

DOI: 10.5846/stxb201804220913

姬强, 马媛媛, 刘永刚, 王锐, 孙权. 秸秆生物炭对土壤结构体与活性碳分布、转化酶动力学参数及小麦生长的影响. 生态学报, 2019, 39(12):

Ji Q, Ma Y Y, Liu Y G, Wang R, Sun Q. Effects of biochar application on the distribution of soil aggregates and active organic carbon, kinetic parameters of soil invertase, and wheat growth. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(12): - .

秸秆生物炭对土壤结构体与活性碳分布、转化酶动力学参数及小麦生长的影响

姬 强¹, 马媛媛², 刘永刚¹, 王 锐¹, 孙 权^{1,*}

1 宁夏大学农学院, 银川 750021

2 宁夏农村科技发展中心, 银川 750001

摘要:为探明生物炭输入土壤后与水稳性团聚体的作用机理, 及对土壤活性碳库、微生物活性、作物生长的促进作用。以生物炭和秸秆碳为外源碳材料, 两者等碳量添加条件下, 在小麦不同生育期采用湿筛法、电镜扫描、酶动力学方程等方法, 测定土壤结构、酶活性、活性有机碳、及小麦产量等指标的响应情况。结果表明: 生物炭添加下, 土壤 >0.25 mm 大颗粒团聚体显著增加了 16.9%—45.8%; 土壤结构体分布以土壤大颗粒团聚体为主, 含量约为小颗粒团聚体的 2 倍。生物炭少量或适量添加 (0.8% 或 2.4%), 土壤微生物量碳增加了 9.7%—33.6%, 溶解性有机碳降低了 12.6%—27.5%; 而过量添加下 (8%), 则呈现正好相反的规律。生物炭输入下, 转化酶动力学参数 K_m 、 V_{max} 、 k 分别下降了 17.3%、17.0%、16.1%。生物炭适量添加下, 小麦产量增加了 14.9%—19.1%; 秸秆 3% 和 10% 添加水平下, 小麦产量则下降了 37.3% 和 90.1%。整体而言, 生物炭通过增加 >0.25 mm 大颗粒团聚体的形成及土壤转化酶的活性来促进土壤结构和作物的生长的改善, 且生物炭在 2.4% 水平下的生物炭添加改善作用最为突出, 有助于研究区域过剩秸秆资源的资源化利用。

关键词: 生物炭; 土壤团聚体; 有机碳; 土壤转化酶活性

Effects of biochar application on the distribution of soil aggregates and active organic carbon, kinetic parameters of soil invertase, and wheat growth

Ji Qiang¹, Ma Yuanyuan², Liu Yonggang¹, Wang Rui¹, Sun Quan^{1,*}

1 School of Agriculture Ningxia University, Yinchuan 750021, China

2 Ningxia Rural Science and Technology Development Center, Yinchuan 750021, China

Abstract: This study was conducted to evaluate the effects of biochar (BC) application on the active organic carbon and microbial activity in the soil, and crop growth, as well as the action mechanism between biochar and water-stable aggregates (WSA) in the soil. Biochar and straw were added at 1%, 3%, and 10% in straw treatments ($Str_{1.0}$, $Str_{3.0}$, and $Str_{10.0}$, respectively) and 0.8%, 2.4%, and 8% in biochar treatments ($BC_{0.8}$, $BC_{2.4}$, and $BC_{8.0}$, respectively). With biochar and straw applied at equal C rates, the wet sieving method, scanning electron microscope, and kinetic model equation were used to investigate the responses of enzymatic activity, soil structure, active organic carbon, and wheat yield. The results indicated that the proportion of macro-aggregates (> 0.25 mm) was significantly increased by 16.9% – 45.8% in biochar treatments, while the proportion of macro-aggregates was double that of micro-aggregates in the treatment where straw was applied in excess. Soil microbial biomass C content was increased by 9.7% – 33.6%. However, the dissolved organic C

基金项目: 宁夏自然科学基金 (2018AAC03018); 宁夏重点研发计划项目 (2017BN05); 宁夏重点研发计划项目 (2018BBF02004)

收稿日期: 2018-04-22; 修订日期: 2018-12-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sqnxu@sina.com

content was decreased by 12.6% - 27.5% in BC_{0.8} and BC_{2.4}, while the reverse was observed in BC_{8.0}. The kinetic parameters of the enzyme (Michaelis constant, maximum enzyme velocity, and velocity constant) were decreased by 17.3%, 17.0%, and 16.1% in biochar treatments, respectively. Compared with the control, wheat yields were increased by 14.9% - 19.1% in BC_{0.8} and BC_{2.4}, while it decreased by 37.3% and 90.1% in Str₃ and Str₁₀, respectively. In general, soil structure and wheat growth were promoted by increasing the formation of soil WSA fractions that were >0.25 mm and invertase activity. Biochar applied at the rate of 2.4% was beneficial for improving the soil structure and crop growth, and is effective for the utilization of excess plant residues in the study area.

Key Words: biochar; soil aggregates; organic carbon; soil invertase activity

我国秸秆资源丰富,每年产生秸秆约 6.5 亿 t,占世界秸秆总量的 30%左右^[1-3]。秸秆还田作为改善土壤肥力与物理化学性状的一种有效途径被示范推广。然而在实际的应用过程中,秸秆还田措施也暴露出了诸如病虫害严重、温室气体排放增加、作物播种质量下降等问题^[4-6]。

