

丹江上游土地利用/景观指数与水质关系初探

王杰, 李鹏, 高海东, 时鹏, 张秦岭, 杨倩楠, 马勇勇

(西安理工大学 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710048)

摘要:借助地理信息和景观分析技术,结合长系列水质数据,采用相关分析法、冗余分析法(RDA),研究了丹江上游土地利用/景观指数与水质的关系,重点探讨了景观指数与水质参数的关系。结果表明:(1)2000—2013年,耕地面积减少,林地、建筑用地面积不断增加,耕地是最不稳定的土地利用类型,大部分转为林地和草地。流域内景观多样性和聚集度逐渐增加,流域景观格局趋于规则化、高连通和高度聚集的方向发展。(2)耕地面积比与 NO_3^- -N呈极显著正相关,与DO呈现显著负相关,表明耕地强烈的影响着水质变化;林地面积比与 BOD_5 、 COD_{Mn} 呈显著负相关,林地对水质有显著的正效应。(3)从景观指数与水质参数的相关性可以得出,香农多样性指数(SHDI)、最大斑块指数(LPI)、景观形状指数(LSI)、斑块结合度(COHESION)可以作为景观尺度上来预测水质变化的关键因子,具体表现为SHDI与 COD_{Mn} 呈显著负相关,与 BOD_5 呈负相关;LPI与 BOD_5 、 COD_{Mn} 呈显著正相关;LSI与DO呈极显著负相关,与 NO_3^- -N呈显著正相关;COHESION与 BOD_5 、 COD_{Mn} 呈显著正相关。斑块密度(PD)和蔓延度指数(CONTAG)与水质的关系无法得到合理的解释。

关键词:土地利用;景观指数;冗余分析;水质

中图分类号:F301.24;R123;X144

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2018)06-0383-07

Preliminary Study on the Relationship Between Land Use/Landscape Index and Water Quality in the Upper Reaches of Danjiang River

WANG Jie, LI Peng, GAO Haidong, SHI Peng, ZHANG Qinling, YANG Qiannan, MA Yongyong

(State Key Laboratory Base of Eco-Hydraulic Engineering in Arid Area, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China)

Abstract: Based on the analysis on the technology of GIS and landscape, and a long series of water quality data, we used correlation analysis and redundancy analysis to study the relationship between land use and water quality in the upper reaches of the Danjiang River, discuss the relationship between the landscape index and water quality index. The results showed that: (1) in 2000—2013, cropland area decreased, woodland and building land area increased; cropland was the most unstable land use type, most of which was converted into woodland and grassland; the landscape diversity and aggregation degree increased gradually, and the watershed landscape pattern tended to be regular, highly connected and highly aggregated; (2) the effects of cropland and woodland on water quality was significant, and the proportion of cropland area was positively correlated with NO_3^- -N, and negatively correlated with DO; proportion of woodland area was a significant negatively correlated with BOD_5 and COD_{Mn} ; (3) with respect to the correlation between the landscape index and the water quality index, SHDI, LPI, LSI and COHESION could be used as landscape and environmental indicators on landscape scale to predict water quality change, SHDI was negatively correlated with COD_{Mn} and BOD_5 ; LPI was positively correlated with BOD_5 and COD_{Mn} ; LSI was negatively correlated with DO, and positively correlated with NO_3^- -N; COHESION was positively correlated with BOD_5 and COD_{Mn} . The relationship between plaque density and spread index and water quality can not be well described.

Keywords: land use; landscape index; redundancy analysis; water quality

收稿日期:2017-10-31

修回日期:2018-01-31

资助项目:国家重点研发计划“黄土高原生态、地貌多过程群体效应模拟与验证”(2016YFC0402406-ZT2)

第一作者:王杰(1992—),陕西省榆林人,男,硕士研究生,研究方向为土地利用与环境效应。E-mail:wangjie-best@qq.com

通信作者:高海东(1983—),男,内蒙古乌审旗人,博士,讲师,主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail:hdgao@msn.cn

土地利用是自然与人文过程交叉最为密切的产物,研究土地利用的环境效应已成为区域可持续发展研究的切入点^[1]。土地利用变化和人类的生活生产密切相关,改变土地利用方式会对水环境产生影响。一直以来,对于土地利用与河流水质的空间耦合关系的研究都是热点问题^[2-5],研究主要集中在水质变化对土地利用的敏感性以及土地利用影响水质的尺度效应和距离效应^[6],但是仅从土地利用类型的面积比例耦合与河流水质的关系,往往会忽略土地利用空间格局和组合方式的变化和对水质的影响。

