

聚丙烯酰胺施用对铵态氮地表径流迁移的影响及解析模拟

赵亮, 唐泽军^{*}

(中国农业大学水利与土木工程学院, 北京 100083)

摘要: 地表氮素迁移至径流的水平对氮素流失有重要影响。该研究在人工模拟降雨条件下, 主要考察高分子有机化合物聚丙烯酰胺(PAM)施用对铵态氮地表径流迁移效应。试验结果表明, PAM 的施用降低了径流运移氮素的能力, 表现为铵态氮初始流失浓度极大降低, 且氮素流失过程更趋平稳。基于土壤混合层理论和氮素平衡原理建立了 PAM 施用下铵态氮地表迁移不完全混合模型, 并求得了解析解, 证实了地表铵态氮径流迁移符合指数型衰减过程, 模拟结果与实测值拟合较好。

关键词: 氮素, 模型, 土壤, 聚丙烯酰胺, 铵态氮地表迁移, 土壤混合层, 解析模拟

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2011.03.009

中图分类号: S156.2

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2011)-03-0049-06

赵亮, 唐泽军. 聚丙烯酰胺施用对铵态氮地表径流迁移的影响及解析模拟[J]. 农业工程学报, 2011, 27(3): 49-54.
Zhao Liang, Tang Zejun. Effects of Polyacrylamide application on ammonium nitrogen transport to surface runoff and its analytical modeling[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(3): 49-54. (in Chinese with English abstract)

0 引言

地表氮素随径流迁移是氮素流失的重要途径, 寻找控制氮素地表径流迁移的措施对提高氮素利用效率及改善水体环境有重要意义, 众多研究已证实高分子有机化合物聚丙烯酰胺(polyacrylamide, PAM)对于提高降雨或灌溉水利用效率, 控制地表侵蚀有良好效果, 并对其在水土环境保护的潜在价值也得到越来越多的关注和研究^[1-2]。

PAM 遇水溶解后有很强的黏絮性, 其溶液黏稠度与 PAM 分子量有关, 且 PAM 分子量很长, 它的酰胺基可与多种物质亲和、吸附形成氢键^[3], 在这 2 种效应的共同作用下 PAM 极易黏絮多种溶质从而有效降低溶质地表径流流失, Entry 等^[4]就证实 PAM 的施用有效地过滤了牲畜污水排放的径流中铵态氮的数量; 另一方面, PAM 可以很好地参与土壤氮素化学反应, 从而改变土壤中氮素组成, 进而影响氮素流失浓度, 如 PAM 对铵态氮释放速率影响不大, 但会明显加快铵态氮的硝化反应速率^[4], 再如 PAM 可以增强一些酶的活力从而改变氮素循环水平^[5]。Sojka 等^[1]就曾指出 PAM 对改善环境的良好潜力将会带来对土壤改良剂价值全新的认识, 然而目前极少有关于 PAM 施用对氮素径流迁移的试验验证及阐述。

建立氮素径流迁移模型对于预测及预防氮素流失具有重大意义。研究表明, 迁移至径流中的溶质完全来源

于土壤混合层, 而土壤混合层以下的溶质并不参与径流迁移^[6-10], 因此土壤混合层深度的确定对氮素径流迁移有重要影响。虽然众多研究针对土壤混合层深度给出了不同数值, 如 Ahuja 等^[11]利用 ³²P 作为示踪剂提出了有效混合层深度的概念(EDI), 并指出 EDI 深度在 2~3 mm 之间, 而基于土壤混合层理论建立的著名的非点源污染模型 CREAMS 将 EDI 统一为 10 mm, 但都证实土壤混合层是土壤表层极薄的一层, 而其差别主要与降雨强度、土壤质地与迁移溶质类型等多种因素有关。关于土壤混合层中溶质迁移径流的水平, 起初认定为完全混合模式, 即径流中溶质浓度与混合层中溶质浓度相同^[6-7], 随着研究的发展, 有研究指出径流中溶质浓度低于土壤混合层溶液中浓度, 因此提出不完全混合的概念, 即径流中浓度与土壤溶液浓度成一定比例^[7-9, 11]。Ahuja 等^[7]基于不完全混合概念和溶质质量守恒建立了迁移模型, 这也成为众多迁移模型的基础, 随后童菊秀, Gao 等^[12-13]也以此为基础不断扩展研究成果。本研究主要包括以下 2 个方面: 1) 通过人工模拟降雨试验, 研究 PAM 施用对土壤氮素径流迁移的影响。2) 基于土壤混合层理论和氮素守恒原理, 建立 PAM 施用条件下氮素迁移模型, 并求解模型的解析解。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

