

بررسی ارتباط هیدرولیکی آبخوان کاشان با دریاچه نمک مجاور آن و تعیین منشأ شوری ایجادشده در آبخوان

ابراهیم آقابیکی آرانی¹، سید عباس حسینی^{2*}، سامان جوادی³ و رضا قضاوی⁴

چکیده

برداشت بی‌رویه از منابع آب زیرزمینی منجر به کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک می‌شود. هدف از پژوهش حاضر بررسی دلایل اصلی شورشدن آبخوان کاشان است که در مجاورت دریاچه نمک قرار گرفته‌است. برای انجام این مطالعه، 53 حلقه چاه واقع در آبخوان کاشان مورد بررسی قرار گرفت. پس از انتخاب چاه‌ها، با گسترش مناسب، 74 نمونه آب از چاه‌های منتخب جمع‌آوری و از نظر شیمیایی و یونی (پارامترهای EC ، Na^+ ، K^+ ، Ca^{2+} ، Mg^{2+} ، Cl^- ، HCO_3^-) بررسی شد. براساس نتایج حاصل، جهت حرکت جریان آب زیرزمینی در این آبخوان از غرب سفره به سمت شرق آبخوان است؛ به استثنای منطقه شمال‌شرق آبخوان که جریان برگشتی از سمت دریاچه نمک به سمت داخل آبخوان وجود دارد. نتایج این مطالعه نشان داد که شورشدن آبخوان دشت کاشان در مناطق مختلف دو دلیل عمده دارد: برداشت بی‌رویه آب‌های زیرزمینی از طریق چاه‌های بهره‌برداری، بالآمدن مخروطی‌شکل آب شور و بروز پدیده آپکنینگ که غالباً در مناطق مرکزی و جنوبی آبخوان رخ می‌دهد و وجود جریان برگشتی از سمت دریاچه نمک و هجوم آب شور به سمت داخل آبخوان که اغلب در مناطق شمال و شمال‌شرقی آبخوان اتفاق می‌افتد.

واژه‌های کلیدی: آبخوان کاشان، آپکنینگ، تغییرات تراز آب، دریاچه نمک، کیفیت آب زیرزمینی، هجوم آب شور.

ارجاع: آقابیکی آرانی ا. حسینی س. ع. جوادی س. و قضاوی ر. 1401. بررسی ارتباط هیدرولیکی آبخوان کاشان با دریاچه نمک مجاور آن و تعیین منشأ شوری ایجادشده در آبخوان. مجله پژوهش آب ایران. 46. 107-122. <https://dx.doi.org/10.22034/iwrj.2022.13889.2403>

1- دانشجوی دکتری گروه مدیریت ساخت و آب، دانشکده عمران، هنر و معماری، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

2- دانشیار گروه مدیریت ساخت و آب، دانشکده عمران، هنر و معماری، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

3- دانشیار گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده ابوریحان، دانشگاه تهران.

4- استاد گروه آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان.

* نویسنده مسئول: abbas_hoseyni@srbiau.ac.ir

تاریخ پذیرش: 1401/05/03

تاریخ دریافت: 1401/03/13

مقدمه

رشد جمعیت، توسعه فعالیت‌های انسانی و تقاضای روزافزون به آب در بخش‌های کشاورزی و صنعت باعث شده است تا کمبود منابع آب باکیفیت، به یک نگرانی جهانی تبدیل شود (گوندوه و همکاران، 2011؛ باتاچاریا و همکاران، 2015). از طرفی آب‌های زیرزمینی به عنوان مهم‌ترین منابع آب شیرین در مناطق خشک و نیمه‌خشک، به طور مستقیم یا غیرمستقیم تحت تأثیر تغییرات اقلیمی و فعالیت‌های انسانی هستند (بوندشوه و همکاران، 2019؛ نیر و همکاران، 2016). یکی از این اثرات که تحت تأثیر عوامل طبیعی یا انسان‌زاد پدید می‌آید، شورشدن منابع آب زیرزمینی است (شی و همکاران، 2018).

شوری، فراگیرترین و مهم‌ترین فرایندی است که کیفیت آب را به حدی فراتر از استانداردهای قابل قبول آب شرب و آبیاری تنزل می‌دهد و بهره‌برداری آینده از منابع آب را به خطر می‌اندازد (تیلور و همکاران، 2013). شوری در نتیجه تغییر ترکیب آب زیرزمینی موجب کاهش کیفیت آب و نامناسب بودن مصرف آن در بخش‌های مختلف (شرب، خانگی، کشاورزی و صنعت)، تأثیر بر بهداشت و سلامت انسان، خشک شدن و بیابان‌زایی آبخوان‌های ساحلی خواهد شد (رنگاسامی و همکاران، 2006). شوری آبخوان‌ها را می‌توان به استخراج شدید آب‌های زیرزمینی، افزایش نفوذ آب دریا به داخل آبخوان‌های آب شیرین، تأثیرات جزر و مدی و فرایندهای ژئوهیدرولوژیکی محلی نسبت داد (گوپیناژ و همکاران، 2019). در اثر برداشت بی‌رویه از سفره‌های ساحلی و کاهش تغذیه آبخوان، فشار سطح آب زیرزمینی افت پیدا کرده و سطح مشترک آب شور و شیرین تغییر موقعیت داده و به سمت آبخوان حرکت می‌کند. در شرایط برداشت بیش از حد مجاز، فاصله خط مرزی (امتداد سطحی مرز مشترک آب شور و شیرین) ممکن است مورد هجوم آب شور یا آپکنینگ قرار گیرد (کومار، 2016). هجوم آب شور یک تهدید هیدرولوژیکی عمده در اغلب آبخوان‌های ساحلی جهان است (ورنر و همکاران، 2008). این پدیده زمانی اتفاق می‌افتد که تعادل طبیعی بین آب شیرین و آب شور دریا برهم می‌خورد و منجر می‌شود تا جبهه آب شور وارد جبهه آب

شیرین شود (ژو و همکاران، 1999). آپکنینگ¹ حرکت عمودی آب زیرزمینی شور به سمت بالا در زیر یک چاه پمپاژ به شکل مخروط است که با برداشت بیش از حد از منابع آب زیرزمینی شیرین، به یک مشکل عمده در بسیاری از آبخوان‌های ساحلی و داخلی در سراسر جهان تبدیل شده است (ریلی و همکاران، 1987).

به منظور بررسی دلایل شوری آبخوان‌ها، روش‌های مختلفی ارائه شده است. از بین این روش‌ها، تجزیه و تحلیل شیمی آب‌های زیرزمینی و مدل‌سازی آبخوان روش‌های اصلی ارزیابی میزان نفوذ آب شور هستند (کوبانر، 2012؛ چیت‌سازان، 2018). بررسی تراز آب‌های زیرزمینی و ردیابی و بررسی جهت جریان نیز از روش‌های متداول در بررسی علت کاهش کیفیت آبخوان است (ونگ و ژیانو، 2012؛ کریشناکومار و همکاران، 2013). در میان این روش‌ها ساده‌ترین، کم‌هزینه‌ترین و سریع‌ترین راه استفاده از پارامتر هدایت الکتریکی آب زیرزمینی است (نیر و همکاران، 2016).

شورشدن آبخوان‌ها یک مشکل جهانی است که توسط محققان زیادی در طول سال‌های اخیر مورد مطالعه قرار گرفته است. یکی از این مطالعات، بررسی گوپیناژ و همکاران (2016) در آبخوان تامیل‌نادو کشور هند بوده که در این مطالعه از روش مدل‌سازی برای شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی و بررسی نحوه شوری آبخوان استفاده کردند. نتایج شبیه‌سازی حاکی از نفوذ آب شور به منابع آب شیرین و عمدتاً ناشی از پدیده بالآمدن عمودی آب شور (آپکنینگ) است که این پدیده به دلیل برداشت بیش از حد آب‌های زیرزمینی اتفاق افتاده است. در مطالعه دیگری، الفرح و همکاران (2018) با جمع‌آوری 64 نمونه از آب‌های زیرزمینی منطقه ساحلی لیبی به تجزیه و تحلیل پارامترهای کیفی آب زیرزمینی که متأثر از شوری و آلودگی آبخوان است، پرداختند. نتایج نشان داد مقادیر بالای پارامترهای هدایت الکتریکی، سدیم، پتاسیم، منیزیم، کلر و سولفات متأثر از نفوذ آب دریا است. آن‌ها نشان دادند که شیمی آب زیرزمینی با واکنش‌های تبادل کاتیون در طی فرایند اختلاط بین آب شیرین و آب دریا تغییر می‌کند. همچنین ایسا و همکاران (2018) به

ارزیابی تأثیر نرخ برداشت و پمپاژ چاه‌های بهره‌برداری روی گسترش نفوذ شوری و همچنین ارزیابی آسیب‌پذیری سفره آب زیرزمینی در شرایط تنش مختلف در منطقه رأس الحکما کشور مصر پرداختند. آنها در این تحقیق از راه‌حل‌های تحلیلی نظیر تجزیه و تحلیل شیمی آب‌های زیرزمینی در جهت تعیین منطقه نفوذ جانبی آب دریا و عوامل مضر کیفیت آب زیرزمینی استفاده کردند. شوری آب زیرزمینی، دما و pH در محل اندازه‌گیری و تجزیه و تحلیل‌های شیمیایی برای یون‌های اصلی (Ca^{2+} ، Mg^{2+} ، Na^+ ، K^+ ، Cl^- ، SO_4^{2-}) و هدایت الکتریکی (EC) نیز اندازه‌گیری شد. نتایج تحقیق نشان داد که سطح آب‌های زیرزمینی در نتیجه پمپاژ آب‌های زیرزمینی به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای تغییر می‌کند و منجر به افزایش حرکت جانبی آب شور در داخل منطقه مطالعاتی و افزایش شوری آبخوان می‌شود.

