

# 论流域生态系统治理对农业面源污染防治的作用\*

## On the Role of Watershed Ecosystem Management in the Prevention and Control of Agricultural Non-point Source Pollution

**摘要** 本文系统分析了山水林田湖草各要素在改善流域水环境质量中的相互关系与影响机制,结果表明,有效控制农业面源污染、全面改善流域水环境质量,需要遵循山水林田湖草的生态系统完整性,运用物质流的系统分析方法,统筹生态治理和污染防治。国内外实践证明,与设施治污技术路线相比,农业面源污染的生态治理措施不改变用地属性,与农民生产活动紧密联系,后期维护费用低,综合收益率高,容易形成治理长期效应。为此,提出了未来开展流域生态系统治理,有效防治农业面源污染的实现路径。

**关键词** 山水林田湖草;流域生态系统;农业面源污染;生态治理

DOI:10.14026/j.cnki.0253-9705.2019.21.004

■文/殷培红 耿润哲

我国的水环境污染形势日益严峻,众多流域都面临河道干涸、断流以及耗氧污染、富营养化、微生物污染、有毒有害物质以及重金属污染等多种水污染问题。流域生态系统已进入大范围生态退化和复合性环境污染的新阶段<sup>[1]</sup>。在我国对点源污染控制初见成效之时,包括农业面源、城市面源在内的面源污染已成为导致河流、湖泊、海洋水体的生态完整性受损、生态服务功能丧失的重要成因<sup>[2-3]</sup>。美国、日本等国家的实践证明,即使在点源污染全面控制(达到零排放)之后,江河的水质达标率也仅为65%,湖泊水质达标率为42%,海域水质达标率为78%<sup>[4]</sup>。面源污染问题一般都具有流域属性,山水林田湖草作为构成流域生态系统的主要要素,对面源污染物的迁移转化过程有着重要影响。因此,有必要从流域生态系统的整体考虑,突破过去各自为战、要素分割的治理模式的局限性,开展流域生态系统治理将是实现生态环境质量持续改善的必然选择。

### 流域生态系统治理的理论内涵

流域生态系统治理就是以流域为单元,统筹陆地系统与水生系统、地表水与地下水、上下游

左右岸关系,以提高流域生态系统服务功能为目标,应用生态系统基本原理,对流域内各要素实施综合管理,实现生态效益、经济效益、社会效益同步可持续发展。流域生态系统内的山水林田湖草等要素之间依循相互依存、能量转化和物质循环的和谐共生、动态平衡规律<sup>[5]</sup>。因此,保护水资源、治理水污染、修复水生态必须要遵循生态系统的整体性,按照物质循环和污染物迁移转化规律,考虑山水林田湖草各要素之间的影响机制,提出系统治理方案。

例如,许多污染物在进入水体后通常会在河流(湖泊)水体和底泥中进行累积,使得河流(湖泊)由污染物的“汇”变为“源”。在化学与生物作用下,河流物质发生降解、聚合等形态转化,由此所导致的内源释放成为水环境质量改善必须要解决的问题之一。特别是磷元素,在“水生植物—底泥”之间往复“有机磷—矿物质磷—无机磷”循环,很难通过水体的自净能力将其去除<sup>[6]</sup>。这些养分元素在进入水体前的陆面富集和迁移转化过程,除了与其自身化学特性有关,还受到降雨、地形、土壤、土地利用、田间管理措施等多种因素影响。因此,需要对林地、

\*基金项目:国家自然科学基金青年科学基金项目(41601551);第二次全国污染源普查项目《农业源污染物入水体负荷核算方法及系数体系构建》(2110399);水体污染控制与治理科技重大专项(2013ZX07602-002);国家外国专家局项目“流域水土环境污染控制措施的量化评估与分析研究”(P173016005)

