

景观格局对阳澄湖小流域水质变化影响的空间尺度效应

朱颖¹, 王怡¹, 贺凤春², 吴燕飞³

(1.苏州科技大学 建筑与城市规划学院, 江苏 苏州 215011;

2.苏州园林设计院有限公司, 江苏 苏州 215000; 3.苏州湿地保护管理站, 江苏 苏州 215006)

摘要: [目的] 研究阳澄湖小流域不同空间尺度上景观组成与结构变量对水质的影响, 为该区域湿地水环境质量提升和景观格局优化提供科学依据。[方法] 以阳澄湖 12 个水质采样点为中心, 利用 GIS 软件生成 6 种空间尺度的圆形缓冲区域, 采用景观格局指数、冗余分析、Pearson 相关分析等方法, 识别景观格局对湿地水质影响最有效的缓冲区空间尺度, 探讨其与水质的相互关系。[结果] ①总体上, 乔木林地和湖泊的面积占比在空间尺度上逐渐减小, 城镇住宅用地、水田和养殖塘的面积占比逐渐增加。②景观格局对湿地水质影响的空间尺度效应体现在不同圆形缓冲区内, 在半径为 800 m 的圆形缓冲区内总解释变异值最大为 68.2%。③景观组成变量仅有在半径为 1 000 m 的圆形缓冲区内 $PLAND_{FOR}$ 与水质参数具有相关性。④养殖塘在半径为 200 m 的圆形缓冲区内对水质影响较大; 水田、乔木林地和湖泊在空间尺度较大的圆形缓冲区(半径大于 500 m)是影响水质的主要景观类型。[结论] 景观格局与水质最相关的空间尺度为 800 m 的圆形缓冲区, 不同尺度缓冲区内景观结构变量对水质的解释能力均比景观组成变量明显, 湿季水质参数与景观格局指数的相关性大于干季。

关键词: 景观格局; 圆形缓冲区; 水质; 空间尺度效应; 阳澄湖小流域; 湿地

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2021)02-0105-09

中图分类号: X824, Q149

文献参数: 朱颖, 王怡, 贺凤春, 等. 景观格局对阳澄湖小流域水质变化影响的空间尺度效应[J]. 水土保持通报, 2021, 41(2): 105-113. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2021.02.014; Zhu Ying, Wang Yi, He Fengchun, et al. Spatial scale effect of landscape pattern on water quality change in Yangcheng Lake watershed [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(2): 105-113.

Spatial Scale Effect of Landscape Pattern on Water Quality Change in Yangcheng Lake Watershed

Zhu Ying¹, Wang Yi¹, He Fengchun², Wu Yanfei³

(1. School of Architecture and Urban Planning, Suzhou University of Science and Technology,

Suzhou, Jiangsu 215011, China; 2. Suzhou Landscape Design Institute Co., Ltd., Suzhou, Jiangsu

215000, China; 3. Suzhou Wetland Conservation and Management Station, Suzhou, Jiangsu 215000, China)

Abstract: [Objective] The effects of landscape composition and structure on water quality at different spatial scales in Yangcheng Lake watershed were explored, in order to provide references for the water quality improvement and landscape pattern optimization. [Methods] Taking 12 water quality sampling points in Yangcheng Lake as the center, the circular buffer zones of 6 different spatial scales were generated by using GIS software. Landscape pattern index, redundancy analysis and Pearson correlation analysis was used to identify the most effective buffer zone of landscape pattern on wetland water quality, and explore its relationship with water quality. [Results] ① In general, the proportions of arbor forests and lakes gradually decreased at the spatial scale, while the proportions of urban residential land, paddy fields, and aquaculture ponds gradually increased. ② The spatial scale of the impact of landscape pattern on wetland water quality was reflected in

收稿日期: 2020-10-29

修回日期: 2020-12-07

资助项目: 教育部人文社会科学研究项目“湿地公园成效评估研究: 基于功能服务影响及效果的视角”(17YJAZH137); 苏州科技大学风景园林学科建设项目; 江苏省企业研究生工作站项目; 江苏太湖湿地生态系统国家定位观测研究站项目

第一作者: 朱颖(1973—), 女(汉族), 安徽省萧县人, 副教授, 硕士生导师, 主要从事风景园林规划设计理论与实践方面的工作。Email: zhu-ying@mail.usts.edu.cn.

different circular buffers, and the maximum explained variation was 68.2% in the circular buffer zone with a radius of 800 m. ③ Landscape composition variables only had correlation with water quality parameters in the circular buffer zone with a radius of 1 000 m. ④ Aquaculture ponds had a greater impact on water quality in a circular buffer zone with a radius of 200 m. Paddy fields, arbor forests and lakes had a larger circular buffer zone (radius greater than 500 m), which was the main landscape type affecting water quality. [Conclusion] The most relevant spatial scale between landscape pattern and water quality is 800 m circular buffer zone. The interpretation ability of landscape structure variables on water quality in buffer zones of different scales is more obvious than that of landscape composition variables. The correlation between water quality parameters and landscape pattern index in wet season is greater than that in dry season.

Keywords: landscape pattern; circular buffer zone; water quality; spatial scale effect; Yangcheng Lake watershed; wetland

景观格局是景观要素在空间分布特征的表达,不同尺度的景观格局对生态过程的影响不同^[1-2],最终结果也不同。水环境对景观格局变化具有非常敏感的响应,在流域尺度上,景观格局的变化引起水文条件的空间差异,进而影响水环境质量的空間分异,因此景观格局的变化被认为是影响水环境质量变化的主导因素^[3]。国内外许多研究表明,景观格局对水环境的影响与空间尺度密切相关,但是当前对识别两者间最相关的空间尺度具有较大争议:Meneses 等^[4]和郝敬锋等^[5]分别针对葡萄牙和南京某流域的研究认为,在河岸带缓冲区尺度上景观格局对水环境质量的依赖性小于流域尺度,而 Xu 等^[6]和张福平等^[7]在贵州乌江和沔河流域的研究中则强调,在较小的河岸带缓冲作用区内景观格局是影响河流水质的关键区域。李艳利等^[8]则在研究浑太河流域水质中发现,不同尺度下景观类型对水质的影响程度不同。康文华^[9]针对赤水河流域的研究表明,景观组成对河流水质影响的最大空间尺度为河岸带尺度,景观格局对河流水质影响的最大空间尺度因地貌不同而不同。前人的研究表明景观格局的空间尺度对水质存在明显的影响,但是尺度大小对景观与水质之间的关系尚无明确定论。湿地是极为复杂且脆弱的生态系统,水质作为反映湿地健康程度最重要的指标,其与景观格局空间尺度关系一直成为探索的主要内容。对于湿地而言,目前多通过建立景观指数与水质量化关系进行尺度关联性的研究。由于一定时期内水质监测数据获取难度等问题,相关研究多以定性方法分析某一短期水质响应,且侧重于单一的空间尺度,缺乏不同尺度圆形缓冲区景观格局与水质变化的定量分析,因而水质与景观格局的响应关系还不能被充分解释,且量化分析景观组成和结构的研究相对较少。因此,亟需识别在不同尺度上影响水质的主导景观因素。在水质监测的基础上,通过划分不同尺度的圆形缓冲区探究景观格局与水质变化相关程度最强的空间尺度是一种较

