

DOI:10.14188/j.ajsh.20250929001

腾格里沙漠东南缘人工和天然固沙灌木冠幅模型研究

丘月,张定海*,虞洁,李佳乐,杨甜

(甘肃农业大学理学院数量生物研究所,甘肃兰州730070)

摘要: 灌木的株高和冠幅是其形态结构的关键参数,对于了解和分析生态系统的结构和功能至关重要。这些参数有助于估计灌木的生物量、密度、多样性以及碳排放的情况,从而评估生态系统的健康状况。对腾格里沙漠东南缘天然和人工植被区的主要固沙灌木的冠幅进行研究,包括黑沙蒿(*Artemisia ordosica* Krasch.)、柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii* F.)、驼绒藜(*Krascheninnikovia ceratoides* L.)和细枝羊柴(*Corethrodedron scoparium* Fisch.),构建了不同植被区和不同固沙灌木冠幅的16个基础模型。通过比较分析各模型的拟合结果,确定了针对不同植被区和不同灌木的最佳冠幅模型。结果显示,不同植被区和不同灌木都有不同的最佳冠幅模型。天然植被区的最佳拟合模型为Quadratic基础模型,人工植被区的最佳拟合模型为Korf基础模型。研究区优势固沙灌木黑沙蒿在天然和人工植被区的最佳拟合模型分别为Scaled-Power基础模型和Hossfeld I基础模型。柠条锦鸡儿在天然和人工植被区的最佳拟合模型分别为Gauss基础模型和Logistic基础模型。驼绒藜的最佳拟合模型为Log-Logistic基础模型,细枝羊柴的最佳拟合模型为Quadratic基础模型。研究结果可为相关地区生态模型构建和防风固沙效益评估提供科学依据。

关键词: 腾格里沙漠;人工植被区;天然植被区;固沙灌木;冠幅模型

中图分类号: Q948

文献标志码: A

文章编号: 2096-3491(2025)06-0588-12

Comparative modeling of crown width for natural and artificial sand-fixing shrubs on the southeastern fringe of the Tengger Desert

Qiu Yue, Zhang Dinghai*, Yu Jie, Li Jiale, Yang Tian

(Center for Quantitative Biology, College of Science, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, Gansu, China)

Abstract: Shrub height and crown width serve as critical morphological parameters essential for understanding ecosystem structure and function. These metrics facilitate estimations of shrub biomass, density, diversity, and carbon emissions, thereby enabling assessments of ecosystem health. This study investigated the crown widths of dominant sand-fixing shrubs including *Artemisia ordosica*, *Caragana korshinskii*, *Krascheninnikovia ceratoides*, and *Corethrodedron scoparium* in natural and artificial vegetation zones along the southeastern fringe of the Tengger Desert, constructing sixteen base models for crown width across distinct vegetation zones and shrub species. Comparative analysis of model fitting performance identified optimal crown width models for specific vegetation zones and shrubs. The results showed that optimal models varied significantly across vegetation zones and species. The Quadratic base model achieved the best fit in natural vegetation zones, while the Korf base model excelled in artificial zones. For the dominant shrub *A. ordosica*, the Scaled-Power and Hossfeld I base models were optimal in natural and artificial zones, respectively. *C. korshinskii* performed best under the Gauss model in natural zones and the Logistic model in artificial zones. *K. ceratoides* favored the Log-Logistic base model, and *C. scoparium* the Quadratic base model. These results provide a scientific basis for ecological modeling

收稿日期: 2025-09-29 修回日期: 2025-11-25 接受日期: 2025-12-10

作者简介: 丘月(2001-),女,硕士生,主要从事应用统计学研究, E-mail: 18250128136@163.com

*通信作者: 张定海(1981-),男,教授,研究方向为生态水文模型、统计学在生态学 and 经济学中的应用, E-mail: zhangdh@gsau.edu.cn

基金项目: 内蒙古自治区防沙治沙科技创新重大示范工程“揭榜挂帅”项目(2024JBGS0003);国家自然科学基金地区科学基金项目(42361016);甘肃省自然科学基金(23JRRM734);陇东学院博士科研启动基金(XYBYZK2305)

引用格式: 丘月,张定海,虞洁,等. 腾格里沙漠东南缘人工和天然固沙灌木冠幅模型研究[J]. 生物资源, 2025, 47(6): 588-599.

Qiu Yue, Zhang Dinghai, Yu Jie, et al. Comparative modeling of crown width for natural and artificial sand-fixing shrubs on the southeastern fringe of the Tengger Desert [J]. Biotic Resources, 2025, 47(6): 588-599.

and windbreak-sand fixation efficacy evaluation in relevant regions.

Key words: Tengger Desert; artificial vegetation zone; natural vegetation zone; sand-fixing shrubs; crown width model

0 引言

灌木的形态参数作为植被功能性状的核心要素,其空间构型特征不仅是植物适应环境胁迫的表型响应,更是生态系统物质循环与能量流动的载体^[1]。在荒漠生态系统中,固沙灌木的株高与冠幅的动态关系影响着植物对光、水资源的捕获效率及种间竞争策略^[2],决定着冠层截流、凝结水捕获、调节微气候及固碳释氧等生态服务功能的强弱^[3]。位于腾格里沙漠东南缘的宁夏沙坡头地区作为人工植被固沙和天然固沙植被分布的典型样板,其天然与人工植被的冠层结构分异,反映了生态系统自我调节与人为干预的协同效应,对其冠幅进行建模和量化对揭示植被恢复机理、优化生态工程配置具有双重科学价值^[1]。

冠幅作为植物空间扩展能力的核心表征,其动态变化直接反映了植被对光、水、养分等资源的竞争策略及环境适应机制。例如,在干旱区荒漠生态系统中^[4],梭梭冠幅的3次多项式模型揭示了其通过横向扩展应对风沙掩埋的生存策略,而落叶松林冠幅与林分密度的负相关性则诠释了植物种群自我调节的生态智慧^[5-6]。研究表明,冠幅的异速生长规律与植物碳同化效率密切相关,如美国西南部荒漠灌木的冠幅-生物量模型被广泛应用于碳汇计量^[7]。这些研究共同表明,冠幅不仅是解析植被适应性的关键指标,更是评估生态系统^[8]服务(如碳汇和水土保持)的量化桥梁。

目前,建立回归模型是构建冠幅预测模型的常用方法,其主要通过不同的数学模型建立冠幅与林木变量(如胸径、树高)及林分变量(如密度、年龄)之间的定量关系^[9]。近年来,冠幅预测模型的基础研究在于构建冠幅与株高的多元线性模型^[9-11],并在不同生态系统中取得显著进展。针对古尔班通古特沙漠3种沙丘类型植被,构建了12个冠幅-株高模型并筛选出最佳拟合模型^[12];在鄂中丘陵岗地应用回归分析方法,研究了不同密度湿地松幼龄林冠幅与栽植年龄的关系^[13];在福建杉木人工林中开发了12个冠幅潜在生长方差拟合模型^[14];基于章古台地区樟子松数据构建了冠幅-胸径模型^[15];利用江西杉木人工林数据构建的混合效应模型成功优化了人工林密度,通过冠幅扩展速率提升柠条锦鸡儿固沙效率28%^[16]。当前国内研究围绕冠幅-胸径模型(涵盖幂函数、指数函数及多项式等十余种形式)的参数优

