

انتشار آلودگی‌های نفتی در خاک تحت تأثیر شرایط مختلف خاک و آلاینده

محمد حیدرپور^۱، محمد علیایی^{۲*}

۱- کارشناسی ارشد مهندسی عمران (ژئوتکنیک)، دانشگاه تربیت مدرس

۲- استادیار مهندسی عمران (ژئوتکنیک)، دانشگاه تربیت مدرس

m.olyaei@modares.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۴/۲۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۰۶/۲۸

چکیده- آلودگی منابع آب زیرزمینی و به طور کلی خاک‌ها، در سال‌های نزدیک تبدیل به یکی از جدی‌ترین مشکلات زیست‌محیطی در سراسر جهان شده است. از مهم‌ترین این آلوده‌کننده‌ها، آلاینده‌های نفتی و فراورده‌هایی است که در اثر نشت و تراوش هنگام ذخیره‌سازی و یا انتقال، با نفوذ به خاک، منابع آب زیرزمینی را آلوده می‌کند. توانایی ورود گسترده این ترکیبات به خاک‌های زیرسطحی و منابع آب زیرزمینی، بررسی خصوصیات انتشار آن‌ها را تبدیل به موضوعی مهم کرده است. موفقیت در ارائه طرحی برای احیاء و آلودگی‌زدایی محل‌های آلوده، بستگی به درک رفتار و توانایی پیش‌بینی انتشار این آلاینده‌ها در خاک دارد. در این مقاله، عوامل مهم و تأثیرگذار بر انتشار آلاینده‌های نفتی در خاک‌ها و همچنین سفره‌های آب زیرزمینی، با استفاده از روش اجزاء محدود (FEM) برای تعیین الگوی انتشار آلودگی‌های نفتی در خاک‌هایی با شرایط مختلف مورد بررسی شده است. با استفاده از این مدل عددی، نمودارهایی کاربردی برای تعیین الگوی کلی انتشار آلودگی‌های نفتی در خاک‌ها ارائه شده است. این روش به محققین این امکان را می‌دهد تا با داشتن مشخصاتی کلی از محیط محل انتشار آلودگی نفتی مانند میزان نفوذپذیری خاک، نوع آلاینده نفتی و شرایط مختلف خاک منطقه و ... تخمینی مناسب از الگوی انتشار آلودگی در خاک داشته باشند.

واژگان کلیدی: آلودگی نفتی، الگوی انتشار، آلودگی‌زدایی، مدل‌سازی عددی، مشخصات خاک

۱- مقدمه

می‌شوند. در سال‌های نزدیک، بررسی انتشار این آلودگی‌ها و همچنین پاک‌سازی خاک‌های آلوده به فراورده‌های نفتی از حساس‌ترین و حیاتی‌ترین مسائل پیچیده ژئوتکنیک زیست‌محیطی به شمار می‌رود.

برای نمونه، گیتی پور و همکاران [۱] در سال ۱۳۸۱ با آزمایش‌های مختلف صحرایی و آزمایشگاهی، میزان آلودگی خاک‌های اطراف پالایشگاه‌ها را بررسی کردند. در سال ۲۰۰۱، Lee و همکاران [۲] روی عوامل مؤثر بر پخش

در کشور نفت‌خیزی همچون ایران، آلودگی خاک با ترکیبات نفتی موضوعی چالش‌برانگیز است. در ایران و بسیاری از کشورهای دیگر، در معادن اکتشافی نفت، پالایشگاه‌ها و ... به دلایلی مانند نشت آلاینده‌های نفتی از مخازن نگهداری آن‌ها، نشت از خطوط انتقال به دلیل پوسیدگی و خرابی لوله‌های انتقال فراورده‌های نفتی و غیره، خاک اطراف این مکان‌ها دچار آلودگی‌های نفتی

آلودگی‌های نفتی در خاک تحت تأثیر عوامل مهم و تأثیرگذار بر انتشار این آلاینده‌ها در خاک‌ها و سفره‌های آب زیرزمینی مورد نیاز است. این موضوع هدف اصلی این پژوهش است که با استفاده از روش عددی اجزاء محدود به آن پرداخته شده است.

در این مقاله، در بخش دوم، تئوری و سازوکار فرایند انتشار آلودگی و همچنین فرمول‌بندی، بیان شده و سپس در بخش سوم به نحوه مدل‌سازی‌های انجام‌شده و پارامترهای مبنای مصالح پرداخته می‌شود. سنجش درستی مدل در بخش چهارم و نتایج تحلیل در بخش پنجم بررسی می‌شود. در انتها نیز نتیجه‌گیری آورده شده است.

۲- تئوری [۹]

۲-۱- سازوکار انتشار آلودگی

عوامل مؤثر بر روند انتشار آلودگی در خاک شامل دو فرایند اصلی انتقال^۱ و تضعیف^۲ است. فرایند انتقال می‌تواند با معادلات مبتنی بر قوانین جریان سیالات بیان شود. این معادلات می‌توانند با یک سری معادلات تعادل جرمی که بیانگر پدیده تضعیف در انتشار آلودگی در خاک است ترکیب شوند تا معادله اصلی انتشار آلودگی در خاک به‌دست آید. در این پژوهش، فرایند انتقال به خاطر اهمیت آن در ماهیت انتشار آلاینده‌های نفتی در خاک بررسی شده و از فرایند تضعیف که شامل جذب سطحی و تجزیه رادیواکتیوی است، با توجه به ماهیت مسئله، چشم‌پوشی شده است.

۲-۱-۱- فرایند انتقال^۳

دو پارامتر اساسی در پدیده انتقال آلودگی، جابه‌جایی آلودگی

آلودگی‌های نفتی در سفره باریک آب زیرزمینی ماسه‌ای مطالعه کردند. آن‌ها از حدود ۱۰۰ چاه مشاهده‌ای، پیرومتر در اعماق مختلف، نمونه‌برداری از خاک، آزمایش‌های شیمیایی آب زیرزمینی و ... در منطقه آلوده به مواد نفتی استفاده کردند. Kamon نیز به اتفاق همکاران خود [۳] در سال ۲۰۰۴ با استفاده از مدل آزمایشگاهی و همچنین مدل عددی، نحوه انتشار آلودگی‌های چگال غیرمحلول در آب (DNAPL) را در خاک بررسی کردند. احتشامی و احمدنیا [۴] در سال ۱۳۸۵ با استفاده از روش عددی، فرایند نشت و تخمین میزان غلظت ماده نشت‌شده را بررسی و بر این اساس، اقدامات لازم برای کنترل آلودگی محیط را اعلام کردند. آن‌ها برای سنجش درستی مدل، اطلاعات خروجی مدل را با اطلاعات به‌دست‌آمده از مطالعات آزمایشگاهی انجام‌شده مقایسه کردند. Wilson و همکاران [۵] در سال ۲۰۰۶، یک روش تحلیلی برای شبیه‌سازی جریان DNAPL‌ها و انتقال آن‌ها در محیط‌های متخلخل ارائه دادند. هدف آن‌ها بیان مدل مفهومی و فرمول‌بندی معادلات حاکم بر جریان این آلاینده‌ها بود. همچنین سعادت [۶] در سال ۱۳۸۷، روش مدل‌سازی عددی، انتقال آلودگی در زمان آلودگی‌زدایی خاک به روش تخلیه دوپمپه را بررسی کرده است. در سال ۲۰۰۸، Kartha و Srivastava [۷] در زمینه تأثیر محتوای آب ساکن بر انتشار ناشی از انتقال و پراکندگی آلودگی در ناحیه غیراشباع خاک تحقیق کردند. Bandilla و همکاران [۸] در سال ۲۰۰۹ انتقال آلودگی در محیط‌های همگن را بررسی عددی کردند. در این مطالعه، روش نوینی برای شبیه‌سازی بزرگ‌مقیاس انتشار آلودگی در زیر زمین که روش المان تحلیلی (AEM) را با روش خط جریان ترکیب می‌کند، ارائه شده است.

