

DOI: 10.20103/j.stxb.202411262906

黄晗春, 孔繁花, 尹海伟, 卢剑, 刘宏庆, 阳少奇, 李振亚. 口袋公园植被结构对声景观评价的影响. 生态学报, 2025, 45(10): 4681-4696.

Huang H C, Kong F H, Yin H W, Lu J, Liu H Q, Yang S Q, Li Z Y. The effect of vegetation structures on soundscapes in a pocket park. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(10): 4681-4696.

口袋公园植被结构对声景观评价的影响

黄晗春¹, 孔繁花^{1,*}, 尹海伟², 卢 剑¹, 刘宏庆¹, 阳少奇¹, 李振亚¹

¹ 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023

² 南京大学建筑与城市规划学院, 南京 210093

摘要:明确植被结构对声景观的影响有利于应用植被群落空间布局优化城市声景质量。然而, 缺乏植被结构对客观声环境和主观声景感知影响的系统性研究。以南京市某口袋公园为例, 利用手持激光雷达获取公园内植被点云数据, 构建植被三维结构指标; 录制公园内环境声音频计算相关声学指标并开展声舒适度评价, 通过多元线性回归构建声学指数与声舒适度之间的主客观关系; 最后, 构建随机森林回归模型, 利用相对重要性和 SHAP (SHapley Additive exPlanations) 分析探究公园植被结构对客观声学指标和主观声舒适度的影响。结果表明: (1) 该公园声舒适度范围为 0.45—6.80, 空间异质性较强; (2) 在植被结构方面, 叶面积指数 (LAI)、郁闭度 (D_c)、树干体积 (V_t) 和冠层高度 (H) 对客观声环境和主观声舒适度的改善均具有正向作用; (3) 更丰富的植被结构能够通过削弱交通噪声和引入自然声从而改善客观声环境, 进而提升主观声舒适度。研究系统厘清了口袋公园植被结构对声环境与声景观的关键影响因素, 揭示了可以通过优化植被结构提升客观声环境进而间接提升声舒适度, 研究结果可为口袋公园的植被空间格局规划提供科学依据, 同时为改善公园声景观及提升公众体验提供了理论支持。

关键词: 口袋公园; 声景观; 植被结构; 声学指数

The effect of vegetation structures on soundscapes in a pocket park

HUANG Hanchun¹, KONG Fanhua^{1,*}, YIN Haiwei², LU Jian¹, LIU Hongqing¹, YANG Shaoqi¹, LI Zhenya¹

¹ Department of Geography and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China

² Department of Architecture and Urban Planning, Nanjing University, Nanjing 210093, China

Abstract: Understanding how different types of vegetation structures influence soundscapes is crucial for effectively managing vegetation in urban environments, to enhance the overall quality of urban soundscapes. Despite this, relatively few studies have explored the impact that structural characteristics of vegetation have on acoustic environments and how these characteristics might influence sound perception. This study takes a pocket park located in Nanjing as a case study, using handheld LiDAR technology to collect detailed point cloud data of the vegetation in the park. These data are analyzed to calculate various three-dimensional vegetation structural parameters, which describe environmental parameters in the park. Additionally, sound recorders were employed to record the sounds of the pocket park, and these sound data were further processed to calculate key acoustic indices and to evaluate the acoustic comfort experienced by park visitors. A multiple linear regression model was developed to explore the relationship between the measured acoustic indices and the subjective evaluation of acoustic comfort. Furthermore, a random forest regression model was employed to investigate the influence of different vegetation structures on both the objective acoustic indices and the subjective acoustic comfort. We used relative importance analysis and SHAP (SHapley Additive exPlanations) analysis to better understand the relationships between the variables and their contributions to the overall soundscape quality. The findings from this study showed that: (1) the level

基金项目:国家重点研发计划项目(2022YFF1303102); 国家自然科学基金项目(32171571)

收稿日期:2024-11-26; **采用日期:**2025-02-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: fanhuakong@163.com

of acoustic comfort in the park exhibited significant spatial variation, ranging from 0.45 to 6.80, highlighting the heterogeneity in the sound environment across different areas of the park; (2) key vegetation structural attributes, including the leaf area index (LAI), canopy density (D_c), trunk volume (V_t), and canopy height (H), were found to have a positive influence on both the objective acoustic environment and the subjective sense of acoustic comfort, as they contributed to noise reduction and the enhancement of natural sounds; and (3) more diverse vegetation structures were shown to improve the overall acoustic environment by reducing unwanted traffic noise and promoting the presence of natural sounds, which further enhanced the subjective sense of acoustic comfort for park visitors. This study highlights the important role that dominant vegetation structures play in determining the quality of the acoustic environment and, influencing soundscape perception in urban green spaces. These findings provide valuable insights that can assist urban planners and policymakers in making more informed decisions about how to design and manage park spaces strategically, ultimately improving park soundscapes and enhancing the public's experience of urban environments through better vegetation management and planning.

Key Words: pocket park; soundscape; vegetation structure; acoustic index

城市化进程的不断推进和城市人口密度的增加导致噪声污染也愈发严重。噪声污染作为当今世界四大污染源之一,直接或间接地对居民健康造成不良影响,如引发心理障碍、睡眠障碍、认知障碍,甚至心脑血管疾病等^[1-2]。因此,亟需有效的措施来优化城市声环境进而改善居民生活质量。虽然降低噪声水平是优化声环境的最基本手段,但城市中人类活动强度高,声环境复杂,单纯的噪声水平降低并不意味着声音感知舒适度的提高^[3-4]。20 世纪 60 年代,加拿大音乐家、环境学家、教育家 Schafer 首次提出“声景观”的概念,为声景观研究奠定了理论基础^[5-6]。2014 年,ISO12913-1 明确地将声景观定义为“个体或社会所感知、体验 and 理解的声环境”^[7-8]。声景观概念的产生,为城市声环境改善提供了全新的视角,使得学者对声环境研究从噪声调控逐渐拓展到声音感知层面^[9]。

明晰影响声景感知的因素是优化声景观的前提。以往研究表明,影响声景评价的因素涉及多方面,包括声音的物理性质、声源类型和环境条件等^[10]。从声音的物理性质来看,城市中声压级(Sound Pressure Level, SPL)通常对声景观造成直接影响^[11]。王鹏等人采用声音的响度、尖锐度、粗糙度和波动程度等心理物理学指标描述声景质量,结果显示这些指标会对声景观造成影响^[12]。Lawrence 等人证明生态声学指数与心理声学感知之间具有相关性^[13]。此外,Jeon 和 Hong 的实地声景漫步实验研究表明,鸟鸣声能够为游客提供愉悦的声景体验^[14]。他们还通过在交通噪声和施工噪声录音中加入鸟鸣声和水流声发现自然声可以显著降低居民的噪声敏感性^[15]。Buxton 等人的研究总结了自然声在改善居民声景体验,减少噪声污染的影响方面的作用^[16]。这些研究证实了自然声在提高声景质量中的积极作用。不仅如此,环境条件也会通过影响其他感官间接影响人们的声景评价^[17-18]。例如,Hong 等人利用混合现实设备,在仅改变视觉因子的情况下,发现当鸟类和喷泉在视野里时能够显著提升人们对声景质量的评价^[17]。Renterghem 和 Botteldooren 发现当环境中植被量增加,绿视率提高时,被试者的噪声烦恼度显著降低^[11]。Yildirim 等则创新性地提出植被(包括树木、草本及花卉等)对环境气味的改善,有助于降低人们的噪声感知响度^[18]。尽管已有大量研究探讨影响声景观的因素,但不同环境下的影响因素存在差异,因此仍需深入研究各类情境中最能表征声景观质量的关键因素。此外,由于声景观数据主要依赖问卷调查获取,样本量有限,现有研究多侧重于因素与声景质量的相关性分析,关于二者之间的模型建立研究相对薄弱,因此声景质量的建模仍需进一步探索。

在关注城市声景观优化策略的过程中,许多学者发现城市绿色基础设施(Urban Green Infrastructure, UGI)作为城市的重要组成部分,在改善城市视听环境方面发挥着关键作用^[19]。公园绿地作为 UGI 的重要组成部分,是城市居民进行户外休闲和娱乐活动的重要场所。优美的景观及其构成的天然屏障在城市中营造了一个舒适的环境,使居民得以远离噪声污染,从而有助于提升居民的福祉与健康^[16, 20]。植被作为公园绿地的主要

组成部分,在调节声环境中的作用尤为突出^[21]。例如,Tashakor 和 Chamani 通过对比冬夏两季城市公园归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index,NDVI)与公园内外声压级之差的关系,发现植被对公园噪声衰减具有显著贡献^[22]。此外,赵伊琳等人探讨了城市公园内鸟鸣声与植被之间的关系,研究表明,公园中植被的垂直结构与鸟鸣声多样性呈正相关^[23]。Yang 等人利用生态声学指数分析了植被对鸟类活动的影响,结果显示植物丰富度较高的绿色空间更适合作为鸟类庇护所,进一步验证了植被能够缓解人类活动对鸟类的干扰^[24]。不仅如此,Li 等人结合问卷调查研究提出,公园中的植被通过提供高质量的视觉景观,提升了游客对声景观质量的主观评价^[25]。上述研究从不同角度揭示了公园植被在降噪、改善生物多样性以及提升声景观主观评价方面的重要作用。然而,以往的研究多从单一角度聚焦植被对声环境或对声景观的影响,对于植被如何通过影响的客观声环境间接影响人对声音的主观感知,尚缺乏系统性研究。此外,许多声景观研究受条件限制,对环境因子的量化通常局限于对景观类型的区分,而缺少植被结构的精确表征和准确量化^[26]。近年来,激光雷达(Light Detection and Ranging,LiDAR)技术的发展为精细尺度植被结构量化提供了可能:利用 LiDAR 扫描采集植被点云数据提取植被结构参数,为研究植被结构对声景观的影响提供了重要的数据基础^[27]。

