

城市水体生态与环境因子对蝙蝠活动的影响

周延泽^① 朱红靓^② 周嘉琦^① 李罗兰^① 李欣桐^①
高鑫^① 淳于训强^① 卢冠军^{①*}

① 长春师范大学 长春 130032; ② 吉林农业大学 长春 130118

摘要: 蝙蝠对生态系统的维持至关重要,但其同时也依赖良好的环境水源生存。然而,人为干扰下的水环境,尤其是城市水体生态与环境因子是否影响蝙蝠对水的利用,还缺少相关研究。本研究通过调查长春市水体生态与环境因子对蝙蝠活动的影响,为城市蝙蝠的保护提供基础数据。2023年6至8月,在长春市城区内31处水体周边样点录制蝙蝠回声定位声波,并记录17个水体的生态与环境因子。6和7月每月各开展10d实验,8月开展11d实验,每天实验从日落开始,持续3h,内容包括声学采样及水体生态与环境因子监测。每处水体选择1个样点,仅进行1d实验。利用蝙蝠回声定位脉冲序列数作为蝙蝠活动的代表,并使用广义线性模型与广义相加模型检验水体生态与环境因子对蝙蝠活动的影响。调查发现,长春市水体环境存在东亚伏翼(*Pipistrellus abramus*)、阿拉善伏翼(*Hypsugo alaschanicus*)、东方蝙蝠(*Vespertilio sinensis*)和伊氏鼠耳蝠(*Myotis ikonnikovi*)4种蝙蝠。伊氏鼠耳蝠回声定位脉冲序列数较少,因此未纳入后续分析。水体周边大气平均温度与3种蝙蝠总回声定位脉冲序列数($P < 0.001$)以及阿拉善伏翼回声定位脉冲序列数($P < 0.001$)均显著正相关;水体周边大气平均相对湿度与3种蝙蝠总回声定位脉冲序列数($P < 0.05$)以及东方蝙蝠回声定位脉冲序列数($P < 0.001$)均显著正相关;水体pH值与3种蝙蝠总回声定位脉冲序列数($P < 0.001$)以及阿拉善伏翼回声定位脉冲序列数($P < 0.05$)均显著负相关;水体氨氮含量与东方蝙蝠回声定位脉冲序列数($P < 0.05$)显著负相关;样点平均亮度与东方蝙蝠回声定位脉冲序列数($P < 0.05$)显著正相关。湖泊面积与3种蝙蝠总回声定位脉冲序列数($P < 0.01$)以及阿拉善伏翼($P < 0.05$)和东方蝙蝠回声定位脉冲序列数($P < 0.01$)均显著负相关;湖泊形状与东方蝙蝠回声定位脉冲序列数($P < 0.001$)显著负相关。3种蝙蝠总回声定位脉冲序列数($P < 0.05$)以及阿拉善伏翼($P < 0.01$)和东亚伏翼回声定位脉冲序列数($P < 0.05$)在休闲区湖泊与住宅区之间存在显著差异,教育区湖泊的东亚伏翼回声定位脉冲序列数($P < 0.05$)与住宅区也存在显著差异。住宅区湖泊的3种蝙蝠总回声定位脉冲序列数平均值是休闲区的2.6倍;住宅区湖泊的阿拉善伏翼回声定位脉冲序列数平均值是休闲区的3.1倍;住宅区湖泊的东亚伏翼回声定位脉冲序列数平均值是休闲区的3.2倍,是教育区的4.6倍。研究结果表明,城市水体生态与环境因子能够对蝙蝠活动产生影响,建议着重关注城市水体环境,以更好地保护城市蝙蝠多样性。

关键词: 长春市; 水体环境; 蝙蝠活动; 生态与环境因子

中图分类号: Q958 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263 (2025) 03-371-12

基金项目 长春师范大学自然科学基金项目 (No. CSJJ2023006ZK);

* 通讯作者, E-mail: luguanjun@ccsfu.edu.cn;

第一作者介绍 周延泽,男,硕士研究生;研究方向:动物行为与保护;E-mail: aoboal@163.com。

收稿日期: 2024-08-19, 修回日期: 2025-02-25 DOI: 10.13859/j.cjz.202524189 CSTR: 32109.14.cjz.24189

Impact of Urban Water Body Ecology and Environmental Factors on Bat Activity

ZHOU Yan-Ze^① ZHU Hong-Liang^② ZHOU Jia-Qi^① LI Luo-Lan^① LI Xin-Tong^①
GAO Xin^① CHUNYU Xun-Qiang^① LU Guan-Jun^{①*}

① Changchun Normal University, Changchun 130032; ② Jilin Agricultural University, Changchun 130118, China

Abstract: [Objectives] Bats are crucial for the maintenance of ecosystems, but they also rely on good environmental water sources for their survival. However, there is a lack of research on whether anthropogenically disturbed water environments, particularly urban aquatic ecology and environmental factors, influence bat water utilization. This study aims to provide basic data for the conservation of urban bats by investigating the correlation between aquatic ecology and environmental factors and bat activity in Changchun, China. **[Methods]** From June to August 2023, bat echolocation calls were recorded at 25 lakes and 6 rivers in the urban area of Changchun (Fig. 1). The study simultaneously recorded 17 ecological and environmental factors of aquatic ecosystems, including those common to both lakes and rivers, such as total number of insects around the water, number of Lepidoptera, Coleoptera, and Diptera in the vicinity, average atmospheric temperature, humidity, and wind speed around the water, chemical oxygen demand, ammonia nitrogen content, pH, dissolved oxygen content, average noise level around the water, and average luminance of the sampling sites. Additionally, lake-specific factors were recorded, including lake area, shape, vegetation coverage around the lake, and the functional zone of the lake. Experiments were conducted for 10 d each in June and July, and for 11 d in August, with each experiment starting at sunset and lasting 3 h. The experiments included acoustic sampling and monitoring of aquatic ecological and environmental factors. One sampling site was selected for each water body, and only one experiment was conducted at each site. In Avisoft-SASlab Lite software, the dominant frequency of bat echolocation calls was used to distinguish bat species. The number of echolocation pulse sequences of bats was used as a proxy for bat activity, and generalized linear models (GLM) and generalized additive models (GAM) were employed to examine the effects of aquatic ecological and environmental factors on bat activity. **[Results]** In Changchun, four bat species were found in the aquatic environment: *Pipistrellus abramus*, *Hypsugo alaschanicus*, *Vespertilio sinensis*, and *Myotis ikonnikovi*. *M. ikonnikovi* was excluded from subsequent analysis due to the relatively low number of echolocation pulse sequences. The average atmospheric temperature around the water was significantly positively correlated with the total number of echolocation pulse sequences for the three bat species ($P < 0.001$) and *H. alaschanicus* ($P < 0.001$). The average atmospheric humidity around the water was significantly positively correlated with the total number of echolocation pulse sequences of the three bat species ($P < 0.05$) and *V. sinensis* ($P < 0.001$). The pH value of the water was significantly negatively correlated with the total number of echolocation pulse sequences of the three bat species ($P < 0.001$) and *H. alaschanicus* ($P < 0.05$). The ammonia nitrogen content in the water was significantly negatively correlated with the echolocation pulse sequences of *V. sinensis* ($P < 0.05$). The average luminance of the sampling sites was significantly positively correlated with the echolocation pulse sequences of *V. sinensis* ($P < 0.05$, Fig. 2). Lake area was significantly

