

横坡耕作径流溶解态氮磷流失特征及其富营养化风险 ——以鲁中南山地丘陵区为例

马 骞^{1,2}, 于兴修^{1*}, 刘前进^{1,2}

(1.临沂师范学院化学与资源环境学院, 山东省水土保持与环境保育重点实验室, 山东 临沂 276005; 2.华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070)

摘 要:以鲁中南山地丘陵区的坡耕地为例,在模拟降雨条件下分析了横坡耕作地表径流溶解态硝态氮(DNN)、铵态氮(DHN)和磷(DIP)的流失特征,并通过溶解态无机氮 DIN(DNN+DHN)/DIP、DNN/DIP 和 DHN/DIP 等 3 种氮磷比衡量其径流的富营养化风险。结果表明,在研究区典型的暴雨强度下($70\text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$),横坡耕作产流所需降雨量在 8.07 mm 左右,产流后径流率在径流初期(0~5 min)迅速增加,并在末期(14 min 后)趋于稳定,而径流泥沙浓度在降雨过程的变化表现出单峰型特征;溶解态氮、磷浓度在径流过程中逐渐降低,其中,径流末期 DNN、DHN 和 DIN 的平均浓度较初期分别下降 12.1%、23.5%和 12.6%,DIP 浓度的下降幅度明显大于溶解态氮,为 32.5%;溶解态氮、磷浓度与径流率以及原表土速效养分含量在径流初期的相关程度较高,之后则逐渐降低,与泥沙浓度的相关系数在降雨过程中则呈高-低-高变化;各溶解态氮的流失率在径流过程中呈增加趋势,而 DIP 流失率在径流过程中的变化不显著;溶解态氮、磷流失率与径流率存在升幂函数关系,但相关性随径流时间延长逐渐减弱。N/P 率分析表明,横坡耕作径流的富营养化风险较低,但风险水平在径流过程中呈逐渐增加趋势。控制径流末期 DNN 的径流流失,可减轻横坡耕作径流对于受纳水体富营养化过程的影响。

关键词:坡耕地;横坡耕作;径流;氮磷流失;富营养化风险

中图分类号:X522 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2011)03-0492-08

Characteristics of Dissolved N, P Loss and Eutrophication Risk in Runoff Water in Contour Tillage: A Case Study of Hilly and Mountainous Area in South-Central of Shandong Province, China

MA Qian^{1,2}, YU Xing-xiu^{1*}, LIU Qian-jin^{1,2}

(1.School of Chemistry and Resources Environment, Linyi Normal University, Shandong Key Laboratory of Soil Conservation and Environmental Protection, Linyi 276005, China; 2.College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China)

Abstract: Simulative rainfall experiment was conducted in the sloping land with contour plowing in hilly and mountainous area in south-central of Shandong Province to analyze the loss characteristics of dissolved nitrate nitrogen(DNN), ammoniacal nitrogen(DHN) and phosphorus(DIP) in runoff water, and measure the possible eutrophication risks in this water by calculating N:P ratios: (DNN+DHN)/DIP, DNN/DIP, and DHN/DIP. Results showed that, under the typical torrential rain intensity ($70\text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$), the amount of precipitation necessary to produce runoff in contour tillage was 8.07 mm. After the runoff started, runoff rate obtained rapid increased in the initial runoff-stage(0~5 min), and became stable after 14 min. The change of sediments concentration in the rain process presented a single-apex model. Dissolved nitrogen and phosphorus concentrations decreased gradually in the runoff process. The concentrations of DNN, DHN and DIN were 12.1%, 23.5% and 12.6% less, respectively, in the final runoff-stage than that in the initial. The concentration of DIP decreased 32.5% which was significantly greater than that of the dissolved nitrogens. Dissolved nitrogen and phosphorus concentrations showed a high correlation with runoff rate and topsoil available nutrients at the initial runoff-stage, and then decreased gradually. The correlations between dissolved pollutant and sediments showed a high-low-high change in the rain process. The loss rate dissolved nitrogens increased significantly within the runoff process, while the difference of DIP loss in this process was not significant. The loss rate of dissolved nitrogen and phosphorus and the runoff rate per-

收稿日期:2010-08-29

基金项目:教育部新世纪优秀人才支持计划项目(NCET-08-0877);山东省科技攻关项目(2009GG10006015)

作者简介:马 骞(1982—),男,北京市人,在读博士,主要从事资源利用与环境效应的研究。E-mail:maqian16620@126.com

* 通讯作者:于兴修 E-mail:yuxingxiu@lytu.edu.cn

formed a power function relationship, but this correlation was gradually reduced with runoff time extension. The analysis of N/P ratios suggested that runoff produced by contour tillage contour with a low eutrophication risk. However, the eutrophication risk level presented an increasing trend in the runoff process. Controlling the DNN loss at the final runoff-stage could effectively reduce the eutrophication risk of contour tillage runoff.

