

潘小乐, 王自发, 王喜全, 等. 2010. 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, 34 (1): 120–130. Pan Xiaole, Wang Zifa, Wang Xiquan, et al. 2010. An observation study of ozone dry deposition over grassland in the suburban area of Beijing [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 34 (1): 120–130.

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

潘小乐^{1, 2} 王自发^{1, 3*} 王喜全¹ 董华斌³ 谢付莹¹ 郭宇宏^{1, 4}

1 中国科学院大气物理研究所竺可桢-南森中心, 北京 100029

2 中国科学院研究生院, 北京 100049

3 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理和大气化学国家重点实验室, 北京 100029

4 新疆维吾尔自治区环境监测中心站, 乌鲁木齐 830011

摘要 2007年9月23日至10月13日, 在北京昌平区蟒山森林公园内, 利用浓度梯度观测法研究了秋季草地下垫面上臭氧的干沉降特征。研究表明: (1) 整个观测期间, 臭氧干沉降通量和干沉降速率平均值分别为 $-0.40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (负号表示方向指向地面) 和 0.55 cm/s 。(2) 臭氧干沉降通量和干沉降速率受观测点山谷风的影响, 当白天谷风主导时, 臭氧的干沉降通量最大, 其平均值为 $-0.67 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; 在山风、谷风转换期间, 其平均值为 $-0.44 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; 夜间山风主导时最小, 为 $-0.26 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。臭氧干沉降速率也呈现同样的变化规律, 三种情形下的平均沉降速率分别为 0.74 cm/s 、 0.50 cm/s 和 0.47 cm/s 。(3) 利用阻力模型计算了臭氧的植被冠层阻力 (R_c), 结果表明: 由于白天植被的光合作用, 叶面气孔打开, 冠层阻力相对较小, R_c 的平均值为 109.0 s/m ; 夜间植被叶面气孔关闭, 阻力有明显升高, R_c 的平均值为 217.7 s/m ; 在整个观测期间, R_c 的平均值为 184.0 s/m 。

关键词 臭氧 干沉降通量 沉降速率 冠层阻力 梯度法

文章编号 1006-9895 (2010) 01-0120-11

中图分类号 P402

文献标识码 A

An Observation Study of Ozone Dry Deposition over Grassland in the Suburban Area of Beijing

PAN Xiaole^{1, 2}, WANG Zifa^{1, 3*}, WANG Xiquan¹, DONG Huabin³, XIE Fuying¹, and GUO Yuhong^{1, 4}

1 Nansen-Zhu International Research Centre, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3 State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029

4 Environmental Monitoring Center Station, Xinjiang Uygur Autonomous Region, Urumqi 830011

Abstract The field experiment of ozone dry deposition over grassland was performed by using the concentration gradient method in the suburban area of Beijing which is often situated downwind of urban plumes and then influenced by high ozone concentration episode. The vertical profiles of ozone concentration and meteorological parameters were measured. The results show that: (1) During the observation period, the average values of ozone dry deposition flux and dry deposition rate were $-0.40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (negative sign indicates the direction pointing to the ground) and 0.55 cm/s . (2) The ozone dry deposition flux and dry deposition rate were influenced by the valley wind at the observation point. When the valley wind dominated during the day, the ozone dry deposition flux was the largest, with an average value of $-0.67 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; during the wind shift period, its average value was $-0.44 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; when the mountain wind dominated at night, it was the smallest, with an average value of $-0.26 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. The ozone dry deposition rate also presented the same change law. The average deposition rates under the three circumstances were 0.74 cm/s , 0.50 cm/s and 0.47 cm/s . (3) The canopy resistance of ozone was calculated using the resistance model. The results show that: due to the photosynthesis of vegetation during the day, the stomata were open, the canopy resistance was relatively small, the average value of R_c was 109.0 s/m ; at night, the stomata were closed, the resistance increased significantly, the average value of R_c was 217.7 s/m ; during the entire observation period, the average value of R_c was 184.0 s/m .

收稿日期 2008-11-21, 2009-05-21 收修定稿

资助项目 中国科学院知识创新工程重要方向项目 KZCX2-YW-205

作者简介 潘小乐, 男, 1980年出生, 博士研究生, 研究方向: 大气化学与大气环境。E-mail: xlpantf@gmail.com

* 通讯作者 E-mail: zifawang@mail.iap.ac.cn

ters were measured in early autumn (23 September – 13 October 2007) in a valley of Mangshan Forest Park. Strict data quality control procedures were performed to guarantee the credibility of following analysis. Results show that: (1) Both ozone flux and dry deposition velocity were characterized by strong diurnal variation, with daily mean values of $-0.40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (minus sign refers the direction towards the ground) and 0.55 cm/s respectively. (2) The ozone dry deposition flux is significantly influenced by the topographic wind, and the maximum ozone dry deposition flux occurs during the valley-wind prevailing period (0900 – 1500 LST) with a mean value of $-0.67 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, and it comes to averagely $-0.44 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ over the mountain-valley wind shift period (0800 LST in the morning and 1600 LST in the afternoon). When the observation site is predominated by mountain breeze, the downward ozone flux decreases to only $-0.26 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. The ozone dry deposition velocity displays the same feature with mean values of 0.74 cm/s , 0.50 cm/s , 0.47 cm/s respectively for these periods. (3) Canopy resistance calculated with the resistance model indicates the mean value of 184.0 s/m for the whole observation period. During the daytime, due to the gas-phase exchanges near leaf stomata and the strong photosynthesis effects, canopy resistance (109.0 s/m) is lower than that at night (217.7 s/m) when the plant physiological activities drop off.

Key words ozone, deposition flux, dry deposition velocity, gradient method, canopy resistance

1 引言

近地层臭氧是大气中重要的污染物, 它可随大气运动沉降至地表附近而被植被吸收, 从而影响生态系统 (Fowler et al., 2001)。这种干沉降效率受气候背景条件、边界层湍流状况、下垫面植被类型等多种因素的影响 (Wesely and Hicks, 2000)。近几十年, 各国学者对臭氧干沉降问题做了大量研究 (Wesely and Hicks, 2000; Matsuda et al., 2005)。在观测方面, 梯度法是测量臭氧干沉降的手段之一, 它通过测量不同高度层上的臭氧浓度以及相应的气象参量计算臭氧的干沉降通量和沉降速率, 得到一些有意义的结果。如 De Miguel and Bilbao (1999) 利用梯度法在西班牙夏季草原观测结果表明, 臭氧的干沉降通量日平均值为 0.6 cm/s , 而干旱季节泰国北部热带森林地区白天、夜间臭氧干沉降速率分别为 0.32 cm/s 、 0.04 cm/s (Matsuda et al., 2005)。Sorimachi 等 (2003) 使用梯度法测量了夏末秋初静力中性条件下臭氧干沉降速率, 发现夏末干沉降速率值为 $0.2 \pm 0.2 \text{ cm/s}$, 秋初为 $0.4 \pm 0.3 \text{ cm/s}$ 。我国学者在硫化物 (范思泓等, 1993; 毛节泰和李建国, 1997; 高会旺等, 1998; 王体健等, 2001)、氨 (黎云和孙庆瑞, 1996) 和气溶胶粒子 (洪钟祥等, 1987) 等污染物的干沉降研究工作中取得了一定成果, 但针对臭氧的试验观测研究还并不多。

