

刘 然,徐国策,李占斌,等. 陕西大理河流域枯水期土地利用结构对河流水质的影响[J]. 地球科学与环境学报, 2022, 44(2): 327-337.

LIU Ran, XU Guo-ce, LI Zhan-bin, et al. Impact of Land Use Structure on River Water Quality During Dry Season in Dali River Basin of Shaanxi, China[J]. Journal of Earth Sciences and Environment, 2022, 44(2): 327-337.

DOI:10.19814/j.jese.2021.07004

· 庆祝西安地质调查中心组建六十周年专辑 ·

陕西大理河流域枯水期土地利用结构 对河流水质的影响

刘 然^{1,2}, 徐国策^{1,2*}, 李占斌^{1,2}, 王 斌^{1,2}, 徐怀宇³

(1. 西安理工大学 西北旱区生态水利国家重点实验室, 陕西 西安 710048; 2. 西安理工大学 水利水电学院, 陕西 西安 710048; 3. 中国电建集团西北勘测设计研究院有限公司, 陕西 西安 710065)

摘 要:土地利用变化对自然和生态过程影响显著,也是径流水质的主要影响因素之一。基于陕西大理河流域2020年枯水期21个采样断面的径流采样测定,分析了大理河流域总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH₃-N)浓度以及溶解氧(DO)浓度的特征。利用内梅罗污染指数对大理河流域水质进行了评价,辨识了不同尺度缓冲区内土地利用结构对水质的影响。结果表明:4种水质参数中,总氮超标最为严重。流域内梅罗污染指数平均值为1.9,水体轻度污染;干流平均值为2.3,支流平均值为1.2,支流水质优于干流水质。在点缓冲区,建设用地对总氮的影响在200 m范围比100 m范围大;在河网缓冲区,草地对总磷的影响以及建设用地对氨氮浓度的影响在100 m范围比200 m范围大。在100 m范围,草地是截留污染物的主要土地利用类型;在200 m范围,林地是截留污染物的主要土地利用类型。耕地、建设用地在点缓冲区和河网缓冲区对总氮、总磷、氨氮浓度均起“源”的作用;林地在点缓冲区“汇”作用更显著;草地在河网缓冲区“汇”作用更显著。

关键词:水质;土地利用;逐步多元回归;内梅罗污染指数;枯水期;缓冲区;空间特征;黄河流域

中图分类号:P64;X522

文献标志码:A

文章编号:1672-6561(2022)02-0327-11

Impact of Land Use Structure on River Water Quality During Dry Season in Dali River Basin of Shaanxi, China

LIU Ran^{1,2}, XU Guo-ce^{1,2*}, LI Zhan-bin^{1,2}, WANG Bin^{1,2}, XU Huai-yu³

(1. State Key Laboratory of Eco-hydraulics in Northwest Arid Region of China, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, Shaanxi, China; 2. School of Water Resources and Hydropower, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, Shaanxi, China; 3. Northwest Engineering Corporation Limited, PowerChina, Xi'an 710065, Shaanxi, China)

Abstract: Land use change has a significant impact on natural and ecological processes, and it is also one of the main influencing factors of runoff water quality. Based on the runoff sampling and measurement of 21 sample sections in Dali river basin of Shaanxi during dry season in 2020, the characteristics of TN (total nitrogen), TP (total phosphorus), NH₃-N (ammonia nitrogen)

收稿日期:2021-07-02;修回日期:2021-09-15 投稿网址: <http://jese.chd.edu.cn/>

基金项目:国家自然科学基金项目(52022081);榆林市科技计划项目(2019-144);

清洁能源与生态水利工程研究中心项目(QNZX-2019-03)

作者简介:刘 然(1996-),女,河北保定人,工学硕士研究生, E-mail:1529384645@qq.com。

* 通讯作者:徐国策(1985-),男,河南洛阳人,教授,博士研究生导师,农学博士, E-mail:xuguoce@xaut.edu.cn。

concentration and DO (dissolved oxygen) concentration in Dali river basin were analyzed; Nemerow pollution index method was used to evaluate the water quality in Dali river basin, and the impact of land use structure on water quality in the buffer zone at different scales was identified. The results show that TN exceeds the standard the most serious among the four water quality parameters. The average value of Nemerow pollution index in the basin is 1.9, and the water body is slightly polluted; the average values of Nemerow pollution index are 2.3 in the main stream and 1.2 in the tributaries, the water quality of the tributaries is better than that of the main stream. The impact of cultivated land within 200 m on TN is greater than that within 100 m in the point buffer zone; the impact of grassland within 100 m on TP and the impact of cultivated land on $\text{NH}_3\text{-N}$ is greater than that within 200 m in the river network buffer zone. Grassland is the main land use type that intercepts pollutants within 100 m; forest land is the main land use type that intercepts pollutants within 200 m. Cultivated land and building site land play a “source” role for TN, TP, and $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration in the point buffer zone and river network buffer zone; the “sink” function of forest land is more prominent at the point buffer zone, and the “sink” function of grassland is more prominent at the river network buffer zone.

Key words: water quality; land use; stepwise multiple regression; Nemerow pollution index; dry season; buffer zone; spatial characteristic; Yellow River basin

0 引言

土地利用类型和结构变化是人类活动对生态环境影响的直观反映^[1],其对流域非点源污染的影响是导致水环境恶化的重要因素之一^[2]。土地利用方式主要通过影响污染物的排放和传输过程,进而影响河流水质。研究表明:农药化肥的大量使用、水土流失、城镇建设等都在无形之中造成了非点源污染^[3],非点源污染与水土流失相互交错叠加,对流域水体质量和水环境会造成不同程度的破坏。土地利用方式的不合理性成为了河流、湖泊水质恶化的关键因素^[4-7],同时,土地利用方式的多尺度性和分布格局差异^[8-9]也导致了土地利用方式对河流水质影响研究的不同结果。冯娜娜等研究发现辽河保护区河流水体氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)浓度、总磷(TP)、总氮(TN)和化学需氧量(COD)与林地和草地面积占比成负相关关系,与农业用地和建设用地面积占比成正相关关系;溶解氧(DO)浓度与林地和草地面积占比成正相关关系,与农业用地和建设用地面积占比成负相关关系^[10]。唐廉等探讨得出了林地、草地能够缓解水质恶化,相当于“汇”,耕地、建设用地、水体会导致水质恶化,相当于“源”;其中建设用地是对水质恶化影响最大的因素,其次是耕地^[11]。郭羽羽等以黄河流域为研究对象,探讨多时空尺度土地利用与水质的关系,结果表明土地利用在 1 000 m 河段缓冲

区尺度下对水质影响最显著,且耕地和林地、未利用地对水质影响最为显著^[12]。因此,可以通过改变土地利用结构来控制流域的非点源污染^[2],进而改善流域水质状况。

