

张家口市河流筑坝与硬化的生态系统健康影响研究

鲍林林^{1,2}, 李叙勇^{1,2}, 智仕杰^{1,3}, 曹 宸^{1,2}

(1.中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085;

2.中国科学院大学, 北京 100049;

3.首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100048)

摘要:研究筑坝与硬化对河流生态系统健康的影响,为人工改造河流的生态修复和管理优化提供科学依据。以张家口市清水河—洋河干流 5 个不同程度筑坝与硬化的河段为研究对象,构建了包括河道结构、河床底质、水文特征、水质参数和水生生物 5 类指标的河流生态系统健康指数(RHI),评估了筑坝与硬化对河流健康的影响。结果表明,河道轻微疏浚或具拦砂坝河段的生态系统健康等级为好(RHI 30~40),具溢流堰河岸硬化河段为中等健康(RHI 20~30),筑坝和河床河岸全硬化的河段生态系统健康等级为差(RHI 10~20)。筑坝与硬化改变河流物理结构,进而影响河床底质组分和水文特征,其与 RHI 的变化显著相关($P < 0.05$),是损害河流生态系统健康的主要原因;此外,总磷、有机质污染及较低的水生生物多样性对河流的健康均有不利影响,仅在夏季植物大量生长和污染物质被稀释时,RHI 有所提高。为了改善河流生态系统的健康状况,需要恢复自然的河岸和缓冲带,改善河流水动力,并加强外源污染控制。

关键词: 闸坝;河道硬化;河流生态系统评价;河流健康指数(RHI)

中图分类号: X822 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2021)01-0001-09

随着城市化进程的不断推进,为了满足景观构造、防洪控污和水利管控等需求,越来越多城市河流的河道中修建了各种蓄水堰坝,并硬化河床、河岸防止渗漏,使得河流严重渠道化,连通性逐渐弱化,反而影响河流生态系统的完整性和服务功能。河流是陆地生态系统和海洋生态系统之间重要的物质、能量和信息传输通道,其生态功能无论是在自然生态系统中还是人类社会中都发挥着重要作用。所以,筑坝与硬化对河流生态功能的影响,需要进行系统的全面的评估,这对优化河流人工管控和改善河流生态环境,并达到真正意义上的生态景观恢复具有积极作用。

河流的健康是河流生态系统完整和生态功能健全的象征,包括河流的物理、化学和生物等方面各要素的结构完整性,以及生态学进程的功能完整性(郝利霞等, 2014; 唐涛等, 2002)。河流生态系统健康评价是河流管理的重要工具,常用的评价方法包括物理结构完整性评价法、生物完整性指数(如藻类、

鱼类和底栖动物等)、化学指标法及综合指标体系法等(An et al, 2002; Sharifinia et al, 2016a; Yadav et al, 2015; 付波霖等, 2014)。其中,综合指标体系法(包括物理、化学和生物指标等的多指标评价法)是比较系统的评价方法,也是目前最为常用的生态系统健康评价方法(Singh and Saxena, 2018; 顾晓昀等, 2018),其重点是构建表征生态系统健康的综合指标体系,通过权重确定和加权平均得到综合的评价结果(魏金梅等, 2010)。而且,综合指标体系法通常可以涵盖表征河流健康程度的各类指标,甚至社会经济指标,因此能够全面地量化反映河流的水环境质量和生态健康,已经广泛应用于国内外各种河流生态系统的健康评价中(顾晓昀等, 2018)。

位于张家口市区的清水河—洋河水系是典型的人为改造河流,由于城市化的快速发展,水资源短缺、污染严重,其水环境质量一直呈下降趋势,高强度的水资源开发使得闸坝和硬化等水利工程措施遍布整个流域,极大地改变了河流自然的水动力条件,导致河流富营养化风险升高,水质进一步恶化。张家口市已经成为 2022 年冬季奥林匹克运动会的协办城市,在京津冀协同发展和首都水源涵养功能区、生态环境支撑区建设的大前提下,张家口市的河流生态环境亟待进一步改善。本文以张家口市清水

收稿日期: 2019-06-03

基金项目: 国家自然科学基金(41771531); 国家重点研发计划子课题(2016YFC0503007)。

作者简介: 鲍林林, 1990 年生, 女, 博士研究生, 主要从事地表水污染的流域生态诊断研究。E-mail: baolinlindxs@126.com

通信作者: 李叙勇。E-mail: xyli@rcees.ac.cn

河、洋河干流的筑坝与硬化河段为例,通过构建生态系统健康综合评价指标体系,研究筑坝与硬化对河流的生态系统健康的影响,以期为人改造河流的生态修复和管理优化提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况与样点设置

张家口市洋河流域位于海河流域永定河上游,发源于陕西省阳高县和内蒙古兴和县,最终汇入官厅水库(北京市的备用饮用水源地);流域位于温带大陆性季风气候区,年降水量 400 mm 左右,一般在冬季(12 月到次年 2 月)河流封冻。清水河是洋河的主要支流之一,其干流流经张家口市中心。

