

## **A SZIGETELŐRENDSZEREK EGYENÉRTÉKŰSÉGI KÉRDÉSEI**

Kovács Balázs, 2002

## 1. AZ EGYENÉRTÉKŰSÉG DEFINÍCIÓJA, A MEGHATÁROZÁS ALAPELVE ÉS NEHÉZSÉGEI

A hulladéklerakók kialakítását, üzemeltetését szabályozó 22/2001. (X.10.) KÖM rendelet az altalaj (földtani közeg) esetében 1,0-5,0 m vastag,  $k < 10^{-9}$  m/s szivárgási tényezőjű, természetes településű réteget kíván meg. Amennyiben ez a réteg nem áll rendelkezésre, úgy az *előírttal egyenértékű és legalább 0,5 m vastag kiegészítő szigetelő réteget ír elő*. Ez azt jelenti, hogy az altalaj adottságok hiánya csak természetes anyagú és építet réteggel pótolható.

A rendelet végrehajtása szempontjából ezért kiemelkedően fontos, hogy pontosan definiáljuk az egyenértékűség fogalmát és meghatározzuk az egyenértékűség teljesülésének feltételeit, illetve megadjuk a számítás módját. Előjáróban megjegyezzük, hogy az egyenértékűség meghatározása egy komplex probléma, azaz *az egyenértékűség meglétét egyetlen képlettel vagy mérési eredménnyel bizonyítani nem lehet*. Az egyenértékűség bizonyítása méréssorozato(ko)n alapuló tervezői, szakértői munkát kíván meg.

Az egyenértékűség meghatározása esetén abból kell kiindulni, hogy *mind vízzáróság, mind a szennyezőanyag visszatartó képesség szempontjából az alternatív szigetelő-rendszernek azonos vagy kedvezőbb tulajdonságúnak kell lennie, mint a rendeletileg előírt szigetelés*. Azaz a hidrodinamikai folyamatokon kívül a szennyezőanyag transzport szempontjából is teljesülniük kell az egyenértékűségi kritériumoknak.

*Definíció szerint: két szigetelőrendszer akkor tekinthető egyenértékűnek, ha a kialakuló szivárgási térben kialakuló kumulatív szennyezőanyag-áramok azonosak* (LAKATOS-SZABÓ, 1997). Ez annyit jelent, hogy a szigetelőréteg alján időegység vagy egy vizsgált időszak alatt kilépő kémiai anyagmennyiség az alternatív szigetelőrendszer esetén nem érheti el a rendeletben meghatározott (standard) szigetelőrendszer esetén időegység alatt kilépő kémiai anyagmennyiséget.

Az egyenértékűség ezen a módon történő definíciója annyiban szokatlan, hogy a környezeti terhelések és kockázatok megítélésénél, a szennyezett területek kármentesítésénél koncentráció értékek (háttér-koncentrációk, szennyezettségi és beavatkozási határérték) alapján ítéljük meg a környezet állapotát. Ebben az esetben viszont helyesebb nem a hulladéklerakó, szigetelőrendszer által védett környezetében kialakuló koncentrációkat vizsgálni, mert az egyéb tényezőktől is függ, hanem azt megállapítani, hogy mekkora kémiai anyagmennyiség tud a szigetelőrendszeren (gáton) átjutni, függetlenül az általa okozott koncentráció-emelkedés nagyságától. Például egy szigetelőrendszer hatékonysága nem függhet attól, hogy a szigetelőrendszer védett oldalán, a telítetlen zóna alatt található talajvízadóban a talajvíz áll vagy áramlik. Hiszen azonos intenzitású szennyezőanyag (csurgalékvíz) kiszivárgás mellett pangó talajvízben nagyobb, áramló talajvízben kisebb koncentrációk alakulhatnak ki és egy lerakótelep köré telepített megfigyelő kútrendszerből vett vízminták elemzésével ezt lehet mérni. Attól a tényről függetlenül, hogy a szigetelőrendszeren átáramló anyagmennyiséget vizsgáljuk, szükséges az időben változó koncentrációk meghatározása a vizsgálat során, mert egyes transzportfolyamatok sebességét, illetve a vizsgált transzport-folyamat komponensek által szállított, időben változó kémiai anyagmennyiséget részben a kialakuló koncentrációk határozzák meg. Mint azt a későbbiekben láthatjuk, egyes esetekben az egyenértékűség bizonyításához ugyan megelégedhetünk az adott környezetben a gát mentett oldalán kialakuló koncentrációk összevetésével az előírt (standard) illetve az alternatív szigetelőrendszer esetén, ennek ellenére szükségesnek látjuk hangsúlyozni, hogy az egyenértékűség alapja a szennyezőanyag-

áramok (fluxusok) és nem az anyagáramok következtében kialakuló koncentrációk adott időtartamra vetített egyenlősége.

A szigetelőrendszerből kilépő szennyezőanyag-áram vizsgálatát azért kell külön említeni, mert a szigetelőrendszeren belül a szennyezőanyagok mozgási, terjedési sebessége eltérő lehet, aminek következtében a gyorsabb mozgást lehetővé tevő terjedési jellemzőkkel bíró réteg határán a szennyezőanyag felgyülemlik, akkumulálódik, azaz a szigetelőrendszeren belül a szennyezőanyag eloszlása inhomogénné válik, ezért a szennyezőanyag-áramok is eltérők lehetnek a szigetelőrendszeren belül.

Az egyenértékűséggel foglalkozó fejezetben tehát a végcél az időben változó szennyezőanyag-áramok által szállított kémiai anyagmennyiség, illetve ennek egy időintervallumra meghatározott kummulatív, azaz összegzett nagyságának meghatározása, azonban ez – a legegyszerűbb eseteket kivéve - csak a rendszerben kialakuló koncentrációk ismeretében lehetséges, a koncentráció-változások számítása természetesen a szennyezőanyag áramok alapján történik.

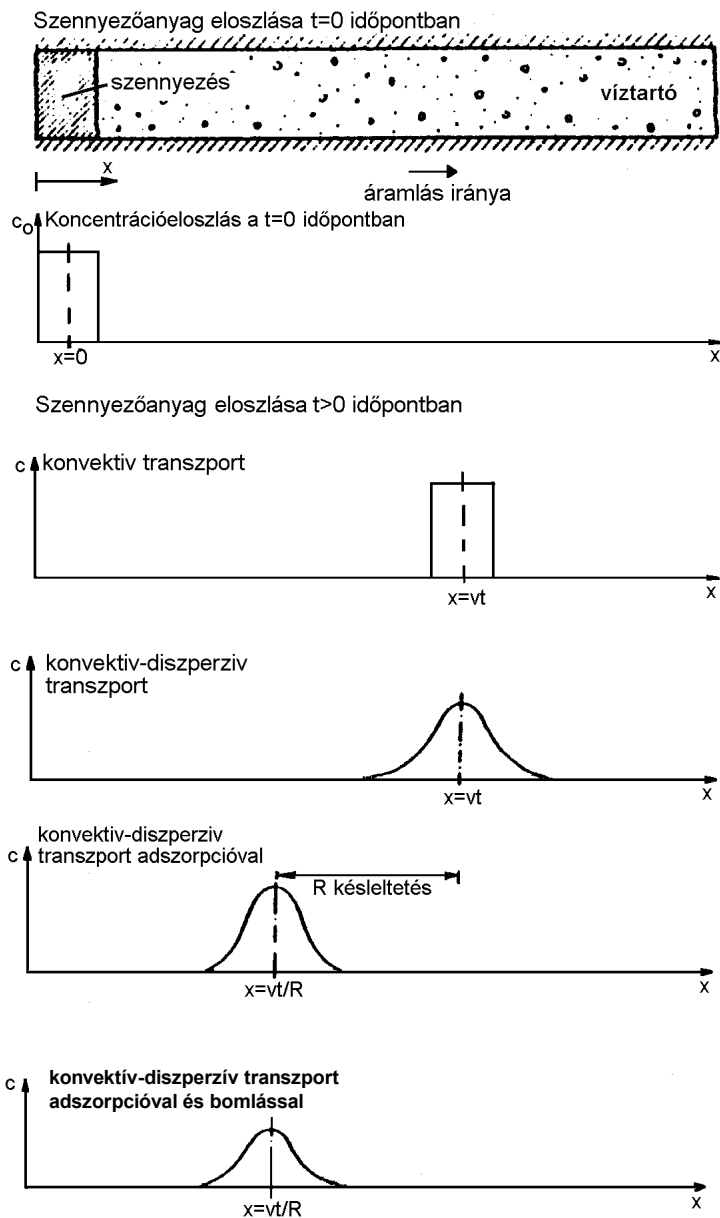
Problémát jelent, hogy a rendelet a megadja a standard szigetelőrendszer esetén a megkívánt vízföldtani jellemzőket, ugyanakkor nem számszerűsíti a megkívánt terjedési tulajdonságokat, ezért a rendeletben előírt réteg esetén becsült, mértékadó terjedési jellemzőkkel kell számolni. Éppen ezért olyan egyszerű, becslés jellegű számítási lehetőségeket is bemutatunk, mellyel az egyenértékűség várható teljesülése igazolható.

## 2. A TRANSPORTFOLYAMAT ELEMEI

### 2.1. A transzport-folyamatok és a transzport-egyenlet (a szennyezőanyagok terjedésének törvényszerűségei porózus közegben)

A vízben oldható szennyezőanyagok terjedését két alapvető folyamat határozza meg: egyfelől az *advekción* (konvekció), amely a fizikailag vagy kémiaailag oldott anyagok pórusokban való tömeges áramlását, másfelől a *diszperzió*, amely a szennyezőanyag térbeli szóródását jelenti. A szóródást kémiai, illetve fizikai folyamatok okozhatják. Eredete részben a *diffúzióra*, részben a *mechanikai (hidrodinamikai) diszperzióra* vezethető vissza. Előbbi a különböző koncentrációjú oldatok között a részecskének a koncentráció-különbség kiegyenlítődéig tartó mozgását jelenti, az utóbbi pedig a szivárgási sebesség lokális eltérései következtében alakul ki. A két alapvető folyamaton kívül további fizikai és kémiai folyamatok az oldat áramlásának késleltetését, valamint a szennyezőanyag lebomlását, degradációját okozhatják (1. ábra).

A hulladéklerakók szigetelőrendszerén keresztül történő transzport uralkodóan *egydimenziós folyamat*, amit az egyes transzportfolyamatok matematikai leírásának megfogalmazásánál vettünk figyelembe.



1. ábra

A transzportfolyamatok jellegzetes elemei  
(KINZELBACH, 1986.)

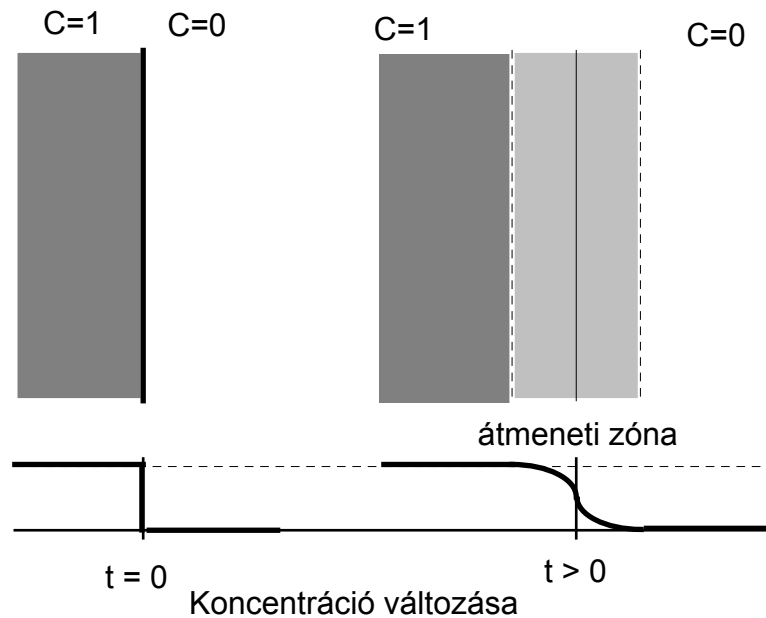
### 2.1.1. Az advektív transzport

Az oldott anyagok vízzel való együttes tömeges áramlását advekciónak, illetve a hőtanból kissé helytelenül átvéve konvekciónak nevezzük. Az advektív szennyezőanyag-áram a közegbeli  $v$  átlagos lineáris áramlási sebesség és a  $C$  koncentráció szorzata, azaz:

$$J_a = vC. \quad (1.)$$

### 2.1.2. A diffúzió

A térbeli kémiai potenciál-különbségek hatására létrejövő tömegáramot, melyet Fick I. törvénye ír le, diffúciónak nevezzük. A koncentráció-különbségek hatására létrejövő diffúziót közönséges diffúciónak (**2. ábra**), míg az elektromos potenciál- vagy hőmérséklet-különbségek okozta anyagáramokat kényszerdiffúciónak nevezzük (FILEP, 1988).



**2. ábra**

A közönséges diffúzió folyamata  
(BEAR - VERRUIJT, 1987.)

Fick I. törvénye értelmében a diffúzió miatt kialakuló kémiai anyagáram - porózus közegben - az alábbi formában írható fel:

$$J_{\text{diff.}} = -D_{\text{eff}} \frac{\partial C}{\partial x}, \quad (2.)$$

ahol  $D_{\text{eff}}$  a vizsgált közegre az adott kémiai komponensre vonatkozó effektív (vagy látszólagos) diffúzió-állandó. Az effektív diffúzió-állandó, adott közegre laboratóriumi kísérletek segítségével határozható meg. Az effektív diffúzió-állandó nagysága arányos a  $D_0$ , híg vizes oldatra vonatkozó, 25 °C hőmérsékleten meghatározott diffúzió állandóval (**1. táblázat**), melyek kémiai kézikönyvekből kikereshetők.