Keywords: sloping land; contour tillage; runoff; loss of nitrogen and phosphorus; eutrophication risk

农业径流中携带的氮(N)、磷(P)污染物是影响水环境的主要限制因子,特别是各种溶解态无机N、P物质,由于是藻类等水生生物可直接利用的形态,其径流流失将直接关系到受纳水体的环境质量^[1-2]。在以往的研究中,径流中N、P污染物的浓度或负荷常作为衡量农业面源污染效应的主要依据^[3-4]。也有研究通过构建N或P指数模型,进行流域尺度内面源污染关键源区的识别^[5-7]。富营养化问题是水体中N、P元素的共同作用所导致,因此,采用N/P率来衡量水体中藻类生物的生产力水平,即水体的富营养化程度,相对于单一的N素或P素则更具说服力^[8-9]。同样,径流中的溶解态无机N与P的比值也可用于衡量农业径流对于受纳水体富营养化影响的程度^[10],从而更为明确地反映其水环境效应。

鲁中南山地丘陵区是我国北方土石山区的典型代表,该区地形复杂,土层瘠薄,土地砂粒化严重,年侵蚀模数3 000~4 000 t·km⁻²,是山东省土壤侵蚀最严重的地区^[11]。受地形因素限制,区域内坡耕地耕垦指数较高,且多为顺坡耕作^[12],长期以来人类不合理的开发利用进一步加剧了土壤侵蚀的发生,也相应增加了坡耕地N、P面源污染物的流失风险^[12]。为应对农业耕作引起的资源与环境方面问题,大量保护性耕作措施和种植模式已在该地区进行了一定的应用,其中,横坡耕作措施由于防治土壤侵蚀的效益明显,已得到了最为广泛的使用。然而,相对于横坡耕作防治土壤侵蚀效益及机理的研究^[13-15],其径流的环境效应还未引起足够的关注。

本研究选择鲁中南山地丘陵区的坡耕地,通过野外原位模拟降雨试验,分析横坡耕作径流中溶解态N、P的流失特征,并利用N/P率衡量其径流的富营养化风险,以期为坡耕地的合理利用以及水环境管理等方面提供相关理论与借鉴。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

模拟降雨试验于2008年9月在野外原位坡耕地

(117°45'E, 35°20'N)上进行,地点位于鲁中南山地丘陵区中部的平邑县(图1)。该地区属典型的暖温带大陆性季风气候,年平均气温13.7℃,多年平均降水量803.4 mm,总面积约为1 825 km²,地势西北高并略向东南倾斜,山地丘陵面积占总面积的80%以上。土地利用类型以耕地和宜林地为主,其中,耕地集中于6°~15°的坡地上,种植作物主要为小麦、玉米、花生和金银花等。地带性土壤为棕壤,土壤表层夹杂大量石砾,肥力相对较低。

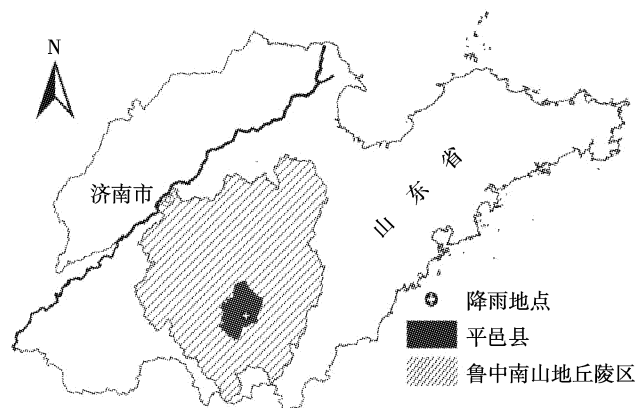


图1 试验点位置

Figure 1 Location of the Experimental site

1.2 试验设计

在横坡耕作方式的坡耕地上建立径流小区,并设置3个平行。小区面积设计为2.0 m×1.0 m,其两侧及顶端边缘用30 cm高的PVC板和防水薄膜围成,薄膜包裹PVC板插入土中20 cm,外露10 cm,以防止降雨泥沙溅出及小区内外水分的渗透,在小区下端安装不锈钢V型集水堰,用于径流收集,全部径流小区的坡度控制在14°~16°之间。试验地点土壤的基本理化性状见表1。

根据研究区的气候资料,模拟降雨强度设计为2.5 a重现期的70 mm·h⁻¹,代表了研究区内典型的暴雨强度。降雨装置为中国科学院水土保持研究所研制的BX-1型野外人工模拟降雨器,该装置携带方便,操作简单,具有较高的模拟精度。降雨器由喷头系统、

表 1 试验点土壤的理化性状

Table 1 Basic soil properties of the experiment area soil

有效氮/mg·kg ⁻¹	速效磷/mg·kg ⁻¹	有机质/g·kg ⁻¹	容重/g·cm ⁻³	含水量/%	粘粒/%	粉粒/%	沙粒/%
39.79	27.01	8.73	1.63	3.89	43.95	52.16	砂质壤土

驱动系统、动力系统和供水系统 4 部分组成。降雨高度 3 m,有效面积为 3 m×5 m,模拟 70 mm·h⁻¹ 雨强的降雨均匀系数在 90%以上。试验降雨历时设置为降雨开始至产流后 30 min。

横坡耕作的垄台高度为 9~13 cm, 垄沟宽度在 20~25 cm 间。小区内的作物为花生, 均种植在垄沟内。经调查,全部小区内的施肥情况一致(降雨试验前 21 d,尿素 75 kg·hm⁻²,过磷酸钙 110 kg·hm⁻²)。

