

亚热带典型小流域景观格局对耕地土壤酸化的影响^①

袁宇志¹, 郭颖¹, 张育灿², 张桥², 郑超^{1,3}, 孙慧⁴, 柴敏¹, 郭治兴^{1*}

(1 广东省生态环境技术研究所, 广东省农业环境综合治理重点实验室, 广州 510650; 2 广东省农业农村厅, 广州 510075;

3 山西农业大学资源环境学院, 山西晋中 030800; 4 中国科学院地球环境研究所, 西安 710061)

摘要: 土壤 pH 是影响粮食产量的重要因素, 土壤酸化是造成土壤退化的重要因素且成因较为复杂, 景观格局是生态过程的重要影响因素, 其对土壤酸化的影响机制尚不明确。本研究以广州市流溪河流域作为研究区域, 以样点缓冲区作为研究单元, 基于 2010 年的 759 个耕地表层土壤样点 pH 和 1980s 土壤 pH 分布, 使用景观格局指数、地统计与相关性分析方法, 分析流域耕地土壤酸化时空变化特征, 定量探究景观格局对耕地土壤酸化的时空影响。研究表明: 2010 年流域耕地以酸性土壤为主, 土壤样点 pH 均值为 5.79, 86.03% 的样点和 97.3% 的耕地土壤 pH < 6.5; 不同耕地类型土壤 pH 均值: 水浇地(6.03) > 水田(5.68) > 旱地(5.62); 各类土壤的 pH 均值: 河积土田(5.92) > 水稻土(5.84) > 赤红壤(5.66) > 紫色土(5.55) > 黄壤(5.40) > 红壤(5.39)。1980—2010 年土壤酸化显著, 31.23% 的样点和 24.76% 的耕地土壤 pH 下降; 水田和旱地土壤酸化显著, 水浇地有 pH 上升的趋势; 除河积土田外各类耕地土壤酸化显著, 黄壤最显著, 红壤次之。流域自上游往下游, 耕地土壤 pH 递增且分布变得更复杂, 上游和中游东西两侧及下游东侧的 pH 较小, 且在 1980—2010 年酸性土壤向外蔓延趋势显著; 中游中部及下游西侧出现了 pH 升高的复杂组合。除旱地、灌木林地、草地和未利用地之外的类型景观格局指数都与耕地土壤 pH 存有显著相关性, pH 与水域和道路密度景观水平指数呈显著正相关, 本研究选出各类景观的土壤酸化敏感性景观格局指数, 发现自然林的破坏, 水田、园地和水域的破碎化, 不透水建设用地的零散分布有造成耕地土壤酸化风险, 大片水域的流水更新与水田的集聚化可降低土壤酸化风险。本研究可为耕地土壤酸化防治与景观优化提供参考依据。

关键词: 景观格局; 土壤酸化; 耕地; 流溪河流域

中图分类号: S153.4; P901 **文献标识码:** A

土壤酸化是由土壤中酸性阳离子(如氢离子和铝离子等)的增加、土壤淋溶及农作物收割导致碱性离子(如钙离子、镁离子、钾离子和钠离子等)的减少造成的土壤 pH 降低^[1-2]。联合国粮食及农业组织在 2015 年世界土壤资源状况报告指出土壤酸化是世界粮食增产的重要限制因素, 也是土壤退化的重要影像因素^[1]。有研究表明全球约 40% 的耕地土壤受到土壤酸化的影响, 在仅施化肥不使用石灰的情况下, 20% 的耕作层土壤在不到 20 a 的时间内下降超过 1 个单位^[3-4]。我国在 1980—2000 年期间耕地土壤 pH 普遍下降 0.5 个单位, 大部分耕地土壤出现了明显的土壤酸化, 土壤酸化已成为我国农业的

重要问题之一^[5]。华南地区是世界三大酸沉降区, 近 30 a 来农田土壤出现明显酸化趋势^[6-7]。亚热带土壤多为酸性土壤, 广东省地处亚热带, 其土壤酸化较为严重, 土壤 pH 平均由 5.70 降至 5.44, 31.4% 的土壤发生了土壤酸化^[8]。土壤酸化问题已成为土壤环境质量研究的焦点之一。

近年来广东省城市化迅猛, 土地利用及景观发生了较大的变化, 加之化肥的不合理使用, 耕地土壤质量受到较大威胁, 土壤酸化较为显著^[9-12]。土地利用变化是人类活动对环境集中表现之一^[13], 有研究表明不同的土地利用方式与土壤 pH 差异显著^[14], 土地利用变化是土壤表层酸化的主要影响因素之一^[15-16], 而景

基金项目: 国家自然科学基金青年科学基金项目(41601558), 广东省科技计划项目(2017A040406021, 2018B030320003), 广州市科技计划项目(201709010010), 广东省科学院创新平台建设专项, 广东省烟草专卖局科技项目(粤烟科项 201705)和广东省农业与农村厅“广东省粮食生产功能区土壤酸化数据分析”项目资助。

* 通讯作者(zxguo@soil.gd.cn)

作者简介: 袁宇志(1989—), 男, 广东韶关人, 硕士, 助理研究员, 主要从事“3S”技术在地理学、生态学、环境学以及土壤学等自然资源相关领域的应用研究。E-mail: yuanyuzhi1989@163.com

景观格局指数能有效地表征土地利用组分和空间配置特征^[17-18]。景观格局与生态过程的耦合研究是景观生态学研究的核科学问题^[19]，探讨具有生态学意义的景观格局指数是景观生态学发展亟待解决的问题之一，需要结合具体的生态学过程揭示不同景观类型对特定生态过程的影响^[20]，本研究初步探究耕地土壤酸化生态过程与景观格局的关系，筛选出耕地土壤酸化敏感景观格局指数较有研究意义。目前大部分土壤酸化研究的方法多使用小尺度的实验对比分析^[6, 21]、大尺度的数理统计和空间插值分析方法^[5, 8, 15, 22]，较少结合生态过程进行分析，探究土地利用、景观格局对土壤酸化影响的研究较少^[23-24]，景观格局对土壤 pH 的影响机制尚未明确。本研究选择亚热带典型小流域，广州市北部重要生态屏障区——流溪河流域作为研究区域，分析该流域的耕地土壤酸化现状、pH 时空变化特征、流域景观格局与耕地土壤 pH 的相关性，筛选敏感性景观格局指数，探究不同景观类型与格局对土壤酸化造成的风险，为土壤酸化防治提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

