doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2026.02.029

生物炭施用与微咸水灌溉对滨海盐渍土结构内力驱动作用的影响

翟亚明[1]　胥鸿儒[1]　黄明逸[1]　张　健[2]　沈　达[2]　王祝昆[1]

(1.河海大学农业科学与工程学院,南京 210098;2.睢宁县水务局,徐州 221200)

摘要:生物炭可防治微咸水灌溉下土壤结构劣化风险,但其微观、介观尺度上的作用机理尚不完全明晰。本研究选取江苏省典型滨海盐渍土,设置 4 种生物炭施用处理(0、10、20、30 t/hm^2),开展了不同电导率(EC,0.5、1、3、5 dS/m)和钠吸附比(SAR,0、15、30、∞ (mol/L)$^{1/2}$)的 16 组微咸水入渗试验。结果表明:随生物炭施用,土壤 pH 值和有机碳含量增加 0.7% ~2.7%、130.7% ~675.7%,并显著影响了颗粒表面性质($p<0.05$),土壤阳离子交换量、比表面积、表面电荷密度和哈梅克常数分别增大 20.0% ~88.2%、10.7% ~30.0%、8.4% ~44.7%、35.6% ~62.8%。入渗溶液 EC 减小、SAR 增大均可提高表面电位和静电排斥力,同时随生物炭施用,不同 EC 和 SAR 溶液界面颗粒表面电位和颗粒间静电排斥力分别增加 0.47% ~17.65%、0.16% ~14.45%,但范德华引力亦增加 35.61% ~62.81%,导致净斥力随生物炭施用先减后增,10、20、30 t/hm^2 处理较 0 t/hm^2 减小 9.39% ~147.43%、15.31% ~219.55%、9.69% ~217.13%。土壤孔隙度、连通孔占比、大孔隙(等效直径大于等于 1 mm)占比等与净斥力呈显著负相关($p<0.001$),随净斥力减小分别增加 7.60% ~40.90%、0.15% ~34.37%、3.78% ~43.09%,致使不同微咸水入渗溶液下,10、20、30 t/hm^2 处理饱和导水率提升 7.77% ~24.70%、15.15% ~31.60% 和 10.81% ~28.22%。综上,本文探究了生物炭施用下盐渍土表面性质、内力作用、孔隙结构及水分运动间的传递影响,20 t/hm^2 生物炭对土壤结构劣化的调控效应最佳,可为微咸水安全利用提供科学依据。

关键词:盐渍土;生物炭;微咸水灌溉;内力作用力;土壤结构

中图分类号:S275;S287　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1000-1298(2026)02-0301-11　　**OSID**:

Effects of Biochar Application and Brackish Water Irrigation on Internal Force-driven Mechanisms in Coastal Saline Soil Structure

ZHAI Yaming[1]　XU Hongru[1]　HUANG Mingyi[1]　ZHANG Jian[2]　SHEN Da[2]　WANG Zhukun[1]

(1. *College of Agricultural Science and Engineering*, *Hohai University*, *Nanjing* 210098, *China*

2. *Suining County Water Affairs Bureau*, *Xuzhou* 221200, *China*)

Abstract: Biochar can mitigate the risk of soil structure degradation under brackish water irrigation, but its mechanisms of action at the micro- and mesoscale remain unclear. Selecting typical coastal saline soils in Jiangsu Province, totally four biochar application treatments (0 t/hm^2, 10 t/hm^2, 20 t/hm^2, 30 t/hm^2) were established, and brackish water infiltration experiments under 16 different electrical conductivity (EC, 0.5 dS/m, 1 dS/m, 3 dS/m, 5 dS/m) and sodium adsorption ratios (SAR, 0(mol/L)$^{1/2}$, 15(mol/L)$^{1/2}$, 30(mol/L)$^{1/2}$, ∞ (mol/L)$^{1/2}$) were conducted. The results showed that with the application of biochar, soil pH value and organic carbon content significantly increased by 0.7% ~ 2.7% and 130.7% ~ 675.7%, respectively, and significantly affected particle surface properties ($p<0.05$). The cation exchange capacity, specific surface area, surface charge density, and Hamaker constant of the soil was increased by 20.0% ~88.2%, 10.7% ~30.0%, 8.4% ~44.7%, and 35.6% ~62.8%, respectively. Reduced EC and increased SAR of the infiltration solution both enhanced surface potential and electrostatic repulsion. Additionally, with biochar application, particle surface potential and interparticle electrostatic repulsion was increased by 0.47% ~ 17.65% and

收稿日期:2025-07-09　修回日期:2025-08-17

基金项目:国家自然科学基金项目(52309044、52479039)和中央高校基本科研业务费专项资金项目(B250201070)

作者简介:翟亚明(1982—),男,副教授,博士,主要从事节水控盐理论与技术研究,E-mail:hearoalt@163.com

通信作者:黄明逸(1992—),男,副教授,博士,主要从事节水控盐理论与技术研究,E-mail:huangmingyi1992@hhu.edu.cn

0.16% ~14.45%, respectively, under different EC and SAR solution interfaces. However, van der Waals forces were also increased by 35.61% ~62.81%, resulting in a decrease followed by an increase in net repulsive force with biochar application. Compared with the 0 t/hm^2 treatment, the 10 t/hm^2, 20 t/hm^2, and 30 t/hm^2 treatments showed decreases of 9.39% ~147.43%, 15.31% ~219.55%, and 9.69% ~217.13%, respectively. Soil porosity, connected pore fraction, and large pore (equivalent diameter greater than or equal to 1 mm) fraction showed a significant negative correlation with net repulsive force ($p < 0.001$), increasing by 7.60% ~40.90%, 0.15% ~34.37% and 3.78% ~43.09%, respectively, as net repulsive force decreased, which increased the saturated hydraulic conductivity by 7.77% ~24.70%, 15.15% ~31.60%, 10.81% ~28.22% under different brackish water irrigation solutions for the 10 t/hm^2, 20 t/hm^2 and 30 t/hm^2 treatments respectively. In summary, the interactive effects of surface properties, internal forces, pore structure, and water movement in saline soils under biochar application were investigated. The 20 t/hm^2 biochar treatment exhibited the optimal regulatory effect on soil structure degradation, providing scientific basis for the safe utilization of brackish water.

Key words: saline soil; biochar; brackish water irrigation; internal forces; soil structure

0 引言

滨海地区农业潜力大,但水资源时空分布不均,易引发季节性干旱致粮食减产[1]。而当地浅层咸水/微咸水丰富,用其灌溉是应对干旱的重要举措[2]。然而,滨海咸水富含 Na^+,微咸水灌溉虽降低土壤总盐量,却会增加 Na^+ 的吸附比例,增加土粒分散风险,破坏土壤结构稳定性[3]。近年来,相关土壤退化问题在全球干旱半干旱区广泛出现,引发表层结壳、渗透性减弱等问题,修复难,阻碍咸水利用[4]。在此背景下,发展以土壤结构稳定为目标的微咸水安全利用模式具有重要意义。