山地、农田、草地等在内的自然生态系统进行统筹管理。例如,恢复自然河湖岸堤、自然曲流等自然生态结构,增加河湖联通性等措施都有利于提高河湖自身净化能力。现有内源控制措施包括禁止去除河道中的植物、减少河道采沙采石活动对河流水生态系统的影响、构建河岸人工湿地等。例如,人工湿地的构建能够削减总氮负荷量的45%~54%<sup>[7]</sup>,总磷负荷量的25%~90%<sup>[8-10]</sup>。

### 流域生态系统各要素的影响机制

#### 治水必先治山

河流起源于高山,与湖泊、水库等其他内陆水体通过河网相连,汇入海洋,形成主要的水循环过程。从面源污染物入河的角度看,自然界中的大多数污染物,特别是有机污染物多会与土壤胶体发生络合反应吸附在土壤颗粒中留存下来。山地由于坡度陡、高差大等因素,如果地表植被遭到破坏,在强降雨过程中,极易发生大面积的水土流失和风蚀现象,并且由土壤颗粒裹挟着氮磷等营养物质、重金属颗粒等,通过径流和土壤侵蚀过程输送进入水体,进而导致水环境污染的发生<sup>[11-13]</sup>。研究数据表明,跟随泥沙迁移的养分是流失的主体,一些情况下泥沙携带的养分量甚至可占到养分流失总量的90%以上<sup>[14-17]</sup>。因此,治水必先治山。国内外在开展山水协同治理方面有大量可借鉴的经验,如坡耕地退耕还林、矿山生态修复等措施,特别是坡耕地退耕还林在实施后对总氮污染负荷削减量能够达到8%~30%,对总磷和泥沙的负荷削减量能够达到8%~35%<sup>[18-20]</sup>。

#### 治水也要护林草

在流域生态系统物质流循环过程中,位于流域不同空间位置的林草所发挥的作用是不同的。位于山地区域的林草主要起到涵养水源、调节河川径流,防止水土流失的作用,而位于河湖缓冲地带的林草主要对入河(湖)污染物起到滞留和削减、降低浓度的作用。

林草地在不同时期内所发挥的作用也具有两面性。通常情况下,林草地所发挥的作用是对污染物传输过程的控制,通过植树造林,可以有效增加地表的植被覆盖度,降低土壤侵蚀风险,增加对地表径流的滞留效果,进而降低污染物的入

河量。有研究表明,河岸缓冲带对总氮的削减效率在29%~78%,对总磷的削减效率在27%~84%,对泥沙的削减效率在50%~84%<sup>[21-23]</sup>。因此,开展林草地生态系统的保护与修复,对于削减污染物进入水体的负荷量具有较为显著的效果。但是,有研究表明,林草地在作为一种有效的污染物控制措施的同时,也同样具有转化为污染源的风险,随着时间的推移,在林草系统吸附、滞留的污染物的量达到其所能吸附的污染物的阈值时,就会转化为污染源继续向下游地区输送污染物。例如,植被缓冲带对径流和泥沙的削减效率在整个15年的生命周期内平均为45%和76%,而随着时间的推移,对总磷和溶解态活性磷的削减效率会持续降低,直至出现负值,即随着缓冲带中磷的不断累积,植被缓冲带会变为磷的“汇”,进而在径流发生时,向水体释放污染物<sup>[24]</sup>。

有研究表明,畜禽养殖污染对水体污染物负荷的贡献量最高可达80%以上<sup>[25-26]</sup>。因此,要保护河(湖)水质,除了要加强河(湖)岸边带草地的治理外,还应当根据草地的不同用途,采取对应的管理措施,如针对牧草地的修复应当建立牧草平衡的监测预警制度,实施合理的“禁、休、轮、种”方案,合理安排畜禽养殖的放牧时间,避免雨季大范围放牧,加强植草水道的建设等。例如,调整放牧时间(避免雨前放牧)总磷负荷的削减效率能够达到39%~54%,美国切萨皮克湾、俄克拉荷马州以及俄亥俄州的研究结果表明,畜禽粪便储存设施对总氮负荷的削减效率能够达到29%~75%<sup>[27]</sup>,植草水道措施对泥沙的削减效率能够达到35%~58%<sup>[28]</sup>。

