

不同热解温度棉秆生物炭对土壤持水性能的影响与模型适用性评价

任思豪^{1,2} 郭春春³ 何力^{1,2} 付永坤^{1,2} 周宇光^{1,2} 魏泉源^{1,2}

(1. 中国农业大学工学院, 北京 100083; 2. 农业农村部可再生能源清洁化利用技术重点实验室, 北京 100083; 3. 中国农业机械化科学研究院集团有限公司, 北京 100083)

摘要: 生物炭因其发达的孔隙结构和丰富的表面官能团,能有效改善土壤水力特性。将难以生化降解的棉秆转化为生物炭并用于土壤改良,是实现农业废弃物资源化利用与生态修复协同发展的可行途径。本研究以棉花秸秆为原料,在不同热解温度(300、400、500、600、700℃)下制备生物炭,系统表征棉秆生物炭孔隙结构、比表面积、官能团演变及晶体结构的变化,并通过一维土柱模拟试验,定量研究不同热解温度棉秆生物炭及其施用量(1.0%、1.5%、2.0%)对土壤湿润锋迁移、水分参与蒸发过程的影响。采用 Philip 和 Kostiakov 模型对土壤入渗速率与时间的关系进行拟合,以再现水分入渗动态;同时,通过应用 Rose 和 Gardner 模型对土壤水分蒸发过程进行数值模拟。热解制备生物炭试验结果显示,随着热解温度升高,生物炭孔隙结构趋于规整有序,500℃条件下制备的生物炭比表面积和总孔容最大,分别为 1.67 m²/g 和 0.003 2 cm³/g,微介孔结构发达,芳香化程度较高,在土壤中稳定性较好。土柱模拟试验结果表明,棉秆生物炭通过毛细阻滞与孔隙重构作用显著延缓湿润锋迁移,降低入渗速率,抑制水分蒸发,提升土壤持水性能。其中,热解温度为 500℃的棉秆生物炭施用量为 2.0% 时处理效果最优,较对照组水分入渗时间延长 78.6%,累积入渗量提高 12.9%,土壤蒸发量减少 34.0%。模型拟合结果显示,Kostiakov 模型对入渗过程拟合精度高($R^2 > 0.99$),优于 Philip 模型;Rose 模型对蒸发过程模拟更准确($R^2 > 0.99$),优于 Gardner 模型。综上,在适宜热解温度与施用量下,棉秆生物炭可同步优化土壤水分入参与持留性能,为生物炭提升土壤持水能力提供理论依据。

关键词: 棉花秸秆; 生物炭; 热解温度; 施用量; 土壤持水性能; 模型适用性

中图分类号: S216.2 文献标识码: A 文章编号: 1000-1298(2026)11-0387-10

OSID:



Effects of Cotton Stalk Biochar Prepared at Different Pyrolysis Temperatures on Soil Water Retention and Evaluation of Model Applicability

REN Sihao^{1,2} GUO Chunchun³ HE Li^{1,2} FU Yongkun^{1,2} ZHOU Yuguang^{1,2} WEI Quanyuan^{1,2}

(1. College of Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China

2. Key Laboratory of Clean Production and Utilization of Renewable Energy, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100083, China

3. Chinese Academy of Agricultural Mechanization Sciences Group Co., Ltd., Beijing 100083, China)

Abstract: Biochar is regarded as a promising material for improving soil hydraulic properties due to its porous structure and abundant surface functional groups. Cotton stalk, characterized by its rigid texture and high lignin content, is difficult to degrade effectively through conventional biochemical pathways. Converting it into biochar for soil amendment represents a viable strategy for synergizing agricultural waste recycling with ecological restoration. Biochar was produced from cotton stalks at different pyrolysis temperatures (300℃, 400℃, 500℃, 600℃ and 700℃). The structural properties of biochar, including pore architecture, specific surface area, functional group evolution, and crystalline structure, were systematically characterized. Laboratory-based one-dimensional soil column experiments were conducted to quantitatively evaluate the effects of biochar produced at different temperatures and application rates (1.0%, 1.5%, and 2.0%) on soil wetting front migration, water infiltration, and

收稿日期: 2025-10-27 修回日期: 2025-11-14

基金项目: 天津市重点研发计划项目(24YFXTZH00130)、鄂尔多斯市重点研发计划项目(YF20240071)和国家自然科学基金项目(42177431)

作者简介: 任思豪(1999—),男,博士生,主要从事生物质工程研究,E-mail: rensih12138@163.com

通信作者: 周宇光(1983—),男,教授,博士生导师,主要从事生物质工程研究,E-mail: zhouyg@cau.edu.cn

evaporation processes. The Philip and Kostikov models were applied to describe the relationship between infiltration rate and time, thereby simulating water infiltration behavior. Similarly, the Rose and Gardner models were used to numerically simulate soil water evaporation patterns. The results indicated that biochar produced at 500℃ exhibited the highest specific surface area (1.67 m²/g) and total pore volume (0.003 2 cm³/g), with well-developed micro- and mesoporous structures and a high degree of aromatization. Soil column experiments demonstrated that biochar application significantly delayed wetting front movement, reduced infiltration rate, suppressed evaporation, and enhanced water retention capacity, primarily through capillary blocking and pore structure reorganization. Among all treatments, the application of 2.0% biochar produced at 500℃ yielded the most favorable outcomes, exhibiting a 78.6% prolongation of infiltration time, a 12.9% increase in cumulative infiltration, and a 34.0% reduction in evaporation compared with that of the control group. Model fitting showed that the Kostikov model described the infiltration process with high accuracy ($R^2 > 0.99$), outperforming the Philip model, while the Rose model simulated evaporation more accurately ($R^2 > 0.99$) than the Gardner model. In conclusion, cotton stalk biochar produced at appropriate pyrolysis temperatures and application rates can significantly enhance soil water movement and retention. However, practical application for improving soil water retention should consider the native physicochemical properties of soil to select biochar produced under suitable pyrolysis conditions.