negatively correlated with the total number of echolocation pulse sequences of the three bat species ($P < 0.01$), *H. alaschanicus* ($P < 0.05$), and *V. sinensis* ($P < 0.01$). The shape of the Lake was significantly negatively correlated with the echolocation pulse sequences of *V. sinensis* ($P < 0.001$, Fig. 3). In lakes in leisure areas, there were significant differences in the total number of echolocation pulse sequences of the three bat species ($P < 0.05$), *H. alaschanicus* ($P < 0.01$), and *P. abramus* ($P < 0.05$) compared to residential areas. There was also a significant difference in the echolocation pulse sequences of *P. abramus* ($P < 0.05$) in lakes in educational areas compared to residential areas (Table 1). The average total number of echolocation pulse sequences of the three bat species in lakes in residential areas was 2.6 times that in lakes in leisure areas. The average number of echolocation pulse sequences of *H. alaschanicus* in lakes in residential area was 3.1 times that in lakes in leisure areas. The average number of echolocation pulse sequences of *P. abramus* in residential area lakes was 3.2 times that in leisure areas lakes and 4.6 times that in educational area lakes (Table 2).

[Conclusion] The study results indicate that urban aquatic ecology and environmental factors can influence bat activity. It is recommended to focus on urban water environments to better protect bat diversity in cities.

Key words: Changchun; Water environments; Bat activity; Ecology and environmental factors

蝙蝠作为种子传播者、传粉者、昆虫控制者和营养回收者, 发挥着至关重要的生态系统服务作用, 是生态系统健康的重要指标 (Lehrer et al. 2021, Ramírez-Francel et al. 2022)。城市化是土地利用变化的一个重要过程, 诸多研究发现, 城市化可能对动物物种和群落产生不利影响 (Scolozzi et al. 2012), 而蝙蝠在种群规模和行为方面也对城市化表现出消极效应 (Russo et al. 2015)。城市区域的持续大规模扩大导致蝙蝠的原始栖息地被取代, 严格穴居或树栖蝙蝠无法适应 (Baker et al. 2007)。城市道路不仅阻碍蝙蝠的通勤, 还能够增加蝙蝠意外死亡的风险 (Bennett et al. 2013)。蝙蝠对城市化非常敏感, 随着城市化的扩大, 蝙蝠群落丰富度随之减少 (Russo et al. 2015)。联合国人居署发布的《2022 年世界城市报告: 展望城市未来》(World Cities Report 2022: Envisaging the Future of Cities) 指出, 预计到 2050 年, 全球城镇人口的占比将从 2021 年的 56% 上升至 68% (UN-HABITAT 2022)。鉴于如此快速的城市化和与之相关的栖息地破坏, 迫切需要研究城市生态系统对蝙蝠活动的影响, 并依此制定保护计划。

蝙蝠通常依赖环境水源生存。蝙蝠前肢的

翼膜扩展了其体表面积, 这一生理特征导致其通过蒸发丢失的水分较同等体重的无翅哺乳动物显著增加, 经常处于脱水状态, 及时补水成为蝙蝠成功生存的必要行为。因此, 缩短在食物和饮用水源之间的通勤距离以及在水面上觅食对蝙蝠非常有益 (Li et al. 2017)。淡水生态系统可作为蝙蝠的食物来源地, 许多蝙蝠物种主要捕食的节肢动物在水体大量繁殖和聚集, 为其提供了重要的营养资源 (Braverman 1994)。因此, 池塘、湖泊和河流均是重要的蝙蝠觅食地、通勤/迁徙地和饮用水源地 (Ancillotto et al. 2019, 卢冠军等 2023), 可利用的开放水域对于蝙蝠的生存至关重要 (Seibold et al. 2013)。

水体能否成为蝙蝠的饮水地或捕食地受到诸多因素影响。水面可用性、水体大小甚至深度都可能是影响蝙蝠能否成功饮用的重要因素 (Korine et al. 2015)。水体周围植被的存在也可能是一个有利因素, 可以增加昆虫的数量并保护蝙蝠免受风和捕食者的侵害 (Thomas et al. 2013)。而水体周围人为照明或人为噪音干扰则可能破坏蝙蝠的自然行为, 导致其适应性下降 (Shirley et al. 2001)。水质也以多种方式影响蝙蝠。水体中可能含有毒素, 饮用或食用水生

昆虫能够导致蝙蝠体内毒素积累 (Clarke-Wood et al. 2016); 水体富营养化可导致水面面积缩小, 减少可饮用水 (Lapointe et al. 2015); 水质能够影响水生昆虫的丰度, 从而改变蝙蝠食物来源的组成 (Abbott et al. 2009)。然而, 目前国内缺少针对城市栖息蝙蝠对水环境利用的研究, 人为干扰下的水环境是否能继续维持蝙蝠的生存尚不清楚, 水体生态与环境因子如何影响蝙蝠对水的利用也缺少证据。长春市具有丰富的水体资源, 如广泛分布的小型湖泊和河流, 为研究的开展提供了充足的样地。蝙蝠在日常行为活动中, 不仅依赖回声定位声波探测空间和定位目标, 还利用它们来实现通讯和社交互动, 回声定位声波的频繁程度直接反映了蝙蝠的活动状态, 而回声定位脉冲序列数是衡量蝙蝠回声定位声波频繁程度的一个重要指标, 脉冲序列数量越多, 蝙蝠越活跃, 因此本文选择回声定位脉冲序列数作为蝙蝠活动的指标 (Scanlon et al. 2008, 陈毅 2014), 旨在明确: 1) 长春市水体环境存在的蝙蝠种类; 2) 水体生态与环境因子对蝙蝠活动的影响, 为城市蝙蝠保护提供基础数据。

1 研究方法

1.1 研究区域

长春市位于北半球中纬度地带, 欧亚大陆东岸的中国东北平原腹地, 是吉林省的经济、政治、文化中心, 也是中国东北地区的主要城市之一。长春市属于温带大陆性季风气候, 四季分明, 冬季寒冷漫长, 夏季温暖短暂, 有利于蚊虫等昆虫的繁殖和生长, 为蝙蝠提供了丰富的食物资源 (张树义等 1997)。城市中的一些古老建筑物和桥梁等结构, 也为蝙蝠提供了理想的栖息环境 (Bergeson et al. 2020)。2023 年 6 至 8 月, 在长春市城区内 31 处水体样地进行采样, 其中, 包括 25 处湖泊和 6 处河流 (图 1), 每处水体仅采样 1 d。6 和 7 月每月各开展 10 d 实验, 8 月开展 11 d 实验, 每天的实验内容包括蝙蝠声学采样及水体生态与环境因

