

مجله مخاطرات محیط طبیعی، دوره نهم، شماره بیست و چهارم، تابستان ۱۳۹۹

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۷/۰۶/۲۰

تاریخ بازنگری نهایی مقاله: ۱۳۹۷/۰۹/۱۹

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۷/۱۲/۲۱

صفحات: ۳۴ - ۱۵

شبیه سازی انتقال فلزات سنگین در آب زیرزمینی آبخوان معدن سنگ آهن گل گهر

رضا جهانشاهی*، سپیده مالی^۲، الهام راوند^۳

چکیده

ناحیه معدنی گل گهر در ۵۳ کیلومتری جنوب غرب شهر سیرجان در استان کرمان واقع شده است و یکی از بزرگترین معادن روباز کشور می باشد. در پی بهره برداری از ماده معدنی، تراز کف پیت به زیر سطح ایستایی رسیده است. در حال حاضر عملیات زهکشی در محل اجرا می شود و آب های پمپاژ شده و پساب کارخانه معدن به مناطق خارج از محدوده معدنکاری پیت منتقل می شوند. احتمال داده می شود آب های یادشده بانفوذ در عمق از دیوار شرقی وارد پیت شوند. از طرفی دیگر آب و پساب های یادشده دارای مواد حل شده و معلق فراوانی هستند و با نفوذ به زمین می توانند سبب آلودگی آب زیرزمینی منطقه شوند. در این راستا منطقه ای که در حدود ۴ کیلومتر نسبت به پیت فاصله دارد، جهت ساخت سد رسوب گیر در نظر گرفته شده است. در این تحقیق بررسی آلودگی نیکل در آب زیرزمینی منطقه با استفاده از آزمایش ایزوترم و مشخص کردن پلوم آلودگی فلزهای سنگین با کمک نرم افزار FEFLOW انجام شده است. آزمایش جذب ایزوترم نشان می دهد که مقدار Kd فلز مس در هر دو حالت خطی و غیرخطی بیش از Ni و Co است و از طرفی دیگر، در مدل غیرخطی فرندلیچ، مس از نوع با توان بیش از ۱ و Ni و Co از نوع با توان کمتر از ۱ می باشد؛ بنابراین ظرفیت جذب مس بسیار بیشتر از دو فلز دیگر است. بنابراین در حالتی که سه عنصر یاد شده به محیط وارد شوند، مس در مقایسه با دو فلز دیگر، بیشتر در دام ذرات جاذب گرفتار می شود و آلودگی مس در محیط آب به مراتب کمتر خواهد بود. همچنین توانایی جذب فلزهای سنگین توسط سنگ های منطقه در حالت پودر شده، کمتر از خاک های منطقه است. نتایج شبیه سازی جریان و انتقال جرم در محدوده پیت نشان می دهد که به دلیل زهکشی، یک زون تسخیر در محدوده پیت ایجاد شده است. بنابراین، این سبب شده است ابر آلودگی فلزهای سنگین به سمت پیت و چاه های پمپاژ حرکت کرده و از نشر آلودگی به مناطق دورتر از پیت به طریق انتقال فرزفت جلوگیری نماید. همچنین مدل سازی آلودگی آب زیرزمینی در محدوده پیت سد رسوب گیر نشان می دهد که به دلیل هدایت هیدرولیکی پایین، شیب هیدرولیکی کم و در نتیجه سرعت پایین آب زیرزمینی، زمان ماندگاری آلودگی نیکل در محدوده پیت سد رسوب گیر طولانی خواهد بود و احتمال نشت آلودگی به پایین دست اندک باشد.

واژگان کلیدی: ابر آلودگی، آزمایش ایزوترم، سد رسوب گیر، مدل آلودگی آب زیرزمینی، نرم افزار فیفلو.

jahanshahireza@science.usb.ac.ir

sepidehmali@shahroodut.ac.ir

ravandgeology@yahoo.com

۱ - استادیار گروه زمین شناسی دانشگاه سیستان و بلوچستان (نویسنده مسئول)

۲ - دانشجوی دکتری آب شناسی دانشگاه صنعتی شاهرود

۳ - دانش آموخته کارشناسی ارشد آب شناسی دانشگاه سیستان و بلوچستان

مقدمه

از مدل‌های تحلیلی و عددی می‌توان جهت شبیه‌سازی و پیش‌بینی جریان آب زیرزمینی و انتقال جرم (آلودگی) در معادن استفاده نمود. روش‌های تحلیلی بر اساس یک سری فرض‌های ساده‌سازی طراحی شده‌اند و قادر نیستند تا به‌درستی شرایط و پارامترهای هیدرولیکی سفره‌ها را در نظر بگیرند و یک شبیه‌سازی واقع‌گرایانه از وضعیت هیدروژئولوژیکی پیچیده اطراف معدن را داشته باشند؛ درحالی‌که مدل‌سازی به روش عددی، بخصوص روش عناصر محدود، شرایط مختلف جریان بسته به نوع سفره را در نظر می‌گیرد و قادر است شرایط پیچیده هیدروژئولوژیکی را در محدوده معدن با دقت بالا شبیه‌سازی کند (دولتی ارده‌جانی و همکاران، ۱۳۸۳). در ارتباط آلودگی و همچنین شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی و انتقال جرم در معادن، پژوهش‌های بسیاری انجام شده که در ادامه به برخی اشاره شده است. یک مدل مفهومی هیدروژئولوژیکی سه‌بعدی و یک مدل عددی برای پیش‌بینی جریان آب‌های زیرزمینی و تکامل آب زیرزمینی در یک معدن فسفات در لایو چین، طراحی شده است. توسعه مخروط افت در مناطق معدن و اطراف آن پیش‌بینی شده و تأثیرهای مربوط به محیط‌زیست مورد بحث قرار گرفته است. این مدل همچنین میزان جریان آب زیرزمینی را در تونل‌های مختلف معدن تخمین زده است. از نتایج پژوهش برای برنامه‌ریزی پمپاژ آب‌های زیرزمینی و زهکشی معدن در مراحل مختلف توسعه معادن استفاده شده است (Zhang et al., 2018). به علت بهره‌برداری و پمپاژ آب زیرزمینی در معدن روباز ییمین چین غلظت آهن، منگنز و یون‌ها افزایش یافته است. مدل جریان آب زیرزمینی و راه‌حل‌های تحلیلی در این مطالعه برای پیش‌بینی غلظت آلودگی و روند تغییرهای پس از کالیبراسیون استفاده شد. با پمپاژ مداوم، آلاینده‌ها به سمت چاه در جهت جریان مهاجرت و غنی شده‌اند. همچنین غلظت آلاینده‌ها و دامنه آلودگی با افزایش جریان افزایش یافته است (Li et al., 2016). اثرهای زهکشی آب در یکی از معادن زغال‌سنگ لهستان مورد بررسی قرار گرفته است. آب‌های زیرزمینی دارای pH نزدیک به خنثی است. درحالی‌که غلظت بالای سولفات (تا ۸۲۷/۳ میلی‌گرم در لیتر)، کلرید (تا ۹۰۳ میلی‌گرم در لیتر) و سدیم (تا ۶۰۶ میلی‌گرم در لیتر) دیده می‌شود. غلظت آهن و منگنز تنها به صورت محلی افزایش یافته و غلظت فلزهای دیگر کم است. به نظر می‌رسد غلظت آهن و منگنز به ترتیب به وسیله رسوب‌های اکسید آهن و هیدروکسید رودوکروسیت کنترل می‌شود. خنثی‌سازی اسیدیته آب زهکش شده معدن توسط کربنات‌ها انجام می‌شود (Sracek et al., 2010). آزمایش‌های آزمایشگاهی و مدل‌سازی انتقالی-واکنشی برای ارزیابی تعاملات ژئوشیمیایی بین آب نشتی پسماندهای معدنی و آبخوان‌های مجاور انجام شده است. واکنش آب نشتی معدن با ذرات آبخوان سبب افزایش pH، قلیائیت و کلسیم و منیزیم محلول شده است. درحالی‌که آهن، سولفات و فلزها Al, Zn, Cd, Cu, Cr و Mn کاهش یافته‌اند. نتایج حاصل از فرایندهای ژئوشیمیایی آزمایش‌های آزمایشگاهی در مدل انتقالی-واکنشی جهت پیش‌بینی تکامل آب زیرزمینی در امتداد مسیر جریان آب زیرزمینی در معدن و محل پسماندهای معدن استفاده شده است. این مطالعه به درک فرایندهای ژئوشیمیایی حاکم بر سرنوشت و انتقال زهاب معدن اسید در آبخوان‌ها کمک کرده است (Young et al., 2016). مشکلات هیدروژئولوژیکی مربوط به خاتمه یافتن یک معدن در ایتالیا بررسی شده است. شرایط زمین‌شناسی بر سیستم‌های جریان آب زیرزمینی و ترکیب شیمیایی آنها اثر گذاشته است. پژوهش انجام شده نتایج مطالعه‌ها، تجزیه و تحلیل داده‌های موجود و پیاده‌سازی مدل‌های عددی اولیه را با اشاره به تأثیرهای بازیافت آب

کنترل شده و اقدام‌های پیچیده‌ای که برای توقف زه‌کشی موردنیاز است، گزارش می‌دهد (Garzonio et al., 2014). با استفاده از نرم‌افزار Fluent، مدل‌های آلودگی فلزهای سنگین یک معدن مس در چین انجام شده است. فرایند آلودگی آلاینده‌های فلزهای سنگین در سد باطله‌های معدن از طریق الگوی تجسم دیجیتالی نشان داده شده است (Song et al., 2011). مشابه با موارد یادشده، پژوهش‌هایی توسط (Dhakate et al., 2008, Schwartz and Kgomanyane, 2008, Molson et al., 2005 و Biehler and Falck, 1999) انجام شده است.

