



文章栏目: 固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202308078

中图分类号 X712

文献标识码 A

汪震, 艾为党, 田凯勋, 等. 通风对微小型密闭好氧堆肥过程的影响[J]. 环境工程学报, 2023, 17(10): 3374-3382. [WANG Zhen, AI Weidang, TIAN Kaixun, et al. Effects of ventilation on miniature and closed aerobic composting process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(10): 3374-3382.]

通风对微小型密闭好氧堆肥过程的影响

汪震^{1,2}, 艾为党^{2,✉}, 田凯勋¹, 赵子渊², 吴浩², 张良长²

1. 湘潭大学环境与资源学院, 湘潭 411105; 2. 中国航天员科研训练中心人因工程全国重点实验室, 北京 100094

摘要 为探究适于未来星球基地长期载人航天任务应用的微小型密闭好氧堆肥装置的运行条件, 以小麦秸秆和模拟粪便的混合物为实验材料, 开展了 4 种通风速率对堆肥过程的影响研究。结果表明, 0.025、0.050、0.075 和 0.100 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ 处理组高温期分别维持了 125、125、43 和 24 h, 0.050 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ 的 O_2 消耗速率和 CO_2 产率为 4 个处理组最大。 CH_4 和 N_2O 主要产生于堆肥初期, 累积排放量以 0.100 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ 处理组的最高, 分别为 296.50 和 169.16 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。从堆体氨氮指标测试结果来看, 0.050 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ 处理组含量最高, 其保氮效果最好。4 个处理组的 GI 分别为 64.09%、97.26%、72.95% 和 66.07%。综合各种指标分析认为, 适于未来星球基地任务应用的微小型密闭好氧堆肥装置通风速率可以设置为 0.050 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$, 该通风速率既能确保堆肥过程中微生物对氧气的需求, 又能减少热量的损失, 产生的污染气体量相对较少, 所得的堆肥产品质量最佳。

关键词 载人航天; 好氧堆肥; 通风速率; 小麦秸秆

在长时间、远距离、多人驻足的外星球基地航天任务中, 能够携带的资源十分有限, 如何实现封闭环境内有限资源的再生和利用, 是制约长期地外生存等载人航天任务成败的关键, 建立受控生态生保系统 (controlled ecological life support system, CELSS) 是解决该问题的根本途径^[1-2]。CELSS 的作用是为人类在孤立空间中提供生存环境, 其主要目的是再生大气、循环用水、提供食物和处理废物, 实现密闭条件下的物质循环^[3-4]。好氧堆肥技术具有反应条件温和、有害气体排放量小以及所得堆肥产物可直接利用于植物栽培等诸多优点, 是未来处理 CELSS 内生物质固废的一种具有潜在优势的处理技术。然而, 地球上常规使用的中大型反应器和垛式堆肥系统由于占地面积大, 污染气体难以集中处理^[5], 并不适用于狭小的 CELSS 空间环境。因此, 探究掌握微小型密闭好氧堆肥装置的运行条件对实现 CELSS 固废资源化十分重要。

影响好氧堆肥过程的因素有很多, 如环境温度、通风条件、物料种类和反应器类型等。其中, 通风条件是影响好氧堆肥的关键因子。聂二旗等^[6]研究了不同通风量 (0.1、0.2、0.3 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$) 对鸡粪堆肥效果的影响, 结果表明通风量为 0.2 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ 时氮素的损失最小, 种子发芽指数最高。PENG 等^[7]采用了 60 L 密闭反应器研究了通风速率对厨余垃圾好氧堆肥的影响, 发现通风量为 0.2~0.3 $\text{L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$, 堆体保温效果最好, 污染气体排放量较少, 腐熟度最高。ZHANG 等^[8]利用 100 L 堆肥反应器对厨余垃圾进行好氧堆肥, 结果表明, 0.1 $\text{L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ 的通风速率有利于食物垃圾堆肥过程中的腐殖化和污染气体减量。然而, 目前针对小于 10 L 容积的微小型反应器好氧堆肥相关报道不多, 而且由于微小型堆肥自发产热少, 载人航天 CELSS 中产生的生物质固废种类也有所不同, 其部分堆肥参数例如通风条件等并不能直接采用以上研究结果, 必须针对 CELSS 特殊物料和反应器类型进行调整。

基于此, 项目以 CELSS 内主要种植作物小麦的秸秆和模拟粪便的混合物为处理对象, 利用自研的微小型密闭好氧堆肥装置, 重点考察了不同通风速率对堆肥过程中 O_2 消耗、主要气体 (CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、

收稿日期: 2023-08-22; 录用日期: 2023-09-17

基金项目: 人因工程全国重点实验室基金资助项目 (614222210022210)

第一作者: 汪震 (1999—), 男, 硕士研究生, wzfighting@yeah.net; ✉通信作者: 艾为党 (1970—), 男, 博士, 研究员, aiwd@163.com

NH₃ 等) 的产生和物料特性的变化等方面的影响, 以掌握适于未来星球基地长期载人航天任务应用的微小型密闭好氧堆肥装置的通风工艺, 实现 CELSS 内生物质固废资源化处理。

1 材料与方法

1.1 实验材料

本实验所用材料包括小麦秸秆和模拟粪便, 基本性质如表 1 所示。模拟粪便根据美国宇航局 (NASA) 采用的配方^[9]所调制, 配方为 (质量比) 37.5% 的麦麸粉、37.5% 的酵母粉、20% 的花生油、4% 的氯化钾 (KCl, 分析纯) 和 1% 的磷酸二氢钙 (Ca(H₂PO₄)₂, 分析纯)。

1.2 实验方法

本实验共设置 4 个处理组, 将其编号为 V1、V2、V3 和 V4, 分别代表 0.025、0.050、0.075 和 0.100 m³·(m³·min)⁻¹ 种通风速率。堆肥装置有效容积为 8.0 L, 其具体结构如图 1 所示。将小麦秸秆和模拟粪便按照初始 C/N 为 25:1 进行充分混合, 加入纯净水将含水率调至 65%, 实际含水率测得为 66.5%, 采用 QM 菌剂 (购自湖北启明生物工程有限公司, 主要成分为芽孢杆菌、酵母菌、丝状真菌等多种有益微生物和胞外酶) 接种, 剂量占总重的 0.5%。分别向 4 个处理组堆肥装置内装入 1.5 kg 混合物料, 按照 0.025、0.050、0.075 和 0.100 m³·(m³·min)⁻¹ 的通风速率, 依次通入 0.20、0.40、0.60 和 0.80 L·min⁻¹ 的空气。

