DOI: 10.22059/ijswr.2019.286228.668273 تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۱، شماره ۲، اردیبهشت ۱۳۹۹ (ص ۳۰۹-۲۹۷)

Effect of Leaching Method and Water and Drainage Water Application Order on Desalinization and Desodification of Heavy Soils

MAJID SHARIFIPOUR[1, 2*], ABD AL-RAHIM HOOSHMAND[2], ABD ALI NASERI[2], ALIREZA HASSANOGHLI[3], HADI MOAZED[2]

1. Department of Water Engineering, Lorestan University, Khoramabad, Iran
2. Irrigation and Drainage Department, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran
3. Agricultural Engineering Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization. Karaj, Iran

(Received: July. 27, 2019- Revised: Sep. 7, 2019- Accepted: Sep. 18, 2019)

ABSTRACT

Application of drainage water with appropriate management for saline soil reclamation is one of the suggested methods for reuse of drainage water. This research was carried out with the aim of investigating the effect of water and drainage water applying method (mixing before applying or applying in turn) and also the effect of leaching method (intermittent or continuous) on desalinization and desodification of Heavy textured soils of southern Khuzestan province. Leaching experiments were carried out applying 120 cm of water in 1.5 m × 1.5 m plots. Five leaching treatments were D1F1 and D2F2, which respectively consisted of 1-2 times applying of "Salman Farsi sugar cane agro-industry "drainage water with a salinity of 9.0 dS/m, and then, in the same manner, Karoun river water with a salinity of 2.61 dS/m was applied to the plots. Also, M1, M2, and M4 treatments, in which respectively a mixture of water and drainage water with a salinity of 6.0 dS/m, were applied to the plots by continuous leaching and intermittent leaching with two breaks and intermittent leaching with four breaks. The remaining salts in the soil in M1 and M2 treatments in 0-30 cm soil top layer were 17% and 24%, respectively, and the sodium absorption ratio in these treatments was 57.5% and 24.7% higher than the M4 treatment, which indicates a positive effect of increasing the number of discontinuities in the desalinization and desodification processes.

Keywords: Drainage Water Reuse, Leaching Management, pH, Sodium Absorb Ratio, Soil Salinity.

* Corresponding Author's Email: sharifipour.m@lu.ac.ir

اثر روش آبشویی و نحوه کاربرد آب و زهاب بر شوری‌زدایی و سدیم‌زدایی خاک‌های سنگین

مجید شریفی‌پور[۱،۲*]، عبدالرحیم هوشمند[۲]، عبدعلی ناصری[۲]، علیرضا حسن‌اقلی[۳]، هادی معاضد[۲]

۱. گروه مهندسی آب دانشگاه لرستان، خرم آباد، ایران

۲. گروه آبیاری و زهکشی دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران

۳. مؤسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۵/۵- تاریخ بازنگری: ۱۳۹۸/۶/۱۶- تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۶/۲۷)

چکیده

کاربرد زهاب با مدیریت مناسب برای اصلاح خاک‌های شور، یکی از روش‌های قابل پیشنهاد در استفاده مجدد از آن است. این پژوهش با هدف بررسی اثر نحوه به‌کارگیری آب و زهاب (اختلاط قبل از اعمال و یا به‌کارگیری به صورت نوبتی) و همچنین بررسی اثر روش آبشویی (متناوب و یا پیوسته) بر شوری‌زدایی و سدیم‌زدایی خاک‌های با بافت سنگین جنوب استان خوزستان انجام شد. آزمایش‌های آبشویی با اعمال ۱۲۰ سانتی‌متر آب در کرت‌هایی به ابعاد ۱/۵× ۱/۵ متر انجام شد. پنج تیمار آبشویی مورد بررسی شامل تیمارهای D1F1 و D2F2 است که در آن‌ها به‌ترتیب یک و دو نوبت زهاب کشت و صنعت نیشکر سلمان فارسی با شوری ۹/۰ دسی‌زیمنس بر متر و سپس به همان شیوه، آب کارون با شوری ۲/۶۱ دسی‌زیمنس بر متر به زمین اعمال شد. همچنین، تیمارهای M1، M2 و M4 که در آن‌ها مخلوط آب و زهاب با شوری ۶/۰ دسی‌زیمنس بر متر، به‌ترتیب به روش‌های آبشویی پیوسته، آبشویی متناوب با دو انقطاع و آبشویی متناوب با چهار انقطاع به زمین اعمال شد. نتایج نشان داد که استفاده نوبتی و یا ترتیبی آب‌هایی با کیفیت متفاوت، بر آبشویی املاح اثر بیشتری دارد، تا اختلاط آن‌ها قبل از اعمال در آبشویی؛ املاح باقی‌مانده در خاک در لایه ۳۰-۰ سانتی‌متر در تیمار M4، به میزان ۴۳ درصد بیشتر از تیمار D2F2 بوده است. املاح باقی‌مانده در خاک در تیمارهای M1 و M2 در همین لایه به‌ترتیب ۱۷ و ۲۴ درصد و نسبت جذب سدیم در این تیمارها به‌ترتیب ۵۷/۵ و ۲۴/۷ درصد بیش از تیمار M4 بود که نمایانگر اثر مثبت افزایش تعداد انقطاع در روند شوری‌زدایی و سدیم‌زدایی است.

واژه‌های کلیدی: استفاده مجدد از زهاب، اسیدیته خاک، شوری خاک، مدیریت آبشویی، نسبت جذب سدیم.

مقدمه

در سال‌های اخیر تنش آبی که توسعه شهرنشینی و تغییر اقلیم آن را تشدید کرده، به یکی از مهمترین محدودیت‌های توسعه مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان تبدیل شده و اثر آن همچنان رو به افزایش است. در وضعیت تنش آبی، رقابت بر سر آب بین مصارف شهری، صنعتی، کشاورزی و تفریحی بالا گرفته و از آنجا که کشاورزی فاریاب بزرگترین مصرف‌کننده آب است، اولین بخشی خواهد بود که با مشکل کمبود آب مواجه می‌شود (Falkenmark and Molden D, 2008). علاوه بر آن، نگرانی‌ها برای تأمین حقابه زیستی رودخانه‌ها نیز تأمین آب کشاورزی را دچار محدودیت بیشتری می‌کند (Fedoroff *et al.*, 2010).

در چنین شرایطی که تأمین آب برای مصارف کشاورزی و فعالیت‌های مرتبط دچار تنگنا است، استفاده از زهاب‌های کشاورزی می‌تواند کارگشا باشد (Ritzema, 2016). استفاده مجدد از زهاب‌های کشاورزی می‌تواند در قالب کشاورزی محصولات متداول، شوروزی، سامانه مدیریت جامع زهکشی مزرعه[۱]، استفاده از زهاب‌های با کیفیت مناسب در محیط‌زیست و تغذیه تالاب‌ها و یا استفاده از زهاب برای اصلاح خاک‌های شور باشد (San Joaquin Valley Drainage Implementation Program, 1999). تولید محصولات کشاورزی با زهاب، اگر با اعتراض کشاورزان مواجه نشود، مورد استقبال آنان هم قرار نخواهد گرفت. توسعه اراضی و یا شبکه‌های آبیاری و زهکشی جدید با هدف خاص استفاده مجدد از زهاب، نیاز به هزینه‌های سرمایه‌گذاری هنگفت دارد. استفاده محیط‌زیستی از زهاب هم با چالش‌های مربوط به حساسیت برخی اکوسیستم‌ها روبرو است. شاید بتوان مطرح نمود استفاده از زهاب برای اصلاح خاک‌های شور، با کمترین چالش و خطر همراه است. چنین استفاده‌ای از منابع آب و خاک شور هم می‌تواند منجر به استفاده از آب‌های با کیفیت برای اراضی مرغوب‌تر شود و هم مشکل دفع زهاب را کاهش دهد (Ghafoor *et al.*, 2012).