با توجه به توسعه معادن در ایران و مخاطرات حاصل از معدنکاری بر منابع آب زیرزمینی، بررسی آلودگی فلزهای سنگین از اهمیت فوق‌العاده‌ای برخوردار است. یکی از معادن بزرگ ایران معدن سنگ آهن گل گهر سیرجان است. این معدن در حدود ۵۳ کیلومتری جنوب غرب سیرجان و در محدوده‌ی طول جغرافیایی ۱۵° ۵۵' تا ۲۴° ۵۵' شرقی و عرض جغرافیایی ۳' ۲۹° تا ۷' ۲۹° شمالی واقع شده است. این معدن در اثر استخراج و بهره‌برداری از معدن شماره یک، تراز کف پیت معدن به زیر سطح ایستایی منطقه رسیده است و در ادامه‌ی بهره‌برداری روز به روز بر شدت آن افزوده می‌شود. بنابراین جهت جلوگیری از آب‌گرفتگی پیت معدن، عملیات پایین انداختن سطح آب زیرزمینی^۱ در حال اجراست. در حال حاضر، عملیات زهکشی به وسیله حفر تعدادی چاه در درون و بیرون از محدوده پیت و پمپاژ آب‌های زیرزمینی و نشستی صورت می‌گیرد. همچنین مکانی بسیار نزدیک به پیت شماره ۱ معدن، در جوار دیوار شرقی، به محل انباشت پساب خروجی از کارخانه کنسانتره آهن اختصاص داده شده است (شکل ۱). طبق نظر کارشناسان بخش زهکشی معدن، احتمال داده می‌شود پساب موجود با نفوذ در عمق از دیوار شرقی وارد پیت شده و سبب ایجاد مشکلاتی در فرایند زهکشی و همچنین ناپایداری دیواره شرقی شده باشد. آب‌های زیرزمینی پمپاژ شده و آب زهکشی پیت معدن به همراه پسماند تر حاصل از پروسه‌های معدنکاری، به درون حوضچه‌هایی نزدیک پیت معدن منتقل می‌شوند. آب‌ها و پساب‌های یادشده، اغلب به سبب در تماس بودن با کانی‌های دارای فلزهای سنگین، آنها را حل نموده و بنابراین دارای مواد حل شده و معلق فراوانی هستند. احتمال داده می‌شود این آب‌ها بانفوذ به زمین سبب آلودگی آب زیرزمینی شوند. بنابراین در این پژوهش، انتقال آلودگی یکی از فلزهای سنگین (مطالعه موردی فلز نیکل) در آب زیرزمینی منطقه به وسیله نرم‌افزار فیفلو^۲ ورژن ۷ مورد شبیه‌سازی و پیش‌بینی قرارگرفته است. با استفاده از این نرم‌افزار شبیه‌سازی شرایط پیچیده تخلخل دوگانه سازند سخت معدن امکان‌پذیر است. در این تحقیق، تلاش گردیده تا با به‌کارگیری شبکه‌بندی عناصر محدود، در نظر گرفتن درزه و شکاف‌های سازند سخت و به‌کارگیری متناسب معادلات حاکم بر حرکت آب در این محیط ناهمگن و اعمال سطح تراوش محدوده‌ی پیت در مدل، نوسان‌های سطح آب زیرزمینی منطقه، به نحوی مناسب و قابل قبولی شبیه‌سازی شوند.

¹ Dewatering

² FEFLOW (Finite Element subsurface FLOW system)

زمین‌شناسی عمومی منطقه

از نظر مورفولوژی، ناحیه معدنی گل‌گهر شامل یک دشت وسیع هموار تا ناهموار است که تک رشته‌هایی از تشکیلات کربناته از آن سر برآورده است. ناحیه معدنی گل‌گهر در لبه شمال شرقی پهنه سنندج-سیرجان و لبه فروافتادگی نمکزار کفه خیرآباد که خود در حدفاصل پهنه سنندج-سیرجان و کمربند آتشفشانی ارومیه-دختر به وجود آمده، قرار گرفته است (درویش زاده، ۱۳۷۰). آبخوان سنگ معدن گل‌گهر از دو بخش آبرفتی و سنگی تشکیل شده است. لایه فوقانی از آبرفت و لایه تحتانی از سازندهای سخت تشکیل شده است. در سازند سخت به دلیل وضعیت تکتونیکی منطقه، شکستگی‌ها و گسل‌ها مانند یک آبخوان آبرفتی عمل کرده و آب‌های زیرزمینی در خلال شکستگی‌ها به راحتی انتقال می‌یابند (حسینی سبزواری، ۱۳۸۶). ریخت‌شناسی کلی ناحیه گل‌گهر شامل یک دشت وسیع هموار تا ناهموار است که تک رشته‌هایی از تشکیلات کربناته از آن سر برآورده است. این ناحیه دارای سه واحد ریخت‌شناسی است. کوه‌های ستیغ دار اطراف آن را دشت‌های آبرفتی و نمکزارهای مسطح فراگرفته است. امتداد عمومی ارتفاعات شمال‌غربی-جنوب‌شرقی است. ارتفاع متوسط دشت‌های آبرفتی ناحیه معدنی از سطح دریا حدود ۱۷۳۰ متر است. در شمال سایت معدن نمکزار کفه خیرآباد قرار دارد. در غرب سایت معدن دو رشته‌کوه موازی به نام چاه بره با امتداد شمال‌غربی-جنوب شرقی با ارتفاع ۱۹۸۰ متر قرار گرفته است. در جنوب ناحیه رشته‌کوه عین‌البقر با ارتفاع ۲۰۳۷ متر و امتداد غربی-شرقی دارد. این منطقه در قسمت‌های جنوبی‌تر توسط نواحی پست و نمکزار کفه مرگ محصور شده است. ارتفاعات جنوب شرق و شرق به ترتیب کوه‌های چاه سفید با ارتفاع حداکثر ۲۰۰۰ متر و رشته‌کوه بی‌بی‌مکو با ارتفاع حداکثر ۱۸۵۱ متر قرار دارد (درویش زاده، ۱۳۷۰).



شکل ۱: موقعیت معدن، پیت تیل تر و سد رسوب‌گیر

داده‌ها و روش‌ها

آزمایش ایزوترم جهت بررسی پتانسیل جذب فلزهای سنگین

به منظور بررسی مسئله پتانسیل جذب فلزهای سنگین Ni، Co و Cu در آب زیرزمینی به وسیله سنگ‌های موجود در منطقه، ۵ نمونه از سنگ‌های گنایس، شیست، مرمر، اسکارن و مگنتیت در محدوده و عمق‌های مختلف پیت جمع‌آوری و در آزمایشگاه خرد، آسیاب و پودر شدند. سپس مراحل آزمایش ایزوترم بروی آنها صورت گرفت. در بررسی‌های جذب فلزهای سنگین و آزمایش‌های ایزوترم، معمولاً جرم مواد جذب‌شده در واحد جرم مواد توصیف می‌شود. با فرض اینکه، غلظت‌های ماده شیمیایی محلول و جذب‌شده به محیط متخلخل در تعادل هستند و آب بین ذرات حاوی غلظتی برابر با C_1 ، از ماده محلول باشد، در فاز جامد غلظت جذب‌شده مقدار C_1^* خواهد بود. حال اگر غلظت درون آب به C_2 تغییر یابد و سیستم به تعادل جدید برسد، غلظت جذب‌شده به مقدار جدیدی C_2^* خواهد رسید و به همین ترتیب برای غلظت‌های مختلف دیگر ادامه می‌یابد. با استفاده از نتایج آزمایش یادشده و انتقال غلظت‌های تعادلی (C)، در مقابل غلظت‌های ماده جذب‌شده (C^*) بر روی نمودار، یک منحنی که به اصطلاح به آن ایزوترم^۱ گویند، به دست می‌آید. داشتن شیب منحنی ایزوترم ($\partial C^*/\partial C$)، یکی از اهداف مهم در بررسی‌های انتقال محلول و آلودگی می‌باشد. همان‌طور که در جداول ۱ تا ۳ دیده می‌شود، ۱۰ گرم پودر سنگ در مجاورت ۵۰ میلی‌لیتر محلول با غلظت‌های مختلف اولیه از Ni، Co و Cu در حالت وجود چند عنصر در محلول قرار گرفت. نمونه‌های آماده‌شده درون دستگاه چرخان به مدت ۳۰ روز به منظور رسیدن به حالت تعادلی واکنش بین محلول و پودر سنگ نگهداری شدند. در ادامه با استفاده از دستگاه سانتریفوژ قسمت محلول از فاز جامد جدا شد و سپس مقادیر غلظت تعادلی موجود در محلول اندازه‌گیری شدند و مقدار غلظت‌های ماده جذب‌شده با استفاده از رابطه (۱) محاسبه گردید:

$$C^* = \frac{(C_i - C_e) \times V}{W} \quad (1)$$

که در این رابطه، C^* مقدار ماده جذب‌شده، C_i غلظت اولیه، C_e غلظت تعادلی، V حجم محلول و W وزن ماده جاذب است.

