

王雪蕾, 杨胜天, 高云飞, 等. 2009 库滨带土壤释氮负荷模型的构建与田间尺度模拟分析[J]. 环境科学学报, 29(5): 1077– 1085
Wang X L, Yang S T, Gao Y F, *et al*. 2009 Construction and simulation of a soil nitrogen removal model in the riparian zone at field scale[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29(5): 1077– 1085

库滨带土壤释氮负荷模型的构建与田间尺度模拟分析

王雪蕾^{1, 2}, 杨胜天^{1, 2*}, 高云飞^{1, 2}, 高晓飞², 盛浩然³

- 1 北京师范大学遥感科学国家重点实验室, 遥感与地理信息系统研究中心, 环境遥感与数字城市北京市重点实验室, 北京 100875
2 北京师范大学地理学与遥感科学学院, 北京 100875
3 科菱航睿空间信息技术有限公司, 北京 100022

收稿日期: 2008-10-31 修回日期: 2009-01-15 录用日期: 2009-03-30

摘要: 岸边带生态系统对氮元素的去除机理主要包括化学释放含氮气体过程, 植物吸收过程和泥沙截留 3 方面. 其中, 土壤反硝化释氮是岸边带系统最为重要的生态功能之一. 因此, 建立适当的岸边带土壤释氮模型 (包括土壤反硝化、硝化和氨挥发过程), 对准确评估岸边带生态功能和构建合理的岸边带生态系统具有重要意义. 本研究依据岸边带去氮机理, 参照已有的土壤释氮模型研究成果, 构建了适用于水库库滨带土壤特性的土壤释氮速率估算模型 (简称土壤释氮模型), 并以官厅水库库滨带小区为研究对象, 对水库库滨带土壤释氮特性进行模拟分析与验证. 模型模拟结果表明, 在监测期间 (6~ 9 月) 土壤水分平均含量分别为 16. 6%、37. 3%、43. 9% 和 55. 2% 的情况下, 土壤反硝化释氮速率分别为 Q (102 ± 59.3)、(169.3 ± 87.6) 和 (203.2 ± 119.6) $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (以 N 计); 硝化速率分别为 (233.3 ± 121.4)、(177.9 ± 69.3)、(187.7 ± 75.0) 和 (166.7 ± 121.9) $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (以 N 计); 氨挥发速率分别为 (3.00 ± 1.13)、(2.64 ± 1.01)、(2.76 ± 1.04) 和 (2.51 ± 1.89) $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (以 N 计); 总释氮量分别为 1.18、33.64、92.50 和 65.74 g (以 N 计). 同时, 结合同步监测的实验数据, 应用总量平衡法对模拟结果进行了验证. 验证结果表明, 实验小区土壤释氮量模拟值与实验值的决定系数 (R^2) 为 0.83, 证明了该模型可有效地应用于水库库滨带区域.

关键词: 岸边带; 释氮模型; 土壤反硝化; 释氮负荷; 官厅水库

文章编号: 0253-2468(2009)05-1077-09 中图分类号: X171 文献标识码: A

Construction and simulation of a soil nitrogen removal model in the riparian zone at field scale

WANG Xuelei^{1, 2}, YANG Shengtian^{1, 2*}, GAO Yunfei^{1, 2}, GAO Xiaofei², SHENG Haoran³

- 1 State Key Laboratory of Remote Sensing Science, Jointly Sponsored by Beijing Normal University and Institute of Remote Sensing Applications, CAS Research Center for Remote Sensing and GIS, Beijing Key Laboratory for Remote Sensing of Environment and Digital Cities, Beijing Normal University, Beijing 100875
2 School of Geography, Beijing Normal University, Beijing 100875
3 Linktech Navigation Technology Co., Ltd, Beijing 100022

Received 31 October 2008 received in revised form 15 January 2009; accepted 30 March 2009

Abstract The processes that affect nitrogen removal in a riparian ecological system mainly include soil nitrous gas emission, plant uptake and sediment retention, of which nitrous gas release by soil denitrification is one of the most important functions for the riparian system. Therefore, it is critical to build an N removal model including soil denitrification, nitrification and ammonia volatilization to evaluate the riparian ecological functions and practice riparian management. In this work, a nitrous gas release model for the riparian zone was constructed based on a process-mechanism. The model includes three submodules: soil nitrification, soil denitrification and ammonia volatilization. Based on the pilot experiments carried out in the riparian zone of the Guanting reservoir, the characteristics of soil N removal in the riparian zone were analyzed and the model was calibrated and validated. The findings show

基金项目: 国家自然科学基金项目 (No. 40671123); 国家高技术研究发展计划 (863) (No. 2006AA12Z145) 项目; 国家科技支撑计划课题 (No. 2006BA06B07); “长江学者和创新团队发展计划”项目

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 40671123), the National High-Tech Research and Development Program of China (No. 2006AA12Z145), the Key Technology R&D program (No. 2006BA06B07) and the Program for Changjiang Scholars and Innovative Research Team in University.

作者简介: 王雪蕾 (1978—), 女, 博士, E-mail: wxuelei@bnu.edu.cn * 通讯作者 (责任作者), E-mail: yangshengtian@bnu.edu.cn

Biography: WANG Xuelei (1978—), female, Ph. D., E-mail: wxuelei@bnu.edu.cn * **Corresponding author:** E-mail: yangshengtian@bnu.edu.cn

that during the experiments (June to Sep., 2007), under different soil moisture levels (16.63%, 37.26%, 43.92% and 55.19%), the simulated average soil denitrification rates were 0.102 ± 0.059 , 0.169 ± 0.087 and 0.203 ± 0.119 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$. With the same soil moisture levels, the simulated nitrification rates were (0.233 ± 0.121) , (0.177 ± 0.093) , (0.187 ± 0.075) and (0.166 ± 0.121) $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$; and the ammonia volatilization rates were (0.300 ± 0.113) , (0.264 ± 0.101) , (0.276 ± 0.104) and (0.251 ± 0.189) $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Also, under the same conditions, the total N removals were 1.18 g, 33.64 g, 92.50 g and 65.74 g, respectively, during the experiment from June to September. According to the conservation of mass of N in the pilot experiment system, the model was calibrated and validated. The correlation analysis between the simulated and monitored values had a coefficient of determination (R^2) of 0.82, which indicated the simulated results were sound and the model can be applied effectively in the riparian zone at the field scale.

