

DOI: 10.5846/stxb202204110949

朱爱萍, 原升艳, 温姗姗, 黄波波, 冯小蕾, 谢正兰. 不同空间尺度的景观格局对流溪河水质的影响. 生态学报, 2023, 43(4): 1485-1495.

Zhu A P, Yuan S Y, Wen S S, Huang B B, Feng X L, Xie Z L. Effects of landscape pattern on water quality at multi-spatial scales in the Liuxi River. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(4): 1485-1495.

不同空间尺度的景观格局对流溪河水质的影响

朱爱萍¹, 原升艳¹, 温姗姗¹, 黄波波¹, 冯小蕾¹, 谢正兰^{2,*}

¹ 安徽师范大学地理与旅游学院, 芜湖 241003

² 浙江水利水电学院测绘与市政工程学院, 杭州 310018

摘要: 为探究不同空间尺度的景观格局对流溪河水质的影响, 于 2020 年 6 月和 2021 年 1 月在流溪河干流 15 个采样点进行了水样的采集, 测定了水温、溶解氧、pH、氨氮、硝态氮、硫酸盐和氯化物等水质指标。结合遥感解译所得的土地利用数据, 提取了不同空间尺度(子流域和河岸带缓冲区)的景观格局指数, 采用 Bioenv 分析、Mantle 检验、方差分解和层次分割理论等方法揭示了景观格局对水质变化的影响。研究表明: 氨氮是流溪河的主要污染物。土地利用结构与空间格局特征对水质的影响存在空间尺度效应。在 100 m 河岸带缓冲区, 水域是影响水质的主要贡献源; 而在其他空间尺度建设用地是影响水质的主要贡献源。在子流域尺度, 林地和建设用地的斑块密度(PD 指数)是影响水质变化的核心特征; 而在河岸带缓冲区尺度, 水域和建设用地的连通性(CONTAG 指数)和林地的多样性(SHDI 指数)是影响水质变化的关键特征。在各个空间尺度, 土地利用与空间格局的交互作用对驱动水质变化起主导作用, 尤其在 1000 m 河岸带缓冲区对水质的贡献率最高。因此, 加强 1000 m 缓冲区尺度土地利用的管理和减少建设用地成片建设规划等对保护流域水质具有重要意义。

关键词: 流溪河; 景观格局; 空间尺度; 水质; 交互作用

Effects of landscape pattern on water quality at multi-spatial scales in the Liuxi River

ZHU Aiping¹, YUAN Shengyan¹, WEN Shanshan¹, HUANG Bobo¹, FENG Xiaolei¹, XIE Zhenglan^{2,*}

¹ School of Geography and Tourism, Anhui Normal University, Wuhu 241003, China

² School of Geomatics and Municipal Engineering, Zhenjiang University of Water Resources and Electric Power, Hangzhou 310018, China

Abstract: To explore the impacts of landscape pattern on water quality at multi-spatial scales, water samples were taken from 15 sampling sites in the main stream of the Liuxi River in June 2020 and January 2021, respectively. The water quality indicators such as water temperature, dissolved oxygen, pH, ammonia nitrogen, nitrate, sulfate and chloride were determined. We then extracted the landscape pattern indices at different spatial scales (sub-basins and riparian buffer zones) based on interpreting Landsat remote sensing image data. Methods such as Bioenv analysis, Mantle test, Variance partitioning and Hierarchical partitioning theory were applied to reveal the influence mechanism of landscape pattern on water quality. The results showed that ammonia nitrogen was the main pollutant in the Liuxi River. The impacts of land use structure and spatial pattern characteristics on the water quality change had the spatial scale effects. Water and built-up land were the main contributor to the change of water quality in the 100 m riparian buffer zone and in other spatial scales, respectively. In the sub-basins, the patch density of forest and built-up land were the main characteristics which affected the change of water quality, while the connectivity characteristics of the water and built-up land and the richness and diversity of forest were the key features affecting the change of water quality in the riparian buffer zones. Overall, the interaction

基金项目: 国家自然科学基金项目(41907179, 41961144027, 42005126); 安徽师范大学博士科研启动项目(752013)

收稿日期: 2022-04-11; **网络出版日期:** 2022-07-04

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: 984918268@qq.com

between land use and landscape pattern played a leading role in driving water quality change in the Liuxi River, especially in the 1000 m riparian buffer zone, which had the highest contribution to the water quality. Therefore, strengthening the management of land use in the 1000 m riparian buffer zone and avoiding the large area- development of built-up land are of great significant to the protection of water quality in the basin.

Key Words: Liuxi River; landscape pattern; spatial scales; water quality; interaction

水质是水生生态系统健康的重要指标,水质的好坏在保障生态安全和维持经济社会可持续发展方面发挥着重要作用。然而,城市化和人口的快速增长给世界各地的水生生态系统带来了巨大的压力,使水质恶化成为了一个全球性的环境问题^[1]。研究表明,非点源污染,是影响水质的关键因素^[2-3]。而景观格局对非点源污染的产生、迁移和转换过程起着决定性作用^[4-9]。通过合理配置景观格局,可控制非点源污染的输出和转化,达到改善水质的目的^[10]。因此,探究景观格局与水质之间的关系,对土地利用的管理与规划及水质的改善具有重要的现实意义。

近年来,景观格局与河流水质之间的关系已成为国内外研究的热点^[11-13]。研究的方向主要包括两方面:一是探讨景观格局的组成(土地利用结构)与河流水质之间的关系^[14-15];二是通过景观指数探究不同土地利用类型的空间格局特征对水质的影响^[16]。土地利用结构可反映流域内的“源”、“汇”景观类型的组成^[17],空间格局特征则决定了物质循环和能量流动过程,两者深刻影响着流域内的环境变化^[18]。而当前的研究中往往只关注于其中某一方面,忽略了两者的交互作用的影响,在分析景观格局对水质的影响中略显不足^[18-19]。此外,景观格局对水质的影响异常复杂,具有明显的区域异质性和空间尺度差异性^[3]。有研究表明子流域尺度比缓冲区尺度对水质的影响更显著^[20-22],也有研究表明缓冲区尺度的景观格局对水质变化的影响更强^[23]。此外,对缓冲区尺度来说,影响水质变化的最佳空间尺度同样存在争议,研究发现 100 m 缓冲区^[24]、200 m 缓冲区^[6]、300 m 缓冲区^[25]、500 m 缓冲区^[26]、1000 m 缓冲区^[18, 27]、2500 m 缓冲区和 4 km^[28]缓冲区等均是影响水质变化的重要空间尺度。由于研究区域自身特点和研究设计等差异的存在,景观格局与水质在不同空间尺度上的关系尚未取得一致结论^[3-4, 29]。因此,需要在更广泛的地区开展不同空间尺度景观格局与水质的关系研究,以期进一步理解二者之间关系的影响机制。

