

植被缓冲带对农业面源污染物的削减效益研究进展

付婧^{1,2}, 王云琦^{1,2}, 马超^{1,2}, 王玉杰^{1,2}, 梁丹^{1,2}

(1. 北京林业大学水土保持学院, 重庆缙云山三峡库区森林生态系统国家定位观测研究站, 北京 100083; 2. 北京市水土保持工程技术研究中心, 北京 100083)

摘要: 农业面源污染对环境安全的影响已超过城市生活污染和工业污染, 成为水污染的最主要来源。植被缓冲带能够有效拦截农业面源污染物, 减少污染物向水体的排放。通过搜集国内外学者对缓冲带的研究结果, 对缓冲带削减农业面源污染物能力、缓冲带最佳宽度等方面的研究进行总结分析。结果表明: (1) 5 m 草本缓冲带对污染物的拦截作用最好, 当缓冲带宽度超过 5 m 时, 推荐使用灌草缓冲带, 而乔灌草缓冲带需要超过 30 m 才能发挥作用; (2) 当缓冲带宽度相同时, 悬浮物和磷素相较于氮素更容易被拦截, 悬浮物及磷素去除的缓冲带最佳宽度推荐为 15 m (削减率 70% 以上), 但去除氮素的最佳宽度推荐为 30 m (削减率为 80%); (3) 植被缓冲带拦截污染物受缓冲带宽度、坡度及植被类型等因素影响, 但缓冲带宽度与削减率之间的关系并不总是呈正比例, 当缓冲带宽度增加到一定大小时, 缓冲带对污染物的削减率将不再有明显改变; 缓冲带坡度与削减率之间也并不总是呈反比例, 轻微的坡度能够促进径流下渗作用从而增加缓冲带的削减率。

关键词: 植被缓冲带; 农业面源污染物; 削减率; 植被缓冲带最佳宽度

中图分类号: X173 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2019)02-0001-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2019.02.001

Research Progress on the Effects of Vegetation Buffer Zone on Reducing Agricultural Non-point Pollution

FU Jing^{1,2}, WANG Yunqi^{1,2}, MA Chao^{1,2}, WANG Yujie^{1,2}, LIANG Dan^{1,2}

(1. Jinyun Forest Ecosystem Research Station, School of Soil and Water Conservation, Beijing

Forestry University, Beijing 100083; 2. Beijing Engineering Research Center of Soil and Water Conservation, Beijing 100083)

Abstract: The impact of agricultural non-point source pollution on environmental safety has surpassed urban living pollution and industrial pollution, and has become the main source of water pollution. The vegetation buffer zone can effectively intercept agricultural non-point source pollutants and reduce the discharge of pollutants into water bodies. Through the collection of domestic and foreign scholars' research results on buffer zones, this paper summarized the research on the ability of buffer zone to reduce agricultural non-point source pollution and the optimal width of buffer zone. The results showed that: (1) The 5 m herb buffer zone had the best interception effect on pollutants. When the buffer zone width exceeded 5 m, it was recommended to use the grass-blown buffer zone, which needed more than 30 m to function. (2) When the buffer zones width was the same, the suspended matter and phosphorus were more easily to be intercepted than nitrogen. The optimal width of the buffer zone for the suspension and phosphorus removal was recommended to be 15 m (reduction rate of 70% or more). But for nitrogen removal, the recommended width was 30 m (the reduction rate was 80%). (3) The interception of pollutants by vegetation buffer zone was affected by many factors such as buffer width, slopes and vegetation types. But the relationships between buffer zone width and reduction rates was not always proportional. When buffer zone width increased to a certain size, the reduction rates of pollutants would not change significantly. The slopes of the buffer zone were not always inversely proportional to the reduction rates. A slight slope could promote runoff infiltration and thus increase the reduction rates of the buffer zone.

收稿日期: 2018-10-11

资助项目: 国家“十三五”重点研发计划项目“三峡库区面源污染植被削减过程与技术研究”(2017YFC0505303)

第一作者: 付婧(1995—), 女, 在读硕士研究生, 主要从事农业面源污染研究。E-mail: 1477920564@qq.com

通信作者: 王云琦(1979—), 女, 教授, 博士生导师, 主要从事森林水文、土壤侵蚀研究。E-mail: wangyunqi@bjfu.edu.cn

Keywords: vegetative filter strips; agricultural non-point source pollutant; reduction rate; optimum width of vegetation buffer zone

农业面源污染指在农业生产活动中,农耕地中的营养物质(氮素和磷素)、农药及其他有机或无机污染物,通过地表径流、地下径流或渗漏等方式进入到水体中,引起水体环境质量下降的水污染现象^[1]。在农业生产活动中被大量使用的肥料,其中仅有 30%~35%的氮素能够被完全利用,磷素更低,仅有 10%~20%被利用^[2],其余大部分被遗留在土壤中,当发生降水事件时,土壤中的氮素磷素随径流进入水体,导致水体富营养化,有害藻类大量繁殖,爆发“水华”现象,引起水质恶化。农业面源污染问题在世界各国广泛存在,其不仅是导致水体环境质量恶化的主要原因,也是世界各国广泛关注的重大环境问题之一。美国超过 1/2 的水污染问题都是由面源污染引起的^[3]。欧洲地表水中 24%~77% 的磷来自于农业面源污染^[4]。中国农业面源污染状况也日益严重,将近 1/2 的河流都因为过多的营养物质而产生了严重的水体富营养化问题^[5]。据《第一次全国污染源普查公报》^[6]显示,农业源贡献的总氮、总磷及 COD 与总量的比例分别为 57.2%,67.2%和 43.7%;农业污染已经超过城市污染和工业污染,成为了水污染中污染物的主要来源^[7-9]。