试验土样取自北京市顺义区北石槽镇农田表层 30 cm 土壤。土壤砂粒含量较高, 土壤质地类型依据美国土壤分类质确定为砂壤土。试验前将土样碾碎, 风干后过 2 mm 筛, 并剔除石子, 根系, 木棍等杂物。

聚丙烯酰胺(PAM)是一种高分子有机化合物, 分为阴离子型, 阳离子型和非离子型。PAM 溶于水性极高, 遇水后膨胀, 并表现出极强的絮凝、黏结的效果。本研

收稿日期: 2010-10-31 修订日期: 2011-02-14

基金项目: 国家重点基础研究发展计划 973 项目(2007CB407207); 水利部公益性行业科研专项(200901083)

作者简介: 赵亮(1983-), 男, 山西人, 博士研究生, 主要从事水土资源与环境研究。北京 中国农业大学水利与土木工程学院, 100083。

Email: sunnyzhaoliang@sohu.com

*通信作者: 唐泽军(1958-), 男, 湖南人, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事水土资源与环境研究。北京 中国农业大学水利与土木工程学院, 100083。Email: tangzejun@sina.com

究采用阴离子型 PAM, 分子量 3 000 万, 呈白色粉末状。

1.2 试验装置

试验装置由液压升降槽和降雨系统组成。升降槽尺寸为 $8\text{ m} \times 3\text{ m} \times 0.4\text{ m}$, 土槽可通过改变四周铁皮挡板设定为多种尺寸, 土槽坡度变化范围为 $0^\circ \sim 30^\circ$ 。降雨系统由雨强控制台, 自记雨量计和 2 个侧喷系统组成, 通过调整雨强控制系统达到目标雨强。降雨系统可保证 $30 \sim 120\text{ mm/h}$ 雨强。

1.3 试验方法

试验采用固定坡度 10° , 降雨历时视不同处理产流情况而定, 施氮为尿素, 施用量为常规施用水平 270 kg/hm^2 。试验设定 2 个雨强 (50 和 80 mm/h), 每组试验分为 2 个阶段, 第 1 次降雨试验结束后将土样静止 24 h 后重复试验作为第 2 阶段。

每组试验 PAM 施用量设定 3 个水平, 分别为 0 g/m^2 (PAM-0), 1 g/m^2 (PAM-1) 和 2 g/m^2 (PAM-2), 另增加不施尿素也不施 PAM 作为对照 (CK), 共计 4 个处理, 每个处理 3 次重复, 共计 12 个径流小区。将升降槽搭建成 $2\text{ m} \times 3\text{ m} \times 0.4\text{ m}$ 的土槽内进行试验, 将土槽分为 12 个径流小区, 每个小区尺寸为 $2\text{ m} \times 0.25\text{ m} \times 0.4\text{ m}$, 小区之间利用长 2 m, 高 30 cm, 厚 2 mm 的 PVC 板间隔, PVC 板插入土中 20 cm, 地表留 10 cm。各处理尿素与 PAM 撒施水平如表 2 所示

表 1 不同处理尿素及 PAM 具体施用方案

Table 1 Nitrogen and PAM application rate of four treatments

处理	尿素/g	PAM/g
CK	0	0
PAM-0 (0 g/m^2)	30	0
PAM-1 (1 g/m^2)	30	0.5
PAM-2 (2 g/m^2)	30	1

试验于土槽底部 20 cm 铺放沙子, 沙子上方铺垫沙布, 铺放沙布可方便下次试验取土, 沙布上方按照野外表层土壤体积质量 1.4 g/cm^3 填充土槽表层 20 cm。每个径流小区在出口处设置三角堰及小筒承接地表径流。因 PAM 施用量很小, 为防止氮肥与 PAM 撒施不均匀, 将

每小区应施尿素和 PAM 用量与 1 000 g 试验土样混合、搅拌后利用 1 mm 筛均匀撒播在土层表面。

试验程序为, 设定试验土槽坡度, 并进行雨强标定, 调整到目标雨强并稳定后开始试验。试验观测内容为, 收集并记录各小区地表产流过程, 待样品静止后抽取上层清液并经 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤膜过滤后测定径流中铵态氮含量, 铵态氮含量利用紫外分光光度计测定。

