张子萱,郑颖,郭建英,等.1990—2020年内蒙古察汗淖尔流域生态系统健康评价[J].山西农业大学学报(自然科学版),2025,45(3):85-99.
Zhang Z X, Zheng Y, Guo J Y, et al.Ecosystem health assessment of Chahannaoer Basin in Inner Mongolia from 1990 to 2020 [J].Journal of Shanxi Agricultural University(Natural Science Edition), 2025,45(3):85-99.
doi: 10.13842/j.cnki.issn1671-8151.202412015

1990—2020年内蒙古察汗淖尔流域生态系统健康评价

张子萱[1,2,3],郑颖[2,3],郭建英[2,3*],王语馨[1,2,3]

(1.内蒙古农业大学 沙漠治理学院,内蒙古 呼和浩特 010018;2.中国水利水电科学研究院 内蒙古阴山北麓草原生态水文国家野外科学观测研究站,内蒙古 呼和浩特 010020;3.水利部牧区水利科学研究所,内蒙古 呼和浩特 010020)

摘　要:[目的]内蒙古察汗淖尔流域作为京津冀地区抵御浑善达克沙地南侵的最后一道防线,是我国北方生态安全屏障建设的重要组成部分,该地区生态系统具有敏感性和脆弱性,开展生态系统健康评价研究对察汗淖尔流域可持续发展具有重要意义。[方法]本研究基于遥感影像数据,分析1990—2020年察汗淖尔流域土地利用时空变化特征,运用VORS模型构建流域生态系统健康评价指标体系,定量评估流域生态系统健康状况及其时空演变特征,进一步结合响应弹性和耦合协调度分析土地利用变化与生态系统健康之间的关系。[结果](1)耕地和草地是察汗淖尔流域最主要的土地利用类型,二者约占流域面积的85%以上,近30年间,林地和建设用地持续扩张,耕地呈逐年减少趋势,主要向林地和草地转移;(2)流域生态系统以健康水平为主,生态系统健康状况整体呈先恶化后逐渐好转的变化特征,生态系统健康指数由0.491上升至0.505;(3)草地、湿地和水体对生态系统健康的影响程度较高,生态弹性指数分别为65.43、3.63和12.36,林地与生态系统健康呈中度不协调关系,严重失调区域以湿地、水体为主,研究期内,林地和建设用地与生态系统健康的耦合协调度有所提升。[结论]自2000年后,内蒙古察汗淖尔流域生态系统健康状况有所好转,但仍处于生态脆弱区,有必要重视土地利用变化对生态系统健康的影响,研究结果可为察汗淖尔流域生态系统保护及修复提供科学参考。

关键词:生态系统健康;土地利用变化;VORS模型;察汗淖尔流域
中图分类号:X826;F301.24　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1671-8151(2025)03-0085-15

Ecosystem health assessment of the Chahannaoer Basin in Inner Mongolia from 1990 to 2020

Zhang Zixuan[1,2,3], Zheng Ying[2,3], Guo Jianying[2,3*], Wang Yuxin[1,2,3]

(*1.College of Desert Science and Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China; 2.Yinshanbeilu Grassland Eco-hydrology National Observation and Research Station, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Hohhot 010020, China; 3.Institute of Pastoral Hydraulic Research, MWR, Hohhot 010020, China*)

Abstract: [Objective] As the last line of defensing against the southward encroachment of the Hunshandake Sandy Land in the Beijing-Tianjin-Hebei region, the Chahannaoer Basin in Inner Mongolia is an important component of the ecological security barrier in Northern China. The ecosystem in this area is highly sensitive and vulnerable, making research on ecosystem health assessment of great significance for the sustainable development of the Chahannaoer Basin. [Methods] Based on remote sensing data, this study analyzed the spatio-temporal variation characteristics of land use in the Chahannaoer Basin from 1990 to 2020. The VORS model was employed to construct an ecological health assessment index system, quantitatively evaluating the health status and its spatio-temporal evolution of the basin's ecosystem. Additionally, the relationship between land use changes and ecosystem health was further examined through resilience response and coupling coordination analysis. [Results] (1) Cul-

收稿日期:2024-12-10　　**修回日期**:2025-03-22
基金项目:内蒙古自治区科技计划项目(2022YFHH0024);中国水科院基本科研业务费项目(MK0145B022021)
作者简介:张子萱(ORCID:0009-0007-0181-1824),硕士研究生,研究方向:水土保持,E-mail: 1915735240@qq.com
*通信作者:郭建英(ORCID: 0009-0000-8912-7531),博士,研究方向:水土保持与生态修复,E-mail:guojianying1980@163.com

tivated land and grassland were the dominant land use types in the Chahannaoer Basin, which accounted for over 85% of the total area. Over the past three decades, forestland and construction land continued to expand, while cropland showed a decreasing trend, primarily transitioning into forestland and grassland. (2) The Basin's ecosystem was generally healthy, with its overall health status initially deteriorating before gradually improving. The ecosystem health index increased from 0.491 in 1990 to 0.505 in 2020. (3) Grassland, wetland, and water bodies had a significant impact on ecosystem health, with ecological resilience indices of 65.43, 3.63, and 12.36, respectively. Forestland exhibited a moderately uncoordinated relationship with ecosystem health, while severely incoordination areas were mainly wetlands and water bodies. During the study period, the coupling coordination between forestland, construction land, and ecosystem health was improved. [Conclusion] Since 2000, the ecosystem health of the Chahannaoer Basin in Inner Mongolia has shown signs of recovery, but it remains an ecologically fragile area. It is essential to emphasize the impact of land use changes on ecosystem health. The findlings of this study can provide scientific references for the protection and restoration of the ecosystem in the Chahannaoer Basin.

Keywords: Ecosystem health, Land use change, VORS model, Chahannaoer Basin

自然生态系统可以为人类生存和社会发展提供丰富的物质基础和生态服务[1]。近年来,由于人口快速增长、城市化进程加快、人类活动强度增加,加剧了生态系统退化,对人类社会可持续发展构成威胁[2]。生态系统健康反映了生态系统在面对自然或人为干扰后维持其结构完整性和功能稳定性的能力[3],是识别生态系统状态和功能的重要指标[4]。缓解生态系统退化和促进生态系统健康已成为全球可持续发展战略[5]。土地利用变化是人类活动影响生态系统的重要方式[6],随着人类改变土地利用方式的强度不断增强,生态系统面临的压力和破坏性影响也会持续增大。因此,科学评价生态系统健康状况、研究土地利用变化对生态系统健康的影响,对于区域尺度生态修复策略的制定和实施以及可持续发展至关重要。

通过对生态系统健康状况的检测、调查和评价,可以诊断生态系统功能退化、结构紊乱等问题,从而有针对性地开展和实施生态保护和修复工程[7]。生态系统健康研究始于上世纪80年代的北美[8],其后,国内外学者对生态系统健康的相关主题开展了大量研究[9-11]。压力-状态-响应(Pressure-State-Response, PSR)模型和活力-组织力-恢复力(Vigor-Organization-Resilience, VOR)模型是进行生态系统健康评价最为常用的指标体系方法[12]。其中,PSR概念模型最早由Rapport和Singh[13]提出,通过研究生态系统内部压力、状态和响应之间的关系,被广泛用于评估生态系统健康状况。PSR模型主要强调环境压力对人类社会和生态系统之间的关系,但忽略了生态系统的自然状态[14]。1992年,Costanza等[15]通过定性和定量分析相结合的方法,从可持续发展的角度,开发了一种适用于复杂生态系统的VOR模型。这种传统的VOR模型从生态系统生产力、组织结构和恢复力3个方面构建生态系统健康评价体系,充分考虑了生态系统的内部属性,在一定程度上揭示了生态系统的健康状况,但其并未考虑生态系统为人类提供服务的能力,在生态系统与社会系统的联系上还存在局限性[16]。之后,生态系统服务也被纳入到VOR模型,从而形成了活力-组织力-恢复力-服务(Vigor-Organization-Resilience-Services, VORS)模型[17]。该模型量化了生态系统服务作为生态系统健康评价的新维度,更加全面地评估了环境的自然组成部分及其满足人类需求的能力。目前,现有的生态系统健康评价在不同尺度上(国家、省市、地区等)均有一定的研究成果,并且多集中于湿地、森林、草地等自然生态系统[18-20]。然而,对于生态环境脆弱的重点小流域生态系统健康评价及其时空演变趋势的研究仍显不足。此外,现有研究也很少考量土地利用变化对生态系统健康的影响,随着环境变化的生态效应不断增强,对深入研究区域生态安全以及可持续发展具有深刻意义。