本文选取位于张家口市市区清水河、洋河干流上 5 个不同程度筑坝与硬化的河段作为研究对象,各河段位置和基本情况如图 1 和表 1。以各河段的出入口作为水文和水质的监测点位,包括朝天洼(CTW)、北泵房(BBF)、30 号橡胶坝(30 号)、明湖(MH)、样台(YT)、宣化(XH)和响水堡(XSP);同

时对河段 MH—YT 中间的污水处理厂退水排口(即图 1 中的点 Effluent)进行了监测。

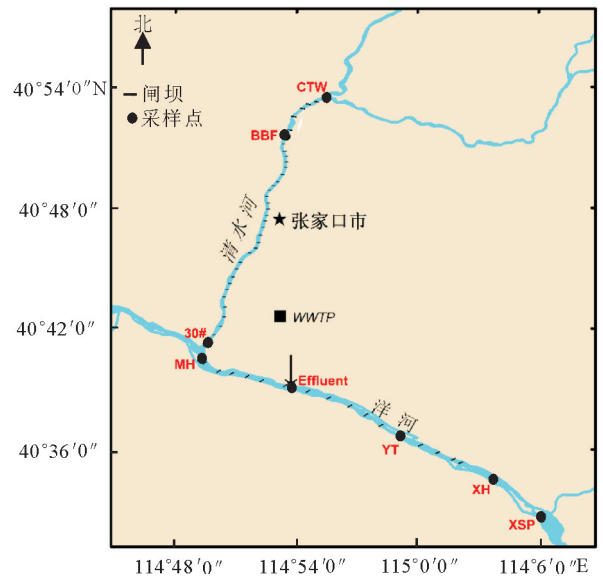


图 1 监测河段和采样点分布

Fig.1 River segments studied and sample site locations

表 1 河段的基本特征

Tab.1 Characteristics of the five river segments

河段	硬化状况	闸坝类型和过流方式	河长/km	河宽/m
CTW-BBF	无	6 个拦砂坝,渗透式	3.91	2~5
BBF-30 号	河床和岸边硬化	30 个橡胶坝,顶部溢流	21.70	120
MH-YT	河床和岸边硬化	12 个翻水坝,底部释流	16.00	150
YT-XH	岸边硬化	4 个溢流堰,顶部溢流	4.92	10~150
XH-XSP	无	无	3.56	12.5

1.2 监测与采样

1.2.1 河流物理形态和水文特征 2017 年 8 月(夏季)、11 月(秋季)和 2018 年 4 月(春季)对 5 个河段的流态特征、河道物理结构进行调查:包括水流方向,河床断流、裸露情况,河床底质组成,以及岸边带、缓冲带宽度和植被特征等,冬季封冻期未调查。

1.2.2 水样理化检测 按季节采集了 5 河段内 8 个监测点的水体样品,利用便携式溶氧仪(HQ40d, 哈希,美国)测定水体溶解氧(DO)。水样送回实验室于 48 h 内完成化学需氧量(COD,重铬酸钾法<HJ828-2017>)、5 日生化需氧量(BOD₅,稀释接种法<HJ505-2009>)、氨氮(NH₄⁺-N,纳氏试剂分光光度法<HJ535-2009>)和总磷(TP,钼酸铵分光光度法<GB11893-89>)的测定。

1.2.3 水生生物监测与鉴定 (1)浮游植物和浮游动物 采集不同季节河流浮游植物、浮游动物样品,并进行种类鉴定。浮游植物:取水样 1.5 L,加入

15 mL 鲁哥试剂固定,自然沉淀 48 h,利用虹吸法去掉上清液,转移浓缩样品(30~40 mL 左右)于 50 mL 离心管中定容(Perbiche-Neves et al, 2011; Wang et al, 2014)。利用 BX51 M 金相显微镜(OLYMPUS, 日本)进行鉴定(Nogueira et al, 2010; Perbiche-Neves et al, 2011)。

浮游动物:原生动物和轮虫采样处理和鉴定方法与浮游植物相同。枝角类和桡足类采用 13 号(孔径 112 μm)浮游生物网过滤 40 L 表层水,以 5 mL 福尔马林溶液固定并定容到 100 mL(Gozdziewska et al, 2016),其种类的计数和鉴定在解剖镜下(SZ51, OLYMPUS, 日本)进行。

种类鉴定参考《中国常见淡水浮游藻类图谱》(翁建中和徐恒省, 2010)和《淡水微型生物与底栖动物图谱》(周凤霞和陈剑虹, 2015)。

(2)水生植物 调查河段内挺水植物、沉水植物、浮叶植物、浮水植物、藻类和苔藓等类群的组成,评

估水生植物的群落丰富度(Ding et al, 2015)。

(3)底栖动物 采用D型网(直边长30 cm,孔径250 μm)踢网法沿河流断面进行底栖动物的定性采集,于白瓷盘中挑选出动物标本,保存于福尔马林溶液中(Sharifinia et al, 2016b; 许浩等, 2015)。其种类鉴定与大型浮游动物的鉴定相同。