流溪河属珠江水系，是广州市北部(23°12' ~ 23°57'N, 113°10' ~ 114°02'E)重要的生态屏障区和水源地(图 1)，涉及行政区：白云区、花都区 and 从化区^[25]。干流全长 171 km，流域总面积 2 300 km²，呈东北至西南向的狭长形，东北高、西南低，温泉镇以上为中、低山地高丘陵区，温泉镇以西流域边缘为低山丘陵区，温泉镇以下为河谷平原属冲积平原地貌。根据第二次土壤普查土壤统计：流域土壤以赤红壤(53.40%)

为主，往后依次为水稻土(16.47%)、河积土田(16.07%)、红壤(9.30%)、紫色土(2.02%)和黄壤(1.75%)，其中耕地土壤以赤红壤(43.26%)、河积土田(31.06%)和水稻土(21.47%)为主。流域以林地(52.92%)>园地(19.70%)>建设用地(13.52%)>耕地(6.09%)，耕地以水田(4.54%)>水浇地(1.51%)>旱地(0.04%)，流域景观自上游而下有林地面积显著递减，建设用地成倍递增，人为影响增强，中游园地和水田居多(图 1 和表 1)。该流域涵盖城市发达区、城乡结合部、城市生态涵养区，研究自然和人为景观格局变化带来的环境效应较有代表性。

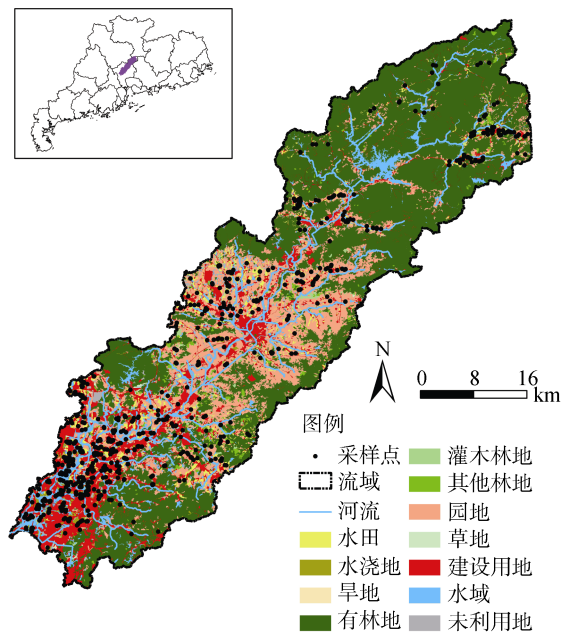


图 1 流溪河流域 2010 年土地利用与采样点分布
Fig. 1 Land use type and soil sampling sites of Liuxihe watershed in 2010

表 1 流溪河流域 2010 年土地利用
Table 1 Land use patterns of Liuxihe watershed in 2010

地类	全流域		上游		中游		下游	
	面积(km ²)	占比(%)	面积(km ²)	占比(%)	面积(km ²)	占比(%)	面积(km ²)	占比(%)
水田	101.61	4.54	15.66	2.30	46.79	5.12	39.16	6.08
水浇地	33.83	1.51	1.66	0.24	2.58	0.28	29.59	4.60
旱地	0.94	0.04	0	0	0.59	0.06	0.35	0.05
有林地	1 184.31	52.92	575.71	84.54	374.35	40.99	234.16	36.38
灌木林地	10.50	0.47	1.13	0.17	8.25	0.90	1.12	0.17
其他林地	29.19	1.30	5.40	0.79	18.33	2.01	5.46	0.85
园地	440.84	19.70	34.08	5.00	328.24	35.94	78.51	12.20
草地	5.56	0.25	0.03	0.000 05	1.22	0.13	4.30	0.67
建设用地	302.57	13.52	17.56	2.58	99.33	10.88	185.67	28.84
水域	117.36	5.24	29.24	4.29	32.60	3.57	55.50	8.62
未利用地	11.31	0.51	0.48	0.07	0.93	0.10	9.89	1.54
总面积	2 238.01	100	680.95	100	913.20	100	643.71	100

1.2 研究方法

1.2.1 数据来源与处理 对广东省第二次土壤普查的 1 100 万土壤 pH 图进行数字化^[8],通过裁剪获取 1980s 流域 pH 数据(图 2),在此次调查中流域涉及行政区划记载了 824 个采样点,土壤 pH 检测方法为《全国第二次土壤普查暂行技术规程》规定的电位法;2010 年 759 个流域耕地土壤样点基本遍布在流域耕地内(图 1),土壤 pH 检测方法按我国农业行业标准(NY/T 1377-2007)规定的电位法测定,与 1980s 选用的电位法一致;分级方法采用第二次土壤普查中的分级方法^[8, 15],将土壤 pH 分为 6 级:强酸性(<4.5, 1 级),酸性(4.5~5.5, 2 级),微酸性(5.5~6.5, 3 级)、中性(6.5~7.5, 4 级),微碱性(7.5~8.5, 5 级)和碱性(>8.5, 6 级);2010 年土地利用分布数据来源于广东省国土资源局。