化、空间尺度效应及多源数据融合展开,尤其在遥感技术^[17-20]与传统测量方法结合方面取得突破,为森林资源监测与生态系统服务评估提供技术支持^[21-22]。

通过基础研究证实胸径与株高是调控冠幅的关键参数^[8],建立了加州针叶树种的冠幅线性预测模型。在奥地利主要树种冠幅模型中创新引入差异化虚拟变量^[23];研究团队分析了不同密度湿地松幼龄林冠幅与栽植年龄的关联^[24]。欧美研究通过冠幅遥感反演技术^[25-28],实现大尺度生物量快速估算^[29],并在园林管理中应用冠幅与干冠比的定量关系指导树木修剪策略,相关标准已纳入多国城市绿化规划^[30]。这些研究反映了国外在冠幅模型构建与应用中的互补性,也为后续研究提供了多维度的理论支持。

然而,现有冠幅模型多源于森林生态系统,其建模逻辑建立在以竞争为主导的相对稳定生境之上。与之相反,沙漠固沙灌木的冠层构建主要受水分胁迫和风沙干扰等非生物因素驱动,形态可塑性显著,使得基于森林的模型在此适用性有限。目前,针对此类灌木,尤其是人工固沙植被的冠幅模型研究仍显不足。尽管有研究人员针对古尔班通古特沙漠的固沙灌木的冠幅模型开展过一定的研究,但针对中国大规模开展的人工固沙植被灌木的建模研究几乎未见报道。

本研究以腾格里沙漠固定沙丘上人工和天然固沙灌木为研究对象,建立了该区域不同植被区(天然、人工)上固沙灌木的冠幅-株高模型。研究结果可为今后该区域相关生态模型研究和防风固沙效益的评价提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

1956年,为了修建包兰铁路,中国科学家在腾格里沙漠东南缘的沙坡头地区最早开始人工植被建设。因此,该地是一个人工和天然植被对比的实验场,研究区气候兼具温带大陆性干旱气候与季风气候的双重特征,受东亚季风和蒙古-西伯利亚高压系统的交替影响导致降水稀缺,年均降水量为186 mm^[31]。同时,年降水量波动明显,最大值为298.7 mm,最小值低至76.4 mm,降水高度集中于6月—8月,为沙生植物的短期生长创造了关键的水分条件。区域内年均气温8.5℃,极端高温可达

40.1℃,极端低温则能降至-30.2℃,同时年均蒸发量高达2300mm,无霜期约165d。区域内以流动沙丘与半固定沙丘交互分布为特色,其中半固定沙丘占比达65%。该地区不同植被区的优势固沙灌木的种类和数量有显著差异:天然植被区(红卫)分布的固沙灌木主要有黑沙蒿(*Artemisia ordosica* Krasch.)、柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii* F.)和驼绒藜(*Krascheninnikovia ceratoides* L.);人工植被区(路北)的固沙灌木则以黑沙蒿(*Artemisia ordosica* Krasch.)、柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii* F.)和细枝羊柴(*Corethroedendron scoparium* Fisch.)为主。

1.2 数据来源

2023年10月,在腾格里沙漠东南缘沙坡头地区的红卫地区(天然植被区,37°44'88"N,104°80'98"E)和路北地区(人工植被区,37°50'98"N,104°98'24"E)的固定沙丘设置试验样地,沿地形设置了40m×

148m的研究样地;样地分为丘地、丘底、迎风坡和背风坡这4种微地貌。将样地划分为10列37行共计370个连续的调查样方,每个调查样方为4m×4m的正方形。对样地内的主要固沙灌木逐一做标记,测定每株灌木的株高与冠幅,并借助GPS定位仪记录它们的具体位置信息(经纬度和海拔)。冠幅取东西向(冠幅1)、南北偏西60°(冠幅2)、南北偏东60°(冠幅3)3个方向的均值以提高精度,更准确地捕捉由研究区西北主导风和沙丘地形共同作用导致的灌木冠形不对称性,从而获取更具生态代表性的冠幅数据,数据信息见表1。

1.3 基础模型

在开展天然和人工植被区固沙灌木的株高与冠幅研究时,本文采用非线性拟合法筛选最优模型,系统分析了16个经典冠幅-株高关系模型的适用性。这些模型(表2)源自文献[12,14],包括Linear模型(M1)、Quadratic模型(M2)、Power模型

表1 人工和天然植被区固沙灌木的基本信息

Table 1 Basic information of sand-fixing shrubs in artificial and natural vegetation areas

地区	固沙灌木	数据个数/个	株高/cm	冠幅1/cm	冠幅2/cm	冠幅3/cm
	全部	4 001	43.092±23.106	61.826±44.384	61.658±42.873	59.853±41.258
天然 植被区	黑沙蒿	3 222	40.086±20.462	56.650±37.597	56.181±33.678	55.772±32.645
	柠条锦鸡儿	81	93.988±46.076	154.370±118.551	161.006±127.510	155.259±119.593
	驼绒藜	698	51.064±21.886	74.981±43.215	75.411±44.340	74.567±42.699
	全部	1 317	43.817±42.701	53.434±55.450	51.128±55.490	49.169±53.140
人工 植被区	黑沙蒿	1 069	28.272±21.684	37.315±37.816	34.827±33.355	33.703±32.568
	柠条锦鸡儿	105	106.752±43.084	114.381±60.794	116.600±73.988	111.114±68.811
	细枝羊柴	143	114.545±48.050	129.182±67.471	124.916±74.201	119.301±74.336

注:冠幅1表示东西向;冠幅2表示南北偏西60°;冠幅3表示南北偏东60°。

Note: Crown width 1 indicates east-west orientation; crown width 2 indicates north-south orientation with a 60° westward deviation; crown width 3 indicates north-south orientation with a 60° eastward deviation.

表2 冠幅-株高基础模型

Table 2 Basic models between crown width and plant height

模型	名称	表达式	模型	名称	表达式
M1	Linear	$C_w = a + bH$	M9	Gomperts	$C_w = a \exp[-b \exp(-cH)]$
M2	Quadratic	$C_w = a + bH + cH^2$	M10	Growth	$C_w = \exp(a + bH)$
M3	Power	$C_w = aH^b$	M11	Gauss	$C_w = a \exp\left(-\left[(H - b)/c\right]^2\right)$
M4	Scaled Power	$C_w = a + bH^c$	M12	Mitscherlinch	$C_w = a[1 - \exp(-bH)]$
M5	Exponential	$C_w = ab^H$	M13	Hossfeld	$C_w = 1/(a + bH)$
M6	Logarithmic	$C_w = a + b \ln(H)$	M14	Hossfeld I	$C_w = [H/(a + bH)]^2$
M7	Logistic	$C_w = a/[1 + b \exp(-cH)]$	M15	Korf	$C_w = a \exp(-bH^{-c})$
M8	Log-Logistic	$C_w = a/[1 + \exp(b + c \ln(H + 1))]$	M16	Richards	$C_w = a[1 - \exp(-bH)]^c$

注:C_w表示灌木的冠幅,H表示每株冠幅的株高。

Note: C_w denotes the crown width of shrubs, and H denotes the height per crown width.

