北京林业大学学报
JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY

黄河三角洲滨海湿地不同生境对大气颗粒物沉降的调控作用

张璇 周士钧 兰怡杭 张文婕 孙一丹 刘佳凯 张振明

Effects of different habitats in the Yellow River Delta coastal wetlands on atmospheric particulate matter deposition

Zhang Xuan, Zhou Shijun, Lan Yihang, Zhang Wenjie, Sun Yidan, Liu Jiakai, Zhang Zhenming

引用本文:
张璇, 周士钧, 兰怡杭, 张文婕, 孙一丹, 刘佳凯, 张振明. 黄河三角洲滨海湿地不同生境对大气颗粒物沉降的调控作用[J]. 北京林业大学学报, 2026, 48(8):177–190. doi: 10.12171/j.1000–1522.20260050
Zhang Xuan, Zhou Shijun, Lan Yihang, Zhang Wenjie, Sun Yidan, Liu Jiakai, Zhang Zhenming. Effects of different habitats in the Yellow River Delta coastal wetlands on atmospheric particulate matter deposition[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(8):177–190. doi: 10.12171/j.1000–1522.20260050

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20260050

您可能感兴趣的其他文章
Articles you may be interested in

乌兰布和沙漠沙蒿灌丛的潜在适宜区及其自然驱动力
Potential suitable area and natural driving force of *Artemisia desertorum* shrub in Ulanbuh Desert of northwestern China
北京林业大学学报, 2023, 45(2): 96–107. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20220160

干扰和氮沉降对空心莲子草入侵湿地植物群落的短期影响
Short-term effects of disturbance and nitrogen deposition on *Alternanthera philoxeroides* invading wetland plant communities
北京林业大学学报, 2023, 45(5): 119–132. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20210552

中国陆地生态系统土壤有机碳及其组分对模拟氮沉降的响应
Response of soil organic carbon and its components to simulated nitrogen deposition in terrestrial ecosystems of China
北京林业大学学报, 2025, 47(11): 68–76. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250107

不同地理空间城市森林空气负离子浓度及其影响因素研究
Negative air ion concentration and its influencing factors of urban forest in different geographical spaces
北京林业大学学报, 2023, 45(11): 66–77. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20220246

东北温带针阔混交林主要树种凋落物分解对模拟氮沉降的响应
Response of litter decomposition of dominant tree species to simulated nitrogen deposition in a temperate mixed coniferous and broadleaved forest, Northeast China
北京林业大学学报, 2026, 48(3): 13–25. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250148

黄河兰州段湿地土壤与甘蒙柽柳叶片碳氮磷生态化学计量特征
Ecological stoichiometric characteristics of carbon, nitrogen and phosphorus in the soil and leaves of *Tamarix austromongolica* of the wetland in Lanzhou section of the Yellow River
北京林业大学学报, 2023, 45(6): 43–51. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20220379

DOI:10.12171/j.1000−1522.20260050

黄河三角洲滨海湿地不同生境对大气颗粒物沉降的调控作用

张 璇　周士钧　兰怡杭　张文婕　孙一丹　刘佳凯　张振明
（北京林业大学生态与自然保护学院，北京 100083）

摘要:【目的】探究黄河三角洲滨海湿地不同生境对大气颗粒物沉降的调控作用，阐明沉降过程对地表环境与气象条件变化的响应机制。**【方法】**基于 2025 年 4 月在光滩生境（光滩站）、植被生境（植被站）和潮沟生境（潮沟站）布设的 3 台多高度自动气象观测站所获取的大气颗粒物浓度、气象因子及滩面水位数据，采用 Kruskal-Wallis 检验、Dunn 事后比较和 Spearman 相关分析，评估不同生境间沉降通量的差异及其与环境因子的相关性。在此基础上，利用广义加性模型（GAM）定量分析风速、风向、相对湿度、滩面水位和温度对 $PM_{2.5}$、PM_{10} 和 TSP 沉降通量的贡献，进一步揭示关键环境因子与沉降通量之间的非线性响应特征。**【结果】**不同生境间颗粒物沉降通量差异显著（$p < 0.001$）。植被站更有利于 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 沉降且通量稳定性较高，而光滩站对 TSP 沉降更为有利但波动较大。相对湿度是影响颗粒物沉降的主导因子，在植被站对 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的贡献率最高，分别为 23.53% 和 22.91%；同时，相对湿度在多个生境中对颗粒物沉降通量表现出显著非线性影响。此外，风速和风向也是重要影响因子，较高相对湿度与东南风条件共同促进颗粒物沉降。**【结论】**黄河三角洲滨海湿地不同生境可通过改变近地层微气象条件调控大气颗粒物沉降过程。相对湿度在沉降中发挥主导作用，风速和风向次之，且不同生境具有差异化的沉降调控机制。主导环境因子与沉降通量间普遍存在显著非线性响应关系，并对应特定的有利沉降取值区间。本研究可为滨海湿地大气颗粒物沉降过程评估、生态功能提升及湿地环境管理提供科学依据。

关键词：滨海湿地；广义加性模型（GAM）；大气颗粒物；沉降通量；相对湿度；非线性响应
中图分类号：X51　**文献标志码：**A　**文章编号：**1000−1522(2026)08−0177−14
引文格式：张璇，周士钧，兰怡杭，等. 黄河三角洲滨海湿地不同生境对大气颗粒物沉降的调控作用［J］. 北京林业大学学报，2026，48(8)：177−190. Zhang Xuan, Zhou Shijun, Lan Yihang, et al. Effects of different habitats in the Yellow River Delta coastal wetlands on atmospheric particulate matter deposition［J］. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(8): 177−190.

Effects of different habitats in the Yellow River Delta coastal wetlands on atmospheric particulate matter deposition

Zhang Xuan　Zhou Shijun　Lan Yihang　Zhang Wenjie　Sun Yidan　Liu Jiakai　Zhang Zhenming
(School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: ［**Objective**］To investigate the effects of different habitats in the Yellow River Delta coastal wetlands on atmospheric particulate matter deposition and to clarify the responses of deposition fluxes to variations in surface environmental and meteorological conditions. ［**Method**］Data on atmospheric particulate matter concentrations, meteorological variables, and tidal flat water levels were collected during April 2025 using three multi-level automatic meteorological observation systems deployed at the Tidal Flat Station, Vegetation Station, and Tidal Creek Station. Differences in deposition fluxes among habitats were

收稿日期: 2026−01−28　**修回日期:** 2026−04−15
基金项目: 中央高校基本业务经费专项（BFUKF202523）。
第一作者: 张璇。主要研究方向：湿地生态学。Email：zhangxuan9@bjfu.edu.cn　地址：100083 北京市海淀区清华东路 35 号北京林业大学生态与自然保护学院。
责任作者: 张振明，博士生导师，教授。主要研究方向：湿地生态水文。Email：zhenmingzhang@bjfu.edu.cn　地址：同上。
本刊网址: https://j.bjfu.edu.cn；https://journal.bjfu.edu.cn

assessed using Kruskal-Wallis tests with Dunn's post-hoc comparisons, while relationships with environmental factors were analyzed using Spearman's rank correlation. On this basis, a generalized additive model (GAM) was further employed to quantify the relative contributions of wind speed, wind direction, relative humidity, tidal flat water level, and temperature, and to characterize nonlinear responses of deposition fluxes to these factors. [**Result**] Significant differences in particulate matter deposition fluxes were observed among habitats ($p < 0.001$). The Vegetation Station exhibited higher deposition fluxes and greater stability for $PM_{2.5}$ and PM_{10}, whereas the Tidal Flat Station showed higher TSP deposition fluxes with greater variability. Relative humidity was identified as the dominant factor affecting particulate matter deposition. Its contributions to $PM_{2.5}$ and PM_{10} deposition at the Vegetation Station reached 23.53% and 22.91%, respectively, and relative humidity exhibited significant nonlinear effects on deposition fluxes across multiple habitats. In addition, wind speed and wind direction played important roles in regulating deposition, with higher relative humidity conditions and southeasterly winds synergistically favoring particulate matter deposition. [**Conclusion**] Different habitats in the Yellow River Delta coastal wetlands can regulate atmospheric particulate matter deposition processes by altering near-surface micro-meteorological conditions. Relative humidity plays a dominant role, followed by wind speed and wind direction, and different habitats exhibit distinct deposition regulation mechanisms. Significant nonlinear relationships were generally observed between dominant environmental factors and deposition fluxes, with specific optimal value ranges favoring particulate matter deposition. The findings provide a scientific basis for evaluating atmospheric particulate matter deposition processes, enhancing ecological functions, and improving environmental management in coastal wetlands.

Key words: coastal wetlands; GAM; atmospheric particulate matter; deposition flux; relative humidity; nonlinear response

随着城市化进程的发展，大气颗粒物污染已成为威胁生态环境治理和人类健康的重要环境问题之一。可吸入颗粒物，尤其是 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10}，能够在大气中长时间悬浮，并随气流从污染源扩散到周围区域。人体暴露于较高浓度颗粒物环境中，可能引发气管细胞损伤、炎症反应、肺免疫功能下降，并增加传染性病原体入侵等风险[1]。同时，大气颗粒物也是多种有毒物质的重要载体，如重金属等污染物可附着于颗粒物表面并随其进入人体，进而干扰细胞正常生理功能，产生中毒或致癌风险[2]。因此，明确大气颗粒物在近地层环境中的输送、沉降与去除过程，对理解颗粒物污染的环境效应及其生态风险具有重要意义。

