

# 近地层臭氧对我国树木生产力和作物产量的影响:进展与展望

冯兆忠\*, 尚博, 徐彦森

南京信息工程大学 固碳减排与全球变化研究中心, 江苏 南京 210044

\* 联系人, E-mail: zhaozhong.feng@nuist.edu.cn

2022-04-02 收稿, 2022-04-28 接受

国家自然科学基金资助项目(42130714)

**摘要** 大气污染严重威胁了我国陆地生态系统的固碳能力,但随着减污降碳协同治理的快速推进,减缓大气污染将有利于提升陆地碳汇,并切实推动碳达峰碳中和目标的实现。为了更好地理解大气污染与生态系统固碳的关系,本文以主要空气污染物臭氧(O<sub>3</sub>)为例,基于田间控制实验的整合分析、剂量响应关系及机理模型三种评估方法综述了近地层 O<sub>3</sub> 污染对植被碳固定影响的最新进展。尽管不同作物种类以及品种、不同功能型木本植物对 O<sub>3</sub> 的响应有着显著的差异,且各种方法的评估结果也不尽相同,但目前 O<sub>3</sub> 浓度造成我国粮食作物减产、森林生产力降低已是不争的事实。持续升高的 O<sub>3</sub> 浓度将严重威胁我国陆地生态系统的固碳能力。利用我国作物和树木的 O<sub>3</sub> 剂量响应方程进行评估的结果表明,在 CO<sub>2</sub> 减排和 O<sub>3</sub> 污染协同治理下,预计 2060 年我国树木生物量和作物产量将比当前显著提高,增加陆地生态系统碳汇,助力碳中和目标。最后,对如何提高 O<sub>3</sub> 污染环境下的植物固碳能力也进行了展望。

## 关键词

臭氧污染;  
碳中和;  
陆地生态系统;  
作物产量;  
碳汇

工业革命以来,人为活动导致了大量的温室气体排放和严重的大气污染(Young et al., 2013; Rubino et al., 2019)。温室气体造成的“温室效应”带来了全球变暖、冰川消融和极端天气等一系列生态环境问题,其中 CO<sub>2</sub> 是对温室效应贡献最大的温室气体,其对全球地表气温升高的贡献率达 65% (IPCC, 2013)。而全球 CO<sub>2</sub> 浓度已经从 1750 年的 278 ppm (1 ppm = 1 × 10<sup>-6</sup>, 下同) 升高到 2020 年的 413.2 ppm,近十年来仍以每年 2.26 ppm 的速率迅速增长 (<https://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-worldenergy.html>)。中国近年来经济快速发展的同时也消耗了大量的化石能源,导致我国成为全球最大的 CO<sub>2</sub> 排放国(Friedlingstein et al., 2019)。现阶段,我国产业的高耗能特点,导致当前大气污染物和 CO<sub>2</sub> 排放具

有同根、同源、同过程的特点。因此以细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)和臭氧(O<sub>3</sub>)为主的大气复合污染物已经成为我国面临的重要环境问题,严重危害人体健康,威胁陆地生态系统的结构与功能。近年来随着《打赢蓝天保卫战三年行动计划》和《大气污染防治行动计划》的实施,我国 PM<sub>2.5</sub> 浓度显著降低(生态环境部, 2021),但 O<sub>3</sub> 污染问题逐步显现,已成为夏季的首要大气污染物,正以每年 2.4 ppb (1 ppb = 1 × 10<sup>-9</sup>, 下同) 的速率快速增长(Lu et al., 2020)。我国当前大气 O<sub>3</sub> 浓度已远远超过了人体健康和植物受害的临界浓度阈值(Feng et al., 2019a)。为了积极应对气候变化,推动减污降碳协同治理是实现我国碳达峰碳中和目标的关键(郑逸璇等, 2021)。

陆地生态系统作为重要的碳汇,由于生态系统类型多样化以及生态系统过程的复杂性,陆地生态

引用格式:冯兆忠,尚博,徐彦森,2022.近地层臭氧对我国树木生产力和作物产量的影响:进展与展望[J].大气科学学报,45(3):376-386.

Feng Z Z, Shang B, Xu Y S, 2022. Effects of ground-level ozone on tree productivity and crop yield in China: progress and prospect[J]. Trans Atmos Sci, 45(3):376-386. doi: 10.13878/j.cnki.dqkxxb.20220402013. (in Chinese).

系统碳汇的估测有很大的不确定性。通过整合文献发表数据、过程模型结果和森林清查等数据,估算我国陆地碳汇强度约为  $0.20\sim 0.25 \text{ Pg} \cdot \text{a}^{-1}$  (以碳质量计,下同;杨元合等,2022),远远低于  $\text{CO}_2$  的排放量;也有研究显示陆地生态系统仅能吸收碳排放的31%(Friedlingstein et al.,2019)。因此,提高陆地生态系统碳汇能力是实现“双碳”目标的关键。大气污染能够危害植物生长,是影响陆地生态系统碳汇的主要因素之一。近地层  $\text{O}_3$  是具有植物毒性的空气污染物,主要通过植物叶片的气孔进入植物体内,对植物造成了一系列的负面影响(冯兆忠等,2018)。当前环境  $\text{O}_3$  浓度造成我国陆地生态系统净初级生产力降低了约4.5%(Ren et al.,2017a),也造成我国主要农作物小麦、水稻和玉米严重的减产(Feng et al.,2022)。在推动减污降碳协同治理的背景下,大气环境质量的改善将有助于提高陆地生态系统的碳汇能力。粮食产量的增加有助于优化粮食生产过程中的物料投入,降低粮食生产过程中的碳排放。然而,不同研究评估当前  $\text{O}_3$  污染对陆地生态系统固碳速率和粮食产量的影响仍存在巨大差异(Ren et al.,2011;Yue et al.,2017)。因此,准确评估和预测减污降碳协同治理对我国陆地生态系统

固碳和粮食产量的影响,将为实现我国碳达峰碳中和目标提供理论依据。

本文聚焦主要大气污染物  $\text{O}_3$ ,综述当前  $\text{O}_3$  污染对我国陆地生态系统固碳能力和粮食生产影响的研究现状,基于我国现有的实验数据,构建适合我国作物和树木的  $\text{O}_3$  剂量响应方程,在我国减污降碳协同背景下,估算减少  $\text{O}_3$  污染能够提升陆地生态系统碳汇的潜力。

## 1 臭氧对植被碳固定影响的评估

目前,有大量研究基于野外控制实验,探究  $\text{O}_3$  对植被固碳的影响并揭示其影响机制。通过这些实验研究结果可以进一步评估  $\text{O}_3$  对植被碳固定的影响,主要包括以下三类:整合(meta)分析、统计模型(剂量响应关系)以及机理模型评估。

### 1.1 整合分析评估结果

分析方法,以发现共同趋势和差异,是目前全球变化生态学中应用广泛的一种研究方法(Lei et al.,2007)。通过对大量结果的整合,得出具有更高可信度和普适性的结果。本研究通过整理全球所有关于  $\text{O}_3$  对植被影响的整合分析研究,汇总了包含作物产量(表1)和树木生物量(表2)的相关整合分析结果。