* نویسنده مسئول: sharifipour.m@lu.ac.ir

1- Integrated Farm Drainage Management (IFDM) System

بسیاری از طرح‌های توسعه شبکه‌های آبیاری و زهکشی در منطقه جنوب استان خوزستان، در اراضی بسیار شور و سدیمی قرار دارند که در آن‌ها نیاز به مصرف مقادیر قابل‌توجهی آب برای اجرای عملیات آبشویی است. در شبکه‌های آبیاری و زهکشی در حال احداث به وسعت ۳۴۰ هزار هکتار در غرب رودخانه کارون، شوری عصاره اشباع خاک لایه سطحی در ۰/۵ درصد اراضی کمتر از ۴ دسی‌زیمنس بر متر و در ۹/۳ درصد اراضی، بین ۴/۸ دسی‌زیمنس بر متر است. مابقی اراضی (۸۵/۴ درصد) با خاک‌های شورتر، نیاز به آبشویی اولیه دارند. از سویی، حجم زهاب‌های تولیدشده در اراضی فاریاب تحت بهره‌برداری این ناحیه بسیار قابل توجه است و دبی زهاب، تنها در واحدهای توسعه کشت نیشکر و صنایع جانبی امیرکبیر و میرزا کوچک‌خان (به وسعت مجموع ۲۴ هزار هکتار)، در ماه حداکثر آبیاری (مرداد ماه) به ۲۴/۳۰ مترمکعب در ثانیه بالغ می‌شود (Sazab Pardazan Consulting Engineers, 2015). تاکنون راهکارهای متعددی برای مدیریت و دفع این زهاب‌ها به کار گرفته شده که هر یک مشکلات و عوارض خاص خود را داشته است، از قبیل تخلیه به رودخانه کارون، تخلیه به تالاب‌های شادگان و هورالعظیم و تخلیه به حوضچه‌های تبخیری. این در حالی است که می‌توان از زهاب این کشت و صنعت‌ها، پس از اختلاط با آب رودخانه یا در برخی موارد به تنهایی، برای آبشویی و اصلاح اراضی واقع در شبکه‌های آبیاری و زهکشیِ در دست توسعه مجاور استفاده نمود.

پژوهش‌ها در خصوص استفاده از منابع آب شور (زهاب‌ها) در کشور، غالباً بر بررسی اثر کاربرد آن‌ها در آبیاری محصولات کشاورزی متمرکز بوده و تجارب مرتبط با استفاده از زهاب در آبشویی و اصلاح خاک‌های شور و سدیمی، محدود است. توجه به این نکته ضروری است که در هنگام عملیات نمک‌زدایی اراضی، لازم نیست که خاک به‌کلی از نمک‌ها تخلیه شود. چنین کاری حتی با مصرف مقادیر زیاد آب امکان‌پذیر نیست، زیرا آب آبشویی نیز دارای املاح است. با این حال بومنز با ارائه رابطه (۱) نشان داد که کاهش شوری عصاره اشباع خاک به کمتر از شوری آب آبشویی امکان‌پذیر است (Boumans, 1963).

$$EC_S = \left(\theta_{FC}/\theta_{SP}\right) EC_W \qquad \text{رابطه (۱)}$$

استفاده از آب‌های شور برای آبشویی مزایایی نیز دارد، از جمله این که موجب افزایش نفوذپذیری خاک می‌شود. آب‌های با شوری کم و یا آب‌هایی که نسبت جذب سدیم در آن‌ها بالاست، نفوذپذیری خاک را کاهش می‌دهند که در این صورت، مدت زمان آبیاری برای نفوذ مقدار مشخصی از آب افزایش می‌یابد و ممکن است در این مدت، ریشه و یا بذر دچار مانداب و مشکلات ناشی از آن شود (Ayers and Westcot, 1985). Naseri (1998) دریافت که آبشویی خاک‌های شدیداً شور و سدیمی با آبی که شوری پایینی داشته باشد، ممکن است باعث پراکندگی ذرات خاک شده و عمل آبشویی را محدود کند. Barzegar (2012) نیز رقیق کردن مرحله‌ای آب‌های بسیار شور حاوی کاتیون‌های دو ظرفیتی را به‌عنوان روشی مؤثر برای اصلاح خاک‌ها، بدون استفاده از مواد اصلاح کننده معرفی و تأکید نمود که آب شور باعث هم‌آوری ذرات خاک و تأمین کلسیم برای تبادل با سدیم می‌شود.

عمده پژوهش‌ها در خصوص اصلاح خاک‌های شور و سدیمی در دو دهه اخیر، بر موضوع استفاده از بهبود دهنده‌های شیمیایی مانند گچ و اسید سولفوریک (Gharaibeh *et al*., 2009, 2010; Sadiq *et al*., 2007) و یا بهبوددهنده‌های ارگانیک مثل کود، کمپوست و تفاله (Choudhary *et al*., 2004; Walker and Bernal, 2008; Walpola and Arunakumara, 2010; Diacono & Montemurro, 2011) متمرکز بوده است. ولی استفاده از این بهبوددهنده‌ها برای کشاورزان معیشتی کشورهای در حال توسعه بسیار گران‌قیمت است (Qadir and Oster, 2002). کارکرد عمده این بهبوددهنده‌ها، تأمین کاتیون‌های دوظرفیتی برای جایگزینی با سدیم و یا آزادسازی کاتیون‌های دوظرفیتی موجود در کانی‌های خاک است. این درحالی است که برخی پژوهشگران (Barzegar, 2012) معتقدند آب‌های شور می‌توانند تأمین کننده کلسیم باشد.

انباشتن آب روی سطح مزرعه، روش سنتی آبشویی خاک‌های شور است و به صورت گسترده‌ای در سامانه‌های آبیاری سطحی استفاده می‌شود. پژوهش‌های متعدد نشان داده‌اند که با آبشویی متناوب می‌توان کارآیی این روش را افزایش داد (Cote *et al*, 2000; Dahiya *et al*, 1981; Meiri and Plaut, 1985). غرقاب کردن منقطع سطح خاک با آب و در نتیجه، برقراری مرحله‌ای شرایط غیراشباع و کاهش سرعت متوسط حرکت آب، می‌تواند راندمان آبشویی را بهبود بخشد. آبشویی منقطع، هدر رفت آب را از میان منافذ درشت به حداقل می‌رساند و زمان بیشتری را برای پخشیدگی نمک‌ها از حفره‌هایی که آب در آن‌ها تحرک نداشته یا تحرک کمی دارد، به منطقه متحرک در اختیار قرار می‌دهد. Gardner and Fireman (1958) در مطالعات آزمایشگاهی روی آبشویی ستون‌های خاک به این نتیجه رسیدند که عمده آبشویی در حالتی صورت می‌گیرد که رطوبت خاک کمتر از رطوبت اشباع باشد.

Oster *et al* (1972) پی‌بردند آبشویی متناوب نسبت به آبشویی پیوسته، ۵۰ درصد آب مورد نیاز آبشویی را کاهش می‌دهد. از سوی دیگر، Cameron and Wild (1982a, 1982b) گزارش کردند که در آبشویی نمک‌ها از نیمرخ خاک‌های لوم رسی،

تفاوت معنی‌داری بین یک آبیاری پیوسته ۸۰ میلی‌متری با ۷۱ میلی‌متر بارندگی خالص که به صورت متناوب رخ داده بود وجود نداشت. Verma and Gupta (1989) هم یافته‌های مشابهی داشتند. آن‌ها خاطر نشان کردند که احتمالاً هدایت هیدرولیکی پایین خاک‌های رسی، فرصت زیادی برای پخشیدگی نمک‌ها تحت آبشویی پیوسته در اختیار قرار داده است. به‌هر حال و آن‌طور که کوتیلک و نیلسون اشاره کرده‌اند، برای خاک‌ها، شرایط منطقه‌ای و نمک‌های مختلف، نتایج متفاوتی را می‌توان انتظار داشت (Kutílek and Nielsen, 1994).