大气沉降是大气与水体、土壤和植被等地表界面之间进行物质、能量交换的重要渠道之一，也是大气中污染物向地表生态系统迁移的重要途径[3]。大气颗粒物沉降过程主要包括干沉降和湿沉降两种方式，其输送强度可用沉降通量表征。沉降通量一般指单位面积、单位时间内沉降到地表的污染物质量，不仅反映了颗粒物向地表生态系统的输入强度，也是连接大气过程与地表环境效应的重要指标[3−4]。颗粒物沉降过程受多种环境因素共同影响，其中气象条件是决定其输送、扩散及沉降特征的重要驱动因素。气象因子是影响大气颗粒物沉降的关键因子[5−6]。通过气象因素扰动的数值模型实验表明，气温升高、相对湿度增大及风速减弱等因素往往会导致 $PM_{2.5}$ 浓度发生变化[5]。Zhao 等[7]的研究表明，高风速和 24 h 气压变化有利于 $PM_{2.5}$ 的扩散和稀释，特别是在中国南方的冬季。张莉等[8]的研究表明，城市林地对大气颗粒物的削减效应与相对湿度和温度呈正相关。Donateo 等[9]在阿拉斯加雪面上的研究表明，颗粒物通量与气象条件呈现显著相关性，风驱动湍流直接影响气溶胶沉降过程，尤其在地表冷却加剧、温度逆温强烈（且浮力显著降低）的时段表现尤为明显。这些研究表明，气象因子主要通过影响湍流结构和扩散条件调控颗粒物输送与交换过程。此外，颗粒物本身的物理性质也会影响其沉降过程。不同粒径的大气颗粒物之间的沉降效果存在明显差异[10]，粒径变化会影响颗粒物的布朗运动、重力作用、拦截和撞击等微物理过程，影响颗粒物沉降速度，进而改变大气颗粒物的沉降效果[11]。

目前，关于大气颗粒物沉降过程的研究主要集中于森林、草地、农田及城市等相对稳定的生态系统，而对滨海湿地等具有复杂下垫面和显著水文扰动特征区域的研究相对较少。滨海湿地位于陆海交互作用强烈的过渡地带，受到海陆风、潮汐动力、地形起

伏、水位变化和植被分布等多重因素影响，区域内物质输送和交换过程复杂。已有研究表明，大气颗粒物表面可吸附微塑料、营养盐及重金属等多种物质，并可通过大气沉降进入湿地和海洋生态系统，从而对海洋生态环境产生潜在影响[12]。Walters 等[13]发现，大气颗粒物沉降时携带的微塑料颗粒会被河口潮间带的滤食性贝类生物吸收进入食物链，对高营养级生物和人类健康构成潜在威胁。Liu 等[14]研究发现，大气颗粒物浓度的提升会显著增加大气中微生物数量，并可能进一步影响水体微生物群落。Liu 等[15]发现，大气氮沉降是东亚滨海湿地氮输入的主要来源，与湿地碳封存能力之间存在显著的时空耦合关系。

受潮汐动力与气象条件共同作用，潮汐运动引起的水位变化和地形改造塑造了滨海湿地特殊的地表条件和植被条件[16]，进而影响近地面沉降过程。这些特征表明滨海湿地具有较大的颗粒物削减潜力。不同生境中气象因素变化、水位起伏及植被覆盖差异等特征变化，均会引起湍流运动和地表粗糙度变化[17]，进而影响近地表大气颗粒物沉降通量，但其影响强度和具体响应机制都亟待深入研究。上述过程均与大气颗粒物在大气–地表界面的沉降密切相关，因此，有必要进一步探讨不同生境条件下颗粒物沉降过程的差异性及其调控机制。

黄河三角洲滨海湿地是我国典型的陆海交互作用强烈区域，湿地类型多样，生物多样性较高，生态功能较为复杂，在区域生态安全和可持续发展中具有重要作用[18−20]。同时，黄河三角洲地处胜利油田开发区，区域内人为排放源较为集中。油田开采及相关工业活动释放的挥发性有机物（VOCs）为光化学反应的重要前体物，在高温及强光辐射条件下参与 O_3 生成，造成大气氧化性提升，并进一步影响二次颗粒物如 $PM_{2.5}$ 的生成过程[21−22]。近年来，黄河三角洲区域 $PM_{2.5}$ 污染总体有所改善，但 O_3 污染问题仍较为突出[22]，$PM_{2.5}$ 与 O_3 复合污染现象仍时有发生[23]。此外，在取暖季，受区域输送和局地排放叠加影响，部分时段仍可能出现大气颗粒物浓度升高甚至超标现象。因此，研究黄河三角洲滨海湿地不同生境条件下大气颗粒物沉降过程及其与复杂地表环境和气象条件之间的关系，有助于深化对陆海过渡带颗粒物输送与沉降过程的认识，并为黄河三角洲湿地生态保护与环境管理提供科学依据。

基于此，本文以黄河三角洲滨海湿地为研究区域，选取潮沟站、植被站和光滩站 3 种典型生境为研究对象，从沉降通量角度分析 $PM_{2.5}$、PM_{10} 和总悬浮颗粒物（total suspended particles，TSP）3 种颗粒物在不同生境中的沉降特征及其对主要环境因子的响应差异。通过探讨不同生境中颗粒物沉降过程的显著差异，以及温度、相对湿度、风速和滩面水位等环境因子在不同粒径颗粒物沉降过程中的贡献特征，进一步阐明不同生境通过改变地表粗糙度、水文条件及近地层微气象环境对颗粒物沉降的调控作用。

1　研究区概况与研究方法

1.1　研究区概况

黄河三角洲国家级自然保护区位于山东省东营市黄河入海口处。该区域属暖温带季风气候，四季分明，光照充足，雨热同季。春季回暖快，风大且多，气候干燥，蒸发量大；夏季气温高，降水集中，气候湿热；秋季气温骤降，雨量锐减；冬季寒冷干燥。本研究区域位于 37°47′22″ ~ 37°48′11″N，119°07′49″ ~ 119°08′15″E，具体位置如图 1a 所示。

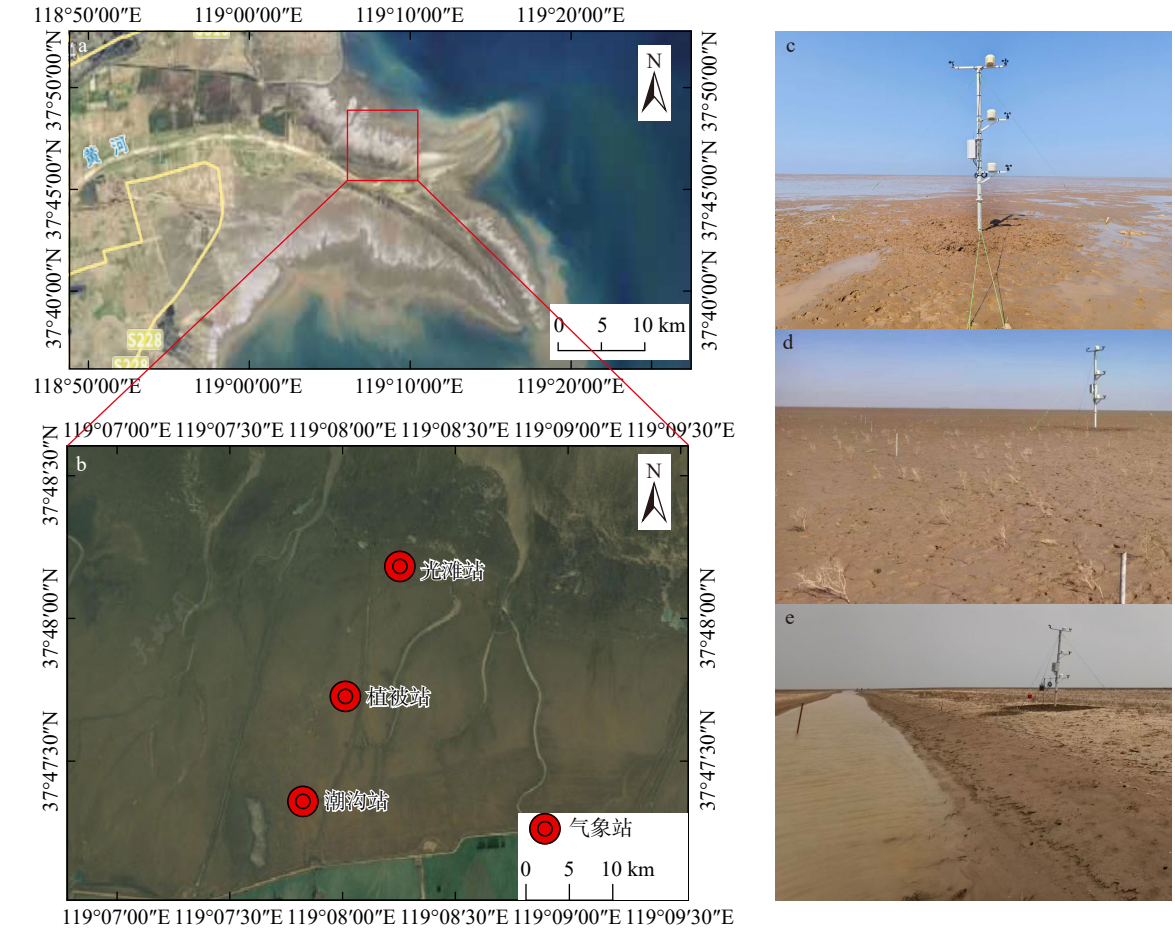
1.2　研究方法

1.2.1　样地布设

本研究在区域内选取 3 种典型生境，分别命名为潮沟站、植被站和光滩站。潮沟站（37°47′22″N，119°07′49″E）位于潮沟边缘，东侧地表仅零星分布少量盐地碱蓬（*Suaeda salsa*），植被处于萌芽期，分布不均匀。生境西侧约 2 m 处为常年积水潮沟，潮沟宽度约 6 m。受潮汐作用影响，潮沟水位呈现明显的周期性变化，水位变化范围约为 10 ~ 50 cm。植被站（37°47′44″N，119°08′00″E）距潮沟约 10 m，生境内盐地碱蓬为优势种，植被分布相对均匀，覆盖程度明显高于潮沟站。调查期间盐地碱蓬处于萌芽期，植株高度约为 12 ~ 15 cm，地表洞穴分布较为密集。光滩站（37°48′11″N，119°08′15″E）为裸露滩涂区域，地表无植被覆盖，沉积物以细颗粒泥质沉积物为主，地表螃蟹洞分布密集。该生境最靠近海岸，因此受潮汐涨落影响较为剧烈。3 种生境空间距离较近，区域气候背景基本一致，可在一定程度上降低大尺度气象条件差异对比较结果的影响。

