

刘兴誉, 杨方社, 李怀恩, 等. 植被过滤带对地表径流中泥沙和杀虫剂的净化效果[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(5): 974–980.

LIU Xing-yu, YANG Fang-she, LI Huai-en, et al. Clarification efficiency of vegetative filter strips on sediment and pesticide in surface runoff[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(5): 974–980.

植被过滤带对地表径流中泥沙和杀虫剂的净化效果

刘兴誉¹, 杨方社^{1,2*}, 李怀恩², 王浩¹, 马艺坤¹, 张鸿敏¹, 韩琛¹

(1.西北大学城市与环境学院, 西安 710127; 2.西安理工大学西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710048)

摘要:通过含沙水流试验,测定了植被过滤带对泥沙、高效氯氟氰菊酯的净化效果。结果表明:入流流量、植被条件是影响植被过滤带拦截效果的重要因素;高效氯氟氰菊酯的入流浓度越高,植被过滤带断面测定浓度沿程降低越快,当入流浓度分别为 0.3、0.6、0.9 mg·L⁻¹ 时,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到 61%、71%、75%,灌草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到 52%、69%、74%;入流流量越大,植被过滤带监测断面上的高效氯氟氰菊酯浓度沿程降低越慢,当流量分别为 0.87、3.98、7.8 L·s⁻¹ 时,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到 61%、50%、33%,灌草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到 52%、44%、40%。研究证实,植被过滤带能有效拦截泥沙、高效氯氟氰菊酯,对农业面源污染具有较好的防治效果。

关键词:植被过滤带;泥沙;高效氯氟氰菊酯;拦截效率

中图分类号:X592 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2017)05-0974-07 doi:10.11654/jaes.2016-1507

Clarification efficiency of vegetative filter strips on sediment and pesticide in surface runoff

LIU Xing-yu¹, YANG Fang-she^{1,2*}, LI Huai-en², WANG Hao¹, MA Yi-kun¹, ZHANG Hong-min¹, HAN Chen¹

(1.College of Urban and Environmental Science, Northwest University, Xi'an 710127, China; 2.Northwest Water Resources and Environment Ecology Key Laboratory of Ministry of Education at Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China)

Abstract: In this study, via the field flow experiment, the interception efficiency of Vegetative filter strips (VFS) on sediment and Lambda-cyhalothrin was measured. The results showed that the inflow discharge and vegetation conditions are important influencing factors for sediment retention. The higher the inflow concentration of Lambda-cyhalothrin is, the more quickly the VFS's sectional concentrations decrease with the length. When the inflow concentrations are 0.3, 0.6, 0.9 mg·L⁻¹, the interception rate of the herb VFS on Lambda-cyhalothrin are 61%, 71%, 75%, respectively, and the interception rate of the shrub-herb VFS on Lambda-cyhalothrin are 52%, 69%, 74%, respectively. The greater the inflow discharge is, the lower the VFS's sectional concentrations decrease lengthwise. When the inflow discharges are 0.87, 3.98, 7.8 L·s⁻¹, the interception rate of the herb VFS on Lambda-cyhalothrin are 61%, 50%, 33%, respectively, and the interception rate of the shrub-herb VFS on Lambda-cyhalothrin are 52%, 44%, 40%, respectively. The study evidenced that VFS can effectively intercept sediment and Lambda-cyhalothrin, which has better prevention effects on agricultural non-point source pollution.

Keywords: vegetative filter strips; sediment; Lambda-cyhalothrin; interception efficiency

收稿日期:2016-11-27

作者简介:刘兴誉(1989—),男,硕士研究生,主要从事水土保持、生态工程及环境保护方面的研究。E-mail:lxxy060659@163.com

*通信作者:杨方社 E-mail:yangfangshe978@163.com

基金项目:国家自然科学基金项目(51279163);西北旱区生态水利工程国家重点实验室培育基地项目(西安理工大学)(2016KFKT-4)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (51279163); The State Key Laboratory Base of Eco-hydraulic Engineering in Arid Area of Northwestern China (Xi'an University of Technology) (2016KFKT-4)

我国是农药生产和使用大国,每年施用 $0.8 \times 10^6 \sim 1 \times 10^6$ t 化学农药^[1],由于农药的利用效率低,约 80% 的农药直接进入环境^[2]。拟除虫菊酯农药是一类高效、广谱的杀虫剂,具有化学性质稳定、不易光解、残留期长等特点,可通过喷雾漂移、降雨降尘、地表径流及农田排水等多种途径在水体中汇集,对鱼类等水生生物有较高的毒性^[3]。高效氯氟氰菊酯是其中的一种,近年来,被广泛应用于农林业和卫生害虫的防治,虽然有助于提高农作物产量,但也带来了环境污染和食品安全等问题。

