

نقش آکویوتاردهای درزه‌دار در انتقال آلودگی بین آبخوان‌های مجاور

ابوالفضل رضائی

دانشکده علوم زمین و پژوهشکده تغییر اقلیم و گرمایش زمین، دانشگاه تحصیلات تکمیلی علوم پایه زنجان

تاریخ دریافت: ۹۵/۷/۳۰ تاریخ پذیرش: ۹۵/۱۱/۲۹

arezaei@iasbs.ac.ir

چکیده

آکویوتاردهای درزه‌دار نه تنها مانع انتقال آلودگی به آبخوان مجاور نمی‌شوند بلکه می‌توانند مسیر انتقال نیز باشند. در اینجا نقش آکویوتاردهای درزه‌دار در انتقال آلودگی به آبخوان‌های مجاور از طریق مدل‌های تحلیلی بررسی می‌شود. معادلات ریاضی انتقال آلاینده برای یک مدل سه لایه آبخوان-آکویوتارد-آبخوان به صورت یک بعدی، افقی در آبخوان و قائم در آکویوتارد، حل شده است. معادلات حاکم در محیط لاپلاس به صورت تحلیلی حل شده سپس از روش عددی *de Hoog* برای برگرداندن آن‌ها به محیط واقعی استفاده شده است. نتایج نشان می‌دهد که وجود درزه درون آکویوتارد سبب می‌شود مقدار بیشتری از آلاینده از آبخوان آلوده به آبخوان مجاور منتقل شود، بطوریکه با گذر زمان مقدار آلاینده انتقالی افزایش می‌یابد که به سبب آن غلظت آلاینده در آبخوان آلوده و نیز درون آکویوتارد تا حد زیادی کاهش می‌یابد و میزان پیشروی ابر آلودگی در خود آبخوان آلوده کمتر می‌شود. نتایج حاصله در درک بهتر مکانیسم تأثیر آکویوتاردهای درزه‌دار در انتقال آلودگی به آبخوان‌های مجاور مفید است. مهمترین جنبه‌های کاربردی این مدل (۱) فراهم کردن امکان بررسی میزان ایمن بودن آبخوان‌های عمیق جهت دفن زباله‌های خطرناک صنعتی و بهداشتی و (۲) برآورد میزان نشت آلودگی‌های حاصل از میدان‌های نفتی بر آبخوان‌های مجاور در دراز مدت می‌باشد.

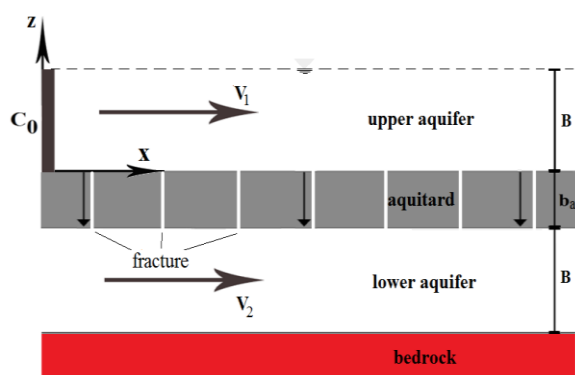
کلمات کلیدی: انتقال آلودگی، سیستم آبخوان-آکویوتارد، حل نیمه تحلیلی، تبدیل لاپلاس، روش *de Hoog*

مقدمه

امروزه مشخص شده است که آکویوتاردها (aquitards) نقش مهمی در کنترل انتقال آلاینده بین آبخوان‌های مجاور بازی می‌کنند (Cherry et al., 2004; Liu et al., 2004; Zhan et al., 2009a, 2009b; Rezaei et al., 2013; Rezaei et al., 2016). پدیده انتقال آلاینده در آکویوتاردها بسیار کمتر از آبخوان‌ها مورد توجه قرار گرفته است زیرا (۱) جمع‌آوری داده از آکویوتاردها در بازه‌های زمانی کوتاه مدت (چند ماه تا چند سال) بسیار سخت است و نیاز به وسایل و صرف هزینه بسیار دارد و (۲) تاکنون نقش آکویوتاردها در انتقال آلاینده به درستی شناخته نشده است (Rezaei et al., 2013). در بیشتر مطالعات، آکویوتاردها یک لایه کاملاً نفوذ ناپذیر در نظر گرفته شده‌اند یا تنها پدیده انتشار آلاینده درون آکویوتاردها در مدل‌سازی مد نظر قرار گرفته است (Bear, 1972; Cleary, 1978; Domenico and Schwartz, 1998; Fetter, 1999; Starr et al., 1985; Sudicky and Find, 1981; Sudicky et al., 1985). در حالیکه، نشت آب از درون آکویوتاردهای نازک لایه، بویژه هنگامی که اختلاف بار هیدرولیکی در طرفین آن زیاد است، می‌تواند بخوبی سبب انتقال آلاینده بصورت فرارفت (advection) شود (Barazzuoli et al., 2008; Chesnaux et al., 2012). برخی پژوهش‌ها نشان دادند که پدیده‌های انتشار مولکولی و فرارفت دو فاکتور اصلی کنترل‌کننده انتقال آلاینده در آکویوتاردها می‌باشند (Ball et al., 1997a, 1997b; Tang and Aral, 1992a, 1992b; Hendry et al., 2003; Cherry et al., 2009a, 2009b; Tang and Aral, 2004; Zhan et al., 2009a, 2009b). برای اولین بار Aral در سال ۱۹۹۲ هر دو پدیده انتشار و فرارفت را در مدل‌های تحلیلی

انتقال آلودگی درون آکویوتاردها مد نظر قرار دادند. (Cherry et al., 1985) نشان دادند که مهاجرت آلاینده در رسوبات با هدایت هیدرولیکی کمتر از 10^{-8} متر بر ثانیه بیشتر به وسیله پدیده انتشار کنترل می‌شوند در حالیکه برای هدایت‌های هیدرولیکی بزرگتر از 10^{-7} متر بر ثانیه پدیده فرارفت کنترل کننده اصلی می‌باشد، و در حد واسط بین این دو مقدار، هر دو پدیده انتشار و فرارفت کنترل کننده انتقال آلودگی محسوب می‌شوند. در اغلب مطالعات پیشین، فرآیند انتشار در مرز آبخوان-آکویوتارد همانند فرآیند انتشار در مرز زمین-درزه (matrix-fracture) درون سنگ‌های درزه‌دار به صورت شار جرم انتشار یافته در مرز مد نظر قرار گرفته است و با استفاده از تقریب volumetric sink/source وارد معادلات شده است (Chen, 1985; Fujikawa and Fukui, 1990; Liu et al., 2004; Tang and Aral, 1992a, 1992b; Tang et al., 1981). این نوع نگرش بر این فرض استوار است که در عرض یک درزه بخاطر پروفایل پارابولیکی سرعت آب و زبری دیواره‌های درزه، اختلاط مواد آلاینده به طور کامل در هر زمان رخ می‌دهد (Davis and Johnston, 1984; Sudicky and Frind, 1982; Tang et al., 1981). این تقریب درباره سیستم‌های آبخوان-آکویوتارد بخاطر ضخامت نسبتاً زیاد آبخوان در مقایسه با عرض درزه نمی‌تواند کاملاً صادق باشد. به علاوه، سرعت حرکت آب زیرزمینی در آبخوان اغلب بسیار کندتر از سرعت آب درون درزه است، بنابراین اختلاط مواد به طور کامل در عرض یک آبخوان رخ نمی‌دهد (Zhan et al., 2009a, 2009b). نتایج آزمایشات انجام شده توسط Sudicky و همکاران (۱۹۸۵) نشان داد که حل‌های ارائه شده برای انتقال آلاینده در سیستم درزه و شکافتار نمی‌تواند برای سیستم آبخوان-آکویوتارد معتبر باشد، به خاطر اینکه

یک مدل ۳ لایه شامل دو آبخوان که یک آکویوتارد در بین آن‌ها قرار دارد، استفاده شود (شکل ۱). مرکز دستگاه مختصات دکارتی در مرز آبخوان بالایی با آکویوتارد در نظر گرفته شده است، بطوریکه آلاینده فقط در $x = 0$ به درون آبخوان بالایی تزریق شود. فرض بر این است که لایه‌ها به صورت کاملاً افقی تا بینهایت در راستای محور x ادامه دارند. آکویوتارد دارای یکسری درزه عمودی با فواصل یکسان از هم می‌باشد. جهت جریان آب درون آبخوان‌ها با فلش نشان داده شده است (شکل ۱). فرآیندهای انتشار و فرارفت سبب انتقال آلودگی از آبخوان بالایی به آبخوان پایینی از طریق آکویوتارد می‌شوند. در این شرایط، هر دو بخش زمینه و درزه آکویوتارد سبب انتقال آلودگی می‌شوند. در این تحقیق از انتشار افقی آلاینده درون آکویوتارد چشم پوشی شده است زیرا Rezaei و همکاران (۲۰۱۶) نشان داده‌اند که پراکنش افقی آلودگی درون آکویوتاردها در شرایطی که اختلاف مقدار هدایت هیدرولیکی بین آبخوان و آکویوتارد بیش از ۲ مرتبه (order) باشد، نقش چندانی در انتقال آلودگی ندارد و به راحتی می‌توان از آن چشم پوشی کرد. ذکر این نکته لازم است که فرض جریان افقی یک‌بعدی در آبخوان بالایی صرفاً برای راحتی در حل ریاضیاتی مسئله است، اما در شرایط واقعی، وجود یک آکویوتارد شکافدار و جریان آب از آبخوان بالایی به پایینی سبب ایجاد گرادیان عمودی بزرگتر از صفر درون آبخوان بالایی خواهد شد که در اینجا از آن صرف‌نظر شده است.