(4)水生生物多样性 生物多样性指数能够反映水环境的质量(蔡立哲等, 2002),本研究水生生物的群落多样性采用香农-威纳指数 H' (Shannon-wiener index)进行评估:

$$H' = -\sum(P_i) \times \ln P_i \quad ①$$

$$P_i = N_i / N \quad ②$$

式中: N 为样品总个体数, N_i 为第*i*种个体数。

1.3 河流生态系统健康的指标体系

参考 Cochero (2016)、Ding (2015) 和 Che 等 (2012) 的方法,构建的本研究河流生态系统健康指数(River Health Index, RHI) 指标体系如表2。RHI 包括5个一级分类指标(河道结构、河床底质、水文特征、水生生物和水质参数);每个一级分类指标下包含1~5个二级分类的表征因子;表征因子所指示河流健康标准分为极好、好、中等、差和极差5个等级,分值分别为4、3、2、1和0。

RHI 计算公式(Che et al, 2012):

$$RHI = \sum_{i=1}^5 Su b_i \quad ③$$

$$Su b_i = \sum_{j=1}^{m_i} \frac{2.5}{m_i} \ln d_{ij} \quad ④$$

$$m_i = \begin{cases} 3, & i=1 \\ 1, & i=2 \\ 2, & i=3 \\ 4, & i=4 \\ 5, & i=5 \end{cases} \quad ⑤$$

式中: m_i 为各分类指标所包含表征因子的个数, $\ln d_{ij}$ 为表征因子健康程度的得分值, $\frac{2.5}{m_i}$ 为权重系数。RHI=0~10 极差,10~20 差,20~30 中等,30~40 好,40~50 极好。

1.4 统计分析

采用 SPSS16.0 软件进行参数之间的 ANOVA 差异性和 Pearson 相关性分析。

2 结果与分析

2.1 河流生态系统健康表征因子

2.1.1 河流底质组分和水文特征 5个河段底质组分和水文特征见表3。河段 CTW-BBF 具有自然缓

冲带且 $>1 \times$ 河宽,其他河段缓冲带均为人工绿带且 $<0.1 \times$ 河宽,河段 XH-XSP 的河床有一定程度扩宽和疏浚。各河段的底质多样性和流量、流速表征的水动力条件也随着筑坝与硬化程度的升高而变差,且均无明显季节性差异。

2.1.2 水生生物 (1)水生植物 5个河段各季节主要水生植物类群见表4。春、秋两季温度较低,水生植物大多还未生长或已死亡,河流内多为附着的大型藻类和浮游藻类,仅河段 BBF-30 号在春季有沉水植物(菹草,*Potamogeton crispus*)爆发性生长。春、秋季水生植物丰富度显著低于夏季($P < 0.05$)。此外,河段 BBF-30 号的挺水植物(荷花)和浮水植物(荇菜)均为人工种植。

(2)浮游植物 各河段浮游植物多样性指数 H' 值在1.6~2.3(图2),所反映的水环境状态为中等到重度污染;夏季浮游植物多样性最低(而富营养化风险更高),显著低于春季($P < 0.05$);空间上河段 BBF-30 号的浮游植物多样性最低,显著低于河段 CTW-BBF 和 YT-MH,其他河段则无明显差异。

(3)浮游动物 各河段浮游动物物种组成的多样性时空变化如图3, H' 值在0.9~1.9,其所反映的水环境状态为重度污染, H' 值变化无显著的时空差异($P > 0.05$)。

(4)底栖动物 底栖动物群落多样性 H' 值在0.9~1.5(图4),所反映的水环境状态为重度污染; H' 值的变化无显著季节性差异(夏季略低于春、秋两季),空间上河段 MH-YT 的 H' 值最低, XH-XSP 的 H' 值最高,差异显著($P < 0.05$),但与其他河段的群落多样性无明显差异。

2.1.3 水质参数 水质指标的时空变化如图5。各河段 DO 均大于7.5 mg/L,达到地表水环境质量标准(GB3838-2002)的 I 类标准。TP 浓度在0.33~1.71 mg/L,大部分属于 V 类(>0.4 mg/L),无明显季节差异($P > 0.05$)。由于点源污染的影响,洋河主干道3个河段 MH-YT、YT-XH、XH-XSP 的 TP 浓度略高于清水河2个河段 CTW-BBF 和 BBF-30 号;清水河干流的 NH_4^+-N 浓度也较低(0.13~0.51 mg/L),而洋河干流 NH_4^+-N 浓度为0.14~11.53 mg/L,特别是春、秋季浓度超出 V 类(>2 mg/L),可见其点源污染的特征。各河段 COD 和 BOD_5 均超出地表水质 IV 类标准(分别 >30 mg/L和 >6 mg/L)。此外,洋河干流的主要污染物质浓度在夏季较低,是夏季较高的流量对其点源污染稀释的结果。

