张玉荣,潘保柱,冯治远,等.泾河流域生态健康评价及驱动因素研究——基于底栖动物生物完整性 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5706-5717.
Zhang Y R, Pan B Z, Feng Z Y, et al. Evaluation of ecological health and driving factors in Ching River Basin based on biological integrity of benthic macroinvertebrates [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5706-5717.

泾河流域生态健康评价及驱动因素研究
——基于底栖动物生物完整性

张玉荣[1],潘保柱[1*],冯治远[1],侯易明[1],胡 恩[2],郑皓玮[1],车美雪[1] (1.西安理工大学,旱区水工程生态环境全国重点实验室,陕西 西安 710048；2.陕西省环境科学研究院,陕西 西安 710061)

摘要：底栖动物作为河流生态健康的重要指示生物,是构建生物完整性指数(IBI)的理想选择,因此,基于 2021 年 11 月(秋季)与 2022 年 5 月(春季)泾河流域 41 个干支流监测点的数据,采用逐步筛选方法,确定了秋季 5 个核心参数(总生物量、蜉蝣目个体相对丰度、敏感类群分类单元相对丰度、BI 指数、Simpson 多样性指数)和春季 6 个核心参数(摇蚊分类单元数、总生物量、刮食者个体相对丰度、敏感类群个体相对丰度、Hilsenhoff 生物指数、ASPT 指数).健康评价结果显示:41 个采样点中,秋季 15 个健康、7 个亚健康、14 个一般、5 个较差;春季 8 个健康、10 个亚健康、15 个一般和 8 个较差.核心参数与环境因子的 Spearman 相关性分析表明:秋季 NO_3^--N 与 BI 指数呈显著负相关(P=0.003);春季 COD 与总生物量呈显著负相关(P=0.007),pH 值与摇蚊分类单元数呈显著正相关(P=0.007).多尺度下土地利用类型与 B-IBI 值随机森林模型分析表明:在秋季,草地占比在小尺度缓冲区(100~500m)内对 B-IBI 影响显著,而在较大尺度缓冲区(1000~1500m)中,耕地和林地的占比对 B-IBI 影响显著;在春季,小尺度缓冲区下耕地占比影响显著,随缓冲区尺度增大,林地占比对 B-IBI 的影响逐渐显著,在 500m 缓冲区内林地占比影响最为显著.综合分析表明,土地利用类型和环境因子的综合作用影响泾河流域的底栖动物生物完整性指数,合理的土地利用规划有助于改善泾河流域水生态健康状况.

关键词：泾河流域；底栖动物完整性指数；环境因子；不同缓冲区；土地利用类型
中图分类号：X522 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5706-12

Evaluation of ecological health and driving factors in Ching River Basin based on biological integrity of benthic macroinvertebrates.

ZHANG Yu-rong[1], PAN Bao-zhu[1*], FENG Zhi-yuan[1], HOU Yi-ming[1], HU En[2], ZHENG Hao-wei[1], CHE Mei-xue[1] (1.State Key Laboratory of Water Engineering Ecology and Environment in Arid Area, Xi'an University of Technology, Xi′an 710048, China；2.Shaanxi Provincial Academy of Environmental Science, Xi'an 710061, China). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5706~5717

Abstract：As an important indicative organism of river ecological health, benthic macroinvertebrates are an ideal choice for constructing the Index of Biological Integrity (IBI).This study is based on data from 41mainstem and tributary monitoring sites in the Ching River Basin, which were collected in November 2021 (autumn) and May 2022 (spring). Using a stepwise selection method, five core parameters were identified for the autumn (total biomass, relative abundance of Ephemeroptera individuals, relative abundance of sensitive taxa, BI, and Simpson's diversity index), and six core parameters were identified for the spring (number of Chironomidae taxonomic units, total biomass, relative abundance of scraper individuals, relative abundance of sensitive taxa, Hilsenhoff Biotic Index, and ASPT index). Health evaluation results showed that among the 41 sampling sites, 15 were classified as healthy, 7 as sub-healthy, 14as fair, and 5as poor in the autumn; in the spring, 8were healthy, 10were sub-healthy, 15 were fair, and 8were poor. Spearman's correlation analysis of core parameters and environmental factors showed that, in the autumn, NO_3^--N was significantly negatively correlated with the BI index (P=0.003); in the spring, COD was significantly negatively correlated with total biomass (P=0.007), and pH was significantly positively correlated with the number of Chironomidae taxonomic units (P=0.007). Random forest model analysis of land use types and B-IBI values at different scales indicated that in the autumn, the proportion of grassland had a significant effect on B-IBI in smaller-scale buffers (100~500m), whereas the proportion of cropland and forest had a significant effect in larger-scale buffers (1000~1500m). In the spring, the proportion of cropland significantly affected B-IBI in smaller-scale buffers, and as the buffer scale increased, the proportion of forest had a progressively significant effect, with the most significant effect observed in the 500m buffer. Comprehensive analysis indicates that the combined effects of land use types and environmental factors influence the B-IBI of benthic macroinvertebrates in the Ching River Basin, and that rational land use planning can contribute to the improvement of water ecological health in the basin.

Key words：Ching River Basin；benthic integrity index；environmental factors；different buffer zones；land use types

收稿日期：2025-02-21
基金项目：陕西省重点研发计划重点产业链(群)项目(2024SF-ZDCYL-05-02)

* 责任作者, 教授, zhuzipan@xaut.edu.cn

淡水生态系统是由生物群落及其环境相互作用构成的自然系统,是维持人类生存和社会发展的关键资源基础[1],土地利用变化,尤其是农业、城市化及林地转换,直接影响水生态系统的结构和功能[2].评估流域内生态系统的健康状况并研究土地利用对水生态系统的影响,对于理解水资源的可持续利用和生态保护至关重要.泾河地处黄土高原中部,是黄河的二级支流、渭河的一级支流,其作为重要的水源涵养地,对维持区域生态平衡有着重要作用.然而,流域内地形复杂,多沟壑丘陵,降水时空分布不均,年际变化较大[3],土壤侵蚀较为严重[4],农业和城市化导致土地利用不合理,水土流失现象突出[5-6],流域生态健康问题亟待解决.

大型底栖无脊椎动物(以下简称底栖动物)是指生活在水体底层、依赖底质栖息的无脊椎动物.作为食物链的中间环节,是水生态系统中的重要组成部分,具有种类多、分布范围较广、生活场所相对固定和对干扰十分敏感的特点[7],在物质循环、能量流动和信息传递等方面发挥着重要作用,是监测环境污染的重要健康评价指示生物[8-9].

生物完整性指数(IBI)是对人类活动干扰引起生物完整性变化敏感的多个生物学指标或参数的综合指数,用于描述生态系统的生物群落完整性状况,是目前水生态系统健康评价中应用最广泛的一个生态指标[10].IBI 最初由 Karr[11]针对鱼类建立,随后拓展至以底栖动物[12-14]、周丛生物[15-17]、浮游生物[18-20]和高等维管束植物[21]作为水生态健康评价的指示生物,其中底栖动物生物完整性指数(B-IBI)已广泛应用于全球[22-25].

渭河流域近年来的底栖动物研研方面取得了一定进展.白海锋[26]和殷旭旺等[27]研究了渭河底栖动物群落特征;高佳[28]基于底栖动物指标开展了渭河(陕西段)水生态健康评价.但目前对于泾河流域底栖动物物种组成、群落结构等的时空分布规律以及与环境因子及土地利用的相互关系等方面探索不足,这极大地限制了对泾河流域水生态系统全面、准确的认知和评估,也为该流域水生态保护与修复工作带来了挑战.因此,有必要以底栖动物作为泾河流域健康状况的指示生物进行水生态健康评价,并对流域内环境因子及土地利用与底栖动物生物完整性之间的相互关系展开分析,为泾河流域水资源可持续利用和生物多样性的保护提供科学依据.

1　研究区域与方法

1.1　研究区域及样点布置

泾河发源于宁夏六盘山东麓,流经宁夏、甘肃、陕西三省,于西安市高陵区注入渭河,全长 455.1km,流域面积 45421km^2.流域内水系发达,集水面积大于 1000km^2 的主要支流有 13 条.其中,依据代表性、可达性、支流长度、流域面积及地理空间分布等因素,综合选择泾河干流及 8 条典型支流作为代表性研究区域.流域内土地利用类型以草地和耕地为主,其次为林地[29].

