

李爱敏,颜培霞,汤洪震,等.基于多维度生态特征耦合的科尔沁沙地生态系统功能分区研究[J].中国沙漠,2026,46(4):22-33.

基于多维度生态特征耦合的科尔沁沙地 生态系统功能分区研究

李爱敏¹, 颜培霞², 汤洪震¹, 周 铭¹, 潘颜霞³, 马 娟⁴

(1. 菏泽学院 城市建设学院, 山东 菏泽 274015; 2. 山东社会科学院 经济研究所, 山东 济南 250002; 3. 中国科学院西北生态环境资源研究院 干旱区生态安全与可持续发展全国重点实验室/沙坡头沙漠研究试验站, 甘肃 兰州 730000; 4. 宁夏回族自治区生态环境监测中心, 宁夏 银川 750002)

摘要: 基于2013—2022年NDVI、NPP、CLCD及地形坡度等多源遥感数据和计算获取的NDVI_s和CV生态特征参数,构建涵盖NPP、CV、NDVI_s和土地利用转移矩阵的生态特征耦合体系,对科尔沁沙地生态系统进行功能分区。结果表明:涵养区面积4 435.3 km²,以森林为主(91.7%),集中分布于大兴安岭南缘和努鲁儿虎山北缘丘陵区,水体湿地主要分布于水库及湖沼区;稳定区面积59 471.3 km²,以农田(62.6%)和草地(35.4%)为主,农田集中分布于沙地中、东和南部,草地在北部地区集中分布;恢复区面积27 979.8 km²,以草地为主(97.2%),除东、南部和西辽河沿岸农耕为主及北部森林涵养区外,其他地区逆转态势均较为显著;退化区面积22 731.8 km²,以轻度退化为主(18 483.5 km²),集中于东、南部农田及北部大兴安岭南缘,农田和草地向低植被覆盖用地转化最为活跃,通榆县西北部水体发生重度退化;生态脆弱区面积8 472.2 km²,以不透水地表(54.8%)和荒地(44.9%)为主,受自然条件与人类活动双重驱动。

关键词: 科尔沁沙地; 生态特征; 耦合; 生态系统; 功能分区

文章编号: 1000-694X(2026)04-022-12

DOI: 10.7522/j.issn.1000-694X.2025.00170

中图分类号: F205

文献标志码: A

0 引言

生态系统功能分区理论源于区划理论,而以区划思想为代表的空间分区研究可追溯至19世纪初的区域分异理论^[1],1898年Merriam^[2]完成美国农作物带的农业区划。1976年Bailey^[3]提出并编制美国生态区域图才产生真正意义上的生态区划方案。进入21世纪以来,随着人地矛盾不断加剧和生态可持续发展理念的提出,国内外学者开始对生态分区、生态功能分区、生态经济区划和生态系统生产力区划等进行相关研究^[4-8]。

目前,生态功能分区研究多采用主成分分析^[9]、矩阵分析^[10]、阈值法^[11]和聚类分析^[12]等方法,通过识别具有相似属性的区域簇实现空间上的生态功能划分^[13-14];同时,也有研究基于已有的生态分区,

进行相应的功能有效性研究^[15-17]。已有研究推动了生态分区规划由理论向实践转化,也为生态治理科学性的提升奠定了基础,但仍存不足。首先,当前针对生态功能分区的专项研究较少,区域生物多样性的保护和针对性治理领域,有待深入研究;其次,现有研究多针对某一固定年份,缺乏对长时序下生态功能分区演变规律的梳理,也未充分开展趋势预测相关研究,导致生态功能分区结果的可靠性与前瞻性有待进一步增强。当前,随着RS、GIS和多源数据融合技术的持续发展,综合考虑不同研究尺度与研究目标,采用定性和定量相结合的判定标准,构建多指标综合判定体系进行区域生态功能分区,已成为该领域的主要研究趋势。

科尔沁沙地是中国主要的农牧交错区,是中国四大沙地之一,土壤主要由松散的沙性土壤组成,

收稿日期:2025-08-28; 改回日期:2025-11-05

资助项目:国家自然科学基金项目(32471969);山东省自然科学基金项目(ZR2023QD089)

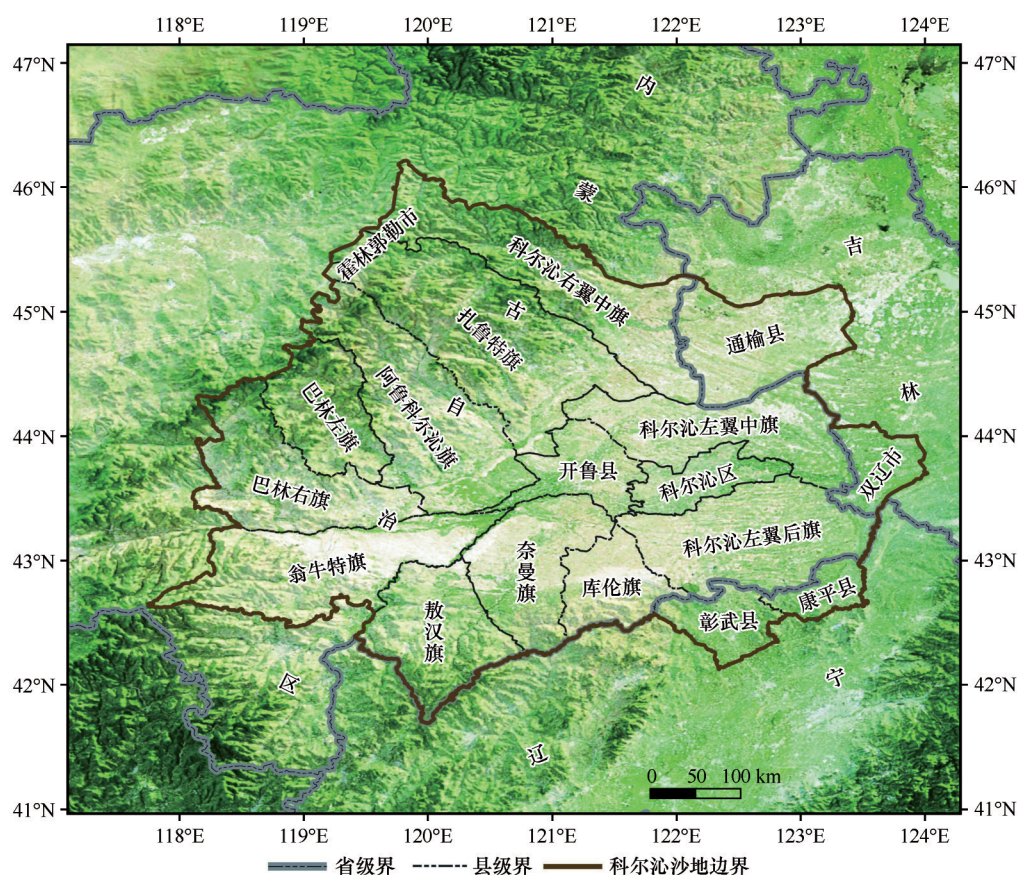
作者简介:李爱敏(1981—),女,山东鄄城人,博士,主要从事风沙地貌及风沙过程研究。E-mail: aiminliok@126.com

通信作者:潘颜霞(E-mail: panyanxia@lzb.ac.cn)