更为普遍的城市中口袋公园指散布在高密度城市中心区的呈斑块状分布的开放空间^[28]。相较于森林公园,口袋公园虽然通常面积较小,但更贴近居民日常生活,其声学效应对于城市声景观优化具有更直接的影响。基于此,本文以南京市某代表性口袋公园为研究对象,利用手持 LiDAR 精细刻画公园植被结构,解析植被结构如何影响主观声舒适度。研究从客观声环境和主观声舒适度两方面开展,探究(1)口袋公园植被结构对客观声环境特征的影响,(2)客观声环境对人们主观声舒适度感知的影响,(3)口袋公园植被结构对主观舒适度的间接调控作用。本文从公园植被空间格局规划的视角出发,提出改善公园声景观的建议和参考,以此助力于为居民营造更加舒适的声景体验。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

本研究选取位于江苏省南京市仙鹤门地铁站旁的一片公园绿地作为研究对象。该公园在道路两侧呈对称且规则的矩形,长约 400m,宽约为 80m,面积约 3.2hm²(图 1)。公园两侧住宅区的建筑为低矮别墅,居民活动较少,且公园西北和东南两侧的道路与公园距离较远,相对而言,燕西线道路横穿研究区,因此公园主要受到燕西线交通噪声的影响^[29]。公园内广泛分布着多种城市绿化常见树种,包括樟树(*Cinnamomum camphora*)、山樱花(*Prunus serrulata*)、桂花(*Osmanthus fragrans*)、银杏(*Ginkgo biloba*)和红叶石楠(*Photinia fraseri*)等。同时,公园里还有许多亚热带季风地区常见鸟类,如树麻雀(*Passer montanus*)、白头鹎(*Pycnonotus sinensis*)、灰喜鹊(*Cyanopica cyanus*)和乌鸫(*Turdus merula*)等。丰富的动植物种类为城市公园声景观研究提供了研究基础。

1.2 数据采集

1.2.1 音频数据采集

本研究通过将公园划分为若干网格,全面监测公园内的声环境。由于公园的交通噪声主要来源于穿过公园的燕西线道路,为避免白天交通噪声对音频数据造成干扰,于 2024 年 4 月 19 日 8:00—20:00 在背景声监测点使用 AWA6292 型多功能声级计(测量精度 1 级)对燕西线交通噪声声压级进行监测,以确定交通噪声平稳的时段开展后续监测实验(图 1)。根据背景噪声监测结果显示,在 10:00 至 16:00 期间,声压级最高为 62.4dBA,最低为 60.8dBA,整体变化幅度较小(<3dBA);而在早晚交通高峰时段(8:00—10:00 和 16:00—20:00),声压级较大且波动幅度较为显著(图 1)。因此,为减小外界噪声波动对公园声景评价的影响,研究选择在 10:00 至 16:00 采集音频数据。音频数据采集于 2024 年 4 月 22 日至 26 日 10:00—16:00。在此期间,天气晴朗,气温保持在 20℃至 26℃之间,风速小于 5m/s。公园内气象环境无明显异质性,且采样期间气象环境

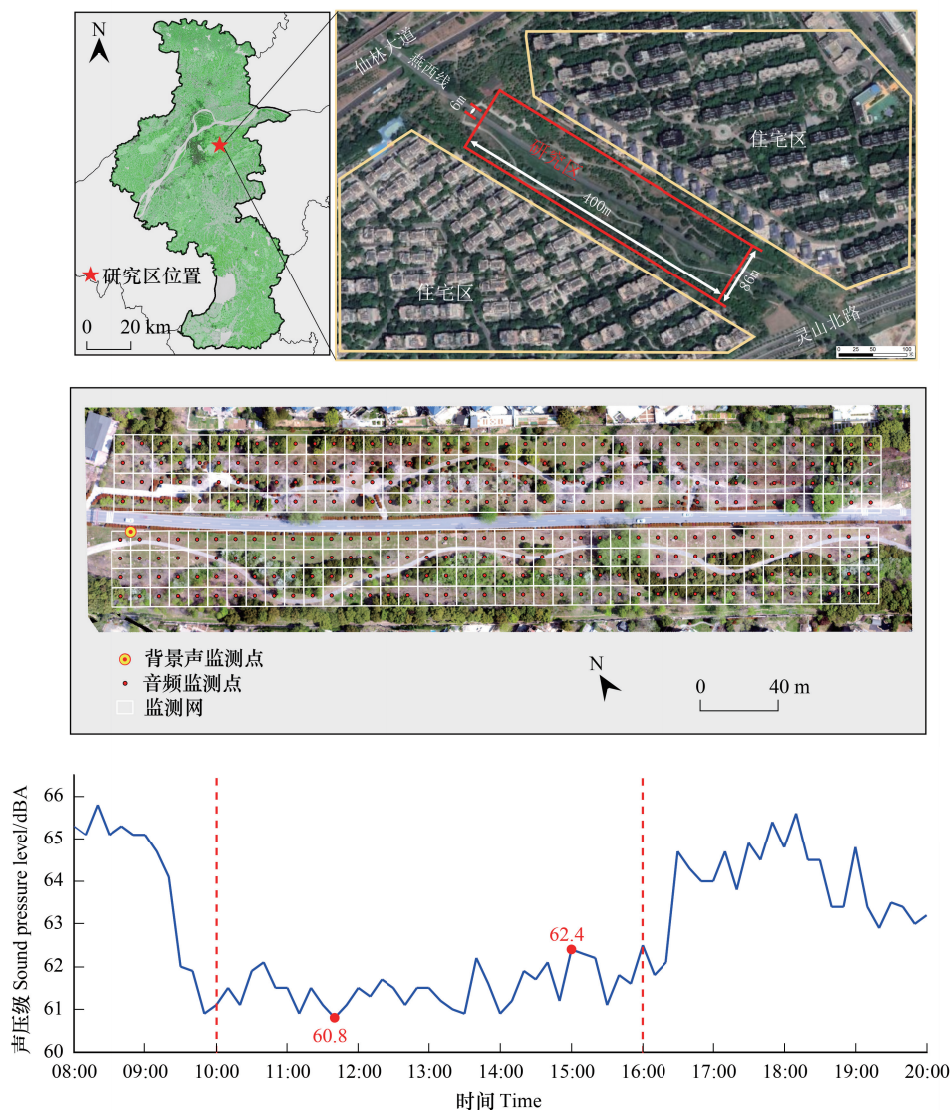


图1 研究区概况和公园背景声压级

Fig.1 Overview of the study area and background sound pressure level in the park

条件稳定,因此,本研究忽略气象条件对实验结果的影响。

根据公园形状大小以 $10\text{m} \times 10\text{m}$ 的网格规模将该公园划分为 320 个网格,于每个网格中心录制该区域音频数据(图 1)。每个监测点均采用 ZOOM H5 录音机进行录音,该录音机自身配备 XYH-5 麦克风,能够模拟双耳高度还原现场立体声。基于 ISO TS 12913—2 标准,在每个监测点,录音机固定在三脚架上置于人耳高度 (1.5m)^[30]。监测期间公园内声学环境较为稳定,每个点位音频采集时长为 3 分钟^[30]。录音参数设置为采样频率 48000Hz ,分辨率 24bit,立体声采样,音频格式保存为 WAV 格式。除去公园内由于植被过于密集而无法到达的 5 个监测点位,最终采集到 315 个监测点位的音频数据。

1.2.2 点云数据采集与预处理

本研究使用 LiGrip H120 手持激光雷达扫描仪获取公园内的点云数据。该设备扫描速度为 32 万点/s,测程 120m ,测量误差在 5cm 以下。采集过程中以缓慢且恒定的速度沿着封闭的 S 形路径进行扫描。点云数据采集于 2024 年 4 月 27 日晴朗无风的白天。

提取植被结构数据与地形数据需要对点云进行预处理,包括配准、降噪、重采样和分类。首先,利用 RTK (Real-time kinematic) 设备获取公园控制点坐标,并完成点云配准。随后利用 CloudCompare 软件完成点云去

噪和八叉树重采样,以去除孤立点且保持点均匀分布,提高点云数据质量。最后,利用 LiDAR360 软件中的深度学习和机器学习模块对点云进行分类,采用目视解译对错误分类的点云进行手动校正,最终将公园点云划分为地面点、树干点和叶片点。

1.2.3 声舒适度评价数据

为量化声景观质量,研究采用声舒适度作为声景评价标准,通过问卷调查收集不同个体对公园录音的声舒适度主观评价。该问卷的收集旨在为后续探讨声学指标与声景质量之间的定量关系提供数据支持,确保研究能够进一步分析公园环境对声景质量的潜在影响。

本文在 315 个公园录音中随机抽取 24 个进行声舒适度评价研究。已有研究表明,主观评测时长为 8—12s 足以让人们对声音形成印象,因此将 24 个音频数据随机裁剪出 10s 作为声景观评价样本^[12, 31]。主观感知测试在安静的室内环境中进行,以固定音量输出测试音频数据。被试者被要求带上耳机在电脑上依次播放并聆听所有样本,并采用 7 级李克特量表进行打分,录音样本分数越高,表明其在听觉上带给被试者的舒适程度越高,即该音频的声景质量越高。为避免被试者听觉疲劳,研究将 24 个音频样本分为两组,每组 12 个,每听完一组音频,被试者休息 2min。被试者为南京大学随机招募的 24 名听觉感知正常的大学生^[32]。剔除无效数据,共收集了 23 名被试者的有效问卷,其中包括 10 名男性,13 名女性,平均年龄 22.87 岁。利用 G * Power 软件的统计功效分析对样本量进行验证,23 名被试样本量使得显著性水平 $\alpha = 0.05$,统计检验力 $(1 - \beta) = 0.80$,满足后续分析需求^[17, 33]。