本研究于 2021 年 11 月(秋季)和 2022 年 5 月(春季)对泾河流域底栖动物进行采样.泾河干流(JH)及 8 条典型支流共布设 41 个采样断面(图 1).其中,支流包括:蒲河(PH)、马莲河(MLH)、四郎河(SiLH)、黑河(HH)、水帘河(SLH)、三水河(SSH)、姜家河(JJH)和泔河(GH).点位信息见附表 I.

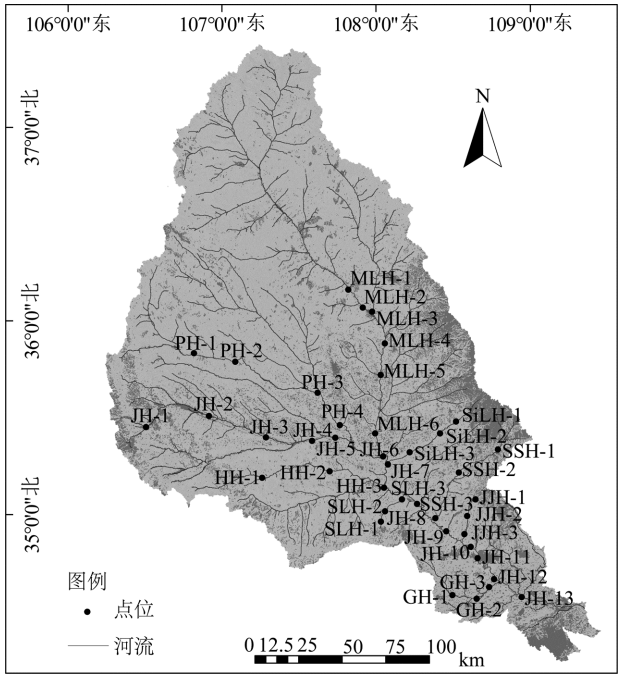


图 1　泾河流域采样断面及土地利用分布

Fig.1　Sampling cross sections and land use distribution map of Ching River Basin

1.2　样品的采集与处理

底栖动物样本采集参照《生物多样性观测技术导则淡水底栖大型无脊椎动物》(HJ710.8−2014),采用筛网孔径 420μm、网口宽度 0.3m 的手持 D 型网

在河流浅滩处采集,对于不可涉水的采样点使用采泥器采集,每个样点采样 3 次,样方面积 0.3m^2.将泥样过 40 目网筛洗去污泥,挑出其他杂物后放入白色瓷盘挑拣,将所挑的底栖动物收集于聚乙烯小瓶,在浓度为 75%的酒精内保存,参照鉴定书籍[30-32]进行显微镜鉴定,并计数和称量湿重.

水质理化指标的现场测定参照《地表水和污水监测技术规范》(HJ/T91-2002).其中,水温(WT)、酸碱度(pH 值)、电导率(Cond)、总溶解固体(TDS)和溶解氧(DO)等指标使用水质多参数水质测定仪(YSI professional plus)进行现场测定;浊度(Turb)指标使用 WZB-175 型便携式浊度仪进行现场测定;叶绿素 a(Chl-a)指标使用采水器采集水面下 0.5m 处的水样 1L,使用 GF/C 滤膜进行抽滤后带回实验室进行测定.室内实验参照《水和废水监测分析方法》(第四版),测定总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH_3-N)、化学需氧量(COD)、硝酸盐氮(NO_3^--N)、亚硝酸盐氮(NO_2^--N)及氧化还原电位(ORP)等指标.

1.3 B-IBI 评价体系构建

1.3.1 参照点的选择 参照点指未受人类活动影响或仅受轻微影响的样点[33],可以作为河流健康评估的基准点.在泾河流域采样点中选择人类活动干扰强度低、物理形态自然且水质指数(WQI)较高的采样点,最终确定 PH-1、HH-1、SLH-2、JJH-1、JJH-2、JJH-3 等 6 个样点为参照点.两季各点位 WQI 指数分值表见附表Ⅱ.

1.3.2 候选参数的确定 在参考其他河流评价体系对候选参数选定[24-25]的基础上,结合本次调查的泾河流域底栖动物群落结构特征,最终选择体现群落丰富度、种类个体相对丰度、摄食功能类群、耐污能力、生物多样性指数的 30 个候选参数(附表 III).

1.3.3 候选参数的筛选 (1)分布范围分析:若候选参数标准差过大或者过小,则说明该参数对干扰反应波动过大无法准确反映整体情况,或对干扰反应不敏感,均予以剔除.(2)判别能力分析:对参照点和受损点各个备选参数绘制箱线图,并分析箱体 IQ(20%分位数~70%分位数)的重叠程度,保留箱体没有重叠或有部分重叠,但各自中位数均在对方箱体范围之外的参数.(3)相关性分析:对余下的参数进行正态分布检验,对符合正态分布的参数之间进行 Pearson 相关性分析,对不符合正态分布的进行 Spearman 相关性分析,若候选参数之间相关系数 |r|>0.75 则表明两个参数相关性较高,只保留其中一个.经过筛选[7],最终可确定出构建 B-IBI 评价体系的核心参数.

1.3.4 B-IBI 分值计算及健康评价标准 本研究采用比值法统一核心参数的量纲,对于随干扰强度增强而减小的参数,以所有样点由高到低排序的 5%的分位数作为最佳期望值,该类参数的分值等于参数实际值除以最佳期望值;对于随干扰强度增强而增加的参数,以所有样点由高到低排序的 95%的分位数作为最佳期望值,该类参数的分值等于(最大值-实际值)/(最大值-最佳期望值).将各评估参数的比值法结果进行加和,得到 B-IBI 值.以参照点 B-IBI 值由高到低排序的 25%的分位数作为最佳期望值,大于等于该值则评价为“健康”,并从 0 到最佳期望值进行四等分,由高到低依次评价为“亚健康”、“一般”、“较差”和“极差”[10,24].

1.4 土地利用类型提取

土地利用数据来自中国多时期土地利用遥感监测数据集(CNLUCC)[34]提供的 2020 年 30m 精度土地利用类型.为研究泾河流域多尺度土地利用类型对水生态健康状况的影响,分别提取了采样点在 100,200,500,1000 和 1500m 河岸带缓冲区的土地利用类型.提取到土地利用类型:耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用土地等.

1.5 数据处理与分析

通过 ArcMap 对泾河流域进行提取分析,对干支流和采样点经纬度进行可视化标注,并根据土地利用类型数据进行多尺度缓冲区的面积制表;使用 Excel 对底栖动物密度和生物量、物种组成、优势度、土地利用类型面积等指标进行计算.其中,优势度计算同时考虑了物种的相对丰度和出现频率,能够表征不同物种在群落中的相对重要性[35],其计算式如下:

$$Y_i = (\frac{N_i}{N}) \cdot F_i \quad (1)$$

式中:N_i为物种 i 在所有样点中的个体总数;N 为群落中所有物种的总个体数;F_i为物种 i 的出现频率,物种优势度 Y>0.05 的物种为优势种.

基于栅格数据的土地利用类型面积计算式如下:

$$A_k = N_k \cdot S_{\text{pixel}} \quad (2)$$

式中:A_k为第 k 类土地利用类型的面积;N_k为第 k 类土地利用类型在缓冲区内的像元数量;Spixel 为单个像元面积.

使用 Origin 2024 软件对密度、生物量、物种组成等数据进行可视化;通过 IBM SPSS Statistics 26 软件对环境因子和候选参数进行正态分布检验,以确认数据分布特征;使用 R 语言“vegan”程序包对两季环境因子进行主坐标分析(PCA),使用“psych”程序包对环境因子和候选参数进行 Spearman 相关性分析,使用“tidyverse”程序包对多尺度缓冲区的土地利用类型面积占比可视化,使用“randomForest”程序包构建随机森林模型,以评估不同土地利用类型对 B-IBI 指数的影响,并通过“pheatmap”、“ggplot2”等程序包对 PCA、Spearman、随机森林模型等结果进行可视化,此外使用“gridExtra”程序包,对各尺度缓冲区的变量重要性图进行统一排版,以便对比不同缓冲区尺度下土地利用类型的重要性变化规律.