با توجه به مطالعات و تحقیقات انجام‌شده، مشخص است که به بررسی جامعی برای پیش‌بینی الگوی انتشار

1- transport

2- attenuation

3- transport process

۲-۲- فرمول‌بندی انتشار آلودگی

در بخش قبل، سازوکار فرایند انتشار آلودگی توضیح داده شد. در این قسمت فرمول‌بندی معادله دیفرانسیلی پدیده انتشار آلودگی در خاک بر اساس همین سازوکار بیان شده است:

$$\left(\theta + \rho_d \frac{\partial S}{\partial C}\right) \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \theta C - \lambda S \rho_d$$

C: غلظت آلاینده در محیط خاکی در مکان و زمان خاص؛

x: متغیر مکان؛

t: متغیر زمان؛

U: سرعت ظاهری جریان آلودگی در خاک؛

D: ضریب پراکندگی هیدرودینامیکی در انتشار آلودگی؛

θ : محتوای آب حجمی در خاک‌های اشباع و غیراشباع؛

ρ_d : چگالی خشک خاک؛

S: میزان آلاینده جذب‌شده در واحد جرم خاک و

λ : ضریب تجزیه (برای نمونه، در مواد رادیواکتیو

این ضریب بستگی به نیمه‌عمر دارد).

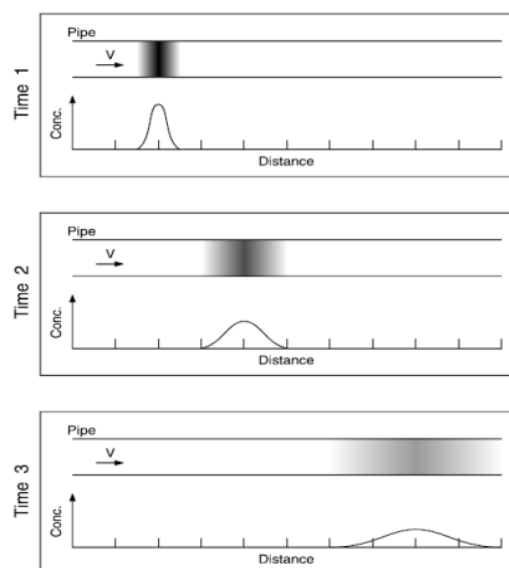
لازم به ذکر است که پارامترهای U و D در معادله بالا مربوط به فرایند انتقال (به ترتیب مربوط به فرایندهای جابه‌جایی و پراکندگی) و پارامترهای S و λ مربوط به فرایند تضعیف (به ترتیب مربوط به فرایندهای جذب سطحی و تجزیه رادیواکتیویته) است. از این معادله دیفرانسیل کلی می‌توان در روش‌های عددی مختلف برای محاسبه میزان انتشار آلودگی در مکان و زمان استفاده کرد. در پژوهش انجام‌شده، با استفاده از معادله بالا و با بهره‌جویی از روش اجزاء محدود به کار برده‌شده در بسته CTran از نرم‌افزار GeoStudio [۹] مدل‌سازی عددی فرایند انتقال آلودگی انجام و به مسئله انتشار آن پرداخته شده است.

۳- مدل‌سازی عددی و پارامترهای مصالح

در این پژوهش برای بررسی مدل انتشار آلودگی نفتی در

بین دو نقطه^۱ و پراکندگی آلودگی هنگام جابه‌جایی^۲ است. پدیده جابه‌جایی بین دو نقطه یعنی حرکت آلودگی همراه جریان سیال موجود در خاک، بین دو نقطه. پراکندگی نیز به معنی گسترده شدن ناحیه انتقال آلودگی در خلال جریان سیال حاوی ماده آلاینده است.

پدیده انتقال آلودگی در خاک را می‌توان با مثالی از تزریق آلاینده در یک لوله که حاوی خاک ماسه‌ای است بیان کرد (شکل ۱). با تزریق آلودگی در لوله، فرض می‌شود آلودگی با سرعت ثابت v همراه سیال در طول لوله حرکت می‌کند. با توجه به تعاریف ارائه‌شده مشخص است که به این انتقال آلودگی همراه سیال در طول لوله پدیده جابه‌جایی آلودگی گفته می‌شود. همین‌طور که آلاینده به همراه سیال در طول لوله پیش می‌رود، دچار یک پخش‌شدگی نیز می‌شود و یا به عبارت دیگر، آلودگی همراه سیال هنگام جابه‌جایی دچار پراکندگی نیز شده است. این موضوع ناشی از وجود ذرات خاک و حفرات بین آن‌ها است.



شکل (۱) پدیده انتقال (جابه‌جایی و پراکندگی) آلاینده در خاک

1- advection
2- dispersion

جدول ۱ ارائه شده است که در بخش پنجم (نتایج تحلیل) تحلیل حساسیت نسبت به این مقادیر پارامترهای مصالح انجام خواهد شد.

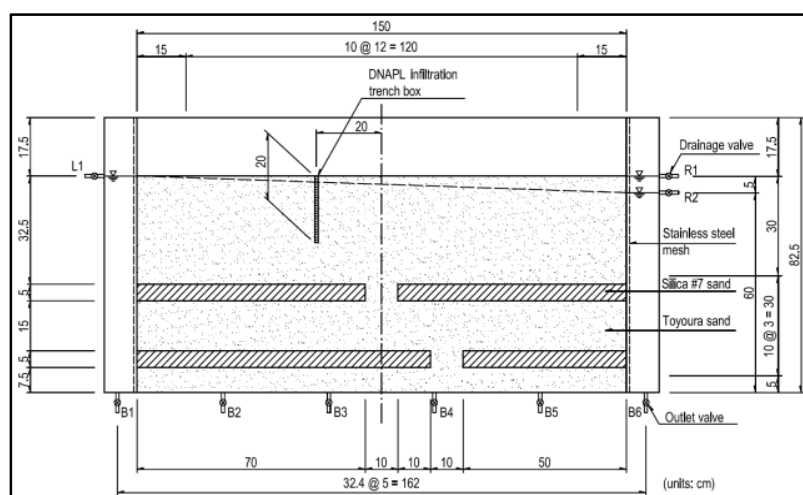
۴- سنجش درستی مدل عددی

در این بخش برای سنجش درستی نمونه‌ای از انتشار آلودگی هیدروکربنی در خاک ارائه شده است (شکل ۲). در این مثال، پس از بیان مسئله، نتایج به‌دست‌آمده از آزمایش انجام‌شده در آزمایشگاه که به‌وسیله‌ی *Kamon* و همکاران [۳] در سال ۲۰۰۴ انجام شد، بیان شده است؛ سپس نتایج حاصل از مدل عددی ساخته‌شده در این پژوهش که برای مدل آزمایشگاهی موجود ساخته شده بود، ارائه شده است. در نهایت نیز نتایج حاصل از مدل عددی ساخته‌شده با CTran آورده و نتایج حاصل از این سه روش مقایسه شده است. همان‌گونه که در شکل ۲ مشاهده می‌شود، ابعاد جعبه‌ای که آزمایش در آن انجام شده است، ۸۲/۵ در ۱۵۰ سانتی‌متر است. جعبه آزمایش از ماسه Toyoura پر شده و در دو عمق مختلف، دو لایه ماسه Silica که نفوذپذیری کمتری دارد، در نظر گرفته شده است.