3 种生境内各布设 1 台多高度自动气象观测站（NL−610−WX，北京农林科源电子仪器有限公司，以下简称气象站），具体位置见图 1b。每台气象站均配备型号一致的颗粒物浓度和气象观测设备，用于监测大气颗粒物（$PM_{2.5}$、PM_{10}、TSP）浓度及气象参数（温度、相对湿度、风速、风向）；滩面水位则利用 HOBO 水位计测量，传感器相关参数见表 1。气象站于 2025 年 4 月 1 日开始运行，所有传感器均通过太阳能供电系统与数据采集终端连接，现场数据通过 4G 网络实时传输至后台服务器。

本研究野外观测时段为 2025 年 4 月，该时期处于春季过渡阶段，研究区气象条件变化较为频繁，风



a. 研究区域图；b. 气象站布设图；c. 光滩站；d. 植被站；e. 潮沟站

图 1 研究区域图

Fig. 1 Map of the study area

表 1 主要仪器表

Tab. 1 List of major instruments

传感器	布设层数	布设高度/m	主要测量数据和单位	记录频率/(min^{-1})	观测时间
风速传感器	3	1.50 2.75 4.00	风速(m/s)	1	
风向传感器	1	4.00	风向(°)	1	
温湿PM TSP一体式传感器	2	1.50 4.00	温度(℃)、相对湿度(%)、$PM_{2.5}$(μg/m^3)、PM_{10}(μg/m^3)、TSP(μg/m^3)	1	2025年4月1—30日
温湿PM一体式传感器	1	2.75	温度(℃)、相对湿度(%)、$PM_{2.5}$(μg/m^3)、PM_{10}(μg/m^3)	1	
HOBO水位计	1	0.00	水位(m)	5	

速、风向及相对湿度波动剧烈，大气颗粒物输送与沉降过程较为活跃，可较好揭示环境因子对沉降过程的作用特征。因此，选择该时段开展研究具有一定的代表性。但受限于观测时间尺度，研究结果主要反映春季特征，未来需通过多季节长期观测进一步检验相关结论的稳定性与普适性。

1.2.2 大气颗粒物沉降通量计算方法

空气动力学粗糙度 z_0 是指在中性层结条件下，将近地层风速廓线外推至风速为零时对应的理论高度[24]。该参数表征下垫面对气流的阻滞作用及湍流交换能力，反映地表对风速的削弱效应，是描述近地层风场结构的重要参数。

基于 π 理论和混合长理论可知，在大气中性层结条件下(即热力稳定作用较弱、湍流主要受机械作用控制时)，近地层风速廓线随高度呈对数分布，即

$$u = \frac{u_*}{\kappa} \ln \frac{z-d}{z_0} \tag{1}$$

式中：u 为对应高度上的风速(m/s)；u_*为摩擦风速(又称风速尺度)；κ 为 Von Kármán 常数，一般取值 0.4；z 为测量高度(m)；d 为零平面位移(m)，考虑到

研究区植被高度整体较低，且不同生境间均采用统一的风速廓线计算方法，为保证通量计算结果的可比性，本研究在通量计算中统一采用 $d=0$ 的简化处理；z_0 为空气动力学粗糙度（m）。

式（1）可改写为式（2）。

$$u=\frac{u_*}{\kappa}\ln(z-d)-\frac{u_*}{\kappa}\ln z_0 \tag{2}$$

可得拟合方程为

$$u=a\ln z_0+b \tag{3}$$

令 u=0，可得

$$z_0=\exp\left(-\frac{b}{a}\right) \tag{4}$$

基于 Monin−Obukhov 相似度理论，通过测量不同高度同一时刻测量的风速剖面和温度剖面数据，利用最小二乘法结合式 3 和式 4，即可获得空气动力学粗糙度估算值[25−26]。

沉降通量定义为单位时间内单位地表面积接收的大气颗粒物质量。在常通量层假设下，根据湍流输送理论，大气颗粒物干沉降通量（F）[27−28]可表示为

$$F=-K\frac{\partial c}{\partial z} \tag{5}$$

式中：F 为干沉降通量（μg/(m²·s)），K 为垂直湍流扩散系数（m²/s），$\frac{\partial c}{\partial z}$ 为颗粒物浓度的垂直梯度（μg/(m³·m)）。本研究中，TSP 浓度仅在 1.50 m 和 4.00 m 处进行测量，因此分别选取 1.50 m 和 4.00 m 处的 TSP 浓度数据进行计算。对于 PM_{10} 或 $PM_{2.5}$，本研究在 1.50 m、2.75 m 及 4.00 m 处均进行了测量，因此采用线性回归，浓度的垂直梯度 $\frac{\partial c}{\partial z}$ 由线性拟合斜率得到。

在中性层结条件下，K 可以通过风速廓线直接求得，但在实际大气中，该条件往往难以满足。因此，常引入无量纲稳定度函数（Ψ_m）进行修正[29]。

$$K=\frac{\kappa u_* z}{\Psi_m\left(\frac{z}{L}\right)} \tag{6}$$

式中：Ψ_m 动量无量纲稳定度修正函数，L 为 Monin-Obukhov 长度。对于湍流扩散系数 $\Psi_m\left(\frac{z}{L}\right)$，根据 Dyer 等[30]提出的公式。

$$\Psi_m\left(\frac{z}{L}\right)=\begin{cases}\left(1-16\frac{z}{L}\right)^{-1/2}, & \frac{z}{L}<0\\ \left(1+5\frac{z}{L}\right), & \frac{z}{L}>0\\ 1, & \frac{z}{L}=0\end{cases} \tag{7}$$

在中性层结条件下，基于对数风速剖面，可根据如下结果计算摩擦风速（u_*）。

$$u_*=\frac{\kappa U(z)}{\ln(z/z_0)} \tag{8}$$

式中：$U(z)$ 为平均风速（m/s）。

L 则通过温湿度梯度计算如下所示。

$$L=-\frac{u_*^3 T}{kgH/(\rho c_p)} \tag{9}$$

式中：T 为平均温度（K），H 为感热通量（见式 10，通过温度梯度计算），g 为重力加速度（9.81 m/s²），ρ 为空气密度（1.225 kg/m³），c_p 为定压比热容（1 005 J/(kg·K)）。

$$H=-\rho c_p K_h\frac{\partial T}{\partial z} \tag{10}$$

K_h 为近似的热扩散系数，根据式（11）进行估算。

$$K_h\approx u_* L_z \tag{11}$$

式中：L_z 为近地层湍流混合尺度。由于 L_z 难以直接测量，本研究采用测量高度范围 z_{min} 和 z_{max} 的高度差近似估算湍流混合特征尺度，具体计算公式为式（12）。

$$L_z=z_{max}-z_{min} \tag{12}$$

式中：z_{min} 和 z_{max} 分别为采样高度最小值和最大值（m）。

本研究所采用的颗粒物浓度及气象数据来源自连续自动观测，未剔除降水过程。因此，计算所得沉降通量反映了干、湿沉降共同作用下的综合效应。

1.2.3　统计分析

在分析不同生境颗粒物沉降通量差异前，首先对各变量进行正态性检验（Shapiro-Wilk）和方差齐性检验（Levene）。结果表明，数据不满足正态性及方差齐性假设。因此，采用 Kruskal-Wallis 非参数检验分析 $PM_{2.5}$、PM_{10} 和 TSP 沉降通量的差异性；当总体差异显著（$p<0.05$）时，进一步使用 Dunn 事后多重比较并结合 Bonferroni 校正对各站点间差异进行两两比较。

为探究沉降通量与环境因子间的关系，采用 Spearman 秩相关分析，评估 $PM_{2.5}$、PM_{10} 和 TSP 与风速、风向、相对湿度、滩面水位及温度的相关性，显著性水平设定为双侧 $p<0.05$。此外，采用广义可加模型（generalized additive model，GAM）分析环境因子与沉降通量之间的非线性关系。其中，自变量包括风速、风向、温度、相对湿度及滩面水位，响应变量为 $PM_{2.5}$、PM_{10} 和 TSP 沉降通量。模型采用惩罚样条函数构建平滑项，并通过限制最大似然法（REML）估计参数；平滑参数基于数据特征自适应选择，最大自由度设定为 $k=5$。模型性能通过决定系数（R^2）评估，各平滑项显著性通过有效自由度（effective degrees of freedom，Edf）、F 值及对应 p 值

检验。为评估各环境因子对沉降通量的相对贡献，采用逐变量剔除法构建子模型，通过比较剔除前后模型 R^2 的变化(ΔR^2)量化变量贡献。综合以下判据识别关键影响因子：(1)R^2 较高(> 35%)；(2)Edf 大于 3，表征较强非线性结构；(3)$p < 0.05$；(4)ΔR^2 相对较高。满足上述条件的环境因子被纳入关键影响因子集合，并用于后续偏效应(partial effect)响应曲线的绘制。以上所有统计分析及图表绘制均在 R 4.3.2 中完成。

