

Technológiai módszeregyüttes, az optimális biotechnológiához tartozó paraméterek: KABA, Kutricamajor

TECHNOLÓGIAI MÓDSZEREGYÜTTES, AZ OPTIMÁLIS BIOTECHNOLÓGIÁHOZ
TARTOZÓ PARAMÉTEREK: KABA, KUTRICAMAJOR..... 1

1. BEVEZETÉS 2

2. A TERÜLET ÁLLAPOT FELMÉRÉSE 2

3. LABORATÓRIUMI KÍSÉRLETEK A TECHNOLÓGIA-TERVEZÉSHEZ 3

4. AZ ALKALMAZANDÓ TECHNOLÓGIAEGYÜTTES TERVE 4

4.1. Talajvízkezelés..... 5

4.2. Bioventilláció 5

4.3. A felszíni talajréteg kezelése 6

5. AZ INTEGRÁLT TECHNOLÓGIAEGYÜTTES MEGVALÓSÍTÁSA 6

6. A TECHNOLÓGIAMONITORING SORÁN ALKALMAZOTT INTEGRÁLT MÓDSZEREGYÜTTES ... 6

7. A TECHNOLÓGIAMONITORING EREDMÉNYEI ÉS INTEGRÁLT INTERPRETÁCIÓJUK 8

7.1. A talajvíz kezelésének eredménye..... 10

7.2. A háromfázisú talaj kezelése bioventillációval, a kiszívott levegő analízise..... 34

7.3. A talaj szilárd fázisában lejátszódó változások követése 35

8. AZ INTEGRÁLT TECHNOLÓGIAEGYÜTTES ÉRTÉKELÉSE, ÖSSZEFOGLALÁS 50

SWOT elemzés Kaba Kutricamajorban alkalmazott kombinált technológiára és a technológiamonitoringra..... 52

1. Bevezetés

A demonstrációs területünkön több éves biodegradálható szennyezettséget azonosítottunk a talaj szilárd és vízfázisában. A talajökoszisztéma adaptálódott a szennyezőanyaghoz, ennek alapján a választott megoldás: természetes biodegradáció intenzifikálása (ENA, *in situ* bioremediáció).

A modellterület Kaba, Kutricamajor korábban mezőgazdasági üzemanyag-töltő állomás, ahol mind a talaj, mind a talajvíz nagymértékben szennyezett, nem nagy kiterjedésben. A természetes lebontási folyamatok intenzifikálásának lehetőségét vizsgáltuk a területen egy komplex remediációs technológiát alkalmazó szabadföldi kísérletben, melyet egy olyan esettanulmánynak szánunk, ahol az ökomérnöki szemlélet végigvonul a felmérés, az előkísérletek, a technológia tervezése, kivitelezése és monitoringja során.

A szennyezőanyag vegyes, dízelolaj és motorolaj keveréke, heterogén eloszlású. A talaj is heterogén, a terület nagy része változó vastagságú feltöltés. A szennyezőanyag biodegradálható, a terület talajának mikroflórája adaptálódott, amint azt a laboratóriumi kísérletek eredményei bizonyították.

A területen folyó természetes biodegradáció intenzifikálására komplex technológia-együttest terveztünk és alkalmaztunk. A talajvíz *ex situ* fizikai-kezelésével párhuzamosan talajlevegő-elszívással működő *in situ* bioventillációt alkalmaztunk a talaj felszín alatti telítetlen zónájának kezelésére. A technológia részletes leírása és vezetése Megaterra jelentésében található.

Kaba Kutricamajor komplex szennyezettsége esetére az intenzifikált spontán szennyezőanyag-bontás (ENA) technológiájának alkalmazását mutatjuk be, végigkövetve az újszerű integrált felmérési módszert, a gáz- és vízanalízisen alapuló technológia-monitoringot.

2. A terület állapot felmérése

A felmérés három lépcsőben történt. 2001-ben a szennyezettség bizonyítása és lehatárolása, a szennyezett talaj, talajvíz és felúszó olaj mennyiségének becslése. 2002-ben feltárógödörből vettünk laboratóriumi kísérletekhez szükséges mintákat. 2002-ben a feltárógödör rétegsorain kívül mély furatokból származó magminták szennyezettségét a mélység függvényében is vizsgáltuk, méterenkénti illetve félméterenkénti talajrétegekből.

A szennyezett terület jellemzőinek összegzése:

- A szennyezőanyag: szénhidrogének, elsősorban dízelolaj és motorolaj
- A szennyezőanyag koncentrációja a talajban: 3 000 mg/kg – 28 800 mg/kg
- A szennyezőanyag koncentrációja talajvízben: 0,1 mg/l – 145 mg/l
- A felszín alatti szennyezett talajtömeg: kb. 300 m³
- A szennyezett felszíni talajréteg: 200 m², 0,5 méteres rétegben, azaz 100 m³
- A talajvízen úszó szénhidrogén fázis mennyisége: kb. 8 m³ (kiterjedése 50–80 m²)
- Szennyezett talajvíztest térfogata: kb. 600 m³ (kiterjedése: kb. 300 m²)

A terület felmérése során a TalajTesztelőTriádot alkalmaztuk, a talaj fizikai-kémiai tulajdonságain és a szennyezettség kémiai analitikai jellemzésén túl laboratóriumi kísérletsorozatot indítottunk a szennyezőanyag biodegradálhatóságának bizonyítására és a biodegradálhatóság intenzifikálási lehetőségeinek vizsgálatára.

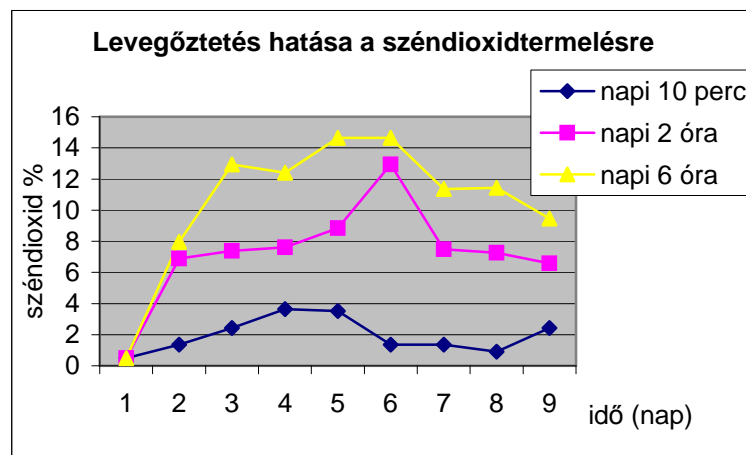
Laboratóriumi mikrokozmosz kísérletekben tanulmányoztuk, hogy a szennyezett területen képes-e a helyi mikroflóra a szennyezőanyag bontására. Technológiai kísérletekben vizsgáltuk, hogy levegőztetéssel növelhető-e a mikroflóra aktivitása, és így intenzifikálható-e a szennyezőanyag biodegradációja. A mikrokozmosz tesztek egyértelműen bizonyították a szennyezőanyag biodegradálhatóságát és a talajmikroflóra bontóképességét. A levegőztetés mértékének meghatározására technológiai kísérletsorozatot indítottunk.

3. Laboratóriumi kísérletek a technológia-tervezéshez

A laboratóriumi kísérleteket Kaba Kutricamajorból származó, 18 300 mg/kg koncentrációban szennyezett talajjal végeztük. A biodegradáció intenzifikálására első lépésben a levegőztetés növelésének hatását mértük ki. A levegőztetés hatását a háromfázisú talajra (bioventilláció modellezése) különböző mértékben levegőztetett kisméretű reaktorokban vizsgáltuk (10 perc, 2 óra és 6 óra naponta). Mivel a szénhidrogén biológiai bontásakor a talaj N és a P tartalma is jelentősen csökken (beépül a felszaporodó mikroorganizmusokba), a kísérlet kezdetétől kiegészítő N-, P-forrásként tápsókat adagoltunk a reaktorba töltött talajokhoz.

A mikrobiális tevékenység indikátoraként a mikrobák által termelt CO₂ mennyiségét folyamatosan mértük a kísérlet során. A reaktorokból vett talajmintákat a kezdeti időpontban és 2 hét elteltével a végpontban kémiai analitikai és biológiai módszerekkel is vizsgáltuk.

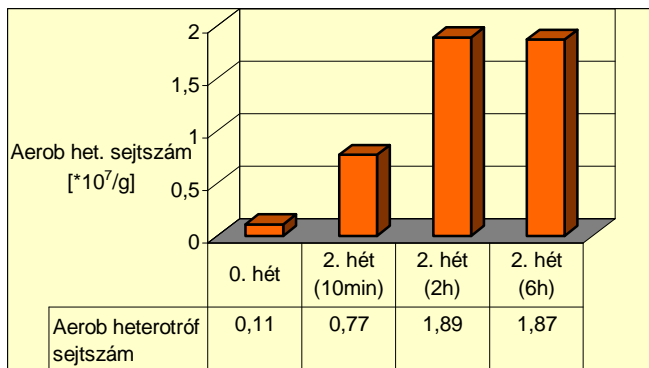
A kapott eredmények egyértelműen arra utalnak, hogy a helyi mikroflóra biodegradációs képessége növelhető a levegőztetés mértékének növelésével. Ilyenkor nő a széndioxid-termelés (1. ábra) és az olajbontó sejtek száma (2. és 3. ábra).



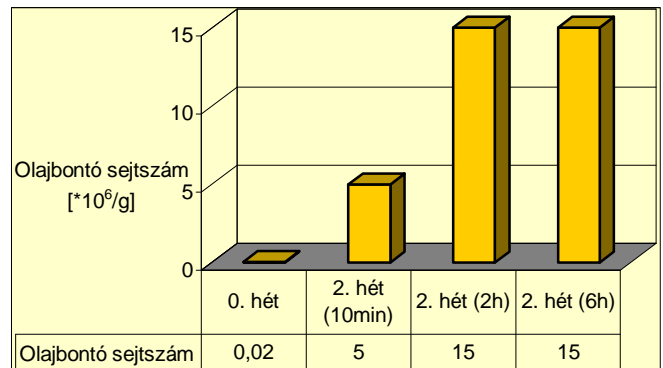
1. ábra: A levegőztetés hatása a CO₂ termelésre laboratóriumi kísérletben

A biológiai vizsgálatok felvilágosítást adnak a talaj állapotáról, a talajban élő mikroorganizmusok jelenlétéről, arról, hogy viszonyulnak a szennyezőanyaghoz, képesek-e adaptálódni és hasznosítani azokat anyagcseréjük során. Az aerob heterotróf telepkező sejtkoncentráció változása információt ad arról, hogy a helyi mikroflóra hogyan reagál a szennyezőanyag jelenlétére, s a megváltozott remediációs paraméterekre. A dízelolaj komponenseit szubsztrátként felhasználni képes mikroorganizmusok elszaporodva pedig a szennyezőanyag degradációját eredményezik. A szénhidrogénösszetétel folyamatos változása miatt a mikroflóra folyamatos vagy lépcsőzetes adaptációjára is szükség lehet.

Két hétes levegőztetés után az aerob heterotróf telepképző sejtek koncentrációjának változását a 2. ábra, az olajbontó sejtkoncentráció változását az 3. ábra mutatja.



2. ábra: Aerob heterotróf sejttség



3. ábra: Olajbontó sejtek koncentrációja

Megállapítható volt, hogy a szennyezett terület talajában élő mikroorganizmusok adaptálódtak a szennyezőanyaghoz, aktívan működnek, és a mikroflóra tovább aktiválható levegőztetés alkalmazásával.

A talajok levegőztetése jelentősen megváltoztatta a honos mikroorganizmus-közösség összetételét. A levegőztetés hatására jelentős olajbontó sejttség növekedést figyelhetünk meg (kezdeti $0,02 \cdot 10^6$ -ról $5-15 \cdot 10^6$ sejt/g talaj értékre emelkedett), ami valószínűleg a szubsztrát-ként rendelkezésre álló szénhidrogénhez való adaptációnak köszönhető és mivel az eddig korlátozó oxigén hiány is megszűnt, egy jóval gyorsabb szénhidrogénbontás valósulhatott meg.

A laboratóriumi kísérletben maximális EPH-eltávolítás két hét alatt (35,5%) a napi 6 órán át levegőztetett talajban valósult meg, viszont a napi 10 perces levegőztetés is már 17,5%-s EPH csökkenést okozott. Ez igen jó eredménynek számít, ebből kiindulva hatékony bontásra lehet számítani a reális környezetben is. A biodegradáció okörülményeinek ismeretében a gazdasági megfontolásokat is figyelembe állapítottuk meg az optimumot a talajtisztítási technológia tervezésénél.

4. Az alkalmazandó technológiaegyüttes terve

A terület felmérése, a laboratóriumi kísérletek eredménye és a szobajövő technológiák számbavétele és átgondolása után a terület talajában folyó természetes biodegradáció intenzifikálására a következő komplex technológia-együttest alakítottuk ki:

- A felúzó olajréteg eltávolítása lefölezéssel vagy kiszivattyúzás utáni fázisszétválasztással
- Talajvízszint süllyesztés, a talajvíz *ex situ* fizikai-kémiai kezelése
- A talaj telítetlen zónájának bioventillációja, tápanyagpótlással és szükség esetén hozzáférhetőség-növelő adalékkal
- A talaj telítetlen zónájának időszakos átmosása RAMEB tartalmú vízzel
- A talaj felszíni rétegének bioremediációja agrotechnikai eljárások igénybevételével.

A talajkezelést előkészítő laboratóriumi kísérletekkel párhuzamosan megindult a talajvíz kiszivattyúzása és *ex situ* kezelése. A bioventillációs technológia telepítése előtt finomítottuk a felmérést, azonosítottuk és jellemeztük a szennyeződés centrumát.

4.1. Talajvízkezelés

A vízkezelés *ex situ*, a felszínre szivattyúzás után történik, fizikai-kémiai kezeléssel. A próbaszivattyúzás alapján kidolgozott vízkezelési technológiát a Megaterra Kft. 2002–2004-es jelentéseiben találjuk.

A felúszó olajréteg nem éri el azt a vastagságot, amely lehetővé tenné a lefölezést, ezért a vízzel együtt kiszivattyúzott szabad fázisú szénhidrogént részben fázisszétválasztással a maradékot pedig aktív szenes adszorpcióval távolítjuk el.

A vízszivattyúzással nemcsak a kezelendő vizet nyerjük ki, de vízszintsüllyesztést is okozunk, ezzel megnöveljük az aerob módszerrel kezelt háromfázisú, telítetlen talajtér fogat nagyságát. A tavaszi nyugalmi vízszint 1 méter körüli érték (0,75–1,33), ez a nyári száraz időszakban a 2,8 méterre csökkent. A szivattyúzás során a központi kútban 2 méter körüli vízszintcsökkenést is el lehet érni. A víznyerőkúttól távolabbi kutakban ez a vízszintsüllyesztés 0,1–1,0 méter közötti érték, a talajrétegek vízáadó-képességétől függően.

A kiszivattyúzott víz fázisszétválasztás után aktív szenes adszorberbe kerül, amelyből a távozó tisztított víz nagy része a közeli felszíni vízgyűjtő csatornába folyik. A kezelt víz egy részével a talaj felületét és belsejét nedvesítjük, és az adalékanyagokat juttatjuk a talajba.

4.2. Bioventilláció

A talajlevegő oxigéntartalmának növelésére azért van szükség, hogy a biodegradációt végző mikrobák élőhelyére, a biofilmbe diffúzióval történő bejutáshoz megfelelő hajtóerőt biztosítson a levegővel kitöltött pórustér fogat és a biofilm közötti koncentrációkülönbség. Az oxigéntartalmat a légköri levegő mélyebb rétegekbe vezetésével oldjuk meg, szívással. A talajszellőztetés a mikrobák működését korlátozó termék, a CO₂ elvezetését is megoldja és biztosítja a szénhidrogének egyenletesebb eloszlását a szilárd szemcsék felületén.

A talaj belsejében enyhe légáramot alakítunk ki talajszellőztetéssel, vagyis ventillátorral történő levegőkiszívással. A levegő kiszívása perforált bélésű csővel ellátott levegőztető kutakon keresztül történik, kis teljesítményű ventillátorral.

A centrális elszíváshoz a függőleges hengerpaláston kialakított passzív-kútsor tartozik, mely a légköri levegő mélyebb rétegbe vezetését szolgálja. Az eltömődés megakadályozására a PVC bélésű csövet, a víznyerőkutakhoz hasonlóan, nagy áteresztőképességű, kavicssal, feltöltött térben helyezük el.

A centrális levegőelszívó kutat egyesítettük az *ex situ* vízkezeléshez tartozó víznyerő kúttal. A víznyerő kút állandó szivattyúzásával olyan vízszintcsökkentés érhető el, amely biztosítja a szennyezett talajréteg pórustér fogatának levegővel való kitöltését és bioventillációval történő kezelését. A vízszintingadozás a bioventilláció szempontjából nem káros, mert segít szétoszlatni, illetve a felsőbb szintekre juttatni a felúszó szénhidrogénréteget. A centrális szívócsőhöz képest, a terület kis kiterjedésének megfelelően három-öt darab, szimmetrikusan elhelyezett levegő-bevezető kút elegendő.

Tápanyagadalékokat is alkalmaztunk: a szennyezőanyag mennyiségének ismeretében kiszámítottuk a szükséges N és P műtrágya mennyiséget, melyet a lebomlás exponenciálisan csökkenő folyamatának figyelembevételével alkalmaztunk vizes oldat formájában, időnként impulzusszerűen nagyobb mennyiségben is. A talaj mélyebb rétegeibe a perforált levegőztető kutakon keresztül juttattuk be a tápsóoldatot.

A hozzáférhetőséget növelő ciklodextrin (CD) adalékot 0,1–0,5 %-os vizes oldat formájában juttattuk a talaj mélyebb rétegeibe a perforált kutakon keresztül. Ez azt jelenti, hogy az 50 %-os töménységű kereskedelmi terméket a talajba juttatás előtt 100–500-szorosra

hígítottuk. Az alkalmazandó mennyiséget és koncentrációt, a CD fajtáját és adagolásának módját az előkísérletek eredményei és korábbi tapasztalatok alapján határoztuk meg: random metil- β -ciklodextrint (RAMEB-et) alkalmaztunk több részletben 0,1 %-ban a kezelendő talajra vonatkoztatva.

A technológiát a kísérleti eredmények figyelembevételével terveztük, a kivitelezés során pedig a folyamatos technológia-monitoring alapján módosítottuk.

4.3. A felszíni talajréteg kezelése

Eredeti tervünk az volt, hogy a felszíni réteget agrotechnikai eljárások segítségével remediáljuk: az *in situ* kezelés befejezését követően a kemény cementálódott réteget mezőgazdasági gépekkel (kerti kapa) vagy kézi erővel (ásó) fellazítjuk, majd elboronáljuk, a talajt ideális nedvességtartalomra tartjuk, tápanyagtartalmát a szennyezőanyag mennyisége alapján számított műtrágya mennyiséggel 4–5 részletben kiegészítjük, hozzáférhetőséget növelő adalékot megfelelő hígításban rálocsoljuk, a talajt rendszeresen keverjük, forgatjuk.

Erre a lépésre két okból nem került sor a kísérlet befejeztével: 1. A tulajdonos a remediáció befejeztével azonnal használatba vette a területet. 2. A remediáció a vékony izoláló rétegre és a felszíni rétegre is jótékonyan hatott, a szennyezettség a felszínen is mindenütt határérték alá csökkent.

5. Az integrált technológiaegyüttes megvalósítása

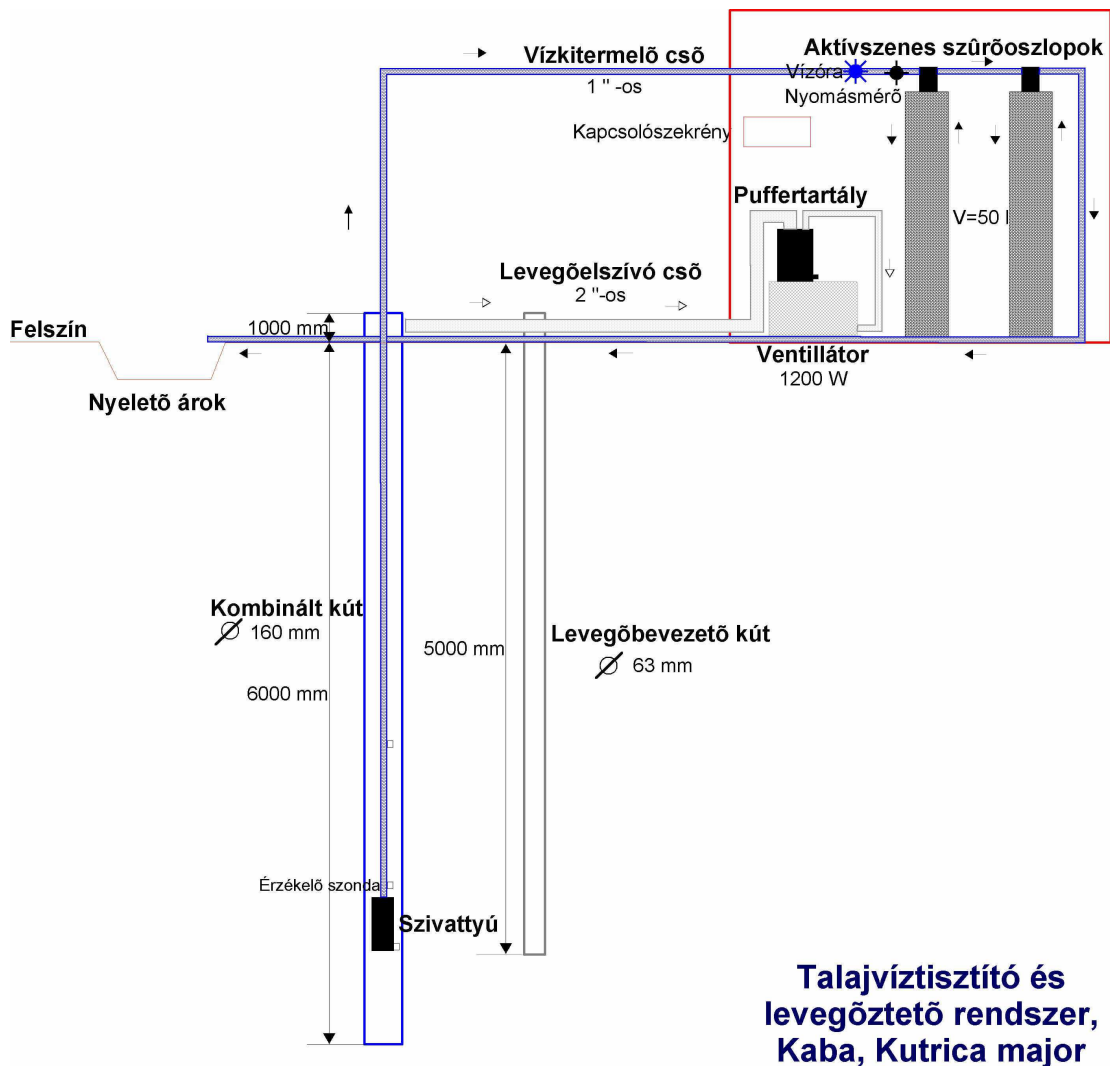
A kombinált talajremediációs technológia berendezéseinek telepítése 2002-ben megtörtént. A kezelés két fázisban indult. A vízszivattyúzás és az *ex situ* vízkezelés a 2002. augusztusi próbaüzemet követően még 2 éven keresztül működött, általában november végétől 3,5–4 hónapos téli szünet után márciusban vagy áprilisban indult újra (a kísérlet részletes időrendje a 7. fejezetben található). 2003. áprilisban megindult a levegőelszívás és a N- és P-forrás lassú ütemű adagolása. A megbízható üzem és a stacioner állapot beállása után került sor a random metilcikkot β -ciklodextrin (RAMEB) talajba juttatására 2003 augusztus hónap folyamán és 2004 június 25-én. Ilyenkor a szivattyú leállítása után 30 liter 50%-s RAMEB-oldat került a talajba a KT1 és az 5. passzív kúton keresztül. 2004-ben egyidejűleg löketszerűen 25 kg N és 2,5 kg P műtrágya-kiegészítést is alkalmaztunk. 2004. szeptemberében újabb 25 kg N juttattunk a talajba, ekkor RAMEB adagolás nem történt. A technológia elrendezését a 4. ábra mutatja.

6. A technológiamonitoring során alkalmazott integrált módszeregyüttes

Az integrált technológia-együttes monitorozása gáz- és vízanalízisen alapuló technológiamonitoringgal, a talaj szennyezettségének ellenőrzése a TalajTesztelőTriád alkalmazásával történt. A technológiamonitoring rendszerét a 5. ábra mutatja.

A technológiamonitoring módja a kiválasztott komplex technológiához illeszkedve a következő volt: a terület bolygatatlanságát biztosítandó újabb magmintákat csak korlátozott számban vettünk a talajból, a talaj belsejének állapotát a kiszívott víz és levegő analízise alapján követtük. A talajból csak tavasszal (május) és a nyári intenzív kezelési időszak után októberben vettünk magmintát és vetettük alá részletes vizsgálatnak. A talaj szilárd fázisából való mintavétel a nagymértékű heterogenitás miatt sem célszerű.

A technológiamonitring célja a folyamatok, a biológiai állapot, a szennyezőanyag-tartalom követése és a végállapot ellenőrzése. A monitoring során vett környezeti mintákat fizikai-kémiai, biológiai és ökotoxikológiai módszerekkel jellemeztük. A TalajTesztelőTriád segítségével a szennyezettség és a talaj kémiai jellemzőin kívül teljes képet kaphatunk a talaj mikrobiológiai állapotáról, a talajban működő, a biodegradációt végző mikroorganizmusok aktivitásáról és aktiválhatóságáról, a technológiai paraméterek szerepéről és a szennyezett talaj káros hatásairól.



