

农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施

全为民, 严力蛟

(浙江大学农业生态研究所, 杭州华家池 310029)

摘要:随着点源污染得到逐步的治理, 农业面源污染已成为水体富营养化的主要污染源, 并引起了人们的极大关注。简要地概述了农业面源污染在水体富营养化中所起的重要作用, 同时介绍了国内外防治农业面源污染的主要措施, 指出了防治农业面源污染的难点和建立稳定、和谐与良性循环的农业生态系统是治理农业面源污染的长久之计。

关键词:水体; 富营养化; 面源污染

Effects of Agricultural Non-point Source Pollution on Eutrophication of Water Body and Its Control Measure

QUAN Wei-Min, YAN Li-Jiao (Agroecology Institute, Huajiachi Campus, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(3): 291~299.

Abstract: Eutrophication of water resource is a problem of global concern and has been identified as a major environmental problem for water resource management. Traditionally, the point source pollution was considered as the main pollution source of surface waters, however, the non-point source pollution has become more and more devastating due to the development of agriculture production in recent decades. Since the 1960s, the high input of agriculture production has resulted in the surplus of nitrogen and phosphorus in farm fields. The nutrient elements from agricultural land have increased the content of nitrogen and phosphorus in surface waters. High concentrations of nitrate and ortho-phosphate phosphorus in surface waters could lead to eutrophication and instability of the aquatic ecosystems.

Point source pollution has been greatly reduced by implementing pollution control standards, regulatory enforcement and capital investment and management in our industrial and municipal infrastructure. The success in reducing the point source pollution draws attention to the diffuse forms of pollution, namely the non-point source pollution. In many countries, especially in the developed countries, the pollution from agriculture has contributed much to the increasingly expanding eutrophication. About 60% to 80% of nutrient load in the lake is coming from agricultural land. In USA, 57% of the lakes were effected by nutrients from agriculture. In Netherlands about 60% of the total nitrogen load of surface waters originates from agricultural land. Runoff from agricultural land is one of the major sources of non-point source pollution. The inputs of nitrogen and phosphorus in agricultural runoff could accelerate the eutrophication of surface waters. In an increasing number of areas, the potential for nutrient loss in runoff has been increased by the continued application of fertilizer and manure from intensive livestock operation. The continued input of nutrients greater than output in the fields has created a nitrogen and phosphorus imbalance. The surplus of nitrogen and phosphorus become the potential threat to surface waters.

This paper provides a brief overview of the management of agricultural non-point source pollution.

基金项目: 国家“九五”攻关资助项目(96-015-01-010); 杭州市环保局资助项目(9901)

收稿日期: 2000-11-10

万方数据

作者简介: 全为民(1977~), 男, 湖北省大冶市人, 硕士。主要从事水体富营养化和环境生态模拟与评价等方面的研究工作。

The control of agricultural non-point source pollution is categorized into source control strategies and transport control strategies. The source control strategies are to develop the management recommendations for nutrient elements that attempt to balance system inputs with outputs. The balance of nutrients in the field could be realized through reducing the inputs of chemical nitrogen fertilizer, increasing the input of manure and applying lots of scientific methods of fertilization. These measures could improve the efficiency of fertilizer, reduce the input of nutrient elements and balance the inputs with outputs. The transport control strategies are to use wetlands, buffer zones, riparian zones and aquatic ecotones to filter and retain the nutrient elements from agricultural runoff. Studies have shown the buffer zones, wetlands, aquatic ecotones and riparian zones were effective in removing or assimilating nutrients coming from agricultural land. The decrease in nutrient load of waters can be attributed to a combination of various processes. These zones and strip vegetation reduced the velocity of the runoff flow, resulting in an increased sedimentation of coarse particles. While water infiltrates, suspended particles are retained by leaf litter and the soil. According to previous studies, the retention ratios of total nitrogen and total phosphorus by a 290m ditch reached 42% and 65%, respectively, and that by a 4m distance of reed community soil reached as much as 64% and 92%, respectively. The components retained at high ratios were ammonia nitrogen and ortho-phosphate phosphorus. These retention effects played an important role in stabilizing the adjacent ecosystems and reducing the eutrophication of waters. Therefore, these natural ecosystems must be protected and developed so as to contribute to the harmonious development between human and nature.

The control of non-point source pollution is a long term and painstaking process. The challenge requires innovative, interdisciplinary and applied research directed towards existing problems. The key strategy to take control of agricultural non-point source pollution is to set up stable, harmonious and beneficent cycling ecosystems.

