

doi: 10.11838/sfsc.1673-6257.23787

有机物料添加对菜地土壤氮素转化和温室气体排放的影响

郭树芳¹, 翟丽梅², 王洪媛², 刘宏斌², 赵宝义¹, 雷宝坤^{1*}

(1. 云南省农业科学院农业环境资源研究所, 云南 昆明 650205; 2. 中国农业科学院
农业资源与农业区划研究所 / 农业农村部面源污染控制重点实验室, 北京 100081)

摘要: 为了探讨菜地土壤氮转化速率及其对不同有机物料添加后的响应特征, 为菜地土壤合理施肥提供科学依据, 以洱海流域典型菜地土壤为研究对象开展室内培养试验 (25℃, 田间持水量的 60%, 5 d), 采用 ¹⁵N 同位素成对标记技术和氮转化速率计算模型研究了土壤无机氮含量变化和氮转化速率及其对秸秆、生物炭和牛粪 3 种有机物料添加的响应。结果表明: (1) 菜地土壤铵态氮和硝态氮含量随培养时间均呈降低趋势, 有机物料添加后降低了土壤无机氮含量。(2) 5 d 培养期间土壤的平均初级氮矿化速率、初级硝化速率、NO₃⁻ 消耗速率和 NH₄⁺ 固定速率分别为 -28.5、-3.93、1.52 和 11.9 mg · kg⁻¹ · d⁻¹。菜地土壤矿化速率和硝化速率均为负值, 土壤以氮的微生物固定为主。(3) 有机物料添加后土壤氮矿化速率增加, 虽然速率仍为负值, 但秸秆添加效果显著。秸秆添加还显著降低了土壤初级硝化速率, 但有机物料添加后 NH₄⁺ 固持速率增加, 特别在秸秆和生物炭添加后显著增加。(4) 秸秆添加显著增加了土壤 N₂O 和 CO₂ 排放量, 生物炭添加有降低土壤 N₂O 和 CO₂ 排放量的趋势但无显著影响, 牛粪添加也无显著的影响。对于洱海流域菜地土壤, 高碳氮比 (C/N) 的有机物料添加能增加氮微生物固定作用, 但随着时间的增加, 有机物料有增加矿化作用趋势, 其中生物炭一定程度上降低了土壤 CO₂ 和 N₂O 排放量, 且增加菜地土壤无机氮含量进而提升其土壤氮供应能力。由此可见, 在洱海流域菜地土壤优化施用高 C/N 的有机物料, 科学施肥, 能维持土壤的供氮能力, 确保菜地土壤的可持续利用, 还可能降低温室气体排放。

关键词: 有机物料; 氮转化速率; 温室气体; 秸秆; 生物炭; 牛粪

中国蔬菜面积占全球蔬菜总产区面积的 45%^[1]。调查数据表明, 中国露地蔬菜平均氮和磷投入量分别是推荐量的 2.7 和 5.9 倍^[2]。高施肥量和土壤背景值高是农田径流氮磷损失的重要因素^[3]。农田土壤 N₂O 排放量占人为排放总量的 60%^[4], 氮肥和有机肥施用是最大的人为源^[5-6], 其引发的 N₂O 排放占我国农田土壤产生的 N₂O 排放的 77%^[7]。有机肥替代化肥成为降低土壤和环境质量退化的重要措施。然而, 动物有机肥施用和作物秸秆含有大量有效碳源, 施入后能改变土壤有机质含量和微生物活性, 进而影响土壤碳和氮转化过程, 是土壤氮素转化和驱动土壤 CO₂、N₂O 排放的重要影响措施^[8-9]。因此, 制定合理的有机物料投入来有效提

高土壤氮素可利用率和减少农田土壤温室气体排放, 是实现我国区域农业可持续发展和农业固碳减排目标的关键。

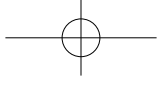
第二次全国污染源普查结果表明, 我国农业每年产生 8.05 亿 t 的作物秸秆, 秸秆还田增加土壤有机质的同时还会增加土壤 CO₂ 和 N₂O 排放, 而将秸秆转化为生物炭的“秸-炭-肥”还田改土模式成为 2017 年农业部推荐的秸秆资源化模式之一, 秸秆炭化还田固碳减排技术是 2021 年农业农村部公布的重大引领型技术之一。另外, 我国 2010 年动物粪肥产生量为 23 Tg N, 但仅 1/3 量被还田^[10]。动物粪肥通常含有易降解的有机碳和氮, 而作物秸秆主要含有较稳定的有机化合物, 不同有机物料对土壤氮矿化和土壤碳氮暂时有效性的影响不同^[11-14], 进而影响农田土壤可利用氮含量和 N₂O 排放^[5, 15]。研究表明, 粪肥可提高土壤氮矿化能力^[16], 提高土壤供氮能力, 而秸秆添加后土壤氮矿化速率下降^[17]。因为外源添加的有机物料碳氮比 (C/N) 是土壤氮矿化或固化的重要调节措施, 高 C/N 有机物料能促进土壤 NO₃⁻ 的微生物固化^[18]。另外, 有机肥料在

收稿日期: 2023-12-25; 录用日期: 2024-02-04

基金项目: 云南省基础研究计划项目 (202101AU070102); 云南省财政厅专项 (530000221100000648476); 云南省农业联合专项 (202301BD070001-019); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项 (1610132019050); 兴滇英才支持计划项目。

作者简介: 郭树芳 (1986-), 副研究员, 博士, 主要从事农业资源与环境研究。E-mail: guosf12b@163.com。

通讯作者: 雷宝坤, E-mail: bklei@163.com。



微生物介导的 N_2O 生产中发挥多重作用, 导致刺激或抑制作用^[19]。赵颖等^[20]研究表明, 生物炭添加可显著增加亚热带红壤的 N_2O 排放, 添加秸秆对土壤 N_2O 排放的影响与秸秆类型和性质、土壤质地和理化性质以及添加的时长有关。蔬菜种植体系因复种指数高、化肥氮投入量大等特点, 有机物料施用后对土壤氮素转化产生不同的影响, 特别是对于碳氮含量较高的洱海流域菜地土壤^[21], 有机物料投入后土壤无机氮含量变化及 N_2O 排放研究鲜见报道, 这对提出调控洱海流域农田土壤肥力和温室气体减排的措施具有重要意义。