好的途径,即利用湿地水质监测点不同半径范围的景观要素状况,结合景观格局指数方法,能够定量分析不同尺度缓冲区对水质的影响程度,为区域景观类型、景观组成和结构的空間分布及配置优化提供理论依据。苏州市地处长三角核心地带,占国土面积 36.6% 的湿地不仅是苏州最重要的生态资源,也是长三角地区生态安全的重要支撑。本研究选取苏州市阳澄湖湿地小流域为研究区,利用遥感影像,获取不同缓冲区范围的土地利用信息,探讨流域水质对景观格局的响应关系,旨在揭示其内在的变化机制,以期作为阳澄湖湿地水环境质量的提升和景观格局的优化提供参考价值,也为其他湿地水质改善提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

阳澄湖总面积 844.01 km²,平均水深 2.05 m,蓄水量 1.90×10^8 m³,是太湖平原上第 3 大淡水湖,覆盖苏州三区两市,包括姑苏区、工业园区、相城区、昆山市及常熟市,是苏州饮用水源。阳澄湖周边共有 63 条出入湖河道,入湖口大多处于阳澄湖西侧,入湖水量占比 39.6%,入湖河道流速一般在 0.1 m/s 以下,东线和南线则聚集着大量出湖口。湖中有 2 条东北至西南走向的狭长半岛,把阳澄湖分为东湖(约占 44.08%)、中湖(约占 29.03%)和西湖(约占 26.89%),三湖互相连接。阳澄湖属于亚热带季风性湿润气候,年降水量为 1 100~1 150 mm,气候适宜也促使该区成为著名的水产养殖区,同时其周边高强度的土地利用,也导致阳澄湖水质恶化,2013 年起,苏州市政府持续实施了《苏州市阳澄湖生态优化行动实施方案》,拆除了大量的养殖围网,部分水质指标在一定程度有所改善,但富营养化仍然比较显著^[10],需要进一步综合治理。

1.2 数据获取

1.2.1 流域划分及土地利用获取 遥感影像和数字高程(DEM)来源于地理空间数据云(<http://www.>

gscloud.cn/)。本研究以影像 1:50 000 地形图为基础,在 ArcGIS 10.2 水文分析模块的支持下,通过对 2019 年苏州市 DEM 数据进行一系列水文特征分析后划分为 12 个入湖小流域,并以实地调查为基础对流域边界进行修正,根据每个小流域出入口的位置,共设置 12 个采样点(图 1)。

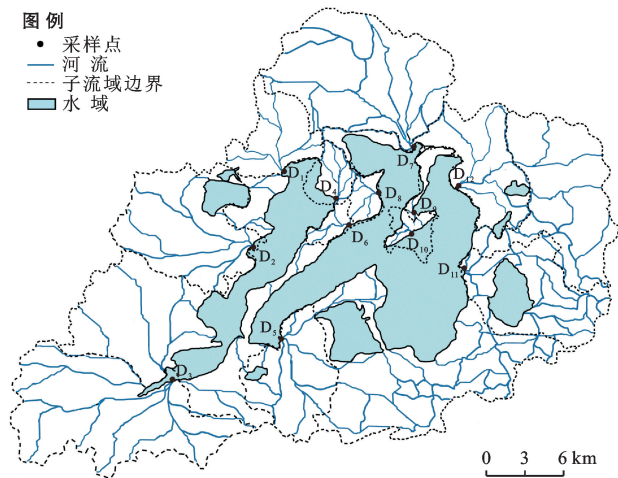


图 1 阳澄湖小流域水质调查采样点分布

利用 3 次多项式的校正模型,对上述图像进行预处理,采用 ENVI 5.2 软件的监督分类解译方法,参照国家标准《土地利用现状分类(GB/T21010-2017)》,并结合当地实际情况,将阳澄湖湿地景观类型划分为乔木林地(FOR)、湖泊(LAK)、养殖塘(AQU)、城镇住宅用地(URB)和水田(PAD),并运用 ArcMap 10.2 进行人机交互式解译,得到景观类型数据,以提高景观类型解译精度。

1.2.2 水质数据监测与分析 根据苏州阳澄湖周边景观类型及景观结构特征的空间差异,在阳澄湖湿地设置了 12 个水质采样点,分别在 2019 年 1—12 月进行了 12 期的水质采样工作。为了反映水质季节影响的差异性,按气候条件划分为干季和湿季 2 个时期,干季为 2019 年 1—3 月以及 2019 年 9—12 月、湿季为 2019 年 4—8 月,作为两个季节的水质数据相关分析^[11]。样品采集后带回实验室,参考已有相关文献^[12],选择溶解氧(DO)、叶绿素 a(Chla)、化学需氧量(COD_{Cr})、总氮(TN)、总磷(TP)这 5 项代表性水质指标。依据《地表水和污水监测技术规范(HJ/T91-2002)》进行测定,测定时为保证结果的准确性,对单个采样点的样品做 3 份平行检测,其检测结果的平均值作为最终水质指标。

1.2.3 缓冲区空间尺度选取 缓冲区的建立有利于从空间上分析不同距离的景观类型对中心点水质的

影响,量化不同指标对水质的影响范围和程度^[13]。根据国内外水环境质量与景观格局尺度效应的相关研究确定空间尺度,大多以 100 m 作为最小单元,最大空间尺度则一般为 1 000~2 000 m^[14-15]。结合阳澄湖湿地的实际情况范围,以 12 个水质监测点为圆心,选择 100,200,500,800,1 000 和 1 200 m 这 6 个尺度的缓冲半径,在 ArcGIS 10.2 下生成缓冲区域(见封 3,附图 2)。在此基础上,将获得的不同缓冲区边界结合湿地景观类型数据,计算其景观格局指数。

1.2.4 景观指数选取 景观格局指数能反映景观格局的组成及结构等空间分布特征,并精准概括景观格局信息。其中,景观组成表示不同景观组成类型的数量或均匀度的变化,景观结构则表征着空间格局复杂程度变化。相关研究表明,由于区域景观类型和模式的复杂性和多样性,目前有较多景观特征指数。根据研究目的并通过文献研究,筛选出 7 个对湿地水质影响较大的景观组成及结构变量。其中,景观组成变量包括斑块面积比(PLAND)和均匀度指数(SHEI),景观结构变量包括斑块密度(PD)、香农多样性指数(SHDI)、斑块结合度(COHESION)、最大斑块指数(LPI)、景观形状指数(LSI)。同时在类型水平上分析斑块面积比(PLAND)、斑块密度(PD)、最大斑块指数(LPI)、斑块结合度(COHESION)4 个景观格局指数,在景观水平上的香农多样性指数(SHDI)、均匀度指数(SHEI)、景观形状指数(LSI)3 个景观指数,揭示其与湿地水环境质量之间的关系。本文所有景观格局指数均采用 Fragstats 5.0 软件计算。