目前研究较多的是直接分析耕地、居民用地等土地利用方式与河流水质的相关性^[6,13-14],不同范围、不同尺度下的土地利用方式对河流水质的影响研究相对较少,黄河中游水土流失严重地区土地利用与水质关系的研究鲜见报道。《2019 年陕西省生态环境状况公报》报道黄河流域中下游(陕西段)水质总体轻度污染^[15]。大理河作为黄河的重要二级支流,水土流失严重。该流域处在黄土丘陵沟壑的地理格局下,山高坡陡,土层极薄,耕作粗放;近年来,由于水土流失导致土壤肥力不断降低,迫使农民不断增加农药、化肥使用量,造成恶性循环,致使大量坡耕地成为水土流失和非点源污染的主要源地;广大农村人口聚居区生活污水及垃圾防治欠缺,将未经妥善处理的污水随意排放进入河流,导致水体质量下降;耕地资源和水资源有限的生态条件不可忽视^[16]。因此,明确大理河流域土地利用结构对水质的影响具有重要意义。

基于此,本文以黄土丘陵沟壑区大理河流域为研究对象,分析大理河流域水质的空间特征以及土地利用结构对水质的影响,以期有效保护流域水质与生态管理提供科学的参考依据。

1 研究区概况

大理河是黄河支流无定河最大的一级支流,发源于陕西省靖边县南部的白于山东侧,经度范围为 $109^{\circ}14'E \sim 110^{\circ}13'E$, 纬度范围为 $37^{\circ}30'N \sim 37^{\circ}56'N$ 。其流域面积为 $3\,906\text{ km}^2$,干流全长为 170 km ,主要支流有小理河、岔巴沟等,地形支离破碎,水土流失严重。流域主要土壤类型为黄绵土和新积土,特殊的土壤类型使得降雨更容易将耕地中的农药、化肥等污染残留冲刷进河道。流域主要有黄土梁硷河源丘陵沟壑区和黄土梁峁丘陵沟壑区两种不同的地貌类型区。梁峁坡地垦殖指数不高,荒地较多,林草稀少,覆盖度低,大约在 20% 以下,主要为耐寒抗旱和耐盐碱的零星杂草、灌丛、乳酸刺、沙柳、柠条、狼牙刺等灌木,和羽茅、马牙草及蒿类等。丘陵区为干旱草原和落叶阔叶林的过渡带,人为破坏严重,林草稀少,植被种类为柠条、狼牙刺、山杨、刺槐,和羽茅、马牙草、蒿类等。大理河流域属于典型大陆性季风气候,年平均气温为 $7.8\text{ }^{\circ}\text{C} \sim 9.6\text{ }^{\circ}\text{C}$,最高为 $38.0\text{ }^{\circ}\text{C}$,最低为 $-32\text{ }^{\circ}\text{C}$;多年平均降水量为 $400 \sim 500\text{ mm}$,主要降水集中在 6 月至 9 月,其他月份降水量较少。由于政府的支持政策和低廉的劳动力,大理河沿河分布的工厂、企业(例如煤矿、粉条厂等)近年来有所增加,所以耕地、建设用地等成为了重点污染来源。

2 样品采集与分析方法

依据《水质采样技术指导》(HJ 494—2009)^[17],综合考虑陕西大理河河长和地形地貌实际情况,于 2020 年 10 月在大理河干、支流布设 21 个采样断面,采样点分布如图 1 所示。1~14 号点为干流采样点,15~21 号点为支流采样点。每个采样点采集 3 个表层水体样本(0.5 m 深度处)。溶解氧浓度使用 HACH 便携式水质多参数分析仪(仪器型号为 HQ30d,美国)现场测定。采集水样之前,将 500 mL 聚乙烯塑料瓶用采样点的水样润洗 2、3 次后,再放入水样,另用封口膜封口,低温保存并尽快带回实验室。水样经过滤,使用全自动间断化学分析仪(ADA,仪器型号为 CleverChem200,德国)测定氨氮浓度,溶解态的总氮和总磷使用过硫酸钾前期处理后测得。

大理河流域土地利用数据来源于清华大学 2017 年全球 10 m 分辨率地表覆盖数据(<http://data.ess.tsinghua.edu.cn/>)。元数据中共有耕地、林

地、草地、灌木、湿地、水域、苔原、不透水路面、裸地以及冰原等 10 种分类。参照《生态环境状况评价技术规范》(HJ 192—2015)^[18],结合研究区的实际情况,将土地利用类别重新整合,共划分为耕地、林地、草地、建设用地、水域和未利用地 6 种类型(图 2)。

土地利用类型对水质的影响有一定范围约束,需要选择一个最敏感、最有效的范围来进行研究。超过一定范围后,土地利用与水质之间的关系会出现假相关关系。根据地形等因素,并考虑流域实际面积,将采样点控制的区域划分为点缓冲区和河网缓冲区。以采样点为出水口提取子流域,以采样点为圆心,分别设置半径为 100 m 与 200 m 的点缓冲区;沿监测点上溯,以子流域为边界截取河流向左、右两岸延伸 100 m 与 200 m 生成对应河网缓冲区。

3 研究方法

1974 年,美国叙拉古大学教授 Nemerow 在其著作《Scientific Stream Pollution Analysis》^[19]中提出:内梅罗污染指数法不仅能将污染最为严重的污染因子突出,也可以将其他水质较好的参评因子一定程度上兼顾,还能避免在计算过程中人为地赋予各因子权重的主观影响^[19-20]。其计算公式为

$$I_i = \frac{C_i}{C_{oi}} \tag{1}$$

$$\bar{I} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_i \tag{2}$$

$$I_p = \sqrt{\frac{I_{i,\max}^2 + \bar{I}^2}{2}} \tag{3}$$

式中: I_i 为第 i 项评价因子的污染指数; \bar{I} 为 n 种评价因子污染指数平均值; I_p 为内梅罗污染指数, $I_p \leq 1$ 表示水体清洁, $I_p > 1$ 表示水体受到污染,其具体分级程度如表 1 所示; $I_{i,\max}$ 为所有污染评价因子中污染指数最大值; C_i 为第 i 项评价因子的实测值; C_{oi} 为第 i 项评价因子的水质标准值,本研究选用《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类标准^[21]。

因为溶解氧浓度与其他指标不同,溶解氧浓度越高,水质情况越好,所以其污染指数计算公式为

表 1 内梅罗污染指数等级

Table 1 Degree of Nemerow Pollution Index

污染等级	内梅罗污染指数	污染程度
1	$I_p \leq 1$	清洁
2	$1 < I_p \leq 2$	轻度污染
3	$2 < I_p \leq 3$	中度污染
4	$3 < I_p \leq 5$	重度污染
5	$I_p > 5$	严重污染