本实验共进行 15 d, 每天 10:00、15:00 和 20:00 测量堆体温度、尾气中 O₂ 和 CO₂ 体积分数, 其中第 2、4、7、10 和 15 d 上午 10:00 用铝箔采气袋在尾气排放口采集 3 L 气体, 并从堆体均匀取样进行含水率的测定, 另外再取 30 g 鲜样保存至 -80 °C 超低温冰箱。实验第 5 d 和第 10 d 对堆体进行人工翻堆。

1.3 测定指标及分析方法

1) 温度。采用水银温度计直接测量。

2) O₂ 和 CO₂。采用复合型在线气体分析仪 (GT6005, 北京国鼎环科科技有限公司) 直接测定。CO₂ 超过 6% 的部分采用气相色谱仪 (Agilent7890A, 美国安捷伦科技有限公司) 测定, 载气为高纯氮气 (He, 99.999%), 分离柱型号为 TDX-01, 检测器为热导检测器 TCD。O₂ 消耗速率和 CO₂ 产生速率按照式 (1) 计算。

$$v = V \times |\varphi_1 - \varphi_2| \quad (1)$$

式中: v 为 O₂ 消耗速率或 CO₂ 产生速率, L·min⁻¹; V 为通风速率, L·min⁻¹; φ_1 为进气中 O₂ 或 CO₂ 体积分数; φ_2 为尾气中 O₂ 或 CO₂ 体积分数。

3) CH₄ 和 N₂O。采用气相色谱仪 (Agilent7890A, 美国安捷伦科技有限公司) 分析测定, 载气为高纯氮气 (N₂, 99.999%)。其中 CH₄ 采用 TRACE TR-Wax GC 色谱柱和 FID 火焰离子化检测器。N₂O 采用 TracePLOT TG-BOND Q+GC 色谱柱和 ECD 电子俘获检测器。

4) 含水率。将样品置于 105 °C 烘箱干燥 8 h 至恒重, 减重质量占总质量的比值即为含水率。

5) pH、EC、GI。采用去离子水浸提, 鲜样与去离子水按质量比 1:10 混合, 置于回旋振荡器上, 以 100 r·min⁻¹ 的速率振荡 120 min, 然后过滤, 收集过滤液, 测试 pH、EC 和 GI。pH 采用 pH 计 (PHS-25, 上海仪电科学仪器股份有限公司) 直接测定。EC 采用电导率仪 (DDS-11A, 上海仪电科学仪器股份有限公司)

表 1 小麦秸秆和模拟粪便的基本性质

Table 1 Basic properties of wheat straw and simulated human feces

物料名称	含水率/%	pH	总碳/%	总氮/%	碳氮比/%
小麦秸秆	4.54±0.78	5.74±0.01	40.68±0.59	1.25±0.06	32.55±1.45
模拟粪便	3.82±0.13	5.76±0.03	49.80±0.25	4.53±0.01	11.01±0.04

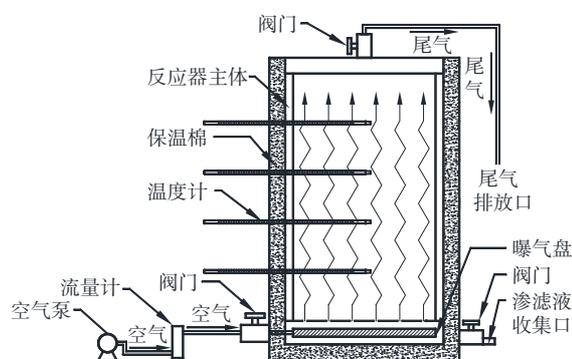


图 1 堆肥反应装置示意图

Fig. 1 Sketch of composting reaction device

直接测定。GI 按照式 (2) 进行计算。

$$GI = \frac{W_1 \times L_1}{W_2 \times L_2} \times 100\% \quad (2)$$

式中: GI 为发芽指数; W_1 为堆肥浸提液培养的种子发芽率; L_1 为堆肥浸提液培养的种子平均根长, mm; W_2 为去离子水培养的种子发芽率; L_2 为去离子水培养的种子平均根长, mm。

6) DOC (可溶性有机碳)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (铵态氮)。DOC 采用总碳分析仪 (TOC-VCPH, 日本 SHIMADZU 公司) 测定, 浸提液经过 0.22 μm 滤头过滤和 rp 预处理柱吸附后上离子色谱仪 (Aquion, 美国赛默飞世尔科技公司) 测定 NH_4^+ 。

2 结果与讨论

2.1 堆体温度变化趋势

堆体温度的变化是微生物代谢产热的结果, 同时也会反过来影响微生物的代谢活性^[10]。堆体温度的变化趋势如图 2 所示。4 个处理组的温度变化趋势基本一致, 0~5 h 升温迅速, 在第 5 h 达到 45 $^{\circ}\text{C}$ 以上高温后迅速下降, 此阶段主要是由于酵母菌利用堆体中容易降解的有机物实现快速升温, 然后被 40 $^{\circ}\text{C}$ 以上高温灭活造成的^[11]。随后 4 个堆体开始第 2 次升温, V1、V2、V3 和 V4 处理组分别在第 29、29、72 和 72 h 再次进入高温 (大于 45 $^{\circ}\text{C}$), 高温期分别维持了 125、125、43 和 24 h。温度在达到最高后便开始下降, 观察堆体的形状和颜色, 发现堆体内的菌丝生长十分茂盛, 菌丝与物料结合十分紧密, 水分分布不均, 形成局部厌氧导致了温度的下降。在第 5 d (第 120 h) 时进行翻堆后, 4 个处理组温度均有不同程度上升, 主要是因为翻堆改变了堆体的结构, 通气效果得到了改善, 微生物代谢频率得到加强^[12]。在实验进行的第 10 d (第 240 h) 进行第 2 次翻堆, 此次翻堆并未对温度造成较大影响, 并逐渐趋于室温, 主要是因为此时堆体内易降解物质基本降解完全, 剩余物料难以被微生物进一步利用。