Keywords riparian zone; nitrous gas release model; soil denitrification rate; N removal load; Guanting reservoir

1 引言 (Introduction)

近几年, 岸边带理论逐步引起人们的重视. 越来越多的学者意识到对水体岸边带生态系统的维护, 不仅是流域非点源污染防治的重要手段, 更是对整个流域生态系统进行可持续管理的关键环节 (Yang *et al.*, 2007). 大量研究表明, 岸边带对流域非点源污染防治具有重要作用, 尤其是对氮营养元素的去除效果明显 (Delgado *et al.*, 1995; Heathwaite *et al.*, 1998; Nina Syversen, 2005; Wang *et al.*, 2007). 岸边带对氮素的去除过程主要表现为植物吸收过程、土壤化学释放含氮气体过程 (Hunt *et al.*, 2004) 和泥沙截留 3 个过程. 其中, 由于土壤硝化和反硝化过程中产生的 N_2O 是重要的温室气体之一 (Cicerone, 1987), 其单位分子的增温潜能是 CO_2 的 250 倍 (IPCC, 1995). 因此, 建立适当的岸边带土壤释氮模型估算岸边带释氮量, 对准确评估岸边带生态功能和构建合理岸边带生态系统具有重要意义.

自然界中氮元素按照形态可以分为无机氮和有机氮两大类, 氮元素在土壤-大气-植被系统中的循环过程如图 1 所示. 从图 1 可以看出, 氮循环过程包括了复杂的物理、化学和生物学机制. 因此, 对氮循环过程的模拟成为当前研究的一个重点和难点. 目前, 对氮循环过程进行描述的模型主要包括两大类: 微生物生长模型 (Microbial Growth Model, MGM) (Leffelaar and Wessel, 1988; Grant, 2001) 和简单过程模型 (Simplified Process Model, SPM) (Johnsson *et al.*, 1987; Sogbedi *et al.*, 2001). 其中, MGM 模型将土壤反硝化、硝化等氮循环过程看作微生物有机体新陈代谢的作用, 模型的表达形式通常为一级动力学方程, 模型参数不易获得; 而简单的过程模型不考虑微生物活动和气体在土壤中的扩散作用, 将土壤硝化、反硝化和氨挥发过程用容易测得的参数表达出来, 如土壤水分, 土壤温度和硝态氮含量等. 因此 SPM 模型的应用性更强, 也更有利于实现大空间尺度的氮循环模拟.

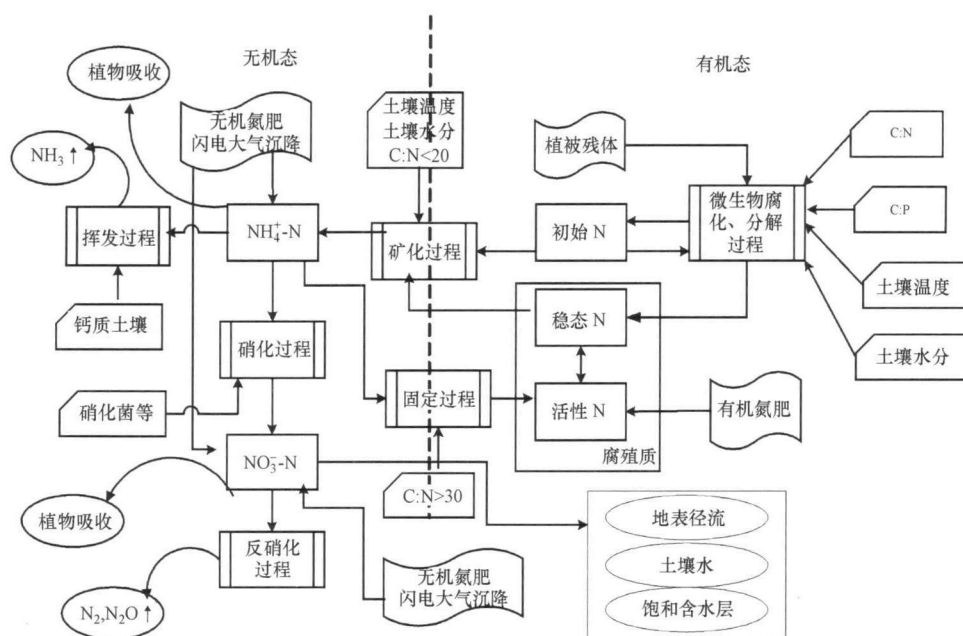


图 1 N元素在自然界中的循环

因此, 本文从岸边带去氮机理过程出发, 参照已有的土壤释氮模型, 构建适用于水库库滨带土壤特性的释氮速率估算模型, 并对官厅水库库滨带小区模拟试土壤释氮特性进行模拟分析和实验验证. 旨在构建基于氮循环过程机理水库库滨带释氮模型, 为实现流域尺度下水库库滨带生态系统的去氮功能模拟研究提供科学依据.