随着北京城市规模的不断扩张, 城区排放的臭氧等污染物越来越成为影响城市居民健康和城市周

边生态环境的重要因素。在 2005 年 6 月至 7 月间, Wang et al. (2006) 在十三陵观测到高达 286 ppb (10^{-9}) 的臭氧浓度, 是我国臭氧二级标准的三倍。因此, 认识我国城市周边地区臭氧干沉降特点以及对周边生态环境的影响有一定的实际价值。本文利用梯度观测法, 研究了北京郊区草地上臭氧的干沉降特征, 为开展模式计算和参数化研究提供必要的参考数据。

2 观测试验

2.1 臭氧干沉降观测方法

污染物干沉降的微气象学测量方法通常有涡动相关法 (Pilegaard et al., 1998; Gerosa et al., 2005)、梯度法 (Horváth et al., 1998; Mikkelsen et al., 2000; Sorimachi et al., 2003) 等。本研究采用臭氧浓度梯度法, 即每隔半小时循环测量 0.5 m 、 1.5 m 、 2.5 m 、 4 m 四个高度上的臭氧浓度一次, 样气通过八分之一英寸的聚四氟乙烯管进入臭氧分析仪 (Model 49C; Thermo Environmental Instruments, 检测限为 0.1 ppb , 时间分辨率设置为 1 s), 气流在管内的延时约 10 s , 为降低进气管壁对臭氧的影响, 在更换采样高度的后的 2 分钟 作为冲刷管路的时间 (不参与计算), 之后 5 分钟 数据有效。

在常通量层假设条件下, 根据湍流输送理论, 臭氧输送通量 (Wesely and Hicks, 2000) 用公式表示为:

$$F = -K_c \frac{\partial C}{\partial z}, \quad (1)$$

式中, F 为臭氧的干沉降通量, 单位 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$; C 为高度 z 处的臭氧浓度, 单位 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; K_C 为湍流扩散系数, 在中性大气条件, 它可以通过风速廓线直接求得, 但在实际大气中, 该条件很难满足, 因此常常使用无量纲的稳定度函数 φ_M 来校正, 用公式形式如下:

$$K_C = \frac{\kappa\mu_*\cdot(z-d)}{\varphi_M\left(\frac{z-d}{L}\right)},$$

(2)

上式中 κ 为冯卡门常数, 取值范围为 $0.35\sim0.41$, 本文取 0.4 ; μ_* 为摩擦速度, 单位是 m/s ; d 为零平面位移; L 为莫宁-奥布霍夫长度利用 2.5 m 处的湍流资料直接获得。

臭氧的干沉降速率 V_d 可以表示为:

$$V_d = \frac{F}{C},$$

(3)

V_d 的数量级较小, 单位常采用 cm/s , 它表示气态污染物从大气中清除过程所受阻力的大小, 目前国际上通常仿照欧姆定律将沉降总阻力 R_t 看作空气动力学阻力 R_a 、粘性副层阻力 R_b 和冠层阻力 R_c 三部分之和, 其公式形式:

$$\frac{1}{V_d} = R_t = R_a + R_b + R_c,$$

(4)

$$R_a + R_b = \frac{u}{\mu_*^2} + \frac{2}{\kappa\mu_*}\cdot\left(\frac{Sc}{Pr}\right)^{\frac{2}{3}}$$

(5)

$$R_c = \frac{1}{V_d} - R_a - R_b,$$

(6)

其中, Sc 和 Pr 分别为 Prandtl 和 Schmidt 数, 本文分别取 0.72 和 1.07 , u 为高度 $z=2.5\text{ m}$ 处的风速。

2.2 观测点状况

观测点位于北京市区以北 40 km 的蟒山国家森林公园 ($40^{\circ}15'29''\text{N}$, $116^{\circ}16'34''\text{E}$), 海拔高度 250 m 。观测场地呈现东北-西南走向的狭长带状, 宽度约 80 m , 长度约 200 m , 场地地势平坦, 山体略存在 5° 左右的坡度。测点地理位置见图 1a (见

文后彩图) 所示。观测期间该地区受到山谷风的影响, 白天以西南方向的谷风为主, 夜间则由山风主导。蟒山国家森林公园森林覆盖率约 96.5% , 植物品种以落叶乔木、落叶灌木以及针叶林为主, 常见的有元宝枫、黄栌、火炬树、松柏等, 观测场地内为低矮灌木以及草本植物 [图 1b (见文后彩图)]。观测时段为 2007 年 9 月 23 日至 10 月 12 日, 期间测点植被的覆盖并无明显变化, 因此观测获得的臭氧干沉降数据可基本反映该时段臭氧在草地的干沉降特征。

3 臭氧干沉降数据的筛选

为确保干沉降结果的有效性, 本文对观测数据进行了必要的筛选和质量控制, 以最大限度地减少由于气象条件和观测仪器信号噪声的影响。其步骤如下: 首先, 对观测的 1 秒钟数据进行检查, 去除数据中明显的野点 (大于 3 倍方差), 同时扣除缺失时段, 该步骤后的数据量占总观测数据量的 98% ; 其次, 对观测数据求半小时平均, 并剔除风速过小 ($U<0.5\text{ m/s}$)、相对湿度过高 ($\text{RH}>90\%$) 和臭氧浓度过低 ($C<10\mu\text{g}/\text{m}^3$) 的时段; 再次, 使用湍流资料计算稳定度参数 ζ , 取 $0<\zeta<0.005$ 的时段, 近似认为是静力中性的情况 (Stull, 1988), 据此求得零平面位移 d 和空气动力粗糙长度 z_0 分别为 0.32 m 和 0.06 m , 臭氧干沉降通量的计算高度 2.5 m , 基本满足梯度观测要求 ($z/z_0\ll 1$) (Seinfeld and Pandis, 1998); 最后, 根据公式 (1)、(2)、(3) 计算臭氧干沉降通量 F 和沉降速率 V_d 。臭氧干沉降通量计算的数据质量控制见表 1。

4 结果与分析

4.1 观测气象要素变化

观测时段测点的气象条件逐时变化特征如图 2 所示。除 9 月 27 日至 29 日 (相对湿度观测故障) 和 10 月 4 日至 6 日 (观测点下雨, 直接太阳辐射数

表 1 臭氧干沉降通量计算的数据质量控制

Table 1 Data quality control on the ozone dry deposition flux calculations

筛选项目	筛选标准	原因	有效数据所占百分比
风速	$U>0.5\text{ m/s}$	风速过小, 湍流输送能力弱	86.8%
相对湿度	$\text{RH}<90\%$	湿度过大, 植被表面状况改变	74.8%
臭氧检测限	$C>10\mu\text{g}/\text{m}^3$	浓度过低, 信号噪声干扰大	68.8%
沉降速率	$ V_d <1.5V_{d,m}$	设定沉降速率容差范围	66.1%