2　结果与分析

2.1　底栖动物群落结构特征

两次调查共采集底栖动物 163 种,隶属于 3 门 9 纲 17 目 54 科,其中,环节动物门 10 种,软体动物门 13 种,节肢动物门 140 种.密度、生物量及物种组成见图 2.

秋季共采集到底栖动物 105 种,隶属于 3 门 8 纲 14 目 44 科,平均密度为 39.50ind./m^2,平均生物量为 0.5373g/m^2.泾河干流中,上游平均密度最高,为 56.58ind./m^2;下游平均密度最低,为 2.00ind./m^2.上游平均生物量最高,为 0.3198g/m²;中游平均生物量最低,为 0.0669g/m^2.其他各支流中,姜家河平均密度最高,为 122.91ind./m^2;四郎河平均密度最低,为 11.04ind./m^2;水帘河平均生物量最高,为 2.1924g/m^2;三水河平均生物量最低,为 0.0101g/m².

春季共采集到底栖动物 102 种,隶属于 3 门 8 纲 15 目 31 科,平均密度为 108.40ind./m^2,平均生物量为 2.7792g/m^2.泾河干流中,上游平均密度最高,为 199.56ind./m^2,中游平均密度最低,为 31.53ind./m^2;上游平均生物量最高,为 9.5757g/m^2;下游平均生物量最低,为 0.0829g/m^2.其他各支流中姜家河平均密度最高,为 221.78ind./m^2;四郎河平均密度最低,为 11.56ind./m^2;黑河平均生物量最高,为 15.3872g/m^2;四郎河平均生物量最低,为 0.0067g/m^2.

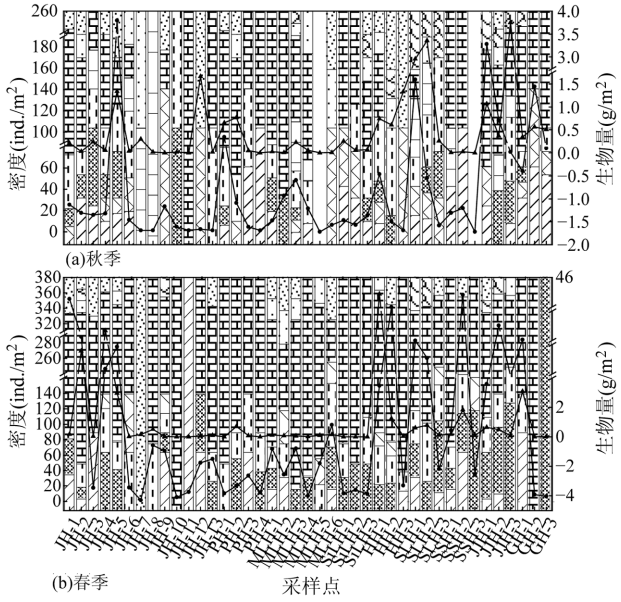


图 2　秋季(a)和春季(b)底栖动物密度、生物量及物种组成

Fig.2　The density, biomass, and taxonomic composition of benthic macroinvertebrates in the autumn(a) and spring(b)

表 1　底栖动物优势种及优势度

Table 1　Dominant species and degree of dominance degree of benthic macroinvertebrates

优势种名称	优势度(*Y*)	
	秋季	春季
仙女虫属一种(*Nais* sp.)	—	0.05
霍甫水丝蚓(*Limnodrilushoffmeisteri*)	0.06	0.1
苏氏尾鳃蚓(*Branchiurasowerbyi*)	0.06	—
墨黑摇蚊(*Chiromomusanthracinus*)	0.05	—
短脉锥昏眼摇蚊(*Constempellinabrevicosta*)	0.06	—
格氏寡角摇蚊(*Diamesagregsoni*)	0.05	—
小蜉属一种(*Ephemerella* sp.)	—	0.06
四节蜉属一种(*Baetis* sp.)	—	0.28
纹石蛾属一种(*Hydropsyche* sp.)	0.16	0.06
短脉纹石蛾属一种(*Cheumatopsyche* sp.)	0.06	—
长臂虾科一属种(*Palaemonidae gen* sp.)	0.07	—

注:优势种指优势度(*Y*)≥0.05的物种.

两季优势度计算结果显示,秋季优势种为霍甫水丝蚓、苏氏尾鳃蚓、墨黑摇蚊、短脉锥昏眼摇蚊、格氏寡角摇蚊、纹石蛾属一种、短脉纹石蛾属一种、长臂虾科一属种;春季优势种为仙女虫属一种、霍甫水丝蚓、小蜉属一种、四节蜉属一种、纹石蛾属一

种(表 1).

2.2 环境因子 PCA 分析

由环境因子 PCA 分析结果(附表 IV)可见,前两个主成分轴(PC1 和 PC2)解释了数据中最大的方差.PC1 主要由 TDS 及氮类化合物(NO_3^--N、NO_2^--N)等因子贡献,其中 TDS 在 PC1 中的因子载荷最高,为 0.42.PC2 解释了除 PC1 外的第二大方差,反映了 DO、ORP 和 TP 等变量对水体环境变化的综合影响.

PCA 得分散点图(图 3)展示了 PC1 和 PC2 空间中两季采样点的分布,结果显示,秋季和春季的环境因子在 PC1-PC2 空间中有显著的分离趋势.秋季数据点普遍分布在 PC1 的负值区域,而春季数据点则偏向 PC1 的正值区域.因此,有必要通过 B-IBI 评价进一步分析季节性变化是否对泾河流域水生态健康产生影响.

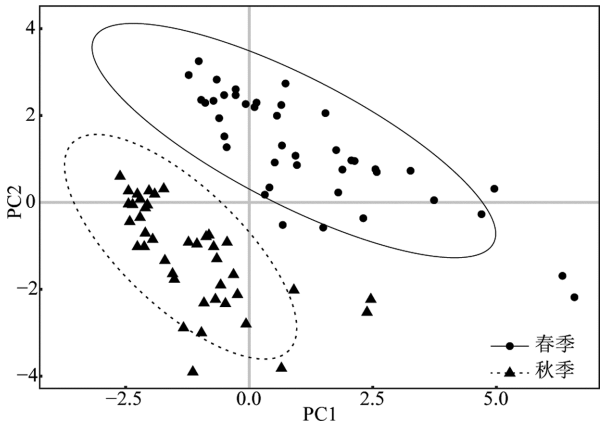


图 3 环境因子 PCA 得分散点

Fig.3 PCA scatter plot of environmental factor scores

2.3 B-IBI 健康评价体系构建

2.3.1 分布范围分析 经计算两季 30 个参数在 6 个参照点的分布情况(附表 V~VI),秋季参数 M7、M14、M18、M19 和春季参数 M7、M9、M15、M18、M20 随干扰强度增强,变化不明显;秋季及春季候选参数 M24 数据离散程度过大,故去除以上不适合构建 B-IBI 评价体系的参数.

2.3.2 判别能力分析 根据剩余参数在参照点和受损点的箱线图重叠情况(附图 I~II),秋季 M1、M2、M4、M6、M17、M21、M25、M26、M27、M30 等 10 个参数满足 IQ≥2,春季 M1、M2、M3、M4、M6、M11、M14、M17、M19、M21、M22、M23、M26 等 13 个参数满足 IQ≥2,以上参数进入下一分析阶段.

2.3.3 相关性分析 对筛选后 IQ≥2 的参数进行正态分布检验,由于各参数之间不满足正态分布,因此对各参数进行 Spearman 相关性分析(图 4),最终确定秋季 M4、M6、M21、M25、M30 五个参数和春季 M3、M4、M14、M21、M22、M26 六个参数为泾河流域 B-IBI 评价体系的核心参数.

