陈思涵,夏 怡,耿 悦,等.肉类和果蔬对家庭厨余垃圾短时贮存的臭气排放影响研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):4448-4457.
Chen S H, Xia Y, Geng Y, et al. Study on the effect of meat, fruit, and vegetable component on the odor emission pattern of household food waste during short-term storage [J]. China Environmental Science, 2025,45(8):4448-4457.

肉类和果蔬对家庭厨余垃圾短时贮存的臭气排放影响研究

陈思涵,夏 怡,耿 悦,许雨茗,赵四源,祁光霞* (北京工商大学环境科学与工程系,中国轻工业清洁生产和资源综合利用重点实验室(北京工商大学),北京 100048)

摘要：借助环境气候模拟箱,自配不同肉类和果蔬比例的厨余垃圾在 10~25℃、相对湿度 50%短时贮存 48h,监测恶臭/异味物质排放规律,识别主要的恶臭/异味物质,探讨家庭厨余垃圾在社区堆存可采取的恶臭/异味防控策略.结果表明:家庭厨余垃圾短时贮存的主要恶臭/异味物质包括含氧化合物乙醛和乙醇(异味贡献率合计 0.8%~99.6%),含硫化合物(甲硫醚、甲硫醇和二甲基二硫醚),烷烃 2-甲基丁烷和戊烷,以及 α-蒎烯;果蔬和肉类比例显著影响恶臭/异味的排放强度和相对组成(组间显著性差异<0.05),这两类物质会抑制厨余垃圾有效糖类化合物等含 C 有机质的分解,但一定程度促进含硫有机质的转化,从而促进异味影响更大的乙醛和前述 3 种含硫化合物的形成及释放,富含肉类或果蔬的 48% FV(Fruit and Vegetable,下同)-20.2% M(Meat,下同)组和 67% FV-3.6% M 组贮存 12~48h 的理论臭气浓度分别达到 38.7~68.1 和 83.7~205.3kg^{-1}HFW(Household Food Waste,下同),是相同贮存条件下 56% FV-4.9% M 组厨余的 5.5~9.4 倍和 12.4~29.5 倍; (3)针对社区多站点无组织排放臭气场景,其恶臭/异味防控可按照源头减少、传播阻控和末端削减净化的联合思路展开工作.

关键词：家庭厨余垃圾；短时贮存；恶臭污染物；排放
中图分类号：X705 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)08-4448-10

Study on the effect of meat, fruit, and vegetable component on the odor emission pattern of household food waste during short-term storage. CHEN Si-han, XIA Yi, GENG Yue, XU Yu-ming, ZHAO Si-yuan, QI Guang-xia* (Department of Environmental Science and Engineering, Key Laboratory of Cleaner Production and Integrated Resource Utilization of China National Light Industry, Beijing Technology and Business University, Beijing 100048, China). *China Environmental Science*, 2025,45(8)：4448~4457

Abstract：Food waste with different ratios of meat, fruits and vegetables was stored at 10~25℃ and 50% relative humidity for 48h in an environmental climate simulator to monitor the emission patterns of odors, identify the major odors, and explore the odors prevention and control strategies for the storage of household food waste in the community. The main odors from the short-term storage of household food waste were monitored to include the oxygenated compounds acetaldehyde and ethanol (combined odor contribution of 0.8% to 99.6%), sulfur-containing compounds (methyl sulfide, methyl mercaptan, and dimethyldisulfide), the alkanes 2-methylbutane and pentane, and α-pinene. The proportion of fruits and vegetables and meat significantly affected the intensity and relative composition of the odor emissions (differences between groups < 0.05). These two types of substances inhibited the decomposition of C-containing organic substances such as effective saccharides in food waste, but promoted the conversion of sulfur-containing organic substances to a certain extent, thus facilitating the formation and release of acetaldehyde and the three types of sulfur-containing compounds that had a greater impact on the odors, and the 48% FV (Fruit and Vegetable, hereinafter the same)-20.2% M (Meat, hereinafter the same) and 67% FV-3.6% M group rich in meat or fruits and vegetables were stored for 12~48h, and the theoretical odor concentration reached 38.7~68.1and 83.7~205.3kg^{-1} HFW (Household Food Waste, hereinafter the same) respectively, which were 5.5~9.4 times and 12.4~29.5 times higher than that of the food waste of 56% FV-4.9% M group under the same storage conditions. For the scenario of the community's multi-site unorganized emission of odorous air, the odor prevention and control can be performed according to the source and source of the odor release. Odor prevention and control can be carried out in accordance with the joint idea of source reduction, propagation prevention and control, and end reduction and purification.

Key words：household food waste；short-term storage；odorous pollutants；emission characteristics

收稿日期：2025-01-27
基金项目：国家“十三五”重点研发计划项目(2019YFC1906004)
* 责任作者, 副教授, qiguangxia@btbu.edu.cn

因厨余垃圾组分腐败、降解易产生渗滤液并释放恶臭/异味气体,生活垃圾收集和处理处置过程将对市容环境卫生和人群健康产生不良影响[1-8].其中,生活垃圾收集和堆存过程的恶臭/异味污染成为当前公众投诉最强烈的环境问题之一,占所有恶臭/异味投诉的 62%[9].因此,在当前全国推行垃圾分类的背景下,厨余垃圾分类收集和堆存的恶臭/异味防控成为提升人群幸福感的重要工作之一.

城市生活垃圾从产生、收集、预处理到运输至终端处理处置设施的过程往往需要 1~3d,该阶段生活垃圾中的厨余等有机组分仅发生初期降解[10].然而,目前关于生活垃圾收集和堆存的臭气研究主要集中在转运站[11-14]、焚烧厂[15]、填埋场[16]、堆肥厂[17-18]、厌氧消化设施[19]等集中式的环卫设施,关于生活垃圾投放端(垃圾分类回收站点)的短时堆存场景的臭气研究则较为有限,有限的研究也仅限于南方城乡半开放垃圾箱房[11,20]或分类投放点周边[19,21]的臭气监测.在上述有限的研究中,王川[20]和方晶晶等[11]选取了上海市垃圾箱房进行了恶臭/异味气体排放特征的研究,其中,王川[20]发现甲硫醇是未来垃圾箱房恶臭/异味控制的首要关注污染物,方晶晶等[11]发现上海市垃圾箱房的主要恶臭/异味化合物为乙醛、丁醛和丁烯醛等醛酮类化合物.Shi 等[21]和 Li 等[19]通过对苏州厨余垃圾分类投放点的臭气监测则发现柠檬烯和乙醇是主要的恶臭/异味物质.导致上述研究结论不尽相同的原因,可能在于垃圾理化组成、环境气候条件、堆存时间长短以及背景空气质量等存在一定的差异.

