

不同钠钾比微咸水对土壤入渗性能和水盐分布的影响

闫思慧¹, 汪楠楠¹, 孟玉婷¹, 陈欣¹,
屈加玥¹, 陈晓阳¹, 张体彬^{1,2}

(1.西北农林科技大学水利与建筑工程学院,陕西 杨凌 712100;2.西北农林科技大学水土保持研究所,陕西 杨凌 712100)

摘要:为探究不同钠钾离子组成微咸水对土壤入渗性能和水盐运移的影响,开展室内一维土柱入渗试验,依据不同钠钾比设置 3 种微咸水处理(S1、S2、S3:1:0,1:1,0:1),以去离子水作为对照组(CK)。比较不同处理下土壤湿润锋运移速率的差异,而后通过 Philip、Green-Ampt 和 Kostiakov 模型对入渗过程进行拟合,并分析淋洗液电导率、浊度变化和土壤剖面的水盐分布特征。结果表明:(1)与 CK 处理相比,微咸水处理降低了相同时间内湿润锋的运移距离,在入渗时间达到 600 min 时,S1、S2、S3 处理湿润锋运移距离分别降低 41.31%、28.75%、19.94%。在 0~60 min 内 S2 和 S3 处理湿润锋运移距离无显著差异,但在 60 min 后,S2 处理湿润锋运移速率显著低于 S3 处理;Kostiakov 模型拟合效果优于 Philip 和 Green-Ampt 模型。(2)S1、S2、S3 处理土壤积盐率分别为 76.11%、74.16%、73.25%;在淋洗开始的 1 000 min 内,不同处理淋洗液浊度表现为 S1>S2>S3>CK。(3)与 CK 处理相比,微咸水处理并未改变土体内的总含水量,但是增加了不同深度土壤剖面含水率分布的不均匀性,S1、S2、S3 处理土壤剖面含水量的变异系数分别为 CK 处理的 3.99、3.26、1.62 倍;微咸水处理增加了土壤含盐量,其中 S1 处理盐分累积效应最大,土壤盐分在 0~5 cm 和 35~40 cm 土层聚集;微咸水处理降低了土壤 pH 值,且 S1 处理的降低程度最大。研究可为微咸水长期高效利用提供理论支撑。

关键词:钠钾比;微咸水;水分入渗;入渗模型;水盐运移

中图分类号:S152.7 文献标志码:A

Effects of saline water with different sodium-to-potassium ratios on water infiltration and distribution of water and salt

YAN Sihui¹, WANG Nannan¹, MENG Yuting¹, CHEN Xin¹,
QU Jiayue¹, CHEN Xiaoyang¹, ZHANG Tibin^{1,2}

(1.College of Water Resource and Architectural Engineering, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2.Institute of Water and Soil Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: To explore the effects of saline water with different sodium-to-potassium ratios ($\text{Na}^+ : \text{K}^+$) on soil infiltration performance and transport characteristics of water and salt, an indoor one-dimensional soil column infiltration test was carried out. Four treatments were set up with deionized water as the control (CK) and three saline water treatments with the same electrical conductivity. Different $\text{Na}^+ : \text{K}^+$ ratios were 1:0 (S1), 1:1 (S2) and 0:1 (S3), respectively. Soil water infiltration process was analyzed, and the infiltration results were fitted by Philip, Green-Ampt and Kostiakov infiltration models. In addition, this study analyzed the variation of electrical conductivity and turbidity of leaching solution as well as the distribution characteristics of water and salt. The results showed that (1) Compared with CK, S1, S2 and S3 all reduced the wetting front movement distance at the same time, and when the infiltration time reached 600 min, distance of S1, S2 and S3 were 41.31%, 28.75% and 19.94% lower than CK, respectively. There was no significant difference between the S2 and S3 treatment within 0

~60 min, however, after 60 min, the rate of wetting front movement of S2 was greater than S3. Kostiakov infiltration model had better fitting effects than Philip and Green-Ampt infiltration models. (2) The accumulation rates of S1, S2 and S3 were 76.11%, 74.16% and 73.25%, respectively. The turbidity of all treatments in the 0~1 000 min period of leaching time was in the order of S1 > S2 > S3 > CK. (3) Compared with CK, all of S1, S2 and S3 did not change the total water content in soil column, however, increased the uniformity of water content distribution along soil column profile. The coefficient of variation along soil column section of S1, S2 and S3 were 3.99, 3.26 and 1.62 times than CK, respectively. S1, S2 and S3 increased soil salt content compared with CK, and salt accumulated in 0~5 cm and 35~40 cm of S1, and the effect of salt accumulation of S1 was higher than S2 and S3. S1, S2 and S3 all reduced the soil pH, and the decreasing degree of S1 was greater than S2 and S3. This study provides theoretical support for long-term and efficient utilization of saline water.

Keywords: $\text{Na}^+ : \text{K}^+$; saline water; water infiltration; infiltration model; water and salt transport

我国淡水资源短缺,微咸水灌溉是节约淡水资源、保障农业生产的有效途径^[1]。微咸水的利用在一定程度上能够提高水资源利用效率,补充作物所需水分、缓解农田干旱;但在微咸水入渗过程中,其中的可溶性盐分随着水分进入土壤,会改变土壤溶液化学组成,破坏土壤团粒结构,从而降低土壤持水和导水性能^[2],导致土壤盐渍化、土壤退化等一系列问题^[3]。

微咸水灌溉会改变土壤孔隙结构,进而影响水分的运移速度^[4-5]。灌溉水的矿化度和离子组成是影响土壤入渗性能的主要原因^[6-7]。王艳等^[8]研究表明,相比于 $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的淡水和 $6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的咸水, $4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的微咸水对土壤盐分的淋洗效果更好。高矿化度微咸水用于农田灌溉会造成盐分累积,导致盐离子浓度升高。 Na^+ 和 K^+ 是盐碱地地下水中的主要阳离子^[9-10],土壤中的 Na^+ 和 K^+ 累积会引起土壤颗粒分散,堵塞土壤孔隙,降低土壤入渗性能^[11-13]。土壤的入渗性能与钠盐含量呈负相关关系,过量的 Na^+ 会减少相同时间内土壤的累积入渗量^[14]。钠盐含量为 $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的灌溉水不会降低土壤的入渗能力,而浓度大于 $5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的钠盐溶液会对水分入渗产生显著影响^[15]。与 Na^+ 相比,前人研究多认为 K^+ 在土壤中的作用较小,或者直接忽视 K^+ 在土壤分散方面的作用(例如钠吸附比的计算)^[16],但是事实可能并非如此,正如 Smith 等^[17] 研究表明, K^+ 对土壤黏粒的分散程度约为 Na^+ 的 $1/3$,且 K^+ 会降低土壤饱和导水率、减少土壤大孔隙数量。Liang 等^[18] 指出,灌溉水中过量的 K^+ 会降低土壤导水率、增强自发弥散性,促使土壤颗粒分散进而破坏团粒结构稳定性。