Key words: cotton stalk; biochar; pyrolysis temperature; application rate; soil water retention capacity; model applicability

0 引言

全球约 1/3 陆地属于干旱半干旱区,约 45% 的耕地受持续或周期性干旱胁迫,年均作物损失达 50%^[1]。旱作地区农业综合生产能力主要受降雨稀少、蒸发能力强、土壤保水能力差等因素制约^[2],发展高效利用有效降水的蓄水保墒技术对于提高农田生产潜力具有重要意义。

土壤水分入渗是指大气降水或灌溉水由地表向土壤深层运移的物理过程,而土壤蒸发则涉及土壤内部水分以液态形式迁移至表层,并通过汽化作用散失至大气的水分散失过程^[3]。作为农田生态系统中水分循环的 2 个关键环节,入渗与蒸发共同调控土壤墒情动态与水分利用效率。因此,采取合理措施持续改善土壤的入渗与蒸发特性,对于增强土壤蓄水能力、提高旱地作物产量以及推动旱作农业可持续发展具有重要意义。

2023 年中国棉花产量为 5.62 × 10⁶ t,棉秆年产量约 2.8 × 10⁷ t,资源高度集中于新疆地区(大于 55%)^[4]。棉秆富含木质素与游离棉酚,其复杂化学结构导致传统生化途径难以高效降解^[5]。热解技术因其对原料均一性要求较低,能够同步实现脱毒与炭化转化,已成为棉秆资源化利用的有效方式。生物炭作为热解固体产物,具有高比表面积、丰富孔隙结构及可调控表面官能团等特性^[6],施入土壤后可显著降低容重、优化孔隙结构、改善团聚体分布,从而提升土壤持水性能^[7]。然而,生物炭对土壤水分保持的性能与土壤质地、生物炭性质及施用量密切相关。文献[8]基于 1~10 年田间试验

的 Meta 分析发现在细质地土壤中,生物炭对饱和导水率、田间持水量和有效水容量的提升幅度显著大于粗质地土壤。文献[9]在喀斯特坡耕地试验中观察到高剂量生物炭施用可显著延缓水分入渗并提升次表层含水量。此外,文献[10]采用 Philip、Kostikov 等人渗模型对生物炭改良土壤的水分运移过程进行模拟与预测,进一步揭示了其内在机理。尽管已有研究证实了生物炭对土壤保水性能的正面效应,但多数研究仅选用单一热解温度制备的生物炭,缺乏对不同热解温度生物炭对土壤持水效果影响的研究。

因此,本文首先基于实验室自搭建热解系统制备 300~700℃ 棉秆生物炭,系统表征其孔隙与表面化学性质,随后通过室内土柱模拟试验,定量解析不同热解温度与施用量对土壤入渗-蒸发过程的水力响应规律,旨在优化改善农田典型土壤水力特性的参数组合,模拟生物炭迁移至下层土壤后土壤的入渗、蒸发特性,为生物炭在土壤改良中的精准应用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 材料

本研究采用的棉花秸秆采自新疆维吾尔自治区石河子市某实验站,棉花秸秆去除枯叶和棉桃后,粉碎并过 0.15 mm 筛后置于 105℃ 烘箱内烘干 24 h 以上至恒质量,随后密封备用。通过范式洗涤纤维分析法 and 滤袋法测得棉花秸秆中纤维素、半纤维素和木质素含量分别为 (44.08 ± 0.47)%、(10.75 ± 0.23)% 和 (15.25 ± 0.17)%。供试土壤样品取自

中国农业大学试验田表层(0 ~ 20 cm),土壤样品的砂粒、粉粒及黏粒占比分别为 41.1%、43.5%、15.3%,基本理化性质见表 1。土壤样品经自然风干、研磨后过 2 mm 筛以去除植物残体等杂质,随后密封保存于干燥器中,供后续试验使用。

表 1 土壤理化性质参数

Tab.1 Physical and chemical properties of soil

参数	数值
pH 值	8.23 ± 0.12
电导率/($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	353.65 ± 4.74
含水率/%	17.56 ± 0.81
容重/($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	1.20 ± 0.02
总碳质量分数/%	8.36 ± 0.15
总氮质量比/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	254.75 ± 17.87
总磷质量比/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	468.35 ± 31.06
总钾质量分数/%	4.48 ± 0.04

注:数据表达形式为“平均值 ± 标准偏差”。

1.2 试验设计

1.2.1 生物炭制备

生物炭制备在自行搭建的竖置管式炉系统中完成,该系统由气瓶、流量计、竖置管式炉、冷凝装置、干燥装置和中控装置组成。将(300 ± 2) g 处理后的棉花秸秆样品均匀置于 3 个反应舟中,重叠放入石英炉管。热解前,以 2.5 SLM (Standard liter per minute) 氮气吹扫整个热解系统,去除系统内空气。控制管式炉以升温速率 10℃/min,从室温(18 ~ 22℃)升温至预定温度(300、400、500、600、700℃),随后进入恒温炭化阶段(持续 60 min),自然冷却至室温后取出样品。棉花秸秆及其经不同热解温度制备的生物炭分别记为 CS、CSB300、CSB400、CSB500、CSB600 和 CSB700。

1.2.2 土柱制备

试验所用土柱为内径 10 cm、高 35 cm,底部 1 cm 处设有透水板的透明有机玻璃圆柱。为贴近田间生物炭施用的实际场景,并规避因添加生物炭引起土壤容重变化对试验结果的干扰,在试验前开展预试验。通过测定土壤与生物炭的填充密度(褐土:1.2 g/cm³;生物炭:0.45 g/cm³),并依据不同施用量配比,精确计算混合土层的目标容重,如表 2 所示。

表 2 不同生物炭施加量处理组中混合土层容重

Tab.2 Bulk density of mixed soil layers under different biochar addition treatments

施用量/%	容重/($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	容重变化量/($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)
1.0	1.192	0.008
1.5	1.189	0.011
2.0	1.185	0.015

装填前,在有机玻璃管底部铺设滤纸以防止土壤颗粒流失,并在管内壁均匀涂抹凡士林,以减小侧壁边界对水分入渗过程的影响。装填时,将生物炭与土壤按设计比例混合后,以 5 cm 为单位分层填入土柱,总装土高度为 25 cm。各层之间对接触面进行磨毛处理,确保层间紧密结合,防止试验过程中发生分层。装填完成后,在土表覆盖一层滤纸,以减少水头对土壤表面的冲击,保障水分均匀入渗。所有土柱静置平衡 12 h 后开始试验。

1.2.3 生物炭土壤持水试验设计

土壤持水试验在由具有刻度的有机玻璃土柱与马氏瓶搭建一维土柱模拟装置中进行,共设有 3 个相同试验装置,其示意图如图 1 所示。马氏瓶作为恒压水源,其横截面积为 60 cm²,瓶体高度为 32 cm。通过开展一维垂直定水头积水入渗试验,系统研究不同热解温度制备的生物炭及其施用量对土壤持水性能的影响。试验共设置不同热解温度(300、400、500、600、700℃)和不同生物炭施用量(1.0%、1.5%、2.0%)的处理组,具体设计见表 3,每个处理组重复 3 次。具体试验过程为:试验过程中维持 3 cm 恒定水头,同步监测马氏瓶液位变化并记录相应时间,同时借助有机玻璃柱外侧刻度读取湿润锋迁移距离。当湿润锋到达土柱底部时停止计时,但仍继续供水至土壤达到饱和状态。入渗前期(0 ~ 10 min)每 2 min 采集一次马氏瓶液位与湿润锋数据,之后调整为每 5 min 采集一次,直至湿润锋迁移至土柱底部停止计时,并继续供水使土体充分饱和。随后将饱和土柱转移至 20℃、27% RH 恒温恒湿箱中,进行为期 7 d 的蒸发试验,每 12 h 记录一次土柱质量变化,监测水分蒸发量,所有处理组均设置 3 组平行试验,结果以“平均值 ± 标准偏差”的形式表示。

