

不同施用方式下酸性土坡地污泥磷素随径流迁移的研究

陈炎辉¹, 陈文祥², 王 果¹, 杨舜成², 陈明华², 苏惠丽¹

(1.福建农林大学资源与环境学院, 福建 福州 350002; 2.福建省水土保持试验站, 福建 福州 350003)

摘 要:采用野外原位模拟试验方法,研究了以撒施和穴施施用于酸性赤红壤坡地上的污泥磷在人工降雨条件下,随径流的迁移情况。历时近一年的试验结果表明,穴施处理的磷素径流流失比撒施明显降低,而污泥撒施后 24 h 径流中 TP、TDP 和 TPP 浓度和流失量最高,其中 TP 浓度为 $8.94\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TP 流失量为 $167.4\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$,占撒施 TP 累积流失量的 65.2%,分别是穴施 TP 对应峰值的 19 倍和 7 倍,此后磷浓度和流失量逐渐降低,TP 浓度和流失量最低值分别为 $0.50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $4.0\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$,为穴施最低值的 1.9 倍和 1 倍。TPP 是 TP 流失的主要形式(>96%),各处理 TP 浓度和流失量随颗粒物浓度和流失量的增加而升高,撒施处理的升幅高于穴施和对照。

关键词:施用方式;坡地;径流;污泥;磷

中图分类号:X522 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)03-1116-07

Phosphorus Loss Along with Runoff from Sloping Plots on Acid Soil Applied with Sewage Sludge in Different Ways

CHEN Yan-hui¹, CHEN Wen-xiang², WANG Guo¹, YANG Shun-cheng², CHEN Ming-hua², SU Hui-li¹

(1.Department of Resources and Environment, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 2.Water and Soil Conservation Experimental Station of Fujian Province, Fuzhou 350003, China)

Abstract: The loss of phosphorous along with runoff from sloping plots on a lateritic soil amended with sewage sludge applied in two ways, hole-applied and broadcasted then mixed with surface soil, was studied under artificial rainfall conditions during about one year. The P loss with runoff from the hole-applied plots was much lower than that from broadcasted plots. When the sludge was broadcasted then mixed with surface soil, the concentrations of total phosphorus (TP), total dissolved phosphorus (TDP) and total particulate phosphorus (TPP) in the runoff were highest within 24 h after application. The TP concentration and loss amount were $8.94\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $167.4\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$, and were 19 and 7 times compared with corresponding peak values of the hole-applied plots. The loss of TP in first runoff accounted for 65.2% of the cumulative TP loss amount for the broadcasted treatment. Both the concentration and the loss amount of P resulted from the broadcasted plots diminished gradually with time, with the lowest TP concentration and loss amount being $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $4.0\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$, which were 1.9 and 1 times compared with corresponding lowest values from the hole-applied plots, respectively. TPP in the runoff was always the major form of the TP lost(>96%). The TP concentration and the P loss amount in the broadcasted plots increased more rapidly with the concentration and loss amount of particulates in the runoff than those of the hole-applied plots.

Keywords: application way; sloping field; runoff; sewage sludge; phosphorus

施用污泥对培肥地力及改良和修复土壤有较显著效果^[1-3]。南方酸性土壤环境容量较小,农田消纳污

泥能力有限。污泥坡地利用(林地、果园及新垦土地培肥等)食物链污染风险较小,污染物不易以垂直渗漏方式污染地下水(土层较厚),有望成为南方多山地区污泥农用的一个重要方向。但潜在风险在于南方多雨,地表径流强,污泥若施用不当,易使污染物累积在坡地土壤中,并在降雨-径流作用下流失,污染地表水体。因此有必要对施用于酸性土坡地上的污泥污染物

收稿日期:2007-07-18

基金项目:教育部重点项目 Q04075);福建省教育厅重点项目;福建省科技厅重大专项前期研究项目 Q005YZ1001)

