

مجله مخاطرات محیط طبیعی، دوره هشتم، شماره بیست و یکم، پاییز ۱۳۹۸

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۶/۰۶/۰۹

تاریخ بازنگری نهایی مقاله: ۱۳۹۶/۰۷/۲۹

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۷/۰۳/۲۱

صفحات: ۴۰ - ۱۹

بررسی فاکتورهای زیست محیطی مؤثر در انتشار نیترات در آبخوان چادگان استان اصفهان) با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی

مژگان انتظاری^{۱*}، زهرا پوررحیم نجف آبادی^۲، شیما وثوقی^۳

چکیده

بحران آب در کشور ما و به تبع آن برداشت بی‌رویه از آب‌های زیرزمینی باعث شده است که شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان و مدیریت بهره‌برداری از منابع آب و کاربری اراضی به‌عنوان یکی از ضرورت‌های اصلی در سراسر کشور شناخته شود که باید بیش از پیش مورد توجه قرار گیرد. از بین آلاینده‌های مختلف، نیترات به‌عنوان یکی از شاخص‌های شیمیایی آلودگی آب مورد توجه بوده است. به منظور ارزیابی تأثیر فاکتورهای زیست‌محیطی مؤثر در آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی، آبخوان چادگان که یکی از زیرحوضه‌های اصلی گاوخونی محسوب می‌گردد و از دو دهه اخیر در معرض آلودگی‌های شدید انسانی قرار گرفته است، انتخاب گردید. این مطالعه به طور ویژه به بررسی (۱) توزیع شوری آبخوان چادگان در دو دهه اخیر (۱۳۹۵-۱۳۷۴)، (۲) توزیع نیترات در آبخوان آبرفتی چادگان و (۳) تعیین سهم نسبی پارامترهای زیست‌محیطی (از قبیل کاربری اراضی) در آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی پرداخته است. در این تحقیق رتبه هر یک از نقاط نمونه‌برداری برای لایه‌های مدل دراستیک و کاربری اراضی منطقه تعیین گردید و در نهایت با استفاده از روش آماری چندمتغیره آنالیز مؤلفه‌های اصلی، فاکتورهای کنترل‌کننده کیفیت آب آبخوان چادگان مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این تحقیق نشان داد شوری آب زیرزمینی چادگان در محدوده ۲۵۰ تا ۴۰۸ $\mu\text{S/cm}$ قرار گرفته است و در دو دهه اخیر (از ۳۰۸/۵ در سال ۱۳۷۴ تا ۱۳۷۴/۲ در سال ۱۳۹۵) به‌طور مستمر افزایش یافته است و میزان شوری در قسمت‌های شمالی و جنوبی منطقه در سال‌های ۱۳۸۹، ۱۳۹۲ و ۱۳۹۵ نسبت به قسمت‌های مرکزی آبخوان بیشتر است. از دیگر نتایج این تحقیق می‌توان به غلظت ۱۵ تا ۳۷ mg/l نیترات در سال ۱۳۹۵ به‌دلیل برهمکنش فاکتورهای آسیب‌پذیری ذاتی (عمدتاً هیدرولوژیکی) و کاربری اراضی در قسمت‌های شمالی و جنوبی آبخوان چادگان اشاره نمود.

واژگان کلیدی: چادگان، دراستیک، روش آماری چندمتغیره، فاکتورهای آسیب‌پذیری ذاتی، کاربری اراضی، نیترات.

۱- دانشیار، گروه جغرافیای طبیعی، دانشگاه اصفهان (نویسنده مسئول)

۲- دکتری زمین‌شناسی زیست محیطی، گروه زمین‌شناسی، دانشگاه آزاد خوراسگان

۳- دانشجوی دکتری، گروه جغرافیای طبیعی، دانشگاه اصفهان

m.entezari@geo.ui.ac.ir

zhr.pourrahim@gmail.com

vosooghy11@gmail.com

مقدمه

آب‌های زیرزمینی از عمده‌ترین منابع آب شیرین محسوب می‌شوند. در پی خشکسالی‌های متوالی اخیر و نیز گسترش آلودگی‌های زیست‌محیطی در اطراف دنیا، احیاء منابع آب زیرزمینی آلوده و حفاظت از آبخوان‌ها یکی از مهم‌ترین چالش‌های زیست‌محیطی به‌شمار می‌آیند. شوری آب و آلاینده‌های مختلف آلی و معدنی از جمله نیترات به‌عنوان عوامل تأثیرگذار در افول کیفیت منابع آب زیرزمینی و سلامت جوامع انسانی شناخته شده‌اند (آلماسری^۱، ۲۰۰۸، ساتون و همکاران^۲، ۲۰۱۱، آژانس محیط زیست اروپا^۳، ۲۰۰۵). همان‌گونه که شوری آب منشأهای متفاوتی دارد، آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی به نیترات نیز از منابع متعددی صورت می‌گیرد. این منابع به صورت شاخص شامل رواناب و یا شیرابه‌های خارج شده از کودهای آلی و شیمیایی، فاضلاب‌های شهری و صنعتی، مخازن فاضلاب، نیروگاه‌ها و وسایل نقلیه می‌باشند (بریابان و مادالاین^۴، ۲۰۱۱). طبق اظهار نظر بسیاری از آژانس‌های زیست‌محیطی از جمله سازمان بهداشت جهانی و آژانس محیط‌زیست اروپا، منابع آب آشامیدنی محتوی بیش از ۵۰ mg/l نیترات و شوری بیش از ۵۰۰ $\mu\text{S}/\text{cm}$ آلوده محسوب می‌شوند (آژانس محیط زیست اروپا، ۲۰۰۵). همچنین حد مجاز غلظت نیترات در آب‌های آشامیدنی و به منظور جلوگیری از پدیده اوتریفیکاسیون^۵ در آب‌های شیرین از سوی اتحادیه اروپا ۲۵ میلی‌گرم در لیتر پیشنهاد شده است (کمیسسیون اروپایی، ۲۰۰۰)^۶. اتحادیه اروپا مناطق آسیب‌پذیر به نیترات را مناطقی معرفی کرده است که توسط آب‌های آلوده زهکشی می‌شوند. با این حال در دستورالعمل پیشنهادی این اتحادیه معیارهای مشخص و واضحی برای تعیین مناطق آسیب‌پذیر آبخوان به نیترات معرفی نشده است (کمیسسیون اروپایی، ۲۰۱۰). تحقیقات اخیر حاکی از این مسأله بوده است که در صورت نبود یک تعریف دقیق و کارآمد از مناطق آسیب‌پذیر آبخوان کارایی احیاء منابع آلوده به نیترات به صورت قابل توجهی کاهش می‌یابد (وورال و همکاران^۷، ۲۰۰۹، آرازو و والادولید^۸، ۲۰۱۳). به‌همین دلیل تخصیص معیارهای خاص برای تعیین مناطق آسیب‌پذیر آبخوان بر اساس فاکتورهای هیدروژئولوژیکی، هیدروژئوشیمیایی و محیط‌زیستی ضروری به نظر می‌رسد (آرازو و مارتینز باستیدا، ۲۰۱۵).

به‌طور کلی ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان به دو روش ذاتی و ویژه صورت می‌گیرد. در روش آسیب‌پذیری ذاتی، احتمال آلودگی آبخوان بدون در نظر گرفتن یک آلاینده خاص مورد بررسی قرار می‌گیرد. در این روش عوامل طبیعی از قبیل آب و هوا، زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی مورد ارزیابی قرار می‌گیرند. درحالی‌که در ارزیابی آسیب‌پذیری ویژه تمرکز بر روی یک آلاینده به‌خصوص معطوف شده است (وزارت نیرو، ۱۳۹۲). در تحقیقات متعددی روش‌های مختلفی برای

-
- 1- Almasry
 - 2- Sutton
 - 3- European Environmental Agency
 - 4- Breaban and Madalina
 - 5- Eutrophication
 - 6- European Commission
 - 7- Worrall
 - 8- Arauzo and Valladolid

ارزیابی آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی پیشنهاد شده است. مدل دراستیک^۱ یکی از مدل‌هایی است که به صورت گسترده برای ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی یک آبخوان به آلاینده‌ها مورد استفاده قرار گرفته است (سانتوس^۲ و همکاران، ۲۰۱۵، مجولاگبه^۳ و همکاران، ۲۰۱۶، عبداسلام^۴ و همکاران، ۲۰۱۷، رضایی و همکاران، ۱۳۹۱، احمدی و همکاران، ۱۳۹۲). این مدل مجموعه‌ای از اندیس‌های کیفی مؤثر بر روی فرایند انتقال آلاینده‌ها است (کونل و دائل^۵، ۲۰۰۳). در ایالات متحده آمریکا این مدل به عنوان ابزاری برای رتبه‌بندی آسیب‌پذیری مناطق مختلف به آلاینده‌ها توسعه یافته است. در مدل دراستیک^۷ پارامتر هیدروژئولوژیکی، زمین‌شناسی و هواشناسی از قبیل عمق سطح آب زیرزمینی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی آبخوان مورد استفاده قرار می‌گیرد (آنتونی^۶ و همکاران، ۲۰۱۷). با توجه به اینکه یکی از عوامل مهم در آلودگی منابع آب در سال‌های اخیر فعالیت‌های انسانی است، محققان متعددی کاربری اراضی را به عنوان پارامتری مؤثر در ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به آلاینده‌های مختلف از قبیل نیترات در نظر می‌گیرند (مارتینز باستیدا و همکاران، ۲۰۱۰^۷). با این وجود برخی از محققین به نتایج به دست آمده از ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان به آلاینده‌ها از طریق این روش اشکالاتی وارد نموده‌اند (گوجو و همکاران^۸، ۲۰۰۳، کلمن و همکاران^۹، ۲۰۰۵، استیگر و همکاران^{۱۰}، ۲۰۰۶)؛ اما همان گونه که بیان گردید برخی از محققان در جستجوی راهکاری هستند که کاربری اراضی را نیز به عنوان پارامتری مؤثر در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان معرفی نمایند (مارتینز باستیدا و همکاران، ۲۰۱۰). اخیراً روش‌های مورد استفاده در زمین‌آمار به عنوان راهکاری کاربردی توسط محققین مختلف مورد استفاده قرار گرفته است که از جمله این تحقیقات می‌توان به موارد زیر اشاره نمود:

رتیک^{۱۱} و همکاران (۲۰۱۶) آسیب‌پذیری آبخوان کواترنری در لتونی را با استفاده از آنالیز آماری چندمتغیره مورد بررسی قرار دادند. در این مطالعه آنالیز مؤلفه‌های اصلی و آنالیز خوشه‌ای برای گروه‌بندی نمونه‌های آب زیرزمینی با کیفیت آب مشخص مورد استفاده قرار گرفت. نتایج حاصل از این تحقیق به غلظت بالای نیترات در زمین‌های کشاورزی با ریسک آسیب‌پذیری کم تا متوسط کم و غلظت پایین نیترات در زمین‌های پوشیده از جنگل با ریسک آسیب‌پذیری متوسط تا بالا اشاره دارد. در طی تحقیقی فاکتورهای زیست‌محیطی مؤثر در انتشار نیترات در آبخوان‌های اصلی مرکز اسپانیا با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که واکنش بین عوامل دخیل در آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان (مرتبط با فاکتورهای هیدروژئولوژیکی و محیط خاک) و کاربری اراضی

-
- 1- DRASTIC
 - 2- Santos
 - 3- Majolagbe
 - 4- Abdeslam
 - 5- Connell and Daele
 - 6- Antoine
 - 7- Martinez Bastida
 - 8- Gogu
 - 9- Colman
 - 10- Stigter
 - 11- Retike

محدوده در آلودگی آب زیرزمینی منطقه به نیترات نقش بسزایی ایفا کرده است (آرازو و مارتینز باستیدا، ۲۰۱۵). تأثیر کاربری اراضی بر آسیب‌پذیری آبخوان با استفاده از روش دراستیک و دشت مشهد توسط حسین‌زاده و همکاران (۱۳۹۵) مورد بررسی قرار گرفت. نتایج به آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد دشت مشهد اشاره داشت. در نهایت کاربری اراضی به هفت پارامتر دراستیک اضافه شد و با استفاده از آزمون کای اسکور بین دو نقشه دراستیک استاندارد و ANP دراستیک با در نظر گرفتن کاربری اراضی، مقایسه انجام شد. نتایج نشان داد علیرغم درصد تطابق، دو نقشه تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد دارند. محققین آسیب‌پذیری آبخوان دشت تنکابن و خرم‌آباد را در برابر آلودگی به کمک مدل دراستیک در محیط GIS مورد بررسی قرار دادند. نتایج به دست آمده نشان داد که دو پهنه عمده آسیب‌پذیری متوسط و زیاد در منطقه قرار دارند. در این تحقیق عوامل اصلی و مؤثر بر شاخص آسیب‌پذیری آبخوان دشت تنکابن و خرم‌آباد را می‌توان جنس منطقه غیراشباع، میزان بارش بالای سالیانه و بالا بودن سطح ایستایی دانست (احمد بزرگی، ۱۳۹۵).

در سال‌های اخیر، اندیس‌های متعددی برای آسیب‌پذیری آبخوان توسط محققان مختلفی از جمله (ویتکوسکی و همکاران^۱، ۲۰۰۷) ارائه شده است. با این حال، هیچ اجماع عمومی مبنی بر اینکه فاکتورهای محیط‌زیستی برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان ضروری هستند، وجود ندارد. تغذیه خالص، خصوصیات خاک، لیتولوژی، ضخامت منطقه تهویه و عمق سطح ایستایی همگی پارامترهای کلیدی در هر دو آسیب‌پذیری ذاتی و ویژه محسوب می‌شوند. برخی از محققین همچنین خصوصیات هدایت هیدرولیکی آبخوان، محیط آبخوان، مدت زمان حرکت آلاینده و کاربری اراضی را در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان مؤثر می‌دانند، در حالیکه برخی دیگر از محققین بر این باور نیستند (ویتکوسکی و همکاران، ۲۰۰۷). افرادی وجود دارند که به طور برجسته اعلام می‌دارند که بایستی برای توضیح حضور نیترات در مناطقی که منشأ مشخصی از آلودگی نیترات در مناطق بالادست آنها وجود ندارد، تأثیر جریان آب زیرزمینی را مد نظر قرار دهیم. این مسأله می‌تواند توضیحی برای ورود مدل‌های جریان آب زیرزمینی در روش‌های ارزیابی آسیب‌پذیری ویژه و ذاتی آبخوان در مناطق مختلف باشد (دبرناردی و همکاران^۲، ۲۰۱۲). با این وجود، برخلاف حضور پارامترهای متعددی که می‌تواند به عنوان اندیس‌های آسیب‌پذیری آبخوان تعریف شوند، مسأله اصلی کمبود داده‌های قابل اعتماد برای برخی از این پارامترها در مقیاس‌های حوضه‌ای و ناحیه‌ای است که مانع بزرگی در ارزیابی دقیق آسیب‌پذیری آبخوان‌ها محسوب می‌شوند.

استفاده از نیتروژن در فعالیت‌های کشاورزی و شهری از عمده‌ترین منشأهای آلودگی نیترات در آبخوان چادگان محسوب می‌شوند. با این حال در محدوده‌هایی که به‌شدت تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار گرفته‌اند، تشخیص دقیق منبع آلودگی نیترات امکان‌پذیر نیست، حتی در برخی از موارد منابع مختلفی در آلودگی منطقه به نیترات مؤثرند. تعیین منشأ نیتروژن و یا محدودسازی مناطقی که آب‌های آلوده به نیترات را به آبخوان‌ها زهکشی می‌نمایند برای برنامه‌ریزی‌های کلان‌پاکسازی مناطق آلوده به نیترات بسیار با اهمیت‌اند. با توجه به اهمیت منابع آب زیرزمینی

1- Witkowsky et al.

2- Debernardi et al.

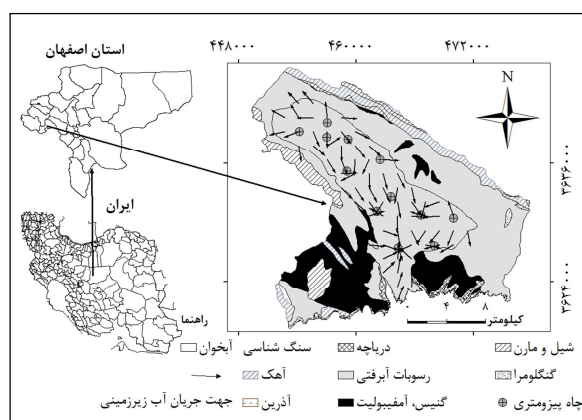
چادگان به منظور تأمین بخش عمده‌ای از آب شرب و کشاورزی این منطقه، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان آبرفتی چادگان (زیرحوضه زاینده‌رود) در تحقیق حاضر مورد بررسی قرار گرفته است. مطالعه حاضر نه تنها سعی در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان چادگان با استفاده از روش دراستیک دارد، بلکه با استناد به کاربری اراضی منطقه و با استفاده از روش‌های زمین‌آماري از قبیل آنالیز مؤلفه‌های اصلی در نظر دارد سهم هر یک از عوامل دخیل در آلوده‌سازی منابع آب زیرزمینی مناطق مختلف آبخوان چادگان را تعیین نماید. بر این اساس مطالعه کنونی بر سه هدف اصلی استوار است: ۱) بررسی توزیع شوری آب آبخوان چادگان در دو دهه اخیر (۲) بررسی توزیع نیترات در آبخوان آبرفتی چادگان و ۳) تعیین سهم نسبی پارامترهای زیست‌محیطی (از قبیل کاربری اراضی) در ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی^۱.

داده‌ها و روش‌ها

حوزه آبریز چادگان با وسعت ۴۲۶ کیلومتر مربع یکی از زیرحوضه‌های شمال‌غرب حوزه آبریز گاوخونی به‌شمار می‌آید. ۲۵۸/۶ و ۱۶۷/۵ کیلومتر مربع از وسعت این حوزه را به‌ترتیب دشت و ارتفاعات تشکیل داده است. این محدوده در فاصله حدود ۱۵۰ کیلومتری شمال‌غرب شهر اصفهان و بین طول‌های جغرافیایی ۳۰° ۵۰' تا ۴۵° ۵۰' شرقی و عرض‌های جغرافیایی ۴۵° ۳۲' تا ۳۳° ۳۰' شمالی قرار گرفته است. جاده اصلی اصفهان به الیگودرز از عمده‌ترین راه‌های دستیابی به این منطقه محسوب می‌شود.

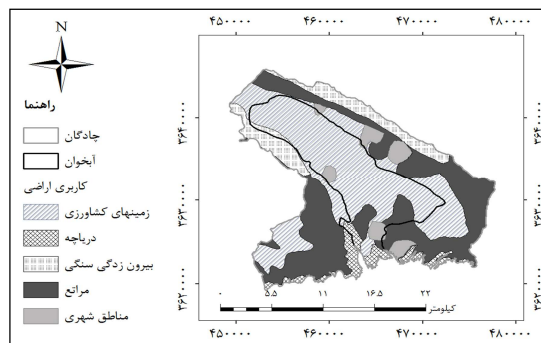
بر اساس آمار و اطلاعات ثبت شده در ایستگاه‌های سینوپتیک و کلیماتولوژی سازمان هواشناسی و ایستگاه‌های تبخیرسنجی و باران‌سنجی وزارت نیرو که به‌ترتیب در فریدن، رزوه، چادگان و قودچانک واقع شده‌اند، اطلاعات هواشناسی منطقه بدست آمد. اطلاعات به‌دست آمده از ایستگاه‌های فوق نشان داد که میانگین بارش باران سالیانه (میانگین بلندمدت) در ارتفاعات چادگان، ۳۶۷ میلی‌متر و در دشت چادگان، ۳۳۷ میلی‌متر می‌باشد. دمای سالیانه ارتفاعات و دشت چادگان بر اساس میانگین بلندمدت به ترتیب ۸/۶ و ۹/۳ درجه سانتی‌گراد اندازه‌گیری شده است. میانگین بلندمدت تبخیر سالیانه ارتفاعات و دشت چادگان به‌ترتیب ۱۹۰۲ و ۲۰۳۸ میلی‌متر اندازه‌گیری شده است. حداقل ارتفاع (۲۰۵۸ متر بالاتر از سطح دریا) در بخش جنوبی محدوده مطالعاتی در مجاورت دریاچه سد زاینده‌رود و حداکثر ارتفاع (۲۶۳۲ متر بالاتر از سطح دریا) در قسمت‌های شمالی محدوده مشاهده گردیده است. لیتولوژی این منطقه بسیار متنوع است. بخش‌های مختلفی از مورفولوژی این منطقه را سازندهای پرکامبرین تا نهشته‌های سخت نشده دوران چهارم تشکیل می‌دهند. از ویژگی‌های بارز زمین‌شناسی این منطقه که نقش مؤثری در آسیب‌پذیری آبخوان چادگان دارد می‌توان به گسترش وسیع سنگ‌های متامورفیک از قبیل میکاشیست، اسلیت، فیلیت و مرمر می‌باشد که گاهاً با گنیس و آمفیبولیت همراه هستند. سنگ‌های رسوبی منطقه عبارتند از: سنگ آهک تریاس،

سنگ‌های کربناته کرتاسه، شیل، ماسه‌سنگ و آهک ژوراسیک. از سنگ‌های آذرین منطقه نیز می‌توان به توف‌های ژوراسیک که در بخش غربی منطقه بیرون‌زدگی دارند، اشاره نمود. نقشه جهت جریان آب زیرزمینی آبخوان چادگان با استفاده از اطلاعات تراز آب زیرزمینی ۱۰ چاه پیزومتر با کمک نرم‌افزار ArcGIS در محیط Arc Hydro Groundwater ترسیم گردیده است (شکل ۱).