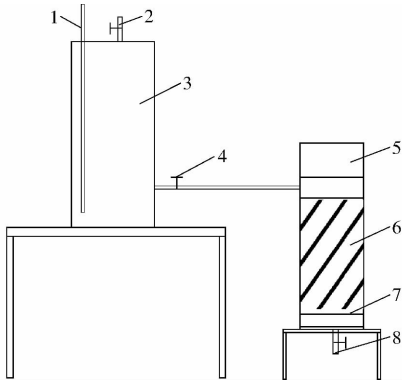


图 1 一维土柱模拟试验装置示意图

Fig.1 Schematic of one-dimensional soil column simulation experimental apparatus

1. 进气口 2. 注水口 3. 马氏瓶 4. 止水阀 5. 恒定水头 6. 土样 7. 透水隔板 8. 出水口

表 3 土柱试验设计

Tab.3 Design of soil column experiment

处理组	生物炭热解温度/℃	生物炭施用量/%
CK(对照组)		0
1A300	300	1.0
1A400	400	1.0
1A500	500	1.0
1A600	600	1.0
1A700	700	1.0
1.5A300	300	1.5
1.5A400	400	1.5
1.5A500	500	1.5
1.5A600	600	1.5
1.5A700	700	1.5
2A300	300	2.0
2A400	400	2.0
2A500	500	2.0
2A600	600	2.0
2A700	700	2.0

1.3 指标测定与方法

1.3.1 生物炭表征

使用傅里叶红外光谱仪(Nicolet 6700 FTIR spectrometer,美国)表征样品官能团。通过 X-射线衍射仪(XD3)对样品晶体结构进行表征。利用比表面及孔径分析仪(Micromeritics,美国)测量样品在 0.05~1.00 相对压力范围内的氮气吸附-脱附等温线。基于所得等温线,采用 BET(Brunauer-Emmett-Teller)模型计算样品比表面积,并运用 BJH(Barrett-Joyner-Halenda)模型对孔容及孔径分布进行分析。生物炭表面形貌结构采用扫描电镜(SU3500,日本)进行表征。

1.3.2 土壤持水性能指标

累积入渗量是通过测量马氏瓶在试验前后液位变化,得出特定时刻的累积入渗量。湿润锋运移距离通过有机玻璃土柱刻度线确定,土壤颜色因含水率不同而形成的清晰干湿界线作为湿润锋的判读标准。在指定时刻,从透明土柱的前、后、左、右 4 个方向分别读取湿润锋下移距离并取平均值作为某时刻的湿润锋运移距离^[11]。土壤累积蒸发量采用称重法测定,即用起始质量减去每次称量的质量则为累积蒸发量。

1.3.3 模型评价

为探究棉花秸秆生物炭对土壤水分运移作用,本研究运用 Philip^[12]与 Kostiakov^[13]模型,对土壤渗流速度与时间相关性进行拟合,以此再现水分入渗现象,计算公式分别为

$$\begin{cases} f(t) = St^{0.5} + At \\ f(t) = Kt^n \end{cases} \quad (1)$$

式中 $f(t)$ ——累积入渗量,cm
 S ——吸渗率,cm/min^{0.5}
 t ——入渗时间,min
 A ——稳定入渗速率,cm/min
 K ——经验系数,cm/min ^{n}
 n ——无量纲经验指数,取 0~1

同时,采用 Rose^[14]和 Gardner^[15]模型,对土壤中水分蒸发规律进行数值模拟,计算公式分别为

$$\begin{cases} E = Bt^{0.5} + Ct_1 \\ E = Dt_1^{0.5} \end{cases} \quad (2)$$

式中 E ——累积蒸发量,g
 t_1 ——蒸发时间,h
 $B、D$ ——蒸发系数,g/h^{0.5}
 C ——稳定蒸发率,g/h

1.4 数据处理与分析

本研究采用 Excel 2021 进行数据处理,使用 SPSS 20 对数据进行显著性差异分析。利用 Origin 2024 软件,基于非线性最小二乘法中的 Levenberg-Marquardt 优化算法,对 Philip、Kostiakov、Rose 及 Gardner 模型进行参数拟合。采用决定系数(R^2)与均方根误差(RMSE)及模型参数评估模型拟合优度,其中 R^2 越接近 1 表明模型对数据变异性的解释度越高,RMSE 越接近 0 则表明模型的预测精度与稳定性越好。

2 结果与分析

2.1 生物炭理化性质及其稳定性

生物炭的理化性质与其表面官能团组成密切相关。图 2 展示了棉花秸秆及其在不同热解温度下制备生物炭的傅里叶变换红外光谱(FTIR)。随着热解温度升高,棉秆生物炭表面官能团种类逐渐减少,呈现出明显的热演化规律。当温度超过 500℃时,含氧官能团的相对丰度显著降低 50%。位于 3 445 cm⁻¹处的 O—H 拉伸振动峰因脱水、脱氧反应而减弱^[16]。2 933 cm⁻¹处对应脂肪族及烷烃类 C—H 振动峰,随着纤维素与半纤维素的降解及脂肪族组分的消失而逐渐衰减,表明材料热稳定性随之提高。同时,1 636 cm⁻¹附近的 C=O 和 C—C 特征峰强度随温度升高而降低,反映出热解过程中可能伴随 CO 和 CO₂ 等气体的释放^[17]。此外,899 cm⁻¹处 C—O—C 对称伸缩振动峰的减弱,表明醚类官能团逐渐减少,同时芳香结构不断形成,进一步证实高温处理促进了生物炭的芳香化,从而提升了其化学稳定性。