ایران یکی از کشورهای تحت تأثیر تنش آبی در جهان است و دشت کاشان که در مرکز ایران و در شمال استان اصفهان قرار دارد، به‌عنوان یک منطقه دارای پیشینه تاریخی بسیار طولانی با تنوع فعالیت کشاورزی، دامداری و صنعت، در سال‌های اخیر و با کاهش نزولات جوی، افزایش تقاضای آب و افزایش بهره‌برداری از آب زیرزمینی، دچار افت شدید تراز آب زیرزمینی و شورشدن آبخوان شده است. همجواری این دشت با دریاچه نمک آران و بیدگل و تأثیرات احتمالی این دریاچه بر شرایط کمی و کیفی آبخوان کاشان ضرورت مطالعه محدود مطالعاتی را اهمیت می‌بخشد. براساس مطالعات پیشین صورت‌گرفته، برخی از محققان دلیل شورشدن آب این آبخوان را هجوم آب شور از طریق دریاچه نمک آران و بیدگل به داخل آبخوان می‌دانند (جمشیدزاده و همکاران، 1392). برخی دیگر از محققان با استفاده از مطالعات هیدروژئوشیمیایی و ایزوتوپ‌های پایدار و رادیواکتیو نشان داده‌اند که منشأ شورشدن منابع آب در آبخوان کاشان فرایند آپکینینگ حاصل از برداشت بیش از حد از آب‌های شور عمقی با عمر 10000 تا 21000 سال است (میرزاوند و همکاران، 2018). براساس مطالعات مورد اشاره، به‌ویژه در بخش مطالعات ژئوفیزیک، مشخص شده است که بین دریاچه نمک آران و بیدگل و آبخوان کاشان ارتباط وجود دارد. هدف از انجام این مطالعه، بررسی ارتباط هیدرولیکی

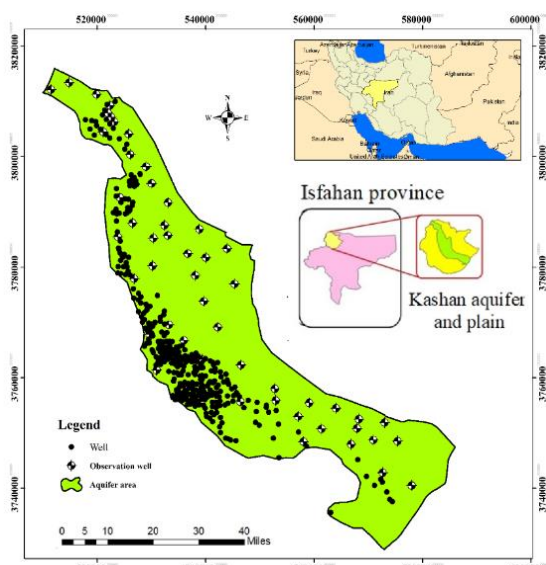
آبخوان کاشان با دریاچه نمک مجاور آن و تعیین منشأ شوری ایجادشده در آبخوان است. به این منظور تلاش شده است تا با استفاده از بررسی برداشت‌های میدانی، سطح تراز آب زیرزمینی و استخراج جهت جریان، هیدرولیک جریان بررسی و با استفاده از پارامتر هدایت الکتریکی و به‌کارگیری روش‌های آنالیز هیدروشیمیایی دلایل شورشدن آبخوان کاشان شناسایی و معرفی شود.

مواد و روش‌ها

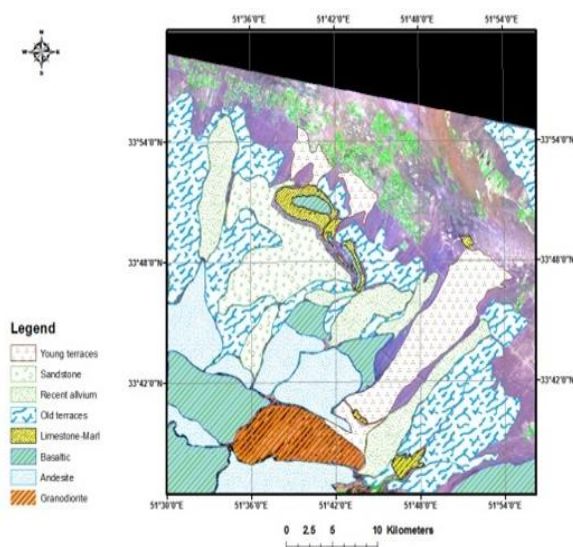
آبخوان دشت کاشان (شکل 1) یک آبخوان آزاد است که در مرکز ایران و در استان اصفهان (طول جغرافیایی: 3815927 تا 510003 و عرض جغرافیایی: 3728884) قرار دارد. منطقه مورد مطالعه در امتداد شمال‌غربی به جنوب‌شرقی دشت کاشان امتداد داشته و مساحت آن حدود 1676 کیلومتر مربع است. این آبخوان که در دشت آبرفتی کواترنری کاشان واقع شده، از سال 1360 به‌عنوان یک آبخوان بحرانی در برداشت منابع آب زیرزمینی مطرح بوده است. تراز آب زیرزمینی این آبخوان عمدتاً در عمق 50 متری از سطح زمین قرار دارد (میرزاوند و همکاران، 2020). میزان تبخیر سالانه این منطقه بین 2100 تا 3000 میلی‌متر و حداکثر و حداقل دما به ترتیب 48 و 5- درجه سانتی‌گراد است. میانگین دما و میانگین رطوبت سالانه به ترتیب 19 درجه سانتی‌گراد و 42 درصد است. میزان بارندگی سالانه از نظر مکانی متفاوت است (از 75 میلی‌متر در شرق تا 300 میلی‌متر در کوه‌های جنوب غربی)؛ اما میانگین بارندگی سالانه در کل منطقه تقریباً 132 میلی‌متر است. حداکثر بارندگی عمدتاً در ماه‌های آبان و اردیبهشت اتفاق می‌افتد. این منطقه براساس روش طبقه‌بندی اقلیمی دومارتون¹، جزو مناطق خشک و بیابانی است.

افت سطح آبخوان دشت کاشان به‌طور متوسط سالانه حدود 0/57 متر و بیلان آب آن حدود 32- میلیون مترمکعب است. مصرف سالانه آب در دشت کاشان حدود 400 میلیون مترمکعب است که از این میزان به ترتیب 87، 11 و 2 درصد آن برای مصارف کشاورزی، خانگی و

زمین در منطقه مورد مطالعه به کمک تجزیه و تحلیل داده‌های تصویر ماهواره‌ای دیجیتال¹ ENVI (محیطی برای تجسم تصویر) انجام شد. به منظور استخراج تصاویر ماهواره‌ای در سال 1400، دو مقطع زمانی به ترتیب، 20 اردیبهشت و 20 مرداد، زمانی که عمده اراضی زراعی و باغات منطقه دارای محصول (سبزی) بوده و می‌توان در تصاویر ماهواره‌ای به وضوح آن‌ها را تشخیص داد، انتخاب شد. شکل 3 نقشه کاربری زمین آبخوان دشت کاشان در سال 1400 را نشان می‌دهد.



شکل 1- چاه‌های مشاهده‌ای و بهره‌برداری در آبخوان دشت کاشان



شکل 2- نقشه سنگ‌شناسی منطقه مطالعاتی

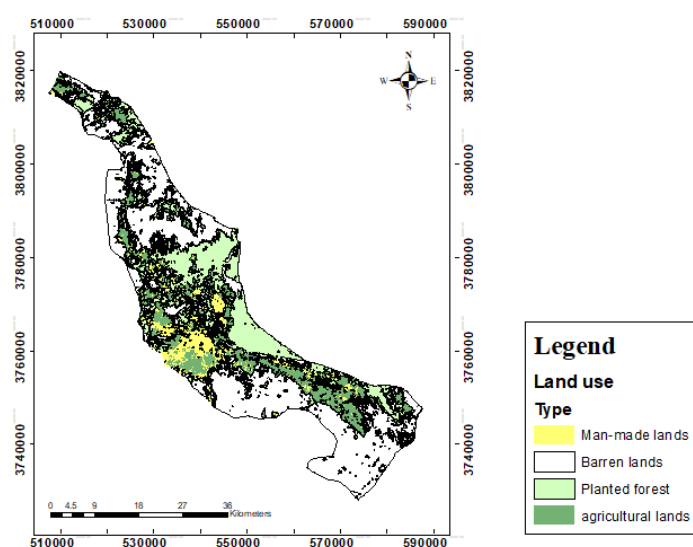
صنعتی استفاده می‌شود (میرزاوند و همکاران، 2018). مصرف سالانه آب در آبخوان کاشان 246 میلیون مترمکعب است که توسط 931 حلقه چاه بهره‌برداری و 23 رشته قنات برداشت می‌شود. کشاورزی در دشت کاشان عمدتاً شامل کشت گندم، جو، طالبی، شلغم، یونجه، پنبه، ذرت علوفه‌ای، زعفران و همچنین باغداری (پسته، انار، انگور، بادام و سایر درختان میوه) است. صنعت مهم دشت کاشان، صنعت نساجی (تولید فرش) و تولید گلاب و عرقیات است، در حالی که اخیراً صنعت خودروسازی و فولاد نیز به مجموعه صنعت در این منطقه اضافه شده است. دریاچه نمک در نزدیکی بخش شرقی دشت کاشان واقع شده است (شکل 4). این آبخوان می‌تواند آبخوان ساحلی داخلی در نظر گرفته شود (میرزاوند و همکاران 1396). این دریاچه نمکی دارای 2000 کیلومتر مربع مساحت و با افت سالانه 1 متر در سطح آب‌های زیرزمینی است (مهندس مشاور آبخوان، 2013). محدوده مورد مطالعه از نظر زون‌بندی‌های زمین‌ساختی ایران در دو ناحیه زمین‌ساختی ایران مرکزی و کمربند آتشفشانی سهند-سیرجان قرار داشته و گسل فشاری فین را می‌توان به عنوان یک گسل جداکننده میان دو ناحیه ساختاری فوق محسوب کرد. آبخوان دشت کاشان در دشت آبرفت کواترنری واقع شده است و رسوبات در مرکز این منطقه عمدتاً شبیه به شن و لوم است و رسوبات در حاشیه آن حاوی شن و ماسه است. نقشه سنگ‌شناسی منطقه در شکل 2 ارائه شده است.