(M3)等16种,分别从不同维度刻画了灌木生长动态。基于其表征的生态策略差异,本研究采用的16个基础模型可系统归纳为4个典型生长类型:①持续增长型(M1、M3、M4、M5、M6、M10)通过单调递增函数描述资源充裕环境下冠幅的持续扩张过程;②自限增长型(M7、M8、M9、M12、M16)以具有渐近线的S型曲线刻画环境承载力限制下的生长自我调节;③峰值增长型(M2、M11)通过单峰曲线揭示在特定生境中冠幅扩展效率随株高先增后减的最适生长规律;④减速增长型(M13、M14、M15)则利用递减的增长速率表征在资源竞争或环境胁迫下生长的渐进抑制。这一涵盖从无限增长到严格自限的完整谱系的模型分类框架,为系统解析不同生境下灌木的生态适应策略提供了多维度的数学模型基础。

本研究对实验测得的株高与冠幅数据进行归一化(Min-Max标准化)预处理后,逐一开展模型拟合,通过对比各模型的拟合优度与残差分布,筛选出最能表征灌木生长周期动态的模型。不同灌木在各生长阶段表现出不同的生长速率和形态特征,模型拟合结果为量化解析这一复杂的生态过程提供了有效工具。

1.4 缩减主轴回归

缩减主轴回归(reduced major axis regression, RMA)是一种用于分析双变量关系的回归方法^[32]。与传统的普通最小二乘法(ordinary least squares, OLS)不同,RMA假设自变量 X 和因变量 Y 的观测值均存在测量误差。RMA的核心思想是通过最小化观测值点到回归线的正交距离(垂直距离)平方和来拟合模型,从而得到一条能同时反映 X 和 Y 变异的直线(即预测值构成的直线)。OLS仅考虑 Y 观测值的误差来最小化 Y 方向(垂直)的残差平方和(即观测值与模型预测值在 Y 方向的距离平方和),这会导致斜率估计产生偏差,尤其当 X 也存在显著测量误差时。

本研究采用RMA,通过最小化观测值点到回归线(预测值线)的正交距离平方和,同时处理 X 与 Y 观测值的测量不确定性。这种方法能提供更稳健、更无偏的斜率估计值,从而更真实地反映变量间的内在关联特征。

1.5 评价指标

本研究选取4个评价指标进行模型选择,分别是决定系数(R^2)、一致性指数(index of agreement, IOA)、均方根误差(root mean square error, RMSE)、平均绝对误差(mean absolute error, MAE)和平均绝

对百分比误差(mean absolute percentage error, MAPE)。选择较大的 R^2 和IOA、较小的RMSE、MAE和MAPE的预测模型为最优模型。当上述指标出现冲突时,在保证 R^2 与IOA表现最佳的前提下,优先考虑模型结构的简洁性与生态学解释的合理性。评价指标的公式如下

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad (1)$$

$$IOA = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|\hat{y}_i - \bar{y}_i| + |y_i - \bar{y}|)^2} \quad (2)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2} \quad (3)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |\hat{y}_i - y_i| \quad (4)$$

$$MAPE = \frac{100\%}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{\hat{y}_i - y_i}{y_i} \right| \quad (5)$$

式中, n 为样本中灌木的个数; y_i 是第 i 株灌木的冠幅测量值; \hat{y}_i 是第 i 株灌木的冠幅预测值; \bar{y}_i 是第 i 株灌木冠幅测量值的平均值。

2 结果与分析

利用16个基础模型对不同植被区上的固沙灌木的冠幅进行模型拟合。由于模型拟合结果(表3~6)较多,模型拟合结果仅保留了模型评价较好的模型。

2.1 天然植被区固沙灌木的基础模型

2.1.1 所有固沙灌木的基础模型

对天然植被区内主要固沙灌木的数据进行非线性拟合,使用Matlab软件分析了16个基础模型的拟合结果(表3)。从表3可以看出,天然植被区内固沙灌木的基础模型拟合优度大部分位于0.6~0.7。其中,M2(Quadratic)、M3(Power)、M4(Scaled Power)和M9(Gomperts)这4个冠幅-株高模型的拟合效果优于其他模型。其中,M2模型表现最佳,其 R^2 为0.683,IOA为0.898, RMSE为0.069, MAE为0.047, MAPE为50.80%。图1显示了天然植被区主要固沙灌木的冠幅-株高模型的RMA图,可以看到预测值与实际值的分布较为接近,表明模型具有一定的拟合准确性。

2.1.2 不同固沙灌木的基础模型

对于天然植被区内的不同固沙灌木,分别进行基础模型拟合分析,结果见表4。在黑沙蒿的基础模型中,大部分模型的决定系数超过0.67,其中M4

表3 天然植被区主要固沙灌木的基础模型的拟合结果

Table 3 Fitting results of basic models for dominant sand-fixing shrubs in natural vegetation areas

模型	参数			评价指标			
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R^2	RMSE	MAE	MAPE/%
M1	-0.012	0.707		0.675	0.070	0.047	43.24
M2	0.008	0.515	0.333	0.683	0.069	0.047	50.80
M3	0.774	1.144		0.676	0.069	0.047	41.59
M4	0.018	0.798	1.259	0.682	0.069	0.047	53.77
M7	0.728	15.520	5.507	0.677	0.070	0.049	81.06
M8	0.872	3.080	-6.756	0.679	0.070	0.049	75.09
M9	1.043	3.485	2.369	0.681	0.069	0.048	68.43
M11	0.667	0.935	0.559	0.679	0.070	0.049	77.92
M12	324.300	0.002		0.670	0.070	0.047	49.36
M14	0.432	0.814		0.664	0.071	0.206	229.18
M15	2 294.000	8.101	0.120	0.675	0.070	0.047	39.96
M16	64.380	0.019	1.123	0.679	0.070	0.047	42.56