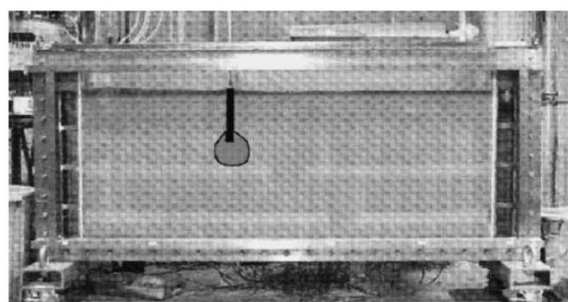
خاک، تحت شرایط مختلف خاک و آلاینده، مدل محیط خاکی به عمق ۳۰ متر و طول ۶۰ متر در نظر گرفته شده است. در این مدل، عمق ۳۰ متری به عنوان عمق سنگ بستر فرض شده و در مورد طول، فاصله‌ای معادل دو برابر عمق در نظر گرفته شده است. سپس این محیط برای حل مسئله به روش عددی اجزاء محدود، المان‌بندی شده است. برای در نظر گرفتن نامحدود بودن مدل در راستای افقی، دو ردیف المان نامحدود در دو مرز چپ و راست مدل ایجاد شده است. در نرم‌افزار استفاده‌شده (GeoStudio)، ابتدا باید مدلی در بسته Seep از نرم‌افزار برای محاسبه سرعت جریان‌های آب زیرزمینی ساخته و مدل ساخته‌شده را در محیط CTran وارد کنیم تا انتقال آلودگی در این محیط شود. در مدل مورد نظر، در سطح خاک و روی خط تقارن مدل، منبعی از آلاینده با دبی ورودی مشخص در نظر گرفته شده است. به نقطه ورودی آلاینده، غلظتی برابر ۱ داده شده است که در خروجی‌های نرم‌افزار، خطوط هم‌غلظت مختلف رسم‌شده از مدل انتشار آلودگی نیز نسبت به این غلظت در نظر گرفته شده، رسم خواهند شد. با ایجاد مدل، پارامترهای مصالح برای آن تعریف می‌شود. برای مدل‌سازی عددی در این پژوهش، مقادیر مبنای پارامترهای مصالح در نظر گرفته‌شده در

جدول (۱) پارامترهای مبنای مصالح استفاده‌شده در مدل عددی

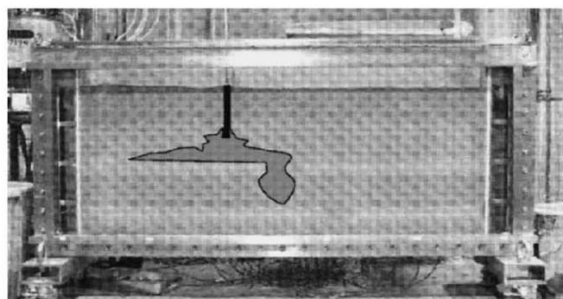
پارامتر	واحد	مقدار
نفوذپذیری خاک	متر بر ثانیه	1×10^{-3} (درشت‌دانه) و 1×10^{-7} (ریزدانه)
دبی ورودی جریان آلاینده	متر مکعب بر ثانیه	5×10^{-6}
زمان	روز	۶ (درشت‌دانه) و ۳۶۵ (ریزدانه)
ضریب پراکندگی طولی [۹]	متر	۴/۵
ضریب پراکندگی عرضی [۹]	متر	۲
ضریب پخش (Diffusion) [۱۰]	متر مربع بر ثانیه	1×10^{-7}
عمق آب زیرزمینی	متر	۱۵
چگالی نسبی آلاینده	-	۱/۲



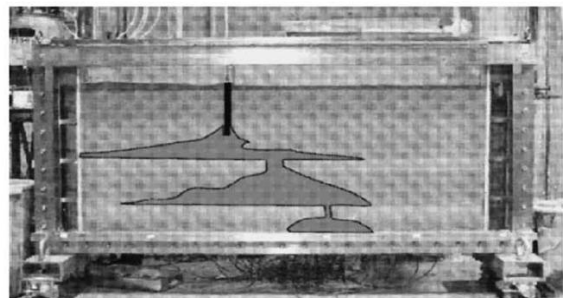
شکل (۲) شمای کلی مسئله انتشار آلودگی [۳]



(a)



(b)



(c)

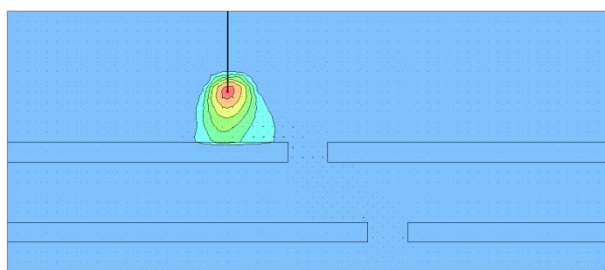
شکل (۳) نتایج مدل آزمایشگاهی مسئله انتشار آلودگی [۳]

با ورود جریان آلاینده از محل ترانشه نشان داده شده در شکل ۲، این آلودگی در عمق خاک نفوذ کرده و پایین می‌رود. بر این اساس مطابق شکل ۳، آلودگی تا روی سطح لایه ماسه Silica که نفوذپذیری کمتری دارد نفوذ کرده و در این نقطه دچار انحراف از مسیر می‌شود. این روند در لایه دوم ماسه Silica نیز تکرار می‌شود. پارامترهای موجود در این آزمایش و همچنین پارامترهایی که در ساخت مدل‌های عددی استفاده شده در جدول ۲ آورده شده است.

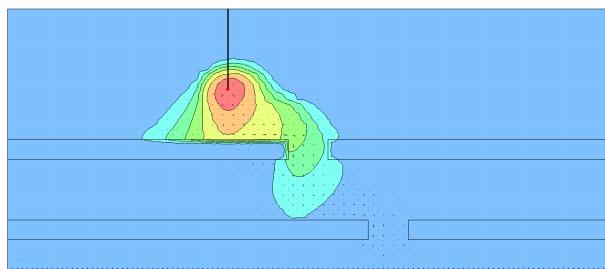
در سه مرحله ۱، ۴ و ۷ ساعت پس از شروع انتشار، آزمایش، ارزیابی و خروجی‌های آن ثبت شد. (این سه مرحله در شکل‌های ۳، ۴ و ۵ به ترتیب با a و b و c نشان داده شده است).