روش تحقیق

برای انجام این مطالعه، ابتدا نقشه‌های کاربری اراضی و جهت جریان آب‌های زیرزمینی برای منطقه مورد مطالعه تهیه شد تا در تحلیل و بررسی دلایل تغییرات ایجادشده در آبخوان، عوامل تأثیرگذار بر کیفیت آب زیرزمینی و شوری آبخوان مورد استفاده قرار گیرد. برای تعیین نقشه کاربری اراضی منطقه شامل اراضی شهری، روستایی و صنعتی (انسان‌ساخت)، کشاورزی، جنگل‌های تاغ و زمین‌های بایر از تکنیک سنجش‌ازدور و از تصاویر ماهواره‌ای (Landsat TM) سال 1400 استفاده شد. پردازش و همچنین طبقه‌بندی کاربری زمین/ پوشش

همچنین به منظور بررسی دقیق منابع شوری آبخوان از نتایج آنالیز شیمیایی مطالعات صورت گرفته در خصوص شورابه‌های دریاچه نمک استفاده شد. به منظور نمونه‌برداری از آب‌های زیرزمینی منطقه، گمانه‌های نمونه‌برداری شده به گونه‌ای انتخاب شدند که کل آبخوان دشت کاشان را پوشش دهند (شکل 4). به علاوه در اندازه‌گیری‌های کمی، با توجه به اطلاعات دردسترس از گمانه‌های پیرومتری موجود در مطالعات وزارت نیرو، 53 گمانه و در نمونه‌گیری‌های کیفی 37 گمانه انتخاب و متعاقباً 74 نمونه آب زیرزمینی جمع‌آوری شد.

برای بررسی وضعیت کمی آبخوان و به دست آوردن جهت جریان آب زیرزمینی، از داده‌های 53 حلقه چاه مشاهده‌ای دارای آمار ماهانه از سال 1353 تا 1400 استفاده شد. سپس به کمک نرم‌افزار GIS و با درون‌یابی خطوط جریان، خطوط تراز آب، نقشه‌های افت سطح آبخوان کاشان ترسیم شد. به منظور انجام مطالعه کیفیت آب‌های زیرزمینی آبخوان کاشان و تعیین منشأ آلودگی آن 37 حلقه چاه از سراسر آبخوان انتخاب شد و نمونه‌برداری و آزمایشات آنالیز شیمیایی آب برای یک دوره 5 ساله (1395 تا 1399) روی آن‌ها انجام شد.



شکل 3- نقشه کاربری اراضی مناطق مختلف آبخوان کاشان



شکل 4- موقعیت جغرافیایی چاه‌های نمونه‌برداری شده

شکل 8 جهت جریان آب زیرزمینی آبخوان کاشان را براساس برداشت‌های میدانی در سال 1400 نشان می‌دهد. براساس نتایج، به جز قسمت شمال‌شرقی آبخوان که جریان برگشتی از شمال‌شرق آبخوان (دریاچه نمک) به سمت داخل آبخوان است، جهت حرکت آب زیرزمینی در سراسر آبخوان از غرب به شرق آبخوان است.

نقشه افت تراز آب از شهریور 1353 تا شهریور 1400 در شکل 9 رسم شده است. حداکثر افت تراز آب زیرزمینی در مناطق خروجی کاشان به سمت قمصر به میزان 68/7 متر و نواحی خزاق و ایستگاه سرخ گل (شکل 8) به ترتیب به میزان 59/29 و 54/42 متر اتفاق افتاده‌است که با بهره‌گیری از نقشه کاربری اراضی (شکل 3) مشخص شد همه این نقاط دارای کاربری کشاورزی هستند. همچنین با بررسی افت سطح ایستابی آبخوان کاشان در دوره‌های زمانی مختلف، مشخص شد که کاهش سطح ایستابی آبخوان کاهشی است اما به‌صورت پیوسته ادامه داشته و در سال‌های اخیر با شیب تند و نگران‌کننده‌ای ادامه دارد.



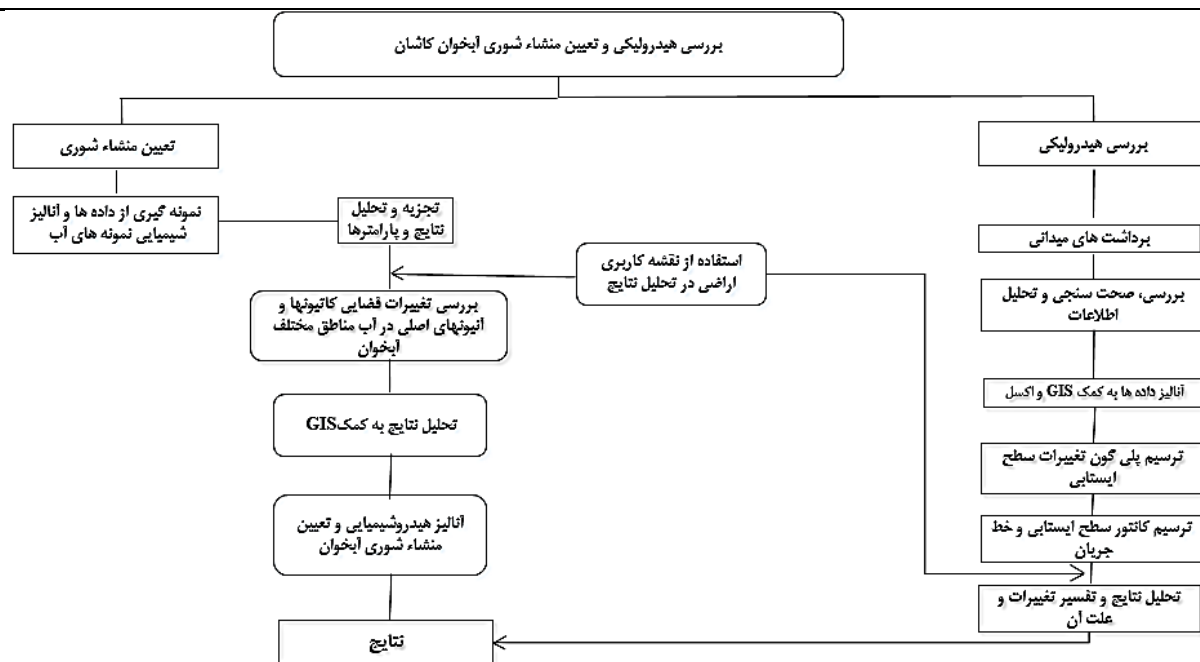
شکل 5- ابزار و نحوه برداشت میدانی

تراز سطح آب با استفاده از یک پروب پیزومتریک 100 متری و هدایت الکتریکی (EC)، دما و pH آب زیرزمینی در محل با استفاده از کنتورهای چندمنظوره دستی (CON 150) اندازه‌گیری شد. در هر ایستگاه نمونه‌های آب زیرزمینی در بطری‌های پلی‌اتیلن با ظرفیت 250 میلی‌لیتر جمع‌آوری و نهایتاً آنالیز و تجزیه عناصر شیمیایی اصلی روی آن‌ها انجام شد. نمونه‌ها برای کل جامدات محلول (TDS)، و یون‌های اصلی (K^+ , Na^+ ، Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- ، HCO_3^-) با استفاده از روش‌های استاندارد (APHA 1995؛ BIS 1991) تجزیه و تحلیل شدند. نمونه‌برداری کیفی در آذر 1400 و از دو برش سطح و کف چاه‌ها و با استفاده از کیسول مخصوص نمونه‌گیری طراحی و ساخته‌شده در این پژوهش (شکل 5)، انجام شد. حداقل و حداکثر عمق چاه‌های پیزومتریک انتخابی در کف به ترتیب 16 و 140 متر و عمق متوسط 74 متر بود. تعادل یون برای هر نمونه آب زیرزمینی به‌عنوان یک بررسی تضمین کیفیت آنالیزهای شیمیایی محاسبه و مورد بررسی قرار گرفت که در آن خطای توازن یونی از 0 تا 5 درصد متغیر بود.

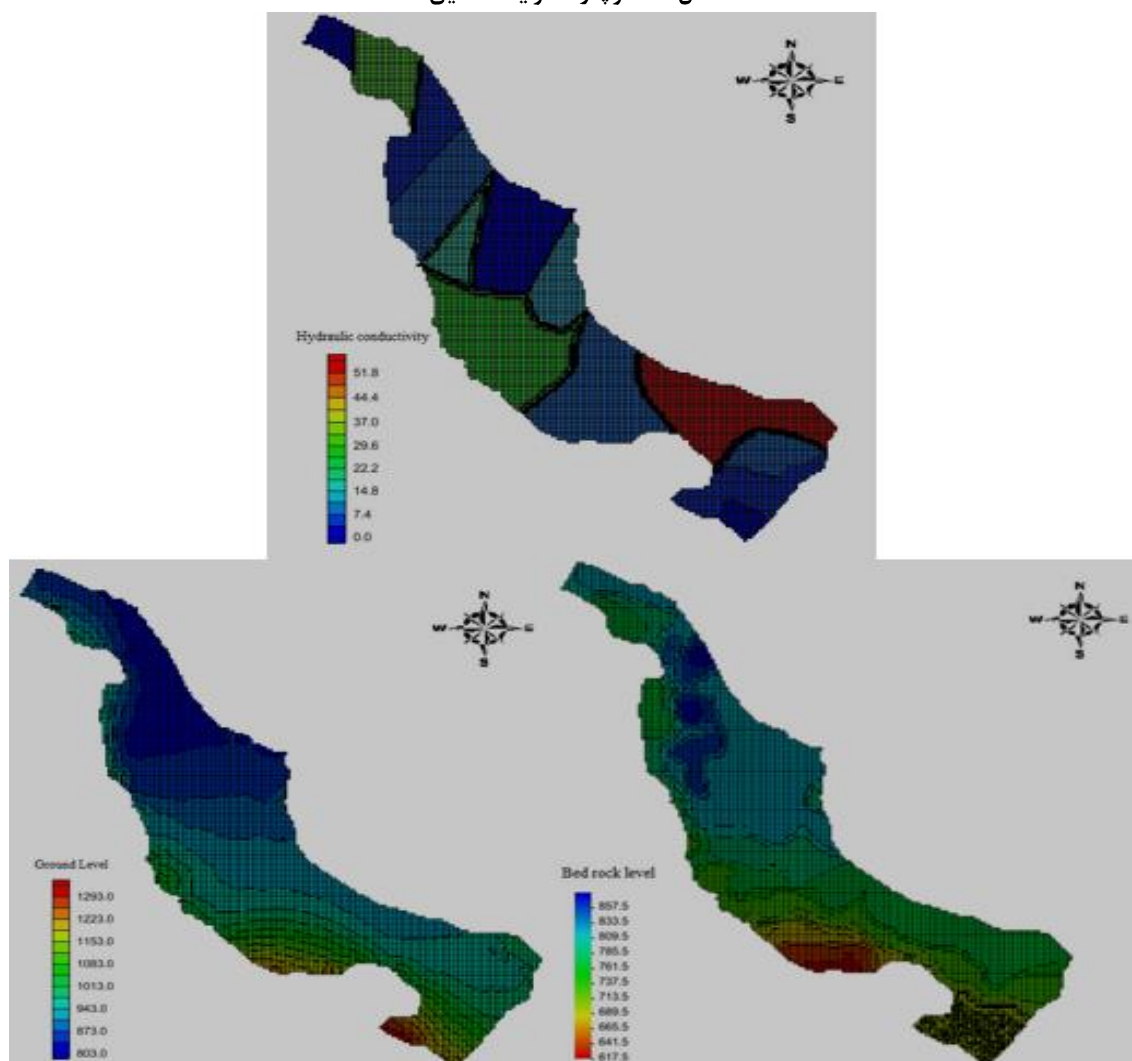
شکل 6 شماتیک ساده‌شده فرایند مطالعه در دو بخش بررسی هیدرولیکی جریان و تعیین منشأ شوری در آبخوان دشت کاشان را نشان می‌دهد. همچنین در شکل 7 نقشه تراز سطح زمین، تراز سنگ بستر و میزان هدایت هیدرولیکی مناطق مختلف آبخوان ارائه شده است.

