DOI: 10.5846/stxb201403060386

陈建国,闫文德,项文化.湘北丘陵林-稻系统镉的迁移.生态学报,2015,35(22): - . Chen J G, Yan W D, Xiang W H. Cadmium distribution and cycling in forest-rice agroforestry systems in Northern Hunan.Acta Ecologica Sinica,2015,35 (22): - .

湘北丘陵林-稻系统镉的迁移

陈建国^{1,2,3},闫文德^{1,2,3,*},项文化^{1,2,3}

1 中南林业科技大学生命科学与技术学院,长沙 410004 2 南方林业生态应用技术国家工程实验室,长沙 410004 3 会同杉木生态系统国家野外科学研究站,会同 418307

摘要:为了研究中南丘陵区林-稻系统镉的迁移规律,2012年5月下旬至9月上旬(中稻稻季)在湘北汩罗市桃林林场选择二种 类型的林-稻复合生态系统针对降水、地表径流、山塘水、稻田水及其中镉含量用收支平衡法进行了原位动态研究。结果表明, (1)以降水形式从区域外输入的镉是湘北地域地表系统主要的外来镉源,镉的输入主要集中在稻季的早期;(2)镉以雨水形式 输入丘陵林-稻系统后,53%被林地截留,7.5%累积于山塘,11.6%存留于稻田,其余28.9%以稻田水和稻草、谷粒的形式输出林-稻系统;(3)不同林-稻系统比较,混-稻系统对外源镉的固持功能最强,松-稻系统其次,对照系统最弱,其原因在于各系统间岗 地森林郁闭度存在差异,郁闭度大能增强岗地对镉的固持能力;(4)在岗地截留镉能力较弱的情况下,山塘能够减缓系统镉的 迁移强度;(5)岗地输入山塘水中的大分子有机物能加强镉在稻田中累积。综上所述,林-稻系统镉的累积与雨水常年输入镉有 关,系统内岗地森林郁闭度、与有机物输出相关的森林类型影响镉在系统中的迁移和分配。 关键词:镉;林-稻系统;收支平衡;水循环;中国南方

Cadmium distribution and cycling in forest-rice agroforestry systems in Northern Hunan

CHEN Jianguo^{1,2,3}, YAN Wende^{1,2,3,*}, XIANG Wenhua^{1,2,3}

1 College of Life Science and Technology, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China

2 Southern Forest National Engineering Laboratory for Ecological Applications, Changsha 410004, China

3 National Field research Station for Fir Ecosystem in Huitong, Huitong 418307, China

Abstract: Cadmium (Cd) and its compounds are highly toxic to living organisms and are an environmental health hazard. Rice plants usually accumulate more Cd than other crops; therefore, serious concerns have been raised about human health risks resulting from food webs through Cd-contaminated rice paddy soils since rice is a staple food source for many Asian countries such as China and India. In hilly regions of southern China, rice plants are often cultivated near forests in a forest-rice agroforestry system, where the forests often occupy the upper parts of the hilly areas and the rice paddy fields are often present in the lower parts and in natural depressions. Although forest-rice agroforestry systems have been a typical agricultural model in southern China for many years, the pattern of Cd distribution and cycling and mechanisms controlling its accumulation and transport are still poorly understood in these systems. In this present study, the distribution and dynamic characteristics of Cd were investigated in two types of forest-rice agroforestry systems and one rice paddy system (without forests, as a control) in Taoling Forest Farm, Human Province, China from late May to early September in 2012. The concentration and fluxes of Cd in rainfall water, runoff water, pond water, and rice paddy-field water were measured.

收稿日期:2014-03-06; 网络出版日期:2015-04-20

基金项目:林业公益性行业科研专项(201404316);湖南省高等学校科学研究项目(12C0457)

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: csfuywd@ hotmail.com

The main objectives of this study were to examine the transport patterns of Cd in different components of hydrological process and to calculate input-output budgets of Cd in the forest-rice systems. The results showed that (1) Cd mainly entered into the forest-rice agroforestry systems through precipitation in the study area, much of which happened during the early stage of the rice growing season. (2) Of the total amount of Cd input into the systems by precipitation, about 53% was retained in forests, 7.5% in ponds, 11.6% in rice paddy fields, and 27.9% was exported from the systems through rice paddy-field water, rice-straw, and rice-grain harvesting. (3) Because of the difference in canopy density of forests between the forestrice agroforestry systems, the mixed forests-rice-paddy system had the highest capacity to retain Cd, followed by the pine forests-rice-paddy system, and the control site had the lowest capacity. It seemed that the retaining capacity of Cd was positively related to the canopy density of forests. (4) The ponds could mitigate the transportation of Cd within the systems, and upper hilly areas had particularly serious soil erosion. (5) Macromolecular organic matter in pond water enhanced the accumulation of Cd in rice paddy fields. The results from the study indicated that the accumulation of Cd was related to Cd concentration in bulk precipitation in forest-rice agroforestry systems. The canopy density of forests and different forest types affected the distribution, transport, and output of Cd in the forest-rice agroforestry systems in the study regions.

