

ارزیابی کیفیت آب‌های زیر زمینی مورد استفاده در آبیاری در دشتهای مرکزی استان فارس

علی کیانی پویا^{۱*} و فاطمه رسولی

عضو هیأت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی فارس؛ ali.kiani@farsagres.ir

کارشناس ارشد مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی فارس؛ rasouli@farsagres.ir

چکیده

غلظت کل نمکها مهمترین شاخص ارزیابی کیفیت آبهای آبیاری می‌باشد و وجود غلظت های زیاد برخی از آنیون ها و یا کاتیون ها می تواند به طور مستقیم و یا غیر مستقیم کاهش کیفیت آبهای مورد استفاده در آبیاری را به دنبال داشته باشد. به منظور ارزیابی کیفیت آب‌های زیر زمینی مورد استفاده در آبیاری دشتهای مرکزی استان فارس تعداد ۶۰ نمونه آب چاه از شهرستانهای مرودشت، داراب، فسا، سروستان و نی‌ریز جمع آوری گردید. غلظت آنیونی و کاتیونی و تیپ آب نمونه ها اندازه‌گیری شده و شاخص اشباع نمکها محاسبه گردید. به منظور ارزیابی تناسب آب در آبیاری، نتایج بدست آمده بر اساس رهنمودهای فائو مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نمودارهای پایپر نشان داد تیپ آب بر اساس اولویت غلظت آنیونی، کلروره و بر اساس غالبیت کاتیونی سدیک می باشد. فقط ۷ نمونه از ۶۰ نمونه آب در دامنه بدون محدودیت برای آبیاری قرار داشتند. از لحاظ مسئله نفوذ، در ۹۵ درصد موارد، غلظت نمک بیش از میزان لازم برای حفظ هم‌آوری ذرات خاک است. بنابراین انتظار می‌رود بالا بودن نسبت جذب سدیم مشکلی از لحاظ سرعت نفوذ آب در خاک ایجاد نماید. در ۶۳ درصد از نمونه ها، نسبت منیزیم به مجموع کلسیم و منیزیم بیش از ۵۰ درصد بود. همچنین شاخص اشباع آبهای مورد مطالعه نشان داد در اغلب موارد، آب از لحاظ کربنات کلسیم، آراگونیت و دولومیت اشباع بوده و در معدودی از آبهای مورد مطالعه (۱/۶ درصد) تشکیل رسوب گچ نیز محتمل بود.

واژه های کلیدی: آبیاری، کیفیت آب، نوع آب و شاخص اشباع

مقدمه

ترکیبات شیمیایی محلول نمک، بستگی زیادی به ترکیب شیمیایی سنگ دارد. آبهایی که از بین سنگ‌های آذرین اسیدی مانند گرانیت، پورفیری و گنیس عبور می‌کنند، کمترین مقدار نمک را داشته و دارای ترکیباتی از قبیل کربنات‌ها، کلریدها، سیلیکات‌ها و سولفات‌های قلیایی می‌باشند. در حالی که آبهایی که از بین سنگ‌های آذرین بازی مانند بازالت عبور می‌کنند، دارای نمک‌های فراوان بوده و اصولاً دارای کربنات‌ها، سولفات‌ها و سیلیکات‌های

منشاء اولیه نمک‌ها در خاک و منابع آبی، هوادیدگی ژئوشیمیایی سنگهای طبقات فوقانی پوسته زمین است. زمانی که این مواد معدنی در معرض اتمسفر قرار می‌گیرند، از لحاظ ترمودینامیکی پایداری خود را از دست داده و خورد می‌شوند. حضور آب مهمترین عامل برای هوادیدگی است. آب به عنوان یک واکنش دهنده در تغییرکاتی‌ها بوده و محیطی برای انتقال مواد حل شده و مواد معلق از سیستم به شمار می‌رود.

۱- نویسنده مسئول، آدرس: فارس، زرقان، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس، بخش تحقیقات شوری

* دریافت: آذر، ۱۳۸۹ و پذیرش: دی ۱۳۸۹

کلسیم و منیزیم می باشند.

عناصر اصلی ایجاد شوری در خاک‌ها، شامل سدیم، کلسیم، منیزیم، پتاسیم، کلر، سولفات و بور می‌باشند. علاوه بر این عناصر مس و روی نیز به مقادیر کم در خاک‌های شور تجمع می‌یابند. عناصر نمک‌های محلول، از متداول ترین عناصر پوسه زمین بوده و از لحاظ فراوانی در بین ۱۵ عنصر اول قرار دارند (فائو/ یونسکو، ۱۹۷۳).

ژئوشیمی نمک‌ها بر روی سطح زمین براساس حلالیت و استخراج یونها از کانیها در حین هوازدگی است. بنابراین مسلم است که با فرایند هوازدگی و شور شدن، نمک‌های کلرید، نیترات، سولفات و کربنات قلیایی خاکی، نمک‌های غالب را تشکیل می‌دهند. کلریدها و سولفات‌ها آنیون‌های مهم در تشکیل خاک‌های شور هستند. همه نمک‌های کلریدی دارای حلالیت زیاد و در نتیجه سمیت زیاد هستند. هرچه درجه شوری خاک و آب زیرزمینی بیشتر باشد مقدار کلر آن بیشتر است (تانجی، ۱۹۹۰).

کلرید سدیم همراه با سولفات سدیم و منیزیم مهمترین نمک‌های محلولهای شور را تشکیل می‌دهند. سمیت این نمک برای گیاه بسیار زیاد است (حلالیت ۲۶۴ (فائو- یونسکو، ۱۹۷۳). با افزایش شوری، نسبت یون سدیم نسبت به کلسیم افزایش می‌یابد، زیرا نمک‌های سدیمی نسبت به نمک‌های کلسیمی حلالیت بیشتری دارند. آنیون غالب در محلول‌های شور نیز کلر است، در حالیکه در محلول‌های کم شور یون سولفات غالب است. این موضوع تاثیر رسوب گچ را منعکس می‌کند (تانجی، ۱۹۹۰).

افزایش نسبت Mg/Ca نشان دهنده حلالیت بیشتر نمک‌های منیزیم نسبت به نمک‌های کلسیم است. این امر زمانی اتفاق می افتد که غلظت کلسیم به دلیل رسوب $CaCO_3$ کاهش یافته و غلظت منیزیم بطور نسبی از غلظت کلسیم بیشتر گردد (جوریناک، ۱۹۹۰).

