DOI: 10.5846/stxb201803280625

Zhu Z X, Gao X F, Peng F, Chen H H, Tang L N, Yang J.Relationship between water quality and landscape characteristics of the Houxi River watershed in Xiamen City along a rural-urban gradient. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(6): - .

厦门后溪水质与流域景观特征沿城乡梯度的关系分析

朱珍香1,2,高肖飞1,彭 凤1,陈辉煌1,唐立娜1,杨 军1,*

- 1 中国科学院城市环境研究所,城市环境与健康重点实验室,水生态健康研究组,厦门 361021
- 2 厦门大学海洋与地球学院,厦门 361102

摘要:基于河流水质观测数据和 Landsat 8 影像数据,分析厦门后溪 2013 至 2017 年干季和湿季的水质时空变化特征,研究沿城 乡梯度河流水质变化与流域景观特征的关系。结果表明:后溪上游(饮用水水源地水体)和下游(景观水体)溶解氧(DO)分别符合《地表水环境质量标准(GB3838—2002)》II 类标准和 V 类标准,但是总氮(TN)和总磷(TP)有不同程度的超标,其中 TN 的超标比例较高。后溪上游土地利用类型中 70%以上为林地,具有涵养水源、保护水质的作用;下游建设用地和耕地比重增加,TN、TP 和叶绿素 a (Chl a)显著高于上游。耕地和建设用地是提高 TN、TP 和 Chl a 等水质参数的主要土地利用类型,斑块密度、香农多样性指数和源汇景观指数与各水质指标也显著相关。冗余分析表明,流域景观特征可解释 70%以上水质变化,对 TN和 TP的影响在湿季更大,而对 Chl a 的影响在干季较大。土地利用组成、配置、距离、高程和坡度对流域水质均有较大影响,其中土地利用组成对 Chl a 的影响较大,而景观指数则对 TN和 TP的影响较大。因此,在流域尺度加强土地利用的规划与综合管理,通过减少和控制地表径流面源污染的途径在一定程度上可降低人类活动对水质的不良影响。

关键词:流域生态;城镇化;水质;富营养化;土地利用;景观指数

Relationship between water quality and landscape characteristics of the Houxi River watershed in Xiamen City along a rural-urban gradient

ZHU Zhenxiang^{1,2}, GAO Xiaofei¹, PENG Feng¹, CHEN Huihuang¹, TANG Lina¹, YANG Jun^{1,*}

- 1 Aquatic Eco-Health Group, Key Laboratory of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China
- 2 College of Ocean and Earth Sciences, Xiamen University, Xiamen 361102, China

Abstract: In the current context of urbanization and climate change, anthropogenic activities have changed land use and land cover, which seriously affect water quality and riverine ecosystems. The impact of land use changes on water quality has great temporal and spatial heterogeneity. Here, we studied the relationships between water quality and landscape characteristics of the Houxi River watershed covering 74% of surface area of the Jimei district in Xiamen City. We analyzed spatial and temporal changes in the water quality from 2013 to 2017 in both dry and wet seasons. Our results showed obvious spatial heterogeneity from the upstream to downstream in water quality. Dissolved oxygen (DO) in the Houxi River upstream and downstream river sections met categories II and V of surface water quality standards (GB3838—2002), respectively, whereas total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) exceeded the national standards in most cases. Shidou and Bantou reservoirs in the upstream of the watershed were mainly in the range of light to middle eutrophic conditions during the study period. The percent of forest land was higher than 70% in the upstream watershed, which could significantly protect water

基金项目:国家重点研发计划"全球变化及应对"重点专项(2017YFA0605203);国家自然科学基金项目(31370471);中国科学院城市环境与健康重点实验室跨组合作项目(KLUEH-C-201801)

收稿日期:2018-03-28; 网络出版日期:2018-00-00

^{*}通讯作者 Corresponding author.E-mail: jyang@iue.ac.cn

quality. The proportion of built land and cropland associated with patch density (PD), Shannon's diversity index (SHDI), and location-weighted landscape index (LWLI) increased from the upstream to downstream, leading to increasing concentrations of TN, TP, and Chl a. Statistical analyses, including correlation analysis, regression analysis, redundancy analysis, and a structural equation model showed that, cropland and built land were the dominant land use types that could potentially affect water quality in complex ways. The relationships were also strong between the landscape index and DO, TN, TP, and Chl-a. The RDA results explained 78.6% and 74.0% in water quality variation in the dry and wet seasons, respectively. The influence of landscape characteristics on TN and TP, and its influence on Chl a was more pronounced in the wet and dry seasons, respectively. Overall, our results showed that the land use patterns, patch density, relative distance, elevation, and slope degree had a great impact on water quality in the watershed. Therefore, it is necessary to adopt appropriate land use management strategies in the watershed, particularly by controlling the runoff linked with agriculture and urbanization.

Key Words: watershed ecology; urbanization; water quality; eutrophication; land use; landscape index

当前,我国在城镇化大背景下社会经济的高速发展极大地改变了土地利用方式,土地利用变化可导致流域营养物富集、水环境容量降低和水生态系统服务功能损失[1-2]。大量未充分处理的工业、农业和生活污水排入河流,使水体营养物质浓度升高,水体物理、化学条件改变,进而破坏水生生态系统结构和功能[3-5]。近20年来水质恶化问题在中国逐渐成为社会经济可持续发展的主要限制因素之一[6-7]。在生态文明建设关键期和新型城镇化大背景下,分析土地利用变化特征和景观格局与河流水质的关系对流域水资源可持续利用、恢复河流生态系统和降低河流污染风险具有重要的意义[8]。

研究景观格局特征对水质的影响被认为是预测污染潜力和进行流域管理实践的关键^[9]。景观格局是指土地利用类型的形状、比例和空间配置^[10],可以通过景观指数定量化表示^[11]。过去的研究集中在土地利用类型组成以及景观配置和结构指数与水质的关系,如基于斑块水平、类型水平和景观水平的斑块密度、边缘密度、景观形状指数和多样性指数等^[7-9],而较少关注地形特征和景观距离对水质的影响。"源"景观和"汇"景观通过景观之间的位置关系和地形地势特征可以更合理地揭示非点源污染的主要来源和传输途径^[12-13]。"源"景观和"汇"景观分别指促进和阻碍非点源污染发生的景观类型,是近年来新发展的一种用于景观格局分析的研究手段,特别适合流域尺度分析^[14]。但是,亚热带小流域目前尚未见到较为全面的考虑景观组成、配置、空间位置和地形特征与流域水质的关系研究。