注: $V_{d,m}$ 为最大干沉降速率

据缺测)外,各观测要素均较完整。从气象因素来看,太阳辐射最大值一般出现在正午 12 时(北京时,下同),平均 534.4 W/m^2 ,日照时间从早上 08 时(辐射 $>100\text{ W/m}^2$)至下午 17 时(辐射 $<100\text{ W/m}^2$)。观测期间风速平均值为 1.3 m/s ,9 月 28 日、10 月 7 日至 9 日受高压系统前缘影响,测点风速略有增强,为 1.9 m/s ,相对湿度平均 29.9% ,比观测时段整体均值 (62.2%) 低了 52% 。臭氧浓度波动具有天气尺度特征,9 月 26 日至 29 日、10 月 7 日至 10 日(受高压系统影响),白天和夜间的臭氧浓度均维持在 40 ppb 左右,其余时段日变化较明显,观测期间臭氧浓度最大值出现在 9 月 23 日 14 时,30 分钟平均为 152.0 ppb ,随后 9 月 24

日臭氧峰值浓度也高达 121.8 ppb ,属于典型的臭氧污染过程。9 月 29 日至 10 月 5 日臭氧虽然也具有同样的特征,但除 10 月 3 日外臭氧并未超标 (80 ppb)。

图 3 列出了观测期间 2.5 m 高度处风向、风速、温度和相对湿度的平均日变化特征。夜间气温较低,平均为 14°C ,白天气温逐渐升高,中午 14 时达到最大,平均值在 25°C 左右,与之相对应,夜间相对湿度较高(约 70%),而白天逐渐降低,14 时相对湿度平均在 40% 以下。由于受到地形的影响,测点存在明显山谷风,由图 3a 可知,风速分别在上午 08 时和下午 16 时出现两个低谷值,平均为 0.9 m/s ,取该时刻作为风向转换时刻(wind shift peri-

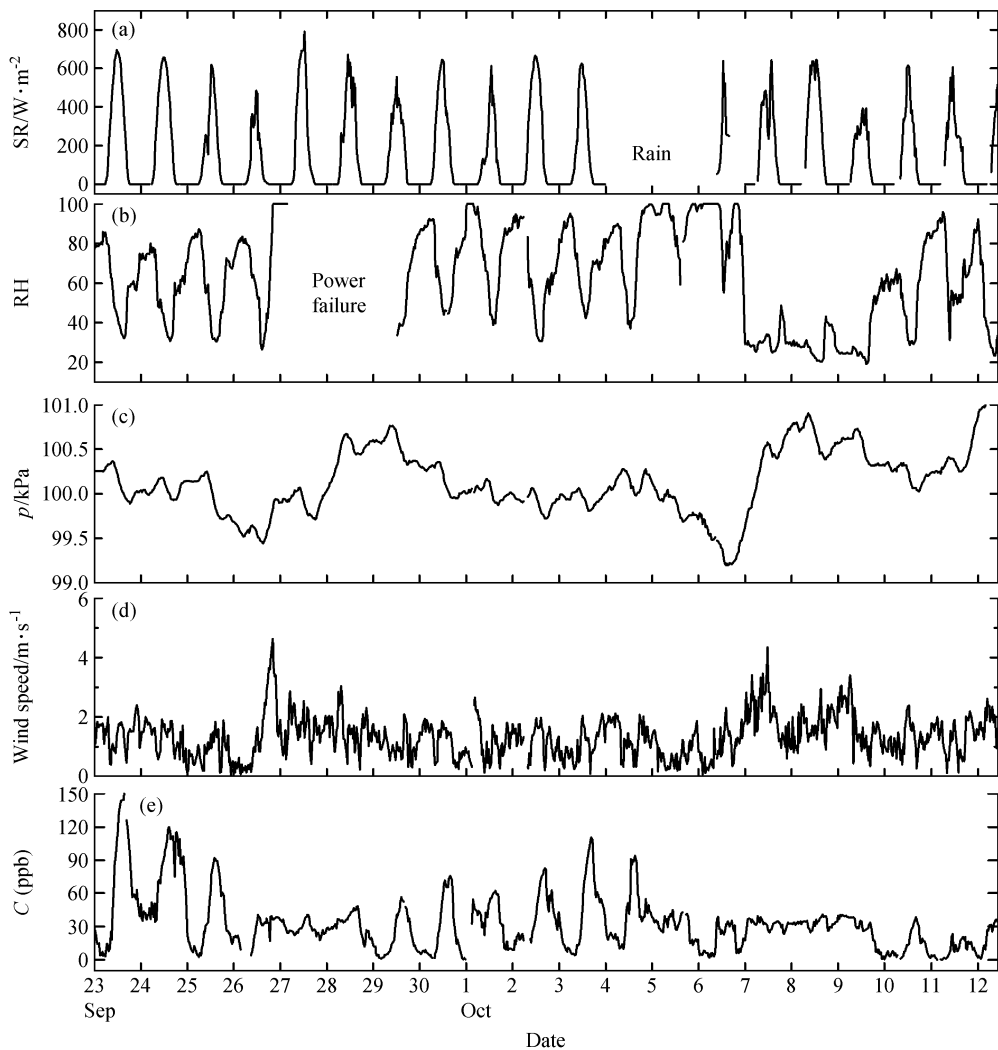


图 2 观测期间各气象要素和臭氧浓度变化时间序列: (a) 太阳辐射; (b) 相对湿度; (c) 大气压力; (d) 风速; (e) 臭氧浓度
Fig. 2 The temporal variations of meteorological parameters and ozone concentration during the observation period; (a) Solar radiation (SR); (b) relative humidity; (c) pressure; (d) wind speed; (e) ozone concentration

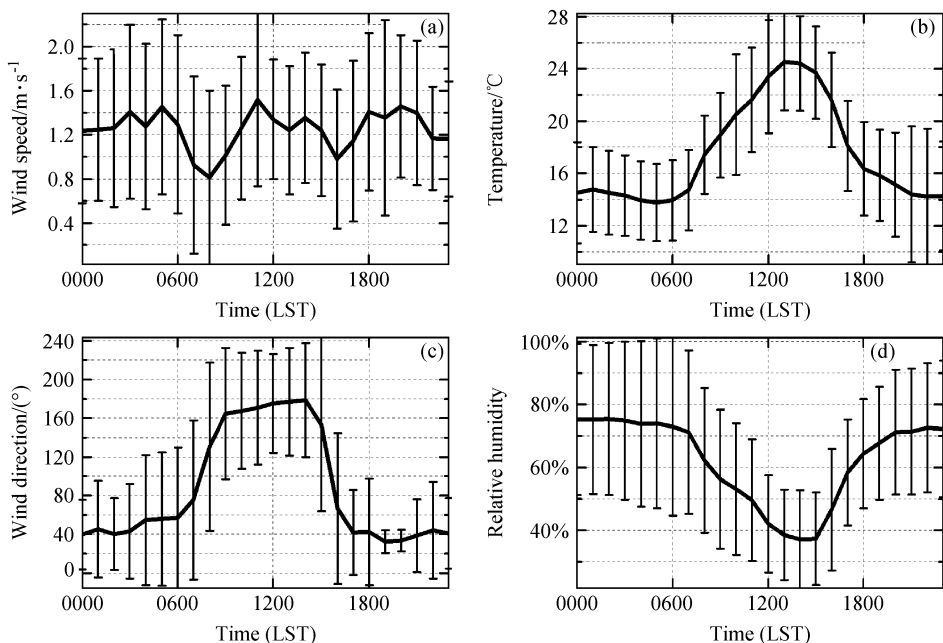


图3 观测期间气象要素日变化特征

Fig. 3 Diurnal variations of meteorological parameters during the whole observation period