جدول (۲) پارامترهای استفاده شده در مدل عددی سنجش درستی

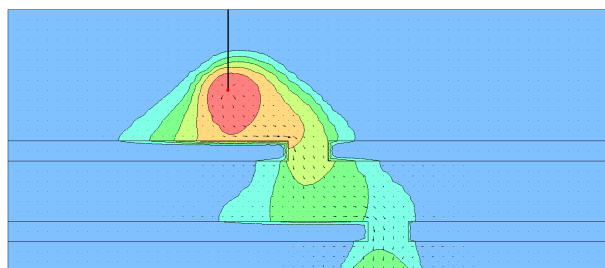
پارامتر	واحد	مقدار
نفوذپذیری ماسه Toyoura	متر بر ثانیه	$1/45 \times 10^{-4}$
نفوذپذیری ماسه Silica	متر بر ثانیه	$2/33 \times 10^{-5}$
تخلخل ماسه Toyoura	-	۰/۶۲
تخلخل ماسه Silica	-	۰/۷۲
دبی ورودی جریان آلاینده	متر مکعب بر ثانیه	۱۰-۶
ضریب پراکندگی طولی	متر	۰/۲
ضریب پراکندگی عرضی	متر	۰/۱
ضریب پخش (Diffusion)	متر مربع بر ثانیه	۱۰-۷
چگالی نسبی آلودگی	-	۱/۵۴



(a)



(b)



(c)

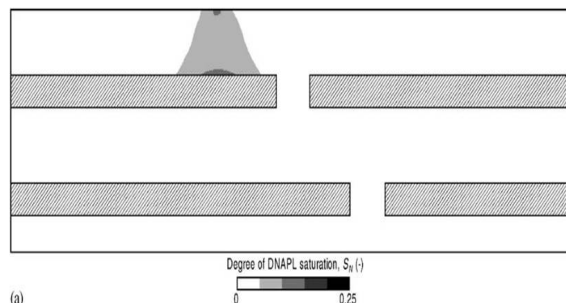
شکل (۵) نتایج مدل عددی نرم‌افزار CTran برای مسئله انتشار آلودگی

۵- نتایج تحلیل عددی

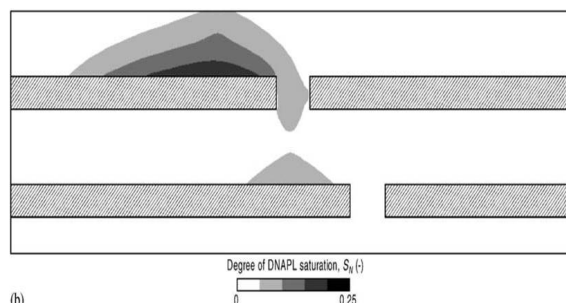
در این بخش، نحوه انتشار آلودگی‌های نفتی در خاک تحت تأثیر شرایط مختلف خاک و آلاینده بررسی شده است. مدل انتشار آلودگی بر حسب تغییرات پارامترهای زیر ارزیابی شده است:

- نفوذپذیری خاک؛
- چگالی نسبی آلاینده؛
- ضرایب پراکندگی؛
- ضریب پخش و
- تراز آب زیرزمینی.

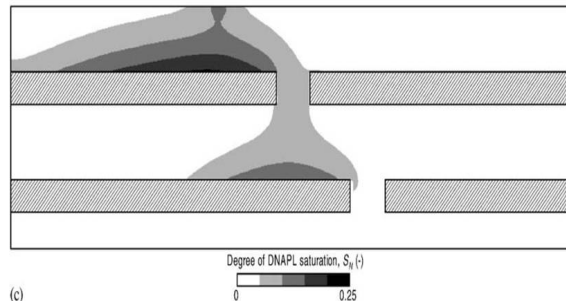
در شکل ۴ نیز نتایج مدل عددی ساخته‌شده به‌وسیله‌ی Kamon و همکاران که برای مقایسه با نتایج مدل آزمایشگاهی خود طراحی کرده بودند، آمده است.



(a)



(b)

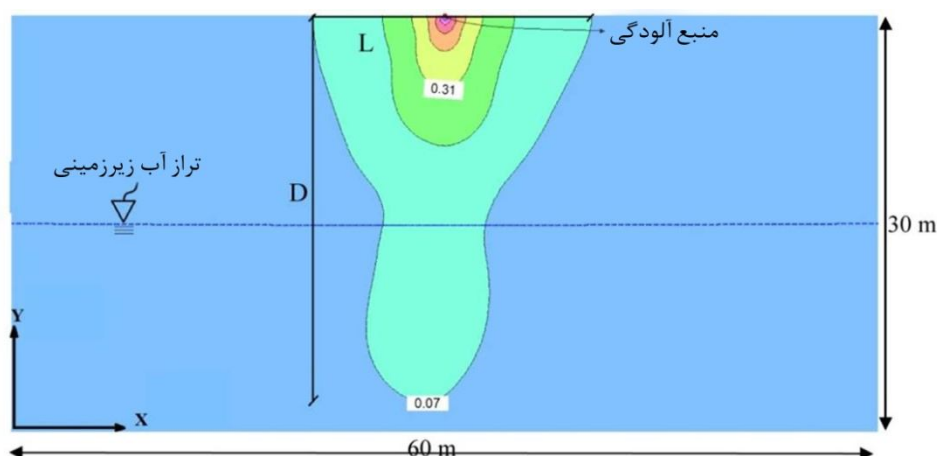


(c)

شکل (۴) نتایج مدل عددی مسئله انتشار آلودگی [۳]

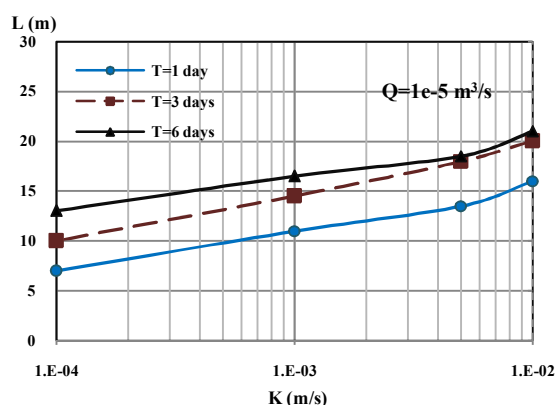
در نهایت، در شکل ۵، نتایج به‌دست‌آمده از نرم‌افزار GeoStudio است.

همان‌گونه که مشاهده می‌شود، تطابق بین نتایج عددی این پژوهش با نتایج آزمایشگاهی حتی مناسب‌تر از نتایج تحلیل عددی انجام‌شده به‌وسیله‌ی Kamon و همکاران است که این موضوع، دقت قابل قبول مدل‌سازی انتشار آلودگی در محیط خاکی را در این پژوهش نشان می‌دهد.

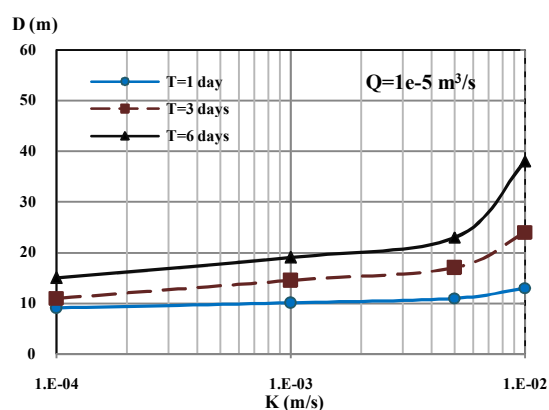


شکل (۶) مدل الگوی انتشار آلودگی نفتی

تفسیر نتایج آورده شده است.



شکل (۷) تغییرات طول سطح آلودگی برحسب تغییرات نفوذپذیری خاک برای دبی ورودی مشخص جریان آلاینده (خاک درشت‌دانه)



شکل (۸) تغییرات عمق نفوذ آلودگی برحسب تغییرات نفوذپذیری خاک برای دبی ورودی مشخص جریان آلاینده (خاک درشت‌دانه)

همان‌گونه که در شکل ۶ دیده می‌شود، مدل انتشار آلودگی با دو پارامتر اصلی معرفی شده است. از این شکل، دو پارامتر گستردگی سطح انتشار آلودگی (L) و عمق نفوذ آلودگی در خاک (D) بر اساس الگوی انتشار ارزیابی می‌شود.