易受干旱和风蚀侵袭,生态系统脆弱,生态功能分区可从生态学的角度为沙地科学保护生态环境和高效利用环境资源提供依据和方向^[18-20]。本文通过融合2013—2022年NDVI、NPP、CLCD、地形坡度数据及计算获取的NDVI_s和CV,构建涵盖NPP、CV、NDVI_s和土地利用转移矩阵的判定体系,对科尔沁沙地生态系统进行功能分区。本研究可明确科尔沁沙地各地区的生态功能定位,可为分层次、分区域和分阶段生态修复治理措施的制定,调控不同区域社会经济活动和LUCC构成及相应生态管控策略的制定提供理论基础,亦可为山水林田湖草沙一体化治理理念向技术可行性层面转化,“三北”工程等国家生态安全屏障建设及国家生态安全水平提升,提供技术和方法支持。

1 研究区概况

科尔沁沙地位于中国内蒙古高原向东北平原过渡的农牧交错带,是森林草原与干旱草原的过渡区域(图1)。西起燕山山系的七老图山,东至松辽平原西部,南以努鲁儿虎山为界,北接大兴安岭山地南缘^[21]。地势总体自西北和西南两侧向中间河流冲积平原倾斜,形成北部以大兴安岭及其丘陵为主、中部以西辽河及其支流冲积形成的冲积平原,南部以黄土丘陵为主的基本地貌格局^[22-24]。行政区主要包括内蒙古自治区的巴林右旗、巴林左旗、阿鲁科尔沁旗、霍林郭勒市、扎鲁特旗、科尔沁右翼中旗、科尔沁左翼中旗、科尔沁区、开鲁县、科尔沁左翼后旗、库伦旗、奈曼旗、敖汉旗、翁牛特旗,吉林的通榆县和双辽市,辽宁的彰武县和康平县。



注:基于自然资源部标准地图服务网站审图号GS(2022)4309号标准地图制作,底图边界无修改

图1 科尔沁沙地位置

Fig.1 The location of the Horqin Sandy Land

科尔沁沙地属于温带半干旱大陆性季风气候,冬季寒冷漫长,夏季短促炎热,年均气温约5.5℃,年降水量350~500mm,其中70%发生于夏季。境内主要河流有霍林河、乌力吉木伦河、西拉木伦河、

老哈河、西辽河和柳河等。沙地土壤主要由松散的第四纪河湖相沙质沉积土壤组成,构成该地区脆弱生态系统的物质基础。植被以草本植物和灌木为主,生态系统结构简单,抗干扰能力较弱,易受干旱

和风蚀侵袭,生态系统脆弱^[25-27]。本文以科尔沁沙地已有研究为基础将科尔沁沙地的共18个县(市、旗)纳入研究范围,总面积约12.31万km²。

2 数据获取及预处理

2.1 数据获取

2013—2022年归一化植被指数NDVI(Normalized Difference Vegetation Index)数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<https://www.resdc.cn/>),该数据由中国科学院地理科学与资源研究所土地利用与全球变化遥感团队基于Google Earth Engine云计算平台由Landsat遥感数据制作,数据空间分辨率为30 m,每个像元值为一年中NDVI的最大值,值的范围为[-1, 1]。2013—2022年净初级生产力NPP(Net Primary Production/Productivity)栅格数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<https://www.resdc.cn/>),该数据空间分辨率为500 m。

2013—2022年中国土地覆盖数据集CLCD(China Land Cover Dataset),由武汉大学遥感院杨杰和黄昕教授团队提供,通过网址(<http://doi.org/10.5281/zenodo.4417809>)获取,该数据基于Google Earth Engine平台由Landsat遥感数据制作,空间分辨率为30 m,时间分辨率为每年,该数据把土地覆盖类型分为农田、森林、灌木、草地、水体、冰雪、荒地、湿地和不透水地表等9类。本研究采用的科尔沁沙地30 m分辨率的数字高程模型DEM(Digital Elevation Model)下载自国家地球系统科学数据中心。

2.2 数据预处理

本文采用多维度生态特征耦合的方法对科尔沁沙地进行生态功能分区。为规避因生态特征数据空间分辨率不一致导致的误差传递及对后续分区结果的潜在影响,首先利用ArcMap中的双线性插值法(Bilinear)对2013—2022年NPP连续型数据集进行重采样,将原精度为500 m的NPP数据重采样为精度30 m,与其他30 m分辨率生态特征参数进行匹配。为验证重采样后NPP数据的可靠性与合理性,将其与同分辨率的NDVI数据进行空间相关性分析。创建1 000个随机采样点,分别提取对应位置的NPP与NDVI像元值,并基于属性表计算两者之间的皮尔逊相关系数(Pearson Correlation Coefficient)。结果显示,NPP与NDVI的相关系数为

0.89,呈高度正相关,表明重采样后的NPP数据与NDVI数据在空间分布上具有较高的一致性 & 可靠性,可用于后续进一步的生态功能分区研究。

3 研究方法

3.1 NDVI年际变异系数

NDVI年际变异系数用于量化NDVI在不同年份间波动程度,反映植被覆盖的年际稳定性或变化强度:

$$CV = \frac{\sigma}{\mu} \times 100\% \quad (1)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (NDVI_i - \mu)^2} \quad (2)$$

$$\mu = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n NDVI_i \quad (3)$$

式中:CV为NDVI的年际变异系数; σ 为多年NDVI值的标准差,反映NDVI在年际间的波动幅度; μ 为多年NDVI值的平均值,反映植被覆盖的基准水平; n 为年份数量。

3.2 NDVI年度斜率

NDVI年度斜率可量化植被覆盖的变化趋势,采用线性回归的方法计算:

$$NDVI_s = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^n (t_i \cdot NDVI_i) - \sum_{i=1}^n t_i \cdot \sum_{i=1}^n NDVI_i}{n \cdot \sum_{i=1}^n t_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n t_i \right)^2} \quad (4)$$

式中:NDVI_s为NDVI年度斜率; n 为时间序列年数(2013—2022年, $n=10$); t_i 为时间变量(以年份编号表示, $i=1, 2, \dots, n$);NDVI_i为第*i*年的NDVI最大值。

3.3 生态功能分区判定标准

科尔沁沙地地处中国半干旱与半湿润地区的农牧交错带,兼具气候过渡性与生态敏感性特征。结合该区域独特的气候、区位特点及已有相关研究,本研究制定了生态系统功能分区判定标准(表1)。判定标准以多源遥感数据融合为数据基础,耦合生态系统的多维度特征(如植被覆盖、生产力和稳定性等),同时引入长时序动态验证以保障分区结果的时效性与可靠性,并通过设定区域化阈值来适配沙地不同子区域的生态差异,形成科学的生态系统功能分区判定标准。

表 1 科尔沁沙地生态系统功能分区判定标准

Table 1 Ecosystem functional zoning and assessment criteria for the Horqin Sandy Land