子监测。

1.2 蝙蝠声学采样

每天实验从日落开始, 通过 GPS (型号: eTrex 10, 佳明国际航电瑞士有限公司) 查询当地日落时间。每天录制 1 处水体样地, 在每处样地随机选择 1 处距离水体边缘 1 m、周围环境开阔、复杂度相对统一的样点, 在日落前使用三脚架将超声波探测仪 (型号: Echo Meter Touch 2 Pro, Wildlife acoustics) 固定在样点离地面 1.5 m 高处, 日落时开启, 每晚持续录制 3 h。利用软件 Avisoft-SASlab Lite 测定回声定位声波主频, 根据声波主频区分蝙蝠种类。朱红靓 (2024) 的研究揭示了本实验录制到的 4 种蝙蝠回声定位声波主频存在显著差异, 阿拉善伏翼 (*Hypsugo alaschanicus*) 的声波主频为 (35.6 ± 0.62) kHz, 东亚伏翼 (*Pipistrellus abramus*) 的声波主频为 (44.8 ± 1.6) kHz, 东方蝙蝠 (*Vespertilio sinensis*) 的声波主频为 (24.7 ± 0.78) kHz, 伊氏鼠耳蝠 (*Myotis ikonnikovi*) 的声波主频为 (54.4 ± 1.49) kHz。统计样地每个物种和总蝙蝠的回声定位脉冲序列数。每个回声定位脉冲序列包含 1 个或多个回声定位脉冲, 且连续脉冲之间的间隔小于 1 s, 视为一条完整的脉冲序列。

1.3 水体生态与环境因子监测

每晚蝙蝠声学采样的同时进行水体生态与环境因子监测。日落前将温湿度计 (型号: RC-4HC, 江苏省精创电气股份有限公司) 固定在三角架上离地面 1 m 高处, 日落时开启, 设置为每 10 min 自动记录 1 次温度 ($^{\circ}\text{C}$) 与相对湿度 (%), 计算水体周边大气平均温度与湿度。将风速仪 (型号: ZTW1801B, 正泰集团股份有限公司) 和数字噪音计 (型号: SM550, 东莞三量量具有限公司) 放置在样点开阔处, 日落时开启, 每 10 min 收集 1 次水体周边大气最大风速 (m/s) 和水体周边最大噪音 (dB), 并分别计算平均值。为排除自然光干扰, 从日落后 1 h 开始每 10 min 利用光度计 (型号: DT-1309, 深圳市华盛昌科技实业有限公司)

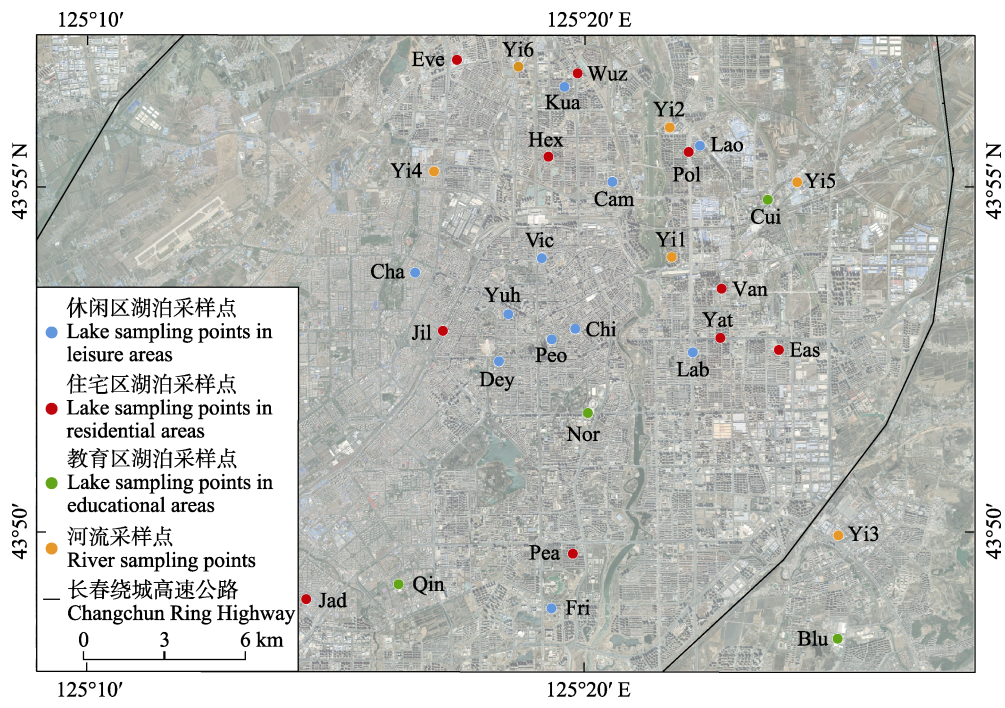


图 1 采样地点分布图

Fig. 1 Distribution map of sampling sites

11 个休闲区湖泊采样点：Cam. 君子兰公园；Cha. 长春公园；Chi. 儿童公园；Dey. 长春德苑；Fri. 友谊公园；Kua. 宽城区政府中心公园；Lab. 劳动公园；Lao. 劳谦公园；Peo. 牡丹园；Vic. 胜利公园；Yuh. 裕华园。10 个住宅区湖泊采样点：Eas. 东方之珠；Eve. 恒大城；Hex. 和馨园；Jad. 翡翠花溪；Jil. 吉林大学泰来小区；Pea. 长春明珠；Pol. 保利百合香港湾 A 区；Van. 万科蓝山 E 区；Wuz. 吴中印象二期；Yat. 亚泰桃花苑。4 个教育区湖泊采样点：Blu. 吉林农业大学蓝湖；Cui. 长春师范大学翠柳湖；Nor. 东北师范大学自由大路校区；Qin. 吉林大学前卫南校区清湖。6 个河流采样点：Yi1 ~ Yi6. 伊通河 1 ~ 伊通河 6。

Eleven lake sampling points in leisure areas: Cam. Camellia Park; Cha. Changchun Park; Chi. Children's Park; Dey. Changchun Deyuan; Fri. Friendship Park; Kua. Kuancheng District Government Central Park; Lab. Labor Park; Lao. Laoqian Park; Peo. Peony Garden; Vic. Victory Park; Yuh. Yuhua Garden. Ten lake sampling points in residential areas: Eas. Pearl of the East; Eve. Evergrande City; Hex. Hexin Garden; Jad. Jade Flower Creek; Jil. Jilin University Tailai Community; Pea. Changchun Pearl; Pol. Poly Lilia Fragrance Bay A District; Van. Vanke Blue Mountain E District; Wuz. Wuzhong Impression Phase II; Yat. Yatai Peach Blossom Garden. Four lake sampling points in education areas: Blu. Jilin Agricultural University Blue Lake; Cui. Changchun Normal University Cui Liu Lake; Nor. Northeast Normal University Freeway South Campus; Qin. Jilin University Qianwei South Campus Qing Lake. Six river sampling points: Yi1 - Yi6. Yitong River 1 - Yitong River 6.