在生活垃圾的理化组成方面,研究发现厨余垃圾是生活垃圾释放 NH_3 和 H_2S 的主要来源,其中,果蔬组分是 NH_3 的一个重要来源[22-23].当前,随着我国生活垃圾源头分类政策的大力推行以及居民生态环保意识的不断提高,厨余垃圾的正确“分出率”逐年增加,“纯度”提升的厨余垃圾累积势必会造成垃圾在家庭短时贮存过程中的恶臭/异味物质产生种类以及排放强度的变化.厨余垃圾收集和堆存过程的恶臭/异味物质相对组成与排放强度明显受厨余垃圾理化组成、堆存及处理条件和环境气候条件等因素影响[24-25].在好氧降解的过程中,大豆、猪骨和瘦猪肉组成的富含蛋白质厨余垃圾[26]、罗非鱼[27]均产生以二甲基二硫醚为主要恶臭/异味物质的臭气,以土豆、芹菜和橘子皮组成的果蔬类厨余垃圾产生以柠檬烯、甲硫醚和二甲基二硫醚为主要恶臭/异味物质的臭气[26].当厨余垃圾含果皮、蔬菜、肉沫和变质的熟食,主要恶臭/异味物质变为甲硫醚和二甲基二硫醚[28-29].对于厌氧降解,2−丁酮和乙酸乙酯是以梨、菠萝皮等组成的水果废物中含量最高的两种恶臭/异味物质,二甲基硫醚和二甲基二硫醚也是以菠菜、苦瓜、卷心菜等组成的蔬菜类厨余垃圾和以猪肉、鱼肉等组成的肉类厨余垃圾主要的恶臭/异味贡献物质[30].在排放恶臭/异味的强度上,富含蛋白质的厨余垃圾累积恶臭/异味强度高于果蔬类厨余垃圾[26-27].由此可以看出,厨余垃圾的果蔬和肉类组分显著影响其恶臭/异味组成和排放强度,但相关的研究和基础数据却鲜见报道.

本研究将借助可同时实现温度和湿度控制的环境气候模拟箱,探究含不同肉类与果蔬类比例的家庭厨余垃圾(household food waste, HFW)短时贮存(≤48h)过程中恶臭/异味物质产生和排放变化规律,识别主要的恶臭/异味物质,讨论家庭恶臭/异味防控的可能方法策略,为家庭恶臭/异味污染有效防控提供科学依据.

1　材料与方法

1.1　实验材料

表 1　厨余垃圾物理组成(kg,以湿基计)

Table 1　Physical composition of food waste(kg, Wet on weight basis)

物理组分	48% FV−20% M	56% FV−4.9% M	67% FV−3.6% M
白菜	5.02	5.26	7.85
豆腐	0.75	0.7	1.15
菠萝皮	1.54	1.61	2.25
烂香蕉	0.76	0.83	1.15
烂梨	0.76	0.81	1.15
肉类	3.75	0.75	0.75
主食	3	3	3
其它	3	3	3

注:“FV”表示果蔬;“M”表示肉类.

根据文献调研[31-35]和实地调研(数据未展示)的北京市生活垃圾及厨余垃圾物理组成,自配 3 种不同果蔬和肉类比例的厨余垃圾(约 15kg),果蔬成分包括菠萝皮、烂香蕉、烂梨、白菜、豆腐,肉类成分为猪肉馅,主食为大米,其它厨余成分为骨头、蛋壳、

花生和瓜子壳.其中,果蔬类和肉类比例分别为 56%和 4.9%(湿基)的厨余垃圾组,简写为 56% FV−4.9% M.依此类推,含 67%果蔬类和 3.6%肉类厨余垃圾、48%果蔬类和 20%肉类厨余垃圾分别记作 67% FV−3.6% M 和 48% FV−20% M 组.3 组厨余垃圾的果蔬和肉类详细配比如表 1 所示.

1.2 实验装置

厨余垃圾短时贮存模拟实验依托的环境气候模拟箱材质为 FEP−Teflon,外形及内部腔体如图 1 所示.该装置包括箱体主体、空气模拟系统、配气系统、光照模拟系统、气体净化系统、气体发生系统、中央集成控制系统和保温系统等.模拟箱可以调控的温度范围为−10~50℃,相对湿度范围为 20%~95%.箱体呈长方体,设备容积约 4.5m^3,整套装置可实现对温度、湿度和进气、采气等的自动化控制.



图 1 环境气候模拟箱外形及内部腔体实物图

Fig.1 External and internal chamber diagram of environmental climate simulation box

1.3 家庭厨余垃圾短时贮存模拟实验

本研究借助天气花火(Weather Spark)气象气候数据在线查询平台(https://zh.weatherspark.com/)收集和整理了北京市近 15a 的气象数据,基于调研得到的春季和秋季气候条件参数,设置环境气候模拟箱温度为 10~25℃,温度变化速率设定为以 0.94℃/h 降温、2.29℃/h 升温;最低温度时间设定为 6:00,最高温度时间设定在 14:00;光照强度变化速率设定为以 0.33kWh/h 增强、0.75kWh/h 减弱,光照开始时间设置为 6:00,光照时间为 6:00~18:00,相对湿度为 50%.

将不同肉类和果蔬类比例厨余垃圾均匀混合后堆放于 80L 的标准垃圾桶中,厨余垃圾的堆放量约占垃圾桶总容积 75%,质量范围 16.2~18.6kg.装有厨余垃圾的垃圾桶置于提前设置好环境气候参数的环境气候模拟箱中,关闭箱门,启动箱体环境条件参数设置程序,模拟厨余垃圾的短时贮存,总贮存时长为 48h.在厨余垃圾贮存的第 12h、24h 和 48h 通过自动臭气采集装置采用瞬时采样法采集臭气样品,并暂存于有效容积 3.2L 的预先清洗过的苏玛罐中.采样高度为 1.2m,采样持续时间为 30s.采样结束后,关闭罐体阀门,同时记录此时箱体内的环境条件参数.

采集的气样于 1 周内委托天津市环境保护科学研究院国家环境保护恶臭污染控制重点实验室采用三级冷阱预浓缩系统与气−质联用技术进行恶臭物质定性和定量分析.臭气样品经三级冷阱预浓缩系统浓缩,脱除水蒸汽、CO_2、N_2 和 O_2 后,进入气相色谱质谱联用仪(GC/MS)进行分析测定.三级冷阱预浓缩仪型号为 Entech 7100(美国 ENTECH 公司),GC/MS 的型号为 Agilent 7890A−5975C(美国 Agilent 公司),气相色谱柱为 Agilent DB−5MS(60m×0.32mm×1.0μm),选用高纯氦气(纯度大于 99.999%)为载气,载气流速为 1.5mL/min.具体的仪器分析条件可见文献[36].

对于臭气浓度的表征,本研究参考赵岩等[37]的方法确定臭气的理论臭气浓度 OU_T,即基于嗅阈值计算每种恶臭物质的阈稀释倍数(D_i),再将 n 种恶臭物质的阈稀释倍数加和得到样品的理论臭气浓度 OU_T.其计算方法如下:

$$D_i = \frac{C_i}{C_i^T} \tag{1}$$

$$OU_T = \sum_{i=1}^{n} D_i \tag{2}$$

式中:D_i 为第 i 种恶臭物质的阈稀释倍数,无量纲;C_i 为第 i 种恶臭物质浓度,×10^{-6} 或 mg/L;$C^T{}_i$ 为第 i 种恶臭物质的嗅阈值,×10^{-6} 或 mg/L;OU_T 为臭气样品的理论臭气浓度,无量纲.

本实验涉及的恶臭污染物的嗅阈值参考美国环保署(US EPA)[38]和日本环保署(JP MOE)[39]对恶臭物质嗅阈值的研究成果.