察汗淖尔地处蒙冀交界,是我国北方农牧交错带内重要的季节性内陆咸水湖,察汗淖尔流域是我国北方尤其是华北地区重要的生态安全屏障。该地区由于气候条件和地理环境的影响,生态系统具有敏感性和脆弱性,极易受外界环境变化的干扰。近几十年来,随着经济社会的快速发展,人类对土地资源开发利用程度不断加剧,察汗淖尔流域地表覆被发生相应变化,同时出现草地退化、湖泊水面面积逐年萎缩、湿地几乎消失、地下水位下降、土地沙化盐化等一系列生态问题,严

重影响生态系统健康状况,对京津冀地区生态安全也造成威胁。基于此,本研究以内蒙古察汗淖尔流域为研究区,分析1990-2020年该区域土地利用时空变化特征,通过构建“活力-组织力-恢复力-服务”(VORS)模型,定量评估流域生态系统健康状况并分析其时空演变特征[21],进一步探讨土地利用变化对生态系统健康的影响程度以及二者的耦合协调关系,以期为察汗淖尔流域生态系统保护与高质量健康发展提供科学参考。

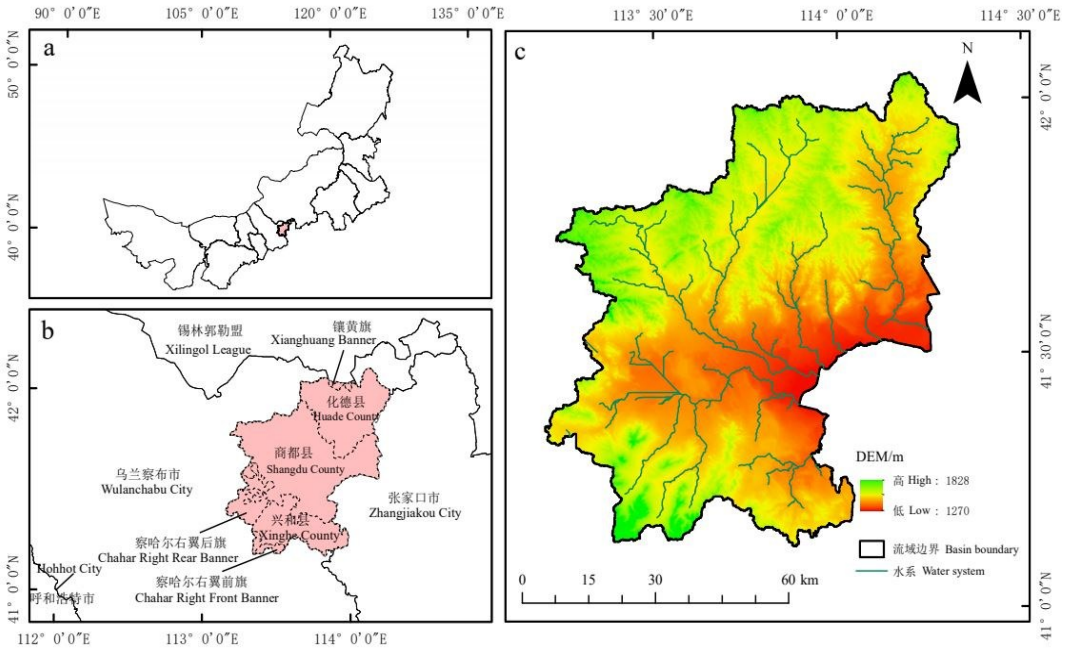
1　研究区概况与数据处理

1.1　研究区概况

察汗淖尔位于内蒙古自治区乌兰察布商都县和河北省张家口尚义县交界处,是干旱半干旱地区的内陆湖泊,约2/3湖体在商都县,1/3湖体在尚义县。本研究以内蒙古察汗淖尔流域为研究区,涉及镶黄旗、商都县、化德县、兴和县、察哈尔右翼前旗和察哈尔右翼后旗6个旗县,流域面积为5561 km^2,地理坐标为41°4′～42°6′N、113°10′～114°20′E(图1)。流域地貌类型以浅山丘陵、山间盆地、河谷洼地、平原为主,海拔1194～1822 m[22]。流域属于温带半干旱大陆性季风气候,多年平均温度为4 ℃;流域内多年平均降水总量为351 mm;多年平均蒸发量为1647 mm[23]。

1.2　数据来源及预处理

本研究采用的遥感数据包括1990年、2000年、2010年和2020年的土地利用数据、Landsat系列遥感影像及气象数据[24]。其中,土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn/)该数据将土地利用类型分为6个一级类型和25个二级类型,空间分辨率为30 m,考虑到研究区实际情况,利用ArcGIS 10.8软件将土地利用数据重新划分为耕地、林地、草地、水体、湿地、建设用地和未利用地7个类型。Landsat-TM/OLI数据下载于地理空间数据云官网(https://www.gscloud.cn/),在ENVI 5.6软件平台进行辐射定标、大气校正等处理,并利用近红外波段和红光波段计算得到归一化植被指数[25]。气象数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn/)、国家气象科学数据中心(https://data.cma.cn/),空间分辨率均为1 km。所有空间数据都统一至WGS_1984_UTM_Zone_49N投影坐标系,且空间分辨率统一至30 m。



a为流域在内蒙古自治区所处的位置,b为流域所包含的旗县,c为流域的高程与水系

a is the location of the basin in the Inner Mongolia Autonomous Region, b is the county included in the basin, and c is the elevation and water system of the basin

图1　内蒙古察汗淖尔流域地理位置

Fig.1　Geographical location map of Chahannaoer Basin in Inner Mongolia

2 研究方法

2.1 土地利用转移矩阵

土地利用转移矩阵可以描述各土地利用类型在不同年份间的相互转移情况,是定量研究土地利用类型转化数量和方向特征的主要方法[26]。

2.2 土地利用程度指数

本研究引入土地利用程度,量化人类活动对土地的影响程度,以探究1990-2020年间土地利用程度的空间分异情况。利用自然间断点分级方法将土地利用程度划分为5级(表1),根据李辉等[27]提出的土地利用分级方法,并结合研究区实际情况,将土地利用类型分为4级,即未利用地为1级,林地、草地、水体和湿地为2级,耕地为3级,建设用地为4级。计算公式如下:

$$L_a = 100 \times \sum_{i=1}^{n} (A_i \times C_i) \tag{1}$$

式中,L_a表示a研究期内,研究区的土地利用程度综合指数;A_i表示第i级土地利用分级指数;n表示土地利用程度分级;C_i代表分级土地面积百分比。

表1 土地利用程度等级划分标准

Table 1 Land use intensity classification standards

土地利用程度分级 Classification of land use degree	土地利用程度综合指数 Comprehensive index of land use intensity
低 Low	<1.26
较低 Lower	1.26~9.5
中 Medium	9.5~27.4
较高 Higher	27.4~79.25
高 High	≥79.25

2.3 流域生态系统健康评价

2.3.1 评价指标体系的构建

本研究通过建立VORS模型构建察汗淖尔流域生态系统健康评价指标体系,该模型既能关注到土地利用变化及景观格局对生态系统健康的影响,也考虑了生态系统服务的重要性[28]。

(1)生态系统活力(EV)

生态系统活力指生态系统新陈代谢的能力[29],通常采用归一化植被指数(NDVI)来衡量,本研究选取1990-2020年NDVI最大值来表征对应年份的活力指标。计算公式如下:

$$EV = NDVI_{max} \tag{2}$$

(2)生态系统组织力(EO)

生态系统组织力反映了生态系统结构的稳定性和复杂性[30],可从景观异质性和景观连通性2个方面考虑,本文选取香农多样性指数(SHDI)、香农均匀度指数(SHEI)、蔓延度指数(CONTAG)和斑块密度(PD)4个景观格局指数,各景观格局指数计算公式及表征含义见表2。参考高丽萍等[31]的计算方法获得流域不同年份的景观格局指数,以此反映流域的生态系统组织力。计算公式如下:

$$EO = W_x LH + W_y LC = W_{x1} SHDI + W_{x2} SHEI + W_{y1} CONTAG + W_{y2} PD \tag{3}$$

式中,EO表示生态系统组织力;LH和LC分别代表景观异质性和景观连通性;W_x、W_y表示x或y的组织力指标权重。

(3)生态系统恢复力(ER)

生态系统恢复力是指生态系统在受到干扰或破坏后,自我修复和抵抗外界干扰的能力[32]。首先需根据不同土地利用类型赋予不同的生态弹性值,再利用土地利用类型面积加权得到不同年份流域生态系统恢复力指数,参考喻志强等[33]和李凤等[34]方法进行计算,公式如下:

$$ER = \sum_{i=1}^{n} A_i \times RC_i \tag{4}$$

式中,ER表示生态系统恢复力;A_i表示第i类土地利用类型的面积占比;RC_i分别表示土地利用类型i的生态恢复力值;n表示土地利用类型的数量。

(4)生态系统服务(ES)