洱海是云南省第二大高原淡水湖泊, 是大理市主要饮用水源地, 是整个流域乃至大理经济社会发展的重要支撑, 是大理人民的“母亲湖”。2017年7月环境保护部在召开的常务会议上明确提出, 要着力推进包括“新三湖”(洱海、丹江口、白洋淀)在内的流域、湖泊的生态保护以及污染防治。农业是洱海流域的基础产业, 2018年大理州县级统计年鉴数据表明, 蔬菜是洱海流域播种面积最大的作物, 占24.2%。自2018年实行“三禁四推”政策以来, 洱海流域农田养分投入主要为商品有机肥、农家肥等及规模经营中机械收获导致的秸秆还田, 因此洱海流域有机肥养分投入高, 土壤碳氮含量改变后导致的温室气体排放风险还不清楚。另外洱海流域土壤有机质含量高, 高有机质农田土壤矿化不

能忽视, 特别是秸秆、粪便资源等有机物料投入后农田土壤无机氮含量和温室气体排放发生怎样的变化也不清楚。本研究利用室内培养试验, 通过向洱海流域蔬菜模式下土壤中添加不同有机物料, 研究土壤无机氮含量变化和温室气体排放变化特征, 明确高肥力农田土壤养分供应潜力, 旨在为洱海流域提供合理的有机物料投入措施, 科学确定施肥量, 为实现农田养分高效利用和温室气体减排提供数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验土壤采自洱海流域典型的蔬菜种植区, 位于云南省大理州下关镇大庄村(25°39'47" N, 100°12'17" E), 采集深度为0~20 cm, 土壤类型为水稻土, 属于湖积冲积土。气候类型为亚热带高原季风气候区, 年均温度13~20℃, 年降水量900~1100 mm。该区域从稻田改为蔬菜有近40年, 为洱海流域露地蔬菜集中种植区域。种植作物为莴笋-甘蓝-莴笋一年三熟, 施肥类型为有机肥(主要为鸡粪)和化肥配施, 供试土壤采集时间为作物收获后。选择典型的地块采集土壤, 土壤多点混合后即刻去除作物残茬等, 过2 mm筛后混匀, 以降低土壤异质性, 在培养试验前置于4℃冰箱保存备用, 在土壤采集后14 d内开展室内培养试验。土壤特性见表1。

表1 土壤 pH 和主要养分指标

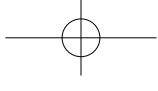
有机碳 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全磷 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	速效钾 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	pH	碳氮比
26.9 ± 0.6	3.12 ± 0.06	2.48 ± 0.06	39.8 ± 54.0	6.03 ± 0.15	8.62 ± 0.29

注: 表中数值为土壤样品平均值 ± 标准差 ($n=3$)。

1.2 培养试验

试验设置4个处理:(1)不添加、(2)水稻秸秆、(3)秸秆生物炭和(4)牛粪, 分别设3个重复。生物炭由水稻秸秆制成(500℃), 水稻秸秆、生物炭和牛粪的总碳含量分别为64.5%、91.8%和67%, 总氮含量分别为0.80%、1.57%和2.14%, C/N分别为80.9、58.9和31.3, 有机物料过0.3 mm筛后备用。采用 $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ (^{15}N 丰度为10 atom%)和 $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ (^{15}N 丰度为10 atom%)成对标记培养试验。称取相当于20 g烘干土重的鲜土样置于250 mL三角瓶中, 于25℃的培养箱中预培养24 h, 然后加入0.2 g有机物料(相当于1%土壤质量), 土

壤与添加物充分混合。取72个三角瓶, 每个处理18个重复, 将三角瓶分为两组, 用移液管向其中一组逐滴均匀加入2 mL $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$, 向另外一组加入2 mL $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ 溶液, 使铵态氮(NH_4^+-N)和硝态氮(NO_3^--N)的加入量均达到 $\text{N } 60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干土, 然后调整为田间持水量的60%, 用膜封口, 膜上有4~5个通风孔, 在25℃黑暗条件下培养, 每天移出30 min通气以维持土壤的有氧状况, 水分的蒸发损失根据需要添加去离子水进行补偿。分别于添加标记溶液后的0.5、24和72 h用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl溶液浸提土壤以测定 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 浓度及 ^{15}N 丰度。另外准备96个三角瓶, 每个



处理 24 个重复, 分别于 0.5、6、12、24、48、72、96 和 120 h 采集气体和土壤样品, 气体样品测定 N_2O 和 CO_2 浓度, 土壤样品测定 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 浓度。

1.3 样品采集及测定

气体样品采集前, 揭开膜充分通气 5 min, 保持瓶口畅通与周围空气充分交换, 然后盖紧橡皮塞密封瓶口, 橡皮塞上插入连接管, 连接管一端位于瓶内, 另外一端连接真空泵, 抽真空后充入室内空气, 重复 3 次。完成抽真空后, 连接管外端连接三通, 以此为 0 时刻, 用 50 mL 医用一次性注射器连续抽取 0 和 1 h 时刻的气样, 一次抽取 30 mL 通过连接针头置于气体采样瓶中, 测定其 CO_2 和 N_2O 浓度, 同时记录大气温度和气压。

气体样品中的 N_2O 和 CO_2 浓度采用中国科学院大气物理所美国 Agilent 公司生产的 GC7890A 测定。测定 N_2O 的检测器为 ECD, 测定温度为 350 $^{\circ}\text{C}$, 色谱柱为 Porpak Q 柱, 柱温 55 $^{\circ}\text{C}$; 测定 CO_2 的检测器为 FID, 测定温度为 250 $^{\circ}\text{C}$, 色谱柱为 Porpak Q 柱, 柱温 55 $^{\circ}\text{C}$ 。 CO_2 和 N_2O 排放速率根据密闭后不同时间三角瓶内气体 N_2O 和 CO_2 浓度计算^[22]。培养期间 N_2O 和 CO_2 累积排放量为前后 2 次采样测定的浓度平均值与时间间隔乘积的累加值。 N_2O 和 CO_2 排放速率计算:

$$F = \rho \times \frac{dc}{dt} \times V \times \frac{273}{(273 + T) \times W} \quad (1)$$

