



文章栏目：河流生态缓冲带保护修复专题

DOI 10.12030/j.cjee.202103195 中图分类号 X522 文献标识码 A

刘瑞霞, 王立阳, 孙菲, 等. 以农业面源污染阻控为目标的河流生态缓冲带研究进展[J]. 环境工程学报, 2022, 16(1): 25-39. [LIU Ruixia, WANG Liyang, SUN Fei, et al. Research progress in riverine ecological buffer zone for control of agricultural non-point source pollution[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(1): 25-39.]

以农业面源污染阻控为目标的河流生态缓冲带研究进展

刘瑞霞, 王立阳, 孙菲, 李晓洁, 高红杰, 袁鹏[✉]

中国环境科学研究院, 流域水环境污染综合治理研究中心, 北京 100012

摘要 河流生态缓冲带是河流生态系统的重要组成部分, 一些国家已将河流生态缓冲带的构建与维护作为控制流域面源污染的关键措施。针对河流生态缓冲带的农业面源污染阻控功能, 梳理了河流生态缓冲带的研究进展。基于河流生态缓冲带类型的划定, 重点总结了河岸植被缓冲带的阻控机制及影响阻控效果的主要因素、氮磷削减途径和缓冲带生态构建模式, 并就植被缓冲带对污染物的削减机理及量化方法、缓冲带的设计理念与构建模式、缓冲带的长期效果评估和管理机制等方面提出了展望, 以期为我国河流生态缓冲带的科学划定、生态构建以及生态系统管理提供参考。

关键词 农业面源污染; 河流生态缓冲带; 河岸植被缓冲带; 阻控机制和影响因素; 氮磷削减途径; 河岸植被缓冲带构建

随着点源污染的有效控制和管理, 面源污染日渐成为水环境污染的主要贡献源。尤其是农业面源污染, 是导致河流健康状况持续下降的主要原因, 威胁着水生态系统的完整性和多样性^[1-3]。河流生态缓冲带是保护河流水质的一道屏障, 通过建立和恢复河流生态缓冲带来拦截面源污染, 被认为是一项行之有效的措施和管理途径^[4-6], 也是河流水质保护的重要手段, 对维系河流生态系统的健康起着重要作用^[7-8]。

缓冲带 (buffer zone, BZ), 亦称植被过滤带 (vegetative filter strips, VFS)、植被缓冲带 (vegetative buffer strips, VBS)、保护缓冲带 (conservation buffer strips, CBS) 等, 是指利用植被拦截污染物或有害物质的条带状保护区域^[9-11]。从狭义上讲, 河流生态缓冲带指河岸植被缓冲带, 它具有截留污染物以净化水质、提供生物栖息地以保护物种多样性、调节河流微气候、稳固河岸、连接廊道、美化景观等生态功能, 具有独特的生物化学循环特征和生态水文功能^[5, 12]。从广义上讲, 具有水质净化、降低氮磷污染物入河作用的河道两岸湿地缓冲区、养分拦截沟、生态围堰等水生态处理系统, 以及具有土壤固碳、改善水质等多种生态服务功能的河道两岸的农田区非农生境的条状植被覆盖带, 也可归入河流生态缓冲带范围^[13-14]。

河流生态缓冲带的研究在国外已有较长历史, 其研究内容从 19 世纪末期到 20 世纪 60 年代单

收稿日期: 2021-03-29; 录用日期: 2021-07-06

基金项目: 生态环境部业务专项 (22110302009001); 湖州市生态环境局委托咨询项目 (52352019014); 金华市生态环境局浦江分局委托咨询项目 (52352019008)

第一作者: 刘瑞霞 (1963—), 女, 博士, 研究员, liurx@craes.org.cn; ✉通信作者: 袁鹏 (1979—), 女, 博士, 研究员, yuanpeng@craes.org.cn

纯的水土保持,发展到后来的保护陆地生态系统、提高生物多样性等方面。尤其是20世纪80年代以来,欧美等国家在缓冲带功能、植被类型及其净化效果、缓冲带宽度确定模型的构建、缓冲带管理等方面开展了大量研究。在20世纪90年代末,美国农业部国家资源保护局(USDA-NRCS)提出了国家保护性缓冲带倡议(National Conservation Buffer Initiative),从此开启了以控制面源污染为目标,保证水系周边地带稳定性、提高生态环境整体质量的生态恢复与保护的新阶段^[15-18]。

我国对河流生态缓冲带的研究起步较晚。近年来,尽管在缓冲带功能及构建技术方面开展了一些初步研究^[19-22],但仍停留在概念、功能和管理等方面的定性描述。而如何结合我国流域水环境的实际情况,在科学划定河流生态缓冲带的范围、构建缓冲带生态修复模式方面还存在明显不足。为此,本文对河流生态缓冲带在农业面源污染阻控方面的研究进行了系统梳理和分析,旨在为我国河流生态缓冲带的科学划定、生态构建及生态系统管理提供参考和借鉴。

1 河流生态缓冲带的类型

面源污染是指通过降雨径流的冲刷和淋溶,使大气、地面和土壤中的污染物进入水体而造成水环境污染,其中农业面源污染是引起水体富营养化的主要原因^[23-24]。河流生态缓冲带作为一种成本低廉且有效阻控农业面源污染汇入周边河流的带状植被系统,通常分布在产生污染物的源区(即农田)内,或源区与接纳水体(河流、河道及湖泊等)之间,其可通过滞留、下渗、吸附、吸收和降解等过程促进泥沙沉降,并截留地表径流中的污染物。根据河流生态缓冲带的分布位置和主要作用,一般将其分为阻控农田面源污染的田间缓冲区(in-field buffers)、田边缓冲区(edge of field buffers)和“田后”保护缓冲区(after-field conservation buffers)^[13-14,25]。基于农业面源污染阻控的河流生态缓冲带分类如图1所示。

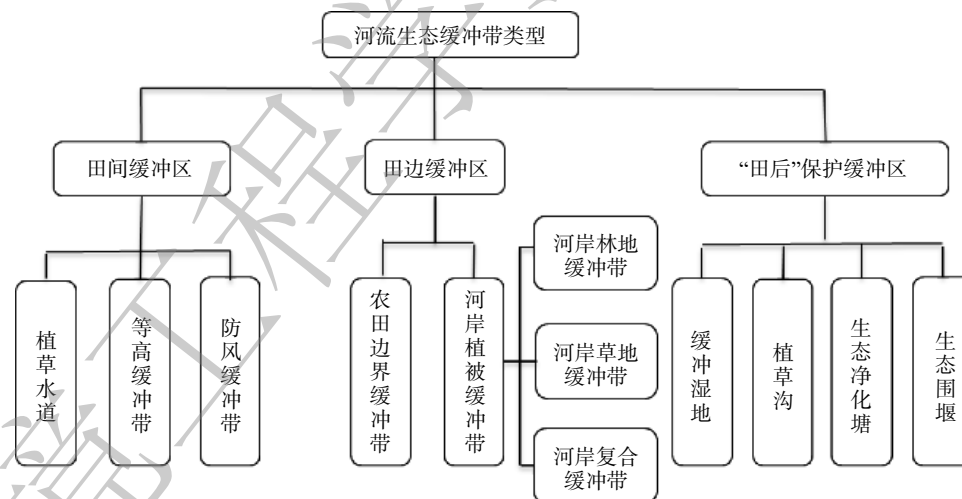


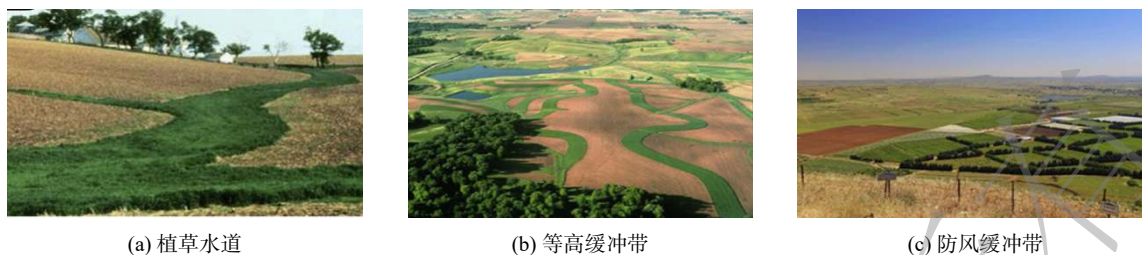
图1 基于农业面源污染阻控的河流生态缓冲带分类

Fig. 1 Types of riverine buffer zone for control of agricultural non-point source pollution