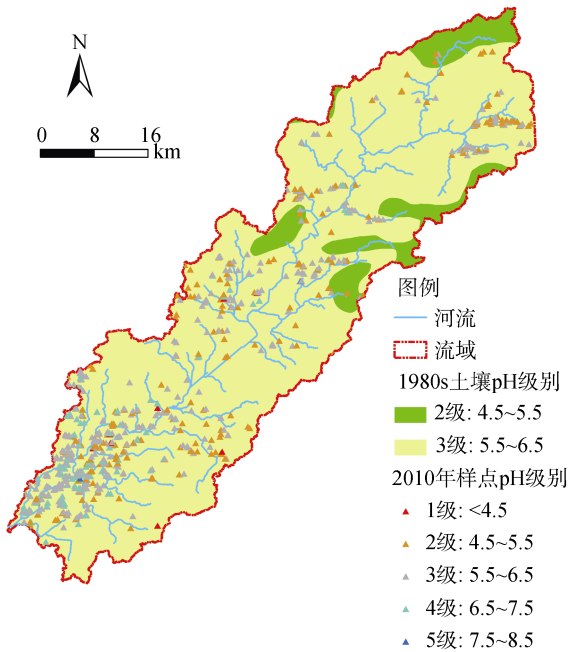


图 2 1980s、2010 年采样点土壤 pH 分布
Fig. 2 Soil pH distribution in 1980s and 2010

1.2.2 空间插值方法 选用常用的空间插值方法:普通克里格、反距离加权、全局多项式、局部多项式、径向基函数和样条插值法进行插值^[27-29],基于 90% 的样本点作为插值样本,10% 作为检测样本,经交叉检验对比发现反距离加权的插值结果精度最高且样本特征值保留较全,减少了由于插值方法的平滑效应掩饰部分样点特征的可能^[13],所以本研究选用反距离加权插值方法,但与其他学者采用的方法各有异同^[8, 15, 30],由于插值方法存在较大不确定性,需要通过验证选择精度最高的插值方法为宜。并通过

ArcSWAT 流域分析模块分别提取了基于温泉站、太平场站、南岗站为出水口的上中下游子流域^[25]。通过裁剪得到 1980s、2010 年流域耕地土壤 pH 的空间分布(图 3)。

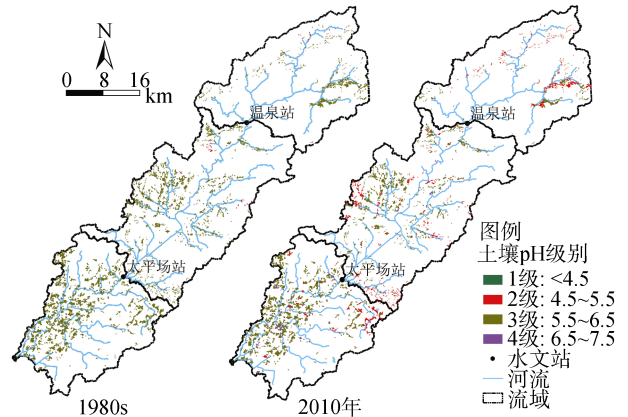


图 3 1980s、2010 年流域耕地土壤 pH 空间分布
Fig. 3 Spatial distribution of farmland soil pH in Liuxihe watershed in 1980 and 2010

1.2.3 景观格局指数 流溪河流域整体以林地为主,河流和道路是斑块重要的廊道,所以需分析其破碎化程度和斑块多样性、优势斑块变化带来的影响。本文选用以下景观格局指数^[18, 31],类型水平:斑块数量组成和规模(景观类型百分比 PLAND 和平均斑块面积 AREA-MN),与景观规模呈正比;破碎化程度(斑块密度 PD 和边缘密度 ED),与破碎度呈正比;形状复杂度(景观形状指数 LSI 和平均斑块分维数 FRAC-MN),与复杂程度呈正比;聚集度/连接度(聚集度指数 AI 和平均临近距离 ENN-MN),AI 与聚集度呈正比,ENN-MN 与连接度呈反比;景观水平:Shannon 多样性指数(SHDI),样点距道路和河流的距离(Dis_Ro, Dis_Rv),及缓冲区内道路和河流的密度(Dens_Ro, Dens_Rv)。研究尺度:选用采样点缓冲区 500~5 000 m,以 500 m 为间距,使用 Fragstat 4.2.1 计算采样点缓冲区内的景观格局指数,使用 ArcGIS 10.0 计算采样点缓冲区内采样点距河流与道路的最短距离及缓冲区内河流与道路的密度。通过对比不同尺度的研究单元发现其相关性规律类似,所以本研究仅选择 1 000 m 缓冲区研究单元的结果进行分析。使用 SPSS 18.0 对缓冲区内景观格局指数与耕地土壤 pH 进行 Pearson 相关性分析筛选出敏感性指数。

2 结果与分析

2.1 流域耕地土壤酸化现状

由表 2、3 可知 2010 年流溪河流域 86.03% 的土

壤样点和 97.3% 的耕地土壤属 1~3 级的偏酸性土壤 (pH<6.5), 31.22% 的土壤样点和 25.6% 的耕地土壤属于 1~2 级(pH<5.5), 可见流域耕地土壤以偏酸性土壤为主。1980—2010 年土壤酸性样点由 10 个增加到 229 个, 占比增加了 28.85%; 2 级酸性土壤面积由 2.08 km² 上升到 34.79 km², 增加 16 倍之多, 且出现了 0.12 km² 强酸性土壤。30.57% 的样点和

24.76%(33.76 km²)的耕地土壤 pH 级别下降, 其中 29.51% 的样点和 24.67% 的耕地土壤出现了-1 级别变化; 仅存在 14.63% 的样点和 3.38%(4.61 km²)的耕地土壤 pH 级别上升; 虽然 54.81% 的样点和 71.87% 耕地土壤 pH 级别没变, 但也可能存在级别内的数值变动。可见流域耕地土壤 pH 变化较大, 土壤酸化较显著, 但也存在少数 pH 上升的现象。

表 2 1980—2010 年耕地土壤样点 pH 级别统计
Table 2 Statistics of farmland soil pH during 1980—2010

级别	类别	pH	2010 年		1980s		1980—2010		
			样点数	占比(%)	样点数	占比(%)	级别变化	样点数	占比(%)
1	强酸性	<4.5	8	1.05	0	0	-2	8	1.05
2	酸性	4.5~5.5	229	30.17	10	1.32	-1	224	29.51
3	微酸性	5.5~6.5	416	54.81	749	98.68	0	416	54.81
4	中性	6.5~7.5	103	13.57	0	0	1	108	14.23
5	微碱性	7.5~8.5	3	0.40	0	0	2	3	0.40
总计	-	-	759	100	759	100	-	759	100

表 3 流域不同耕地与土壤类型的土壤 pH 级别面积统计
Table 3 Area statistics of pH in various farmlands and soils during 1980—2010