4. ábra: A kombinált talajkezelés technológiai sémája

Rendszeresen mértük a **talajgáz** CO₂-tartalmát és a kiszivattyúzott **talajvíz** fizikai-kémiai és biológiai jellemzőit.

Fizikai-kémiai mérések:

- Talajgáz CO₂ tartalmának mérése és dinamikus talajgázvizsgálatok: levegőztetés leállításának és újraindításának hatása

- A talajvíz n-pentános kivonatából az összes extrahálható szénhidrogén (EPH) meghatározása gázkromatográfiával
- A talajvíz RAMEB-tartalma
- Talajvíz pH-ja, vezetőképessége, UV elnyelése, nitrit-, nitrát-, szulfát- és vastartalma

Biológiai mérések:

- Talajvíz sejtszámai: aerob heterotróf sejtkoncentráció és szénhidrogénbontó sejtkoncentráció

Ökotoxikológiai vizsgálatok:

- A talajvíz toxicitásának ellenőrzése *Vibrio fischeri* biolumineszcencia-gátlási teszttel

A **talaj szilárd fázisából** összesen 7 mintavételezés történt a remediáció megkezdése után. Az integrált módszeregyüttes betekintést enged a talaj, mint fekete doboz belsejébe, hogy lássuk a finomabb részleteket, a mikroorganizmusok működését is.

Fizikai-kémiai vizsgálatok:

- pH, redoxviszonyok, nedvességtartalom, tápanyag (C, P, N, K, Fe stb.)
- Talajminták extrakciója: ultrahangos dezintegrátorban hexán-aceton (2:1) elegyével
- A talaj hexán-acetonos kivonatából az extraktumtartalom meghatározása gravimetriásan, és az összes extrahálható szénhidrogéntartalom (EPH: Extractable Petroleum Hydrocarbon) meghatározása gázkromatográfiával.

Biológiai vizsgálatok:

Biológiai, elsősorban mikrobiológiai módszerekkel a talaj általános állapotát, a szennyezőanyaghoz való adaptálódását, szennyezőanyag-bontó aktivitását és annak növelhetőségét vizsgáljuk:

- aerob heterotróf telepképző sejtek számának meghatározása,
- szénhidrogénbontó sejtek számának meghatározása.

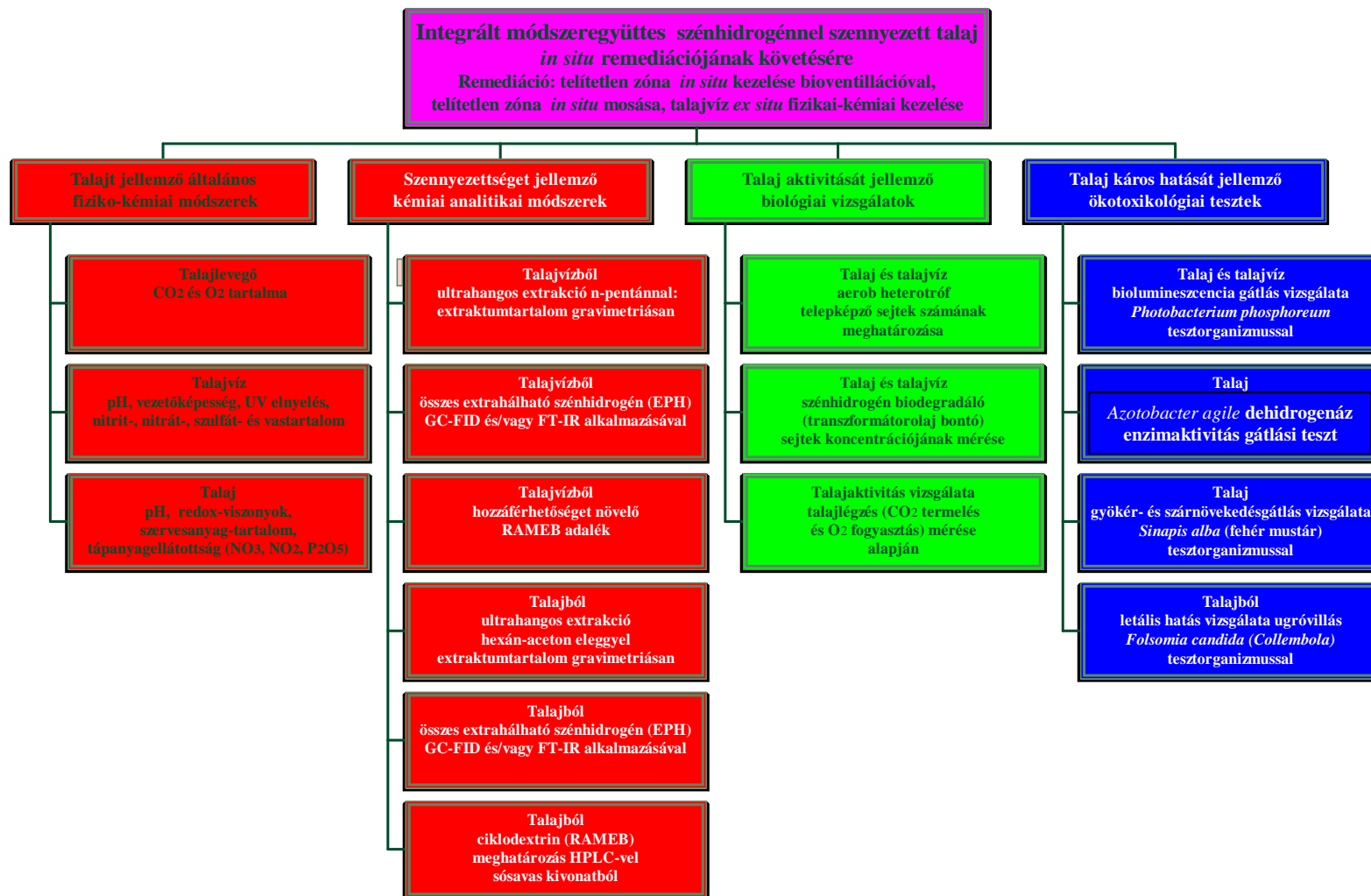
Ökotoxikológiai tesztek:

A talaj mintavételek a szennyeződés centrumához közel (KK mintavételi pont) körül történtek. Az ökotoxikológiai módszerekkel a szennyezett talaj toxikus hatásait vizsgáltuk három trófikus szintről származó tesztorganizmus alkalmazásával:

- *Vibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt,
- *Azotobacter agile* dehidrogenáz enzimaktivitás gátlási teszt,
- *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt,
- *Folsomia candida* (Collembola) mortalitás teszt

7. A technológiamonitoring eredményei és integrált interpretációjuk

Ebben a fejezetben a korábbi eredményeket kiegészítettük a legutóbbi félév folyamatosan mért eredményeivel és a végállapot részletes analízise után kapott eredményekkel. A monitoring adatok fizikai-kémiai és biológiai mérések eredményét jelentik, ezek együttes értékelését és interpretációját.



5. ábra: A technológiamonitöring szerkezete

A komplex bioremediációs kísérlet naptára, fontosabb eseményei:

2002. március–július 2002. augusztus	A terület felmérése, mintavétel, technológia tervezése, telepítése próbaüzem: szivattyúzási kísérletek: víznyerés sebessége, levegőztetés mértéke, kutak szintje, vízszintsüllyesztés mértéke, dinamikus vízmozgások megfigyelése, stb.
2002. szeptember–nov.	a kombinált kút működtetése, a víz ex situ kezelése, rendszeres ellenőrző mérések: levegő CO ₂ tartalma, vízanalízishez mintavétel
2002. nov.–2003. március	téli szünet
2003. március 11.	talajvízszivattyúzás és ex situ vízkezelés újraindítása
2003. április 3.	állandósult állapot beállása
2003. április–augusztus	a kombinált kút működtetése, a víz ex situ kezelése, rendszeres ellenőrző mérések: levegő CO ₂ tartalma, vízanalízishez mintavétel
2003. augusztus 11.–13.	első RAMEB adagolás: szivattyú leállítása 2 napra, a térfogat elárasztása az adalékanyaggal
2003. augusztus 14.	a kombinált kút újraindítása
2003. augusztus–november	a kombinált kút működtetése, a víz ex situ kezelése, rendszeres ellenőrző mérések: levegő CO ₂ tartalma, vízanalízishez mintavétel
2003. szeptember 9.	közben ismeretlen szennyezőanyag megjelenése a vízben
2003. október 3.	2 napos kút leállítási hatásának mérése (adalékanyag nélküli leállítási hatásának vizsgálata és összehasonlítására az adalékok bejuttatásakor alkalmazott leállítással)
2003. nov.–2004. április	téli szünet
2004. április 15.	a kombinált kút újraindítása
2004. április–június	a kombinált kút működtetése, a víz ex situ kezelése, rendszeres ellenőrző mérések: levegő CO ₂ tartalma, vízanalízishez mintavétel
2004. június 25.–27.	második adalék adagolás: RAMEB + N és P műtrágya, szivattyú leállítása 2 napra, a térfogat elárasztása az adalékanyagokkal
2004. június 28.	a kombinált kút újraindítása
2004. szeptember 7.–9.	harmadik adalék adagolás: csak N-műtrágya
2004. szeptember 10.	a kombinált kút újraindítása
2004. június–november	a kombinált kút működtetése, a víz ex situ kezelése, rendszeres ellenőrző mérések: levegő CO ₂ tartalma, vízanalízishez mintavétel
2004. november 25.	a remediáció befejezése, talajmintavételezés

7.1. A talajvíz kezelésének eredménye

A 2002-es próbaüzemmel indult kísérletet 2004. november végén zártuk. A vízminták analízisének eredményei közül a szénhidrogén szennyezettséget, a RAMEB-tartalmat és a szénhidrogénbontó sejtkoncentrációt az 1. táblázat mutatja a teljes kísérleti időszakra. A szennyezőanyag-tartalom változása a 6. ábrán látható.

Kezdetben csak a kombinált kútból vettünk vízmintákat, később a szennyeződés feltételezett középpontjához közelebb eső 5. számú passzív kútból is. Ezzel azt szeretnénk volna bizonyítani, hogy a beavatkozások hatása több méter távolságban is érzékelhető, az egész kezelt térfogatra érvényes.

A talajvíz szennyezőanyag-tartalmának változása a bioremediáció során

A szennyezőanyag-tartalmat gázkromatográfiás mennyiségi meghatározással végeztük. Az eredményeket az 1. és a 2. táblázat tartalmazza.

1. táblázat. A kiszivattyúzott talajvíz EPH-tartalma, RAMEB-tartalma és olajbontó sejt-koncentrációja (gázkromatográfiás analízissel)

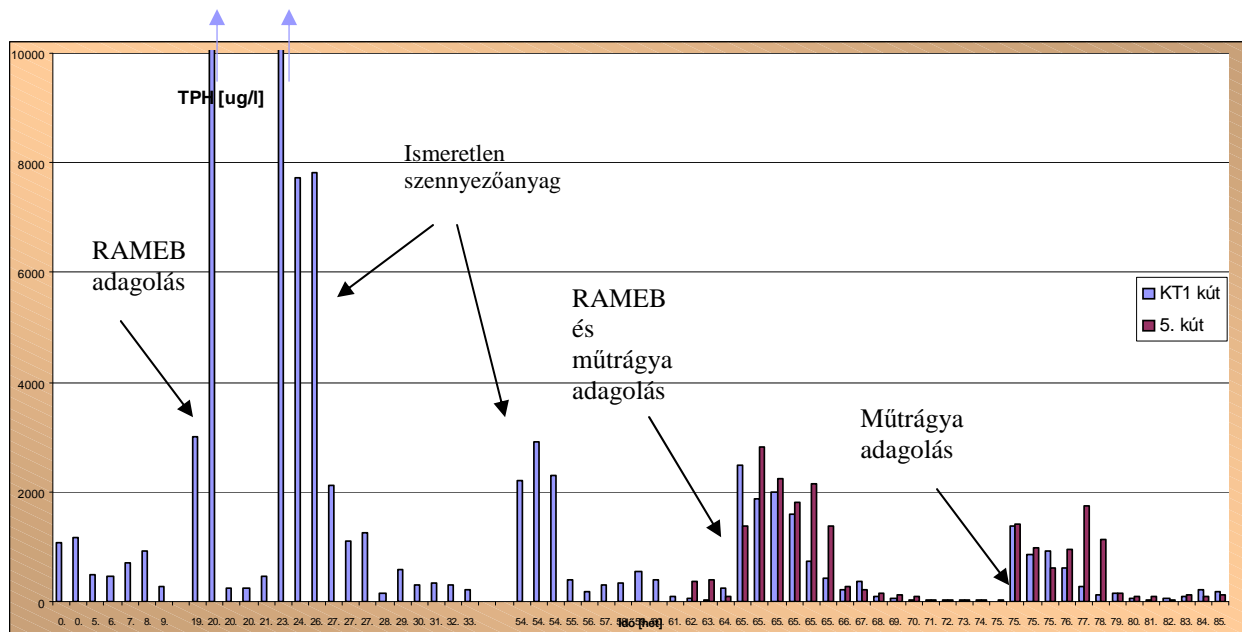
Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	EPH-tartalom GC-FID [$\mu\text{g/l}$]			RAMEB tartalom	Olajbontó sejt-konc. [sejt/ml]
		C5-C12	C13-C40	ΣEPH	%	
0	KT1 (2003. 04.03.)	16	909	925	-	-
0	KT1 (2003. 04.03.)	50	1 190	1 240	-	-
0	KT1 (2003. 04.04.)	90	1 090	1 180	-	-
5	KT1 (2003. 05.06.)	50	449	499	-	46
6	KT1 (2003. 05.12.)	20	430	450	-	15
7	KT1 (2003. 05.22.)	33	659	692	-	4,6
8	KT1 (2003. 05.26.)	23	905	928	-	93
9	KT1 (2003. 06.04.)	7	282	289	-	4,6
19	KT1 (2003. 08. 11.)	41	2 960	3 000	-	1,0
20	KT1 (2003. 08. 14.)	8 800	122 000	131 000	4,00	2,4
20	KT1 (2003. 08. 15.)	4	247	251	0,05	<1
20	KT1 (2003. 08. 16.)	1	251	252	0,02	<1
21	KT1 (2003. 08. 26.)	8	467	475	-	<1
23	KT1 (2003. 09. 09.)	1 300	13 600	14 900	-	<1
24	KT1 (2003. 09. 16.)	746	6 980	7 730	-	<1
26	KT1 (2003. 10. 03.)	689	7 120	7 810	-	<1
27	KT1 (2003. 10. 06.)	194	1 910	2 105	-	11
27	KT1 (2003. 10. 07.)	80	1 013	1 096	-	1
27	KT1 (2003. 10. 08.)	79	1 195	1 270	-	-
28	KT1 (2003. 10. 15.)	11	140	151	-	<1
29	KT1 (2003. 10. 22.)	11	562	573	-	<1
30	KT1 (2003. 10. 29.)	9	299	308	-	<1
31	KT1 (2003. 11. 05.)	8	339	347	-	<1
32	KT1 (2003. 11. 12.)	28	283	311	-	<1
33	KT1 (2003. 11. 20.)	9	207	216	-	24
54	KT1 (2004. 04. 15.)	43	2 170	2 210	-	240
54	KT1 (2004. 04. 15.)	104	2 800	2 900	-	240
54	KT1 (2004. 04. 16.)	95	2 210	2 310	-	43
55	KT1 (2004. 04. 22.)	3	393	396	-	11
56	KT1 (2004. 04. 29.)	3	167	170	-	11
57	KT1 (2004. 05. 06.)	5	310	315	-	<1
58	KT1 (2004. 05. 13.)	4	328	332	-	11
59	KT1 (2004. 05. 20.)	6	554	560	-	11
60	KT1 (2004. 05. 27.)	3	382	385	-	<1
61	KT1 (2004. 06. 03.)	2	89	91	-	210
62	KT1 (2004. 06. 10.)	1	58	59	-	46 000

63	KT1 (2004. 06. 17.)	1	43	44	-	930
64	KT1 (2004. 06. 25.)	3	234	237	<0,01	11 000
65	KT1 (2004. 06. 28.)	695	1 780	2 480	0,17	24 000
65	KT1 (2004. 06. 28.)	534	1 330	1 860	0,13	110 000
65	KT1 (2004. 06. 28.)	400	1 590	1 990	0,1	240
65	KT1 (2004. 06. 29.)	297	1 310	1 610	0,07	110
65	KT1 (2004. 06. 29.)	42	684	726	0,08	2 100
65	KT1 (2004. 06. 30.)	18	407	425	0,05	460
66	KT1 (2004. 07. 08.)	7	197	204	0,029	<1
67	KT1 (2004. 07. 15.)	5	378	383	0,029	<1
68	KT1 (2004. 07. 22.)	2	98	100	0,014	24
69	KT1 (2004. 07. 29.)	2	66	68	0,007	<1
70	KT1 (2004. 08. 05.)	1	30	31	0,006	24 000
71	KT1 (2004. 08. 12.)	1	41,5	42	0,002	<1
72	KT1 (2004. 08. 19.)	0,5	31	32	<0,001	<1
73	KT1 (2004. 08. 26.)	1	21	22	<0,001	<1
74	KT1 (2004. 09. 02.)	1	16	17	-	11 000
75	KT1 (2004. 09. 07.)	1	12	13	-	4 600
75	KT1 (2004. 09. 08.)	342	1 030	1 370	-	<1
75	KT1 (2004. 09. 09.)	237	634	871	-	<1
75	KT1 (2004. 09. 10.)	213	712	925	-	<1
76	KT1 (2004. 09. 16.)	150	470	620	-	<1
77	KT1 (2004. 09. 23.)	14	274	288	-	2 100
78	KT1 (2004. 09. 29.)	6	120	126	-	15 000
79	KT1 (2004. 10. 07.)	1	148	149	-	<1
80	KT1 (2004. 10. 14.)	2	55	57	-	<1
81	KT1 (2004. 10. 21.)	1	35	36	-	<1
82	KT1 (2004. 10. 28.)	1	68	69	-	<1
83	KT1 (2004. 11. 04.)	0	84	84	-	<1
84	KT1 (2004. 11. 10.)	0	200	200	-	<1
85	KT1 (2004. 11. 17.)	2	192	194	-	<1

2. táblázat. Az 5. passzív kútból vett talajvíz EPH-tartalma, RAMEB-tartalma és olajbontó sejt koncentrációja (gázkromatográfiás analízissel)

Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	EPH-tartalom GC-FID [µg/l]			RAMEB tartalom	Olajbontó sejtkonc.
		C5-C12	C13-C40	ΣEPH	%	[sejt/ml]
62	5. passzív kút (2004. 06. 10.)	2	371	373	-	11 000
63	5. passzív kút (2004. 06. 17.)	3	401	404	-	7 500
64	5. passzív kút (2004. 06. 25.)	2	80	82	<0,01	93
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	649	1 290	1 380	0,22	75
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	690	2 140	2 830	0,17	24
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	337	1 910	2 250	0,16	24
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	390	1 430	1 820	0,13	43
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	278	1 880	2 160	0,11	460
65	5. passzív kút (2004. 06. 30.)	94	1 290	1 380	0,11	24
66	5. passzív kút (2004. 07. 08.)	2	286	288	0,055	<1
67	5. passzív kút (2004. 07. 15.)	3	201	204	0,045	75
68	5. passzív kút (2004. 07. 22.)	4	157	161	0,028	<1
69	5. passzív kút (2004. 07. 29.)	6	126	132	0,023	<1
70	5. passzív kút (2004. 08. 05.)	1	92	93	0,004	46 000
71	5. passzív kút (2004. 08. 12.)	1	43	44	0,008	<1
72	5. passzív kút (2004. 08. 19.)	1	34	35	0,004	<1
73	5. passzív kút (2004. 08. 26.)	0,3	45	45	0,002	<1
74	5. passzív kút (2004. 09. 02.)	1	28	29	-	46 000
75	5. passzív kút (2004. 09. 07.)	2	22	23	-	21 000
75	5. passzív kút (2004. 09. 08.)	286	1 110	1 400	-	<1
75	5. passzív kút (2004. 09. 09.)	253	735	988	-	<1
75	5. passzív kút (2004. 09. 10.)	85	530	615	-	<1
76	5. passzív kút (2004. 09. 16.)	133	830	963	-	<1
77	5. passzív kút (2004. 09. 23.)	35	1 720	1 755	-	430
78	5. passzív kút (2004. 09. 29.)	27	1 100	1 127	-	240
79	5. passzív kút (2004. 10. 07.)	6	155	161	-	<1
80	5. passzív kút (2004. 10. 14.)	1	96	97	-	<1
81	5. passzív kút (2004. 10. 21.)	1	98	99	-	93
82	5. passzív kút (2004. 10. 28.)	1	45	46	-	43
83	5. passzív kút (2004. 11. 04.)	1	115	116	-	<1
84	5. passzív kút (2004. 11. 10.)	1	96	97	-	<1
85	5. passzív kút (2004. 11. 17.)	0	125	125	-	<1

A tesztelni kívánt adalékanyagokat az állandósult állapotú rendszerhez adagoltuk. A kútban mérhető vízszint által szabályozott szakaszosan indított és leállított vízszivattyúzással és állandó levegőkiszívással működtetett rendszer néhány hét alatt stabillá válik, feltéve, hogy nincs nagyobb esőzés, és nem kerül váratlanul idegen anyag a kezelt térfogatba. Az állandósult állapot beállítását követően impulzusszerűen adagoltuk a tesztelni kívánt adalékokat. Először, 2003. augusztusában a RAMEB-et adagoltuk. 2004. júniusában a RAMEB mellé nagyobb mennyiségű N- és P-műtrágyát is adagoltunk, a mikroorganizmusok aktiválására. Közben egy vak kísérletet is végeztünk: szimuláltunk egy adagolási procedúrát, de csak vizet tettünk a kutakba, nem adalékanyagokat. A hidrológiai impulzus semmiféle hatással nem volt a rendszerre. Végül pedig kipróbáltuk a műtrágya-löketet magában, hogy az ilyen módon aktivált fakultatív anaerob mikroorganizmusok mobilizáló hatását is demonstráljuk.



6. ábra: Gázkromatográfálható szénhidrogén-tartalom a KT1 és az 5. passzív kútból származó talajvízben 2003.–2004. folyamán

A RAMEB első beadagolását (2003. 08. 11.) követően augusztus 14.-én 131 000 $\mu\text{g/l}$ EPH- és 4 % RAMEB-tartalmat mértünk a talajvízben. A második RAMEB adagolásra egy év elteltével került sor, amikor a szennyezőanyag-koncentráció valószínűsíthetően már nagymértékben lecsökkent a talajban. A RAMEB mellé nitrogén és foszfor műtrágyát is alkalmaztunk. Az adalékanyagok hatására ismét megtörtént az ugrásszerű szennyezőanyag mobilizálódás, vagyis a talaj szilárd felületéről a talajvízbe történő beoldódás (szolubilizálódás), de a mobilizálható és mobilizálódott szennyezőanyag mennyiség csak töredéke volt az előző évinek. A mérési eredmények alapján egyértelmű, hogy a RAMEB mobilizáló hatásának köszönhetően a talajvízben ideiglenesen nagymértékben megnövekedett EPH-tartalom. A vízfázisban megjelenő szennyezőanyag egy része a vízkezelés során távozik, másik, nagyobbik részét, az eredmények tanúsága szerint a talajmikroorganizmusok néhány nap alatt könnyűszerrel lebontják.

Annak eldöntésére, hogy a nagymértékű szennyezőanyag-mobilizálódás a RAMEB komplexáló-mobilizáló hatásának a következménye-e, megpróbáltuk elkülöníteni a RAMEB, a szivattyúzás leállítását és a műtrágya hatását egymástól. 2003. novemberben megismételtük az augusztusi technológiai beavatkozást RAMEB- és tápanyagadagolás nélkül. A három napos szivattyú-üzemszünet után újraindítva a kombinált kutat, nem tapasztaltunk mobilizációt. 2004. szeptemberében RAMEB nélkül, pusztán tápanyagpótlással kísérleteztünk. Látható, hogy a RAMEB+műtrágya alkalmazásához képest kisebb mértékben, de maga a N-műtrágya is mobilizációt idézett elő. Ez a mobilizáció a fakultatív anaerob talajmikroorganizmusok tevékenységének köszönhető, melyek a nitrogén-műtrágyát energiatermelésükhöz, alternatív légzésükhöz használják fel, amint azt az átmenetileg megnövekedett nitrittartalom is mutatja.

Az adalékanyagok hatása némi késéssel az 5. számú passzív kútban is jelentkezik, amint azt a második évben végzett ellenőrző mérések eredményei bizonyítják (sötétebb oszlopok a 6. ábrán). Az 5. számú kútban mindig nagyobb szénhidrogén-koncentrációt mértünk, mint a szívott kútban, mert az eredeti felméréstől és modellezéstől eltérően a szennyeződés központja, egy viszonylag nagyméretű lencse formájában ehhez a kúthoz közelebb esik, mint a víznyerő és levegőztető kombinált kúthoz.

