

## تعیین روش مناسب برای تخمین ضریب جذب MTBE توسط خاک پالایشگاه تهران (شهری)

محمد نیکخواه منفرد<sup>۱</sup>  
m.nickhah@gmail.com

محمد رضا صبور<sup>۲</sup>  
mrsbr@hotmail.com

### چکیده

متیل ترشیو بوتیل اتر (MTBE) از افزوده‌های بنزین است که در افزایش عدد اکتان سوخت برای بهره‌وری بیشتر کاربرد دارد. سازمان حفاظت محیط زیست امریکا MTBE را ماده‌ای مضر با سرطانزایی بالا طبقه‌بندی کرده است. این ماده از مخازن زیرزمینی سوخت، وارد محیط خاک می‌شود. ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی MTBE موجب نفوذ سریع این ماده در خاک و ورود به آبهای زیرزمینی می‌گردد. در نشت این ماده به خاک، توانایی خاک در جذب آلاینده، نقشی مهم در حذف MTBE ایفا می‌کند و شاخص ضریب پخش (Distribution Coefficient-Kd)، این توانایی را نشان می‌دهد. این شاخص در ژئوتکنیک زیست‌محیطی خاک بررسی می‌شود. چون دامنه‌ی تغییرات این شاخص برابر صفر تا هزار و حتی بیشتر است، در مدلسازی، حرکت و پراکنش آلاینده‌ها در خاک، نقشی مهم دارد. در این پژوهش با انجام چندین آزمایش جذب با خاک شهری و آلاینده‌ی MTBE، مقدار واقعی جذب اندازه‌گیری و باتوجه به مقدار بدست‌آمده، روشهای مختلف عددی موجود، از نظر تطابق نتایج تخمینی با مقدار واقعی بررسی شد تا مناسب‌ترین روش تخمین برای خاک این منطقه و MTBE انتخاب شود. آزمایشهای این پژوهش، (آزمایشهای خاک، جذب و GC)، همگی طبق استاندارد ASTM انجام گرفته است. در پایان مشاهده شد که هر چهار روش بررسی‌شده، برای تعیین ضریب جذب قابل استفاده‌اند؛ اما در شرایط مشابه، می‌توان به ترتیب، روشهای دوبینین-رادوشکویچ، لانگ‌مایر، فرن‌دلیخ و در نهایت ایزوترم خطی را برای تخمین Kd و فرآیند جذب، پیشنهاد کرد.

واژه‌های کلیدی: ضریب پخش (Distribution Coefficient-Kd)، ژئوتکنیک زیست‌محیطی، متیل ترشیو بوتیل اتر (MTBE)، پالایشگاه تهران، آب زیرزمینی

۱- کارشناس ارشد عمران-محیط زیست

۲- دکترای ژئوتکنیک زیست‌محیطی، عضو هیأت علمی دانشکده‌ی عمران دانشگاه خواجه نصیرالدین طوسی

امروزه یکی از نگرانی‌های جدی اندیشمندان، عدم هم‌خوانی نیازهای انسان کنونی، با منابع موجود زمین است؛ از جمله این منابع و یکی از مهمترین لوازم حفظ یکپارچگی محیط زیست، منابع آبهای شیرین است. یکی دیگر از منابع بسیار مهم، خاک می‌باشد که افزون بر این که به عنوان بستر اصلی رشد گیاهان و از عناصر مهم محیط زیست دارای اهمیتی بالاست، یکی از محیط‌های اصلی جابه‌جایی آب نیز بشمار می‌رود. آلوده شدن خاک می‌تواند باعث ورود آلاینده‌ها به چرخه‌ی غذایی موجودات زنده و در نهایت ایجاد معضل برای انسان‌ها شود. در کنار این، آلاینده‌های خطرناک با عبور از محیط متخلخل خاک به منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی راه یافته، آنها را آلوده می‌کنند و آگاهی از نحوه‌ی پراکنش این آلاینده‌ها در محیط می‌تواند نقشی اساسی در پیش‌بینی شرایط محیط زیست و در صورت نیاز، پاکسازی آن ایفا کند. یکی از شاخص‌های مؤثر در جلوگیری از نفوذ آلاینده‌های به سفره‌های آب زیرزمینی، میزان قابلیت جذب خاک است که هرچه این توانایی در خاک منطقه بیشتر باشد، آلاینده کمتر مجال نفوذ به اعماق پایین‌تر لایه‌ی خاک را می‌یابد و عمق کمتری آلوده می‌شود که به تبع آن، احتمال آلوده شدن آبهای زیرزمینی، کاهش می‌یابد و آگاهی از این قابلیت خاک برای هر منطقه‌ای می‌تواند جهت تصمیم‌گیری‌های زیست‌محیطی، دیدی مناسب به کارشناسان دهد؛ اما از آن جا که برای محاسبه‌ی این ضریب، راه‌های مختلفی پیشنهاد شده است و از هر روش، مقداری متفاوت با سایر روش‌ها حاصل می‌شود، لازم است شرایط خاک و آلاینده‌ی مورد نظر بررسی شود و بهترین روش - که از سایر روش‌ها به مقادیر واقعی نزدیک‌تر است - انتخاب گردد.