1.4 厨余垃圾基本理化性质参数分析

在短时贮存的初始和末了时刻,取适量自配厨余垃圾样品,经破碎处理后在 105℃下烘干至恒重,测定 TS 和含水率.烘干样品再测定 VS、粗脂肪、粗纤维、元素组成(C、H、O、N).将烘干后的样品

置于马弗炉中 600℃灼烧至恒重,根据灼烧前后垃圾重量和坩埚重量计算样品的 VS,粗脂肪测定采用索氏抽提法(GB 5009.6−2016)[40];粗纤维测定采用范式洗涤法(GB 20806−2006)[41];粗蛋白测定采用系数法(N 元素含量×6.25),有效糖类化合物计算采用公式法(1−粗脂肪含量−粗纤维含量−粗蛋白含量),元素组成使用 PE EA2400 型元素分析仪分析.

2　结果与讨论

2.1　家庭厨余垃圾短时贮存的基本理化性质参数变化

表 2　厨余垃圾短时贮存前后理化性质参数对比(%,以干基计)(*n*=3)

Table 2　Comparison of physicochemical properties of food waste before and after short−term storage(%, Dry on weight basis)

理化性质参数	48% FV−20% M		56% FV−4.9% M		67% FV−3.6% M	
	0h	48h	0h	48h	0h	48h
含水率*	72.9 (0.6)	75.8 (0.6)	67.4 (0.5)	72.7 (0.8)	76.0 (1.0)	80.9 (1.3)
VS	93.6 (0.002)	96.1 (0.001)	93.7 (0.004)	91.8 (0.01)	92.3 (0.003)	92.1 (0.01)
粗脂肪	17.1 (0.005)	21.1 (0.002)	11.1 (0.005)	14.6 (0.003)	4.3 (0.005)	5.4 (0.002)
粗纤维	50.2 (0.02)	53.1 (0.1)	58.9 (0.01)	59.4 (0.002)	62.5 (0.05)	67.2 (0.01)
粗蛋白	18.7 (0.0004)	22.9 (0.002)	15.8 (0.01)	22.3 (0.001)	17.2 (0.01)	18.9 (0.01)
有效糖类化合物	14.0	2.9	14.1	3.7	16.1	8.5

注:“FV”表示果蔬;“M”表示肉类;括号内表示标准差;*指标以湿基计.

3 种不同果蔬和肉类比例的厨余垃圾在短时贮存前后的基本理化性质参数对比如表 2 所示.由表可知,果蔬和肉类比例增加引起初始物料含水率升高,48% FV−20% M 组和 67% FV−3.6% M 组的含水率较 56% FV−4.9% M 组分别增加了 8.2%和 12.8%.3 组厨余垃圾在贮存 48h 后含水率、粗脂肪、粗蛋白和粗纤维均有不同程度的增加,淀粉等有效糖类化合物含量出现下降,说明家庭厨余垃圾短时贮存 48h 的有机质降解较为有限,主要为淀粉等有效糖类化合物的分解.从厨余垃圾有机质元素组成和比值来看(表 3),有效糖类化合物分解造成 3 组不同果蔬和肉类比例厨余垃圾 C/N 比的下降,由初始的 16.7~19.1 下降至 14.4~16.7(表 3),而 C/O 比出现小幅的升高.值得注意的是,56% FV−4.9% M 组 C/N 比在贮存 48h 后降低最为明显,降幅达到 24.6%,说明该组含 C 有机质降解最为剧烈,而肉类和果蔬类组分的增加会抑制含 C 有机质的分解,但促进含硫有机质的转化,C/S 比由 56% FV−4.9% M 组的降低 3.7%转为另两组的升高 4.1%(富含果蔬组)和 8.8%(富含肉类组).由此可见,果蔬和肉类比例会影响微生物对不同有机质的降解和代谢速率,从而预期对恶臭物质的组成和相对比例造成影响.

表 3　厨余垃圾短时贮存前后的元素组成对比(%,以干基计)(*n*=3)

Table 3　Comparison of elemental composition of food waste before and after short−term storage(%, Dry on weight basis)

元素	48% FV−20% M		56% FV−4.9% M		67% FV−3.6% M	
	0h	48h	0h	48h	0h	48h
C	50.0 (0.01)	54.4 (0.0002)	48.2 (0.002)	51.6 (0.01)	48.3 (0.01)	50.3 (0.0001)
H	8.4 (0.002)	9.7 (0.002)	8.1 (0.001)	8.9 (0.001)	8.1 (0.001)	7.9 (0.002)
O	31.2	27.3	34.0	26.8	32.2	29.9
N	3.0 (0.0001)	3.7 (0.0003)	2.5 (0.001)	3.6 (0.0001)	2.7 (0.001)	3.0 (0.001)
S	1.1 (0.0004)	1.1 (0.0001)	0.9 (0.001)	1.0 (0.0005)	1.0 (0.001)	1.0 (0.0001)
C/N	16.7	14.9	19.1	14.4	17.6	16.7
C/O	1.6	2.0	1.4	1.9	1.5	1.7
C/S	45.5	49.5	53.6	51.6	48.3	50.3

注:“FV”表示果蔬;“M”表示肉类;括号内表示标准差.

2.2　家庭厨余垃圾短时贮存的恶臭/异味排放强度变化

3 组不同果蔬和肉类比例的家庭厨余垃圾短时贮存 48h 释放的臭气由含硫化合物、单萜烯、烯烃类、含氧化合物、卤代烃、芳香族化合物和烷烃类共计 7 类物质组成(图 2(a)).其中,56% FV−4.9% M 组释放的恶臭物质共 35 种,而果蔬和肉类比例升高带来检出的恶臭物质种类增加,67% FV−3.6% M 组和 48% FV−20.2% M 组释放的恶臭物质分别达到 44 种和 51 种.果蔬和肉类比例均较低的 56% FV−4.9% M 组在贮存 12、24、48h 的恶臭/异味质量强度分别为 3.6、3.4 和 6.7mg/kg HFW.随着果蔬和肉类比例升高,其臭气排放质量强度出现不同程度下降,48% FV−20.2% M 组和 67% FV−3.6% M 组贮存 12h 的恶臭/异味质量强度分别降低 33.3%和 44.4%,贮存 24~48h 的恶臭/异味质量强度分别降低 2.9%~76.1%和 44.4%~86.6%.整体排放强度降低主

要是含氧化合物(主要乙醇)排放减少带来的.