1.3 基于音频数据的声学指标提取

研究采用声压级和生态声学指数描述公园声环境特征^[13]。城市口袋公园内活动简单,植被覆盖度高,鸟鸣声起伏,主要声源包括人为声与生物声。为准确量化公园声环境特征,本文利用 Python 中的 scikit-maad 包计算声压级(Sound Pressure level, SPL)、声学复杂度指数(Acoustic Complexity Index, ACI)、声学均匀度指数(Acoustic Evenness Index, AEI)、峰数(Number of Peaks, NP)、归一化差异声景指数(Normalized Difference Soundscape Index, NDSI)作为声学指标^[34](表 1)。其中,SPL 常用于衡量声音大小;ACI 和 AEI 反映生物声特征,在生态声学研究中被广泛应用;NP 量化了音频中的声学事件数量;NDSI 则刻画了生物声与人为声的比例^[23]。以上声学指标的选择符合 ISO TS 12913—3 标准对声学数据分析的要求,能够针对性地描述公园声环境特征^[35]。

表 1 声学指标及描述

Table 1 Acoustic index and description

声学指标 Acoustic index	指标范围 Index range	描述 Description
声压级 Sound pressure level	$[0, \infty)$	描述声音大小的常用指标,测量声压与参考声压之比的常用对数乘以 20,单位为分贝(dB) ^[36] 。
声学复杂度指数 Acoustic complexity index	$[0, \infty)$	描述声强随频率变化的变化幅度,数值越高,声强变化幅度越大,可以反映生物声音特征的变化 ^[37] 。
声学均匀度指数 Acoustic evenness index	$[0, 1]$	衡量不同频段的声能在声景中的均匀性,越接近 0 表示声音越不均匀,通常表明人为噪声较强 ^[38] 。
峰数 Number of peaks	$[0, \infty)$	描述音频中频率峰值事件的数量 ^[39] 。
归一化差异声景指数 Normalized difference soundscape index	$[-1, 1]$	描述生物声(2—11kHz)和人为声(0—2kHz)的比例,该值趋近 1 时,生物声占主导,趋近-1 时,人为声占主导 ^[40] 。

1.4 基于点云数据的环境参数提取

为深入探究植被结构对声景观的影响,从多个维度对植被结构进行全面量化,本文选择了叶面积指数(LAI)、冠层高度(H)、郁闭度(D_c)、孔隙度(P)、三维绿量(TGB)、树干体积(V_t)和叶高多样性(FHD)七个植被结构参数,其中部分参数已被证明会影响植被的降噪能力^[41]。此外,公园地形可能对声音的传播造成影

响,因此研究选取地面坡度(S)和地表起伏度(R)量化公园地形特征。鉴于公园位于道路两侧,交通噪声对公园声景观的影响不可忽视,因此各监测点到公园中间道路之间的垂直距离(d_r)作为环境参数纳入分析。随着点云数据提取精细尺度植被三维结构参数的方法日趋成熟,本研究采用现有的反演方法提取公园植被结构参数。上述环境参数的提取与反演基于 Python 中的 Open3D 库、LiDAR360 软件和 ArcGIS 软件完成。环境参数具体计算方法见表 2。

本文采用体素化方法将每个 10m×10m 网格中的植被点云(包括叶片点和树干点)分割成边长 0.1m 的正方体体素^[42]。LAI 和 P 是采用 Hosoi 和 Omasa 开发的冠层分析法(Voxel-based Canopy Profiling, VCP)确定的^[42]。TGB 和 V_t 均基于韦雪花等提出的体元累加法计算得出,该方法通过累加包含目标点云的所有体素来计算目标体积^[43]。此外,研究参考纪润清等的思路计算了 FHD^[44]。

LiDAR360 软件可以将地面点生成数字高程模型(Digital Elevation Model, DEM),将全部类型点云生成数字表面模型(Digital Surface Model, DSM)。利用 DSM 与 DEM 计算高程差得到冠层高度模型(Canopy Height Model, CHM)。将所得模型导入 ArcGIS,利用表 2 中的公式计算得到 D_c 、 H 、 S 和 R 。

表 2 环境参数及描述

Table 2 Environmental parameters and description

参数 Parameters	符号 Symbol	计算公式 Calculation formula	描述 Description
叶面积指数 Leaf area index	LAI	$1.1 \times \sum \frac{n_{\text{leaf}}(i)}{N(i)}$	植物总叶面积与水平地面面积之比 ^[41] 。其中, $n_{\text{leaf}}(i)$ 为第 i 层体素中叶片体素个数, $N(i)$ 为第 i 层体素总数。
冠层高度 Canopy height	H	$\max(\text{CHM})$	网格中冠层高度模型(CHM)的最大值。
郁闭度 Canopy density	D_c	$\frac{S_{\text{canopy}}}{S_{\text{ground}}} \times 100\%$	正射影像下树冠在地面上的投影面积(S_{canopy})与水平地面面积(S_{ground})之比。
孔隙度 Porosity	P	$\frac{N_{\text{null}}}{N} \times 100\%$	网格中无点云体素总数(N_{null})与体素总数(N)的比值 ^[42] 。
树干体积 Trunk volume	V_t	$V \times N_{\text{trunk}}$	网格中树干点云体素总数(N_{trunk})乘单个体素体积(V) ^[43] 。
三维绿量 Three-dimensional green biomass	TGB	$V \times N_{\text{vegetation}}$	网格中植被点云体素总数($N_{\text{vegetation}}$)乘以单个体素体积(V),表示所有生长植物的茎叶占据的空间体积 ^[43] 。
叶高多样性 Foliage height diversity	FHD	$-\sum \frac{n_{\text{leaf}}(i)}{N_{\text{leaf}}} \ln \frac{n_{\text{leaf}}(i)}{N_{\text{leaf}}}$	描述植被群落生态位分化程度 ^[44] 。其中, $n_{\text{leaf}}(i)$ 为第 i 层体素中叶片体素个数, N_{leaf} 为叶片体素总数。
坡度 Slope	S	$\tan^{-1}(h:l)$	网格内地面垂直高度(h)与水平宽度(l)的正切值对应角度。
地表起伏度 Relief	R	$\text{DEM}_{\text{max}} - \text{DEM}_{\text{min}}$	网格内最高点海拔(DEM_{max})与最低点海拔(DEM_{min})之差。
与道路距离 Distance from road	d_r	—	监测点与公园中间道路之间的垂直距离。

绘制相关性热力图检查环境变量间的相关性以删除冗余变量(图 2)。相关性热力结果表明, S 与 R ($r=0.97$) 以及 LAI 与 TGB ($r=1$) 高度相关。为了避免变量高度共线性对后续分析造成影响, 后续分析中不再考虑 TGB 和 R 。剔除冗余变量后变量间的相关性如图 2 所示。

1.5 空间权重矩阵

基于空间自相关性分析, 监测点采集的音频不仅受到其所在网格的环境参数影响, 还可能受到邻近网格环境参数的影响。为量化这种空间依赖关系, 研究通过构建空间权重矩阵(Spatial Weighting Matrix, SWM)整合邻近网格的环境参数, 以减少声传播对实验结果的干扰, 同时反映网格间的空间联系^[45]。

空间权重矩阵是量化单元间空间相关性的关键方法。在本研究中, 声音在传播过程中会随距离的增加而衰减, 因此选择基于距离构建空间权重矩阵, 对距离越近的网格赋予越高的权重, 从而更准确地融合邻近网格的环境参数^[46]。考虑到公园内声源以鸟鸣声为主, 且声压级较低, 本研究将与某网格相邻的网格作为该网格