生态类别	生态健康程度及特征	判定标准
生态涵养区	高覆盖,自然或人工高生产力具有水源涵养、土壤保持和生物多样性维持功能	森林:2013—2022 年连续 10 a NDVI>0.5、2013—2022 年 $NDVI_s \geq 0 \text{ a}^{-1}$ 、2013—2022 年连续 10 a CLCD 未发生变化 湿地和水体:2013—2022 年 CLCD 未发生变化区域
生态稳定区	较高覆盖,结构完整,功能稳定,抗干扰能力较强	森林、草地和农田:2013—2022 年连续 10 a NDVI>0.4、坡度 $\leq 8^\circ$ 、2013—2022 年 $NDVI_s \geq 0 \text{ a}^{-1}$ 、 $0 < CV < 10\%$ 且 2013—2022 年连续 10 a CLCD 未发生变化区域
生态恢复区	中等覆盖,因自然恢复或人工干预生态系统逐步修复	灌木、草地、森林和湿地:2013—2022 年 $NDVI_s > 0.01 \text{ a}^{-1}$ 、2022 年 NDVI>0.3、自 2022 年 CLCD 提取生态恢复区
生态退化区	低覆盖,退化植被,生态系统结构破坏、生态功能下降	2013—2022 年 $NDVI_s < 0 \text{ a}^{-1}$ 且用地转为低植被覆盖用地类型(如森林→农田,其他用地→不透水地表)区域
生态脆弱区	极低覆盖,易受自然或人为干扰,自身恢复能力弱	2013—2022 年连续 10 a $NPP < 250 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 或 2022 年 CLCD 用地类型为荒地、不透水地表和冰雪区域

生态涵养区以 2013—2022 年 $NDVI > 0.5$ 和 CLCD 未发生变化为判定标准,使其生态空间具有稳定的高植被覆盖和用地类型,而 $NDVI_s \geq 0 \text{ a}^{-1}$ 使其植被覆盖呈稳定或增长态势,确保其边界和功能稳定性。生态稳定区以 2013—2022 年 $NDVI > 0.4$ 和 $NDVI_s \geq 0 \text{ a}^{-1}$ 为判定标准,确保其植被覆盖和生态发展具有稳定向好性。2013—2022 年 $0 < CV < 10\%$ 且用地类型未发生变化表明植被覆盖的年际波动极低且用地类型稳定。而坡度 $\leq 8^\circ$ 又可确保其地势平坦土壤稳定。生态恢复区以 2022 年 $NDVI > 0.3$ 为植被覆盖度的基准阈值,使其具备一定的植被基础并反映当前生态系统改善状况。2013—2022 年 $NDVI_s > 0.01 \text{ a}^{-1}$,可反映植被长期向好的变化趋势。而基于 2022 年 CLCD 提取,又可即时评估生态修复成效。生态退化区 2013—2022 年 $NDVI_s < 0 \text{ a}^{-1}$ 可量化反映出植被覆盖降低且沙地生态系统活力持续减弱,而用地类型向低植被类型转化说明生态系统结构出现实质性降级。生态脆弱区 2013—2022 年连续 10 a NPP (以 C 计量) $< 250 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 可反映生态系统生产力长期较低和生态脆弱累积效应,2022 年 CLCD 用地为荒地呈生态功能丧失态势,而不透水地表为人为干扰且生态恢复困难区域。

3.4 生态功能分区判定方法

3.4.1 生态涵养区

首先,利用 ArcMAP 中的栅格计算器分别计算获取 2013—2022 年连续 10 a $NDVI > 0.5$ 、 $NDVI_s \geq 0 \text{ a}^{-1}$ 和 2013—2022 年用地类型未发生变化的区域,使涵养区生态空间具有稳定的高植被覆盖和用地

类型;而后,在 ArcMAP 中按属性提取 2013—2022 年 $NDVI_s \geq 0 \text{ a}^{-1}$ 的区域,使涵养区植被覆盖呈稳定或增长态势,确保涵养区边界和功能的稳定性。最后,利用 ArcMAP 中的掩膜提取,逐步叠加识别符合以上判定标准的区域范围,初步完成涵养区的判定提取。水体在近红外波段吸收强、反射弱,而在红光波段反射相对较高,导致其 NDVI 值常为负值,而湿地易受植被覆盖、水文周期和气候等多因素影响,NDVI 值动态变化范围较大,但两者对生态系统均具有较强的涵养、调节、净化和维持功能,故单独提取 2013—2022 年 CLCD 用地类型持续为湿地和水体的区域,并与初步提取的其他涵养区叠加,生成最终生态涵养区。

3.4.2 生态稳定区

利用 ArcMAP 中的栅格计算器分别计算获取 2013—2022 年连续 10 a $NDVI > 0.4$ 和 CLCD 未发生变化的区域范围,并利用 ArcMAP 中按属性提取,分别提取 $NDVI_s \geq 0 \text{ a}^{-1}$ 、 $0 < CV < 10\%$ 和坡度 $\leq 8^\circ$ 区域范围。首先,把提取的 $NDVI > 0.4$ 区域作为掩膜数据,对提取的 $NDVI_s \geq 0 \text{ a}^{-1}$ 区域进行掩膜提取,确保稳定区植被覆盖稳定性和生态发展趋势向好性;而后,把提取的 $0 < CV < 10\%$ 区域作为掩膜数据,对计算获取的连续 10 a 用地类型未发生变化的区域进行掩膜提取,确保植被覆盖年际波动极低且用地类型稳定区域;最后,为使稳定区地势平坦或仅具有缓坡特征,侵蚀-堆积动态微弱,水土流失风险低且土壤稳定性较强,利用提取的坡度 $\leq 8^\circ$ 区域为掩膜数据,逐步对上述掩膜提取的两区域进行掩膜提取,并把最终生成的两掩膜数据再次进行掩膜提取,完成

符合所有判定标准区域的提取,生成生态稳定区。

3.4.3 生态恢复区

首先,在 ArcMAP 中按属性分别提取 2013—2022 年 $\text{NDVI}_s \geq 0.01 \text{ a}^{-1}$ 和 2022 年 $\text{NDVI} > 0.3$ 的单标准区域范围;其次,利用 ArcMAP 中的掩膜提取,以 $\text{NDVI}_s \geq 0.01 \text{ a}^{-1}$ 为掩膜数据,对 2022 年 CLCD 数据进行掩膜提取,提取监测期内植被呈持续增长和长期向好态势区域,有效规避短期气候波动的短期影响,而监测末期 2022 年 CLCD 土地利用的空间分布,可实现对生态修复成效的即时精准评估。而后,以提取的 2022 年 $\text{NDVI} > 0.3$ 区域为掩膜数据,对 2022 年 CLCD 数据进行掩膜提取,确保恢复区在监测末期具备基本植被覆盖度,体现生态系统改善现状。最后,把上述掩膜提取的两数据再次进行掩膜提取,完成符合所有判定标准区域的提取,生成生态恢复区。

3.4.4 生态退化区

首先,利用 ArcMAP 中的按属性提取,提取 2013—2022 年 $\text{NDVI}_s < 0 \text{ a}^{-1}$ 的区域范围。然后,将提取的 $\text{NDVI}_s < 0 \text{ a}^{-1}$ 区域为掩膜数据,分别对 2013 年和 2022 年 CLCD 用地进行掩膜提取,获取 2013 年和 2022 年 CLCD 用地发生生态退化的区域范围。最后,以获取的 2022 年用地发生生态退化的区域为生态退化区,并进一步计算 2013—2022 年土地利用转移矩阵。判定标准中,2013—2022 年 $\text{NDVI}_s < 0 \text{ a}^{-1}$ 可动态量化 10 a 科尔沁沙地生态系统活力持续减弱且植被覆盖度降低的区域。而 2013—2022 年土地利用转移矩阵中,用地向低植被覆盖用地类型转化(如森林→农田,其他用地→不透水地表)说明生态系统结构和服务功能出现实质性降级。两标准交叉验证,可极大减少由于短暂性干扰,生态呈退化的误判和用地类型未发生变化但生态质量恶化区的漏判,可精准判定出植被覆盖降低与生产力长期衰减,生态功能降低或向破坏性用地类型转变的生态退化区。