غلظت‌های جذب‌شده در مقابل غلظت‌های تعادلی بر روی نمودار ترسیم شدند و با استفاده از مدل ایزوترم خطی و فرنرندلیچ^۲ ضریب توزیع^۳ (K_d یا K_f) محاسبه گردید (جدول ۴). در این پژوهش، ضریب توزیع در دو حالت خطی و غیرخطی به‌عنوان یک پارامتر مهم در مدل‌سازی انتقال جرم با استفاده از نرم‌افزار شبیه‌سازی FEFLOW مورد استفاده قرار گرفت. در شکل ۲ نمودارهای ایزوترم فلزهای یادشده، برای نمونه سنگ پودر شده ترسیم‌شده است.

1 Isotherm
2 Freundlich
3 Distribution Coefficient

نمودارها و اعداد جدول نشان می‌دهد که مقدار K_d فلز مس در هر دو حالت خطی و غیرخطی بیش از Ni و Co است و از طرفی دیگر، در مدل غیرخطی فرندلیچ، مس از نوع با توان بیش از ۱ و Ni و Co از نوع با توان کمتر از ۱ می‌باشد؛ بنابراین ظرفیت جذب مس بسیار بیشتر از دو فلز دیگر است. بنابراین در حالتی که سه عنصر یادشده به محیط وارد شوند، مس در مقایسه با دو فلز دیگر بیشتر در دام ذرات جاذب گرفتار می‌شود و آلودگی مس در محیط آب به مراتب کمتر خواهد بود. با توجه به نتایج به دست آمده از آزمایش ایزوترم این پژوهش در مقایسه با آزمایش ایزوترم خاک‌های منطقه مورد مطالعه توسط Jahanshahi and Zare (۲۰۱۴) دیده می‌شود سنگ‌های منطقه از پتانسیل جذب بسیار کمتری برخوردار هستند؛ بنابراین احتمال داده می‌شود در صورت ورود آلودگی فلزهای سنگین به آب زیرزمینی در محیط سنگی، ابر آلودگی با سرعت بیشتری نسبت به محیط آبرفتی حرکت کند.

جدول ۱: نتایج آزمایش ایزوترم جذب Cu به وسیله سنگ پودر شده در مجاورت با محلول حاوی Ni، Cu و Co با غلظت‌های مختلفی از

Cu				
مس در حالت چند عنصری (Cu، Ni و Co)				
غلظت اولیه (mg/L)	غلظت تعادلی (mg/L)	حجم محلول (L)	وزن جاذب (g)	مقدار ماده جذب شده (µg/g)
۱۹۰/۳	۴۹/۶۵	۰/۰۵	۱۰	۷۰۳/۲۴
۱۸۷/۸	۳۴/۹۴	۰/۰۵	۱۰	۷۶۴/۳
۱۲۷/۷	۲۴/۵۲	۰/۰۵	۱۰	۵۱۵/۹
۳۴/۲	۷/۹۷	۰/۰۵	۱۰	۱۳۱/۱۶
۲۴/۴	۴/۲۹	۰/۰۵	۱۰	۱۰۰/۵۵
۱۴/۳	۲/۵۱	۰/۰۵	۱۰	۵۸/۹۳
۱۰/۲	۱/۷۲	۰/۰۵	۱۰	۴۲/۴۲
۱/۷	۰/۳۴	۰/۰۵	۱۰	۶/۷۸
۰/۲	۰/۰۸	۰/۰۵	۱۰	۰/۶

جدول ۲: نتایج آزمایش ایزوترم جذب Co به وسیله سنگ پودر شده در مجاورت با محلول حاوی Ni، Co و Cu با غلظت‌های مختلفی از

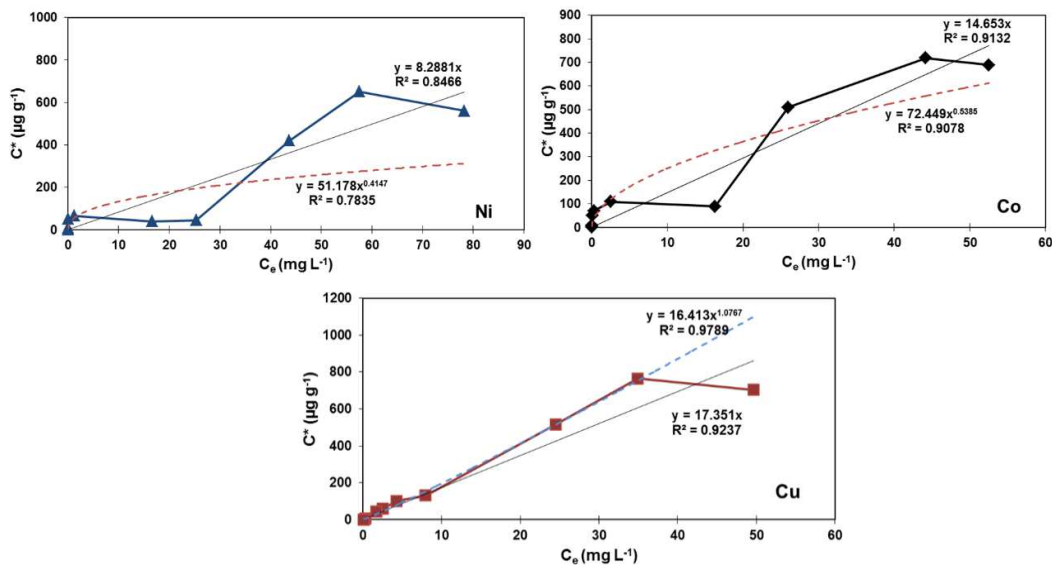
کبالت در حالت چند عنصری (Cu، Ni و Co)				
غلظت اولیه (mg/L)	غلظت تعادلی (mg/L)	حجم محلول (L)	وزن جاذب (g)	مقدار ماده جذب شده (µg/g)
۱۷۴/۷	۵۲/۵۰	۰/۰۵	۱۰	۶۸۸/۹۶
۱۶۵/۴	۴۴/۱۶	۰/۰۵	۱۰	۷۱۸/۲
۱۲۲/۷	۲۵/۹۹	۰/۰۵	۱۰	۵۰۸/۵۵
۹۴/۹۴	۱۶/۳۳	۰/۰۵	۱۰	۸۹/۳۵
۳۵	۲/۵۳	۰/۰۵	۱۰	۱۰۹/۳۵
۲۰/۴	۰/۳۲	۰/۰۵	۱۰	۶۹/۸۹
۱۸/۴	۰/۱۳	۰/۰۵	۱۰	۵۰/۳۴
۱/۸	۰/۰۰۹	۰/۰۵	۱۰	۸/۴۵
۰/۱۸	۰/۰۰۱۶	۰/۰۵	۱۰	۰/۹۹

جدول ۳: نتایج آزمایش ایزوترم جذب Ni به وسیله سنگ پودر شده در مجاورت با محلول حاوی Ni، Cu و Co با غلظت‌های مختلفی از

Ni				
کبالت در حالت چند عنصری (Co، Ni، Cu)				
غلظت اولیه (mg/L)	غلظت تعادلی (mg/L)	حجم محلول (L)	وزن جاذب (g)	مقدار ماده جذب شده (µg/g)
۱۶۸/۸	۷۸/۲	۰/۰۵	۱۰	۵۶۰/۵
۱۴۸/۱	۵۷/۵	۰/۰۵	۱۰	۶۵۱/۵
۱۲۸/۹	۴۳/۷	۰/۰۵	۱۰	۴۲۰
۹۸/۷	۲۵/۳	۰/۰۵	۱۰	۴۴/۵
۸۰/۱	۱۶/۵۶	۰/۰۵	۱۰	۳۹/۲
۲۵/۴	۱/۱۹	۰/۰۵	۱۰	۶۵/۵۲
۱۷/۷	۰/۰۷	۰/۰۵	۱۰	۵۰/۶۶
۱/۷۷	۰/۰۰۴	۰/۰۵	۱۰	۸/۴۸
۰/۱۷	۰/۰۰۰۵	۰/۰۵	۱۰	۱

جدول ۴: ضریب توزیع و ضرایب همبستگی با استفاده از ایزوترم‌های مدل خطی و فرندلیچ برای عناصر Cu، Co و Ni

نمونه	مدل فرندلیچ		مدل خطی	
	R ²	j	R ²	K _d
Cu	۰/۹۷۸	۱/۰۷	۰/۹۲۳	۱۷/۳۵
Co	۰/۹۰۷	۰/۵۳	۰/۹۱۳	۱۴/۶۵
Ni	۰/۷۸۳	۰/۴۱	۰/۸۴	۸/۲۸



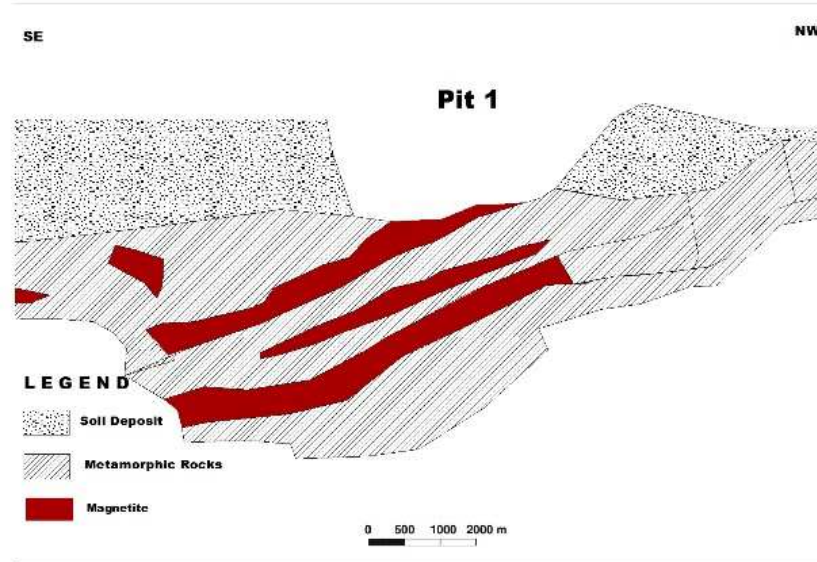
شکل ۲: ایزوترم جذب Ni، Co و Cu در حالت چند عنصری نمونه‌ی سنگ پودر شده