نتایج و بحث

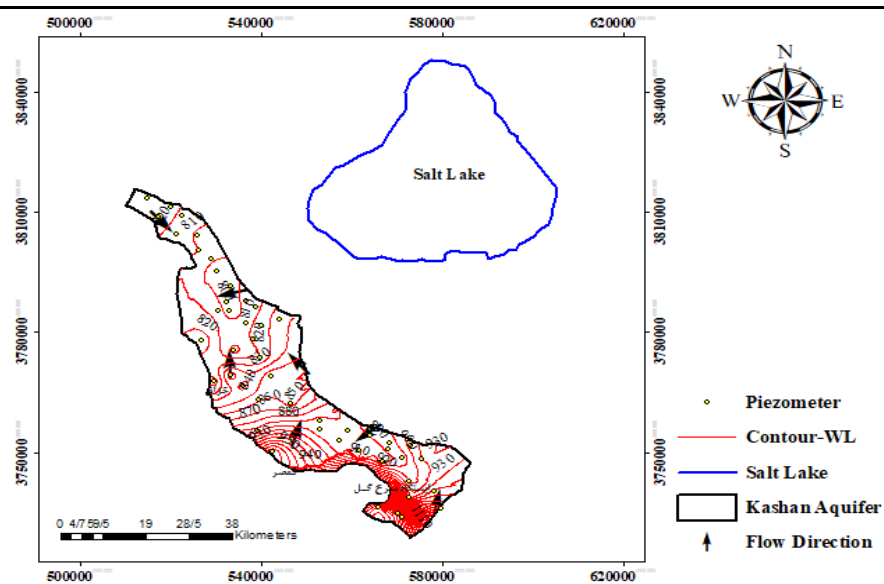
مطالعه پیزومتری



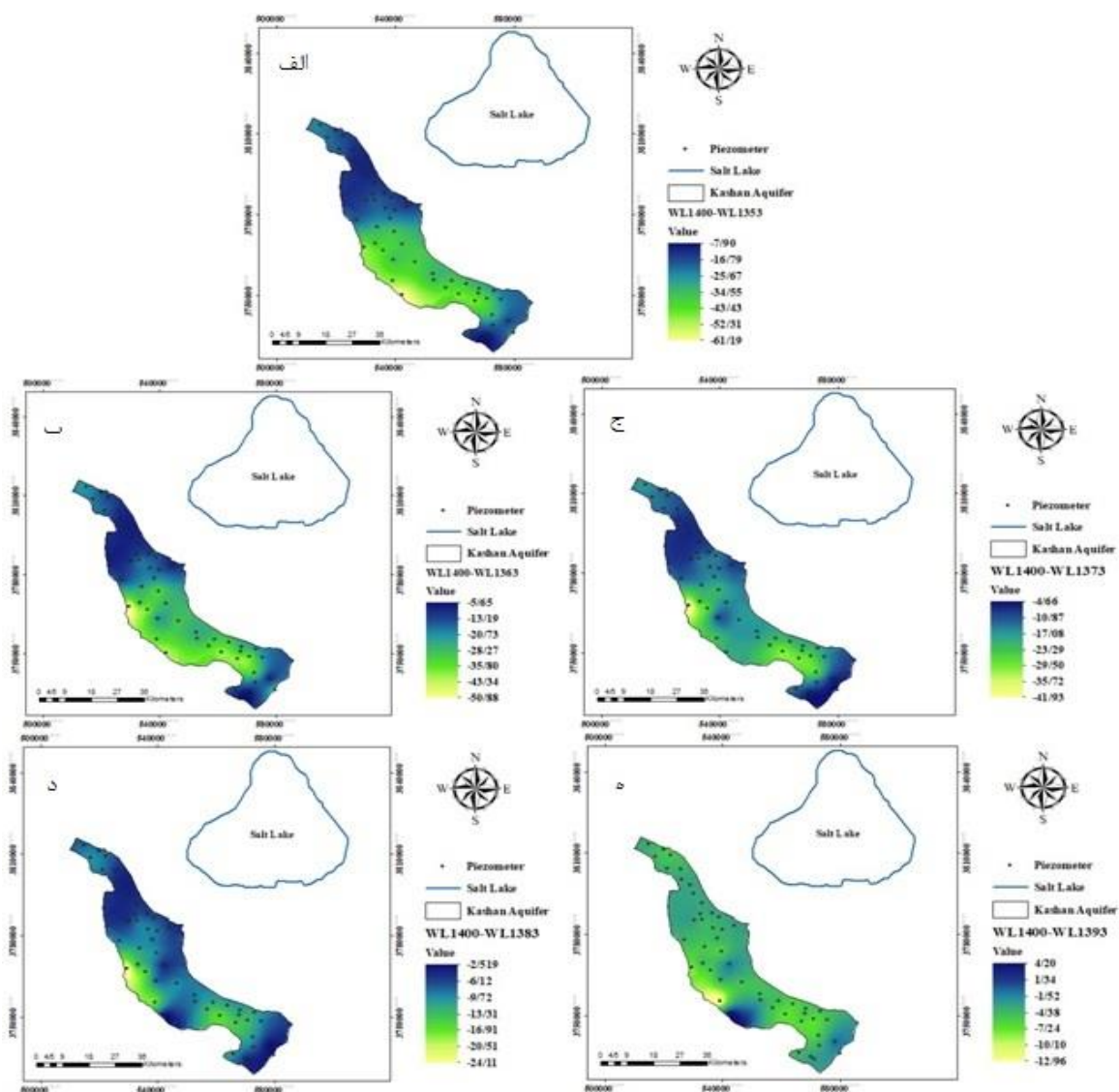
شکل 6- فلوچارت فرایند تحقیق



شکل 7- نقشه میزان هدایت هیدرولیکی، تراز سطح زمین و تراز سنگ بستر مناطق مختلف آبخوان



شکل 8- سطح آب زیرزمینی، مرز آبخوان و جهت جریان آب زیرزمینی



شکل 9- مقادیر افت سطح آب زیرزمینی سفره آب کاشان الف- از شهریور 1353 تا شهریور 1400، ب- از شهریور 1363 تا شهریور 1400، ج- از شهریور 1394 تا شهریور 1400، د- از شهریور 1383 تا شهریور 1400 و ه- از شهریور 1393 تا شهریور 1400

مطالعه هیدروشیمیایی

مطالعه هیدروشیمیایی آبخوان می‌تواند به ارزیابی فرایندهای مؤثر بر تغییرات کیفی آب زیرزمینی کمک کند (میرزاوند، 2020). نتایج آنالیز شیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی آبخوان کاشان در جدول 1 و نتایج آنالیز شیمیایی نمونه‌های شورابه‌های دریاچه نمک در جدول 2 ذکر شده است.

هدایت الکتریکی (EC)

یکی از آسان‌ترین و متداول‌ترین روش‌های شناسایی منشأ شوری استفاده از پارامتر هدایت الکتریکی آب زیرزمینی است. هدایت الکتریکی آب تابعی عوامل مختلفی از جمله میزان و نوع شوری آب است و با بررسی تغییرات هدایت الکتریکی و عوامل اثرگذار بر آن می‌توان منشأ پیدایش شوری را شناسایی کرد (توتمز و همکاران، 2006).

