

基于生态化学计量方法识别农业 面源污染防控重点区域

吴晓妮¹, 付登高², 彭珮媛², 赵洛琪²

(1.昆明学院 农学与生命科学学院, 昆明 650214;

2.云南大学 生态学与环境学院暨云南省高原山地生态与退化环境修复重点实验室, 昆明 650091)

摘要:基于柴河流域汇水区不同景观单元土壤与径流中氮、磷养分含量,分析了土壤与径流中污染物的生态化学计量特征,并综合评价了面源污染物的“源一流”过程,进而确定汇区内面源污染防控的重点区域。结果表明:(1) 汇水区内的坝平地、大棚种植区和柴河河道的土壤或底泥具有较高的氮磷比,其径流中溶解态氮磷比也较高,而磷矿区和富磷区林地土壤及径流中溶解态氮磷比较低;(2) 土壤氮、磷养分与径流中氮、磷污染物之间未发现显著相关性($p > 0.05$);(3) 与其他景观类型相比,柴河底泥与大棚种植区的污染物“源”强较高,而大棚种植区和磷矿区污染物的“流”失风险较高,因此,大棚种植区由于其高“源”强和高“流”失性是該汇水面源污染重点防控区域;(4) 单个景观类型下,通过对比“源”“流”过程在总流失风险中的比例确定磷矿区的流失、富磷区林地和河道底泥的污染物“源”是各自景观类型下面源污染防控的重点环节;而农业种植区(坡耕地、坝平地和大棚区)需同时在减“源”和控“流”上进行综合防控。

关键词:生态化学计量; 面源污染; 养分可利用性; 污染物输移

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2020)05-0160-06

Identifying Key Areas of Agricultural Non-Point Source Pollution Control Based on Ecological Stoichiometry

WU Xiaoni¹, FU Denggao², PENG Peiyuan², ZHAO Luoqi²

(1.School of Agriculture and Life Sciences, Kunming University, Kunming 650214,

China; 2.School of Ecology and Environmental Sciences & Yunnan Key Laboratory for Plateau

Mountain Ecology and Restoration of Degraded Environments, Yunnan University, Kunming 650091, China)

Abstract: Based on the nitrogen(N) and phosphorus(P) concentrations in soil and surface runoff from different landscape units in the Chaihe catchment, the eco-stoichiometric characteristics of pollutants were analyzed. The key control area of non-point source pollution was then identified in the catchment according to the comprehensive evaluation values of the source-flow processes using ecological stoichiometry. The results showed that: (1) soils in the flat lands and the greenhouse area and sediment in the Chaihe river had higher values of N : P ratios; the values of the dissolved N and P ratio in the runoff were also higher; in contrast, the values of N : P ratio in soil and runoff in P-mining area and forests in P-enriched area were relatively low; (2) there were no significant correlations between soil nutrients and pollutants in runoff; (3) compared to other landscape units, the higher values of pollutant source were found in the sediment of the Chaihe river and the soil in the greenhouse area, and the higher risk of pollutant flow in runoff was found in the greenhouse areas and the P-mining area; consequently, the greenhouse area was considered as the key area of pollutant control in the catchment area due to its high-risk values of pollutant source and flow; (4) according to the proportion of the pollutant source and flow processes, the pollutant flow process in the P-mining area and pollutant source in forests of P-enriched area and river sediment were considered as the key aspects of the

收稿日期: 2019-10-29

修回日期: 2019-11-29

资助项目: 云南省地方本科高校基础研究联合专项(2017FH001-044); 国家自然科学基金(31860133)

第一作者: 吴晓妮(1987—), 女, 陕西商洛人, 讲师, 主要从事面源污染防控与恢复生态学研究。E-mail: wuxiaoxiaoni@163.com

通信作者: 付登高(1978—), 男, 山东临沂人, 讲师, 主要从事流域生态学研究。E-mail: dgfu@ynu.edu.cn

non-point source pollution control in each landscape; non-point source pollution in farmlands (slope farmland, flatland, and greenhouse area) should be simultaneously controlled in processes of the soil pollutant source and pollutant flow in runoff.