由此可见,前人对微咸水灌溉下土壤水盐特性的研究较多集中于 Na^+ 或 K^+ 的单独作用甚至忽视 K^+ 的作用,而关于在同一矿化度下 Na^+ 与 K^+ 相互作

用对土壤入渗性能影响的研究相对较少,且 Na^+ 与 K^+ 是土壤中的主要阳离子,对土壤结构特性的影响不容忽视。因此,本试验通过设置 3 种不同 $\text{Na}^+ : \text{K}^+$ 的微咸水,结合土壤水分入渗方程,分析不同 $\text{Na}^+ : \text{K}^+$ 微咸水对土壤水盐分布和运移的影响。旨在为微咸水长期高效、稳定、可持续利用提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 土壤来源

试验于 2021 年 6—7 月在西北农林科技大学节水灌溉试验站($108^{\circ}04'E$ 、 $34^{\circ}20'N$)室内进行,供试土壤取自当地典型农田 0~40 cm 土层,土壤容重 $1.35 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,饱和含水量(质量含水量)33.34%,初始含水量 1.05%,饱和提取液电导率(EC_e)为 $0.72 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$,其中 HCO_3^- 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ 浓度分别为 0.60、0.23、2.18、0.32、0.54、0.10、 $<0.01 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$,土壤 pH 为 7.66。土壤质地为粉黏土,砂粒、粉粒、黏粒分别占 8.10%、60.62% 和 31.28%。供试土样经自然风干、磨细、去杂、过 2 mm 筛后混合均匀备用。

1.2 试验装置及试验方案

试验所用土柱内径 20 cm、壁厚 1 cm、高 50 cm,装土深度 40 cm;采用马氏瓶控制 2 cm 定水头入渗,马氏瓶内径 15 cm、壁厚 0.5 cm、高 30 cm。土柱外侧均匀粘贴 3 条刻度尺,底部均匀布设直径 6 mm 圆孔用于排水,试验装置见图 1。填装土样前在透明 PVC 土柱内壁涂抹凡士林以减弱土样与管壁之间的边壁效应。按照当地土壤容重并以 5 cm 分层填装,层间打毛。在土柱底面放置一层滤纸,滤纸上面铺设 5 cm 砂石反滤层,砂砾石与土壤之间放置一层尼龙网,防止土壤颗粒被灌溉水冲刷流失。在装土完成后用保鲜膜包裹上部开口,静置 24 h 后开

始入渗试验。

试验依据不同 $\text{Na}^+:\text{K}^+$ 值配置 3 种微咸水溶液(维持电导率 EC 基本相同),即 1:0(S1)、1:1(S2)、0:1(S3),并以去离子水作为对照(CK),每个处理设置 3 个重复,具体试验方案列于表 1。入渗开始时,在土柱表面铺设 1 层滤纸,防止水流对土壤表面的冲刷破坏。入渗开始的 0~5 h 内,每 10 min 记录一次湿润锋和马氏瓶读数,5 h 后每 30 min 记录一次,在湿润锋运移到 35 cm 深度处停止记录。入渗结束后,将土柱表面用保鲜膜密封,静置 48 h 后每隔 5 cm 分层取土。

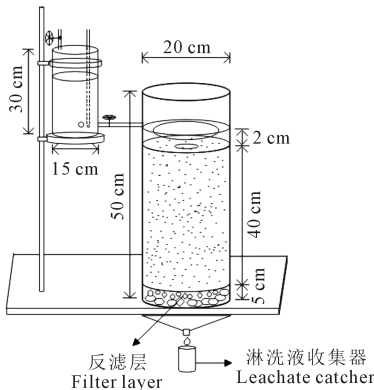


图 1 试验装置示意图

Fig.1 Schematic diagram of experiment apparatus

表 1 不同处理下盐分添加量设置

Table 1 Setting of salt added under different treatments

处理 Treatment	添加盐分 Adding salt /(mmol · L ⁻¹)			$\text{Na}^+:\text{K}^+$	设定电导率 Setted EC /(dS · m ⁻¹)	实测电导率 Measured EC /(dS · m ⁻¹)
	NaCl	KCl	CaCl ₂			
S1	34	0	3	1:0	4.00	4.25
S2	17	17	3	1:1	4.00	4.33
S3	0	34	3	0:1	4.00	4.40
CK	去离子水 Deionization water				0.00	0.02

1.3 测定指标与方法

(1)灌水定额。土样总孔隙体积(Pore volume, V_p)与土柱中填装土样体积(V_s)和土壤总孔隙度(s)成正比,计算公式如下:

$$V_p = V_s \times s \tag{1}$$

$$s = \frac{d_s - \gamma}{d_s} \tag{2}$$

式中, d_s 为土粒密度(一般认为耕地土壤表土的土粒密度为 $2.65\text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$); γ 为土壤容重,取 $1.35\text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 。计划灌水后将土壤孔隙填满,计算灌水量为 6 L。

(2)变异系数。变异系数 CV 反映了数据整体离散程度,受数据离散程度和平均值的影响,表示土柱不同深度土壤含水量的变化不均匀程度,计算

公式如下:

$$CV = \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n}}}{\bar{x}} \tag{3}$$

式中, x_i 为第 i 层深度含水量(%), $\bar{x}$ 为土壤剖面含水量平均值(%)。

(3)质量含水量。灌水结束之后,土柱上端用保鲜膜封口防止水分蒸发,静置 48 h 后每隔 5 cm 分层取土,采用烘干法测定土壤质量含水量。

(4)淋洗液 EC 和浊度。在淋洗液开始渗出时,每隔 3 h 收集一次淋洗液并储存于 100 ml 宽口聚丙烯试剂瓶中,放于自封袋中保存防止蒸发。在测试之前,淋洗液提前沉淀,取上清液,排除杂质的干扰。采用电导率仪(DDS-307 型,上海雷磁)测定淋洗液 EC 值,采用浊度仪(WZS-185A 型,上海雷磁)测定淋洗液浊度。

浊度指水中悬浮物对光线透过时所发生的阻碍程度,是测定土壤胶体含量的定量方法。淋洗液浊度可以反映土壤淋溶出的胶体含量,土壤颗粒胶结性差,土壤颗粒分散,土壤颗粒则容易被灌溉水淋溶流出土体,淋洗液中的胶体含量越多,淋洗液的透光性越差,则淋洗液的浊度越高^[19-20]。