از جمله‌ی روش‌های مناسب برای تخمین  $K_d$ ، مجموعه روش‌های «ایزوترم جذب»<sup>۱</sup> می‌باشد که نظر به اهمیّت ضریب جذب در جابه‌جایی آلاینده‌ها و خودپالایی خاک و پژوهش‌های بسیاری که جهت دستیابی به روش‌های مناسب تعیین آن صورت گرفته، این روش امروزه در جهان بسیار مورد توجه قرار گرفته است. در این روش شاخص‌های مؤثر بر یک فرآیند جذب ثابت نگه داشته می‌شود و تنها اثر غلظت آلاینده بر جذب را بررسی می‌کنند. [۳]

اگر غلظت آلاینده‌ای که با خاک در تماس است، به طور یکنواخت بیشتر شود، کلّ سطح خاک از آلاینده اشباع می‌گردد و دیگر با افزایش غلظت آلاینده، جذب نخواهیم داشت و رابطه‌ی بین جذب سطحی و غلظت آلاینده خطّی نخواهد ماند. مدل‌های ایزوترم برای توضیح این شرایط تعریف شده‌اند. در شرایطی که میزان آلاینده‌ی موجود، برای ایجاد جذب خطّی کافی است، مدل‌های ایزوترم قابل استفاده‌اند. ۴ مدل ایزوترم جذبی که در این پژوهش، بر اساس آنها ضریب پخش محاسبه و ارزیابی می‌شود، عبارت‌اند از مدل خطّی<sup>۲</sup>، مدل لانگ‌مایر<sup>۳</sup>، مدل فرندلیخ<sup>۴</sup> و مدل دوبینین-رادوشکویچ<sup>۵</sup>. [۳]

## ۲- ضرورت و فرضیات تحقیق

<sup>۱</sup> Isotherm Adsorption Models

<sup>۲</sup> Linear Model

<sup>۳</sup> Langmuir Model

<sup>۴</sup> Freundlich Model

<sup>۵</sup> Dubinin-Radushkevich Model

از جمله فعالیت‌های صنعتی مهم - که از نظر تولید آلاینده‌های گوناگون زیست‌محیطی در صدر سایر فعالیت‌ها قرار دارد - می‌توان به فعالیت‌های صنایع نفت و گاز و پتروشیمی اشاره کرد. فرآورده‌ها، محصولات فرعی، مواد زائد و پساب‌هایی تولیدی در واحدهای این صنایع از مهمترین منابع آلاینده‌ی محیط زیست و بویژه منابع آب به شمار می‌رود؛ ایران نیز به عنوان یک کشور نفت‌خیز، همواره با مشکلات زیست‌محیطی ناشی از فعالیت‌های این صنعت دست‌وپنجه نرم کرده است.

برای نمونه منطقه‌ی پالایشگاه تهران (شهر ری) و جایگاه‌ها و انبارهای اطراف آن و نیز شرکت‌هایی چون شرکت لوله‌های نفت، شرکت نفت بهران، کارخانه‌ی سولفور سدیم و... از قدیمی‌ترین و معروفترین مناطق صنعت نفت به شمار می‌رود که به خاطر مرکزیت، نزدیکی به پایتخت و فاصله‌ی کم با زمین‌های مسکونی و کشاورزی (باقرشهر و اسماعیل‌آباد) و معضلات زیست‌محیطی متعدّد ناشی از آن، همواره مورد توجه بوده است؛ تا آن جا که طی مطالعاتی که در سال ۱۳۸۳ توسط شرکت ژاپنی «آیده میتسو» انجام گرفت، از نفوذ یک میلیون و ۴۴۰ هزار متر مکعب مواد نفتی دارای MTBE به عمق متوسط ۱/۵ تا ۷ متر بر روی سفره‌ی آب‌های زیرزمینی طی سالهای گذشته، تنها در محوطه‌ی پالایشگاه تهران پرده برداشته شد. [۴]

در این شرایط، آگاهی از میزان نفوذ و نشت آلاینده‌ها به داخل خاک و امکان پیش‌بینی حرکت و جابه‌جایی آلاینده‌ها به طریق علمی از اهمیتی بسزا برخوردار خواهد بود و یکی از روش‌های دستیابی به این پیش‌بینی، مدل‌سازی است. تنظیم و واسنجی<sup>۱</sup> و حساسیت‌سنجی یک مدل و بهینه‌سازی آن برای منطقه‌ی مورد نظر در مواجهه با نفوذ آلاینده‌های مختلف، کاربردی بسیار مهم در تخمین میزان آلودگی در محیط‌های سطحی و زیرسطحی و منابع آب و نیز تعیین جهت و عمق پراکنش آلاینده‌ها خواهد داشت.

با توجه به این مهم، و با در نظر گرفتن خاک پالایشگاه تهران (به خاطر مشکلات زیست‌محیطی متعدّد منطقه) و آلاینده‌ی MTBE (به خاطر فراوانی و خطراتی که برای محیط و سلامت افراد دارد.) جهت انجام یک موردپژوهی انتخاب شد تا ضریب پخش<sup>۲</sup> MTBE در این خاک، اندازه‌گیری شود.