流溪河是广州市境内重要的水源河流,具有重要的资源与生态战略价值^[30]。近年来,受城镇建设、旅游开发和工农业快速发展的影响,流域内水质恶化等问题日益凸显^[30-32]。目前已有学者对流溪河流域景观格局特征与水质的关系开展了研究^[7, 31-33],但这些研究均未涉及土地利用结构与空间格局特征交互作用对水质的影响,且对不同空间尺度下的景观格局—水质关系的研究尚少。因此,本研究以流溪河流域为例,基于土地利用结构与空间格局等变量的最佳组合,通过方差分解定量评估二者对水质的贡献,并探讨两者间的交互作用对水质的影响,以揭示影响流溪河水水质变化的主要土地利用类型和空间格局特征,为流域水土资源的合理配置和水质改善提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

流溪河位于粤港澳大湾区核心城市——广州市的北部,地理位置介于 113°10′—114°2′E, 23°12′—23°57′N 之间(图 1),属珠江水系北江支流。发源于广州市从化区吕田镇桂峰山至大岭头一带,自东北向西南流经从化区、花都区 and 白云区等地,最后与白坭河汇合后注入珠江。流溪河全长 171 km,流域总面积 2300 km²。流域属亚热带季风气候区,年平均气温为 20—22℃,多年平均降雨量为 2143.8 mm,降雨年内分布不均,雨量多集中于 4—9 月(丰水期),约占全年降水量的 80%^[34-35]。

1.2 样品采集及水化学指标分析

基于野外调查及实际采样的可行性,本研究于流溪河干流设置了 15 个采样点(图 1, R1—R15),分别于

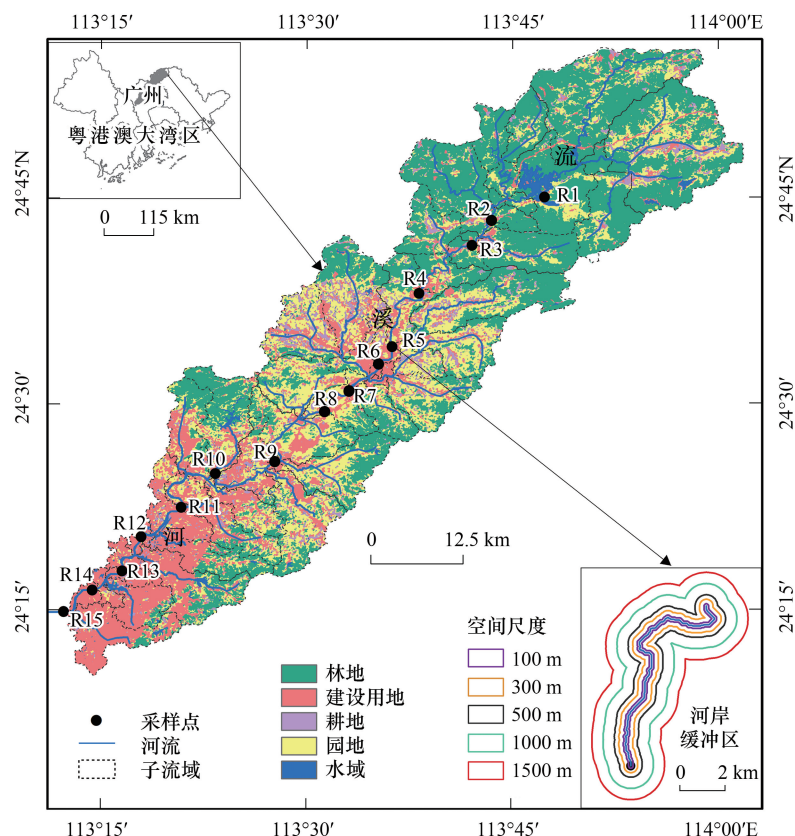


图 1 研究区域与采样点分布图

Fig.1 Map of the study area and the distribution of sampling site

2020 年 6 月(丰水期)和 2021 年 1 月(枯水期)采集河水水样,共采集水样 30 个。采样过程中,利用哈希便携式水质分析仪(HACH-HQ40d)现场测定水体的 pH、电导率(EC)、溶解氧(DO)和温度(T)等指标。水样采集后现场经 0.45 μm 针孔滤膜过滤后用于总溶解有机碳(DOC)、硫酸根(SO_4^{2-})、氯离子(Cl^-)、氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)的测定。过滤后的水样密封于聚乙烯瓶中,带回到实验室后转移至 4℃ 的冰箱中保存待测。氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)采用哈希 DR2800 型便携式分光光度计现场测定, Cl^- 、 NO_3^- 和 SO_4^{2-} 采用离子色谱仪(Dionex ICS-900)测定,TOC 分析仪(Shimadzu TOC,日本)用来测定 DOC 的含量。

1.3 不同空间尺度的划分

基于 ArcGIS 10.5 平台,结合数字高程数据(DEM)对流溪河流域及其水系进行提取。DEM 数据下载于地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn>),分辨率为 30 m。参考 Shi 等^[36]和郭羽羽等^[27]对子流域划分的方法,以监测点为出水口利用 ArcGIS 10.5 软件提取对应的子流域。河岸带连接着陆地和水生生态系统,在影响河流水质方面起着重要的作用。基于前人的研究结果和《广州市流溪河流域保护条例》划定的保护区范围,分别对 15 个水质监测断面构建以下 5 个空间尺度的河岸带缓冲区:以每个监测点断面为基点,以平行河道分别向河流上游延伸至该监测点最直接小流域边界为长度^[3],以垂直河道 100、300、500、1000 和 1500 m 的宽度在河流两岸建立缓冲区。