相关研究表明,植被过滤带(Vegetative filter strips, VFS)可有效地拦截、滞留泥沙和有效削减进入受纳水体的氮、磷等污染物负荷量,因而在防治农业面源污染方面具有显著作用^[4-6],逐渐成为一种成本低廉且富有成效的生态工程措施^[7]。植被过滤带自 15—16 世纪开始在欧洲得到应用,并在 1978 年被美国推荐为“最佳管理措施”之一^[8],而植被过滤带在我国的应用还处于探索阶段。目前国内专家学者进行了一系列有关植被过滤带的试验研究,如李怀恩等^[9]研究了植被过滤带对地表径流中污染物的净化效果,黄沈发等^[9]对上海地区滨岸缓冲带植被的选择及其种植开展了试验研究,卜晓莉等^[10]针对湖滨林草复合缓冲带对泥沙和氮磷的拦截效果进行了研究,何聪等^[11]模拟研究了草皮缓冲带对农田径流中氮磷的去除效果,肖波等^[12]研究表明植被过滤带对除草剂阿特拉津具有较好的拦截效果。目前,针对植被过滤带对氮、磷以及泥沙的净化效果研究较多^[9-11],而对农药等新型农业污染物的研究普遍较少^[12-14]。国内外对于高效氯氟氰菊酯的研究主要集中在分析方法、农副产品和土壤中的残留行为^[15-16]、生理毒性^[17-18]等方面,关于植被过滤带对高效氯氟氰菊酯净化效果的研究还未见报道。

本文通过含沙水流试验,比较分析了不同植被过滤带条件下泥沙、高效氯氟氰菊酯的入流、出流浓度,探讨了不同参数条件下,植被过滤带对泥沙、高效氯氟氰菊酯的净化效果及其主要影响,以期在防治高效氯氟氰菊酯引起的农业污染过程中,为植被过滤带的规划与设计提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验区域概况

本试验在陕西省眉县首善镇余管营村的野外试验基地开展,试验地土壤为黄黏土,土壤有机质含量为 $8.18 \sim 34.34$ g·kg⁻¹,pH 7.15~8.5,属于微碱性土壤,

高效氯氟氰菊酯未检出。本试验设置 2 条植被过滤带,分别为草地过滤带(野生草本植物)和灌草地过滤带(野生草本植物和灌木——水土保持先锋树种沙棘)。灌草地过滤带 0.6~6.4 m 段种植 5 排沙棘,植被过滤带尺寸均为 7 m×1.2 m。沙棘栽植时间为 2015 年 3 月,均采用交错梅花型布置方式栽植。过滤带之间修建隔水墙,其上游建有蓄水池和消力池,蓄水池出口处安装阀门,用于控制流量。试验设施平面图见图 1,植被措施剖面图见图 2。

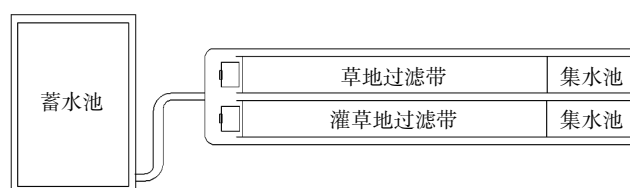


图 1 试验设施平面图

Figure 1 Layout of the test facilities

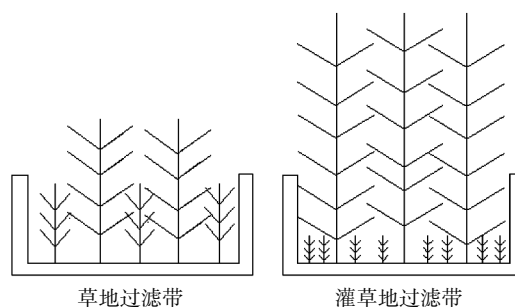


图 2 植被措施剖面图

Figure 2 Profile of the vegetation

过滤带植被调查结果显示:草地过滤带生长有艾草(*Artemisia princeps*)、小蓬草(*Conyza Canadensis*(L.) Cronq)等草本植物,密度较小;灌草地过滤带内沙棘长势良好,但沙棘过高的郁闭度影响了过滤带内草本群落的发育,沙棘下生长有低矮的狗尾巴草(*Setaria viridis*(L.) Beauv)、三叶草(*Trifolium repens* L.)。

1.2 试验过程和测定方法

1.2.1 试验过程

向蓄水池中分别加入泥沙和泥沙-农药,以模拟农田地表径流,通过放水试验,采集植被过滤带入流和出流水样。泥沙浓度为 10 g·L⁻¹,高效氯氟氰菊酯浓度分别为 0.3 、 0.6 、 0.9 mg·L⁻¹。试验方案见表 1。

本次试验时间为 2016 年 7 月 4 日至 7 月 20 日。试验采集水样 14 场次,每场次试验共设 6 个采样断面,依次设在距进水口 0.6、1.4、3.0、4.6、6.2、7.0 m 处,每个断面取 2 个样,即每场次试验共收集 12 个水样,