作者简介:陈炎辉(1980—),男,博士研究生,研究方向为环境生态。

E-mail:yhchenm@yahoo.com.cn

通讯作者:王 果 E-mail:gwang572003@yahoo.com.cn

随地表径流迁移进行研究。

坡面土壤随径流失是富营养化水体磷素的重要来源^[4-5]。国内外有一些文献对污泥磷随地表径流迁移进行了研究,但数量有限,结果也不尽相同。Grey 的研究结果表明林地施用污泥并未提高径流中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、BAP (biologically available phosphorus)、BPP (bioavailable particulate phosphorus) 的浓度^[6]。而 Ros-tagno 的研究则发现污泥施用在荒漠地, 径流中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、TDP(total dissolved phosphorus)浓度随施用量增加而上升,高量污泥在表施初期会使径流中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度超出禽畜饮用水标准^[7]。一些研究表明施用污泥可减少 TP(total phosphorus)、PP(particulate phosphorus)、颗粒物流失及径流的产生, 但可提高径流 TDP 浓度,且表施径流中 TDP 浓度要高于混施^[8-9]。而 J.A. Withers 研究表明, 表施液态污泥会直接增加径流中 PP 和 TDP 的流失^[10]。还有研究也表明污泥表施比土内混施和注射方式更易引起磷素流失^[11-13]。而另一些研究则认为在强降雨和裸地条件下,混施严重扰动了土层,加剧土粒和磷素流失^[14-15]。可见,污泥施用影响径流磷流失的变异性较大,与施用方法、土壤、气候和地表状况等多因素有关。上述研究多局限于非酸性土区域,不足以回答酸性土坡地上污泥磷素的迁移风险如何。本文旨在探讨高量污泥施用的酸性红壤土坡地上(直形坡、坡度 15°、裸地条件),不同施用方式(穴施、撒施)下,径流各形态磷素随时间的变化特征,为指导污泥坡地合理利用提供科学依据。

1 试验设计与方法

1.1 小区设计

本研究采用野外原位模拟试验法,研究酸性土坡地上污泥磷素随径流迁移情况。该法在条件控制上难度较大,但它具有更接近现实环境、结果更加真实可靠的优点。野外原位模拟试验布设在厦门市集美水土保持试验站(118°0'23"E、24°37'9.6"N)内。该站位于闽南沿海厦门集美的低丘上,属亚热带海洋性气候,年均气温为 21℃,多年平均降雨量在 1 100 mm 左右,雨量多集中在每年的 5 月至 8 月,土壤为花岗岩

发育的酸性赤红壤。试验在 8 个 15°径流小区上进行,每小区宽 2 m(与等高线平行),长 5 m(水平投影),水平投影面积为 10 m²。小区砌成后,前期先分层回填土壤(土壤性质见表 1),用少量水喷洒土壤表面,使表土保持平整,并自然沉实一段时期。

1.2 污泥的准备

试验污泥(性质见表 1)取自厦门海沧污水处理厂。将湿污泥晾干、捣碎,过 5 mm 筛,备用。

1.3 试验处理

试验分对照、撒施和穴施 3 种处理,各处理重复 2~3 次,按随机区组排列。具体方案如下:

- 处理 1:对照,不施污泥。
- 处理 2:污泥撒施,将 120 kg 污泥均匀撒在每个小区土面上,然后用竹耙将污泥与表层约 15 cm 的土壤混匀,保持坡面平整。
- 处理 3:污泥穴施,在每个小区内挖 8 个深度约 35 cm,直径约 60 cm 的土穴,沿小区长边,每 4 个土穴一排,并列均匀分布于小区内。每穴施入污泥 15 kg,表面盖层土壤,并保持坡面平整。

撒施和穴施小区污泥用量均为 120 t 干污泥·hm⁻²,折合每个小区纯磷负荷 1.19 kg,污泥于 2005 年 9 月 8 日一次性施入土壤。

1.4 人工模拟降雨

严重的地表径流和土壤侵蚀多发生在历时较短而雨强大的暴雨事件中,因此本研究采用人工模拟降雨以模拟当地可能出现的大暴雨。分别于 2005 年 9 月 9 日(污泥施用后 24 h)、2005 年 11 月 17 日(污泥施用后 70 d)、2006 年 1 月 13 日(污泥施用后 130 d)、2006 年 3 月 15 日(污泥施用后 190 d)和 2006 年 7 月 20 日(污泥施用后 310 d)进行了 5 组的人工降雨,每组包含 3 次连续的降雨。降雨强度分别为:1.504±0.09、1.508±0.12、1.519±0.15、1.467±0.14、1.457±0.13 mm·min⁻¹。

野外人工模拟降雨所采用的装置为中科院西北水保所研制的组合侧喷式模拟降雨设备。更换不同直径的孔板,调整压力表读数,可获得不同的降雨强度。产流试验选定直径为 13 mm 的出流孔板,压力为 0.2

表 1 供试土壤和污泥的部分理化性质
Table 1 Physical and chemical properties of soil and sewage sludge studied

项目	全磷/g·kg ⁻¹	有效磷/mg·kg ⁻¹	有机质/g·kg ⁻¹	pH	CEC/cmol·L ⁻¹	粘粒/%	粉粒/%	砂粒/%
土壤	0.31	1.52	13.0	5.16	5.14	44.67	12.85	42.48
污泥	9.91	37.25	417.0	7.37	38.11	17.62	26.83	55.56

