

بررسی آلدگی آب زیرزمینی دشت ملکان به آرسنیک

حسین نوروزی^۱، عطالله ندیری^{۲*}، اصغر اصغری مقدم^۳

۱. کارشناس ارشد هیدرولوژی، دانشکده علوم طبیعی، گروه علوم زمین، دانشگاه تبریز
۲. استادیار هیدرولوژی، دانشکده علوم طبیعی، گروه علوم زمین، دانشگاه تبریز
۳. استاد هیدرولوژی، دانشکده علوم طبیعی، گروه علوم زمین، دانشگاه تبریز

(تاریخ دریافت ۱۳۹۵/۰۶/۱۹؛ تاریخ تصویب ۱۳۹۵/۰۷/۰۲)

چکیده

از آنجا که در زمینه وضعیت پراکنش عناصر سنگین در آب‌های زیرزمینی دشت ملکان اطلاعاتی وجود ندارد، این مطالعه با هدف بررسی فلزات سنگین، بهخصوص آرسنیک در آب زیرزمینی و تعیین عوامل مهم بر آنومالی آرسنیک این دشت انجام پذیرفت. به همین منظور، نمونه‌برداری از منابع آب زیرزمینی انجام شد و آنالیزهای هیدروشیمیایی در آزمایشگاه آب‌شناسی دانشگاه تبریز انجام شد. همچنین برخی عناصر سنگین از قبیل آهن، آلمینیوم، منگنز، آرسنیک و کروم با روش جذب اتمی-کوره گرافیتی در آزمایشگاه کنترل کیفی آب- فاضلاب تبریز اندازه‌گیری شدند. در مطالعه حاضر روش Random Forest (RF) که یک روش یادگیری مبتنی بر دسته‌ای از درخت‌های تصمیم است، برای ارزیابی احتمال آلدگی آرسنیک پیشنهاد شده که تا کنون در این زمینه استفاده نشده است. روش RF نسبت به روش‌های دیگر مزایایی مانند دقیق پیش‌بینی زیاد، توانایی در یادگیری روابط غیرخطی، توانایی زیاد در تعیین متغیرهای مهم در پیش‌بینی و ماهیت غیرپارامتری دارد. براساس پیش‌بینی مدل RF، مقدار قابلیت انتقال، نیترات، هدایت هیدرولیکی و وجود شهرها به عنوان تأثیرگذارترین پارامترها در وجود آنومالی آرسنیک شناخته شدند. وجود همبستگی زیاد بین مقادیر نیترات و آرسنیک، به منشاً انسان‌زاد آنومالی آرسنیک، بهخصوص آرسنیک شناخته شدند. همچنین آلدگی قسمت جنوب شرقی آبخوان را می‌توان به منشاً زمین‌زاد ناشی به دلیل نبود شبکه فاضلاب ارتباط پیدا می‌کند. همچنین آلدگی در مارن‌های میوسن ربط دارد. براساس نقشه به دست آمده از مدل، از سولفیدهای آرسنیک درون شکستگی‌های موجود در مارن‌های میوسن ربط دارد. درصد در محدوده ۱۳ آسیب‌پذیری کم، ۲۱ درصد در محدوده آسیب‌پذیری متوسط، ۱۱/۵ درصد در محدوده آسیب‌پذیری زیاد و ۱/۵ درصد در محدوده آسیب‌پذیری بسیار زیاد نسبت آرسنیک قرار می‌گیرد.

کلیدواژگان: آب زیرزمینی، آرسنیک، دشت ملکان، قابلیت انتقال، نیترات، Random Forest.

بستگی دارد و منشأ آلودگی آرسنیک در آبخوان دشت تبریز را زمین‌زاد تشخیص دادند و معلوم کردند که حضور آرسنیک در چاههای عمیق منطقه نشانگر ارتباط آن با عمق نیست بلکه ارتباط کنترلی زمین‌شناسی و ژئوشیمیایی را نشان می‌دهد. نتایج ندیری و همکارانش [۲] در بررسی آنومالی آرسنیک موجود در منابع آب سد سهنه، نشان داد تغليظ اپی ترمالی آرسنیک در سازندهای میوسن می‌تواند منشأ اصلی آنومالی آرسنیک در منابع آبی منطقه باشد.

امروزه از روش‌های مختلفی برای بررسی غلظت فلزات سنگین استفاده می‌شود. گام نخست در ارزیابی گستردگی و شدت آلودگی عناصر سنگین در مناطق مشکوک به آلودگی، نمونه‌برداری و تعیین غلظت فلزات است و استفاده از یک مدل آماری در کنار این اندازه‌گیری‌ها می‌تواند در مدیریت مناطق یادشده تأثیر بسزایی داشته باشد. تا کنون روش‌های آماری‌ای که برای ارزیابی آلودگی آب زیرزمینی ابداع شده‌اند، به طور نسبی از داده‌های کمتری استفاده می‌کنند [۲۷]. در سالیان اخیر، ابزارهای یادگیری^۱ و روش‌های جدیدی برای حل برخی از مشکلات یادشده رائمه شده‌اند و به طور گستردۀ استفاده می‌شوند که این روش‌های یادگیری جدید، با بهره‌گیری از رگرسیون‌های گروهی در حال پیدایش‌اند. یکی از انواع روش‌های یادگیری که از الگوریتم‌های پایه برای پیش‌بینی چندگانه تکراری^۲ استفاده می‌کند، Random Forest نامیده می‌شود [۱۸ و ۷]. این روش در طبقه‌بندی پوشش زمین که از داده‌های سنجش از دور به دست می‌آید و نیز در مسائل الکترونیک و پزشکی کاربرد فراوان دارد [۲۳ و ۲۵]. همچنین روش RF پتانسیل لازم به عنوان یک ابزار مدل مکانیزم اصلی ورود آرسنیک به فاز آبی، هیدروکسیدی آهن و منگنز و کانی‌های سولفیدی آرسنیک دار است [۳۲]. براساس استاندارد آزانس حفاظت محيطی آمریکا، شیلی، بنگلادش [۲۰ و ۲۲ و ۲۸]، و اخیراً ایران [۲۴ و ۲۱] گزارش شده است.

پیش‌بینی چندگانه تکراری آلودگی در مباحث زیست‌محیطی و منابع آب را داراست [۵]. RF روشی گروهی است که چند الگوریتم درختی را برای تولید یک پیش‌بینی مکرر از هر پدیده ترکیب می‌کند. RF می‌تواند الگوهای پیچیده را یاد بگیرد و ارتباط غیرخطی بین متغیرهای توضیحی و متغیرهای واپسی را در نظر بگیرد. همچنین می‌تواند انواع مختلف داده‌ها را در تجزیه و تحلیل بگنجاند و ترکیب کند که این هم به علت نبود توزیع پیش‌فرضها (توزیع نرمال) درباره داده‌های استفاده شده است. RF هزاران متغیر ورودی را بدون حذف یکی از آنها می‌پذیرد و اجرا می‌کند، همچنین می‌تواند برآورده از اینکه کدام

مقدمه

در میان آلاینده‌های محیطی، فلزات سنگین به دلیل تأثیرات فیزیولوژیکی بر موجودات زنده اهمیت خاصی دارند. اນاشت این عناصر در خاک و آب، سبب ورود آنها به چرخهٔ غذایی و تهدید سلامت انسان و سایر موجودات می‌شود. بنابراین، بررسی توزیع غلظت عناصر کمیاب برای پایش آلودگی آب و حفظ کیفیت محیط زیست ضروری است. عناصر سنگین به دلیل پایداری محیطی، بازیافت بیوژئوشیمیایی، پدیده جذب‌واجدبی، پتانسیل اکسایش-کاهش، تهنشست، احلال‌پذیری و خطرات بوم‌شناختی مورد توجه بیشتری قرار گرفته‌اند [۱۱ و ۱۷]. منابع طبیعی و انسانی دو منبع مهم برای آلودگی آب با فلزات سنگین هستند. منابع طبیعی شامل ورود فلزات سنگین از طریق فرسایش مواد مادری خاک و سنگ می‌شود و بنابراین به زمین‌شناسی منطقه مربوط است. احلال‌پذیری و تحرک فلزات سنگین در آبهای زیرزمینی به فرایندهای طبیعی و تغییرات فیزیکوشیمیایی محیط آبخوان بستگی دارد. به علاوه، آب زیرزمینی می‌تواند از شیراهه زیلهای، فاضلاب، شست‌وشوی پسماندهای معدنی، نشت از لاغون‌های باطله صنعتی یا دریاچه‌های صنعتی، با فلزات سنگین آلوده شود [۱۶]. یکی از عناصر مهمی که سبب خطرات جدی بر سلامت محیط زیست می‌شود، شبکه‌فلز آرسنیک است. آرسنیک به عنوان جزء اصلی در بیش از ۲۰۰ کانی، به شکل سولفید، اکسید، آرسنات و آرسنیت وجود دارد که منابع طبیعی آرسنیک را تشکیل می‌دهند [۲۸]. آرسنیک در آب زیرزمینی برخی نقاط جهان مثل آمریکا، شیلی، بنگلادش [۲۰ و ۲۲ و ۲۸]، و اخیراً ایران [۲۴ و ۲۱] گزارش شده است. مکانیزم اصلی ورود آرسنیک به فاز آبی، هیدروکسیدی آهن و منگنز و کانی‌های سولفیدی آرسنیک دار است [۳۲]. براساس استاندارد آزانس حفاظت محيطی آمریکا [۲۰] و سازمان بهداشت جهانی [۳۰] بیشترین غلظت آرسنیک در منابع آب طبیعی ۱۰ ppb تعیین شده است. با این حال، هنوز استاندارد داخلی ایران ۰.۵ ppb است که این مقدار از نظر سازمان بهداشت جهانی نیز زیاد محسوب می‌شود و سلامتی افراد را تهدید می‌کند. اصغری مقدم و بزرگر [۱] در بررسی عوامل مؤثر بر غلظت زیاد آرسنیک در آب زیرزمینی آبخوان دشت تبریز، به این نتیجه رسیدند که غلظت آرسنیک در منطقه به عمق چاه، نوع آبخوان و خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آن، فاصله از محل تغذیه و زمان ماندگاری آب در زیرزمین

