程宇扬,覃寅峰,彭 林,等.汾渭平原民用生物质燃烧 $PM_{2.5}$ 碳质组分与标志物排放特征 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):66-78.
Cheng Y Y, Qin Y F, Peng L, et al. Emission characteristics of carbonaceous components and tracers in $PM_{2.5}$ from residential biomass combustion in the Fenwei Plain [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):66-78.

汾渭平原民用生物质燃烧 $PM_{2.5}$ 碳质组分与标志物排放特征

程宇扬[1],覃寅峰[1],彭 林[1],闫雨龙[1],胡冬梅[2],李 振[1*] (1.北京交通大学环境学院,智能交通绿色低碳技术教育部工程研究中心,北京 100044；2.华北电力大学环境科学与工程学院,资源环境系统优化教育部重点实验室,北京 102206)

摘要：为探究汾渭平原民用生物质燃烧清洁取暖改造后标志性污染物排放特征变化,在咸阳市农村地区对不同类型的民用生物质燃烧排放展开实地测试.结果显示,生物质成型颗粒自动进料炉的颗粒物排放以 $PM_{2.5}$ 为主,$PM_{2.5}$、PM_{10} 排放因子为 1.14g/kg、1.28g/kg,显著低于传统炉具;$PM_{2.5}$ 中水溶性离子排放以 K^+和 Cl^-为主(占比 81.5%~94.3%),高于传统炉具 25.9%~69.6%;由于燃料清洁且燃烧完全,$PM_{2.5}$ 中总碳(TC)排放因子为 0.1~0.4g/kg,传统炉具 TC 排放因子为 0.6~3.6g/kg.生物质成型颗粒自动进料炉 $PM_{2.5}$ 中左旋葡聚糖(LG)的排放因子最低,特征比值 LG/OC 低于传统炉具,进一步说明新型生物质炉具对有机碳气溶胶排放贡献较低.基于实测的民用生物质燃烧源 LG 排放因子并结合经验公式推算,清洁取暖改造后民用生物质燃烧对有机碳气溶胶贡献下降 6.4%.

关键词：细颗粒物；民用燃烧；排放因子；左旋葡聚糖
中图分类号：X703.5 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)01-0066-13

Emission characteristics of carbonaceous components and tracers in $PM_{2.5}$ from residential biomass combustion in the Fenwei Plain. CHENG Yu-yang[1], QIN Yin-feng[1], PENG Lin[1], YAN Yu-long[1], HU Dong-mei[2], LI Zhen[1*] (1.Engineering Research Center of Clean and Low-carbon Technology for Intelligent Transportation, Ministry of Education, School of the Environment, Beijing Jiaotong University, Beijing 100044, China；2.Key Laboratory of Resource and Environmental System Optimization of Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, North China Electric Power University, Beijing 102206, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：66~78

Abstract：To investigate changes in the emission characteristics of key pollutants following the transition from household coal-burning to biomass clean heating in the Fenwei Plain, field measurements were conducted in rural areas of Xianyang using a variety of residential biomass-burning devices. Results showed that, in automatically fed pellet stoves, particulate emissions were dominated by $PM_{2.5}$, with emission factors for $PM_{2.5}$ and PM_{10} of 1.14g/kg and 1.28g/kg, respectively, significantly lower than those of traditional stoves. Water-soluble ions in $PM_{2.5}$ were dominated by K^+ and Cl^-, accounting for 81.5 %~94.3 % of total ionic mass, which was 25.9 %~69.6 % higher than that in traditional stoves. Due to the use of cleaner fuels and more efficient combustion, the total carbon (TC) emission factor in $PM_{2.5}$ from pellet stoves ranged from 0.1to 0.4g/kg, in contrast to 0.6~3.6g/kg for traditional stoves. Levoglucosan (LG) in $PM_{2.5}$ from pellet stoves showed the lowest emission factor, with a lower LG/OC ratio than that of traditional stoves, indicating a reduced contribution of advanced stoves to organic carbon aerosol emissions. By integrating the experimentally derived LG emission factors into an established empirical model, we estimated that the clean-heating transition had reduced the contribution of residential biomass burning to organic carbon aerosol by approximately 6.4 %.

Key words：fine particulate matter；residential combustion；emission factor；levoglucosan

汾渭平原是我国环境大气污染最严重的区域之一[1-3],冬季细颗粒物污染突出,民用生物质燃烧源和民用燃煤源对颗粒物污染贡献程度大[2-3].因此,亟需进一步了解清洁取暖替代后,典型民用生物质燃烧的污染物排放特征和对区域环境空气质量的影响,为政府部门评估政策实施后的减排效果,并进一步制定减排政策提供科学数据.

与传统生物质相比,生物质成型颗粒燃烧的污染物排放量显著降低[5-6],同时颗粒物的化学成分也会发生显著的改变.相关研究[5]表明先进炉具与成型颗粒排放的离子成分与常规生物质差别显著,尤其是 K^+和 Cl^-.由于 K^+是生物质燃烧典型示踪离子[6],清洁取暖改造后民用生物质燃烧源排放特征和因其导致的大气污染特征也随之发生变化,最终导致

收稿日期：2025-06-01
基金项目：国家自然科学基金项目(22106044);国家重点研发计划项目(2023YFC3709500)
* 责任作者，讲师, zhenli1@bjtu.edu.cn

源谱的不确定性增大.生物质成型颗粒与薪柴燃烧产生的有机碳(OC)和元素碳(EC)排放因子不同,不同燃料的 OC/EC 差别较大[5,8-9].OC 和 EC 可占到 $PM_{2.5}$ 总质量的 20%~80%,其中 OC 在云层凝结核的形成中起到重要作用,EC 可吸收太阳辐射,进而影响区域大气的辐射平衡[9-10],农村大范围的生物质颗粒替代后,一次碳质气溶胶排放贡献会显著改变,由此导致的区域大气环境也随之发生变化.研究表明成型颗粒和其他燃料燃烧排放的左旋葡聚糖(LG)差别较大,同时 LG 在大气中化学性质稳定,常作为生物质燃烧源的示踪物[4,10-14].且 LG 排放特征受燃料类型、燃烧时间、温度和燃烧方式等因素影响,不同燃烧条件下的排放特征大不相同[15-19],若想得到汾渭平原城市更准确的本地化 LG 排放结果,实地排放测试是不可或缺的.研究源排放中 LG 及其他溯源因子的组成特征,为更精准的溯源提供关键性支撑.近期,汾渭平原所采取的一系列政策,极大概率改变区域大气颗粒物的污染特征,从而影响颗粒物来源解析和污染源排放清单的结果[7,20-21].因此,亟需获取汾渭平原重点城市当前的民用生物质燃烧源关键组分的排放特征,全面深入了解污染物源排放现状.研究结果对精确评估民用生物质燃烧源对汾渭平原区域环境空气质量影响具有重要意义.

本文以冬季咸阳市农村地区民用炉具为研究对象,基于稀释采样法,对不同生物质及其燃烧炉具的污染物进行排放测试.通过测试颗粒物质量浓度和粒径分布特征、气态污染物含量、水溶性离子组分、碳质组分与 LG 排放因子,获取清洁取暖改造后民用生物质燃烧源颗粒物的组成和排放特征,为区域空气质量进一步改善和应对气候变化提供有效的科技支撑.

1　材料与方法

1.1　采样系统

对 2 种自动进料炉,4 种手动进料炉(气化炉、烤火炉、柴火灶和土炕),共 6 种生物质燃烧炉具的污染物进行排放测试.其中,2 种自动进料炉的燃料为生物质成型颗粒,气化炉、烤火炉和柴火灶燃料为薪柴,土炕燃料为秸秆.燃烧方式上除土炕因结构特殊为闷烧外,剩余 5 种炉具均为明火燃烧,其中自动炉 2 相较自动炉 1 存在鼓风系统.

