

不同氮源对芦苇好氧堆肥中温室气体排放及碳氮损失的影响

梁玉伟, 张世文*, 胡睿鑫, 郭丹丹, 陈方可, 胡含秀

(安徽理工大学地球与环境学院, 安徽 淮南 232001)

摘要: 外源氮添加下的芦苇秸秆好氧堆肥是芦苇资源化利用的重要途径。秸秆好氧堆肥温室气体排放及碳氮损失量主要受含氮底物类型、底物碳氮比及附加投入品的影响。为了探究不同氮源对芦苇好氧堆肥过程中温室气体排放和碳氮损失情况, 以芦苇为原料进行 40 d 的好氧堆肥试验, 设置两个处理: 添加尿素 (A) 和添加黑麦草 (B), 采用静态箱-气相色谱法测定 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 浓度, 同时利用传统的化学分析法测定堆肥过程中的理化指标。结果表明: (1) A、B 处理的碳素损失分别占初始总碳的 46.85% ~ 47.03%、46.62% ~ 46.78%; 氮素损失分别占初始总氮的 9.81% ~ 13.23%、8.92% ~ 10.62%。黑麦草处理的 CO_2 -C 损失比尿素处理显著增加 5.41% ~ 8.38%; 两个处理以 CH_4 -C 损失占总碳损失均不超过 0.01%; 尿素处理的 N_2O -N 损失比黑麦草处理显著增加了 24.11% ~ 30.93%。尿素处理的 NH_3 -N 损失比黑麦草处理显著增加了 10.42% ~ 27.63%。(2) 理化指标与 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、 NH_3 的排放通量存在一定相关性。温度和总有机碳与 CO_2 、 CH_4 和 NH_3 排放呈正相关; 碳氮比 (C/N) 与 CO_2 和 CH_4 排放呈正相关; NO_3^- -N 与 CO_2 和 CH_4 排放呈负相关, 但与 N_2O 排放呈显著正相关。冗余分析结果表明, NO_3^- -N 和 C/N 对 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、 NH_3 排放的影响最大。(3) 无论哪种模式, 3 种温室气体累积排放量均为 CO_2 最大, CH_4 最小。(4) 不同氮源温室气体和 NH_3 的排放特征不同, 添加黑麦草使 CO_2 和 CH_4 累积排放量分别增加了 9.64% 和 0.23%, N_2O 累积排放量减少了 28.76%, 总温室气体排放当量增加了 48.48 $\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 。研究表明, 黑麦草处理碳素损失和氮素损失更小, 尿素处理在总温室气体减排方面效果更佳。结合两个处理的种子发芽指数来看, 推荐黑麦草作为氮源与芦苇好氧堆肥。

关键词: 芦苇; 氮源; 黑麦草; 堆肥; 温室气体; 碳氮损失

巢湖位于长江中下游, 是中国第五大淡水湖, 流域面积为 780 km^2 , 流域内平均植被覆盖度为 75%^[1]。据统计, 巢湖共有水生植物 50 种, 其中挺水植物所占比例最大, 有 24 种^[2]。挺水植物分布面积较广的优势群落有芦苇群落、牛毛毡群落、碎米莎草群落等, 优势群落每年产生了大量的生物质资源, 刈割后大量的挺水植物有迫切的处理处置需求^[2]。

芦苇作为一种多木质纤维素生物质, 具有较好的理化性状, 是一种很好的好氧发酵原材料^[3]。随着近年来其他经济类作物的发展, 芦苇制品市场锐减, 大量的芦苇被直接焚烧或者废置^[4]。黑麦草同为湿地生态系统中常见的植物, 目前大部分湿地生

长的黑麦草因营养成分不足和杂质含量较高而达不到饲用标准, 存在被随意堆放或焚烧的现象, 造成了资源浪费和环境污染等问题^[5]。如果利用黑麦草作为氮源与芦苇进行好氧堆肥, 则可以利用黑麦草调节水分的同时提供氮源以达到好氧堆肥要求, 实现湿地植物“互补型”资源化利用。

氮源是好氧发酵的核心要素之一, 无机氮源更易被微生物利用, 有机氮源更有利于持续被微生物利用^[6]。芦苇质地较硬, 木质纤维素含量较高^[7], 碳氮比 (C/N) 为 (40 ~ 70) : 1, 正常好氧堆肥的 C/N 为 (25 ~ 30) : 1, 为使好氧堆肥顺利进行, 需添加一些含氮丰富的有机物或无机物来调节碳氮比^[8]。目前已有的好氧堆肥研究中常用氮源为尿素、动物粪便和沼液等^[9-12]。以畜禽粪便作为氮源存在着重金属、抗生素等环境风险因素^[13]; 以尿素作为氮源存在以氨气形式挥发的氮损失较高的问题^[14]。近年来, 绿肥类植物被证明能替代部分氮肥增加土壤养分、作物产量和提升土壤质量^[15], 其在低碳农业中受到持续关注。谈光野等^[15]在

收稿日期: 2024-04-26; 录用日期: 2024-06-01

基金项目: 长三角典型流域多源有机固废集约化处置集成示范 (SQ2020YFC190126)。

作者简介: 梁玉伟 (1998-), 在读硕士, 主要研究方向为有机固废资源化利用。E-mail: hlyw123456@163.com。

通讯作者: 张世文, E-mail: shwzhang@aust.edu.cn。

探究槐豆和黑麦草绿肥残体还田时发现,绿肥残体还田会增加 CO_2 和 N_2O 排放,降低土壤对 CH_4 的吸收,应选择较低比例还田。黄瑶等^[16]将紫云英-油菜混播还田与化肥减氮相结合发现,减氮 20%~40% 和“紫云英×油菜”混播还田可实现低碳稳产的目的。尹春江等^[17]发现,以绿肥为碳源的强还原土壤灭菌(RSD)方法是改善土壤健康的有效修复措施。Lyu等^[18]研究发现,全绿肥覆盖(NTG)免耕通过增强土壤团聚体中的矿物氮和增加 *nos Z* 基因的丰度,有效地减少了 N_2O 排放。Wang等^[19]研究表明,小麦收获后绿肥复种条件下氮肥减量 20% 可减轻干旱地区玉米田的碳排放。研究还发现,绿肥全量替代化肥在保障水稻产量、地上部氮素累积量和氮肥回收利用率的同时,显著减少稻田 NH_3 挥发和 N_2O 排放^[20-21]。有研究人员发现,黑麦草腐解及其氮素释放表现为前期慢、后期快^[22],相比于尿素作为氮源的芦苇堆肥,以黑麦草为氮源可能会减少氮素损失。有学者指出了目前绿肥利用方式单一、直接经济效益不高等问题,亟须开展绿肥增值增效研究,增加绿肥应用多样化研究^[23]。本研究选取湿地常见植物芦苇,将尿素和黑麦草分别与芦苇好氧堆肥,探究不同氮源对芦苇好氧堆肥 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 和 NH_3 排放以及碳素、氮素留存的影响,为湿地水生植物“互补型”资源化利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

两种供试植物均取自巢湖湿地,5月收割,两种植物只收割地上部分;尿素来自实验室药品中心;微生物菌剂购自河南中科化工生物科技有限公司。原料基本理化性质如表1所示。

表1 堆肥原料基本理化性质

项目	含水率(%)	总有机碳(%)	全氮(%)	pH
芦苇	71.48	51.56	0.87	7.11
黑麦草	68.45	52.13	2.96	6.47
尿素	—	—	46	7.00