در شکل 10 نقشه‌های هدایت الکتریکی آب‌های زیرزمینی آبخوان کاشان در مهر 1384، 1394 و 1400 ترسیم شده است. در این تصاویر افزایش قابل‌ملاحظه میزان هدایت الکتریکی در نواحی مرکزی و شمالی آبخوان به‌ویژه در مجاورت شهرهای کاشان، آران و بیدگل نشان داده شده است. رونق فعالیت کشاورزی، برداشت بی‌رویه آب و رخداد پدیده آپکنینگ باعث بالآمدن شوری‌های

عمیق و نهایتاً افزایش هدایت الکتریکی در آب زیرزمینی این مناطق شده است (میرزاوند و همکاران، 1396). افزایش قابل‌توجه هدایت الکتریکی نمونه‌های آب منطقه شمال‌شرقی آبخوان که در آن فعالیت کشاورزی قابل‌ملاحظه‌ای وجود ندارد، به‌دلیل وجود جریان آب زیرزمینی از سمت دریاچه نمک به داخل آبخوان و هجوم آب شور به داخل آبخوان است (شکل 10-الف). در شکل 10-ب نحوه توزیع هدایت الکتریکی آب زیرزمینی در سال 1394 ترسیم شده است. افزایش قابل‌توجه هدایت الکتریکی در اراضی کشاورزی واقع در مجاورت شهرها در سال 1394 به‌دلیل برداشت بی‌رویه از چاه‌های کشاورزی، بروز پدیده آپکنینگ و هجوم عمودی آب شور است. شکل 10-ج تغییرات مقادیر هدایت الکتریکی در بازه زمانی حد فاصل سال‌های 1384 تا 1394 را نشان می‌دهد. بیشترین میزان تغییرات در مناطق مرکز و غرب آبخوان است که به‌دلیل توسعه فعالیت‌های کشاورزی، نبود بارش‌های قابل‌ملاحظه، خشکسالی و افزایش استخراج آب از چاه‌های کشاورزی بدون کنترل و نظارت اتفاق افتاده و پیامدهای مخربی بر آبخوان بحرانی دشت کاشان داشته است.

جدول 1- مشخصات آماری اجزای شیمیایی مختلف آب زیرزمینی در آبخوان کاشان (1395)

پارامتر	مینیمم	ماکزیمم	میانگین	میان	انحراف معیار	حداکثر حد مجاز (WHO)
دما (درجه سانتی‌گراد)	17	26	22	22	2/55	-
pH	4/17	8/11	7/28	7/41	0/75	6/5 تا 8/5
هدایت الکتریکی (میکروموس بر سانتی‌متر)	1482	37400	8549	6350	8011	1500
کل جامدات محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	892	26707	6658	4882	6027	-
سولفات (میلی‌گرم بر لیتر)	6	9946	1370	1129	1549	250
کلر (میلی‌گرم بر لیتر)	82	13710	3024	1775	3214	250
سدیم (میلی‌گرم بر لیتر)	214	8285	1519	1043	1403	200
بی‌کربنات (میلی‌گرم بر لیتر)	0	92	14	13	8/53	300
پتاسیم (میلی‌گرم بر لیتر)	0	0/13	0/02	0/01	0/03	30
کلسیم (میلی‌گرم بر لیتر)	94	2842	581	426	535	200
منیزیم (میلی‌گرم بر لیتر)	11	730	156	87	171	150

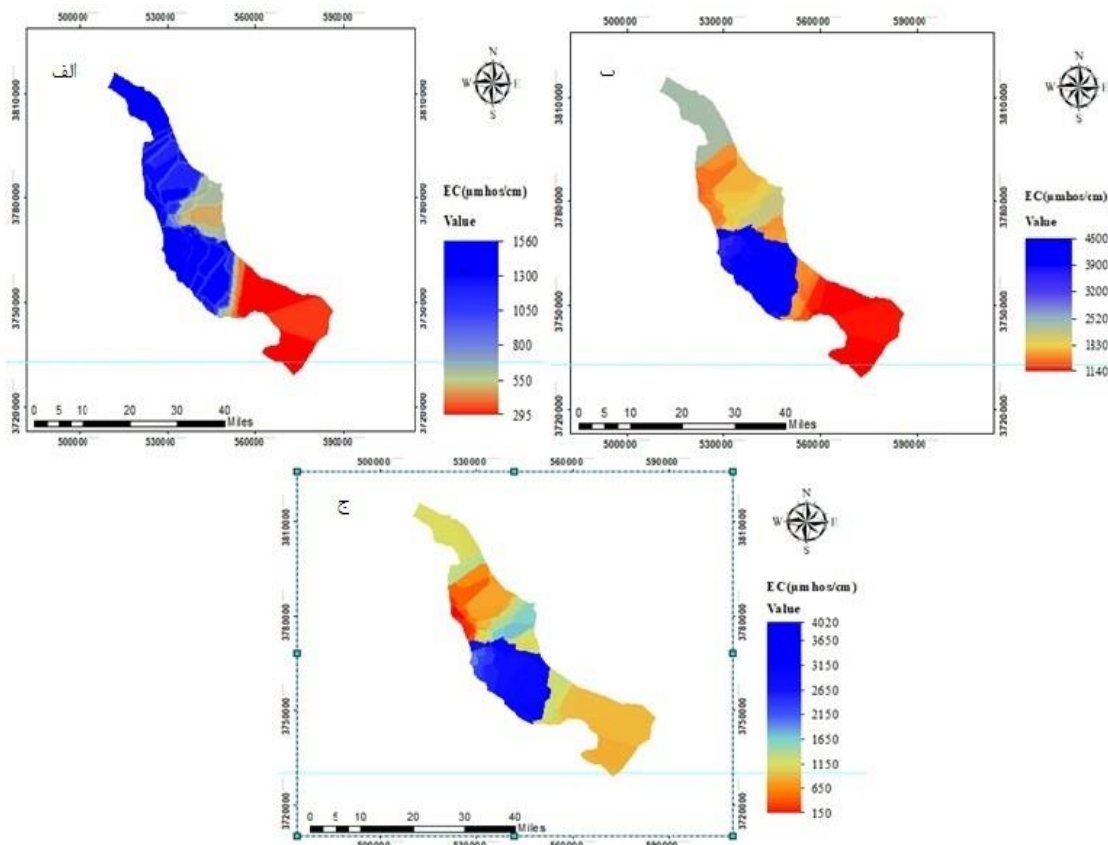
جدول 2- آنالیز شیمیایی شورابه دریاچه نمک آران و بیدگل (مرز، 2003)

پارامتر	سدیم	پتاسیم	منیزیم	کلسیم	سولفات	کلر	بور	سیلیس	آلومینیم	آهن
شورابه (میلی گرم در لیتر)	84100	2900	2090	387	12300	18700	2940	1	1	1
در صد جامد (حالت خشک)	34/9	0/02	0/13	0/03	12	53/1	<0/01	<0/1	<0/1	<0/1

تحلیل یونی¹

که منعکس کننده برهم کنش آب و سنگ حین عبور جریان آب از میان سنگ ها و رخداد پدیده آپکنینگ است.

تجزیه نمونه های آب زیرزمینی گرفته شده از آب نفوذی از دریا به سمت آبخوان های ساحلی نشان داد که ترکیب شیمیایی این آب ها با ترکیب شیمیایی نمونه های مخلوط آب دریا و آب های زیرزمینی متفاوت است. برخی از محققان میزان Ca^{+2} و HCO_3^- موجود در آب را به عنوان معیاری برای تشخیص هجوم آب دریا پیشنهاد کرده اند (هم، 1989). در این مطالعات ذکر شده است که یون Cl^{-1} بیشتر از سایر یون ها در آب دریا یافت می شود و معمولاً به مقدار کمی در آب های زیرزمینی وجود دارد و Ca^{+2} و HCO_3^- معمولاً یون های منفی موجود در آب های زیرزمینی هستند و به مقدار بسیار کمتری در آب دریا یافت می شوند. به عبارت دیگر، مقادیر بالاتر Cl^{-1} در سفره های آب زیرزمینی ساحلی به طور مستقیم نشان دهنده تأثیر قابل توجه نفوذ آب شور دریا است، در حالیکه مقادیر قابل توجهی از Ca^{+2} و HCO_3^- منعکس کننده سهم برهم کنش آب و سنگ است (پارک و همکاران، 2005؛ نجیب و همکاران، 2017؛ جاما و همکاران، 2020). در این پژوهش برای شناسایی چاه های با میزان Cl^{-1} بالا، حد 7500 میلی گرم در لیتر و برای شناسایی چاه های با میزان Ca^{+2} و HCO_3^- بالا، حد 30 میلی گرم در لیتر به عنوان حد مرزی در نظر گرفته شد. شکل 11-الف محل چاه های انتخابی جبهه بالایی آبخوان را نشان می دهد. شکل 11-ب و 12 مسیر اتصال چاه های با محتوای Cl^{-1} بیش از 7500 میلی گرم در لیتر را نشان می دهد که نشان دهنده تأثیر نفوذ قابل توجه آب شور دریاچه نمک در چاه های واقع در ناحیه شمال شرق آبخوان است. شکل 11-ج و 12 چاه هایی با محتوای Ca^{+2} و HCO_3^- بیش از 30 میلی گرم در لیتر را نشان می دهند

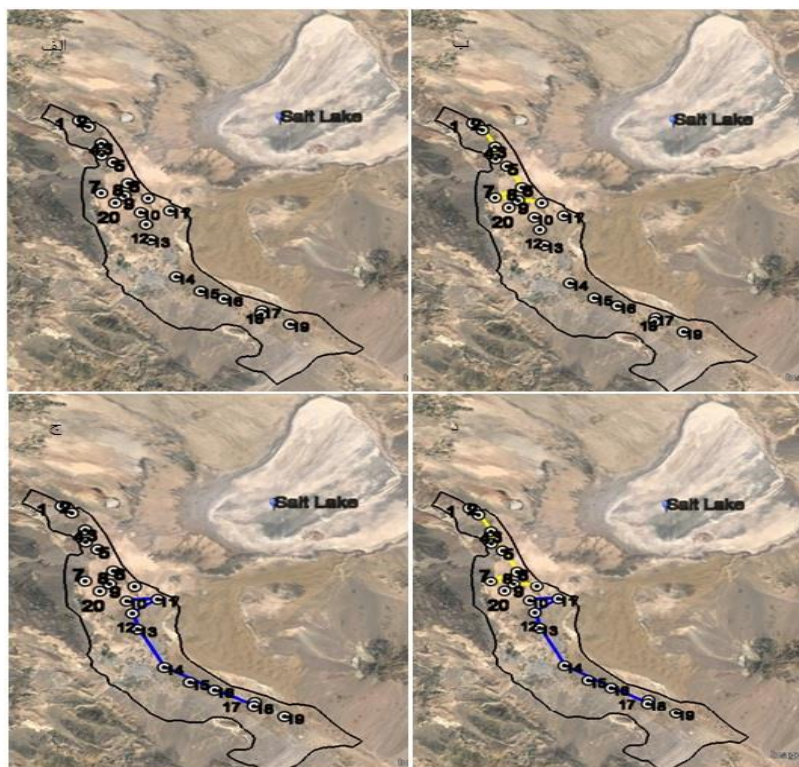


شکل 10- منحنی‌های هم‌ارزی EC آبخوان دشت کاشان الف-در مهر 1384 ب- در مهر 1394 ج- مهر 1384 تا مهر 1394