Az effektív diffúzió-állandó mérésére alkalmas berendezést nagy mintákra BARONE és szerzőtársai (1990), kis méretű mintákhoz SKAGIUS és NERETNIEKS (1986) és WADDEN és KATSUBE (1982) készítettek. A mérés lényege, hogy a talajoszlopot a szivárgási tényező-méréshez használt flexibilis vagy merev falú permeabiméterhez hasonló berendezésben vízzel telítenek, majd hidraulikus gradiens mentes környezetet biztosítva a talajminta egyik oldalán ismert koncentrációjú oldatra cserélik a vizet és a talajoszlop mentén mérik a koncentráció emelkedését az időben. Az effektív diffúzió állandót a vizsgált közegben laboratóriumi méréssel egy komponensre ( $sp_1$ ) meghatározva, egy másik komponensre ( $sp_2$ ) becsülhetjük:

$$D_{\text{eff}}^{\text{sp2}} \approx \frac{D_{\text{eff}}^{\text{sp1}} \cdot D_0^{\text{sp2}}}{D_0^{\text{sp1}}} \quad (3.)$$

1. táblázat

<i>Néhány ion vizes oldatban mért diffúzió-állandója 25 °C-on</i>			
<i>QUIGLEY et al. (1987) LERMAN (1979) nyomán</i>			
<b>Kation</b>	<b><math>D_0</math> (x 10<sup>-10</sup> m<sup>2</sup>/s)</b>	<b>Anion</b>	<b><math>D_0</math> (x 10<sup>-10</sup> m<sup>2</sup>/s)</b>
H	93,1	OH	52,7
Li	10,3	Cl	20,3
Na	13,3	HS	17,3
K	19,6	SO <sub>4</sub>	10,7
NH <sub>4</sub>	19,8	NO <sub>2</sub>	19,1
Mg	7,05	NO <sub>3</sub>	19,0
Ca	7,93	HCO <sub>3</sub>	11,8
Mn	6,88	CO <sub>3</sub>	9,55
Fe	7,19	PO <sub>4</sub>	6,12
Cu	7,33	CrO <sub>4</sub>	11,2
Zn	7,15		
Cd	7,17		
Pb	9,45		

Az effektív diffúzió-állandó és a vizes közegben mért diffúzió-állandó közötti kapcsolatot egy szorzótényezővel (impedancia-faktor) is jellemezhetjük:

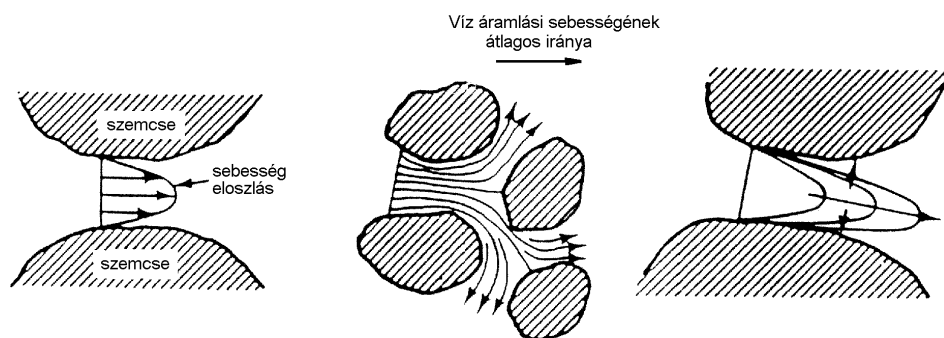
$$\gamma_i = \frac{D_{\text{eff}}}{D_0} \quad (4.)$$

Ennek a szorzónak a nagyságát tapasztalati úton LEGE és szerzőtársai (1996) határozták meg néhány anyagra (**2. táblázat**). Amennyiben a diffúzió-állandó az adott szennyezőanyagra ismeretlen, akkor KINZELBACH (1986) a 10<sup>-9</sup> m<sup>2</sup>/s érték felvételét tartja ajánlatosnak. Az **7. táblázatban** néhány anyag effektív diffúzió-állandóját foglaltuk össze.

### 2.1.3. Hidrodinamikai diszperzió

*A hidrodinamikai diszperzió (egyes szerzők szerint mechanikai diszperzió) - jelenségét az áramlási sebesség nagyságának és irányának lokális mikrováltozásai okozzák a porózus közegen belül (3. ábra).*

<i>A vizes közegben mért diffúzió-állandóság az effektív diffúzió-állandó aránya néhány képződmény esetén (LEGE et al., 1996.)</i>		
<b>Impedancia-faktor</b>	<b>Anyag</b>	<b>Forrás</b>
$0,02 > \gamma_i > 0,5$	kezeletlen agyagok	DGEG – GDA (1993)
$0,01 > \gamma_i > 0,5$	konzervatív szennyezőanyagok kezeletlen közegben	Fetter (1988)
$0,3 > \gamma_i > 0,5$	laza képződmények	Wienberg - Förstner (1994)
$\gamma_i > 0,1$	erősen tömörített agyagok	Wienberg - Förstner (1994)
$0,002 > \gamma_i > 0,03$	speciális tömítőanyag részfalazáshoz	Wienberg - Förstner (1994)



3. ábra

A hidrodinamikai (mechanikai) diszperziót előidéző jelenségek  
(BEAR - VERRUIJT, 1987.)

*A hidrodinamikai diszperziót okozó legfontosabb hatások:*

- *a szivárgási sebesség nagyságának változása a pórusokon belül, mivel a szemcséket körülvevő kötött vízburok esetén a szivárgási sebesség zérus, és távolodva a szemcsétől a sebesség növekszik,*
- *a szivárgási sebesség irányainak változása, mivel a szivárgó folyadékban a szemcsék kikerülése miatt pontról pontra változik a szivárgási sebességvektor iránya,*
- *a pórusok méretváltozásai, mert az eltérő nagyságú (átmérőjű) pórusokban két különböző potenciállal jellemezhető pont között eltérő szivárgási sebességek alakulnak ki.*

*A hidrodinamikai (mechanikai) diszperzió következtében kialakuló szennyezőanyag-áram arányos a pórusokra jellemző átlagos szivárgási sebességgel, tehát nagyobb pórusbeli szivárgási átlagsebesség mellett nagyobb lesz a szennyezőanyag szóródása is. Ugyanez nem igaz ugyanakkor a diffúzió miatti anyagtranszportra, mert az független a hidraulikus gradienstől, azaz a szivárgási sebességtől, nagysága kizárólag a koncentráció-gradiens és az effektív diffúzió-állandó függvénye.*

*A hidrodinamikai diszperzió következtében kialakuló anyagáramokat – a diffúzió analógiáját felhasználva - Fick I. törvénye segítségével írhatjuk le:*

$$J_{\text{Hdiszp.}} = -D_L \frac{\partial}{\partial x} (\Theta C), \quad (5.)$$

ahol  $D_L$  a hidrodinamikai diszperzió-állandó  $x$  irányú komponense és  $\Theta$  a víztartalom térfogatarányban kifejezve. Mivel diszperzív anyagáramok arányosak a pórusokban kialakuló átlagos szivárgási sebességgel, ezért a  $D_L$  hidrodinamikai diszperzió-állandó is arányos Darcy-törvényből meghatározott  $v$  sebességek és a szabad hézagterefogat hányadosaként számítható, átlagos pórusbeli szivárgási sebességgel. *A szivárgási sebesség és a hidrodinamikai diszperzió-állandó közötti arányszámot diszperzivitásnak nevezzük.* Tekintve, hogy a diszperzió-állandó mértékegysége a Fick-törvény analógiájára  $[L^2/T]$ , a szivárgási sebességé  $[L/T]$ , ezért a diszperzivitás hosszúság  $[L]$  dimenziójú. Mivel a szennyezőanyag hidrodinamikai diszperzió miatti szóródása a szivárgás irányában és arra merőleges irányokban eltér, ezért szükséges a longitudinális és a transzverzális diszperzivitás fogalmának bevezetése. Az egyenértékűség számítás során a transzverzális hozamokat a megoldandó probléma 1D jellege miatt nem vesszük figyelembe. A longitudinális hidrodinamikai diszperzió-állandó számításának módját az  $\alpha_L$  longitudinális diszperzivitás felhasználásával SCHEIDEGGER (1957) adta meg:

$$D_L = \alpha_L \bar{v}. \quad (6.)$$

#### **2.1.4. A diszperzió-állandó és meghatározása**

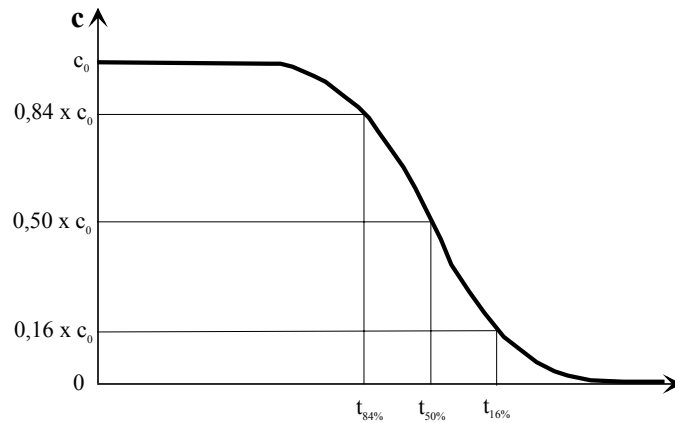
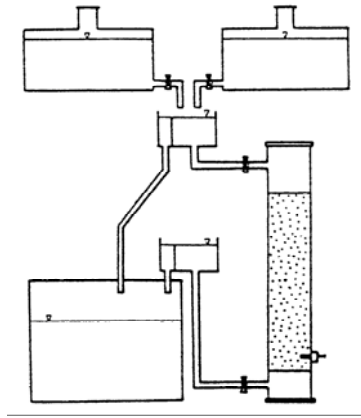
A szennyezőanyag-transzport diffúzió, illetve hidrodinamikai diszperzió miatti komponenseinek számítása Fick I. törvényén alapulnak, ezért célszerű a (2.) és (5.) egyenletekben szereplő effektív diffúzió-állandót és hidrodinamikai diszperzió-állandót összevonni a szennyezőanyag szóródását meghatározó  $D^*$  diszperzió-állandóba:

$$D^* = D_{\text{eff}} + D_L. \quad (7.)$$

A diszperzió-állandó mérésére PONGRÁCZ (1981) és UJFALUDI (1985) is készített egy oszlopkísérleten alapuló berendezést. UJFALUDI a berendezést desztillált vízzel telítette, majd a folyadékot jelzőanyagra (0,12% NaCl oldat) cserélte ki. Az  $x_0$  mélységben lévő vezetőképesség-mérő szondával mérték a transzport-folyamat előrehaladását. A  $D^*$  diszperzió-állandót a FRIED és COMBARNOUS (1971) képletével számították:

$$D^* = \frac{1}{8} \left[ \frac{x_0 - vt(16)}{t(16)} - \frac{x_0 - vt(84)}{t(84)} \right]^2, \quad (8.)$$

ahol  $x_0$  a teljes úthossz,  $v$  a lineáris szivárgási sebesség,  $t(16)$  és  $t(84)$  a 16 és 84%-os relatív koncentráció-értékekhez tartozó beérkezési idő (**4. ábra**).



**4. ábra**

A diszperziós koefficiens mérésére szolgáló Ujfaludi-féle berendezés, koncentráció-eloszlás longitudinális diszperzió esetén (UJFALUDI, 1985. és PONGRÁCZ, 1981.)

A diszperzió-állandót egy oszlopkísérlet esetén az áttörési görbe érintőjének meredeksége alapján is meg lehet határozni (RIFAI et al. 1956 [cit. van GENUCHTEN – WIRIENGA, 1986.]). A szerzők levezették, hogy a longitudinális diszperzió-állandó

$$D^* = \frac{vL}{4\pi E^2} \quad (9.)$$

összefüggéssel számítható, ahol  $v$  a folyadék lineáris szivárgási sebessége,  $L$  az oszlop magassága és  $E$  az áttörési görbe érintőjének meredeksége egységnyi pórustérfogatnyi effluens esetén (KREMPER, 1998.).

PERKINS és JOHNSTON (1963) a  $D_L^*$  longitudinális diszperzió-állandót vízrekesztő képződmények esetén az alábbi formulával javasolja kiszámítani:

$$D^* \left[ \frac{\text{m}^2}{\text{a}} \right] = D_{\text{eff}} + 1,75 \cdot d_{50} [\text{m}] \cdot v \left[ \frac{\text{m}}{\text{a}} \right], \quad (10.)$$

ahol  $d_{50}$  az átlagos szemcseátmérő.

A longitudinális diszperzió-állandó nagyságát homokminták vizsgálata alapján HARLEMAN, MELHORN és RUMER (1963.) az alábbi módon javasolja meghatározni:

$$D^* = 0,90 \div 2,18 \cdot v \cdot \text{Re}_{50}^{1,2} \quad (11.)$$

ahol  $v$  a folyadék kinematikai viszkozitása,  $\text{Re}_{50}$  a talaj  $d_{50}$  szemcseátmérőjéhez tartozó Reynolds-szám.

BRUCH és STREET (1967.) szerint durva homokok esetén a

$$D^* = 1,8 \cdot v \cdot \text{Re}_{50}^{1,205} \quad (12.)$$

összefüggés érvényes, ahol

$$Re_{50} = \frac{vd_{50\%}}{v}, \quad (13.)$$

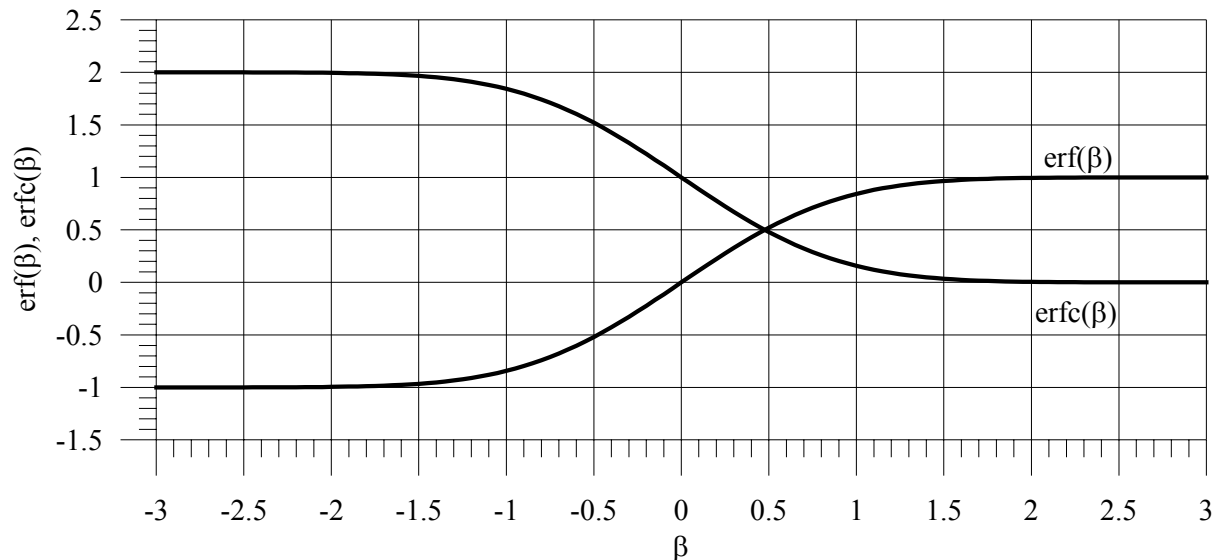
ahol  $v$  a szivárgás Darcy-féle sebessége,  $d_{50\%}$  az 50 %-os szemcseméretre tartozó szemcseátmérő és  $v$  a folyadék kinematikai viszkozitása (BOUWER, 1978.).

Az 1D transzport-egyenlet Ogata-Banks féle megoldását felhasználva az erfc komplementer hibafüggvény argumentuma alapján is számítható a diszperzió állandó.

$$\text{erfc}(\beta) = \frac{c(x, t)}{0,5 \cdot c_0}, \quad (14)$$

ahol  $c(x, t)$  az  $x$  helyen,  $t$  időpontban mért koncentráció,  $c_0$  az influens koncentráció.  $\beta$  értékét a hibafüggvény diagramjából (**5.ábra**) leolvassva a diszperzió állandó számítható:

$$D^* = \frac{(x - vt)^2}{4\beta^2 t}. \quad (15.)$$



**5. ábra**  
Az erf és erfc függvény alakja

### 2.1.5. A szorpció

A szorpció folyamatok okozta koncentrációváltozás miatt bekövetkező kémiai anyagáramot a következő matematikai alakban írhatjuk le:

$$J^* = -\rho_d K_d \frac{\partial C}{\partial t}, \quad (16.)$$

ahol  $\rho_d$  a talaj térfogatsűrűsége száraz állapotban és  $K_d$  a megoszlási együttható. Az egyenletben a negatív előjel azt jelzi, hogy miközben a pórusfolyadék koncentrációja emelkedik, addig a szorpció folyamatok miatt szennyezőanyag távozik el – reverzibilisen – a rendszerből.