Keywords: ecological stoichiometry; non-point source pollution; nutrient available; pollution transport

农田面源污染是水体富营养化的主要来源之一,由于污染源头多、范围广、污染产生和输移过程复杂、时空变动不确定等特点,成为湖泊污染削减和富营养化治理的难题^[1-2]。面源污染物从农田地块中产生,经沟渠、池塘、河道等后进入湖泊,由于其在流域内不同景观单元之间的循环和输移,导致污染物含量在不同景观单元发生一定的改变^[3-4]。因此,有效识别流域面源污染防控重点景观单元是流域环境管理的重要内容。根据面源污染产生的特点,“源”(介质本身具有的污染物含量)、“流”(介质中污染物的迁移性)和“汇(介质对污染物的截留)共同决定了不同景观类型面源污染的最终产生量和输移量^[5-6]。基于这个特点,对流域内不同景观单元进行“源一流一汇”过程的评价可有效识别面源污染防控的重点区域。

生态化学计量学是研究生态相互作用中的能量与多种化学元素平衡的一门分支学科^[7]。目前,生态化学计量学作为一种新的生态学研究手段已广泛应用于生态学研究的各个层次。与此同时,生态化学计量学也为研究面源污染物在输移过程中的流动及循环特征提供了契机。氮、磷是限制自养生物生长最主要的限制因子,除养分含量高低外,氮磷计量比也决定了生物养分限制的程度,并控制着生态系统中物种之间的相互关系^[8-9]。因此,在流域尺度,养分含量及其计量比不仅可以反映不同景观单元内生物系统对养分的响应特征,还可以控制系统的反馈作用进而影响生态系统的物质循环及功能的发挥。例如已有研究表明农田流域内由于不同种植结构,其养分输出的氮磷计量比在 30 : 1 到 300 : 1,其中以作物种植为主的农业区域养分输出中的氮磷计量比相对较高,而以畜牧业为主的农业区域氮磷计量比则相对较低^[10-11]。另外,氮磷计量比还可以用来评估植物生长的主要限制因子,对农业区域内的生态沟渠的植被修复、水华控制等均具有一定的指导意义^[12]。因此,了解流域内不同景观单元内养分输出中氮磷计量比的变化特征对养分的利用特征及其面源污染防控具有重要意义。然而养分输出特征不仅取决于农业景观类型,同时也受土壤养分“源”形态及其含量的影响,而目前利用生态化学计量比特征分析不同景观类型“源一流”动态变化的研究却很少。

滇池是我国富营养化程度比较严重的湖泊,柴河

作为滇池重要的入湖河流之一,其流域内农业面源污染突出,流域内复杂多样的景观类型(磷矿区、坡耕地、坝平地、大棚种植区、河道)为探讨流域内面源污染物的输移特征及其防控策略提供了基础。以往很多研究多利用 3S 技术通过调查污染负荷,结合行政地理单元评估流域内面源污染流失风险,而在流域内汇水片区尺度上利用计量学特征分析和评估农业不同景观单元面源污染风险的研究很少。因此,本文以柴河流域内的一个主要汇水片区为例,在对片区内不同景观单元土壤养分含量及径流污染物含量分析的基础上,利用生态化学计量学指标综合分析面源污染的“源一流”风险,以此识别汇水区内面源污染防控的重点区域,为流域内景观类型的优化配置及面源污染有效防控提供一定的科学依据。