2 结果与分析

2.1 不同生境上大气颗粒物沉降通量的分布特征

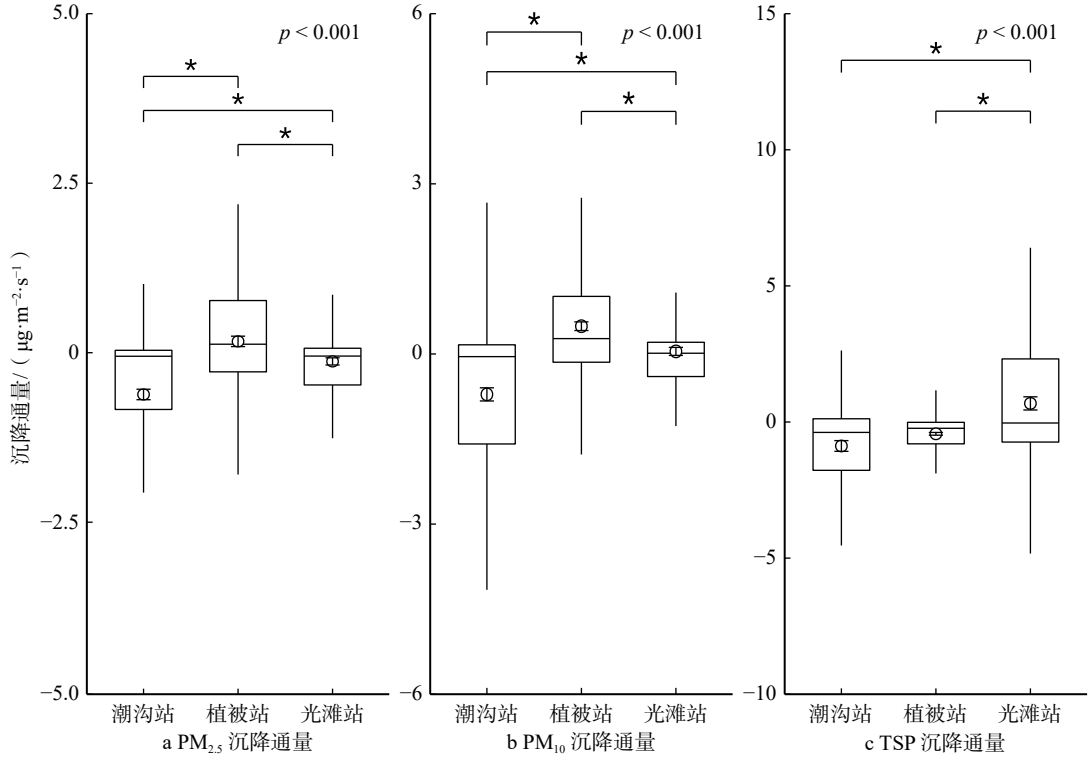
不同生境中大气颗粒物沉降通量分布特征如图 2 所示。Kruskal-Wallis 检验结果表明，不同生境间相同粒径颗粒物沉降通量存在显著差异($p < 0.001$)。植被站沉降通量整体表现为较高正值，而潮沟站和光滩站多表现为负值，说明其净通量以向上输送为主，再悬浮作用相对较强。不同粒径颗粒物的沉降通量也存在差异，可吸入颗粒物 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 的沉降分布特征较为一致，而 TSP 与二者差异较为明显，且表现出比可吸入颗粒物更强的变异范围。对于 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10}，植被站沉降通量中位数分别为 0.125 和 0.271 μg/(m^2·s)，平均值分别为 0.167 和 0.490 μg/(m^2·s)，均为正值。

Dunn 事后检验结果表明，植被站与潮沟站和光滩站之间差异显著($p < 0.05$)。潮沟站沉降通量整体呈左偏分布特征，3 种颗粒物中位值分别为−0.052、−0.047 和−0.382 μg/(m^2·s)。光滩站 TSP 沉降通量最高，均值为 0.683 μg/(m^2·s)。该生境上 TSP 变异范围(SD = 3.14)明显高于两种可吸入颗粒物(SD 分别为 0.70 和 0.92)，潮沟站表现出与光滩站类似的波动特征，而植被站 3 种颗粒物的沉降通量变异程度相对接近。

2.2 不同生境环境因子对大气颗粒物沉降通量的影响差异

研究期间，不同生境的环境因子存在一定差异(表 2)。总体而言，潮沟站风速最大((6.35 ± 3.92)m/s)且波动幅度较大，植被站风速相对较低((5.32 ± 3.04)m/s)，光滩站风速介于两者之间。3 种生境间的风向差异较为明显，光滩站平均风向为(221.76 ± 90.00)°，而植被站则为(123.42 ± 72.90)°。在相对湿度方面，光滩站最高((60.42 ± 14.46)%)，潮沟站最低((56.59 ± 19.23)%)，但整体差异较小。滩面水位在潮沟站和光滩站较高(分别为(0.27 ± 0.14)m 和(0.28 ± 0.34)m)，植被站最低((0.07 ± 0.07)m)，反映出不同生境水文条件的明显差异。温度在 3 个生境间变化较为一致，差异相对较小。

图 3 展示了不同生境中 5 个环境因子(风速、风



$p < 0.001$ 表示 Kruskal-Wallis 总体检验结果；* 表示 Dunn 事后比较差异显著（$p < 0.05$）。

图 2 不同生境下 3 种大气颗粒物的沉降通量

Fig. 2 Deposition fluxes of three types of atmospheric particulate matter in different habitats

表 2　不同生境环境因子的统计特征

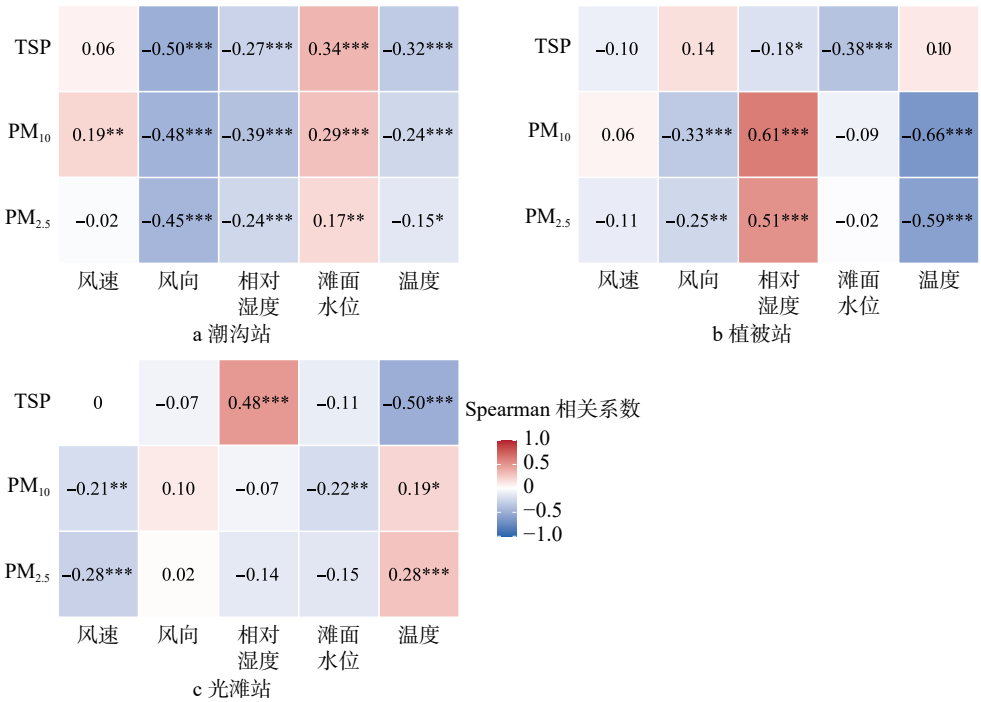
Tab. 2　Statistical characteristics of environmental factors in different habitats

生境	风速/(m·s^{-1})	风向/(°)	相对湿度/%	滩面水位/m	温度/℃
潮沟站	6.35 ± 3.92	189.8 ± 103.62	56.59 ± 19.23	0.27 ± 0.14	15.78 ± 5.15
植被站	5.32 ± 3.04	123.42 ± 72.90	59.20 ± 17.10	0.07 ± 0.07	16.04 ± 4.82
光滩站	5.40 ± 2.79	221.76 ± 90.00	60.42 ± 14.46	0.28 ± 0.34	16.84 ± 3.69

向、相对湿度、滩面水位和温度)与 3 种颗粒物沉降通量之间的 Spearman 相关关系。总体而言，不同生境中环境因子与颗粒物沉降通量的相关性存在显著差异。其中，潮沟站中达到显著相关水平的环境因子数量相对较多，而植被站和光滩站则相对较少，且分布特征差异明显。就环境因子而言，相对湿度和温度与颗粒物沉降通量在多数情况下呈现显著相关，风向和滩面水位次之，风速的相关性相对较弱。此外，$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 与环境因子的相关性特征较为一致，而 TSP 与环境因子的相关性则表现出一定差异。

潮沟站中，环境因子与颗粒物沉降通量之间的相关性最为显著。风向、相对湿度、滩面水位和温度均与 3 种颗粒物沉降通量呈显著相关($p < 0.05$)，且相关性方向一致(图 3a)。其中，风向与颗粒物沉降通量呈显著负相关，相关系数相对较高，$PM_{2.5}$、PM_{10} 和 TSP 的相关系数 r 分别为−0.45、−0.48 和−0.50；相对湿度与 3 种颗粒物沉降通量呈极显著负相关($p < 0.001$)；滩面水位与 3 种颗粒物沉降通量均呈显著正相关($p < 0.01$)，且相关系数随颗粒物粒径增加而增强；温度与 3 种颗粒物沉降通量均呈显著负相关。相比之下，植被站中环境因子与颗粒物沉降通量的相关性较弱(图 3b)。其中，温度与 $PM_{2.5}$、PM_{10} 及 TSP 均呈显著负相关($p < 0.05$)；相对湿度与 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 沉降通量呈显著正相关，而与 TSP 呈较弱的负相关；滩面水位与 TSP 沉降通量呈显著负相关($r = -0.38$, $p < 0.001$)；风向与部分颗粒物沉降通量呈显著负相关($p < 0.01$)，而风速与 3 种颗粒物沉降通量之间整体未表现出显著相关关系(图 3b)。在光滩站，TSP 沉降通量与相对湿度呈显著正相关($r = 0.48$, $p < 0.001$)；温度与 TSP 沉降通量呈显著负相关，但与 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 沉降通量呈显著正相关(图 3c)。风速、风向与颗粒物沉降通量的相关性整体较弱，仅在部分情况下表现出统计学显著性(图 3c)。

总体来看，Spearman 相关分析结果表明，温度和相对湿度是影响不同生境大气颗粒物沉降通量的主要环境因子，滩面水位次之。相比之下，风速和风向作为动力因子，其相关性相对有限，表明其对颗粒物沉降的影响可能具有一定的非线性特征，难以通



*、**和***分别表示相关性在 $p < 0.05$、$p < 0.01$ 和 $p < 0.001$ 水平上显著。

图 3　不同生境环境因子与大气颗粒物沉降通量的 Spearman 相关分析

Fig. 3　Spearman's correlation analysis of environmental factors in different habitats and atmospheric particulate matter deposition flux