در ایران در بیشتر استان‌هایی که مسئله شوری خاک وجود دارد، آزمایش‌های آبشویی اجرا شده است. ولی این پژوهش‌ها بیشتر با هدف برآورد آب مورد نیاز آبشویی (از طریق ترسیم منحنی‌های شوری‌زدایی و سدیم‌زدایی و یا واسنجی مدل‌های آبشویی) انجام شده، یا این‌که آزمایش‌ها به صورت ساده و تا رسیدن به شوری مناسب خاک ادامه پیدا کرده است. در واقع هدف این پژوهش‌ها، مقایسه اثر شرایط متفاوت محیطی یا مدیریتی در فرآیند شستشوی نمک‌ها از خاک نبوده است (Sharifipour, 2014). تنها پژوهشی که در آن از زهاب به عنوان آب آبشویی استفاده شده، توسط RezaeeSadr (2016) در واحد کشت و صنعت نیشکر سلمان فارسی انجام شد و شامل دو تیمار آبشویی با آب‌هایی با شوری متوسط (۲/۶ دسی‌زیمنس بر متر) از رودخانه کارون و شوری بالا (۹/۶ دسی‌زیمنس بر متر) حاصل از اختلاط آب رودخانه کارون با زهاب زهکش این کشت و صنعت بود که به‌صورت متناوب و در سه دور انجام شد. آزمایش‌های این محقق نیز شامل آزمودن روش‌های مختلف آبشویی و یا نحوه ترکیب آب و زهاب در شوری‌زدایی نبوده است. لذا پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر نحوه کاربرد آب و زهاب (اختلاط قبل از اعمال آبشویی یا به‌کارگیری نوبتی آن‌ها) و اثر روش آبشویی (متناوب یا پیوسته)، و همچنین اثر فصل انجام آبشویی (تابستان و یا پاییز) بر شوری‌زدایی و سدیم‌زدایی خاک‌های سنگین منطقه جنوب استان خوزستان انجام شد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در اراضی بایر واقع در کشت و صنعت سلمان فارسی، یکی از واحدهای شرکت توسعه نیشکر و صنایع جانبی، واقع در ۴۵ کیلومتری جنوب شهرستان اهواز و در شرق رودخانه کارون اجرا شد. ارتفاع از سطح دریا در این کشت و صنعت بین ۴-۲ متر است. بر اساس آمار ایستگاه هواشناسی این کشت و صنعت، میانگین سالانه دمای روزانه ۲۵/۴ درجه سانتی‌گراد و تیرماه با میانگین حداکثر دمای ۴۶/۳ و متوسط دمای ۳۷/۱ درجه سانتی‌گراد، گرم‌ترین و دی‌ماه با متوسط دمای ۱۲/۵ و میانگین حداقل ۷/۵ درجه سانتی‌گراد، سردترین ماه سال است. همچنین، متوسط بارندگی سالانه ۱۷۲ میلی‌متر و متوسط تبخیر سالانه ۳۰۶۷ میلی‌متر است. خاک‌های این ناحیه عموماً بدون تکامل پروفیلی ساختمان یا دارای ساختمان ضعیف هستند.

نمونه‌های اولیه از خاک از پنج نقطه از زمین محل اجرای پژوهش، به صورت زیگزاگ (به شکل W) و از سه عمق ۰-۳۰، ۳۰-۶۰ و ۶۰-۹۰ سانتی‌متری برداشت شد. به علت تورم خاک و وجود کریستال‌های نمک در لایه سطحی، نمونه‌برداری دقیق با مته دستی که منجر به پراکندگی خاک لایه سطحی در اطراف مته می‌شد، ممکن نبود. به‌همین دلیل، نمونه‌برداری اولیه از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری خاک با استفاده از لوله فولادی لبه‌تیز به قطر ۵/۰ سانتی‌متر انجام شد. این لوله به کمک پُتک تا عمق ۳۰ سانتی‌متری کوبیده می‌شد، سپس دور آن با بیل دستی خالی و نمونه با استفاده از یک میله چوبی از لوله خارج شد. نمونه‌برداری از اعماق ۶۰-۳۰ و ۹۰-۶۰ سانتی‌متری با استفاده از مته نمونه‌برداری به قطر ۶/۸ سانتی‌متر صورت گرفت. میانگین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش در این پنج نقطه، به ترتیب در جداول (۱) و (۲) ارائه شده است.

مخلوط کردن یکی از استراتژی‌های مرسوم در به‌کاربردن و بازچرخانی زهاب‌ها است (Dudley *et al*, 2008). بر همین اساس یکی از مقاصد این مطالعه، بررسی اثر روش‌های اختلاط آب و زهاب است. با این توصیف اهداف این پژوهش، بررسی اثر نحوه به‌کارگیری آب و زهاب (اختلاط آن‌ها قبل از اعمال یا به‌کارگیری آن‌ها به صورت نوبتی) و همچنین بررسی اثر روش آبشویی (متناوب یا پیوسته) بر شوری‌زدایی و سدیم‌زدایی خاک‌های سنگین این منطقه بود.

جدول ۱- میانگین ویژگی‌های فیزیکی نمونه‌های خاک محل پژوهش

عمق خاک	درصد ذرات خاک			بافت خاک	رطوبت اشباع	رطوبت ظرفیت مزرعه
(cm)	رس	سیلت	ماسه		(Θ_v %)	(Θ_v %)
۰-۳۰	۵۱/۲۷	۳۹/۸۳	۸/۹۰	رسی	۶۲	۴۵
۳۰-۶۰	۵۷/۳۶	۳۷/۸۸	۴/۷۶	رسی	۶۵	۴۹
۶۰-۹۰	۳۸/۴۰	۴۳/۸۴	۱۷/۷۶	لوم رسی سیلتی	۵۹	۳۷

جدول ۲- میانگین ویژگی‌های شیمیایی نمونه‌های خاک محل پژوهش

عمق خاک (cm)	هدایت الکتریکی عصاره اشباع (dS/m)	کاتیون‌ها و آنیون‌ها (meq/lit)					نسبت جذب سدیم $(meq/lit)^{1/2}$	گچ (٪)	آهک (٪)	pH
		سدیم	کلسیم	منیزیم	سولفات	کلر	بی‌کربنات			
۰-۳۰	۱۸۵	۱۵۷۹	۲۶۸	۴۳۷	۱۴۲	۱۹۴۶	۵	۸۴	۰/۲۵	۴۶	۷/۲۲
۳۰-۶۰	۷۵	۶۳۱	۸۳	۱۵۳	۳۵۶	۴۴۴	۱۳	۵۸	۰/۴۳	۴۹	۷/۶۶
۶۰-۹۰	۵۹	۴۸۲	۷۶	۹۷	۲۲۳	۳۷۲	۱۰	۵۲	۰/۳۱	۵۱	۷/۷۴

سه سطح شوری آب که در این پژوهش استفاده شد عبارت است از:

- آب رودخانه کارون (آب آبیاری کشت و صنعت)، که شوری آن طی دوره پژوهش نوسان جزئی داشت، ولی هدایت الکتریکی آن به طور متوسط ۲/۶۱ دسی‌زیمنس بر متر بود.
- زهاب کشت و صنعت سلمان فارسی با هدایت الکتریکی ۹/۰ دسی‌زیمنس بر متر که معادل شوری زهاب کشت و صنعت‌های امیرکبیر و میرزا کوچک خان در ماه‌های حداکثر شوری است.
- زهاب مخلوط با آب آبیاری، با هدایت الکتریکی ۶/۰ دسی‌زیمنس بر متر.

ویژگی‌های آب‌های به‌کار رفته برای آبشویی در جدول (۳) ارائه شده است. مقدار آب آبشویی برآورد شده در این آزمایش‌ها ۱۲۰ سانتی‌متر بود که به سه روش اعمال شد:

آبشویی پیوسته: اعمال ۱۲۰ سانتی‌متر آب آبشویی به زمین بدون انقطاع (تجمعی و بدون این‌که آب از سطح خاک محو شود).

آبشویی متناوب با دو انقطاع: اعمال دو دور (تناوب) ۶۰ سانتی‌متری با فاصله شش روز از زمان محو شدن آب از سطح خاک (که طبق بررسی میدانی، با گذشت این زمان، تمام عمق ۹۰-۰ سانتی‌متری خاک به ظرفیت زراعی می‌رسید).

آبشویی متناوب با چهار انقطاع: اعمال ۱۲۰ سانتی‌متر آب آبشویی به صورت چهار دور (تناوب) ۳۰ سانتی‌متری با فاصله‌های زمانی شش روز از محو شدن آب از سطح خاک.

مدت آبشویی برای روش پیوسته حدود ۸ روز، روش با دو انقطاع حدود ۱۶ روز و برای روش‌های با چهار انقطاع حدود یک ماه بوده است.

جدول ۳- ویژگی‌های آب‌های به‌کار رفته برای آبشویی

نوع آب آبشویی	هدایت الکتریکی (dS/m)	غلظت مجموع کلسیم و منیزیم (meq/lit)	غلظت سدیم (meq/lit)	نسبت جذب سدیم $(meq/lit)^{1/2}$	pH
آب کارون (میانگین)	۲/۶۱	۱۳	۱۴	۶	۷/۷۴
مخلوط آب و زهاب	۰/۶	۲۲	۴۶	۱۴	۷/۸۶
زهاب	۹/۰	۲۹	۷۴	۱۹	۷/۷۹

چنان که مطرح شد، یکی از مبانی کار بررسی این موضوع بود که آیا بهتر است آب و زهاب قبل از اعمال به خاک با یکدیگر مخلوط شود و یا به صورت نوبتی اعمال شوند. به عبارت دیگر جرم نمکی که همراه با آب آبشویی به خاک وارد شود، در تیمارهای مختلف، یکسان باشد. بر این اساس پنج تیمار تعریف شد که ویژگی‌های آن‌ها در جدول (۴) ارائه شده است.