表1 臭氧对农作物产量影响的整合分析研究汇总

Table 1 A summary of effects of ozone on crop yield based on meta-analysis

物种	产量减少量/%	臭氧处理浓度/ppb	臭氧对照	数据量	参考文献
小麦	29	72	过滤臭氧	90	Feng et al.,2008
小麦	9.7	41	环境臭氧	60	Feng and Kobayashi,2009
小麦	25.1		过滤臭氧	83	Broberg et al.,2015
冬小麦	26.6		过滤臭氧	49	Broberg et al.,2015
春小麦	22.9		过滤臭氧	34	Broberg et al.,2015
小麦	25		环境臭氧	75	Broberg et al.,2015
冬小麦	24.5		环境臭氧	51	Broberg et al.,2015
春小麦	25.8		环境臭氧	24	Broberg et al.,2015
小麦	8.4	35	过滤臭氧(13 ppb)	33	Pleijel et al.,2019
水稻	14	62	过滤臭氧	18	Ainsworth,2008
水稻	17.5	41	环境臭氧	13	Feng and Kobayashi,2009
大豆	24		过滤臭氧	125	Morgan et al.,2003
大豆	7.7	42	环境臭氧	60	Feng and Kobayashi,2009
大豆	28.3	75.5	过滤臭氧	172	Li et al.,2021
菜豆	19	42	环境臭氧	42	Feng and Kobayashi,2009
马铃薯	5.3	45	环境臭氧	23	Feng and Kobayashi,2009
大麦	8.9	42	环境臭氧	17	Feng and Kobayashi,2009

表2 臭氧对木本植物生物量影响的整合分析研究汇总

Table 2 A summary of effects of ozone on woody plants' biomass based on meta-analysis

物种	树木生物量减少量	臭氧处理浓度/ppb	臭氧对照	数据量	参考文献
树木	7%	40	过滤臭氧	99	Wittig et al., 2009
树木	17%	97	过滤臭氧	406	Wittig et al., 2009
裸子植物	7%	92	过滤臭氧	72	Wittig et al., 2009
被子植物	23%	74	过滤臭氧	114	Wittig et al., 2009
树木	11%	64	环境臭氧	177	Wittig et al., 2009
裸子植物	没有显著降低	57	过滤臭氧	46	Wittig et al., 2009
被子植物	15%	58	环境臭氧	77	Wittig et al., 2009
树木	14%	116	对照(21 ppb)	20	Li et al., 2017
常绿	7%	127	对照(20 ppb)	10	Li et al., 2017
阔叶	24%	107	对照(20 ppb)	8	Li et al., 2017
杨树	4%	50	过滤臭氧(18 ppb)	24	Feng et al., 2019a
杨树	24%	83	过滤臭氧(26 ppb)	142	Feng et al., 2019a
非杂交杨	14%	80	过滤臭氧(27 ppb)	46	Feng et al., 2019a
杂交杨	27%	85	过滤臭氧(25 ppb)	96	Feng et al., 2019b
橡树	没有显著降低	53	对照(18 ppb)	33	Cotrozzi, 2021

基于这些整合分析结果发现,与活性炭过滤 O<sub>3</sub> 处理或者环境 O<sub>3</sub> 处理相比,高 O<sub>3</sub> 污染显著地降低了大部分作物的产量,并且不同作物对 O<sub>3</sub> 的敏感性不同(Feng and Kobayashi, 2009)。小麦作为三大谷物作物之一,属于对 O<sub>3</sub> 敏感的作物。在高 O<sub>3</sub> 浓度下,能够显著地降低小麦产量 20% 以上(Feng et al., 2008; Broberg et al., 2015),并且发现冬小麦和春小麦对 O<sub>3</sub> 的响应没有显著差异(Broberg et al., 2015)。与工业革命前 O<sub>3</sub> 水平相比,当前环境 O<sub>3</sub> 浓度(40 ppb 左右)也显著降低了小麦产量大约 10%(Feng and Kobayashi, 2009; Pleijel et al., 2019)。水稻也在全球种植广泛,属于三大作物之一。相对于小麦,水稻对 O<sub>3</sub> 的敏感性较弱(Mills et al., 2007),但由于目前关于水稻的研究较少,整合分析的结果仍有较大的不确定性。而关于 O<sub>3</sub> 对三大作物之一的玉米的研究更少,目前还没有整合分析结果。大豆作为重要的油料作物,也被广泛种植,高 O<sub>3</sub> 污染导致大豆减产 25% 左右(Morgan et al., 2003; Li et al., 2021),而目前 O<sub>3</sub> 水平(42 ppb)显著地降低了大豆产量 7.7%(Feng and Kobayashi, 2009)。整合分析的结果也显示, O<sub>3</sub> 显著地降低了菜豆、马铃薯和大麦的产量分别为 19%、5.3% 和 8.9%(Feng and Kobayashi, 2009)。综上,目前 O<sub>3</sub> 已造成粮食作物显著减产,如果 O<sub>3</sub> 浓度持续升高

将严重威胁全球的粮食安全。

对于木本植物, Witting et al. (2009) 整合分析了 O<sub>3</sub> 对全球木本植物的影响,相对于工业革命前的 O<sub>3</sub> 水平,目前(40 ppb)和将来(97 ppb)的 O<sub>3</sub> 水平显著地降低了树木的总生物量 7% 和 17%,同时也发现被子植物比裸子植物对 O<sub>3</sub> 更敏感。Li et al. (2017) 也整合分析了 O<sub>3</sub> 对中国木本植物的影响,发现高 O<sub>3</sub> 污染(116 ppb)降低了中国树木生物量 14%,并且阔叶落叶树种比常绿树种对 O<sub>3</sub> 更加敏感,不同功能型木本植物对 O<sub>3</sub> 的敏感性是不同的。此外,目前仅有对杨树和橡树两个树种相关的整合分析研究。杨树作为人工林占地面积最大的速生树种,比许多其他木本植物吸收碳的速度更快。但由于杨树具有较大的气孔导度,其对 O<sub>3</sub> 是较敏感的,高 O<sub>3</sub> 污染(83 ppb)显著降低了杨树生物量 24%,并且发现杂交杨比非杂交杨对臭氧更敏感(Feng et al., 2019b)。橡树也是北半球最重要的木本被子植物之一,橡树的木材质量好,具有很高的经济价值,整合分析结果显示 O<sub>3</sub> 没有显著影响橡树的生物量(Cotrozzi, 2021)。尽管不同功能型的木本植物对 O<sub>3</sub> 的敏感性不同,但目前 O<sub>3</sub> 污染已经抑制了木本植物的生长,当 O<sub>3</sub> 污染持续加剧, O<sub>3</sub> 将对木本植物的固碳能力有更大的影响。