1.3 取样与分析方法

径流产生后,用带有刻度的聚乙烯瓶在集水堰出口处进行取样,取样间隔设置在 0.5~2 min 间,3 次重复试验间的取样间隔保持一致。入渗率通过各取样时段内的降雨量及径流量计算。降雨结束后,全部径流样品经酸化(按每升样品中加 2 mL 浓硫酸的比例)后立即封存于 2~4 ℃的便携式冰柜中,并送往实验室进行分析。模拟试验中的雨水为自来水,降雨前对其进行取样用于测定背景值。降雨试验中的雨水由自来水提供,降雨前对其进行取样用于测定背景值,并在径流样本分析时扣除其影响。测定项目包括径流水样中的溶解态铵态氮(DHN)、硝态氮(DNN)和磷(DIP)。经测定,73%左右径流样中的亚硝态氮含量低于检出限(0.005 mg·L⁻¹),根据文献^[10],径流溶解态无机氮(DIN)为 DHN 与 DNN 之和。测定时用烧杯分取部分径流样,经 0.45 μm 微孔滤膜过滤后,DNN 采用紫外分光光度法测定;靛苯酚蓝分光光度法用于测定 DHN 含量;DIP 采用钼锑抗比色法测定。

1.4 数据统计与分析

采用 SPSS15.0 统计软件,对实验测试数据进行方差分析(显著水平 $P=0.05$),数据间的具体差异采用最小显著性差异法(Least Significant Difference)进行多重比较,显著水平设置为 0.05;同时结合 Excel 2003 软件,利用相关分析和回归分析探讨横坡耕作径流溶解态 N、P 流失与径流、泥沙以及土壤养分含量等影响因素间的关系。

2 结果与分析

2.1 横坡耕作的产流产沙过程

2.1.1 产流过程

产流时间是描述产流特征的一个重要参数,鉴于

平行试验间降雨强度存在一定的变异,利用测定的雨强与产流时间换算成产流所需降雨量表示(图 2a)。可以看出,横坡耕作下坡耕地的产流所需降雨量在 6.86~9.40 mm 间,平均值为 8.07 mm。

根据径流率在降雨过程中的变化,可将横坡耕作的径流过程分为初期、中期和末期 3 个阶段。其中,径流初期为 0~5 min,累计降雨量在 8.07~14.15 mm 间,此时期内径流迅速增加,平均径流率为 4.98 mm·h⁻¹;径流中期为 5~14 min,累计降雨量在 14.15~24.76 mm 间,此期间内径流呈波动式增加,平均径流率较径流初期增加 55.3%;径流末期为 14~30 min,累计降雨量在 24.76~43.64 mm 间,径流在此时期内趋于稳定,平均径流率较径流中期变化不显著($P=0.083$),为 8.48 mm·h⁻¹。

2.1.2 产沙过程

图 2b 描述了横坡耕作径流泥沙浓度的变化过程。与径流过程不同,产沙曲线呈现出明显的单峰型变化。泥沙浓度在径流初期迅速达到峰值(11.71 g·L⁻¹),之后逐渐降低,并在径流末期趋于稳定。径流全过程的平均泥沙浓度为 3.32 g·L⁻¹。

2.2 横坡耕作径流溶解态 N、P 的流失过程

2.2.1 溶解态 N、P 浓度

横坡耕作不同时期径流中溶解态 N、P 的浓度见表 2。由表 2 可知,径流过程中溶解态 N、P 浓度的变化较为明显。DIN 和 DNN 浓度在各径流时期呈逐渐降低趋势,其中,径流中、末期的 DIN 浓度较初期分别下降 8.9%和 12.6%,DNN 则分别下降 7.9%和 12.1%。DHN 浓度在径流各时期则为先下降后出现一定程度的增加,但径流末期较初期仍下降 23.5%。比较而言,径流 DIP 浓度的下降幅度明显大于各溶解态 N,其在径流中、末期的降低幅度分别为 19.3%和 32.5%。

2.2.2 溶解态 N、P 平均流失率

不同径流时期径流率以及径流 N、P 浓度的差异将导致径流 N、P 流失量的不同。表 3 为横坡耕作各径流时期 DNN、DHN、DIN 和 DIP 的平均流失速率。由表 3 可以看出,不同时期径流溶解态 N、P 的流失率存在一定的差异。其中,各时期溶解态 N 流失率的变化与径流率的变化较为一致,即径流初期显著低于