2 材料和方法 (Materials and methods)

2.1 模型构建

2.1.1 反硝化过程模块 土壤反硝化释氮负荷模型构建的基本思想是土壤的反硝化速率由土壤的硝态氮含量、土壤温度、土壤湿度和土壤的酸碱性决定. 模型的基本表达式 (Heinen, 2006) 为:

$$D_a = D_p f_N f_s f_T f_{pH} \tag{1}$$

式中, D_a 为实际反硝化速率 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 或者 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 以 N 计); D_p 为潜在反硝化速率 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 或者 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 以 N 计); f_N 为无维土壤硝酸盐衰减函数, 取值范围为 $[0, 1]$; f_s 为无维土壤水分衰减函数; f_T 为无维土壤温度衰减函数; f_{pH} 为无维土壤酸碱性衰减函数; 其中, f_N 和 f_T 方程参考 REMM 模型 (Inandrar et al., 1999), f_{pH} 参考 SMART2 模型 (Kros, 2002).

$$f_N = \min \left[1, \frac{N}{N_{crit}} \right] \tag{2}$$

$$f_s = \begin{cases} 0 & S < S_t \\ \left(\frac{S - S_t}{S_m - S_t} \right)^w & S_t \leq S \leq S_m \\ 1 & S_m < S \end{cases} \tag{3}$$

$$f_T = \begin{cases} 0 & t \leq 0 \\ Q_{10}^{0.1(t-t_r)} & 0 < t < 25 \\ 1 & 25 \leq t \end{cases} \tag{4}$$

$$f_{pH} = \begin{cases} 0 & \text{pH} \leq 3.5 \\ (\text{pH} - 3.5) / 3 & 3.5 < \text{pH} < 6.5 \\ 1 & \text{pH} \geq 6.5 \end{cases} \tag{5}$$

式中, N 为土壤溶液中硝酸盐的浓度或者土壤中硝酸盐含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); N_{crit} 为土层中反硝化反应的临界值 ($3 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); S 为土壤饱水率 (Water-filled Pore Space WFPS), S_t 和 S_m 分别为 $f_s = 0$ 和 $f_s = 1$ 时所对应的土壤饱水率; w 为线型参数, 即决定曲线方程陡度的参数, f_s 中 3 个参数的统计见表 1 (Heinen, 2006); t 为实际的土壤温度 ($^{\circ}\text{C}$), t_r 为参考温度 ($^{\circ}\text{C}$), Q_{10} 为温度增长 10°C 时反硝化速率的

增长因子.

表 1 参数 S_m , S_t 和 w 在模型中的统计值
Table 1 The statistics of parameters S_m , S_t and w in the models

S_m	S_t	w	模型
1.0	1.6	1.0	CERES
1.0	$S_{FC}^{1)}$	0	CREAM-SNT
1.0	0.62	1.735	Gundmann and Rolston
1.0	0.9	0	LASCAM-NP
1.0	0.62	1.74	NEMIS-STICS
1.0	0.5	2.5	NIDEN
1.0	0.9	1.0	NITWAT
1.0	0.58	2.0	SOILN
1.0	0.577	2.0	SONEG
1.0	$0.9 - (T - 10) / 100$	1.0	STOTORASM
1.0	S_{FC}	1.0	WASMOD
1.0	0.8	2.0	WAVE
1.0	0.9 或者 S_{FC}	1.0	WHNSM

注: 1) S_{FC} 为土壤田间持水量时的土壤饱水率

2.1.2 硝化和氨挥发模块 硝化和氨挥发过程模拟主要参照 SWAT 模型 (Neitsch et al., 2005) 中的模拟方法, 具体方程如下所示.

$$N_{nitvol,l} = [NH_4^+, l] \times \left[1 - \exp[-\eta_{nit,l} - \eta_{vol,l}] \right] \tag{6}$$

$$N_{nit,l} = [1 - \exp(-\eta_{nit,l})] / [1 - \exp(-\eta_{nit,l}) + 1 - \exp(-\eta_{vol,l})] \times N_{nitvol,l} \tag{7}$$

$$N_{vol,l} = [1 - \exp(-\eta_{vol,l})] / [1 - \exp(-\eta_{nit,l}) + 1 - \exp(-\eta_{vol,l})] \times N_{nitvol,l} \tag{8}$$

参数方程为:

$$\eta_{nit,l} = \eta_{kem,l} \eta_{s,l} \tag{9}$$

$$\eta_{vol,l} = \eta_{kem,l} \eta_{midz,l} \eta_{ceq,l} \tag{10}$$

$$\eta_{kem,l} = 0.41 \times \frac{(t_{s,l}) - 5}{10} \quad t_{s,l} > 5 \tag{11}$$

$$\eta_s = \begin{cases} \frac{SW - SW_w}{0.25 \times (SW_{FC} - SW_w)} & SW < 0.25 \cdot SW_{FC} - 0.75SW_w \\ 1 & SW \geq 0.25 \cdot SW_{FC} - 0.75SW_w \end{cases} \tag{12}$$

$$\eta_{midz,l} = 1 - \frac{Z_{mid,l}}{Z_{mid,l} + \exp[4.706 - 0.0305Z_{mid,l}]} \tag{13}$$

$$\eta_{ceq,l} = 0.15 \tag{14}$$

$$N_{it_N} = 0.0031N_{nit,l}A \tag{15}$$

$$NH_3_N = N_{vol,l}A \tag{16}$$

式中, $N_{nitvol,l}$ 为 l 土层中参与硝化和氨气挥发的铵态氮反应速率 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 以 N 计); $N_{nit,l}$ 为 l 土层中硝化反应速率 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 以 N 计); $N_{vol,l}$ 为 l 土层中氨挥发反应速率 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 以 N 计); $[NH_4^+, l]$ 为 l

土层中 NH_4^+ 的含量 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 以 N 计); η_{nit} 为 l 土层中硝化反应的调控项; η_{vol} 为 l 土层中氨气蒸发的调控项; η_{tem} 为温度影响因子; η_{w} 为土壤水分影响因子; SW 为土壤含水量 ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$); SW_{FC} 为土壤田间持水量 ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$); SW_{w} 为土壤萎蔫含水量 ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$); η_{dil} 为土层深度影响因子; η_{ec} 为阳离子交换影响因子; t_{s} 为 l 土层的温度 ($^{\circ}\text{C}$); Z_{mid} 为 l 土层半深度距离 (mm); $N_{\text{it-N}}$ 为土壤硝化释氮量 (kg); $\text{NH}_3\text{-N}$ 为氨挥发释氮量 (kg); A 为研究区面积 (m^2); 0.0031 为硝化过程中释放 N_2O 和 NO 气体的速率系数 (L 等, 2000).