生物质炭因其特殊的理化及生物学性质,有望在土壤质量改良、减少温室气体排放、农业废弃生物质资源化利用等方面发挥重要作用。广义地来讲,生物质炭是指植物生物质在少氧的情况下,经高温热解产生的一类具有高度稳定性的芳香化固态物质。在生物质炭输入条件下,土壤有机质的变化存在着不同的研究结果。Wardle 等人的研究表明,生物质炭添加会导致土壤中有机质的流失^[7],而 Schmidt and Noack 的研究则发现,生物质炭对碳素的固定能力远远高于秸秆和绿肥等有机质^[8]。生物质炭自身的稳定性和惰性并不意味着其是生物学惰性材料。生物质炭能够为微生物生长提供充足的反应表面积,改善土壤强度、容重、土壤持水性等^[9-10]。同时,酶的产生也可以促进生物质炭自身芳香族结构的降解,例如转化酶、过氧化氢酶、木质素氧化酶等,作为微生物的碳源利用,从而在土壤中形成有益微循环^[11]。生物质炭比表面积巨大、孔隙结构繁多、阳离子交换量高等自身特性,使得生物质炭颗粒输入土壤后易于吸附在土壤粘粒表面,改善土壤结构^[12]。生物质炭输入土壤后与土壤结构体的吸附聚合规律还有待进一步研究,这对于土壤结构的改良和土壤肥力的提高具有重要意义。

本试验中,通过电镜扫描与酶动力学方程等方法,研究生物质炭颗粒输入土壤后,土壤团聚体分布及与之相互作用、酶活性与酶动力学、作物生长的变化,探明生物质炭输入后与土壤结构体的吸附聚合机理及对土壤碳素转化和微生物活性的影响,以期为研究区域土壤结构改良和秸秆资源的资源化利用提供理论支持。

1 研究地区与研究方法

1.1 试验区概况

试验点位于西北农林科技大学南校区数控温室试验区(34°15'39.17"N, 108°04'0.55"E),该地区半干旱气候,年平均气温 13℃,蒸散量 1200 mm,年均降雨量 550—650 mm。土壤质地为粘壤,土壤容重 1.32 g/cm³, SOC 7.25 g/kg,土壤全氮 0.89 g/kg,速效磷 8.5 mg/kg,速效钾 160 mg/kg, CaCO₃ 58 g/kg, pH 8.17。

1.2 试验设计

试验所用小麦秸秆采集于西北农林科技大学农作一站,秸秆基本理化性为:C, 40.4%; N, 1.5%; H, 6.3%。试验生物质炭委托河南商丘市三利息能源有限公司利用收集的小麦秸秆在 700℃ 下快速热解 2 h 制备。生物质炭理化性质为:C, 51.1%; N, 1.7%; H, 3.1%; K, 0.16%; Ca, 1%; Mg, 0.62%; 比表面积, 139.7 m²/g。盆栽试验土壤在试验前过 2 mm 筛,生物质炭与秸秆粉末过 0.15 mm 筛,两种碳源材料与土壤充分混匀后装盆。试验共包含 7 个处理:其中,秸秆添加水平包括:1%, 3%, 10% (Str_{1.0}, Str_{3.0}, Str_{10.0}), 为保证相同 C 量添加,生物质炭添加水平为:0.8%, 2.4%, 8% (BC_{0.8}, BC_{2.4}, BC_{8.0}), CK 为无外源碳添加处理。试验为完全随机区组设计,各处理重复 3 次。

试验用盆规格:直径 25 cm, 高 17 cm, 每盆土重 3.5 kg(干土)。播种量为每盆 20 粒种子,发芽后定苗

10 株。试验过程中定期浇水管理以防止水分胁迫。盆栽施肥情况为: 尿素 0.53 g、磷酸二氢钙 0.35 g、氯化钾 0.35 g。

1.3 样品采集

采样时间依据 Lancashire 的 BBCH 作物模型^[13] 选定小麦 4 个不同生育期: 抽叶期(leaf development)、拔节期(stem elongation)、开花期(flowering)、成熟期(ripening)。在小麦的 4 个生育期采集土壤鲜样, 过 2 mm 筛后保存于 4℃ 冰箱中待测。小麦收获后采集土壤水稳性团聚体分级所用原状土, 土壤略潮湿时, 倒置花盆于铺好的塑料纸上, 轻拍盆地, 土块即可完整脱落, 随后用手掰取土块内部无扰动的心土, 装于木质盒中, 避免碰撞带回实验室等待测定。

1.4 测定方法与数据处理

土壤不同粒级水稳性团聚体, 采用 Six 的湿筛法^[14] 进行分级。粒级包括 WSA >2, 0.25—2, 0.05—0.25, <0.05 mm 4 个粒级。称取 100 g 风干原状土样, 首先放于 2 mm 筛上浸湿 10 分钟, 随后通过团聚体分析仪进行分级, 分级频率为 30 冲程/min, 分级时间 5 min。湿筛后, 收集不同粒级团聚体并在 50℃ 下烘干, 称重。

生物质炭与不同粒级土壤水稳性团聚体 WSA 相互作用情况采用电镜扫描观察(JSM-6360LV Scanning Electron Microscope, JEOL Ltd., Japan), 射束能量为 30 kV。

溶解性有机碳(DOC)采用 Ghani 的方法测定^[15]: 称取 10 g 土壤鲜样于 100 mL 超纯水中震荡 30 min, 随后于 10000 转速下离心 15 min。离心后的土壤上清液在 6 kPa 压力下过 0.45 μm 微孔滤膜抽滤。微生物量碳(MBC)采用熏蒸法测定: MBC 含量通过熏蒸与未熏蒸土壤中的溶解有机碳差值计算(除以 0.45 系数)。DOC 与 MBC 分离的土壤浸提液上 TOC 仪(TOC-V_{CPH}, Shimadzu Scientific Instruments, Tokyo, Japan)测定有机碳含量。

土壤转化酶活性测定采用磷酸二氢钠—钼溶液比色法测定; 土壤酶动力学利用以 Michaelis-Menten 方程为基础的经典稳态动力学拟合。

$$V = \frac{V_{\max} \times S}{K_m + S}$$

式中, V 为酶活性, S 为底物浓度, K_m 为反应常数, $V_{\max}$ 为反应速率。土壤转化酶动力学, 采用小麦收获期根际土样测定, 测定条件同于酶活性测定方法, 底物浓度包含不同梯度, 分别为: 0.005、0.01、0.05、0.1 mol/L 的蔗糖溶液。