Key Words: cadmium; forest-rice agroforestry systems; input-output budget; water cycling; southern China

近年来,"镉米"事件^[1]逐渐引起了人们的关注。研究表明^[2,3],因稻米镉超标而形成的"镉米"与稻田环 境受到镉的污染有关,而迄今研究过的稻田镉污染案例毫无例外地都具有明显的污染源和污染途径,例如因 污水灌溉^[4]、邻近工业冶炼炉^[5]、公路^[6]及矿渣堆积区^[7]或地处矿区^[8]等而遭受镉污染的稻田土壤,其镉污 染源明确,其镉迁移途径或为河流^[9],或为地表径流^[10],或为大气扬尘^[11],或为渗滤液^[12],亦皆有迹可循。 然而近期在中南地区一些远离镉污染源、综合环境质量原本较好的丘陵地带也出现了"镉米"^[13],表明这些 地方稻田土壤也不幸遭遇镉污染,那么这些地方稻田土壤新富集的镉源自何方?其镉迁移途径及累积机制如 何?目前这仍是一个迷题。当前与此背景相似的问题的研究报道也非常少。李英伦^[4]曾经对四川紫色土丘 陵区稻田铜铅镉砷的累积进行过研究,他认为通过径流从旱土表面剥蚀的泥沙是当地稻田土壤镉累积的主要 源头;张建新^[15]通过马尔科夫模型研究认为洞庭湖底泥的镉也是通过"一江四水"输入的泥沙携带而来。然 而中南丘陵区的地质、生态环境与四川盆地相去甚远,丘陵区稻田土壤的形成也与洞庭湖底泥不同,因此相关 研究结果并不能指导解决或解释中南丘陵区的镉污染问题。为截断中南丘陵区稻田镉的迁移途径、从而最终 解决当地稻田土壤的镉污染问题,有必要对当地稻田镉输入-积累-输出的迁移过程作深入研究。

中南丘陵区典型的稻田生态系统是丘陵林-稻复合生态系统,这种复合生态系统由半围合状的丘岗及岗 下的洼地共同构成(丘岗多为林地,洼地为山塘和稻田),它与外部环境相对隔绝,受外界干扰少。本研究选 择湘北汩罗市桃林林场的林-稻复合生态系统作为研究对象,以原位试验的方式观测稻季动态降雨量、降雨产 生的地表水量、地表水携带的泥沙量以及降雨、地表水、泥沙的动态镉含量,通过收支平衡法研究镉在丘陵林-稻复合生态系统内各地块的分配和迁移,从而探明中南典型丘陵区稻田生态系统镉迁移的途径及稻田土壤镉 累积机制,为减轻该类环境稻田土壤的镉污染、改善稻米的安全生产环境提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于湘北洞庭湖东岸的汩罗市桃林林场(北纬 28°57′16″—28°58′12″,东径 113°4′35″—113°5′33″), 地处幕阜山脉西北支脉与洞庭湖交接地带,属丘陵地貌。气候属亚热带季风湿润气候,年均气温 17℃,年总 降雨量 1345 mm,林地植被以常绿阔叶、针阔混交林为主。土壤为第四纪红土母质上发育的红壤,土壤粘土矿 物以高岭土为主,水云母、14 Å 过渡矿物或 12 Å 层间矿物其次,含少量三水铝石和石英。

3

1.2 研究方法

1.2.1 试验设计

研究区选择在桃林林场内的彭家里、汩字区、土里塘等三处丘陵复合系统,三系统岗地利用类型分别为旱耕地、湿地松种质园、针阔混交林地,洼地均为山塘和稻田。降雨时岗地产生坡面径流汇于山塘,山塘则蓄积径流和雨水供塘下稻田干旱时灌溉之用,因此系统内地表水循环是系统内水稻生产的基础。试验以彭家里为对照(以下简称为对照 CK),调查研究汩字区、土里塘二类型林-稻复合系统(以下分别简称为松-稻 Elliotti land-paddy、混-稻 Mixed forest-paddy,表中分别缩写为 EP、MP)镉的地表迁移过程。根据林-稻系统内山塘的面积规划整理岗地有效集雨区,使三系统岗地有效集雨区、山塘面积比均为 12.5:1。研究区岗地有效集雨区 用高 30 cm、底宽 30 cm、顶宽 15 cm 的梯形地埂与非研究区分隔,使有效集雨区降雨时产生的坡面径流全部 汇于山塘;研究区稻田紧接山塘。在每个系统岗地坡面按岗顶、岗腰、岗脚分别随机布置 3 块 2.5 m×10 m 的样方,样方周围用高 30 cm、宽 30 cm 的土埂与外部环境相隔离,土埂外覆塑料膜、内侧开 30 cm 深围沟,围沟末端建 1 m×1 m 集水池,用于积留雨后样方内流失的泥沙和地表径流。

彭家里的岗地坡面为梯土,每年夏季种植红薯或玉米,亩施 80 kg 钙镁磷肥、20 kg 碳铵,研究区岗地、山 塘面积分别为 2.5、0.2 hm²。汩字区岗地是湿地松种质园,平均坡度 15 度,郁闭度 85%,园内每年 4 月亩施 40 kg钙镁磷肥、20 kg 碳铵、500 g 溴氰菊酯,6 月施 750 mL 草苷膦,12 月施 40 kg 钙镁磷肥,研究区岗地、山塘 面积分别为 3.1、0.25 hm²。土里塘的岗地为退耕还林后形成的常绿针阔混交林,坡面为梯面,郁闭度 100%, 研究区岗地、山塘面积分别为 2.2、0.176 hm²。山塘有效蓄水深度均为 2 m。

三系统内均以紧接山塘的三丘稻田为采样和稻田水位管理监测区,稻田种植一季中稻,品种为"奥两优 76",于 2012 年 4 月 25 日播种,5 月 25 日秧苗移栽,9 月 10 日收获。稻季各生育阶段稻田水分管理制度以及 根据制度和降雨量不同阶段形成的灌水量和排水量见表 1。稻季稻田采用一次性全层施肥,亩施尿素 8 kg、 钙镁磷肥 40 kg、KCl 7.2 kg。

8			ę	8	88	8
生育阶段 Growth stage	日 数 Days ⁄d	日耗水量 Amount of water consumption per day / mm	淹灌深度 The depth of basin irrigation/ mm	降水量 Amount of precipitation / mm	灌水量 Amount of irrigation water/ mm	排水量 Amount of drainage water / mm
返青期 Turning green stage	11	3.8	10-30-50	43.3	0	15.7
分蘖前期 Early tillering stage	18	4.5	20-50-70	189.1	0	65.6
分蘖后期 Later tillering stage	17	5.6	30-60-90	61.6	0	35.6
拔节孕穗期 Jointing-booting stage	36	6.6	30-60-120	144.2	136.7	91.9
抽穗扬花期 Flowering stage	7	6.6	10-30-100	42.2	0	0
乳熟期 Milk ripe stage	12	6.1	10-20-60	26.9	27.8	0
黄熟期 Yellow ripeness stage	8	3.1	0-0-0	0.6	0	0