### 1.2 剂量响应关系评估结果

建立作物相对产量(树木相对生物量)与 O<sub>3</sub> 剂

量的响应关系,有利于评估 O<sub>3</sub> 对区域尺度作物产量和树木生物量的影响。冯兆忠和彭金龙(2021)整理了我国粮食作物产量和木本植物生物量与 O<sub>3</sub> 污染的剂量响应关系,并计算了对应的 O<sub>3</sub> 损伤阈值。目前,关于 O<sub>3</sub> 剂量主要包括三种(冯兆忠和彭金龙,2021): 1)浓度剂量,代表植物暴露期间的平均小时 O<sub>3</sub> 浓度值,例如 M7(7 h 平均 O<sub>3</sub> 浓度;09:00—17:00,北京时间)和 M24(24 h 平均 O<sub>3</sub> 浓度)。2)暴露剂量,不仅考虑了 O<sub>3</sub> 暴露浓度,还考虑了 O<sub>3</sub> 暴露的累积时间,例如 AOT40(白天小时 O<sub>3</sub> 浓度超过 40 ppb 部分的累积值)、SUM06(小时 O<sub>3</sub> 浓度超过 60 ppb 的累计值)和 W126(小时 O<sub>3</sub> 浓度在特定时间段内用 Sigmoidal 函数的加权求和值)。由于暴露剂量计算简单容易获得,也是当前评估中使用最为广泛的指标。3)通量剂量,不仅考虑了 O<sub>3</sub> 的暴露浓度和时间,还考虑了生物和环境因素对叶片气孔导度的影响,能够反映植物实

际气孔 O<sub>3</sub> 吸收通量,在评估 O<sub>3</sub> 对植物的不利影响方面优于其他 O<sub>3</sub> 指标。但该指标由于要模拟植被整个生育期的气孔导度,计算过程较繁琐,目前并没有被广泛应用于评估研究。

本文整理了利用剂量响应关系评估 O<sub>3</sub> 影响我国森林固碳和作物产量相关的研究。我国评估研究大多集中于作物,仅有个别研究关注了森林(表 3)。这种研究差异主要由于森林生态系统的复杂性,以及不同功能型树种对 O<sub>3</sub> 的敏感性不同。因此,需要更多的研究建立不同类型树木与 O<sub>3</sub> 剂量的响应关系。Feng et al.(2019b)基于暴露剂量(AOT40)响应关系评估了我国 2015 年 O<sub>3</sub> 对森林生产力的影响,森林生产力被降低了 11%~13%。在未来,应该加强基于剂量关系评估 O<sub>3</sub> 对森林固碳能力影响的研究。

表 3 基于剂量关系评估臭氧对我国作物产量和森林生产力影响的研究汇总

Table 3 A summary of ozone effects on crop yield and forest productivity in China based on the dose-response relationship

物种	年份	区域	损失量/%	评价指标	参考文献
小麦	1990—1995 年	重庆	2.5~6.6	AOT40	Liu et al.,2009
小麦	2014—2017 年	华北平原	18.5~30.8	AOT40	Hu et al.,2020
小麦	2015 年	长三角地区	9.9~36.1	AOT40	Zhao et al.,2018
小麦	1990—1995 年	长三角地区	7.1~8.4	AOT40	Liu et al.,2009
小麦	2015 年	全国	6	AOT40	Feng et al.,2019a
小麦	2017—2019 年	全国	33	AOT40	Feng et al.,2022
小麦	2015—2016 年	全国	17.1~18.1	AOT40	Feng et al.,2019c
小麦	2015—2016 年	全国	10.2~10.6	POD12	Feng et al.,2019c
冬小麦	2014—2019 年	长三角地区	9.4~19.3	AOT40	Ren et al.,2020
冬小麦	2014 年	全国	8.5~14	AOT40	Lin et al.,2018
冬小麦	2015—2018 年	全国	20.1~33.3	AOT40	Zhao et al.,2020
水稻	1990—1995 年	重庆	1.1~5.8	AOT40	Liu et al.,2009
水稻	1990—1995 年	长三角地区	2.5~6.6	AOT40	Liu et al.,2009
水稻	2014—2019 年	长三角地区	4.9~11.4	AOT40	Ren et al.,2020
水稻	2015 年	长三角地区	7.25~23.9	AOT40	Zhao et al.,2018
水稻	2014 年	全国	3.9~15	AOT40	Lin et al.,2018
水稻	2015 年	全国	8	AOT40	Feng et al.,2019a
水稻	2017—2019 年	全国	23	AOT40	Feng et al.,2022
双季早稻	2015 年	中国南方	6.8	AOT40	Cao et al.,2020
双季早稻	2015 年	中国南方	1.20	M7	Cao et al.,2020
双季早稻	2015—2018 年	全国	3.9~6.8	AOT40	Zhao et al.,2020
双季晚稻	2015 年	中国南方	10.2	AOT40	Cao et al.,2020
双季晚稻	2015 年	中国南方	1.9	M7	Cao et al.,2020
双季晚稻	2015—2018 年	全国	5.9~7.1	AOT40	Zhao et al.,2020
单季稻	2015 年	中国南方	10.4	AOT40	Cao et al.,2020
单季稻	2015 年	中国南方	2	M7	Cao et al.,2020
单季稻	2015—2018 年	全国	7.3~8.8	AOT40	Zhao et al.,2020
玉米	2014—2017 年	华北平原	8.2~13.4	AOT40	Feng et al.,2020
玉米	2014 年	全国	2.2~5.5	AOT40	Lin et al.,2018
玉米	2015—2018 年	全国	5~6.3	AOT40	Zhao et al.,2020
玉米	2017—2019 年	全国	9	AOT40	Feng et al.,2022
树木	2015 年	中国	11~13	AOT40	Feng et al.,2019a

目前,有很多基于剂量响应关系评估 O<sub>3</sub> 造成我国主要农作物(小麦、水稻、玉米)产量损失的研究,分布在不同的时间和地区,不同研究的评估结果也有较大的差异。近些年,随着我国 O<sub>3</sub> 浓度检测网络的不断完善,使得区域评估的精度也在提高。在时间上,随着 O<sub>3</sub> 污染持续加重,O<sub>3</sub> 对作物产量的损失量也有所增加;空间上,O<sub>3</sub> 对不同地区作物产量的影响也有较大的差异,对 O<sub>3</sub> 污染严重的区域农作物产量的损失更大,例如,长三角地区和华北平原地区。整体上,小麦比水稻和玉米对 O<sub>3</sub> 更加敏感。O<sub>3</sub> 造成小麦较大的产量损失,Feng et al. (2022)的结果显示 2017—2019 年间造成我国小麦减产 33%,Zhao et al. (2020) 显示 2015—2018 年间造成我国小麦减产 20.1%~33.3%。O<sub>3</sub> 也显著地降低了我国水稻产量的损失,对双季稻和单季稻的影响没有显著差异(Cao et al., 2020),但杂交稻比非杂交稻对 O<sub>3</sub> 更敏感,O<sub>3</sub> 造成杂交稻产量的损失与小麦相近(Feng et al., 2022)。玉米对 O<sub>3</sub> 是相对不敏感的,大多评估显示 O<sub>3</sub> 造成我国玉米的产量损失低于 10%(Lin et al., 2018; Zhao et al., 2020; Feng et al., 2022)。

不同 O<sub>3</sub> 剂量的评价结果有较大的差异(Cao et al., 2020; Feng et al., 2019c),因此通量指标考虑了更多环境和植物自身的因素应该被广泛推广。尽管国内已经建立了各种作物与通量指标的响应关系,但由于我国粮食产区分布范围广,通量模型需要考虑各地的气候条件,不易获取不同区域的气象数据。此外,作物品种多,品种间作物敏感性差异较大,而基于单一品种建立的通量模型没有普适性。因此,仅有个别研究运用了气孔 O<sub>3</sub> 吸收通量模型开展评估研究(Feng et al., 2019c),未来应结合多作物品种