生态系统服务指人类从生态系统中直接或间接获取的益处[35],是评价生态系统健康程度的重要准则[36]。自然生态系统为人类繁衍生息提供了赖以支撑的各项服务,在人类视角下的生态系统服务也应作为生态系统健康评估的标准之一[37],基于察汗淖尔流域实际情况以及数据可获取性,选取生境质量、固碳、产水服务和土壤保持4种关键服务,利用InVEST模型和修正的通用水土流失方程(RUSLE)进行定量估算,各生态系统服务计算公式及含义见表3,再对各项指标归一化后,赋

表2　景观格局指数计算公式及表征含义

Table 2　Calculation formulas and their ecological implications of landscape pattern index

景观格局指数 Landscape pattern index	计算公式 Calculation method	表征含义 Characterization meaning
香农多样性指数 SHDI	$SHDI=-\sum_{i=1}^{m}(P_i\times \ln P_i)$	反映景观异质性
香农均匀度指数 SHEI	$SHEI=\frac{-\sum_{i=1}^{m}(P_i\times \ln P_i)}{\ln m}$	反映景观中各斑块类型在面积分布的均匀程度
蔓延度指数 CONTAG	$CONTAG=\frac{\left[1+\sum_{j=1}^{m}\sum_{k=1}^{m}\left[(p_i)(\frac{g_{jk}}{\sum_{k=1}^{m}g_{jk}})\right]\left[\ln(p_i)(\frac{g_{jk}}{\sum_{j=1}^{m}g_{jk}})\right]\right]}{2\ln(m)}\times 100$	反映不同斑块的团聚程度,可反映景观连通性
斑块密度 PD	$PD=\frac{\sum_{i=1}^{n}n_i}{A}$	反映某种斑块在景观中的密度

予其权重,最终加权得到生态系统综合服务指数。计算公式如下:

$$ES=\sum_{i=1}^{n}P_i\times W_i \tag{5}$$

式中,P_i为归一化后生态系统服务指数,W_i为第i项服务的权重。

2.3.2　评价指标归一化及指标权重的确定

由于评价指标体系中各指标单位、量纲等存在差异,需采用极差标准化法对各评价指标进行归一化处理。计算公式如下:

$$\text{正向指标:}Y_i=\frac{X_i-X_{\min}}{X_{\max}-X_{\min}} \tag{6}$$

$$\text{负向指标:}Y_i=\frac{X_{\max}-X_i}{X_{\max}-X_{\min}} \tag{7}$$

式中,Y_i为指标i的归一化值,范围是[0,1];X_i为指标i的值,$X_{\max}$为指标i的最大值,$X_{\min}$为指标i的最小值。

表3　生态系统服务计算公式及生态学含义

Table 3　Calculation formulas of ecosystem services and its ecological implications

生态系统服务 Ecosystem services	计算公式 Calculation formula	生态学含义 Ecological meaning
产水服务 Water yield	$Y(x)=(1-\frac{AET(x)}{P(x)})\times P(x)$	从多方面影响人类的生产生活
土壤保持 SDR	$RKLS=R\times K\times L\times S$ $USLE=R\times K\times L\times S\times C\times P$ $RUSLE=RKLS-USLE$	是防止区域土地退化、降低洪涝灾害风险的重要保障
生境质量 Habitat quality	$Q_{xj}=H_j\left\{1-\left[\frac{D_{xj}^{z}}{D_{xj}^{z}+k^{z}}\right]\right\}$	可反映区域的生态系统质量和生态环境
固碳 Carbon	$C_{total}=C_{above}+C_{below}+C_{soil}+C_{dead}$	对衡量区域生态系统服务有十分重要的作用

在生态系统健康评价指标体系中,指标的权重对于评价结果有着重要影响,合理的权重值可以提高评价结果的科学性和合理性[38],本研究选用熵权法为各指标进行赋权(表4)。

2.3.3　生态系统健康评价指数

由于活力、组织力、恢复力、服务均是评估生态系统健康的重要因子,具有同等重要性,本研究基于4类指标因子构建察汗淖尔流域生态系统健

表4 察汗淖尔流域不同指标的权重

Table 4 The weight of different indexes in Chahannaoer Basin

目标层 Objective layer	准则层 Criterion layer	指标层 Index layer	指标类型 Index type	权重 Weight
生态系统健康 Ecosystem health	活力	归一化植被指数	积极	1.00
	组织力	斑块密度	消极	0.22
		香农多样性指数	积极	0.28
		香农均匀度指数	积极	0.28
		蔓延度指数	积极	0.22
	恢复力	恢复力指数	积极	1.00
	服务	生境质量	积极	0.25
		土壤保持	积极	0.25
		固碳	积极	0.20
		产水服务	积极	0.30

康指数(EHI),公式如下:

$$EHI = \sqrt[4]{EV \times EO \times ER \times ES} \tag{8}$$

本研究综合考虑察汗淖尔流域实际情况和生态系统健康评价方法,建立了察汗淖尔流域生态系统健康评价标准,由于生态系统健康评价指数(EHI)值为0~0.76,结合察汗淖尔流域现状,采用等区间法将生态系统健康程度划分为5个等级(表5)。

表5 察汗淖尔流域生态系统健康等级评价

Table 5 Evaluation of ecosystem health level in Chahannaoer Basin

等级评价 Level evaluation	EHI
病态 Ill healthy	<0.18
不健康 Unhealthy	0.18~0.36
亚健康 Sub-healthy	0.36~0.54
健康 Health	0.54~0.72
很健康 Pretty healthy	≥0.72

2.4 土地利用变化对生态系统健康的影响

2.4.1 生态弹性分析

弹性系数指2个指标在同一时期内变化速率的比值,本研究基于经济学的弹性公式[39],探讨1990-2020年察汗淖尔流域生态系统健康对土地利用变化的响应。计算公式如下:

$$LUI = \left| \frac{\sum_{i=1}^{n} \Delta LUI_i}{\sum_{i=1}^{n} LUI_i} \right| \tag{9}$$

$$EET = \left| \frac{\frac{EHI_j - EHI_i}{EHI_i}}{LUI} \right| \tag{10}$$

式中,EET为生态系统健康对土地利用程度变化的响应弹性,EHI_i、EHI_j分别代表第i年和第j年的生态系统健康指数;LUI为土地利用程度的变化率。

2.4.2 耦合协调度分析

耦合协调度模型用于分析2个或2个以上系统之间的关联是否合理和协调,本研究引入耦合协调度,分析1990-2020年察汗淖尔流域土地利用程度和生态系统健康之间的交互关系,划分出协调发展类型(表6),计算公式如下:

$$U_1 = 100 \times \sum_{i=1}^{n} (A_i \times C_i) \tag{11}$$

$$C = \sqrt{\left(\frac{U_1 \times U_2}{\frac{U_1 + U_2}{2}}\right)^2} \tag{12}$$

$$T = \alpha U_1 + \beta U_2 \tag{13}$$

$$CD = \sqrt{C \times T} \tag{14}$$

式中,C为两个系统的耦合度;T为协调指数;CD为耦合协调度;U_1、U_2分别为土地利用程度和生态系统健康评价指数;A_i代表土地利用类型i的面积占比;C_i表示第i级土地利用程度分级指数;α和β是耦合协调度和协调指数的权重,二者同等重要,均赋值为0.5。本文参考刘纪元等[40]提出的土地

利用程度分级方法。

表6　耦合协调度等级划分标准

Table 6　Criteria for the degree of coupling coordination classification

协调发展类型 Coordinated development type	耦合协调度 Coupling coordination
严重失调 Serious imbalance	0～0.2
中度不协调 Moderate incoordination	0.2～0.4
基本协调 Basic coordination	0.4～0.6
中度协调 Medium coordination	0.6～0.8
高度协调 High coordination	0.8～1.0

3　结果与分析

3.1　察汗淖尔流域土地利用空间分布特征及转移情况

3.1.1　土地利用结构特征分析

察汗淖尔流域土地利用类型以耕地和草地为主(图2),在研究时期内二者面积占比分别为49.94%～51.54%和36.53%～36.67%(表7),耕地和草地几乎覆盖流域全境,在空间上呈交错分布的格局。建设用地面积占比为4.68%～5.75%,分布较为零散。未利用地面积占比为3.17%～3.63%,主要分布于中部地区,特别是水体周围,极易出现大片盐碱地。林地面积占比为2.07%～2.56%,零星分布于中部地区。流域内的水体和湿地面积最小,两者面积占比均在1%左右波动。1990-2020年间,耕地面积持续减小,林地和建设用地面积持续增加,草地和湿地面积基本保持稳定,水体面积整体呈下降趋势。