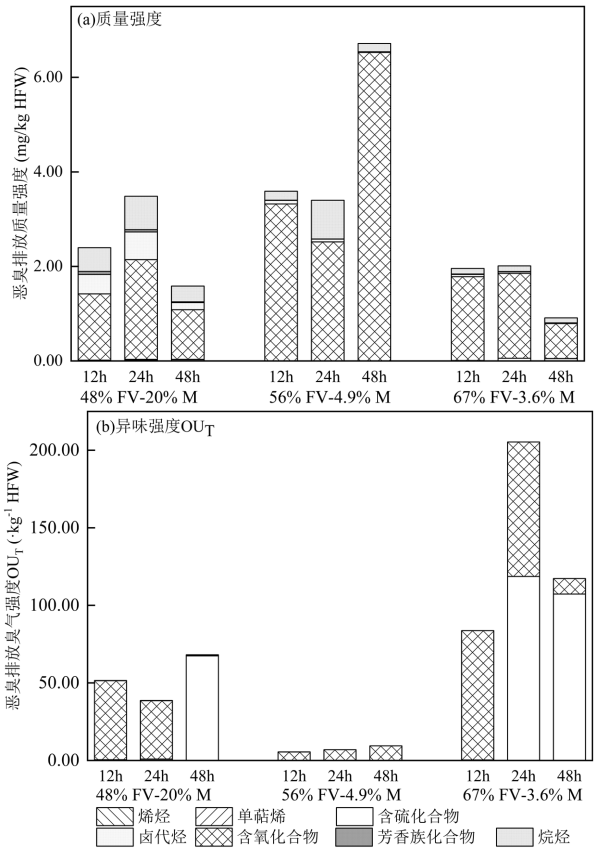


图 2 不同果蔬与肉类比例家庭厨余垃圾短时贮存 48h 的质量强度和异味强度 OU_T 对比

Fig.2 Odor mass concentration and OU_T comparison of food waste from household with different fruit and vegetable to meat ratios for 48h of short-term storage

然而,在恶臭/异味影响方面,富含果蔬或肉类的 48% FV-20.2% M 组和 67% FV-3.6% M 组臭气的影响显著增加,贮存 12~48h 的理论臭气浓度分别为 38.7~68.1 和 83.7~205.3kg^{-1}HFW,是相同贮存条件下 56% FV-4.9% M 组厨余的 5.5~9.4 倍和 12.4~29.5 倍.主要原因在于,富含果蔬和肉类组分的家庭厨余垃圾释放的臭气中的含硫化合物和乙醛含量显著增加.如 67% FV-3.6% M 组贮存 24h 的含硫化合物理论臭气浓度达到 107.3~118.6kg^{-1}HFW,异味贡献率达到 57.8%~91.5%,是 56% FV-4.9% M 组厨余垃圾的 0.8~138.0 倍.恶臭/异味影响更大的乙醛在 48% FV-20.2% M 组和 67% FV-3.6% M 组贮存 12~24h 的理论臭气浓度分别达到 35.2~50.2 和 82.7~86.0,分别是 56% FV-4.9% M 组厨余垃圾的 6.2~13.4 倍和 15.2~22.0 倍.借助 SPSS 23.0 软件对这 3 组家庭厨余垃圾产生的理论臭气浓度进行组间显著性差异分析.结果显示,组间显著性差异达到 0.015(<0.05),可见果蔬和肉类组分显著影响臭气的相对组成,这两类物质会极大促进嗅味影响更大的含硫化合物的释放.

2.3 家庭厨余垃圾短时贮存的恶臭/异味物质相对组成变化

根据第 2.2 节可知,含氧化合物、含硫化合物是家庭厨余垃圾短期堆存产生的主要恶臭/异味物质类别,但不同果蔬和肉类比例影响其中的恶臭物质相对组成.由图 3 可以看出,果蔬和肉类组分比例增加使含硫化合物排放增加,尤其明显加速甲硫醚、甲硫醇和二甲基二硫醚这 3 种含硫化合物的形成和释放.其中,48% FV-20% M 组厨余垃圾在贮存 12~48h 过程中,二甲基二硫醚质量排放强度为 0.005~0.01mg/kg HFW,占含硫化合物总量的 27.5%~78.2%,甲硫醇在贮存 48h 后大量生成,质量排放强度为 0.02mg/kg HFW,占含硫化合物 63.0%.值得注意的是,果蔬较之肉类更能加速含硫化合物的生成,仅贮存 24h 即有相当含量的甲硫醇和二甲基二硫醚等生成.究其原因,在于肉类蛋白中的含硫氨基酸(蛋氨酸、胱氨酸和半胱氨酸)在相应的裂解酶作用下会分解产生甲硫醇和 H_2S,H_2S 经过甲基化作用进一步生成甲硫醇,而甲硫醇甲基化或经非生物氧化过程生成甲硫醚、二甲基二甲硫醚等[42-45].果蔬源有机硫化物厌氧降解矿化产生的二甲巯基丙酸(DMSP)经酶促氧化产生二甲基硫醚、二甲基二硫醚,或者经去甲基化生成甲硫醇[46].

对于含氧化合物,随着果蔬和肉类比例的升高,主要的含氧化合物乙醇和乙酸乙酯的生成受到抑制,取而代之乙醛排放强度增加(尤其初始的 24h 内).56% FV-4.9% M 组乙醇的质量排放强度为 2.48~5.51mg/kg HFW,占含氧化合物总量的 84.5%~99.3%.乙酸乙酯也在贮存 48h 后产生强度显著增加,从贮存 12h 的 0.0006mg/kg HFW 升高至贮存 48h 时的 0.98mg/kg HFW.肉类较多的 48% FV-20.2% M 组乙醇的质量排放强度仅达到 56% FV-4.9% M 组的 18.35%~72.00%,而乙醛在贮存第 24h 质量排放浓度即达到 0.268mg/kg HFW(理论臭气浓度 50.2),是相同贮存条件下 56% FV-4.9% M 组的 7.72 倍.果蔬比例较高的 67% FV-3.6% M 组乙醇的质量排放强度进一步降低,为 0.69~1.30mg/kg HFW,理论臭气浓度

仅为 0.348~0.672,异味贡献几乎可以忽略.乙醛的生成进一步促进,在贮存 12~24h 过程中质量排放强度为 0.441~0.463mg/kg HFW(理论臭气浓度 82.68~85.97),异味贡献率高达 41.9%~98.8%.乙醇和乙醛的产生主要源于家庭厨余垃圾中广泛存在的异型乳酸菌(微生物多样性数据未显示)通过磷酸酮醇酶途径(PKP)途径产生乳酸的同时产生乙酸、乙醇和乙醛等副产物[47].

同样地,对臭气样本中的具体恶臭/异味物质开展组间显著性差异分析,发现 3 组厨余垃圾堆存产生并释放的乙醇、甲硫醚、二甲基二硫醚、二甲基三硫醚、α-蒎烯、2-甲基丁烷和戊烷等 19 种物质的组间显著性<0.05.因此,果蔬和肉类比例主要显著影响含氧化合物乙醇,含硫化合物甲硫醚、二甲基二硫醚、二甲基三硫醚,和其他痕量烷烃、单萜烯的产生及相对比例,从而对恶臭/异味强度造成影响.

如图 4 所示,卤代烃、烷烃、芳香族化合物、单萜烯等痕量恶臭/异味物质的质量排放强度较低,依次分别为 0.01~0.6、0.1~0.8、0.002~0.1 和 0~0.01mg/kg HFW,异味贡献率合计≤0.06%.主要的检出物质是二氯甲烷、三氯氟甲烷、2-甲基丁烷、戊烷、甲苯、间二甲苯、苯乙烯、α-蒎烯.