(a)秋季

	M1	M2	M4	M6	M17	M21	M25	M26	M27	M30
M1										
M2	0.79									
M4	0.48	0.44								
M6	0.52	0.80	0.22							
M17	0.66	0.65	0.47	0.37						
M21	0.50	0.51	0.42	0.30	0.95					
M25	0.53	0.22	0.53	0.09	0.33	0.28				
M26	0.57	0.25	0.51	0.10	0.34	0.29	0.98			
M27	0.87	0.77	0.33	0.57	0.63	0.50	0.23	0.26		
M30	0.79	0.73	0.30	0.58	0.59	0.49	0.17	0.19	0.97	

(b)春季

	M1	M2	M3	M4	M6	M11	M14	M17	M19	M21	M22	M23	M26
M1													
M2	0.83												
M3	0.75	0.44											
M4	0.68	0.65	0.40										
M6	0.41	0.66	0.13	0.30									
M11	0.43	0.73	0.10	0.34	0.87								
M14	0.63	0.42	0.33	0.38	0.18	0.17							
M17	0.70	0.75	0.47	0.39	0.41	0.43	0.41						
M19	0.58	0.66	0.42	0.30	0.46	0.49	0.32	0.92					
M21	0.54	0.67	0.34	0.23	0.39	0.42	0.28	0.96	0.93				
M22	-0.30	-0.57	-0.05	-0.22	-0.89	-0.89	-0.16	-0.32	-0.42	-0.32			
M23	-0.31	-0.51	-0.14	-0.20	-0.92	-0.77	-0.17	-0.29	-0.34	-0.27	0.89		
M26	-0.18	-0.31	-0.08	0.06	-0.62	-0.45	0.08	-0.28	-0.26	0.32	0.43	0.53	

图 4 候选参数 Spearman 相关性分析

Fig.4 Spearman correlation analysis of candidate parameters

2.4 B-IBI 健康评价结果

通过比值法计算得到 B-IBI 值,并得出秋季的 B-IBI 最佳期望值为 2.64,春季为 3.58,由此得出两季 B-IBI 健康评价标准(附表 VII)及各点位的 B-IBI 评价结果(附表 VIII).通过对两季在参照点和受损点的 B-IBI 值绘制箱线图,结果均满足 IQ≥2,$p<0.05$(附图 III).

B-IBI 评价结果显示,从空间上看,泾河上游健康状况优于中下游.秋季上游地区健康与亚健康状态点位比例高于中下游(上游占比为 68.75%,中游占比为 55.00%,下游占比为 0);春季上游和中游比例都

维持在 50.00%,两季下游地区生态状况均较差,健康及亚健康点位占比均为 0.泾河干流与支流的健康及亚健康点位占比相近.干流健康的状况上游优于中下游,与流域整体状况相近.各支流中,蒲河、四郎河、水帘河和黑河多数点位处于“一般”~“健康”状态;马莲河秋季部分点位处于“较差”状态,其他点位和春季多数点位均处于“亚健康”状态;三水河相对较差,多数点位处于“较差”和“一般”状态;姜家河除秋季 JJH-1 处于“较差”状态外,其余均为“亚健康”和“健康”状态;泔河处于“一般”和“较差”状态.从时间上看,泾河流域健康状况整体秋季略好于春季,在各支流中,四郎河、水帘河和泔河等秋季健康状况较好,马莲河、三水河以及姜家河等春季健康状况较好.两季健康状况空间分布见图 5.

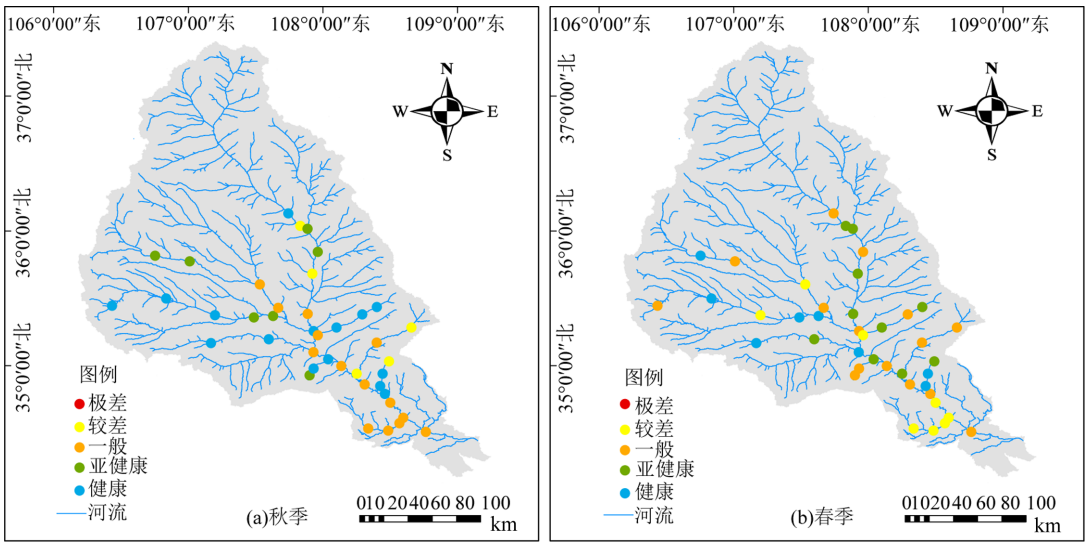


图 5　健康评价结果空间分布

Fig.5　Spatial distribution of health evaluation results

2.5　B-IBI 核心参数与环境因子的关系

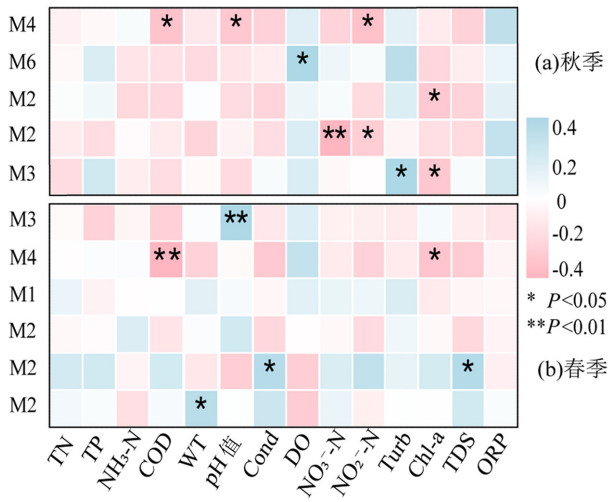


图 6　环境因子与 B-IBI 核心参数 Spearman 相关性分析

Fig.6　Spearman correlation analysis between environmental factors and B-IBI core parameters

表示 $P<0.05$,**表示 $P<0.01$

为探究环境因子(TN、TP、NH_3-N、COD、WT、pH 值、Cond、DO、NO_3^--N、NO_2^--N、Trub、Chl-a、TDS、ORP)对 B-IBI 指数的影响,对环境因子与 B-IBI 核心参数分别进行 Spearman 相关性分析(图 6),分析结果表明,秋季 NO_3^--N 与 M25 呈显著负相关(P=0.003),NO_2^--N 与 M4、M25 呈负相关(P=0.012、P=0.039),Chl-a 与 M21、M30 呈负相关(P=0.036、P=0.032),COD 与 M4 呈负相关(P=0.015)、pH 值与 M4 呈负相关(P=0.023)、DO 与 M6 呈正相关(P=0.025)、Trub 与 M30 呈正相关(P=0.028);春季 pH 值与 M3 呈显著正相关(P=0.007)、COD 与 M4 呈显著负相关(P=0.007)、Cond 与 M22 呈正相关(P=0.02)、TDS 与 M22 呈正相关(P=0.014)、Chl-a 与 M4 呈负相关(P=0.037)、WT 与 M23 呈正相关(P=0.025).

2.6　B-IBI 与多尺度下土地利用的关系

通过提取泾河流域采样点在 100,200,500,1000 和 1500m 等五个不同尺度缓冲区土地利用类型面积占比(图 7).结果表明,在不同缓冲区内均以耕地占

比最多,并且在 200m 缓冲区内占比最大,占比 69.3%;其次是草地占比,随着缓冲区尺度增大,草地占比逐渐增大,在 1500m 缓冲区草地平均占比 36.7%;同时,在采样点所在区域水面开阔处(如 JH−5 和 JH−13)水域面积占比较高;林地随着缓冲区尺度的扩大占比变化不明显,始终保持在 6%~10%,200m 缓冲区的林地占比为 10.0%;在所有缓冲区内,建设用地和未利用土地的占比始终较低,建设用地占比均值为 5.2%,未利用土地占比最高仅为 0.7%.