因此,从这个角度来看,林草地的协同治理也是流域生态系统治理的重要一环,特别是,林草地修复后并非可以一劳永逸,而是需要从保障水环境质量持续改善的角度建立起林草地修复功效的动态评估体系,对林草地在水环境质量改善中所发挥的作用随时进行跟踪,以免林草地转变为污染物的“汇”,进而影响水质。

#### 治水核心在治田(土壤)

第一次全国污染源普查数据显示,我国农业源化学需氧量排放量为1324万吨,占全国总排放量的46%;总氮排放量为270万吨,占全国总排放

量的57%；总磷排放量为28.47万吨，占全国总排放量的67%。流域生态系统治理中治水的核心在治田，农田是流域生态系统内物质和能量的主要聚集点和释放区，而治田的核心在治土壤。土壤是地理环境统一体中一个重要组成要素，土壤圈是一个运动的开放的物质与能量系统，与地理环境不断进行物质和能量的交换与转化。地理环境中的水分、养分、空气和热量不断向土壤输入，引起土壤性质发生变化，形成不同的土壤类型；水分、养分、空气和热量也以相反的方向由土壤向环境传递，引起周边地理环境的变化。各种用于施肥、灌溉、防治病虫害、设施栽培等的农田投入品都会对土壤的物质循环过程产生影响。有研究表明，在农药化肥控制措施中采取合理的施用量（Right amount）、恰当的施用时间（Right timing）、适宜的比例（Right rate）、准确的地点（Right place）的“4R”精准施肥技术，能够实现总氮和总磷负荷分别削减40%和50%<sup>[29-30]</sup>。

#### 流域生态系统治理的成本效益优势

与设施治污技术路线所面临的运维资金高、用地投入难相比，生态治理不改变用地属性，与农民生产活动紧密联系，后期维护费用低，综合收益率好，容易形成治理长期效应。例如，北京密云、怀柔水库库区实施的3个小流域生态系统治理成本为555.3万元，单位污染物的削减成本为0.1~0.15元/吨污水，对3个小流域治理效果进行评估，蛇鱼川小流域地表径流、总氮、总磷的负荷削减效率分别为41%、49%、42%；桃源仙谷小流域地表径流、总氮、总磷的削减效率分别为50%、72%、64%；北宅小流域地表径流、总氮、总磷的削减效率分别为34%、43%、64%<sup>[31]</sup>。

贵安新区红枫湖流域水环境保护专题规划中也对农业面源污染的防治提出了包括“源头减量—过程削减—末端治理”的9种全过程生态治污措施，成本总投入为16.7亿元，经测算这些措施对总氮和总磷负荷的平均削减效率分别为23.33%和24.70%，单位污染物的削减成本为0.36~0.80元/吨污水（见表1）。以上两个区域的生态治污措施成本分析结果表明，与传统污水处理厂总磷处理4元/吨污水左右的治理成本相比，能够节约5

倍以上的成本投入，治污的效果也更好。若考虑农业废弃物的全要素综合循环利用的经济效益，在该区域实施9种生态治污措施，5年期内还能取得约80亿元的经济收益。表1汇总了国内外1993—2015年有关农业面源污染控制措施及其效果的基本情况。

#### 流域生态系统治理的实现路径

流域生态系统是一个天然流域水文过程中形成的包含着自然界和人类社会的复杂系统的相对独立的空间单元。流域生态系统治理路径的总体思路是遵循整体性、系统性、地带规律性原则，以流域生态系统要素空间布局优化和分区管控为基础，坚持“护山养林、涵水整田、截污清源”并重，全域推进，重点突破，全面提升流域生态系统承载能力。