از آنجائیکه گیاه علاوه بر حساسیت به غلظت کل املاح به غلظت برخی یونهای محلول در آب نیز حساس است. آگاهی از ترکیب شیمیایی آب برای ارزیابی دقیق کیفیت آب در مصارف آبیاری ضروری به نظر می رسد. لذا تحقیق حاضر به منظور مشخص نمودن تیپ آب (آنیون و کاتیونهای غالب)، نسبتهای یونی و درجه اشباع آب از لحاظ املاح در آبهای مورد استفاده در آبیاری صورت گرفت. برای ارزیابی کیفی آب از لحاظ مصرف در

آبیاری نمونه های آب، با استانداردهای فائو مورد مقایسه قرار گرفت. رهنمودهای کیفیت آب فائو (آیرز و وستکات، ۱۹۸۵) اگر چه دارای محدودیتهای و مفروضاتی است که ممکن است در همه موارد با شرایط منطقه مورد مطالعه مطابقت نداشته باشد اما برای مقایسه و ارزیابی اولیه آب، این رهنمودها به طور وسیعی مورد استفاده قرار گرفته اند (ایساک و همکاران ۲۰۰۹)^۴، سینگ و همکاران (۲۰۰۸)^۵.

در تفسیر نتایج شیمیایی نمونه‌های آب، نمودارهای پایپر کاربرد زیادی دارند (مک نیل و همکاران، ۲۰۰۵)^۶؛ گوپتا و همکاران، ۲۰۰۹^۷؛ ونوگوپال و همکاران، ۲۰۰۹^۸). این نمودارها علاوه بر اینکه ترکیب یک آب معین را نشان می‌دهند، مقایسه نمونه‌ها را نیز امکان پذیر می‌نمایند. با توجه به ترکیب شیمیایی آنها می‌توان آنها را به ۹ تیپ مختلف تقسیم بندی نمود. بر اساس اولویت غلظت آنیونی، به سه تیپ کربناته، سولفات و کلروره و بر اساس غالبیت کاتیونی به سه تیپ کلسیک، منیزیک و سدیک (سدیم+ پتاسیم) تقسیم می‌شوند. هدف از این مطالعه ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی مورد استفاده در آبیاری با استفاده از شاخصهای مختلف ارزیابی کیفیت آب در دشتهای مرکزی استان فارس می‌باشد.

مواد و روش ها

به منظور ارزیابی کیفیت آب‌های زیر زمینی مورد استفاده در آبیاری در دشتهای مرکزی استان فارس تعداد ۶۰ نمونه آب از شهرستانهای مرودشت، داراب، فسا، سروستان و نیریز جمع آوری گردید. نقشه پراکنش آبهای مورد مطالعه در شکل ۱ ارائه شده است. کلیه نمونه ها از منبع زیر زمینی (آب چاه) بوده و برای آبیاری مزارع مورد استفاده قرار می گرفتند. نمونه‌های منتخب دارای دامنه وسیعی از شوری از ۲ تا ۱۱ دسی زیمنس بر متر می باشند و می‌توانند نماینده کل نمونه‌های مورد مطالعه باشند.

حفر چاه در سازندهای آبرفتی صورت گرفته بود و عمق چاهها از ۳ تا ۸۰ متر متغیر بود. نمونه برداری اغلب از اراضی تحت کشت گندم آبی و در فصل خشک (قبل از شروع بارندگی) انجام شد. نمونه‌ها، از مزارعی جمع آوری شدند که افت عملکرد به دلیل نامناسب بودن کیفیت آب توسط بهره بردار گزارش شده بود. کلیه تجزیه‌های آنیونی و کاتیونی نمونه‌های آب با استفاده از

4- Isaac et al (2009)

5- Singh et al (2008)

6- Mc Neil et al (2005)

7- Gupta et al (2009)

8- Venugopal et al (2009)

1- FAO- UNESCO (1973)

2- Tani (1990)

3- Jurinak (1990)

با این تشکیلات در تماس است شده است. نمونه آبهای گچی در شهرستانهای داراب و فسا به وفور یافت می‌شوند. ۳- نقاتی که در مجاورت گوشه سمت چپ قرار گرفته‌اند، دارای مجموع کلسیم + منیزیم زیاد و غنی از آنیونهای بیکربنات بوده و آبهای با کیفیت مناسب را تشکیل می‌دهند. ۳/۳ درصد از کل نمونه‌های مورد بررسی در این گروه از آنها قرار گرفتند.

۴- نمونه آبهایی که در مجاورت گوشه پایین دیاگرام قرار می‌گیرند، آبهای متشکل از کربنات و بی‌کربنات سدیم می‌باشند و در حقیقت آبهای سدیمی را تشکیل می‌دهند. ۱/۶ درصد از نمونه‌های مورد مطالعه این گروه از آنها را تشکیل دادند اینگونه آبها در بخشهای شمالی دشت مرودشت یافت می‌شد. استفاده از نمودار پایپر به منظور ارزیابی و تعیین تیپ آب توسط بسیاری از محققان انجام گرفته است (سینگ و همکاران، ۲۰۰۸؛ راتو، ۲۰۰۶).

ارزیابی آب برای مصارف آبیاری

به طور کلی در ارزیابی کیفیت آب برای آبیاری عوامل زیر در نظر گرفته می‌شوند، (۱) شوری کل، (۲) SAR و تأثیر آن بر نفوذپذیری و (۳) سمیت یونی. علاوه بر پارامترهای فوق، نسبت منیزیم به کلسیم و شاخص اشباع آب نیز در ارزیابی کیفی آب برای آبیاری، اهمیت دارند. از این رو در این ارزیابی نمونه آبهای مورد مطالعه از نظر پارامترهای فوق نیز مورد بررسی قرار گرفتند.