式中, F 为气体排放速率, ρ 为标准状态下气体密度, dc/dt 为单位时间内培养瓶内气体浓度增加量, V 为培养瓶中气体的有效空间体积, W 为培养瓶内土壤的干重, T 为环境温度。

称取相当于 20 g 风干土的新鲜土壤, 用 100 mL 2 mol $\cdot$ L⁻¹ 优级纯 KCl, 按 1:5 土水比提取无机氮, 过滤后溶液用 AA3 型连续流动分析仪测定其 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 浓度。土壤无机氮为 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 之和。土壤 pH 采用电位法测定 (土水比 1:2.5); 有机质采用重铬酸钾外加热容量法测定; 全氮采用凯氏定氮法测定; 全磷采用 NaOH 熔融-钼锑抗比色法测定。土壤无机氮的 ^{15}N 丰度采用同位素质谱仪测定。土壤初级氮转化速率计算参考文献 [23], 具体公式如下:

$$m = \frac{M_0 - M_1}{t} \times \frac{\log(H_0 M_1 / H_1 M_0)}{\log(M_0 / M_1)} \quad (2)$$

$$c = \frac{M_0 - M_1}{t} \times \frac{\log(H_0 / H_1)}{\log(M_0 / M_1)} \quad (3)$$

式中, m 为矿化速率, c 为消耗速率, t 为培养时间, M_0 为初始氮浓度 (包括 ^{14}N 和 ^{15}N), M_1 为培养后氮浓度, H_0 为初始 ^{15}N 丰度, H_1 为培养后 ^{15}N 丰度。

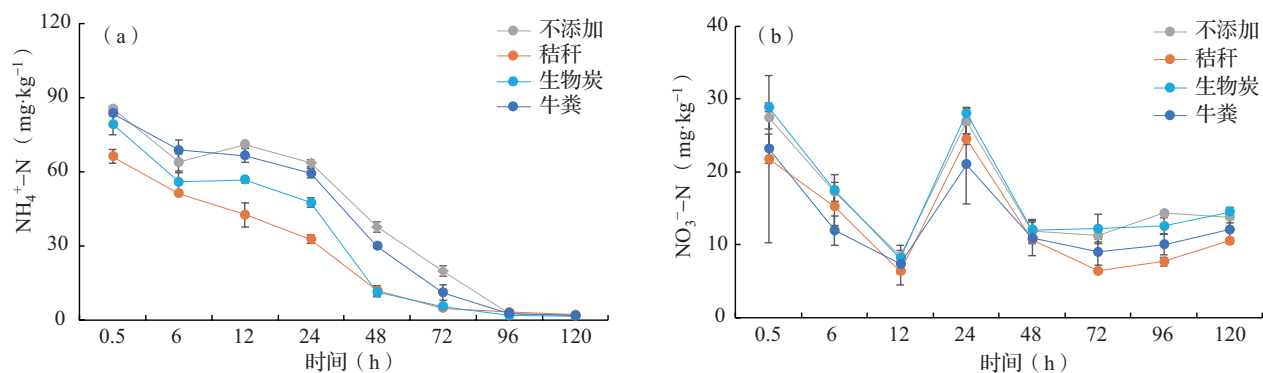
1.4 数据统计分析

公式 2 中, 使用 NH_4^+-N 浓度及其 ^{15}N 丰度计算得到矿化速率, 使用 NO_3^--N 浓度及其 ^{15}N 丰度计算得到硝化速率。公式 3 中, 使用 NH_4^+-N 浓度及其 ^{15}N 丰度计算得到 NH_4^+ 消耗速率, 使用 NO_3^--N 浓度及其 ^{15}N 丰度计算得到 NO_3^- 消耗速率。培养期间土壤平均氮初级转化速率以各个时间段的氮初级转化速率根据培养时间的长短加权平均计算而得。 NH_4^+ 固持速率 = NH_4^+ 消耗速率 - 硝化速率。土壤净硝化速率采用培养前后 NO_3^--N 的变化量除以培养时间计算得出, 净矿化速率采用培养前后无机氮 (NH_4^+-N 和 NO_3^--N) 的变化量除以培养时间计算得出。运用 Excel 2016 进行数据处理、分析和绘图, 运用 SPSS 22.0 单因素方差分析进行显著性检验 ($P < 0.05$), 处理间差异采用 Duncan 多重比较法。

2 结果与分析

2.1 不同有机物料对土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量的影响

菜地土壤 NH_4^+-N 含量随培养时间呈下降的趋势, 从 66.1 ~ 85.4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 下降至 1.45 ~ 2.02 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图 1a)。与不添加处理相比, 有机物料添加降低了土壤 NH_4^+-N 含量。不同有机物料之间, 牛粪处理土壤 NH_4^+-N 含量最高, 其次是生物炭处理, 秸秆处理最低。生物炭和牛粪处理在 72 h 前均高于秸秆处理, 但 72 h 后秸秆处理土壤 NH_4^+-N 含量最高。在培养结束时, 除秸秆处理外, 生物炭和牛粪处理土壤 NH_4^+-N 含量均高于不添加处理。菜地土壤 NO_3^--N 含量在 0.5 和 24 h 出现两个峰值, 48 h 后又有开始升高的趋势 (图 1b)。与不添加处理相比, 48 h 后秸秆添加显著降低了土壤 NO_3^--N 含量, 牛粪添加显著降低了土壤 NO_3^--N 含量, 但生物炭处理对土壤 NO_3^--N 含量差异不显著。在培养结束时, 除生物炭处理外, 秸秆和牛粪处理土壤 NO_3^--N 含量均低于不添加处理, 生物炭处理变化