一是以流域物质流管理为核心，系统治理。运用系统思维，按照物质流管理方式，改变以往单纯改善水质、遏制污染的治理思路。对水（降水、径流、壤中流等）、土壤、地貌、植被、河（湖）的生态功能等多种要素与水环境质量间的相互影响进行“源—过程—汇”的综合分析，针对山水林田湖草系统内各个环节，统筹设计不同区域的治理手段，主要通过山地退耕还林还草、农田增施粪肥替代化肥等手段降低污染负荷以实现源头管控。传输过程具有明显的流域水文汇流特征和空间异质性，需要在面源污染关键的传输通道上，充分利用生态系统的自我调节功能，强化空间管控和水土保持措施，充分利用森林、草地及湿地系统的滞留、消纳及吸附机制，构建生态湿地，在湖滨汇水区实施生态拦截和尾水回用等，在面源污染物随地表径流、地下径流和土壤侵蚀传输过程中，对其进行进一步削减。受纳水体“汇”的管理，主要通过调控河湖生态基流量、恢复河湖连通性、河湖清淤、保护和恢复水生生物多样性、保护自然河湖岸带等生态修复措施提高受纳水体的自净能力，保护河湖生态系统健康，进一步降低水体富营养化的风险。

二是以“五级四类”流域分区为基础，分类施策。以全国七大流域和三大水资源片区为基础，考虑流域地貌分异规律，科学划定包括“国

流域生态系统治理路径的总体思路是遵循整体性、系统性、地带规律性原则。

表1 不同控制措施对农业面源污染物削减效率统计表<sup>[32-33]</sup>

措施类型	数据量	控制指标	平均削减效率/%	标准/%	最大值/%	最小值/%
农田管理类措施 (田) 如: 保护性耕作、 残茬覆盖等	6	总氮	22	21	61	8
	6	总磷	43	34	85	9
	—	溶解态磷	—	—	—	—
	—	颗粒态磷	—	—	—	—
	8	泥沙	60	36	89	9
侵蚀类控制措施 (山) 如: 矿山修复、侵 蚀沟生态修复等	11	地表径流	62	32	93	9
	—	总氮	—	—	—	—
	9	总磷	59	17	84	35
	6	溶解态磷	57	38	89	—
	4	颗粒态磷	41	44	83	—
水环境管理措施 (水、湖) 如: 人工湿地、河 道清淤、掩蔽剂 控磷等	3	泥沙	83	9	93	76
	7	地表径流	55	28	82	—
	4	总氮	49	38	90	10
	4	总磷	50	41	90	10
	—	溶解态磷	—	—	—	—
畜禽污染控制措施 (草) 如: 畜禽粪便储存 设施、粪肥资源 化处置、采用低 磷饲料等	—	颗粒态磷	—	—	—	—
	1	泥沙	40	—	40	40
	—	地表径流	—	—	—	—
	—	总氮	—	—	—	—
	2	总磷	47	11	54	39
养分传输控制措施 (林、草) 如: 不同宽度的植 被缓冲带、植草水 道、梯田、等高线 种植及河道护栏等	—	溶解态磷	—	—	—	—
	—	颗粒态磷	—	—	—	—
	—	泥沙	—	—	—	—
	—	地表径流	—	—	—	—
	82	总氮	50	25	100	-15
养分源头控制措施 (山、林、田、草) 如: 采用“4R”施 肥技术、削减畜 禽数量等	101	总磷	51	24	100	10
	12	溶解态磷	38	39	100	-31
	3	颗粒态磷	26	47	77	-15
	64	泥沙	65	20	99	10
	25	地表径流	39	28	76	-12
养分源头控制措施 (山、林、田、草) 如: 采用“4R”施 肥技术、削减畜 禽数量等	4	总氮	24	14	40	5
	4	总磷	36	12	50	23
	3	溶解态磷	47	48	100	7
	—	颗粒态磷	—	—	—	—
	—	泥沙	—	—	—	—
—	地表径流	—	—	—	—	

注: 表中数据整理自国内外1993—2015年发表的有关水环境污染控制措施削减农业面源污染物效率的文献资料, 由作者根据不同措施的控制机制进行分类获取。这些文献资料中对削减效率的评估所采用的方法有实地监测及模型模拟两大类。