(5)土壤 EC_e 和 pH。入渗结束后每隔 5 cm 分层取土,土样经风干、过筛后,采用饱和泥浆法测定盐分特性:将 20 g 风干土样加少量水浸泡过夜后,调制饱和泥浆,然后将饱和泥浆离心($4\,000\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$, 30 min),得饱和浸提液。利用电导率仪测定饱和浸提液电导率(EC_e),利用 pH 计(PHS-3C 型,上海雷磁)测定饱和浸提液 pH 值。

1.4 入渗过程拟合方程

为分析不同 $\text{Na}^+:\text{K}^+$ 的微咸水对土壤入渗性能的影响,采用 Philip、Green-Ampt、Kostiakov 入渗模型对土壤水分入渗过程进行模拟。

(1)Philip 入渗方程。Philip 入渗方程^[21]计算公式如下:

$$i(t) = \frac{1}{2}St^{-0.5} + A \tag{4}$$

式中, $i(t)$ 为土壤表面入渗速率($\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$); t 为入渗历时(min); S 为吸渗率($\text{cm} \cdot \text{min}^{-0.5}$); A 为稳渗率($\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$)。

(2)Green-Ampt 入渗方程。Green-Ampt 入渗方程^[22]计算公式如下:

$$i(t) = K_s \left[1 + \frac{(\theta_s - \theta_i) S_f}{I} \right] \tag{5}$$

式中, $i(t)$ 为土壤表面入渗速率 ($\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$); t 为入渗历时 (min); K_s 为饱和导水率 ($\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$); θ_s 为饱和含水量 (%); θ_i 为初始含水量 (%); S_f 为湿润锋处的平均基质吸力 (cm); I 为累积入渗量 (cm)。

(3) Kostiakov 入渗方程。Kostiakov 入渗方程^[23]计算公式如下:

$$I(t) = at^n \tag{6}$$

式中, $I(t)$ 为累积入渗量 (cm); t 为入渗历时 (min); a 、 n 为经验常数,可以表征土壤单位面积内的水分入渗通量, a 和 n 值越大表示土壤的渗透性能越强^[24]。

1.5 统计分析

采用 Microsoft Excel 2019 软件进行数据处理,采用 Origin 2021 软件进行绘图,采用 SPSS 22.0 软件进行模型参数拟合与统计分析。采用单因素分析法并基于 Duncan 事后检验法比较不同处理间水分、盐分运移的差异显著性,统计检验的显著性概率为 $P=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 不同处理湿润锋运移和入渗模型拟合参数变化

2.1.1 湿润锋运移 试验初始土样干燥、含水量极小,入渗初期较高的水势梯度迫使水分以较大的入渗速率向下运移,随着土壤孔隙逐渐被水分填充,土壤中的水分不能快速流动,导致入渗速率降低直至趋于稳定。从图 2 可以看出,在入渗时间相同的情况下,不同处理湿润锋运移距离表现为 $S1 < S2 < S3 < CK$,在入渗时间达到 600 min 时,CK 处理湿润锋接近土层底部, $S1$ 、 $S2$ 、 $S3$ 处理湿润锋运移距离分别比 CK 处理降低 41.31%、28.75%、19.94%。 $S2$ 与 $S3$ 处理入渗前期 (0~60 min) 湿润锋运移距离无显著差异 ($P>0.05$),湿润锋运移速度均略低于 CK 处理;在 60~200 min 时, $S3$ 处理湿润锋运移速率迅速降低,因此在入渗结束时, $S3$ 处理湿润锋运移距离略高于 $S2$ 处理。

2.1.2 入渗过程模拟 分别采用 Philip、Green-Ampt、Kostiakov 入渗方程对不同处理水分入渗过程进行模拟 (表 2)。Philip 方程拟合结果显示, $S1$ 和 $S3$ 处理土壤吸渗率均小于 CK 处理,灌溉水中仅添加 Na^+ 或 K^+ 均会降低土壤吸渗率,且 Na^+ 对吸渗率的影响程度大于 K^+ , $S2$ 处理土壤吸渗率略高于 CK,说明 $\text{Na}^+:\text{K}^+$ 为 1:1 的微咸水对土壤吸渗率并无显著影响。 $S1$ 、 $S2$ 、 $S3$ 、CK 处理的稳定入渗率拟合结果分别为 0.004、0.009、0.011、0.033 $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$,其拟合结果与实际稳定入渗率趋势一致。综

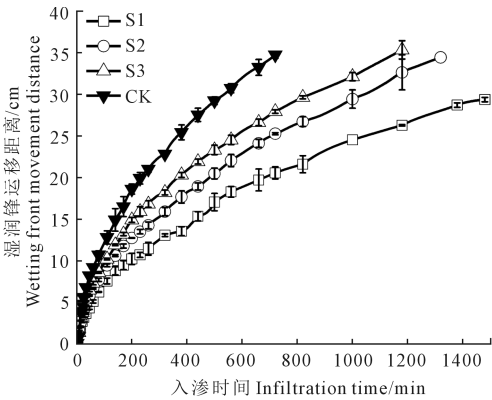


图 2 不同处理下湿润锋运移距离随时间变化
Fig.2 Variation of wetting front movement over time under different treatments

上可知利用 Philip 入渗模型对不同 $\text{Na}^+:\text{K}^+$ 微咸水入渗过程拟合效果较好 ($R^2>0.78$)。

Green-Ampt 入渗模型拟合参数 K_s 与 Philip 拟合参数 A 的结果保持一致,添加 Na^+ 和 K^+ 均显著降低了土壤稳渗率, $S2$ 处理土壤稳定入渗率与 $S3$ 处理较为接近,且均高于 $S1$ 处理。添加 Na^+ 和 K^+ 均会增加湿润锋处的平均基质吸力 S_f ,增强程度与离子添加量呈正相关关系,且 Na^+ 比 K^+ 对 S_f 的影响程度更高。Green-Ampt 模型较 Philip 模型更适用于水分入渗过程模拟 ($R^2>0.93$, $RMSE<0.01$)。

Kostiakov 模型拟合中, $S1$ 处理 a 值最小, $S2$ 和 $S3$ 处理 a 值相近,说明 Na^+ 对入渗速率的影响程度高于 K^+ ; $S2$ 处理 a 值与 CK 相差不大,而 n 值最小,说明前期入渗速率高,后期入渗速率迅速降低; $S3$ 处理 a 和 n 值均较高,说明添加 K^+ 对初期水分入渗速率没有显著影响,且不会引起入渗速率的迅速降低。由此本文推测可能存在最优的 $\text{Na}^+:\text{K}^+$ 方案,在不影响前期入渗速率的情况下,也不会造成后期入渗速率的快速降低,有待进一步试验验证。与 Philip 和 Green-Ampt 模型相比,Kostiakov 入渗模型模拟不同 $\text{Na}^+:\text{K}^+$ 微咸水入渗过程的拟合度最高 ($R^2>0.99$)。