شکل آب شور و بروز پدیده آپکنینگ عامل اصلی شوری آبخوان است و اگر نسبت Mg^{2+}/Ca^{2+} بیشتر از یک باشد، هجوم آب شور از دریا به داخل آبخوان عامل بروز شوری آب زیرزمینی است. البته این نتایج در آبخوان‌های با جنس سنگ دولومیتی قابل‌استناد نیست چرا که با توجه به غیردولومیتی‌بودن جنس سنگ در آبخوان کاشان و براساس نتایج آنالیز شیمیایی (جدول 1)، در 50 درصد نمونه‌های گرفته‌شده از پی‌زومترهای منتخب که غالباً در شمال‌شرقی آبخوان و در مسیر جریان برگشتی از دریاچه نمک به سمت داخل آبخوان قرار دارند، نسبت Mg^{2+}/Ca^{2+} بیشتر از یک بوده و پدیده هجوم آب شور از دریاچه نمک به داخل آبخوان به‌عنوان عامل شوری در این مناطق مشخص می‌شود (شکل 12). نتایج تجزیه شیمیایی نمونه‌های بقیه چاه‌ها که اغلب در منطقه مرکزی و جنوبی و در مجاورت دشت‌های کشاورزی قرار گرفته‌اند، نشان می‌دهد نسبت Mg^{2+}/Ca^{2+} کمتر از یک بوده و در نتیجه عامل اصلی شوری آبخوان در این مناطق، برداشت بی‌رویه

شکل 11-د مقایسه بین دو حالت را نشان می‌دهد. در این شکل گمانه‌های با میزان Cl^{-1} بالاتر از 7500 میلی‌گرم در لیتر همگی گمانه‌های واقع در شمال‌شرق آبخوان و در مسیر جریان برگشتی از سمت دریاچه به سمت داخل آبخوان بوده و علت اصلی شوری در آن‌ها هجوم آب شور از طرف دریاچه نمک به سمت داخل آبخوان است. از سوی دیگر گمانه‌های جنوبی و مرکزی آبخوان که در مسیر جریان برگشتی قرار نگرفته، اما در مجاورت اراضی کشاورزی قرار گرفته‌اند دارای میزان Ca^{+2} و HCO_3^{-} بالاتر از 30 میلی‌گرم در لیتر بوده و علت شوری در این چاه‌ها عمدتاً برداشت بی‌رویه چاه‌های بهره‌برداری و رخداد پدیده آپکنینگ است.

پارامتر دیگری که در مطالعات مشابه ذکر شده است، نسبت Mg^{2+} به Ca^{2+} است. برخی از محققان عنوان کرده‌اند که علت شوری آبخوان را می‌توان از مقدار نسبت Mg^{2+}/Ca^{2+} شناسایی کرد (کمپ، 2000). در این مطالعات ذکر شده است که اگر نسبت Mg^{2+}/Ca^{2+} کمتر از 1 باشد، برداشت بی‌رویه چاه‌ها و بالآمدن مخروطی



شکل 11- الف: محل چاه‌های انتخاب شده برای نمونه برداری کیفی، شکل 11-ب: مسیر اتصال چاه‌هایی با محتوای Cl^- بیش از 7500 میلی گرم در لیتر، شکل 11-ج: چاه‌هایی با محتوای Ca^{+2} و HCO_3^- بیش از 30 میلی گرم در لیتر و شکل 11-د: شمای کلی

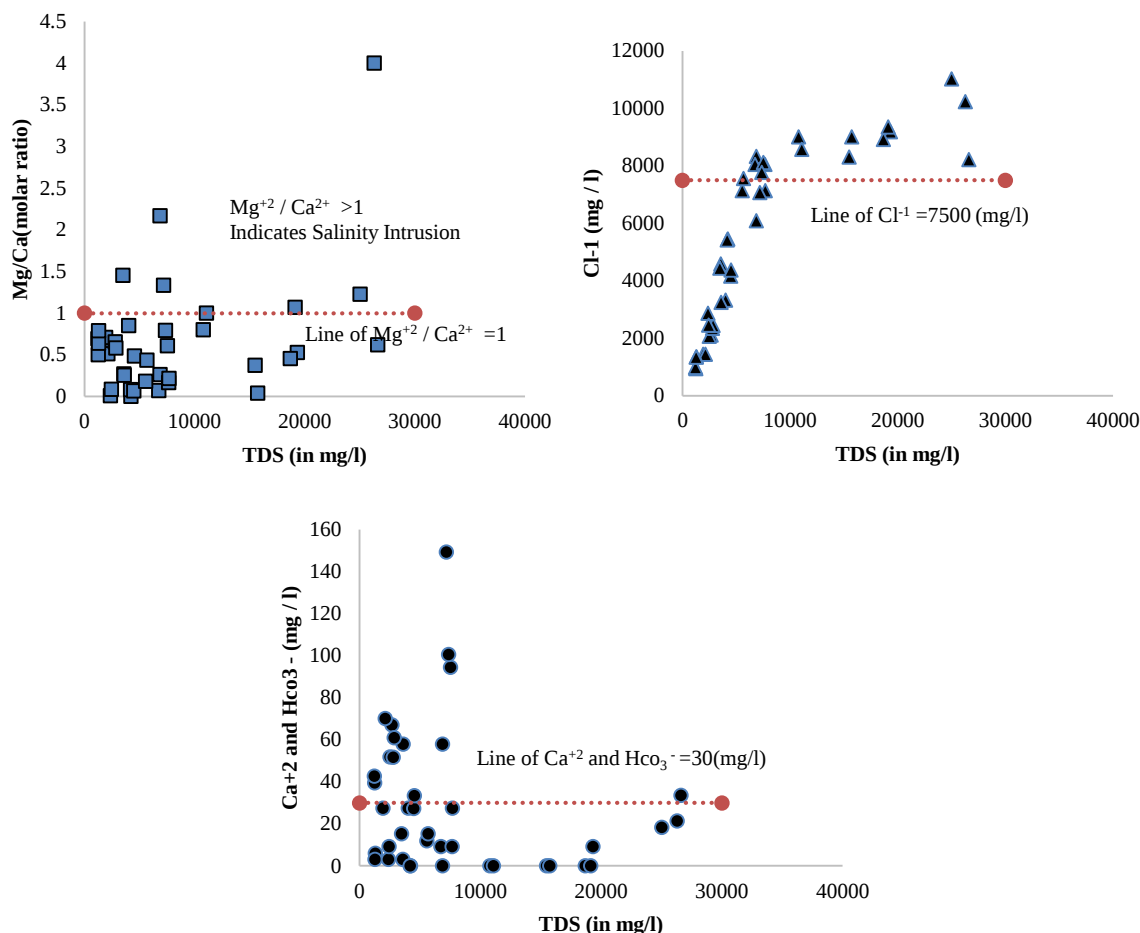
زیاد کودهای شیمیایی نظیر سولفات پتاسیم، کلرید پتاسیم یا نیترات پتاسیم را نشان می‌دهد.

سولفات

میانگین غلظت SO_4^{2-} در کل آبخوان 1370/11 میلی گرم در لیتر است. نقشه SO_4^{2-} در شکل 13-ح غلظت قابل توجهی از SO_4^{2-} را در شمال و شمال شرق آبخوان و در مسیر جریان برگشتی از سمت دریاچه به داخل آبخوان نشان می‌دهد. با توجه به وجود میزان بالای این یون در شورابه‌های دریاچه می‌توان این میزان غلظت SO_4^{2-} در ناحیه شمال شرق را به جریان برگشتی از دریاچه نمک به داخل آبخوان در ناحیه شمال شرق مرتبط دانست. درخصوص وجود مقادیر کمتری SO_4^{2-} در آب زیرزمینی نواحی مرکزی و جنوبی، خصوصاً اراضی کشاورزی، استفاده کنترل نشده از کودهای شیمیایی دلیل عمده این میزان SO_4^{2-} در آب زیرزمینی این نواحی است.

پتاسیم

با توجه به نتایج آنالیز شیمیایی شورابه‌های دریاچه نمک (مرز، 2003) (جدول 2) و میزان غلظت پتاسیم در شورابه‌های این دریاچه (حدود 2900 میلی گرم بر لیتر) و آب‌های زیرزمینی آبخوان کاشان مشاهده شد اگرچه میانگین غلظت پتاسیم در کل آبخوان حدود 0/02 میلی گرم در لیتر است، اما در برخی نواحی واقع در شمال شرق آبخوان که فعالیت کشاورزی عمده‌ای وجود ندارد، اما در مسیر جریان برگشتی از سمت دریاچه نمک به داخل آبخوان قرار دارند، پتاسیم با غلظت بالاتری (حدود 0/13 میلی گرم بر لیتر) نسبت به سایر مناطق وجود دارد (شکل 13-ج) که نشان می‌دهد منشأ غلظت بالای پتاسیم در آب زیرزمینی این ناحیه، جریان برگشتی آب زیرزمینی از دریاچه نمک به سمت داخل آبخوان کاشان است. همچنین غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب چندگمانه در مرکز و جنوب آبخوان نظیر خزاو و طاهرباد که فعالیت کشاورزی در آن رونق بیشتری دارد، مصرف



شکل 12- نمودارهای متقاطع یونی برای Cl^- و Ca^{+2} و HCO_3^- و $\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$ در مقابل TDS در نمونه‌های آب زیرزمینی

یونی مستقیم هستند (اپلو و همکاران، ۲۰۰۶). در تفسیر دیاگرام HFE، نمونه‌های بالای خط اختلاط و سمت چپ نشانگر مرحله شیرین‌شدگی و پایین خط اختلاط و سمت راست نشانگر مرحله شورشدگی آب زیرزمینی است. نمونه‌های نواحی مرکزی ممکن است متعلق به فاز SW یا FW باشند، ولی بستگی به موقعیت قرارگیری خط اختلاط تئوریک دارد.