表 1 试验方案

Table 1 The experimental scheme

试验序号	入流流量/ L·s ⁻¹	土壤 含水率/%	泥沙浓度/ mg·L ⁻¹	高效氯氟氰菊 酯浓度/mg·L ⁻¹	放水 时间/s
1(草)	1.08	10.26	10 000	—	503
2(灌草)	1.08	15.50	10 000	—	488
3(草)	6.02	23.65	10 000	—	131
4(灌草)	6.02	24.94	10 000	—	117
5(草)	0.87	38.78	10 000	0.3	464
6(灌草)	0.87	35.48	10 000	0.3	460
7(草)	3.98	39.57	10 000	0.3	132
8(灌草)	3.98	40.69	10 000	0.3	131
9(草)	7.8	37.46	10 000	0.3	104
10(灌草)	7.8	39.11	10 000	0.3	120
11(草)	0.87	40.62	10 000	0.6	468
12(灌草)	0.87	39.84	10 000	0.6	462
13(草)	0.87	37.65	10 000	0.9	433
14(灌草)	0.87	37.10	10 000	0.9	475

总采样数为 168 个。水流流过每个断面 1 min 后迅即在该断面采样,采样点分布在水槽中部水流表面以下 2 cm。放水过程中同时在采样点处取水样,然后带回实验室进行含沙量及高效氯氟氰菊酯分析。

1.2.2 含沙量和高效氯氟氰菊酯的测定

含沙量的测定:收集的样品经沉淀、过滤、分离后测定径流(量取体积)和泥沙(烘干后称质量),计算含沙量,每个断面的含沙量取其平均值。

高效氯氟氰菊酯的测定:量取 20 mL 水样加入 50 mL 的离心管中,加入 20 mL 二氯甲烷,加盖,振荡 20 s,3800 r·min⁻¹ 离心 5 min,取出二氯甲烷层,再用 20 mL 二氯甲烷萃取水样,合并两次萃取液后浓缩至近干,甲醇定容 1 mL,然后用液相色谱测定^[19-20]。

1.2.3 数据分析

为定量分析植被过滤带的净化效果,本研究以污染物质量浓度削减率作为净化效果的评价指标,同时使用 Origin 8.5 软件绘制相关图表。净化效果的评价公式如下:

$$R_c=(C_{进}-C_{出})/C_{进}\times 100\%$$

式中: R_c 为污染物质量浓度削减率,%; $C_{进}$ 为入流污染物质量浓度,mg·L⁻¹; $C_{出}$ 为出流污染物质量浓度,mg·L⁻¹。

2 结果与分析

2.1 植被过滤带对泥沙的拦截效果

泥沙浓度随植被过滤带长度的变化关系见图 3。

图 3(a)是流量为 1.08 L·s⁻¹ 时泥沙浓度随植被过滤带长度的变化关系图,草地过滤带泥沙浓度先增大后减小,然后略微增大再减小,整体上呈减小趋势。这是由于径流刚进入过滤带,径流量大,流速较快,挟沙能力较强,泥沙浓度增大;随着径流向前推移,过滤带表面糙率大,土壤渗透性强,部分径流进入土壤内部,径流量变小,速度变缓,挟沙能力降低^[21];可能由于草地过滤带中间少许区域草本植物密度相对较低,个别地方下垫面近乎裸露,易于被侵蚀冲刷,泥沙浓度略显增大。灌草地过滤带泥沙浓度先减小后增大再减小,整体上呈现减小的趋势。这是由于径流刚进入过滤带内,由于沙棘对水流的阻滞作用,导致流速减小,挟沙能力降低;随着径流的向前推移,泥沙浓度显著增大,可能由于沙棘根围处土壤渗透性弱,加之植被过滤带后段沙棘长势较差,径流量变大,挟沙能力增强。流量为 1.08 L·s⁻¹ 时,在 0.6、1.4、3.0、4.6、6.2、7.0 m 处,草地过滤带对泥沙的拦截效率分别为 84.77%、78.85%、85.48%、83.26%、83.90%、88.66%,灌草地过滤带对泥沙的拦截效率分别为 91.73%、93.52%、93.24%、86.52%、87.46%、94.34%,整体上灌草地过滤带对泥

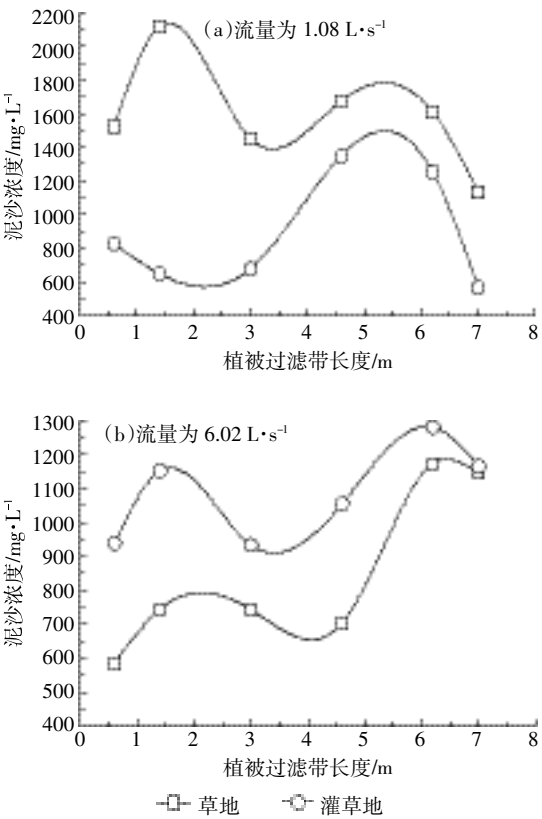


图 3 不同流量情况下泥沙浓度随植被过滤带长度的变化关系
Figure 3 Relationship between the sediment concentration and the length of VFS under different discharges

