白延倩,肖金宝,李会,等.腐熟剂适宜用量显著提高秸秆腐解率并降低麦玉轮作农田周年温室气体排放[J].山西农业大学学报(自然科学版),2025,45(5):87-99.
Bai Y Q, Xiao J B, Li H,et al.Optimizing decomposer application to enhance straw decomposition and mitigate greenhouse gas emissions in a wheat-maize rotation system[J].Journal of Shanxi Agricultural University(Natural Science Edition), 2025,45(5):87-99.
doi: 10.13842/j.cnki.issn1671-8151.202505031

腐熟剂适宜用量显著提高秸秆腐解率并降低麦玉轮作农田周年温室气体排放

白延倩,肖金宝,李会,韩清芳,贾志宽,刘铁宁*

(西北农林科技大学 农学院/中国旱区节水农业研究院/农业农村部西北黄土高原作物生理生态与耕作重点实验室,陕西 杨凌,712100)

摘　要:[目的]长期秸秆还田易因腐解不足引发土壤结构退化及环境风险。本研究基于关中平原冬小麦—夏玉米轮作(麦玉轮作)农田开展秸秆全量还田试验,旨在探究施加不同剂量腐熟剂对麦玉轮作系统秸秆腐解特征及温室气体排放的影响,实现作物产量提升以及温室气体减排。[方法]于2020—2021年在陕西省杨凌示范区进行试验,采用单因素完全随机区组设计,设置腐熟剂30 kg/hm^2(T1)、45 kg/hm^2(T2)、60 kg/hm^2(T3)、75 kg/hm^2(T4)共4个处理,以不施腐熟剂(CK)为对照,通过田间试验测算温室气体的周年排放规律,剖析其对全年土壤温室气体(CO_2、N_2O和CH_4)排放特征的影响。[结果]在还田后30、90、120和360 d时,T2的腐解率分别较CK增加30.66%、10.68%、6.95%和3.21%,其中30、90 d时腐解率显著高于CK。该区域农田土壤CO_2和N_2O是排放源,CH_4是吸收汇。施加不同剂量腐熟剂可显著调节温室气体的排放速率与总量。与CK相比,T3处理下周年CO_2和N_2O累计排放量显著降低,而周年CH_4累计吸收量增加2倍。此外,腐熟剂施加对麦玉轮作农田土壤周年温室气体的综合增温潜势(GWP)亦有显著影响。T2处理农田土壤周年GWP为2 107.01 kg CO_2—eq/hm^2,温室气体排放强度为0.11 kg CO_2—eq/hm^2。不同处理之间GWP表现为T4>T1>T2>CK>T3,且不同处理间差异显著($P<0.05$)。T3处理农田土壤周年GWP最低,为1 833.20 kg CO_2—eq/hm^2,而温室气体排放强度在T4下达到最大,为0.13 kg CO_2—eq/hm^2。施加不同剂量腐熟剂对夏玉米和冬小麦产量亦有显著影响,T2的夏玉米产量最高,为12 293.78 kg/hm^2,冬小麦产量为7 318.50 kg/hm^2,总产量最高。[结论]综上所述,秸秆还田配施45 kg/hm^{2}的腐熟剂可加快秸秆分解速率,显著降低周年温室气体的排放量,优化了夏玉米和冬小麦周年产量,既能兼顾环境效益,又在成本控制上更具优势。

关键词:腐熟剂; 秸秆还田; 温室气体; 腐解特征; 作物产量
中图分类号:S141.4　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1671-8151(2025)05-0087-13

Optimizing decomposer application to enhance straw decomposition and mitigate greenhouse gas emissions in a wheat-maize rotation system

Bai Yanqian, Xiao Jinbao, Li Hui, Han Qingfang, Jia Zhikuan, Liu Tiening*

(*College of Agriculture/China Arid Zone Water-Saving Agriculture Research Institute/Key Laboratory of Crop Physiology, Ecology and Farming in Northwest Loess Plateau, Ministry of Agriculture, Northwest A&F University, Yangling 712100 China*)

Abstract:[Objective]Long-term straw incorporation can lead to impaired soil structure and environmental risks due to slow decomposition. This study, conducted on the Guanzhong Plain in a winter wheat-summer maize rotation system, investigated the

收稿日期:2025-05-13　　**修回日期**:2025-08-14
基金项目:国家自然科学基金(31601256);中国博士后科学基金(2016M602869)
作者简介:白延倩(ORCID:0009-0009-4320-2802),硕士研究生,研究方向:旱区高效农作制度与作物栽培技术,E-mail:2568855727@qq.com
*通信作者:刘铁宁,副教授,研究生导师,E-mail:liutiening0319@163.com

effects of different decomposer application rates on straw decomposition and greenhouse gas emissions, with the goal of identifying a strategy that enhances crop yield while reducing greenhouse gas emission. [Methods]A field experiment was conducted in the Yangling Demonstration Zone, Shaanxi Province from 2020 to 2021. A single-factor, completely randomized block design was employed with four decomposer application rates: 30 kg/hm2(T1), 45 kg/hm2 (T2), 60 kg/hm2 (T3), and 75 kg/hm2 (T4), alongside a control with no decomposer (CK). Annual GHG fluxes were monitored to determine their cumulative emissions and global warming potential. [Results]At 30, 90, 120, and 360 days after incorporation, the straw decomposition rate under T2 was 30.66%, 10.68%, 6.95% and 3.21% higher than CK, respectively, with the increases at 30 and 90 days being statistically significant. The soil was a net source for CO_2 and N_2O emissions and a net sink for CH_4. Decomposer application significantly regulated GHG flux. Compared to CK, the T3 treatment significantly reduced cumulative annual CO_2 and N_2O emissions and doubled the cumulative CH_4 uptake. Decomposer application also significantly affected the annual global warming potential (GWP) of the system. The GWP across treatments ranked as T4> T1> T2> CK >T3, with significant differences ($p<0.05$). The T3 treatment resulted in the lowest annual GWP (1 833.2 $kgCO_2$-eq/hm^2), while T2 produced a GWP of 2 107.01 $kgCO_2$-eq/hm^2 with a GHG emission intensity of 0.11 $kgCO_2$-eq/hm^2. Crop yields were also significantly influenced. T2 yielded the highest summer maize (12 293.78 kg/hm^2) and winter wheat (7 318.50 kg/hm^2) production, resulting in the highest total yield. [Conclusion]In summary, straw incorporation combined with a decomposer at 45 kg/hm^2 (T2) accelerated straw decomposition, significantly reduced annual GHG emissions, and optimized crop yields. This approach effectively balances environmental benefits with economic viability.

Keywords: Decomposer, Straw incorporation, Greenhouse gases, Decomposition characteristics, Crop yield

全球变暖趋势逐年加剧,极端气候事件频繁发生,近年来减少温室气体排放的研究备受重视。农田土壤是温室气体排放的关键源区,其释放的N_2O、CH_4和CO_2等温室气体对全球气候变暖具有显著影响[1]。大气中每年有5%~20%的CO_2、15%~30%的CH_4、80%~90%的N_2O来源于土壤,农田温室气体减排技术已成为全球农业与环境科学领域的研究焦点[2-3]。

作物秸秆是宝贵的自然资源,富含氮、磷、钾等营养元素,具有重要的农业利用价值。还田是目前秸秆最主要的处理方式,可显著改善土壤理化特征、提高土壤肥力、促进作物增产[4-6]。进行秸秆还田时,秸秆会在土壤中吸收水分而膨胀,进而导致土壤中的大孔隙空间减少,提高土壤的保水性能和含水量[7]。研究表明秸秆还田可促进土壤有机碳固存,提高并维持农艺生产力,土壤固碳可能抵消0.4~1.2 GtC/年的化石燃料排放,或全球排放量的5%~15%[8],秸秆还田技术已被IPCC列为全球土壤碳增汇的优先措施之一[9]。然而,秸秆还田在发挥积极作用的同时,也可能伴随某些不利影响。其中,微生物介导的分解过程可能导致N_2O和CH_4排放量增加,进而部分抵消其在固碳减排方面的潜在效益[10-11]。