1.1 田间缓冲区

田间缓冲区是建立在农田区内的具有一定密度的人工或天然的条带状植被屏障,主要包括植草水道、等高缓冲带和防风缓冲带(如图2所示)。

1) 植草水道。植草水道是指在农田区内由规划建设或自然生长的植被所覆盖的沟渠(如图2(a)所示)。一方面,植草水道利用植物根系生长作用增加水分下渗,减缓地表径流流速,有助于过滤氮磷组分和污染物,截留颗粒物,同时也可防止沟壑和细沟侵蚀;另一方面,植草水道还可营造田间生物岛屿和野生生物资源库。



(a) 植草水道

(b) 等高缓冲带

(c) 防风缓冲带

图 2 田间缓冲区示意图^[13]Fig. 2 Diagram of in-field buffers^[13]

2) 等高缓冲带。等高缓冲带是指沿着等高线构建的一种狭长的永久植被带，与耕作带之间交替分布(如图 2(b)所示)，即将大面积耕地分割成若干等高带状的小地段。类似的布局有助于降低片区和细沟侵蚀，拦蓄部分地表径流，减轻土壤冲刷^[13, 26]。等高缓冲带是按照农田斜坡的轮廓与等高线呈一定角度构建的植被屏障，适合面积大且相对平坦的坡耕地。由于其分布特征，等高缓冲带的入渗能力得以提升，人为产生一个比降，能安全疏导多余径流，通过改善渗透来截留泥沙和污染物。

3) 防风缓冲带。防风缓冲带亦称“防风林”“防护带”或“草本防风屏障”，其能保护作物免受强风和破坏性风吹动，以及防止裸露土壤造成的风蚀^[27-28](如图 2(c)所示)。这些缓冲带由一排或多排树木组成，按照一定宽度、结构、走向、间距的林带栽植在农田田块边缘，可分隔田地、降低风速，并有助于减少该地块农药的漂移。若林带垂直于斜坡栽植，也有助于减少径流污染。另一种防风缓冲带是草本防风植被带，通常由高草组成。这些草本植物沿着垂直于一般风向的方向一排排种植，可降低风速，从而拦截随风传播的氮磷组分和农药。

1.2 田边缓冲区

田边缓冲区即位于农田区和水体之间的植被区域，包括农田边界缓冲带和河岸植被缓冲带(如图 3 所示)。

1) 农田边界缓冲带。农田边界缓冲带是指建立在农田边缘的永久性植被带(见图 3(a))。其功能一方面是为了抑制风蚀和水蚀，提供授粉、害虫控制等，同时亦为野生动物提供栖息地^[29]；另一方面，这类缓冲带还可以减少农田径流中的农药和氮磷组分的越界迁移和污染水体，且当径流水流过这些边界时，可截留吸附农药的颗粒物。

2) 河岸植被缓冲带。河岸植被缓冲带是被研究最多的缓冲带类型，是分布在农田与水体之间的区域。它是指水生生态系统和陆地生态系统之间的能量、物质交换的过渡带，一般由水域区、河岸区和相邻土地等 3 部分组成(见图 3(b)和 3(c))。良好的河岸植被缓冲带可有效截留、消除农业面源污染中的氮磷和农药等物质^[30-32]。鉴于河岸植被缓冲带在控制农业面源污染方面的重要作用，后文主要讨论的对象为河岸植被缓冲带。



(a) 农田边界缓冲带

(b) 河岸植被缓冲带(I)

(c) 河岸植被缓冲带(II)

图 3 田边缓冲区示意图

Fig. 3 Diagram of edge-of-field buffers

按照河岸植被缓冲带的植被组成可划分为河岸林地缓冲带、草地缓冲带和几种植被构成的复合缓冲带。不同的植被类型对于陆源污染物的阻控能力不同。

河岸林地缓冲带亦称“河岸管理区”“林地缓冲区”“河岸森林”等，指在河流水体沿岸构建的由各类树木林带或灌木林为主的区域组成。河岸林地缓冲带不仅能防止引起水体富营养化和水质恶化的土壤氮磷组分、农药、流失泥沙、牧畜粪便、大气降尘等进入临近水体，而且还能降低和维持水温，从而起到改善水生生物种平衡的作用，有助于恢复原生河岸植物群落，同时还可增加植物生物量和土壤中的碳储量。

河岸草地缓冲带通常是指沿着常年或季节性水体构建的旱地和水生栖息地之间的过渡带。在缓坡耕地沿等高线种植缓冲草带，可减少坡耕地土壤与氮磷的流失，是一种被广泛采用的土地和生物保护性措施^[31-32]。河岸草本植物缓冲带的构建，一方面可为鱼类和野生动物提供栖息地，保护栖息地走廊和原生植物群落，同时亦可改善水质；另一方面，草地缓冲带对拦截农田地表径流中的颗粒物和污染物效果显著，同时能减少河道能量，从而可阻止河岸被侵蚀。

河岸复合缓冲带是指利用多种林草植物构建不同配置模式而形成的具有一定缓冲功能的植被带。为达到更好的面源污染防治效果，通常将缓冲带植被进行合理配置，如构建从水体岸边向岸坡延伸的乔木、灌木和草本组成的缓冲区域。这样能更好防止地表径流、地下径流、废水排放等携带的氮磷、有机质和其他污染物等汇入水体。有研究表明，采用2种及以上植被组成的复合型缓冲带的截留效率更高，缓冲带植物的种类、植被的组分和密度等均会影响缓冲带截留效果^[33-34]。

1.3 “田后”保护缓冲区

人工湿地、生态围堰、植草沟等虽然不是典型的植被缓冲带，但这些生态处理设施可在污染物排入河流之前，起到截留污染物、水质净化、降低氮磷入河等作用。尤其是将上述设施与植被缓冲区相结合，还可带来额外的生态环境效益。因此，这些生态处理设施也可归入生态缓冲带范围(如图4所示)。

1) 缓冲湿地。缓冲湿地一般由基质和生长在基质上的水生植物组成，形成基质-植物-微生物生态系统。虽然这类湿地不是典型的植被缓冲带，但其可利用湿地中填料、水生植物和微生物之间的相互作用，通过一系列物理、化学及生物过程实现对污染物的去除和对污水的净化(见图4(a))。有文献报道，人工湿地可将排放污水中总氮负荷降低37%^[35]。也有研究者发现，湿地对氮的去除率可达到79%，对其中硝态氮的去除率可高达96%^[36-37]。湿地对磷的截留是通过滞留颗粒物来实现的，这一过程包括沉积、吸附和络合等作用，对磷的去除率为25%~98%^[38-39]。缓冲湿地去除污染物以改善水质的效果主要受到湿地与流域面积之比、水在湿地中滞留时间及湿地位置等因素的影响。湿地与流域面积比越大，湿地截留污染物、改善流域水质的能力就越强^[38-40]。

2) 植草沟。植草沟指种有植被的地表浅沟，其利用沟渠和植物的协同作用来实现面源径流的收集、运输及净化(见图4(b))。当面源径流以较低流速经植草沟滞留、植物过滤和渗透，径流中的颗粒态污染物和部分溶解态污染物会被有效去除，故植草沟是实现径流总量控制、污染物总量削减、地下水补充等的重要技术手段^[41-42]。植草沟分为传输型植草沟、渗透型干植草沟及常有水湿式植草沟。各类植草沟可分别提高径流总量和径流污染控制效果。传输型植草沟是开阔的浅植被性沟渠，主要起到收集、运输径流的作用，可将集水区的径流(如农田退水)引导和传输到其他地表水处理设施。干植草沟是植被覆盖的沟渠，包括人工改造的土壤过滤层和过滤层底部铺设的地下排水系统，以增强植草沟的处理和传输能力。湿植草沟与传输型植草沟类似，只是设计为沟渠型的湿地处理系统，以增强处理效果。有研究结果表明，干植草沟的污染物去除率明显高于传输型植草沟和湿植草沟^[42-44]。适当增加植草沟的长度、降低坡度或阶梯式边坡的设计、土壤渗透性改进、延长径流与植物的接触时间或增加径流和植草沟沉淀及渗过过程等，均可提高污染物去除