شکل ۱: نقشه موقعیت جغرافیایی، خصوصیات سنگ‌شناسی و جهت جریان آب زیرزمینی آبخوان چادگان

همان‌گونه که در شکل (۱) نشان داده شده است، آبخوان آبرفتی چادگان در نهشته‌های دوران چهارم از قبیل رسوبات آبرفتی رودخانه‌ای و سیلابی واقع شده است. این رسوبات پهنه‌های وسیع آبرفتی، مخروط‌افکنه‌ها و دشت-های سیلابی منطقه را تا پای ارتفاعات پوشانیده‌اند (شکل ۱). همچنین به‌طور کلی جهت جریان آب زیرزمینی به سمت جنوب و به سمت دریاچه چادگان است. در قسمت جنوبی منطقه در نزدیکی دریاچه، مسأله نفوذ آب از دریاچه به آبخوان چادگان قابل مشاهده است (شکل ۱).
نقشه کاربری اراضی منطقه چادگان با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای گوگل ارث^۱ (۲۰۱۷) تهیه گردیده است (شکل ۲).



شکل ۲: واحدهای کاربری اراضی (زمینهای کشاورزی، مناطق شهری، مراتع، بیرون زدگی های سنگی و دریاچه) در آبخوان چادگان (منبع: سازمان منابع طبیعی، ۱۳۹۵)

همانگونه که در شکل (۲) مشاهده می گردد، زمینهای کشاورزی و مراتع قسمت اعظم منطقه را تحت پوشش خود قرار داده اند. مناطق کوهستانی حدود ۱۰٪ از شمال شرقی و شمال غربی منطقه را به خود اختصاص داده اند. حضور دریاچه چادگان در قسمت جنوبی منطقه از دیگر مشخصه های اصلی آبخوان چادگان محسوب می گردد.

الف- پردازش داده ها

برای تهیه نقشه آسیب پذیری آبخوان چادگان ۷ لایه عمق آب زیرزمینی، تغذیه، محیط آبخوان، خاک، توپوگرافی، محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی آبخوان مورد نیاز است. به منظور تهیه هریک از این لایه ها به ترتیب اقدامات زیر انجام گرفته است:

لایه عمق آب زیرزمینی آبخوان چادگان با استفاده از میانگین سالیانه (۱۳۹۵) ۱۰ چاه پیژومتر منطقه محاسبه گردیده است. لایه تغذیه آبخوان با استفاده از داده های بارش، نفوذپذیری خاک و درصد شیب منطقه محاسبه گردید. اطلاعات مورد نیاز هواشناسی منطقه از قبیل میانگین بارش سالیانه از ایستگاه های باران سنجی مناطق مجاور آبخوان چادگان بدست آمد. وضعیت توپوگرافی منطقه از مدل رقومی ارتفاعی^۱ اصفهان (۱۰ متر بر پیکسل) استخراج و درصد شیب آبخوان در نرم افزار ArcGIS محاسبه گردید. لایه نفوذپذیری خاک با استفاده از لاگ های حفاری موجود در منطقه محاسبه گردید. با استناد به نقشه زمین شناسی محدوده مورد مطالعه و لاگ های حفاری و عمق آب زیرزمینی آبخوان، لایه های محیط اشباع و غیراشباع آبخوان تهیه گردید (صحبایی و معصومی، ۱۳۸۵). اطلاعات محیط خاک و هدایت هیدرولیکی آبخوان از سازمان های منابع طبیعی و آب منطقه ای اصفهان تهیه گردید. پس از تهیه هر ۷ لایه مدل دراستیک رتبه های هر پارامتر بر اساس معیارهایی که در جدول (۳) ذکر شده است، استخراج گردید و نقشه آسیب پذیری آبخوان چادگان تهیه گردید (مارتینز باستیدا و همکاران، ۲۰۱۵).

جدول ۳: رتبه بندی فاکتورهای زیست محیطی در مدل دراستیک

عمق سطح آب زیرزمینی ^a		توپوگرافی		کاربری اراضی		محیط ^a خاک		محیط آبخوان ^a		تأثیر منطقه تهویه ^a	
دامنه (متر)	رتبه	دامنه %	رتبه	دامنه	رتبه	دامنه	رتبه	دامنه	رتبه	دامنه	رتبه
۰-۱/۵	۱۰	۰-۲	۱۰	مزارع آبیاری شده	۱۰-۸	بدون خاک یا نازک لایه	۱۰	آهک کارستی	۹-۱۰(۱۰)	آهک کارستی	۱۰(۱۰)-۸
-۴/۵ ۱/۵	۹	۲-۶	۹	مناطق شهری	۸	شن	۱۰	بازالت	۲-۱۰(۹)	بازالت	۲-۱۰(۹)
-۹/۱ ۴/۵	۷	۶-۱۲	۵	مزارع دیمی و آبیاری	۷	ماسه	۹	شن و ماسه	۴-۹(۸)	شن و ماسه	۴-۸(۸)
-۱۵/۲ ۹/۱	۵	-۱۸ ۱۲	۳	زمینهای بایر	۵	لوم رسی	۳	سنگهای دگرگونی هوازده	۳-۵(۴)	شیل	۲-۶(۳)
-۲۲/۹ ۱۵/۲	۳	>۱۸	۱	مزارع دیمی	۴	کود	۲	دگرگونی/آذرین	۲-۵(۳)	سیلت/ رس	۲-۶(۳)
-۳۰/۵ ۲۲/۹	۲			مناطق طبیعی و جنگل	۱	رس‌های غیر متراکم	۱	شیل توده‌ای	۱-۳(۲)	لایه محدود کننده	۱
>۳۰/۵	۱										

در مطالعه کنونی علاوه بر ۷ متغیر مؤثر در مدل دراستیک، فاکتور کاربری اراضی منطقه به منظور بررسی عوامل محیط‌زیستی مؤثر در آسیب‌پذیری آبخوان چادگان به نیترات مورد استفاده قرار گرفته است.

برای درک بهتر پارامترهای زیست‌محیطی (کاربری اراضی) و هیدروژئولوژی مرتبط با آسیب‌پذیری ویژه آبخوان چادگان، آنالیز مؤلفه‌های اصلی بر روی ۸ فاکتور فوق در نرم‌افزار آماری اس پی اس^۱ بر روی مجموعه داده‌ها اعمال گردید (آرازو و مارتینز باستیدا^۲، ۲۰۱۵). آنالیز مؤلفه‌های اصلی یک روش آماری چندمتغیره است که در نهایت زیرمجموعه‌ای از متغیرهای مستقل (مؤلفه) ایجاد می‌کند که واریانس را در مجموعه داده‌ها توضیح می‌دهد (آنازاوا و اوهموری^۳، ۲۰۰۵). برای تفسیر بهتری از داده‌های مربوط به نمونه‌های آب زیرزمینی که در آنالیز مؤلفه‌های اصلی و در محیط نرم‌افزار چرخیده شده‌اند، پس از تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان چادگان، کاربری اراضی و غلظت نیترات برای کلاس‌بندی متغیرها مورد استفاده قرار گرفت.

1- SPSS

2- Arauzo and Martinez Bastida

3- Anazawa and Ohmori

علاوه بر تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان چادگان، در مطالعه حاضر پراکندگی غلظت شوری و نیترات در آبخوان چادگان مورد بررسی قرار گرفته است. در این مطالعه طبقه‌بندی شوری آب بر اساس ۵ گروه شوری آب صورت گرفته است (ویلیکوکس، ۱۹۹۵)^۱. بر اساس میانگین سالیانه شوری آب ۱۰ چاه بهره‌برداری در آبخوان چادگان (سازمان آب منطقه‌ای اصفهان، ۱۳۹۵) توزیع شوری آب از سال ۱۳۷۴ تا ۱۳۹۵ (هر ۳ سال یکبار) نشان داده شده است (شکل ۴). نقشه‌های پراکندگی شوری آب و نیترات با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS با روش معکوس فاصله وزنی^۲ در محیط ArcGIS Spatial Analyst ترسیم گردیده است. برای ارزیابی معنی‌داری تغییرات شوری آب در سال‌های مختلف (۱۳۹۵ و ۱۳۹۲، ۱۳۸۹، ۱۳۸۶، ۱۳۸۳، ۱۳۸۰، ۱۳۷۷، ۱۳۷۴) از آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه^۳ و آزمون دانکن^۴ در محیط نرم‌افزار SPSS استفاده گردیده است.

