

北京城市草地土壤 CO₂ 排放和 CH₄ 吸收通量的变化特征及其影响因素

张天力^{1,2}, 战杨^{2,3}, 谢军飞⁴, 韩琳¹, 姚志生^{2,3}

1. 成都信息工程大学大气科学学院, 成都 610225
2. 中国科学院大气物理研究所大气环境与极端气象重点实验室, 北京 10002
3. 中国科学院大学地球与行星科学学院, 北京 100049
4. 北京市园林绿化科学研究所, 北京 100102

摘要: 随着城市人口密度的不断增长和城市化进程的加快, 城市生态系统已成为影响全球气候变化的热点区域。但是, 城市草地作为城市生态系统的重要组成部分, 其对土壤—大气 CO₂ 和 CH₄ 交换过程的影响尚不明确。为此, 本文依托北京城市绿地生态系统定位观测研究站, 采用静态暗箱-气相色谱方法对三种典型城市草地类型 (即以 C₄ 草种为主的暖季草地和以 C₃ 草种为主的冷季草地与林下地被) 的土壤 CO₂ 排放和 CH₄ 吸收通量及其辅助环境因子进行了一个完整周年的田间原位观测研究。结果表明, 三种城市草地类型的土壤 CO₂ 排放和 CH₄ 吸收通量在整个观测期内具有相似的季节变化动态。城市草地土壤 CO₂ 排放的季节变化主要受土壤温度和土壤水分含量变化的影响, 二者的协同作用可以解释土壤 CO₂ 排放变化的 77%~87%; 而城市草地土壤 CH₄ 吸收通量的变化主要受土壤水分含量的影响, 且两者之间呈显著负相关关系。在全年尺度上, 三种城市草地类型的土壤 CO₂ 年排放量在 12.1~15.2 t C ha⁻¹ yr⁻¹ 之间, 其土壤 CH₄ 年吸收量范围为 3.71~4.27 kg C ha⁻¹ yr⁻¹。尽管城市草地非生长季的低温通常会抑制微生物活性而降低土壤呼吸和 CH₄ 吸收强度, 但结果显示非生长季土壤 CO₂ 排放和 CH₄ 吸收量分别占全年总量的 10%~18% 和 39%~51%, 突出了开展完整周年观测研究的重要性。对比三种城市草地类型, 以 C₄ 草种为主的暖季草地相较于冷季草地和林下地被 (二者均以 C₃ 草种为主) 具有明显较高的土壤 CO₂ 年排放量, 同时显著降低了土壤 CH₄ 年吸收量, 这与各草地植被特性以及土壤性质的差异有关。综上, 该研究结果表明种植 C₃ 草种有利于城市草地土壤—大气 CO₂ 和 CH₄ 交换过程的减排增汇, 这将有助于合理规划和利用城市草地, 以缓解快速城市化对气候变化所带来的影响。

收稿日期: 2024-06-04; **网络预出版日期:**

作者简介: 张天力, 男, 2001 出生, 硕士研究生, 研究方向为大气物理与大气环境。E-mail: zhang01@qq.com

通信作者: 姚志生, 研究员, E-mail: zhishengyao@mail.iap.ac.cn

资助项目: 北京市自然科学基金项目 (8242042)

Funded by: The Natural Science Foundation of Beijing, China (Grant 8242042)

关键词：城市草地；土壤呼吸；甲烷吸收；C₃和C₄植物；城市化

文章编号：2024101B 中图分类号：P401 文献标志码：A

doi:10.3878/j.issn.1006-9895.2406.24101

Characteristics and controlling factors of annual soil CO₂ emissions and CH₄ uptakes from urban turfgrasses in Beijing

Zhang Tianli^{1,2}, Zhan Yang^{2,3}, Xie Junfei⁴, Han Lin¹, Yao Zhisheng^{2,3}

1. School of Atmospheric Sciences, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China
2. Key Laboratory of Atmospheric Environment and Extreme Meteorology, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China
3. College of Earth and Planetary Sciences, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China
4. Beijing Academy of Forestry and Landscape Architecture, Beijing, 100102, China

Abstract: With accelerating urban expansion and increasingly growing city population density, urban ecosystems are becoming the hotspots of global climate change. Urban turfgrasses can themselves be a vitally important part of cities, however, its effects on soil-atmosphere exchanges of carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄) remains unclear. In this study, we performed year-round field measurements of soil respiration (CO₂) and CH₄ fluxes and associated with environment factors from three typical urban turfgrass turfgrasses (i.e., warm-season turfgrass (WT) dominated by C₄ plants species, cool-season turfgrass (CT) and shade-enduring turfgrass (ST), both dominated by C₃ plant species) at the Urban Ecosystem National Observation and Research Station, Beijing, using a static opaque chamber method combined with gas chromatography analysis. Our results showed that across the experimental period, soil CO₂ emissions or soil CH₄ uptakes from all urban turfgrasses exhibited a comparable seasonal pattern. Soil CO₂ emissions from urban turfgrasses were positively correlated with soil temperature and soil water content, and their combined effects could explain about 77%-87% of the variations in soil CO₂ emissions, In contrast, the variations of soil CH₄ uptake were mainly regulated by soil water content, and soil CH₄ uptake was negatively correlated with soil water content. Over the annual scale, the cumulative soil CO₂ emissions for all urban turfgrasses ranged from 12.1 to 15.2 t C ha⁻¹ yr⁻¹, and annual CH₄ uptakes were between 3.71 and 4.27 kg C ha⁻¹ yr⁻¹. Although low temperatures during the non-growing season usually reduce soil CO₂ emissions and CH₄ uptakes by inhibiting the related microbial activities, our results revealed that total soil CO₂ emissions and CH₄ uptakes across the non-growing season contributed

to 10%-18% and 39%-51% of the annual budgets, respectively, highlighting the importance of measurements spanning the full year. Among the three urban turfgrasses, the WT dominated by C₄ plant species showed significantly higher annual soil CO₂ emissions but lower annual soil CH₄ uptakes as compared to the CT and ST (both of which were dominated by C₃ plants species). This was mainly in connection with differences in vegetation characteristics and soil properties between the urban turfgrasses. Overall, our findings suggest that in the context of various urban turfgrasses being expanding substantially along with rapid urbanization, the efforts of conscious planning and design of C₃ related urban turfgrasses may benefit the reduction of soil-atmosphere exchanges of CO₂ and CH₄, making contribution to mitigating climate change.

Key words: Urban turfgrass; soil respiration; methane uptake; C₃ and C₄ plant species; urbanization

1 引言

全球变暖及其造成的气候环境变化问题目前已成为全球关注的焦点。其中，大气中的温室气体浓度的升高被认为是导致全球变暖等气候问题的重要影响因素（Chan and Wu, 2015）。二氧化碳（CO₂）和甲烷（CH₄）作为两种重要的温室气体，对温室效应的贡献率分别为 65%和 17%（da Silva et al., 2019）。目前，大气中 CO₂和 CH₄浓度已高达 410 ppmv、1866 ppbv，成为有史以来的最高值（IPCC, 2023）。其中，大约 30%的 CO₂排放来自陆地生态系统，主要来自于植物、微生物的呼吸作用和土壤有机质的分解过程，即土壤呼吸作用（da Silva et al., 2019）。对于 CH₄而言，陆地生态系统的 CH₄排放主要来自于湿地和稻田（Delwiche et al., 2021; Zhang et al., 2011）；而通气性良好的旱地多为大气 CH₄的吸收汇，每年所吸收的 CH₄约可抵消全球甲烷排放的 6%（IPCC, 2021）。有关土壤—大气 CH₄和 CO₂交换过程的研究已经成为当下的前沿与热点（Covey and Megonigal, 2019; Shakoore et al., 2021; Qian et al., 2023）。

城市化是人类社会发展的必然趋势。目前，城市土地面积已占全球陆地生态系统总面积的 4%以上，世界上有超过一半的人口居住在城市（Zhan et al., 2023）。城市绿地，作为城市重要的组成部分，承担着城市生态系统的重要功能，例如，缓解城市热岛效应，改善城市生态环境，满足居民游憩娱乐等（Tsunetsugu et al., 2013）。城市绿地可以在植物和土壤中封存碳（C）来缓解气候变化，然而，这些城市绿地同样受到城市化作用以及人为活动的影响，可能会促进土壤 CO₂排放，并减少土壤对 CH₄吸收。例如，城市中存在大量的不透水地面，这减少了植被的生长空间，从而降低了植被的固碳能力（Liu et al., 2019）。并且，