生物炭施用是防治微咸水灌溉下土壤结构劣化的有益措施,科学添加生物炭可直接改善土壤容重、孔隙等物理性质,同时增加了有机碳含量,有利于团聚体的形成和稳定,进而缓解盐渍化引发的结构劣化问题[5-6]。然而,生物炭对土壤结构的影响与其材料、用量及土壤属性等因素密切相关,亦有不少研究表明生物炭施用下土壤结构未变化或发生进一步劣化的情况[7]。究其原因,当前相关研究多聚焦于土壤孔隙、团聚体等宏观指标,而从表面电化学理论视角来看,土壤结构性能的演变本质上取决于介观尺度 1 ~1 000 nm 颗粒间相互作用,因而其中微观、介观尺度上的内在机理仍有待深入挖掘。新近研究发现,土壤内部介观尺度下,颗粒间的静电排斥力、范德华引力和水合斥力在土壤结构演变过程中起着关键作用,共同调控土粒的凝聚与分散过程,决定团聚体的稳定与破裂,进而影响土壤孔隙结构形成、水分入渗等宏观表现[8-9]。以往研究发现,静电排斥力取决于颗粒表面电场,土壤溶液离子浓度越高,对双电层结构的压缩越强,颗粒表面电场及颗粒间静电排斥力越小[10]。同时,ISHIGURO[11] 研究表明,由于离子吸附动力学特征和平衡吸附量不同,各类阳离子的表面相互作用势能存在差异,导致单价离子溶液中土壤表面电场和静电排斥力往往高于双价离子体系。除了外界溶液性质的影响,LIU 等[12] 研究认为,土壤自身属性,如黏土矿物、颗粒组成、有机质含量等都会影响表面电场,进而改变静电排斥力。此外,文献[13-14]研究发现,范德华引力可采用土壤颗粒表面性质中的哈梅克常数计算,一般取决于土壤自身属性,包括有机质含量等,而水合斥力主要与颗粒间距离呈指数衰减关系。可见,颗粒间相互作用力不仅与土壤颗粒表面性质相关,还显著受制于土壤溶液离子浓度和类型[15]。生物炭施用和微咸水灌溉下土壤颗粒表面性质及土壤溶液离子组成将发生明显改变,进而对土壤颗粒间相互作用力产生影响,最终导致土壤结构性能产生变化。因此,需以颗粒间相互作用为切入点,才能厘清生物炭施用下微咸水灌溉土壤结构演化的内在发生机制及相应调控策略。

鉴于此,本研究选取江苏省典型滨海盐渍土作为研究对象,探究不同生物炭施用及微咸水灌溉下土壤表面性质及颗粒间相互作用力的演变规律,并剖析土壤孔隙结构、水分入渗等对颗粒间相互作用力的响应机制,以期揭示生物炭施用和微咸水灌溉下盐渍土结构演变的内力驱动效应,为滨海农区边际水土资源科学利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 样品制备

试验在河海大学水灾害防御全国重点实验室进行。供试土壤为江苏地区滨海典型土壤,取自东南沿海的盐城市滨海围垦区川东农场小麦地耕作层,采样后经风干、研磨、过 2 mm 筛并测定其基础理化

性质。生物炭为粉末状小麦秸秆生物炭，在密封窑中通过 550 ~ 600℃热解小麦秸秆 4 ~ 6 h 后，研磨、过 2 mm 筛获得。生物炭水平设置 0、10、20、30 t/hm^2（CK、B1、B2、B3），各处理重复 3 次，根据田间实际情况，生物炭主要与 0 ~ 20 cm 表层土壤混合，相对应的生物炭、土壤质量比分别为 0、3.6、7.1、10.7 g/kg，并与供试土样充分混合均匀[2]。随后将各处理土壤按初始田间容重（1.4 g/cm^3）均匀填装进直径为 5 cm、高为 5.1 cm 的 100 cm^3 环刀。试验土壤及生物炭主要特性如表 1 所示。将土样置于 25℃恒温培养箱内培养，期间通过称重法对土样补充去离子水，并将土壤含水率保持在田间持水率。培养 180 d 后取土测定土壤基本理化属性及表面电化学性质。

表 1　盐渍土和生物炭主要性质

Tab.1　Main properties of saline soils and biochar

参数	盐渍土	生物炭
容重/(g·cm^{-3})	1.4	0.2
田间持水率/(m^3·m^{-3})	28.18	
饱和导水率/(mm·h^{-1})	4.16	
初始含盐量(电导率)/(dS·m^{-1})	2.03	4.5
比表面积/(m^2·g^{-1})	30.48	60.21
pH 值	9.69	10.1
钠吸附比/(mmol$^{1/2}$·L$^{-1/2}$)	12.5	
有机炭质量比/(g·kg^{-1})	2.45	655
阳离子交换量/(cmol·kg^{-1})	6.34	61.6
Na^+ 质量比/(mg·kg^{-1})	120.1	35.4
Ca^{2+} 质量比/(mg·kg^{-1})	36.4	32.2
Mg^{2+} 质量比/(mg·kg^{-1})	29.1	24.3

1.2　土壤颗粒表面性质测定

采用 LI 等[16]建议的用于确定表面性质的组合方法，将 4 种生物炭水平土样制成氢饱和样后，用表面电荷通用测量仪（Micro-Nano USCA VSI - USCA2001 型）测定土壤阳离子交换量（CEC）和比表面积（SSA），从而确定土壤表面电荷密度。已知土壤表面电荷密度，计算不同电导率（EC，0.5、1、3、5 dS/m）和钠吸附比（SAR，0、15、30、∞ (mol/L)$^{1/2}$）的试验咸水下土壤颗粒表面电位（φ_0）[15]，计算式为

$$e^{-\frac{F\varphi_0}{RT}}=\frac{3\varepsilon RTSAR^2}{M}\cdot\left[\sqrt{1-\frac{2}{3\varepsilon RTSAR^2}\left(M-\frac{M^2}{6\varepsilon RTSAR^2}-12\pi\sigma_0^2\right)}-1\right] \tag{1}$$

其中
$$M=\varepsilon RTSAR(\sqrt{SAR^2+12I}-SAR \tag{2}$$

式中　F——法拉第常数，取 96 487 C/mol

R——气体常数，取 8.314 J/(mol·K)

T——绝对温度，K

ε——水介电常数，在 298 K 时为 8.9×10^{-9} C^2/(J·m)

σ_0——表面电荷密度，C/m^2

I——离子强度，mol/dm^3

SAR——钠吸附比，(mol/L)$^{1/2}$

1.3　土壤颗粒间相互作用力计算

获取 φ_0 后，计算 2 个相邻颗粒的双电层重叠位置中间处电势（φ_d）[15]，计算式为

$$e^{-\frac{F\varphi_d}{RT}}=\frac{12I\sin\left(\frac{\theta}{3}+\frac{\pi}{6}\right)\sqrt{\frac{M}{6I\varepsilon RT}\left(2+\frac{\sqrt{SAR^2+12I}}{SAR}\right)\left[\frac{M}{6I\varepsilon RT}\left(\frac{d}{2l}\right)^2+e^{-\frac{F\varphi_0}{RT}}\right]\left(\frac{d}{2l}\right)^2+1}-6I}{\left(12I+\frac{M}{\varepsilon RT}\right)\left(\frac{d}{2l}\right)^2} \tag{3}$$

其中
$$\theta=\arccos\frac{2+\frac{M}{2I\varepsilon RT}\left(2+\frac{\sqrt{SAR^2+12I}}{SAR}\right)\left[\frac{M}{6I\varepsilon RT}\left(\frac{d}{2l}\right)^2+e^{-\frac{F\varphi_0}{RT}}\right]\left(\frac{d}{2l}\right)^2-\frac{M^4}{6^3I^3(\varepsilon RT)^4SAR^4}(2SAR+\sqrt{SAR^2+12I})^2\left(\frac{d}{2l}\right)^2}{2\left\{1+\frac{M}{2I\varepsilon RT}\left(2+\frac{\sqrt{SAR^2+12I}}{SAR}\right)\left[\frac{M}{6I\varepsilon RT}\left(\frac{d}{2l}\right)^2+e^{-\frac{F\varphi_0}{RT}}\right]\left(\frac{d}{2l}\right)^2\right\}^{\frac{3}{2}}} \tag{4}$$

$$l=\sqrt{\frac{\varepsilon RT}{8\pi F^2I}} \tag{5}$$

式中　d——土壤颗粒表面到 2 个相邻颗粒表面之间中点的距离

l——扩散层厚度

由中点电位可计算出静电排斥力（P_{EDL}）[17]，计算式为

$$P_{EDL}\approx\frac{M}{6\varepsilon}\left[\frac{1}{\beta_{Na}}(e^{\frac{\beta_{Na}F\varphi_d}{RT}}-1)+\frac{M}{6\beta_{Ca}\varepsilon RTSAR^2}(e^{\frac{2\beta_{Ca}F\varphi_d}{RT}}-1)+\left(1+\frac{M}{3\varepsilon RTSAR^2}\right)(e^{-\frac{F\varphi_d}{RT}}-1)\right] \tag{6}$$