2003. szeptember 9.-én nagy mennyiségű extrahálható szénhidrogéntartalmat mértünk a talajvízben (14 900 µg/l), mely időben csökkenő tendenciát mutatott (október 8.-án már csak 1 270 µg/l az EPH tartalom). Az eredeti szennyezőanyagunktól minőségileg eltérő, nagy N- és S-tartalmú ismeretlen kemikália (feltehetően növényvédőszer vagy növényvédőszer és műtrágya keveréke) került a remediáció alatt álló talajtérfogatba. Erre utalnak a vízmintával végzett további biológiai, kémiai analitikai vizsgálatok és az ökotoxikológiai tesztek eredményei is (3.–7. táblázat.).

A talajvíz mikrobiológiai jellemzése az aerob heterotróf sejt koncentrációval

A talajvízben 2002. október közepétől a csökkenő EPH-tartalommal párhuzamosan az aerob heterotróf sejt koncentráció növekedését tapasztaltuk, amint azt a 3. táblázat mutatja. Átmeneti növekedést mértünk az ismeretlen szennyezőanyag megjelenését követő hónapban és az újraindításkor. Az újraindítás viszonylag magas talajvízszint mellett történt, hosszú ideig tartó bolygatatlanság után. A szivattyúzás által nem bolygatott kétfázisú talajban van idő arra, hogy a szilárd talajfázis és a talajvíz közötti megoszlások megközelítsék egyensúlyi állapotukat: vonatkozik ez a szennyezőanyagok, a tápanyagok, a talajalkotók és mikroorganizmusok megoszlására.

4. táblázat. A KT1 kútból vett talajvíz aerob heterotróf telepképző sejt koncentrációja

Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	Aerob heterotróf telepképző sejt koncentráció
		[*10² / ml]
19	KT1 (2003. 08. 11.)	1 800
20	KT1 (2003. 08. 14.)	7
20	KT1 (2003. 08. 15.)	15
20	KT1 (2003. 08. 16.)	7
21	KT1 (2003. 08. 26.)	11
23	KT1 (2003. 09. 09.)	5
24	KT1 (2003. 09. 16.)	3
26	KT1 (2003. 10. 03.)	2
27	KT1 (2003. 10. 06.)	38
27	KT1 (2003. 10. 07.)	235
27	KT1 (2003. 10. 08.)	328
28	KT1 (2003. 10. 15.)	2
29	KT1 (2003. 10. 22.)	0
30	KT1 (2003. 10. 29.)	2
31	KT1 (2003. 11. 05.)	33
32	KT1 (2003. 11. 12.)	6
33	KT1 (2003. 11. 20.)	3
54	KT1 (2004. 04. 15.)	2 050
54	KT1 (2004. 04. 15.)	2 080
54	KT1 (2004. 04. 16.)	319
55	KT1 (2004. 04. 22.)	144
56	KT1 (2004. 04. 29.)	72
57	KT1 (2004. 05. 06.)	39
58	KT1 (2004. 05. 13.)	21
59	KT1 (2004. 05. 20.)	109
60	KT1 (2004. 05. 27.)	83
61	KT1 (2004. 06. 03.)	36
62	KT1 (2004. 06. 10.)	72

63	<i>KT1 (2004. 06. 17.)</i>	91
64	<i>KT1 (2004. 06. 25.)</i>	77
65	<i>KT1 (2004. 06. 28.)</i>	2 780
65	<i>KT1 (2004. 06. 28.)</i>	2 158
65	<i>KT1 (2004. 06. 28.)</i>	274
65	<i>KT1 (2004. 06. 29.)</i>	1 140
65	<i>KT1 (2004. 06. 29.)</i>	850
65	<i>KT1 (2004. 06. 30.)</i>	281
66	<i>KT1 (2004. 07. 08.)</i>	27
67	<i>KT1 (2004. 07. 15.)</i>	11
68	<i>KT1 (2004. 07. 22.)</i>	152
69	<i>KT1 (2004. 07. 29.)</i>	1
70	<i>KT1 (2004. 08. 05.)</i>	18
71	<i>KT1 (2004. 08. 12.)</i>	110
72	<i>KT1 (2004. 08. 19.)</i>	21
73	<i>KT1 (2004. 08. 26.)</i>	1
74	<i>KT1 (2004. 09. 02.)</i>	62
75	<i>KT1 (2004. 09. 07.)</i>	54
75	<i>KT1 (2004. 09. 08.)</i>	31
75	<i>KT1 (2004. 09. 09.)</i>	26
75	<i>KT1 (2004. 09. 10.)</i>	33
76	<i>KT1 (2004. 09. 16.)</i>	51
77	<i>KT1 (2004. 09. 23.)</i>	141
78	<i>KT1 (2004. 09. 29.)</i>	166
79	<i>KT1 (2004. 10. 07.)</i>	67
80	<i>KT1 (2004. 10. 14.)</i>	103
81	<i>KT1 (2004. 10. 21.)</i>	79
82	<i>KT1 (2004. 10. 28.)</i>	19
83	<i>KT1 (2004. 11. 04.)</i>	29
84	<i>KT1 (2004. 11. 10.)</i>	15
85	<i>KT1 (2004. 11. 17.)</i>	106

A talajmikroorganizmusok száma a RAMEB-es mobilizációval párhuzamosan ugrásszerűen megnőtt, tehát a szennyezőanyag és valószínűleg más szubsztrátként hasznosuló szerves anyagok biológiai hozzáférhetősége megnőtt. Pusztán műtrágya adagolása után nem tapasztaltunk ilyen aerob sejtszám-növekedést, ez azt mutatja, hogy a nitrát elsősorban a talajvízben élő fakultatív anaerób mikroorganizmusok működését stimulálta, míg a RAMEB a háromfázisú talaj aerob kapillárisaiban élőkét. A szennyezőanyagbontáshoz mindkét típus működésére szükség volt a kabai esetben, hiszen itt a szennyezőanyag mind a kétfázisú, mind a háromfázisú talajban megtalálható.

A második RAMEB+műtrágya kezelés hatására az 5. számú passzív kútban a szívott (KT1) kúthoz képest elhúzódik a kezelés hatására létrejött mikroorganizmus-koncentráció növekedés. Ennek két oka van: az egyik, hogy az 5. számú kút környezete a legszennyezettebb, itt a talaj olajszennyezettség telítési értékhez közelít (lencse), a másik, hogy ebben a kútban csak kismértékben mozog a víz, tehát nem hígul ki a mobilizált szennyezőanyag és a benne működő mikroorganizmusok. Ilyen szempontból logikusabb és hatékonyabb lenne egy ilyen rendszerhez ex situ biológiai vízkezelést alkalmazni (az általunk használt fizikai-kémiai helyett) és a kezelt vizet a mikroorganizmusokkal együtt visszavezetni a talajba. Erre a kísérleti terepen helyhiány és a felszín tulajdonos általi használata miatt nem volt lehetőség.

5. táblázat. Az 5. számú passzív kút vizének aerob heterotróf telepképző sejtkoncentrációja

Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	Aerob heterotróf telepképző sejtkoncentráció
		[*10 ² / ml]
62	5. passzív kút (2004. 06. 10.)	69
63	5. passzív kút (2004. 06. 17.)	61
64	5. passzív kút (2004. 06. 25.)	63
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	6 500
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	6 350
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	8 080
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	7 000
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	6 450
65	5. passzív kút (2004. 06. 30.)	570
66	5. passzív kút (2004. 07. 08.)	503
67	5. passzív kút (2004. 07. 15.)	120
68	5. passzív kút (2004. 07. 22.)	489
69	5. passzív kút (2004. 07. 29.)	1
70	5. passzív kút (2004. 08. 05.)	77
71	5. passzív kút (2004. 08. 12.)	15
72	5. passzív kút (2004. 08. 19.)	139
73	5. passzív kút (2004. 08. 26.)	1
74	5. passzív kút (2004. 09. 02.)	40
75	5. passzív kút (2004. 09. 07.)	68
75	5. passzív kút (2004. 09. 08.)	24
75	5. passzív kút (2004. 09. 09.)	22
75	5. passzív kút (2004. 09. 10.)	25
76	5. passzív kút (2004. 09. 16.)	22
77	5. passzív kút (2004. 09. 23.)	140
78	5. passzív kút (2004. 09. 29.)	160
79	5. passzív kút (2004. 10. 07.)	4 233
80	5. passzív kút (2004. 10. 14.)	162
81	5. passzív kút (2004. 10. 21.)	1 111
82	5. passzív kút (2004. 10. 28.)	24
83	5. passzív kút (2004. 11. 04.)	356
84	5. passzív kút (2004. 11. 10.)	49
85	5. passzív kút (2004. 11. 17.)	138

A nitrátlégzéssel összefüggő jellemzők változása a bioremediáció során

A talajvízben a talaj redoxviszonyait és az alternatív légzésformákat meghatározó kémiai jellemzők – a nitrát, a szulfát és vasformák – monitorozását is folytattuk. A nitrátlégzéssel összefüggő jellemzők eredményeit a 6. táblázat tartalmazza.

A talaj belsejében kialakult állandósult állapot jellemzője, hogy a kezelések szünetében kiegyensúlyozott a nitrogénforgalom, kicsi, de a mikroorganizmusok, elsősorban a kétfázisú talajban élő fakultatív anaerob mikroorganizmusok számára megfelelő koncentrációban biztosított az alternatív légzéshez szükséges mennyiség. A háromfázisú talajban folyó biodegradációhoz nincs szükség a nitrátra, mint alternatív hidrogénakceptorra, ellenben kis mennyiségben szükséges a sejtek felépítéséhez, a bioszintézishez. A nitrátkoncentráció

impulzusszerű megugrásai a kísérletben löketszerűen alkalmazott műtrágya adagolás után lépnek fel, de látszólag hasonló hatást okozott a kezelt talajtérfogatba érkező idegen szennyezőanyag is, mely nagy valószínűséggel műtrágyát is tartalmazott.

6. táblázat: A KT1 kútból vett talajvíz minták NO₂, NO₃ tartalma

Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	NO ₂ , NO ₃ tartalom talajvízben [mg/l]				
		NO ₂ Ionkrom.	NO ₂ Kolorimetr	NO ₃ Ionkrom.	NO ₃ Kolorimetr	NO ₃ UV
0	KT1 (2003. 04. 03.)	0,4	-	416	-	-
0	KT1 (2003. 04. 04.)	-	-	417	-	-
5	KT1 (2003.05. 06.)	0,2	0,10	442	322	329
6	KT1 (2003. 05. 12.)	0,3	0,10	428	355	362
7	KT1 (2003. 05. 22.)	0,3	0,12	417	330	342
8	KT1 (2003. 05. 26.)	-	0,10	-	370	369
9	KT1 (2003. 06. 04.)	-	0,10	-	328	361
19	KT1 (2003. 08. 11.)	-	0,14	-	235	257
20	KT1 (2003. 08. 14.)	-	-	-	220	267
20	KT1 (2003. 08. 15.)	-	0,17	-	368	346
20	KT1 (2003. 08. 16.)	-	0,20	-	387	345
21	KT1 (2003. 08. 26.)	-	0,22	-	387	360
23	KT1 (2003. 09. 09.)	-	0,10	84 100	-	66 200
24	KT1 (2003. 09. 16.)	-	0,10	-	-	51 100
26	KT1 (2003. 10. 03.)	-	10	40 400	-	28 700
27	KT1 (2003. 10. 06.)	-	21	-	-	14 450
27	KT1 (2003. 10. 07.)	-	38	1 960	1 340	1 620
27	KT1 (2003. 10. 08.)	-	38	-	2 510	2 990
28	KT1 (2003. 10. 15.)	-	36	-	3 350	3 580
29	KT1 (2003. 10. 22.)	-	31	-	5 170	6 070
30	KT1 (2003. 10. 29.)	-	32	-	6 110	6 860
31	KT1 (2003. 11. 05.)	-	35	-	3 070	4 660
32	KT1 (2003. 11. 12.)	-	16	-	1 790	2 690
33	KT1 (2003. 11. 20.)	-	8	-	1 170	1 730
54	KT1 (2004. 04. 15.)	-	0,3	-	2,8	51
54	KT1 (2004. 04. 15.)	-	0,2	-	9,6	58
54	KT1 (2004. 04. 16.)	-	0,3	-	100	146
55	KT1 (2004. 04. 22.)	-	0,6	-	194	204
56	KT1 (2004. 04. 29.)	-	0,9	-	146	179
57	KT1 (2004. 05. 06.)	-	0,9	-	159	168
58	KT1 (2004. 05. 13.)	-	0,4	-	130	164
59	KT1 (2004. 05. 20.)	-	0,05	-	146	186
60	KT1 (2004. 05. 27.)	-	0,04	-	122	159
61	KT1 (2004. 06. 03.)	-	0,02	-	170	165
62	KT1 (2004. 06. 10.)	-	0,02	-	140	140
63	KT1 (2004. 06. 17.)	-	0,01	-	70	74
64	KT1 (2004. 06. 25.)	-	0,02	-	126	83
65	KT1 (2004. 06. 28.)	-	0,27	-	-	630
65	KT1 (2004. 06. 28.)	-	0,23	-	-	640
65	KT1 (2004. 06. 28.)	-	0,19	-	-	4 800
65	KT1 (2004. 06. 29.)	-	0,18	-	-	4 500
65	KT1 (2004. 06. 29.)	-	0,16	-	-	3 800

65	KT1 (2004. 06. 30.)	-	0,16	-	2 400	2 050
66	KT1 (2004. 07. 08.)	-	0,08	-	1 536	1 562
67	KT1 (2004. 07. 15.)	-	0,39	-	1 451	1 513
68	KT1 (2004. 07. 22.)	-	0,17	-	784	765
69	KT1 (2004. 07. 29.)	-	0,12	-	422	373
70	KT1 (2004. 08. 05.)	-	0,14	-	1 137	1 125
71	KT1 (2004. 08. 12.)	-	0,06	-	683	612
72	KT1 (2004. 08. 19.)	-	0,01	-	285	271
73	KT1 (2004. 08. 26.)	-	0,01	-	232	216
74	KT1 (2004. 09. 02.)	-	0,04	-	303	386
75	KT1 (2004. 09. 07.)	-	0,02	-	246	574
75	KT1 (2004. 09. 08.)	-	2,75	-	-	192 000
75	KT1 (2004. 09. 09.)	-	-	-	-	-
75	KT1 (2004. 09. 10.)	-	3,59	-	-	135 000
76	KT1 (2004. 09. 16.)	-	1,45	-	-	90 000
77	KT1 (2004. 09. 23.)	-	2,11	-	-	1 980
78	KT1 (2004. 09. 29.)	-	1,38	-	-	1 720
79	KT1 (2004. 10. 07.)	-	0,1	-	2 304	550
80	KT1 (2004. 10. 14.)	-	0,07	-	868	269
81	KT1 (2004. 10. 21.)	-	0,59	-	247	144
82	KT1 (2004. 10. 28.)	-	0,94	-	83	53
83	KT1 (2004. 11. 04.)	-	0,22	-	20	106
84	KT1 (2004. 11. 10.)	-	0,21	-	15	67
85	KT1 (2004. 11. 17.)	-	0,11	-	12	52

-: nem mértük

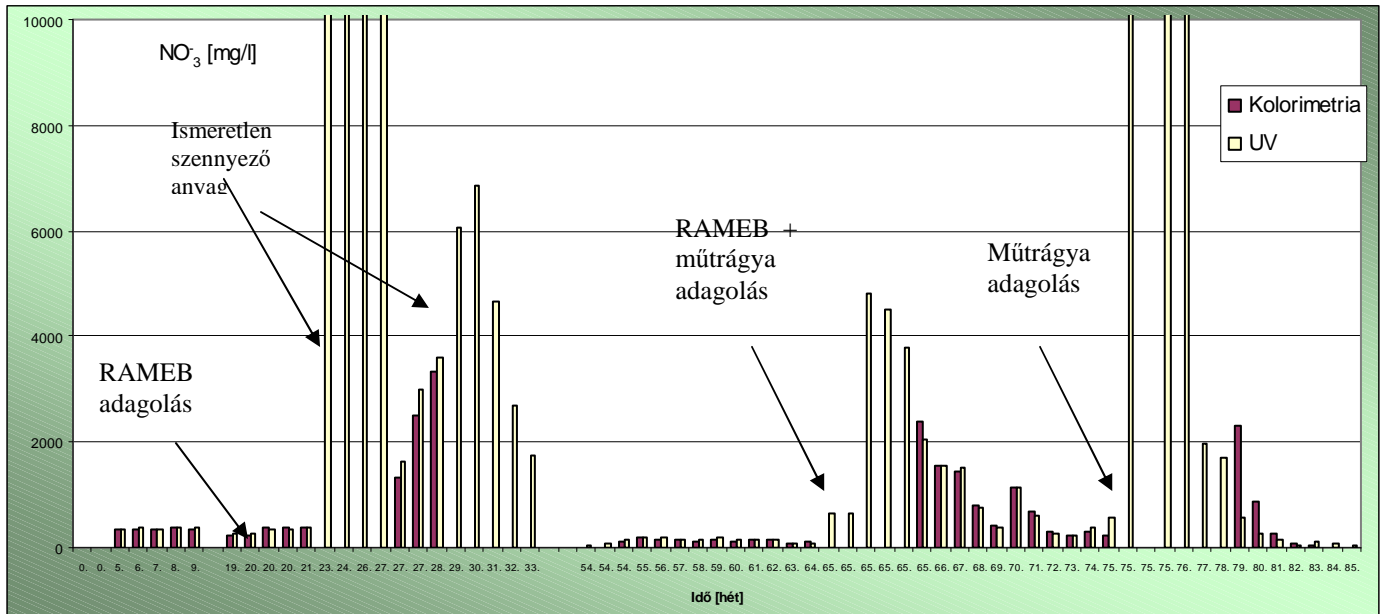
Jól megfigyelhető, hogy akár a technológia lépéseként, akár kontrollálatlanul bekerülő nitrát, még igen nagy koncentrációban is felhasználódik a légzéshez, feltéve, hogy van mit égetni, van szubsztrát a rendszerben. A mikrobiológiai tevékenység jellemzőjeként a nitrit 1–2 napos késéssel jelenik meg a rendszerben, de menetrendszerűen megjelenik, majd a nitrát elfogyásával ismét lecsökken.

Az 5. számú passzív kútban mindezek a folyamatok kis késéssel és elhúzódva mennek végbe, de ugyanúgy végbemennek, mint a kombinált termelőkút környékén (7. táblázat, 7. és 8. ábra).

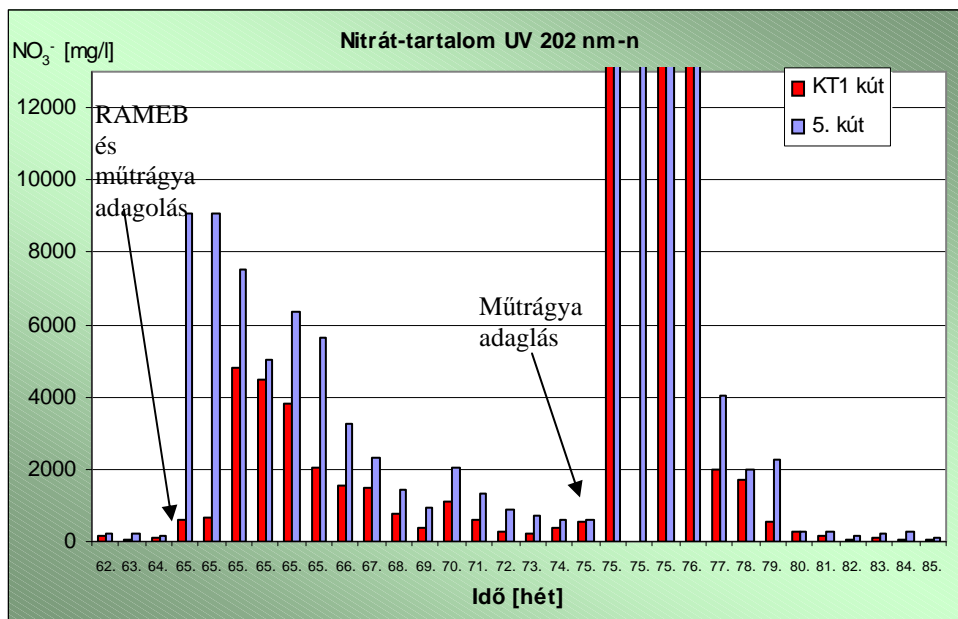
A RAMEB-es kezelést követő mobilizálódás idején határozottan csökkent a nitráttartalom a talajvízben: ez azt jelenti, hogy a fakultatív anaerob mikroorganizmusok az addiginál intenzívebb működésbe kezdtek, alternatív légzésükhöz szükséges oxigént (hidrogénakceptor) a nitrát redukciójából nyerték. A nitrát csökkenéssel párhuzamosan a nitritkoncentráció átmeneti növekedését is megfigyelhetjük (6. és 7. táblázat valamint 7. és 8. ábra)

7. táblázat. Az 5. passzív kútból vett talajvíz minták NO₂- és NO₃-tartalma: 2004

Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	NO ₂ -, NO ₃ -tartalom talajvízben [mg/l]				
		NO ₂ Ionkrom	NO ₂ Kolorimetr	NO ₃ Ionkrom	NO ₃ Kolorimetr	NO ₃ UV
62	5. passzív kút (2004. 06. 10.)	-	0,03	-	215	213
63	5. passzív kút (2004. 06. 17.)	-	0,03	-	199	199
64	5. passzív kút (2004. 06. 25.)	-	0,01	-	101	165
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	-	1,48	10 400	-	9 050
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	-	1,46	-	-	9 100
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	-	1,61	-	-	7 500
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	-	1,68	-	-	5 030
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	-	1,80	-	-	6 370
65	5. passzív kút (2004. 06. 30.)	-	0,22	-	-	5 670
66	5. passzív kút (2004. 07. 08.)	-	0,48	-	3 278	3 243
67	5. passzív kút (2004. 07. 15.)	-	0,36	-	2 479	2 346
68	5. passzív kút (2004. 07. 22.)	-	0,25	-	1 666	1 453
69	5. passzív kút (2004. 07. 29.)	-	0,43	-	900	913
70	5. passzív kút (2004. 08. 05.)	-	0,14	-	1 999	2 050
71	5. passzív kút (2004. 08. 12.)	-	0,17	-	1 385	1 341
72	5. passzív kút (2004. 08. 19.)	-	0,09	-	868	891
73	5. passzív kút (2004. 08. 26.)	-	0,06	-	707	721
74	5. passzív kút (2004. 09. 02.)	-	0,07	-	683	616
75	5. passzív kút (2004. 09. 07.)	-	0,04	-	512	616
75	5. passzív kút (2004. 09. 08.)	-	3,83	-	-	124 000
75	5. passzív kút (2004. 09. 09.)	-	3,35	-	-	110 000
75	5. passzív kút (2004. 09. 10.)	-	3,22	-	-	100 000
76	5. passzív kút (2004. 09. 16.)	-	3,14	-	-	68 400
77	5. passzív kút (2004. 09. 23.)	-	2,31	-	-	4 060
78	5. passzív kút (2004. 09. 29.)	-	2,32	-	-	1 993
79	5. passzív kút (2004. 10. 07.)	-	0,34	-	>10 000	2 265
80	5. passzív kút (2004. 10. 14.)	-	0,07	-	1 194	272
81	5. passzív kút (2004. 10. 21.)	-	0,25	-	673	265
82	5. passzív kút (2004. 10. 28.)	-	0,67	-	263	165
83	5. passzív kút (2004. 11. 04.)	-	0,26	-	116	218
84	5. passzív kút (2004. 11. 10.)	-	7,4	-	764	274
85	5. passzív kút (2004. 11. 17.)	-	0,35	-	16	117



7. ábra: A KT1 kútból vett talajvíz nitrát-tartalmának változása a bioremediáció során



8. ábra: Nitrát-tartalom változása KT1 és 5. passzív kútból vett talajvíz mintákban 2004.-ben

Más jellegű és léptékű változásokat mértünk a 09. 09.-i szennyezéssel összefüggésben. Az ismeretlen szennyezőanyag nagy nitráttartalmú volt, de ez az extrém nitráttartalom a talajból gyorsan eliminálódott. Kisebb mértékű, de egyértelmű nitrátbemosódás történt a talajba végig október hónap folyamán, mely tetemes nitráttartalom emelkedéshez vezetett a talajvízben. A talajvíz sejt száma nem növekedett ezzel párhuzamosan, feltehetően a vízben meg nem jelenő, talajhoz kötött mikroorganizmusok hasznosították azt.

A talajvíz szulfáttartalmának változása a bioremediáció során

A talajvíz SO₄-tartalma a RAMEB-adagolással párhuzamosan kismértékben lecsökkent, a fakultatív anaerob mikroorganizmusok fogyasztottak belőle, a nitráthoz hasonlóan. A szulfáttartalom az ismeretlen eredetű szennyeződés megjelenésekor (szeptember) nagyfokú átmeneti növekedést mutatott. Kismértékben növekedett meg a vízkezelőrendszer 2004-es újraindításakor, mely a téli szünet alatt a talajból lassan kioldott szulfátmennyiségnek köszönhető (8. és 9. táblázat valamint a 9. és 10. ábra).