注:有效磷采用 NaHCO₃ 浸提法测定;pH 水土比为 2.5:1;质地测定采用吸管法,颗粒分级按国际制;其余指标测定均参考文献[16]。

MPa。为了防止风对降雨的影响,模拟降雨试验一般于早晨5时至9时或黄昏后6时至10时无风时进行。试验时,将降雨装置安放在小区外围埂的适当位置,采用一对侧喷式降雨设备对喷,两个小区一组,先用小孔径喷头产生的小雨饱和土壤,使其处于产流的临界状态,尽量控制各小区表层土壤含水量一致。每组小区均匀布设8个雨量器(承水口面积 314 cm^2 ,铅锤方向放置),降雨历时为 10 min ,产流结束后,分别记录径流量和雨量器中的降雨量。将接盛径流液的塑料桶内的径流样搅匀,采集浑水样。紧接着进行第2次、第3次降雨,降雨历时均为 10 min ,与第1次降雨一样收集径流液。收集的径流液尽快送回实验室进行分析。降雨结束后,各小区全坡面覆盖塑料布,因此试验并未受天然降雨的影响。

2 测定方法

水样的测定方法均参照国标方法^[17]。混匀水样总

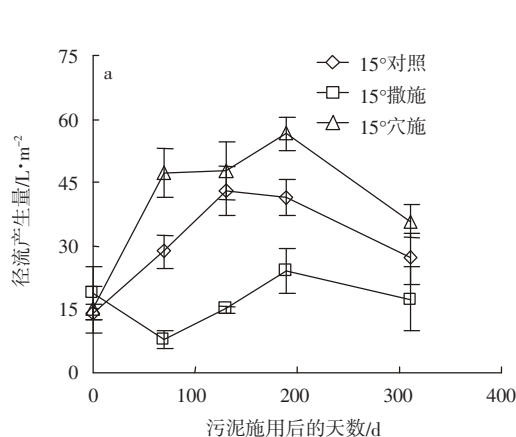
磷(TP)的测定:分析前摇匀瓶中水样(径流液),使水和固体颗粒混合均匀。取适量混合水样,用过硫酸钾消解氧化,离心,钼蓝比色法测定总磷(TP)。水溶性总磷(TDP)的测定:混合水样经 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 微孔滤膜抽滤,滤液用过硫酸钾氧化-孔雀绿-磷钼杂多酸法测定水溶性总磷(TDP)。颗粒态总磷(TPP)为混匀水样中的总磷与水溶性总磷的差值: $\text{TPP}=\text{TP}-\text{TDP}$ 。用烘干法测定径流中总颗粒物含量。

3 结果与讨论

3.1 不同污泥施用方式下的水土流失特征

3.1.1 不同污泥施用方式下的径流特征

降雨量、坡度、土壤理化特性及耕作措施等因素影响坡地径流的产生。图1a显示,在污泥刚施用后 24 h 的径流中,因降雨离污泥施用时间太近,表层土壤刚刚人为严重扰动过,处理间的径流差异并不明显,撒施、穴施和对照的径流量分别为 19.0 、 15.1 和 14.4



图中浓度数据是每组降雨中(3次降雨)径流液分析数据的加权平均值,流失量则是3次数据的加权总和,下同。

图1 径流产生量及其累积产生量的变化趋势

Figure 1 Change of runoff volume and accumulated runoff volume

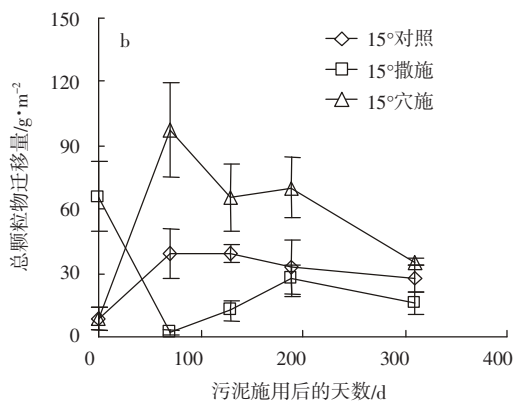
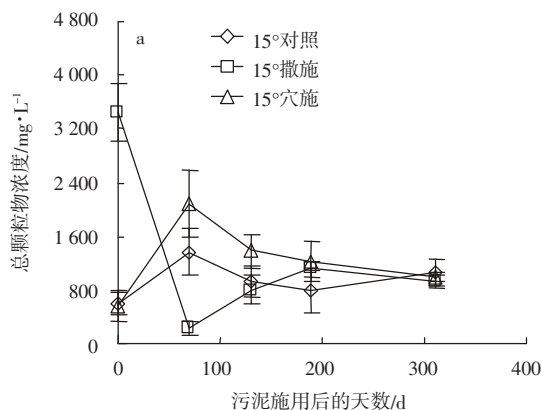


图2 径流总颗粒物浓度及其流失量的变化趋势

Figure 2 Change of the concentration and loss amount of particulate in the runoff solutions