后溪流域位于中国福建东南部,后溪是厦门市第二大河流。后溪流域上游为石兜和坂头水库,下游是杏林湾水库^[15]。石兜和坂头水库主要功能是饮用水供给,杏林湾水库是集美区重要的景观水体,因此后溪是厦门市经济和社会可持续发展的重要淡水资源^[16]。近年来,后溪流域下游受人为干扰大,面临生态退化、生物多样性丧失及水环境恶化等问题。这与城市规划的生态观光区、旅游度假区和滨水生活区定位不协调,而且生态研究治理水平滞后于经济发展。据调查,后溪流域内共分布有93个排污口,农业、工业和生活污水中的总氮和总磷对后溪流域的负荷量分别为269.67 t/a和25.79 t/a;其中农业面源污染、生活污水和畜禽养殖是流域的主要污染源,占后溪流域污染负荷的90%以上^[17]。目前,已有学者对后溪流域的土壤重金属、水质变化、地表特征和浮游生物群落的研究^[18-21],但均未充分考虑后溪流域景观特征的时空变化与水质的关系。因此,本文研究的目的是:1)分析厦门后溪近五年的水质变化特征;2)研究后溪流域景观特征的时空差异;3)揭示后溪流域景观特征对水质的影响。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

后溪流域位于厦门市集美区,经纬度范围为 24°34′02″—24°45′48″N、117°55′14″—118°06′52″E,流域面积

205 km²,占集美区总面积的74%(图1)。后溪发源于戴云山脉与博平岭山脉交界的老寮仓山西麓,是厦门市第二大河流,干流全长约23 km,流域地势自西北向东南倾斜,西北部以低山、丘陵为主,地势较陡,东南为起伏的台地和冲击平原,地势平缓。后溪上游分别于1956年和1959年建成外库(坂头水库)和内库(石兜水库)^[15],目前是厦门市重要的饮用水源地。坂头水库大坝以上为上游,即为本研究中的1—6号站位以上亚流域,中游经后溪镇与支流许溪在后溪镇交汇形成后溪,本研究中将中游和下游统称为下游,包括7—11号站位^[22]。厦门岛地处亚热带季风性气候区,多年平均气温和年降雨量分别为20.7°C和1335.8 mm,2012年至2017年的年降雨量分别为1207.5、1663.1、1084.5、1480.9、2168.2 mm和987.5 mm。

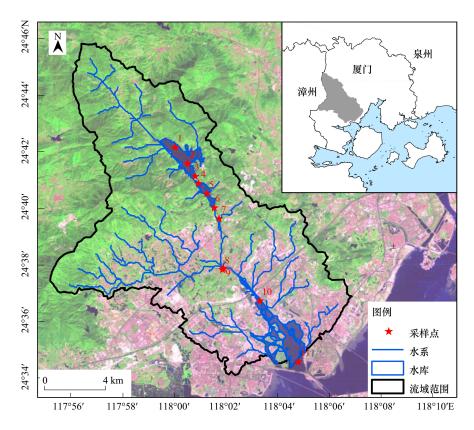


图 1 后溪流域的水系和采样点分布图

Fig.1 Map of the Houxi River watershed showing river networks and monitoring sites

本研究沿后溪上游至下游共设置 11 个站位,流域上游 1—6 号站位处于石兜-坂头水库内,周边地貌主要为山地,土地利用方式以林地为主。下游 7—11 号站位的周边地貌主要为平原,土地利用方式以林地、耕地和建设用地为主(图 2)。

1.2 水质监测

2013—2017年,于每年1月(干季)和7月(湿季)监测11个站点表层水体的溶解氧(DO)、总氮(TN)、总磷(TP)和叶绿素 a(Chl a)等水质指标。监测现场用多参数水质分析仪 Hydrolab DS5(HACH, USA)测定 DO,同时采集 0.5 L 水样运回实验室测定 TN、TP 和 Chl a。TN 用碱性过硫酸钾消解,TP 用过硫酸钾消解,消解后按照国家标准进行测定^[23]。Chl a 浓度使用浮游植物荧光仪 Phyto-PAM(Walz, Germany)测定。

1.3 景观特征

1.3.1 土地利用提取

后溪流域边界范围和流域内的水系基于数字高程模型(Digital Elevation Model, DEM)利用 ArcGIS 10.4 的水文分析模块生成。本研究综合考虑水文气候等因素和影像质量,选择 2013 年和 2017 年云层较少的干季(含云量低于 5%)的 Landsat 8 遥感影像提取土地利用数据。Landsat 8 携带有运营性陆地成像仪(Operational

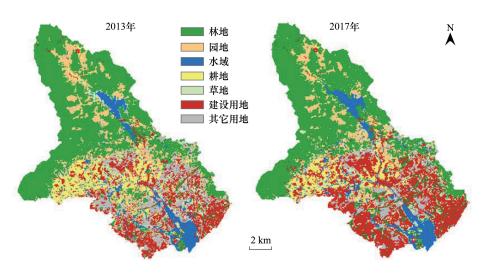


图 2 2013 年和 2017 年后溪流域土地利用空间分布

Fig.2 Spatial distribution of land use in Houxi River watershed in 2013 and 2017

Land Image, OLI) 和热红外传感器(Thermal InfraRed Sensor, TIRS)。本研究使用的是 OLI 上的前 7 个波段数据,空间分辨率为 30 m。土地利用分类参照最新土地利用分类标准^[24],采用非监督分类法分为 30 类,结合野外调查和高分辨率地图进行目视解译,最终划分为七类:林地、园地、水域、耕地、草地、建设用地和其它用地。以各采样站位为出口确定各亚流域范围。影像的辐射定标、大气校正、裁剪和非监督分类在 ENVI 5.1 中进行,非监督分类后的目视解译和再分类在 ArcGIS 10.4 平台上完成。