效果^[45]。

3) 生态围堰。生态围堰即基于传统的水利工程建设中围堰的概念，结合水生态修复的理念，在围堰构建中添加功能性吸附填料并种植水生植物，以达到拦截、降解面源径流中污染物目的，同时恢复水生态功能。围堰湿地就是一种生态围堰，即在河流岸边通过建设围堰形成围堰区，再经过相应生态化处理形成生态围堰(见图 4(c))。



图 4 田后保护缓冲区示意图
Fig. 4 Diagram of after-field buffers

2 河岸植被缓冲带的面源污染阻控作用及氮磷削减途径

河岸植被缓冲带主要是通过一定宽度的水-土壤-植被系统的沉淀、过滤、渗透、吸收、降解转化等物理、化学和生物作用，控制或减少面源污染物，达到净化水质、保护河湖水体健康的目的。其主要作用机制包括截留径流中颗粒物及其携带的污染物、植物的吸收、土壤对污染物的吸附，以及土壤微生物对污染物的降解作用(如图 5 所示)。

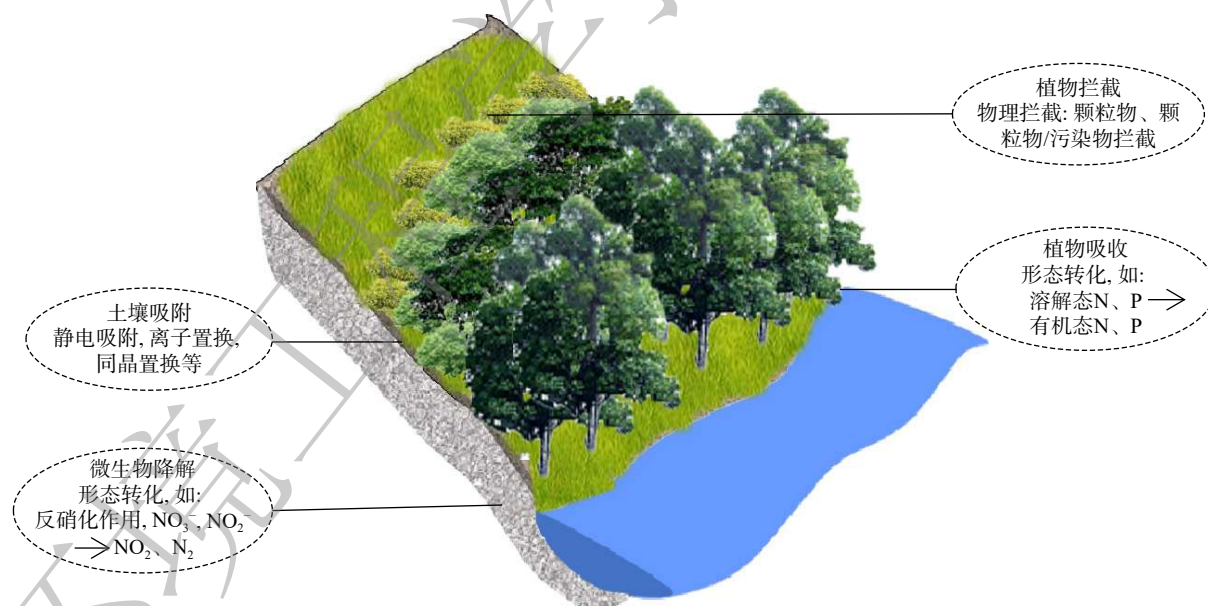


图 5 植被缓冲带面源污染阻控作用示意图

Fig. 5 Schematic diagram of pollutant removal mechanism from non-point source by vegetation buffer zone

2.1 对颗粒物及其携带污染物的拦截作用

农业生产活动降低了地表的水土保持能力，使得农田中的颗粒态和溶解态污染物随降雨径流经过植被缓冲区进入河流水体。在此过程中，缓冲带中的植被可有效增加径流阻力、减缓地表径流速度，使更多地表径流通过土壤空隙渗入，从而变成渗流。这样大多数携带污染物的固体颗粒逐渐沉积下来，径流中的泥沙等颗粒态污染物或悬浮物得到有效过滤和拦截^[13]。与此同时，渗流

中的可溶性污染物通过植被缓冲带内深厚的枯落物层和疏松的土壤渗透到更深层的土壤中,从而可降低地表径流对可溶性污染物的转运能力^[48]。已有研究表明,缓冲带能去除大约90%的颗粒物^[49-51]。其中,草本植物过滤带可明显降低颗粒物流失量,如当径流中颗粒物浓度为20、40和60 g·L⁻¹时,植被过滤带对颗粒物的拦截效率分别为95%、93%和85%^[52]。在天然降雨条件下,7.1 m宽的单一柳枝稷缓冲带能拦截径流中95%的颗粒物、80%的总氮(TN)、62%的硝态氮(NO₃⁻-N)、78%的总磷(TP)和58%的PO₄³⁻-P;随着缓冲带宽度增加(如16.3 m),且植被由单一柳枝稷改变为柳枝稷/林木复合植被缓冲带时,其对污染物的去除效率随之提高(即拦截97%的颗粒物、94%的TN、85%的NO₃⁻-N、91%的TP和80%的PO₄³⁻-P)^[53]。因此,植被缓冲带对颗粒物及其携带污染物的拦截作用,主要是通过颗粒物的沉积及其运移能力削弱的共同作用实现。在此过程中,颗粒物及附着于颗粒物上的污染物沉降至过滤带内,进而被滞留去除。

2.2 植物对面源污染物的吸收作用

缓冲带中,植物根系可提高土壤的纵向水力传导度,从而促进径流下渗。当携带着污染物的径流经过植被缓冲带时,溶解态的污染物会随着入渗水流进入土壤,并被植物根系吸收。缓冲带的植被根系越发达、生物量越高(如灌木、乔木过滤带),越能促进植物根系吸收和微生物降解,从而提高对径流中污染物的截留效率^[54-56]。河岸植被缓冲带对氮具有明显的削减效果,草林复合植被缓冲带对氮的去除率可达89%^[57-58],宽度为10~13 m的牧场植被缓冲区可拦截地表径流中80%以上的悬浮物和颗粒态氮,对溶解态氮的去除率达67%^[59]。随着时间的推移,缓冲带对磷的截留效率逐渐降低。植被缓冲带对磷的去除存在一个饱和值^[9,60]。植被缓冲带中植物本身亦可吸收农药类污染物,并促进农药的降解,而农药的降解是植被过滤带去除农药的一个重要途径。许多禾木科草本植物对阿特拉津具有明显的吸收作用,在这些草本植物的根和茎叶中均能检测到阿特拉津及其代谢产物。其中,柳枝稷为缓冲带候选植物之一,其体内的阿特拉津有94.3%被分解转化为各种代谢物^[61-62]。

2.3 土壤对面源污染物的吸附

土壤中不同有机和无机成分对污染物的吸附是植被缓冲带截留转化污染物的主要机理之一。土壤吸附污染物的效果取决于其结构、组成和特性。结构简单的沙土渗透率很强,但截留污染物能力较差。而黏土下渗速率小,并且通过离解、吸附、同晶型置换等一系列作用,使得土壤颗粒带有正负电性。这种带电性可增强其吸附性能,从而提高土壤对径流中可溶性污染物的吸附拦截能力^[63]。此外,土壤中不仅会发生一系列的物理、化学和生物反应,还可能累积更多的有机物质成为氮磷沉积场,这样有利于土壤对径流中农药的吸附及降解^[64-65];同时,有机物的积累也为微生物的活动和生长提供了所需能量,从而也会促进农药等污染物的生物降解。