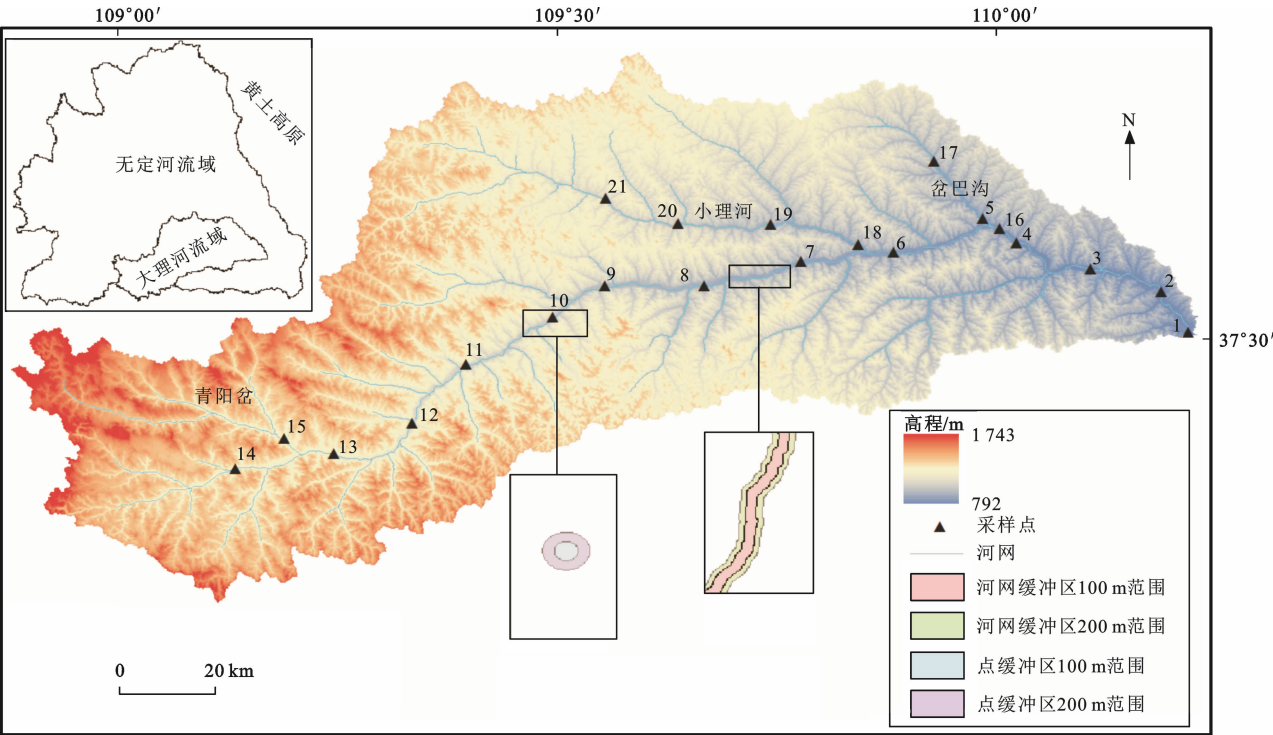


图 1 大理河流域采样点分布

Fig. 1 Distribution of Sample Sites in Dali River Basin

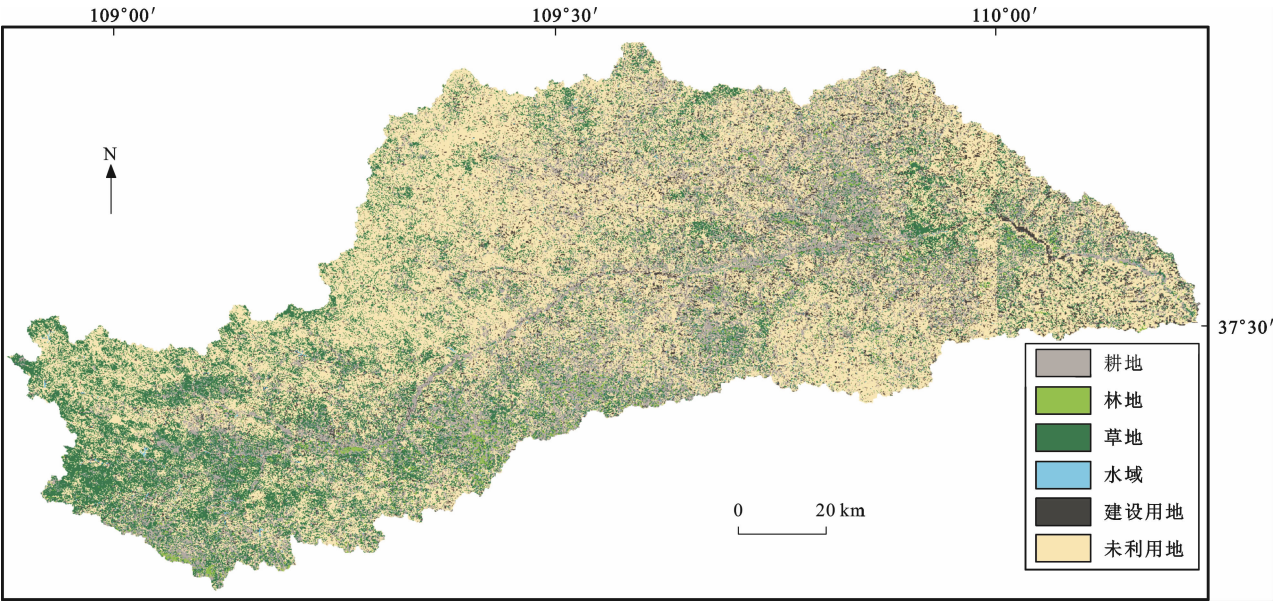


图 2 大理河流域土地利用类型

Fig. 2 Land Use Types in Dali River Basin

$$I_i = \frac{C_{oi}}{C_i} \tag{4}$$

土地利用类型与流域水质通常成显著相关关系^[22]。本研究将土地利用面积占比与水质参数进行 Spearman 相关分析来研究不同空间尺度土地利用与水质的定量关系,这样不仅有利于优化土地利用结构,还可以有效进行水质管理。逐步多元回归分析能够将回归方程中不重要的自变量剔除,保留

对因变量影响显著的关键变量,从而建立最优模型。采用逐步多元回归分析对大理河流域土地利用类型和水质参数进行探讨,并用指数模型来表征它们之间的关系^[11,23]。其表达式为

$$I_{NPS_i} = \alpha \cdot \exp(\beta_1 z_1 + \beta_2 z_2 + \beta_3 z_3 + \beta_4 z_4 + \beta_5 z_5)$$

式中: I_{NPS_i} 为流域中测定的水质指标; α 为常数; $\beta_1 \sim \beta_5$ 分别为 5 种土地利用类型(耕地、林地、草地、建

设用地、未利用地)面积占比与水质指标之间的相关系数; $z_1 \sim z_5$ 分别代表 5 种土地利用类型(耕地、林地、草地、建设用地、未利用地)。

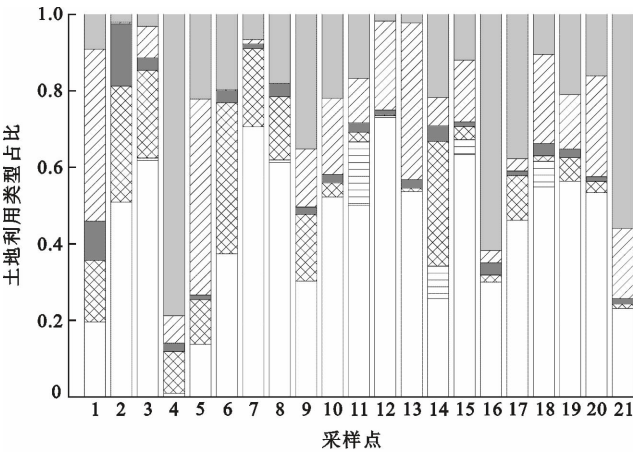
当 β_i 为正值时,表明第 i 种土地利用类型对这种污染物起“源”的作用;当 β_i 为负值时,表明第 i 种土地利用类型对该污染物起“汇”的作用。将水质数据进行 $\ln x$ 转化,运用 SPSS 软件进行逐步多元回归分析,计算土地利用结构对水质指标的影响。