建立普适性高的通量剂量响应关系用于到评估研究中。此外,有研究开发了质膜通量模型,该模型考虑了植物的质外体解毒能力,能够更加真实地反应植物对 O<sub>3</sub> 的响应,提高 O<sub>3</sub> 对作物减产评估的精度(Dai et al., 2020; Wu et al., 2021)。但由于该模型需要考虑植物的质外体抗坏血酸含量以及细胞壁厚度等生理指标,还没有被推广应用。

### 1.3 机理模型评估结果

机理模型也是目前研究的热点,能够结合植被生长及其生长环境,会充分考虑环境对植物生理机理过程的影响。目前,一些机理模型已经被用于评估 O<sub>3</sub> 对生态系统碳固定的影响,本研究整理汇总了利用机理模型评估 O<sub>3</sub> 对我国农田、草地和森林生态系统碳固定影响相关的研究(表 4)。DLEM (Dynamic Land Ecosystem Model) 模型被广泛应用,主要将生物地球化学循环、水文循环和植被动态相结合,得到陆地生态系统中水、碳和氮通量以及库的大小。基于该模型评估结果显示,1961—2000 年间 O<sub>3</sub> 显著降低陆地生态系统净初级生产力(NPP) 4.5%(Ren et al., 2007a); 1961—2005 年间, O<sub>3</sub> 显著降低我国森林生态系统总碳储量 7.7%(Ren et al., 2011); 1981—2010 年间, O<sub>3</sub> 和干旱复合影响造成我国粮食减产 10%。此外,也有研究利用大气化学-植被-气候耦合模式系统来评估 O<sub>3</sub> 对陆地生态系统的影响。例如, Yue et al. (2017) 基于 NASA GISS ModelE2-YIBs 模式评估发现, O<sub>3</sub> 污染造成我国陆地生态系统 NPP 每年减少了 0.6 Pg, 降低了 14%。然而,利用机理模型评估的 O<sub>3</sub> 对植被影响的研究仍然十分有限,未来需要充分利用实验研究数据,优化机理模型,使得有更多的机理模型被用于评估 O<sub>3</sub> 污染的生态效应。

表 4 基于机理模型评估臭氧对我国不同生态系统碳固定影响的研究汇总

Table 4 A summary of effects of ozone on carbon sequestration in different ecosystems based on models in China

生态系统类型	年份	区域	损失量	方法	参考文献
草地生态系统	1961—2000 年	全国	NPP: -14 Tg · a <sup>-1</sup> ; 总碳储量: 0.11 Pg · a <sup>-1</sup>	DLEM 模型	Ren et al., 2007b
陆地生态系统	1961—2000 年	全国	NPP: -4.5%; 总碳储量: -0.9%	DLEM 模型	Ren et al., 2007a
森林生态系统	1961—2005 年	全国	总碳储量: -7.7%	DLEM 模型	Ren et al., 2011
农田生态系统	1981—2010 年	全国	产量: -10% (臭氧和干旱复合影响)	DLEM 模型	Tian et al., 2016
陆地生态系统	2014 年	全国	NPP: -14% (-0.6 Pg · a <sup>-1</sup> )	NASA GISS ModelE2 模型 和 YIBs 模型	Yue et al., 2017

以上整理汇总了三种方法的评估结果。尽管各种评估方法的结果仍存在很大的不确定性,但可以

确定的是 O<sub>3</sub> 污染对我国作物生产和森林固碳构成重大威胁,因此需要通过减少 O<sub>3</sub> 前体物排放,降低

O<sub>3</sub> 污染,并通过一些防护措施减缓 O<sub>3</sub> 对植被的影响,有助于提升陆地生态系统的固碳能力。

## 2 构建我国树木和作物臭氧剂量响应关系

由 1.2 节可以看出,O<sub>3</sub> 剂量响应关系可以被广泛用于评估 O<sub>3</sub> 对植被碳固定的影响。我国已经开展了大量控制实验探究 O<sub>3</sub> 污染对树木和农作物的影响并建立 O<sub>3</sub> 剂量与树木总生物量和作物籽粒产量的响应关系。例如 Hu et al. (2015) 和 Peng et al. (2019) 分别将杨树和玉米暴露在多个 O<sub>3</sub> 浓度梯度下建立剂量响应方程,结果显示 O<sub>3</sub> 浓度升高将导致树木生物量和作物产量线性降低。然而在不同区域或者不同年份开展控制实验建立的 O<sub>3</sub> 剂量响应关系存在差异 (Pleijel et al., 2019)。2014 和 2016 年分别在北京昌平和延庆区开展实验所构建的关于杨树的剂量响应关系斜率分别为 -0.41 和 -0.35 (Hu et al., 2015), 这些差异主要是由于植物的 O<sub>3</sub> 敏感性受实验开展区域和当年的气候特征的影响。此外,对不同树种和作物品种构建的剂量响应关系也存在差异。在浙江嘉兴利用嘉花 2 和繁 3694 籽粒产量与 AOT40 构建的响应关系斜率为 -0.95, 而江苏江都的水稻品种响应关系斜率为 -0.022 (冯兆忠和彭金龙, 2021)。因此,采用单个研究的数据建立的剂量响应关系不能准确地应用于区域尺度的评估。为了建立具有普适性的 O<sub>3</sub> 剂量响应关系,通过收集全球范围内已经开展的相关研究数据, Mills et al. (2018) 构建了白天 7 h 平均 O<sub>3</sub> 浓度和小麦、水稻、玉米和大豆的剂量响应方程。此外 Feng et al. (2018a) 也通过收集生物量与 O<sub>3</sub> 气孔吸收通量的数据分别构建了阔叶和针叶树的剂量响应关系。这些研究结果为评估 O<sub>3</sub> 污染对全球尺度树木生物量积累和作物籽粒产量的影响提供了有力支撑。然而,最近的研究通过比较亚洲、北美洲和欧洲地区 O<sub>3</sub> 剂量与小麦籽粒产量的研究结果,发现 AOT40 与籽粒产量的响应关系在不同区域存在显著差异 (Feng et al., 2018b; Pleijel et al., 2019)。因此,有必要利用我国现有的控制实验结果构建适用于我国的 O<sub>3</sub> 剂量响应方程,用于评估和预测 O<sub>3</sub> 对我国陆地生态系统碳汇能力和籽粒产量的影响。

通过收集整理在我国开展的控制实验数据,并参照之前的研究方法 (Feng et al., 2022) 对数据进行筛选,共收集到我国可用的小麦、水稻、玉米和大豆数据分别为 51、68、7 及 44 条。由于玉米研究十分