انتخاب شاخص ضریب پخش (Kd) بر این مبنا صورت گرفت که دامنه‌ی مقادیر این ضریب، بسیار وسیع است [۱] و تا کنون روش‌های مختلفی برای به دست آوردن و تخمین این ضریب، پیشنهاد شده که در هر یک مقداری متفاوت حاصل می‌شود و از آن جا که از سویی مقدار این ضریب با فرآیندهای تأخیر<sup>۳</sup> از جمله جذب<sup>۴</sup>، رابطه‌ای تنگاتنگ دارد و از دیگر سو، نرم‌افزارهای مدل‌سازی، نیازمند این ضریب به عنوان مقدار ورودی هستند، تخمین دقیق و نزدیک به واقعیت Kd، از ملزومات بررسی پراکنش آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی می‌باشد.

### ۳- روش انجام کار

#### ۳-۱- آزمایش‌های خاک

پس از تهیه‌ی مقادیری از خاک منطقه‌ی شهر ری، مطابق استاندارد ASTM آزمایش‌های مقدماتی خاک بر روی آن انجام شد که طبق این آزمایش‌ها، نوع این خاک از جنس رس با درصد ماسه‌ی ۱.۳۳٪ تعیین گشت. چگالی خاک مورد نظر نیز برابر  $2.88 \frac{gr}{cm^3}$  به دست آمد؛ سپس جهت تعیین ضریب جذب، برای چهار نمونه‌ی مختلف، بر اساس

<sup>۱</sup> Calibration

<sup>۲</sup> Distribution Coefficient

<sup>۳</sup> Retardation

<sup>۴</sup> Sorption

استاندارد ASTM D۴۶۴۶-۰۳، آزمایش جذب انجام شد. بدین منظور، ۴ نمونه خاک با درصد وزنی مختلف به مدت ۲۴ ساعت در معرض تماس با محلول MTBE و آب، با غلظت‌های گوناگون قرار گرفت و پس از آن فاز محلول از فاز جامد جدا شده، به وسیله‌ی آزمایش GC<sup>۱</sup>، مقدار غلظت MTBE در آن مشخص گردید. از آن جا که به دلیل کوتاه بودن مدت آزمایش، امکان زوال رادیواکتیو و یا تجزیه‌ی مولکولی توسط میکروارگانیسم‌ها وجود نداشته و نیز به خاطر رعایت شرایط آزمایشگاهی، میزان تبخیر، تقریباً صفر بوده است، می‌توان گفت که تفاوت غلظت اولیّه و غلظت محلول پس از ۲۴ ساعت، ناشی از جذب MTBE توسط خاک می‌باشد و بدین ترتیب، ضریب جذب را محاسبه کرد.

مقادیر اولیّه و نتایج آزمایش جذب در (جدول ۱) دیده می‌شود.

(جدول ۱): نتایج آزمایش جذب خطی برای تعیین غلظت MTBE جذب‌شده توسط خاک پالایشگاه تهران

شماره‌ی نمونه	جرم خاک جاذب (g)	حجم خاک جاذب (ml)	حجم فاز مایع محلول (ml)	غلظت اولیّه MTBE در آب (mg/l)	غلظت تصحیح‌شده‌ی MTBE در آب (mg/l)	جرم MTBE در نمونه (mg)	غلظت MTBE در آب طبق نتیجه‌ی آزمایش GC (mg/l)	تفاضل غلظت اولیّه و ثانویه MTBE (mg/l)	جرم MTBE جذب‌شده (mg)	غلظت MTBE در واحد جرم خاک (mg/g)	درصد جرمی جذب MTBE توسط خاک (%)
۱	۸	۲.۷۷۸	۲۴۷.۲۲۲	۵.۴۰۹	۱.۹۱۸	۰.۴۷۴	۱.۵	۰.۴۱۸	۰.۱۰۳	۰.۰۱۳۰	۲۱.۳
۲	۱۲	۴.۱۶۷	۲۴۵.۸۳۳	۷.۲۱۲	۳.۷۴۱	۰.۹۲۰	۱.۶۸	۲.۰۶۰۵	۰.۵۰۷	۰.۰۴۲۲	۵۵.۰۸۶
۳	۱۶	۵.۵۵۶	۲۴۴.۴۴۴	۹.۰۱۵	۵.۵۶۳	۱.۳۶۰	۱.۲۱	۴.۳۵۳	۱.۰۶۴	۰.۰۶۷	۷۸.۲۴۹
۴	۲۰	۶.۹۴۴	۲۴۳.۰۵۵۶	۱۰.۸۱۸	۷.۳۸۶	۱.۷۹۵	۱.۲۷	۶.۱۱۶	۱.۴۸۶	۰.۰۷۴۳	۸۲.۸۰۴
میانگین											۵۹.۴۸۳

### ۳-۲- بررسی نتایج پخش با مدل‌های ایزوترم جذب

با توجه به نتایج حاصله، سه نمونه برای رسم منحنی و تعیین شاخص‌های هر مدل ایزوترم به کار می‌رود و از نمونه‌ی چهارم برای بررسی صحت و دقت مدل استفاده می‌شود.

باید توجه داشت که در بین چهار روش محاسبه‌ی ضریب جذب، تنها از روش خطی می‌توان مستقیماً به مقدار این ضریب دست یافت و در سایر روش‌ها، شاخص‌هایی به دست می‌آید که با استفاده از آنها به عنوان ورودی نرم‌افزارهای مدل‌سازی (از قبیل MODFLOW) نرم‌افزار در هر نقطه با گرفتن مشتق جزئی، ضریب جذب آن نقطه را محاسبه می‌کند [۲]. به همین دلیل، در این پژوهش، به جای مقایسه‌ی ضریب جذب، فرآیند جذب مورد مقایسه قرار گرفته است و در واقع برای منحنی‌های به دست آمده در هر روش، این نکته بررسی شده که آیا این منحنی‌ها می‌توانند سایر نقاط حاصل از آزمایش‌های جذب دیگر را نیز پوشش دهند یا خیر.