4 结果分析与讨论

4.1 不同尺度下缓冲区土地利用结构

大理河流域点缓冲区和河网缓冲区土地利用结构如图 3 所示。在点缓冲区和河网缓冲区,100 m 及 200 m 范围均以未利用地和耕地为主,占各范围土地利用总面积的 60.0% 以上。林地占比最少,在 100 m 及 200 m 范围均不足 3.0%。

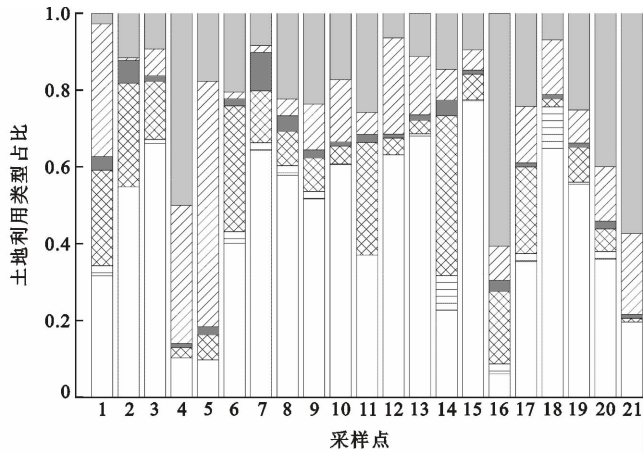
在点缓冲区,100 m 范围内耕地平均占比为



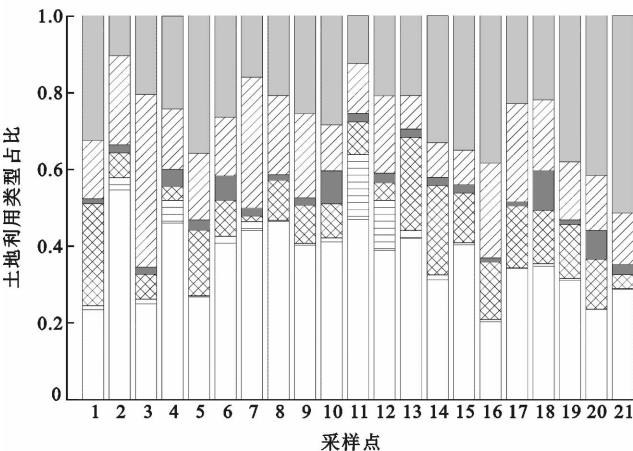
(a) 点缓冲区100m范围

44.2%,林地平均占比为 1.8%;200 m 范围内耕地平均占比为 44.4%,林地平均占比为 2.0%。在河网缓冲区,100 m 范围内耕地平均占比为 36.2%,林地平均占比为 2.3%;200 m 范围内耕地平均占比为 34.2%,林地平均占比为 2.6%。耕地面积占比大,一方面会增加水土流失的压力,另一方面会增加污染来源,应适当加强监测与分析,特别是对周围环境可能产生的影响。两个缓冲区内 6 种土地利用类型占比从大到小都依次为耕地、未利用地、建设用地、草地、水域、林地。这与流域山地较多,不宜远离开垦的情况相符。有较强人类活动的土地利用类型(如耕地与建设用地等)都分布在河道附近^[24]。

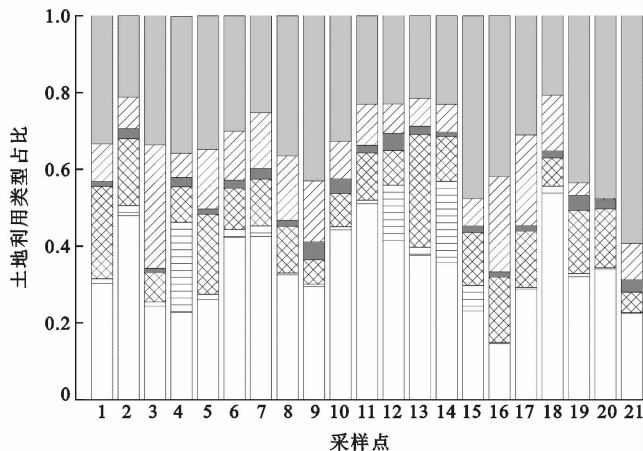
林地占比在点缓冲区和河网缓冲区 200 m 范围较 100 m 范围有所增长。随着林地占比增加,未利用地在点缓冲区 200 m 范围占比较 100 m 范围有所减少,耕地在河网缓冲区 200 m 范围占比较 100 m 范围有所减少。支流的未利用地占比相对干



(b) 点缓冲区200m范围



(c) 河网缓冲区100m范围



(d) 河网缓冲区200m范围

未利用地 建设用地 水域 草地 林地 耕地

图 3 不同尺度缓冲区土地利用类型占比

Fig. 3 Proportions of Land Use Types in the Buffer Zone at Different Scales

流较多,因此,其受人类活动和农业生产的影响也相对较小。

4.2 流域干、支流水质空间变化

大理河流域干、支流总氮、总磷、氨氮浓度、溶解氧浓度的空间变化如图 4 所示。

在流域干流,总氮平均值为 $3.110\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。根据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)^[21],除 5 号采样点(总氮为 $1.094\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)外,其余采样点总氮均超出 V 类标准($\geq 2.000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。其中,7 号采样点总氮最高,为 $3.910\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;结合实地调查,7 号采样点处于一座工厂下游,工厂排放的污水汇入河道;此外,7 号采样点周围是大面积玉米地,农耕施肥时期残留的氮肥在雨水的侵蚀冲刷下向河流迁移富集。总磷平均值为 $0.051\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,干流采样点均未超出 II 类标准($\leq 0.100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),其中,3 号采样点总磷最高,为 $0.085\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。氨氮浓度平均值为 $0.148\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,均未超过 III 类标准($\leq 1.000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$);其中,3 号采样点氨氮浓度最高,为 $0.551\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,超过 II 类标准(≥ 0.500

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。总磷与氨氮浓度在 3 号采样点较高,这是因为采样点附近分布着较为密集的居民区,居民生产生活污水排放频繁。5 号采样点建设用地占比较多,但实际却是开阔公路等不透水路面,样点周边没有城镇村落,人为活动稀少,且此处水面更加宽阔,水环境容量变大,因此,污染物浓度相对较低^[25]。溶解氧浓度平均值为 $10.335\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,均符合 I 类标准($\geq 7.500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。

在流域支流,总氮平均值为 $1.595\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。除 20 号采样点(总氮为 $0.896\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)外,总氮全都超出 III 类标准($\geq 1.000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),15 号采样点(总氮为 $3.752\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)超出 V 类标准。总磷平均值为 $0.046\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,7 个采样点均满足 II 类标准。氨氮浓度平均值为 $0.176\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,均符合 III 类标准。溶解氧浓度平均值为 $11.514\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,均符合 I 类标准。