1. Machine learning
2. Repeated Multiple Prediction

ویژگی‌های خوب RF این است که درختان RF، بدون پرونینگ یا هرس کردن رشد می‌کنند و در این روش آموزش بیش از اندازه بر دقت مدل تأثیر نمی‌گذارد بلکه آن را از دیدگاه محاسباتی سبک‌تر می‌کند. علاوه بر این، نمونه‌هایی که در آموزش درختان در فرایند Bagging انتخاب نمی‌شوند بخشی از زیرمجموعه‌هایی هستند که الگوهای خارج از کیسه^۳ نامیده می‌شوند و این قسمت در روش RF می‌تواند برای ارزیابی عملکرد مدل استفاده شود. ممکن است اطلاعات زیاد برای مدل سازی مفید باشند، اما افزایش تعداد پارامترهای وروдی پیچیدگی‌های اضافی و افزایش زمان محاسبات و مشکلات ابعادی را به سیستم تحمیل می‌کنند [۴]. در تلاش برای رسیدن به یک تقسیم بهینه، تصمیم‌ساز^۴ می‌تواند بهوسیله مقدار بسیار عظیمی از داده‌های مختلف، اطلاعات و شرایطی که در منطقه موجود هستند را به سرعت تحت الشاعع قرار دهد. تعداد زیادی از متغیرهای وابسته به خواص و رفتار سیستم آب زیرزمینی و نیروهای راندگی، می‌توانند توانایی مدل را افزایش دهند. ابعاد یادشده در مجموعه داده‌ها می‌توانند سبب کاهش دقت مدل شوند. برای جلوگیری از این خطاییها و ابعاد زیاد داده‌ها، انتخاب ویژگی^۵ به کار برده می‌شود. FS یک روش برای انتخاب زیرمجموعه‌های پارامترهای مختص به آن برای آموزش بهتر مدل است [۹]. در مطالعات آب زیرزمینی، از تعداد زیادی متغیرهای وابسته به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آبخوان استفاده می‌شود که برخی از آنها می‌توانند مرتبط یا غیرمربوط باشند. بنابراین، در ارزیابی یک آبخوان نسبت به آلودگی، انتخاب متغیرهای توضیحی که ارتباط بیشتری با آنینده دارند، خیلی مهم است. FS با بالا بردن سرعت فرایند آموزش، افزایش قابلیت تعمیم، کاهش اثر از بین رفتن ابعاد و افزایش قابلیت تفسیر، دقت مدل‌های پیش‌بینی را افزایش می‌دهد. روش‌های زیادی برای FS بیان شده است. در مطالعه حاضر، مدل RF برای آبخوان دشت ملکان با استفاده از یک پایگاه داده‌های سیستم اطلاعات جغرافیایی شامل داده‌های خصوصیات هیدرولوژیکی آبخوان، فاصله از فعالیت‌های انسانی و منابع بالقوه تعذیه، متغیرهای سنجش از دور و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده در صحرا، توسعه داده شده است و

متغیر در پیش‌بینی مدل، مهم است را تشخیص دهد [۲۷]. RF نسبت به شبکه‌های عصبی مصنوعی در برابر گیرافتادن در مینیمم محلی و داده‌های پرت حساسیت کمتری دارد و می‌تواند تخمین بهتری از پارامترها داشته باشد. RF اهمیت نسبی متغیرها را ارزیابی می‌کند و قادر است متغیرهای مهم را نیز انتخاب کند و در عین حال پارامترسازی آن نسبت به روش‌های دیگر مانند شبکه‌های عصبی، محاسبات ساده‌تری RF دارد [۲۷]. برای جلوگیری از تطابق RTs های مختلف، RF نوع درختان را از طریق درست‌کردن زیرمجموعه‌های مختلف از داده‌های آموزشی کم می‌کند که اصطلاحاً کیسه‌بندی^۱ نامیده می‌شود. اصطلاح از مخفف Bagging Bootstrap Aggregating به دست آمده است [۹]. تکنیکی است که از طریق نمونه‌برداری دوباره تصادفی از مجموعه داده‌های اصلی و همراه با جایگزینی، برای ایجاد داده‌های آموزشی استفاده می‌شود و در این مرحله هیچ‌یک از داده‌های انتخاب شده از نمونه‌های ورودی را برای تولید زیرمجموعه بعدی، حذف نمی‌کند و بدین ترتیب واریانس نیز کاهش می‌یابد. از این‌رو، برخی داده‌ها ممکن است بیش از یک بار در شاخه‌های آموزشی استفاده شوند در حالی که برخی داده‌های دیگر که در مدل سازی مؤثر نیستند، هرگز استفاده نشوند. بنابراین، ثبات بیشتری برای مدل به دست می‌آید و مدل را در برابر تغییرات جزئی در داده‌های ورودی قابل اعتمادتر می‌سازد و دقت پیش‌بینی آن را افزایش می‌دهد [۸]. از سوی دیگر، هنگامی که RF، یک درخت رشد به وجود می‌آورد از بهترین متغیرها یا نقاط تقسیم داخل زیرمجموعه‌های متغیرها بهره می‌برد که به صورت تصادفی از مجموعه‌های کلی متغیرهای ورودی انتخاب می‌کند. بنابراین قدرت هر RT منفرد را کاهش می‌دهد و میزان تطابق را پایین می‌آورد و بدین صورت خطای کلی مدل را کاهش می‌دهد [۸]. این روش یک متالگوریتم است که برای بهبود پایداری ماشین رده‌بندی و مدل‌های پس‌رفتی بر حسب پایداری و دقت رده‌بندی به کار می‌رود. این روش همچنین واریانس را کاهش می‌دهد و به دوری از اورفیتینگ کمک می‌کند. اگرچه این روش در درخت تصمیم به کار می‌رود، می‌تواند در هر نوع مدل استفاده شود. Bagging حالت مخصوصی از روند مدل میانگین است. یکی دیگر از

2. Out Of Bag
3. Decision-Maker
4. Feature Selection

1. Bagging

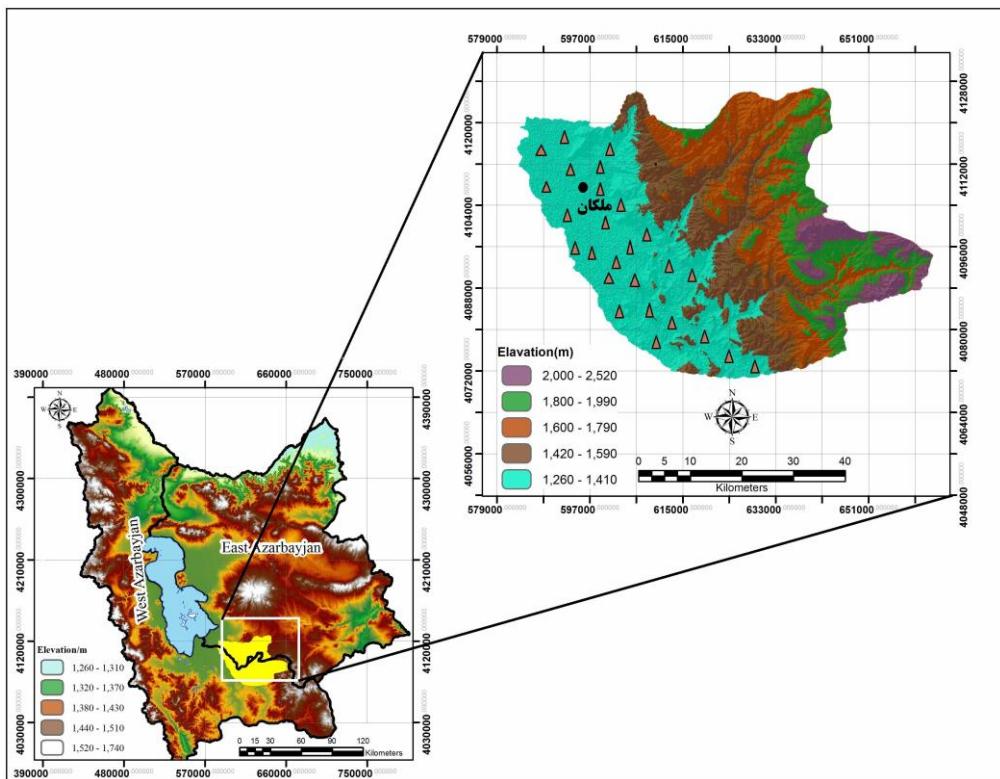
است که بیشتر از پادگانه‌های آبرفتی قدیمی، پادگانه‌های آبرفتی جدید، مخروط‌افکنه‌ها و رسوبات رودخانه‌ای تشکیل شده است و مواد اصلی تشکیل‌دهنده آبخوان، رسوبات ماسه، سیلت و رس است. سطح تراز و عمق آب زیرزمینی از رأس مخروط‌افکنه‌ها به سمت پای دشت کاهش می‌یابد. براساس نقشه‌های هم‌ضخامت رسوبات آبرفتی، لاغه‌های حفاری و داده‌های ژئوفیزیکی، در قسمت‌های بالای دشت، ذرات تشکیل‌دهنده سفره دانه‌درشت است و هر چه به سمت مرکز دشت و نواحی خروجی و به سمت دریاچه ارومیه نزدیک می‌شویم، رسوبات دانه‌ریزترند.

براساس بررسی‌های هیدرولوژیکی، رسوبات کواترنری بیشتر سازنده‌های آبدار منطقه را دربرگرفته‌اند و آبدهی خوبی دارند. این نهشته‌ها شامل رسوبات رودخانه‌ای (Qal) که در طرفین رودخانه‌های دائمی و فصلی به صورت کم شیب گسترش دارند، رسوبات واریزهای Qt2 و QI که بیشتر در دامنه‌ها دیده می‌شوند و رسوبات Qt1 که تراس‌های مرتفع را تشکیل می‌دهند، هستند. سنگ‌های با توان آبدهی متوسط که بیشتر در سازنده‌های شمشک، لالون و واحدهای ماسه سنگی-شیلی کرتاسه یافت می‌شوند، قسمت اعظم منابع آب منطقه ملکان را تشکیل می‌دهند. سازنده‌های با آبدهی متوسط به بالا نیز در واحدهای آهکی اربیتولین‌دار، تشکیلات تفکیک‌ناپذیر ژوراسیک و کرتاسه، واحدهای آهکی لار و دلیچای یافت می‌شوند. همچنین گروه سنگ‌های تخریبی-آذرآواری با توان آبدهی ضعیف نیز که شامل واحد خاکستر آتش‌شانی همراه با سنگ‌های آذرآواری، کنگلومرا و ماسه‌سنگ میوسن، واحد مارن‌های خاکستری با کمی سنگ آهک متعلق به کرتاسه و شیل و آهک دلومیتی متعلق به پرکامبرین هستند، حدود ۳۴ کیلومترمربع از منطقه را تشکیل می‌دهند. سایر سازنده‌ها که وسعت زیادی نیز ندارد، آبدهی ضعیفی دارند. این سازنده‌ها که در قسمت‌های غربی به طور گستردگی در حاشیه دریاچه ارومیه قرار گرفته‌اند، سن کواترنری (Qs) و شامل رسوبات رسی هستند که علاوه بر اینکه نفوذ‌پذیری بسیار کمی دارند، به‌علت داشتن لایه‌های گچ و نمک روی کیفیت آب‌ها اثر نامطلوب می‌گذارند.