### ۳-۲-۱- مدل خطی [۳]

ساده‌ترین و متداولترین راه تعیین ضریب  $K_d$ ، استفاده از نمودار خطی است. طبق تعریف،  $K_d$  عبارت است از نسبت ماده‌ی جذب‌شده در واحد وزن جاذب به غلظت اولیّه‌ی آن در محلول.

بنا بر این اگر در یک دستگاه مختصات، محور افقی نشان‌دهنده‌ی مقدار غلظت اولیّه‌ی محلول و محور عمودی نشان‌دهنده‌ی ماده‌ی جذب‌شده در واحد وزن جاذب باشد، شیب خط رسم‌شده، معرف  $K_d$  خواهد بود.

<sup>۱</sup> Gas Chromatography

با رسم نمودار (شکل ۱)، به خطی با (رابطه‌ی ۱) می‌رسیم که طبق آن،  $K_d$  برابر  $0.0114 \frac{lit}{gr}$  خواهد بود.

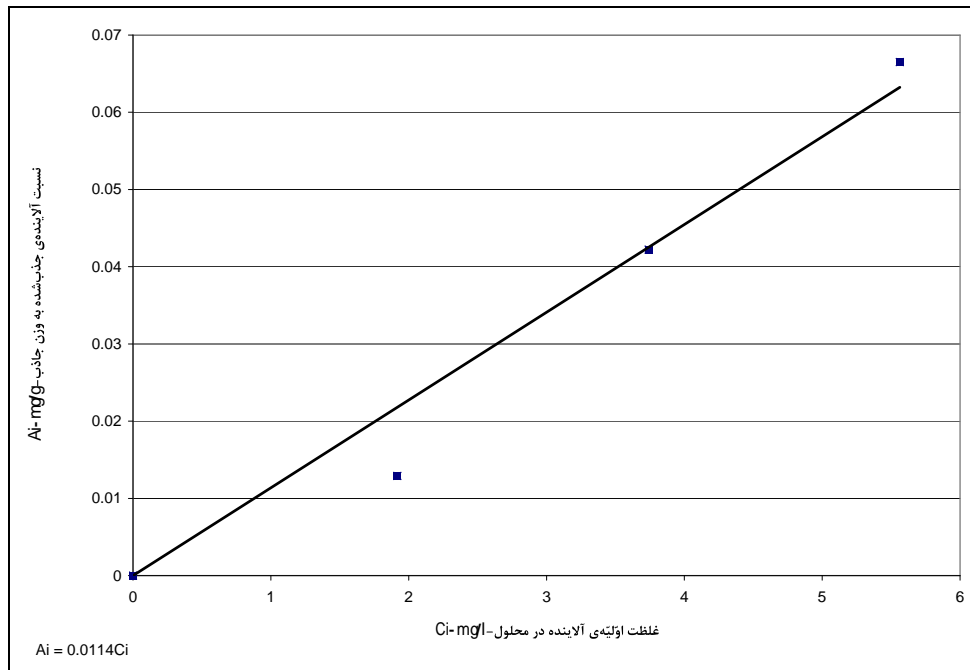
$$A_i = 0.0114C_i \quad (\text{رابطه‌ی ۱})$$

که در آن:

$A_i$ : مقدار آلاینده‌ی جذب‌شده در واحد جرم جامد

$C_i$ : غلظت آلاینده در محلول

(شکل ۱): نمودار تعیین ضریب جذب به روش ایزوترم خطی



حال اگر  $C_i$  به دست آمده از نمونه‌ی چهارم را در (رابطه‌ی ۱) قرار دهیم،  $A_i$  برابر  $0.0842 \frac{mg}{gr}$  به دست می‌آید.

### ۳-۲-۲- مدل لانگ‌مایر [۳]

مدل لانگ‌مایر برای توصیف جذب مولکول‌های گاز بر سطوح جامد همگن پیشنهاد شد.

این مدل این گونه نشان داده می‌شود:

$$A_i = \frac{K_L \cdot A_m \cdot C_i}{1 + K_L \cdot C_i} \quad (\text{رابطه‌ی ۲})$$

که در آن:

$A_i$ : مقدار آلاینده‌ی جذب‌شده در واحد جرم جامد

$K_L$ : ثابت جذب لانگ‌مایر مربوط به انرژی جذب

$A_m$ : بیشترین ظرفیت جذب جامد

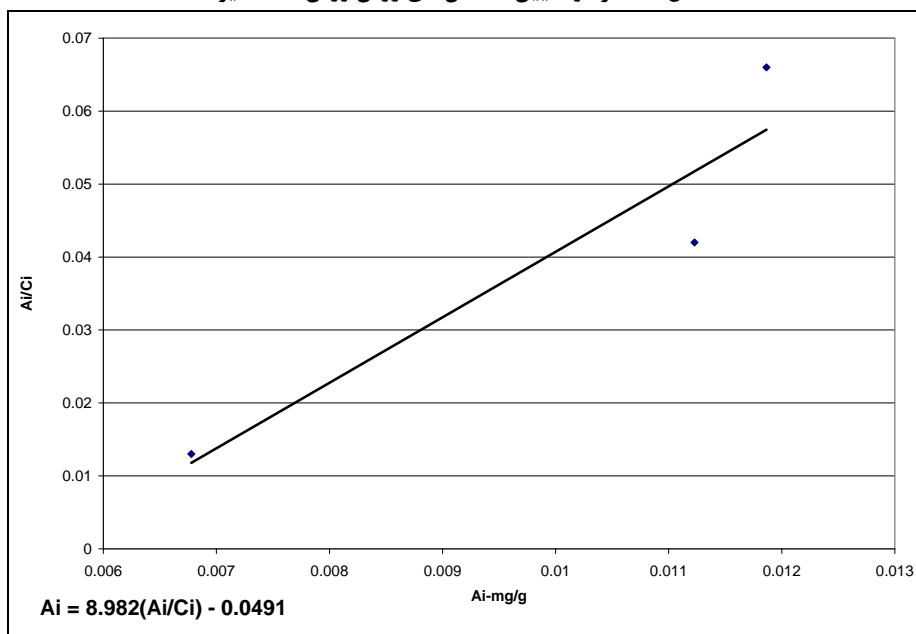
$C_i$ : غلظت آلاینده در محلول

اگر  $K_L$  را با  $\frac{1}{B}$  جایگزین کنیم، پس از ساده‌سازی رابطه خواهیم داشت:

$$A_i = -B \left( \frac{A_i}{C_i} \right) + A_m \quad (\text{رابطه‌ی ۳})$$

اگر  $A_i$  را بر محور عمودی و  $\frac{A_i}{C_i}$  را بر محور افقی یک دستگاه مختصات نشان دهیم، شیب  $-B$  و عرض از مبدأ  $A_m$  به دست خواهد آمد. با توجه به نتایج آزمایش جذب و با رسم نمودار، مقادیر  $A_m$  و  $-B$ ، به ترتیب برابر ۸.۹۸۲ و ۰/۰۴۹۱- خواهد بود.

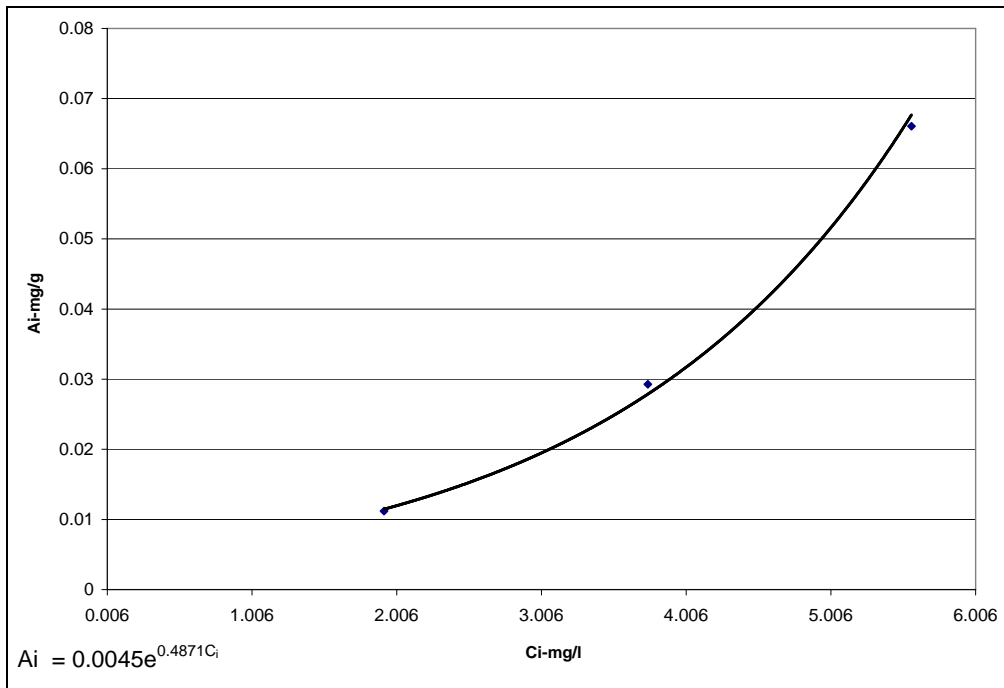
(شکل ۲): نمودار تعیین شاخص‌های روش روش لانگ‌مایر



حال نمودار را بر حسب (رابطه‌ی ۴) در (شکل ۳) رسم می‌کنیم، طبق تعریف، شیب آن در هر نقطه برابر  $K_d$  خواهد بود.

$$A_i = \frac{A_m \cdot C_i}{B + C_i} \quad (\text{رابطه‌ی ۴})$$

(شکل ۳): نمودار تعیین ضریب جذب به روش لانگ‌مایر



حال اگر مقدار  $C_i$  به دست آمده از نمونه‌ی چهارم را در رابطه‌ی منحنی برازش‌یافته از سه نقطه‌ی نخست قرار

دهیم،  $A_i$  برابر  $0.1643 \frac{mg}{gr}$  به دست می‌آید.