شکل ۱. مدل مفهومی شامل دو آبخوان که یک آکویوتارد درزه‌دار بین آن‌ها قرار گرفته است.

مدل ریاضی

قبل از ارائه فرمول‌های تعریف شده برای انتقال آلودگی لازم است فرضیات مدل توضیح داده شود. فرضیات مرتبط با هندسه و خصوصیات هیدرولیکی سیستم آبخوان-آکویوتارد ارائه شده در مدل مفهومی عبارتند از: (۱) جریان و انتقال آلودگی در آبخوان‌ها و آکویوتارد یک بعدی و همچنین میدان جریان پایدار و یکنواخت می‌باشد. (۲) هدایت هیدرولیکی بخش زمینه آکویوتارد حداقل چندین مرتبه (order) کمتر از هدایت هیدرولیکی آبخوان‌های مجاور است، بنابراین جهت جریان آب زیرزمینی در آکویوتارد به صورت قائم و عمود بر مرز آبخوان-آکویوتارد می‌باشد (Hantush, 1955).

مدت زمان مورد نیاز برای رخ دادن اختلاط کامل مواد آلاینده درون آبخوان بسیار طولانی‌تر است. بنابراین، (Sudicky et al., 1985) معادلات انتقال آلاینده را با فرض شار انتشاری (diffusive flux) در مرز آبخوان-آکویوتارد به عنوان یک شرایط مرزی، نه یک عبارت source/sink، حل کردند. (Zhan et al., 2009b and 2009a) با در نظر گرفتن چنین فرضی، انتقال دو بعدی آلاینده درون یک سیستم آبخوان-آکویوتارد برای آلاینده‌های پایدار و واکنشی (conservative and reactive) را به صورت نیمه تحلیلی در محیط لاپلاس حل کردند. آن‌ها نشان دادند که با در نظر گرفتن شار انتشار در مرز آبخوان-آکویوتارد به صورت یک شرایط مرزی، نتایج حاصله نسبت به فرض source/sink بسیار به نتایج واقعی نزدیکتر خواهند بود. در حل‌های ارائه شده توسط (Starr et al., 1985) و (Tang and Aral, 1992b and 1992a) و (Zhan et al., 2009b and 2009a) ضخامت آکویوتارد به صورت بینهایت در نظر گرفته شده است، در حالی که در واقعیت ضخامت آکویوتارد نازک است. اخیراً، (et al., 2016 and 2013) (Rezaei) معادلات انتقال آلودگی را در یک سیستم آبخوان-آکویوتارد به صورت نیمه تحلیلی و در محیط لاپلاس حل کردند که در آن ضخامت آکویوتارد می‌تواند از بسیار کوچک تا بینهایت در تغییر باشد. همچنین (Liu et al., 2013) انتقال آلاینده در یک سیستم آبخوان-آکویوتارد سه لایه را بصورت یک بعدی و در محیط لاپلاس مدل کردند که در آن آکویوتارد کاملاً هموزن، ایزوتروپ و فاقد سیستم درزه و شکاف در نظر گرفته شده است. در یک آکویوتارد نازک لایه، محصور شده بین دو آبخوان از بالا و پایین، معمولاً بخاطر اختلاف بار هیدرولیکی طرفین، نشت آب زیرزمینی از درون آکویوتارد رخ می‌دهد (Cherry et al., 2004; Yoon et al., 2002; Bradbury et al., 2007). در چنین شرایطی آکویوتارد نقش یک مسیر برای جریان آب زیرزمینی و انتقال آلاینده بین آبخوان‌های مجاور را بازی می‌کند. برخلاف کارهای پیشین که در آن‌ها آکویوتارد را به صورت کاملاً یکنواخت و فاقد درزه و شکاف در نظر گرفته‌اند، در طبیعت معمولاً در سازندهای سخت، آکویوتاردها دارای سیستم درزه و شکاف می‌باشند که این می‌تواند در انتقال آلودگی بین آبخوان‌های مجاور بسیار مهم و قابل توجه باشد.

در این مطالعه، سعی بر این است تا یک حل نیمه تحلیلی برای معادلات انتقال آلودگی در یک سیستم آبخوان-آکویوتارد-آبخوان که در آن آکویوتارد بصورت درزه و شکافدار است، ارائه شود تا نقش آکویوتاردهای نازک لایه دارای سیستم درزه و شکاف در انتقال آلاینده بین آبخوان‌های مجاور موردبررسی قرار گیرد. این پژوهش می‌تواند در درک بهتر نقش آکویوتاردهای درزه‌دار در انتقال آلودگی و همچنین میزان نشت آلاینده‌های بسیار خطرناک بهداشتی و صنعتی که در آبخوان‌های عمیق دفن می‌شوند، و همچنین آلودگی‌های نفتی که ممکن است از میدان نفتی به آبخوان‌های مجاور نشت کند (رستمی و همکاران، ۱۳۹۳؛ میرزایی و همکاران، ۱۳۹۴)، بسیار مهم باشد.

مدل مفهومی

به منظور بررسی نقش آکویوتاردهای درزه و شکافدار در میزان محافظت و یا انتقال آلاینده به آبخوان‌های مجاور در این پژوهش سعی بر این است تا از

$$C_2(0,t) = 0 \quad \text{رابطه (۱۴)}$$

$$C_2(\infty,t) = 0 \quad \text{رابطه (۱۵)}$$

$$C_2(x,0) = 0 \quad \text{رابطه (۱۶)}$$

که C_1 ، C_2 ، C_m و C_f به ترتیب غلظت باقی مانده آلاینده در آبخوان بالایی، آبخوان پایینی، بخش زمین و بخش درزه آکویوتارد می‌باشد؛ C_0 غلظت ثابت آلاینده در مرز ورودی به آبخوان بالایی؛ V_1 و V_2 به ترتیب سرعت آب منفذی آبخوان بالایی و پایینی؛ V_m و V_f به ترتیب سرعت آب زیرزمینی در بخش زمین و بخش درزه آکویوتارد؛ D_1 و D_2 به ترتیب ضریب پراکنش هیدرودینامیکی طولی آبخوان بالایی و پایینی؛ D_m و D_f به ترتیب ضریب پراکنش هیدرودینامیکی قائم در بخش زمین و بخش درزه آکویوتارد؛ b نصف ضخامت آبخوان بالایی و پایینی، b_a ضخامت آکویوتارد؛ θ_1 ، θ_2 و θ_m به ترتیب تخلخل آبخوان بالایی، آبخوان پایینی و بخش زمین آکویوتارد؛ R_1 ، R_2 ، R_m و R_f به ترتیب فاکتور تأخیر آبخوان بالایی، آبخوان پایینی، بخش زمین و بخش درزه آکویوتارد، و t زمان می‌باشد. α_m و α_f به ترتیب سهم آب انتقال یافته از آبخوان بالایی به آبخوان پایینی و وسیله بخش زمین و بخش درزه آکویوتارد می‌باشد که $\alpha_m + \alpha_f = 1$. در واقع انتظار می‌رود که هرچه درزه‌ها عریض‌تر یا متراکم‌تر باشند سهم آن‌ها در انتقال آب و آلودگی بیشتر است.

شایان ذکر است که در اینجا فرض بر این است که سطح ایستایی آبخوان بالایی بالاتر از تراز پیزومتریک آبخوان پایینی قرار دارد و آب از آبخوان بالایی به آبخوان پایینی نشت می‌کند به همین خاطر دو عبارت آخر در معادله (۱) منفی و در معادله (۲) مثبت در نظر گرفته شده‌اند، در صورت برعکس شدن جهت جریان درون آکویوتارد، علامت‌ها نیز عوض می‌شوند.