时间	级别/变化	统计	土壤类型						耕地类型			总计
			赤红壤	河积土田	红壤	黄壤	水稻土	紫色土	旱地	水浇地	水田	
1980s	2	面积(km ²)	1.47	0	0.48	0.04	0.09	0	0.03	0.09	1.96	2.08
		占比(%)	2.49	0	12.63	5.01	0.31	0	3.70	0.26	1.93	1.53
	3	面积(km ²)	57.52	42.36	3.35	0.68	29.19	1.20	0.90	33.74	99.65	134.29
		占比(%)	97.51	100	87.37	94.99	99.69	100	96.30	99.74	98.07	98.47
2010 年	1	面积(km ²)	0.06	0.02	0	0	0.04	0	0	0.08	0.04	0.12
		占比(%)	0.10	0.05	0	0	0.13	0	0	0.24	0.04	0.09
	2	面积(km ²)	18.11	3.61	2.50	0.66	9.33	0.58	0.29	4.53	29.97	34.79
		占比(%)	30.71	8.51	65.21	92.21	31.88	48.00	31.02	13.39	29.49	25.51
	3	面积(km ²)	40.07	36.65	1.33	0.06	19.06	0.62	0.65	27.18	69.96	97.79
		占比(%)	67.92	86.52	34.79	7.79	65.11	52.00	68.98	80.35	68.86	71.71
	4	面积(km ²)	0.75	2.08	0	0	0.85	0	0	2.04	1.64	3.68
		占比(%)	1.27	4.92	0	0	2.89	0	0	6.02	1.61	2.70
1980—2010	-2	面积(km ²)	0.06	0.02	0	0	0.04	0	0	0.08	0.04	0.12
		占比(%)	0.10	0.05	0	0	0.13	0	0	0.24	0.04	0.09
	-1	面积(km ²)	17.40	3.61	2.08	0.66	9.32	0.58	0.26	4.48	28.91	33.64
		占比(%)	29.50	8.51	54.31	92.21	31.82	48.00	27.32	13.23	28.45	24.67
	0	面积(km ²)	40.03	36.65	1.68	0.02	19.01	0.62	0.68	27.20	70.12	98.01
		占比(%)	67.86	86.52	43.95	2.77	64.90	52.00	72.68	80.41	69.02	71.87
	1	面积(km ²)	1.50	2.08	0.07	0.04	0.92	0	0	2.07	2.54	4.61
		占比(%)	2.55	4.92	1.73	5.01	3.14	0	0	6.12	2.50	3.38
总计		面积(km ²)	58.99	42.36	3.83	0.71	29.28	1.20	0.94	33.83	101.61	136.37
		占比(%)	43.26	31.06	2.81	0.52	21.47	0.88	0.69	24.81	74.51	100

由表 4、图 4 可知, 2010 年全部样点、不同耕地与土壤类型的 pH 均值除水浇地外都小于 6, 下四分位

pH 5.5(酸性), 上四分位 pH<6.5(微酸性), 进一步说明该流域耕地土壤多为偏酸性土壤, 水浇地的土壤 pH

相对较大。从全部土壤样点来看,土壤 pH 均值为 5.79, 中位数为 5.8, 值域范围 3.89 ~ 7.86, 上下四分位数为

6.12 和 5.3, 标准差为 0.63, 变异系数为 0.39, 可见 2010 年的土壤样点 pH 基本符合正态分布且变异不大。

表 4 2010 年流域土壤样点 pH 概况
Table 4 Statistics of soil pH in various farmlands and soils in Liuxihe watershed in 2010

地类	样本数	最小值	最大值	均值	标准差	变异系数
全部样点	759	3.89	7.86	5.79	0.63	0.39
旱地	4	5	6.31	5.62	0.62	0.38
水浇地	241	4.4	7.86	6.03	0.64	0.41
水田	514	3.89	7.64	5.68	0.59	0.35
赤红壤	288	4.36	7.64	5.66	0.57	0.32
河积土田	284	4.12	7.45	5.92	0.64	0.40
红壤	19	4.67	6.4	5.39	0.62	0.38
黄壤	2	5.3	5.5	5.40	0.14	0.02
水稻土	161	3.89	7.86	5.84	0.66	0.44
紫色土	5	5.13	5.9	5.55	0.36	0.13

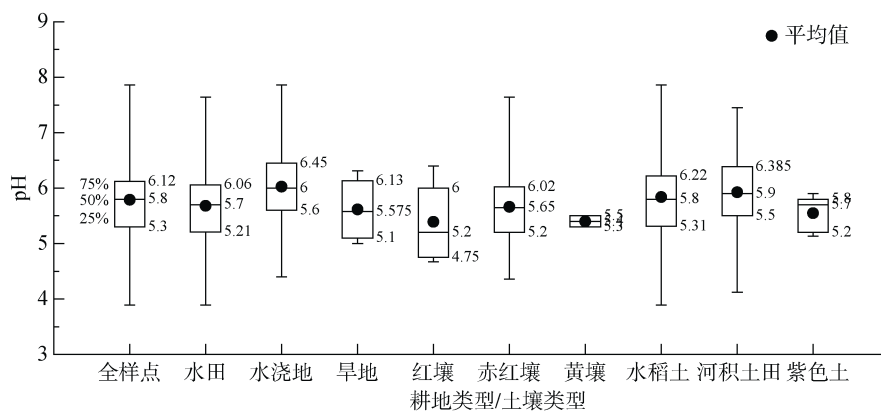


图 4 2010 年不同耕地类型与土壤类型 pH 分布

Fig. 4 Soil pH distribution in various farmlands and soils in 2010

耕地类型: 流域耕地以水田为主, 土壤采样点 pH 均值: 水浇地(6.03)>水田(5.68)>旱地(5.62)。由表 3 可知 1980s 各类耕地土壤 pH 多属于 3 级微酸性(98.47%), 到了 2010 年 3 级微酸性土壤有所下降, 2 级酸性土壤占比显著升高(旱地>水田>水浇地), 水浇地土壤 4 级占比明显大于水田和旱地; 1980—2010 年水田和旱地出现较明显的-1 级变化(>27%), 而水浇地土壤的 +1 级变化比水田和旱地明显, 可见水田和旱地土壤酸化较水浇地显著, 水浇地的土壤 pH 均值明显高于水田和旱地, 水浇地土壤 pH 有上升的趋势。