注:含水率、pH 基于湿基质量;总有机质、全氮基于干基质量。

1.2 试验设计

试验于2023年7月22日至8月30日在校外试验帐篷内进行,室内温度 25~40℃,堆肥装置

为 20 L 的聚乙烯发酵桶,桶高 37 cm,上口直径 30 cm,下口直径 26 cm。堆肥设置两个处理,分别是 A 处理: 1.5 kg 芦苇+26.41 g 尿素; B 处理: 0.9 kg 芦苇+0.6 kg 黑麦草,两个处理组的 C/N 均为 30:1,添加去离子水调节堆料初始含水率为 60% 左右;每组 3 个重复。本试验发酵菌剂主要由枯草芽孢杆菌、放线菌、酵母菌、丝状真菌、米曲菌等多种有益菌复合而成,固体菌剂与红糖和水按照 1:3:10 的比例培养成原菌液,将原菌液与蒸馏水按 1:10 稀释后即可得到所需菌液,菌液按照堆体质量的 0.5% 添加^[24]。

1.3 堆肥样品采集

堆肥开始后,分别在第 0、5、12、19、26、33、40 d 翻堆取样,将样品分为 2 份,一份进行风干、研磨,用于测定全氮、有机碳、有机质,另一份保存于 4℃ 冰箱,用于含水率、pH、电导率、铵态氮、硝态氮组分的测定。

温室气体 (CO_2 、 CH_4 、 N_2O) 排放通量和累积排放量:第 0 d 早上开始堆肥,从第 2 d 开始采气,每 2 d 采一次,采集堆肥前 30 d 的温室气体。采用静态箱-气相色谱法采集和测定气体样品^[25]。箱体是透明聚乙烯材质,为圆柱体,直径 0.20 m、高 0.30 m。分别于盖上采集箱后第 0、5、10、15 min 在采气箱侧面居中位置,用针筒抽气 20 mL,转移至 30 mL 铝箔气样袋。利用气相色谱仪 (Agilent 7890B) 测定气样中 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 的浓度并计算 3 种气体的排放通量。在测定温室气体的同时,将盛有 2% 硼酸的烧杯 (250 mL) 置于静态箱内吸收氨气,观察颜色变化并记录时间。吸收结束后,立即将烧杯用封口膜封口,尽快用稀硫酸溶液 ($0.05 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 进行滴定分析,计算 NH_3 的排放通量^[26]。 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 排放累积量:将相邻 2 次的气体排放通量均值乘以相邻 2 次采样的时间间隔,即某一时间段的气体累积排放量,再依次相加各时间段的气体累积排放量,得到 30 d 的累积排放量。

1.4 指标测定

堆体温度:在堆肥过程中,每天检测 2 次 (10:00 和 16:00) 温度,取 2 次测量的平均值。含水率:称取 5 g 新鲜样品在 105℃ 条件下烘干至恒重,在干燥皿中冷却至室温后再称质量,根据样品烘干前后质量计算含水率^[24]。种子发芽指数参考《有机肥料》(NY 525-2021) 中所述的方法测

定^[27]。pH与电导率：堆肥鲜样1g与超纯水10mL混合浸提，200 r·min⁻¹水平振荡2h，离心后取上清液，采用雷磁便携式电导仪和雷磁便携式pH计测定^[24]。铵态氮(NH₄⁺-N)：用1 mol·L⁻¹ KCl浸提新鲜肥样，按照《水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法》(HJ 535—2009)的方法对浸提液中的铵根离子进行测定。硝态氮(NO₃⁻-N)：用1 mol·L⁻¹的KCl浸提新鲜肥样，按照《水质 硝酸盐氮的测定 酚二磺酸分光光度法》(GB 7480—1987)的方法进行测定。有机质：灼烧减量法测定。总碳和总氮采用元素分析仪(Thermo Fisher)测定^[10]。总腐植酸采用焦磷酸钠浸提-重铬酸钾容量法进行测定^[11]。堆肥产生的温室气体(CO₂、CH₄和N₂O)通过安装有火焰电离检测器、电子捕获检测器的气相色谱仪(SP-3420A)进行测定^[25]。

1.5 数据处理与分析

根据元素平衡法计算堆肥过程中碳、氮元素平衡，定量计算堆肥过程中不同碳、氮化合物的百分含量。

总碳、总氮损失率按照下式计算^[10]：

$$X = \frac{(C_0 \times M_0 - C_1 \times M_1) \times 100}{C_0 \times M_0}$$

式中， X 为堆肥总碳、总氮损失率(%)； C_0 、 C_1 分别表示堆肥初始和结束时的总碳、总氮质量分数(g·kg⁻¹)； M_0 、 M_1 分别表示堆肥初始和结束时的物料干重(kg)。

数据为3次重复的平均值，采用Excel 2021进行数据分析，利用SPSS 27.0在Duncan(SSR)进行相关性分析，使用Origin 2021和Canoco 5作图。

2 结果与分析

2.1 堆肥过程中温度、pH、电导率、含水率和种子发芽指数的变化

两个处理组堆体温度总体历经升温、高温和降温腐熟3个阶段(图1a)，总体变化趋势相似但各阶段温度变化不同，堆肥初期，A处理堆体升温较快，且最高温度大于B处理。A和B两个处理分别第3和5d进入高温期(>55℃)，A处理高温期维持了5d，B处理高温期维持了8d。高温期后两个处理都经历了短暂的二次升温过程，进行了二次发酵^[24]。35d以后两个处理

堆体温度接近环境温度，说明好氧堆肥发酵过程结束。

B处理的pH初始值大于A处理(图1b)，两个处理前5d存在显著性差异($P<0.05$)。两个处理pH都呈现先升高再降低的变化趋势。两个处理的pH前12d变化幅度较大，B处理的最高值更大，两个处理在第19d达到最高值，尿素处理显著高于黑麦草处理($P<0.05$)，之后开始下降并最终趋于稳定，最后都呈现弱碱性。

两个处理电导率整体呈先缓慢上升再快速下降的趋势(图1c)。堆肥初期电导率缓慢上升，在第26d达到峰值($P<0.05$)，此时已进入降温腐熟期，第26d快速下降，至堆肥结束时，A、B处理的电导率已降至3.11、2.75 mS·cm⁻¹，黑麦草处理19~40d的下降幅度显著大于尿素处理($P<0.001$)。堆体含水率变化如图1d所示，堆肥开始至结束期间，堆体的水分持续下降，升温期和高温期下降速度较快，B处理含水率下降幅度大于A处理，堆肥结束时两个处理组含水率维持在33%和24%。在整个堆肥期间，两个处理达到显著差异水平($P<0.05$)。两个处理40d堆肥发酵后的种子发芽指数分别为80.4%和115.37%，均满足农业行业标准《有机肥料》(NY 525—2021)对发芽指数的要求(>70%)，但B处理的发芽指数比A处理高出34.97%($P<0.001$)。

2.2 碳素的变化及CO₂、CH₄排放情况

2.2.1 碳素变化

堆肥过程中总有机碳含量整体呈下降趋势(图2a)。B处理初始总有机碳大于A处理，在堆肥开始的0~19d，两个处理的总有机碳降幅明显，堆肥前26d，A、B处理差异显著($P<0.001$)，B处理的有机质降解更多。主要是易降解含碳有机物最先被利用，有机质下降的速度较快；随着时间的推移，易降解有机质消耗殆尽，纤维素和木质素等有机物开始被利用；堆肥26~40d，有机质降解缓慢，两个处理差异不显著($P>0.05$)。

堆肥过程中腐植酸的变化如图2b，两个处理均呈“波动上升”的变化趋势。两个处理堆体腐植酸从堆肥开始的130和125 mg·kg⁻¹增加到第40d的198和223 mg·kg⁻¹，变化幅度大于30%，两个处理间差异显著($P<0.001$)。