Key words: water body; eutrophication; non-point source pollution

文章编号:1000-0933(2002)03-0291-09 中图分类号:S181 文献标识码:A

人类活动导致的水体富营养化现象是当今世界水污染治理的难题,并已成为全球最重要的环境问题之一。水体富营养化不但直接危害渔业和水资源的利用,严重地影响工农业生产的可持续发展,且加速水体淤积,使江河湖泊蓄水能力下降,导致洪涝灾害。自从20世纪初以来,大量工业废水和生活污水的排放引起了水体富营养化,逐步增加的化肥施用量及肥料流失量更是造成水体富营养化日趋严重的更直接原因。因水体富营养化主要由水体中N、P浓度增加所致,所以人们把注意力放在控制营养物质的来源上,特别是点源污染,采用对重污染企业进行彻底整治和城市污水集中处理等方法,这些措施有效地降低了水体营养物质的负荷量^[1],但水质状况并未因此而得到明显改善。至此,人们才开始意识到农业面源污染在水体富营养化中扮演的重要角色,特别是由于环境恶化而造成水土流失,给接纳水体带来了大量的营养物质^[2]。另外,20世纪60年代以来,化肥工业取得了突飞猛进的发展,农业生产走上了高投入、高产出的道路,其结果造成土壤N、P养分盈余,一经流失就会造成水体富营养化^[3]。所以,农业面源污染对水体富营养化的影响十分重大,已成为水体富营养化最主要的污染源之一。

1 农业面源污染在水体富营养化中扮演的角色

农业面源污染是由大范围分散污染造成的,主要包括农业面源污染,林地和草地的养分流失,农田径流和固体废弃物的淋溶污染等^[4]。近年来,尽管人们对农业面源污染识别和治理能力越来越强,但农田养分的投入和农田土壤养分的积累及流失量却在不断增加,农业面源污染所占的负荷越来越大,农业逐渐成为水体富营养化最主要的污染源,其主要原因:①作物种植面积在流域总面积中占有最大的比例;②土壤、气候和水文条件使养分从土地向水体转移;③化学肥料投入越来越大,致使大量养分流失^[5]。在美国环保署呈送国会的报告中提到:农业面源污染是河流和湖泊污染物的主要来源之一,从而阻碍了水清洁行动中

水质目标的实现^[6]。同时,富营养化也是地表水最主要的环境问题。据报道,农业面源污染源占河流和湖泊营养物质负荷总量的60%~80%。另据估计^[7],在欧洲发达国家的地表水中,农业排磷所占的污染负荷比为24%~71%。农业生态系统的养分流失是水体中硝酸盐的主要来源,同时还是磷的第二大来源。据美国、日本等发达国家报道^[4],即使点源污染全面控制之后,但如果面源污染控制不好,水体仍无法达标。另据报道,美国的面源污染占污染总量的2/3,其中农业贡献率为75%左右。

现在人们认为农业面源污染为地表水污染物质的主要来源。在美国 Virgin 岛调查发现^[8],由于过去40a 间农村经济迅速发展,大量乡村未铺石土路的出现造成了严重的水土流失,过量放牧造成的土壤践踏和地表植被的减少也会加剧地表径流、土壤流失加重和地下渗漏的减少,致使大量营养物质进入受纳水体。在我国,近年来,由于农村劳动力的减少,致使化肥施用量增加,有机肥投入减少,从而导致土壤物理性状的恶化、土块板结和土壤通透性降低、地表径流加大、大量养分流失,造成水体富营养化。据1990年美国调查^[6],57%的湖泊受到农田养分流失的严重影响。在荷兰、比利时、德国和丹麦等欧洲国家畜牧业产值占农业生产总值的一半以上。在奶牛、猪和蛋鸡消耗的饲料中,约70%的N通过粪便排泄。肉鸡饲料约50%的N以粪便排出。据调查,有30%左右的粪便流失,尿液有60%左右流失,冲洗水有80%以上流失^[9]。在芬兰^[5],大多数作物种植区域内的水体都表现出严重的富营养化,地表径流中的总氮、硝态氮和亚硝态氮含量与作物种植面积百分比呈明显的正相关。在滇池的入湖总磷中^[10],农业面源磷占28%,而在南四湖则高达68%。我国每年土壤流失量达50亿t,带走的N、P、K及微量元素等养分相当于全国一年的化肥使用总量,其中相当一部分进入了水体中^[11]。

2 农业面源污染的综合治理

农业面源污染无法采取集中治理的方法加以解决,但可以根据其污染特点采取针对性的措施减轻其危害。水体富营养化中的农业面源污染可以采用“控源节流”方法进行治理,“控源”即科学合理施肥,也就是平衡农田中的养分,使其输入(化肥、粪肥、种子、降水等)与输出(作物、水土流失等)基本一致,减少营养物质的积累量与流失量。“节流”即对水土流失进行控制,减少营养物质流失量。除了以上两个方面以外,还必须对流域进行全面规划,科学管理,从而达到综合治理农业面源污染的目的。

2.1 农业面源污染源的管理

这里的农业指的是大农业,即农、林、牧、副、渔。农业面源污染源的管理是指控制肥料施用数量,减少土壤养分积累量,调节饲料中的养分比例,提高养分利用的效率。作物种植和动物饲养是大农业最重要的两大产业,在发展中国家,种植业在农业中比重很大,其治理核心是搞好土壤养分的管理,平衡养分的投入和产出,减少其流失量。而在发达国家,畜牧业在农业中占据较大的比例,因此饲料和有机肥中的养分管理才是防治农业面源污染的关键。