式中　β_{Na}、β_{Ca}——Na^+ 和 Ca^{2+} 的有效电荷系数，校准为 $\beta_{Na}=1.18$ 和 $\beta_{Ca}=0.99$

范德华引力（P_{vdw}）可根据文献[18 - 19]方法计算，计算式为

$$P_{vdW}(d) = -\frac{A}{0.6\pi}d^{-3} \tag{7}$$

式中 A——哈梅克常数(Aeff),J

根据文献[20]方法通过使用露点电位计确定土壤水特征曲线的干端估计 A。

2 个平行板间的水合斥力(P_{hydr})可通过文献[21]方法计算,计算式为

$$P_{hydr} = 3.33e^{-5.76d\times10^9}\times10^9 \tag{8}$$

净斥力(P_{net})为静电排斥力(P_{EDL})、范德华引力(P_{vdw})和水合斥力(P_{hydr})的合力,计算式为

$$P_{net} = P_{EDL} + P_{vdW} + P_{hydr} \tag{9}$$

1.4 土壤水分入渗试验

土壤水分入渗试验采用自制入渗装置(图 1),该装置由 3 部分构成,分别为伸缩架、试验土柱和马氏瓶,并在试验中使用圆柱形土柱(直径 10 cm,高 25 cm)。将混合有 4 种生物炭水平的土壤按照初始容重填入土柱中,每种生物炭水平填装 4 个土柱,填土高 20 cm,分层填装,层间打毛,以保证入渗过程不出现分层[2]。在土柱底部铺垫滤纸,可防止土粒通过下方小孔漏失;土柱顶部铺垫滤纸,以防止溶液开始入渗时流速过快对土壤产生侵蚀。填充后的 4 组土柱用由 NaCl、$CaCl_2$ 与去离子水配置的 EC 为 5 dS/m、SAR 分别为 0、15、30、∞ $(mol/L)^{1/2}$ 的试验咸水进行浸水处理,各处理重复 3 次。待饱和后,用管夹使土柱底部悬空固定在底座上,使用伸缩架调节马氏瓶高度,使得土柱上方保持恒定的 2 cm 水头高度入渗,同时在土柱下方放置烧杯承接渗出液,每隔 10 min 称量 1 次渗出液质量,直到连续 5 次的渗出液质量间差异均小于 5%,用最后 3 次平均值进行饱和导水率(K_s)计算[22]。再将试验咸水的 EC 依次替换为 3、1、0.5 dS/m,并分别测定其 K_s。

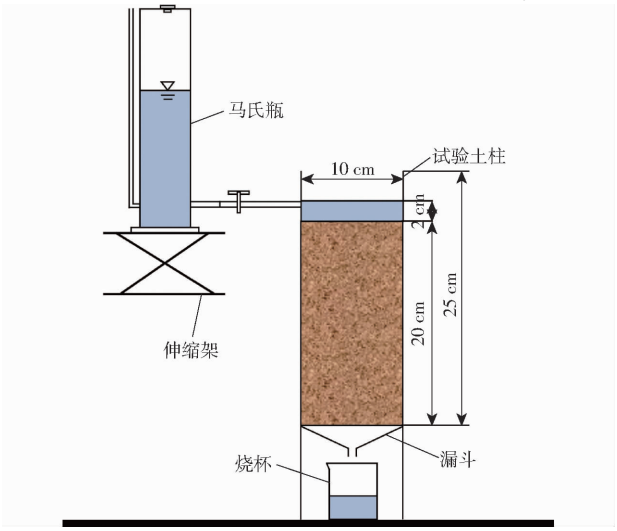

图 1 入渗装置示意图

Fig. 1 Schematic of infiltration device

1.5 计算机断层扫描(CT)

为确定土壤孔径分布,进行土柱的 CT 扫描测量。扫描土柱为土壤水分入渗部分试验中最后 EC 为 0.5 dS/m 的 16 个处理。CT 扫描仪为俐玛精密测量技术(苏州)有限公司的 RMCT4000 型。扫描峰值电压设为 225 kV,电流设为 100 μA,曝光时间为 150 ms,分辨率为 40.637 μm。扫描方式:将样品放在样品台上,进行 360°旋转,得到细节和低噪声图像,用 Avizo 软件获得图像重建,之后每个样品得到约 5 000 幅连续切片图像,每幅图像体素约为 2 500 像素 ×2 500 像素。将得到的 raw. 格式 CT 图像保存在计算机中,采用 Imagej 软件对 CT 图像进行图像分析,主要包括将图像转化为 8 位图像,之后进行图像归一化处理、中值滤波进行降噪以及平滑,使得图像中的孔隙结构更加清晰,最后依据目视法,进行图像阈值分割。图像分割后,得到黑白二值图,白色为孔隙部分,黑色为土壤基质。随后采用 Avizo 软件对土壤孔隙进行可视化处理,并抓取土壤孔隙结构特征,包括孔隙度、孔隙等效直径、连通性等。鉴于本试验中使用的 CT 扫描仪分辨率为 40.637 μm,将等效直径大于等于 1 mm 孔隙划分为大孔隙,等效直径小于 1 mm 孔隙划分为小孔隙。

1.6 数据分析

通过 Excel 2016、SPSS 20.0 软件进行数据处理,使用 Origin 2025 绘制表面电位、静电排斥力、净斥力、饱和导水率等与入渗溶液 EC、SAR 的关系图,以及表面性质、颗粒间内力及孔隙结构等指标之间的相关性热力图。

2 结果与分析

2.1 生物炭施用后土壤颗粒表面电化学性质

表 2 为不同生物炭水平下土壤颗粒表面电化学性质。生物炭施用显著影响了土壤 pH 值和 SOC 含量,导致颗粒表面性质发生改变($p<0.05$)。B1、B2 和 B3 处理土壤 pH 值相比于 CK 处理分别增大 0.7%、1.8% 和 2.7%;SOC 含量相比于 CK 处理分别增加 130.7%、371.7% 和 675.7%;CEC 相比于 CK 处理分别增大 20.0%、43.2% 和 88.2%;SSA 相比于 CK 处理分别增大 10.7%、17.7% 和 30.0%;σ_0 相比于 CK 处理显著增加 8.4%、21.7% 和 44.7%;Aeff 相比于 CK 处理分别增加 35.6%、57.2% 和 62.8%。

2.2 生物炭和溶液 SAR/EC 对土壤颗粒表面电位的影响

如图 2 所示,不同 SAR/EC 溶液离子界面下 CK 处理 φ_0 为 −239.81 ~ −91.55 mV,B1 处理 φ_0 为

表 2　不同生物炭处理土壤表面化学性质

Tab. 2　Soil surface chemistry under different organic material formulations

处理	pH 值	SOC 质量比/(g·kg^{-1})	CEC/(cmol·kg^{-1})	SSA/(m^2·kg^{-1})	σ_0/(C·m^{-2})	Aeff/J
CK	(9.45 ± 0.02)^{d}	(1.67 ± 0.11)^{d}	(6.29 ± 0.14)^{d}	(30.61 ± 0.05)^{d}	(0.20 ± 0.004)^{d}	(5.534 × 10^{-20} ± 3.08 × 10^{-21})^{d}
B1	(9.52 ± 0.01)^{c}	(3.85 ± 0.11)^{c}	(7.55 ± 0.08)^{c}	(33.89 ± 0.16)^{c}	(0.21 ± 0.001)^{c}	(7.505 × 10^{-20} ± 6.33 × 10^{-21})^{c}
B2	(9.62 ± 0.04)^{b}	(7.88 ± 0.19)^{b}	(9.01 ± 0.03)^{b}	(36.04 ± 0.06)^{b}	(0.24 ± 0.001)^{b}	(8.699 × 10^{-20} ± 6.95 × 10^{-21})^{b}
B3	(9.70 ± 0.03)^{a}	(12.95 ± 0.01)^{a}	(11.84 ± 0.15)^{a}	(39.80 ± 0.49)^{a}	(0.29 ± 0.002)^{a}	(9.010 × 10^{-20} ± 8.01 × 10^{-21})^{a}