表2 河流生态健康指数的指标体系

Tab.2 Indicators in the river ecosystem health evaluation system

指标	表征因子及其分类条件	分值
河床	自然河床	4
	轻微扩宽或疏浚,无明显人工渠道化	3
	桥墩、路基和堤坝处等部分区域有人工渠道化	2
	>50%河流人工渠道化	1
	河床全部人工渠道化	0
河道结构	自然河岸和原生植被	4
	接近自然河岸的生态岸坡	3
	无植被覆盖的可透水河岸或阶地河岸	2
	人造阶地河岸或硬化河岸	1
	垂直硬化河岸	0
缓冲带	>1×河宽	4
	0.5~1×河宽	3
	0.25~0.5×河宽	2
	0.1~0.25×河宽	1
	<0.1×河宽	0
河床底质	底质组分(类型:基岩和鹅卵石,卵石和砾石,沙子,泥沙和黏土),另有稀有组分如木质残体和平原河流有基石的加1分	4
	4类	3
	3类	2
	2类	1
	1类	0
水文特征	流速在各个断面发展变化	4
	以一种流态为主,流速缓慢	3
	一端被阻断的流态	1
	与其他河流隔绝或无明显流态	0
	流量特征	
水生植物	流水充满河床	4
	>75%的河床充满流水,<25%的河床裸露	3
	25%~75%的河床充满流水,大部分浅滩裸露	1
	河床几乎干涸	0
水生生物	水生植物丰富度(种类:挺水、沉水、浮叶和浮水植物,藻类和苔藓等)	
	4种	4
	3种	3
	2种	2
	1种	1
水质参数	无	0
	浮游植物、浮游动物、底栖动物:香农-维纳多样性指数	
	>4	4
	3~4	3
	2~3	2
水质参数	1~2	1
	0~1	0
	COD、BOD ₅ 、DO、NH ₄ ⁺ -N、TP:地表水环境质量标准 GB3838-2002	
	<III类	4
	<IV类	3
水质参数	<V类	2
	>V类未黑臭	1
	>V类且黑臭	0

表 3 河流底质组分和水文特征

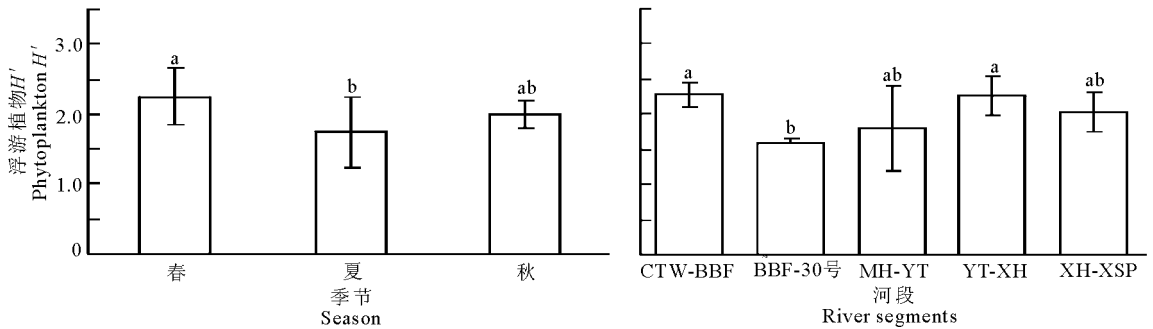
Tab.3 Substrate components and hydrological characteristics of the five river segments

河段	CTW-BBF	BBF-30号	MH-YT	YT-XH	XH-XSP
底质组分	基岩、卵石、砾石、沙子和泥沙等	泥沙和黏土	泥沙和黏土	砾石、沙子、泥沙和黏土	卵石、砾石和沙子
流速特征	各断面变化	无明显流态	缓慢	各断面变化,一端阻拦	各断面变化
流量特征	流水充满河道	< 25%的河床裸露	<25%的河床裸露	流水充满河道	流水充满河道

表 4 主要水生植物类群的时空变化

Tab.4 Spatiotemporal variations in aquatic plant composition of the five river segments

河段	CTW-BBF	BBF-30号	MH-YT	YT-XH	XH-XSP
春	藻类	沉水植物和藻类	藻类	藻类	藻类
夏	挺水植物,藻类和苔藓	挺水植物,沉水植物,浮水植物和藻类	挺水植物,浮水植物和藻类	挺水植物,沉水植物,浮水植物和藻类	挺水植物,沉水植物,浮水植物和藻类
秋	藻类	藻类	藻类	藻类	藻类

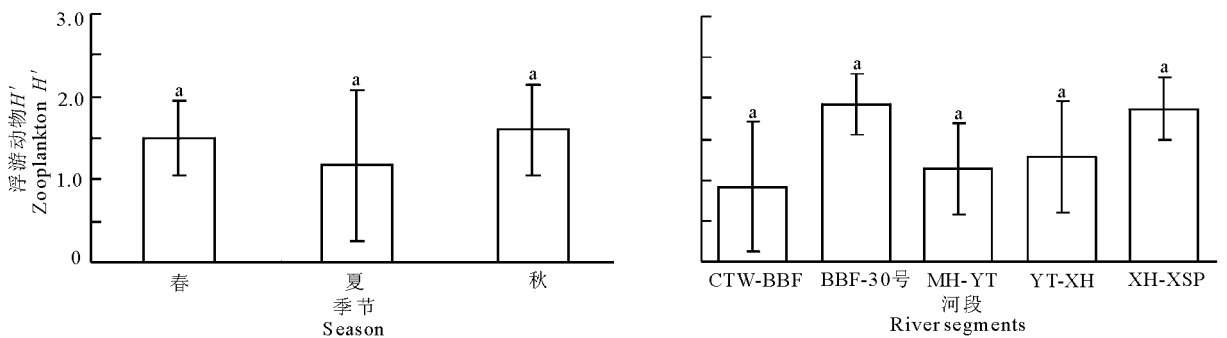


竖线为标准误差,不同字母 a 和 b 表明 $P < 0.05$ 的显著差异

图 2 浮游植物香农-威纳多样性指数的时空变化

Error bars show standard errors. Different letters (a, b) reveal significant difference between parameters ($P < 0.05$)