在样点处记录亮度 (lx)，并计算平均值。日落 3 h 后利用 500 ml 容量不锈钢采水器 (宿州市荣通仪器设备有限公司) 采集水体表层水样，将水样装入 500 ml 聚乙烯广口瓶后立即带回实验室，采用多参数水质测定仪 [型号：TE-800plus，天尔分析仪器 (天津) 有限公司] 测定水样化学需氧量 (chemical oxygen demand, cod)、氨氮含量、pH 值和溶解氧 (dissolved oxygen, do) 含量。

实地获取湖泊所处功能区，依据功能特性和定位将采样湖泊所属功能区划分为住宅区 (小区)、休闲区 (公园) 和教育区 (学校)。在 ArcGIS 10.8 中利用精度 0.34 m 的在线天地地图划出湖泊轮廓及距离湖泊轮廓 100 m 的缓冲区，并划出缓冲区内所有植被的轮廓 (包含水上植被)，直接获取所划湖泊的面积和周长，利用周长与面积之比量化湖泊形状，直接获取所划缓冲区内植被面积总和 (包含水上植被) 和

缓冲区面积, 计算湖泊周边植被覆盖率(植被面积总和除以缓冲区面积)。

使用黑光灯(型号: 巨夏充电诱虫灯, 深圳八束光照明有限公司)作为诱虫光源, 捕虫网杆长 1.3 m, 网圈直径为 40 cm。黑光灯放于三脚架离地面 1 m 高处, 每次采集提前 5 min 开启黑光灯诱虫, 手持捕虫网在灯源附近进行上下左右随机扫网, 持续 5 min。日落时开始第 1 次采集, 此后每 0.5 h 采集 1 次, 共采集 7 次。采集到的昆虫根据《昆虫分类》(郑乐怡等 1999)鉴定到目水平, 并记录各目昆虫数量及昆虫总数。

1.4 数据分析

将 3 种蝙蝠总回声定位脉冲序列数及各物种回声定位脉冲序列数作为响应变量, 将各水体生态与环境因子作为解释变量。各数值型解释变量的方差膨胀系数均小于 5, 不存在多重共线性。使用 Shapiro-Wilk 检验各响应变量的正态性分布, 结果均不符合正态分布, 因此采用广义线性模型 (generalize linear model, GLM)。使用方差/均值计算了各响应变量的过离散因子, 均超过 100, 在构建广义线性模型时, 由于数据过度分散, 对数据进行负二项式分布建模。

为探究昆虫分布与蝙蝠活动的关系, 将各目昆虫数量与各响应变量单独拟合广义线性模型。湖泊与河流共有的解释变量(水体周边昆虫总数、水体周边大气平均温度、水体周边大气平均湿度、水体周边大气平均风速、水体化学需氧量、水体氨氮含量、水体 pH 值、水体溶解氧含量、水体周边平均噪音和样点平均亮度, 以下简称共有因子)、湖泊独有的数值型解释变量(湖泊面积、湖泊形状和湖泊周边植被覆盖率, 以下简称独有因子)分别与各响应变量拟合广义线性模型。湖泊所属功能区作为分类变量分别选择住宅区与休闲区作为参考水平与各响应变量拟合 2 个广义线性模型。

东亚伏翼回声定位脉冲序列数与共有因子拟合广义线性模型时算法无法聚合, 因此单独

对其拟合广义相加模型 (generalized additive model, GAM), 探究共有因子与东亚伏翼回声定位脉冲序列数的非线性关系。上述分析完毕后对结果中所有 P 值进行了 Benjamini-Hochberg 多重校正。使用 ggPlot2 程序包和 plot() 函数绘图。所有统计分析与绘图均使用 R 4.4.0 完成。

2 结果

2.1 昆虫丰度与蝙蝠活动

在 31 个研究地点共捕捉到 4 832 份昆虫样本, 隶属 5 个目, 其中最丰富的昆虫目是双翅目 (Diptera, 2 921 只, 占昆虫总数的 60.45%), 其次是鞘翅目 (Coleoptera, 1 157 只, 占 23.94%)、鳞翅目 (Lepidoptera, 739 只, 占 15.29%)、膜翅目 (Hymenoptera, 9 只, 占 0.19%) 以及直翅目 (Orthoptera, 6 只, 占 0.12%)。膜翅目与直翅目昆虫数量较少, 因此未纳入后续分析 (昆虫总数中仍保留)。

根据回声定位声波主频对蝙蝠物种进行鉴定, 共录制到 4 种蝙蝠, 分别是阿拉善伏翼、东亚伏翼、东方蝙蝠和伊氏鼠耳蝠。共录制到 10 374 条回声定位脉冲序列: 数量最多的是东亚伏翼 (5 081 条, 占 4 种蝙蝠总回声定位脉冲序列数的 49%), 其次是阿拉善伏翼 (3 513 条, 占 34%)、东方蝙蝠 (1 764 条, 占 17%), 伊氏鼠耳蝠回声定位脉冲序列数最少 (16 条, 占 0.15%)。伊氏鼠耳蝠回声定位脉冲序列数较少, 因此未纳入后续分析。水体周边双翅目、鞘翅目和鳞翅目昆虫数量与 3 种蝙蝠回声定位总脉冲序列数以及阿拉善伏翼、东亚伏翼、东方蝙蝠回声定位脉冲序列数相关性均不显著 ($P > 0.05$)。

2.2 共有因子对蝙蝠活动的影响

广义线性模型结果表明 (图 2), 水体周边大气平均温度 [$z = 4.40$, $P < 0.001$, 赤池信息准则 (Akaike information criterion, AIC) 值为 427.42] 和平均湿度 ($z = 2.69$, $P < 0.05$, AIC 值为 427.42) 与 3 种蝙蝠总回声定位脉冲序列

数显著正相关，水体 pH 值 ($z = -3.78$, $P < 0.001$, AIC 值为 427.42) 与 3 种蝙蝠总回声定位脉冲序列数显著负相关，水体周边昆虫总数、水体周边大气平均风速、水体化学需氧量、水体氨氮含量、水体溶解氧含量、水体周边平均噪音以及样点平均亮度与 3 种蝙蝠总回声定位脉冲序列数相关性均不显著 ($P > 0.05$)。

水体周边大气平均温度 ($z = 3.98$, $P < 0.001$, AIC 值为 360.43) 与阿拉善伏翼回声定位脉冲序列数显著正相关，水体 pH 值 ($z = -2.81$, $P < 0.05$, AIC 值为 360.43) 与阿拉善伏翼回声定位脉冲序列数显著负相关，水体周边昆虫总数、水体周边大气平均湿度、水体周边大气平均风速、水体化学需氧量、水体氨氮含量、水体溶解氧含量、水体周边平均噪音以及样点平均亮度与阿拉善伏翼回声定位脉冲序列数相关性均不显著 ($P > 0.05$)。