روش حل

به منظور حل همزمان معادلات انتقال آلاینده ارائه شده در بخش مدل ریاضی برای آبخوان بالایی، آبخوان پایینی و بخش زمین و بخش درزه آکویوتارد، ابتدا با استفاده از لیست پارامترهای بدون بعد ارائه شده در ذیل معادلات مذکور بدون بعد شدند.

$$x_D = \frac{x}{b}; \quad z_D = \frac{z}{b_a}; \quad t_D = t \frac{D_1}{R_1 b^2}; \quad C_{1D} = \frac{C_1}{C_0}; \quad C_{2D} = \frac{C_2}{C_0}; \quad C_{mD} = \frac{C_m}{C_0};$$

$$C_{fD} = \frac{C_f}{C_0}; \quad P_{e1} = \frac{V_1 b}{D_1}; \quad P_{e2} = \frac{V_2 b}{D_2}; \quad P_{em} = \frac{V_m b}{D_m}; \quad \varepsilon_1 = \frac{\theta_m V_m b}{\theta_1 D_1};$$

$$\varepsilon_2 = \frac{\theta_m V_m b}{\theta_2 D_2}; \quad K_1 = \frac{\theta_m V_m b}{\theta_1 D_1 b_a}; \quad K_2 = \frac{\theta_m V_m b}{\theta_2 D_2 b_a}; \quad \delta_1 = \frac{R_m D_1}{R_1 D_m} \left(\frac{b_a}{b} \right)^2;$$

$$\delta_2 = \frac{R_2 D_1}{R_1 D_2}; \quad \varepsilon_{f1} = \frac{b V_f}{\theta_1 D_1}; \quad K_{f1} = \frac{b D_f}{\theta_1 D_1 b_a}; \quad \delta_f = \frac{R_f D_1}{R_1 D_f} \left(\frac{b_a}{b} \right)^2;$$

$$P_{ef} = \frac{b V_f}{D_f}; \quad \varepsilon_{f2} = \frac{b V_f}{\theta_2 D_2}; \quad K_{f2} = \frac{b D_f}{\theta_2 D_2 b_a}$$

سپس به منظور تسهیل در حل معادلات از آن‌ها نسبت به بعد زمان تبدیل لاپلاس گرفته شد، که نتایج حاصل از تبدیل لاپلاس به صورت زیر می‌باشد:

آبخوان‌ها هموژن و ایزوتروپ هستند و میزان پراکنش (dispersivity) و فاکتور تأخیر (retardation factor) نیز در آن‌ها ثابت است. چنین شرایطی برای بخش زمینه آکویوتارد هم صادق است. به علاوه فرض بر این است که درزه‌های آکویوتارد در فواصل یکسان از هم قرار داشته و سرعت حرکت آب، عرض بازشدگی، میزان پراکنش و فاکتور تأخیر در آن‌ها ثابت است. در اینجا همانند فرضیات حاکم بر سیستم‌های دارای تخلخل دوگانه، معادلات حاکم بر بخش‌های زمینه و درزه آکویوتارد از هم جدا شده‌اند زیرا فرض بر این است که هرکدام از بخش‌های زمینه و درزه دارای خصوصیات هیدرولیکی مشخص و منحصر بفرد خودشان هستند.

فرض بر این است که آلاینده تنها از مرز سمت چپ آبخوان بالایی با یک غلظت ثابت به سیستم تزریق می‌شود و سیستم در زمان اولیه فاقد آلودگی می‌باشد.

بر اساس فرضیات بالا، معادلات حاکم و شرایط مرزی و اولیه برای آبخوان بالایی، آکویوتارد (بخش‌های زمینه و درزه بطور جداگانه) و آبخوان پایینی به صورت زیر می‌باشد:

آبخوان بالایی:

$$\frac{\partial C_1}{\partial t} = \frac{D_1}{R_1} \frac{\partial^2 C_1}{\partial x^2} - \frac{V_1}{R_1} \frac{\partial C_1}{\partial x} - \alpha_m \frac{\Gamma_1}{\theta_b R_1} - \alpha_f \frac{\Gamma_1}{\theta_b R_1} \quad \text{رابطه (۱)}$$

که بر اساس کار Liu و همکاران (۲۰۱۳) داریم.

$$\Gamma_1 = \left(V_f C_f - D_f \frac{\partial C_f}{\partial z} \right) \Big|_{z=0} \quad \Gamma_1 = \theta_m \left(V_m C_m - D_m \frac{\partial C_m}{\partial z} \right) \Big|_{z=0}$$

$$C_1(0,t) = C_0 \quad \text{رابطه (۲)}$$

$$C_1(\infty,t) = 0 \quad \text{رابطه (۳)}$$

$$C_1(x,0) = 0 \quad \text{رابطه (۴)}$$

بخش زمینه (matrix) آکویوتارد (Liu et al., 2013):

$$\frac{\partial C_m}{\partial t} = \frac{D_m}{R_m} \frac{\partial^2 C_m}{\partial z^2} - \frac{V_m}{R_m} \frac{\partial C_m}{\partial z} \quad \text{رابطه (۵)}$$

$$C_m(x,0,t) = C_1(x,t) \quad \text{رابطه (۶)}$$

$$C_m(x, -b_a, t) = C_2(x,t) \quad \text{رابطه (۷)}$$

$$C_m(x, z, 0) = 0 \quad \text{رابطه (۸)}$$

بخش درزه (fracture) آکویوتارد:

$$\frac{\partial C_f}{\partial t} = \frac{D_f}{R_f} \frac{\partial^2 C_f}{\partial z^2} - \frac{V_f}{R_f} \frac{\partial C_f}{\partial z} \quad \text{رابطه (۹)}$$

$$C_f(x,0,t) = C_1(x,t) \quad \text{رابطه (۱۰)}$$

$$C_f(x, -b_a, t) = C_2(x,t) \quad \text{رابطه (۱۱)}$$

$$C_f(x, z, 0) = 0 \quad \text{رابطه (۱۲)}$$

آبخوان پایینی:

$$\frac{\partial C_2}{\partial t} = \frac{D_2}{R_2} \frac{\partial^2 C_2}{\partial x^2} - \frac{V_2}{R_2} \frac{\partial C_2}{\partial x} + \alpha_m \frac{\Gamma_2}{\theta_b R_2} + \alpha_f \frac{\Gamma_2}{\theta_b R_2} \quad \text{رابطه (۱۳)}$$

که بر اساس کار Liu و همکاران (۲۰۱۳) داریم.

$$\Gamma_2 = \left(V_f C_f - D_f \frac{\partial C_f}{\partial z} \right) \Big|_{z=-b_a} \quad \Gamma_2 = \theta_m \left(V_m C_m - D_m \frac{\partial C_m}{\partial z} \right) \Big|_{z=-b_a}$$

آبخوان بالایی:

رابطه (۱۷)

$$\frac{d^2 \bar{C}_{1D}}{dx_D^2} - P_{e1} \frac{d\bar{C}_{1D}}{dx_D} - g_1 \bar{C}_{1D} = h_1 \bar{C}_{2D}$$

رابطه (۳۱)

$$\frac{d^2 \bar{C}_{2D}}{dx_D^2} - P_{e2} \frac{d\bar{C}_{2D}}{dx_D} - g_2 \bar{C}_{2D} = h_2 \bar{C}_{1D}$$

رابطه (۳۲)

$$g_1 = \alpha_m \frac{\varepsilon_1}{2} - \alpha_m \frac{k_1 \beta_0}{\tanh(\beta_0)} + \alpha_f \frac{\varepsilon_{f1}}{2} - \alpha_f \frac{k_{f1} \beta_1}{\tanh(\beta_1)} + s$$

که

$$h_1 = \alpha_m \frac{k_1 \beta_0 \exp(\nu_0)}{\sinh(\beta_0)} + \alpha_f \frac{k_{f1} \beta_1 \exp(\nu_1)}{\sinh(\beta_1)}$$

$$g_2 = \alpha_m \frac{\varepsilon_2}{2} - \alpha_m \frac{k_2 \beta_0}{\tanh(\beta_0)} + \alpha_f \frac{\varepsilon_{f2}}{2} - \alpha_f \frac{k_{f2} \beta_1}{\tanh(\beta_1)} + s \delta_2$$

$$h_2 = \alpha_m \frac{k_2 \beta_0 \exp(-\nu_0)}{\sinh(\beta_0)} + \alpha_f \frac{k_{f2} \beta_1 \exp(-\nu_1)}{\sinh(\beta_1)}$$

در هر صورت، معادلات (۳۱) و (۳۲) به صورت خطی ناهمگن هستند و می توان آن ها را با استفاده از روش ارائه شده توسط Liu و همکاران (۲۰۱۳) حل نمود، بنابراین حل عمومی برای معادله (۳۱) را می توان به صورت زیر بدست آورد:

$$\bar{C}_{1D}(x_D, s) = \bar{C}_{1D}^h(x_D, s) + \bar{C}_{1D}^p(x_D, s) \quad \text{رابطه (۳۳)}$$

که \bar{C}_{1D}^h و \bar{C}_{1D}^p به ترتیب حل همگن و حل ناهمگن محسوب می شوند. حل عمومی قسمت همگن \bar{C}_{1D}^h بصورت زیر می باشد:

$$\bar{C}_{1D}^h(x_D, s) = \exp(\nu_2 x_D) [A_1 \exp(\beta_2 x_D) + A_2 \exp(-\beta_2 x_D)] \quad \text{رابطه (۳۴)}$$