شوری آب

بر اساس رهنمودهای ارزیابی کیفیت آب ارائه شده بوسیله فائو (آیرز و وستکات، ۱۹۸۵) آب با شوری حداکثر ۰/۷ دسی زیمنس بر متر، می‌تواند بدون ایجاد محدودیت جهت مصارف کشاورزی مورد استفاده قرار گیرد. در حالی که آب آبیاری دارای شوری ۳ دسی زیمنس بر متر و بالاتر، دارای محدودیت شدید (جهت استفاده در آبیاری) می‌باشد. علاوه بر این غلظت کل نمکهای موجود در آب آبیاری، مهمترین معیار برای ارزیابی کیفیت آب است. زیرا اغلب گیاهان به غلظت کل یونها در محیط ریشه پاسخ می‌دهند (اثر اسمزی) تا اثر ویژه یون (مانز و تستر، ۲۰۰۸).

نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد از ۶۰ نمونه آب مورد بررسی، تنها ۷ نمونه دارای شوری کمتر از ۰/۷ دسی زیمنس بر متر بوده و ۶ نمونه شوری بین ۲-۰/۷ دسی زیمنس بر متر داشتند. بنابراین بسیاری از نمونه آبهای مورد بررسی در دامنه آبهایی قرار گرفتند که دارای محدودیت شدید جهت استفاده در آبیاری بودند. شوری

روشهای ارائه شده بوسیله آزمایشگاه شوری ایالات متحد آمریکا (ریچارد، ۱۹۵۴)^۱ صورت گرفت.

ارزیابی هیدروشیمی آبهای مورد استفاده بوسیله نمودارهای پایپر انجام شد و در ارزیابی کیفی آب از لحاظ مصرف در آبیاری، نتایج تجزیه شیمیایی نمونه‌های آب، با استانداردهای فائو مورد مقایسه قرار گرفت. جهت تعیین مقدار نسبی هر یک از آنیونها و کاتیونها و مشخص نمودن تیپ آب، با استفاده از نرم افزار GW-Chart دیاگرام پایپر رسم گردید. غلظت مطلق هر یک از آنیونها و کاتیونها با استفاده از رهنمودهای فائو (آیرز و وستکات، ۱۹۸۵ و رودز و همکاران، ۱۹۹۲)^۳ از نظر کیفیت برای آبیاری مورد ارزیابی قرار گرفت. با استفاده از نرم افزار ژئوشیمیایی PHREEQC (چارلتون و همکاران، ۱۹۹۷)^۴ شاخص اشباع نمکها برای هر نمونه آب محاسبه گردید. نتایج شاخص اشباع در تعدادی از نمونه‌های آب (۱۳ نمونه از ۶۰ نمونه) گزارش گردید.

نتایج و بحث

ارزیابی هیدروشیمی آب

تفسیر نتایج تجزیه شیمیایی آب با استفاده از نمودار پایپر انجام شد. این نمودار به ۹ منطقه تقسیم شده و تیپ آب بر اساس غلظت یکی از آنیونها و رخساره آب بر اساس اولویت غلظت یکی از کاتیونها تعیین می‌گردد. به طور کلی آبها از نظر ترکیب شیمیایی به سه تیپ اصلی، بی‌کربناته، سولفات و کلروره تقسیم شده که هر کدام دارای سه رخساره کلسیک، منیزیک و سدیک (سدیم + پتاسیم) می‌باشند. بر این اساس از تجزیه شیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه نتایج زیر بدست آمد (شکل ۲).

۱- در دیاگرام چهارگوش آبهای شور (حاوی مجموع سدیم، کلر و سولفات زیاد) در مجاورت ضلع سمت راست دیاگرام تجمع می‌یابند. ۹۳/۳ درصد از نمونه‌های آب مورد مطالعه این تیپ آب را تشکیل دادند.

۲- نقاتی که گوشه بالای دیاگرام چهار گوش واقع شده‌اند، آبهای بوده که هم دارای کلسیم و منیزیم زیاد و هم مجموع آنیونها کلر و سولفات زیاد می‌باشند. این آبها، شامل آبهای گچی و آبهایی بوده و دارای سختی دائم هستند. ۱/۶ درصد از نمونه آبهای مورد مطالعه این تیپ آب را نشان دادند. سازندهای زمین شناسی این منطقه غنی از سولفات کلسیم بود، که سبب اشباع نمودن منابع آبی که

- 1- Richards(1954)
- 2- Ayers and westcot(1985)
- 3- Rhoades et al (1992)
- 4- Charlton(1997)
- 5- Faces

- 6- Sing et al (2008)
- 7- Rao (2006)

نفوذ آب به خاک بودند. این نمونه آبها در شهرستان مرودشت و ارسنجان واقع شده بودند. در ۹۵ درصد موارد، غلظت نمک بیش از میزان لازم برای حفظ هم‌آوری ذرات خاک است. بنابراین انتظار می‌رود بالا بودن SAR مشکلی از لحاظ سرعت نفوذ آب در خاک ایجاد نخواهد کرد.

سمیت آنیونها و کاتیونها

نتایج حاصل از مقایسه غلظت آنیونها و کاتیونها در شکل‌های ۵ و ۶ ارائه شده است. بر اساس نتایج حاصل، آنیون غالب در محلولهای شور کلسیم بوده در حالیکه در محلولهای کم شور، سولفات آنیون غالب بود. این موضوع نشان داد با غلیظ شدن محلول، گچ ترسیب شده و از محلول خارج می‌شود، در حالیکه نمک کلر که از حلالیت بالایی برخوردار است، در محلول باقی ماند. غلظت کلر در آبهای مورد مطالعه از ۱ تا ۲۰۰ میلی‌اکی والان در لیتر متغیر بود. بر اساس رهنمودهای ارائه شده بوسیله فائو، غلظت بیشتر از ۴ میلی‌اکی والان در لیتر کلر، سبب کاهش محصول گیاهان حساسی نظیر درختان و گیاهان چوبی می‌شود. در این مطالعه ۹۳/۳ درصد از نمونه‌ها دارای غلظت بیش از ۴ میلی‌اکی والان بر لیتر بودند (شکل ۵)، از این رو استفاده از این آبها جهت گیاهان حساس با محدودیت همراه می‌باشد. در حالیکه گیاهان یکساله نظیر گندم و جو حساسیت کمتری به کلر نشان می‌دهند. طبق گزارش مس (۱۹۷۷)^۲ گندم و جو قادرند در غلظتهای به ترتیب ۶۰ و ۸۰ میلی‌اکی والان در لیتر کلر بدون کاهش عملکرد رشد نمایند.