植被缓冲带(VFS)是美国农业部(USDA)自然资源保护署(NRCS)推荐用于面源污染物过程阻断最为有效的一种新型生态工程措施,最早在美国的农业面源污染防治中得到应用^[10],之后加拿大将植被缓冲带列入相关环境规划和水土管理措施当中,欧洲的许多国家也开展了关于植被缓冲带的相关研究^[11],并开始将缓冲带作为水质净化的一种措施推广使用;Rey 等^[12]通过对 40 块缓冲带研究证明了植被缓冲带对泥沙拦截的显著作用;Mankin^[13]的研究也证明了植被缓冲带对悬浮物、氮、磷等面源污染物具有一定的去除作用。本文搜集了不同类型植被缓冲带及其最佳宽度研究进展等内容进行总结性分析,以期为国内农业面源污染的防治和植被缓冲带的推广应用提供参考依据。

1 流域治理措施—植被缓冲带

1.1 植被缓冲带概念

植被缓冲带是介于水体和陆地之间的植被带,其类型通过构建方式不同分为天然植被带和人工植被带,通过构建植被不同分为草地、灌木、林木缓冲带以及由其中 2 种或 2 种以上植被构成的复合缓冲带。但目前对于植被缓冲带还没有一个统一的定义。Dickey 等^[14]将植被过滤带定义为能够拦截、过滤、吸

收地表径流中污染物的草地、被草地覆盖的水道或是农田等的植被区域系统;Phillips 等^[15]将植被过滤带定义为隔离具有污染性的地表径流与发生污染的水体之间的植被带。植被过滤带(vegetative buffer strips,VFS)在不同的文献中通常有各种不同的表述方法,如河岸植被带(riparian vegetation zone)^[16]、河岸缓冲带(riparian buffer zone)^[17]、植被过滤带(vegetative filter strips)^[18]等。无论如何定义缓冲带,它们都有一个共同的含义,即:位于污染源和水体(河流、湖泊及水道等)之间的植被(林、灌、草或农作物等),且主要发挥净化水质、保持水体以及巩固堤岸的作用(图 1)。

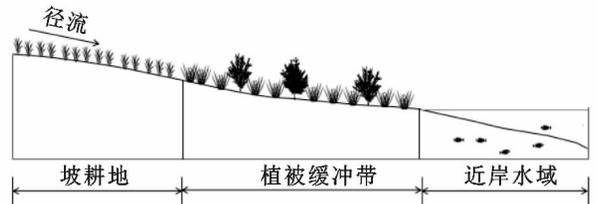


图 1 植被缓冲带横向结构示意图

1.2 常用植被

构建植被过滤带的植物种通常为当地的乡土优势种、对污染物有一定吸附作用或生长期间对营养物质有较大需求量、且还具有一定的经济价值。国内外在选取过滤带植物时,最常用的草本植物有柳枝稷^[19]、狼尾草^[20]、高羊茅^[21]和紫花苜蓿^[22];灌木主要有紫穗槐^[23]和沙棘^[18]等;此外,在近河滨岸的地方构建缓冲带时,还考虑一些吸附污染物能力较强的水生植物^[24]如水葱、香蒲、美人蕉和鸢尾等。具体见表 1。

豆科植物如白三叶、紫花苜蓿和紫穗槐等因固氮作用作为去除污染物氮的一种有效手段而被广泛应用于缓冲带的构建。何聪等^[21]通过研究发现,豆科与禾本科植物混交能够增强禾本科植物对氮的吸收作用,且混播草构建的缓冲带较单一植物种构建的缓冲带更加稳定,对于病虫害的抵抗力也较强。苗青等^[25]认为,草本缓冲带对污染物去除率跟植物的地上生物量有关系,白三叶及百慕大的地上生物量大于高羊茅,其对污染物的去除作用表现为白三叶>百慕大>高羊茅。此外,不同植物对污染物的拦截作用大小还与其生长季节有关系,植物处于生长季时对氮磷的需求较高,所以去除作用也会更加明显。