1 研究区域与方法

1.1 研究区概况

柴河子流域(24°36'—24°37'N, 102°41'—102°42'E)位于云南省昆明市晋宁县,是滇池流域 3 个面积超过 300 km²的子流域之一,海拔 1 936~2 236 m,地貌为丘陵山地,土壤类型为山地黄红壤和棕红壤。年平均气温 14.6℃,年平均降水量 925.4 mm,干湿两季分明,雨季主要集中在 5—10 月。研究区位于柴河水库至观音山之间,由于受上游柴河水库的控制,该片区上游来水量较少,观音山处的柴河河道是该区域的唯一出水处,因此该片区可以作为一个较为封闭的流域汇水区来研究。

该汇水片区内主要农业景观类型以山地、坡耕地、坝平地、大棚种植区为主。大多数山地处于晋宁磷矿带上,故土壤平均全磷量(7.31 mg/g)相对较高,山地原生性植被为半湿润常绿阔叶林,但由于人为活动及矿区开采等影响已不复存在,目前山地区广泛分布着以蔗茅(*Erianthus rufipilus*)、马桑(*Coriaria nepalensis*)为优势物种的灌草丛和云南松(*Pinus yunnanensis*)针叶林。坡耕地和坝平区内的农业以蔬菜、作物、果树种植为主,大棚种植区主要以蔬菜和花卉种植为主。柴河流域农业面源氮污染负荷约 342.67 t/a,磷污染负荷为 31.84 t/a。

1.2 数据来源及分析

于 2011 年 6 月选择研究区域内的 6 种典型景观

类型,根据不同景观类型在汇水片区内的面积大小,采用网格化采样方法共采集了 60 个 0—20 cm 的土壤样品,景观类型及样品数量分别为:磷矿区($n=5$)、富磷区林地($n=15$)、坡耕地($n=16$)、坝平地($n=6$)、大棚种植区($n=12$)和柴河河道($n=6$)。分析土壤全氮(TN)、碱解氮(AN)、全磷(TP)、有效磷(AP)含量。同时,在 6 种景观类型土壤采样点的基础上,选择了 20 个可独立收集地表径流的监测点,利用人工蓄水池收集地表径流样品,每个采样景观类型及样品数量分别为:磷矿区($n=3$)、富磷区林地($n=5$)、坡耕地($n=3$)、坝平地($n=4$)、大棚种植区($n=4$)和柴河河道($n=1$)。于 6—9 月对 20 个监测点共采集了 6 场降雨后的地表径流水样(6 月份 1 次,7 月份 3 次,8 月份 1 次,9 月份 1 次,降水量分别是 7,21,62,6,10,46 mm),共采集了 120 个地表径流样品。分析径流中 TN,TP、溶解态氮(DN)和溶解态磷(DP)含量。不同景观类型下土壤养分及径流养分数据分别见吴晓妮等^[12]和付登高等^[13]文献。本文旨在整合土壤与径流数据,并利用生态化学计量学相关参数综合评价不同景观类型面源污染流失风险。

基于土壤样品及径流样品的氮、磷含量,首先对所有土壤及径流养分的计量比总体特征进行分析并对二者进行相关性分析;其次计算不同景观类型下氮、磷的可利用性、流失系数和迁移系数;最后综合评估汇水区内不同景观类型下氮、磷污染物的“源一流”过程中的风险,进而确定面源污染防治的重点区域。其中,不同景观类型下地表径流的营养结构采用 $N:P < 7$ 与 $N:P > 30$ 作为径流氮、磷限制的参考值^[14],分析地表径流的富营养化特征。为了评估养分“源—

流”过程中的风险,采用了如下计量学指标:

$$\text{养分可利用性} = \frac{\text{土壤(或径流)可利用养分}}{\text{土壤(或径流)总含量}}$$

$$\text{养分流失系数} = \frac{\text{径流中养分总含量}}{\text{土壤养分总含量}}$$

$$\text{养分迁移系数} = \frac{\text{径流溶解态养分含量}}{\text{土壤养分总含量}}$$

利用土壤及径流中养分的可利用性指标综合评价污染物“源”强风险指数;利用养分流失系数和养分迁移系数综合评价污染物“流”失风险指数;“源”强风险指数与“流”失风险指数之和为不同景观总体风险指数,并以此确认汇水区中面源污染重点防控区域;最后通过计算“源”强风险指数与“流”失风险指数所占总体风险指数的比例,识别不同景观类型面源污染防控的重点环节。