家、省(区、市)、市、县、乡(镇)”和“特大流域、大流域、中尺度流域、小流域”在内的“五级四类”流域区域空间管控单元体系。基于不同流域空间单元的自然地理条件及经济社会发

展水平, 系统分析流域生态系统内山水林田湖草各要素之间的影响机制, 在流域的功能、指标及管控目标等方面, 做好与国土空间规划体系的有机衔接, 按照不同的流域生态系统特征、生态环境问题、社会发展需求, 分区、分片、分类统筹配置生态治理和设施治污工程项目。

三是以流域生态系统全面监测评估为保障, 动态监管。流域生态系统内各要素之间的物质流动决定了其价值(效益)存在动态转化, 要尽快完善适应农业面源污染监管的流域水质监测评估网络, 制定并发布《流域生态系统评估技术指南》, 按照生态系统价值流动的理念, 改进“仅以水量定生态补偿价值”的做法, 对流域生态系统内各要素进行动态评估。在重点面源水污染治理地区, 综合考虑不同分区内农业面源污染的主要特点, 按流域汇水规律, 对自然资源部、生态环境部、农业农村部、水利部等部门、地方政府以及高校科研院所等机构现建有的监测点位(含水质、水文、农田、林草地)的布局、监测指标、监测频率等在农业面源污染监管中的适用性进行调研评估。从监测点位增补或调整、监测指标体系构建、监测频率(常规监测、暴雨径流监测)、重点监测单元布局、现状监测和预警监测等方面对现有监测网络进行完善。<sup>④B</sup>

#### 参考文献

- [1] 单保庆, 张洪, 唐文忠, 等. 河流污染治理任务路线图制定方法及其在海河流域的应用[J]. 环境科学学报, 2015(8): 2297-2305.
- [2] 匡耀求, 黄宁生. 中国水资源利用与水环境保护研究的若干问题[J]. 中国人口·资源与环境, 2013(4): 29-33.
- [3] 环境保护部. 2016年中国环境状况公报[R]. 2017.
- [4] 鲍全盛, 王华东. 我国水环境非点源污染研究与展望[J]. 地理科学, 1996(1): 66-71.
- [5] 王夏晖, 何军, 饶胜, 等. 山水林田湖草生态保护修复思路与实践[J]. 环境保护, 2018(Z1): 17-20.
- [6] CYR H, MCCABE S K, NÜRNBERG G K. Phosphorus sorption experiments and the potential for internal phosphorus loading in littoral areas of a stratified lake[J]. Water Research, 2009, 43(6): 1654-1666.
- [7] 陈源高, 李文朝, 李荫玺, 等. 云南抚仙湖窑泥沟复合湿地的除氮效果[J]. 湖泊科学, 2004(4): 331-336.
- [8] ABTEW W, POWELL B. Water quality sampling schemes for variable flow canals at remote