2 结果与分析

2.1 PAM 施用对径流中铵态氮浓度的影响

地表径流中氮素浓度的高低及流失过程决定着氮素地表流失量及特点。图 1 是 2 种雨强第 1 阶段不同处理径流中铵态氮浓度随时间变化过程。其中, CK 处理没有施加尿素, 径流中铵态氮浓度最低且流失过程平稳。而针对 PAM-0, PAM-1, PAM-2 这 3 个施氮处理发现, 径流中铵态氮浓度均表现出初期溶解水平较高, 随后快速下降并最终保持在一个稳定水平的规律。对比 2 种雨强铵态氮初期流失浓度发现, 80 mm/h 大雨强试验 4 种处理都不同程度的表现出较 50 mm/h 雨强高的特点, PAM-0 处理 80 mm/h 雨强铵态氮初始流失浓度高达 5 mg/L , 而 50 mm/h 雨强却不到 2 mg/L , 同时, 80 mm/h 雨强下 PAM-1 与 PAM-2 处理初始流失浓度介于 $1 \sim 2\text{ mg/L}$ 之间, 而 50 mm/h 雨强下 2 种处理都低于 1 mg/L 。降雨强度的不同是造成这种结果的主要原因, 大雨强降雨滴打击能力强, 因而土壤混合层中离子扩散作用强烈, 土壤溶液中铵态氮极易进入径流并被携带流失。此外, 大雨强产流量大, 地表水流流速高, 因而径流冲刷能力强, 造成铵态氮径流携带能力增强, 这表明铵态氮离子受雨强影响明显, 大雨强条件下极易造成铵态氮流失加剧。而对比不同 PAM 处理铵态氮初期流失浓度发现, PAM-0 处理铵态氮初始明显浓度高于 PAM-1 与 PAM-2 处理, 50 mm/h 雨强与 80 mm/h 雨强 PAM-0 处理铵态氮初始流失浓度是 PAM-1, PAM-2 处理的 2.5 倍和 7.8~8.3 倍, 表明 PAM 的施用降低了铵态氮初始流失浓度, 且表现为 PAM 施用水平越高, 初始流失浓度越低的特点。

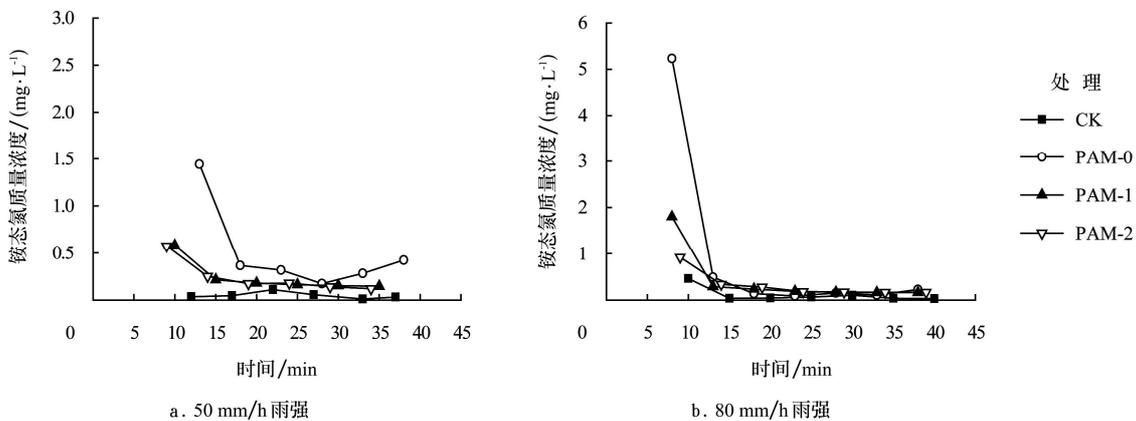


图 1 第 1 阶段不同处理铵态氮流失浓度对比

Fig.1 Comparison of ammonium nitrogen concentration on the first stage among different treatments

径流中铵态氮浓度初期冲刷特点明显，随后 PAM-0、PAM-1、PAM-2，3 个处理铵态氮浓度曲线均快速下降，2 种雨强下 3 种处理铵态氮浓度都迅速减小到 0.5 mg/L 以下。然而，2 种雨强下 3 种 PAM 处理铵态氮浓度流失中后期却表现出不同的特点。将图 1 中铵态氮浓度中后期流失过程更加清晰的显示在图 2，通过图 2 可以明显的发现，50 mm/h 雨强试验，产流中后期，PAM-0 处理铵态氮浓度稳定在 0.2~0.4 mg/L 之间始终高于 PAM-1、PAM-2 处理，不同的是，80 mm/h 雨强试验 PAM-1、PAM-2 处理铵态氮流失浓度与 50 mm/h 试验同期水平相同，都介于 0.1~0.3 mg/L，但 PAM-0 处理却最终下降到 0.1~0.2 mg/L 之间，低于施用 PAM 处理。产流中后期 2 种雨强 3 种处理铵态氮流失浓度的差别说明，PAM 施用减弱了雨强对铵态氮流失的影响，PAM 的施用增强了铵态氮吸附能力，并对氮素的流失有明显的缓释作用。在 PAM 的吸附作用下，铵态氮进入土壤溶液及随之进入地