3.4.5 生态脆弱区

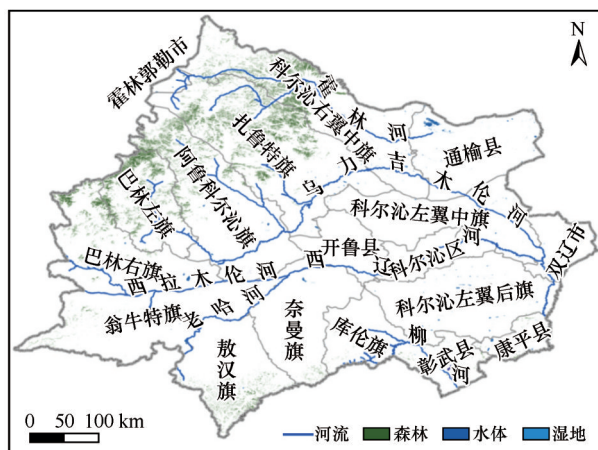
首先,利用 ArcMAP 中栅格计算器计算 2013—2022 年 $\text{NPP} < 250 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的区域范围,有效排除由于气候波动引起的短暂性生产力下降区域,精准识别出生态系统生产力长期较低和具有生态脆弱累积效应的脆弱区。其次,按属性提取 2022 年 CLCD 用地类型为荒地和不透水地表的区域,荒地生态功

能呈丧失态势,而不透水地表为人为干扰且生态恢复困难区域,直接判定为生态脆弱区。最后,把 2013—2022 年连续 10 a $\text{NPP} < 250 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的脆弱区和自 2022 年 CLCD 数据中提取的荒地和不透水地表叠加,生成最终的生态脆弱区。

4 生态功能分区空间分布特征

4.1 生态涵养区空间分布特征

由图 2 可知,生态涵养区总面积为 $4\,435.3 \text{ km}^2$,以森林为主。森林面积 $4\,067.9 \text{ km}^2$,占总涵养区的 91.7%,主要集中在科尔沁沙地北部的大兴安岭南缘山区,在沙地南部努鲁儿虎山石质低山丘陵区、沙地西部大兴安岭西南段与七老图北端山脉截接地带亦有分布。水体和湿地面积 367.4 km^2 ,主要分布在通榆县北部的向海水库和兴隆水库,康平县中部的卧龙湖、中南部三台子水库和西部四道号 and 花古水库。科尔沁左翼后旗河流水系密集且以垄状沙丘与平缓沙地交错地貌为主,沙丘间低洼地带由第四纪湖沼堆积物形成带状平原或封闭洼地,易汇集雨水和地下水,形成诸多湖泊和湿地。巴林右旗西拉沐沦苏木辖区的益和诺尔水库、巴嘎诺尔水库、达林台水库及苏吉水库,中部的德日苏宝冷水库等生态涵养功能亦较为显著。乌力吉木伦河中游地区的沙那水库、他拉干水库和巴彦花水库及下游沿线零散分布的沼泽湿地和季节性湖泊,科尔沁右翼中旗的翰嘎利水库和朝尔图湖等众多天然湖



注:基于自然资源部标准地图服务网站审图号 GS(2022)4309 号

标准地图制作,底图边界无修改

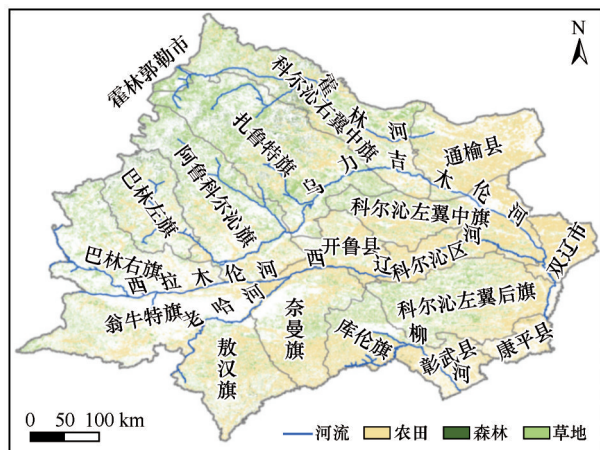
图2 科尔沁沙地生态涵养区用地分布

Fig.2 Land use distribution in ecological conservation area of the Horqin Sandy Land

泊(泡子)也具有较强的生态涵养功能。此外,在科尔沁沙地其他旗县,水体和湖泊亦有零星分布。

4.2 生态稳定区空间分布特征

由图3可知,生态稳定区分布广泛,总面积59 471.3 km²,以中、东和南部农田和北部草地为主,两者分别占比约为62.6%和35.4%。农田主要集中在沙地中东部的开鲁县、科尔沁区、科尔沁左翼中旗中东部、双辽市和通榆县及科尔沁沙地南部地区。由于受土壤沙化或盐碱化、水土流失和风蚀灾害频繁及生态保护刚性约束等多重因素影响,地处科尔沁沙地腹地的翁牛特旗中东部、奈曼旗和库伦旗北部及科尔沁左翼后旗中西部地区农田种植稳定区面积较小。科尔沁沙地北部和西北部地区地处大兴安岭南缘,属典型的温带大陆性干旱气候,降水量少,土壤沙化贫瘠,加上地处京津风沙源治理工程核心区植被恢复等生态保护政策的影响,农田种植稳定区面积亦较小。



注:基于自然资源部标准地图服务网站审图号GS(2022)4309号
标准地图制作,底图边界无修改

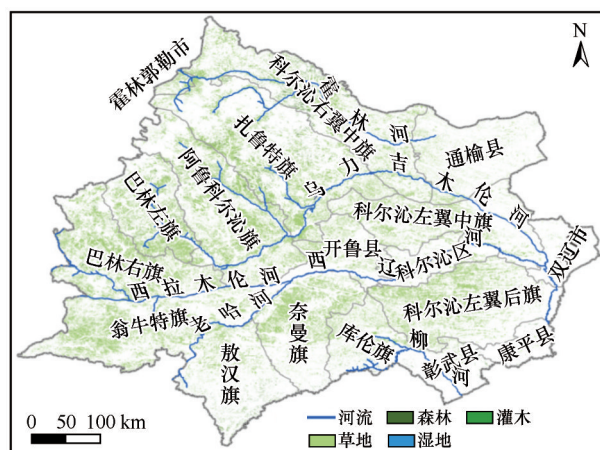
图3 科尔沁沙地生态稳定区用地分布

Fig.3 Land use distribution in ecologically stable area of the Horqin Sandy Land

生态稳定区草地面积为21 023.8 km²,在霍林河流域和乌力吉木伦河中上游的北部地区分布最为集中,在翁牛特旗西部、巴林右旗西北部及沙地南部敖汉旗、奈曼旗和库伦旗的北部地区及科尔沁左翼后旗的中西部亦分布较为集中。稳定区森林面积为1 197.2 km²,集中分布在沙地北部的大兴安岭南缘地区,在南部努鲁尔虎山北侧的低山丘陵地带亦有零星分布。

4.3 生态恢复区空间分布特征

由图4可知,2013—2022年,科尔沁沙地生态逆转恢复面积为27 979.8 km²,其中草地面积为27 193.5 km²,森林面积为783.0 km²。除沙地东部、南部、西辽河沿岸农业为主区域及霍林河上游森林涵养区和生态稳定区外,其他地区生态恢复逆转态势均较为显著,并与生态稳定区及生态涵养区的空间分布呈较强互补性。