1.4 景观格局的分析

景观格局包括景观组成与空间格局特征,分别由土地利用数据和景观指数来表征。土地利用数据来自于 2020 年的 Landsat 8 OLI 30 m 影像解译,影像数据同样下载于地理空间数据云平台。下载后的影像数据先经过辐射校正、大气校正和几何校正,再在 ENVI 5.0 的支持下,采用最大似然法进行监督分类,根据历史资料以及实地考察建立的判读标志建立训练区,得到初步分类结果。在此基础上结合人工目视解译进一步修正,得

到 2020 年流溪河流域土地利用图(图 1)。采用国土资源部的分类标准将研究区土地利用类型划分为以下 6 类:建设用地、林地、耕地、园地、水域和未利用地。其中未利用地面积占比不超过 1%,故在后续分析中予以剔除。基于 ArcGIS 10.5 平台,对已提取好的子流域和缓冲区范围与土地利用数据进行相交处理,得到各空间尺度的土地利用数据。景观指数的确定参考国内外已有研究,从表征景观破碎度、聚集度、连通性指数和多样性指数中选取了 6 个通用性较高的景观指数,各指数及其含义具体见表 1 所示。基于提取的子流域和缓冲区的土地利用栅格地图,由 Fragstats.4.2 软件计算获得以下各景观空间格局指数的数值。

表 1 研究所选取景观指数
Table 1 Landscape index selected in this study

景观指数 Landscape index	计算公式 Computational formula	描述 Description
斑块密度 Patch density	$PD = (n/A) \times 10^6$	单位面积上的斑块数量
景观形状指数 Landscape shape index	$LSI = \frac{0.25 \sum_{k=1}^m e_{ik}^j}{\sqrt{A}}$	反映景观斑块形状的复杂性
最大斑块指数 Largest patch index	$LPI = \frac{\max(a_1, \dots, a_n)}{A} \times 100$	反映人类对景观干扰的方向与强度
平均欧式最近邻距离 Mean euclidean nearest neighbor distance	$ENN_MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n h_{ij}}{n}$	同一景观类型的平均相邻距离
蔓延度指数 Contagion Index	$CONTAG = \left[\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n (p_i) \left[\frac{g_{ik} \sum_{k=1}^m g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right] \left[\ln(p_i) \right]}{2 \ln(m)} \right] \times 100$	反映不同斑块类型的聚集程度或延展趋势
Shannon's 多样性指数 Shannon's diversity index	$SHDI = - \sum_{i=1}^M (p_i \ln p_i)$	反映景观的异质性

PD:斑块密度 Patch density;LSI:景观形状指数 Landscape shape index;LPI:最大斑块指数 Largest patch index;ENN_MN:平均欧式最近邻距离 Mean euclidean nearest neighbor distance;CONTAG:蔓延度指数 Contagion index;SHDI:Shannon's 多样性指数 Shannon's diversity index;n:斑块数量;A:区域内所有斑块总数; a_j : j 类土地利用类型; e_{ij} :斑块 j 到 i 类土地利用的距离; p_i : i 类景观占总面积的比例; g_{ik} :重复计数的 i 和 k 类土地利用类型像素之间的邻接数; m :景观中斑块类型的数量

1.5 数据分析

采用 Shapiro-Wilk 检验水质数据的正态性,对非正态分布的数据进行对数 $\lg(x+1)$ 转换。利用 Bioenv 分析确定与水化学指标变化相关性最高的变量组合来表征土地利用结构和空间格局,并通过“Mantel”和“Partial Mantel”函数来检验二者与水质相关性的显著水平。通过方差分解分析(VPA)计算土地利用与空间格局特征对水质变化总方差的贡献率,并基于层次分割理论获取不同土地利用类型的空间格局特征对水质的解释率,以上操作均在 RStudio 4.2 中完成。

2 结果与讨论

2.1 水质变化特征

各水质指标的分布见图 2 所示,其中 EC、DO、 Cl^- 、 NO_3^- -N、 SO_4^{2-} 等水质指标呈现枯水期>丰水期的趋势;而 T、pH、 NH_4^+ -N 和 TOC 等指标则呈相反的变化趋势(图 2)。对比地表水环境质量标准(GB3838—2002),73.4%的采样点其 NH_4^+ -N 浓度超过了地表水 III 类水质量标准,其他水质指标则处于 III 类水质标准范围内。由此可见,流溪河主要受氨氮污染,这与其他的研究结论基本一致^[7,31—32]。