表径流的程度被放缓，而其释放程度也表现出平稳态势。综合 PAM 施用降低铵态氮初始流失浓度和其对铵态氮流失的缓释作用，可以认为，PAM 的施用弱化了铵态氮浓度流失，表明 PAM 对抑制铵态氮径流流失具有明显效应。

第 2 阶段铵态氮流失浓度仍延续了第 1 阶段铵态氮中后期流失的特点(图 3)，即 50 mm/h 雨强表现出 PAM-0 处理铵态氮浓度高于 PAM-1、PAM-2 处理铵态氮水平，而 80 mm/h 雨强 PAM-1 与 PAM-2 2 处理铵态氮浓度则高于 PAM-0 与对照处理。对比 2 阶段铵态氮流失浓度数据发现，第 2 阶段铵态氮流失初始浓度远小于第 1 阶段，这种特点与铵态氮充分参与土壤氮素转化有关。在尿素施加初期，土壤溶液中铵态氮主要以硝化作用与挥发为主，且速率较快，在这两种转化作用下，土壤中铵态氮浓度快速降低，因而导致第 2 阶段迁移至径流中浓度的降低。

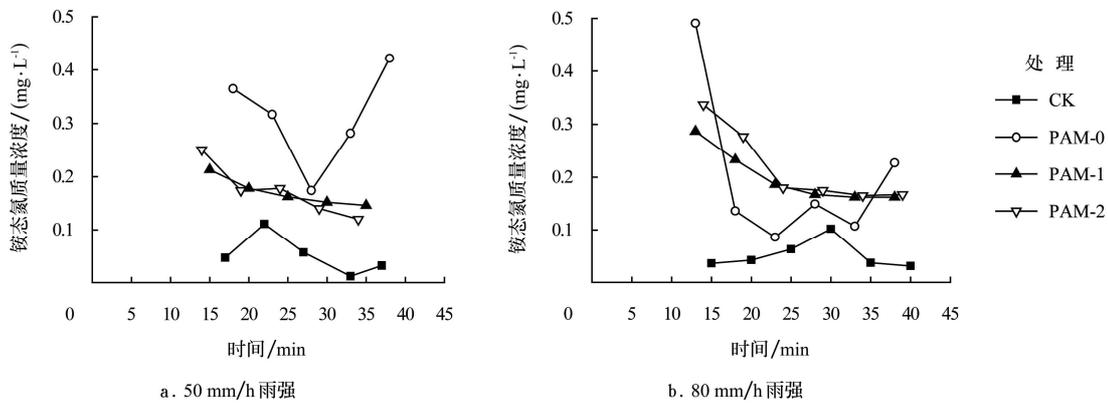


图 2 第 1 阶段不同处理铵态氮流失中后期浓度对比

Fig.2 Comparison of ammonium nitrogen concentration in the mid-late period on the first stage among different treatments

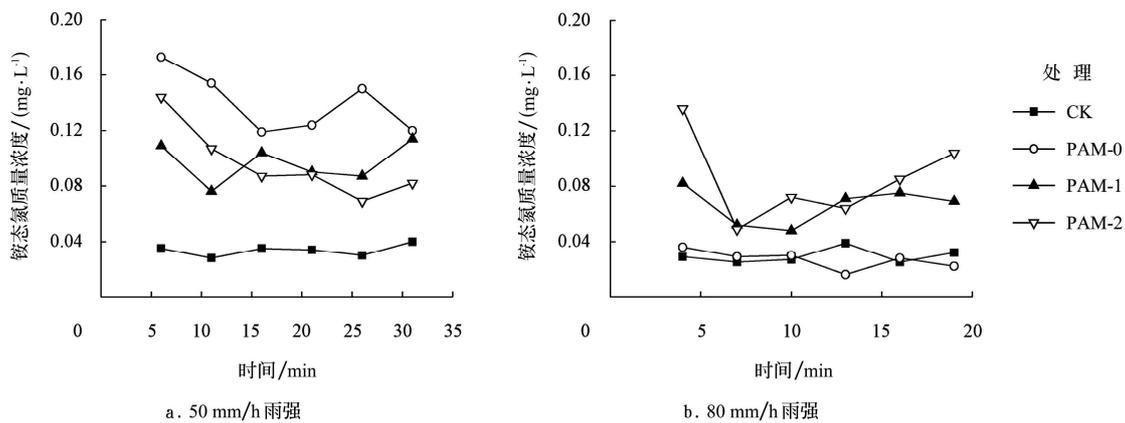


图 3 第 2 阶段不同处理铵态氮流失浓度对比

Fig.3 Comparison of ammonium nitrogen concentration on the second stage among different treatments