小麦不同生育期净光合速率通过 LI-6400XT 光合仪(Protable Photosynthesis System, 美国 LI-COR)进行测定; 小麦产量(13.5% 谷物含水量)在小麦自然风干后称重统计。

试验数据采用 Excel 2007 初步分析, 数据经正态分布检验后的方差分析、多重比较(LSD 法)相关性分析采用 SAS 8.1 软件, 相关图形绘制采用 Origin 9.0 与 Excel 软件。

2 结果与分析

2.1 外源碳输入下土壤团聚体(WSA)分布及与之相互作用

外源碳输入条件下, 土壤各粒级水稳性团聚体分布情况如图 1 所示。生物质炭(BC)输入处理下, 土壤大颗粒团聚体(>0.25 mm)相对于对照都有所增加, 而小颗粒团聚体(<0.25 mm)则呈现相反规律。生物质炭在较大添加水平下(BC_{2.4}和 BC_{8.0}), 大颗粒团聚体含量分别显著增加了 16.9% 和 45.8%; 与之相反, 生物质炭的大量输入(BC_{8.0})降低了土壤小颗粒团聚体的分布, 降幅为 13.5%。秸秆碳的输入则显著增加了土壤中大颗粒团聚体的形成与累积, 土壤大颗粒团聚体含量相对于对照依次显著增加了 65.1%—208%; 小颗粒团聚体含量则显著降低了 19.2%—61.5%, 且变化幅度皆呈现出 $Str_{1.0} < Str_{3.0} < Str_{10.0}$ 的规律。当秸秆碳过量输入时($Str_{10.0}$), 土壤结构体分布以土壤大颗粒团聚体为主, 含量约为小颗粒团聚体的 2 倍。

高温裂解生物质炭材料的结构电镜扫描如图 2 所示, 孔隙结构丰富, 蕴涵巨大比表面积。本研究中生物

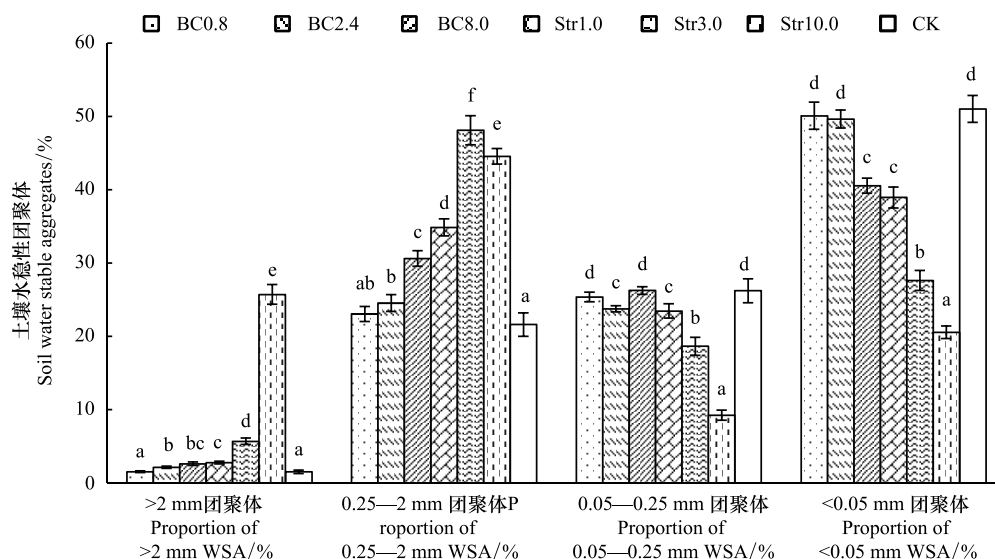


图1 外源碳输入下土壤各粒级水稳性团聚体分布

Fig.1 Water-stable aggregates distribution as affected by exogenous carbon applications

BC0.8、BC2.4、BC8.0 分别为生物质炭在 0.8%、2.4%、8.0% 水平下添加; Str1.0、Str3.0、Str10.0 分别为秸秆在 1.0%、3.0%、10.0% 水平下添加; CK 为对照处理; 不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)

质炭经粉碎并过 0.15 mm 筛后输入土壤,从而使得生物质炭可以在土壤大颗粒(>0.25 mm)和小颗粒(<0.25 mm)团聚体中自由结合分布。在本研究的前期工作中,虽然揭示出生物质炭的输入促进了土壤中大颗粒水稳性团聚体组分的形成,而小颗粒团聚体组分与生物炭的吸附聚合较少^[16]。然而并未对其与各粒级土壤结构体的作用强弱进一步分析。因此,在前期研究的基础上,对湿筛过程水流破碎作用后的土壤结构体进行电镜扫描观测发现,仅在>0.25mm 的大颗粒团聚体电镜扫描图中可捕捉到生物质炭与土壤颗粒的结合(图 3),而在小颗粒团聚体中则无法捕捉到两者的吸附,表明生物质炭与土壤>0.25mm 大颗粒团聚体的吸附聚合作用强于其它粒级的土壤结构体。

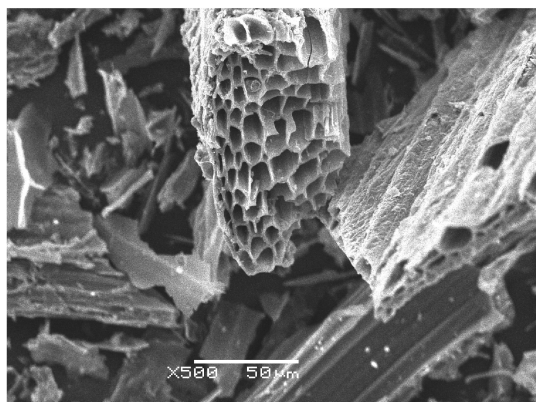


图2 生物质炭电镜扫描图^[16]

Fig. 2 Scanning electron microscope picture of biochar particles^[16]