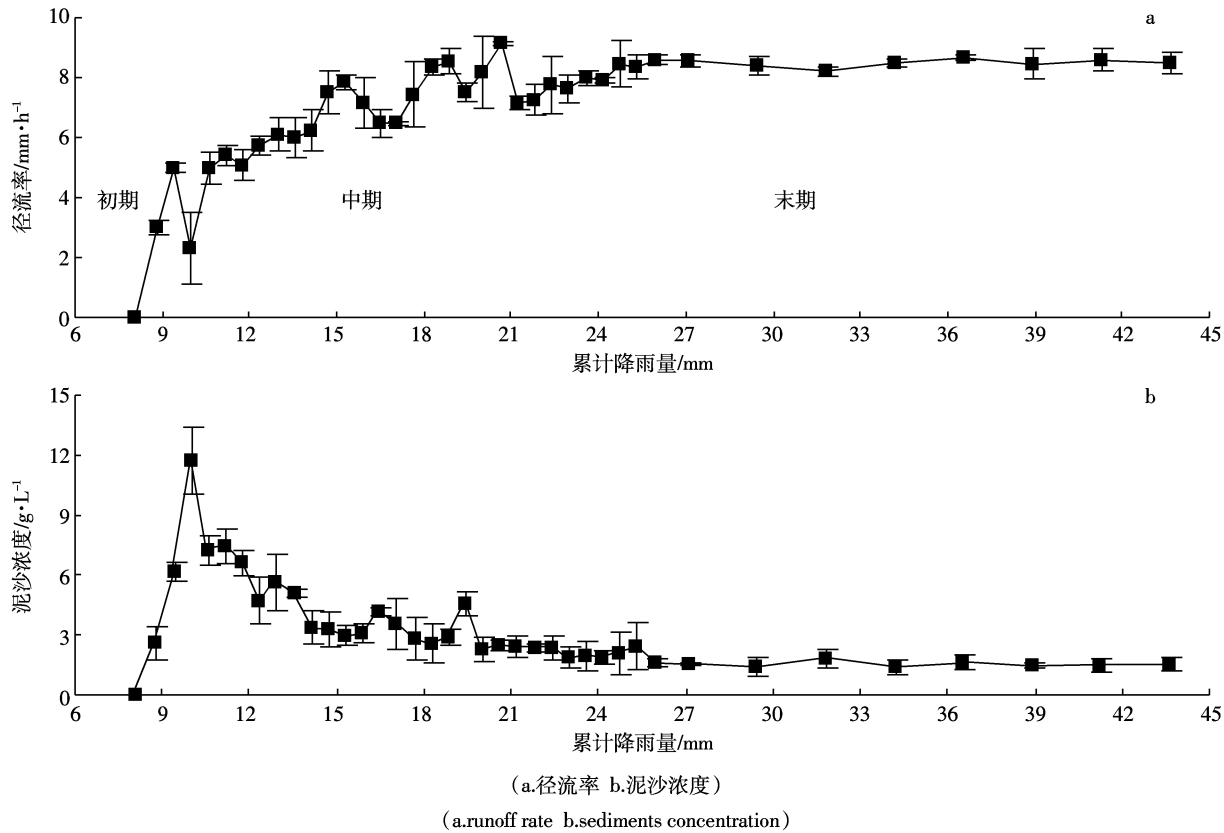


图 2 横坡耕作的产流与产沙特征曲线

Figure 2 Runoff rate and sediments concentration curves in contour tillage

表 2 不同径流时期溶解态 N、P 的径流加权平均浓度

Table 2 Runoff-weighted mean concentration of dissolved nitrogen and phosphorus in different runoff interval

项目	DNN/mg·L ⁻¹		DHN/mg·L ⁻¹		DIN/mg·L ⁻¹		DIP/mg·L ⁻¹	
	浓度	标准差	浓度	标准差	浓度	标准差	浓度	标准差
初期	0.388a	±0.013	0.017a	±0.001	0.405a	±0.013	0.114a	±0.006
中期	0.357b	±0.004	0.012b	±0.001	0.369b	±0.004	0.092b	±0.002
末期	0.341c	±0.003	0.013b	±0.000	0.354b	±0.002	0.077c	±0.002
P	0.001		<0.001		<0.001		0.001	

注:P 为方差分析中计算的显著性概率。同一列中字母不同表示达到 $P<0.05$ 显著差异。下同。

表 3 径流溶解态 N、P 的平均流失率

Table 3 Average loss rate of dissolved nitrogen and phosphorus in runoff water

项目	DNN/mg·m ⁻² ·h ⁻¹		DHN/mg·m ⁻² ·h ⁻¹		DIN/mg·m ⁻² ·h ⁻¹		DIP/mg·m ⁻² ·h ⁻¹	
	流失率	标准差	流失率	标准差	流失率	标准差	流失率	标准差
初期	1.891b	±0.36	0.065b	±0.02	1.955b	±0.34	0.552a	±0.13
中期	2.750a	±0.23	0.091a	±0.01	2.840a	±0.26	0.711a	±0.09
末期	2.894a	±0.16	0.111a	±0.01	3.005a	±0.17	0.654a	±0.07
P	0.006		0.018		0.004		0.154	

径流中、末期,而后两个时期间的差异不明显,径流中、末期 DNN、DHN 和 DIN 流失率较初期分别增加在 45.3%、28.6%和 45.4%以上。而 DIP 浓度在径流中、末期的降低幅度较大,消减了径流增加对于加速

DIP 流失的影响,由此也导致了各径流时期 DIP 流失率的差异不明显。

2.3 横坡耕作径流的 N/P 率

Tejada 等^[1]总结前人研究归纳出引起水体富营

养化的 DIN/DIP、DNN/DIP 和 DHN/DIP 比值分别在 5~60、5~15 和 6.4~25 间,并认为径流中的上述各种 N/P 率越接近这些范围,径流对受纳水体富营养化过程的贡献就越高。通过径流加权,本研究计算了横坡耕作径流各时期的平均 N/P 率,见表 4。由表 4 可以看出,各径流时期的平均 DHN/DIP 率均远低于其相应风险范围下限(6.4),而 DIN/DIP 和 DNN/DIP 率则接近其各自的下限值(均为 5);径流平均 DIN/DIP 和 DNN/DIP 率在各径流时期间的差异显著,在径流初、中及末期程逐渐增加趋势,并在径流末期有超过其相应的风险范围下限的趋向。

表 4 不同径流时期的平均 N/P 率
Table 4 Average N/P ratio in different runoff interval

项目	DIN/DIP 率		DNN/DIP 率		DHN/DIP 率	
	值	标准差	值	标准差	值	标准差
初期	3.55c	±0.29	3.40c	±0.28	0.15ab	±0.01
中期	4.01b	±0.07	3.88b	±0.08	0.13b	±0.01
末期	4.60a	±0.11	4.43a	±0.10	0.17a	±0.01
P	0.001		0.001		0.009	