Fig.2 Spatiotemporal variations in phytoplankton community diversity



竖线为标准误差,不同字母 a 和 b 表明 $P < 0.05$ 的显著差异

图 3 浮游动物香农-威纳多样性指数的时空变化

Error bars show standard errors. Different letters (a, b) reveal significant difference between parameters ($P < 0.05$)

Fig. 3 Spatiotemporal variations in zooplankton community diversity

2.2 河流 RHI 的时空变化

各河段 RHI 值如图 6。其中,河段 CTW-BBF (均值为 39.96)和 XH-XSP(31.92)的生态系统健康等级为好,河段 YT-XH(28.79)的健康等级为中等,而河段 MH-YT(18.79)和 BBF-30 号(16.25)的健康等级为差。由于夏季的水质和生物多样性较好,其 RHI 也显著高于春($P < 0.01$)、秋($P < 0.1$)两

季。

2.3 河流生态系统健康表征因子与 RHI 的相关性

RHI 与系列表征因子和 5 类指标的 Pearson's 相关性如表 5。RHI 与河床、岸边带、河床底质和流量特征的变化显著相关($P < 0.05$),可见筑坝与硬化及其对水文状态的改变决定了各河段生态系统健康的差异。

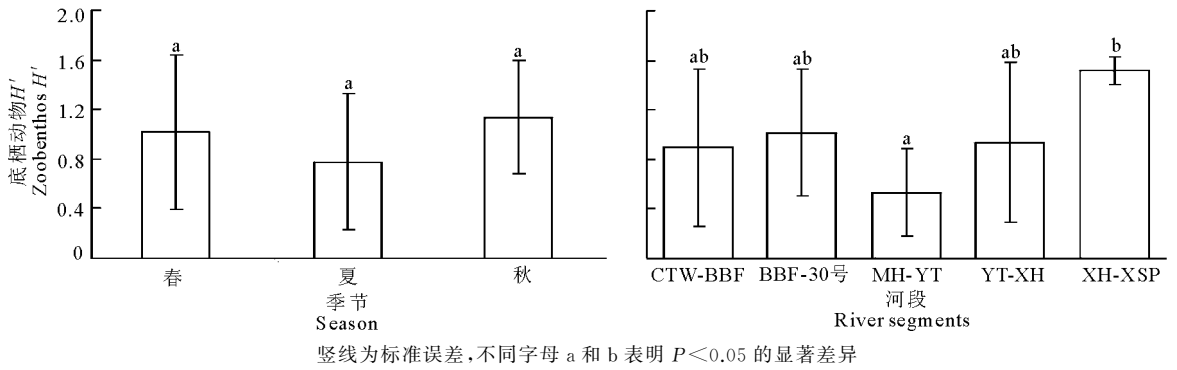


图4 底栖动物香农-威纳多样性指数的时空变化

Error bars show standard errors. Different letters (a, b) reveal significant difference between parameters ($P < 0.05$)