由于城市热岛效应, 往往使得城市较郊区温度提升 1~3 °C (Santamouris, 2015), 过高的城市温度导致了更快的酶促反应和气体扩散速率, 进一步促进土壤排放更多的 CO₂ (Karhu et al., 2014; Sierra et al., 2015)。此外, 城市绿地还受到强烈的人为管理影响, 例如, 割草、灌溉和施肥。对于 CH₄ 来说, 城市绿地的频繁灌溉, 以及城市土壤的板结压实, 都会使得土壤更易处于厌氧环境条件下, 削弱原有旱地土壤吸收大气 CH₄ 的能力 (Zhan et al., 2023)。综上, 上述过程均有可能影响城市绿地碳循环过程, 从而影响城市绿地土壤的 CO₂ 排放和 CH₄ 吸收强度。但是, 目前有关城市绿地生态系统地气 CO₂ 和 CH₄ 交换过程, 并未被区域和全球温室气体排放清单考虑在内 (Bremer, 2006; Schneider et al., 2009)。

土壤 CO₂ 排放或者土壤呼吸 (soil respiration, R_s) 是土壤中自养和异养呼吸过程的总和, 包含土壤中的植被根系、厌氧和好氧微生物的呼吸过程 (Ryan and Law, 2005; Oertel et al., 2016), 是城市 CO₂ 排放的来源之一。有研究表明, 城市绿地的土壤呼吸高于裸土、砾石覆盖物和农业土壤, 甚至是自然和农业生态系统的 2.5~5 倍 (Wang et al., 2022; Jian and Steele, 2024; Park et al., 2014; Kaye et al., 2005)。在韩国首尔西南部一个高密度的城市地区, 其绿地平均土壤呼吸排放 (0.45 mg C m⁻² s⁻¹) 大约是附近森林 (0.14 mg C m⁻² s⁻¹) 的三倍 (Park et al., 2014)。对于 CH₄ 而言, 现已被证实, 随着城市化程度的提升, 土壤吸收 CH₄ 的能力往往会下降 (Goldman et al., 1995; Zhang et al., 2014; Zhang et al., 2021)。相较于其他生态系统, 城市绿地显著降低了 50% 的 CH₄ 吸收 (Zhan et al., 2023)。van Delden 等 (van Delden et al., 2018) 在布里斯班进行了两年的田间原位测定, 结果表明城市绿地的 CH₄ 吸收通量为 1.3~1.9 kg CH₄-C ha⁻¹ yr⁻¹, 显著低于原生森林的 CH₄ 年吸收量 2.5~2.9 kg CH₄-C ha⁻¹ yr⁻¹。上述表明, 城市绿地通常提升了土壤 CO₂ 排放, 却降低了 CH₄ 吸收能力, 这可能将会极大地促进城市的温室效应。

城市草地是城市绿地生态系统的重要组成部分。城市草地又可以区分为 C₃ 和 C₄ 两种不同的草地类型。C₃ 草种多为耐阴冷季草, 仅能通过 C₃ 途径进行光合作用; 而 C₄ 草种多为耐干旱高光强度的暖季草, 可以利用 C₃ 和 C₄ 两种途径进行固碳, 这就导致了 C₄ 草种相较于 C₃ 草种有更强的光合作用和固碳能力 (Zhan et al., 2021)。土壤温度、湿度等也同样会影响城市草地的土壤呼吸和 CH₄ 吸收过程。随着土壤湿度增加, 好氧甲烷氧化菌氧化 CH₄ 的速率降低, 土壤 CH₄ 的吸收量往往会降低 (van Delden et al., 2018), 甚至在土壤湿度过高时还会表现为 CH₄ 的排放 (Künnemann et al., 2023)。相关研究对土壤呼吸和环境因子的分析表明, 温度是预测土壤 CO₂ 排放的最佳参数 (Karhu et al., 2014; Sierra et al., 2015)。大量的观测分析表明, 土壤呼吸和土壤温度间存在非线性关系, 并引申出温度敏感性因子

(Q_{10}) 来定量描述土壤 CO_2 排放受温度的影响 (Oertel et al., 2016; 范洪旺等, 2018)。目前, 有关城市草地土壤 CO_2 排放和 CH_4 吸收通量的研究主要集中在欧美等发达国家, 而我国在这个研究领域才刚起步不久 (徐文娴等, 2017; 熊莉等, 2014; 常思琦等, 2015)。但是, 随着中国城市化发展进程的加快, 城市绿地面积逐渐增加, 例如, 在 2022 年北京新增城市绿地 200 万公顷, 其城市绿地覆盖率已经高达 48.9% (北京市统计局, 2022)。国内已有的少量研究多聚焦在城市草地的土壤 CO_2 排放方面, 对城市草地的 CH_4 吸收特征还鲜有报道 (孙倩等, 2009; 熊莉等, 2014; 卫宏健等, 2023); 且这些报道均为短期 (主要集中在植物生长季) 研究的结果, 不能反映土壤 CO_2 排放和 CH_4 吸收通量的年变化特征。

基于上述原因, 本文采用静态暗箱-气相色谱法, 对北京暖季草地、冷季草地和林下地被三种典型城市草地进行了一个完整周年的田间原位观测研究, 旨在探究: (1) 城市草地土壤 CO_2 排放和 CH_4 吸收通量的季节、年变化动态以及碳源汇强度; (2) 影响城市草地土壤 CO_2 排放和 CH_4 吸收通量变化的关键环境因子; (3) 不同城市草地类型间土壤 CO_2 年排放量和 CH_4 年吸收量的差异及其影响因素。研究结果有助于明确城市草地生态系统的温室气体排放特征, 以便优化和推行相应的管理措施, 促进城市的可持续发展。

2 材料与方法

2.1 研究区域概况

本研究是依托在北京城市生态系统定位观测研究站 ($116^{\circ}43'E$, $39^{\circ}32'N$) 的长期实验样地上进行。该站位于北京市区内, 隶属于北京园林绿化科学研究院, 占地面积约 3.4 ha, 主要由北京园林绿化中应用频率较高的乔木、灌木、草本植物等 60 余种植物组合搭配, 形成具有地区代表性的群落类型。该研究区域属于典型的大陆性季风气候, 雨热同季。近 30 年间平均气温为 $13.1^{\circ}C$, 多年平均降水量为 543 mm, 降雨季节分布不均, 约 80% 的降水量集中在夏季 (Zhan et al., 2021)。

研究选取三种典型城市草地, 分别为暖季草地 (warm-season turfgrass, WT)、冷季草地 (cool-season turfgrass, CT) 和林下地被 (shade-enduring turfgrass, ST)。三种草地均种植于 2016 年 5 月, 暖季草地种植 C_4 草种野牛草 (*Buchloe dactyloides*); 冷季草地由两种 C_3 草种混交, 即早熟禾 (*Poa pratensis* L.) 与高羊茅 (*Festuca elata* Keng ex E. B. Alexeev); 而林下地被种植在栎树林 (*Koelreuteria paniculata* L.) 下, 地被种类为 C_3 草种崂峪苔草 (*Carex giraldiana*)。在春秋两季, 降水较少时, 对三种草地进行灌溉以保证植物不受干旱胁迫影响。在植被生长季内, 使用割草机每隔 10~20 日进行草地修剪, 并在修剪后移除所

有草屑。由于各草地生理特性不同，冷季草地及林下地被的生长期为 4~11 月，暖季草地为 5~10 月。实验样地土壤为碱性土壤，以砂壤土为主，土壤容重为 1.4 g cm^{-3} 。各城市草地类型表层土壤（0~15cm）的基本性质及植物情况如表 1 所示。

表 1 实验样地土壤和植物的基本特征

Table 1 General characteristics of the investigated sites in soil and plants

	WT	CT	ST
植被类型	野牛草, C ₄	高羊茅与早熟禾混交, C ₃	崂峪苔, C ₃
地上生物量 (g m^{-2})	66.4	78.3	76.4
地下生物量 (g m^{-2})	118.1	86.9	51.8
土壤质地	砂壤土	砂壤土	砂壤土
容重 (g m^{-3})	1.44	1.36	1.33
总氮 (g kg^{-1})	0.80	0.83	0.73
有机碳 (g kg^{-1})	10.5	9.66	8.38
pH	8.47	8.26	8.49

注：WT：暖季草地；CT：冷季草地；ST：林下地被

Note: WT: warm-season turfgrass; CT: cool-season turfgrass; ST: shade-enduring turfgrass

2.2 试验方法

2018 年 6 月至 2019 年 6 月，参考杜睿等（2001）和 Yao 等（2015）的方法，通过静态暗箱-气相色谱法测定三种城市草地的地气 CO_2 和 CH_4 交换通量。在三种不同城市草地类型（即 WT，CT 和 ST）内，分别随机设置三个 $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ 的小区作为空间重复。对于 CH_4 通量的测定，在每个空间重复小区内，随机安装两个矩形不锈钢底座（ $0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$ ，顶部带有水槽），底座埋入土壤 15 cm。而对于土壤 CO_2 排放（或叫土壤呼吸）的测定，在每个空间重复小区内安装 1 个矩形不锈钢底座（ $0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$ ，顶部带有水槽），并定期剪除底座内地上部分的生物量，即所测定的土壤 CO_2 排放为土壤异养呼吸和植物根系呼吸之和。因此，共有 $3 \times 6 + 3 \times 3 = 27$ 个采样点，即每种草地类型有 6 个采样点位置用于 CH_4 通量的测定，3 个采样点位置用于土壤呼吸的测定。