نتایج و بحث

در این تحقیق، مدل سازی منطقه مورد مطالعه به دو بخش تفکیک شده است (شکل ۳). بخش اول محدوده‌ی پیت روباز معدن و رسوب گیر (تیل تر) کنونی سمت جنوب شرقی پیت است. بخش دوم محدوده‌ای است که در آن سد رسوب گیر جدید واقع شده است و در آینده‌ای نه چندان دور پسماند تر تیل کنونی به آن منتقل خواهد شد. در راستای مدل سازی این مناطق باید به دو نکته اشاره کرد که مطالعه‌های پیش از این نشان داده است از دیدگاه هیدروژئولوژیکی، این دو محدوده مجزا هستند (جهانشاهی ۱۳۹۲) و از طرفی دیگر در فاصله بین این دو محدوده، هیچ گونه چاه مشاهده‌ای وجود ندارد. بنابراین شبیه سازی جریان آب زیرزمینی و انتقال جرم مناطق یاد شده به صورت جداگانه مدل سازی شده‌اند. به طور کلی اهداف مدل عبارتند از: الف) شناسایی سیستم هیدروژئولوژیکی ب) شبیه سازی تغییرهای زمانی و مکانی سطح آب زیرزمینی و غلظت آلاینده.

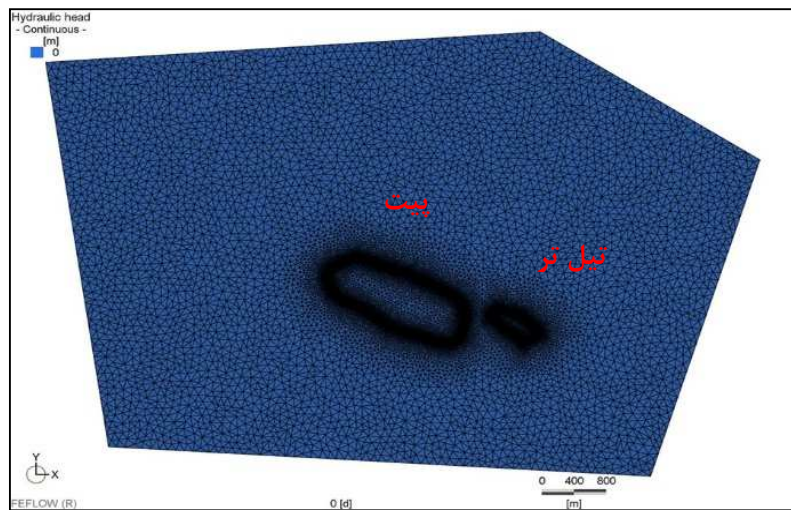
مدل ریاضی جریان محدوده مطالعاتی برای دو حالت پایدار و ناپایدار تهیه شده است (جهانشاهی و همکاران ۱۳۹۶). در شرایط پایدار، مدل برای یک دوره تنش یک ماهه (مهر ۱۳۸۶) و در شرایط ناپایدار، برای یک دوره یک ساله (مهر ۱۳۸۶ تا مهرماه ۱۳۸۷) با ۱۲ دوره‌ی تنش یک ماهه (۱۲ گام زمانی)، اجرا و واسنجی شده است.

همان طور که پیش از این اشاره شد، آبخوان محدوده‌ی مطالعاتی از لایه‌ی آبرفتی و سنگی تشکیل شده است (شکل ۴) و توده‌ی معدنی در بین این دو لایه قرار گرفته است (شکل ۵). از این رو مدل از چهار لایه تشکیل شده است. لایه‌ی اول شامل آبخوان آبرفت، لایه‌ی دوم آبخوان سازند سخت، لایه‌ی سوم توده معدنی و لایه‌ی چهارم آبخوان سنگی هست. همچنین درز و شکافه‌ی موجود در آبخوان سازند سخت منطقه هدایت هیدرولیکی بالایی دارند و سبب افزایش سرعت آب زیرزمینی می‌شوند. بنابراین، معادله دارسی حاکم بر حرکت آب زیرزمینی در محیط متخلخل، در درزه و شکافها صادق نخواهد بود؛ بنابراین در مدل، در درزه و شکافها، معادله حاکم بر حرکت معادلات Hagen-Poiseuille و یا Manning-Strickler در نظر گرفته شد.



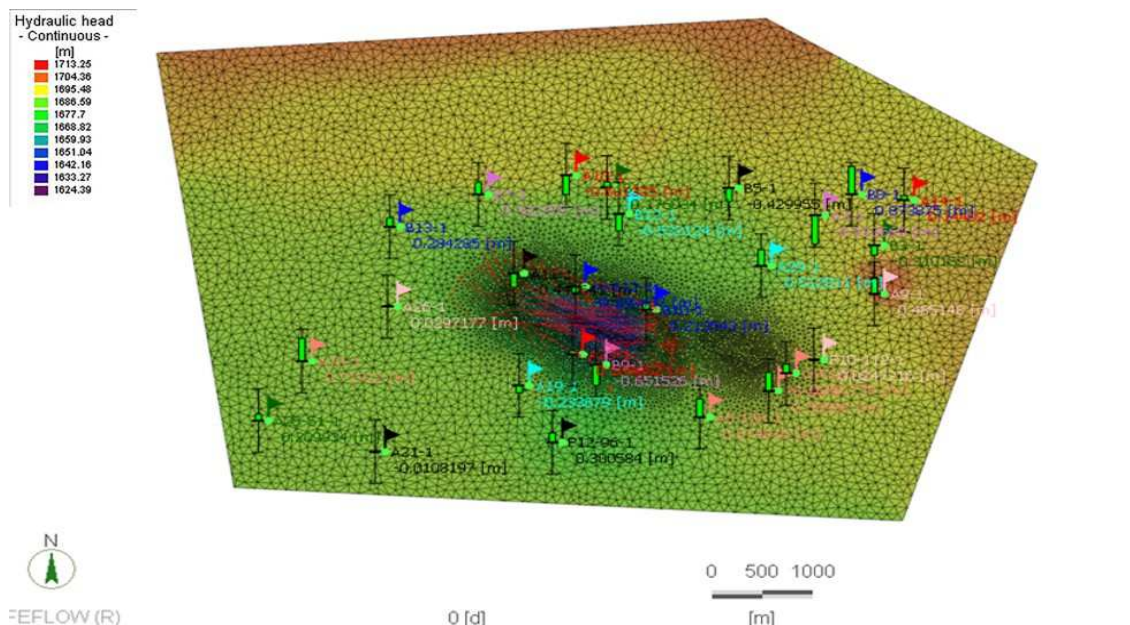
شکل ۵: نیمرخ زمین‌شناسی از محدوده‌ی پیت معدن (تهیه‌شده در محیط نرم‌افزار AutoCAD با استفاده از اطلاعات لاگ گمانه‌های حفاری)

در روش عناصر محدود، معمولاً منطقه مطالعاتی به تعدادی عناصر مثلثی (شبکه) تقسیم می‌گردد. با توجه به عملیات زهکشی در محدوده پیت معدن، اعمال شکستگی‌ها و همچنین موقعیت تیل تر، شبکه‌بندی ریزتر و از مش-بندی با چگالی ۶۰۰۰ استفاده گردید. همان‌طور که در شکل ۶ مشاهده می‌شود، شبکه‌بندی در مرزهای پیت معدنی و تیل تر ریزتر و به سمت مرزهای محدوده‌ای بزرگ‌تر می‌باشند. مجموع تعداد مش‌ها برابر با ۹۵۲۰۰۰ و تعداد نودها برابر با ۶۰۰۳۵ می‌باشد.



شکل ۶: شبکه‌بندی عناصر محدود در محیط FEFLOW

بر مبنای متوسط سالانه مقادیر بارش ثبت شده در ایستگاه هواشناسی معدن گل گهر، میزان و همچنین ضریب نفوذ ۵۰ درصد حجم آبی که از طریق بارش به آبخوان نفوذ می کند، برابر با ۱۵۱۲۹۹۶ مترمکعب در سال است. از طرفی دیگر، به سبب اینکه در این ناحیه عمق قرارگیری سطح سفره ی آب زیرزمینی بیش از ۵ متر است، میزان تبخیر از آب زیرزمینی ناچیز در نظر گرفته شده است. بر مبنای داده های اندازه گیری شده از حجم آب زهکش شده از دیواره پیت و چاه های پمپاژ واحد زهکشی معدن، مجموع متوسط سالانه میزان تخلیه از پیت معدن برابر ۲/۵۵ میلیون مترمکعب است. بر اساس نتایج جهانشاهی (۱۳۹۲)، میزان آب نفوذی به آب زیرزمینی از طریق تیل تر برابر ۰/۰۱ میلیون مترمکعب در سال خواهد بود. مقادیر اولیه هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه آبخوان با استفاده از آزمون های پمپاژ و لاگ های حفاری چاه های پیژومتری و اکتشافی در محدوده ی مطالعاتی بر مبنای جدول های استاندارد (Todd and Mays, 2005) محاسبه و به نرم افزار معرفی گردید. شکل ۷ شبیه سازی بار هیدرولیکی در حالت جریان پایدار چاه های مشاهده ای پس از پایان مرحله واسنجی را نشان می دهد. پس از واسنجی مدل ساخته شده در حالت جریان پایدار، مدل سازی در حالت جریان ناپایدار طراحی شده است.