表 1 水稻生育期灌溉制度及降水量和灌排水量 Table 1 the irrigation schedule, amount of precipitation, and the amount of irrigation and drainage during growth stages of rice

钙镁磷肥总镉含量为 1.7501 mg/kg,水溶性镉无检出;碳铵、尿素、KCl 无镉检出。各用地类型土壤 pH 值、总镉、有机质、土壤机械组成见表 2;30 cm 以下土层土壤总镉平均含量为 0.630 mg/kg。

为了排除其它因子对稻季山塘水研究的干扰,5月25日秧苗移栽后将山塘水放干,重新汇集坡面径流及降雨。通过在岗地打钻调查,发现其地下渗流及少,故进入山塘的岗地壤中流可略而不计。

1.2.2 监测及采样方法

采取土样。试验开始前在样方内按五点采样法采取表层 0—10 cm 土样,五样均匀混合,从中取 500 g 作为混合土样待分析;在每块稻田按五点取样法采取 0—10 cm 表层土壤,如前法取得 500 g 混合土样;山塘底泥按五点法采取五份底泥样。每份土样都风干过筛待测土壤理化指标。

35 卷

表 2 研究系统不同地块土壤 pH 值、有机质含量、总镉含量及土壤机械组成

Table 2 the soil pH, organic matter content, total Cd content, and soil mechanical composition in different plots of different compound ecosystem in test areas

	系统组成		总镉 Total Cd mg⁄kg¹	ナ 畑 氏	土壤机械组成 Soil mechanical composition/%				
杀统奀型 System type	Composition in system	рН		有机质 <i>OM</i> /g/kg ¹	粘粒 Clay	粉粒 Silt	粉砂 Fine sand	粗砂 Coarse sand	
松-稻 E P	岗地 hilly	4.44±0.13	1.14 ± 0.22	29.4±12.1	42.4±4.5	35.9 ± 3.5	11.3±2.3	10.4±6.2	
	山塘 pond	5.83 ± 0.32	1.34 ± 0.16	21.5±1.8	58.6±2.2	24.3±2.4	8.6±1.1	11.4 ± 4.2	
	稻田 paddy	5.87 ± 0.30	1.25 ± 0.20	36.5±2.4	28.3±1.6	45.2±3.1	20.1±2.0	8.6±1.0	
混-稻 M P	岗地 hilly	4.83 ± 0.24	0.97 ± 0.36	23.1±10.9	40.4 ± 4.1	33.4±3.5	12.2±2.6	14.0 ± 5.3	
	山塘 pond	5.71±0.21	1.42 ± 0.13	24.1±0.9	54.3±2.5	25.1±2.0	7.8±0.9	14.4 ± 2.9	
	稻田 paddy	5.46 ± 0.14	1.28 ± 0.09	42.1±3.7	29.2 ± 3.0	43.1±3.4	23.2±1.6	5.4 ± 0.8	
对照 CK	岗地 hilly	5.09 ± 0.14	0.67 ± 0.21	27.3±4.0	38.6 ± 5.8	40.9 ± 4.4	13.5±2.8	7.1±3.4	
	山塘 pond	5.65 ± 0.11	1.78 ± 0.22	18.6±2.1	20.3 ± 1.6	21.9±3.1	9.2±1.1	47.8±5.6	
	稻田 paddy	5.39±0.21	1.43 ± 0.81	39.8±2.9	25.6±2.4	40.2±4.2	18.1±1.8	9.6±1.2	

注:EP----"Elliotti land-paddy"的缩写;M P----"Mixed forest-paddy"的缩写

降雨量监测及雨水样采取。各区各放置3个雨量筒监测每次降雨量,同时采取雨水样以备检测分析。

坡面径流监测及径流、泥沙样采取。每次降水后,将集水池中的水搅拌均匀,用量筒计量坡面径流量,同时取 500 mL 水样,通过过滤、烘干测定泥沙含量;通过以上方式得到的滤液为径流水样,得到的泥沙为泥沙样。备测有关指标。

山塘、稻田水位监测及采取水样。用 SR30 型超声水位计监测山塘、稻田日常水位。于 5 月 25 日—8 月 29 日多次采取山塘水样和稻田水样。水样马上送实验室测定相关指标。

水稻测产及采取水稻植株样。水稻收获前一天对水稻地上、地下部生物产量进行理论测产,同时采取水稻植株样,分别对根系、茎叶、谷粒杀青、烘干、称重,最后粉碎备测各部分器官镉含量。

1.2.3 测定方法

(1)土壤有机质用外加热-重铬酸钾氧化法测定[16];

(2)土壤总镉用盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸全消解-石墨炉原子吸收分光光度法测定[16];

(3)水样总镉含量测定——先用盐酸溶解悬浮物,再用荧光光谱法测定[17];

(4)水稻各器官镉含量用浓硫酸-双氧水消煮-石墨炉原子吸收分光光度法测定^[16]。

1.2.4 系统内镉迁移量的计算

(1)雨水镉输入量=降水量×雨水镉含量;

(2) 坡面径流镉迁移量=坡面径流量×坡面径流镉含量; 岗地输出泥沙镉含量=坡面径流量×泥沙含量× 泥沙镉含量; 岗地镉净存留量=岗地雨水镉输入量-坡面径流镉迁移量-岗地泥沙镉输出量;

(3)山塘镉输入量=岗地向山塘镉迁移量+山塘雨水镉输入量;山塘镉输出量=山塘水输出量×山塘水镉 含量;山塘镉净留存量=山塘镉输入量-山塘镉输出量;