土壤类型: 土壤采样点 pH 均值: 河积土田(5.92)>水稻土(5.84)>赤红壤(5.66)>紫色土(5.55)>黄壤(5.40)>红壤(5.39), 由表 3 可知 1980s 各类土壤的耕地土壤属 3 级微酸性(>87%), 其中河积土田和紫色土全属于微酸性土壤; 到了 2010 年, 除河积土田外各类土壤属 3 级的占比显著下降且 2 级土壤占比显著升高, 特别是黄壤和红壤转变为酸性土壤为主(>65%);

1980—2010 年 92.21% 黄壤和 54.31% 的红壤出现了 -1 的变化。可见除河积土田外各类土壤的耕地土壤酸化显著, 其中黄壤酸化最为显著, 红壤次之, 河积土田有 pH 上升的趋势。

2.2 流域耕地土壤 pH 时空格局

空间格局(表 5 和图 3): 1980s 耕地土壤以 3 级微酸性土壤为主(98.47%), 只有上游和中游的西北部与东部存在少部分耕地 pH 属 2 级。2010 年流域上游耕地土壤以 2 级酸性土壤为主(61.86%), 中下游以 3 级微酸性土壤为主(>69%)。从图 2 和图 5 可得出 2010 年流域耕地土壤 pH 空间分布为: 上游、中下游东侧及中游西侧的耕地土壤 pH 较其他耕地小, 多属 2 级; 下游西侧耕地土壤 pH 较高, 出现较多属 4 级(中性)的斑块; 仅有下游东侧存在少数属 1 级(强酸性)的斑块。整体而言流域自上而下耕地土壤 pH 递增, 且分布变得更加复杂, 这可能与自上而下的城市化建设(不透水面)增多、人为作用增强、有林地递减有关^[35]。

时间变化(如表 5 和图 3)：1980—2010 期间上游和中游西北部及中游东侧耕地土壤酸性向外蔓延；上游东侧、中游西侧及下游东北部大部分耕地土壤 pH 由微酸性转为酸性，且下游东侧出现了强酸性级别斑块；中游中部和下游西侧出现了部分中性级别斑块嵌其中；可见在人为作用增强的情况下，流域耕地土壤 pH 分布变得复杂化，上游、中游东西两侧及下游的东北侧土壤酸化较明显，中游中部及下游西侧出现了 pH 升高的复杂组合。

从表 6 的转移矩阵可以得出：耕地在 1980s 仅有 2.08 km²(1.53%)属于酸性，到了 2010 年已增至 34.79 km²(25.51%)，且出现了强酸性耕地；1980—2010 年 33.76 km²(24.76%)耕地土壤 pH 下降，33.64 km²(24.67%)和 0.12 km²(0.09%)的耕地土壤由微酸性分别转向酸性和强酸性；4.61 km²(3.38%)耕地土壤 pH 上升，3.68 km²(2.70%)的耕地土壤由微酸性转向中性，0.93 km²(0.68%)的耕地土壤由酸性转向微酸性。可见耕地酸性土壤面积明显增大且出现强酸性耕地，pH 升高的占比较少，进一步说明土壤酸化显著。

表 5 流域不同区位耕地土壤 pH 级别统计
Table 5 Area statistics of farmland soil pH in different locations of Liuxihe watershed

区位	pH 级别	1980s		2010 年	
		面积(km ²)	占比(%)	面积(km ²)	占比(%)
上游	2	0.79	4.57	10.71	61.86
	3	16.53	95.43	6.60	38.14
	4	0	0	0.46	0.93
中游	2	1.29	2.58	14.67	29.37
	3	48.66	97.42	34.82	69.70
	4	0	0	0.46	0.93
下游	1	0	0	0.12	0.17
	2	0	0	9.40	13.60
	3	69.10	100	56.37	81.57
	4	0	0	3.21	4.65
全流域	1	0	0	0.12	0.17
	2	2.08	1.53	34.79	25.51
	3	134.29	98.47	97.79	71.71
	4	0	0	3.68	2.70

2.3 景观格局与耕地土壤 pH 相关性分析

表 7 是流域耕地土壤 pH 与土地利用类型景观格局指数的 Pearson 相关性，由表中可知，耕地土壤 pH

表 6 1980—2010 年流域耕地土壤 pH 转移矩阵
Table 6 Transfer matrix of farmland soil pH in Liuxihe watershed in 1980—2010

级别	类别	pH	1980s(km ²)				
			4.5 ~ 5.5	5.5 ~ 6.5	总计	占比(%)	
2010 年(km ²)	1	强酸性	<4.5	0	0.12	0.12	0.09
	2	酸性	4.5 ~ 5.5	1.15	33.64	34.79	25.51
	3	微酸性	5.5 ~ 6.5	0.93	96.86	97.79	71.71
	4	中性	6.5 ~ 7.5	0	3.68	3.68	2.70
		总计		2.08	134.29	136.37	100
	占比(%)		1.53	98.47	100	-	

注：行表示 2010 年，列表示 1980s。

表 7 流域耕地土壤 pH 与土地利用类型景观格局指数的 Pearson 相关性
Table 7 Pearson correlation coefficients between farmland soil pH and landscape metrics of different land use types

用地类型	样本数	景观格局指数							
		PLAND	AREA_MN	PD	ED	LSI	FRAC_MN	AI	ENN_MN
水田	676	-0.049	-0.039	-0.05	-0.103**	-0.144**	-0.122**	0.126**	-0.069
水浇地	508	0.243**	0.157**	0.149**	0.243**	0.175**	-0.035	0.032	-0.004
旱地	25	-0.18	-0.118	-0.321	-0.066	0.015	0.264	-0.108	-0.094
有林地	559	-0.271**	-0.165**	-0.188**	-0.265**	-0.198**	0.05	-0.120**	0.099*
灌木林地	181	-0.041	-0.033	0.028	0.028	0.093	0.053	-0.001	-0.113
其他林地	177	-0.026	0.186*	-0.188*	-0.017	-0.064	0.038	0.244**	0.003
园地	636	-0.052	-0.016	-0.108**	-0.084*	-0.124**	-0.005	0.006	0.073
草地	177	-0.028	-0.066	0.009	0.018	0.085	0.146	-0.061	0.137
建设用地	759	0.205**	0.066	-0.078*	0.176**	-0.065	-0.016	0.211**	-0.036
水域	717	0.241**	0.197**	-0.111**	0.147**	-0.071	0.027	0.154**	0.034
未利用地	267	-0.082	-0.055	-0.054	-0.109	-0.07	0.012	0.031	-0.019