A pórufolyadék-koncentráció (C) és a talajbeli szennyezőanyag-koncentráció között összefüggés van. A kapcsolatot egy függvény írja le, ami a szennyezőanyag koncentrációján kívül még a hőmérséklettől is jelentősen függ. Annak érdekében, hogy a hőmérséklet-függést kizárjuk, a pórufolyadék és az adszorptívum koncentrációja közötti összefüggést állandó hőmérséklet mellett határozzák meg, ezért az említett függvényt *szorpciós izotermának* nevezik. Ha feltételezzük, hogy az adszorbeált anyag mennyisége és a pórufolyadék egyensúlyi koncentrációja egymással egyenesen arányos, azaz az adszorpció lineáris (*Henry-féle szorpciós izoterma*), akkor a  $K_d$  megoszlási együttható (amennyiben eltekintünk a hőmérséklet-változástól) *állandónak* tekinthető. Ebben az esetben a  $K_d$  megoszlási együttható alapján számítható a késleltetés:

$$R = 1 + \frac{K_d \rho_d}{n}, \quad (17.)$$

ahol  $\rho_d$  a közeg száraz állapotra vonatkoztatott térfogatsűrűsége és  $n$  a hézagterfogat. Néhány mért késleltetési értéket az **3. táblázat** foglal össze.

**3. táblázat**

<i>A késleltetés nagysága néhány szerző szerint Czurda - Wagner (1988), Wagner (1992), Shackelford (1990), Czurda - Wagner (1991), Eggloffstein – Burkhardt - Mainka (1996)</i>		
Vizsgált anyag	Szennyezőkomponens	R
Karbonátmentes plasztikus agyag (Eisenberg)	Zn	3-6
Karbonátmentes plasztikus agyag, édesvízi molasz (Hinterschlagen)	Zn	5-9
Kvarter szalagos agyagmárga (Ravensburg)	Zn	10-20
Meszes, harmadidőszaki tengeri agyagmárga (Wiesloch)	Zn	10-20
Márga (Mühlacker)	Zn	~ 10
Márga (Mühlacker)	Cd	~ 7
Márga (Mühlacker)	Pb	~ 70
Illites-kaolinites agyag (Eisenberg)	Cd	6
Illites-kaolinites agyag (Eisenberg)	Cr	23-35
Illites-kaolinites agyag (Eisenberg)	Cu	6
Illites-kaolinites agyag (Eisenberg)	Pb	15-22
Illites-kaolinites agyag (Eisenberg)	Zn	5,2-7,5
Tömörített agyag (kaolinit)	Cl	1
Tömörített agyag (kaolinit)	K	26,3
Tömörített agyag (kaolinit)	Zn	92,7
Tömörített agyag (kaolinit)	Cd	371
Szalagos agyagmárga (Badener Tegel)	Sr	95-145
Szalagos agyagmárga (Badener Tegel)	Cs	48-78
Iszapos, agyagos talajok	Szervetlen és szerves kationok	3-80
Iszapos, agyagos talajok	Szervetlen és szerves anionok	2-5
Iszapos, agyagos talajok	Semleges, poláros szerves vegyületek	1-5
Iszapos, agyagos talajok	Semleges, apoláros szerves vegyületek	1-2

A gyakorlatban előforduló esetek nagy részében (például nehézfémeknek az agyagásványokon való megkötődése esetén, vagy ha az oldott anyag koncentrációja nagy) ez a feltétel nem teljesül, azaz a pórusfolyadék egyensúlyi koncentrációja nem egyenesen arányos a megkötött anyagmennyiséggel. Ezekben az esetekben a megkötődő anyagok mennyiségét nem-lineáris adszorpciós izotermák segítségével jellemezhetjük. *A vizsgált komponensnek a pórusfolyadékban, illetve a megkötő felületen való megoszlási viszonyát kvázi-egyensúlyi helyzetben, állandó hőmérsékleten egy előre meghatározott koncentráció-intervallumban mérjük.* A kapott eredmények adják a *szorpciós izoterma tapasztalati pontjait.* Ezen pontokra adott matematikai formában felírható görbéket illesztünk, amelyek közül a gyakorlatban leggyakrabban a *Freundlich-* és a *Langmuir-izotermákat* alkalmazzuk. A megoszlási együttható a szorpciós izoterma érintőjének meredeksége, ami a valóságban a koncentráció függvényében folyamatosan változik.

### 2.1.6. A bomlás

A bomlási folyamatok a szennyezőanyag degradációjához, mennyiségének időbeli csökkenéséhez vezetnek. Bár *a bomlás két alapvető típusa: a kémiai bomlás és a radioaktív bomlás jellegében alapvetően különbözik egymástól,* a számítás során mégis *azonos matematikai formában vehetők figyelembe,* melynek algebrai alakja:

$$J_b = -\lambda(\Theta C + \rho_d K_d C), \quad (18.)$$

ahol  $\lambda$  a bomlási állandó.

Az egyenlet első tagja a folyadékfázisból, a második a megkötött fázisból való bomlást írja le. A bomlás üteme egyes esetekben (pl. radioaktív bomlás) azonosnak tekinthető fel a két fázisban, ugyanakkor biodegradáció esetén a bomlás üteme a folyadék fázisban általában nagyságrendekkel nagyobb, mint a szilárd fázisban. A felirt összefüggés azonban csak a kémiai reakciók egy részét, az elsőrendű kinetikájú, reverzibilis reakciókat írja le. A szennyezőanyagok bomlását a  $\lambda$  bomlási állandóból átszámítható felezési idővel is leírhatjuk. Néhány szerves vegyület bomlási állandóját a **4** és **5. táblázat** tartalmazza.

**4. táblázat**

<i>A szerves anyag talajban lejátszódó biodegradációjának intenzitása</i>					
<i>(MABEY - MILL, 1978)</i>					
<b>Vegyület</b>	<b>Bomlási állandó [d<sup>-1</sup>]</b>	<b>Vegyület</b>	<b>Bomlási állandó [d<sup>-1</sup>]</b>	<b>Vegyület</b>	<b>Bomlási állandó [d<sup>-1</sup>]</b>
Aldrin, dieldrin	0,013	Difenamid	0,123	Parakvát	0,0016
Atrazin	0,019	Fonofos	0,012	Pikloram	0,0073
Bromacil	0,0077	Glifoszfát	0,1	Simazin	0,014
Karbaril	0,037	Heptaklór	0,011	TCA	0,059
Karbofurán	0,047	Lindán	0,0026	Terbacil	0,015
DDT	0,00013	Linuron	0,0096	Trifluralin	0,008
Diazin	0,023	Malation	1,4	2,4-D	0,066
Dikamba	0,022	Metil-paration	0,16	2,4,5-T	0,035

5. táblázat

<i>Néhány szerves vegyület hidrolitikus bomlásának intenzitása (DRAGUN, 1988)</i>					
Vegyület	Felezési idő	Vegyület	Felezési idő	Vegyület	Felezési idő
acetamid	3950 év	dikloro-acetamid	0,73 év	jodometán	110 nap
atrazin	2,5 óra	dikloro-jodometán	275 év	2-jodopropán	2,9 nap
azirdin	154 nap	dikloro-metán	704 év	3-jodopropán	2 nap
benzol-klorid	16 mp	dikloro-metiléter	25 mp	izobutil-amid	7700 év
benzil-bromid	1,32 óra	dietil-metilfoszfónát	990 év	izopropil-bromid	2 nap
benzil-klorid	15 óra	dimetoxiszulfon	1,2 perc	izopropil-etanoát	8,4 év
benzilidén-klorid	0,1 óra	1,2-dimetil-epoxietán	15,7 nap	malation	8,1 nap
bromo-acetamid	21200 év	1,1-dimetil-epoxietán	4,4 nap	metoxi-acetamid	500 év
bromo-klorometán	44 év	difenil-foszfát	20,6 nap	n-metil-acetamid	38000 év
bromo-diklorometán	137 év	epoxietán	12 nap	metil-kloroetanoát	14 óra
bromoetán	30 nap	3,4-epoxi-ciklohexén	6 perc	metil-dikloroetanoát	38 perc
1-bromohexán	40 nap	3,4-epoxi-ciklooktán	52 perc	metil-epoxietán	14,6 nap
3-bromohexán	20 nap	etion	9,9 nap	metil-parathion	10,9 nap
bromometil-epoxietán	16 nap	n-etil-acetamid	70000 év	metil-trikloro- etanoát	<3,6 perc
1-bromo-3-fenil-propán	290 nap	etil-acetát	136 nap	monometil-foszfát	1 nap
1-bromopropán	26 nap	etil-butanoát	5,8 év	paration	17 nap
3-bromopropán	12 óra	etil-transz-butanoát	17 év	fenil-dikloroetanoát	3,7 perc
kloro-acetamid	1,46 év	etil-difluoro-ethanoát	23 perc	fenil-etanoát	38 nap
kloro-dibromoetán	274 év	etil-dimetil-etanoát	9,6 év	foszfonitril-haxamid	46 nap
kloroetán	38 nap	etil-metil-tioetanoát	87 nap	propadienil-etanoát	110 nap
kloro-fluoridometán	1 év	etil-fenil-metanoát	7,3 év	tetra-klorometán	7000 év
klorometán	339 nap	etil-propanoát	2,5 év	tribromometán	686 év
klorometil-epoxietán	8,2 nap	etil-propénoát	3,5 év	trikloro-acetamid	0,23 év
2-kloro-2-metilpropán	23 mp	etil-propinoát	17 nap	triklorometán	3500 év
2-kloropropén	2,9 nap	etil-piridil-metanoát	0,41 év	trikloro-etilbenzén	19 mp
3-kloropropén	69 nap	fluorometán	30 év	trietyl-foszfát	5,5 év
ciklopentán- karboxamid	5500 év	2-fluor-2-metil- propán	50 nap	trietyl-tiofoszfát	8,5 év
dibromoetán	183 év	hidroxi-metilpropán	28 nap		
1,3-dibromopropán	48 nap	jodoetán	49 nap		

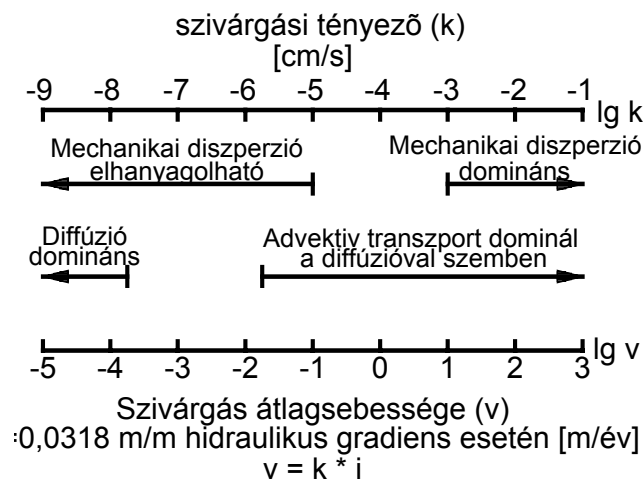
### 2.1.7. A transzport egyenlet

A bemutatott advektív, diszperzív anyagáramok, illetve a szorpció és bomlás miatt módosuló anyagmérleg segítségével írható fel a transzport-egyenlet, melynek segítségével végezzük az egyenértékűségi vizsgálatokat. A kummulatív anyagáram a transzportfolyamat-elemek anyagáramai összegeként írható fel:

$$J_k = \frac{dM}{Vdt} = J_a + J_{\text{diszp}} \pm J^* - J_b = J_a + (J_{\text{diff}} + J_{\text{Hdiszp}}) \pm J^* - J_b, \quad (19.)$$

ahol a jelölések megfelelnek a korábban alkalmazottaknak, azaz  $J_k$  a kummulatív anyagtranszport eredője,  $J_a$  az advektív,  $J_{\text{diszp}}$  a diszperzív,  $J_{\text{diff}}$  a diffúzív,  $J_{\text{Hdiszp}}$  a hidrodinamikai diszperzió,  $J^*$  a szorpció miatti,  $J_b$  a bomlás következtében fellépő szennyezőanyag áram.

A szigetelő rendszereken keresztül történő szennyezőanyag-mozgás során a transzport-folyamatok mindegyike szerepet játszik, ugyanakkor az egyes folyamatok miatt kialakuló szennyezőanyag-áramok jelentős mértékben eltérnek egymástól. Amennyiben a szivárgás sebessége jelentős (áramló talajvíz esete), akkor az advektív transzport mellett a hidrodinamikai diszperzió okozza a szennyezőanyag szóródását, melyhez képest a diffúzió okozta anyagáramok elhanyagolhatóvá válnak. Ha azonban a szivárgás sebessége kicsi, akkor a diffúzió válik dominánssá, mivel a hidrodinamikai diszperzió-állandó ekkor sebességarányosan kicsi. **(6. ábra)**. A szennyezőanyag diszperziója, szóródása ezért mindenképpen bekövetkezik, azonban a diszperziót okozó domináns folyamat különbözhet.



**6. ábra**

A konvektív transzport, a diffúzió és a mechanikai diszperzió okozta anyagáramok összevetése a szivárgási sebesség (szivárgási tényező) függvényében (ROWE, 1987.)

A felírt transzportegyenlet felhasználható a korábban bemutatott terjedési jellemzők meghatározására az áttörési görbére illesztett függvény segítségével. A megoldás lényege, hogy egy ismert geometriájú mintán állandó szennyezőanyag koncentrációjú csurgalékvizet szivárogtatunk át ismert  $v$  sebességgel és mérjük a mintából kilépő folyadék (effluens)

koncentrációját. A kapott függvényre vagy a CXTFIT program (TORIJDE et.al., 1984) vagy egyes fejlettebb matematikai módszereket tartalmazó programok, pl. Microcal Origin (KOVÁCS et.al., 2002) segítségével történhet a függvény illesztése.

Példaképpen cink-ion transzport-paraméterek mérését mutatjuk be. A kísérlethez flexibilis falú permeabimétert használtunk, melybe a vizsgálandó magas bentonit-tartalmú mintából 2-3 cm vastag korongokat építettünk be. A permeabiméterben először a teljes telítődésig és a permanens szivárgási helyzet eléréséig desztillált vizes szivárgási tényező meghatározást végeztünk el  $I=30$  hidraulikus gradiens mellett, majd a vizsgálati folyadékot 2500 ppm koncentrációban cink-ionokat tartalmazó oldatra cseréltük ki. Felfogva az átszivárgott oldatot, annak cink-ion koncentrációit mérve megkaptuk a mért áttörési görbét, a permanens áramlási viszonyokat a beszivárgó oldat állandó nyomáson tartásával biztosítottuk.

A számítás során az (19.) egyenlet egydimenziós alakját használjuk fel:

$$R \cdot \frac{\partial c}{\partial t} = D^* \cdot \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \cdot \frac{\partial c}{\partial z} \quad (20.)$$

ahol  $c$  a pórusfolyadék koncentrációja,  $t$ , az idő,  $z$  a hely,  $R$  a késleltetési tényező,  $D^*$  az effektív diffúzió állandó és  $v$  a szivárgás lineáris átlagsebessége.