在第 0~72 h 内, 堆体温度 $V2 > V1 > V3 > V4$, 说明在堆肥升温期 and 高温前中期时, V1 处理组供氧不足, 抑制了有机物的降解过程, 而 V3 和 V4 处理组通风速率又过大, 导致热量散失过多, 因此只有 V2 既能保证堆肥氧气的供应, 又能减少热量的散失。在第 72~360 h, 堆体温度呈现 $V1 > V2 > V3 > V4$, 说明在高温后期和降温腐熟期, V1 处理组的通风速率基本满足了氧气供应, 并且由于其通风速率小, 热量散失相对较慢, 因此温度比其它 3 组都要高。

实验过程中, 各处理组高温期维持时间均相对较短, 降温过程相对较快, 主要是因为微小型堆体本身自发产热少、热量容易散失等。为达到良好的堆肥效果, 使堆肥产品更好地运用到 CELSS 植物栽培中, 可以从以下 2 方面加以改善: 一是在堆肥高温后期和降温期可适当降低通风速率减少热量损失; 二是提高实验的环境温度, 减少堆体和环境的温度差。

2.2 尾气中 O_2 变化趋势

O_2 是影响堆肥过程的关键因素, 充足的 O_2 供应可以更好地满足微生物活性需求, 加快堆体温度的上升, 减少恶臭气体的排放, 并缩短堆肥的周期^[13]。堆肥尾气中的 O_2 体积分数及消耗速率如图 3 所示, 结合堆体温度变化趋势不难发现, O_2 体积分数变化大致同温度变化趋势相反, 呈现显著的负相关关系 ($r = -0.868$, $P < 0.001$), 这与陈是吏等^[14]的研究结果一致。第 0~5 h 升温期内 O_2 消耗迅速, 此阶段主要是酵母菌呼吸作用所致。在高温下, 酵母菌活性受到抑制甚至死亡, 因此 4 个处理组 O_2 体积分数在第 5 h 后迅速回升。上升至第 10 h 后, 4 个处理组 O_2 体积分数开始下降, 分别于第 77、82、82 和 72 h 降至最低, 为 5.42%、7.28%、16.36% 和 17.97%。高温期后期, 4 个处理组 O_2 体积分数均开始上升, 这主要是由于高温

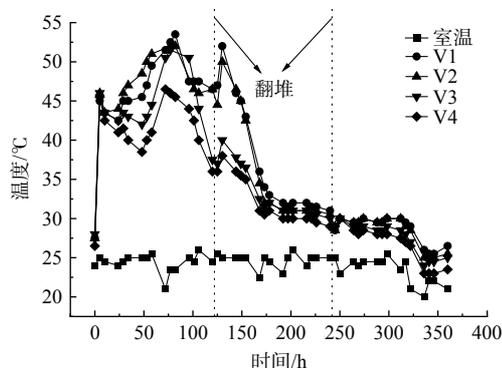
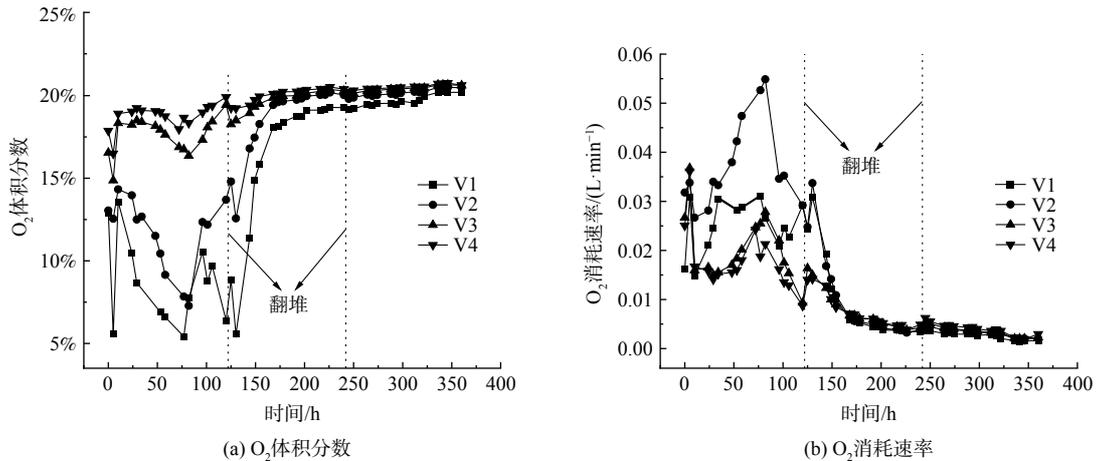


图 2 堆体温度变化趋势

Fig. 2 Changes of temperature in composting pile

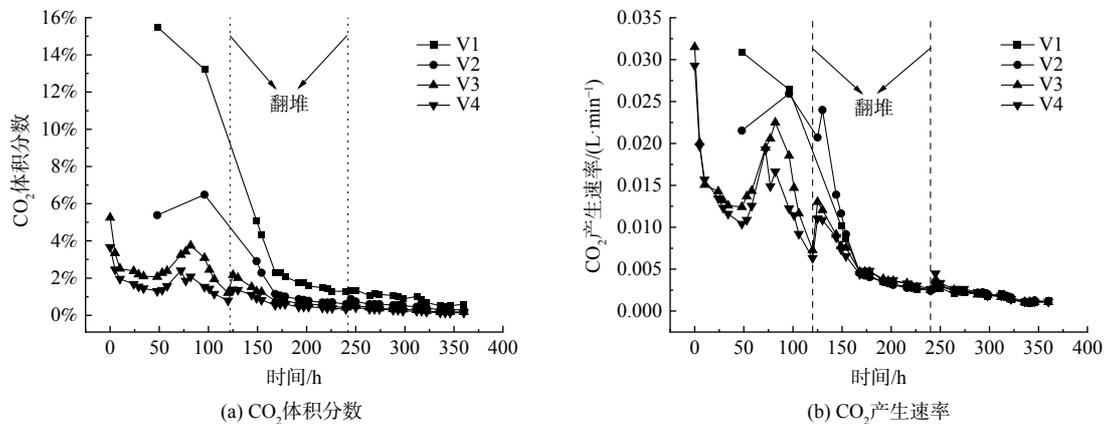
图 3 堆肥尾气中的 O_2 变化趋势Fig. 3 Changes of O_2 in composting tail gas