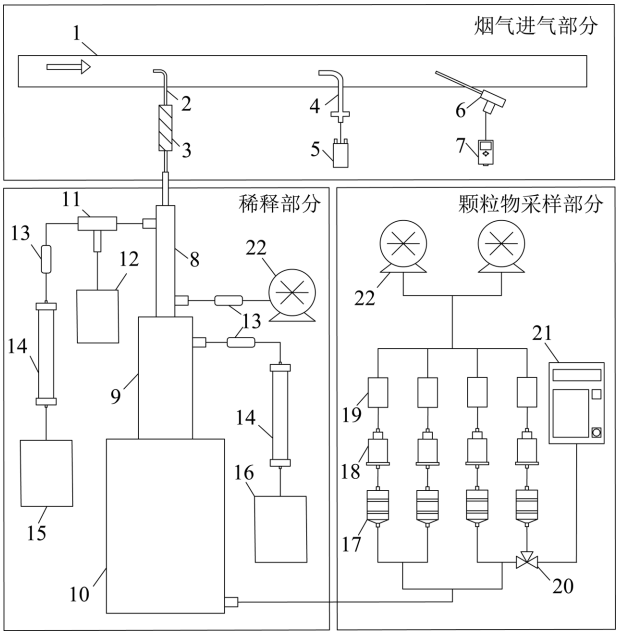


图 1　采样系统示意

Fig.1　The schematic of the sampling system

1.烟道;2.金属采样管;3.加热装置;4.皮托管流量计;5.微压差计;6.烟枪;7.烟气分析仪;8.一级稀释仓;9.二级稀释仓;10.停留仓;11.加热器;12.加热控制箱;13.空气过滤器;14.干燥管;15.一级稀释箱;16.二级稀释箱;17.$PM_{2.5}$ /PM_{10} 切割头;18.滤膜夹托;19.质量流量控制器;20.三通阀;21.ELPI+;22.真空采样泵

采样系统如图 1 所示,由三部分组成:烟气进气部分、稀释部分和颗粒物采样部分.烟气进气部分由烟道、金属采样管和加热装置构成,皮托管和微压差计实时测量烟气动压和全压并计算烟气流速;烟气分析仪对气态污染物实时监测.稀释部分由稀释采样器、一级稀释箱、二级稀释箱以及气路连接的各个部件构成:一级稀释气由一级稀释箱中的空气压缩机提供,经干燥管去除水分、空气过滤器去除颗粒物、加热器升温后进入一级稀释仓,与原烟气进行等温混合稀释;一级稀释后的部分混合烟气进入二级稀释仓,多余一级稀释气体经由旁路排出;二级稀释气由二级稀释箱中的空气压缩机提供,经干燥管去除水分、空气过滤器去除颗粒物后进入二级稀释仓,与经一级稀释后的烟气进行混合.烟气经过二级稀释仓稀释后进入停留仓,温度降至 10℃左右,满足 ISO 25597 国际标准和美国环保署 Method 202 标准,不会对后续颗粒物采样和粒径分析产生影响.二级稀释后的烟气在停留仓停留时间为 27.8s,模拟烟气中可凝结成分排入大气后的稀释、凝结、成核和气粒转化过程[22-23],最后混合稀释烟气从采样口被采

样泵抽出.颗粒物采样系统为四通道采样,由 $PM_{2.5}$/PM_{10} 切割头、滤膜夹托、质量流量控制器和采样泵构成,旁路采用荷电低压颗粒物撞击器(ELPI+)对颗粒物粒径分布特征进行分析.

1.2 采样设置

采样前,使用加热装置将采样金属管外壁加热至 150~180℃,令烟气进入一级稀释仓前,始终保持与烟道内烟气相同的温度;打开加热器及其控制箱,加热一级稀释空气至 100℃,使其与烟道烟气温度相近;调节一级稀释和二级稀释控制箱,使得总稀释比为 1:30,详细流量设置如表 1 所示.调节质量流量控制器,使四通道中三个通道的采样流量为 16.67L/min,剩余一个通道连接 ELPI+并设置采样流量为 10L/min,开启三通阀并设置旁路采样流量为 6.67L/min,使四通道总流量保持在 66.68L/min.本研究选择家庭取暖面积和相似功率的家用生物质取暖炉具,采样场景力求相同的加料频率,使用相同质量的燃料,涵盖用户日常所有的操作习惯,符合农村居民的日常采暖行为.采样期间每组炉具排放测试 3 次、单次采样时间在 1.0h 以上.

表 1 采样气路流量设定(L/min)

Table 1 Flow rate settings of dilution sampling(L/min)

进气部分	一级稀释箱	一级抽真空	二级稀释箱	采样四通道	ELPI+
11.11	55.57	57.15	57.15	16.67/6.67	10

1.3 分析方法

采用 47mm 聚四氟乙烯和石英纤维滤膜进行颗粒物的收集.采用 HJ799-2016[24]和 HJ800-2016[25]方法进行测定颗粒物中 9 种常见水溶性离子,包括 Na^+、Mg^{2+}、K^+、Ca^{2+}、NH_4^+、F^-、Cl^-、SO_4^{2-}和 NO_3^-;碳质组分包括 OC 和 EC,采用热光反射法(TOR)进行测定;水溶性糖类包括左旋葡聚糖及其同分异构体甘露聚糖(MN)和半乳聚糖(GT),采用离子色谱法进行测定;对实际使用的 3 种生物质燃料按照 GB/T 21923-2008[26]、GB/T 28731-2012[27]和 GB/T 28734-2012[28]方法进行低位热值、工业和元素分析检测,检测结果如表 2 所示.

表 2 生物质燃料性质分析结果

Table 2 Proximate and ultimate analysis of biomass fuels

燃料	热值	低位热值	全水分	工业分析(%)			元素分析(%)			
	(MJ/kg)	(MJ/kg)	(%)	水分	灰分	挥发分	C	H	N	S
生物质颗粒	18.11	16.52	6.60	5.11	3.36	73.98	45.75	5.58	1.07	0.05
薪柴	18.71	16.54	11.70	7.73	0.62	76.14	40.88	5.43	0.05	0.01
秸秆	16.88	14.63	12.20	7.53	7.56	70.25	22.60	5.50	0.40	0.17

碳平衡法假设燃烧消耗的碳总质量等于以碳质物质(CO_2、CO、总烃和碳质颗粒物)的形式排放的碳的总质量,广泛应用于民用燃烧排放因子计算[29-30].本研究排放因子采用碳平衡法计算,公式如下:

$$EF_X = \frac{1000\Delta C_X\left(C_f - C_a\right)}{C_{C\text{-}CO_2} + C_{C\text{-}CO} + C_{C\text{-}THC} + C_{C\text{-}PM}} \quad (1)$$

式中:EF_X为污染物 X 的相应排放因子,g/kg;ΔC_X为污染物 X 的质量浓度,mg/m^3;C_f为燃料中的碳含量,无量纲;C_a为灰分的碳含量,无量纲;$C_{C\text{-}CO_2}$、$C_{C\text{-}CO}$、$C_{C\text{-}THC}$、$C_{C\text{-}PM}$分别为 CO_2、CO、总烃和颗粒物中的碳含量,mg/m^3.

为进一步评估生物质燃烧对环境气溶胶贡献,使用相关研究[11,13,31]公式对本研究中生物质燃烧对有机碳气溶胶的贡献进行计算:

$$\text{生物质燃烧对OC贡献} = \frac{\left(\frac{LG}{OC}\right)_{环境}}{\left(\frac{LG}{OC}\right)_{污染源}} \times 100\% \quad (2)$$

式中:$(LG/OC)_{环境}$为环境中左旋葡聚糖与有机碳的比值,$(LG/OC)_{污染源}$为民用燃烧源中左旋葡聚糖相对于有机碳的比值.该公式假设$(LG/OC)_{污染源}$相对稳定,通过比较环境中 LG/OC 与源谱中的比值,进而可推出生物质燃烧对有机碳的贡献程度.

1.4 质量控制

为保证数据的准确性,将聚四氟乙烯滤膜在 40℃烘箱中烘烤 2.0h,石英滤膜在 450℃马弗炉下烘烤 4.0h,烘烤统一后放入 25℃、相对湿度 40%恒温恒湿

箱中平衡 48h 以上,并使用百万分之一微量天平称重.称重前去除滤膜的静电,多次称量使称重误差小于 4μg 视为样品达到恒重.称重后将滤膜放入专用的膜盒中存放,采样时放置于滤膜夹托中.

每次采样开始前对各个稀释仓充分擦拭,确保稀释仓内湿度满足稀释采样要求.对管路、切割头和滤膜夹托进行擦拭,确保颗粒物不会堆积.采样过程中,间隔 30min 更换一次干燥剂以保证除湿能力恒定.采样后将滤膜存放于膜盒中,储存于冷藏箱中带回实验室,放入恒温恒湿箱平衡 48h 后,对采样滤膜进行称重.

在采样过程中,将空白滤膜作为空白对照组,与实验组滤膜做相同的处理和分析,称重时低于空白对照组增重的实验样品无效.

2　结果与分析

2.1　颗粒物与气态污染物

对咸阳市农村地区民用燃烧颗粒物排放进行实地测试,采用滤膜称重离线分析法,测量得出不同生物质炉具实际排放烟气中颗粒物质量浓度.为确保结果的统一性,使用碳平衡法得到不同炉具的颗粒物排放因子.颗粒物质量浓度结果如图 2 (a)所示,两种新式自动进料炉的 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 排放的浓度较低,$PM_{2.5}$ 质量浓度分别为(0.041±0.010)g/m^3 和(0.055±0.019)g/m^3,PM_{10} 质量浓度分别为(0.043±0.005)g/m^3 和(0.059±0.021)g/m^3.传统的烤火炉、柴火灶和土炕颗粒物的浓度较高,$PM_{2.5}$ 质量浓度分别为自动进料炉 1 的 1.91 倍、2.81 倍和 2.13 倍,PM_{10} 质量浓度分别为自动进料炉 1 的 2.40 倍、2.76 倍和 2.32 倍.气化炉由于进行烟气二次燃烧提高了燃烧效率,相较其他传统炉具,颗粒物浓度显著降低,$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 质量浓度分别为(0.063±0.007)g/m^3 和 0.065g/m^3,但仍高于新式自动进料炉的排放.