匮乏,仅对郑单 958 开展了 O<sub>3</sub> 浓度的梯度实验 (Peng et al., 2019), 因此将在印度开展的 28 条数据纳入 O<sub>3</sub> 剂量响应关系的构建中 (Singh et al., 2018; Yadav et al., 2021)。树木的研究中共计收集到 70 条数据涉及 17 个树种。由于我国常绿和落叶树种对 O<sub>3</sub> 的敏感性存在较大差异 (Li et al., 2017), 因此将树种分为常绿和落叶两类,分别构建其相对生物量与 O<sub>3</sub> 剂量响应关系,方程如下:

$$R_Y = 1 - S \cdot V_{AOT40} \quad (1)$$

其中:R<sub>Y</sub> 表示相对树木生物量或相对作物籽粒产量;S 表示敏感性系数,指示植物种的 O<sub>3</sub> 敏感性;V<sub>AOT40</sub> 表示 AOT40 的值。之前的研究针对每个实验单独求解 O<sub>3</sub> 剂量为 0 时的树木生物量或者籽粒产量作为没有 O<sub>3</sub> 污染的最大值,然后进行归一化后再拟合 O<sub>3</sub> 剂量响应关系,但这种方法缺乏足够的 O<sub>3</sub> 浓度梯度降低了最大值求解的准确性。为了提高剂量响应关系的拟合精度,本研究采用我们开发的一步法拟合求解 O<sub>3</sub> 剂量方程 (Feng et al., 2022), 通过一步法求解,实现最大值和剂量方程参数共同拟合,有效提高了拟合精度。这种方法已经在作物产量与 O<sub>3</sub> 剂量响应关系构建上得到了广泛的应用 (Feng et al., 2018b; Zhang et al., 2021)。

表 5 提供了常绿树和落叶树相对生物量以及四种主要作物相对产量与 O<sub>3</sub> 剂量的响应方程关键参数 S 值。通过比较发现树木对 O<sub>3</sub> 污染抗性均高于作物,这主要可能是木本植物和草本植物应对环境胁迫的响应差异。图 1 比较了常绿树和阔叶树相对生物量与 O<sub>3</sub> 剂量的响应关系,与树木生长和生理指标的整合分析结果一致,即随着 O<sub>3</sub> 剂量的升高,落叶树生物量下降比常绿树生物量下降得更快 (Li et al., 2017), 表明我国北方地区的落叶树更易受 O<sub>3</sub> 污染的影响。而过去的模型研究中并没有将常绿阔叶和落叶阔叶树进行区分,针对常绿和阔叶树均采用相同的 O<sub>3</sub> 敏感性参数 (Yue et al., 2017)。剂量响应结果表明这将会高估当前 O<sub>3</sub> 对我国常绿阔叶树固碳能力的影响。通过整合分析针对不同植物功能类型建立准确的剂量响应关系将有助于精准估算减污降碳背景下我国树木的潜在固碳能力。

图 2 展示了四种主要作物小麦、水稻、玉米和大豆相对籽粒产量与 O<sub>3</sub> 剂量的响应关系。通过比较不同作物的 O<sub>3</sub> 敏感性参数 S, 表明大豆对 O<sub>3</sub> 污染最为敏感,其次是小麦,水稻和玉米抗性相对较强。不同作物对 O<sub>3</sub> 污染响应的敏感性与全球的研究结果基本一致,但同一种作物在不同区域的 O<sub>3</sub> 敏感

性仍存在差异 (Mills et al., 2018)。与北美和欧洲地区相比, 基于我国控制实验建立的小麦与 O<sub>3</sub> 剂量响应关系斜率显著高于欧洲, 与北美地区小麦的 O<sub>3</sub> 敏感性相近 (Pleijel et al., 2019)。但相比于全球大豆产量与 O<sub>3</sub> 剂量响应关系, 我国大豆 O<sub>3</sub> 剂量方程斜率参数约为全球平均值的 2.8 倍。这也验证了亚洲区域大豆比欧洲和北美洲对 O<sub>3</sub> 更敏感的研究结论 (Osborne et al., 2016)。水稻和玉米缺乏全球不同区域的 O<sub>3</sub> 剂量响应方程。当前 O<sub>3</sub> 浓度升高下严重威胁我国的作物生产, 在未来减污情景下将显著提高作物的产量, 这将显著降低单位粮食生产的碳排放。不同地区作物品种 O<sub>3</sub> 敏感性的差异还与作物的品种选育密切相关。因此在我国未来的种业发展过程中需要加强 O<sub>3</sub> 抗性品种的选育。

表 5 树木生物量、作物籽粒产量与臭氧剂量响应方程参数值

Table 5 Parameters for ozone dose-response equations with tree biomass and crop yield

	S	95%置信区间下限	95%置信区间上限
常绿树	0.001 14	0.000 31	0.001 84
落叶树	0.004 72	0.003 96	0.005 61
小麦	0.015 47	0.013 94	0.018 30
水稻	0.008 95	0.007 23	0.011 25
玉米	0.007 52	0.003 94	0.011 70
大豆	0.021 39	0.017 58	0.025 94

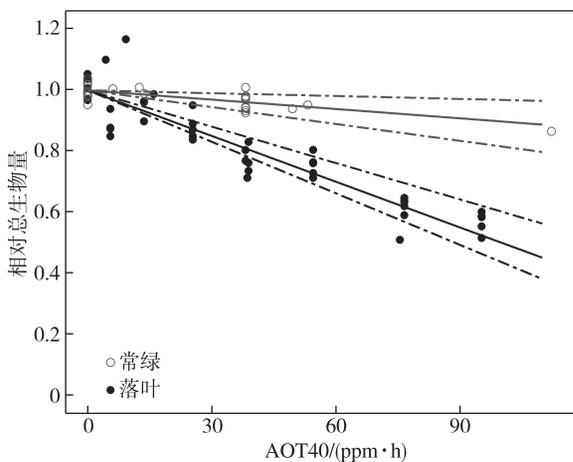


图 1 常绿和落叶树木相对总生物量与 O<sub>3</sub> 暴露值 AOT40 的响应关系

Fig. 1 Relationship between ozone exposure metric AOT40 and relative total biomass of evergreen and deciduous tree species

### 3 减污降碳背景下植被固碳潜力估算

基于我国的实验数据, 建立了适用于我国的 O<sub>3</sub> 剂量响应关系。为了粗略估算减污降碳协同治理对我国陆地生态系统固碳能力的影响, 计算了我国主要作物小麦、水稻和玉米收获期前 90 d 的 AOT40, 分别为 10.08、10.15 和 11.97 ppm·h (Feng et al., 2022)。大豆 O<sub>3</sub> 剂量数据参照在我国开展的控制实验环境 O<sub>3</sub> 处理的 AOT40, 为 9.31 ppm·h (Zhang et al., 2017)。基于本研究中的相对产量与 O<sub>3</sub> 剂量响应方程估算当前 O<sub>3</sub> 浓度下小麦、水稻、玉米和大豆的相对产量损失分别为 16%、9%、9% 和 20%, 表明当前小麦和大豆产量损失最为严重。1980 年美国 4—9 月全国平均 AOT40 约为 26.82 ppm·h, 与我国当前的 O<sub>3</sub> 污染水平相当 (Lu et al., 2018)。实行严格减排后 O<sub>3</sub> 污染得到了显著缓解, 美国 1980—2010 年 30 a 间平均每年的 AOT40 降低约 0.3 ppm·h。考虑到在未来执行强有力减排措施后我国的 O<sub>3</sub> 浓度将得到进一步的控制, 因此参照美国 1980 至 2010 年 O<sub>3</sub> 浓度变化的趋势估算我国 2060 年 4—9 月的 AOT40 将会比现在降低约 11.4 ppm·h。考虑作物 AOT40 均为 90 d 计算值, 估算到 2060 年我国小麦、水稻、玉米和大豆的平均 AOT40 值分别为 4.38、4.45、6.27 和 3.61 ppm·h, 相对产量损失分别为 7%、4%、5% 和 8%。也就是说通过强有力的减排措施, 在不增加生产投入的基础上可在 2060 年实现作物产量相比当前作物产量分别增产约 9%、5%、4% 和 12%。这将极大的降低我国单位粮食产量的碳排放, 为实现碳中和目标提供重要的贡献。