沙的拦截效果较好。这主要是由于灌草地过滤带内除沙棘之外还有大量低矮狗尾巴草、三叶草,其密度较大,而草地过滤带内大多为艾草、小蓬草等草本植物,密度较小。

图 3(b)是流量为 $6.02 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,泥沙浓度随植被过滤带长度的变化关系图。草地过滤带泥沙浓度呈逐渐增大趋势。灌草地过滤带泥沙浓度先增大后减小,然后增大再减小,但整体呈增大趋势。这是由于流量较大时,过滤带内的径流深度也随之加深,水流漫过较低矮的草本植物形成淹没流,此时曼宁糙率较非淹没流时大幅降低,且会随着水流深度的增加而减小,从而造成植被过滤带对水流的阻滞作用下降^[2]。灌草地过滤带泥沙浓度波动明显,主要是因为沙棘对水流有一定的阻滞作用。流量为 $6.02 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,在 0.6、1.4、3.0、4.6、6.2、7.0 m 处,草地过滤带对泥沙的拦截效率分别为 94.16%、92.55%、92.57%、92.97%、90.57%、88.91%,灌草地过滤带对泥沙的拦截效率分别为 90.61%、88.48%、90.66%、89.46%、87.19%、88.34%。整体上草地过滤带对泥沙的拦截效果较好。这主要是由于草地过滤带中水流未漫过艾草和小蓬草等草本植物,艾草和小蓬草对水流阻滞作用相对较大。

上述分析表明,入流流量、植被密度长势等是影响植被过滤带拦沙效果的重要因素。

2.2 植被过滤带对径流中高效氯氟氰菊酯的拦截效果

高效氯氟氰菊酯浓度随植被过滤带长度的变化关系见图 4 和图 5。

图 4 表明,不同高效氯氟氰菊酯入流浓度情况下,其浓度随过滤带长度增加而减小,且二者均成显著的线性负相关关系:入流浓度为 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $r_{\text{灌}} = -0.93$, $r_{\text{草}} = -0.91$;入流浓度为 $0.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $r_{\text{灌}} = -0.93$, $r_{\text{草}} = -0.93$;入流浓度为 $0.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $r_{\text{灌}} = -0.93$, $r_{\text{草}} = -0.92$ 。3 种不同入流浓度下(0.3、0.6、0.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$),草地过滤带监测断面高效氯氟氰菊酯浓度沿程降低率依次为 0.011、0.013、0.016;灌草地过滤带监测断面高效氯氟氰菊酯浓度沿程降低率依次为 0.011、0.013、0.014,其降低速率快慢与入流浓度大小呈同一趋势,即入流高效氯氟氰菊酯浓度越高,则其监测断面浓度沿程降低越快。

图 4(a)中,草地过滤带高效氯氟氰菊酯浓度明显小于灌草地过滤带,在 0.6、1.4、3.0、4.6、6.2、7.0 m 处,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截效率分别为 43.03%、55.06%、63.88%、61.52%、67.60%、72.21%,灌草地过滤带分别为 38.41%、44.96%、47.26%、59.42%、

54.74%、65.03%,即草地过滤带对径流中高效氯氟氰菊酯的拦截效果较好。图 4(b)中,草地过滤带高效氯氟氰菊酯浓度略小于灌草地过滤带,在 0.6、1.4、3.0、4.6、6.2、7.0 m 处,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截效率分别为 64.17%、63.15%、73.15%、70.56%、75.70%、78.17%,灌草地过滤带分别为 62.51%、62.19%、69.24%、74.93%、73.53%、76.24%,即草地过滤带对径流中高效氯氟氰菊酯的拦截效果略好。图 4(c)中,过滤带前 2 m 范围内,草地过滤带高效氯氟氰菊酯浓度大于灌草地过滤带,过滤带 2~7 m 范围内,