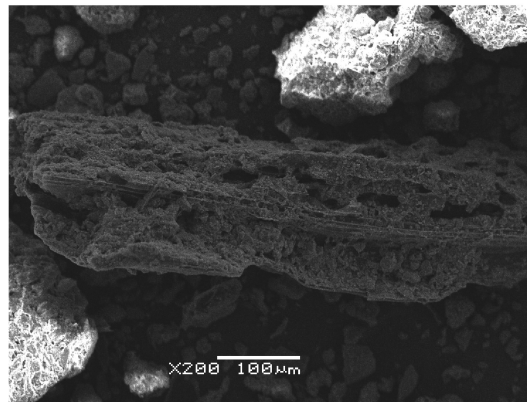


图3 土壤大颗粒团聚体组分中生物质炭与土壤颗粒的吸附聚合作用

Fig.3 Adsorption-chelation between soil aggregate and biochar particle in soil macro-aggregates fraction

2.2 外源碳输入下土壤微生物量碳(MBC)和溶解性有机碳(DOC)的变化

相对于对照,生物质炭较低添加水平下(BC_{0.8}和 BC_{2.4}),土壤 MBC 含量显著增加了 9.7%—33.6%(图 4),且 MBC 增幅与生物质炭输入量成反比。生物炭过量添加条件下(BC_{8.0}),土壤 MBC 含量则下降了 15.6%,表

明生物质炭较低量添加可以提高土壤中微生物量碳的累积,然而当较高热解温度制备的生物炭质炭过量添加时,其自身理化性状则会对微生物代谢繁殖产生较强抑制作用。

在生物质炭较低添加水平下($BC_{0.8}$ 和 $BC_{2.4}$),土壤 DOC 含量平均下降了 12.6%—27.5%,且下降幅度与生物质炭添加水平成反比。生物炭过量添加条件下($BC_{8.0}$),土壤 DOC 含量则增加了 24.9%,这与相同处理下土壤 MBC 含量变化规律相反,但其表征的意义相同,DOC 作为土壤微生物可以直接利用的碳源,其含量的显著增加,表明微生物活性在生物质炭过量输入时受到了显著的抑制。

在秸秆碳输入条件下,土壤 DOC 与 MBC 含量变化规律相同,当秸秆碳在较低输入水平时($BC_{0.8}$ 和 $BC_{2.4}$),土壤 DOC 与 MBC 平均含量相对于对照显著增加了 21.7%—48.6%,表明较低秸秆添加量促进了土壤微生物对碳源的利用效率;然而当秸秆碳过量添加时($BC_{8.0}$),土壤 DOC 与 MBC 平均含量相对于对照则增加了约 4 倍以上,土壤中秸秆碳源的分解潜力依然较大。

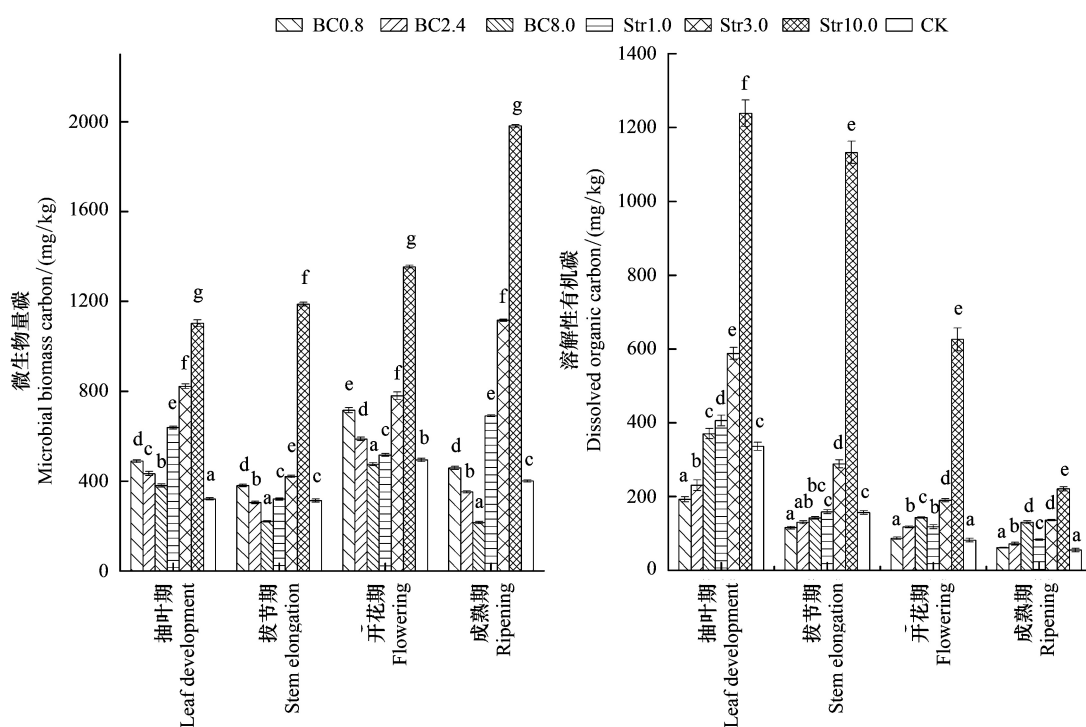


图 4 外源碳输入下小麦不同生育期土壤微生物量碳和溶解性有机碳含量

Fig.4 Microbial biomass carbon and dissolved organic carbon contents affected by exogenous carbon applications in different wheat growth stages