2.2 PAM 施用下铵态氮地表径流迁移解析模拟

土壤混合层理论认为，进入径流中的溶质完全来自于土壤混合层，土壤混合层概念很好的界定了溶质径流迁移理论的研究对象和基础^[6]，并随着研究的深入发现，径流或入渗水中溶质浓度并不完全与土壤混合层中浓度

相同，而表现为略小的特点^[7]，因此，正是基于这种认识，溶质迁移至径流也由完全混合理论扩展为不完全混合理论。本研究正是以土壤混合层为研究对象，基于土壤氮素质量平衡与溶质径流迁移的不完全混合理论探讨铵态氮径流迁移效应及 PAM 影响铵态氮迁移水平(图 4)。

土壤混合层中铵态氮总量 M_w 是由溶解于土壤溶液中的铵态氮与吸附于土壤颗粒中的铵态氮组成, 对土壤混合层中的铵态氮总量 M_w 可以建立式 (1)

$$M_w = C_w \cdot EDI \cdot \theta_s + C_s \cdot EDI \cdot \rho_s \quad (1)$$

式中, M_w 为土壤混合层中铵态氮总量, mg; C_w 为土壤混合层中溶解性铵态氮浓度, mg/L; EDI 为土壤混合层深度, cm; θ_s 为土壤混合层饱和含水率, cm^3/cm^3 ; C_s 为土壤混合层中吸附性铵态氮质量分数, mg/kg; ρ_s 为土壤体积质量, g/cm^3 。

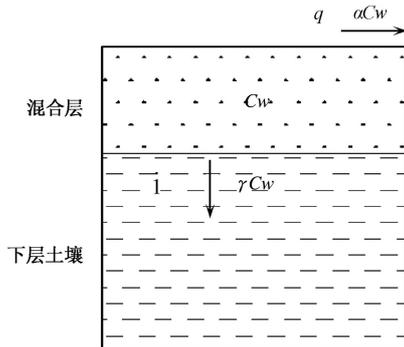


图4 模型示意图

Fig.4 Schematic of model

土壤中氮素在溶液中与颗粒吸附分布水平可以以线性吸附方程表示, 即式 (2)

$$C_s = k_d \cdot C_w \quad (2)$$

式中, k_d 为氮素在土壤混合层中土壤颗粒吸附平衡吸附常数, cm^3/g 。

将式 (2) 代入式 (1), 即得到土壤混合层铵态氮总量关系式 (3)

$$M_w = C_w \cdot EDI \cdot (\theta_s + k_d \cdot \rho_s) \quad (3)$$

本研究不考虑侧向壤中流, 且忽略径流中微小颗粒对铵态氮的吸附。基于氮素平衡原理, 地表产流过程土壤混合层铵态氮主要通过淋溶和地表径流 2 种途径流失, 因此, 式 (3) 中土壤混合层中铵态氮总量 M_w 随时间变化率, 即对 M_w 求对时间的导数就等于土壤混合层中铵态氮流失量。同时, 土壤混合层不完全混合理论认为随淋溶与地表径流流失的浓度并不等于土壤混合层中的浓度, 而仅占土壤混合成中铵态氮浓度的一定比例, 文中以 γ 表示径流流失铵态氮占土壤混合层中铵态氮浓度比例, α 表示淋溶中铵态氮占土壤混合层中铵态氮浓度比例。因此, 土壤混合成铵态氮随时间变化即为流失水体量、铵态氮浓度与浓度比例的乘积。因此, 对于铵态氮地表径流流失量等于地表径流量 q 与径流中铵态氮浓度 αC_w 的乘积。因为土壤混合层很薄, 并快速饱和, 因此不需考虑土壤混合成中含水率变化, 所以, 对于铵态氮淋溶量即等于降雨量与径流量的差 ($p-q$) 与淋溶水体中铵态氮浓度 γC_w 的乘积。故基于不完全混合理论及氮素质量守恒, 可以建立式 (4)

$$d[M_w(t)]/dt = -\gamma(p-q)C_w(t) - \alpha q C_w(t) \quad (4)$$

式中, γ 为入渗水中溶质与混合层中铵态氮混合程度; α 为径流水中溶质与混合层中铵态氮混合程度; p 为降雨强度, cm/min , q 为地表产流量, cm/min 。