1.3.2 景观指数分析

本研究选取斑块密度(Patch density,PD)、香农多样性指数(Shannon's diversity index,SHDI)和源汇景观指数(Location-weighted landscape index,LWLI)进行分析,其中选取的源汇景观指数包括基于相对距离(LWLI'_D)、高程(LWLI'_E)、坡度(LWLI'_S)的源汇景观指数和综合源汇景观指数(LWLI)。PD 是指单位面积的土地利用斑块数,用于衡量空间异质性。SHDI 用于衡量各类别的多样性,它等于每个类别的比例乘以该类别比例自然对数的总和的负数^[8]。源汇景观中"源"景观包括耕地、园地和建设用地,"汇"景观包括林地和草地。水域和其它用地对养分的流失更多地在于传输作用,不作为"源"、"汇"景观。本文应用 FRAGSTATS 4.0 软件计算景观水平上的 PD 和 SHDI,源汇景观指数参考孙然好等的方法计算^[14]。

1.4 统计分析

根据《厦门市水环境功能区划》,集中式生活饮用水水源地石兜-坂头水库属 II 类水环境功能区,执行《地表水环境质量标准(GB3838—2002)》中的 II 类标准;下游属 V 类水环境功能区,执行《地表水环境质量标准(GB3838—2002)》中的 V 类标准。本研究评价各监测站位的水质达标情况,以超标率(%)表示^[25]。另外,本研究还采用卡尔森(Carlson 1977)营养状态指数法^[26],评价饮用水源地——石兜和坂头水库的水体营养状态。

利用 PRIMER 7.0 对土地利用面积比例基于 Bray-Curtis 系数进行 ANOSIM 相似性检验和多维尺度分析 (Non-metric multidimensional scaling, NMDS),以评价后溪流域上游与下游土地利用的差异。基于 SPSS 22.0 软件,在 P<0.05 显著性水平下,进行干季和湿季水质指标与景观特征的 Pearson 相关分析。基于 SPSS 22.0 和 CANOCO 4.5 软件分别进行景观特征和水质指标间的多元回归分析和冗余分析(RDA),并选择方差膨胀因子(Variance inflation factor, VIF)<20 的变量进行解释分析。基于 R 软件进行结构方程模型分析,分析土地利用和景观指数对水质的影响路径和大小。

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不符合正态分布。因此对土地利用比例进行反正弦平方根转化,对水质指标和景观指数进行 Log(x+1)转化。多元回归分析中,

景观特征之间存在较强的共线性,因而与水质有较强关系的耕地、林地和 SHDI 未用于多元回归方程中。

2 结果

干季

湿季

2.1 后溪水质变化特征

根据《地表水环境质量标准(GB3838—2002)》评价后溪水质干季和湿季的达标情况(表1),其中上游 1—6号站位执行Ⅱ类标准,下游7—11号站位执行V类标准。结果表明,监测期间上游和下游溶解氧(DO) 均符合相应标准,干季的均值分别为 9.30 mg/L 和 7.42 mg/L,湿季分别为 9.24 mg/L 和 6.52 mg/L。上游和下 游总氮(TN)均值在干季分别为 0.906 mg/L 和 6.350 mg/L,超标率均为 100%;在湿季均值分别为 1.178 mg/L 和 3.852 mg/L,超标率分别为 100%和 84.0%。上游和下游总磷(TP)均值在干季分别为 0.026 mg/L 和 0.841 mg/L,超标率分别为 36.7% 和 96.0%;在湿季均值分别为 0.031 mg/L 和 0.662 mg/L,超标率分别为 40.0% 和 84.0%。上游和下游叶绿素 a(Chl a) 均值在干季分别为 22.90 μg/L 和 153.44 μg/L,湿季分别为 28.98 μg/L 和 86.04 µg/L。

Table 1 Water quality parameters in the dry and wet seasons of Houxi River from 2013 to 2017, respectively 7-11 号站位 1-6 号站位 水质标准 超标率 Stations 7-11 Water quality standards Exceeding rate/% 水质参数 单位 Stations 1—6 Water quality parameters Unit 平均值 标准差 平均值 标准差 Ⅱ类 V类 1-6 7-11 Mean Mean SD 0 DO (mg/L)9.30 1.12 7.42 2.70 6.0 2.0 0 Dry season TN(mg/L) 0.906 0.201 6.350 2.474 0.5 2.0 100 100 0.1 0.4 TP (mg/L)0.026 0.011 0.841 0.460 36.7 96.0 (湖库 0.025) (湖库 0.2) Chl a (µg/L) 22.90 7.07 153.44 271.36 DO 1.04 6.52 6.0 0 (mg/L)9.24 1.58 2.0 0 TN 3.852 1.825 0.5 2.0 100 84.0 Wet season (mg/L)1.178 0.166 0.1 0.4 TP (mg/L)0.031 0.024 0.662 0.400 40.0 84.0 (湖库 0.025) (湖库 0.2)

表 1 2013 年至 2017 年后溪干湿季水质参数

DO:溶解氧 Dissolved oxygen; TN:总氮 Total nitrogen; TP:总磷 Total phosphorus; Chl a:叶绿素 a Chlorophyll a;其中符合水质标准 的 DO 应大于指定限值, TN 和 TP 应小于指定限值;根据《地表水环境质量标准(GB3838—2002)》,1—6号站位执行 II 类标准,7—11号站位执行 V 类标准,其中 1—6号和 10—11号站位 TP 执行 湖库标准(0.025 mg/L 和 0.2 mg/L)

86.04

61.14

15.79

沿城乡梯度后溪水质上游与下游差异较大(图3):监测期间,DO在上游1—6号站位相对较高、变化不 大,下游7—11 号站位呈显著先下降后上升趋势;TN、TP 和 Chl a 在上游1—6 号站位差异不大、含量较低,下 游7—11 号站位呈先上升后下降趋势。各水质指标在空间上的波动幅度干季比湿季大,而年际间差异并不 大。卡尔森营养状态评价结果表明(表2),石兜-坂头水库在2013年至2017年基本处于轻富营养至中富营养 状态,2015年营养状态水平较高,特别是坂头水库达到了重富营养。