od) 结合风向, 白天 (09 时至 15 时) 主要吹谷风 (西南风), 而山风出现在下午 17 时至次日上午 7 时。

4.2 观测期间干沉降特征

臭氧梯度与臭氧浓度有较好的对应关系 (见图 4a)。如观测期间梯度平均为 $2.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{m}^{-1}$, 而在 9 月 24 日和 10 月 3 日两个臭氧污染过程, 臭氧梯度增至 $4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{m}^{-1}$ 。利用公式 (1)~(6) 计算了观测期间臭氧的干沉降通量、沉降速率、空气阻力以及冠层阻力。由图 4 可知, 摩擦速度与风速紧密相关, 且白天 (08 时至 17 时) 明显高于夜间。臭氧干沉降通量明显受臭氧浓度梯度的影响, 例如 9 月 23 日至 26 日、9 月 29 日至 10 月 5 日过程, 臭氧白天干沉降通量提升至 $1.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 上, 而其他时段在 $-0.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 左右。干沉降阻力特征主要体现了边界层大气输送能力以及下垫面植被状况, 白天大气湍流旺盛, 植被光合作用强烈, 干沉降速度明显大于夜间, 对臭氧的吸收能力较强, 值得注意的是, 9 月 26 日至 29 日、10 月 7 日至 10 日臭氧浓度一直稳定维持在低浓度水平 (40 ppb 左右), 臭氧干沉降通量较小 (见图 4c), 该时段风速较大, 但相对湿度较低 (见图 2b), 空气阻力 ($R_a + R_b$) 明显低于其他时段, 但植被冠层阻力

R_c 却有所升高, 这可能是由低湿度条件下植被叶面气孔的关闭导致的 (Aphalo and Jarvis, 1991)。

观测期间臭氧干沉降特征的平均日变化特征如图 5 所示, 观测期间臭氧干沉降通量与臭氧浓度、摩擦速度关系密切, 其最大值均出现在下午 12 时至 15 时之间, 该时段大气处于静力不稳定状态 (见图 5g), 热对流能力相对较强, 臭氧浓度平均为 60.2 ppb, 干沉降通量为 $-0.70 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (负号代表臭氧通量方向指向地面), 摩擦速度为 0.25 m/s。臭氧干沉降速率从早上 08 时开始逐渐升高, 至上午 11 时出现最大值, 为 0.88 cm/s, 至下午 17 时逐渐减小, 该现象反应了臭氧干沉降速率与该气象条件下植被叶面气孔处气体的交换作用密切相关, 而并不完全取决于臭氧浓度的高低 (臭氧浓度的最大值出现在下午 15 时左右), 观测时段臭氧浓度梯度的平均日变化 (图 5c) 显示, 臭氧浓度梯度在 $2.2 \sim 2.6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{m}^{-1}$, 下午 15 时开始略有升高, 这可能与该时段地表氮氧化物浓度的提高有关。总体来看, 臭氧干沉降速率白天 (08 时至 17 时) 平均为 0.65 cm/s, 干沉降通量为 $-0.59 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, 夜间 (下午 16 时至次日 06 时), 随太阳辐射和大气湍流的减弱, 臭氧干沉降速率有所减小, 沉降速率夜间平均仅为 0.48 cm/s。

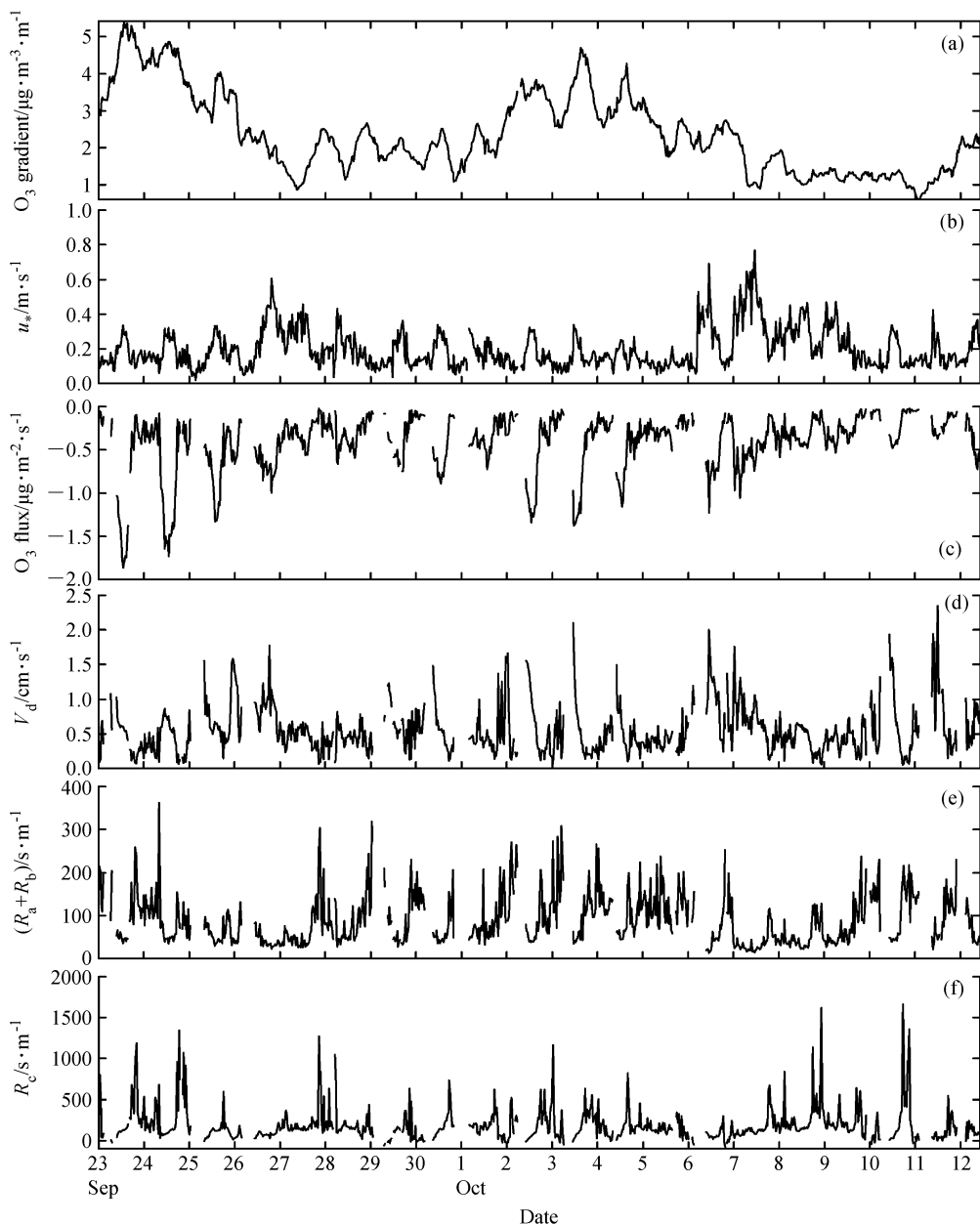


图 4 臭氧干沉降特征参数时间序列: (a) 臭氧梯度; (b) 摩擦速度; (c) 臭氧干沉降通量; (d) 臭氧干沉降速度; (e) 空气动力阻力和粘性副层阻力之和; (f) 冠层阻力