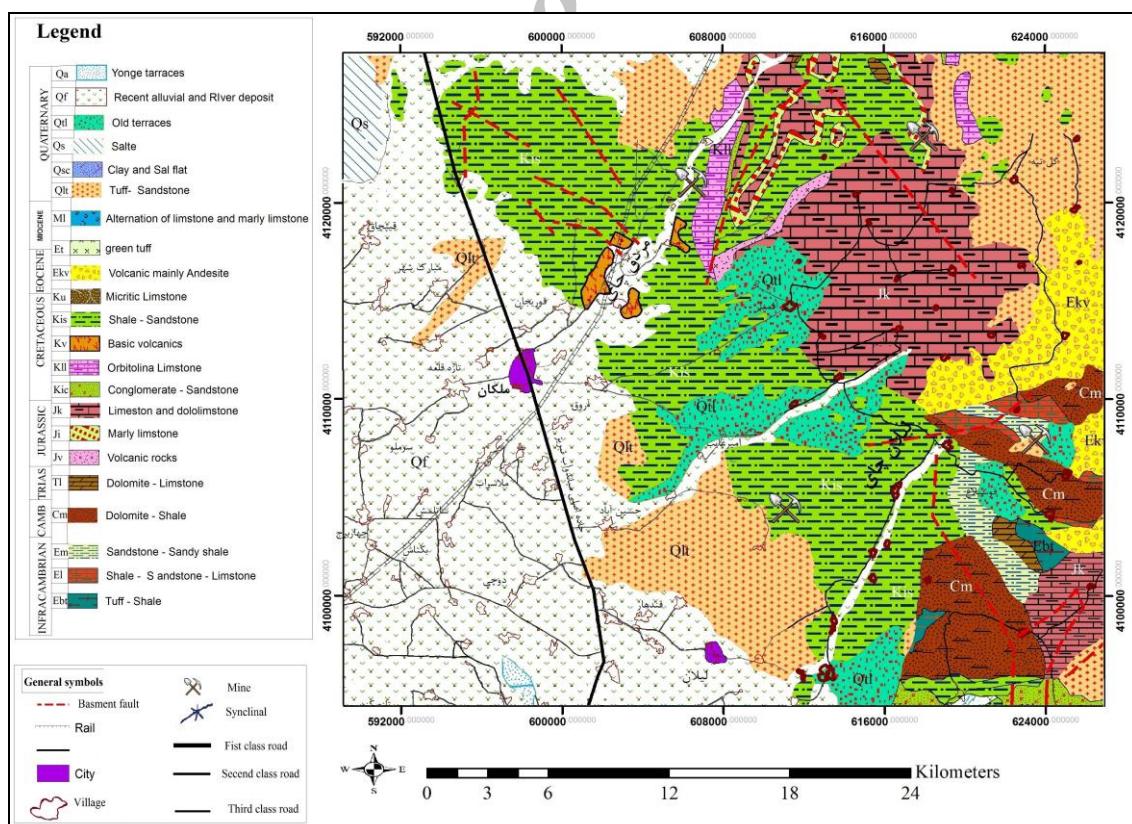
پتانسیل RF برای ایجاد یک نقشه آسیب‌پذیری نسبت به آرسنیک با توجه به معیارهای مختلف بررسی می‌شود که وابسته به تغییرات پارامترهای الگوریتم، صحت و دقت نقشه‌های است. هدف کلی از این تحقیق، توسعه یک مدل دقیق و صحیح برای ارزیابی و پیش‌بینی آلودگی آب زیرزمینی نسبت به آرسنیک با استفاده از داده‌های مکانی مختص به خصوصیات ذاتی و خاص آبخوان، نیروهای محرک و خصوصیات فیزیکی-شیمیایی است.

مواد و روش‌ها

منطقه مطالعه‌شده و زمین‌شناسی منطقه
دشت ملکان با وسعتی حدود ۴۵۰ کیلومترمربع در جنوب استان آذربایجان شرقی و در جنوب شرق دریاچه ارومیه واقع شده است (شکل ۱) و جزء زون زمین‌ساختاری البرز-آذربایجان محسوب می‌شود. متوسط ارتفاع دشت ملکان ۱۳۲۰ متر و اختلاف ارتفاع آن از رأس تا انتهای دشت ۴۵ متر است. دشت ملکان از نظر تقسیمات طبیعی در حوضه آبریز دریاچه ارومیه قرار دارد و این حوضه براساس روش تجربی آمیرزه [۱۵] و با استفاده از آمار ایستگاه ملکان اقلیم سرد و نیمه‌خشک دارد. منطقه ملکان سازنده‌های زمین‌شناسی مختلفی دارد. سازند لالون که در قسمت شرق و سازند روتله در دوره پرمین در جنوب منطقه برونزد دارد، سازند شمشک قسمت شرق و شمال شرقی منطقه را پوشانده است و سازند لار مختص به دوره تریاس و ژوراسیک در قسمت شمال و شمال شرق منطقه دیده می‌شود. همان‌طور که در شکل ۲ نشان داده شده است، بخش بزرگی از مساحت منطقه در بخش غربی مختص به رسوبات آبرفتی دوره کواترنر است و بخش کمی از آنها در بخش شمال غرب پهنه‌های رسی-نمکی دارند. در قسمت جنوب و جنوب شرقی دشت مجموعه رسوبات آهک و مارن-ژیپس دیده می‌شود که مختص به دوره کرتاسه و مجموعه سنگ‌های پیروکلاستیک و رسنگ‌ها مختص به دوره پلیوسن هستند. در قسمت شمال و شمال غربی دشت ملکان، سنگ‌های آهکی تا توده خاکستری روشن مختص به دوره تریاس و ژوراسیک و توده آهک‌های کرتاسه به‌چشم می‌خورد. آبخوان دشت از نوع آزاد



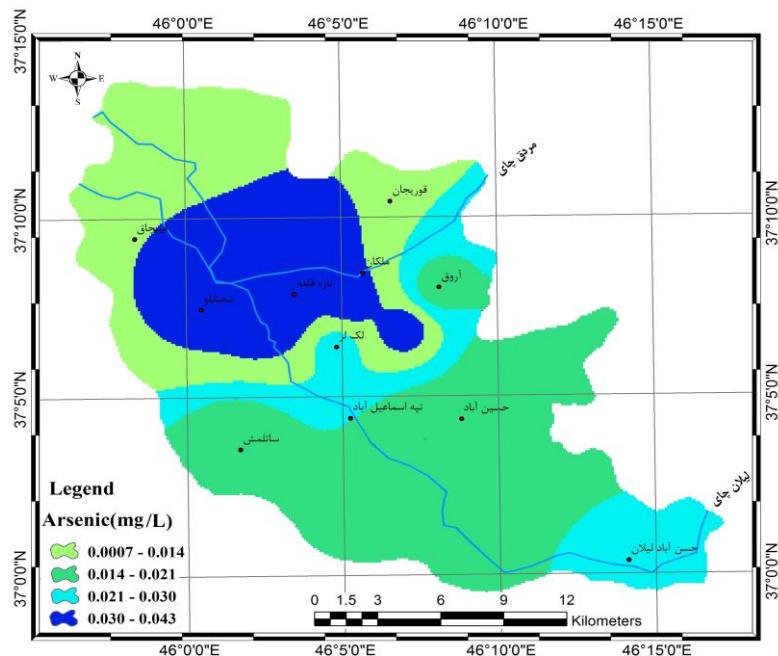
شکل ۱. موقعیت منطقه مطالعه شده و نقاط نمونه برداری



شکل ۲. نقشه زمین‌شناسی منطقه مطالعه شده

شبکهٔ فاضلاب شهری و وجود چاههای جذبی زیاد، میزان آلودگی آب زیرزمینی، به خصوص میزان آرسنیک منطقه بیشتر از حد استاندارد جهانی (WHO) است (شکل ۳). خلاصه نتایج آتالیز برخی عناصر سنگین در جدول ۱ و همچنین خصوصیات آماری داده‌های هیدروشیمیایی در جدول ۲ آورده شده است (واحد غلظت یون‌ها بر حسب میلی‌اکی والان بر لیتر).

عمق کم آب زیرزمینی در قسمت‌های کم ارتفاع دشت سبب تبخیر زیاد و افزایش شوری بیش از اندازه آبهای زیرزمینی می‌شود، ضمن اینکه ریزدانه‌بودن رسوبات نیز موجب می‌شود که آب بر اثر نیروی کاپیلاری بالا باید و در عمق کم واقع شود و به تبع آن میزان تبخیر نیز افزایش یابد. به علت فعالیت شدید کشاورزی بهویژه وجود باغ‌های انگور و استفاده زیاد از کودهای شیمیایی و نبود



شکل ۳. توزیع مکانی آرسنیک دشت ملکان

جدول ۱. نتایج آنالیز برخی عناصر سنگین (میلی گرم بر لیتر)