过简单相关分析加以刻画。因此，有必要采用非线性模型进一步对环境因子与颗粒物沉降通量之间的关系进行深入分析。

2.3 不同生境环境因子对大气颗粒物沉降通量的贡献

鉴于 Spearman 相关性仅反映环境因子与沉降通量之间的线性关系，而实际环境中非线性响应更为常见，因此需分析 5 个环境因子与沉降通量之间的非线性响应关系。本研究采用 GAM 模型分析了不同生境内颗粒物沉降通量对 5 种环境因子之间的动态响应。以 3 种颗粒物沉降通量为因变量，以风速、风向、相对湿度、滩面水位和温度为自变量，构建多因素 GAM 模型并讨论其响应特征。GAM 多因素模拟结果见表 3。

在 3 种生境中，植被站的 GAM 模型解释能力最高，3 种颗粒物沉降通量的模型决定系数 R^2 值分别为 0.699 8、0.654 0 和 0.756 9。光滩站的解释能力次之，潮沟站最弱，其中 $PM_{2.5}$ 沉降通量的解释能力最低。滨海湿地颗粒物沉降过程受多重环境因子及其交互作用的共同影响，呈现显著的非线性特征，现有统计模型难以完全解释沉降通量的全部变化。此外，潮沟水位波动、微地形变化及局部湍流过程较为复杂，进一步降低了模型的解释能力。尽管不同模型解释能力存在差异，但生境间模型拟合效果及主导因子的变化仍具有明确的生态学意义。

图 4 展示了不同生境中各环境因子对颗粒物沉降通量的贡献率。总体而言，相对湿度的贡献率最高，其次为风速和风向。各环境因子的贡献率在不同粒径颗粒物及不同生境间存在明显差异(表 3，图 4)。

植被站表现出最强的因子–通量响应关系，其中相对湿度和滩面水位对 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 沉降通量的影响最为显著。相对湿度对 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 沉降通量的贡献率最高，分别为 23.53% 和 22.91%，且均呈现出显著的非线性效应(Edf ≈ 4，$p < 0.001$)。滩面水位也具有显著影响(ΔR^2 = 0.054 4 ~ 0.133 7)，而风速、风向和温度的贡献相对较小或不显著。对于 TSP，风速的贡献最高(ΔR^2 = 0.113 7，图 4)。在光滩站，风向对 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 沉降通量的贡献最大(ΔR^2 分别为 0.170 6 和 0.091 0)，并呈现显著非线性效应(Edf > 3，$p < 0.01$)。相对湿度为 TSP 沉降通量的主要控制因子(ΔR^2 = 0.110 1)，且呈显著非线性关系(Edf ≈ 3.9，$p < 0.001$)，其余因子贡献较小。潮沟站中，风速和相对湿度对颗粒物沉降通量的贡献相对较高。对于 PM_{10}，相对湿度贡献最大(ΔR^2 = 0.140 2)，其次为风速(ΔR^2 = 0.086 8)，且二者均呈显著非线性关系($p < 0.001$)。对于 TSP，相对湿度、风向和风速的贡献相近(ΔR^2 = 0.059 7 ~ 0.077 0)，均表现出显著的非线性特征(Edf ≈ 3 ~ 4，$p < 0.001$)。

综上所述，不同生境中环境因子对颗粒物沉降通量的贡献存在显著差异，但总体上以相对湿度为主导因子，其次为滩面水位、风向和风速。相对湿度在多个生境及不同粒径颗粒物中均表现出较高的贡献率，并呈现出稳定且显著的非线性响应特征，而其他因子的影响则随不同生境和颗粒物粒径变化。上述结果表明，颗粒物沉降过程受关键环境因子的显著非线性调控。为进一步揭示其作用机制，有必要结合偏效应曲线分析关键环境因子的具体响应过程。

2.4 不同生境上大气颗粒物沉降通量对环境因子的响应

为进一步探究关键环境因子与颗粒物沉降通量之间的响应关系，绘制了如图 5 ~ 7 所示的平滑曲线。总体而言，各关键环境因子的平滑项均表现出明显的非线性特征，在不同取值区间内对应的偏效应存在差异，表明颗粒物沉降过程受环境因子的阶段性调控。

在潮沟站，相对湿度和风向对 PM_{10} 和 TSP 沉降通量的偏效应较为突出，整体呈现先增强后减弱的趋势。当相对湿度处于 30% ~ 40% 区间时，偏效应值较高且为正；在 60% ~ 80% 区间内，对 PM_{10} 仍表现为正偏效应，但作用强度有所减弱。风向在 100° ~ 150°范围内对应较高的正偏效应值。在植被站，相对湿度对 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 沉降通量的偏效应较为显著，在较高湿度条件(> 80%)下，其偏效应整体处于较高正值水平。此外，TSP 沉降通量对风速变化也表现出一定敏感性，在低风速条件下正偏效应值相对较高。在光滩站，$PM_{2.5}$ 沉降通量对风向变化较为敏感，在 100° ~ 150°范围内对应较高正偏效应值；TSP 沉降通量对相对湿度的响应也表现出明显的区间差异，不同湿度条件下偏效应方向和强度存在差异。

综合来看，较高的相对湿度、较低的风速及特定风向条件总体上更有利于颗粒物沉降。平滑曲线结果进一步表明，不同生境中关键环境因子与颗粒物沉降通量之间普遍存在非线性响应关系，且其作用强度随环境条件变化而变化。

3 讨 论

3.1 不同生境对大气颗粒物沉降效果的影响

不同生境中大气颗粒物沉降通量存在显著差异(图 2)，表明生境条件通过改变地表结构及近地表气动力过程，对颗粒物沉降与再悬浮产生重要影响。在滨海湿地中，植被覆盖、水分条件及微地形变化通过改变地表粗糙度和近地表湍流结构，调节颗粒物

表 3　不同生境环境因子对大气颗粒物沉降通量的平滑项检验结果及变量贡献率

Tab. 3　Significance tests of smooth terms and relative contributions of environmental factors to atmospheric particulate matter deposition fluxes across different habitats

站点	通量类型	平滑效应变量	Edf	p	ΔR^2	R^2
潮沟站	$PM_{2.5}$	s（风速）	3.44	< 0.001	0.098 8	0.229 8
		s（风向）	3.32	< 0.001	0.080 6	
		s（相对湿度）	1.00	< 0.01	0.030 8	
		s（滩面水位）	3.13	0.080	0.020 2	
		s（温度）	3.10	0.064	0.011 5	
	PM_{10}	s（风速）	3.65	< 0.001	0.086 8	0.368 4
		s（风向）	1.63	< 0.001	0.048 1	
		s（相对湿度）	3.83	< 0.001	0.140 2	
		s（滩面水位）	2.94	0.155	0.019 7	
		s（温度）	3.24	< 0.05	0.017 6	
	TSP	s（风速）	3.28	< 0.001	0.059 7	0.477 4
		s（风向）	3.36	< 0.001	0.071 2	
		s（相对湿度）	3.74	< 0.001	0.077 0	
		s（滩面水位）	1.00	0.664	−0.002 1	
		s（温度）	3.59	< 0.001	0.049 4	
植被站	$PM_{2.5}$	s（风速）	1.43	0.643	0.001 2	0.699 8
		s（风向）	2.87	0.073	0.021 7	
		s（相对湿度）	3.92	< 0.001	0.235 3	
		s（滩面水位）	3.29	< 0.001	0.054 4	
		s（温度）	1.00	0.273	−0.001 0	
	PM_{10}	s（风速）	3.07	0.076	0.025 2	0.654 0
		s（风向）	1.00	0.958	−0.003 0	
		s（相对湿度）	3.92	< 0.001	0.229 1	
		s（滩面水位）	3.58	< 0.001	0.133 7	
		s（温度）	1.00	0.144	0.004 5	
	TSP	s（风速）	3.73	< 0.001	0.113 7	0.756 9
		s（风向）	2.74	< 0.05	0.017 3	
		s（相对湿度）	2.40	0.065	0.023 0	
		s（滩面水位）	2.41	< 0.001	0.044 5	
		s（温度）	1.00	0.775	−0.001 6	
光滩站	$PM_{2.5}$	s（风速）	2.85	< 0.01	0.059 6	0.403 4
		s（风向）	3.59	< 0.001	0.170 6	
		s（相对湿度）	3.69	< 0.001	0.058 1	
		s（滩面水位）	1.00	0.622	−0.003 7	
		s（温度）	2.74	< 0.05	0.032 9	
	PM_{10}	s（风速）	2.22	0.179	0.017 6	0.299 1
		s（风向）	3.35	< 0.01	0.091 0	
		s（相对湿度）	3.58	< 0.01	0.040 4	
		s（滩面水位）	1.00	0.776	−0.004 8	
		s（温度）	3.27	< 0.05	0.029 4	
	TSP	s（风速）	1.00	0.975	−0.003 4	0.492 2
		s（风向）	1.00	0.486	−0.001 2	
		s（相对湿度）	3.88	< 0.001	0.110 1	
		s（滩面水位）	1.00	0.929	−0.003 4	
		s（温度）	3.46	0.051	0.023 5	

注：Edf 表示有效自由度，衡量模型中平滑函数的复杂度。模型R^2用于评估GAM模型对颗粒物沉降通量变异的整体解释能力。不同环境因子的变量贡献度通过逐一剔除单个解释变量后模型R^2的下降幅度ΔR^2进行评估，ΔR^2越大，表明该变量对沉降通量变异的独立解释作用越强。

