

Víznél sűrűbb, nem vizes fázisú szennyező anyagok transzportfolyamatainak szimulációja felszín alatti közegben

ZÁKÁNYI BALÁZS*, SZŰCS PÉTER

Miskolci Egyetem, Környezetgazdálkodási Intézet, Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Intézeti Tanszék,
MTA-ME Műszaki Földtudományi Kutatócsoport, 3515, Miskolc-Egyetemváros

*hgzb@uni-miskolc.hu

Transport simulations of Dense Non-Aqueous Phase Liquid contaminants in groundwater

Abstract

Chlorinated hydrocarbons are chemicals which are denser than water. Except for their subsurface geological features, the behaviour of chlorinated hydrocarbons may be considered based on their chemical, physical-chemical characteristics and influence. Density, kinematic viscosity, surface tension, chemical composition, solubility in water, vapour pressure, Henry constant and wetting parameters can all play a significant role in simulation reliability. Concerning these parameters, it is difficult to find necessary information about DNAPLs (Dense Non-Aqueous Phase Liquid).

The Groundwater Modeling System (GMS) was used in this research investigation. Two modules of the GMS — namely, the UTCHEM and SEAM3D — were applied for simulation purposes. UTCHEM is a special module which was developed at the Center for Petroleum and Geosystems Engineering at the University of Texas at Austin; it is a chemical flood simulator for enhanced oil recovery design. In recent years, the Utchem has been adapted for a variety of environmental applications as well.

The second applied module was the SAEAM3D: this is a special reactive transport model used to simulate complex biodegradation problems involving multiple substrates and multiple electron acceptors.

Keywords: DNAPL, transport-modelling, UTCHEM, SEAM3D

Összefoglalás

A klórozott szénhidrogének a víznél nagyobb sűrűségű vegyi anyagok közé tartoznak (DNAPL). Ezeknek az anyagoknak a sorsát a felszín alatti környezetben a földtani közeg sajátosságain kívül az adott vegyi anyag fizikai, kémiai jellemzői befolyásolják, ezek a teljesség igénye nélkül a sűrűség, kinematikai viszkozitás, felületi feszültség, kémiai összetétel, oldhatóság vízben és egyéb oldószerekben, gőznyomás, Henry-állandó, nedvesítő képesség, amelyeket a transzportmodellezésnél mind-mind figyelembe lehet venni. Nehézséget az jelent, hogy nehéz a nem vizes fázisú, víznél sűrűbb folyadékról (DNAPL) ilyen adatokat találni.

Kutatásaink során a Groundwater Modeling System (GMS) programcsomag két modulját használtuk: 1. Az UTCHEM-et a Texasi Egyetem (Austin), Olaj és Környezeti rendszerek mérnöki központja fejlesztette ki, eredetileg szénhidrogén szennyeződések modellezésére alkalmazható. 2. A SAEAM3D reaktív transzportszimulációs kód, mellyel komplex, több szubsztrátumot és elektron akceptort is figyelembe vevő biodegradációs feladatok modellezhetők.

Tárgyszavak: nem vizes fázisú, víznél sűrűbb folyadék (DNAPL), transzportmodellezés, UTCHEM, SEAM3D

Bevezetés

A halogénezett szénhidrogének környezeti elemekre és az élővilágra kifejtett káros hatásainak felismerése és kezelése a világon körülbelül 30–40 évvel, hazánkban 20 évvel ezelőtt kezdődött. A fejlett országokban szabályozták a halogénezett szerves vegyületek forgalmazását, kezelését,

sőt egyes vegyületek gyártását és forgalmazását be is tiltották (MARKÓNÉ 2001).

A halogénezett szerves vegyületek vízben általában rosszul oldódnak, ez az egyik oka annak, hogy biológiai úton nehezen bomlanak le, ezért a természetes tisztulásuk igen lassú. Ennek a következménye, hogy az évtizedekkel ezelőtti szennyeződések a mai napig kimutathatók, többnyire az

eredetileg szennyezett területnél szélesebb környezetben (KUEPER et al. 2003). Emberi beavatkozás nélkül még igen hosszú ideig várhatnánk e környezeti szennyezők természetes eltűnésére. A szennyeződés mennyiségének csökkentése érdekében, mind a talaj- és talajvíz-helyreállítási feladatnak két alapvető megoldása alkalmazható:

— a talaj kitermelése után a helyszínen (on-site) vagy attól távolabb (ex-situ) végzett ártalmatlanítást és tisztított közeg visszatáplálása, továbbá

— a helyben (in-situ), tehát a talaj felszíne alatt végzett kezelés (MARKÓNÉ 2001, FILEP et al. 2002).

Az utóbbi két évtizedben egyre több korszerű in-situ kármentesítési technológia kerül/t alkalmazásra, illetve egyre több tapasztalat áll rendelkezésre ezekkel kapcsolatban. Az in-situ technológiák előnye a kisebb költség, hátránya, hogy nehezebben ellenőrizhetők és sokkal jobban függnek a helyi adottságoktól (PLANK et al. 2011). Ezek ellenére a nemzetközi trendek azt mutatják, hogy ezeknél a speciális szennyezőanyagoknál a helyszíni beavatkozások kerülnek előtérbe. Tekintettel a felszín alatti rétegek heterogenitására és komplex hidrogeológiai viszonyaira, a talaj és a talajvíz megtisztítására alkalmas módszer kiválasztása, a technológia megtervezése, a helyszíni igen gondos geológiai feltérképezése, az áramlási viszonyok ismeretét, a szennyezők koncentrációinak mérését, a különböző szempontok egyeztetését és minden esetben előzetes laboratóriumi és kísérleti üzemi vizsgálatok elvégzését igényli (HALMÓCZKI & GONDI 2010).