غلظت سولفات در نمونه آبهای مورد بررسی از ۰/۵ تا ۹۲/۵ میلی‌اکی والان در لیتر متغیر بود (شکل ۵). اگرچه در رهنمودهای فائو درجه محدودیت سولفات مطرح نمی‌باشد، اما در آبهای با کیفیت مطلوب، دامنه سولفات از ۵ تا ۲۰ میلی‌اکی والان در لیتر متغیر است (آیرز و وستکات، ۱۹۸۵).

نتایج حاصل از آبهای مورد مطالعه در این بررسی همچنین نشان داد دامنه تغییرات (کربنات + بی‌کربنات) از ۱/۸ تا ۱۰ میلی‌اکی والان در لیتر متغیر بود (شکل ۵). بر اساس جدول راهنمای فائو (آیرز و وستکات، ۱۹۸۵) مقادیر ۱/۵ تا ۸/۵ میلی‌اکی والان در لیتر بی‌کربنات، ایجاد محدودیت متوسط و مقادیر بیش از ۸/۵ میلی‌اکی والان در لیتر، محدودیت شدید در استفاده از آب را به دنبال دارند. در این ارتباط کلیه نمونه آبهای مورد استفاده در این مطالعه از نظر غلظت یون بی‌کربنات، به درجات متوسط تا شدید دارای محدودیت در استفاده

برخی از نمونه‌های آب، بسیار بیشتر از ۳ دسی‌زیمنس بر متر بود به طوری که این میزان در برخی از نمونه‌ها به ۷ برابر مقدار فوق نیز رسید (شکل ۳).

با توجه به نتایج بدست آمده و بر اساس طبقه‌بندی فائو، بسیاری از آبهای زیر زمینی مورد مطالعه در محدوده نامناسب برای آبیاری قرار گرفتند. از این رو استفاده از این آبها در کشاورزی مستلزم وجود محدودیت در انتخاب گیاه بوده و برای بدست آوردن تولید قابل قبول باید از شیوه‌های مدیریتی خاص استفاده کرد.

مسئله نفوذ

در شکل ۴ تغییرات شوری و نسبت جذب سدیم برای هر نمونه آب ارائه شده است. وجود سدیم زیاد علاوه بر اینکه سبب اختلال در روابط آب و خاک شده، به دلیل پراکنده کردن ذرات خاک و پر کردن روزنه‌های سطحی خاک، مسائل شدید نفوذ آب در خاک را نیز به دنبال دارد (قدیر و همکاران، ۲۰۰۱). در خاک‌های متأثر از نمک، کاهش شوری، افزایش درجه سدیمی بودن و یا هر دو عامل فوق، کاهش پایداری خاک را به همراه دارد. بر اساس جدول راهنمای فائو (جدول ۱) با افزایش SAR میزان نمک لازم (EC) برای اینکه بتوان از آب بدون ایجاد محدودیت نفوذ آب به خاک استفاده نمود بیشتر می‌شود. ۴ نمونه از ۶۰ نمونه آب مورد مطالعه دارای SAR بین صفر تا ۳ بودند. شوری این نمونه‌ها از ۱/۳ تا ۹/۹ متغیر بود. در حالیکه جدول راهنمای فائو نشان می‌دهد (جدول ۱) که در دامنه SAR فوق، شوری برابر با ۰/۷ دسی‌زیمنس بر متر برای عدم بروز مشکل نفوذ آب به خاک کافی می‌باشد. ۹ نمونه آب دارای SAR در دامنه ۳ تا ۶ بودند که شوری آنها از ۲/۱۷ تا ۱۳/۲ دسی‌زیمنس بر متر تغییر نمود. این نمونه‌ها نیز محدودیتی برای نفوذ ایجاد نخواهند کرد. زیرا شوری لازم برای کاهش اثرات سدیم در خاک طبق جدول ۱ برابر با ۱/۲ دسی‌زیمنس بر متر می‌باشد. SAR ۲۰ نمونه از آبهای مورد مطالعه از ۶ تا ۱۲ در نوسان بود. در این محدوده SAR، در صورتیکه شوری ۱/۹ دسی‌زیمنس بر متر باشد آب محدودیتی برای استفاده در آبیاری ندارد (جدول ۱). در حالیکه در آبهای مورد مطالعه شوری این نمونه‌ها حداقل ۶/۶ و حداکثر ۱۰/۲۱ بود. در سایر نمونه (۳۲ نمونه) SAR بیش از ۱۲ اندازه‌گیری شد. شوری ۲ نمونه از آنها کمتر از یک دسی‌زیمنس و در سایر موارد حداقل شوری، ۶/۶ دسی‌زیمنس بر متر بود. با مقایسه نتایج بدست آمده با رهنمودهای فائو می‌توان نتیجه گرفت که از ۶۰ نمونه آب فقط سه نمونه (۵ درصد) دارای مشکل

در صورتی که نسبت این دو عنصر در محلول خاک در حد متعادلی حفظ گردد، محدودیتی در مصارف آبیاری ایجاد نمی‌کند. با این حال باید توجه داشت که میزان جذب هر یک از این عناصر در حضور غلظت بالای عنصر دیگر، به دلیل اثر رقابتی موجود بین این دو عنصر، به شدت کاهش می‌یابد (پلوت و گریو، ۱۹۸۸ و کی و همکاران، ۱۹۶۲).

بررسی SAR در نمونه آبهای مورد مطالعه نشان داد مقادیر پارامتر فوق در نمونه‌ها از ۰/۵ تا ۳۴ متغیر بود. بر اساس رهنمودهای فائو آیرز و وستکات، (۱۹۸۵) رشد گیاهان حساس به سدیم در SARهای بیش از ۳ کاهش می‌یابد و در SARهای بیش از ۹ محدودیت شدید برای رشد این گیاهان ایجاد خواهد شد. در ۳۳ نمونه از ۶۰ نمونه آب مورد بررسی، SAR مقادیری بیش از ۹ را نشان داد، در حالیکه فقط ۴ نمونه آب دارای SAR کمتر از ۳ بودند (شکل ۴).