2.2 景观特征时空变化

Chl a

 $(\mu g/L)$

28.98

2.2.1 土地利用变化

后溪流域景观特征定量分析结果表明:流域上游土地利用类型以林地为主,占70%以上。流域下游林地 和园地逐渐减少,耕地和建设用地逐渐增加。流域下游包括正在开发建设的集美新城区,主要土地利用类型 为林地、园地和建设用地,草地和其它用地比例也显著高于流域上游(图2和图4)。耕地比例在9号站位亚 流域最高,2013 和 2017 年都在 15%以上。与 2013 年相比,2017 年后溪上游土地利用组成和配置没有显著的 变化,而流域下游耕地和其它用地明显减少,建设用地显著增加。尤其是9—11号站位亚流域2017年的建设 用地较 2013 年增长量均超过 50%,其它用地减少 20%以上。

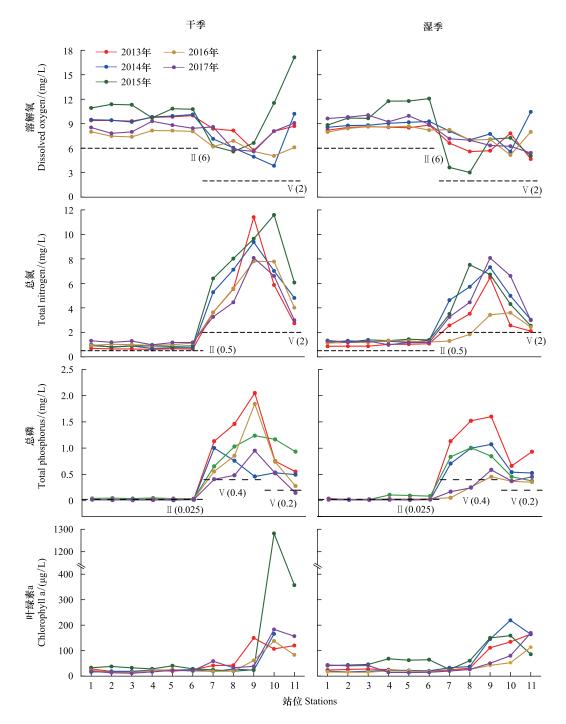


图 3 2013 至 2017 年干季和湿季后溪水质空间变化

Fig.3 Variability of water quality parameters along the Houxi River in dry and wet seasons from 2013 to 2017 图中 Π 和 V 分别表示《地表水环境质量标准(GB3838—2002)》的 Π 类和 V 类标准限值;1—6 号站位属于集中式生活饮用水地表水源地一级保护区,执行 Π 类标准;7—11 号站位属于一般景观要求水域,执行 V 类标准;其中总磷在 1—6 号站位执行湖、库 Π 类标准,7—9 号站位执行 V 类河流标准,10—11 号站位执行 V 类湖、库标准;叶绿素 a 尚无标准限值

流域土地利用组成比例的多维尺度分析表明,后溪上游各亚流域的土地利用组成和比例较相似,下游各亚流域差异性较大(图 5)。流域土地利用组成比例的 ANOSIM 检验结果表明,空间上,流域上游与下游土地利用组成和分布上差异显著。时间上,流域上游随时间的变化小但差异显著,下游随时间变化较大但差异并不显著。

± •	2012	A 7	201=	A 7 161	TRUE N			サイルナ
オ ▽ 2	201.5	平平	2017	年白咒	和取头	·水压=	上洲 坐:	造 素状态

Table 2 The trophic state of Shidou and Bantou reservoirs in dry and wet seasons from 2013 to 2017, respectively

	石兜水库			坂头水库			
	1	2	3	4	5	6	
201301(干季)	+	+	+	+	+	+	
201307(湿季)	+	+	+	++	+	+	
201401(干季)	+	+	+	+	+	+	
201407(湿季)	+	+	+	+	+	+	
201501(干季)	++	++	++	++	++	++	
201507(湿季)	++	++	++	+++	+++	+++	
201601(干季)	+	+	+	+	++	+	
201607(湿季)	+	+	+	+	+	+	
201701(干季)	+	+	+	+	+	+	
201707(湿季)	++	++	++	+	+	+	

⁺表示轻富营养,++表示中富营养,+++表示重富营养

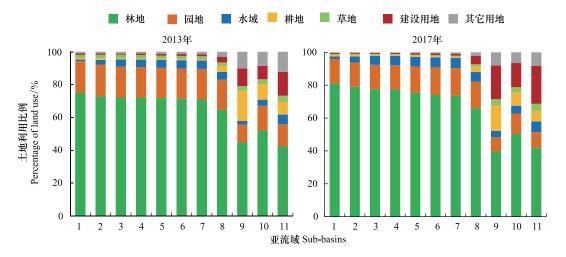


图 4 2013 年和 2017 年后溪各亚流域土地利用组成

Fig.4 Land use composition in each sub-basin of Houxi River watershed in 2013 and 2017

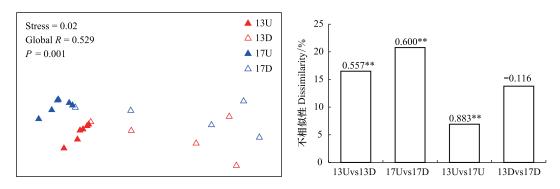


图 5 基于 Bray-Curtis 相似性的 2013 年和 2017 年后溪流域土地利用组成多维尺度(NMDS)排序结果和 ANOSIM 检验结果

Fig.5 Non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination and ANOSIM statistics testing differences for upstream and downstream land-use of Houxi River watershed based on Bray-Curtis similarity in 2013 and 2017

13U、13D、17U 和 17D 分别表示 2013 年流域上游、2013 年流域下游、2017 年流域上游和 2017 年流域下游的土地利用组成比例;右图 y 轴不相似性表示基于 Bray-Curtis 不相似性,柱状图顶部显示 Global R 值,**表示在 P<0.01 水平上差异显著