1.3 影响植被缓冲带截污能力的因素

试验研究^[32-33]证明,植被缓冲带对农业面源污染具有显著的去污作用,其通过滞留径流中的泥沙及颗

粒态污染物、植被吸收氮、磷营养元素,以及土壤、土壤微生物的吸附、降解、转化和固定等途径发挥截污作用。这一过程受到多种因素影响,包括土壤类型、

缓冲带宽度、坡度和植被类型等^[34],为了探究这些影响因素与缓冲带截污能力之间的关系,搜集了国内外的研究结果见表 1。

表 1 常用于农业面源污染治理的植物种

| 分类 | 植物名(拉丁文名) | 削减率 | 适用地区 | 来源 |
|------|--|---|----------------|---------|
| | 狼尾草(<i>Pennisetum alopecuroides</i> (L.) Spreng.) | 总氮削减率为 68%~86%,总磷削减率为 89%~96%,并对重金属有一定的富集作用 | 北京地区 | [20] |
| | 冰草(<i>Agropyron cristatum</i> (L.) Gaertn.) | 总氮削减率为 15%~60%,总磷削减率为 18%~81% | 岚漪河 | [22] |
| | 高羊茅(<i>Festuca elata</i> Keng ex E. Alexeev) | 总氮削减率为 19%~65%,总磷削减率为 15%~85% | 太湖、洱海 | [26] |
| | 披碱草(<i>Elymus dahuricus</i> Turcz.) | 总氮削减率为 27%~64%,总磷削减率为 12%~79% | 岚漪河 | [22] |
| 禾本科 | 多花黑麦草(<i>Lolium multiflorum</i> Lamk.) | 对总氮、硝态氮、氨氮及全磷的去除率均能达到 70%以上 | 北京市 | [27] |
| | 柳枝稷(<i>Panicum virgatum</i>) | 对氮、磷的去除率分别能达到 30%~90%和 40%~85%,是美国本地植物 | 爱荷华州、意大利东部、北京市 | [28-29] |
| | 狗牙根(<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.) | 对氮磷的去除率最低能达到 30% | 太湖、滇池、香溪河、丹江口 | [23] |
| | 雀麦(<i>Bromus japonicus</i> Thunb. ex Murr.) | 能够拦截 28%以上的氮磷营养物质 | 爱荷华州 | [30] |
| | 须芒草(<i>Andropogon yunnanensis</i> Hack.) | 对氮有较好的拦截作用,能够拦截 60%以上的氮营养物质 | 巴西南部 | [31] |
| | 沙棘(<i>Hippophae rhamnoides</i> Linn.) | 落叶小灌木,与草本配置成的缓冲带能够拦截 50%~90%的氮磷等营养物及泥沙 | 陕西 | [18] |
| 胡颓子科 | 白三叶(<i>Trifolium repens</i> L.) | 总氮削减率为 45%~70%,总磷削减率为 41%~70%,对氨氮 74.5% | 太湖、滇池 | [26] |
| 豆科 | 紫花苜蓿(<i>Medicago sativa</i> L.) | 豆科多年生草本,对全氮全磷的削减率分别为 53.66%和 71.31% | 岚漪河 | [22] |
| | 紫穗槐(<i>Amorpha fruticosa</i> Linn.) | 落叶小灌木,对营养物质吸收作用较明显,能够拦截氮磷等营养物质 20%以上 | 汾河 | [23] |

土壤不仅是污染物迁移的载体,影响污染物迁移速率,且影响径流下渗速率,从而影响缓冲带的拦截能力。缓冲带的宽度是影响污染物截留与吸收的首要因素,缓冲带的宽度越宽,对污染物的拦截效率也较好,但是过宽的缓冲带会造成土地资源的浪费。缓冲带作用宽度存在一个临界值,即达到此宽度时缓冲带能发挥最大作用,即最佳宽度。一般认为,坡度越低缓冲带拦截力越强,吴建强等^[35]认为,缓冲带坡度为 2%时缓冲带具有最佳的拦截能力,此时缓冲带对 TN、NH₃-N 及 TP 的去除率最高。但 Dosskey 等^[36]研究表明,坡度对缓冲带截留能力的影响不总是反比关系,轻微的坡度可以促进径流和片流,从而增加污染物去除效率。Hazlett 等^[37]的研究表明,缓冲带坡度大小对 N 的去除效率影响不大。植被类型对缓冲带截污净化能力的影响主要体现在构建缓冲带的乔木、灌木及草本配置方式及比例上。草本植被缓冲带因其管理容易、成本低廉等优点而被广泛应用于实际中。

2 植被缓冲带最佳宽度

相关研究^[51]表明,植被缓冲带对污染物的拦截效果与其宽度呈正相关,但是由于受土地资源以及建设、维护成本的限制,缓冲带宽度不能过大^[53]。为了在有限的土地资源及资金的条件下,充分发挥缓冲带对污染物的拦截效果,需要确定缓冲带的最佳宽度。但由于不同的研究选择的缓冲带所处区域土壤、水文、地质及气候等外部条件存在差异,因此各研究推荐的缓冲带最佳宽度之间没有可比性,仅作为一种参考(表 2)。

2.1 国外缓冲带最佳宽度

Bortolozzo 等^[31]通过对 5, 10, 20, 30 m 宽的缓冲带截污能力进行比较,研究结果表明 10 m 是缓冲带的最佳宽度(削减率超过 70%),随着宽度增加削减率并不会明显变化。Wanyama 等^[41]在维多利亚湖建立了宽度分别为 2.5, 5, 10 m 的植被缓冲带,研究结果表明缓冲带在 2.5, 5 m 处就完成了大部分污染物拦截,当宽度增加到 10 m 时,缓冲带对污染物的削减率作用增加不明显。Bhattarai 等^[54]在美国中部研究表明,3 m 宽的植被缓冲带对地表径流沉积物的削减效果显著,但一般建议植被缓冲带的宽度最小应为 9 m 宽。

2.2 国内缓冲带最佳宽度

不同研究区域由于受地形气候等因素影响所以在缓冲带构建方式以及截污能力上具有一定差异。由于国内缓冲带宽度受地形限制较大,缓冲带宽度研究多处于 20 m 以内;但是由于南北方的土壤质地以及植被缓冲带构建方式的差异,在相同宽度下缓冲带的截污能力产生明显的差异。