X 射线衍射(X-ray diffraction,XRD)谱图表明,棉花秸秆在 2 θ 为 8°~18°范围内存在明显的纤维素

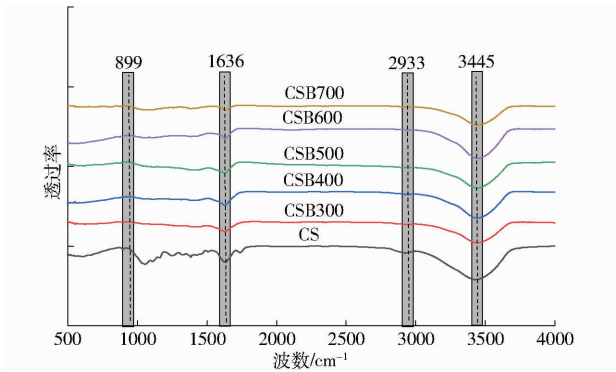


图 2 棉秆及其生物炭的 FTIR 光谱对比图

Fig. 2 Comparison of FTIR spectra of cotton straw and its biochar

d101 晶面衍射峰,同时在 2θ 为 $20^\circ \sim 30^\circ$ 区间内可检测到无定形半纤维素的衍射峰,如图 3 所示。随着热解温度升高,半纤维素与纤维素逐渐裂解,其对应衍射峰强度随之减弱。在 2θ 为 28° 附近出现的衍射峰表明生物炭结构开始向石墨微晶形态转变^[18],石墨化程度的提高有助于增强生物炭在土壤环境中的稳定性。随着热解温度继续上升,该石墨微晶衍射峰进一步向高角度偏移,表明微晶层间距减小、堆叠密度增加,材料结晶度相应提高^[19]。此外,根据 JCPDS-ICDD 标准粉末衍射数据库(PDF)的检索结果发现, 25° 以后出现的尖锐衍射峰归属于碳酸盐类矿物,主要为 CaCO_3 ,说明在高温(大于 500°C)热转化过程中,无机碳酸盐的晶格重构作用逐渐占据主导地位。

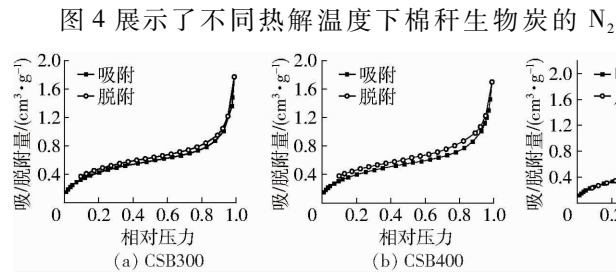


图 4 不同热解温度生物炭 N_2 吸附-脱附等温线

Fig. 4 N_2 adsorption-desorption isotherms of biochar produced at different pyrolysis temperatures

生物炭的表面结构特性与其物理吸附性能密切相关,比表面积越大,其物理吸附能力越强^[22]。如表 4 所示,不同热解温度对棉秆生物炭孔隙结构具有显著影响。随着热解温度从 300°C 升高至 700°C ,棉秆生物炭的比表面积呈现先增大后减小的趋势,并在 500°C 时达到最大值,为 $1.67\text{ m}^2/\text{g}$ 。总孔容亦呈现先升高后降低的变化规律。与此相反,材料的平均孔径则随热解温度升高先减小后增大,在 500°C 时降至最小值 6.20 nm 。这一结果表明,在 500°C 热解条件下,棉秆生物炭形成了较为密集且孔径较小的微孔结构,有利于增强其吸附性能。

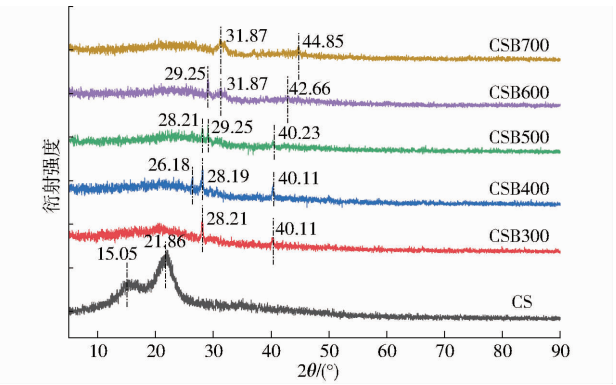


图 3 棉秆及其生物炭的 XRD 图谱

Fig. 3 XRD patterns of cotton stalk and its biochar

吸附-脱附等温线。棉秆生物炭的 N_2 吸附-脱附等温线均符合 IUPAC 分类中的 II 型特征^[20],表明 5 种棉秆炭内部均存在大量介孔结构。在低压区(相对压力小于 0.1),等温线因微孔(孔径小于 2 nm)填充而迅速上升;进入中高压区(相对压力大于 0.6)后,受介孔(孔径为 $2 \sim 50\text{ nm}$)毛细凝聚作用影响,曲线出现二次陡升;当相对压力接近 1 时,大孔(孔径大于 50 nm)的宏观毛细填充导致吸附量进一步增大,共同证实棉秆生物炭具有以介孔为主的多级孔结构体系。定量结果显示,CSB300、CSB400、CSB500、CSB600 与 CSB700 的 N_2 最大吸附量分别为 1.77 、 1.70 、 2.07 、 1.79 、 $1.53\text{ cm}^3/\text{g}$,其中 500°C 制备的生物炭吸附性能最佳。孔隙容积在非最优热解温度条件下下降的主要原因为低温阶段炭化不完全,以及高温阶段因骨架烧蚀导致的孔壁塌陷^[21]。

表 4 不同热解温度生物炭的孔隙结构			
Tab. 4 Pore structure of biochar produced at different pyrolysis temperatures			
样品	比表面积/ ($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)	总孔容/ ($\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$)	平均孔径/ nm
CSB300	1.31	0.002 4	6.71
CSB400	1.47	0.002 7	6.51
CSB500	1.67	0.003 2	6.20
CSB600	1.56	0.002 8	7.45
CSB700	1.53	0.002 6	9.79

生物炭的微观形貌特征如图 5(CSB300 - 1000、CSB400 - 1000、CSB500 - 1000、CSB600 - 1000、

CSB700-1000 分别表示热解温度分别为 300、400、500、600、700℃ 制备的棉秆生物炭放大 1 000 倍下的微观结构图) 所示,不同热解温度棉秆生物炭的形态存在一定差别。CSB300 和 CSB400 仍基本保留植物维管束骨架,仅产生局部收缩裂缝,孔隙发育不完整,比表面积较低。随着温度升高至 500℃,CSB500 因挥发分快速析出,纤维骨架坍塌并形成三维互联的蜂窝状孔网,微孔结构高度发达并出现超细微孔,与其最大比表面积相对应,为物理吸