(4)稻田镉输入量=山塘向稻田镉输出量+稻田雨水镉输入量;稻田镉输出量=水稻地上部镉输出量+稻 田水镉输出量;稻田镉净留存量=稻田镉输入量-稻田镉输出量。

1.2.5 统计方法

数据利用 SPSS15.0 软件进行方差分析。

2 结果与分析

2.1 稻季林-稻系统不同地块输入输出水量
见表 3,系统内不同地块水的输入主要来源于降雨及上一级地块地表水的输出。

	たま

5

Table 3	the amount of	water of inputtin	g and outputting	in different plot	in the compoun	d ecosystem duri	ng rice cropping	season/ (mm)
生育阶段	ξ Growth stage	返青期 Turning green stage	分蘖前期 Early tillering stage	分蘖后期 Later tillering stage	拔节孕穗期 Jointing- booting stage	抽穗扬花期 Flowering stage	乳熟期 Milk ripe stage	黄熟期 Yellow ripeness stage
日期 Dat	e	5-25-6-4	6-5-6-22	6-23—7-9	7-10—8-14	8-15-8-21	8-22—9-2	9-3—9-10
岗地	降雨输入 Input	ting by precipitatio	on					
Hilly		43.3±2.6	189.1±5.9	61.6±2.1	144.2±3.3	42.2±2.0	26.9±1.9	0.6±0.3
	坡面径流输出	Outputting by surfa	ace runoff on slope	e				
	松-稻 EP	8.6±1.5ab	$32.4 \pm 4.3 \mathrm{b}$	8.2±5.3ab	20.2±6.1b	$3.8 \pm 0.8 \mathrm{b}$	$1.8 \pm 0.2 \mathrm{b}$	0
	混-稻 MP	$4.3 \pm 2.3 \mathrm{b}$	$17.4 \pm 8.3 c$	$2.8 \pm 1.6 \mathrm{b}$	9.6±2.2c	$2.9 \pm 0.6 \mathrm{b}$	0	0
	对照 CK	15.4±4.5a	67.8±9.1a	13.0±4.2a	32.9±3.1a	13.3±2.2a	4.6±1.3a	0
山塘	雨水及坡面径沿	充输入 Inputting b	y slope runoff and	precipitation				
Pond	松-稻 EP	$149.4 \pm 4.1 \mathrm{b}$	$590.3{\pm}10.2{\rm b}$	$162.7{\pm}7.4{\rm b}$	$394.7{\pm}9.4{\rm b}$	$89.5{\pm}2.8{\rm b}$	49±2.1b	0
	混-稻 MP	$96.8 \pm 4.9 c$	$406.9 \pm 14.2c$	96.4±3.7c	264.1±5.5c	$78.0{\pm}2.6{\rm c}$	$26.9 \pm 1.9 \mathrm{c}$	0
	对照 CK	235.9±7.1a	1036.5±15.0a	224.5±6.3a	555.7±6.4a	208.1±4.2a	84.4±3.2a	0
	灌溉水输出 Ou	tputting by irrigati	on					
	松-稻 EP	0	0	0	$1193.0{\pm}2.3{\rm b}$	0	$41 \pm 3.2 \mathrm{b}$	0
	混-稻 MP	0	0	0	$805.3 \pm 5.1 \mathrm{c}$	0	27.7 ± 1.6 c	0
	对照 CK	0	0	0	1948.7±4.2a	0	672.7±2.3a	0
稻田	雨水及灌溉水转	俞入 Inputting by]	precipitation and i	rrigation				
Paddy	松-稻 EP	43.3±2.6	189.1±5.9	61.6±2.1	280.9±3.3	42.2±2.0	54.7±1.9	0.6±0.3
field	混-稻 MP	43.3±2.7	189.1 ± 5.10	61.6±2.2	280.9 ± 3.4	42.2±2.1	54.7±1.10	0.6 ± 0.4
	对照 CK	43.3±2.8	189.1±5.11	61.6±2.3	280.9 ± 3.5	42.2±2.2	54.7±1.11	0.6±0.5
	排水输出 Outpu	utting by drainage						
	松-稻 EP	15.7±2.6	64.8±2.5	35.6±3.2	91.9±2.8	0	0	0
	混-稻 MP	15.9±3.6	65.6±3.2	36.1±3.1	92.9±3.6	0	0	0
	对照 CK	15.7±4.1	65.9±4.1	33.6±4.4	91.9±4.3	0	0	0

表 3 稻季复合系统内不同地块输入输出水量/(mm)

在岗地,降雨是唯一输入水源。见表3,2012年试验区林-稻系统从中稻移栽(5—25)到收获(9—10)总 降雨量507.9 mm,其中分蘖前期(18天)和拔节孕穗期(36天)累积降雨量分别占总降雨量的37.2%和28. 4%,是集中降雨时期;而水稻生育后期的乳熟及黄熟期降水量只占5.3%、0.1%,处于伏旱时期。考察日均降 雨强度,以分蘖前期最大(10.5 mm/d),而抽穗扬花期其次(6.0 mm/d),居于后期的乳熟(2.2 mm/d)、黄熟期 (0.08 mm/d)最低。岗地坡面径流则是岗地水输出的主要形式。见表3,稻季各系统岗地坡面径流主要产生 于5月下旬至8月中旬,即中稻生育季的早中期,占稻季产生的坡面总径流量的96.8%—100%;而其中尤以 分蘖前期产流量最高,占43.2%—47%。三系统比较,各时期对照岗地坡面径流量均高于林-稻系统,而不同 林-稻系统比较则松-稻高于混稻,说明岗地不同用地类型对其产流量影响显著。

在山塘,塘水主要源于降雨及岗地坡面径流。见表3,不同水稻生育阶段,输入山塘的水量也以分蘖前期 最高,拔节孕穗期第二,各阶段输入水量变化与降雨一致。不同系统比较,对照显著高于林-稻系统,稻季平均 塘水深分别高于松-稻、混-稻37.8%、58.7%。塘水输出主要形式是稻田灌溉水,主要集中在拔节孕穗期和乳 熟期,其中拔节孕穗期占总输出的96.7%。三系统比较,对照输出水量最大,松-稻其次,混-稻最低。