شکل ۶، نمونه‌ای از خطوط هم‌غلظت را نشان می‌دهد. مطابق این شکل، بعد و عمق انتشار آلودگی تا حدی فرض می‌شوند که خطوط هم‌غلظت به مقدار معادل ۰/۵ تا ۰/۱ مقدار غلظت موجود در منبع آلاینده واقع در سطح زمین (Concentration = 1) رسیده باشد.

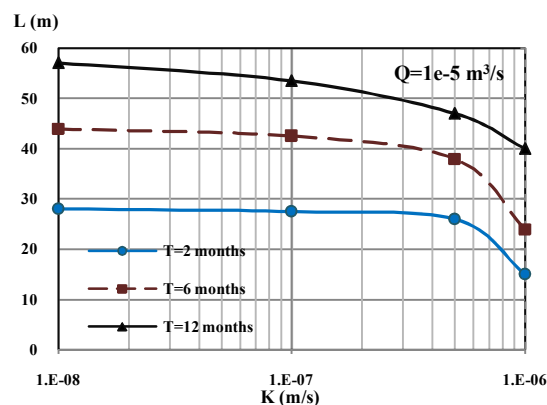
۱-۵- تحلیل حساسیت نسبت به نفوذپذیری خاک

مهم‌ترین عامل مؤثر بر روند انتشار آلودگی در خاک، نفوذپذیری خاک است. برای بررسی تأثیر این پارامتر، مقادیر مبنای جدول ۱ استفاده شده است. مقادیر نفوذپذیری از میزان 1×10^{-2} تا 1×10^{-8} متر بر ثانیه (معرف بازه‌ی نفوذپذیری خاک‌های درشت‌دانه و ریزدانه) و مقادیر دبی ورودی آلاینده از 2×10^{-6} تا 2×10^{-5} مترمکعب بر ثانیه، متغیر در نظر گرفته شده است. با توجه به گستردگی حجم نتایج به‌دست‌آمده، در شکل‌های زیر تنها نمونه‌ای از تحلیل حساسیت نسبت به میزان نفوذپذیری خاک، برای

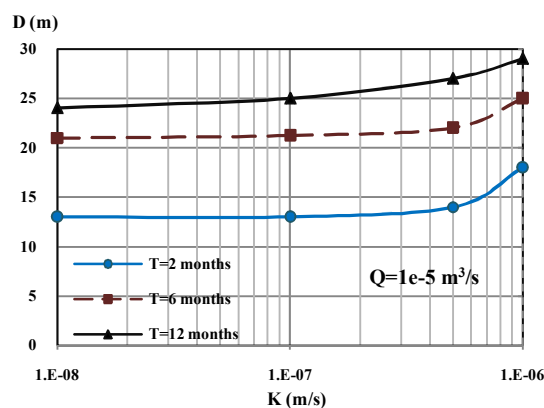
در خاک ریزدانه، روندی نزولی دارد (شکل‌های ۷ و ۹). به بیان دیگر، در خاک درشت‌دانه، تغییرات L با K خطی است اما تغییرات D با K در ابتدا خطی بوده و سپس با افزایش K به صورت غیرخطی افزایش می‌یابد (شکل‌های ۷ و ۸)؛ یعنی در خاک‌های شنی، اثر شتاب گرانش بر عمق نفوذ حاکم شده و جریان انتشار آشفته می‌شود. از طرف دیگر در خاک‌های شنی، مقادیر $D > L$ بوده و به عبارتی در خاک درشت‌دانه، الگوی انتشار رو به پایین حاکم است. اما در خاک ریزدانه (برای مقادیر $K < 5 \times 10^{-7}$ m/s که حدود نفوذپذیری رس است) تغییرات L و D بر حسب K ، خطی است (شکل‌های ۹ و ۱۰). پس در خاک‌های رسی، جریان انتشار، لایه‌ای است. از سوی دیگر، در خاک‌های رسی، مقادیر $L > D$ بوده و به عبارتی در خاک‌های رسی، الگوی انتشار جانبی حاکم است. لازم به ذکر است، در این شکل‌ها، برای مقادیر $K > 5 \times 10^{-7}$ m/s و $K < 1 \times 10^{-6}$ m/s که حدود نفوذپذیری سیلت است، مقادیر D به صورت غیرخطی رو به افزایش بوده، در حالی که مقادیر L رو به کاهش است؛ یعنی رفتار الگوی انتشار آلودگی در خاک سیلتی که از خاک‌های ریزدانه است، به سمت الگوی انتشار خاک‌های درشت‌دانه میل می‌کند.

۲-۵- تحلیل حساسیت نسبت به چگالی نسبی آلاینده

در این بخش، نتایج حاصل از تحلیل حساسیت مدل انتشار آلودگی نسبت به تغییر پارامتر چگالی آلاینده بررسی شده است. برای تحلیل حساسیت، میزان چگالی نسبی آلاینده در جدول ۱، از مقدار 0.8 (LNAPL) تا $1/4$ (DNAPL) تغییر داده شده است. تأثیر تغییر میزان چگالی آلاینده بر تغییر مدل انتشار آلودگی، دو پارامتر عمق نفوذ آلودگی (D) و میزان گسترش آن در سطح خاک (L)، در شکل‌های ۱۱ و ۱۲ مشاهده می‌شود.



شکل (۹) تغییرات طول سطح آلودگی برحسب تغییرات نفوذپذیری خاک برای دبی ورودی مشخص جریان آلاینده (خاک ریزدانه)



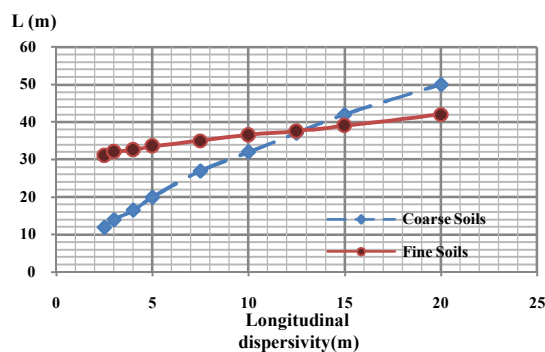
شکل (۱۰) تغییرات عمق نفوذ آلودگی برحسب تغییرات نفوذپذیری خاک برای دبی ورودی مشخص جریان آلاینده (خاک ریزدانه)

مهم‌ترین موضوعی که در نمودارهای شکل‌های ۷ تا ۱۰ مشاهده می‌شود آن است که برای زمان‌های در نظر گرفته‌شده با توجه به نوع خاک (۱، ۳ و ۶ روز در خاک‌های درشت‌دانه و ۲، ۶ و ۱۲ ماه در خاک‌های ریزدانه)، برای یک دبی مشخص جریان آلاینده (Q)، تغییرات عمق انتشار آلودگی (D) بر حسب نفوذپذیری خاک (K) در هر دو خاک درشت‌دانه و ریزدانه، روند خطی دارد که با افزایش میزان نفوذپذیری، روند تغییرات شدت می‌یابد (شکل‌های ۸ و ۱۰). از سوی دیگر، برای شرایط گفته‌شده، تغییرات طول سطح انتشار آلودگی (L) برحسب نفوذپذیری خاک، در خاک درشت‌دانه، روندی صعودی و

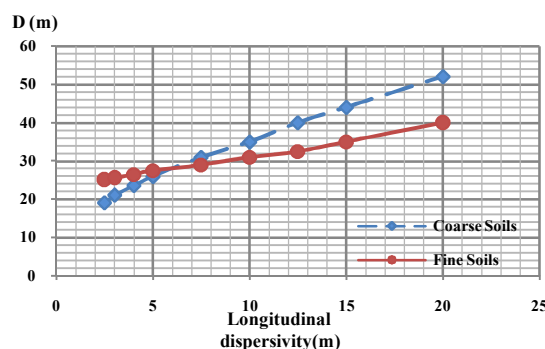
الگوی انتشار حاکم در خاک‌های درشت‌دانه، نفوذ به اعماق پایین‌تر و در خاک‌های ریزدانه گسترش آلودگی در سطح خاک است.