支流总氮平均值($1.595\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)低于干流总氮平均值($3.110\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。支流总磷、氨氮浓度与溶解氧浓度的平均值与干流无明显差异。因此,

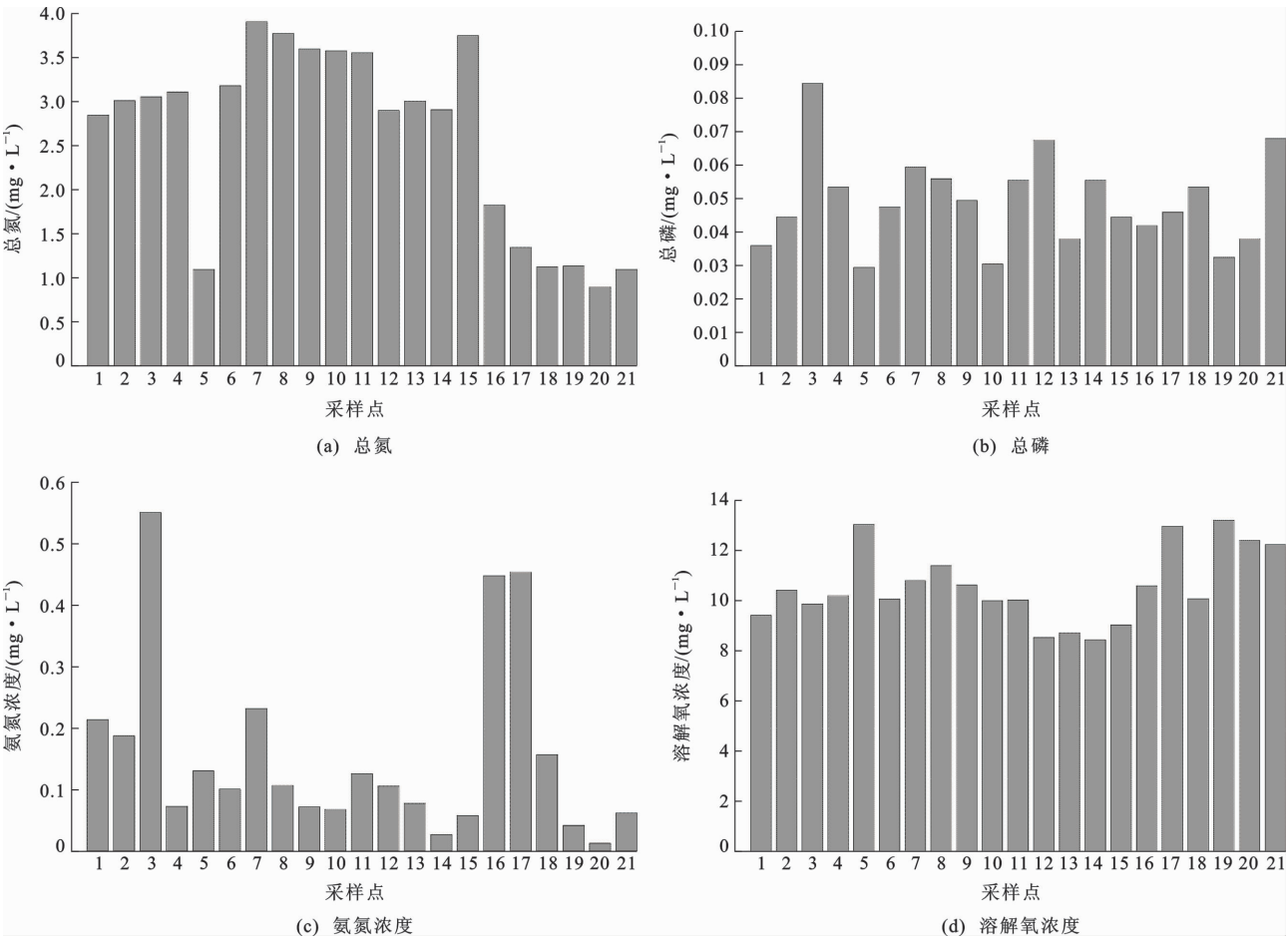


图 4 总氮、总磷、氨氮浓度、溶解氧浓度分布

Fig. 4 Distributions of TN, TP, NH₃-N Concentration and DO Concentration

大理河流域在枯水期有必要加强对氮污染的控制,尤其是对工厂污水排放的管控,需实施入河排污口排查整治等措施,开展专项检查,提升污水处理能力。

4.3 流域污染指数特征

大理河流域内梅罗污染指数分布如图 5 所示。流域内梅罗污染指数整体呈现出干流高、支流低的特点。流域内梅罗污染指数平均值为 1.9,变化范围为 0.7~2.9。其中,干流内梅罗污染指数平均值为 2.3,支流平均值为 1.2。根据表 1 可知,干流为中度污染,支流为轻度污染。流域水体清洁的采样点占采样点总数的 23.8%。干流采样点中,5 号采样点内梅罗污染指数为 0.8,水体清洁,其他采样点均为中度污染。支流采样点中,16、17 号采样点内梅罗污染指数分别为 1.4 和 1.0,属于轻度污染,其他采样点水体清洁。16、17 号采样点位于大理河下游支流,地势较其他支流平坦,人类活动较多,水质在所有支流里相对较差。结合流域总氮与溶解氧浓度分布[图 4(a)、(d)],5 号采样点及支流采样点总氮均较低,溶解氧浓度较高。内梅罗污染指数的分布与总氮分布趋势极为相似,与溶解氧浓度分布趋势基本相反。这说明总氮是大理河流域水质的重要影响因素;而溶解氧浓度越高,水质越好。

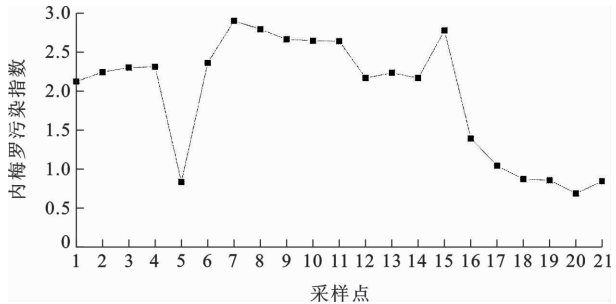


图 5 内梅罗污染指数分布

Fig. 5 Distribution of Nemerow Pollution Index

枯水季节,降雨补给少,水流流速慢,对水中污染物的稀释净化能力差^[26-28],故大理河流域部分采样点污染物浓度积累较高。由于地形等因素,大理河流域企业工厂大多分布在干流上,干流的人类活动强度较支流更为剧烈。大多居民沿河道而居,生活污水和人类排泄物等随意流淌入河,城市化水平低,污水收集和处理能力十分有限,污染物排放多^[7,29],部分采样点污染防治较为急迫,水质问题亟待解决。

4.4 流域土地利用类型与水质的相关关系

流域土地利用类型与水质显著相关,二者之间

的关系越来越受到重视^[10,30-31]。点缓冲区土地利用类型与水质参数的 Spearman 相关分析如表 2 所示。由表 2 可知:在 100 m 范围和 200 m 范围,总氮与建设用地成显著正相关关系,且在 200 m 范围比 100 m 范围相关性更高;氨氮浓度在 100 m 范围与建设用地成显著正相关关系,在 200 m 范围与林地成显著负相关关系;在 200 m 范围,总磷与耕地成显著正相关关系,与林地成显著负相关关系。