将式 (3) 等式右端代入式 (4), 并积分求解可以得到铵态氮径流迁移模型, 即式 (5)

$$\alpha C_w(t) = \alpha C_0 \exp\left[\frac{(\gamma - \alpha)p - \gamma q}{EDI \cdot (\theta_s + k_d \cdot \rho_s)} t\right] \quad (5)$$

式中, C_0 为土壤混合层中铵态氮初始质量浓度, mg/L

为检验模型精度, 对不同时段铵态氮流失浓度实测值与模拟值的结果进行了比较, 并将误差计算结果显示在图 4。文中采用平均绝对误差表示模拟精度, 采用计算公式为

$$\zeta = \sqrt{\sum_{i=1}^n (C_{i,s} - C_{i,m})^2 / n} \quad (6)$$

式中, ζ 为铵态氮浓度平均绝对误差; $C_{i,s}$ 为铵态氮流失质量浓度实测值, mg/L ; $C_{i,m}$ 为铵态氮流失质量浓度模拟值, mg/L ; i 为次降雨产流过程收集到第 i 次径流; n 为次降雨产流过程收集径流样品总数

将 2 种雨强下, 3 种处理铵态氮流失解析模拟结果与试验结果的对比如于图 5, 可以看出以 e 为底的指数函数的解析解可以较好的反映铵态氮径流浓度逐步减小的变化趋势, 尤其表现在对初始径流中铵态氮氮素浓度较高时两者吻合较好。氮素初始流失浓度较高的特点对氮素总体流失效益有显著影响, 解析模拟的结果很好的反映了这个特点, 这也有助于准确估算氮素流失水平。

表 2 列出了 3 种处理模型中所用参数的取值, 其中, 体积质量为野外原状土 $1.4 \text{ g}/\text{cm}^3$, 饱和含水率、雨强 p 与径流量 q 为实测结果, 非完全混合系数 γ , α 取值参考文献[12-13]设定, 并设置为常数。模型中 EDI 与吸附系数 k_d 很难通过试验直接获得, 针对 EDI 深度, 众多研究都指出其范围在 $2 \sim 15 \text{ cm}$ 之间, 并指出降雨强度是影响混合层深度的重要因素, 雨强大, 混合层深度大^[6,9], 而反映铵态氮在溶液与泥沙吸附分布关系的 k_d 一定是小于 1 的常数。因此, 基于以上认识对 EDI 与 k_d 进行调参,

并使式 $\min \sum_{i=1}^n (C_{i,s} - C_{i,m})^2$ 结果最小, 即为参数取值。结果

发现, 雨强差异与 PAM 的施用对 EDI 有明显影响。针对本试验砂壤土, PAM 的施用堵塞了地表孔隙, 降低了地表入渗能力, 产流水平高, 其混合层深度也大, 这是雨强差异与 PAM 施用造成不同 PAM 处理 EDI 差别的原因。土壤颗粒平衡吸附常数 k_d 反映混合层中氮素在土壤溶液与颗粒吸附之间分布关系, PAM 的黏絮性势必影响氮素在两者间分布比例^[14], Lu 等^[15]证实 PAM 可以增强诸多阳离子吸附能力, 从取值结果可以看出 PAM 的施用增大了平衡吸附常数数值, 并表现出随 PAM 施用量增多而增大的结果。