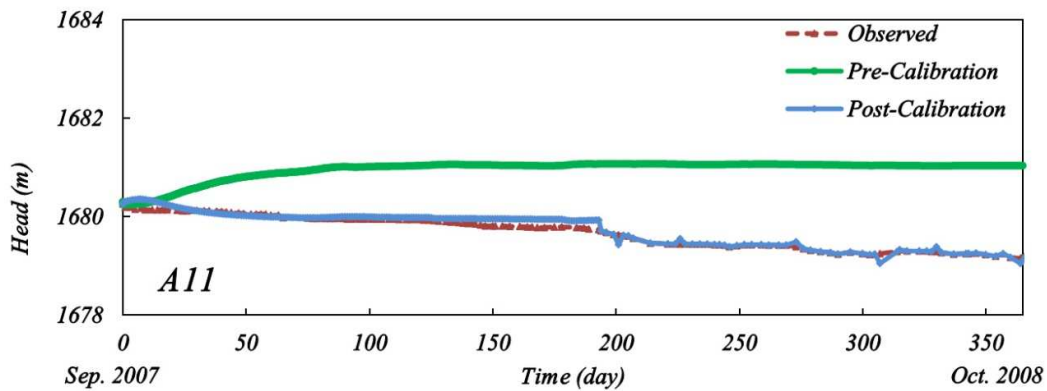


شکل ۷: بار هیدرولیکی نهایی محاسباتی مدل در حالت جریان پایدار

هیدروگراف شبیه سازی شده سطح ایستابی قبل و بعد از واسنجی یکی از چاه های مشاهداتی به همراه هیدروگراف مشاهداتی آن در شکل ۸ ترسیم شده است.

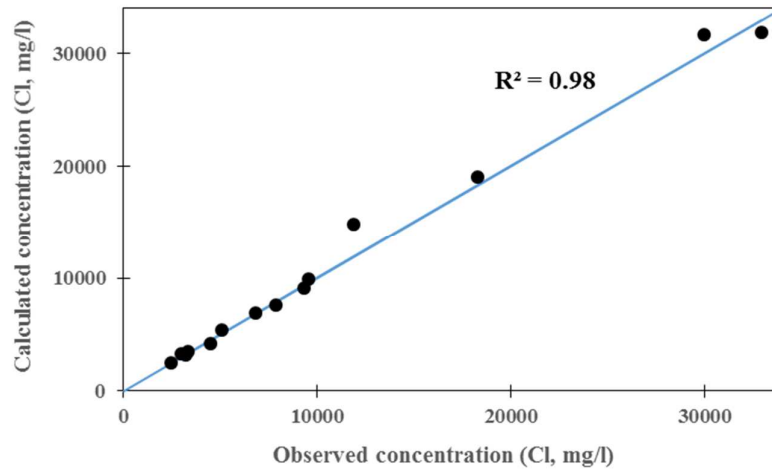
بعد از تهیه و آماده‌سازی مدل جریان، لازم است پارامترهایی که در انتقال جرم نقش ایفا می‌کنند کالیبره شوند؛ بنابراین پارامترهای ضریب پراکندگی طول (DL) و عرضی (DT) محیط متخلخل با استفاده از یون پایستار CI مورد واسنجی قرار گرفت. کالیبراسیون ضرایب بالا در مدل در حالت جریان پایدار/انتقال جرم^۱ انجام شد و طی آن، این ضرایب باهدف برازش غلظت کلر مشاهداتی و محاسباتی به‌صورت خودکار تغییر داده‌شده است. همبستگی ۰/۹۸ میان مقادیر مشاهداتی و محاسباتی نشان می‌دهد که مدل توانایی خوبی در شبیه‌سازی توزیع غلظت کلر منطقه داشته است (شکل ۹).

با استفاده از نتایج پژوهش انجام‌شده به‌وسیله جهانشاهی (۱۳۹۲) بر روی آزمایش Batch test در مورد آزادسازی عنصر Ni از پسماند تیل تر، به میزان ۰/۰۷۲ میلی‌گرم در لیتر، پیش‌بینی انتقال این عنصر در آب زیرزمینی با سه فرض انجام‌شده است: ۱- منشأ ورود آلودگی به آب زیرزمینی منطقه، محل انباشت تیل تر در نظر گرفته‌شده است. ۲- با در نظر گرفتن تبخیر از آب موجود در حوضچه تیل تر، نیکل با غلظتی برابر با ۱۰ برابر میزان آزادشده در شرایط آزمایشگاهی وارد آب زیرزمینی می‌شود (شکل ۱۰). ۳- نیکل آزاد بدون جذب و پراکندگی از محیط غیراشباع خاک وارد آب زیرزمینی می‌شود و جذب تنها در محیط اشباع رخ می‌دهد.

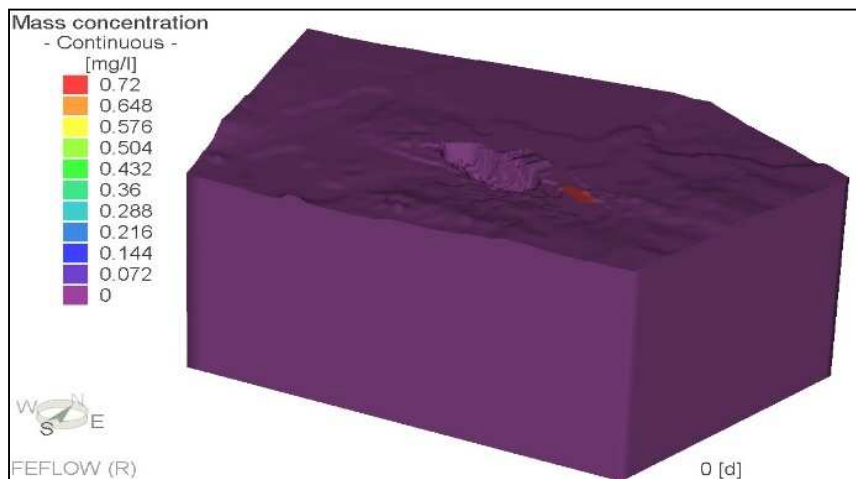


شکل ۸: هیدروگراف مشاهداتی و محاسباتی یکی از چاه‌های مشاهده‌ای طی فرایند واسنجی دوره‌ی جریان ناپایدار

^۱ Steady Flow/Mass Transport



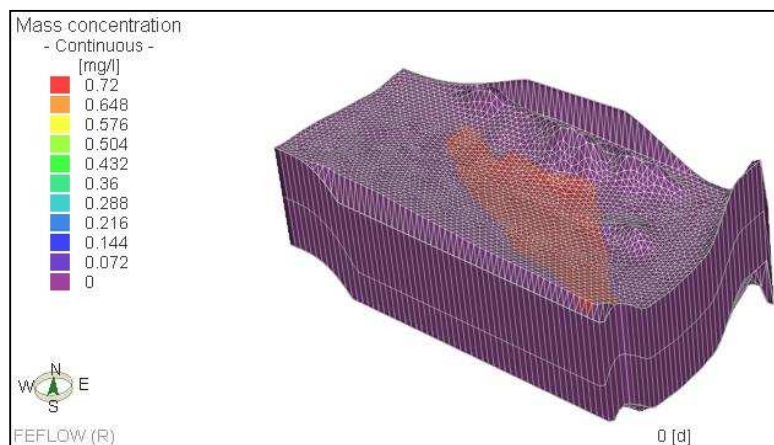
شکل ۹: همبستگی میان مقادیر مشاهداتی و محاسباتی غلظت کلر در مرحله واسنجی ضرایب پراکندگی در محدوده ی پیت



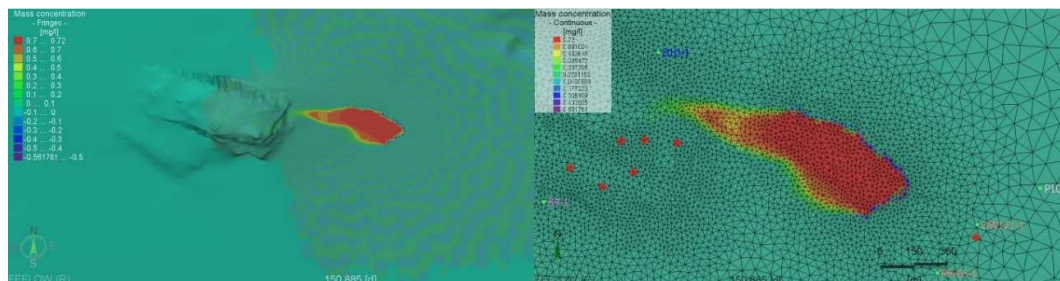
شکل ۱۰: محل تیل تر به عنوان منشأ آلودگی نیکل با شرایط مرزی غلظت برابر با ۰/۷۲ میلی گرم در لیتر

به منظور مدل سازی جریان و انتقال جرم در آب زیرزمینی محدوده ی حوضچه سد رسوب گیر، منطقه ای کوچک با طول و عرض نزدیک به ۱۴۰۰ در ۹۰۰ متر که دربرگیرنده سد و پیژومترهاست، در نظر گرفته شد (شکل ۲). در این محدوده، بر مبنای مدل مفهومی، مدل دربرگیرنده دولایه است. لایه بالایی آبرفت و لایه پایینی از نوع سنگی است. بعد از واسنجی نمودن مدل جریان، محدوده سد رسوب گیر جهت کالیبره کردن مدل انتقال جرم از غلظت یون Cl⁻ استفاده شده است و طی آن ضریب پراکندگی طولی و عرضی به صورت خودکار تغییر داده شدند.