1.3 数据处理与统计

使用 SPSS 22.0 计算水质采样点的每月水质数据,并平均分析每个点的所有月度数据以获取水质平均浓度指标。对水质平均浓度值进行去趋势对应分析(detrended correspondence analysis, DCA),发现其梯度值均小于 3,适宜选择冗余分析(RDA)^[26]探索多尺度的景观格局和类型与水质间的响应关系,并能揭示单一变量影响水质的贡献率。基于 SPSS 22.0 软件,为满足 $p < 0.05$ 显著性水平下,根据象限选择结果将贡献值小的指标剔除,剩余景观格局指数与干季和湿季水质指标进行 Pearson 相关分析。进行统计分析之前使用 Kolmogorov-Smirnov 检验数据的正态性,结果表明大部分数据符合正态分布。

2 结果与分析

2.1 不同缓冲区景观类型面积特征分析

阳澄湖子流域不同圆形缓冲区景观类型面积占比的平均值统计结果如图 2 所示。在半径为

100~1 200 m 的缓冲区内,各景观类型均表现出明显的空间变化特征。在 100~1 200 m 的空间尺度内,湖泊和水田这两种景观类型的面积占比均在 25% 以上。其中,湖泊面积比例在空间尺度上随缓冲区半径的增加而下降,从 100 m 缓冲区的 65.19% 下降到 1 200 m 缓冲区的 40.21%,是阳澄湖小流域内占比最高的优势景观类型。总体来看,城镇住宅用地主要分布在阳澄湖西湖的中部及北部区域,其面积占比随着缓冲区半径的增加呈逐步上升的空间变化特征,并在 1 200 m 缓冲区内达到最大值 9.56%。随着缓冲区半径的增加,水田所占比例从 100 m 缓冲区的 25.46% 逐渐增加到 1 200 m 缓冲区的 29.19%。养殖塘主要分布于阳澄湖中湖的中部和莲花岛区域的北部和南部,面积比例总体上呈现随缓冲区半径增加而逐步上升的特征,从 100 m 缓冲区的 1.96% 上升到 1 200 m 缓冲区的 6.38%;乔木林地面积比例呈现相反的逐步减少趋势,从 100 m 缓冲区的 19.79% 下降到 1 200 m 缓冲区的 3.81%。上述景观类型的变化趋势表明,乔木林地和湖泊面积占比在空间尺度上逐渐减少。另一方面,城镇住宅用地、水田和养殖塘面积占比逐渐增加,综合反映了阳澄湖湿地水环境面临着极大压力。

2.2 水质参数变化特征

2.2.1 水质参数季节变化特征 阳澄湖小流域各采样点干季和湿季的水质变化情况详见表 1。各采样

点 Chla, COD_{Cr}, TP 和 TN 在湿季的平均浓度均高于干季, DO 的平均浓度值在干季略高,表明阳澄湖流域各点位水质在干季较好,相反在湿季较差,这可能是由于干季降水量较少,水流速度缓慢,不利于污染物的扩散,水体的自净能力相应降低。Chla 浓度最高值出现在湿季的 D₁₁ 为 26.89 μg/L,最低值出现在干季的 D₉ 为 12.48 μg/L。COD_{Cr} 浓度最高值出现在干季的 D₄ 为 10.31 mg/L,在湿季的 D₂ 和 D₁₁ 达到最高为 30.65 mg/L。DO 在干季的 D₉ 处于最高值,在湿季的 D₁, D₂, D₁₀ 和 D₁₁ 处于最低值 2.00 mg/L。TP 均值在干季和湿季差异相对较小(0.03~0.19 mg/L)。TN 在干季的 D₉ 处于最低值 0.58 mg/L,在湿季的 D₈ 达到最高值 1.98 mg/L。

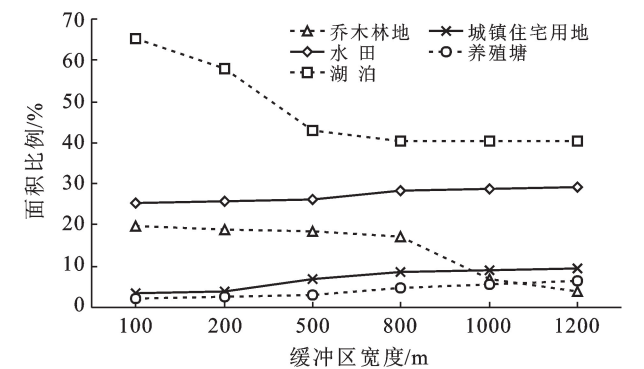


图 2 阳澄湖小流域 2019 年不同缓冲区景观类型面积比例

表 1 阳澄湖小流域 2019 年各点位水质指标季节变化

采样点	Chla		COD _{Cr}		DO		TP		TN	
	浓度/(μg·L ⁻¹)		浓度/(mg·L ⁻¹)		浓度/(mg·L ⁻¹)		浓度/(mg·L ⁻¹)		浓度/(mg·L ⁻¹)	
	干季	湿季	干季	湿季	干季	湿季	干季	湿季	干季	湿季
D ₁	15.94	26.11	16.89	29.68	7.00	2.00	0.08	0.16	0.84	1.87
D ₂	14.38	24.89	16.22	30.65	6.60	2.00	0.10	0.19	0.94	1.86
D ₃	12.77	23.66	15.95	27.72	8.00	2.50	0.05	0.12	0.82	1.78
D ₄	13.02	22.52	10.31	21.93	8.30	2.90	0.03	0.09	0.60	1.40
D ₅	12.51	22.63	16.80	26.97	8.20	2.60	0.07	0.15	0.77	1.67
D ₆	14.68	22.42	16.53	27.30	7.00	2.20	0.05	0.13	0.84	1.73
D ₇	14.28	22.36	17.70	28.82	7.30	2.30	0.05	0.15	1.03	1.78
D ₈	12.77	23.66	16.95	26.72	8.50	2.90	0.05	0.16	0.61	1.98
D ₉	12.48	22.43	11.06	21.71	8.90	3.00	0.04	0.10	0.58	1.37
D ₁₀	15.61	25.28	17.80	29.24	6.60	2.00	0.08	0.18	0.98	1.86
D ₁₁	15.88	26.89	19.22	30.65	6.50	2.00	0.11	0.19	1.01	1.89
D ₁₂	15.38	24.94	17.97	29.99	6.80	2.10	0.10	0.18	0.93	1.91

2.2.2 水质参数空间变化特征 阳澄湖小流域 12 个采样点一年内平均水质指标的统计分析结果详见表 2。根据研究区不同点位水质参数的浓度和分类,可以发现不同采样点的水质指标有明显差异。TN 的平均浓度为 1.28 mg/L,不同采样点差异相对较小

(0.97~1.43 mg/L),基本处于地表水环境质量Ⅲ—Ⅳ类水体标准,最高值出现在阳澄湖的莲花岛南部区域(D₁₀),最低值出现在西湖区域(D₄)。Chla 的平均浓度为 19.30 μg/L,不同采样点存在较大差异(16.71~21.28 μg/L),最高值出现在东湖区域(D₁₁)。