که $\nu_2 = P_{e1}/2$ ، $\beta_2 = \sqrt{(P_{e1}/2)^2 + g_1}$ ، A_1 و A_2 ثابت های نامعلوم هستند که باید با استفاده از شرایط مرزی تعیین شوند. با استفاده از تغییر پارامترها، حل مربوط به قسمت ناهمگن \bar{C}_{1D}^p به صورت زیر حاصل می شود:

$$\bar{C}_{1D}^p(x_D, s) = \frac{h_1}{2\beta_2} \int_0^{x_D} \bar{C}_{2D}(\zeta, s) [\exp((x_D - \zeta)(\nu_2 + \beta_2)) - \exp((x_D - \zeta)(\nu_2 - \beta_2))] d\zeta \quad \text{رابطه (۳۵)}$$

در ادامه با جاگذاری معادلات (۳۴) و (۳۵) در معادله (۳۴) داریم:

$$\bar{C}_{1D}(x_D, s) = A_1 \exp(S_1 x_D) + A_2 \exp(S_2 x_D) + \frac{h_1}{S_2 - S_1} \int_0^{x_D} \bar{C}_{2D}(\zeta, s) [\exp((x_D - \zeta)S_2) - \exp((x_D - \zeta)S_1)] d\zeta$$

رابطه (۳۶)

که $S_1 = \nu_2 + \beta_2$ و $S_2 = \nu_2 - \beta_2$. سپس با جاگذاری معادله (۳۶) در سمت راست معادله (۳۲) خواهیم داشت:

رابطه (۳۷)

$$\frac{d^2 \bar{C}_{2D}}{dx_D^2} - P_{e2} \frac{d\bar{C}_{2D}}{dx_D} - g_2 \bar{C}_{2D} - \frac{h_1 h_2}{S_2 - S_1} \int_0^{x_D} \bar{C}_{2D}(\zeta, s) [\exp((x_D - \zeta)S_2) - \exp((x_D - \zeta)S_1)] d\zeta = h_2 [A_1 \exp(S_1 x_D) + A_2 \exp(S_2 x_D)]$$

و با مشتق گرفتن از معادله (۳۷) نسبت به x_D معادله زیر حاصل می شود:

$$\bar{C}_{1D}(0, s) = 1/s \quad \text{رابطه (۱۸)}$$

$$\bar{C}_{1D}(\infty, s) = 0 \quad \text{رابطه (۱۹)}$$

بخش زمینه آکویوتارد:

$$\frac{d^2 \bar{C}_{mD}}{dz_D^2} - P_{em} \frac{d\bar{C}_{mD}}{dz_D} - s \delta_1 \bar{C}_{mD} = 0 \quad \text{رابطه (۲۰)}$$

$$\bar{C}_{mD}(x_D, 0, s) = \bar{C}_{1D}(x_D, s) \quad \text{رابطه (۲۱)}$$

$$\bar{C}_{mD}(x_D, -1, s) = \bar{C}_{2D}(x_D, s) \quad \text{رابطه (۲۲)}$$

بخش درزه آکویوتارد:

$$\frac{d^2 \bar{C}_{fD}}{dz_D^2} - P_{fd} \frac{d\bar{C}_{fD}}{dz_D} - s \delta_f \bar{C}_{fD} = 0 \quad \text{رابطه (۲۳)}$$

$$\bar{C}_{fD}(x_D, 0, s) = \bar{C}_{1D}(x_D, s) \quad \text{رابطه (۲۴)}$$

$$\bar{C}_{fD}(x_D, -1, s) = \bar{C}_{2D}(x_D, s) \quad \text{رابطه (۲۵)}$$

آبخوان پایینی:

$$\frac{d^2 \bar{C}_{2D}}{dx_D^2} - P_{e2} \frac{d\bar{C}_{2D}}{dx_D} - \alpha_m \varepsilon_2 \bar{C}_{mD} \Big|_{z_D=-1} + \alpha_m k_2 \frac{d\bar{C}_{mD}}{dz_D} \Big|_{z_D=-1} - \alpha_f \varepsilon_{f2} \bar{C}_{fD} \Big|_{z_D=-1} + \alpha_f k_{f2} \frac{d\bar{C}_{fD}}{dz_D} \Big|_{z_D=-1} - s \delta_2 \bar{C}_{2D} = 0 \quad \text{رابطه (۲۶)}$$

$$\bar{C}_{2D}(0, s) = 0 \quad \text{رابطه (۲۷)}$$

$$\bar{C}_{2D}(\infty, s) = 0 \quad \text{رابطه (۲۸)}$$

که اندیس D نمایانگر شکل بدون بعد و S نیز پارامتر تبدیل لاپلاس می باشد.

در اینجا ابتدا از حل معادلات (۲۰) و (۲۳) شروع می کنیم. حل عمومی معادله (۲۰) با در نظر گرفتن شرایط مرزی (۲۱) و (۲۲) به صورت زیر می باشد:

$$\bar{C}_{mD} = \frac{\exp(\nu_0 z_D)}{\sinh(\beta_0)} (\sinh(\beta_0 (1 + z_D)) \bar{C}_{1D} - \exp(\nu_0) \sinh(\beta_0 z_D) \bar{C}_{2D}) \quad \text{رابطه (۲۹)}$$

به طور مشابه، حل عمومی برای معادله مربوط به بخش درزه آکویوتارد (معادله ۲۳) با بکارگیری شرایط مرزی (۲۴) و (۲۵) به صورت زیر به دست می آید:

رابطه (۳۰)

$$\bar{C}_{fD} = \frac{\exp(\nu_1 z_D)}{\sinh(\beta_1)} (\sinh(\beta_1 (1 + z_D)) \bar{C}_{1D} - \exp(\nu_1) \sinh(\beta_1 z_D) \bar{C}_{2D})$$

که در آن ها $\nu_1 = P_{ef}/2$ ؛ $\nu_0 = P_{em}/2$ ؛ $\beta_0 = \sqrt{P_{em}^2/4 - \delta_1 s}$ ؛ $\beta_1 = \sqrt{P_{ef}^2/4 - \delta_f s}$ در معادلات (۱۷) و (۲۶) خواهیم داشت:

(رابطه ۳۸)

$$\frac{d^3 \bar{C}_{2D}}{dx_D^3} - P_{e2} \frac{d^2 \bar{C}_{2D}}{dx_D^2} - g_2 \frac{d \bar{C}_{2D}}{dx_D} - \frac{h_1 h_2}{S_2 - S_1} \left[S_2 \exp(S_2 x_D) \int_0^{x_D} \bar{C}_{2D}(\zeta, s) \exp(-S_2 \zeta) d\zeta \right. \\ \left. - S_1 \exp(S_1 x_D) \int_0^{x_D} \bar{C}_{2D}(\zeta, s) \exp(-S_1 \zeta) d\zeta \right] = h_2 [S_1 A_1 \exp(S_1 x_D) + S_2 A_2 \exp(S_2 x_D)]$$

برای بدست آوردن معادله درجه سه آبخوان پایینی، ابتدا معادله (۳۷) را در S_1 ضرب کرده و سپس آن را از معادله (۳۸) کم کرده (Liu et al., 2013) تا معادله زیر بدست آید:

(رابطه ۳۹)

$$\frac{d^3 \bar{C}_{2D}}{dx_D^3} - (P_{e2} - S_1) \frac{d^2 \bar{C}_{2D}}{dx_D^2} - (g_2 + S_1 P_{e2}) \frac{d \bar{C}_{2D}}{dx_D} - g_2 S_1 \bar{C}_{2D} - \\ h_1 h_2 \exp(S_2 x_D) \int_0^{x_D} \bar{C}_{2D}(\zeta, s) \exp(-S_2 \zeta) d\zeta = h_2 A_2 (S_2 - S_1) \exp(S_2 x_D)$$

مشق گرفتن از معادله (۳۹) نسبت به x_D سبب می‌شود:

(رابطه ۴۰)

$$\frac{d^4 \bar{C}_{2D}}{dx_D^4} - (P_{e2} - S_1) \frac{d^3 \bar{C}_{2D}}{dx_D^3} - (g_2 + S_1 P_{e2}) \frac{d^2 \bar{C}_{2D}}{dx_D^2} - g_2 S_1 \frac{d \bar{C}_{2D}}{dx_D} - \\ h_1 h_2 \left[S_2 \exp(S_2 x_D) \int_0^{x_D} \bar{C}_{2D}(\zeta, s) \exp(-S_2 \zeta) d\zeta + \bar{C}_{2D}(\zeta, s) \right] = h_2 A_2 S_2 (S_2 - S_1) \exp(S_2 x_D)$$

حال اگر ابتدا معادله (۳۹) را در S_2 ضرب کرده و سپس آن را از معادله (۴۰) کم کنیم، معادله زیر بدست می‌آید:

(رابطه ۴۱)

$$\frac{d^4 \bar{C}_{2D}}{dx_D^4} - (P_{e1} + P_{e2}) \frac{d^3 \bar{C}_{2D}}{dx_D^3} - (g_1 - g_2 - P_{e1} P_{e2}) \frac{d^2 \bar{C}_{2D}}{dx_D^2} - \\ (g_2 P_{e1} - g_1 P_{e2}) \frac{d \bar{C}_{2D}}{dx_D} - (h_1 h_2 + g_1 g_2) \bar{C}_{2D} = 0$$