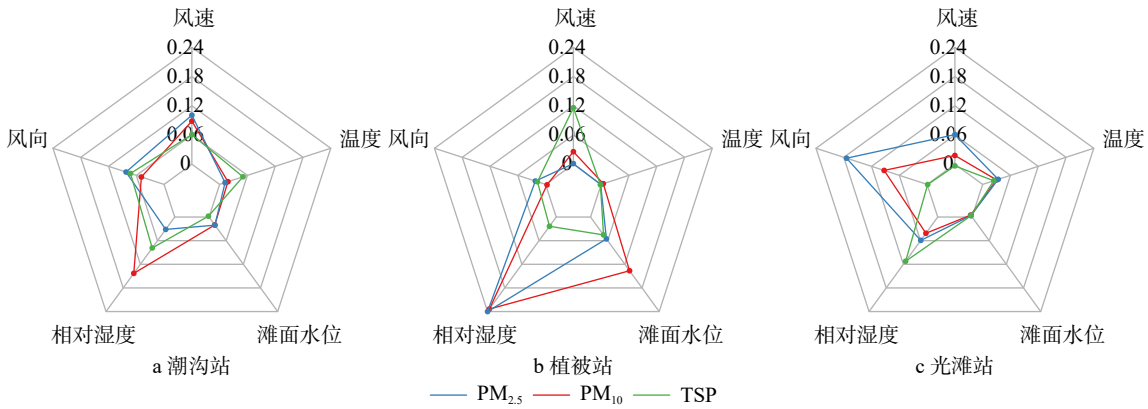
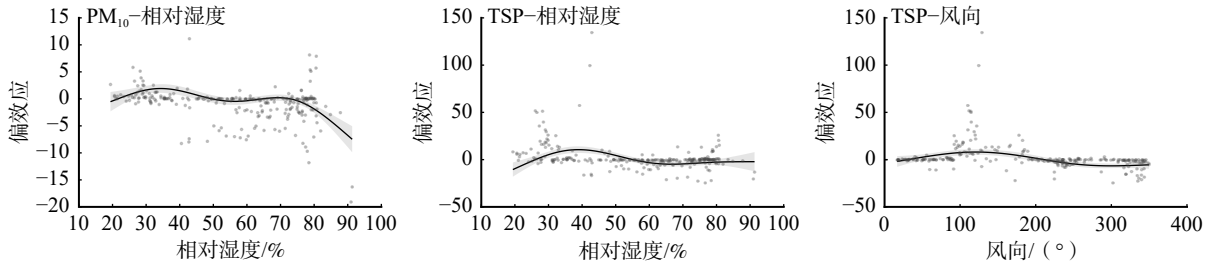


图 4 各生境不同环境因子对大气颗粒物沉降通量贡献率的雷达图

Fig. 4 Radar chart illustrating the contribution of various environmental factors to atmospheric particulate matter deposition flux across different habitats



实线表示单一环境因子的平滑效应估计值，阴影区域表示 ±2 倍标准误范围，散点代表观测数据。纵坐标表示环境因子对颗粒物沉降通量的偏效应（partial effect），即在控制其他变量影响的条件下，该因子对响应变量的相对贡献。值为 0 表示该因子对沉降通量无明显影响，正值表示促进沉降，负值表示抑制沉降，其绝对值大小反映影响强度。纵坐标为各因子对颗粒物沉降通量的偏效应（partial effect），表示在控制其他变量影响后，某一环境因子对沉降通量的相对影响程度。下同。

图 5 潮沟站环境因子对大气颗粒物沉降通量影响的 GAM 平滑响应曲线

Fig. 5 GAM-smoothed response curves showing the influence of environmental factors on atmospheric particulate matter deposition flux at the Tidal Creek Station

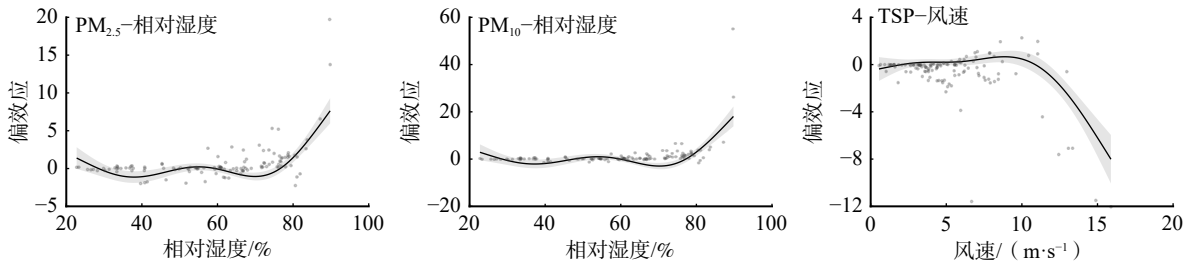


图 6 植被站环境因子对大气颗粒物沉降通量影响的 GAM 平滑响应曲线

Fig. 6 GAM-smoothed response curves illustrating the influence of environmental factors on atmospheric particulate matter deposition flux at the Vegetation Station

的垂直输送过程。

植被覆盖是影响颗粒物沉降的重要因素之一，可通过植被捕获、提高地表气动粗糙度、耗散气流动能及调节近地层湍流结构等方式稳定颗粒物沉降过程[31−33]，减少颗粒物再悬浮频率[34]，从而提升沉降通量并减小通量波动。类似机制在其他生态系统中亦有报道。例如，Barbano 等[31]在意大利城市社区开展的模拟实验表明，树木能够通过限制局部环流和降低湍流强度来抑制气流。已有研究[35−37]指出，植被通过吸附、截留等方式捕获大气颗粒物，降低其在空气中的浓度。植被站内优势种盐地碱蓬虽株高较低且叶面积有限，单株滞尘能力相对较弱，但其分布密集、覆盖范围广，可显著提高地表粗糙度[38]，增加颗粒物与地表的接触频率，从而促进可吸入颗粒物的沉降[39−40]。受上述机制共同作用，植被覆盖对沉降通量波动具有明显调节作用，该特征在 TSP 中表现尤为明显。通量波动程度总体呈现“光滩站 > 潮沟站 > 植被站”的规律，与植被覆盖梯度一致。此外，不同粒径颗粒物在植被站的沉降通量存在明显差异。$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 粒径较小，更易受湍流扩散和气流输送影响，因而净沉降通量较高。相比之下，TSP 粒径较大，惯性效应更强，更易受风速扰动和地表不稳定

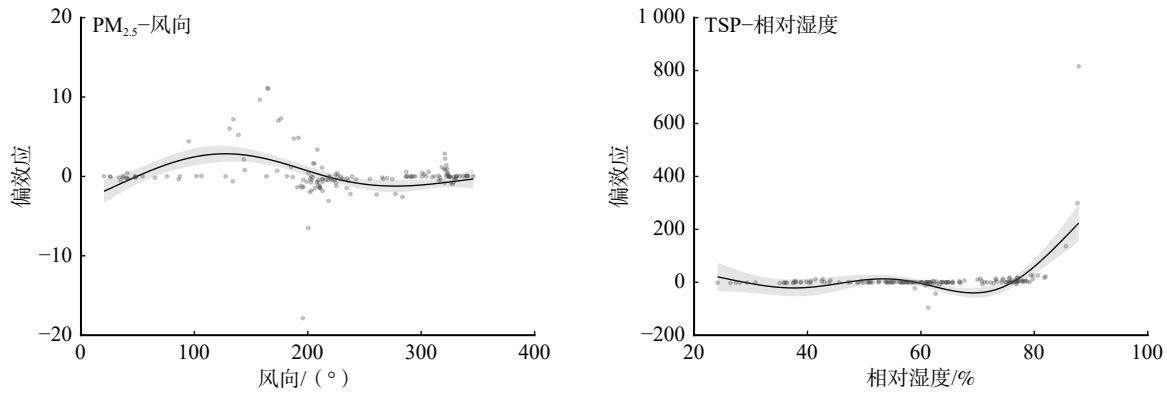


图 7　光滩站环境因子对大气颗粒物沉降通量影响的 GAM 平滑响应曲线

Fig. 7　GAM-smoothed response curves showing the influence of environmental factors on atmospheric particulate matter deposition flux at the Tidal Flat Station

条件影响而发生再悬浮，从而削弱其净沉降通量。

与植被站相比，潮沟站中 3 种颗粒物的再悬浮现象更为明显，该过程可能受微地形特征及潮汐水动力的协同影响。潮沟凹陷微地形会改变近地层风速分布，增强气流剪切作用并调整湍流结构[41]，从而提高颗粒物再悬浮的发生频率。同时，潮汐往复及潮沟水位变化使地表粗糙度处于动态变化状态，进一步加剧了沉降过程的不确定性。光滩站由于缺乏植被覆盖，裸露地表的表面粗糙度较低[42]，近地表风速相对较大[43]，在增强 TSP 动力输送的同时，也可能加剧再悬浮风险[44]。此外，光滩站缺乏植被缓冲作用，地表水位变化更易引起粗糙度和湍流结构的剧烈波动，从而增强颗粒物沉降过程的不稳定性。然而，从整体特征来看，光滩站 TSP 的再悬浮强度相对较低，这可能与其长期受潮汐积水影响有关。较高的地表湿度能够增强土壤黏性，提高地表颗粒物附着能力，从而在一定程度上抑制再悬浮过程。与森林、草原等相对稳定的陆地生态系统相比，滨海湿地地表结构不均匀程度更高，且受潮汐作用影响显著。滩面水位的周期性变化导致地表粗糙度和下垫面性质在短时间尺度内频繁改变，从而使颗粒物沉降与再悬浮过程呈现出更强的动态性和不稳定性。

总体而言，不同生境下沉降通量及其波动特征的差异，主要反映了地表结构与水文、气象过程协同作用下的综合调控效应。在滨海湿地中，植被覆盖可促进颗粒物沉降并稳定其通量变化；而潮沟站及光滩站地表受水动力和地形扰动影响，易发生再悬浮，导致沉降过程波动较大。需要指出的是，不同生境的空间位置及微地形条件也可能影响局地气象条件，但由于本研究站点距离较近且已纳入主要气象因子进行分析，故生境差异仍被认为是重要影响因素。未来仍需通过多尺度观测进一步区分地形与生境结构的相对贡献。