图1 土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量的变化

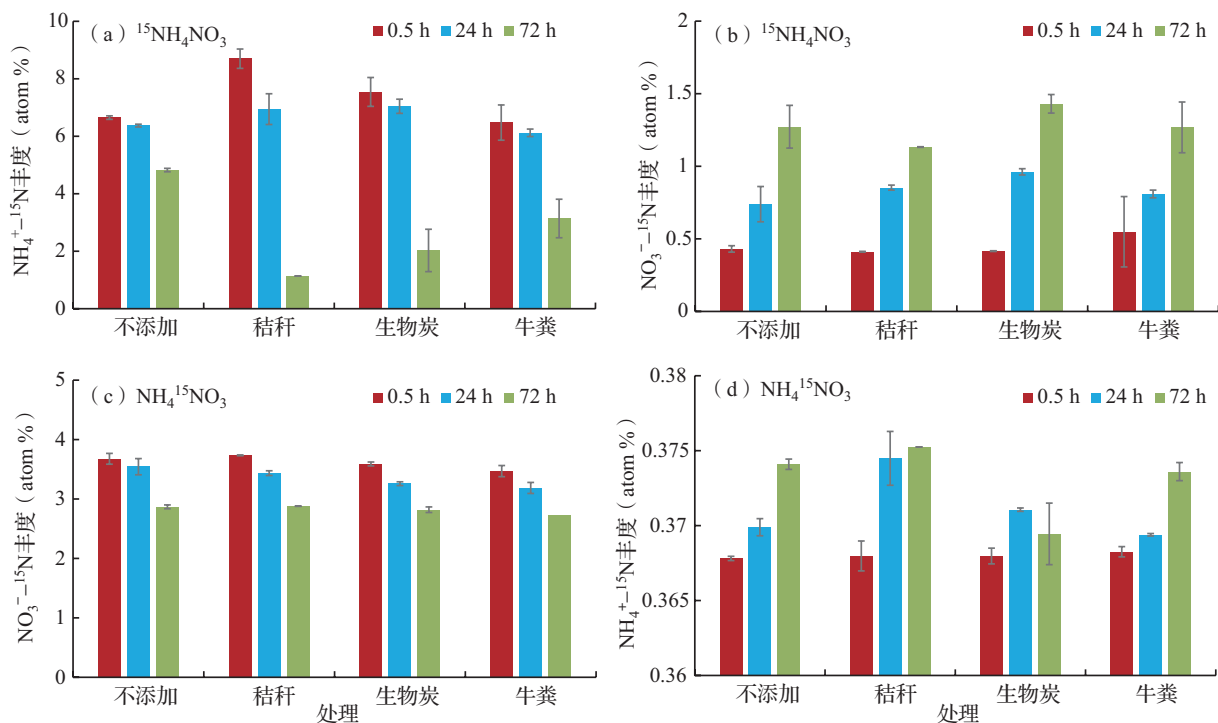
不显著。总体来看,与不添加相比,有机物料添加降低了土壤无机氮含量,其中秸秆处理土壤无机氮含量最低,其次是牛粪和生物炭处理。

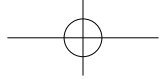
2.2 不同有机物料对土壤矿质氮 ^{15}N 的影响

加入 $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 处理后,土壤中 NH_4^+ 库的 ^{15}N 丰度显著降低(图 2a),说明土壤中发生了有机氮的矿化作用,产生了自然丰度的 NH_4^+ 稀释了标记的 NH_4^+ 库的 ^{15}N 丰度,有机物料添加增加了 NH_4^+ 库 ^{15}N 丰度的下降,即矿化速率有所增加,其中秸秆添加矿化速率最大,其次是生物炭处理,最后是牛粪处理。加入 $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 处理后,土壤中 NO_3^- 库的 ^{15}N 丰度显著提高(图 2b),表明被标记的 NH_4^+

库经硝化作用进入了 NO_3^- 库,有机物料添加后未发生显著差异,即硝化速率无显著差异。

加入 $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ 处理后,土壤中 NH_4^+ 库的 ^{15}N 丰度显著升高(图 2d),表明 NO_3^- 被还原为 NH_4^+ ,而 NO_3^- 库的 ^{15}N 丰度则显著下降(图 2c),表明自然丰度或低丰度的 NO_3^- 进入了该氮库。有机物料添加降低了 NO_3^- 库的 ^{15}N 丰度,表现为秸秆 > 生物炭 > 牛粪,证明有机物料添加降低了硝化速率,且牛粪硝化速率最快。有机物料添加后 NH_4^+ 库的 ^{15}N 丰度无显著变化,接近自然丰度,说明土壤中没有发生有机氮的再矿化或者 NO_3^- 的异化还原过程。

图2 不同处理标记土壤和未标记土壤 ^{15}N 丰度分布



2.3 不同有机物料对土壤氮转化速率的影响

土壤的净矿化速率随培养时间逐渐增加, 培养结束时分别为 -19.6 、 -15.1 、 -18.5 和 $-18.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 有机物料添加增加了土壤净矿化速率, 特别是秸秆显著增加了土壤净矿化速率 (图 3a)。土壤的净硝化速率也随时间变化逐渐增加, 培养结束时分别为 -2.75 、 -2.25 、 -2.88 和 $-2.23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 秸秆和牛粪添加增加了土壤净硝化速率, 而生物炭处理降低了土壤净硝化速率, 但差异均不显著 (图 3b)。

与不添加处理相比, 秸秆处理降低了土壤初级硝化速率, 其他处理差异不显著; 有机物料添加增加了初级氮矿化速率, 仅秸秆添加处理差异显著; 生物炭、秸秆和牛粪处理增加了土壤 NO_3^- 消耗速率, 但差异不显著; 与不添加处理相比, 秸秆和生物炭添加显著增加了土壤 NH_4^+ 消耗速率和 NH_4^+ 固持速率, 牛粪处理增加效果不显著, 土壤 NH_4^+ 消耗速率和 NH_4^+ 固持速率随有机物料 C/N 的降低而降低 (图 3c)。