随着景观生态学以及地理信息系统技术的发展,景观—水质的研究也得以重视,国内外学者在不同景观格局如何影响环境水质方面做了大量的研究^[7-11],Huang 等^[12]分析了景观组成(如林地、耕地等)与水质的响应关系,得出耕地是影响流域水质的最重要因素。Sun 等^[13]发现,景观指数如聚合度和多样性与河流水质显著相关。土地利用的组成通常与分水岭内的水质相关,景观配置可能是水质更敏感的预测因子。一些研究表明部分景观指数能够预测水质的变化^[14-18],使用与水质显著相关的景观格局指数作为景观尺度上的环境指标,可以直接反映水质变化的原因,对于水质监测、流域管理等具有重要的意义^[19-20]。但也有一些研究表明景观指数与水质之间没有显著的相关性^[21-22]。

本文利用 2000 年、2005 年、2010 年、2013 年 4 期土地利用数据,以及对应年份的水质监测常规数据,希望建立丹江上游流域土地利用和景观指数变化与水质的关联,主要研究目的:(1) 初步探讨丹江上游流域土地利用空间变化对水质的影响;(2) 探究景观指数与水质指标是否存在相关性;(3) 进一步建立土地利用、景观指数变化与水质的响应关系,为流域环境治理提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

丹江发源于秦岭东南的凤凰山,北源起于秦岭南坡的东峡,在黑龙口与西源相汇合,是南水北调中线的水源地,为中国北京和天津供水,用于饮用,农业用途和工业用途。丹江上游地处秦岭南麓,陕西东南部,流域总面积约为 2 728 km²。流域的气候属于暖温带半湿润季风气候,呈现出四季分明,冬干夏湿,雨热同季,干湿分明的气候特征。年平均气温 7.8~13.9℃,最高 37~40.8℃,最低 -11.8~-21.6℃。降水量年均 750 mm,无霜期为 210 d。按地貌特征,流域可分为丘陵区、低山区、中山区、河谷川道区。中

山区山高坡陡,人为活动少,植被较好,水土流失轻微;低山区荒山秃岭,土层瘠薄,陡坡开荒,水土流失较严重;丘陵区植被覆盖差,人口众多,人类活动强烈,水土流失严重;河谷川道区面积很小,几乎全为耕地。流域内有 7 个土类,81 个土种。商洛市共辖商州区和商南县、柞水县、镇安县、丹凤县、山阳县、洛南县 1 区 6 县,总人口 251.74 万。

1.2 数据来源与处理

数字高程模型(DEM)数据来源于中国科学院计算机网络信息中心国际科学数据镜像网站(<http://www.gscloud.cn>),空间分辨率为 30 m。为了监测流域内的土地利用变化,4 期土地利用数据从中国 1:10 万土地利用数据库下载,该数据库是在 Landsat TM 和中国环境 1 号卫星(HJ-1)影像的基础上,采用人机交互快速提取方法获得。运用 ArcGIS 软件,在 Spatial Analyst 模块支持下,将土地利用矢量数据转换为栅格数据,以备计算景观指数使用。参考《土地利用现状调查技术规程》中的土地利用分类系统,并结合景观指数讨论的可行性^[23],将流域土地类型分为耕地、林地、草地、水域、建筑用地、未利用地。水质数据来源于陕西省环境监测中心在丹凤水文站的水质常规监测。本文对应土地利用分别选取 2000 年、2005 年、2010 年、2013 年的水质数据。

1.3 研究方法

基于 4 期土地利用,利用 ArcGIS 软件分析不同时期土地利用面积变化和土地利用转移情况,揭示区域土地利用空间变化特征;应用景观格局分析软件 FRAGSTAT 3.3,对斑块个数(NP)、斑块密度(PD)、最大斑块指数(LPI)、景观形状指数(LSI)、周长—面积分维数(PAFRAC)、蔓延度指数(CONTAG)、斑块结合度(COHESION)、景观分割度(DIVISION)、香农多样性指数(SHDI)进行计算,具体景观格局特征参数如表 1 所示。

土地利用面积占比和景观指数与水质指标利用 SPSS 软件,进行 Pearson 相关性分析,借助 CANOCO for Windows 4.5 软件进行冗余分析(RDA)。