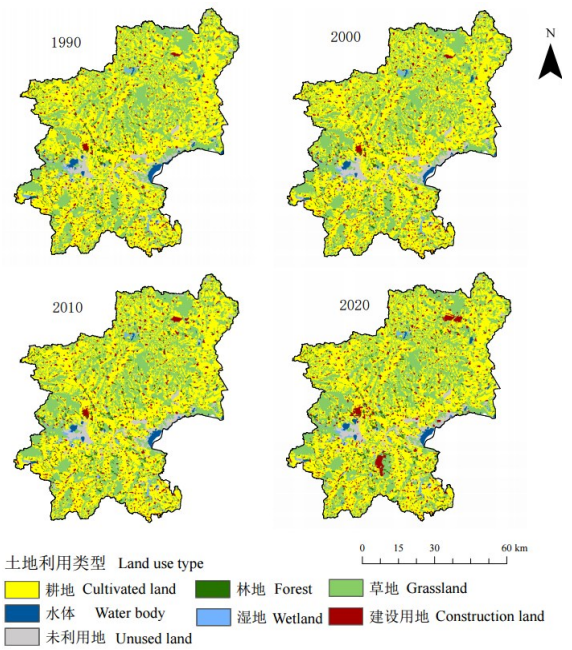


图2　察汗淖尔流域1990-2020年土地利用空间分布格局

Fig. 2　Spatial distribution pattern of land use in Chahannaoer Basin from 1990 to 2020

表7　察汗淖尔流域1990－2020年土地利用类型面积占比

Table 7　Area proportion of land use types in Chahannaoer Basin from 1990 to 2020　%

年份 Year	耕地 Cultivated land	林地 Forest	草地 Grassland	水体 Water body	湿地 Wetland	建设用地 Construction land	未利用地 Unused land
1990	51.74	2.07	36.59	1.17	0.58	4.68	3.17
2000	51.40	2.22	36.53	0.93	0.58	4.72	3.63
2010	50.72	2.51	36.67	1.02	0.63	4.91	3.55
2020	49.94	2.56	36.59	1.11	0.63	5.75	3.43

3.1.2　土地利用程度及其空间分异格局

1990-2020年察汗淖尔流域土地利用程度综合指数表现为波动增长,综合指数呈先下降后上升的变化趋势,由1990年的257.93下降至2010年的最低值257.00,而后逐渐提升,至2020年达到258.00。图3可见,在空间上,流域土地利用程度较高和高水平区域呈交错分布,整体变化不明显,其面积占比分别由36.60%下降至36.59%、由51.74%下降至49.94%;较低和中等水平区域少量分布于南部和北部地区,多集中于中部地区,其土地利用程度水平整体呈扩张趋势;低度区域呈空间分布异质性,出现由北部少量分布逐渐向中部、南部区转移的变化趋势,整体呈扩张趋势,面积占比由0.58%增加至0.63%。

3.1.3　土地利用转移情况分析

由1990-2020年察汗淖尔流域各土地利用类型间的转移情况分析可见(图4、表8),耕地面积减少主要是由于向草地和建设用地转出,转出面积分别为132.45 km^2和40.12 km^2。同时,草地向耕地转入80.49 km^2,转出面积大于转入面积,使得耕

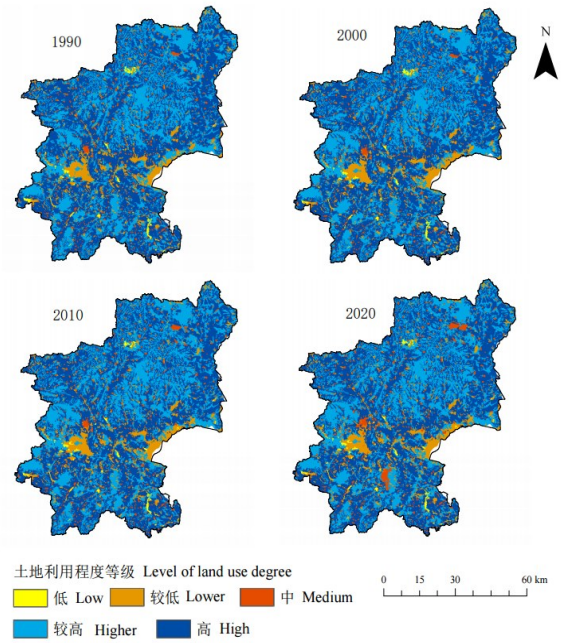


图3 1990-2020年内蒙古察汗淖尔流域土地利用程度空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of land use degree in Chahannaoer Basin of Inner Mongolia from 1990 to 2020

地面积有所减少。林地面积持续增加,主要源于耕地和草地分别向其转入13.33 km^2和21.17 km^2。建设用地的扩张,主要来源于耕地和草地向其分别转入40.12 km^2和14.54 km^2。总体而言,1990-2020年流域各土地利用类型间的变化主要集中于耕地、草地和建设用地的相互转化。

3.2 察汗淖尔流域生态系统健康评估

3.2.1 察汗淖尔流域生态系统活力

1990-2020年察汗淖尔流域生态系统活力表现为波动增长,流域生态系统活力指数平均值呈先下降后上升的变化趋势,由1990年的0.626下降至2000年的最低值0.598,而后逐渐提升,至2020年达到0.615。在空间上,流域生态系统以健康水平为主(图5),研究时期内,健康区域几乎遍布全流域,整体呈扩张趋势,其面积占比由79.04%增加至79.81%;亚健康水平区域存在一定波动,呈明显的空间分布异质性,其面积占比由7.64%上升至10.50%;很健康区域空间分布差异较为明显,呈北部集中分布逐渐向中部、东部边缘区转移的变化趋势;病态和不健康区域零星分布,整体变化不明显。

3.2.2 察汗淖尔流域生态系统组织力

1990-2020年察汗淖尔流域生态系统组织力以亚健康水平为主(图6),约占总面积的60%,整个流域均有分布,与病态、健康区域呈交错分布的空间格局。组织力指数平均值随时间延长呈缓慢增长趋势,由0.414上升至0.417。其中,亚健康和不健康区域面积整体增加,占比分别从58.18%增长至59.75%、11.33%增加至11.61%;病态、健康和很健康区域面积呈逐年下降趋势,变化幅度在1%左右,整体变化不明显。

3.2.3 察汗淖尔流域生态系统恢复力

1990-2020年察汗淖尔流域生态系统恢复力整体处于很健康水平(图7),其面积占整个流域的86%以上。恢复力指数平均值呈逐年下降趋势,由1990年的0.88减少至2020年的0.86。流域恢复力水平两极分化明显,仅包含很健康和病态水平,很健康区域分布广泛,几乎遍布整个流域,其面积呈逐年减少趋势(共计减少1 002.56 km^2);病态区域多集中分布于中部,其余地区基本呈零星分布的格局,其面积占比由11.67%增长至

表8 1990—2020年土地利用转移矩阵

Table 8 Land use transfer matrix from 1990 to 2020

1990	2020							
	草地	耕地	建设用地	林地	湿地	水体	未利用地	转出面积
草地 Grassland	1 893.41	80.49	14.54	21.17	1.31	4.65	19.44	141.60
耕地 Cultivated land	132.45	2 688.26	40.12	13.33	0.32	1.20	1.63	189.05
建设用地 Construction land		0.00	260.45				0.00	0.0018
林地 Forest	4.06	2.11	0.72	107.87		0.099		6.99
湿地 Wetland	0.48	1.35			28.54		1.85	3.68
水体 Water body	0.51	0.41		0.013	2.41	53.11	8.54	11.88
未利用地 Unused land	3.88	4.69	3.73		2.23	2.62	159.26	17.15
转入面积 Transfer area	141.38	89.05	59.11	34.52	6.27	8.57	31.46	——