2.3 外源碳输入对土壤转化酶活性及其动力学参数的影响

外源碳输入下,小麦各生育期土壤转化酶活性变化如表 1 所示。在小麦生育期初期,土壤转化酶活性相对于对照显著增加了 6.9%—41.5%,且增加幅度随生物质炭添加量的增加而增大($BC_{0.8} < BC_{2.4} < BC_{8.0}$)。在小麦生育后期,土壤转化酶活性有所降低,降幅为 9.4%—19.5%。秸秆碳输入条件下,在小麦生育期初期,土壤转化酶活性随秸秆输入量的增加而降低。其中在小麦拔节期,转化酶活性在 $Str_{10.0}$ 处理显著下降了 21.8%;在小麦生育期后期,土壤转化酶活性有所提高,各秸秆处理转化酶活性增幅依次为 5.2%、13.8%、31.5%。表明生物质炭添加初期对土壤微生物活性存在激发效应,而输入后期则表现出对微生物活性显著的抑制作用;秸秆碳源在输入土壤初期会呈现出自身降解与微生物活性之间的竞争关系,而在后期随着分解产物的逐步增加,则表现出对微生物活性显著地促进作用。

不同外源碳输入后土壤转化酶动力学参数的变化进一步验证了以上试验结果(表 2)。相对于对照,不同生物质炭添加水平下 K_m 下降了 15.3%—19.7% ($BC_{2.4} < BC_{8.0} < BC_{0.8}$),即底物与转化酶亲和力降低;秸秆碳输入

条件下, K_m 下降幅度大于生物炭, 且下降幅度随秸秆添加量的增加而增大。参数 V_{max} 表征酶和对应底物产生复合物及分解能力和速度, 在不同生物质炭添加水平下降了 12.1%—23.1%; 在 $Str_{3.0}$ 和 $Str_{10.0}$ 处理分别增加了 4.8% 和 9.6%。参数 V_{max}/K_m 表征土壤中酶催化能力的强弱, 在 $BC_{0.8}$ 和 $BC_{2.4}$ 分别增加了 4.7% 和 3.7%, 在 $BC_{8.0}$ 处理则下降了 7.3%; $Str_{1.0}$ 、 $Str_{3.0}$ 、 $Str_{10.0}$ 处理下 V_{max}/K_m 增加了 15.9%—30.6%。参数 k 表征酶促反应的本质快慢程度, 在 $BC_{0.8}$ 、 $BC_{2.4}$ 、 $BC_{8.0}$ 处理分别下降了 21.3%、1.7%、25.2%; 在 $Str_{1.0}$ 和 $Str_{10.0}$ 处理下分别增加了 31.2% 和 9.3%。整体而言, 相对于对照, 生物质炭输入降低了土壤中易溶性有机物质的转化速率, 有助于土壤中有有机物质的累积; 而秸秆少量输入与过量输入相比, 酶催化能力更强, 酶促反应速率更快, 有机物质分解转化速率较快, 秸秆过量输入则导致有机物质与转化酶亲和度降低, 有机质分解过程减缓。

表 1 外源碳输入下小麦不同生育期土壤转化酶活性/($\mu g\ g^{-1}\ h^{-1}$)

Table 1 Soil invertase activity affected by exogenous carbon applications in different wheat growth stages

处理 Treatment	抽叶期 Leaf development	拔节期 Stem elongation	开花期 Flowering	成熟期 Ripening
$BC_{0.8}$	188.6b	300.1c	938.6b	918.8bc
$BC_{2.4}$	217.1c	327.1c	951.5b	883.0b
$BC_{8.0}$	233.3d	378.1d	845.3a	841.9a
$Str_{1.0}$	176.6a	209.0a	1011.4c	949.9c
$Str_{3.0}$	170.7a	356.7d	1003.4c	1027.0d
$Str_{10.0}$	171.6a	198.0a	1155.7e	1187.2e
CK	176.4a	267.3b	1050.2d	902.6b

$BC_{0.8}$ 、 $BC_{2.4}$ 、 $BC_{8.0}$ 分别为生物质炭在 0.8%、2.4%、8.0% 水平下添加; $Str_{1.0}$ 、 $Str_{3.0}$ 、 $Str_{10.0}$ 分别为秸秆在 1.0%、3.0%、10.0% 水平下添加; CK 为对照处理

表 2 外源碳输入下土壤转化酶动力学参数

Table 2 Invertase kinetic parameters of soils as affected by exogenous carbon applications

处理 Treatment	$K_m/(mmol/L)$	$V_{max}/(mmol\ L^{-1}\ h^{-1})$	$V_{max}/K_m/h^{-1}$	k/h^{-1}
$BC_{0.8}$	4.248	0.872	0.205	0.1623
$BC_{2.4}$	4.480	0.910	0.203	0.2027
$BC_{8.0}$	4.384	0.797	0.182	0.1542
BC 均值 BC Mean	4.371	0.860	0.197	0.1731
$Str_{1.0}$	3.731	0.918	0.246	0.2705
$Str_{3.0}$	4.782	1.086	0.227	0.2047
$Str_{10.0}$	4.435	1.135	0.256	0.2253
Str 均值 Str Mean	4.316	1.046	0.243	0.2335
CK	5.288	1.036	0.196	0.2062

K_m 、 V_{max} 、 k 分别为米氏常数、最大反应速率、速率常数

2.4 外源碳输入对小麦光合作用与产量的影响

生物质炭或秸秆碳添加下小麦的净光合速率, 与外源碳类型紧密相关(图 5)。生物质炭输入显著提高了小麦净光合速率(18.9%—66.1%), 且增幅随生物质炭添加量的增加而增大。生物质炭适量输入条件下($BC_{0.8}$ 和 $BC_{2.4}$), 相对于对照, 小麦产量分别显著增加了 14.9% 和 19.1%, 而生物质炭过量输入条件下, 小麦产量变化则不显著。

秸秆碳源输入条件下, 随秸秆添加量的增加, 小麦净光合速率显著低于生物质炭添加处理, 且随着秸秆输入量的增加, 小麦净光合速率逐渐降低(图 5)。秸秆的适量输入条件下(Str_1 和 Str_3), 小麦净光合速率分别显著增加了 26.0%—29.9% 和 18.7%—22.4%, 而秸秆的过量输入(Str_{10}) 则显著降低了小麦的净光合速率(20.4%)。秸秆碳源仅在较低量输入条件下(Str_1), 显著提高了小麦产量(6.0%), 而随着秸秆添加量的逐渐增大, 小麦产量则显著降低了(37.3%—90.1%), 表明秸秆仅在 1% 的少量输入时可以有效增加小麦产量, 而其较大量添加则会抑制小麦生长和产量的增长。