نسبت منیزیم به کلسیم

نسبت منیزیم به مجموع کلسیم و منیزیم در آبهای مورد مطالعه در شکل ۷ نشان داده شده است. بر اساس نتایج حاصل در آبهای مورد ارزیابی، دامنه تغییرات درصد منیزیم به مجموع کلسیم و منیزیم از ۴ تا ۸۴ درصد متغیر بود، به طوری که در ۶۳ درصد از نمونه‌ها، غلظت کلسیم کمتر از ۵۰ درصد مجموع کلسیم و منیزیم بود. این آبها در برگیرنده دامنه وسیعی از شوری از ۲/۲ تا ۲۰ دسی‌زیمنس بودند. در صورتی که منبع کلسیم قابل حل در خاک وجود داشته باشد، این نسبت تعدیل شده و اثرات سوء منیزیم در خاک کاهش می‌یابد. در غیر این صورت مصرف ترکیبات کلسیم دار در خاک ضروری می‌باشد. از اینرو اطلاع از نتایج خاک جهت اظهار نظر قطعی در مورد استفاده از ترکیبات دارای کلسیم الزامی به نظر می‌رسد.

در منابع آبی که نسبت $Mg/(Ca+Mg)$ به بیش از ۵۰ درصد برسد ($Mg/Ca > 1$) صدمات ناشی از منیزیم معنی‌دار خواهد بود (فائو/یونسکو، ۱۹۷۳ و آیرز و وستکات، ۱۹۸۵). در چنین شرایطی احتمال پراکنش ذرات خاک افزایش می‌یابد. زیرا منیزیم از لحاظ قدرت جذب بر روی مواضع تبدلی ذرات خاک حد فاصل بین کلسیم و سدیم است. این عنصر در مقایسه با کلسیم از شدت جذب کمتری برخوردار بوده اما در مقایسه با سدیم با شدت بیشتری جذب ذرات خاک می‌شود. از این رو در خاک منیزیمی، سدیم با سهولت بیشتری جایگزین منیزیم شده و ممکن است پتانسیل اثر سدیم قدری بیشتر شود (رحمان و راول، ۱۹۷۹).

بودند (شکل ۵). در مناطق خشک و نیمه خشک آبهای مورد استفاده در آبیاری صرف نظر از میزان شوری آب، دارای مقادیر بالایی از بی‌کربنات هستند. در این ارتباط تقریباً آبی را نمی‌توان یافت که دارای مقدار ناچیز بی‌کربنات باشد. استفاده طولانی مدت از اینگونه آبها سبب تغلیظ یون بی‌کربنات در محلول خاک شده و ترسیب یونهای کلسیم را در پی خواهد داشت (دری برات، ۱۹۹۲). کاهش یونهای دو ظرفیتی فوق سبب افزایش نسبت جذب سدیم در محلول خاک و تخریب ساختمان خاک می‌شود.

مشکل زیاد بودن بی‌کربنات آب را می‌توان با افزودن هر نوع اسید معدنی به آب خنثی نمود. اسیدها و مواد به‌ساز دارای کلسیم نظیر گچ نیز سبب خروج این آنیون از فاز محلول می‌شود.

از نظر غلظت کاتیونها، سدیم کاتیون اصلی در اغلب نمونه‌های آب مورد مطالعه بود، در حالیکه کلسیم و منیزیم از نسبتهای متفاوتی برخوردار بودند (شکل ۶). در این ارتباط غلظت سدیم آبها از ۰/۸ تا ۱۷۹ میلی‌اکی والان در لیتر متغیر بوده در حالیکه دامنه تغییرات کلسیم و منیزیم به ترتیب از ۱/۱ تا ۷۳/۱ و ۰/۲ تا ۷۱/۴ میلی‌اکی والان بر لیتر متغیر بود.

در اغلب آبهای شور و در دامنه شوری کم تا متوسط غلظت کلسیم و منیزیم نسبت به سایر کاتیونها بیشتر است. اما با افزایش شوری غلظت هر یک از کاتیونها نیز افزایش می‌یابد (تانجی، ۱۹۹۰). کلسیم به دلیل حلالیت کمتر نمکهای آن، در محلولهای شور تشکیل رسوب می‌دهد، بنابراین روند افزایشی آن از شیب کمتری نسبت به یونهای سدیم و منیزیم برخوردار بوده و درصد کمتری از کل کاتیونها را به خود اختصاص می‌دهد. نمک‌های کم‌محلول و نامحلول کلسیم از ثابت حاصلضرب حلالیت کمتری برخوردار بوده و در غلظت‌های کم، یونهای کلسیم با آنیونهای رسوب دهنده نظیر کربنات به حد اشباع رسیده و از محلول خارج می‌گردند. وقتی غلظت یون کلسیم به دلیل تشکیل رسوب $CaCO_3$ کاهش یابد، غلظت منیزیم نسبت به کلسیم افزایش می‌یابد. از این رو در محلول‌های شور اغلب برتری غلظت منیزیم نسبت به کلسیم مشاهده می‌گردد (تانجی، ۱۹۹۰).

هر چند کلسیم و منیزیم از کاتیونهای اصلی تشکیل دهنده محلول‌های شور می‌باشند، با این وجود این عناصر در گروه عناصر غذایی پر مصرف برای گیاه نیز طبقه بندی می‌شوند، بنابراین بالا بودن غلظت این عناصر

2- Key et al (1962)

3- Rahman and Rowell (1979)

1- Dreybrodt (1992)

شاخص اشباع

SAR در نمونه های مورد بررسی پتانسیل ایجاد محدودیت در تولید گیاهان زراعی حساس را نشان داد، اما به دلیل غالب بودن کشت گندم و جو در منطقه مورد مطالعه، استفاده از منابع آبی فوق می تواند بدون ایجاد محدودیت از نظر سمیت، در آبیاری مورد استفاده قرار گیرد. با افزایش SAR، شوری نیز افزایش یافت. به طوری که در بیشتر نمونه‌ها، غلظت نمک بیش از میزان لازم برای حفظ هم‌آوری ذرات خاک بود. بنابراین انتظار می‌رود بالا بودن SAR مشکلی از نظر سرعت نفوذ آب در خاک ایجاد نخواهد کرد. در آبهای مورد ارزیابی، دامنه تغییرات درصد منیزیم به مجموع کلسیم و منیزیم از ۴ تا ۸۴ درصد متغیر بود. در بیش از نیمی از نمونه‌ها، غلظت کلسیم کمتر از ۵۰ درصد مجموع کلسیم و منیزیم بود. در صورتی که منبع کلسیم قابل حل در خاک وجود داشته باشد، این نسبت تعدیل شده و اثرات سوء منیزیم در خاک کاهش می‌یابد. در غیر این صورت مصرف ترکیبات کلسیم دار در خاک ضروری می‌باشد. از اینرو اطلاع از نتایج خاک جهت اظهار نظر قطعی در مورد استفاده از ترکیبات دارای کلسیم الزامی به نظر می‌رسد.