2 结果与分析

2.1 土壤养分及其生态化学计量比特征

汇水区内不同景观类型下土壤养分及其计量比特征见表 1。其中大棚区土壤与柴河底泥氮含量较高,大棚区内土壤 TN 和 AN 含量高达 2.99 g/kg 和 0.63 g/kg。而磷矿区和富磷区林地具有较高的 TP 和 AP,最高分别为 20.00 g/kg 和 3.69 g/kg。生态化学计量比分析发现坝平地、大棚种植区和柴河底泥具有较高的 TN/TP 比和 AN/AP 比。通过表 1 可发现坝平地、大棚种植区和柴河底泥的氮素含量较高,具有较高的氮“源”,而磷矿区和富磷区林地具有较低的 TN/TP 比和 AN/AP 比,说明土壤中具有较高的磷“源”。

表 1 汇水区内不同景观类型土壤及径流养分及其计量比特征

景观类型	土壤($n=60$)			径流($n=20$)		
	总氮/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	总磷/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	氮磷比	溶解态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	溶解态磷/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	溶解态氮磷比
磷矿区	0.66±0.32c	20.00±9.80a	0.03±0.01c	0.11±0.07c	3.18±0.89a	0.03±0.02c
富磷区林地	1.55±0.66bc	9.98±5.46ab	0.16±0.06b	0.16±0.07c	3.69±1.78a	0.04±0.02c
坡耕地	2.02±0.76ab	7.41±2.09b	0.27±0.36ab	0.17±0.08c	1.15±0.51b	0.15±0.07b
坝平地	1.84±0.15b	2.56±0.09d	0.72±0.37a	0.24±0.01b	0.63±0.01c	0.39±0.10b
大棚种植区	2.24±0.08a	3.18±0.07c	0.70±0.13a	0.27±0.02b	0.55±0.01c	0.49±0.07ab
柴河底泥	2.99±0.82a	4.79±1.69bc	0.62±0.29a	0.63±0.20a	0.87±0.23bc	0.72±0.23a

注:数据为平均值±标准偏差,不同字母表示同一列内不同景观类型之间在 0.05 水平上具有显著差异。

2.2 径流养分含量及其计量比特征

不同景观类型地表径流氮、磷含量及其计量比特征见表 1 和图 1。其中磷矿区、富磷区林地和大棚区径流具有较高的溶解态磷;而大棚区、坡耕地径流及柴河下游径流具有较高的溶解态氮含量。根据径流溶解态氮磷比特征,坡耕地、坝平地、大棚区及柴河下

游径流溶解态氮磷比均比磷矿区和富磷区林地有明显增加,说明随着径流输移,氮素含量增加速度比磷素增加的速度要高,而富磷区林地和磷矿区的径流溶解态氮含量幅度变化较小,但溶解态磷流失却快速增加。对比水质富营养化评估的营养物限制性划分标准,柴河流域内坝平地与坡耕地的径流为磷限制(氮