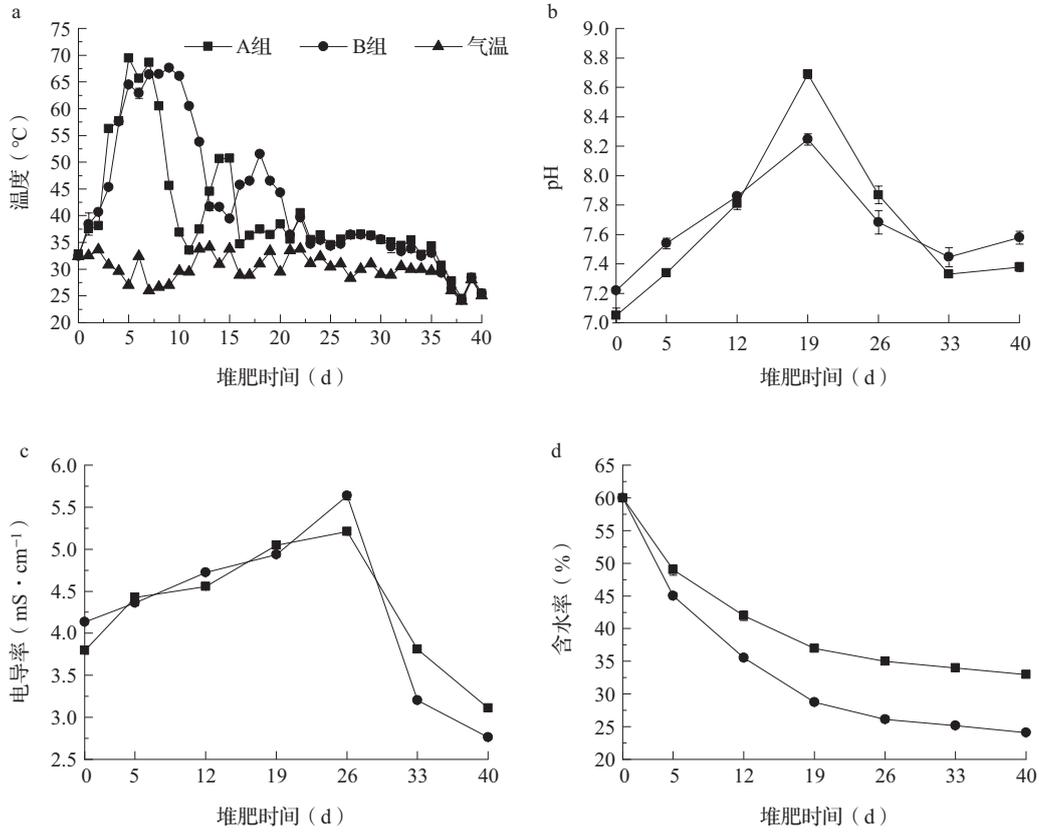


图1 堆肥期间温度、pH、电导率、含水率变化

本试验两个处理的 C/N 变化趋势相似，均为先上升后下降（图 2c）。堆肥前 26 d，A 处理下降幅度显著大于 B 处理 ($P < 0.05$)。26 ~ 40 d，两个处理持续下降，但差异不显著 ($P > 0.05$)。堆肥结束时，A、B 两个处理组 C/N 分别为 18.31 和 17.96。

2.2.2 CO₂、CH₄ 排放通量和累积排放量

A 处理 CO₂ 排放通量在第 6 d 达到峰值 902.93 mg · kg⁻¹ · h⁻¹（图 3a），此时 A 处理的排放通量显著大于 B 处理 ($P < 0.001$)。B 处理在第 8 d 达到峰值 901.90 mg · kg⁻¹ · h⁻¹，比 A 处理延迟 2 d 达到峰值。两个试验组 CO₂ 在前 20 d 的累积排放量相差

不大 ($P > 0.05$)（图 3b），22 ~ 40 d，B 处理排放通量显著大于 A 处理 ($P < 0.001$)，B 处理累积排放量与 A 处理拉开差距。堆肥结束时，B 处理 CO₂ 累积排放量较 A 处理增加了 51873.41 mg · kg⁻¹，两个处理 CO₂ 累积排放量差异显著 ($P < 0.05$)。

整个堆肥过程中，两个处理 CH₄ 的排放通量都很低（图 3c），且主要集中在高温期排放，总体呈先急剧上升再缓慢下降的变化趋势。两个处理在第 4 d 出现 CH₄ 排放通量峰值，均不超过 0.01 mg · kg⁻¹ · h⁻¹ ($P > 0.05$)。峰值过后，CH₄ 排放通量开始下降，至第 22 d，两个处理的 CH₄ 排放

