

施玉玉,张煜林,胡素萍,等. 鸡粪生物炭对蔬菜土壤中沙门氏菌迁移和滞留存活的影响[J]. 江苏农业科学,2021,49(5):232-237.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2021.05.042

鸡粪生物炭对蔬菜土壤中沙门氏菌迁移和滞留存活的影响

施玉玉,张煜林,胡素萍,张桃香

(福建农林大学林学院,福建福州 350002)

摘要:为评估生物炭施用是否影响土壤中沙门氏菌的滞留和存活行为,将在 300、500、700 ℃ 制备的鸡粪生物炭分别施用于 2 种典型的农业蔬菜土壤(山东棕壤和江西红壤)中,通过室内一维土柱模拟试验研究了沙门氏菌在施用生物炭土壤剖面中的纵向滞留和存活特点。结果显示,300 ℃ 生物炭没有显著影响棕壤和红壤中沙门氏菌的滞留,但 500 ℃ 和 700 ℃ 生物炭促进了沙门氏菌在红壤和棕壤土柱中的滞留,且 700 ℃ 生物炭的促进作用最为显著($P < 0.05$)。沙门氏菌在土柱表层(0~1 cm)的滞留量高,随着土壤剖面的加深,滞留的沙门氏菌逐渐减少。通过 Weibull 单指数模型拟合得出:鸡粪生物炭显著促进了沙门氏菌在红壤和棕壤土柱中的存活,其中 300 ℃ 生物炭土柱中沙门氏菌的存活能力最强,但是生物炭制备温度对沙门氏菌存活之间的差异并不显著。相关性分析表明,土壤中沙门氏菌的滞留量与土壤性质没有显著相关性,但沙门氏菌疏水性的变化可能是造成沙门氏菌滞留变化的部分原因。研究表明,鸡粪生物炭影响了沙门氏菌在蔬菜土壤中的滞留和存活,在一定程度上增加了农作物和饮用水被沙门氏菌污染的风险。

关键词:鸡粪;生物炭;蔬菜土壤;沙门氏菌;迁移;滞留;存活

中图分类号:S182 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2021)05-0232-06

畜禽规模化养殖业产生的大量畜禽粪便带来的环境问题日益凸显,我国经有效处理的畜禽粪便比例仍然很低,有机肥施用量仅占肥料施用总量的 25%,其中工厂生产的仅占 1%~2%,大部分畜禽粪便未经无害化处理随意排放到自然环境中,使得土壤、水体以及大气等自然环境受到了严重的污染^[1-2]。畜舍粪便含有最常见的人畜共患病原菌,如沙门氏菌、李斯特菌和大肠杆菌 O157:H7 等,一旦进入自然环境,将极易造成人畜传染病的暴发,对人类健康及农业经济发展造成极大的威胁^[3]。近年来,病原菌引起的水源性疾病的暴发越来越多地被报道,病原菌经土体迁移后进入地下水是大部分水源性疾病暴发的主要原因^[4-5]。在美国每年因地下水沙门氏菌污染引发的相关疾病高达 75 万~500 万例^[4]。

沙门氏菌(*Salmonella*)属于革兰氏阴性杆菌,是世界上报道最多的引起食源性疫情暴发的首要食源性病原体^[6-7]。大量研究表明,通过有机肥施用、废水废渣随意排放等方式进入土壤的沙门氏菌可以较高活性长期地滞留在土壤中,并随降水迁移而污染地表及地下饮用水源,是造成水体长期污染的二次污染源,这不仅给水生生态系统带来危害,还可以通过食物链的传递,对人类健康构成巨大威胁^[8-10]。沙门氏菌在土壤中的向下运移受到土壤物理化学性质的影响,如土壤质地、结构和含水饱和度,溶液离子强度和组成,土壤和溶液 pH 值,以及溶液和沉积物中有机碳的浓度^[11-15]。因此任何改变这些特性的管理措施都可能会显著影响土壤中沙门氏菌的迁移和滞留存活。但已有研究还很少关注这些土壤管理措施对土壤中存在的病原菌环境行为的影响。