2.2 景观格局的分布特征

研究区不同空间尺度下的土地利用组成差异较大(图 3)。在近距离(100 m 和 300 m)缓冲区以建设用地

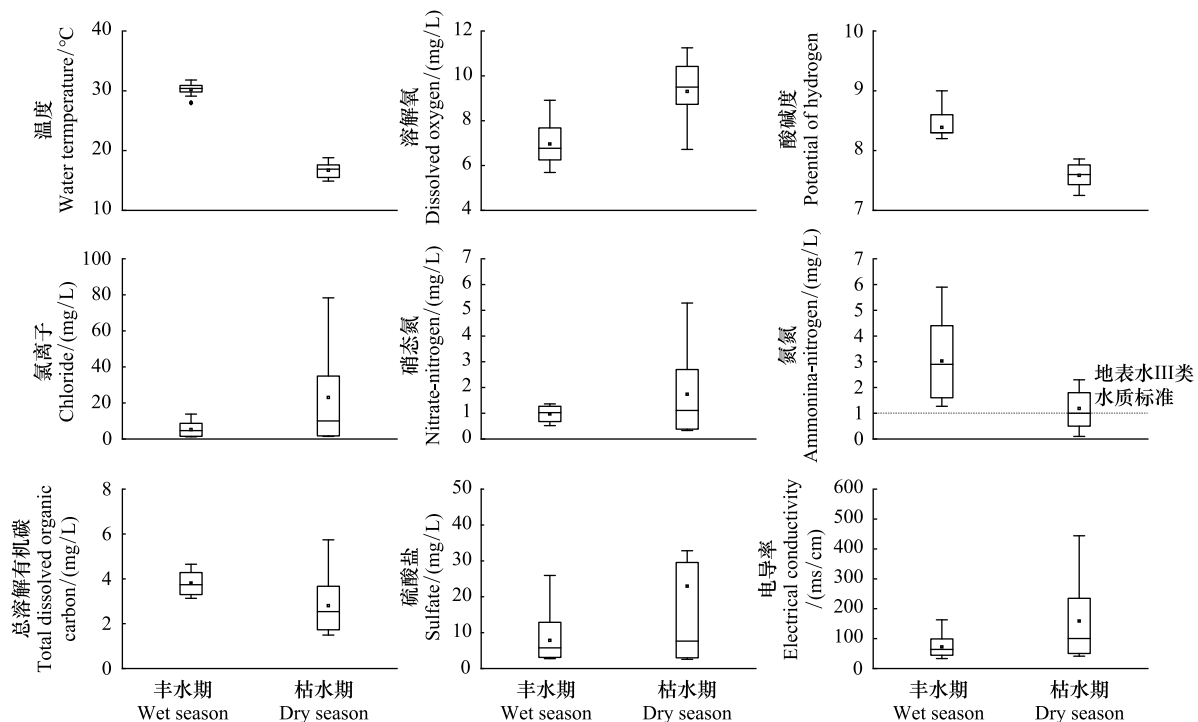


图2 流溪河水质变化特征

Fig.2 The characteristics of water quality in the Liuxi River

和水域为主,尤其在 100 m 缓冲区,水域面积占比较大(高达 45.8%),这与该尺度内基塘、鱼塘等水塘较多的实际情况相符^[31]。在 500 m 缓冲区和在远距离(1000 m 和 1500 m)缓冲区均以建设用地和园地为主,子流域则为建设用地、林地和园地的组合。总体上,除 100 m 缓冲区外,其余空间尺度均以建设用地占绝对主导地位;且随着缓冲区距离的增加,林地和建设用地面积占比呈增加的趋势,水域面积占比呈显著下降趋势。

不同空间尺度下的景观指数分布如图 4 所示。PD 指数随缓冲区距离的增加呈减少趋势,而 CONTAG 指数呈增加的趋势;且子流域的 CONTAG 值高于河岸带缓冲区,而 PD 值低于河岸带缓冲区。ENN_MM 指数变化较为复杂,最大值出现在 100 m 缓冲区,最小值出现在 300 m 缓冲区,其余空间尺度相差不大。LPI 和 LSI 指数随缓冲区距离的增加呈先减少后增加的趋势,最小值均出现在 300 m 缓冲区;且子流域 LPI 和 LSI 值总体高于河岸带缓冲区。SHDI 指数随缓冲区增加呈先减少后增加的趋势,子流域 SHDI 值略小于河岸带缓冲区,但各空间尺度的 SHDI 均值较为接近且大于 1.0,说明流域内土地利用类型相对丰富。总体来看,流域内景观破碎化严重,呈现多重景观交互分布的结构特征。

2.3 景观格局与水质之间的关系

基于 Bioenv 分析确定了土地利用和空间格局特征对水质影响的最佳组合(表 2)。从表 2 可看出,林地、建设用地和水域是主要影响水质变化的土地利用类型,而蔓延度(CONTAG)、多样性(SHDI)和斑块密度(PD)指数是影响水质变化的主要空间格局特征。此外,通过“Partial Mantel Test”控制土地利用与空间格局

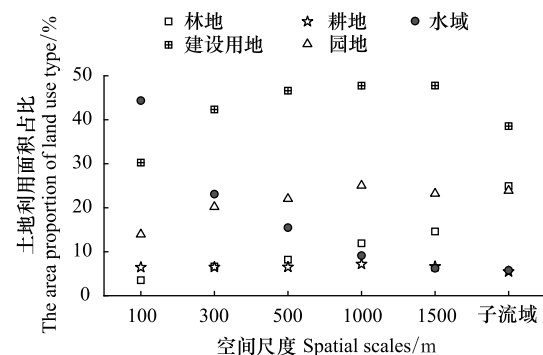


图3 不同空间尺度下的土地利用组成特征

Fig.3 Characteristics of land use compositions at different spatial scales

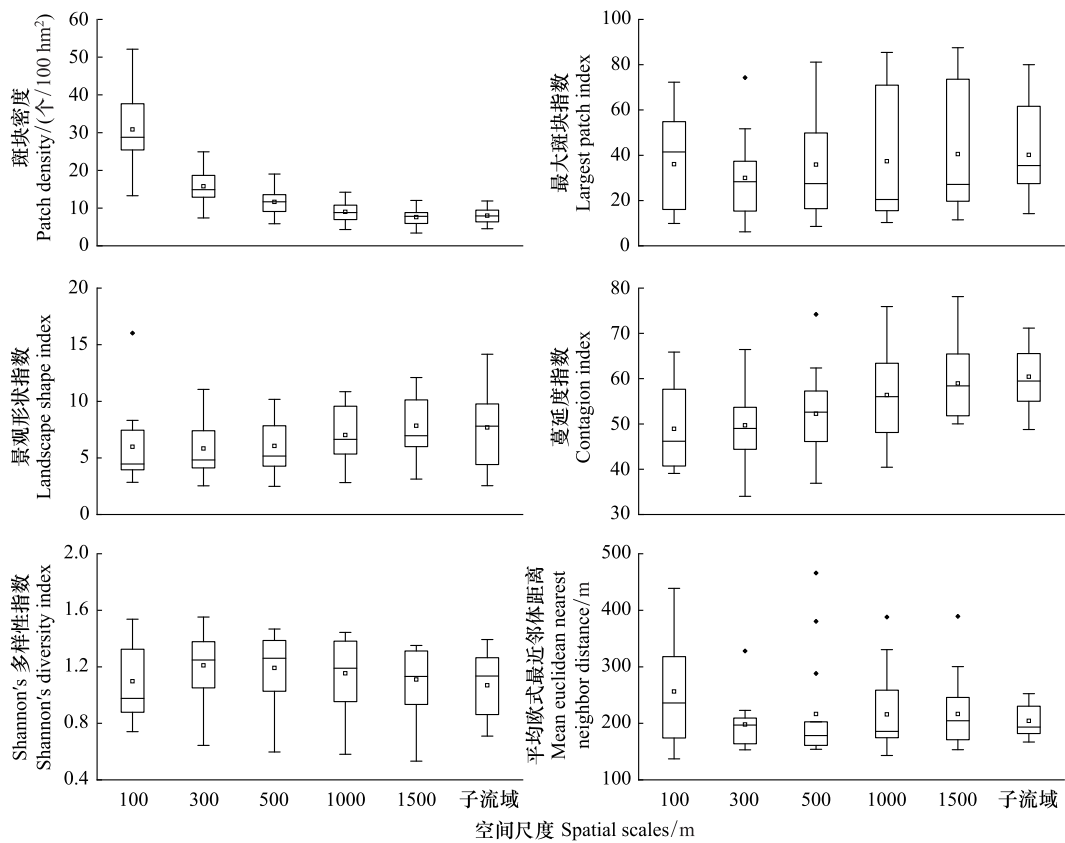


图 4 不同空间尺度下景观配置指数变化特征

Fig.4 Characteristics of landscape index at different spatial scales

间的相互影响后,发现其与水质的相关性低于“Mantel Test”的结果(表 3),可见二者的交互作用与水质的相关性较强。

表 2 土地利用和空间结构与水质相关性的最佳组合

Table 2 Best subsets of land use and spatial pattern in relation to water quality