X	Y	محل نمونه برداری	Mn	Fe	Cr	Al	As
۵۹۰۴۷۸	۴۱۱۸۷۴۱	چپقلو	۸/۹۶۵	۶/۳۲۱	۰/۱۰۲	۲/۳۳	۰/۲۸۵
۵۹۱۴۳۸	۴۱۰۱۹۲۲	دوجی	۴/۲۳۵	۲/۹۸۳	۰/۰۹	۲/۶۹	۰/۰۴۲
۵۹۹۱۹۲	۴۱۰۸۱۲۱	قره چال بیوزباشکنندی	۰/۴۲۳	۰/۵۸۵	۰/۰۳۲	۰/۵۳	۰/۳۷۱
۵۸۹۵۵۱	۴۱۰۹۱۲۹	شعبانلو	۰/۰۲۹	۰/۴۰۹	۰/۰۵۴	۰/۸۹	۰/۳۴۲
۶۰۹۹۱۰	۴۰۹۶۲۷۲	حسن آباد لیلان	۰/۰۴۷	۰/۷۴	۰/۰۴۹	۰/۲۳	۰/۲۲۵
۵۹۶۶۰۲	۴۱۰۹۵۸۴	ملکان	۰/۰۵۸	۰/۴۲	۰/۰۵۹	۱/۰۴	۰/۳۶۲
۶۰۰۸۶۷	۴۱۱۰۳۳۳	آروق	۰/۰۲۴	۰/۵۳۶	۰/۰۷۱	۰/۵۹	۰/۱۳۵
۵۹۴۱۵۸	۴۱۱۲۰۶۸	بابقوت	۰/۸۸۳	۱/۷۰۱	۰/۰۵۴	۱/۷۷	۰/۴۰۲
۵۹۲۹۸۰	۴۱۰۸۸۶۵	سرملو	۱/۸۸۷	۰/۴۵۵	۰/۰۴۵	۰/۹۵	۰/۴۲۵
۵۹۵۹۹۴	۴۱۰۷۲۲۲	لک لر	۷/۸۵۶	۱/۵۲۸	۰/۰۹۱	۱/۲۱	۰/۲۲۱
۶۰۰۱۷۸	۴۱۰۲۴۶۱	مهمندانار	۰/۵۳۴	۰/۲۱۲	۰/۰۵۶	-۰/۲۹	۰/۰۰۷
۶۰۴۳۴۶	۴۱۰۴۸۷۸	دمیرچی	۰/۰۱۴	۰/۰۳۲	۰/۰۳۹	۰/۶۸	۰/۰۲۹

جدول ۲. خصوصیات آماری داده‌های هیدروشیمیایی

Parameter	Min	Max	Mean	Std. Deviation	Skewness	Variance	Kurtosis
Mn	۰/۰۰۱	۰/۸۹۷	۰/۲۰۸	۰/۳۲۰	۱/۳۷۵	۰/۱۰۳	۰/۲۷۹
Fe	۰/۰۰۳	۰/۶۳۲	۰/۱۳۳	۰/۱۷۸	۲/۰۷۰	۰/۰۳۲	۳/۳۳۵
Cr	۰/۰۰۳	۰/۰۱۰	۰/۰۰۶	۰/۰۰۲	۰/۵۸۴	۰/۰۰۰	-۰/۸۵۶
Al	-۰/۰۲۹	۰/۲۶۹	۰/۱۰۵	۰/۰۸۵	۱/۵۵۱	۰/۰۰۷	-۰/۳۷۶
As	۰/۰۰۱	۰/۰۴۳	۰/۰۲۴	۰/۰۱۵	-۰/۳۵۱	۰/۰۰۰	-۱/۳۸۴
Ca	۲/۸۸۳	۲۴/۵۷۰	۱۱/۶۶۲	۷/۴۸۲	۰/۷۶۹	۵۵/۹۷۶	-۰/۸۲۸
Mg	۰/۶۴۰	۶/۶۴۰	۳/۷۱۷	۱/۵۶۰	-۰/۲۳۳	۲/۴۲۳	۰/۱۶۴
K	۰/۱۲۷	۰/۶۳۵	۰/۲۵۵	۰/۱۳۶	۱/۹۹۳	۰/۰۱۹	۳/۱۸۸
Na	۱/۳۸۳	۷۲/۳۱۵	۱۸/۶۴۷	۲۰/۹۸۰	۱/۵۸۰	۴۴۰/۱۷۰	۱/۵۱۷
HCO ₃	۳/۱۹۰	۲۸/۶۵۰	۷/۵۷۰	۶/۷۷۳	۲/۸۰۶	۴۵/۸۶۸	۶/۳۳۹
SO ₄	۲/۵۳۸	۱۱/۶۴۰	۵/۵۶۹	۲/۶۶۶	۱/۰۷۵	۷/۱۰۹	۰/۳۷۳
NO ₃	۰/۰۲۰	۲/۳۴۵	۰/۶۹۲	۰/۷۳۳	۰/۹۲۵	۰/۰۵۳۷	-۰/۰۱۹
Cl	۳/۵۳۱	۶۵/۷۶۵	۲۱/۲۲۲	۲۰/۸۴۲	۰/۹۷۶	۴۳۴/۳۷۰	-۰/۳۶۳
Ec	۹۵۰/۰	۱۰۲۹۵	۳۲۹۱/۳	۳۰۴۴/۰	۱/۲۵۶	۹۲۶۵۸۰۰/۰	۰/۲۵۹
pH	۶/۲۸۰	۷/۶۷۰	۷/۰۹۱	۰/۴۴۵	-۰/۰۵۴	۰/۱۹۸	-۰/۶۴۴
TH	۵۰۱/۹	۵۶۰۸/۴	۱۷۸۱/۳	۱۶۶۳/۴	۱/۲۵۶	۲۷۶۶۸۰۰/۰	۰/۲۵۹
Sio ₂	۰/۱۹۰	۲/۱۲۳	۱/۱۴۳	۰/۶۰۰	-۰/۰۶۴	۰/۳۶۰	-۰/۹۶۶
Temp	۱۱/۲	۱۹	۱۵/۴۶	۲/۰۱	-۰/۳۹	۴/۰۶	۰/۰۹۷
TDS	۷۱۲/۵۰	۷۷۲۱/۲	۲۴۶۸/۴	۲۲۸۳/۰	۱/۲۵۶	۰/۵۲۱۲۰۰۰/۰	۰/۲۵۹

سبب تولید خطر می‌شوند)، محیط خاک، متغیرهای سنجش از دور و پوشش زمین، شاخص تفاضلی نرمال شده پوشش گیاهی^۱ و خصوصیات ذاتی آبخوان به دست آورده شدن. جدول ۳ متغیرهای توضیحی و متغیر پاسخ را که همان غلظت آرسنیک است، بیان می‌کند که منابع داده‌ها و روش‌های برآورده نیز آورده شده است. به‌منظور به دست آوردن متغیرهای پیوسته و استاندارده شده، برای تمام منطقه مطالعه شده، همه داده‌ها به فرمت رستری تبدیل شدند که در این مرحله از سه روش استفاده شد: (الف) تکنیک‌های زمین‌آماری برای به دست آوردن نقشه‌های هدایت الکتریکی، گرادیان هیدرولیکی، بافت خاک و...، که انتخاب روش زمین‌آماری و میان‌بابی براساس نتایج نیم‌تغییرنماها انجام گرفته است. بعد از رسم نیم‌تغییرنما برای ویژگی‌های مطالعه شده، روش میان‌بابی انتخاب شد. به‌دلیل اینکه در این تحقیق، مدل‌های نیم‌تغییرنما

طراحی اطلاعات و فراخوانی مدل آلاینده در مطالعه حاضر از ۲۷ چاه مدنظر با پراکندگی مناسب نمونه‌برداری شد. همچنین، تعداد ۱۲ نمونه برای بررسی وضعیت پراکنش یون‌های فرعی برداشته شد. نمونه‌های برداشته به‌منظور تجزیه عناصر اصلی و فلزات سنگین در طروف پلی‌اتیلنی جداگانه صورت گرفت که به نمونه‌های برداشته برای تجزیه فلزات سنگین، ۲ میلی‌لیتر اسید نیتریک با غلظت ۶۵ درصد (غلظتی که pH را به کمتر از ۲ برساند) به عنوان نگهدارنده اضافه شد. همچنین، بعضی پارامترهای فیزیکو‌شیمیایی (T, EC, pH) در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد. آنالیزهای هیدروشیمیایی ۲۷ نمونه در آزمایشگاه آب‌شناسی دانشگاه تبریز انجام شد و عناصر سنگین (آهن، آلمینیوم، منگنز، آرسنیک، کروم،) با روش جذب اتمی-کوره گرافیتی در آزمایشگاه کنترل کیفی آب استان آذربایجان شرقی آنالیز و اندازه‌گیری شدند. همچنین، متغیرهای دیگری مانند نیروهای راندگی (بعضی از فعالیت‌هایی که به صورت نقطه‌ای یا غیر نقطه‌ای

1. Normalized Difference Vegetation Index

زیرزمینی بالا سبب تسریع انتقال آلاینده به داخل آبخوان می‌شود. ۳. بافت خاک به دلیل وجود رس یا شن و ماسه که انتقال آلاینده را کنترل می‌کند. ۴. میزان قابلیت انتقال آبخوان و هدایت هیدرولیکی آن که در سرعت آب و انتقال آلاینده نقش دارند. ۵. گرادیان هیدرولیکی که در جهت انتقال آلاینده و میزان مهاجرت آلاینده مؤثر است. ۶. متغیرهای سنجش از دور نیز می‌توانند برای ارزیابی پتانسیل رواناب (نوع و میزان پوشش گیاهی موجود در منطقه بر میزان رواناب تأثیر دارد)، منابع پراکنده و آلاینده‌های کشاورزی کمک کنند. در این تحقیق برای Random Forest که یک روش یادگیری مبتنی بر دسته‌ای از درخت‌های تصمیمی است، پیشنهاد می‌شود.