生物炭(biochar,B)属于一种稳定形式的碳,是由粪便、落叶、草、秸秆、木材等农林废弃物在低氧的条件下高温热解炭化生成的富碳产物^[16-17]。生物炭作为一种多孔材料,具有比表面积大、孔隙丰富和吸附能力极强等特点^[18]。生物炭不仅是一种良好的土壤改良剂,广泛运用于农业土壤修复中,

收稿日期:2020-06-24

资助项目:国家自然科学基金青年科学基金(编号:K0015060A)。

作者简介:施玉玉(1996—),女,山西大同人,硕士研究生,主要从事经济林培育研究。E-mail:yuevan2014@163.com。

通信作者:张桃香,博士,硕士生导师,主要从事土壤微生物污染、有机废弃物再利用和油茶土壤的改良等方面的研究。E-mail:xszheda2009@163.com。

改善土壤肥力、提高作物品质和产量,还可以吸附土壤中的重金属和有机污染物^[19-21]。我国农田废弃物主要以秸秆及动物粪便为主,年产量巨大,具有丰富的生物炭原材料,将这些废弃物加以利用为农田废弃物的资源化提供了一条有利途径^[22]。目前,有关生物炭对土壤肥力增强、提高农作物产量、改善土壤微生物环境、修复污染土壤等方面已经取得大量的理论和应用成果^[18-21]。但施用生物炭对蔬菜土壤中病原菌的存活及迁移的影响研究鲜有报道。

基于以上问题,本试验选择鸡粪作为原料,在不同温度下(300、500、700 ℃)热解制备生物炭,以中国 2 种典型的蔬菜土壤江西红壤(red soil,R)和

山东棕壤(brown soil,B)为研究对象,研究沙门氏菌在施用了不同温度生物炭的 10 cm 土柱中的迁移和滞留存活特性及其影响因素,分析比较不同温度生物炭对土壤中沙门氏菌迁移和滞留存活行为的促进或减弱效应。

1 材料与方法

1.1 供试生物炭

本试验以采集自福建福州闽侯养殖场的鸡粪为原料,将新鲜鸡粪风干、去除大颗粒杂质、研磨粉碎过 2 mm 筛,将原料在 300、500、700 ℃厌氧炭化 2 h,冷却至室温后取出^[23]。供试生物炭的各项理化性质见表 1。

表 1 供试生物炭理化性质

序号	生物炭制备温度 (℃)	pH 值	OC (g/kg)	TN (g/kg)	TP (g/kg)	TK (g/kg)	C/N	DOC (mg/kg)
1	300	7.32	2.76	18.60	6.94	36.34	10.04	23.12
2	500	8.49	3.65	15.44	9.30	42.83	8.72	55.75
3	700	8.82	3.90	10.31	12.67	49.67	11.32	71.44

注:OC 代表有机质,TN 代表总氮,TP 代表全磷,TK 代表全钾,EC 代表土壤电导率,DOC 代表可溶性有机碳。表 2 同。

1.2 供试土壤

本试验供试土壤为取自山东省寿光市的棕壤(B)和江西省会昌县的红壤(R),2 种土壤均是种植多年蔬菜的大棚农业土壤,每种土壤采用“S”形多点采集土层 0~20 cm 范围内的 3 个重复混合土样。采集到的新鲜土样先除去留存的植株枝叶和碎石

块等杂质,研磨过 2 mm 土筛,过筛后的新鲜土壤一部分自然风干后测定其物理化学性质,另一部分土壤添加一定比例的鸡粪生物炭,平衡 1 周后进行沙门氏菌室内土柱迁移模拟试验,同时测定施用鸡粪生物炭后土壤的理化性质。供试土壤的各项理化性质,由表 2 可见。

表 2 不同温度生物炭处理对土壤理化性质的影响

土壤编号	pH 值	OC (%)	TN (g/kg)	TP (g/kg)	TK (g/kg)	EC (μs/cm)	DOC (mg/kg)
R	5.29	0.82	1.22	1.13	33.95	230	45.36
R1	6.80	1.60	2.22	1.33	24.40	337	53.44
R2	7.05	1.55	2.23	1.46	25.03	381	69.43
R3	7.04	1.50	2.64	1.58	28.28	436	76.25
B	6.57	1.46	1.59	1.07	25.7	394	27.20
B1	6.65	1.85	1.73	1.05	32.39	559	37.76
B2	6.72	2.11	1.99	1.44	34.61	581	40.48
B3	6.93	2.37	2.31	1.50	37.89	578	57.48