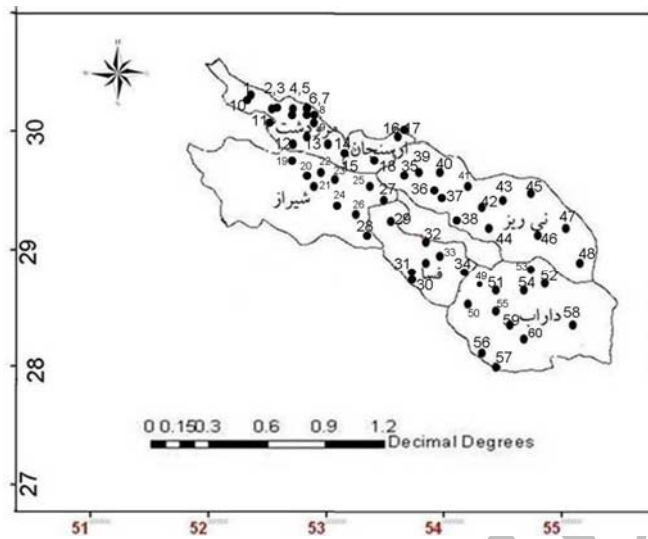
وجود کربنات کلسیم زیاد در خاک سبب تعدیل این نسبت شده و اثرات سوء منیزیم در خاک کاهش می‌یابد. بسیاری از آبهای مورد مطالعه، از لحاظ کربنات کلسیم اشباع بودند. کاربرد آبهای اشباع از لحاظ نمکهای کم محلول اگرچه باعث کاهش اثرات شوری در خاک می‌شود، اما به دلیل خروج کاتیونهای کلسیم و یا منیزیم، افزایش نسبی سدیم را به همراه خواهد داشت.

نتایج حاصل از محاسبه شاخص اشباع نمکها با استفاده از برنامه PHREEQC نشان داد احتمال تشکیل رسوب کلسیت در ۹۰ درصد نمونه‌های آب محتمل بود. همچنین احتمال تشکیل رسوب دولومیت و آراگونیت نیز در بسیاری از نمونه های آب مورد انتظار بود. اما درصد کمی از نمونه های آب تشکیل رسوب گچ را تأیید نمودند (۱/۶ درصد). در جدول ۲ نتایج شاخص اشباع نمکها در تعدادی از نمونه های آب آبیاری با دامنه وسیع شوری از ۲ تا ۱۱ دسی زیمنس بر متر نشان داده شده است. مقادیر صفر (یا نزدیک به صفر) و همچنین علامت (+) اعداد نشان دهنده اشباع و یا فوق اشباع بودن نمونه آب مورد بررسی از نمک مورد نظر می‌باشد و به محض مساعد شدن شرایط، نظیر افزایش درجه حرارت یا تغلیظ در محلول خاک، زمینه برای ترسیب و خروج یونها از آب فراهم می‌گردد. اعداد منفی بیانگر این است که آب، پتانسیل انحلال نمکهای فوق را دارا بوده و با افزودن این گونه آبها به خاک، ممکن است مقداری نمک که حاصل انحلال کانیهای بومی خاک است به محلول افزوده گردد.

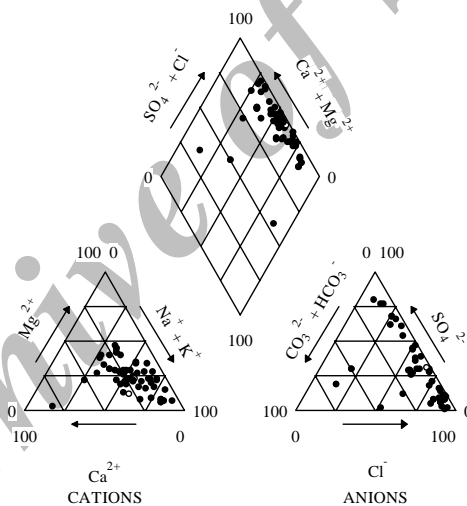
مقادیر زیاد آنیونهای رسوب دهنده و میزان کلسیم و منیزیم بالا در آب آبیاری سبب خروج این یونها از محلول و کاهش شوری در خاک می‌گردد (شلوت، ۱۹۸۴).^۱ زیرا این آبها از لحاظ کربنات کلسیم اشباع می‌باشند و یا دارای مقادیر زیاد یون سولفات می‌باشند. به طوری که باعث ترسیب آنها به صورت آهک و گچ فراهم شده و با ترسیب یونها در خاک مقدار شوری که ریشه گیاه با آن مواجه می‌شود، کاهش می‌یابد.