بیشتر ویژگی‌های مطالعه شده، خطی و با شبیه کم به دست آمده بود، از روش IDW با توان ۲ برای میان‌یابی ویژگی‌ها استفاده شد؛ ب) محاسبات فاصله اقلیدسی رسترنی برای به دست آوردن لایه‌های پتانسیل منابع نقطه‌ای آلودگی؛ ج) طبقه‌بندی پوشش زمین از سنجش از دور و NDVI با تصاویر ماهواره‌ای. برخی ویژگی‌هایی مهم از خصوصیات ذاتی منطقه که بیان کننده انتخاب مدل رگرسیونی RF است به صورت زیر توضیح داده شده است: ۱. شبیه سطح زمین که نشان می‌دهد آیا رواناب روی سطح باقی خواهد مانند تا به نفوذ آلاینده به داخل زون اشباع کمک کند. ۲. سطح آب زیرزمینی و ضخامت زون وادوز نشان می‌دهند آیا شست و شوی عناصر آلاینده به داخل زون وادوز سریع اتفاق می‌افتد یا اینکه دیرتر صورت می‌گیرد (سطح آب

جدول ۳. متغیرهای توضیحی و متغیر پاسخ، همراه با منبع و روش استفاده شده در برآورد لایه رسترنی

نوع متغیر	نام متغیر	داده‌های استفاده شده	روش استفاده شده
متغیرهای توضیحی	تراز آب زیرزمینی ارتفاع سنگ کف آبخوان ضخامت اشیاع	اطلاعات ۳۰ پیزومتر موجود در منطقه اطلاعات ژئوفیزیک و گمانه‌های حفاری تراز سطح آب و ارتفاع سنگ کف	روش‌های میان‌یابی معکوس وزنی فاصله و کریجینگ
متغیرهای توضیحی خصوصیات سفره	قابلیت انتقال آبخوان، هدایت هیدرولیکی گرادیان هیدرولیکی ضخامت زون وادوز محیط خاک، محیط آبخوان لایه تعذیب	استفاده از اطلاعات ۲۷ چاه پمپاژ شده در منطقه منحنی‌های تراز آب زیرزمینی و فاصله بین منحنی‌ها عمق سطح آب زیرزمینی لاغ‌های حفاری منطقه لایه‌های شبیه، بارندگی و نفوذپذیری خاک	پهن‌بندی لایه‌ها با روش‌های زمین‌آماری و استفاده از روش Piscopo
متغیرهای توضیحی فلزات سنگین	کروم، منکنز، آهن و آلومینیوم	آنالیز ۲۷ نمونه برداشتی از آب زیرزمینی	روش میان‌یابی معکوس وزنی فاصله
متغیرهای توضیحی نیروهای محرک	فاصله از شهرها، رودخانه‌ها، باغ‌های انگور، محل‌های دفن زباله	تصاویر ماهواره‌ای و گوگل ارث، نقشه‌های با مقیاس کم و مختصات برداشتی نقاط انتخابی	اندازه‌گیری فاصله اقلیدسی با استفاده از GIS
متغیرهای توضیحی سنگش از دور	شاخص NDVI، شبیه سطح زمین	تصاویر ماهواره‌ای سال ۲۰۱۴ ماه نوامبر Landsat8	طبقه‌بندی پوشش زمین با داده‌های Landsat8
متغیرهای توضیحی فیزیکی-شیمیابی	pH، هدایت الکتریکی، دما	اندازه‌گیری‌های صحرایی	استفاده از روش میان‌یابی معکوس وزنی فاصله
متغیر پاسخ	آرسنیک	آنالیز ۲۷ نمونه برداشتی از آب زیرزمینی	پهن‌بندی با استفاده از روش میان‌یابی معکوس وزنی فاصله

ساخته شد. بدلیل اینکه با افزایش درخت‌ها میزان خطا کاهش می‌یابد، تعداد ۵۰۰ درخت برای فراخوانی مدل استفاده شد. پارامتر m نیز به وسیله تغییر تعدادی متغیرهای تقسیم بین یک و ماکزیمم متغیرهای هر زیرمجموعه، بهینه شد. نتایج مدل به وسیله برآورد خطای

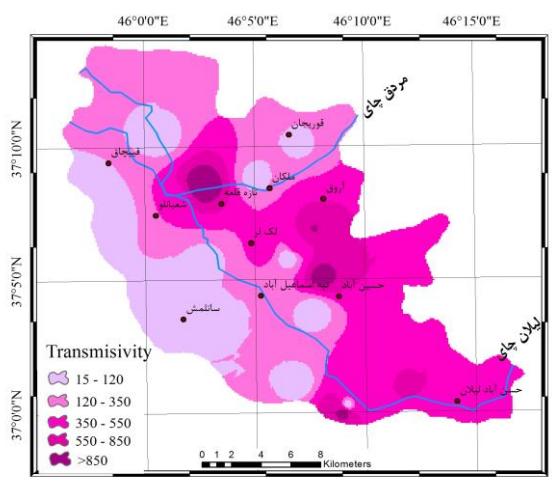
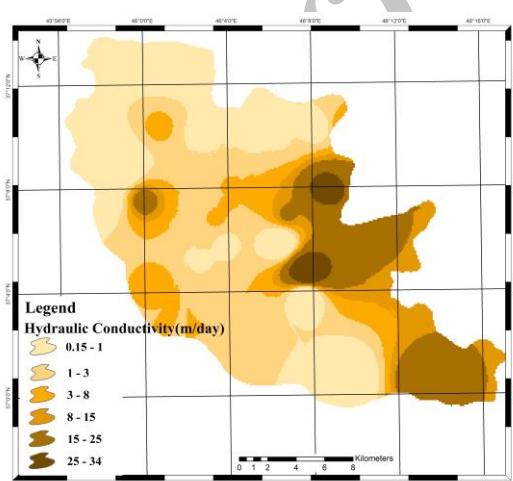
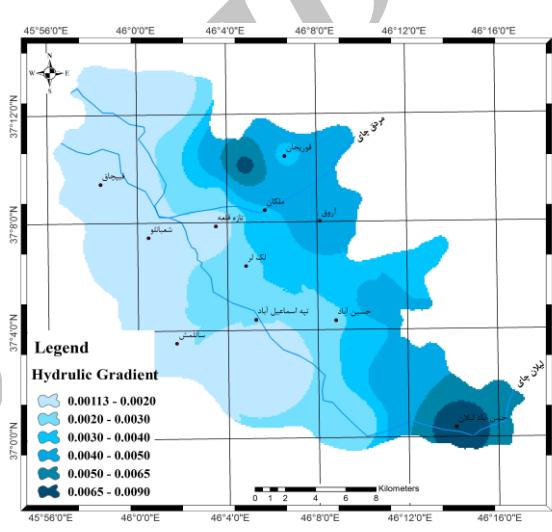
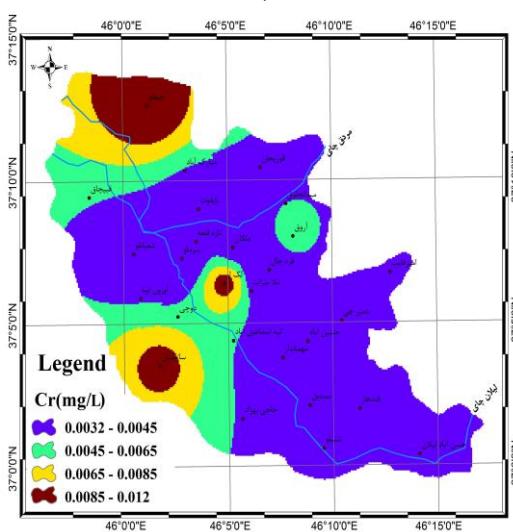
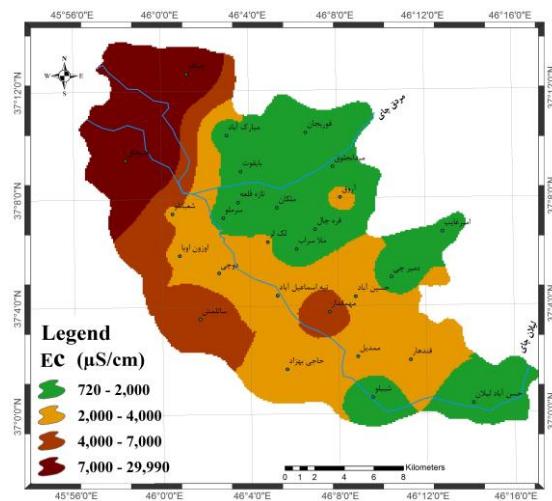
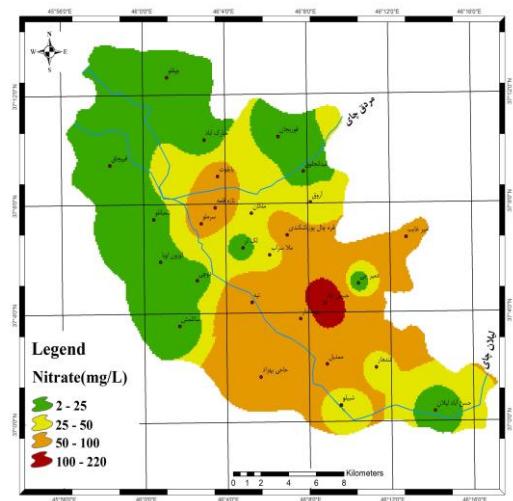
طراحی مدل نخستین مرحله در ایجاد مدل پیش‌بینی آلودگی به شبکه‌فلز آرسنیک، تنظیم پارامترهای مدل است. به‌منظور تنظیم مقدار k ، طوری که مقدار خطا همگرا شود و تخمین قابل اعتمادتر باشد، مدل از ۱ تا ۵۰۰ درخت،

ضریب ذخیره این دشت که با روش بیلان جزء به جزء محاسبه شده به طور متوسط حدود $3/2$ درصد است. مقدار گرادیان هیدرولیکی مطلق که مسئول حرکت آب زیرزمینی و مهاجرت ماده حل شونده در آن است در دشت ملکان در نقاط مختلف متفاوت و به طور کلی در ورودی‌های دشت میانگین $0/006$ و در خروجی‌ها نیز حدود $1/000$ است. یون‌هایی مانند آهن، منگنز و آلومینیوم نیز در آزادسازی آرسنیک در آب اثرگذارند. جذب آرسنیک (As) (V)) روی سطوح کانی‌ها فرایند مهمی است که بر تحرک و تثبیت آرسنیک تأثیر می‌گذارد. گروه‌های هیدرولوکسی (بهویژه آهن و منگنز) روی سطح بیشتر کانی‌ها زیبدند و مکان‌های جذبی و واکنشی هستند؛ بنابراین اکسیدها و هیدرولوکسیدهای آهن ارتباطی قوی با آرسنیک (As) (V) دارند [۲۸]. ولی حضور آهن در غلظت‌های خیلی زیاد، مانع جدایش آرسنیک از آب می‌شود و در نتیجه به عنوان جاذب عمل می‌کند. بنابراین، همبستگی منفی بین آهن و منگنز و آرسنیک در نمونه‌های آبی قابل مشاهده است. وزن دهی پارامترها براساس تأثیر در احتمال آلودگی آرسنیک با یک کلاس‌بندی مناسب انجام گرفت. به طور مثال، کلاسی که در آن فاصله از شهر کمتر باشد، تأثیر بیشتری بر آلودگی دارد، بنابراین هر چه به شهرها نزدیک می‌شویم، وزن بیشتری اختصاص داده شده است و هرچه این فاصله بیشتر شود، وزن کمتری به خود می‌گیرد. یا در بحث خواص هیدرولیکی آبخوان، هرچه مقدار قابلیت انتقال، هدایت هیدرولیکی و گرادیان هیدرولیکی بیشتر باشد، براساس چارچوب هیدرولوژیکی وزن بیشتری به خود می‌گیرند و هرچه کمتر باشد، بهدلیل اینکه در احتمال آلودگی تأثیر کمتری دارند وزن کمتری به آنها نسبت داده می‌شود. در نهایت، براساس امتیاز پیش‌بینی شده توسط مدل، همپوشانی تمام لایه‌ها انجام می‌گیرد و مکان‌های را که احتمال تجاوز غلظت آرسنیک بیش از حد استاندارد جهانی وجود دارد، شناسایی می‌شوند.