2.1.1 动物饲养中的养分管理 在许多地区由于人们对水体富营养化的关注,P通常被作为优先管理因子,一旦饲料和化肥中的磷超出产品所带走的磷,就会产生磷素的流失^[12]。在许多地区都存在这种状况,尤其是那些家畜饲养业在农业经济中扮演重要角色的地区。如在美国东北部^[6],许多农场在奶牛饲养中通过集中放牧减少了P输入的数量。集中草场管理的应用还会增加奶牛场的利润,节省劳动力。同时,随着环保意识的逐步增强,由于很少输入饲料,所以减少了外界P素的输入量。家禽饲料P素吸收的调节也逐步成为关注的焦点。在荷兰二次世界大战期间,由于精饲料和化肥供应紧张,导致粪肥中磷素含量下降,土壤中磷的积累量也相应减少,从而减轻了环境中P的负荷量。可见减少饲料中的磷含量和减少施P量可以降低输入土地中磷的总量。同时,向动物饲料中添加酶制剂也可以提高磷消化吸收的效率。如植酸酶,它能够提高作物饲料中植酸钙镁磷恢复的效率。同时植酸酶还会降低动物对矿质元素的需要量,但它在经济上是否可行仍有待进一步研究。另外,通过筛选化学诱变玉米突变体,可减少玉米籽粒中植酸磷的含量。在一次鸡饲养的试验中,低植酸玉米可提高磷的利用效率,降低粪肥中磷的含量。因此,通过基因工程来改变玉米植酸磷的含量,可以提高饲料利用率和降低排泄粪便中磷的含量^[13]。

动物饲养中产生的有机肥也是一种养分价值很高的肥料,人们通常低估了它的养分价值,从而在某些地区粪肥的大量施用也是造成水体富营养化的一个重要原因。尽管有机肥对于土壤物理性状有着极大的改良作用,但有机肥管理应该十分小心,施用的时间和数量应该科学决策,以免造成巨大流失。Gustafson 等人^[14]在瑞典北部的沙质土壤上进行田间试验发现,化肥和有机肥混合施用反而使养分流失量增大了(表 1)。有机肥添加剂的使用可以显著增加它的养分价值,同时降低了对水体造成的危害。如在粪肥中添加

熟石灰或明矾能够显著降低氨的挥发量和磷的溶解能力。同时,用明矾处理过的粪便所产生的径流中可溶性磷的含量显然要比来自于没有处理粪便的径流中浓度要低一些。可能使用粪肥添加剂最大的益处是增加了粪肥中的 N/P,使粪肥中的 N/P 接近于作物氮和磷需要量的比例(3:1),因此,根据作物氮素的需要量来施用粪肥可以减少土壤中磷素的过量积累,从而降低土壤中磷素积累的潜力^[6]。

2.1.2 土壤养分管理 土壤养分管理涉及两个过程,即施肥前测试土壤中养分的背景值和农学上考虑作物所需的养分量,以此决定化肥的施用量和施用方法。N 流失的机制有两个方面:一是通过淋溶移出植物根区;二是通过地表径流和土壤侵蚀流失。被施用到土壤中的各种形态的 N 在化学和微生物活动作用下,首先转变为 NH_4^+ ,然后转变为 NO_3^- ,在热带和亚热带耕作土壤矿质化的转化速度十分迅速, NO_3^- 若不能被植物完全吸收的话,就会产生淋溶,淋溶速率主要由水渗漏的速率决定,而渗漏速率则取决于土壤特性和降水程度。当表施化学 N 肥时,由地表径流产生的 N 素流失更多。若 N 肥施于某一定深度,则 N 素流失主要是通过土壤侵蚀来完成的。据统计,在缺乏管理、休闲耕作的土壤上土壤和养分流失更多。施于热带和亚热带的磷经历着一系列动态变化,这主要取决于每种类型土壤的生物化学特性。通常来说,水溶性磷慢慢地转化为非溶性磷,这个转化过程主要由土壤中 Fe、Al、Ca 的活力决定。不同形态的磷通常与土壤中的可溶性磷会达到一定平衡状态,另一个重要的参数是土壤固定磷的能力,它决定植物吸收利用磷的效率,植物对各种形态磷的利用能力和程度是不一样的,磷在土壤溶液中的溶解度很低,并且很难向下运动,因此磷不会对地下水造成污染^[15]。最重要的是地表径流或土壤侵蚀携带大量磷进入接纳水体,从而导致地表水体的富营养化。

表 2 我国南方 6 省农田养分平衡现状^[16](1995)

Table 2 Nutrient balance in agroecosystem in six provinces in Southern China

省区 Provinces	养分平衡(%) [*] Nutrient balance		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	浙江 Zhejiang	52	47
福建 Fujian	185	333	80
江西 Jiangxi	108	112	10
湖南 Hunan	104	72	14
广东 Guangdong	185	312	93
广西 Guangxi	70	162	50

* 养分平衡(%)=(投入/支出-1)×100

Nutrient balance(%)=(input/output-1)×100

到了 185%,磷素盈余均超过 300%,钾素盈余为 80%。而据全国来说,我国农田氮素投入过大,大部分盈余的氮并未产生肥力作用却进入了环境。我国农田磷素也处于盈余状态,而更严重的是土壤磷的积累现象,这对地表水构成了潜在威胁。在我国农田钾素平衡达到盈余状态的并不多见,大多处于亏缺状态。因

表 1 施用和未施用有机肥对年均硝态氮流失量和地表径流量的影响^[14]

Table 1 Mean yearly leaching from sandy soils when growing spring cereals with and without application of organic manure