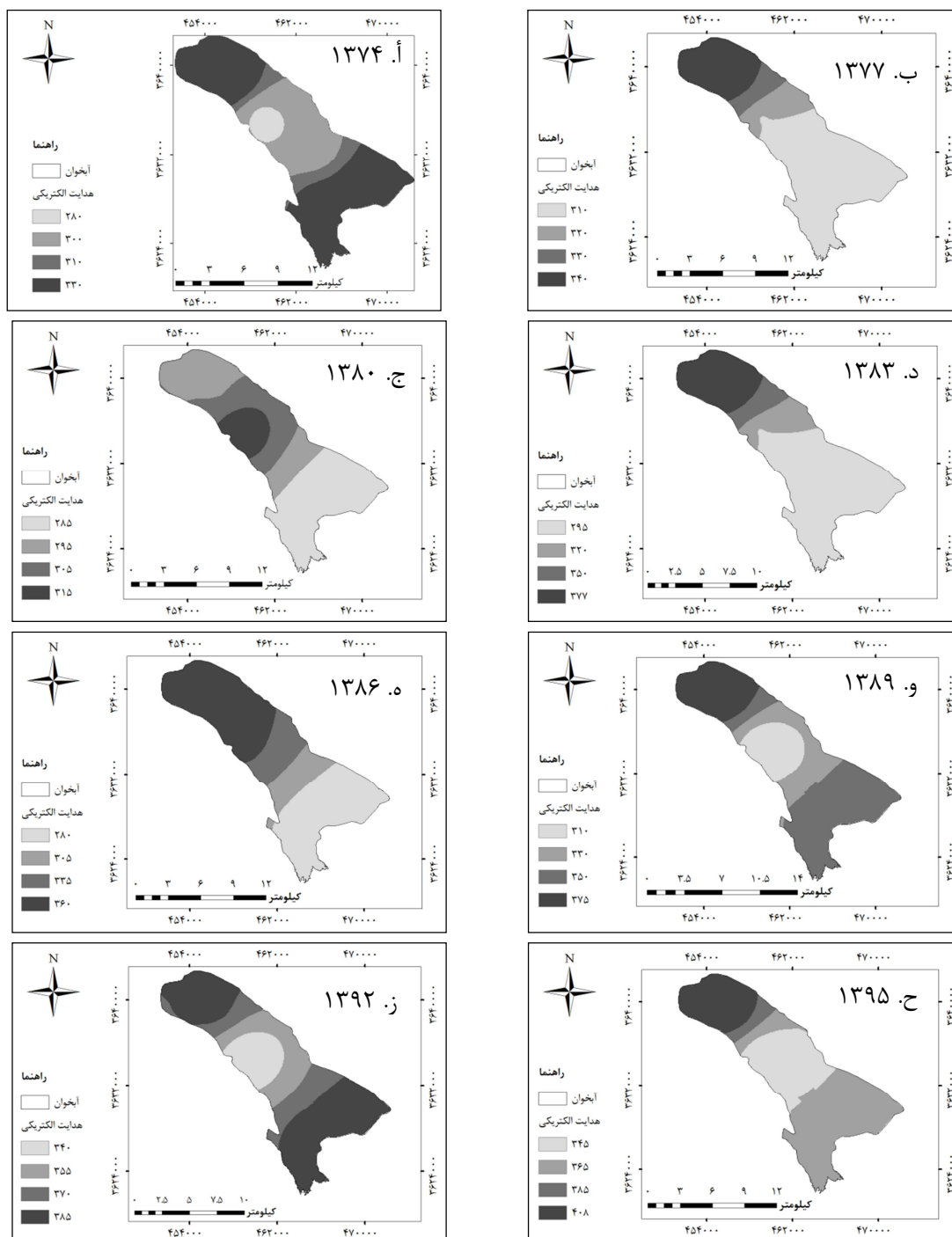
ب- آنالیز مؤلفه‌های اصلی^۵

آنالیز مؤلفه‌های اصلی یک روش آماری چندمتغیره است که در نهایت زیرمجموعه‌ای از متغیرهای مستقل (مؤلفه) ایجاد می‌کند که واریانس را در مجموعه داده‌ها توضیح می‌دهد (جینگ و یوفعی، ۲۰۱۱). با استفاده از این روش ساختار نهفته در یک مجموعه از داده‌ها مشخص می‌گردد. از نقطه نظر آماری، این روش مشخص‌کننده واریانس متغیرهای عادی است و می‌توان این روش را بر پایه همبستگی بین متغیرها در نظر گرفت. به‌طور کلی روش فوق برای به‌دست آوردن یک الگوی واریانس مابین متغیرها و نیز کاهش مجموعه داده‌های بزرگ مقیاس به تعداد اندکی فاکتور که به‌راحتی قابل تحلیل هستند، استفاده می‌شود. تعداد مؤلفه‌های اصلی که با استفاده از این روش تولید می‌شوند، مشخص‌کننده منشأ احتمالی واریانس در مجموعه داده‌هاست. با توجه به اینکه مؤلفه‌ها به ترتیب اولویت مرتب می‌شوند، اولین فاکتور مهم‌ترین منشأ واریانس در مجموعه داده محسوب می‌گردد. به طور کلی در یک آنالیز مؤلفه‌های اصلی، توضیح واریانس حدود ۷۵ تا ۹۹٪ داده‌های اصلی ایده‌آل محسوب می‌گردد (عثمان و همکاران، ۲۰۱۴).

یافته‌های تحقیق

بر اساس نظر تاد (۲۰۱۱) شوری آب در پنج گروه عالی ($EC < 250 \mu S/cm$)، خوب ($250 < EC < 750 \mu S/cm$)، مجاز ($750 < EC < 3000 \mu S/cm$)، مشکوک ($3000 < EC < 2000 \mu S/cm$) و نامناسب ($EC > 3000 \mu S/cm$) طبقه‌بندی می‌گردد. در مطالعه حاضر شوری آب زیرزمینی چادگان در محدوده ۲۵۰ تا $408 \mu S/cm$ (رده بندی خوب) قرار گرفته است (شکل ۳).

1- Wilcox
2- Inverse Distance Weighted (IDW)
3- ANOVA
4- Duncan
5- Principal Component Analysis (PCA)



شکل ۳: توزیع شوری آب (بر حسب میکروزیمنس بر سانتی متر) در آبخوان چادگان در سال های متعدد (أ تا ج) ۱۳۷۴ تا ۱۳۹۵ (منبع: سازمان آب منطقه ای اصفهان، ۱۳۹۵)

بررسی نقشه‌های پراکندگی شوری آب در دو دهه اخیر (شکل ۳)، افزایش شوری آب از ۳۰۸/۵ در سال ۱۳۷۴ تا ۳۵۹/۲۰ $\mu\text{S}/\text{cm}$ در سال ۱۳۹۵ را نشان می‌دهد. با وجود اینکه شوری آب در سال‌های مورد بررسی توزیع یکنواختی را در قسمت‌های مختلف منطقه نشان نداده است، در قسمت‌های شمالی منطقه که عمده زمین‌های کشاورزی بر بستری از سنگ‌های کربناته واقع شده است، بیشترین شوری آب دیده می‌شود. در سال‌های ۱۳۷۴، ۱۳۸۹، ۱۳۹۲ و ۱۳۹۵ علاوه بر قسمت‌های شمالی منطقه، قسمت‌های جنوبی آبخوان شوری بالاتری نسبت به قسمت‌های مرکزی نشان داده‌اند.

برای مشخص نمودن تفاوت میانگین شوری آب در سال‌های مختلف از آنالیز واریانس یک‌طرفه^۱ استفاده گردید و نتایج در جدول (۲) آورده شده است. فرضیه صفر و جایگزین آنالیز واریانس یک‌طرفه به صورت زیر در نظر گرفته شده است:

$H_0 =$ میانگین شوری آب در سال‌های متعدد

$H_1 =$ برابر نبودن میانگین شوری آب در سال‌های متعدد

جدول ۲: آنالیز واریانس شوری آبخوان چادگان از سال ۱۳۷۴ تا ۱۳۹۵ در سطح معنی‌داری ۵ درصد

Sig.	F	میانگین مربعات	درجه آزادی	مجموع مربعات	
۰/۰۰	۷/۴۳	۷۰۸۱/۴۴	۷	۴۹۵۷۰/۰۸	بین گروهی
		۹۵۲/۸۴	۷۲	۶۸۶۰۴/۹۰	داخل گروهی
			۷۹	۱۱۸۱۷۴/۹۸	کل

همان‌گونه که در جدول (۲) نشان داده شده است P-Value آزمون واریانس یک طرفه بین گروهی کمتر از سطح معنی‌داری ۰/۰۵ به دست آمده است. این مسأله نشان‌دهنده تفاوت معنی‌داری بین میانگین شوری آب در سال‌های متعدد (۱۳۷۴-۱۳۹۵) می‌باشد (جدول ۲). همانند سایر روش‌های آماری استنباطی که بر پایه فرضیه صفر و مقابل استوار هستند، p-value به دست آمده از روش آزمون واریانس یک طرفه با سطح معنی‌داری ($\alpha = 0.05$) مقایسه گردید. در صورتیکه p-value کوچکتر از سطح معنی‌داری باشد فرضیه صفر (برابری میانگین شوری آب در سال‌های متعدد) رد می‌گردد. این بدان معنی است که فرضیه جایگزین (برابر نبودن میانگین شوری آب در سال‌های متعدد) مورد پذیرش قرار می‌گیرد. در صورتیکه p-value بالاتر از سطح معنی‌داری ۰/۰۵ باشد، در اینصورت دلیلی برای رد فرضیه صفر وجود نخواهد داشت.

پس از آنکه مشخص گردید که میانگین شوری آب در سال‌های متعدد (۱۳۷۴-۱۳۹۵) با یکدیگر تفاوت معنی‌داری دارند، به منظور مقایسه دقیق‌تر میانگین شوری آب در سال‌های مختلف از آزمون دانکن استفاده شد و نتایج در

جدول (۳) آورده شده است. در این آزمون نیز فرضیه‌های صفر و جایگزین همانند آزمون واریانس یک‌طرفه در نظر گرفته شد. با توجه به اینکه P-Value آزمون دانکن برای سال‌های ۱۳۷۴، ۱۳۷۷، ۱۳۸۳، ۱۳۸۶ و ۱۳۸۹ و سال‌های ۱۳۹۲ و ۱۳۹۵ مقادیری بزرگتر از ۰/۰۵ می‌باشد، می‌توان اظهار داشت که میانگین شوری آب در طی سال‌های فوق تفاوت معنی‌داری با یکدیگر ندارند. میانگین شوری آب در طی سال‌های ۱۳۸۹، ۱۳۹۲ و ۱۳۹۵ بیشتر از سال‌های گذشته ثبت شده است (جدول ۳). بررسی تغییرات شوری آب در ۳ سال مذکور توزیع مشابهی را نشان داده است (شکل ۳). به‌طور کلی در مطالعه حاضر مشخص گردید که سطح شوری آب آبخوان در محدوده خوب ($0-800 \mu\text{S/cm}$) برای مصارف آشامیدنی و کشاورزی قرار گرفته است، لذا این پارامتر در بررسی‌های عوامل مؤثر در آسیب‌پذیری آبخوان حذف گردید و تمرکز بر روی نیترات معطوف گردید.