8. táblázat: A KT1 kútból származó talajvíz minták SO₄- és Fe-tartalma

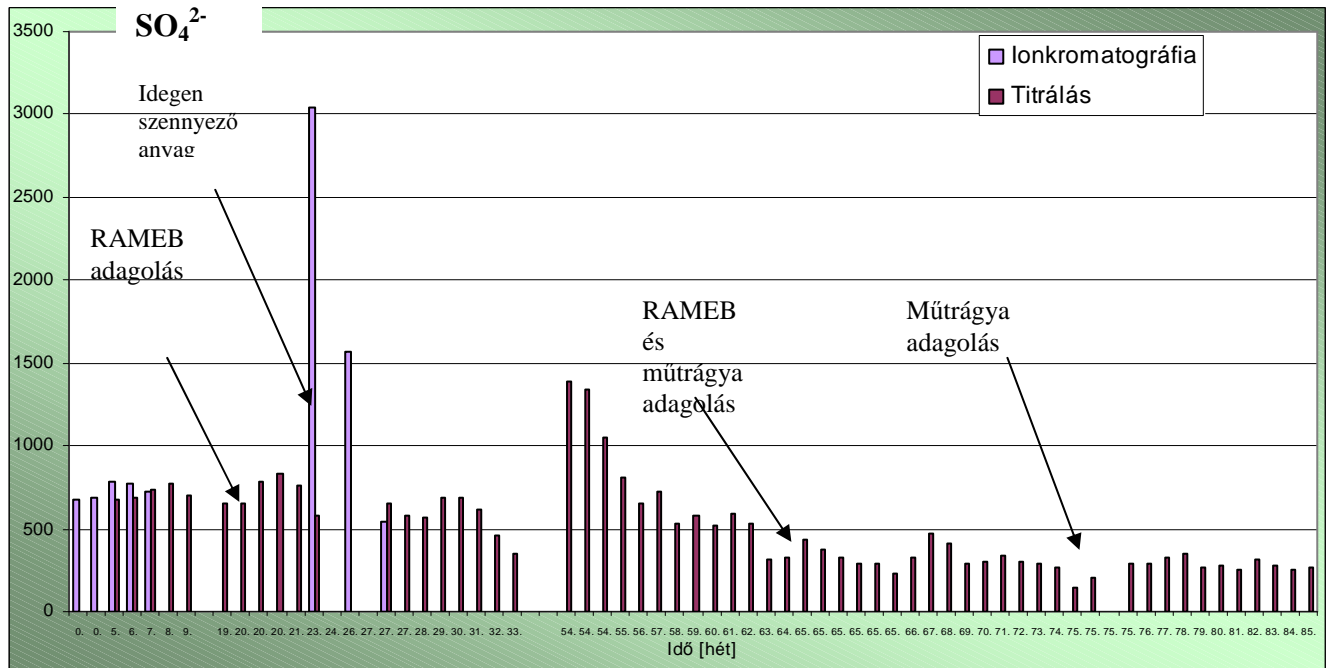
Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	SO ₄ -tartalom talajvízben [mg/l]	
		SO ₄ Ionkrom.	SO ₄ Titrálás
0	KT1 (2003. 04. 03.)	675	-
0	KT1 (2003. 04. 04.)	690	-
5	KT1 (2003. 05. 06.)	790	681
6	KT1 (2003. 05. 12.)	775	689
7	KT1 (2003. 05. 22.)	730	737
8	KT1 (2003. 05. 26.)	-	767
9	KT1 (2003. 06. 04.)	-	700
19	KT1 (2003. 08. 11.)	-	652
20	KT1 (2003. 08. 14.)	-	650
20	KT1 (2003. 08. 15.)	-	788
20	KT1 (2003. 08. 16.)	-	828
21	KT1 (2003. 08. 26.)	-	755
23	KT1 (2003. 09. 09.)	3 040	-
24	KT1 (2003. 09. 16.)	-	-
26	KT1 (2003. 10. 03.)	1 570	-
27	KT1 (2003. 10. 06.)	-	-
27	KT1 (2003. 10. 07.)	540	657
27	KT1 (2003. 10. 08.)	-	574
28	KT1 (2003. 10. 15.)	-	573
29	KT1 (2003. 10. 22.)	-	683
30	KT1 (2003. 10. 29.)	-	682
31	KT1 (2003. 11. 05.)	-	615
32	KT1 (2003. 11. 12.)	-	460
33	KT1 (2003. 11. 20.)	-	356
54	KT1 (2004. 04. 15.)	-	1 388
54	KT1 (2004. 04. 15.)	-	1 336
54	KT1 (2004. 04. 16.)	-	1 046
55	KT1 (2004. 04. 22.)	-	813
56	KT1 (2004. 04. 29.)	-	652
57	KT1 (2004. 05. 06.)	-	723
58	KT1 (2004. 05. 13.)	-	527
59	KT1 (2004. 05. 20.)	-	581
60	KT1 (2004. 05. 27.)	-	519
61	KT1 (2004. 06. 03.)	-	591
62	KT1 (2004. 06. 10.)	-	531
63	KT1 (2004. 06. 17.)	-	317
64	KT1 (2004. 06. 25.)	-	331

65	KT1 (2004. 06. 28.)	-	434
65	KT1 (2004. 06. 28.)	-	374
65	KT1 (2004. 06. 28.)	-	331
65	KT1 (2004. 06. 29.)	-	288
65	KT1 (2004. 06. 29.)	-	288
65	KT1 (2004. 06. 30.)	-	234
66	KT1 (2004. 07. 08.)	-	327
67	KT1 (2004. 07. 15.)	-	465
68	KT1 (2004. 07. 22.)	-	413
69	KT1 (2004. 07. 29.)	-	288
70	KT1 (2004. 08. 05.)	-	296
71	KT1 (2004. 08. 12.)	-	335
72	KT1 (2004. 08. 19.)	-	301
73	KT1 (2004. 08. 26.)	-	290
74	KT1 (2004. 09. 02.)	-	265
75	KT1 (2004. 09. 07.)	-	147
75	KT1 (2004. 09. 08.)	-	203
75	KT1 (2004. 09. 09.)	-	-
75	KT1 (2004. 09. 10.)	-	289
76	KT1 (2004. 09. 16.)	-	286
77	KT1 (2004. 09. 23.)	-	322
78	KT1 (2004. 09. 29.)	-	356
79	KT1 (2004. 10. 07.)	-	271
80	KT1 (2004. 10. 14.)	-	283
81	KT1 (2004. 10. 21.)	-	254
82	KT1 (2004. 10. 28.)	-	317
83	KT1 (2004. 11. 04.)	-	283
84	KT1 (2004. 11. 10.)	-	249
85	KT1 (2004. 11. 17.)	-	268

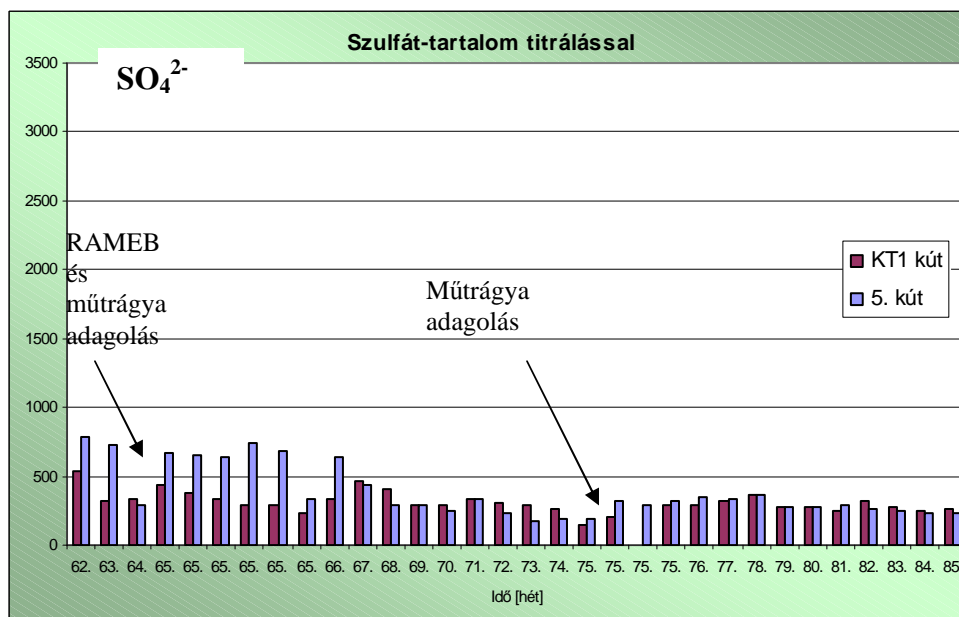
-: nem mértük

9. táblázat: Az 5kútból származó talajvíz minták SO₄ -tartalma

Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	SO ₄ , Fe-tartalom talajvízben [mg/l]	
		SO ₄ Ionkrom.	SO ₄ Titrálás
62	5. passzív kút (2004. 06. 10.)	-	787
63	5. passzív kút (2004. 06. 17.)	-	728
64	5. passzív kút (2004. 06. 25.)	-	285
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	-	670
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	-	647
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	-	645
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	-	742
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	-	681
65	5. passzív kút (2004. 06. 30.)	-	329
66	5. passzív kút (2004. 07. 08.)	-	646
67	5. passzív kút (2004. 07. 15.)	-	436
68	5. passzív kút (2004. 07. 22.)	-	288
69	5. passzív kút (2004. 07. 29.)	-	294
70	5. passzív kút (2004. 08. 05.)	-	242
71	5. passzív kút (2004. 08. 12.)	-	332
72	5. passzív kút (2004. 08. 19.)	-	228
73	5. passzív kút (2004. 08. 26.)	-	175
74	5. passzív kút (2004. 09. 02.)	-	195
75	5. passzív kút (2004. 09. 07.)	-	196
75	5. passzív kút (2004. 09. 08.)	-	318
75	5. passzív kút (2004. 09. 09.)	-	284
75	5. passzív kút (2004. 09. 10.)	-	318
76	5. passzív kút (2004. 09. 16.)	-	347
77	5. passzív kút (2004. 09. 23.)	-	337
78	5. passzív kút (2004. 09. 29.)	-	361
79	5. passzív kút (2004. 10. 07.)	-	271
80	5. passzív kút (2004. 10. 14.)	-	278
81	5. passzív kút (2004. 10. 21.)	-	288
82	5. passzív kút (2004. 10. 28.)	-	266
83	5. passzív kút (2004. 11. 04.)	-	254
84	5. passzív kút (2004. 11. 10.)	-	239
85	5. passzív kút (2004. 11. 17.)	-	229



9. ábra A KT1 kútból származó talajvíz szulfát-tartalmának változása a bioremediáció során



10. ábra Szulfát-tartalom változása a KT1 és az 5. passzív kútból származó talajvízben

Az ingadozásoktól és az ismeretlen szennyezőanyag megjelenésétől eltekintve a szulfáttartalom folyamatosan csökken a remediáció során, melyet a kénasszimiláció és/vagy a szulfátlégzés jelenlétével magyarázhatunk. Ha csak a 2004-es évet vesszük alapul, akkor a tavaszi indulástól fokozatosan csökken a mennyisége. A novemberi leálláshoz képesti felhalmozódás lehet szennyeződés, de lehet a normális kénkörforgalom eredménye is, pl. szerves kötésből kiszabadulás vagy aerob rétegekben folyó kénoxidáció eredménye. A szennyezőanyag kéntartalma teljesen külön életet él a diagramok tanulsága szerint, valószínűleg más kötésben, és más kénformában lévő, a szulfáttól eltérő módon metabolizálódó kénről van szó.

A talajvíz pH-értékének és vezetőképességének változása a bioremediáció során

10. táblázat A KT1 kútból származó talajvízminták pH-ja, vezetőképessége és UV-elnyelése

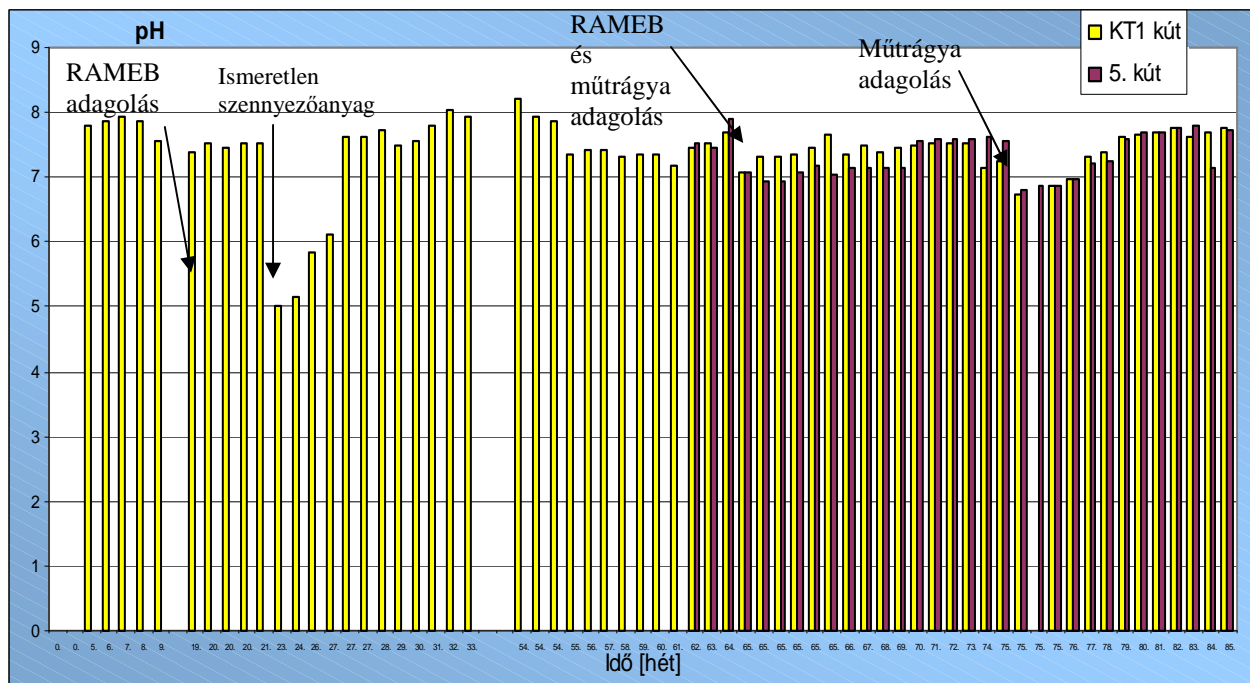
Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	Talajvíz fizikai-kémiai tulajdonságai		
		pH	Vezetőképesség mS/cm	UV-elnyelés $\lambda=300$
19	KT1 (2003. 08. 11.)	7,40	4,21	0,263
20	KT1 (2003. 08. 14.)	7,53	4,15	0,328
20	KT1 (2003. 08. 15.)	7,45	4,35	0,133
20	KT1 (2003. 08. 16.)	7,54	4,37	0,128
21	KT1 (2003. 08. 26.)	7,51	4,37	0,127
23	KT1 (2003. 09. 09.)	5,03	121,9	3,033
24	KT1 (2003. 09. 16.)	5,14	96,6	3,050
26	KT1 (2003. 10. 03.)	5,83	42,7	2,839
27	KT1 (2003. 10. 06.)	6,10	29,3	1,709
27	KT1 (2003. 10. 07.)	7,63	7,60	0,421
27	KT1 (2003. 10. 08.)	7,64	10,9	0,609
28	KT1 (2003. 10. 15.)	7,74	11,0	0,58
29	KT1 (2003. 10. 22.)	7,50	14,1	0,78
30	KT1 (2003. 10. 29.)	7,55	14,1	0,78
31	KT1 (2003. 11. 05.)	7,80	10,4	0,55
32	KT1 (2003. 11. 12.)	8,03	5,57	0,32
33	KT1 (2003. 11. 20.)	7,94	3,95	0,18
54	KT1 (2004. 04. 15.)	8,20	3,99	1,05
54	KT1 (2004. 04. 15.)	7,95	4,01	1,04
54	KT1 (2004. 04. 16.)	7,87	3,79	0,57
55	KT1 (2004. 04. 22.)	7,36	3,39	0,22
56	KT1 (2004. 04. 29.)	7,41	2,93	0,18
57	KT1 (2004. 05. 06.)	7,43	2,80	0,18
58	KT1 (2004. 05. 13.)	7,31	2,56	0,16
59	KT1 (2004. 05. 20.)	7,35	2,96	0,19
60	KT1 (2004. 05. 27.)	7,36	2,54	0,18
61	KT1 (2004. 06. 03.)	7,18	3,43	0,17
62	KT1 (2004. 06. 10.)	7,44	2,60	0,15
63	KT1 (2004. 06. 17.)	7,52	1,60	0,08
64	KT1 (2004. 06. 25.)	7,7	1,85	0,06
65	KT1 (2004. 06. 28.)	7,08	19,25	1,29
65	KT1 (2004. 06. 28.)	7,32	15,86	1,04
65	KT1 (2004. 06. 28.)	7,32	13,64	0,87
65	KT1 (2004. 06. 29.)	7,34	12,52	0,77
65	KT1 (2004. 06. 29.)	7,45	11,04	0,68
65	KT1 (2004. 06. 30.)	7,65	7,25	0,39
66	KT1 (2004. 07. 08.)	7,35	5,28	0,23
67	KT1 (2004. 07. 15.)	7,49	5,15	0,22
68	KT1 (2004. 07. 22.)	7,39	2,82	0,1
69	KT1 (2004. 07. 29.)	7,45	1,39	0,003
70	KT1 (2004. 08. 05.)	7,5	3,32	0,21
71	KT1 (2004. 08. 12.)	7,51	2,17	0,11
72	KT1 (2004. 08. 19.)	7,52	1,18	0,05
73	KT1 (2004. 08. 26.)	7,52	1,05	0,04
74	KT1 (2004. 09. 02.)	7,13	1,18	0,04

75	KT1 (2004. 09. 07.)	7,25	1,11	0,03
75	KT1 (2004. 09. 08.)	6,75	173,30	3,05
75	KT1 (2004. 09. 09.)	-	-	-
75	KT1 (2004. 09. 10.)	6,86	130,40	3,05
76	KT1 (2004. 09. 16.)	6,97	94,90	3,03
77	KT1 (2004. 09. 23.)	7,32	26	1,67
78	KT1 (2004. 09. 29.)	7,38	13,20	0,82
79	KT1 (2004. 10. 07.)	7,62	7,08	0,34
80	KT1 (2004. 10. 14.)	7,67	4,04	0,15
81	KT1 (2004. 10. 21.)	7,71	2,44	0,07
82	KT1 (2004. 10. 28.)	7,75	2,04	0,05
83	KT1 (2004. 11. 04.)	7,62	1,87	0,04
84	KT1 (2004. 11. 10.)	7,70	1,86	0,04
85	KT1 (2004. 11. 17.)	7,76	1,86	0,02

A RAMEB adagolást megelőzően nem mértük

Az első RAMEB adagolás hatására nem változott lényegesen a pH, nem változott a vezetőképesség, kis mértékben megnőtt viszont az UV elnyelés. A löketszerű műtrágyaadagolás hatására kismértékben csökkent a pH, megnőtt a vezetőképesség, és megnőtt az UV elnyelés, a mobilizálódott szennyezőanyag koncentrációjának megfelelően. Ettől eltérő viselkedést mutat az ismeretlen szennyezőanyag, amely nagymértékben csökkentette a pH-t, nagymértékben növelte a vezetőképességet és az UV elnyelést. Nemcsak az UV elnyelés nagyságát növelte, de jelenlétében megváltozott a spektrum is, eltolódtak az elnyelési maximumok (14. ábra).

Az 5. számú kútban hasonló trendek mutatkoznak, mint a kombinált kútban. A maximális értékek is azonosak, de a passzív kútban hosszabb időre elhúzódik a impulzus hatása.



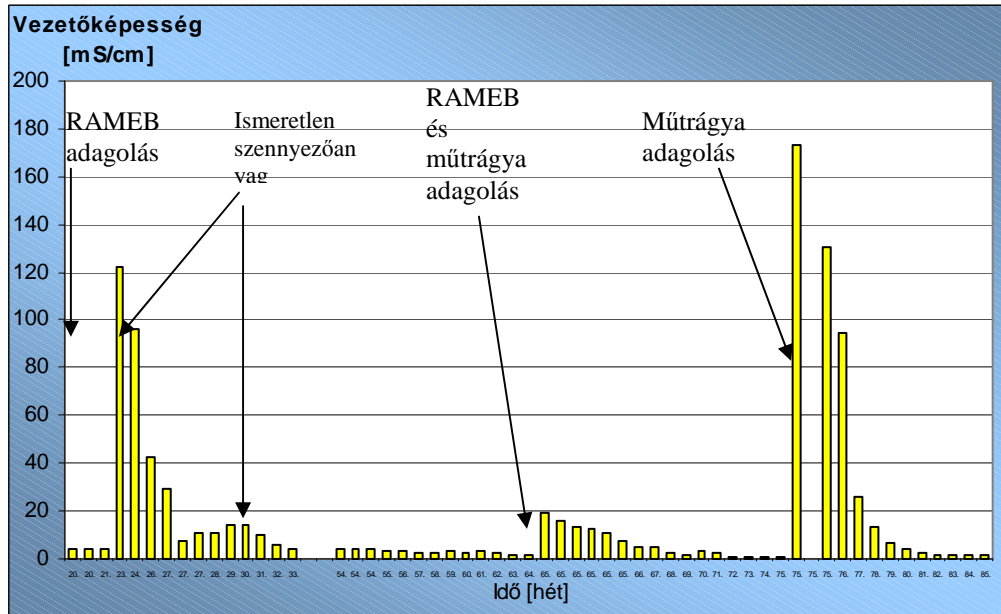
11. ábra: Talajvíz pH-változása a bioremediáció folyamán a KT1 és az 5. passzív kútban

11. táblázat. Az 5. passzív kútból származó talajvízminták pH-ja, vezetőképessége és UV-elnyelése

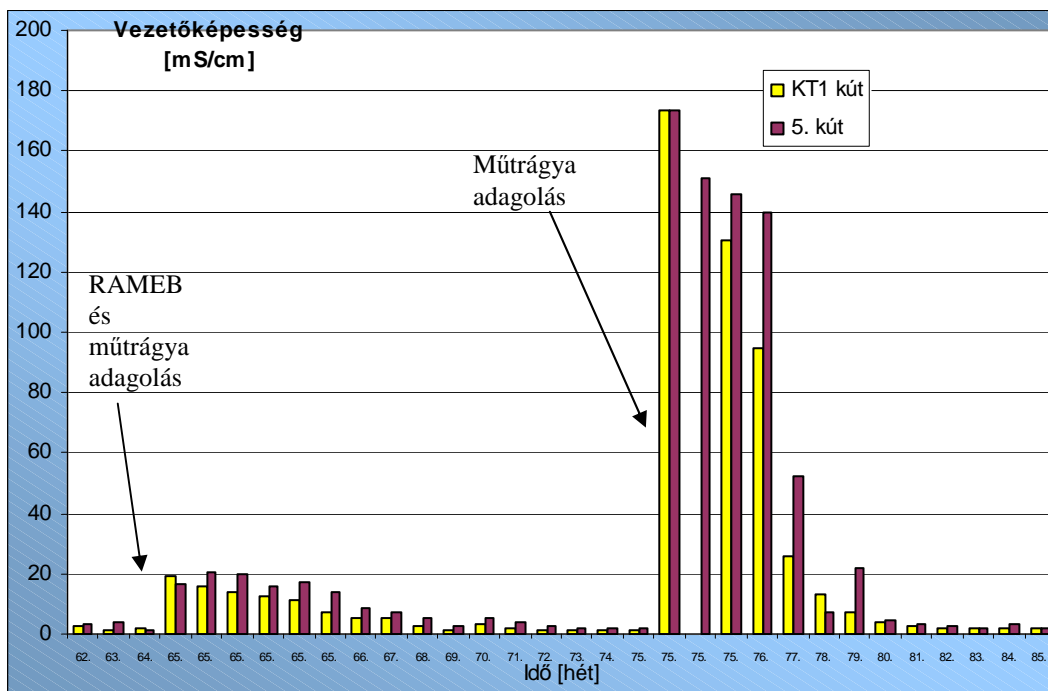
Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	Talajvíz fizikai-kémiai tulajdonságai		
		pH	Vezetőképesség mS/cm	UV-elnyelés $\lambda=300$
62	5. passzív kút (2004. 06. 10.)	7,52	3,60	
63	5. passzív kút (2004. 06. 17.)	7,45	3,90	0,23
64	5. passzív kút (2004. 06. 25.)	7,90	1,33	0,03
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	7,07	16,87	1,46
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	6,93	20,70	1,40
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	6,95	20,0	1,15
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	7,08	16,00	1,13
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	7,19	17,14	1,09
65	5. passzív kút (2004. 06. 30.)	7,05	14,01	0,90
66	5. passzív kút (2004. 07. 08.)	7,16	8,76	0,48
67	5. passzív kút (2004. 07. 15.)	7,16	7,20	0,38
68	5. passzív kút (2004. 07. 22.)	7,16	5,20	0,24
69	5. passzív kút (2004. 07. 29.)	7,16	2,53	0,14
70	5. passzív kút (2004. 08. 05.)	7,57	5,49	0,31
71	5. passzív kút (2004. 08. 12.)	7,60	3,81	0,21
72	5. passzív kút (2004. 08. 19.)	7,59	2,56	0,13
73	5. passzív kút (2004. 08. 26.)	7,60	2,19	0,10
74	5. passzív kút (2004. 09. 02.)	7,64	2,2	0,1
75	5. passzív kút (2004. 09. 07.)	7,57	1,79	0,07
75	5. passzív kút (2004. 09. 08.)	6,81	173,6	3,08
75	5. passzív kút (2004. 09. 09.)	6,86	151,3	3,05
75	5. passzív kút (2004. 09. 10.)	6,86	145,8	3,03
76	5. passzív kút (2004. 09. 16.)	6,98	139,8	3,04
77	5. passzív kút (2004. 09. 23.)	7,22	52,5	2,98
78	5. passzív kút (2004. 09. 29.)	7,26	7,19	2,08
79	5. passzív kút (2004. 10. 07.)	7,60	22	1,28
80	5. passzív kút (2004. 10. 14.)	7,68	4,52	0,19
81	5. passzív kút (2004. 10. 21.)	7,70	3,45	0,13
82	5. passzív kút (2004. 10. 28.)	7,78	2,49	0,08
83	5. passzív kút (2004. 11. 04.)	7,81	2,10	0,04
84	5. passzív kút (2004. 11. 10.)	7,15	3,57	0,15
85	5. passzív kút (2004. 11. 17.)	7,73	1,86	0,12

Az oszlopdigramos áttekintésből még jobban látszik, hogy az állandósult állapothoz közel állandó pH érték tartozik, az impulzusszerű műtrágya adagolás kismértékű átmeneti pH csökkenést okozott (az 5. számú kútban hosszabban elhúzódót), a RAMEB önmagában nem befolyásolja a pH-t, az idegen szennyezőanyag viszont nagymértékben savas volt, így néhány hétre pH 5 értékre csökkent. Később a szennyezőanyag eliminálása és a talaj pufferkapacitása révén visszaállt a szokásos helyzet (11. ábra).

