

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2022.05.024

淮河流域水质时空分布及土地利用区域影响

翟晓燕¹, 张永勇²

(1. 中国水利水电科学研究院水利部防洪抗旱减灾工程技术研究中心, 北京 100038;
2. 中国科学院地理科学与资源研究所陆地水循环及地表过程重点实验室, 北京 100101)

摘要:采用淮河流域22个水质断面2008—2018年周监测数据,将趋势检测、空间自相关性识别、聚类、回归分析等统计分析技术相结合,检测了pH值和DO、COD_{Mn}、NH₃-N质量浓度等4个水质指标的时空变化特征,辨识了典型水质类型及其与不同时空尺度土地利用类型的关系。结果表明:淮河流域水环境整体状况有所改善,各断面水质指标周尺度显著性变化趋势主要集中在非汛期(10月至次年5月),分别有23%、9%、41%和55%的断面pH值显著减小、DO质量浓度显著增加、COD_{Mn}和NH₃-N质量浓度显著减小,淮河水系水质指标变化坡度大于沂沭泗水系;3个低pH值聚集中心主要分布在淮河干流上游和洪汝河下游,3个低DO质量浓度聚集中心和2个高COD_{Mn}和NH₃-N质量浓度聚集中心主要分布在沙颍河和涡河。22个断面可划分为3种典型水质类型:类型1为弱碱性、低COD_{Mn}和NH₃-N质量浓度断面,分布在淮河上游和淮河干流;类型2为偏碱性、低DO质量浓度、高COD_{Mn}和NH₃-N质量浓度断面,分布在沙颍河;类型3为偏碱性、高DO质量浓度、低COD_{Mn}和NH₃-N质量浓度断面,分布在淮河中游和沂沭泗水系。类型1水质指标主要与2013—2018年水田和旱地等显著相关,其中水田对pH值影响较大,旱地对其余指标影响较大;类型3的DO和NH₃-N质量浓度与各时期不同缓冲区内城镇用地均显著相关,COD_{Mn}质量浓度与2013—2018年其他林地显著相关。

关键词:水质类型;水环境;土地利用;时空变异;淮河流域

中图分类号:X522 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2022)05-0181-09

Spatio-temporal variations of water quality indices and regional influences of land use types in the Huai River Basin//ZHAIXiaoYan¹, ZHANG YongYong² (1. Research Center on Flood and Drought Disaster Reduction of the Ministry of Water Resources, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China; 2. Key Laboratory of Water Cycle and Related Land Surface Processes, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: Based on the weekly monitoring data of water quality indices, including the pH value and DO, COD_{Mn}, and NH₃-N mass concentrations at 22 river sections in the Huai River Basin from 2008 to 2018, spatio-temporal variations of four water quality indices were analyzed, and typical water quality types and their relationships with land use types were identified at different temporal and spatial scales using trend detection, spatial autocorrelation identification, and cluster and regression analyses. The results show that the overall situation of water environment in the Huai River Basin has been improved, and significant change trends of water quality indices at different river sections on weekly scale mainly occurred in the non-flood season (from October to May of the following year), with the pH value and COD_{Mn} and NH₃-N mass concentrations decreasing significantly at 23%, 41%, and 55% river sections, respectively, and the DO mass concentration increasing significantly at 9% river sections, and the trend slopes of water quality indices in the Huai River were greater than those in the Yishusi River; three low pH value cluster centers were located in the upstream of the Huai River mainstream and downstream of the Hongru River, and three low DO mass concentration cluster centers and two high COD_{Mn} and NH₃-N mass concentration cluster centers were located in the Shaying River and Guo River. Moreover, three

基金项目:国家自然科学基金(41807171, 42071041)

作者简介:翟晓燕(1989—),女,高级工程师,博士,主要从事水文水资源研究。E-mail:zhaixy@iwhr.com

通信作者:张永勇(1981—),男,研究员,博士,主要从事环境水文学研究。E-mail:zhangyy003@igsnrr.ac.cn

water quality types were identified from 22 river sections: type 1 was characterized with alkalescence and low COD_{Mn} and $\text{NH}_3\text{-N}$ mass concentration concentrations, and mainly distributed in the upstream of the Huai River and Huai River mainstream; type 2 was characterized with meta-alkalescence, low DO mass concentration, and high COD_{Mn} and $\text{NH}_3\text{-N}$ mass concentrations, and mainly distributed in the Shaying River; type 3 was characterized with meta-alkalescence, high DO mass concentration, and low COD_{Mn} and $\text{NH}_3\text{-N}$ mass concentrations, and mainly distributed in the middle stream of the Huai River and Yishusi River. The water quality indices of type 1 were significantly correlated with paddy field and dry land from 2013 to 2018, thereinto, paddy field had a greater impact on pH value, and dry land had a greater impact on other indices; DO and $\text{NH}_3\text{-N}$ mass concentrations of type 3 were significantly correlated with urban blocks in different buffer regions and periods, and COD_{Mn} mass concentration was significantly correlated with other forests from 2013 to 2018.

Key words: water quality types; water environment; land use; spatio-temporal variations; the Huai River Basin

流域水质恶化已成为流域管理中的突出水问题之一,可导致水体功能、生态和环境系统遭受灾害性影响,直接损害居民公共健康和经济财产,严重威胁了水安全^[14]。2018 年我国约 34% 的水功能区水质不达标^[5],其中淮河流域约 39% 的河段水质劣于Ⅲ类水,省界断面达标测次比例约为 52%^[6]。据统计,每年因水污染导致的经济损失高达 2 400 亿元^[7-8]。2011 年我国政府提出了水资源管理的“三条红线”和“三项制度”,2015 年颁布实施了《水污染防治行动条例》,主要江河湖泊水功能区的水质状况得到明显改善。然而,水污染仍然是淮河流域重要的水问题之一^[9-11]。开展流域水质指标时空变化诊断与影响因素分析,可为探索流域水质演变规律和成因提供依据,也对流域水污染治理具有重要的现实意义。