在观测期间，通常每周 1~2 次地对草地 CO_2 、 CH_4 气体进行采集和分析。在每个采样日，将不锈钢底座的顶部水槽注满水，再将一个 $0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$ 的密闭暗箱放置在底座上。该暗箱由 0.4 mm 厚铁板制成，箱体表面包裹塑料隔热以及锡箔反光等材料，以降低外部辐射和温度变化对箱内温度的影响；采样箱顶部装有混合箱内气体所用的小风扇（12 V，0.28 A），箱壁固定一侧设有采气孔，用内部直径为 0.2 mm 的硅胶管连接箱子内外，用于箱内气体样品的采集。箱内装有温度探头，在采样期间以数字温度计（JM624，天津今明仪器有限公司，精度 $\pm 0.1^\circ\text{C}$ ）记录箱内温度。每个采样箱顶部装有平衡管（直径：7 mm，

长度：5 cm）来平衡采样箱内外气压差，仅在安放采样箱和气体样品采集时打开，其余时间内关闭。每次采样时，在最能代表一天平均气温状况的上午 09：00~11：00 间采集气体样品。在暗箱扣入底座的第 0，7，14，21 和 28 min，使用装有三通阀的 30 ml 注射器对箱内气体进行采集，采样完成后的 6 h 内使用配备氢火焰离子化检测器（FID）的气相色谱仪（Agilent 7890B, Agilent Technologies, 美国）分析样品中的 CO₂、CH₄ 气体浓度。之后，使用线性或非线性回归方法，计算各处理的 CO₂、CH₄ 交换通量（Yao et al., 2015；Zhan et al., 2021），并使用线性内插法计算两种气体的生长季、非生长季以及全年累积总量。

此外，在测定气体通量的同时，本研究还获取了一整年的气温、降水、土壤温度和土壤湿度数据。气温和日降水数据从采样点旁边的自动气象站（Campbell Scientific, 美国）获取。使用 HOBO 温湿度记录仪（H21-USB, Onset, 美国）记录 0~10 cm 处的土壤温度（T_s）和土壤体积含水量（vwc）。然后根据公式将体积含水量转换为土壤充水孔隙度（WFPS）：

$$WFPS = \frac{vwc}{1 - BD/2.65} \times 100\%$$

其中，BD 为土壤容重（g cm⁻³）。

2.3 数据统计和分析

研究使用 SPSS 19.0（SPSS China, 北京, 中国）对数据进行统计分析，并使用 Origin8.0（OriginLab Ltd., 广州, 中国）进行图形绘制。采用单因素方差分析（ANOVA）和 LSD（least significant difference）事后多重比较检验来对比各城市草地间的显著性差异；利用线性和非线性相关回归分析方法探究了环境因子和土壤呼吸、CH₄ 通量间的相关关系，显著性水平为 P < 0.05。此外，使用 Q₁₀（土壤呼吸温度敏感性）来反映土壤 CO₂ 排放对 T_s 变化的敏感程度（Oertel et al., 2016；Berglund et al., 2010），其计算方法为：

$$R_s = a \cdot e^{bT_s}$$

$$Q_{10} = e^{10b}$$

其中，R_s 为土壤呼吸通量（mg C m⁻² h⁻¹）；T_s 为土壤温度（℃）；a 和 b 为指数模型的拟合参数。

3 结果和分析

3.1 环境因子

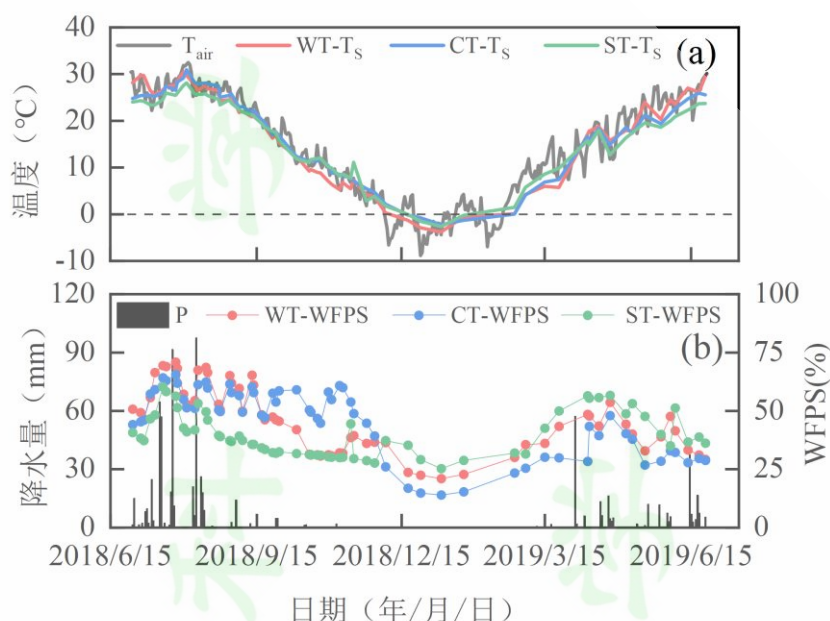
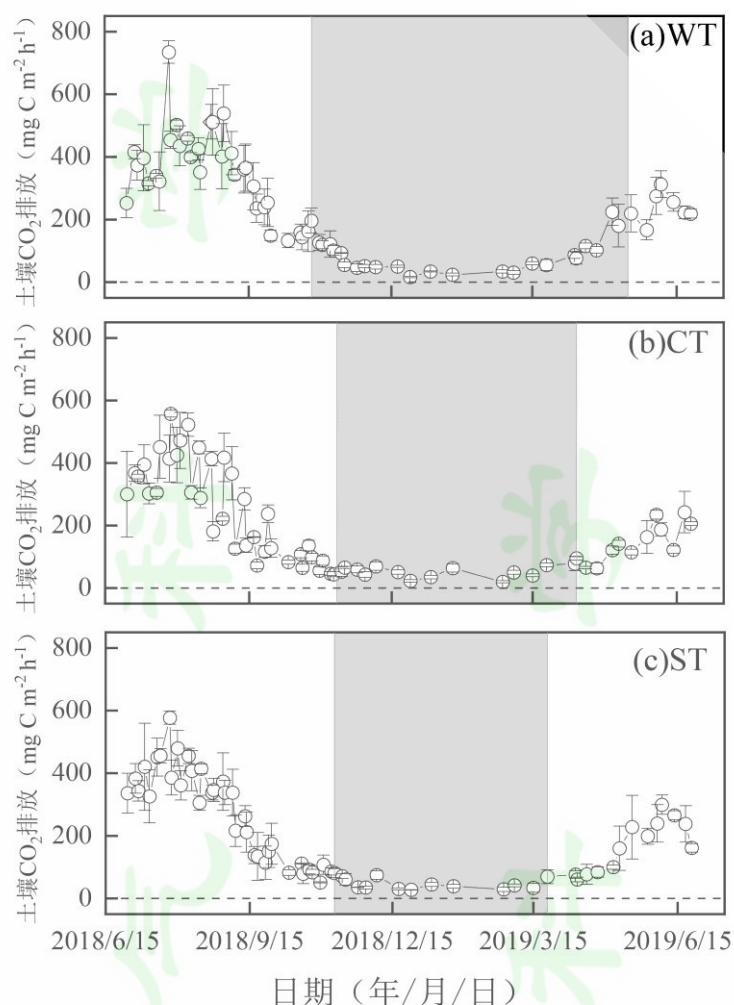


图 1 2018-2019 观测期内，年气温 (T_{air}) 和降水 (P)，以及不同城市草地类型 (WT，暖季草地；CT，冷季草地；ST，林下地被) 土壤 (0~10 cm) 温度 (T_s) 与土壤充水孔隙度 (WFPS) 的季节变化动态

Fig.1 Seasonal variations of air temperature (T_{air}) and precipitation (P), and the variations of 0-10 cm soil temperature (T_s) and soil water content expressed as water-filled pore space (WFPS) for different turfgrass sites (WT, warm-season turfgrass; CT, cool-season turfgrass; ST, shade-enduring turfgrass) during the year of 2018–2019

图 1 展示了 2018-2019 年观测期间，气温、日降水量以及三种草地的土壤温度 (T_s) 和土壤充水孔隙度 (WFPS) 的季节变化动态。各草地类型间 T_s 表现出与气温相似的季节性动态，即在生长季温度较高，非生长季较低。在观测期内，年平均气温为 $13.9\text{ }^{\circ}\text{C}$ ；暖季、冷季草地和林下地被 T_s 的年平均值分别为 17.1 、 17.3 和 $16.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。年降水量为 763 mm ，约 84% 的降水发生在生长季，表现出雨热同季的趋势。同时，三种草地的土壤 WFPS 均随降水量而变化，最高的土壤湿度发生在降水较高的夏季。暖季、冷季草地和林下地被 WFPS 年平均值分别为 45.4%、45.5% 和 39.8%。对比三种城市草地类型，暖季草地和冷季草地的土壤温度、湿度之间均无显著差异；但对于林下地被，由于其上有树木遮挡，减少了太阳辐射和部分降水，其土壤温度和 WFPS 较其他两种类型均降低。

3.2 土壤 CO_2 排放



注：阴影区域表示各城市草地类型的非生长季。

Note: Shaded areas indicate the non-growing season.