在冬小麦-夏玉米(麦玉轮作)研究中发现,采用深松结合秸秆还田技术能够促进植株快速生长,显著增加干物质积累。该技术还可有效提高玉米干物质合成能力,促进氮、磷、钾的吸收,增加籽粒干物质比例,使玉米产量提升11.78%,并优化氮、磷、钾肥的利用效率[12]。然而,传统的秸秆还田在提高土壤碳存储的同时,亦会造成温室气体排放增加[13-15]。施加秸秆腐熟剂可改善此问题,腐熟剂主要由微生物组成,这些细菌、真菌等真核原核生物在作用于秸秆时能将体内的养分进行转化释放,从而提高作物产量和改善作物品质[16]。施用秸秆腐熟剂可在短期内协调农田生产力与养分消耗之间的平衡关系,提高土壤肥力[17-18]。添加腐熟剂可加速秸秆分解,减轻对小麦生长的潜在负面影响,增产幅度为8.18%~9.27%[19]。

麦玉轮作是关中平原最为常见的种植模式,其农田碳氮平衡和温室气体排放特征已得到广泛研究,包括还田方式[1,12]、还田量和施肥管理[4-5]、还田年限[6]对农田碳氮养分平衡及温室气体排放的影响。然而,在小麦-玉米轮作体系中,关于秸秆还田配合腐熟剂对促进秸秆腐解进程适宜剂量的量化及周年温室气体减排中的作用缺乏系统验证。因此,本研究在前人工作的基础上,通过田间试验,系统监测周年农田土壤温室气体排放动态,明确秸秆还田配施腐熟剂对周年温室气体排放的作用机制,有助于进行该区域温室气体排放评估,亦可为优化该区域麦玉轮作体系秸秆还田新策略和温室气体减排新技术提供一定的理论依据。

1　材料与方法

1.1　试验地概况

试验于2020年6月-2021年11月在陕西省杨凌示范区西北农林科技大学农作一站(34°21′N,108°10′E)进行。该区域为典型的暖温带半湿润气候类型,海拔524 m,年平均温度14.6 ℃,试验期间降雨量762.1 mm,为典型的旱作雨养农业区,其季节气候状况较为独特。试验场地的地势较为平坦,土壤类型是塿土。试验地土壤基础养分见表1,试验季节气象条件见图1。

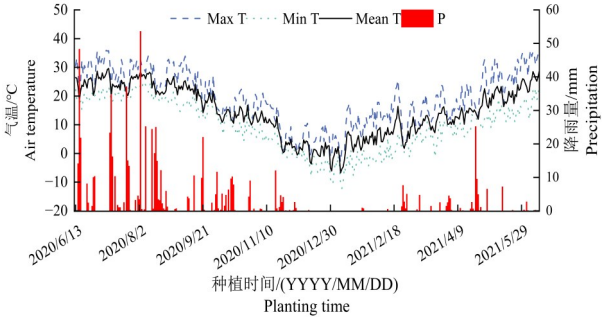
表1　播前土壤耕层(0～20 cm)基本特征

Table 1　Soil properties of 0～20 cm layer before crop sowing

指标 Indices	夏玉米播前 Before sowing summer maize	冬小麦播前 Before sowing winter wheat
土壤pH Soil pH	8.68	8.43
有机质含量/(g/kg) Organic matter content	14.97	8.82
全碳含量/(g/kg) Total carbon content	17.59	16.63
全氮含量/(g/kg) Total nitrogen content	1.11	1.05
全磷含量/(g/kg) Total phosphorus content	0.87	0.86
全钾含量/(g/kg) Total potassium content	20.45	20.51

1.2　试验设计

本试验采用随机区组设计,小区面积为30 m^2(5 m*6 m),重复3次。设4个秸秆配施腐熟剂处理,即腐熟剂30 kg/hm^2(T1)、腐熟剂45 kg/hm^2(T2)、腐熟剂60 kg/hm^2(T3)、腐熟剂75 kg/hm^2(T4),以秸秆还田不施腐熟剂为对照(CK)。试验所用秸秆腐熟剂为人元秸秆腐熟剂,此腐熟剂富含细菌、放线菌、丝状菌及酵母菌等多种不同的微生物菌群,有效活菌数量不少于8.0×10^7 cfu/g。秸秆腐熟剂在前茬作物冬小麦收获(2020年6月13日)、秸秆全量还田后施用。前茬作物冬小麦秸秆还田量可达7600 kg/hm^2,秸秆所含氮浓度为0.49%,旋耕翻埋于20 cm土层。供试夏玉米品种为'郑单958',种植密度为67 500株/hm^2,行距为60 cm,播种前一次性施入225 kg/hm^2纯氮,夏玉米生育期为6月14日-10月7日。供试冬小麦品种



Max T代表最高温度,Min T代表最低温度,Mean T代表平均温度,P代表降雨量

Max T indicated the maximum temperature, Min T indicated the minimum temperature, Mean T indicated the average temperature, and P indicated precipitation

图1　试验期间夏玉米及冬小麦生育期的气温和降雨量

Fig.1　Air temperature and rainfall during the summer maize and winter wheat growth periods in the experimental season

'西农979'播种量为180 kg/hm^2,播种前一次性施入120 kg/hm^2纯氮,冬小麦季节夏玉米秸秆不还田,于10月17日播种,翌年6月10日收获。试验小区全年无灌溉,其它管理同一般大田试验。

1.3　样品采集和指标测定

1.3.1　腐解特征

本试验采用尼龙网袋法测试小麦秸秆腐解进程,取50 g粉碎的小麦秸秆(烘干后剪成2～3 cm小段)分别按4个处理对应网兜平展的面积进行比例置换以确定腐熟剂剂量,加入原位土壤,加入氮肥0.043 g(与大田氮肥量一致),提供接近自然条件下的土壤环境,混匀后装入100目尼龙网袋(25 cm×35 cm),封口后水平埋于15～20 cm深的土层中,并做好取样标记。在秸秆埋后0～100 d的每隔10 d时以及埋后120 d、360 d时进行取样,采用尼康Z30相机拍摄小麦秸秆外部形态特征,同时采用西湾XSP-35TV型号显微镜(目镜:广角WF10X/18 mm,物镜:185消色差物镜10X,光源:LED冷光源)观测秸秆表皮微观结构,每次抽取3袋样本称重,计算秸秆腐解率,计算公式为:

$$腐解率=(m_0-m_t)/m_0\times100\% \quad (1)$$

式中,m_0指秸秆初始干物质质量(g);m_t指秸秆取样时的干物质质量(g),t为取样间隔时间。

1.3.2　作物产量测定

在夏玉米成熟期,每小区选取30个玉米果穗,

风干后测量其百粒质量和水分含量,计算单位面积产量;在冬小麦收获期,每小区收获1 m双行,脱粒晒干后测定籽粒产量。

1.3.3 温室气体排放通量测定

分别于夏玉米种植后每10 d、冬小麦种植后每30 d,收集1次温室气体,施肥和降雨后进行加测。使用50 mL的注射器,10 min抽取1次,共抽取4次,将样本箱里的气体抽取进气袋,同时即刻记录各个时间点样本箱内部的温度情况。将采集到的气体用岛津GC-2010 Plus气相色谱仪进行精准分析,温室气体排放通量计算公式为:

$$F=\rho\times h\times(\mathrm{dc/dt})\times 273/(273+T) \quad (2)$$

式中,F指温室气体的排放通量(mg/(m^2·h)),ρ指温室气体标准条件下的密度(mg/m^3),h指采样箱的有效高度(m),dc/dt指温室气体的浓度变化率,T指在采样时采样箱内部的平均温度(℃)。

温室气体的累积排放量计算公式为[20]:

$$E_c=\sum[(F_i+F_{i+1})/2\times 10^{-3}\times d\times 24\times 10] \quad (3)$$

式中,E_c指CH_4或N_2O的累积排放量(kg/hm^2),F_i和F_{i+1}指相邻的2个采样时期的气体排放通量(mg/(m^2·h)),d是相邻2个采样时期间隔的天数。