受工业市政废水排放、城镇生活污水、营养物流失、土地利用变化、闸坝修筑及调控等多重因子影响,流域水质分布呈现显著的时空异质性^[12-16]。统计分析是一种简便有效的信息挖掘技术,可根据大量监测站长序列实测数据挖掘潜在的流域水质问题及其成因。其中,趋势检测技术,如 Mann-Kendall 趋势检验,Sen 趋势度分析法,Spearman's Rho 检验等,已被广泛用于水情变化和水污染等问题,尤其是非参数检验方法,因其对于数据结构的要求较少,具有更好的适用性^[17-20]。已有研究多未考虑水质指标的空间相关性,而是去除空间临近、可能存在自相关性的站点,人为减少了流域样本数量,影响了流域水质指标时空特征分析的准确性^[21]。此外,聚类分析方法可将大量断面/站点尺度多个水质指标的变化识别为具有相似特征的典型水质类型,从流域尺度综合刻画水污染状况,已逐渐用于辨识水污染关键要素及其主要影响因子^[22-23]。Cao 等^[24]结合欧式距离和动态时间规整距离,通过动态 k 均值聚类将养殖水塘中溶解氧(DO)序列分为 2 类,DO 预测结果的均方根误差相比于未聚类序列减小了 7.6%;任婷玉等^[25]采用自组织映射神经网络,将 63 个湖

泊 2006—2016 年的 9 种水质指标分为 3 类,分别有 6、27 和 30 个湖泊污染程度较严重、中等和较轻。

本文利用淮河流域 2008—2018 年 22 个水质断面周监测数据,综合采用 seasonal Mann-Kendall (SMK) 趋势检验、莫兰指数、动态 k 均值聚类、回归分析等多种统计分析技术,检测关键水质指标的时空变化特征,辨识典型水质类型及其与不同时空尺度土地利用类型的关系,明晰淮河流域水污染关键要素,以期为淮河流域水质演变特征分析和水污染防治提供科学依据。

1 研究区概况与数据来源

淮河流域(111°55'E ~ 121°25'E, 30°55'N ~ 36°36'N)是我国水污染最严重的地区之一。淮河干流发源于河南省桐柏县主峰太白顶西北侧,流经湖北、河南、安徽、山东和江苏 5 省,自西向东汇入长江。研究区地处我国南北气候过渡带,年平均气温为 11 ~ 16℃,多年平均降水量为 883 mm,多年平均径流深为 230 mm。流域总面积约 27 万 km^2 ,以废黄河为界,分为淮河水系(71%)和沂沭泗水系(29%),多年平均降水量分别为 910 mm 和 836 mm,多年平均径流深分别为 237 mm 和 215 mm。受点源排污和农业非点源等影响,流域内水环境状况不容乐观,主要受污染影响的水质指标包括高锰酸盐指数(COD_{Mn})和氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)、DO 质量浓度等。

收集研究区 22 个水质断面(图 1)2008—2018 年周监测数据,其中淮河水系 18 个断面,沂沭泗水系 4 个断面(徐州李集桥、枣庄台儿庄大桥、邳州邳苍艾山西大桥、临沂涝沟桥),选取 pH 值和 DO、 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度作为主要水质指标进行分析,数据来源于中国环境监测总站(<http://www.cnemc.cn/>)。收集研究区 2010 年和 2015 年土地利用类型数据,主要的土地利用类型均为旱地(55.85% 和 55.24%)、水田(17.89% 和 17.58%)和农村居民点(8.66% 和 8.72%),数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据

中心 (<https://www.resdc.cn/>)。基于 ArcGIS 9.3 提取各水质监测断面 5 种尺度圆形缓冲带 (半径分别为 0.5 km、1 km、2 km、5 km、10 km) 内主要的土地利用类型面积占比,用于分析水质类型与 2008—2012 年和 2013—2018 年土地利用类型的关系。

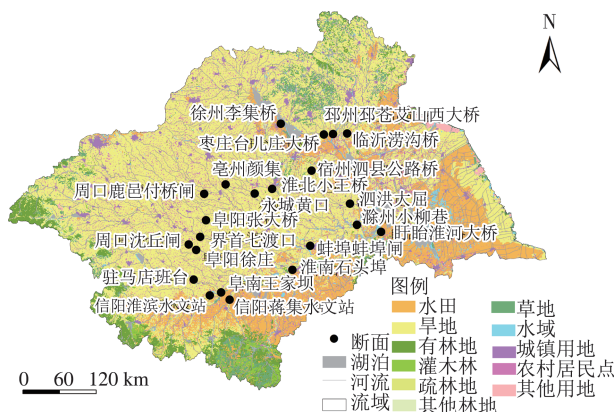


图 1 研究区水质监测断面和 2015 年土地利用分布
Fig.1 Distributions of water quality monitoring sections and land use types in 2015 in study area

2 研究方法

2.1 趋势分析

采用 SMK 检测各水质指标的周尺度和年尺度变化趋势,适于水质指标序列存在潜在的季节性、相关性和缺失值等问题^[9,26]。设 $X = \{X_i | i = 1, 2, \dots, n\}$ 为 n 年实测水质指标序列, $X_i = \{x_{ij} | j = 1, 2, \dots, m\}$ 为子样本 m 周水质指标序列 (本文中 m 取值为 52)。假设实测水质指标为服从相同分布的随机变量,且不随时间单调变化。检验的统计值 S 由式(1)计算,若序列中存在缺失值, $\text{sgn}(x_{ig} - x_{ih}) = 0$ 。

$$S = \sum_{i=1}^n \sum_{g=h+1}^m \sum_{h=1}^{m-1} \text{sgn}(x_{ig} - x_{ih}) \quad (1)$$

标准化后的统计值 Z 服从渐进的标准正态分布,显著性水平 $p = 0.05$,相应的临界值为 1.96,若 $|Z| > 1.96$,拒绝原假设,认为在该显著性水平下变化趋势是显著的。进一步采用 seasonal Kendall 坡度值 B 估计水质序列变化趋势的幅度,该指标不易受极值的影响^[27]。

$$B = \text{median}\left(\frac{x_{ig} - x_{ih}}{g - h}\right) \quad (2)$$

2.2 空间自相关性分析

采用全局莫兰指数 I 诊断各水质指标序列的总体空间分布结构,采用局部莫兰指数 I_i 识别断面 i 各水质指标序列的空间分布模式^[28], I 和 I_i 取值范围均为 $[-1, 1]$,计算公式如下:

$$I = \frac{N}{\sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N w_{ij}} \frac{\sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2} \quad (3)$$

$$I_i = \frac{N}{\sum_{j=1}^N w_{ij}} \frac{\sum_{j=1}^N w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2} \quad (4)$$