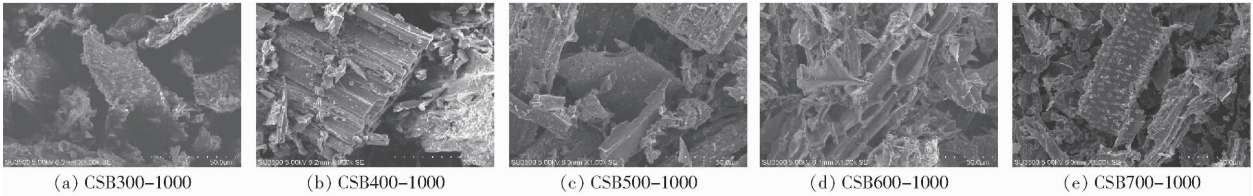


图 5 不同热解温度生物炭微观结构

Fig. 5 Microstructure of biochar at different pyrolysis temperatures

2.2 土壤持水效果

2.2.1 生物炭热解温度及施用量对湿润锋运移的影响

依据非饱和流理论,在积水入渗条件下,土壤垂直剖面可划分为饱和区、扩展区、湿润区与湿润锋 4 个典型区域。湿润锋作为湿润区下缘的干湿突变界面,可综合反映基质吸力与重力协同驱动的水分运移行为^[23]。图 6(字母 a、b、c、d、e、f 代表处理组间差异显著($P < 0.05$);下同)展示了不同处理条件下土壤湿润锋的动态迁移过程。结果显示,施用不同热解温度及施用量棉秆生物炭后,各处理组湿润锋的运移速率均有所降低,且随着入渗时间延长,其推进速度进一步减缓。在不同处理组之间,湿润锋到达土柱底部所需时间亦存在明显差异。从运移过程来看,入渗初期(0~10 min)湿润锋推进较快;进入中期(10~40 min)速率逐渐下降;后期(40 min 以后)则趋于稳定。与空白对照组相比,添加棉秆生物炭的处理在同一时段内均显著降低了湿润锋的运移距离,这主要归因于生物炭微孔结构所产生的毛

附提供了丰富的活性位点。当温度继续升至 600℃,CSB600 骨架进一步收缩,孔壁减薄,部分微孔合并转化为介孔,导致比表面积有所降低。而 CSB700 因高温熔融重排造成边缘钝化,表面形成玻璃态覆盖层,微孔数量显著减少并伴随大孔塌陷,总孔容和比表面积同步下降。综上所述,500℃ 为构建高比表面积微孔结构的最佳热解温度,温度过低则裂解不充分,温度过高则因烧结作用导致微孔网络破坏。

细阻滞效应,有效延缓了湿润锋的推进进程^[24]。

在棉秆生物炭施用量 1.0% 条件下,各生物炭处理组与 CK 对照组在入渗初期的湿润锋运移差异不显著,因此重点分析了中后期热解温度对运移距离的影响。结果表明,土壤湿润锋运移速率按从大到小依次为:CK、1A700、1A300、1A400、1A600、1A500。当施用量增至 1.5% 时,1.5A500 处理组的累积入渗时间最长,达 67 min。在施用量 2.0% 下,各处理组湿润锋运移至 25 cm 深度所需时间分别为:CK 处理组 42 min,2A300、2A400、2A500、2A600、2A700 处理组分别为 56、66、75、64、55 min。与 CK 处理组相比,生物炭处理使入渗时间分别延长 33.3%、57.0%、78.6%、52.4% 和 31.0%,其中 2A500 处理组的延长效果最为显著。

综合考虑热解温度与施用量对棉秆生物炭调控土壤湿润锋运移的协同效应,在施用量 1.0%、1.5%、2.0% 下,CSB500 均表现出优异的减渗性能,这主要归因于 500℃ 热解条件下形成的发达介-微孔结构,为水分提供了有效的储存空间^[25]。其中,

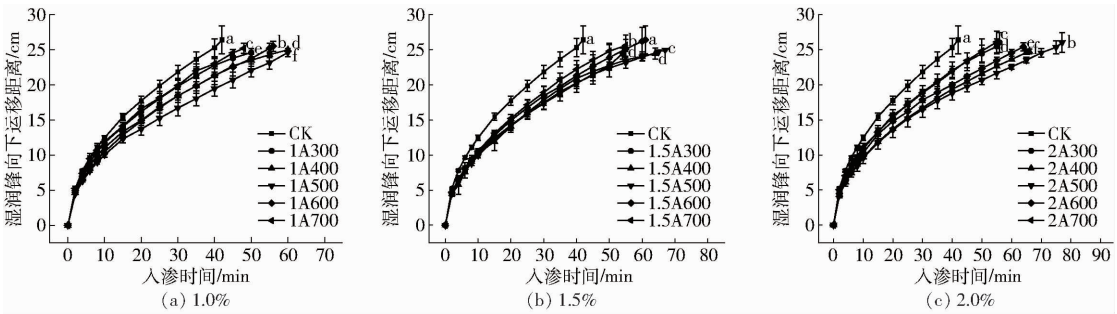


图 6 不同热解温度及施用量生物炭处理下的土壤湿润锋动态运移距离变化曲线

Fig. 6 Dynamic migration patterns of soil wetting fronts under biochar treatments at different pyrolysis temperatures and application rates

2A500 处理组的土壤入渗时间在所有处理组中最长,表明其延缓湿润锋迁移的效果最为突出。

2.2.2 生物炭热解温度及施用量对累积入渗量的影响

在土壤水分入渗过程中,累积入渗量是表征入渗能力的重要指标,其动态变化如图 7 所示。所有处理均呈现典型的入渗特征:初期入渗速率较快,随后逐渐减缓,最终趋于稳定。在棉秆生物炭施用量 1.0% 条件下,入渗初期各生物炭处理组均提高了累积入渗量,其中 1A300 处理组在 10 min 时增幅最大,较 CK 处理组增加 20.2%。入渗结束时,仅 1A400 处理组的累积入渗量 (18.5 cm) 高于 CK 处

理组 (17.1 cm),其他处理组均低于或接近 CK 处理组水平。当施用量增至 1.5% 时,各生物炭处理组在入渗全程均保持较高的入渗量,最终 1A400、1A500、1A600 和 1A700 处理组的累积入渗量均超过 CK 处理组。在施用量 2.0% 条件下,入渗初期各生物炭处理组与 CK 处理组差异不大,25 min 后入渗速率开始低于 CK 处理组,但因入渗时间延长,2A500 和 2A600 处理组的最终入渗量分别达到 19.3 cm 和 18.7 cm,显著高于 CK 处理组。其中,2A500 处理组在降低入渗速率的同时,通过延长入渗时间使累积入渗量提高了 12.9%,表现出最佳的持水能力提升效果。