CH_4和N_2O的增温潜势(GWP)在100年的时间尺度内是CO_2的28倍和265倍,GWP计算公式为[20]:

$$\mathrm{GWP(kg(CO_2\,eq)/hm^2)}=28E_c(\mathrm{CH_4})+265E_c(\mathrm{N_2O}) \quad (4)$$

式中,$E_c(CH_4)$和$E_c(N_2O)$分别代表CH_4和N_2O的排放总量(kg/hm^2)。

单位经济产出所对应的温室气体排放强度(GHGI)可量化为等效CO_2的排放量,其计算公式为[20]:

$$\mathrm{GHGI}=\mathrm{GWP}/Y \quad (5)$$

式中,Y为单位面积产量,本文按夏玉米和冬小麦总产量计算。

1.4 统计分析

运用Excel 2016软件进行数据整理,运用SPSS 25.0软件进行统计分析,采用LSD法进行组间差异显著性比较,使用Smart PLS 3.0(University of South Alabama,美国)软件对施加不同剂量腐熟剂处理与N_2O累积排放量、CH_4累积排放量、周年作物产量、GWP、GHGI数据进行路径分析。利用Origin 2018进行作图。

2 结果与分析

2.1 秸秆腐熟还田后的腐解特征

2.1.1 不同腐解时期小麦秸秆外部形态特征及表皮微观结构

对还田10、20、30、40、100、120以及360 d时的小麦秸秆外部形态特征(图2)和表皮微观结构(图3)进行比较,可以看出原始小麦秸秆表面光滑平整,结构较为紧密,且有光泽,形状完整;腐解10~30 d时,小麦秸秆外部形态出现较为明显的腐解迹象,秸秆表面光泽度逐渐消失,光滑外表皮颜色变深,叶、鞘等组织开始脱落;40~120 d时,秸秆原本的筒状形态变为无规则的扁平状,表面开裂,整体结构开始变得松散;腐解至360 d,秸秆外部形态遭到严重破坏,表现为碎屑状的小段结构。观察腐解初期表皮微观结构可发现,原生表皮组织呈现出紧密排列的状态,透光性能相对较低;0~30 d内,腐解过程致使细胞结构出现了轻微破损;腐解40~120 d,小麦秸秆表皮的孔隙度增加,透光性也有了明显提升,细胞结构完整性明显下降,呈即将破裂状态;腐解360 d,原有的细胞结构基本消失不见,转而形成细丝状的新结构。

2.1.2 施加不同剂量腐熟剂后秸秆腐解率

小麦秸秆的腐解率随着还田天数的增加逐渐增大(图4),10~40 d时秸秆腐解较快,40~120 d时秸秆腐解率缓慢降低,腐解至240~360 d各处理间差异不显著。在冬小麦收获期施加不同剂量的腐熟剂,翻埋秸秆最终腐解率为67.55%~69.72%。施用秸秆腐熟剂有利于还田小麦秸秆腐解,随着腐熟剂剂量的增加,秸秆腐解率呈现先增加后降低的趋势。在还田30、90 d后,T2处理的腐解率分别较CK增加30.66%、10.68%($P<0.05$);在120 d时,添加腐熟剂的处理较CK增幅为3.62%~10.82%,T2处理腐解率较CK、T1处理分别增加6.95%、10.82%;在360 d时,各处理间差异不显著,T4、T2处理腐解率较CK增加1.69%、3.21%。秸秆还田配施腐熟剂能够明显



图2　不同腐解时期的麦秆表观特征

Fig.2　Apparent characteristics of wheat straw at different decomposition stages

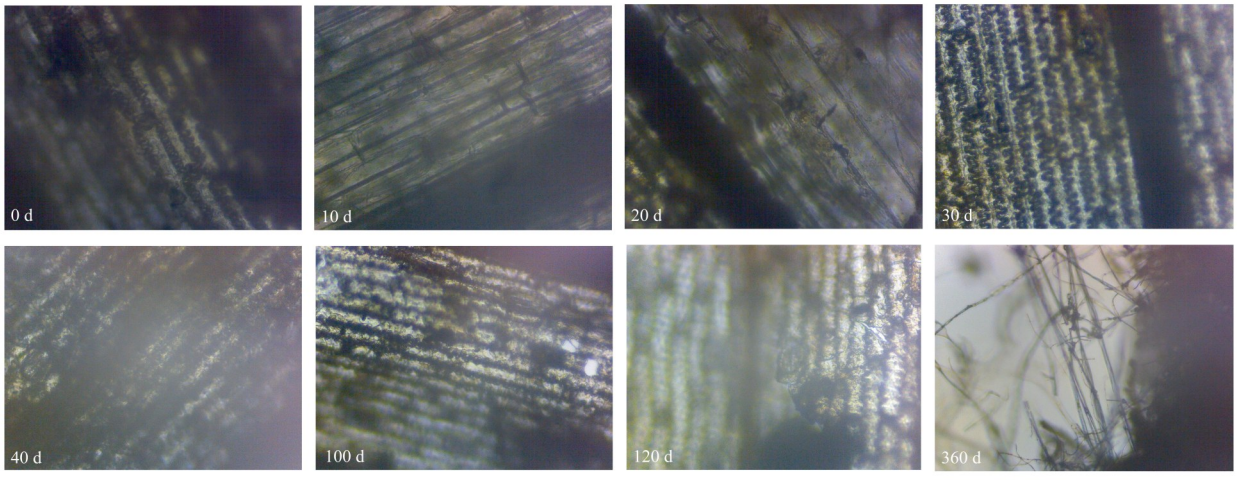


图3　不同腐解时期的麦秆微观特征

Fig.3　Micromorphology characteristics of wheat straw at different decomposition stages

加速秸秆的腐解,T2效果最佳。

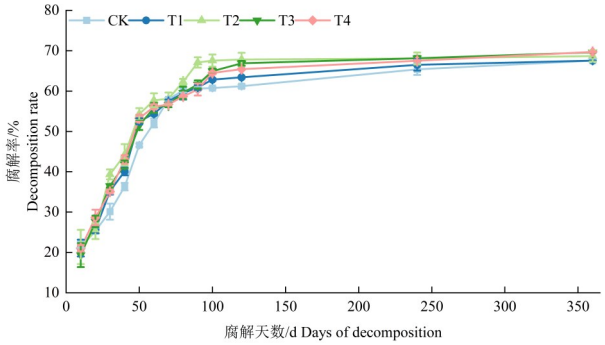
2.2　不同剂量腐熟剂下夏玉米与冬小麦产量

从图5可见,不同剂量腐熟剂处理下的作物产量存在明显差异,相较CK,秸秆还田配施不同剂量腐熟剂后作物产量均显著提高。夏玉米和冬小麦产量均随着腐熟剂浓度的增加呈现先增加后降低的趋势。夏玉米生长期间施加不同剂量腐熟剂后产量均显著高于对照,其中T2增长最为明显,较CK提高18.70%。冬小麦生长期间T2、T3的产量显著高于CK,分别增长13.40%、19.45%,但T2和T3的产量之间无显著差异。

2.3　秸秆腐熟还田后温室气体排放量及强度

2.3.1　不同剂量腐熟剂下N_2O排放特征及累积排放量

图6为不同剂量腐熟剂处理下的土壤N_2O排放通量。在整个取样观测期内,各处理N_2O的排放呈现双峰曲线变化,最大值出现在施肥或重大降雨事件后,高峰持续时间约1周。试验初期,施加腐熟剂处理的N_2O排放通量显著高于不施腐熟剂处理。排放波峰主要集中在夏玉米播种、收获后,冬季呈现较为平稳状态。第1次排放峰中,最高峰值出现在T4处理,其次为T3处理,其中,T4、T3分别较CK增加了167.95%和99.97%。第2