对比南方植被缓冲带,北方植被缓冲带对氮、磷的拦截作用更加明显。李怀恩等^[48]在陕西的研究表明,植被过滤带在前 10 m 左右对氮磷滞留效果显著;而胡威等^[44]对洱海植被缓冲带的研究中认为,缓冲带最佳宽度为 13.4,能够拦截 70%悬浮物。这是由于南方缓冲带构建方式多是灌草或是乔灌等,而北方多为草本缓冲带,在一定的宽度范围内,乔灌与灌草构成的缓冲带不能发挥其吸收污染物的优势,而草本对污染物的拦截作用更加明显。此外,南、北方缓冲带构建时植被类型的选择

也会导致拦截效率产生差异。所以,在构建缓冲带时,要根据实地的情况选择构建的缓冲带类型以及宽度,相关的研究结果只能对较为相似的区域缓冲带最佳宽度

确定提供一定的参考,缓冲带的最佳宽度需要通过野外调查地形坡度、植被类型、土壤类型及气候条件等影响因素综合考虑后才能得出。

表 2 植被缓冲带的特性及其削减农业面源污染物的研究现状

| 地点 | 方法 | 土壤类型 | 坡度/% | 宽度/m | 植被类型 | 平均削减率/% | | | 来源 |
|-------|-----|------|---------|----------|----------|---------|-------|-------|------|
| | | | | | | 氮 | 磷 | 悬浮物 | |
| 维吉尼亚 | SR | 壤土 | 5~16 | 4.6~9.1 | 草本 | 63~76 | 49~95 | 83~93 | [38] |
| 巴西南部 | SRO | 砂壤土 | 10 | 5~30 | 草本 | 63~84 | 49~84 | 66~84 | [39] |
| 内布拉斯加 | SR | 砂壤土 | 6~7 | 7.5~15 | 灌草 | — | 60~75 | 75~85 | [40] |
| 堪萨斯州 | SR | 砂壤土 | 4 | 9.7~15.3 | 草本 | 95~99 | 84~96 | 85~99 | [13] |
| 加拿大 | R | 砂壤土 | 3 | 5 | 草本/乔草 | — | 85~86 | 85~87 | [41] |
| 爱荷华州 | R | 砂壤土 | 5 | 7.1~16.3 | 草本 | — | 78~80 | 95~97 | [30] |
| 岚漪河 | R | 砂壤土 | 2 | 10~15 | 灌草 | 55~56 | 84~85 | 93~94 | [18] |
| 爱荷华州 | SR | 砂壤土 | 3 | 3~6 | 草本 | 28~46 | 37~52 | 66~77 | [19] |
| 密苏里州 | R | 砂壤土 | 5 | 8 | 草本 | 36~54 | 55~68 | 69~91 | [42] |
| 意大利 | R | 黏土 | 1.8 | 35 | 乔灌草 | 73 | 80 | 94 | [33] |
| 美国东部 | R | 砂壤土 | 2.5 | 6 | 乔草 | 93 | 80 | 72 | [43] |
| 江苏 | SRO | 砂壤土 | 3 | 3~12 | 草本 | 41~70 | 45~70 | — | [26] |
| 滇池 | SRO | | 2 | 4~20 | 草本 | 20~46 | 20~45 | 20~46 | [44] |
| 上海 | SRO | | 3 | 1~7 | 乔灌草/灌草/草 | 19~34 | 12~47 | — | [45] |
| 山西 | SR | | | 2~19 | 草本 | 20~64 | 20~64 | — | [22] |
| 北京 | SRO | 壤土 | | 1~3 | 草本 | 65~84 | 80~95 | 78~92 | [46] |
| 太湖 | SRO | 壤土 | 4 | 3.00 | 草本 | 27 | 20 | 42 | [25] |
| 潮白河 | SRO | 褐土 | 8~13 | 20 | 草本 | 70~74 | 71~80 | — | [47] |
| 陕西 | SRO | 黄土 | 25 | 3~5 | 草本 | 0.5~14 | 76~94 | 85~99 | [28] |
| 北京 | SRO | | 5 | 5 | 草本 | 4 | 86 | 97 | [27] |
| 陕西 | SRO | | 2.00 | 10~15 | 草本 | 91~98 | 97~99 | — | [48] |
| 美国南部 | R | 黏土 | 2.7~5.4 | 19~85 | 森林 | 62~94 | 78~96 | — | [49] |
| 加拿大 | R | 细砂壤土 | | 50~70 | 森林 | 80~99 | — | — | [29] |
| 加拿大 | SR | | 4 | 21~27 | 草本 | 84~93 | 64~92 | 79 | [50] |
| 加拿大 | R | 砂壤土 | 1~13.2 | 25~220 | 乔木 | 60~99 | — | — | [51] |
| 波兰 | R | 砂质黏土 | 17~20 | 14~30 | 乔木 | — | — | — | |
| 荷兰 | R | 砂土 | 7.5~20 | 10~20 | 乔木 | 0~98 | — | — | |
| 瑞士 | R | | 0.8 | 20 | 乔木 | 39.0 | — | — | |
| 法国 | R | 黏土 | 2.2 | 15 | 乔木 | 37~78 | — | — | |
| 西班牙 | R | 砂土 | 22 | 20 | 乔木 | 78.0 | — | — | |