معادله مشخصه مربوط به معادله (۴۱) را می‌توان بصورت زیر بیان کرد (Kreyszing, 2006, p. 111):

$$\lambda^4 + d \lambda^3 + e \lambda^2 + f \lambda + L = 0 \quad (42)$$

که λ یک ثابت نامعلوم است و $d = P_{e1} + P_{e2}$ ، $L = h_1 h_2 + g_1 g_2$ ؛ $f = g_2 P_{e1} - g_1 P_{e2}$ ؛ $e = g_1 - g_2 - P_{e1} P_{e2}$ بوسیله روش ارائه شده در Liu و همکاران (۲۰۱۳)، معادله (۴۰) را می‌توان بصورت زیر بیان کرد:

$$\left(\bar{C}_{2D} + \frac{d}{4} \right) + \frac{\delta}{2} = \pm \sqrt{\delta - O_1} \left(\bar{C}_{2D} + \frac{d}{4} - \frac{q_1}{2(\delta - O_1)} \right) \quad (43)$$

حل عمومی معادله (۴۳) را می‌توان بصورت زیر نوشت:

(رابطه ۴۴)

$$\bar{C}_{2D} = \exp\left(\left(\frac{\sqrt{\mu} - d}{2} - \frac{d}{4}\right)x_D\right) \left[E_1 \cos\left(\frac{\sqrt{\mu + 2O_1 + 2q_1 \mu^{-0.5}}}{2} x_D\right) + \right. \\ \left. E_2 \sin\left(\frac{\sqrt{\mu + 2O_1 + 2q_1 \mu^{-0.5}}}{2} x_D\right) \right] + \exp\left(-\left(\frac{\sqrt{\mu} + d}{2} + \frac{d}{4}\right)x_D\right) \times \\ \left[E_3 \cos\left(\frac{\sqrt{\mu + 2O_1 - 2q_1 \mu^{-0.5}}}{2} x_D\right) + E_4 \sin\left(\frac{\sqrt{\mu + 2O_1 - 2q_1 \mu^{-0.5}}}{2} x_D\right) \right]$$

که $\mu = \gamma - O_1$ ، $\gamma = \delta - 2d$ ، $d = 4\sqrt{-(\mu/4) + q_1}$ ، $\mu = \gamma - O_1$ ، $r_1 = L - f(d/4) + e(d/4)^2 - 3(d/4)^2$ ، $O_1 = e - 3d^2/8$

$$\gamma = \left(-q_2/2 + \sqrt{(q_2/2)^2 + (O_2/3)^3}\right)^{1/3} + \left(-q_2/2 - \sqrt{(q_2/2)^2 + (O_2/3)^3}\right)^{1/3} + O_1/3$$

و $q_1 = f - e(d/2) + (d/2)^3$ ، $O_2 = -(4r_1 + O_1^2/3)$ ، $q_2 = 8r_1(O_1/3) - 2(O_1/3)^2 - q_1^2$

با استفاده از شرایط مرزی ارائه شده در معادلات (۲۷) و (۲۸)، ضرایب E_1 ، E_2 و E_3 برابر با صفر بدست می‌آیند و سپس معادله (۴۴) به معادله (۴۵) تبدیل می‌شود:

$$\bar{C}_{2D} = E_4 \exp(v_3 x_D) \sin(\beta_3 x_D) \quad (45)$$

که $\beta_3 = (\sqrt{\mu + 2O_1 - 2q_1 \mu^{-0.5}})/2$ و $v_3 = (P_{e1} + P_{e2} - 2\sqrt{\mu})/4$ ، جاگذاری معادله (۴۵) در معادله (۳۲) و اعمال شرایط مرزی معادلات (۱۸) و (۲۷) سبب می‌شود:

$$E_4 = \frac{h_2}{s \beta_3 (2v_2 - P_{e2})} \quad (46)$$

در نهایت، حل معادله مربوط به آبخوان پایینی به صورت زیر بدست می‌آید:

$$\bar{C}_{2D} = \frac{h_2}{s \beta_3 (2v_2 - P_{e2})} \exp(v_3 x_D) \sin(\beta_3 x_D) \quad (47)$$

حال با جاگذاری معادله (۴۷) در معادله (۳۶) همراه با در نظر گرفتن شرایط مرزی معادلات (۱۸) و (۱۹) حل نهایی برای آبخوان بالایی به صورت زیر تعیین می‌شود:

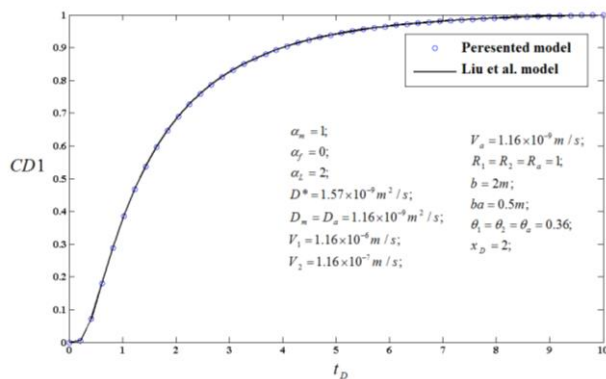
(رابطه ۴۸)

$$\bar{C}_{1D} = \frac{1 + \Lambda}{s} \exp(S_2 x_D) + \frac{1}{s} \frac{h_1 h_2}{\beta_3 (2v_2 - P_{e2}) (S_2 - S_1)} \\ \left[\frac{\exp(v_3 x_D) (\sin(\beta_3 x_D) (v_3 - S_2) - \beta_3 \cos(\beta_3 x_D)) - \beta_3 \exp(S_2 x_D)}{(v_3 - S_2)^2 + \beta_3^2} \right. \\ \left. - \frac{\exp(v_3 x_D) (\sin(\beta_3 x_D) (v_3 - S_1) - \beta_3 \cos(\beta_3 x_D)) - \beta_3 \exp(S_1 x_D)}{(v_3 - S_1)^2 + \beta_3^2} \right]$$

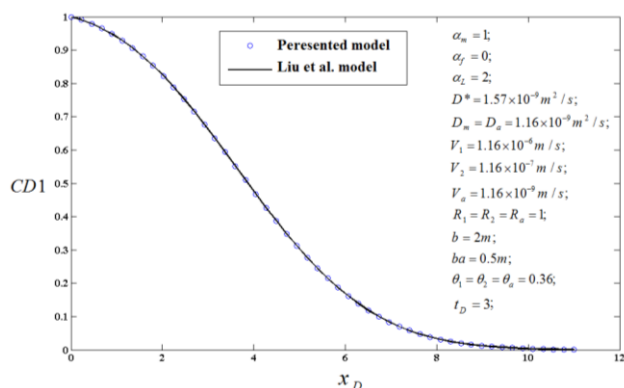
که

$$\Lambda = \frac{h_1 h_2}{((v_3 - S_2)^2 + \beta_3^2) ((v_3 - S_1)^2 + \beta_3^2)} \frac{P_{e2} - P_{e1} - 2\sqrt{\mu}}{(2v_2 - P_{e2})}$$

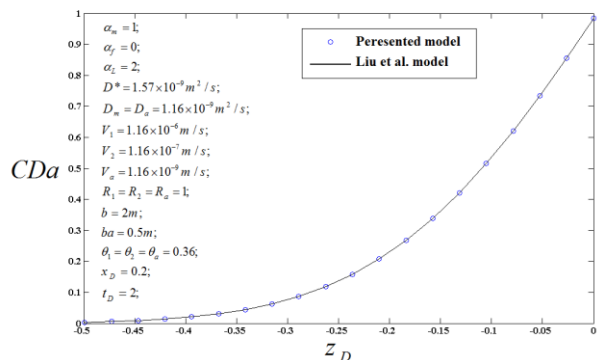
حل بدست آمده تا این مرحله در محیط لاپلاس می‌باشد، که برای برگرداندن آن به محیط واقعی زمان از روش عددی de Hoog et al., (1982) و برنامه نویسی آن در محیط نرم‌افزار متلب استفاده شده است.



شکل ۲- نمودار تغییرات غلظت آلاینده با زمان برای آبخوان بالایی (مقایسه نتایج مدل ارائه شده در این کار با مدل Liu و همکاران (۲۰۱۳)).



شکل ۳- پروفایل تغییرات افقی غلظت آلاینده در آبخوان بالایی (مقایسه نتایج مدل ارائه شده در این کار با مدل Liu و همکاران (۲۰۱۳)).



شکل ۴- پروفایل تغییرات قائم غلظت آلاینده در آکویوتارد (مقایسه نتایج مدل ارائه شده در این کار با مدل Liu et al., 2013).

تجزیه و تحلیل نتایج

در این بخش لازم است که نتایج حاصل برای هرکدام از آبخوان‌ها و بخش‌های زمین و درزه آکویوتارد مورد بحث قرار گیرند تا اهمیت و نقش آکویوتاردها و بخصوص درزه‌های موجود در آن‌ها در انتقال آلودگی از یک آبخوان به آبخوان مجاور بخوبی نشان داده شود. بدین منظور از نمودارهای غلظت-زمان و همچنین پروفایل‌های قائم و افقی غلظت آلاینده استفاده خواهد شد.