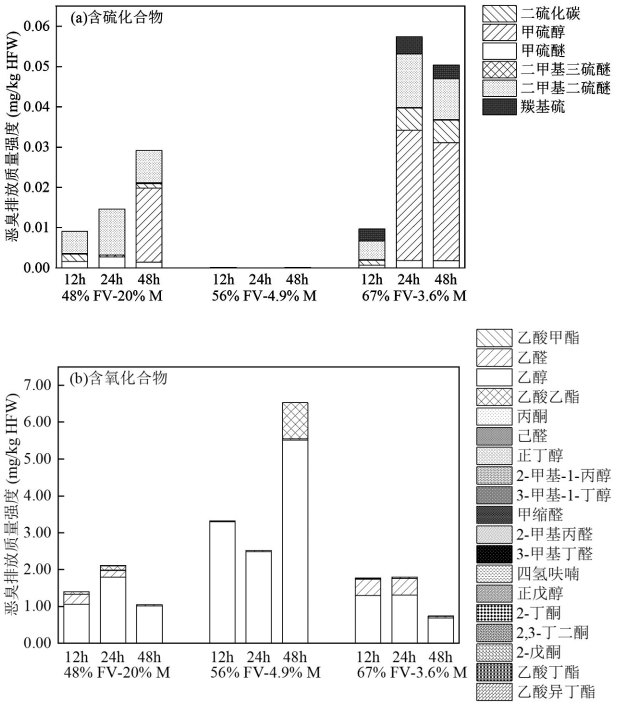


图 3　不同果蔬与肉类比例家庭厨余垃圾短时贮存 48h 的含硫化合物和含氧化合物释放强度及组成对比

Fig.3　Comparison of the intensity and composition of sulfur-containing compounds and oxygen-containing compounds released from household food waste with different ratios of fruits, vegetables and meat for 48h of short-term storage

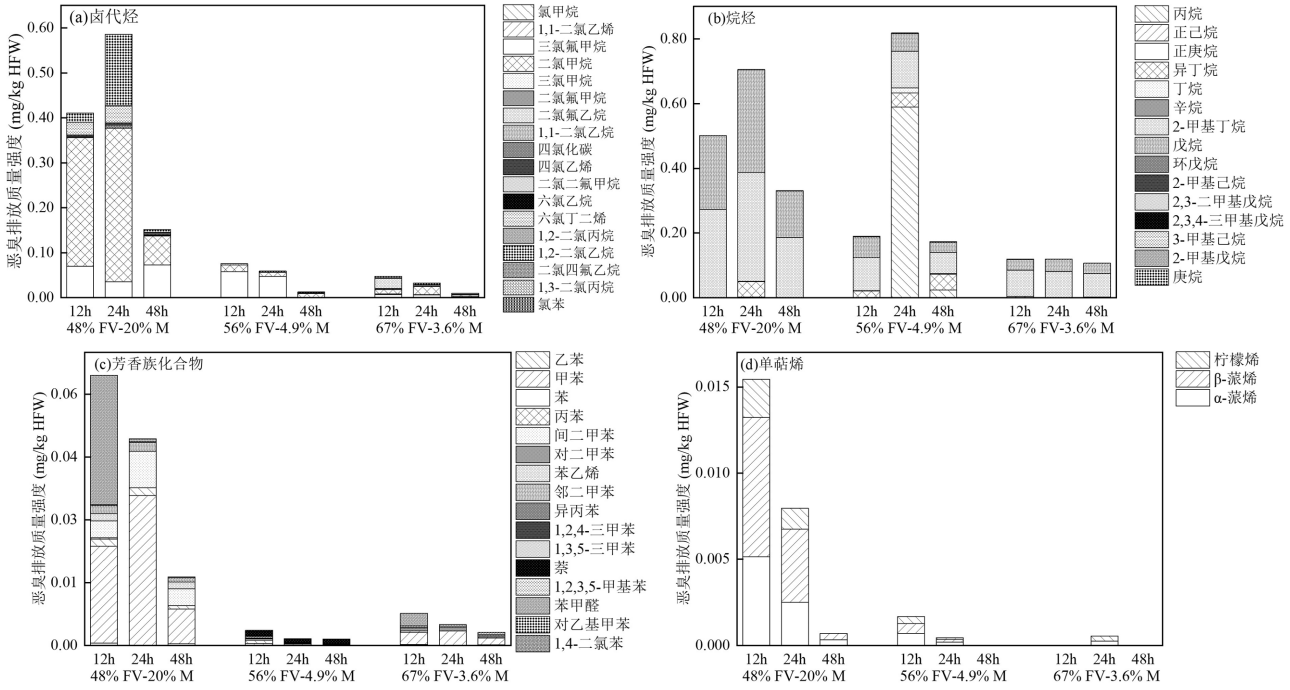


图 4　不同果蔬与肉类比例厨余垃圾短时贮存 48h 各类物质释放强度及组成对比

Fig.4　Comparison of the release intensity and composition of various substances from food waste with different ratios of fruits, vegetables and meat for 48h of short-term storage

2.4 家庭厨余垃圾短时贮存的主要恶臭/异味物质识别

根据臭气检测结果和各种物质理论臭气浓度整理异味贡献率前 10 的恶臭/异味物质及其检出频度,如表 4 所示.

含氧化合物主要是乙醛和乙醇,异味贡献率合计高达 0.8%~99.6%.2,3-丁二酮仅在 67% FV-3.6% M 组贮存 48h 时异味贡献较高(7.0%).甲硫醚、甲硫醇和二甲基二硫醚则在果蔬和肉类比例较高的厨余垃圾(如晚春、夏季和初秋的家庭厨余垃圾)堆存过程成为不可忽视的恶臭/异味物质,异味贡献率>90%.烷烃中的 2-甲基丁烷和戊烷对异味有一定贡献,而且富含肉类或果蔬的厨余垃圾短时贮存条件下的产生量高于 56% FV-4.9% M 组.究其原因,推测可能源于鲜肉制品生产加工过程中所添加的食品添加剂,或是果蔬组分中的不饱和烃和其他类物质的分解.作为生物源(植物)挥发性有机物的 α-蒎烯异味贡献最高仅为 0.06%.

表 4 不同果蔬与肉类比例家庭厨余垃圾短时贮存 48h 释放的异味贡献前 10 的恶臭物质异味贡献率及其检出频度(%)

Table 4 The top 10odorous pollutants emitted from household food waste with different fruit, vegetable and meat ratios during short-term storage for 48h and their detection frequencies (%)

物质	48% FV-20.2% M			56% FV-4.9% M			67% FV-3.6% M			检出频度
	12h	24h	48h	12h	24h	48h	12h	24h	48h	
乙醛	97.3	91.0	0.1	68.3	81.4	68.2	98.8	41.7	1.2	100.0
乙醇	1.1	2.4	0.8	31.0	18.2	29.9	0.8	0.3	0.3	100.0
乙酸乙酯	0.02	0.05	0.01	0.002	0.01	1.7	0.005	0.002	0.01	100.0
2,3-丁二酮	/	/	/	/	/	/	/	/	7.0	11.1
2-甲基丁烷	0.1	0.1	0.04	0.2	0.2	0.1	0.01	0.01	0.01	100.0
戊烷	0.1	0.1	0.03	0.1	0.1	0.04	0.005	0.002	0.003	100.0
甲硫醚	0.2	0.5	0.1	0.1	/	/	0.05	0.1	0.1	77.8
甲硫醇	/	/	98.2	/	/	/	/	57.1	90.1	33.3
二甲基二硫醚	0.6	1.7	0.7	/	/	0.1	0.3	0.4	0.5	77.8
α-蒎烯	0.1	0.1	0.02	0.1	0.04	0.02	/	/	/	66.7
合计	99.4	96.0	99.9	99.9	99.9	99.9	99.9	99.9	99.9	-

说明: "/"表示未检出,无贡献率.