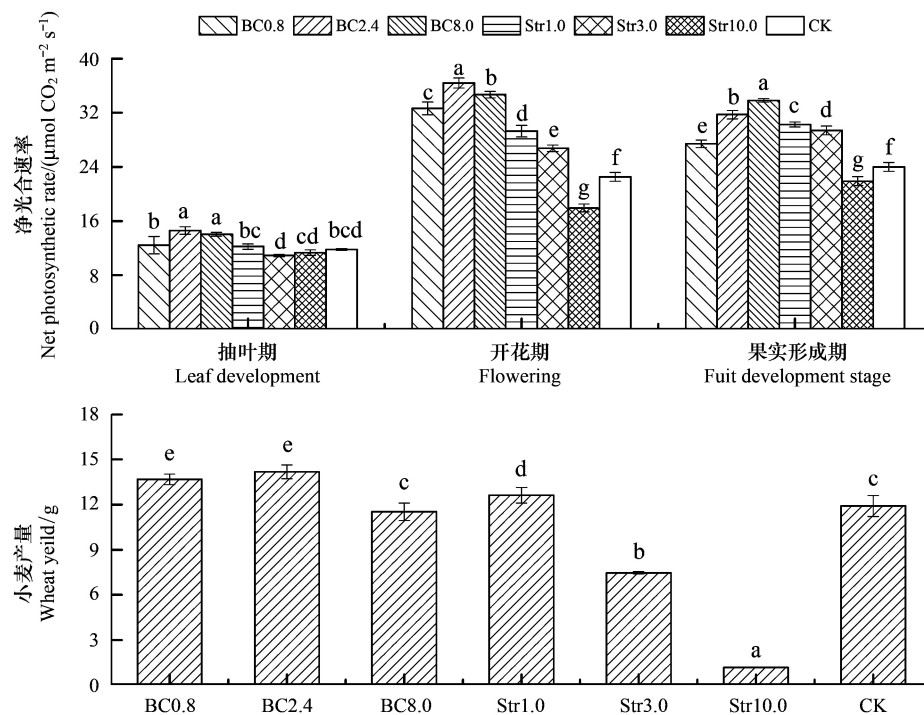


图5 外源碳输入对小麦产量及不同生育期净光合速率的影响

Fig.5 Wheat yield and net photosynthetic rate in different wheat growth stages affected by exogenous carbon applications

2.5 外源碳输入下土壤结构体分布与作物生长指标间相关性

生物质炭和秸秆碳输入条件下,土壤水稳性团聚体、MBC、DOC 与土壤转化酶活性、小麦净光合速率、小麦产量间相关性如表3所示。其中,生物质炭添加条件下,土壤 WSA>2 mm 与土壤转化酶活性极显著正相关;土壤 MBC 与小麦产量极显著正相关;土壤 WSA 0.25—2 mm 与小麦产量呈显著正相关关系。秸秆碳添加条件下,土壤 MBC、DOC 与小麦产量呈极显著负相关关系;土壤 WSA>2 mm 与小麦产量极显著负相关;小麦净光合速率与土壤 WSA 0.05—0.25 mm 呈显著负相关关系。

表3 外源碳输入下土壤结构体与作物生长指标间相关系数($n=9$)Table 3 Correlation coefficients between soil water-stable aggregate distribution and crop growth indicators in exogenous carbon applied treatments ($n=9$)

	生物质炭输入处理 Biochar applied treatments					
	>2 mm 土壤水稳性团聚体	0.25—2 mm 土壤水稳性团聚体	0.05-0.25 mm 土壤水稳性团聚体	<0.05 mm 土壤水稳性团聚体	微生物量碳	溶解性有机碳
土壤转化酶活性 Soil invertase activity	0.7961 **	0.5634	-0.4162	0.5782	0.3126	0.2487
净光合速率 Net photosynthetic rate	-0.5984	0.2638	0.3155	-0.2361	0.1277	-0.3357
小麦产量 Wheat yield	0.1639	0.7448 *	0.1025	0.5422	0.8169 **	0.5418
	秸秆碳输入处理 Straw applied treatments					
	>2 mm 土壤水稳性团聚体	0.25—2 mm 土壤水稳性团聚体	0.05-0.25 mm 土壤水稳性团聚体	<0.05 mm 土壤水稳性团聚体	微生物量碳	溶解性有机碳
土壤转化酶活性 Soil invertase	0.1885	0.4557	0.4210	0.2487	0.2617	0.4551
净光合速率 Net photosynthetic rate	0.1352	0.4267	-0.6797 *	0.2231	-0.1146	-0.3458
小麦产量 Wheat yield	-0.9407 **	0.2271	0.6165	0.7246 *	-0.8697 **	-0.8697 **