Hazánkban az Észak-Magyarországi Régióban napjainkban is is jelentős vegyipari vállalatok üzemelnek. Emellett számos múltbeli és jelenleg zajló nehézipari és ipari tevékenység környezeti hatásai komoly kockázatokat jelentenek a környezeti elemekre, így a felszín alatti vízkészletekre is. A környezeti elemeket érintő megörökölt ipari és bányászati eredetű szennyezések feltárása és felszámolása még napjainkban is tart (SZÜCS 2012). Ehhez a súlyos örökséghez kötődően kezdtük el kutatásainkat a speciális, felszín alatti vizekbe jutó szennyező anyagok (Dense Non-Aqueous Phase Liquid —továbbiakban DNAPL, klórozott szénhidrogének stb.) transzportfolyamatainak vizsgálata és szimulációk megbízhatóságának növelésére vonatkozóan. A vizsgálataink eredményeképpen pontosabbá váló hidrogeológiai modellezésnek továbbra is igen jelentős szerepe lesz a felszín alatti környezetszennyeződések felszámolását célzó újszerű kármentesítési eljárások tervezésében, méretezésében és e rendszerek működésének nyomon követésében. A numerikus szimulációk alkalmazása ma már elengedhetetlen kelléke a hidrogeológiai kutatásoknak, illetve a szakmai döntéshozatalnak.

A halogéntartalmú szerves vegyületek viselkedése és terjedése a felszín alatt

A szennyező anyagok egy része a felszín alatti vizek mozgását követi, melyeket konzervatív szennyező anyagoknak nevezünk, és melyeket a hidrodinamika törvény-

szerűségeinek felhasználásával vizsgálhatunk, más részük az úgynevezett nem konzervatív szennyezőanyagok más fizikai törvényszerűségeknek engedelmeskednek. A nem konzervatív szennyezőanyagokat szokás nem vízfázisú folyadékoknak vagy angol rövidítéssel NAPL (Non-Aqueous Phase Liquid) vegyületeknek nevezni (KOVÁCS 1998). Az NAPL vegyületek mozgását uralkodóan a sűrűségük határozza meg, ennek megfelelően könnyű és nehéz nem vízfázisú vegyületekről vagy az angol nevezéktant átvéve LNAPL és DNAPL vegyületekről (L = light, D = dense) beszélhetünk attól függően, hogy a külön fázis sűrűsége kisebb vagy nagyobb-e a víznél (PHOELS & SMITH 2009).

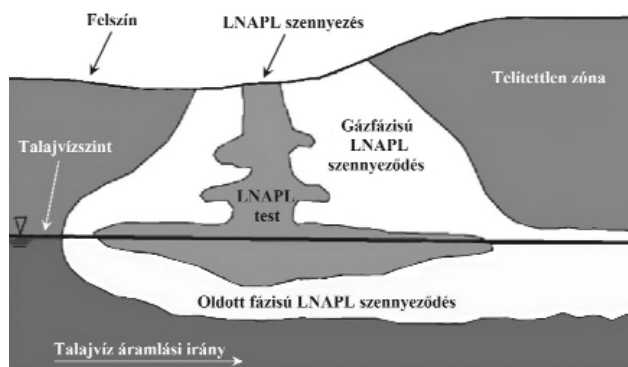
Először, röviden, a víznél könnyebb szennyezőanyagok mozgását mutatjuk be.

Könnyű, nem vízfázisú folyadék (LNAPL)

Az LNAPL szennyeződés (mint pl. egyes olajfajták) a talajba kerülése után, a nehézségi erő hatására lefelé húzódik és olajtest alakul ki, amelynek alakja és nagysága a talaj és az alatta elhelyezkedő képződmények típusától és szerkezetétől, valamint a szennyeződés mennyiségétől és fizikai tulajdonságaitól függ (LAURER 2007).

A beszivárgó szennyezés alakja a homogén talajban egyenes, közel hengeres. Inhomogén talajban a kisebb átteresztőképességű réteg a szivárgási keresztmetszet növekedését (LNAPL szétterülését) okozhatja. A jobb átteresztőképességű rétegbe való átmenetnél lényegében azonos marad a szivárgási keresztmetszet (BARÓTFI 2000).

Ha a beszivárgott pl. szénhidrogén mennyisége meghaladja a szivárgási tartomány olajvisszatartó képességét (ROS-t), akkor az olaj egészen a talajvízig hatol. Elegendő mennyiség esetén az elszivárgási hely alatt behatolhat a talajvízbe. Ha az olaj nyomása miatt közvetlenül behatol a talajvíztartó rétegbe, akkor a nyomás kiegyenlítődése után gyorsan felemelkedik a talajvíz felszínéig, és egyensúlyi helyzetet vesz fel, majd a kapillárisárvában elsősorban a talajvízáramlás irányába fog elmozdulni (MAKÓ & HERNÁDI 2012, NEWILL et al. 1995) (1. ábra).



1. ábra. Az LNAPL szennyezők mozgásának sematikus rajza (DELIN et al. 1998 alapján).