A megoldás kezdeti és peremfeltételei:

$$c(z, t)_{t=0} = 0, \text{ ha } z \in [0, \infty), \quad c(z, t)_{z=0} = c_0, \text{ ha } t > 0 \text{ és } \frac{\partial c}{\partial z}_{z \rightarrow \infty} = 0, \text{ ha } t > 0.$$

Az egyenlet eredeti megoldása  $z, t$ -re (OGATA, 1961):

$$c = c_0 \cdot \left[ \frac{1}{2} \cdot \operatorname{erfc} \left( \frac{R \cdot z - v \cdot t}{\sqrt{D^* \cdot R \cdot t}} \right) + \frac{1}{2} e^{\frac{v \cdot z}{D^*}} \cdot \operatorname{erfc} \left( \frac{R \cdot z + v \cdot t}{\sqrt{D^* \cdot R \cdot t}} \right) \right] \quad (21.)$$

ahol  $c_0$  a befolyó oldat koncentrációja.

A MicroCal Origin programban az illesztéshez függvényként egy transzformált transzport-egyenletet használtuk fel, alkalmazva a  $t = \frac{x}{v}$  és  $v \cdot t = x$ , transzformációkat, ahol  $x$  az átfolyt víz térfogata:

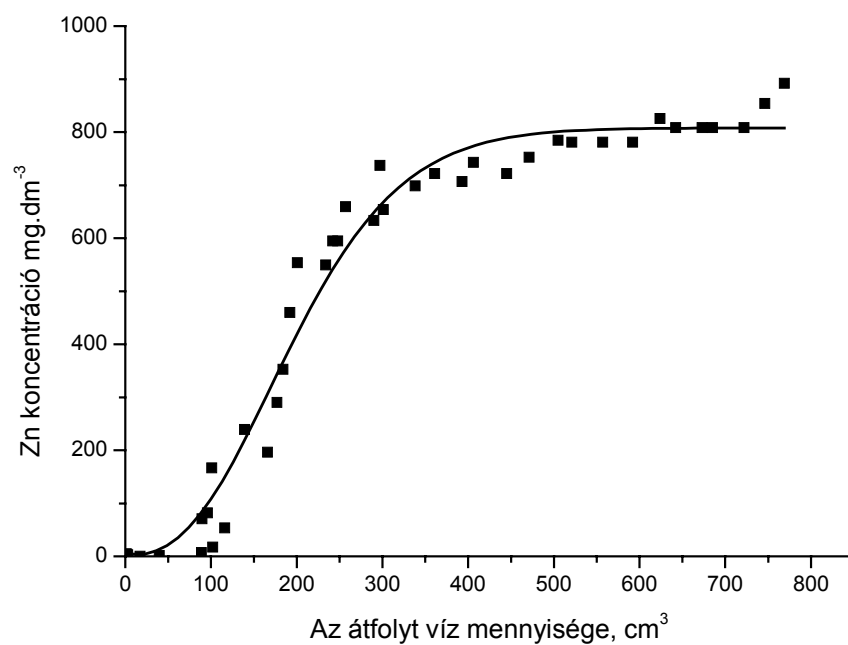
$$c = \frac{c_0}{2} \cdot \left\{ \left[ 1 - \operatorname{erf} \left( \frac{R \cdot z - \frac{x}{A}}{\sqrt{D^* \cdot R \cdot \frac{x}{v}}} \right) \right] + e^{\frac{v \cdot z}{A \cdot D^*}} \cdot \left[ 1 - \operatorname{erf} \left( \frac{R \cdot z + \frac{x}{A}}{\sqrt{D^* \cdot R \cdot \frac{x}{v}}} \right) \right] \right\} \quad (22.)$$

Az illesztés eredményeit: a kapott paramétereket és az illesztett függvény az **7. ábra**, illetve az **6.táblázat** mutatja be.

6. táblázat

<i>Függvényillesztéssel kapott cink-transzport paraméterek</i>				
Paraméter leírása	Mértékegysége	Paraméter jele	Érték	Hiba
Retardációs faktor	-	R	11.85	0.36
Diszperziós koefficiens	$\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$	$D^*$	$1.46 \cdot 10^{-6}$	$2.12 \cdot 10^{-7}$
A minta keresztmetszete	$\text{cm}^2$	A	35.77	-*
A vízáramlás sebessége	$\text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	v	$8.74 \cdot 10^{-5}$	-*
A minta vastagsága	cm	z	1.01	-*
Bemenő koncentráció	$\mu\text{g} \cdot \text{cm}^3$	$c_0$	882	27.1
Korreláció	-	$R^2$	0.989	-

\*ahol nincs hiba feltüntetve, ott mért paraméterről van szó.



7. ábra

Transzportparaméterek meghatározása függvényillesztéssel

### 3. A SZIGETELŐRENDSZEREK (GÁTAK) TÍPUSAI, AZ EGYENÉRTÉKŰSÉG ÁLTALÁNOS FELTÉTELEI

Általánosságban a transzport –egyenlet alapján felírható egy A és egy B szigetelőrendszer egyenértékűségének általános feltétele:

$$J_k^A = J_k^B, \quad (23.)$$

azaz

$$J_a^A + (J_{diff}^A + J_{Hdiszp}^A) \pm J^{*A} - J_b^A = J_a^B + (J_{diff}^B + J_{Hdiszp}^B) \pm J^{*B} - J_b^B. \quad (24.)$$

A szennyezőanyagok szigetelőrendszeren keresztül történő mozgásában három folyamatot célszerű elkülöníteni (LAKATOS-SZABÓ, 1997):

- Hidrodinamikai transzportfolyamatok, amelyek a szigetelőrendszer két oldala között mérhető nyomáskülönbség, illetve a hidraulikus gradiens hatására alakul ki (advektív transzport, hidrodinamikai diszperzió).
- Diffúziós transzportfolyamatok, amelyek hajtóereje a gát két oldala között fellépő koncentráció-különbség, illetve koncentráció gradiens.
- A szigetelőrendszerben lejátszódó fizikai és kémiai folyamatok (szorpció, szennyezőanyag mechanikai visszatartása, kémiai átalakulások) miatt a gát szennyezőanyag forrásként vagy nyelőként való működése.

A három folyamat alapján a szigetelőrendszereket osztályozhatjuk:

#### 3.1. Inaktív gátak

Amennyiben a gátban forrás/nyelő jellegű transzportfolyamatok nem játszódnak le, akkor *inaktív gátról* vagy inaktív szigetelőrendszerről beszélhetünk, amennyiben igen, úgy *reaktív gátról* (szigetelőrendszerről) van szó. Az inaktív gátakban csak hidrodinamikai és diffúziós transzportfolyamatok játszódhatnak le. Általában inaktív gátaknak tekinthetők a geomembránok, illetve ide sorolhatók a kis vastagságú szigetelőrendszer elemek is.

Az inaktív gátakat a vízvezető képességük alapján három csoportba célszerű osztani: áteresztő vagy permeabilis rendszerek, féligáteresztő vagy szemipermeabilis rendszerek, illetve vízrekesztő vagy impermeabilis rendszerek.

A *permeabilis, inaktív gátak* esetén a szennyezőanyag terjedése uralkodóan a hidrodinamikai transzportfolyamatok következtében megy végbe. Az ilyen gátakban a szivárgási sebesség  $10^{-7}$  m/s-nál nagyobb. Ebben az esetben a diffúzió miatti anyagáramok elhanyagolhatók, ezért az egyenértékűség feltétele:

$$J_a^A + J_{Hdiszp}^A = J_a^B + J_{Hdiszp}^B. \quad (25.)$$

A féligáteresztő, inaktív gátként működő szigetelőrendszerek esetén a hidrodinamikai és a diffúzív anyagáramok összemérhetők, ezért az egyenértékűség általános feltétele:

$$J_a^A + (J_{\text{diff}}^A + J_{\text{Hdiszp}}^A) = J_a^B + (J_{\text{diff}}^B + J_{\text{Hdiszp}}^B) \quad (26.)$$

A vízrekesztő, inaktív szigetelőrendszerekben a szivárgás sebessége kisebb, mint  $10^{-10}$  m/s. Ebben az esetben a hidrodinamikai transzport alárendelt a diffúzióhoz képest, ezért az egyenértékűség feltétele:

$$J_{\text{diff}}^A = J_{\text{diff}}^B \quad (27.)$$

### 3.2. Reaktív gátak

A reaktív gátak a szennyezőanyag-transzportra nézve – kémiai értelemben - nem indifferensek. Azaz reaktív gátakban a szigetelőrendszer szennyezőanyag-forrásként vagy -nyelőként is szerepet játszik. A reaktív gátak egyenértékűségét ezért az (24.) egyenlet írja le. A kémiai szerep szerint a gátakat két csoportra célszerű osztani (LAKATOS-SZABÓ, 1997):

A fizikai vagy szorpciós gátak jelentős szennyezőanyag visszatartó képességgel rendelkeznek, adszorpciós, kemisorpciós vagy mechanikai kiszűrődést eredményező tulajdonságúak. Ide sorolhatók az agyagszigetelő rétegek, speciális hidrogél-gátak. A fizikai vagy szorpciós gátak jellemzője, hogy a szigetelőrendszer a működés elején igen jelentős szennyezőanyag-nyelő képességgel rendelkezik, majd a gát anyaga a szennyezőanyagra nézve lassan telítődik, ezért a szigetelő képesség idővel jelentősen lecsökken. Az ilyen típusú gátak általában a féligáteresztő vagy vízrekesztő gátak közé sorolhatók, ezért a szennyezőanyag megkötődésére, a pórusvíz és a megkötő felület közötti egyensúlyi helyzet kialakulására általában elég idő áll rendelkezésre. Amennyiben a gát permeábilis, akkor nagyobb szivárgási sebesség mellett bekövetkezhet, hogy a gáthatás határfoka már a kezdettől fogva alacsony. A szorpciós gátak esetén a csurgalékvíz koncentrációjának csökkenése esetén forrás-funkció is kialakulhat, azaz a megkötött szennyezőanyag egy része ismét a pórusfolyadékba juthat, ennek jelentősége a hulladékelhelyezés esetén csekély.

A kémiai reaktív gátak speciális anyagokból épülnek fel, melyek egy speciális szennyezőanyag környezetre kevésbé veszélyes, vagy veszélytelen anyaggá történő átalakítására alkalmasak. Ezek a rendszerek permeábilis gátak, ahol fontos, hogy a szennyezőanyag átjusson a gáton, miközben a kémiai átalakulás megtörténjen. A gát tehát a szennyező anyagra nézve nyelőként, az átalakított anyagra nézve forrásként üzemel. A kémiai reaktív gátak idővel kimerülnek, a nyelő és forrásképesség lecsökken, azaz a gát ideiglenes hatású. A kémiai gát hatékonysága szivárgási sebesség függő, gyors szivárgás esetén nincs meg a szükséges tartózkodási vagy kölcsönhatási idő.

A hulladékelhelyezés területén elsősorban szorpciós gátakat alkalmaznak, a kémiai reaktív gátak legfontosabb alkalmazási területe a szennyezett területek kármentesítése.

#### 4. AZ EGYENÉRTÉKŰSÉG SZÁMÍTÁS GYAKORLATI LEHETŐSÉGEI

A szigetelőrendszerek (gátak) egyenértékűségének elvi lehetőségei alapján megállapítható, hogy a kémiai reaktív gátak esetén az egyenértékűség megállapítása speciális számításokat igényel, melyeknek az elvégzése talajkémiai szakemberek feladata. Tekintettel arra, hogy alkalmazásuk a hulladékelhelyezésben alárendelt, ezért ezzel a témakörrel részletesebben nem foglalkozunk.

Az inaktív és a szorpciós reaktív gátak esetében azonban számos egyszerű számítási lehetőség kínálkozik, melyekkel a szigetelőrendszerek egyenértékűsége igazolható, nagy valószínűséggel becsülhető.

Itt kell megállapítani, hogy *általában érvényes egyenértékűség két szigetelőgátra sosem állhat fenn, ezért szükséges a számítások specifikus körülményeit, a kiindulási feltételeket, az alkalmazás körülményeit és a vizsgált szennyezőanyagot megadni, amire az egyenértékűség fennáll.* A reaktív gátak esetében az egyenértékűségnek *időbeli korlátja* is van.

A következőkben néhány speciális esetre érvényes egyenértékűség-számítási lehetőséget mutatunk be. Számos esetben a szennyezőanyag mentett oldali koncentrációjának számítására kényszerülünk, amikor a kummulatív anyagáramokat a gátból kilépő koncentrációk időintegráljaként értelmezhetjük.

##### 4.1. Az egydimenziós transzportegyenlet OGATA-BANKS-féle megoldása

A szigetelőrendszereken keresztül történő szennyezőanyag mozgás jó közelítéssel egydimenziós folyamat. Ennek az 1D folyamatnak a követése számos egyenértékűségi számítás elvégzésére nyújt lehetőséget. Ebben az esetben az 1D transzport-egyenletet az alábbi peremfeltételek mellett oldjuk meg:

$$C(0, t) = \begin{cases} 0, & \text{ha } t < 0 \\ C_0, & \text{ha } t \geq 0 \end{cases} \quad \text{és} \quad \begin{cases} C(\infty, t) = 0, & \text{minden } t \text{-re} \\ C(x, 0) = 0, & \text{ha } x > 0 \end{cases}$$

A szivárgás iránya megegyezik az x tengellyel és a közeg homogénnek tekinthető.

A megoldást OGATA (1970), OGATA és BANKS (1961), valamint GUPTA és PANDEY (1980) adta meg egymástól alig eltérő formában:

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \exp\left(\frac{x}{2\alpha_L}\right) \left[ \exp\left(\frac{-\gamma x}{2\alpha_L}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{\frac{x - \bar{v}t\gamma}{R}}{2\sqrt{\frac{\alpha_L \bar{v}t}{R}}}\right) + \exp\left(\frac{\gamma x}{2\alpha_L}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{\frac{x + \bar{v}t\gamma}{R}}{2\sqrt{\frac{\alpha_L \bar{v}t}{R}}}\right) \right], \quad (28.)$$

ahol  $C_0$  a belépő (influens) koncentráció, ami esetünkben a csurgalékvíz koncentrációjának felel meg,  $\gamma = \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_L R}{v}}$  és  $\operatorname{erfc}$  a standard hibafüggvény komplementere. A megoldással a

szorpciós reaktív gátak viselkedését is vizsgálhatjuk, feltételezve, hogy nincs bomlás és hogy a szorpció lineáris, mert ebben az esetben a szorpciós folyamatokat az R késleltetés írja le (17.).

Amennyiben a gát inaktív akkor az (28.) egyenletben  $R=1$ .