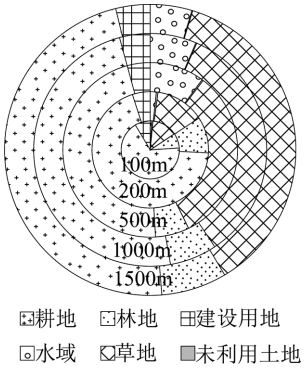


图 7 多尺度缓冲区土地利用类型占比

Fig.7 Percentages of land use types in buffer zones at different scales

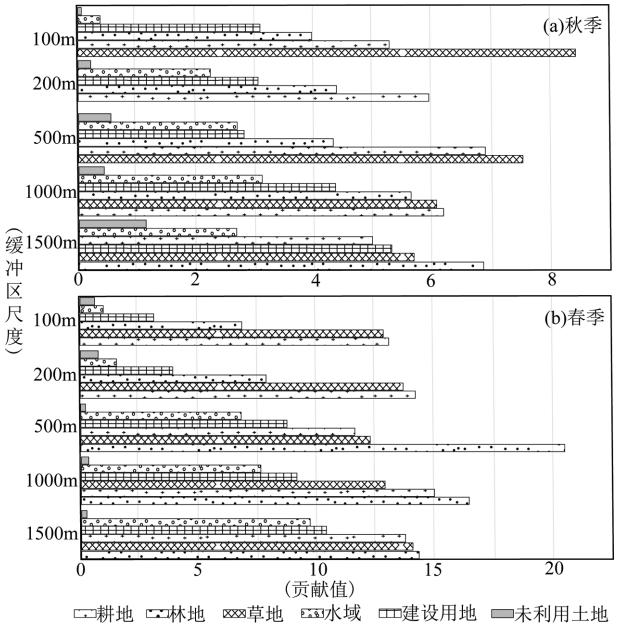


图 8 秋季(a)和春季(b)土地利用类型占比对 B−IBI 指数的贡献

Fig.8 Contributions of the share of land use types to the B−IBI index in the autumn(a) and spring(b)

通过随机森林模型分析多尺度下土地利用类型占比对 B−IBI 指数的贡献(图 8),发现,土地利用类型对 B−IBI 值的影响呈现出季节性和缓冲区尺度的差异.在秋季,B−IBI 值受草地占比的影响最为显著,尤其在 100m 缓冲区尺度;在 200 和 500m 缓冲区,草地占比的重要性依然最高;在 1000m 缓冲区,耕地影响略高于草地;在 1500m 缓冲区,则以林地占比为主导,其次是草地占比.在春季,500m 缓冲区内林地占比对 B−IBI 值的重要性最高;在 100 和 200m 缓冲区,耕地占比具有更显著的影响;随缓冲区尺度增大,1000 和 1500m 缓冲区林地占比对 B−IBI 值的影响略高于草地和耕地占据主导地位.

3 讨论

泾河流域底栖动物群落组成及优势类群差异体现了该流域生态系统的生物多样性特征及潜在的驱动机制.从空间上来看,泾河干流上游、水帘河及姜家河等两季密度及生物量均较高,泾河干流下游、四郎河等两季均较低,且在同一河段的不同点位密度及生物量也普遍存在较大波动,这种群落组成的空间差异可能受局部污染、流速变化及基质类型等的共同影响[36].从时间上来看,春季的平均密度及生物量显著高于秋季,并且春季优势种以四节蜉属、小蜉属、仙女虫属及长臂虾等体型较大的物种为主,对生物量数值贡献较大.其中,春季黑河的生物量远高于其他河流,且主要由敏感类群四节蜉属贡献,其显著优势可能与局部资源供给充足或环境条件适宜相关[37];秋季 SSH−3 和 MLH−5 点的低密度与低生物量现象可能受到局部污染、基质贫乏或其他外部干扰的影响.此外,优势种也存在季节性差异,秋季优势种以耐污种为主,表明这一时期可能受到较强的人为干扰或水质条件的限制,例如农田径流输入或水体流量降低导致的有机物积累;而春季优势种敏感类群增多,可能是由于泾河属于雨源性河流[38],该时期流量随降水增加,水流流速较快对底质产生冲刷作用,导致底质颗粒变大,如沙砾或卵石等,该环境对蜉蝣目等敏感类群的生存有利[39].

B−IBI 评价结果表明,泾河流域水生态健康状况存在时空差异.从空间上来看,泾河流域上游底栖动物生物完整性及健康状况明显优于中下游河段,有研究发现影响泾河流域内径流变化的主导因素是人类活动[40],这表明泾河流域上游相对于中下游区

域受人为干扰程度较低,生态环境质量较好,中下游随着人为活动造成污染对泾河流域底栖动物的生存产生了较大影响,该评价结果与雷波[41]和徐宗学[42]等对泾河流域以及渭河流域中泾河河段健康评价结果基本一致;泔河和三水河的水生态健康状况较差于黑河、姜家河与四郎河等,这可能是由于泔河流经人口密集区,人类活动影响较大,三水河中下游道路横跨河流且伴有采石、挖沙等活动[43],多处水体遭到严重污染.从时间上来看,泾河干流健康状况秋季略好于春季,表明虽然春季底栖动物的数量特征显著高于秋季,但秋季群落表现出更强的完整性和稳定性.这种差异进一步表明春季较高的水流流速导致河床冲刷加剧[38],特别是对固着能力较弱的物种(如摇蚊幼虫)造成显著的栖息地破坏,从而影响了春季底栖动物群落的生物完整性;四郎河、水帘河和泔河等秋季健康状况较好,马莲河、三水河以及姜家河等春季健康状况较好.上述差异可能与不同河段季节性水质特征的动态变化有关——当水质条件较好、污染负荷较低时,有利于底栖动物的栖息和繁衍,从而提升其生态健康状况[25].为探究该流域水生态健康状况时空差异的驱动因子,需进一步对流域环境因子进行分析.在本研究中,分别构建春季与秋季的 B-IBI 评价体系,是基于底栖动物群落在季节变化中生态响应的差异性[44].这种做法有助于提高评价的敏感性和准确度.同时,从结果来看,季节分立的评价体系能够较好地区分春秋两季各流域段的生态状况.然而,不同季节采用不同评价指标和标准在一定程度上也限制了结果的季节间可比性,影响跨季节长期动态变化趋势的评估.因此,未来可尝试在多季节数据基础上筛选稳健参数,以提升评价体系的通用性.

环境因子与 B-IBI 指数的 Spearman 相关性分析揭示了秋季与春季底栖动物群落响应环境因子的显著变化.在秋季,NO_3^--N 与 BI 指数呈显著负相关,有研究表明 NO_3^--N 与水中有机质污染有关[45],过量的 NO_3^--N 导致水体富营养化,促进藻类的过度生长并使水中氧气匮乏[46-47],进一步降低底栖动物的生物多样性,抑制其生长繁殖.此外,Chl-a 与敏感类群分类单元相对丰度和 Simpson 多样性指数的负相关进一步支持了这一观点.秋季 DO 与蜉蝣目个体相对丰度呈正相关,这可能是由于秋季水温降低导致溶解氧饱和度升高[48],为氧气需求高的蜉蝣目物种提供了充足的生存环境.同时,COD 和 NO_2^--N 与总生物量负相关,可能是因为水体中的有机物质和氮源的增加,会增强水体的富营养化进程[47],进而减少了水中的底栖动物及浮游生物等的数量,这些浮游生物是底栖动物的主要食物来源,随着藻类的泛滥和水体中其他生物的减少,底栖动物的食物链遭到破坏,导致底栖动物总生物量减少.秋季 pH 值和总生物量呈负相关,这可能是由于秋季随着温度下降,水的生物活性降低,而 pH 值升高所导致的碱性环境可能影响某些营养盐的形态变化,例如在高 pH 值条件下,氨氮更易以毒性更强的游离氨形式存在,氨氮毒性增强进而对底栖动物产生胁迫[49],抑制其生长,导致总生物量下降.在春季,pH 值与摇蚊分类单元数显著正相关,这可能是由于春季温度回升,水体营养物质供应充足,并且 pH 值在弱碱性时,水中的化学物质和营养盐的形式更适合水生生物的生长[50],为摇蚊等底栖昆虫提供了丰富的食物来源和栖息地.与秋季相似,春季 COD 与总生物量显著负相关,说明有机污染通过改变水体氧化还原条件、降低栖息地质量,对底栖动物个体生长的负面影响在春季依然显著.此外,Cond 和 TDS 与 Hilsenhoff 生物指数呈正相关,提示这些物理化学指标可能间接反映了矿物质输入对耐污类群的增强作用[51].WT 与 FBI 指数的正相关则表明温度升高刺激底栖动物的代谢活动促进其生长和繁殖[52].