جدول ۴- تیمارهای آزمایشی آبشویی

نام تیمار	نوع آب آبشویی	تعداد دورهای آبشویی
M1	مخلوط آب و زهاب با شوری ۶ دسی‌زیمنس بر متر	یک دور، به‌صورت پیوسته
M2	مخلوط آب و زهاب با شوری ۶ دسی‌زیمنس بر متر	دو دور، به‌صورت متناوب
M4	مخلوط آب و زهاب با شوری ۶ دسی‌زیمنس بر متر	چهار دور، به‌صورت متناوب
D1F1	یک دور زهاب با شوری ۹ دسی‌زیمنس بر متر و سپس یک دور آب کارون	دو دور، به‌صورت متناوب
D2F2	دو دور زهاب با شوری ۹ دسی‌زیمنس بر متر و سپس دو دور آب کارون	چهار دور، به‌صورت متناوب

در نام‌گذاری تیمارها، نماد اوّل نمایانگر نوع آب مورد استفاده؛ (F) آب رودخانه، (D) زهاب با هدایت الکتریکی ۹/۰ دسی‌زیمنس بر متر و (M) مخلوط آب و زهاب با هدایت الکتریکی ۶/۰ دسی‌زیمنس بر متر بود. نماد دوم هم نمایانگر روش اعمال آب، مشتمل بر: (۱) در یک نوبت پیوسته و (۲) و (۴) به ترتیب در دو و چهار نوبت و به صورت متناوب بود.

این طرح بر پایه بلوک‌های کامل تصادفی در پنج تیمار و سه تکرار، یک بار در فصل تابستان و یک بار در فصل پاییز سال ۱۳۹۱ انجام شد. تعداد کرت‌های آزمایشی در هر فصل ۱۵ عدد بود که در سه بلوک و هر یک دارای پنج کرت، موازی با امتداد در نظر گرفته شده برای زهکش‌های زیرزمینی قرار گرفتند و تیمارها با استفاده از جدول اعداد تصادفی جانمایی شد.

برای احداث کرت‌های آزمایشی آبشویی، ابتدا سطح زمین از گیاهان خودرو پاک‌سازی شد. جانمایی کرت‌ها با ابعاد داخلی ۱/۵×۱/۵ متر با استفاده از دوربین نقشه‌برداری مشخص و با گچ روی زمین علامت‌گذاری شد. برای عایق‌سازی عمق ۳۰-۰ سانتی‌متریِ کرت‌ها نسبت به نشت جانبی، دور هر کرت به عمق ۳۰ و به عرض ۴۰ سانتی‌متر حفاری شد. سپس، ورقه‌های نایلونی به دیواره داخلی (که قبلاً مرطوب شده بود) چسبانده شد، به صورتی که به‌طور یکپارچه دور محیط حفاری‌شده داخلی را فرا گرفت. محل همپوشانی با استفاده از چسب سیلیکون (آکواریوم) درزگیری شد. در مرحله بعد، محیط حفاری‌شده تا ۱۵ سانتی‌متر از خاک پر و با استفاده از یک وزنه فلزی دسته‌دار، تا حد امکان متراکم شد و از مقداری آب نیز برای ایجاد نشست استفاده شد. پس از آن، خاکریزی بیرون کرت‌ها و روی محیط حفاری‌شده تا آنجا ادامه پیدا کرد که پشته‌ای به ارتفاع ۲۵ تا ۳۰ سانتی‌متر ایجاد شود. سپس ورقه‌های نایلونی که تاکنون روی سطح کرت بودند، به روی پشته‌ها کشیده شد تا بدین ترتیب از نشت آب به پشته‌ها جلوگیری به‌عمل آید.

برای اجتناب از تبخیر، روی کلیه کرت‌ها با ورقه‌های نایلونی به ابعاد ۴×۴ متر پوشانده شده و در نهایت، دور تا دور محیط خارجی کرت‌ها خاک ریخته شد تا از بلند شدن نایلون جلوگیری شود. عملیات نصب زهکش‌های زیرزمینی، هم‌زمان با احداث کرت‌ها انجام شده بود. زهکشی با استفاده از لوله‌های PVC کنگره‌ای به قطر ۱۰ سانتی‌متر و با پوشش شن و ماسه صورت گرفت که به جمع‌کننده‌های روباز تخلیه می‌شد. فاصله زهکش‌های زیرزمینی ۴۲ متر بود و زهکش‌ها در عمق متوسط ۱/۵ متری نصب شد. شکل (۱) یکی از کرت‌های آزمایشی را نشان می‌دهد.

شکل ۱- کرت آزمایشی آبشویی

آب رودخانه مورد نیاز برای آبشویی، به صورت روزانه با استفاده از یک دستگاه الکتروپمپ از کانال آب مجاور محل پژوهش برداشت می‌شد. برای آماده‌سازی آب‌های آبشویی با مقادیر هدایت الکتریکی ۹/۰ و ۶/۰ دسی‌زیمنس بر متر، زهاب شورتر از این مقادیر با استفاده از پمپ‌های بنزینی (روبین) از زهکش‌های کشت و صنعت سلمان فارسی برداشت و به محل آزمایش حمل می‌شد. این زهاب در سه تانکر اختلاط، هر کدام به ظرفیت ۲۰۰۰ لیتر و به نسبت حجمی با آب کانال (آب رودخانه کارون) مخلوط می‌شد تا هدایت الکتریکی آن به مقدار تعیین شده (۶/۰ یا ۹/۰ دسی‌زیمنس بر متر) برسد. برای انتقال آب‌های آبشویی به کرت‌های مورد نظر، یک خط لوله پلی‌اتیلنی به طول ۱۰۰ متر از کنار کانال تا کرت‌های آبشویی احداث شد. برای هر یک از ردیف‌ها (بلوک‌ها) یک انشعاب در نظر گرفته شد که به وسیله یک شیر کنترل می‌شد. به هرکدام از شیرها یک رشته لوله باریک‌تر از خط اصلی پلی‌اتیلنی متصل شد که امکان انتقال آب به هر یک از کرت‌های ردیف مربوطه را ممکن می‌ساخت.

اندازه‌گیری مقدار آب اعمال شده، با اندازه‌گیری دبی (با استفاده از یک سطل مدرج) و زمان (با استفاده از یک کرنومتر دیجیتال) انجام شد.

پس از اجرای عملیات آبشویی در هر کرت، تا رسیدن رطوبت خاک به ظرفیت زراعی صبر شده و سپس نمونه‌برداری از خاک، در سه عمق یادشده صورت می‌گرفت. نمونه‌ها پس از خشک شدن در مجاورت هوا، کوبیده و الک شده و برای عصاره‌گیری به آزمایشگاه زهکشی دانشکده مهندسی علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز منتقل می‌شد. اندازه‌گیری اسیدیته (pH) در گل اشباع، به وسیله pH متر انجام شد. غلظت مجموع کلسیم و منیزیم در عصاره اشباع به روش تیتراسیون با محلول استاندارد EDTA و غلظت سدیم به روش فلیم‌فوتومتری اندازه‌گیری شد.

تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد و سطوح معنی‌داری با استفاده از آزمون دانکن و در سطح پنج درصد تعیین شد.

نتایج و بحث

اثر فصل انجام آزمایش بر نتایج آبشویی

آزمایش‌های این پژوهش دو بار، در دو فصل تابستان و پاییز سال ۱۳۹۱ و در هر فصل، با سه تکرار انجام شد. بررسی آماری نشان داد که تأثیر تغییر زمان انجام آزمایش‌ها، بر تغییر هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک پس از آزمایش‌های آبشویی، بر هیچ یک از تیمارها معنی‌دار نبود. البته یادآور می‌شود که به علت پوشاندن سطح کرت‌ها به وسیله پوشش‌های نایلونی، اثر تبخیر، به‌عنوان مهمترین عامل تأثیرپذیر از تغییر فصل، در این آزمایش‌ها حذف شده است. اثر تبخیر به ویژه در آبشویی متناوب که در زمان‌های قطع جریان، تبخیر آبِ خاک صورت می‌گیرد اهمیت زیادی دارد، چرا که سبب می‌شود نمکی که به لایه‌های کم‌عمق خاک آبشویی شده، در زمان قطع جریان توسط تبخیر و خاصیت مویینگی به سطح خاک برگردانده شود. همچنین بخشی از آبی که در دور بعدی آبشویی اعمال می‌شود، در لایه‌های بالایی خاک به‌عنوان جایگزین آب تبخیر شده، نگه داشته می‌شود و بنابراین مقدار آب باقی‌مانده برای شستشوی املاح لایه‌های پایین‌تر کاهش می‌یابد. علاوه بر این، در شرایط اقلیمی تبخیر بالا و در زمانی که آب بر روی سطح خاک وجود دارد، بخش قابل‌توجهی از آن تبخیر شده و آب خالص مورد استفاده برای آبشویی کاهش می‌یابد.