Fig. 4 Temporal variations of ozone dry deposition: (a) Ozone concentration gradient; (b) friction velocity; (c) ozone dry deposition flux; (d) ozone dry deposition velocity; (e) the sum of aerodynamic resistance and quasi-laminar resistance; (f) canopy resistance

与其他观测结果对比表明, 不同地区获得臭氧干沉降速率具有一定差异。如 Pio et al. (2000) 在葡萄牙观测的臭氧在草地干沉降速率在 0.1~0.5 cm/s 之间, De Miguel and Bilbao (1999) 在西班牙中部地区夏季观测的臭氧通量为 $-0.7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, 干沉降速率为 0.6 cm/s, 以上与本研究结果基本吻合。Sorimachi et al. (2003) 在 2000 年测量

了静力中性大气条件下的臭氧沉降特征, 其夏季臭氧干沉降通量平均为 $-0.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, Padro (1996) 在草地上获得的臭氧干沉降速率在 0.2~1.0 cm/s。Horvath et al. (1998) 在低矮植被上的观测结果显示, 静力不稳定大气条件下, 臭氧干沉降速率仅为 $0.19 \pm 0.04 \text{ cm/s}$, 而稳定条件下更低, 仅为 $0.07 \pm 0.05 \text{ cm/s}$ 。该数值略低于本研究的结

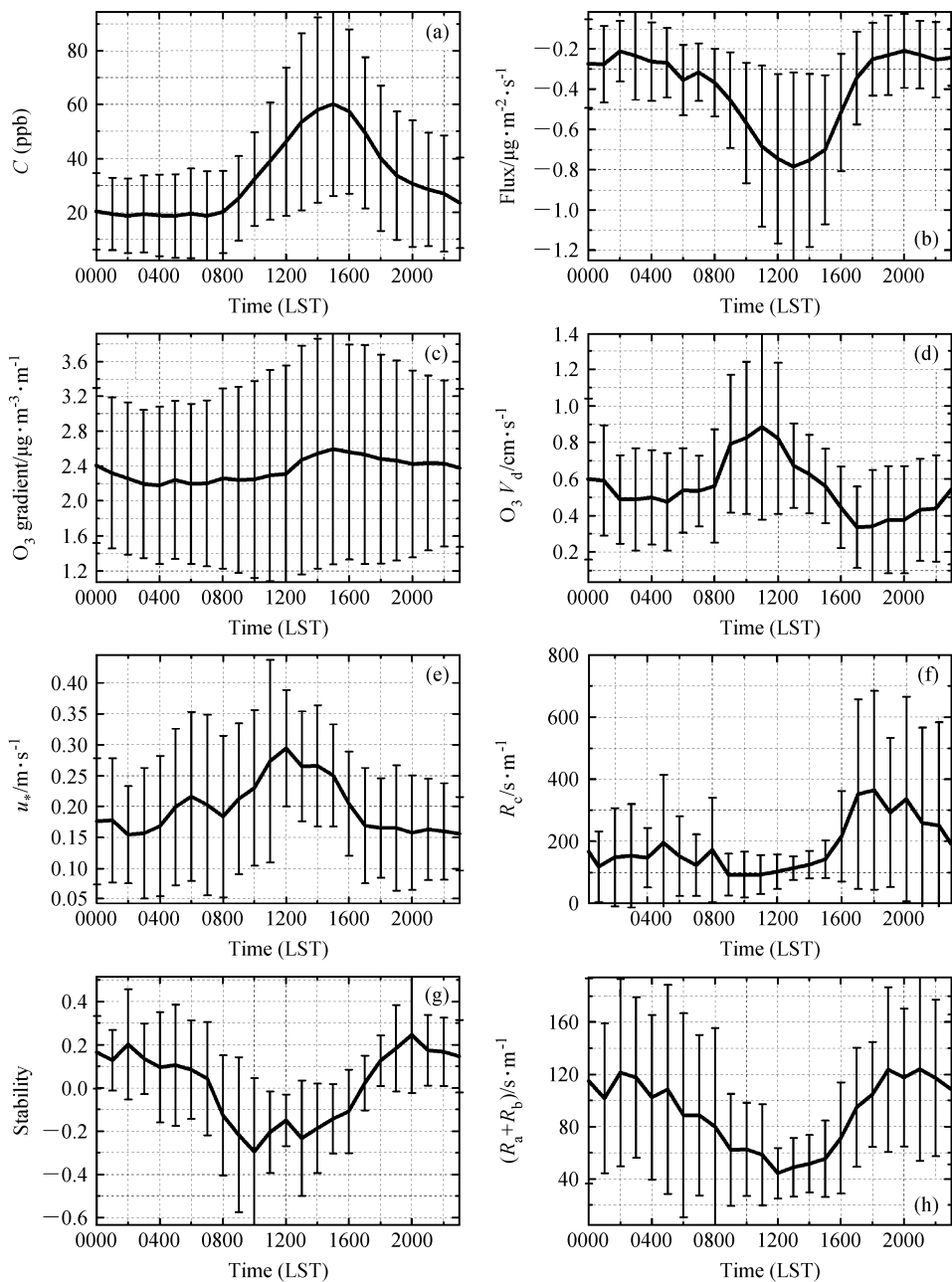


图5 臭氧干沉降特征参数日变化: (a) 臭氧浓度; (b) 干沉降通量; (c) 臭氧浓度梯度; (d) 干沉降速率; (e) 摩擦速度; (f) 冠层阻力; (g) 静力稳定度参数; (h) 空气动力阻力和粘性副层阻力总和

Fig. 5 Temporal variations of ozone dry deposition: (a) Ozone concentration; (b) dry deposition flux; (c) ozone concentration gradient; (d) dry deposition velocity; (e) friction velocity; (f) canopy resistance; (g) stability; (h) the sum of aerodynamic resistance and quasi-laminar resistance

果, 这与植被的种类以及气象条件密切相关, 具体见表2。

$R_a + R_b$ 反映了臭氧干沉降在大气输送过程的总阻力, 其日变化特征见图5h。该阻力与大气湍流状况有密切关系, 白天地表热对流强烈, 而且风速较大, 其阻力较小, 平均为63.0 s/m, 夜间因大

气层结区域稳定, 阻力明显升高, 平均为111.6 s/m是白天的近两倍。 R_c 为地表植被冠层的干沉降阻力, 观测时段整体平均为184.0 s/m, 白天地表植被的光合作用较强, 臭氧被输送至冠层附近后易被植被气孔吸附, 冠层阻力较小, 平均为109.0 s/m, 夜间由于植物光合作用消失, 阻力有明显增大至