Figure 1. Schematic presentation of the movement of LNAPL contaminations (DELIN et al. 1998)

Víznél sűrűbb, nem vízfázisú folyadék (DNAPL)

A felszín alatti környezetbe került vízzel nem elegyedő és a víznél nagyobb sűrűségű klórozott szénhidrogének a gravitáció hatása alatt a földtani közeg áteresztőképessége és szerkezeti sajátosságai által meghatározott irányokban terjednek, és kiszorítják a pórustérből, repedésekből a levegőt és a vizet (PANKOW & CHERRY 1996). A szerves fázis tovább mozogva már csak részlegesen tölti ki a pórusteret, repedéseket, és szerves fázis cseppeket, ereket (az angol nyelvű irodalomban residual DNAPL) hagy hátra maga után, amelyeket a kapilláris erő tapaszt a szemcsékhez, repedések falához, mert a víz és a szerves folyadékfázisok, illetve a gáz és a szerves folyadékfázisok közt kialakul a felületi feszültség (KUEPER & DAVIES 2009). A szerves fázis alkotta cseppek és erek átmérője általában a törmelékes üledék szemcseméretének 1–10-szerese, a pórustér 5–20%-át tölti ki (KUEPER et al. 2003).

A nem összefüggő cseppek és erek hálózata előfordulhat a vízszint felett és alatt is. A 2. ábra szemlélteti a maradék telítettséget képező, elkülönülő szerves fázis elhelyezkedését porózus földtani közegben, telítetlen és telített zónában.

Az elkülönülő szerves fázis összefüggő folyadéktestként is megjelenhet (az angol nyelvű szakirodalomban pooled DNAPL) (KUEPER & DAVIES 2009, KUEPER et al. 2003), ez általában elegendő utánpótlás esetén alacsony áteresztőképességű, szivárgásllassító képződmények felszínén valószínű.

Az elkülönülő szerves fázis szeszélyes térbeli eloszlásának a következménye, hogy a belőle kilépő, egyedi oldott csóvák zónájában a felszín alatti vízben oldott, klórozott szénhidrogén-koncentrációk térben igen változékonyak.

A nem vizes fázisú, víznél sűrűbb szennyező anyagok transzportmodellezése

A Groundwater Modeling System

A Groundwater Modeling System az egyik legátfogóbb szivárgáshidraulikai modellezési rendszer (SZÜCS et al. 2009). Olyan átfogó rendszer, mellyel a hidrodinamikai- és transzportmodellezés minden fázisa elvégezhető. A GMS véges differencia és véges-elem 2D és 3D modellekkel is együttműködik. A program moduláris felépítése lehetővé teszi, hogy a felhasználó csak azokat a modellezési képességeket használja, amelyekre szüksége van.

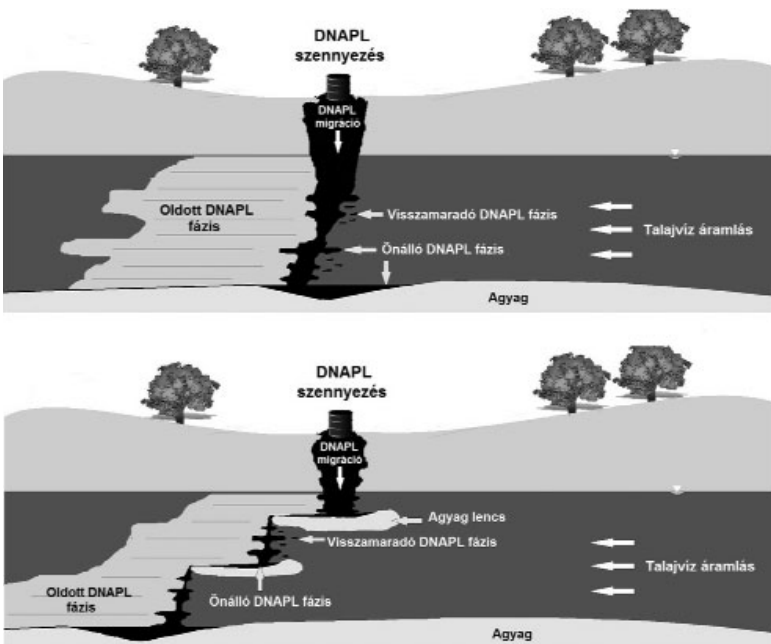
Agyagegyenetlenségek visszatartási hatáskörének meghatározása az UTCHEM modullal

A különböző kőzettípusok eltérő mértékben képesek a speciális szennyezőanyagokat visszatartani/megkötni. Éppen ezért rendkívüli jelentősége van az általunk vizsgálni kívánt terület földtani felépítése pontos megismerésének, hogy ezáltal a modellben, a valósághoz leginkább közelítő képet határozhassunk meg. Ennek a kérdéskörnek a kapcsán REYNOLDS & KUEPER (2001) vizsgálták, hogy repedezett kőzetekben a homok- és agyaglencsék mennyire tartják vissza a víznél sűrűbb önálló fázisú szennyezőanyagokat vertikális irányban. Az általunk végzett, ebben a fejezetben ismertetett vizsgálataink során mi, a már a vízzáró rétegig eljutott önálló fázisú szennyezőanyag vízszintes irányú mozgását tanulmányoztuk homogén anizotróp, telített, nyílttükrű, vízadóban. Megvizsgáltuk, hogy a különböző vastagságú agyagbetelepülések felszínének 30 cm-nél kisebb egyenetlenségei hogyan befolyásolják az önálló DNAPL fázisú szennyezőanyagok mozgását a felszín alatti közegben, horizontális irányban.

Az ilyen típusú szennyeződés terjedési szimulációjának megvalósításához a GMS program, UTCHEM modulja jelentheti az egyik legjobb megoldást. Ez a modul alkalmas a többfázisú rendszerekben lejátszódó transzportfolyamatok modellezésére. Egy felszíni DNAPL szennyezést feltételező szimulációk során használt rácsháló adatait a 3. ábra mutatja be. A felvett rácsháló adatainak megválasztása előzetes modellezési vizsgálatok alapján történt.