式中: x_i 、 x_j 分别为断面 i 和断面 j 的水质指标; $\bar{x}$ 为指标均值; N 为断面数; w_{ij} 为断面 i 和 j 处水质指标间的空间权重。 $|I|$ 值越大说明水质指标序列的空间自相关性越强,正值和负值分别表示断面水质指标存在正相关性和负相关性, I 为 0 表示断面水质指标在空间上呈随机分布。对 I 进行显著性检验,检验选取的显著性水平 $p = 0.05$ 。

水质空间分布模式包括“高-高”“低-低”“高-低”“低-高”,分别表示断面为显著的高聚集中心且周边指标值较高、断面为显著的低聚集中心且周边水质指标值较低、断面为显著的高聚集中心但周边指标值较低、断面为显著的低聚集中心但周边指标值较高。

2.3 聚类及回归分析

采用主成分分析法和动态 k 均值聚类法辨识典型水质类型。各水质断面的不同水质指标间可能存在相关性,采用主成分分析法将各水质指标降维转换为独立的综合指标,按主成分累积方差贡献率不低于 85% 的准则确定主成分和样本矩阵^[22,29]。以聚类组内水质指标的离差平方和最小为目标函数 (式(5)),采用动态 k 均值聚类法将样本矩阵分为 k 个互斥的水质类型,通过迭代计算使得最终聚类分组不再变化,即各聚类组内的水质指标特征较为接近,聚类组间的水质指标特征差异较大。

$$J = \min \sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^{c_j} \|x'_i - c_j\|^2 \quad (5)$$

式中: J 为目标函数; x'_i 为第 i 个综合指标; c_j 为第 j 个聚类中心; C_j 为第 j 个聚类组的综合指标数; k 为聚类组数; $\|\cdot\|$ 为欧式距离。

采用轮廓系数 s 度量聚类有效性^[30],有效聚类应具有较大的聚类组间分离度和较强的聚类组内凝聚度。 s 取值范围为 $[-1, 1]$,值越大说明聚类效果越好、聚类越合理, s 为 0 时说明水质指标处于两个聚类组的分界线上。平均轮廓系数 $\bar{s}$ 为所有聚类组轮廓系数的平均值,其最大值对应的 k 值即为最优聚类组数。 $\bar{s}$ 的计算公式为

$$\bar{s} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N s_i \quad (6)$$

其中

$$s_i = \frac{b_i - a_i}{\max(a_i, b_i)}$$

式中: s_i 为断面*i*水质指标的轮廓系数; b_i 为断面*i*的水质指标与其最邻近聚类组断面水质指标的平均欧式距离,表征聚类组间分离度; a_i 为断面*i*的水质指标与其所在聚类组内其他断面水质指标的平均欧式距离,表征聚类组内凝聚度。

采用线性回归模型探索各水质类型与不同尺度土地利用类型的相关性,其中不同尺度土地利用类型用各水质断面5种尺度圆形缓冲带内主要的土地利用类型面积占比表示,并对 Pearson 相关系数 r 进行显著性检验,检验选取的显著性水平 $p=0.05$ 。

3 结果与讨论

3.1 水质指标时空变化趋势

3.1.1 时间变化趋势

淮河流域 2008—2018 年 22 个水质断面的年变化趋势如图 2 所示。5 个断面的 pH 值呈显著减少趋势($-0.03 \sim -0.10 \text{ a}^{-1}$);2 个断面的 DO 质量浓度呈显著减少趋势($-0.14 \sim -0.12 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$),2

个断面呈显著增加趋势($0.35 \sim 0.62 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$);9 个断面的 COD_{Mn} 质量浓度呈显著减少趋势($-1.37 \sim -0.17 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$),2 个断面呈显著增加趋势($0.20 \sim 0.23 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$);12 个断面的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度呈显著减少趋势($-0.61 \sim -0.01 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$),驻马店班台呈显著增加趋势($0.04 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$)。

各断面周尺度显著性变化趋势主要集中在非汛期(10 月至次年 5 月,即第 41 周至次年第 22 周),部分断面水质指标周尺度变化坡度如图 3 所示(图中“周序数”表示一年 52 周中的序数)。淮河流域 pH 值基本在 6~9 之间,且呈减少趋势(水体酸化),其余 3 个水质指标整体呈轻微改善趋势;淮河水系各水质指标周尺度变化坡度略大于沂沭泗水系, COD_{Mn} 质量浓度的变化坡度绝对值最大, $\text{NH}_3\text{-N}$ 、DO 质量浓度和 pH 值次之。淮河水系 pH 值和 DO 质量浓度的最大变幅分别为 -0.25 a^{-1} 和 $-1.51 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$,均出现在永城黄口(第 39 周和第 41 周), COD_{Mn} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度的最大变幅分别为 $-2.81 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$ 和 $-2.43 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$,均出

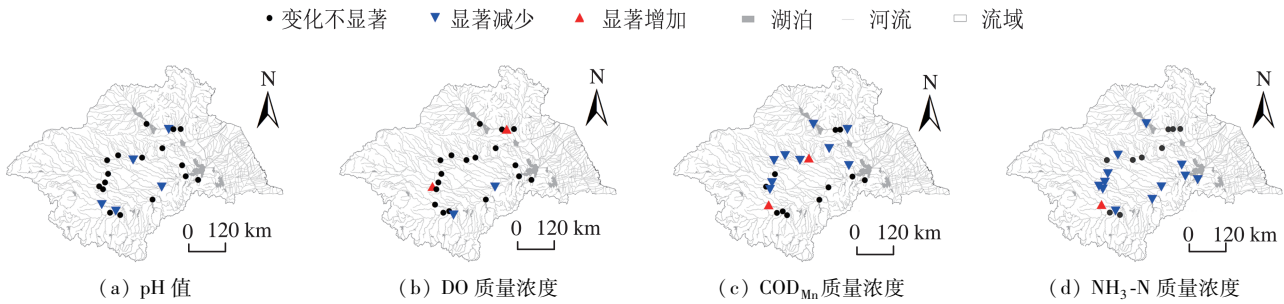


图 2 水质断面 pH 值和 DO、 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度变化趋势

Fig.2 Trends of pH value and DO, COD_{Mn} , and $\text{NH}_3\text{-N}$ mass concentrations at water quality sections