2.5 家庭厨余垃圾短时贮存的恶臭/异味防控策略

目前,我国现行的《恶臭污染物排放标准》(GB 14554—93)[48]仅规定了氨、三甲胺、硫化氢、甲硫醇、甲硫醚、二甲基二硫醚、二硫化碳和苯乙烯这 8 种恶臭污染物的一次最大排放限值、总的臭气浓度限值及有明确地域边界的单位无组织排放的厂界浓度限值(20),未能涵盖 2.4 节识别的乙醇、乙醛这两种主要的恶臭/异味物质,对家庭厨余垃圾堆存产生的恶臭/异味防控未提出技术指导,不利于社区居民幸福感提升.家庭厨余垃圾堆存带来的恶臭/异味防控可按照源头减少、传播阻控和末端削减净化的思路开展.

在源头削减方面,建议加强反食物浪费相关的全民宣传教育,避免食物浪费,源头减少厨余垃圾尤其肉类和烂水果蔬菜的产生.

在传播阻控方面,我国大多城市如北京市的家庭厨余垃圾收运频率多为 1 次/d(内部调研数据),家庭厨余垃圾在社区垃圾桶内堆存时间约为 12~24h.以本研究 12h 的臭气排放强度计算家庭厨余垃圾短时堆存的恶臭/异味排放,1 桶 100kg 48% FV-20% M 组和 67% FV-3.8% M 组厨余垃圾在垃圾桶周边的理论臭气浓度分别达到 5155.2 和 8371.0,为我国目前现行的《恶臭污染物排放标准》规定的厂界标准限值的 257.8 倍和 418.6 倍,而伴随厨余垃圾桶数的增多异味影响将进一步增大.

取臭气排放高度 1.3m,大气平均风速 2.5m/s(京津冀地区春秋季平均风速),厨余垃圾桶数 1 桶/站点,通过 Solidworks 软件进行构筑物半封闭小区(26 分类投放点)和整齐排列开放小区(29 分类投放点)建筑和垃圾桶站点的建模,然后通过 CFD 软件对建筑物进行网格划分并计算近地面(1.5m)速度矢量分布,在此基础上以乙醇为代表计算恶臭污/异味染物扩散浓度及分布.计算结果表明,尽管社区建筑排布显著影响涡流场分布并进而影响臭气扩散,但总体规

律是恶臭/异味污染物以每个垃圾桶站点为中心,向下风向形成扩散羽.高浓度扩散羽易出现在小区中部,水平影响范围 5~24m、高度影响范围 2~10m.由此,厨余垃圾分类站点布点具有一定优化空间,社区建筑中心区域应尽可能避免设置厨余垃圾站点或“撤桶并点”,可减少恶臭/异味的给人群带来的不良感官影响.此外,可考虑减少厨余垃圾桶的露天暴露时间,有条件的区域可考虑实行定时定点投放、增加收运频率(如 2 次/d),预期都能减少厨余垃圾社区堆存的恶臭/异味扩散及影响.

在末端削减净化方面,当前常用的净化有组织排放臭气的物理法、化学法和生物法[49-51]于社区多点无组织排放臭气场景并不适用,而国外设计的垃圾桶除臭喷雾器(Garbage Can Deodorizer)[52]则可借鉴并应用于厨余垃圾社区堆存的恶臭/异味削减.这种垃圾桶除臭喷雾器可附着在任何垃圾桶上部的内壁,伴随垃圾桶盖关闭即可喷除臭喷雾.除臭喷雾则可以选择已有文献报道的天然植物提取液除臭剂[53-55]、微生物功能菌剂[56-59]或其提取物[60],但除臭效果有待进一步研究.

3　结论

3.1　家庭厨余垃圾短时贮存的含水率将升高,恶臭/异味排放主要源于淀粉等有效糖类化合物的分解.肉类和果蔬类组分的增加会抑制含 C 有机质的分解,但一定程度促进含硫有机质的转化,从而带来固相 C/S 比升高和气相含硫化合物的比例增大,其中,C/S 比由 56% FV-4.9% M 组的降低 3.7%转为另两组的升高 4.1%(富含果蔬组)和 8.8%(富含肉类组).

3.2　家庭厨余垃圾短时贮存的主要恶臭/异味物质包括含氧化合物乙醛和乙醇(异味贡献率合计 0.8%~99.6%),含硫化合物(甲硫醚、甲硫醇和二甲基二硫醚),烷烃 2-甲基丁烷和戊烷,以及 α-蒎烯.果蔬和肉类比例升高会显著促进异味影响更大的乙醛和上述 3 种含硫化合物的形成及释放(组间显著性差异< 0.05).

3.3　家庭厨余垃圾堆存的恶臭/异味防控可按照反食物浪费进行源头减少,优化厨余垃圾分类站点布点进行传播阻控,以及设计可实时闭盖喷雾除臭的垃圾桶等进行末端削减净化的思路展开工作.

参考文献:

[1] 李　蕾,黄　茜,杨屏锦,等.有机垃圾厌氧消化泡沫产生机理及控制方法 [J]. 中国环境科学, 2020,40(8):3475-3485.
Li L, Huang Q, Yang P J, et al. Mechanism and control methods of foam formation during anaerobic digestion of organic waste [J]. China Environmental Science, 2020,40(8):3475-3485.

[2] 靳晨曦,孙士强,盛维杰,等.中国厨余垃圾处理技术及资源化方案选择 [J]. 中国环境科学, 2022,42(3):1240-1251.
Jin C X, Sun S Q, Sheng W J, et al. Selection of treatment technologies and resource recovery schemes for food waste in China [J]. China Environmental Science, 2022,42(3):1240-1251.

[3] 周滢月,张　智,李　蕾,等.底物对厌氧消化系统 EPS 产生及起泡的影响 [J]. 中国环境科学, 2023,43(8):4046-4056.
Zhou Y Y, Zhang Z, Li L, et al. Impact of substrate on the production of EPS and foaming in anaerobic digestion systems [J]. China Environmental Science, 2023,43(8):4046-4056.

[4] Kurade M B, Saha S, Salama E S, et al. Acetoclastic methanogenesis led by Methanosarcina in anaerobic co-digestion of fats, oil and grease for enhanced production of methane [J]. Bioresource Technology, 2019,272:351-359.

[5] 张靖雪,李盼盼,于　洋,等.基于固液分离预处理的餐厨垃圾厌氧发酵 [J]. 中国环境科学, 2022,42(3):1252-1258.
Zhang J X, Li P P, Yu Y, et al. Anaerobic fermentation of food waste based on solid-liquid separation pretreatment [J]. China Environmental Science, 2022,42(3):1252-1258.

[6] 胡进会,孟　伟,夏　怡,等.生物-非生物添加剂协同促进餐饮业厨余垃圾厌氧消化——产气效能及微生物菌群动态变化 [J]. 中国环境科学, 2023,43(4):1757-1764.
Hu J H, Meng W, Xia Y, et al. Synergistic effects of biological and non-biological additives on anaerobic digestion of food waste from catering industry: gas production and microbial community dynamics [J]. China Environmental Science, 2023, 43(4):1757-1764.