۳-۵- تحلیل حساسیت نسبت به ضرایب پراکندگی

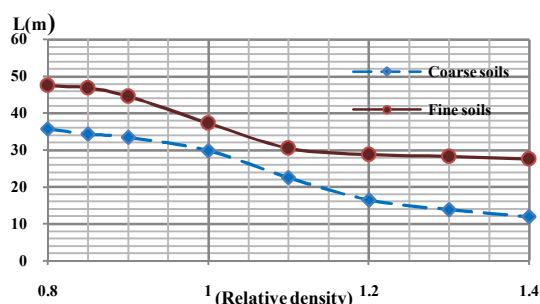
در این بخش نیز برای تحلیل حساسیت، دو ضریب پراکندگی طولی در راستای جریان و پراکندگی عمود بر راستای جریان در الگوی انتشار آلودگی از تغییر این پارامتر در جدول ۱ استفاده شده است. مقادیر ضریب پراکندگی طولی در نظر گرفته شده عبارت است از: ۲/۵، ۳، ۴، ۵، ۷/۵، ۱۰، ۱۲/۵، ۱۵ و ۲۰ متر. این مقادیر برای ضریب پراکندگی موجود در راستای عمود بر جهت جریان نیز ۰/۵، ۱، ۱/۵، ۲، ۲/۵، ۳، ۳/۵، ۴، ۴/۵ و ۵ متر است.



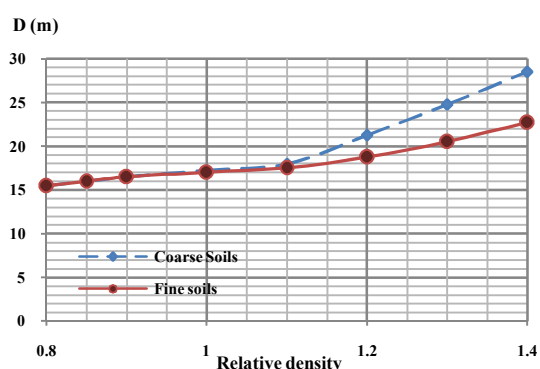
شکل (۱۳) تغییرات طول سطح انتشار آلودگی بر اساس تغییرات ضریب پراکندگی طولی



شکل (۱۴) تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر اساس تغییرات ضریب پراکندگی طولی



شکل (۱۱) تغییرات طول سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات چگالی نسبی آلاینده



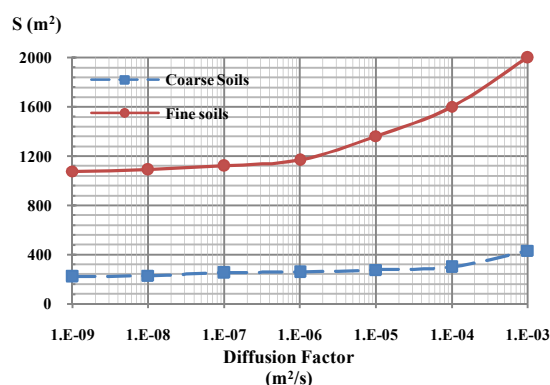
شکل (۱۲) تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات چگالی نسبی آلاینده

همان‌گونه که در شکل مشخص است، با افزایش میزان چگالی نسبی آلاینده، بر اثر نیروی وزن، در هر دو خاک ریزدانه و درشت‌دانه از میزان دامنه گسترش آلودگی در سطح کاسته شده و آلودگی بیشتر در عمق خاک نفوذ می‌کند. در شکل ۱۱، مشاهده می‌شود که در خاک ریزدانه میزان سطح انتشار آلودگی نسبت به خاک‌های درشت‌دانه بیشتر است. این موضوع باز هم مؤید الگوهای انتشار بر حسب نوع خاک که در بخش قبل ارائه شد، است. نکته چشم‌گیر در شکل ۱۱، تأثیر کمتر افزایش میزان چگالی آلاینده در حالت چگالی‌های بیشتر از یک، برای خاک‌های ریزدانه است. همچنین برای شکل ۱۲، مطابق الگوی انتشار بر حسب نوع خاک، میزان افزایش عمق نفوذ آلودگی در سفره آب زیرزمینی برای خاک‌های درشت‌دانه نسبت به خاک‌های ریزدانه بیشتر است. خاطر نشان می‌شود که

محیط خاکی که جریان اولیه انتشار آلودگی در راستای قائم است، با افزایش ضریب پراکندگی در راستای عمود بر راستای جریان، میزان گسترگی آلودگی در راستای افق افزایش یافته و از نفوذ آن در عمق کاسته می‌شود. حساسیت الگوی انتشار آلودگی نسبت به ضریب پراکندگی طولی بیشتر از ضریب پراکندگی عمود بر راستای جریان است.

۴-۵- تحلیل حساسیت نسبت به ضریب پخش^۱

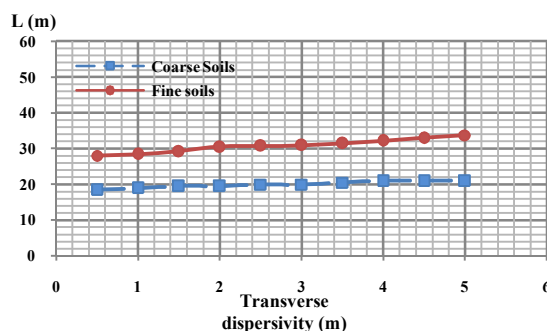
برای بررسی تأثیر ضریب پخش آلودگی در الگوی انتشار آن، ضریب پخش استفاده شده در جدول ۱ از مقدار 9×10^{-9} تا 3×10^{-3} تغییر داده می‌شود. در این مدل‌ها، برای پارامتر خروجی، مساحت آلودگی انتشار یافته در مقطع خاک، در نظر گرفته شده است.



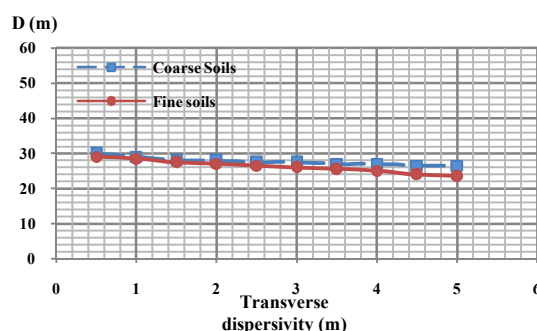
شکل (۱۷) تأثیر مقدار ضریب پخش بر مساحت مقطع آلودگی انتشار یافته

همان‌گونه که در شکل ۱۷ مشخص است، با افزایش ضریب پخش در هر دو خاک ریزدانه و درشت‌دانه، مقدار مساحت آلودگی انتشار یافته تا حدی ثابت بوده و سپس افزایش می‌یابد. البته از آنجا که مقدار اولیه مساحت آلودگی انتشار یافته در خاک‌های ریزدانه تا حد زیادی بیشتر از خاک‌های درشت‌دانه

یادآوری می‌شود که با توجه به توصیه Krahn [۹]، ضریب پراکندگی طولی در مقیاس‌های آزمایشگاهی و صحرایی، معادل ۰/۱ طول ابعاد آزمایش و ضریب پراکندگی عمود بر راستای جریان، ۰/۰۵ طول این ابعاد آزمایشگاهی یا صحرایی در نظر گرفته می‌شود.