在稻田,稻田水主要来源是降雨和山塘的灌溉水,从返青期到分蘖后期末及抽穗扬花期主要源于降雨,拔 节孕穗期及乳熟期则源于降雨及山塘水灌溉,二者输入量相当。三系统比较,田面水深保持一致,但灌溉面积 以对照最大(2.85 hm²),松-稻其次(2.18 hm²),混稻最低(1.04 hm²)。稻田输出水则主要是因降雨产生的稻 田排水,主要集中于水稻生育的早中期,其中分蘖前期和拔节孕穗期输出量较大。三系统稻田各阶段排水量 保持一致。

2.2 稻季坡面径流泥沙含量

见表4,从稻季早期到中后期三系统岗地坡面径流泥沙含量均呈降低趋势。三系统比较,不同时期对照 系统岗地径流泥沙含量都远高于松-稻和混-稻系统,稻季平均分别是后二者的32、36倍;松-稻和混-稻相比泥 沙含量略有提高,稻季前者比后者平均高11.6%。

Table 4 the dy	namic content of	sediment in runof	f from hilly slope	in different comp	ound ecosystem d	luring rice croppin	g season / (mg/L)
上有阶段	返青期	分蘖前期	分蘖后期	拔节孕穗期	地 種	到動期	黄熟期
主有所权 Crowth stage	Turning green	Early tillering	Later tillering	Jointing-booting	川心辺化坊	ALXXXXXX Milk rine stage	Yellow ripeness
Glowin stage	stage	stage	stage	stage	Flowering stage	which the stage	stage
日期 Date	5-25-6-4	6-5-6-22	6-23-7-9	7-10-8-14	8-15-8-21	8-22-9-2	9-3—9-10
松-稻 EP	$135.3{\pm}10.2{\rm b}$	$133.1\pm6.3b$	$79.2{\pm}10.2{\rm b}$	$124.5 \pm 9.6 \mathrm{b}$	$68.3{\pm}6.7{\rm b}$	$32.3 \pm 6.3 \mathrm{b}$	—
混-稻 MP	$113.4 \pm 8.6 c$	$111.4 \pm 9.6c$	$51.4 \pm 7.9 c$	$102.5\pm8.4c$	$43.2\pm4.5c$	—	—
对照 CK	3852.9±11.3a	3444.5±12.6a	3420.5±26.3a	3053.7±19.7a	2741.7±12.6a	1763.1±22.1a	—

表 4 稻季不同复合系统岗地坡面径流泥沙含量动态/(mg/L)

2.3 稻季雨水、系统内地表水及坡面径流携带泥沙含镉动态

见图 1a,稻季雨水与岗地坡面径流镉含量的变化趋势一致,表现为前期较高,此后持续降低,到抽穗扬花 期降至最低,8月下旬进入乳熟期后快速回升。稻季期间对照系统岗地坡面径流镉含量始终高于林-稻系统, 而林-稻系统中则混-稻较高,松-稻较低。雨水镉含量在5月下旬高于混-稻、松-稻坡面径流,进入6月下旬后 含量逐渐低于后二者,到8月下旬时则迅速窜高。





见图 1b, 三系统山塘水镉含量在稻季的变化趋势也相同,5 月下旬塘水镉含量较高, 此后逐渐降低, 到 8 月中旬最低, 此后略有回升, 与坡面径流相比变化幅度较小。对照系统塘水镉含量在稻季都高于林-稻系统, 而林-稻系统中松-稻与混-稻差异不明显。

见图 1c,稻田水镉含量在稻季的变化也一如雨水镉的变化,其含量略低于雨水。三系统中,对照稻田水 各时期略高于林-稻系统,但差异不明显。

各系统岗地坡面径流泥沙镉含量稻季的变化趋势见图 1d,在稻季泥沙镉含量较稳定,变异系数平均分别

7

为:对照 3.5%,松-稻 6.6%,混-稻 4.1%。三系统中,松-稻系统岗地流失泥沙平均镉含量最高(1.484 mg/kg), 混-稻其次(1.365 mg/kg),对照最低(1.235 mg/kg)。

2.4 不同系统稻谷、稻草生物量及其镉含量

见图 2, 三系统稻草生物量平均为 9015 kg/hm², 其中以对照、松-稻较高, 混-稻较低; 稻谷产量也以对照 (8100 kg/hm²)、松-稻(8190 kg/hm²)较高, 混稻较低(7980 kg/hm²)。

见图3,对照系统产出的稻草平均镉含量为1.15 mg/kg,高于混-稻(0.96 mg/kg)和松-稻(0.88 mg/kg);稻谷镉含量也呈同样趋势,即对照(1.12 mg/kg)>混-稻(0.74 mg/kg)>松-稻(0.58 mg/kg)。



2.5 稻季不同系统不同地块镉收支动态

见表 5,三类系统稻季期间雨水输入岗地的镉净留存在 956—2708 μg/m²之间,其中松-稻、混-稻系统岗地 镉留存分别是对照的 2.6、2.8 倍。岗地镉净留存主要形成于水稻返青、分蘖前期,松-稻、混-稻、对照系统岗地 在该时期内净留存的镉分别占稻季总净留存镉的 75.6%、74.1%、101.1%,稻季中后期镉净留存逐渐降低,对 照在中后期甚至出现净输出。对照岗地镉净留存较低,原因在于它的坡耕地岗地降雨时通过径流及径流携带 的泥沙输出的镉较多,特别是在稻季中后期表现为镉净输出。