注:基于自然资源部标准地图服务网站审图号GS(2022)4309号
标准地图制作,底图边界无修改

图4 科尔沁沙地生态恢复区用地分布

Fig.4 Land use distribution in ecological restoration area of the Horqin Sandy Land

生态出现恢复逆转的森林主要分布在科尔沁沙地北部的大兴安岭南缘山区,南部努鲁尔虎山石质低山丘陵区 and 西部大兴安岭西南段与七老图北端山脉截接地带,但各森林恢复面积较小,呈零星分布态势。生态恢复区草地面积最大,恢复态势最为显著,主要集中在乌力吉木伦河的上中游、霍林河中游、科尔沁左翼后旗中西部、巴林右旗和翁牛特旗中西部及奈曼旗、库伦旗和敖汉旗的北部地区。西辽河以南及翁牛特旗中东部地区,为半固定沙垄和流动新月形沙丘集中分布区,草地覆盖逆转趋势较为显著。老哈河以南与南部努鲁尔虎山以北地区,为固定半固定沙丘和沙垄分布区,草地恢复逆转面积较大,态势更为显著。灌木和湿地恢复面积较小,仅为2.4 km²和0.9 km²。

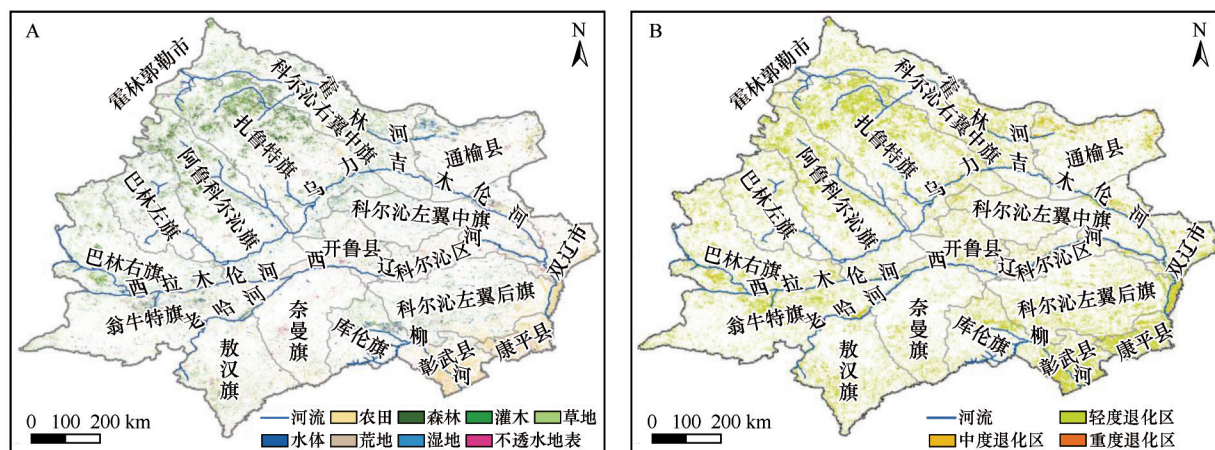
2013—2022年科尔沁沙地生态整体恢复逆转趋势显著,是沙地采取围栏封育、免耕补播和沙障固沙等针对性和差异性的分层次、分区域和分阶段的生态修复治理措施,亦是有害生物联防联控、

无人机生态监测、草种优选及深栽浅埋造林等精准适配沙地条件治沙技术创新的结果。而灌木分布区土壤贫瘠、水分匮乏,植被覆盖度低,生态系统稳定性差,恢复力弱;而科尔沁沙地的湿地隶属半干旱大陆性季风气候区,降水稀少且蒸发强烈,加之多数湿地面积较小、分布零散,难以实施统一治理措施进行集中修复,故修复效果不显著。

4.4 生态退化区空间分布特征

由图5和图6可知,2013—2022年,科尔沁沙地的生态退化区以 $-0.01 \text{ a}^{-1} < \text{NDVI}_s < 0 \text{ a}^{-1}$ 的轻度退化

为主,轻度退化面积为 $18\,483.5 \text{ km}^2$,以草地、农田、森林和荒地为主。农田轻度退化面积为 $6\,850.9 \text{ km}^2$,在沙地东南部的彰武县、康平县和科尔沁左翼后旗的东部沙地边界处分布最为集中,在其他各地区呈零散分布态势。草地和森林发生轻度退化面积分别为 $7\,367.6 \text{ km}^2$ 和 $2\,209.0 \text{ km}^2$,在霍林河上游扎鲁特旗的中北部和阿鲁科尔沁旗中北部分布最为集中,在巴林右旗、敖汉旗南部、库伦旗北部、科尔沁左翼后旗及科尔沁右翼中旗的中南部地区分布亦较为广泛。荒地发生轻度退化面积为 $1\,050.9 \text{ km}^2$,集中在翁牛特旗的东北部和库伦旗柳河上游地区。



注:基于自然资源部标准地图服务网站审图号GS(2022)4309号标准地图制作,底图边界无修改

图5 科尔沁沙地生态退化区用地类型(A)和退化程度(B)分布

Fig.5 Distribution of land use types (A) and degradation levels (B) in the ecologically degraded area of Horqin Sandy Land

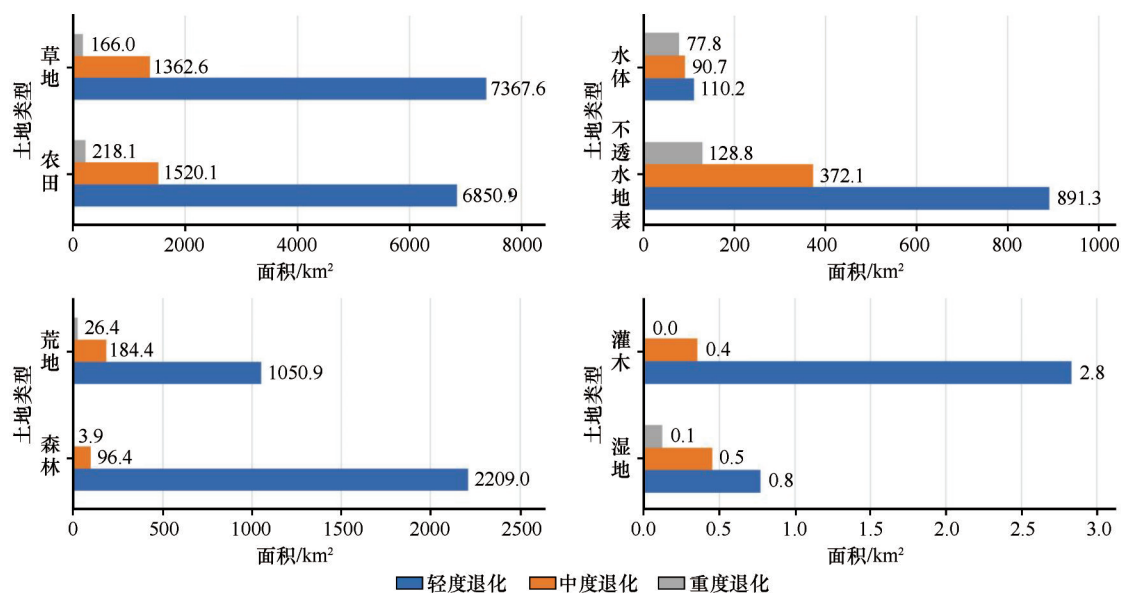


图6 科尔沁沙地各类退化用地面积

Fig.6 Area of degraded land types in Horqin Sandy Land

科尔沁沙地 $-0.25\text{ a}^{-1}<\text{NDVI}_s\leq -0.01\text{ a}^{-1}$ 的中度退化面积为 $3\,627.2\text{ km}^2$,以农田、草地和不透水地表为主。农田发生中度退化面积为 $1\,520.1\text{ km}^2$,在沙地东南部的彰武县、康平县和科尔沁左翼后旗的东部边界处分布最为集中,在其他各地区呈零散分布,与农田发生轻度退化区分布一致。中度退化草地面积为 $1\,362.6\text{ km}^2$,与轻度退化草地分布区呈镶嵌分布。不透水地表发生中度退化以城乡居住用地空间扩张占用其他用地为特征。