水体周边大气平均湿度 ($z = 4.38$, $P < 0.001$, AIC 值为 293.38) 和样点平均亮度 ($z = 2.76$, $P < 0.05$, AIC 值为 293.38) 与东方蝙蝠回声定位脉冲序列数显著正相关，水体氨氮含量 ($z = -2.56$, $P < 0.05$, AIC 值为 293.38) 与东方蝙蝠回声定位脉冲序列数显著负相关，水体周边昆虫总数、水体周边大气平均温度、水体周边大气平均风速、水体化学需氧量、水体 pH 值、水体溶解氧含量以及水体周边平均噪音与东方蝙蝠回声定位脉冲序列数相关性均不显著 ($P > 0.05$)。

广义相加模型结果表明，10 个共有因子 ($P > 0.05$) 与东亚伏翼回声定位脉冲序列数相关性均不显著。

2.3 独有因子对蝙蝠活动的影响

广义线性模型结果表明，湖泊面积与 3 种蝙蝠总回声定位脉冲序列数 ($z = -3.04$, $P <$

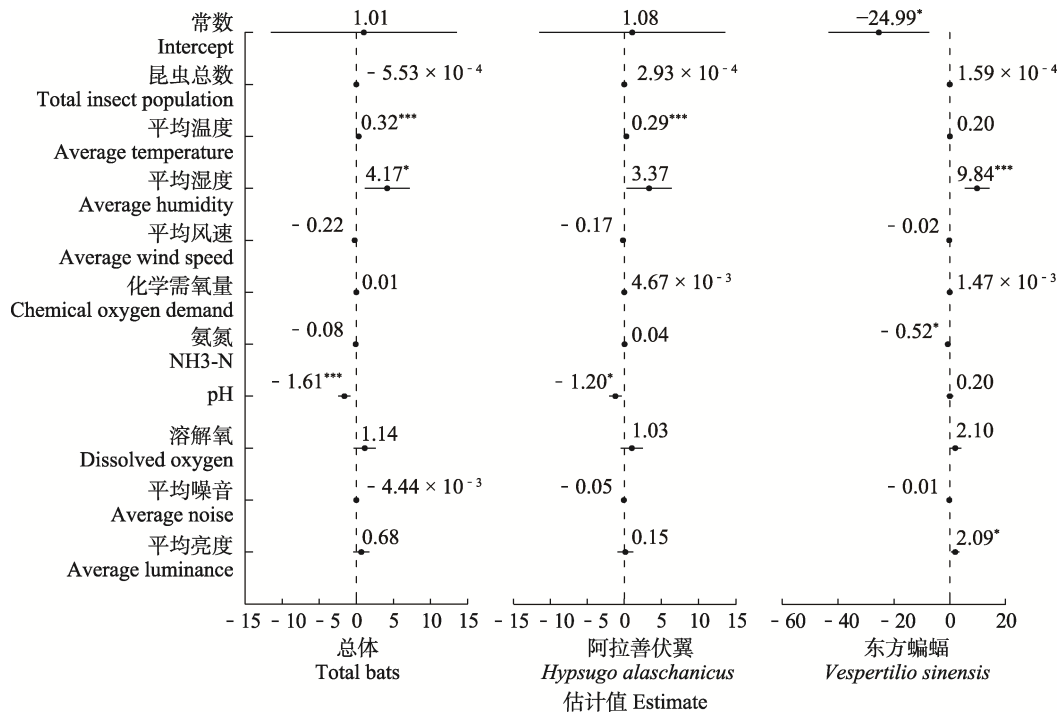


图 2 共有因子对蝙蝠活动的影响

Fig. 2 The impact of common factors on bat activity

• 代表估计值，“—”的两端代表估计值的95%置信区间。
• means the estimate, and the two ends of the “—” represent the 95% confidence interval of the estimate.
* $P < 0.05$, *** $P < 0.001$

0.01, AIC 值为 344.23)、阿拉善伏翼($z = -2.74$, $P < 0.05$, AIC 值为 289.15)、东方蝙蝠回声定位脉冲序列数($z = -3.28$, $P < 0.01$, AIC 值为 240.89)均显著负相关,与东亚伏翼回声定位脉冲序列数($P > 0.05$)则相关性不显著(图 3)。湖泊形状与东方蝙蝠回声定位脉冲序列数($z = -4.33$, $P < 0.001$, AIC 值为 240.89)显著负相关,与 3 种蝙蝠总回声定位脉冲序列数以及阿拉善伏翼、东亚伏翼回声定位脉冲序列数相关性均不显著($P > 0.05$)。湖泊周边植被覆盖与 3 种蝙蝠总回声定位脉冲序列数、阿拉善伏翼、东亚伏翼、东方蝙蝠回声定位脉冲序列数相关性均不显著($P > 0.05$, 图 3)。

2.4 湖泊所属功能区对蝙蝠活动的影响

广义线性模型结果表明,3 种蝙蝠回声定位总脉冲序列数($z = -2.45$, $P < 0.05$, AIC 值为 348.35)、阿拉善伏翼回声定位脉冲序列数($z = -2.93$, $P < 0.01$, AIC 值为 294.54)、东

亚伏翼回声定位脉冲序列数($z = -2.17$, $P < 0.05$, AIC 值为 305.35)在休闲区湖泊与住宅区湖泊之间存在显著差异,教育区湖泊的东亚伏翼回声定位脉冲序列数($z = -2.11$, $P < 0.05$, AIC 值为 305.35)也与住宅区存在显著差异(表 1)。以休闲区湖泊作为参考水平,教育区的 3 种蝙蝠总回声定位脉冲序列数($z = -0.08$, $P > 0.05$, AIC 值为 348.35)、阿拉善伏翼($z = 1.04$, $P > 0.05$, AIC 值为 294.54)、东亚伏翼($z = -0.51$, $P > 0.05$, AIC 值为 305.35)和东方蝙蝠回声定位脉冲序列数($z = -0.57$, $P > 0.05$, AIC 值为 250.45)均与休闲区无显著差异。住宅区湖泊 3 种蝙蝠总回声定位脉冲序列数平均值是休闲区的 2.6 倍;住宅区湖泊阿拉善伏翼回声定位脉冲序列数平均值是休闲区的 3.1 倍;住宅区湖泊东亚伏翼回声定位脉冲序列数平均值是休闲区的 3.2 倍,是教育区的 4.6 倍(表 2)。