注:R 为自然降雨;SR 为模拟降雨,SRO 为模拟径流;—表示数据缺失;氮、磷表示不同形式氮磷的总称,悬浮物包括泥沙和其他不溶于水的固体污染物。

3 植被缓冲带对农业面源污染物的拦截作用

3.1 不同类型植被缓冲带对氮的拦截作用

植被缓冲带对不同形式的氮都具有显著的削减作用,不仅有效防止农田氮流失,还减少了水体富营养化的程度。PeterJohn 等^[49]的调查研究发现,滨岸缓冲带对氮的截留率可达到 89%,而在农田的截留

率仅为 8%;但不同类型缓冲带对氮的拦截作用存在差异,Schultz 等^[52]的研究表明,乔木植被缓冲带对氮的去除效果优于草本缓冲带。但也有学者^[56]研究发现,以乔木构建的缓冲带相比草本缓冲带在拦截氮能力不会显著增加,分析其原因可能是乔木种植时间只有一年还不能完全发挥拦截作用。此结论与 Dukes 等^[57]研究结果相似,乔木缓冲带建立初期,植被根系还未发育完全,不能发挥其对径流的拦截作

用。黄沈发等^[58]通过选择不同草本植物建立植被缓冲带,研究不同草本缓冲带对污染物的拦截情况,结果发现草本间的截污能力也存在差异(百慕大草>百花三叶草>高羊茅草)。苏天杨等^[22]选择了 4 种草本(冰草、高羊茅、披碱草、紫花苜蓿)分别建立缓冲带对径流污染物滞留效益进行研究,结果表明冰草和高羊茅建立的缓冲带分别对 TN 和 TP 具有最高的削减率。为了比较缓冲带类型与氮削减率之间的关系,文中从国内外文献中搜集了不同植被类型的缓冲带与氮削减率数据(表 2)。不同类型的植被缓冲带对氮的削减作用存在一定差异,草本缓冲带能达到拦截率最低为 12%,最高可以达到 92%;灌草缓冲带对氮的截留效果显著,其拦截率最低为 35%,最高能达到 95%;乔灌草缓冲带对氮的削减率最低为 8%,最高为 80%;但各类型缓冲带对氮的拦截作用受宽度区间影响较大,草本缓冲带的作用区间在宽度在 5 m 以下,灌草缓冲带为 5~20 m,而乔灌草缓冲带需要超过 20 m 才能发挥较好的作用。

3.2 不同类型植被缓冲带对磷的拦截作用

根据美国农业部(USDA)研究^[59]调查发现,85%的 P 随着细小的土壤颗粒迁移,而植被缓冲带的过滤作用可以显著减少径流中 P 的含量^[54]。王华玲等^[60]研究表明,单独种植草本或灌木的缓冲带对磷的拦截效果不如灌草结合缓冲带对总磷的拦截效果好,其平均拦截率最低能为 36%。但也有研究^[61]发现,以乔木为主的缓冲带可以使磷的浓度降低 50%~80%,草本缓冲带则可以使磷浓度降低 61%~83%。说明缓冲带植被类型差异会对磷的拦截效果产生影响。

为了比较不同缓冲带类型与削减率之间的关系,从国内外文献中搜集了不同植被类型缓冲带与磷削减率数据(表 2)。根据收集的数据分析发现,各类型植被缓冲带对磷的拦截效果随着缓冲带宽度增加具有相似的增加趋势,不同类型间的在一定宽度范围内也存在差异。当植被缓冲带的宽度低于 5 m 时,草本缓冲带对磷的平均拦截率可以达到 47%,优于灌草缓冲带的平均拦截率 19%,乔灌草缓冲带的平均拦截率 18%;当缓冲带宽度超过 5 m 时,灌草缓冲带拦截力远高于草本和乔灌草类型的缓冲带,且灌草缓冲带宽度超过 10 m 后对磷的平均削减率能达到 92%;乔灌草缓冲带类型在磷的拦截能力方面不如草本和灌草缓冲带突出,其宽度需要 30 m 以上才能达到 80%的拦截率。

3.3 不同类型植被缓冲带对悬浮物的拦截作用

发生农业面源污染时,常常伴随着大量的悬浮物

(包括泥沙和不溶于水的固体污染物)进入水体,这些悬浮物不仅会淤积河道对下游安全造成威胁,还会对水环境健康造成影响。为了研究缓冲带对悬浮物的拦截作用,文中搜集了国内外缓冲带对悬浮物拦截作用进行分析(表 2)。Yuan 等^[62]在对缓冲带拦截泥沙的研究中发现,缓冲带类型变化对悬浮物的拦截作用没有明显改变,草本缓冲带和森林缓冲带对悬浮物的具有相似的拦截率。缓冲带宽度对截污能力影响较为明显,当缓冲带宽度低于 5 m 时,其对悬浮物的平均去除率可以达到 65%;当缓冲带宽度达到 10 m 时,其对悬浮物的拦截率能达到其最大值后不再增加,平均去除率达 80%及以上,所以认为缓冲带对泥沙的拦截能力是有限的,当宽度增加到一定程度时其截污能力不再改变,这一结果与部分学者的研究结果相似。Abuzreig 等^[63]的研究发现缓冲带宽度从 2 m 增加到 15 m 时,对泥沙的拦截率从 68%增到 98%,但是其认为缓冲带宽度增加到 15 m 并不能提高截沙能力。Dillaha^[10]通过对裸地、4.6 m 及 9.1 m 缓冲带的研究发现,当缓冲带宽度为 4.6 m 时,其对悬浮物的拦截率从 53%~86%不等,当其宽度为 9.1 m 时,拦截率能够达到 70%~98%。Gharabaghi 等^[39]的研究认为,5 m 的缓冲带能够拦截超过 95%的直径较小的悬浮物,但当其直径超过 40 μm 时,则难以通过草本缓冲带将其拦截。李怀恩等^[54]通过野外模拟试验研究得出,植被过滤带拦截悬浮固体污染物主要在前 10 m 发生。