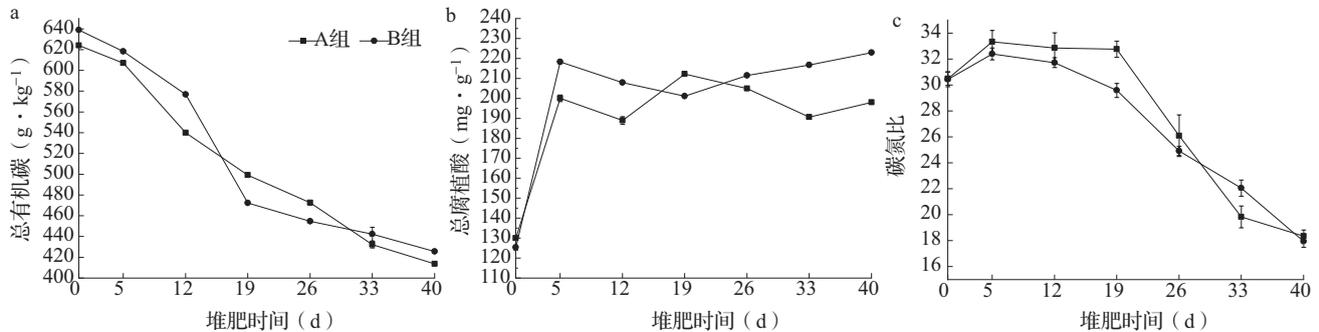


图2 堆肥期间有机质、总腐植酸和碳氮比的变化

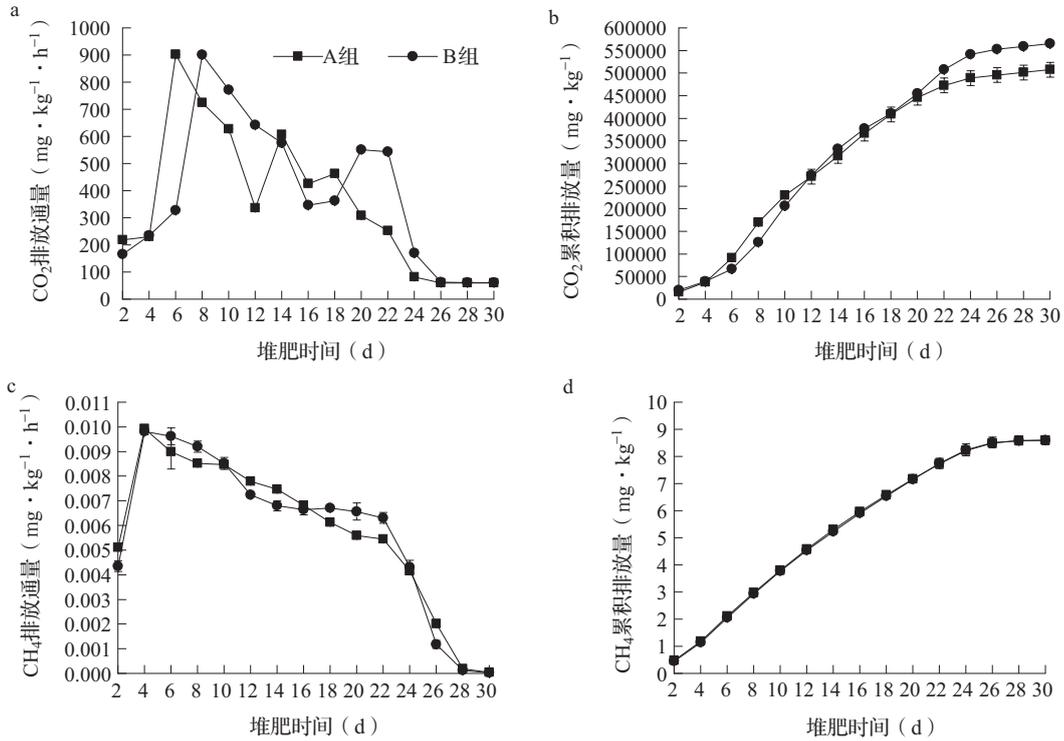


图3 堆肥期间 CO₂ 和 CH₄ 排放通量和累积排放量

通量急速下降, 第 28 d 以后, 两个处理的 CH₄ 排放通量趋于 0。至堆肥结束, 两个处理的 CH₄ 累积排放量相差不大 (图 3d)。总体上, 两个处理 CH₄ 累积排放量差异不显著 ($P>0.05$)。

2.3 氮素的变化及 N₂O 排放情况

2.3.1 全氮、铵态氮和硝态氮的变化

A 和 B 处理初始全氮含量分别为 20.80 和 21.30 g·kg⁻¹, 两个处理全氮变化趋势相似, 整体呈现先下降后升高的变化趋势 (图 4a)。堆肥前 12 d, 堆体处于高温期, 大量有机氮被降解, 堆体全氮含量迅速下降, A 处理的下降幅度显著大于 B 处理 ($P<0.05$), 可能是因为尿素在高温期的氨挥发更

多, 导致全氮下降更大。第 19 d 出现转折点, 全氮开始由降转升, 33 d 以后, 全氮含量超过初始值, 至堆肥结束时, 两个处理的全氮含量较初始分别增加了 8.46% 和 11.17%。堆肥结束时, 两个处理全氮差异不显著 ($P>0.05$)。

堆肥过程中堆体 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量变化如图 4b、c 所示, A、B 处理 NH₄⁺-N 与全氮呈相反的变化趋势, 整体呈“山峰”型。堆肥前 5 d, 两个处理 NH₄⁺-N 含量迅速上升, A 处理增加量显著大于 B 处理 ($P<0.001$); NH₄⁺-N 部分转化成 NO₃⁻-N, 部分转化成 NH₃ 和 N₂O; 第 19 d 以后, NH₄⁺-N 迅速下降并恢复到初始水平, 堆肥

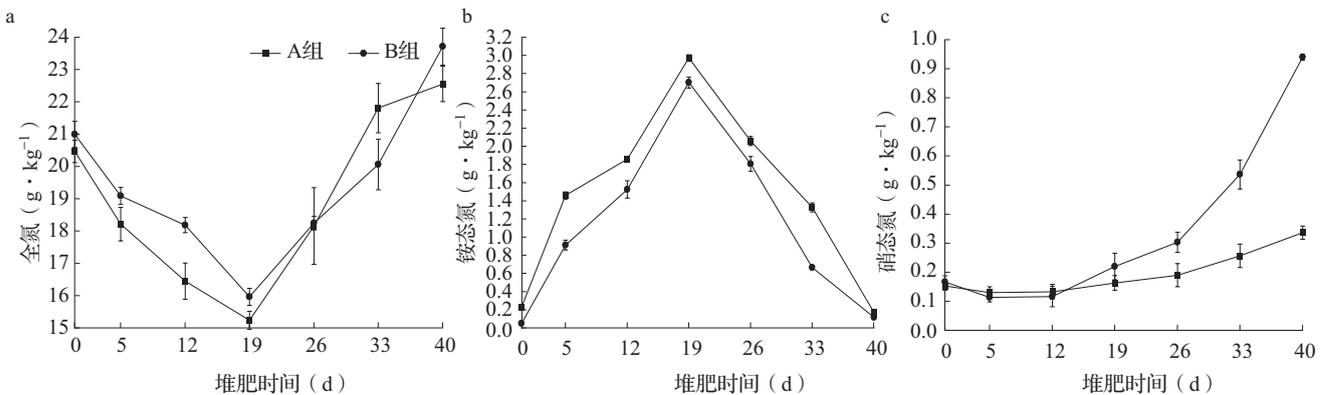


图4 堆肥期间全氮、铵态氮、硝态氮含量变化

结束时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量分别为 0.17 和 0.11 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。两个处理的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 整体呈上升趋势, 前期上升缓慢, 19 d 以后迅速上升。26 d 以后, B 处理上升幅度显著大于 A 处理 ($P < 0.001$), 两个处理最终的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量分别为 0.93 和 0.35 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.3.2 NH_3 和 N_2O 排放通量和累积排放量

NH_3 挥发主要在堆肥的升温期 and 高温期 (图 5a), 整体呈“M”形。A 处理的 NH_3 排放通量整体大于 B 处理。两个处理第一次峰值出现在堆肥第 6 d, 峰值分别为 11.56 和 9.81 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, A 处理的峰值显著高于 B 处理 ($P < 0.001$)。第二次峰值出现在第 10 d, 峰值分别为 7.98 和 5.44 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, A 处理的峰值显著高于 B 处理 ($P < 0.001$)。堆肥进行到第 14 d 时, 两个处理基本不再产生 NH_3 。至堆肥结束时, B 比 A 处理减少了 0.205 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 NH_3 排放 ($P < 0.001$) (图 5b)。

堆肥过程中 N_2O 排放通量和累积排放量如图 5c、d 所示, 堆肥前 8 d, 两个处理的 N_2O 排放通量相差不大, 12 ~ 20 d, A 处理的 N_2O 排放通量显著超过 B 处理 ($P < 0.05$)。综合来看, 本试验的

N_2O 主要集中在堆肥升温期和降温腐熟期排放, 但降温腐熟期排放的 N_2O 大于升温期。与 B 处理相比, A 处理在 24 ~ 30 d 的 N_2O 排放通量显著高于 B 处理 ($P < 0.001$)。堆肥结束时, A 处理 N_2O 的累积排放量更高 ($P < 0.001$)。

2.4 影响堆肥温室气体排放的影响因子分析

通过相关性分析探究影响温室气体排放的影响因子, 图 6a、b 为 3 种温室气体排放通量和影响因素的相关性分析热图。结果表明, CO_2 排放通量与温度和 C/N 呈极显著正相关 ($P < 0.01$)。 CO_2 排放通量与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量呈极显著负相关 ($P < 0.01$)。 CH_4 排放通量与 C/N 和总有机碳含量呈极显著正相关 ($P < 0.001$), 与温度和含水率呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量呈极显著负相关 ($P < 0.001$)。 NH_3 排放通量与温度、含水率和总有机碳呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量呈显著负相关 ($P < 0.05$)。 N_2O 排放通量与 C/N 呈极显著负相关 ($P < 0.001$), 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$)。