注：*、**分别表示相关性达到 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 显著水平，下表同；PLAND：景观类型百分比，AREA-MN：平均斑块面积，PD：斑块密度，ED：边缘密度，LSI：景观形状指数，FRAC_MN：平均斑块分维数，AI：聚集度指数，ENN_MN：平均临近距离。

与有林地景观格局指数相关性最为显著,可能与有林地作为流域优势斑块有关;水浇地与水域次之,水田与建设用地的也较为显著;旱地、灌木林地、草地与未利用地的相关性不显著,可能与占有量较小有关;斑块规模与水浇地、其他林地、建设用地和水域呈显著正相关而与有林地显著负相关;破碎化程度与水浇地呈显著正相关而与水田、园地、有林地和其他林地显著负相关,建设用地和水域与 PD 呈显著负相关而与 ED 显著正相关;形状复杂度与水浇地呈显著正相关而与水田、园地和有林地显著负相关;集聚度与水田、其他林地、建设用地和水域呈显著正相关而与有林地呈显著负相关,连接度仅与有林地呈显著正相关。

有林地除 FRAC_MN 和 ENN_MN 外其他景观格局指数都与土壤 pH 呈显著负相关,与 ENN_MN 呈显著正相关,敏感性景观格局指数为 PLAND、ED 和 LSI,说明有林地作为优势斑块,破碎化程度越高、斑块形状越复杂,土壤 pH 越低,可见人为破坏自然林地造成破碎化有提高耕地土壤酸化的风险;其他林地的 AREA_MN 和 AI 与土壤 pH 呈显著正相关,与 PD 呈显著负相关,敏感性景观格局指数为 AI,其他林地为人工林地,大规模连片的人工林地不会造成土壤酸化,但破碎的人工林有造成耕地土壤酸化的风险;水域的 PLAND、AREA_MN、ED 和 AI 与土壤 pH 呈显著正相关,与 PD 呈显著负相关,敏感性景观格局指数为 PLAND、AREA_MN,可见水域规模和集聚度可以降低耕地土壤酸化的风险,但水域斑块的破碎化有造成土壤酸化的风险;建设用地的 PLAND、ED 和 AI 与土壤 pH 呈显著正相关,与 PD 呈显著负相关但显著性比 ED 较低,敏感性景观格局指数为 PLAND、AI,可见大规模的不透水面集聚不会造成耕地土壤酸化,但不透水面的零散分布可能有造成耕地土壤酸化的风险;园地的 PD、ED 和 LSI 与土壤 pH 呈显著负相关,敏感性景观格局指数为 LSI,可见园地的破碎化和斑块形状复杂化有造成耕地土壤酸化的风险;水田的 ED、LSI 和 FRAC_MN 与土壤 pH 呈显著负相关,与 AI 呈显著正相关,敏感性景观格局指数为 LSI,水田的破碎化和复杂程度有造成耕地土壤酸化的风险,水田的集聚化可降低酸化风险;水浇地 PLAND、AREA_MN、PD、ED 和 LSI 与土壤 pH 呈显著正相关,敏感性景观格局指数为 PLAND、ED,大规模水浇地的破碎化、复杂化都会使耕地土壤 pH 增大。从景观水平来看,景观多样性、距河流和道路的距离与耕地土壤 pH 的相关性不

显著,但与缓冲区内的河流和道路的密度呈显著正相关(表 8),可见水域有降低土壤酸化风险的作用,人工铺设道路面(不透水面)造成土壤酸化风险较小。

表 8 流域耕地土壤 pH 与景观多样性指数以及距离和密度变量的 Pearson 相关性

Table 8 Pearson correlation coefficients between farmland soil pH with landscape diversity, distance and density variables

样本数	景观格局指数					
	SHDI	Dis_Ro	Dis_Rv	Dens_Ro	Dens_Rv	
采样点 pH	759	0.011	-0.042	-0.015	0.182**	0.238**

注: SHDI: Shannon 多样性指数, Dis_Ro: 样点距道路的距离, Dis_Rv: 样点距河流的距离, Dens_Ro: 缓冲区内道路的密度, Dens_Rv: 缓冲区内河流的密度。

3 讨论与结论

本研究发现: 流域耕地土壤酸化现状: 2010 年流域耕地土壤以酸性土壤为主, 1980—2010 年土壤酸化显著, 耕地类型: 水田和旱地土壤酸化显著(pH 下降率>27%), 水浇地有 pH 上升的趋势; 土壤类型: 除河积土田外各类耕地土壤酸化显著, 黄壤最显著, 红壤次之, 而河积土田有 pH 上升的趋势。土壤 pH 时空格局: 流域自上游往下耕地土壤 pH 递增且分布变得更复杂, 上游、中游东西两侧及下游东侧的 pH 较小, 且在 1980—2010 年酸性土壤向外蔓延, 土壤酸化较明显; 中游中部及下游西侧出现了 pH 升高的复杂组合。景观格局与土壤酸化的关系: 除旱地、灌木林地、草地和未利用地之外的类型景观格局指数都与耕地土壤 pH 存有显著相关性, 斑块规模: pH 与水浇地、其他林地、建设用地和水域呈显著正相关而与有林地呈显著负相关; 破碎程度: pH 与水浇地呈显著正相关而与水田、园地、有林地和其他林地呈显著负相关, 建设用地和水域的 pH 斑块密度呈显著负相关而与边缘密度呈显著正相关; 形状复杂度: pH 与水浇地呈显著正相关而与水田、园地和有林地呈显著负相关; 集聚度: pH 与水田、其他林地、建设用地和水域呈显著正相关而与有林地呈显著负相关; 连接度: pH 仅与有林地呈显著正相关; 景观水平: pH 与水域和道路密度呈显著正相关。本研究选出各类景观的土壤酸化敏感性景观格局指数, 发现自然林的破坏, 水田、园地和水域的破碎化, 不透水建设用地的零散分布有造成耕地土壤酸化风险, 大片水域的流水更新与水田的集聚化可降低土壤酸化风险。