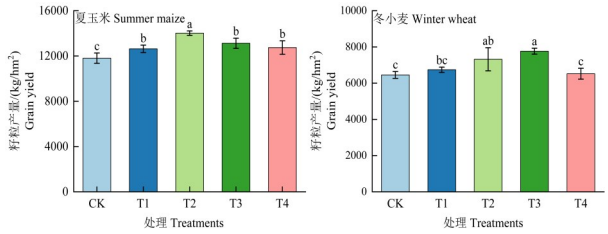
CK为不施腐熟剂、T1为施加腐熟剂30 kg/hm²、T2为施加腐熟剂45 kg/hm²、T3为施加腐熟剂60 kg/hm²、T4为施加腐熟剂75 kg/hm²。图5、图6、图8、图10同

CK indicated the group without applying the decomposer agent; T1 indicated the group with a decomposer agent dosage of 30 kg/hm²; T2 indicated the group with a decomposer agent dosage of 45 kg/hm²; T3 indicated the group with a decomposer agent dosage of 60 kg/hm²; T4 indicated the group with a decomposer agent dosage of 75 kg/hm². The same as Fig. 5, Fig. 6, Fig. 8 and Fig. 10

图4 施加不同剂量腐熟剂后麦秆腐解率

Fig. 4 Wheat straw decomposition rate under different treatments

次排放峰,T4处理排放通量最大,其次为T1处理,分别较CK增加7.07倍和2.53倍。在冬小麦生长季,T2处理的N_2O排放仅出现1个较明显的峰值,峰值为0.78 mg/(m²·h),相较于CK提高5.6%。



不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。图7、图9、图11同

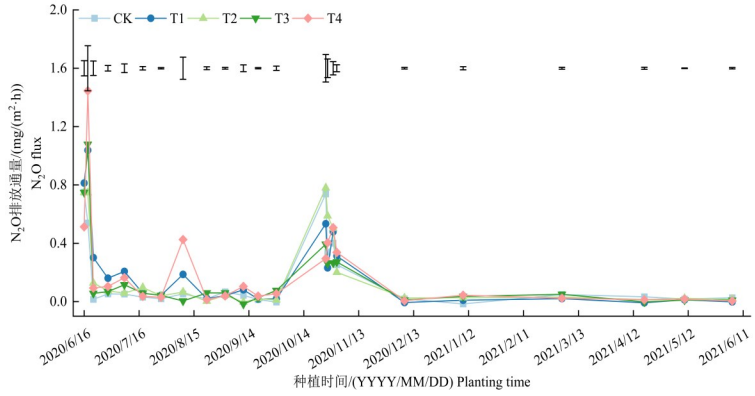
Different lowercase letters in the same group indicate significant differences among the treatments ($P<0.05$). The same as Fig. 7, Fig. 9 and Fig. 11

图5 施加不同剂量腐熟剂后夏玉米与冬小麦籽粒产量

Fig.5 Grain yield of summer maize and winter wheat under different decomposer application rates

腐熟剂的施用会增加N_2O的排放通量,且随着腐熟剂剂量的增加而增多,冬季排放较弱。

各试验处理的N_2O累积排放量如图7所示,不同剂量腐熟剂处理下,周年土壤N_2O的累积排放量随腐熟剂剂量的增加整体上表现为增加趋势。T4处理的N_2O累积排放量为7.58 kg/hm²,与CK、T1、T2和T3处理相比,分别提高16.27%、3.94%、6.65%和18.50%。虽然夏玉米生育期较冬小麦更短,但其对N_2O排放的贡献却比较突出,各处理间累积排放范围分别为1.52~3.88 kg/hm²和2.31~3.20 kg/hm²。试验结果表明,T2、T3处理的周年N_2O累积排放量低于其它剂量处理。



图中短线为LSD值($P=0.05$,n=3)。图7、图9、图11同

The short bar represented the LSD value ($P=0.05$, n=3). The same as Fig. 7, Fig. 9 and Fig. 11

图6 施加不同剂量腐熟剂后土壤N_2O通量的排放动态

Fig.6 Emission dynamics of soil N_2O flux under different

2.3.2 不同剂量腐熟剂下CH_4排放特征及累积排放量

由图8可见,不同剂量腐熟剂处理下的土壤CH_4排放通量值整体为负,说明土壤是CH_4的吸收汇。夏玉米季(6-10月),各处理CH_4吸收通量整体变化趋势无明显差异,T3的CH_4排放通量最大,CH_4排放的最高峰值出现在CK组(2020年6月21日),为0.028 mg/(m²·h)。CH_4吸收高峰出现在T4处理(2020年7月18日),为-0.17 mg/(m²·h),较CK增加71.53%。冬小麦季CH_4排放通量出现

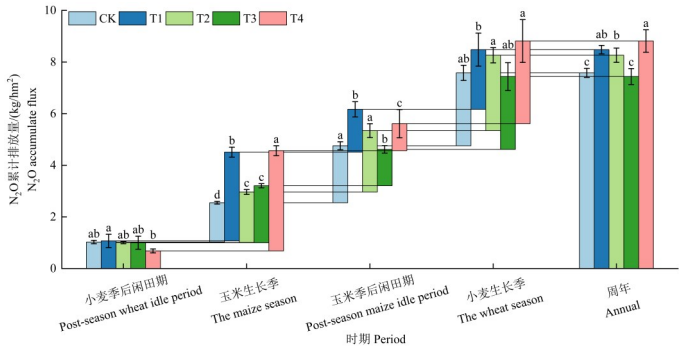


图7　施加不同剂量腐熟剂后土壤N_2O的累积排放量

Fig.7　Cumulative emission of soil N_2O under different

明显的波动,主要表现为T2、T3处理的吸收速率明显增强。在冬小麦生长前期,CH_4的排放通量波动起伏较大,T2、T3和T4处理较CK吸收量增幅为67.00%、76.74%和57.27%。在1月到3月期间存在一定程度的排放情况,而在冬小麦生长的后期,各个处理之间的差异逐渐减小,直至生育期结束时,观测到了最大的吸收峰值,其中T3处理较CK吸收量增幅为31.53%($P<0.05$)。

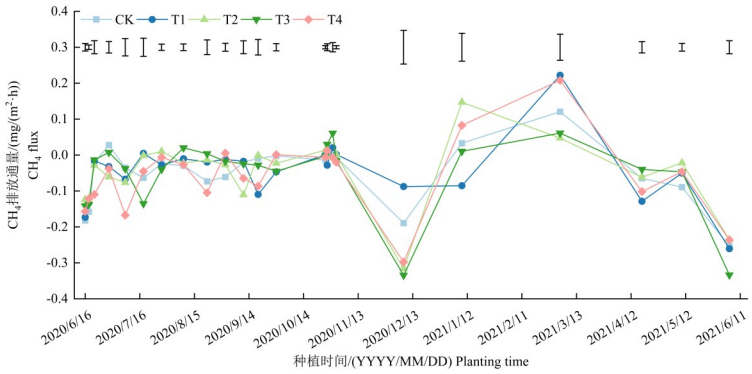


图8　施加不同剂量腐熟剂后土壤CH_4通量的排放动态

Fig.8　Emission dynamics of soil CH_4 flux under different

不同剂量腐熟剂下土壤CH_4的累积排放量如图9所示,T2、T3处理的周年土壤CH_4的累积吸收量与CK相比增幅为10.45%~83.29%,其中T3处理的吸收量与CK、T2相比差异显著。冬小麦季后和夏玉米季后休闲时期,各处理间差异较小。在夏玉米生长季节,T4处理CH_4吸收量最大,是CK的1.64倍($P<0.05$),其它处理间差异不显著。在冬小麦季节,T3处理CH_4吸收量最大,为3.34 kg/hm^2,贡献了主要的吸收量,其次是T2处理为2.97 kg/hm^2,较CK分别增加199.73%、41.56%。秸秆还田配施腐熟剂增加了土壤对CH_4的吸收,其中T2、T3吸收量最大。