معکوس تبدیل لاپلاس حل‌های بدست آمده

از آنجاکه حل‌های بدست آمده برای آبخوان‌های بالا و پایین و نیز برای بخش‌های زمین و درزه آکویوتارد در محیط لاپلاس قرار دارند، در اینجا لازم است که آن‌ها را به محیط واقعی زمان برگردانیم. اگر به حل‌های بدست آمده دقت شود، این حل‌ها بسیار پیچیده هستند و امکان معکوس تبدیل لاپلاس آنالیتیکالی (analytical Laplace transform inversion) وجود ندارد و اگر هم وجود داشته باشد بسیار پیچیده و مشکل است.

لذا در این مطالعه برای برگرداندن حل‌های محیط لاپلاس به محیط واقعی زمان از روش بسیار قوی و پرکاربرد de Hoog (۱۹۸۲) که تاکنون توسط محققین زیادی در مسائل مشابه بکار رفته است (Leij and Gentuchten, 1995; Gao et al., 2010; Liu et al., 2013; Wang and Zhan, 2015) استفاده می‌شود. (Wang and Zhan, 2015) نشان دادند که در مسائل انتقال آلودگی در آب زیرزمینی، روش de

Hoog (۱۹۸۵) یکی از روش‌های مناسب و دقیق می‌باشد.

این روش معکوس تبدیل لاپلاس را بر اساس یک تابع معکوس از سری‌های فوریه انجام می‌دهند و برای تسریع دادن به این عمل از روش Shanks (Yeh and Yang, 2006) استفاده می‌شود (Liu et al., 2013). برای این کار، ابتدا در محیط نرم‌افزار متلب کد لازم برای معکوس تبدیل لاپلاس نوشته شد سپس با استفاده از مقادیر مختلف برای پارامترهای موجود، حل‌ها به محیط واقعی زمان برگردانده شدند.

صحت‌سنجی مدل بدست آمده

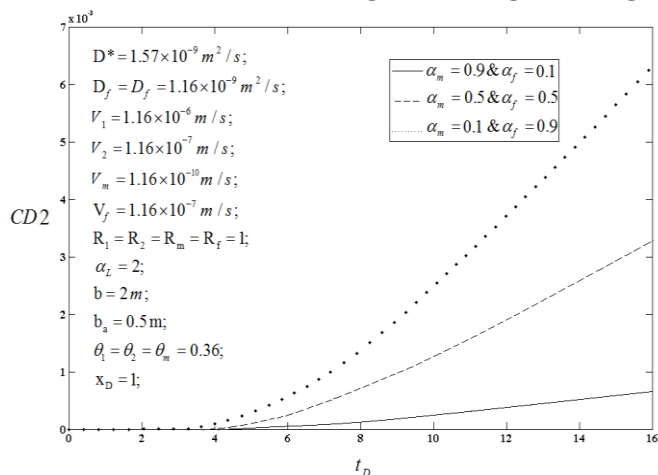
به منظور صحت‌سنجی مدل تحلیلی حاضر، در این مطالعه از مدل تحلیلی بدست آمده توسط (Liu et al., 2013) استفاده شده است. مدل‌های تحلیلی نسبت به مدل‌های عددی از دقت بالاتری برخوردارند، بنابراین استفاده از آن‌ها برای صحت‌سنجی از اعتبار بالاتری برخوردار است (Zhan et al., 2009a).

در واقع مدل (Liu et al., 2013)، برای حرکت آلودگی در شرایطی مشابه مدل مفهومی ارائه شده در اینجا، ارائه شده است با این تفاوت که در آن پژوهش، لایه آکویوتارد کاملاً هموزن و فاقد هرگونه درزه می‌باشد در حالیکه در تحقیق حاضر آکویوتارد درزه‌دار بکار رفته است.

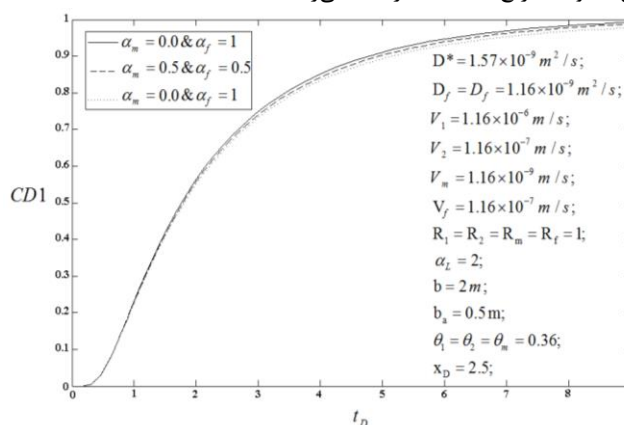
برای مقایسه مدل ارائه شده در این تحقیق با مدل (Liu et al., 2013)، ابتدا لازم است که یک شرایط یکسان برای هر دو مدل تعریف شود که هر دو مدل بتوانند آن را شبیه‌سازی کنند. بنابراین در مدل ارائه شده در اینجا با در نظر گرفتن $\alpha_m = 1$ و $\alpha_f = 0$ می‌توان دقیقاً مدل مفهومی ارائه شده توسط (Liu et al., 2013)، را شبیه‌سازی کرد. همانطور نمودارهای غلظت-زمان و پروفایل‌های افقی و قائم نشان می‌دهند (شکل‌های ۲ تا ۴)، نتایج مدل ارائه‌شده در این پژوهش همخوانی بسیار خوبی با نتایج مدل (Liu et al., 2013) دارد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که مدل ارائه شده در این تحقیق از دقت کافی برخوردار می‌باشد و از آن می‌توان برای تحلیل رفتار آکویوتارد درزه‌دار در انتقال آلودگی بهره برد.

الف) نمودارهای غلظت-زمان

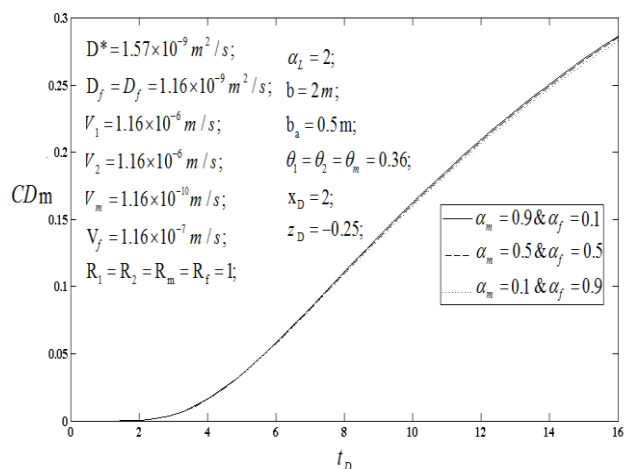
به منظور بررسی تأثیر سیستم درزه و شکاف موجود در آکویوتارد، نمودار تغییرات غلظت آلاینده با گذر زمان برای یک نقطه از آبخوان بالایی، آبخوان پایینی، بخش‌های زمین و درزه آکویوتارد ترسیم شده است. همان‌طور که شکل (۵) نشان می‌دهد هر چه نقش درزه‌ها در انتقال آلاینده از آبخوان بالایی به آبخوان پایینی مؤثرتر می‌شود، یعنی بخش بیشتری از آب انتقالی از آبخوان بالایی به آبخوان پایینی از درون درزه‌های آکویوتارد عبور می‌کنند، میزان بیشتری از آلاینده در مقایسه با شرایطی که هیچ درزه‌ای وجود نداشته باشد، به آبخوان زیرین منتقل می‌شود و غلظت آلاینده در آبخوان بالایی کاهش می‌یابد. همچنین با گذر زمان، تأثیر درزه‌ها در انتقال آلاینده و کاهش غلظت آن در آبخوان بالایی خودش را بیشتر نشان می‌دهد، زیرا اختلاف نمودارهای غلظت-زمان در زمان‌های انتهایی بیشتر از زمان‌های ابتدایی است. به طور کلی، غلظت آلاینده در هر نقطه به صورت نمایی با گذر زمان افزایش می‌یابد و به تدریج به یک مقدار ثابت می‌رسد.



شکل ۶. نمودار تغییرات غلظت آلاینده نسبت به زمان تحت سیستم درزه‌ای مختلف در آبخوان زیرین.



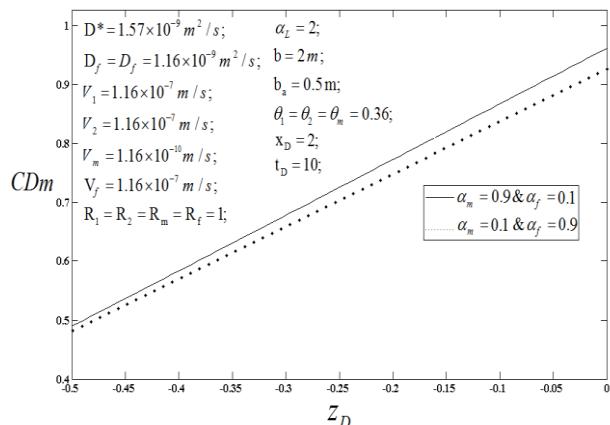
شکل ۵. نمودار تغییرات غلظت آلاینده نسبت به زمان تحت سیستم درزه‌ای مختلف در آبخوان بالایی.