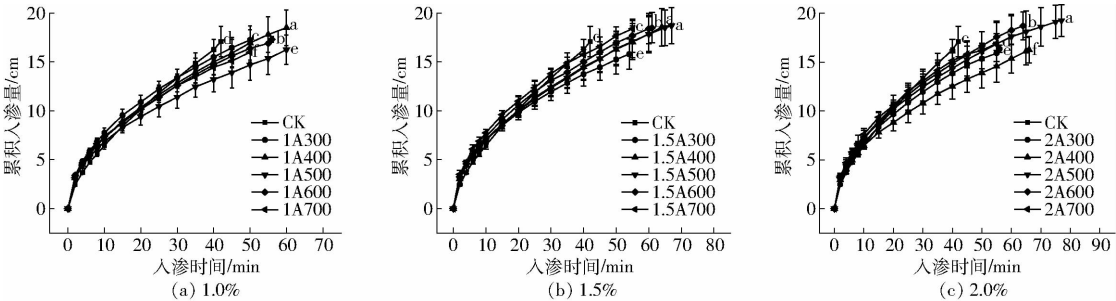


图 7 不同热解温度及施用量生物炭处理下土壤累积入渗量变化曲线

Fig.7 Variation curves of soil cumulative infiltration under biochar treatments at different pyrolysis temperatures and application rates

综合热解温度与生物炭施用量对土壤累积入渗量的影响发现,低生物炭施用量条件下,生物炭虽自身富含微孔,但不足以形成连续导水孔隙,反而会堵塞土壤原有孔隙,导致入渗量普遍降低^[26],而在高施用量条件下,生物炭的增孔效应占主导,显著提高土壤的孔隙连通性,使入渗量增加^[27]。在 3 种施用条件下,CSB500 和 CSB600 处理组的累积入渗量随施用量增加呈上升趋势,这与其较大的孔容和发达的孔隙结构密切相关。

2.2.3 生物炭热解温度及施用量对累积蒸发量的影响

土壤蒸发是调控土壤水分流失的关键过程,有效抑制无效蒸发对提高水分利用效率具有重要意

义^[28]。图 8 展示了不同处理下土壤水分蒸发量的动态变化规律。蒸发初期各处理组间差异较小,随蒸发时间延长,生物炭的蒸发抑制效应逐渐显现。在蒸发起始阶段,疏水性生物炭颗粒可能将部分水分排斥至土壤表层,一定程度上削弱了其保水效果^[29];随着蒸发持续进行,生物炭内部发达的微孔结构吸附水分并形成局部持水单元,有效抑制水分通过毛细作用向地表运移^[30]。

在棉秆生物炭施用量 1.0% 的条件下,除 1A700 处理组外,其余生物炭处理组均表现出蒸发抑制作用,其中 1A500 的抑制效果最为显著。当施用量增至 1.5% 时,0 ~ 48 h 内各处理组蒸发量无显著差异,随后生物炭处理组的蒸发速率持续下降并趋于

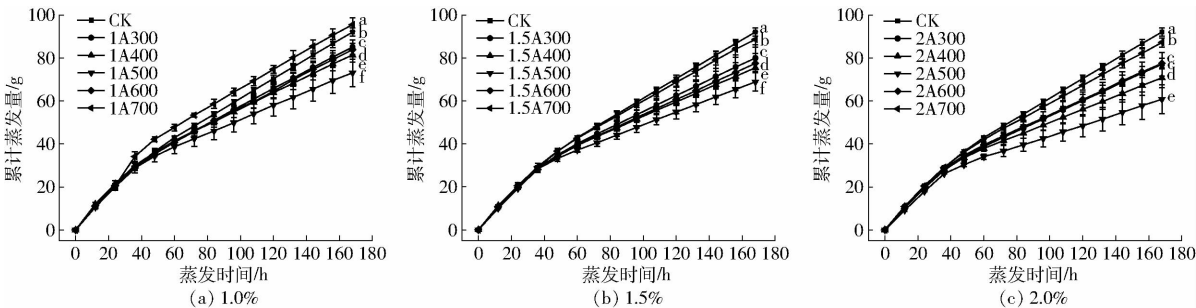


图 8 不同热解温度及施用量生物炭处理下土壤累积蒸发量变化曲线

Fig.8 Variation curves of soil cumulative evaporation under biochar treatments at different pyrolysis temperatures and application rates

稳定。各处理组累计蒸发量从高到低依次为:CK、1.5A700、1.5A300、1.5A600、1.5A400、1.5A500,其中1.5A500处理组的蒸发量较CK降低25.2%。在施用量2.0%下,生物炭的蒸发抑制趋势与1.5%施用量处理组相似,但效果更为明显,其中2A500处理组的蒸发量较CK处理组减少34.0%,表现出最强的抑制能力。

综合热解温度与施用量对土壤蒸发的影响可知,棉秆生物炭在蒸发中后期均表现出明显的抑制作用,且在同一热解温度下,蒸发抑制效果随施用量增加而增强。其中,500℃热解温度配合2.0%施用量的处理组(2A500)抑制蒸发效果最优,为最佳处理组合。

表 5 不同处理下 Philip 模型和 Kostikov 模型拟合结果

Tab.5 Goodness-of-fit parameters of Philip and Kostikov model under different treatments

处理组	Philip 模型				Kostikov 模型			
	$S/(cm \cdot min^{-0.5})$	$A/(cm \cdot min^{-1})$	R^2	RMSE/cm	$K/(cm \cdot min^{-n})$	n	R^2	RMSE/cm
CK	2.504	0.271	0.998	0.031	2.421	0.307	0.999	0.011
1A300	2.430	0.002	0.988	0.052	2.341	0.333	0.998	0.021
1A400	2.213	0.024	0.993	0.035	2.211	0.637	0.993	0.026
1A500	2.189	-0.015 3	0.992	0.042	2.232	0.487	0.995	0.031
1A600	2.203	-0.001	0.999	0.014	2.213	0.356	0.996	0.021
1A700	2.201	0.001	0.994	0.023	2.201	0.435	0.994	0.025
1.5A300	2.168	0.234	0.997	0.022	2.133	0.521	0.997	0.020
1.5A400	2.180	0.078	0.989	0.031	2.167	0.519	0.998	0.019
1.5A500	2.178	0.265	0.997	0.041	2.145	0.487	0.993	0.031
1.5A600	2.186	0.256	0.997	0.032	2.158	0.439	0.999	0.012
1.5A700	2.192	0.167	0.993	0.044	2.253	0.466	0.996	0.023
2A300	2.163	0.087	0.998	0.021	2.119	0.387	0.992	0.021
2A400	2.157	0.102	0.987	0.042	2.097	0.472	0.997	0.023
2A500	2.172	0.265	0.991	0.035	2.131	0.522	0.998	0.018
2A600	2.179	0.239	0.992	0.031	2.143	0.397	0.994	0.021
2A700	2.164	0.117	0.994	0.037	2.129	0.461	0.993	0.029