$\text{L}\cdot\text{m}^{-2}$ 。随着时间推移,与同期对照和穴施相比,污泥撒施可分别减少径流量 $9.6\sim 27.7\text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $18.4\sim 39.2\text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$, 径流量削减率分别为 $35.5\%\sim 72\%$ 和 $51.2\%\sim 82\%$,其中污泥撒施后 70 d 左右径流量最低,仅为 $8.1\text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ 。污泥穴施不同程度提高了径流量,与同期对照相比,径流量增加率可达 $11.0\%\sim 65.4\%$,总体上呈先上升后逐渐下降的趋势,其峰值出现在污泥穴施后 190 d 径流中,高达 $56.6\text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$,为撒施峰值的 2.4 倍。图 1b 显示,径流累积产生量大小依次为:穴施>对照>撒施,穴施比撒施高 $118.6\text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ 。这主要是因为:

(1)不同粒径团聚体组成的污泥撒施在表土层可产生比例较高的大孔隙,降低土壤容重,允许储存更多水分,并促进水分向下渗透^[15,18]; (2)污泥胶结性较强,穴施处理中,大量污泥集中施用,经过多次干湿交替,易结块,产生疏水效应,形成隔水层,阻止水分下渗,使得径流量大大提高。可见,其他条件(表层土壤含水状况、降雨量和坡度等)相对一致的情况下,施用方式一定时期内,可明显影响土壤物理性能,造成径流量差异。

3.1.2 不同污泥施用方式下的总颗粒物流失特征

图 2 显示,在污泥撒施后 24 h 径流中,总颗粒物浓度及流失量均达到最高值,分别为 $3\,444.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $66.0\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$,是穴施对应峰值的 1.7 和 0.7 倍。这是因为在暴雨作用下,大量松散的撒施污泥和土壤颗粒被径流选择搬运而流失。随着时间推移,一定时期内,撒施污泥改善了土壤物理性质,减少土壤颗粒分散和径流产生,与同期对照和穴施相比,可分别减少颗粒物流失量 $5.3\sim 37.2$ 和 $19.5\sim 95.2\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$,其中总颗粒物浓度和流失量最低值分别为 $237.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.9\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$,仅为撒施对应峰值的 6.9% 和 2.9%,为穴施对应最低值的 42% 和 23%。污泥穴施后 24 h 径流中,总颗粒物浓度和流失量与对照相近,此后随着隔水层形

成,降雨对表土作用深度、时间和面积有限,且污泥吸水膨胀导致施肥坡面微凸,不利表土保持水分,引起总颗粒物浓度和流失量急剧上升,在污泥穴施后 70 d 径流中出现峰值,分别为 $2\,084.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $97.1\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$,此后表土细颗粒因迁移流失不断减少,降雨-径流只能搬运有限的来自较大土颗粒崩裂而成的土粒,总颗粒物浓度呈降低趋势。总颗粒物累积流失量大小依次为:穴施>对照>撒施,穴施比撒施高 $153.5\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

3.2 不同污泥施用方式下的磷素流失特征

3.2.1 不同污泥施用方式对径流中磷素浓度特征的影响

从图 3a~5a 可见,在污泥撒施后 24 h 的第一次人工降雨径流中 TP、TDP 和 TPP 浓度均达到最高值,分别为 8.94 、 0.41 和 $8.53\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,是穴施对应峰值的 18 倍、41 倍和 17 倍,TP 浓度超出地表水环境质量标准 V 类水(总磷 $\leq 0.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,GB3838-2002)^[19]标准的 21 倍。这主要是因为: (1)撒施污泥与刚人为扰动过土壤颗粒间比较松散,大量吸附有污泥磷素的土壤细颗粒物和污泥颗粒被径流搬运而流失; (2)污泥磷素还来不及与土壤固定,径流对撒施污泥有较大的作用深度和浸提面积,能促进磷的解吸、溶解和迁移。随着时间推移,TDP 浓度呈不断递减的趋势,自污泥施用 130 d 的后续径流中,撒施与同期其他处理的 TDP 浓度无太大差异,其最低值仅为 $0.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,为撒施 TDP 峰值的 5%。这是因为: (1)污泥中绝大多数磷以无机固态相(如 Al-P、Ca-P、Fe-P)形式存在的;有机磷(主要以磷酸盐和脂类存在)所占比例很小,施入土壤后可快速水解,对水体的污染时期也较短^[4]; (2)污泥施用一段时间后,撒施提高了土壤与污泥磷结合的可能,使磷易被酸性赤红壤中的活性氧化铁铝吸附并转化为难溶性磷酸铁铝而被固定^[20]或被高岭石类的硅酸盐晶体所束缚^[21],以上因素促使 TDP 释放强度逐