表 2 点缓冲区土地利用类型与水质参数的

Spearman 相关分析结果

Table 2 Spearman Correlation Analysis Results of Land Use Types and Water Quality Parameters in the Point Buffer Zone

土地利用类型	缓冲区范围	总氮	总磷	氨氮浓度	溶解氧浓度
耕地	100 m	0.537	0.543	0.610	0.265
	200 m	0.513	0.667 *	0.584	0.523
林地	100 m	-0.417	-0.481	-0.571	0.367
	200 m	-0.602	-0.631 *	-0.738 *	0.461
草地	100 m	-0.399	-0.350	-0.583	0.487
	200 m	-0.639	-0.576	-0.648	0.505
建设用地	100 m	0.513 *	0.633	0.632 *	0.446
	200 m	0.520 *	0.637	0.643	0.371
未利用地	100 m	0.325	0.417	0.462	-0.578
	200 m	0.421	0.386	0.308	-0.447
水域	100 m	0.259	0.246	0.326	0.321
	200 m	0.214	0.249	0.107	0.420

注: * 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关。

表 3 为河网缓冲区土地利用类型与水质参数的 Spearman 相关分析。由表 3 可知:在 100 m 范围,总氮与耕地成显著正相关关系,与草地成显著负相关关系;在 100 m 范围和 200 m 范围,总磷与草地成显著负相关关系,且相关性在 100 m 范围高于 200 m 范围;在 100 m 范围和 200 m 范围,氨氮浓度与建设用地成显著正相关关系,且在 100 m 范围比 200 m 范围相关性更高。

在点缓冲区与河网缓冲区,除溶解氧浓度外,总氮、总磷和氨氮浓度均与林地、草地成负相关关系,与耕地、建设用地、水域成正相关关系。出现此现象的原因主要在于耕地中残留的农药以及城镇排放的污水会随着地表径流进入水体^[32]。一方面,林地和草地相较于其他土地利用类型来说,植被覆盖率较高,即使在枯水期也有着较为丰富的植物根系,可以通过植物根系吸收、土壤滞留等生物化学作用减少地表径流的污染物,对进入河流的污染物有截留作用^[23,33-34],从而改善水质;另一方面,林地、草地以及

表 3 河网缓冲区土地利用类型与水质参数的
Spearman 相关分析结果

Table 3 Spearman Correlation Analysis Results of Land
Use Types and Water Quality Parameters in the
River Network Buffer Zone

土地利用 类型	缓冲区 范围	总氮	总磷	氨氮浓度	溶解氧浓度
耕地	100 m	0.790 **	0.583	0.594	0.518
	200 m	0.590	0.483	0.572	0.488
林地	100 m	−0.453	−0.524	−0.632	0.731 *
	200 m	−0.474	−0.513	−0.588	0.434
草地	100 m	−0.680 *	−0.675 **	−0.624	0.524
	200 m	−0.468	−0.666 **	−0.537	0.461
建设用地	100 m	0.429	0.495	0.801 **	0.430
	200 m	0.529	0.464	0.761 **	0.338
未利用地	100 m	0.493	0.109	0.319	−0.549
	200 m	0.435	0.281	0.355	−0.471
水域	100 m	0.205	0.080	0.095	0.401
	200 m	0.258	0.060	0.171	0.201

注：* * 表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关；* 表示在 0.05 水
平(双侧)上显著相关。

未利用地的增加会引起耕地以及建设用地的减少，
污染物经陆域传输的途径也随之减少^[35]。

4.5 流域径流水质变化的主控因素

在点缓冲区和河网缓冲区 100 m 范围与 200 m
范围内，水质参数与土地利用类型逐步多元回归分
析结果见表 4。

在所有回归模型中，出现的变量有耕地、建设用
地、林地和草地，这表明大理河流域水质主要受这 4
种土地利用类型的影响。其中，耕地与建设用地都
符合“源”作用，林地与草地都符合“汇”作用^[36]。秋
冬季节流域植被覆盖度较低，对污染物的截留作用
较弱，因此，林地和草地进入回归模型较少^[6,11]。

在点缓冲区 200 m 范围，林地对总氮有“汇”的

作用。100 m 范围，总氮与建设用地成显著相关关
系，但耕地对总氮“源”作用更为显著。这说明 100
m 范围的耕地对流域总氮污染贡献更大，曹芳芳等
也得出了类似的结论^[23]。这与流域土地利用在点
缓冲区的分布有关。相较于建设用地与林地，100
m 范围内分布更多的是耕地和草地；而耕地的分布
较建设用地的污染排放更为连续广泛，污染物输出
较为稳定。因此，耕地“源”作用更显著，200 m 范围
林地“汇”作用更显著。总磷在河网缓冲区同时受草
地的“汇”作用与建设用地的“源”作用。

在点缓冲区和河网缓冲区，对总磷和氨氮浓度
起主导作用的土地利用类型为建设用地，对总氮起
主导作用的土地利用类型为耕地。这表明耕地和建
设用地是水体氮、磷的主要来源^[37]。其原因在于：
农业活动中化肥和农药的使用，农药不会完全被植
物根系吸收，经雨水冲刷或其他不同形式进入了河
道^[10]；建设用地会增加不透水面，其内部存在高强
度的人类活动，如城市生活污水、工厂企业废水等有
相当部分未经处理直接汇入河流，或经人为作用致
使含氮、磷物质富集到流域水体^[38-39]。在回归模型
中，林地是一个重要的影响水质的负相关参数^[40]。
林地在水土保持、截留固体污染、降低污染物浓度等
方面有显著作用，是不可忽视的“汇”，这对于当地的
生态环境保护是一个值得关注的信号，有必要加强
对林地和草地的管理。

5 结 语

(1)陕西大理河流域水质主要是总氮污染，总氮
超出《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类
标准，且超出此标准的采样点占有所有采样点总数
95%以上，有 61%的采样点总氮超出Ⅴ类标准。

(2)大理河流域干流内梅罗污染指数为 2.3，属

表 4 土地利用类型与水质参数的逐步多元回归分析结果

Table 4 Stepwise Multiple Regression Analysis Results of Land Use Types and Water Quality Parameters

尺度	缓冲区范围	水质参数(y)	土地利用类型(x)	回归模型	R ²	P 值
点缓冲区	100 m	总氮	耕地	ln y=−8.529+2.601x	0.613	0.027
		总磷	建设用地	ln y=−0.776+3.602x	0.659	0.012
	200 m	总氮	林地	ln y=0.786−1.892x	0.642	0.027
		氨氮浓度	建设用地	ln y=−0.216+4.497x	0.628	0.030
河网缓冲区	100 m	总氮	耕地	ln y=−0.265+2.949x	0.704	0.026
		总磷	草地、建设用地	ln y=0.014−0.451x ₁ +1.096x ₂	0.829	0.001
		氨氮浓度	建设用地	ln y=−3.370+5.970x	0.654	0.010
	200 m	总磷	建设用地	ln y=−0.097+1.806x	0.812	0.014
		氨氮浓度	建设用地	ln y=−3.836+5.214x	0.789	0.009