系统内山塘镉的输入源头主要是降雨和岗地输入的坡面径流及其携带的泥沙,镉的输出则是通过雨季塘 水泄洪及稻田灌溉实现的,本研究中因山塘有效库容较大没有出现泄洪。见表 5,对照系统山塘镉净留存分 别是松-稻、混-稻的 3.6、3.8 倍,达 16977.1 µg/m²,也远高于本系统中的岗地和稻田。山塘镉输入主要发生于 稻季早期的返青、分蘖前期,此时松-稻、混-稻、对照山塘输入的镉分别占总输入镉的 74.3%、76.8%、63.8%,中 后期输入的较少;山塘输出镉主要发生在稻季的中后期拔节孕穗期和乳熟期,以中期时的拔节孕穗期为主,此 时稻田灌溉需水量大,松-稻、混-稻、对照山塘输出镉占总输出镉的 76.6%、84.7%、80.7%。

系统内稻田镉输入途径是雨水和山塘灌溉水,其中雨水输入镉占总输入镉的 79%—91%;稻田输出镉途 径是稻田排水及水稻收获时地上部稻草、谷粒移出稻田,其中稻田排水占总输出镉的 39%—43%,水稻地上部 移出镉占 57—61%。雨水输入镉主要发生在稻季的早期,中后期所占比重较小;灌溉水输入镉则发生于稻季 中后期,以中期的拔节孕穗期为主。稻田输出镉中,稻田排水输出主要发生在稻季的早期,水稻输出则是发生 在后期的收获时。三系统稻田稻季镉净留存以松-稻最高,混-稻其次,对照最低,原因在于水稻移出的镉差异 较大,其中松-稻、混-稻、对照系统水稻从稻田移出的镉分别占总输入镉的 38.0%、44.3%、51.9%。

_
m ²
(pug
~
む
164
枚表
锢I
积
画
泊
単
史
휲
Ē
2
35
١¥
к
iki.
191
₩
S
袠

Table 5 the dynamic Cd content based on per unit area in different plots of different compound ecosystem during rice cropping season

			因	Hilly			山塘	Pond			¥	晉田 Paddy fiel	ld	
生育阶段 Growth stage	系统类型 System types	周 水 齢 人稿 Cd input from rain	径 淌 油 出縮 Cd output through runoff	浣 沙 - 出竊 Cd output through sediment	镉净留存 Net Cd retained	画 水 轡 人緬 Cd input from rain	径流及泥 沙繪人編 Cd input from runoff and sediment	灌溉水输 出编 Cd output through irrigation water	編净留存 Net Cd retained	雨水 諭人 編 Cd input from rain	灌溉水输 入镉 Cd input from irrigation water	排 水 輸 出稿 Cd output through drainage	メ 稲 橋 出編 Cd output through rice	镉净留存 Net Cd retained
返青期	松-稻 EP	519.6a	71.0b	1.6b	447.0 a	519.6a	900.3b	0.0a	1419.9b	519.6a	0.0a	193.1 a	0.0a	326.5a
Turning	混-稻 MP	519.6a	43.7c	0.7c	475.3 b	519.6a	553.8c	0.0a	1073.4c	519.6a	0.0a	177.4a	0.0a	342.2a
green stage	对照 CK	519.6a	209.5a	71.2a	238.8 c	519.6a	3509.8a	0.0a	4029.4a	519.6a	0.0 a	185.3a	0.0a	334.3a
分蘖前期	松-稻 EP	1701.9a	232.9b	$5.7\mathrm{b}$	1463.3b	1701.9a	2958.7b	0.0a	4660.6b	1701.9a	0.0a	557.6a	0.0a	1144.3a
Early	混-稻 MP	1701.9a	155.1c	$2.5\mathrm{b}$	1544.3a	1701.9a	1969.8c	0.0a	3671.7c	1701.9a	0.0a	564.2a	0.0a	1137.7a
tillering stage	对照 CK	1701.9a	691.5a	282.6a	727.9c	1701.9a	12175.5a	0.0a	13877.4a	1701.9a	0.0a	662.6a	0.0a	1039.3a
分蘖后期 Late.	r 松-稻 EP	123.2a	26.1b	0.9b	96.2b	123.2a	335.3b	0.0a	458.5b	123.2a	0.0a	64.1a	0.0a	59.1a
tillering stage	混-稻 MP	123.2a	14.5b	0.2b	108.5a	123.2a	183.4c	0.0a	306.6c	123.2a	0.0a	67.6a	0.0a	55.6a
	对照 CK	123.2a	101.6a	54.8a	-33.3c	123.2a	1956.0a	0.0a	2079.2a	123.2a	0.0a	74.7a	0.0a	48.5a
拔节孕穗期	松-稻 EP	115.4a	$46.5\mathrm{b}$	3.3b	65.6a	115.4a	616.5b	2624.6b	-1892.7c	115.4a	300.7b	183.8b	0.0a	232.3b
Jointing-booting	g 混-稻MP	115.4a	30.7b	1.4b	83.3a	115.4a	400.5c	1449.5c	-933.6b	115.4a	246.1c	147.0c	0.0a	214.5b
stage	对照 CK	115.4a	167.9a	236.7a	-289.2b	115.4a	5057.6a	8964.0a	-3791a	115.4a	628.8a	404.4a	0.0a	339.8a
抽穗扬花期	松-稻 EP	21.1a	8.8b	0.4b	12.0a	21.1a	113.3b	0.0a	134.4b	21.1a	0.0a	0.0a	0.0a	21.1a
Flowering stage	。 混-稻 MP	21.1a	8.3b	0.2b	12.6a	21.1a	106.0b	0.0a	127.1b	21.1a	0.0a	0.0a	0.0a	21.1a
	对照 CK	21.1a	57.1a	47.3a	-83.2b	21.1a	1304.3a	0.0a	1325.4a	21.1a	0.0a	0.0a	0.0a	21.1a
乳熟期 Milk	松-稻 EP	484.2a	23.5b	0.1b	460.6a	484.2a	292.8b	800.6b	-23.6b	484.2a	91.7b	0.0a	0.0a	575.9b
ripe stage	混-稻 MP	484.2a	0.0c	0.0c	484.2a	484.2a	0.0c	262.0c	222.2a	484.2a	44.5c	0.0a	0.0a	528.7b
	对照 CK	484.2a	78.6a	10.4a	395.2b	484.2a	1112.5a	2140.0a	-543.3c	484.2a	150.1a	0.0a	0.0a	634.3a
黄熟期 Yellow	- 松-稻 EP	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	1277.2	-1277.2
ripeness stage	混-稻 MP	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	1443.9	-1443.9
	对照 CK	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	0.0a	1946.8	-1946.8
	松-稻 EP	2965.4a	408.8b	11.9b	2544.6a	2965.4a	5216.9b	3425.3b	4757.1b	2965.4a	392.5b	998.6b	1277.2c	1082.0a
总计 Total	混-稻 MP	2965.4a	252.2c	4.9b	2708.3a	2965.4a	3213.5c	1711.5c	4467.4b	2965.4a	290.5c	956.3b	1443.9b	855.9b
	对照 CK	2965.4a	1306.2a	703.0a	956.1b	2965.4a	25115.8a	11104.0a	16977.1a	2965.4a	778.9a	1326.9a	1946.8a	470.5c