磷比大于 30),富磷区林地和磷矿区的地表径流为氮限制(氮磷比小于 7),大棚区地表径流及柴河下游水体则不受养分的限制(氮磷比在 7~30)。

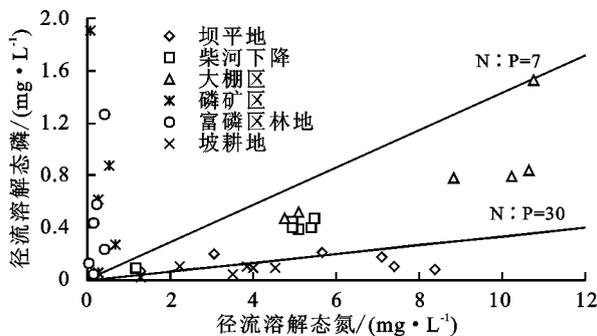


图 1 不同景观单元径流溶解态氮磷比的分布特征

2.3 土壤养分与径流污染物之间相关性

土壤养分与径流污染物之间的相关性分析结果表明:土壤 TN 与 AN,TP 与 AP 以及 TN 与 TP 之间均具有显著相关性($p < 0.05$),径流 TN 和 DN 以及 TP 和 DP 之间具有极显著相关性($p < 0.01$),但未发现土壤养分与径流中污染物具有显著的相关性($p > 0.05$)(表 2)。

表 2 土壤养分与径流养分之间相关性分析

参数	土壤 TN	土壤 AN	土壤 TP	土壤 AP	径流 TN	径流 DN	径流 TP
土壤 AN	0.848*						
土壤 TP	-0.815*	-0.503					
土壤 AP	-0.716	-0.505	0.801*				
径流 TN	-0.303	-0.176	0.674	0.418			
径流 DN	-0.280	-0.313	0.554	0.442	0.943**		
径流 TP	-0.040	-0.063	-0.395	-0.385	-0.518	-0.528	
径流 DP	-0.015	-0.163	-0.466	-0.419	-0.482	-0.420	0.969**

注:TN 表示总氮;AN 表示有效氮;TP 表示全磷;AP 表示有效磷;DN 表示溶解态氮;DP 表示溶解态磷;* 表示 $p < 0.05$; ** 表示 $p < 0.01$ 。

表 3 不同景观类型下土壤“源”强及径流污染物“流”失风险评价

类型	磷矿区	富磷区林地	坡耕地	坝平地	大棚种植区	柴河底泥
“源”强风险指数						
土壤氮可利用性($n=60$)	0.17	0.11	0.08	0.13	0.12	0.21
土壤磷可利用性($n=60$)	0.16	0.37	0.16	0.25	0.17	0.18
径流氮可利用性($n=20$)	0.32	0.34	0.52	0.60	0.85	0.96
径流磷可利用性($n=20$)	0.06	0.15	0.05	0.04	0.40	0.90
风险强度	2.68	3.65	2.38	3.27	4.59	7.33
“流”失风险指数						
氮流失系数($n=20$)	1.85	0.52	3.92	4.27	4.07	1.29
氮迁移系数($n=20$)	0.54	0.18	2.11	2.58	3.50	1.23
磷流失系数($n=20$)	15.06	1.07	1.54	1.53	1.21	0.20
磷迁移系数($n=20$)	0.21	0.18	0.07	0.07	0.50	0.18
风险强度	6.45	1.51	3.53	3.93	6.46	2.17
总风险评估指数	9.12	5.17	5.90	7.20	11.05	9.50
“源”强风险比例	0.29	0.71	0.40	0.45	0.42	0.77
“流”失风险比例	0.71	0.29	0.60	0.55	0.58	0.23

2.4 污染物“源一流”风险分析

不同景观类型下土壤污染物“源”强及径流污染物“流”失风险指数分析结果见表 3。其中,柴河底泥与大棚种植区的污染物的“源”强较高,主要表现在径流中污染物的可利用性上,而土壤中养分的可利用性并未呈现出较高的数值;在污染物“流”风险中,大棚种植区和磷矿区具有较高的养分流失风险,其中表现为坝平地、大棚种植区和坡耕地具有较高的氮流失系数及氮迁移系数,磷矿区具有较高的磷流失系数和磷迁移系数,另外大棚种植区的磷迁移系数也较高。对“源一流”过程综合评价结果表明大棚种植区、柴河底泥和磷矿区具有较高的总风险指数,表明其在面源污染过程中具有较高的污染流失潜力。