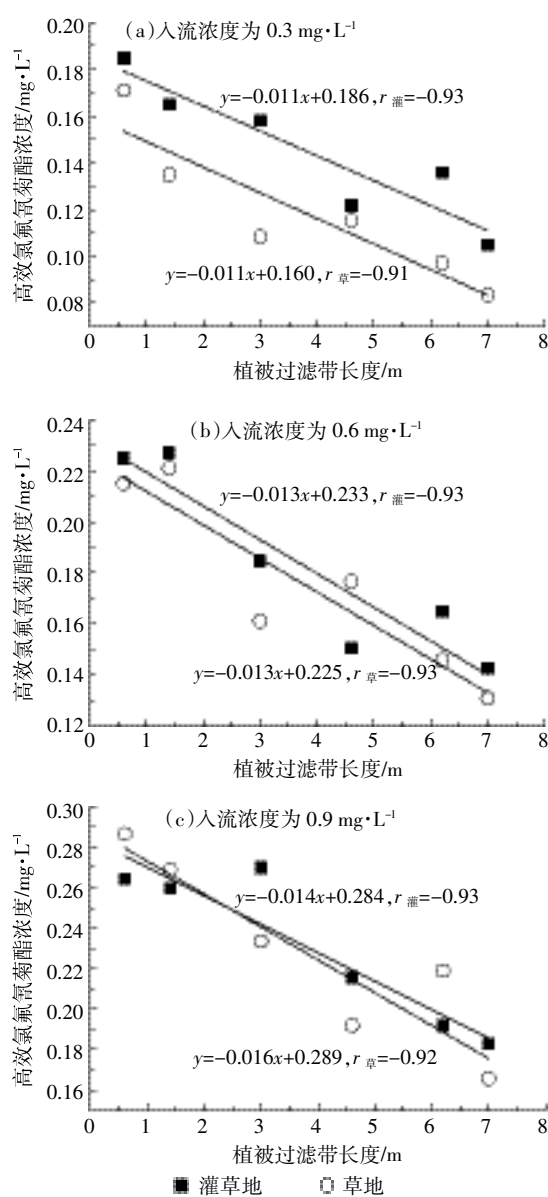


图 4 不同入流浓度情况下高效氯氟氰菊酯浓度随植被过滤带长度变化关系

Figure 4 Relationship between the concentration of Lambda-cyhalothrin and the length of VFS under different concentrations

灌草地过滤带高效氯氟氰菊酯浓度大于草地过滤带。出现这一现象,可能是由于放水试验刚开始时,灌草地过滤带和草地过滤带入流流量略有偏差。在0.6、1.4、3.0、4.6、6.2、7.0 m处,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截效率分别为68.16%、70.13%、74.06%、78.67%、75.67%、81.59%,灌草地过滤带分别为70.64%、71.14%、70.01%、76.05%、78.70%、79.69%,即草地过滤带对径流中高效氯氟氰菊酯的拦截效果略好。

上述分析表明,在不同高效氯氟氰菊酯入流浓度情况下,草地过滤带对径流中高效氯氟氰菊酯的拦截效果优于灌草地过滤带。入流浓度为0.3、0.6、0.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到61%、71%、75%,灌草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到52%、69%、74%。

图4(a)和图5表明,不同流量情况下,高效氯氟氰菊酯浓度随过滤带长度增加而减小,且二者均呈显著的线性负相关关系:入流流量为0.87 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时, $r_{\text{灌}}=-0.93$, $r_{\text{草}}=-0.91$;入流流量为3.98 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时, $r_{\text{灌}}=-0.94$, $r_{\text{草}}=-0.93$;入流流量为7.8 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时, $r_{\text{灌}}=-0.94$, $r_{\text{草}}=-0.85$ 。3种不同入流流量情况下(0.87、3.98、7.8 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$),草地过滤带监测断面高效氯氟氰菊酯浓度沿程降低率依次为0.011、0.010、0.007;灌草过滤带监测断面高效氯氟氰菊酯浓度沿程降低率依次为0.011、0.010、0.010,其降低速率快慢与入流流量大小呈相反趋势,即入流流量越大则其监测断面浓度沿程降低越慢。

图5(a)中,草地过滤带高效氯氟氰菊酯浓度明显小于灌草地过滤带,在0.6、1.4、3.0、4.6、6.2、7.0 m处,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截效率分别为39.79%、38.52%、49.62%、58.95%、57.09%、58.62%,灌草地过滤带分别为34.09%、33.72%、44.68%、40.83%、52.95%、55.97%,即草地过滤带对径流中高效氯氟氰菊酯的拦截效果明显较好。图5(b)中,灌草地过滤带高效氯氟氰菊酯浓度小于草地过滤带,在0.6、1.4、3.0、4.6、6.2、7.0 m处,灌草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截效率分别为27.08%、35.62%、37.80%、37.10%、48.17%、52.38%,草地过滤带分别为23.33%、29.53%、33.95%、27.82%、38.22%、43.66%,即灌草地过滤带对径流中高效氯氟氰菊酯的拦截效果较好。

上述分析表明,在流量分别为0.87 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ 和3.98 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,草地过滤带对径流中高效氯氟氰菊酯的拦截效果优于灌草地过滤带;当流量为7.8 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,灌草地过滤带对径流中高效氯氟氰菊酯的拦截效果优