根据表5数据,在 Philip 模型中,与 CK 处理组相比,各生物炭处理组的 S 与 A 普遍较低,其中1A500和1A600处理组的 A 出现负值,与实际物理过程不符。从拟合精度来看,所有处理组的 R^2 均大于0.98, RMSE 介于0.014~0.052 cm 之间,表明 Philip 模型具有良好的拟合精度。在施用量1.0%下,除1A500与1A600处理组外,其余组 S 随热解温度升高而逐渐降低;而在施用量1.5%、2.0%下, S 随热解温度变化则呈现波动特征。在 Kostikov 模型中,各生物炭处理组的 K 均低于 CK 处理组,而 n 普遍高于 CK 组。所有处理组的 R^2 均超过0.99, RMSE 介于0.011~0.031 cm 之间,表明该模型的拟合效果优异。随棉秆生物炭施用量增加, K 总体呈下降趋势, n 则未表现出明显规律。

综上所述, Philip、Kostikov 模型均能较好地模

2.3 棉秆生物炭施用对土壤入渗和蒸发模型模拟评估

2.3.1 土壤水分入渗模型分析

基于入渗过程的实测数据,分别采用 Philip 模型和 Kostikov 模型进行拟合,获得了相应的模型参数。表5列出了不同试验条件下入渗量 f 与时间 t 的模型拟合参数及精度评价指标。土壤吸渗率 S 是表征入渗初期毛细吸渗能力的关键参数,反映基质孔隙对水分入渗的响应特性^[31]。稳渗率 A 则代表土壤达到稳定入渗状态时的渗透速率,体现土壤结构对持续入渗的响应能力^[32]。经验系数 K 反映初始入渗速率,无量纲经验指数 n 则反映入渗能力的衰减速度。

拟不同棉秆生物炭处理下土壤入渗过程。然而, Philip 模型在1A500和1A600处理组中出现不符合实际的参数估计,而 Kostikov 模型的预测值与实测数据更为吻合,表明在该研究条件下 Kostikov 模型具有更高的适用性与预测精度。

2.3.2 土壤水分蒸发模型分析

采用 Rose 模型与 Gardner 模型分别对土壤蒸发过程进行模拟,拟合结果如表6所示。Rose 模型表现出优异的拟合性能,所有处理组的 R^2 均大于0.99, RMSE 介于0.009~0.023 g 之间,表明该模型能够准确描述土壤蒸发动态。从参数特征来看,各生物炭处理组的蒸发系数 B 均高于 CK 处理组,而稳定蒸发率 C 则普遍低于 CK 处理组。在棉秆生物炭施用量1.0%和2.0%条件下, B 随热解温度升高呈波动变化;在施用量1.5%下, B 则呈现先增后减

的趋势。参数 C 随施用量和热解温度的变化未表现出明显规律。相比之下,Gardner 模型的拟合精度较低, R^2 在 0.941 ~ 0.982 之间, RMSE 介于 0.038 ~ 0.132 g 之间,其预测值与实测数据之间存在显著偏差。

表 6 不同处理下 Rose 模型和 Gardner 模型拟合结果
Tab.6 Goodness-of-fit parameters of Rose and Gardner model under different treatments

处理组	Rose 模型				Gardner 模型		
	<i>B</i> /	<i>C</i> /	<i>R</i> ²	RMSE/	<i>D</i> /	<i>R</i> ²	RMSE/
	(g·h ^{-0.5})	(g·h ⁻¹)		g	(g·h ^{-0.5})		g
CK	2.776	0.335	0.998	0.009	6.311	0.941	0.041
1A300	3.037	0.273	0.998	0.011	5.920	0.952	0.038
1A400	3.590	0.207	0.998	0.011	5.779	0.968	0.069
1A500	3.604	0.157	0.996	0.021	5.258	0.975	0.132
1A600	3.151	0.256	0.998	0.011	5.855	0.956	0.089
1A700	3.651	0.291	0.994	0.023	6.729	0.954	0.092
1.5A300	3.276	0.224	0.997	0.017	5.640	0.962	0.087
1.5A400	3.594	0.171	0.997	0.019	5.401	0.973	0.101
1.5A500	3.628	0.129	0.994	0.020	4.990	0.978	0.079
1.5A600	3.322	0.205	0.997	0.015	5.484	0.965	0.048
1.5A700	3.041	0.296	0.998	0.012	6.164	0.949	0.066
2A300	3.202	0.212	0.997	0.011	5.435	0.963	0.089
2A400	3.649	0.138	0.996	0.013	5.108	0.978	0.091
2A500	3.494	0.090	0.992	0.019	4.445	0.982	0.078
2A600	3.399	0.198	0.997	0.011	5.496	0.967	0.098
2A700	3.062	0.283	0.998	0.020	6.053	0.951	0.104

综合比较表明,在模拟生物炭改良褐土的蒸发

过程中,Rose 模型与实测数据吻合良好,其拟合优度与预测准确性均显著优于 Gardner 模型,更适合用于该类土壤水分蒸发过程的模拟与预测。

3 结论

(1)随着热解温度升高,生物炭孔隙结构趋于规整有序,热解温度为 500℃ 的生物炭比表面积和孔容达到最大值,分别为 1.67 m²/g 和 0.003 2 cm³/g,孔径分布以介孔为主。FTIR 和 XRD 分析表明,高温促使脂肪族官能团减少、芳香结构增强、碳酸盐结晶峰显现,显著提高了生物炭稳定性。在热解温度为 500℃ 条件下制备的棉秆生物炭具备最优的孔隙特性与综合稳定性,适用于环境污染物吸附与土壤改良等领域。

(2)棉秆生物炭可有效延缓土壤水分的入渗过程和抑制土壤水分蒸发来提高土壤持水能力,具体表现为降低入渗速率、减缓湿润锋运移、减少土壤水分蒸发,并通过延长入渗时间增加总入渗量。其中 500℃ 热解温度配合 2.0% 施用量的处理组效果最佳,较对照组入渗时间延长 78.6%,累积入渗量提高 12.9%,土壤水分蒸发量降低 34.0%。

(3)Kostiakov 模型相较于 Philip 模型更适用于模拟棉秆生物炭处理下的土壤入渗过程;而对于蒸发过程的模拟,Rose 模型比 Gardner 模型表现出更高的准确性与适应性。

参 考 文 献

[1] KORGAONKAR S, BHANDARI R. Drought stress in plants: effects and tolerance[J]. Journal of Stress Physiology & Biochemistry, 2024, 20(1): 5–23.

[2] 李帅霖,王霞,王朔,等.生物炭施用方式及用量对土壤水分入参与蒸发的影响[J].农业工程学报,2016, 32(14): 135–144. LI Shuilin, WANG Xia, WANG Shuo, et al. Effects of application patterns and amount of biochar on water infiltration and evaporation[J]. Transactions of the CSAE, 2016, 32(14): 135–144. (in Chinese)

[3] TRACY F T, VAHEDIFARD F. Analytical solution for coupled hydro-mechanical modeling of infiltration in unsaturated soils[J]. Journal of Hydrology, 2022, 612: 128198.