季节 Season	空间尺度/m Spatial scale	土地利用最佳组合 Best subsets of land use	相关系数(R) Correlation coefficient (R)	空间格局最佳组合 Best subsets of spatial pattern	相关系数(R) Correlation coefficient (R)
丰水期 Wet season	子流域	林地+建设用地+园地	0.664	PD+ SHDI	0.438
	100	建设用地+水域	0.572	PD+ SHDI	0.219
	300	林地+建设用地+水域	0.450	CONTAG	0.401
	500	林地+建设用地+水域	0.476	CONTAG	0.431
	1000	林地+建设用地+水域	0.496	SHDI	0.476
	1500	建设用地	0.500	SHDI	0.529
枯水期 Dry season	子流域	建设用地	0.646	PD	0.235
	100	水域	0.600	PD+LPI	0.218
	300	建设用地+水域	0.582	CONTAG	0.234
	500	建设用地+水域	0.554	ENN_MN+CONTAG	0.239
	1000	建设用地+水域	0.493	SHDI	0.329
	1500	建设用地	0.566	SHDI	0.379

表 3 水质与土地利用和空间格局的显著性检验
Table 3 Significance test of water quality with land use and spatial pattern

季节 Season	空间尺度/m Spatial scale	曼特尔检验 Mantel test				偏曼特尔检验 Partial mantel test			
		土地利用 (R)	显著性 (P)	景观格局 (R)	显著性 (P)	土地利用 (R)	显著性 (P)	景观格局 (R)	显著性 (P)
丰水期 Wet season	子流域	0.563	0.000	0.400	0.003	0.503	0.002	0.171	0.112
	100	0.174	0.121	0.154	0.103	0.112	0.216	0.008	0.250
	300	0.257	0.036	0.333	0.011	0.140	0.153	0.219	0.069
	500	0.306	0.006	0.354	0.010	0.212	0.093	0.235	0.069
	1000	0.426	0.004	0.472	0.001	0.258	0.063	0.279	0.003
	1500	0.500	0.001	0.420	0.000	0.364	0.014	0.285	0.027
枯水期 Dry season	子流域	0.536	0.000	0.145	0.077	0.521	0.010	0.009	0.485
	100	0.129	0.112	0.051	0.258	0.112	0.139	0.018	0.845
	300	0.139	0.087	0.151	0.070	0.085	0.175	0.030	0.364
	500	0.178	0.046	0.175	0.052	0.127	0.109	0.072	0.213
	1000	0.316	0.006	0.238	0.025	0.239	0.018	0.011	0.133
	1500	0.430	0.001	0.258	0.015	0.364	0.004	0.001	0.126

2.4 景观格局对水质的解释率

基于 Bioenv 分析结果(表 2),选取林地、建设用地和水域组合作为研究区的土地利用结构, CONTAG、SHDI 和 PD 指数组合作为空间格局特征。将丰、枯水期的水化学指标作为响应变量,以上的土地利用结构与空间格局指数作为解释变量进行 VPA 分析,得到不同空间尺度下土地利用与空间格局特征对水质的独立解释率和共同解释率,结果见表 4。丰、枯水期,土地利用在子流域和 1500 m 远距离缓冲区对水质的解释量相对较大,空间格局特征则在 500 m 过渡带的解释量最大;二者交互作用在各个空间尺度对水质的解释量均较大,尤其在 1000 m 缓冲区对水质的贡献率最高。在 1000 m 缓冲区,丰、枯水期土地利用结构分别单独解释了 6.0%和 16.3%的水质变化,而景观格局则无单独解释部分,交互作用部分的解释量为 53.6%和 45.5%,分别占土地利用结构总贡献率的 89.9%和 73.6%,占景观格局总贡献率的 100%。总体上,无论是子流域还是河岸带缓冲区尺度,土地利用与空间格局的交互作用共同驱动着流溪河河水水质的变化。另外,土地利用结构与空间格局的交互作用在 1000 m 河岸带缓冲区对水质的贡献率最高,这与徐启渝等的研究结论一致^[18]。从土地利用结构特征来看,流溪河流域 1000 m 缓冲区内土地利用结构趋于多种组合(图 3),人类活动在该空间尺度内活动强度也较大,故二者之间的交互作用在这一空间尺度对水质具有最高的解释率。

表 4 不同空间尺度下土地利用与空间格局对水质的解释量
Table 4 The contribution rates of land use structure and spatial pattern to the water quality

季节 Season	空间尺度/m Spatial scale	解释量 Explained rates			未解释量 Unexplained rates
		土地利用	交互作用	空间格局	
丰水期 Wet season	子流域	26.0%	42.0%	—	32.0%
	100	7.0%	37.1%	—	55.9%
	300	10.9%	36.1%	9.2%	43.8%
	500	10.6%	34.0%	22.4%	33.0%
	1000	6.0%	53.6%	—	40.4%
	1500	13.7%	52.9%	10.9%	22.5%
枯水期 Dry season	子流域	21.0%	37.6%	—	41.4%
	100	8.0%	20.9%	—	71.1%
	300	13.9%	29.4%	11.9%	44.8%
	500	17.0%	24.5%	24.6%	33.9%
	1000	16.3%	45.5%	—	38.2%
	1500	19.6%	43.6%	12.3%	24.5%