环境因子与底栖动物生物完整性之间的关系具有复杂性和多样性.秋季以 NO_3^--N、DO 和 COD 为主的水质因子对群落结构和功能的控制作用更为显著;而春季则表现出 pH 值、Cond 和 WT 等因子的驱动效应.该差异可能受降水量[53]及土地利用类型[54-55]等的共同影响.土地利用类型作为最易人为调控的因素,分析其对流域生态的影响可以对泾河流域水生态健康治理提供切实可行的策略和建议.

通过随机森林模型,对不同缓冲区尺度下土地利用类型占比与 B-IBI 指数的贡献进行分析,结果表明土地利用对河流生态系统健康带来的影响具有显著的季节性差异、土地利用类型差异以及缓冲区尺度差异,从而进一步明晰其内在关联.秋季分析结果表明,草地占比在较小尺度缓冲区(100,200 和

500m)内对 B-IBI 值具有主导作用,说明草地生态系统可能通过保持水土、净化水质、减少污染物输入等[56]为底栖动物提供适宜的生长环境.然而,随着缓冲区尺度的扩大(1000 和 1500m),草地的贡献逐渐被耕地和林地取代,在 1000m 缓冲区内,耕地占比的重要性大于草地,这可能与中尺度下农业活动对非点源污染的贡献增加密切相关[57],如 NO_3^--N 的累积效应对底栖动物群落的长期压力[58-59].春季在 500m 缓冲区内,林地占比对 B-IBI 值的重要性最高,表明森林在春季径流期对缓解水质恶化和提供稳定栖息环境具有关键意义.而在 100 和 200m 缓冲区,耕地占比的影响显著增强,这可能与春季农业活动的高峰期有关,如施肥、播种和灌溉等增加水体中的矿物质含量,从而增加 Cond 和 TDS,对河流生态系统产生直接而显著的干扰[60].此外,秋季 1500m 缓冲区和春季 1000 和 1500m 缓冲区内,林地占比对 B-IBI 值的主导作用显著,说明森林覆盖在大尺度上对流域生态系统健康的长期调节能力[61-62],这种尺度效应可能与大范围森林生态系统在调节流域水文过程、改善水质、缓解气候波动影响和维持生物多样性方面的多重生态功能密切相关[63-64].

这一研究结果凸显了不同尺度下优化土地利用结构的重要性.具体而言,在草地生态系统方面,应继续保持其对 B-IBI 的贡献,同时重点治理氮污染,控制硝氮输入;在耕地方面,尤其要强化小尺度下的耕地管理,减少农业活动带来的潜在污染,提升对流域溶解氧和酸碱度的监测控制;林地的显著作用则提示应在更大尺度的规划中优先考虑森林覆盖的保育与恢复.

4 结论

4.1 春季底栖动物的平均密度(108.40ind./m²)和平均生物量(2.7792g/m²)均高于秋季(39.50ind./m², 0.5373g/m²);在物种组成方面,秋季群落以霍甫水丝蚓等耐污物种为优势种,春季则出现四节蜉属等敏感物种.

4.2 泾河流域上游 B-IBI 普遍高于中下游,干流健康状况秋季略好于春季,四郎河、黑河等生态状况较好,三水河、泔河等相对较差.

4.3 泾河流域秋季 NO_3^--N 与 BI 指数呈显著负相关(P=0.003);春季 pH 值与摇蚊分类单元数显著正相关(P=0.007),COD 与总生物量显著负相关(P=0.007).在较小尺度缓冲区(100,200 和 500m)的草地和耕地占比对 B-IBI 的影响较大;林地在较大缓冲区(1000 和 1500m)内对 B-IBI 值的影响较大,对流域生态健康具有调节作用.

参考文献:

[1] 蔡庆华,唐 涛,邓红兵.淡水生态系统服务及其评价指标体系的探讨 [J]. 应用生态学报, 2003,14(1):135-138.
Cai Q H, Tang T, Deng H B. Discussion on freshwater ecosystem service and its evaluation index system [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003,14(1):135-138.

[2] 李屹峰,罗跃初,刘 纲,等.土地利用变化对生态系统服务功能的影响——以密云水库流域为例 [J]. 生态学报, 2013,33(3):726-736.
Li Q F, Luo Y C, Liu G, et al. Effects of land use change on ecosystem services: a case study in Miyun reservoir watershed [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013,33(3):726-736.

[3] 党喜成,雒 仪,李宏录.泾河干流径流变化分析研究 [J]. 陕西水利, 2023,23(10):55-57,66.
Dang X C, Luo Y, Li H L. Analysis and study of runoff changes in the main stream of Ching River [J]. Shaanxi Water Resources, 2023,23 (10):55-57,66.

[4] 王 凯,马金辉,夏燕秋,等.基于 GIS 的泾河北洛河上游重点治理区土壤侵蚀潜在危险度评价 [J]. 水土保持通报, 2016,36(2):343-348.
Wang K, Ma J H, Xia Y Q, et al. Evaluation of potential soil erosion risk in key harnessing areas of Jinghe and Beiluo River upstream based on GIS [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2016, 36(2):343-348.

[5] 张淑兰,于澎涛,张海军,等.泾河流域上游土石山区和黄土区森林覆盖率变化的水文影响模拟 [J]. 生态学报, 2015,35(4):1068-1078.
Zhang S L, Yu P T, Zhang H J, et al. A simulation study on the hydrological impacts of varying forest cover in the stony mountain area and loess area of the upper reaches of Jinghe Basin [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015,35(4):1068-1078.

[6] 胡春宏,张晓明.黄土高原水土流失治理与黄河水沙变化 [J]. 水利水电技术, 2020,51(1):1-11.
Hu C H, Zhang X M. Loess Plateau soil erosion governance and runoff-sediment variation of Yellow River [J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2020,51(1):1-11.

[7] 王备新,杨莲芳,胡本进,等.应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康 [J]. 生态学报, 2005,25(6):1481-1490.
Wang B X, Yang L F, Hu B J, et al. A preliminary study on the assessment of stream ecosystem health in south of Anhui Province using Benthic-Index of Biotic Integrity [J]. Acta Ecologica Sinica, 2005,25(6):1481-1490.

[8] Hughes D L, Brossett M P, Gore J A, et al. Rapid Bioassessment of Stream Health [M]. New York: CRC Press, 2010:4-15.

[9] 王 昱,李宝龙,冯 起,等.黑河重金属空间分布及与大型底栖动物的关系 [J]. 中国环境科学, 2021,41(3):1354-1365.
WangY, LiB L, Feng Q, et al. Space distribution of heavy metals and its relationship with macrozoobenthos in the Heihe River, Northwest

China [J]. China Environmental Science, 2021,41(3):1354−1365.

[10] 王备新,杨莲芳,刘正文.生物完整性指数与水生态系统健康评价 [J]. 生态学杂志, 2006,25(6):707−710.
WangB X, Yang L F, Liu Z W. Index of biological integrity and its application in health assessment of aquatic ecosystem [J]. Chinese Journal of Ecology, 2006,25(6):707−710.

[11] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities [J]. Fisheries, 1981,6(6):21−27.

[12] Karr J R, Chu E W. Sustaining living rivers [J]. Hydrobiologia, 2000,422(4):1−14.

[13] Kerans BL, Karr J R. A benthic index of biotic integrity (B−IBI) for rivers of the Tennessee Valley [J]. Ecological Applications, 1994,4(4): 768−785.

[14] 贺　瑶,孙长顺,侯易明,等.基于流域底栖动物完整性指数评价延河的水生态健康 [J]. 应用生态学报, 2024,35(3):806−816.
He Y, SunC S, Hou Y M, et al. Evaluation of water ecological health of Yanhe River based on benthic fauna integrity index [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2024,35(3):806−816.