2.2.2 景观指数特征

将各亚流域土地利用分类后进行景观指数计算,评价各亚流域的景观破碎化程度、多样性水平以及非点源污染的空间异质性(图6)。结果表明:2013 和2017 年景观指数上游各亚流域之间差异不大,下游各亚流域有较大差异,呈现先升高后降低的趋势,9 号站位亚流域景观指数值最高。与 2013 年相比,2017 年各亚流域 斑块密度(PD)均有所下降;香农多样性指数(SHDI)在 1—8 号站位亚流域有所下降,在 9—11 号站位亚流域没有显著变化;基于距离源汇景观指数(LWLI'_D)、基于高程源汇景观指数(LWLI'_E)和综合源汇景观指数(LWLI'_E)和综合源汇景观指数(LWLI'_B)。全间上也有较大波动。

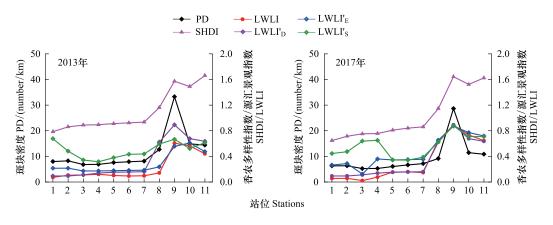


图 6 2013 年和 2017 年后溪流域中各亚流域景观指数变化

Fig.6 Variability of landscape metrics in sub-basins of Houxi River watershed in 2013 and 2017

PD:斑块密度, Patch density; SHDI: 香农多样性指数, Shannon's diversity index; LWLI: 源汇景观指数, Location-weighted landscape index; LWLI'_D, LWLI'_S, ALWLI'_S, All LWLI'_S, LWLI'_E, ALWLI'_S, All LWLI'_S, Al

2.3 景观特征与水质的关系

景观特征与水质的相关性分析结果表明,林地、耕地、建设用地和其它用地是影响水质的主要土地利用类型,在干季和湿季与 DO、TN、TP 和 Chl a 均显著相关(图 7)。水域面积比例与各水质指标相关性均不显著。DO 与林地、园地面积比例呈正相关关系,与其他景观特征指标呈负相关关系,总体上湿季的相关性大于干季。TN、TP、Chl a 与林地和园地面积比例呈负相关关系,与其他景观特征呈正相关关系,其中 TN 和 TP 与景观特征的关系湿季大于干季,而 Chl a 与各景观特征的关系干季强于湿季。PD 和 SHDI 与水质的相关性比源汇景观指数强,基于距离的源汇景观指数和综合源汇景观指数与水质的相关性比基于高程和坡度的源汇景观指数强。表明林地、建设用地、其它用地、斑块密度、多样性水平以及距离是影响水质的主要景观特征。

多元线性回归分析表明(表 3),园地和建设用地以及基于距离的源汇景观指数与 TN、TP 和 Chl a 的回归系数更大。RDA 分析结果表明(图 8),干季第一轴和第二轴景观特征分别解释 71.0%和 7.6%的水质变化;湿季第一轴和第二轴分别解释 66.5%和 7.5%的水质变化。而结构方程模型分析结果进一步表明(图 9),土地利用比例对 TN 和 TP 直接影响为负,而对 Chl a 影响为正,且对 Chl a 的影响值最大。景观指数与土地利用相反,对 TN 和 TP 的影响为正,对 Chl a 的影响为负。景观指数对 DO、TN 和 TP 的影响值大于土地利用比例,即景观配置对水质的影响要大于景观组成,而土地利用对 Chl a 的影响值高于景观指数,即景观组成对 Chl a 的影响更大。总体而言,城镇化背景下流域的景观特征提高了水体中 TN、TP 和 Chl a 浓度,而降低了 DO 浓度。

3 讨论

3.1 土地利用变化对水质的影响

区域气候气象、土地利用、人为活动和水文水动力是影响水质变化的主要因素,根据 2013 年和 2017 年

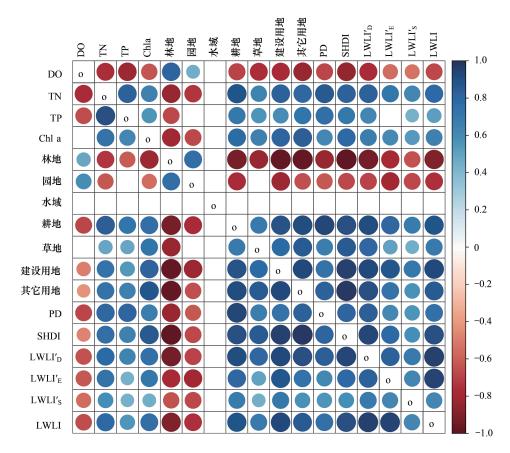


图 7 后溪流域各水质指标与景观特征的相关分析结果

Fig.7 Pearson correlations between water quality and landscape characteristics in Houxi River watershed

DO:溶解氧 Dissolved oxygen; TN:总氮 Total nitrogen; TP:总磷 Total phosphorus; Chl a:叶绿素 a Chlorophyll a; 空白表示相关性不显著, o表示斜对角线上的相同因子; 红色表示负相关, 蓝色表示正相关; 圆形面积越大, 颜色越深表示相关系数绝对值越大。左下角为干季的相关系数结果, 右上角是湿季的相关系数

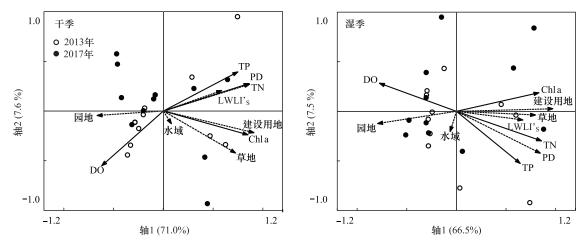


图 8 后溪流域干湿季水质与景观特征冗余分析(RDA)结果

Fig.8 Redundancy analysis (RDA) showing the water quality parameters in Houxi River watershed in relation to statistically significant landscape characteristics in dry and wet seasons, respectively