OOB ارزیابی شد. علاوه بر این، برای کاهش ابعاد و افزایش دقیق و قابل تفسیر بودن مدل، روش FS به کار برده شد و متغیرهای مهم در پیش‌بینی نیز شناسایی شدند. برای فراخوانی مدل آلاینده فلزات سنگین، داده‌های به دست آمده از لایه‌های رستی ۲۴ متغیر توضیح داده شده که برای هر پیکسل از لایه رستی یک مقدار استخراج شده بود با هم و با متغیر هدف استفاده شد. حد مجاز آرسنیک برای تمایز نقاط آلوده و غیرآلوده براساس اعلام سازمان بهداشت جهانی [۳۱]، $0/01$ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شد. غلظت آرسنیک به متغیر پاسخ جدید برای هر نمونه تجربی دوباره مقیاس‌بندی شد. نمونه‌های با غلظت مساوی یا بیشتر از حد آستانه ($1/0$ میلی‌گرم بر لیتر) مساوی یک و نمونه‌های کمتر از حد آستانه مساوی صفر در نظر گرفته شد. متغیرهای توضیحی (پیش‌بینی کننده) و متغیر پاسخ با هم در مجموعه‌ای از بردارهای ویژگی ورودی ترکیب شدند. این بردارهای ورودی Input الگوریتم RF را تشکیل دادند و به عنوان بردارهای feature شناخته شدند. متغیر پاسخ دوتایی (متغیر توضیحی و متغیر پاسخ) به عنوان مقادیر هدف برای آموزش الگوریتم استفاده شدند.

بحث و نتایج

در منطقه ملکان که یکی از قطب‌های تولید انگور کشور محسوب می‌شود، هرساله برای افزایش بازدهی محصول باغ‌ها از کودهای شیمیایی و حیوانی با مقدار بیش از اندازه لازم استفاده می‌شود که این کودها مدام آلاینده‌های زیادی به سفره آب زیرزمینی وارد می‌کنند و پتانسیل آلودگی را در منطقه افزایش می‌دهند. همچنین بهدلیل وجود چاه‌های جذبی و نبود شبکه فاضلاب در شهر ملکان، فاضلاب شهری نیز در گسترش آلودگی تأثیر زیادی دارد. شکل ۴ برخی لایه‌های رستی متغیرهای توضیحی را که توسط روش RF به عنوان متغیر مهم شناسایی شدند را نشان می‌دهد که در لایه‌های ایجادشده توزیع مکانی متغیرهای توضیحی مشاهده می‌شود. با توجه به نقشه قابلیت انتقال، بیشترین قابلیت انتقال در مرکز دشت است.



ب

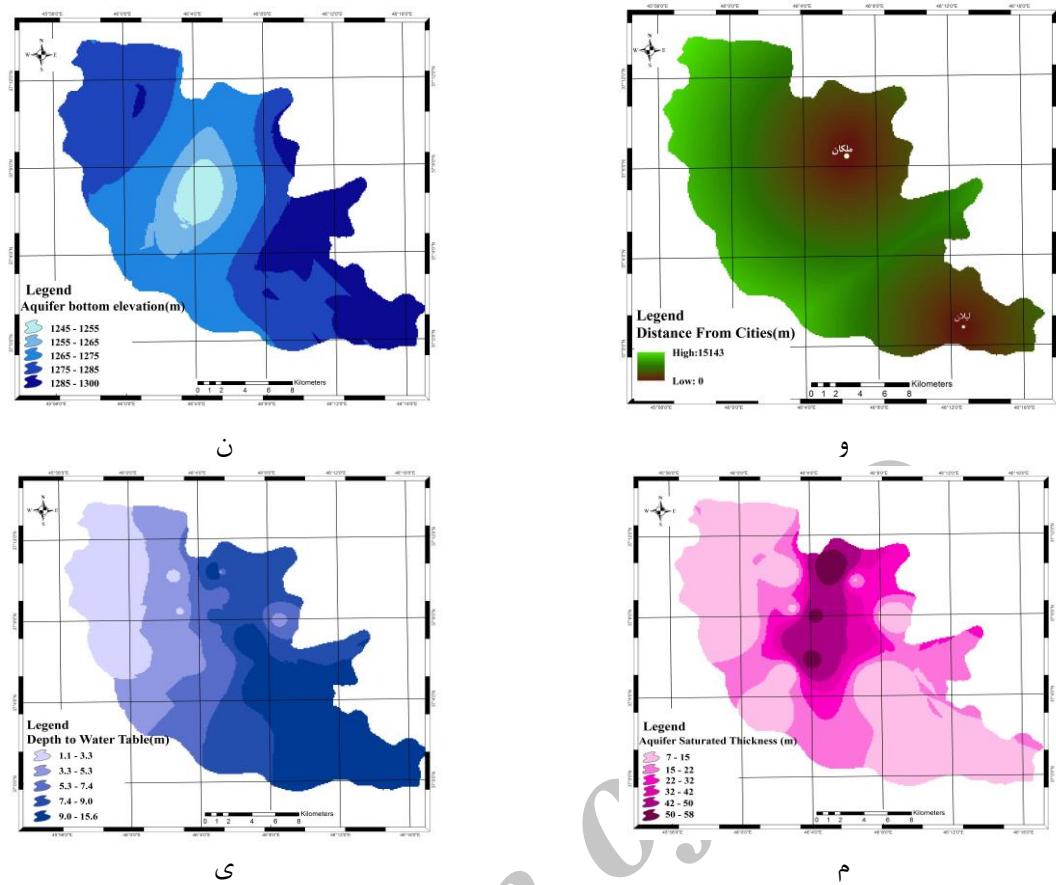
e

د

الف

ج

ه



شکل ۴. برخی لایه‌های رستری مهم در پیش‌بینی مدل: (الف) نیترات؛ (ب) هدایت الکتریکی؛ (ج) کروم؛ (د) گرادیان هیدرولیکی؛ (ه) هدایت هیدرولیکی؛ (ر) قابلیت انتقال؛ (و) ارتفاع سنگ کف؛ (ن) فاصله از شهرها؛ (م) عمق سطح ایستابی؛ (ی) ضخامت اشباع آبخوان

دارند که به وجود آرسنیک در قسمت‌های جنوب شرقی منطقه تأثیر می‌گذارند.

در این میان تأثیر هریک از این آنیون‌ها در آزادسازی و توانایی تشکیل کمپلکس برای جداسازی آرسنیک جذب شده به سطح هیدروکسیدهای آهن، منگنز و آلومینیوم متفاوت است، به طوری که بی‌کربنات سدیم با بیشترین توانایی و فسفات و نیترات بهترین در رتبه‌های بعدی قرار دارد [۱۰]. در شرایط کاهش متوسط، قابلیت انحلال آرسنیک می‌تواند به وسیله انحلال این اکسی-هیدروکسیدها کنترل شود. اکسی-هیدروکسیدها به سه طریق بر آزادسازی آرسنیک مؤثر است: (الف) انحلال لایه‌های حاوی آرسنیک که سبب آزادشدن آرسنیک می‌شود؛ (ب) جذب آرسنیک روی اکسی-هیدروکسیدها؛ (ج) آزادشدن آرسنیک تحت pH بالا. ولی حضور آهن در غلظت‌های بسیار زیاد، مانع از جدایش آرسنیک به آب می‌شود و در نتیجه به عنوان جاذب عمل می‌کند، بنابراین همبستگی منفی بین آهن و منگنز و آرسنیک در

منشا آب‌آوردگی آرسنیک

وجود مقادیر زیادی از کانی‌های آبدار مانند آمفیبول و بیوتیت در توده آذرین منطقه، نشانگر توانایی ماگما در تولید سیالات گرمابی است. با وجود این، عموماً در کانسراهای ابی‌ترمال جزء متئوریک مهم‌تر از جزء ماگمایی است، ولی شواهد ماگمایی بیانگر وجود جزء ماگمایی علاوه بر جزء متئوریک است که در زمینه دم‌های سهند است که سازندهای یادشده را تحت تأثیر قرار می‌دهد. همچنین در منطقه انواع دگرسانی‌های سیلیسی شدن، دولومیتی شدن، پیریتی شدن، دکلسویکی‌ها و فیکاسیون با شدت و ضعف مختلف دیده می‌شود که تمرکز آرسنیک بیشتر در زمینه زون‌های دگرسانی است. در محدوده مطالعاتی شکستگی‌های کوچک مهم‌ترین کنترل‌کننده‌های ساختاری در امر تثبیت کانی‌های آرسنیک دار هستند. وجود این شکستگی‌ها به عنوان معابری برای حرکت محلول‌های هیدروترمال تحت فشار بوده و در تمرکز کانی‌های آرسنیک‌دار نقش اساسی

فاصله از کانال های آبیاری تأثیری در پیش بینی مدل ندارند، اما می توانند در برآورد خطای پیش بینی کمک کنند. همچنین نبود همبستگی بین آرسنیک با بی کربنات نشان می دهد بی کربنات در آزاد کردن آرسنیک به آب زیرزمینی منطقه دخالتی ندارد و ممکن است هر دو از منشأ های مختلفی باشند [۲۶].