2013—2022 年,科尔沁沙地重度退化面积为 621.1 km^2 ,农田、草地、不透水地表、水体发生重度退化面积分别为 218.1 、 166.0 、 128.8 、 77.8 km^2 。重度生态退化区与中度生态退化区空间上呈交错分布

格局,通榆县西北部水体呈显著的重度退化趋势,亟须纳入生态治理优先区域。

由表 2 可知,科尔沁沙地低植被覆盖用地类型的扩张主要呈两种典型模式:一是森林向其他用地类型转化,累计转化面积为 159.0 km^2 ,其中 88% (139.9 km^2)转化为草地;二是农田与草地等人为干扰敏感地类向荒漠化土地和人工不透水地表转化,转化面积分别为 459.5 km^2 和 425.7 km^2 。荒地扩张主要源于草地退化(424.4 km^2 ,占比 89.1%),而不透水地表的增长则主要归因于农田(268.6 km^2 ,占比 59.8%)和草地(157.1 km^2 ,占比 35.0%)开发。生态退化区低植被覆盖用地类型的增加,是人类有意识对自然资源的直接干预和开发,而非单纯的自然演替过程。

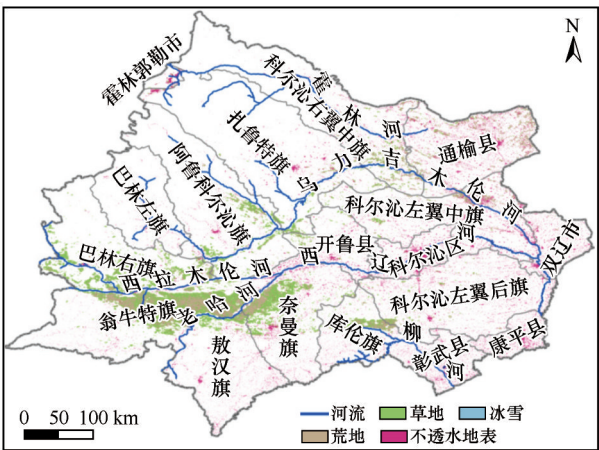
表 2 2013—2022 年科尔沁沙地土地利用转移矩阵(单位: km^2)

Table 2 Land use transfer matrix in the Horqin Sandy Land from 2013 to 2022 (unit: km^2)

地类	不透水地表	草地	灌木	荒地	农田	森林	湿地	水体	2013 年合计	流出合计
不透水地表	708.7	45.0	0.0	12.6	105.6	0.7	0.0	17.3	890.0	181.3
草地	157.1	5 608.5	1.2	424.4	323.2	190.8	0.5	20.7	6 726.5	1 118.0
荒地	17.2	54.5	0.0	610.7	31.9	0.0	0	11.4	725.7	115
农田	268.6	1 560.4	0.1	35.1	6 693.2	22.2	0.5	50.1	8 630.1	1 936.9
森林	1.1	139.9	1.6	0.0	15.6	1 737	0.0	0.8	1 896.0	159.0
湿地	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.3	0.2
水体	5.1	2.7	0.0	4.0	5.4	0.5	0.0	153	170.7	17.7
2022 年合计	1 157.8	7 411	2.8	1 086.9	7 174.9	1 951.3	1.2	253.3		
流入合计	449.1	1 802.5	2.8	476.2	481.7	214.3	1.1	100.3		

4.5 生态脆弱区空间分布特征

由图 7 可知,2013—2022 年,科尔沁沙地生态脆弱区面积为 $8\,472.2\text{ km}^2$,以不透水地表和荒地为主,面积(占比)为 $4\,639.7\text{ km}^2$ (54.8%)和 $3\,801.0\text{ km}^2$ (44.9%)。不透水地表在城镇与产业区高度聚集,沿水系与绿洲串珠状分布或沿大广高速和集通铁路等干线“廊道式”分布,且具有牧区居民点分散而养殖场和灌溉农田相对集约的二元化空间分布特征。生态脆弱区的荒地集中分布在翁牛特旗中东部西拉木伦河及老哈河交汇处西侧的三角地带、奈曼旗西北部和库伦旗中部柳河上游北部支流区,此外,在乌力吉木伦河的中下游沿线和沙地东部地区亦有分布。生态脆弱区的草地除与荒地呈交错分布外,在巴林右旗的中南部西拉木伦河沿岸及乌力吉木伦河的上游沿岸亦有分布。



注:基于自然资源部标准地图服务网站审图号 GS(2022)4309 号
标准地图制作,底图边界无修改

图 7 科尔沁沙地生态脆弱区用地分布
Fig.7 Land use distribution of the Horqin Sandy
Land ecologically fragile area

科尔沁沙地生态脆弱区的空间分布格局是自然地理条件与人类活动双重驱动的结果。从自然因素看,沙地位于半干旱半湿润气候过渡带,降水变率较大且风力强劲,土壤主要由松散的第四纪河湖相沙质沉积物组成,水系沿岸绿洲与远离水源的沙化荒地对比鲜明,如中西部西拉木伦河及老哈河交汇处西侧的三角地带因地下水位下降和风力侵蚀作用成为荒地集中区^[28]。此外,地质构造和乌力吉木伦河中下游的断流趋势与柳河上游支流的侵蚀切割等水文过程进一步塑造了荒地和草地的破碎化分布。人类活动则通过土地利用方式的选择和改变及基础设施建设进一步增强空间分异性,如城镇与交通廊道的极化效应促使不透水地表呈点—廊—网式扩张,而传统牧业分散性与现代农业集约化的二元格局亦可反映不同生计方式对生态系统的差异化扰动,过度放牧、不合理灌溉农业引发的地下水位下降,以及河流沿岸的过度开发,是导致水系沿线生态脆弱性加剧的关键人为驱动因素^[29-30]。

5 讨论

本研究通过耦合 NPP、CV、NDVI_s 及土地利用动态转移矩阵判定指标,对科尔沁沙地进行生态系统功能分区。判定指标遵循多维度、长时序和区域适配性原则,打破基于 NDVI 等单一静态指标或 NDVI_s 等单一动态指标进行生态功能分区的局限性,使生态系统功能分区的科学性和准确性显著提升,并可为科尔沁沙地不同区域生态系统的差异化保护与治理提供理论基础和技术手段。生态涵养区需严格保护其水源涵养及生物多样性,稳定区可持续发展现有农牧业核心载体,恢复区需巩固已有成效并推广成功模式,退化区需遏制人为干扰并采用退耕还草和控制不透水地表盲目扩张等针对性修复措施^[31-32],脆弱区需重点遏制过度放牧和灌溉农业对地下水过度开采及河岸带盲目开发来降低人类对生态系统的扰动性^[33-35]。