注：不同小写字母表示不同生物炭处理间差异显著，$p < 0.05$（$n = 3$）。

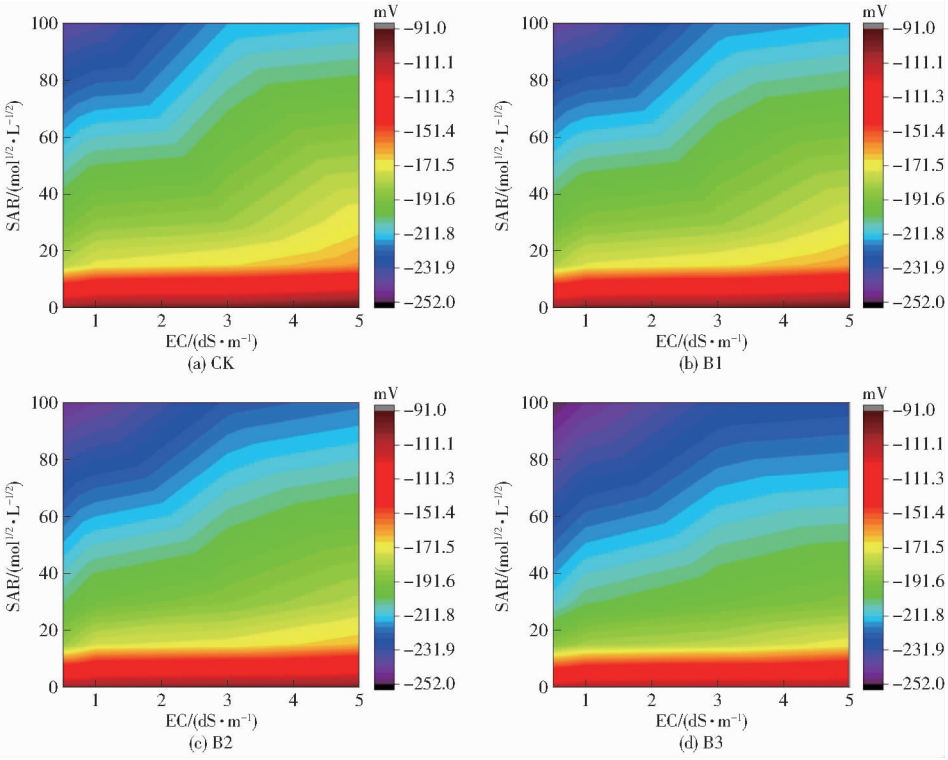

图 2　不同生物炭和溶液 SAR/EC 处理下土壤表面电位

Fig. 2　Soil surface potential under different biochar and solution SAR/EC treatments

−241.33 ~ −93.84 mV，B2 处理 φ_0 为 −245.49 ~ −99.81 mV，B3 处理 φ_0 为 −251.90 ~ −107.70 mV。φ_0 整体随着溶液 EC 增加而降低并趋于平稳，1、3、5 dS/m 处理平均 φ_0 较 0.5 dS/m 处理减少 3.07% ~ 10.21%。随着溶液 SAR 增加，φ_0 增大，15、30、∞ (mol/L)$^{1/2}$ 处理平均 φ_0 较 0 (mol/L)$^{1/2}$ 处理增加 71.01% ~126.62%。生物炭施用加剧了随微咸水 SAR 升高或 EC 降低时的 φ_0 增幅，B1、B2、B3 处理不同 SAR/EC 溶液离子界面下 φ_0 较 CK 处理分别增大 0.47% ~ 2.51%、1.17% ~ 9.03%、3.73% ~ 17.65%。

2.3　生物炭和溶液 SAR/EC 对土壤颗粒间相互作用力的影响

如图 3 所示，不同 SAR/EC 溶液离子界面下 CK 处理土壤颗粒间 2 nm 处的 P_{EDL} 为 4.44 ~ 15.71 atm（1 atm ≈ 101 325 Pa），B1 处理 P_{EDL} 为 4.61 ~ 15.73 atm，B2 处理 P_{EDL} 为 4.85 ~ 15.95 atm，B3 处理 P_{EDL} 为 5.08 ~ 16.25 atm。P_{EDL} 整体随着溶液 EC 增大而减小并趋于平稳，1、3、5 dS/m 处理平均 P_{EDL} 较 0.5 dS/m 处理减小 6.11% ~ 11.89%。随着溶液 SAR 增加 P_{EDL} 先迅速增大，后缓慢增大，最终趋于平稳，15、30、∞ (mol/L)$^{1/2}$ 处理平均 P_{EDL} 较 0 (mol/L)$^{1/2}$ 处理增加 142.51% ~ 178.91%。生物炭施用亦加剧了随微咸水 SAR 升高或 EC 降低时 P_{EDL} 增幅，B1、B2、B3 处理不同 SAR/EC 溶液离子界面下 P_{EDL} 较 CK 处理分别增大 0.16% ~ 3.99%、1.50% ~ 9.38%、3.47% ~ 14.45%。

如图 4 所示，不同 SAR/EC 溶液离子界面下 CK 处理土壤颗粒间 2 nm 处 P_{net} 为 0.77 ~ 12.04 atm，B1 处理 P_{net} 为 −0.36 ~ 10.76 atm，B2 处理 P_{net} 为 −0.92 ~ 10.18 atm，B3 处理 P_{net} 为 −0.90 ~ 10.28 atm。P_{net} 整体随着溶液 EC 降低而增加并趋于平稳，1、3、5 dS/m 处理平均 P_{net} 较 0.5 dS/m 处理减少 10.27% ~ 19.98%。随着溶液 SAR 增加，P_{net} 先

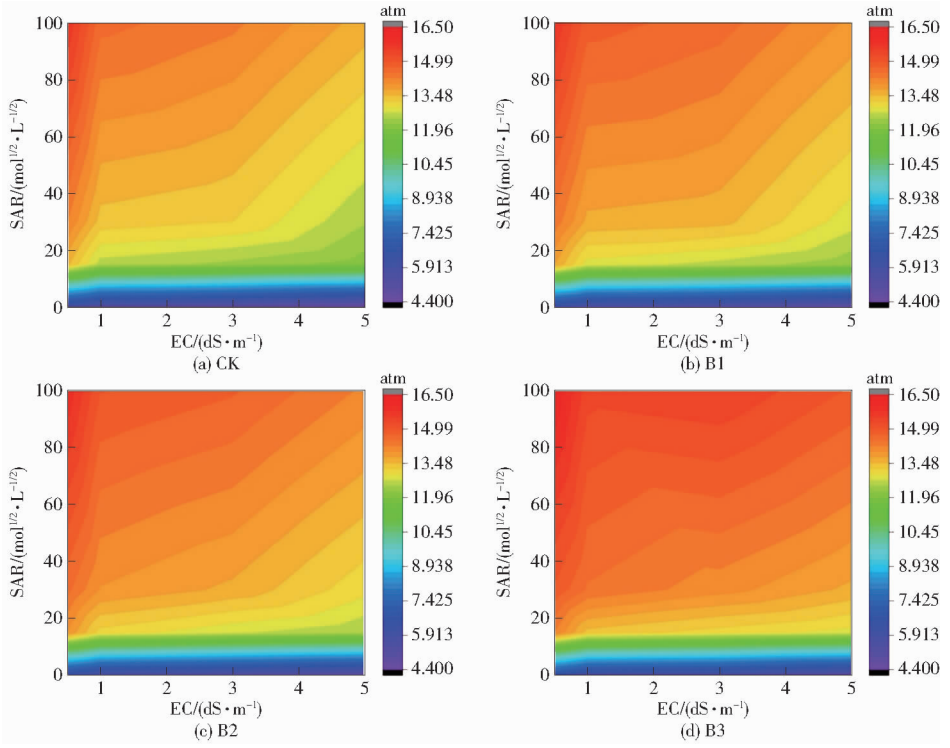

图 3 不同生物炭和溶液 SAR/EC 处理下土壤静电排斥力

Fig. 3 Soil electrostatic repulsion under different biochar and solution SAR/EC treatments