2.2 试验研究

2.2.1 土壤反硝化速率试验 参照中国科学院南京土壤研究所 (1985) 提出的硝酸盐消失法, 对土壤反硝化速率进行测定. 其原理是在充足碳源和氮源的情况下, 厌氧适温培养土样, 通过测定一定时间内硝酸盐的消失量表征土壤的反硝化速率, 此种情况下测定的速率理论上相当于潜在土壤反硝化速率, 并不等同于实际的反硝化速率. 具体试验方法如下: (1) 采集岸边带小区 20 cm 深度土壤鲜样, 过

筛 2 mm; (2) 取 10 g 土样并加入一定量的硝酸盐 (保证 $C/N < 7$), 置于三角瓶或比色管中, 液封使土壤处于还原环境; (2) 将处理好的装有土样的容器置于生化培养箱中, 在 25°C 分别在培养 0 3 5 7 10 15 20 25 d 测定土壤中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的含量, 测定方法为酚二磺酸比色法; (3) 处理试验数据, 计算结果.

2.2.2 岸边带模拟试验 模拟试验区选择在延庆水保站, 地理经纬度为 $115^{\circ}44' \sim 116^{\circ}34'\text{E}$ 和 $40^{\circ}16' \sim 40^{\circ}47'\text{N}$, 属于温带季风气候, 历年年平均气温为 8.5°C , 降雨量为 534.2 mm. 模拟试验需要人为构建岸边带环境, 同时为进一步进行机理研究, 将试验小区设计为与地下水隔绝的半封闭系统.

1) 小区工程结构 岸边带小区整体占地面积为 36 m^2 , 深为 1 m, 分为 3 个独立模拟子区域, 每个区域占地面积为 12 m^2 . 其中有 2 个独立子区域又分别隔离为 4 个小单元 (每个单元的面积 为 $3 \text{ m} \times 1 \text{ m}$, 见图 2a), 分别进行草本植被的对比试验; 另一个区域隔离为 2 个小单元 (每个单元的面积 为 $3 \text{ m} \times 2 \text{ m}$, 见图 2b), 作为草灌混合植被的对比试验区. 为

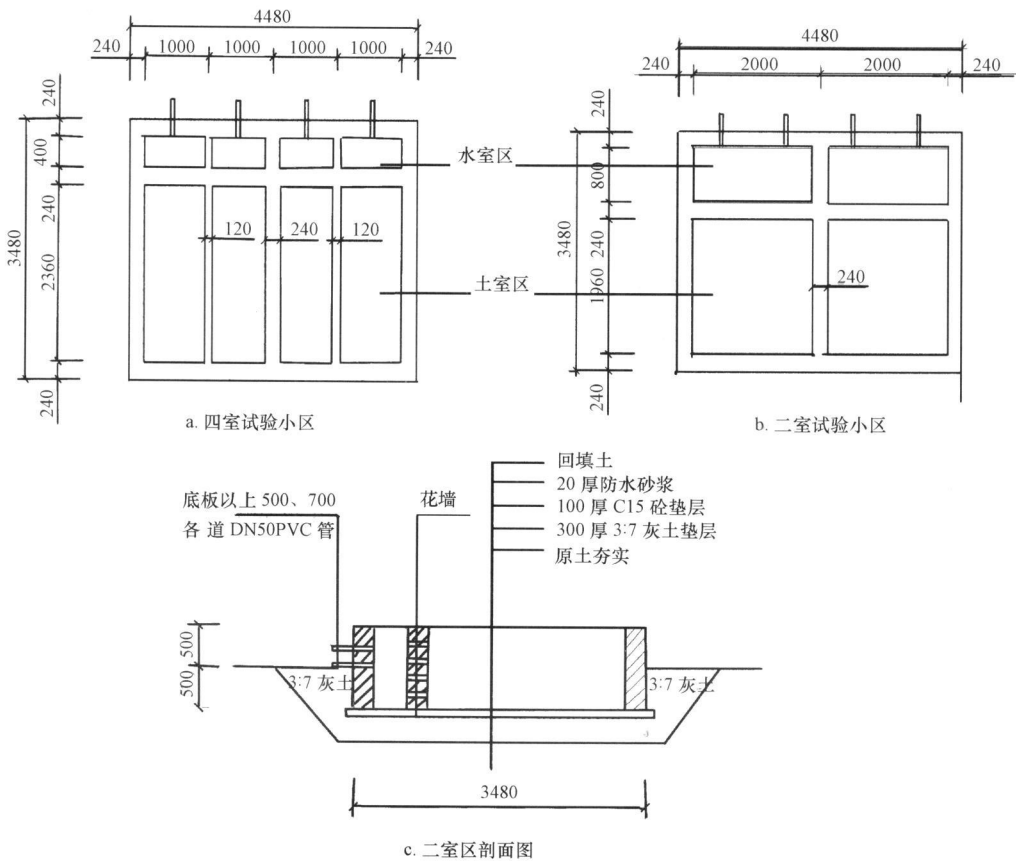


图 2 试验小区设计示意图 (单位: mm)