نتیجه گیری

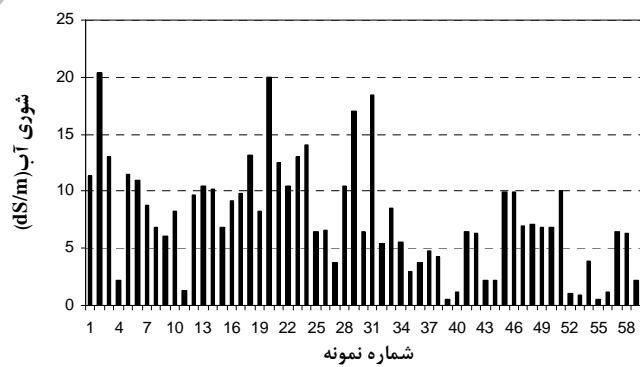
آبیاری با آب شور می‌تواند اثراتی را در خاک و گیاه به جا گذارد از این رو به منظور پیش بینی مشکلاتی که ممکن است هنگام آبیاری با آب شور رخ دهد، ارزیابی دقیق ترکیب شیمیایی آب و ارزیابی تناسب آنها ضروری است. در این مطالعه، بررسی هیدروشیمی آبها با استفاده از نمودار پاییر نشان داد تیپ آبهای مورد مطالعه عمدتاً کلرور سدیمی و سولفات سدیمی بود. از نظر ترکیب آنیونی، کلر یون غالب و از نظر ترکیب کاتیونی، سدیم یون غالب نمونه های آب را تشکیل داد. بر اساس طبقه بندی فائو، غلظت کلر و سدیم آب آبیاری عامل محدود کننده در تولید گیاهان حساس به شوری به شمار می‌رود، از این رو انتظار می‌رود استفاده از منابع آبی مورد بررسی مشکلاتی را برای رشد گیاهان زراعی بوجود آورد. اگرچه مقادیر



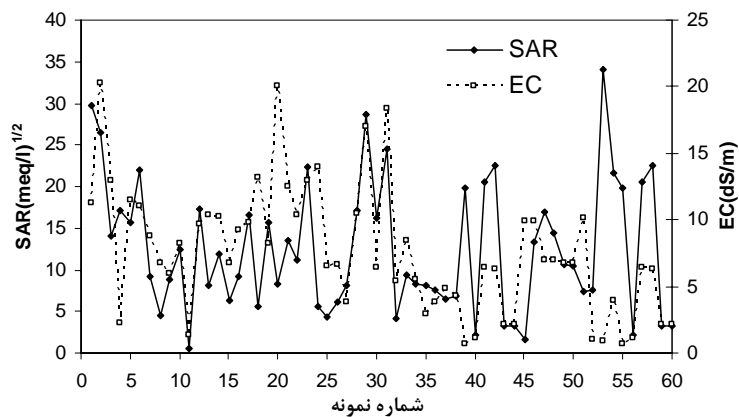
شکل ۱- نقشه پراکنش آبهای مورد مطالعه



شکل ۲- نمودارهای پایبر آبهای مورد مطالعه



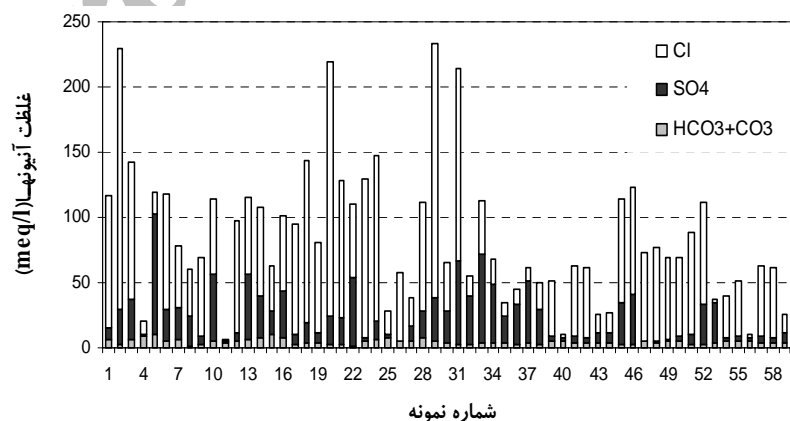
شکل ۳- تغییرات شوری در آبهای مورد مطالعه



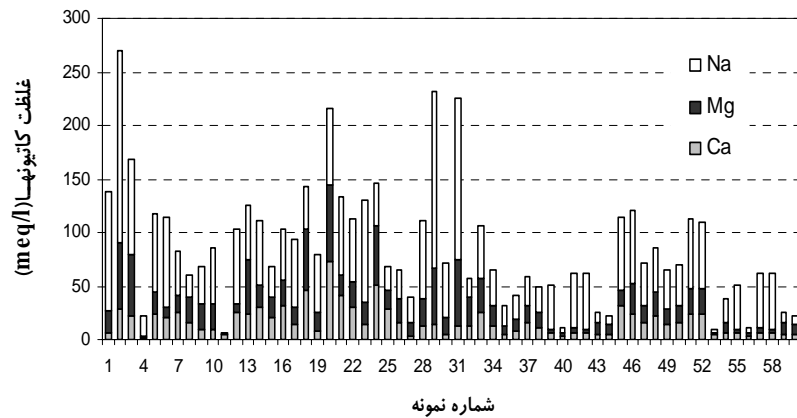
شکل ۴- شوری و نسبت جذبی سدیم (SAR) در آبهای مورد مطالعه

جدول ۱- رهنمودهای قانونی برای محدودیت آب از لحاظ نفوذ آب (آبرز و وستکات، ۱۹۸۵)

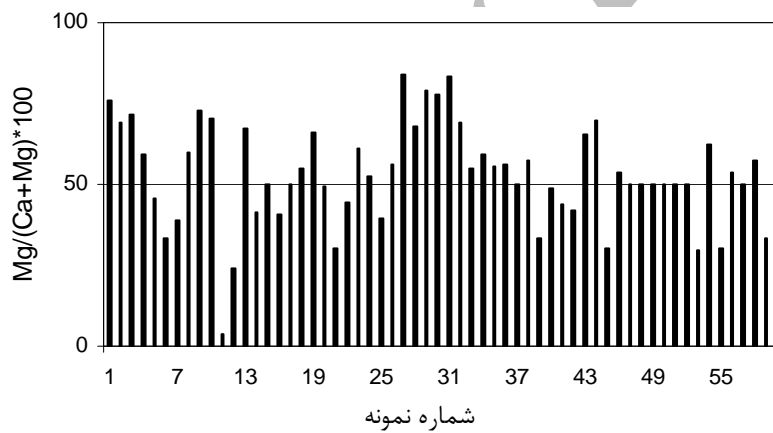
درجه محدودیت در مصرف		نفوذ (مؤثر بر سرعت نفوذ آب در خاک، برای ارزیابی از EC _w و SAR استفاده می شود)	
شدید	جزئی تا متوسط	هیچ	واحد
> ۰/۲	۰/۲ - ۰/۷	≤ ۰/۷	EC _{iw}
> ۰/۳	۰/۳ - ۱/۲	≤ ۱/۲	
> ۰/۵	۰/۵ - ۱/۹	≤ ۱/۹	
> ۱/۳	۱/۳ - ۲/۹	≤ ۲/۹	
> ۲/۹	۲/۹ - ۵	≤ ۵	