冗余分析是一种直接梯度排序分析方法,能够从统计学角度评价一组变量与另一组多变量数据之间的关系^[24],用以揭示物种及其生活环境因子之间的关系。冗余分析方法的优点在于能够独立保持各个环境变量(土地利用/景观指数)对水质变化的贡献率,并能够有效地对多个解释变量进行统计检验^[25]。首先进行水质指数(物种数据)的 DCA 分析和梯度计算,结果显示 Lengths of gradient 的第一轴大小为 0.652(小于 3.0),故选择 RDA 线性模型进行分析。

排序结果图借助 Canodraw for Windows 生成,排序图中,红色箭头代表水质指标,黑色箭头代表土地利用面积占比和景观指数。箭头的长度代表了该变量被排序图解释的程度,箭头越长影响程度越高。

表 1 景观格局指数计算公式及其生态学意义

景观指数	计算公式	物理意义	景观意义
最大斑块指数	$LPI = \frac{\text{Max}(a_1, a_2, \cdots, a_n)}{A} \times 100\%$	a_i 为斑块 i 的面积; A 为景观总面积	景观优势度
景观形状指数	$LSI = \frac{0.25E}{\sqrt{A}}$	E 为斑块周长; A 为斑块面积	景观破碎度
周长—面积分维数	$PAFRAC = \frac{n_i \sum_{j=1}^m \sum_{l=1}^n (\ln P_{ij} \times \ln A_{ij}) - (\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \ln P_{ij}) (\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \ln A_{ij})}{(n_i \sum_{j=1}^m \sum_{l=1}^n \ln P_{ij}^2) - (\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \ln P_{ij})^2}$	a_{ij} 为斑块 ij 的面积; P_{ij} 为斑块 ij 的周长; n_i 为斑块数目	景观破碎度
蔓延度指数	$CONTAG = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[P_i \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] \left[\ln P_i \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln m} \right\} \times 100\%$	P_i 为 i 类型在整个景观中所占的比例; g_{ik} 为 i 和 k 类型中相邻的斑块数; m 为总景观类型的数目	景观破碎度
斑块结合度	$COHESION = \left(1 - \frac{\sum_{j=1}^m P_{ij}}{\sum_{j=1}^m P_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right) \left(1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right)^{-1} \times 100\%$	P_{ij} 为 ij 斑块周长; a_{ij} 为 ij 斑块面积; A 为景观总面积	景观空间连接度
景观分割度	$DIVISION = 1 - \sum_{j=1}^n \frac{a_{ij}}{A}$	a_{ij} 为第 i 类景观 j 斑块的面积; A 为总面积	景观破碎度
香农多样性指数	$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)$	P_i 为斑块类型 i 所占景观总面积的比例	景观多样性指数

2 结果与分析

2.1 土地利用的数量变化

土地利用类型统计(表 2)结果表明:耕地、林地和草地是研究区 3 种主要的土地利用类型,其中草地面积所占比例最大(40.35%~41.23%),其次是林

地(33.31%~34.40%)和耕地(23.15%~24.76%),建筑用地和水域所占的比例较小。2000—2013 年,耕地面积是减少的,降幅达 6.51%;林地、建筑用地面积不断增加,增幅分别为 3.0%和 53.0%;草地面积先增加后减少但总体变化幅度很小,水域面积稍有增加。

表 2 研究区土地利用类型的面积

年份	耕地		林地		草地		水域		建筑用地	
	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%
2000 年	675.57	24.76	908.73	33.31	1103.34	40.44	7.51	0.28	33.27	1.22
2005 年	634.24	23.25	923.28	33.84	1124.92	41.23	7.51	0.28	38.47	1.41
2010 年	633.65	23.22	935.90	34.30	1102.55	40.41	8.20	0.30	47.83	1.75
2013 年	631.60	23.15	935.82	34.30	1100.89	40.35	8.20	0.30	50.86	1.86

2.2 水质特征

综合考虑流域水环境主要污染因子和土地利用类型,选取 pH 值、悬浮物(SS)、五日生化需氧量(BOD₅)、电导率(EC)、溶解氧(DO)、氨氮(NH₄⁺-N)、硝酸盐氮(NO₃⁻-N)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})作为关键水质指标。参考地表水环境质量标准(GB3838—2002),采用单项指数法进行初步评价,结果显示: BOD₅ 处于Ⅰ类和Ⅱ类点位比例为 85%和 12%, COD_{Mn}处于Ⅰ类比例为 77%,处于Ⅱ类比例为 23%, NH₄⁺-N 处于Ⅰ类和Ⅱ类的比例分别为 42%和 50%, DO 处于Ⅰ类和Ⅱ类的比例分别为 85%和 15%,表明流域内河流水质良好。