注:R、R1、R2 和 R3 分别代表不添加和添加 300、500、700 ℃鸡粪生物炭的红壤,B、B1、B2 和 B3 分别代表不添加和添加 300、500、700 ℃鸡粪生物炭的棕壤。表 3、表 4 同。

1.3 供试菌种

采用革兰氏阴性沙门氏菌作为本试验供试菌种,其最适繁殖温度为 37 ℃。将冷冻保存的沙门氏菌于恒温振荡器 37 ℃培养活化后,置于加有含 100 μg/mL 利福平(沙门氏菌抗利福平驯化浓度为

120 μg/mL)的脑心萃取液培养基中,在恒温水浴振荡器(37.0 ℃、150 r/min)中振荡培养 12 h 至对数生长期初期,添加适量无菌磷酸缓冲液(PBS)离心淋洗多次(4 ℃、10 min、4 000 r/min)洗净沙门氏菌表面的培养基,最后加入适量无菌水稀释菌液,采

用紫外分光光度计最终调节菌液吸光度(D 值)约为 0.5,此时菌液的浓度为 1.0×10^8 CFU/mL。

1.4 土柱中沙门氏菌的迁移和滞留存活

本试验于 2018 年 9—12 月于福建农林大学林学院实验室进行,运用一维土柱模拟沙门氏菌在土壤中的迁移行为,入渗试验装置主要包括土柱柱身、供水设备和收集设备。土柱采用的是有机玻璃材质制成的顶部开口的柱状容器,高 10 cm,直径 5 cm,柱身光滑可从中间一分为二打开,底部中心有一小孔起到引流的作用;供水设备使用的是医用无菌吊瓶,容量为 200 mL,利用吊瓶的可调节液体流通速率的特点,使菌液均匀渗入土壤中;收集装置使用的是布氏漏斗和玻璃瓶,采集下渗液。通过以下 2 个系列试验,研究沙门氏菌在添加鸡粪生物炭土壤剖面中的迁移和滞留存活情况。

试验一:称取一定量土样加入 3% 生物炭搅拌均匀,室温平衡培养 1 周后将土样均分装入土柱中,装填的土柱高 10 cm、直径 5 cm,同时进行 3 个不添加生物炭的空白处理。通过供水装置将无菌水以 2 mL/s 慢速入渗到土柱中,直至土壤呈饱和状态。随后将培养好的沙门氏菌菌液匀速地流入土柱中,完成入渗试验后,立即以同样速度通入同样体积的无菌 1 mmol/L KCl,收集流出的渗滤液,逐级稀释至适当浓度,大豆酪蛋白琼脂培养基进行涂平板计数,计算渗滤液中沙门氏菌的浓度。

试验二:土柱迁移试验完成后,分别于 0、10、20、30 和 50 d 分层取样(0 ~ 1、1 ~ 3、3 ~ 6、6 ~ 9 cm),采集土柱各层样品,测定其沙门氏菌菌落个数:称 0.5 g 土样于离心管中,加入 5 mL 0.1% 蛋白胨缓冲液充分涡旋混匀,吸取 100 μ L 悬浮液于装有 900 μ L 无菌水的离心管中,逐级稀释一定倍数后,吸取 100 μ L 菌液涂抹至大豆酪蛋白琼脂培养基(添加 100 μ g/mL 利福平),于 37 $^{\circ}$ C 恒温培养箱中避光培养过夜、计数。将不同时间点的土壤中沙门氏菌的存活浓度转化为 lg(CFU/g),通过 Weibull 单指数模型^[13]模拟,计算得出滞留在土柱中沙门氏菌达到最低检测线的存活时间(t ,d)。