هنگامی که پسماند تر باگذشت زمان به درون حوضچه سد رسوب گیر تخلیه شود، حجم پشت سد را اشغال می کند و در نتیجه ارتفاع رسوب های پسماند و سطح زمینی که پسماند می پوشاند، نسبت به زمان افزایش می یابد. بنابراین با توجه به توپوگرافی حوضچه سد رسوب گیر، هر تراز ارتفاع پسماند، وسعت مشخصی از زمین را دربر می گیرد و از آن سطح آلودگی را وارد زمین می کند؛ بنابراین می توان آن مساحت را محل ورود آلودگی در نظر گرفت. در شکل ۱۱ برحسب تراز ارتفاعی پسماند، مناطقی که به عنوان منشأ آلودگی را وارد آب زیرزمینی می کنند دیده می شود. نمایش گرافیکی شبیه سازی انتقال نیکل در آب زیرزمینی نسبت به زمان و مکان در اشکال ۱۲ و ۱۳ نشان می دهد که آلودگی از محل انباشت تیل تر به سمت پیت معدن حرکت کرده است. جبهه ابر آلودگی بعد از ۱۵۰ روز به لبه پیت رسیده است و از حدود روز ۲۰۰ به بعد حرکت ابر آلودگی به صورت فررفت ۱ در منطقه تسخیر ۲ (شکل ۱۴) چاه پمپاژ گرفتار شده است و دیگر گسترش طولی و عرضی ندارد.

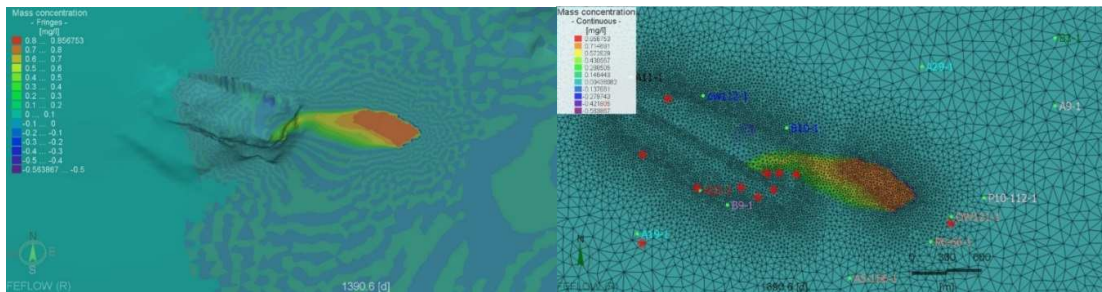


شکل ۱۱: زون ورود نیکل با غلظت ۰/۷۲ میلی گرم در لیتر به آب زیرزمینی، زمانی که ارتفاع پسماند تر در پشت سد به ۱۷۴۳ متر برسد

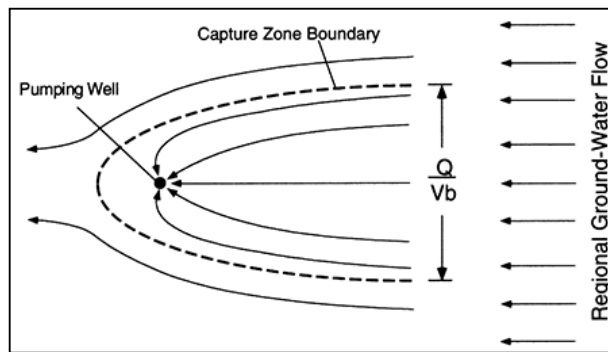


شکل ۱۲: شبیه سازی نحوه حرکت ابر آلودگی نیکل از تیل تر به سمت پیت معدن بعد از حدود ۱۵۰ روز

¹ Advection
² Capture Zone



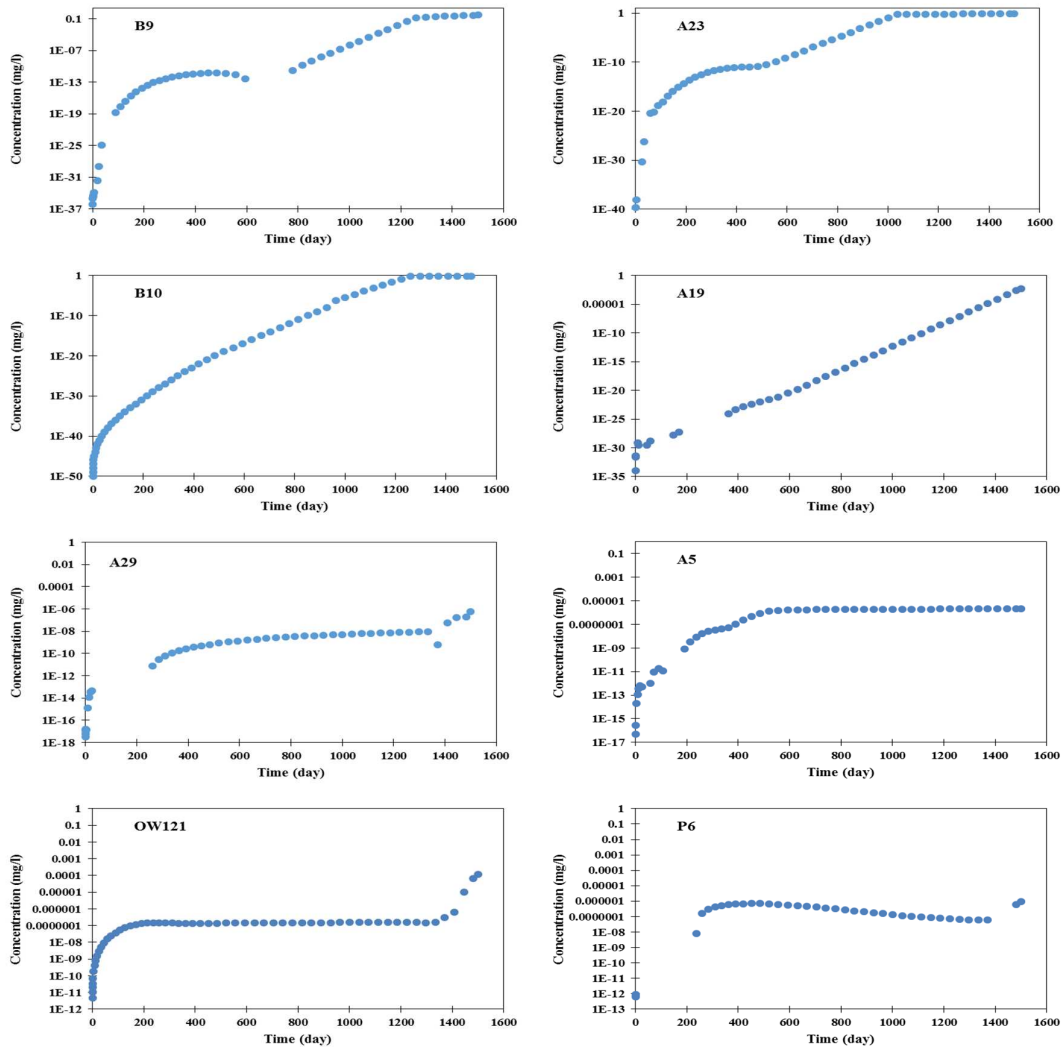
شکل ۱۳: شبیه سازی نحوه حرکت ابر آلودگی نیکل از تیل تر به سمت پیت معدن بعد از حدود ۱۴۰۰ روز



شکل ۱۴: تصویر شماتیک از منطقه‌ی تسخیر (Capture Zone) که به وسیله‌ی یک چاه پمپاژ با دبی Q ، ضخامت سفره b و سرعت آب زیرزمینی V ایجاد می‌شود (Todd and Mays, 2005)

اثر ابر آلودگی تنها در برخی از چاه‌های مشاهده‌ای منطقه دیده می‌شود (شکل ۱۵). همان‌طور که اشاره شد به دلیل انجام پروسه زهکشی توسط چاه‌های پمپاژ، یک زون تسخیر در محدوده‌ی پیت ایجاد شده است که سبب می‌شود ابر آلودگی به سمت پیت و چاه‌های پمپاژ حرکت کند و از نشر آلودگی به مناطق دورتر از پیت معدن به طریق انتقال فررفت جلوگیری کند. اما در عین حال در برخی از چاه‌های مشاهده‌ای نزدیک تیل تر و پیت، نظیر A19، A5، A29، OW121 و P6 اثر انتقال آلودگی در جهت عکس گرادیان هیدرولیکی دیده می‌شود. حرکت آلودگی به نواحی چاه‌های اشاره شده به دلیل انتقال نیکل به طریق پراکنش ۱ و انتشار ۲ رخ داده است. نکته‌ای که باید به آن اشاره کرد این است که مقدار غلظت نیکل در آب زیرزمینی چاه‌های مشاهده‌ای نزدیک به مرکز پیت بعدی حدود ۱۰۰۰ روز (حدود ۳ سال) غلظتی نزدیک به مقدار آلودگی شرایط مرزی در منشأ (تیل تر) خواهند داشت. اما در آب زیرزمینی چاه‌های مشاهده‌ای دورتر که از طریق پراکنش تحت تأثیر ابر آلودگی قرار می‌گیرند، غلظت نیکل بسیار اندک است.