表 3 水质数据描述性统计

水质指标	最大值	最小值	方差	标准差	平均值
pH 值	8.75	6.82	0.18	0.43	8.10
SS/(g·L ⁻¹)	64.30	13.00	125.91	11.22	33.77
BOD ₅ /(mg·L ⁻¹)	4.60	0.50	1.21	1.10	1.50
DO/(mg·L ⁻¹)	12.10	6.10	2.36	1.54	8.74
EC/(mS·m ⁻¹)	7.31	1.72	1.49	1.22	3.98
NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	0.74	0.01	0.03	0.17	0.21
NO ₃ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	9.07	0.01	3.95	1.99	0.78
COD _{Mn} /(mg·L ⁻¹)	3.09	0.80	0.36	0.60	1.65

2.3 土地利用/景观格局演变

基于 2000 年、2013 年的土地利用,得到土地利用类型的转移矩阵(表 4),结果显示:2000—2013 年,

耕地转出总面积为 63.31 km²,其中 18.03 km² 转为林地,27.10 km² 转为草地,17.55 km² 转为建筑用地;林地转出总面积为 3.97 km²,其中 2.72 km² 转为耕地,0.72 km² 转为草地;草地转出总面积为 30.5 km²,其中 15.70 km² 转为耕地,12.89 km² 成为林地。3 种主要的土地利用类型转出面积大小为耕地

>草地>林地。耕地大部分转为林地、草地,这与国家自 1999 年实施退耕还林(草)工程有关;林地大多转为耕地,草地转为耕地和林地,而耕地部分转为建筑用地,这说明 2000—2013 年该区域人类活动增加,改变了土地利用类型,具体表现为将耕地开发成建筑用地,利用草地和林地以补偿耕地。

表 4 2000—2013 年流域土地利用类型转移矩阵 km²

土地利用类型		2013 年					
		耕地	林地	草地	水域	建筑用地	未利用地
2000 年	耕地	612.27	18.03	27.10	0.37	17.55	0.26
	林地	2.72	904.76	0.72	0.09	0.21	0.23
	草地	15.70	12.89	1072.85	0.45	0.89	0.57
	水域	0.05	0.07	0.10	7.29	0.00	0.00
	建筑用地	0.87	0.07	0.11	0.00	32.21	0.00
	未利用地	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07

景观指数能够高度浓缩景观格局信息,可反映其结构组合和空间配置方面的特征,是目前景观生态学研究广泛使用的基本指标^[26]。从表 5 可以看出:2000—2013 年,研究区景观 NP 和 PD 减少,CONTAG 增加,表明研究区不同景观类型的斑块经过物种迁移或其他生态过程逐渐融合,形成了较好的连接性。一般认为,耕地和建筑用地具有明显的边界,林地和草地等自然景观具有不规则的边界^[27],斑块的形状越

复杂,LSI 的值就越大。LSI 的值减小,结合表 4 可以得出,耕地转为林地草地后,林草地形成规则的边界,这也导致了 PAFRAC 呈缓慢减小的情况。LPI 减少,DIVISION 接近 1,CONTAG 处于中等水平,说明随着人类活动的强烈干扰,斑块形状逐渐变得规则化。SHDI 增加,COHESION 接近 100,即表明斑块与相邻斑块类型的空间连接度非常高,斑块间的连通度较好,景观趋于高连通方向发展。

表 5 流域景观指数年际变化特征

年份	NP/ 个	PD/ (个·hm ⁻²)	LPI/ %	LSI	PAFRAC	CONTAG/ %	COHESION/ %	DIVISION	SHDI
2000 年	1733	0.635	9.112	60.618	1.493	59.624	99.468	0.981	1.148
2005 年	1688	0.619	8.485	59.868	1.484	59.715	99.454	0.982	1.148
2010 年	1710	0.627	7.660	59.991	1.483	59.293	99.425	0.984	1.162
2013 年	1713	0.628	7.573	60.026	1.482	59.139	99.424	0.984	1.167