前期有机质含量和微生物活性都比高温后期更加旺盛^[15]。第 5 d (第 120 h) 翻堆后, O_2 体积分数开始下降, 主要由于翻堆打破了局部厌氧状态, 使微生物代谢活动增强。第 10 d (第 240 h) 再次对堆体进行翻堆, 但 O_2 体积分数变化情况并不明显, 说明堆体内易降解物质基本降解完全。

从 O_2 消耗速率图 (图 3(b)) 可以看出, 4 个处理组 O_2 消耗速率规律大致相同。但在高温期, V2 处理组 O_2 消耗速率显然比其它 3 组要大, 其主要原因是 V3 和 V4 通风速率过高, 带走了更多的水分和热量, 而 V1 通风速率过小导致氧气供应不足, 影响了微生物的代谢活动。降温期由于可利用的有机物变少, 微生物代谢活动减弱, O_2 需求开始减少^[16], 导致 4 个处理组 O_2 消耗速率的差异并不显著。对 O_2 消耗速率图 (图 3(b)) 4 条曲线进行积分, 得到 4 个处理组 O_2 消耗总量分别为 273.68、370.91、221.93 和 208.58 L (标准大气压), 可见 V2 处理组氧气消耗总量远大于其它 3 组, 好氧反应相对更加完全和彻底。

2.3 尾气中 CO_2 变化趋势

好氧堆肥中的 CO_2 主要是微生物通过有氧呼吸分解有机物所产生, CO_2 产生速率可反映堆肥过程中微生物的活性和有机质矿化率^[17]。堆体尾气中 CO_2 体积分数和产生速率如图 4 所示, 由于本实验采用的复合型气体分析仪的 CO_2 量程仅为 6%, 因此对 V1 和 V2 处理组的第 48 h 和 96 h 气体样品进行气相色谱测定。 CO_2 变化趋势大致同温度变化趋势相同, 与 O_2 变化趋势相反。V1 处理组第 48 h 和 96 h 的 CO_2 体积分数分别为 15.51% 和 13.22%, 产生速率分别为 0.030 9 和 0.026 4 $L \cdot min^{-1}$ 。V2 处理组第 48 h 和 96 h 的 CO_2 体积分数分别为 5.38% 和 6.48%, 产生速率分别为 0.021 5 和 0.025 9 $L \cdot min^{-1}$ 。V3 和 V4 处理组在刚开始堆肥

图 4 堆肥尾气中的 CO_2 变化趋势Fig. 4 Changes of CO_2 in composting tail gas

时 CO_2 体积分数和产生速率就已经达到了峰值, 分别为 5.25%、 $0.0315 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 和 3.66%、 $0.0293 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 。随后由于高温抑制了酵母菌的活性, 导致 CO_2 体积分数和产生速率大幅度下降。在第 48 h 后 V3 和 V4 处理组 CO_2 体积分数增幅较大, 此时的温度也在增加, 主要是因为前期高温筛选出了 QM 菌剂中的优势菌种, 利用了堆体内有机物进行繁殖扩增。在第 48~120 h 之间, 微生物大量繁殖与物料结合紧密, 通气受阻, CO_2 体积分数出现了快速的下降, 直至第 5 d (第 120 h) 翻堆打破局部厌氧状态得到短暂回升。由于 V1 和 V2 处理组 CO_2 变化趋势缺少部分数据, 需要结合堆体温度和氧气变化趋势进行综合分析, 但不难发现 CO_2 产生总量 $\text{V2} > \text{V1} > \text{V3} > \text{V4}$ 。

2.4 尾气中 CH_4 变化趋势

CH_4 是由产甲烷菌利用堆体内甲酸、甲醇和甲基胺类等简单有机物在厌氧条件下产生的温室气体^[14], CH_4 的变化趋势可反映堆体的厌氧情况。堆肥尾气中 CH_4 体积分数和产率如图 5 所示, 不同处理组尾气中 CH_4 体积分数和产生速率存在明显差异, 但总体都呈现了先上升后下降的趋势, 且主要产生于堆肥初期, 这之前学者的研究结果相似^[18], 主要是因为有机物降解造成大量氧气消耗, 加剧了堆肥基质内的厌氧情况。后期由于易降解有机物的减少, 对 O_2 需求量减少, 厌氧环境得到了改善, CH_4 体积分数开始下降。4 个处理组 CH_4 体积分数分别在第 2、7、4 和 2 d 达到最大值, 为 68.1、25.3、19.9 和 $19.4 \mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}$ 。其中以 V1 处理组尾气中 CH_4 体积分数最高, 其它 3 个处理组的差距并不显著, 主要还是因为 V1 处理组通风速率太小, 高温期 O_2 供氧不足, 局部厌氧更加显著。对 CH_4 产生速率曲线进行积分, 可以得到 V1、V2、V3 和 V4 处理组 CH_4 排放总量分别为 279.73、241.30、279.36 和 $296.50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 过大的通风速率并没有有效减少 CH_4 的排放总量, 这主要是受到了通风逸出的影响, 较大的通风速率造成了更大的气压, 更容易将污染气体及时从局部厌氧区扩散出来, 而低通风速率处理组堆体含水率较大, 导致内部孔隙度较低, 且低通风速率气压过小, 导致厌氧区产生的 CH_4 难以逸散^[7, 19]。