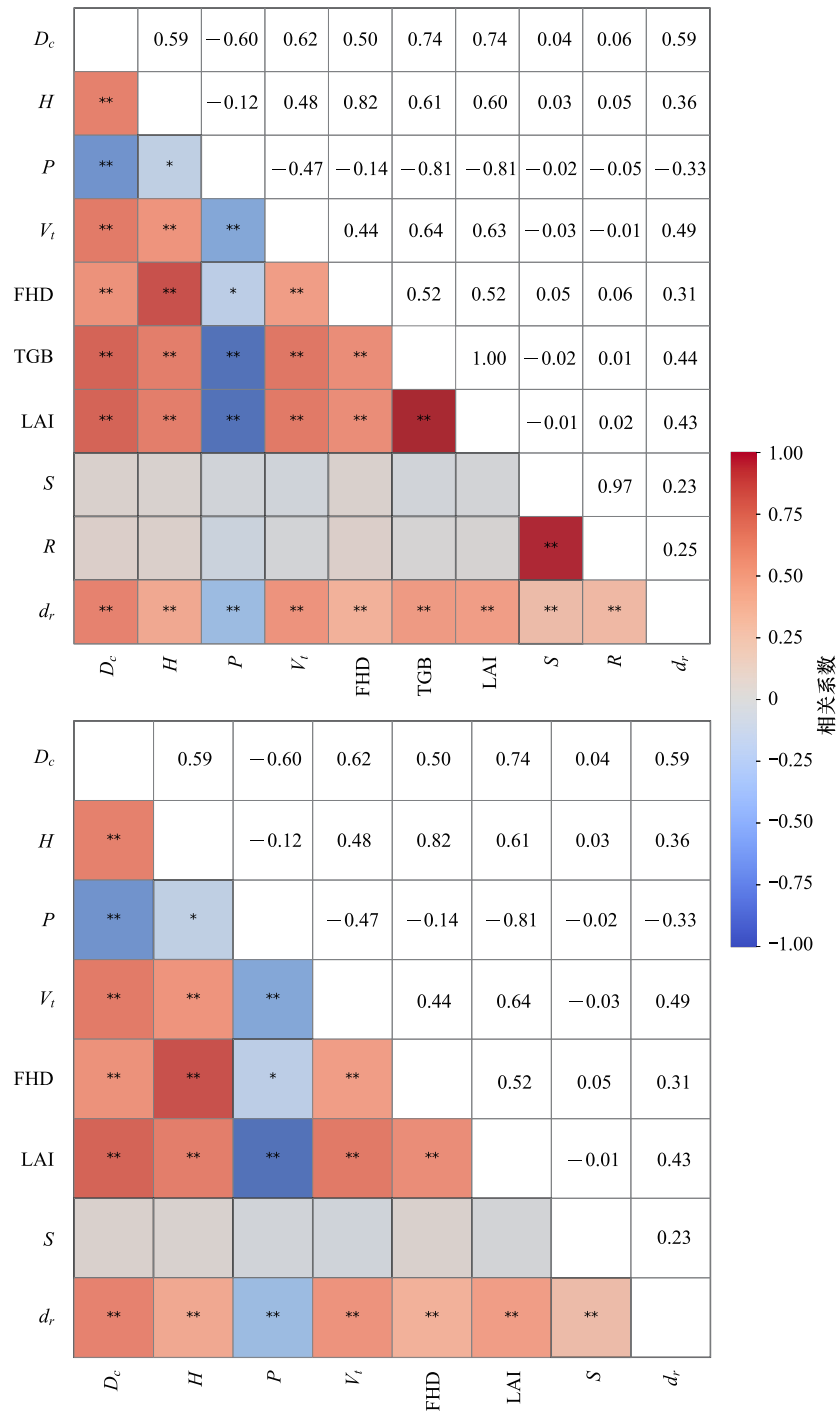


图2 环境参数相关性热力图

Fig.2 Environmental parameter correlation heat map

D_c :郁闭度; H :冠层高度; P :孔隙度; V_i :树干体积; FHD :叶高多样性; TGB :三维绿量; LAI :叶面积指数; S :坡度; R :地表起伏度; d_r :与道路距离;* :在 0.05 水平(双尾)上,相关性显著;** :在 0.01 水平(双尾)上,相关性显著

的空间加权对象。

具体计算步骤如下:首先,定义空间权重 W_{ij} ,即网格 i 与网格 j 之间的空间依赖关系。若网格 i 和 j 邻接(包括边邻接和点邻接),权重 W_{ij} 为二者中线点距离 d 的平方倒数;若不邻接,权重为 0。权重 W_{ij} 的定义公式为:

$$W_{ij} = \begin{cases} 1/d^2, & i \text{ 与 } j \text{ 邻接} \\ 0, & i \text{ 与 } j \text{ 不邻接} \end{cases} \quad (1)$$

接下来,计算网格 i 的环境参数整合值 SWM_i 。该值为网格 i 自身的环境参数 p_i 与所有相邻网格 j 的环境参数加权平均值之和。具体而言,相邻网格的加权平均值为:对每个与网格 i 邻接的网格 j ,将其环境参数 p_j 乘以权重 W_{ij} ,求得的加权和再除以相邻网格总数 n 。 SWM_i 的计算公式如下:

$$SWM_i = p_i + \frac{\sum_{j=1}^n (p_j \times W_{ij})}{n} \quad (2)$$

在上述公式中, SWM_i 表示网格 i 参数经空间权重矩阵处理后的整合值; p_i 为网格 i 自身的环境参数测量值; p_j 为网格 j 的环境参数测量值; W_{ij} 为网格 i 与网格 j 的空间权重值,表示二者的空间依赖关系; n 为与网格 i 邻接的网格数量,即参与加权计算的网格数量; d 表示网格 i 与 j 中心点之间的直线距离。

通过空间权重矩阵方法,研究整合了相邻网格的环境参数,使得每个网格的环境参数不仅反映自身特征,还考虑了周围网格的空间联系,从而为更准确地表征植被结构对声景观的影响奠定了基础^[45]。

1.6 回归模型构建与影响因素分析

1.6.1 多元线性回归模型

研究通过构建多元线性回归模型建立声学指标与声舒适度之间的定量关系,并基于模型预测所有监测点的声舒适度,为后续影响因素分析提供数据支撑。多元线性回归模型通过建立多个变量之间的线性模型描述因变量与自变量之间的数量关联,已被应用于声音的心理物理学指数与声景观关系的研究^[12, 31]。本文从 24 组声音样本中随机抽取 18 组(75%)作为训练集,将问卷收集的声舒适度评分作为因变量,声学指标为自变量构建多元线性回归模型。此外,将剩余 6 组(25%)样本作为验证集进行残差分析,以验证模型的准确性与适用性。最终,研究利用拟合得到的多元线性回归方程预测研究区 315 个监测点的声舒适度,并将其用于后续分析。

1.6.2 随机森林回归模型

本文采用随机森林回归模型(Random Forest Regression, RFR)探究公园环境对声景观的影响。随机森林回归建模是一种集成学习方法,由多个决策树组成,每个决策树作为弱学习器,在训练过程中,通过随机选取样本和自变量生成多棵决策树,每棵树根据样本特征做出预测,最终输出所有树预测结果的平均值,以提升模型的准确性和鲁棒性^[47]。由于 RFR 对多元共线性不敏感,能够克服环境参数之间依赖性,因此本研究采用该模型探究公园环境对声景观的影响^[48]。数据集被划分为训练集(80%)和测试集(20%),以植被结构和地形特征参数作为自变量,将五个声学指标和声舒适度作为因变量,分别构建六个随机森林回归模型,并通过交叉验证优化模型超参数,以减少误差并提高模型精度。

为进一步解析随机森林回归模型结果,研究采用了相对重要性(Relative Importance, RI)分析和 SHAP (SHapley Additive exPlanations)分析。相对重要性分析通过评估模型性能在打乱每个变量后的变化,量化每个环境变量对预测结果的重要性,若变量被随机打乱后,模型性能明显下降,则该变量的相对重要性较高^[49]。SHAP 分析则通过为每个变量分配贡献值,解释各变量对预测结果的影响,揭示自变量对因变量产生正向或负向作用^[50]。结合以上两种分析方法,本文能够精准评估环境参数对各声学指标和声舒适度的总体贡献以及具体影响机制。

2 结果与分析

2.1 公园整体特征

公园地形平坦,内部植被覆盖度高且呈现较强的空间异质性(表 3)。公园坡度平均为 6.86° ,最大坡度为 16.01° ,坡度 75%分位数为 8.63° ,公园地形较为平缓。公园内植被叶面积指数(LAI)的 25%分位数为 3.04,郁闭度(D_c)的 25%分位数为 42.50%,表明公园整体植被覆盖度较高。此外,公园内植被的叶面积指数(LAI)范

围为 0.01 至 17.07, 植被高度(H) 范围为 0 至 17.59m, 树干体积(V_t) 范围 0 至 4.59m³, 郁闭度(D_c) 范围为 0% 至 100%, 体现公园不同区域内的植被结构呈现较高的异质性。公园内植被的平均孔隙度(P) 为 94.27%, 表明公园林下空间相对较为开阔, 没有过多林下植被。平坦的地形和丰富的植被结构特征为研究植被结构对声景观影响提供了研究基础。

表 3 公园地形与植被结构特征

Table 3 Results of park environmental parameters

描述统计量 Summary statistics		$D_c/\%$	d_r/m	H/m	$S/^\circ$	$P/\%$	V_t/m^3	LAI	FHD
均值 Mean		66.20	24.92	8.65	6.86	94.27	1.24	5.60	1.55
标准差 Standard deviation		31.90	11.18	3.46	3.37	2.87	0.69	3.55	0.48
最小值 Minimum		0.00	10.00	0.00	2.15	86.19	0.00	0.01	0.00
最大值 Maximum		100.00	40.00	17.59	16.01	100.00	4.59	17.07	2.49
分位数 Quantile	25%	42.50	10.00	6.56	4.30	92.26	0.72	3.04	1.36
	50%	76.00	20.00	9.02	5.93	94.49	1.12	5.41	1.63
	75%	94.74	30.00	10.92	8.63	96.29	1.63	7.60	1.88

公园内各区域与道路距离和植被结构的异质性导致公园声环境亦呈现较强空间异质性(图 3)。公园内各个区域 NDSI 最大值为 -0.23, 表明公园整体以人为声占主导。距离公园道路垂直梯度上, SPL 随着距离的增大而减小; 在靠近道路的监测点位上最高可达 61.2dBA, 而在远离道路的监测点位上最低为 37.8dBA。ACI、AEI、NP 和 NDSI 则呈现出随着与道路距离增加而增加的趋势。例如, 临近道路时 ACI 整体较小, 最小值为 553.72, 而远离道路时 ACI 整体较大, 最大值为 647.77。在平行于道路方向上, 声学指标也呈现高低不均的分布, 这与平行于道路方向上公园环境的异质性有关。