به جز اثر تبخیر، تغییرات دما نیز دو اثر عمده بر فرآیند آبشویی دارد که هر دو از راه تغییر لزجت و در جهات متفاوت عمل می‌کنند. یکی از موارد، اثر درجه حرارت بر ضریب پخشیدگی یونی و دیگری، تأثیر آن بر هدایت هیدرولیکی خاک است. رابطه (۲) بیان‌گر نحوه اثر درجه حرارت بر ضریب پخشیدگی یونی است (Abasi, 2017).

$$D(T) = \frac{T\mu(T_0)}{T_0\mu(T)} D(T_0) \quad \text{(رابطه ۲)}$$

که در آن: $D(T_0)$ و $D(T)$ به ترتیب ضرایب پخشیدگی یونی در درجه حرارت مرجع (T_0) و درجه حرارت T و $\mu(T_0)$ و $\mu(T)$ نیز به ترتیب لزجت در درجه حرارت مرجع و درجه حرارت T هستند. درجه حرارت در این معادله بر حسب کلوین است. با افزایش دما، لزجت کاهش می‌یابد. بنابراین با افزایش دما در صورت کسر معادله (۲)، T افزایش و در مخرج $\mu(T)$ کاهش می‌یابد. به همین دلیل با افزایش دما، ضریب پخشیدگی یونی افزایش قابل‌توجهی خواهد یافت و از این طریق، نقش افزایش دما در شستشوی املاح افزاینده است.

برای بررسی تأثیر درجه حرارت بر هدایت هیدرولیکی خاک، نگاهی دقیق‌تر به ماهیت آن ضروری است. هدایت هیدرولیکی پارامتری هیدروژئولوژیک است که خواص آب و تراوایی ذاتی خاک را با هم ترکیب می‌کند. معادله (۳) این ارتباط را نشان می‌دهد (McWhorter and Sunada, 1977).

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} \quad \text{(رابطه ۳)}$$

که در آن: K هدایت هیدرولیکی خاک، k تراوایی ذاتی خاک، ρ جرم مخصوص ظاهری و g شتاب جاذبه است. تراوایی ذاتی خاک به ابعاد خاکدانه‌ها و شکل مجاری جریان در خاک بستگی دارد و با تغییر دما تغییری نمی‌یابد. جرم مخصوص ظاهری و شتاب جاذبه نیز وابسته به دما نمی‌باشد. ولی تغییر دما، از طریق تغییر لزجت آب، هدایت هیدرولیکی را تغییر می‌دهد. چون لزجت در مخرج معادله است و با افزایش دما کاهش می‌یابد، پس هدایت هیدرولیکی با افزایش دما افزایش می‌یابد. با افزایش هدایت هیدرولیکی، آب سریع‌تر از پروفیل خاک خارج‌شده و زمان برای پخشیدگی و خروج املاح کاهش می‌یابد و بدین ترتیب، نقش افزایش دما در آبشویی کاهنده خواهد بود.

به طور خلاصه، در تحلیل اثر درجه حرارت بر نتایج آزمایش‌های آبشویی در فصول اول (تابستان) و دوم (پاییز) می‌توان مطرح نمود که افزایش ضریب پخشیدگی یونی در اثر افزایش دما در فصل اول و کاهش هدایت هیدرولیکی در اثر کاهش دما در فصل دوم، هر دو سبب بهبود راندمان آبشویی در این فصول شده‌اند. البته این عوامل سبب نشده‌اند که اثر تغییر فصل بر نتایج آزمایش‌ها معنی‌دار باشد. بنابراین در سایر تحلیل‌ها، فصل به عنوان عامل تصادفی در نظر گرفته شده و تعداد تکرارهای

آزمایش برابر با مجموع تکرارهای دو فصل (شش تکرار) در نظر گرفته شده است.

تغییرات شوری عصاره اشباع خاک در آزمایش‌های آبشویی

مقادیر هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک در نتیجه اجرای آزمایش‌های آبشویی، در جدول (۵) ارائه شده است. ملاحظه می‌شود که تفاوت شوری عصاره اشباع خاک در لایه ۳۰-۰ سانتی‌متری پس از آبشویی، به جز بین تیمارهای M1 و M2، بین سایر تیمارهای آزمایش معنی‌دار بوده است. به عبارت دیگر، در سطح پنج درصد تفاوت معنی‌داری بین آبشویی پیوسته (با یک انقطاع) و آبشویی متناوب با دو انقطاع وجود نداشت. می‌توان این امر را به اثر مثبتِ هدایت هیدرولیکی پایین در خاک سنگین محل آزمایش مرتبط دانست که احتمالاً فرصت زیادی برای پخشیدگی املاح تحت آبشویی پیوسته، در اختیار قرار داده است. چنین نتیجه‌ای قبلاً هم توسط Cameron and Wild (1982a, 1982b) و همچنین Verma and Gupta (1989) گزارش شده است ولی تفاوت شوری خاک پس از آبشویی در همین لایه، بین تیمارهایی که از دو و یا چهار انقطاع، ولی با نوع آب یکسان (تفاوت بین تیمارهای M2 و M4 و همچنین بین D1F1 و D2F2) استفاده کرده‌اند معنی‌دار بود.

اختلاط آب و زهاب؛ پیش از اعمال در تیمارهای با پیشوند M و آبشویی با کاربرد زهاب و سپس آب به صورت نوبتی در تیمارهای DF، در سطح پنج درصد اثر معنی‌داری در نتیجه آزمایش در لایه سطحی ۳۰-۰ سانتی‌متری داشت، چنان که اختلاف بین تیمارهای M2 و D1F1 و همچنین بین تیمارهای M4 و D2F2 معنی‌دار بود. دلیل این امر با استفاده از قانون اول فیک[1] قابل توضیح است. این قانون، پخشیدگی یک بعدی املاح در محلول آزاد را به صورت زیر بیان می‌کند:

$$J_D = -D_0 \frac{dC}{dx}$$ (رابطه ۴)

که در آن: C: غلظت املاح، x: فاصله و D_0: ضریب پخشیدگی یونی[2] در آب آزاد است. این معادله نشان می‌دهد که هر چه اختلاف غلظت بین دو محلول در حال جایگزینی (شیب غلظت) بیشتر باشد، میزان پخشیدگی املاح بین آن‌ها بیشتر خواهد بود. در تیمارهای M2 و D1F1، شوری عصاره اشباع خاک در لایه سطحی، پس از ۶۰ سانتی‌متر آبشویی به ترتیب به ۱۸/۷۰ و ۲۱/۵۶ دسی زیمنس بر متر رسید. در دور بعدی آبشویی، تیمار M2 همچنان با آب با شوری ۶/۰ دسی زیمنس بر متر و تیمار D1F1 با آب کارون با شوری ۲/۶۱ دسی زیمنس بر متر بر متر آبشویی شده‌اند. بنابراین در دور دوم، شیب غلظت بین عصاره اشباع خاک و آب آبشویی در تیمارهای D1F1 و M2 به ترتیب ۸/۲۶ و ۳/۱۲ برابر بوده که امکان پخشیدگی املاح را در تیمار D1F1 به صورت بسیار بهتری فراهم کرده است.