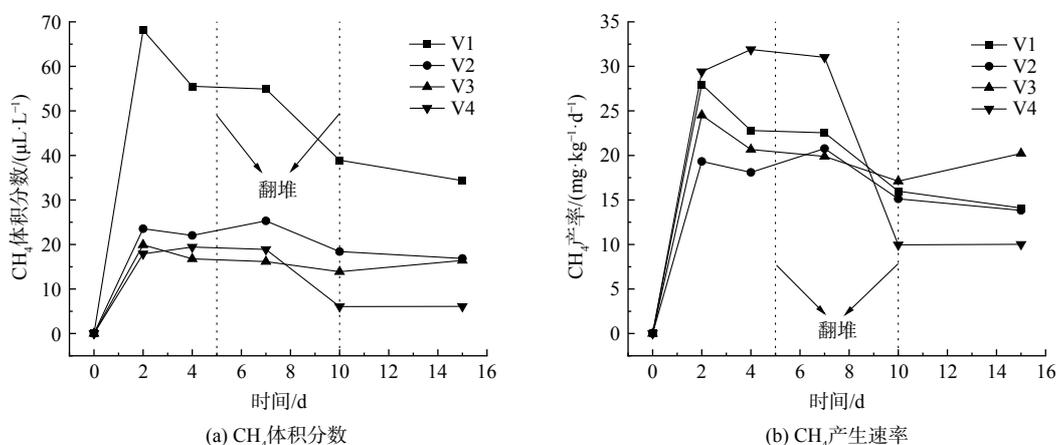


图5 堆肥尾气中的 CH_4 变化趋势

Fig. 5 Changes of CH_4 in composting tail gas

2.5 尾气中 N_2O 变化趋势

N_2O 是温室效应极强的一种气体, 其产生机制十分复杂, 目前普遍认为 N_2O 的产生主要有铵态氮的硝化和硝态氮的反硝化 2 个途径^[20-21]。堆肥尾气中 N_2O 体积分数和产率如图 6 所示, 各处理组的 N_2O 主要排放于堆肥初期, 这是由于硝态氮在堆肥初期高含水率、低孔隙度和易降解物质快速降解造成的厌氧环境中不完全反硝化所致^[22]。但在第 4 d 高温期出现了快速下降, 主要是因为高温和高氨氮环境不适宜硝化细菌的生长, 抑制了反硝化所需的 NO_x^- -N 来源^[23]。4 个处理组分别于第 2、2、2 和 4 d 达到 N_2O 最高浓度, 为 17.22、12.08、5.17 和 $3.93 \mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}$, 此时产 N_2O 率也达到了最大, 分别为 19.39、27.21、17.46 和 $17.69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。之所以 V2 处理组在高温期 N_2O 产率最大, 主要是因为该处理组产生了比其它组更多的 NH_4^+ -N, 大量的 NH_4^+ -N 不完全硝化导致了更多的 N_2O 。而在降温期和腐熟期, 4 个处理组产 N_2O 率随着通风速率的增大而增大, 主要原因可能是充足的氧气产生了较多的 NO_x^- -N, 而 NO_x^- -N 是反硝化过程最重要的

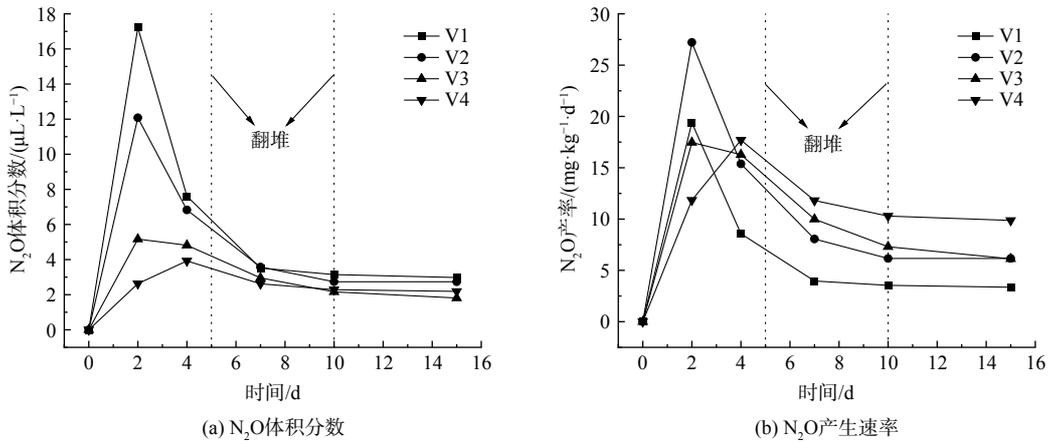


图 6 堆肥尾气中的 N₂O 变化趋势

Fig. 6 Changes of N₂O in composting tail gas

底物。对 N₂O 产生速率曲线进行积分，得到 4 个处理组 N₂O 排放总量分别为 94.67、157.11、150.10 和 169.16 mg·kg⁻¹。低通风速率 V1 处理组 N₂O 的排放量显著小于其他 3 组，这主要是因为低通风速率处理组堆体含水率较高，堆体孔隙度相对较低，而较低的通风速率由于压力较小，难以将堆体内产生的 N₂O 吹脱出来，高通风速率虽然 O₂ 含量很高，但并不能完全均匀地输送到各处，局部厌氧情况仍然存在，且由于高通风速率空气流速较快，N₂O 从堆体中逃逸相对容易^[7, 24]。

2.6 堆肥腐熟度指标变化趋势

堆体含水率是影响堆肥质量重要指标之一，过高的含水率会降低堆体含氧量，造成厌氧，含水率过低则会影响微生物的繁殖^[25]。堆体含水率变化趋势如图 7(a) 所示，4 个堆体含水率在 0-2 d 有不同程度的上升，主要原因是易降解有机物分解产生了大量水分。但在第 2~4 d，4 个堆体的含水率均出现了不同程度的下降，因为此时的温度过高，水分蒸发速度过快，并且由于此时堆体存在局部厌氧致使微生物活性降低，难以有效