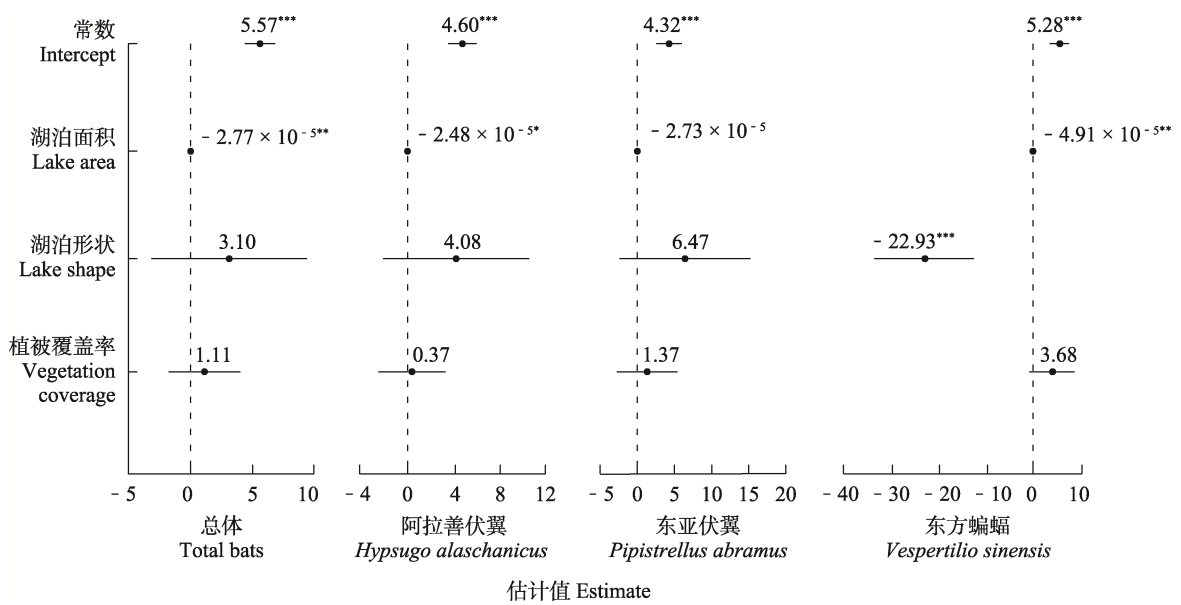


图 3 独有因子对蝙蝠活动的影响

Fig. 3 The impact of unique factors on bat activity

• 代表估计值,“—”的两端代表估计值的 95%置信区间。
• means the estimate, and the two ends of the “—” represent the 95% confidence interval of the estimate.
* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

表 1 湖泊所属功能区对蝙蝠活动的影响

Table 1 The impacts of functional zones to which the lakes belong on bat activity

种类 Species	功能区 Functional zones	估计值 Estimate	95%置信区间 95% confidence interval	
			下限 Lower bound	上限 Upper bound
总体 Total bats	住宅区-休闲区 Residential areas-Leisure areas [*]	- 0.95	- 1.72	- 0.19
阿拉善伏翼 <i>Hypsugo alaschanicus</i>	住宅区-休闲区 Residential areas-Leisure areas ^{**}	- 1.14	- 1.91	- 0.38
东亚伏翼	住宅区-休闲区 Residential areas-Leisure areas [*]	- 1.16	- 2.21	- 0.11
<i>Pipistrellus abramus</i>	住宅区-教育区 Residential areas-Educational areas [*]	- 1.53	- 2.95	- 0.11

“-”表示两个区域之间的对比。“-” represents the comparison between the two functional zones. ^{*} $P < 0.05$, ^{**} $P < 0.01$

表 2 不同功能区湖泊蝙蝠脉冲序列数平均值倍数关系

Table 2 Comparative multiples of the average bat pulse sequences in lakes of functional zones

种类 Species	功能区 Functional zones	脉冲序列数平均值 Average of pulse sequences	倍数 Multiple
总体 Total bats	住宅区 Residential areas	602.0	2.6
	休闲区 Leisure areas	232.0	
阿拉善伏翼 <i>Hypsugo alaschanicus</i>	住宅区 Residential areas	209.0	3.1
	休闲区 Leisure areas	66.5	
东亚伏翼 <i>Pipistrellus abramus</i>	住宅区 Residential areas	317.0	3.2
	休闲区 Leisure areas	99.1	
	住宅区 Residential areas	317.0	4.6
	教育区 Educational areas	68.8	

3 讨论

Straka 等（2020）发现，在墨尔本水体环境中，鳞翅目昆虫数量与白纹无尾蝠（*Austronomus australis*）、垂缨蝶蝠（*Chalinolobus gouldii*）、褐蝶蝠（*C. morio*）和小森林蝙蝠（*Vespadelus vulturnus*）4 种蝙蝠的活动显著正相关；鞘翅目昆虫数量与褐蝶蝠和小森林蝙蝠活动显著正相关；双翅目昆虫数量与白纹无尾蝠和垂缨蝶蝠活动显著正相关。但本研究并未发现这三目昆虫数量与蝙蝠活动存在显著相关关系，这可能是由于蝙蝠的物种特异性，也可能是由于本实验使用黑光灯诱虫，在一定程度上会低估不具有趋光性昆虫的数量。

本研究 31 处水体 pH 平均值为 8.7（7.93 ~ 9.65），均呈碱性。3 种蝙蝠总活动、阿拉善伏翼活动与水体 pH 值显著负相关，代表蝙蝠活

动随着水体碱性的增加而减少。Laverty 等（2020）发现，纳米布沙漠碱性水体水质对蝙蝠活动产生影响，祖鲁非洲棕蝠（*Neoromicia zuluensis*）活动与水体 pH 值显著负相关，本实验结果与之相近。Borges-Jesús 等（2021）发现，缨蝠（*Rhynchonycteris naso*）日间更倾向于栖息在低酸度水体附近，这一偏好可能是由于食物供给的因素，基于此我们进一步假设，本研究结果中蝙蝠活动与水体 pH 值显著负相关同样可能受到食物供给的影响。Sutcliffe 等（1973）的研究结果表明，达登河 pH 值对其流域内的昆虫分布和生存产生了显著影响，不同种类的昆虫对水体 pH 值的敏感性不同，但普遍偏好较为温和的环境条件，为上述假设提供了证据支持。氨氮在水体中的积累能够促进藻类过度繁殖，形成水华，是水体富营养化的重要推动因素之一（张占平 2008）。富营养化程度加重可导致水体藻毒素积累，英国曾报道

过 20 只羔羊和 15 只狗因饮用含有藻毒素的水而死亡, 此类情况也可能危及蝙蝠生命安全 (Falconer 1991)。部分水生昆虫种群也因水体富营养化而持续衰退, 影响蝙蝠食物来源 (池仕运等 2020)。这可能是导致东方蝙蝠活动与水体氨氮含量显著负相关的原因。