[15] Karr J R. Defining and assessing ecological integrity: Beyond water quality [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1993,12(9): 1521−1531.

[16] 冯颖蒽,丁惠君,彭宁彦,等.基于着生藻类生物完整性指数的章江健康状态评价 [J]. 水生态学杂志, 2024,45(4):165−174.
Feng Y Y, Ding H J, Peng N Y, et al. River health assessment of Zhangjiang River based on the periphyton integrated biotic index [J]. Journal of Hydroecology, 2024,45(4):165−174.

[17] 殷旭旺,徐宗学,鄢　娜,等.渭河流域河流着生藻类的群落结构与生物完整性研究 [J]. 环境科学学报, 2013,33(2):518−527.
Yin X W, Xu Z X, Yan N, et al. Community structure and biological integrity of periphyton in the Weihe River Basin, China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013,33(2):518−527.

[18] Silow E A, Mokry A V. Aquatic ecosystem assessment using exergy [J]. Ecological Indicators, 2004,4(3):189−198.

[19] 文　威,李双双,冯桃辉,等.基于浮游生物完整性的汉江中下游生态健康评价 [J]. 水生态学杂志, 2023,44(4):85−91.
Wen W, Li S S, Feng TH, et al. Ecological health assessment of the middle and lower Hanjiang River based on plankton integrity [J]. Journal of Hydroecology, 2023,44(4):85−91.

[20] 陈　庆,柴一涵,王天鹅,等.基于浮游动物完整性的扎龙湿地水生态状况评价 [J]. 中国环境监测, 2022,38(5):87−95.
Cheng Q, Chai Y H, Wang T E, et al. Evaluation of water ecological status of Zhalong Wetland based on zooplankton integrity [J]. Environmental Monitoring in China, 2022,38(5):87−95.

[21] Karr J R. Ecological integrity and ecological health are not the same [J]. Engineering Within Ecological Constraints, 1996:97−109.

[22] Masese F, Raburu P, Muchiri M. A preliminary benthic macroinvertebrate index of biotic integrity (B−IBI) for monitoring the Moiben River, Lake Victoria Basin, Kenya [J]. African Journal of Aquatic Science, 2009,34(1):1−14.

[23] Kaboré I, Ouéda A, Moog O, et al. A benthic invertebrates−based biotic index to assess the ecological status of West African Sahel Rivers, Burkina Faso [J]. Journal of Environmental Management, −2022(307):114503.

[24] 冯治远,侯易明,阴　琨,等.基于底栖动物生物完整性指数的黄河干流生态健康评价 [J]. 湖泊科学, 2024,36(2):512−529.
Feng Z Y, Hou Y M, Yin K, et al. Ecological health assessment of the Yellow River mainstem based on benthic macroinvertebrate index of biological integrity [J]. Journal of Lake Sciences, 2024,36(2):512−529.

[25] 姚　琦,黎明杰,麻　林,等.基于大型底栖动物完整性指数与综合生物指数的水生态评价 [J]. 中国环境科学, 2024,44(3):1476−1486.
Yao Q, Li M J, Ma L, et al. Ecological health assessment based on benthic macroinvertebrates index of biotic integrity and comprehensive biological index [J]. China Environmental Science, 2024,44(3):1476−1486.

[26] 白海锋.渭河流域水生生物群落时空分布特征、驱动机制及水生态系统健康评价 [D]. 西安:西北大学, 2022.
Bai H F. Spatio−temporal distribution characteristics and driving mechanism of aquatic communities and water ecosystem health assessment in the Weihe River Basin [D]. Xian:Northwest University, 2022.

[27] 殷旭旺,李庆南,朱美桦,等.渭河丰、枯水期底栖动物群落特征及综合健康评价 [J]. 生态学报, 2015,35(14):4784−4796.
Yin X W, LiQ N, Zhu M H, et al. Community structure and biological integrity of macroinvertebrates in the wet and dry seasons of Wei River basin, China [J].Acta Ecologica Sinica, 2015,35(14):4784−4796.

[28] 高　佳.渭河流域(陕西段)典型河流水生态健康评价研究 [D]. 西安:长安大学, 2022.
Gao J. Research on water ecological health evaluation of typical rivers in the Weihe River Basin (Shaanxi section). [D]. Xian:Chang'an University, 2022.

[29] 杨　丽,谢高地,甄　霖,等.泾河流域土地利用格局的时空变化分析 [J]. 资源科学, 2005,27(4):26−32.
Yang L, Xie G D, Zhen L, et al. Spatio−temporal changes of land use in Jinghe Watershed [J]. Resources Science, 2005,27(4):26−32.

[30] 王俊才,王新华.中国北方摇蚊幼虫 [M]. 北京:中国言实出版社, 2011.
Wang J C, Wang X H. Tendipes in the North of China [M]. Beijing: China Yan Shi Publishing House, 2011.

[31] 韩茂森,束蕴芳.中国淡水生物图谱 [M]. 北京:海洋出版社, 1995.
Han M S, Shu Y F. Atlas of freshwater biota in China [M]. Beijing: China Ocean Press, 1995.

[32] 刘月英.中国经济动物志:淡水软体动物 [M]. 北京:科学出版社, 1979.
Liu Y Y. The economic fauna of China: Freshwater mollusks [M]. Beijing: Science Press, 1979.

[33] 王备新.大型底栖无脊椎动物水质生物评价研究 [D]. 南京:南京农业大学, 2003.
Wang B X. Biological evaluation of water quality of large benthic invertebrates [D]. Nanjing: Agricultural University, 2003.

[34] 徐新良,刘纪远,张树文,等.中国多时期土地利用遥感监测数据集(CNLUCC) [Z]. 资源环境科学数据注册与出版系统(http://www.resdc.cn/DOI),2018.
Xu X L, Liu J Y, Zhang S W, et al. Chinese multi−period land use remote sensing monitoring dataset (CNLUCC) [Z]. Resource and environment science data registration and publishing system (http://www.resdc.cn/DOI), 2018.

[35] 温舒珂,彭 凯,龚志军,等.近 40 年来太湖梅梁湾底栖动物群落演变特征及驱动因素 [J]. 湖泊科学, 2023,35(2):599-611.
Wen S K, Peng K, Gong Z J, et al. Succession of macrozoobenthic communities and its drivers in Meiliang Bay of Lake Taihu during the past 40 years [J]. Journal of Lake Sciences, 2023,35(2):599-611.

[36] 廖依琳,严雪溶,杨 涛,等.西安市典型河流底栖生物群落结构及影响因子 [J]. 干旱区资源与环境, 2024,38(10):101-110.
Liao Y L, Yan X R, Yang Tao, et al. Community structure of benthic organisms in typical rivers of Xi'an and influencing factors [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2024,38(10):101-110.

[37] 王 昱,刘娟娟,冯 起,等.黑河流域底栖动物群落结构及水质评价 [J]. 中国环境科学, 2020,40(3):1305-1319.
Wang Y, Liu J J, Feng Q, et al. Macrobenthos community structure and water quality evaluation of Heihe River Basin. [J]. China Environmental Science, 2020,40(3):1305-1319.

[38] 张志强,潘文学,孙淑侠,等.陕西省泾河水生态治理思路浅析 [J]. 陕西水利, 2022,22(4):105-107.
Zhang Z Q, Pan W X, Sun S X, et al.A brief analysis of the ecological governance of Ching River in Shaanxi Province [J]. Shaanxi Water Resources, 2022,22(4):105-107.

[39] 张多鹏,刘 洋,白 雪,等.西江干流春季大型底栖动物多样性及驱动因子研究 [J]. 水生态学杂志, 2025,46(2):1-16.
Zhang D P, Liu Y, Bai X, et al. Species diversity and drivers of macroinvertebrate assemblages in the mainstream of Xijiang River [J]. Journal of Hydroecology 2025,46(2):1-16.

[40] 安宇廷.泾河流域水循环要素演变规律及生态基流保障研究 [D]. 西安:长安大学, 2022.
An Y Y. Research on the evolution of water cycle elements and ecological baseflow guarantee in the Ching River Basin [D]. Xian: Chang'an University, 2022.