3 讨论

横坡耕作方式下坡耕地的产流所需降雨量在 8.07 mm 左右。这与 McIsaac 等^[16]在美国伊利诺斯州粉壤土上的观测结果较为相近。其研究表明,在种植作物为大豆和玉米时,横坡耕作的平均产流所需降雨量为分别 5 mm 和 12 mm。产流后,横坡耕作径流逐渐增加并趋于稳定,以及泥沙浓度呈单峰型变化的特征(图 2)同于一般坡地降雨试验的研究结果^[17]。

3.1 横坡耕作径流溶解态 N、P 的浓度特征

径流样中 DNN、DHN、DIN 和 DIP 浓度的变化范围分别为 0.271~0.476、0.013~0.027、0.318~0.503 mg·L⁻¹ 和 0.058~0.167 mg·L⁻¹,这与大量田间试验的观测值域相近^[18-19]。从 DIN 的组成上看,DNN 所占比例始终在 92%以上,表明横坡耕作径流 DIN 的流失主要以 DNN 为主,这与不同土地覆被下坡地径流溶解态 N 的流失特征^[20]是一致的。受降雨过程中表土养分含量降低以及径流稀释效应的共同影响,横坡耕作径流过程中的 DNN、DHN 和 DIP 浓度呈现出初高后低变化(表 2),这与多数坡地 N、P 流失研究的结果较为一致^[21-22]。

径流中的溶解态 N、P 污染物主要源于土壤中的有效态 N、P 养分,大量的研究表明^[23-24],径流中的溶解态 N、P 浓度与表层土壤中的有效态 N、P 养分含量

呈显著正相关。横坡耕作下原表层土壤中速效养分含量与不同径流时期溶解态 N、P 平均浓度的相关分析(图 3)表明,原表土速效养分含量与径流初期 DNN、DHN、DIN 和 DIP 浓度的正向关系较为明显;随着降雨过程中土壤养分的不断流失,原表土速效养分含量与径流污染物浓度的相关程度在径流中、末期也逐渐降低。

降雨径流是 N、P 污染物迁移动土壤的动力,径流泥沙则是污染物运移的载体,因此,产流产沙特征也影响着径流中溶解态 N、P 的浓度。通过计算不同径流时期内各取样时刻径流率及泥沙浓度与径流溶解态 N、P 浓度的 pearson 相关系数(表 5)可以看出,横坡耕作径流率与 DNN、DHN、DIN 和 DIP 浓度在径流初期均为显著的负相关($P<0.05$),而在径流中期和末期的相关性逐渐减弱。造成这一现象的原因可能在于横坡耕作径流初期径流率的增加较快,径流对溶解态 N、P 浓度的稀释效应更为明显,而径流中、末期径流率的增加减缓且趋于稳定,这两个时期内的溶解态 N、P 浓度受径流与表层土壤间交互作用^[25]以及径流泥沙浓度的影响更大。

降雨过程中横坡耕作径流泥沙浓度与 DNN、DHN、DIN 和 DIP 浓度的相关系数呈高-低-高变化(表 5)。比较而言,各 DNN 和 DIN 浓度与径流泥沙浓度的相关系数明显高于 DHN 和 DIP,且在径流初期和末期均达到显著水平(正相关, $P<0.05$)。径流 DNN 浓度与产沙特征相关性较高的原因可能与土壤颗粒对硝态氮的吸附性能较低,侵蚀泥沙中携带的硝态氮易于释放到径流中有关。

3.2 横坡耕作径流溶解态 N、P 的流失率特征

张兴昌^[26]和孙孝龙等^[27]的研究表明,径流量是影响溶解态 N、P 流失量的最主要因素,因此,降雨过程中溶解态 N、P 流失率的变化更易受径流率的变化所控制。本研究通过对各取样时刻的径流率与溶解态 N、P 流失率进行线性回归分析(图 4),发现横坡耕作的径流率与各溶解态 N、P 流失率均存在明显的升幂函数($y=ax^b$)关系,其中,DIN 和 DNN 流失率与径流率的关系较为显著($R^2>0.8$),而 DHN 和 DIP 与径流率的关系稍差,但 R^2 值也均在 0.6 以上。进一步对不同径流时期内各时刻的径流率与溶解态 N、P 流失率进行相关分析,结果表明(表 6),径流 DNN、DHN、DIN 和 DIP 流失率与径流率的相关系数在径流过程中呈下降趋势,这说明径流量对溶解态 N、P 流失率的影响随径流时间延长逐渐减弱,由此也可推断,径流末