2.2 不同处理淋洗液 EC、土壤积盐率和淋洗液浊度变化

2.2.1 淋洗液 EC 和土壤积盐率 不同处理淋洗液开始出流的时间存在差异,因此将每个处理开始淋洗的时间分别定义为其淋洗时间零点 (图 3a)。微咸水灌溉下的淋洗液 EC 值显著高于 CK 处理 ($P<0.05$)。 $S1$ 、 $S2$ 、 $S3$ 处理淋洗液 EC 值随淋洗时间增加而逐渐减小并最终趋于稳定,在 0~180 min 之间,淋洗液 EC 值最高,而后迅速降低,在 600 min 后淋洗液 EC 值趋于平稳。在 0~1 000 min 内, $S1$ 处理淋洗液 EC 值均低于 $S2$ 和 $S3$ 处理,由此可知 $S1$ 处

理淋洗出的盐分含量相对较少,灌溉水中的盐分主要累积在土层中。

土壤内的含盐量为灌溉水中总含盐量与淋洗液中含盐量的差值,积盐率为土壤内含盐量占灌溉水总含盐量的比值。S1、S2、S3 处理土壤积盐率分别为 76.11%、74.16%、73.25%,S1 处理的积盐率显著高于 S2 和 S3 处理($P<0.05$),而 S2 和 S3 处理之间并无显著差异($P>0.05$)(图 3b)。在淋洗 1 800 min 后,S1、S2、S3 处理淋洗液 EC 值分别为 7.88、

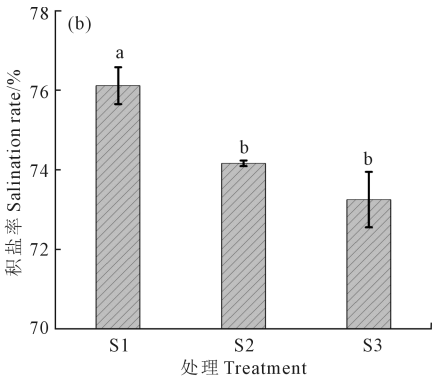
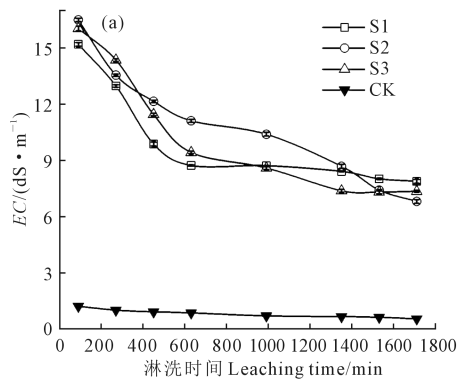
6.81、7.35 $dS \cdot m^{-1}$;CK 处理淋洗液 EC 值在 0~1 800 min 内数值稳定,在淋洗 1 800 min 后 EC 值稳定在 0.60 $dS \cdot m^{-1}$ 左右。

2.2.2 淋洗液浊度 从图 4 可以看出,淋洗液浊度随淋洗时间增加而逐渐减小,最终趋于平稳。淋洗液开始出流时,浊度介于 0.70~2.00 NTU,S1、S2、S3 处理淋洗液浊度分别比 CK 增加 156.65%、103.46%、66.52%;在淋洗液出流结束时,浊度介于 0.50~0.90 NTU,显著低于淋洗前期($P<0.05$)。在 0~600 min 内,

表 2 不同处理下入渗模型的拟合参数

Table 2 Fitting parameters of the infiltration models under different treatments

处理 Treatment	Philip				Green-Ampt				Kostiakov			
	S $/(cm \cdot min^{-0.5})$	A $/(cm \cdot min^{-1})$	R^2	$RMSE$	K_s $/(cm \cdot min^{-1})$	S_f $/cm$	R^2	$RMSE$	a	n	R^2	$RMSE$
S1	0.182	0.004	0.986	< 0.001	0.005	11.750	0.969	0.009	0.125	0.005	0.998	1.165
S2	0.029	0.009	0.823	0.013	0.007	9.839	0.965	0.008	0.220	0.003	0.998	0.091
S3	0.023	0.011	0.785	0.009	0.009	6.579	0.955	0.006	0.200	0.005	0.997	0.236
CK	0.027	0.033	0.881	< 0.001	0.032	1.918	0.934	< 0.001	0.224	0.007	0.995	0.247



注:不同小写字母表示不同处理间积盐率差异显著($P<0.05$)。
Note: The different lowercase letters indicate a significant difference of salination rate among all treatments ($P<0.05$).

图 3 不同处理下淋洗液 EC 随淋洗时间变化 (a) 和土壤内积盐率 (b)

Fig.3 Variation of leachate EC over leaching time (a) and salination rate (b) under different treatments

淋洗液浊度先减小后趋于稳定;在 600~1 800 min 内,淋洗液浊度变化幅度较小。在 0~1 000 min 内,不同处理淋洗液浊度表现为 $S1>S2>S3>CK$,S1 处理淋洗液浊度降低幅度最大;S2 处理淋洗液浊度高于 S3 处理,而在 1 000 min 后则低于 S3 处理。

2.3 不同处理土壤水盐分布特征

2.3.1 土壤水分 S1、S2、S3 处理 0~10 cm 土层含水量显著高于 CK 处理,且 0~5 cm 土层土壤含水量最高(图 5a)。CK 处理不同深度含水量变化不大,且水分分布均匀,水分剖面近似一条垂直直线;S1、S2、S3 处理土壤水分剖面波动明显,0~10 cm 土层水分呈现陡峭下降趋势,10~40 cm 土层含水量趋于

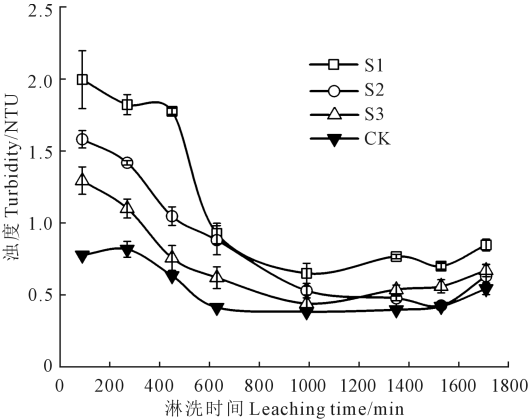


图 4 不同处理下淋洗液浊度随淋洗时间变化
Fig.4 Variation of turbidity of leachate over leaching time under different treatments