研究表明,污染物排放因子受生物质燃料类型、灶具类型和燃烧条件的显著影响,不同条件下产生的排放因子不尽相同[32].自动化炉具相较传统炉具,颗粒物排放因子显著降低,主要是因为传统手工加料时进料量与进风量不匹配,因燃烧不完全,导致颗粒物排放升高[15,33],自动进料的方式降低了这部分污染物的排放.Sun 等[5]人对秸秆和秸秆颗粒进行测试,发现秸秆 $PM_{2.5}$ 排放因子显著高于秸秆颗粒,原因是秸秆受土炕焖烧的燃烧方式,燃烧效率低下,而秸秆颗粒在先进炉具和相对富氧的环境中燃烧导致两者结果的差异.本研究结果如图 2(b)所示:自动进料炉排放因子最低,$PM_{2.5}$ 排放因子分别为(1.06±0.24)g/kg 和(1.22±0.43)g/kg,PM_{10} 排放因子分别为(1.09±0.16)g/kg 和(1.46±0.83)g/kg.气化炉与烤火炉虽燃烧过程不同,但排放因子结果类似,$PM_{2.5}$ 排放因子分别为自动进料炉 1 的 2.68,2.92 倍,PM_{10} 排放因子分别为自动进料炉 1 的 2.85,2.97 倍.柴火灶的排放因子最高,$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 分别为(8.48±0.47)g/kg 和 8.54g/kg,主要是因为柴火灶属于传统炉具,自身结构导致燃烧效率低下,是采用薪柴的炉具中燃烧效率最低的炉具.土炕燃烧方式与其他炉具显著不同,除燃料不同外,燃烧方式以不完全燃烧(闷烧、阴燃)为主,产生的 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 排放因子分别为自动进料炉 1 的 5.58,6.10 倍.自动进料炉 1 的 $PM_{2.5}$ 排放因子相比较于气化炉、烤火炉、柴火灶和土炕 $PM_{2.5}$ 排放因子,降低了 62.7%、65.7%、87.5%和 82.1%,说明自动进料炉具有较强的减污能力.

六种炉具排放烟气中 $PM_{2.5}$ 的浓度和排放因子与 PM_{10} 结果较为接近,表明燃烧排放颗粒物主要以小粒径颗粒物为主.自动进料炉自动化程度高,稳定间隔的投料保证燃烧过程充分,燃烧效率高.自动连续的进样方式避免了一次性大量燃料投入炉膛时,因供氧不足、燃烧不充分导致的多余污染物的产生[4,33].本研究中自动进料炉为居民生活使用,烟道有弯曲部分,可能存在颗粒物传输损失.但同时生物质颗粒结构紧密,燃烧后灰烬较为完整,排放的飞灰较少[34-35].气化炉等炉具均采用手工投加燃料,该过程会产生短时间的颗粒污染物排放高值,从而使整个测试循环过程中的颗粒物排放浓度高于自动进料炉.气化炉可对生物质热解产生浓烟进行二次燃烧[36],实际产生的 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 排放浓度低于烤火炉,但两者的排放因子接近,主要原因是烤火炉相较于气化炉消耗了更多薪柴,实际排放高于气化炉,但排放因子不随燃料消耗量增减而变化.柴火灶和土炕均为传统农村炊事取暖灶具,两者整体颗粒物排放浓度高于烤火炉.其中柴火灶的烟道结构较为简陋,加料口设置不科学,每次加料都会产生大量的瞬时颗粒物排放,且受其结构和使用方式影响导致不完全燃烧程度高,从而颗粒物浓度和排放因子均为

最高.土炕的颗粒物排放浓度略低于柴火灶,主要由于土炕主要以不完全燃烧(闷烧、阴燃)为主,加之烟道结构较为复杂,颗粒物在通过烟道过程中传输损失较大,因此颗粒物浓度略低于柴火灶.

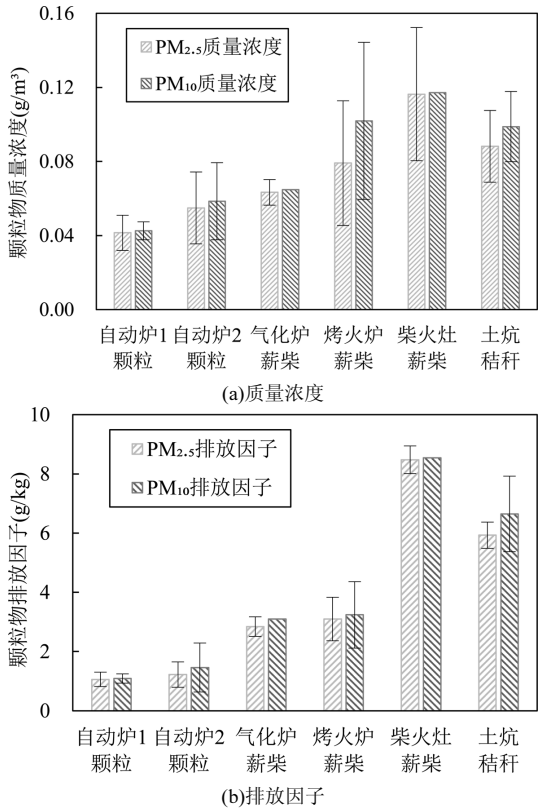


图 2 不同生物质炉具颗粒物质量浓度和排放因子

Fig.2 Mass concentration and emission factors of particulate matter collected from different biomass stoves

为获取不同粒径颗粒物的分布特征,使用ELPI+进行在线测量,得到颗粒物数浓度归一化的粒径分布特征.如图 3 所示,自动炉 1、自动炉 2、气化炉和土炕总的数浓度相较于烤火炉和柴火灶较高,整体以细颗粒物排放为主.相关研究中,McClure等[37]对各种燃料(包括但不限于秸秆、木材、垃圾、碎片等)燃烧排放的 $PM_{2.5}$ 粒径分布特性进行分析,发现大多数燃料的峰值粒径都出现在 0.1μm(几何平均直径,下同)附近.本研究中,所有炉具排放的 $PM_{2.5}$ 粒数浓度呈现单峰分布,峰值粒径主要分布于 0.1~0.5μm 内,燃烧方式更为充分的自动进料炉和气化炉产生更多数量的颗粒物.0.1μm 粒径段颗粒物可能是由小粒径的颗粒物成核、凝聚或气态的烟气凝结形成[38],此时气化炉数浓度峰值为 1.44×10^{11} 个/kg,烤火炉为 1.30×10^{10} 个/kg,柴火灶为 4.35×10^{10} 个/kg,气化炉数浓度峰值高出烤火炉和柴火灶一个数量级可能是因为气化炉对燃料进行二次燃烧过程中,高温导致生物质燃料气化,火焰熄灭时产生冷凝有机颗粒物,导致颗粒物数浓度急剧上升[39].0.4μm 粒径段颗粒物形成机理与 0.1μm 粒径段颗粒物相同,此时自动炉 2 数浓度峰值为 8.46×10^{10} 个/kg,土炕数浓度峰值为 6.82×10^{10} 个/kg.土炕峰值粒径最大的原因是其烟道结构复杂,增加了颗粒物碰并、撞击和凝结的概率,峰值粒径呈现出不断上升的趋势.两套自动进料炉相比,自动炉 1 排放以纳米和亚微米颗粒物为主;自动炉 2 由于鼓风系统的存在,使得更多的纳米和亚微米颗粒物碰并生长,颗粒物峰值粒径增大并处于 0.4μm 附近.相关研究表明,改进后的炉灶虽燃烧效率增加,但 30nm 以下的颗粒物数量增加了 3 倍[40],与本研究结果类似.整体来看,尽管新式的自动炉燃烧效率高,燃料较清洁,但与其他炉具相比,细颗粒物粒数浓度排放量较高.