2.3.3　不同剂量腐熟剂下CO_2排放通量及累积排放量

施加不同剂量腐熟剂后土壤CO_2的排放通量如图10所示。在整个夏玉米生长阶段,CO_2排放呈现出多峰曲线的特征且主要在施肥或施肥+降雨(灌溉)之后出现,在夏玉米生长的中前期,土壤呼吸速率波动较大且频繁,在中后期,土壤呼吸速率逐渐下降且趋于平稳,冬小麦季节CO_2排放较弱。夏玉米生长季CO_2排放通量的峰值区间在840.63~1 546.18 mg/(m^2·h)。2020年7月18日,T1处理的CO_2排放通量分别较CK、T2、T3和T4处理高出21.82%、32.87%、14.21%和8.96%。秸秆还田期间,随着腐熟剂剂量的增加,表现为土壤呼吸速率增强,其中T1、T2处理的CO_2排放通量较低。翌年2月,T1、T4处理的CO_2排放通量高于其它处理,分别较CK增加24.57%、12.38%。

图11为秸秆还田配施不同剂量腐熟剂下土壤周年CO_2累积排放量,增施腐熟剂对CO_2的排放具

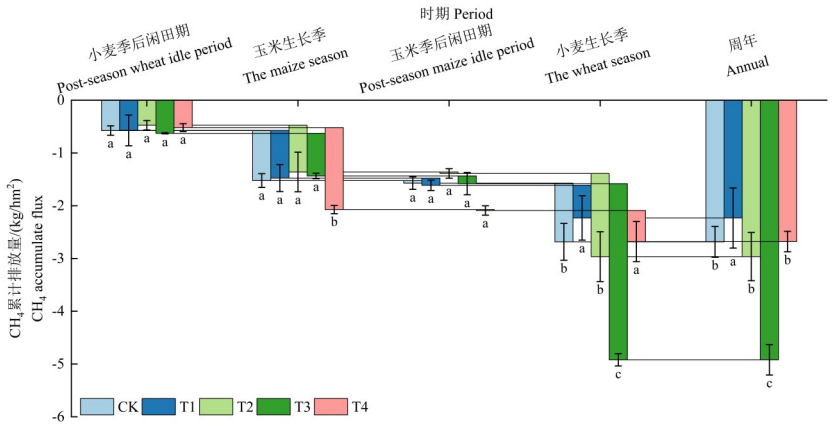


图9 施加不同剂量腐熟剂后土壤CH_4的累积排放量

Fig.9 Cumulative emission of soil CH_4 under different decomposer application rates

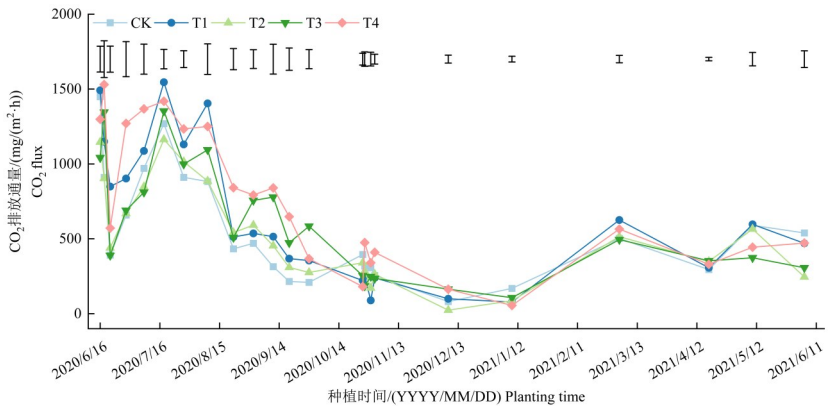


图10 施加不同剂量腐熟剂后土壤CO_2通量的排放动态

Fig.10 Emission dynamics of soil CO_2 flux under different decomposer application rates

有一定的促进作用。CO_2累积排放量主要由冬小麦和夏玉米生长季土壤贡献,冬小麦闲田季排放量大于夏玉米后闲田季。T1、T4处理的周年CO_2累积排放量较CK增幅为15.04%~23.24%。T2、T3处理的周年CO_2累积排放量与CK相比,无显著差异。在夏玉米生长季,增施腐熟剂处理的CO_2的累积排放量较CK增幅为5.26%~54.23%($P<0.05$)。以上结果表明,秸秆还田配施腐熟剂可显著降低CO_2排放。

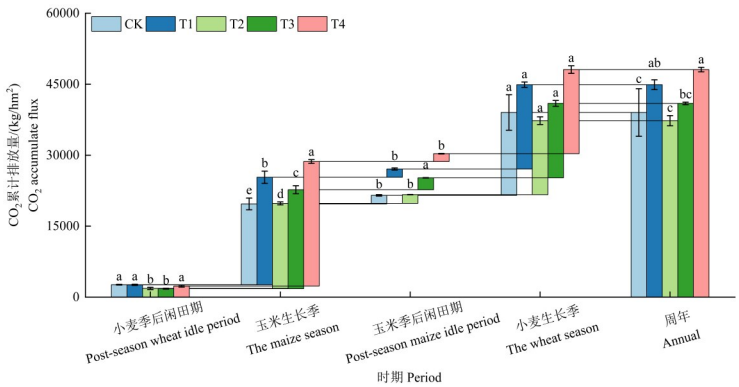


图11 施加不同剂量腐熟剂后土壤CO_2的累积排放量

Fig.11 Cumulative emission of soil CO_2 under different decomposer application rates

2.3.4　不同剂量腐熟剂下全球增温趋势和温室气体排放强度

不同剂量腐熟剂处理对作物产量、GWP、GHGI均具有显著影响(表2)。T2和T3的周年作物产量显著高于T1和T4,T2和T3的周年作物产量较CK分别增长16.66%和14.66%($P<0.05$)。T2处理的夏玉米GWP较CK增加16.86%($P<0.05$),T3与CK之间差异不显著。T2的周年GWP较CK增加8.96%($P<0.05$),T3较CK降低5.48%($P<0.05$),可见T3对GWP的影响较小。T3的GHGI最小,为0.10 kg CO_2-eq/kg。T2的GHGI为0.11 kg CO_2-eq/kg,与CK差异不显著。

表2　施加不同剂量腐熟剂后的综合增温潜势(GWP)和温室气体排放强度(GHGI)

Table 2　Changes of GWP and GHGI from summer maize soil under different decomposer application rates

处理 Treatments	产量/(kg/hm²) Yield			综合增温潜势/(kg CO_2-eq/hm²) GWP			温室气体排放强度/(kg CO_2-eq/kg) GHGI		
	夏玉米 Summer maize	冬小麦 Winter wheat	周年 Annual	夏玉米 Summer maize	冬小麦 Winter wheat	周年 Annual	夏玉米 Summer maize	冬小麦 Winter wheat	周年 Annual
CK	10 357.31c	6 453.66c	16 811.97b	960.97c	972.70a	1 933.67c	0.09b	0.15ab	0.12bc
T1	11 081.19b	6 741.32bc	17 822.51b	1 321.76a	863.00a	2 184.76ab	0.12a	0.13ab	0.12ab
T2	12 293.78a	7 318.50ab	19 612.28a	1 122.97b	984.04a	2 107.01b	0.09b	0.13ab	0.11c
T3	11 511.37b	7 765.47a	19 276.85a	931.84c	901.36a	1 833.20d	0.08c	0.12b	0.10d
T4	11 179.24b	6 522.00c	17 701.24b	1 262.73a	997.93a	2 260.66a	0.11a	0.15a	0.13a

注:CK为不施腐熟剂、T1为施加腐熟剂30 kg/hm²、T2为施加腐熟剂45 kg/hm²、T3为施加腐熟剂60 kg/hm²、T4为施加腐熟剂75 kg/hm²。同列不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

Note:CK indicated the group without applying the decomposer agent; T1 indicated the group with a decomposer agent dosage of 30 kg/hm²; T2 indicated the group with a decomposer agent dosage of 45 kg/hm²; T3 indicated the group with a decomposer agent dosage of 60 kg/hm²; T4 indicated the group with a decomposer agent dosage of 75 kg/hm². Different lowercase letters within the same column denote significant differences between treatments($P<0.05$).