表 2 与其他观测臭氧干沉降观测结果的对比

Table 2 Comparison with other observation results on ozone dry deposition flux and dry deposition velocity

下垫面	观测时段	干沉降速率/ $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$	干沉降通量/ $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$	
草地	2007 年 9、10 月	0.55	-0.40	本文工作
草地	1995 年 4、8 月	0.1~0.5	-0.5~-0.15	Pio et al. (2000)
草地	1995 年 7 月	0.6	-0.7	De Miguel and Bilbao (1999)
草地	2000 年夏末	0.2±0.2 (neutral)	-0.1±0.07	Sorimachi et al. (2003)
草地	夏季	0.2~1.0	/	Padro (1996)
低矮植被	1992 年 9 月	0.19±0.04 (unstable)	/	Horváth et al. (1998)
		0.07±0.05 (stable)		

217.7 s/m。总体来看，蟒山测点的冠层阻力略低于 Sorimachi et al. (2003) 于 2000 年夏季中性稳定度下的观测值，后者夏季平均为 340 s/m，秋季平均仅为 270 s/m。Pio et al. (2000) 在葡萄牙针对草地的臭氧干沉降研究表明，春季和冬季的臭氧干沉降的冠层阻力大于夏季，夜间的冠层阻力 R_c 通常大于 500 s/m，而白天正午最小可在 200 s/m 以下，与本结果较接近。但是，在蟒山夜间臭氧沉降的冠层阻力较低，这可能与夜间地表湿度增大以及植物呼吸作用有关。

4.3 山谷风对臭氧干沉降的影响

由于测点受到山谷风的影响，本文分别对山风（下午 17 时至次日 07 时）、谷风（上午 09 时至下午 15 时）以及风向转换（上午 08 时和下午 16 时）三个时段的臭氧干沉降特征进行了探讨。各时段臭氧的干沉降特征如图 6 所示。从干沉降通量来看，臭氧干沉降通量在谷风时较大，平均为 $-0.67 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ，风向转换时其次，为 $-0.44 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 而山风盛行时（夜间），沉降通量很小，仅有一 $-0.26 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。干沉降速率也表现出同样的趋势，谷风时最大，平均为 0.74 cm/s，山风时最小，为 0.47 cm/s，这也印证了臭氧的干沉降与植物叶孔的开闭、太阳辐射条件以及臭氧浓度的共同影响。空气阻力 (R_a+R_b) 随着湍流能力的下降和稳定度的增加有明显的增大，白天谷风时平均为 54.8 s/m，山风主导时升至 109.0 s/m；冠层阻力 R_c 在夜间山风时最大，平均为 217.7 s/m，风向转换期其次，为 194.6 s/m，谷风盛行时最小，平均为 108.8 s/m。

4.4 臭氧干沉降与大气静力稳定度关系

臭氧干沉降阻力均与地面的湍流状况密切相关，此处对臭氧干沉降与大气静力稳定度的关系进行了探讨。由图 7 可见，臭氧的沉降过程与大气的

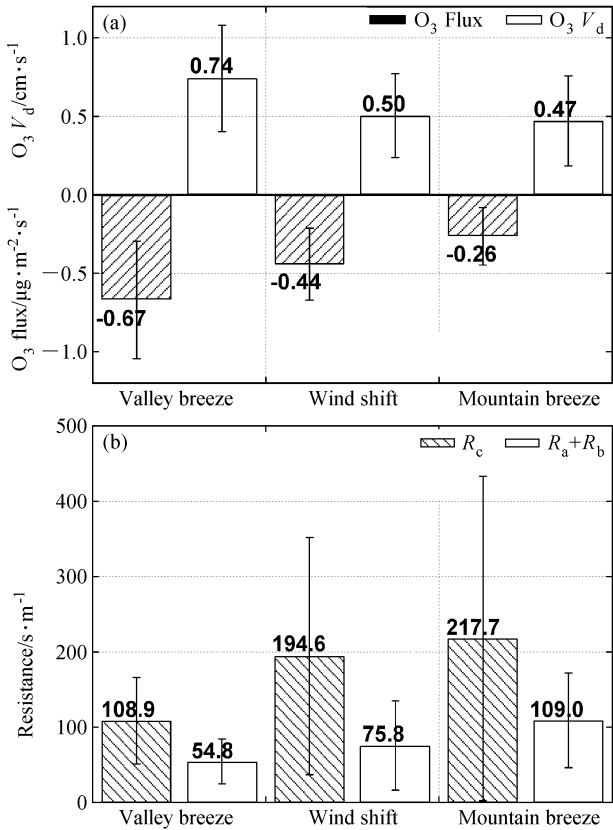


图 6 观测点山谷风对臭氧干沉降的影响
Fig. 6 The influence of mountain-valley breeze on ozone dry deposition

静力稳定度存在一定线性关系，当大气从静力稳定向不稳定转换时，臭氧的干沉降通量和沉降速率呈线性增加，而且具有较好的相关性，相关系数 (R) 分别为 0.88 和 -0.75 。白天静力不稳定通常出现在每日的中午（见图 5g），该时段地表往往存在强烈的热对流活动，大气湍流输送较强，空气阻力 (R_a+R_b) 与稳定度之间相关系数为 0.94。不同的是，冠层阻力 R_c 与稳定度的相关性较弱 ($R =$