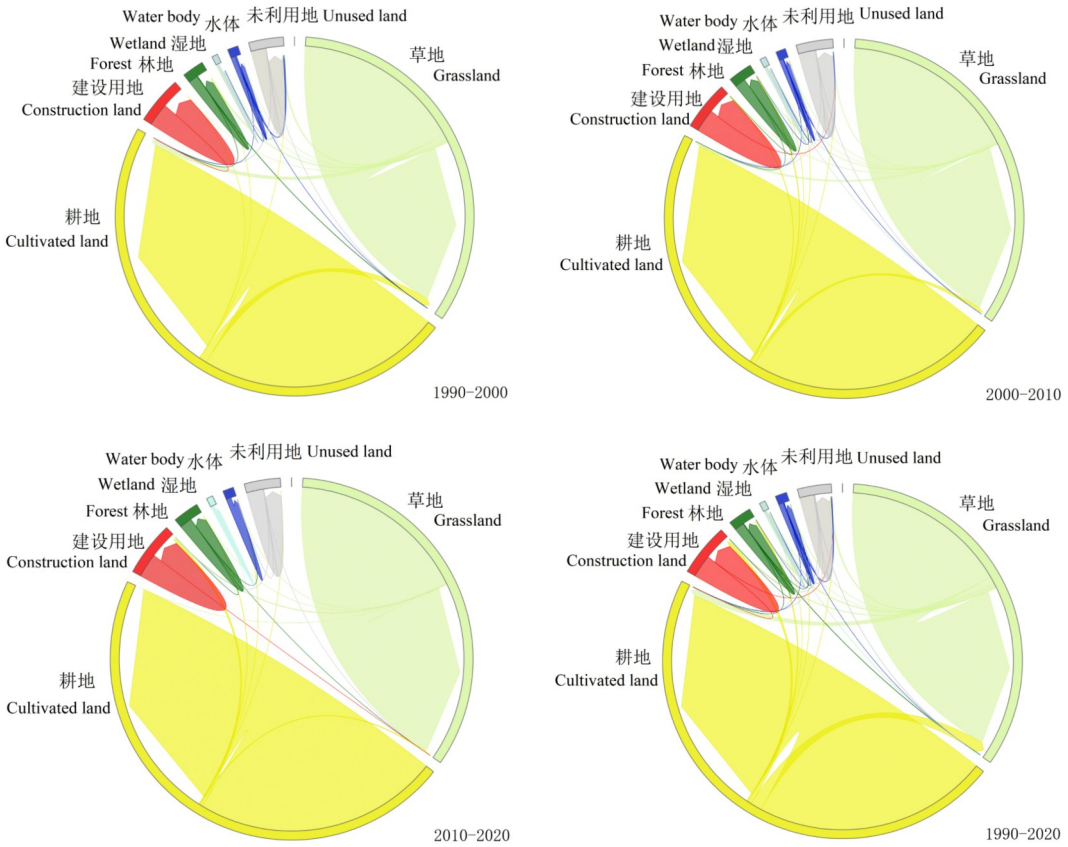


图4　察汗淖尔流域近30年土地利用转移弦图

Fig.4　The land use transfer chord diagram of Chahannaoer Basin in the past three decades

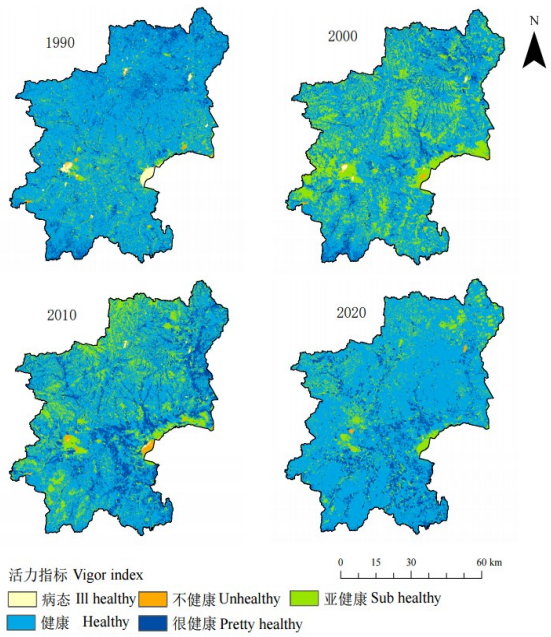


图5　1990-2020年察汗淖尔流域归一化活力指标空间分布

Fig.5　Spatial distribution of normalized vigor index of Chahannaoer Basin from 1990 to 2020

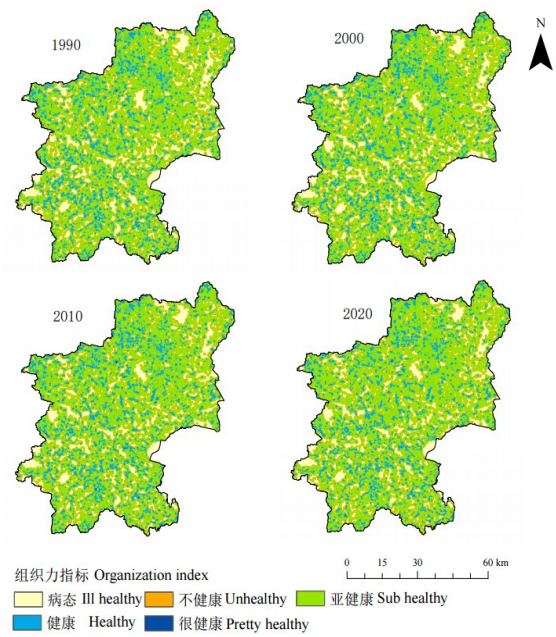


图6　1990-2020年察汗淖尔流域归一化组织力指标空间分布

Fig.6　Spatial distribution of normalized organization index of Chahannaoer Basin from 1990 to 2020

13.47%。

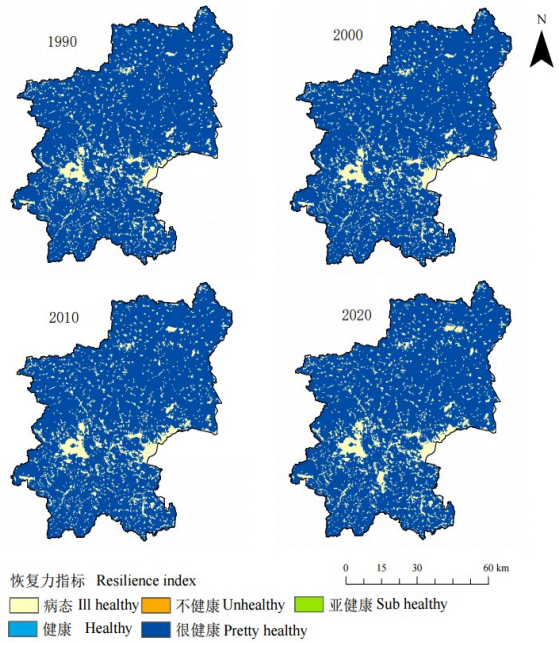


图7 1990-2020年察汗淖尔流域归一化恢复力指标空间分布

Fig.7 Spatial distribution of normalized resilience index in Chahannaoer Basin from 1990 to 2020

3.2.4 察汗淖尔流域生态系统服务

1990-2020年察汗淖尔流域生态系统服务以亚健康水平为主(图8),服务指数平均值呈先下降后上升的变化趋势,由1990年的0.43下降至2000年的最低值0.38,然后上升至2020年的0.42。在空间上具有较为明显的差异性,总体表现为"中部地区低,南北地区较高"的分布特点。其中,病态区域零星分布于中部地区,面积整体上增加了160.94 km^2;亚健康区域分布几乎遍布全流域,整体呈下降趋势,其面积占比由88.32%下降至86.39%;不健康区域呈中部集中分布逐渐向南部、北部零星分布转移的变化趋势,其面积占比从11.07%减少至10.06%;健康和很健康区域面积整体变化幅度均很小,约在0.1%左右。

3.2.5 察汗淖尔流域生态系统健康评价

1990-2020年察汗淖尔流域生态系统以健康水平为主(图9),多分布于北部和南部地区。流域生态系统健康指数平均值呈先下降后逐渐上升的变化趋势,由1990年的0.514下降至2000年的最低值0.491,后上升至2020年的0.505,生态系统健康状况整体向亚健康水平转化。2000年后,健康区域面积呈扩张趋势,共增加了262.49 km^2;很健康、病态和不健康区域面积均呈增长趋势,但变化幅度较小,仅在0.1%~0.7%波动。亚健康区域零星分布于流域的南部和北部地区,呈减少趋势,其面积占比由12.03%减少至6.05%。

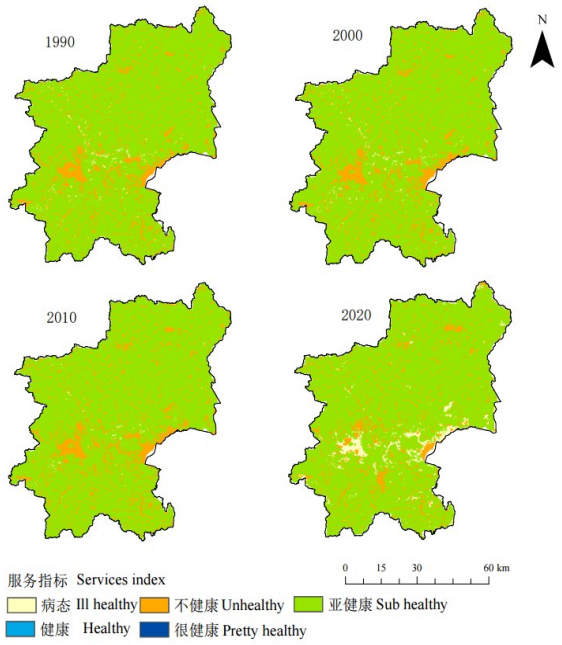


图8 1990-2020年察汗淖尔流域归一化服务指标空间分布

Fig.8 Spatial distribution of normalized service index in Chahannaoer Basin from 1990 to 2020