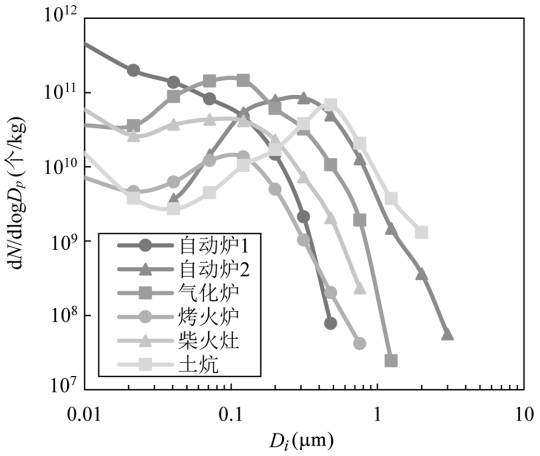


图 3 不同生物质燃烧炉具颗粒物数浓度粒径分布特征

Fig.3 The number-based size distributions of particulate matter emitted from different biomass combustion stoves

对各炉具完整燃烧过程(含点燃、燃烧和燃尽)产生的气态污染物进行分析,不同生物质燃烧炉具的气态污染物排放因子如表 3 所示.自动炉燃烧效率最高,燃烧最为充分,排放的 CO_2 最多,同时碳平衡法无法考虑到灰渣中未燃尽的部分,可能存在低估的情况;因其密封性较好,燃料基本完全燃烧,CO 浓度低于仪器检测限固未检测到其排放.气化炉在对燃料进行燃烧的同时,对挥发性气体中可燃气体有较高的去除率,进而排放的 CO 相比其

他炉具较低;烤火炉和柴火灶属于传统燃烧方式,燃料手工投入后,存在一段时间的不完全燃烧过程,因此最终该炉型的 CO 的浓度高于气化炉;土炕中的秸秆大部分时刻处于闷烧和不完全燃烧,土炕主要以 CO 排放为主,显著高于其他炉具,且排放的 CO_2 浓度低于仪器检测限.由于生物质炉具燃烧温度大多无法达到 1000℃[41],热力型 NO_x 产生量少.同时表 2 结果显示,生物质颗粒氮含量显著高于薪柴和秸秆,故自动炉 NO_x 排放因子显著高于其他四种炉具主要受燃料性质的影响.相较于传统炉具,自动进料炉在 CO 减排上效果显著,但仍需关注 NO_x 排放.

表 3　不同生物质燃烧炉具的气态污染物排放因子(g/kg)

Table 3　Emission factors of gaseous pollutants from different biomass burning stoves(g/kg)

类别	自动炉 1	自动炉 2	气化炉	烤火炉	柴火灶	土炕
CO	0.00	0.00	5.89	33.40	35.92	829.42
CO_2	1679.03	1679.03	1494.40	1466.90	1464.38	0.00
NO_X	2.13	2.71	1.69	1.60	1.19	1.61

2.2　水溶性离子

水溶性离子组分是生物质燃烧排放 $PM_{2.5}$ 化学组成中的重要部分,是汾渭平原与民用生物质燃烧有关的大气污染成因与来源解析的关键内容.不同生物质炉具 $PM_{2.5}$ 中水溶性离子排放因子及组成如图 4 所示,自动进料炉的总水溶性离子排放因子最高,传统的柴火灶和土炕排放第二,气化炉和烤火炉排放最低.其中自动进料炉 1 和自动进料炉 2 排放的 $PM_{2.5}$ 中主要离子为 Cl^-(分别占比 51.4%和 62.1%)和 K^+(分别占比 30.1%和 32.2%);气化炉排放 $PM_{2.5}$ 中主要离子成分为 SO_4^{2-}(占比 36.8%)和 K^+(占比 26.7%);烤火炉排放的主要离子为 NO_3^-(占比 42.7%);柴火灶燃烧时 K^+(占比 37.3%)和 NO_3^-(占比 20.0%)排放因子较高;土炕燃烧时的 SO_4^{2-}(占比 42.9%)和 Cl^-(占比 23.5%)排放因子较高.

离子组分方面,多数研究表明生物质燃烧产生的水溶性离子以 Cl^-和 K^+为主[5,20].本研究中,自动进料炉燃烧生物质颗粒排放的 Cl^-(平均占比 56.8%)和 K^+(平均占比 31.1%)浓度占比较高.2016 年冬季咸阳市大气 $PM_{2.5}$ 来源解析中水溶性离子贡献占比结果显示,Cl^-占比 7.5%,K^+占比 2.3%[42].值得注意的是此时咸阳市未开展清洁取暖改造,民用生物质燃烧源大多为传统燃料.本研究的结果显示生物质颗粒燃烧排放 Cl^-和 K^+贡献占比显著高于传统生物质燃料,若未来使用生物质颗粒加自动进料炉进行清洁取暖替代,民用生物质燃烧源中 Cl^-和 K^+的贡献极有可能呈上升趋势.

燃料燃烧温度是影响水溶性离子排放的重要因素,不同温度排放的离子不尽相同.相关研究表明,生物质燃料中 50%的 Cl 在温度低于 700℃时释放,继续升温加快 Cl 的释放,到 800℃时完全脱氯;在 700℃以下只有 5%~10%的 K 释放,在 900~1150℃的温度区间中,K 会迅速释放至 100%[43-44].本研究中由于自动炉连续进样,燃料燃烧充分,析出的 Cl^-和 K^+显著高于其他四种炉具.

燃料类型和元素含量也是影响水溶性离子排放的因素之一.例如 Sun 等[5]人研究发现由于燃料大量富含 Cl 和 K 元素导致高 Cl^-和 K^+排放;Hosseini 等[45]对大量生物质燃料燃烧排放颗粒物元素组成进行测试,发现 K 和 Cl 浓度多与燃料元素含量和组成相关.本研究中自动进料炉水溶性离子总排放因子高于气化炉和烤火炉,其排放的 K^+和 Cl^-较多,主要是因为生物质颗粒由不同种类的生物质燃料组合加工而成,大多富含较多的钾和氯[46].

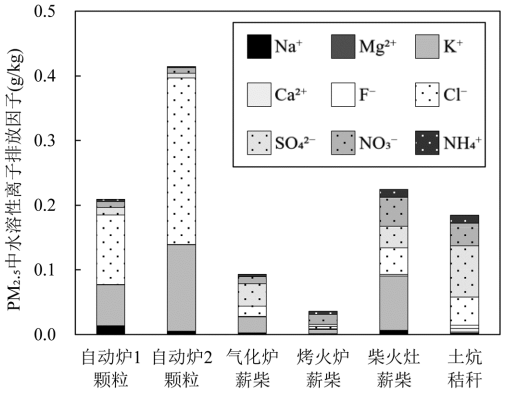


图 4　不同生物质燃烧炉具 $PM_{2.5}$ 中水溶性离子排放因子

Fig.4　Water−soluble ions emission factors of fine particulate matter from different biomass burning stoves

2.3　碳质组分与左旋葡聚糖

生物质燃料燃烧排放的颗粒物中碳质组分主要由 OC 和 EC 组成,OC/PM、EC/PM 通常用于研究碳质组分对颗粒物的贡献程度,不同生物质燃烧炉具 $PM_{2.5}$ 中的 OC/PM、EC/PM 结果如图 5(a)和

图 5(b)所示.总碳(TC)指有机碳 OC 和元素碳 EC 两者之和,自动进料炉 TC 占颗粒物质量浓度的 11.8%~30.3%,气化炉、烤火炉和柴火灶 TC/$PM_{2.5}$ 的值为 11.2%~ 32.8%,土炕 TC/$PM_{2.5}$ 为 60.2%.两套自动进料炉燃烧产生 $PM_{2.5}$ 气溶胶 OC 含量在所有炉具中处于较低水平.其中秸秆燃烧的 $PM_{2.5}$ 气溶胶中 OC 含量在所有炉具中最高,为 52.5%,原因是秸秆处于不完全燃烧状态,同时其木质素含量较低,纤维结构较为松散,使得燃料中的挥发性物质迅速释放[8].EC/$PM_{2.5}$ 整体差距不大,自动炉 1 的 EC/$PM_{2.5}$ 在所有炉具中处于较低水平,为 4.7%.其中气化炉 $PM_{2.5}$ 中 EC 含量在所有炉具中最高,主要因为气化炉对生物质热解浓烟进行二次燃烧,使挥发物完全燃烧[36],最终使得 EC 排放贡献占比较高.将三种燃料 OC/$PM_{2.5}$ 占比与相关研究结果[7,18]对比,发现本研究生物质颗粒产生的 OC 相比各类薪柴燃料有大幅度的降低.研究表明硬木颗粒在典型供热情景下 OC/PM 为 12.3%, EC/PM 为 3.8%,且大部分场景下 OC 排放高于 EC,与本研究生物质颗粒结果类似[4].