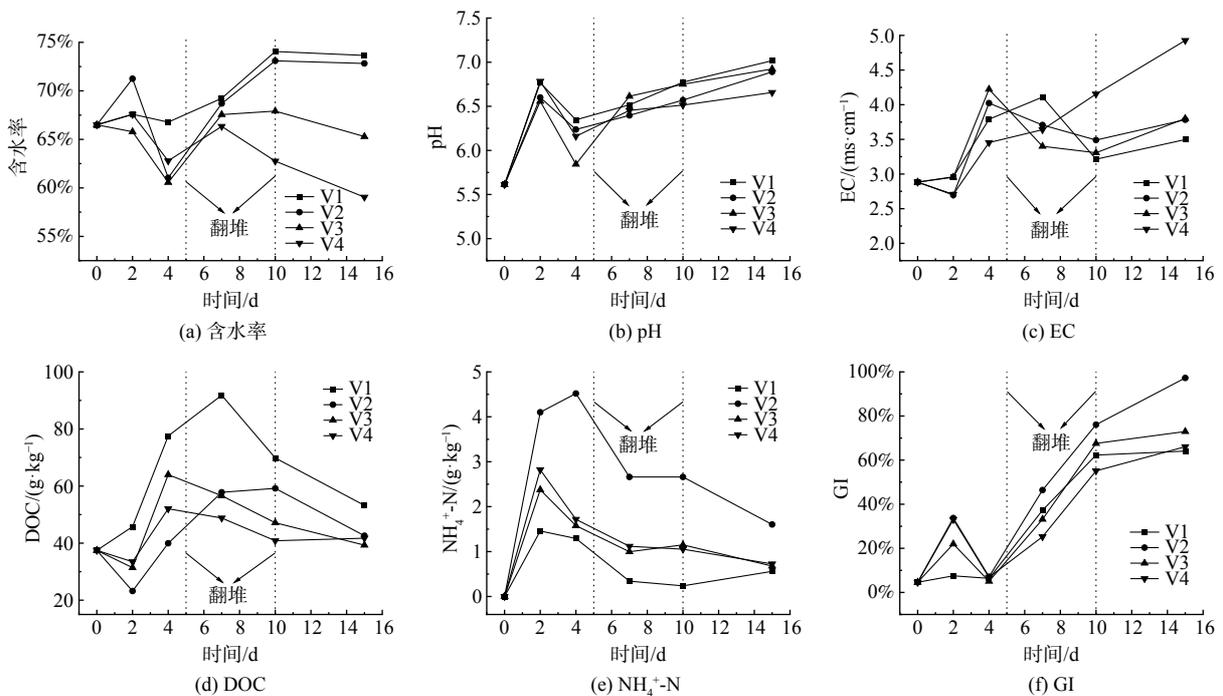


图 7 堆肥腐熟度指标变化趋势

Fig. 7 Changes of maturity indexes in composting pile

降解有机物, 导致分解产生的水分变少。但经过第 1 次翻堆后, 打破了局部厌氧状态, 微生物继续分解有机物, 因此含水率又出现了短暂的回升。在第 2 次翻堆后, 4 个堆体含水率均有不同程度的下降, 原因是容易降解的物质变少, 微生物的代谢活动开始减慢, 产生的水分少于通风带走的水分。与初始含水率相比, V4 处理组和 V3 处理组损失的水分较多, 但 V1 和 V2 含水率不减反增, 主要是由于其通风速率小, 带走的水分有限, 并且由于本实验采用密闭反应器式堆肥, 水蒸气易凝结在反应器上盖回滴至堆体。由此可见, V1 和 V2 处理组通风速率可以有效保持堆体水分, 一定程度上可以减少后续 CELSS 植物栽培所需水分的摄入。

堆体 pH 反映了微生物生存环境的酸碱情况, 过高和过低的 pH 均会影响着微生物的活性。从 pH 变化趋势图(图 7(b)) 观察到, 4 个堆体的 pH 变化均出现升高、降低和再升高的趋势。第 0~2 d 堆体 pH 的升高, 主要原因是在升温期大量的含氮物质降解, 生成的氨类物质所致^[26]。第 2~4 d 堆体 pH 出现了短暂的下降, 主要是因为堆体内生长了大量微生物, 与物料结合紧密, 造成的局部厌氧产生了有机酸和 CO₂ 等酸性物质^[27]。在第 1 次翻堆后, 堆体内厌氧状态被破坏, 此时堆体又源源不断产生氨气被留在堆体内部, 因此 pH 逐渐开始上升。总体看来, 4 个处理组的 pH 差异并不显著, 在堆肥结束时均处于 6.5~7.0 中性水平。

电导率 EC 是反映堆体可溶性盐含量的重要指标, 过高的电导率会对微生物繁殖和植物的栽培造成毒害作用。从电导率变化趋势(图 7(c)) 可以看出, 除了 V4 处理组, 其它 3 组电导率均大体呈现了先升高后降低的趋势。堆肥升温期和高温期电导率的上升, 主要原因是此时微生物代谢活动十分剧烈, 大分子有机物的分解, 产生了大量的矿物盐, 使得电导率增加。而随后电导率出现了略微的降低, 主要是腐殖化过程中微生物将盐分和有机酸转化为腐殖质引起的^[28]。实验结束后, 4 个处理组的电导率分别为 3.50、3.78、3.80 和 4.93 ms·cm⁻¹, 除 V4 处理组外, 其它处理组均满足 GARCIA 等^[29] 对堆体 EC<4.0 ms·cm⁻¹ 的要求。

溶解性有机碳 DOC 是微生物分解大分子有机物的产物, 同时又是微生物赖以生存的碳源和能源^[30]。从堆体 DOC 变化趋势(图 7(d)) 观察到, 除 V1 处理组是先升高后降低的趋势, 其它 3 个处理组 DOC 均呈现先降低再升高后降低的趋势, 主要得益于堆肥初期微生物利用了堆体自身含有大量的中小分子水溶性有机碳进行生命繁殖^[31], 而 V1 处理组由于 O₂ 供应量少, 利用的溶解性有机碳较少, 并且未对大分子有机物降解生产的 DOC 进行及时矿化, 造成了 DOC 的积累。堆肥第 2 d 后, 各组 DOC 含量增幅较大, 主要是此时 O₂ 降至最低, 限制了 DOC 的进一步分解。在堆肥中后期, 堆体只剩下了难降解的有机物, 剩下的 DOC 一部分被微生物微弱的代谢活动分解掉, 另一部分被微生物重新合成芳构程度更大的大分子腐殖质, 导致了 DOC 的不断减少^[32]。在堆肥结束时, 4 个处理组的 DOC 都降至较低水平, 分别为 53.2、42.58、39.30 和 41.73 g·kg⁻¹。在整个堆肥过程中, V1 处理组 DOC 含量一直为 4 个处理组最高, 说明 V1 处理组由于供氧不足, 限制了其堆体内有机物的矿化。