平稳,S1、S2、S3 处理 20~40 cm 土层含水量表现为 $S1<S2<S3$,与表层土壤水分分布大小相反;S1 处理不同土层含水量波动幅度最大,0~5 cm 土层含水量比 35~40 cm 土层增加 14.10%。4 个处理的土壤剖面平均含水量在 32.04%~32.32%之间,并无显著差异($P>0.05$),40 cm 土层内总储水量相同(图 5b)。不同处理剖面含水量的 CV 值差异显著($CV=0.01\sim 0.05$),S1、S2、S3 处理 CV 值分别为 CK 处理的 3.99、3.26、1.62 倍。

2.3.2 土壤盐分 CK 处理土壤剖面盐分分布均匀,S1、S2、S3 处理剖面含盐量均显著高于 CK 处理($P<0.05$),0~5 cm 土层含盐量最高,5~10 cm 土壤盐分骤减,10~35 cm 土层含盐量无明显变化,盐分在 35~40 cm 土层累积(图 6a)。S1 处理的盐分累积效果显著,在 0~40 cm 土层,S1 处理 EC_e 值高于 S2 和 S3 处理;S2 和 S3 处理 25~40 cm 土层 EC_e 值相差不大,且浅层和深层土壤中的盐分累积效应均低于 S1 处理。

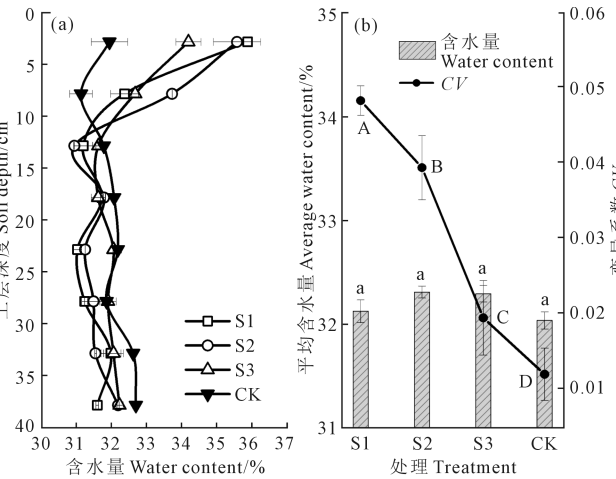
S1、S2、S3 处理土壤剖面 pH 值介于 7.9~8.2,均低于 CK 处理($pH=8.2\sim 8.5$),且 S1 处理的降低程度大于 S2 和 S3 处理(图 6b)。pH 值的变化趋势

与土壤盐分变化趋势相似,0~5 cm 土层 pH 值最高,5~10 cm 土层 pH 值降低,在 10~40 cm 土层深度处,S2 与 S3 处理 pH 值较为接近,且均小于 S1 处理。

3 讨 论

3.1 不同 Na⁺:K⁺微咸水对土壤入渗性能的影响

在本研究中,微咸水 Na⁺:K⁺越低,土壤湿润锋的运移速率越快(图 2)。主要是因为 Na⁺和 K⁺随着灌溉水进入土壤,会中和土壤胶体所带的负电荷,进而促进土壤颗粒分散,Na⁺本身半径小但水合半径大,对土壤分散的促进程度大于 K⁺^[13,25],Na⁺浓度越高则土壤入渗能力越弱。S2 处理入渗速率与 S3 处理相近,主要是因为 K⁺的离子交换能力大于 Na⁺,在 K⁺添加量较大时,可以置换胶体表面的 Na⁺,可交换性的 Na⁺被 K⁺取代,由于 Na⁺对胶体的吸附性较弱,随着灌水量的增多,Na⁺会随着水流运动向下迁移直至排出土体,进而增加土壤水分和溶质的运移速率^[26]。由此可见,灌溉水中的 K⁺会缓解由 Na⁺引起的土壤团粒结构破坏及入渗性能降低的风险,在一定程度上提高土壤的导水性能。与 CK 处理相比,S1、S2 和 S3 处理均降低了土壤水分入渗速率(图 2)。而吴忠东等^[25]指出,矿化度小于 3 g·L⁻¹的微咸水会促进土壤水分入渗,与本文试验结果相反(本试验微咸水电导率约为 2.6 g·L⁻¹),这主要是由于土壤容重和黏粒含量的差异。本研究所用土壤黏粒含量较高,且容重小、总孔隙率高。微咸水中不同的阳离子会通过促进土壤黏粒分散进而堵塞土壤大孔隙^[27],这导致微咸水处理下的土壤水分入渗速率显著低于去离子水。



注:相同小写字母表示不同处理间剖面平均含水量没有显著差异($P>0.05$),不同大写字母表示不同处理间变异系数差异显著($P<0.05$)。

Note: The same lowercase letters indicate no significant difference of section average water content among all treatments ($P>0.05$), and different uppercase letters indicate a significant difference in the coefficient of variation among all treatments ($P<0.05$).

图 5 不同处理下土壤剖面含水量(a)与土壤剖面平均含水量和变异系数(b)分布特征

Fig.5 Distribution characteristics of water content (a) and average water content and coefficient of variation (b) of soil profile under different treatments

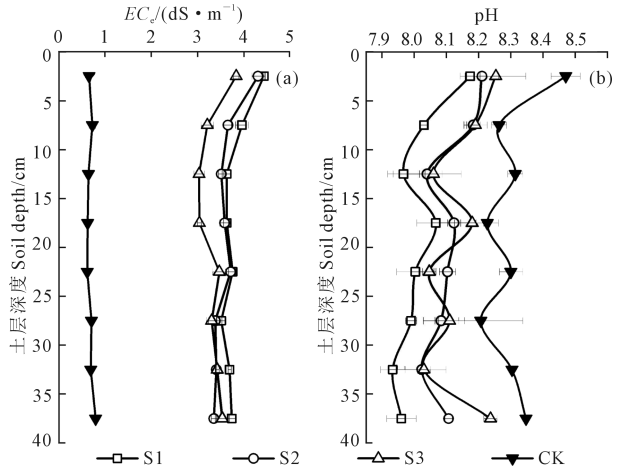


图 6 不同处理下土壤剖面 EC_e (a)与 pH(b)分布特征
Fig.6 Distribution characteristics of EC_e (a) and pH (b) in soil profile under different treatments