3.4 不同类型农业面源污染物的去除差异

缓冲带对农业面源污染物的削减作用根据污染物类型及其流失形式不同而存在差异。植被缓冲带对悬浮物和磷素的拦截作用比对氮的拦截作用好。当植被缓冲带的宽度同为 5 m 时,悬浮物和磷素的平均削减率为 34%,宽度增加到 10 m 时,悬浮物及磷素削减率分别能达到 59%和 80%;当缓冲带宽度达到 15 m 后,悬浮物及磷素的削减率达到 74%和 80%,且随着缓冲带宽度的增到 15 m 时,对悬浮物和磷素削减率不再有明显增加。这是由于磷素在土壤中容易被固定,在径流中主要是以泥沙结合态流失^[49],而经过植被缓冲带时携带污染物的径流速度降低,悬浮物在缓冲带拦截作用下发生沉积,磷素也随着固体颗粒被拦截下来。Abuzreig 等^[64]研究不同宽度缓冲带去除沉积物和磷的差异,发现随着宽度增加,去除磷的效率提高,而沉积物的去除效率在宽度为 5 m 时即达到最大,即拦截是去除农业面源污染物中悬浮物及磷的主要途径及机理。

植被缓冲带对氮素的削减作用略低于悬浮物及磷素,当缓冲带宽度低于 5 m 时,氮素的削减率为 30%,但是随着植被缓冲带宽度的增加至 30 m,氮素削减率达到 80%,之后氮素的削减率不再随缓冲带宽度增加发生明显变化。缓冲带对氮素的拦截作用低于悬浮物及磷素主要是因氮素与悬浮物及磷素的流失形态差异产生的。农业面源污染物氮素主要是通过有机氮、铵离子及氨的形式存在于径流中,这也是氮素流失的主要形态。韩建刚等^[61]在紫色土小流域对氮磷流失研究结果显示,土壤氮素比例较大,径流中硝态氮浓度占总氮浓度的 80% 以上。曾立雄等^[65]在三峡库区对氮磷流失途径和形态构成研究中认为,地表径流是氮磷流失主要途径,总氮年流失负荷中溶解态的氮约占 79.78%,而磷酸盐仅占总磷流失负荷的 30.51%。当携带农业面源污染物的径流通过缓冲带时,硝态氮被植物吸收转化成有机氮为植物生长提供营养达到去除作用;而当氮素以 NO_3^- 溶解态的形式渗透到壤中流及地下径流中时,则需要通过植物固定、微生物的反硝化作用及土壤吸附等复杂的过程来实现对其的拦截及净化。所以植被吸收、微生物反硝化作用及土壤吸附是植被缓冲带去除农业面源污染物氮的主要途径。

4 展望

为了研究植被缓冲带对农业面源污染物的削减效益,搜集了国内外学者对缓冲带的研究结果进行汇总,主要在缓冲带对农业面源污染物的拦截作用、缓冲带对农业面源污染物的去除机理及其影响因素、国内外对缓冲带最佳宽度等方面研究进行总结分析,得出主要结论为:

(1)不同植被类型的植被缓冲带对农业面源污染物的削减作用受植被类型影响,但这种影响需在一定的宽度区间范围内。当缓冲带宽度低于 5 m 时,草本植被缓冲带具有最为高效的拦截率,且具有简单、易构建、好管理且节约土地资源等优点;但当缓冲带宽度 > 5 m 时,灌草缓冲带结构比草本缓冲带复杂,发挥作用也更为稳定;当缓冲带宽度 > 20 m 时,乔灌草缓冲带将发挥更大的优势,不仅能够充分拦截污染物,且随时间的增加,乔灌草缓冲带的结构会更复杂、更稳定,发挥的作用也将更加持久。所以在构建缓冲带时,可以根据立地条件,适当参考不同类型缓冲带能够发挥的不同作用范围及优势来选择合适的缓冲带类型。

(2)在同种宽度的植被缓冲带条件下,悬浮物及磷素相比于氮更加容易被缓冲带拦截,这是由悬浮物及磷素、氮素的流失形态差异产生的。氮素多以溶解

态随径流流失,而磷素主要与泥沙或悬浮物形结合态流失,随着植被缓冲带宽度的增加,污染物浓度不断减少,与泥沙结合磷素及悬浮物在缓冲带宽度较低时便能被拦截,而随径流流失的氮素需要更大的宽度才能有明显的削减作用。

(3)植被缓冲带对污染物发挥净化作用的机理主要是通过其对径流的拦截、植物吸收、微生物转化及土壤吸附等过程实现的。由于磷素的流失主要是吸附在微小颗粒上发生的,所以其与悬浮物在经过缓冲带时发生了相似的拦截过程,研究发现磷素和悬浮物的沉积拦截过程主要发生在缓冲带的前 5 m 处;而氮素除了随径流被拦截部分,还有溶解态氮渗透到壤中流及地下径流部分,则主要靠植物吸收及微生物转化、土壤吸附等过程实现去除。