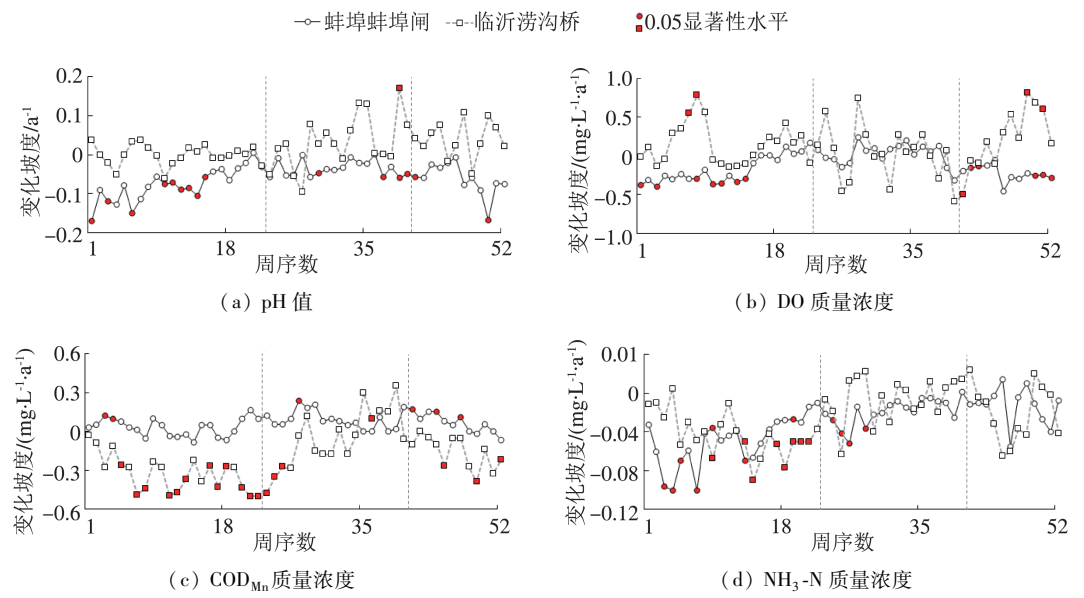


图 3 部分断面水质指标周尺度变化坡度

Fig.3 Weekly trend slopes of water quality indices at partial water quality sections

现在亳州颜集(第12周和第21周);沂沭泗水系 pH 值和 DO、COD_{Mn}、NH₃-N 质量浓度的最大变幅分别为 -0.26 a⁻¹、1.03 mg/(L·a)、-0.50 mg/(L·a)、-0.31 mg/(L·a),分别出现在枣庄台儿庄大桥(第1周)、邳州邳苍艾山西大桥(第10周)、临沂涝沟桥(第21周)、徐州李集桥(第28周)。

3.1.2 空间分布模式诊断

2008—2018 年淮河流域 pH 值和 DO、COD_{Mn}、NH₃-N 质量浓度的全局莫兰指数分别为 0.38、0.45、0.34 和 0.29,均达到 0.05 的显著性水平。4 个指标在淮河流域各断面间均呈现显著的空间正相关性,即邻近断面间的水质指标总体呈现相同的变化趋势。各断面水质指标的局部空间自相关性诊断结果如图 4 所示。信阳淮滨水文站、阜南王家坝和驻马店班台为 3 个低 pH 值聚集中心(*p* 分别为 0.00、0.02、0.00),主要分布在淮河干流上游和洪汝河下游;阜阳张大桥、周口鹿邑付桥闸和亳州颜集为 3 个低 DO 质量浓度聚集中心(*p* 分别为 0.00、0.00、0.01),主要分布在沙颍河和涡河;阜阳张大桥和亳州颜集为两个高 COD_{Mn} (*p* 分别为 0.01 和 0.00)和 NH₃-N(*p* 均为 0.00)质量浓度聚集中心,主要分布在沙颍河和涡河。

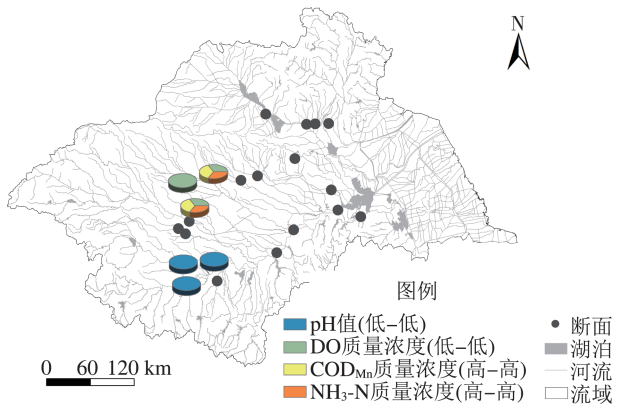


图 4 水质指标空间分布模式
Fig.4 Spatial distribution patterns of water quality indices

受近年来点源污染治理、水量水质联合调度等影响,全流域水质指标空间分布受外部干扰的程度有所减弱,空间异质性降低,尤其是 DO 质量浓度由随机分布(1994—2005 年)逐渐变为空间正相关模式,淮河流域水污染问题的局部性缓解主要受区域人类活动和自然因素的影响^[9,21]。沙颍河和涡河是受人类活动影响(如点源排污、闸坝调控等)最为剧烈的两条支流,易于形成水污染聚集中心^[9],与本文研究结果一致。淮河干流上游和洪汝河下游地区土地利用以水田为主,受氮、磷肥等营养物流失影响,水体逐渐酸化,逐渐形成低 pH 值聚集中心^[31]。