从土地利用类型来看,病态区域土地利用类型主要为湿地、水体和未利用地,建设用地大多处于不健康区域,生态系统处于健康和很健康水平的地区多以耕地、草地为主。近30年间,耕地、草地和林地在空间上存在一定的转化,部分耕地和草地由亚健康水平转为健康水平。

3.3 土地利用变化对生态系统健康的影响

3.3.1 生态弹性分析

利用生态弹性系数分析1990-2020年察汗淖尔流域土地利用变化对生态系统健康的影响程度,弹性系数高,表明较小的土地利用变化将会引起生态系统健康较大幅度的变动。结果发现,1990-2020年土地利用变化对生态系统健康的响应弹性为0.49(见表9),表明研究期内1%的土地利用变化将导致生态系统健康指数0.49%的变化。从不同土地利用类型的生态弹性系数来看,草地是生态系统健康变化的关键性因素,草地1%的变化将会引起生态系统健康65.43%的变化;其

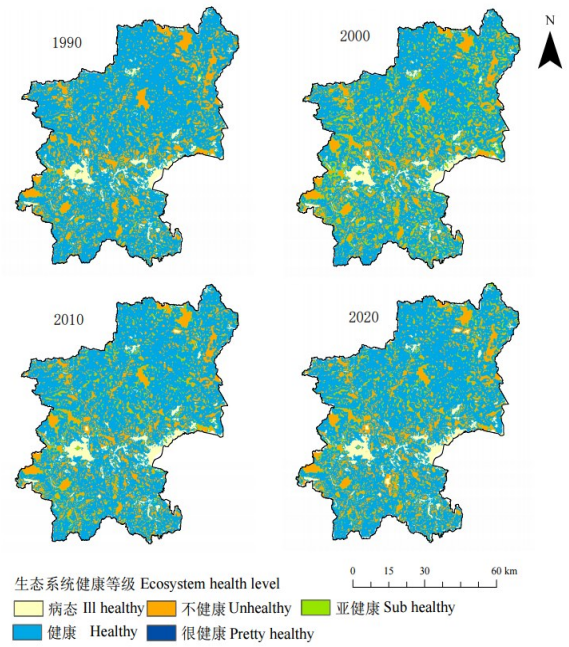


图9　1990-2020年察汗淖尔流域生态系统健康水平空间分布

Fig.9　Spatial distribution of ecosystem health level in Chahannaoer Basin from 1990 to 2020

次为湿地和水体,1%的湿地和1%的水体面积转变将分别导致12.36%和3.63%的生态系统健康变化;其余土地利用类型的弹性系数均在0~1,说明生态系统健康对它们的面积变化的响应程度较小。

表9　1990—2020年察汗淖尔流域不同土地利用类型的生态弹性系数

Table 9　Eco-elastic of different land use types in Chahannaoer Basin from 1990 to 2020

土地利用类型 Land use type	生态弹性系数 Eco-elastic coefficient
耕地 Cultivated land	0.28
林地 Forest	0.24
草地 Grassland	65.43
水体 Water body	3.63
湿地 Wetland	12.36
建设用地 Construction land	0.19
未利用地 Unused land	0.09
生态弹性 Eco-elastic	0.49

3.3.2　耦合协调性分析

1990-2020年流域土地利用程度和生态系统健康之间总体表现为中度协调关系(图10),耦合协调度平均值呈先下降后上升的变化趋势,但总体变化幅度较小。其中,高度协调区域面积最大(49.94%~51.74%),与中度协调呈交错分布的空间格局,总体呈减少趋势;中度协调区域面积占36%,整体无明显变化;基本协调区域普遍分布于中部地区,面积占比从4.68%增长至5.75%;中度不协调区域面积占6%,总体呈小幅度增加趋势;严重失调区域面积占比极小,不足2%,其变化较不明显。中、高度协调地区以耕地、草地为主,建设用地与生态系统健康之间存在基本协调关系,林地与生态系统健康呈中度不协调关系,严重失调区域则以湿地、水体为主。研究期内,林地和建设用地的耦合协调度整体呈上升趋势。

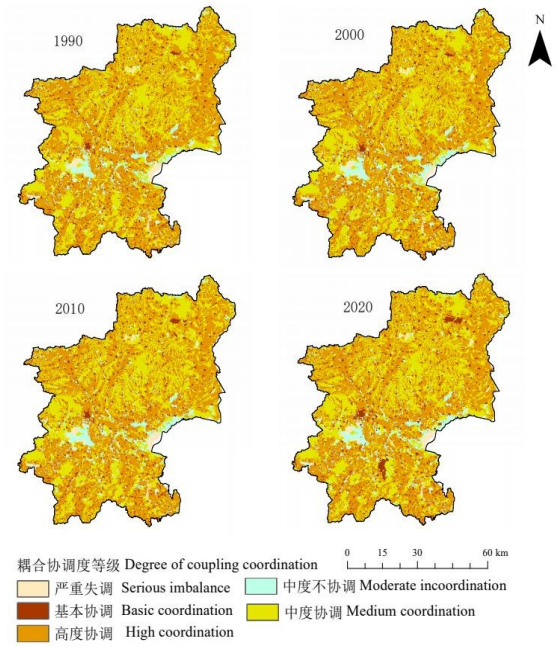


图10　1990-2020年察汗淖尔流域耦合协调度空间分布

Fig.10　Spatial distribution of coupling coordination degree in Chahannaoer Basin from 1990 to 2020

4　讨论

4.1　流域生态系统健康时空演变特征

察汗淖尔流域是京津冀地区抵御浑善达克沙地南侵的重要安全屏障,生态系统敏感且脆弱,易受到气候、人为活动等因素的影响。生态系统健康指当生态系统受到外界干扰后,仍具有活力、结构稳定的一种自我调节和恢复的能力[41],为全面了解察汗淖尔流域生态系统健康状况,本研究采用VORS模型,从活力、组织力、恢复力和服务4个

方面对区域生态系统健康进行全面评估,不仅强调生态系统的自然健康,而且从生态系统能持续为人类提供服务的方面考虑,全方位评估察汗淖尔流域生态系统的健康状况及其时空演变特征。

评价结果显示,1990-2020年,察汗淖尔流域生态系统健康状况总体呈先恶化后逐渐好转的变化特征。在1990-2000年,流域生态系统健康水平明显下降,可能存在2个方面的原因:其一是社会经济快速发展和城镇化进程不断推进,人类活动加剧,使原有土地利用方式发生转变,对生态系统产生的干扰增强[42],进而对流域生态系统健康造成负面影响;其二是流域生态保护和修复政策体系不完善、不健全,尚不能满足生态保护修复的形势和需要[43]。自2000年起,我国实行了退耕还林还草工程,并分区建立了湿地保护修复区、流域涵养保护区专项协作机制,在2000-2020年间,察汗淖尔流域生态系统健康水平整体有所提升,这说明生态修复治理措施成效显著,植被覆盖度提高,使得生态系统活力增强[44],生境质量有所改善、固碳和土壤保持等服务功能得到提升。此外,林地等生态用地面积的增加,增强了生态系统恢复力,在一定程度上也抑制了由快速城镇化引起的生态系统退化和健康水平下降的负面影响。

4.2 生态系统健康对土地利用变化的响应

明晰生态系统健康对土地利用变化的响应程度,对于实施生态保护和修复政策、实现生态系统和经济可持续协调发展具有重要意义。本研究基于响应弹性和耦合协调度,深入探讨了1990-2020年土地利用变化对生态系统健康的影响。结果显示,1990-2020年,草地、湿地和水体对流域生态系统健康的影响较为突出,这与袁贞贞等[45]的结果一致。因此,未来应继续实施相应的生态措施,不断加强对流域草地、湿地和水域的生态修复和保护,从而持续改善植被覆盖、缓解水土流失、恢复生态环境。本研究还发现,林地、湿地和水体与生态系统健康分别处于中度不协调和严重失调的关系。相关研究表明,察汗淖尔流域自然生态系统较为脆弱,受到气候变化以及地下水超采、建设用地侵占等不合理开发利用等因素的干扰,流域水体面积减少、湿地萎缩,裸露的湖床变成盐渍荒滩;另外,流域内林带结构不合理,林种较单一,导致周围草场和防护林出现退化、沙化等现象,从而造成这些土地利用类型与生态系统健康之间处于不协调发展状态[46-48]。但在2000年后,林地和建设用地与生态系统健康的耦合协调度均有所上升,一方面,得益于退耕还林还草等生态工程的实施,同时,流域内还调整了林木种植结构,将原有的人工种植杨树替换为柠条、沙棘等耐旱树种,通过点状种植起到固定风沙、保护草场的作用;另一方面,流域通过优化调控土地政策,严格管控生态功能区的建设用地增量,以上措施在一定程度上促进了林地和建设用地与生态系统健康的协调发展关系。