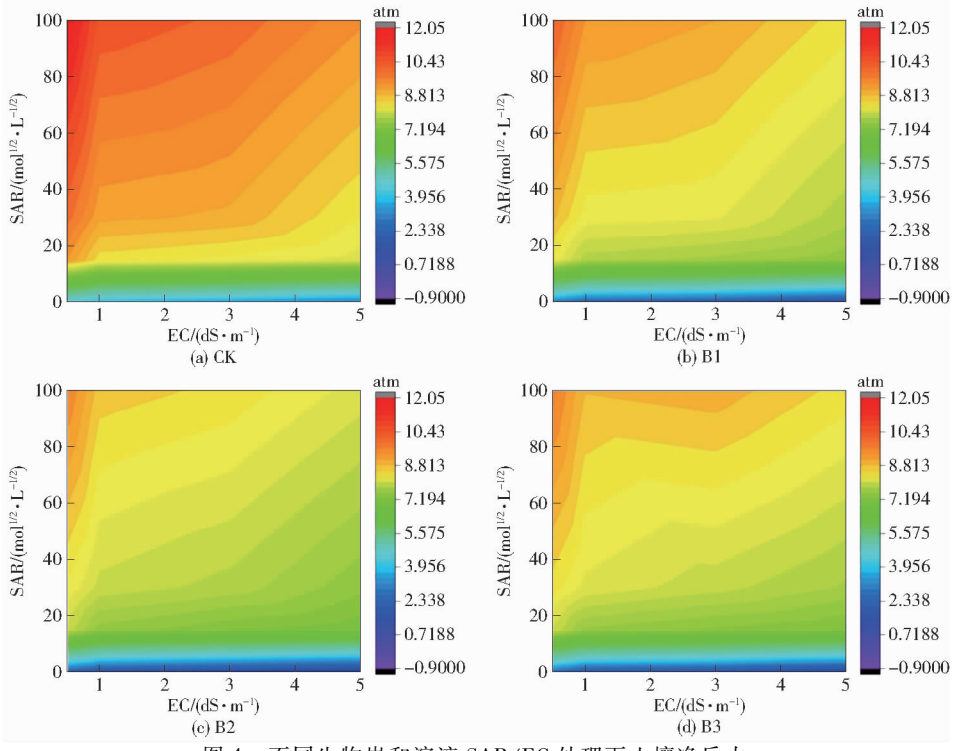

图 4 不同生物炭和溶液 SAR/EC 处理下土壤净斥力

Fig. 4 Soil net repulsion under different biochar and solution SAR/EC treatments

迅速增大,后缓慢增大,最终趋于平稳,15、30、∞ $(mol/L)^{1/2}$ 处理平均 P_{net} 较 0 $(mol/L)^{1/2}$ 处理增加 2 891.05% ~3 629.36%。生物炭施用抑制了随微咸水 SAR 升高或 EC 降低时 P_{net} 增幅,不同 SAR/EC 溶液离子界面下 P_{net} 有所降低,下降程度随生物炭施用量增加呈先增后降趋势,B2 处理 P_{net} 最低,B1、B2 和 B3 较 CK 分别减少 9.36% ~147.43%、15.31% ~219.55%、9.69% ~217.13%。本试验中,P_{vdW} 随生物炭施用有所增加,CK、B1、B2 和 B3 处理土壤颗粒间 2 nm 处 P_{vdW} 分别为 -3.67、-4.98、-5.77、-5.97 atm,对于 B1、B2 和 B3 处理而言,P_{vdW} 增幅大于 P_{EDL} 增幅,同时各处理土壤颗粒

间 2 nm 处 P_{hydr} 均保持在 3.21×10^{-21} atm 左右，致使土壤颗粒间 P_{net} 呈下降趋势。

2.4　生物炭和微咸水 SAR 对土壤孔隙分布的影响

图 5 为不同生物炭施用和入渗溶液 EC（0.5 dS/m）、SAR（0、15、30、∞ (mol/L)$^{1/2}$）下土体连通孔隙的三维示意图。由图 5 可见，随着入渗液 SAR 降低，连通孔占比增加；随着生物炭加入，连通孔占比先增加后减少。通过 CT 扫描得到的各处理下土壤孔径分布统计结果如图 6 所示（图中不同小写字母表示不同处理之间差异显著（$p < 0.05$））。土壤孔隙度、连通孔占比、等效直径大于等于 1 mm 的大孔隙占比整体均随溶液 SAR 增加而减小，15、30、∞ (mol/L)$^{1/2}$ 处理平均孔隙度、连通孔占比、大孔隙占比较 0 (mol/L)$^{1/2}$ 处理分别减小 50.64% ~ 64.90%、21.14% ~ 36.06%、19.87% ~ 35.15%。生物炭施用抑制了随微咸水 SAR 升高时土壤孔隙度、连通孔占比、大孔隙占比降幅，缓解了高 SAR 微咸水灌溉下土壤孔隙结构劣化程度。B1、B2 和 B3 处理不同 SAR 溶液离子界面下土壤孔隙度较 CK 处理分别增大 7.60% ~ 24.02%、15.63% ~ 40.90% 和 14.70% ~ 26.75%；连通孔占比较 CK 处理分别增大 0.15% ~ 18.11%、8.64% ~ 34.37% 和 2.53% ~ 9.04%；大孔隙占比较 CK 处理分别增大 3.78% ~ 18.04%、11.71% ~ 43.09% 和 7.61% ~ 29.75%。

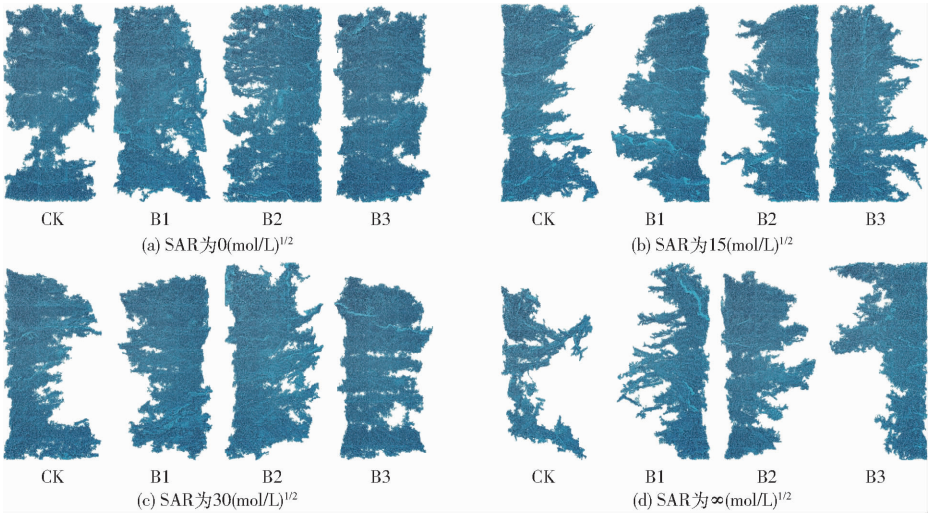

图 5　EC 为 0.5 dS/m 时不同生物炭和溶液 SAR 处理土体连通孔隙三维示意图

Fig. 5　Three-dimensional schematics of interconnected pores in soil treated with different types of biochar and solution SAR when EC was 0.5 dS/m

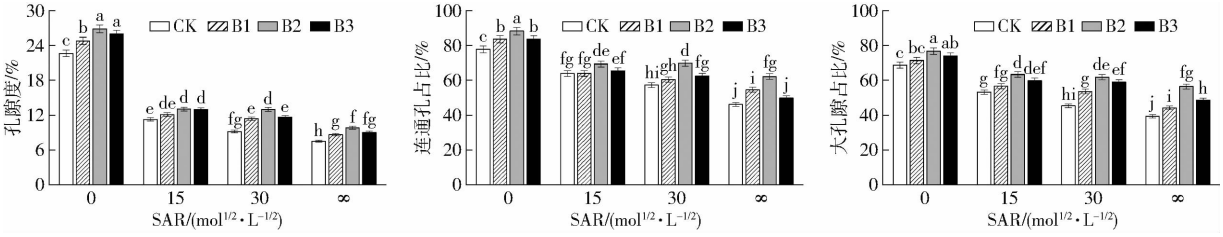

图 6　EC 为 0.5 dS/m 时不同生物炭和溶液 SAR 处理土壤孔隙度、连通孔占比、大孔隙占比

Fig. 6　Different biochar and solution SAR treatments on soil porosity, connected pore percentage, and large pore percentage when EC was 0.5 dS/m