### ۳-۲-۳- مدل فرندلیخ [۳]

مدل ایزوترم فرندلیخ بدین صورت تعریف شده است

$$A_i = K_F \cdot C_i^N \quad (\text{رابطه ی ۵})$$

که در آن:

$A_i$ : مقدار آلاینده‌ی جذب‌شده در واحد جرم جامد

$C_i$ : غلظت آلاینده در محلول

$K_F$ : ثابت جذب فرندلیخ

$N$ : ثابت

با لگاریتم گرفتن از رابطه‌ی مدل فرندلیخ به رابطه‌ی خطی ذیل می‌رسیم:

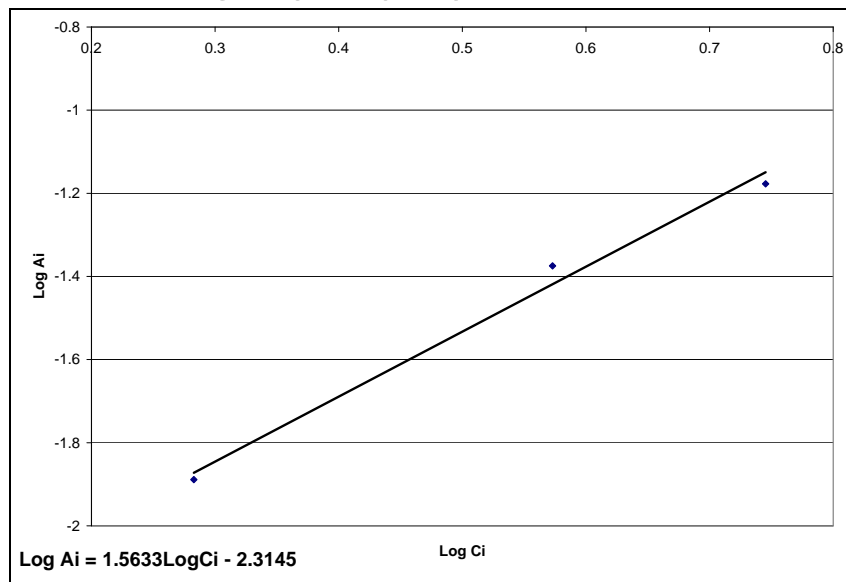
$$\text{Log}A_i = \text{Log}K_F + N \cdot \text{Log}C_i \quad (\text{رابطه ی ۵})$$

اگر  $\text{Log}A_i$  را در محور عمودی و  $\text{Log}C_i$  را بر محور افقی یک دستگاه مختصات ترسیم کنیم و خطی از نقاط به

دست آمده برازش دهیم، شیب  $N$  و عرض از مبدأ  $\text{Log}K_F$  به دست خواهد آمد. اگر در (رابطه ی ۵)، داشته باشیم

$N = 1$ ، آن گاه طبق تعریف ضریب جذب،  $K_F$  برابر با  $K_d$  خواهد بود.

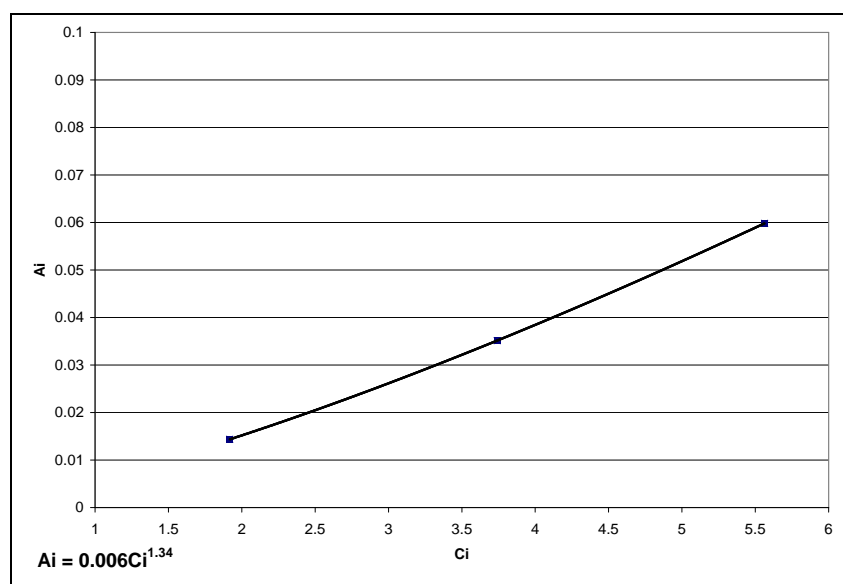
(شکل ۴): نمودار تعیین شاخص‌های روش فرندلیخ



در شرایط مشابه، معمولاً مدل فرندلیخ بر مدل لانگ‌مایر برتری دارد و استفاده از آن توصیه می‌شود. [۳] با توجه به نتایج حاصل از آزمایش جذب و با رسم نمودار، مقادیر  $K_F$  و  $N$ ، به ترتیب برابر ۰.۰۰۰۰۴۸ و ۱.۵۶ حاصل می‌شود.

حال با رسم نمودار بر اساس (رابطه‌ی ۵)، به (شکل ۵) خواهیم رسید که با جایگذاری مقدار  $C_i$  به دست آمده از نمونه‌ی چهارم در رابطه‌ی منحنی برازش‌یافته از سه نقطه‌ی نخست،  $A_i$  برابر  $0.0875 \frac{mg}{gr}$  به دست می‌آید.