生态学报

注:表中不同生育阶段的纵列中,相同字母表示数据差异不显著,不同字母表示数据达 0.05 水平显著性差异

http://www.ecologica.cn

3 讨论

3.1 雨水输入镉的来源

从5月下旬至9月初稻季多次雨水镉含量的季节性差异可推断雨水镉的源头。雨水含镉量在初夏初秋 时高、伏夏时低,直接原因与不同时期云团含镉差异有关。初夏初秋时东南季风盛行,域外污染气团随季风进 入湘北上空,其携带的镉随雨水沉降,故雨水表现较高的含镉量;伏夏季节,湘北上空由副热带高压气团控制, 云团源于本地水分蒸发,因本地工业排放少、云团中镉等污染物质含量低,因而此时以阵雨形式的降水含镉极 少。以上说明雨水镉主要源于研究区外东南方向的污染气团。

3.2 输入镉在系统内的迁移和分配

镉通过大气湿沉降远距离传输现象在本研究结果中得到证实。事实上,通过降雨输入镉也是本研究中的 复合生态系统镉输入的主要途径。见表6,系统内地块净留存镉占地块输入镉的百分比可表示地块截留镉的 能力,占系统总输入镉的百分比可表征输入系统镉在各地块的分配比例。见表6,林-稻系统中岗地截留了雨 水输入镉的85.8%—91.3%,山塘截留输入镉的58.1%—72.3%,稻田截留输入镉的26%—32%,说明林-稻系 统中岗地对镉的截留能力最强,山塘其次,稻田较差;在对照系统中,山塘截留了输入镉的60.5%,截留镉最 多,岗地其次,仅截留输入镉的32.2%,稻田最低(12.6%)。显然,对照系统岗地因属旱耕地,对雨水输入镉的 截留能力弱,迫使山塘容纳更多流失的镉;对照系统的稻田镉输出较多与水稻吸收移出较多的镉有关(见表 5),原因在于其水稻谷粒、茎叶镉含量较高(图2)。

表 6 稻季不同系统内不同地块截留镉占地块输入镉、系统输入镉的百分比/%

Table 6 the percentage of net Cd retained in each plot accounted for that inputting in the plot and that inputting in the system during rice cropping season / %

er opping season							
	岗地净 Net Cd reta	·留存镉 ined in hilly	山塘净 Net Cd reta	·留存镉 ined in pond	稻田净 Net Cd retaine	#留存镉 d in paddy field	X 46 11
系统类型 System types	占地块输入 Percentage of inputting in plot	占系统输入 Percentage of inputting in system	占地块输入 Percentage of inputting in plot	占系统输入 Percentage of inputting in system	占地块输入 Percentage of inputting in plot	占系统输入 Percentage of inputting in system	忌辅出 Percentage of total outputting
松-稻 EP	85.8b	48.1b	58.1b	7.3b	32.2a	14.4a	30.3b
混-稻 MP	91.3a	58.9a	72.3a	7.8b	26.3b	8.8b	24.6c
对照 CK	32.2c	14.5c	60.5b	20.6a	12.6c	8.1b	56.7a

结合系统内各地块的面积考查输入系统的镉在系统内各地块的分配。见表6,林-稻系统输入的镉在岗地 分配了48.1%—58.9%,在山塘分配7.3%—7.8%,在稻田则分配8.8%—14.4%,其余24.6%—30.3%则由稻田 输出系统外;对照系统中,输入系统的镉只14.5%分配在岗地,20.6%则分配向山塘,8.1%留存于稻田,其余 56.7%从稻田输出系统。显然,对照系统与林-稻系统截留镉差异最大的地方在岗地,前者岗地截留镉的能力 强,致使分配向山塘的镉较少,而后者则因截留镉的能力弱,使得其山塘镉累积较多,这也说明山塘具有减缓 镉在系统中迁移强度的作用。