铵态氮比较容易被植物所吸收并利用, 属于速效性氮素, 是好氧堆肥堆体内氮素主要存在形式之一。从堆体内 NH₄⁺-N 变化趋势(图 7(e)) 观察到, 4 个处理组的 NH₄⁺-N 均呈现先升高后降低的趋势。堆肥初期 NH₄⁺-N 的增加, 主要是大量的有机氮受到微生物氨化作用所导致的^[7], 并且由于本实验采用密闭反应器式堆肥的方法, 大量水分凝结在反应器上盖并回滴于堆体表面, 造成堆体表面含水率很高, 大量氨气被冷凝水截留在堆体内。在降温期, 4 个处理组堆体内铵态氮均有不同程度降低, 大量 NH₄⁺-N 被硝化细菌反应生成 NO_x⁻-N, 加之由于微生物活动减弱, 大部分容易降解的有机物减少, 氨化作用减弱, 并且随着持续的高温和 pH 的升高, 部分氮素以氨气的形式损失^[33]。对比 4 个处理组的 NH₄⁺-N 浓度, V2 处理组的 NH₄⁺-N 浓度远高于其它 3 个处理组, 而 V1 处理组一直处于最低水平。4 个处理组分别在第 2、4、2 和 2 d 达到了 NH₄⁺-N 浓度最大值 1.46、4.52、2.38 和 2.82 g·kg⁻¹, 以 V2 处理组浓度最高, 主要原因是低通风速率氧气的供应不足, 有机氮矿化受到了抑制, 从而导致堆体内的 NH₄⁺-N 浓度较低, 而高通风速率会造成堆体内部更大的气压和更充足的氧气, 促进了 NH₄⁺-N 以 NH₃ 的形式逸散^[34] 和向 NO_x⁻-N 的转化。总而言之, V2 处理组由于提供了充足的 O₂ 和合适的内部气压, 其 NH₄⁺-N 浓度最高, 保氮效果最佳。

种子发芽指数(GI) 可以表征堆肥的腐熟程度, 反映堆肥产物对植物的毒害作用, 是评价堆肥产品质量最终且最具有说服力的指标^[35]。从 GI 变化趋势图(图 7(f)) 观察到, 4 个处理组的 GI 均呈现先升高、后降低和再升高的变化趋势。各处理组在第 4 d 的 GI 都有不同程度的下降, 主要是因为此时堆体内产生了有机酸、醛和氨气, 对种子发芽造成了抑制作用^[36]。在第 5 d 翻堆后, 4 个处理组的 GI 一路直升, 直至第 15 d 堆肥结束时, 达到最大值, 分别为 64.09%、97.26%、72.95% 和 66.07%, 其中, 只有 V2 和 V3 处理组达

到了生物质腐植酸有机肥料行业标准^[37]中关于 $GI \geq 70\%$ 的要求。

3 结论

1) 微小型堆体自发产热较少, 热量容易散失, 导致高温期相对较短, 可在高温中后期适当降低通风速率, 或提高环境温度, 以减少堆体的热量损失。

2) 4 个处理组尾气中 CH_4 和 N_2O 体积分数差异较大, CH_4 和 N_2O 体积分数随着通风速率的增大而减小, 但累积排放量差异不明显, 且均处于较低水平, 更高的通风速率并没有进一步减少 CH_4 和 N_2O 累积排放量。

3) $0.050 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ 的通风速率既能确保该微小型密闭好氧堆肥过程中微生物对 O_2 的需求, 又能减少堆体热量的损失, 产生的污染气体量也相对较少, 所得的堆肥产品质量最佳, 可用于后续 CELSS 内的植物栽培。