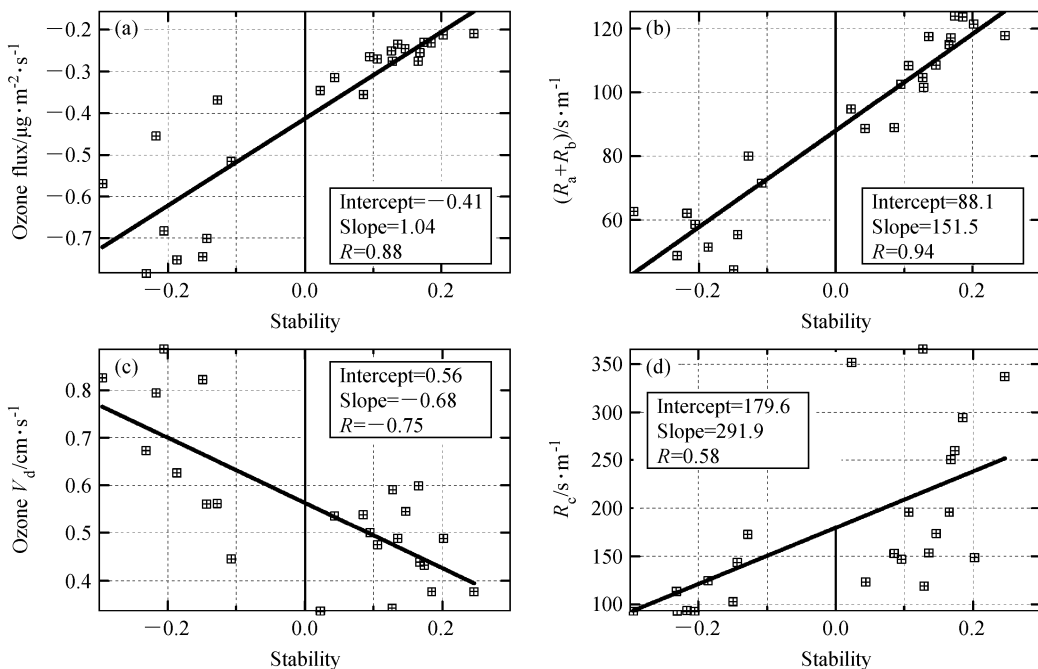


图7 臭氧干沉降与大气静力稳定度的关系

Fig. 7 The relationship between ozone dry deposition and atmospheric stability

0.58), 植被冠层对臭氧的吸收与静力稳定度并不一定存在明显时间上对应关系, 而与特殊的气象条件和植被的生理活性有关, 如在大气湿度很低的情况下, 植被冠层叶面气孔通常会关闭, 即使在太阳辐照很强的情况下, 其 R_c 阻力也会增大 (Aphalo and Jarvis, 1991), 另外, 静力稳定时, 大气可能处于强烈的动力不稳定状态, 其湍流状况仍然剧烈, 也有可能造成 R_c 的减小, 但就蟒山测点的观测结果来看, 大气的不稳定状态有利于臭氧在冠层的吸收。

4.5 不确定性和展望

使用梯度法测量大气臭氧干沉降通量最大的困难在于大气边界层中臭氧的浓度梯度较小, 尤其是当大气湍流剧烈时, 臭氧往往在近地层充分的混合, 尽管臭氧测量传感器的灵敏度可以达到 0.1 ppb, 也很难在几米高度范围内观测到细微的臭氧浓度差异, 加之仪器本身噪音的影响, 准确观测臭氧的浓度梯度需要对仪器进行严格的质量控制和数据筛选。图 8 (见文后彩图) 给出了使用 0.5 m、1.5 m 和 2.5 m 三层和使用 1.5 m、2.5 m 和 4 m 三个高度层计算的臭氧浓度梯度。从图 8 中可见, 后者的梯度要略低于前者, 这种现象可能与臭氧在近地层的吸附和消耗作用较强有关, 但不能排除

仪器本身系统误差的影响。本研究三维风速仪架设在 2.5 m 高度处, 考虑到与湍流资料的相匹配, 此处选择 1.5 m、2.5 m 和 4 m 三个高度的臭氧浓度梯度进行计算。另外, 有研究表明 (Mikkelsen et al., 2000) 梯度法测量的干沉降速率与涡动相关法计算结果甚至相差 40% 以上, 这种差异除了与边界层参数 (摩擦速度、莫宁-奥布霍夫长度等) 的求解有关外, 梯度法适用条件是否满足, 仪器灵敏度等因素均有重要影响, 特别是在下垫面条件较为复杂的情况下, 更多更精细的测量工作还是很有必要的。

5 结论

使用梯度法测量了臭氧在秋季草地上的干沉降通量和沉降速率, 并根据阻力模型计算了观测期间, 臭氧干沉降的空气阻力和冠层阻力。其结果显示, 观测点臭氧干沉降过程具有明显的日变化特征, 其最大值出现在下午 12 时至 14 时, 夜间较小, 观测期间平均臭氧干沉降通量和干沉降速率的分别为 $-0.40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (负号表示方向指向地面) 和 0.55 cm/s 。

测点明显受到山谷风的影响, 将整个观测时段按风速风向进行了划分, 白天谷风盛行时臭氧的干

沉降通量最大, 平均为 $-0.67 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; 山风和谷风转换时段其次, 平均为 $-0.44 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, 夜间最小, 仅为 $-0.26 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。三个时段对应的臭氧干沉降速率平均分别为 0.74 cm/s 、 0.50 cm/s 和 0.47 cm/s 。

臭氧的植被冠层阻力 (R_c) 在观测期间平均为 184.0 s/m 。从日变化来看, 由于白天由于植物的光合作用较强, 叶孔打开, 植物冠层对臭氧的吸附和吸收作用明显, 导致白天草地的冠层阻力 (109.0 s/m) 要小于夜间 (217.7 s/m)。空气动力阻力 ($R_a + R_b$) 也有明显的日变化特征, 由于白天湍流较强, 其阻力也明显低于夜间。

致谢 此次野外观测过程中, 所有参与人员都付出了辛勤的努力, 每一个数据都来之不易。在此, 对观测期间给予我们无私帮助和支持的李爱国研究员、胡非研究员、贾京京工程师以及中国环境科学研究院的殷宝辉、王清利工程师致以真挚的敬意。

参考文献 (References)

Aphalo P J, Jarvis P G. 1991. Do stomata respond to relative humidity? [J]. *Plant, Cell and Environment*, 14 (1): 127–132.

de Miguel A, Bilbao J. 1999. Ozone dry deposition and resistances onto green grassland in summer in central Spain [J]. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 34 (3): 321–338.

范思泓, 洪钟祥, 周乐义, 等. 1993. 二氧化硫干沉降的测量 [J]. *大气科学*, 17 (1): 106–111. Fan Sihong, Hong Zhongxiang, Zhou Leyi, et al. 1993. The measurement of SO_2 dry deposition [J]. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences (Scientia Atmospherica Sinica)* (in Chinese), 17 (1): 106–111.

Fowler D, Flechard C, Cape J N, et al. 2001. Measurements of ozone deposition to vegetation quantifying the flux, the stomatal and non-stomatal components [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 130 (1): 63–74.

高会旺, 黄美元, 安峻岭. 1998. 污染源、干沉降和气相化学影响硫沉降的数值研究. *大气科学*, 22 (1): 25–31. Gao Huiwang, Huang Meiyuan, An Junling. 1998. Numerical studies of effects of source, dry deposition and gas-chemistry on sulfure deposition process [J]. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences (Scientia Atmospherica Sinica)* (in Chinese), 22 (1): 25–30.

Gerosa G, Vitale M, Finco A, et al. 2005. Ozone uptake by an evergreen Mediterranean Forest (*Quercus ilex*) in Italy. Part I: Micrometeorological flux measurements and flux partitioning [J]. *Atmospheric Environment*, 39 (18): 3255–3266.

洪钟祥, 周乐义, 沈剑青, 等. 1987. 气溶胶粒子干沉降速度的测量 [J]. *大气科学*, 11 (2): 138–144. Hong Zhongxiang, Zhou Leyi, Shen Jianqing, et al. 1987. The measurements of aerosol dry deposition [J]. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences (Sci-*

entia Atmospherica Sinica) (in Chinese), 11 (2): 138–144.

Horváth L, Nagy Z, Weidinger T. 1998. Estimation of dry deposition velocities of nitric oxide, sulfur dioxide, and ozone by the gradient method above short vegetation during the tract campaign [J]. *Atmospheric Environment*, 32 (7): 1317–1322.

黎云, 孙庆瑞. 1996. 氨的干沉降速率测定 [J]. *环境化学*, 15 (5): 399–403. Li Yun, Sun Qingrui. 1996. Measurement of dry deposition velocity of ammonia [J]. *Environmental Chemistry (in Chinese)*, 15 (5): 399–403.