2 结果与分析

2.1 土柱中沙门氏菌的总滞留量及平均滞留菌数

由表 3 可知,空白土壤中,沙门氏菌在红壤中的迁移能力强于棕壤,棕壤中滞留的沙门氏菌是红壤中滞留量的近 3 倍。添加鸡粪生物炭后,棕壤和红

壤中沙门氏菌的滞留量较大,平均滞留菌数为 $4.14 \times 10^7 \sim 1.78 \times 10^8$ CFU/g,且红壤和棕壤中沙门氏菌总滞留量高于空白土壤。与棕壤相比,鸡粪生物炭对红壤中滞留沙门氏菌的增加影响更为显著($P < 0.05$)。随着生物炭制备温度的升高,土壤中沙门氏菌的滞留量逐步增加,说明生物炭减弱了沙门氏菌在红壤和棕壤土柱中的迁移行为。添加 300 $^{\circ}$ C 生物炭均没有显著影响沙门氏菌在棕壤中的滞留,甚至还促进了沙门氏菌在红壤土柱中的迁移。然而 500 $^{\circ}$ C 和 700 $^{\circ}$ C 生物炭显著增加了沙门氏菌在红壤和棕壤中的滞留,其中,700 $^{\circ}$ C 生物炭促进作用最为显著($P < 0.05$)。

表 3 沙门氏菌在红壤和棕壤土柱中平均滞留菌数

土壤编号	平均滞留菌数 (CFU/g)
R	4.73×10^7 c
R1	4.14×10^7 c
R2	1.16×10^8 b
R3	1.34×10^8 b
B	1.15×10^8 b
B1	1.27×10^8 b
B2	1.64×10^8 a
B3	1.78×10^8 a

注:同列数据后不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$)。表 4 同。

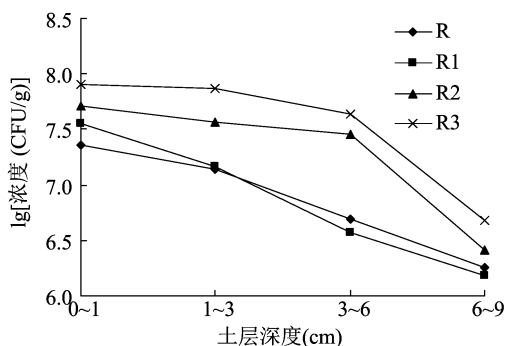
2.2 土柱中沙门氏菌的纵向剖面分布

对土柱不同剖面深度进行分层取样,计算沙门氏菌在土柱各层中的存活个数且转化为 lg(CFU/g),得出沙门氏菌在土柱中的纵向剖面分布。由图 1 可知,添加鸡粪生物炭后,沙门氏菌在表层(0 ~ 1 cm)滞留量高,沙门氏菌的浓度范围为 $4.7 \times 10^7 \sim 3.0 \times 10^8$ CFU/g,均大于 1 ~ 3、3 ~ 6、6 ~ 9 cm 土层,随着沙门氏菌逐渐运移到 1 ~ 3 cm 土层,各土壤中的沙门氏菌存活数量略有降低,而在土层 6 ~ 9 cm 处,土柱各层中沙门氏菌的浓度下降迅速,有 1 ~ 2 个数量级的减少。

鸡粪生物炭增加了棕壤和红壤各剖面深度中沙门氏菌的滞留量,300 $^{\circ}$ C 生物炭对棕壤和红壤土柱各剖面深度中沙门氏菌的迁移均无显著影响,随着生物炭制备温度的升高,鸡粪生物炭对沙门氏菌迁移滞留的影响越显著,生物炭制备温度对沙门氏菌滞留的影响顺序为 700 $^{\circ}$ C > 500 $^{\circ}$ C > 300 $^{\circ}$ C。