3.2 典型水质类型特征辨识

淮河流域 DO 质量浓度与 COD_{Mn}、NH₃-N 质量浓度间存在显著的负相关关系(Pearson 相关系数 $r \leq -0.50$),COD_{Mn} 质量浓度与 NH₃-N 质量浓度间存在显著的正相关关系($r = 0.82$),如表 1 所示。

表 1 水质指标间 Pearson 相关系数
Table 1 Pearson correlation coefficients of water quality indices

指标	Pearson 相关系数			
	pH 值	$\rho(\text{DO})$	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})$
pH 值	1.00	0.03	0.35	0.18
$\rho(\text{DO})$	0.03	1.00	-0.53 *	-0.75 *
$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$	0.35	-0.53 *	1.00	0.82 *
$\rho(\text{NH}_3\text{-N})$	0.18	-0.75 *	0.82 *	1.00

注: * 表示相关系数达到 0.05 的显著性水平。下同。

通过主成分分析,将 4 类水质指标降维为 2 个独立的主成分,累积方差贡献率为 88.22%,且特征值大于 1。第一主成分可解释 61.76% 的水质指标变化,在 NH₃-N、COD_{Mn} 和 DO 质量浓度上有较大载荷,载荷值分别为 0.954、0.901 和 -0.807;第二主成分可解释 26.46% 的水质指标变化,在 pH 值上有较大载荷,载荷值为 0.919。采用动态 *k* 均值聚类法对 22 个断面的主成分因子进行聚类,如表 2 所示。当 *k* = 3 时,平均轮廓系数最大($\bar{s} = 0.56$),且各组别的平均轮廓系数均不小于 0.49,聚类组内凝聚度高、聚类组间分离度高。因此,本研究确定的水质

表 2 水质指标聚类评估结果
Table 2 Evaluation results of cluster performance of water quality indices

<i>k</i>	断面数	<i>s</i>	$\bar{s}$
2	5	0.60	0.10
	17	-0.05	
3	10	0.60	0.56
	2	0.72	
	10	0.49	
	10	-0.06	
4	2	0.31	0.11
	4	0.25	
	6	0.22	
	10	-0.36	
5	1	1.00	-0.14
	4	-0.07	
	6	-0.21	
	1	1.00	
6	6	-0.32	-0.04
	1	1.00	
	4	0.12	
	6	-0.08	
	1	1.00	
	4	-0.24	

类型为3种,淮河流域以第1种和第3种水质类型为主,断面数量占比均为45.45%。

各类型水质指标分布如图5和图6所示。类型1的pH值和DO、COD_{Mn}、NH₃-N质量浓度平均值分别为7.69、7.60 mg/L、4.43 mg/L和0.70 mg/L,主要特征为弱碱性(pH值略大于7)、COD_{Mn}和NH₃-N质量浓度均偏低、DO质量浓度介于类型2和3之间;类型2的各水质指标平均值分别为8.07、4.84 mg/L、10.63 mg/L和5.00 mg/L,主要特征为偏碱性(相比于类型1,pH值平均偏高4.97%)、DO质量浓度偏低、COD_{Mn}和NH₃-N质量浓度偏高;类型3的各水质指标平均值分别为8.10 mg/L、8.49 mg/L、5.77 mg/L和0.58 mg/L,主要特征为偏碱性(相比于类型1,pH值平均偏高5.33%)、DO质量浓度偏高、COD_{Mn}和NH₃-N质量浓度均偏低。

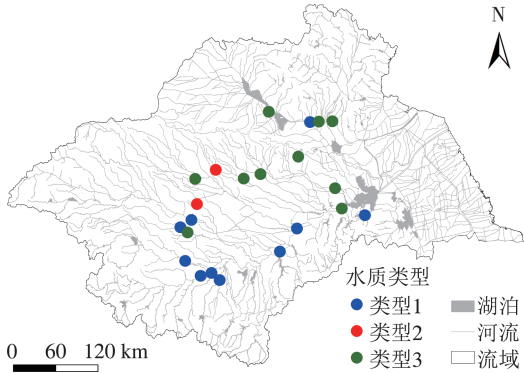


图5 不同水质类型空间分布

Fig. 5 Spatial distributions of various water quality types

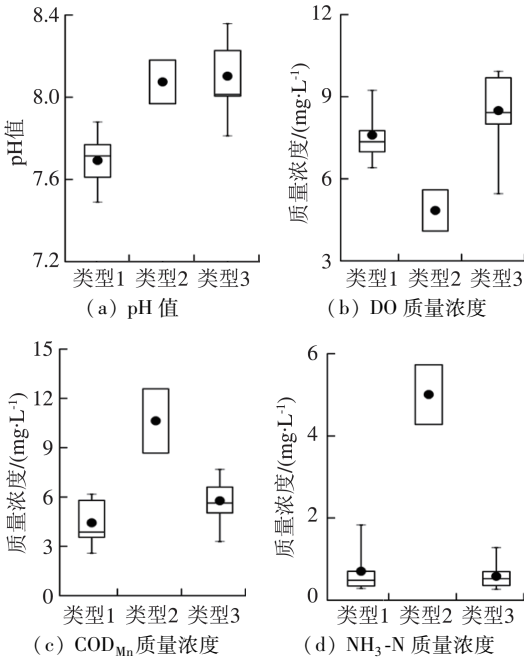


图6 不同类型水质指标分布

Fig. 6 Distributions of water quality indices for various types

各水质类型的水质指标分布存在显著差异,反映不同水质类型的变化特征。

类型1各断面的DO质量浓度在Ⅰ、Ⅱ类水标准限值内(占比均为50%),COD_{Mn}和NH₃-N质量浓度主要在Ⅱ、Ⅲ类水标准限值内(占比均为30%~50%),类型1主要分布在淮河上游和淮河干流;类型2各断面的DO质量浓度在Ⅲ、Ⅳ类水标准限值内(占比均为50%),COD_{Mn}质量浓度在Ⅳ、Ⅴ类水标准限值内(占比均为50%),NH₃-N质量浓度均在劣Ⅴ类水标准限值内,类型2主要分布在沙颍河;类型3各断面的DO质量浓度主要在Ⅰ类水标准限值内(占比为80%),COD_{Mn}质量浓度主要在Ⅲ、Ⅳ类水标准限值内(占比均为40%~50%),NH₃-N质量浓度主要在Ⅱ、Ⅲ类水标准限值内(占比均为40%~50%),类型3主要分布在淮河中游和沂沭泗水系。