为了估算当前 O<sub>3</sub> 污染对我国森林生物量的影响, 采用我们之前研究中温带和亚热带区域的 AOT40 值对落叶树和常绿树分别进行估算 (Li et al., 2018)。落叶树和常绿树对应的 AOT40 分别为 27.21 和 24.28 ppm·h。基于本研究的 O<sub>3</sub> 剂量响应方程估算的落叶树和常绿树相对生物量损失分别为 13% 和 3%。减排后预计到 2060 年落叶树和常绿树的 AOT40 分别为 15.81 和 12.88 ppm·h, 相对生物量的减少分别为 7% 和 1%。因此通过强有力的减排措施可以在未来 40 a 内显著提高森林生物量约 6% 和 2%, 这将显著增加陆地生态系统固碳能力, 增加我国工业排放碳的份额。因此实行减污降碳协同治理不仅仅可以调整能源结构优化产业, 还能有效地增加陆地生态系统的碳汇能力, 助力实

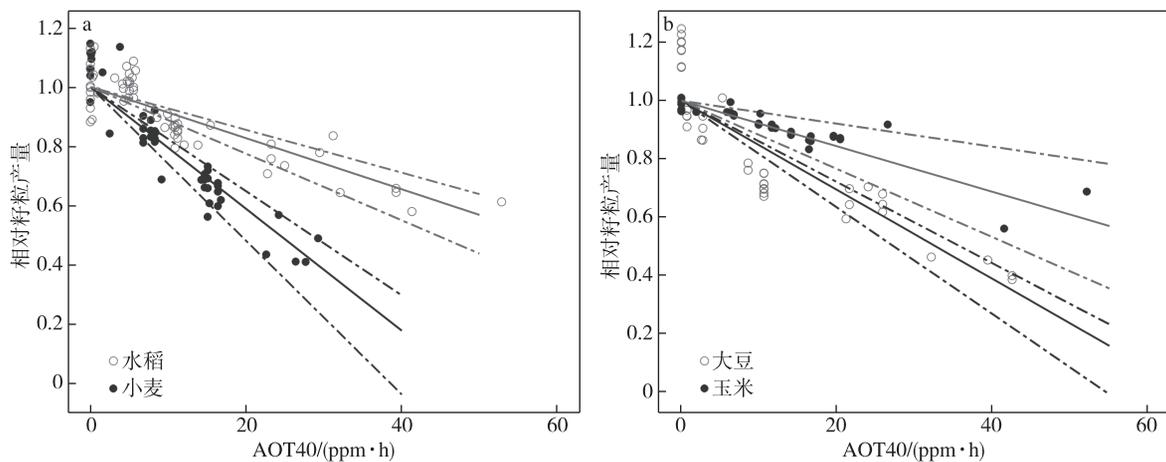


图2 小麦、水稻、玉米和大豆相对籽粒产量与  $O_3$  暴露值 AOT40 的响应关系

Fig.2 Relationship between ozone exposure metric AOT40 and relative yield of wheat, rice, maize and soybean

现碳中和。

本研究中采用的当前环境和减排后的 AOT40 值均为估算值,没有考虑  $O_3$  污染和植被的分布特征以及中国实际减排后的  $O_3$  污染改善情况。因此估算的值与之前研究值具有一定的差异,但基于本研究估算可以有效了解减污对陆地生态系统碳库影响的重要意义。

#### 4 展望

1) 环境治理对陆地碳汇的影响亟待被纳入政策研究。随着“双碳”目标的提出,增加生态系统碳汇能力和减少工业碳排放成为研究热点。优化能源结构和促进产业升级不仅仅减少了碳的排放也能有效减轻大气污染,进而提高了陆地生态系统的固碳能力。然而过去的减污降碳政策研究中往往忽略其对生态系统碳汇的促进作用,因此未来需要将这一新途径纳入减污降碳协同增效中,为我国制定合理的碳中和方案提供理论支撑。

2) 陆地生态系统对  $O_3$  污染的响应不确定性亟待提高。通过比较不同研究估算  $O_3$  对陆地生态系统生产力影响的结果,发现  $O_3$  剂量响应方程是导致不同研究间变异的关键。因此,本研究通过收集中

国地区开展的树木和作物控制实验数据构建了相对生物量和作物产量与  $O_3$  剂量的响应关系。但是,相关研究数据仍十分匮乏,尤其缺少树木和玉米的观测数据,因此未来需要加强开展树木和作物的多  $O_3$  梯度暴露实验,并且在各种气候特点下开展多区域以及多物种或多品种的研究。建立适用于中国不同地区树木和作物的  $O_3$  暴露响应方程,提高评估和预测的准确性。

3) 筛选  $O_3$  抗性树种和作物品种并推广。不同植物种和作物品种由于一些生理特性(例如气孔大小和抗氧化能力)的差异导致它们对  $O_3$  的敏感性不同。在当前  $O_3$  污染下广泛栽培  $O_3$  抗性植物能够有效降低  $O_3$  导致的碳汇损失,但目前  $O_3$  抗性树种和作物品种的选育进展缓慢。因此,需探究植物对  $O_3$  敏感性的差异机制,以及明确能够反映植物敏感性的相关指标。在未来的作物育种时要将  $O_3$  抗性作为关键的选育指标,选育高产和  $O_3$  抗性的作物品种。在树木上,一方面需要加强抗性树种的筛选研究,另外在植树造林过程中需要将树种抗性作为造林树种选取的关键指标。如果做到了以上这些建议,最终会减少  $O_3$  污染对陆地生态系统碳汇的影响。

#### 参考文献 (References)

- Ainsworth E A, 2008. Rice production in a changing climate: a meta-analysis of responses to elevated carbon dioxide and elevated ozone concentration [J]. *Glob Change Biol*, 14(7): 1642-1650. doi: 10. 1111/j.1365-2486. 2008. 01594.x.
- Broberg M C, Feng Z Z, Xin Y, et al., 2015. Ozone effects on wheat grain quality: a summary [J]. *Environ Pollut*, 197: 203-213. doi: 10. 1016/j. envpol.2014. 12. 009.
- Cao J C, Wang X M, Zhao H, et al., 2020. Evaluating the effects of ground-level  $O_3$  on rice yield and economic losses in Southern China [J]. *Environ Pollut*, 267: 115694. doi: 10. 1016/j. envpol.2020. 115694.
- Cotrozzi L, 2021. The effects of tropospheric ozone on oaks: a global meta-analysis [J]. *Sci Total Environ*, 756: 143795. doi: 10. 1016/j.