2.4 响应关系

2.4.1 土地利用/景观指数与水质的显著性 采用 Pearson 相关分析法进行土地利用面积比/景观指数与水质参数的相关性分析(表 6),结果显示,耕地面积比与 NO₃⁻-N 呈极显著正相关,而与 DO 呈现显著负相关。林地面积比与 BOD₅,COD_{Mn} 呈显著负相关,草地面积比仅与 SS 呈正相关。建筑用地面积比与 COD_{Mn}呈极显著负相关,与 BOD₅ 呈显著负相关。景观指数与水质存在良好的相关性,例如 COHESION 与 COD_{Mn},BOD₅ 呈显著正相关。LSI 与 DO 呈极显著负相关,与 NO₃⁻-N 呈显著正相关。SHDI 与 COD_{Mn} 呈显著负相关,LPI 与 BOD₅,COD_{Mn}呈显著正相关。PD 仅与 SS 呈显著负相关,CONTAG 与水质参数没有显著的相关性。

2.4.2 土地利用/景观格局与水质的冗余分析 本研究以 4 期 8 个水质指标的 208 个样本与土地利用面积比/景观指数进行 RDA 分析,结果显示:前两个排序轴

特征根为 0.668,0.157,土地利用面积比和景观指数前两个排序轴相关系数分别为 0.998,0.977。模型满足显著性条件,达到理想效果。同时得出土地利用面积比/景观指数对水质的解释量(表 7),其中耕地、林地对水质变化的解释量较高,分别为 65.8%,61.3%。建筑用地对水质变化的解释量为 53.8%,草地的解释量最低,仅为 14.5%。LPI,LSI 和 COHESION 对水质的影响都有较高的解释量,分别为 58.5%,59.6%,54.4%。SHDI 对水质影响的解释量为 41.0%,PD,CONTAG 对水质影响的解释量最低,仅为 37.2%和 33.9%。

RDA 排序图(图 1)可以看出,BOD₅、COD_{Mn} 与林地和建筑用地、SHDI 呈负相关,与草地和耕地、CONTAG 和 COHESION、LPI、LSI 呈正相关。NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 与林地和草地、建筑用地、SHDI 呈负相关,与耕地、PD、LSI、LPI、CONESION 呈正相关。在排序图中,BOD₅、COD_{Mn}、pH、DO、SS 的箭头较长,表明土地利用/景观指数对其影响程度较高。

表 6 土地利用类型和景观指数与水质的相关性

项目	pH	SS	BOD ₅	DO	EC	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	COD _{Mn}
PD	-0.110	-0.989*	+0.211	-0.922	-0.586	+0.319	+0.803	+0.245
LPI	+0.638	-0.345	+0.972*	-0.645	-0.675	+0.088	+0.809	+0.983*
LSI	+0.201	-0.909	+0.616	-0.994**	-0.745	+0.299	+0.983*	+0.639
CONTAG	+0.811	+0.168	+0.850	-0.202	-0.486	-0.214	+0.408	+0.904
COHESION	+0.638	-0.265	+0.983*	-0.569	-0.612	+0.095	+0.755	+0.977*
SHDI	-0.799	-0.030	-0.900	+0.335	+0.567	+0.157	-0.531	-0.953*
AGRI	+0.403	-0.780	+0.760	-0.954*	-0.815	+0.188	+0.991**	+0.807
FOREST	-0.578	+0.429	-0.969*	+0.704	+0.680	-0.153	-0.858	-0.966*
GRASS	+0.507	+0.775	+0.386	+0.523	+0.166	-0.269	-0.303	+0.362
URBAN	-0.715	+0.229	-0.959*	+0.559	+0.666	+0.010	-0.732	-0.993**

注:*表示 pearson 相关系数在 0.05 水平下显著;**表示 pearson 相关系数在 0.01 水平下显著;AGRI 为耕地,FOREST 为林地,GRASS 为草地,URBAN 为未利用地;LPI 为最大斑块指数,LSI 为景观形状指数,PD 为斑块密度,SHDI 为香农多样性指数,COHESION 为斑块结合度,CONTAG 为蔓延度指数,下同。

表 7 土地利用类型和景观指数对水质的解释量

指标	AGRI	FOREST	GRASS	URBAN	LPI	LSI	PD	SHDI	COHESION	CONTAG
解释量	0.658	0.613	0.145	0.538	0.585	0.596	0.372	0.410	0.544	0.339