3.2　环境因子对大气颗粒物沉降效果的影响强度

在不同生境条件差异的基础上，环境因子对颗粒物沉降通量的调控作用主要体现在相关性强度及贡献率的差异上。总体而言，相对湿度是各生境中对颗粒物沉降影响最为显著的关键因子，在不同粒径颗粒物中均表现出显著相关性及较高的贡献率（表 3，图 3、4）。在植被站和光滩站，相对湿度对 $PM_{2.5}$、PM_{10} 和 TSP 的沉降过程均具有显著控制作用。在较高相对湿度条件下，颗粒物易发生吸湿增长和粒径增大，进而提高沉降效率[45−47]。同时，高湿环境往往伴随降雨发生，通过湿沉降进一步强化颗粒物去除作用，尤其对 TSP 影响更为显著[48]。与城市绿地和草地生态系统类似，相对湿度和降雨对颗粒物沉降具有重要调控作用。例如，Yao 等[49]发现降雨量是解释城市绿地中 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 变化的关键因子；Wang 等[48]进一步发现，降雨量会加速草本植物叶片表面颗粒物的溶出，从而增强植物对颗粒物的滞留作用。在滨海湿地中，相对湿度除受降雨控制外，还受潮汐过程和潮沟水位变化的影响，其变化更加频繁且具有周期性，从而可能进一步强化其对颗粒物沉降过程的调控作用。

相比之下，风速和风向对颗粒物沉降通量的影响次之，整体表现为负相关关系，表明动力条件增强可能促进颗粒物再悬浮过程，从而削弱净沉降通量。风向主要反映不同来流方向所对应的颗粒物输送路径及局地风场结构差异[50]。在潮沟站和光滩站，风场因子对颗粒物沉降通量的贡献率相对较高，而在植被站中则表现较弱。这可能与植被削弱了近地表气流，限制了风场因子对颗粒物沉降过程的影响有关。

滩面水位在多数情况下对可吸入颗粒物沉降的贡献有限，但在植被站中表现出相对显著的影响（表 3，图 4），表明其主要通过调控地表气动粗糙度及植被生理状态影响沉降过程。已有研究表明，淹

没程度变化会影响地表气动粗糙度[51]。植被站的气动粗糙度较高，其受影响程度也较大。此外，滩面水位起伏可能通过调节盐地碱蓬的水分状态影响其生理过程，如改变叶片湿润程度及气孔开闭状态，进而影响其对颗粒物的捕获与吸附能力。有研究表明，淹水条件可降低气孔导度并抑制光合作用过程[52]，而叶片表面湿润度的增加则有助于增强颗粒物的滞留能力。因此，在植被站，滩面水位通过同时调节地表气动力结构和植被生理状态，对颗粒物沉降过程产生综合影响，从而在该生境中表现出更为显著的调控作用。

综上所述，不同环境因子对颗粒物沉降通量的调控作用存在差异。其中，相对湿度在各生境中均表现为主导因子，通过促进颗粒物吸湿增长及湿沉降过程，显著增强沉降作用。风场因子主要通过影响颗粒物输送与再悬浮过程发挥调控作用，而滩面水位作为滨海湿地特有因子，则通过改变地表气动力结构及植被状态，对沉降过程产生综合影响。在不同生境条件下，上述因子的作用方式及重要性存在差异，共同决定了颗粒物沉降过程的空间异质性。

3.3 大气颗粒物沉降对主导环境因子的响应模式

总体来看，不同生境条件下对颗粒物沉降通量贡献率较高的环境因子，其作用过程普遍表现出显著的非线性特征，并在特定取值范围内存在有利于沉降的响应区间，即沉降通量对应较高正偏效应的区间(图 5～7)。

在各类环境因子中，相对湿度对颗粒物沉降的影响最为显著。当相对湿度处于 30%～45% 及高于 80% 的区间时，3 种颗粒物均表现出较为明显的正偏效应(图 5～7)。这一结果与已有研究较为一致，即中高湿环境有利于增强颗粒物吸湿沉降[53]。在生境差异方面，植被站由于地表存在植被覆盖，高湿条件可能通过增强叶面润湿与颗粒物黏附作用，提高可吸入颗粒物的截留效率；而在光滩站，高湿条件更可能促进粗颗粒物吸湿增长及粒径增大，从而提高其沉降效率。风场因子作为影响颗粒物输送与再悬浮的重要动力条件，在沉降过程中也发挥着重要作用。结果表明，在东南风条件下，颗粒物沉降通量表现出相对较高的正偏效应(图 5、7)，这可能与高湿气团输送和局地微气象环境的形成有关。在潮沟站，当主导风向与潮沟延伸方向一致时，气流在沟道内可能发生导流作用，进而改变近地层气流结构和地表剪切应力，并进一步影响颗粒物再悬浮与输送过程[41]。同时，潮沟站和光滩站地表较为裸露，使得颗粒物对风向变化更为敏感。风速主要通过调节湍流强度和再悬浮过程影响沉降通量；在低风速条件有利于颗粒物沉降，而较高风速会增强再悬浮作用，从而降低净沉降强度[44]。

综上，不同环境因子对颗粒物沉降通量的影响普遍表现出显著的非线性响应特征，并在特定取值范围内表现出对颗粒物沉降的增强效应。受潮汐及水文过程影响，滨海湿地环境因子变化频繁且具有周期性，使上述最优响应区间呈现出动态变化特征，进一步增强了颗粒物沉降过程的复杂性。

4 结　　论

滨海湿地不同生境通过改变下垫面结构和微气象条件，形成了差异化的大气颗粒物沉降调控机制。

(1)生境通过调节地表粗糙度与近地表气动力过程，改变颗粒物沉降与再悬浮的相对强度，从而导致沉降通量及其波动特征呈现显著的空间异质性。植被覆盖通过增加地表粗糙度和削弱气流扰动，增强了 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的拦截与稳定沉降能力；而光滩站与潮沟站受水动力和地形扰动影响显著，再悬浮过程活跃，使沉降过程呈现出较强的不稳定性。

(2)不同生境条件下，环境因子对颗粒物沉降通量的调控作用存在显著差异。相对湿度在各生境中均为主导因子，对沉降通量具有较强且稳定的解释能力；风场因子主要通过影响输送与再悬浮过程发挥调节作用，其影响在植被覆盖条件下有所减弱；滩面水位则表现出明显的生境差异，在植被站中作用更为显著。不同因子的作用方式和重要性差异导致颗粒物沉降过程呈现出明显的空间异质性。

(3)环境因子与沉降通量之间普遍存在显著的非线性响应关系，不同因子对应特定的有利沉降取值区间。其中，较高的相对湿度、偏南风向和较低的风速对应较高的沉降通量正偏效应。这一结果为通过调控微气象条件或优化生境结构以增强颗粒物沉降提供了理论依据。

本研究从气象因子角度揭示了不同生境条件下大气颗粒物沉降的差异及其非线性响应特征，但在机制解析与尺度拓展方面仍有提升空间。基于植被生境显著促进细颗粒物沉降的结果，未来可引入植被因子，量化盐地碱蓬群落结构(如覆盖度、株高和叶面积指数)与沉降效率之间的关系，以深化植被作用机制。同时，针对相对湿度的主导作用，可结合颗粒物化学组成，探讨水溶性离子及重金属等成分在沉降过程中的差异及吸湿增长的影响。在尺度上，可结合区域模型开展多尺度研究，评估滨海湿地对区域颗粒物削减的贡献。在应用层面，可通过优化植被结构和调节水位等方式提升湿地对颗粒物的削减能力。需要指出的是，本研究在每类生境中仅设

置 1 个代表性观测样点，研究结果主要反映典型生境条件下颗粒物沉降过程的差异特征，未来仍需增加空间重复样点，以进一步验证研究结论的普适性。此外，由于本研究观测时间主要集中于春季，时间尺度相对有限，未来仍需在不同季节条件下开展长期连续观测，以进一步验证相关机制的稳定性与普适性。

参 考 文 献

[1] Czwojdzińska M, Terpińska M, Kuźniarski A, et al. Exposure to $PM_{2.5}$ and PM_{10} and COVID-19 infection rates and mortality: a one-year observational study in Poland [J]. Biomedical Journal, 2021, 44(6): S25−S36.

[2] Zhou L, Liu G J, Shen M C, et al. Characteristics of indoor dust in an industrial city: comparison with outdoor dust and atmospheric particulates [J]. Chemosphere, 2021, 272: 129952.

[3] Farmer D K, Boedicker E K, DeBolt H M. Dry deposition of atmospheric aerosols: approaches, observations, and mechanisms [J]. Annual Review of Physical Chemistry, 2021, 72: 375−397.

[4] Spiridonov V, Ćurić M. Fundamentals of meteorology[M]. Cham Switzerland: Springer, 2021: 327−347.

[5] Zhang X R, Xiao X, Wang F, et al. Observed sensitivities of $PM_{2.5}$ and O_3 extremes to meteorological conditions in China and implications for the future [J]. Environment International, 2022, 168: 107428.

[6] Chen Z Y, Chen D L, Zhao C F, et al. Influence of meteorological conditions on $PM_{2.5}$ concentrations across China: a review of methodology and mechanism [J]. Environment International, 2020, 139: 105558.

[7] Zhao S P, Yin D Y, Yu Y, et al. $PM_{2.5}$ and O_3 pollution during 2015–2019 over 367 Chinese cities: spatiotemporal variations, meteorological and topographical impacts [J]. Environmental Pollution, 2020, 264: 114694.

[8] 张莉, 李铖, 谭皓泽, 等. 广州典型城市林地对大气颗粒物的削减效应及影响因素 [J]. 生态环境学报, 2023, 32(2): 341−350.
Zhang L, Li C, Tan H Z, et al. Particulate matter reduction effects of typical urban forests in Guangzhou and their influencing factors [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2023, 32(2): 341−350.

[9] Donateo A, Pappaccogli G, Scoto F, et al. Aerosol dry deposition fluxes on snow during the ALPACA campaign in Fairbanks, Alaska [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2025, 25(23): 18129−18156.

[10] Chang M, Cao J C, Ma M R, et al. Dry deposition of reactive nitrogen to different ecosystems across eastern China: a comparison of three community models [J]. Science of the Total Environment, 2020, 720: 137548.

[11] 张孟燊, 陈志辉, 徐敏, 等. 不同污染天气下大气颗粒物及化学成分干沉降通量的粒径演变特征 [J]. 生态环境学报, 2024, 33(12): 1882−1890.
Zhang M S, Chen Z H, Xu M, et al. Particle size evolution characteristics of atmospheric particulate matter and chemical composition dry deposition fluxes under different polluted weather conditions [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2024, 33(12): 1882−1890.