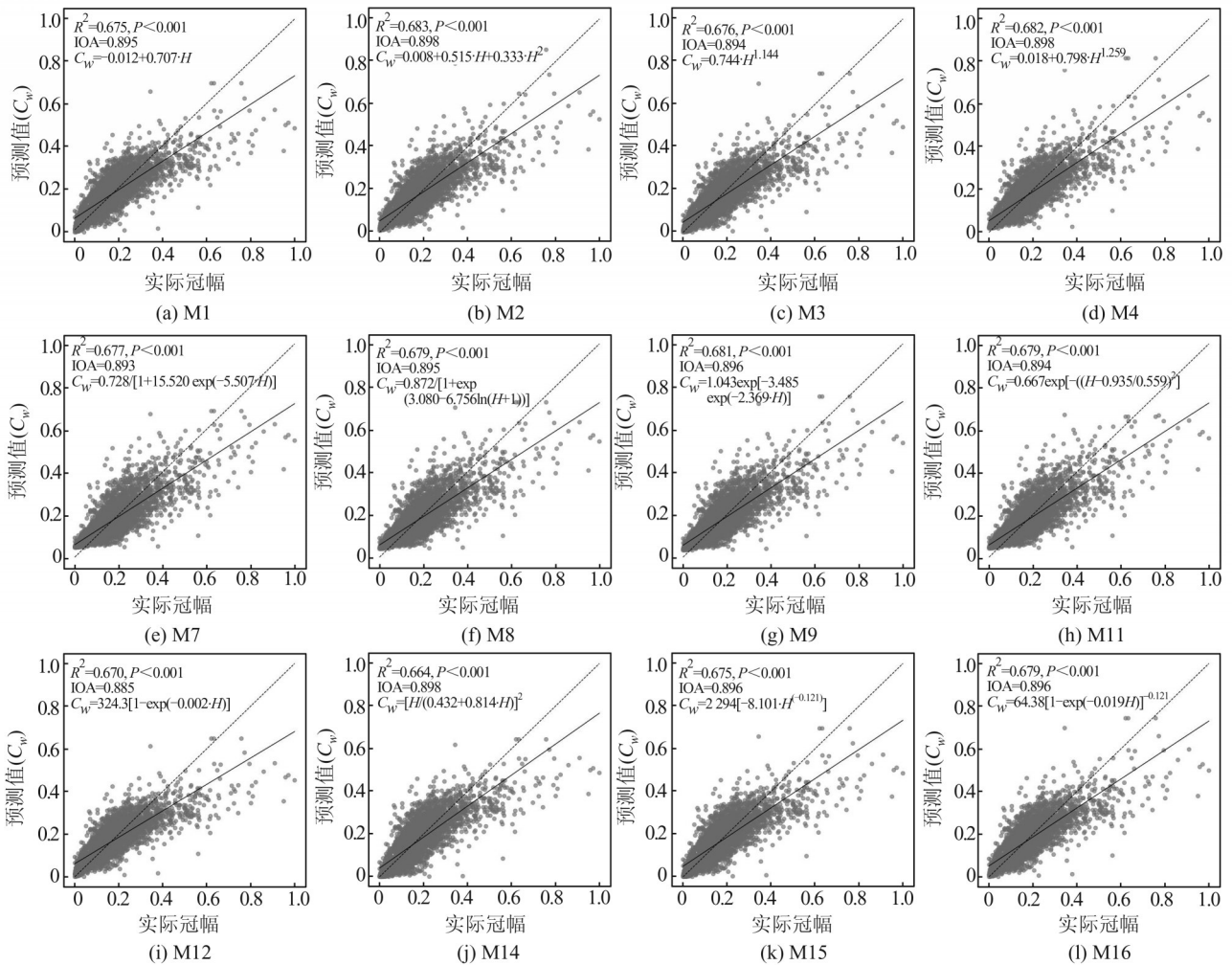


图1 天然植被区主要固沙灌木的冠幅-株高模型的RMA图

Figure 1 RMA regression of crown width vs. plant height for key sand-fixing shrubs in natural vegetation areas

模型表现最佳,其 R^2 为0.683,IOA为0.899, RMSE为0.049, MAE为0.036, MAPE为48.52%。图2

展示了黑沙蒿的冠幅-株高模型的RMA图,表明该模型对黑沙蒿的冠幅具有较好的拟合效果。

在柠条锦鸡儿的基础模型中, M7(Logistic)、M8(Log-Logistic)和 M11(Gauss)的决定系数均超过 0.7, 其中 M11 模型为最优, 其 R^2 为 0.705, IOA 为 0.907, RMSE 为 0.157, MAE 为 0.117, MAPE 为 47.08%。图 2 则显示了柠条锦鸡儿的冠幅-株高模型的 RMA 图, 可以看出模型对柠条锦鸡儿的冠幅预测与实际值较为吻合。

对于驼绒藜的基础模型, 大部分模型的决定系数超过 0.68, 其中 M8 模型是最优的驼绒藜冠幅基础模型, 其 R^2 为 0.694, IOA 为 0.903, RMSE 为 0.090, MAE 为 0.066, MAPE 为 37.38%。图 2 呈现了驼绒藜的冠幅-株高模型的 RMA 图, 进一步验证了该模型的适用性。

2.2 人工植被区固沙灌木的基础模型

2.2.1 所有固沙灌木的基础模型

对人工植被区内主要固沙灌木的数据进行非线性拟合, 结果表明, 人工植被区基础模型的拟合优度

大致在 0.7~0.8(表 5)。其中, M2(Quadratic)、M4(Scaled Power)、M15(Korf)和 M16(Richards)这 3 个冠幅-株高基础模型优于其他模型。其中, M15(Korf)模型表现最佳, 其 R^2 为 0.745, IOA 为 0.922, RMSE 为 0.076, MAE 为 0.049, MAPE 为 67.37%。图 3 给出了人工植被区上主要固沙灌木的冠幅-株高模型的 RMA 图, 显示出较好的拟合效果。

2.2.2 不同固沙灌木的基础模型

从表 6 可以看出, 在人工植被区的黑沙蒿基础模型中, 大部分模型的决定系数超过 0.78, 其中 M16(Richards)模型表现最佳, 其 R^2 为 0.795, IOA 为 0.941, RMSE 为 0.057, MAE 为 0.038, MAPE 为 65.50%。图 4 展示了人工植被区上黑沙蒿的冠幅-株高模型的 RMA 图, 表明该模型对黑沙蒿的冠幅预测具有较高的准确性。

表 4 天然植被区不同固沙灌木的基础模型的拟合结果

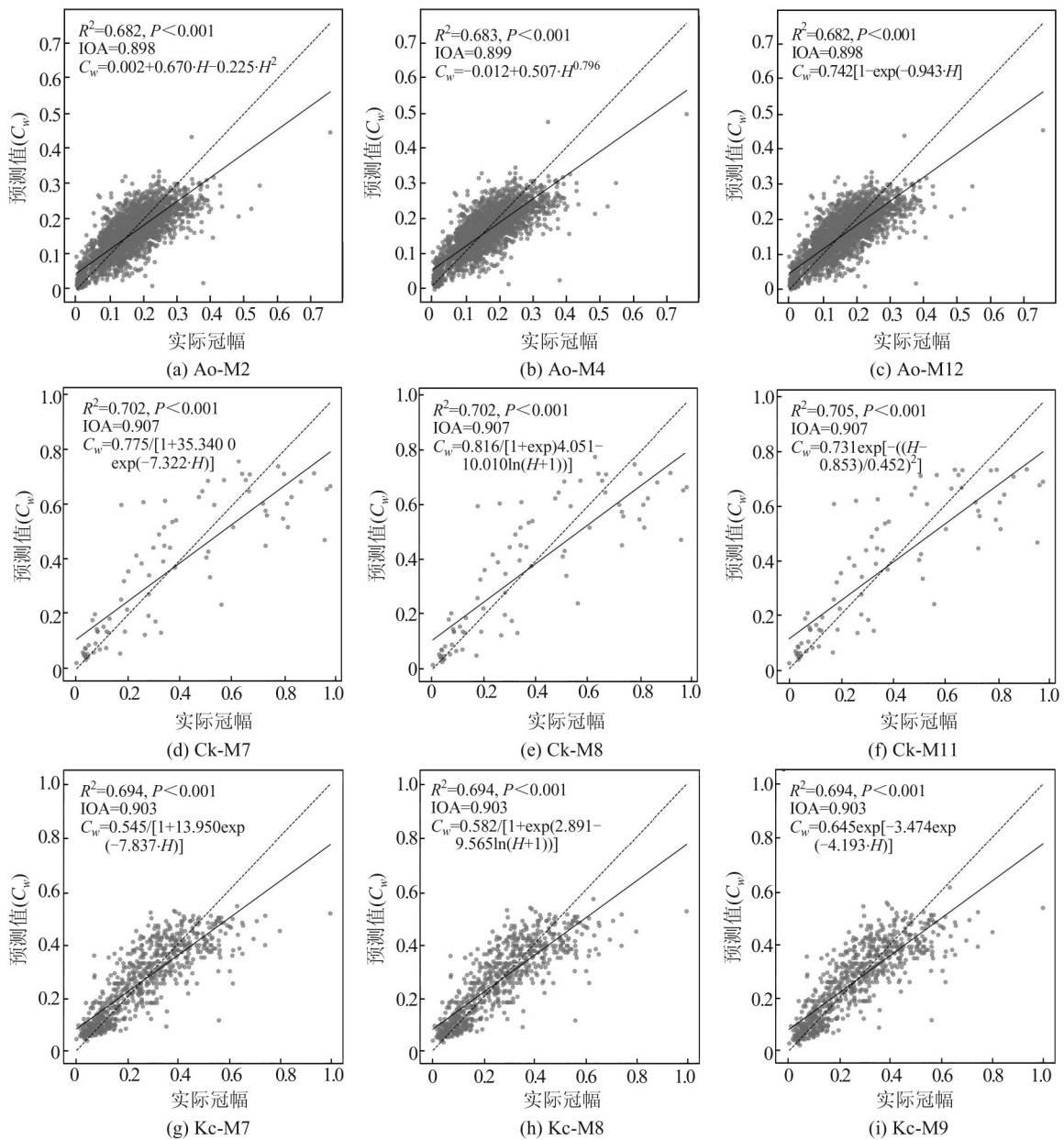
Table 4 Fitting results of basic models for different sand-fixing shrubs in natural vegetation areas