3.3 土地利用对不同类型水质时空变化影响分析

类型2仅有2个水质断面,未进行土地利用影响分析。类型1各断面水质指标(表3)中,pH值与2013—2018年不同尺度缓冲区内水田存在显著正相关关系($r \geq 0.66$, $p < 0.05$),与部分缓冲区内旱地存在显著负相关关系($r \leq -0.64$, $p < 0.05$);DO质量浓度与2008—2012年10 km缓冲区内其他林地存在显著正相关关系($r = 0.72$, $p < 0.05$);COD_{Mn}质量浓度与5~10 km缓冲区内旱地存在显著正相关关系($r > 0.65$, $p < 0.05$);NH₃-N质量浓度与2013—2018年5~10 km缓冲区内旱地存在显著正相关关系($r > 0.65$, $p < 0.05$)。

类型3各断面水质指标(表4)中,除2013—2018年10 km缓冲区外,DO质量浓度与各时期城镇用地存在显著负相关关系($r < -0.80$, $p < 0.05$);COD_{Mn}质量浓度与2013—2018年其他林地存在显著负相关关系($r < -0.75$, $p < 0.05$);除10 km缓冲区外,NH₃-N质量浓度与各时期城镇用地存在显著正相关关系($r \geq 0.79$, $p < 0.05$);pH值与各时期土地利用均无显著相关性。

类型1和类型3的水质指标与不同时空尺度土地利用类型关系密切。类型1水质状况主要受农田影响,尤其是旱地施肥造成的农业面源污染已成为淮河上游和淮河干流地区主要污染源之一,与已有研究结果^[14]基本一致。此外,水田和旱地对水体酸碱度的影响与其施肥品种有关,氮肥等酸性肥料中的游离酸可造成土壤和水体酸化,而有机肥可增加土壤有机质和养分,缓冲酸化^[31-32]。类型3水质状况主要受城镇用地影响,随着城镇发展水平逐渐提高,入河污染物负荷大幅增加,加剧了水污染的恶化

表 3 类型 1 水质指标与土地利用类型 Pearson 相关系数

Table 3 Pearson correlation coefficients between water quality indices of type 1 and land use types

指标	土地利用类型	时间	不同缓冲区 Pearson 相关系数				
			0.5 km	1 km	2 km	5 km	10 km
pH 值	水田	2008—2012 年	0.11	0.13	0.07	-0.07	-0.13
		2013—2018 年	0.80 *	0.81 *	0.71 *	0.69 *	0.66 *
	旱地	2008—2012 年	-0.24	-0.24	-0.19	0.06	0.05
		2013—2018 年	-0.49	-0.69 *	-0.73 *	-0.58	-0.64 *
$\rho(\text{DO})$	其他林地	2008—2012 年	0.00	0.00	0.10	0.23	0.72 *
		2013—2018 年	0.00	0.00	-0.17	0.02	0.59
$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$	旱地	2008—2012 年	-0.19	0.11	0.33	0.67 *	0.73 *
		2013—2018 年	0.03	0.37	0.51	0.74 *	0.78 *
$\rho(\text{NH}_3\text{-N})$	旱地	2008—2012 年	-0.39	-0.09	0.21	0.61	0.61
		2013—2018 年	-0.29	0.03	0.27	0.69 *	0.75 *

表 4 类型 3 水质指标与土地利用类型 Pearson 相关系数

Table 4 Pearson correlation coefficients between water quality indices of type 3 and land use types

指标	土地利用类型	时间	不同缓冲区 Pearson 相关系数				
			0.5 km	1 km	2 km	5 km	10 km
$\rho(\text{DO})$	城镇用地	2008—2012 年	-0.83 *	-0.85 *	-0.86 *	-0.87 *	-0.81 *
		2013—2018 年	-0.81 *	-0.83 *	-0.83 *	-0.84 *	-0.63
$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$	其他林地	2008—2012 年	0.05	0.05	0.05	0.05	0.07
		2013—2018 年	-0.82 *	-0.82 *	-0.82 *	-0.82 *	-0.77 *
$\rho(\text{NH}_3\text{-N})$	城镇用地	2008—2012 年	0.83 *	0.82 *	0.80 *	0.79 *	0.49
		2013—2018 年	0.92 *	0.91 *	0.89 *	0.90 *	0.57

态势,成为淮河中游和沂沭泗水系地区 DO 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染主要来源之一。

4 结 论

a. 淮河流域各断面水质指标周尺度显著性变化趋势主要集中在非汛期(第 41 周至次年第 22 周),分别有 23%、9%、41% 和 55% 断面的 pH 值显著减少、DO 质量浓度显著增加、 COD_{Mn} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度显著减少,淮河水系水质指标变化坡度大于沂沭泗水系。

b. 淮河流域各断面间水质指标均呈现显著的空间正相关性,3 个低 pH 值聚集中心主要分布在淮河干流上游和洪汝河下游,3 个低 DO 质量浓度聚集中心和 2 个高 COD_{Mn} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度聚集中心主要分布在沙颍河和涡河。

c. 淮河流域共划分 3 种典型水质类型。类型 1 为弱碱性、低 COD_{Mn} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度断面,分布在淮河上游和淮河干流;类型 2 为偏碱性、低 DO 质量浓度、高 COD_{Mn} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度断面,分布在沙颍河;类型 3 为偏碱性、高 DO 质量浓度、低 COD_{Mn} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度断面,分布在淮河中游和沂沭泗水系。

d. 类型 1 水质指标主要与 2013—2018 年水田和旱地等显著相关,其中水田对 pH 值影响较大,旱地对其余指标影响较大;类型 3 的 DO 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质

量浓度与各时期不同缓冲城镇用地显著相关, COD_{Mn} 质量浓度与 2013—2018 年其他林地显著相关。

参考文献:

- [1] LIU J G, YANG W. Water sustainability for China and beyond[J]. Science, 2012, 337(6095): 649-650.
- [2] HAN D M, CURRELL M J, CAO G L. Deep challenges for China's war on water pollution [J]. Environmental Pollution, 2016, 218: 1222-1233.
- [3] LI A, YUAN Q, STROKAL M, et al. Equality in river pollution control in China [J]. Science of the Total Environment, 2021, 777: 146105.
- [4] GOMES-SILVA G, CYUBAHIRO E, WRONSKI T, et al. Water pollution affects fish community structure and alters evolutionary trajectories of invasive guppies (*Poecilia reticulata*) [J]. Science of the Total Environment, 2020, 730: 138912.
- [5] 中华人民共和国水利部. 中国水资源公报(2018) [M]. 北京:中国水利水电出版社, 2019.
- [6] 水利部淮河水利委员会. 2018 年度淮河片水资源公报 [R]. 蚌埠:水利部淮河水利委员会, 2019.
- [7] 张增强. 我国水污染经济损失研究[D]. 北京:中国水利水电科学研究院, 2005.
- [8] 李锦秀, 徐嵩龄. 流域水污染经济损失计量模型[J]. 水利学报, 2003, 34(10): 68-74. (LI Jinxiu, XU Songling. Calculation model of water pollution induced

- economic loss for river basin[J]. Journal of Hydraulic Engineering,2003,34(10):68-74. (in Chinese))
- [9] 李志伟,丁凌峰,唐洪武,等. 淮河干流污染物分布及变化规律[J]. 河海大学学报(自然科学版),2020,48(1):29-38. (LI Zhiwei,DING Lingfeng,TANG Hongwu, et al. Distribution and variation of pollutants in main stream of Huaihe River[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences),2020,48(1):29-38. (in Chinese))
- [10] 谭炳卿,吴培任,宋国君. 论淮河流域水污染及其防治[J]. 水资源保护,2005,21(6):4-10. (TAN Bingqing, WU Peiren,SONG Guojun. Water pollution and control of the Huaihe River Basin[J]. Water Resources Protection, 2005,21(6):4-10. (in Chinese))
- [11] 李颖,张祯,程建华,等. 2012—2018 年洪泽湖水质时空变化与原因分析[J]. 湖泊科学,2021,33(3):715-726. (LI Ying,ZHANG Zhen,CHENG Jianhua, et al. Water quality change and driving forces of Lake Hongze from 2012 to 2018[J]. Journal of Lake Sciences,2021,33(3):715-726. (in Chinese))
- [12] WU Z S,CAO Y J,ZHANG L,et al. Spatial and temporal heterogeneities in water quality and their potential drivers in Lake Poyang (China) from 2009 to 2015 [J]. Limnologica,2018,69:115-124.
- [13] 梁志宏,陈秀洪,罗欢,等. 深圳湾水质时空分布特征及污染源解析[J]. 水资源保护,2020,36(4):93-99. (LIANG Zhihong,CHEN Xiuhong,LUO Huan, et al. Spatio-temporal distribution characteristics of water quality in Shenzhen Bay and pollution source analysis [J]. Water Resources Protection,2020,36(4):93-99. (in Chinese))
- [14] 杨琴,汤秋鸿,张永勇. 淮河流域(河南段)水质时空变化特征及其与土地利用类型的相关性分析[J]. 环境科学研究,2019,32(9):1519-1530. (YANG Qin,TANG QiuHong,ZHANG Yongyong. Spatiotemporal changes of water quality in Huai River Basin (Henan section) and its correlation with land use patterns [J]. Research of Environmental Sciences,2019,32(9):1519-1530. (in Chinese))
- [15] 王一舒,吴仁人,荣楠,等. 西江下游流域水质与不同空间尺度土地利用的响应关系[J]. 水资源保护,2021,37(4):97-104. (WANG Yishu,WU Renren,RONG Nan,et al. Response relationship between water quality in the lower reaches of Xijiang River Basin and land use at different spatial scales [J]. Water Resources Protection, 2021,37(4):97-104. (in Chinese))
- [16] 张泽中,李娜,刘发,等. 乡村振兴战略指导下的生态灌区建设与管理[J]. 水利水电科技进展,2020,40(2):1-5. (ZHANG Zezhong,LI Na,LIU Fa,et al. Construction and management of ecological irrigation districts under guidance of rural revitalization strategy [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources,2020,40(2):1-5. (in Chinese))
- [17] KISIS O,AY M. Comparison of Mann-Kendall and innovative trend method for water quality parameters of the Kizilirmak River, Turkey [J]. Journal of Hydrology, 2015,513:362-375.
- [18] LUTZ S R,MALLUCCI S,DIAMANTINI E, et al. Hydroclimatic and water quality trends across three Mediterranean river basins [J]. Science of the Total Environment,2016,571:1392-1406.
- [19] 程兵芬,张远,夏瑞,等. 汉江中下游水质时空变异与驱动因素识别[J]. 环境科学,2021,42(9):4211-4221. (CHENG Bingfen,ZHANG Yuan,XIA Rui,et al. Spatio-temporal variations of water quality in Hanjiang River and its influencing factors in recent years [J]. Environmental Science,2021,42(9):4211-4221. (in Chinese))
- [20] NYIKADZINO B,CHITAKIRA M,MUCHURU S. Rainfall and runoff trend analysis in the Limpopo River Basin using the Mann Kendall statistic [J]. Physics and Chemistry of the Earth,2020,117:102870.
- [21] CHANG H. Spatial analysis of water quality trends in the Han River Basin, South Korea [J]. Water Research, 2008,42(13):3285-3304.
- [22] 张永勇,谭香,李发东,等. 威海中下游流域水质空间分布特征及其与土地覆被的关系[J]. 中国生态农业学报,2021,29(2):299-311. (ZHANG Yongyong,TAN Xiang,LI Fadong,et al. Spatial variation in major water quality types and its relationships with land cover in the middle and lower reaches of Aral Sea Basin [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture,2021,29(2):299-311. (in Chinese))
- [23] 苏程佳,陈晓宏,谭永强,等. 潭江水质时空变化特征及其驱动因子[J]. 水资源保护,2021,37(4):109-116. (SU Chengjia,CHEN Xiaohong,TAN Yongqiang, et al. Analysis of spatial-temporal change characteristics and its driving factors of water quality in Tanjiang River [J]. Water Resources Protection,2021,37(4):109-116. (in Chinese))
- [24] CAO X K,LIU Y R,WANG J P, et al. Prediction of dissolved oxygen in pond culture water based on K-means clustering and gated recurrent unit neural network [J]. Aquacultural Engineering,2020,91:102122.
- [25] 任婷玉,梁中耀,陈会丽,等. 基于模式识别方法的湖泊水质污染特征聚类研究[J]. 北京大学学报(自然科学版),2019,55(2):335-341. (REN Tingyu,LIANG Zhongyao,CHEN Huili,et al. Clustering of lake variables based on pattern recognition method [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis,2019,55(2):335-