研究发现水质变化还存在未解释部分(表4),原因可能与未考虑土壤性质、土地利用强度差异和地形等因素的影响有关。已有研究表明,地形和土壤理化性质差异等对径流的形成和污染物的输送过程具有显著的影响^[18-19,31]。另外,即便相似的土地利用结构,土地利用强度的差异也会导致水质的差别,尤其对于建设用地来说,其包括工矿用地、道路设施用地、城镇用地等,而城镇用地才是水体营养盐污染的主要驱动因素^[37-38]。因此,仅讨论土地利用结构不同而忽视利用强度的差异,将会影响土地利用对水质的解释程度。此外,不同土地利用类型的相邻区域有可能受到多种土地利用共同作用的影响^[19],对其污染物的源汇机制难以分析,可能也是造成对水质的解释还存在未解释部分的原因之一。因此,深入分析研究区域内的地形、土壤性质、土地利用强度差异将有助于减少水质变化未解释部分。

2.5 景观格局对水质影响的多空间尺度效应

基于层次分割理论,分别计算了林地、建设用地和水域的空间格局特征对水质的解释率,结果见表5。在不同的空间尺度下,土地利用结构与空间格局特征对河流水质的影响存在差异,这与国内外其他学者的研究结论具有一致性^[36,39]。在子流域和河岸带缓冲区尺度(100 m 河岸带缓冲区除外),建设用地均是影响水质的主要贡献源。在快速城镇化和经济发展的背景下,流溪河流域建设用地面积呈不断增加且表现出集中化发展趋势^[40]。建设用地作为重要的“源”景观,其面积的增加一方面会使生活污水、生活垃圾等造成的非点源污染增加^[41];另一方面会造成不透水下垫面的增加,加快径流的形成,从而导致降雨发生时污染物可随径流快速进入河流对水质造成污染^[27,36]。此外,混杂在城镇居民区中的纺织、印染和电子制造等企业带来的点源污染排放入河也会加剧水质的恶化^[42]。在100 m 近距离河岸带缓冲区,水域则是影响水质的主要贡献源,原因有以下两个方面:一是在该空间尺度上,水域(包括水库、基塘、坑塘、滩涂和沟渠等)分布广泛,其面积占比相对较高(图2)。流域内较大的畜禽养殖规模和粗放的管理方式,使得禽畜粪便和水污染物流失已成为了流域内水土环境污染的重要来源之一^[43]。在降雨发生后,水土环境中的污染物会随降雨冲刷与径流一同汇入河流对水质造成影响。二是受经济效益导向和现代渔业高效养殖模式的影响,流域内基塘的生境破坏严重,养殖过程中产生的排泄物、施用的肥料和药物等同样会造成水质恶化^[4,44]。吕乐婷等^[4]和王一舒等^[45]在研究西江下游流域和东江流域水质与土地利用的响应关系中同样发现基塘是影响河流水质恶化的重要因素。

与徐启渝等^[18]的研究结果类似,研究发现林地、建设用地和水域各自空间格局对水质变化的解释力在不同空间尺度存在差异。在近距离缓冲区,水域的空间格局特征对水质的解释率高于建设用地和林地;在其他空间尺度,建设用地对水质变化的解释能力高于林地和水域。此外,在子流域尺度,林地和建设用地斑块密度(PD 指数)对水质的解释力最强,平均占各自空间格局解释量的55.9%和77.0%,是影响水质的核心特征。在子流域尺度,林地和建设用地是主要的土地利用类型(图2),林地作为流域内主要的“汇”景观,其密度越大对污染的截留和削减作用就越强^[46]。同样,建设用地作为流域内主要“源”景观,其密度越大产出的污染物就越多^[6,27]。在河岸带缓冲区尺度,水域的连通性(CONTAG 指数)对水质有较强的解释力,在100 m 近距离缓冲区的解释力最强,平均占水域空间格局解释量的41.1%。在100 m 河岸带缓冲区,水域面积占比较大为优势斑块(图2),水域的聚集和连通性(CONTAG 指数)较高(表5),污染物的产生和汇集能力增加,从而对河流水质造成显著的影响^[7,16,46]。林地的多样性和丰富度(SHDI 指数)对水质也有较强的解释力,在100 m 近距离缓冲区和远距离缓冲区的解释能力相对较强,平均占林地空间格局解释量的53.3%和53.2%。河岸带林地可有效截留阻控水土流失和污染物向水体迁移^[47-48],林地的结构越丰富(SHDI 指数),其自我更新和调节能力就越高,对面源污染物的净化效果也更显著^[49-51]。此外,建设用地连通性(CONTAG 指数)对水质同样有较强的解释力,且随着空间距离的增加呈增加的趋势,平均占建设用地空间格局解释量的46.6%,是影响水质的主要空间格局特征。建设用地作为流域内主要的“汇”景观,较高的连通性有利于污染物的富集且会缩短径流汇流入河的时间,加速水质恶化。此外,建设用地的优势度和连通性随着缓冲区距离的增加而增加(图3和图4),因此其对水质的贡献率随缓冲区距离的增加呈现增加的趋势,这一结论与其他学者在袁河流域^[18]和九龙江流域^[11]所得的研究结果一致。可见,在建设用地规划过程中,应尽量避免建设用地成片建设,适量

加入一些绿化带和公园等进行阻隔,有助于提高水环境质量。

表 5 基于层次分割理论不同土地利用类型的空间格局特征对水质解释率
Table 5 The contribution rates of spatial pattern of different land use to water quality based on the hierarchical portioning theory

季节 Season	土地利用 Land use	景观指数 Landscape index	不同空间尺度的水质解释率/% The explained rates at different spatial scales					
			子流域	100 m	300 m	500 m	1000 m	1500 m
丰水期 Wet season	林地	CONTAG	2.8	2.4	8.4	7.0	4.9	6.4
		SHDI	6.2	4.3	3.5	3.8	8.3	9.6
		PD	11.5	2.2	1.7	3.7	1.3	1.2
		总计	20.6	8.9	13.6	14.4	14.5	17.1
	建设用地	CONTAG	5.0	1.3	3.3	8.6	8.9	12.4
		SHDI	8.8	2.7	2.9	4.5	15.0	18.7
		PD	16.7	0.7	1.3	4.4	2.6	2.2
		总计	30.6	4.7	7.5	17.5	26.6	33.4
	水域	CONTAG	7.1	14.4	8.3	3.4	5.7	5.6
		SHDI	1.6	12.6	5.0	5.4	6.1	3.7
		PD	5.8	3.9	1.4	3.1	1.5	0.6
		总计	14.5	30.9	14.7	11.9	13.3	9.9
枯水期 Dry season	林地	CONTAG	3.8	0.2	13.3	2.0	6.4	8.8
		SHDI	8.3	7.0	2.4	9.2	8.6	11.3
		PD	15.4	4.8	2.5	5.4	2.7	2.3
		总计	27.5	12.0	18.3	16.6	17.6	22.4
	建设用地	CONTAG	4.1	0.0	1.5	8.7	6.5	9.9
		SHDI	7.2	0.8	0.3	3.0	7.7	12.7
		PD	13.7	0.2	0.4	6.9	3.2	2.5
		总计	25.0	0.9	2.2	6.7	17.5	25.1
	水域	CONTAG	2.1	12.1	9.5	3.9	7.6	6.6
		SHDI	2.9	7.9	3.4	0.8	4.5	9.2
		PD	3.0	13.9	4.1	2.0	4.1	1.8
		总计	8.0	33.9	17	6.7	16.2	17.6