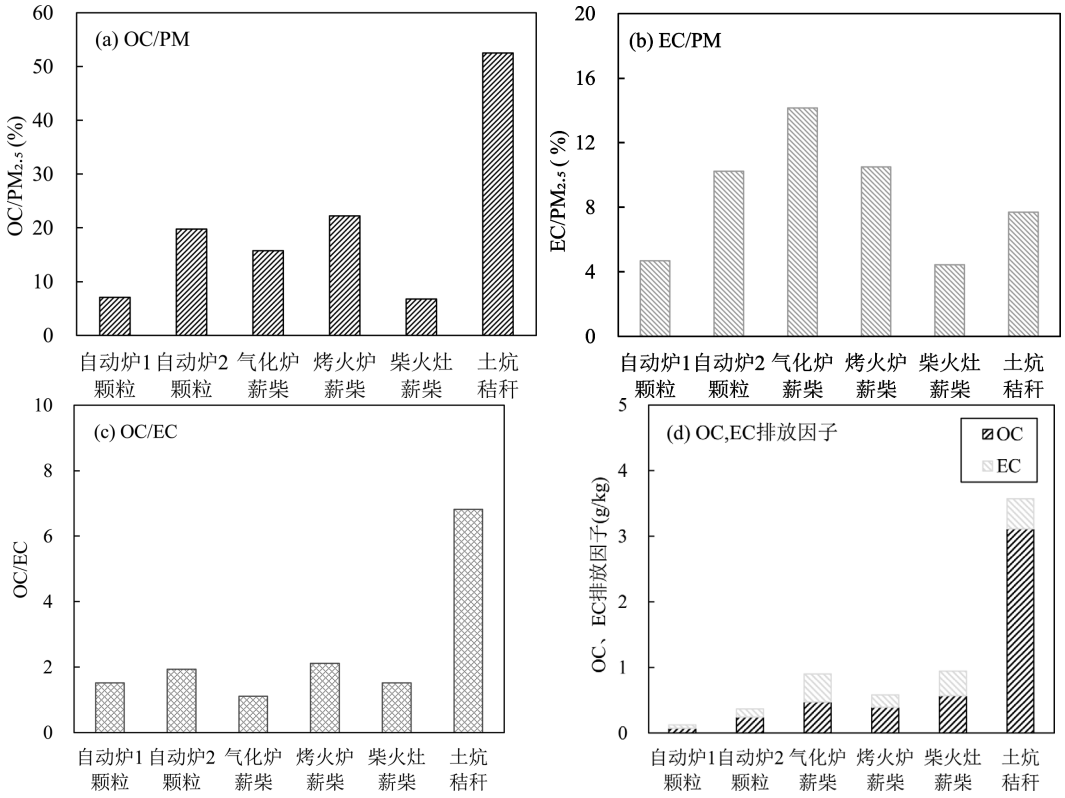


图 5 不同生物质燃烧炉具 $PM_{2.5}$ 中 OC/PM、EC/PM、OC/EC 及排放因子

Fig.5 OC/PM, EC/PM, OC/EC and emission factors of fine particulate matter from different biomass burning stoves

OC/EC 有助于估计和估算碳质组分来源[9],对不同炉具排放的 OC、EC 进行比值和排放因子分析,有助于评估汾渭平原清洁取暖新炉具新燃料替代后颗粒物碳质组分的排放特征.本研究结果图 5(c)和图 5(d)所示,生物质颗粒燃烧烟气 $PM_{2.5}$ 中 OC/EC 比值为 1.5~1.9,薪柴燃烧 OC/EC 比值为 1.1~2.1,秸秆燃烧 OC/EC 比值为 6.8.排放因子方面,生物质燃烧烟气 $PM_{2.5}$ 中 TC 排放因子自动进料炉最低,为 0.1~0.4g/kg(OC 排放因子 0.1~0.2g/kg);气化炉、烤火炉和柴火灶次之,为 0.6~0.9g/kg (OC 排放因子 0.4~0.6g/kg);土炕 TC 排放因子为 3.6g/kg,在所有炉具中最高,以 OC 排放为主(3.1g/kg).生物质颗粒和薪柴 OC 排放因子低于秸秆的原因是燃料多处于明火燃烧的环境下,较高的温度有利于更多含碳物质以气态 CO 和 CO_2 的形式释放,以固态颗粒物形式释放减少[47].生物质颗粒 OC、EC 排放因子低于薪柴,主要是因为颗粒由各类生物质压实加工而成,纤维结构最致密,燃烧最为充分.相关研究中,Li 等[8]测得中国不同地区的木质燃料排放的 OC/EC 比值均值为 0.7,略低于本研究,推测其中原因是该研究中各种实

验场景,高温燃烧占主导,相比农村农户在实际生活使用条件下的生物质燃烧温度总体偏高,促使了挥发性有机物排放的降低和更多的 EC 排放.研究表明传统壁炉和低温燃烧的 OC/EC 比率较高,排放的碳质组分以 OC 为主[48],而在更高效(如二次燃烧和空气供给等)生物质燃烧炉具排放的颗粒物中 OC/EC 比值较低.Hays 等[4]对硬木颗粒和草木颗粒成型燃料进行测试,测得 OC 排放因子为 0.002~1.75g/kg,与本研究生物质颗粒结果类似;同类研究[7]得到的薪柴结果与本研究 OC 排放因子结果类似;Lai 等[49]测得先进燃烧半气化炉薪柴燃烧 $PM_{2.5}$ 中的 OC/EC 结果为 0.3~0.6,与本研究先进炉具结果类似.相比于传统炉具,本研究中自动进料炉排放的 OC、EC 较低,碳质组分在颗粒物中占比有所下降.

左旋葡聚糖可稳定存在于大气之中,常作为生物质燃烧的示踪物.其排放量与燃料挥发分、半纤维素/纤维素和水分含量呈正相关,与燃料灰分呈负相关,且燃烧温度较低时,易产生较高浓度的 LG 排放[17,19].本研究分析不同生物质燃料和燃具的左旋葡聚糖排放特征的变化,结果如表 4 所示:生物质颗粒燃烧产生的 LG 排放因子均值为 0.79mg/kg;薪柴为 14.62mg/kg,是生物质颗粒的 19 倍;秸秆为 453.28mg/kg.相关研究[4]中硬木颗粒 LG 排放因子与本研究结果类似,但草木颗粒高于本研究,不同种类的成型颗粒排放的 LG 也不完全相同.本研究中生物质颗粒 LG 显著低于其他燃料的原因是自动炉燃烧充分,颗粒物中 OC 排放浓度低,进而检测到的 LG 浓度降低.采用燃料为薪柴的几套炉具 LG 不同的原因是炉型不同导致燃烧方式和燃烧效率不同,烤火炉和柴火灶相较于气化炉燃烧效率较低,LG 排放均高于气化炉.秸秆 LG 排放因子远超其他两种燃料,主要是因为土炕以阴燃为主,此条件下 LG 不易发生聚合反应,与明火燃烧相比排放量更大[50].

左旋葡聚糖在来源解析和判别生物质燃料类型中起着一定程度的作用.研究表明 LG 能够被大气中 OH 自由基迅速降解,且 LG 与 OH 反应的时间尺度与其在大气中传输和沉积的时间尺度相似,从而对其已测量的浓度产生重要影响,对模型分配的源强度产生误差[51-52].Busby 等[53]对传统 CMB 模型结果与 LG 检测结果进行对比,发现 CMB 模型结果高估了住宅木材供暖的贡献,主要是因为左旋葡聚糖浓度在计算木材烟雾水平方面存在相当大的不确定性.为了降低源解析中的影响,需要准确了解源排放颗粒物中 LG 的含量以及与其他关键成分的比值特征,本研究使用 LG 与其同分异构体的比例进行弥补,可用于区分不同生物质燃料类型,例如 Sang 等[54]研究发现硬木 LG/MN 和 MN/GT 的平均值分别为(21.5±8.3)和(1.5±0.3),软木 LG/MN 和 MN/GT 的平均值分别为(4.0±1.0)和(3.9±2.1),农业废弃物 LG/MN 和 MN/GT 的平均值分别为(32.6±19.1)和(1.2±1.1).本研究中薪柴 LG/MN 和 MN/GT 的比值分别为 11.77 和 1.84,与 Fine 等[7]研究中的结果不尽相同,这是由于生物质燃料种类不同所致;秸秆 LG/MN 和 MN/GT 的比值分别为 47.81 和 0.38,与 Sheesley 等[16]人研究中水稻的比值大致相同,证明秸秆类燃料 LG 及其同分异构体排放特征的一致性.