固沙灌木	模型	参数			评价指标			
		a	b	c	R^2	RMSE	MAE	MAPE/%
黑沙蒿 (<i>Artemisia ordosica</i> Krasch.)	M2	0.002	0.670	-0.225	0.682	0.049	0.036	49.90
	M4	-0.012	0.507	0.796	0.683	0.049	0.036	48.52
	M12	0.742	0.943		0.682	0.049	0.036	49.19
柠条锦鸡儿 (<i>Caragana korshinskii</i> F.)	M7	0.775	35.340	7.322	0.702	0.158	0.117	45.80
	M8	0.816	4.051	-10.010	0.702	0.158	0.117	44.65
	M11	0.731	0.853	0.452	0.705	0.157	0.117	47.08
驼绒藜 (<i>Krascheninnikovia</i> <i>ceratoides</i> L.)	M7	0.545	13.950	7.837	0.694	0.090	0.066	37.98
	M8	0.582	2.891	-9.565	0.694	0.090	0.066	37.38
	M9	0.645	3.474	4.193	0.694	0.090	0.066	36.77

表 5 人工植被区主要固沙灌木的基础模型的拟合结果

Table 5 Fitting results of basic models for dominant sand-fixing shrubs in planted vegetation areas

模型	参数			评价指标			
	a	b	c	R^2	RMSE	MAE	MAPE/%
M1	0.009	0.649		0.732	0.077	0.053	94.80
M2	-0.013	0.862	-0.298	0.743	0.076	0.050	72.26
M3	0.617	0.891		0.738	0.077	0.053	99.54
M4	-0.044	0.629	0.725	0.743	0.076	0.050	72.64
M7	0.444	11.790	8.021	0.717	0.080	0.057	113.66
M8	0.473	2.647	-9.426	0.723	0.079	0.055	108.81
M9	0.500	3.145	4.465	0.732	0.077	0.053	92.68
M11	0.503	0.832	0.544	0.700	0.082	0.061	145.21
M12	1.146	0.698		0.741	0.076	0.052	92.26
M14	0.300	1.096		0.741	0.076	0.198	419.41
M15	4.703	2.137	0.296	0.745	0.076	0.049	67.37
M16	0.738	1.498	1.192	0.743	0.076	0.051	76.82



Ao: *Artemisia ordosica*; Ck: *Caragana korshinskii*; Kc: *Krascheninnikovia ceratoides*

图2 天然植被区黑沙蒿、柠条锦鸡儿与驼绒藜冠幅-株高RMA模型图

Figure 2 RMA regression for crown width-to-height allometry in Ao, Ck, and Kc from natural vegetation area

在人工植被区的柠条锦鸡儿基础模型中,决策系数介于0.5~0.6, M7为柠条锦鸡儿的最优冠幅-株高基础模型,其 R^2 为0.543, IOA为0.840, RMSE为0.130, MAE为0.096, MAPE为56.00%。图4显示了柠条锦鸡儿的冠幅-株高模型的RMA图,表明该模型对柠条锦鸡儿的冠幅预测具有较高的准确性。

对于细枝羊柴的基础模型,决策系数介于0.5~0.6,其中M2模型为细枝羊柴的最优冠幅模型,其 R^2 为0.519, IOA为0.817, RMSE为0.111, MAE为0.076, MAPE为40.65%。图4则呈现了细枝羊柴

的冠幅-株高模型的RMA图,表明该模型对细枝羊柴的冠幅预测具有较高的准确性。

3 讨论

本研究通过对比分析腾格里沙漠东南缘天然与人工植被区主要固沙灌木的冠幅-株高关系,揭示了不同生态管理背景下灌木形态构建策略的显著差异。研究发现,混合物种模型表征的群落整体冠层态势与物种特异性模型形成有效互补,分别适用于区域尺度快速评估和个体精准管理,为不同层次的生态恢复实践提供了科学依据。人工植被区灌木普遍表现出较高的模型拟合优度($R^2 \geq 0.7$),最佳拟合

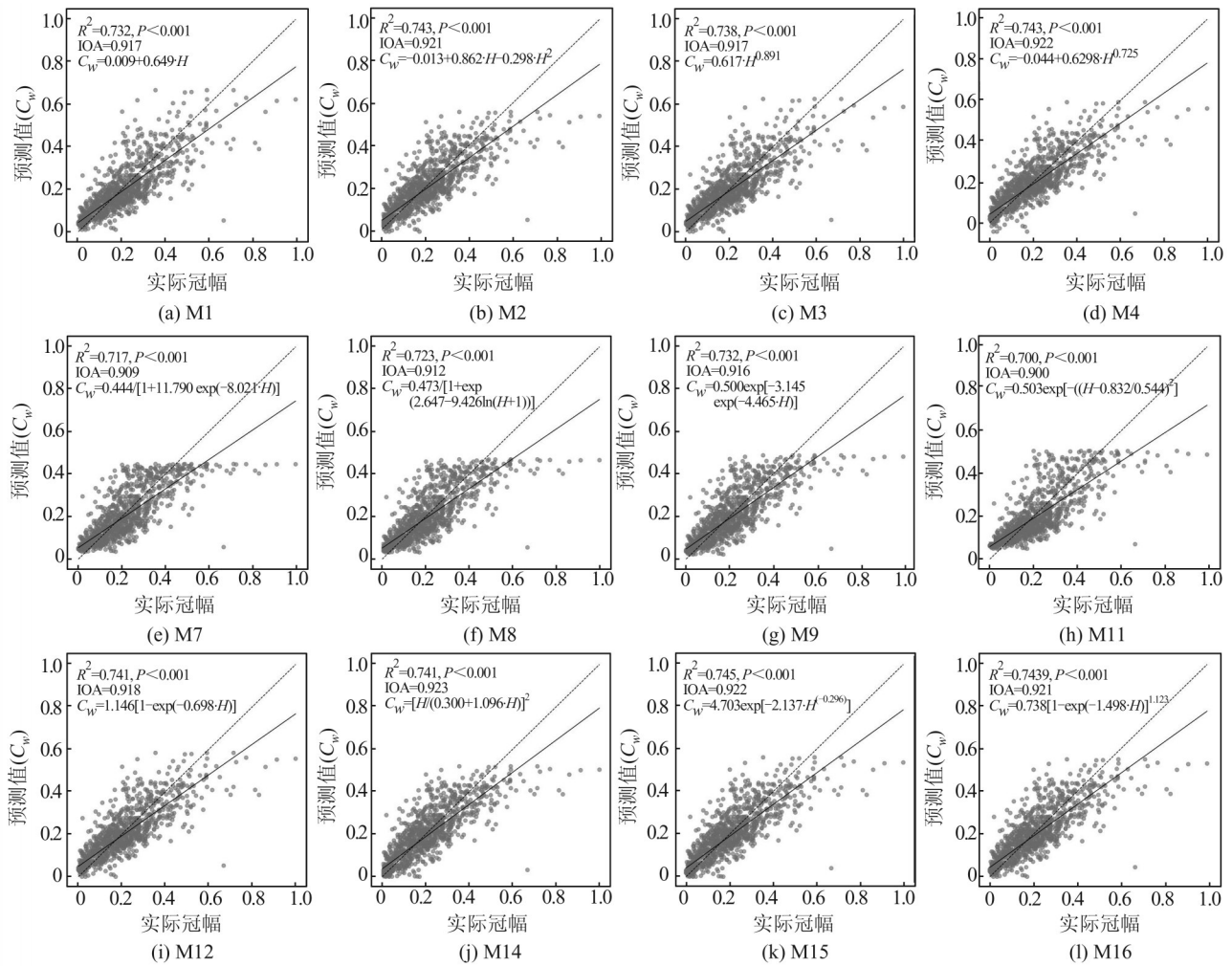


图3 人工植被区主要固沙灌木的冠幅-株高模型的RMA图

Figure 3 RMA regression of crown width vs. plant height for key sand-fixing shrubs in planted vegetation areas