2.4　不同剂量腐熟剂下温室气体排放特征的路径分析

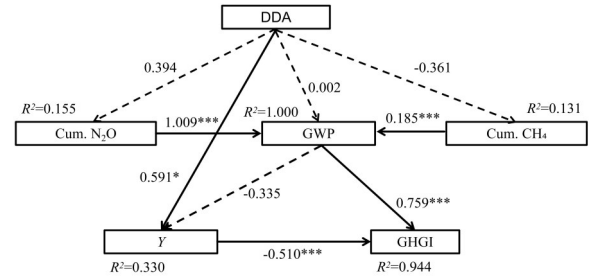
如图12所示,施加不同剂量腐熟剂对N_2O累积排放量和GWP为正向影响,对CH_4累积排放量为负向影响($P>0.05$)。N_2O累积排放量和CH_4累积排放量对GWP均有极显著正向影响($P<0.001$)。GWP与GHGI之间为显著正相关($P<0.001$),而GWP与周年产量呈现负相关关系。总体而言,施加不同剂量腐熟剂对周年作物产量有直接的正向影响($P<0.05$),进而对GHGI产生极显著的负向影响($P<0.001$)。

3　讨论

3.1　不同剂量腐熟剂下小麦秸秆腐解特征

马新平等[21]借助失重率法发现施加腐熟剂可促进下茬小麦秸秆的分解,杨晓燕等[22]研究发现腐熟剂将小麦秸秆的腐解速率提高了7.63%。然而,本研究中T4处理跟对照组CK相比腐解率提高了3.21%,低于前人结果的原因可能与腐熟剂类型或环境条件差异有关。本研究中玉米生长季节是秸秆腐解的主要时期,这是因为随着时间推移秸秆中的可溶性有机物消耗殆尽,转变为纤维素和木质素等难以分解的有机物,微生物对这些物质的利用率不高,使得腐解速度变慢[23]。

不同剂量腐熟剂处理下,还田小麦秸秆的腐解速率均表现为随腐解时间的延长先缓慢增加再经历腐解快速期直至腐解停滞期。导致这种变化的原因可能与关中平原夏季高温多雨有关,冬小麦季节温度相对较低,降雨量较少,土壤微生物活性弱,从而导致麦秆腐解较慢,可见秸秆腐解能促进养分更好地释放,有利于夏玉米的生长。本研究发现在腐解初期(0~20 d),T4腐解率大于T2,随后逐渐降低,施加腐熟剂剂量较高时可能加速秸秆初期分解,但若土壤有效氮不足,微生物会与作物竞争氮素,导致短期氮固定,反而不利于腐解。适量外源氮素添加调节了还田秸秆的C/N,



以施加不同剂量腐熟剂、N_2O累积排放量、CH_4累积排放量、周年作物产量、GWP和GHGI数据构建路径分析模型。DDA:不同剂量腐熟剂;Cum. N_2O:N_2O累积排放量;Cum. CH_4:CH_4累积排放量;GWP:全球增温潜势;*Y*:单位面积产量;GHGI:温室气体排放强度;CMIN/DF:卡方自由度比;NFI:拟合优度指数;线条上的路径为非标准化路径系数。潜变量旁边的R^2为决定系数,*、**、***分别表示α=0.05、0.01、0.001。实线代表显著的正路径和负路径($P<0.05$);虚线表示不显著的通路($P>0.05$)

The path analysis model was constructed based on the application amount of decomposition agent, cumulative emission of N_2O, cumulative emission of CH_4, annual crop yield, GWP and GHGI data. DDA: Different doses of decomposing agent; Cum. N_2O: N_2O accumulate flux; Cum. CH_4: CH_4 accumulate flux; GWP: Global Warming Potential; GHGI: Greenhouse Gas Intensity; CMIN/DF: chi−square degree of freedom ratio; NFI: goodness of fit index; the path on the line is a standardized path coefficient. R^2 next to the latent variable is the coefficient of determination. *, ** and *** represent the significant level of $P<0.05$, 0.01, and 0.001, respectively. The solid line represents significant ($P<0.05$) positive path and negative path; the dotted line represents an insignificant pathway($P>0.05$)

图12 不同剂量腐熟剂下温室气体排放特征的路径分析

Fig.12 Pathway analysis of each index under different decomposer application rates

不仅为微生物的生长提供了充足的氮源,还提高了土壤中纤维素等一些碳水化合物的水解酶的活性[24],进而实现快速腐解。在后续的试验中,应充分考虑和妥善解决尼龙网袋的影响效应,使得该方法能更真实地反映土壤实际情况,并进一步考虑腐熟剂和肥料的互作对秸秆整体腐解速率的影响。

3.2 不同剂量腐熟剂下夏玉米和冬小麦产量

一般认为,秸秆还田能增加土壤有机质及养分含量,改善土壤物理及生物性状,实现作物产量的提升。张云芳等[25]研究发现添加腐熟剂可以显著加快小麦秸秆的分解速度,增加后茬水稻穗数和粒数,增产幅度为4.65%~7.52%。本研究结果表明,添加腐熟剂处理的夏玉米产量较CK增加6.98%~18.70%,添加腐熟剂处理的冬小麦产量较CK增加1.06%~20.33%。T2处理后夏玉米产量增长最为明显,较对照处理显著提高18.70%;冬小麦产量显著提高13.40%且与T3差异不显著。

张红娟等[26]在2021-2024年间通过对土壤微生物变化进行监测,发现秸秆还田配施腐熟剂不仅显著增加了土壤有机质、速效钾、有效磷和碱解氮含量,还显著增加了碳、氮代谢功能基因的丰度,最终使小麦产量增加11.24%。李方杰等[27]通过连续2年的试验发现,添加腐熟剂可以促进玉米籽粒灌浆进程,进而实现产量提升。本研究中,玉米小麦的增产可能与腐熟剂促进秸秆腐解、增加土壤有效养分有关,这为作物干物质积累与产量形成提供了物质基础[28]。不仅如此,腐熟剂的作用还体现在更直接的生理调控上:它通过持续分解释放活性物质,实现了对作物的适时养分供应。这种动态补给机制能显著延长籽粒发育后期的灌浆持续时间并提高其速率,确保了灌浆后期充足的物质来源,从而直接促进产量提升[27]。秸秆腐熟还田对土壤性状和产量的影响可能存在多年的累积效应,且还田的效应也受气候条件的影响,因此,还需要进行长期的定位试验观测。

3.3 不同剂量腐熟剂下温室气体周年排放特征

本研究以玉米播种为起点,小麦收获为终点,主要研究麦-玉轮作的农田生态系统全年的温室气体排放通量。本试验结果表明,T2、T3处理的周年N_2O累积排放量低于其它剂量的腐熟剂。T2、T3处理的周年土壤CH_4的累积吸收量与CK相比,增幅为10.45%~83.29%,其中T3处理的吸收量与CK、T2相比差异显著。周文涛等[29]的研究发现,种植不同作物结合不同的肥水管理以及耕作实践,会对土壤CH_4和N_2O的生成与释放造成复杂影响。本研究发现,在玉米生长的季节里,所观察到的CH_4累积通量一直呈现为负值,玉米田是大气的净吸收源,此发现与华北平原冬小麦田连续2年土壤CH_4通量为负值的研究结果相符[30-31]。CH_4排放是由产甲烷菌以有机质为底物,在严格厌氧条件下产生的[32],并且CH_4排放量与有机碳分解速率呈正相关[33]。主要原因是稻田秸秆还田后,翻耕处理可能会破坏土壤产甲烷菌生存的厌氧环境,从而降低了CH_4排放,旱地农田土壤通气条件好,氧气易于扩散到土壤中,提高甲烷氧化微生物和甲烷氧化酶的活性,好气土壤中的CH_4易被氧化菌氧化成CO_2,削弱CH_4的排放特