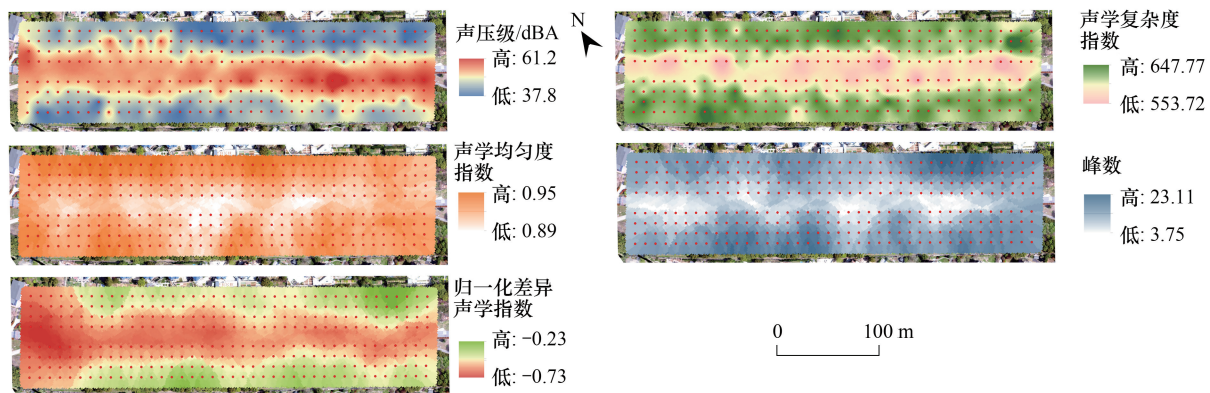


图 3 公园声学指标空间分布

Fig.3 Spatial distribution of park acoustic index

2.2 公园环境对客观声学指标的影响

与道路距离(d_r)决定公园内客观声学指标,而植被结构参数对客观声学指标具有较强的调节作用。随机森林回归模型的相对重要性(RI)结果表明, d_r 对 SPL 的影响最为显著,其 RI 值为 0.457;对于 ACI、AEI、NP 和 NDSI, d_r 的 RI 得分则分别为 0.226、0.374、0.243 和 0.357,均占据主导地位,与道路距离(d_r)是影响客观声学指标的首要因素(图 4)。

在公园声环境受到道路的显著影响的同时,郁闭度(D_c)、叶面积指数(LAI)、树干体积(V_t)和植被高度(H)能够调节公园内的声环境质量(图 4)。SPL 主要受 D_c (RI=0.159)和 LAI(RI=0.118)影响;ACI 受 V_t (RI=0.142)、 H (RI=0.128)和 D_c (RI=0.126)的影响较为显著;对于 AEI, V_t (RI=0.101)和 D_c (RI=0.095)表现出较

高的重要性;NP 和 NDSI 的结果同样显示, D_c 、LAI、 V_t 和 H 是较为主要的影响因子。相较而言,孔隙度(P)和叶高多样性(FHD)对所有客观声学指标的影响较小。

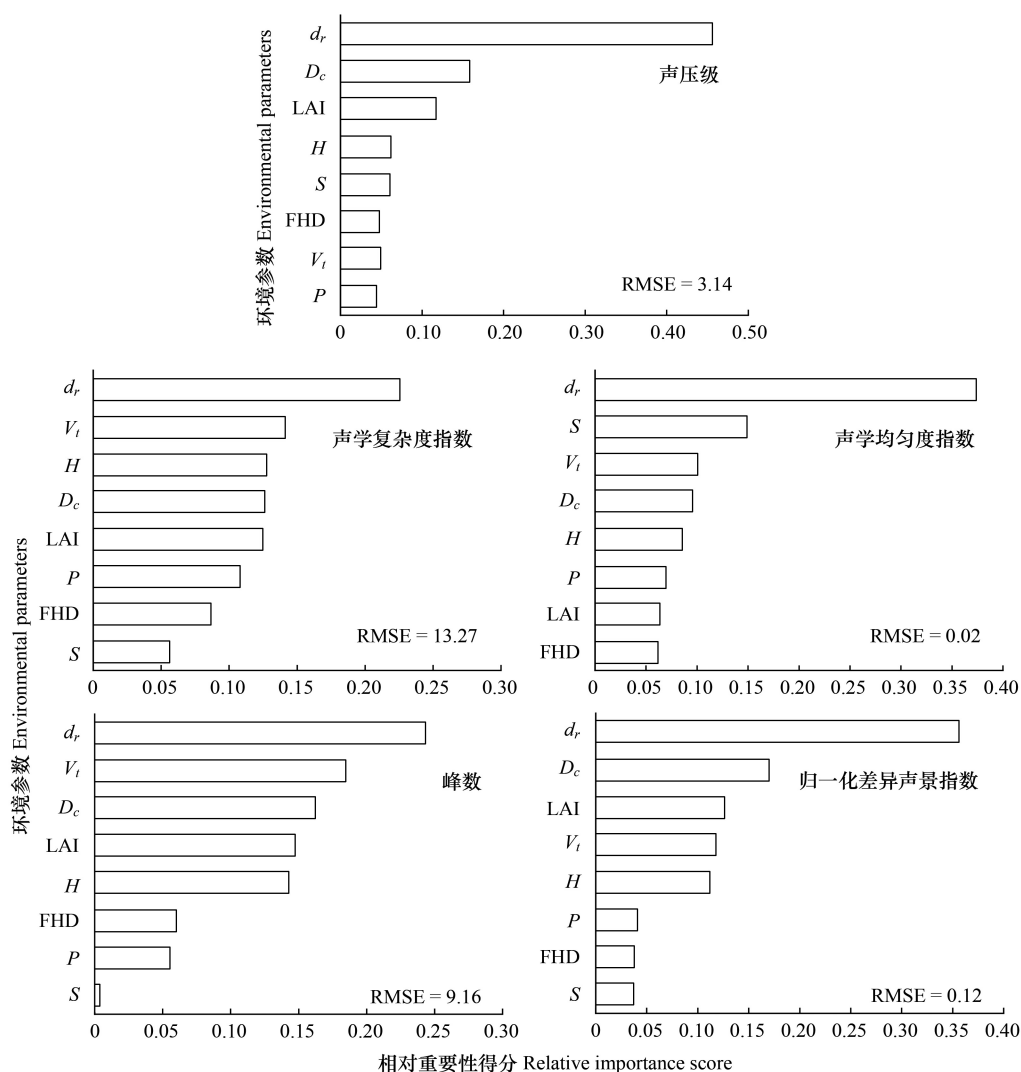


图 4 声学指标相对重要性分析结果

Fig.4 Results of relative importance analysis of acoustic indicators

利用 SHAP 方法进一步分析了环境参数对声景观的具体影响模式(图 5)。结果表明, d_r 与 SPL 呈显著负相关,即随着与道路的距离增加,声压级逐渐降低;而 d_r 与其他四个声学指标均表现出显著正相关性。在植被结构参数方面, D_c 和 LAI 与 SPL 呈负相关,但与 ACI、NP 和 NDSI 呈正相关。此外, H 和 V_t 对 ACI、NP 和 NDSI 也表现出正向影响。 FHD 对各声学指标的影响趋势总体上与其他植被参数相似,而孔隙度 P 对声环境的影响趋势则与其他植被参数相反。

2.3 声学指标对声舒适度的影响

以声舒适度为因变量,客观声学指标为自变量,构建了多元线性回归模型(表 4)。多元回归结果表明自变量方差膨胀因子(VIF)均小于 5,说明变量间不存在显著的多重共线性。显著性检验结果表明,SPL、AEI、ACI 和 NDSI 均在 0.01 水平上显著($Sig. < 0.01$),常量在 0.05 水平上显著($Sig. < 0.05$),NP 则显著性较低。对 6 组测试集声音样本的实际声舒适度评价与回归模型预测值进行了残差分析,结果表明模型误差绝对值均小于 1,6 个样本的残差均值为 0.013,趋近于 0,表明该预测模型与实际值之间具有一致性(表 5)。综上,多元

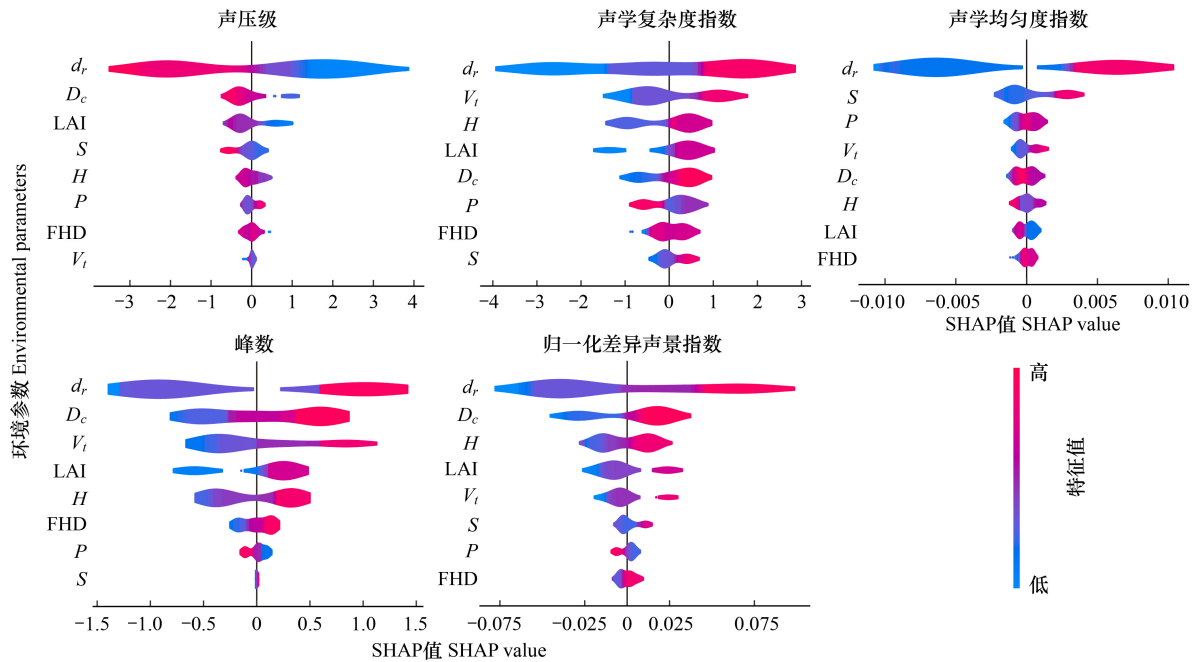


图 5 声学指标 SHAP 分析结果

Fig.5 Results of SHAP analysis of acoustic indicators

线性回归模型能够较好地表征公园的声舒适度。基于此研究构建了声舒适度的多元线性回归模型(公式 3, $R^2=0.621$ (Sig.<0.001), RSME=1.098):