表6 人工植被区不同固沙灌木的基础模型的拟合结果

Table 6 Fitting results of basic models for different sand-fixing shrubs in planted vegetation areas

地区	模型	参数			评价指标			
		a	b	c	R ²	RMSE	MAE	MAPE/%
黑沙蒿 (<i>Artemisia ordosica</i> Krasch.)	M2	-0.028	1.009	-0.427	0.794	0.057	0.039	67.12
	M14	0.296	1.054		0.795	0.057	0.191	489.38
	M16	0.585	2.773	1.567	0.795	0.057	0.038	65.50
柠条锦鸡儿 (<i>Caragana korshinskii</i> F.)	M7	0.798	10.340	3.585	0.543	0.130	0.096	56.00
	M8	1.135	2.839	-4.420	0.541	0.131	0.096	55.24
	M11	0.689	1.269	0.832	0.542	0.131	0.096	55.88
细枝羊柴 (<i>Corethrodedron scoparium</i> Fisch.)	M2	0.063	0.367	0.188	0.519	0.111	0.076	40.65
	M4	0.074	0.537	1.285	0.519	0.111	0.076	41.05
	M8	1.228	2.743	-3.911	0.519	0.111	0.076	41.42

模型为Korf模型(M15),其典型S型生长曲线特征反映了延迟爆发式生长策略。这种生长模式与人工恢复系统中前期投入-后期响应的生态工程逻辑高度一致^[33],表明在人为干预下,灌木通过调整资源分配策略,在建植初期优先保障存活(对应曲线平缓

段),待土壤改良与微环境稳定后转向冠层快速扩张(对应曲线陡升段),体现了“稳健-释放”型生长轨迹。相比之下,天然植被区灌木更适用于M2,其抛物线型的生长趋势体现了先快后稳策略,反映了在多重环境胁迫(资源异质性、种间竞争、风蚀干扰)

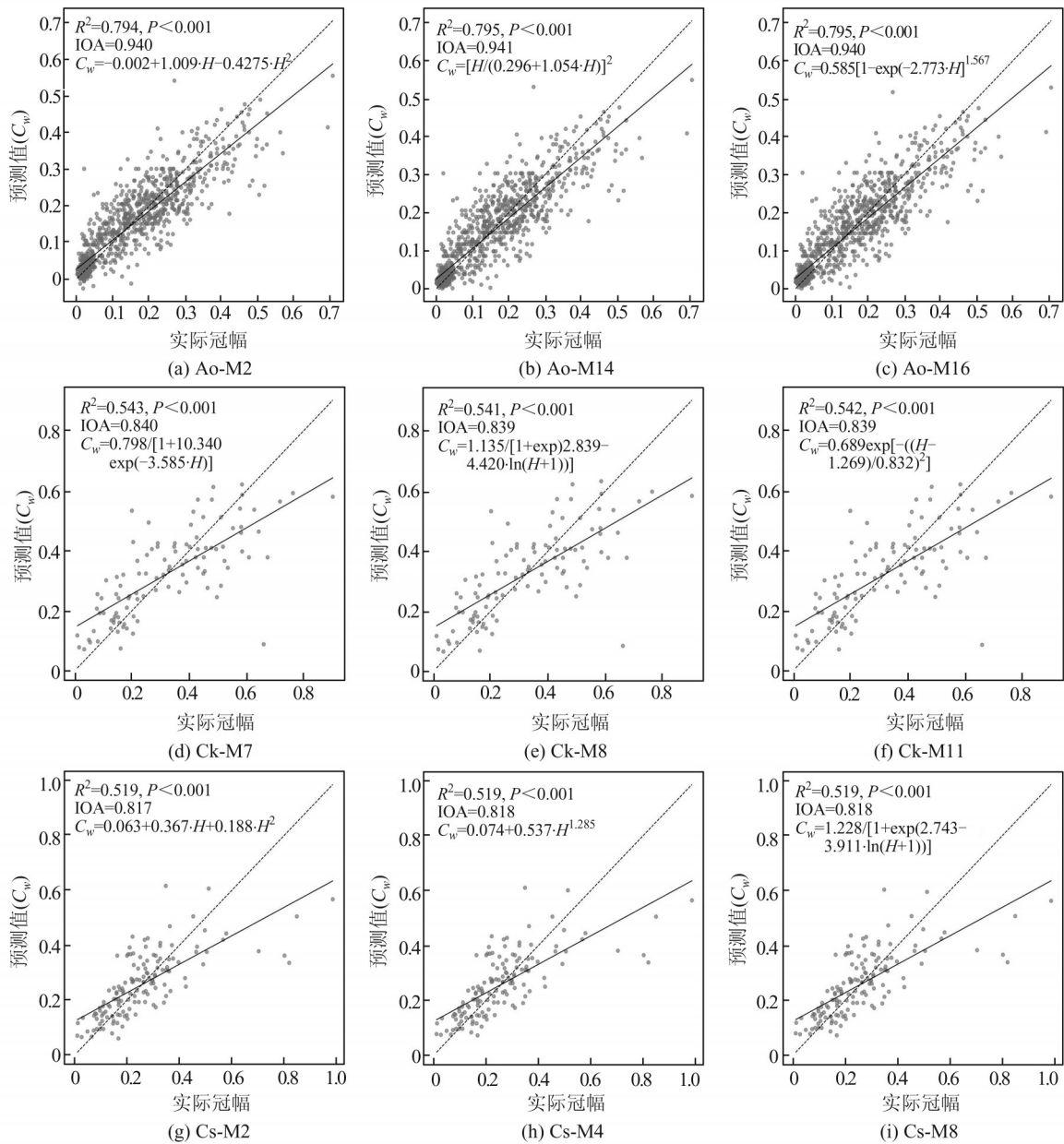


图4 人工植被区黑沙蒿、柠条锦鸡儿与细枝羊柴的冠幅-株高模型的RMA图

Figure 4 RMA regression for crown width-to-height allometry in Ao, Ck, and Cs from planted vegetation areas

下,灌木通过早期快速占据空间、后期保守维持冠层结构来实现长期存续的生态适应机制,这一发现支持了Grime的CSR策略理论中关于胁迫耐受型植物通过形态保守性实现资源优化配置的观点^[34]。

进一步分析不同物种的模型偏好,发现黑沙蒿在人工区适配Richards模型(M16),在天然区则转为M4,表明同一物种在不同生态情境下可表现出可塑性极强的形态构建路径。Richards模型通过其可调节的S型曲线,精准刻画了人工干预下典型的先存活后扩张资源分配策略——建植初期资源优先保障根系建立和基础存活(对应曲线初始平缓段),待土壤改良和微环境稳定后转向冠层快速拓展(曲线

陡升段);而Scaled Power模型中常数项的调节作用,则反映了天然条件下其生长受微生境限制更强烈、响应更迟缓的现实。这种同种异策现象强调了在生态恢复与物种配置中,必须将物种生态可塑性纳入模型预测框架,避免一刀切的模型应用^[35]。

值得注意的是,细枝羊柴与柠条锦鸡儿在人工区拟合优度偏低,提示其冠幅构建可能受非株高因子的强烈调控。柠条锦鸡儿作为一种深根性灌木,其冠幅扩展可能在更大程度上受地下水位波动或根系竞争的调控,而非地上的株高生长。细枝羊柴则可能对风沙剪切力和土壤表面稳定性极为敏感,其冠幅呈现的是对风蚀/沙埋干扰的动态响应,而非简