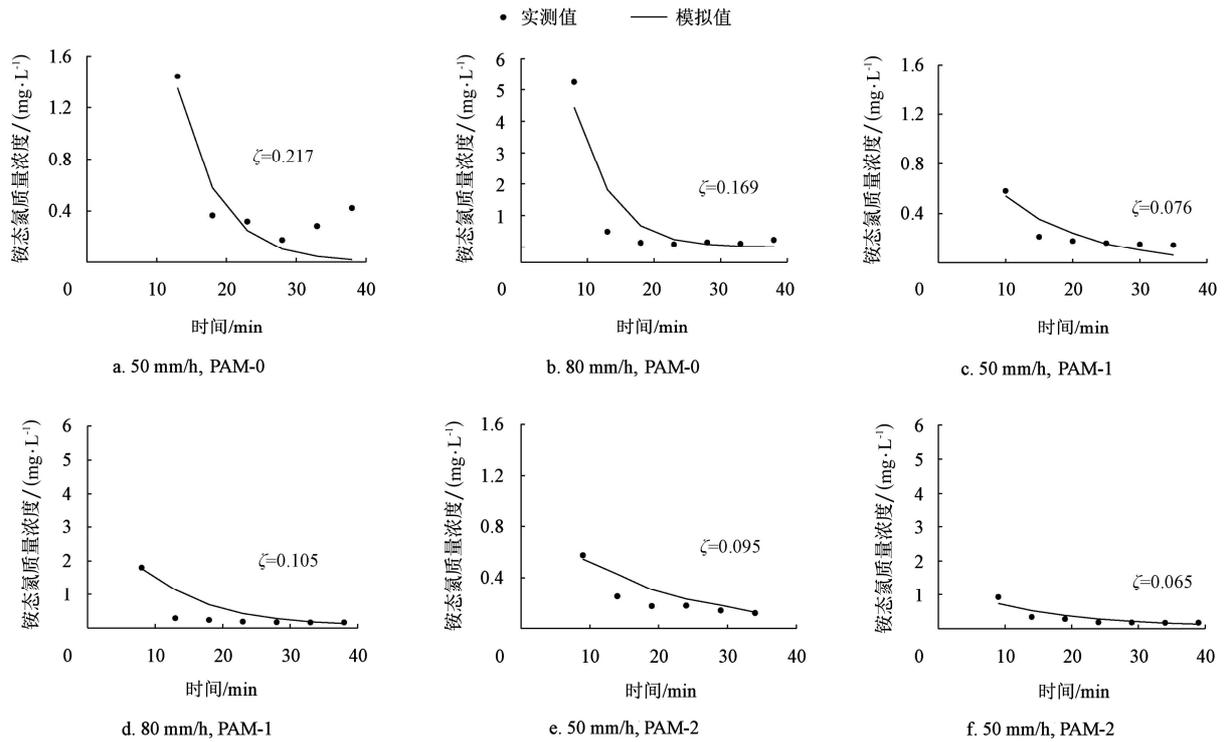


图 5 模拟结果与实测结果对比
Fig.5 Comparison of simulation results with experiment data

表 2 模型中所用参数及其取值
Table 2 Value of parameters used in model

雨强/(mm·h ⁻¹)	处理	饱和含水率 θ_s /(cm ³ ·cm ⁻³)	非完全混合系数 γ	非完全混合系数 α	平衡吸附常数 k /(cm ³ ·g ⁻¹)	土层混合层深度 (EDI)/cm
50	PAM-0	0.42	0.7	0.9	0.2	0.5
	PAM-1	0.50	0.7	0.9	0.6	0.6
	PAM-2	0.55	0.7	0.9	0.8	0.8
80	PAM-0	0.42	0.7	0.9	0.2	0.8
	PAM-1	0.50	0.7	0.9	0.6	1.0
	PAM-2	0.55	0.7	0.9	0.8	1.2

3 结 论

1) 地表径流铵态氮流失表现出初期浓度较高, 随后快速衰减并最终保持在一个稳定的水平的规律。其中, 雨强大小对铵态氮流失有明显影响, 表现为大雨强条件下铵态氮流失浓度高于小雨强试验。雨强对铵态氮流失影响主要是因为雨强大造成雨滴打击作用及径流冲刷能力强, 致使铵态氮更易被径流携带流失。

2) PAM 的施用明显降低了地表氮素流失水平, 这主要表现在 2 方面: (1) PAM 施用有效的降低了铵态氮初始流失浓度, 表现在 50 mm/h 雨强与 80 mm/h 雨强 PAM-0 处理铵态氮初始流失浓度是 PAM-1, PAM-2 处理的 2.5 倍和 7.8~8.3 倍。(2) PAM 的施用促使铵态氮流失浓度过程减缓。PAM 施用改善铵态氮流失水平的主要原因是 PAM 增强了铵态氮吸附水平, 对氮素的流失有明显的缓释作用。PAM 施用降低铵态氮流失水平, 改善了地表径流水质, 这势必对减少农田氮素地表流失有积极作用。

3) 本研究基于土壤混合层理论, 并根据氮素质量守恒原理, 建立了氮素径流迁移的不完全混合模型。通过对模型求解, 得出了模型的解析解。结果表明, 铵态氮径流流失符合以 e 为底的指数型衰减规律, 模拟值较好的反映了氮素径流迁移趋势, 尤其体现在较好的吻合了氮素初始流失水平, 表明该模型具有一定的可靠性和准确性, 可以为预报预测地表氮素流失效应提供基础。

[参 考 文 献]

[1] Sojka R E, Lentz R D. Time for yet another look at soil conditioners[J]. Soil Science, 1994, 158(4): 233-234.
 [2] 王小彬, 蔡典雄. 土壤调理剂 PAM 的农用研究和应用[J]. 植物营养与肥料学报, 2000, 6(4): 457-463.
 Wang Xiaobin, Cai Dianxiong. Research and application of soil conditioner in agricultural[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2000, 6(4): 457-463. (in Chinese with English abstract)
 [3] 唐泽军, 雷廷武, 张晴雯, 等. 聚丙烯酰胺增加土壤降雨