Nagy Peclet-számok, azaz reaktív vagy inaktív permeábilis gátak esetén, amikor

$Pe = \frac{x}{\alpha_L} = \frac{x \cdot \bar{v}}{D^*} > 10$ , az (28.) egyenlet jól közelíthető az alábbi formulával:

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \exp\left(\frac{x}{2\alpha_L}(1-\gamma)\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{\frac{x - \bar{v}t\gamma}{R}}{2\sqrt{\frac{\alpha_L \bar{v}t}{R}}}\right). \quad (29.)$$

Amennyiben a nem bomló szennyezőanyag az áramlási közeg felületén nem adszorbeálódik (inaktív permeábilis gátak) ( $R=1$  és  $\lambda=0$ ), a (29.) összefüggés tovább egyszerűsödik:

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{x - \bar{v}t}{2\sqrt{\alpha_L \bar{v}t}}\right). \quad (30.)$$

Az (30.) egyenlet az alapja a diszperzió-állandó laboratóriumi meghatározásának. Az egyenletből levezethető, hogy amennyiben a relatív koncentráció  $C/C_0=0.5$ , azaz ahol az áttörési görbének inflexiós pontja van, ott a koncentráció-gradiensre vonatkozóan igaz, hogy

$$\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=\bar{v}t} = \frac{C_0}{2\sqrt{\pi\alpha_L x}}. \quad (31.)$$

A kísérlet során a koncentrációt egy adott pontban az idő függvényében mérjük, és meghatározzuk a koncentráció-profil meredekségét. Tekintettel arra, hogy a transzport-folyamat egydimenziós, ezért minden  $t$  időponthoz egy  $x = \bar{v} \cdot t$  hely tartozik, és ennek alapján két közeli  $t_i$  időpont felhasználásával a  $\Delta C/\Delta x$  koncentráció-gradiens is meghatározható. Amikor a  $C$  mért koncentráció éppen  $C_0/2$ , akkor az (31.) egyenlet alapján a longitudinális diszperzivitás számíthatóvá válik.

Az OGATA-féle oszlop-kísérlet megoldásából indult ki SHACKELFORD (1990), amikor a szigetelőrétegen való átjutáshoz szükséges idők számítására alkalmas megoldást fejlesztett ki. A megoldás alapja az (32.) egyenlet, amely az (28.) egyenletből származtatható:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[ \operatorname{erfc}\left(\frac{1 - T_R}{2\sqrt{T_R/P_L}}\right) + \exp(P_L) \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{1 + T_R}{2\sqrt{T_R/P_L}}\right) \right], \quad (32.)$$

ahol  $T_R = Co_R = \frac{\bar{v} \cdot t}{R \cdot x}$  a Courant-szám és  $P_L = Pe = \frac{\bar{v} \cdot x}{D^*}$  a Peclet-szám. szemipermeábilis és

impermeábilis gátak esetén  $D^* = D_{\text{eff}} + \bar{v} \cdot \alpha_L$ , permeábilis gátaknál  $D_{\text{eff}} \ll \bar{v} \cdot \alpha_L$ , ezért  $D^* \cong \bar{v} \cdot \alpha_L$  diszperzió-állandó használható.

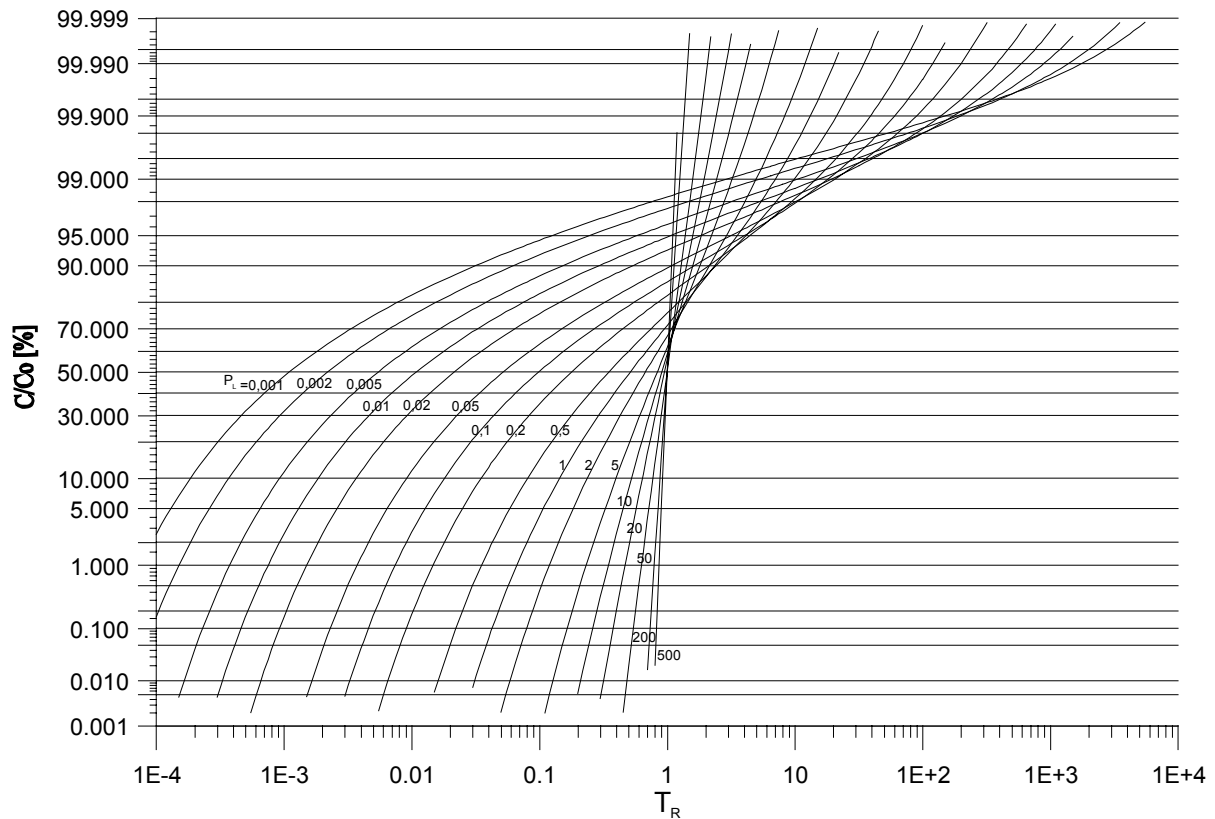
A megoldás során a kérdés, hogy konstans  $C_0$  koncentrációjú influens oldat (csurgalékvíz) esetén egy adott  $x$  távolságban (azaz az  $x$  vastagságú szigetelőréteg mentett oldalán) mekkora  $t$  idő elteltével válik a koncentráció  $C$  értékűvé.

A feladat tehát inverz: nem a koncentrációt keressük a hely és az idő függvényében [ $C=C(x,t)$ ], hanem a  $t$  időpontot egy adott  $x$  helyen a bemenő és a kialakuló koncentráció függvényében [ $t=t(C,C_0)$ ].

A keresett  $t$  időpontot csak a  $T_R$  Courant-szám ismeretében kaphatjuk meg, ez azonban zárt alakban az (32.) egyenletből nem vezethető le. A számításokhoz egy nomogramot használunk fel, amely az adott Peclet-számok esetére a Courant-szám és a  $C/C_0$  relatív koncentráció közötti összefüggést ábrázolja (**8. ábra**).

A megoldás lépései:

1. Az adott  $x$  távolságra meghatározzuk a  $P_L = Pe = \frac{\bar{v} \cdot x}{D^*}$  Peclet-számot.
2. Meghatározzuk a szigetelőrendszer védett oldalán megengedett, vagy a vizsgált  $C$  koncentrációhoz tartozó  $C/C_0$  relatív koncentrációt.
3. A  $C/C_0$  koncentrációérték mellett az **8.ábráról** leolvassuk az 1. lépésben számított Peclet-számhoz tartozó  $T_R$  értéket (Courant-számot).
4. A  $C$  koncentráció eléréséhez szükséges  $t$  időt a  $T_R = Co_R = \frac{\bar{v} \cdot t}{R \cdot x}$  egyenlet alapján számítjuk:  
$$t = \frac{T_R \cdot R \cdot x}{\bar{v}}$$
5. Összehasonlítjuk a kapott  $t$  időtartamot a megkívánt időtartammal. Amennyiben a kapott  $t$  érték kisebb, mint a szükséges 30 vagy 50 éves időszak akkor a szigetelőréteg vastagsága kevés az egyenértékűséghez, azaz vastagabb szigetelőréteg beépítése szükséges. A számítást addig ismételjük, amíg az adott koncentráció eléréséhez szükséges  $t$  idő hosszabb lesz, mint a minimálisan megkívánt időtartam.

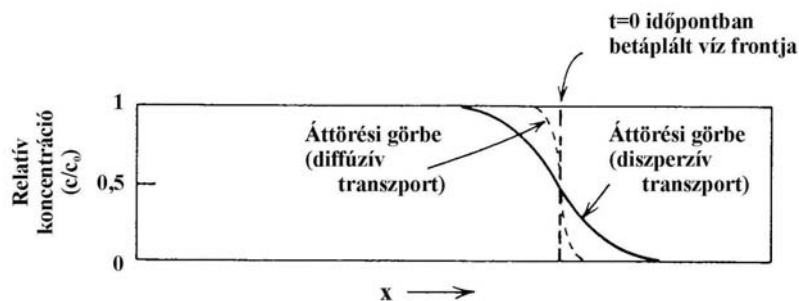


8. ábra

Összefüggés a Courant-szám és a  $C/C_0$  relatív koncentráció között  
(SHACKELFORD, 1990.)

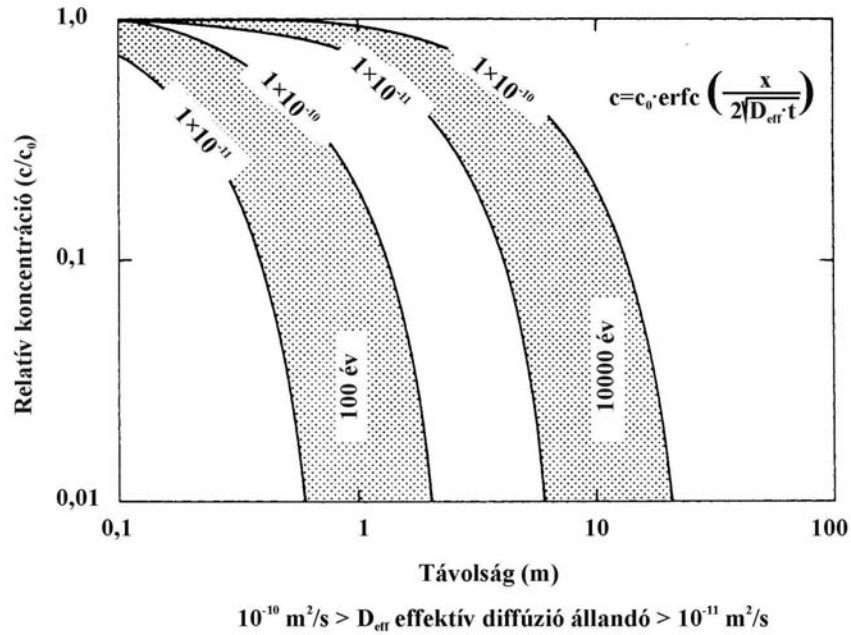
Egy másik ismert megoldás, ami az (28.) egyenletből is levezethető, azt az esetet tekinti, amikor csak diffúzió lép fel (impermeábilis inaktív gátak esete). Ekkor a szivárgás pórusbeli  $\bar{v}$  sebessége zérus, így sem advektív transzport sem hidrodinamikai diszperzió nem jöhet létre (9 és 10. ábrák). Ebben az esetben a megoldás:

$$C = C_0 \operatorname{erfc} \frac{x}{2\sqrt{\frac{D_x^* t}{R}}} = C_0 \operatorname{erfc} \frac{x}{2\sqrt{\frac{D_{\text{eff}} t}{R}}} \quad (33.)$$



9. ábra

Az advektív, advektív-diffúzív és advektív-diszperzív transzport áttörési görbéinek összehasonlítása  
(FREEZE – CHERRY, 1979.)



**10. ábra**

A diffúzív transzport áttörési görbéi  $10^{-10}$  és  $10^{-11}$  m<sup>2</sup>/s effektív diffúzió-állandó esetén (FREEZE – CHERRY, 1979.)

#### 4.2. Egyenértékűség számítási lehetőségei a különböző gáttípusok esetén

Amennyiben a szennyezőanyag terjedése homogén közegben zajlik (egyréteges modell), akkor az egyenértékűséget egyszerű képletek (a transzportegyenlet analitikus megoldásai) segítségével is meghatározhatjuk. Amennyiben a rendszer több rétegű, akkor általában numerikus számításokra van szükség az egyenértékűség bizonyítására.

##### 4.2.1. Permeábilis, inaktív gátak

Amennyiben a permeábilis és inaktív a gát, akkor az egyenértékűségnek kettős feltétele van: a advektív(hidrodinamikai) és a mechanikai diszperzió szempontjából való egyenértékűség.

##### 4.2.1.1. Advektív (hidrodinamikai) egyenértékűség

Tekintve, hogy az advektív szennyezőanyag fluxusokat koncentráció és a szivárgás Darcy-féle átlagsebessége (lamináris szivárgást feltételezve) szorzataként (1.) kaphatjuk, így az advektív egyenértékűség valójában hidraulikai egyenértékűséget jelent, azaz a két szigetelőrendszerre vonatkozó átlagos szivárgási sebesség megegyezését. Egy  $n$  darab,  $m_i$  vastagságú,  $k_i$  szivárgási tényezőjű rétegből álló oszlop átlagos szivárgási tényezője:

$$\bar{k} = \frac{\sum_{i=1}^n m_i}{\sum_{i=1}^n \frac{m_i}{k_i}} \quad (34.)$$

Az advektív egyenértékűség esetén:

$$\bar{k}^A = \frac{\sum_{i=1}^n m_i^A}{\sum_{i=1}^n \frac{m_i^A}{k_i^A}} = \frac{\sum_{i=1}^n m_i^B}{\sum_{i=1}^n \frac{m_i^B}{k_i^B}} = \bar{k}^B. \quad (35.)$$

Az (35.) egyenlet segítségével néhány hagyományos szigetelőrendszer-elemre számított hidraulikai egyenértékűség kritériumait - szakirodalmi átlagadatok alapján – az **7. táblázatban** mutatjuk be. A táblázatból jól látható, hogy pusztán hidraulikai szempontok alapján az erősen vízrekesztő geomembrán, bentonitszőnyeg és aszfaltszigetelések közel egyenértékűnek mutatkoznak, azonban a diffúzió szempontjából – mint később látjuk - az egyenértékűség nem áll fenn.

#### 4.2.1.2. Egyenértékűség a hidrodinamikai diszperzióval szemben

Az inaktív permeábilis gátak esetén az advektív egyenértékűség önmagában még nem elég az egyenértékűség kimondásához, szükséges ugyanis a hidrodinamikai diszperzió okozta szennyezőanyag-transzport terén ((5) és (6.)) is az egyenértékűségnek fennállnia. Mivel a hidrodinamikai diszperzió okozta anyagáram arányos a szivárgási sebességgel, ezért az advektív egyenértékűség már részben biztosítja a két rendszer teljes egyenértékűségét. Célszerű azonban a két hidrodinamikai diszperzió-állandó tekintetében is az egyenértékűségnek fennállnia, azaz

$$D_L^A = \alpha_L^A \cdot \bar{v} = \alpha_L^B \cdot \bar{v} = D_L^B \quad (36.)$$

**7. táblázat**

<i>Szigetelőrétegek advektív egyenértékűsége</i>			
<b>Anyag</b>	<b>A<sup>1</sup> [m]</b>	<b>B<sup>2</sup> [m]</b>	<b>C<sup>3</sup> [m]</b>
Épített agyag-szigetelőréteg	0.6	3.1	93
3% bentonit és homok keveréke	300	1550	46500
5% bentonit és homok keveréke	60	310	9300
10% bentonit és homok keveréke	0.6	3.1	93
15% bentonit és homok keveréke	0.048	0.248	7.44
Geomembrán	0.00048	0.00248	0.0744
Geomembrán 5 mm átm. lyukkal	0.00282	0.01457	0.4371
Geomembrán 1 cm átm. lyukkal	0.0057	0.02945	0.8835
Geomembrán 2 cm átm. lyukkal	0.0114	0.0589	1.767
Bentonitszőnyeg	0.015	0.0775	2.325
Hidraulikus szigetelőaszfalt	0.018	0.093	2.79

<sup>1</sup>60 cm vastag,  $k=10^{-9}$  m/s agyag-szigetelőréteggel egyenértékű vastagság [m]

<sup>2</sup>geomembránnal fedett, 60 cm vastag,  $k=10^{-9}$  m/s agyagszigetelő-réteggel egyenértékű vastagság [m]

<sup>3</sup>kétrétegű geomembránnal fedett, 60 cm vastag,  $k=10^{-9}$  m/s agyagszigetelő-réteggel egyenértékű vastagság [m]

A diszperzió-állandók tekintetében célszerű laboratóriumi mérésekkel igazolni vagy alátámasztani az egyenértékűség meglétét.