图 2 2018-2019 观测期内，暖季草地（WT，a）、冷季草地（CT，b）和林下地被（ST，c）土壤呼吸（CO₂）排放的季节变化动态

Fig. 2 Seasonal variations of soil respiration rate for warm-season turfgrass (WT, a), cool-season turfgrass (CT, b) and shade-enduring turfgrass (ST, c)

图 2 展示了三种城市草地土壤 CO₂ 排放的季节变化动态。由图可见，三种城市草地土壤 CO₂ 排放呈现出一致的季节性变化，即表现为生长季土壤呼吸较高，而非生长季较低。暖季、冷季草地和林下地被最高的土壤 CO₂ 排放均出现在 2018 年 7 月，但排放强度三者之间存在差异，即暖季草地最高（734 mg C m⁻² h⁻¹），其次为林下地被（577 mg C m⁻² h⁻¹）和冷季草地（557 mg C m⁻² h⁻¹）。暖季、冷季草地和林下地被土壤 CO₂ 排放的最低值均出现在冬季，分别为 15.9、19.2、27.3 mg C m⁻² h⁻¹。

表 2 暖季草地 (WT)、冷季草地 (CT) 和林下地被 (ST) 生长季、非生长季以及全年土壤呼吸 (CO_2) 排放和甲烷 (CH_4) 吸收累积总量

Table 2 The calculated cumulative emissions of soil respiration (CO_2) and CH_4 uptake for warm-season turfgrass (WT), cool-season turfgrass (CT) and shade-enduring turfgrass (ST) over the vegetation-growing season, nongrowing season and annual scale.

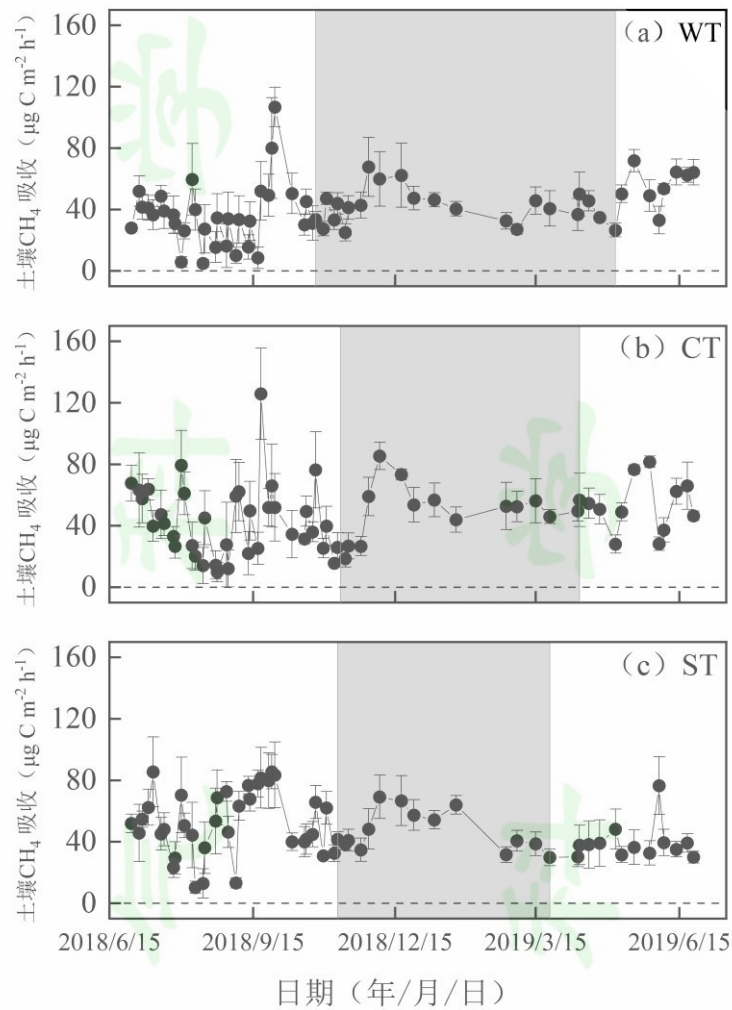
草地类型	土壤呼吸 (t C ha^{-1})			CH ₄ 吸收 (kg C ha^{-1})		
	生长季	非生长季	全年	生长季	非生长季	全年
WT	12.4±0.89a	2.81±0.12a	15.2±1.01a	1.80±0.08b	1.91±0.09a	3.71±0.14a
CT	10.3±0.67a	1.83±0.03b	12.1±0.70b	2.36±0.08a	1.91±0.20a	4.27±0.25a
ST	11.9±0.48a	1.37±0.09c	13.3±0.55ab	2.51±0.11a	1.62±0.11a	4.13±0.19a

注：所示数据均为平均值±标准偏差，同一列的不同字母表示在 $P < 0.05$ 水平存在显著性差异。

Note: Data shown represent means ± standard errors. Different letters within the same column indicate significant differences between turfgrass types at $P < 0.05$ level.

在整个周年观测期内，三种城市草地的土壤 CO_2 年排放量范围为 12.1~15.2 $\text{t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 。其中，非生长季的排放总量为 1.4~2.8 $\text{t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，约占全年排放量的 10%~18%（表 2）。在生长季，三种城市草地间的土壤 CO_2 季节排放总量无显著差异；但在非生长季，暖季草地的土壤 CO_2 季节排放量显著高于冷季草地和林下地被 ($P < 0.05$)。在整个周年尺度上，暖季草地相较于冷季草地和林下地被具有较高的土壤 CO_2 年排放量，而冷季草地和林下地被之间无显著差异。

3.3 土壤 CH_4 吸收通量



注：阴影区域表示各城市草地类型的非生长季。

Note: Shaded areas indicate the non-growing season.

图 3 2018-2019 观测期内，暖季草地（WT，a）、冷季草地（CT，b）和林下地被（ST，c）土壤甲烷（CH₄）吸收通量的季节变化动态

Fig. 3 Seasonal variations of soil CH₄ uptake fluxes for warm-season turfgrass (WT, a), cool-season turfgrass (CT, b) and shade-enduring turfgrass (ST, c)

在整个观测期内，三种城市草地的 CH₄ 通量均表现为吸收，即城市草地土壤是大气 CH₄ 的吸收汇。如图 3 所示，暖季、冷季草地和林下地被的 CH₄ 吸收通量范围分别为 4.78~107、9.75~126 和 10.2~85.4 μg C m⁻² h⁻¹。三种城市草地的 CH₄ 吸收最高值均出现在生长季中降雨相对较少的 9 月（月降水量 26 mm，WFPS: 32~65%），而 CH₄ 吸收通量的最低值均出现在降水充沛，土壤湿度高的 8 月（月降水量 182 mm; WFPS: 37~69%）。

在全年观测期内，三种城市草地的 CH₄ 年吸收量在 3.71~4.27 kg C ha⁻¹ yr⁻¹ 之间（表 2）。其中，暖季、冷季草地和林下地被在非生长季的 CH₄ 吸收总量分别为 1.91、1.91 和 1.62 kg C ha⁻¹，占年吸收总量的 39%-51%。对比三种城市草地类型，暖季草地在生长季的 CH₄ 季节

吸收总量显著低于冷季草地和林下地被；但在非生长季，各城市草地类型间的 CH_4 季节吸收量无显著差异。在整个周年尺度上，暖季草地相较于冷季草地和林下地被具有较低 CH_4 年吸收量，而冷季草地和林下地被之间无显著差异。

3.4 土壤 CO_2 排放、 CH_4 吸收通量与环境因子之间的相关关系

表 3 城市草地土壤呼吸 (CO_2) 排放和甲烷 (CH_4) 吸收通量和环境因子之间的相关关系
Table 3 Correlation between soil respiration (CO_2) and CH_4 uptake fluxes and environment factors in urban turfgrass

	草地类型	T_{air}	T_{s}	P	WFPS
土壤呼吸	WT	0.80**	0.83**	0.22	0.77**
	CT	0.76**	0.81**	0.22	0.50**
	ST	0.81**	0.86**	0.33**	0.48**
	All	0.78**	0.82**	0.25**	0.58**
CH_4 吸收	WT	-0.21	-0.16	0.07	-0.39**
	CT	-0.04	-0.09	-0.16	-0.40**
	ST	-0.06	-0.02	-0.25**	-0.36**
	All	-0.10	-0.09	-0.12	-0.39**