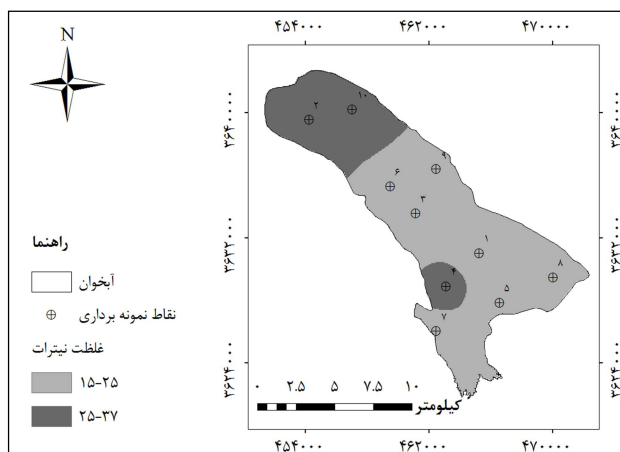
جدول ۳: آنالیز دانکن بر روی شوری آب در سال‌های ۱۳۷۴ تا ۱۳۹۵ آبخوان چادگان

زیرمجموعه‌هایی برای $\alpha=0.05$			تعداد	سال
۳	۲	۱		
		۲۹۰/۱۵	۱۰	۱۳۸۰
	۳۸۰/۵۰	۳۰۸/۵۰	۱۰	۱۳۷۴
	۳۱۰/۹۵	۳۱۰/۹۵	۱۰	۱۳۸۶
	۳۱۲/۲۵	۳۱۲/۲۵	۱۰	۱۳۸۳
	۳۱۵	۳۱۵	۱۰	۱۳۷۷
۳۳۷/۵۵	۳۳۷/۵۵		۱۰	۱۳۸۹
۳۶۱/۶۰			۱۰	۱۳۹۵
۳۶۳/۹۰			۱۰	۱۳۹۲
۰/۰۷۵	۰/۰۶۳	۰/۱۱۳		Sig.

میانگین برای گروه‌ها در زیرمجموعه‌های همگن نشان داده شده است.

a. متوسط تعداد نمونه‌های مورد استفاده=۱۰

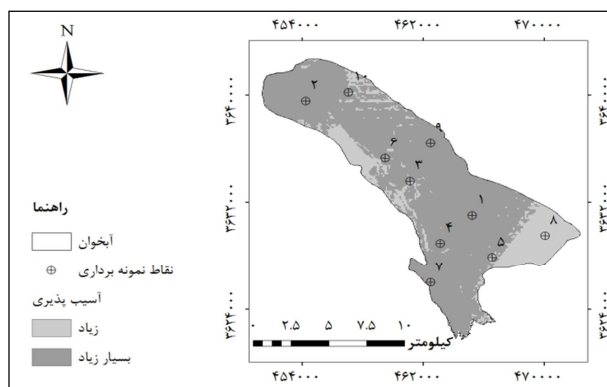
سازمان آب منطقه‌ای اصفهان به صورت ماهیانه و سالیانه به بررسی غلظت برخی از پارامترهای اساسی کیفیت آب در آبخوان‌های متعدد پرداخته است، با این حال نیترات در زمره این فاکتورهای مورد بررسی قرار ندارد. به‌همین دلیل به‌منظور ارزیابی صحت آسیب‌پذیری آبخوان چادگان از نقشه توزیع نیترات در آبخوان آبرفتی چادگان در سال ۱۳۹۵ بهره برده شد (شکل ۴).



شکل ۴: توزیع نیترات (بر حسب میلی‌گرم در لیتر) در آبهای زیرزمینی چادگان در سال ۱۳۹۵

طبقه‌بندی غلظت نیترات در مطالعه حاضر بر اساس درجه آلودگی نقاط نمونه‌برداری صورت گرفت: (۱) $25 \text{ mg/l} <$ غلظت نیترات (آب سالم) (۲) غلظت نیترات 25 mg/l تا 50 mg/l (ریسک آلودگی) و (۳) $50 \text{ mg/l} >$ غلظت نیترات (آب آلوده) (آرازو و مارتینز باستیدا^۱، ۲۰۱۵). همانگونه که در شکل (۴) مشاهده می‌شود، غلظت نیترات در آبخوان چادگان بین 15 mg/l (آب سالم) و 37 mg/l (ریسک آلودگی) متغیر است.

در این مطالعه پس از تهیه لایه‌های مختلف عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، محیط غیراشباع و در نهایت هدایت هیدرولیکی آبخوان مدل دراستیک اجرا شد و نقشه آسیب‌پذیری آبخوان چادگان، همانگونه که در شکل (۵) نشان داده شده است، تهیه گردید.



شکل ۵: نقشه آسیب‌پذیری آبخوان چادگان تهیه شده با استفاده از مدل دراستیک

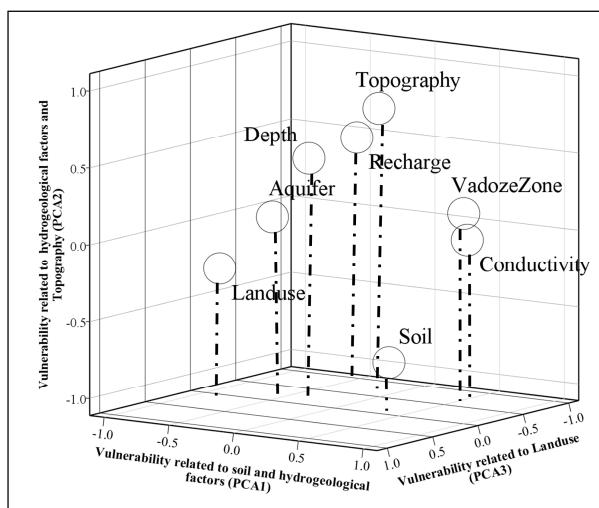
شکل (۵) نشان داد که بیشتر مناطق آبخوان چادگان در معرض آسیب‌پذیری بسیار زیاد قرار دارند. مقایسه نقشه توزیع غلظت نیترات و آسیب‌پذیری آبخوان چادگان به کارآمدی مدل دراستیک در تعیین نواحی آسیب‌پذیر از نظر آلودگی نیترات در منطقه اشاره دارد.

به منظور تعیین فاکتورهای زیست‌محیطی دخیل در آسیب‌پذیری آبخوان چادگان، آنالیز آماری چندمتغیره مؤلفه‌های اصلی بر روی ۷ فاکتور هیدروژئولوژیکی و محیط خاک که دخیل در مدل دراستیک هستند و فاکتور کاربری اراضی صورت پذیرفت و نتایج در جدول ۴ آورده شده است.

جدول ۴: آنالیز مؤلفه های اصلی آسیب پذیری آبخوان چادگان

مؤلفه	مقدار ویژه اولیه			استخراج بار عاملی مجموع مربعات			چرخش بارعاملی مجموع مربعات		
	مجموع	درصد واریانس	درصد تجمعی	مجموع	درصد واریانس	درصد تجمعی	مجموع	درصد واریانس	درصد تجمعی
۱	۶/۷۸	۵۷/۱۰	۵۷/۱۰	۶/۷۸	۵۷/۱۰	۵۷/۱۰	۲/۵۰	۲۱/۰۴	۲۱/۰۴
۲	۲/۱۹	۱۸/۴۲	۷۵/۵۳	۲/۱۹	۱۸/۴۲	۷۵/۵۳	۱/۹۳	۱۶/۲۸	۳۷/۳۲
۳	۱/۶۱	۱۳/۵۵	۸۹/۰۸	۱/۶۱	۱۳/۵۵	۸۹/۰۸	۶/۱۵	۵۱/۷۵	۸۹/۰۸
۴	۰/۵۷	۴/۸۰	۹۳/۸۸						
۵	۰/۴۱	۳/۵۱	۹۷/۳۹						
۶	۰/۱۸	۱/۵۴	۹۸/۹۴						
۷	۰/۱۲	۱/۰۲	۹۹/۹۶						
۸	۰/۰۰۴	۰/۰۳	۱۰۰						

از بررسی عوامل زیست‌محیطی مؤثر در آسیب‌پذیری آبخوان چادگان با استفاده از روش آنالیز مؤلفه‌های اصلی، سه مؤلفه اصلی استخراج گردید که بیشترین واریانس را در مجموعه داده‌ها توضیح می‌دهند (شکل ۶).



شکل ۶: تصویر فاکتورهای دخیل در آسیب پذیری آبخوان و کاربری اراضی مرتبط با ۳ مؤلفه اول که در آنالیز مؤلفه‌های اصلی استخراج شده‌اند.

همانگونه که در شکل (۶) نشان داده شده است هر یک از ۸ فاکتور مؤثر در آسیب پذیری آبخوان چادگان، نسبت به ۳ مؤلفه اصلی همبستگی متفاوتی دارند که بسته به این همبستگی‌ها هر یک از مؤلفه‌ها معرف برخی از این فاکتورها در نظر گرفته می‌شوند. همانگونه که قبلاً نیز ذکر شده است ۳ مؤلفه اصلی که ۸۹٪ از کل واریانس داده‌ها را توضیح می‌دهند، به عنوان عوامل اصلی آسیب پذیری آبخوان چادگان به نیترات شناخته شده‌اند. مؤلفه اول ۵۷٪ از کل واریانس داده‌ها را توضیح می‌دهد و شامل اطلاعاتی در مورد آسیب پذیری ذاتی آبخوان است که با فاکتورهای هیدروژئولوژیکی (محیط غیراشباع و هدایت هدرولیکی) همبستگی مثبت دارد. مؤلفه دوم ۱۸/۴۵٪ از کل واریانس داده‌ها را توضیح داده و محتوی اطلاعاتی در مورد آسیب پذیری آبخوان است که مرتبط با عمق سطح ایستابی، تغذیه و شیب آبخوان می‌باشند. مؤلفه سوم ۱۳/۵۵٪ از کل واریانس) اطلاعاتی در مورد آسیب پذیری ذاتی و ویژه را شامل می‌شود که مرتبط با محیط آبخوان و کاربری اراضی هستند (جدول ۵).