1980—2010 年期间流溪河流域耕地土壤酸化明显, 这与全球^[3-4]、全国^[5]以及广东省^[8]等不同尺度的土壤酸化趋势基本一致。流域内黄壤和红壤酸化最为

显著,这与我国南方红壤和黄壤土壤酸化明显^[5]的结果一致,与广东省土壤以赤红壤、水稻土和红壤土壤酸化最为显著^[8]一致但显著性程度略有差异,与粤北翁源县^[15]的黄壤、红壤、赤红壤、紫色土 pH 有所上升结果不一致,这可能与广东省地形地貌复杂、土壤的酸缓冲性能以及本研究仅分析了耕地类型等原因有关^[36],不同区域土壤类型与土壤酸化的关系需要进一步探究。流域旱地和水田土壤酸化显著,这与粤北翁源县的研究结果^[15]一致,但水浇地旱地和水田的土壤 pH 较高,与山东省的土壤 pH 均值旱地>水浇地结果^[14, 37]不一致,造成土壤酸化南北差异可能与气候差异和施肥、秸秆焚烧、灌溉和轮作等耕作方式有关,土壤酸化空间分异的具体原因需要进一步探讨。流域自上游而下建设用地增多,自然林地减少,但耕地土壤 pH 递增,一定程度上说明土壤酸化与建设用地关系不大,可能更多与土壤本底、耕作方式有关,具体原因需要进一步探究。

土壤酸化是由自然和人为因素综合作用下形成的,探究其时空变化需要综合多因子进行数据挖掘,从众多的影响因子筛选出主导影响因子^[38-39],针对主导因子设计对比实验探究其内在的影响机制^[40],探究土壤酸化防治的措施。本文分析了景观格局与土壤酸化的相关性及不同景观格局的土壤酸化风险,但由于只有 1980s 的 pH 级别数据,缺少土壤 pH 具体数值,且仅基于一期土地利用分布,需要通过完善时间序列的景观格局分布和土壤 pH 数值,基于“格局-过程”理念定量深入分析景观格局变化对土壤酸化的影响。综合探究土壤酸化主导影响因子对土壤酸化、重金属污染的防治具有较大科研意义,需要进一步深入探讨和研究。

参考文献：

- [1] Montanarella L, Badraoui M, Chude V, et al. The status of the world's soil resources (main report) [R]. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, 2015: 122-126
- [2] 于天一, 孙秀山, 石程仁, 等. 土壤酸化危害及防治技术研究进展[J]. 生态学杂志, 2014, 33(11): 3137-3143
- [3] Bloesch P, Moody P. Land: agricultural soil acidification[M]. Department of Natural Resources and Water, Queensland Government Press, 2011: 5-20
- [4] Luewille A, Alewell C, Sven Erik J, et al. Acidification[M]. Encyclopedia of Ecology, Oxford: Academic Press, 2008: 23-31
- [5] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. Science, 2010, 327(5968): 1008-1010
- [6] 孟红旗. 长期施肥农田的土壤酸化特征与机制研究[D]. 陕西咸阳: 西北农林科技大学, 2013: 3-21
- [7] 赵其国, 黄国勤, 马艳芹. 中国南方红壤生态系统面临的问题及对策[J]. 生态学报, 2013, 33(24): 7615-7622
- [8] 郭治兴, 王静, 柴敏, 等. 近 30 年来广东省土壤 pH 值的时空变化[J]. 应用生态学报, 2011, 22(2): 425-430
- [9] 张福锁. 我国农田土壤酸化现状及影响[J]. 民主与科学, 2016(6): 26-27
- [10] 汪吉东, 许仙菊, 宁运旺, 等. 土壤加速酸化的主要农业驱动因素研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(4): 627-633
- [11] 王媛华, 段增强, 汤英, 等. 不同施肥处理对碱性设施土壤酸化的影响[J]. 土壤, 2016, 48(2): 349-354
- [12] 徐仁扣. 土壤酸化及其调控研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(2): 238-244
- [13] 李铨, 李芳柏, 吴志峰, 等. 景观格局对农业表层土壤重金属污染的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(4): 1137-1144
- [14] 李慧, 王芳, 赵庚星, 等. 黄泛平原区不同土地利用方式下的土壤养分状况分析[J]. 水土保持学报, 2016, 30(3): 154-158
- [15] 张正栋, 杨春红. 近 30 年珠江北江上游土壤表层 pH 时空变化研究——以翁源县为例[J]. 华南师范大学学报(自然科学版), 2014, 46(6): 107-113
- [16] Islam K R, Weil R R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2000, 79(1): 9-16
- [17] 刘吉平, 董春月, 盛连喜, 等. 1955~2010 年小三江平原沼泽湿地景观格局变化及其对人为干扰的响应[J]. 地理科学, 2016, 36(6): 879-887
- [18] 邬建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级[M]. 2 版. 北京: 高等教育出版社, 2007: 5-45
- [19] 傅伯杰, 徐延达, 吕一河. 景观格局与水土流失的尺度特征与耦合方法[J]. 地球科学进展, 2010, 25(7): 673-681
- [20] 陈利顶, 李秀珍, 傅伯杰, 等. 中国景观生态学发展历程与未来研究重点[J]. 生态学报, 2014, 34(12): 3129-3141
- [21] Nelson P N, Su N. Soil pH buffering capacity: A descriptive function and its application to some acidic tropical soils[J]. Australian Journal of Soil Research, 2010, 48(3): 201-207
- [22] Yang Y, Ji C, Ma W, et al. Significant soil acidification across northern China's grasslands during 1980s-2000s[J]. Global Change Biology, 2012, 18(7): 2292-2300
- [23] 姬钢. 不同土地利用方式下红壤酸化特征及趋势[D]. 北京: 中国农业科学院, 2015: 5-23
- [24] Jobbágy E G, Jackson R B. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests[J]. Biogeochemistry, 2003, 64: 205-229
- [25] 袁宇志, 张正栋, 蒙金华. 基于 SWAT 模型的流溪河流域土地利用与气候变化对径流的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 47(4): 989-998
- [26] 张景华, 封志明, 姜鲁光. 土地利用/土地覆被分类系统研究进展[J]. 资源科学, 2011, 33(6): 1195-1203