注：x₁ 为草地，x₂ 为建设用地；R² 为判定系数。

于中度污染,整体水环境不容乐观,水体水质有待改善。支流内梅罗污染指数为 1.2,水质相对较好。

(3)在点缓冲区,耕地是产生磷污染的主要土地利用类型,建设用地是产生氮污染的主要土地利用类型。200 m 范围,林地是截留污染物的主要土地利用类型;在河网缓冲区,耕地与建设用地都是产生氮污染的主要土地利用类型。100 m 范围,草地是截留污染物的主要土地利用类型。

(4)总氮、总磷和氨氮浓度均与耕地、建设用地成正相关关系,相当于“源”,均与林地、草地成负相关关系,相当于“汇”。建设用地对大理河流域水质影响最大,是氨氮浓度与总磷的主要来源;耕地是总氮的主要来源。

徐国策:西安地质调查中心在基础地质、水文与环境地质、灾害与工程地质等领域实力雄厚。我曾和西安地质调查中心的师兄愉快地合作完成了很多项目,从野外调研到数据分析及报告撰写,让我受益匪浅。我的导师李占斌教授领导的团队与西安地质调查中心的合作也很有渊源,在人才培养、项目申报、论文撰写等方面都有深入交流,与各位专家学者结下了深厚的友谊。西安地质调查中心已成为我国西部地区高水平地质调查、高层次人才培养、高质量社会服务的重要基地,成立有国际研究中心和多个重点实验室,在地质、水文、灾害防治等方面拥有大量优秀人才。在西安地质调查中心组建六十周年之际,祝愿西安地质调查中心各项事业不断取得新的进展,肩负起新的历史使命,服务于国家战略,昂扬自信,开拓创新,谱写更加绚烂的新篇章!

参考文献:

References:

[1] 贾亚男,袁道先.土地利用变化对水城盆地岩溶水水质的影响[J].地理学报,2003,58(6):831-838.
JIA Ya-nan,YUAN Dao-xian. The Influence of Land Use Change on Karst Water Quality of Shuicheng Basin in Guizhou Province[J]. Journal of Geographical Sciences,2003,58(6):831-838.

[2] 项 颂,庞 燕,窦嘉顺,等.不同时空尺度下土地利用对洱海入湖河流水质的影响[J].生态学报,2018,38(3):876-885.
XIANG Song,PANG Yan,DOU Jia-shun,et al. Impact of Land Use on the Water Quality of Inflow River to Erhai Lake at Different Temporal and Spatial Scales[J]. Acta Ecologica Sinica,2018,38(3):876-885.

[3] 徐启渝,王 鹏,王 涛,等.土地利用结构与景观格

局对鄱阳湖流域赣江水质的影响[J].湖泊科学,2020,32(4):1008-1019.

XU Qi-yu,WANG Peng,WANG Tao,et al. Investigation of the Impacts of Land Use Structure and Landscape Pattern on Water Quality in the Ganjiang River,Lake Poyang Basin[J]. Journal of Lake Sciences,2020,32(4):1008-1019.

[4] 赵 玉.渭河干流浅层地下水与地表水中重金属 Cd 污染特征及风险评价[J].地球科学与环境学报,2020,42(2):267-277.
ZHAO Yu. Characteristics and Risk Assessment of Heavy Meatal Cd Pollution of Shallow Groundwater and Surface Water in Main Stream of Weihe River, China[J]. Journal of Earth Sciences and Environment,2020,42(2):267-277.

[5] 杨强强,徐光来,杨先成,等.青弋江流域土地利用/景观格局对水质的影响[J].生态学报,2020,40(24):9048-9058.
YANG Qiang-qiang,XU Guang-lai,YANG Xian-cheng,et al. Responses of Water Quality to Land Use and Landscape Pattern in the Qingyijiang River Watershed[J]. Acta Ecologica Sinica,2020,40(24):9048-9058.

[6] 郝守宁,董 飞,刘晓波,等.尼洋河流域土地利用结构对水质的关联分析[J].环境科学与技术,2020,43(1):194-200.
HAO Shou-ning,DONG Fei,LIU Xiao-bo,et al. Effects of Land Use Structure on Water Quality in Niyang River[J]. Environmental Science and Technology,2020,43(1):194-200.

[7] 方 娜,刘玲玲,游清徽,等.不同尺度土地利用方式对鄱阳湖湿地水质的影响[J].环境科学,2019,40(12):5348-5357.
FANG Na,LIU Ling-ling,YOU Qing-hui,et al. Effects of Land Use Types at Different Spatial Scales on Water Quality in Poyang Lake Wetland[J]. Environmental Science,2019,40(12):5348-5357.

[8] 刘丽娟,李小玉,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.
LIU Li-juan,LI Xiao-yu,HE Xing-yuan. Advances in the Studying of the Relationship Between Landscape Pattern and River Water Quality at the Watershed Scale[J]. Acta Ecologica Sinica,2011,31(19):5460-5465.

[9] 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.