2.5　生物炭和溶液 SAR/EC 对饱和导水率的影响

如图 7 所示，不同 SAR/EC 溶液中 CK 处理 K_s 为 2.27 ~ 5.26 mm/h，B1 处理 K_s 为 2.48 ~ 5.67 mm/h，B2 处理 K_s 为 2.69 ~ 6.09 mm/h，B3 处理 K_s 为 2.62 ~ 5.83 mm/h。K_s 整体随着溶液 EC 增加而增大，1、3、5 dS/m 处理平均 K_s 较 0.5 dS/m 处理增大 2.70% ~ 10.03%。随着溶液 SAR 增加，K_s 减小，15、30、∞ (mol/L)$^{1/2}$ 处理平均 K_s 较 0 (mol/L)$^{1/2}$ 处理减小 41.47% ~ 51.82%。生物炭施用缓解了随微咸水 SAR 升高或 EC 降低时 K_s 降幅，B1、B2 和 B3 处理不同 SAR/EC 溶液离子界面下 K_s 较 CK 处理分别增大 7.77% ~ 24.70%、15.15% ~ 31.60% 和 10.81% ~ 28.22%。

2.6　土壤内力与结构特征相关关系

图 8 为不同生物炭施用和微咸水灌溉下 φ_0、P_{EDL}、P_{net}、K_s、孔隙度、连通孔占比和大孔隙占比之间的相关关系（图中 *** 表示不同指标之间相关性极显著（$p < 0.001$））。φ_0 与 P_{EDL} 呈显著正相关关系（$p < 0.001$），相关系数（R）为 0.92，与 P_{net} 亦

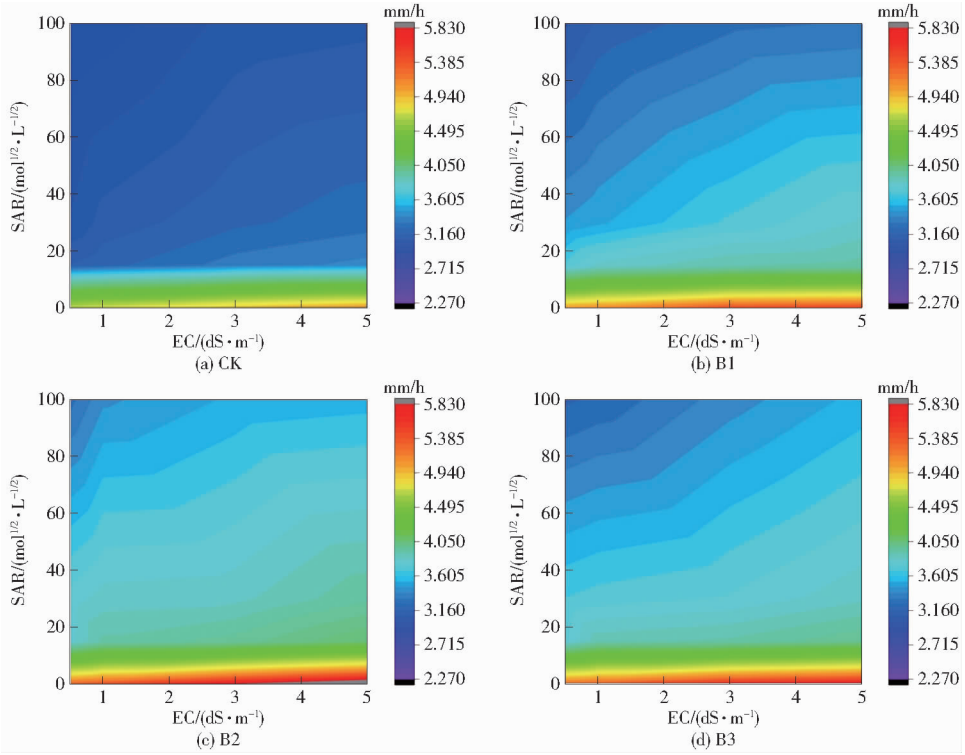

图 7 不同生物炭和溶液 SAR/EC 处理土壤饱和导水率

Fig. 7 Soil saturated hydraulic conductivity treated with different biochar and solution SAR/EC

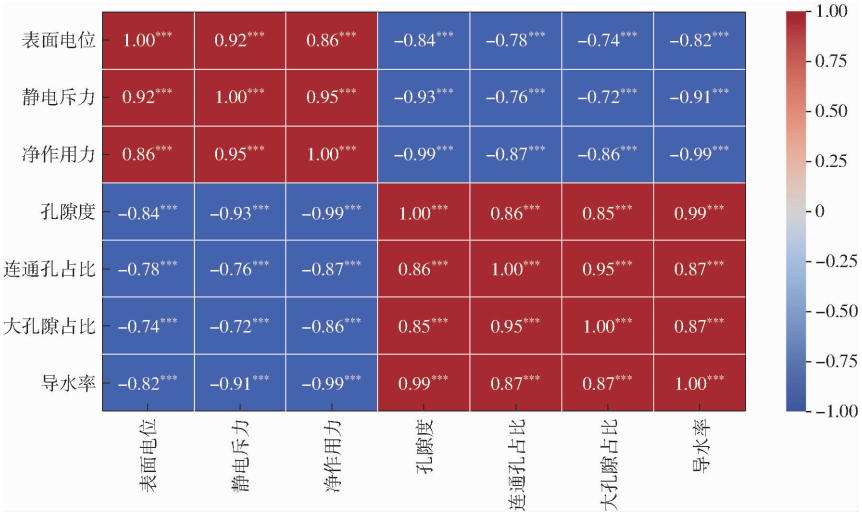

图 8 土壤表面性质、颗粒间内力及结构特征的相关关系热力图

Fig. 8 Heat map showing relationship between soil surface properties, interparticle forces, and structural characteristics

呈显著正相关关系($p < 0.001$),但相关性减弱,R 为 0.86。孔隙度、连通孔占比、大孔隙占比与饱和导水率间互相呈显著正相关关系($p < 0.001$),R 为 0.85 ~ 0.99,说明土壤孔隙结构的演变主导了水分入渗过程。同时,φ_0、P_{EDL}、P_{net}与孔隙度、连通孔占比、大孔隙占比及 K_s呈显著负相关关系($p < 0.001$),R 为 -0.72 ~ -0.99,其中 P_{net}与土壤结构参数的负相关关系最强,R 为 -0.86 ~ -0.99,可见生物炭施用和微咸水灌溉是通过调控土壤颗粒表面性质和颗粒间作用力来改变土壤孔隙结构,从而影响土壤水分运动。

3 讨论

3.1 微咸水灌溉对滨海盐渍土结构的内力作用影响

盐分离子通过微咸水灌溉进入农田后,会与土壤溶液和固体颗粒发生多种物理化学反应,从而影响土壤结构稳定性,改变土壤结构性质[23-24]。根据经典双电层(EDL)理论[25],土壤颗粒表面负电吸附阳离子形成扩散双电层,颗粒间静电排斥力源于双电层重叠后的同性电荷作用,其大小直接影响颗粒凝聚与分散,进而调控土壤孔隙和团聚体稳定性,最终改变土壤水分入