项目 Items	化肥 Fertilizer		化肥+有机肥 Fertilizer+Manure		
	1*	2*	3*	4*	5**
	硝态氮流失量 (N kg/hm ²)Losses	33	35	33	44
地表径流量(mm) Discharge	239	232	232	291	290

* 正常施用化肥和有机肥; ** 过量施用有机肥

在农业面源污染防治中,农田养分平衡是目前急需解决的重点问题。其中最为严重的是化肥的过量施用,许多研究表明当化肥施用量超过一定水平以后^[12],其养分流失量显著增大,但减少化肥施用量或不施,其养分流失量差别不大,而作物产量却急剧下降,这主要是由于土壤养分大量积累,而土地保肥能力较差造成的。据鲁如坤等人^[16]对我国南方 6 省农田养分平衡现状评价时发现(如表 2),6 省农田氮、磷、钾素平衡均处于盈余状态,一般当农田氮素平衡盈余超过 20%、磷素超过 150%、钾素超过 50% 时,即分别可能引起氮素、磷素和钾素对环境的潜在威胁。其中最严重是在福建和广东两省,氮素盈余达

此,推广平衡施肥技术势在必行,目前主要采用的施肥措施有:①叶面施肥、分次施肥、湿润施肥、测土配方施肥、化肥深施、秋季施肥、飞机施肥、施液态肥和定点施肥,可以有效地提高化肥利用率,减少化肥施用量,降低养分流失的风险性;据有关学者在苏南太湖流域研究发现^[17],分次施肥能促进水稻对土壤氮素的吸收,当施氮量相同时,水稻对氮的利用率随施用次数增加而提高。②平衡施肥技术,其内涵就是实行3个“平衡”,即有机肥与无机肥平衡施用;氮、磷、钾平衡施用;大量元素与中微量元素平衡施用。针对现在的施用状况,一是要增加有机肥的投入,培肥土壤肥力;二是要控制和减少氮肥总量,协调氮、磷、钾施用比例1:0.3:0.5,增加施用硅肥、硼肥和锌肥等;③生物固氮,如豆科作物和非豆科作物及含固氮菌的菌肥,可以减少化学氮肥的施用量;还有使用比较广泛的解磷菌肥和酵素菌肥,解磷菌肥能把土壤中的硅酸盐态磷转化为速效磷,供植物充分利用,既能降低土壤磷素流失的潜在危胁,又能减少磷肥的投入量^[18];酵素菌肥是目前在生产上使用比较广泛的一种微生物菌肥^[19],该菌肥具有多种功效:增强植物抗逆性、减少土传病害、提高土壤温度、促进土壤团粒结构的形成、提高土壤肥力和减轻农药、化肥残留等,是生产绿色食品和提倡清洁生产的首选肥料,特别是在蔬菜种植业应积极推广;④开发新型肥料,主要有3种类型:控制释放型、高氮型和高磷型^[9],逐步淘汰易挥发性流失品种如碳铵,推广高浓度的复合肥及作物专用配方肥,提高化肥利用率;提倡施用有机无机复合肥,复合肥具有长效、缓释、养分均衡等特点,适合于植物吸收,既能克服单纯施用化肥利用率不高、易流失的缺点,又能克服单纯施用有机肥养分含量低,施用量大、花劳力的缺点,可以起到长效与速效相结合,养地与用地相结合,提高肥料利用率和作物品质。环境问题的关注已经迫使美国许多州开始根据农田径流中磷素损失的潜力来考虑磷素施用和流域管理^[6]。然而,仅仅根据土壤中的磷素的水平来评估农田土壤磷素流失的潜力是不科学的。土壤磷素的有效管理涉及到许多因子,如化肥和有机肥的施用量、施用时间、施用方法及其磷素在植物根区的积累。这些措施都可以减少磷素在地表径流中的暴露程度和增加作物磷素的吸收量以及作物产量,从而间接地减少农田中磷素的流失量。然而,这种措施是暂时的,并非长久之计,根本的解决方法是控制土壤侵蚀。另外^[20],据报道储存于我国农业土壤中中国定态(难溶态)磷(P_2O_5)的总量目前可达6000万t,相当于全国目前磷肥10a消费量的总和。因此,通过作物磷高效利用基因型的改良与定向培育,施用含解磷菌的菌肥,如果能充分挖掘及利用这部分磷,不仅可以节省大量资金与能源,而且更重要的是加快了磷的生物循环,并有效地阻止了磷素的流失及对环境的污染,对维护生态系统的良性循环及农业的可持续发展也具有重要的作用^[11]。

为了减少由于侵蚀和径流所产生的磷素流失量,目前采取的主要水土保持耕作法包括保护性耕作、作物残茬管理、设置缓冲带和边缘区、修筑梯田、等高耕作、覆盖种植和建造小水库等。Gustafson 等人^[21]试验表明冬季种植作物或覆盖作物可以使本年内硝态氮流失量下降75%,在后续几年内硝态氮流失量也大约降低50%,从表3可以看出覆盖作物可以明显减少氮素流失量。然而,这些措施在减少底质磷负荷方面通常要比减少可溶性磷负荷的效率更高一些。同时有些水土保持耕作法有时可能会增加溶解性磷的流失和硝态氮对地下水的污染。这就要求深入分析当地的实际情况,抓住该地区农业非点源污染的主要问题^[22]。