表 4 多元线性回归模型结果

Table 4 Results of multiple linear regression model

模型 Model	非标准化系数 Unstandardized coefficients	标准误差 Standard error	标准系数 Standard coefficient	t 比率 t ratio	Sig.	方差膨胀因子 Variance inflation factor
常量 Constant	-13.984	6.716		-2.082	0.038	
声压级 Sound pressure level	-0.160	0.021	-0.421	-7.711	0.000	3.210
峰数 Number of Peaks	-0.008	0.010	-0.034	-0.825	0.410	1.823
声学均匀度指数 Acoustic evenness index	7.716	2.431	0.112	3.174	0.002	1.346
声学复杂度指数 Acoustic complexity index	0.033	0.011	0.197	3.076	0.002	4.440
归一化差异声景指数 Normalized difference soundscape index	2.918	0.427	0.269	6.839	0.000	1.670

表 5 残差验证

Table 5 Residual verification

样本编号 Sample ID	预测值 Predicted value	实际值 Actual value	残差 Residual	样本编号 Sample ID	预测值 Predicted value	实际值 Actual value	残差 Residual
14	3.02	2.57	-0.45	104	4.92	5.39	0.47
20	5.36	5.87	0.51	192	6.05	6.13	0.08
27	4.72	4.04	-0.68	291	5.59	5.74	0.15

$$\text{声舒适度} = -13.984 - 0.160 \times \text{SPL} - 0.008 \times \text{NP} + 7.716 \times \text{AEI} + 0.033 \times \text{ACI} + 2.918 \times \text{NDSI} \quad (3)$$

由表达式可知,ACI、AEI 和 NDSI 系数分别为 0.033、7.716、2.918,均为正数,表明三者对声舒适度有正向作用;而 SPL 和 NP 的系数分别为-0.160、-0.008,对声舒适度产生负向影响。基于该模型,研究进一步预测

了其他监测点的声舒适度,为后续探究植被结构对声景观的影响提供了数据支撑。

2.4 公园环境对主观声舒适度的影响

对各监测点的声舒适度预测结果进行克里金插值,得到公园声景观的空间分布特征(图6)。根据多元线性回归模型的预测结果,公园的声舒适度范围为0.45至6.80。垂直于公园道路的方向上,声舒适度随着与道路距离的增大而逐渐减小;在平行于道路方向上,声舒适度则呈现出高低不均的分布,与公园内植被结构的空

间异质性有关。

根据图6中声舒适度的相对重要性结果可知, d_r 对声舒适度的影响最大,相对重要性得分为0.293;植被结构参数的重要性排序则依次为 D_c (RI=0.128)> V_t (RI=0.108)>LAI(RI=0.106)> H (RI=0.099)> P (RI=0.089)>FHD(RI=0.088)。同时,根据SHAP分析结果, d_r 、 D_c 、 V_t 、LAI、 H 和FHD均对声舒适度产生正向影响,其中, d_r 的正向作用最为显著,而 P 则对声舒适度产生负向影响(图6)。由此可见,道路距离(d_r)对声舒适度最为显著,而植被结构郁闭度(D_c)、树干体积(V_t)、叶面积指数(LAI)和冠层高度(H)能够提升主观声舒适度。

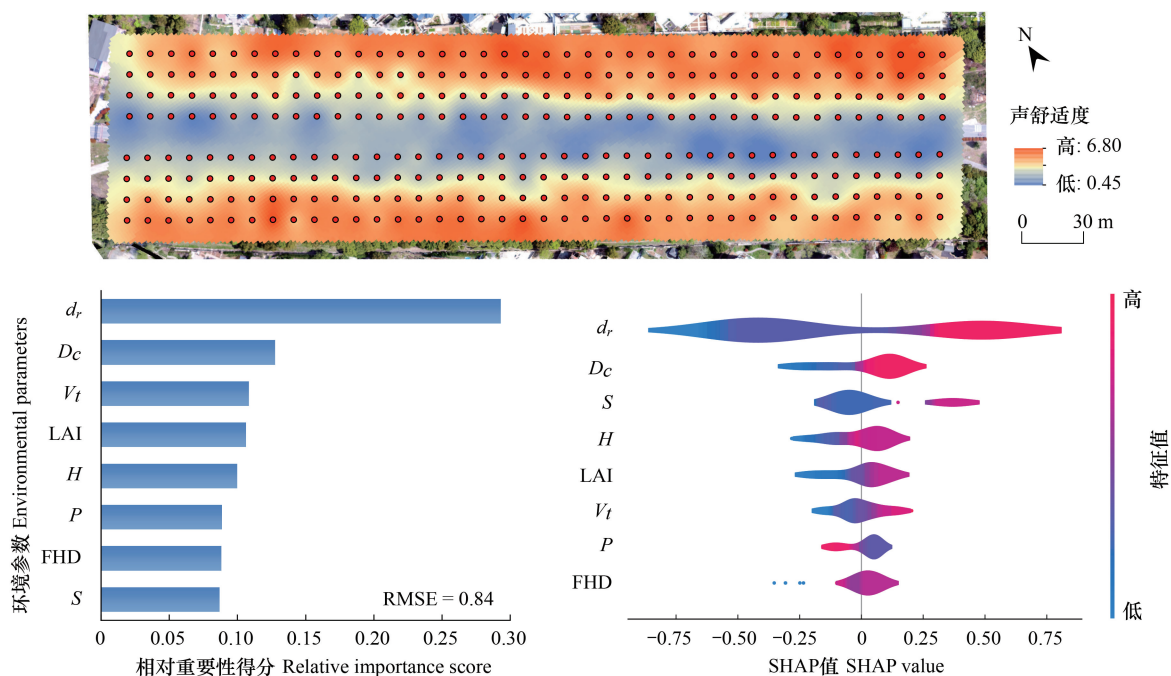


图6 声舒适度空间分布和影响因素分析结果

Fig.6 Spatial distribution and results of influencing factors analysis of acoustic comfort

3 讨论

3.1 利用声学指标表征声舒适度

多元线性回归结果表明,声压级(SPL)和生态声学指数作为声学指标能够有效表征声舒适度。具体而言,SPL和峰数(NP)对声舒适度产生负向影响,而声学复杂度指数(ACI)、声学均匀度指数(AEI)和归一化差异声景指数(NDSI)则具有显著的正向影响。SPL的负向影响主要由于公园临近道路,声压级的变化主要由交通噪声驱动,表明交通噪声的增强会导致声舒适度降低,与以往研究结论一致^[51]。在声舒适度回归模型中,NP未表现出显著影响,可能是由于NP表示声学事件数量,包含了人为声和生物声事件,其对声舒适度的影响可能随着声学环境的不同而变化,未来研究可进一步研究探讨二者之间的关系。已有多项研究证明了ACI、AEI和NDSI等生态声学指数在量化自然声的频率和响度方面的作用,且本研究中三者对声舒适度呈正

向影响,表明自然声能够有效改善声景观质量^[52]。根据压力恢复理论,自然声的存在有助于激活交感神经,促进缓解心理压力并提升愉悦感^[53]。已有研究指出生态声学指数(如 NP、ACI、AEI、NDSI)与心理声学感知之间存在一定的关联,本研究进一步证实并量化了这些声学指数对声舒适度的影响,为后续利用生态声学指数评估声舒适度提供了理论依据^[13]。

3.2 交通噪声对公园声景观的负向影响

随机森林回归模型结果显示,道路交通对声景观造成的负向影响尤为显著。在客观声环境方面,由于公园主要声源为燕西线的交通噪声,SPL 随着与道路距离 d_r 的增大而降低^[29]。同时, d_r 与生态声学指数正相关,即距离道路越远,生态声学指数越大,表明距离道路越远生物活动更为活跃^[54]。这一现象归因于道路交通对鸟类活动有负面影响:鸟类会与人类保持一定的距离以确保安全,强烈的交通噪声还会掩盖鸟鸣声^[55-56]。在主观声感知方面,随着 d_r 的增加,声舒适度随之提升。这表明与道路的距离越远,交通噪声对声景观的负面影响越小,自然声占比越高,从而使声景观质量提升^[11, 16]。

相对重要性结果中, d_r 对声学指标和声舒适度的贡献度明显高于其他环境参数。由于研究区为城市口袋公园,面积较小、宽度较窄且临近道路,因此 d_r 直接影响了客观声环境,进而显著影响声舒适度^[57]。