Fig.4 Spatiotemporal variations in zoobenthos community diversity

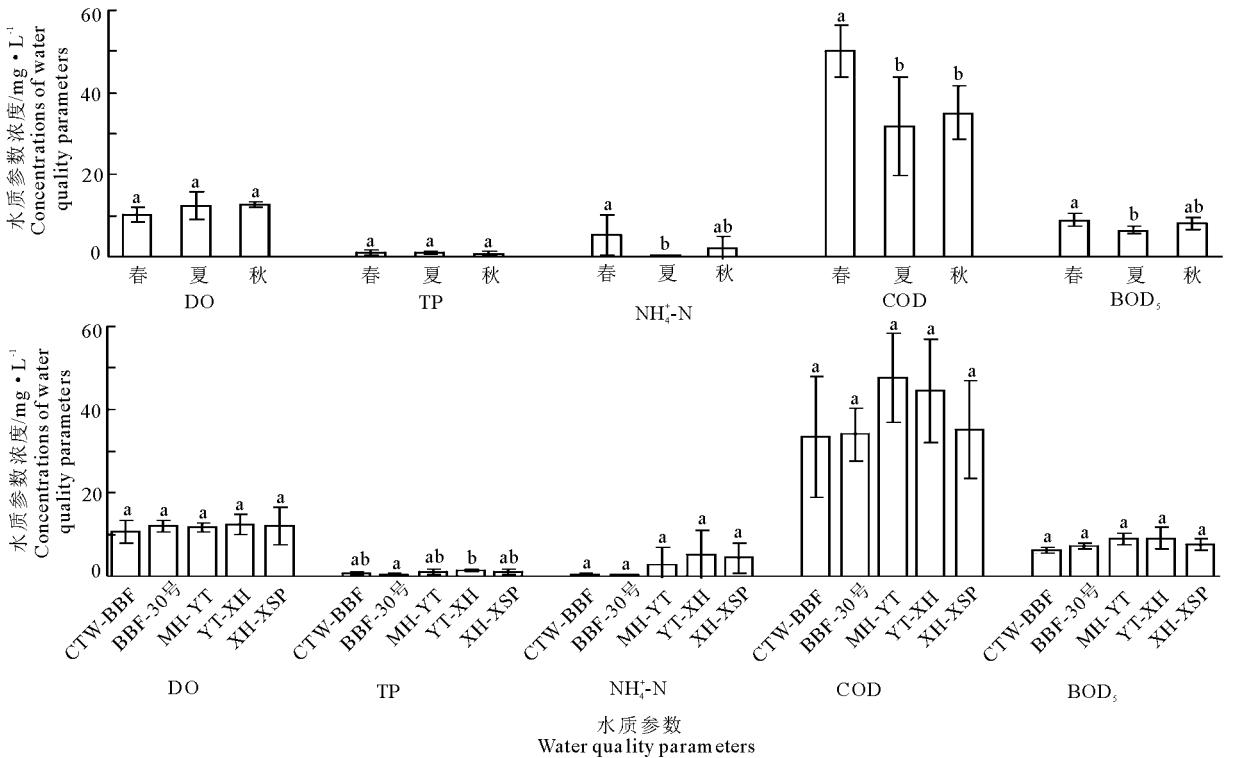


图5 水质参数浓度的时空变化特征

Error bars show standard errors. a, b reveal significant difference between parameters ($P < 0.05$)

Fig.5 Spatiotemporal variations in the concentrations of each water quality parameter

3 讨论

3.1 物理结构改变对河流生态系统健康的影响

河流物理结构是河流内部植物、动物和微生物等赖以生存的基础。闸坝和硬质河床、河岸等水利工程措施对河流物理结构的改变,极大地破坏了河流自然的栖息环境,是损害河流生态系统健康最直接的因素(Cochero et al, 2016)。虽然闸坝建设干扰了河流自然的水文状态、物质转化和输送通量等(刘丛强等, 2009),但适当的筑坝也具有较高的环

境正效应(赵彦伟和杨志峰, 2005);如河段 CTW-BBF 的拦砂坝,对河流物理结构的影响较小,同时又有利于悬浮泥沙、污染物质的沉降和自净等(Guo et al, 2017; 董慧峪等, 2014)。

河道硬化除了破坏河流栖息地,也会影响河流自然的水文特征,而且,河道的硬化通常改变河流底质的组分、切断水体与土壤和地下水的物质循环(王东胜和谭红武, 2004),并降低河流对污染物质的暂态储存能力和自我净化能力(李如忠等, 2014),从而损害了河流的生态系统健康。此外,由于人类活

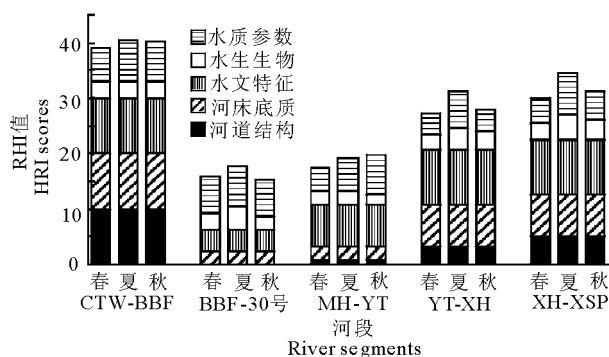


图6 各河段不同季节的RHI值变化

Fig.6 Spatiotemporal variations in RHI of the five river segments

表5 RHI与表征因子的相关关系

Tab.5 Relationship between RHI and the indicators of the evaluation systems

表征因子	RHI	表征因子	RHI	表征因子	RHI	指标	RHI
河床	0.97**	流量	0.90*	DO	-	河道结构	0.97**
岸边带	0.92*	水生植物	-0.47	TP	-0.68	河床底质	0.98**
缓冲带	0.74	浮游植物	0.76	NH ₄ ⁺ -N	-0.12	水文特征	0.84
河床底质	0.98**	浮游动物	-0.23	COD	0.5	水生生物	0.37
流速	0.77	底栖动物	0.69	BOD ₅	0.4	水质参数	0.06

注: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$; - DO 表征的河流健康分值为—组常量,无相关性。

Note: * denotes significant correlation ($P < 0.05$), ** denotes highly significant correlation ($P < 0.01$), - denotes no correlation.