渗[26-27]。本研究中，颗粒表面电位和颗粒间静电排斥力随着灌溉微咸水电导率降低和钠吸附比增加而增加。一方面，高电导率可压缩双电层厚度，通过屏蔽电场降低表面电位绝对值，从而减弱静电排斥力[28]。LIU 等[15]研究也发现，土壤本体溶液可通过表面电位影响静电排斥力，随着土壤本体溶液离子浓度降低，土壤表面电位绝对值增大，静电排斥力随之增大。另一方面，不同离子的量子涨落与土壤电场耦合程度不同（又称离子特异性效应），会对土壤表面电荷产生不同的屏蔽能力，最终导致土壤颗粒表面电位和静电排斥力差异[29-30]。以往研究[31]说明，Ca^{2+} 对电荷的屏蔽能力强于 Na^{+}，故低 SAR 时静电排斥力下降，高 SAR 时排斥力显著升高。随着微咸水灌溉颗粒间静电排斥力发生改变，土壤孔隙度、连通孔占比、大孔隙占比及饱和导水率也随入渗溶液电导率增加而增大，随钠吸附比增大而减小。土壤溶液电导率升高导致颗粒间静电排斥力降低，对土壤颗粒具有凝聚作用，使得盐化土壤结构趋于稳定，但土壤溶液中 Na^{+} 浓度过高时，土壤颗粒表面主要被 Na^{+} 吸附，导致土壤逐渐向碱土发展，颗粒间静电排斥力急剧增加，土壤结构趋于分散[3]。因此，微咸水灌溉下，土壤溶液电导率降低或钠吸附比升高时，土壤颗粒分散程度将增强，易引发土壤结构失稳，造成团聚体破裂崩解，并在孔隙中沉积，使有效孔隙关闭、大孔隙数量减少，土壤导水通气能力也随之降低[32-33]。

3.2　生物炭施用对滨海盐渍土结构的内力作用影响

本试验中，生物炭施用后土壤孔隙度、连通孔占比、大孔隙占比、饱和导水率有所增加，可见生物炭有利于团聚体形成，改善土壤孔隙结构，进而增强水分入渗性能。根据新近研究，生物炭的多孔特性及低容重有助于直接优化孔隙结构，但其对土壤颗粒间相互作用力的调控影响可能更为关键[34]。一方面，生物炭引起土壤表面电荷性质发生变化，使土壤颗粒间表面电位和静电排斥力增大，可能削弱土壤结构稳定性[35]。另一方面，生物炭等有机物料因富含有机碳而有助于增大土壤哈梅克常数，提高颗粒间范德华引力[9]。范德华引力通常采用哈梅克常数反映，一般取决于土壤自身属性，如有机质、有机碳含量等[36-37]。本试验中，土壤颗粒阳离子交换量、比表面积、表面电荷密度、表面电位和静电排斥力均随生物炭施加量增加而增大，该结果与 HU 等[8]研究结果相似。然而，随生物炭施用量增加，土壤有机碳含量、哈梅克常数、范德华引力亦显著增加，一定程度上有利于提高土壤结构稳定性。在此情况下，土壤孔隙度、连通孔占比、大孔隙占比、饱和导水率随生物炭施用增大，可见，生物炭添加同时增大了静电排斥力和范德华引力，但范德华引力增幅超过了静电排斥力增幅，最终使净斥力减小，从而加强了微咸水灌溉下土壤结构稳定性。此外，施用生物炭对高 SAR/低 EC 微咸水灌溉下土壤结构劣化的抑制作用存在阈值，抑制效果随生物炭施用量先增强后降低。其原因可能是，随生物炭用量增加，表面电荷密度及静电排斥力先缓增后骤升，而哈梅克常数及范德华引力先骤增后缓升，导致净斥力呈“先减后增”趋势。当施用量为 20 t/hm^{2}时，范德华引力增益效果最佳，净斥力最小，致使土壤结构稳定性最优，但过量施用时则因静电排斥力主导净斥力增加而削弱了生物炭改良效果。综上，生物炭主要通过增强范德华引力以降低颗粒间净斥力，从而缓解高 SAR/低 EC 微咸水灌溉引起的土壤结构失稳，改善盐渍土水分入渗性能，20 t/hm^{2}可作为适宜施用量。

4　结论

（1）微咸水主要通过电导率与钠吸附比调控土壤颗粒间静电排斥力来改变净斥力，进而影响孔隙特征和水分运移。土壤颗粒表面电位、静电排斥力和净斥力随电导率降低增加 3.68% ~ 11.37%、4.50% ~ 13.49%、8.33% ~ 24.98%，随钠吸附比升高增大 71.01% ~ 86.37%、142.51% ~ 178.91%、2 891.05% ~ 3 629.36%。孔隙度、连通孔占比和大孔隙占比随钠吸附比升高减小 50.64% ~ 64.90%、21.14% ~ 36.06%、19.87% ~ 35.15%。饱和导水率随电导率降低减小 2.77% ~ 9.12%，随钠吸附比升高减小 41.47% ~ 51.32%。

（2）生物炭施用同时增加了土壤颗粒间静电排斥力和范德华引力，范德华引力增幅超过静电排斥力时，导致净斥力降低从而改善了孔隙结构和入渗性能。但随施用量增加，净斥力呈先减后增趋势，过量添加生物炭将减弱范德华引力的增益效果，10、20、30 t/hm^2 处理颗粒间净斥力较 0 t/hm^2 减小 9.39% ~ 147.43%、15.31% ~ 219.55%、9.69% ~ 217.13%。由于颗粒间净斥力降低，孔隙度、连通孔占比、大孔隙占比及饱和导水率随生物炭施用分别提升 7.60% ~ 40.90%、0.15% ~ 34.37%、3.78% ~ 43.09% 和 7.77% ~ 31.60%。

（3）综上，微咸水灌溉和生物炭施用是通过调控颗粒间作用力来影响土壤结构性能，生物炭施用量 20 t/hm^{2}有利于缓解微咸水灌溉引发的土壤结构失稳问题，可为滨海地区边际水土资源安全利用提供参考。

参 考 文 献

[1] 翟亚明,程秀华,黄明逸,等.咸淡水交替灌溉对冬小麦生长及产量的影响[J].灌溉排水学报,2019,38(11):1-7.
ZHAI Yaming, CHENG Xiuhua, HUANG Mingyi, et al. Effects of alternate irrigation with fresh and brackish water on winter wheat growth and yield[J]. Journal of Irrigation and Drainage,2019,38(11):1-7. (in Chinese)

[2] 黄明逸,张展羽,徐辉,等.咸淡轮灌和生物炭对滨海盐渍土水盐运移特征的影响[J].农业机械学报,2021,52(1):238-247.
HUANG Mingyi, ZHANG Zhanyu, XU Hui, et al. Effects of cycle irrigation with brackish and fresh water and biochar on water and salt transports of coastal saline soil[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery,2021,52(1):238-247. (in Chinese)

[3] HOPMANS J W, QURESHI A S, KISEKKA I, et al. Critical knowledge gaps and research priorities in global soil salinity[J]. Advances in Agronomy, 2021, 169: 1-191.

[4] MINHAS P S, BALI A, BHARDWAJ A K, et al. Structural stability and hydraulic characteristics of soils irrigated for two decades with waters having residual alkalinity and its neutralization with gypsum and sulfuric acid[J]. Agricultural Water Management, 2021, 244: 106609.

[5] HUANG M, ZHANG Z, ZHU C, et al. Effect of biochar on sweet corn and soil salinity under conjunctive irrigation with brackish water in coastal saline soil[J]. Scientia Horticulturae, 2019, 250: 405-413.

[6] 黄明逸,张展羽,翟亚明,等.咸淡交替灌溉下生物炭对滨海盐渍土及玉米产量的影响[J].农业工程学报,2020,36(21):88-96.
HUANG Mingyi,ZHANG Zhanyu, ZHAI Yaming, et al. Effects of biochar on coastal saline soil and maize yield under alternate irrigation with brackish and freshwater[J]. Transactions of the CSAE,2020,36(21):88-96. (in Chinese)

[7] HUANG M, WANG C, QI W, et al. Modelling the integrated strategies of deficit irrigation, nitrogen fertilization, and biochar addition for winter wheat by AquaCrop based on a two-year field study[J]. Field Crops Research, 2022, 282: 108510.