- scitotenv.2020.143795.
- Dai L L, Kobayashi K, Nouchi I, et al., 2020. Quantifying determinants of ozone detoxification by apoplastic ascorbate in peach (*Prunus persica*) leaves using a model of ozone transport and reaction[J]. *Glob Change Biol*, 26(5):3147-3162. doi:10.1111/gcb.15049.
- Feng Z Z, Kobayashi K, 2009. Assessing the impacts of current and future concentrations of surface ozone on crop yield with meta-analysis[J]. *Atmos Environ*, 43(8):1510-1519. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.11.033.
- 冯兆忠, 彭金龙, 2021. 中国粮食作物产量和木本植物生物量与地表臭氧污染的响应关系[J]. *环境科学*, 42(6):3084-3090. Feng Z Z, Peng J L, 2021. Relationship between relative crop yield/woody plant biomass and groundlevel ozone pollution in China[J]. *Environ Sci*, 42(6):3084-3090. doi:10.13227/j.hjlx.202009226. (in Chinese).
- Feng Z Z, Kobayashi K, Ainsworth E A, 2008. Impact of elevated ozone concentration on growth, physiology, and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.): a meta-analysis[J]. *Glob Change Biol*, 14(11):2696-2708. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01673.x.
- 冯兆忠, 李品, 袁相洋, 等, 2018. 我国地表臭氧生态环境效应研究进展[J]. *生态学报*, 38(5):1530-1541. Feng Z Z, Li P, Yuan X Y, et al., 2018. Progress in ecological and environmental effects of ground-level O<sub>3</sub> in China[J]. *Chin J Plant Ecol*, 38(5):1530-1541. doi:10.5846/stxb201704100618. (in Chinese).
- Feng Z Z, Büker P, Pleijel H, et al., 2018a. A unifying explanation for variation in ozone sensitivity among woody plants[J]. *Glob Change Biol*, 24(1):78-84. doi:10.1111/gcb.13824.
- Feng Z Z, Uddling J, Tang H Y, et al., 2018b. Comparison of crop yield sensitivity to ozone between open-top chamber and free-air experiments[J]. *Glob Change Biol*, 24(6):2231-2238. doi:10.1111/gcb.14077.
- Feng Z Z, de Marco A, Anav A, et al., 2019a. Economic losses due to ozone impacts on human health, forest productivity and crop yield across China[J]. *Environ Int*, 131:104966. doi:10.1016/j.envint.2019.104966.
- Feng Z Z, Shang B, Gao F, et al., 2019b. Current ambient and elevated ozone effects on poplar: a global meta-analysis and response relationships[J]. *Sci Total Environ*, 654:832-840. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.11.179.
- Feng Z Z, Kobayashi K, Li P, et al., 2019c. Impacts of current ozone pollution on wheat yield in China as estimated with observed ozone, meteorology and day of flowering[J]. *Atmos Environ*, 217:116945. doi:10.1016/j.atmosenv.2019.116945.
- Feng Z Z, Hu T J, Tai A P K, et al., 2020. Yield and economic losses in maize caused by ambient ozone in the North China Plain (2014—2017)[J]. *Sci Total Environ*, 722:137958. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137958.
- Feng Z Z, Xu Y S, Kobayashi K, et al., 2022. Ozone pollution threatens the production of major staple crops in East Asia[J]. *Nat Food*, 3(1):47-56. doi:10.1038/s43016-021-00422-6.
- Friedlingstein P, Jones M, O'Sullivan M, et al., 2019. Global carbon budget 2019[J]. *Earth Syst Sci Data*, 11(4):1783-1838. doi:10.5194/essd-11-1783-2019.
- Hu E Z, Gao F, Xin Y, et al., 2015. Concentration-and flux-based ozone dose-response relationships for five poplar clones grown in North China[J]. *Environ Pollut*, 207:21-30. doi:10.1016/j.envpol.2015.08.034.
- Hu T J, Liu S, Xu Y S, et al., 2020. Assessment of O<sub>3</sub>-induced yield and economic losses for wheat in the North China Plain from 2014 to 2017, China[J]. *Environ Pollut*, 258:113828. doi:10.1016/j.envpol.2019.113828.
- IPCC, 2013. *Climate change 2013: the physical science basis*[R]. Cambridge, UK and New York, USA: Cambridge University Press.
- Lei X D, Peng C H, Tian D L, et al., 2007. Meta-analysis and its application in global change research[J]. *Chin Sci Bull*, 52(3):289-302. doi:10.1007/s11434-007-0046-y.
- Li C H, Gu X, Wu Z Y, et al., 2021. Assessing the effects of elevated ozone on physiology, growth, yield and quality of soybean in the past 40 years: a meta-analysis[J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 208:111644. doi:10.1016/j.ecoenv.2020.111644.
- Li P, Feng Z Z, Catalayud V, et al., 2017. A meta-analysis on growth, physiological, and biochemical responses of woody species to ground-level ozone highlights the role of plant functional types[J]. *Plant Cell Environ*, 40(10):2369-2380. doi:10.1111/pce.13043.
- Li P, de Marco A, Feng Z Z, et al., 2018. Nationwide ground-level ozone measurements in China suggest serious risks to forests[J]. *Environ Pollut*, 237:803-813. doi:10.1016/j.envpol.2017.11.002.
- Lin Y Y, Jiang F, Zhao J, et al., 2018. Impacts of O<sub>3</sub> on premature mortality and crop yield loss across China[J]. *Atmos Environ*, 194:41-47. doi:10.1016/j.atmosenv.2018.09.024.
- Liu F, Wang X K, Zhu Y G, 2009. Assessing current and future ozone-induced yield reductions for rice and winter wheat in Chongqing and the Yangtze River Delta of China[J]. *Environ Pollut*, 157(2):707-709. doi:10.1016/j.envpol.2008.09.012.
- Lu X, Hong J Y, Zhang L, et al., 2018. Severe surface ozone pollution in China: a global perspective[J]. *Environ Sci Technol Lett*, 5(8):487-494. doi:10.1021/acs.estlett.8b00366.
- Lu X, Zhang L, Wang X L, et al., 2020. Rapid increases in warm-season surface ozone and resulting health impact in China since 2013[J]. *Environ Sci Technol Lett*, 7(4):240-247. doi:10.1021/acs.estlett.0c00171.
- Mills G, Buse A, Gimeno B, et al., 2007. A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops[J]. *Atmos Environ*, 41(12):2630-2643. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.11.016.