我国地少人多,为保障粮食供给,农田生态系统的磷素投入在相当长的时间内还要呈上升趋势,农田土壤中的磷素还将进一步积累。通过优化景观格局,合理配置土地资源来提高土壤保持养分的能力,减轻农田土壤磷素流失,具有实用、高效和投资少的特点。发达国家目前采取的各种行政、法律和经济的的手段,鼓励和刺激农户采用有利于环境的耕作方法、施肥制度和土地利用方式,取得了显著成效,值得人们认真借鉴。

表3 在瑞典西南部田间试验的氮流失量^[21]

Table 3 Losses of nitrogen in a field experiment in southwest Sweden

	未施用化肥 No fertilizer		正常施用 Normal fertilizer		过量施用 Excessive fertilizer	
	无覆盖 N,C	覆盖 C	无覆盖 N,C	覆盖 C	无覆盖 N,C	覆盖 C
总氮流失量 ^①	28	10	62	15	69	39
每单位产量所 流失的氮量 ^②	25	4.2	12	3.3	14	8.8

① Total losses of nitrogen (N kg/(hm²·a)), ②Loss related to yield (N kg/(hm²·a·t)), N, C No catch, C Catch

2.2 养分转移途径的管理

非点源污染的发生、转移和转化与景观格局之间也有着十分密切的关系,通过对景观要素的优化组合或引入新的成份,调整或构建新的景观格局,增加景观的异质性和稳定性,可以显著地降低非点源污染的发生和由此产生的危害,同时还可以创造出优于原有景观生态系统的经济和生态效益,形成新的高效、和谐的人工-自然景观。许多学者研究结果表明,不同的土地利用结构对农田土壤养分的分布和平衡有着显著的影响,对土地资源进行优化配置,可以起到提高水土保持能力和减少养分流失的效果。

2.2.1 湿地在控制农业面源污染中的应用 湿地是陆地和水体的过渡带,它能够容纳高负荷的有机化学物质和高生物化学需氧量(BOD)或化学需氧量(COD)的废弃物^[10]。已有实验证明,地表水和河流水的水质与淡水湿地的现存量呈正相关。一旦湿地缩小或消失后,则水体会接受来自外部输入营养物和其它的物质,造成水体的富营养化^[23]。湿地作为生物过滤器功能的利用,主要利用湿地研制和发展污水处理系统。近年来,由于人工湿地在建造过程中投资低廉,在处理污水的过程中管理简单,且基本上不需要运转费用,还可增加绿色面积,可以起到美化环境和净化大气污染的作用,并能为某些特定的生物物种提供固定的栖息地,这种技术在美国、德国、英国等国发展很快,并且得到政府的大力支持。目前,自然湿地和人工湿地主要用来处理来自小城镇的二级处理水^[24]。在瑞典^[14],通过恢复池塘和湿地系统的功能后发现,其治理养分流失的效率显著提高,他们认为:为了达到减少农业养分流失的目的,必须在采取农业措施的基础上逐渐恢复池塘和湿地系统,才能较好地治理水体富营养化。湿地去除氮磷的效率变化很大,主要取决于湿地的特性、负荷速率和所涉及的营养物质。通常来说,湿地的去氮效率比去磷效率高,这主要是由于N、P循环过程存在较大的差异,但是许多实验还是证实湿地能够有效地截留水体中的磷。在湿地系统中,所有的生物化学过程可以把可溶性磷转化为颗粒磷,再通过沉积作用进入地球圈。在湿地中通过湿地植物直接吸收的磷素养分一般很少,而大约95%的磷被滞留在沉积物中。新建造的湿地通常具有较高滞留磷的能力,而随着“年龄”的增大,其滞留磷的能力也逐渐下降^[25]。成功地去除营养物质主要取决于人工湿地的植被类型和好氧或厌氧条件之间的关系。另外,湿地植物还对金属离子具有较强的生物富集作用,可以起到消除重金属污染的目的^[12,26]。