[7] 马换梅,高　波,郑　苇,等.厨余垃圾厌氧消化残余物土壤利用现状调研分析 [J]. 中国沼气, 2021,39(3):27-34.
Ma H M, Gao B, Zheng W, et al. Current status of soil utilization of residuals from anaerobic digestion of food waste: a survey analysis [J]. China Biogas, 2021,39(3):27-34.

[8] 刘彦君,陈竞尧,杨惠媛,等.生活垃圾初期降解过程中污染物释放及恶臭污染研究 [J]. 环境科学研究, 2022,35(1):238-245.
Liu Y J, Chen J Y, Yang H Y, et al. Release of pollutants and malodour pollution during the initial decomposition of municipal solid waste [J]. Environmental Science Research, 2022, 35(1):238-245.

[9] 生态环境部组织国家恶臭重点实验室.2018~2020 年全国恶臭/异味污染投诉情况分析 [R]. 北京:生态环境部大气环境司, 2021.
Ministry of Ecology and Environment, National Malodour Laboratory. Analysis of complaints on malodour/offensive odour pollution in China from 2018 to 2020 [R]. Beijing: Department of Atmospheric Environment, Ministry of Ecology and Environment, 2021.

[10] Liu Y, Yang H, Lu W. VOCs released from municipal solid waste at the initial decomposition stage: Emission characteristics and an odor impact assessment [J]. Journal of Environmental Sciences, 2020,98: 143-150.

[11] 方晶晶,章　骅,吕　凡,等.生活垃圾收运过程中恶臭暴露的健康风

险评估 [J]. 中国环境科学, 2015,35(3):906−916.
Fang J J, Zhang H, Lv F, et al. Health risk assessment of malodour exposure during the collection and transportation of municipal solid waste [J]. China Environmental Science, 2015,35(3):906−916.

[12] Li G, Zhang Z, Sun H, et al. Pollution profiles, health risk of VOCs and biohazards emitted from municipal solid waste transfer station and elimination by an integrated biological−photocatalytic flow system: A pilot−scale investigation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 250−251:147−154.

[13] 芦会杰.生活垃圾转运站环境空气中恶臭成分分析及污染评价 [J]. 环境化学, 2020,39(11):3111−3119.
Lu H J. Analysis of malodour components and pollution assessment of environmental air at municipal solid waste transfer stations [J]. Environmental Chemistry, 2020,39(11):3111−3119.

[14] Liu J, Zheng G. Emission of volatile organic compounds from a small−scale municipal solid waste transfer station: Ozone−formation potential and health risk assessment [J]. Waste Management, 2020,106: 193−202.

[15] Sun C, Wang Z, Yang Y, et al. Characteristics, secondary transformation and odor activity evaluation of VOCs emitted from municipal solid waste incineration power plant [J]. Journal of Environmental Management, 2023,326:116703.

[16] Fang J J, Yang N, Cen D Y, et al. Odor compounds from different sources of landfill: Characterization and source identification [J]. Waste Management, 2012,32(7):1401−1410.

[17] Cheng Z, Sun Z, Zhu S, et al. The identification and health risk assessment of odor emissions from waste landfilling and composting [J]. Science of The Total Environment, 2019,649:1038−1044.

[18] Dhamodharan K, Varma V S, Veluchamy C, et al. Emission of volatile organic compounds from composting: A review on assessment, treatment and perspectives [J]. Science of The Total Environment, 2019,695:133725.

[19] Li M, Shao Z, Zheng G. Management of classified municipal solid waste should focus on odor pollution and ozone formation potential caused by VOCs [J]. Atmospheric Environment, 2023,295:119542.

[20] 王 川.上海市典型垃圾箱房恶臭气体排放特征研究 [J]. 环境污染与防治, 2022,44(5):645−648.
Wang C. Study on the emission characteristics of malodourous gases from typical garbage bins in Shanghai [J]. Environmental Pollution and Control, 2022,44(5):645−648.

[21] Shi X, Zheng G, Shao Z, et al. Effect of source−classified and mixed collection from residential household waste bins on the emission characteristics of volatile organic compounds [J]. Science of The Total Environment, 2020,707:135478.

[22] Lou Z, Wang M, Zhao Y, et al. The contribution of biowaste disposal to odor emission from landfills [J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2015,65(4):479−484.

[23] Lou Z, Bilitewski B, Zhu N, et al. Environmental impacts of a large−scale incinerator with mixed MSW of high water content from a LCA perspective [J]. Journal of Environmental Sciences, 2015,30: 173−179.

[24] Dincer F, Odabasi M, Muezzinoglu A. Chemical characterization of odorous gases at a landfill site by gas chromatography–mass spectrometry [J]. Journal of Chromatography A, 2006,1122(1):222−229.

[25] 祁光霞,刘政洋,夏 怡,等.物理组成对厨余垃圾堆肥恶臭组成及排放特征影响 [J]. 环境卫生工程, 2023,31(6):54−62.
Qi G X, Liu Z Y, Xia Y, et al. Impact of physical composition on the malodour composition and emission characteristics of food waste composting [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2023,31(6): 54−62.

[26] He P, Du W, Xu X, et al. Effect of biochemical composition on odor emission potential of biowaste during aerobic biodegradation [J]. Science of The Total Environment, 2020,727:138285.

[27] Wang Z, Liang Z, Li G, et al. Odorous organic gas emission characteristics from cooked food wastes during aerobic decomposition [J]. Journal of Cleaner Production, 2024,434:139961.

[28] Wu T, Wang X, Li D, et al. Emission of volatile organic sulfur compounds (VOSCs) during aerobic decomposition of food wastes [J]. Atmospheric Environment, 2010,44(39):5065−5071.

[29] Kim K H, PaL R, Ahn J W, et al. Food decay and offensive odorants: A comparative analysis among three types of food [J]. Waste Management, 2009,29(4):1265−1273.

[30] Zhang Y, Liang Z, Tang C, et al. Malodorous gases production from food wastes decomposition by indigenous microorganisms [J]. Science of The Total Environment, 2020,717:137175.

[31] 肖 悦,王丹彤,梁雄英,等.垃圾分类背景下北京市厨余垃圾理化特性变化 [C/OL]//中国环境科学学会 2022 年科学技术年会−−环境工程技术创新与应用分会场.南昌: 2022:6.
Xiao Y, Wang D T, Liang X Y, et al. Changes in the physicochemical properties of food waste in Beijing under the background of waste sorting [C/OL]//2022 Annual Science and Technology Conference of China Environmental Science Society−−Sub−venue of Environmental Engineering Technology Innovation and Application. Nanchang: 2022:6.

[32] Wang Y, Zang B, Li G X, et al. Evaluation the anaerobic hydrolysis acidification stage of kitchen waste by pH regulation [J]. Waste Management, 2016,53:62−67.

[33] 张红玉,张玉冬,顾 军,等.调理剂对厨余垃圾堆肥中 H_2S 和 NH_3 排放的影响 [J]. 中国环境科学, 2015,35(11):3379−3386.
Zhang H Y, Zhang Y D, Gu J, et al. Impact of conditioners on the emission of H_2S and NH_3 during food waste composting [J]. China Environmental Science, 2015,35(11):3379−3386.