表 4　不同生物质燃料燃烧左旋葡聚糖及同分异构体排放因子与比值(mg/kg)

Table 4　Emission factors and ratios of levoglucosan and its isomers from combustion of different biomass fuels(mg/kg)

燃料	LG	MN	GT	LG/MN	MN/GT	参考文献
颗粒(自动炉 1)	0.76	–	–	–	–	本研究
颗粒(自动炉 2)	0.81	–	–	–	–	本研究
薪柴(气化炉)	1.95	–	–	–	–	本研究
薪柴(烤火炉)	31.68	2.69	1.47	11.77	1.84	本研究
薪柴(柴火灶)	10.24	–	–	–	–	本研究
秸秆(土炕)	453.28	9.48	25.24	47.81	0.38	本研究
硬木颗粒	0.29	–	–	–	–	[4]
草木颗粒	10.44	–	–	–	–	[4]
花旗松	349.85	100.69	20.68	3.47	4.87	[7]
火炬松	220.71	40.40	9.98	5.46	4.05	[7]
水稻	40.26	0.97	1.61	41.59	0.60	[16]

LG 通常被认为是 OC 的一部分,对其进行比值分析可判断生物质燃烧对有机颗粒物的贡献[13].由

于 LG 在大气中可通过光化学反应、臭氧氧化等机制降解,改变 LG/OC 比值,从而影响源解析的准确性.因此,研究源排放一次细颗粒物中的 LG/OC 结果,可为研究汾渭平原环境大气颗粒物中有机物来源,提供基础数据,为更精准的溯源提供关键性支撑.本研究中各种生物质燃烧源排放的 LG 与 OC 比值如图 6 所示,所有生物质炉具 LG/OC 范围在 0.3%~13.8%,大部分燃烧炉具 LG 在 OC 的占比在 2%以下,烤火炉和土炕的占比较高,分别为 8.0%和 14.6%.秸秆受土炕燃烧方式阴燃的影响,导致 LG 大量生成,使得两者比值较大[50].相关研究中,朱恒等[55]人在明火条件下对不同生物质进行测试,发现马尾松枝明火时 LG/OC 值为 7.0%,小麦明火 LG/OC 值为 12.2%,印证本研究结果的准确性.从整体上看,木制燃料和农作物残骸排放的 LG 对 OC 有一定的贡献,如果趋于降低此贡献,行而有效的方式是进行生物质清洁炉具替代.目前,早年未进行清洁取暖改造时期的北京[10]和西安[11]大气中 LG/OC 结果分别是 2.4%和 1.9%,低于本研究传统炉具比值结果.由于自动进料炉源排放 LG/OC 比值远小于传统炉具,那么未来进行清洁炉具和燃料替代,大气中 LG/OC 比值会不断下降,生物质燃烧对有机碳的贡献不断降低.

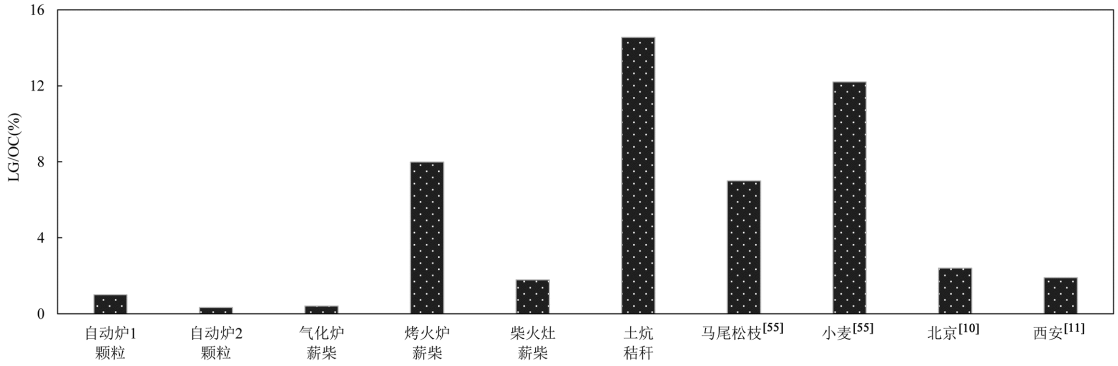


图 6 LG 在 OC 中的占比

Fig.6 Proportion of levoglucosan in organic carbon (OC)

2.4 标志物之间的相关分析

通过计算不同燃料的 LG 与 K^+的比值可以提供线索来进一步探究污染物的来源.例如农作物残余物烟气颗粒物中的 LG/K^+比值远高于各种硬木和软木[56].本研究不同生物质燃料燃烧排放标志物结果如表 5 所示:生物质颗粒 LG/K^+比值在 0.01 左右,薪柴的平均比值为 1.68,秸秆 LG/K^+比值为 218.045.相关研究[7,55]中白橡木 LG/K^+比值为 4.58,小麦为 152.3,与本研究结果类似.K^+/OC 可辅助区分生物质燃烧和其他 OC 来源的贡献,不同污染源 K^+/OC 比值差异较大[57].例如相关研究中生物燃料燃烧排放 K^+/OC 比值为 0.01,木炭燃烧为 0.08,农业废弃物焚烧为 0.04~0.13[58].本研究生物质颗粒 K^+/OC 比值平均为 0.693,薪柴的平均比值为 0.072,秸秆为 0.001,生物质颗粒的结果较传统生物质燃料存在一定差异,说明清洁取暖改造后源谱发生显著变化.若用已有数据进行源解析,结果必然存在一定偏差.本研究生物质颗粒 K^+/OC 较相关研究结果 K^+/OC 比值偏高的原因主要是受自动进料的燃烧方式的影响,导致 K^+浓度较高和 OC 生成较低所致.

表 5 不同生物质燃料燃烧左旋葡聚糖与钾离子、钾离子与有机碳的比值

Table 5 Ratios of levoglucosan to potassium, potassium to organic carbon from combustion of different biomass fuels

燃料	LG/K^+	K^+/OC	参考文献
颗粒(自动炉 1)	0.012	0.835	本研究
颗粒(自动炉 2)	0.006	0.551	本研究
薪柴(气化炉)	0.078	0.052	本研究
薪柴(烤火炉)	4.850	0.016	本研究
薪柴(柴火灶)	0.122	0.147	本研究
秸秆(土炕)	218.045	0.001	本研究
白橡木	4.58	0.030	[7]
小麦	152.3	0.001	[57]

将环境大气颗粒物中 LG 与 OC、K^+进行相关性分析,其结果可用于判断同源性,相关性越高表明同源性越强,反之则来源复杂[59].虽然大气中的 LG 主要来源于生物质燃烧,但 OC 和 K^+来源各异.本研究将所有

燃料和除秸秆外剩余所有燃料(生物质颗粒+薪柴)两种情景下源排放颗粒物中 LG 与 OC、K^+进行相关性分析,如图 7 所示.研究表明 OC 与 LG 之间存在一定的相关性:Fine 等[7]对美国各种树木燃烧过程进行测试,结果显示不同种类的树木排放OC与LG存在一定的相关性(R^2=0.69);Zhu 等[11]对西安冬季农村大气进行采样分析,其中 OC 与 LG 的相关系数 R^2 为 0.92.尽管本研究中LG在OC中的占比不高,但观察到生物质颗粒+薪柴(R^2=0.83)以及所有燃料(R^2=0.95)的 OC 与 LG 之间正相关性较强,表现为协同生成的过程.多数研究认为 LG 和 K^+是生物质燃烧的示踪物,进行相关性分析有利于研究同一类源的示踪物排放特征,例如美国树木测试结果显示LG与K存在较弱的负相关性(R^2=0.20)[7].本研究民用燃烧源生物质颗粒+薪柴(R^2=0.79)和所有燃料(R^2=0.58)的 LG 与 K^+呈现出一定的负相关性,无秸秆闷烧情况负相关性更强.上述结果表明民用生物质燃烧源排放的LG与OC呈正相关,与 K^+呈负相关,不同燃烧炉具和燃料会影响颗粒物中 LG 与 OC、K^+排放特征的相互关系.汾渭平原大范围的清洁生物质燃烧替代后,LG 与 OC 排放一同降低,但同时也伴随着 K^+的升高.

考虑到未来自动进料炉的推行和使用,根据本次民用燃烧源实地采样结果,采用公式(2)粗略推算生物质燃烧对有机碳的贡献,对不同情况下的生物质燃烧贡献程度进行对比评估.采用先进炉具情况为只使用自动进料炉的情况,未采用先进炉具情况为气化炉、烤火炉、柴火灶和土炕共同使用的情况,根据民用取暖和生活的使用时间对炉具 LG/OC 进行加权计算,得到咸阳当地民用燃烧污染源 LG/OC 的结果.具体计算过程为:采用先进炉具 LG/OC 结果为(0.5×1.01+0.5×0.34)÷100=0.0067(自动进料 1 和 2 全天交替使用),未采用先进炉具 LG/OC 结果为(0.2725×0.41+0.2725×7.98+0.125×1.79+0.33×14.55)÷100=0.0731(其中土炕 8h,柴火灶 3h,气化炉和烤火炉各 6.5h).对于大气环境中 LG/OC 的数值,未采用先进炉具情况使用临近城市西安冬季乡村站点的结果[11],为 0.93÷48.9=0.0190;采用先进炉具情况使用本研究自动进料炉具相较于传统炉具相应污染物排放的削减率对西安数据修正的结果,其中LG削减率为 99.56%,OC 削减率为 93.64%,计算可得出结果为 0.93×(1−99.56%)÷(48.9×(1−93.64%))=0.0013.对上述结果进行计算,得出采用先进炉具生物质燃烧对 OC 贡献为 0.0013÷0.0067×100%=19.6%,未采用先进炉具为 0.0190÷0.0731×100%=26.0%(图 8).