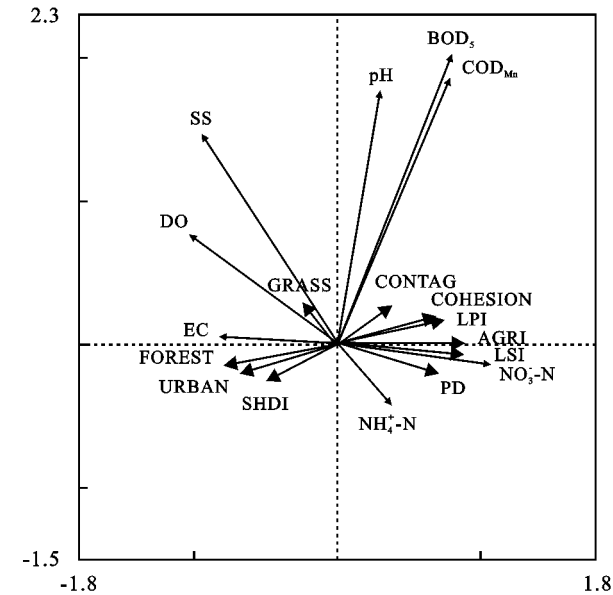


图 1 土地利用类型/景观指数与水质的 RDA 排序

3 讨论

3.1 土地利用与水质的关系

林地与 BOD₅, COD_{Mn} 呈显著负相关,与 NO₃⁻-N 呈负相关,与 DO 和 EC 呈正相关。这与 Sliva 等^[28]的研究结论是一致的,表明林地具有削减暴雨径流、减少水土流失、吸附污染物的作用,可以有效减少地表径流携带营养盐进入河流。

农业活动会增加土壤侵蚀的风险,同时无机肥、有机肥和农药会随降雨径流向河流输入大量营养盐,导致河流水质下降。本研究中耕地与 NO₃⁻-N 呈极显著正相关,与 COD_{Mn} 和 BOD₅ 呈正相关,与 DO 呈现显著负相关,与 SS 和 EC 呈负相关。与 Li 等^[29]的

研究一样,表明耕地强烈影响着河流水质。

Fedorko^[30]、Galbraith^[31]等的研究认为,建筑用地增加,房屋、道路等不透水面上的污染物会随着降雨径流进入河流,使水体中的营养盐浓度增加,导致水质下降。另外,城市的商业活动产生的污水排入河流也会造成水质下降。本研究实测数据显示,表明随着建筑用地面积的增加,流域水质并没有受到负面的影响,一方面因为研究区内建筑用地面积占流域面积较小,仅为 1.22%~1.86%,城市规模较小,建筑用地面积比不足以作为影响水质的关键因子;另一方面研究区域是国家南水北调工程重要的水源涵养区,在生产建设过程中严格遵守国家环保要求,所以对流域河流水质没有产生负面的影响。

3.2 景观指数与水质的关系

景观生态学重点关注空间格局,景观空间配置在确定生态过程如营养循环、水文过程和能量流动方面起着至关重要的作用^[32]。景观格局的大小、聚集程度以及多样性是影响河流水质的重要因素^[17]。SHDI 是反映景观类型的丰富程度指标,其值随着空间尺度的变化而有所波动,值高代表景观多样性比较丰富,异质性也较高。本研究中 SHDI 仅与 COD_{Mn} 呈显著负相关,且其对水质影响的解释量较低,因此不能作为预测水质变化的关键因子;LPI 值的变化可以改变干扰的强度和频率,反映人类活动的方向和强弱。LPI 与 BOD₅, COD_{Mn} 呈显著正相关,与 pH, NO₃⁻-N 呈正相关,对水质的影响解释量较高。因此 LPI 可以作为预测水质变化的判断因子;LSI 的变化能反映人类活动对景观格局的影响,一般来说,受人类活动影响

大的人为景观更加规则。表明随着景观形状指数的减小,景观格局受人类活动的影响较小,河流水质质量提升,COHESION,LSI与水质参数具有良好的相关性,同时RDA分析中对水质的影响有较高的解释量,这意味着景观的空间连接程度对流域河流水质是有影响的,我们可以利用COHESION和LSI的变化来预测区域河流水质的变化。

部分景观指数与水质的关联存在着很大的不确定性,例如PD仅与SS呈显著负相关,和水质的氮、有机物以及无机物都没有明显的相关性,难以得到PD与水质存在关联的合理解释;CONTAG与水质参数没有显著的相关性,PD和CONTAG对水质的影响有较低的解释量,因此这两个景观指数无法作为有效的水质预测因子。