模拟实际岸边带土壤环境,用花墙的方式将每个单元区分为相对独立的水室区和土室区,花墙上垂直地面方向每隔 25cm 均匀布孔(3个)。小区具体工程结构见图 2c

2) 岸边带模拟试验设计 模拟子区域的每个子单元中,通过水室注水,人为构建河流区;土室填土,形成坡度小于 5°的“陆地”。花墙可以使水室和土室有很好的土壤水分交换,同时,花墙上间隔 25cm 的均匀布孔可以进行地下水位的模拟。两个四室实验小区分别选择芦苇和紫花苜蓿单一物种群落作为岸边带模拟的主要植被(每个实验小区的四室单元分别按照不同的种植密度种植),其中,二室试验区主要构建为侧柏和狗尾草、人心菜、灰草等草灌混合小区。其中,芦苇和侧柏采用移栽的方式,紫花苜蓿和其他灌草采用栽种的方式。栽种和移栽时间为 2007 年 4 月,同年 6~9 月为重点监测期。在监测期间,需要及时补充水室水量,水量的控制以花墙孔为参照,这样可以维持土室的土壤湿度在一定范围内。

3) 试验监测 2007 年 4~6 月为试验维护期,

重点工作是保证移栽和栽种物种的成活。进入 6 月中下旬,开始进行模拟试验。试验期间,在岸边带小区架设 HOBO 自动气象监测站,实时获取研究区气温、降水、太阳总辐射、太阳有效辐射、风速、风向等气象数据。同时,为了实时获取土壤水分和土壤温度数据在 4 个研究单元分别埋入土壤水分传感器,并在其中 1 个单元埋入土壤温度传感器。土壤温度和土壤水分传感器与 HOBO 气象站的数据采集器连接,设置数据采集器的采集频率为每 30min 1 次。每月采样 1 次土壤和植被样品,土壤样品进行 TN、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 的测定,植物样品进行 TN 测定。监测期间测试土壤样品和植被样品共 160 个。每次采样后对植物样品按照物种进行测试分析,并记录样品的鲜重和干重。试验周期结束后,采用收割法(王树功等,2004)对单元小区进行生物量计算,样方大小为 1m×1m

将植入土壤水分传感器的 4 个单元作为 4 个对比组,分别编号为 A、B、C 和 D,岸边带小区的土壤基本理化性质见表 2 对比试验组的信息见表 3

表 2 岸边带小区土壤基本理化性质
Table 2 Soil characteristics in the plot experiments

土壤类型	物理性质				化学性质				
	pH	容重 / (g cm ⁻³)	田间持水量	凋萎含水量	有机质 / (g kg ⁻¹)	TN / (mg kg ⁻¹)	TP / (mg kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N / (mg kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N / (mg kg ⁻¹)
中壤土	8.08	1.31	29.8%	8.5%	13.8	670	590.7	12.8	2.92

表 3 4 个实验组信息列表
Table 3 Characteristics of the four different experimental groups

对比组编号	土壤水分	植被类型	LA I
A	16.63%	苜蓿杂草群落	3.56
B	37.26%	紫花苜蓿	3.39
C	43.92%	草灌群落	4.23
D	55.19%	芦苇群落	4.39

注: LA I (Leaf Area Index) 的监测时间为 8 月底 9 月初。

3 结果 (Results)

3.1 土壤反硝化速率结果

培养土壤 25d 得到的土壤反硝化速率曲线见图 3 图 3 表明,随着培养天数的增加,土壤的反硝化速率是逐步增大的,且土壤的硝酸盐消失速率变化范围为 10.68%~19.68%。根据实验数据,计算得到土壤样品平均潜在反硝化速率为 1.388 mg kg⁻¹ d⁻¹(以 N 计)。根据土壤容重和土层深度(20cm)将试验结果进行单位换算,得到潜在反硝化

速率为 363.58 mg m⁻² d⁻¹(以 N 计)。

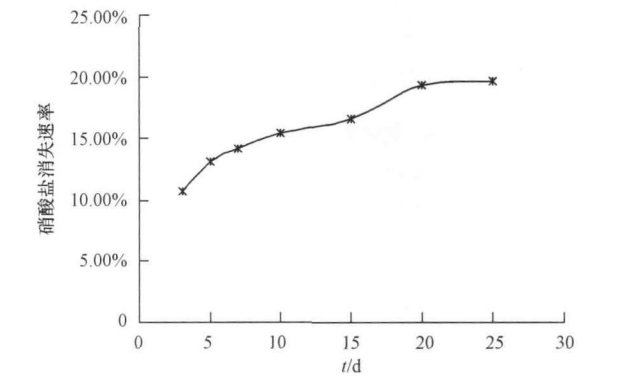


图 3 土壤硝酸盐消失速率曲线
Fig. 3 Rate of decrease of nitrate in the soil sample

3.2 模型参数的确定

模型参数分为系统参数和区域参数。系统参数是指模型中受研究区影响较小的参数,主要取决于模型构建条件和已有的研究成果,如温度增长因子

Q_{10} 、线性参数 w 、参考温度 t_r 和反硝化反应的临界氮源含量 N_{crit} 等; 区域参数是指受研究区不同土壤特征影响而发生变化的参数, 包括潜在反硝化速率 D_p 、土壤的田间持水量 SW_{FC} 、土壤凋萎含水量 SW_w

和土壤有机质含量等. 根据模型应用区域的不同, 系统参数可以保持不变, 区域参数要根据研究区的统计资料或者试验安排进行调整. 本研究中的模拟参数如表 4所示.