یکی از روش‌های بررسی نتایج آزمایش‌های شوری‌زدایی، مقایسه درصد املاح شسته شده از خاک است. کمترین درصد شستشوی املاح در لایه سطحی، در تیمار M1 با ۹۴/۳ درصد و بیشترین آن در تیمار D2F2 با ۹۶/۸ درصد مشاهده شد. با توجه به اختلاف بسیار زیاد بین شوری اولیه خاک و شوری آن پس از آبشویی، این روش مقایسه، اختلاف بین تیمارها را چندان بارز نشان نمی‌دهد. ضمناً هدف از آبشویی، بیرون راندن املاح از ناحیه ریشه است، به حدی که زمین قابلیت کشت داشته باشد. بنابراین حتی اگر درصد شستشوی املاح بسیار بالا بوده ولی شوری خاک تا حد قابل قبولی پایین نیامده باشد، عملیات آبشویی به موفقیت نزدیک نبوده است. همچنین، در مراحل انتهایی آبشویی، نمک‌های باقی‌مانده در خلل و فرج ریزتر خاک حضور داشته و یا از درجه انحلال کمتری برخوردارند که شستشوی آن‌ها را دشوارتر خواهد کرد. بنابراین برای بررسی اثر تیمارهای مختلف آبشویی بر میزان شستشوی املاح، مقادیر املاح باقی‌مانده در خاک با تیماری مقایسه خواهد شد که بیشترین شستشوی املاح در آن انجام شده است. شوری عصاره اشباع خاک در لایه سطحی در تیمار D2F2 به ۵/۸۹ دسی زیمنس بر متر رسید. شوری عصاره اشباع خاک پس از آبشویی در همین لایه و در تیمارهای M1، M2، M4 و D1F1 به ترتیب ۷۷/۲، ۶۶/۹، ۴۲/۶ و ۲۷/۲ درصد بیش از تیمار D2F2 بود که به خوبی اثر عوامل پژوهش حاضر (روش آبشویی، اختلاط و توالی کاربرد آب‌های با کیفیت‌های متفاوت) را نمایان می‌کند. نتایج به‌دست آمده در لایه ۳۰-۰ سانتی‌متری به چند دلیل اهمیت ویژه‌ای دارند و بیشتر مورد بررسی قرار خواهند گرفت:

کرت‌های آزمایشی تا این عمق در برابر نشت جانبی عایق شده‌اند، لذا این لایه تطابق بیشتری با شرایط مزرعه‌ای عملیات آبشویی دارد و با اطمینان خاطر بیشتری می‌توان نتایج حاصل از آن را تعمیم داد.

تمامی ریشه و جوانه گیاه در مراحل اولیه رشد، که به شوری نیز حساس‌تر است، کاملاً در این لایه قرار دارد.

در طی مراحل رشد، نفوذ عمقی ناشی از آبیاری، خود به خود موجب ادامه شستشوی لایه‌های پایین‌تر خواهد شد و آن‌ها را برای توسعه ریشه، در شرایط مساعدتری قرار خواهد داد.

پس از تکمیل مراحل رشد نیز بیشترین مقدار جذب آب توسط ریشه، از این لایه صورت می‌گیرد.

1- Fick

2- Ionic Diffusion Coefficient

جدول ۵- هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک در آزمایش‌های آبشویی

عمق نمونه‌برداری (cm)	تیمار	شوری عصاره اشباع خاک قبل از آبشویی (dS/m)	ارتفاع آب آبشویی اعمال شده (cm)			
			۳۰	۶۰	۹۰	۱۲۰
			شوری عصاره اشباع خاک پس از آبشویی (dS/m)			
۰-۳۰	M1	۱۸۴				۱۰/۴۴a
	M2	۱۸۴		۱۸/۷۰		۹/۸۳a
	D1F1	۱۸۴		۲۱/۵۶		۷/۴۹c
	M4	۱۸۴	۵۸/۹۰	۱۹/۴۶	۱۱/۰۵	۸/۴۰b
	D2F2	۱۸۴	۸۱/۸۳	۲۱/۷۲	۹/۰۹	۸/۸۹b
۳۰-۶۰	M1	۷۵				۱۳/۳۶a
	M2	۷۵		۳۶/۷۸		۱۱/۸۷ab
	D1F1	۷۵		۳۶/۰۰		۱۱/۴۹ab
	M4	۷۵	۶۷/۸۶	۳۹/۷۸	۱۵/۰۹	۱۰/۰۸b
	D2F2	۷۵	۶۳/۷۲	۴۳/۲۳	۱۷/۸۰	۹/۷۰b
۶۰-۹۰	M1	۵۹				۱۶/۰۳a
	M2	۵۹		۴۱/۷۰		۱۴/۵۳b
	D1F1	۵۹		۴۱/۸۴		۱۴/۸۵a
	M4	۵۹	۵۹/۹۴	۴۷/۱۰	۱۷/۴۷	۱۲/۳۹a
	D2F2	۵۹	۵۵/۱۰	۶۱/۰۳	۲۳/۷۶	۱۴/۱۱a

***مکان‌های خالی در جدول به این دلیل است که در تیمارهای پیوسته در تمام مدت آبشویی (تا اعمال ۱۲۰ سانتی‌متر آبشویی) آب روی زمین بوده، به‌همین دلیل نمونه‌برداری فقط در پایان آبشویی انجام شد. به همین ترتیب در تیمارهای دو انقطاعی هم بعد از هر ۶۰ سانتی‌متر اعمال آب به صورت پیوسته، نمونه‌برداری انجام می‌شد، به همین علت در ۳۰ و ۹۰ سانتی‌متر آبشویی امکان نمونه‌برداری وجود نداشت.**

***معنی‌داری با استفاده از آزمون دانکن و در سطح پنج درصد بررسی شده است.**

در بررسی لایه‌های پایین‌تر باید به دو نکته توجه داشت؛ ۱) آب آبشویی این لایه‌ها قبلاً از لایه‌های بالایی عبور کرده و خود دارای مقادیر قابل‌توجهی املاح است. ۲) کرت‌های آزمایشی تا عمق ۳۰ سانتی‌متری از سطح خاک نسبت به نشت جانبی عایق شده‌اند، ولی در اعماق پایین‌تر امکان نشت جانبی وجود دارد که بافت سنگین خاک محل پژوهش، شدت آن را بیشتر می‌کند. این نشت جانبی اثرات متفاوتی بر فرآیند خروج املاح از سطح مورد بررسی دارد. اول این‌که مقدار خالص آب آبشویی عبوری از نیمرخ خاک را کاهش می‌دهد و این عامل، اثر منفی بر فرآیند آبشویی دارد. دیگر این‌که آب نشت یافته به خارج از محیط کرت، مقادیری نمک هم با خود حمل می‌کند. بنابراین هرچند تفاوت بین تیمارهای آبشویی در لایه‌های ۶۰-۳۰ و ۹۰-۶۰ سانتی‌متری عمدتاً معنی‌دار نبوده است (به جز تفاوت بین تیمار M1 و تیمارهای M4 و D2F2 در لایه ۶۰-۳۰ سانتی‌متریِ میانی)، ولی این امر از اهمیت نتایج به دست آمده در لایه اصلی مورد بررسی نخواهد کاست. ملاحظه می‌شود که عمق ۹۰-۶۰ سانتی‌متری خاک مورد آزمایش، در ۳۰ سانتی‌متر اول آبشویی در تیمار M4 با اندکی افزایش شوری مواجه بوده است، در صورتی که در تیمار D2F2 چنین نبوده است. این به‌دلیل شستشوی بیشتر املاح از لایه‌های بالایی در دور اول آبشویی توسط آبی با شوری کمتر است. پس از انجام عملیات آبشویی با تیمارهای مورد نظر، می‌توان کاشت گیاهان مقاوم به شوری مانند پنبه و جو با آستانه تحمل شوری عصاره اشباع خاکِ به ترتیب ۷/۷ و ۸ دسی‌زیمنس بر متر (Maa, 1984)، را مدنظر قرار داد.

تغییرات نسبت جذب سدیم عصاره اشباع خاک در آزمایش‌های آبشویی

مقادیر نسبت جذب سدیم (SAR) عصاره اشباع خاک در نتیجه اجرای آزمایش‌های آبشویی، در جدول (۶) ارائه شده است. تفاوت میزان نسبت جذب سدیم در لایه ۳۰-۰ سانتی‌متری بین تیمارهای M1، M2 و M4 در سطح پنج درصد معنی‌دار بود و

نسبت جذب سدیم در تیمارهای M1 و M2 به‌ترتیب ۵۷/۵ و ۲۴/۷ درصد بیش از تیمار M4 بود. بدین مفهوم که افزایش تعداد انقطاع جریان بر سدیم‌زدایی از نیمرخ این خاک، با آبشویی به‌وسیله آبی با کیفیت ثابت (۶/۰ دسی زیمنس بر متر) موثر بوده است. کمترین میزان نسبت جذب سدیم در لایه اول، در تیمار D1F1 مشاهده شد. هر چند اختلاف معنی‌داری در این ویژگی بین تیمارهای D1F1 و D2F2 وجود نداشت، ولی این امر نشان می‌دهد که افزایش تعداد انقطاع جریان اجباراً به کاهش میزان سدیمی خاک منجر نخواهد شد.