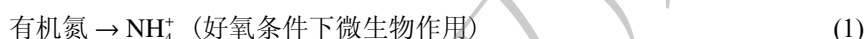
2.4 土壤微生物对污染物的降解作用

土壤中存在大量微生物。尤其是在根际土壤微区,由于该区域植物能量和物质代谢最活跃,其中的微生物量、微生物活性及各种酶的活性均高于非根际土壤。截留在植被缓冲带中的污染物经过一段时间后被根际土壤微生物介导发生微生物降解作用,转化成不同形态的物质。在不同类型的植被缓冲带中,这类微生物降解作用的强度存在一定差异^[66-68]。另外,由于植物根系能分泌出多种酶,这些酶可通过生物过程分解和降解农药类污染物,因此,在植物根际土壤中微生物降解也是植被缓冲带去除农药的一个重要途径^[69]。

2.5 农业面源污染物中氮磷的削减途径

在农业生产中,化肥、农药的大量使用导致氮、磷成为农业面源污染的主要污染物。通过上述分析可知,河岸植被缓冲带通过沉积、植物吸收、土壤吸附、微生物反硝化作用等途径,可有效削减氮磷等面源污染物。

1) 氮的削减途径。通常地表径流中含有可溶态氮及与土壤颗粒结合的吸附态氮。当地表径流流经河岸植被缓冲带时, 植物对径流的阻力会使径流速度降低, 从而增加了地表径流中吸附态氮的沉积和可溶态氮的入渗。入渗水流中部分溶解态氮经过植物根区时, 可被植物根系吸收并转运到植物体内, 并在植物体内转化成有机氮, 使得氮在植物体中长期积累^[56]。在植被过滤带中, 滨水地带的土壤干湿交替频繁, 有利于土壤中微生物的生长。微生物在好氧条件下将有机氮转化为氨态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$), 氨态氮进一步被氧化为硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)或亚硝态氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$); 在厌氧条件下, 吸附在植物根系和土壤中的硝态氮和亚硝氮在反硝化细菌的作用下, 被还原成氮气和氮氧化物并被释放到大气中, 反应过程如式(1)~(3)所示^[67-68]。因此, 河岸植被缓冲带中的反硝化作用被认为是彻底去除地表径流中氮的最佳途径。



2) 磷的削减途径。河岸植被过滤带对磷的去除机制取决于径流中磷的形态。颗粒结合态磷可通过植被的拦截作用沉积在河岸植被过滤带中, 而可溶态磷随径流入渗进入土壤后可被植物根系和微生物同化吸收, 并在植物体内转化为有机磷, 同时还经过渗透作用进入地下水中。河岸植被缓冲带对磷的截留转化作用与氮不同, 除了被植物根系吸收利用外, 主要途径是物理过程^[53, 60]。例如, 地表径流中颗粒物对磷的吸附、渗透到土壤中被土壤吸附, 均使得地表径流中的磷被削减。

3 影响河岸植被缓冲带面源污染阻控效果的主要因素

河岸植被缓冲带是截留农业面源污染物的有效手段, 具有较高的氮磷截留转化效率。然而, 河岸植被缓冲带对污染物削减效果受各种因素的影响, 主要包括河流两岸水文地质特征、河岸带陆域土壤状况、污染物种类、河岸植被缓冲带的坡度/宽度、河岸带植物组成状况等。不同因素可通过影响缓冲带的下渗能力、径流的入流速度、植被的吸收特性、微生物的降解能力等造成不同缓冲带面源污染物阻控效果的明显差异。

3.1 水文及水文地质特征

水文地质条件具有内在可变性, 其对植被缓冲带截留效果的影响主要体现在对土壤和植被的影响。当地下水位较高时, 缓冲带植被的根系和土壤可与径流充分接触, 从而提高植被缓冲带对径流中氮磷污染物的拦截效率; 当地下水位较低时, 则大大降低植被缓冲带的拦截效率^[56, 63]。土壤的温度对土壤中有有机氮的降解有明显影响。在夏季, 土壤温度较高, 植物缓冲带中反硝化作用相对活跃, 氮素转化后更易被植被缓冲带截留、转化和吸收; 而到冬季, 当温度较低时, 就限制了土壤中氮素的转化速率, 导致植被缓冲带的污染物截留能力明显下降^[70-71]。

径流强度和流速是影响缓冲带截留效率的另一个重要因素。降雨强度越高, 径流量越大, 缓冲带中污染物的流失越明显; 且径流流速越高, 径流通过缓冲带时越不利于污染物与土壤植被的接触, 影响污染物的下渗过程, 从而降低了阻控污染物的效率^[58, 72]。另外, 不同径流流态也是影响缓冲带阻控效果的关键因素。当径流以集中流状态流过缓冲带时, 污染物的去除率明显高于均匀流流过缓冲带时的截留效率。这主要是由于, 径流流态为集中流时, 增加了缓冲带系统内污染物在植被-土壤-微生物间的相互作用, 从而有利于截留效率的提高^[72]。

3.2 土壤特性

缓冲带中土壤的特性, 如有机碳含量、土壤质地、土壤微生物含量、土壤结构和pH值等都是影响缓冲带污染物截留效率的关键因素。这些因素的变化可改变缓冲带中径流流速和路径, 引起土壤的渗透性、吸附污染物的能力及微生物活性的差异, 进而影响缓冲带各生态功能的发挥^[48, 63-65]。

有研究表明,土壤有机质含量越高,越有利于径流中疏水性污染物的吸附,而被吸收后的污染物,可通过土壤微生物作用而降解或矿化^[68-69]。通常,以沙质土为基质的缓冲带比黏质土为基质的缓冲带能截留更多氮磷,且其矿化过程受到土壤矿物质含量的影响。污染物的矿化作用表现为矿物质含量低的细质土高于矿物质含量高的粗质土^[73-74]。由于颗粒较小的土壤具有较大的比表面积,因此,可有效吸附径流中更多的污染物,缓冲带截留效率会更高。此外,土壤pH和土壤微生物的含量,均会影响污染物的降解能力。土壤pH升高和微生物含量越高,越有利于污染物的矿化。土壤的含水性直接影响着土壤的渗透性和吸附性,间接影响微生物活性,从而影响缓冲带截留效果^[75]。

3.3 污染物类型和形态

农业面源污染来源广泛,主要来自于养殖业废水排放、农药化肥流失,以及水土流失和暴雨径流下土壤中氮磷等流失。污染物来源、种类和形态不同,缓冲带对其阻控效率也有所不同。其中,氮素通常以硝态氮、氨态氮等可溶性氮,以及与颗粒物结合的吸附态氮和有机残体的有机态氮等形式存在;磷素主要有可溶性磷、颗粒态磷和有机态磷;农药包括溶解态和颗粒物吸附态。当径流中的这些污染物通过缓冲带时,颗粒吸附态污染物的削减率最高,而溶解态污染物的阻控效率最低^[49, 51, 53]。具有强吸附性的农药污染物,由于其易被颗粒物吸附,其被截留的效率较高;而弱或中度吸附性农药污染物被吸附的可能性小,缓冲带对其截留的效率相对较低^[64-65, 69]。

3.4 缓冲带坡度

缓冲带坡度是农业面源污染物削减的重要影响因素。为有效阻控面源径流中的污染物,可依据地形需要来设定坡度不尽相同的植被缓冲带。坡度影响着地表径流速度和地表下渗量,由于受到重力作用,坡度增大,地表径流流速加快,缓冲带的拦截效果降低;若坡度过大,将造成地表径流流速不均,导致坡面水流形成集中水流,则会增大对地表的侵蚀;而适宜的坡度有利于延长地表径流在缓冲带中的滞留时间,从而提高对地表径流中污染物的吸附、沉淀、过滤和降解的效果^[76]。为保持一定的截留效率和缓冲带宽度,缓冲带的坡度不应高于15%,适宜的坡度为2%~8%^[29, 31-32]。