* $P<0.05$; ** $P<0.01$

3 讨论

生物质炭相对于秸秆等传统有机物,具有更高的物理化学稳定性,对土壤结构性状的影响也更加持久^[17-18]。本研究中,生物质炭和秸秆的输入都显著增加了土壤中 $>0.25\text{ mm}$ 的大颗粒土壤团聚体的形成,但生物质炭对土壤结构的影响更加“温和”,即时在生物质炭较大量输入时,土壤中也未产生 $>2\text{ mm}$ 的较大颗粒土壤团聚体,而是形成以 $>0.25\text{ mm}$ 大颗粒团聚体为主的土壤结构体。生物质炭输入下土壤结构体的电镜扫描结果表明,生物质炭所具有的丰富孔隙结构导致其与土壤颗粒的相互作用也是稳定的,这种相互作用即使在湿筛过程水流的破碎作用下,依然可以捕捉到两者的结合。除此之外,本研究相关性分析结果表明生物质炭输入条件下,土壤 $0.25\text{—}2\text{ mm}$ 大颗粒团聚体的产生有助于土壤结构的改善与小麦产量的增加;而秸秆的过量添加则会产生过大土壤团聚体的累积,导致土壤结构恶化与小麦产量的降低,这也进一步验证了上面的推论。秸秆碳源的输入则导致土壤结构体主要形成以 $>2\text{ mm}$ 的较大颗粒土壤团聚体为主,土壤孔隙变大;另一方面,有机物质具有疏水性,使得产生的土壤结构体更加不易破碎,在灌溉或降雨条件下,极易产生土壤水分和养分的淋失现象,在连年秸秆输入量较大的土壤上甚至会造成黄苗或死苗的现象。土壤团聚体是由矿物质与有机质在电荷和范德瓦尔斯力作用下凝聚而成,其形成过程受土壤中有机物质的影响较大^[19]。生物质炭由于自身所蕴含的高阳离子换量与芳香族物质,在添加进土壤后,可以有效促进土壤矿质颗粒与生物质炭颗粒的吸附聚合。Lin 等人的研究发现,这种凝聚作用是由生物质炭表面芳香族物质形成的“阳离子桥”产生^[20]。通过电镜扫描的进一步观测发现,在 $>0.25\text{ mm}$ 的大颗粒团聚体中,即使在湿筛水流的冲刷下,也无法完全破坏生物质炭与土壤矿质颗粒的吸附聚合作用,而其它粒级的土壤团聚体中则无法观测到以上现象。这表明生物质炭对土壤结构的改变,主要通过形成 $>0.25\text{ mm}$ 的大颗粒团聚体而实现,该形态是生物质炭与土壤矿质颗粒形成的稳定态,更有助于土壤中有机物质的固定。而秸秆碳源的大量有机质添加带来的疏水性,使得团聚体的可湿性降低,更难被矿化^[21-22],形成了 $>2\text{ mm}$ 粒级更大的土壤结构体。

本研究表明生物质炭较低量添加可以提高土壤中微生物碳源的累积,然而当较高热解温度制备的生物炭质炭过量添加时,其自身理化性状则会对微生物活性产生较强抑制作用。这与 Demisie 等的研究结果相一致,该研究发现当生物质炭在低量添加条件下,土壤中 MBC 的含量却为最大^[23]。与之不同,在秸秆碳输入条件下,较低的秸秆添加量促进了土壤微生物对碳源的利用效率;当秸秆碳过量添加时,土壤中秸秆碳源的分解潜力较大,会产生秸秆自身降解与微生物代谢活动之间的显著竞争作用。为了进一步验证以上结论,本研究通过对不同外源碳输入后土壤转化酶活性及其动力学参数的变化规律研究发现:在小麦生长前期,生物质炭添加会对土壤转化酶活性的激发作用。这归因于生物质炭自身的多孔隙结构成为了微生物繁殖代谢的有利小环境,有益于土壤微生物活性的提高。而在生物质炭输入后期随着可被微生物直接利用碳源的逐步消耗,高热解温度制备的生物炭所蕴含的芳香族等有害物质则会对微生物活性产生显著的抑制^[24-25]。另一方面,由土壤转化酶动力学参数的变化规律可知,生物质炭输入降低了土壤转化酶—酶促反应速率,有机物质转化循环变缓,碳素在土壤中的存留时间变长。而生物质炭的过量添加则会造成转化酶催化能力($V_{\max}/K_m$)降低。相对于生物质炭,秸秆碳源的低量输入,使得土壤转化酶与底物的亲和能力大幅增加,这归因于秸秆碳相对于生物质炭,其分解过程可以产生更多的脂肪族易降解物质,增强了转化酶与底物的结合。

生物质炭对小麦光合与产量的影响规律可以看出,生物质炭在 2.4% 水平的适量输入,对小麦生长及产量的促进作用最强;而其过量添加则会造成生物质资源的大量浪费。这是由于生物质炭在少量输入时,其化学结构特性有利于提高土壤对水分与养分的保持能力,尤其以氧化后的生物质炭更为突出^[26]。当生物质炭过量添加时,土壤中 N 素供应与 C 输入的高度不对称,造成土壤有机物质转化缓慢,作物生长受到抑制。秸秆碳适量输入条件下,小麦的光合作用受到显著促进,而过量输入则会对作物生长造成显著的抑制作用。这是由于在秸秆大量添加时,秸秆在分解过程中产生的腐殖酸物质,将尚未分解的有机物质牢牢束缚在了更大粒级的大颗粒团聚体中,土壤水分与养分向下流失严重,作物受干旱胁迫的风险加大,生长受到抑制。王法宏等

人研究表明,过量的秸秆输入,会加剧土壤中养分的消耗,降低养分的作物有效性^[27]。土壤结构指标与小麦生长指标间的相关性分析结果进一步表明,生物质炭输入会促进土壤转化酶活性及>0.25 mm 大颗粒团聚体的分布,从而改善土壤结构性状与作物的生长。而秸秆碳输入条件下,则会导致>2 mm 粒级的大颗粒团聚体的形成,土壤结构性状恶化,易造成土壤养分淋失现象,从而抑制作物生长和产量的提高。

4 结论

(1) 生物质炭对土壤结构的改善效果强于秸秆碳源。生物质炭输入土壤后通过增加土壤>0.25 mm 粒级的大颗粒团聚体改善土壤结构,而秸秆碳源的大量输入则易促进土壤>2 mm 的更大颗粒团聚体形成,使得土壤孔隙增大,造成土壤养分和水分的淋失,不利于土壤结构改善。

(2) 生物质炭添加初期对土壤转化酶活性存在激发效应,而输入后期降低了土壤转化酶-酶促反应速率,有机物质转化循环变缓,碳素在土壤中的存留时间变长;秸秆碳源在输入土壤初期会呈现出自身降解与微生物活性之间的竞争关系,且不利于土壤中复杂有机物质的产生。