4.3 不足与展望

本研究基于VORS模型量化评估了内蒙古察汗淖尔流域生态系统健康水平,但由于数据获取的限制,仅考虑了产水量、土壤保持、固碳和生境质量4项典型生态系统服务。在今后的研究中,还应考虑调节服务、文化服务等方面,多角度评估生态系统为人类提供的服务能力;另外,还需要进一步实地考察,将地理空间数据与实测数据相结合,提高精准度,加强对生态系统服务的全面测度,从而丰富生态系统健康评价指标体系,进一步为察汗淖尔流域可持续发展提供科学依据。

近年来,我国在生态脆弱区坚持不懈开展生态治理,尤其是实施了退耕还林还草的工程,促使察汗淖尔流域生态系统健康水平出现了明显提升。未来还应做好打生态持久攻坚战的准备,宣传可持续发展理念,健全生态补偿机制、建立生态脆弱保护区等,将生态效益、经济效益和社会效益结合起来[49],共同提高流域生态系统健康水平,促进察汗淖尔生态系统健康协调稳定发展。

5 结论

1990-2020年,耕地和草地是察汗淖尔流域最主要的土地利用类型,林地和建设用地面积持续扩张,耕地面积减少,主要向林地和草地转移。流域生态系统以健康水平占主导地位,生态系统健康状况总体呈先恶化后逐渐向好的发展趋势。研究期内,草地的变化对流域生态系统健康状况的影响程度最高,土地利用变化和生态系统健康之间总体表现为中度协调关系,其中,林地与生态系统健康呈中度不协调关系,严重失调区域土地利用类型则以湿地、水体为主。林地和建设用地与

生态系统健康的耦合协调度随时间延长而有所提升,研究可为流域土地利用优化与生态系统健康协同发展提供启示。

参 考 文 献

[1]周启星,王辉,王琦.生态地球化学:理论、实践和展望[J].矿物岩石地球化学通报,2024,43(6):1196-1207.
Zhou Q X, Wang H, Wang Q. Ecological geochemistry: theory, practice and perspectives[J]. Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry, 2024, 43(6): 1196-1207.

[2]陆莹,张敏,王彦阁.内蒙古黄河流域生态保护恢复优先区识别[J].干旱区研究,2024,41(11):1946-1955.
Lu Y, Zhang M, Wang Y G. Identification of priority areas for the ecological protection and restoration of the Yellow River Basin in Inner Mongolia[J]. Arid Zone Research, 2024, 41(11): 1946-1955.

[3]Bao Z C, Shifaw E, Deng C B, et al. Remote sensing-based assessment of ecosystem health by optimizing vigor-organization-resilience model: a case study in Fuzhou City, China[J]. Ecological Informatics, 2022, 72:101889.

[4]Steinbach S, Hentschel E, Hentze K, et al. Automatization and evaluation of a remote sensing-based indicator for wetland health assessment in East Africa on national and local scales[J]. Ecological Informatics, 2023, 75: 102032.

[5]Lei J J, Li C S, Yang W N. Ecosystem health assessment and approaches to improve Sichuan Province based on an improved vigor organization resilience model[J]. Ecological Indicators, 2023, 155: 110925.

[6]闫畅,于君宝,栗云召,等.小清河口湿地景观格局对人类活动强度的响应[J/OL].(2024-11-26)[2024-11-26].http://kns.cnki.net/kcms/detail/21.1148.Q.20241126.1544.004.html.
Yan C, Yu J B, Li Y Z, et al. Impacts of human activity intensity on landscape patterns of Xiaoqing River estuary wetlands[J/OL]. [2024-11-26]. http://kns. cnki. net/kcms/detail/21.1148.Q.20241126.1544.004.html.

[7]Li Y Y, Qin L, Wang Y H, et al. Ecosystem health assessment of the largest lake wetland in the Yellow River Basin using an improved vigor-organization-resilience-services model[J]. Ecological Indicators, 2024, 166:112539.

[8]Schaeffer D J, Herricks E E, Kerster H W. Ecosystem health: I. measuring ecosystem health[J]. Environmental Management, 1988, 12(4): 445-455.

[9]Xiao R M, Qiao Y X, Dong X B, et al. Ecosystem health assessment of the manas river basin: application of the CC-PSR model improved by coupling coordination degree[J]. Land, 2024, 13(8): 1336.

[10]涂心怡,毕凌岚.城市生态系统健康的研究现状和发展趋势——基于中外文献对比[J].南方建筑,2025(1):97-106.
Tu X Y, Bi L L. Research status and development trend of urban ecosystem health: a case study based on a comparison of Chinese and foreign literature[J]. South Architecture, 2025(1): 97-106.

[11]毛智宇,徐力刚,赖锡军,等.基于综合指标法的鄱阳湖生态系统健康评价[J].湖泊科学,2023,35(3):1022-1036.
Mao Z Y, Xu L G, Lai X J, et al. Assessment on ecosystem health of Lake Poyang based on a comprehensive index method[J]. Journal of Lake Sciences, 2023, 35(3): 1022-1036.

[12]王锐婕,王伦澈,曹茜,等.长江流域生态系统健康时空变化及驱动因素分析[J/OL].(2024-09-14)[2024-11-26].http://kns.cnki.net/kcms/detail/42.1320.X.20240914.1101.002.html.
Wang R J, Wang L C, Cao Q, et al.Spatio-temporal variation of ecosystem health and its driving factors analysis in Yangtze River Basin[J/OL]. (2024-09-14)[2024-11-26]. http://kns.cnki.net/kcms/detail/42.1320.X.20240914.1101.002.html.

[13]Rapport D J, Singh A. An EcoHealth-based framework for state of environment reporting[J]. Ecological Indicators, 2006, 6(2): 409-428.

[14]Tang D H, Liu X J, Zou X Q. An improved method for integrated ecosystem health assessments based on the structure and function of coastal ecosystems: a case study of the Jiangsu coastal area, China[J]. Ecological Indicators, 2018, 84: 82-95.

[15]Costanza, R, Norton, B G, Haskell, B D. Ecosystem health: new goals for environmental management[M]. Washington DC:Island Press, 1992:1-26.

[16]Shen W, Li Y, Qin Y C. Research on the influencing factors and multi-scale regulatory pathway of ecosystem health: a case study in the Middle Reaches of the Yellow River, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2023, 406: 137038.

[17]Costanza R. Ecosystem health and ecological engineering[J]. Ecological Engineering, 2012, 45: 24-29.

[18]Ma J W, Ding X, Shu Y Q, et al. Spatio-temporal variations of ecosystem health in the Liuxi River Basin, Guangzhou, China[J]. Ecological Informatics, 2022, 72: 101842.

[19]李兆碧.基于"活力-组织-弹性-服务"框架的流域生态系统健康评价及其影响机制研究——以太湖流域为例[D].南京:南京农业大学,2022.
Li Z B. Study on ecosystem health assessment and influencing mechanism based on the framework of "Vitality-Organization-Resilience-Service" ——a case study of Taihu basin[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2022.

[20]白雪莲,王理想,季树新,等.鄂尔多斯草原沙漠交错区生态系统健康评价——以十大孔兑为例[J].中国沙漠,2020,40(1):187-194.
Bai X L, Wang L X, Ji S X, et al. Assessment of ecosystem health in grassland-desert ecotone in northern Ordos: a case study of Ten Tributaries Basin[J]. Journal of Desert Research, 2020, 40(1): 187-194.

[21]邵雅静.气候变化和人类活动影响下的生态系统健康时空演变特征及分区管控——以黄河流域为例[D].西安:长安大学,2022.
Shao Y J. Spatial and temporal evolution characteristics of ecosystem health under the influence of climate change and human activities and zoning management-Take the Yellow River Basin as an example[D]. Xi'an: Chang'an University,

2022.

[22]王子. 基于改进遥感生态指数的察汗淖尔流域生态环境质量评价[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2021.
Wang Z. Ecological environment quality assessment of Chahannaoer basin based on improved remote sensing ecological index[D]. Huainan: Anhui University of Science & Technology, 2021.

[23]黄伟. 近40年察汗淖尔流域湖泊演变及生态环境质量评价[D]. 呼和浩特:内蒙古农业大学, 2024.
Huang W. Lake evolution and ecological environment quality assessment in Chahannaoer basin in recent 40 years [D]. Huhhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2024.

[24]邓灵颖, 李红波. 武汉城市圈土地利用碳排放时空演变及驱动因素[J]. 水土保持研究, 2024, 31(1): 345-353.
Deng L Y, Li H B. Spatial and temporal evolution of land use carbon emissions and analysis of driving factors in Wuhan metropolitan area [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2024, 31(1): 345-353.