表 4 模型参数性质列表
Table 4 The parameters in the nitrous oxide gas release model

参数类别	参数符号	单位	赋值	参考文献
系统参数	Q_{10}	无量纲	2.5	Heinen 2006
	t_r	℃	25	REMM (Hamdar <i>et al.</i> , 1999)
	N_{crit}	$mg\ kg^{-1}$ (以 N 计)	3	REMM (Hamdar <i>et al.</i> , 1999)
	S_m	无量纲	1	WASMOD (Reiche 1994)
	S_t	无量纲	S_{FC}^*	WASMOD (Reiche 1994)
区域参数	D_p	$mg\ kg^{-1}\ d^{-1}$ (以 N 计)	1.39	土壤反硝化速率试验确定
	SW_{FC}	$cm^3\ cm^{-3}$	0.298	研究区土壤调查
	W	无量纲	1	WASMOD (Reiche 1994)
	SW_w	$cm^3\ cm^{-3}$	0.08	研究区土壤调查
	$Z_{mid l}$	mm	100	见本文
	基本气象参数、 S_t	/	/	HOBO 气象站自动监测得到
	C、N、 NH_4^+-N	/	/	土壤采样测定

3.3 土壤释氮负荷估算

土壤反硝化速率同土壤水分和土壤温度的关系如图 4所示, 从图 4可以看出, 在研究区土壤化

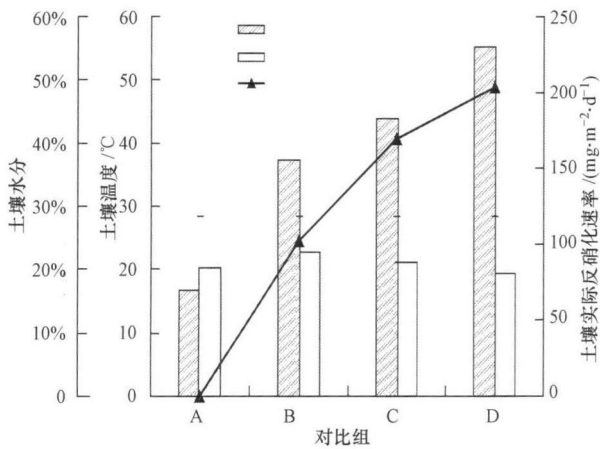


图 4 土壤反硝化速率同土壤温度和土壤湿度的关系图
Fig 4 The relationship among soil denitrification rate, soil moisture and soil temperature

学性质相同的情况下, 土壤的反硝化速率与土壤水分和土壤温度具有相同的变化趋势. 应用土壤释氮模型对岸边带小区土壤释氮负荷进行估算, 得到 A、B、C 和 D 4 个对照组土壤在监测期 (6~9 月) 的日均土壤反硝化速率分别为 Q_{10} (102.1 ± 59.3)、(169.3 ± 87.6) 和 (203.2 ± 119.6) $mg\cdot m^{-2}\cdot d^{-1}$ (以 N 计); 硝化速率分别为 (233.3 ± 121.4)、(177.9 ± 69.3)、(187.7 ± 75.0) 和 (166.7 ± 121.9) $mg\cdot m^{-2}\cdot d^{-1}$ (以 N 计); 氨挥发速率分别为 (3.00 ± 1.13)、(2.64 ± 1.01)、(2.76 ± 1.04) 和 (2.51 ± 1.89) $mg\cdot m^{-2}\cdot d^{-1}$ (以 N 计). 总释氮量分别为 1.18g、33.64g、92.50g 和 65.74g (以 N 计). 从表 5 的模拟结果可以看出, 模拟得到的反硝化释氮量在 6~9 月间波动很大, 而硝化和氨化的释氮量波动很小. 表 5 中除 A 组之外的 3 组数据表明, 土壤反硝化是岸边带土壤释氮的主要途径, 且 B、C、D 3 个实验组 6~9 月土壤反硝化释氮量分别占同期总释氮量的 96.9%、98.8% 和 98.5%.

表 5 土壤释氮模型的模拟结果
Table 5 The results of simulated nitrogen removal (g (以 N 计))

对比组	反硝化释氮量					硝化和氨挥发释氮					合计 /
	6月	7月	8月	9月	总量	6月	7月	8月	9月	总量	
A	0	0	0	0	0	0.37	0.29	0.14	0.38	1.18	1.18
B	8.66	11.48	11.23	1.23	32.60	0.37	0.23	0.30	0.14	1.04	33.64
C	22.30	33.14	29.86	6.11	91.41	0.37	0.26	0.14	0.32	1.09	92.50
D	19.77	25.64	16.34	3.00	64.75	0.37	0.44	0.11	0.07	0.99	65.74

3 4 模型的验证

为了进一步验证土壤释氮模型在田间尺度上应用的可行性, 本文采用总量平衡法对模型进行检验, 检验模型如下:

$$[TN]_{s0} - [TN]_{sn} = [TN]_p + [TN]_{sr} + [TN]_{sl}$$
(17)

式中, $[TN]_{s0}$ 为土壤中初始的总氮量 (g 以 N 计), 即土壤 TN 本底值; $[TN]_{sn}$ 为 n 天后土壤中剩余的总氮量 (g 以 N 计); $[TN]_p$ 为 n 天后植被吸收的总氮量 (g 以 N 计), 是植物生长期测定的 TN 浓度和同期植物生物量的乘积; $[TN]_{sr}$ 为 n 天内土壤总的释氮量 (g 以 N 计); $[TN]_{sl}$ 为 n 天内土壤中的淋溶的氮量 (g 以 N 计). 本研究中 n 为 30d

由于模拟实验采用半封闭系统, 隔绝了土壤与地下水的联系. 因此, 在假定淋溶的氮总量为 0 的情况下, 将 6~ 9 月间土壤中总氮的减少量与植物吸收氮量的差值作为土壤释氮的实验值, 并与模型模拟得到的土壤释氮量进行回归分析, 拟合曲线结果如图 5 所示. 从图 5 中可以看出, 实验值与模拟值之间决定系数为 0.83, 说明模型可有效地应用于田间尺度土壤释氮负荷的预测.