#### 4.2.2. Féligáteresztő, inaktív gátak

Féligáteresztő inaktív gátak esetén homogén közegre jól alkalmazható a módosított, (32.) szerint felírt Shackelford-módszer. Ebben az esetben a Courant-szám késleltetés nélkül ( $R=1$ ) használandó:

$$T_R = Co_R = \frac{\bar{v} \cdot t}{X}. \quad (37.)$$

A megoldás lépései megegyeznek az 4.1. fejezetben leírtakkal

#### 4.2.3. Impermeábilis, inaktív gátak

Impermeábilis inaktív gátak esetén a diffúzív transzport a meghatározó. Ebben az esetben a transzport egyenlet megoldása az (33.) egyenlet. Figyelembe véve, hogy a gát inaktív a homogén feltétre instacioner állapotban a koncentrációkat az alábbi képlettel számíthatjuk:

$$c_i(x, t) = c_{0i} \operatorname{erfc} \frac{x}{2\sqrt{D_i t}}, \quad (38.)$$

ahol  $c_{0i}$  az  $i$  szennyezőanyag időben állandó koncentrációja, amely a diffúziót indukáló koncentrációkülönbségeket okozza,  $D_i$  a közegnek az adott  $i$  szennyezőanyagra vonatkozó diffúzióállandója,  $c_i$  a koncentráció  $x$  helyen,  $t$  időpontban.

Annak érdekében hogy A és B szigetelőrétegek a diffúzív egyenértékűségét kimondhassuk a  $c_i$  koncentrációknak egyenlőnek kell lenniük azonos  $c_{0i}$  koncentrációk,  $x$  távolságok és  $t$  idők esetén:

$$\frac{x_A}{\sqrt{D_A}} = \frac{x_B}{\sqrt{D_B}}. \quad (39.)$$

Így B szigetelőanyagok az  $x_A$  vastagságú A anyaggal való diffúzív egyenértékűsége akkor áll fenn, ha

$$x_B \geq \frac{x_A \sqrt{D_B}}{\sqrt{D_A}}. \quad (\text{KOHLER-HEIMERL, 1995}). \quad (40.)$$

Lehetséges a diffúzív egyenértékűséget a diffúzív vezetőképességek alapján is meghatározni (**8. táblázat**). A diffúzív vezetőképességet a szennyezőanyagok és a víz mozgásának analógiájára definiálhatjuk. Az egységnyi felületen, egységnyi idő alatt keresztül áramló vízmennyiséget (fluxust) a hidraulikus gradiens és a vízvezetőképesség mérőszáma, a szivárgási tényező szorzata adja. Hasonlóképpen definiálhatjuk a szennyezőanyag-fluxust, azaz az egységnyi felületen, egységnyi idő alatt diffúzió miatt átáramló anyagmennyiséget, mint a koncentráció-gradiens és a diffúzív vezetőképesség szorzatát. Ennek alapján két szigetelőréteg a diffúzió szempontjából akkor egyenértékű, amikor a diffúzív vezetőképességük azonos (MÜLLER-KIRCHENBAUER et. al., 1991).

Amennyiben például számítjuk a 2 mm vastag HDPE fóliával diffúzív-egyenértékű agyagszigetelőréteg vastagságokat vagy fordítva, a 60 cm vastag agyagszigetelő-réteggel

diffúzive egyenértékű fóliavastagságokat (**9. táblázat**), úgy kitűnik, hogy a geomembránok diffúzióval szembeni gáthatása mindösszesen 5-10 cm vastagságú agyagréteg hasonló képességének felel meg. Ha mindehhez, hozzávesszük azt a tényt, hogy a fóliaszigetelések esetén a fóliasérülésre és ezáltal a diffúzióállandónak a nagyságrendekkel való megnövekedésével lehet számolni (a HDPE fólia helyére az épített agyagszigetelés anyaga kerül), belátható a kombinált szigetelőrendszerek szükségessége.

#### **4.2.4. Szorpciós reaktív gátak**

A szorpció figyelembevétele az eddig bemutatott esetekben lineáris adszorpció feltételezésével egyszerűen megvalósítható azzal, hogy a  $v$  szivárgási sebesség helyett  $v/R$  módosított sebességgel számolunk, ahol  $R$  a késleltetés.

A késleltetés a megoszlási együttható alapján számítható, illetve meghatározható laboratóriumi oszlopkísérlettel is. A talajoszlopon a vizsgált komponens oldatát szivároztatjuk át állandó sebességgel. Az effluens, kifolyó koncentrációkat mérjük, miközben az influens, beszivárgó koncentrációt állandóan tartjuk. Meghatározzuk az áttörési görbét, majd a késleltetés  $R$  értékét:

$$R = \frac{v_p}{v_{c50\%}}, \quad (41.)$$

ahol  $v_p$  a víz pórusbeli átlagos szivárgási sebességének és  $v_{c50\%}$  a szennyezőanyag-front előrehaladási sebességének az aránya.

Homogén közeg esetén a szorpciós reaktív gátra is a Shackelford-féle megoldás használata javasolható.

**8.táblázat**

<i>Néhány szerves vegyület és a nehézfémek diffúzió állandói és diffúzió vízzárósága (MÜLLER-KIRCHENBAUER, et. al. , 1991)</i>							
Anyag-csoport	Anyag	Diffúzióállandó			Diffúzió vezetőképesség		
		Híg vizes oldat ( $10^{-10}$ m <sup>2</sup> /s)	A szig.rét. pórusvize ( $10^{-10}$ m <sup>2</sup> /s)	HDPE geomembrán ( $10^{-12}$ m <sup>2</sup> /s)	Geomembrán (m/s)	Ásv. szig.réteg (m/s)	Kombinált szig.réteg (m/s)
Kationok	Zn,Cd,Hg,Pb, Ni,Cu,Mn,Na				$\ll 1 \cdot 10^{-15}$	$3,0 \cdot 10^{-10}$	$\ll 1 \cdot 10^{-15}$
Anionok	Klorid				$\ll 1 \cdot 10^{-14}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$\ll 1 \cdot 10^{-14}$
Alkohol	Metanol	14,5	4,8	0,8	$1,5 \cdot 10^{-12}$	$2,0 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-12}$
Keton	Aceton	10,2	3,4	0,6	$8 \cdot 10^{-12}$	$1,4 \cdot 10^{-10}$	$8 \cdot 10^{-12}$
	Etilmetilketon	9,0	3,0	0,55	$9 \cdot 10^{-11}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$5 \cdot 10^{-11}$
Szerves savak	Ecetsav			0,15	$1 \cdot 10^{-12}$	$0,8 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-12}$
	Propinsav			0,15	$5 \cdot 10^{-12}$		
Észter	Ecetsav-etilészter	8,4	2,8	0,15	$5,5 \cdot 10^{-11}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$	$4 \cdot 10^{-11}$
Aldehyd	Formaldehid-oldat	17,8	5,9	0,8	$5 \cdot 10^{-12}$	$2,4 \cdot 10^{-10}$	$5 \cdot 10^{-12}$
Klórozott szénhidrogének	Kloroform	9,2	3,1	0,25	$2,0 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$
	Széntetraklorid	8,7	2,9	0,25	$2,5 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$
	Triklóretilén	8,4	2,9	0,25	$2,0 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$
	1,2-Diklóretán	9,1	3	0,25	$2,0 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$
	Tetraklótetilén	7,6	2,5	0,25	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-10}$
	1,2-Diklóropán	8	2,7				
Aromás szénhidrogének	Klórbenzol	8,1	2,7	0,25	$5 \cdot 10^{-9}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$
	Benzol	9,0	3,0	0,2	$4,5 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$
	Etilbenzol	6,8	2,3	0,2			
	Xilol	7,2	2,4	0,2	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-10}$
	Toloul	8	2,7	0,2	$2,0 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-10}$
Naftalin	7	2,3					
Alifás szénhidrogének	Pentán	8	2,7	0,2	$3 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$
	Hexán	7,2	2,4	0,2	$2 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^{-10}$
	Heptán	6,6	2,2	0,2	$1 \cdot 10^{-5}$	$0,9 \cdot 10^{-10}$	$0,9 \cdot 10^{-10}$

9.táblázat

<i>Geomembrán és agyagszigetelőréteg diffúzió egyenértékűsége</i>				
Anyag	Effektív diffúzió- állandó [10 <sup>-10</sup> m <sup>2</sup> /s]	Effektív diffúzió- állandó [10 <sup>-12</sup> m <sup>2</sup> /s]	2mm HDPE fóliával egyenértékű agyag vastagsága	60 cm agyag szigeteléssel egyenértékű fólia vastagsága
	Agyag	Geomembrán	[cm]	[mm]
Metanol	4.8	0.8	4.9	0.00167
Aceton	3.4	0.6	4.8	0.00187
Etilmetilketon	3	0.55	4.7	0.00202
Ecetsav		0.15		
Propionsav		0.15		
Ecetsav-etilészter	2.8	0.15	8.6	0.00017
Formaldehid-oldat	5.9	0.8	5.4	0.00110
Kloroform	3.1	0.25	7.0	0.00039
Széntetraklorid	2.9	0.25	6.8	0.00045
Triklóretilén	2.9	0.25	6.8	0.00045
1,2-Diklóretán	3	0.25	6.9	0.00042
Tetraklótetilén	2.5	0.25	6.3	0.00060
1,2-Diklórpropán	2.7			
Klórbenzol	2.7	0.25	6.6	0.00051
Benzol	3	0.2	7.7	0.00027
Etilbenzol	2.3	0.2	6.8	0.00045
Xilol	2.4	0.2	6.9	0.00042
Toloul	2.7	0.2	7.3	0.00033
Naftalin	2.3			
Pentán	2.7	0.2	7.3	0.00033
Hexán	2.4	0.2	6.9	0.00042
Heptán	2.2	0.2	6.6	0.00050

#### 4.2.5. Egyéb esetek

A transzportegyenlet analitikus megoldásain alapuló egyenértékűség számítások számos nemkívánatos megkötetést tartalmaznak. Nagyon zavaró, hogy az eltérő anyagi tulajdonságú geomembrán, aszfalt, természetes, de tömörített agyag stb. rétegeket nem lehet figyelembe venni, azaz homogén teret kell feltételezni.

Az egyenértékűség számítások analitikus megoldások használatában rejlő korlátjait kiküszöbölendő egy - a transzportegyenlet a véges differencia elven való megoldásán alapuló - módszer javasolható. A módszer célja, hogy tetszőleges számú, ugyanakkor egymástól jelentősen eltérő anyagi tulajdonságokkal jellemezhető rétegeken keresztüláramló szennyezőanyag fluxusok számítása váljék lehetővé.

A számítás első lépcsőjében azonos tulajdonságokkal jellemezhető térrészekre bontjuk a vizsgált rendszert. Tekintettel arra, hogy az aljzatszigetelő rendszeren az átszivárgás uralkodóan függőleges, ezért egy egységnyi alapterületű oszlopra történik a szennyezőanyag-mérleg elemeinek meghatározása. Bár egy ilyen kiválasztott hasábnak természetesen az oldalfalán keresztül is történik szennyezőanyag áramlás (pl. a transzverzális diszperzió miatti diagonális diszperzív hozamok), ugyanakkor ezek a hozamok elhanyagolhatók tekintettel arra a feltételezésre, hogy a vizsgált térrész körül ugyanilyen transzportfolyamatokkal jellemezhető térrész található. Ebből a feltételezésből az következik, hogy amekkora szennyezőanyag mennyiség az oldalfalakon a transzverzális diszperzió miatti hozamokkal kikerül, ugyanakkora anyagmennyiség jut a szomszédos térrészből a vizsgált oszlopba. Horizontális irányban diffúzió nem következhet be, mivel ilyen irányban a részletezett peremfeltételek mellett koncentráció-gradiens nem alakul ki.

A megoldás során egy olyan modult alakítunk ki, amely a beérkező, időben tetszőlegesen változó koncentrációjú, de állandó sebességű folyadék esetén az adott geometriájú egységből eltávozó folyadék koncentrációjának időbeli változását számítja a transzportegyenlet felhasználásával (**11. ábra**). Így a modul egy influens (befolyó) koncentrációfüggvényre a vizsgált elem és a vizsgált folyadék transzportjellemzőinek függvényében számítja az effluens (kifolyó) koncentrációt. Amennyiben egymáson több eltérő transzportjellemzővel leírható réteg fekszik, úgy egy réteg effluens koncentrációi képezik az alatta lévő réteg influens koncentrációit. Ezzel a tulajdonképpen explicit véges differencia megoldással a probléma néhány programsor nagyszámú ismétlésére vezethető vissza.