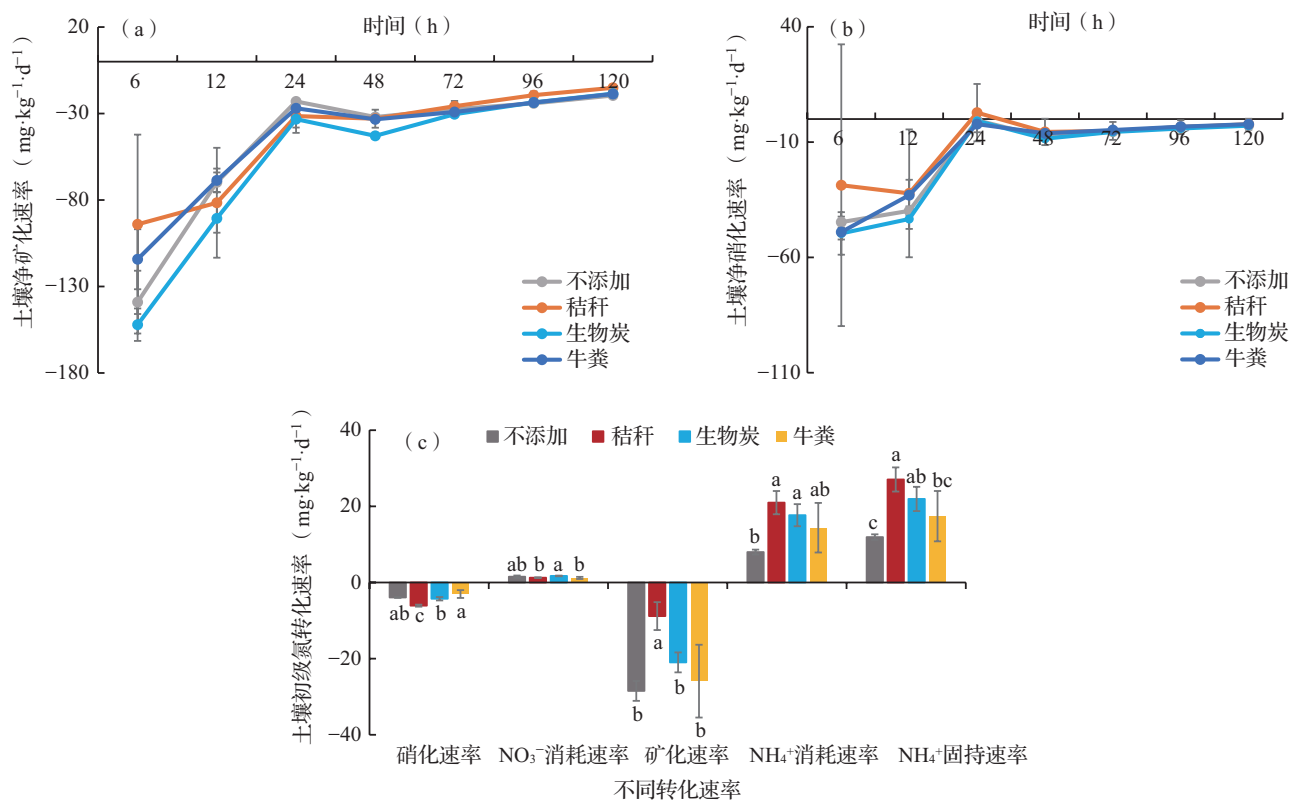


图 3 不同有机物料添加对农田土壤氮净转化速率和初级氮转化速率的影响

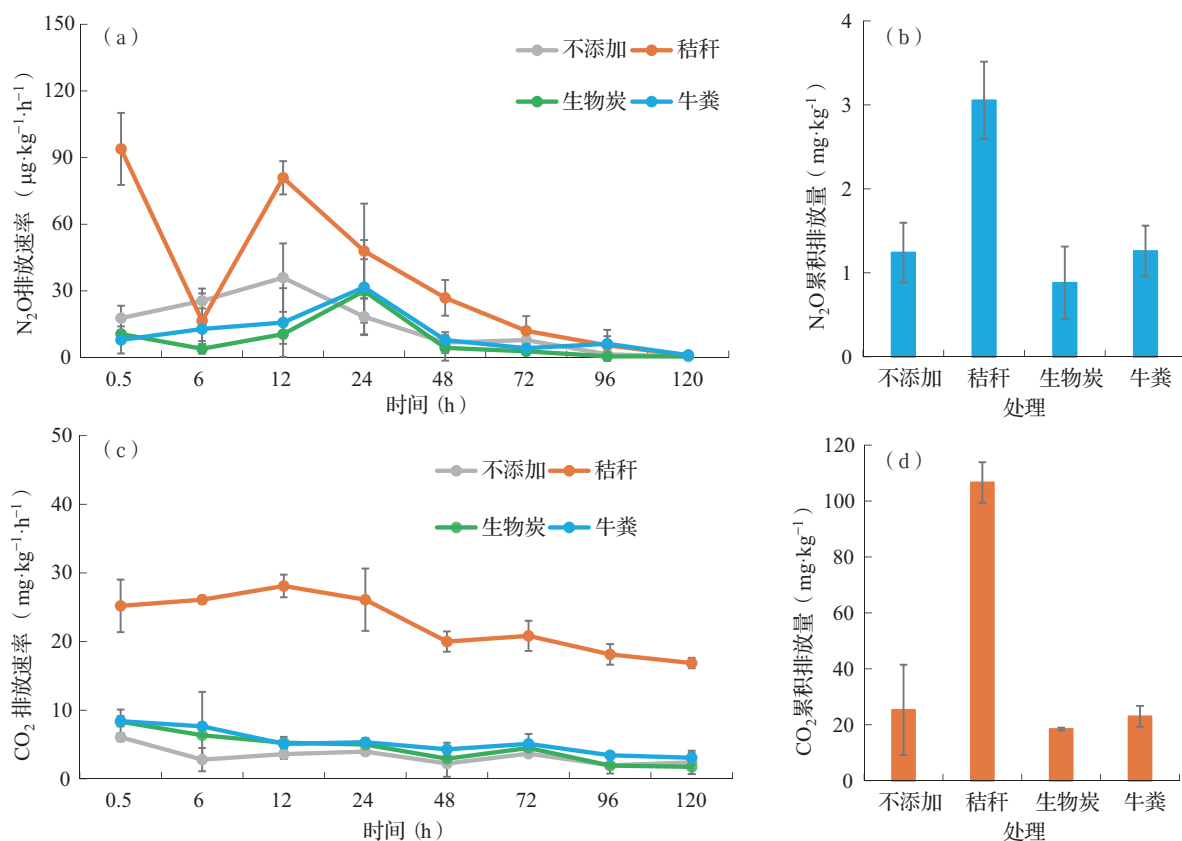
注: 不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