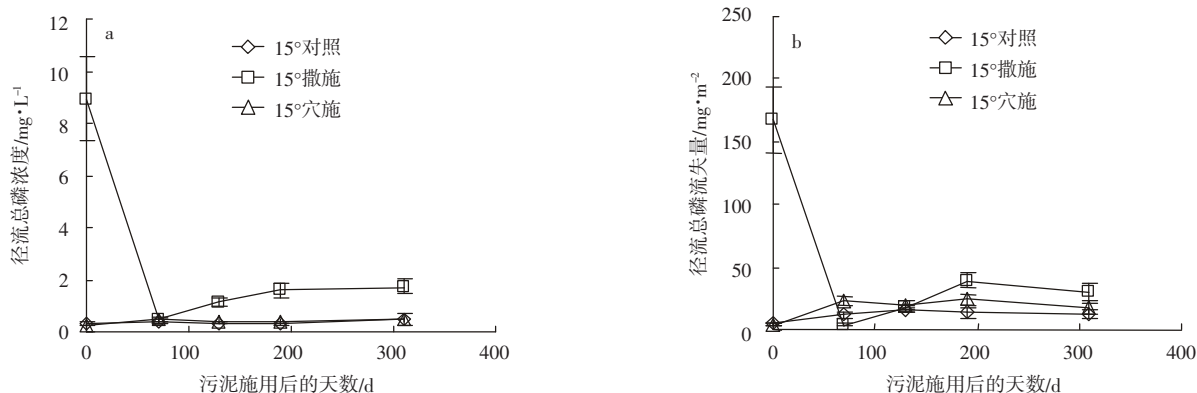


图 3 径流总磷浓度及其流失量的变化趋势

Figure 3 Change of the concentration and loss amount of total phosphorus in the runoff solutions

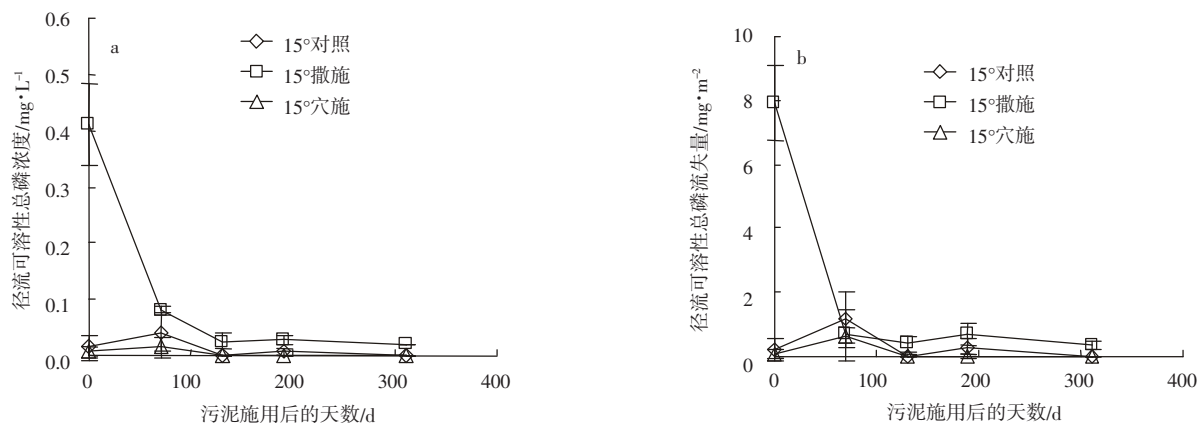


图4 径流可溶性总磷浓度及其流失量的变化趋势

Figure 4 Change of the concentration and loss amount of total dissolved phosphorus in the runoff solutions

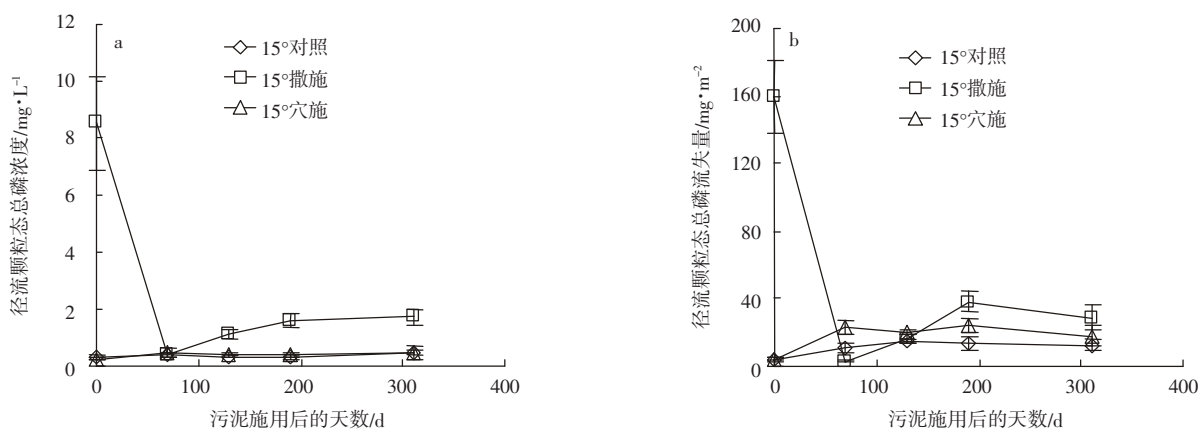


图5 径流颗粒态总磷浓度及其流失量的变化趋势

Figure 5 Change of the concentration and loss amount of total particulate phosphorus in the runoff solutions