注：表中各数据表示相关系数 r ；**表示 $P < 0.01$ ； T_{air} ：气温； T_{s} ：土壤温度；P：降水量；WT：暖季草地；CT：冷季草地；ST：林下地被；All：所有草地数据综合。

Note: The data in the table represent the correlation coefficients r ; ** represent $P < 0.01$; T_{air} : air temperature; T_{s} : soil temperature; P: precipitation; WT: warm-season turfgrass; CT: cool-season turfgrass; ST: shade-enduring turfgrass; All: the aggregated data of the three types of turfgrass

单因子相关回归分析结果表明，三种城市草地的土壤 CO_2 排放均与 T_{air} 、 T_{s} 、WFPS 呈显著正相关关系 ($P < 0.01$)。此外，林下地被的土壤 CO_2 排放还与降雨呈显著正相关 ($P < 0.01$) (表 3)。进一步使用指数方程对土壤 CO_2 排放与土壤温度的相关性进行拟合，结果表明，土壤温度可以解释土壤 CO_2 排放变化的 70%~86%，并由此得出三种城市草地的土壤呼吸 Q_{10} 值 (表 4)。三种城市草地的土壤呼吸 Q_{10} 平均值为 2.32。其中，两种 C_3 草地 (即冷季草地和林下地被) 的土壤呼吸 Q_{10} 值 (2.87~2.99) 要明显高于 C_4 草地 (1.91，即暖季草地)。上述分析表明，土壤温度和湿度均会对城市草地土壤 CO_2 排放产生显著影响 ($P < 0.01$)。因此，本研究进一步分析了土壤温度和湿度对城市草地土壤 CO_2 排放的协同作用，结果表明， T_{s} 和 WFPS 的协同变化可以解释暖季、冷季草地和林下地被土壤 CO_2 排放变化的 77%、84% 和 87% (图 4)。

表 4 不同类型城市草地土壤呼吸 (CO_2) 排放 (R_{s}) 与土壤温度 (T_{s}) 间非线性拟合模型及其温度敏感性指数 (Q_{10})

Table 4 Nonlinear fitting model between soil respiration rate (R_{s}) and soil temperature (T_{s}) in different types of urban turfgrass, and temperature sensitivity index (Q_{10})

草地类型	拟合模型	R ²	P	Q ₁₀
WT	$R_s=66.4004e^{0.0648T_s}$	0.70	<0.01	1.91
CT	$R_s=20.5018e^{0.1056T_s}$	0.81	<0.01	2.87
ST	$R_s=23.7866e^{0.1096T_s}$	0.86	<0.01	2.99
All	$R_s=39.1862e^{0.0843T_s}$	0.75	<0.01	2.32

注：WT，暖季草地；CT，冷季草地；ST，林下地被；All，所有草地数据综合

Note: WT, warm-season turfgrass; CT, cool-season turfgrass; ST, shade-enduring turfgrass; All, the aggregated data of the three types of turfgrass

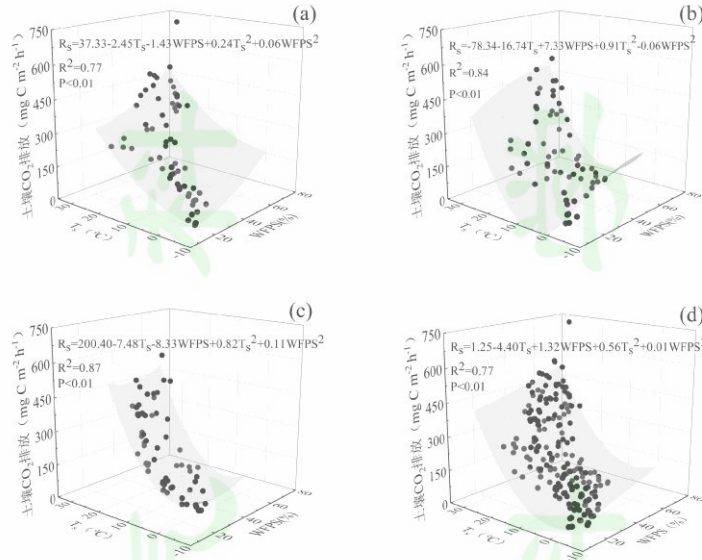


图4 暖季草地（WT，a）、冷季草地（CT，b）、林下地被（ST，c）以及所有城市草地土壤呼吸（CO₂）排放（All，d）与土壤（0~10 cm）温度（T_s）和土壤充水孔隙度（WFPS）间的多元非线性拟合模型

Fig.4 The multivariate non-linear fitting model between the CO₂ emission fluxes from warm-season turfgrass (WT, a), cool-season turfgrass (CT, b), shade-enduring turfgrass (ST, c), and all the urban turfgrass data (d), and the 0-10 cm soil temperature (T_s) and soil water-filled pore space (WFPS)

同样，我们也分析了城市草地 CH₄ 吸收通量与 T_{air}、T_s、WFPS 以及 P 之间的相关关系，结果表明，三种城市草地土壤 CH₄ 吸收通量均与土壤湿度呈显著负相关关系（P < 0.01），即土壤湿度越大，CH₄ 吸收通量越少（表 4）。在整个观测期内，土壤 WFPS 的变化可以解释城市草地 CH₄ 吸收通量变化的 12%~15%（图 5）。此外，林下地被的 CH₄ 吸收通量还与降水呈显著负相关（P < 0.01）。

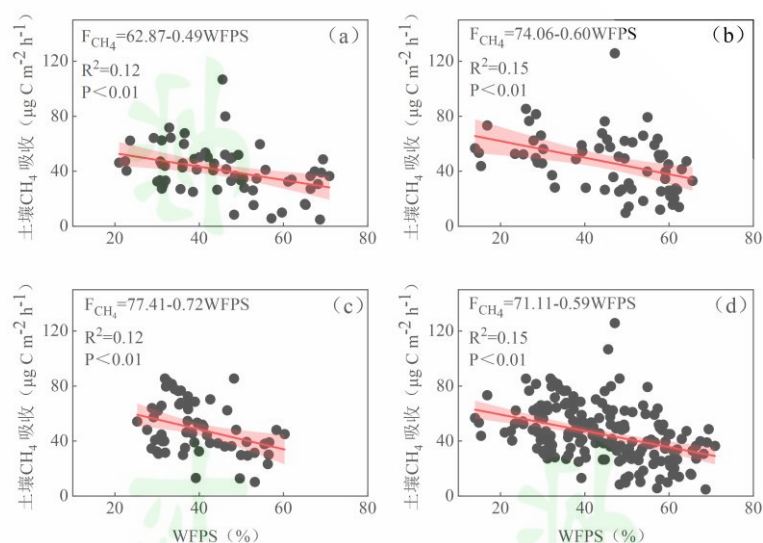


图 5 暖季草地 (WT, a)、冷季草地 (CT, b)、林下地被 (ST, c) 以及所有城市草地甲烷 (CH₄) 吸收通量 (All, d) 与土壤 (0~10 cm) 充水孔隙度 (WFPS) 间的线性拟合模型

Fig.5 linear fitting model between the CH₄ uptake fluxes from warm-season turfgrass (WT, a), cool-season turfgrass (CT, b), shade-enduring turfgrass (ST, c), and all the urban turfgrass data (d), and the 0-10 cm soil water-filled pore space (WFPS)

4 讨论

4.1 城市草地土壤 CO₂ 排放特征及影响因素

对于城市草地而言, 本研究观测到土壤呼吸 (CO₂) 的年排放量范围在 12.1~15.2 t C ha⁻¹ yr⁻¹ 之间 (表 2)。有研究表明, 北京地区城市林地的土壤 CO₂ 年排放量为 4.48~6.23 t C ha⁻¹ yr⁻¹ (Li et al., 2022), 明显低于本研究城市草地的观测结果。同样, Jian and Steele (2024) 和 Künnemann 等 (2023) 的研究结果也表明, 城市草地相较于林地通常具有更高的土壤 CO₂ 排放强度。这可能是由于城市林地往往有繁茂的植被覆盖, 土壤温度相对较低, 从而减弱土壤 CO₂ 排放强度。Wang 等 (2023) 在英国利兹的一项研究显示, 城市中的树木覆盖能够显著降低地表温度, 但城市草地并没有这种显著降温的效果。同样, Li 等 (2022) 研究报道, 北京城市森林的土壤温度约为 10.9~12.5 °C, 显著低于城市草地的土壤温度 (16.5~17.3 °C)。此外, 城市草地相较于林地往往接受更多的灌溉, 而有研究指出, 接受灌溉的城市绿地土壤呼吸排放通常为非灌溉处理的 1.23~1.45 倍, 这主要是由于灌溉增加土壤含水量, 从而改变根系和微生物的生理过程, 进而促进土壤 CO₂ 排放 (Yilmaz and Bilgili, 2023)。该解释可以被我们的研究结果进一步佐证, 即土壤 CO₂ 排放与 WFPS 呈显著正相关关系 (表 3)。