انتخاب یک مدل پیش بینی براساس سه پارامتر دقت مدل پیش بینی، تعداد متغیرهای لازم و در دسترس بودن داده ها و دقت این داده ها پایدار خواهد بود. برای ارزیابی MSE خطای مدل از منحنی های ROC و مقدار خطای ROC استفاده می شود. منحنی های ROC با تغییر مقدار محاذ آستانه در برابر خروجی پیش بینی رسم می شوند. به طور کلی، در منحنی های ROC نتایج FPR^۳ در محور X در مقابل TPR در محور Y رسم می شود. هر یک از نتایج آستانه در جفت (TPR-FPR) و یک سری از چنین جفت هایی برای رسم منحنی های ROC استفاده می شوند که TPR به عنوان حساسیت^۴ و FPR^۵-۱ به عنوان اختصاصیت^۶ شناخته می شوند. مقدار آستانه زمانی روی خروجی تنظیم خواهد شد که مشخص شود در اینجا آلودگی وجود دارد یا ندارد. اگر احتمال، بزرگ تر از مقدار آستانه باشد، طبقه پیش بینی ۱ یا آلوده خواهد بود و اگر کمتر از مقدار آستانه باشد، طبقه پیش بینی صفر یا آلوده در نظر گرفته می شود. زمانی که حساسیت افزایش می یابد، مقدار اختصاصیت کاهش یا مقدار FPR افزایش می یابد. بنابراین، آستانه بهینه انتخاب می شود و برای طبقه بندی نقشه ها در تمایز نقاط آلوده و غیرآلوده استفاده می شود. همچنین مساحت زیر منحنی در منحنی های ROC نیز به عنوان یکی از روش های ارزیابی خطای به کار برده می شود که هرچه میزان AUC به یک نزدیک باشد، مدل صحت بیشتری دارد. مدلی که کمترین مقدار خطای MSE را داشته باشد به عنوان بهترین و دقیق ترین مدل شناخته می شود که در مدل مد نظر MSE برابر با ۰/۰۲۰ است و دقت زیادی دارد. شکل ۵ میزان خطاهای به دست آمده از مدل پیش بینی و نتایج آنالیز ROC را برای مدل نشان می دهد که با رسم TPR (حساسیت) در مقابل FPR (حساسیت-۱) به دست می آید. همان طور که مشاهده

نمونه های آبی قابل مشاهده است. تحرک آرسنیک را می توان به انحلال کاهشی اکسید-هیدروکسید آهن و آزاد شدن همزمان آرسنیک جذب شده و همنهشتی، مرقبط دانست. شرایط کاهشی در محیط های آبی احتمالاً به وسیله اکسیدشدن مواد آلی حاضر در رسوبات به وجود می آیند [۱]. بنابراین، محیط های آبی متأثر از آلودگی مواد آلی، با غلاظت زیادی از آرسنیک حل شده به عنوان نتیجه انحلال کاهشی کانی های سولفات آرسنیک دار است [۲۸]. با توجه به همبستگی منفی آرسنیک با آهن و همبستگی نسبتاً پایین سولفات تأثیر این فرایند در آزاد سازی آرسنیک در منابع آبی منطقه کم اهمیت به نظر می رسد. مهم ترین بخش آلودگی آرسنیک در منطقه مختص به دفع سنتی فاضلاب های شهری است. به دلیل نبود شبکه فاضلاب شهری و وجود چاه های جذبی زیاد، میزان آلودگی آب زیرزمینی، به خصوص میزان آرسنیک منطقه بیشتر از حد استاندارد جهانی (WHO) است که چون جهت جریان آب زیرزمینی به سمت غرب منطقه است، میزان آلودگی نیز به سمت غرب گسترش می یابد.

نتایج مدل سازی

جدول ۴ سهم هر متغیر توضیحی^۱، همراه با میزان انتیاز^۲ پیش بینی کرده برای هر یک از متغیرها را در مدل نشان می دهد که به عنوان یکی از خروجی های مدل است. در این مدل مقدار قابلیت انتقال آبخوان، میزان نیترات، هدایت هیدرولیکی و فاصله از شهرها، نسبت به سایر پارامترها اهمیت بیشتری در مدل پیش بینی دارد و هرچه این مقدار بیشتر باشد، پتانسیل آلودگی در منطقه بیشتر است. در دشت ملکان با توجه به اینکه در قسمت های خروجی دشت به دلیل ریزدانه بودن رسوبات که سبب می شود آب بر اثر نیروی کاپیلاری بالا بباید و در عمق کمتر واقع شود، اما به دلیل اینکه این مناطق هدایت هیدرولیکی، قابلیت انتقال و گرادیان هیدرولیکی کمتری دارند و از مناطق شهری، صنعتی و کشاورزی دور هستند، میزان آسیب پذیری این مناطق به آلودگی آرسنیک نسبت به سایر مناطق کمتر است. همچنین به تبع نزدیک بودن آب زیرزمینی به سطح زمین میزان هدایت الکتریکی بر اثر تبخیر زیاد، بالاست و در این مناطق میزان هدایت الکتریکی رابطه عکس با آلودگی آرسنیک دارد. در این مدل متغیرهای مختص به شیب، کاربری اراضی و

3. False positive rate

4. Sensitivity

5. Specificity

6. Area Under Curve

1. Variable importance

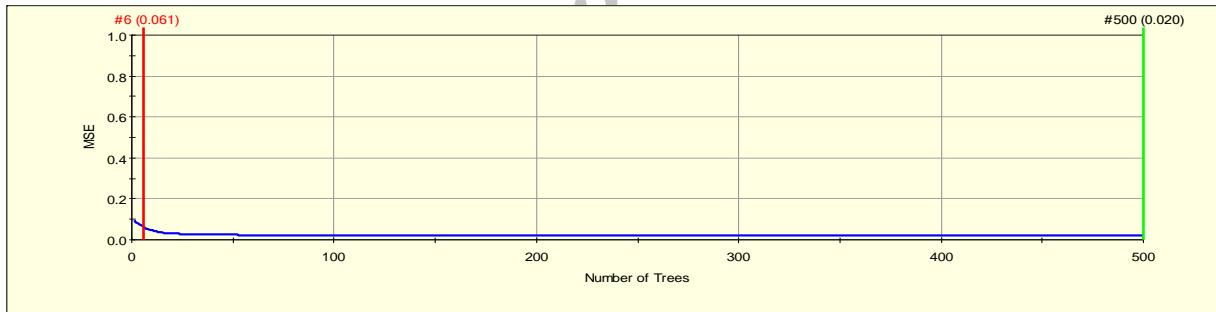
2. Score

مد نظر با داشتن بیشترین سطح زیرمنحنی (AUC) برابر ۰/۹۹۷ و نشان دهنده دقیق بیشتر مدل سازی است.

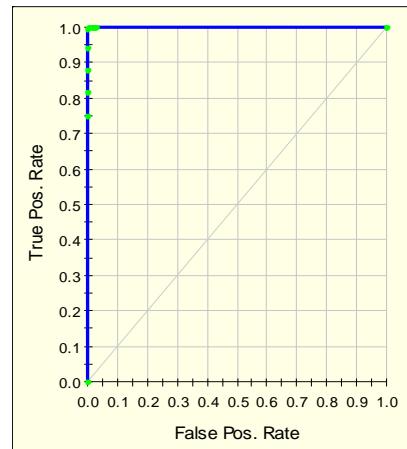
می شود میزان خطای به دست آمده از مدل با افزایش درخت های تصمیم به کمترین مقدار خود می رسد که دقیق پیش بینی مدل را زیاد می کند و همچنین منحنی ROC مدل

جدول ۴. سهم هر متغیر توضیحی در مدل پیش بینی

Variable	Score	Variable Importance	Variable	Score	Variable Importance
قابلیت انتقال آبخوان	۱۰۰	███████████	هدایت الکتریکی	۱۷/۲	██████
نیترات	۹۷/۲	███████████	ارتفاع سنگ کف آبخوان	۱۶/۸	██████
هدایت هیدرولیکی	۶۷/۸	███████████	محیط آبخوان	۱۳/۱	██████
فاصله از شهرها	۵۰/۳	███████████	دما	۱۲/۴	██████
عمق سطح ایستابی	۴۴/۲	███████████	آلومینیوم	۸/۶	██████
گرادیان هیدرولیکی	۳۰/۲	███████████	فاصله از رودخانه ها	۷/۷	██████
ارتفاع سطح آب	۲۹/۵	███████████	محیط خاک	۵/۲	██
زیرزمینی	۲۲/۷	███████████	NDVI	۲/۵	██
ضخامت اشباع آبخوان	۲۲/۲	███████████	تغذیه	۱/۹	██
pH	۲۱/۴	███████████	فاصله از باغ های انگور	۱/۷	██
آهن	۱۹/۲	███████████	فاصله از محل دفن زباله	۱/۰	██
منگنز	۱۸/۸	███████████	شیب	۰/۹	██



(الف)

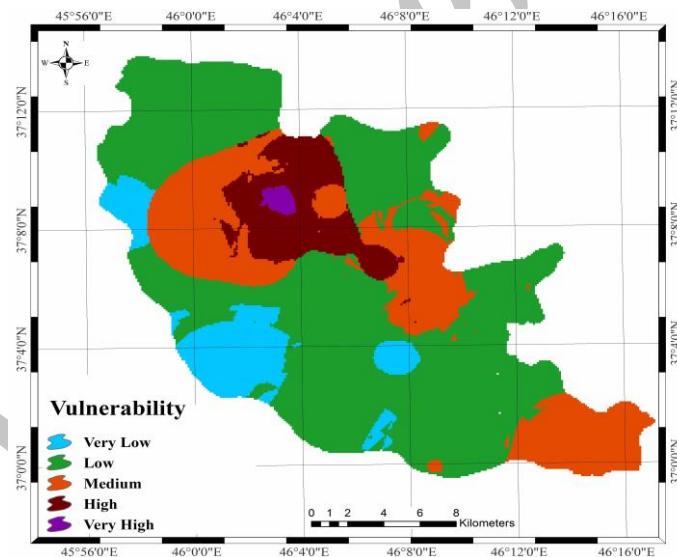


(ب)

شکل ۵. (الف) خطای مدل و کاهش آن با افزایش درخت های تصمیم؛ (ب) منحنی ROC به دست آمده از مدل پیش بینی

دشت بهخصوص در منطقه شهری ملکان و همچنین بهدلیل نبود شبکه فاضلاب و وجود چاههای جذبی زیاد در این مناطق از دشت، آلودگی آرسنیک و احتمال تجاوز از غلظت مجاز در این مناطق بیشتر است. همچنین آلودگی قسمت جنوب شرقی آبخوان را با اینکه به منطقه شهری نزدیک است، بهدلیل اینکه جهت شیب آب زیرزمینی به سمت پایین دست است و عملاً در قسمتهایی پایینی آلودگی مشاهده نشد، نمی‌توان به وجود منطقه شهری نسبت داد. براساس مطالعات صحرایی که انجام شد، آلودگی این قسمت مختص به منشأ زمین‌زادی آن به صورت سولفیدهای آرسنیک درون شکستگی‌های موجود در مارن‌های میوسن باشد. روش RF با شناسایی مناطق آسیب‌پذیر و همچنین با تشخیص و کنترل عوامل بیرونی تأثیرگذار بر آلودگی آب زیرزمینی، نقش بسزایی در مدیریت کیفی آب زیرزمینی ایفا می‌کند. با استفاده از نتایج این مدل می‌توان حریم کیفی منابع آب زیرزمینی را تعیین و مدیریت مناسبی برای کاربری اراضی مرتبط با سفره آبدار اعمال کرد.