Philip 模型拟合结果显示, S2 处理土壤吸渗率高于 S3 处理, 而稳定入渗率低于 S3 处理。S2 处理的 Kostikov 模型拟合参数 a 值与 CK 处理相近, 而 n 较小(表 2)。主要是由于初期入渗速率较大, 胶体上吸附的 Na^+ 被 K^+ 置换, Na^+ 随水流不断向下运移导致 Na^+ 浓度减小, 黏粒的分散作用减弱, 土壤结构稳定性较好, 因此吸渗率较大^[26]; 在入渗后期, 上层土壤中 Na^+ 增多导致水分滞留, 黏粒膨胀形成致密层^[28], 上层土壤滞水隔绝空气, 对水分的吸持作用较强, 因此入渗速率降低速度较快, 稳定入渗率低于 CK 处理。

3.2 不同 $\text{Na}^+ : \text{K}^+$ 微咸水对盐分淋溶和胶体稳定性的影响

淋洗初期(0~180 min)淋洗液的 EC 值最高(图 3), 主要是由于淋洗初期, 可能存在部分灌溉水沿着土壤大孔隙或土柱边壁流下, 与土壤接触时间较短, 盐分在土层中累积量少, 导致淋洗液 EC 值偏高, 而随着灌溉水的持续输入, Na^+ 和 K^+ 破坏土壤大孔隙结构, 黏粒分散程度加大, 水流通道被分散黏粒堵塞, 盐分在土壤中的累积程度增加^[25], 因此淋洗液 EC 值逐渐减小。S1 处理积盐率显著高于 S2 和 S3 处理(图 3), 说明 K^+ 累积程度小于 Na^+ ^[29], 大量 K^+ 随着灌溉水淋溶出土体, 因此淋洗液中的 EC 值较高。而 Na^+ 在土壤中累积效应明显, Na^+ 在土壤中滞留, 因此淋洗出的盐分较少。

淋洗初期(0~180 min)的淋洗液浊度较高(图 4)。这是因为干燥的土壤颗粒与水流接触快速湿润, 土壤孔隙中的空气来不及排出, 会造成巨大的压力, 引起土壤颗粒分散, 颗粒随着灌溉水沿着土壤大孔隙淋溶至土体外, 导致淋洗液浊度偏高^[30]。而随着淋洗时间的增加, 土层的压实和盐分累积效应均导致土壤水分入渗速率降低, 土壤胶体的淋溶程度减弱, 淋洗液的浊度逐渐减小^[31-32]。 Na^+ 对土壤结构的破坏性高于 K^+ , 土壤团聚体稳定性较差, 胶体的淋溶强度增强^[13], 因此 S1 处理淋洗液浊度最高。S2 处理 0~1 000 min 内淋洗液浊度高于 S3 处理, 而在 1 000 min 后, 淋洗液浊度低于 S3 处理(图 4)。主要是因为 0~1 000 min 内, 由于 K^+ 与 Na^+ 的置换作用, 大量 Na^+ 被淋溶出土体, 且入渗前期入渗速度较快, 因此淋洗液浊度较高, 而在 1 000 min 之后, 随着灌水时间的增加, 土壤中 Na^+ 逐渐累积, 水分运移速率减缓, 淋洗液浊度降低^[32]。

3.3 不同 $\text{Na}^+ : \text{K}^+$ 微咸水对土壤水分运移和盐分累积的影响

S1 处理的土壤水分剖面波动明显, 表层含水量

显著高于深层(图 5)。在入渗过程中, 灌溉水中的 Na^+ 与 K^+ 破坏土壤表层孔隙结构, 使土壤孔隙封闭影响水分下渗^[33], 水流通道被土壤颗粒填充, 阻碍水流运动。表层(0~10 cm)土壤可能形成致密层, 土壤内形成滞水^[28, 34], 水分以极小的速率向下运移; 而深层土壤的水流不断向下运动, 并从土柱底部流出, 浅层对深层土壤的水分补给量较小, 而深层土壤水分流失相对较多, 导致土壤表面含水量显著高于深层土壤^[35]。

有研究表明, 土壤剖面 10~35 cm 土层的盐分含量处于相对稳定的状态, 在湿润锋处会导致盐分累积^[36-37], 这与本试验研究结果一致(图 6)。土壤表层和深层积盐是由于 Na^+ 对土壤颗粒具有分散作用, 土壤孔隙结构被破坏, 入渗性能降低、持水性能增强, 导致盐分滞留在土壤表层; 土柱底部布设的小孔(直径 6 mm)易被淋溶下来的土壤颗粒堵塞, 使水分堆积在底层, 导致 35~40 cm 土层含盐量呈现增大趋势。S2 和 S3 处理土层剖面含盐量随深度增加而减小, 35~40 cm 土层未产生积盐效应, 可能是由于 K^+ 的作用, 少量的 K^+ 对土壤孔隙结构影响不大, 有利于土壤团粒结构稳定性, 使部分水分沿着大孔隙向下排出, 促进水分运移^[26-27], 因此并未造成土壤深层积盐。不同深度处土壤 pH 的变化趋势与土壤盐分变化趋势相似(图 6), 主要是因为盐分累积导致土壤中的 Na^+ 和 K^+ 浓度增加, Na^+ 和 K^+ 会置换出 H^+ , 影响土壤内 H^+ 的分布^[38-39]。 Na^+ 比 K^+ 对土壤 pH 值的降低效果更明显, 灌溉水中 Na^+ 含量越多, 土壤 pH 值越小, 这与郭全恩等^[40]研究结果一致。主要是因为 NaCl 和 KCl 均为中性盐, 利用过量的 NaCl 和 KCl 溶液淋洗土壤, 会置换土壤胶体吸附的 H^+ 和 Al^{3+} , H^+ 和 Al^{3+} 增多导致土壤 pH 降低, NaCl 为强电解质, 可以抑制钠质盐的水解, 因此 NaCl 含量越高则土壤 pH 越低^[41]。

4 结 论

1) 在入渗时间达到 600 min 时, S1、S2、S3 处理的湿润锋运移距离分别比 CK 处理降低 41.31%、28.75%、19.94%; $\text{Na}^+ : \text{K}^+$ 比值越高, 对土壤入渗性能的负面影响程度越大; Philip、Green-Ampt 和 Kostikov 模型均适用于不同 $\text{Na}^+ : \text{K}^+$ 微咸水的入渗过程, 其中 Kostikov 模型的拟合精度最高。

2) S1、S2、S3 处理的积盐率分别为 76.11%、74.16%、73.25%; 微咸水 $\text{Na}^+ : \text{K}^+$ 越高, 对土壤胶体的淋溶强度越高, 在开始淋洗的 0~3 h, 以上处理淋洗液浊度分别比 CK 增加 156.65%、103.46%、