COD_{Cr}的平均浓度为 20.63 mg/L,不同采样点存在着显著差异(15.88~23.53 mg/L),均处于Ⅲ—Ⅳ类,最高值出现在东湖区域(D₁₂)。DO 的平均浓度为 5.33 mg/L,不同采样点差异相对较强(4.75~6.08 mg/L),其最高出现在莲花岛中部区域(D₉),处于地表水环境质量Ⅱ类;最低出现在东湖区域(D₁₁),达到了Ⅳ类地表水。TP 的平均浓度为 0.14 mg/L,不同采样点差异不明显(0.05~0.16 mg/L),其浓度最高值出现在东湖区域(D₁₁),最低值出现在西湖区域(D₄)和莲花岛中部区域(D₉),均处于地表水Ⅲ类。

综上,阳澄湖小流域不同采样点水质差异极大,但低浓度值主要分布在西湖北部 D₄ 和阳澄湖莲花岛中部 D₉ 点位,污染最重的区域集中在西湖中部 D₂ 以及阳澄湖莲花岛南部 D₁₀,东湖中部 D₁₁ 和东湖北部 D₁₂ 区域。这些圆形缓冲区内乔木林地的占比均低于 15%,特别是在半径为 100 m 圆形缓冲区内,乔木林地占比基本为零,而水田和湖泊的占比均高于 22%,农业的发展导致了大量自然植被的消失,增加了水土流失的程度,因此在部分地区会造成水体污染物的浓度过高。

表 2 阳澄湖小流域 2019 年各点位水质指标年均值与标准差分析结果

点位	Chla 浓度/ ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	COD _{Cr} 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	DO 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TP 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TN 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
D ₁	20.54±9.31	21.15±6.03	5.00±2.65	0.12±0.06	1.36±0.47
D ₂	19.65±8.59	21.78±6.02	4.83±2.54	0.14±0.06	1.38±0.49
D ₃	19.65±10.94	20.15±5.54	5.68±2.81	0.10±0.06	1.30±0.56
D ₄	17.64±9.91	16.01±5.36	6.00±2.73	0.05±0.02	0.97±0.41
D ₅	18.04±8.97	20.10±4.53	5.65±2.86	0.11±0.07	1.24±0.45
D ₆	19.40±9.21	20.89±4.44	5.08±2.57	0.08±0.03	1.32±0.42
D ₇	19.21±9.18	21.66±4.62	5.23±2.61	0.10±0.06	1.29±0.44
D ₈	17.90±8.58	20.89±4.46	5.90±2.81	0.08±0.05	1.25±0.66
D ₉	16.71±10.17	15.88±5.27	6.08±2.88	0.05±0.03	0.99±0.45
D ₁₀	20.99±10.51	22.34±4.58	4.88±2.55	0.14±0.05	1.43±0.51
D ₁₁	21.28±9.63	23.16±4.83	4.75±2.56	0.16±0.05	1.41±0.47
D ₁₂	20.58±9.34	23.53±5.07	4.93±2.52	0.14±0.06	1.39±0.50

2.3 景观与水质关系分析

2.3.1 景观格局对水质影响的空间尺度性特征 通过 RDA 分析检验阳澄湖小流域内水质对景观指数的尺度依赖性,分析结果详见表 3。由表 3 结果显示,不同尺度圆形缓冲区内流域水质指标对景观指数响应关系不同,这表明景观格局对水质影响具有空间尺度性。总体而言,水质受景观格局指数影响的解释率随半径宽度的增加呈先增大后减小趋势。缓冲区为 100 m 半径时,景观格局指数对水质影响的总解释变异为 33.8%;半径为 800 m,总解释变异值提高至 68.2%,达到所有缓冲区的最大值;半径从 800 m 增至 1 200 m 时,总解释变异下降至 65.8%,景观格局对水质的影响能力相对减小。因此,在本研究阳澄湖小流域内,半径宽度 800 m 的缓冲区被确定为景观格局在不同缓冲区尺度上对流域水质变化解释率最大的区域,也是阳澄湖湿地小流域水质管理的最有效缓冲区。该尺度缓冲区对阳澄湖湿地的影响最为直接,针对性管理措施在此区域内实施最佳。在 RDA 分析中,景观类型相对于景观指数贡献率较低,为满足分析结果成立, p 小于 0.05,根据象限选择法去除贡献率较低的景

观类型数据,剩余的主要景观变量为贡献率较高的景观组成和景观结构变量,景观类型在研究区阳澄湖流域中,其对水质的贡献率远低于景观指数,对水质参数的影响在本研究中忽略不计。由此可以看出在不同空间尺度的圆形缓冲区内景观组成和景观结构变量对水质的影响程度均大于景观类型面积比例。

2.3.2 景观组成和结构对水质变化的影响程度 为分析不同尺度下水质指标产生空间分异的原因与受景观变量影响的强度大小,并对比分析景观组成和结构变量,筛选出主导影响因素进行 RDA 分析(表 3)。景观结构变量 PD_{PAD} 在 200,500 和 800 m 圆形缓冲区是对阳澄湖小流域水质影响最大的景观变量,累计解释率分别为 25.5%,41.4%和 44.1%;PD_{URB} 仅在半径为 1 000 m 圆形缓冲区内对水质影响较大,解释率为 25.0%;在半径为 100 m 的圆形缓冲区范围内 SHDI 对水质有显著影响,说明此尺度下景观类型斑块分布越复杂,水质受到影响越强。COHE_{AQU}, COHE_{FOR}和 COHE_{PAD}分别在 200,800 和 1 000 m 缓冲区内是对流域内水质变化影响最明显的变量,对水质的解释率分别达到了 34.3,24.3%%和 25.3%。景观组

成变量仅 $PLAND_{FOR}$ 在 1 000 m 缓冲区尺度上对水质产生影响,表明阳澄湖小流域水质对景观结构变量的响应程度大于对景观组成变量的响应强度。分析以上结果亦可得出,水质受到水田(PAD)影响最为突出,其次为乔木林地(FOR),而城镇住宅用地作为阳澄湖主要景观类型,其对阳澄湖的影响较小,究其原因是对城建区实施了雨污分流、截流沟等措施;在半径为 200,800 和 1 000 m 圆形缓冲区内均有针对乔木林地(FOR)的景观指数;而养殖塘(AQU)的影响作用仅在 200 m 的缓冲区内存在,其解释率较高($CHOE_{AQU}=34.3$),这反映了养殖塘在较小尺度(半

径小于 200 m)的缓冲区内对水质影响最显著,这与阳澄湖的养殖业对周边水质造成了一定的影响。可能是由于养殖塘周边水流速度较慢,其影响仅体现在较小的范围内(200 m)。近年来,阳澄湖“退塘还湖”的生态保护工作持续进行,未来水质将随之改善。与此同时乔木林地在尺度相对较大的缓冲区内(半径大于 800 m)是影响水质的主要因子,表明乔木林地对水质有一定净化作用。此外景观格局在类型水平上对阳澄湖流域水质的影响程度更明显,在景观水平上仅 SHDI 在半径为 100 m 的圆形缓冲区内对水质存在一定影响,解释率为 31.2%。