2.3 土柱中滞留沙门氏菌的存活动态

Weibull 单指数模型拟合得出沙门氏菌在红壤



R、R1、R2 和 R3 分别代表不添加和添加 300、500、700 °C 鸡粪生物炭的红壤。图 3 同

图1 沙门氏菌在红壤土柱中的纵向剖面分布

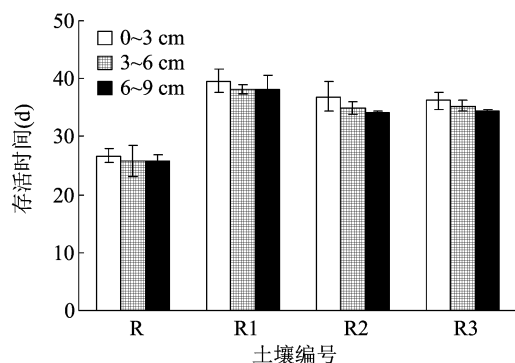
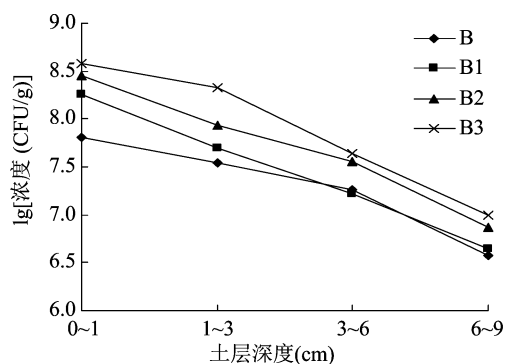


图3 沙门氏菌在红壤土柱中的剖面存活时间



B、B1、B2 和 B3 分别代表不添加和添加 300、500、700 °C 鸡粪生物炭的棕壤。图 4 同

图2 沙门氏菌在棕壤土柱中的纵向剖面分布

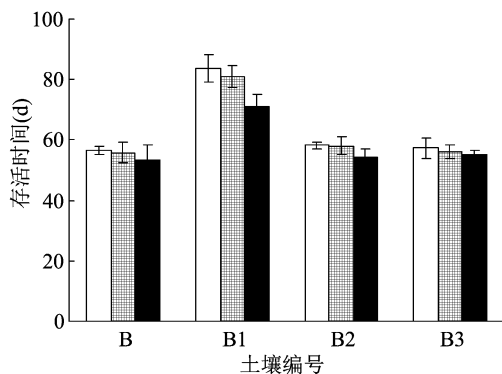


图4 沙门氏菌在棕壤土柱中的剖面存活时间

和棕壤中的存活方程决定系数 (R^2) 范围为 0.94 ~ 99.00, 说明该模型很好地拟合了各层土柱中沙门氏菌的存活动态, δ (尺度参数) 的范围为 5.43 ~ 10.02, p (弧度参数) 的范围为 0.69 ~ 1.58。根据各参数计算和沙门氏菌在土柱各层土壤中的存活时间 (达到最低检测线所需时间 t) 发现, 鸡粪生物炭显著促进了沙门氏菌在红壤土柱中的存活, 添加生物炭后土柱中沙门氏菌的存活时间范围为 39.45 ~ 34.03 d, 其中, 300 °C 生物炭土柱中沙门氏菌的存活能力最强, 但生物炭制备温度对沙门氏菌存活的影响并不显著。滞留在棕壤土柱中沙门氏菌存活时间均显著长于红壤土柱 (83.67 ~ 53.60 d), 滞留在棕壤土柱中沙门氏菌存活时间顺序为 300 °C > 500 °C > 700 °C, 300 °C 鸡粪生物炭对棕壤中沙门氏菌的存活的促进作用最强, 存活时间长达 83.67 d。然而与空白土壤相比, 500 °C 和 700 °C 生物炭对滞留在土柱中的沙门氏菌无显著影响。虽然添加鸡粪生物炭红壤和棕壤土柱中滞留的沙门氏菌随着剖面深度的增加逐渐减少 (图 3), 但各土层中 (0 ~ 3 cm、3 ~ 6 cm、6 ~ 9 cm) 沙门氏菌存活时间并无显著区别 (图 4)。

2.4 土壤和沙门氏菌性质对土柱中沙门氏菌滞留的影响

本研究通过 SPSS 21.0 软件对鸡粪生物炭添加前后沙门氏菌的滞留量与土壤各项理化性质间的相关性进行了综合探讨。结果表明, 土壤中沙门氏菌的滞留量与土壤性质均没有呈现显著的相关性, 说明添加生物炭后土壤性质的改变不是影响土柱中沙门氏菌滞留的主要原因。为研究生物炭添加对沙门氏菌滞留的影响是否与沙门氏菌细胞特性的变化有关, 测量了不同生物炭添加的红壤和棕壤土柱收集的渗滤液中沙门氏菌的 Zeta 电位和疏水性。由表 4 可知, 沙门氏菌的 Zeta 电位差异很小, 这些微小差异并不能解释添加生物炭对柱中细菌滞留程度的影响。相比之下, 生物炭处理的红壤和棕壤土柱收集的浸出液中沙门氏菌的疏水性值显著升高, 沙门氏菌疏水性值的变化趋势与土柱中细菌的滞留量一致, 说明土壤生物炭添加后沙门氏菌疏水性的变化可能是造成沙门氏菌滞留变化的部分原因。