(شکل ۵): نمودار تعیین ضریب جذب به روش فرندلیخ



۳-۲-۴- مدل دوپینین-رادوشکویچ [۳]



چهارمین مدل جذب، حاصل مطالعات ایزوترم دوبینین و رادوشکوئچ است که برای جذب عناصر اصلی به کار می‌رود. مدل دوبینین-رادوشکوئچ نسبت به مدل لانگ‌مایر، عمومیتی بیشتر دارد؛ چرا که در آن نیازی به جاذب همگن یا ثابت پتانسیل جذب نیست. این مدل بدین شکل است:

$$A_i = A_m \cdot e^{-K_{DR} \cdot \varepsilon^2} \quad (\text{رابطه ی ۶})$$

که در آن:

$A_i$ : مقدار آلاینده‌ی جذب‌شده در واحد جرم جامد

$A_m$ : ظرفیت جذب از عامل جذب در هر واحد جرم

$K_{DR}$ : ثابت جذب دوبینین-رادوشکوئچ

$\varepsilon$  از این رابطه به دست می‌آید:

$$\varepsilon = R.T.Ln\left(1 + \frac{1}{C_i}\right) \quad (\text{رابطه ی ۷})$$

که در آن:

$R$ : ثابت گازها برابر  $\frac{J}{mol.K}$  ۸.۳۱۴۴۷۲

$T$ : دما (°K)

$C_i$ : غلظت آلاینده در محلول

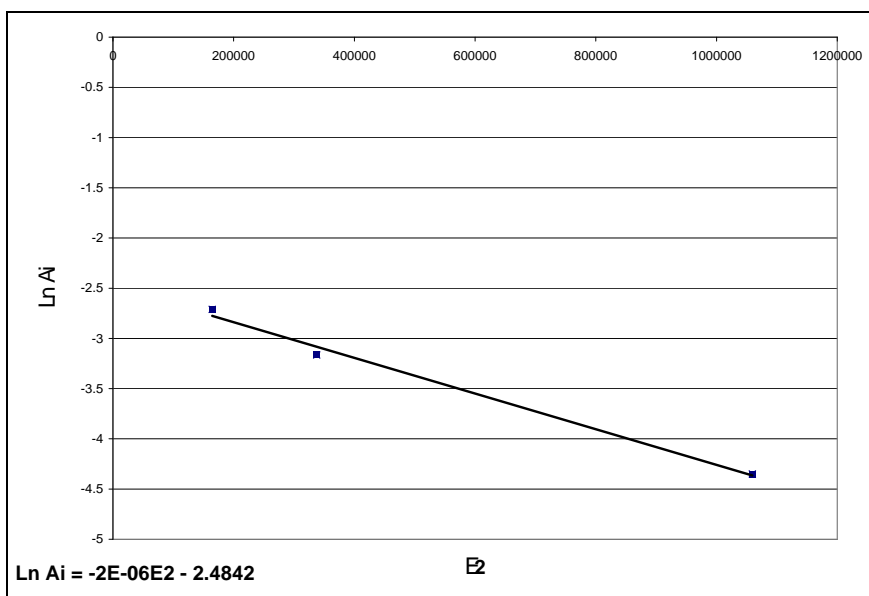
معادله ی دوبینین-رادوشکوئچ می‌تواند به شکل معادله ی زیر تغییر یابد:

$$LnA_i = LnA_m - K_{DR} \cdot \varepsilon^2 \quad (\text{رابطه ی ۸})$$

اگر  $LnA_i$  بر محور عمودی و  $\varepsilon^2$  بر محور افقی یک دستگاه مختصات ترسیم شود،  $LnA_m$  به عنوان عرض از مبدأ و  $-K_{DR}$  به عنوان شیب حاصل از نمودار خطی رسم‌شده خواهد بود.

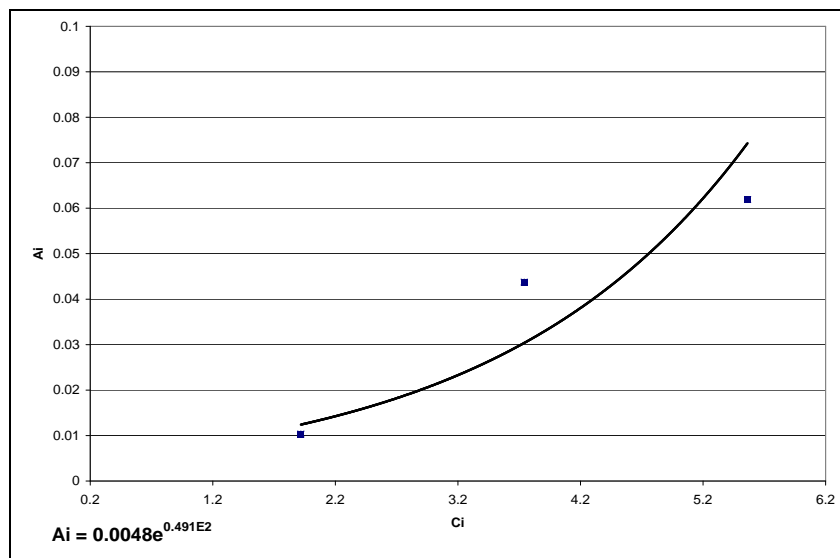
با توجه به نتایج حاصل از آزمایش جذب و با رسم نمودار، مقادیر  $K_{DR}$  و  $A_m$ ، به ترتیب برابر  $2 \times 10^{-6}$  و  $0.0834$  حاصل می‌شود.