2.4 不同有机物料对土壤温室气体排放的影响

不同有机物料添加后 (图 4a), 菜地土壤 N_2O 排放速率在秸秆处理最高, 但 48 h 后土壤 N_2O 排放速率差异不显著。在培养结束时, 土壤 N_2O 排放速率最低, 为 $0.43 \sim 1.05 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 不同有机物料之间差异不显著。与不添加处理相比, 秸秆添加显著增加了土壤 N_2O 累积排放量, 牛粪和生物炭处理降低土壤 N_2O 累积排放量, 但差异不显著 (图 4b)。

菜地土壤 CO_2 排放速率总体呈下降趋势 (图 4c),

与不添加处理相比, 有机物料添加均增加了土壤 CO_2 排放速率, 其中秸秆处理增加效果显著, 牛粪和生物炭处理增加效果不显著。秸秆处理 CO_2 排放速率在 12 h 时最高, 为 $28.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 比不添加处理高 3.15 ~ 8.32 倍。在培养结束时, 仅生物炭处理土壤 CO_2 排放速率低于不添加处理, 牛粪处理比不添加处理高 27.9%, 秸秆处理远高于不添加处理 6.03 倍。秸秆处理显著增加了土壤 CO_2 累积排放量, 其他处理比不添加高, 但差异不显著 (图 4d)。

图4 农田土壤 N₂O 和 CO₂ 排放速率和累积排放量的变化

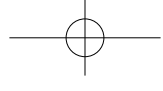
3 讨论

3.1 有机物料对土壤氮素转化的影响

进入土壤的有机物需经过矿化作用转化为 NH₄⁺-N 才能被作物直接吸收利用, 因此矿化作用是指示土壤供氮能力的重要指标^[24]。本研究中, 菜地土壤 NH₄⁺-N 和与 NO₃⁻-N 变化量均呈现负值, 矿化速率也为负值, 这表明长期高量化肥的施用使土壤矿化能力下降明显, 这可能与长期过量施肥导致土壤酸化以及影响驱动土壤氮转化的关键微生物活性等有关^[25]。向土壤中施用有机物料会改变土壤的 C/N, 进而影响土壤氮矿化等转化过程。该研究中有有机物料添加处理的土壤矿质氮含量随培养逐渐下降, 显著低于不添加处理 ($P < 0.05$), 且土壤氮矿化量为负值, 说明添加有机物料促进了土壤无机氮的固定。有机物料添加后, 土壤净矿化速率虽仍为负值但有所提升, 特别是秸秆添加增加效果显著 ($P < 0.05$)。一般地, 土壤中加入的有机物料 C/N 大于 25 时, 氮固定占优势, 净矿质氮变化量为负值^[26]。巨晓棠等^[27]研究认为添加高 C/N 秸秆显著降低土壤中的无机氮含量, 因为 C/N 高的有

机物分解矿化困难, 微生物分解作用慢, 而且要消耗土壤中的有效氮素。菜地土壤的矿化速率为负值, 说明菜地土壤以微生物固定为主。结果表明, 有机物料添加后土壤 NH₄⁺ 固持速率增加。另外, 添加高 C/N 的有机物料能促进土壤微生物 NO₃⁻ 同化^[28]。然而, 随时间增加, 添加有机物料通常能减少土壤板结, 降低土壤容重, 从而刺激总氮矿化^[29]。这与土壤氮矿化速率随培养时间的提高一致。

NH₄⁺-N 在有氧条件下发生硝化作用转化为硝态氮, 本研究中土壤硝化速率为负值, 与土壤矿化能力弱、降低了土壤硝化作用提供底物的能力有关。另外, 有机肥料的施用会加速土壤中氧的消耗, 导致土壤中能够发生硝化作用的微区减少, 使土壤硝化作用受抑制^[30]。不同有机物料添加对土壤硝化速率的影响不一致, 与不添加处理相比, 牛粪处理对土壤初级硝化速率的抑制作用较弱, 而秸秆和生物炭处理对土壤硝化速率的抑制作用较强, 但仅秸秆添加效果显著 ($P < 0.05$)。秸秆 C/N 较高, 添加进入土壤后可为微生物提供丰富的碳源, 刺激微生物的生长和繁殖, 进而促进土壤矿质氮的生物固定, 导致硝化作用的底物减少^[31]。秸秆添加进黑土和紫



色土也会导致土壤氮净同化作用发生^[32]。同时, 有机物料添加后土壤 NH_4^+ 固持速率增加, 秸秆添加最高, 其次是生物炭, 牛粪最低且与不添加无显著差异。土壤 NH_4^+ 固持速率与土壤 NH_4^+-N 含量呈显著负相关 ($P<0.05$)。土壤中的 NH_4^+-N 主要被微生物固定, 发生硝化作用和 NO_3^--N 淋溶的风险较小。另外, 随有机物料 C/N 升高, 土壤 NH_4^+ 固持速率增加。

3.2 有机物料对土壤温室气体排放的影响

与不添加处理相比, 秸秆添加显著增加了土壤 N_2O 和 CO_2 排放量。研究表明, 短时条件内 (24 h), 水稻秸秆可显著增加亚热带红壤和紫色土壤 N_2O 排放^[20]。不同有机物料对 N_2O 排放的影响与土壤矿化、土壤溶解性有机碳和矿化氮的有效性有关^[11-14]。秸秆添加能增加 *NosZ* 基因丰度, 增加了 N_2O 还原, 进而降低 N_2O 产生潜力^[33]。生物炭具有降低 N_2O 排放的潜力^[34]。生物炭具有超强的生物稳定性, 难以被微生物所降解, 降低了碳的有效性, 进而抑制土壤 CO_2 和 N_2O 排放^[35]。另外, 生物炭比表面积大和孔隙发达, 对土壤中 NH_4^+ 、 NO_3^- 具有相对强的吸附固定作用^[36], 还可氧化 NH_4^+-N 和 NO_3^--N , 降低硝化和反硝化作用的电子供应, 增加土壤氧气浓度抑制低氧条件下土壤反硝化作用, 进而抑制土壤 N_2O 的排放^[34, 37]。生物炭能增加土壤碳储存和降低温室气体排放, 成为实现碳中和的重要农业土壤管理措施^[38]。总体上看, 将秸秆制成生物炭有降低洱海流域典型作物体系土壤 CO_2 和 N_2O 排放的潜力, 但明确土壤 N_2O 排放对有机物料响应机制, 需开展土壤硝化和反硝化功能基因丰度和活性的研究。另外, 本研究是在室内条件下的培养试验, 还需要野外大田环境条件下不同土壤类型对有机物料添加的长期定位试验研究。