参考文献

- [1] GUO S S, TANG Y K, ZHU J T, et al. Development of a CELSS experimental facility[J]. *Advances in Space Research*, 2008, 41(5): 725-729.
- [2] ZHANG N, LI J L, LUO J, et al. Wheat cultivation and nutrient control for the 180-day CELSS integrated experiment[J]. *Life Sciences in Space Research*, 2020, 26: 46-54.
- [3] CIURANS C, BAZMOHAMMADI N, POUGHON L, et al. Hierarchically controlled ecological life support systems[J]. *Computers & Chemical Engineering*, 2022, 157: 107625.
- [4] 张秧, 艾为党, 冯海艳, 等. 小麦秸秆好氧堆肥过程中微生物多样性与优势菌群分析[J]. *农业工程学报*, 2021, 37(11): 206-212.
- [5] 张海霞, 李爱民, 鞠茂伟. 小型好氧堆肥设备处理有机垃圾[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(5): 1939-1944.
- [6] 聂二旗, 郑国砥, 高定, 等. 适量通风显著降低鸡粪好氧堆肥过程中氮素损失[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, 25(10): 1773-1780.
- [7] PENG L J, TANG R L, WANG G Y, et al. Effect of aeration rate, aeration pattern, and turning frequency on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2023, 29: 102997.
- [8] ZHANG L X, GAO X Z, SHI T, et al. Regulating aeration intensity to simultaneously improve humification and mitigate gaseous emissions in food waste digestate composting: Performance and bacterial dynamics[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 889: 164239.
- [9] WIGNARAJAH K, LITWILL E, FISHER J, et al. Simulated human feces for testing human waste processing technologies in space systems[J]. *SAE Technical Paper Series*, 2006, 115: 424-429.
- [10] 张相锋, 王洪涛, 周辉宇, 等. 花卉秸秆和牛粪联合堆肥的中试研究[J]. *环境科学学报*, 2003(3): 360-364.
- [11] 陈维. 探究温度对酵母菌种群数量的影响[J]. *生物学通报*, 2008, 43(12): 46-48.
- [12] 陈文旭, 刘逸飞, 蒋思楠, 等. 微生物菌剂对厨余垃圾堆肥温室气体减排的影响[J]. *农业工程学报*, 2022, 38(23): 181-187.
- [13] 孔建松, 郑玉琪, 陈同斌. 好氧堆肥过程中的氧气变化及其监测[J]. *生态环境*, 2003, 12(2): 237-239.
- [14] 陈是史, 袁京, 李国学, 等. 过磷酸钙和双氰胺联用减少污泥堆肥温室气体及 NH_3 排放[J]. *农业工程学报*, 2017, 33(6): 199-206.
- [15] 徐智, 张琴, 张陇利, 等. 强制好氧堆肥不同阶段氧气浓度变化及其与腐熟指标关系[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(1): 189-193.
- [16] 李翔. 电场促进好氧堆肥腐熟与减少 N_2O 排放机理研究[D]. 福建农林大学, 2020.
- [17] CHEN H Y, AWASTHI S K, LIU T, et al. Effects of microbial culture and chicken manure biochar on compost maturity and greenhouse gas emissions during chicken manure composting[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 389: 121908.
- [18] ZHANG B X, XU Z C, JIANG T, et al. Gaseous emission and maturity in composting of livestock manure and tobacco wastes: Effects of aeration intensities and mitigation by physiochemical additives[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2020, 19.
- [19] 苟久兰, 罗文海, 袁京, 等. 通风速率对鸡粪-烟末联合堆肥腐熟度和污染气体排放的影响[J]. *西南农业学报*, 2021, 34(4): 872-879.
- [20] SANTOS A, BUSTAMANTE M A, TORTOSA G, et al. Gaseous emissions and process development during composting of pig slurry: the influence of the proportion of cotton gin waste[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 112: 81-90.
- [21] CAO Y B, WANG X, MISSELBROOK T, et al. Quantification of N and C cycling during aerobic composting, including automated direct measurement of N_2 , N_2O , NO, NH_3 , CO_2 and CH_4 emissions[J]. *Science of The Total Environment*, 2023, 857(2): 159177.
- [22] HAN Z L, SUN D Z, WANG H, et al. Effects of ambient temperature and aeration frequency on emissions of ammonia and greenhouse gases from a sewage sludge aerobic composting plant[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 270: 457-466.
- [23] 吴伟祥, 李丽劼, 吕豪豪, 等. 畜禽粪便好氧堆肥过程氧化亚氮排放机制[J]. *应用生态学报*, 2012, 23(6): 1704-1712.
- [24] JIANG T, LI G X, TANG Q, et al. Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during composting of pig feces in pilot scale[J]. *Journal of Environmental Science*, 2015, 31: 124-132.
- [25] 常远, 李若琪, 李珺, 等. 好氧堆肥腐殖酸形成机制及促腐调控技术概述[J]. *中国环境科学*, 2023: 1-17.
- [26] 蔡涵冰, 冯雯雯, 董永华, 等. 畜禽粪便和桃树枝工业化堆肥过程中微生物群演替及其与环境因子的关系[J]. *环境科学*, 2020, 41(2): 997-1004.
- [27] 李荣华, 张广杰, 秦睿, 等. 添加钝化剂对猪粪好氧堆肥过程中理化特性的影响[J]. *环境科学学报*, 2012, 32(10): 2591-2599.
- [28] WANG Y M, TANG Y, LI M Y, et al. Aeration rate improves the compost quality of food waste and promotes the decomposition of toxic materials in leachate by changing the bacterial community[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 340: 125716.
- [29] GARCÍA C, HERNÁNDEZ T, COSTA F. Study on water extract of sewage sludge composts[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1991, 37: 399-408.
- [30] 代静玉, 周江敏, 秦淑平. 几种有机物料分解过程中溶解性有机物质化学成分的变化[J]. *土壤通报*, 2004(6): 724-727.

- [31] 李思雨. 市政污泥好氧堆肥氮素转化及氨气控制研究[D]. 河北工程大学, 2022.
- [32] 杨慧珍. 碳氮比对好氧堆肥过程中有机碳转化的影响机制研究[D]. 甘肃农业大学, 2022.
- [33] 刘宁, 周嘉良, 马双双, 等. 生物炭对鸡粪好氧堆肥主要氮素形态含量影响与保氮机制[J]. 农业机械学报, 2016, 47(12): 233-239.
- [34] 秦维, 蒋心茹, 刘明刚, 等. 辅料配比及通风速率对污泥气流膜堆肥过程氮素迁移的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1357-1367.
- [35] 杨新, 杨双全, 陈莉, 等. 以酒糟为基质的高温型生物有机肥复合发酵菌剂的制备[J]. 食品与发酵工业, 2019, 45(9): 242-249.
- [36] 宋宪强, 刘志聪, 杨宗彦. 固体废弃物高温好氧堆肥过程中重金属稳定化研究[J]. 城市地理, 2016(20): 67-67.
- [37] 中华人民共和国工业和信息化部. 生物质腐植酸有机肥料: HG/T 6082-2022[S]. 北京: 化学工业出版社, 2022.

(责任编辑: 金曙光)

Effects of ventilation on miniature and closed aerobic composting process

WANG Zhen^{1,2}, AI Weidang^{2,*}, TIAN Kaixun¹, ZHAO Ziyuan², WU Hao², ZHANG Liangchang²

1. Xiangtan University College of Environment and Resources, Xiangtan 411105, China; 2. National Key Laboratory of Human Factors Engineering, China Astronaut Research and Training Center, Beijing 100094, China

*Corresponding author, E-mail: aiwd@163.com

Abstract In this study, the operating conditions of miniature closed aerobic composting device suitable for long-term manned space mission in the future planet base were explored. The effects of four ventilation rates on composting process were investigated by taking the mixture of wheat straw and simulated human excrement as the experimental materials. The results showed that the high temperature periods of 0.025, 0.050, 0.075 and 0.100 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ were maintained for 125, 125, 43 and 24 hours, respectively. CH_4 and N_2O were mainly produced in the initial stage of composting, and the cumulative emissions of 0.100 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ treatment group were the highest, which were 296.50 and 169.16 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ respectively. The test results of ammonium nitrogen of the pile revealed that, the treatment group with 0.050 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$ had the highest content and the best effect of nitrogen retention. The GI of the four groups were 64.09%, 97.26%, 72.95% and 66.07% respectively. Based on the comprehensive analysis of various indicators, it was concluded that the ventilation rate of the miniature closed aerobic composting device suitable for the future mission of Star Base should be set to 0.050 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{min})^{-1}$. That ventilation rate can not only ensure the oxygen demand of microorganisms in the composting process, but also reduce the heat loss, resulting less pollution gas, and the best-quality composts.

Keywords manned space flight; aerobic composting; ventilation rate; wheat straw