- HUANG Jin-liang, LI Qing-sheng, HONG Hua-sheng, et al. Preliminary Study on Linking Land Use & Landscape Pattern and Water Quality in the Jiulong River Watershed[J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2011, 32(1): 64-72.
- [10] 冯娜娜,董春来,徐 笠,等. 辽河保护区土地利用方式对河流水质的影响[J]. 环境工程技术学报, 2020, 10(4): 579-584.
- FENG Na-na, DONG Chun-lai, XU Li, et al. Effect of Land Use Pattern on Water Quality in Liaohe Conservation Area[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2020, 10(4): 579-584.
- [11] 唐 廉,胡晓辉,权冠中,等. 潭江流域水质时空分布特征及其与土地利用的相关性分析[J]. 地球与环境, 2018, 46(4): 364-372.
- TANG Lian, HU Xiao-hui, QUAN Guan-zhong, et al. Spatiotemporal Distribution of Water Quality in the Tanjiang River and Its Correlation with the Land Use [J]. Earth and Environment, 2018, 46(4): 364-372.
- [12] 郭羽羽,李思悦,刘 睿,等. 黄河流域多时空尺度土地利用与水质的关系[J]. 湖泊科学, 2021, 33(3): 737-748.
- GUO Yu-yu, LI Si-yue, LIU Rui, et al. Relation Between Landscape Pattern and Water Quality of the Muti-scale Effects in the Yellow River Basin[J]. Journal of Lake Sciences, 2021, 33(3): 737-748.
- [13] GU Q, HU H, MA L G, et al. Characterizing the Spatial Variations of the Relationship Between Land Use and Surface Water Quality Using Self-organizing Map Approach[J]. Ecological Indicators, 2019, 102: 633-643.
- [14] SHUKLA A K, OJHA C S P, MIJIC A, et al. Population Growth, Land Use and Land Cover Transformations, and Water Quality Nexus in the Upper Ganga River Basin [J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2018, 22(9): 4745-4770.
- [15] 陕西省生态环境厅. 2019 年陕西省生态环境状况公报[R]. 西安:陕西省生态环境厅, 2020.
- Shaanxi Provincial Department of Ecology and Environment. Shaanxi Provincial Bulletin of Ecological Environment[R]. Xi'an: Shaanxi Provincial Department of Ecology and Environment, 2020.
- [16] 张洪波,李娇娇,辛 琛,等. 黄河中游支流无定河流域水沙情势与变异特性[J]. 地球科学与环境学报, 2019, 41(2): 241-252.
- ZHANG Hong-bo, LI Jiao-jiao, XIN Chen, et al. Run-off-sediment Yield Relationship and Variation Characteristics in Wuding River Basin, a Branch of the Middle Yellow River, China[J]. Journal of Earth Sciences and Environment, 2019, 41(2): 241-252.
- [17] HJ 494—2009, 水质采样技术指导[S].
- HJ 494—2009, Water Quality-guidance on Sampling Techniques[S].
- [18] HJ 192—2015, 生态环境状况评价技术规范[S].
- HJ 192—2015, Technical Criterion for Ecosystem Status Evaluation[S].
- [19] NEMEROW N L C. Scientific Stream Pollution Analysis[M]. New York: Scripta Book Company, 1974.
- [20] 关伯仁. 评内梅罗的污染指数[J]. 环境科学, 1979(4): 67-71.
- GUAN Bo-ren. Comment on Nemerow's Pollution Index[J]. Environmental Science, 1979(4): 67-71.
- [21] GB 3838—2002, 地表水环境质量标准[S].
- GB 3838—2002, Environmental Quality Standards of Surface Water[S].
- [22] 郭青海, 马克明, 张 易. 城市土地利用异质性对湖泊水质的影响[J]. 生态学报, 2009, 29(2): 776-787.
- GUO Qing-hai, MA Ke-ming, ZHANG Yi. Impact of Land Use Pattern on Lake Water Quality in Urban Region[J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(2): 776-787.
- [23] 曹芳芳, 李 雪, 王 东, 等. 新安江流域土地利用结构对水质的影响[J]. 环境科学, 2013, 34(7): 2582-2587.
- CAO Fang-fang, LI Xue, WANG Dong, et al. Effects of Land Use Structure on Water Quality in Xin'anjiang River[J]. Environmental Science, 2013, 34(7): 2582-2587.
- [24] 官宝红, 李 君, 曾爱斌, 等. 杭州市城市土地利用对河流水质的影响[J]. 资源科学, 2008, 30(6): 857-863.
- GUAN Bao-hong, LI Jun, ZENG Ai-bin, et al. Impacts of Urban Land Use on Water Quality in Hangzhou [J]. Resources Science, 2008, 30(6): 857-863.
- [25] 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.
- YUE Jun, WANG Yang-lin, LI Zheng-guo, et al. Spatial-temporal Trends of Water Quality and Its Influence by Land Use: A Case Study of the Main Rivers in Shenzhen[J]. Advances in Water Science, 2006, 17(3): 359-364.
- [26] 彭 勃, 付永胜, 赵君凤, 等. 小流域土地利用景观格局对水质的影响[J]. 生态科学, 2019, 38(3): 90-99.
- PENG Bo, FU Yong-sheng, ZHAO Jun-feng, et al. Effect of Land Use Landscape Pattern on Water Qua-

- lity in Small Watershed[J]. *Ecological Science*, 2019, 38(3):90-99.
- [27] 崔 丹,陈 岩,马冰然,等. 土地利用/景观格局对水环境质量的影响[J]. *水科学进展*, 2019, 30(3):423-433.
- CUI Dan, CHEN Yan, MA Bing-ran, et al. Effects of Land Use/Landscape Patterns on the Water Quality[J]. *Advances in Water Science*, 2019, 30(3):423-433.
- [28] 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关系[J]. *环境科学研究*, 2019, 32(9):1519-1530.
- YANG Qin, TANG Qiu-hong, ZHANG Yong-yong. 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.
- [29] 孙金华,曹晓峰,黄 艺. 滇池流域土地利用对入湖河流水质的影响[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(12):2052-2057.
- SUN Jin-hua, CAO Xiao-feng, HUANG yi. Effect of Land Use on Inflow Rivers Water Quality in Lake Dianchi Watershed[J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(12):2052-2057.
- [30] MELLO K D, VALENTE R A, RANDHIR T O, et al. Effects of Land Use and Land Cover on Water Quality of Low-order Streams in Southeastern Brazil: Watershed Versus Riparian Zone[J]. *Catena*, 2018, 167:130-138.
- [31] ZHANG J, LI S Y, JIANG C S. Effects of Land Use on Water Quality in a River Basin(Danling) of the Three Gorges Reservoir Area, China: Watershed Versus Riparian Zone[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 113:106226.
- [32] 王 鹏,齐述华,陈 波. 赣江流域土地利用方式对河流水质的影响[J]. *生态学报*, 2015, 35(13):4326-4337.
- WANG Peng, QI Shu-hua, CHEN Bo. Influence of Land Use on River Water Quality in the Ganjiang Basin[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(13):4326-4337.
- [33] XU G, LI P, LU K, et al. Seasonal Changes in Water Quality and Its Main Influencing Factors in the Dan River Basin[J]. *Catena*, 2019, 173:131-140.
- [34] 郝振纯,苏振宽. 土地利用变化对海河流域典型区域的径流影响[J]. *水科学进展*, 2015, 26(4):491-499.
- HAO Zhen-chun, SU Zhen-kuan. Effects of Land Use Change on Runoff in the Typical Areas in Haihe River Basin[J]. *Advances in Water Science*, 2015, 26(4):491-499.
- [35] 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.
- YU Xing-xiu, YANG Gui-shan. Land Use/Cover Change of Catchment and Its Water Quality Effects: A Case of Xitiao River Catchment in Zhejiang Province[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2003, 12(3):211-217.
- [36] 曹 灿,张 飞,阿依尼格爾·亚力坤,等. 艾比湖区域景观格局与河流水质关系探讨[J]. *环境科学*, 2018, 39(4):1568-1577.
- CAO Can, ZHANG Fei, AYINIGEER Yalikun, et al. Relationship Between Landscape Pattern and Water Quality in the Ebinur Lake Region[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(4):1568-1577.
- [37] 于松延,徐宗学,武 玮,等. 北洛河流域水质空间异质性及其对土地利用结构的响应[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(5):1309-1315.
- YU Song-yan, XU Zong-xue, WU Wei, et al. Spatial Variation of Water Quality and Its Response to Land-use in the Beiluo River Basin[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(5):1309-1315.
- [38] SHI P, ZHANG Y, LI Z B, et al. Influence of Land Use and Land Cover Patterns on Seasonal Water Quality at Multi-spatial Scales[J]. *Catena*, 2017, 151:182-190.
- [39] DUNN S M, SAMPLE J, POTTS J, et al. Recent Trends in Water Quality in an Agricultural Catchment in Eastern Scotland: Elucidating the Roles of Hydrology and Land Use[J]. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 2014, 16(7):1659-1675.
- [40] 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.
- ZHANG Yin-jun, CHEN Shuang, XIANG Jing-chang. Correlation Between the Water Quality and Land Use Composition in the River Sidearea: A Case of Chaohu Lake Basin in China[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2011, 20(9):1054-1061.