[8] HU F, XU C, MA R, et al. Biochar application driven change in soil internal forces improves aggregate stability: based on a two-year field study[J]. Geoderma, 2021, 403: 115276.

[9] 涂坤,胡斐南,许晨阳,等.小麦秸秆及其生物炭添加对黄绵土表面电化学性质的影响[J].水土保持学报,2022,36(1):360-367.
TU Kun, HU Feinan, XU Chenyang, et al. Effect of wheat straw and its biochar addition on surface electrochemical characteristics of loessal soil[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2022,36(1):360-367. (in Chinese)

[10] 马倩,陈梓歆,李睿.蒙脱石/紫色土表面电化学性质对离子吸附行为的影响[J].西南大学学报(自然科学版),2024,46(12):169-179.
MA Qian, CHEN Zixin, LI Rui. Influence of electrochemical properties of montmorillonite/purple soil surface on ion adsorption behavior[J]. Journal of Southwest University (Natural Science Edition),2024,46(12):169-179. (in Chinese)

[11] ISHIGURO M. Water, solute transport, and interfacial electric phenomena in soils[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2019, 65(3): 223-227.

[12] LIU Z, WANG H, CAO S, et al. Variation characteristics of particle surface electrochemical properties during the improvement of reclaimed soil from hollow village in loess area[J]. Sustainability, 2022, 14(18): 11527.

[13] LIU Z, ZHANG Y, SUN Y, et al. Effects of the changes of particle surface electric field and interaction force on the reclaimed soil aggregate structural stability under the application of different soil conditioners[J]. Agronomy, 2023, 13(7): 1866.

[14] 赵楚,盛茂银,李雨萱,等.喀斯特生态系统土壤表面电化学特征及其影响因子[J].土壤学报,2022,59(3):757-766.
ZHAO Chu, SHENG Maoyin, LI Yuxuan, et al. Characteristics of soil electrochemical properties and soil environmental impact factors in Karst ecosystem in South West China[J]. Acta Pedologica Sinica,2022,59(3):757-766. (in Chinese)

[15] LIU X, ZHU Y, BENNETT J M L, et al. Effects of sodium adsorption ratio and electrolyte concentration on soil saturated hydraulic conductivity[J]. Geoderma, 2022, 414: 115772.

[16] LI H, HOU J, LIU X, et al. Combined determination of specific surface area and surface charge properties of charged particles from a single experiment[J]. Soil Science Society of America Journal, 2011, 75(6): 2128-2135.

[17] LIU X, YANG T, LI H, et al. Effects of interactions between soil particles and electrolytes on saturated hydraulic conductivity [J]. European Journal of Soil Science, 2020, 71(2): 190-203.

[18] LI H, PENG X, WU L, et al. Surface potential dependence of the Hamaker constant[J]. The Journal of Physical Chemistry C, 2009, 113(11): 4419-4425.

[19] LI S, LI H, XU C Y, et al. Particle interaction forces induce soil particle transport during rainfall[J]. Soil Science Society of America Journal, 2013, 77(5): 1563-1571.

[20] TULLER M, OR D. Water films and scaling of soil characteristic curves at low water contents[J]. Water Resources Research, 2005, 41(9):1-6.

[21] LENG Y. Hydration force between mica surfaces in aqueous KCl electrolyte solution[J]. Langmuir, 2012, 28(12): 5339-5349.

[22] ZHU P, ZHANG G, ZHANG B. Soil saturated hydraulic conductivity of typical revegetated plants on steep gully slopes of Chinese Loess Plateau[J]. Geoderma, 2022, 412: 115717.

[23] 乔若楠,程煜,闫思慧,等.不同离子微咸水对土壤水力特性和生菜生长的影响[J].排灌机械工程学报,2023,41(3):288－295.
QIAO Ruonan,CHENG Yu,YAN Sihui, et al. Effects of saline water with different cations on soil hydraulic properties and lettuce growth[J]. Journal of Drainage and Irrigation Machinery Engineering, 2023,41(3):288－295. (in Chinese)

[24] LU P, LIU Y, YANG Y, et al. Evaluating soil water-salt dynamics under brackish water drip irrigation in greenhouses subjected to localized topsoil compaction[J]. Agriculture, 2024, 14(3): 412.

[25] BOLT G H. Analysis of the validity of the Gouy-Chapman theory of the electric double layer[J]. Journal of Colloid Science, 1955, 10(2): 206－218.

[26] 吴云博,章智,李晓非,等.离子界面反应对安溪县典型花岗岩崩岗砂壤红土层渗压特性的影响[J].土壤学报,2025,62(2):411－421.
WU Yunbo,ZHANG Zhi,LI Xiaofei,et al. The influence of ion interface reaction on the permeability pressure characteristics of typical granite benggang sandy loam red soil layer in Anxi Country[J]. Acta Pedologica Sinica,2025,62(2):411－421. (in Chinese)

[27] LU P, LIU Y, YANG Y, et al. Evaluating soil water-salt dynamics under brackish water drip irrigation in greenhouses subjected to localized topsoil compaction[J]. Agriculture, 2024, 14(3): 412.

[28] DING W, LIU X, HU F, et al. The effect of interactions between particles on soil infiltrability[J]. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19: 3489－3498.

[29] 张润华.电场及“电场-腐殖质”耦合作用下的土壤水分运动[D].重庆:西南大学,2019.
ZHANG Runhua. Soil water movement under the soil electric field and the coupling effect of “soil electric field－humus”[D]. Chongqing:Southwest University,2019. (in Chinese)

[30] 宋孝帅,丁武泉,刘新敏,等.离子特异性效应对紫色土孔隙状况的影响机制研究[J].生态环境学报,2023,32(2):292－298.
SONG Xiaoshuai, DING Wuquan, LIU Xinmin, et al. Study on the mechanism of ion specificity effect on the pore condition of purple soil[J]. Ecology and Environmental Sciences,2023, 32(2): 292－298. (in Chinese)

[31] DING W, LIU X, HU F, et al. How the particle interaction forces determine soil water infiltration: specific ion effects[J]. Journal of Hydrology, 2019, 568: 492－500.

[32] 吕烨,阮本清,管孝艳.微咸水灌溉对土壤粒径分布影响的多重分形分析[J].灌溉排水学报,2015,34(增刊 1):82－84.
LÜ Ye, RUAN Benqing, GUAN Xiaoyan. Multifractal analysis of the effect of slightly saline irrigation on soil particle size distribution[J]. Journal of Irrigation and Drainage,2015,34(Supp. 1):82－84. (in Chinese)

[33] 管孝艳,杨培岭,李柳,等.长期再生水灌溉后土壤孔隙分布的多重分形特征[J].排灌机械工程学报,2018,36(11):1163－1167.
GUAN Xiaoyan, YANG Peiling, LI Liu, et al. Multifractal characteristics of soil pore distribution after long-term recycled water irrigation[J]. Journal of Drainage and Irrigation Machinery Engineering,2018,36(11):1163－1167. (in Chinese)

[34] ZHANG Y, YAN C, WANG T, et al. Biochar strategy for long-term N_2O emission reduction: insights into soil physical structure and microbial interaction[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2025, 202: 109685.

[35] YUAN R, SALAM M, MIAO X, et al. Potential disintegration and transport of biochar in the soil-water environment: a case study towards purple soil[J]. Environmental Research, 2023, 222: 115383.

[36] 马任甜.子午岭植被恢复过程中土壤团聚体稳定性提升的内力作用机制[D].杨凌:西北农林科技大学,2021.
MA Rentian. Internal forces mechanism of soil aggregate stability improvement during vegetation restoration on the Ziwuling mountain, China[D]. Yangling: Northwest A&F University,2021. (in Chinese)

[37] 胡良.不同培肥模式下土粒间相互作用力对塿土团聚体稳定性及磷素流失的影响[D].杨凌:西北农林科技大学,2022.
HU Liang. Effects of soil particle interaction on the stability of Lou soil aggregates and phosphorus loss under different fertilizer application modes[D]. Yangling: Northwest A&F University,2022. (in Chinese)