《厦门经济特区年鉴》,与 2012 年相比,2016 年集美区总人口由 21.5 万人增加至 26.5 万人,城镇人口由 15.2 万人增加至 19.2 万人,农业产值有所下降,工业产值所有上升,服务业翻了一番,人为活动强度显著增加。伴

随城市化带来的土地利用变化表现为,林地和草地转变 为建设用地和耕地,部分耕地转变为建设用地[27],本研 究地区主要表现为林地和耕地转变为建设用地。本研 究结果表明,林地、耕地和建设用地是与水体溶解氧 (DO)、总氮(TN)、总磷(TP)和叶绿素 a(Chl a)密切相 关的主要土地利用类型,这个结果与其他报道相 似[28-29]。后溪上游是重要的饮用水源保护区,流域上 游以林地为主,具有涵养水源,保护水质的作用,监测结 果也表明石兜-坂头水库水质较好。7-9号站位亚流 域是农田和村庄分布区,耕地和建设用地比例高。实地 考察结果显示,8号和9号监测站位河流段为硬质护 岸,周边为密集的居民区,河流两岸绿化较差,河流较 浅,底泥淤积较为严重。水体氮磷浓度变化的原因包括 外源输入和内源释放,即外源径流输入和内源沉积物再 悬浮释放,而沉积物中的氮磷可能主要来源于早期的非 点源污染负荷[30]。值得注意的是,本研究区域9号站

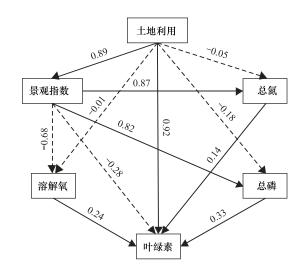


图 9 后溪流域景观特征与水质参数的结构方程模型

Fig.9 The results of structural equation model among landscape characteristics and water quality

位 TN 和 TP 含量最高,主要是由于此亚流域耕地比例最高,而且还存在部分水产养殖,因此更多的氮磷营养盐随着径流进入水体。

表 3 后溪流域干湿季水质与景观特征的多元回归分析结果

Table 3 Multiple regression results between water quality and landscape characteristics of Houxi River watershed in the dry and wet seasons, respectively

	干季 Dry season			湿季 Wet season				
	DO	TN	TP	Chl a	DO	TN	TP	Chl a
林地 Forest								
园地 Orchard		3.96	2.25	6.63	-1.50		2.58	
水域 Water	-0.22	0.71	0.90	0.31	-0.56	0.68	1.22	-2.38
耕地 Cropland								
草地 Grass	0.68	-5.07	-1.40			-0.28		-2.03
建设用地 Built	0.23	2.55	0.40	4.45	-0.90	0.60	1.01	4.84
其它用地 Other land								
斑块密度 PD	-0.27	1.07	0.80	0.97	-0.22	0.64	0.88	
香农多样性指数 SHDI								
基于距离的源汇 景观指数 LWLI' _D				-5.33	0.54	-0.60	-2.20	
基于高程的源汇 景观指数 LWLI' _E	-0.47			2.33	0.28			-1.46
基于坡度的源汇 景观指数 LWLI's	-0.42		0.56	-0.38	-0.48	0.56	1.20	-2.60
综合源汇景观指数 LWLI								-1.57
\mathbb{R}^2	0.78	0.82	0.79	0.83	0.85	0.85	0.79	0.80
P	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
方差膨胀因子 VIF	1.62—1	8.89 1.44—1	6.39 1.67—1	9.26 1.60—1	9.97 1.60—1	19.70 1.75—13	3.31 1.60—15	.07 1.29—17.3

表中数值表示各景观因子在回归方程中的系数,方差膨胀因子取 20 以下时,林地、耕地、香农多样性指数均未进入回归方程中,所以没有数值。PD:斑块密度 Patch density; SHDI:香浓多样性指数 Shannon's diversity index; LWLI;综合汇源景观指数 Location-weighted landscape index; LWLI'_D、LWLI'_E和 LWLI'_S分别表示基于距离、高程和坡度的汇源景观指数; VIF; 方差膨胀因子 Variance expansion factor

流域下游是平坦且海拔较低的集美新城区,杏林湾水库是其主要的景观水体,经过河流自净作用后水体中的氮磷含量比 8—9号站位稍低,但 Chl a 含量却较高。因此,受土地利用类型的变化,建设用地的增加和复杂的人类活动影响,城镇地表径流面源污染输出具有较大的空间差异^[31-32]。城市中不透水路面改变自然水文过程,上游农业污水、未经处理的工业废水和生活污水排入河流,引起河流生态退化,进而导致水质恶化^[33-34]。城市的扩张和污水处理设施的不足均会使水体中氮磷含量增加^[35-36]。厦门市集美区 2015 年为建设更加宜居的城乡环境,拆除违规违法建筑,新增大量绿化面积;2016 年全面启动农村污水治理,实施村庄分散式管理和集中纳管工程,有效降低了后溪水体中的营养负荷。我们的研究结果表明,后溪下游 TN 和 TP 浓度在 2014—2015 年增加明显,2015—2017 年则逐年降低,因此推测,流域综合治理和河长制政策的落实在提高和改善水质方面发挥了重要作用,有必要继续加强保护河流水质。

3.2 景观特征与水质的关系

在经济发展和城镇化背景下,景观组成和配置的变化改变了地表径流,从而影响营养物质进入水体的方式^[37-38],包括农田施用的化肥,乡村生活污水以及城镇不透水路面污水等。斑块密度(PD)和香农多样性指数(SHDI)常用于量化和评价景观空间特征和变化过程^[39-40]。Shen 等指出在森林地区,景观破碎度小,斑块密度小,而受人类干扰大的地区,景观破碎度较高^[7]。Huang等指出当各类型土地利用比例越均衡,香农多样性指数(SHDI)越高^[8]。本研究结果表明,后溪流域上游土地利用单一,各亚流域 70%为林地,PD 和 SHDI 值都较低,下游耕地和建设用地比例高,PD 和 SHDI 显著增加,特别是9号站位亚流域土地利用最均衡,PD 和 SHDI 在所有亚流域中最高。许多研究结果表明 PD 和 SHDI 与水质均呈显著正相关^[8,41]。本研究结果表明,PD 和 SHDI 均与 DO 呈显著负相关,与 TN 和 TP 呈显著正相关。因此减少景观破碎化和提高林地比例有助于改善水质。