A talajvíz vezetőképessége még szemléletesebben mutatja az egyes történések megkülönböztethető hatását. A RAMEB nem hat a vezetőképességre, a műtrágya és az idegen szennyezőanyag viszont igen. Az idegen szennyezőanyag jelenlétét a talajvíz vezetőképességének nagyfokú növekedése kíséri. Enyhe vezetőképesség növekedés mérhető a 27.–30. hét környéki enyhébb újraszennyezés időszakában (12. ábra).



12. ábra: Talajvíz vezetőképességének változása a bioremediáció folyamán a KT1 kútban

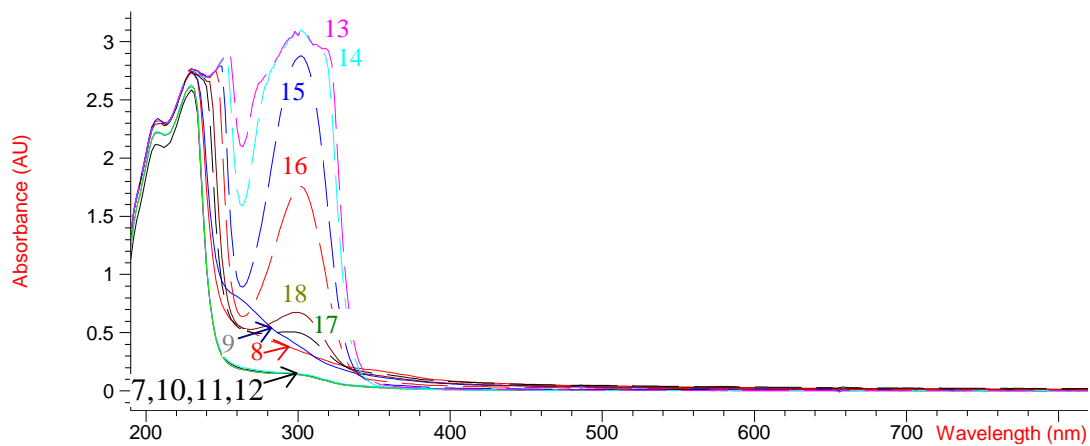


13. ábra Talajvíz vezetőképességének változása a KT1 és az 5. passzív kútban

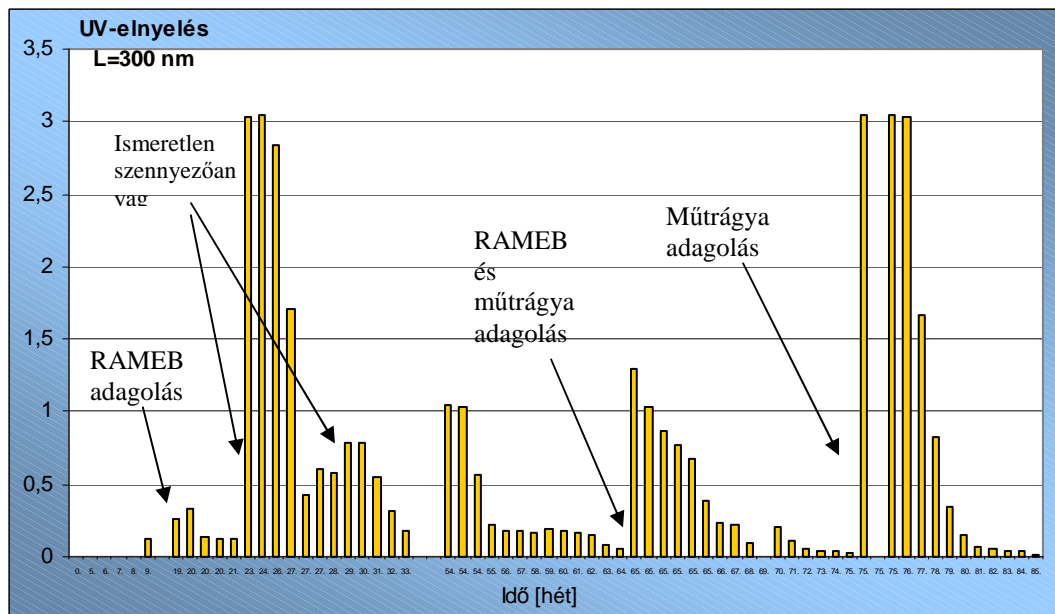
Az 5. számú kútban hidrogeológiai okokból elhúzódik az impulzusszerű hatás utáni csillapodás, mint az össze többi jellemző esetében is (13. ábra).

Az idegen szennyezőanyag megjelenése a kezelt talajtérfogóban

Szeptember 9.-én ugrásszerűen megnőtt a KT1 kútból vett talajvízminta EPH-tartalma (8. ábra), iontartalma, elsősorban NO₃-tartalma (9. ábra) és vezetőképessége (12. ábra), lecsökkent a pH-ja (11. ábra). Ugyanakkor megnőtt az UV elnyelés is a 260–340 nm tartományban. A 14. ábrán a szeptember 9.-én vett talajvízminta a **13.** jelű, melynek UV-elnyelése igen nagy 300 nm-en. Ez időben előrehaladva fokozatosan csökken, amíg el nem éri a korábbi értéket (14. jelzésű minta 09. 16., 15. minta 10. 03., 16. minta 10. 06., 17. minta 10. 07., 18. minta 10. 08. dátumnak felel meg). Az ismeretlen szennyezőanyag UV elnyelése különbözik a vízben kimutatható olajos szennyezőanyagétól: a „petróleum-szénhidrogén” 220–230 nm-es elnyelésétől eltérően az ismeretlen szennyezőanyag elnyelése: 300–320 nm. Jó UV elnyelő az október során történt újraszennyeződéssel a talajba került szennyezőanyag is, de elnyelési maximuma nagyobb hullámhosszon jelentkezik.



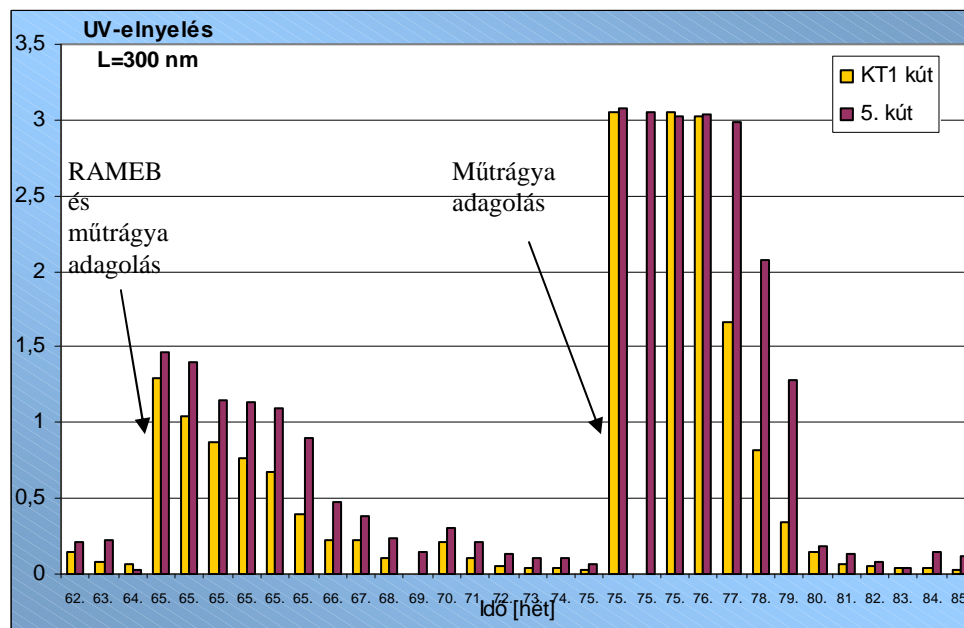
14. ábra Talajvíz UV-elnyelésének változása a 2003. év folyamán



15. ábra: Talajvíz UV-elnyelésének (300nm) változása a bioremediáció során a KT1 kútban

A 300 nm-en jelentkező UV-elnyelés, mint említettük nem a szénhidrogén-szennyezettségre, hanem elsősorban az idegen anyagra jellemző. A spektrum alapján a N-

műtrágya és az idegen anyag nagyfokú hasonlóságot mutat, feltehető, hogy az idegen szennyezőanyag N-műtrágyát is tartalmazott, erre utal a többi jellemző is.



16. ábra Talajvíz UV-elnyelésének változása a bioremediáció ideje alatt a KT1 és az 5. passzív kútban

A talajvíz toxicitásának mérése

A talajvíz szennyezőanyag-tartalmát és a szennyezőanyag jelenlétével és annak bontásával összefüggő mikrobiológiai tevékenység eredményeképpen megjelenő egyes jellemzők mérésén kívül a szennyezett talajvíz egészének a hatását is rendszeresen mértük. A környezetoxikológiai mérések bizonyíthatják a szennyezőanyag elfogyását a toxicitás csökkenésével, vagy ami még fontosabb, a szennyezőanyag mobilizálódását vagy még toxikusabb metabolitok megjelenését a toxicitás növekedésével. Vízre alkalmas széles spektrumú érzékenységu tesztorganizmus a *Vibrio fischeri* luminobaktérium, jól standardizált tesztmódszerrel. A szennyezőanyag sorsán, viselkedésén, hatásain kívül a váratlanul megjelenő toxikus hatásokat is indikálhatjuk ezzel a módszerrel, amennyiben megfelelő érzékenységtartományú tesztorganizmust választunk.

A vízminták toxicitásadatai jól kiegészítik a többi monitoringadatokból nyert információt. A talajból kiszivattyúzott szennyezett talajvíz nem toxikus a luminobaktériumra, a rézgyenértékben kifejezett toxicitás nem éri el a veszélyes határértéket. A többi eredménnyel összhangban a vízminták az idegen szennyezőanyag megjelenésekor mutattak toxicitást a *Vibrio fischeri* biolumineszcencia-gátlási teszttel (12. táblázat).

12. táblázat. A *Vibrio fischeri* biolumineszcencia-gátlási teszt eredményei KT1 kútból származó talajvízmintákra

Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	ÖSSZEGZETT GÁTLÁS Σ Cu20 [mg Cu/l talajvíz]	JELLEMZÉS
19	KT1 (2003. 08. 11.)	<80	Nem toxikus
20	KT1 (2003. 08. 14.)	<80	Nem toxikus
20	KT1 (2003. 08. 15.)	<80	Nem toxikus
20	KT1 (2003. 08. 16.)	<80	Nem toxikus
21	KT1 (2003. 08. 26.)	<80	Nem toxikus
23	KT1 (2003. 09. 09.)	269	Toxikus
24	KT1 (2003. 09. 16.)	273	Toxikus
26	KT1 (2003. 10. 03.)	<80	Nem toxikus
27	KT1 (2003. 10. 06.)	<80	Nem toxikus
27	KT1 (2003. 10. 07.)	<80	Nem toxikus
27	KT1 (2003. 10. 08.)	<80	Nem toxikus
28	KT1 (2003. 10. 15.)	<80	Nem toxikus
29	KT1 (2003. 10. 22.)	<80	Nem toxikus
30	KT1 (2003. 10. 29.)	<80	Nem toxikus
31	KT1 (2003. 11. 05.)	<80	Nem toxikus
32	KT1 (2003. 11. 12.)	<80	Nem toxikus
33	KT1 (2003. 11. 20.)	<80	Nem toxikus
54	KT1 (2004. 04. 15.)	<80	Nem toxikus
54	KT1 (2004. 04. 15.)	<80	Nem toxikus
54	KT1 (2004. 04. 16.)	<80	Nem toxikus
55	KT1 (2004. 04. 22.)	<80	Nem toxikus
56	KT1 (2004. 04. 29.)	<80	Nem toxikus
57	KT1 (2004. 05. 06.)	<80	Nem toxikus
58	KT1 (2004. 05. 13.)	<80	Nem toxikus
59	KT1 (2004. 05. 20.)	<80	Nem toxikus
60	KT1 (2004. 05. 27.)	<80	Nem toxikus
61	KT1 (2004. 06. 03.)	<80	Nem toxikus
62	KT1 (2004. 06. 10.)	<80	Nem toxikus
63	KT1 (2004. 06. 17.)	<80	Nem toxikus
64	KT1 (2004. 06. 25.)	<80	Nem toxikus
65	KT1 (2004. 06. 28.)	<80	Nem toxikus
65	KT1 (2004. 06. 28.)	<80	Nem toxikus
65	KT1 (2004. 06. 29.)	<80	Nem toxikus
65	KT1 (2004. 06. 29.)	<80	Nem toxikus
65	KT1 (2004. 06. 30.)	<80	Nem toxikus
66	KT1 (2004. 07. 08.)	<80	Nem toxikus
67	KT1 (2004. 07. 15.)	<80	Nem toxikus
68	KT1 (2004. 07. 22.)	<80	Nem toxikus
69	KT1 (2004. 07. 29.)	<80	Nem toxikus
70	KT1 (2004. 08. 05.)	<80	Nem toxikus
71	KT1 (2004. 08. 12.)	<80	Nem toxikus
72	KT1 (2004. 08. 19.)	<80	Nem toxikus
73	KT1 (2004. 08. 26.)	<80	Nem toxikus
74	KT1 (2004. 09. 02.)	<80	Nem toxikus
75	KT1 (2004. 09. 07.)	<80	Nem toxikus

75	KTI (2004. 09. 08.)	<80	Nem toxikus
75	KTI (2004. 09. 09.)	<80	Nem toxikus
75	KTI (2004. 09. 10.)	<80	Nem toxikus
76	KTI (2004. 09. 16.)	<80	Nem toxikus
77	KTI (2004. 09. 23.)	<80	Nem toxikus
78	KTI (2004. 09. 29.)	<80	Nem toxikus
79	KTI (2004. 10. 07.)	<80	Nem toxikus
80	KTI (2004. 10. 14.)	<80	Nem toxikus
81	KTI (2004. 10. 21.)	<80	Nem toxikus
82	KTI (2004. 10. 28.)	<80	Nem toxikus
83	KTI (2004. 11. 04.)	<80	Nem toxikus
84	KTI (2004. 11. 10.)	<80	Nem toxikus
85	KTI (2004. 11. 17.)	<80	Nem toxikus

13. táblázat. A *Vibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás teszt eredményei az 5. passzív kútból származó talajvízmintákra

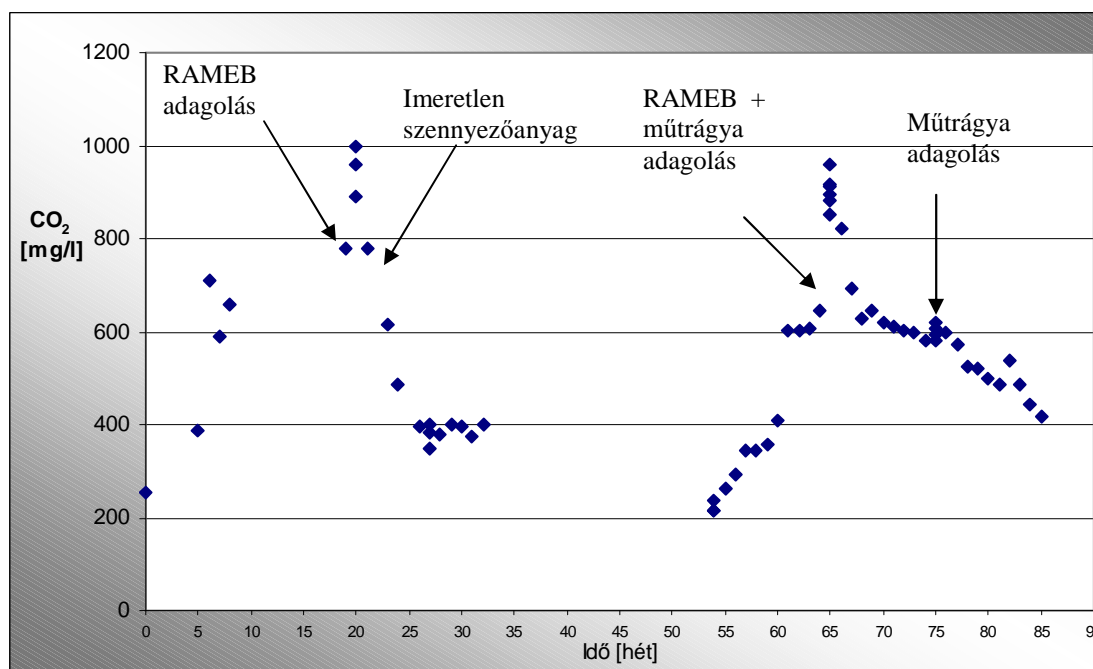
Hét	Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont)	ÖSSZEZETT GÁTLÁS Σ Cu20 [mg Cu/l talajvíz]	JELLEMZÉS
62	5. passzív kút (2004. 06. 10.)	<80	Nem toxikus
63	5. passzív kút (2004. 06. 17.)	<80	Nem toxikus
64	5. passzív kút (2004. 06. 25.)	<80	Nem toxikus
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	<80	Nem toxikus
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	<80	Nem toxikus
65	5. passzív kút (2004. 06. 28.)	<80	Nem toxikus
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	<80	Nem toxikus
65	5. passzív kút (2004. 06. 29.)	<80	Nem toxikus
65	5. passzív kút (2004. 06. 30.)	<80	Nem toxikus
66	5. passzív kút (2004. 07. 08.)	<80	Nem toxikus
67	5. passzív kút (2004. 07. 15.)	<80	Nem toxikus
68	5. passzív kút (2004. 07. 22.)	<80	Nem toxikus
69	5. passzív kút (2004. 07. 29.)	<80	Nem toxikus
70	5. passzív kút (2004. 08. 05.)	<80	Nem toxikus
71	5. passzív kút (2004. 08. 12.)	<80	Nem toxikus
72	5. passzív kút (2004. 08. 19.)	<80	Nem toxikus
73	5. passzív kút (2004. 08. 26.)	<80	Nem toxikus
74	5. passzív kút (2004. 09. 02.)	<80	Nem toxikus
75	5. passzív kút (2004. 09. 07.)	<80	Nem toxikus
75	5. passzív kút (2004. 09. 08.)	<80	Nem toxikus
75	5. passzív kút (2004. 09. 09.)	<80	Nem toxikus
75	5. passzív kút (2004. 09. 10.)	<80	Nem toxikus
76	5. passzív kút (2004. 09. 16.)	<80	Nem toxikus
77	5. passzív kút (2004. 09. 23.)	<80	Nem toxikus
78	5. passzív kút (2004. 09. 29.)	<80	Nem toxikus
79	5. passzív kút (2004. 10. 07.)	<80	Nem toxikus
80	5. passzív kút (2004. 10. 14.)	<80	Nem toxikus
81	5. passzív kút (2004. 10. 21.)	<80	Nem toxikus
82	5. passzív kút (2004. 10. 28.)	<80	Nem toxikus
83	5. passzív kút (2004. 11. 04.)	<80	Nem toxikus
84	5. passzív kút (2004. 11. 10.)	<80	Nem toxikus
85	5. passzív kút (2004. 11. 17.)	<80	Nem toxikus

A vízminták kiugró biológiai és kémiai eredményei (2003. 09. 09.) egyértelműen jelzik egy eddig felderítetlen szennyezőanyag (valószínűleg heterociklusos vegyület) jelenlétét a kezelt talajtérfogóban. Az ismeretlen vegyi anyag származhat a területen tárolt növényvédőszer-tároló tartályokból. A minták kémiai eredményei alapján a toxikus vegyi anyag lassan eltűnik a területről: részben a kiszivattyúzott talajvízzel, részben a biodegradáció miatt. Az októberi eredmények már a korábbi, szennyezés előtti (augusztusi) állapotot tükrözik.

A talajvíz integrált monitoringja részletes bepillantást enged a szennyezett talajvíz kezelése során bekövetkező változásokba. Az alkalmazott talaj- és talajvízkezelési technológiák az eredményekből egyértelműen követhetőek. Arra természetesen nem számítottunk a technológiamonitoring tervezésénél, hogy az állapotfelméréskor feltárt szénhidrogén szennyezőanyagon kívül, váratlanul megjelenő ismeretlen szennyezőanyagokkal is kell foglalkoznunk. Mivel a környező területek használata nem a mi hatáskörünk és nem is áll a mi ellenőrzésünk alatt, így nincs ráhatásunk a modellterület kívülről való esetleges szennyezésére. Ezzel egy nagyon is valós helyzetet modelleztünk, hiszen ez bármelyik remediáció során hasonló módon megtörténhet. Az idegen szennyezőanyaggal kapcsolatban megállapíthatjuk, hogy annak megjelenését és eltűnését megbízhatóan tudtuk követni és az eredményeket a főszennyezőanyag eredményeitől meg tudtuk különböztetni. Az alkalmazott technológiaegyüttes is jól vizsgázott, hiszen a váratlanul a talajba került szennyezőanyaggal néhány nap leforgása alatt képes volt megbirkózni, képes volt azt ártalmatlanítani. Ugyanez mondható el az októberben, mintegy három hetes időtartamban a kezelt területen ismét megjelenő idegen szennyezőanyagról: érzékelhető volt és eliminálódott.

7.2. A háromfázisú talaj kezelése bioventillációval, a kiszívott levegő analízise

A vízkezeléshez képest néhány hónapos késéssel, a talaj bioventillációja 2003. április elején indult. A talajlevegő nem tartalmazott illó szénhidrogéneket, így csak a CO₂-tartalmát mértük. Az egyes időpontokban mért adatokat a 15. ábra mutatja.



17. ábra. A talajlevegő CO₂-tartalma különböző mérési időpontokban

Az adatokból láthatjuk, hogy a talajlevegő CO₂-tartalma határozottan nő a kezelés idejével párhuzamosan. Kezdetben, amikor a talaj mikroorganizmusai még nem aktiválódtak, kisebb a CO₂-érték és ahogy egyre aktívabbá vált a talajmikroflóra, úgy nőtt az alapszéndioxid-szint. Erre szuperponálódott az impulzusszerű kezelések hatására bekövetkező légzésintenzitás-növekedésből adódó széndioxidtermelés-növekedés, kiugró csúcsok formájában.