[4] CAI C, WANG Z, MA L, et al. Cotton stalk valorization towards bio-based materials, chemicals, and biofuels: a review[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2024, 202: 114651.

[5] KESHAV P K, BANOTH C, KETHAVATH S N, et al. Lignocellulosic ethanol production from cotton stalk: an overview on pretreatment, saccharification and fermentation methods for improved bioconversion process[J]. Biomass Conversion and Biorefinery, 2023, 13(6): 4477–4493.

[6] 付强,陈旭阳,李天霄,等.生物炭和秸秆影响农田冻融土壤水热盐运移机理分析[J].农业机械学报,2025, 56(5): 501–511. FU Qiang, CHEN Xuyang, LI Tianxiao, et al. Effects of biochar and straw on transport of water, heat and salt in freeze-thawed soil in farmland[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2025, 56(5): 501–511. (in Chinese)

[7] WANG Z, LIU X, SUN F, et al. Effect of biochar and cyanobacteria crust incorporation on soil wind erosion in arid mining area under freeze-thaw action[J]. Scientific Reports, 2025, 15(1): 16363.

[8] JIANG Z, HUANG S, MENG Z. Long-term effects of biochar on the hydraulic properties of soil: a meta-analysis based on 1–10 years field experiments[J]. Geoderma, 2025, 458: 117318.

[9] PENG L, YIN X, ZI R, et al. Biochar delays the downward water infiltration and improves soil moisture retention on cultivated sloping land in the karst region[J]. Soil and Tillage Research, 2026, 256: 106839.

[10] DAVID S, RAHIMAN K, SUBHA V. A statistical approach towards performance of infiltration models with field infiltration

values[J]. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2025, 140: 103972.

[11] ZHAO W, LIU Y, LI Z, et al. Effects of biochar on infiltration and evaporation of soil water with sand mulching[J]. *Journal of Biobased Materials and Bioenergy*, 2021, 15(3): 369 – 373.

[12] XING X, LI Y, MA X. Effects on infiltration and evaporation when adding rapeseed-oil residue or wheat straw to a loam soil [J]. *Water*, 2017, 9(9): 700.

[13] WANG Y. Prediction of the weighted-mean soil water diffusivity in supporting the falling rate stage of evaporation[J]. *Advances in Water Resources*, 2024, 185: 104657.

[14] MA S, HUANG X, DUAN Z, et al. New prediction model for SWCC of expansive soil considering drying and wetting cycles [J]. *Journal of Mining Science*, 2021, 57(3): 393 – 404.

[15] ABDINABI M, MARAT K. Model of aquifer-level changes based on evaporation intensity and infiltration coefficient[J]. *Mathematics*, 2025, 13(16): 2562.

[16] WEBER K, QUICHER P. Properties of biochar[J]. *Fuel*, 2018, 217: 240 – 261.

[17] KINNEY T J, MASIELLO C A, DUGAN B, et al. Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2012, 41: 34 – 43.

[18] YIN Q, LIU M, REN H. Removal of ammonium and phosphate from water by Mg-modified biochar: influence of Mg pretreatment and pyrolysis temperature[J]. *BioResources*, 2019, 14(3): 6203 – 6218.

[19] 任思豪, 付永坤, 郭春春, 等. 玉米秸秆热解衍生物炭稳定性及其改良土壤效果评估[J]. *农业工程学报*, 2025, 41(14): 255 – 264.

REN Sihao, FU Yongkun, GUO Chunchun, et al. Evaluating soil enhancement and biochar stability derived from maize straw pyrolysis[J]. *Transactions of the CSAE*, 2025, 41(14): 255 – 264. (in Chinese)

[20] ZHANG C, LIU N, ZHANG T, et al. Influence of biomass type and pyrolysis temperature on biochar characteristics for enhanced soil amendment[J]. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2025, 192: 107257.

[21] ZENG X Y, WANG Y, LI R X, et al. Impacts of temperatures and phosphoric-acid modification to the physicochemical properties of biochar for excellent sulfadiazine adsorption[J]. *Biochar*, 2022, 4(1): 14.

[22] ZHANG C, ZHANG D, ZHANG X, et al. Core-membrane microstructured amine-modified mesoporous biochar templated via ZnCl₂/KCl for CO₂ capture[J]. *Frontiers in Energy*, 2024, 18(6): 863 – 874.

[23] EIBISCH N, DURNER W, BECHTOLD M, et al. Does water repellency of pyrochars and hydrochars counter their positive effects on soil hydraulic properties? [J]. *Geoderma*, 2015, 245: 31 – 39.

[24] 王娟, 陈安全, 宋文瑾, 等. 生物炭种类与施量对新复垦区土壤水分入渗过程的影响[J]. *农业机械学报*, 2022, 53(11): 388 – 394.

WANG Juan, CHEN Anquan, SONG Wenjin, et al. Effect of biochar species and application amounts on soil water infiltration of newly reclaimed area[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2022, 53(11): 388 – 394. (in Chinese)

[25] SONG S, LIU S, LIU Y, et al. Structural characteristics and adsorption of phosphorus by pineapple leaf biochar at different pyrolysis temperatures[J]. *Agronomy*, 2024, 14(12): 2923.

[26] QI S, YANG S, LIN X, et al. The long-term effectiveness of biochar in increasing phosphorus availability and reducing its release risk to the environment in water-saving irrigated paddy fields [J]. *Agricultural Water Management*, 2023, 282: 108295.

[27] NICOSIA A, DI STEFANO C, PAMPALONE V, et al. Assessing an overland flow resistance approach under equilibrium sediment transport conditions[J]. *Catena*, 2021, 207: 105578.

[28] SUN X, WILCOX B P, ZOU C B. Evapotranspiration partitioning in dryland ecosystems: a global meta-analysis of in situ studies[J]. *Journal of Hydrology*, 2019, 576: 123 – 136.

[29] ZHANG J, CHEN Q, YOU C F. Biochar effect on water evaporation and hydraulic conductivity in sandy soil[J]. *Pedosphere*, 2016, 26(2): 265 – 272.

[30] GRAY M, JOHNSON M G, DRAGIL M I, et al. Water uptake in biochars: the roles of porosity and hydrophobicity[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2014, 61: 196 – 205.

[31] ZHANG J, LEI T, CHEN T. Impact of preferential and lateral flows of water on single-ring measured infiltration process and its analysis[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2016, 80(4): 859 – 869.

[32] GORING C A I, YOUNGSON C R. Factors influencing nematode control by ethylene dibromide in soil[J]. *Soil Science*, 1957, 83(5): 377 – 390.