A、B 处理的 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、 NH_3 排放通

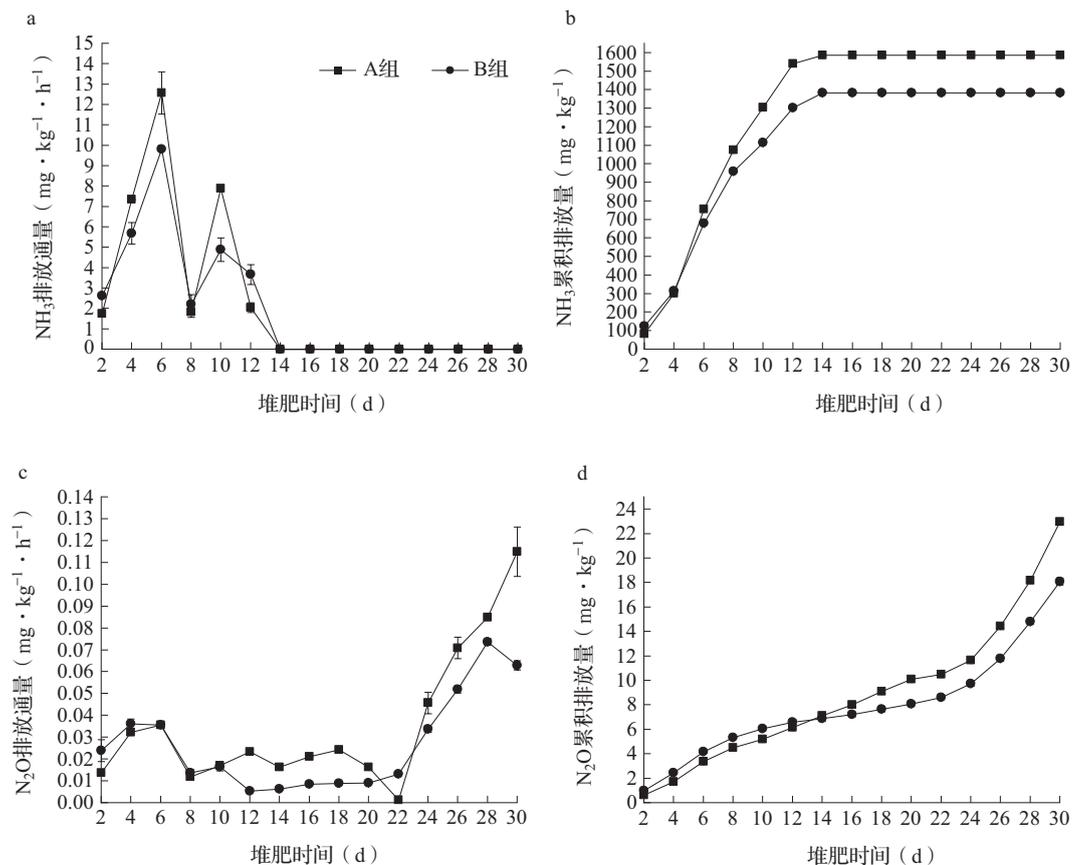


图 5 堆肥期间 NH_3 和 N_2O 排放通量和累积排放量

量和理化指标的冗余分析 (RDA) 结果如图 6c 所示, 各指标间的夹角为锐角时表示呈正相关, 为钝角时表示呈负相关, 为直角时表示无相关性。A 处理 RDA 的两个轴解释说明 CO₂、CH₄、N₂O、NH₃ 排放通量与各理化指标之间差异的 87.85% (图 6c), 其中 NO₃⁻-N 和温度解释率最高, 说明 NO₃⁻-N 含量和温度对 CO₂ 和 CH₄、N₂O、NH₃ 排放的影响较大。B 处理 RDA 的两个轴解释说明 CO₂、CH₄、N₂O、NH₃ 排放通量与各理化指标之间差异的 89.86% (图 6d), 其中解释率由大到小分别是 C/N、全氮、总腐植酸、含水率和电导率。

2.5 堆肥过程中碳素、氮素平衡及温室效应分析

堆肥过程中物料碳、氮元素平衡分析和温室效应分析如表 2 所示。A 处理总碳损失率为 46.85% ~ 47.03%, B 处理的总碳损失率为 46.62% ~ 46.78%, 两个处理间差异显著 ($P < 0.05$)。A 处理的总氮损失率为 9.81% ~ 13.23%, B 处理的总氮损失率为 8.92% ~ 10.62%, 两个处理间无显著差异 ($P > 0.05$)。碳素主要以有机质矿化分解成 CO₂-C

形式损失, 两个处理 CO₂-C 损失分别占总碳损失的 63.67% ~ 67.11% 和 72.05% ~ 72.52%, 两个处理间差异显著 ($P < 0.05$)。因厌氧发酵造成的 CH₄-C 损失占总碳损失的比例较小, 均不超过 0.01%。A 处理 N₂O-N 形式损失占总氮损失的 0.28% ~ 0.41%, B 处理 N₂O-N 损失占总氮损失的 0.20% ~ 0.24%, 两个处理间差异显著 ($P < 0.05$)。A 处理 NH₃ 挥发形式的氮损失占总氮损失的 50.17% ~ 74.40%, B 处理 NH₃ 挥发形式的氮损失占总氮损失的 39.75% ~ 46.77%, 两个处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

堆肥过程中排放的温室气体主要包括 CO₂、CH₄ 和 N₂O^[13]。CO₂ 作为有机质矿化分解的主要产物, 是堆肥过程中主要温室气体之一^[28]。由表 2 可知, 堆肥产生的 3 种温室气体中, CO₂ 的累积排放量最大, 产生的温室效应也最大, 分别占总温室气体排放当量的 98.24% 和 99.11%。由表 2 和图 3、图 5 结果显示, 尿素作为氮源, 减少了堆肥过程中 CO₂ 排放、增加了 N₂O 排放, 因其对 CO₂ 气体的减排幅度大于 N₂O, 所以其温室气体排放当量表现为减排。