3.3 植被结构对公园声景观的改善作用

研究结果显示,植被结构对声景观的改善具有正向作用,且在削弱交通噪声和增加自然声方面效果明显。具体而言,植被结构参数与 SPL 负相关,而与生态声学指数和主观声舒适度正相关。其中,LAI 和 D_c 对 SPL 的负向影响较为显著,说明植被能够通过吸收、散射和反射声波来降低噪声,尤其是郁闭度较高的植被群落充当了天然的声屏障,阻碍了交通噪声的传播^[41]。

在生态声学指数方面, V_i 、 H 和 D_c 对 ACI 和 AEI 的贡献度较高。ACI 和 AEI 通常用于量化鸟鸣声强度,而树干体积和郁闭度的增加可能意味着乔木数量和体积的增加,大量乔木为鸟类提供了栖息环境和果实、昆虫等食物资源,从而提升了鸟类活跃度^[56, 58]。此外,随着冠层高度 H 的增加,植被群落的垂直结构更为复杂,这可能促进更高的鸟类物种多样性,从而提高公园生物声强度和多样性^[23, 59]。同时, V_i 、 D_c 、LAI 和 H 对 NP 和 NDSI 的正向影响,反映了植被结构通过削弱交通噪声和增加自然声实现声景观优化的综合作用。主观声舒适度评价结构表明, V_i 、 D_c 、LAI 和 H 的增加能够有效提高声舒适度评分,这些植被结构特征不仅有效降低了交通噪声的干扰,还增加了自然声的比例,整体上显著改善了声景观质量,与以往大多数研究结论一致^[21, 60]。

然而,本文的研究结论与一些先前研究有所不同。以往研究通常认为,LAI 以及乔木的高度和体积对鸟鸣声的影响更为显著^[59],这些研究很少关注 D_c 对声景观的影响。原因可能在于大多数研究对象是城市森林,区域内植被覆盖度通常较高, D_c 没有显著的空间变化,因此不是声环境的主要影响因素。而本研究以口袋公园为研究对象,因其植被郁闭度具有较高的空间异质性,使得 D_c 对声景观的影响更为显著。值得注意的是,一些研究发现,适度的人为噪声会促进鸟类更频繁地鸣叫,而植被密度的降低可以促进鸟鸣声传播,这些研究通常空间尺度较大,且区域内人为噪声强度适中、植被覆盖度较高^[61-62]。相较之下,本研究空间尺度较小,且靠近道路,交通噪声强度较高,可能对鸟鸣声产生较强的抑制和掩盖作用,因此在本文中,人为噪声强度与声舒适度负相关^[55]。此外,口袋公园作为人们放松休闲的场所,为确保人们的活动空间,植被覆盖度和密度相对较低,林下空间更为开阔,这一特性使得其为鸟类提供活动场所的积极作用远高于对鸟鸣声传播的阻碍作用,因此植被量对声景观优化起正向作用。由此可见,人为噪声强度和植被量对声景观质量的影响可能是非线性的,且可能存在某个最佳阈值,有待未来进一步探索^[62]。综上所述,本文认为在城市公园的建设中,不仅要保障人们的活动空间,还应尽可能增加植被尤其是大型乔木的覆盖度,以期优化游客的声景体验。

3.4 植被结构优化声环境提高声舒适度

本研究进一步揭示了丰富的植被结构能够通过促进客观声环境改善间接提升主观声舒适度。具体而言,植被不仅能够有效减少噪声干扰,还通过提供栖息地、食物来源等,为生物活动创造了有利条件,使得自然声更加显著,客观声环境特征的改善进而提升了人们的主观声舒适度^[16, 63]。总之,植被能够通过削弱交通噪声

和引入自然声改善口袋公园声景观。本研究厘清了植被通过影响城市公园客观声环境进而影响声景感知的过程,为通过优化植被结构改善声景观提供了理论支持。

3.5 展望

本研究在实际操作中仍然存在一定局限性。由于监测点较多且设备数量有限,无法实现所有录音采集的同步,尽管本文选择在天气条件相同的交通平峰期采样以保证声环境的相对稳定性,但未来研究建议采用多通道监测设备开展长期同步测量。此外,在数据量充足的前提下,可以适当增大网格尺度,以尽可能减少空间自相关性对研究结果的干扰,从而提高环境数据的空间独立性和分析准确性。

由于本研究中交通噪声对声景的负向影响尤为显著,建议在未来研究中重点探索如何减少交通噪声对公园的干扰,例如在公园外围设置树带等声屏障以阻挡交通噪声的传播^[41]。同时,未来的研究也应探讨植被种类多样性及其层次组合对声景观的影响,进一步了解植被在改善声环境、提高声舒适度方面的潜力^[64]。此外,为验证本研究结论的普适性,未来可拓展研究范围,涵盖更多类型的城市公园,以确保研究结论的适用性和普遍性^[65-66]。

4 结论

本研究以南京市某口袋公园为例,结合激光雷达、实地测量和问卷调查的方法,探讨了公园植被结构对客观声学指数和主观声舒适度的影响。研究结果表明:(1)该公园声舒适度范围为0.45—6.80,空间异质性较强。(2)在植被结构方面,叶面积指数(LAI)、郁闭度(D_c)、树干体积(V_t)和冠层高度(H)对改善客观声环境和主观声舒适度的优化均具有正向作用。(3)植被结构能够通过削弱交通噪声和增加自然声从而改善客观声环境,进而提升主观声舒适度。针对公园的植被种植规划,增加植被特别是大型乔木的覆盖度有助于更好地优化公园声景观。研究厘清了口袋公园植被结构对客观声环境和主观声景观的关键影响因素,揭示了其通过改善声环境间接提升声舒适度的潜力,从公园植被空间格局规划层面为改善公园声景观提供了科学依据。

参考文献(References):

- [1] Ohrström E. Longitudinal surveys on effects of changes in road traffic noise-annoyance, activity disturbances, and psycho-social well-being. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 2004, 115(2): 719-729.
- [2] Fritsch L, Brown L, Kim R, Schwela D, Kephapopoulos S. Burden of disease from environmental noise: quantification of healthy life years lost in Europe. Geneva: WHO, 2011.
- [3] Moebus S, Gruhn D, Poppen J, Sutcliffe R, Haselhoff T, Lawrence B. Akustische qualität und stadtgesundheit-mehr als nur lärm und stille. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 2020, 63(8): 997-1003.
- [4] Kang J. From dBA to soundscape indices: managing our sound environment. *Frontiers of Engineering Management*, 2017, 4(2): 184.
- [5] Schafer R M. The soundscape: our sonic environment and the tuning of the world. Vermont: Destiny Books, 1994.
- [6] Pijanowski B C, Villanueva-Rivera L J, Dumyahn S L, Farina A, Krause B L, Napoletano B M, Gage S H, Pieretti N. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. *BioScience*, 2011, 61(3): 203-216.
- [7] International Organization for Standardization. ISO 12913-1: 2014(E). Acoustics Soundscape Part 1: Definition and Conceptual Framework. Geneva: International Organization for Standardization, 2014.
- [8] 王再宏. 乡村声景观分类评价——以山东省临沂市竹泉村为例[D]. 南京: 南京大学, 2019.
- [9] Brooks B M, Paoletti D. Soundscape and architecture—what is your vision? *The Journal of the Acoustical Society of America*, 2014, 135(4_Supplement): 2147.
- [10] Zhao W, Kang J, Xu H P, Zhang Y F. Relationship between contextual perceptions and soundscape evaluations based on the structural equation modelling approach. *Sustainable Cities and Society*, 2021, 74: 103192.
- [11] Van Renterghem T, Botteldooren D. View on outdoor vegetation reduces noise annoyance for dwellers near busy roads. *Landscape and Urban Planning*, 2016, 148: 203-215.
- [12] 王鹏, 杨文娟, 李乐, 高志强, 何友均. 钱江源国家公园体制试点区日间声景观的质量评价及其空间格局特征. *生态学报*, 2023, 43(13): 5383-5394.
- [13] Lawrence B T, Hornberg J, Schröer K, Djeudeu D, Haselhoff T, Ahmed S, Moebus S, Gruhn D. Linking ecoacoustic indices to psychoacoustic perception of the urban acoustic environment. *Ecological Indicators*, 2023, 155: 111023.
- [14] Jeon J Y, Hong J Y. Classification of urban park soundscapes through perceptions of the acoustical environments. *Landscape and Urban Planning*,