“源”强风险指数与“流”失风险指数在总风险指数中所占比例结果表明:磷矿区的面源污染主要表现在养分的迁移和流失上,而富磷区林地和柴河河道底泥的面源污染则主要体现在其土壤或底泥具有较高的养分含量;坡耕地、坝平地和大棚种植区的面源污染其“源”强和污染物“流”失风险指数所占比例相似。

3 讨论

3.1 土壤与径流养分的生态化学计量学特征

通过对土壤与径流养分相关分析结果表明二者并不具有显著相关性(表2),该结果说明土壤养分并不能显著解释径流中养分流失的变化。径流中养分的流失不仅受到土壤养分的影响,同时还受降水、土地利用类型、坡度、土壤组成、植被覆盖等多方面的共同影响^[15]。从土壤养分方面来看,研究结果表明坝平地、大棚种植区具有较高的TN/TP比和AN/AP比,这说明这两种土地利用方式具有较高的氮“源”,这与农业种植区内大量使用含氮化肥有密切关系^[13]。研究表明该区域农田来自施加化肥的氮、磷年输入量平均为137 g/m²,31 g/m²^[16]。同时柴河底泥也具有较高的氮磷比,说明来自陆地系统中的氮输入量要高于磷素输入。另外,磷矿区和富磷区林地由于具有较低的氮磷比,其土壤磷素含量较高,这与该流域内大型磷矿区分布有关^[17]。坡耕地的氮磷比居中则是由人工施肥加之土壤高磷素背景值共同作用而导致的^[16]。

从径流氮磷比来看,坡耕地、坝平地、大棚区及柴河下游径流溶解态氮磷比较高,说明这些土地利用方式是氮富集区域,氮素的流失风险要高于磷素。通过水质富营养化评估的营养物限制性划分标准,除大棚区及柴河下游水质不受营养盐的限制外,其他不同景观类型下的径流均受氮或磷的限制^[14],该结果表明:(1) 大棚种植区径流中氮磷污染严重,其径流水质极易增加水体富营养化的风险;(2) 虽然其他景观类型径流受氮或磷的影响,但由于所有径流均会汇集到柴河河道,因此当农田区域的径流(水质磷限制)与富磷山地区域的径流(水质氮限制)汇入柴河河道后,其径流污染物的变化会明显增加富营养化的风险,河道径流水质(氮磷比在7~30)不受氮、磷限制的结果也说明了这一点。

基于土壤与径流养分,整合分析二者的计量关系对理解养分循环过程及养分流失具有重要作用。通过对比养分的流失系数与迁移系数,发现农田具有较高的氮流失系数和迁移系数,这与农田大量施加可溶性化肥密切相关^[16],同时也说明农田是氮流失的主要污染源。前期研究也表明该区域内农田中溶解态的氮(主要是硝态氮)是氮流失的主要形式,其比例在60%以上^[12]。磷矿区和大棚种植区具有较高的磷流失系数和磷迁移系数,磷矿区内植被退化,地表易产生径流和严重的土壤侵蚀,加上磷素大多以颗粒态磷形式流失,故导致磷矿区的磷流失系数最高^[12];而大棚种植区内由于其地形平坦及大棚覆盖,加上人工施肥的原因,导致其径流中可溶性磷高,而颗粒态磷低,进而导致其磷迁移系数较高^[18]。

3.2 面源污染防治重点区域与环节的识别及建议

评估流域面源污染,往往通过“源—流—汇”进行系统评价,由于不同景观类型土壤本身既可能作为“源”,也可以作为污染物的“汇”。因此,不同景观类型下土壤中养分的流失就是对“源”和“汇”的综合评价^[5-6]。为此,结合土壤“源”强指数及养分的“流”失指数综合分析评价不同景观类型的面源污染风险对流域的富营养化防控和管理具有一定的意义。结果发现大棚种植区和柴河底泥具有较高的“源”强,而磷矿区和大棚种植区具有较高的污染物“流”失风险;二者相重叠的部分为大棚种植区,即表明大棚种植区不仅具有较高的污染“源”强,同时也具有较高的“流”失性,为汇水区污染防控的重点区域。