نتایج آسیب‌پذیری با مدل‌های صحیح از روش RF می‌تواند در مدیریت کیفی سفره‌های آب زیرزمینی بسیار کاربرد داشته باشد و با شناسایی مناطق حساس‌تر به آلودگی، نقش بسزایی در این مسئله ایفا می‌کند. شکل ۶ نقشه آسیب‌پذیری به دست آمده از مدل را که در حقیقت بیان کننده مناطقی با احتمال تجاوز غلظت آرسنیک از حد مجاز است را نشان می‌دهد. براساس نقشه به دست آمده از مدل، ۱۳ درصد از وسعت منطقه مطالعه‌شده در محدوده آسیب‌پذیری بسیار کم، ۵۳ درصد در محدوده آسیب‌پذیری کم، ۲۱ درصد در محدوده آسیب‌پذیری متوسط، ۱۱/۵ درصد از منطقه در محدوده آسیب‌پذیری زیاد نسبت به آرسنیک قرار می‌گیرد. براساس نقشه آسیب‌پذیری، بیشترین آلودگی دشت مختص به نواحی مرکزی منطقه است. با توجه به پیش‌بینی مدل در اهمیت هر یک از متغیرها، که قابلیت انتقال و نیترات به عنوان مهم‌ترین عامل در بحث آلودگی آرسنیک شناخته شد، زیادبودن مقدار قابلیت انتقال و نیترات در مناطق مرکزی زیادبودن مقدار قابلیت انتقال و نیترات در مناطق مرکزی



شکل ۶. نقشه آسیب‌پذیری آبخوان نسبت به آرسنیک

مدیریت و نظارت صحیح آن استفاده شود. با توجه به پیش‌بینی مدل در اهمیت هر یک از متغیرها، قابلیت انتقال به عنوان مهم‌ترین عامل در بحث آلودگی آرسنیک شناخته شد. زیادبودن مقدار قابلیت انتقال، نبود شبکه فاضلاب، وجود چاههای جذبی زیاد و فعالیت شدید کشاورزی در مناطق مرکزی دشت، بهخصوص در منطقه شهری ملکان، سبب افزایش غلظت آرسنیک به بیش از غلظت حد مجاز می‌شود.

نتیجه‌گیری
روش RF با داشتن مزایایی مثل یادگیری روابط غیرخطی، توانایی در مقابل داده‌های پرت، برآورد خطای غیرمرتبه داخلی و اجرای هزاران داده ورودی بدون حذف یکی از آنها، به عنوان روشی دقیق در مدل‌سازی پیش‌بینی و آسیب‌پذیری شناخته شد. این مدل با شناسایی متغیرهای مهم در آلودگی آبهای زیرزمینی دشت ملکان به آرسنیک می‌تواند برای

- [9]. Breiman, L; Friedman, J. H; Olshen, R.A, Stone C.J, 1984, Classification and regression trees, Chapman & Hall/CRC, New York.
- [10]. Cai, X; Yu, Y; Huang, Y; Zhang, L; Jia, P.M, Zhao, Q, 2003, Arsenic trioxide-induced mitotic arrest and apoptosis in acute promyelocytic leukemia cells Leukemia, 17: pp.1333–1337.
- [11]. Das, P; Samantaray, S; Rout, G.R, 1997, Studies on cadmium toxicity in plants, a review. Environment Pollution, 98: pp.29-36.
- [12]. Das, A.K; 1990, Metal ion induced toxicity and detoxification by chelation therapy, A text book on medical aspects of bio-inorganic chemistry, Isted, CBS, Delhi, 21: pp. 17-58.
- [13]. Duda, R.O; Hart, P.E; Stork, D.G, 2011, Pattern classification and introduction to the bootstrap. Vol. 57, pp. CRC press.
- [14]. Duker, A.A; Carranza E.J; Hale, M, 2005, Arsenic geochemistry and health, Environmental Pollution, 31 (5): pp. 631-64.
- [15]. Emberger, L; 1952, Sur le quotient pluviothermique, C.R. Sciences, 234: pp. 2508-2511.
- [16]. Evanko, F.R; Dzombak, D.A, 1997, Remediation of metals-contaminated soils and groundwater. Technology Evaluation Report prepared for Ground Water Remediation Technologies Analysis Center, Journal of Hydrology, 213: pp. 71–87.
- [17]. Facchinelli, A; Sacchi, E; Mallen, L, 2001, Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils, Environment Pollution 114: pp. 313–324.
- [18]. Friedl, M. A; Brodley, C. E; Strahler, A. H, 1999, Maximizing land cover classification accuracies produced by decision trees at continental to global scales, IEEE Transvers Geoscience Remote Sensing 37(2); pp. 969–77.
- [19]. Guyon, I; Elisseeff, A, 2003, an introduction to variable and feature selection, Journal of machine Learning, 3: pp. 1157–82.
- [20]. Jack C.N; Wang J; Shraim, A.A, 2003, Global health problem caused by arsenic from natural sources, Chemosphere, 52 (9): pp. 1353–1359.
- [21]. Ghassemzadeh, F; Arbab-Zavar, M.H; McLennan, G, 2006, Arsenic and antimony in drinking water in Khojork area, northeast Iran, possible risks for the public health, Journal of Applied Sciences, 6 (13): pp. 2705-2714.

آلودگی قسمت جنوب شرقی آبخوان را می‌توان به منشاء زمین‌زدای آن به صورت سولفیدهای آرسنیک درون شکستگی‌های موجود در مارن‌های میوسن باشد. براساس نقشه به دست‌آمده از مدل، ۱۳ درصد از وسعت منطقه مطالعه شده در محدوده آسیب‌پذیری بسیار کم، ۵۳ درصد در محدوده آسیب‌پذیری کم، ۲۱ درصد در محدوده آسیب‌پذیری متوسط، ۱۱/۵ درصد از منطقه در محدوده آسیب‌پذیری زیاد و ۱/۵ درصد در محدوده آسیب‌پذیری بسیار زیاد قرار می‌گیرد. با توجه به نقشه آسیب‌پذیری، بیشترین آلودگی دشت مختص به نواحی مرکزی منطقه است.

منابع

- [1]. Asghari Moghaddam, A; Barzegar, R, 2013, considering Factors affecting high concentrations of arsenic in ground water Resources Tabriz plain aquifers, Journal of Earth Sciences, 92: pp. 154-147, [Persian].
- [2]. Nadiri, A; Asghari Moghaddam, A; Sadeghi, F; Agaie, H, 2011, investigation of the arsenic anomaly in water resources of Sahand Dam, Journal of Environmental Studies, 3: PP. 61-74, [Persian].
- [3]. Bellman, R, 2003, Dynamic programming. Mineola, NY: Dover Publications 366 pp.
- [4]. Ahmed, K.M; Bhattacharya, P; Hasan, M.A., Akhter, S.H; Alam, S.M.M; Bhuyian, M.A.H; Imam, M.B; Khan, A.A; Sracek, O, 2004, Arsenic enrichment in groundwater of the alluvial aquifers in Bangladesh: An overview, Applied Geochemistry, 19: pp.181–200.
- [5]. Booker, D.J; Snelder, T. H, 2012, comparing methods for estimating flow duration curves at ungauged sites. Journal of Hydrology, 434: pp. 78–94.
- [6]. Boisson, J; Ruttens, A; Mench, M, Vangronsveld, J, 1999, Evaluation of hydroxyapatite as a metal immobilizing Soil additive for the remediation of polluted soils, Part 1. Influence of hydroxyapatite on metal exchange ability in soil, plant growth and plant metal accumulation. Environmental Pollution 104: 225–233.
- [7]. Breiman, L; 1996, bagging predictors, Mach Learn, 24(2): pp. 123–40.
- [8]. Breiman, L; 2001, Random Forests, Mach Learn, 45(1): pp. 5–32.

- [22]. Jain, C.K; Ali, I, 2000, Arsenic Occurrence toxicity and speciation techniques, Water Resource, 34(17): pp. 4304-4312.
- [23]. Ko, B; Gim, J; Nam, J, 2011, Cell image classification based on ensemble features and random forest, Electronics Letters, 47: pp. 638-648.
- [24]. Mosaferi, M; Yunesian, M; Mesdaghinia, A.R; Nadim, A; Nasseri; and Mahvi, A.H, 2006, Arsenic occurrence in drinking water of L.R. of Iran- the case of Kurdistan province, In: Fate of Arsenic in the environment, Proceedings of the BUET-UNU international symposium, 5-6 February, Dhaka, Bangladesh, Sciences, 6 (13): pp. 2705-2714.
- [25]. Pal, M; 2005, Random Forest classifier for remote sensing classification, International Journal of Remote Sensing 26(1): pp. 217–22.
- [26]. Ramanathan, A.L; Balakrishna, P.M; Chidambaran, S, 2007, Groundwater Arsenic Contamination and its health effect-case studies from India and South East Asia, Indian Journal Geochemistry, 22: pp. 371-384.
- [27]. Rodriguez, V. F; Ghimire, B; Rogan, J; Chica-Olmo, M; Rigol-Sánchez, J. P, 2012d, An assessment of the effectiveness of a Random Forest classifier for land-cover classification, ISPRS Journal of Photogram Remote Sensing, 67: pp. 94-104.
- [28]. Smedley, P.L; Kinniburgh, D.G, 2002, A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters, Applied Geochemistry, 17(12): pp. 517- 568.
- [29]. USEPA, 2001, Risk Assessment Guidance for Superfund, Human Health Evaluation. Manual Part A, Interim Final, vol. 1, EPA/540/1-89/002.
- [30]. WHO (World Health Organization), 2009, Guideline for Drinking Water Quality.
- [31]. WHO, 2004, Guidelines for drinking water quality, Third edition, World Health Organization, Geneva.bn.
- [32]. Zheng, Y; Stute, M; Gavrieli, A.I; Dhar, R; Simpson, H.J; Schlosser, P; Ahmed, K.M, 2004, Redox control of arsenic mobilization in Bangladesh groundwater, Applied Geochemistry 19: pp. 201–214.