[41] 雷 波,张琳琳,冯姣姣,等.陕西省泾河河岸带状况评估 [J]. 陕西水利, 2021,21(10):244-246.
Lei B, Zhang L L, Feng J J, et al. Assessment of the status of the banks of the Ching River in Shaanxi Province [J]. Shaanxi Water Resources, 2021,21(10):244-246.

[42] 徐宗学,刘麟菲.渭河流域水生态系统健康评价 [J]. 人民黄河, 2021,43(10):40-43,50.
Xu Z X, Liu L F.Assessment on the health of aquatic ecosystem in the Weihe River Basin [J]. Yellow River, 2021,43(10):40-43,50.

[43] 张令达,侯全华,王 玥,等.黄土高原地区流域生态空间分区管控研究——以三水河流域为例 [J]. 现代城市研究, 2023,(6):125-132.
Zhang L D, Houo Q H, Wang Y, et al. Research on the zoning control of watershed ecological space in the Loess Plateau: A case study of Sanshui River Basin [J]. Modern Urban Research, 2023,(6):125-132.

[44] 杜彩丽,崔江龙,李国文,等.乌梁素海底栖动物群落组成、β 多样性及驱动因素 [J]. 中国环境科学, 2024,44(11):6313-6321.
Du C L, Cui J L, Li G W, et al. Variation in benthic community composition, beta diversity, and driving factors in Lake Ulansuhai [J]. China Environmental Science, 2024,44(11):6313-6321.

[45] 王芳炜,李卫明,严 康,等.流域治理过程对长江中游一级支流黄柏河大型底栖动物功能摄食类群及水环境的影响 [J]. 环境科学学报, 2024,44(9):376-389.
Wang F W, LiW M, YanK, et al.Effects of watershed management process on functional feeding groups of macrobenthos and water environment in Huangbai River,a primary tributary of the middle reaches of Yangtze River [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2024,44(9):376-389.

[46] 詹志薇,谭 志,金腊华,等.水源型水库的氮形态分布特征与水体富营养化的关系 [J]. 安徽农业科学, 2017,45(10):59-62
.Zhan Z W, Tan Z, Jin L H, et al. The Relationship between the Distribution of Nitrogen Forms and Eutrophication of Water Source Reservoirs [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2017,45(10):59-62.

[47] 彭园睿,何兴华,杨春灿,等.大理西湖湿地景观中水体富营养化及截留功能的季节变化 [J]. 生态学杂志, 2020,39(12):4078-4089.
Peng Y R, He X H, Yang C C, et al. Seasonal changes of eutrophication and retention effect in wetland of Dali Xihu Lake [J]. Chinese Journal of Ecology, 2020,39(12):4078-4089.

[48] 沈 忱,吕平毓,冯顺新,等.向家坝水库蓄水对下游江段溶解氧饱和度影响研究 [J]. 淡水渔业, 2014,44(6):31-36.
Shen C, Lv P Y, Feng S X, et al. Study on the effect of water storage in Xiangjiaba Reservoir on dissolved oxygen saturation in the downstream river section [J]. Freshwater Fisheries, 2014,44(6):31-36.

[49] 刘 炎,姜东升,李雅洁.不同温度和 pH 下氨氮对河蚬和霍甫水丝蚓的急性毒性 [J]. 环境科学研究, 2014,27(9):1067-73.
Liu Y, Jiang D S, Li Y J. Influence of environmental factors on the acute toxicity of ammonia to *Corbicula fluminea* and *Limnodrilus hoffmeisteri* [J]. Research of Environmental Sciences, 2014,27(9):1067-73.

[50] 王晋虎,盖园春,古向前.太湖水源地 pH 变化与水生生物生长的关系 [J]. 环境与发展, 2020,32(12):153+155.
Wang J H, Gai Y C, Gu X Q. The relationship between pH change of Taihu and growth of aquatic plant [J]. Environment and Development, 2020,32(12):153,155.

[51] 张跃平.江苏大型底栖无脊椎动物耐污值、BI 指数及水质生物评价研究 [D]. 南京:南京农业大学, 2006.
Zhang Y P. Pollution tolerance, BI index and biological evaluation of water quality of large benthic invertebrates in Jiangsu Province [D]. Nanjing Agricultural University, 2006.

[52] Xu X, Su G, Zhang P, et al. Effects of multiple environmental stressors on zoobenthos communities in shallow Lakes: Evidence from a mesocosm experiment [J]. Animals, 2023,13(23):3722.

[53] 龙鸿元,王丽霞,张珈玮,等.基于 CMIP6 气候情景的泾河流域水文模拟及预测 [J]. 水利水电技术(中英文), 2025,56(2):89-103.
Long H Y, Wang L X, Zhang J W, et al. Hydrological simulation and prediction of the Jinghe River Basin based on CMIP6 climate scenario [J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2025,56(2):89-103.

[54] 封建民,郭玲霞,刘宇峰,等.2000~2021 年泾河流域植被 NDVI 变化及影响因素 [J]. 水土保持研究, 2025,32(1):249-256.
Feng J M, Guo L X, Liu Y F, et al. The spatiotemporal changes and its influencing factors of vegetation NDVI in the Jinghe River Basin from 2000 to 2021 [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2025,32(1):249-256.

[55] Liu Y Z, Theller L O, Pijanowski B C, et al. Optimal selection and placement of green infrastructure to reduce impacts of land use change

and climate change on hydrology and water quality: An application to the Trail Creek Watershed, Indiana [J]. Science of the Total Environment, 2016,553:149−163.

[56] He S, Xiong K, Song S, et al. Research Progress of Grassland Ecosystem Structure and Stability and Inspiration for Improving Its Service Capacity in the Karst Desertification Control [J]. Plants, 2023,12(4):770.

[57] 阮炳南,吴　磊,郭嘉薇,等.考虑环境成本综合效益的泾河流域最佳管理措施评价与筛选 [J]. 中国环境科学, 2024,44(1):319−328.
RuanB N, Wu L, Guo J W, et al. Assessment and selection of the best management practices for the Jinghe River Basin considering the comprehensive benefits ofenvironmental costs [J]. China Environmental Science, 2024,44(1):319−328.

[58] 刘　鑫,向　伟,司炳成.渭河和泾河流域浅层地下水水化学特征和控制因素 [J]. 环境科学, 2021,42(6):2817−2825.
Liu X, Xiang W, SiB C, et al. Hydrochemistry and its controlling factors and water quality assessment of shallow groundwater in the Weihe and Jinghe River Catchments [J]. Environmental Science, 2021, 42(6):2817−2825.

[59] 张　又,刘　凌,蔡永久,等.太湖流域河流及溪流大型底栖动物群落结构及影响因素 [J]. 中国环境科学, 2015,35(5):1535−1546.
Zhang Y, LiuL, Cai Y J, et al. Benthic macroinvertebrate community structure in rivers and streamsof Lake Taihu Basin and environmental determinants [J]. China Environmental Science, 2015,35(5):1535−1546.

[60] Sanad H, Moussadek R, Dakak H, et al. Ecological and health risk assessment of heavy metals in groundwater within an agricultural ecosystem using GIS and multivariate statistical analysis (MSA): A case study of the Mnasra Region, Gharb Plain, Morocco [J]. Water, 2024,16(17):2417.

[61] Bedoya M A, Ramírez B H. The effects of climate and forest cover variability on the hydrological regulation of an eastern Andean Cusiana river sub−basin [J]. Ecohydrology & Hydrobiology, 2023,23 (4):569−587.

[62] Khan M A, Ali S, Anser M K, et al. From desolation to preservation: Investigating longitudinal trends in forest coverage and implications for future environmental strategies [J]. Heliyon, 2024,10(4):e25689.

[63] Elo M, Kareksela S, Ovaskainen O, et al. Restoration of forestry−drained boreal peatland ecosystems can effectively stop and reverse ecosystem degradation [J]. Communications Earth & Environment, 2024,5(1):680.

[64] Niu H, Xiu Z, Xiao D. Impact of land−use change on ecological vulnerability in the Yellow River Basin based on a complex network model [J]. Ecological Indicators, 2024,166:112212.

作者简介：张玉荣(2000−),女,山东泰安人,西安理工大学硕士研究生,主要从事淡水生态方面研究.17864864791@163.com.

本文附件说明:本文中提及的附件等数据已发布在科学数据银行,可通过 DOI 编号:10.57760/sciencedb.j00204.006 获取.