(3) 生物质炭和秸秆碳源的过量添加都会造成对作物生长的抑制作用。其中生物质炭过量输入是基于对土壤有机质转化过程的抑制,而秸秆碳源的过量输入则是基于土壤结构的恶化和秸秆自身降解与微生物代谢之间的竞争关系。

参考文献(References):

- [1] 高利伟,马林,张卫峰,王方浩,马文奇,张福锁. 中国作物秸秆养分资源数量估算及其利用状况. 农业工程学报, 2009, 25(7): 173-179.
- [2] 朱立志. 秸秆综合利用与秸秆产业发展. 中国科学院院刊, 2017, 32(10): 1125-1132.
- [3] 包建财,郁继华,冯致,陈佰鸿,雷成,杨娟. 西部七省区作物秸秆资源分布及利用现状. 应用生态学报, 2014, 25(1): 181-187.
- [4] 李英臣,侯翠翠,李勇,过治军. 免耕和秸秆覆盖对农田土壤温室气体排放的影响. 生态环境学报, 2014, 23(6): 1076-1083.
- [5] 刘杏认,张星,张晴雯,李贵春,张庆忠. 施用生物炭和秸秆还田对华北农田 CO₂、N₂O 排放的影响. 生态学报, 2017, 37(20): 6700-6711.
- [6] 王幸,吴存祥,齐玉军,徐泽俊,王宗标,韩天富. 麦秸处理和播种方式对夏大豆农艺性状及土壤物理性状的影响. 中国农业科学, 2016, 49(8): 1453-1465.
- [7] Wardle D A, Nilsson M C, Zackrisson O. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. Science, 2008, 320(5876): 629-629.
- [8] Schmidt M W I, Noack A G. Black carbon in soils and sediments: analysis, distribution, implications, and current challenges. Global Biogeochemical Cycles, 2000, 14(3): 777-793.
- [9] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, Masiello C A, Hockaday W C, Crowley D. Biochar effects on soil biota - A review. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(9): 1812-1836.
- [10] Rillig M C, Mummey D L. Mycorrhizas and soil structure. New Phytologist, 2006, 171(1): 41-53.
- [11] Atkinson C J, Fitzgerald J D, Hipps N A. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. Plant and Soil, 2010, 337(1/2): 1-18.
- [12] 尹云锋,高人,马红亮,杨玉盛,李淑香,刘燕萍. 稻草及其制备的生物质炭对土壤团聚体有机碳的影响. 土壤学报, 2013, 50(5): 909-914.
- [13] Lancashire P D, Bleiholder H, van den Boom T, Langeldedeke P, Stauss R, Weber E, Witzemberger A. A uniform decimal code for growth stages of crops and weeds. Annals of Applied Biology, 1991, 119(3): 561-601.
- [14] Six J, Feller C, Deneq K, Ogle S M, de Moraes Sa J C, Albrecht A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - effects of no-tillage. Agronomie, 2002, 22(7/8): 755-775.
- [15] Ghani A, Dexter M, Perrott K W. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35(9): 1231-1243.
- [16] Ji Q, Zhao S X, Li Z H, Ma Y Y, Wang X D. Effects of biochar-straw on soil aggregation, organic carbon distribution, and wheat growth. Agronomy Journal, 2016, 108(5): 2129-2136.
- [17] 刘玉学,刘微,吴伟祥,钟哲科,陈英旭. 土壤生物质炭环境行为与环境效应. 应用生态学报, 2008, 20(4): 977-982.
- [18] 王洪媛,盖霞普,翟丽梅,刘宏斌. 生物炭对土壤氮循环的影响研究进展. 生态学报, 2016, 36(19): 5998-6011.

- [19] Chinchalikar A J, Aswal V K, Kohlbrecher J, Wagh A G. Evolution of structure and interaction during aggregation of silica nanoparticles in aqueous electrolyte solution. *Chemical Physics Letters*, 2012, 542: 74-80.
- [20] Lin Y, Munroe P, Joseph S, Kimber S, van Zwieten L. Nanoscale organo-mineral reactions of biochars in ferrosol: an investigation using microscopy. *Plant and Soil*, 2012, 357(1/2): 369-380.
- [21] Blanco-Canqui H, Lal R. Soil structure and organic carbon relationships following 10 years of wheat straw management in no-till. *Soil and Tillage Research*, 2007, 95(1/2): 240-254.
- [22] Annabi M, Houot S, Francou C, Poitrenaud M, Le Bissonnais Y. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. *Soil Science Society of America Journal*, 2007, 71(2): 413-423.
- [23] Demisie W, Liu Z Y, Zhang M K. Effect of biochar on carbon fractions and enzyme activity of red soil. *CATENA*, 2014, 121: 214-221.
- [24] Kindler R, Siemens J, Kaiser K, Walmsley D C, Bernhofer C, Buchmann N, Cellier P, Eugster W, Gleixner G, Grünwald T, Heim A, Ibrom A, Jones S K, Jones M, Klumpp K, Kutsch W, Larsen K S, Lehuger S, Loubet B, McKenzie R, Moors E, Osborne B, Pilegaard K, Rebmann C, Saunders M, Schmidt M W I, Schrumpf M, Seyfferth J, Skiba U, Zeeman M J, Kaupenjohann M. Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. *Global Change Biology*, 2011, 17(2): 1167-1185.
- [25] Huang J Y, Song C C. Effects of land use on soil water soluble organic C and microbial biomass C concentrations in the Sanjiang Plain in northeast China. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & plant Science*, 2010, 60(2): 182-188.
- [26] Abel S, Peters A, Trinks S, Schonsky H, Facklam M, Wessolek G. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 2013, 202-203: 183-191.
- [27] 王法宏, 任德昌, 王旭清, 曹宏鑫, 余松烈, 于振文. 施肥对小麦根系活性、延缓旗叶衰老及产量的效应. *麦类作物学报*, 2001, 21(3): 51-54.