3 结论

本文基于实测的丰、枯水期的水质数据,结合遥感解译所得的土地利用数据,分析了不同空间尺度的景观格局对流溪河水质的影响,得到了以下主要结论:

- (1)在各个空间尺度上,土地利用与空间格局的交互作用是驱动流溪河河水水质变化的重要因素,其中在 1000 m 河岸带缓冲区对水质的贡献率最高。
- (2)不同的空间尺度下,土地利用结构与空间格局特征对河流水质的影响存在差异。在 100 m 河岸带缓冲区,水域是影响水质的主要贡献源;而在其他空间尺度建设用地是影响水质的主要贡献源。
- (3)流溪河流域水质整体较差,超过 50%的采样点其氨氮浓度超过了地表水 III 类水质标准,主要受建设用地、水域和林地的影响。在子流域尺度,林地和建设用地的斑块密度(PD 指数)是影响水质变化的核心特征,平均占各自空间格局解释量的 55.9% 和 77.0%。在河岸带缓冲区尺度,水域和建设用地的连通性(CONTAG 指数)和林地的多样性和丰富度(SHDI 指数)是影响水质变化的核心特征,三者对水质变化的影响占各自空间格局解释率的 41.1%、53.3%和 46.6%。

参考文献(References):

[1] Peng S Y, Li S H. Scale relationship between landscape pattern and water quality in different pollution source areas; a case study of the Fuxian
<http://www.ecologica.cn>

- Lake watershed, China. *Ecological Indicators*, 2021, 121: 107136.
- [2] 胡琳, 李思悦. 不同空间尺度土地利用结构与景观格局对龙川江流域水质的影响. *生态环境学报*, 2021, 30(7): 1470-1481.
- [3] 张微微, 李晓娜, 王超, 赵春桥, 史瑞双. 密云水库上游白河地表水质对不同空间尺度景观格局特征的响应. *环境科学*, 2020, 41(11): 4895-4904.
- [4] 吕乐婷, 高晓琴, 刘琦, 江源. 东江流域景观格局对氮、磷输出的影响. *生态学报*, 2021, 41(5): 1758-1765.
- [5] 王飞, 陶宇, 欧维新. 景观格局变化的水质净化服务响应关系研究进展. *地球科学进展*, 2021, 36(1): 17-28.
- [6] 刘可暄, 王冬梅, 常国梁, 张满富. 多空间尺度景观格局与地表水质响应关系研究. *环境科学学报*, 2022, 42(2): 23-31.
- [7] 吉冬青, 文雅, 魏建兵, 吴志峰, 刘庆, 程炯. 流溪河流域景观空间特征与河流水质的关联分析. *生态学报*, 2015, 35(2): 246-253.
- [8] Mainali J, Chang H. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. *Journal of Hydrology*, 2018, 564: 26-40.
- [9] 范雅双, 于婉晴, 张婧, 李雪, 李小玉. 太湖上游水源区河流水质对景观格局变化的响应关系——以东苕溪上游为例. *湖泊科学*, 2021, 33(5): 1478-1489.
- [10] 王刚. 西苕溪流域水质时空变异及其土地利用组成与格局影响分析[D]. 南京: 南京农业大学, 2016.
- [11] 黄金良, 李青生, 洪华生, 林杰, 曲盟超. 九龙江流域土地利用/景观格局-水质的初步关联分析. *环境科学*, 2011, 32(1): 64-72.
- [12] 张大伟, 李杨帆, 孙翔, 张方山, 朱红兴, 刘毅, 张英, 庄敏, 朱晓东. 入太湖河流武进港的区域景观格局与河流水质相关性分析. *环境科学*, 2010, 31(8): 1775-1783.
- [13] Shehab Z N, Jamil N R, Aris A Z, Shafie N S. Spatial variation impact of landscape patterns and land use on water quality across an urbanized watershed in Bentong, Malaysia. *Ecological Indicators*, 2021, 122: 107254.
- [14] 夏翥, 李云梅, 王桥, 吕恒, 金鑫, 王彦飞. 京杭大运河无锡段水质和土地利用的响应关系. *自然资源学报*, 2011, 26(3): 364-372.
- [15] Ahearn D S, Sheibley R W, Dahlgren R A, Anderson M, Johnson J, Tate K W. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology*, 2005, 313(3/4): 234-247.
- [16] 杨洁, 许有鹏, 高斌, 王跃峰, 徐羽, 马倩. 城镇化下河流水质变化及其与景观格局关系分析——以太湖流域苏州市为例. *湖泊科学*, 2017, 29(4): 827-835.
- [17] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. “源”“汇”景观理论及其生态学意义. *生态学报*, 2006, 26(5): 1444-1449.
- [18] 徐启渝, 王鹏, 舒旺, 张华, 丁明军. 土地利用结构与空间格局对袁河水质的影响. *环境科学学报*, 2020, 40(7): 2611-2620.
- [19] 徐启渝, 王鹏, 王涛, 舒旺, 张华, 齐述华. 土地利用结构与景观格局对鄱阳湖流域赣江水质的影响. *湖泊科学*, 2020, 32(4): 1008-1019.
- [20] Zhang J, Li S Y, Dong R Z, Jiang C S, Ni M F. Influences of land use metrics at multi-spatial scales on seasonal water quality: a case study of river systems in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 206: 76-85.
- [21] Ding J, Jiang Y, Liu Q, Hou Z J, Liao J Y, Fu L, Peng Q Z. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the Total Environment*, 2016, 551-552: 205-216.
- [22] De Mello K, Valente R A, Randhir T O, Dos Santos A C A, Vettorazzi C A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *CATENA*, 2018, 167: 130-138.
- [23] 方娜, 刘玲玲, 游清徽, 田娜, 吴燕平, 阳文静. 不同尺度土地利用方式对鄱阳湖湿地水质的影响. *环境科学*, 2019, 40(12): 5348-5357.
- [24] Sliva L, Williams D D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research*, 2001, 35(14): 3462-3472.
- [25] 曹灿, 张飞, 阿依尼格尔·亚力坤, 朱世丹, 郭苗, 阿丽米热·塔力甫江, Hsiangte K. 艾比湖区域景观格局与河流水质关系探讨. *环境科学*, 2018, 39(4): 1568-1577.
- [26] 汪昱昆, 程锐辉, 曾鹏, 车越. 上海地区河网水质空间分异及对河岸带土地利用的响应. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(7): 925-932.
- [27] 郭羽羽, 李思悦, 刘睿, 张静. 黄河流域多时空尺度土地利用与水质的关系. *湖泊科学*, 2021, 33(3): 737-748.
- [28] 王小平, 张飞, 李晓航, 曹灿, 郭苗, 陈丽华. 艾比湖区域景观格局空间特征与地表水质的关联分析. *生态学报*, 2017, 37(22): 7438-7452.
- [29] Chiang L C, Wang Y C, Chen Y K, Liao C J. Quantification of land use/land cover impacts on stream water quality across Taiwan. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 318: 128443.
- [30] 谭颖, 郑训皓, 陈慈, 刘玥, 王璐, 官昭瑛, 杨海军, 韩博平. 流溪河大型底栖动物群落的时空分布及其影响因子. *生态学报*, 2021, 41(2): 747-760.
- [31] 刘庆. 流溪河流域景观特征对河流水质的影响及河岸带对氮的削减效应[D]. 广州: 中国科学院研究生院(广州地球化学研究所), 2016.
- [32] 卓泉龙, 林罗敏, 王进, 黄小兰, 唐鹊辉, 韦桂峰. 广州流溪河氮磷浓度的季节变化和空间分布特征. *生态学杂志*, 2018, 37(10): 3100-3109.