تفاوت نسبت جذب سدیم در لایه سطحی بین تیمارهای M2 و D1F1، که از روش آبشویی یکسان و روش اختلاط و کاربرد آب متفاوت بهره برده‌اند، در سطح پنج درصد معنی‌دار بود و این ویژگی در تیمار M2، ۴۰/۷ درصد بیش از تیمار D1F1 اندازه‌گیری شد. مقایسه مشابهی بین تیمارهای M4 و D2F2، نشان‌دهنده عدم معنی‌داری تفاوت نسبت جذب سدیم است، هرچند این نسبت در تیمار M4 نزدیک به پنج درصد بیش از تیمار D2F2 اندازه‌گیری شد. این مقایسه نشان‌دهنده موثر بودن اختلاط آب و زهاب بر سدیم‌زدایی از خاک است، به ویژه در روش‌های آبشویی با تعداد تناوب کمتر.

بر اساس روش طبقه‌بندی خاک‌های شور و سدیمی در ایران (Mahler, 1979)، خاک‌هایی که میزان نسبت جذب سدیم در آن‌ها کمتر از ۸ است، مشکل سدیمی ندارند و خاک‌هایی که میزان نسبت جذب سدیم در آن‌ها بین ۸ تا ۱۳ است، مشکل سدیمی کمی دارند. بر اساس این روش، مشکل سدیمی در لایه سطحی خاک، به جز در تیمار M1، در تمامی تیمارها مرتفع شده است.

جدول ۶- نسبت جذب سدیم (SAR) در عصاره اشباع و واکنش خاک در آزمایش‌های آبشویی

عمق نمونه‌برداری (cm)	تیمار	نسبت جذب سدیم (SAR) قبل از آبشویی $(meq/lit)^{0.5}$	ارتفاع آب آبشویی اعمال شده (cm)				واکنش خاک (pH) پس از آبشویی
			۳۰	۶۰	۹۰	۱۲۰	
			نسبت جذب سدیم (SAR) پس از آبشویی $(meq/lit)^{0.5}$				
۳۰-۰	M1	۸۴				۹/۶۴a	۷/۶۸ab
	M2	۸۴		۱۸/۸۱		۷/۶۳b	۷/۵۴b
	D1F1	۸۴		۲۳/۷۷		۵/۲۶d	۷/۷۹a
	M4	۸۴	۴۱/۴۰	۱۶/۱۳	۹/۸۶	۶/۱۲c	۷/۶۴b
	D2F2	۸۴	۵۹/۲۹	۲۱/۹۶	۸/۳۱	۵/۸۵cd	۷/۶۸ab
۶۰-۳۰	M1	۵۸				۱۸/۱۰b	۷/۷۶b
	M2	۵۸		۳۵/۸۰		۱۹/۱۰b	۷/۸۳b
	D1F1	۵۸		۴۰/۵۸		۲۲/۲۰a	۸/۰۳a
	M4	۵۸	۵۶/۴۶	۴۲/۱۷	۲۴/۳۱	۱۷/۸۰b	۷/۸۲b
	D2F2	۵۸	۵۲/۸۳	۴۴/۳۲	۲۶/۹۶	۲۰/۰۵ab	۸/۰۸a
۹۰-۶۰	M1	۵۶				۳۲/۲۳a	۷/۹۳c
	M2	۵۶		۴۰/۷۸		۲۴/۶۷b	۷/۸۱d
	D1F1	۵۶		۴۳/۱۱		۳۱/۳۷a	۸/۰۳b
	M4	۵۶	۵۰/۱۳	۴۵/۲۸	۲۹/۱۸	۲۲/۵۷b	۷/۸۵dc
	D2F2	۵۶	۵۰/۴۰	۵۲/۴۰	۳۳/۵۴	۲۴/۱۱b	۸/۱۹a

با توجه به این که مرز طبقه‌بندی شوری برای خاک‌های بدون مشکل، چهار دسی‌زیمنس بر متر است (Mahler, 1979)، هیچ یک از تیمارها مشکل شوری را، حتی در لایه سطحی خاک کاملاً رفع ننموده‌اند. کمترین شوری در بین تیمارها در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری، مربوط به تیمار D2F2 و برابر ۵/۸۹ دسی‌زیمنس بر متر بود. به جز تیمار D2F2، در هیچ یک از تیمارها شوری عصاره اشباع خاک پس از آبشویی به کمتر از ۷/۰ دسی‌زیمنس بر متر نرسید. با توجه به قابلیت اطمینان بالا به نتایج آزمایش‌ها

در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری، می‌توان مطرح نمود که سدیم‌زدایی از خاک‌های مورد بررسی، روند سریع‌تری نسبت به شوری‌زدایی دارد. به عبارت دیگر، مقدار آب مورد نیاز آبشویی برای اصلاح مشکل سدیمی، کمتر از مقدار آب مورد نیاز برای حل مشکل شوری است.

تغییرات اسیدیته خاک در آزمایش‌های آبشویی

آزمایشگاه شوری آمریکا[1]، اسیدیته (pH) خاک برابر ۸/۵ را برای تفکیک خاک‌های قلیایی از غیرقلیایی معین کرده است (Barzegar, 2012). تغییرات واکنش خاک با اعمال تیمارهای آبشویی نیز در جدول (۶) ارائه شده است. با توجه به ارقام این جدول، اسیدیته خاک محل پژوهش، چه قبل از آبشویی و چه بعد از آن، در محدوده قلیایی قرار نمی‌گیرد.

چنان‌که از مقایسه ارقام اسیدیته خاک، قبل و بعد از آبشویی در جداول (۲) و (۶) مشخص است، اسیدیته خاک پس از اعمال تیمارهای آبشویی اندکی افزایش پیدا کرده است. یادآور می‌شود که به‌طور کلی یون‌های کلسیم، منیزیم، پتاسیم و سدیم دارای خصوصیات بازی (قلیایی) و هیدروژن و آلومینیوم دارای خصوصیات اسیدی می‌باشند. مطابق رابطه (۵)، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک[2] (CEC) عبارت است از مجموع کاتیون‌های قابل تبادل بازی و نیز هیدروژن در خاک (Foth and Turk, 1990). (رابطه ۵)

$$CEC = \sum \text{basic cations} + H^+$$

به عبارت دیگر

$$CEC = BSP + HSP \qquad \text{(رابطه ۶)}$$

که در آن؛ BSP: درصد اشباع بازی[3] ($BSP = \frac{Ca+Mg+K+Na}{CEC} \times 100$) وHSP: درصد اشباع اسیدی[4] ($HSP = \frac{H}{CEC} \times 100$) است.

مقادیر BSP و HSP به‌صورت درصد بیان می‌شود و یعنی با افزایش یکی از آن‌ها، سهم دیگری از CEC کاهش می‌یابد. بنابراین هرچه سهم HSP از CEC کاهش و سهم BSP افزایش پیدا کند، یا به‌عبارت دیگر مقدار هیدروژن کاهش یابد، واکنش خاک (pH) افزایش خواهد یافت. چنین گمان می‌رود که در فرآیندهای آبشویی مورد بررسی در این پژوهش، نسبت هیدروژن به کاتیون‌های قلیایی کاهش پیدا کرده و همین، موجب افزایش واکنش خاک شده است.

کاهش نسبت هیدروژن به کاتیون‌های قلیایی به این علت بوده که هیدروژن، نسبت به کلسیم و منیزیم بار کمتری دارد و به همین علت در هنگام آبشویی، به راحتی توسط این کاتیون‌ها (که به خصوص در آب‌های شورتر بیشتر هستند) جایگزین می‌شود. هیدروژن و سدیم دارای بار الکتریکی یکسانی هستند. در این حالت، کاتیونی که شعاع هیدراته آن کمتر است، با نیروی بیشتری جذب می‌شود، ولی به علت عدم اطمینان از وضعیت هیدراته هیدروژن (Foth and Turk, 1990)، نمی‌توان در خصوص جایگزینی آن با سدیم قضاوت کرد.