(شکل ۶): نمودار تعیین شاخص‌های روش دوبینین-رادوشکوئچ



حال با رسم نمودار بر اساس (رابطه ی ۶)، به (شکل ۷) خواهیم رسید که با جایگذاری مقدار  $C_i$  به دست آمده از نمونه ی چهارم در رابطه ی منحنی برازش یافته از سه نقطه ی نخست،  $A_i$  برابر  $0.0687 \frac{mg}{gr}$  به دست می آید.

(شکل ۷): نمودار تعیین ضریب جذب به روش دوبینین-رادوشکویچ



#### ۴- نتیجه گیری

با توجه به نتایج به دست آمده در (جدول ۲)، مشاهده می شود که کمترین درصد اختلاف متعلق به روش دوبینین-رادوشکویچ و بیشترین درصد اختلاف، مربوط به روش ایزوترم خطی می باشد. اختلاف زیاد حاصل از روش ایزوترم خطی از قبل هم پیش بینی می شد. چرا که در این روش، نمودار برازش یافته، الزاماً باید از مبدأ مختصات نیز بگذرد و هم چنین ماهیت فرآیند جذب، از آن جا که کاملاً وابسته به میزان آلاینده، نوع خاک، اشباع بودن سطح ذرات و... می باشد، معمولاً ماهیتی غیرخطی است.

(جدول ۲): مقایسه ی نتایج آزمایش و مدل سازی

روش تخمین Kd	نتیجه ی واقعی نمونه ی چهارم (mg/l)	نتیجه ی تخمینی نمونه ی چهارم (mg/l)	درصد اختلاف
ایزوترم خطی	۰.۰۷۴۳	۰.۰۱۱۴	٪۶.۳۰
لانگمایر	۰.۰۷۴۳	۰.۰۸۴۲	٪۰.۹۹
فرنللیخ	۰.۰۷۴۳	۰.۰۸۷۵	٪۱.۳۲
دوبینین-رادوشکویچ	۰.۰۷۴۳	۰.۰۶۷۸	٪۰.۶۶

نتایج حاصله حاکی از آن است که در هر چهار روش بررسی شده، اختلاف آن قدر نیست که باعث نادیده گرفتن روش و عدم کارآیی آن شود؛ اما در شرایط مشابه، می توان به ترتیب، روش های دوبینین-رادوشکویچ، لانگمایر، فرنللیخ و در نهایت ایزوترم خطی را برای تخمین Kd و فرآیند جذب، پیشنهاد کرد.

#### ۵- منابع و مراجع

[۱] ابوالفضلزاده، عماد و گیتی‌پور، سعید؛ ۱۳۸۶؛ «بررسی میزان جذب و نشت MTBE در خاکهای رسی معمولی و اصلاح‌شده»؛ پایان‌نامه‌ی کارشناسی ارشد؛ دانشکده‌ی محیط زیست دانشگاه تهران

[۲] محمد، نیک‌خواه منفرد و محمدرضا، صبور؛ ۱۳۸۶؛ «شبیه‌سازی و مدل‌سازی عددی جهت بررسی پراکنش آلاینده‌های هیدروکربنی نفتی از مخازن در خاک»؛ پایان‌نامه‌ی کارشناسی ارشد؛ دانشکده‌ی عمران دانشگاه خواجه نصیرالدین طوسی

[۳] EPA; Office of Radiation and Indoor Air; August ۱۹۹۹; "UNDERSTANDING VARIATION IN PARTITION COEFFICIENT, Kd, VALUES"; EPA ۴۰۲-R-۹۹-۰۰۴A

[۴] <http://www.hamshahrionline.ir/News/?id=۴۱۷۲۰>

# Determination of appropriate method for estimating of MTBE sorption by the soil of Tehran oil refinery (Ray city)

M. Nickhah Monfared

[m.nickhah@gmail.com](mailto:m.nickhah@gmail.com)

M. R. Sabour

[mrsbr@hotmail.com](mailto:mrsbr@hotmail.com)

## Abstract

Methyl Tertiary-Butyl Ether (MTBE) is one of the gas additives that can be effective in increasing the octan rating of fuel. EPA (Environmental Protection Agency) has labeled MTBE in carcinogen compounds. This compound can leak into the soil from underground fuel tanks and its chemical and physical properties affords rapid influence.

Sorption ability of soil, is so effective in influence of MTBE into the soil and "distribution Coefficient (Kd)" can show this ability. Kd is one of the important effectives that recently lionizes in Environmental Geotechnics and its range is so wide in as much as it can be "." or "\cdot\cdot\cdot" and more; This wide range is important in using numerical models for underground water and contaminant trasformation modeling.

In this stusy the real value of sorption has been determined by several sorption tests on MTBE and the soil of Ray city and according this value, various isotherm models was studied to finding the most accurate model for MTBE and this soil.

In this study, all of the tests has done according to ASTM standards.

Finally it's concluded that all of studied models are appropriate for calculating Kd but in similar cases, we can offer foloing models sequently: Dubinin-Radushkevich Model; Langmuir Model; Freundlich Model; Linear Model.

**Keywords:** Distribution Coefficient; Environmental Geotechnics; MTBE (Methyl Tertiary-Butyl Ether); Tehran Oil refinery; Underground Water

This document was created with Win2PDF available at <http://www.daneprairie.com>.  
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.