"源"景观和"汇"景观的空间分布对水质有不同的影响作用^[42],林地是主要的汇景观,而耕地和建设用地是主要的源景观。孙然好等人对海河流域的研究发现源汇景观指数越大,流域出口的非点源污染物浓度越大,源汇景观指数(LWLI)与 TN 呈显著正相关^[14]。同时,流域内的地形特征和坡度会对营养物的输送过程产生影响,缓坡能减缓径流而滞留营养物质,使得进入河流的营养物减少;陡坡会促进径流更快的进入河流水体,有利于输送更多的营养盐和泥沙^[6,43]。本研究结果表明,基于距离、高程和坡度的源汇景观指数均与 DO 呈负相关,与 TN 和 TP 呈正相关,表明源景观对水质的影响比汇景观更大,进而导致水质恶化。通过源景观与汇景观视角,可揭示污染物来源的主要景观分布特征,有助于制定可行的水质保护与管理方案^[37]。

3.3 景观特征对水质的综合影响

结构方程模型结果表明,景观指数对水质的影响强于土地利用组成,这与 Ding 等人对东江流域的研究结果相同^[25]。总体上土地利用组成对 TN 和 TP 呈负的影响,对 Chl a 呈正的影响,景观指数则相反。从回归分析和 RDA 分析结果可知,城镇化背景下建设用地、斑块密度(PD)和基于距离、高程和坡度的源汇景观指数(LWLI'_D, LWLI'_E,LWLI'_S)是影响水质的主要景观类型,表明耕地和建设用地提高了土壤侵蚀和水体流失的风险,导致了更多的氮磷营养物质进入河流^[44]。此外,值得注意的是景观特征对水质的影响会随着季节而变化。Pratt 和 Chang 研究发现,湿季水质与城市用地相关性更大,而干季与地形特征更相关^[43]。Huang 等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^[8]。本研究结果发现,DO、TN 和 TP 与景观特征的关系湿季比干季显著,而 Chl a 与景观的特征的关系干季比湿季显著,然而从 RDA 分析结果可得,景观特征对水质的综合影响干季贡献率比湿季高。相关影响过程和机制比较复杂,有待进一步的研究。

4 结论

(1)后溪的水质特征沿城乡梯度有较大差异,上游和下游溶解氧(DO)分别符合《地表水环境质量标准(GB3838-2002)》Ⅱ类标准和Ⅴ类标准。总氮(TN)和总磷(TP)有不同程度的超标。2013年至2017年水体氮磷含量呈现先增加后减少的趋势。

- (2)后溪流域上游土地利用类型以林地为主,下游是主要的农田和城镇分布区,呈现明显的城乡梯度。 下游景观破碎度高,斑块密度(PD)、香农多样性指数(SHDI)和源汇景观指数(LWLI)均显著高于上游。
- (3) 林地、耕地和建设用地是影响水质的主要土地利用类型,斑块密度、香农多样性指数和基于距离、高程、坡度的源汇景观指数与水质也显著相关。景观特征对 TN 和 TP 的影响为湿季大于干季,而对叶绿素 a (Chl a)的影响为干季大于湿季。景观特征在干季和湿季分别解释了 78.6%和 74.0%的水质变化。
- (4) 土地利用组成对 Chl a 的影响较大, 而景观指数则对 TN 和 TP 的影响较大。总体而言, 城镇化背景下的源景观可提高水体中 TN、TP 和 Chl a 浓度, 而降低了 DO 浓度。

参考文献 (References):

- [1] Marzinelli E M, Zagal C J, Chapman M G, Underwood A J. Do modified habitats have direct or indirect effects on epifauna? Ecology, 2009, 90 (10): 2948-2955.
- [2] Strayer D L, Beighley R E, Thompson L C, Brooks S, Nilsson C, Pinay G, Naiman R J. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. Ecosystems, 2003, 6(5): 407-423.
- [3] Li Y, Zhang Y L, Shi K, Zhu G W, Zhou Y Q, Zhang Y B, Guo Y L. Monitoring spatiotemporal variations in nutrients in a large drinking water reservoir and their relationships with hydrological and meteorological conditions based on Landsat 8 imagery. Science of the Total Environment, 2017, 599-600: 1705-1717.
- [4] 范俊韬、张依章、张远、张孟衡、孟伟、夏瑞、李梦娣、流域土地利用变化的水生态响应研究、环境科学研究、2017、30(7): 981-990.
- [5] Bronstert A, Niehoff D, Bürger G. Effects of climate and land use change on storm runoff generation: present knowledge and modelling capabilities. Hydrological Processes, 2002, 16(2): 509-529.
- [6] Shi W, Xia J, Zhang X. Influences of anthropogenic activities and topography on water quality in the highly regulated Huai River basin, China. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(21): 21460-21474.
- [7] Shen Z Y, Hou X S, Li W, Aini G. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in a typical urbanized watershed in the municipality of Beijing. Landscape and Urban Planning, 2014, 123: 96-107.
- [8] Huang J L, Li Q S, Pontius R G Jr, Klemas V, Hong H S. Detecting the dynamic linkage between landscape characteristics and water quality in a subtropical coastal watershed, southeast China. Environmental Management, 2013, 51(1): 32-44.
- [9] Xiao H G, Ji W. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques. Journal of Environmental Management, 2007, 82(1); 111-119.
- [10] 张秋菊,傅伯杰,陈利顶.关于景观格局演变研究的几个问题. 地理科学,2003,23(3):264-270.
- [11] 何鹏, 张会儒. 常用景观指数的因子分析和筛选方法研究. 林业科学研究, 2009, 22(4): 470-474.
- [12] 陈利顶, 傅伯杰, 徐建英, 巩杰. 基于"源-汇"生态过程的景观格局识别方法——景观空间负荷对比指数. 生态学报, 2003, 23(11): 2406-2413.
- [13] 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.
- [14] 孙然好,陈利顶,王伟,王赵明.基于"源""汇"景观格局指数的海河流域总氮流失评价.环境科学,2012,33(6):1784-1788.
- [15] 刘乐冕,杨军,余小青,余正,张永雨,田野,张冬红.厦门后溪流域沿城乡梯度浮游细菌多样性及其与环境因子的关系.应用与环境生物学报,2012,18(4):591-598.
- [16] Yang J, Yu X Q, Liu L M, Zhang W J, Guo P Y. Algae community and trophic state of subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. Environmental Science and Pollution Research, 2012, 19(5): 1432-1442.
- [17] 王宁,黄友谊,陈伟伟. 构建城市水系生态安全格局初探——以厦门市后溪为例//城市时代,协同规划—2013 年中国城市规划年会论文集.青岛:中国城市规划学会,2013:412-423.
- [18] 李清良,吴倩,高进波,马军,徐秋芳,俞慎.基于小流域尺度的土壤重金属分布与土地利用相关性研究——以厦门市坂头水库流域为例.生态学报,2015,35(16):5486-5494.
- [19] 王豪伟,王翠平,董仁才. 利用 NDVI-Albedo 反演厦门后溪流域地表特征. 环境科学与技术, 2011, 34(12H): 179-183.
- [20] Liu L M, Zhang D H, Lv H, Yu X Q, Yang J. Plankton communities along a subtropical urban river (Houxi River, southeast China) as revealed by morphological and molecular methods. Journal of Freshwater Ecology, 2013, 28(1): 99-112.
- [21] Gao J B, Wu Q, Li Q L, Ma J, Xu Q F, Groffman P M, Yu S. Preliminary results from monitoring of stream nitrogen concentrations, denitrification, and nitrification potentials in an urbanizing watershed in Xiamen, southeast China. International Journal of Sustainable Development & World Ecology, 2013, 20(3): 223-230.