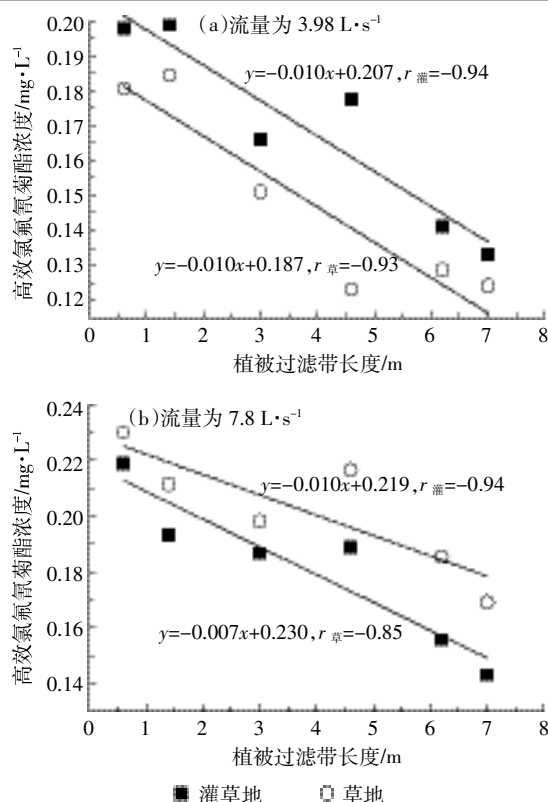


图5 不同流量情况下高效氯氟氰菊酯浓度随植被过滤带长度变化关系

Figure 5 Relationship between the concentration of Lambda-cyhalothrin and the length of VFS under different discharges

于草地过滤带;当流量分别为0.87、3.98、7.8 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到61%、50%、33%,灌草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到52%、44%、40%。

3 讨论

关于植被过滤带对污染物净化效果的影响,对于入流流量、泥沙浓度等的选取,目前仍然存在差异。根据相关研究^[5,23]以及调查当地农田灌溉强度等,结合具体试验条件,设定入流流量分别为0.87、1.08、3.98、6.02、7.8 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$,泥沙浓度为10 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。为了使高效氯氟氰菊酯浓度更能接近实际情况,本次研究随机调查30户农户,分为3组(每组10户),第一组高效氯氟氰菊酯平均配方量为0.15 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,第二组为0.69 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,第三组为1.37 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。鉴于此,本研究设定高效氯氟氰菊酯浓度分别为0.3、0.6、0.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

试验方案中放水时间有差异,原因可能是由于植被过滤带内土壤初始含水率不同、植被过滤带内植被条件不同、植物栽植密度不同、地表粗糙度不同等。当流量为1.08 $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,灌草地过滤带内除沙棘外还有

大量的低矮狗尾巴草、三叶草,密度较大,对水流阻滞作用较大,而草地过滤带内草本植物密度较小,对水流阻滞作用较小,故灌草地过滤带对泥沙的拦截效果较好。当流量为 $6.02 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,过滤带内径流深度增加,水流漫过灌草地过滤带中的低矮草本植物,沙棘对水流阻滞起主要作用,而在草地过滤带中水流未漫过艾草和小蓬草等草本植物,其对水流阻滞作用相对较大,故草地过滤带对泥沙的拦截效果较好。入流流量越低,植被过滤带对高效氯氟氰菊酯的净化效果越好,这主要是由于冲刷水流与土壤和植被过滤带接触时间更长,故入渗量更多、产流量更少、污染物拦截率更高^[24];入流流量越高时,其净化效果恰好相反。相同流量、相同浓度情况下,灌草地过滤带和草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的净化效果有差异,可能是多种影响因素共同作用的结果,主要包括:①植物类型及其生长特性:植物对有机农药有降解作用,植物中含有各种羧酸酯酶同功酶,且因植物物种的不同而存在差异^[25],植物中所含有的色素可将拟除虫菊酯类农药进行缓慢氧化分解^[26];②颗粒物及微生物:土壤及水体中颗粒物的吸附作用是减少拟除虫菊酯类农药的重要途径^[26],土壤根际微生物可通过生物过程分解并降解部分污染物质^[27];③污染物特性;④植被过滤带及其径流的水力学特征^[28];⑤过滤带土壤理化性质:氧化还原潜势、有机质含量、土壤中粘土比例和分布等^[29]。关于植被过滤带对高效氯氟氰菊酯净化效果的机理还需进一步深入研究。

目前,植被过滤带在我国的实际应用案例较少。就此试验而言,可利用田地边缘地带、公路两侧缓坡的自然草本植物(或者栽植灌木草本植物),既能拦截污染物,又起到绿化环境的效果,有较强的实用性。植被过滤带设计除要考虑长度、宽度、植被类型等因素外,还要考虑土地利用状况、经济效益等因素。建议在农业面源污染严重区域,因地制宜,尽快建立植被过滤带示范基地,为科学研究提供更详实的资料,为我国植被过滤带的发展应用提供指导方案。

4 结论

(1)流量为 $1.08 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,灌草地植被过滤带对泥沙的拦截效果较好;流量为 $6.02 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,草地植被过滤带对泥沙的拦截效果较好。入流流量、植被条件等均是影响植被过滤带拦沙效果的重要因素。

(2)高效氯氟氰菊酯的入流浓度越高,植被过滤带断面测定浓度沿程降低越快。当入流浓度分别为

0.3 、 0.6 、 $0.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到 61% 、 71% 、 75% ,灌草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到 52% 、 69% 、 74% 。

(3)入流流量越大,植被过滤带监测断面上的高效氯氟氰菊酯浓度沿程降低越慢。当流量分别为 0.87 、 3.98 、 $7.8 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到 61% 、 50% 、 33% ,灌草地过滤带对高效氯氟氰菊酯的拦截率平均达到 52% 、 44% 、 40% 。