输入筑坝河流中,比输入自然河流更容易导致富营养化的发生(Shin et al, 2011);而河道硬化对污染物自净能力的降低,则会对下游水体的生态系统健康产生不利影响(Kroes & Hupp, 2010; 李如忠等, 2014)。所以,相比于自然河流,筑坝与硬化河流的水体化学污染防控应更加严格。

3.3 水生生物多样性与河流生态系统健康的关系

水生生物的多样性能直接反映河流环境中各种诸如化学、物理和水文条件等因素变化的胁迫作用(唐涛等, 2002)。本研究中,除了水生植物,其他生物在清水河—洋河水系中的多样性均不高,这可能与该河流整体较差的水质有关(张洁和杨娟, 2017)。而且,RHI的季节变化与水生植物的季节性生长变化相关,除了夏季较高的流量对点源污染的稀释作用,夏季也是河流水生植物大量生长的季节,污染物质的稀释和多样化的水生植物能够降低河流的富营养化风险(鲜敞鸣等, 2005),并给更多的水生动物提供食物和庇护所(房岩和孙刚, 2004, 汪秀芳等, 2014),从而改善河流的生态系统健康。当然,水生生物的多样性更是有赖于河流栖息地完整性和水质安全的提升。

4 结论

5个不同程度筑坝与硬化河段中,具拦砂坝的

动的干扰破坏(道路、土地和房屋等占用),大部分河流的自然缓冲带逐渐消失,也对河流栖息地和生态系统的健康具有不利影响(Kroes & Hupp, 2010)。

3.2 化学污染对河流生态系统健康的影响

水质表征的化学污染程度对河流生态系统健康的影响中,5个河段主要以TP、COD和BOD₅(以及洋河干流的NH₄⁺-N)表现出较为严重的污染情况,这是由于清水河和洋河分别涉及非点源和点源的污染影响。化学污染在河道物理结构破坏的基础上通常加剧河流生态环境的恶化,比如高浓度营养物质河段CTW-BBF和河道轻微疏浚扩宽的河段XH-XSP的生态系统健康等级为好(HRI为30~40),

具溢流堰且河岸硬化的河段YT-XH为中等健康(20~30),筑坝和河床河岸全硬化的河段MH-YT和BBF-30号的生态系统健康等级为差(10~20)。

筑坝与硬化改变了河流的物理结构,进而导致河床底质和水文特征的改变,是损害河流生态系统健康的主要原因;此外,总磷和有机质的污染,及水生生物较低的多样性对5河段的健康均有影响,仅在夏季植物大量生长和污染物质浓度受到稀释时,河流生态系统健康水平有所提高。

综上,恢复自然河床、河岸和缓冲带,适当改善筑坝河段水动力条件、控制污染物质输入等,有利于改善清水河—洋河干流的生态系统健康。

参考文献

- 蔡立哲, 马丽, 高阳, 等, 2002. 海洋底栖动物多样性指数污染程度评价标准的分析[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 41(5): 641-646.
- 董慧峪, 王为东, 强志民, 2014. 透水坝原位净化山溪性污染河流[J]. 环境工程学报, 8(10): 4249-4253.
- 房岩, 孙刚, 2004. 长春南湖水生生态系统中浮游动物群落牧食力的研究[J]. 吉林师范大学学报(自然科学版), 24(3): 4-6.
- 付波霖, 李颖, 朱红雷, 等, 2014. 基于RS的河流物理结构完整性评价的方法研究——以第二松花江为例[J]. 水