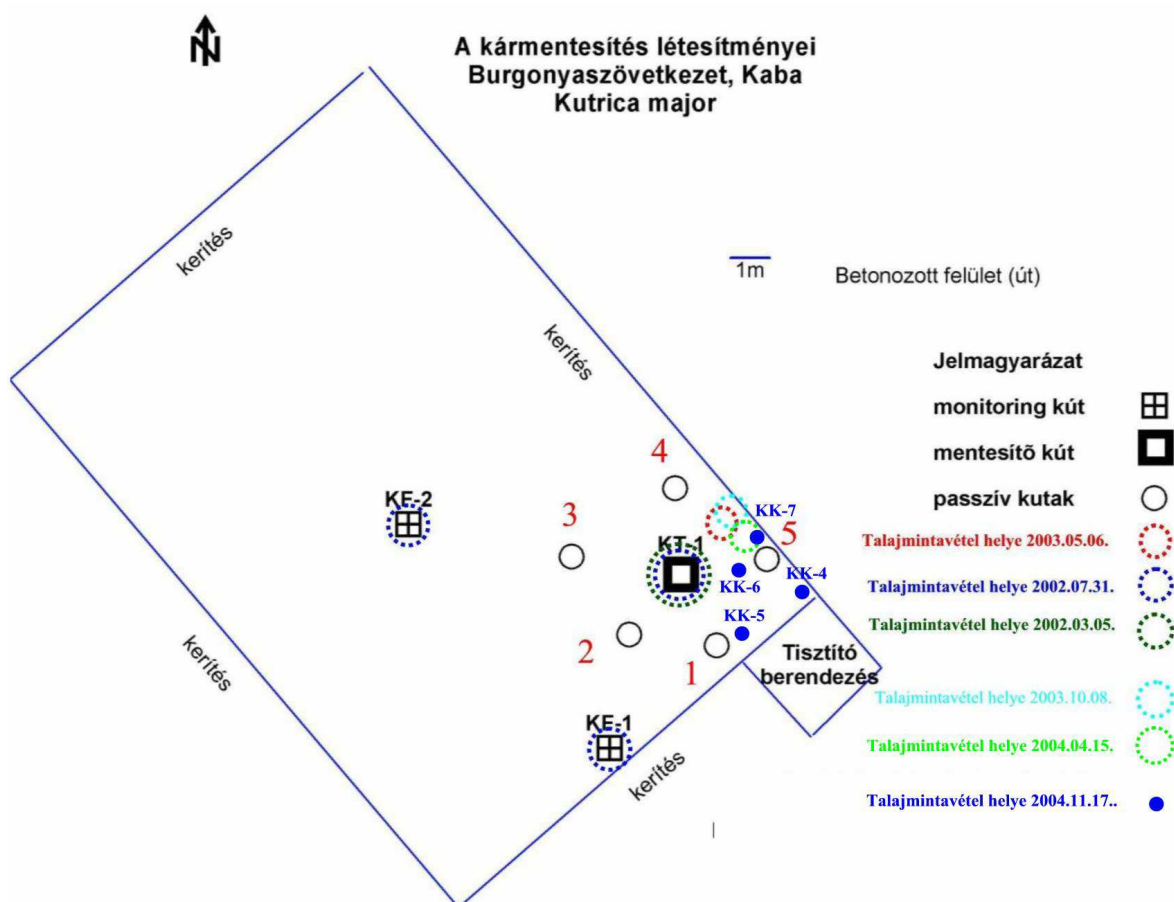
Az első 5 hétben a levegőztetés hatására aktiválódott a mikroflóra és megnőtt a CO₂ termelése: 200 mg/liter értékről 6–700 mg/liter értékre ment fel. A RAMEB adagolása tovább növelte a talajmikroflóra aktivitását, a 19. héten ugrásszerű növekedést mértünk, a maximális CO₂ tartalom 1000 mg/liter kiszívott talajlevegő. A RAMEB-adagolás utáni lecsengés menetét nem vehetjük alapul a folyamat jellemzésére, hiszen sajnálatos módon akkor történt az ismeretlen eredetű szennyezés, amely befolyásolta a CO₂ termelési görbe lecsengését: biodegradálódása miatt növeli a CO₂-t, de toxikus hatása relatív csökkentést is okozhat. Mi ennek a kettőnek az eredőjét mértük a RAMEB hatásának lecsengő szakaszára szuperponálódva. A RAMEB-adagolás és az idegen szennyeződés együttes hatásának lecsengése után kb. 400 mg/liter értékre állt be a talajlevegő CO₂ tartalma. A téli szünetben nem levegőztettünk és mérések sem folytak. A tavaszi újraindításkor az alapérték az egy évvel korábbihoz hasonlóan 200 mg/l, a levegőztetés aktiváló hatására ez az érték 400, majd 600 mg/literre emelkedett. A RAMEB+műtrágya adagolása az előző évihez hasonló nagyságú csúcsértéket eredményezett, melynek hatása két-három napig volt érzékelhető, azután visszatért a 600 mg/literes szintre, ahonnan lassabb ütemben kezdett csökkenni. A 75. héten adagolt műtrágya magában csak kisebb ugrást eredményezett, ennek oka, hogy a N-műtrágya elsősorban a kétfázisú talajban működő fakultatív anaerob mikroorganizmusok légzéséhez használódik el: ez a légzés lassúbb folyamat, mint az anaerob légzés és terméke nem okvetlenül a gázfázisban jelentkezik, hanem a vízfázisban oldva. Érdekes a 83. hét körüli kis széndioxid-csúcs, mely nem általunk alkalmazott adalékanyag, hanem valószínűleg kontrollálatlanul a területre érkező talán az előző évihez hasonló műtrágya-tartalmú keverék. Az 5. számú kútban párhuzamosan jelentkező kismértékű pH csökkenés és UV elnyelés-növekedés is ezt támasztja alá.

7.3. A talaj szilárd fázisában lejátszódó változások követése

A komplex remediációs technológia teljes körű követése nem korlátozódik a kezelt talajtér fogat átlagát reprezentáló kiszívott talajlevegő és talajvíz analízisére, a technológia-monitoring részét képezi a terület egyes pontjainak talajszennyezettségét reprezentáló magminták részletes analízise is. Költségkímélés és a terület áramlási viszonyainak bolygatatlansága érdekében a monitoring célú magminták vételét 5–6 esetre korlátoztuk. A talaj heterogenitását ismerve, semmiképpen sem alapozhattuk a folyamat követését a szilárd fázisból vett mintákra, hiszen már az állapot felmérés során tapasztalhattuk, hogy a szennyezőanyag-tartalom hely szerinti különbségei nagyságrenddel nagyobbak, mint amit a remediáció során mérni szeretnénk.

Technológia-monitoring céljára a kombinált kút (KT1) és az 5. számú passzív kúttal háromszöget bezáró pontból vettünk talajmintát, ahol az előzetes felmérési eredmények alapján a szennyeződés fő felszín alatti centruma van. 2002–2004 között vett magminták helyét piros, világoskék, kék, világoszöld és zöld gyűrűk jelzik a 16. ábrán. A végállapotban vett minták betűjele KK-4-5-6-7, a térképen pedig kitöltött kék pont.

Mivel a mintavételi pontok a szennyezőforrás közelében vannak és természetesen nem eshetnek egybe, mert magminták, ezért a talajminták eltérései igen nagymértékűek, a talaj heterogenitásának megfelelően.



16. ábra. Kaba, Kutricamajor: a mintavételi pontokat mutató helyszínrajz

A KK-1 jelű talajmintát 2003. májusában vettük és integrált fizikai, kémiai biológiai és ökotoxikológiai módszeregyüttessel vizsgáltuk. A KK-1 jelű talajminta fizikai-kémiai tulajdonságait a 14.–20. táblázatok tartalmazzák.

14. táblázat: A talaj összes elemtartalma, 2003. májusában mérve

<i>ELEMEK</i>	<i>Kutricamajor KK-1 talajminta</i>
	<i>mg/kg</i>
<i>As</i>	8,96
<i>B</i>	37,0
<i>Ba</i>	259
<i>Ca</i>	21 490
<i>Cd</i>	0,181
<i>Co</i>	12,3
<i>Cr</i>	61,5
<i>Cu</i>	24,4
<i>Fe</i>	31 190
<i>Hg</i>	<KH

<i>ELEMEK</i>	<i>Kutricamajor KK-1 talajminta</i>
<i>Mg</i>	9 240
<i>Mn</i>	695
<i>Mo</i>	0,281
<i>Ni</i>	38,6
<i>P</i>	649
<i>Pb</i>	15,6
<i>Se</i>	<KH
<i>Sn</i>	1,47
<i>Sr</i>	28,3
<i>Zn</i>	74,2

<KH – kimutatási határ alatt

2003. májusban (KK-1) és októberben (KK-2) a különböző rétegekben vett talajminták általános fizikai-kémiai jellemzőit is mértük. Nedves talajból a pH-t, redoxpotenciált és a nedvességtartalmat (15. táblázat), szárított talajból pedig vezetőképességet, pH-t, humusz és

mésztartalmat (16. táblázat), mozgékony, könnyen felvehető tápanyagtartalmat (11. táblázat), nitrogénformákat (17. táblázat) és mechanikai összetételt (18. és 19. táblázat).

15. táblázat. Nedves talajok jellemzői: pH, redox, nedvességtartalom: 2003-as mintavétel

Talajminta rétegei	pH		Redox [mV]		Nedvesség-tartalom [%]	
	KK-1 május	KK-2 október	KK-1 május	KK-2 október	KK-1 május	KK-2 október
0 m	8,03	7,73	99	244	12,7	18,9
0,5 m	7,56	7,85	147	317	23,1	17,2
1 m	7,02	7,80	-91	272	31,1	27,7
1,5 m	7,20	7,98	-68	-24	31,9	27,8
2 m	7,18	7,95	-150	0	37,9	26,2
2,5 m		7,93		49		28,4

A májusi magas talajvízszintet tükrözik a pH, nedvességtartalom és a negatív redoxpotenciál értékek (EC) 1 méter alatt. Októberben csökkent a talajvízszint, felette a redoxpotenciál a levegőztetés következményeként kedvező az aerob mikrobiológiai működés szempontjából. A redoxpotenciál ilyen mértékű eltérései azt jelentik, hogy a rendelkezésre álló mikroflóra diverzitása a redoxpotenciáltól függően állandó változásban, alkalmazkodásban van. Ez a flexibilitás különösen fontos szerepet kap a talajvíz határfelületén, illetve a talajvízszint-ingadozás által érintett talajsávban, ahol a felúszó szennyezőanyag (lencse) szilárd fázison történt „szétkenése” megtörtént.

16. táblázat. Száraz talaj jellemzői: EC, pH, C-, humusz- és CaCO₃-tartalom

	EC [mS/cm]		pH (H ₂ O)		C [%]		Humusz [%]		CaCO ₃ [%]	
	május	október	május	október	május	október	május	október	május	október
0 m	0,48	0,49	8,19	7,97	1,15	1,75	1,98	3,02	4,5	8,0
0,5 m	0,49	0,90	8,06	7,84	1,20	1,89	2,07	3,26	4,9	13,4
1 m	0,87	0,43	7,71	8,05	2,43	2,28	4,19	3,93	6,5	4,2
1,5 m	0,55	0,46	8,22	8,57	3,83	1,90	6,61	3,28	12,2	11,7
2 m	0,66	0,52	8,24	8,93	3,63	0,79	6,25	1,33	11,2	17,6
2,5 m		0,70		9,21		0,62		1,05		12,1

A 15.–16. táblázatok eredményei jól mutatják a talaj heterogenitását, mind mélységben, mind oldalirányban igaz az, hogy néhány cm-re található talaj legtöbb tulajdonságában különbözik.

17. táblázat. Felvehető tápelemtartalom (ammónium laktáttal-oldható)

Talajminta rétegei	P ₂ O ₅ [mg/kg]		K ₂ O [mg/kg]		Ca [%]	
	KK-1 május	KK-2 október	KK-1 május	KK-2 október	KK-1 május	KK-2 október
0 m	622	653	535	442	2,4	2,7
0,5 m	20	7	166	233	3,3	4,6
1 m	54	46	160	160	1,0	1,1
1,5 m	85	35	205	109	1,3	3,3
2 m	87	12	219	146	1,4	4,9
2,5 m		37		106		3,5

18. táblázat. Nitrogén-tartalom az egyes talajrétegekben

Talajminta rétegei	Összes N [mg/kg]		NH ₄ -N [mg/kg]		NO ₃ -N [mg/kg]	
	KK-1 május	KK-2 október	KK-1 május	KK-2 október	KK-1 május	KK-2 október
0 m	1 080	1 447	18	23	7	27
0,5 m	1 030	868	14	4	25	10
1 m	1 860	1 366	32	29	7	7
1,5 m	1 820	1 069	78	11	7	5
2 m	1 800	536	68	8	21	6
2,5 m		604		6		6

A makroelemek (N, P, K, Ca) eloszlása is a heterogenitást mutatja, ami természetes, hiszen a terület nagy része feltöltés. Ahol nem a feltöltés, hanem a természetes talajszelvény érvényesül, ott megfigyelhetjük a mélység szerinti gradienseket. P és K csak a felszíni rétegben van jelentős mennyiségben, a különböző N-formák eloszlása egyenletesebb. Minden tápanyag pótlásra szorul a mélyebb rétegekben (17. és 18. táblázat).

A redoxpotenciál növekedését figyelhetjük meg az egyes talajrétegekben májustól októberig, mely a technológiai beavatkozásnak, a talajlevegő gyakori cseréjének köszönhető, ezzel elősegítve a szénhidrogének aerob biodegradációját. A szén- és a humusztartalom, valamint a foszfor-, nitrogén- és a kálium mennyisége jelentős mértékben csökken 1,5 métertől lefelé haladva. A szennyező szénhidrogének nagyobb mértékű biodegradációja következtében ezekben a rétegekben sokkal nagyobb az olajbontó mikrobák tápanyag-igénye és -felhasználása. Éppen ezért állandó N- és P-pótlásra van szükség.

19a. táblázat. A talajrétegek mechanikai elemzésének eredményei

KK-1 2003. május	Szemcseméret eloszlás [mm]						
	2-0,25	0,25-0,05	0,05-0,02	0,02-0,01	0,01-0,005	0,005-0,002	0,002>
0 m	3,0	10,8	25,2	14,0	7,0	8,1	31,9
0,5 m	1,4	5,8	20,5	13,0	10,1	10,6	38,6
1 m	1,1	4,4	25,0	13,4	8,5	7,9	39,8
1,5 m	3,5	6,2	21,6	12,6	10,1	7,1	38,8
2 m	5,4	7,6	20,1	12,8	8,5	7,9	37,8

Az októberi mintában 0,5–1,0 méteren található finom anyag kisebb víz- és légáteresztő képessége nagyobb szorpciós kapacitással párosul (vö. szennyezőanyagtartalom).

19b. táblázat. A leiszapolható frakció [%] az egyes talajrétegekben:

Talajminta rétegei	Leiszapolható frakció [%]	
	KK-1 2003. május	KK-2 2003. október
0 m	49,1	44,4
0,5 m	48,3	50,0
1 m	45,2	63,4
1,5 m	54,3	65,8
2 m	52,8	69,3
2,5 m		81,7

Ennek ellentmond, hogy a leiszapolható frakció 0,5 méter körül nem mutat kiugró értéket. Ennek oka az, hogy ebben a rétegben a finomhomok- és agyagszemcsék nagymértékben cementálódtak, hidrofób szennyezőanyaggal is átítatódtak, így nem estek elemi részecskéikre, vagyis nagyobb méretű szemcsékként viselkedtek.

A végállapotban vett talajminták általános jellemzése

A Kaba Kutricamajorban négy szelvényt vételeztünk fel, 0,0–2,5 m mélységben. Az eredményeket a 20. táblázat tartalmazza.

20. táblázat: Fizikai-kémiai talajjellemzők a 2004 novemberében vett mintákban

Mintavétel 2004. nov. 17.	pH nedves minta	redox nedves minta	nedv. tart.	EC	pH H ₂ O	C	hu musz	Ca CO ₃	leisza- polható rész	AL- P ₂ O ₅	AL- K ₂ O	AL- Ca	össz N	NH ₄ - N	NO ₃ - N
		mV	%	mS/cm		%	%	%	%	mg/kg	mg/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg
KK-4/0.0	7,48	260	28	0,31	8,20	1,83	3,15	6,8	49,7	815	711	3,27	0,17	17	4
KK-4/0.5	8,08	291	16	0,27	8,35	1,47	2,53	2,1	27,7	324	316	0,86	0,12	7	4
KK-4/1.0	7,30	336	29	0,21	7,62	2,03	3,50	0,9	48,8	25	202	0,44	0,17	7	4
KK-4/1.5	7,62	25	29	0,23	8,21	1,40	2,41	11,8	51,0	28	143	4,70	0,12	7	4
KK-4/2.0	7,89	13	28	0,29	8,95	0,74	1,27	13,1	61,4	6	135	4,56	0,05	7	4
KK-5/0.0	7,91	105	31	0,29	8,16	2,03	3,51	4,7	49,9	870	768	2,02	0,17	14	11
KK-5/0.5	7,96	137	20	0,46	8,29	1,63	2,81	2,1	34,0	110	237	1,17	0,12	11	14
KK-5/1.0	7,23	295	39	0,14	7,78	2,15	3,70	0,9	62,9	45	254	0,42	0,19	7	14
KK-5/1.5	7,70	51	30	0,56	8,17	1,39	2,40	11,8	50,4	15	155	4,50	0,12	11	11
KK-5/2.0	7,63	-33	30	0,23	8,92	0,87	1,51	15,2	65,0	8	131	4,97	0,05	4	4
KK-6/0.0	6,83	225	26	2,51	7,49	1,19	2,04	7,2	46,6	629	430	3,00	0,19	59	882
KK-6/0.5	7,10	309	21	2,25	7,50	1,99	3,43	5,1	36,0	159	284	1,96	0,17	32	658
KK-6/1.0	7,21	296	23	0,98	7,74	1,41	2,43	3,4	27,9	270	242	1,14	0,12	14	63
KK-6/1.5	7,55	214	23	0,97	8,09	1,56	2,68	2,5	30,6	166	330	1,23	0,16	472	32
KK-6/2.0	7,98	135	32	2,59	8,05	2,10	3,61	9,7	52,3	39	161	3,00	0,39	1557	731
KK-7/0.0	7,60	268	21	0,33	8,00	1,37	2,37	4,2	36,8	386	283	1,63	0,14	18	25
KK-7/0.5	7,46	337	20	0,46	7,47	2,60	4,60	0,8	36,8	172	306	0,62	0,20	11	7
KK-7/1.0	7,22	279	30	0,59	7,33	1,93	3,32	0,4	48,0	20	231	0,42	0,16	14	4
KK-7/1.5	7,62	52	30	0,52	7,89	1,93	3,33	4,6	54,7	29	160	2,04	0,14	35	7
KK-7/2.0	7,75	18	27	0,34	8,44	0,89	1,54	15,9	56,2	8	107	5,56	0,05	4	4

A KK-4, KK-5 és KK-7 jelű szelvények redox potenciálja a 1,5 m alatti mélységekben tömörödött, levegőzetlen réteget jelez. A redox potenciál alapján a KK6 jelű talajszelvény teljes mélységében levegővel átjárt pórusokat tartalmaz.

A humusztartalomból számított széntartalom a 7 400–26 000 mg/kg tartományt öleli át. A talajszelvényekben általában a humusztartalom a felszíntől lefele monotonon csökken. Amennyiben egyes mélyebb rétegekben a széntartalom nagysága megnő, azt talajtani

szempontból eltemetett rétegek kialakulásával magyarázhatjuk. Környezetvédelmi szempontból a széntartalom növekedése szerves szennyező rétegek jelenlétére is utalhat. Ez utóbbi eset fordulhat elő a KK-4 és KK-5 jelű szelvények 1,0–1,5 m-es, a KK-7 jelű szelvény 0,5–1,0 m-es és a KK-6 jelű szelvény 2,0–2,5 m-es mélységében. Ha a humusztartalomról számított értékek összhangban vannak a mért szerves szennyezőanyag koncentrációkkal, akkor a mérési eredmények kölcsönösen megerősítik egymást. A KK-4, KK-5 és KK-7 jelű szelvényekben a mért CaCO₃ tartalom megerősíti az eltemetett rétegek jelenlétét.

Feltűnő a talajszelvényekben az AL-P₂O₅ tartalom tendenciózus lefutása, amelyik mindegyik szelvényben folyamatosan csökken lefelé. Hasonlóan viselkedik az AL-K₂O tartalom lefutása is. A talajszelvények legfelső 50 cm-es rétege mind foszforral, mind káliummal igen jól ellátottnak tekinthető.

Az NH₄-N és NO₃-N tartalmak elemzése során igen nagymértékű eltérést találtunk a KK-6 jelű szelvényben, amelyben sokkal nagyobb nitrogén koncentrációkat mértünk, mint a többi szelvényben. Az NH₄-N tartalom a legalsó talajrétegben elérte az 1557 mg/kg értéket, míg a NO₃-N tartalom három esetben is meghaladta a 600 mg/kg értéket. Az igen nagy oldott nitrogéntartalommal összefüggésben az EC értékek is igen magasak, értékük megfelel az enyhén szikes talajokban mérhető értékeknek (EC > 2–4 mS/cm). A KK-6 jelű szelvény nemcsak a levegőzöttség, hanem a nitrogénformák és a vezetőképesség tekintetében is igen összetett képet mutat.

A talajszennyezettség jellemzése kémiai analízissel

A rétegenként vett magminták szennyezettségének kémiai analízise a 21.–24. táblázatokban illetve a 17. ábrán, a biológiai vizsgálatok eredményei a 25.–26. táblázatban és a 18. és 19. ábrán láthatóak.

21. táblázat. ***Extraktum-tartalom [mg/kg] a különböző talajrétegekben***

<i>Talajminta rétegei</i>	<i>KK-1 2003. május 6.</i>	<i>KK-2 2003. október 7.</i>	<i>KK-3 2004. április 15.</i>
<i>0 m</i>	2 000	2 590	2 800
<i>0,5 m</i>	3 300	8 460	12 630
<i>1 m</i>	8 700	8 750	29 260
<i>1,5 m</i>	21 000	8 620	13 450
<i>2 m</i>	18 200	2 700	7 240
<i>2,5 m</i>	-	1 640	-

A különböző időpontokban vett minták a szennyeződés centrumától (a centrum az 5. számú passzív kút közvetlen közelében van) eltérő távolságban vannak. A 2004. áprilisban vett minta van a forráshoz legközelebb. Ezt a mélységbeli eloszlás is valószínűsíti: a központban a felszínről beszivárgó szennyezőanyag az agyagos rétegen nagyrészt megkötődött, 1 méteren mérhető a maximális szennyezőanyag-koncentráció. A szennyeződés központjától távolabbi talajt elsősorban a talajvíz felületén úszva terjedő szennyezőanyag szennyezte el, 1,5–2 m mélységben. Amint láthatjuk, a térbeli eltérések messze meghaladják az időbelieket, ezért a talajminták elemzése alapján nehéz következtetni a remediációs folyamat előrehaladására. Ha a centrumtól való távolság függvényében értékeljük az eredményeket, akkor a sorrend elvileg és a mérési eredmények alapján is: KK-3, KK-1, KK-2. Ha feltételezzük a szennyezőanyagbontás folyamatos előrehaladását, akkor a KK-3 kiindulási értékének extrém magas értéknek kellett lennie (durva becslés szerint elérhette a 70 000 ppm-es értéket is). Ezt valószínűsíti az 5. számú kút környezetében azonosított olajlencse, mellyel érintkező talaj a szennyező szénhidrogénnel teljesen telített volt (a kezdeti időpontban). Az,

hogy ezt a lencsét nem találtuk meg az 5. számú kút létesítésekor, azt mutatja, hogy a lencse eredeti helyétől lassan mozogva érte el a kutat a remediáció során, vagy a kút létesítése utáni szennyeződésből ered.

22. táblázat: Magminták extraktumtartalma a remediáció befejeztével

<i>Talajminta rétegei</i>	<i>2004. november KK-4</i>	<i>2004. november KK-5</i>	<i>2004. november KK-6</i>	<i>2004. november KK-7</i>
<i>0 m</i>	630	1 180	1 045	2 265
<i>0,5 m</i>	3 220	3 260	8 180	7 395
<i>1 m</i>	955	830	5 660	3 945
<i>1,5 m</i>	4 655	4 760	4 845	5 560
<i>2 m</i>	1 710	2 200	7 110	3 575

A talaj extraktumtartalma a hexán-acetonos eleggyel kioldódó valamennyi szerves anyagot magában foglalja. Ezeknek csak egy része gázkromatografálható szénhidrogén, melynek koncentrációját rendeletekben szereplő határértékekhez tudjuk viszonyítani.

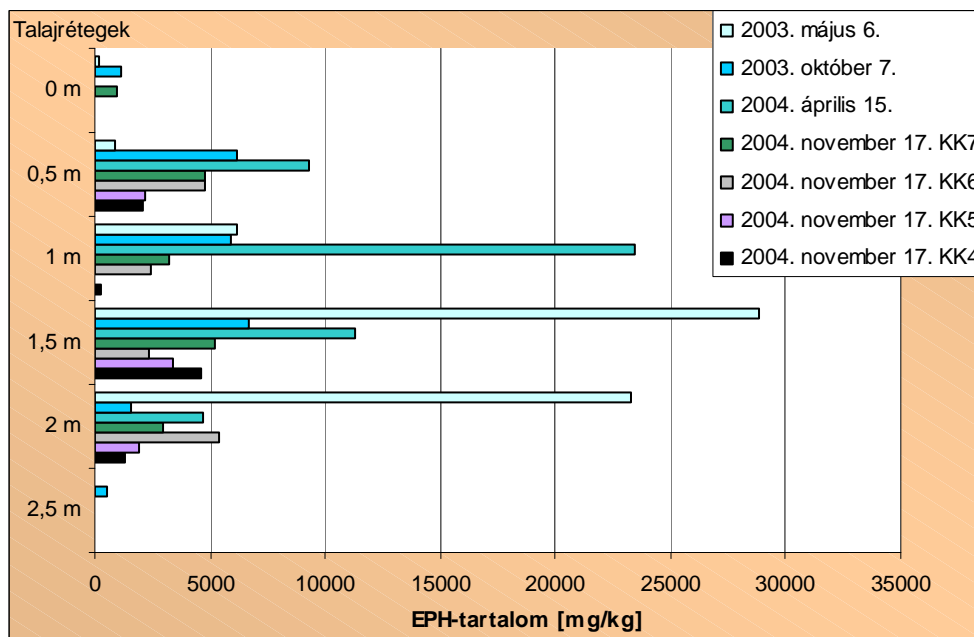
Ez az extraktum-tartalom a kísérlet végére nagymértékben lecsökkent, még az 5. számú passzív kút környezetében is (KK-6 és KK-7 minták esnek legközelebb), ahol az áprilisi mintavételkor 30 000 mg/kg értéket mértünk, és feltételezhető, hogy korábban ezen a ponton még magasabb értékek is voltak, hiszen ez az olajlencse helye.

23. táblázat. Gázkromatográfiával mért *EPH-tartalom [mg/kg]* a különböző időpontokban vett minták különböző rétegeiben

<i>Talajminta rétegei</i>	<i>KK-1 2003. május 6.</i>	<i>KK-2 2003. október 7.</i>	<i>KK-3 2004. április 15.</i>
<i>0 m</i>	200	1 120	12
<i>0,5 m</i>	900	6 190	9 330
<i>1 m</i>	6 200	5 900	23 470
<i>1,5 m</i>	28 800	6 670	11 270
<i>2 m</i>	23 300	1 540	4 700
<i>2,5 m</i>	-	500	-

24. táblázat: Gázkromatográfiával mért *EPH-tartalom [mg/kg]* a végállapotban vett minták különböző rétegeiben

<i>Talajminta rétegei</i>	<i>KK-4 2004. november</i>	<i>KK-5 2004. november</i>	<i>KK-6 2004. november</i>	<i>KK-7 2004. november</i>
<i>0 m</i>	4	67	5	977
<i>0,5 m</i>	2 100	2 147	4 762	4 744
<i>1 m</i>	228	72	2 402	3 226
<i>1,5 m</i>	4 596	3 411	2 345	5 226
<i>2 m</i>	1 320	1 890	5 342	2 938



17. ábra. EPH-tartalom [mg/kg] a különböző talajrétegekben

A talaj és a minták nagymértékű heterogenitása ellenére egyértelmű, hogy a levegőztetés hatására a mélyebb rétegekben intenzív szénhidrogénbomlás történik, az 1–2 m körüli agyagréteg viszont még mindig sok olajat köt meg, egyes helyeken 5 000 ppm körüli értékeket mértünk. Ez nem haladja meg a nem érzékeny területek esetére előírt beavatkozási és a gyakorlatban alkalmazott célértéket. A bioventilláció továbbfolytatásával tovább csökkenthető a szénhidrogén-koncentráció, hiszen még mindig aktív biodegradáció folyik a talajban (v.ö. az olajbontó sejtek számával és a széndioxidtermeléssel).