- [33] 张五美. 流溪河流域景观格局对河流水质的影响研究[D]. 广州: 华南师范大学, 2014.
- [34] Zhu A P, Yang Z G, Liang Z B, Gao L, Li R, Hou L, Li S H, Xie Z L, Wu Y, Chen J Y, Cao L X. Integrating hydrochemical and biological approaches to investigate the surface water and groundwater interactions in the hyporheic zone of the Liuxi River basin, southern China. *Journal of Hydrology*, 2020, 583: 124622.
- [35] Xie Z L, Gao L, Liang Z B, Chen J Y, Li S H, Zhu A P, Wu Y, Yang Z G, Li R, Wang Z W. Characteristics, sources, and risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in topsoil and surface water from the Liuxi River Basin, South China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2020, 78(3): 401-415.
- [36] Shi P, Zhang Y, Li Z B, Li P, Xu G C. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *CATENA*, 2017, 151: 182-190.
- [37] 熊兴, 江源, 任斐鹏, 董满宇, 田育红, 雷一鸣. 东江下游河网区土地利用变化及其对水体的生态影响. *自然资源学报*, 2010, 25(8): 1320-1331.
- [38] 张亚娟, 李崇巍, 胡蓓蓓, 谢慧君, 宋爱云. 城镇化流域"源-汇"景观格局对河流氮磷空间分异的影响——以天津于桥水库流域为例. *生态学报*, 2017, 37(7): 2437-2446.
- [39] 刘晓君, 李占斌, 李鹏, 张铁钢, 徐国策, 高海东. 基于土地利用/覆被变化的流域景观格局与水沙响应关系研究. *生态学报*, 2016, 36(18): 5691-5700.
- [40] 朱振杰, 杨子博, 刘丙军. 城市化驱动下流溪河流域土地利用与景观格局时空演变分析. *人民珠江*, 2020, 41(9): 11-18, 31-31.
- [41] 胡艳芳, 范中亚, 陈昭婷, 赵鹏, 郭静, 罗千里, 杨汉杰. 汕头市练江流域景观格局与水质的关联分析. *中国环境监测*, 2021, 37(3): 126-133.
- [42] 聂小桃. 广州产业结构演变与环境质量关系研究[D]. 广州: 暨南大学, 2012.
- [43] 何磊, 俞龙生, 江东鹏, 李志琴. 广州市畜禽养殖业污染空间分布研究. *生态科学*, 2012, 31(1): 56-61.
- [44] 刘通, 程炯, 苏少青, 郭月婷, 陈旭飞, 徐秋婷. 珠江三角洲桑基鱼塘现状及创新发展研究. *生态环境学报*, 2017, 26(10): 1814-1820.
- [45] 王一舒, 吴仁人, 荣楠, 王欣, 张杨. 西江下游流域水质与不同空间尺度土地利用的响应关系. *水资源保护*, 2021, 37(4): 97-104.
- [46] 刘超, 王智源, 张建华, 陈求稳, 杜云彬, 陈诚, 黄玉, 严晗璐, 陈天宇. 景观类型与景观格局演变对洪泽湖水质的影响. *环境科学学报*, 2021, 41(8): 3302-3311.
- [47] Yang F S, Yang Y Q, Li H E, Cao M M. Removal efficiencies of vegetation-specific filter strips on nonpoint source pollutants. *Ecological Engineering*, 2015, 82: 145-158.
- [48] 汤家喜, 何苗苗, 周博文, 应博, 李仁杰, 李杨, 吕刚. 辽河上游河岸植被过滤带对地下渗流中氮磷截留效果的影响. *水土保持学报*, 2018, 32(1): 39-45.
- [49] Lowrance R, Sheridan J M. Surface runoff water quality in a managed three zone riparian buffer. *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34(5): 1851-1859.
- [50] 刘宏伟, 梁红, 高伟峰, 沈海龙, 高大文. 河岸缓冲带不同植被配置方式对重金属的净化效果. *土壤通报*, 2018, 49(3): 727-735.
- [51] 孙东耀, 仝川, 纪钦阳, 谭立山, 张玉珍, 卓桂华, 张健, 林啸. 不同类型植被河岸缓冲带对模拟径流及总磷的消减研究. *环境科学学报*, 2018, 38(6): 2393-2399.