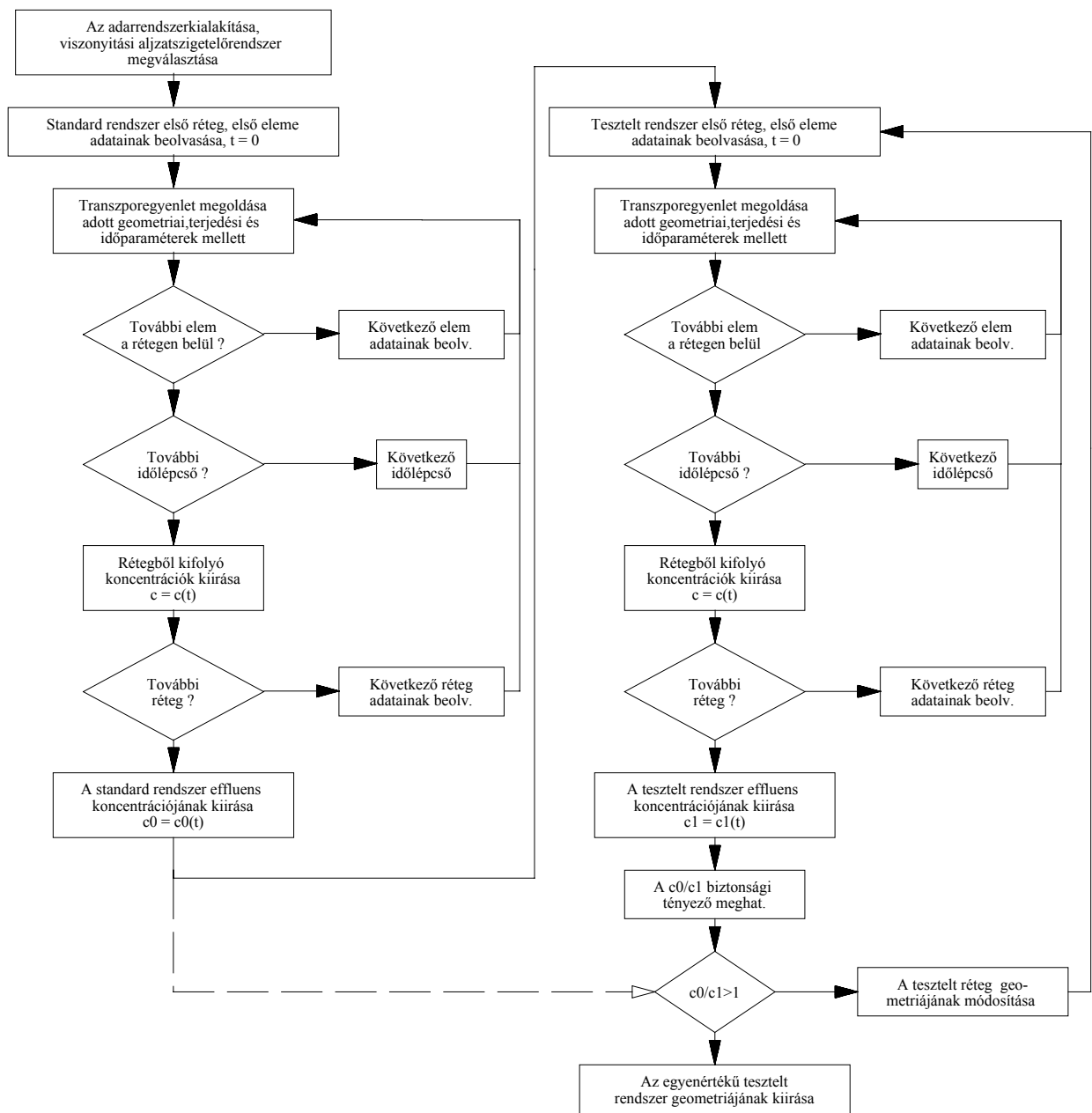
A véges differencia megoldás azonban csak a koncentrációnak az időbeli változását tudja megadni. Éppen ezért az egyenértékűség bizonyítására a számításokat a viszonyítási alapként használt standard rétegsorral (ld. az egyenértékűség viszonyítási alapjai) meg szükséges ismételni. Ezután definiálhatunk egy biztonsági tényezőt:

$$\nu = \frac{c_{ki \text{ standard}}}{c_{ki \text{ tervezett}}}, \quad (42.)$$

ahol ha  $\nu \geq 1$  vagy egy meghatározott biztonsági tényező, akkor az egyenértékűség biztosított. A számítás során természetesen különböző vastagságú réteggel szükséges a számításokat elvégezni, majd a az adott  $\nu$  biztonsági tényezőhöz tartozó rétegvastagságot meghatározni.

Az analitikus megoldásokon alapuló egyenértékűség számítások előnye a gyorsaság és az egyszerűség, ugyanakkor csak homogén közegre történhet a számítás. Tekintettel arra, hogy az egydimenziós transzportegyenlet analitikus megoldását használjuk fel, a megoldás matematikai szempontból egzakt, pontos. A numerikus megoldás ezzel szemben a transzportegyenlet közelítő megoldásán alapul, bármilyen terjedési, illetve kémiai folyamat, amely matematikai formában megfogalmazható követhető vele, azonnal szolgáltatja a koncentráció mélység és időbeli változásának karakterisztikáját, tetszőleges rétegszlop modellezhető vele. A két megoldási mód összevetését az **10. táblázat** foglalja össze:

Az egyes szigetelőanyagok mértékadó vízföldtani és terjedési jellemzőit – szakirodalmi adatok alapján – az **11** és **12. táblázatok** mutatják be.



11. ábra:

A numerikus egyenértékűség-számítás menete

10. táblázat

<i>Az analitikus és numerikus egyenértékűség-számítás jellemzői</i>		
Jellemző	Analitikus számítás	Numerikus számítás
matematikai megoldás	egzakt	közelítő
rétegek száma	egy	tetszőleges
eredmény	adott mentett oldali koncentrációhoz tartozó idő	koncentráció változás a térben és az időben
advekción (konvekció) követése	igen	igen
diffúzió követése	igen	igen
hidrodinamikai diszperzió követése	részben (diffúzió állandó diszperziós tényezőre cserélésével)	igen (diszperzivitás figyelembevételével)
adszorpció követése	lineáris adszorpció	lineáris, nem lineáris: Langmuir, Freundlich izoterma alapján
bomlás, biodegradáció követése	nem lehetséges	igen (exponenciális bomlás)
kémiai reakciók követése	nem lehetséges	elvileg lehetséges, de a számításokat meglassítja
csapadékképződés számítása	nem lehetséges	elvileg lehetséges, de a számításokat meglassítja

11. táblázat

<i>Szigetelőrétegek reprezentatív hidraulikai és diffúziós tulajdonságai</i>								
Szigetelőréteg	Jellemző		Jellemző effektív diffúzióállandó [m <sup>2</sup> /s]					
	Vastagság [cm]	szivárgási tényező [m/s]	Nehéz-fémek	Klórozott CH	Aromás vegyül.	Ketonok	Klorid	Nátrium
HDPE fólia	0.2	1.0·10 <sup>-13</sup>	1.0·10 <sup>-16</sup>	2.0·10 <sup>-13</sup>	2.0·10 <sup>-13</sup>	5.5·10 <sup>-13</sup>	3.0·10 <sup>-16</sup>	2·10 <sup>-16</sup>
Bentonit szőnyeg	1	5.0·10 <sup>-11</sup>						
Speciális aszfalt, aszfaltbeton	6	2.0·10 <sup>-11</sup>						
Aktivált Na-bentonit tartalmú agyag	20	1.5·10 <sup>-11</sup>	2.7·10 <sup>-10</sup>	5.5·10 <sup>-10</sup>	5.3·10 <sup>-10</sup>	9.8·10 <sup>-10</sup>	7.7·10 <sup>-10</sup>	5.0·10 <sup>-10</sup>
Aktivált Ca-bentonit tartalmú agyag	20	6.2·10 <sup>-10</sup>						
Természetes Ca-bentonitos agyag	20	9.5·10 <sup>-9</sup>	2.0·10 <sup>-11</sup>				5.6·10 <sup>-11</sup>	3.8·10 <sup>-11</sup>
Tömörített soványközepes agyag	20	1.0·10 <sup>-9</sup>	3.0·10 <sup>-11</sup>	3.0·10 <sup>-10</sup>	2.8·10 <sup>-10</sup>	3.5·10 <sup>-10</sup>	5.0·10 <sup>-10</sup>	1.3·10 <sup>-10</sup>
In situ bentonit-homok keverék	20	5.0·10 <sup>-9</sup>	2.2·10 <sup>-10</sup>				6.0·10 <sup>-10</sup>	4.0·10 <sup>-10</sup>
Kaolinit	20	7.0·10 <sup>-9</sup>	7.0·10 <sup>-10</sup>				1.2·10 <sup>-9</sup>	1.1·10 <sup>-9</sup>

12 táblázat

<i>Szigetelőrétegek mértékadó kationcserélő kapacitása</i>	
Szigetelőanyag	Kationcserélő képesség [mekv/100g]
HDPE fólia	~0
Bentonit szőnyeg	110
Speciális aszfalt, aszfaltbeton	~0
Aktivált Na-bentonit tart. agyag	60
Aktivált Ca-bentonit tart. agyag	80
Természetes Ca-bentonit tart. agyag	33
Tömörített sovány-közepes agyag	22
In situ bentonit-homok keverék	15
Kaolinit	10

Megállapítható, hogy a geomembránok, a speciális vízzáró bentonitos agyagok és szigetelőpaplanok az advektív transzporttal szembeni gáthatásukban kiemelkedők, ugyanakkor ettől eltérő a diffúzióval szembeni viselkedésük. A diffúzióval szemben a természetes agyagásványokat tartalmazó szigetelőrétegek (kaolinitek, bentonitok, montmorillonitos agyagok - szennyezőkomponenstől függetlenül - jelentős visszatartó képességgel rendelkeznek. Ez nem igaz ugyanakkor a geomembránokra, ahol a diffúzióval szembeni ellenállóképessége a HDPE fóliának nagyságrendekkel különbözhet a szennyezőanyag anyagi minőségétől függően. A legkisebb a gáthatás a szerves vegyületekkel, a legnagyobb a különféle disszociálódó ionokkal szemben. A szorpciós folyamat kimutathatatlan nagyságú a geomembránok, illetve az aszfaltszigetelőrétegek esetében, ugyanakkor minden agyagásványtartalmú egyéb szigetelőrétegben fellépnek. Természetesen magasabb a szennyezőanyag-visszatartó hatás a speciális aktivált-bentonit tartalmú szigetelőrétegekben.

### 4.3. Javaslat az egyenértékűségi vizsgálatok menetére

A korábbiakban összefoglaltak alapján a hulladéklerakók aljzatszigetelésének egyenértékűségi-vizsgálatának lépéseit mutatjuk be.

#### 4.3.1. Mértékadó csurgalékvízösszetétel meghatározása

A hulladéklerakó aljzatszigetelésének egyenértékűségi vizsgálatát megelőzően meg kell határozni a mértékadó csurgalékvíz-összetételt. A mértékadó csurgalékvíz-összetétel meghatározása alapulhat:

- egy a területen korábban üzemeltetett másik, korábbi hulladéklerakó csurgalékvizének kémiai analízisén,
- ennek hiányában egy másik hazai, hasonló környezetben épült, hasonló összetételű hulladékot befogadó, üzemelő hulladéklerakó csurgalékvizének vegyelemzésén,

- végső esetben pedig szakirodalmi adatokon: pl. Szabó (1995), Gaeke és szerzőtársai (1977), Münk és szerzőtársai (1989) munkái alapján meghatározott értékeken.

A csurgalékvíz összetétel alapján hat eltérő viselkedésű anyagcsoportot szükséges vizsgálni.

1. csoport: alkáli fémek és alkáli földfémek kationjai ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Ba}^{++}$ , stb.)
2. csoport: halogenidek ionjai (elsősorban  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{I}^-$ )
3. csoport: nehézfémek (Ni, Cu, Zn, Fe, Mn, Cr, Cd)
4. csoport: klórozott szénhidrogének (diklór-etán, triklór-etilén, tetraklór-etilén, diklór-propán, klórbenzol, széntetraklorid, kloroform, stb)
5. csoport: alkoholok vagy alkohol-származékok (metanol, etanol, glicerin, aldehidek, ketonok, esetleg éterek)
6. csoport: aromás vegyületek (benzol, toluol, xilol)

A hat anyagcsoport közül az első vizsgálata csak akkor szükséges, ha a csurgalékvízben – a lerakott hulladék specialitása folytán – az anyagcsoport bármelyik eleme kiugróan magas koncentrációit lehet mérni, mivel ezen anyagcsoport elemeire szennyezettségi, intézkedési határértékek nincsenek.

A 2-5. csoportok tekintetében a csurgalékvíz összetétel alapján legveszélyesebbnek ítélt 1-1 komponens célszerű minimálisan vizsgálni, amennyiben a csoport elemei a csurgalékvízben megtalálhatók. A felsorolt anyagcsoportokból mindig csak a transzportfolyamatok szempontjából legkedvezőtlenebb komponensre szükséges a számítást elvégezni, ahol a kedvezőtlenség mértékét a csurgalékvízben várható koncentráció maximumának és a mentett oldalon 30 vagy 50 év múltán megengedhető koncentráció hányadosa adja (ez a mérőszám megfelel a Shackelford módszernél használt  $C/C_0$  mennyiségnek).

#### 4.3.2. Az advektív egyenértékűség számítása

Az egyenértékűség bizonyításának első lépése a hidrodinamikai (advektív) egyenértékűség meghatározása. Az advektív egyenértékűség esetén (35.) egyenletnek teljesülnie kell, ezért:

1. Számítandó az „A” alternatív szigetelőréteg átlagos szivárgási tényezője:

$$\bar{k}^A = \frac{\sum_{i=1}^n m_i^A}{\sum_{i=1}^n \frac{m_i^A}{k_i^A}} \quad (43.)$$

2. A meghatározzuk az advektív egyenértékűséget előírt szigetelőrendszer elemmel (13. táblázat):

13. táblázat

<i>Helyettesíthető szigetelőrendszer – elemekre vonatkozó előírások</i>				
Lerakott hulladék típusa	Szigetelőréteg típusa	Rendeletben előírt		
		$x^B$ vastagság [m]	$\bar{k}^B$ szivárgási tényező [m/s]	$x_{\min}^A$ minimális vastagság [m]
Inert	Aljzatszigetelés	$\geq 1,0$	$\leq 10^{-7}$	$\geq 0,5$
Nem veszélyes	Aljzatszigetelés	$\geq 1,0$	$\leq 10^{-9}$	$\geq 0,5$
	Lezárószigetelés - szivárgópaplan	$\geq 0,5$	$\geq 10^{-4}$	
	Lezárószigetelés - szigetelő réteg	$\geq 2 \cdot 0,25 = 0,5$	$\leq 10^{-9}$	
Veszélyes	Aljzatszigetelés	$\geq 5,0$	$\leq 10^{-9}$	$\geq 0,5$
	Lezárószigetelés - szivárgópaplan	$\geq 0,5$	$\geq 10^{-3}$	
	Lezárószigetelés - szigetelő réteg	$\geq 2 \cdot 0,25 = 0,5$	$\leq 10^{-9}$	

$$\frac{\bar{k}^A}{x^A} = \frac{\bar{k}^B}{x^B}, \quad (44.)$$

ahol  $\bar{k}^A$  az alternatív,  $\bar{k}^B$  az előírt réteg átlagos szivárgási tényezője,  $x^A$  az alternatív szigetelőréteg vastagsága és  $x^B$  az előírt rétegvastagság. Ennek alapján az alternatív szigetelőrétegtől megkívánt vastagság az advektív egyenértékűség érdekében:

$$x^A \geq \frac{\bar{k}^A}{\bar{k}^B} x^B \text{ és } x^A \geq x_{\min}^A. \quad (45.)$$

#### 4.3.3. A diffúzió egyenértékűség számítása

A hidrodinamikai egyenértékűséggel egyidejűleg a diffúzió egyenértékűség feltételének is fenn kell állnia (40.):

$$x_B \geq \frac{x_A \sqrt{D_B}}{\sqrt{D_A}}. \quad (46.)$$

ahol  $D_A$  és  $D_B$  az alternatív és az előírt réteg effektív diffúzió-állandója. A rendeletben előírt szigetelőréteg-elemekre vonatkozóan a számítások során az **14. táblázat** szerinti, mértékadó paraméterek alkalmazását javasoljuk. Az alternatív szigetelőréteg esetén az effektív diffúzió-állandót laboratóriumi mérésekkel kell meghatározni.

Amennyiben az alternatív szigetelőrendszer kettő vagy több különböző diffúzió-állandójú összetet tartalmaz, akkor azokat az (40.) szerinti vastagságok összegeként nem lehet számítani, mivel a diffúzió anyagáram a koncentráció-gradienssel arányos, és a koncentráció gradiens az egyes rétegek esetén más és más és időben is másképpen változik. Ennek ellenére

a probléma, mint sajátérték feladat a matematikában megoldható (CHOY-REIBLE, 2000), azonban a számítás eléggé bonyolult.