شکل (۱۵) تغییرات طول سطح انتشار آلودگی بر اساس تغییرات ضریب پراکندگی عمود بر راستای جریان

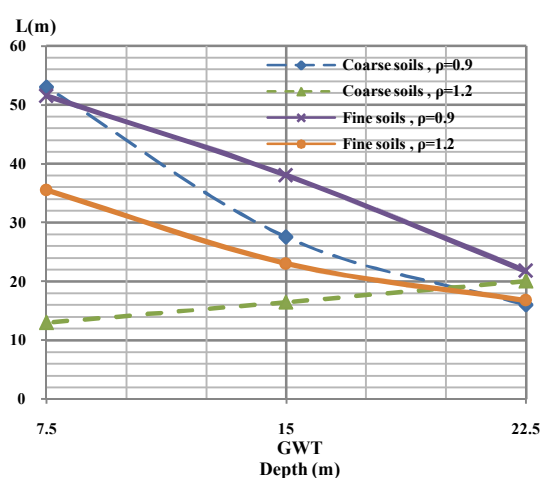


شکل (۱۶) تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر اساس تغییرات ضریب پراکندگی عمود بر راستای جریان

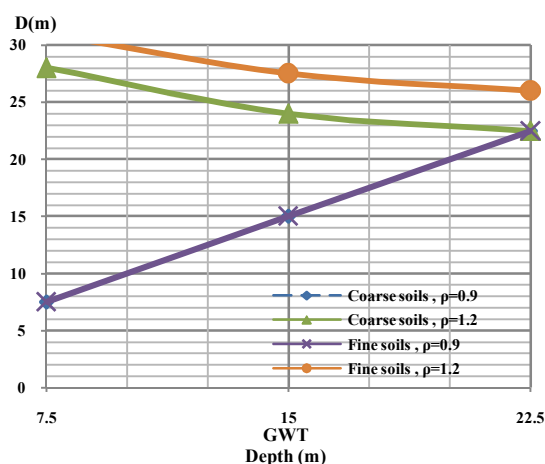
در شکل‌های ۱۳ و ۱۴ مشخص است که با افزایش ضریب پراکندگی طولی در هر دو محیط خاکی ریزدانه و درشت‌دانه، الگوی انتشار، گسترده‌تر شده و به عبارتی در هر دو راستای افقی و قائم بر میزان انتشار آلودگی افزوده می‌شود. این موضوع در خاک‌های درشت‌دانه مشهودتر از خاک‌های ریزدانه است؛ دلیل آن هم فضای خالی بیشتر حفرات خاک‌های درشت‌دانه می‌باشد.

در دو شکل ۱۵ و ۱۶ نیز مشاهده می‌شود که در هر دو

زیرزمینی نفوذ می‌کند. در این حالت، هرچه تراز آب زیرزمینی بالاتر باشد، آلاینده زودتر وارد محیط روان‌تر شده و در نتیجه تا عمق بیشتری نفوذ می‌کند. در مورد این نوع آلاینده، تغییرات طول سطح انتشار آلودگی نسبت به تراز آب زیرزمینی از الگوی انتشار حاکم بر حسب نوع خاک تبعیت می‌کند، یعنی هرچه تراز آب زیرزمینی بالاتر باشد، گسترش جانبی در خاک ریزدانه بیشتر بوده، در حالی که در خاک درشت‌دانه کمتر است.



شکل (۱۸) تغییرات طول سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات عمق سفره آب زیرزمینی



شکل (۱۹) تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات عمق سفره آب زیرزمینی

است (به دلیل زمان در نظر گرفته شده)، بنابراین میزان افزایش مساحت آلودگی در خاک ریزدانه بیشتر مشهود است. به بیان دیگر، هرچه مقطع آلودگی بزرگ‌تری باشد، اثر ضریب پخش آلودگی نیز بیشتر می‌شود.

۵-۵- تحلیل حساسیت نسبت به عمق تراز آب زیرزمینی

در این بخش تأثیر میزان تغییر عمق تراز آب زیرزمینی بر مدل انتشار آلودگی بررسی شده است. بدین منظور در مدل‌سازی‌های انجام‌شده برای هر دو محیط خاکی ریزدانه و درشت‌دانه، در جدول ۱، تراز آب زیرزمینی در سه عمق ۷/۵، ۱۵ و ۲۲/۵ متر از سطح خاک در نظر گرفته شده است. از طرف دیگر برای آن‌که تفاوت الگوی انتشار LNAPL و DNAPL هنگام برخورد با سفره آب زیرزمینی مشخص شود، علاوه بر تغییرات عمق سفره آب زیرزمینی، دو آلاینده با چگالی‌های نسبی ۰/۹ و ۱/۲ در جدول در نظر گرفته است. در ادامه، نمودارهای تغییرات سطح و عمق انتشار آلودگی در محیط‌های خاکی بر اساس تغییر میزان عمق تراز آب زیرزمینی برای آلاینده‌ها با چگالی‌های مختلف در شکل‌های ۱۸ و ۱۹ آورده شده است.

همان‌گونه که در شکل‌های ۱۸ و ۱۹ مشاهده می‌شود، آلاینده LNAPL ($p=0.9$)، در هر دو خاک درشت‌دانه و ریزدانه، هنگام برخورد با سفره آب زیرزمینی، به خاطر تغییر خواص محیط و از آن‌جا که فضای خالی بین ذرات با سیالی چگال‌تر (آب با $p=1$) پر شده است، مانند سیالی عمل می‌کند که با مانعی در برابر نفوذ مواجه شده است؛ پس در این حالت، آلودگی، بسته به تراز آب زیرزمینی روی سطح آب پخش می‌شود و هرچه تراز آب زیرزمینی بالاتر باشد، میزان پخش‌شدگی آلودگی بیشتر می‌شود. اما آلاینده DNAPL ($p=1.2$)، در هر دو خاک درشت‌دانه با چگالی بیشتر به درون سفره آب

۶- نتیجه گیری

در این مقاله، عوامل مهم و تأثیرگذار بر انتشار آلاینده‌های نفتی در خاک‌ها و همچنین سفره‌های آب زیرزمینی، با استفاده از روش اجزاء محدود (FEM)، برای تعیین الگوی انتشار آلودگی‌های نفتی در خاک‌ها بررسی شد. با استفاده از مدل عددی، نمودارهایی کاربردی برای تعیین الگوی کلی انتشار آلاینده ارائه شده است. این روش به محققین این امکان را می‌دهد که با داشتن مشخصات محیط، تخمینی مناسب از الگوی انتشار آلودگی داشته باشند. پارامترهای ارزیابی‌شده در پژوهش عبارت است از: نفوذپذیری خاک، چگالی نسبی آلاینده، ضرایب پراکندگی، ضریب پخش و تراز آب زیرزمینی. بر اساس مطالعات انجام‌شده، مهم‌ترین نتایج به‌دست‌آمده به شرح زیر است:

۱- در خاک‌های درشت‌دانه، الگوی انتشار رو به پایین برای آلاینده حاکم است در حالی که در خاک‌های ریزدانه، الگوی انتشار به طور جانبی در سطح خاک حاکم است.