3.5 缓冲带宽度

河岸植被缓冲带宽度是影响其农业面源污染阻控功能的最主要因素。如果宽度较窄,则达不到截留污染物效果;而缓冲带越宽,可供径流下渗的面积则越大,能截留悬浮颗粒物的植被越多,对径流中污染物的阻控效果也越明显,但同时也会造成土地资源浪费和管护成本提高,因而不利于社会经济的可持续发展。众多学者针对污染物截留效率对缓冲带宽度要求进行了相关研究,但对植被缓冲带最适宽度仍存在争议。有研究者认为,当缓冲带宽度达到10~50 m时即可明显阻控地表径流中的氮磷组分,而通过现场实验发现,当河岸植被缓冲带宽度增加到10~60 m时,即可阻控颗粒物和污染物进入水体;也有学者认为,较窄的植被缓冲带亦能改善部分水质指标^[48, 77-78],植被缓冲带宽度不是减小径流污染的最重要的影响因素之一,而植被密度和入渗能力更加重要^[59, 79]。河岸植被缓冲带的这些特性和性能取决于立地条件和区域环境状况,其中,坡面坡度、土壤类型和植被类别等因素决定着最适宽度的大小。因此,需要结合实际的立地条件、区域环境状况、气候条件等因素,因地制宜地设定植被缓冲带宽度。

3.6 植被种类和布局

缓冲带植物种类、植被覆盖度和植物不同的生长阶段均会影响缓冲带对污染物的截留效率。按照缓冲带植被组成的不同,可将其划分为草地缓冲带、灌木缓冲带、乔木缓冲带,以及上述至少2种植被构成的复合缓冲带。草本植被对颗粒泥沙和附着颗粒物的污染物拦截效果明显;而乔木或灌木植被,由于其根茎系统相对较深,对径流中溶解态氮磷的吸收效果优于草本植被^[80-82]。由

于磷的溶解性差，草本植被对其拦截效率更高，而乔木植被缓冲带比草本类型的缓冲带吸收滞留的氮素更多。草本植被缓冲带中，不同种类的草本对径流污染物的去除率也存在差异，如百慕大草皮>白花三叶草>高羊茅草^[82]。

缓冲带的植被布局包括横纵2个层面。最优纵向结构分层表现为不同生活型的乔木、灌木、草本植物的分布。横向植物配置考虑不同物种的密度和不同物种植物共存。植被越稠密，根茎分布越广泛，其水分蒸发量越大，从而可吸收更多的径流量，污染物截留效率更高^[58, 80-82]。

4 河岸植被缓冲带的构建

4.1 河岸植被缓冲带宽度的划定

要构建一个合理的河岸植被缓冲带，其核心问题是确定最佳宽度。河岸植被缓冲带的污染物截留效率与其宽度密切相关：其宽度越宽，截留污染物和颗粒物的效率就越高。国内外学者已从不同角度提出了基于面源污染阻控的河岸植被缓冲带宽度的确定方法，其中包括经验值法、现场实测分析法、数学模型计算法等。

1) 经验值法

以面源污染阻控和保护水质为目的，针对小流域不同河岸植被缓冲带规划和构建，最早采用经验值法确定河岸植被缓冲带的实际划定宽度，如在美国内布拉斯加州某小流域河岸边，采用经验值法划定的9~35 m河岸植被缓冲带^[83]。经验值法适用于立地条件不确定和数据资料缺乏的小流域，该方法简单、实用、可操作性强。但由于并未考虑缓冲带宽度与河岸生态功能的内在联系，该方法的划定结果存在很大不确定性。

2) 现场实测分析法

现场实验确定河岸植被缓冲带宽度，通常指在野外实验区内，通过模拟自然降雨过程中对不同宽度缓冲带截污效率进行实测研究，并结合实测数据建立模型，拟合计算出河岸植被缓冲带宽度。污染物截留效率的测定与评价通常采用2种方式。一种是通过比较输入和输出缓冲带的污染物含量差异确定其截留效率；另一种是比较输出缓冲带和对照试验两者之间的污染物含量差异来评价其拦截能力^[34, 84]。

3) 数学模型计算法

模型计算法是确定河岸植被缓冲带宽度的最常用方法。常用的数学模型主要包括：基于河岸带物理过程的复杂模型，如VFSMOD (The Vegetative Filter Strip Model) 模型、REMM (Riparian Ecosystem Management Model) 模型和CREAMS (The Chemicals Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) 模型^[85-87]；基于不同参数的简单模型，如Phillips水文模型和时间模型、Mander模型、Nieswand模型和SWAT模型^[16, 88-91]；基于GIS的数学模型法。

VFSMOD模型由MUNOZ-CARPENA等^[85]于1999年开发，并在美国北卡罗莱纳州得到验证、测试和应用，对不同宽度缓冲带的泥沙过滤效果进行了模拟研究。该模型主要包括入渗模块、地表径流模块和泥沙过滤3个模块，其主要功能是计算缓冲带的下渗水量、出流量和泥沙截留效果，对颗粒物去除效果的模拟较为全面，而不能模拟泥沙吸附态污染物削减效果。REMM是综合考虑影响河流生态系统健康多种因素的河岸植被缓冲带划定模型，是目前河岸植被缓冲带发展较为成熟的计算模型。该模型能精确模拟自然坡面缓冲径流条件下缓冲带的水文特征、营养物迁移、植物生长等多种过程，已在美国Georgia地区进行了参数校正研究和应用^[86]。REMM模型适用于自然坡面缓冲径流条件的河岸植被缓冲带，而在城市区域或建设有管网的地区，还未得到有效应用。另外，该模型的运行需要气候、田间、河岸带、土壤和植被等较多基础资料，需要多达200个参数，且忽略了河流纵向连接性及过滤效率的季节变化，故其应用推广受限。CREAMS是用于田块尺度的河岸植被缓冲带划定模型，它包括水文模型、侵蚀模型和污染物转化3个模块，

通过模拟田块径流、侵蚀和农用污染物流失过程,确定河岸植被缓冲带宽度与颗粒物及污染物去除率的关系。该模型的局限性在于,参数之间会相互影响,忽略了缓冲带因其流量和峰值的变化,故只适用于土壤与降雨均匀、土地利用与耕作单一的“田块尺度”,不能在大尺度范围内应用^[87]。

一些学者还开发了多种简单数学模型,以确定河岸植被缓冲带宽度。NIESWAND等^[90]在曼宁公式的基础上,将坡度和宽度作为河岸侵蚀、截留颗粒物的最主要影响因子建立了一个以坡度为自变量、宽度为因变量的单因子回归方程。但该公式不适合在坡度大于15%和不透水地表面区域应用。Mander模型是综合考虑了地表径流强度、坡度、粗糙度系数、入渗速率、土壤吸附能力和特定坡长等因素建立的以宽度为因变量、多因素为自变量的回归方程,其中,特定坡长为流域面积与河流段长度的比值或河流到流域边界的距离。由于不同流域立地条件存在差异,坡长参数为经验值且无法反映实际条件,因此,该方法在应用时需进行修正^[89]。CHANG等^[91]利用SWAT模型,将宽度和坡度作为缓冲带截留效率的影响因素建立了回归方程。在利用该回归方程确定缓冲带宽度时,需采用现场实测数据对缓冲带的不同植被、宽度和坡度的相应系数进行校正。Phillips模型包括水文模型和时间模型。这2个模型均先设立参考缓冲带,再将现状立地条件与参考缓冲带进行比较,得出规划缓冲带的宽度。同时,在这2个模型的构建中均考虑了河岸两侧土地利用类型、土壤条件以及地形条件等因素对河岸植被缓冲带宽度的影响。但2个模型的不同点在于,Phillips水文模型是针对颗粒物附着的污染物去除机制,将能量损失代表污染物去除效率,建立的与河流两侧坡度、饱和导水率、曼宁系数的数学方程,由于仅考虑物理过程,其模拟的污染物去除率偏低;而Phillips时间模型是基于溶解态污染物去除机制,综合考虑了缓冲带对污染物的吸收和转换,以滞留时间衡量污染物去除效率建立的与河流两侧坡度、饱和导水率、曼宁系数、土壤储水能力等之间的数学方程^[16,88],尽管该模型结合了物理过程和微生物作用,但考虑拦截效率的影响因素不全面。