研究证实,植被过滤带能有效拦截泥沙,削减高效氯氟氰菊酯,对农田水土流失和农业面源污染具有较好的防治效果。

参考文献:

- [1] 王雪芳. 农药污染与生态环境保护[J]. 广西农学报, 2004(2): 21-24.
WANG Xue-fang. Pesticide pollution and ecological environment protection[J]. *Journal of Guangxi Agriculture*, 2004(2): 21-24.
- [2] 罗天雄, 吴传兵. 农药残留控制研究现状与展望[J]. 现代农业科技, 2006(3): 37-38.
LUO Tian-xiong, WU Chuan-bing. Research status and prospect of pesticide residue control[J]. *Modern Agricultural Sciences and Technology*, 2006(3): 37-38.
- [3] 王培兰, 苏国成, 周常义. 微生物降解拟除虫菊酯类农药研究进展[J]. 广东农业科学, 2012, 39(9): 87-90.
WANG Pei-lan, SU Guo-cheng, ZHOU Chang-yi. Progress of biodegradation of pyrethroid pesticides by microorganism[J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 2012, 39(9): 87-90.
- [4] 李怀恩, 张亚平, 蔡明, 等. 植被过滤带的定量计算方法[J]. 生态学杂志, 2006, 25(1): 108-112.
LI Huai-en, ZHANG Ya-ping, CAI Ming, et al. Quantitative calculation methods for vegetative filter strips[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(1): 108-112.
- [5] 李怀恩, 邓娜, 杨寅群, 等. 植被过滤带对地表径流中污染物的净化效果[J]. 农业工程学报, 2010, 26(7): 81-86.
LI Huai-en, DENG Na, YANG Yin-qun, et al. Clarification efficiency of vegetative filter strips to several pollutants in surface runoff[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2010, 26(7): 81-86.
- [6] 高大文, 杨帆. 滨岸缓冲带在水源地农业面源污染防治上的应用[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(10): 92-96.
GAO Da-wen, YANG Fan. Riparian buffer zone in controlling water contamination from agricultural non-point source pollution[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(10): 92-96.
- [7] 张建春, 彭补拙. 河岸带研究及其退化生态系统的恢复与重建[J]. 生态学报, 2003, 23(1): 56-73.
ZHANG Jian-chun, PENG Bu-zhuo. Study on riparian zone and the restoration and rebuilding of its degraded ecosystem[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(1): 56-73.
- [8] Dabney S M, Moore M T, Locke M A. Integrated management of in-field, edge-of-field, and after-field buffers[J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 2006, 42(1): 15-24.