66.52%。

3) S1、S2、S3 处理的土壤剖面不同深度含水量的 CV 值分别为 CK 处理的 3.99、3.26、1.62 倍,微咸水 $Na^+ : K^+$ 比值越高,对土壤剖面水分分布的均匀性影响越大;微咸水灌溉造成土壤 0~5 cm 和 35~40 cm 深度土层积盐,S1 处理盐分累积最明显; Na^+ 和 K^+ 均会降低土壤 pH 值,且 Na^+ 对土壤 pH 的影响大于 K^+ ,土壤 pH 值与 Na^+ 浓度呈负相关关系。

4) 对于相同电导率的微咸水, K^+ 相对浓度的升高不仅促进了土壤水分运移和盐分淋洗效率,而且降低了土壤黏粒的分散程度,这说明 K^+ 的相对浓度是影响土壤水分和溶质运移的重要因素。对于微咸水灌溉,在分析微咸水的电导率和钠吸附比对土壤结构稳定性的影响基础上,还应充分考虑 K^+ 的相对浓度可能对土壤理化性质产生的影响。

参考文献:

[1] 王辉. 我国微咸水灌溉研究进展[J]. 节水灌溉, 2016, (6): 59-63.
WANG H. Advances in study of brackish water irrigation in China[J]. Water Saving Irrigation, 2016, (6): 59-63.

[2] TANG S Q, SHE D L, WANG H D. Effect of salinity on soil structure and soil hydraulic characteristics [J]. Canadian Journal of Soil Science, 2020, 101(1): 62-73.

[3] 王海霞, 徐征和, 庞桂斌, 等. 微咸水灌溉对土壤水盐分布及冬小麦生长的影响[J]. 水土保持学报, 2017, 31(3): 291-297.
WANG H X, XU Z H, PANG G B, et al. Effects of brackish water irrigation on water-salt distribution and winter wheat growth[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2017, 31(3): 291-297.

[4] RENGASAMY P, MARCHUK A. Cation ratio of soil structural stability(CROSS)[J]. Soil Research, 2011, 49(3): 280-285.

[5] QADIR M, SPOSITO G, SMITH C J, et al. Reassessing irrigation water quality guidelines for sodicity hazard[J]. Agricultural Water Management, 2021, 255: 107054.

[6] 张永涛, 杨吉华, 夏江宝, 等. 石质山地不同条件的土壤入渗特性研究[J]. 水土保持学报, 2002, 16(4): 123-126.
ZHANG Y T, YANG J H, XIA J B, et al. Study on soil promotion character under different condition in stone hilly region[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2002, 16(4): 123-126.

[7] OSTER J D, SPOSITO G, SMITH C J. Accounting for potassium and magnesium in irrigation water quality assessment[J]. California Agriculture, 2016, 70(2): 71-76.

[8] 王艳, 吴勇, 廉晓娟, 等. 不同矿化度水淋洗重度盐碱土的水盐运移特征[J]. 灌溉排水学报, 2011, 30(4): 39-43.
WANG Y, WU Y, LIAN X J, et al. Water and salt transporting feature of soil with different degree mineralization of water leaching severe saline-alkali soil[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2011, 30(4): 39-43.

[9] 李泽岩, 曹文庚, 王卓然, 等. 内蒙古河套灌区浅层地下水化学特征和灌溉适宜性分析[J]. 现代地质, 2022, 36(2): 418-426.
LI Z Y, CAO W G, WANG Z R, et al. Hydrochemical characterization and irrigation suitability analysis of shallow groundwater in Hetao irri-

gation district, Inner Mongolia[J]. Geoscience, 2022, 36(2): 418-426.

[10] 袁成福, 冯绍元, 庄旭东, 等. 内蒙古河套灌区典型耕、荒地水盐动态分析[J]. 干旱地区农业研究, 2022, 40(1): 76-85.
YUAN C F, FENG S Y, ZHUANG X D, et al. Analyzing water-salt dynamics in typical cultivated and wasteland in Hetao irrigation district of Inner Mongolia[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2022, 40(1): 76-85.

[11] 王全九, 单鱼洋. 微咸水灌溉与土壤水盐调控研究进展[J]. 农业机械学报, 2015, 46(12): 117-126.
WANG Q J, SHAN Y Y. Review of research development on water and soil regulation with brackish water irrigation[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2015, 46(12): 117-126.

[12] ABBASLOU H, HADIFARD H, GHANIZADEH A R. Effect of cations and anions on flocculation of dispersive clayey soils[J]. Helvion, 2020, 6(2): e03462.

[13] MARCHUK A, RENGASAMY P. Clay behaviour in suspension is related to the ionicity of clay-cation bonds[J]. Applied Clay Science, 2011, 53(4): 754-759.

[14] 王雪, 樊贵盛. Na^+ 含量对土壤入渗能力影响的试验研究[J]. 太原理工大学学报, 2009, 40(4): 391-394.
WANG X, FAN G S. Experimental study on the influence of sodium ion content on infiltration capability of soils[J]. Journal of Taiyuan University of Technology, 2009, 40(4): 391-394.

[15] 胡传旺, 王辉, 张真, 等. 钠盐离子对黏性红壤水力特征的影响及其模拟[J]. 灌溉排水学报, 2015, 34(8): 49-52.
HU C W, WANG H, ZHANG Z, et al. Simulation and influence of sodium ion concentration on hydraulic characteristics of red clay soil [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2015, 34(8): 49-52.

[16] RICHARDS L A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils [J]. Soil Science, 1954, 78(2): 154.

[17] SMITH C J, OSTER J D, SPOSITO G. Potassium and magnesium in irrigation water quality assessment [J]. Agricultural Water Management, 2015, 157: 59-64.

[18] LIANG X Y, RENGASAMY P, SMERNIK R, et al. Does the high potassium content in recycled winery wastewater used for irrigation pose risks to soil structural stability? [J]. Agricultural Water Management, 2021, 243: 106422.

[19] 胡俊栋, 沈亚婷, 王学军. 离子强度、pH 对土壤胶体释放、分配沉积行为的影响[J]. 生态环境学报, 2009, 18(2): 629-637.
HU J D, SHEN Y T, WANG X J. The effect of ionic strength and pH conditions on the release, deposition and dispersibility behaviors of natural soil colloid[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2009, 18(2): 629-637.

[20] 胡俊栋, 沈亚婷, 王学军. 土壤胶体在不同饱和度土壤介质中的释放与淋溶行为研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(9): 1829-1836.
HU J D, SHEN Y T, WANG X J. Release and mobilization of soil colloid in the natural soil packed column with various water saturations[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, 28(9): 1829-1836.