- [27] 龙军, 张黎明, 沈金泉, 等. 复杂地貌类型区耕地土壤有机质空间插值方法研究[J]. 土壤学报, 2014, 51(6): 1270–1281
- [28] 孙慧, 郭治兴, 郭颖, 等. 广东省土壤 Cd 含量空间分布预测[J]. 环境科学, 2017, 38(5): 2111–2124
- [29] 谢云峰, 陈同斌, 雷梅, 等. 空间插值模型对土壤 Cd 污染评价结果的影响[J]. 环境科学学报, 2010, 30(4): 847–854
- [30] 白树彬, 裴久渤, 李双异, 等. 30 年来辽宁省耕地土壤有机质与 pH 时空动态变化[J]. 土壤通报, 2016, 47(3): 1–9
- [31] 李明涛, 王晓燕, 刘文竹. 潮河流域景观格局与非点源污染负荷关系研究[J]. 环境科学学报, 2013, 33(8): 2296–2306
- [32] Buttigieg P L, Ramette A. A Guide to statistical analysis in microbial ecology: A community-focused, living review of multivariate data analyses[J]. FEMS Microbiol. Ecology, 2014, 90: 543–550
- [33] Ter Braak C J F, Smilauer P. Canoco for Windows version 4.5[M]. Biometris–Plant Research International, Amsterdam: Wageningen University Press, 2002
- [34] Lepš J, Šmilauer P. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO[M]. London: Cambridge University Press, 2003: 1–51
- [35] 王志刚, 赵永存, 廖启林, 等. 近 20 年来江苏省土壤 pH 值时空变化及其驱动力[J]. 生态学报, 2008, 28(2): 720–727
- [36] 杨杉, 吴胜军, 周文佐, 等. 三峡库区典型土壤酸碱缓冲性能及其影响因素研究[J]. 长江流域资源与环境, 2016, 25(1): 163–170
- [37] 马群, 赵庚星. 集约农区不同土地利用方式对土壤养分状况的影响[J]. 自然资源学报, 2010, 25(11): 1834–1844
- [38] 郭治兴, 袁宇志, 郭颖, 等. 基于地形因子的土壤有机碳最优估算模型[J]. 土壤学报, 2017, 54(2): 331–343
- [39] 孙慧, 毕如田, 袁宇志, 等. 广东省土壤镉含量影响因素解析与评估[J]. 环境科学学报, 2016, 36(11): 4173–4183
- [40] 杨胜天, 李茜, 盛浩然, 等. 土壤酸化–植被生产力空间信息模型构建及贵州典型森林对酸沉降的生态效应响应[J]. 环境科学学报, 2010, 30(1): 34–43

Impacts of Landscape Patterns on Farmland Soil Acidification in Typical Subtropical Small Watersheds of China

YUAN Yuzhi¹, GUO Ying¹, ZHANG Yucan², ZHANG Qiao², ZHENG Chao^{1,3},
SUN Hui⁴, CHAI Min¹, GUO Zhixing^{1*}

(1 *Guangdong Institute of Eco-environmental Science & Technology, Guangdong Key Laboratory of Integrated Agro-environmental Pollution Control and Management, Guangzhou 510650, China*; 2 *Department of Agriculture and Rural Affairs of Guangdong Province, Guangzhou 510075, China*; 3 *College of Resources and Environment, Shanxi Agriculture University, Jinzhong, Shanxi 030800, China*; 4 *Institute of Earth Environment, Chinese Academy of Sciences, Xi'an 710061, China*)

Abstract: Soil acidity is a serious constraint to food production worldwide, soil degradation caused by soil acidification has become a global consensus. The impact factors of soil acidification were complex, landscape pattern is an important influential factor of ecological process, but the relationship between landscape pattern and soil acidification is not well understood. In order to discover the spatial and temporal patterns of farmland topsoil pH and watershed landscape, and to quantitatively examine the impacts of landscape pattern on farmland soil acidification. in this paper the Liuxihe watershed was selected as the study area and soil sample buffer as the research unit based on 759 farmland topsoil samples and land use pattern in 2010, distribution map of soil pH in 1980s, and the research methods included landscape pattern index analysis, spatial analysis and correlation analysis. The results showed that: 1) The watershed was dominated by acidic soil in 2010, soil mean pH was 5.79, 86.03% of the samples and 97.3% of the farmlands with pH<6.5; Soil pH were in an order of irrigated cropland (6.03)>irrigated paddy fields (5.68)>dry cropland (5.62), and in an order of alluvial soils (5.92)>paddy soils (5.84)>latosolic red earths (5.66)>purplish soils (5.55)>yellow earths (5.40)>red earths (5.39). 2) Soil acidification was significant during 1980—2010, soil pH decreased in 31.23% of the samples and 33.76 km² (24.76%) of the farmlands; Soil acidification in paddy fields and dry cropland were significant (pH reduction rate>27%), and irrigated farmland soil pH showed an increasing trend. Soil pH decreased in 92.21% of yellow earths and 54.31% of red earths. Except alluvial soils with an increasing trend of pH, farmland soil acidification was significant in other soils, among of which yellow earths was most significant, followed by red earths. 3) Farmland soil pH was increased and the distribution became more complicated from the upper reaches to lower reaches. pH were lower in the upper reaches, two side of middle reaches and the east sides of the lower reaches, acidic soil was spread outwards during 1980—2010 and soil acidification was obvious. Soil pH increased in complex pattern in the middle of middle reaches and the west side of lower reaches. 4) Except dry cropland, significant correlation were found between landscape metrics of different land use types and soil pH in shrubbery land, grass land and bare land. Soil pH was positively correlated with the densities of water area and road. The destruction of natural forest, the fragmentation of paddy fields, garden plots and water, scattered distribution of impermeable construction land may increase the risk of soil acidification while large area of water renewal and agglomeration of paddy fields may reduce it. These conclusions are useful for the control and remediation of farmland acidification.

Key words: Landscape pattern; Soil acidification; Farmlands; Liuxihe watershed