- 利学报, 45(7): 776-784.
- 顾晓昀, 徐宗学, 刘麟菲, 等, 2018. 北京北运河河流生态系统健康评价[J]. 环境科学, 39(6): 2576-2587.
- 郝利霞, 孙然好, 陈利顶, 2014. 海河流域河流生态系统健康评价[J]. 环境科学, 35(10): 3692-3701.
- 李如忠, 丁贵珍, 徐晶晶, 等, 2014. 巢湖十五里河源头段暂态储存特征分析[J]. 水利学报, 45(6): 631-640.
- 刘丛强, 汪福顺, 王雨春, 等, 2009. 河流筑坝拦截的水环境响应——来自地球化学的视角[J]. 长江流域资源与环境, 18(4): 384-396.
- 唐涛, 蔡庆华, 刘建康, 2002. 河流生态系统健康及其评价[J]. 应用生态学报, 13(9): 1191-1194.
- 汪秀芳, 叶碎高, 薛淋淋, 2014. 大型水生植物在维持水生生态系统健康中的作用[J]. 生态科学, 33(3): 613-618.
- 王东胜, 谭红武, 2004. 人类活动对河流生态系统的影响[J]. 科学技术与工程, 4(4): 299-302.
- 魏金梅, 何彤慧, 程志, 等, 2010. 地表水生态系统健康评价研究进展[J]. 水资源与水工程学报, 21(4): 96-100.
- 翁建中, 徐恒省, 2010. 中国常见淡水浮游藻类图谱[M]. 上海: 上海科学技术出版社.
- 鲜啟鸣, 陈海东, 邹惠仙, 等, 2005. 淡水水生植物化感作用研究进展[J]. 生态学杂志, 24(6): 664-669.
- 许浩, 蔡永久, 汤祥明, 等, 2015. 太湖大型底栖动物群落结构与水环境生物评价[J]. 湖泊科学, 27(5): 840-852.
- 张洁, 杨娟, 2017. 三峡库区汛期浮游藻类与水质特征研究[J]. 生态科学, 36(1): 55-63.
- 赵彦伟, 杨志峰, 2005. 城市河流生态系统健康评价初探[J]. 水科学进展, 16(3): 349-355.
- 周凤霞, 陈剑虹, 2015. 淡水微型生物与底栖动物图谱[M]. 北京: 化学工业出版社.
- An K G, Park S S, Shin J Y, 2002. An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions[J]. *Environment International*, 28(5): 411-420.
- Che Y, Yang K, Wu E, et al, 2012. Assessing the health of an urban stream: a case study of Suzhou Creek in Shanghai, China [J]. *Environmental Monitoring And Assessment*, 184(12): 7425-7438.
- Cochero J, Cortezzi A, Tarda A S, et al, 2016. An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams[J]. *Ecological Indicators*, 71: 134-144.
- Ding Y K, Shan B Q, Zhao Y, 2015. Assessment of river habitat quality in the Hai River Basin, Northern China [J]. *International Journal Of Environmental Research And Public Health*, 12(9): 11699-11717.
- Gozdziejewska A, Glinska-Lewczuk K, Obolewski K, et al, 2016. Effects of lateral connectivity on zooplankton community structure in floodplain lakes[J]. *Hydrobiologia*, 774(1): 7-21.
- Guo X Y, Feng C H, Zhang J H, et al, 2017. Role of dams in the phase transfer of antibiotics in an urban river receiving wastewater treatment plant effluent[J]. *Science Of the Total Environment*, 607: 1173-1179.
- Kroes D E, Hupp C R, 2010. The effect of channelization on floodplain sediment deposition and subsidence along the Pocomoke River, Maryland[J]. *Journal Of the American Water Resources Association*, 46(4): 686-699.
- Nogueira M, Ferrareze M, Moreira M, et al, 2010. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical-subtropical river (SE, Brazil) [J]. *Brazilian Journal Of Biology*, 70(S3): 781-793.
- Perbiche-Neves G, Ferreira R A R, Nogueira M, 2011. Phytoplankton structure in two contrasting cascade reservoirs (Parapanema River, Southeast Brazil) [J]. *Biologia*, 66(6): 967-976.
- Sharifinia M, Mahmoudifard A, Gholami K, et al, 2016a. Benthic diatom and macroinvertebrate assemblages, a key for evaluation of river health and pollution in the Shahrood River, Iran[J]. *Limnology*, 17(1): 95-109.
- Sharifinia M, Mahmoudifard A, Namin J I, et al, 2016b. Pollution evaluation in the Shahrood River: Do physico-chemical and macroinvertebrate-based indices indicate same responses to anthropogenic activities? [J]. *Chemosphere*, 159(1): 584-594.
- Shin M S, Lee J Y, Kim B, et al, 2011. Long-term variations in water quality in the lower Han River[J]. *Journal of Ecology and Field Biology*, 34(1): 31-37.
- Singh P K, Saxena S, 2018. Towards developing a river health index[J]. *Ecological Indicators*, 85: 999-1011.
- Wang F S, Wang B L, Liu C Q, et al, 2014. Changes in nutrient ratios and phytoplankton community structure caused by hydropower development in the Maotiao River, China[J]. *Environmental Geochemistry And Health*, 36(3): 595-603.
- Yadav N S, Sharma M P, Kumar A, 2015. Ecological health assessment of Chambal River, India[J]. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(3): 613-618.

Effects of Damming and Channel Hardening on River Ecosystem Health in Zhangjiakou City

BAO Lin-lin^{1,2}, LI Xu-yong^{1,2}, ZHI Shi-jie^{1,3}, CAO Chen^{1,2}

(1.State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, P.R.China;

2.College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China;

3.College of Resource Environment and Tourism, University of Capital Normal University, Beijing 100048, P.R.China)

Abstract: Hydraulic engineering facilities, such as dam construction and channel hardening, are widely constructed in rivers across China. While these artificial control structures have large social benefits, they have dramatically altered river ecosystem. In this study, five segments of the main stem Qingshui and Yanghe Rivers in Zhangjiakou City, with different levels of damming and channel hardening, were selected for study. The effects of artificial structures on river ecosystem health were assessed using a river ecosystem health evaluation system developed as part of the investigation. The objectives were to provide scientific data to support ecological restoration and optimize resource management. The River Health Index (RHI) we developed included parameters characterizing river physical structure, channel substrate, hydrology, water quality and aquatic life and the index was used to assess the variations in ecosystem health of the five river segments. The river segment with only slight dredging and the segment with check dams were in good condition, with HRI values of 30 – 40. The river segment with weirs and hardened riverbank was in moderate condition, with an HRI value of 20 – 30, and the other two segments with dams and hardened riverbanks were in poor condition with the HRI values of 10 – 20. The construction of dams and hardening channels changed the physical structure of the river that, in turn, altered substrate composition and hydraulic condition. The variations in river physical structure, channel substrate and hydrology condition were significantly correlated with variations in RHI ($P < 0.05$), and were the primary factors influencing the quality of the river ecosystem. High concentrations of phosphorus and organic matter, and a low diversity of aquatic organisms also had adverse effects on the ecosystem health of the five river segments. RHI values in all five river segments increased during the summer, when aquatic plants are thriving and pollutants are diluted by higher flows. Therefore, to improve the quality of these two river ecosystems, efforts should be made to improve the hydraulic condition, restore hardened channels and buffer zones, and prevent pollutant inputs.

Key words: damming; channel hardening; river ecosystem assessment; river health index (RHI)