#### 4.3.4. Advektív-diszperzív egyenértékűség számítása

Az advektív-diszperzív egyenértékűség bizonyítása a Shackelford- módszerrel történhet. A számítást az (32.) egyenlet alapján az 4.1 fejezetben leírt lépések szerint, az 8. ábra segítségével kell elvégezni. Sajnos ez a számítás is csak homogén rétegre végezhető el.

Több, eltérő tulajdonságú réteg esetén a számítás korrektil csak numerikus úton végezhető el.

Amennyiben az alternatív szigetelőrétegről bebizonyítható, hogy - az 4.3.1-4.3.3. fejezetek alapján - mind az advektió, mind a diffúzió, mind a diszperzió szempontjából az egyenértékűség kritériumai egyidejűleg fennállnak, akkor a szigetelőrendszer alternatív eleme a 22/2001(X.10) KÖM rendelet értelmében egyenértékűnek tekinthető. Amennyiben az említett számítások ilyen módon nem végezhetőek el, akkor bonyolultabb numerikus számítások elvégzése szükséges.

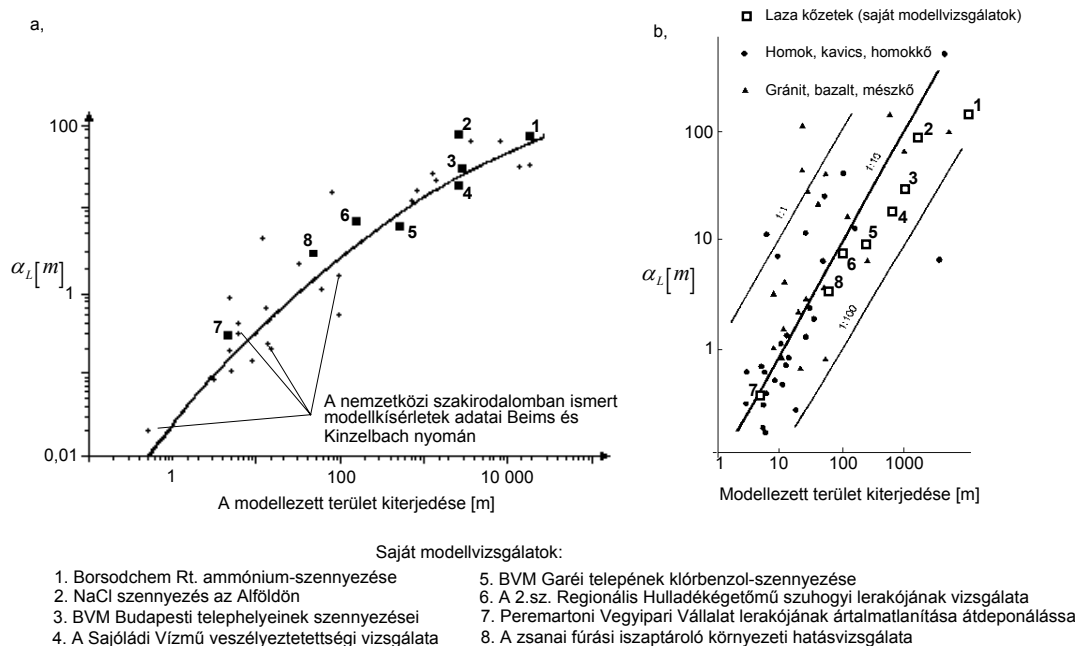
Valamennyi számítás során a standard, rendeletileg előírt szigetelőrétegek esetében az **14 táblázat** adatait, mint mértékadó, átlagos terjedési jellemzőket javasoljuk figyelembe venni.

**14. táblázat**

<i>Mértékadó hidraulikai és transzport-jellemzők</i>				
Jellemző	Mértékadó érték			
	geomembrán	agyag, tömörített agyag	iszap	szűrőréteg, drénréteg
szivárgási tényező [m/s]	$10^{-13}$	$10^{-9}$	$5 \cdot 10^{-8}$	$10^{-3}$ vagy $10^{-4}$
Effektív diffúzióállandó [m <sup>2</sup> /s]				csak ha telített
1.csoportra	$2 \cdot 10^{-16}$	$10^{-10}$	$10^{-10}$	$5 \cdot 10^{-9}$
2.csoportra	$3 \cdot 10^{-16}$	$5 \cdot 10^{-10}$	$5 \cdot 10^{-10}$	$7 \cdot 10^{-9}$
3.csoportra	$10^{-16}$	$3 \cdot 10^{-11}$	$3 \cdot 10^{-11}$	$5 \cdot 10^{-10}$
4.csoportra	$2 \cdot 10^{-13}$	$3 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-10}$	$6 \cdot 10^{-10}$
5.csoportra	$6 \cdot 10^{-13}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$10^{-9}$
6.csoportra	$2 \cdot 10^{-13}$	$3 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-10}$	$6 \cdot 10^{-10}$
Diszperzivitás [m] (a réteg vastagsága [m])	0,0001 (0,002) <sup>1</sup>	0,01(0,2) 0,025(0,6) <sup>1</sup>	0,08 (3) <sup>1</sup>	vastagságtól függően <sup>1</sup>
Langmuir izoterma "A" paramétere [mg/kg]	T=0,001 mekv/100g <sup>2</sup>	T=10 mekv/100g <sup>2</sup>	T=5 mekv/100g <sup>2</sup>	T=2 mekv/100g <sup>2</sup>
Langmuir izoterma "K" paramétere [m <sup>3</sup> /g]	0,1	0,03	0,1	0,01
λ bomlási együttható [1/s]	0	0	0	0
n hézagterefogat [-]	0.000001	.45	0.40	0.33
n <sub>0</sub> szabad hézagterefogat [-]	0.000001	0.03	0.05	0.33

<sup>1</sup> A diszperzivitás értékét célszerű a vastagság függvényében szakirodalmi adatok alapján pl. Szabó-Kovács (1995) meghatározni (**12. ábra**)

<sup>2</sup> A paraméter az 1., 2., 3. csoportok esetén a kationcserélő kapacitás (T[mekv/100g]) alapján számítandó.  
A[mg/kg]=M\*10\*T[mekv/100 g], ahol A a számítandó izotermaparaméter és M a relatív atomtömeg.  
A 4., 5. és 6. csoportok esetében az értékeket izotermák alapján vehető fel.



## 12.. ábra

A longitudinális diszperziós tényező és a vizsgálati szakasz nagysága közötti összefüggés (KINZELBACH, 1986. és WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY BOARD, 1990. nyomán)

### Irodalomjegyzék

BARONE, F.S. - ROWE, R.K. - QUIGLEY, R.M. (1990):

Laboratory Determination of Chloride Diffusion Coefficient in Intact Shale, Canadian Geotechnical J., Vol.27, pp. 175-184

BEAR, J. - VERRUIJT, A. (1987):

Modelling Groundwater Flow and Pollution, D. Reidel Publ. Co., pp. 153-158., 225-284.

BOUWER, H. (1978):

Groundwater Hydrology, McGraw-Hill, 480 p.

BRUCH, J.C. - STREET, R.L. (1967):

Two-Dimensional Dispersion, J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng., 93(SA6):pp. 17-39.

CHOY, B. – REIBLE, D.D. (2000):

Diffusion models of environmental transport, Lewis Publishers, p.183.

CZURDA, K.A. - WAGNER, J-F.(1988):

Verlagerung und Festlegung von Schwermetallen in tonigen Barrieregesteinen, Tone in der Umwelttechnik, AGK Schriftenreihe 4, pp. 225-247.

*CZURDA, K.A. - WAGNER, J-F. (1991):*

Migration and Retention Phenomena of Radionucleides in Clay Barrier Systems, Applied Clay Science, 6, pp. 195-214.

*DGEG-GDA-DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR ERD- UND GRUNDBAU E.V. (1993):*

Empfehlungen des Arbeitskreises Geotechnik der Deponien und Altlasten, GDA, Ernst & Sohn, Berlin

*DRAGUN, J. (1988):*

The Soil Chemistry of Hazardous Materials, Hazardous Materials Research Institute, Silver Springs, USA

*EGGLOFFSTEIN, TH. - BURKHARDT, G. - MAINKA, A. (1996):*

Geotechnische Aspekte bei der Standortsuche und Standorterkundung für Abfalldeponien, MBS Seminar, AGK Schriftenreihe 44, pp. 4-1 - 4-63.

*FETTER, C.W. (1988):*

Applied Hydrology, Merrill, Carmel, California

*FILEP GY. (1988):*

Talajkémia, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 48-49., 118-120.

*FREEZE, R.A. - CHERRY, J.A. (1979):*

Groundwater, Prentice-Hall, Englewood Cliffs

*FRIED, J.J. - COMBARNOUS, M.A. (1971):*

Dispersion in Porous Media, in: Chow: Advances in Hydrosiences, Vol 7., 1971.

*GAEKE, A.K. - FOSTER, S.S.D.:*

Unsaturated Zone Pollutant Transport beneath Low Technology Waste Water Reuse Facility, Proc. Int. Conf. Vulnerability of Soil and Ground Water Pollutants, The Hague, pp. 1011-1025

*GUPTA, S.K. - PANDEY, R.N. (1980):*

The Leaching Efficiency Criterion and its Evaluation during Reclamation of Saline Soils, Proc. of Int'l. Symp. on Salt Affected Soils, Karnal (India), pp. 300-306.

*HARLEMAN, D.R.F. - MEHLHORN, P.F.-- RUMER, R.R.(1963):*

Dispersion-Permeability Correlation in Porous Media, J. Hydraul. Div. Am. Soc. Civ. Eng., 89(HY2), pp. 67-85.

*KINZELBACH, W. (1986):*

Groundwater Modelling (An Introduction with Sample Programs in BASIC), Elsevier, Rotterdam

*KREMPER R. (1998):*

A diszperziós koefficiens számítására alkalmas módszerek összehasonlítása, PhD. doktori értekezés, Debreceni Egyetem, Kézirat

*KOHLER E.E. – HEIMERL, H. (1995):*

Untersuchungen zur Bewertung der Gleichwertigkeit von Deponieabdichtungsmaterialien, Sanierung von Altlasten (Hrsg. Jessberger) pp.127.

*KOVÁCS B.(1999):*

Hulladéklerakók aljzatszigetelésének egyenértékűsége, A MicroCAD'99 konferencia előadásai, A kötet, Miskolc

*KOVÁCS B. - SZACSURI G. - CZINKOTA I. - SZABÓ I. - CZANIK P. (2002):*

Environmental Geotechnical Aspects of Remediation of Drilling Mud Deposits, 12th Danube-European Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Passau

*LAKATOS, I.-SZABÓ I.(1997):*

A környezetvédelemben alkalmazható vertikális és horizontális szigetelőgátak egyenértékűségének feltételei, Közúti Közlekedés- és Mélyépítéstudományi Szemle, XLVII. évf. 11.sz. pp. 423-431.

*LEGE, T. - KOLDITZ, O. - ZIELKE, W. (1996)*

Strömungs- und Transportmodellierung, Springer Verlag, Berlin

*LERMAN, A. (1979):*

Geochemical Processes - Water and Sediment Environments, Wiley and Sons, New York

*MABEY, W. - MILL, T (1978):*

Critical review of Hydrolysis of organic compounds in Water under Environmental Conditions, Jour. Phys. Chem. Ref. data 17, No 2: pp. 383-415.

*MÜLLER-KIRCHENBAUER, H. - ROGNER, J. - FRIEDRICH, W. (1991):*

Einfluß der Versuchsrandbedingungen auf die Ergebnisse von Dichtmassenuntersuchungen, Bautechnik 68, pp. 421-424.

*MÜNK, G. - HEGLER R.P. - MENNIG, G.(1989):*

Abdichtung von Mülldeponien, 1989, Kunststoffe 79(1989) pp.352-358.

*OGATA, A. (1970):*

Theory of Dispersion in Granular Medium, US Geological Survey Professional Paper, 411-I., US Government Printing Office, Washington

*OGATA, A. - BANKS, R.B. (1961):*

A Solution of Differential Equation of Longitudinal Dispersion in Porous Media, US Geological Survey Professional Paper, 411-A., US Government Printing Office, Washington

*PERKINS, T.K. - JOHNSTON, D.C. (1963):*

Review of Diffusion and Dispersion in Porous Media Society of Petroleum Engineering J., Vol.3., pp. 70-84.

*PONGRÁCZ A. (1981):*

A szennyezőanyagok terjedése talajvízben, *Vízügyi Közlemények*, 1981/4. pp. 612-618.

*QUIGLEY, R.M. - YANFUL, E.K. - FERNANDEZ, F. (1987):*

Ion Transfer by Diffusion through Clayey Barriers, *Proc. Geotechnical Practice for Waste Disposal*, American Society of Civil Engineers, Geotechnical Special Publications 13., pp. 137-158.

*ROWE, R.K. (1987):*

Pollutant Transport Through Barriers, *Proc. ASCE Conf. on Geotechnical Practice for Waste Disposal*, pp. 159-181.

*SCHEIDEGGER, A.E. (1957):*

On the Theory of Flow of Miscible Phases in Porous Media, *J. of Geophysical Resources*, Vol. 66(10), pp. 3273-3278.

*SHACKELFORD, CH.D. (1990):*

Transit Time Design of Earthen Barriers, *Engineering Geology*, 29:79

*SKAGIUS, K. - NERETNIEKS, I. (1986):*

Porosities and Diffusivities of Some Non-Sorbing Species in Crystalline Rocks, *Water Resources Research*, 22: pp. 389-398

*SZABÓ, I (1995):*

Hulladékéelhelyezés III., „Ipar a környezetért” Alapítvány, Budapest

*SZABÓ, I – KOVÁCS B. (1995):*

Hulladékéelhelyezés IV., „Ipar a környezetért” Alapítvány, Budapest

*TORIDE, N. - LEIJ, F.J. – VAN GENUCHTEN, M-TH. (1995):*

The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments, version 2.0, research report No. 137., US Salinity Laboratory, USDA. ARS Riverside, CA

*UJFALUDI L. (1985):*

Inhomogén szemszerkezetű talajok diszperziós tulajdonságainak vizsgálata, *Vízügyi Közlemények*, LXVII. évf. 1985/3., pp. 479-487.

*VAN GENUCHTEN, M-TH. - WIERENGA, P.J. (1986):*

Solute Dispersion and Retardation Factors In: Klute (Ed.) *Methods of Soil Analysis*, Part 1.

*WADDEN, M.M. - KATSUBE, T.J. (1982):*

Radionuclide Diffusion Rates in Igneous Crystalline Rocks, *Chemical Geology*, 36, pp. 191-214.

*WAGNER, J-F. (1992):*

Verlagerung und Festlegung von Schwermetallen in tonigen Deponieabdichtungen. Ein Vergleich von Labor und Geländestudien, *AGK Schriftenreihe 22.*, Karlsruhe

*WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY BOARD OF THE NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1990):*

Ground Water Models, Scientific and Regulatory Applications, National Academy Press, Washington D.C.

*WIENBERG – FÖRSTNER (1994):*

Transport von Schadstoffen durch Mineralisch Dichtwände. In Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Müller-Kirchenbauer, Inst. für Grundbau und Bodenmechanik, Univ. Hannover.