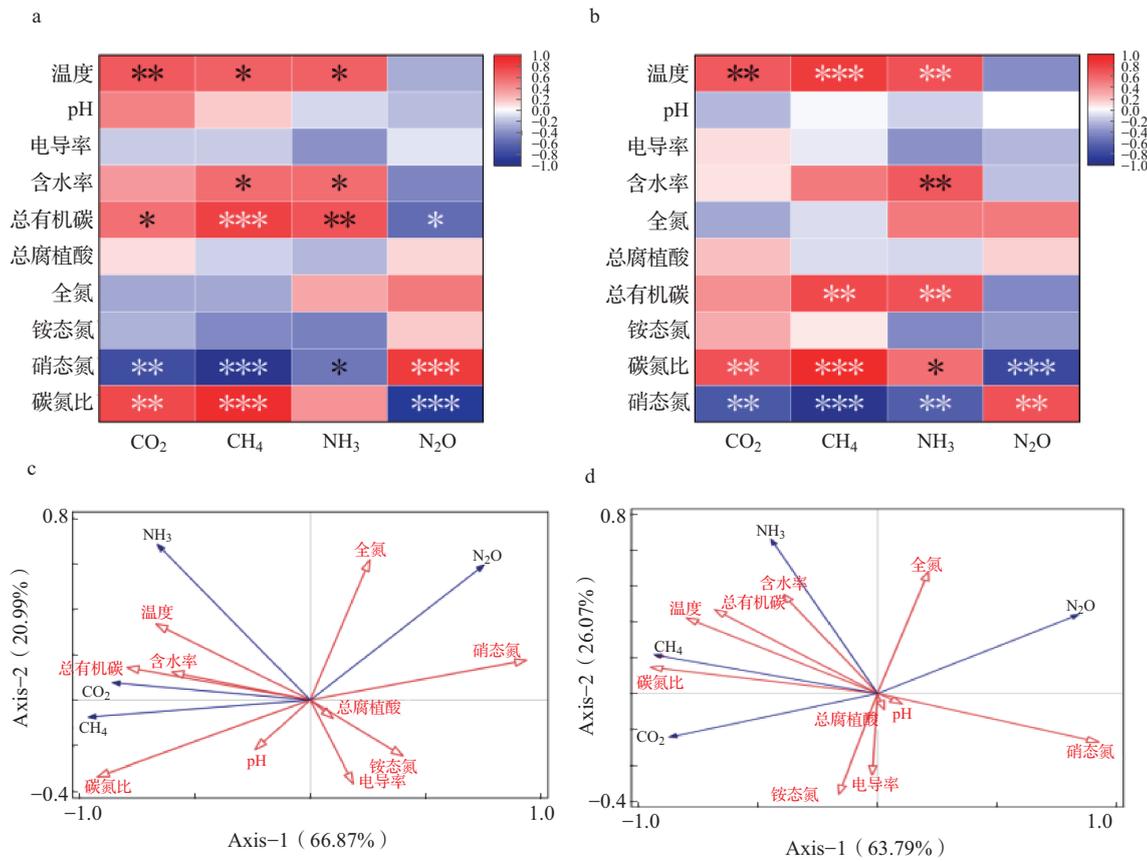


图 6 堆肥期间理化指标和温室气体排放通量的相关性热图及冗余分析

注: * 表示 $P < 0.05$; ** 表示 $P < 0.01$; *** 表示 $P < 0.001$ 。

表2 堆肥过程中碳、氮元素平衡及温室效应分析

处理	碳素平衡 (%)			氮素平衡 (%)			温室气体排放当量 ($\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$)			
	$\text{CO}_2\text{-C}$ 占 总碳损失	$\text{CH}_4\text{-C}$ 占 总碳损失	总碳 损失率	$\text{N}_2\text{O-N}$ 占 总氮损失	$\text{NH}_3\text{-N}$ 占 总氮损失	总氮 损失率	CO_2	N_2O	CH_4	合计
A	$65.90 \pm 1.93\text{b}$	$0.003 \pm 0.00\text{a}$	$46.94 \pm 0.00\text{a}$	$0.36 \pm 0.07\text{a}$	$64.35 \pm 12.63\text{a}$	$11.83 \pm 0.02\text{a}$	548.51	9.58	0.24	558.33
B	$72.24 \pm 0.25\text{a}$	$0.003 \pm 0.00\text{a}$	$46.72 \pm 0.00\text{b}$	$0.21 \pm 0.02\text{b}$	$42.13 \pm 4.02\text{b}$	$9.64 \pm 0.01\text{a}$	601.39	5.18	0.24	606.81

注: 碳素平衡为 CO_2 和 CH_4 累积排放量占总碳损失的百分比; 氮素平衡为 N_2O 累积排放量占总氮损失的百分比。温室气体排放当量值以物料的干基计算; N_2O 和 CH_4 对温室效应的贡献率分别为 CO_2 的 256 和 28 倍^[10]。

3 讨论

3.1 不同氮源对温室气体排放的影响

在整个堆肥期间, 两个处理的温室气体释放以 CO_2 为主, 且主要集中在前 24 d 排放。可以用 CO_2 排放通量的变化来反映有机物降解快慢和腐植酸的生成, 再和堆体温度变化相结合, 可间接了解堆体微生物的代谢活性^[24]。相关性分析显示, CO_2 排放与温度呈显著正相关, 可见, 堆肥过程中温度是影响碳素损失的重要因素。本研究的 CO_2 主要集中在升温期和高温期排放, 添加黑麦草使得高温期 CO_2 排放通量滞后 2 d, 尿素处理组 CO_2 累积排放量小于黑麦草处理组。导致高温期 CO_2 排放通量滞后的原因有两个, 一是添加尿素处理组前期堆体温度升高更快 (图 1a); 二是尿素是一种固体酰胺态氮^[29], 黑麦草中的氮为氨基酸态氮, 酰胺态氮通过脲酶水解为铵态氮供微生物利用, 而氨基酸态氮在酰胺酶和脱氨酶的作用下先转化为酰胺态氮再转化为铵态氮^[30]。二者相比, 尿素的供氮速度更快, 微生物代谢活动增强, 促使 CO_2 排放通量率先到达峰值。导致黑麦草处理组 CO_2 累积排放量高于尿素处理组的主要原因在于黑麦草处理组高温期持续的时间更长, 其降温期堆体含水率小于尿素处理组 (图 1d), 堆体内部通风良好, 有机质降解较多; 尽管尿素处理组堆体提前了 2 d 进入高温期, 但是由于降温期堆体含水率较高, 导致堆体内部透气性差 (图 1d), 蒸发的水分并不能及时被携带出堆体, 而高含水率又会影响微生物活性^[31]。本研究中两个处理的 CH_4 累积排放量较小, 且主要集中在高温期排放, 相关性分析表明, CH_4 排放通量与温度和 C/N 呈显著或极显著正相关, 一方面是因为底物充足有机质降解剧烈, 促进了产甲烷菌的活性; 另一方面是降解有机质时消耗了大量氧气, 堆体内部的厌氧区数量和面积增多, 促进了 CH_4

的排放^[32]。

堆肥过程中 NH_3 的排放受到堆肥物料的初始特性、堆肥过程中的环境参数和堆肥工艺条件的影响, 是由多种因素控制的结果^[33]。尿素处理组在高温期积累的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 更多 (图 4b), 大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的积累不仅提高了肥堆的 pH 值 (图 1b), 也是导致堆肥 NH_3 挥发的直接原因^[34], 使得尿素处理组 NH_3 累积排放量大于黑麦草处理组 (图 5b)。

两个处理 N_2O 排放特征前期较为相似, 后期略有不同 (图 5c); 两个处理的 N_2O 主要集中在堆肥升温期和降温腐熟期排放, 与以往研究结果不同的是, 降温腐熟期排放量大于升温期, 降温腐熟期尿素处理组的 N_2O 累积排放量大于黑麦草处理组 (图 5d)。主要是升温期和高温期堆体内部处于低氧、高温和高氨氮的状态, 抑制了硝化微生物的生长^[35], 使其 N_2O 排放较少。堆肥进入降温腐熟期, 堆体内平均温度下降到 50°C 以下, 氧气平均浓度为 18% ~ 20%, 堆肥环境呈现中温微好氧状况, 堆体内不均一的环境既有利于厌氧反硝化产 N_2O , 也有利于好氧硝化产 N_2O ^[35]。李云等^[26]认为, N_2O 主要来源于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的不完全硝化、厌氧条件下 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的反硝化。本试验中, 两个处理降温腐熟期的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量持续降低, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量较高且持续升高, 相关性分析表明, N_2O 排放与它的直接前期物质 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量呈极显著正相关, 可见, 降温腐熟期堆体内的高 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在局部厌氧条件下产生了较多的 N_2O 。

3.2 不同氮源处理对好氧堆肥碳、氮损失的影响

好氧堆肥的碳素转化过程主要包括矿化和腐殖化前后两个过程, 不可避免会产生 CO_2 和 CH_4 , 不仅加剧了温室效应, 也降低了堆肥产品的农业价值^[36]。本研究中碳素主要以有机质矿化分解成 $\text{CO}_2\text{-C}$ 形式损失, A 和 B 处理的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 损失占总