نتیجه‌گیری

یافته‌های اصلی این پژوهش را می‌توان به صورت زیر ارائه نمود:

- استفاده از زهاب برای اصلاح خاک‌های شور و سدیمی جنوب استان خوزستان امکان‌پذیر است و مصرف آب با کیفیت مناسب (آب رودخانه) را برای آبشویی این اراضی کاهش خواهد داد.
- استفاده نوبتی و یا ترتیبی آب‌هایی با کیفیت متفاوت، بر آبشویی املاح اثر بیشتری دارد تا اختلاط آن‌ها قبل از اعمال در آبشویی.
- راندمان آبشویی در تیمارهایی که شامل چهار انقطاع بودند، بهبود قابل‌توجهی نسبت به سایر تیمارها داشته است. ولی به‌کارگیری آبشویی با دو انقطاع در کاربرد آبی با کیفیت ۶/۰ دسی‌زیمنس بر متر، تفاوت معنی‌داری در کاهش شوری خاک با آبشویی پیوسته ایجاد نکرد. به‌نظر می‌رسد که هدایت هیدرولیکی پایینِ بافت رسی و سنگین، فرصت قابل‌توجهی را برای پخشیدگی املاح تحت آبشویی پیوسته، در اختیار قرار داده است.
- با حذف عامل تبخیر، زمان انجام آبشویی اثری بر نتیجه آن نداشت، زیرا در اثر افزایش دما، ضریب پخشیدگی یونی و هدایت هیدرولیکی افزایش می‌یابند که افزایش اولی سبب بهبود راندمان آبشویی، و افزایش دومی سبب کاهش راندمان آبشویی می‌شود.
- در تمامی تیمارها به جز تیمار M1، مشکل سدیمی لایه سطحی خاک مرتفع گردید. این امر همچنین نشان می‌دهد که در صورت به‌کارگیری زهاب برای آبشویی، این خاک نیازی به ماده اصلاح کننده ندارد.
- در شرایط این پژوهش، مقدار آب مورد نیاز آبشویی برای اصلاح مشکل سدیمی در خاک‌های مورد بررسی، کمتر از مقدار آب مورد نیاز برای حل مشکل شوری بوده است. به عبارت دیگر، سدیم‌زدایی سریع‌تر از شوری‌زدایی انجام شد.

1- U.S. Salinity Laboratory
2- Cation Exchange Capacity (CEC)
3- Basic Saturation Percent
4- Hydrogen Saturation Percent

REFERENCES

Abasi, F. (2017). Advanced Soil Physics. University of Tehran Press (in Farsi)

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture* (Vol. 29). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Barzegar, A.R. (2012). *Saline and sodic soils: Recognition and productivity*. Second Edition. Shahid Chamran University of Ahwaz, Ahwaz, Iran.(in Farsi)

Boumans, J.H. (1963). Some principles governing the drainage and irrigation of saline soils. *ILRI Pubin*, 11.

Cameron, K. C., & Wild, A. (1982,a). Comparative rates of leaching of chloride, nitrate and tritiated water under field conditions. *Journal of Soil Science*, *33*(4), 649-657.

Cameron, K. C., & Wild, A. (1982). Prediction of solute leaching under field conditions: an appraisal of three methods. *Journal of Soil Science*, *33*(4), 659-669.

Choudhary, O. P., Josan, A. S., Bajwa, M. S., & Kapur, M. L. (2004). Effect of sustained sodic and saline-sodic irrigation and application of gypsum and farmyard manure on yield and quality of sugarcane under semi-arid conditions. Field Crops Research, 87(2-3), 103-116.

Cote, C.M., Bristow, K.L and Ross, P.J. (2000). Increasing the efficiency of solute leaching: impacts of flow interruption with drainage of the preferential flow paths. *Journal of Contaminant Hydrology*, 43(3), 191-209.

Dahiya, I. S., Malik, R. S., & Singh, M. (1981). Field studies on leaching behaviour of a highly saline-sodic soil under two modes of water application in the presence of crops. *The Journal of Agricultural Science*, *97*(2), 383-389.

Diacono, M., & Montemurro, F. (2011). Long-term effects of organic amendments on soil fertility. In Sustainable Agriculture Volume 2 (pp. 761-786). Springer, Dordrecht.

Dudley, L. M., Ben-Gal, A., & Lazarovitch, N. (2008). Drainage water reuse: Biological, physical, and technological considerations for system management. Journal of environmental quality, 37(5_Supplement), S-25.

Falkenmark, M and Molden, D. (2008). Wake up to realities of river basin closure. *International Journal of Water Resources Development*, 24 (2), 201-215.

Fedoroff, N. V., Battisti, D. S., Beachy, R. N., Cooper, P. J., Fischhoff, D. A., Hodges, C. N., & Reynolds, M. P. (2010). Radically rethinking agriculture for the 21st century. *Science*, *327*(5967), 833-834.

Foth, H.D & Turk, L.M. (1990). Fundamentals of soil science. John Wiley & Sons, Inc., London.

Gardner, W. R., & Fireman, M. (1958). Laboratory studies of evaporation from soil columns in the presence of a water table. *Soil Science*, *85*(5), 244-249.

Ghafoor, A., Murtaza, G., Rehman, M. Z., & Sabir, M. (2012). Reclamation and salt leaching efficiency for tile drained saline-sodic soil using marginal quality water for irrigating rice and wheat crops. Land Degradation & Development, 23(1), 1-9.

Gharaibeh, M. A., Eltaif, N. I., & Shra'Ah, S. H. (2010). Reclamation of a calcareous saline-sodic soil using phosphoric acid and by-product gypsum. Soil Use and Management, 26(2), 141-148.

Gharaibeh, M. A., Eltaif, N. I., & Shunnar, O. F. (2009). Leaching and reclamation of calcareous saline-sodic soil by moderately saline and moderate-SAR water using gypsum and calcium chloride. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 172(5), 713-719.

Kutílek, M., & Nielsen, D. R. (1994). Soil hydrology: texbook for students of soil science, agriculture, forestry, geoecology, hydrology, geomorphology and other related disciplines. Catena Verlag.

Maa, E.V. (1984). Salt tolerance of plants. Handbook of plant science in agriculture, (2), 57-75.

Mahler, P. (1979). Manual of land classification for irrigation. (3nd Ed) *Soil and Water Research Institute of Iran*. Pub. No. 205.

McWhorter, D. B., Sunada, D. K., & Sunada, D. K. (1977). *Ground-water hydrology and hydraulics*. Water Resources Publication.

Meiri, A., & Plaut, Z. (1985). Crop production and management under saline conditions. In *Biosalinity in Action: Bioproduction with Saline Water* (pp. 253-271). Springer, Dordrecht.

Naseri, A.A. (1998). The hydraulic conductivity of aggregated clay soils under loading, leaching and reclamation (Doctoral Dissertation, University of Southampton).

Oster, J. D., Willardson, L. S., & Hoffman, G. J. (1972). Sprinkling and ponding techniques for reclaiming saline soils. *Transactions of the ASAE*, *15*(6), 1115-1117.

Qadir, M., & Oster, J. (2002). Vegetative bioremediation of calcareous sodic soils: history, mechanisms, and evaluation. Irrigation Science, 21(3), 91-101.

RezaeeSadr H. (2009). Calculation of water requirement for leaching of saline- sodic soils of Salman Farsi agro- industry. *Second Iranian National Conference of Irrigation and Drainage Networks Management*. (in Farsi)

Ritzema, H.P. (2016). Drain for gain: Managing salinity in irrigated lands- A review. *Agricultural Water Management*, (176), 18-28.

Sadiq, M., Hassan, G., Mehdi, S. M., Hussain, N., & Jamil, M. (2007). Amelioration of saline-sodic soils with tillage implements and sulfuric acid application. Pedosphere, 17(2), 182-190.

San Joaquin Valley Drainage Implementation Program. (1999). Drainage Reuse Technical Committee Report. Sacramento, United States of America, Department of Water Resources. 81 pp.

Sazab Pardazan Consulting Engineers. (2015).

Technical report of the drainage management project of West Karun and South Karkheh. (in Farsi)

Sharifipour, M. (2014). Investigation of quality, application method and mixing method of water and drainage water on salts leaching from heavy soil profile. PhD Thesis of Irrigation and Drainage, Shahid Chamran University of Ahwaz. (in Farsi)

Verma, S.K. & Gupta, R.K. (1989). Leaching of saline clay, soil under two models of water application. *Journal of Indian Society of Soil Science,* (37), 803-808.

Walker, D. J., & Bernal, M. P. (2008). The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil. Bioresource technology, 99(2), 396-403.

Walpola, B. C., & Arunakumara, K. K. I. U. (2010). Effect of salt stress on decomposition of organic matter and nitrogen mineralization in animal manure amended soils. Journal of Agricultural Sciences–Sri Lanka, 5(1).