3 讨论

本次研究采集山东棕壤和江西红壤 2 种我国主要的蔬菜土壤研究鸡粪生物炭对土壤中沙门氏菌迁移和滞留存活的影响。棕壤和红壤形成的气候条

表 4 土柱沥滤液中沙门氏菌的 Zeta 电位和疏水性

土壤编号	Zeta 电位 (mV)	疏水性值
R	-4.9de	18e
R1	-4.4c	35d
R2	-3.1a	52c
R3	-3.7b	67b
B	-5.5f	32d
B1	-5.2ef	53c
B2	-4.6cd	76a
B3	-3.2a	79a

件、水热条件、成土母质、施肥和耕种方式等不同,使 2 种蔬菜土壤的 pH 值和养分含量等差异巨大;生物炭可通过自身的特殊结构和对土壤性质影响,改善土壤强酸性、营养元素有效性低以及重金属和有机污染等问题^[21]。土壤类型可能会改变生物炭对土壤的化学和物理性质的影响,这些性质已知会影响细菌的滞留^[23]。如生物炭对土壤和溶液 pH 值的影响可能因土壤质地而异,因为土壤缓冲能力随黏土含量而异^[24]。本试验中施用 300、500、700 ℃ 制备的鸡粪生物炭不同程度地改变了棕壤和红壤的相关性状,主要表现在,施用 300、500、700 ℃ 鸡粪生物炭后红壤 pH 值显著增加,土壤 pH 值由 5.29 分别上升至 6.80、7.05 和 7.04,同时生物炭也显著提高红壤的有机质、总氮和全磷含量,但是生物炭并没有显著改变棕壤的 pH 值。

生物炭可以通过对土壤理化性质的影响,改变土壤对沙门氏菌的吸附能力,进而影响沙门氏菌在土壤中的迁移和滞留存活行为。同时,生物炭本身的多孔性结构和生物炭表面丰富的各类有机化合物通过对沙门氏菌的吸附作用调控沙门氏菌在土壤中的迁移和滞留存活^[24-25]。土柱模拟试验结果显示,在水饱和条件下,不添加生物炭的红壤中沙门氏菌的滞留量少于棕壤,棕壤和红壤中接种的沙门氏菌由于施用不同温度(300、500、700 ℃)的鸡粪生物炭而显示出不同的迁移行为。300 ℃ 生物炭均没有显著影响棕壤中沙门氏菌滞留,甚至还促进了沙门氏菌在红壤中的迁移。研究表明,有机质和养分含量高的土壤对病原菌的吸附能力低于有机质含量低的土壤。Ams 等研究发现,土壤有机质主要包裹在铁铝氧化物表面,因此土壤有机质含量低的土壤表面更多的铁铝氧化物暴露在外,从而显著促进对微生物的吸附^[26]。因此,空白土壤及 300 ℃ 生

物炭的添加引起土壤有机质和养分含量的升高可能是导致滞留在土柱中沙门氏菌减少的原因之一。

500、700 ℃ 生物炭促进了沙门氏菌在棕壤和红壤中的滞留。添加生物炭后细菌附着增加,可能是由于比表面积增加导致沙门氏菌滞留着位点增加^[27]。Abit 等对生物炭的扫描电子显微镜图像显示,除了胶体可附着的外表面外,生物炭还有可能导致更多附着位点和更有效的胶体包裹内表面,且较高的热解温度会产生含有更多细小颗粒的生物炭和更高的微孔率,两者都会导致更高的比表面积,促进了沙门氏菌在红壤和棕壤土柱中的滞留^[27]。本次研究中鸡粪生物炭的添加提高了红壤和棕壤的 pH 值,但大量研究表明,pH 值升高会让沙门氏菌表面带更多的负电荷,增强土壤颗粒及大肠杆菌之间的静电斥力,减弱土壤颗粒对沙门氏菌的吸附^[28-29],本研究结果与之相反,说明高温生物炭的本身多空隙结构及沙门氏菌表面形状的改变可能是导致红壤和棕壤土柱中沙门氏菌滞留增多的主要原因。