通过“源”强指数与“流”失指数占总体风险指数的比例结果与分析,汇区内不同景观类型其“源”强特征与“流”失特征有一定差异。其中磷矿区虽然具有很高的“源”强,但由于其地表少覆盖,加上坡度较陡,导致其污染物的流失风险较高,因此磷矿区内如何控制地表侵蚀是该区域污染防控的重点环节。富磷区林地与柴河底泥则表现为源强风险较高,富磷区林地已具备一定的植物群落结构,可有效减少地表侵蚀,因此在富磷区林地通过不同措施“固定”土壤磷素要比水土流失防控更为重要;柴河底泥既含有大量可利用性的养分,同时也受河道径流量、流速、水位变化等多因素的影响,但相比之下减少底泥可利用养分是河道内源污染防控的重点。农田种植区(坡耕地、坝平地和大棚种植区)由于其源强风险指数与流失风险指数所占比例相似,说明强烈受人为管理影响的土地利用方式其面源污染防控既要控“源”还要减“流”。

鉴于大棚种植区离河道距离近、大量人为施肥等原因,如何有效控制大棚种植区的面源污染问题一直是农业面源污染防控的难点和重点。基于我们的研究结果,我们建议可以从以下几个方面进行有的放矢的整治:(1) 减量施肥:目前已在很多流域进行,通过减量施肥或施加有机肥、缓释肥等方式减少土壤中养分的含量或其有效性,进而降低养分的流失风险^[1-2,14];(2) 大棚区内污染物的循环利用:通过养分循环利用降低“流”失风险,减少整体污染物的向外输移;(3) 土地利用方式改变:鉴于河岸带的生态重要性,建议部分大棚种植区搬离至坡耕地区域,在原有大棚种植区内建立河岸缓冲带,大棚区搬至地形改造后的坡耕地区域,既可以减少水土流失,又可以增加大棚种植区离河道的距离,增加污染物在迁移过程中的滞留时间,促进其他土地利用类型(坝平地、河岸缓冲带)对污染物的有效截留和吸收。该方式目前已在柴河流域进行工程实施,并取得了一定的效果。

根据不同景观类型下面源污染防控重点环节,应通

过有效的土地整理或生态恢复控制磷矿区的土壤侵蚀,如坡面减缓、构筑拦砂坝、种植适生植物等方法;在富磷区林地,通过改善林地结构属性增加有机质或铁铝含量,以此加强土壤中磷素的固定与吸附;在柴河河道通过定期清淤及返还农田的方法达到既减少河道内源污染又实现养分循环利用的目的。对于农业种植区,则需要从减肥控流等多个环节同时进行,才可有效降低农业种植区内的面源污染风险^[1-2,6]。

本研究方法可为生态环境管理提供一定的借鉴。以前在中、大尺度上识别或评价面源污染风险多基于人口、化肥施用、养殖情况等方面资料,利用合适的模型估算农业面源污染负荷,然后利用降水、土壤侵蚀、地形特征及植被覆盖等因子修正农田污染负荷得到污染负荷最终值^[19]。本研究利用生态化学计量的方法可有效整合和评估土壤—径流系统中的面源污染情况,对有效修正污染负荷参数,提升面源污染评估准确性有一定的应用价值,但如何在模型中应用还需要进一步研究。

4 结论

(1) 坝平地、大棚种植区土壤和柴河底泥具有较高的氮“源”,而磷矿区和富磷区林地土壤具有较高的磷“源”。

(2) 富磷区林地和大棚区径流中溶解态磷含量较高;而大棚区和坡耕地径流及柴河下游水体中溶解态氮含量较高。

(3) 土壤氮磷总量与有效态之间以及径流氮磷总量与溶解态之间具有显著相关性,但土壤—径流之间氮、磷含量相关性不显著;