به منظور بررسی سهم نسبی پارامترهای هیدروژئولوژیکی و زیست محیطی در ارزیابی آسیب پذیری آب‌های زیرزمینی آبخوان چادگان، آنالیز مؤلفه‌های اصلی بر روی داده‌های مدل دراستیک و فاکتور کاربری اراضی منطقه اجرا گردید و نتایج در جدول (۴) آورده شده است.

جدول ۵: همبستگی متغیرهای مختلف با مؤلفه‌های اصلی آسیب‌پذیری آبخوان چادگان

مؤلفه			متغیرها
۳	۲	۱	
-۰.۲۰۱	۰.۴۵۱	-۰.۳۳۶	عمق سطح آب
۰.۰۳۱	۰.۶۷۵	۰.۱۹۶	تغذیه
۰.۱۶۱	۰.۱۲۱	-۰.۳۶۵	محیط آبخوان
-۰.۰۵	-۰.۷۸۱	۰.۳۸۷	محیط خاک
-۰.۱۰۷	۰.۸۵۲	۰.۲۷۱	شیب
-۰.۰۷۹	۰.۲۴۱	۰.۹۴۵	محیط غیراشباع
-۰.۰۸۱	۰.۰۷۱	۰.۹۷۱	هدایت هیدرولیکی
۰.۹۷۶	-۰.۰۸	-۰.۲۰۲	کاربری اراضی

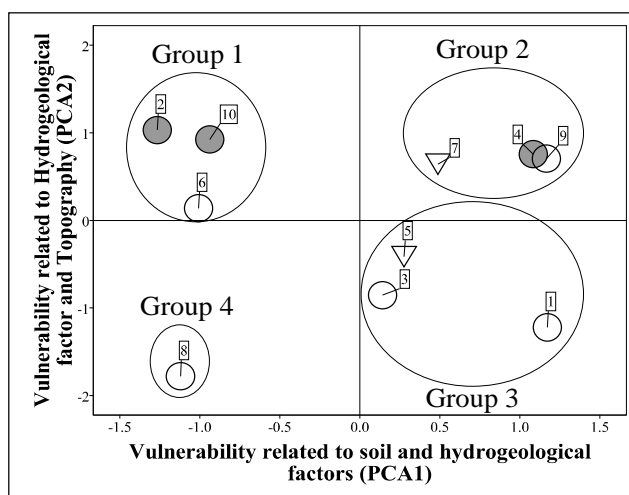
مؤلفه اول که شامل اطلاعاتی در مورد آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان است با فاکتورهای هیدروژئولوژیکی از قبیل محیط غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی همبستگی مثبت (به ترتیب $r=0/945$ و $r=0/971$) دارد (جدول ۵). مؤلفه دوم همبستگی مثبت با عمق سطح ایستابی ($r=0/451$)، تغذیه ($r=0/675$) و شیب آبخوان ($r=0/852$) می‌باشند (جدول ۵). مؤلفه سوم همبستگی مثبت با محیط آبخوان ($r=0/161$) و کاربری اراضی ($r=0/976$) نشان داده است (جدول ۵).

پس از آنکه با استفاده از ضریب همبستگی نقش هر یک از فاکتورهای دخیل در آسیب‌پذیری آبخوان تعیین گردید، برای تعیین سهم هر یک از مؤلفه‌های اصلی در آسیب‌پذیری هر یک از نقاط نمونه‌برداری در محیط نرم‌افزار SPSS هر یک از نقاط نمونه‌برداری حول مؤلفه‌های مختلف چرخیده می‌شود. از چرخش نقاط نمونه‌برداری حول محور مؤلفه اول و دوم، نمونه‌ها در ۴ گروه مختلف تقسیم‌بندی گردیدند (شکل ۷ الف).

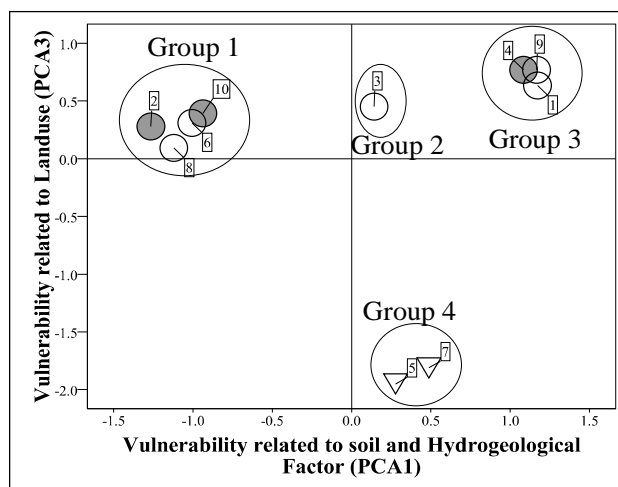
گروه ۱ شامل نقاطی است که آسیب‌پذیری ذاتی در آنها بیشتر تحت تأثیر فاکتورهای مؤثر در مؤلفه دوم می‌باشد. نقاط موجود در این گروه در ارتباط با رسوبات آبرفتی کواترنری بوده که آسیب‌پذیری بالا در آنها توسط شیب کم، تغذیه بالا و عمق کم سطح ایستابی در این مناطق توجیه‌پذیر است (سازمان آب منطقه‌ای استان اصفهان، ۱۳۹۵). در گروه اول ریسک آلودگی نترات در دو نمونه شماره ۲ و ۱۰ مشاهده گردید (غلظت نترات $<25 \text{ mg/l}$). این مسأله علاوه بر تراکم کشاورزی در این مناطق، به شیب کم، نرخ تغذیه بالا و عمق کم سطح ایستابی در اطراف این چاه‌ها اشاره دارد.

در گروه دوم دو مؤلفه اول و دوم در آسیب‌پذیری بالای نمونه‌های ۴، ۷ و ۹ مؤثر هستند. غلظت نترات در نمونه‌های آب زیرزمینی این گروه از کمتر تا بیشتر از ۲۵ میلی‌گرم در لیتر (ریسک آلودگی) متغیر است. تمامی نمونه‌ها در رسوبات آبرفتی واقع شده‌اند و غلظت بالای نترات در نمونه شماره ۴ ($25-50 \text{ mg/l}$) علاوه بر نرخ تغذیه بالا ($210/115$ متر مکعب بر روز)، سطح ایستابی $40/65$ متر و درصد شیب پایین منطقه، به جنس محیط غیراشباع و نفوذپذیری آبخوان (هدایت هیدرولیکی) مرتبط می‌شود.

نمونه‌های آب زیرزمینی موجود در گروه ۳ و ۴ کمترین آسیب‌پذیری را نشان دادند. عمق بیشتر سطح ایستابی (متوسط ۴۸/۹۵ متر) و نرخ تغذیه پایین‌تر (۱۹۵/۴ متر مکعب بر روز) را می‌توان از دلایل آسیب‌پذیری پایین نمونه‌های آب زیرزمینی موجود در این گروه برشمرد. نیترات هیچگونه آلودگی مهمی در این گروه نشان نداده است (غلظت نیترات $< 25 \text{ mg/l}$) که می‌تواند توسط ریسک پایین مرتبط با عوامل هیدروژئولوژیکی توضیح داده شود. چرخش حول محور مؤلفه اول و سوم نیز سبب شده است که نقاط نمونه‌برداری در ۴ گروه مختلف قرار گیرند (شکل ۷ ب). گروه اول شامل نقاطی هستند که در زمین‌های کشاورزی واقع شده‌اند و در معرض آلودگی‌های مختلف از جمله نیترات قرار دارند. در این گروه ۲ نمونه از آب‌های زیرزمینی در معرض آلودگی نیترات (۲۵ تا 50 mg/l) قرار گرفته‌اند. نمونه‌های آب زیرزمینی که در گروه‌های ۲ و ۳ قرار گرفته‌اند، آسیب‌پذیری بالایی به فاکتورهای کاربری اراضی و هیدروژئولوژیکی دارند. یکی از نمونه‌های آب زیرزمینی این گروه در معرض آلودگی نیترات (۲۵ تا 50 mg/l) قرار دارد و مابقی نمونه‌ها عاری از آلودگی هستند. کاربری اراضی متفاوت (مرتج) دو نمونه ۵ و ۷ در گروه ۴ ریسک پایین آسیب‌پذیری و آلودگی کم نیترات ($< 25 \text{ mg/l}$) آنها را توجیه می‌نماید.



شکل ۷ (الف): چرخش نقاط نمونه‌برداری آب زیرزمینی برداشت شده از آبخوان چادگان حول مؤلفه اول و دوم آنالیز مؤلفه‌های اصلی. دایره معرف نمونه‌های آب زیرزمینی برداشت شده از مزارع کشاورزی و مثلث معرف نمونه آب زیرزمینی برداشت شده از مراتع می‌شوند. رنگ تیره معرف غلظت نیترات بالاتر از ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر و رنگ سفید معرف غلظت پایین‌تر از ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر نیترات است.



شکل ۷ (ب): چرخش نقاط نمونه برداری آب زیرزمینی برداشت شده از آبخوان چادگان حول مؤلفه اول و سوم آنالیز مؤلفه‌های اصلی. دایره معرف نمونه‌های آب زیرزمینی برداشت شده از مزارع کشاورزی و مثلث معرف نمونه آب زیرزمینی برداشت شده از مراتع می‌شوند. رنگ تیره معرف غلظت نیترات بالاتر از ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر و رنگ سفید معرف غلظت پایین‌تر از ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر نیترات است.