341. (in Chinese))
- [26] BOUZA-DEAÑO R, TERNERO-RODRÍGUEZ M, FERNÁNDEZ-ESPINOSA A J. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain) [J]. *Journal of Hydrology*, 2008, 361 (3/4): 227-239.
- [27] HIRSCH R M, SLACK J R, SMITH R A. Techniques of trend analysis for monthly water quality data [J]. *Water Resources Research*, 1982, 18(1): 107-121.
- [28] YUAN Y M, CAVE M, ZHANG C S. Using local Moran's I to identify contamination hotspots of rare earth elements in urban soils of London [J]. *Applied Geochemistry*, 2018, 88(Part B): 167-178.
- [29] ZHAI X Y, GUO L, ZHANG Y Y. Flash flood type identification and simulation based on flash flood behavior indices in Chin [J]. *Science China Earth Sciences*, 2021, 64: 1140-1154.
- [30] ROUSSEEUW P J. Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis [J]. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 1987, 20: 53-65.
- [31] 刘钦普. 淮河流域化肥施用空间特征及环境风险分析 [J]. *生态环境学报*, 2015, 24 (9): 1512-1518. (LIU Qipu. Distribution and environmental risk assessment of fertilizer application on farmland in Huai River Basin [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, 24 (9): 1512-1518. (in Chinese))
- [32] 石一珺, 倪中应. 桐庐县水田酸碱度现状及改良措施 [J]. *中国农技推广*, 2016, 32 (5): 52-53. (SHI Yijun, NI Zhongying. Current situation and improvement measures of paddy field pH in Tonglu County [J]. *China Agricultural Technology Extension*, 2016, 32 (5): 52-53. (in Chinese))

(收稿日期: 2021-07-05 编辑: 施业)

(上接第 173 页)

- [15] 陈晓菲, 任立良, 江善虎, 等. 赣江上游流域蒸散发量影响因素的遥感分析 [J]. *水资源保护*, 2014, 30 (2): 33-37. (CHEN Xiaofei, REN Liliang, JIANG Shanhu, et al. RS-based analysis of factors influencing evapotranspiration in upstream region of Ganjiang Basin. *Water Resources Protection*, 2014, 30 (2): 33-37. (in Chinese))
- [16] 李晓英, 吴淑君, 王颖, 等. 淮河流域陆地水储量与干旱指标分析 [J]. *水资源保护*, 2020, 36 (6): 80-85. (LI Xiaoying, WU Shujun, WANG Ying, et al. Analysis of terrestrial water storage and drought indices in the Huaihe River Basin [J]. *Water Resources Protection*, 2020, 36 (6): 80-85. (in Chinese))
- [17] 王洁, 李王成, 李晨, 等. 基于 SPI 指数的宁夏干旱特征 [J]. *南水北调与水利科技 (中英文)*, 2021, 19 (3): 528-538. (WANG Jie, LI Wangcheng, LI Chen, et al. Drought characteristics in Ningxia based on standardized precipitation index [J]. *South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology*, 2021, 19 (3): 528-538. (in Chinese))
- [18] 林若兰, 卓文珊, 高延康, 等. 基于 SWAT 模型的北江流域生态径流调节服务评估 [J]. *水资源保护*, 2020, 36 (6): 131-136. (LIN Ruolan, ZHUO Wenshan, GAO Yankang, et al. Assessment of ecohydrological regulation service in the Beijiang River Basin based on SWAT model [J]. *Water Resources Protection*, 2020, 36 (6): 131-136. (in Chinese))
- [19] 吕乐婷, 王晓蕊, 江源, 等. 基于 SWAT 模型的东江流域蓝水、绿水时空分布特征研究 [J]. *水资源保护*, 2017, 33 (5): 53-60. (LYU Leting, WANG Xiaorui, JIANG Yuan, et al. Research on spatial and temporal distribution features of green and blue water in Dongjiang River Basin based on SWAT model [J]. *Water Resources Protection*, 2017, 33 (5): 53-60. (in Chinese))
- [20] 张小苗, 穆兴民, 赵广举, 等. 基于极端日流量的延河径流变化特征研究 [J]. *人民黄河*, 2018, 40 (8): 12-18. (ZHANG Xiaomiao, MU Xingmin, ZHAO Guangju, et al. Characteristics of runoff variation in Yanhe River based on extreme daily flow [J]. *Yellow River*, 2018, 40 (8): 12-18. (in Chinese))
- [21] 王思远, 刘纪远, 张增祥, 等. 中国土地利用时空特征分析 [J]. *地理学报*, 2001 (6): 631-639. (WANG Siyuan, LIU Jiyuan, ZHANG Zengxiang, et al. Spatial and temporal characteristics of land use in China [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2001 (6): 631-639. (in Chinese))
- [22] 张国栋, 张照玺, 余韵, 等. 汾河上游土地利用变化对径流的影响研究 [J]. *人民黄河*, 2020, 42 (10): 29-33. (ZHANG Guodong, ZHANG Zhaoxi, YU Yun, et al. Study on the influence of land use change on runoff in the upper reaches of Fenhe River [J]. *Yellow River*, 2020, 42 (10): 29-33. (in Chinese))

(收稿日期: 2021-07-05 编辑: 俞云利)