本研究采用多维耦合+动态验证+区域阈值相结合的生态功能分区判定方法,尝试将多指标耦合且根据各功能区特点选取有针对性的判定标准。生态涵养区以“高稳定”和“高功能”为核心属性,连续 10 a NDVI>0.5,确保涵养生态区植被的高覆盖度,2013—2022 年 CLCD 未发生变化和 NDVI_s≥0 a⁻¹ 可反映涵养区用地类型和植被动态具有高稳定性;

生态稳定区以“中高功能”和“抗干扰性强”为判定属性,坡度≤8°从地形角度筛选抗干扰强的地区,0<CV<10%表明植被覆盖受干扰小,连续 10 a NDVI>0.4 可确保稳定区的中高植被覆盖,NDVI_s≥0 a⁻¹ 与 CLCD 10 a 无变化则可约束生态无退化和用地稳定性;生态恢复区则以能反映生态系统逐步修复的 2013—2022 年 NDVI_s>0.01 a⁻¹ 为关键判定标准,可直接反映生态自然恢复或人工干预成效,2022 年 NDVI>0.3 又可确保研究末期生态恢复最终效果,而自 2022 年 CLCD 提取灌木、草地、森林和湿地,又可排除不透水地表等无自身生态恢复能力的区域;生态退化区则以“植被退化”和“用地恶化”为核心判定标准,2013—2022 年 NDVI_s<0 a⁻¹ 表明植被覆盖降低,从生态过程层面锁定退化区域范围,而用地转为低植被覆盖类型的判定,可对自然恢复困难且发生实质性退化区域进行识别;生态脆弱区以“极低功能”和“易受干扰”进行判定,NPP<250 g·m⁻²·a⁻¹ 是干旱半干旱区生态系统生产力极低的典型阈值,而 2022 年监测末期荒地、不透水地表和冰雪等用地无植被覆盖或覆盖极低,易受风沙、侵蚀和气候等扰动,为典型生态脆弱区域。

基于多维度生态特征耦合进行科尔沁沙地生态系统功能分区,在判定指标多维性和分区判定标准针对性方面具有显著优势,但仍需在各功能区判定指标衔接性、区域内微环境差异性识别和驱动机制与尺度融合等方面进一步优化。如生态脆弱区采用 2013—2022 年连续 10 a NPP<250 g·m⁻²·a⁻¹ 或 2022 年用地类型为荒地、不透水地表和冰雪区域进行判定,能反映生态系统自身的长期脆弱本底和瞬时脆弱用地类型,但对人为及自然驱动因素的贡献定量分析明显不足。生态恢复区以 2022 年 NDVI>0.3 和 2013—2022 年 NDVI_s>0.01 a⁻¹ 为判定标准,能精确识别生态发生逆转恢复区域,但未能对自然恢复力与人为干预因素进行有效分析。在后续深入研究中,需在充分验证指标体系科学合理性的基础上,进一步融入土壤属性、地下水位及社会经济数据,深化对自然和人文驱动互馈机制研究,进一步提升生态系统功能分区判定指标的区域适配性与预测能力。

6 结论

本研究基于 2013—2022 年多源数据构建四维

生态特征耦合体系,将科尔沁沙地划分为生态涵养区、稳定区、恢复区、退化区和脆弱区五大生态功能区,各分区空间分布、土地利用构成及生态特征存在显著差异,且整体呈恢复逆转为主、退化与脆弱并存的生态趋势,生态恢复区和占主导地位的稳定区构成区域生态主体,沙地治理与修复成效显著。

生态涵养区面积4 435.3 km²,以森林为主导(91.7%),集中分布于北部山区。水体与湿地(367.4 km²)为重要补充,以各旗县水库、湖泊及沼泽湿地为主。

生态稳定区面积59 471.3 km²,以农田(62.6%)和草地(35.4%)为主,分布广泛且占主导地位。农田集中分布在沙地的中、东部和南部,草地集中在北、西及科尔沁左翼后旗中西部地区。森林仅在北部山区和南部低山丘陵区零星分布。

生态恢复区面积27 979.8 km²,以草地为主(27 193.5 km²),森林面积较小(783.0 km²)。除东、南部和西辽河沿岸农业区及霍林河上游涵养及稳定区外,其他地区生态恢复态势均较显著。草地恢复区集中在北部、科尔沁左翼后旗中西部及沙地西部边界东侧,半固定、固定沙垄或沙丘集中分布的沙地腹地,草地恢复趋势亦较为显著。

生态退化区面积22 731.8 km²,轻、中度和重度退化面积分别为18 483.5、3 627.2 km²和621.1 km²,轻、中度和重度退化面积梯度分明且部分区域须优先治理。轻度退化以草地、农田、森林、荒地为主,分别集中分布在北部山区(草地和森林)、东南部边缘(农田)、翁牛特旗东北部(荒地);中度与轻度退化区镶嵌分布,不透水地表发生中度退化主要源于城乡用地扩张;重度与中度退化区交错分布,通榆县西北部水体退化重度,亟须纳入生态治理优先区域。

生态脆弱区面积8 472.2 km²,以不透水地表(4 639.7 km²)和荒地(3 801.0 km²)为主,集中分布于敏感区域。不透水地表高度聚集在城镇与产业区,沿水系和绿洲呈串珠状分布,沿交通干线呈廊道式分布;荒地脆弱区集中在翁牛特旗中东部、奈曼旗西北部、库伦旗中部等生态敏感区,草地与荒地脆弱区呈镶嵌交错分布。

科尔沁沙地五大生态功能区空间分布呈集中与零星结合、分区与区域匹配的总体格局。北部以

涵养和恢复区为主,中、东部及南部以稳定区为主,退化与脆弱区则分散于生态敏感带及人类活动密集区。沙地生态系统以稳定为基,恢复为主,但仍存在局部退化(如通榆县水体)与脆弱性(如城镇周边)问题,未来生态保护和修复需在巩固整体恢复成果的同时,重点关注并治理人类活动密集区和生态敏感脆弱地带。

参考文献:

- [1] 杰弗里·马丁. 所有可能的世界:地理学思想史[M]. 成一农, 王雪梅, 译. 上海:上海人民出版社, 2008.
- [2] Merriam C H. Life Zones and Crop Zones of the United States [M]. Whitefish, Montana, USA: Kessinger Publishing LLC, 2010.
- [3] Bailey R G. Ecoregions of the United States [M]. Ogden, Utah, USA: U S Forest Service, 1976.
- [4] 胡宝清, 周兴, 尹家政. “星座”聚类法在山区农业生态经济区划中的应用:以广西融水苗族自治县为例[J]. 山地学报, 1999, 17(4): 380-384.
- [5] 黄艺, 蔡佳亮, 郑维爽, 等. 流域水生态功能分区以及区划方法的研究进展[J]. 生态学杂志, 2009, 28(3): 542-548.
- [6] 徐继填, 陈百明, 张雪芹. 中国生态系统生产力区划[J]. 地理学报, 2001, 56(4): 401-408.
- [7] 王敬华, 乔忠, 刘革. 小城镇镇域生态功能分区规划浅析:以鹿泉市大河镇为例[J]. 河北农业大学学报, 2002, 25(4): 122-125.
- [8] 朱宗元, 梁存柱, 王伟, 等. 阿拉善荒漠区的景观生态分区[J]. 干旱区资源与环境, 2000, 14(4): 37-48.
- [9] 韦钧培, 杨云川, 谢鑫昌, 等. 基于服务簇的南宁市生态系统服务权衡与协同关系研究[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(1): 21-31.
- [10] 江伟康, 吴隽宇. 基于地区GDP和人口空间分布的粤港澳大湾区生境质量时空演变研究[J]. 生态学报, 2021, 41(5): 1747-1757.
- [11] 陈新闻, 李锋, 李小倩, 等. 珠三角城市群生态空间分区方法与管控对策[J]. 生态学报, 2021, 41(13): 5233-5241.
- [12] 韩博, 金晓斌, 项晓敏, 等. 基于“要素-景观-系统”框架的江苏省长江沿线生态修复格局分析与对策[J]. 自然资源学报, 2020, 35(1): 141-161.
- [13] 王子尧, 黄楚梨, 李惊, 等. 耦合InVEST-HFI-PLUS模型的生态分区规划与动态评估:以博尔塔拉蒙古自治州为例[J]. 生态学报, 2022, 42(14): 5789-5798.
- [14] 李潇飞, 龚健, 叶菁, 等. 生态系统服务权衡协同下的甘肃省生态功能分区优化[J]. 干旱区地理, 2025, 48(3): 467-479.
- [15] Yang L Y, Bian C C, Pan S P, et al. Assessing the conservation effectiveness of the World's protected areas: a habitat quality and human activities perspective[J]. Journal of Cleaner Production, 2023, 431: 139772.
- [16] Wang H, Liu W H, Dai G H, et al. The effectiveness of natural