- 2015, 141: 100-111.
- [15] Hong J Y, Ong Z T, Lam B, Ooi K, Gan W S, Kang J, Feng J, Tan S T. Effects of adding natural sounds to urban noises on the perceived loudness of noise and soundscape quality. *Science of the Total Environment*, 2020, 711: 134571.
- [16] Buxton R T, Pearson A L, Allou C, Fristrup K, Wittemyer G. A synthesis of health benefits of natural sounds and their distribution in National Parks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2021, 118(14): e2013097118.
- [17] Hong J Y, Lam B, Ong Z T, Ooi K, Gan W S, Kang J, Yeong S, Lee I, Tan S T. A mixed-reality approach to soundscape assessment of outdoor urban environments augmented with natural sounds. *Building and Environment*, 2021, 194: 107688.
- [18] Yildirim M, Globa A, Gocer O, Brambilla A. Multisensory nature exposure in the workplace: exploring the restorative benefits of smell experiences. *Building and Environment*, 2024, 262: 111841.
- [19] Wang Y F, Bakker F, de Groot R, Wörtche H. Effect of ecosystem services provided by urban green infrastructure on indoor environment: a literature review. *Building and Environment*, 2014, 77: 88-100.
- [20] Jabben J, Weber M, Verheijen E. A framework for rating environmental value of urban parks. *Science of the Total Environment*, 2015, 508: 395-401.
- [21] Rey-Gozalo G, Barrigón Morillas J M, Montes González D, Vilchez-Gómez R. Influence of green areas on the urban sound environment. *Current Pollution Reports*, 2023, 9(4): 746-759.
- [22] Tashakor S, Chamani A. Temporal variability of noise pollution attenuation by vegetation in urban parks. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2021, 28(18): 23143-23151.
- [23] 赵伊琳, 白梓彤, 王成, 殷鲁秦, 孙振凯, 张昶, 孙睿霖, 徐诗, 边琦, 孙宝强. 城市公园春季声景观与植被结构的关系. *生态学报*, 2021, 41(20): 8040-8051.
- [24] Yang Y F, Chen Y X, Ye Z W, Song Z Q, Xiong Y. Springtime spatio-temporal distribution of bird diversity in urban parks based on acoustic indices. *Global Ecology and Conservation*, 2024, 53: e02995.
- [25] Li W B, Liu Y. Predicting the impact of integrated audio-visual environments on perceived restorative benefits across different park types: a field study based on seven parks in Hangzhou, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2024, 101: 128517.
- [26] Chitra B, Jain M, Chundelli F A. Understanding the soundscape environment of an urban park through landscape elements. *Environmental Technology & Innovation*, 2020, 19: 100998.
- [27] Xu C, Han B L, Lu F, Wu T. Assessing the traffic noise reduction effect of roadside green space using LiDAR point cloud data in Shenzhen, China. *Forests*, 2022, 13(5): 765.
- [28] 吴琼, 李志刚, 吴闽. 城市口袋公园研究现状与发展趋势. *地球信息科学学报*, 2023, 25(12): 2439-2455.
- [29] Hothersall D C, Chandler-Wilde S N. Prediction of the attenuation of road traffic noise with distance. *Journal of Sound and Vibration*, 1987, 115(3): 459-472.
- [30] International Organization for Standardization. ISO/TS 12913-2:2018. Acoustics Soundscape Part 2: Data Collection and Reporting Requirements. Geneva, Switzerland, 2018.
- [31] 张捷, 肖新标, 姚丹, 伏蓉, 张骏. 基于心理声学参数的新型卧铺动车组包间噪声分析. *机械工程学报*, 2018, 54(4): 222-230.
- [32] Jensen F. Landscape managers' and politicians' perception of the forest and landscape preferences of the population. *Forest Snow and Landscape Research*, 1993, 1(1): 79293.
- [33] Faul F, Erdfelder E, Lang A G, Buchner A. G * Power 3: a flexible statistical power analysis program for the social, behavioral, and biomedical sciences. *Behavior Research Methods*, 2007, 39(2): 175-191.
- [34] Ulloa J S, Hauptert S, Latorre J F, Aubin T, Sueur J. Scikit-maad: an open-source and modular toolbox for quantitative soundscape analysis in Python. *Methods in Ecology and Evolution*, 2021, 12(12): 2334-2340.
- [35] International Organization for Standardization. ISO/TS 12913-3:2019. Acoustics Soundscape Part 2: Data analysis. Geneva, Switzerland, 2019.
- [36] 梁灿彬, 秦光戎, 梁竹健. 普通物理学教程-电磁学. 3 版. 北京: 高等教育出版社, 2012.
- [37] Pieretti N, Duarte M H L, Sousa-Lima R S, Rodrigues M, Young R J, Farina A. Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. *Tropical Conservation Science*, 2015, 8(1): 215-234.
- [38] Villanueva-Rivera L J, Pijanowski B C, Doucette J, Pekin B. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*, 2011, 26(9): 1233-1246.
- [39] Gasc A, Sueur J, Pavoine S, Pellens R, Grandcolas P. Biodiversity sampling using a global acoustic approach: contrasting sites with microendemics in New Caledonia. *PLoS One*, 2013, 8(5): e65311.
- [40] Kasten E P, Gage S H, Fox J, Joo W. The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: an archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 2012, 12: 50-67.
- [41] Lu J, Kong F H, Yin H W, Middel A, Kang J, Wen Z H, Liu H Q. Evaluating sound attenuation of single trees using 3D information. *Journal of Environmental Management*, 2024, 370: 122818.
- [42] Hosoi F, Omasa K. Voxel-based 3-D modeling of individual trees for estimating leaf area density using high-resolution portable scanning lidar. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2006, 44(12): 3610-3618.
- [43] 韦雪花, 王永国, 郑君, 王萌, 冯仲科. 基于三维激光扫描点云的树冠体积计算方法. *农业机械学报*, 2013, 44(7): 235-240.

- [44] 纪润清, 唐佳佳, 杨永均, 张绍良, 侯湖平, 常晓华. 基于无人机遥感的矿山重建植被功能多样性研究. 中国矿业, 2023, 32(2): 43-50.
- [45] Tsutsumi M, Ide H, Shimizu E. The influence of the structure of spatial weight matrix on regression analysis in the presence of spatial autocorrelation. *Infrastructure Planning Review*, 2000, 17: 321-325.
- [46] 苏喜军, 王明哲. 空间效应视角下黄河流域水资源尾效分析. 华北水利水电大学学报: 社会科学版, 2023, 39(3): 10-17.
- [47] Ren Y, Zhang L, Suganthan P N. Ensemble classification and regression-recent developments, applications and future directions. *IEEE Computational Intelligence Magazine*, 2016, 11(1): 41-53.
- [48] 吕红燕, 冯倩. 随机森林算法研究综述. 河北省科学院学报, 2019, 36(3): 37-41.
- [49] Cheng L, Chen X W, De Vos J, Lai X J, Witlox F. Applying a random forest method approach to model travel mode choice behavior. *Travel Behaviour and Society*, 2019, 14: 1-10.
- [50] Kim Y, Kim Y. Explainable heat-related mortality with random forest and SHapley Additive exPlanations (SHAP) models. *Sustainable Cities and Society*, 2022, 79: 103677.
- [51] Liu J, Kang J, Behm H, Luo T. Effects of landscape on soundscape perception: soundwalks in city parks. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 123: 30-40.
- [52] Sueur J, Pavoine S, Hamerlynck O, Duvail S. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PLoS One*, 2008, 3(12): e4065.
- [53] Alvarsson J J, Wiens S, Nilsson M E. Stress recovery during exposure to nature sound and environmental noise. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2010, 7(3): 1036-1046.
- [54] Benocci R, Roman H E, Bisceglie A, Angelini F, Brambilla G, Zambon G. Auto-correlations and long time memory of environment sound: The case of an Urban Park in the city of Milan (Italy). *Ecological Indicators*, 2022, 134: 108492.
- [55] Hao Z Z, Wang C, Sun Z K, van den Bosch C K, Zhao D X, Sun B Q, Xu X H, Bian Q, Bai Z T, Wei K Y, Zhao Y L, Pei N C. Soundscape mapping for spatial-temporal estimate on bird activities in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2021, 57: 126822.
- [56] 岑渝华, 王鹏, 陈庆春, 张承云, 余上, 胡珂, 刘阳, 肖荣波. 城市绿地动物声景的时空特征及其驱动因素. 生物多样性, 2023, 31(1): 43-57.
- [57] Li W C, Zhai J, Zhu M M. Characteristics and perception evaluation of the soundscapes of public spaces on both sides of the elevated road: a case study in Suzhou, China. *Sustainable Cities and Society*, 2022, 84: 103996.
- [58] Van Renterghem T. Towards explaining the positive effect of vegetation on the perception of environmental noise. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2019, 40: 133-144.
- [59] Hao Z Z, Zhang C Y, Li L, Sun B, Luo S X, Liao J Y, Wang Q F, Wu R C, Xu X H, Lepczyk C A, Pei N C. Can urban forests provide acoustic refuges for birds? Investigating the influence of vegetation structure and anthropogenic noise on bird sound diversity. *Journal of Forestry Research*, 2024, 35(2): 167-179.
- [60] 聂玮, 黄旭, 李红梅, 赵瑾瑜. 视听交互下城市绿地鸟鸣声景对感知偏好的影响. 中国城市林业, 2024, 22(2): 64-71.
- [61] Hao Z Z, Zhang C Y, Li L, Gao B T, Wu R C, Pei N C, Liu Y. Anthropogenic noise and habitat structure shaping dominant frequency of bird sounds along urban gradients. *iScience*, 2024, 27(2): 109056.
- [62] Batúry P, Kurucz K, Suarez-Rubio M, Chamberlain D E. Non-linearities in bird responses across urbanization gradients: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 2018, 24(3): 1046-1054.
- [63] 岑渝华, 王鹏, 黄飞, 钟俊宏, 叶梓轩, 林声伟, 胡珂, 翁雷霆, 胡志文, 肖荣波. 不同植被类型城市绿地声景特征及其影响因素. 生态学报, 2024, 44(15): 6540-6553.
- [64] Liu J, Liu F, Tong H R, Wang X Y, Dong J W, Wang M H. Differences in soundscape perception of plants space in urban green space and the influence of factors: the case of Fuzhou, China. *Forests*, 2024, 15(3): 417.
- [65] 肖荣波, 叶梓轩, 岑渝华, 林声伟, 胡珂, 翁雷霆, 饶欣, 黄飞, 王鹏. 声景生态学中的监测时空尺度及其选择. 生态学报, 2024, 44(20): 1-14.
- [66] Tian L L, Winterbottom D, Liu J J. Soundscape optimization strategies based on landscape elements in urban parks: a case study of greenlake park in Kunming. *Sustainability*, 2023, 15(13): 10155.