林-稻系统中,混-稻系统岗地截留镉的能力强于松-稻,留存镉的比例也较高,这与前者岗地中的林地郁闭 度较高、林地受人为干扰程度低有关,因为郁闭度高、地面受干扰少,雨水形成的地表径流量及径流中的泥沙 含量都较低^[18]。混-稻系统的山塘容纳镉的能力强于松-稻可能与输入的水体有机质性质有关:与松-稻系统 比较,混-稻系统山塘输入的小分子有机物(如阔叶树凋落物浸出物)较多,小分子有机物易分解,同时产生 CO₂,使水体中 HCO₃₋含量较多,水体中游离的 Cd²⁺容易沉淀;而松-稻系统山塘大分子有机物(如农药及其分 解物、松针浸出物)含量较多,在水体中较稳定而不易分解,水体中的游离 Cd²⁺及与有机物结合态镉沉淀 较少。 与林-稻系统相比,水稻生育前期对照系统稻田镉的输入、输出、净留存量并无明显差别,但在生育中后期随着山塘水进入稻田,对照系统稻田水输入、输出的镉量明显较高,水稻收获时稻草、稻谷输出的镉也高于林-稻系统(表5),说明灌溉水镉形态和含量是影响中后期不同系统稻田镉积累、输出的关键因子,这也间接印证了前人关于水稻乳熟期对镉的吸收能力最强^[19]的结论。对照系统稻田灌溉水源自对照山塘,山塘水中的镉多由阳离子(如H*、K*)从土壤颗粒表面置换而来,在水中多呈离子态,进入稻田后一方面易被水稻吸收,另一方面也易以水溶态输出稻田,加上对照灌溉水镉含量较高,故对照系统稻田产出的稻草、稻谷含镉量较高,以稻田水形式输出的镉也较多,稻田镉净留存少。松-稻系统灌溉水镉以大分子有机态形式进入稻田,一方面这种形态的镉不易为水稻吸收利用,另一方面有机大分子随着田面的干湿交替容易沉淀,因此松-稻系统稻田 土壤镉净留存较高。混-稻系统灌溉水镉含量低,但其中大分子有机态镉含量低,小分子有机态及离子态镉含量相对较高,故而其水稻吸收的镉含量高于松-稻、低于对照(图3),稻田土壤留存的镉则低于松-稻高于对照。

4 结论

(1)输入湘北丘陵林-稻系统的镉主要来源于季风形成的降雨,其中的镉为东南季风携含镉污染气团远距 离异地输入;

(2) 镉以雨水形式输入丘陵林-稻系统后,50%以上被林地截留,7% 左右累积于山塘,10% 左右存留于稻 田,其余以稻田水和水稻地上部稻草、谷粒的形式输出林-稻系统;

(3) 丘陵复合生态系统中,加大岗地植被覆盖度能增强岗地对镉的固持能力,岗地输出的大分子有机物 增多则会促进稻田对镉的累积;

(4)在镉的迁移过程中,山塘能减缓镉在系统中的迁移强度。

参考文献(References):

- [1] 谭剑, 周勉. 从"鱼米乡"之觞看土壤污染之痛: 镉米背后的危与机. 新华网, http://news.xinhuanet.com/local/2013-06/12/c_ 116121832.htm
- [2] 龚伟群,李恋卿,潘根兴.杂交水稻对 Cd 的吸收与籽粒积累:土壤和品种的交互影响.环境科学,2006,27(8):1647-1653.
- [3] Zhang S J, Li T X, Huang H G, Zou T J, Zhang X Z, Yu H Y, Zheng Z C, Wang Y D. Cd accumulation and phytostabilization potential of dominant plants surrounding mining tailings. Environmental Science and Pollution Research, 2012, 19(9): 3879-3888.
- [4] 赵兴敏,董德明,花修艺,董硕飞,陈瑜. 污染源附近农田土壤中铅镉铬砷的分布特征和生物有效性研究. 农业环境科学学报,2009,28 (8):1573-1577.
- [5] 谭红,何锦林,罗艳,陈安宁,谢锋.土法炼锌地区大气中镉的迁移.环境化学,2014,33(4):597-603.
- [6] 王振坤, 靳宏, 李学军, 张弛, 孙鑫, 边涛, 莫宇清, 罗蔷. 港口环境镉和铅的迁移行为研究及模型的建立. 岩矿测试, 2013, 32(5): 753-758.
- [7] 刘孝利,曾昭霞,陈喆,铁柏清,陈求稳,叶长城.湘中矿区不同用地类型面源 Cd 输出负荷的原位实验研究.环境科学,2013,34(9): 3557-3561.
- [8] 杨世勇,谢建春. 芜铜高速公路旁土壤中铅、镉迁移规律及其潜在生态风险评价. 信阳师范学院学报:自然科学版, 2010, 23(1): 97-101.
- [9] Škrbić B, Durišić-Mladenović N. Distribution of heavy elements in urban and rural surface soils: the Novi Sad city and the surrounding settlements, Serbia. Environmental Monitoring and Assessment, 2013, 185(1): 457-471.
- [10] 朱昌宇,黄道友,朱奇宏,胡承孝,刘守龙,曹晓玲,任雪菲. 模拟降雨条件下污染土壤中重金属元素径流迁移特征. 水土保持学报, 2012, 26(4): 49-53.
- [11] Blake L, Goulding K W T. Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of seminatural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK. Plant and Soil, 2002, 240(2): 235-251.
- [12] Sun Y F, Xie Z M, Li J, Xu J M, Chen Z L, Naidu R. Assessment of toxicity of heavy metal contaminated soils by the toxicity characteristic leaching procedure. Environmental Geochemistry and Health, 2006, 28(1-2): 73-78.
- [13] 广东省食安办. 广东省食安办公布地市湖南镉超标大米详细名单. http://www.6eat.com/Baike/Info/201305/451810.htm
- [14] 李黄伦, 蒲富永. 铜铅镉砷在紫色丘陵农田中的径流迁移. 农业环境保护, 1992, 11(2): 66-71, 60.

- [15] 张建新, 邢旭东. 洞庭湖镉迁移转化的马尔可夫模型评价. 岩矿测试, 2007, 26(4): 339-342.
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2004.
- [17] 彭谦,赵飞蓉,陈忆文,陈惠珠.水中痕量镉的氢化物发生原子荧光光谱测定法.环境与健康杂志,2007,24(5):353-355.
- [18] 肖金强, 张志强, 武军. 坡面尺度林地植被对地表径流与土壤水分的影响初步研究. 水土保持研究, 2007, 13(5): 227-231.
- [19] 刘昭兵,纪雄辉,彭华,田发祥,吴家梅,石丽红.不同生育期水稻对 Cd、Pb 的吸收累积特征及品种差异.土壤通报,2011,42(5): 1125-1130.