单的株高增长。结合模型特性分析, M2与M7虽能部分捕捉其生长趋势, 但未能充分解释其变异, 暗示此类物种对土壤水分、根系竞争或风沙扰动等微环境因子具有高度敏感性。这与Lai等^[36]关于微生境依赖性物种在非适宜生境中表现出强烈形态不稳定性研究结论一致。因此, 在未来恢复实践中, 应优先为这类物种营造水分滞留能力强、风蚀扰动弱的微地形条件(如低洼地、障蔽带), 以提升其建植成功率与结构稳定性。需要补充说明的是, 本研究中部分模型呈现出较高的MAPE, 这主要源于采样设计包含了从幼苗到成熟株的完整种群结构。由于MAPE对低值敏感, 当冠幅基数较小时(如幼苗期), 即使绝对误差很小也会产生较高的相对误差。这一现象并不否定模型在揭示冠幅-株高整体异速生长关系上的价值, 但提示建立分龄级或生长阶段的特异性模型将是未来重要的研究方向。

从模型生态机制视角看, 本研究采用的模型可归纳为3类生态策略表达: 延迟爆发型适用于人工恢复系统; 先快后稳型多见于天然系统; 环境敏感型适用于微生境胁迫下的非线性响应。这一分类框架与Paine等^[37]提出的植物功能性状-环境梯度耦合模型思想相契合, 不仅有助于模型选择的生态合理化, 也为不同恢复目标下的物种-模型匹配提供了理论依据。此外, 本研究亦揭示出当前冠幅预测模型的结构局限: 即过度依赖株高这一单一形态变量, 忽略了植物生长多维调控的现实。尽管株高作为易获取的结构性状, 在宏观尺度上具有良好指示性, 但在沙丘异质性强、胁迫因子复杂的干旱区, 其解释力必然受限。未来研究应逐步引入多源环境变量与生物互作因子^[36], 构建融合结构-功能-环境的混合效应模型或机器学习框架, 以提升预测精度与机制解释力。

最后, 本研究从生态策略-模型表达-恢复指引的三维视角, 为沙漠生态系统韧性构建提供了可操作的认知路径。人工植被区应优先选择适配延迟爆发型模型的物种, 通过前期管护与土壤改良激发其后期冠层扩张潜力; 而天然区保护则应尊重先快后稳型策略所隐含的自然演替规律, 避免过度干预, 维持系统自我调控能力。对于拟合优度低、模型敏感性高的物种, 则需实施微生境定制式恢复, 通过精准匹配物种策略与环境条件, 实现生态位人工补充与自然力协同驱动的双重目标^[38]。冠幅-株高模型不仅是形态描述的数学工具, 更是解析植物生态策略、指导恢复实践的重要认知接口。未来应在模型生态化与恢复机制化方向上持续深化, 推动干旱区生态

恢复从经验配置走向策略设计。

4 结 论

本研究结果显示, 在人工植被区, 利用株高预测冠幅宽度, 对于大部分所选模型而言具有较高的拟合优度; 天然植被区模型的拟合优度多在0.6以上。除细枝羊柴和柠条锦鸡儿(人工植被区)外, 其他灌木的模型拟合优度也均相对较高。

天然植被区的最佳拟合模型为M2该模型以二次多项式形式, 较好地捕捉了灌木冠幅随株高变化的规律, 反映了灌木在自然环境下的生长趋势。而人工植被区的最佳拟合模型为Korf模型, 能够很好地模拟灌木在人工干预下, 初期生长缓慢、后期生长速率逐渐提升的特点。黑沙蒿、柠条锦鸡儿、驼绒藜在天然植被区的最佳拟合模型分别为M4、M11、M8; 黑沙蒿、柠条锦鸡儿、细枝羊柴在人工植被区分别为M16、M7、M2。这些模型可用于对腾格里沙漠东南缘地区生态系统结构与功能、防风固沙效益评估、固沙灌木生物量及生长模型的研究。后续研究需更多考虑降水、风沙活动、土壤养分等环境因子及种间竞争等生物因子的影响, 建立更为精确的冠幅预测模型。

参考文献

- [1] 贺郝钰, 刘蔚, 常宗强, 等. 腾格里沙漠南缘植被恢复对土壤有机碳组成及稳定性的影响[J]. 中国沙漠, 2024, 44(6): 307-317.
He H Y, Liu W, Chang Z Q, et al. Effects of revegetation on soil organic carbon composition and stability in the southern edge of the Tengger Desert[J]. Journal of Desert Research, 2024, 44(6): 307-317.
- [2] Gearon J H, Young M H. Geomorphic controls on shrub canopy volume and spacing of creosote bush in northern Mojave Desert, USA[J]. Landscape Ecology, 2021, 36(2): 527-547.
- [3] 史元春, 赵成章, 宋清华, 等. 兰州北山侧柏株高与冠幅、胸径异速生长关系的坡向差异性[J]. 生态学杂志, 2015, 34(7): 1879-1885.
Shi Y C, Zhao C Z, Song Q H, et al. Allometric relationship between height and crown width or diameter of *Platycladus orientalis* on different slope aspects of Lanzhou northern mountains[J]. Chinese Journal of Ecology, 2015, 34(7): 1879-1885.
- [4] 詹瑾, 李玉霖, 韩丹, 等. 半干旱沙区3种优势固沙灌木生物量分配及其生态学意义[J]. 中国沙漠, 2020, 40(5): 149-157.
Zhan J, Li Y L, Han D, et al. Biomass allocation and its ecological significance of three dominant sand-fixing