نتایج و بحث

در مطالعه کنونی فاکتورهای زیست‌محیطی دخیل در آسیب‌پذیری آبخوان چادگان مورد بررسی قرار گرفته است. در راستای پیشبرد اهداف این تحقیق مطالعات متعددی صورت گرفته است. نتایج این مطالعات به افزایش شوری آب از $308/5 \mu\text{S}/\text{cm}$ در سال ۱۳۷۴ تا $359/20 \mu\text{S}/\text{cm}$ در سال ۱۳۹۵ اشاره دارد. در راستای پیشبرد اهداف تحقیق کنونی مطالعات آماری مورد استفاده قرار گرفته است. به منظور بررسی اختلاف میانگین شوری آب در سال‌های متعدد آزمون واریانس یک‌طرفه به تفاوت معنی‌دار شوری آب در دو دهه اخیر (۱۳۷۴ تا ۱۳۹۵) اشاره دارد. آزمون دانکن نشان داد که میانگین شوری آب در سال‌های ۱۳۷۴، ۱۳۷۷، ۱۳۸۰، ۱۳۸۳، ۱۳۸۶ و در سال‌های ۱۳۷۴، ۱۳۷۷، ۱۳۸۳، ۱۳۸۶، ۱۳۸۹ و در سال‌های ۱۳۸۹، ۱۳۹۲ و ۱۳۹۵ با یکدیگر تفاوت معنی‌داری ندارند. به‌طور کلی افول کیفیت آب را در این آبخوان به فعالیت‌های انسانی و بستر رسوبی آبخوان چادگان ارتباط می‌دهند. با توجه به اینکه شوری آب در آبخوان چادگان در محدوده $0 - 800 \mu\text{S}/\text{cm}$ قرار دارد، مصرف آب زیرزمینی این منطقه برای مصارف آشامیدنی و کشاورزی مانعی ایجاد نمی‌کند.

غلظت نیترات در آبخوان چادگان مابین ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر (آب سالم) تا ۳۷ میلی‌گرم بر لیتر (ریسک آلودگی) متغیر است. نقشه توزیع نیترات نشان داد که قسمت‌های شمالی منطقه بیشتر تحت تأثیر آلودگی‌های زیست‌محیطی ناشی از فعالیت‌های انسانی قرار گرفته است. با توجه به کمبود داده‌های شیمیایی قبلی و دوام آلودگی، غلظت کنونی نیترات در آبخوان چادگان می‌تواند ناشی از آلودگی‌های قبلی شهری و کشاورزی منطقه باشد.

نقشه آسیب‌پذیری آبخوان چادگان با استفاده از مدل دراستیک و از همپوشانی ۷ لایه عمق آب زیرزمینی، تغذیه، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی تهیه شده است. این نقشه آسیب‌پذیری متوسط آبخوان چادگان را در اکثر مناطق آبخوان چادگان نشان می‌دهد.

بررسی عوامل زیست‌محیطی دخیل در آسیب‌پذیری آبخوان چادگان با استفاده از آنالیز آماری مؤلفه‌های اصلی (PCA) به ۳ مؤلفه اصلی اشاره دارد. این سه مؤلفه به ترتیب با محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی منطقه، عمق سطح ایستابی، تغذیه و شیب آبخوان و در نهایت با محیط آبخوان و کاربری اراضی منطقه همبستگی مثبت نشان داده‌اند. این مسأله نشان داده است که دو فاکتور محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی آبخوان بیشترین تأثیر را در آسیب‌پذیری آبخوان چادگان داشته‌اند و محیط آبخوان و کاربری اراضی تأثیر به مراتب کمتری نسبت به فاکتورهای دیگر دارند.

از چرخش نقاط نمونه‌برداری حول مؤلفه‌های اول و دوم ۴ گروه مختلف به دست آمده است. نقاط نمونه‌برداری که در گروه ۱ واقع شده‌اند تحت تأثیر عوامل دخیل در مؤلفه اول، نقاط نمونه‌برداری در گروه دوم تحت تأثیر هر دو مؤلفه، گروه سوم تحت تأثیر مؤلفه اول و گروه ۴ که تنها یک عضو دارد (نقطه شماره ۸) تحت تأثیر هیچ یک از مؤلفه‌های فوق قرار نگرفته است.

از چرخش نقاط نمونه‌برداری حول مؤلفه‌های اول و سوم نیز ۴ گروه مختلف به دست آمده است. نقاط نمونه‌برداری آب زیرزمینی که در گروه ۱ واقع شده‌اند، تحت تأثیر مؤلفه سوم، گروه‌های ۲ و ۳ تحت تأثیر هر دو مؤلفه و گروه چهارم تحت تأثیر مؤلفه اول قرار گرفته‌اند.

بر اساس این روش نقشه‌های آسیب‌پذیری تهیه شده بایستی با استفاده از نقشه‌های جریان آب زیرزمینی و محتوای غلظت نیترات تفسیر گردد. در نقشه تهیه شده آسیب‌پذیری آبخوان چادگان به نیترات، مناطق آسیب‌پذیر تا حدود زیادی با مناطقی که آب زیرزمینی به سمت آنها زهکش می‌شود، مطابقت دارد. این مطالعه امکان تفسیر آسیب‌پذیری ویژه و ذاتی آبخوان چادگان به نیترات و همچنین تعیین منشأ احتمالی نیترات در هر یک از نقاط نمونه‌برداری را فراهم آورده است. بر اساس نتایج حاصل از این تحقیق و با توجه به اینکه فعالیت‌های کشاورزی و شهری عمده‌ترین منشأ آلودگی نیترات در این منطقه محسوب می‌شوند، می‌توان برنامه‌های اجرایی (اصلاح روش‌های کشاورزی و بهبود سیستم تصفیه فاضلاب شهری و کشاورزی) برای مناطقی که داخل آب زیرزمینی زهکش می‌شوند، اتخاذ نمود.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه فاکتورهای زیست‌محیطی مؤثر در انتشار نیترات در آبخوان چادگان با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که نه تنها فاکتورهای هیدروژئولوژیکی نقش به‌سزایی در آسیب‌پذیری آبخوان چادگان ایفا می‌نماید، بلکه فعالیت‌های انسانی نقش مهمی در آلودگی آب‌های زیرزمینی منطقه به آلاینده‌هایی از قبیل نیترات ایفا کرده است. با وجودیکه آمار قابل اعتمادی از غلظت نیترات در

سال‌های اخیر وجود ندارد، افزایش شوری آب از ۱۳۷۴ تا ۱۳۹۵ می‌تواند تأییدی بر این مسأله باشد. از سوی دیگر، نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی نیز نشان داد که اصلی‌ترین دلیل ریسک آلودگی نیترات در آبخوان چادگان برهمکنش فاکتورهای آسیب‌پذیری ذاتی (عمدتاً هیدرولوژیکی) و کاربری اراضی منطقه می‌باشد.

تقدیر و تشکر

نویسندگان مقاله بر خود لازم می‌دارند که از مدیریت محترم بخش مطالعات آب زیرزمینی سازمان آب منطقه‌ای اصفهان که در فراهم آوردن اطلاعات مورد نیاز این تحقیق همکاری لازم را داشتند، تشکر و قدردانی نمایند

منابع

- احمد بزرگی، نجمه. ارزیابی پتانسیل آلودگی آب های زیرزمینی، با کاربرد مدل DRASTIC در محیط GIS، مطالعه موردی آبدشت تنکابن، شمال ایران. سومین همایش و نمایشگاه محیط زیست و بحران های پیش رو (با محوریت کمبود آب و آلودگی های شهری و صنعتی) (تهران، شرکت مهندسی ماه دانش عطران، ۲۲ تا ۲۳ اردیبهشت ۱۳۹۵).
- حسین زاده، منصور؛ افراسیاب، پیمان؛ رضایی، یوسف؛ خاشعی سیوکی، عباس. بررسی تاثیر کاربری اراضی بر آسیب‌پذیری آبخوان با استفاده از روش دراستیک و ANP مطالعه موردی: دشت مشهد. چهارمین همایش ملی کاربرد فناوری های نوین در علوم مهندسی (ترت حیدریه، دانشگاه تربت حیدریه، ۵ اسفند ۱۳۹۵).
- سازمان آب منطقه‌ای اصفهان (۱۳۹۵)، بخش مطالعات آب زیرزمینی، گزارش منتشر نشده.
- صحبایی، مهرداد؛ معصومی، رحمان (۱۳۸۵). نقشه زمین شناسی چادگان (۱/۱۰۰۰۰)، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور.
- احمدی، آزاده؛ رضایان، سحر؛ محمودزاده، الهه (۱۳۹۲). ارزیابی آسیب پذیری آبخوان دشت میمه اصفهان با استفاده از روشهای AVI و GODS، DRASTIC تطبیقی، محیط‌شناسی، سال ۳۹، شماره ۲، ۴۵-۶۰.
- رضائی، فرشاد؛ صفوی، حمیدرضا؛ احمدی، آزاده. ارزیابی و آنالیز حساسیت آسیب پذیری آبهای زیرزمینی حوضه آبریز زاینده رود در مقابل پارامتر تغذیه خالص به روش دراستیک. نهمین کنگره بین المللی مهندسی عمران، (اصفهان، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۹ تا ۲۱ اردیبهشت ۱۳۹۱).
- Abdeslam, I., Fehdi, C., and Djabri, L., 2017. Application of drastic method for determining the vulnerability of an alluvial aquifer: Morsott - El Aouinet north east of Algeria: using ArcGIS environment. *Energy Procedia*. 119, 308-317.
- Almasri, M.N., 2008. Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine. *Journal of Environmental Management*. 88, 577-593.
- Anazawa, K., and Ohmori, H., 2005. The hydrochemistry of surface waters in andesite volcanic area, Norikura volcano, central Japan. *Chemosphere*. 59, 605-615.
- Antoine, M.K., Marnik, V., and Jean, N.L., 2017. Assessing groundwater vulnerability in the Kinshasa region, DR Congo, using a calibrated DRASTIC model. *Journal of African Earth Sciences*. 126, 13-22.
- Arauzo, M., and Martí nez-Bastida, J.J., 2015. Environmental factors affecting diffuse nitrate pollution in the major aquifers of central Spain: groundwater vulnerability vs. groundwater pollution. *Environmental Earth Science*. DOI 10.1007/s12665-014-3989-8.
- Arauzo, M., and Valladolid, M., 2013. Drainage and N-leaching in alluvial soils under agricultural land uses: implications for the implementation of the EU Nitrates Directive. *Agriculture, Ecosystems & Environment - Journal*. 179, 94-107.
- Babiker, I.S., Mohamed, M.A.A., Hiyama, T., and Kato, K., 2005. A GIS based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, Central Japan. *Science of the Total Environment*. 345(1-3), 127-140.