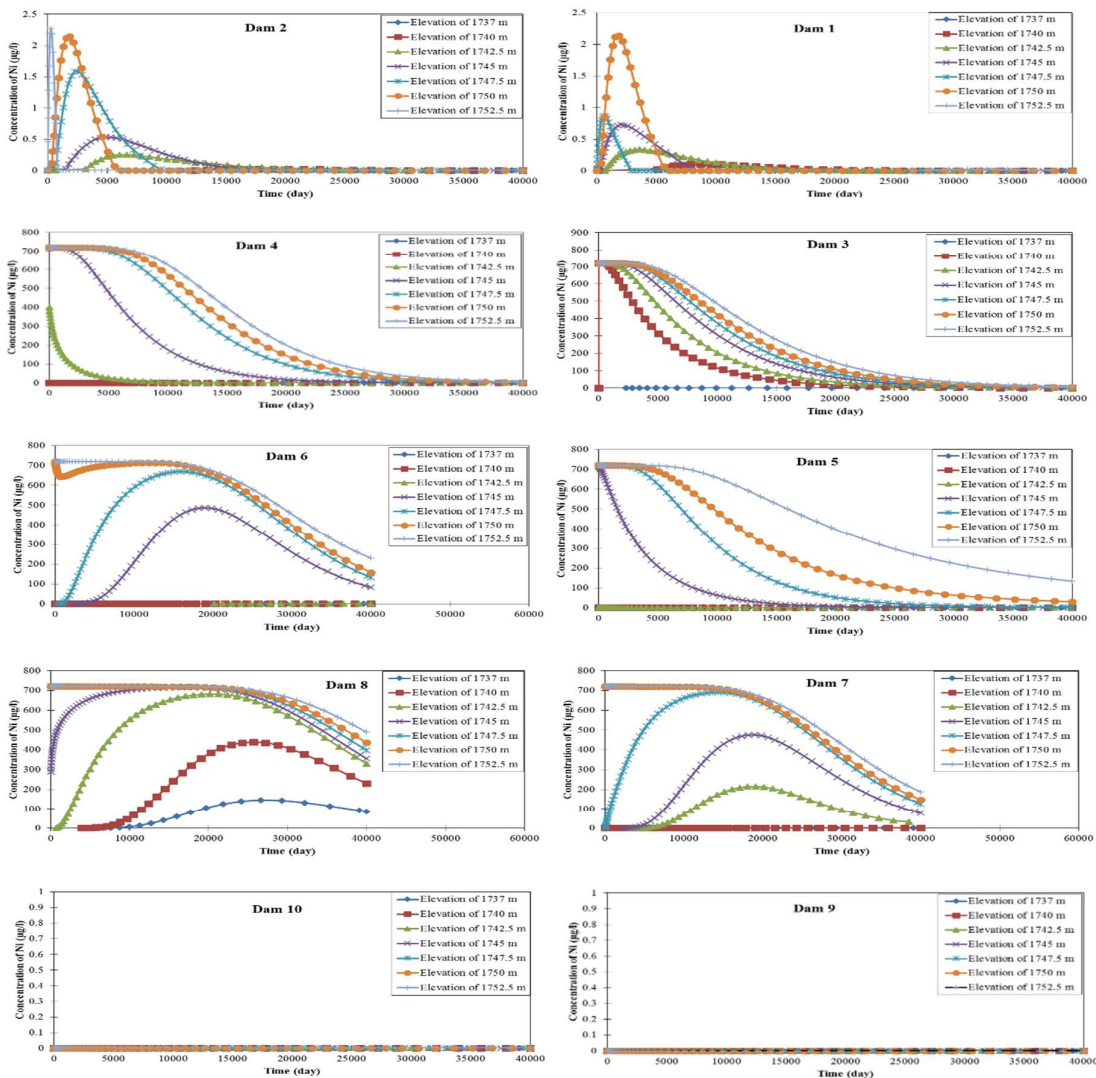
¹ Dispersion
² Diffusion



شکل ۱۵: پیش‌بینی تغییرهای زمانی غلظت نیکل در چاه‌های مشاهده‌ای که اثر ابر آلودگی دیده شده است

شکل ۱۶ نمودار پیش‌بینی تغییرهای زمانی غلظت نیکل در آب زیرزمینی پیژومترها با توجه به بالا آمدن ارتفاع پسماند را نشان می‌دهد. زمانی که ارتفاع پسماند افزایش می‌یابد و محل پیژومترهای Dam3، Dam4، Dam5، Dam6، Dam7 و Dam8 را می‌پوشاند؛ مدل پیش‌بینی کرده است از ابتدای ورود نیکل به آب زیرزمینی، پیژومترهای یادشده تا مدت ۵۰۰۰ تا ۱۰۰۰۰ روز غلظت نیکل در حدود ۰/۷۲ میلی‌گرم در لیتر بدون تغییر باقی خواهد ماند. به نظر می‌آید به دلیل کم بودن گرادیان و هدایت هیدرولیکی کم سفره آب زیرزمینی، خروج نیکل به راحتی میسر نمی‌شود. همچنین به دلیل اینکه پیژومترهای Dam1 و Dam2 در حاشیه منبع آلودگی قرار گرفته‌اند غلظت چندان زیادی از نیکل وارد محدوده آب زیرزمینی آن قسمت نشده است. در ضمن پیژومترهای Dam9 و

Dam 10 در محلی بالادست، محل تلمبار پسماند قرار گرفته اند و جهت جریان آب زیرزمینی به سمت آنها نیست. بنابراین تنها پدیده انتشار و پراکندگی، موجب شده است مقدار بسیار ناچیزی آلودگی را وارد آب زیرزمینی آن نواحی کند.



شکل ۱۶: پیش بینی تغییرهای زمانی غلظت نیکل در آب زیرزمینی چاههای مشاهده‌ای محدوده‌ی سد رسوب‌گیر

نتیجه‌گیری

آزمایش ایزوترم نشان می‌دهد که مقدار K_d فلز مس در هر دو حالت خطی و غیرخطی بیش از Ni و Co است و از طرفی دیگر، در مدل غیرخطی فرندلیچ، مس از نوع با توان بیش از ۱ و Ni و Co از نوع با توان کمتر از ۱ می‌باشد؛ بنابراین ظرفیت جذب مس بسیار بیشتر از دو فلز دیگر است. بنابراین در حالتی که سه عنصر یادشده به محیط وارد شوند، مس در مقایسه با دو فلز دیگر، بیشتر در دام ذرات جاذب گرفتار می‌شود و آلودگی مس در محیط آب به مراتب کمتر خواهد بود. همچنین توانایی جذب فلزهای سنگین توسط سنگ‌های منطقه در حالت پودر شده، کمتر از خاک‌های منطقه است. بنابراین احتمال داده می‌شود، در صورت ورود آلودگی فلزهای سنگین به آب زیرزمینی در محیط سنگی، ابر آلودگی با سرعت بیشتری نسبت به محیط آبرفتی حرکت کند. از طرفی دیگر به دلیل انجام پروسه زهکشی توسط چاه‌های پمپاژ، یک زون تسخیر در محدوده‌ی پیت ایجادشده است که سبب می‌شود ابر آلودگی به سمت پیت و چاه‌های پمپاژ حرکت کند و خوشبختانه از نثر آلودگی به مناطق دورتر از پیت معدن به طریق انتقال فررفت جلوگیری کند. اما درعین حال در برخی از چاه‌های مشاهده‌ای نزدیک تیل تر و پیت، اثر انتقال آلودگی در جهت عکس گرادیان هیدرولیکی با غلظتی بسیار کم در مقایسه با غلظت آلودگی در منشأ، به دلیل انتقال نیکل به طریق پراکنش و انتشار، رخ داده است. همچنین در محدوده سد رسوب‌گیر جدید به دلیل هدایت هیدرولیکی پایین، شیب هیدرولیکی کم و در نتیجه سرعت کم آب زیرزمینی، آلودگی ماندگاری طولانی دارد. به عبارت دیگر اگر آلودگی وارد سفره آب زیرزمینی شود، آلودگی در سفره آب زیرزمینی با توجه به پیش بینی مدل حتی به مدت ۳۰ سال در محل ورود آلودگی بدون تغییر غلظت باقی خواهد ماند.

تقدیر و تشکر

این تحقیق از حمایت مالی و معنوی پژوهشکده آهن و فولاد شرکت معدنی و صنعتی گل گهر سیرجان بهره‌مند شده است.