本试验发现,滞留在土柱中的沙门氏菌可存活 25.69 ~ 83.67 d,生物炭显著促进了滞留在红壤和棕壤土柱中沙门氏菌的存活,且 300 ℃ 生物炭对沙门氏菌的存活促进作用强于 500 ℃ 和 700 ℃ 生物炭,说明低温生物炭特殊的结构组成及对土壤性质的影响有利于滞留在土壤中沙门氏菌的存活。相关性分析结果表明,土壤理化性质与滞留在土壤中沙门氏菌量无显著关系,但是沙门氏菌表面疏水性的变化却可能是生物炭添加引起沙门氏菌滞留量增加的部分原因,这些结果与 Abit 涉及大肠杆菌和沙门氏菌土柱迁移的发现相一致,表明细菌表面较高的疏水性增强向矿物颗粒表面的黏附^[24]。后续需要进一步研究来阐明细菌疏水性的变化与经生物炭改良的土壤中病原菌滞留量间的关系。

综上,生物炭施加的蔬菜土壤可滞留大部分沙门氏菌,且滞留的沙门氏菌最长存活时间可达 83 d,说明生物炭影响了沙门氏菌由土壤向农作物和水体的迁移,在一定程度上增加了农作物和饮用水被沙门氏菌污染的风险。因此在实际操作中,需正确把握土壤类型以及生物炭的制备温度,以此平衡生物炭对土壤的改良效果和其带来的生态风险。

参考文献:

[1] 汪景彦,丁文涛. 生物有机肥现状及其在果树上的应用[J]. 果

- 树实用技术与信息,2017(11):18-20.
- [2] 高 定,陈同斌,刘 斌,等. 我国畜禽养殖业粪便污染风险与控制策略[J]. 地理研究,2006(2):311-319.
 - [3] Franz E, Semenov A V, Termorshuizen A J, et al. Manure - amended soil characteristics affecting the survival of *E. coli* O157 : H7 in 36 Dutch soils[J]. Environmental Microbiology, 2008, 10 (2) : 313 - 327.
 - [4] Ailes E, Budge P, Shankar M, et al. Economic and health impacts associated with a *Salmonella typhimurium* drinking water Outbreak - Alamosa, CO, 2008[J]. PLoS One, 2013, 8(3):e57439.
 - [5] Cevallos - Cevallos J M, Gu G, Richardson S M, et al. Survival of *Salmonella enterica typhimurium* in water amended with manure[J]. Journal of Food Protection, 2014, 77(12):2035-2042.
 - [6] Saturveithan C, Arief A, Premganes G, et al. *Salmonella osteomyelitis* in a one year old child without sickle cell disease: a case report[J]. Malaysian Orthopaedic Journal, 2014, 8(2):52-54.
 - [7] Angelo K M, Chu A, Anand M, et al. Outbreak of *Salmonella* Newport infections linked to cucumbers - United States, 2014[J]. MMWR. Morbidity and Mortality Weekly Report, 2015, 64 (6) : 144 - 147.
 - [8] Bech T B, Johnsen K, Dalsgaard A, et al. Transport and distribution of *Salmonella enterica serovar typhimurium* in loamy and sandy Soil monoliths with applied liquid manure [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2010, 76(3):710-714.
 - [9] Levantesi C, Bonadonna L, Briancesco R A, et al. *Salmonella* in surface and drinking water: Occurrence and water - mediated transmission[J]. Food Research International, 2012, 45 (2, SI) : 587 - 602.
 - [10] Fornfeld E, Schierstaedt J, Jechalke S, et al. Interaction between *Salmonella* and plants: potential hosts and vectors for human infection[M]//Current Topics in Salmonella and Salmonellosis, 2017, 8(757):171-191.
 - [11] Mosaddeghi M R, Mahboubi A A, Zandsalimi S, et al. Influence of organic waste type and soil structure on the bacterial filtration rates in unsaturated intact soil columns[J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(2):730-739.
 - [12] Unc A, Goss M J. Transport of bacteria from manure and protection of water resources[J]. Applied Soil Ecology, 2004, 25(1):1-18.
 - [13] Brennan F P, Moynihan E, Griffiths B S, et al. Clay mineral type effect on bacterial enteropathogen survival in soil[J]. The Science of the Total Environment, 2014, 468/469:302-305.
 - [14] Waldner L L, Mackenzie K D, Köster W, et al. From exit to entry: long - term survival and transmission of *Salmonella*[J]. Pathogens, 2012, 1(2):128-155.
 - [15] Nyberg K A, Ottoson J R, Vinnerås B, et al. Fate and survival of *Salmonella typhimurium* and *Escherichia coli* O157 : H7 in repacked soil lysimeters after application of cattle slurry and human urine[J]. Journal of the Science of Food and Agriculture, 2014, 94 (12) : 2541 - 2546.
 - [16] Lehmann J, Ithaca, York N, et al. Biochar for environmental management: science, technology and implementation[J]. Science and Technology(Earthscan), 2015, 25(11):15801-15811.
 - [17] Xie T, Reddy K R, Wang C, et al. Characteristics and applications of biochar for environmental remediation: a review [J]. Critical Reviews in Environmental ence&Technology, 2015, 45 (9) : 939 - 969.
 - [18] Laird D A, Brown R C, Amonette J E, et al. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio - oil and biochar [J]. Biofuels Bioproducts&Biorefining, 2009, 3(5):547-562.
 - [19] Liu X Y, Zhang A F, Ji C Y, et al. Biochar' s effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions - a meta - analysis of literature data[J]. Plant and Soil, 2013, 373 (1/ 2) : 583 - 594.
 - [20] Wang J Y, Pan X J, Liu Y L, et al. Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production [J]. Plant and Soil, 2012, 360(1/2):287-298.
 - [21] Dai Z, Brookes P C, He Y, et al. Increased agronomic and environmental value provided by biochars with varied physiochemical properties derived from swine manure blended with rice straw[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2014, 62 (44) : 10623 - 10631.
 - [22] Gao R, Zhu J, Tang F, et al. Fractions transformation of Cd, Pb in contaminated soil after short - term application of rice straw biochar [J]. Acta Entiae Circumstantiae, 2016, 36(1):251-256.
 - [23] Scott A B, Verónica L M, Wei Z, et al. Transport and fate of microbial pathogens in agricultural settings[J]. Critical Reviews in Environmental Science&Technology, 2013, 43(119):775-893.
 - [24] Abit S M, Bolster C H, Cantrell K B, et al. Transport of *Escherichia coli*, *Salmonella typhimurium*, and microspheres in Biochar - Amended soils with different textures[J]. Journal of Environmental Quality, 2013, 43(1):371-388.
 - [25] Sasidharan S, Torkzaban S, Bradford S A, et al. Transport and retention of bacteria and viruses in biochar - amended sand [J]. The Science of the Total Environment, 2016, 548/549:100-109.
 - [26] Ams D A, Fein J B, Dong H, et al. Experimental measurements of the adsorption of *Bacillus subtilis* and *Pseudomonas mendocina* onto Fe - oxyhydroxide - coated and uncoated quartz grains [J]. Geomicrobiology, 2004, 21(8):511-519.
 - [27] Bolster C H, Abit S M. Biochar pyrolyzed at two temperatures affects *Escherichia coli* transport through a sandy soil [J]. Journal of Environmental Quality, 2012, 41(1):124-133.
 - [28] Cai P, Huang Q, Walker S L. Deposition and survival of *Escherichia coli* O157 : H7 on clay minerals in a parallel plate flow system[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(4):1896-1903.
 - [29] Zhang T X, Yang W H, Zhu X Y, et al. The pH dependence of *Escherichia coli* O157 : H7 adsorption on kaolinite and goethite surfaces[J]. Journal of Soils and Sediments, 2015, 15(1):106-116.