表 3 不同尺度缓冲区内主要景观格局指数及其对水质解释贡献率

缓冲区宽度/ m	主要景观 变量	累积解释率/ %	排序轴	特征值	水质与景观相关 关系累积/%	总解释变异/ %
100	SHDI LPI _{PAD}	31.2 29.6	1	0.353 9	35.39	33.8
			2	0.005 9	35.98	
			3	0.583 1	94.29	
			4	0.030 8	97.36	
200	COHE _{AQU} PD _{PAD} LPI _{FOR}	34.3 25.5 11.4	1	0.324 5	32.45	36.0
			2	0.010 7	36.26	
			3	0.003 0	33.81	
			4	0.617 0	95.51	
500	PD _{PAD} LPI _{LAK}	41.4 19.5	1	0.562 7	56.27	56.4
			2	0.000 9	56.36	
			3	0.374 9	93.85	
			4	0.034 1	97.26	
800	PD _{PAD} COHE _{FOR}	44.1 24.3	1	0.679 8	67.98	68.2
			2	0.002 4	68.22	
			3	0.264 0	94.62	
			4	0.035 0	98.12	
1 000	PLAND _{FOR} COHE _{PAD} PD _{URB}	25.3 25.3 25.0	1	0.745 9	74.59	66.4
			2	0.006 1	75.21	
			3	0.003 5	75.56	
			4	0.191 7	94.72	
1 200	PD _{PAD} PD _{URB} PD _{LAK} LPI _{FOR}	22.2 25.7 18.9 15.8	1	0.815 1	81.51	65.8
			2	0.007 3	82.24	
			3	0.003 6	82.60	
			4	0.000 3	82.64	

2.3.3 不同缓冲区景观格局对水质季节变化的影响

不同缓冲区内景观格局指数与水质季节性变化的相关性分析结果可知。100 m 缓冲区内,有且仅有景观水平上的 SHDI 与水质指标 COD_{Cr} 在湿季和干季呈显著正相关,与 TN 在湿季呈显著负相关。200 m 缓冲区内,PD_{URB}与水质指标 Chla 和 TP 在湿季呈显著正相关,LPI_{LAK}也与湿季的 Chla 呈显著正相关。500 m 缓冲区内,PD_{PAD}与水质指标 Chla, COD_{Cr} , TP, TN 在湿季和干季均呈显著正相关,与 DO 均呈

显著负相关,PD_{URB}与 COD_{Cr} 在干季表现为显著正相关。800 m 缓冲区内,PD_{PAD}与水质指标 Chla, COD_{Cr} 和 TP 在湿季和干季均表现为显著正相关,相反与 DO 在两个季节均呈显著负相关,LPI_{FOR}与水质参数 Chla 和 TN 在湿季呈显著负相关,PLAND_{FOR}在两个季节与 Chla 和 COD_{Cr} 均呈显著负相关,而与 DO 在湿季呈显著正相关。1 000 m 缓冲区内,PD_{PAD}与 DO 在干季呈显著负相关,LPI_{FOR}在湿季与 Chla, TN 呈显著负相关,PLAND_{FOR}与 Chla 在湿季和干季均变现

为显著负相关。1 200 m 缓冲区内, $PLAND_{FOR}$ 与 $Chla$ 在湿季呈现显著负相关关系。总体上湿季水质参数与景观格局指数的相关性大于干季, 湿季与干季水质参数与景观指数相关性程度在 800 m 最高, 尤 PD_{PAD} , LPI_{FOR} , $PLAND_{FOR}$ 较为明显。

2.3.4 不同缓冲区宽度景观格局对水质变化的影响
各景观格局指数对水质参数(COD_{Cr} , TP , BOD_5 , $Chla$, TN , $NO_3^- - N$, $NH_4^+ - N$)的影响程度随圆形缓冲区半径宽度大小的不同而不同(图 3)。在半径为 200, 1 000 和 1 200 m 缓冲区范围内, PD_{PAD} 和 PD_{URB} 分别与水质参数基本呈显著正相关, 与 DO 呈负相关, 说明水田和城镇住宅用地的斑块密度越小, 其水

质参数越低, 水质状况越好。 $COHE_{FOR}$ 在 800 m 尺度上与水质参数(除 DO 外)呈负相关, 表明乔木林地的斑块结合度与水质恶化呈负相关。 LPI_{PAD} 在半径为 100 m 缓冲区内与水质参数(COD_{Cr} , TN , TP , BOD_5 , $Chla$, $NO_3^- - N$, $NH_4^+ - N$)呈正相关, 与 DO 呈显著负相关。在半径宽度为 1 000 m 的缓冲区范围内, $PLAND_{FOR}$ 和 $COHE_{PAD}$ 与水质参数(除 DO 外)呈负相关, 表明其面积比例和斑块结合度越大, 对水质的净化作用更明显。在半径为 1 200 m 缓冲区内, LPI_{FOR} 与水质参数 $Chla$, TN , TP , COD_{Cr} 呈负相关, 与 DO 呈正相关。景观水平上的 $SHDI$ 指数在 100 m 尺度上与水质参数呈负相关。