2.2.2 建立、恢复和利用缓冲区、水陆交错带来防治农业面源污染 农业面源污染是水体富营养化的一个重要原因,因此阻止农业面源污染成为了水体富营养化防治的关键。国外许多国家在这方面开展了广泛研究,目前正在实验开发用于此种目的的设置美国的植被过滤带(Vegetated filter trips),新西兰的水边休闲地(Retirement of riparian zones),英国的缓冲区(Buffer zones),中国的多水塘和匈牙利的 Kis-Palaton 工程^[27]。英国政府建议在污染源与接纳水体之间建立缓冲区(Buffer zones)来控制农业面源污染。所谓缓冲区就是指永久性植被区。许多研究已经表明,缓冲区能有效地去除水中N、P和有机污染物,其效率取决于污染物的运输机制。缓冲区的宽度一般为5~100m,大多数位于水体附近,这种缓冲区降低了潜在污染物与接纳水体之间的联系,并且提供了一个阻止污染物输入的生化和物理障碍带。缓冲区的植被通常包括树草和湿地植物,缓冲区成为控制农业面源污染最有效的方式。在美国,植被过滤带也被认为是最好的治理措施。表4列出了缓冲区对磷处理效果的一些研究实例。一系列试验结果表明,缓冲带能够有效地降低地表水中硝态氮的含量,其作用机制在于许多过程的联合作用,它能够减小地表水流动的速率,从而提高大型土壤颗粒的沉积作用。当地表水发生渗漏时,缓冲区的叶层和土壤能够有效地阻止悬浮颗粒。地表水在缓冲区上的空间分布决定着它阻止养分的效率,当缓冲区内有一条小沟时,其滞留硝态氮的效率会大大降低。缓冲区能够减小地表水中氮素含量的主要原因是它能加剧下列过程:植物吸收、微生物代谢、硝化和反硝化等过程。其中反硝化是去除地表水中养分的最关键过程^[29]。Pinay 等人^[30]证实在夏秋两季,反硝化作用和植物吸收能共同移去地表水中的硝态氮,而在冬季和春季,地表水中的硝态氮主要是通过反硝化作用去除掉。Mariet M. Hefting 等人^[31]通过试验发现,当地表水流经水岸缓冲区后,地表水中硝态氮含量降低了95%,在森林缓冲区上层土壤(0~30cm)中测定的反硝化速率是9~200kg N/(hm²·a),而草地缓冲区中反硝化速率只有2~32 kg N/(hm²·a),其原因主要是森林缓冲区的土壤内具有更高的硝态氮含量和水滞留时间。但也有研究发现,缓冲区能够显著降低地表径流中总磷和颗粒态磷的含量,却增加了可溶性

磷的含量^[25],其在治理水体富营养化方面是否可行,还必须依据当地的实际情况而定。

表 4 缓冲区对磷转移影响的研究实例^[28]

Table 4 The impact of buffer zones on P transport; results from experimental plot studies

资料来源 Source	缓冲区的宽度 Buffer width(m)	缓冲区的坡度 Slop(%)	分析项目 Analysis	单位 Units	减少的幅度 Reduction		
					入口 From	出口 To	(%)
Thompson <i>et al</i> (1978)	12.0	4	总磷 Total P	Mg /L	10.7	6.0	44
	36.0	4	沉积物磷 Sediment P		18.24	1.04	94
Young <i>et al</i> (1980)	27.0	4	沉积物磷 Sediment P	kg/hm ²	7.49	0.28	96
			可溶性磷 Soluble P		9.45	2.25	76
Doyle <i>et al</i> (1977)	1.5	—	可溶性磷 Soluble P	kg/hm ²	0.077	0.071	8
	4.0	—	可溶性磷 Soluble P		0.077	0.029	62
Ewards <i>et al</i> (1983)	30.0	2	总磷 Total P	kg/hm ²	55	28	49
	30.0	2	总磷 Total P		28	15	47
Magette <i>et al</i> (1989)	9.2	—	总磷 Total P	kg/hm ²	13.7	7.7	44

内陆水/陆地交错带(简称水陆交错带)指的是内陆水生态系统和陆地生态系统之间界面区。由于它在系统间的特殊地位,近年来受到国际生态和环境界的格外重视。水陆交错带按其景观作用可分为以下 4 种:湖周(包括水库、沼泽)交错带,河岸交错带,源头交错带,地下水/地表水交错带。发育良好的水陆交错带具有一定的结构,在自然条件下,其分布呈现与水边相平行的带状。其微地貌常以“水陆-沼泽带-洲滩带-低湿地带-陆地”结构出现。其植被依当地的气候、土壤、坡度以及水体的富营养化程度和水文特点各异^[32]。水陆交错带是开放的系统,物质、能量和信息通过交错带向邻近的系统流动。研究表明,一个健康的水陆交错带可以对流经该带的水流及其所携带的营养物质有截留和过滤作用,其功能相当于一个对物质具有选择性的半透膜^[27]。尹澄清等学者发现^[32],我国的人工多水塘系统具有很强的截留来自农田的径流和非点源污染物的生态功能,另外,他们还在白洋淀进行的野外实验结果表明水陆交错带中的芦苇群落和群落间的小沟都能有效截留来自上游流域的污染物。其中,有植被 290m 长的小沟对地表径流总氮和总磷的截留率分别为 42%和 65%;4m 芦苇根区土壤对地下径流总氮和总磷的截留率分别为 64%和 92%,被截留最大的是无机态的正磷酸根态磷和铵态氮,这两者正是造成水体富营养化的主要因子。Peterjohn 等^[33]和 Mander 等^[34]均发现恢复河岸森林植被带能有效地截留来自农田的养分和泥沙,地表径流总氮和总磷显著减少。初步研究结果表明,水陆交错带对流经的污染物和养分具有明显的截留作用,其截留机理十分复杂,主要是水陆交错带的植被能够减缓径流速度,导致较大颗粒物发生沉积。当水发生地下渗漏时,植物的叶层和土壤都会截留径流的悬浮颗粒物,从而起到截留效果。其截留能力受多种因素的影响,包括交错带的宽度,植被和土壤类型等^[34]。据估计^[32],我国水陆交错带面积有 10 万 km²,其中芦苇植被约 133 万 hm²。因此,充分利用这一资源,对于防治我国的水体富营养化问题具有十分重要的意义。