渐减弱。而 TP 和 TPP 浓度则存在一定波动,最低值均出现在污泥撒施后 70 d 径流中,分别为 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 仅为撒施对应峰值的 5.6% 和 5.0%, 是穴施对应最低值的 1.9 倍和 1.6 倍,TP 浓度略微超出地表水环境质量标准 V 类水 (总磷 $\leq 0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, GB 3838—2002)^[10] 的限值。此后,TP 和 TPP 浓度分别在 $1.11 \sim 1.75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.09 \sim 1.73 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 内波动,在污泥撒施 130 d 的后续径流中再次不同程度超出对照和穴施处理。这是因为: (1) 随时间推移,污泥中有机质逐渐矿化分解,将会减弱在改善土壤渗透性和减少土壤流失方面的积极效应^[22],弱化了撒施污泥在胶结土壤颗粒物和 提高团聚体稳定性方面的效果; (2) 随后降雨-径流只能选择搬运有限的来自较大土颗粒崩裂而成的细土粒以及表层那些未与土壤混合、胶结或胶结不牢的污泥颗粒,引起径流中污泥颗粒/混合颗粒相比比例的变化。以上因子影响着撒施径流中 TP 和 TPP 浓度以及对水体污染的持续时间。

就穴施处理而言,各时期径流中 TP、TDP 和 TPP 浓度均与同期对照的对应指标相近,分别在 $0.27 \sim 0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0 \sim 0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.26 \sim 0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 内变化,均不同程度低于撒施处理的相应磷浓度。比较了 5 次降雨中,同期撒施、穴施和对照处理径流中颗粒物和 TP 浓度关系,发现颗粒物/TP 浓度比分别在 $385 \sim 722$ 、 $1\,976 \sim 4\,170$ 和 $1\,741 \sim 3\,222$ 之间变化。这是因为: (1) 穴施处理中,表层覆盖土削减了很大部分雨滴动能,降雨-径流对表土及表土之下的污泥作用时间、深度和面积不够撒施充分,不易将污泥颗粒迁移出来; (2) 径流颗粒相成分中,穴施和对照相近,以表土颗粒为主,撒施则以污泥和土壤颗粒物为主;各处理径流中 TP 浓度均随颗粒物浓度增加而不同程度的升高;因污泥磷含量是土壤的 32 倍,撒施径流中 TP 浓度随颗粒物浓度增加的升幅要高于穴施和对照,且升幅与各时期撒施径流中污泥颗粒/混合颗粒相比比例密切相关; (3) 穴施污泥磷可被污泥有机物质

及固相物质较好吸附和固持,即使磷在有限面积的污泥-土壤接触带释放,其产物将被周围土壤迅速固定。

3.2.2 不同污泥施用方式对径流中磷素流失量特征的影响

图 3b~5b 显示,在污泥撒施后 24 h 径流中,TP、TDP 和 TPP 的流失量最高,分别为 167.4、7.9 和 159.5 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$,是同期对照的 35 倍、37.8 倍和 34.9 倍,是同期穴施的 41 倍、88 倍和 40.2 倍。在径流量相近的情况下,撒施径流 TP、TDP 和 TPP 浓度过高是引起流失量偏高的主要原因。随着时间推移,TP、TDP 和 TPP 浓度总体呈递减趋势,且在一定时期内,撒施能不同程度减少径流产生量,上述各形态磷流失量总体呈减少趋势。在污泥施用后 70 d 的径流中,TP 和 TPP 流失量达到最低值,分别为 4.0 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 3.3 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$,分别为同期对照的 32.6% 和 30.1%,为同期穴施的 16.9% 和 14.6%,仅为撒施对应峰值的 2.4% 和 2.1%;而 TDP 流失量最低值为 0.35 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$,仅为撒施 TDP 流失量峰值的 4.4%。

污泥穴施后 24 h 径流中,TP 和 TPP 流失量最低,分别为 4.1 和 4.0 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$,与撒施 TP 和 TPP 流失量最低值接近。此后,二者基本上呈微弱的先上升后下降的趋势,峰值均为 24.0 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$,仅为撒施 TP 和 TPP 流失量峰值的 14.3% 和 15.0%。TDP 流失量介于 0~0.65 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 之间,未呈现明显规律。比较了 5 次降雨中,同期撒施、穴施和对照处理间颗粒物和 TP 流失量关系,发现颗粒物/TP 流失量比分别在 394~722、1 946~4 151 和 1 756~3 215 之间变化,可见撒施 TP 流失量随颗粒物流失量增加的升幅要高于穴施和对照。