- 入渗减少侵蚀的模拟试验研究 I. 入渗[J]. 土壤学报, 2003, 40(2): 178—185.
- Tang Zejun, Lei Tingwu, Zhang Qingwen, et al. Effects of Polyacrylamide application on infiltration and soil erosion under simulated rainfalls I. Infiltration[J]. Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(2): 178—185. (in Chinese with English abstract)
- [4] Entry J A, Soika R E, Watwood M, et al. Polyacrylamide preparations for protection of water quality threatened by agricultural runoff contaminats[J]. Environmental pollution, 2002, 120(2): 191—200.
- [5] Kay-Shoemake J L, Watwood M E, Kilpatrick L, et al. Exchangeable ammonium and nitrate from different nitrogen fertilizer preparations in polyacrylamide-treated and untreated agricultural soils[J]. Biol Fertil Soils, 2000, 31(3/4): 245—248.
- [6] Ahuja L R, Sharpley A N, Yamamoto M, et al. The depth of rainfall-runoff-soil interaction as determined by ^{32}P [J]. Water Resources Research, 1981, 17(4): 969—974.
- [7] Ahuja L R, Lehman O R. The extent and nature of rainfall-soil interaction in the release of soluble chemicals to runoff[J]. Environ Qual, 1983, 12(1): 34—40.
- [8] 王全九, 王文焰, 沈冰, 等. 降雨-地表径流-土壤溶质相互作用深度[J]. 土壤侵蚀与水土保持学报, 1998, 4(2): 41—46.
- Wang Quanjiu, Wang Wenyan, Shen Bing, et al. Interaction depth of rainfall-runoff-soil solute[J]. Journal of soil erosion and soil and water conservation, 1998, 4(2): 41—46. (in Chinese with English abstract)
- [9] 张亚丽, 李怀恩, 张兴昌, 等. 降雨-径流-土壤混合层深度研究进展[J]. 农业工程学报, 2007, 23(9): 283—290.
- Zhang Yali, Li Huai'en, Zhang Xingchang, et al. Review on the mixing zone depth of rainfall-runoff-soil interaction [J]. Transactions of the CSAE, 2007, 23(9): 283—290. (in Chinese with English abstract)
- [10] Walter M T, Gao B, Paralange J Y. Modeling soil solute release into runoff with infiltration[J]. Journal of Hydrology, 2007, 347(3/4): 430—437.
- [11] Zhang X C, Norton D, Nearing M A. Chemical transfer from soil solution to surface runoff[J]. Water Resource Research, 1997, 33(4): 809—815.
- [12] 童菊秀, 杨金忠, 暴入超. 非饱和土中溶质地表径流迁移模型及解析模拟[J]. 水科学进展, 2009, 20(1): 10—17.
- Tong Juxiu, Yang Jinzong, Bao Ruchao. Model of chemicals transfer to surface runoff in unsaturated soil and Its analytical modeling[J]. Advances in Water science, 2009, 20(1): 10—17. (in Chinese with English abstract)
- [13] Gao B, Walter M T, Steenhuis T S, et al. Rainfall induced chemical transport from soil to runoff: theory and experiments[J]. Journal of Hydrology, 2004, 295(1/4): 291—304.
- [14] Deng Y D, Dixon J B, White G N. Adsorption of polyacrylamide on smectiti, illite and kaolinite[J]. Soil Sci Soc Am J, 2006, 70(1): 297—304.
- [15] [15] Lu J H, Wu L, Letey J. Effects of soil and water properties on anionic Polyacrylamide sorption[J]. Soil Sci Soc Am J, 2002, 66(2): 578—584.

Effects of Polyacrylamide application on ammonium nitrogen transport to surface runoff and its analytical modeling

Zhao Liang, Tang Zejun*

(College of Water Conservancy and Civil Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China)

Abstract: Nitrogen transport in runoff has a significant effect on nitrogen loss. In order to observe the effect of Polyacrylamide (PAM) addition on ammonium nitrogen transport in runoff, experiments were conducted with rainfall simulator under laboratory conditions. The results showed that PAM addition decreased ammonium nitrogen concentration dissolved in runoff, which was significant in initial reduction of ammonium nitrogen concentration, and it turned to a steady process of ammonium nitrogen loss. Based on the mixing zone theory and nitrogen mass conservation principle, a non-uniform and incompletely model was established to describe ammonium nitrogen transport in runoff. The model analytical result indicated that ammonium nitrogen concentration in runoff could be expressed as an exponential decrease with time, and was in accordance with the experimental data.

Key words: nitrogen, models, soils, polyacrylamide (PAM), ammonium nitrogen transport in runoff, soil mixing zone, analytical model