[25]刘圣, 娄华君, 贾绍凤, 等. 马海绿洲区植被与地下水位埋深的定量关系[J]. 南水北调与水利科技, 2014, 12(6): 1-5.
Liu S, Lou H J, Jia S F, et al. Quantitative relationship between vegetation and groundwater depth in Mahai Oasis area [J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2014, 12(6): 1-5.

[26]钟发明, 陈竹安. 多尺度下人为干扰对长江中游城市群生态系统服务供需的影响[J]. 应用生态学报, 2025, 36(1): 271-283.
Zhong F M, Chen Z A. Impacts of human disturbances on the supply and demand of ecosystem services in urban agglomerations in the middle reaches of the Yangtze River urban agglomeration across multiple scales[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2025, 36(1): 271-283.

[27]李辉, 张晓媛, 国洪磊. 基于土地利用的三峡库区近30年生态系统服务价值时空变化特征[J]. 水土保持研究, 2021, 28(2): 309-318.
Li H, Zhang X Y, Guo H L. Spatial and temporal changes of ecosystem service value in the Three Gorges Reservoir area in the past 30 years based on land use[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2021, 28(2): 309-318.

[28]朱锦维, 柯新利, 周婷, 等. 基于"贡献力—活力—组织力—恢复力"的武汉市自然资源生态安全评价[J]. 水土保持通报, 2023, 43(4): 248-255, 306.
Zhu J W, Ke X L, Zhou T, et al. Ecological security evaluation of natural resources in Wuhan City based on a framework of contribution, vigor, organization, and resilience [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(4): 248-255, 306.

[29]朱青, 蔡永立. 生态风险与生态系统健康对生态系统服务的影响[J]. 地理学报, 2024, 79(5): 1303-1317.
Zhu Q, Cai Y L. Impact of ecological risk and ecosystem health on ecosystem services [J]. Acta Geographica Sinica, 2024, 79(5): 1303-1317.

[30]须如怡, 丁金华. 基于VORC模型的水网乡村生态系统健康评价及管控策略——以吴江区为例[J]. 现代城市研究, 2024, 39(5): 129-136.
Xu R Y, Ding J H. Ecosystem health assessment and control strategies of water network rural area based on VORC model: a case study of Wujiang district[J]. Modern Urban Research, 2024, 39(5): 129-136.

[31]高丽萍. 基于土地利用变化的滇中城市群生态系统健康演化特征及影响因素研究[D]. 昆明: 云南财经大学, 2023.
Gao L P. Study on evolution characteristics and influencing factors of ecosystem health in central Yunnan urban agglomeration based on land use change [D]. Kunming: Yunnan University of Finance and Economics, 2023.

[32]黄永霖, 闫妍, 许贵林, 等. 喀斯特石漠化生态系统恢复力评估——以广西环江毛南族自治县为例[J]. 广西科学院学报, 2022, 38(4): 429-436.
Huang Y L, Yan Y, Xu G L, et al. Evaluation of resilience of Karst rocky desertification ecosystem: a case study of Huanjiang Maonan autonomous county, Guangxi[J]. Journal of Guangxi Academy of Sciences, 2022, 38(4): 429-436.

[33]喻志强, 曹浩, 王正勇, 等. 长江经济带生态系统健康评估及时空变化特征[J]. 水利水运工程学报, 2022(4): 28-36.
Yu Z Q, Cao H, Wang Z Y, et al. Ecosystem health assessment and spatial and temporal change characteristics of the Yangtze River Economic Belt [J]. Hydro-Science and Engineering, 2022(4): 28-36.

[34]李凤, 周文佐, 邵周玲, 等. 2000—2018年西秦岭景观格局变化及生态系统健康评价[J]. 生态学报, 2023, 43(4): 1338-1352.
Li F, Zhou W Z, Shao Z L, et al. Landscape pattern changes and ecosystem health assessment in the Western Qinling Mountains from 2000 to 2018 [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(4): 1338-1352.

[35]陈小平,邓亚宇,徐若凡,等. 基于生态系统服务供需的太原市生态管理分区[J]. 应用生态学报,2024,35(7):1925-1934.
Chen X P,Deng Y Y,Xu R F,et al. Ecological management zone of Taiyuan City based on the supply and demand of ecosystem services[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2024,35(7):1925-1934.

[36]Pan Z Z, He J H, Liu D F, et al. Ecosystem health assessment based on ecological integrity and ecosystem services demand in the Middle Reaches of the Yangtze River Economic Belt, China[J]. Science of the Total Environment, 2021, 774: 144837.

[37]魏志斌. 黄河流域生态安全测度及影响因素研究[D]. 西安: 西安理工大学, 2023.
Wei Z B. Study on ecological security measurements and influencing factors in the Yellow River Basin[D]. Xi′an: Xi′an University of Technology, 2023.

[38]Sun B D, Tang J C, Yu D H, et al. Ecosystem health assessment: a PSR analysis combining AHP and FCE methods for Jiaozhou Bay, China [J]. Ocean & Coastal Management, 2019, 168: 41-50.

[39]陈万旭,曾杰.中国土地利用程度与生态系统服务强度脱钩分析[J].自然资源学报,2021,36(11):2853-2864.
Chen W X, Zeng J. Decoupling analysis of land use intensity and ecosystem services intensity in China [J]. Journal of Natural Resources, 2021, 36(11): 2853-2864.

[40]刘纪远.中国资源环境遥感宏观调查与动态研究[M].北京:中国科学技术出版社,1996:1-353.
Liu J Y. Macro-survey and dynamic research on remote sensing of resources and environment in China [M]. Beijing: China Science and Technology Press, 1996:1-353.

[41]王维奇,刘欣,刘晨晖,等.放牧压力对中国北方农牧交错带生态系统健康的影响[J].生态学报,2024,44(14):6288-6300.
Wang W Q, Liu X, Liu C H, et al. Impacts of grazing pressure on ecosystem health in the agro-pastoral intertwined areas of northern China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(14): 6288-6300.

[42]王立安,钟方雷.西部山区退耕还林工程绩效评价——以陇南市武都区为例[J].开发研究,2011(1):94-97.
Wang L A, Zhong F L. Performance evaluation of returning farmland to forest project in western mountainous area——taking wudu district of Longnan City as an example [J]. Research on Development, 2011(1): 94-97.

[43]司林波,闫芳敏,裴索亚.要素融合与模式选择:科技赋能流域生态保护何以可为?——基于长江、珠江和黄河流域的经验比较分析[J].青海社会科学,2023(5):46-59.
Si L B, Yan F M, Pei S Y. Factor integration and model selection: how can science and technology empower watershed ecological protection? —comparative analysis based on the experience of the Yangtze River, Pearl River and Yellow River Basins[J]. Qinghai Social Sciences, 2023(5): 46-59.

[44]南生祥.河西走廊生态系统健康时空演变特征[D].兰州:西北师范大学,2023.
Nan S X. Spatial and temporal evolutionary characteristics of ecosystem health in the Hexi Corridor [D]. Lanzhou: Northwest Normal University, 2023.

[45]袁贞贞,王秋红,王勇,等.多情景模拟下重庆市土地利用变化对生态系统健康的影响[J].生态学报,2023,43(20):8279-8291.
Yuan Z Z, Wang Q H, Wang Y, et al. Impacts of land use change on ecosystem health in Chongqing under multi-scenario simulation[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(20): 8279-8291.

[46]于兆茜,邢世禄,尹秀翠,等.察汗淖尔流域径流演变及影响因素分析[J].环境与发展,2023,35(3):29-37.
Yu Z Q, Xing S L, Yin X C, et al. Analysis of runoff evolution and its influence in Chahannaoer Watershed [J]. Environment and Development, 2023, 35(3): 29-37.

[47]陈沫宇,李彦苍,雷晓辉,等.察汗淖尔流域地下水位时空演变特征及驱动因子定量评估[J].干旱区资源与环境,2022,36(11):105-111.
Chen M Y, Li Y C, Lei X H, et al. Groundwater level dynamics in Chahannaoer watershed and quantitative evaluation of the driving factors[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2022, 36(11): 105-111.

[48]王奕璇,邢世禄,丁宁.察汗淖尔湖泊面积变化及其对气候的响应分析[J].环境工程,2022,40(11):47-53,68.
Wang Y X, Xing S L, Ding N. Lake area change of Chahannaoer lake and its responses to climate change [J]. Environmental Engineering, 2022, 40(11): 47-53, 68.

[49]靳世鑫,苏承国,黄佳荣,等. 响应生态-经济-社会需求的区域水土资源联合优化配置研究[J]. 水利水电技术(中英文),2025,56(1):61-73.
Jin S X, Su C G, Huang J R, et al. Joint optimal allocation of regional water and land resources in response to ecological-economic-social demands [J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2025, 56(1): 61-73.

(编辑:郭玥微)