短期暴露在人工照明下能够显著影响蝙蝠的饮水和觅食行为。Russo 等 (2017) 发现, 欧洲宽耳蝠 (*Barbastella barbastellus*) 和古氏伏翼 (*P. kuhlii*) 在光照期间显著减少了饮水活动, 但觅食活动随着光照而显著增加, 鼠耳蝠属 (*Myotis*) 蝙蝠的饮水活动显著减少, 但觅食活动没有显著变化。本研究中东方蝙蝠活动与样点平均亮度呈显著正相关, 进一步揭示了这种影响因物种而异。

Torrent 等 (2018) 发现, 蝙蝠总活动与湖泊面积显著正相关, 这与本文研究结果并不一致。本研究中, 25 处湖泊 3 种蝙蝠总活动以及阿拉善伏翼和东方蝙蝠活动均与水体面积显著负相关, 可能是由于在面积较大水体附近蝙蝠密度较低导致的 (Salvarina et al. 2018)。周长面积比是衡量水体形状离散程度的重要指标, 周长面积比较小, 其离散程度也较低, 形状较为规则, 东方蝙蝠与水体形状显著负相关, 也可能是由于形状不规则导致样点附近的东方蝙蝠密度较低 (Fortin et al. 2005, Maganga et al. 2014)。

不同功能区的环境差异能够影响蝙蝠活动 (朱红靓 2024)。本研究结果进一步证实这一结论。住宅区 3 种蝙蝠总活动以及阿拉善伏翼和东亚伏翼活动显著高于休闲区, 住宅区东亚伏翼活动显著高于教育区, 这可能是受到功能区综合效应的影响。虽然本研究未发现水体周围噪音对蝙蝠活动产生显著影响, 但之前的研究证实了蝙蝠主要依靠回声定位系统在黑暗中活动, 噪音影响蝙蝠对回声的接收, 干扰其飞行与觅食 (丁甲南 2023)。休闲区采样期间一直存在跳广场舞的现象, 产生较大噪音影响 (Xiao et al. 2019)。东亚伏翼是典型的房屋型

蝙蝠, 人工建筑物的缝隙、废弃的木屋和砖瓦房顶部都是其主要栖息地, 而住宅区的建筑物数量和楼层多于教育区或许也是影响因素之一 (朱红靓 2024)。上述与蝙蝠活动相关的水体生态与环境因子对蝙蝠活动的影响表现出较为持久的特征。此外, 我们还观察到, 水体周边大气平均温度和平均湿度这类瞬时因子也与蝙蝠活动存在显著相关性, 表明这些因子的波动同样可能对蝙蝠行为产生影响。

研究表明, 蝙蝠的体温正常范围在 20 °C 以上, 低于这个范围能够影响其代谢率和静止活动模式 (Bhalla et al. 2023), 所以大气温度是影响蝙蝠活动的重要因素。希腊四个周期性蓄水池塘的总蝙蝠活动度随大气温度的升高而增加 (Salvarina et al. 2023)。这与本实验 3 种蝙蝠总活动、阿拉善伏翼活动与水体周边大气平均温度显著正相关的结果一致。俄亥俄州东南部溪流的雄性莹鼠耳蝠 (*M. lucifugus*) 活动在较高相对湿度的条件下显著增加, 因为较高的环境水蒸气压能够降低蝙蝠呼吸道与环境之间的蒸汽压差, 从而减少蝙蝠的蒸发性水分损失 (Lacki 1984)。智利中部巴西犬吻蝠 (*Tadarida brasiliensis*) 在相对湿度接近 70% 的夜晚活动表现出高峰期, 而在更高或更低的相对湿度下活动减少 (Rodríguez-San et al. 2024), 这在一定程度上揭示了部分蝙蝠种类活动模式并非简单地随湿度增加或减少而线性变化。

在本研究中, 由于数据采集涉及不同时间、地点和昆虫数量, 可能导致水体周边大气平均温度、平均湿度与蝙蝠活动之间的相关性分析结果受到一定的干扰, 使得我们难以充分地揭示大气温度和湿度对蝙蝠活动的直接作用, 但国外已有的类似研究为我们提供了一定的参考。Bernard 等 (2024) 对美国格林河与科罗拉多河沿岸约 1 600 km 河边地带的 61 个实验样地进行了 63 次采样 (包含重复调查), 发现夜间总蝙蝠活动与夜间大气平均温度显著正相关, 此外, Katunzi 等 (2021) 在坦桑尼亚自然保护区森林、香蕉咖啡种植园、稻田、河岸以

及剑麻种植园 5 种土地类型中每种选择 12 处样地, 共采样 60 个夜晚, 发现总蝙蝠活动与大气温度显著正相关, 与大气湿度显著负相关。

本研究在蝙蝠繁殖状态与幼蝠初飞方面并未进行详细调查, 因此在蝙蝠活动监测时可能会包含幼蝠初飞的情况, 但结果仍可证实城市水体生态与环境因子能够对蝙蝠活动产生影响, 为城市生态系统下的蝙蝠保护提供了参考依据。在未来城市自然与人工水体的管理和保护中, 建议通过合理布局水体周围的建筑密度, 促进空气流通等合理调节微气候的措施来维持水体周边适宜的温度和湿度条件; 定期监测并严格控制水体的 pH 值和氨氮含量, 确保水质保持在适宜蝙蝠活动的范围内; 在光照管理方面, 应合理设置照明设施, 避免过强或过弱的光照对蝙蝠造成不利影响。对于人工水体, 湖泊的面积和形状与蝙蝠活动显著负相关, 因此在湖泊规划中, 湖泊的面积不宜过大, 过大的湖泊可能使得昆虫分布更加分散, 增加了蝙蝠觅食的难度和成本。湖泊的形状也应尽量保持自然流畅, 避免过于不规则的设计。最后, 针对湖泊所属功能区对蝙蝠活动的影响, 应制定差异化的管理策略, 可在住宅区内增加人工湖, 为蝙蝠提供更多的饮水点, 而在休闲区和教育区水体附近, 应增设蝙蝠友好设施, 如蝙蝠箱等, 为蝙蝠提供人工栖息环境, 以吸引蝙蝠来此饮水和觅食。通过这些保护措施, 我们可以在城市生态系统中为蝙蝠提供更适合其活动的水体环境, 有利于促进人与自然的和谐共生。