(4) 大棚种植区和柴河底泥具有较高的“源”强,大棚种植区和磷矿区具有较高的污染物“流”失风险。其中大棚种植区是该汇水区“源”强“流”高的污染物防控重点区域。

(5) 磷矿区面源污染流失过程、富磷区林地土壤和河道底泥中较高的养分“源”是各自景观类型下面源污染防控的重点环节;而农业种植区(坡耕地、坝平地和大棚区)的“源”和“流”均是该景观类型下面源污染防控的重点环节。

参考文献:

[1] 金相灿.湖泊富营养化控制和管理技术[M].北京:化学工业出版社,2011:53-54.
 [2] 全为民,严力蛟.农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施[J].生态学报,2002,22(3):291-299.
 [3] Sharpley A N, Gburek W J, Folmar G, et al. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania [J]. Agricultural Water Management, 1999,41(2):77-89.

[4] Brazier R E, Heathwaite A L, Liu S. Scaling issues relating to phosphorus transfer from land to water in agricultural catchments[J]. Journal of Hydrology, 2005,304(1/4):330-342.
 [5] 杨育红,阎百兴.降雨—土壤—径流系统中氮磷的迁移[J].水土保持学报,2010,24(5):29-32,60.
 [6] 姜庆虎,刘艳芳,黄浦江,等.城市湖泊流域面源污染的源—汇效应研究:以武汉市东湖为例[J].生态环境学报,2013,22(3):469-474.
 [7] Elser J J, Bracken M E S, Cleland E E, et al. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems[J]. Ecology Letters, 2007,10(12):1135-1142.
 [8] Allan J D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems[J]. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2004,35:257-284.
 [9] Hessen D O, Agren G I, Anderson T R, et al. Carbon sequestration in ecosystems: the role of stoichiometry [J]. Ecology, 2004,85(5):1179-1192.
 [10] Alexander R B, Böhlke J K, Boyer E W, et al. Dynamic modeling of nitrogen losses in river networks unravels the coupled effects of hydrological and biogeochemical processes[J]. Biogeochemistry, 2009,93(1/2):91-116.
 [11] Arbuckle K E, Downing J A. The influence of watershed land use on lake N : P in a predominantly agricultural landscape [J]. Limnology and Oceanography, 2001,46(4):970-975.
 [12] 付登高,吴晓妮,何锋,等.柴河流域不同景观类型径流氮磷含量及其计量比变化特征[J].生态与农村环境学报,2015,31(5):671-676.
 [13] 吴晓妮,付登高,刘兴祝,等.柴河流域典型景观类型土壤氮磷含量的空间变异特征[J].土壤,2016,48(6):1209-1214.
 [14] 彭近新,陈慧君.水质富营养化与防治[M].北京:中国环境科学出版社,1988:15-47.
 [15] 唐艳凌,章光新.流域单元景观格局与农业非点源污染的关系[J].生态学杂志,2009,28(4):740-746.
 [16] Wang Y, Tanaka T, Inoue H, et al. Annual nutrient balance and soil chemical properties in heavy multiple cropping system in the coastal area of southeast Lake Dianchi, Yunnan Province, China[J]. Plant Production Science, 2015,18(3):323-335.
 [17] 付登高,何锋,郭震,等.滇池流域富磷区退化山地马桑—蔗茅植物群落的生态修复效能评价[J].植物生态学报,2013,37(4):326-334.
 [18] 王洪娇.滇池流域不同农田类型径流氮磷流失特征[D].昆明:云南大学,2013.
 [19] 陈利顶,傅伯杰,徐建英,等.基于“源—汇”生态过程的景观格局识别方法—景观空间负荷对比指数[J].生态学报,2003,23(11):2406-2413.