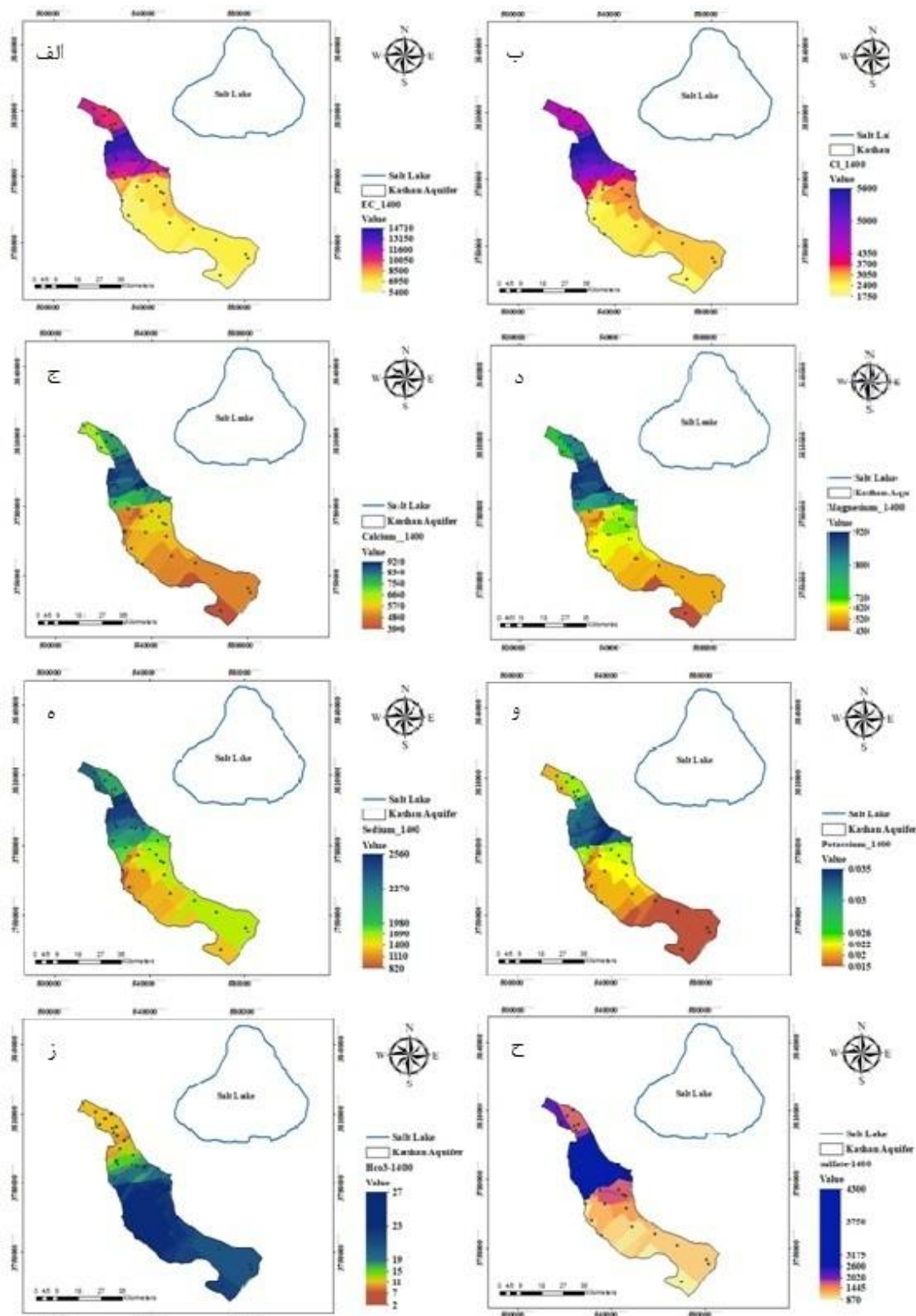
مطابق نتایج حاصل از شکل ۱۴ (گیمنز، ۲۰۱۰ و ۲۰۱۴) مشاهده می‌شود که نمونه‌های شماره ۶، ۹، ۱۵، ۲۱ و ۲۲ در ناحیه بالای خط اختلاط و سمت چپ نشانگر قرار داشته و نشان‌دهنده تغییرات فاز آب به سمت شیرین‌شدگی است، این چاه‌ها غالباً در نواحی خارج از اراضی کشاورزی مرکز و جنوب آبخوان که به‌علت فعالیت‌های کشاورزی و بهره‌برداری بیش‌ازحد از چاه‌های بهره‌برداری یا نواحی شمال‌شرق که به‌دلیل هجوم آب شور دریاچه نمک، شور شده‌اند، قرار دارند. سایر چاه‌های مورد آزمایش اغلب در زیر خط اختلاط و در سمت راست

دیاگرام تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی (HFE)

دیاگرام HFE به‌عنوان تابعی از درصد کاتیون‌های Ca^{+2} و Na^+ و آنیون‌های HCO_3^- (یا SO_4^{2-}) و Cl^- با توجه به مجموع کاتیون و آنیون‌ها تعیین می‌شود. درصد SO_4^{2-} را می‌توان به‌عنوان HCO_3^- در نظر گرفت، زیرا این دو به‌عنوان آنیون‌های اصلی آب در ناحیه تغذیه آبخوان (آب شیرین) حضور دارند. یون Mg^{2+} در واکنش‌های تبادل یونی رفتار نامتعادلی دارد؛ به‌همین دلیل درصد Mg^{2+} به‌طور مستقیم برای محاسبه فرایندهای تبادل یونی در نظر گرفته نمی‌شود. همچنین درصد یون K^+ با Na^+ ترکیب می‌شود و این در حالی است که غلظت یون K^+ خیلی کمتر از یون Na^+ است (گیمنز و همکاران، ۲۰۱۰). دیاگرام HFE شامل ۱۶ رخساره اصلی با در نظر گرفتن حالت تجمع HCO_3^- و SO_4^{2-} است. چهار رخساره اصلی هتروتروپ Na-Cl شورابه و Ca- HCO_3 آب شیرین طبیعی، Ca-Cl آب شور شده همراه با فرایند تبادل یونی معکوس و Na- HCO_3 آب شور شده همراه با فرایند تبادل

که نشان می‌دهد به ترتیب به دلیل فعالیت‌های کشاورزی و بهره‌برداری بیش‌ازحد از چاه‌های بهره‌برداری و هجوم آب شور دریاچه نمک در حال شور شدن هستند.

نشانگر قرار داشته و نشان‌دهنده تغییرات فاز آب به سمت شورشدگی است. این چاه‌ها اغلب در نواحی کشاورزی مرکزی و جنوبی یا شمال و شمال‌شرقی آبخوان قرار دارند



شکل 13- مقادیر تغییرات الف- هدایت الکتریکی ب- کلر ج- کلسیم د- منیزیم ه- سدیم و- پتاسیم ز- بی کربنات و ح- سولفات در آب‌های زیرزمینی سفره آب کاشان در سال 1400

نسبت یونی و بررسی نسبت Mg^{2+}/Ca^{2+} در نواحی مختلف آبخوان نیز شوری آبخوان در نواحی مرکزی و جنوبی آبخوان به دلیل استخراج بی‌رویه آب زیرزمینی و رخداد پدیده آپکنینگ و شوری آبخوان در ناحیه شمال شرقی آبخوان به دلیل هجوم آب شور از طرف دریاچه نمک را تأیید می‌کند.

وجود غلظت‌های قابل توجه یون‌های کلر، سدیم، پتاسیم، سولفات، کلسیم و منیزیم در مسیر جریان برگشتی از دریاچه به سمت داخل آبخوان که به میزان زیاد در شورابه‌های دریاچه نمک یافت می‌شوند، اثرگذاری شدید جریان برگشتی از سمت دریاچه در ناحیه شمال شرق آبخوان را اثبات می‌کند. همچنین وجود مقادیر کمتری از این یون‌ها در سایر مناطق آبخوان نشان‌دهنده تأثیر رونق کشاورزی و استفاده از کودهای شیمیایی در این مناطق است.

بررسی تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی و ترسیم دیاگرام HFE نیز شورشدن چاه‌های واقع در مسیر جریان برگشتی به داخل آبخوان در ناحیه شمال شرق و نیز چاه‌های واقع در ناحیه مرکز و جنوب آبخوان به دلیل بروز پدیده آپکنینگ ناشی از بهره برداری بی‌رویه از چاه‌ها را تأیید می‌کند.

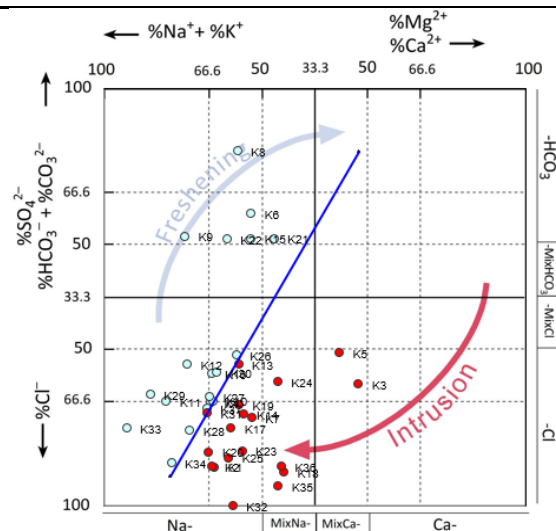
با توجه به آسیب‌های جدی که سفره آب زیرزمینی دشت کاشان را تهدید می‌کند، پیشنهاد می‌شود دست‌اندرکاران و سیاست‌گذاران با مدیریت منطقی و کارآمد، تدابیر جدی برای حفاظت از این آبخوان را اتخاذ کنند.

سپاسگزاری

نویسندگان این مقاله از همکاری و حمایت‌های مشفقانه شرکت آب و فاضلاب کاشان و شرکت آب منطقه‌ای اصفهان و همفکری و مساعدت‌های آقای دکتر میرزاوند، کمال سپاس و تشکر را دارند.