4 结论

(1) 2000—2013年,耕地面积减少,林地、建筑用地面积不断增加,耕地是最不稳定的土地利用类型,大部分转为林地和草地。流域内景观多样性和聚集度逐渐增加,流域景观格局趋于规则化、高连通和高度聚集的方向发展。

(2) 耕地对水质的影响是强烈的,且其对水质具有负面影响,林地对水质具有显著的正效应。建筑用地对水质影响是复杂的,仅用面积比来判断其对水质的影响不足以说明问题。

(3) SHDI,LPI,LSI,COHESION与水质参数呈现出良好的相关性,对水质的影响具有较高的解释量,表明这些景观指数可以在景观尺度上预测未来水质的变化,PD和CONTAG与水质指标的相关性无法得到合理解释,不可以作为水质预测的关键因子。

参考文献:

- [1] 李秀彬. 全球环境变化研究的核心领域: 土地利用/土地覆被变化的国际研究动向[J]. 地理学报, 1996, 51(6): 553-558.
- [2] Basnyat P, Teeter L D, Flynn K M, et al. Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries[J]. Environmental Management, 1999, 23(4): 539-549.
- [3] 于兴修, 杨桂山. 典型流域土地利用/覆被变化及对水质的影响: 以太湖上游浙江西苕溪流域为例[J]. 长江流域资源与环境, 2003, 12(3): 211-217.
- [4] 岳隽, 王仰麟, 李正国, 等. 河流水质时空变化及其受土地利用影响的研究: 以深圳市主要河流为例[J]. 水科学进展, 2006, 17(3): 359-364.
- [5] 金洋, 李恒鹏, 李金莲. 太湖流域土地利用变化对非点源污染负荷量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26

- (4): 1214-1218.
- [6] 张殷俊, 陈爽, 相景昌. 河流近域土地利用格局与水质相关性分析: 以巢湖流域为例[J]. 长江流域资源与环境, 2011, 20(9): 1054-1061.
- [7] Yang X, Jin W. GIS-based spatial regression and prediction of water quality in river networks: a case study in Iowa[J]. Journal of Environmental Management, 2010, 91(10): 1943-1951.
- [8] 赵鹏, 夏北成, 秦建桥, 等. 流域景观格局与河流水质的多变量相关分析[J]. 生态学报, 2012, 32(8): 2331-2341.
- [9] 张大伟, 李杨帆, 孙翔, 等. 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[J]. 环境科学, 2010, 31(8): 1775-1783.
- [10] Lam Q D, Schmalz B, Fohrer N. Assessing the spatial and temporal variations of water quality in lowland areas, Northern Germany[J]. Journal of Hydrology, 2012, S438/439(4): 137-147.
- [11] 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.
- [12] Huang J, Li Q, Hong H. Notice of retraction primary study on response of water quality to land use pattern in a medium-sized watershed, southeast of China[C]// IEEE International Forum on Information Technology and Applications, 2009.
- [13] Sun R, Chen L, Chen W, et al. Effect of land-use patterns on total nitrogen concentration in the upstream regions of the Haihe River Basin, China[J]. Environmental Management, 2013, 51(1): 45-58.
- [14] Xi J Y, Ng C N. Spatial and temporal dynamics of urban sprawl along two urban-rural transects: A case study of Guangzhou, China[J]. Landscape & Urban Planning, 2007, 79(1): 96-109.
- [15] 金卫斌, 李百炼. 流域尺度的景观—水质模型研究进展[J]. 科技导报, 2008, 26(7): 72-77.
- [16] Morenomateos D, Mander U, Comín F A, et al. Relationships between landscape pattern, wetland characteristics, and water quality in agricultural catchments[J]. Journal of Environmental Quality, 2008, 37(6): 2170-2180.
- [17] Sangwoo L, Soonjin H, Saebom L, et al. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics[J]. Landscape & Urban Planning, 2009, 92(2): 80-89.
- [18] 黄金良, 李青生, 洪华生, 等. 九龙江流域土地利用/景观格局—水质的初步关联分析[J]. 环境科学, 2011, 32(1): 64-72.
- [19] 欧阳, 王晓燕. 景观对河流生态系统的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(23): 6624-6634.