另外,基于GIS的数学模型法是在大尺度流域河岸植被缓冲带划定及管理中应用较为广泛的方法,是在综合考虑流域地形地貌、水文功能、土壤特征、土地利用和土地覆盖等影响因素基础上建立的空间信息库的河岸植被缓冲带划定模型,其所需基础数据资料较多。例如,以Phillips时间模型为基础,结合基于GIS技术所建立的流域自然地理信息、生态水文功能等信息库,将模型所需数据叠加,通过GIS计算得出缓冲带宽度,并应用于美国北卡罗来纳州山岛湖流域缓冲带研究中^[92]。

综上所述,不同数学模型法划定河岸植被缓冲带宽度具有各自的优缺点和适用范围。复杂的数学模型法,能较为全面地解释缓冲带的作用机理和模拟污染物和颗粒物拦截过程,但模型运算需要较多的数据和资料;而简单数学模型法虽涉及的空间变量较少、所需流域的基础资料少,但因未充分考虑流域的立地条件,使得缓冲带宽度计算结果准确度不够。基于GIS的数学模型法,可通过GIS技术完成大量数据的管理和计算,从而降低计算结果的误差,可实现快速和科学地确定大尺度流域缓冲带宽度。

4.2 植被配置与物种选择

河岸植被缓冲带的植被选取要遵循自然规律,应尽量选择对农业面源污染物(如氮、磷等)去除能力较强、用途广泛、经济价值较高、观赏性强的土著优势物种,慎重引进外来植物品种,同时要考虑常绿树种与落叶树种混交、深根系植物和浅根系植物搭配、乔木-灌木-草本植物相结合的方式^[14]。通常,植物搭配采用草本-乔木、草本-灌木、草本-灌木-乔木3种配置方式构成的复合过滤带^[93-94]。

按照河岸植被缓冲带的横向空间结构,通常有邻水区域、中间过渡区和近陆区域。邻水区域位于河溪水陆交错区,以乔木林带为主,起到保护堤岸、去除污染物等作用,同时为野生动物提

供栖息地。中间过渡区域属岸坡缓冲区，以乔灌木树种为主，同时要考虑植物的多样性组合，以减少河岸侵蚀，截留泥沙，吸收滞纳氮磷污染物，增加生物多样性和野生动物栖息地，在洪水期减缓水流。近陆区域位于外侧远离河岸的区域，属岸边缓冲带，主要以草本类植物为主，可配置一些灌木类，用于阻滞地表径流中来自农业面源污染的沉积物，吸收氮磷和降解农药等污染物^[14,94]。

对于植被树(或草)种选择，通常选择根系发达、耐水湿水淹、抗土壤侵蚀能力强的植物种类，同时还要考虑物种的耐盐碱性和培肥改土能力，合理搭配草本-灌木-乔木植物物种^[14]。因此，在邻水区，应选择种植根系发达、生长量大、固土能力强，耐水淹的乔灌树种；在过渡区域，应选择种植根量多、根系分布广、改良土壤作用强、生长量大、生长稳定、抗逆性强的乔灌树种和草本植物；而在近陆区域，应选择种植根系发达、生长旺盛、固土力强、能大量拦截径流中沉积物和氮磷污染物的草本植物。

5 结语与展望

1) 河流生态缓冲带是一个复杂的结构体系，包括陆域、水体、堤岸、动物、植被以及微生物等，不同要素之间存在相互作用。在河流生态缓冲带类型选择与构建中，需要综合考虑立地条件与污染物类型，将河岸植被缓冲带与强化措施相结合，从而达到更好的污染物去除效果。

2) 河岸植被缓冲带截留污染物的影响因素复杂多变，缓冲带污染物截留效果存在较大差异。因此，急需探索适合各地区特点的方法，对缓冲带的空间结构、截留过程，以及各影响因子间的作用机制进行研究。另外，前人对植被缓冲带污染物去除机制的研究大多针对氮磷及颗粒物等，而对农药等其他污染物的去除机理研究较少，相关研究应进一步拓展和深入。

3) 尽管国内外已经对河岸植被缓冲带的最小宽度进行了大量的实验和模型模拟研究，但由于影响因素的多样性和复杂性，仍很难准确定量确定缓冲带的最佳宽度。因此，亟待开发实用的、准确的、适合我国特点的数学计算模型，同时结合工程投资、可持续发展等其他因素，以实现工程实施的生态环境和经济效益最大化。

4) 河流缓冲带具有独特的生物化学循环特征和生态水文功能，目前对其效果的评估仍基于短期的研究结果。因此，应建立长期动态的监测体系，充分考虑气候条件变化、植被生长过程等对径流污染物去除的影响，更加科学地反映和评价缓冲带在径流污染物削减、生物多样性和水生态系统健康恢复中的作用。

5) 由于径流中污染物在缓冲带中的截留及长期积累，若管理不善，可能会使缓冲带成为“污染源”。因此，还应根据各地实际条件开展植被缓冲带的管理机制研究。只有建立植被缓冲带管护制度和措施，才能可持续地发挥其正常功能。

参考文献

- [1] 李秀芬, 朱金兆, 顾晓君, 等. 农业面源污染现状与防治进展[J]. 中国人口资源与环境, 2010, 20(4): 81-84.
- [2] ZHANG W Q, JIN X, LIU D, et al. Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical arid river: Fuyang River in northern China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, 55: 41-48.
- [3] 刘同岩, 杨驰浩, 周宇澄, 等. 天目湖流域氮磷面源污染现状分析[J]. 浙江农业科学, 2020, 61(12): 2641-2643.
- [4] MANDER U, HAYAKAWA Y, KUUSEMETS V. Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds[J]. *Ecological Engineering*, 2005, 24: 421-432.
- [5] 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: 261-277.
- [6] TANG Q, BAO Y, HE X, et al. Sedimentation and associated trace metal enrichment in the riparian zone of the Three Gorges Reservoir,

