1985, **17**(2): 149~154.
- [33] Stenger R, Priesack E, Beese F. Rates of nitrogen mineralization in disturbed and undisturbed soils. *Plant and Soil*, 1995, **171**: 323~332.
- [34] Ramos C, Carbonell E A. Nitrate leaching and soil moisture prediction with the LEACHM model. *Fertilizer Research*, 1991, **27**: 171~180.
- [35] Huang Y F. Regional soil nitrogen behavior and management on soil water and nitrogen. Ph. D dissertation of China Agricultural University, 1996. 6.
- [36] Cao Q H. Simulation on soil nitrogen leaching during growth period of winter wheat and summer maize under condition of stochastic precipitation & weather variation. Ph. D dissertation of China Agricultural University, 2002. 6.
- [37] Cabon F, Girard G, Ledoux E. Modeling of the nitrogen cycle in farm land areas. *Fertilizer Res.*, 1991, **27**: 161~169.
- [38] Lafolie F. Modelling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non-equilibrium and optimization of the root water potential. *Fertilizer Res.*, 1991, **27**: 215~231.
- [39] Harris R F. Energetics of nitrogen transformation. In: Stevenson F J ed. *Nitrogen in agricultural soil*. Agron. Monogr. 22. ASA and SSA, Madison, WI., 1982. 833~888.
- [40] Wang S A. *Crop plant and cultivation*. Beijing: China Agriculture Press, 1995. 10.
- [41] Feng 万方数据. Analysis of root system growth in relation to soil water extraction pattern by winter wheat under water limiting conditions. *Journal of Natural Resources*, 1998, **13** (3): 234~241.

- [42] Or D, and Wraith J M. Soil water content and water potential relationships. In: Warrick A W ed. *Soil physics companion*. CRC press, Boca Raton, Florida, 2002. 59.
- [43] Huang M X, Zhang S, Zhang G L. Soil core lysimeter study of nitrate leaching from a winter wheat-summer maize rotation. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2003, **23** (1): 11~16.
- [44] Yates S R, Yates M V. Geostatistics for waste management: a user's manual for the GEOPACK (Version 1.0) geostatistical software system. Robert S. Kerr environmental research laboratory offices of research and development. U. S. Environmental Protection Agency. ADA Oklahoma, 1990.

**参考文献:**

- [7] 胡克林. 农田尺度下土壤属性的空间变异性及硝酸盐淋失的随机模拟. 中国农业大学博士学位论文. 2000, 6.
- [8] 张世熔. 基于 GIS 的区域水氮行为模拟与管理分析. 中国农业大学博士学位论文. 2002, 6.
- [10] 杨金忠, 叶自桐. 野外非饱和土壤水流运动速度的空间变异性及其对溶质运移的影响. 水科学进展, 1994, **5**(1): 9~17.
- [14] 周慧珍, 龚子同, Lamp J. 土壤空间变异性研究. 土壤学报, 1996, **33**(3): 232~241.
- [16] 刘群昌, 谢森传. 华北地区夏玉米田间水分转化规律研究. 水利学报, 1998, **1**: 62~68.
- [17] 许迪, 蔡林根. 冬小麦-夏玉米种植模式下的农田水量平衡模拟及人渗补给规律分析. 水利学报, 1997, **12**: 64~78.
- [19] 曹巧红, 龚元石. 应用 Hydrus-1D 模型模拟分析冬小麦农田水分氮素运移特征. 植物营养与肥料学报, 2003, **9**(2): 139~145.
- [20] 雷志栋, 杨诗秀, 谢森传. 土壤水动力学. 北京: 清华大学出版社, 1988.
- [25] 沈荣开, 任理, 张瑜芳. 夏玉米麦秸全覆盖下土壤水热动态的田间试验和数值模拟. 水利学报, 1997, **2**: 14~21.
- [35] 黄元仿. 区域土壤 N 素行为与土壤水、氮管理. 中国农业大学博士论文, 1996, 6.
- [36] 曹巧红. 随机降雨/天气变化条件下冬小麦-夏玉米农田氮淋失特征模拟分析. 中国农业大学博士论文, 2002, 6.
- [40] 王树安. 作物栽培学各论. 北京: 中国农业出版社. 1995, 10.
- [41] 冯广龙, 刘昌明. 冬小麦根系生长与土壤水分利用方式相互关系分析. 自然资源学报, 1998, **13**(3): 234~241.
- [43] 黄满湘, 章申, 张国梁. 应用大型原状土柱渗漏计测定冬小麦-夏玉米轮作期硝态氮淋失. 环境科学学报, 2003, **23**(1): 11~16.