从累积流失量来看,撒施处理中,TP、TDP 和 TPP 分别为 256.8、10.0 和 246.8 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$,是对照的 4.4 倍、5.9 倍和 4.4 倍,是穴施的 2.9 倍、12.9 倍和 2.8 倍,其中 65%TP、79%TDP 和 65%TPP 流失量发生在污泥撒施后 24 h 径流中,TP 流失系数(径流总磷累积流失量/小区污泥磷负荷量)为 0.22%,TPP/TP 累积流失量高达 96.1%;穴施处理中,TP 的流失系数仅为 0.08%,TPP/TP 累积流失量高达 99.1%;撒施、穴施和对照处理的颗粒物/TP 累积流失量分别为 478、3 079 和 2 527。可见,穴施能有效防止污泥磷素的流失,而污泥撒施特别是刚施后不久的降雨-径流引起的磷素流失最为严重。

3.3 径流各形态磷、总颗粒物与径流量之间的相关关系

从表 2~3 可知,径流中 TP、TPP、TDP 浓度与总颗

粒物浓度之间均存在极显著正相关,总颗粒物是各形态磷随径流失的重要载体。而径流量与 TPP、颗粒物浓度相关不显著,可能是在短历时的强降雨过程中,各处理间 TPP 和颗粒物浓度差异大于径流量差异,弱化了径流的稀释效应。径流中 TP、TPP、TDP 流失量之间,径流量与总颗粒物流失量之间均达到极显著正相关,而 TP、TPP 流失量与总颗粒物流失量之间则呈显著正相关。可见,在短历时的强降雨时段内,TP、TPP 浓度对磷流失量的贡献很大,TP、TPP 流失量基本上是随颗粒物流失量增大而升高,但撒施 TP、TPP 流失量的升幅要高于穴施和对照。污泥实际应用中,应合理控制用量,避开雨季,控制污泥磷素在土壤中的转化和固定,阻滞并减少径流中颗粒相(特别是撒施颗粒相中的污泥颗粒)及其携带的磷素,以减少磷素流失。

表 2 径流各形态磷、总颗粒物浓度与径流量之间的相关关系(所有处理, $n=34$)

Table 2 Relationship between phosphorus concentration, particulate concentration and runoff volume					
项目	TP	TPP	TDP	总颗粒物	径流量
TP	1				
TPP	0.987**	1			
TDP	0.916**	0.926**	1		
总颗粒物	0.719**	0.731**	0.612**	1	
径流量	-0.358*	-0.317	-0.402*	0.054	1

注:相关系数以 r 表示, * 和 ** 号分别表示 5% 显著水平和 1% 极显著水平,下同。
Note: * and ** indicate significant at 0.05 and 0.01, respectively. The same below.

表 3 径流中各形态磷、总颗粒物流失量与径流量的相关关系(所有处理, $n=34$)

Table 3 Relationship between the loss amount of phosphorus with particulate and runoff volume					
项目	TP	TPP	TDP	总颗粒物	径流量
TP	1				
TPP	1.000**	1			
TDP	0.881**	0.869**	1		
总颗粒物	0.438*	0.448*	0.198	1	
径流量	-0.044	-0.029	-0.315	0.653**	1

4 结论

(1) 不同污泥施用方式引起水土流失差异,径流累积产生量和总颗粒物累积流失量大小顺序均为:穴施>对照>撒施,撒施比穴施可分别降低径流累积产生量和总颗粒物累积流失量达 118.6 $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 153.5 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

Q)在污泥撒施后 24 小时径流中,TP (混匀水样)、TDP 和 TPP 浓度和流失量均达到峰值,TP 浓度为 $8.94 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,超出地表水环境质量标准 V 类水 (总磷 $\leq 0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,GB3838-2002)标准的 21 倍,是穴施 TP 浓度峰值的 19 倍,TP 流失量为 $167.4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$,占撒施 TP 累积流失量的 65.2%,是穴施 TP 流失量峰值的 7 倍;撒施径流 TP 浓度和流失量最低值分别为 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$,为穴施对应最低值的 1.9 倍和 1 倍;撒施和穴施的 TP 径流流失系数分别为 0.22%和 0.08%,TPP 是 TP 径流流失的主要形式(>96%);径流颗粒相成分中,撒施以污泥和土壤颗粒为主,穴施和对照则是表土颗粒,各处理径流 TP 浓度和流失量均随颗粒物对应值的增加而不同程度升高,但撒施径流 TP 浓度和流失量的升幅均要高于穴施和对照。