A talaj mikrobiológiai jellemzése

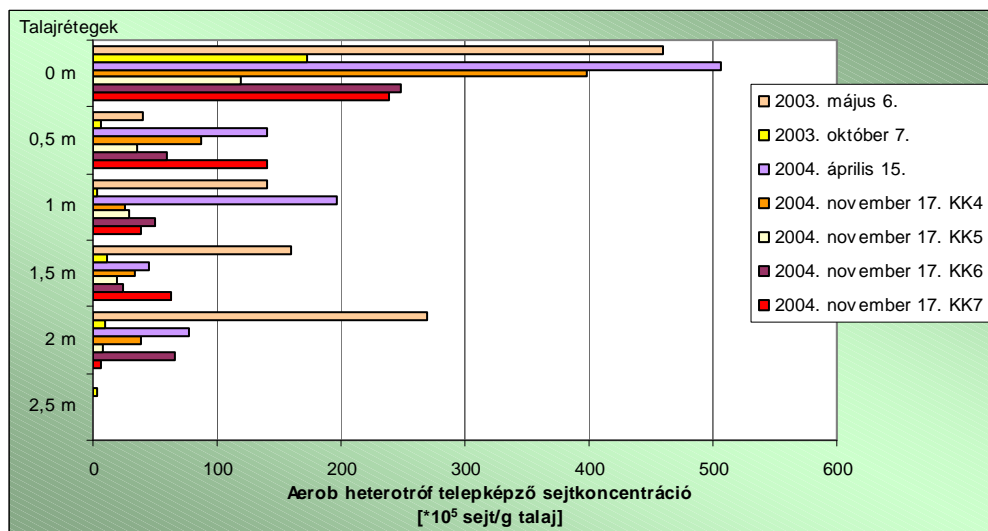
A kutrícamajori talaj aerob heterotróf telepképző (AHT) sejtszáma a felületen mezőgazdasági művelés alatt nem álló területekhez viszonyítva kismértékben átlag alattinak mondható, a mélyebb rétegekben viszont igen kicsi (feltöltés) (25. táblázat, 18. ábra). A felülettől lefele haladva nagyságrendi csökkenést mutat.

Egyértelmű összefüggés van a minta szennyezettsége és AHT száma között. Ez a többlet adódhat a szennyezőanyagot szubsztrátként hasznosító szénhidrogénbontó sejtek számából és a rájuk épülő mikrobiális táplálékláncból.

25. táblázat. *Aerob heterotróf telepképző sejtek koncentrációja* a talajrétegekben

Talajminta rétegei	KK-1 2003. május 6. [*10 ⁵ sejt/g talaj]	KK-2 2003. október 7. [*10 ⁵ sejt/g talaj]	KK-3 2004. április 15. [*10 ⁵ sejt/g talaj]
0 m	460	173	506
0,5 m	40	5,7	141
1 m	140	3,6	197
1,5 m	160	11,8	45
2 m	270	9,5	78
2,5 m	-	3,1	-

Talajminta rétegei	KK-4 [*10 ⁵ sejt/g talaj]	KK-5 [*10 ⁵ sejt/g talaj]	KK-6 [*10 ⁵ sejt/g talaj]	KK-7 [*10 ⁵ sejt/g talaj]
0 m	399	120	249	239
0,5 m	87	36	60	141
1 m	26	29	50	39
1,5 m	34	20	24	63
2 m	39	8	66	7



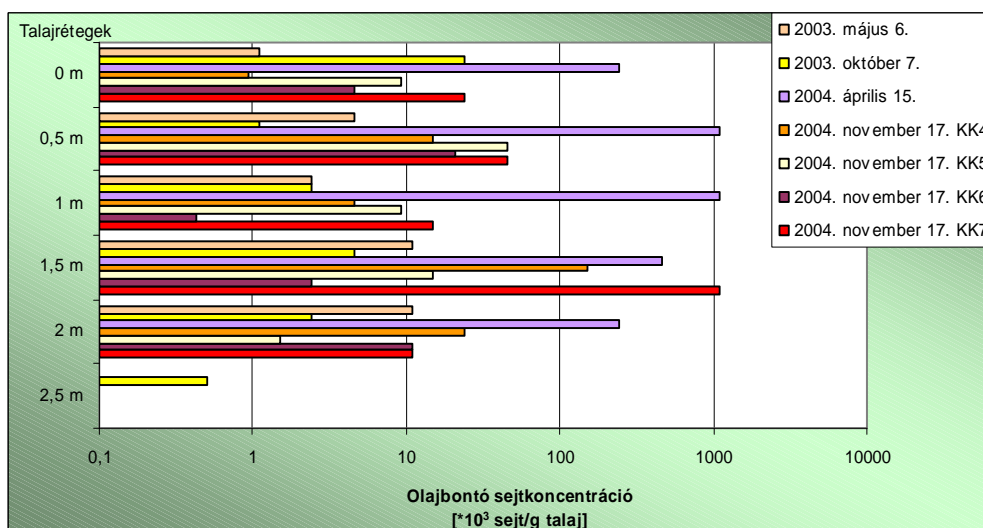
18. ábra. Aerob heterotróf telepképző sejt koncentráció a talajrétegekben

Az olajbontó sejtek koncentrációja tökéletes összhangban van a talajszennyezettséggel; ha nagyobb az olajtartalom, nagyobbak a sejt koncentrációk (26. táblázat, 19. ábra). Ez megnyugtató bizonyíték a biodegradáció folyása mellett, és értelmet ad a heterogenitásból adódóan nem mindig releváns analitikai értékeknek.

26. táblázat. *Olajbontó sejtek koncentrációja* a talajrétegekben

Talajminta rétegei	KK-1 2003. május 6. [*10 ³ sejt/g talaj]	KK-2 2003. október 7. [*10 ³ sejt/g talaj]	KK-3 2004. április 15. [*10 ³ sejt/g talaj]
0 m	1,1	24,0	240
0,5 m	4,6	1,1	1 100
1 m	2,4	2,4	1 100
1,5 m	11,0	4,6	460
2 m	11,0	2,4	240
2,5 m	-	0,5	-

Talajminta rétegei	KK-4 [*10 ³ sejt/g talaj]	KK-5 [*10 ³ sejt/g talaj]	KK-6 [*10 ³ sejt/g talaj]	KK-7 [*10 ³ sejt/g talaj]
0 m	0,93	9,3	4,6	24
0,5 m	15	46	21	46
1 m	4,6	9,3	0,43	15
1,5 m	150	15	2,4	1 100
2 m	24	1,5	11	11



19. ábra. Olajbontó sejtkoncentráció a talajrétegekben

A háromfázisú talaj jellemzése környezettoxikológiai tesztekkel

A szennyeződés centrumához közel vett talajminták kémiai és biológiai jellemzésének kiegészítésére környezettoxikológiai tesztelést végeztünk három eltérő trófikus szintről származó tesztorganizmussal (baktériumokkal, növényvel és talajlakó állattal), hogy a talaj illetve az *in situ* alkalmazott technológia eredményességét és kockázatát megítélhessük. A környezettoxikológiai tesztek eredményeit a 27–30. táblázatokban és a 20.–24. ábrán láthatjuk.

Az ökotoxikológiai vizsgálatok végső eredménye ED20 és ED50, ami azt a talajmennyiséget (ED) jelenti, ami a tesztorganizmus választ jellemző mérési végpont értékében 20 ill. 50 %-os csökkenést eredményez. A *Vibrio fischeri* lumineszcencia gátlási teszt esetén a végeredményt rézegenértékben adtuk meg:

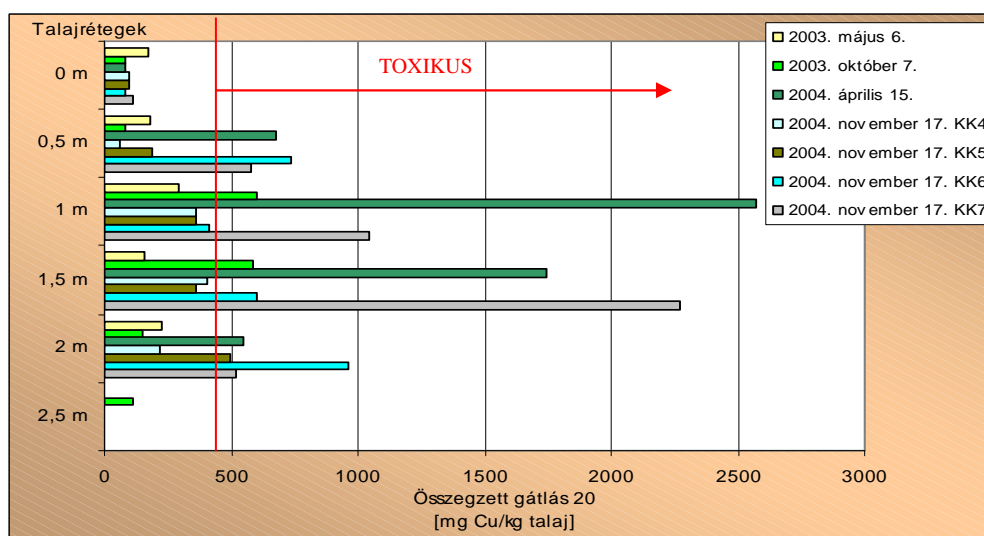
$$\Sigma Cu20 = \text{Összegzett gátlás} = (EC20Cu / EC20minta) * 106 \quad [mg/kg]$$

$$\Sigma Cu50 = \text{Összegzett gátlás} = (EC50Cu / EC50minta) * 106 \quad [mg/kg]$$

27. táblázat. *Vibrio fischeri* biolumineszcencia-gátlási teszt eredményei

Talajminta rétegei	KK-1 2003. május 6. ÖSSZEGZETT GÁTLÁS $\Sigma Cu20$ [mg Cu/kg talaj]		KK-2 2003. október 7. ÖSSZEGZETT GÁTLÁS $\Sigma Cu20$ [mg Cu/kg talaj]		KK-3 2004. április 15. ÖSSZEGZETT GÁTLÁS $\Sigma Cu20$ [mg Cu/kg talaj]	
0 m	174	Enyhén toxikus	<80	Nem toxikus	<80	NemToxikus
0,5 m	179	Enyhén toxikus	<80	Nem toxikus	674	Nagyon toxikus
1 m	293	Enyhén toxikus	601	Toxikus	2 575	Nagyon toxikus
1,5 m	157	Enyhén toxikus	587	Toxikus	1 748	Nagyon toxikus
2 m	226	Enyhén toxikus	154	Enyhén toxikus	547	Toxikus
2,5 m	-	-	111	Nem toxikus	-	-

Talaj minta rétegei	KK-4 ÖSSZEZETT GÁTLÁS Σ Cu20 [mg Cu/kg talaj]		KK-5 ÖSSZEZETT GÁTLÁS Σ Cu20 [mg Cu/kg talaj]		KK-6 ÖSSZEZETT GÁTLÁS Σ Cu20 [mg Cu/kg talaj]		KK-7 ÖSSZEZETT GÁTLÁS Σ Cu20 [mg Cu/kg talaj]	
0 m	9 8	Nem toxikus	00	Nem toxikus	80	Nem toxikus	1 15	Nem toxikus
0,5 m	6 1	Nem toxikus	86	Enyhén toxikus	37	Nagyon toxikus	5 77	Toxikus
1 m	3 58	Enyhén toxikus	58	Enyhén toxikus	15	Toxikus	1 048	Nagyon toxikus
1,5 m	4 09	Enyhén toxikus	58	Enyhén toxikus	04	Toxikus	2 270	Nagyon toxikus
2 m	2 15	Enyhén toxikus	99	Toxikus	60	Nagyon toxikus	5 17	Toxikus



20. ábra. *Vibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás teszt eredményei

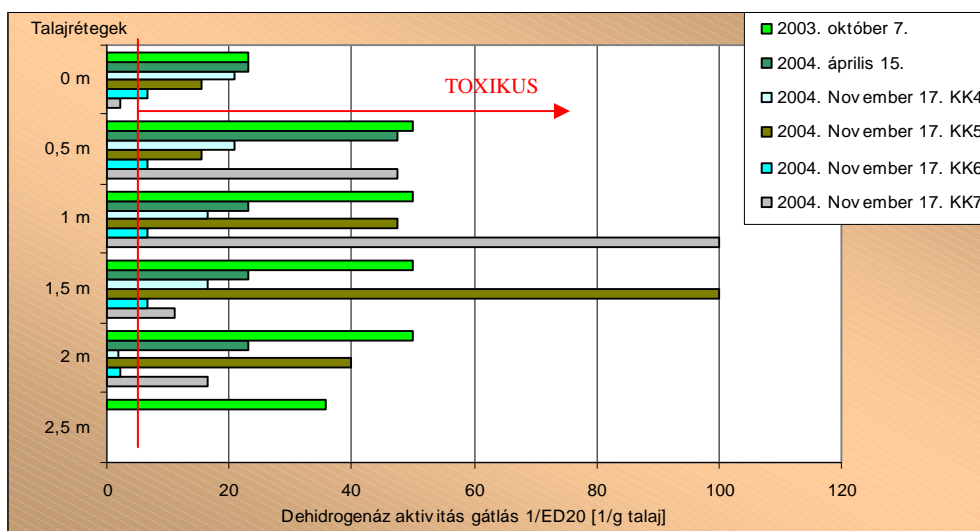
A toxicitás általában jó összhangban van a szénhidrogén-szennyezettséggel. Néhány esetben kisebb mértékű eltérések is tapasztalhatóak, ilyen például az októberi mintában 1–1,5 méteren kiugró toxicitás érték mely a területre került idegen anyag hatásának tulajdonítható. Ugyanezt a kiugró toxicitás értéket láthatjuk a növénynövekedés-gátlási tesztben és a talajlakó ugróvillás állatkát, a collembolát alkalmazó tesztben is. A 2004-ben vett KK-3 jelű minta minden alkalmazott tesztben nagy toxicitást mutat, nagy szennyezőanyagtartalma miatt.

A környezettotoxicológiai eredmények is hozzájárultak és jól alátámasztják a felméréssel és monitoringgal nem pontosan azonosított, és/vagy elmozdult szennyeződés-centrum azonosítását. A *Vibrio fischeri* közepesen érzékeny tesztorganizmus, jól mutatja a minták közötti különbségeket. Az *Azotobacter agile* túlságosan érzékeny erre a szennyezőanyagra, ez azt jelenti, hogy nem mutat különbséget az egyes minták között, mindent toxikusnak érzékel. Ha ez a tesztorganizmus a remediáció végeztével „nem toxikus” választ ad, akkor a talaj korlátozás nélkül használható. Ezt a szintet nem érték el a mi kezelt talajaink.

28. táblázat. *Azotobacter agile* dehidrogenáz aktivitás gátlási teszt eredményei

Talajminta rétegei	KK-2 2003. október 7. ED ₂₀ [g talaj]		KK-3 2004. április 15. ED ₂₀ [g talaj]	
0 m	0,043	Nagyon toxikus	0,043	Nagyon toxikus
0,5 m	0,020	Nagyon toxikus	0,021	Nagyon toxikus
1 m	0,020	Nagyon toxikus	0,043	Nagyon toxikus
1,5 m	0,020	Nagyon toxikus	0,043	Nagyon toxikus
2 m	0,020	Nagyon toxikus	0,043	Nagyon toxikus
2,5 m	0,028	Nagyon toxikus	-	-

Talajminta rétegei	KK-4 ED ₂₀ [g talaj]	KK-5 ED ₂₀ [g talaj]	KK-6 ED ₂₀ [g talaj]	KK-7 ED ₂₀ [g talaj]
0 m	0,05 Nagyon toxikus	0,065 Nagyon toxikus	0,15 s Toxikus	0,44 Nem toxikus
0,5 m	0,05 Nagyon toxikus	0,065 Nagyon toxikus	0,15 s Toxikus	0,09 Toxikus
1 m	0,06 Nagyon toxikus	0,02 Nagyon toxikus	0,15 s Toxikus	0,01 Nagyon toxikus
1,5 m	0,06 Nagyon toxikus	0,01 Nagyon toxikus	0,15 s Toxikus	0,02 Nagyon toxikus
2 m	0,5 Nem toxikus	0,025 Nagyon toxikus	0,44 Nem toxikus	0,06 Nagyon toxikus



21. ábra. *Azotobacter agile* dehidrogenáz aktivitás gátlási teszt eredményei

29a. táblázat. *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt eredményei

Talaj- minta rétegei	KK-1 2003. május 6. GYÖKÉRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-2 2003. október 7. GYÖKÉRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-3 2004. április 15. GYÖKÉRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]	
	0 m	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5
0,5 m	2,4	Toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus
1 m	5	Nem toxikus	0,8	Nagyon toxikus	0,7	Nagyon toxikus
1,5 m	>>5	Nem toxikus	1,3	Toxikus	0,9	Nagyon toxikus
2 m	>>5	Nem toxikus	2,2	Toxikus	0,6	Nagyon toxikus
2,5 m	-	-	3,3	Enyhén toxikus	-	-
Talajmin- ta rétegei	KK-1 2003. május 6. SZÁRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-2 2003. október 7. SZÁRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-3 2004. április 15. SZÁRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]	
	0 m	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5
0,5 m	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus
1 m	4	Enyhén toxikus	3,5	Toxikus	2,5	Toxikus
1,5 m	>>5	Nem toxikus	>5	Nem toxikus	>5	Nem toxikus
2 m	>>5	Nem toxikus	2,3	Toxikus	>5	Nem toxikus
2,5 m	-	-	>5	Nem toxikus	-	-

29b. táblázat. *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt eredményei

Talaj- minta rétegei	KK-4 GYÖKÉRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-5 GYÖKÉRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-6 GYÖKÉRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-7 GYÖKÉRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]	
	0 m	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	<<0,9	Nagyon toxikus	>>5
0,5 m	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus
1 m	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus
1,5 m	<0,9	Nagyon toxikus	2,9	Toxikus	3	Toxikus	<0,9	Nagyon toxikus
2 m	<0,9	Nagyon toxikus	0,9	Nagyon toxikus	<0,9	Nagyon toxikus	<0,9	Nagyon toxikus
Talaj- minta rétegei	KK-4 SZÁRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-5 SZÁRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-6 SZÁRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]		KK-7 SZÁRNÖVEKEDÉS GÁTLÁS ED ₂₀ [g talaj]	
	0 m	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	<<0,9	Nagyon toxikus	>>5
0,5 m	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus
1 m	>>5	Nem toxikus	>>5	Nem toxikus	<0,9	Nagyon toxikus	0,9	Nagyon toxikus
1,5 m	1,3	Toxikus	1,9	Nagyon toxikus	<0,9	Nagyon toxikus	0,9	Nagyon toxikus
2 m	2,3	Toxikus	0,9	Nagyon toxikus	<0,9	Nagyon toxikus	<0,9	Nagyon toxikus

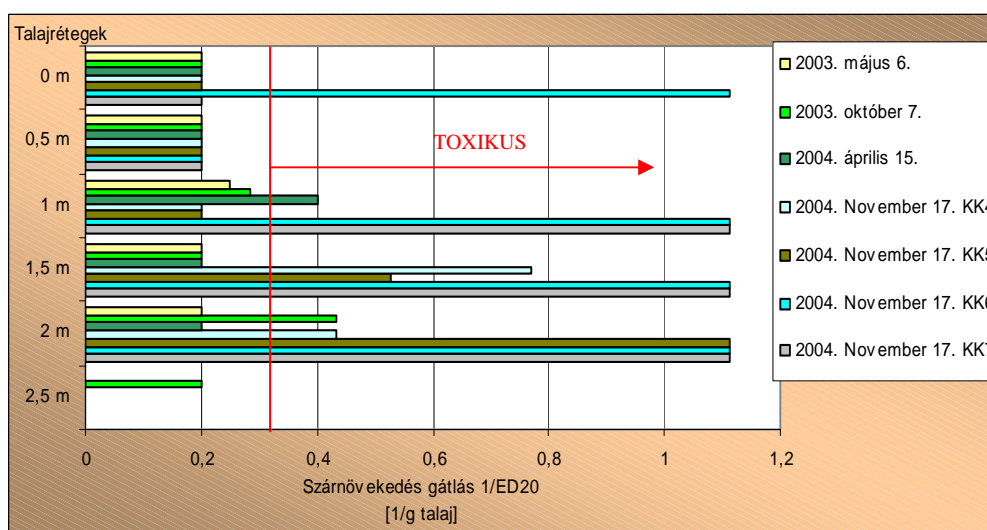
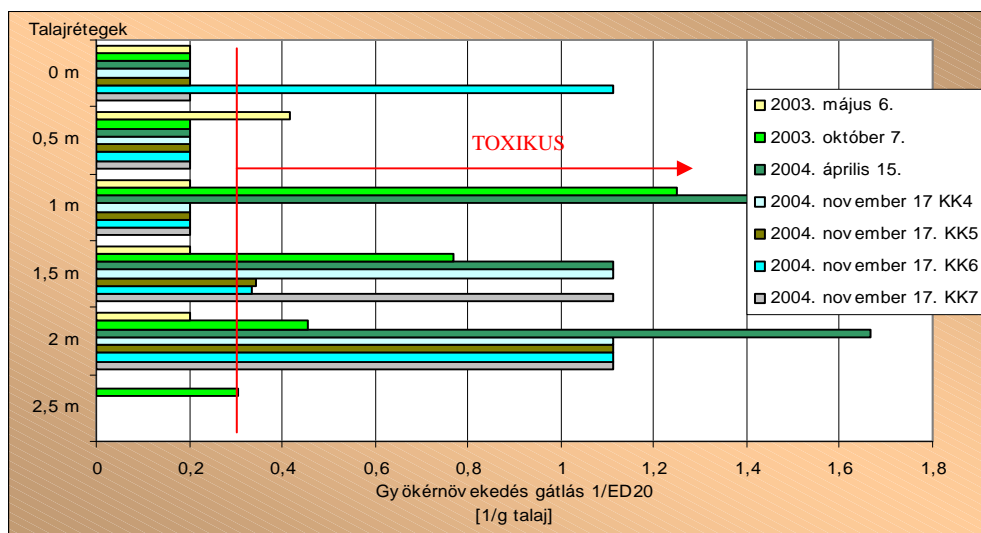
A növényi toxicitás eltér a mikroorganizmusokétól, és a gyökér és a szár válasza is egymástól. Végigvonul a teszteredményeken, hogy az alsó rétegek mindig nagyon toxikusnak mutatkoznak, ez nemcsak a szennyezettséggel, de a rossz talajminőséggel és a tápanyaghiányos állapottal is összefügg. A felületi réteg általában nem növénytoxikus (egy-

egy kivételes ponttól eltekintve). Gyakori, főként az olajjal nagyon szennyezett kiindulási állapotoknál, hogy ami a gyökér növekedését gátolja, az a növény felszíni részének növekedését nem befolyásolja. Néha ennek ellentéte is előfordul, melynek oka a gyökér „menekülése”, megnyúlása, annak érdekében, hogy szennyeztelen talajrészeket találjon.

A minták hely szerinti eltérései természetesen a növényekre gyakorolt hatásban is megmutatkoznak: a legszennyezettebb a legtoxikusabb.

A növényi tesztek tanúsága szerint a lecsökkent szénhidrogéntartalmú és nem növénytoxikus felső talajréteg növényesítése nem lesz probléma. A 6. számú mintavételi ponton meg kell vizsgálni a toxicitás lehetséges okait és ha lehet megszüntetni azt. A 1,5–2 méteren jelentkező növényi toxicitás nem befolyásolja a revegetációt és elsősorban nem a szennyezettségből, hanem a rossz talajminőségből és a tápanyaghiányból adódik.

A növényi és mikroorganizmus tesztek jól kiegészíti a talajlakó állatka a *Folsomia candida* testeredménye. Ez az állatka meglehetősen érzékeny a szénhidrogének közül az illékonyakra. A régi, illó komponenseit már elvesztett, kondenzálódott és polimerizálódott olajok nem mérgezik, nem gátolják szaporodását.