3.3 有机物料的优化利用

秸秆和有机肥施用是农田主要的提升土壤肥力和固碳的措施^[39], 但其对于温室气体减排、土壤养分高效利用之间的平衡关系是需要考虑的。如 Zhou 等^[14] 认为有机肥施用增加的土壤有机碳含量高于 N_2O 排放导致的碳排放量。对于土壤无机氮含量高的土壤, C/N 高的秸秆有利于土壤氮素的微生物固定, 可以减少土壤氮素的损失^[40], 但可能增加 N_2O 排放。另外, 生物炭与氮肥配合施用在促进氮素利用上存在着一定的协同作用^[41]。可见, 对于不同作物类型土壤, 有机物料投入需要与不同措

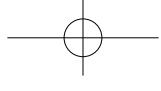
施相结合, 在提升土壤养分高效利用同时降低温室气体排放和营养物流失。

4 结论

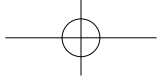
(1) 对于不同有机物料, 秸秆添加显著降低了土壤 NO_3^--N 含量, 降低了 NO_3^--N 淋失风险。(2) 秸秆添加对菜地土壤 N_2O 和 CO_2 排放有促进作用, 但秸秆制成生物炭能降低土壤 N_2O 和 CO_2 排放。(3) 洱海流域菜地土壤的净矿化速率和硝化速率、初级矿化速率和硝化速率均为负值, 土壤以氮的微生物固定为主。(4) 秸秆处理的土壤初级硝化速率最低, 初级矿化速率最高; 生物炭处理的 NO_3^--N 消耗速率最高; 秸秆和生物炭添加显著增加了土壤 NH_4^+ 消耗速率和 NH_4^+ 固持速率。针对露地蔬菜土壤, 高 C/N 的有机物料施用增加了氮的微生物固定能力, 而优化秸秆资源利用措施是提升土壤养分供应能力和降低环境风险的重要措施。

参考文献:

- [1] FAO. Food and agriculture organization of the United Nations [M/OL]. FAO Statistical Databases, 2015. <http://faostat.fao.org>.
- [2] 黄绍文, 唐继伟, 李春花, 等. 我国蔬菜化肥减施潜力与科学施用对策 [J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23 (6): 1480-1493.
- [3] Wang R, Min J, Kronzucker H J, et al. N and P runoff losses in China's vegetable production systems: loss characteristics, impact, and management practices [J]. Science of the Total Environment, 2019, 663: 971-979.
- [4] Song X T, Ju X T, Topp C F E, et al. Oxygen regulates nitrous oxide production directly in agricultural soils [J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53: 12539-12547.
- [5] Davidson E. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860 [J]. Nature Geoscience, 2009, 2 (9): 659-662.
- [6] Tian H, Xu R, Canadell J G, et al. A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks [J]. Nature, 2020, 586: 248-256.
- [7] Gao B, Ju X T, Zhang Q, et al. New estimates of direct N_2O emissions from Chinese croplands from 1980 to 2007 using localized emission factors [J]. Biogeosciences, 2011, 8: 3011-3024.
- [8] Rashti M R., Wang W J, Moody P, et al. Fertiliser-induced nitrous oxide emissions from vegetable production in the world and the regulating factors: a review [J]. Atmospheric Environment, 2015, 112: 225-233.
- [9] Henneron L, Kardol P, Wardle D A, et al. Rhizosphere control of soil nitrogen cycling: a key component of plant economic