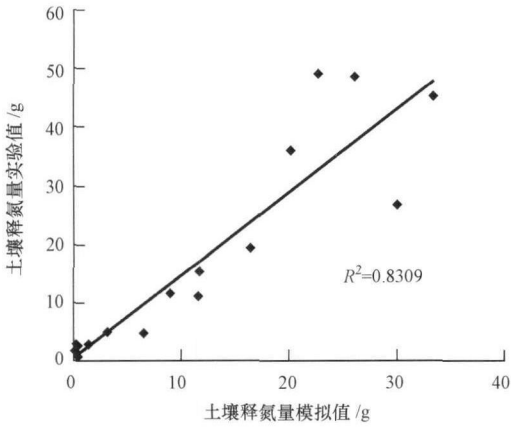


图 5 壤总氮去除量模拟值与实验值的回归分析
Fig 5 Regression analysis of N removal between simulated values and experimental values

3 5 释氮负荷影响因子敏感性分析

影响岸边带土壤释氮过程的主要因子包括土壤温度 (t_s)、土壤湿度 (SW) 和硝酸盐 ($NO_3^- - N$)、铵盐浓度 ($NH_4^+ - N$). 为了更好地分析影响岸边带土壤释氮因素, 对上述因子进行敏感性分析, 主要分析上述各参数增减变化一定比例后土壤释氮结果的变化. 参数敏感性分析为评估岸边带对氮元素潜在截留能力提供理论依据, 从而可以有针对性地

提高或减少影响释氮负荷的敏感性因子, 控制氮元素的释放量和释放形式, 并有效控制 N_2O 等温室气体向大气中的排放量, 为全球变化研究奠定基础.

敏感性因子计算公式如下:

$$\alpha_{RN} = \frac{\Delta RN - RN}{RN} \times 100\%$$
(18)

式中, α_{RN} 是在某参数因子增加或减少时, 释氮量 (RN) 对该参数因子的敏感性因子; ΔRN 是在某一个参数因子增加或减少时模拟得到的释氮结果; RN 是自然条件下土壤释氮量.

表 5 的模拟结果表明, 对于岸边带土壤环境, 土壤释氮的主要途径为土壤的反硝化释氮. 因此, 敏感性分析中, 确定的参数因子分别为与反硝化过程相关的 t_s , SW 和 $NO_3^- - N$. 对于温度因子, Δt_s 取值 $\pm 0.5^\circ C$, $\pm 1.0^\circ C$ 和 $\pm 2.0^\circ C$; 其他两个因子变化量分别取值 $\pm 5\%$, $\pm 10\%$ 和 $\pm 20\%$. 计算得到土壤释氮主要影响因子的敏感性因子变化图如图 6 所示.

图 6 结果表明, 对于土壤水分、土壤温度和硝酸盐盐浓度 3 个变量因子, 土壤水分是最为敏感的因子, 且土壤水分与土壤释氮量呈正比关系. 计算结果表明, 土壤水分波动范围分别为 $\pm 5\%$, $\pm 10\%$ 和 $\pm 20\%$ 时, 土壤释氮量正比波动 $\pm 24.02\%$ 、

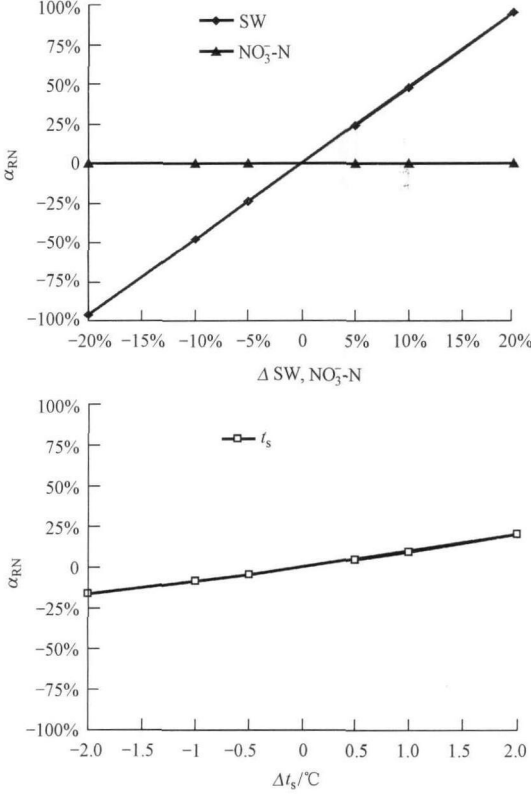


图 6 敏感因子变化图
Fig 6 The variation of sensitive factors

±48.04%和±96.07%。对于硝酸盐浓度因子,灵敏度为0,也就是说,在本文使用的土壤释氮模型中,硝酸盐浓度对土壤释氮量的影响最小。土壤温度因子的灵敏性仅次于土壤水分因子,且与土壤释氮量呈正相关。灵敏度计算结果表明,当土壤温度分别增加0.5℃、1.0℃和2.0℃时,土壤释氮量分别增加了4.69%、9.60%和20.11%;当土壤温度分别降低0.5℃、1.0℃和2.0℃时,土壤释氮量分别减少了-4.48%、-8.76%和-16.74%。

4 结论 (Conclusions)

1)应用构建的土壤释氮模型对岸边带小区进行田间尺度的土壤释氮负荷模拟,在监测期间(6~9月),平均土壤水分含量分别为16.6%、37.3%、43.9%和55.2%情况下,总释氮量分别为1.18g、33.64g、92.50g和65.74g(以N计)。对实验结果进行分析,得到结论,在后3种土壤水分条件下,土壤释氮主要以土壤反硝化过程为主,6~9月间土壤反硝化释氮量占土壤总释氮量的98%。