征,强化了土壤作为CH_4的吸收汇特征[30]。

本研究发现,增施腐熟剂对CO_2的排放具有一定的促进作用。T1、T4处理的周年CO_2累积排放量较CK增加15.04%～23.24%。T2、T3处理的周年CO_2累积排放量与CK相比差异不显著。添加腐熟剂造成CO_2排放增加的主要原因可能在于秸秆腐解释放了较多易分解物质,为微生物活动及繁殖提供了碳源,从而促进了CO_2排放[34]。随腐解时间增加,土壤中易分解有机碳和肥料氮素被微生物大量利用而减少,微生物为了生存开始分解较难分解的有机物质,因此呼吸代谢强度减弱,CO_2排放减少[35]。本研究中添加腐熟剂处理N_2O排放高峰通常与施肥和同期降雨事件高度吻合,这与前人关于降雨驱动反硝化作用的结论一致[36],其次,秸秆引入了易分解有机质,促进了反硝化微生物活动。各处理N_2O年排放量在7.58～8.81 mg/(m^2·h),基本位于我国旱地农田N_2O年排放变化范围内[37-38]。在麦-玉轮作农田中,N_2O成为GWP的主要贡献者[20,39],这与本研究结果一致,本研究发现GWP的增加由N_2O排放增加所驱动,这在路径分析中也得到进一步证实(图12)。在GHGI方面,本研究结果表明,相对于对照处理,T2、T3处理对产量的提升作用最大,导致GHGI更低,这与陕西关中平原连续4年的麦玉轮作试验得到的GHGI变化趋势相似[20]。

计算农田经济效益可得,T2的净收益最高,为18757.93元/hm^2。T1处理与CK处理差异较小,T4处理由于腐熟剂的成本过高,造成了入不敷出的现象[40]。综合经济与环境效益,尽管T3处理(60 kg/hm^2)在温室气体减排和小麦产量方面表现突出,但T2处理(45 kg/hm^2)投入更低且周年产量较T3略有增加,从而实现更高的投入产出比。T2处理既能兼顾环境效益,又在成本控制上更具优势,更符合实际生产的推广需求。

4　结论

从短期监测结果分析,关中平原旱作麦玉轮作区,添加腐熟剂较小麦秸秆直接还田腐解率更大,还田秸秆最终腐解率为67.55%～69.72%,且腐熟剂作用主要集中于腐解前期。75 kg/hm^2处理N_2O累计排放量较CK偏高约16.72%,促进了N_2O排放。各处理显著降低了稻田CH_4排放、CO_2温室气体排放强度。秸秆腐熟还田能够提高夏玉米、冬小麦产量,45 kg/hm^2剂量处理是综合效益最好的处理。下一步的研究,应建立低碳可持续的耕作还田管理手段,优化农机农艺管理措施,助力"双碳"目标实现。

参　考　文　献

[1]张黛静,宗洁静,马建辉,等. 小麦-玉米周年耕作方式与增施有机肥对夏玉米土壤有机碳库及温室气体排放的影响[J]. 生态环境学报,2019,28(10):1927-1935.
Zhang D J, Zong J J, Ma J H, et al. Effects of wheat-maize rotation system tillage method and enhanced organic fertilizer on soil organic carbon pool and greenhouse gas emission in maize soil[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019, 28(10): 1927-1935.

[2]Melillo J M, Steudler P A, Aber J D, et al. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system [J]. Science, 2002, 298(5601): 2173-2176.

[3]Hansen J E, Lacis A A. Sun and dust versus greenhouse gases: an assessment of their relative roles in global climate change[J]. Nature, 1990, 346:713-719.

[4]路文涛,贾志宽,张鹏,等. 秸秆还田对宁南旱作农田土壤活性有机碳及酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报,2011,30(3):522-528.
Lu W T, Jia Z K, Zhang P, et al. Effects of straw returning on soil labile organic carbon and enzyme activity in semi-arid areas of southern Ningxia, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(3): 522-528.

[5]赵鹏,陈阜. 秸秆还田配施化学氮肥对冬小麦氮效率和产量的影响[J]. 作物学报,2008,34(6):1014-1018.
Zhao P, Chen F. Effects of straw mulching plus nitrogen fertilizer on nitrogen efficiency and grain yield in winter wheat [J]. Acta Agronomica Sinica, 2008, 34(6): 1014-1018.

[6]慕平,张恩和,王汉宁,等. 连续多年秸秆还田对玉米耕层土壤理化性状及微生物量的影响[J]. 水土保持学报,2011,25(5):81-85.
Mu P, Zhang E H, Wang H N, et al. Effects of continuous returning straw to maize tilth soil on chemical character and microbial biomass[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2011, 25(5): 81-85.

[7]张凯,宰松梅,仵峰,等. 小麦玉米秸秆还田对土壤水分入渗的影响[J]. 东北农业大学学报,2022,53(9):35-42.
Zhang K, Zai S M, Wu F, et al. Effects of returning wheat or corn straw on soil water infiltration [J]. Journal of Northeast Agricultural University, 2022, 53(9): 35-42.

[8]Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. Science, 2004, 304(5677): 1623-1627.

[9]Stocker T, Qin D, Plattner G, et al. Climate change 2013: the physical science basis: working group I contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel On Climate

Change[EB/OL]. [2025-08-14] https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/.

[10]Syakila A, Kroeze C. The global nitrous oxide budget revisited [J]. Greenhouse Gas Measurement and Management, 2011, 1(1): 17-26.

[11]Nazaries L, Murrell J C, Millard P, et al. Methane, microbes and models: fundamental understanding of the soil methane cycle for future predictions[J]. Environmental Microbiology, 2013, 15(9): 2395-2417.

[12]张德伟,蒋雨洲,刘春梅,等. 秋翻结合秸秆还田对土壤性状、玉米生长及养分吸收的影响[J]. 江苏农业科学,2021,49(20):113-119.
Zhang D W, Jiang Y Z, Liu C M, et al. Effects of autumn ploughing and straw mulching on soil properties, corn growth and nutrient absorption [J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2021, 49(20): 113-119.

[13]Jacinthe P A, Lal R, Kimble J M. Carbon budget and seasonal carbon dioxide emission from a central Ohio Luvisol as influenced by wheat residue amendment[J]. Soil and Tillage Research, 2002, 67(2): 147-157.

[14]李成芳,寇志奎,张枝盛,等. 秸秆还田对免耕稻田温室气体排放及土壤有机碳固定的影响[J]. 农业环境科学学报,2011,30(11):2362-2367.
Li C F, Kou Z K, Zhang Z S, et al. Effects of rape residue mulch on greenhouse gas emissions and carbon sequestration from No-tillage rice fields[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(11): 2362-2367.

[15]孟梦,吕成文,李玉娥,等. 添加生物炭对华南早稻田CH_4和N_2O排放的影响[J]. 中国农业气象,2013,34(4):396-402.
Meng M, Lü C W, Li Y E, et al. Effect of biochar on CH_4 and N_2O emissions from early rice field in South China[J]. Chinese Journal of Agrometeorology, 2013, 34(4): 396-402.

[16]陈娟,易婷,叶英林,等. 秸秆腐熟剂的研究进展及发展趋势[J]. 湖南农业科学,2021(2):108-110.
Chen J, Yi T, Ye Y L, et al. Research progress and development trend of straw decomposing agent [J]. Hunan Agricultural Sciences, 2021(2): 108-110.

[17]李国阳,燕照玲,李仟,等. 秸秆还田配施肥料及腐熟剂对土壤酶活性及小麦产量的影响[J]. 河南农业科学,2016,45(8):59-63.
Li G Y, Yan Z L, Li Q, et al. Effects of straw returning with fertilizer and decomposition inoculants on soil enzyme activity and yield of winter wheat[J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2016, 45(8): 59-63.

[18]胡诚,陈云峰,乔艳,等. 秸秆还田配施腐熟剂对低产黄泥田的改良作用[J]. 植物营养与肥料学报,2016,22(1):59-66.
Hu C, Chen Y F, Qiao Y, et al. Effect of returning straw added with straw-decomposing inoculants on soil melioration in low-yielding yellow clayey soil[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2016, 22(1): 59-66.