شکل ۷. نمودار تغییرات غلظت آلاینده نسبت به زمان تحت سیستم درزه‌ای مختلف در بخش زمینه آکویوتارد.

شکل (۶) بخوبی نشان می‌دهد که با افزایش نقش درزه‌های آکویوتارد در انتقال سیال، میزان بیشتری از آلاینده به آبخوان زیرین منتقل می‌شود، بنابراین وجود درزه و شکاف در آکویوتارد می‌تواند نقش تعیین‌کننده‌ای در میزان مؤثر بودن آکویوتارد در ممانعت از آلودگی آبخوان‌های مجاور یا زیرین داشته باشد. نکته قابل توجه این است که با افزایش زمان، نقش درزه‌ها در انتقال آلاینده بارزتر می‌شود. این نکته در مورد میزان ایمن بودن لایه‌های عمیق که آلاینده‌های خطرناک بیمارستانی و صنعتی در آن‌ها دفن می‌شوند، از اهمیت بسزایی برخوردار است، زیرا فرض بر این است که باید این آلاینده‌ها برای همیشه و بدون نشست به آبخوان‌های مجاور در اعماق زمین دفن شوند. از آنجایی که اکثر آکویوتارد‌های موجود در اعماق، دارای سیستم درزه و شکاف هستند، مدل ارائه شده در اینجا می‌تواند در بررسی میزان ایمن بودن این دستگاه‌ها مثر و ثمر واقع شود.

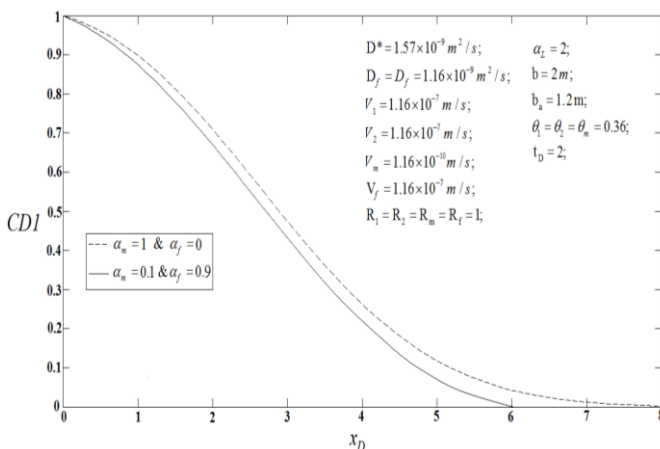
نمودار تغییرات غلظت آلاینده در برابر زمان، درون بخش‌های زمینه و درزه آکویوتارد نیز بطور جالبی نشان می‌دهد که با افزایش نقش درزه‌ها در انتقال سیال، غلظت آلاینده درون آکویوتارد کاهش می‌یابد زیرا وقتی که



شکل ۱۰. پروفایل تغییرات قائم غلظت آلاینده تحت سیستم درزه‌ای مختلف در بخش زمینه.

ج) پروفایل‌های افقی غلظت در آبخوان

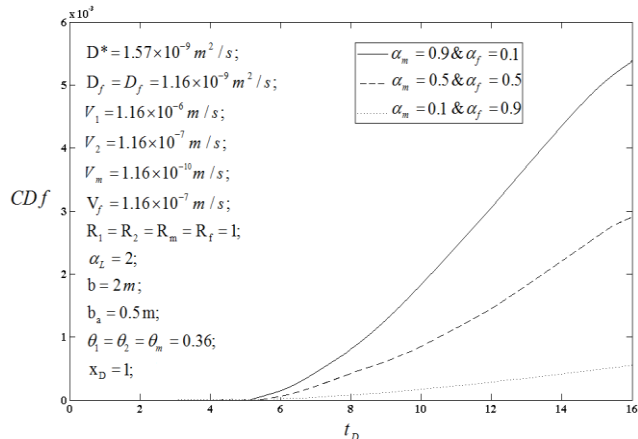
پروفایل تغییرات افقی غلظت آلاینده در آبخوان بالایی هم به خوبی نشان می‌دهد که با افزایش نقش درزه‌ها میزان غلظت آلاینده در آبخوان بالایی کمتر می‌شود. به عبارت دیگر درزه‌ها سبب می‌شوند میزان بیشتری از آلاینده به آبخوان پایینی از طریق آکویوتارد منتقل شود. همچنین نتایج نشان می‌دهند که نقش آکویوتاردها با افزایش فاصله از محل تغذیه بارزتر می‌شود. همانطور که مشخص است (شکل ۱۱) با افزایش نقش درزه‌ها، میزان پیشروی ابرآلودگی در آبخوان بالایی کمتر شده است زیرا بخش بیشتری از آلاینده به وسیله درزه‌ها وارد آبخوان زیرین شده است.



شکل ۱۱. پروفایل تغییرات افقی غلظت آلاینده تحت سیستم درزه‌ای در آبخوان بالایی در طول محور X.

نتیجه‌گیری

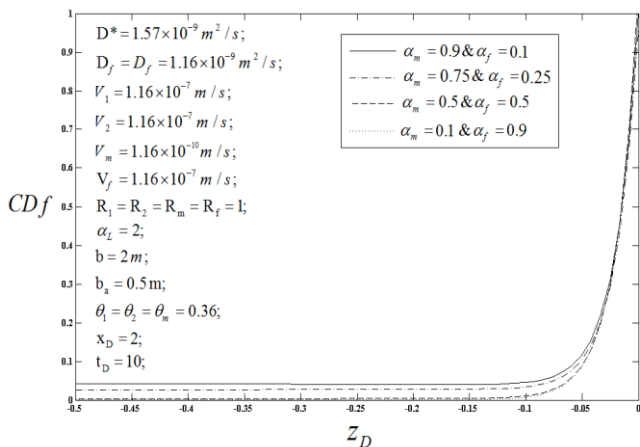
در این تحقیق با استفاده از معادلات ریاضی انتقال آلاینده در محیط متخلخل و تبدیل لاپلاس حرکت یک بعدی آلاینده در یک سیستم آبخوان-آکویوتارد-آبخوان که در آن آکویوتارد دارای سیستم درزه و شکاف منظم می‌باشد، حرکت آلاینده به صورت نیمه-تحلیلی مدل شده است. در واقع مدل



شکل ۸. نمودار تغییرات قائم غلظت آلاینده نسبت به زمان تحت سیستم درزه‌ای مختلف در بخش درزه آکویوتارد.

ب) پروفایل‌های قائم غلظت در آکویوتارد

پروفایل تغییرات قائم غلظت آلاینده در بخش زمینه آکویوتارد نمایانگر نتایج جالبی می‌باشد، بطوریکه با افزایش نقش درزه‌ها، غلظت آلاینده درون آکویوتارد کاهش می‌یابد (شکل ۱۰). این شرایط برای بخش درزه نیز صادق است. اما بطور کلی غلظت آلاینده در بخش زمینه بسیار بیشتر از بخش درزه است، درون بخش درزه تقریباً روند افت در طول محور قائم حالت خطی دارد و بسیار متفاوت از رفتار بخش درزه است. در بخش درزه که هدایت هیدرولیکی و سرعت جریان آب بیشتر است، غلظت آلاینده در مرز آکویوتارد-آبخوان بالایی به صورت نمایی سریعاً کاهش یافته و در ادامه به سمت مرز بالایی آبخوان زیرین به نرخ ثابتی رسیده است. در حقیقت، سرعت زیاد جریان آب از یک سو سبب افزایش نرخ اختلاط آلاینده و برقراری شرایط یکسان در درون درزه و از سوی دیگر انتقال سریع آلاینده به آبخوان زیرین شده است. همچنین با نزدیک شدن به مرز آکویوتارد-آبخوان پایینی (z_D = -0.5) نقش تأثیر درزه‌ها بر غلظت آلاینده درون بخش زمینه آکویوتارد بارزتر شده است (شکل ۹).



شکل ۹. پروفایل تغییرات قائم غلظت آلاینده تحت سیستم درزه‌ای مختلف در بخش درزه آکویوتارد.

پیدا می‌کند. این تحقیق به خوبی نشان می‌دهد که برای تعیین محل‌های مناسب و ایمن دفن زباله‌های خطرناک بهداشتی و صنعتی در اعماق زمین لازم است که ابتدا سیستم درزه و شکاف موجود در آکویوتارد به خوبی مطالعه و شناسایی شوند. زیرا چشم پوشی از سیستم درزه و شکاف موجود در آکویوتارد می‌تواند متخصصان مربوطه را با خطا زیاد مواجه کند و سبب رخ دادن خسارات جبران‌ناپذیر شود. بنابراین از یافته‌های این مدل می‌توان برای شناسایی بهتر آبخوان‌های عمیق مناسب و ایمن جهت دفن زباله‌های خطرناک صنعتی و بهداشتی از یک سو و برآورد میزان نشت آلودگی‌های حاصل از میدان‌های نفتی بر آبخوان‌های مجاور در دراز مدت استفاده کرد.