本研究中城市草地的土壤 CO_2 年排放量不仅大于同地区的城市林地，而且还高于中国自然草地的土壤 CO_2 年排放量 $7.80 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，以及中国陆地生态系统土壤 CO_2 年排放平均值 $8.31 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ （郑甲佳, 2021）。与本研究结果相类似，Park 等（2014）、Wang（2022）和 Jian and Steele（2024）也报道，城市草地相较于其他生态系统通常具有较高的土壤 CO_2 排放。土壤呼吸作为土壤养分循环的重要过程，其强度反映了微生物群落和根系的代谢活动；较高的土壤呼吸强度往往表明了城市草地生态系统中存在较高的微生物活性（Wang et al., 2022）。城市草地出现相对较高土壤 CO_2 排放的原因可能有以下两个方面：一方面城市草地生态系统受到城市化效应（如城市热岛效应）的影响，其所在区域温度通常较高，这增强了土壤中微生物活性，从而促进土壤呼吸（Zhan et al., 2023）。该解释同样被我们的研究结果进一步佐证，即土壤 CO_2 排放与温度呈显著正相关关系（表 3）。另一方面，相较于自然生态系统，城市草地受到频繁的人工管理，例如灌溉、植被修剪等。已有研究表明，频繁的草坪修剪将会减少光合作用并同时促进土壤呼吸，造成更快的土壤碳矿化损失（Song et al., 2015）。

温度一直被认为是控制土壤呼吸的关键因素（Carey et al., 2016），其可以直接调节土壤微生物群落组成、酶促反应速率以及气体扩散速率，从而直接影响土壤呼吸速率（Karhu et al., 2014; Sierra et al., 2015）。本研究中城市草地的土壤 CO_2 排放 Q_{10} 值为 1.91~2.99，平均值为 2.32（表 4）。该平均值与 Raich and Schlesinger（1992）研究报道的全球范围内陆地生态系统土壤呼吸 Q_{10} 值 2.4 相近似；也近似于 Chen 等（2013）在北京奥林匹克公园中测得的城市绿地土壤呼吸 Q_{10} 值 2.3。然而，本研究中 Q_{10} 平均值却高于北京人工林地的土壤呼吸 Q_{10} 值（1.28-1.89）（谭炯锐等，2009）。这可能是由于人工林地相较于城市草地具有较低的土壤湿度。大量研究表明，土壤呼吸 Q_{10} 在水分适宜时最高，在较低的水分条件下，土壤中微生物以及底物的移动性变差，将导致 Q_{10} 值降低（郑甲佳，2021；谭炯锐，2010；Jassal et al., 2008; Almagro et al., 2009）。

对比本研究中的三种城市草地类型，以 C_4 草种为代表的暖季草地相较于 C_3 草种的城市草地（即冷季草地和林下地被），具有较高的土壤 CO_2 年排放量（表 2）。一方面，这是由于由 C_4 草种组成的城市草地地下生物量通常高于由 C_3 草种组成的城市草地（表 1），因此具有更高的根系呼吸速率。另一方面，土壤呼吸中约有 80% 来自于土壤有机碳的分解（Schimel et al., 1994），而 C_4 植物土壤中的有机碳含量（ 10.5 g C kg^{-1} ）高于 C_3 草地（ $8.38\sim 9.66 \text{ g C kg}^{-1}$ ）。这增加了土壤呼吸的底物，使得 C_4 植物土壤微生物能够更快速地分解有机质，增强了 C_4 植物的土壤呼吸强度。然而，由 C_4 草种组成的暖季草地相较于冷季草

地和林下地被（即 C_3 草种组成）具有较低的土壤呼吸 Q_{10} ，这意味着 C_4 草地土壤呼吸对温度变化的敏感性要弱于 C_3 草地，该研究结果为我们将来在气候变暖背景下合理规划和利用城市草地提供了理论依据。

4.2 城市草地 CH_4 吸收通量的变化特征及影响因素

在整个观测期间，城市草地 CH_4 吸收通量的变化特征主要受土壤含水量的影响，且与 WFPS 呈显著负相关关系。先前研究中也报道了类似的观测结果（van Delden et al., 2018）。土壤水分含量的增加主要是通过影响气体交换过程，减少土壤中 O_2 含量来影响城市草地的 CH_4 吸收通量。van Delden 等（2018）研究报道，在土壤 WFPS 约为 20%~25% 时， CH_4 吸收通量达到最高值。而当 WFPS 达到 75% 及以上时，则 CH_4 吸收通量几乎为零，甚至表现为大气 CH_4 的排放源（Künneemann et al., 2023）。除了土壤水分含量以外，其他研究中还报道了土壤 CH_4 吸收通量和土壤温度间的正相关关系（Wang et al., 2014），但本研究中并未观测到这一相关结果。究其原因可能是，北京地区的气候属于雨热同季，在气温较高的夏季，同时具有较高的降雨量和土壤湿度，而土壤水分含量的增加又会削弱土壤 CH_4 吸收强度，且有可能土壤水分含量的控制作用超过了土壤温度的影响。例如，在 2018 年 8 月份，尽管月平均气温高达 27.5 °C，但由于该月降水量高达 182 mm，其平均 WFPS 超过 60%，因而在 8 月观测到了最低的 CH_4 吸收通量；而在 2018 年 9 月，其平均气温仍然较高（21.1°C），但由于该月仅有 26 mm 降水，使得其平均 WFPS 低于 50%，在这种温度较高而土壤水分含量又较低条件下，有可能甲烷氧化菌活性更高，因而 CH_4 吸收强度较大。在非生长季的 11~12 月同样出现了一个明显的 CH_4 吸收峰，这也是由于该阶段出现了一次明显的升温，并且此阶段的土壤 WFPS 平均值约为 30%，即该时期的土壤温湿度适宜于增强土壤甲烷氧化菌的活动能力。

在全年尺度上，三种城市草地类型均表现为大气 CH_4 吸收汇的功能，其年吸收总量范围为 3.71~4.27 kg C ha⁻¹ yr⁻¹（表 2）。Wang 等（2014）研究报道，中国自然草地土壤 CH_4 年吸收量的平均值为 5.22 kg C ha⁻¹ yr⁻¹，高于本研究中城市草地的观测结果。大量研究已经表明，城市化过程会削弱土壤 CH_4 的吸收能力（Goldman et al., 1995; Zhang et al., 2014; Zhang et al., 2021）。这主要是由以下几个因素所导致的：一方面，由于城市中的压实、填埋和建筑活动的影响，城市草地相较于自然草地往往具有较高的土壤容重，这使得城市草地土壤孔隙度减少，气体扩散率降低，从而降低大气 CH_4 向土壤中的扩散（Byrne, 2007; De Neve and Hofman, 2000; Pulido-Moncada et al., 2022）；另一方面，城市草地中的灌溉进一步增加土壤湿度，导致土壤中 O_2 含量的降低，从而促进了城市土壤中的厌氧环境，不利

于好氧的甲烷氧化菌氧化大气 CH_4 ，因而降低了城市草地的 CH_4 吸收强度（Groffman et al., 2009; artmann et al., 2011; van Delden et al., 2018）。此外，城市中通常具有较高的大气氮沉降，这势必会增加土壤中无机氮（ NH_4^+ 和 NO_3^- ）含量（Dutt and Tanwar, 2020）。城市土壤中较高的 NH_4^+ 将直接参与土壤中微生物氧化 CH_4 的竞争而抑制其氧化 CH_4 的能力，从而减少了土壤 CH_4 吸收强度（Wu et al., 2022）。因此，上述各种因素共同导致了城市草地的 CH_4 吸收强度要弱于自然草地生态系统。

对比三种城市草地类型，暖季草地相较于冷季草地和林下地被显著降低了土壤 CH_4 的年吸收总量。该研究结果也进一步支持了上述暖季草地相较于冷季草地和林下地被具有较高土壤 CO_2 排放的观测结果，这是由于暖季草地较高的土壤 CO_2 排放会消耗土壤中大量的 O_2 ，导致土壤中厌氧环境的增加，从而降低好氧甲烷氧化菌氧化大气 CH_4 的能力，进而降低其 CH_4 吸收强度。再者，可能是由于暖季草地具有较高的土壤容重（表 1），这也减缓了 O_2 的扩散速率，从而降低了暖季草地中 CH_4 的氧化速率。Law 等（2021）研究表明， C_3 草地通常为大气 CH_4 的吸收汇，而 C_4 植物往往成为大气 CH_4 的排放源。但 Nichols 等（2016）在科罗拉多州自然草地生态系统中的一项研究却表明， C_3 植物土壤的 CH_4 吸收要低于 C_4 植物土壤。可见，目前由于植物物种差异而形成的不同草地类型如何影响土壤 CH_4 吸收强度尚无明确定论，这仍需进一步开展系统而完善的观测研究。