[12] Yu L M, Li R, Zhang C, et al. Assessing the atmospheric deposition of inorganic nitrogen and phosphorus over the Yellow Sea [J]. Regional Studies in Marine Science, 2025, 89: 104261.

[13] Walters L J, Serrate M, Blanchard T, et al. Raining plastics: Quantification of atmospheric deposition of plastic and anthropogenic particles into an estuary of national significance with the assistance of citizen scientists [J]. Environments, 2025, 12(11): 424.

[14] Liu Y, Zhang Z M. Effects of atmospheric particulate matter on microbial communities in wetland ecosystems [J]. Water, 2024, 17(1): 66.

[15] Liu J, Zhang Y, Jiang S L, et al. Atmospheric nitrogen deposition fluxes into coastal wetlands and their impacts on ecosystem carbon sequestration in East Asia [J]. Biogeosciences, 2026, 23(2): 709−725.

[16] Jiang R Y, Xie C K, Man Z H, et al. LCZ method is more effective than traditional LUCC method in interpreting the relationship between urban landscape and atmospheric particles [J]. Science of the Total Environment, 2023, 869: 161677.

[17] Pickell D J, Hawley R L, LeWinter A. Spatiotemporal patterns of accumulation and surface roughness in interior Greenland with a GNSS-IR network [J]. The Cryosphere, 2025, 19(3): 1013−1029.

[18] Wei Z Y, Jian Z, Sun Y J, et al. Ecological sustainability and high-quality development of the Yellow River Delta in China based on the improved ecological footprint model [J]. Scientific Reports, 2023, 13(1): 3821.

[19] Yan J F, Zhu J, Zhao S Y, et al. Coastal wetland degradation and ecosystem service value change in the Yellow River Delta, China [J]. Global Ecology and Conservation, 2023, 44: e02501.

[20] Li Y R, Yu X, Zhang J H, et al. Improved classification of coastal wetlands in Yellow River Delta of China using resnet combined with feature-preferred bands based on attention mechanism [J]. Remote Sensing, 2024, 16(11): 1860.

[21] Wei W, Wang Y, Bai H X, et al. Insights into atmospheric oxidation capacity and its impact on $PM_{2.5}$ in megacity Beijing via volatile organic compounds measurements [J]. Atmospheric Research, 2021, 258: 105632.

[22] 储王辉. 东营市大气颗粒物与臭氧的相互影响研究 [D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2023.
Chu W H. Study on the interaction between atmospheric particulate matter and ozone in Dongying [D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2023.

[23] Chen L, Zhu J, Liao H, et al. Meteorological influences on $PM_{2.5}$ and O_3 trends and associated health burden since China's clean air actions [J]. Science of the Total Environment, 2020, 744: 140837.

[24] 李鑫玉, 王静璞, 王周龙. 空气动力学粗糙度研究进展 [J]. 干旱区地理, 2023, 46(3): 407−417.
Li X Y, Wang J P, Wang Z L. Research progress on aerodynamic roughness [J]. Arid Land Geography, 2023, 46(3): 407−417.

[25] 薛晶, 侯占峰, 刘海洋等. 草原灌木带空气动力学粗糙度研究 [J]. 干旱地区农业研究, 2016, 34(6): 253−256.
Xue J, Hou Z F, Liu H Y, et al. Study on aerodynamic roughness of grassland shrub belt [J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2016, 34(6): 253−256.

[26] Zhang C L, Yuan Y X, Zou X Y, et al. A comparison of the aerodynamic characteristics of four kinds of land surface in wind

erosion areas of northern China [J]. Catena, 2022, 212: 106112.

[27] 赵雄飞, 王体健, 黄满堂, 等. 大气污染物干沉降速度和通量的计算方法比较: 以南京仙林地区为例 [J]. 装备环境工程, 2019, 16(6): 129−137.
Zhao X F, Wang T J, Huang M T, et al. Comparison of methods for dry deposition velocity and flux estimation of atmospheric pollutants: a case study in Xianlin District, Nanjing [J]. Equipment Environmental Engineering, 2019, 16(6): 129−137.

[28] Padro J. Summary of ozone dry deposition velocity measurements and model estimates over vineyard, cotton, grass and deciduous forest in summer [J]. Atmospheric Environment, 1996, 30(13): 2363−2369.

[29] 潘小乐, 王自发, 王喜全, 等. 秋季在北京城郊草地下垫面上的一次臭氧干沉降观测试验 [J]. 大气科学, 2010, 34(1): 120−130.
Pan X L, Wang Z F, Wang X Q, et al. An observation study of ozone dry deposition over grassland in the suburban area of Beijing [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences, 2010, 34(1): 120−130.

[30] Dyer A J. A review of flux-profile relationships [J]. Boundary-Layer Meteorology, 1974, 7(3): 363−372.

[31] Barbano F, Sabatino S D, Stoll R, et al. A numerical study of the impact of vegetation on mean and turbulence fields in a European-city neighbourhood [J]. Building and Environment, 2020, 186: 107293.

[32] Yoshikai M, Mullarney J C, Nelli V, et al. The effects of vegetation height and density on flow and turbulence within and behind a patch of vegetation[C]//The proceedings of the 41st IAHR world congress. Singapore: International Association for Hydro-Environment Engineering and Research, 2025, 2: 1576−1577.

[33] Jiang N, Cheng H, Liu C C, et al. A wind tunnel study of the effects of vegetation structural characteristics on the airflow field [J]. Catena, 2024, 242: 108064.

[34] Banari A, Hertel D, Schlink U, et al. Simulation of particle resuspension by wind in an urban system [J]. Environmental Fluid Mechanics, 2023, 23(1): 41−63.

[35] Yang J, McBride J, Zhou J X, et al. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction [J]. Urban Forestry & Urban Greening, 2005, 3(2): 65−78.

[36] Nowak D J, Crane D E, Stevens J C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States [J]. Urban Forestry & Urban Greening, 2006, 4(3): 115−123.

[37] Tallis M, Taylor G, Sinnett D, et al. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments [J]. Landscape and Urban Planning, 2011, 103(2): 129−138.

[38] Kent C W, Lee K, Ward H C, et al. Aerodynamic roughness variation with vegetation: analysis in a suburban neighbourhood and a city park [J]. Urban Ecosystems, 2018, 21(2): 227−243.

[39] Kok J F, Parteli E J R, Michaels T I, et al. The physics of wind-blown sand and dust [J]. Reports on Progress in Physics, 2012, 75(10): 106901.

[40] Zhu D, Gillies J A, Etyemezian V, et al. Evaluation of the surface roughness effect on suspended particle deposition near unpaved roads [J]. Atmospheric Environment, 2015, 122: 541−551.

[41] Finnigan J, Ayotte K, Harman I, et al. Boundary-Layer flow over complex topography [J]. Boundary-Layer Meteorology, 2020, 177(2): 247−313.

[42] 冯骥. 库布齐沙漠东部植被恢复对地表粗糙度的影响 [D]. 呼和浩特: 内蒙古师范大学, 2025.
Feng J. Effects of vegetation restoration on land surface roughness in the Eastern Hobq Desert, northern China[D]. Hohhot: Inner Mongolia Normal University, 2025.

[43] An L S, Alinejad N, Kim S J, et al. Experimental study on wind characteristics and prediction of mean wind profile over complex heterogeneous terrain [J]. Building and Environment, 2023, 243: 110719.

[44] 康丽娟, 朱广伟, 邹伟, 等. 高温干旱背景下太湖藻情变化特征及机制 [J]. 湖泊科学, 2023, 35(6): 1866−1880.
Kang L J, Zhu G W, Zou W, et al. Dynamics and mechanisms of cyanobacterial blooms in Lake Taihu reacted extreme drought and warming [J]. Journal of Lake Sciences, 2023, 35(6): 1866−1880.

[45] Ge S S, Su J, Zhao P S, et al. Characteristics of $PM_{2.5}$ hygroscopicity and the influences of water-soluble ions during haze events in Beijing [J]. Atmospheric Environment, 2024, 322: 120382.

[46] Wang Y F, Chen L, Chen R, et al. Effect of relative humidity on the deposition and coagulation of aerosolized SiO_2 nanoparticles [J]. Atmospheric Research, 2017, 194: 100−108.

[47] 包红光, 王成, 郄光发, 等. 城市公园外侧防护林结构对外源 $PM_{2.5}$ 的消减作用 [J]. 生态环境学报, 2016, 25(6): 987−993.
Bao H G, Wang C, Qie G F, et al. The effect of forest shelter belt on subduction of $PM_{2.5}$ in urban parks [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(6): 987−993.

[48] Wang J, Kong W, Li H, et al. Effects of meteorological factors on the retention of particulate matter in lawn grass blades [J]. Frontiers in Plant Science, 2025, 16: 1495212.

[49] Yao J, Wu S, Cao Y, et al. Dry deposition effect of urban green spaces on ambient particulate matter pollution in China [J]. Science of the Total Environment, 2023, 900: 165830.

[50] Kim K H, Lee S B, Woo D, et al. Influence of wind direction and speed on the transport of particle–bound PAHs in a roadway environment [J]. Atmospheric Pollution Research, 2015, 6(6): 1024−1034.

[51] Wu F C, Wen S H, Chou Y J. Variation of roughness coefficients for unsubmerged and submerged vegetation [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 1999, 125(9): 934−942.

[52] Duan H M, Ma Y C, Liu R R, et al. Effect of combined waterlogging and salinity stresses on euhalophyte *Suaeda glauca* [J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2018, 127: 231−237.

[53] 姜磊, 刘懿枢, 杨元建. 2015–2023 年江西省 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染时空特征及其与气象要素的关系分析 [J]. 环境科学研究, 2025, 38(3): 460−472.
Jiang L, Liu Y S, Yang Y J. Spatiotemporal features of $PM_{2.5}$ and O_3 pollution from 2015 to 2023 and their correlation with meteorological factors in Jiangxi Province [J]. Research of Environmental Sciences, 2025, 38(3): 460−472.

（责任编辑 范 娟
责任编委 孟 平）