منابع

1. جمشیدزاده ز. و میرباقری ا. 1392. مدل‌سازی کمی و کیفی آب زیرزمینی در جهت بررسی پدیده نفوذ آب شور. پایان‌نامه دکتري، گروه آب، دانشکده عمران، دانشگاه خواجه نصیرالدین طوسی. 150 ص.
2. چیت‌سازان م. شاپوری س. میرزایی س. و عبودی س. 1397. تعیین منشأ شوری آب در چشمه گرو



شکل 14- دیاگرام تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی (HFE)

نتیجه‌گیری

در این پژوهش تلاش شد تا علل شورشدن آبخوان کاشان با رویکرد هیدروشیمیایی بررسی شود. مطالعات حاضر نشان می‌دهد که شورشدن آبخوان دشت کاشان دو دلیل عمده دارد: 1. برداشت بی‌رویه چاه‌های بهره‌برداری و بالآمدن مخروطی‌شکل آب شور و بروز پدیده آپکنینگ در مناطق مرکزی و جنوبی و 2. هجوم آب شور دریاچه نمک به سمت داخل آبخوان در مناطق شمال شرقی. مطالعات هیدرولیک جریان آب زیرزمینی نشان داد که جهت حرکت جریان آب زیرزمینی عموماً از غرب به شرق آبخوان است، به استثنای منطقه شمال شرق آبخوان که جریان برگشتی از سمت دریاچه نمک به سمت داخل آبخوان وجود دارد و احتمال هجوم آب شور در این منطقه را به شدت افزایش می‌دهد. کاهش سطح ایستابی آبخوان به صورت پیوسته ادامه داشته و در سال‌های اخیر با شیب تند و نگران‌کننده‌ای ادامه دارد. نتایج به دست آمده از تجزیه و تحلیل شیمیایی آب و بررسی میزان EC، TDS و Ca^{2+} و HCO_3^- و Cl^- در نواحی مختلف آبخوان نشان داد که منشأ شوری در مناطق مرکزی و جنوبی آبخوان به دلیل برداشت بی‌رویه چاه‌های بهره‌برداری، بالآمدن مخروطی‌شکل آب شور و بروز پدیده آپکنینگ است. به علاوه منشأ شوری مناطق شمال شرق آبخوان وجود جریان برگشتی از سمت دریاچه نمک به سمت داخل آبخوان و هجوم آب شور دریاچه نمک است. نمودارهای

12. Gimenez-Forcada E. 2010. Dynamic of seawater interface using hydrochemical facies evolution diagram (HFE-D). *Groundwater*. 48(2): 212-216.
13. Gimenez-Forcada E. 2014. Space/time development of seawater intrusion: a study case in Vinaroz coastal plain (Eastern Spain) using HFE-Diagram, and spatial distribution of hydrochemical facies. *Journal of Hydrology*. 517: 617-627.
14. Gondwe B. Alonso G. and Gottwein G. 2011. the influence of conceptual model uncertainty on management decisions for a groundwater-dependent ecosystem in karst. *J Hydrol*. 400: 24-40.
15. Gopinath S. Srinivasamoorthy K. Saravanan K. Suma C.S. Prakash R. Senthilnathan D. 2016. Modeling saline water intrusion in Nagapattinam coastal aquifers, Tamilnadu, India, *Model. Earth Syst. Environ*. 2: 2 DOI 10.1007/s40808-015-0058-6.
16. Gopinath S. Srinivasamoorthy K. Saravanan K. Prakash R. and Karunanidhi D. 2019. Characterizing groundwater quality and seawater intrusion in coastal aquifers of Nagapattinam and Karaikal, South India using hydrogeochemistry and modeling techniques, human and ecological risk assessment: An international journal. <https://doi.org/10807039,2019,1578947/10,1080>.
17. Hem J. D. 1989. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S.G.S. Water-Supply Paper, No 2254. US Government Printing Office, Washington
18. Jamaa H. Achheb A. E. and Namr K. I. 2020. Spatial variation of groundwater quality and assessment of water table fluctuations in Plio-Quaternary aquifer formations in Doukkala Plain, Morocco. *Groundwater for Sustainable Development*. 11(2020) 100398. <https://doi.org/10,1016/j.gsd.2020,100398>.
19. Krishnakumar P. Lakshumanan C. Pradeep Kishore V. Sundararajan M. Santhiya G. Chidambaram S. 2013. Assessment of groundwater quality in and around Vedaraniyam, South India. *Environmental Earth Science* <http://dx.doi.org/10,1007/s2-2626-013-12665>.
20. Kumar C.P. 2016. Sea water intrusion in coastal aquifers. *EPRA International Journal of Research and Development (IJRD)*. 1(3): 27-31.
21. Maerz. 2003. Feasibility Study Production of High-Quality Dead Burned Magnesia in the Qom Region of Iran. June 30, 2013.
22. Mirzavand M. Ghasemieha H. Sadatinejad B. S. J. Bagheric R. and Clarkd I. D. 2018. و تاقیدیس آسماری با استفاده از پارامترهای هیدرو شیمیایی. تحقیقات پژوهش آب منابع ایران. 13(4): 202-196
3. مهندسین مشاور آبخوان. 1392. مطالعات به روزرسانی بیلان آبی حوضه آبریز دریاچه نمک. گزارش آب‌های زیرزمینی دشت کاشان. وزارت نیرو، ایران. 160 ص.
4. میرزاوند م. قاسمیه ه. و ساداتی‌نژاد ج. 1396. تعیین منشأ و مکانیسم شوری آب زیرزمینی دشت کاشان با استفاده از روش‌های ایزوتوپی و هیدروشیمیایی. پایان‌نامه دکتري، گروه مدیریت آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان. 308 ص.
5. Alfarrak N Walraevens K. 2018. Groundwater Overexploitation and Seawater Intrusion in Coastal Areas of Arid and Semi-Arid Regions. *Water*. 10: 143.
6. Appelo C. A. and Postma D. 2006. *Geochemistry. Groundwater and Pollution*, 2nd ed., AA Rotterdam: Balkema.
7. Bhattacharya P. and Bundschuh J. 2015. Groundwater for sustainable development – cross cutting the UN sustainable development goals – Editorial. *Groundw. Sustain. Dev*. 1(1-2): 155-157.
8. Bundschuh J. Maity J. P. Mushtaq S. Vithanage M. Seneweera S. Schneider J. Bhattacharya P. Khan N. I. Hamawand I. Guilherme L. R. G. Reardon-Smith K. Parvez F. Morales-Simfors N. Ghaze S. Pudmenzky C. Kouadio L. Chen C.-Y. 2019. Medical geology in the framework of the sustainable development goals. *Sci. Total Environ*. 581-582: 87-104.
9. CAMP. 2000. Integrated aquifer management plan: final report. Gaza coastal aquifer management program. Metcalf and Eddy Inc. in cooperation with the Palestinian Water Authority (PWA). United States Agency for International Development, USAID Contract No. 294-C-00-00038-99-00.
10. Cobaner M. Yurtal R. Dogan A. and Motz L.H. 2012. Three dimensional simulation of seawater intrusion in coastal aquifers: a case study in the Goksu Deltaic Plain. *Journal of Hydrology*. 280-465: 262-464.
11. Eissa M. de-Dreuz J. R. and Parker B. 2018. Integrative management of saltwater intrusion in poorly-constrained semi-arid coastal aquifer at Ras El-Hekma, Northwestern Coast, Egypt, *Groundwater for Sustainable Development J*. 6: 57-70.

- intrusion in coastal aquifers. *Ground Water*. 47(2): 197-204.
34. Xue Y. Xie C. and Wu J. 1999. Seawater intrusion and research on movement of interface of fresh saline water. Nanjing University Press.
23. Mirzavand M. Ghasemieha H. Sadatinejad S. J. and Bagheric R. 2020. Delineating the source and mechanism of groundwater salinization in crucial declining aquifer using multi-chemo-isotopes approaches, *Journal of Hydrology*. 586: 124877.
24. Nair I.S. Brinddha K. and Elango L. 2016. Identification of salinization by bromide and fluoride concentration in coastal aquifers near Chennai, southern India. *Water Science*. 30: 41-50.
25. Najib S. Fadili A. Mehdi K. Riss J. and Makan A. 2017. Contribution of hydrochemical and geoelectrical approaches to investigate salinization process and seawater intrusion in the coastal aquifers of Chaouia, Morocco. *J. Contam. Hydrol*. 198: 24-36.
26. Park S. C. Yun S. T. Chae G. T. Yoo I. Shin K. S. and Heo C. H. 2005. Regional hydrochemical study on salinization of coastal aquifers, western coastal area of South Korea. *J. Hydrol*. 313(3-4): 182-194.
27. Reilly T.E. Goodman A.S. 1987. Analysis of saltwater Upconing beneath a pumping well. *Journal of Hydrology*. 89(3-4): 169-204.
28. Rengasamy P. 2006. World salinization with emphasis on Australi *Journal of Experimental Botany*. 57: 1017-1023.
29. Shi X. Wang Y. Jiao J. J. Zong j. Wen H. and Dong R. 2018. Assessing major factors affecting shallow groundwater geochemical evolution in a highly urbanized coastal area of Shenzhen City, China. *Journal of Geochemical Exploration*. 184: 17-27.
30. Taylor R.G. Scanlon B. Doll P. Rodell M. Beek .R.V. Wada Y. Longuevergne L. Leblanc M. Famiglietti J.S. Edmunds M. Konikow L. Green T.R. Chen J. Taniguchi M. Bierkens M.F.P. MacDonald A. Fan Y. Maxwell R.M. Yechieli Y. Gurdak J.J. Allen D.M. Shamsudduha M. Hiscock K. Yeh P.T.F Holman Y. Treidel H. 2013. Ground water and climate change. *Nature Clim Change*. 3: 322-9.
31. Tutmeza B. Hatipoglu Z. Kaymak U. 2006. Modelling electrical conductivity of groundwater using an adaptive neuro-fuzzy inference system B. *Computers & Geosciences*. 32: 421-433.
32. Wang Y. Jiao J.J. 2012. Origin of groundwater salinity and hydrogeochemical processes in the confined quaternary aquifer of the Pearl River delta China. *J Hydrol*. 438-439: 112-124.
33. Werner A. D. and Simmons C. T. 2008. Impact of sea-level rise on seawater