منابع

- جهانشاهی رضا (۱۳۹۲). اثرات زیست‌محیطی معدن سنگ‌آهن گل گهر بر آب‌های زیرزمینی منطقه، پایان‌نامه دکترا، دانشگاه شیراز.
- جهانشاهی رضا؛ راوند الهام؛ اسدی ناصر؛ مالی سبیده؛ حسینی سبزواری سید محمد (۱۳۹۶). شبیه‌سازی و پیش‌بینی فرایند زهکشی در محیط آبرفتی و سازند سخت پیت روباز معدن سنگ‌آهن گل گهر، مجله زمین‌شناسی کاربردی پیشرفته، شماره ۲۴، ص ۳۷-۲۶.
- حسینی سبزواری سید محمد (۱۳۸۶). بررسی خصوصیات هیدروژئولوژیکی سفره آب زیرزمینی در معدن گل گهر، سیرجان، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی شاهرود.
- درویش زاده علی (۱۳۷۰). زمین‌شناسی ایران، تهران، انتشارات امیرکبیر.
- دولتی ارده‌جانی فرامرز؛ شفایی تنکابنی سید ضیاء‌الدین؛ کاکایی رضا (۱۳۸۳). مدل‌سازی مشکلات آب در معادن روباز با استفاده از روش اجزاء محدود، کنفرانس مهندسی معدن ایران، دانشگاه تربیت مدرس.

Biehler. D., Falck. W. E., (1999), Simulation of the effects of geochemical reactions on groundwater quality during planned flooding of the Königstein uranium mine, Saxony, Germany. Hydrogeology Journal 7:284-293.

- Dhakate. R., Singh. V. S., Hodlur. G. K., (2008), Impact assessment of chromite mining on groundwater through simulation modeling study in Sukinda chromite mining area, Orissa, India, *Journal of Hazardous Materials* 160:535–547.
- Garzonio. C. A., Piccinini. L., Gargini. A., (2014), Groundwater Modeling of Fractured Aquifers in Mines: The Case Study of Gavorrano (Tuscany, Italy), *Rock Mech. Rock Eng.* 47:905–921.
- Jahanshahi. R., Zare. M., (2014), A metal sorption/desorption study to assess the potential efficiency of a tailings dam at the Golgohar Iron Ore Mine, Iran, *Mine Water Environ.* 33:228–240.
- Li. T., Li. L., Song. H., Meng. L., Zhang. S., Huang. G., (2016), Evaluation of groundwater pollution in a mining area using analytical solution: a case study of the Yimin open-pit mine in China, *Springer Plus* 5:392.
- Molson. J. W., Fala. O., Aubertin. M., Bussière. B., (2005), Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles, *Journal of Contaminant Hydrology* 78:343– 371.
- Schwartz. M. O., Kgomanyane. J., (2008), Modelling natural attenuation of heavy-metal groundwater contamination in the Selebi-Phikwe mining area, Botswana, *Environ. Geol.* 54:819–830.
- Song. C., Chao. W., Fu-qiang. Y., Rui-xue. B., (2011), Heavy metal pollution model of tailings and the pollution simulation by visualization, *Journal of Coal Science & Engineering (China)* 17(3):355–359.
- Sracek. O., Gzyl. G., Frolik. A., Kubica. Z., Bzowski. Z., Gwoździewicz. M., Kura. K., (2010), Evaluation of the impacts of mine drainage from a coal waste pile on the surrounding environment at Smolnica, southern Poland, *Environ. Monit Assess* 165:233–254.
- Todd. D. K., Mays Larry. W., (2005), *Groundwater hydrology*, John Wiley & Sons, New York.
- Young. H., Sung. J., Jeon. W., (2016), Geochemical interactions of mine seepage water with an aquifer: laboratory tests and reactive transport modeling, *Environ. Earth Sci.* 75:1333.
- Zhang. H., Wang. Y., Yang. R., Ye. R., (2018), Modeling the effects of phosphate mining on groundwater at different stages of mine development. *Mine Water and the Environment*, 37:3, pp 604–616.

Research Article

Simulation of Heavy Metals Transport in the Groundwater of Golgohar Iron Ore Mine Aquifer

Reza Jahanshahi^{*1}, Sepideh Mali², Elham Ravand³

Received: 11-09-2018

Revised: 10-12-2018

Accepted: 12-03-2019

Abstract

The Golegohar mine area is located at 53 km southwest of Sirjan city, Kerman province, Iran. The mine is one of the largest open-pit mines in the country. Due to exploitation, the pit floor level is below the water table. Current dewatering operation is going on by groundwater pumping in digging wells in or out of the pit to prevent flooding. Until now, discharged water and tailings have been disposed near pit without proper environmental safeguards. This water is in contact with minerals containing heavy metals and it may dissolve or suspend them. Therefore, a tailings dam, constructed with environmental standards, has been proposed to address this problem. So the groundwater pollution plume is studied using FEFLOW software. The results of the sorption isotherm tests for Ni, Cu, and Co show good agreement with the Liner and Freundlich models. Moreover, the plot of Kd for every single solution concentration indicates that the Kd is increasing with Cu concentration while it is decreasing for other metals. Examining the isotherms indicate that Ni and Co behave similarly, while the Cu behavior is different despite equal initial molar concentrations. This implies that the sorption of Cu is higher than Co and Ni. Flow and mass transport simulation in the groundwater of area show due to the dewatering, a capture zone has been developed near the pit. So groundwater pollution plume moves toward the pit and contamination migration (advection) has been prevented to other area. In addition to results of mass transport simulation in the tailings dam show that due to low material permeability and hydraulic gradient in the aquifer, the retention time of the groundwater pollution plume will be long.

Keywords: Pollution Plume, Isotherm Test, Tailings Dam, Groundwater Contamination Modelling, FEFLOW Software.

^{1*}- Assistant Professor of Hydrogeology, Geology Department, Faculty of Sciences, University of Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran
Email: jahanshahireza@science.usb.ac.ir

²- Ph.D Student of Hydrogeology, Faculty of Geosciences, Shahrood University of Technology, Shahrood, Iran

³- M.Sc of Hydrogeology, Geology Department, Faculty of Sciences, University of Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran

References**References (in Persian)**

- Darvishzadeh, A. (1991) Geology of Iran. Amirkabir Publication, Tehran, 1-901. [In Persian]
- Doulati Ardejani, F., Shafaei Tonekaboni, S. Z., Kakaie, R., (2004) Modeling of water problems in open pit mines using finite element method. Iranian Society of Mining Engineering, Tarbiat Modares University. [In Persian]
- Hosseini Sabzevari, S.M., (2007) Investigation of hydrogeological characteristics in the groundwater aquifer of GolGohar mine, Sirjan. M.Sc Thesis, Shahrood University of Technology. [In Persian]
- Jahanshahi, R., (2013) Environmental effects of Gol-e-Gohar Iron Ore Mine on groundwater of the area. Ph.D. Thesis, Shiraz University. [In Persian]
- Jahanshahi, R., Ravand E., Asadi, N., Mali, S., Hosseini Sabzevari, S.M., (2017) Simulation and prediction of the dewatering process in the porous media and hard rock in the open pit of Golgohar iron ore mine. *Advanced Applied Geology*, no 24 (26-37). [In Persian]

References (in English)

- Biehler, D., Falck, W. E., (1999), Simulation of the effects of geochemical reactions on groundwater quality during planned flooding of the Königstein uranium mine, Saxony, Germany. *Hydrogeology Journal* 7:284–293.
- Dhakate, R., Singh, V. S., Hodlur, G. K., (2008), Impact assessment of chromite mining on groundwater through simulation modeling study in Sukinda chromite mining area, Orissa, India, *Journal of Hazardous Materials* 160:535–547.
- Garzonio, C. A., Piccinini, L., Gargini, A., (2014), Groundwater Modeling of Fractured Aquifers in Mines: The Case Study of Gavorrano (Tuscany, Italy), *Rock Mech. Rock Eng.* 47:905–921.
- Jahanshahi, R., Zare, M., (2014), A metal sorption/desorption study to assess the potential efficiency of a tailings dam at the Golgohar Iron Ore Mine, Iran, *Mine Water Environ.* 33:228–240.
- Li, T., Li, L., Song, H., Meng, L., Zhang, S., Huang, G., (2016), Evaluation of groundwater pollution in a mining area using analytical solution: a case study of the Yimin open-pit mine in China, *Springer Plus* 5:392.
- Molson, J. W., Fala, O., Aubertin, M., Bussie`re, B., (2005), Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles, *Journal of Contaminant Hydrology* 78:343– 371.
- Schwartz, M. O., Kgomanyane, J., (2008), Modelling natural attenuation of heavy-metal groundwater contamination in the Selebi-Phikwe mining area, Botswana, *Environ. Geol.* 54:819–830.
- Song, C., Chao, W., Fu-qiang, Y., Rui-xue, B., (2011), Heavy metal pollution model of tailings and the pollution simulation by visualization, *Journal of Coal Science & Engineering (China)* 17(3):355–359.
- Sracek, O., Gzyl, G., Frolik, A., Kubica, Z., Bzowski, Z., Gwo`dziewicz, M., Kura, K., (2010), Evaluation of the impacts of mine drainage from a coal waste pile on the surrounding environment at Smolnica, southern Poland, *Environ. Monit Assess* 165:233–254.
- Todd, D. K., Mays Larry, W., (2005), *Groundwater hydrology*, John Wiley & Sons, New York.
- Young, H., Sung, J., Jeen, W., (2016), Geochemical interactions of mine seepage water with an aquifer: laboratory tests and reactive transport modeling, *Environ. Earth Sci.* 75:1333.
- Zhang, H., Wang, Y., Yang, R., Ye, R., (2018), Modeling the effects of phosphate mining on groundwater at different stages of mine development. *Mine Water and the Environment*, 37: 3, pp 604–616.