- strategies [J]. *New Phytologist*, 2020, 228 (4): 1269–1282.
- [10] Bai Z H, Li X X, Lu J, et al. Livestock housing and manure storage need to be improved in China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51: 8212–8214.
- [11] Baggs E M, Rees R M, Smith K A, et al. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues [J]. *Soil Use and Management*, 2000, 16: 82–87.
- [12] Huang Y, Zou J, Zheng X, et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C : N ratios [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36 (6): 973–981.
- [13] Hu X K, Su F, Ju X T, et al. Greenhouse gas emissions from a wheat–maize double cropping system with different nitrogen fertilization regimes [J]. *Environmental Pollution*, 2013, 176: 198–207.
- [14] Zhou M, Zhu B, Wang S, et al. Stimulation of N₂O emission by manure application to agricultural soils may largely offset carbon benefits: a global meta-analysis [J]. *Global Change Biology*, 2017, 23 (10): 4068–4083.
- [15] 王敬, 程谊, 蔡祖聪, 等. 长期施肥对农田土壤氮素关键转化过程的影响 [J]. *土壤学报*, 2016, 53 (2): 292–304.
- [16] 陈琳, 杜海伦, 刘晴, 等. 有机物料还田对夏玉米田土壤氮素形态、转化及利用的影响 [J]. *中国农业大学学报*, 2022, 27 (7): 1–11.
- [17] 闫德智, 王德建. 添加秸秆对土壤矿质氮量、微生物氮量和氮总矿化速率的影响 [J]. *土壤通报*, 2012, 43 (3): 631–636.
- [18] Chen Z, Elrys A S, Zhang H, et al. How does organic amendment affect soil microbial nitrate immobilization rate? [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 173: 108784.
- [19] Geng Y, Wang J, Sun Z, et al. Soil N–oxide emissions decrease from intensive greenhouse vegetable fields by substituting synthetic N fertilizer with organic and bio–organic fertilizers [J]. *Geoderma*, 2021, 383: 114730.
- [20] 赵颖, 张金波, 蔡祖聪. 添加硝化抑制剂、秸秆及生物炭对亚热带农田土壤 N₂O 排放的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37 (5): 1023–1034.
- [21] 孙莉, 高思佳, 储昭升, 等. 土地利用方式对洱海流域坝区土壤氮磷有机质含量的影响 [J]. *环境科学研究*, 2016, 29 (9): 1318–1324.
- [22] 王小淇, 索龙, 季雅岚, 等. 添加几种秸秆并淹水对海南土壤 N₂O 和 CH₄ 排放的影响 [J]. *环境科学学报*, 2017, 37 (10): 4004–4010.
- [23] Davidson E A, Hart S C, Shanks C A, et al. Measuring gross nitrogen mineralization, and nitrification by ¹⁵N isotopic pool dilution in intact soil cores [J]. *Journal of Soil Science*, 1991, 42: 335–349.
- [24] 朱兆良. 中国土壤的氮素肥力与农业中的氮素管理 [M] // 沈善敏. 中国土壤肥力. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [25] 武星魁, 施卫明, 徐永辉, 等. 长期不同化肥氮用量对设施菜地土壤氮素矿化和硝化作用的影响 [J]. *土壤*, 2021, 53 (6): 1160–1166.
- [26] 石洪艾, 尤孟阳, 李禄军, 等. 长期施用有机物料下黑土氮素有效性及其与作物产量的关系 [J]. *生态学杂志*, 2012, 31 (9): 2283–2288.
- [27] 巨晓棠, 刘学军, 张福锁. 尿素与 DCD 和有机物料配施条件下氮素的转化和去向 [J]. *中国农业科学*, 2002, 35(2): 181–186.
- [28] Cheng Y, Wang J, Wang J, et al. The quality and quantity of exogenous organic carbon input control microbial NO₃[−] immobilization: a meta-analysis [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 115: 357–363.
- [29] Elrys A S, Ali A, Zhang H, et al. Patterns and drivers of global gross nitrogen mineralization in soils [J]. *Global Change Biology*, 2021, 27: 5950–5962.
- [30] 马二登, 马静, 徐华, 等. 施肥对稻田 N₂O 排放的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28 (12): 2453–2458.
- [31] Said–Pullicino D, Cucu M A, Sodano M, et al. Nitrogen immobilization in paddy soils as affected by redox conditions and rice straw incorporation [J]. *Geoderma*, 2014, 228–229: 4–53.
- [32] 王敬, 朱波, 张金波. 紫色土氮素矿化作用和硝化作用对长期施肥的响应 [J]. *安徽农业科学*, 2019, 47 (19): 168–172, 177.
- [33] 马龙, 高伟, 栾好安, 等. 有机肥 / 秸秆替代化肥模式对设施菜田土壤氮循环功能基因丰度的影响 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2021, 27 (10): 1767–1778.
- [34] Cayuela M L, van Zwieten L, Singh B P, et al. Biochar’s role in mitigating soil nitrous oxide emissions: a review and meta-analysis [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2014, 191: 5–16.
- [35] Wang J Y, Xiong Z Q, Kuzyakov Y. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects [J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2015, 8 (3): 512–523.
- [36] Clough T J, Condon L M. Biochar and the nitrogen cycle: introduction [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39 (4): 1218–1223.
- [37] Zhang A, Cui L, Pan G, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake Plain, China [J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2010, 139: 469–475.
- [38] Song B, Almatrafi E, Tan X, et al. Biochar-based agricultural soil management: an application-dependent strategy for contributing to carbon neutrality [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2022, 164: 112529.
- [39] 夏龙龙, 颜晓元, 蔡祖聪. 我国农田土壤温室气体减排和有机碳固定的研究进展及展望 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39 (4): 834–841.
- [40] 郭瑞英. 设施黄瓜根层氮素调控及夏季种植填闲作物阻控氮素损失研究 [D]. 北京: 中国农业大学, 2007.
- [41] 王泳斌, 武均, 吕锦慧, 等. 不同氮素水平下有机物料添加对陇中黄土高原旱作农田 N₂O 排放特征的影响 [J]. *干旱地区农业研究*, 2019, 37 (1): 108–115.



The effect of organic material addition on vegetable soil nitrogen transformation and greenhouse gases emissions

GUO Shu-fang¹, ZHAI Li-mei², WANG Hong-yuan², LIU Hong-bin², ZHAO Bao-yi¹, LEI Bao-kun^{1*} (1. Institute of Agricultural Environment and Resources, Yunnan Academy of Agricultural Sciences, Kunming Yunnan 650205; 2. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences/Key Laboratory of Nonpoint Source Pollution Control, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100081)

Abstract: In order to explore the soil nitrogen transformation rates and their responses to different organic materials for the vegetable soil to provide a scientific basis for the rational fertilization of the vegetable soil, the vegetable soil in the Erhai Lake basin was used as the research object to carry out incubation experiment at 25℃ and 60% of water holding capacity for 15 days. A paired ¹⁵N tracing incubation trial combined with a nitrogen conversion rate calculation model was conducted to investigate the vegetable soil nitrogen transformation rates and their responses to addition of organic materials (straw, biochar and cow manure). The results showed that: (1) The contents of vegetable soil ammonium nitrogen and nitrate nitrogen contents showed a decreasing trend with the increasing of time, and they decreased after the addition of three organic materials. (2) The average soil gross mineralization rate, soil gross nitrification rate, NO₃⁻ consumption rate and NH₄⁺ fixation rate during the 5-day incubation period were -28.5, -3.93, 1.52 and 11.9 mg · kg⁻¹ · d⁻¹, respectively. The soil nitrogen mineralization rate and nitrification rate were negative, and thus the vegetable soil was dominated by microbial fixation of nitrogen. (3) The nitrogen mineralization rates increased after the addition of organic materials. Although the rates were also negative, only the effect of straw addition was significant. Straw addition also significantly reduced soil gross nitrification rate. However, the soil NH₄⁺ fixation rate increased after the addition of organic materials, especially after the addition of straw and biochar. (4) Straw addition significantly increased soil N₂O and CO₂ emissions, while biochar had a decreasing trend but had no significant effect, and cow manure also had no significant effect. For the vegetable soil in the Erhai Lake basin, the addition of organic matter with high carbon nitrogen ratio (C/N) could increase the nitrogen microbial fixation, but with the increase of time after organic matter input, the organic materials had a tendency to increase soil mineralization rate. The biochar reduced soil CO₂ and N₂O emissions, and increased the inorganic nitrogen content of vegetable soil to improve soil nitrogen supply capacity. Thus, scientific and optimal input of organic fertilizers with high C/N and chemical fertilizers in the Erhai Lake basin could guarantee the sustainable utilization of vegetable soils and might reduce greenhouse gases emissions.

Key words: organic material; nitrogen transformation rate; greenhouse gas; crop straw; biochar; cow manure