- [20] 周婷, 彭少麟, 任文韬. 东江河岸带各区段景观格局对水体恢复的影响[J]. 中山大学学报: 自然科学版, 2009, 48(4): 78-83.
- [21] Griffith J A, Martinko E A, Whistler J L, et al. Preliminary comparison of landscape pattern-normalized difference vegetation index (NDVI) relationships to Central Plains stream conditions[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(3): 846-859.
- [22] 彭建, 王仰麟, 张源, 等. 土地利用分类对景观格局指数的影响[J]. 地理学报, 2006, 61(2): 157-168.
- [23] 陈晓宏, 王兆礼. 东江流域土地利用变化对水资源的影响[J]. 北京师范大学学报: 自然科学版, 2010, 46(3): 311-316.
- [24] Braak C J F T, Šmilauer P. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows (version 4.5) [M]. New York: Centre for Biometry Wageningen, 2002.
- [25] 董旭辉, 羊向东, 刘恩峰, 等. 冗余分析(RDA)在简化湖泊沉积指标体系中的应用: 以太白湖为例[J]. 地理研究, 2007, 26(3): 477-484.
- [26] 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.
- [27] Moser D, Zechmeister H G, Plutzer C, et al. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes[J]. *Landscape Ecology*, 2002, 17(7): 657-669.
- [28] Sliva L, Williams D D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality[J]. *Water Research*, 2001, 35(14): 3462-3472.
- [29] Li S, Gu S, Liu W, et al. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China[J]. *Catena*, 2008, 75(2): 216-222.
- [30] Fedorko E J, Jr P R, Aldrich S P, et al. Spatial distribution of land type in regression models of pollutant loading[J]. *Biol Bull*, 2004, 5(20): 173.
- [31] Galbraith L M, Burns C W. Linking land-use, water body type and water quality in Southern New Zealand [J]. *Landscape Ecology*, 2007, 22(2): 231-241.
- [32] Wu J. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop[J]. *Landscape Ecology*, 2013, 28(1): 1-11.

~~~~~

(上接第 382 页)

- [17] Njoku E G, Ashcroft P, Chan T K, et al. Global survey and statistics of radio-frequency interference in AMSR-E land observations[J]. *IEEE Transactions on Geoscience & Remote Sensing*, 2005, 43(5): 938-947.
- [18] Kidd C. Radio frequency interference at passive microwave earth observation frequencies[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, 27(18): 3853-3865.
- [19] Shi J, Jackson T, Tao J, et al. Microwave vegetation indexes derived from satellite microwave radiometers [C] // *International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 2007. Barcelona, Spain; IEEE, 2008.
- [20] Shi J, Jackson T, Tao J, et al. Microwave vegetation indices for short vegetation covers from satellite passive microwave sensor AMSR-E[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2008, 112(12): 4285-4300.
- [21] 陈思宇, 于惠, 冯琦胜, 等. 基于 AMSR-E 数据的微波植被指数与 MODIS 植被指数关系研究[J]. 草业科学, 2012, 29(3): 377-383.
- [22] 于惠, 冯琦胜, 陈思宇, 等. 基于微波植被指数的甘南草地生物量动态监测[J]. 兰州大学学报: 自然科学版, 2011, 47(4): 69-74.
- [23] 李爽, 宋小宁, 冷佩. 被动微波遥感植被指数在中国的应用研究[J]. 干旱区资源与环境, 2014, 28(8): 44-49.
- [24] Price J C. Using spatial context in satellite data to infer regional scale evapotranspiration[J]. *IEEE Transactions on Geoscience & Remote Sensing*, 1990, 28(5): 940-948.
- [25] 王永前, 施建成, 刘志红, 等. 微波植被指数在干旱监测中的应用[J]. 遥感学报, 2014, 18(4): 843-867.
- [26] Gillies R R, Kustas W P, Humes K S. A verification of the "triangle" method for obtaining surface soil water content and energy fluxes from remote measurements of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and surface[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 1997, 18(15): 3145-3166.
- [27] Carlson T. An overview of the "triangle method" for estimating surface evapotranspiration and soil moisture from satellite imagery[J]. *Sensors*, 2007, 7(8): 1612-1629.
- [28] Sandholt I, Rasmussen K, Andersen J. A simple interpretation of the surface temperature/vegetation index space for assessment of surface moisture status[J]. *Remote Sensing of environment*, 2002, 79(2/3): 213-224.