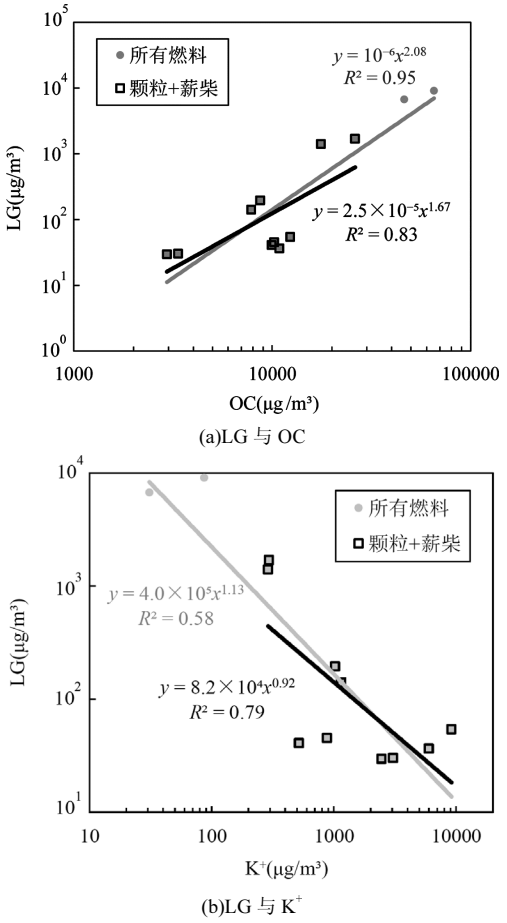


图 7　LG 与 OC、K^+的相关性

Fig.7　Correlations of levoglucosan with organic carbon and potassium ion

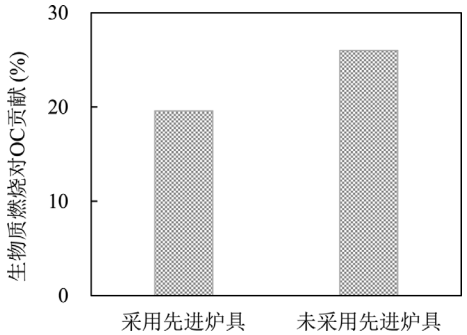


图 8　不同情况下生物质燃烧对有机碳贡献

Fig.8　Contributions of biomass combustion to organic carbon under different experimental conditions

两种情况结果表明,替换先进炉具后生物质燃烧对 OC 贡献占比由 26.0%下降至 19.6%,新式进料

炉的替代使得民用生物质燃烧对 OC 贡献下降了 6.4%.北方农村地区,在散煤替代后,仍较为依赖生物质燃烧取暖.相关研究中,西安[11]生物质燃烧对 OC 贡献占比为 24.0%,未清洁取暖改造的北京[12]生物质燃烧对 OC 贡献均值贡献为 28%;广州[31]因纬度较低气候较暖较少依赖生物质燃烧,贡献占比为 11.5%.本研究结果处于类似的贡献程度,采用先进炉具的贡献优于西安 4.4%、北京 8.4%.前文已论述自动炉颗粒物排放因子较低,燃烧较充分,粗略计算后的结果显示有机碳贡献降低.未来推广和使用先进炉具的同时,应多方面综合评价其环境影响效益.

3 结论

3.1 本研究中所有生物质燃烧炉具排放颗粒物以细颗粒物为主,其中自动进料炉 $PM_{2.5}$ 排放因子最小,为 1.14g/kg,相比其他炉具削减 60%~80%.其燃烧效率高,但排放的超细颗粒物数浓度和 NO_X 略高于其他炉具.

3.2 生物质炉具排放的水溶性离子中 K^+、Cl^-、NO_3^- 和 SO_4^{2-} 为主要组分,总水溶性离子排放因子从大到小排序为自动进料炉>柴火灶>土炕>气化炉>烤火炉.燃烧方式、温度和燃料种类导致离子生成机制的不同,其中自动进料炉具 K^+ 和 Cl^- 的排放占比较高.

3.3 燃料和燃烧方式的改变,显著影响碳质组分、LG 的排放及组成特征.自动进料炉相较于其他炉具碳质组分排放因子最低,生物质颗粒燃烧 LG 因子最低.先进炉具大大削减了民用燃烧源的贡献程度,推行先进炉具会影响生物质燃烧对有机碳质气溶胶的贡献程度.

参考文献:

[1] Zhai S, Jacob D J, Wang X, et al. Fine particulate matter ($PM_{2.5}$) trends in China, 2013~2018: separating contributions from anthropogenic emissions and meteorology [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019,19(16):11031-11041.

[2] Zhang B, Shen Z, Sun J, et al. County-level and monthly resolution multi-pollutant emission inventory for residential solid fuel burning in Fenwei Plain, China [J]. Environmental Pollution, 2023,330:121815.

[3] Feng R, Xu H, He K, et al. Effects of domestic solid fuel combustion emissions on the biomarkers of homemakers in rural areas of the Fenwei Plain, China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021,214:112104.

[4] Hays M, Kinsey J, George I, et al. Carbonaceous particulate matter emitted from a pellet-fired biomass boiler [J]. Atmosphere, 2019,10(9):536.

[5] Sun J, Shen Z, Cao J, et al. Particulate matters emitted from maize straw burning for winter heating in rural areas in Guanzhong Plain, China: Current emission and future reduction [J]. Atmospheric Research, 2017,184:66-76.

[6] Zhang Y, Cai J, Wang S, et al. Review of receptor-based source apportionment research of fine particulate matter and its challenges in China [J]. Science of the Total Environment, 2017,586:917-929.

[7] Fine P M, Cass G R, Simoneit B R T. Chemical characterization of fine particle emissions from the wood stove combustion of prevalent United States tree species [J]. Environmental Engineering Science, 2004,21(6):705-721.

[8] Li X, Wang S, Duan L, et al. Carbonaceous aerosol emissions from household biofuel combustion in China [J]. Environmental Science & Technology, 2009,43(15):6076-6081.

[9] Dan M. The characteristics of carbonaceous species and their sources in $PM_{2.5}$ in Beijing [J]. Atmospheric Environment, 2004,38(21):3443-3452.

[10] Cheng Y, Engling G, He K B, et al. Biomass burning contribution to Beijing aerosol [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013,13(15):7765-7781.

[11] Zhu C S, Cao J J, Tsai C J, et al. Biomass burning tracers in rural and urban ultrafine particles in Xi'an, China [J]. Atmospheric Pollution Research, 2017,8(4):614-618.

[12] Zhang T, Claeys M, Cachier H, et al. Identification and estimation of the biomass burning contribution to Beijing aerosol using levoglucosan as a molecular marker [J]. Atmospheric Environment, 2008,42(29):7013-7021.

[13] Bhattarai H, Saikawa E, Wan X, et al. Levoglucosan as a tracer of biomass burning: Recent progress and perspectives [J]. Atmospheric Research, 2019,220:20-33.

[14] Wu J, Kong S, Zeng X, et al. First high-resolution emission inventory of levoglucosan for biomass burning and non-biomass burning sources in China [J]. Environmental Science & Technology, 2021,55(3):1497-1507.

[15] Křůmal K, Mikuška P, Horák J, et al. Comparison of emissions of gaseous and particulate pollutants from the combustion of biomass and coal in modern and old-type boilers used for residential heating in the Czech Republic, Central Europe [J]. Chemosphere, 2019,229:51-59.

[16] Sheesley R J, Schauer J J, Chowdhury Z, et al. Characterization of organic aerosols emitted from the combustion of biomass indigenous to South Asia [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2003,108(D9):4285.

[17] Kuo L J, Herbert B E, Louchouarn P. Can levoglucosan be used to characterize and quantify char/charcoal black carbon in environmental media? [J]. Organic Geochemistry, 2008,39(10):1466-1478.

[18] Mazzoleni L R, Zielinska B, Moosmüller H. Emissions of levoglucosan, methoxy phenols, and organic acids from prescribed burns, laboratory combustion of wildland fuels, and residential wood combustion [J]. Environmental Science & Technology, 2007,41(7):2115-2122.

[19] Hu Y, Kong S, Cheng Y, et al. Identification and parametrization of key factors affecting levoglucosan emission during solid fuel burning

[J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(48):20043−20052.

[20] Zheng L, Wu D, Chen X, et al. Chemical profiles of particulate matter emitted from anthropogenic sources in selected regions of China [J]. Scientific Data, 2024,11(1):1206.

[21] Li M, Liu H, Geng G, et al. Anthropogenic emission inventories in China: a review [J]. National Science Review, 2017,4(6):834−866.

[22] Lipsky E M, Robinson A L. Effects of dilution on fine particle mass and partitioning of semivolatile organics in diesel exhaust and wood smoke [J]. Environmental Science & Technology, 2006,40(1):155−162.