(4)农业面源污染从源头发生、过程拦截到最终进入水体是一个复杂的过程,在评价缓冲带的截污能力时,选择了最为主要的宽度、坡度及植被类型等几种影响因素,但是在实际构建缓冲带过程中,一些可能会影响缓冲带截污能力的外界因素如土壤、水文、气候及地质条件等也是不容忽视的。

参考文献:

- [1] Ongley E D, Xiaolan Z, Tao Y. Current status of agricultural and rural non-point source pollution assessment in China[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(5): 1159-1168.
- [2] 周亮,荣湘民,谢桂先,等. 不同氮肥施用对双季稻产量及氮肥利用率的影响[J]. *土壤*, 2014, 46(6): 971-975.
- [3] 杨帆,蒋轶锋,王翠翠,等. 西湖龙泓流域暴雨径流氮磷流失特征[J]. *环境科学*, 2016, 37(1): 141-147.
- [4] Schindler D W, Hecky R E, Findlay D L, et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(32): 11254-11258.
- [5] Hefting M M, Clement J C, Bienkowski P, et al. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe[J]. *Ecological Engineering*, 2005, 24(5): 465-482.
- [6] 国家统计局. 第一次全国污染源普查公报[R]. 北京: 国家统计局, 2010.
- [7] 程波,张泽,陈凌,等. 太湖水体富营养化与流域农业面源污染的控制[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(增刊 1): 118-124.
- [8] 王喜. 滇池面源污染现状调查与控制途径[J]. *云南农业*, 2006(12): 28-29.

- [9] 刘洁,马友华,石润圭,等. 巢湖流域农业面源污染现状分析及防治对策思考[J]. 农业资源与环境学报, 2008, 25(6):13-16.
- [10] Dillaha T A. Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control[J]. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 1989, 32:513-519.
- [11] Sabater S, Butturini A, Clement J C, et al. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation[J]. Ecosystems, 2003, 6(1):20-30.
- [12] Rey F. Effectiveness of vegetation barriers for marly sediment trapping [J]. Earth Surface Processes and Landforms, 2010, 29(9):1161-1169.
- [13] Mankin K R, Ngandu D M, Barden C J, et al. Grass-shrub riparian buffer removal of sediment, phosphorus, and nitrogen from simulated runoff[J]. Journal of the American Water Resources Association, 2010, 43(5):1108-1116.
- [14] Dickey E C, Vanderholm D H. Vegetative filter treatment of livestock feedlot runoff[J]. Journal of Environmental Quality, 1981, 10(3):279-284.
- [15] Phillips J D. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones[J]. Journal of Hydrology, 1989, 107(1):133-145.
- [16] Schade J D, Marti E, Welter J R, et al. Sources of nitrogen to the riparian zone of a desert stream: Implications for riparian vegetation and nitrogen retention[J]. Ecosystems, 2002, 5(1):68-79.
- [17] Jr W P, Griffith S M, Field J A, et al. Nitrate removal effectiveness of a riparian buffer along a small agricultural stream in western Oregon[J]. Journal of Environmental Quality, 2003, 32(1):162-170.
- [18] Deng N, Li H, Shi D. Preliminary experimental study on effectiveness of vegetative filter strip to pollutants in surface runoff[J]. Journal of Water Resource and Protection, 2011, 3(4):222-227.
- [19] Lee K H, Isenhardt T M, Schultz R C, et al. Nutrient and sediment removal by switchgrass and cool-season grass filter strips in Central Iowa, USA[J]. Agroforestry Systems, 1998, 44(2/3):121-132.
- [20] 申小波. 草本植被过滤带对主要农业面源污染物的拦截效果研究[D]. 长沙:中南林业科技大学, 2014.
- [21] 何聪. 混播草皮缓冲带农业面源污染拦截效果的试验研究[D]. 江苏 扬州:扬州大学, 2012.
- [22] 苏天杨,李林英,姚延涛. 不同草本缓冲带对径流污染物滞留效益及其最佳宽度研究[J]. 天津农业科学, 2010, 16(3):121-124.
- [23] 苏天杨,李林英,姚延涛. 草灌乔结合的河岸缓冲带对面源污染物的净化效果研究[J]. 天津农业科学, 2010, 16(6):82-84.
- [24] 冯丽娟. 面源污染物氮磷在防护林体系中迁移转化机制研究[D]. 北京:北京林业大学, 2010.
- [25] 苗青,施春红,胡小贞,等. 不同草皮构建的湖泊缓冲带对污染物的净化效果研究[J]. 环境污染与防治, 2013, 35(2):22-27.
- [26] 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.
- [27] 李晓娜,张国芳,武美军,等. 不同植被过滤带对农田径流泥沙和氮磷拦截效果与途径[J]. 水土保持学报, 2017, 31(3):39-44.
- [28] 孙彭成,高建恩,王显文,等. 柳枝稷植被过滤带拦污增效试验初步研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(2):314-321.
- [29] Martin T L, Cook S, Nduhiu J W, et al. Groundwater nitrate concentrations in the Riparian zones of two southern Ontario streams [J]. Canadian Water Resources Journal, 1999, 24(2):125-138.
- [30] Lee K. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2003, 58(1):1-7.
- [31] Bortolozzo F R, Favaretto N, Dieckow J, et al. Water, sediment and nutrient retention in native vegetative filter strips of Southern Brazil [J]. International Journal of Plant and Soil Science, 2015, 4(5):2320-7035.
- [32] Vidon P G F, Hill A R. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones [J]. Journal of Hydrology, 2004, 292(1):210-228.
- [33] Borin M, Passoni M, Thiene M, et al. Multiple functions of buffer strips in farming areas [J]. European Journal of Agronomy, 2010, 32(1):103-111.
- [34] Liu X, Zhang X, Zhang M. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis [J]. Journal of Environmental Quality, 2015, 37(5):1667-1674.
- [35] 吴建强. 不同坡度缓冲带滞缓径流及污染物去除量化 [J]. 水科学进展, 2011, 22(1):112-117.
- [36] Dosskey M G, Vidon P, Gurwick N P, et al. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams [J]. Journal of the American Water Resources Association, 2010, 46(2):261-277.
- [37] Hazlett P H, Broad K B, Gordon A G, et al. The importance of catchment slope to soil water N and C concentrations [J]. Canadian Journal of Forest Research, 2008, 38(1):16-30.
- [38] Dillaha T A, Sherrard J H, Lee D, et al. Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice

- for feed lots[J]. *Journal*, 1988, 60(7):1231-1238.
- [39] Gharabaghi B, Rudra R P, Goel P K. Effectiveness of vegetative filter strips in removal of sediments from overland flow[J]. *Water Quality Research Journal of Canada*, 2006, 41(3):845-856.
- [40] Schmitt T J, Dosskey M G, Hoagland K D. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 28(5):1479-1489.
- [41] Wanyama J, Herremans K, Maetens W, et al. Effectiveness of tropical grass species as sediment filters in the riparian zone of Lake Victoria[J]. *Soil Use and Management*, 2012, 28(3):409-418.
- [42] Blanco-Canqui H, Gantzer C J, Anderson S H, et al. Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68(5):1670-1678.
- [43] Lowrance R, Sheridan J M. Surface runoff water quality in a managed three zone riparian buffer[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34(5):1851-1859.
- [44] 胡威, 王毅力, 储昭升. 草皮缓冲带对洱海流域面源污染的削减效果[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(9):4138-4144.
- [45] 白莹莹, 江洪, 饶应福, 等. 临港新城河岸人工植被缓冲带对氮、磷的去除效果[J]. *中南林业科技大学学报*, 2016, 36(5):108-113.
- [46] 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.
- [47] 张广分. 潮白河上游河岸植被缓冲带对氮、磷去除效果研究[J]. *中国农学通报*, 2013, 29(8):189-194.
- [48] 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.
- [49] Peterjohn W T, Correll D L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest[J]. *Ecology*, 1984, 65(5):1466-1475.
- [50] Young R A, Huntrods T, Anderson W. Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution runoff[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1980, 9(3):483-487.
- [51] Sabater S, Butturini A, Clement J C, et al. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation[J]. *Ecosystems*, 2003, 6(1):20-30.
- [52] Correll D L. Principles of planning and establishment of buffer zones[J]. *Ecological Engineering*, 2005, 24(5):433-439.
- [53] 李怀恩, 庞敏, 杨寅群, 等. 植被过滤带对地表径流中悬浮固体净化效果的试验研究[J]. *水力发电学报*, 2009, 28(6):176-181.
- [54] Bhattarai R, Kalita P K, Patel M K. Nutrient transport through a vegetative filter strip with subsurface drainage[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(5):1868.
- [55] Schultz R C, Colletti J P, Isenhardt T M, et al. Design and placement of a multi-species riparian buffer strip system[J]. *Agroforestry Systems*, 1995, 29(3):201-226.
- [56] Marc D, Richard H. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada)[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2009, 131(1):85-97.
- [57] Dukes M D, Evans R O, Gilliam J W, et al. Effect of riparian buffer width and vegetation type on shallow groundwater quality in the middle coastal plain of North Carolina[J]. *Transactions of the Asae*, 2002, 45(2):327-336.
- [58] 黄沈发, 唐浩, 鄢忠纯, 等. 3 种草皮缓冲带对农田径流污染物的净化效果及其最佳宽度研究[J]. *环境污染与防治*, 2009, 31(6):53-57.
- [59] Narumalani S, Zhou Y, Jensen J R. Application of remote sensing and geographic information systems to the delineation and analysis of riparian buffer zones[J]. *Aquatic Botany*, 1997, 58(3/4):393-409.
- [60] 王华玲, 赵建伟, 程东升, 等. 不同植被缓冲带对坡耕地地表径流中氮磷的拦截效果[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(9):1730-1736.
- [61] 韩建刚, 李占斌, 钱程. 紫色土小流域土壤及氮磷流失特征研究[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(2):423-427.
- [62] Yuan Y, Bingner R L, Locke M A. A Review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas[J]. *Ecohydrology*, 2010, 2(3):321-336.
- [63] Abuzreig M, Rudra R P, Whiteley H R, et al. Phosphorus removal in vegetated filter strips[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2003, 32(2):613.
- [64] Abuzreig M, Rudra R P, Lalonde M N, et al. Experimental investigation of runoff reduction and sediment removal by vegetated filter strips[J]. *Hydrological Processes*, 2010, 18(11):2029-2037.
- [65] 曾立雄, 肖文发, 黄志霖, 等. 三峡库区兰陵溪小流域养分流失特征[J]. *环境科学*, 2013, 34(8):3035-3042.