[34] 张玉冬,张红玉,顾 军,等.通风量对厨余垃圾堆肥过程中 H_2S 和 NH_3 排放的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2015,34(7):1371−1377.
Zhang Y D, Zhang H Y, Gu J, et al. Impact of aeration rate on the emission of H_2S and NH_3 during food waste composting [J]. Journal of Agricultural Environmental Sciences, 2015,34(7):1371−1377.

[35] 蒋建国,王 岩,隋继超,等.厨余垃圾高固体厌氧消化处理中氨氮浓度变化及其影响 [J]. 中国环境科学, 2007,2007(6):721−726.
Jiang J G, Wang Y, Sui J C, et al. Changes in ammonia nitrogen concentration and their impact during high−solids anaerobic digestion of food waste [J]. China Environmental Science, 2007, 2007(6):721−726.

[36] 李海青,祁光霞,刘欣艳,等.夏季有机生活垃圾堆肥过程恶臭排放特征及健康风险评估 [J]. 环境科学研究, 2020,33(4):868−875.

Li H Q, Qi G X, Liu X Y, et al. Characteristics of malodour emission and health risk assessment during composting of organic municipal solid waste in summer [J]. Environmental Science Research, 2020, 33(4):868−875.

[37] 赵　岩,陆文静,王洪涛,等.城市固体废物处理处置设施恶臭污染评估指标体系研究 [J]. 中国环境科学, 2014,34(7):1804−1810.
Zhao Y, Lu W J, Wang H T, et al. Study on the assessment index system of malodour pollution for urban solid waste treatment and disposal facilities [J]. China Environmental Science, 2014,34(7): 1804−1810.

[38] EPA U.S. Reference guide to odor thresholds for hazardous air pollutants listed in the clean air act amendments of 1990 [R]. Washington, DC, 1992.

[39] Nagata Y. Measurement of odor threshold by triangular odor bag method [R]. Japan Ministry of the Environment, Tokyo, 2003.

[40] GB 5009.6−2016　食品安全国家标准 食品中脂肪的测定 [S].
GB 5009.6−2016　National food safety standard: Determination of fat in food [S].

[41] GB 20806−2006　一次性使用卫生用品卫生标准 [S].
GB 20806−2006　Hygiene standard for single−use sanitary products [S].

[42] Komilis D P, Ham R K, Park J K. Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes [J]. Water Research, 2004,38(7):1707−1714.

[43] 刘珺婉,郑国砥,郑海霞,等.不同通风量下城市污泥堆肥过程中硫素的转化特征 [J]. 植物营养与肥料学报, 2021,27(1):135−143.
Liu J W, Zheng G D, Zheng H X, et al. Transformation characteristics of sulfur during urban sludge composting under different aeration rates [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2021,27(1): 135−143.

[44] Higgins M J, Chen Y C, Yarosz D P, et al. Cycling of volatile organic sulfur compounds in anaerobically digested biosolids and its implications for odors [J]. Water Environment Research, 2006,78(3): 243−252.

[45] Chin H W, Lindsay R C. Volatile sulfur compounds formed in disrupted tissues of different cabbage cultivars [J]. Journal of Food Science, 1993,58(4):835−839.

[46] Howard E C, Henriksen J R, Buchan A, et al. Bacterial taxa that limit sulfur flux from the ocean [J]. Science, 2006,314(5799): 649−652.

[47] 王玉珏.凝结芽胞杆菌利用非粮生物质合成乳酸的研究 [D]. 北京:中国科学院大学(中国科学院过程工程研究所), 2019.
Wang Y J. Study on the synthesis of lactic acid from non−food biomass by *Bacillus coagulans* [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences (Institute of Process Engineering, Chinese Academy of Sciences), 2019.

[48] GB 14554−93　恶臭污染物排放标准 [S].
GB 14554−93　Emission standard for malodorous pollutants [S].

[49] 石　磊,边炳鑫,赵由才,等.城市生活垃圾卫生填埋场恶臭的防治技术进展 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2005,2005(2):6−9.
Shi L, Bian B X, Zhao Y C, et al. Advances in malodour control technologies for sanitary landfills of municipal solid waste [J]. Technology and Equipment for Environmental Pollution Control, 2005, 2005(2):6−9.

[50] 宋　爽.臭气粉尘原位治理装置在环卫行业中的应用 [J]. 环境卫生工程, 2008,16(6):38−39.
Song S. Application of in−situ odour and dust control devices in the sanitation industry [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2008, 16(6):38−39.

[51] Quina M J, Bordado J C, Quinta−ferreira R M. Treatment and use of air pollution control residues from MSW incineration: An overview [J]. Waste Management, 2008,28(11):2097−2121.

[52] Ryan R. This garbage can deodorizer attaches to any trash bin, sprays when you close the lid [Z]. Odditymall: Ryan R, 2022.

[53] 李文鹏,马　宁,张　杰,等.厨余垃圾处理厂臭气治理的工艺设计 [J]. 山东化工, 2021,50(16):269−270.
Li W P, Ma N, Zhang J, et al. Process design for odour control in food waste treatment plants [J]. Shandong Chemical Industry, 2021, 50(16):269−270.

[54] Wu J, Yang J, Wang J, et al. A field−scale evaluation of the removal of odorous gases by a plant material−based deodorant [J]. Frontiers in Environmental Science, 2023,10:1073835.

[55] Wang J. Mechanism and process optimization for H_2S removal by plant−derived deodorant [J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 416:14206.

[56] 宁　平,徐　可,王学谦,等.低温等离子体技术处理含硫恶臭气体的研究进展 [J]. 材料导报, 2015,29(21):62−67.
Ning P, Xu K, Wang X Q, et al. Advances in the treatment of sulfur−containing malodorous gases by low−temperature plasma technology [J]. Materials Review, 2015,29(21):62−67.

[57] 崔若琪,张玲悦,江海溶,等.NH_3 和 H_2S 除臭菌剂的制备及其对厨余垃圾堆肥除臭效果和机理探究 [J]. 生物技术通报, 2023,39(10): 311−322.
Cui R Q, Zhang L Y, Jiang H R, et al. Preparation of NH_3 and H_2S deodorizing bacterial agents and their effects and mechanisms on odour removal in food waste composting [J]. Biotechnology Bulletin, 2023,39(10):311−322.

[58] Su Q, Dai D, Liao Y, et al. Synthetic microbial consortia to enhance the biodegradation of compost odor by biotrickling filter [J]. Bioresource Technology, 2023,387:129698.

[59] Yun J, Jung H, Ryu H W, et al. Odor mitigation and bacterial community dynamics in on−site biocovers at a sanitary landfill in South Korea [J]. Environmental Research, 2018,166:516−528.

[60] Chen D, Chen X, Chen H, et al. Identification of odor volatile compounds and deodorization of Paphia undulata enzymatic hydrolysate [J]. Journal of Ocean University of China, 2016,15(6): 1101−1110.

作者简介：陈思涵(2000−),女,福建南平人,北京工商大学硕士研究生,主要从事固体废物处理及资源化研究,发表论文 2 篇.chensihan_0706@163.com.