- [22] Yang J R, Lv H, Isabwe A, Liu L M, Yu X Q, Chen H H, Yang J. Disturbance-induced phytoplankton regime shifts and recovery of cyanobacteria dominance in two subtropical reservoirs. Water Research, 2017, 120: 52-63.
- [23] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 210-281.
- [24] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局,中国国家标准化管理委员会. GB/T 21010—2007 土地利用现状分类. 北京:中国标准出版社. 2007.
- [25] 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.
- [26] Carlson R E. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography, 1977, 22(2): 361-369.
- [27] Liu M, Hu Y M, Zhang W, Zhu J J, Chen H W, Xi F M. Application of land-use change model in guiding regional planning: a case study in Hun-Taizi River Watershed, Northeast China. Chinese Geographical Science, 2011, 21(5): 609-618.
- [28] Huang J L, Li Q S, Huang L, Zhang Z F, Mu J L, Huang Y L. Watershed-scale evaluation for land-based nonpoint source nutrients management in the Bohai Sea Bay, China. Ocean & Coastal Management, 2013, 71; 314-325.
- [29] Couture R M, Moe S J, Lin Y, Kaste Ø, Haande S, Solheim A L. Simulating water quality and ecological status of Lake Vansjø, Norway, under land-use and climate change by linking process-oriented models with a Bayesian network. Science of the Total Environment, 2018, 621: 713-724.
- [30] Ouyang W, Yang W X, Tysklind M, Xu Y X, Lin C Y, Gao X, Hao Z C. Using river sediments to analyze the driving force difference for non-point source pollution dynamics between two scales of watersheds. Water Research, 2018, 139: 311-320.
- [31] 李恒鹏, 黄文钰, 杨桂山, 李兆富. 太湖上游典型城镇地表径流面源污染特征. 农业环境科学学报, 2006, 25(6): 1598-1602.
- [32] Cheng X, Chen L D, Sun R H, Jing Y C. An improved export coefficient model to estimate non-point source phosphorus pollution risks under complex precipitation and terrain conditions. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(21); 20946-20955
- [33] Zhang G, Guhathakurta S, Dai G, Wu L Y, Yan L J. The control of land-use patterns for stormwater management at multiple spatial scales. Environmental Management, 2013, 51(3): 555-570.
- [34] 韩博平. 中国水库生态学研究的回顾与展望. 湖泊科学, 2010, 22(2): 151-160.
- [35] 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.
- [36] Wilson C O. Land use/land cover water quality nexus: quantifying anthropogenic influences on surface water quality. Environmental Monitoring and Assessment, 2015, 187(7): 1-23.
- [37] Li C W, Zhang Y J, Kharel G, Zou C B. Impact of climate variability and landscape patterns on water budget and nutrient loads in a peri-urban watershed; a coupled analysis using process-based hydrological model and landscape indices. Environmental Management, 2018, 61(6): 954-967.
- [38] Zhang X Y, Luo Y Z, Goh K S. Modeling spray drift and runoff-related inputs of pesticides to receiving water. Environmental Pollution, 2018, 234: 48-58.
- [39] Liu T, Yang X J. Monitoring land changes in an urban area using satellite imagery, GIS and landscape metrics. Applied Geography, 2015, 56: 42-54.
- [40] Kane K, Connors J P, Galletti C S. Beyond fragmentation at the fringe: a path-dependent, high-resolution analysis of urban land cover in Phoenix, Arizona. Applied Geography, 2014, 52: 123-134.
- [41] Uuemaa E, Roosaare J, Mander Ü. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. Hydrology Research, 2007, 38(2): 125-138.
- [42] Wang J L, Shao J A, Wang D, Ni J P, Xie D T. Identification of the "source" and "sink" patterns influencing non-point source pollution in the Three Gorges Reservoir Area. Journal of Geographical Sciences, 2016, 26(10): 1431-1448.
- [43] Pratt B, Chang H. Effects of land cover, topography, and built structure on seasonal water quality at multiple spatial scales. Journal of Hazardous Materials, 2012, 209-210: 48-58.
- [44] Ye Y, He X Y, Chen W, Yao J, Yu S, Jia L. Seasonal water quality upstream of Dahuofang Reservoir, China-the effects of land use type at various spatial scales. CLEAN-Soil Air Water, 2014, 42(10): 1423-1432.