2.3 开展小流域综合治理,控制水土流失

从地表径流和泥沙携入湖的的氮、磷在外负荷中占较大的比例,因此治理水土流失才是解决水体富营养化问题的长久之计。换言之,所有控制水土流失的对策都可以治理水体富营养化问题^[35]。在大于 25°陡坡地要退耕还林,所有河流上游汇水区的轻、中度水土流失区均应大力营造水涵养林和水土保持林,并加强封山育林和**林**数据如果政策落实,措施得当,可以较大地提高森林覆盖率,从而减少水土流失面积,降低进入受纳水体的营养物质的数量。在人口密度高,水土流失严重地区,应改变肥料结构,提高施肥技术,

增施有机肥料,科学使用化肥,推广优良农作物品种,增加复种指数,改两熟制为三熟制,解决林、粮争地的矛盾,大力推广和普及节柴灶,发展生物能源沼气,提高物流和能流转化效率,以减少氮、磷流失。如我国江西省和四川省最近几年逐渐完善的“种植-养猪-沼气”生态模式^[56],以种植业带动养猪业,以养猪业带动沼气工程,又以沼气工程促进种植业和养猪业的发展,最终是猪多肥(有机沼肥)多,肥多粮多,粮多钱多,如此往复循环,使生物能得到多层次的重复利用,从而显著降低了化肥的使用量,提高了养分的利用效率,达到综合治理水体富营养化的目的。另外,在适当区域构筑必要的拦水截沙引水槽、拦沙坝、山塘等工程设施,以减少泥沙冲刷,也可取得防治水体富营养化的良好效果。

3 农业面源污染治理的难点

总的来说,农业面源污染具有以下几个方面的特点:①污染者数目,指大量污染个体的存在,管理者获得污染者个体的信息以及污染者之间获得信息者存在困难;②空间差异,是指同样的行为在不同位置会有不同的环境影响;③随机影响,即大多数面源问题都涉及随机变量或生产中的随机影响^[9]。在农田流失养分的转运过程中^[37],不同的流域条件影响着溶解性和颗粒性磷的分配,从而影响着养分可利用程度和对水体富营养化产生不同的效应。因此,减少农田养分流失的所有治理措施都应以减少藻类可利用的养分为目的,以此达到治理水体富营养化的目的。

由于农业面源污染具有以上几个方面的特点,因此,它的治理无法采取象点源污染那样集中治理的方法加以治理,只有从整个农业生态系统或流域出发,建立稳定、和谐和良性循环的生态系统,才能既减少面源污染的数量,又使系统具有较强的面源污染净化能力,使其营养物质和有害成分在进入受纳水体前就显著降低,从而从根本上达到治理面源污染的目的^[38]。

参考文献

- [1] Qin B Q(秦伯强). A review and prospect about the aquatic environment studies in Taihu Lake. *Journal of Lake Sciences*(in Chinese)(湖泊科学), 1998, **10**(4): 1~7.
- [2] Gao C(高超), Zhang T L(张桃林). The effect of agricultural non-point source pollution on eutrophication and its countermeasures. *Journal of Lake Sciences*(in Chinese)(湖泊科学), 1999, **11**(4): 370~374.
- [3] Huang W Y(黄文钰), Wu Y G(吴延根), Shu J H(舒金华). Hydrographic environment problems and countermeasures of main lakes and reservoirs in China. *Journal of Lake Sciences*(in Chinese)(湖泊科学), 1998, **10**(2): 83~89.
- [4] He P(何萍), Wang J Y(王家骥). The current, difficulty and challenge in studies of control and management of non-point source pollution. *Agro-environment Protection*(in Chinese)(农业环境保护), 1999, **18**(5): 234~237.
- [5] Sims J T, Goggin N, McDermott J. Nutrient management for water quality protection: integrating research into environmental policy. *Water Science and Technology*, 1999, **39**(12): 291~298.
- [6] Daniel T C, Sharpley A N, Lemunyon J L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. *Journal of Environment Quality*, 1998, **27**(1): 251~257.
- [7] Gao C(高超), Zhang T L(张桃林). Environmental management options practiced in Europe to mitigate agricultural nutrient pollution of ground and surface water. *Rural Eco-environment*(in Chinese)(农村生态环境), 1999, **15**(2): 50~53.
- [8] Daniel E L, Richard M A, Deanna L O, et al. Non-point sources. *Water Environment Research*, 1998, **70**(4): 895~906.
- [9] Lv Y(吕耀). The non-point source pollution from nitrogen loss in agroecosystem. *Agro-environment Protection*(in Chinese)(农业环境保护), 1998, **17**(1): 35~39.
- [10] Yang W L(杨文龙), Yang S H(杨树华). Study on the divisions of non-point source in Dianchi lake basin. *Journal of Lake Sciences*(in Chinese)(湖泊科学), 1998, **10**(3): 55~60.
- [11] Jin X C(金相灿), Liu H L(刘鸿亮), Tu Q Y(屠清瑛), et al. *Lake eutrophication in China*(in Chinese). Beijing: Chinese Environmental Science Press, 21~40.
- [12] Cooke L G. Nutrient transformations in a natural wetland receiving sewage effluent and the implications for waste treatment. *Water Science and Technology*, 1994, **29**(5): 209~227.
- [13] Ertl D S, Young K A, Raboy V. Plant genetic approaches to phosphorus management in agricultural production. *Journal of Environment Quality*, 1998, **27**(1): 299~304.
- [14] Gustafson A, Fleischer S, Joellsson A. Decreased leaching and increased retention potential co-operative measures to reduce diffuse nitrogen load on a watershed level. *Water Science and Technology*, **38**(10): 181~189.
- [15] David L Correll. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a symposium review. *Journal*

of *Environment Quality*, 1998, **27**(2): 261~270.