- Breabăn, I.G., and Madalina, P., 2012. The Impact of Anthropogenic Nutrients on Groundwater Nitrate Concentration in the Bârlad Area, *Analele Universității din Oradea. Fascicula Protecția Mediului*. XIX, 615-620.
- Chen, S.K., Hsieh, C.H., and Tsai, C.B., 2017. Developing a Composite Aquifer Vulnerability Assessment Model Combining DRASTIC with Agricultural Land Use in Choushui River Alluvial Fan, Central Taiwan. *Geophysical Research Abstracts*. 19, EGU2017-2508.
- Connell, L.D., and Daele, G., 2003. A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping. *Journal of Hydrology*. 276, 71–88.
- European Commission., 2010. On implementation of Council Directive (91/676/EEC) concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2004-2007. Commission staff working document, Brussels. 42p.
- European Commission., 2000. Nitrates Directive (91/676/EEC) Status and trends of aquatic environment and agricultural practice, Development guide for Member States' reports, Directorate- General for Environment. Commission staff working document, Brussels.
- European Environmental Agency., 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment, EEA Report No 7. Copenhagen, 52p.
- Majolagbe, A.O., Adeyi, A.A., and Osibanjo, O., 2016. Vulnerability assessment of groundwater pollution in the vicinity of an active dumpsite (Olusosun), Lagos, Nigeria. *Chemistry International*. 2(4), 232-241.
- Martínez-Bastida, J.J., Arauzo, M., and Valladolid, M., 2010. Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in Central Spain: the risk of nitrate pollution. *Hydrogeology Journal*. 18, 681–698.
- Martínez-Bastida, J.J., Arauzo, M., and Valladolid, M., 2010. Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in Central Spain: the risk of nitrate pollution. *Hydrogeology Journal*. 18, 681–698.
- Retike, I., Delina, A., Bikse, J., Kalvans, A., Popovs, K., and Pipira, D., 2016. Quaternary groundwater vulnerability assessment in Latvia using multivariate statistical analysis. *Research for rural development*. 1, 210-215.
- Rupert, M.G., 2001. Calibration of the DRASTIC ground water vulnerability mapping method. *Ground Water*. 39, 625–630.
- Santos, R.G., Sturaro, J.r., Marques, M.L., and Faria, T.T.D., 2015. GIS applied to the mapping of land use and vulnerability in the outcrop zone of the Guarani Aquifer System. *Procedia Earth and Planetary Science*. 15, 553–559.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grisven, H., and Grizzetti, B., 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Worrall, F., Spencer, E., and Burt, T.P., 2009. The effectiveness of nitrate vulnerable zones for limiting surface water nitrate concentrations. *Journal of Hydrology*. 370, 21–28.

Research Article

Evaluation of environmental factors affecting diffuse nitrate pollution in the Chadegan Aquifer (Isfahan Province), using Principal Component Analysis (PCA)

Mojgan Entezari^{*1}, Zahra Pourrahim Najafabadi², Shima Vosoughi³

Received: 31-08-2017

Revised: 21-10-2017

Accepted: 11-06-2018

Abstract

Due to water crisis and extreme volume of groundwater extraction throughout Iran, vulnerability assessment of aquifers and water sources management has become one of the essential need of environmental research in Iran. Through various pollutant, nitrate as one of the chemical water pollution index considered from ages. Chadegan aquifer, as one of the main Gavkhoni basins, was selected to study the environmental factors affecting groundwater pollution by nitrate, since the majority of the Chadegan aquifer is subject to a very high degree of human impact. The main goals of this study are 1) to get a better understanding of salinity distribution in the aquifer during last two decades, 2) to find out salinity and nitrate distribution in the Chadegan aquifer and 3) to figure the relative contribution of several environmental parameters (including land use) that are often used in groundwater vulnerability assessment, using principal components analysis (PCA). In this study, at the first, rate of sampling points for each DRASTIC layer and land use determined and then the relative contribution of several environmental parameters affecting groundwater quality of Chadegan obtained using the multivariate principal component analysis. This study showed that salinity level of groundwater vary from 250 to 408 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Consistent increasing salinity level of groundwater during last two decades (from 308/5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in 1995 to 359/2 in 2016) and presence of higher level of salinity in northern and southern part of the study area in 1995, 2010, 2013 and 2016 compare to central part of the area count as two considerable results of the present study. Concentration of nitrate between 15 and 37 mg/l in 2016 and interaction between intrinsic vulnerability and land use affecting groundwater risk pollution by nitrate in northern and southern parts of the study area take into account as the main findings of this study.

Keywords: Chadegan, DRASTIC, Statistical multivariate analysis, intrinsic vulnerability factors, Land use.

^{1*}- Associate Professor, Geography Department, University of Isfahan, Iran.

²- PhD in Environmental Geology, Islamic Azad University, Isfahan (Khorasgan) Branch, Iran.

³- PhD Candidate, Geography Department, University of Isfahan, Iran

Email: m.entezari@geo.ui.ac.ir

References

References (in Persian)

- Ahmad Bozorgi, N., 2016. Evaluation of groundwater pollution potential using DRASTIC model in GIS environment, A case study of Tonekabon Abdashtn, Northern Iran. Third Conference on the Environment and crisis ahead (with a focus on water scarcity and pollution in urban and industry) (Tehran, Engineering Company of Moon of Knowledge of Atran). [In Persian]
- Hoseinzadeh, M., Afrasiab, P., Ramazani, Y., and Khasheii Sivaki, A., 2016. Investigating the effect of land use on aquifer damage using the DRASTIC and ANP Method. Case study: Mashhad Plain. Fourth National Conference on the Application of New Technologies in Engineering Sciences (Torbat Heydariyeh University). [In Persian]
- Isfahan Regional Water Organization., 2016. Groundwater Research Section, unpublished data. [In Persian]
- Sahba'I, M., and Masoumi, R., 2006. Geological map of Chadegan (1/100000), Geological Survey of Iran. Ministry of Energy. [In Persian]
- Ahmadi, A., Rezayan, S., and Mahmoudzadeh, E., 2013. Evaluation of vulnerability of the aquifer of Meimeh plain of Isfahan using AVI and GODS methods, comparative DRASTIC, Journal of Environmental Studies. 2, 60-45. [In Persian]
- Rezaei, F., Safavi, H., Ahmadi, A., 2012. Evaluation and analysis of vulnerability of Zayandeh Rood basin groundwater vulnerability to the pure nutritional parameter in the drainage method. 9th International Congress of Civil Engineering. [In Persian]

References (in English)

- Abdeslam, I., Fehdi, C., and Djabri, L., 2017. Application of drastic method for determining the vulnerability of an alluvial aquifer: Morsott - El Aouinet north east of Algeria: using ArcGIS environment. Energy Procedia. 119, 308-317.
- Almasri, M.N., 2008. Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine. Journal of Environmental Management. 88, 577-593.
- Anazawa, K., and Ohmori, H., 2005. The hydrochemistry of surface waters in andesite volcanic area, Norikura volcano, central Japan. Chemosphere. 59, 605-615.
- Antoine, M.K., Marnik, V., and Jean, N.L., 2017. Assessing groundwater vulnerability in the Kinshasa region, DR Congo, using a calibrated DRASTIC model. Journal of African Earth Sciences. 126, 13-22.
- Arauzo, M., and Martí nez-Bastida, J.J., 2015. Environmental factors affecting diffuse nitrate pollution in the major aquifers of central Spain: groundwater vulnerability vs. groundwater pollution. Environmental Earth Science. DOI 10.1007/s12665-014-3989-8.
- Arauzo, M., and Valladolid, M., 2013. Drainage and N-leaching in alluvial soils under agricultural land uses: implications for the implementation of the EU Nitrates Directive. Agriculture, Ecosystems & Environment – Journal. 179, 94-107.
- Babiker, I.S., Mohamed, M.A.A., Hiyama, T., and Kato, K., 2005. A GIS based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, Central Japan. Science of the Total Environment. 345(1-3), 127-140.
- Breabăn, I.G., and Madalina, P., 2012. The Impact of Anthropogenic Nutrients on Groundwater Nitrate Concentration in the Bârlad Area, Analele Universității din Oradea. Fascicula Protecția Mediului. XIX, 615-620.
- Chen, S.K., Hsieh, C.H., and Tsai, C.B., 2017. Developing a Composite Aquifer Vulnerability Assessment Model Combining DRASTIC with Agricultural Land Use in Choushui River Alluvial Fan, Central Taiwan. Geophysical Research Abstracts. 19, EGU2017-2508.
- Connell, L.D., and Daele, G., 2003. A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping. Journal of Hydrology. 276, 71-88.
- European Commission., 2010. On implementation of Council Directive (91/676/EEC) concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2004-2007. Commission staff working document, Brussels. 42p.
- European Commission., 2000. Nitrates Directive (91/676/EEC) Status and trends of aquatic environment and agricultural practice, Development guide for Member States' reports, Directorate- General for Environment. Commission staff working document, Brussels.
- European Environmental Agency., 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment, EEA Report No 7. Copenhagen, 52p.
- Majolagbe, A.O., Adeyi, A.A., and Osibanjo, O., 2016. Vulnerability assessment of groundwater pollution in the vicinity of an active dumpsite (Olusosun), Lagos, Nigeria. Chemistry International. 2(4), 232-241.
- Martí nez-Bastida, J.J., Arauzo, M., and Valladolid, M., 2010. Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in Central Spain: the risk of nitrate pollution. Hydrogeology Journal. 18, 681-698.
- Martí nez-Bastida, J.J., Arauzo, M., and Valladolid, M., 2010. Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in Central Spain: the risk of nitrate pollution. Hydrogeology Journal. 18, 681-698.
- Retike, I., Delina, A., Bikse, J., Kalvans, A., Popovs, K., and Pipira, D., 2016. Quaternary groundwater vulnerability assessment in Latvia using multivariate statistical analysis. Research for rural development. 1, 210-215.
- Rupert, M.G., 2001. Calibration of the DRASTIC ground water vulnerability mapping method. Ground Water. 39, 625-630.

- Santos, R.G., Sturaro, J.r., Marques, M.L., and Faria, T.T.D., 2015. GIS applied to the mapping of land use and vulnerability in the outcrop zone of the Guarani Aquifer System. *Procedia Earth and Planetary Science*. 15, 553–559.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grisven, H., and Grizzetti, B., 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Worrall, F., Spencer, E., and Burt, T.P., 2009. The effectiveness of nitrate vulnerable zones for limiting surface water nitrate concentrations. *Journal of Hydrology*. 370, 21–28.