4.3 展望

本研究通过完整周年的观测表明，非生长季大约贡献了 39%~51% 的 CH_4 年吸收量和 10%~18% 的土壤 CO_2 年排放量，这说明在土壤温度和湿度相对较低的非生长季，仍可能存在较大的土壤 CO_2 排放和 CH_4 吸收通量。因此，对城市绿地开展全年甚至多年的温室气体观测研究至关重要。此外，尽管本研究明确了土壤温度和湿度对土壤呼吸和 CH_4 吸收通量的影响，但是其他环境因素，如土壤中可溶性有机碳和无机氮含量以及微生物群落和功能对土壤呼吸和 CH_4 吸收通量的影响仍不明确。未来通过开展对各种环境因子影响的综合研究，有利于更好地探究城市草地温室气体排放过程及其机理，从而更全面的了解城市草地的碳循环过程。

尽管本研究结果表明，由 C_4 草种组成的暖季草地相较于 C_3 草种组成的冷季草地和林下地被有更强的土壤 CO_2 排放和较低的 CH_4 吸收通量，但这仅表明种植 C_3 草种将会有利于城市草地土壤 CO_2 和 CH_4 的减排增汇。然而，这一研究并未考虑植物和土壤有机质中的碳固存，也没有考虑其他温室气体（如 N_2O 等）的排放。因此，未来仍亟需对城市草地的碳氮

耦合循环过程、温室气体源汇强度（即基于土壤 CH_4 、 N_2O 以及土壤有机碳变化的净温室气体排放量计算）及其固碳减排措施进行更为完善的综合观测研究。

5 结论

基于对北京三种城市草地类型（即暖季草地、冷季草地和林下地被）的土壤 CO_2 排放和 CH_4 吸收通量进行一个完整周年的田间观测研究，结果表明，三种城市草地土壤 CO_2 排放和 CH_4 吸收通量具有相似的季节变化动态，表明不同城市草地类型对土壤呼吸和 CH_4 吸收通量的季节变化特征无显著影响。在整个观测期内，城市草地土壤 CO_2 排放的变化主要受土壤温度和土壤水分含量二者协同作用的影响，而土壤 CH_4 吸收通量的变化主要受土壤水分含量变化的影响。尽管城市草地非生长季的低温通常会抑制微生物活性而降低土壤 CO_2 排放和 CH_4 吸收强度，但其占气体年排放或吸收总量的比重不容忽视，突出了开展完整周年观测研究的重要性。对比三种城市草地类型，暖季草地（以 C_4 草种为主）相较于冷季草地和林下地被（以 C_3 草种为主）具有较高的土壤 CO_2 年排放量，但却显著降低了土壤 CH_4 年吸收量，而冷季草地和林下地被之间无明显差异。这三种城市草地之间的含碳气体排放或吸收通量差异主要与各草地类型间植被特性以及土壤性质的不同有关。另外，本研究结果也表明了城市草地有相对于自然草地通常具有较高的土壤 CO_2 排放和较低的土壤 CH_4 吸收通量，这说明在编制区域大气温室气体排放清单时可能需要考虑城市草地的影响，并且，随着未来城市化进程的加速发展，对城市草地温室气体产生和排放过程的研究显得尤为重要，这些研究将有助于合理规划和利用城市草地，以缓解快速城市化对气候变化所带来的影响。

参考文献（References）:

- ALMAGRO M, LÓPEZ J, QUEREJETA J I, et al. 2009. Temperature dependence of soil CO_2 efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 41(3): 594-605.
- BERGLUND Ö, BERGLUND K, KLEMEDTSSON L. 2010. A lysimeter study on the effect of temperature on CO_2 emission from cultivated peat soils[J]. *Geoderma*, 154(3-4): 211-218.
- BREMER D J. 2006. Nitrous oxide fluxes in turfgrass: Effects of nitrogen fertilization rates and types[J]. *J. Environ. Qual.*, 35(5): 1678-1685.
- BYRNE L B. 2007. Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology[J]. *Urban Ecosyst.*, 10(3): 255-274.

- CAREY J C, TANG J W, TEMPLER P H, et al. 2016. Temperature response of soil respiration largely unaltered with experimental warming[J]. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 113(48): 13797-13802.
- CHAN D, WU Q G. 2015. Attributing Observed SST Trends and Subcontinental Land Warming to Anthropogenic Forcing during 1979-2005[J]. *J. Clim.*, 28(8): 3152-3170.
- CHEN W, JIA X, ZHA T, et al. 2013. Soil respiration in a mixed urban forest in China in relation to soil temperature and water content[J]. *Eur. J. Soil Biol.*, 54: 63-68.
- COVEY K R, MEGONIGAL J P. 2019. Methane production and emissions in trees and forests[J]. *New Phytol.*, 222(1): 35-51.
- DA SILVA C M, DA SILVA L L, SOUZA T D, et al. 2019. Main Greenhouse Gases levels in the largest secondary urban forest in the world[J]. *Atmosphere Pollution Research*, 10(2): 564-570.
- DE NEVE S, HOFMAN G. 2000. Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residues[J]. *Biol. Fertil. Soils*, 30(5): 544-549.
- DELWICHE K B, KNOX S H, MALHOTRA A, et al. 2021. FLUXNET-CH₄: a global, multi-ecosystem dataset and analysis of methane seasonality from freshwater wetlands[J]. *Earth Syst. Sci. Data*, 13(7): 3607-3689.
- DUTT N, TANWAR T. 2020. Nitrous oxide emissions from turfgrass lawns as a result of fertilizer application: a meta-analysis of available literature[J]. *Curr. Sci.*, 118(8): 1219-1226.
- GOLDMAN M B, GROFFMAN P M, POUYAT R V, et al. 1995. CH₄ uptake and N availability in forest soils along an urban to rural gradient[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 27(3): 281-286.
- GROFFMAN P M, WILLIAMS C O, POUYAT R V, et al. 2009. Nitrate Leaching and Nitrous Oxide Flux in Urban Forests and Grasslands[J]. *J. Environ. Qual.*, 38(5): 1848-1860.
- HARTMANN A A, BUCHMANN N, NIKLAUS P A. 2011. A study of soil methane sink regulation in two grasslands exposed to drought and N fertilization[J]. *Plant Soil*, 342(1): 265-275.
- IPCC. 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the IPCC[M]. Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC. 2023. Climate Change 2023: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. Cambridge: Cambridge University Press.
- JASSAL R S, BLACK T A, NOVAK M D, et al. 2008. Effect of soil water stress on soil respiration and its temperature sensitivity in an 18-year-old temperate Douglas-fir stand[J]. *Glob. Change Biol.*, 14(6): 1305-1318.
- JIAN J, STEELE M K. 2024. Heterogeneity of soil CO₂ efflux from local parks across an urban landscape[J]. *Landsc. Ecol.*, 39(2): 16.
- KARHU K, AUFFRET M D, DUNGAIT J A J, et al. 2014. Temperature sensitivity of soil respiration rates enhanced by microbial community response[J]. *Nature*, 513(7516): 81-+.

- KAYE J P, MCCULLEY R L, BURKE I C. 2005. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems[J]. *Glob. Change Biol.*, 11(4): 575-587.
- KÜNNEMANN T, CANNAVO P, GUÉRIN V, et al. 2023. Soil CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in open lawns, treed lawns and urban woodlands in Angers, France[J]. *Urban Ecosyst.*, 26(6): 1659-1672.
- LAW Q D, TRAPPE J M, BRAUN R C, et al. 2021. Greenhouse gas fluxes from turfgrass systems: Species, growth rate, clipping management, and environmental effects[J]. *J. Environ. Qual.*, 50(3): 547-557.
- LI X, ZHA T, LIU P, et al. 2022. Multi-year trend and interannual variability in soil respiration measurements collected in an urban forest ecosystem in Beijing, China[J]. *Agric. For. Meteorol.*, 316: 108877.
- LIU X P, PEI F S, WEN Y Y, et al. 2019. Global urban expansion offsets climate-driven increases in terrestrial net primary productivity[J]. *Nat. Commun.*, 10: 5558.
- NICHOLS K L, DEL GROSSO S J, DERNER J D, et al. 2016. Nitrous oxide and methane fluxes from cattle excrement on C3 pasture and C4-dominated shortgrass steppe[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225: 104-115.
- OERTEL C, MATSCHULLAT J, ZURBA K, et al. 2016. Greenhouse gas emissions from soils A review[J]. *Chem Erde-Geochem.*, 76(3): 327-352.
- PARK M-S, JOO S J, PARK S-U. 2014. Carbon dioxide concentration and flux in an urban residential area in Seoul, Korea[J]. *Adv. Atmos. Sci.*, 31(5): 1101-1112.
- PULIDO-MONCADA M, PETERSEN S O, MUNKHOLM L J. 2022. Soil compaction raises nitrous oxide emissions in managed agroecosystems. A review[J]. *Agron. Sustain. Dev.*, 42(3): 38.
- QIAN H Y, ZHU X C, HUANG S, et al. 2023. Greenhouse gas emissions and mitigation in rice agriculture[J]. *Nat. Rev. Earth Environ.*, 4(10): 716-732.
- RAICH J W, SCHLESINGER W H. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate[J]. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 44(2): 81-99.
- RYAN M G, LAW B E. 2005. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration[J]. *Biogeochemistry*, 73(1): 3-27.
- SANTAMOURIS M. 2015. Analyzing the heat island magnitude and characteristics in one hundred Asian and Australian cities and regions[J]. *Sci. Total Environ.*, 512-513: 582-598.
- SCHIMEL D S, BRASWELL B H, HOLLAND E A, et al. 1994. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils[J]. *Glob. Biogeochem. Cycle*, 8(3): 279-293.
- SCHNEIDER A, FRIEDL M A, POTERE D. 2009. A new map of global urban extent from MODIS satellite data[J]. *Environ. Res. Lett.*, 4(4): 044003.