[19]王喜枝,姚丽娟,孙笑梅,等. 不同秸秆腐熟剂在河南省麦田的应用效果研究[J]. 河南农业科学,2013,42(10):59-62.
Wang X Z, Yao L J, Sun X M, et al. Effects of different straw decomposing inoculants on corn stalks in wheat field of Henan Province[J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2013, 42(10): 59-62.

[20]Guo Z Y, Liu Y, Meng X P, et al. The long-term nitrogen fertilizer management strategy based on straw return can improve the productivity of wheat-maize rotation system and reduce carbon emissions by increasing soil carbon and nitrogen sequestration[J]. Field Crops Research, 2024, 317: 109561.

[21]马新平,胡健,刘敏,等. 失重率法测定秸秆腐熟剂对小麦秸秆腐熟度试验研究[J]. 上海农业科技,2014(4):36,75.
Ma X P, Hu J, Liu M, et al. Experimental study on determination of maturity of wheat straw by weight loss rate method [J]. Shanghai Agricultural Science and Technology, 2014(4): 36, 75.

[22]杨晓燕,叶伟伟,张龙,等. 秸秆腐熟剂对小麦秸秆的腐熟及还田效应的影响[J]. 工业微生物,2020,50(3):30-35.
Yang X Y, Ye W W, Zhang L, et al. Effects of straw decomposing agent on decomposing and returning wheat straw to field[J]. Industrial Microbiology, 2020, 50(3): 30-35.

[23]曾莉,张鑫,张水清,等. 不同施氮量下潮土中小麦秸秆腐解特性及其养分释放和结构变化特征[J]. 植物营养与肥料学报,2020,26(9):1565-1577.
Zeng L, Zhang X, Zhang S Q, et al. Characteristics of decomposition, nutrient release and structure change of wheat straw in a fluvo-aquic soil under different nitrogen application rates[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2020, 26(9): 1565-1577.

[24]张亮. 关中麦玉轮作区施氮对秸秆还田小麦产量和秸秆养分释放的影响[D]. 杨凌:西北农林科技大学,2012.
Zhang L. Effect of nitrogen application on wheat yield and nutrient release of straw returning to field in wheat-jade rotation region of Guanzhong [D]. Yangling: Northwest A & F University, 2012.

[25]张云芳,丁文斌. 秸秆腐熟剂在小麦秸秆腐熟上的应用效果研究[J]. 上海农业科技,2016(2):93,111.
Zhang Y F, Ding W B. Study on the application effect of straw decomposition agent in wheat straw decomposition [J]. Shanghai Agricultural Science and Technology, 2016(2): 93, 111.

[26]张红娟,孙婷,王春静,等. 玉米秸秆还田配施腐熟剂对土壤微生物群落结构和功能的影响[J]. 微生物学通报,2025,52(9):4078-4093.
Zhang H J, Sun T, Wang C J, et al. Effects of maize straw returning combined with a decomposition agent on soil microbial community structure and function[J]. Microbiology China, 2025, 52(9): 4078-4093.

[27]李方杰,时明坤,庞海芳,等. 松土促根剂和秸秆腐熟剂对砂姜黑土农田夏玉米生长及产量的影响[J]. 河南农业大学学报,2021,55(2):234-242.
Li F J, Shi M K, Pang H F, et al. Effects of soil loosening and root promoting agent and straw decomposing inoculants on growth and yield of summer maize in lime concretion black soil [J]. Journal of Henan Agricultural University, 2021, 55(2):

234-242.

[28]张电学,韩志卿,李东坡,等. 不同促腐条件下秸秆还田对土壤微生物量碳氮磷动态变化的影响[J]. 应用生态学报,2005,16(10):1903-1908.
Zhang D X,Han Z Q,Li D P, et al. Effects of returning maize straw into field on dynamic change of soil microbial biomass C, N and P under different promoted decay condition[J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2005,16(10):1903-1908.

[29]周文涛,龙文飞,毛燕,等. 节水轻简栽培模式下增密减氮对双季稻田温室气体排放的影响[J]. 应用生态学报,2020,31(8):2604-2612.
Zhou W T, Long W F, Mao Y, et al. Effects of increased planting density with reduced nitrogen fertilizer application on greenhouse gas emission in double-season rice fields under water saving and simple cultivation mode[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(8): 2604-2612.

[30]宋利娜,张玉铭,胡春胜,等. 华北平原高产农区冬小麦农田土壤温室气体排放及其综合温室效应[J]. 中国生态农业学报,2013,21(3):297-307.
Song L N, Zhang Y M, Hu C S, et al. Comprehensive analysis of emissions and global warming effects of greenhouse gases in winter-wheat fields in the high-yield agro-region of North China Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(3): 297-307.

[31]朱龙飞,徐越,张志勇,等. 不同施氮措施对冬小麦农田土壤温室气体通量的影响[J]. 生态环境学报,2019,28(1):143-151.
Zhu L F, Xu Y, Zhang Z Y, et al. Effect of different nitrogen application measures on soil greenhouse gases fluxes in winter wheat cropland[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019, 28(1): 143-151.

[32]葛会敏,陈璐,于一帆,等. 稻田甲烷排放与减排的研究进展[J]. 中国农学通报,2015,31(3):160-166.
Ge H M, Chen L, Yu Y F, et al. Advances in methane emission and emission reduction in rice field[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2015, 31(3): 160-166.

[33]Samoura L M. 耕作方式与秸秆还田对双季稻产量和温室气体排放的影响[D]. 北京:中国农业科学院,2018.SamouraL M. Integrative effects of tillage and straw incorporation on crop yield and greenhouse gas emission in a double rice cropping system [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2018.

[34]吴健利,刘梦云,赵国庆,等. 黄土台塬土地利用方式对土壤有机碳矿化及温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报,2016,35(5):1006-1015.
Wu J L, Liu M Y, Zhao G Q, et al. Effects of land-use types on soil organic carbon mineralization and greenhouse gas emissions in Loess tableland[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(5): 1006-1015.

[35]商雨晴,解梦怡,王俊,等. 不同覆盖措施下旱作玉米田土壤呼吸对氮添加的响应[J]. 西北大学学报(自然科学版),2020,50(5):711-719.
Shang Y Q, Xie M Y, Wang J, et al. Response of soil respiration to nitrogen addition under different mulching measures in a dryland corn field[J]. Journal of Northwest University (Natural Science Edition), 2020, 50(5): 711-719.

[36]Li L F, Hao Y B, Zheng Z Z, et al. Heavy rainfall in peak growing season had larger effects on soil nitrogen flux and pool than in the late season in a semiarid grassland[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2022, 326: 107785.

[37]万小楠,赵珂悦,吴雄伟,等. 秸秆还田对冬小麦-夏玉米农田土壤固碳、氧化亚氮排放和全球增温潜势的影响[J]. 环境科学,2022,43(1):569-576.
Wan X N, Zhao K Y, Wu X W, et al. Effects of stalk incorporation on soil carbon sequestration, nitrous oxide emissions, and global warming potential of a winter wheat-summer maize field in Guanzhong Plain[J]. Environmental Science, 2022, 43(1): 569-576.

[38]Li H, Dai M W, Dai S L, et al. Current status and environment impact of direct straw return in China's cropland - A review[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 159: 293-300.

[39]Zheng J, Fan J L, Zhang F C, et al. Interactive effects of mulching practice and nitrogen rate on grain yield, water productivity, fertilizer use efficiency and greenhouse gas emissions of rainfed summer maize in northwest China[J]. Agricultural Water Management, 2021, 248: 106778.

[40]肖金宝. 秸秆腐熟剂用量对麦秆腐解及土壤温室气体排放的调控效应[D]. 杨凌:西北农林科技大学,2022.
Xiao J B. Regulation effect of straw decomposition agent dosage on wheat straw decomposition and soil greenhouse gas emission[D]. Yangling: Northwest A & F University, 2022.

(编辑:郭玥微)