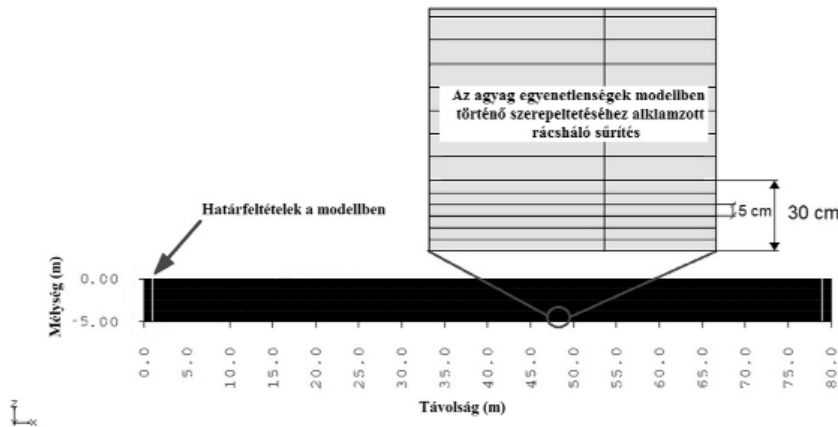
A szimuláció során a szennyezőanyag (triklór-etilén) mennyisége 0,1 m³/nap amely 10 napon keresztül jut be a modellezett területre, 1 mg/l koncentrációban. A modellezés időtartama a bejutás után 180 nap. A bejutás helyét és az alapesetben a modellezési időtartam végén kialakult szennyezőanyag-csóva alakját a 4. ábra szemlélteti.

Az eredmények elemzése kapcsán, arra a



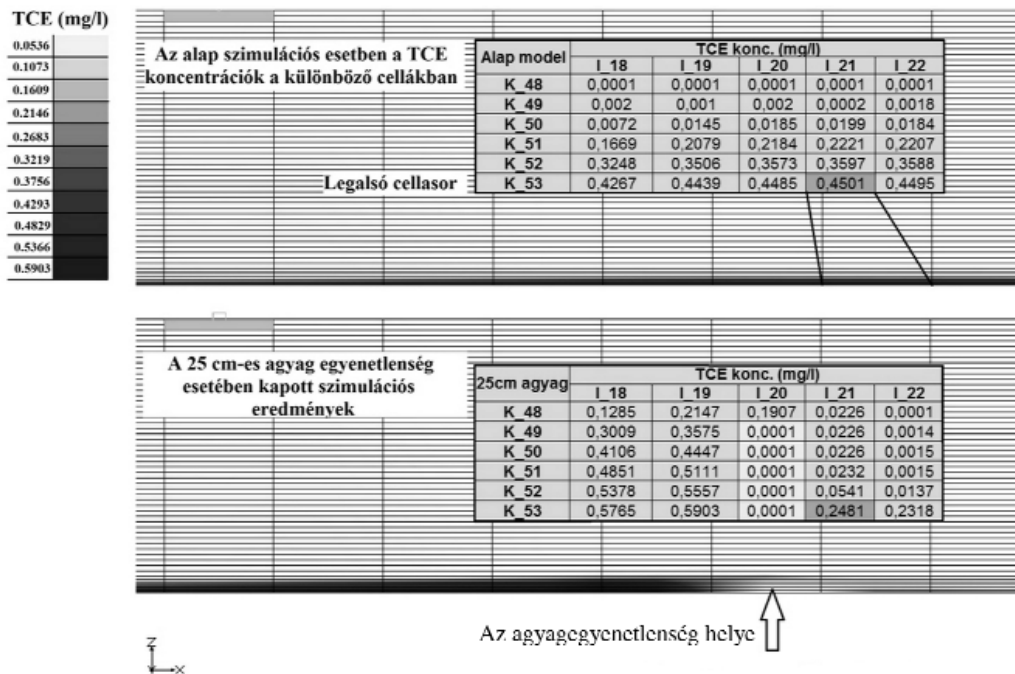
2. ábra. DNAPL szennyeződés terjedése kisebb heterogenitású (fent), illetve nagyobb heterogenitású rendszerekben (lent)

Figure 2. DNAPL contaminations spread in low (above) and high heterogeneity systems (below)



3. ábra. Az agyagegyenetlenségek DNAPL szennyezőkre gyakorolt hatásának vizsgálatához használt rácsháló.

Figure 3. Applied grid for assessment of the effect of clay lenses on DNAPL contaminations



4. ábra. Az alap és a 25 cm-es agyagegyenetlenséget feltételező esetek modellezési eredményei, valamint a bázispont a visszatartási hatások megállapításához (K a sorok számát mutatja a rácshálóban, I pedig az oszlopok számát)

Figure 4. The results of the modelling in case of the base situation and 25 cm clay thickness and the reference point for determination of retention efficiency

következtetésre jutottunk, hogy célszerű lenne számszerűsíteni az agyagkiemelkedések által előidézett a szennyezőanyag-visszatartás mértékét. Ennek érdekében bevezettük az agyagegyenetlenségek visszatartási hatásfokát (1), amely oly módon határozható meg, hogy az adott cellában kapott koncentráció értékét osztjuk a bázisként megjelölt értékkel (TCE koncentráció 0,4501 mg/l, 4. ábra), majd szorozzuk százszal, így százalékos viszonyt kapunk. Fontos szempont, hogy ezt az értéket 100-ból kivonjuk, amennyiben nem tesszük, úgy az agyaglencsén átjutó szennyezőanyag mennyiségét kapjuk, nem pedig a visszatartást jellemezzük.