毛节泰, 李建国. 1997. 中国东部地区 SO_2 , SO_4^{2-} 和 $\text{HNO}_3(\text{g})$ 干沉降速度的季节变化 [J]. *气象学报*, 55 (5): 545–560. Mao Jietai, Li Jianguo. 1997. The seasonal variation of SO_2 , SO_4^{2-} and $\text{HNO}_3(\text{g})$ dry deposition velocities over eastern China [J]. *Acta Meteorologica Sinica (in Chinese)*, 55 (5): 545–560.

Matsuda K, Watanabe I, Wingpud V, et al. 2005. Ozone dry deposition above a tropical forest in the dry season in northern Thailand [J]. *Atmospheric Environment*, 39 (14): 2571–2577.

Mikkelsen T N, Ro-Poulsen H, Pilegaard K, et al. 2000. Ozone uptake by an evergreen forest canopy: Temporal variation and possible mechanisms [J]. *Environmental Pollution*, 109 (3): 423–429.

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

Pilegaard K, Hummelshøj P, Jensen N O. 1998. Fluxes of ozone and nitrogen dioxide measured by Eddy correlation over a harvested wheat field [J]. *Atmospheric Environment*, 32 (7): 1167–1177.

Pio C A, Feliciano M S, Vermeulen A T, et al. 2000. Seasonal variability of ozone dry deposition under southern European climate conditions, in Portugal [J]. *Atmospheric Environment*, 34 (2): 195–205.

Seinfeld J H, Pandis S N. 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change* [M]. New York: John Wiley, Sons, Inc. .

Sorimachi A, Sakamoto K, Ishihara H, et al. 2003. Measurements of sulfur dioxide and ozone dry deposition over short vegetation in northern China—A preliminary study [J]. *Atmospheric Environment*, 37 (22): 3157–3166.

Stull R B. 1988. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology* [M]. Springer.

Wang T, Ding A, Gao J, et al. 2006. Strong ozone production in urban plumes from Beijing, China [J]. *Geophys. Res. Lett.*, 33: L21806, doi: 10.1029/2006GL027689.

Wesely M L, Hicks B B. 2000. A review of the current status of knowledge on dry deposition [J]. *Atmospheric Environment*, 34 (12–14): 2261–2282.

王体健, 李宗恺, 胡正义, 等. 2001. 红壤典型地区大气硫输入的干沉降通量研究——以江西红壤站为例 [J]. *应用生态学报*, 12

(6): 923–926. Wang Tijian, Li Zongkai, Hu Zhengyi, et al. 2001. Dry deposition flux of air sulphur at a typical red soil area

—With Jiangxi Red Soil station as example [J]. Chinese Journal of Applied Ecology (in Chinese), 12 (6): 923–926.

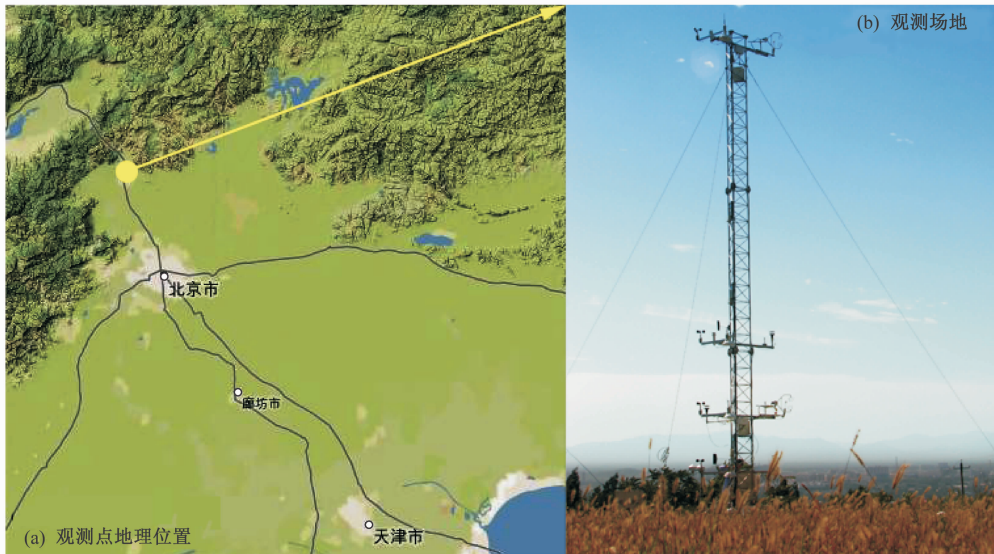


图 1 观测场地以及干沉降观测塔

Fig. 1 The observation field location and dry deposition measurement tower

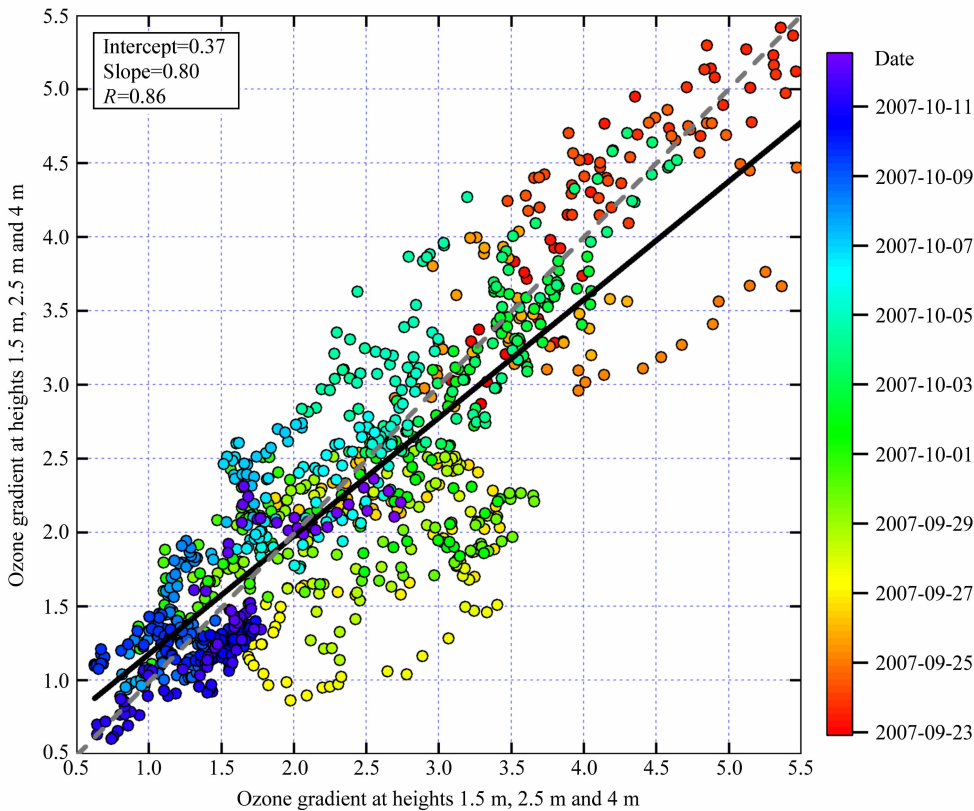


图 8 不同高度臭氧浓度梯度差异

Fig. 8 Uncertainties of ozone dry deposition measurements at different heights