碳损失的 63.67% ~ 67.11% 和 72.05% ~ 72.52%，说明黑麦草处理组矿化作用更强。本试验结果显示，在整个堆肥过程中，物料中的有机质被不断矿化分解，总有机碳含量持续下降（图 2a），升温期和高温期有机碳下降更为迅速，总腐植酸也快速上升（图 2b），可能是堆体内易降解有机物的快速腐殖化^[36]，邓杰等^[37]认为，堆肥前期腐植酸上升的原因是堆体中有机质组分的降解和腐殖质类物质如醌类和酚类物质的聚集导致的。而腐植酸又分为不易被降解的芳香碳等组分和易被生物降解的不稳定的脂肪族碳等组分^[38]，所以快速上升的腐植酸又因不稳定脂肪族碳的分解而下降，在第 26 d 趋于稳定，达到较稳定的腐殖化（图 2b）。本研究中黑麦草处理组产生的腐植酸更多，虽然产生了较多的 CO₂，但并未增加总体碳损失，说明黑麦草促进堆肥后期的腐殖化过程，有利于腐植酸的留存。另外，黑麦草富含更多营养物质，促进后期矿化产物合成更多的腐殖类物质。

好氧堆肥的氮损失主要是由于氨挥发、转化及无机氮的转化等造成的，其中氨挥发导致的氮素损失占总氮损失的绝大部分^[39]。堆肥升温期和高温期硝化作用被抑制^[40]，NH₄⁺-N 转化为 NO₃⁻-N 受阻，NH₄⁺-N 大量积累^[41]，伴随着 pH 和温度的升高，促使 NH₄⁺-N 转化为 NH₃ 挥发，不仅污染环境，还导致堆肥产品质量降低^[25]。本研究中，尿素处理组高温期堆体的 pH 和 NH₄⁺-N 含量均大于黑麦草处理组（图 1b、图 4b），导致其 NH₃ 挥发量更高（图 5b），氮素损失也更大。与 NH₃ 排放相比，N₂O 排放带来的氮损失较小（图 5d），所以降低芦苇好氧堆肥氮素损失的关键在于控制其高温期 NH₃ 的排放。

4 结论

(1) 堆肥结束时，两个处理的 pH、电导率以及种子发芽指数均符合《有机肥料》(NY 525—2021) 的要求。

(2) 尿素处理的平均碳素和平均氮损失更高。两个处理总碳损失中占比最大的是 CO₂-C，总氮损失中占比最大的是 NH₃-N。黑麦草处理的总温室气体排放当量更高。

(3) 在堆肥过程中 CO₂ 排放与温度、C/N 和总有机碳呈显著正相关；与 NO₃⁻-N 呈显著负相关；CH₄ 排放与 C/N、总有机碳、含水率和温度呈显著

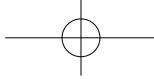
正相关，与 NO₃⁻-N 呈显著负相关；NH₃ 排放与含水率和温度呈显著正相关，与 NO₃⁻-N 呈显著负相关；N₂O 排放与 NO₃⁻-N 呈显著正相关，与 C/N 呈显著负相关。堆体的 C/N 和 NO₃⁻-N 影响温室气体和 NH₃ 排放，NO₃⁻-N 和 C/N 对 CO₂、CH₄、N₂O、NH₃ 排放的影响最大。

(4) 黑麦草作为氮源与芦苇好氧堆肥具有初步可行性，相比于尿素，黑麦草的碳素和氮素损失较小，但存在 CO₂ 排放较高和堆体升温较慢等问题，可以在下一步研究中继续关注。总体来看，芦苇秸秆和黑麦草可以作为一种搭配组合，以 3:2 的质量比进行混合（C/N 为 30:1），材料易得，操作简单，减少运输成本及有机肥购入成本，具有推广价值。

参考文献:

- [1] 王亚琼, 高曼莉, 罗劲松, 等. 2001—2021 年巢湖流域植被覆盖时空变化及驱动分析 [J]. 长江科学院院报, 2024, 41 (6): 58-68.
- [2] 姚晓洁. 巢湖湖滨湿地植物资源及土壤碳储量分布格局 [D]. 合肥: 安徽农业大学, 2023.
- [3] 何云, 马思蓉, 马小俊, 等. 不同比例芦苇草和玉米秸秆全混合发酵日粮品质及体外消化率的研究 [J]. 饲料研究, 2023 (24): 7-12.
- [4] 林童, 唐坤, 葛帅杰, 等. 芦苇秸秆栽培食用菌工艺 [J]. 北方园艺, 2023 (5): 117-122.
- [5] 陈琳, 李晨光, 李锋民, 等. 水生态修复植物资源化利用潜力 [J]. 环境科学与技术, 2022, 45 (S1): 306-314.
- [6] 袁京, 刘燕, 唐若兰, 等. 畜禽粪便堆肥过程中碳氮损失及温室气体排放综述 [J]. 农业环境科学学报, 2021, 40 (11): 2428-2438, 2590.
- [7] Li X Y, Wang M. Chemical characteristics analysis and quality assessment of reed-based spent mushroom substrate [J]. Agronomy, 2023, 13: 898.
- [8] Hu X, Yang Y C, Zhou K, et al. Verification of agricultural cleaner production through rice-duck farming system and two-stage aerobic composting of typical organic waste [J]. Journal of Cleaner Production, 2022 (20): 337.
- [9] Dong S J, Wei Y Y, Yu Q, et al. Inoculating functional bacteria improved the humification process by regulating microbial networks and key genera in straw composting by adding different nitrogen sources [J]. Bioresource Technology, 2023, 393: 130022.
- [10] 王佳妮, 马若男, 唐若兰, 等. 冷凝水回流对堆肥腐熟度和污染气体排放影响 [J]. 中国环境科学, 2023, 43 (1): 234-243.
- [11] 牛明芬, 胡丹丹, 吴天木, 等. 通气策略对不同有机物料腐殖化进程和微生物群落结构的影响 [J]. 生态学杂志,