$$\mu = 100 - \left(\frac{C_{TCE(i\text{ cm})}}{C_{TCE(0\text{ cm})}} \right) \cdot 100, \quad 1$$

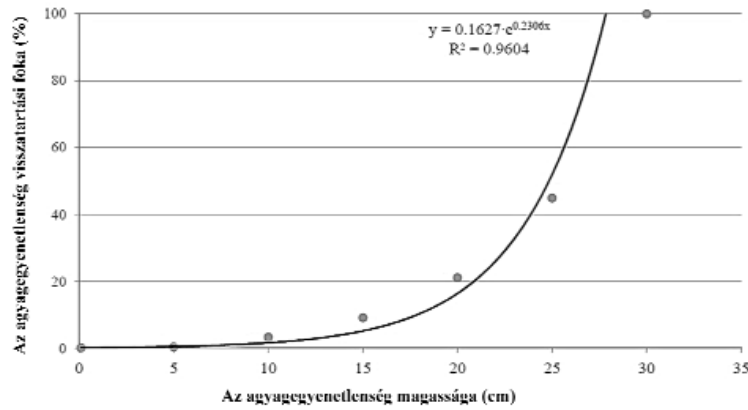
ahol

μ = agyagegyenetlenség visszatartási foka,

$C_{TCE(i\text{ cm})}$ = a szennyező anyag koncentrációja az i cm magas agyag kiemelkedés esetében,

$C_{TCE(0\text{ cm})}$ = az alapesetben kapott TCE koncentráció.

Az 5. ábrán a szimulációs vizsgálatok során kapott eredményeket grafikusán ábrázoltuk és a pontokra trendvonalakat próbáltunk illeszteni. A kapott visszatartási fokokra legjobb illeszkedést, és fizikailag legjobban magyarázható



5. ábra. Az agyag egyenetlenségek magasságának változásával a szennyezőanyag visszatartási hatásfoka

Figure 5. The contaminant retention efficiency in function of clay lenses thickness change

exponenciális egyenletet illesztettünk, amelynek illesztési hibája elhanyagolhatóan tekinthető.

Összegzéséként elmondható, hogy az elvégzett szimulációkkal megmutattuk, hogy mennyire fontos a földtani kép pontos ismerete a speciális szennyeződések modellezésénél, hiszen akár pár cm-es kis átteresztőképességű réteg jelenléte jelentős mértékben befolyásolhatja ezen szennyeződések mozgását a felszín alatti közegben.

Sztochasztikus modellezés alkalmazása DNAPL típusú szennyezőanyagok modellezésénél

Ebben a fejezetben egy valós TCE szennyeződés adatainak felhasználásával készült esettanulmányt mutatunk be. A modellezéshez a SEAM3D modult alkalmaztuk, amely — az MT3DMS (Modflow transzport-szimulációs kód) modulhoz képest — tartalmaz egy biodegradációs és egy NAPL típusú szennyeződések lebomlását szimuláló csomagot is.

A tényfeltárás során vizsgált terület viszonylag kicsi (330×200 m) és mivel a modellezést nagyobb területre kívántuk elvégezni — de erre adataink nincsenek — a szimuláció kiterjesztéséhez sztochasztikus módszert alkalmaztunk.

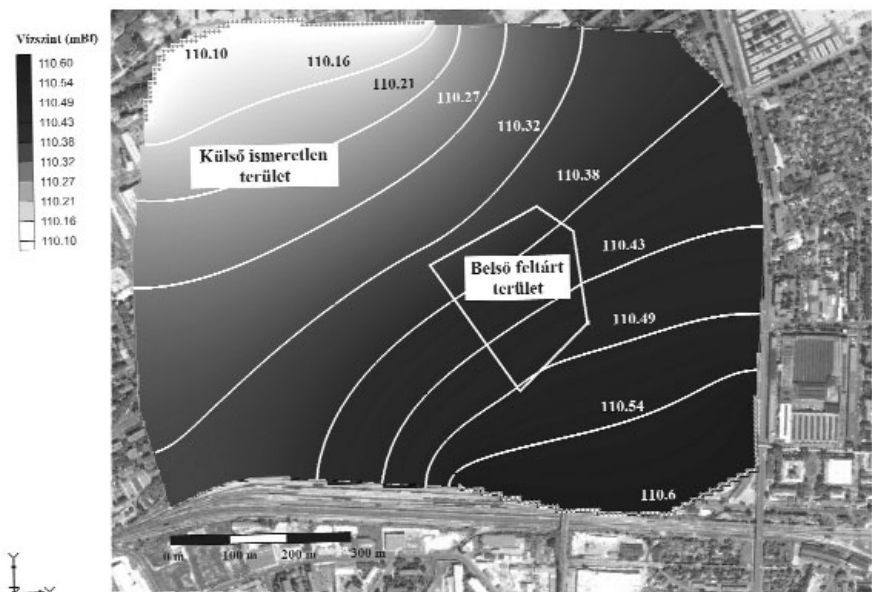
A tényfeltárást végző cég nem járult hozzá, hogy a terület pontos koordinátáit közöljük, ezért a térképeken nem használunk EOV koordinátákat, sem olyan információkat, amelyekről felismerhető lenne a szennyezett terület.

A szennyezettség ténye 2008 őszén vált ismertté. Ekkor a terület ÉK-i részén a talajvízben szennyezettségi határérték (B) feletti bór (4800–6200 µg/l), és illékony alifás klórozott szénhidrogén (triklóretilén) (1850–2490 µg/l) szennye-

zettséget tártak fel. A vizsgálatok kiterjedtek még klórbenzolok, és fémek vizsgálatára, de ilyen szennyezettséget nem találtak sem a talajban, sem a talajvízben. A talajban nincs, a talajvízben viszont jelen van a már említett két szennyezőanyag, amelyeknek a kiterjedése és koncentrációja szükségessé tette a tényfeltárást elvégzését.