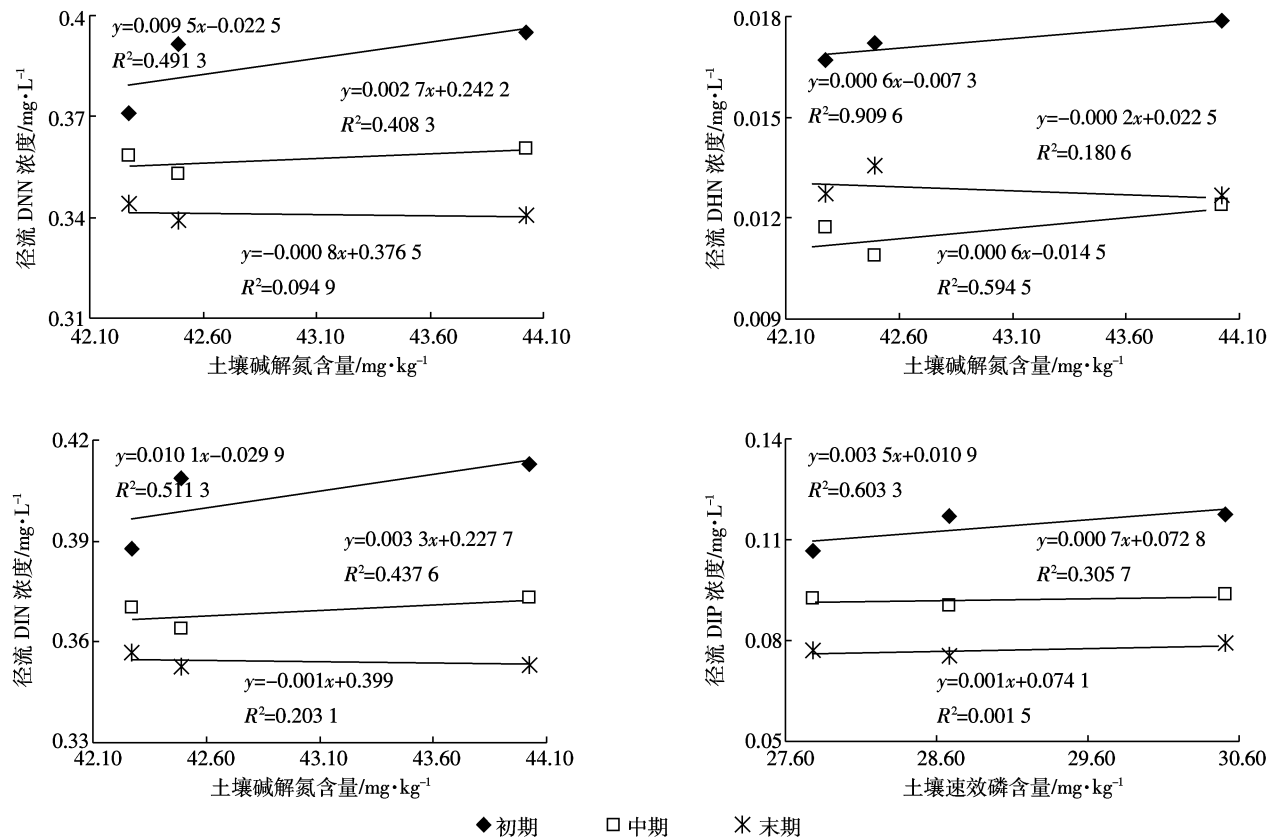


图3 表土速效养分含量与不同径流时期溶解态 N、P 平均浓度的关系(n=3)

Figure 3 Correlations between topsoil available nutrients levels and dissolved nitrogen and phosphorus concentrations in runoff water(n=3)

表5 不同径流时期径流率及泥沙浓度与溶解态 N、P 浓度的 pearson 相关系数

Table 5 Pearson correlation coefficient between runoff rate, sediments concentration and dissolved nitrogen, phosphorus concentrations in different runoff interval

项目		浓度			
		DNN	DHN	DIN	DIP
径流率	初期(n=29)	-0.671**	-0.856**	-0.731**	-0.513**
	中期(n=54)	-0.240	-0.374*	-0.244	-0.305
	末期(n=30)	0.152	0.098	0.173	0.110
泥沙浓度	初期(n=29)	0.412*	0.135	0.396*	-0.169
	中期(n=54)	0.202	0.063	0.197	-0.057
	末期(n=30)	0.566**	0.196	0.563**	0.279

注:* 显著水平 0.05, ** 显著水平 0.01。下同。

期溶解态 N、P 的浓度对于其流失量大小的影响将增强。因此,降低径流末期径流中溶解态 N、P 的浓度对于控制横坡耕作溶质态养分的流失也至关重要。

3.3 横坡耕作径流的富营养化风险

径流中溶解态 N/P 率的分析(表4)表明,横坡耕作产流后 30 min 内径流的富营养化风险较低,但随

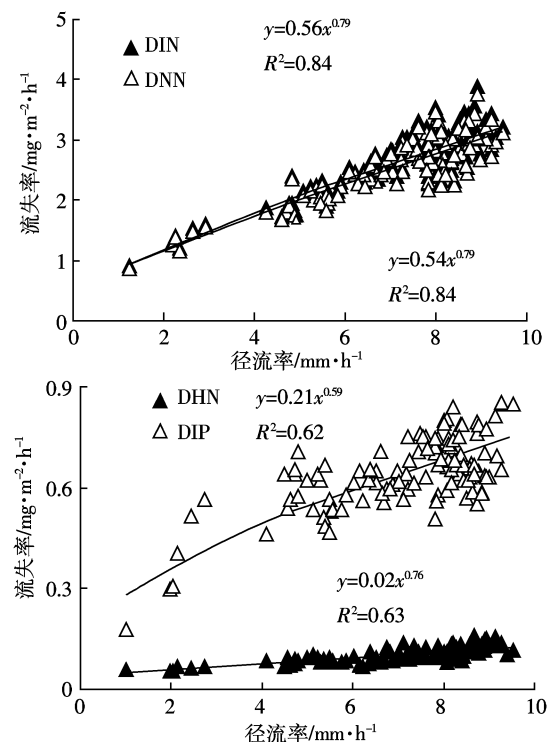


图4 径流率与溶解态 N、P 径流流失率的关系(n=113)

Figure 4 Correlations between runoff rate and loss rate of dissolved nitrogen and phosphorus by runoff(n=113)