- [9] 黄沈发, 吴建强, 唐浩, 等. 滨岸缓冲带对面源污染物的净化效果研究[J]. 水科学进展, 2008, 19(5): 722-728.
HUANG Shen-fa, WU Jian-qiang, TANG Hao, et al. Study of clarification for riparian-buffer to non-point pollution[J]. *Advances in Water Science*, 2008, 19(5): 722-728.
- [10] 卜晓莉, 王利民, 薛建辉. 湖滨林草复合缓冲带对泥沙和氮磷的拦截效果[J]. 水土保持学报, 2015, 29(4): 32-36.
BU Xiao-li, WANG Li-min, XUE Jian-hui. Study on sediment and nutrient retention efficiency of integrated tree-grass riparian buffer strips[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2015, 29(4): 32-36.
- [11] 何聪, 刘璐嘉, 王苏胜, 等. 不同宽度草皮缓冲带对农田径流氮磷去除效果研究[J]. 水土保持研究, 2014, 21(4): 55-58.
HE Cong, LIU Lu-jia, WANG Su-sheng, et al. Effects of grass buffer strips with different widths on nitrogen and phosphorus removal efficiency of farmland runoff[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2014, 21(4): 55-58.
- [12] 肖波, 萨仁娜, 陶梅, 等. 草本植被过滤带对径流中泥沙和除草剂的去除效果[J]. 农业工程学报, 2013, 29(12): 136-144.
XIAO Bo, SA Ren-na, TAO Mei, et al. Removing effects of grass filter strips on sediment and herbicide from runoff in simulated experiment[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2013, 29(12): 136-144.
- [13] 王良民, 王彦辉. 植被过滤带的研究和应用进展[J]. 应用生态学报, 2008, 19(9): 2074-2080.
WANG Liang-min, WANG Yan-hui. Research and application advances on vegetative filter strip[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(9): 2074-2080.
- [14] 陶梅, 萨仁娜. 植被过滤带防治农业面源污染研究进展[J]. 山西农业科学, 2012, 40(1): 91-94.
TAO Mei, SA Ren-na. Research progresses in control of agricultural non-point pollution by vegetative filter strips[J]. *Journal of Shanxi Agricultural Sciences*, 2012, 40(1): 91-94.
- [15] 李慧冬, 张海松, 陈子雷, 等. 高效氯氟氰菊酯在玉米和土壤中的残留及消解动态[J]. 生态环境学报, 2010, 19(5): 1103-1107.
LI Hui-dong, ZHANG Hai-song, CHEN Zi-lei, et al. Residues and degradation of Lambda-cyhalothrin in *Zea mays* L. and soil[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(5): 1103-1107.
- [16] 张希跃, 吴迪, 潘洪吉, 等. 氯虫苯甲酰胺和高效氯氟氰菊酯在豇豆和土壤中的残留行为[J]. 农药学报, 2016, 18(4): 481-489.
ZHANG Xi-yue, WU Di, PAN Hong-ji, et al. Residual behavior of chlorantraniliprole and Lambda-cyhalothrin in cowpea and soil[J]. *Chinese Journal of Pesticide Science*, 2016, 18(4): 481-489.
- [17] Al-Sarar A S, Abobakr Y, Bayoumi A E, et al. Reproductive toxicity and histopathological changes induced by Lambda-cyhalothrin in male mice[J]. *Environmental Toxicology*, 2014, 29(7): 750-762.
- [18] 夏晓华, 张林霞, 赵炫超, 等. 高效氯氟氰菊酯对大鳞副泥鳅的急性毒性和遗传毒性[J]. 湖北农业科学, 2013, 52(15): 3612-3614.
XIA Xiao-hua, ZHANG Lin-xia, ZHAO Xuan-chao, et al. Study on acute toxicity and genetic toxicity of Lambda-cyhalothrin to *Paramis-gurnus dabryanus*[J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2013, 52(15): 3612-3614.
- [19] 张芬, 张新忠, 陈宗懋, 等. 两种不同溶解度农药残留在茶汤中的浸出规律研究[J]. 茶叶科学, 2013, 33(5): 482-490.
ZHANG Fen, ZHANG Xin-zhong, CHEN Zong-mao, et al. Study on the brewing behavior of two kinds of different solubility pesticide from made tea to tea infusion[J]. *Journal of Tea Science*, 2013, 33(5): 482-490.
- [20] 郑玲玲, 牟海津, 江晓路. 食品中高效氯氟氰菊酯的液相色谱快速检测方法[J]. 食品科学, 2009, 30(12): 222-225.
ZHENG Ling-ling, MOU Hai-jin, JIANG Xiao-lu. Rapid HPLC determination of Lambda-cyhalothrin residue in foods[J]. *Food Science*, 2009, 30(12): 222-225.
- [21] 李怀恩, 同新奇, 张康, 等. 沙棘“柔性坝”对土壤水分调控作用的试验研究[J]. 农业工程学报, 2006, 22(11): 69-73.
LI Huai-en, TONG Xin-qi, ZHANG Kang, et al. Experimental research on the soil moisture regulation of seabuckthorn plant flexible dams[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2006, 22(11): 69-73.
- [22] Chow V T. Open-channel hydraulics[M]. New York: McGraw-Hill, 1959.
- [23] 孙晓涛, 陈传胜, 肖波, 等. 植被过滤带拦截径流和泥沙效果的模型研究[J]. 中南林业科技大学学报, 2014, 34(4): 96-101.
SUN Xiao-tao, CHEN Chuan-sheng, XIAO Bo, et al. Model study of interception effects of vegetative filter strips on runoff and sediment[J]. *Journal of Central South Forestry University*, 2014, 34(4): 96-101.
- [24] 申小波, 陈传胜, 张章, 等. 不同宽度模拟植被过滤带对农田径流、泥沙以及氮磷的拦截效果[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(4): 721-729.
SHEN Xiao-bo, CHEN Chuan-sheng, ZHANG Zhang, et al. Interception of runoff, sediment, nitrogen and phosphorus by vegetative filter strips with different width in a simulated experiment[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(4): 721-729.
- [25] Gershtater M, Sharples K, Edwards R. Carboxylesterase activities toward pesticide esters in crops and weeds[J]. *Phytochemistry*, 2006, 67(23): 2561-2567.
- [26] 李玲玉, 刘艳, 颜冬云, 等. 拟除虫菊酯类农药的降解与代谢研究进展[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(4): 65-71.
LI Ling-yu, LIU Yan, YAN Dong-yun, et al. Research progress on degradation and metabolism of pyrethroid insecticides[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(4): 65-71.
- [27] 顾笑迎, 黄沈发, 刘宝兴, 等. 东风港滨岸缓冲带对水生生物群落结构的影响[J]. 生态科学, 2006, 25(6): 521-525.
GU Xiao-ying, HUANG Shen-fa, LIU Bao-xing, et al. The effect of riparian buffer zone on the aquatic community structure in Dongfeng port[J]. *Ecologic Science*, 2006, 25(6): 521-525.
- [28] Simpkins W W, Wineland T R, Andress R J, et al. Hydrogeological constraints on riparian buffers for reduction of diffuse pollution: Examples from the Bear Creek watershed in Iowa[J]. *Water Science and Technology*, 2002, 45(9): 61-68.
- [29] Vidon P, Hill A R. Denitrification and patterns of electron donors and acceptors in eight riparian zones with contrasting hydrogeology[J]. *Biogeochemistry*, 2005, 71(2): 259-283.