A sztochasztikus szimulációk felépítése során két megközelítés választható a programban: véletlenszerű paraméter- és indikátorszimuláció. Ebben a fejezetben csak az elsővel foglalkoztunk, amelyre két lehetőség kínálkozik, az egyik a „Monte Carlo”, a másik a „Latin Hypercube” módszer. Szimulációinknál az utóbbit alkalmaztuk.

Az alap hidrodinamikai modell elkészítése után a rácshálót módosítottuk a 6. ábrán látható módon. Létrehoztunk az első és második rétegben is egy belső „feltárt” területet és egy külső „ismeretlen” területet. Ezekre a zónákra megadtuk a sztochasztikus szimulációkhoz szükséges kizivárgási tényezőkre jellemző adatokat (I. táblázat). Ha a



6. ábra. A modellezett (külső és belső) terület a peremfeltételekkel és a vízszintekkel

Figure 6. The modelled (external and internal) area with the boundary conditions and water level distribution

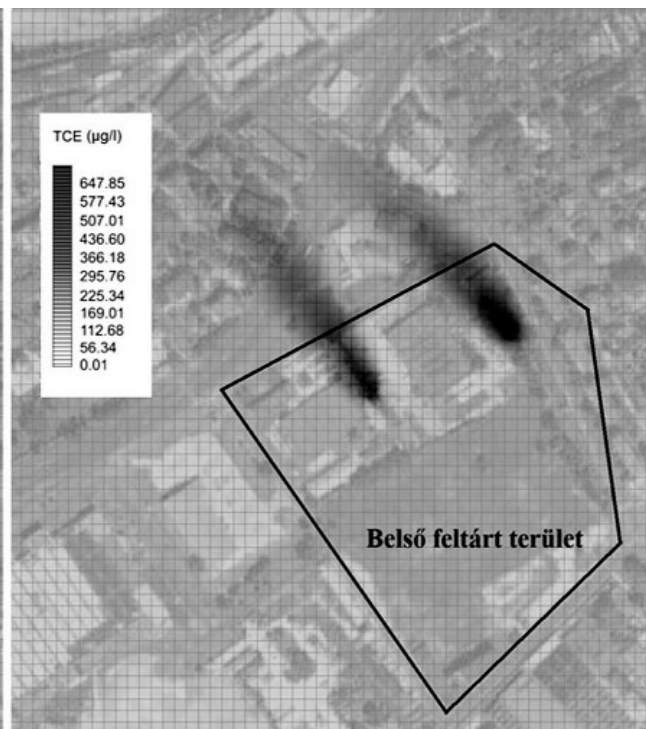
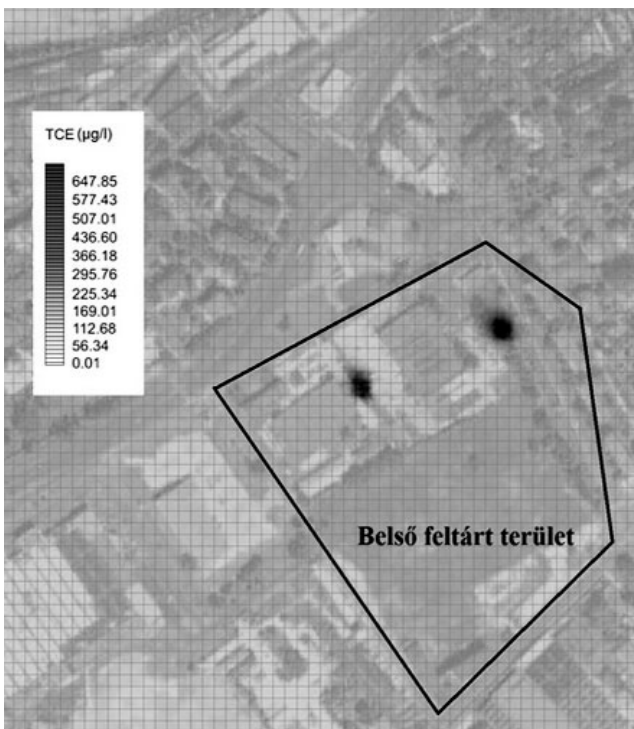
I. táblázat. A sztochasztikus modellezés során alkalmazott szivárgási tényező paraméterek és a Latin Hypercube módszerhez tartozó szegmensek száma

Table I. The hydraulic conductivity and the number of segments of the Latin Hypercube stochastic modelling process

Zónák neve	Átlagos k tényező érték (m/d)	Minimális k tényező érték (m/d)	Maximális k tényező érték (m/d)	Szegmensek száma
1 réteg K(ülső)	17,28	1,0	84,6	4
1 réteg B(első)	8,64	0,864	42,0	2
2 réteg K(ülső)	17,28	1,0	100,0	4
2 réteg B(első)	8,64	0,864	38,0	2

szegmensek számát összeszorozzuk, megkapjuk a szimulációs futtatások számát, azaz $4 \times 2 \times 4 \times 2 = 64$ db.

A szimulációk közül két kiemeltet mutatunk be az 7. ábrán (1. számú scenárió ahol a legkisebb és a 61. scenárió, ahol legnagyobb a szivárgási tényezők értéke).