表 6 不同径流时期径流率与溶解态 N、P 污染物的
流失率的 pearson 相关系数

Table 6 Pearson correlation coefficient between runoff rate and loss
rate of dissolved nitrogen and phosphorus in different runoff interval

项目	流失率			
	DNN	DHN	DIN	DIP
初期(n=29)	0.922**	0.752**	0.927**	0.748**
中期(n=54)	0.591**	0.465*	0.605**	0.699**
末期(n=30)	0.450*	0.484*	0.462*	0.118

着径流时间的延长,DIN/DIP 和 DNN/DIP 率的逐渐增大,径流的富营养化风险水平呈逐渐递增趋势。降雨过程中横坡耕作径流富营养化风险逐渐增大的原因在于:径流过程中的各类溶解态 N 素浓度,特别是 DNN 浓度的下降幅度小于 DIP(表 2)。鉴于径流末期 DNN 浓度与泥沙浓度较高的相关性(表 5),从土壤保护以及水体污染防治的角度考虑,可采用相应措施,控制径流末期的土壤流失,以降低径流末期 DNN 的浓度,从而减轻横坡耕作径流对于受纳水体富营养化过程的影响。

4 结论

(1)在研究区典型的暴雨强度下(70 mm·h⁻¹),横坡耕作方式下坡耕地的产流所需降雨量在 8.07 mm 左右,产流后 5 min 内径流迅速增加,并逐渐趋于稳定,稳定径流率达 8.48 mm·h⁻¹;泥沙浓度的径流过程呈现出明显的单峰型变化,最大泥沙浓度和平均泥沙浓度分别为 11.71 g·L⁻¹ 和 3.32 g·L⁻¹。

(2)DNN、DHN、DIN 和 DIP 浓度在径流过程中逐渐降低,而径流末期 DIP 浓度较初期的降低幅度明显大于各溶解态 N 素。径流率以及原表土速效养分含量与径流溶解态 N、P 浓度在径流初期的相关程度较高,之后则逐渐减弱;而径流泥沙浓度与溶解态 N、P 浓度的相关程度在降雨过程中呈高-低-高变化,DNN 和 DIN 浓度与泥沙浓度的相关系数明显高于 DHN 和 DIP。

(3)径流中、末期溶解态 N 的流失率较初期显著增大,而 DIP 流失率在径流过程中的变化不明显。溶解态 N、P 流失率与径流率存在升幂函数 ($y=ax^b$) 关系,但相关性随径流时间的延长逐渐减弱。

(4)N/P 率分析表明,横坡耕作产流后 30 min 内径流的富营养化风险较低,但随着径流时间的延长,径流的富营养化风险水平呈逐渐增加趋势。减少径流末期 DNN 的径流流失,可减轻横坡耕作径流对于受

纳水体富营养化过程的影响。

侵蚀泥沙在进入水体后,其携带的 N、P 污染物逐渐向水环境中释放,这一过程虽然缓慢,但对水体富营养化的影响同样不可忽视。因此,今后的工作将进一步深入研究横坡耕作方式下径流泥沙养分流失的环境效应。

参考文献:

[1] Alberts E E, Spomer R G. Dissolved nitrogen and phosphorus in runoff from watersheds in conservation and conventional tillage [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1985, 40(1):153-157.

[2] Kim M, Gilley J E. Artificial Neural Network estimation of soil erosion and nutrient concentrations in runoff from land application areas [J]. *Computers and Electronics in Agriculture*, 2008, 64(2):268-275.

[3] Li H P, Liu X M, Huang W Y. The non-point output of different agriculture landuse types in Zhexi hydraulic region of Taihu basin[J]. *Journal of Geographica Science*, 2004, 14(2):151-158.

[4] 刘腊美, 龙天渝, 李崇明, 等. 嘉陵江流域非点源溶解态氮污染负荷模拟研究[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(4):808-813.

LIU La-mei, LONG Tian-yu, LI Chong-ming, et al. Simulation of dissolved nitrogen load in Jialingjiang river basin[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(4):808-813.

[5] Hughesa K J, Magetteb W L, Kurz I. Identifying critical source areas for phosphorus loss in Ireland using field and catchment scale ranking schemes[J]. *Journal of Hydrology*, 2005, 304:430-445.

[6] Bechmann M, Stalnacke P, Kvaern S, et al. Integrated tool for risk assessment in agricultural management of soil erosion and losses of phosphorus and nitrogen [J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(2):749-759.

[7] 王小治, 王爱礼, 尹微琴, 等. 太湖流域农业非点源污染优先识别区研究:以昆山为例[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(9):1874-1879.

WANG Xiao-zhi, WANG Ai-li, YIN Wei-qin, et al. Application of agricultural non-point source pollution index in typical area of Taihu: a case study in Kunshan City[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(9):1874-1879.

[8] Pizzolon L, Tracanna B, Porsperi C, et al. Cyanobacterial blooms in Argentinean island waters[J]. *Lakes and Reservoirs: Research & Management*, 1999, 4(3-4):101-105.

[9] Tejada M, Gonzalez J L. Effects of application of two organomineral fertilizers on nutrient leaching losses and wheat crop[J]. *Agron Journal*, 2005, 97:960-967.

[10] Tejada M, Gonzalez J L. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality [J]. *Geoderma*, 2008, 145:325-334.

[11] 刘福臣, 方 静, 黄怀峰. 鲁中南低山丘陵区水土流失原因及治理措施[J]. *水土保持通报*, 2008, 28(4):170-171, 197.