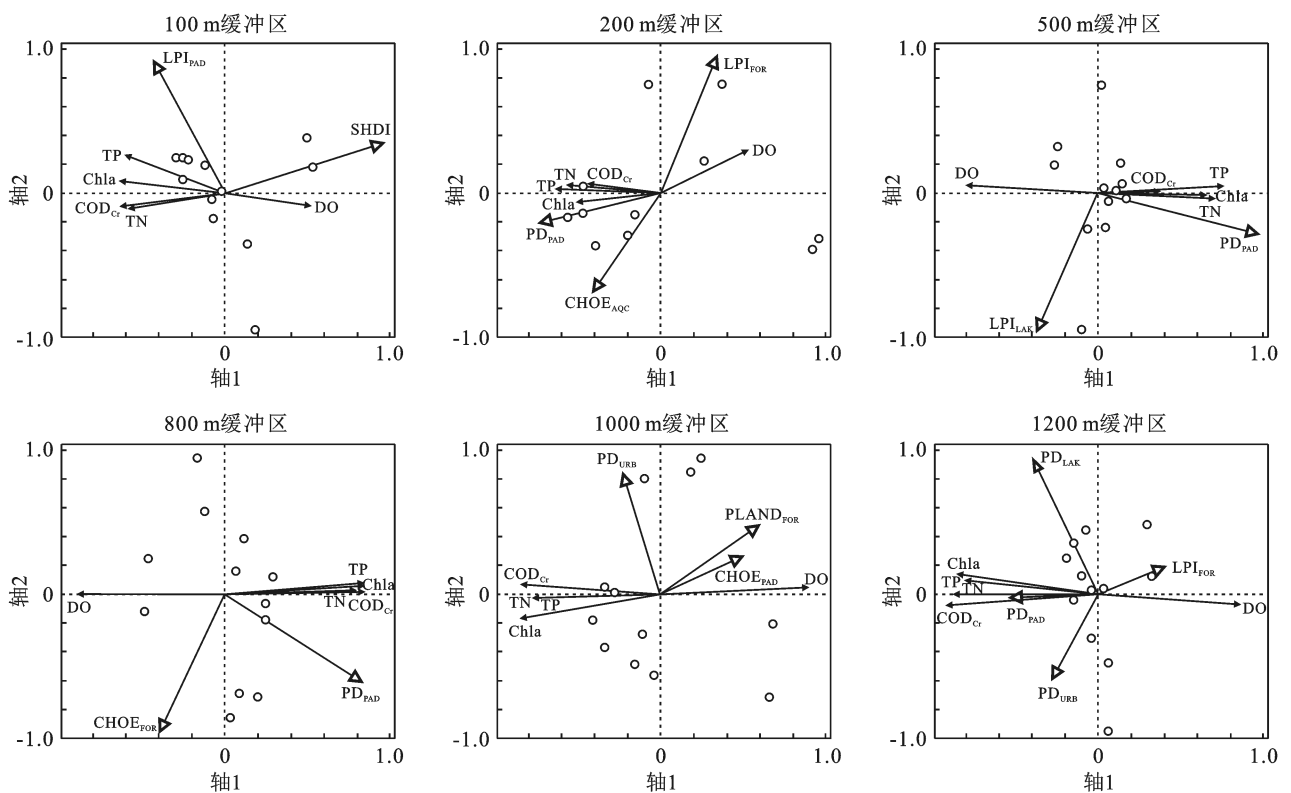


图 3 景观格局指数与水质参数的 RDA 分析结果

3 讨论与结论

3.1 景观格局对水质效应的最有效空间尺度识别

景观格局对水质影响最大的缓冲区尺度存在一定争议, Tran 等^[16]在纽约哈德逊河流域的研究中发现, 在 200 m 缓冲区范围内景观格局对水质解释能力最强。李艳利等^[8]通过针对浑太河的研究, 发现景观格局在 300 m 缓冲区与水质相关程度最高。Sun 等^[17]研究表明每条河流均有其水质变化与景观格局最相关的尺度。在本研究区阳澄湖小流域内, 不同景观指数对阳澄湖水质的总解释变异值在 33.8%~68.2%, 其中

800 m 尺度的缓冲区景观格局指数对水质变化总解释值最大, 即影响最大。由此可知景观格局与水质最相关的空间尺度为 800 m 半径的缓冲区, 该尺度的缓冲区内水田和乔木林地对水质影响占据了绝大部分。对最相关空间尺度和景观类型的分析, 为阳澄湖湿地水质提升, 以及对景观格局和类型的合理规划提供了科学依据。一些没有被纳入分析的景观变量也可能对水质空间分异产生影响, 另外一些因素如区域气候气象、入湖的水量流速以及湖泊的形状大小等因素也可能影响水质空间分异规律。Jacob 等^[18]研究发现湖泊水质与其流量流速相关性更大, 与湖泊形状特征

也具有一定的相关性。Huang 等^[19]对九龙江流域的研究发现景观特征与水质的关系在丰水年比枯水年更显著。相关影响过程和机制比较复杂,有待进一步的研究。

3.2 景观组成和结构对水质影响程度的重要性分析

景观类型组成和景观结构作为影响水质的重要因素,其变化的多样性造成了吸收和降解水体污染物过程的差异^[20]。Clément 等^[9]发现在较大的流域尺度中,景观组成变量与水质的相关关系比景观结构变量更明显。Xiao 等^[21]发现在太湖流域中,水质对景观结构变量的响应程度大于其对景观组成变量,而 Bian 等^[22]发现在河南伊河流域中景观组成变量对水质的影响程度大于景观结构变量。景观组成变量仅有斑块面积比 $PLAND_{FOR}$ 在半径为 1 000 m 的圆形缓冲区内对流域水质的解释率较高,景观结构变量斑块密度 (PD)、最大斑块面积 (LPI)、斑块结合度 (COHESION) 等对水质的影响程度大于景观组成变量;同时在阳澄湖小流域不同空间尺度的圆形缓冲区内景观组成和景观结构变量对水质的影响程度均大于景观类型面积比例。

3.3 不同空间尺度景观变量与水质指标的关系

研究结果表明,湖泊、水田和乔木林地景观结构的变化是影响阳澄湖湿地水环境质量的重要因素。以往的研究发现,区域内农用地与水质之间存在显著的相关性,因此得出结论,农用地是区域内水质非点源污染的重要来源,过度使用化肥和农药都会引起水环境污染^[23]。本研究区域阳澄湖农业用地(水田)占比较高,其景观格局指数与水环境质量指标有明显相关关系。城市用地一般对周边的水质退化起着重要作用^[24],本研究区水质采样点在 1 000 m 缓冲区内,城镇住宅用地的景观斑块密度 (PD) 对水质产生了较大影响,表明阳澄湖湿地内城镇住宅用地会造成水质恶化,水环境质量可能受生活污染源、工业污染源的共同影响。

一般而言,乔木林地和湖泊被视为具有截污功能的“汇”景观,对于水质受面源污染负面影响的减少具有重要作用^[25]。在世界各地不同流域的案例研究中发现,林地较大的空间尺度上与水质的相关性更为显著^[26]。本研究区内 LPI_{FOR} , $COHE_{FOR}$ 和 $PLAND_{FOR}$ 对水质净化产生积极作用,在半径为 200, 500 和 1 000 m 缓冲区内乔木林地的最大斑块指数 (LPI)、斑块结合度 (COHESION)、斑块面积比 (PLAND) 是导致流域水质恶化的主要景观格局指数;乔木林地自然连通度越高,且斑块面积和斑块密度越大,其对水污染物的修复能力和截留能力越强。究其原因主要是乔木林

地冠层下的土壤层具有节水作用,对土壤水分的保留和对水体中污染物的滞留,以及对地表径流具有良好的净化功能^[27]。因此,阳澄湖小流域内连通性高且面积分布广的乔木林地对流域水体污染物具有较强的抑制作用。综上所述,为防止阳澄湖水污染加剧,半径为 800 m 缓冲区范围内的流域水质应被着重保护和改善;同时,增加水体附近乔木林地的面积覆盖率,以达到最好的拦截污染物进入湖体的效果。

4 结 论

(1) 阳澄湖小流域内 800 m 尺度的缓冲区景观格局指数对水质变化总解释值最大,该尺度的缓冲区内水田和乔木林地对水质影响占据了绝大部分。养殖塘在半径为 200 m 的圆形缓冲区内对水质影响较大;水田、乔木林地和湖泊在空间尺度较大的缓冲区(半径大于 500 m)是影响流域水质的主要景观类型。

(2) 各尺度缓冲区内景观结构变量对水质的解释能力均比景观组成变量显著,景观组成变量仅有在 1 000 m 缓冲区内 $PLAND_{FOR}$ 对水质的解释率较高,为 25.3%。同时在不同空间尺度的圆形缓冲区内景观组成和景观结构变量对水质的影响程度均大于景观类型面积比例。