7. ábra. A TCE koncentrációk (µg/l) a 10. év végén. Balra az 1. és jobbra a 61. számú futtatás során

Figure 7. The TCE concentrations (mg/l) at the end of the 10 year long simulation, where the left picture is the first calculation and the right picture is the 61th run

Az ábrákat összehasonlítva szembetűnő a különbség, az elsőnél alig mozdul el a TCE szennyeződés, míg a második esetben jóval nagyobb a szennyezőanyag-csóva kiterjedése.

A SEAM3D modul a NAPL szennyezőanyagok anaerob lebomlását (TCE \rightarrow DCE \rightarrow VC \rightarrow etén) is képes szimulálni. A következő 8. ábrán szintén az 1. és 61. futtatás során kapott diklór-etilén bomlási eredményeket mutatjuk be.

Szimulációs vizsgálatok eredményeképpen elmondható, hogy a SEAM3D modul jól alkalmazható az oldott fázisú DNAPL szennyezőanyagok modellezésére. A sztochasztikus szimuláció nagyon jó eszköz lehet, olyan esetek-

ben, amikor a modellezést olyan területekre is ki akarjuk terjeszteni, amelyről nincsenek pontos ismereteink. Azaz a feltárást nem szükséges (vagy pénzhány miatt nem lehetséges) kibővíteni.

Következtetések

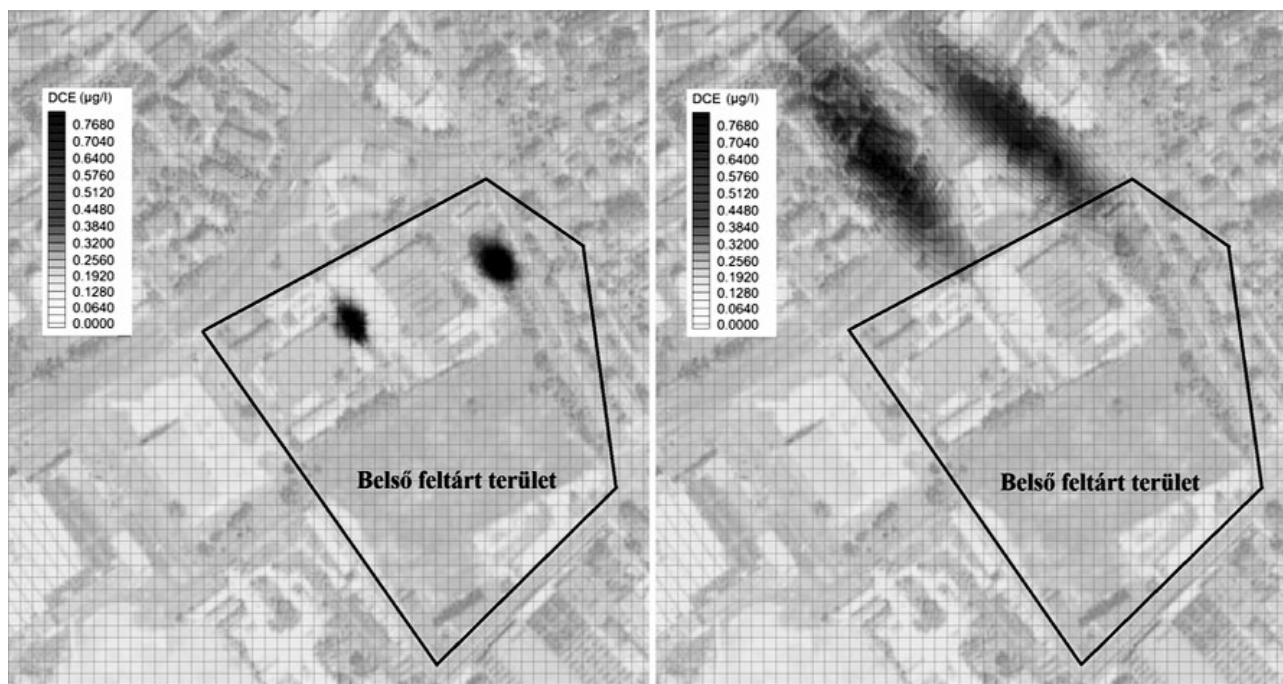
A tanulmány első részében bemutattuk a felszín alatti környezetbe került vízzel nem elegyedő és a víznél nagyobb sűrűségű klórozott szénhidrogének mozgásformáit. Megállapítható, hogy az önálló szerves fázis két megjelenési formája a szivárgáslassító képződmények felszínén az *összefüggő folyadéktest*, ahol a pórustér nagyrészt szerves fázissal kitöltött, és a *cseppek, erek formájában* elkülönülő forma, ahol a pórusok szerves fázisú telítettsége alacsony.

A második részben ismertettük a Groundwater Modeling

System programcsomagot és annak moduljait. Ezek közül kiemeltük az UTCHEM modult, amely leginkább alkalmas a klórozott szénhidrogének modellezésére. Az oldott csóva mozgásának és a NAPL szennyezők lebomlásának modellezésére pedig a SEAM3D modul alkalmazható, amelyre szintén bemutattunk egy példát.

A szimulációs vizsgálatok legfőbb megállapításai:

— A vizsgálataink során a speciális szennyeződések agyag egyenetlenségek általi visszatartásának határfokát modelleztük az UTCHEM modullal vízszintes helyzetű fekvő esetén.



8. ábra. A vizsgált szennyezőanyag (TCE) első bomlástermékének (DCE) koncentráció eloszlása a 10. év végén az 1. (balra) és 61. szcenáriók esetében (jobbra)
Figure 8. The concentration distribution at the end of the 10 year long simulation of the first decomposition product (DCE) of TCE, in case of first (left) and 61th (right) scenarios

— Kimutattuk, hogy a DNAPL típusú szennyező anyagok felszín alatti transzportfolyamatainak szimulációja esetében rendkívüli jelentőséggel bír a földtani felépítés pontos ismerete és annak a modellben való szerepeltetése. Szimulációk segítségével bebizonyítottuk, hogy a fekéből kiemelkedő 30 cm magas agyagréteg a vizsgált mennyiségű (1 m³) önálló fázisú szennyezőanyag közel 100%-át képes visszatartani.