2)应用氮元素总量平衡法对模型应用结果进行验证,得到6~9月间土壤释氮量的模拟值与实验值的决定系数为0.83,证明了该模型在岸边带生态系统土壤释氮模拟上的有效性。

3)对岸边带土壤释氮模型中土壤温度,土壤湿度和硝酸盐含量3个因子进行敏感性分析。分析结果表明,土壤水分因子对土壤释氮过程最为敏感;其次为土壤温度因子,且两个因子与土壤释氮量均表现为正相关。

责任作者简介:杨胜天(1965—),男,教授。研究方向:水资源与水环境遥感。E-mail: yangshengtian@bnu.edu.cn

参考文献 (References):

- Arah J R M, Smith K A. 1989. Steady-state denitrification in aggregated soils: a mathematical model [J]. *Journal Soil Science*, 40: 139—149
- Amm J G, Williams J R, Srinivasan R, *et al*. 1994. SWAT, Soil and Water Assessment Tool USA: USDA, Agriculture Research Service, Grassland, Soil & Water Research Laboratory [OL]. 2007-03-01 <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/600r05149/600r05149swat.pdf>
- Cicerone R J. 1987. Changes in stratospheric ozone [J]. *Science*, 237: 35—42
- Delgado A N, Perigo E L, Diaz-Fierros V F. 1995. Vegetated filter strips for wastewater purification: a review [J]. *Biores Technology*, 5: 113—122

- Grant R F, Shaffer M J, Ma L. 2001. A Review of the Canadian Ecosystem Model ECOSYS [M]. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 173—263
- Heathwaite A L, Griffiths P, Parkinson R J. 1998. Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures [J]. *Soil Use Manage*, 14: 142—148
- Heinen M. 2006. Simplified denitrification models: overview and properties [J]. *Geoderma*, 133: 444—463
- Hunt P G, Matheny T A, Stone K C. 2004. Denitrification in a coastal plain riparian zone contiguous to a heavily loaded swine wastewater spray field [J]. *Environmental Quality*, 33: 2367—2374
- Inamdar S P, Lowrance R R, Altier L S, *et al*. 1999. Riparian ecosystem management model (REMM): II. Testing of the water quality and nutrient cycling component for a coastal plain riparian system [J]. *Trans ASAE*, 42: 1691—1707
- IPCC. 1995. Climate change 1994 Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios [M]. Cambridge: Cambridge Press, 19—21
- Johnsson H, Bergström L, Jansson P E, *et al*. 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil [J]. *Agricultural Ecosystem Environment*, 18: 333—356
- Kros H. 2002. Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale [D]. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Agricultural University, 284
- Krysanova V, Wechsung F, Amm J G, *et al*. 2000. SWM (Soil and water integrated model) user manual. PK Report No. 69, 16—19 [OL]. 2007-04-12 http://www.pk-potsdam.de/~valen/sw_in_manual/sw_in-chapter1.pdf
- Leffelaar P A, Wessel W W. 1988. Denitrification in a homogeneous closed system: experiment and simulation [J]. *Soil Science*, 146: 335—349
- Li C S, John A, Florian S, *et al*. 2000. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils. I. Model development [J]. *Journal of Geophysical Research*, 105: 4369—4384
- Neitsch S L, Amm J G, Kiniry J R. 2005. Soil and water assessment tool and water assessment tool (SWAT) theoretical documentation—chapter 01.1 and chapter 05.2 [OL]. 2008-09-05 <http://www.brc.tamus.edu/swat/doc.html>
- Reid E W. 1994. Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale [J]. *Ecological Modelling*, 75/76: 371—384
- 任丽萍, 宋玉芳, 许华夏, 等. 2001. 旱田养分淋溶规律及对地下水影响的研究 [J]. *农业环境保护*, 20(3): 133—136
- Ren L P, Song Y F, Xu H X, *et al*. 2001. Eluviations of nutrients in glebe soil and its influence on groundwater [J]. *Agro-environmental Protection*, 20(3): 133—136 (in Chinese)
- Sogbedi J M, Van Es H M, Huton J L. 2001. N fate and transport under variable cropping history and fertilizer rate on loamy sand and clay loam soils. I. Calibration of the LEACHM model [J]. *Plant Soil*, 229: 57—70
- Syversen N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate. The influence of width, amount of surface runoff, seasonal

- variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff [J]. *Ecological Engineering* 24: 483—490
- Vinten A J A, Castle K, Arah J R M. 1996 Field evaluation of models of denitrification linked to nitrate leaching for aggregated soil [J]. *European Journal Soil Science* 47: 305—317
- 王树功, 黎夏, 周永章. 2004 湿地植被生物量测定方法研究进展 [J]. *地理与地理信息科学*, 20(5): 104—110
- Wang S G, Li X, Zhou Y Z. 2004 Progress of method for wetland vegetation biomass [J]. *Geography and Geo-Information Science*, 20 (5): 104—110 (in Chinese)
- 王雪蕾, 杨胜天, 智泓, 等. 2007 官厅水库库滨带非点源污染控制效应的遥感分析 [J]. *环境科学学报*, 27(2): 304—312
- Wang X L, Yang S T, Zhi H, *et al* 2007 Employing remote sensing to analyze non-point source pollution problems in riparian buffer strips of guanting reservoir [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* 27(2): 304—312 (in Chinese)
- 杨胜天, 王雪蕾, 刘昌明, 等. 2007 岸边带生态系统研究进展 [J]. *环境科学学报*, 27(6): 894—905
- Yang S T, Wang X L, Liu C M, *et al* 2007 Recent advances in the study of riparian ecosystems [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 27 (6): 894—905 (in Chinese)
- 中国科学院南京土壤研究所微生物室. 1985 土壤微生物研究法 [M]. 北京: 科学出版社, 231—233
- Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. 1985 Research Methods for Microbe in Soil [M]. Beijing: Science Press, 231—233 (in Chinese)