- SHAKOOR A, SHAKOOR S, REHMAN A, et al. 2021. Effect of animal manure, crop type, climate zone, and soil attributes on greenhouse gas emissions from agricultural soils-A global meta-analysis[J]. *J. Clean Prod.*, 278: 124019.
- SIERRA C A, TRUMBORE S E, DAVIDSON E A, et al. 2015. Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture[J]. *J. Adv. Model. Earth Syst.*, 7(1): 335-356.
- SONG Y, BURGESS P, HAN H, et al. 2015. Carbon Balance of Turfgrass Systems in Response to Seasonal Temperature Changes Under Different Mowing Heights[J]. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.*, 140(4): 317-322.
- TSUNETSUGU Y, LEE J, PARK B J, et al. 2013. Physiological and psychological effects of viewing urban forest landscapes assessed by multiple measurements[J]. *Landsc. Urban Plan.*, 113: 90-93.
- VAN DELDEN L, ROWLINGS D W, SCHEER C, et al. 2018. Effect of urbanization on soil methane and nitrous oxide fluxes in subtropical Australia[J]. *Glob. Change Biol.*, 24(12): 5695-5707.
- WANG R, MATTOX C M, PHILLIPS C L, et al. 2022. Carbon Sequestration in Turfgrass–Soil Systems [J]. *Plants-Basel*, 11(19): 2478.
- WANG X, SCOTT C E, DALLIMER M. 2023. High summer land surface temperatures in a temperate city are mitigated by tree canopy cover[J]. *Urban CLim.*, 51: 101606.
- WANG Y F, CHEN H, ZHU Q, et al. 2014. Soil methane uptake by grasslands and forests in China[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 74: 70-81.
- WU J, CHENG X, XING W, et al. 2022. Soil-atmosphere exchange of CH₄ in response to nitrogen addition in diverse upland and wetland ecosystems: A meta-analysis[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 164: 108467.
- YAO Z, WEI Y, LIU C, et al. 2015. Organically fertilized tea plantation stimulates N₂O emissions and lowers NO fluxes in subtropical China[J]. *Biogeosciences*, 12(20): 5915-5928.
- YILMAZ G, BILGILI A V. 2023. Modeling of CO₂ Emissions of Soils under Newly Established, Non-Irrigated and Irrigated Urban Turfgrass Management in SE of Turkey[J]. *Eurasian Soil Sci.*, 56(9): 1304-1316.
- ZHAN Y, XIE J F, YAO Z S, et al. 2021. Characteristics of annual N₂O and NO fluxes from Chinese urban turfgrasses[J]. *Environ. Pollut.*, 290: 118017.
- ZHAN Y, YAO Z S, GROFFMAN P M, et al. 2023. Urbanization can accelerate climate change by increasing soil N₂O emission while reducing CH₄ uptake[J]. *Glob. Change Biol.*, 29(12): 3489-3502.
- ZHANG G B, JI Y, MA J, et al. 2011. Case study on effects of water management and rice straw incorporation in rice fields on production, oxidation, and emission of methane during fallow and following rice seasons[J]. *Soil Res.*, 49(3): 238-246.

- ZHANG M, WENG S, GAO H, et al. 2021. Urbanization degree rather than methanotrophic abundance decreases soil CH₄ uptake[J]. *Geoderma*, 404: 115368.
- ZHANG W, WANG K, LUO Y, et al. 2014. Methane uptake in forest soils along an urban-to-rural gradient in Pearl River Delta, South China[J]. *Scientific Reports*, 4(1): 5120.
- 北京市统计局, 国家统计局北京调查总队. 2022.北京统计年鉴 2022[M]. 北京: 中国统计出版社. Beijing Municipal Bureau of Statistics, Survey Office of the National Bureau of Statistics in Beijing. 2022. Beijing statistical yearbook 2022(in Chinese) [M]. Beijing: China Statistics Press.
- 常思琦, 王东启, 马燕婷,等. 2015. 降雨对城市草坪温室气体源汇效应的影响[J]. *地球与环境*, 43(06): 600-606. CHANG S Q, WANG D Q, Ma Y T, et al. 2015. Effects of rainfall event on greenhouse gases emission from urban lawn of Shanghai city, China[J]. *Earth and Environment (in Chinese)*, 43(06): 600-606.
- 杜睿, 王庚辰, 吕达仁, 等. 2001. 箱法在草地温室气体通量野外实验观测中的应用研究[J].*大气科学*, 25: 61-70. DU R, WANG G C, LU D R, et al. A study of chamber method for in-site measurements of greenhouse gases emissions from grassland[J]. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese)*, 25: 61-70.
- 范洪旺, 滕臻, 许克福. 2018. 城市绿地土壤呼吸研究综述[J]. *生态科学*, 37(05): 210-216. FAN H W, TENG Z, XU K F. 2018. The review of soil respiration in urban green space[J]. *Ecological Science (in Chinese)*, 37(5): 210-216.
- 孙倩, 方海兰, 梁晶,等. 2009. 上海典型城市草坪土壤呼吸特征[J]. *生态学杂志*, 28(08): 1572-1578. SUN Q, FANG H L, LIANG J, et al. 2009. Soil respiration characteristics of typical urban lawns in Shanghai[J]. *Chinese Journal of Ecology (in Chinese)*, 28(08): 1572-1578.
- 谭炯锐. 2010.北京大兴人工杨树林土壤呼吸动态与环境影响因素研究 [D], 北京林业大学. TAN J R. 2010. The dynamic of soil respiration and its dependence on soil temperature and water content in poplar plantation in Daxing district of Beijing,China [D]. M. S. thesis (in Chinese), Beijing Forestry University.
- 谭炯锐, 查同刚, 张志强,等. 2009. 土壤温湿度对北京大兴杨树人工林土壤呼吸的影响[J]. *生态环境学报*, 18(06): 2308-2315. TAN J R, ZHA T G, ZHANG Z Q, et al. 2009. Effects of soil temperature and moisture on soil respiration in a poplar plantation in Daxing district, Beijing[J]. *Ecology and Environmental Sciences (in Chinese)*, 18(06): 2308-2315.
- 卫宏健, 丁杰, 王咏琪,等. 2023. 狗牙根和结缕草草坪土壤呼吸对践踏胁迫的响应[J]. *中国草地学报*, 45(09): 77-86. WEI H J, DING J, WANG Y Q, et al. 2023. The Response of Soil Respiration to Trampling Stress in Bermudagrass and Zoysiagrass Turfs[J]. *Chinese Journal of Grassland (in Chinese)*, 45(09): 77-86.
- 熊莉, 徐振锋, 吴福忠,等. 2014. 成都市两种典型草坪冬季休眠期土壤呼吸动态特征[J]. *应用与环境生物学报*, 20(02): 275-280. XIONG L, XU Z F, WU F Z, et al. 2014. Soil respiration of two typical urban lawns in Chengdu City during the winter oil respiration of two typical

urban lawns in Chengdu City during the winter dormancy period[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology (in Chinese), 20(02): 275-280.

徐文娟, 卓志清, 赵从举, 等. 2017. 海口城市草坪绿地土壤 CO₂ 通量时间变化及其环境解释——以海南师范大学南校区为例[J]. 草业科学, 34(01): 51-58. XU W X, ZHUO Z Q, ZHAO C J, et al. 2017. Analysis on the temporal variation of soil CO₂ flux and its response to the environmental factors in Haikou urban lawn - A case study of the south campus of Hainan Normal University[J]. Pratical Science (in Chinese), 34(01): 51-58.

郑甲佳. 2021. 中国陆地生态系统土壤呼吸及温度敏感性的空间变异特征和影响因素 [D]. 北京林业大学. ZHENG J J. 2021. Spatial variation and controlling factors of soil respiration and it's temperature sensitivity in terrestrial ecosystems across China [D]. M. S. thesis (in Chinese), Beijing Forestry University.