- reserves from the perspective of habitat quality in the southern section of the Hengduan Mountains, Southwestern China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 363: 121380.
- [17] Li K, Yan X L, Hou Y, et al. Can ecological zoning act as an environmental management tool for protecting regional habitat quality: causal evidence from the national key ecological function zone in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 475: 143623.
- [18] 卢建男, 李玉强, 赵学勇, 等. 半干旱区典型沙地生态环境演变特征及沙漠化防治建议 [J]. *中国沙漠*, 2024, 44(4): 284–292.
- [19] 赵哈林, 赵学勇, 张铜会, 等. 科尔沁沙地沙漠化过程及其恢复机理 [M]. 北京: 海洋出版社, 2003.
- [20] 段翰晨, 王涛, 薛娴, 等. 科尔沁沙地沙漠化时空演变及其景观格局: 以内蒙古自治区奈曼旗为例 [J]. *地理学报*, 2012, 67(7): 917–928.
- [21] 王涛, 吴薇, 赵哈林, 等. 科尔沁地区现代沙漠化过程的驱动因素分析 [J]. *中国沙漠*, 2004, 24(5): 3–12.
- [22] Liu L, Zhang X, Chen X, et al. GLC_FCS30–2020: global land cover with fine classification system at 30 m in 2020 [J]. *Earth System Science Data*, 2020, 13: 2753–2776.
- [23] 武金洲. 近40年科尔沁地区沙漠化过程及其驱动力研究 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2021.
- [24] 赵媛媛, 武海岩, 丁国栋, 等. 浑善达克沙地土地沙漠化研究进展 [J]. *中国沙漠*, 2020, 40(5): 101–111.
- [25] 刘志民, 余海滨. “山水林田湖草沙生命共同体”理念下的科尔沁沙地生态治理 [J]. *中国沙漠*, 2022, 42(1): 34–40.
- [26] 王妍力, 王永芳, 郭恩亮, 等. 科尔沁沙地生态安全格局时空演变规律研究 [J]. *地理科学*, 2025, 45(6): 1341–1354.
- [27] 武海岩, 赵媛媛, 杜林芳, 等. 京津风沙源治理工程区土地利用/覆盖变化对生态系统水源涵养服务的影响 [J]. *北京林业大学学报*, 2023, 45(4): 88–100.
- [28] 郭景怡. 基于GIS的科尔沁沙地土地利用变化分析及立地类型划分 [D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2022.
- [29] 陈建成, 徐嘉琪. 通辽市“三北工程”建设现状研究 [J]. *林业资源管理*, 2015(1): 173–178.
- [30] 宁小莉. 浑善达克沙地沙漠化多源遥感监测 [M]. 兰州: 兰州大学出版社, 2021.
- [31] 蔡明玉, 贾飏, 常学礼. 景观格局因子交互作用对科尔沁沙地沙漠化的影响 [J]. *中国沙漠*, 2024, 44(2): 99–108.
- [32] 张凤荣, 周建, 徐艳, 等. 基于地学规律的科尔沁沙地土地整治与生态修复规划方法 [J]. *地学前缘*, 2021, 28(4): 35–41.
- [33] Li Y Q, Chen Y P, Wang X Y, et al. Improvements in soil carbon and nitrogen capacities after shrub planting to stabilize sand dunes in China's Horqin Sandy Land [J]. *Sustainability*, 2017, 9(4): 662.
- [34] 李玉强, 王旭洋, 郑成卓, 等. 科尔沁沙地防沙治沙实践与生态可持续修复浅议 [J]. *中国沙漠*, 2024, 44(4): 302–314.
- [35] 刘江, 谢遵博, 王千慧, 等. 北方防沙带东部区生态安全格局构建及优化 [J]. *生态学杂志*, 2021, 40(11): 3412–3423.

Ecosystem functional zoning of the Horqin Sandy Land based on the coupling of multi-dimensional ecological characteristics

Li Aimin¹, Yan Peixia², Tang Hongzhen¹, Zhou Ming¹, Pan Yanxia³, Ma Juan⁴

(1. College of Urban Construction, Heze University, Heze 274015, Shandong, China; 2. Institute of Economics, Shandong Academy of Social Sciences, Jinan 250002, China; 3. State Key Laboratory of Ecological Safety and Sustainable Development in Arid Lands / Shapotou Desert Research and Experiment Station, Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China; 4. Ningxia Environmental Monitoring Center, Yinchuan 750002, China)

Abstract: Based on multi-source remote sensing data, including NDVI, NPP, CLCD, topographic slope, and derived ecological characteristic parameters (NDVI_s and CV) from 2013 to 2022, this study constructs an ecological characteristic coupling system incorporating NPP, CV, NDVI_s, and land use transfer matrices to conduct functional zoning of the Horqin Sandy Land ecosystem. The results indicate that: The conservation zone covers an area of 4 435.3 km², predominantly forest (91.7%), concentrated in the southern foothills of the Greater Khingan Mountains and the northern hilly areas of the Nurulhushan Mountains, with water bodies and wetlands mainly distributed in reservoir and marsh areas. The stable zone spans 59 471.3 km², primarily consisting of farmland (62.6%) and grassland (35.4%). Farmland is concentrated in the central, eastern, and southern parts of the sandy land, while grassland is predominantly distributed in the northern region. The restoration zone covers 27 979.8 km², mainly grassland (97.2%). Except for the eastern and southern regions, the areas along the Xiliao River dominated by agriculture, and the northern forest conservation zone, other areas show a marked reversal trend. The degradation zone occupies 22 731.8 km², with mild degradation being predominant (18 483.5 km²), concentrated in the eastern and southern farmlands and the southern foothills of the Greater Khingan Mountains in the north. The conversion of farmland and grassland to low vegetation cover land uses is most active, and severe degradation of water bodies is observed in the northwestern part of Tongyu County. The ecologically fragile zone covers 8 472.2 km², dominated by impervious surfaces (54.8%) and barren land (44.9%), driven by both natural conditions and human activities.

Key words: Horqin Sandy Land; ecological characteristics; coupling; ecosystem; functional zoning