参 考 文 献

- Abbott I M, Sleeman D P, Harrison S. 2009. Bat activity affected by sewage effluent in Irish rivers. *Biological Conservation*, 142(12): 2904–2914.
- Ancillotto L, Bosso L, Salinas-Ramos V B, et al. 2019. The importance of ponds for the conservation of bats in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 190: 103607.
- Baker P J, Harris S. 2007. Urban mammals: what does the future hold? An analysis of the factors affecting patterns of use of residential gardens in Great Britain. *Mammal Review*, 37(4): 297–315.
- Bennett V J, Zurcher A A. 2013. When corridors collide: Road-related disturbance in commuting bats. *The Journal of Wildlife Management*, 77(1): 93–101.
- Bergeson S M, Holmes J B, O’Keefe J M. 2020. Indiana bat roosting behavior differs between urban and rural landscapes. *Urban Ecosystems*, 23(1): 79–91.
- Bernard R F, Minckley T A. 2024. Flying by the river side: survey of bat distributions and environmental contexts along a 1000-mile river corridor, green and Colorado rivers, USA. *Diversity and Distributions*, 30(5): e13842.
- Bhalla I S, Razgour O, Rigal F, et al. 2023. Insectivorous bats in Indian rice fields respond to moonlight, temperature, and insect activity. *Landscape Ecology*, 38(11): 2947–2963.
- Borges-Jesús K P, Cú-Vizcarra J D, Escalona-Segura G, et al. 2021. Refugios diurnos del murciélago *Rhynchonycteris naso* (Chiroptera: Emballonuridae) en Laguna de Términos, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 69(1): 274–290.
- Braverman Y. 1994. *Nematocera* (Ceratopogonidae, Psychodidae, Simuliidae and Culicidae) and control methods. *Revue Scientifique et Technique: International Office of Epizootics*, 13(4): 1175–1199.
- Clarke-Wood B K, Jenkins K M, Law B S, et al. 2016. The ecological response of insectivorous bats to coastal lagoon degradation. *Biological Conservation*, 202: 10–19.
- Falconer I R. 1991. Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 6(2): 177–184.
- Fortin M J, Keitt T H, Maurer B A, et al. 2005. Species’ geographic ranges and distributional limits: pattern analysis and statistical issues. *Oikos*, 108(1): 7–17.
- Katunzi T, Soisook P, Webala P W, et al. 2021. Bat activity and species richness in different land-use types in and around Chome Nature Forest Reserve, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 59(1): 117–131.
- Korine C, Adams A M, Shamir U, et al. 2015. Effect of water quality on species richness and activity of desert-dwelling bats. *Mammalian Biology*, 80(3): 185–190.
- Lacki M. 1984. Temperature and humidity-induced shifts in the flight activity of little brown bats. *Ohio Journal of Science*, 84(5): 381–384.

- 264–266.
- Lapointe B E, Herren L W, Debortoli D D, et al. 2015. Evidence of sewage-driven eutrophication and harmful algal blooms in Florida's Indian River Lagoon. *Harmful Algae*, 43: 82–102.
- Lavery T M, Berger J. 2020. Do bats seek clean water? A perspective on biodiversity from the Namib Desert. *Biological Conservation*, 248: 108686.
- Lehrer E W, Gallo T, Fidino M, et al. 2021. Urban bat occupancy is highly influenced by noise and the location of water: Considerations for nature-based urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 210: 104063.
- Li H, Kalcounis-Rueppell M. 2017. Separating the effects of water quality and urbanization on temperate insectivorous bats at the landscape scale. *Ecology and Evolution*, 8(1): 667–678.
- Maganga G D, Bourgarel M, Vallo P, et al. 2014. Bat distribution size or shape as determinant of viral richness in African bats. *PLoS One*, 9(6): e100172.
- Ramírez-Fráncel L A, García-Herrera L V, Losada-Prado S, et al. 2022. Bats and their vital ecosystem services: a global review. *Integrative Zoology*, 17(1): 2–23.
- Rodríguez-San Pedro A, Allendes J L, Bruna T, et al. 2024. Species-specific responses of insectivorous bats to weather conditions in central Chile. *Animals*, 14(6): 860.
- Russo D, Ancillotto L. 2015. Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammalian Biology*, 80(3): 205–212.
- Russo D, Cistrone L, Libralato N, et al. 2017. Adverse effects of artificial illumination on bat drinking activity. *Animal Conservation*, 20(6): 492–501.
- Salvarina I, Georgiakakis P, Kafkaletou Diez A, et al. 2023. Year-round bat activity and species richness near temporary ponds in the Mediterranean Region. *Life*, 13(7): 1495.
- Salvarina I, Gravier D, Rothhaupt K O. 2018. Seasonal bat activity related to insect emergence at three temperate lakes. *Ecology and Evolution*, 8(7): 3738–3750.
- Scanlon A T, Petit S. 2008. Effects of site, time, weather and light on urban bat activity and richness: considerations for survey effort. *Wildlife Research*, 35(8): 821–834.
- Scolozzi R, Geneletti D. 2012. A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review*, 36: 9–22.
- Seibold S, Buchner J, Bässler C, et al. 2013. Ponds in acidic mountains are more important for bats in providing drinking water than insect prey. *Journal of Zoology*, 290(4): 302–308.
- Shirley M D F, Armitage V L, Barden T L, et al. 2001. Assessing the impact of a music festival on the emergence behaviour of a breeding colony of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology*, 254(3): 367–373.
- Straka T M, Lentini P E, Lumsden L F, et al. 2020. Clean and green urban water bodies benefit nocturnal flying insects and their predators, insectivorous bats. *Sustainability*, 12(7): 2634.
- Sutcliffe D W, Carrick T R. 1973. Studies on mountain streams in the English Lake District. I. pH, calcium and the distribution of invertebrates in the River Duddon. *Freshwater Biology*, 3(5): 437–462.
- Thomas A J, Jacobs D S. 2013. Factors influencing the emergence times of sympatric insectivorous bat species. *Acta Chiropterologica*, 15(1): 121–132.
- Torrent L, López-Baucells A, Rocha R, et al. 2018. The importance of lakes for bat conservation in Amazonian rainforests: an assessment using autonomous recorders. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(4): 339–351.
- UN-HABITAT. 2022. World Cities Report 2022: Envisaging the Future of Cities. [EB/OL]. [2024-8-15]. <https://unhabitat.org/world-cities-report-2022-envisaging-the-future-of-cities>.
- Xiao J L, Hilton A. 2019. An investigation of soundscape factors influencing perceptions of square dancing in urban streets: a case study in a county level city in China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(5): 840.
- 陈毅. 2014. 三种蝙蝠回声定位声波的可塑性研究. 长沙: 中南林业科技大学硕士学位论文.
- 池仕运, 韦翠珍, 胡俊, 等. 2020. 富营养深水库底栖动物群落与浮游生物相关性分析. *湖泊科学*, 32(4): 1060–1075.
- 丁甲南. 2023. 蝙蝠应对声干扰的回声定位调节策略研究. 长春: 东北师范大学博士学位论文.
- 卢冠军, 周延泽, 张宇琪, 等. 2023. 废弃游泳池蓄水量对东亚伏翼夜间活动的影响. *野生动物学报*, 44(4): 753–759.
- 张树义, 王晓燕, 汪松, 等. 1997. 蝙蝠的食虫性. *生物学通报*, 32(7): 14–15.
- 张占平. 2008. 水体中氨氮污染源及其控制——富营养化的思考. *内蒙古环境科学*, 20(5): 71–72.
- 郑乐怡, 归鸿. 1999. 昆虫分类. 南京: 南京师范大学出版社.
- 朱红靓. 2024. 长春市不同功能区蝙蝠分布规律及其影响因素研究. 长春: 长春师范大学硕士学位论文.