LIU Fu-chen, FANG Jing, HUANG Huai-feng. Causes and harnessing measures of soil and water loss in the low foothill area of South Central Shandong Province[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2008, 28(4):170-171, 197.

- [12] Arnaez J, Lasanta T, Ruiz-Flano P, et al. Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards[J]. *Soil and Tillage Research*, 2007, 93:324-334.
- [13] 张少良, 张兴义, 刘晓冰, 等. 典型黑土侵蚀区不同耕作措施的水土保持功效研究[J]. 水土保持学报, 2009, 23(3):11-15.
ZHANG Shao-liang, ZHANG Xing-yi, LIU Xiao-bing, et al. Tillage effect on soil erosion in typical Black Soil Region[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, 23(3):11-15.
- [14] 朱青, 王兆骞, 尹迪信. 贵州坡耕地水土保持措施效益研究[J]. 自然资源学报, 2008, 23(2):219-229.
ZHU Qing, WANG Zhao-qian, YIN Di-xin. A study on effects of soil and water conservation measurements on sloping land in Guizhou[J]. *Journal of Natural Resources*, 2008, 23(2):219-229.
- [15] 付斌, 胡万里, 屈明, 等. 不同农作措施对云南红壤坡耕地径流调控研究[J]. 水土保持学报, 2009, 23(1):17-20.
FU Bin, HU Wan-li, QU Ming, et al. Research on runoff regulation under different farming measures from red soil slope field in Yunnan[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, 23(1):17-20.
- [16] McIsaac G F, Mitchell J K, Hirschi M C, et al. Conservation and contour tillage for corn and soybeans in the Tama silt loam soil: the hydrologic response[J]. *Soil and Tillage Research*, 1991, 19:29-46.
- [17] 梁涛, 王红萍, 张秀梅, 等. 官厅水库周边不同土地利用方式下氮、磷非点源污染模拟研究[J]. 环境科学学报, 2005, 25(4):483-490.
LIANG Tao, WANG Hong-ping, ZHANG Xiu-mei, et al. Simulation study of non-point source pollution under different land use in Guanting Reservoir watershed[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25(4):483-490.
- [18] Barbosa F T, Bertol I, Luciano R V, et al. Phosphorus losses in water and sediments in runoff of the water erosion in oat and vetch crops seed in contour and downhill[J]. *Soil and Tillage Research*, 2009, 106:22-28.
- [19] 焦平金, 许迪, 王少丽. 汛期不同作物种植模式下地表径流氮磷流失研究[J]. 水土保持学报, 2009, 23(2):15-20.
JIAO Ping-jin, XU Di, WANG Shao-li. Nitrogen and phosphorus runoff losses from farmland as affected by cropping pattern during flood season[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, 23(2):15-20.
- [20] 于兴修, 杨桂山, 梁涛. 西苕溪流域土地利用对氮素径流流失过程的影响[J]. 农业环境保护, 2002, 21(5):424-427.
YU Xing-xiu, YANG Gui-shan, LIANG Tao. Effects of land use in Xitiao catchment in nitrogen losses from runoff[J]. *Agro-Environmental Protection*, 2002, 21(5):424-427.
- [21] 高扬, 朱波, 周培, 等. 紫色土坡地氮素和磷素非点源输出的人工模拟研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4):1371-1376.
GAO Yang, ZHU Bo, ZHOU Pei, et al. Non-point source export of nitrogen and phosphorus from slope crop of purple soil with simulated rainfall method[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4):1371-1376.
- [22] 张亚丽, 张兴昌, 邵明安, 等. 降雨强度对黄土坡面矿质氮素流失的影响[J]. 农业工程学报, 2004, 20(3):55-58.
ZHANG Ya-li, ZHANG Xing-chang, SHAO Ming-an, et al. Impact of rainfall intensity on soil mineral nitrogen loss by runoff on loess slope[J]. *Transactions of the CSAE*, 2004, 20(3):55-58.
- [23] 王晓龙, 李辉信, 胡锋, 等. 红壤小流域不同土地利用方式下土壤N、P流失特征研究[J]. 水土保持学报, 2005, 19(5):31-34, 55.
WANG Xiao-long, LI Hui-xin, HU Feng, et al. Characteristics of nitrogen and phosphorus loss under different land use patterns in small red soil watershed during course of rain[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2005, 19(5):31-34, 55.
- [24] McDowell R W, Sharpley A N. Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration[J]. *Geoderma*, 2003, 112(1-2):143-154.
- [25] ZHANG Xing-chang, SHAO Ming-an. Effects of vegetation coverage and management practice on soil nitrogen loss by erosion in a hilly region of the Loess Plateau in China[J]. *Acta Botanica Sinica*, 2003, 45(10):1195-1203.
- [26] 张兴昌. 耕作及轮作对土壤氮素径流流失的影响[J]. 农业工程学报, 2002, 18(1):70-73.
ZHANG Xing-chang. Soil nitrogen loss in runoff and sediment as affected by level trench and crop rotation[J]. *Transactions of the CSAE*, 2002, 18(1):70-73.
- [27] 孙孝龙, 蒋文举, 王克勤, 等. 抚仙湖尖山河小流域山地典型地类非点源污染特征与分析[J]. 环境科学学报, 2009, 29(7):1534-1541.
SUN Xiao-long, JIANG Wen-ju, WANG Ke-qin, et al. The characteristics and analysis of non-point pollution in different land categories in small watersheds in the Jianshan River of Fuxian Lake[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(7):1534-1541.