③穴施可有效防止污泥磷素的流失。短历时强降雨中,应采取措施削减径流磷素浓度高峰,控制颗粒物 (特别是撒施颗粒相中的污泥颗粒)和磷素流失。

参考文献:

- [1] 莫测辉,吴启堂,蔡全英,等.利用城市污泥防治水土流失[J].土壤与环境,1999,8(1): 66-70.
MO C H, WU Q T, CAI Q Y, et al. Application of municipal sludge to soil erosion prevention [J]. *Soil and Environmental Sciences*, 1999, 8(1): 66-70.
- [2] 王 新,周启星,陈 涛,等.污泥土地利用对草坪草及土壤的影响[J].环境科学,2003,24(2):50-53.
WANG X, ZHOU Q X, CHEN T, et al. Effects of land utilization of sewage sludge on grass and soils[J]. *Environmental Science*, 2003, 24(2): 50-53.
- [3] Ojeda G, Alcaniz J M, Ortiz O. Runoff and losses by erosion in soils amended with sludge[J]. *Land degradation and development*, 2003, 14: 563-573.
- [4] Carpenter S R, Carcao N F, Correll D L, et al. Nonpoint of surface waters with phosphorus and nitrogen[J]. *Ecological Applications*, 1998, 8: 559-568.
- [5] Sharpley A N, Chapra S C, Wedepohl R, et al. Managing agricultural phosphorus for surface water in the Netherlands: impact, strategies and perspectives[J]. *J Environ Qual*, 1998, 27: 4-11.
- [6] Mark Grey, Chuck Henry. Phosphorus and nitrogen runoff from a forested watershed fertilized with biosolids[J]. *J Environ Qual*, 2002, 31: 926-936.
- [7] Cesar M rostagno, Ronald E Sosebee. Biosolids application in the Chihuahuan desert: effect on runoff water quality [J]. *J Environ Qual*, 2001, 30: 160-170.
- [8] Vanden Bossche H, Audic J M, Huyard A, et al. Phosphorus losses from sewage sludge disposed on a field: Evidence from storm event simulations[J]. *Water Sci Tech*, 2000, 42(9): 179-186.
- [9] Deizman M M, Mostaghimi S, Dillaha T A, et al. Tillage effects on phosphorus losses from sludge-amended soils[J]. *Journal of Soil and Water conservation*, 1989, 247-251.
- [10] Paul J A Withers, Stephen D clay, et al. Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge[J]. *J Environ Qual*, 2001, 30: 180-188.
- [11] David D Tarkalson, Robert L Mikkelsen. Runoff phosphorus losses as related to phosphorus source, application method, and application rate on a piedmont soil [J]. *J Environ Qual*, 2004, 33: 1424-1430.
- [12] Hadi Tabbara. Phosphorus loss to runoff water twenty-four hours after application of liquid swine manure or fertilizer[J]. *J Environ Qual*, 2003, 32: 1044-1052.
- [13] Preedy N K, Mctiernan R. Rapid incidental phosphorus transfers from grassland [J]. *J Environ Qual*, 2001, 30: 2105-2112.
- [14] Bundy L G, Andraski T W, Powell J M. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production systems[J]. *J Environ Qual*, 2001, 30: 1822-1828.
- [15] Mostaghimi S, Younos T M, Tim U S. Effects of sludge and chemical fertilizer application on runoff water quality[J]. *Water Resour*, 1992, 28: 545-552.
- [16] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社, 1999.
LU R K. Analytical method of soil agrochemistry [M]. Beijing: China Agricultural Technology Press, 1999.
- [17] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法[M].(第四版), 北京:中国环境科学出版社, 2002.
State Environment Protection Administration. Analytical method of the water and waste water [M]. (the fourth), Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [18] Albaladejo J, Castillo V. Soil loss and runoff on semiarid land amended with urban solid refuse [J]. *Land degradation and development*, 2000, 11: 636-673.
- [19] 国家环境保护总局,国家质量监督检验检疫总局.GB3838-2002,地表水环境质量标准[S].
State Environment Protection Administration, General Administration of National Quality and Technology Supervision. GB3838-2002, Environment Quality Standards for Surface Water[S].
- [20] 沈善敏.中国土壤肥力[M].北京:中国农业出版社, 1997.
SHEN S M. Chinese Soil fertility [M]. Beijing: China Agricultural Press, 1997.
- [21] 杨 珏,阮晓红.土壤磷素循环及其对土壤磷流失的影响[J].土壤与环境, 2001, 10(3): 256-258.
YANG J, RUAN X H. Soil circulation of phosphorus and its effects on the soil loss of phosphorus[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2001, 10(3): 256-258.
- [22] Todd W Andraski, Larry G Bundy, Kenneth C Kilian. Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses in runoff [J]. *J Environ Qual*, 2003, 32: 1782-1789.