- China[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 479-480: 258-266.
- [7] WANG Q, LI C, CHEN C, et al. Effectiveness of narrow grass hedges in reducing atrazine runoff under different slope gradient conditions[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2018, 25(1/2): 7672-7680.
- [8] 刘威尔, 张鑫, 张娟, 等. 农田缓冲带规划建设与天敌保护效果研究[J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(2): 172-179.
- [9] HICKEY M B C, DORAN B A. Review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems[J]. *Water Quality Research Journal of Canada*, 2004, 39(3): 311-317.
- [10] KUO Y M, MUNOZ-CARPENA R. Simplified modeling of phosphorus removal by vegetative filter strips to control runoff pollution from phosphate mining areas[J]. *Journal of Hydrology*, 2009, 378(3/4): 343-354.
- [11] GUMIERE S J, LE BISSONNAIS Y, RACLOT D, et al. Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modeling: A review[J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2011, 36: 3-19.
- [12] LIN Y F, LIN C Y, CHOU W C, et al. Modeling of riparian vegetated buffer strip width and placement: A case study in Shei Pa National Park, Taiwan[J]. *Ecological Engineering*, 2004, 23: 327-339.
- [13] GENEVA S M, HOEKSTRAB P F, HANNAM C, et al. The role of vegetated buffers in agriculture and their regulation across Canada and the United States[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 243: 12-21.
- [14] 袁鹏, 刘瑞霞, 俞洁, 等. “浙江省河流缓冲带划定与生态修复技术指南(试行)”解读[J]. *环境工程技术学报*, 2021, 11(1): 1-5.
- [15] DILLAHA T A, RENEAN R B, MOATAHIMI S, et al. Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control[J]. *Transactions of American Society of Agricultural Engineers*, 1989, 32: 513-519.
- [16] PHILLIPS J D. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones[J]. *Journal of Hydrology*, 1989, 107: 133-145.
- [17] MUSCUTT A D, HARRIS C L, BAILEY S W, et al. Buffer zones to improve water quality: A review of their potential use in UK agriculture[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1993, 45: 59-77.
- [18] USDA. Natural Resources Conservation Service, Buffer Strips: Common Sense Conservation[R]. Washington, D C: USDA, 1998.
- [19] 邓红兵. 河岸植被缓冲带与河岸带管理[J]. *应用生态学报*, 2001, 12(16): 951-954.
- [20] 岳隽, 王仰麟. 国内外河岸带研究的进展与展望[J]. *地理科学进展*, 2005, 24(5): 33-40.
- [21] 郭怀成, 黄凯, 刘永, 等. 河岸带生态系统管理研究概念框架及其关键问题[J]. *地理研究*, 2007, 26(4): 789-798.
- [22] 郭二辉, 孙然好, 陈利顶. 河岸植被缓冲带主要生态服务功能研究的现状与展望[J]. *生态学杂志*, 2011, 30(8): 1830-1837.
- [23] NANUS L, WILLIAMS M W, CAMPBELL D H, et al. Evaluating regional patterns in nitrate sources to watersheds in national parks of the Rocky Mountains using nitrate isotopes[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42: 6487-6493.
- [24] DRISCOLL C T, LAWRENCE G B, BULGER A J, et al. Acidic deposition in the northeastern United States: Sources and inputs, ecosystem effects and management strategies[J]. *BioScience*, 2001, 51(3): 180-198.
- [25] 余晓燕, 齐实, 李林英, 等. 美国的生物缓冲带[J]. *水土保持应用技术*, 2007(6): 20-22.
- [26] SAHU M, GU R. Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35: 1167-1177.
- [27] USDA. Natural Resources Conservation Service[R]. Nebraska: USDA. Inside Agroforestr., 2001.
- [28] CLEUGH H. Effects of windbreaks on airflow, microclimates, and crop yields[J]. *Agroforestry Systems*, 1998, 41: 55-84.
- [29] USDA. Natural Resources Conservation Service, Conservation Practice Standard-Vegetative Barriers - Code 601[R]. Washington, D C: USDA, 2010.
- [30] Agriculture and Agri-Food Canada. Field manual on buffer design in the Canadian Prairies[R]. Ottawa-Ontario: Agriculture and Agri-Food Canada, 2010.
- [31] USDA. Natural Resources Conservation Service Conservation Practice Standard-Riparian Herbaceous Cover - Code 390[R]. Washington, D C: USDA, 2015.
- [32] USDA. Natural Resources Conservation Service New York-Riparian Herbaceous Cover[R]. New York: United States Department of Agriculture, 2018.
- [33] Agriculture and Agri-Food Canada. Eco-buffers: An alternative agroforestry design[R]. Ottawa-Ontario: Agriculture and Agri-Food Canada, 2012.
- [34] DUCHEMIN M, HOGUE R. 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 & Environment*, 2009, 131: 85-97.
- [35] KOVACIC D, DAVID M, GENTRY L, et al. Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29: 1262-1274.
- [36] RICKERL D H, JANSSEN L L, WOODLAND R. Buffer wet lands in agricultural landscapes in the prairie pothole region: Environmental, agronomic, and economic evaluations[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 55(2): 220-226.
- [37] HAMMER D, KNIGHT R L. Designing constructed wetland for nitrogen removal[J]. *Water Science and Technology*, 1994, 29(4): 15-27.
- [38] WOHEMADE C J. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural drainage water[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 55(3): 303-309.
- [39] VAN DER VALK A G, JOLLY R W. Recommendations for research to

- develop guidelines for the use of wetland to control rural non-point source pollution[J]. *Ecological Engineering*, 1992, 1(1/2): 115-134.
- [40] CHESCHEIR G M, SKAGGS R W, GILLIAM J W. Evaluation of wetland buffer areas for treatment of pumped agricultural drainage[J]. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 1992, 35(1): 175-182.
- [41] 戈鑫, 杨云安, 管运涛, 等. 植草沟对苏南地区面源污染控制的案例研究[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(19): 134-138.
- [42] 郭凤. 植草沟在道路地表径流传输入渗过程中的模拟研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2014.
- [43] 段进凯, 李田, 张佳炜. 强化浅基层层干植草沟对道路径流的脱氮效果[J]. *环境科学*, 2019, 40(6): 225-231.
- [44] 张佳炜, 李田, 张庭秀. 浅基层层干植草沟运行效果的现场实验[J]. *环境科学*, 2020, 41(9): 4105-4112.
- [45] 赵金辉, 陆毅, 赵晓莉, 等. 植草沟-湿地滞留塘控制农业径流污染效能[J]. *环境科学与技术*, 2014, 37(10): 117-120.
- [46] 李斌, 刘东, 刘瑞霞, 等. 南方城市黑臭水体综合治理: 以南宁市竹排江e段(那考河)为例[J]. *环境工程技术学报*, 2020, 10(5): 702-710.
- [47] 王凡, 潘钧, 刘丹妮, 等. 贵阳市七彩湖黑臭水体治理案例分析[J]. *环境工程技术学报*, 2020, 10(5): 726-732.
- [48] PROSSER R S, HOEKSTRA P F, GENE S, et al. A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 261(110210): 1-13.
- [49] YUAN Y, DABNEY S M, BINGNER R L. Cost effectiveness of agricultural BMPs for sediment reduction in the Mississippi Delta[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2002, 57(5): 259-267.
- [50] WHITE M J, ARNOLD J G. Development of a simplistic vegetative filter strip model for sediment and nutrient retention at the field scale[J]. *Hydrological Processes*, 2009, 23(11): 1602-1616.
- [51] GILLIAM J W. Riparian wetlands and water quality[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1994, 23(5): 896-900.
- [52] 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.
- [53] LEE K H, ISENHART T M, SCHULTZ R C. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2003, 58(1): 1-8.
- [54] MOSET V, HILLE S, RUBK G H. Indicators of biomass and methane yields in vegetated buffer strips[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 210: 907-915.
- [55] LAMBRECHTS T, FRANCOIS S, LUTTS S, et al. Impact of plant growth and morphology and of sediment concentration on sediment retention efficiency of vegetative filter strips: Flume experiments and VFSMOD modeling[J]. *Journal of Hydrology*, 2014, 511: 800-810.
- [56] 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.
- [57] 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.
- [58] 高军, 尤迎华, 谈晓珊, 等. 植被过滤带阻控径流污染的机制及研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2019, 42(9): 91-97.
- [59] SMITH C M. Riparian pasture retirement effects on sediment, phosphorus, and nitrogen in channelised surface run-off from pastures[J]. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1989, 23(1): 139-146.
- [60] DORIOZ J M, WANG D, POULENARD J, et al. The effects of grass buffer strips on phosphorus dynamics: A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2006, 117(1): 4-21.
- [61] HENDERSON K L, BELDEN J B, COATS J R. Fate of atrazine in a grass phytoremediation system[J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2007, 26(9): 1836-1842.
- [62] ALBRIGHT I V, MURPHY I J, ANDERSON J A, et al. Fate of atrazine in switchgrass-soil column system[J]. *Chemosphere*, 2013, 90(6): 1847-1853.
- [63] 陈仲颐, 周景星, 王洪瑾. 土地力学[J]. 北京: 清华大学出版社, 1994: 9.
- [64] BLANCHE S B, SHAW D R, MASSEY J H, et al. Fluometuron adsorption to vegetative filter strip components[J]. *Weed Science*, 2003, 51(1): 125-129.
- [65] AJR R, SHAW D R, KINGERY W L. Comparison of fluometuron sorption to soil from a filter strip and cropped field[J]. *Weed Science*, 2002, 50(6): 820-823.
- [66] NAEHER S, HUGUET A, ROOSE-AMSALEG C L, et al. Molecular and geochemical constraints on anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a riparian zone of the Seine Estuary (France)[J]. *Biogeochemistry*, 2015, 123: 237-250.
- [67] WANG S, WANG W, ZHAO S, et al. Anammox and denitrification separately dominate microbial N-loss in water saturated and unsaturated soils horizons of riparian zones[J]. *Water Research*, 2019, 162: 139-150.
- [68] QIN Y B, CHEN Z H, DING B J, et al. Impact of sand mining on the carbon sequestration and nitrogen removal ability of soil in the riparian area of Lijiang River, China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 261: 114220.
- [69] 汪小勇, 张超兰, 姜文. 被农药污染的土壤植物修复研究进展[J]. *中国农学通报*, 2005, 21(7): 382-384.
- [70] DAEBELER A, BODELIER P L E, HEFTING M M, et al. Soil warming and fertilization altered rates of nitrogen transformation processes and selected for adapted ammonia-oxidizing archaea in sub-arctic grassland soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 107: 114-124.
- [71] HU R, WANG X P, XU J S, et al. The mechanism of soil nitrogen transformation under different biocrusts to warming and reduced precipitation: From microbial functional genes to enzyme activity[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 722: 137849.
- [72] LEE K, ISENHART T, SCHULTZ R, et al. Multispecies riparian

- buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulation[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29: 1200-1205.
- [73] DOSSKEY M G, HELMERS M J, EISENHAEUER D E. A design aid for determining width of filter strips[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2008, 63(4): 232-241.
- [74] LOBO G P, BONILLA C A. A modeling approach to determining the relationship between vegetative filter strip design and sediment composition[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 237: 45-54.
- [75] ASMUSSEN L, WHITE A, HAUSER E, et al. Reduction of 2, 4-D load in surface runoff down a grassed waterway[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1977, 6: 159-162.
- [76] LIND L, HASSELQUIST M E, LAUDON H. Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 249: 109391.
- [77] HAWES E, SMITH M. Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths[R]. America: Eightmile River Wild and Scenic Study Committee, 2005.
- [78] 万成炎, 马沛明, 常剑波, 等. 三峡水库生态防护带建设的初步探讨[J]. *长江科学院院报*, 2009, 26(1): 9-11.
- [79] 王秋光, 李永峰, 李春华, 等. 草林复合植被缓冲带结构功能及净化机理研究综述[J]. *中国水土保持*, 2013(6): 39-42.
- [80] SYVERSEN N. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff[J]. *Ecological Engineering*, 2005, 24(5): 483-490.
- [81] 孙金伟, 许文盛. 河岸植被缓冲带生态功能及其过滤机理的研究进展[J]. *长江科学院院报*, 2017, 34(3): 40-44.
- [82] 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.
- [83] DOSSKEY M G, HELMERS M J, EISENHAEUER D E. Assessment of concentrated flow through riparian buffers[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2002, 57(6): 336-343.
- [84] YOUNG E O, BRIGGS R D. Shallow ground water nitrate-N and ammonium-N in cropland and riparian buffers[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 109(3/4): 297-309.
- [85] MUNOZ-CARPENA R, PARSONS J E, GILLIAM J W. Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips[J]. *Journal of Hydrology*, 1999, 214: 111-129.
- [86] LOWRANCE R, ALTIER L S, WILLIAMS R G, et al. REMM: The riparian ecosystem management model[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 55(1): 27-34.
- [87] WILLIAMS R D, NIEKS A D. Using CREAMS to simulate filter strip effectiveness in erosion control[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1988, 43: 108-112.
- [88] PHILLIPS J D. Evaluation of north Carolina's estuarine shoreline area of environment concern from a water quality perspective[J]. *Coastal Management*, 1989, 17(2): 103-117.
- [89] MANDER U, KUUSEMETS V, LOHMUS K, et al. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments[J]. *Ecological Engineering*, 1997, 8(4): 299-324.
- [90] NIESWAND G H, HORDON R M, SHELTON T B, et al. Buffer strips to protect water supply reservoirs: A model and recommendations[J]. *Water Resources Bulletin*, 1990, 26(6): 959-966.
- [91] CHANG C L, HSU T H, WANG Y J, et al. Planning for implementation of riparian buffers in the Feitsui reservoir watershed[J]. *Water Resources Management*, 2010, 24: 2339-2352.
- [92] XIANG W. GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning[J]. *Landscape and Urban Planning*, 1996, 34(1): 1-10.
- [93] 廖先容, 扈幸伟, 郭龙. 城市河流滨岸缓冲带生态修复模式研究[J]. *水利水电技术*, 2017, 48(10): 109-112.
- [94] 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.
- (责任编辑: 靳炜)

Research progress in riverine ecological buffer zone for control of agricultural non-point source pollution

LIU Ruixia, WANG Liyang, SUN Fei, LI Xiaojie, GAO Hongjie, YUAN Peng*

Basin Research Center for Water Pollution Control, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

*Corresponding author, E-mail: yuanpeng@craes.org.cn

Abstract As an important part of river ecosystem, riverine buffer zone has been regarded as one of the best ways for river basin governance and also employed globally as a key technical measure to control non-point

source pollution. On the basis of literature review, this article summarized the recent research progress on riverine buffer zone for control of agricultural non-point source pollution to improve water quality, in particular to the types of riverine buffer zone, the pollution control mechanism of typical riparian vegetation buffer zone, the main impact factors on the retention effect of pollutants in runoff, removal pathway of N and P, as well as ecological construction mode of riparian buffer zone. Moreover, based upon recent research status in riverine buffer zone, prospects were put forward in terms of the mechanism and quantization method of pollutant reduction, the design concept and construction mode, and the long-term effect evaluation and management mechanism of buffer zone, so as to provide reference for the scientific delimitation, ecological construction and system management of riverine buffer zone in China.

Keywords agricultural non-point source pollution; riverine buffer zone; riparian vegetation buffer strips; control mechanism and influencing factors; removal pathway of N and P; construction mode of riparian buffer zone

简讯(二)

日前,生态环境部发布《河湖生态缓冲带保护修复技术指南》(以下简称《指南》),用于指导各地开展河湖生态缓冲带保护修复相关工作。

问:在河湖生态缓冲带保护与修复过程中,应遵循的基本原则是什么?

答:一是生态优先,尊重自然。以维护河湖水生态系统原真性和完整性为核心,顺应自然规律,保护和恢复河湖水生态功能。坚持自然恢复为主,人工修复为辅;坚持选择本土物种,维护生态安全。

二是统筹兼顾,因地制宜。统筹考虑河湖生态功能定位和河湖滨水空间开发利用现状,坚持问题导向,分类施策,科学确定河湖生态缓冲带保护修复目标和措施,兼顾短期修复效果和长期可持续性,并与周边环境、景观相协调。

三是依法依规,协同推进。坚持多部门协同推进,与自然资源、环境保护及水利等有关法律法规、政策标准相协调,衔接“三线一单”、“三区三线”、城市蓝线、河湖管理范围等空间管控要求。

问:此次发布的《指南》有哪些亮点?

答:《指南》是我国第一份国家层面的河湖生态缓冲带保护修复技术文件,总体思路归纳起来就是3个字“守”“退”“补”。“守”就是指导各地科学合理确定河湖生态缓冲带范围,明确管控要求,防止新的破坏生态环境的人类活动进入;“退”就是尽可能地退出生态缓冲带内已经存在的各类破坏生态环境的人类活动,减少对河湖生态的不利影响;“补”就是对生态功能受损的区域,在自然恢复为主的基础上,实施必要的生态修复措施,促进河湖生态缓冲带修复和河湖水生态环境改善。

在生态缓冲带范围确定方面,与自然资源、水利和住房城乡建设等部门的河湖岸线管理相关技术文件和管理要求进行了有效衔接,有利于部门间统筹推进河湖水生态空间管控。

在生态缓冲带保护修复方面,考虑到河流与湖泊在水动力条件、水生态特征、退化影响因素等方面的差异性,为更加精准、科学指导地方工作,分别根据河流、湖泊特点给出了不同的生态修复推荐措施。

此外,针对基层普遍反映的生态缓冲带范围难确定、生态修复缺指导等问题,《指南》细化了生态缓冲带范围确定方法和生态修复措施,并给出了生态修复措施示意图,以方便操作者使用。

(转载自生态环境部微信公众号)