[21] PHILIP J R. The theory of infiltration: 1. The infiltration equation and its solution[J]. Soil Science, 1957, 83(5): 345-358.

[22] GREEN W H, AMPT G A. Studies on soil physics. Part I-The flow of air and water through soils [J]. The Journal of Agricultural Science, 1911, 4(1): 1-24.

[23] KOSTIAKOV A N. On the dynamics of the coefficient of water percolation in soils and on the necessity of studying it from a dynamic point of view for purposes of amelioration[J]. Soil Science, 1932, 97(1): 17-21.

[24] 李昊哲, 樊贵盛. 盐碱土壤 Kostiakov 入渗模型参数的 BP 预报模型[J]. 中国农村水利水电, 2017, (7): 49-53, 58.

LI H Z, FAN G S. Predictive model of Kostiakov infiltration model parameters of saline soil based on BP[J]. China Rural Water and Hydropower, 2017, (7): 49-53, 58.

[25] 吴忠东, 王全九. 入渗水矿化度对土壤入渗特征和离子迁移特性的影响[J]. 农业机械学报, 2010, 41(7): 64-69, 75.

WU Z D, WANG Q J. Effect on both soil infiltration characteristics and ion mobility features by mineralization degree of infiltration water [J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2010, 41(7): 64-69, 75.

[26] MARCHUK S, MARCHUK A. Effect of applied potassium concentration on clay dispersion, hydraulic conductivity, pore structure and mineralogy of two contrasting Australian soils[J]. Soil and Tillage Research, 2018, 182: 35-44.

[27] BUELOW M C, STEENWERTH K, PARIKH S J. The effect of mineral-ion interactions on soil hydraulic conductivity [J]. Agricultural Water Management, 2015, 152: 277-285.

[28] 郭全恩, 南雨丽, 李保国, 等. 灌溉水盐分组成对土壤水盐迁移参数的影响[J]. 农业工程学报, 2017, 33(23): 123-128.

GUO Q E, NAN L L, LI B G, et al. Effect of salt ion composition of irrigation water on parameters of soil water and salt movement [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33(23): 123-128.

[29] 李慧, 林青, 徐绍辉. 咸水/微咸水入渗对土壤渗透性和盐分阳离子运移的影响[J]. 土壤学报, 2020, 57(3): 656-666.

LI H, LIN Q, XU S H. Effect of infiltration of saline water/brackish water on soil permeability and transport of salt cations in the soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(3): 656-666.

[30] 张琪, 方海兰, 史志华, 等. 侵蚀条件下土壤性质对团聚体稳定性影响的研究进展[J]. 林业科学, 2007, 43(增刊 1): 77-82.

ZHANG Q, FANG H L, SHI Z H, et al. Advances in influence factors of aggregate stability under erosion[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2007, 43(S1): 77-82.

[31] 胡琼英, 兰叶青, 薛家骅. 土壤胶体稳定性影响因素[J]. 土壤, 1996(6): 290-294, 315.

HU Q Y, LAN Y Q, XUE J H. Factors affecting the stability of soil colloids[J]. Soils, 1996(6): 290-294, 315.

[32] 许端平, 刘渚白, 谷长建, 等. 不同离子对黑土胶体在土壤中迁移的影响[J]. 地球与环境, 2014, 42(3): 333-339.

XU D P, LIU Z B, GU C J, et al. The influence of different ions on the migration behavior of black colloids in soil [J]. Earth and Environment, 2014, 42(3): 333-339.

[33] 刘小媛, 高佩玲, 张晴雯, 等. 微咸水矿化度对重度盐碱土壤入渗特征的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2018, 36(1): 102-107.

LIU X Y, GAO P L, ZHANG Q W, et al. Effect of mineralization degree of infiltration water on infiltration characteristics of severely saline-alkali soil[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2018, 36(1): 102-107.

[34] 付希文, 付会成, 杨晓龙, 等. 吉林省大安地区盐渍土的分散性研究[J]. 人民长江, 2011, 42(17): 63-65, 75.

FU X W, FU H C, YANG X L, et al. Research on dispersibility of saline soil in Da'an area of Jilin Province [J]. Yangtze River, 2011, 42(17): 63-65, 75.

[35] 唐胜强, 余冬立. 灌溉水质对土壤饱和导水率和入渗特性的影响[J]. 农业机械学报, 2016, 47(10): 108-114.

TANG S Q, SHE D L. Influence of water quality on soil saturated hydraulic conductivity and infiltration properties [J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2016, 47(10): 108-114.

[36] 郭太龙, 迟道才, 王全九, 等. 入渗水矿化度对土壤水盐运移影响的试验研究[J]. 农业工程学报, 2005, 21(增刊 1): 84-87.

GUO T L, CHI D C, WANG Q J, et al. Experimental study on salt and water movement affected by mineralization degree of infiltration water [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2005, 21(S1): 84-87.

[37] 王全九, 张继红, 谭帅. 微咸水入渗下施加 PAM 土壤水盐运移特性研究[J]. 土壤学报, 2016, 53(4): 1056-1064.

WANG Q J, ZHANG J H, TAN S. Effects of PAM on characteristics of water and salt movement in soil under brackish water infiltration [J]. Acta Pedologica Sinica, 2016, 53(4): 1056-1064.

[38] 蒋茜, 吴凤平, 谭帅, 等. 积水入渗下不同矿化度水对红壤水盐运移特征的影响[J]. 灌溉排水学报, 2021, 40(7): 81-88.

JIANG X, WU F P, TAN S, et al. The effects of concentration of ponding-infiltration water on water and salt movement in soils [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2021, 40(7): 81-88.

[39] 王媛华, 段增强, 董金龙, 等. 可溶性盐对土壤 pH 测定的影响及消除初探[J]. 土壤学报, 2014, 51(6): 1298-1308.

WANG A H, DUAN Z Q, DONG J L, et al. Effect of soluble salts on determination of soil pH and its elimination [J]. Acta Pedologica Sinica, 2014, 51(6): 1298-1308.

[40] 郭全恩, 郭天文, 王益权, 等. 三种钠盐对石灰性土壤盐化特性的影响[J]. 西北农业学报, 2009, 18(4): 155-159.

GUO Q E, GUO T W, WANG Y Q, et al. Effect of three sodic salinity on salinization characteristic in limy soils [J]. Acta Agriculturae Boreali-Occidentalis Sinica, 2009, 18(4): 155-159.

[41] 俞仁培, 杨道平, 石万普, 等. 土壤碱化及其防治 [M]. 北京: 农业出版社, 1984.

YU R P, YANG D P, SHI W P, et al. Soil alkalization and prevention [M]. Beijing: Agriculture Press, 1984.