[23] Zheng S, Kong S, Yan Q, et al. Impact of dilution ratio and burning conditions on the number size distribution and size−dependent mixing state of primary particles from domestic solid fuel burning [J]. Environmental Science & Technology Letters, 2022,9(7):611−617.

[24] HJ 799−2016　环境空气 颗粒物中水溶性阴离子(F^-、Cl^-、Br^-、NO_2^-、NO_3^-、PO_4^{3-}、SO_3^{2-}、SO_4^{2-})的测定 离子色谱法 [S].
HJ 799−2016　Ambient Air−Determination of the water soluble anions(F^-、Cl^-、Br^-、NO_2^-、NO_3^-、PO_4^{3-}、SO_3^{2-}、SO_4^{2-})from atmospheric particles Ion chromatography [S].

[25] HJ 800−2016　环境空气 颗粒物中水溶性阳离子(Li^+、Na^+、NH_4^+、K^+、Ca^{2+}、Mg^{2+})的测定 离子色谱法 [S].
HJ 800−2016　Ambient Air−Determination of the water soluble cations (Li^+、Na^+、NH_4^+、K^+、Ca^{2+}、Mg^{2+})from atmospheric particles Ion chromatography [S].

[26] GBT 21923−2008　固体生物质燃料检验通则 [S].
GBT 21923−2008　General testing rules for solid biofuels [S].

[27] GBT 28731−2012　固体生物质燃料工业分析方法 [S].
GBT 28731−2012　Proximate analysis of solid biofuels [S].

[28] GBT 28734−2012　固体生物质燃料中碳氢测定方法 [S].
GBT 28734−2012　Determination of carbon and hydrogen in solid biofuels [S].

[29] Li X, Xie Y, Li C, et al. Using the carbon balance method based on fuel−weighted average concentrations to estimate emissions from household coal−fired heating stoves [J]. Chemosphere, 2022,307: 135639.

[30] Zhang J, Smith K R, Ma Y, et al. Greenhouse gases and other airborne pollutants from household stoves in China: a database for emission factors [J]. Atmospheric Environment, 2000,34(26):4537−4549.

[31] Ho K F, Engling G, Ho S S H, et al. Seasonal variations of anhydrosugars in $PM_{2.5}$ in the Pearl River Delta Region, China [J]. Tellus B: Chemical and Physical Meteorology, 2014,66(1):22577.

[32] Gonçalves C, Alves C, Fernandes A P, et al. Organic compounds in PM2.5emitted from fireplace and woodstove combustion of typical Portuguese wood species [J]. Atmospheric Environment, 2011,45(27): 4533−4545.

[33] 张文廷,李　闯,叶　堃,等.生物质炉具现场测试污染物排放特征及减排效果评估 [J]. 农业工程学报, 2020,36(12):229−235.
Zhang W T, Li C, Ye K, et al. Field evaluation of pollutant emissions and reduction effects of biomass pellets burning in improved heating stoves in rural China [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2020,36(12):229−235.

[34] Zeng T, Weller N, Pollex A, et al. Blended biomass pellets as fuel for small scale combustion appliances: Influence on gaseous and total particulate matter emissions and applicability of fuel indices [J]. Fuel, 2016,184:689−700.

[35] Espinoza−Monje J F, Garcés H O, Díaz J, et al. Investigating the properties of shrub biomass pellets through additive and sawdust admixing [J]. Renewable Energy, 2024,229:120764.

[36] Himanshu, Parameswaran S P, Kurmi O P, et al. Development of a forced draft gasifier stove with optimized insulation and airflow rates: an experimental study [J]. Clean Technologies and Environmental Policy, 2025,27(8):3807−3823..

[37] McClure C D, Lim C Y, Hagan D H, et al. Biomass−burning−derived particles from a wide variety of fuels – Part 1: Properties of primary particles [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,20(3):1531−1547.

[38] Lighty J S, Veranth J M, Sarofim A F. Combustion aerosols: factors governing their size and composition and implications to human health [J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2000,50(9): 1565−1618.

[39] Tryner J, Volckens J, Marchese A J. Effects of operational mode on particle size and number emissions from a biomass gasifier cookstove [J]. Aerosol Science and Technology, 2018,52(1):87−97.

[40] Just B, Rogak S, Kandlikar M. Characterization of ultrafine particulate matter from traditional and improved biomass cookstoves [J]. Environmental Science & Technology, 2013,47(7):3506−3512.

[41] Sutar K B, Kohli S, Ravi M R, et al. Biomass cookstoves: A review of technical aspects [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2015,41:1128−1166.

[42] 张　勇.咸阳市大气颗粒物污染来源解析及其控制 [D]. 西安:中国科学院大学(中国科学院地球环境研究所), 2018.
Zhang Y. Sources apportionment and controls of particulate matter in Xianyang City, northwest China [D]. Xi' an: Institute of Earth Environment, Chinese Academy of Sciences, 2018.

[43] Knudsen J N, Jensen P A, Dam−Johansen K. Transformation and release to the gas phase of Cl, K, and S during combustion of annual biomass [J]. Energy & Fuels, 2004,18(5):1385−1399.

[44] Johansen J M, Jakobsen J G, Frandsen F J, et al. Release of K, Cl, and S during pyrolysis and combustion of high−chlorine biomass [J]. Energy & Fuels, 2011,25(11):4961−4971.

[45] Hosseini S, Urbanski S P, Dixit P, et al. Laboratory characterization of PM emissions from combustion of wildland biomass fuels [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2013,118(17):9914−9929.

[46] Chandrasekaran S R, Hopke P K, Rector L, et al. Chemical composition of wood chips and wood pellets [J]. Energy & Fuels, 2012,26(8):4932−4937.

[47] Gao S, Hegg D A, Hobbs P V, et al. Water-soluble organic components in aerosols associated with savanna fires in southern Africa: Identification, evolution, and distribution [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2003,108(D13):8491.

[48] Kocbach Bølling A, Pagels J, Yttri K E, et al. Health effects of residential wood smoke particles: the importance of combustion conditions and physicochemical particle properties [J]. Particle and Fibre Toxicology, 2009,6(1):29.

[49] Lai A, Shan M, Deng M, et al. Differences in chemical composition of $PM_{2.5}$ emissions from traditional versus advanced combustion (semi−

gasifier) solid fuel stoves [J]. Chemosphere, 2019,233:852−861.

[50] Schmidl C, Marr I L, Caseiro A, et al. Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid−European Alpine regions [J]. Atmospheric Environment, 2008,42(1):126−141.

[51] Hennigan C J, Sullivan A P, Collett J L, et al. Levoglucosan stability in biomass burning particles exposed to hydroxyl radicals [J]. Geophysical Research Letters, 2010,37:L09806.

[52] Lai C, Liu Y, Ma J, et al. Degradation kinetics of levoglucosan initiated by hydroxyl radical under different environmental conditions [J]. Atmospheric Environment, 2014,91:32−39.

[53] Busby B D, Ward T J, Turner J R, et al. Comparison and evaluation of methods to apportion ambient $PM_{2.5}$ to residential wood heating in Fairbanks, AK [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2016,16(3):492−503.

[54] Sang X, Zhang Z, Chan C, et al. Source categories and contribution of biomass smoke to organic aerosol over the southeastern Tibetan Plateau [J]. Atmospheric Environment, 2013,78:113−123.

[55] 朱 恒,戴璐泓,魏 雅,等.生物质燃烧排放 $PM_{2.5}$ 中无机离子及有机组分的分布特征 [J]. 环境科学学报, 2017,37(12):4483−4491.
Zhu H, Dai L H, Wei Y, et al. Characteristics of inorganic ions and organic components in $PM_{2.5}$ from biomass burning [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017,37(12):4483−4491.

[56] Li W, Ge P, Chen M, et al. Tracers from biomass burning emissions and identification of biomass burning [J]. Atmosphere, 2021,12(11):1401.

[57] Mkoma S L, Kawamura K, Fu P Q. Contributions of biomass/biofuel burning to organic aerosols and particulate matter in Tanzania, East Africa, based on analyses of ionic species, organic and elemental carbon, levoglucosan and mannosan [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013,13(20):10325−10338.

[58] Andreae M O, Merlet P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2001,15(4):955−966.

[59] Turpin B J, Huntzicker J J. Identification of secondary organic aerosol episodes and quantitation of primary and secondary organic aerosol concentrations during SCAQS [J]. Atmospheric Environment, 1995, 29(23):3527−3544.

致谢：谨向协助现场采样的咸阳市礼泉县凉马村村民,以及承担糖类物质分析工作的中国气象科学研究院梁林林老师致以诚挚感谢.

作者简介：程宇扬(2000−),男,湖北武汉人,硕士研究生,研究方向为污染源排放测试.发表论文 1 篇.chengyy@bjtu.edu.cn.