- sites[J]. Journal of the American Water Resources Association, 2004, 40(5): 1197-1204.
- [9]于涛, 成水平, 贺锋, 等. 基于复合垂直流人工湿地的循环水养殖系统净化养殖效能与参数优化[J]. 农业工程学报, 2008(2): 188-193.
- [10]成水平, 况琪军, 夏宜璋. 香蒲、灯心草人工湿地的研究: 净化污水的效果[J]. 湖泊科学, 1997(4): 351-358.
- [11]ANDERSEN D S, HELMERS M J, BURNS R T. Phosphorus Sorption Capacity of Six Iowa Soils Before and After Five Years of Use as Vegetative Treatment Areas[C]. 2011.
- [12]DELGADO A, SCALENGHE R. Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe[J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2008, 171(4): 552-575.
- [13]HAENSCH J, WHEELER S A, ZUO A, et al. The impact of water and soil salinity on water market trading in the southern Murray-Darling Basin[J]. Water Economics and Policy, 2016, 2(1): 1650004.
- [14]HARMS L L, DORNBUSH J N, ANDERSON J R. Physical and chemical quality of agricultural land runoff[J]. Journal of the Water Pollution Control Federation, 1974(11): 2460-2470.
- [15]BURWELL R E, TIMMONS D R, HOLT R F. Nutrient transport in surface runoff as influenced by soil cover and seasonal periods[J]. Soil Science Society of America Journal, 1975, 39(3): 523-528.
- [16]ALBERTS E E, SCHUMAN G E, BURWELL R E. Seasonal runoff losses of nitrogen and phosphorus from Missouri Valley loess watersheds[J]. Journal of Environmental Quality, 1978, 7(2): 203-208.
- [17]PENG L, WANG J, YU C. Nutrient losses in soils on Loess Plateau[J]. Pedosphere, 1995, 5(1): 83-92.
- [18]王晓燕, 张雅帆, 欧洋, 等. 最佳管理措施对非点源污染控制效果的预测: 以北京密云县太师屯镇为例[J]. 环境科学学报, 2009(11): 2440-2450.
- [19]GITAU M, GBUREK W, JARRETT A. A tool for estimating best management practice effectiveness for phosphorus pollution control[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2005, 60(1): 1-10.
- [20]孟凡德, 耿润哲, 欧洋, 等. 最佳管理措施评估方法研究进展[J]. 生态学报, 2013(5): 1357-1366.
- [21]王敏, 吴建强, 黄沈发, 等. 不同坡度缓冲带径流污染净化效果及其最佳宽度[J]. 生态学报, 2008(10): 4951-4956.
- [22]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.
- [23]HUBBARD R, NEWTON G, DAVIS J, et al. Nitrogen assimilation by riparian buffer systems receiving swine lagoon wastewater[J]. Transactions of the ASAE, 1998, 41(5): 1295.
- [24]ARORA K, MICKELSON S K, HELMERS M J, et al. Review of pesticide retention processes occurring in buffer strips receiving agricultural runoff[J]. Journal of the American Water Resources Association, 2010, 46(3): 618-647.
- [25]MCCARTY J A, HAGGARD B E. Can we manage non-point-source pollution using nutrient concentrations during seasonal baseflow? [J]. Agricultural & Environmental Letters, 2016, 1(1): 160015-160019.
- [26]PORTER K D H, REANEY S M, QUILLIAM R S, et al. Predicting diffuse microbial pollution risk across catchments: The performance of SCIMAP and recommendations for future development[J]. Science of the Total Environment, 2017, 609: 456-465.
- [27]SHEFFIELD R E, MOSTAGHIMI S, VAUGHAN D, et al. Off-stream water sources for grazing cattle as a stream bank stabilization and water quality BMP[J]. Transactions of the ASAE, 1997, 40(3): 595-604.
- [28]RENSCHLER C, LEE T. Spatially distributed assessment of short- and long-term impacts of multiple best management practices in agricultural watersheds[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2005, 60(6): 446-456.
- [29]SHARPLEY A N, BERGSTRÖM L, ARONSSON H, et al. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction[J]. Ambio, 2015, 44(2): 163-179.
- [30]SHARPLEY A, DANIELS M, BERRY L, et al. Arkansas Discovery Farms: documenting water quality benefits of on-farm conservation management and empowering farmers[J]. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science, 2015, 65(sup2): 186-198.
- [31]SHARPLEY A N, KLEINMAN P J, FLATEN D N, et al. Critical source area management of agricultural phosphorus: experiences, challenges and opportunities[J]. Water Science & Technology, 2011, 64(4): 945.
- [32]环境保护部环境与经济政策研究中心. 贵安新区环境保护规划(2013—2030) [Z]. 2015.
- [33]GITAU M, GBUREK W, JARRETT A. A tool for estimating best management practice effectiveness for phosphorus pollution control[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2005, 60(1): 1-10.
- (作者单位: 生态环境部环境与经济政策研究中心)