- 2024, 43 (9): 2737-2749.
- [12] Sun R, Zhu X, Wang C, et al. Effect of NH_4^+ and NO_3^- cooperatively regulated carbon to nitrogen ratio on organic nitrogen fractions during rice straw composting [J]. *Bioresource Technology*, 2024, 395: 130316.
- [13] 李帆, 王静, 武际, 等. 尿素硝酸铵调节碳氮比促进小麦秸秆堆肥腐熟 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, 25 (5): 832-840.
- [14] 薛文涛, 张玲, 孙昊, 等. 草酸不同添加方式对堆肥氮素损失控制效果研究 [J]. *中国土壤与肥料*, 2023 (5): 54-59.
- [15] 谈光野, Ihsan M, 杨彩迪, 等. 怀豆和黑麦草绿肥残体还田对旱地土壤温室气体排放的影响 [J]. *干旱地区农业研究*, 2024, 42 (2): 245-253, 263.
- [16] 黄瑶, 刘宁, 胡启良, 等. “紫云英 × 油菜” 混播还田及减施氮肥对双季稻田温室气体排放的影响 [J]. *核农学报*, 2024, 38 (5): 976-984.
- [17] 尹春江, 刘茂兰, 钟凌芳, 等. 强还原处理和施用有机肥对设施蔬菜土壤微生物群落稳定性的影响 [J]. *应用生态学报*, 2024, 35 (5): 1293-1300.
- [18] Lyu H, Li Y, Wang Y, et al. No-tillage with total green manure mulching: a strategy to lower N_2O emissions [J]. *Field Crops Research*, 2024, 306: 109238.
- [19] Wang P F, Yu A Z, Li Y, et al. Reducing nitrogen application by 20% under the condition of multiple cropping using green manure after wheat harvesting can mitigate carbon emission without sacrificing maize yield in arid areas [J]. *Field Crops Research*, 2024, 306: 109232.
- [20] Wang N, He Y, Zhao K, et al. Greenhouse gas emission characteristics and influencing factors of agricultural waste composting process: a review [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 354: 120337.
- [21] 吴茜虞, 雷宝坤, 徐卓颖, 等. 洱海流域有机肥全量替代化肥满足水稻氮素营养并减少土壤气态活性氮排放 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2024, 30 (2): 252-267.
- [22] 张义宁, 王俊. 绿肥腐解过程及其对旱作农田土壤碳氮和玉米产量的影响 [J]. *生态学杂志*, 2023, 42 (11): 2613-2621.
- [23] 况胜剑, 廖恒, 姚单君, 等. 我国夏季绿肥的种植及利用现状研究进展 [J]. *江苏农业科学*, 2022, 50 (20): 62-68.
- [24] 任胜男, 刘玲, 郭小平, 等. 不同调理剂对2种沉水植物好氧堆肥腐熟效果的影响 [J]. *环境工程学报*, 2021, 15 (11): 3660-3668.
- [25] 李丹, 陈豹, 曹云, 等. 二氧化锰对微好氧堆肥腐熟、温室气体及臭气排放的影响 [J]. *农业工程学报*, 2023, 39 (13): 204-205.
- [26] 李云, 邱慧珍, 张建斌, 等. 添加过磷酸钙和糠醛渣对好氧堆肥过程中氨气排放和氮素转化的影响 [J]. *环境工程学报*, 2021, 15 (12): 3992-4000.
- [27] 张国言, 董元杰, 孙桂阳, 等. 复合菌剂对兔粪堆肥碳氮转化与损失的影响 [J]. *中国农业大学学报*, 2022, 27 (11): 153-165.
- [28] 湛卓越, 贺德春, 姜珊, 等. 鸡粪好氧堆肥过程氨气与温室气体排放特征及协同减排机制 [J]. *农业环境科学学报*, 2023, 42 (11): 2582-2594.
- [29] 麦逸辰, 卜容燕, 韩上, 等. 添加不同外源氮对水稻秸秆腐解和养分释放的影响 [J]. *农业工程学报*, 2021, 37 (22): 210-219.
- [30] 周海琪, 邱慧珍, 杨慧珍, 等. C/N 对好氧堆肥中 NH_3 挥发损失和含氮有机物转化的影响 [J]. *干旱地区农业研究*, 2020, 38 (2): 69-77.
- [31] 李丹阳, 马若男, 亓传仁, 等. 含水率对羊粪堆肥腐熟度及污染气体排放的影响 [J]. *农业工程学报*, 2020, 36 (20): 254-262.
- [32] 刘东, 孙剑平, 王莹莹, 等. 工厂化堆肥温室气体排放和氨气同位素特征 [J]. *应用生态学报*, 2022, 33 (6): 1451-1458.
- [33] 梁晓峰, 王虹, 李玉中, 等. 沼液与园林废弃物共堆肥下的氮素转化及其微生物作用机制 [J]. *应用生态学报*, 2023, 34 (7): 1745-1753.
- [34] 顾沈怡, 钱锟, 詹永冰, 等. 不同添加剂对鸡粪堆肥中氨气和温室气体排放的影响 [J]. *环境生态学*, 2023, 5 (2): 51-60.
- [35] 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.
- [36] 成志远, 邱慧珍, 苏杨琴, 等. 添加剂对堆肥温室气体排放和碳素转化的影响 [J]. *环境科学与技术*, 2023, 46 (9): 167-177.
- [37] 邓杰, 魏雨泉, 王宇蕴, 等. 油脂对餐厨废弃物好氧堆肥腐殖化过程的影响 [J]. *环境工程*, 2024, 42 (6): 111-118.
- [38] 薛兆骏, 彭永臻, 王鹏鹞, 等. 自发热持续高温好氧堆肥碳、氮、腐殖酸变化过程 [J]. *中国环境科学*, 2018, 38 (11): 4094-4098.
- [39] 顾沈怡, 戴海洋, 郭凡婧, 等. 微生物和化学添加剂对畜禽粪便堆肥过程活性氮气体的减排研究 [J]. *生态与农村环境学报*, 2022, 38 (8): 1010-1018.
- [40] 徐雯琦, 王志恒, 王禾田, 等. 不同氮源对秸秆堆沤氮素损失的影响 [J]. *农业工程*, 2022, 12 (11): 51-58.
- [41] 管浩, 王利妍, 金梦灿, 等. 不同形态氮素对黑曲霉降解小麦秸秆的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2022, 41 (10): 2298-2306.



Effects of different nitrogen sources on greenhouse gasses emissions and carbon /nitrogen losses in aerobic composting of reeds

LIANG Yu-wei, ZHANG Shi-wen*, HU Rui-xin, GUO Dan-dan, CHEN Fang-ke, HU Han-xiu (School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan Anhui 232001)

Abstract: Aerobic composting of reed straw with exogenous nitrogen addition is an important way to utilize reed resources. The greenhouse gas emissions and carbon and nitrogen losses of aerobic straw composting are mainly affected by the type of nitrogenous substrate, substrate carbon and nitrogen ratio and additional inputs. In order to investigate the effects of different nitrogen sources on greenhouse gas emissions and carbon and nitrogen losses during aerobic composting of reed, a 40 d aerobic composting test was carried out with reed as the raw material, and two treatments were set up: addition of urea and addition of ryegrass, and the static box-gas chromatography was used to determine the concentrations of CO₂, CH₄ and N₂O, and the traditional chemical analysis was also utilized to determine the physicochemical indicators. The results showed that: (1) The carbon loss in the urea treatment and ryegrass treatment accounted for 46.85%–47.03% and 46.62%–46.78% of the initial total carbon, respectively; the nitrogen loss accounted for 9.81%–13.23% and 8.92%–10.62% of the initial total nitrogen, respectively. CO₂-C loss in the ryegrass treatment was significantly increased by 5.41%–8.38%, compared to the urea treatment; Neither treatment accounted for more than 0.01% of the total carbon loss with CH₄-C loss; N₂O-N loss in the urea treatment was significantly increased by 24.11%–30.93%, compared to the ryegrass treatment. The NH₃-N loss of urea treatment was significantly increased by 10.42%–27.63% than that of ryegrass treatment. (2) Physicochemical indicators were correlated with the emission fluxes of CO₂, CH₄, N₂O and NH₃. Temperature and total organic carbon were positively correlated with CO₂, CH₄ and NH₃ emissions; C/N was positively correlated with CO₂ and CH₄ emissions; NO₃⁻-N was negatively correlated with CO₂ and CH₄ emissions, but significantly positively correlated with N₂O emissions. The results of redundancy analysis showed that NO₃⁻-N and C/N had the greatest influence on CO₂, CH₄, N₂O and NH₃ emissions. (3) Regardless of the model, the cumulative emissions of the three Greenhouse Gases were the largest for CO₂ and the smallest for CH₄. (4) The emission characteristics of greenhouse gases and NH₃ from different nitrogen sources were different. The addition of ryegrass increased the cumulative emissions of CO₂ and CH₄ by 9.64% and 0.23%, respectively, decreased the cumulative emissions of N₂O by 28.76%, and increased the total greenhouse gas emission equivalent by 48.48 kg · t⁻¹. The study showed that the ryegrass treatment had smaller carbon loss and nitrogen loss, and the urea treatment was more effective in terms of total greenhouse gas emission reduction. Combined with the seed germination index of the two treatments, ryegrass was recommended as a nitrogen source with reed aerobic composting.

Key words: reed; nitrogen source; ryegrass; composting; greenhouse gases; carbon and nitrogen losses