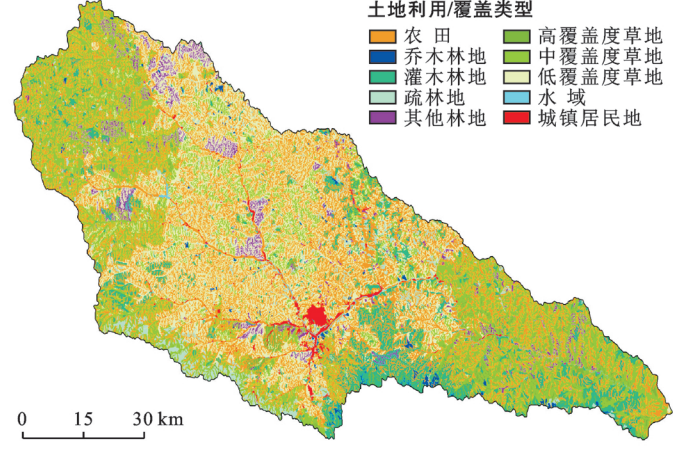
(3) 湿季水质参数与景观格局指数的相关性大于干季,湿季与干季水质参数与景观指数相关性程度在 800 m 最高,尤以 PD_{PAD} , LPI_{FOR} , $PLAND_{FOR}$ 较为明显。景观格局指数在类型水平上对水质的影响比景观水平上显著,景观水平上仅有 SHDI 在 100 m 缓冲区对水质变化的解释率为 31.2%。

(4) 受施肥、农药等因素影响,水田分布越集中对水质退化影响越严重;养殖塘分布和面积的增加对水体污染物浓度上升有一定的贡献,表明阳澄湖靠近水源的渔业活动对水质的恶化起关键作用;乔木林地斑块越多越密集,连通性越高,其拦截污染物、净化水质的能力越强。

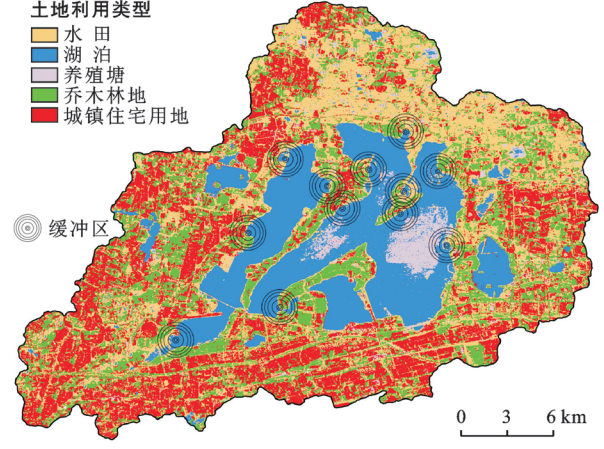
[参 考 文 献]

- [1] 刘丽娟, 李小明, 何兴元. 流域尺度上的景观格局与河流水质关系研究进展[J]. 生态学报, 2011, 31(19): 5460-5465.
- [2] Lambin, Turner, Geist, et al. The causes of land-cover change: Moving beyond the Myths [J]. *Global Environmental Change*, 2001, 11(4): 261-269.
- [3] Turner M G, Gardner R H, Neill R V. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process* [M]. New York: Springer-Verlag, 2001.
- [4] Meneses B M, Reis R, Vale M J, et al. Land use and

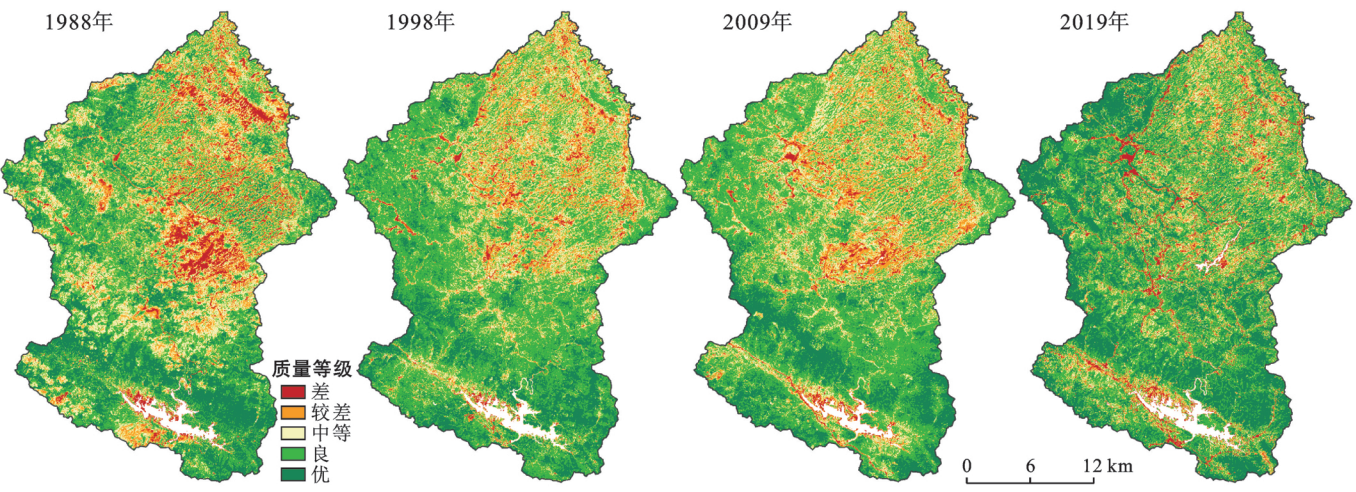
- land cover changes in Zêzere watershed (Portugal): Water quality implications [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 527: 439-447.
- [5] 郝敬锋, 刘红玉, 胡俊纳, 等. 城市湿地小流域尺度景观空间分异及其对水体质量的影响: 以南京市紫金山东郊典型湿地为例[J]. *生态学报*, 2010, 30(15): 4154-4161.
- [6] Xu Guoyu, Ren Xiaodong, Yang Zhenhua, et al. Influence of landscape structures on water quality at multiple temporal and spatial scales: A case study of Wujiang River watershed in Guizhou [J]. *Water*, 2019, 11(1): 159-162.
- [7] 张福平, 赵沙, 周正朝, 等. 沔河流域土地利用格局与水质变化的关系[J]. *水土保持通报*, 2014, 34(4): 308-312.
- [8] 李艳利, 徐宗学, 李艳粉. 浑太河流域多尺度土地利用/景观格局与水质响应关系初步分析[J]. *地球与环境*, 2012, 40(4): 573-583.
- [9] 康文华, 蔡宏, 林国敏, 等. 不同地貌条件下景观对河流水质的影响差异. *生态学报*, 2020, 40(3): 1031-1043.
- [10] 武瑾, 金龙文, 陈亢利. 基于季节性 Kendall 检验和重标极差分析法的阳澄湖水质变化趋势分析[J]. *环境污染与防治*, 2020, 42(7): 894-900.
- [11] 蔡春晓, 刘红玉, 李玉凤, 等. 南京仙林新市区土地利用结构与格局对湿地水环境氮、磷影响研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(8): 2920-2927.
- [12] 《中国环境监测》编辑部. 书讯: 最新出版的《水和废水监测分析方法》(第4版)开始发行[J]. *中国环境监测*, 2003, 19(1): 4.
- [13] 蔡宏, 何政伟, 安艳玲, 等. 基于遥感和 GIS 的赤水河水质对湿地土地利用的响应研究[J]. *长江湿地资源与环境*, 2015, 24(2): 287-291.
- [14] 赵军, 杨凯, 邵俊. 河网城市不透水面的河流水质响应阈值与尺度效应研究[J]. *水利学报*, 2012, 43(2): 136-142.
- [15] King R S, Baker M E, Whigham D F, et al. Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams [J]. *Ecological Applications*, 2005, 15(1): 137-153.
- [16] Tran C P, Bode R W, Smith A J, et al. Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA) [J]. *Ecological Indicators*, 2010, 10(3): 727-733.
- [17] Sun Yanwei, Guo Qinghai, Liu Jian, et al. Scale effects on spatially varying relationships between urban landscape patterns and water quality [J]. *Environmental Management*, 2014, 54(2): 272-287.
- [18] Kalff J. *Limnology: Inland Water Ecosystems* [M]. State of New Jersey: Prentice Hall, 2002.
- [19] Huang J L, Li Q S, Pontius R G Jr, et al. Detecting the dynamic linkage between landscape characteristics and water quality in a subtropical coastal watershed, southeast China [J]. *Environmental Management*, 2013, 51(1): 32-44.
- [20] Shi Peng, Zhang Yan, Li Zhanbin, et al. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales [J]. *Catena*, 2017, 151: 182-190.
- [21] Xiao Rui, Wang Guofeng, Zhang Qianwen, et al. Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water quality in different seasons [J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(1): 25250.
- [22] Bian Ziqi, Liu Lyuyi, Ding Shengyan. Correlation between spatial-temporal variation in landscape patterns and surface water quality: A case study in the Yi River watershed, China [J]. *Applied Sciences*, 2019, 9(6): 1053.
- [23] 夏品华, 孔祥量, 喻理飞. 草海湿地小流域土地利用与景观格局对氮、磷输出的影响[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(8): 2983-2989.
- [24] Shen Zhenyao, Hou Xiaoshu, Li Wen, et al. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China [J]. *Ecological Indicators*, 2015, 48: 417-427.
- [25] Ouyang W, Skidmore A K, Toxopeus A G, et al. Long-term vegetation landscape pattern with non-point source nutrient pollution in upper stream of Yellow River basin [J]. *Journal of Hydrology*, 2010, 389(3/4): 373-380.
- [26] Woli K P, Nagumo T. Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas [J]. *Science of the Total Environment*, 2004, 329(1/3): 61-74.
- [27] 冯源嵩, 杨庆媛, 邱从毫. 南明河流域水质对景观格局演变的响应[J]. *环境科学研究*, 2015, 28(12): 1852-1861.