شکل ۵- مقایسه غلظت آنیونها در آبهای مورد مطالعه



شکل ۶- مقایسه غلظت کاتیونها در آبهای مورد مطالعه



شکل ۷- درصد منیزیم نسبت به مجموع کلسیم و منیزیم در آبهای مورد مطالعه

جدول ۲- شاخص اشباع (SI) نمکها در برخی از نمونه های آب آبیاری

شماره آب	کلسیت (CaCO ₃)	آراگونیت (CaCO ₃)	دولومیت (CaMg(CO ₃) ₂)	ژیپس (CaSO ₄ .2H ₂ O)	آنیدریت (CaSO ₄)
۱	+۲/۱	+۱/۶۹	+۴/۳۹	-۱/۷۶	-۱/۹۸
۵	-۰/۱	-۰/۳۴	+۰/۲۰	-۰/۷۴	-۰/۹۵
۹	+۰/۱۶	۰/۰	+۰/۶۳	-۰/۷۰	-۰/۹۲
۱۸	+۰/۱۹	+۰/۳۴	+۰/۰۷	۰/۰	-۰/۲۵
۲۶	+۰/۹۳	+۰/۷۹	+۲/۲۷	-۰/۵۴	-۰/۷۹
۳۳	+۰/۵۳	+۰/۳۹	+۱/۴۲	-۱/۰۷	-۱/۲۹
۳۹	+۰/۱۱	+۰/۲۵	+۰/۶۵	-۰/۴۶	-۰/۶۸
۴۵	+۰/۳۳	+۰/۰۸	+۰/۵۸	-۰/۳۳	-۰/۵۵
۴۹	+۰/۲۳	+۰/۳۷	+۱/۲۳	-۰/۶۹	-۰/۹۱
۵۲	+۰/۱۴	۰/۰	+۰/۴۵	-۰/۷	-۰/۵
۵۷	-۰/۵۱	-۰/۶۶	-۰/۸۱	-۰/۷	-۰/۴۹
۶۰	-۰/۰۳	-۰/۱۷	+۰/۳۶	-۰/۷۹	-۱/۰۱

فهرست منابع:

۱. بدلیانس قلی‌کندی، گ. ۱۳۸۵. شیمی آب. انتشارات نوپردازان، تهران، ایران.
۲. دانشور، ن. ۱۳۷۱. شیمی آب. انتشارات عمیدی، دانشگاه تبریز. ایران.
3. Ayers. R. S. and D.W.Westcot.1985. Water quality for agriculture. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Irri. and Drain, Paper No.29.
4. Charlton, S.R., C.L. Macklin, and D.L. Parkhurst, 1997, PHREEQCI--A graphical user interface for the geochemical computer program PHREEQC: U.S. Geological Survey. Water Resources Investigations Report 97-4222, 9 p.
5. Dreybrodt, W. 1992. Theoretical and experimental results on kinetics of calcite dissolution and precipitation. In G. Matthes, F. Frimmel, P. Hirsch, H. D. Schulz, and H.E. Usdowski, Eds. Progress in hydrogeochemistry pp. 103-112. Springer- Verlag, Berlin, Germany.
6. FAO- UNESCO.1973.Irrigation, Drainage and Salinity. An International Source Book.
7. Gupta, S., P. S. Dandele, M. B. Verma and P. B. Maithani. 2009. Geochemical Assessment of Groundwater Around Macherla- Karempudi Area, Guntur District, Andhra Pradesh. J. Geol. Soc. India 73: 202-212.
8. Isaac R. K. · T. K. Khura · J. R. Wurmbrand. 2009. Surface and subsurface water quality appraisal for irrigation. Environ Monitor. Assess 159:465–473.
9. Jurinak., J. 1990.The chemistry of salt-affected soils and waters. In K. K. Tanji. Agricultural salinity assessment and management. (pp.42-63), New York, ASCE.
10. Key, J.L., L.T. Kurtz, and B.B. Tucker. 1962. Influence of ratio of exchangeable calcium- magnesium on yield and composition of soy beans and corn. Soil Sci 93: 265-273.
11. McNeil, V. H., E. C. Malcolm, M. Preda. 2005. Assessment of chemical water types and their spatial variation using multi-stage cluster analysis, Queensland, Australia. J. Hydrol. 310:181–200.
12. Marschner, H. 1995. Mineral nutrition in higher plants. London: Academic Press.
13. Plaut, Z. and C.M Grieve.1988. Photosynthesis of salt stressed maize as influenced by Ca:Na ratios in the nutrient solution. Plant Soil 105: 283-286.
14. Qadir, M., S. Schubert, A. Ghafoor and G. Murtaza. 2001. Amelioration strategies for sodic soils: a review. Land Degrad. Develop. 12: 357-386.
15. Rahman W.A. and D.L. Rowell. 1979 The influence of magnesium in saline and sodic soils: A specific effect or a problem of cation exchange? J. Soil Science 30:535–546.
16. Rao S. N. 2006. Seasonal variation of groundwater quality in a part of Guntur District, Andhra Pradesh, India. Environ Geol 49: 413–429.
17. Shalhevet, J. 1984. Management of irrigation with brackish water. In: I. Shainberg, & J. Shalhevet (Eds.), Soil salinity under irrigation. Process and Management.(pp.298-318).Germany: Springer-Verlog Berlin Heidelberg.
18. Singh , A. K. G. C. Mondal . Suresh Kumar T. B. Singh . B. K. Tewary and A. Sinha.2008. Major ion chemistry, weathering processes and water quality assessment in upper catchment of Damodar River basin, India. Environ Geol 54:745–758
19. Tanji , K. K. 1990. Nature and extent of agricultural salinity. In K. K. Tanji. Agricultural salinity assessment and management. (pp.1-17), New York, ASCE.
20. Venugopal T., L. Giridharan M. Jayaprakash P. Periakali. 2009. Environmental impact assessment and seasonal variation study of the groundwater in the vicinity of River Adyar, Chennai, India. Environ Monit Assess. 149:81–97.