- [16] Lu Y K(鲁如坤), Shi Z Y(时正元), Shi J P(施建平). Nutrient balance of agroecosystem in six provinces in southern China. *Scientia Agricultura Sinica*(in Chinese)(中国农业科学), 2000, **33**(2): 63~67.
- [17] Ma L S(马立珊), Wang Z Q(汪祖强), Zhang S M(张水铭), et al. Pollution from agricultural non-point sources and its control of river system of Taihu Lake, Jiangsu. *Acta Scientiae Circumstantiae*(in Chinese)(环境科学学报), **17**(1): 40~46.
- [18] Sheng X F(盛下放), Huang W Y(黄为一), Yin Y X(殷永娴). Effect of application of silicate bacterium fertilizer and its potassium release. *Journal of Nanjing Agricultural University*(in Chinese)(南京农业大学学报), 2000, **23**(1): 43~46.
- [19] Yan B Y(颜倍友), Dong Y H(董彦华), Su J D(苏建党). Research of ferment bacterium fertilizer and its application. *Rain Fed Crops*(in Chinese)(杂粮作物), 2001, **21**(2): 39~41.
- [20] Wang Q R(王庆仁), Li J Y(李继云), Li Z S(李振声). Studies on plant nutrition of efficiency utility for soil phosphorus. *Acta Ecologica Sinica*(in Chinese)(生态学报), 1999, **19**(3): 417~421.
- [21] Gustafson A, Fleischer S, Joellson A. A catchment-oriented and cost-effective policy for water protection. *Ecological Engineering*, 2000, **14**(4): 419~427.
- [22] Heckrath G, Brooks P C, Pouiton P R, et al. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentration in the broadbalk experiment. *Journal of Environment Quality*, 1995, **24**(2): 904~910.
- [23] Johnson C A, Bubenaer G D, Lee G B, et al. Nutrient trapping by sediment deposition in a seasonally flooded lake-side wetland. *Journal of Environment Quality*, **13**(2): 283~290.
- [24] Brij G. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Water Science and Technology*, 1999, **40**(3): 27~35.
- [25] Jay S W, Suzanne E B, Curtis P J. Sediment storage of phosphorus in a northern prairie wetlands receiving municipal and agro-industrial wastewater. *Ecological Engineering*, 2000, **14**(1): 127~138.
- [26] Donal D Hook. Wetlands; history, current status, and future. *Environment Toxicology and Chemistry*, 1993, **12**(7): 2157~2166.
- [27] Yin C Q(尹澄清), Lan Z W(兰智文), Yan W J(晏维金). Retention of allochthonous nutrients by ecotones of Baiyangdian Lake. *Chinese Journal of Applied Ecology*(in Chinese)(应用生态学报), 1995, **6**(1): 76~81.
- [28] Musett A D, Harris G L, Bailey S W, et al. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 1993, **45**(1): 59~77.
- [29] Lowrance R R, Todd R L, Asmusen E. Nutrient cycling in an agricultural watershed phreatic movement. *Journal of Environmental Quality*, 1984, **13**(1): 22~27.
- [30] Pinay G, Roques L, Fabre A. Spatial and temporal detritification in a riparian forest. *Journal of Applied Ecology*, 1993, **30**(1): 581~591.
- [31] Mariet M H, Jeroen J D. Nitrogen removal in buffer stripes along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Environment Pollution*, 1998, **102**(1): 521~526.
- [32] Yin C Q(尹澄清). The ecological function protection and utilization of land/inland water ecotones. *Acta Ecologica Sinica*(in Chinese)(生态学报), 1995, **15**(3): 331~336.
- [33] Peterjohn W T and Correll D L. Nutrient dynamics on and agricultural watershed; observation on the role of a riparian forest. *Journal of Ecology*, 1984, **65**: 1466~1475.
- [34] Mander U, Ain K, Valdo K, et al. Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering*, 2000, **14**: 405~417.
- [35] Risto U, Markku Y H, Eila T. Suspended soil as a source of potentially bioavailable phosphorus in surface runoff waters from clay soils. *Water Research*, 2000, **34**(9): 2477~2482.
- [36] Wang F M(王凤鸣), Tong Y Y(唐如玉), Wang L L(王莉莉), et al. Preliminary study on the problems of gradually serious lake eutrophication. *Environment and Exploitation*(in Chinese)(环境与开发), 1996, **11**(4): 5~7.
- [37] Ekholm P, Kallio K, Salo S. Relationship between catchment characteristics and nutrient concentrations in an agricultural river system. *Water Research*, 2000, **34**(15): 3709~3716.
- [38] Stephen A Mccord, Johnna L Kollar. Lake and reservoir management. *Water Environment Research*, 1998, **70**(4): 767~775.