۲- با افزایش ضریب پراکندگی طولی، گسترده‌تر شدن الگوی انتشار در خاک‌های درشت‌دانه بیش از خاک‌های ریزدانه است. این موضوع ناشی از فضای خالی بیشتر حفرات در خاک‌های درشت‌دانه است. همچنین حساسیت الگوی انتشار آلودگی به ضریب پراکندگی طولی در راستای جریان بیش از ضریب پراکندگی عمود بر راستای جریان است.

۳- هرچه محیط بازه‌ی آلودگی بیشتر باشد، اثر ضریب پخش آلودگی نیز بیشتر است.

۴- آلاینده LNAPL ($p=0.9$)، در هر دو خاک درشت‌دانه و ریزدانه، هنگام برخورد با سفره آب زیرزمینی، به خاطر تغییر خواص محیط و از آن‌جا که فضای خالی بین ذرات با سیالی چگال‌تر (آب با $p=1$) پر شده است، به مانند سیالی عمل می‌کند که با مانعی در برابر نفوذ مواجه شده است؛ پس در این حالت، آلودگی، بسته به تراز آب زیرزمینی، روی سطح آب

پخش می‌شود و هرچه تراز آب زیرزمینی بالاتر باشد، میزان پخش‌شدگی آلودگی بیشتر می‌شود.

۵- آلاینده DNAPL ($p=1/2$) در هر دو خاک درشت‌دانه و ریزدانه، هنگام برخورد با تراز آب زیرزمینی، با توجه به چگالی بیشتر به درون سفره آب زیرزمینی نفوذ می‌کند. در این حالت، هرچه تراز آب زیرزمینی بالاتر باشد، آلاینده زودتر وارد محیط روان‌تر شده و در نتیجه تا عمق بیشتری نفوذ می‌کند. در مورد این نوع آلاینده، تغییرات طول سطح انتشار آلودگی نسبت به تراز آب زیرزمینی از الگوی انتشار حاکم بر حسب نوع خاک تبعیت می‌کند و هرچه تراز آب زیرزمینی بالاتر باشد، گسترش جانبی در خاک ریزدانه بیشتر است، در حالی که در خاک درشت‌دانه کمتر است.

۷- مراجع

[۱] گیتی‌پور، س؛ نبی بیدهندی، غ؛ گرجی، م؛ "آلودگی خاک‌های پالایشگاه جنوب تهران در اثر ترکیبات نفتی"، مجله محیط شناسی، شماره ۳۴، صفحه ۳۹-۴۵، ۱۳۸۱

[2] Lee, J. Y, Cheon, J. Y, Lee, K. K, Lee, S. Y, Lee, M. H, "Factors affecting the distribution of hydrocarbon contaminants and hydro geochemical parameters in a shallow sand aquifer", Journal of Contaminant Hydrology, (50), 139-158, 2001

[3] Kamon, M, K, Junichi, Inui, T, Katsumi, T, "Two-dimensional DNAPL migration affected by groundwater flow in unconfined aquifer", Journal of Hazardous Materials 110, 1-12, 2004

[۴] احتشامی، م؛ احمدنیا، ر؛ "مدل‌سازی نشت هیدروکربن‌های نفتی در منابع خاک آب‌های زیرزمینی"، مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست، شماره ۲۹، ۴۷-۴۸، ۱۳۸۵، ۵۷

[5] Wilson, C. S, Weaver, J. W, Charbeneau, R. J, "A screening model for simulating DNAPL flow

- [8] Bandilla, K. W, Rabideau, A. J, Jankovic, I, "A parallel mesh-free contaminant transport model based on the Analytic Element and Streamline Methods", Journal of Advances in Water Resources, 32, 1143– 1153, 2009
- [9] Krahn. J, "C-Tran Engineering Book, manual of Geo-studio software", 2004
- [10] Jeff. K, "Practical Design Calculations for Groundwater and Soil Remediation", Boca Raton, CRC Press LLC, 1999
- and transport in porous media: theoretical development", Environmental Modeling & Software, (21) 16–32, 2006
- [۶] سعادت، م؛ "مدل‌سازی پخشیدگی آلودگی‌های نفتی در حین پاکسازی به روش تخلیه دو پمپه"، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ۱۳۸۷
- [7] Kartha, S. A, Srivastava, R, "Effect of immobile water content on contaminant transport in unsaturated zone", Journal of Hydro-environment Research, (1), 206– 215, 2008

Oil Contamination Propagation Patterns in Soils

M. Heidarpour¹, M. Oliaei^{2*}

1- M.Sc of Civil (Geotechnique) Eng., Department of Civil and Environmental Engineering, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

2- Assistant Professor of Civil (Geotechnique) Eng., Department of Civil and Environmental Engineering, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

m.olyaei@modares.ac.ir

Abstract:

In recent decades attention to contamination propagation into soils and underground water has been increased which has led to increasing the studies on soil contamination problems and methods of in-situ remediation. Also, soil contamination with petroleum compounds has been one of the most challenging issues. In many countries with petroleum industries, mines of oil exploration, refineries and etc, by reasons, such as leakage from tanks or pipelines of oil transmission due to corrosion and damage, soil will be contaminated by oil pollution. Hence, contaminant propagation in soils and also remediation of the contaminated soils has been considered as a sensitive, complex and critical environmental issue.

According to recent studies, it is clear that further study on petroleum contamination propagation pattern in soils and underground water is needed. Therefore, the study about this pattern is main purpose of this research which has been done by means of numerical Finite Element Method (FEM). Following, the theory of pollution propagation and the mechanisms and formulation of this process are expressed. Then, the explanation of modeling has been carried out in terms of geometry, boundary conditions, method of analysis, material parameters and etc. Verification and analysis results have been presented, respectively. Finally, conclusion is given and discussed.

In this research, effective parameters on oil contamination propagation in soils and underground water have been investigated. These parameters are soil permeability, relative density of contamination, dispersivity coefficients, diffusion coefficient and ground water table depth. The results show there are different propagation patterns in coarse and fine grain soils. Furthermore, the efficiency of pumping method as an in-situ remediation approach for contaminated soils is studding by authors.

The most important conclusions are as following:

- In coarse grain soils, downward propagation pattern and in fine grain soils lateral propagation pattern are dominant.
- By increasing the longitudinal dispersivity coefficient, contamination patterns will be extended. It is more evident in coarse soils which is due to more void ratios in these types of soils. The results are more sensitive to longitudinal dispersivity coefficients variations with respect to transverse dispersivity coefficients.
- The effect of diffusion coefficient has a direct relation with the perimeter of contamination domain.

Abstracts

-LNAPL contamination ($\rho=0.9$) while facing ground water table, because of change in environment properties and filling the porosities with denser liquid (water with $\rho=1$), acts like a liquid which faces a barrier. Hence, in such a case, it propagates on ground water tables and by considering decreasing the ground water table depth, the propagation extent will be increased.

-For DNAPL contamination ($\rho=1.2$), contamination will face a lighter liquid (water with $\rho=1$), and therefore its penetration in soil depth will be increased, specially when the ground water table comes up. In such a case, variations of contamination extent follow the propagation pattern based on the soil type. In other words, higher ground water level makes more extent of contamination in fine grained soils and less in coarse grained soils.

Keywords: Oil contamination, Propagation pattern, Remediation, Numerical modeling, Soil characteristics.