— Az agyagkiemelkedések speciális szennyeződésekkel kapcsolatos visszatartási határfokát homogén anizotrop közegben exponenciális egyenlettel közelítettük.

— Szimulációs vizsgálatokkal megmutattuk, hogy a sztochasztikus modellezés alkalmazása jelentős mértékben elősegítheti a kis területeken végzett tényfeltárások során kapott eredmények nagyobb térrészre történő kiterjesztését.

— Megállapítottuk, hogy a SEAM3D modul és a hozzá kapcsolódó sztochasztikus modellezés az oldott fázisú DNAPL szennyezőanyagok modellezésére hatékonyan al-

kalmazható, amely nagy segítséget nyújthat a humán kockázatértékelések elkészítésénél.

— A SEAM3D modul lehetőséget ad bizonyos víznél sűrűbb szennyezőanyagok lebomlása során keletkező termékek és azok kémiai folyamatainak egyidejű modellezésére. Ennek azért van nagy jelentősége, mert sok esetben egy szennyezőanyag bomlásterméke jóval nagyobb kockázatot jelenthet a környezetre, mint maga a kiindulási szennyező.

Köszönetnyilvánítás

A tanulmány a Miskolci Egyetemen működő Fenntartható Természeti Erőforrás Gazdálkodás Kiválósági Központ TÁMOP-4.2.2/A-11/1-KONV-2012-0049 jelű „KÚTFŐ” projektjének részeként – az Új Széchenyi Terv keretében – az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

Irodalom — References

- BARÓTFI I. 2000: *Környezettechnika*. — Mezőgazda kiadó, Budapest, 487–502.
- DELIN, G. N., ESSAID, H. I., COZZARELLI, I. M., LAHVIS, M. H. & BEKINS, B. A. 1998: Ground Water Contamination by Crude Oil near Bemidji, Minnesota. — *USGS Fact Sheet 084-98*, 1–4.
- FILEP Gy., KOVÁCS B., LAKATOS J., MADARÁSZ T. & SZABÓ I. 2002: *Szennyezett területek kármentesítése*. — Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc, 94–104.
- HALMÓCZKI SZ. & GONDI F. 2010: Klórozott szénhidrogénnel szennyezett területek kármentesítése korszerű technológiákkal — A laboratóriumi kísérletektől a terepi alkalmazásig vezető út. — *Magyar Hidrológiai Társaság XXVIII. Országos Vándorgyűlés, Sopron, 2010. július 7–9.*, 1596–1619.

- KOVÁCS B. 1998: Szennyezőanyag-terjedési számítások környezetvédelmi alkalmazásai. — *Kézirat*, PhD értekezés, Miskolc, 114 p.
- KUEPER, B. H., WEALTHALL, G. P., SMITH, J. W. N., LEHARNE, S. A. & LERNER, D. N. 2003: An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface. — *Environment Agency, R&D Publication* **133**, 1–63.
- KUEPER, B. H. & DAVIES, K. L. 2009: *Assessment and Delineation of DNAPL Source Zones at Hazardous Waste Sites*. — USEPA, Ground Water Issue, EPA/600/R-09/119, 2009., 1–20.
- LAURER J. 2007: *Talajvédelem*. — Pécsi Egyetem, Pollack Mihály Műszaki és Informatikai Kar, digitális oktatási segédlet, 97–129.
- MAKÓ A. & HERNÁDI H. 2012: *Kőolaj származékok a talajban: talajfizikai kutatások*. — Pannon Egyetem Georgikon Kar, Keszthely, 1–333.
- MARKÓNÉ MONOSTORY B. 2001: *Halogénezett szénhidrogének a talajban és a talajvízben*. — Környezetvédelmi füzetek, Budapest, 1–52.
- NEWELL, C. J., ACREE, S. D., ROSS, R. R. & HULING, S. G. 1995: *Light Nonaqueous Phase Liquids*. — Ground Water Issue, US EPA, EPA/540/S-95/500; 1–28.
- PANKOW, J. F. & CHERRY, J. A. 1996: *Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater*. — Portland, OR, Waterloo Press, 522 p.
- PLANK, Zs., SZŰCS, P., MADARÁSZ, T. & NEDUCZA, B. 2011: Interdisciplinary Characterization of Subsurface Hydrocarbon Contamination on a Test Site in Hungary. — *Acta Geod. Geoph. Hung.* **46/4**, 457–470.
- POEHL, D. J. & SMITH, G. J. 2009: *Encyclopedic Dictionary of Hydrogeology*. — Elsevier, Academic Press, 517 p.
- REYNOLDS, D. A. & KUEPER, B. H. 2001: Multiphase flow and transport in fractured clay/sand sequences. — *Journal of Contaminant Hydrology* **51**, 41–62.
- SZŰCS P. 2012: Hidrogeológia a Kárpát-medencében — hogyan tovább? — *Magyar Tudomány* **2012/5**, 554–565.
- SZUCS, P., MADARASZ, T. & CIVAN, F. 2009: Remediating over-produced and contaminated aquifers by artificial recharge from surface waters. — *Environmental Modeling and Assessment* DOI: 10.1007/s10666-008-9156-4., (14), 511–520.
- Kézirat beérkezett: 2013. 10. 08.