- Mills G, Sharps K, Simpson D, et al., 2018. Closing the global ozone yield gap: quantification and cobenefits for multistress tolerance [J]. *Glob Change Biol*, 24(10): 4869-4893. doi: 10.1111/gcb.14381.
- Morgan P B, Ainsworth E A, Long S P, 2003. How does elevated ozone impact soybean? A meta-analysis of photosynthesis, growth and yield [J]. *Plant Cell Environ*, 26(8): 1317-1328. doi: 10.1046/j.0016-8025.2003.01056.x.
- Osborne S A, Mills G, Hayes F, et al., 2016. Has the sensitivity of soybean cultivars to ozone pollution increased with time? An analysis of published dose-response data [J]. *Glob Change Biol*, 22(9): 3097-3111. doi: 10.1111/gcb.13318.
- Peng J L, Shang B, Xu Y S, et al., 2019. Ozone exposure-and flux-yield response relationships for maize [J]. *Environ Pollut*, 252: 1-7. doi: 10.1016/j.envpol.2019.05.088.
- Pleijel H, Broberg M C, Uddling J, 2019. Ozone impact on wheat in Europe, Asia and North America: a comparison [J]. *Sci Total Environ*, 664: 908-914. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.089.
- Ren W, Tian H Q, Chen G S, et al., 2007a. Influence of ozone pollution and climate variability on net primary productivity and carbon storage in China's grassland ecosystems from 1961 to 2000 [J]. *Environ Pollut*, 149(3): 327-335. doi: 10.1016/j.envpol.2007.05.029.
- Ren W, Tian H Q, Liu M L, et al., 2007b. Effects of tropospheric ozone pollution on net primary productivity and carbon storage in terrestrial ecosystems of China [J]. *J Geophys Res Atmos*, 112(D22): D22S09. doi: 10.1029/2007JD008521.
- Ren W, Tian H Q, Tao B, et al., 2011. Impacts of tropospheric ozone and climate change on net primary productivity and net carbon exchange of China's forest ecosystems [J]. *Glob Ecol Biogeogr*, 20(3): 391-406. doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00606.x.
- Ren X Y, Shang B, Feng Z Z, et al., 2020. Yield and economic losses of winter wheat and rice due to ozone in the Yangtze River Delta during 2014—2019 [J]. *Sci Total Environ*, 745: 140847. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140847.
- Rubino M, Etheridge D M, Thornton D P, et al., 2019. Revised records of atmospheric trace gases CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and δ<sup>13</sup>C-CO<sub>2</sub> over the last 2000 years from Law Dome, Antarctica [J]. *Earth Syst Sci Data*, 11(2): 473-492. doi: 10.5194/essd-11-473-2019.
- 生态环境部, 2021. 2020年中国生态环境状况公报[R/OL]. 北京: 生态环境部: 10.[2022-03-25]. <https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/202105/P020210526572756184785.pdf>.
- Singh A A, Chaurasia M, Gupta V, et al., 2018. Responses of Zea mays L. cultivars 'Buland' and 'Prakash' to an antiozonant ethylene diurea grown under ambient and elevated levels of ozone [J]. *Acta Physiol Plant*, 40(5): 1-15. doi: 10.1007/s11738-018-2666-z.
- Tian H Q, Ren W, Tao B, et al., 2016. Climate extremes and ozone pollution: a growing threat to China's food security [J]. *Ecosyst Heal Sustain*, 2(1): e01203. doi: 10.1002/ehs2.1203.
- Wittig V E, Ainsworth E A, Naidu S L, et al., 2009. Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis [J]. *Glob Change Biol*, 15(2): 396-424. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01774.x.
- Wu R J, Agathokleous E, Feng Z Z, 2021. Novel ozone flux metrics incorporating the detoxification process in the apoplast: an application to Chinese winter wheat [J]. *Sci Total Environ*, 767: 144588. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144588.
- Yadav A, Bhatia A, Yadav S, et al., 2021. Growth, yield and quality of maize under ozone and carbon dioxide interaction in north west India [J]. *Aerosol Air Qual Res*, 21(2): 200194. doi: 10.4209/aaqr.2020.05.0194.
- 杨元合, 石岳, 孙文娟, 等, 2022. 中国及全球陆地生态系统碳源汇特征及其对碳中和的贡献 [J]. *中国科学: 生命科学*, 52(4): 534-574. Yang Y, Shi Y, Sun W, et al., 2022. Terrestrial carbon sinks in China and around the world and their contribution to carbon neutrality [J]. *Sci China Life Sci*, 52(4): 534-574. doi: 10.1007/s11427-021-2045-5. (in Chinese).
- Young P J, Archibald A T, Bowman K W, et al., 2013. Pre-industrial to end 21st century projections of tropospheric ozone from the Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project (ACCMIP) [J]. *Atmos Chem Phys*, 13(4): 2063-2090. doi: 10.5194/acp-13-2063-2013.
- Yue X, Unger N, Harper K, et al., 2017. Ozone and haze pollution weakens net primary productivity in China [J]. *Atmos Chem Phys*, 17(9): 6073-6089. doi: 10.5194/acp-17-6073-2017.
- Zhang G Y, Kobayashi K, Wu H C, et al., 2021. Ethylenediurea (EDU) protects inbred but not hybrid cultivars of rice from yield losses due to surface ozone [J]. *Environ Sci Pollut Res*, 28(48): 68946-68956. doi: 10.1007/s11356-021-15032-9.
- Zhang W W, Feng Z Z, Wang X K, et al., 2017. Quantification of ozone exposure-and stomatal uptake-yield response relationships for soybean in North-east China [J]. *Sci Total Environ*, 599/600: 710-720. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.231.
- Zhao H, Zheng Y F, Wu X Y, 2018. Assessment of yield and economic losses for wheat and rice due to ground-level O<sub>3</sub> exposure in the Yangtze River Delta, China [J]. *Atmos Environ*, 191: 241-248. doi: 10.1016/j.atmosenv.2018.08.019.
- Zhao H, Zheng Y F, Zhang Y X, et al., 2020. Evaluating the effects of surface O<sub>3</sub> on three main food crops across China during 2015—2018 [J]. *Environ Pollut*, 258: 113794. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113794.
- 郑逸璇, 宋晓晖, 周佳, 等, 2021. 减污降碳协同增效的关键路径与政策研究 [J]. *中国环境管理*, 13(5): 45-51. Zheng Y X, Song X H, Zhou J, et al., 2021. Synergetic control of environmental pollution and carbon emissions: pathway and policy [J]. *Environ Conformity Assess*, 13(5): 45-51. doi: 10.16868/j.cnki.1674-6252.2021.05.045. (in Chinese).

## Effects of ground-level ozone on tree productivity and crop yield in China: progress and prospect

FENG Zhaozhong, SHANG Bo, XU Yansen

*Research Center for Global Changes and Ecosystem Carbon Sequestration & Mitigation, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China*

Air pollution has threatened the terrestrial ecosystem carbon sink capacity in China. With synergetic control of environmental pollution and carbon emission, mitigation of air pollution would drive improvements of terrestrial carbon sink and contribute to emission peak and carbon neutrality targets. To better understand the relationships between air pollution and terrestrial carbon sink, this review summarizes existing results related with tropospheric ozone ( $O_3$ ) effects on plant carbon sequestration based on meta-analysis, dose-relative biomass/yield and earth system modeling. Responses of different crops, cultivars and plant functional types to elevated  $O_3$  were significantly different. These effects were also changed by estimation approaches. Results indicated that ambient  $O_3$  in China has induced losses of crop yield and forest productivity. Rising  $O_3$  concentration has seriously threaten the terrestrial ecosystem carbon sink capacity in China. On the other hand, synergetic control of environmental pollution and carbon emission will increase forest productivity and crop yield in 2060 compared to 2020, estimated from the dose-relative biomass/yield relationship based on plants grown in China. The contributions of terrestrial ecosystem to carbon neutrality will be increased if ambient ozone is reduced. Lastly, we proposed how to improve the carbon sequestration under  $O_3$  pollution.

**ozone pollution ; carbon neutrality ; terrestrial ecosystem ; crop yield ; carbon sink**

doi:10.13878/j.cnki.dqkxxb.20220402013

(责任编辑:袁东敏)