- shrubs in the semi-arid desert area[J]. *Journal of Desert Research*, 2020, 40(5): 149-157.
- [5] 杨锋,郭建英,刘海龙,等. 内蒙古荒漠药用种子植物资源多样性研究[J]. *生物资源*, 2023, 45(2): 153-163.
- Yang F, Guo J Y, Liu H L, et al. Study on the diversity of desert medicinal seed plant resources in Inner Mongolia [J]. *Biotic Resources*, 2023, 45(2): 153-163.
- [6] 郑雪婷,仪律北,李强峰,等. 青藏高原典型人工林幼树生物量模型构建[J]. *应用生态学报*, 2022, 33(11): 2923-2935.
- Zheng X T, Yi L B, Li Q F, et al. Developing biomass estimation models of young trees in typical plantation on the Qinghai-Tibet Plateau, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(11): 2923-2935.
- [7] 马媛,辛智鸣,蒯方春,等. 乌兰布和沙漠不同固沙灌木群落的土壤质量评价[J]. *植物科学学报*, 2025, 43(2): 181-191.
- Ma Y, Xin Z M, Lin F C, et al. Soil quality evaluation of different sand-fixing shrub communities in Ulan Buhe Desert [J]. *Plant Science Journal*, 2025, 43(2): 181-191.
- [8] Gill S J, Biging G S, Murphy E C. Modeling conifer tree crown radius and estimating canopy cover [J]. *Forest Ecology and Management*, 2000, 126(3): 405-416.
- [9] Condés S, Sterba H. Derivation of compatible crown width equations for some important tree species of Spain [J]. *Forest Ecology and Management*, 2005, 217(2): 203-218.
- [10] 符利勇,孙华. 基于混合效应模型的杉木单木冠幅预测模型[J]. *林业科学*, 2013, 49(8): 65-74.
- Fu L Y, Sun H. Individual crown diameter prediction for *Cunninghamia lanceolata* forests based on mixed effects models [J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2013, 49(8): 65-74.
- [11] Bechtold W A. Largest-crown-width prediction models for 53 species in the western United States [J]. *Western Journal of Applied Forestry*, 2004, 19(4): 245-251.
- [12] 路丽宁,张定海,李功麟. 古尔班通古特沙漠固沙灌木的冠幅预测模型[J]. *生态科学*, 2022, 41(5): 81-89.
- Lu L N, Zhang D H, Li G L. Crown prediction models of the sand-fixing shrubs in Gurbantunggut Desert [J]. *Ecological Science*, 2022, 41(5): 81-89.
- [13] 周志翔,徐永荣,王鹏程,等. 不同密度湿地松纸浆原料试验林早期冠幅生长模型研究[J]. *华中农业大学学报*, 1998, 17(3): 289-293.
- Zhou Z X, Xu Y R, Wang P C, et al. Study on early crown diameter growth model of slash pine pulpwood experimental stands with different densities [J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 1998, 17(3): 289-293.
- [14] 董晨,吴保国,韩焱云,等. 基于修正函数的杉木人工林单木冠幅预测模型[J]. *东北林业大学学报*, 2015, 43(5): 49-53.
- Dong C, Wu B G, Han Y Y, et al. An individual crown-width model for Chinese fir plantation based on modified function [J]. *Journal of Northeast Forestry University*, 2015, 43(5): 49-53.
- [15] 韩艳刚,雷泽勇,赵国军,等. 樟子松人工固沙林冠幅:胸径模型[J]. *干旱区研究*, 2018, 35(5): 1129-1137.
- Han Y G, Lei Z Y, Zhao G J, et al. Canopy-DBH Models for Sand-fixing Plantation of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* [J]. *Arid Zone Research*, 2018, 35(5): 1129-1137.
- [16] 钟思琪,宁金魁,黄锦程,等. 基于混合效应的杉木人工林冠幅模型[J]. *森林与环境学报*, 2024, 44(2): 127-135.
- Zhong S Q, Ning J K, Huang J C, et al. Crown width model of Chinese fir plantation based on mixed effect [J]. *Journal of Forest and Environment*, 2024, 44(2): 127-135.
- [17] 王良松,李宁,王成,等. 基于机载LiDAR的树冠形态特征因子对单木生物量估算的影响[J]. *科学技术与工程*, 2024, 24(31): 13304-13311.
- Wang L S, Li N, Wang C, et al. Effect of canopy morphological characteristics on individual tree biomass estimation based on airborne LiDAR [J]. *Science Technology and Engineering*, 2024, 24(31): 13304-13311.
- [18] 刘东起,范文义,李明泽. 利用小光斑激光雷达估测林分参数和生物量[J]. *东北林业大学学报*, 2012, 40(1): 39-43.
- Liu D Q, Fan W Y, Li M Z. Estimation of forest stand parameters and biomass by small-footprint lidar [J]. *Journal of Northeast Forestry University*, 2012, 40(1): 39-43.
- [19] 刘浩然,范伟伟,徐永胜,等. 基于无人机激光雷达点云的单木生物量估测[J]. *中南林业科技大学学报*, 2021, 41(8): 92-99.
- Liu H R, Fan W W, Xu Y S, et al. Single tree biomass estimation based on UAV LiDAR point cloud [J]. *Journal of Central South University of Forestry and Technology*, 2021, 41(8): 92-99.
- [20] Lim K, Treitz P, Wulder M, et al. LiDAR remote sensing of forest structure [J]. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 2003, 27(1): 88-106.

- [21] 彭妮, 李凤日, 董利虎. 黑龙江省长白落叶松人工林单木生长模型[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2018, 42(3): 19-27.
Peng W, Li F R, Dong L H. Individual tree diameter growth model for *Larix olgensis* plantation in Heilongjiang Province, China[J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2018, 42(3): 19-27.
- [22] Russell M B, Weiskittel A R. Maximum and largest crown width equations for 15 tree species in Maine[J]. Northern Journal of Applied Forestry, 2011, 28(2): 84-91.
- [23] Buchacher R, Ledermann T. Interregional crown width models for individual trees growing in pure and mixed stands in Austria[J]. Forests, 2020, 11(1): 114.
- [24] Foli E G, Alder D, Miller H G, et al. Modelling growing space requirements for some tropical forest tree species [J]. Forest Ecology and Management, 2003, 173(1/2/3): 79-88.
- [25] 杨欣慰, 曹春香, 徐敏, 等. 基于Li-Strahler几何光学模型的区域人工林郁闭度反演[J]. 航天返回与遥感, 2024, 45(3): 137-149.
Yang X W, Cao C X, Xu M, et al. Canopy closure inversion of regional plantation based on Li-strahler geometric-optical model[J]. Spacecraft Recovery and Remote Sensing, 2024, 45(3): 137-149.
- [26] Fu L Y, Xiang W, Wang G X, et al. Additive crown width models comprising nonlinear simultaneous equations for Prince Rupprecht larch (*Larix principis-rupprechtii*) in northern China [J]. Trees, 2017, 31(6): 1959-1971.
- [27] Hudak A T, Lefsky M A, Cohen W B, et al. Integration of lidar and Landsat ETM+ data for estimating and mapping forest canopy height [J]. Remote Sensing of Environment, 2002, 82(2/3): 397-416.
- [28] Yang S X, Feng Q S, Liang T G, et al. Modeling grassland above-ground biomass based on artificial neural network and remote sensing in the Three-River Headwaters Region [J]. Remote Sensing of Environment, 2018, 204: 448-455.
- [29] 王蕾, 张宏, 哈斯, 等. 基于冠幅直径和植株高度的灌木地上生物量估测方法研究[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2004, 40(5): 700-704.
Wang L, Zhang H, Ha S, et al. A study on the estimating method of shrub upper biomass based on the crown diameter and plant height [J]. Journal of Beijing Normal University (Natural Science), 2004, 40(5): 700-704.
- [30] 何国强, 谢良生, 戴耀良, 等. 100种园林树木冠径比的初步研究[J]. 广东农业科学, 2017, 44(5): 57-64.
He G Q, Xie L S, Dai Y L, et al. A preliminary study on ratio of crown to diameter of 100 kinds of landscaping trees [J]. Guangdong Agricultural Sciences, 2017, 44(5): 57-64.
- [31] 张定海, 李新荣, 陈永乐. 腾格里沙漠人工植被区固沙灌木影响深层土壤水分的动态模拟研究[J]. 生态学报, 2016, 36(11): 3273-3279.
Zhang D H, Li X R, Chen Y L. Simulation study on the effects of sand binding shrub on the deep soil water in a recovered area on the southeast fringe of Tengger Desert, North China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(11): 3273-3279.
- [32] Richter S J, Stavn R H. Determining functional relations in multivariate oceanographic systems: model II multiple linear regression [J]. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, 2014, 31(7): 1663-1672.
- [33] Chai Y F, Yue M, Wang M, et al. Plant functional traits suggest a change in novel ecological strategies for dominant species in the stages of forest succession [J]. Oecologia, 2016, 180(3): 771-783.
- [34] Grime J P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory [J]. The American Naturalist, 1977, 111(982): 1169-1194.
- [35] Mark Westoby D S F. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species [J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 33 (2002): 125-159.
- [36] Lai Z R, Sun Y F, Yu Y, et al. Plant selection and ecological microhabitat drive the shrub-associated microbiome selection in revegetated shrub ecosystems [J]. Applied Soil Ecology, 2023, 190: 105023.
- [37] Timothy Paine C E, Marthews T R, Vogt D R, et al. How to fit nonlinear plant growth models and calculate growth rates: an update for ecologists [J]. Methods in Ecology and Evolution, 2012, 3(2): 245-256.
- [38] Cohen-Shacham E, Andrade A, Dalton J, et al. Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions [J]. Environmental Science and Policy, 2019, 98: 20-29.