برای آبخوان‌ها در راستای افقی و برای آکویوتارد در راستای قائم بدست آمده است. به منظور برگرداندن حل‌های حاصل در محیط لاپلاس به محیط واقعی زمان از روش عددی de Hoog (۱۹۸۲) استفاده شده است. نتایج حاصل از بررسی پروفایل‌ها افقی و قائم غلظت و نمودارهای زمانی تغییرات غلظت آلاینده نشان می‌دهد که به طور کلی با افزایش نقش سیستم درزه و شکاف آکویوتارد در انتقال سیال از آبخوان بالایی به آبخوان پایینی، میزان بیشتری از آلاینده از آبخوان بالایی به آبخوان زیرین منتقل می‌شود. به عبارت دیگر اگر آکویوتارد دارای سیستم درزه و شکاف باشد، میزان نقش محافظتی آن در برابر انتقال آلاینده به آبخوان‌های مجاور به شدت کاهش

منابع

- رستمی زرین‌آبادی، ا.، فرقانی، گ.، کرمی، غ.، ۱۳۹۳. ارزیابی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی دشت رومشگان، لرستان، ایران. مجله زمین‌شناسی کاربردی پیشرفته، شماره ۱۳، ص ۳۴-۴۱.
- میرزایی، س.ی.، زراسوندی، ع.، اورنگ، م.، ۱۳۹۴. تأثیر زمین‌شیمیایی مخازن نفتی آسماری بر منابع آب کارستی مسجدسلیمان. مجله زمین‌شناسی کاربردی پیشرفته، شماره ۱۸، ص ۱-۱۴.
- Ball.W.P., Liu.C., Xia.G., Young.D.F., 1997a, A diffusion-based interpretation of tetrachloroethene and trichloroethene concentration profiles in a groundwater aquitard, *Water Resources Research*, Vol:33, No: 12, p:2741-2757.
- Ball.W.P., Xia.G., Durfee.D.P., Wilson.R.D., Brown.M.J., Mackay.D.M., 1997b, Hot Methanol Extraction for the Analysis of Volatile Organic Chemicals in Subsurface Core Samples from Dover Air Force Base, Delaware, *Ground Water Monitoring & Remediation*, Vol:17, No:1, P:104-121.
- Barazzuoli.P., Nocchi.M., Rigati.R., Salleolini.M., 2008, A conceptual and numerical model for groundwater management: a case study on a coastal aquifer in southern Tuscany, Italy, *Hydrogeology Journal*, Vol: 16, No:8, p:1557-1576.
- Bear.J., 1972, *Dynamics of fluids in porous media*, American Elsevier.
- Bradbury.K.R., Gotkowitz.M.B., Hart.D.J., 2007, Evaluation of a bedrock aquitard for regional- and local-scale groundwater flow, Three-dimensional geologic mapping for groundwater applications, university of Denver Colorado.
- Chen.C.S., 1985, Analytical and approximate solutions to radial dispersion from an injection well to a geological unit with simultaneous diffusion into adjacent strata, *Water Resources Research*, Vol:21, No8, p:1069-1076.
- Cherry.J.A., Parker.B.L., Bradbury.K.R., Eaton.T.T., Gotkowitz.M.G., Hart.D.J., Borchardt.M.A., 2004, Role of Aquitards in the Protection of Aquifers from Contamination: A "State of the Science" Report.
- Chesnaux.R., Rafini.S., Elliott.A.P., 2012, A numerical investigation to illustrate the consequences of hydraulic connections between granular and fractured-rock aquifers, *Hydrogeology Journal*, Vol:20, No:8, p:1669-1680.
- Cleary.R.W., 1978, Analytical models for groundwater pollution and hydrology, 78-W R-15, Dep. of Civ. Eng., Princeton Univ., Princeton.
- Davis.G., Johnston.C., 1984, Comment on "Contaminant transport in fractured porous media: analytical solutions for a system of parallel fractures" by EA Sudicky and EO Frind, *Water Resources Research*, Vol:20, No:9, p:1321-1322.
- de Hoog.F.R., Knight.J.H., Stokes.A.N., 1982, An improved method for numerical inversion of Laplace transforms, *Society for Industrial and Applied Mathematics. Journal on Scientific and Statistical Computing*, Vol:3, No:3, p:357-366.
- Domenico.P.A., Schwartz.F.W., 1998, *Physical and chemical hydrogeology*, Wiley New York, 824p.
- Fetter.C.W., 1999, *Contaminant hydrogeology*. Prentice hall Upper Saddle River, New Jersey.
- Fujikawa.Y., Fukui.M., 1990, Adsorptive solute transport in fractured rock: Analytical solutions for delta-type source conditions, *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol:6, No:1, p:85-102.
- Hantush.M.S., 1955, Non-steady radial flow in an infinite leaky aquifer, *Transactions, American Geophysical Union*, Vol:36, No:1, p:95-100.
- Hendry.M.J., Ranville.J., Boldt-Leppin.B., Wassenaar.L., 2003, Geochemical and transport properties of dissolved organic carbon in a clay-rich aquitard, *Water Resources Research*, Vol:39, No:7.
- Gao.G., Zhan.H., Feng.S., Fu.B., Ma.Y., Huang.G., 2010, A new mobile-immobile model for reactive solute transport with scale-dependent dispersion, *Water Resources Research*, Vol:46, No:8, <http://dx.doi.org/10.1029/2009WR008707>.
- Leij.F.J., Van Genuchten.M.T., 1995, Approximate analytical solutions for solute transport in two-layer porous media, *Transport in Porous Media*, Vol:18, No:1, p:65-85.
- Liu.H.H., Bodvarsson.G.S., Zhang.G., 2004, The scale-dependency of the effective matrix diffusion coefficient, *Vadose Zone Journal*, Vol:3, p:312-315.

- Liu.C.T., Liu.C.T., Yeh.H.D., Yeh.L.M., 2013, Modeling contaminant transport in a two-aquifer system with an intervening aquitard, *Journal of Hydrology*, Vol:499, p:200-209.
- Rezaei.A., Zhan.H., Zare.M., 2013, Impact of thin aquitards on two-dimensional solute transport in an aquifer, *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol:152, p:117-136.
- Rezaei.A., Zare.M., Zhan.H., 2016, Aquitard Horizontal Dispersion on Reactive Solute Transport in an Aquifer–Aquitard System, *Transport in Porous Media*, Vol:113, No:3, p:695-716.
- Starr.R.C., Gillham.R.W., Sudicky.E.A., 1985, Experimental investigation of solute transport in stratified porous media, 2. The reactive case, *Water Resources Research*, Vol:21, No:7, p:1043-1050.
- Sudicky.E., Frind.E., 1981, Carbon 14 dating of groundwater in confined aquifers: Implications of aquitard diffusion, *Water Resources Research*, Vol:17, No:4, p:1060-1064.
- Sudicky.E., Frind.E., 1982, Contaminant transport in fractured porous media: Analytical solutions for a system of parallel fractures, *Water Resources Research*, Vol:18, No:6, p:1634-1642.
- Sudicky.E., Gillham.R., Frind.E., 1985, Experimental Investigation of Solute Transport in Stratified, *Water Resources Research*, Vol:21, No:7, p:1035-1041.
- Tang.D., Frind.E., Sudicky.E., 1981, Contaminant transport in fractured porous media: Analytical solution for a single fracture, *Water Resources Research*, Vol:17, No:3, p:555-564.
- Tang.Y., Aral.M.M., 1992a, Contaminant transport in layered porous media, 2. Applications, *Water Resources Research*, Vol:28, No:5, p:1399–1406.
- Tang.Y., Aral.M.M., 1992b, Contaminant transport in layered porous media: 1. General solution. *Water Resources Research*, Vol:28, No:5, p:1389-1397.
- Wang.Q., Zhan.H., 2015, On different numerical inverse Laplace methods for solute transport problems, *Advances in Water Resources*, Vol:75, p:80-92.
- Yeh.H.D., Yang.S.Y., 2006, A novel analytical solution for constant-head test in a patchy aquifer. *Int. J. Numer. Anal. Met. Geomech.*, Vol:30, No:12, p:1213–1230, <http://dx.doi.org/10.1002/nag.523>.
- Yoon.S.W.S., Gavaskar.A., Sminchak.J., Perry.C., Drescher.E., Quinn.J., Holdsworth.T., 2002, Evaluating Presence of TCE below a Semi-Confining Layer in a DNAPL Source Zone, *Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds—2002, Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*. Battelle Press, Columbus, OH.
- Zhan.H., Wen.Z., Gao.G., 2009a, An analytical solution of two-dimensional reactive solute transport in an aquifer-aquitard system. *Water Resources Research*, Vol:45, No:10.
- Zhan.H., Wen.Z., Huang.G., Sun.D., 2009b, Analytical solution of two-dimensional solute transport in an aquifer-aquitard system. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol:107, No:3-4, p:162-174.