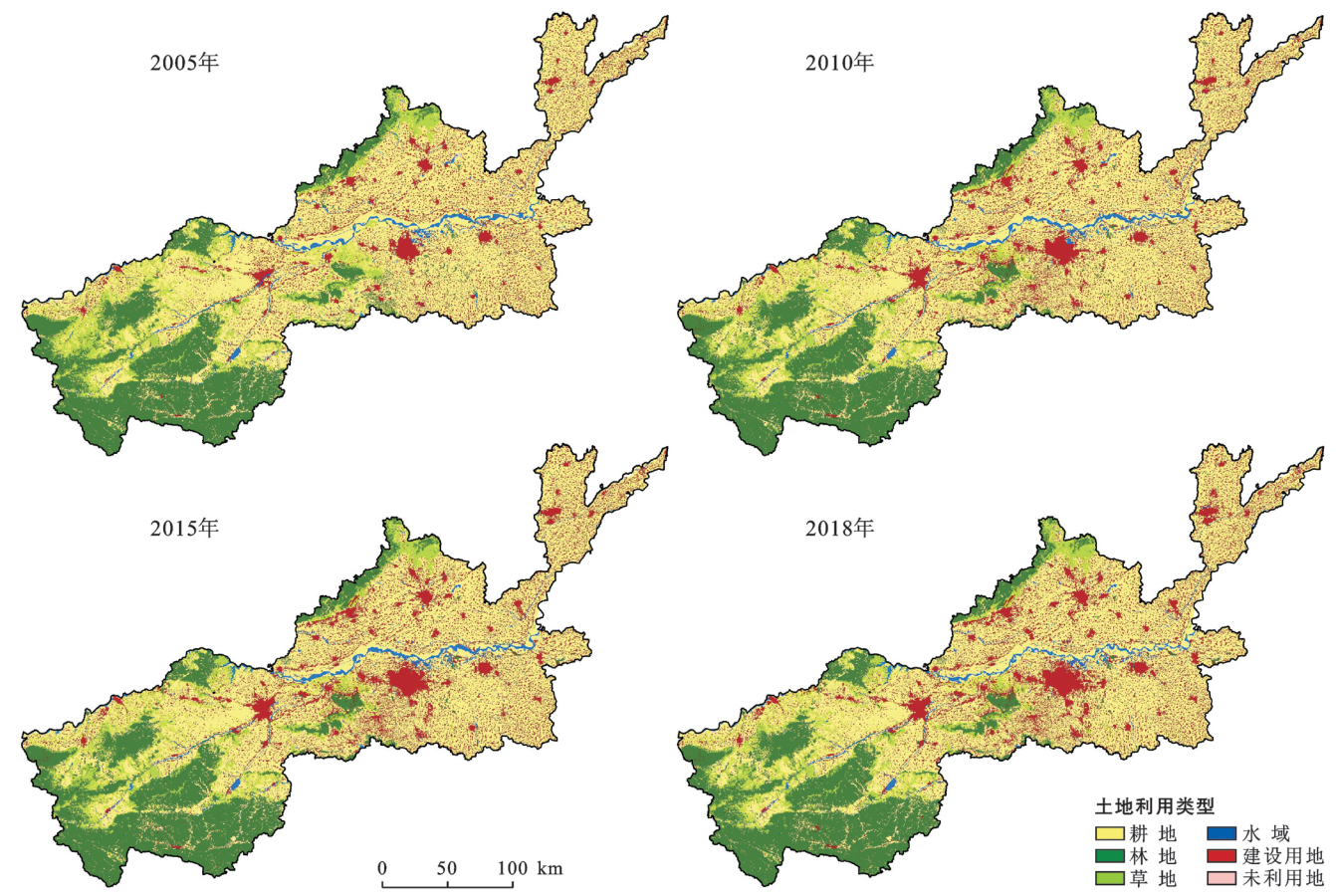
附图1 延河流域2015年土地利用与覆盖状况(第36页)



附图2 阳澄湖小流域2019年土地利用和缓冲区域分布(第107页)



附图3 澄碧河流域1988—2019年生态环境质量的空间分布(第235页)



附图4 河南省2005—2018年土地利用类型(第252页)