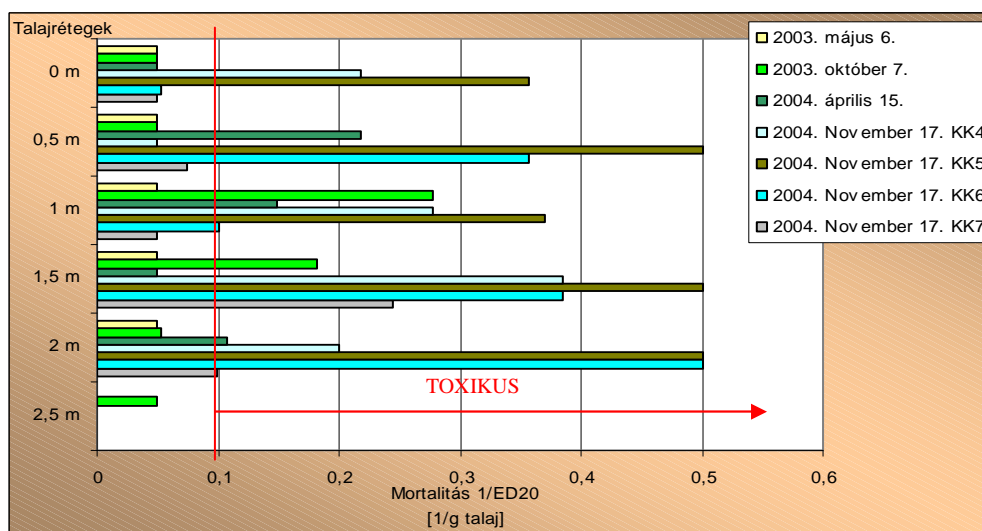
22–23. ábra. *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt eredményei

30. táblázat. *Folsomia candida* mortalitási teszt eredményei

Talajminta rétegei	KK-1 2003. május 6. ED ₂₀ [g talaj]		KK-2 2003. október 7. ED ₂₀ [g talaj]		KK-3 2004. április 15. ED ₂₀ [g talaj]	
0 m	>20	Nem toxikus	>20	Nem toxikus	>20	Nem toxikus
0,5 m	>20	Nem toxikus	>20	Nem toxikus	4,6	Toxikus
1 m	>20	Nem toxikus	3,6	Toxikus	6,7	Toxikus
1,5 m	>20	Nem toxikus	5,5	Toxikus	>20	Nem toxikus
2 m	>20	Nem toxikus	18,7	Nem toxikus	9,3	Toxikus
2,5 m	-	-	>20	Nem toxikus	-	-

Talajminta rétegei	KK-4 ED ₂₀ [g talaj]		KK-5 ED ₂₀ [g talaj]		KK-6 ED ₂₀ [g talaj]		KK-7 ED ₂₀ [g talaj]	
0 m		Toxikus		Toxikus	1	Nem toxikus	2	Nem toxikus
0,5 m	,6	Nem toxikus	,8	Nagyon toxikus	9,2	Nagyon toxikus	0	Enyhén toxikus
1 m	20	Toxikus	2	Toxikus	,8	Toxikus	3,5	Nem toxikus
1,5 m	,6	Nagyon toxikus	,7	Nagyon toxikus	1	Nagyon toxikus	>20	Toxikus
2 m	,6	Nem toxikus	2	Nagyon toxikus	0,0	Nagyon toxikus	4	Toxikus
2,5 m	,0	Nem toxikus	2	Nagyon toxikus	,6	Nagyon toxikus	,1	Toxikus

A növényekhez hasonlóan a *Folsomia candida* szintén a 1,5–2 méter mélységben előforduló rétegre a legérzékenyebb, ez jól korrelál a maradék olajtartalommal, melynek még nem volt ideje biodegradálódni.



24. ábra. *Folsomia candida* mortalitási teszt eredményei

Mind a mikrobiális, mind a növényi és állati tesztorganizmusokat alkalmazó ökotoxikológiai tesztek egymással összhangban azt mutatják, hogy a talaj 1 és 2 m közötti rétegének toxicitása a legnagyobb, a szennyezőanyag hatása ebben a rétegben koncentrálnak,

mert ebben rétegben nem tökéletesek a körülmények az élethez, a biológiai szervezetek működéséhez, tehát nem képesek kompenzálni a toxikus anyagok hatását.

8. Az integrált technológiaegyüttes értékelése, összefoglalás

Az összetett technológia 4 lépéséből eddig megvalósult a folyamatos vízkezelés, a folyamatos bioventilláció, és a háromfázisú talaj impulzusszerű elárasztása és átmosása a RAMEB, hozzáférhetőséget növelő adalékkal és műtrágyával. A felületi réteg kezelését agrotechnikai eljárással a remediáció befejező lépéseként terveztük megvalósítani, hogy a kb. 0,5 méteren lévő izoláló réteg alatt viszonylag zárt egységben folytathassuk a bioventillációt, mint egy zárt reaktorban. A monitoring adatokból egyértelműen kiderült, hogy a talaj felső rétege sem maradt érintetlen, a talajtérfogat bioventillációja erre a rétegre is hatott, a szennyezőanyag-koncentráció itt is lecsökkent a célérték alá, tehát a felszín kezelésének legfeljebb esztétikai céljai lehetnek.

Az impulzusszerű adalékbejuttatásnak kettős célja van. 1. Korábbi tapasztalataink azt mutatták, hogy a RAMEB szilárd fázisra vonatkozó mobilizáló hatása a háromfázisú talaj intenzív elárasztásakor a leghatékonyabb. 2. Az impulzusszerű beavatkozásra adott hidrológiai, fizikai-kémiai és biológiai válaszok kimérésére és azonosítására ez a legjobb mechanizmus, így rendelhető a válaszjel egyértelműen a beavatkozáshoz.

A konkrét technológiaegyüttes monitorozására kidolgozott integrált talajtesztelő metodika bizonyította létjogosultságát, illetve egyedül üdvözítő voltát. A szilárd talajfázisban lejátszódó folyamatok nem vagy csak rosszul követhetők talajminták eredményei alapján a nagyfokú heterogenitás miatt. A magminták nem csak nem reprezentálják a kezelt talajtérfogatot, de a bioventillációt és a vízszivattyúzást is tönkreteszik a hidrogeológiai és áramlási viszonyok drasztikus megváltoztatása miatt.

Átgondolt mintavételi stratégiánk nem volt eredményes, mert az olajlencse előre nem látott lassú vándorlása miatt mintavételi tervünk szerinti furatok – szerencsétlen módon – az időben előrehaladva egyre közelebb estek a szennyezőforráshoz. Így egyre szennyezettebb talajmintákhoz jutottunk, melyek természetesen nem reprezentálták az időbeni folyamatok előrehaladását.

Ez további érvet szolgáltatott eredeti koncepciónk mellett, tudniillik hogy az *in situ* bioremediációt a mozgékony talajfázisok analízise és az azokban mérhető indikátorok megfelelő interpretációja segítségével ítéljük meg és követjük. Így a technológiamonitring során a hangsúly áttevődött a talajvíz és a talajlevegő analízisére. Ezek közül a talajlevegő mintegy integrálja a kezelt és szellőztetett talajtérfogat folyamatainak gáznemű eredményeit. A víz kevésbé reprezentálja az átlagot, de mégiscsak jobban, mint a szilárd fázis. A víz átlagot reprezentáló képességét több tényező korlátozza, ezzel befolyásolja az átlagra vonatkozó eredményt: a vízszintingadozások miatt időben eltérő és különböző szennyezettségű talajrétegekkel érintkezik (ezekből szénhidrogén kerül a vízbe). További heterogenitást eredményezhet a felúszó, szabad fázisban elhelyezkedő szénhidrogén, az olajlencse, annak horizontális és vertikális mozgása. Az olajlencse a vízszinttől függően más és más áteresztőképességű rétegekben helyezkedik el, így a kiszivattyúzott vízbe vándorlása szintén függ a vízszinttől. Horizontálisan a területre jellemző lassú talajvízáramlás sebessége és iránya szabja meg, mely a csapadékmennyiségtől függően változik.

Átlagolás és reprezentáció szempontjából tehát legjobb a talajlevegő analízise, utána a talajvíz következik, a legrosszabb a talaj szilárd fázisa. Az interpretáció szempontjából viszont a talajlevegő analízise kevésbé releváns a talajvízre és a szilárd fázisra vonatkozóan,

mint azok saját maguk. A talajlevegő és a talajvíz együttes tesztelése viszont megfelelően kiegészítik egymást. A talaj szilárd fázisának mért jellemzőit elsősorban a kezelés befejeztével, a minőség ellenőrzésére kell alkalmazni. Ennek bizonyítására részletes integrált monitoringot folytattunk a remediáció teljes befejezéséig.

A konkrét területen további problémát jelentett, hogy a talajba került idegen szennyezőanyag megbolygatta a terület rendjét és felborította az egyértelmű értékelhetőséget, tehát kísérlettechnikai szempontból hátrányt jelentett. Ugyanakkor jól tükrözi a realitást, azt, hogy szennyezett területek több forrásból is szennyeződhetnek, hogy ahol több tevékenység folyik a felszínen, ott többféle szennyezőanyagra kell számítani.

A területre került szennyezőanyag azonosítása után újraértékeljük a helyzetet, és megállapítottuk, hogy a biotechnológiai paraméterek, a levegőztetés, az adalékok és a tápanyagok olyan állapotban tartják a terület talajának és talajvizének mikroflóráját, mely addig jelen nem lévő szennyezőanyag ártalmatlanítását is könnyűszerrel megoldják, nagy biztonságot és stabilitást eredményezve a talaj belsejében.

Az éles szennyezőanyagcsúcsot eredményező idegen szennyeződés után egy újabb, laposabb maximumot adó külső szennyeződést is megfigyeltünk, mely szintén képes volt eliminálódni a kezelt területünkről.

Érdekes tanulságot hozott az aktív kút kiegészítésére az egyik passzív kút vizénelk monitorozása is. Az eredmények jól tükrözik a kezelt kúthoz képest késéssel megjelenő elhúzódozó válaszokat, melyek alapján felállítható és validálható egy terjedési modell.

A kísérleti alkalmazás azt az elméletünket is bizonyította, hogy lehet a kezelt talajtér fogatot, mint reaktort tekinteni és kezelni. Az általunk alkalmazott mérésekkel pontosan követhetőek a hidrológiai, fizikai-kémiai és mikrobiológiai folyamatok. A követhetőség alapja a stationer állapot volt, amelyben a beavatkozásokat impulzusszerűen végeztük.

Ez elsősorban kísérlettechnikai manőver volt, de a RAMEB esetében a hatás is ezen alapult. Valószínűsítjük, hogy például a nem impulzusszerűen, hanem állandóan (kisebb koncentrációban) adagolt tápanyagok hasonló mértékben megnövelik a mikrobiológiai aktivitást, legfeljebb nem adnak ennyire jellemző jelet a technológiamonitoring eredmény sorában.

Az adagolás módjának optimalizálását nem volt alkalmunk elvégezni ebben a kísérletben, de egy másik alkalmazásban ezt el fogjuk végezni, az adagolások gyakoriságának növelésével.

Egyértelmű a kísérletből és az eredményekből, hogy gondolkodásunkban el kell különíteni a háromfázisú és a kétfázisú talajt, hiszen ott a körülmények, vagyis a technológiai paraméterek eltérőek, a mikrobiológia folyamatok és azok eredményeképpen megjelenő termékek ugyancsak eltérnek. Ezen folyamatokat és a várható termékeit figyelembe kell venni a monitoring tervezésénél.

Le kell szögeznünk, hogy in situ technológiáknál lehetőleg kerüljük – hacsak nem tökéletesen homogén talajtér fogatról van szó – a szilárd fázis analízisén alapuló technológiamonitoringot.

Felületesen szemlélve megtévesztő lehet a mikroorganizmusok száma is, hiszen nagy részük rejtve van, főleg a háromfázisú talajban, így célszerűbb metabolizmusok alapján következtetésekre jutni.

SWOT elemzés Kaba Kutricamajorban alkalmazott kombinált technológiára és a technológiamonitoringra

Ebben fejezetben a Kutricamajorban alkalmazott természetes folyamatokon alapuló kombinált biotechnológiát a bioremediációra általában vonatkozó SWOT analízishez képes technológiaspecifikussá és részben helyszín-specifikussá tesszük.

A Kutricamajorban alkalmazott bioremediáció erősségei

- Környezetbarát biotechnológia, kevésbé bolygatja meg a talajt és a talajfelszínt.
- Kihasználja a talajmikroflóra adottságait, figyelembe veszi a talajban már lejátszódott természetes adaptációs folyamatokat, a mikroflóra biodegradációs képességét és flexibilitását.
- Terület-specifikussá tehető.
- Kombinálható fizikai-kémiai talajlevegő, talajvíz és háromfázisú talaj, illetve szilárd talajfázis. Telített és telítetlen talajban is alkalmazható.
- Előkísérletek során eldönthető a technológia alkalmazhatósága.
- Tervezhető a beavatkozás fajtája és mértéke és ez a kivitelezés során is változtatható.
- Tervezhetőek a technológiai paraméterek.
- Ex situ vízkezelés: reaktorban tervezhető, monitorozható, szabályozható
- In situ elsősorban a 3 fázisú talaj kezelése: a talajtérfogot kvázi-reaktorként kezelhető, tervezhető, monitorozható, szabályozható.
- A technológiamonitoringhoz legalkalmasabb a biodegradációt végző mikroflóra gáznemű és vízoldható metabolitjainak a monitorozása. Ezen paraméterek (pl. széndioxid vagy oxigén a talajgázban, nitrát-nitrit, szulfát) integratív jellege részben áthidalja a talaj heterogenitásából adódó problémákat, mintegy átlagolja a kezelt talajtérfogatot.
- A levegőelszívással és talajvíz-szivattyúzással kombinált bioremediáció tökéletesen megoldja a kibocsátás kontrollját, hiszen a mozgékony fázisok összegyűjtésén és szükség szerinti kezelésén kívül az áramlási irányok megváltoztatásával lehetetlenné teszi ezen fázisok kibocsátását a kvázi reaktorból.
- Az ex situ talajkezelés és a talajcsere versenyképes alternatívája.
- Kis energia- és költségigényű.
- Összetett és ismeretlen szennyezőanyagra is alkalmazható.
- Szennyezőanyag mobilizációján alapul, tehát végleges megoldást jelent.
- Különbféle talajtípusokra, leromlott talajokra, feltöltésekre is alkalmazható.
- A beavatkozás mértéke tetszés szerint növelhető.
- Adalékok elsősorban a vízbe keverve alkalmazhatóak.
- A biológiai folyamatok intenzifikálhatóak, ezáltal a bioremediáció gyorsítható.
- A technológiákban működő mikroorganizmusok szelektíven is stimulálhatóak.
- Az általunk alkalmazott adalékok az alkalmazott technológia paraméterek mellett a környezetre nem kockázatosak.
- Az önállóan (spontán) nem megfelelő sebességgel biodegradálódó szennyezőanyagokkal szennyezett talajok remediálásának sebessége az ENA segítségével 200–300 %-os növekedést érhet el, elsősorban a biodegradáció kezdeti (adaptációs) szakaszában jellemző korlátozott sebesség később a korlátozott oxigén ellátás megszüntetése révén.
- ENA csökkenti a kezelés időigényét, tehát előrehozható az elfogadható kockázatú állapot elérése. A szennyezőanyag típusától függően az időigény 40–70 %-kal csökken.
- Az ENA a célként szereplő szennyezőanyag bontásán kívül más jelenlévő szennyezőanyagok, vagy váratlanul a kezelt térfogatba érkező szennyezőanyagok bontására is alkalmassá teszi, általánosan aktiválja a talaj mikroflóráját.

- A kezelési idő csökkenése csökkenti a kezelés összköltségét. Ez a csökkenés meghaladhatja az alkalmazott többletenergia és az adalékok költségét.
- A kezelési idő csökkenése korábbi területhasznosítást tesz lehetővé, ezzel időarányosan nő a terület használatából, hasznosításából adódó haszon.
- Az *in situ* technológia-alkalmazás gyakran megengedi a felszín használatát, hasznosítását a remediáció ideje alatt. Ez is a haszon-oldalon jelentkező tétel.
- A szóban forgó technológiák szociálisan elfogadhatóak, mert végleges megoldást jelentenek a terület egésze szempontjából, nem csak egyik fázisból egy másik fázisba átkerülést.

Erősségek technológiai oldalról: gyorsítási, intenzifikálása lehetőségek:

- Technológiai paraméterek optimumon működtetése megoldható a folyamatosan kiszívott vagy cirkuláltatott mozgékony talajfázisokban megjelenő metabolitok, mint a szabályozás alapját jelentő paraméterek mérésével
- Levegőztetés a három fázisú talajban szellőztetés formájában alkalmazható, egy kisteljesítményű ventilátorral és megfelelő talajlevegő áramlást biztosító perforált csővezetékrendszerrel.
- Nedvességtartalom öntözéssel vagy injektálással biztosítható.
- Tápanyagpótlás a talajvíz monitoringja alapján megoldható.
- Kémiai mobilizáló szerek alkalmazhatóak
- Ciklodextrinek alkalmazása szerves szennyezőanyaggal szennyezett talajoknál újszerű, környezetbarát és hatékony.
- A ciklodextrinek biodegradálhatóságának mértéke ideális (bomlási félidő: 1,5 év), nagyságrendben azonos a technológia-alkalmazás időtartamával, alkalmazás során hat, annak végeztével fokozatosan eltűnik.
- A ciklodextrinek növelik az apoláros szennyezőanyagok biológiai hozzáférhetőségét, alkalmazásukkal a biológiailag kevésbé hozzáférhető, ezért lassan bomló szennyezőanyagok biodegradálhatósága számottevően meggyorsítható.
- A ciklodextrin alkalmazása költséghatékonyra tehető (ld. költségbecslés, 3. részjelentés).

A Kutricamajorban alkalmazott bioremediáció gyenge pontjai

- Itt is érvényes a tudáshiány: a jelenlegi tudásszintünk alacsony, fejlesztésre szorul.
- A talajban működő közösség megismerésének korlátai vannak.
- A talaj bonyolult rendszerének és a kölcsönhatások megismerésének korlátai vannak.
- Heterogenitás a talajban: a szilárd fázis heterogenitása nagyfokú, a vízfázis sem teljesen homogén, még állandó cirkuláció esetén sem (felúszó, leülepedő folyadékok, lencsék, stb.). Az állandóan cirkuláltatott talajlevegő sem tekinthető mindig reprezentatívnak és homogénnek, hiszen a levegő áramlási viszonyaira is nagymértékben hat a szilárd fázis heterogenitása. Ezek a heterogenitások az *in situ* technológiaalkalmazásnál egyenetlen hatást és minőséget, emiatt elhúzódó kezelési időt eredményezhetnek (A heterogenitás miatt a legszennyezettebb, lelassabban remediálható térfogat határozza meg a kezelési időt).
- A kvázi reaktorból történő kibocsátás kontrollját technológiailag meg kell oldani és monitorozni kell (más technológiáknál is)
- A területen hosszú időn keresztül utómonitoringot kell folytatni, ennek többletköltsége rontja a költség-haszon mérleget.
- *In situ* csak a talajvíz és levegő mintázható, a talaj még a lehető legjobb mintázási eljárás mellett sem ad hű képet a talaj egészéről.

- Egyes adalékok magas ára, pl. ciklodextrinek, rontja költség-haszon mérleget.

A Kutricamajorban alkalmazott bioremediáció új lehetőségei és alkalmazásával kapcsolatos fenyegetések

Megegyeznek az 1. mellékletben a bioremediációs technológiákra általánosan leírtakkal.

Itt is szeretnénk hangsúlyozni, hogy nincs mindenható technológia, nincs mindenható adalékanyag és a technológus befektetett munkáját, tudását nem lehet konzerv mikroorganizmusokkal helyettesíteni. Könnyen belátható talajcserével sem oldható meg a több ezer vagy tízezer talajszennyezettségi eset. Nem minden esetben a biotechnológia vagy ökológiai technológia a lehető legjobb technológia. Kutricamajorban sem lehetett biológiai szennyvíztisztítást alkalmazni berendezés-hiány és helyhiány miatt.

Jó példa Kutricamajor arra is, hogy egyetlen technológia ritkán ad megoldást, hiszen a talaj három fázisú rendszer, melynek fázisai nem mindig kezelhetők együtt, a szennyezőanyag sem egyetlen komponensű, tehát emiatt is eltérő technológiák párhuzamos alkalmazása lehet indokolt.

A remediációban szerepet játszó közösségek összetétele állandóan változik a remediáció során, emiatt mindig az éppen főszerepet játszó közösségnek kell az optimális feltételeket biztosítanunk. Ehhez folyamatos technológia-monitoring és a biológiai rendszer ismerete és monitorozása szükséges, a biotechnológusnak betekintést kell nyernie a talaj „fekete dobozába”. Ha Kutricamajor esetenulmányát alaposan végigolvassuk, láthatjuk, hogy erre van mód. Az természetes, hogy egy nem kísérleti, hanem a piac szorításában működtetett technológiánál nem lehet ennyi paramétert mérni, de nem is kell, csak azokat, melyek relevánsak a terület, a talajmikroflóra és a technológia szempontjából.

További fontos körülmény a konkrét kutricamajori technológia-alkalmazással kapcsolatban az, hogy ha nem kellett volna mérés-technikai okokból megvárni a stacioner állapot beállítását a kvázi-reaktorban, a kezelt talajtér fogatban, később pedig váratlanul megjelent idegen szennyezőanyagok koncentrációjának lecsengését, akkor az intenzifikálás a bontás mértéke a konkrétan megvalósulthoz képest növelhető lett volna és ezzel a kezelés ideje csökkenthető, vagy ugyanennyi idő alatt a szennyezőanyag-koncentráció tovább csökkent volna.

Gazdasági értékelés

A technológia értékelése, költség-haszon felmérése c. 1. mellékletben Kaba-Kutricamajor példáján mutatjuk be a költség-haszon felmérés számításának menetét. Végeredményben azt mondhatjuk el, hogy az intenzifikált biodegradáción alapuló remediáció költsége az összes technológiaalternatíva közül a legkisebb, az időnyereség az adalékok többletköltségét is fedezi. A hasznok számításánál az idő és a jövőbeli területhasználat meghatározóak lehetnek. A kezelendő talajmennyiség is nagymértékben befolyásolja a fajlagos költségeket így a költség-haszon mérleget is (31. táblázat).

31. táblázat Az egyes technológiaváltozatok egymáshoz viszonyított költségei növekvő kezelendő talajmennyiségek esetén

Változat	1	2	3	4	4a	5	5a
	"0" MNA	Talajcsere <i>ex situ</i> off site	<i>Ex situ</i> on site	<i>In situ</i> talaj mosás	Talaj mosás adalékkal	<i>In situ</i> bioventil- láció	<i>In situ</i> biovent +CD
Kezelés ideje	15 év	kb. 0	2,5 év	10 év	5 év	2,5 év	1,5 év
Költség 450/750 tonnára	5 800	24 250	12 975	44 175	28 675	8 500	7 100
Fajlagos költség (eFt/t)	7,7	32,3	17,3	58,9	38,2	11,3	9,5
Költség 1 000/1 660 t-ra	11 500	46 480	26 000	81 650	53 000	11 620	10 100
Fajlagos költség (eFt/t)	6,9	28,0	15,7	49,2	32,0	7,0	6,1
Költség 2 000/ 3 320 t-ra	21 700	86 060	48 000	126 200	80 000	16 500	14 250
Fajlagos költség (eFt/t)	6,5	25,9	14,4	38,0	24,1	5,0	4,3
Költség 10 000/16 600 t	102 600	414 800	185 800	260 000	180 000	53 250	49 000
Fajlagos költség (eFt/t)	6,2	25,0	11,2	15,7	10,8	3,2	3,0

Az *in situ* technológia rutinszerű alkalmazásának költségei növekvő talajmennyiségek esetén (eFt) kifejezve az alábbiak szerint alakulnak (32. táblázat)

32. táblázat Az *in situ* technológia rutinszerű alkalmazásának költségei növekvő talajmennyiségek esetén (eFt)

	In situ bioventilláció +CD				
Kezelés ideje	2,0 év	1,5 év	1,5 év	1,5 év	1,5 év
Kezelendő talajmennyiség (t)	450+ 300	450+ 300	1 660	3 220	16 600
Összes költség vízkezeléssel	8 150	7 100	10 100	14 250	49 000
Fajlagos költség (eFt/t)	10,9	9,5	6,1	4,3	3,0
Összes költség vízkezelés nélkül	4 500	4 050	6 500	10 000	25 000
Fajlagos költség (eFt/t)	6,0	5,4	3,9	3,0	1,5

A költség-haszon mérleg csak a pénzben kifejezhető hasznokat figyelembe véve is érdekesen alakul (33. táblázat).

33. táblázat A pénzben kifejezhető költségek és hasznok különbsége a különböző remediációs alternatívák esetében (eFt)

Változat	1	2	3	4	4a	5	5a
	"0" MNA	Talajcsere <i>ex situ</i> off site	<i>Ex situ</i> on site	<i>In situ</i> talaj mosás	Talaj mosás adalékkal	<i>In situ</i> bioventil- láció	<i>In situ</i> biovent +CD
Kezelés ideje	15 év	kb. 0	2,5 év	10 év	5 év	2,5 év	1,5 év
K – H: 10 évre							
Töltőállomás	- 5 800	+79 750	+66 025	-44 175	+21 325	+70 500	+82 400
Mezőgazdasági	- 5 800	-13 250	- 4 475	-44 175	-23 675	0	+ 2 900
K – H: 20 évre							
Töltőállomás	+48 200	+179 750	+166 025	+ 59 825	+125 325	+171 250	+ 182 400
Mezőgazdasági	+ 200	- 3 250	+ 5 525	-33 175	- 7 675	+ 10 750	+ 12 900

Jól látható az összehasonlító táblázatból, hogy az ENA még a kisebb hasznat hozó mezőgazdasági használat esetén is már 10 év után hoz annyi hasznat, hogy a mérleg pozitív lehessen. 20 évet figyelembe véve a két *in situ* és az *ex situ* bioremediáció, valamint az MNA is pozitívvá válik. A „talajcsere” és a „talajmosás” még ekkor sem. Természetesen egy

értékesebb területhasználattal számolva csak azok a technológiák nem pozitívak 10 év elteltével, amelyeknél a kezelés ideje 10 év vagy hosszabb idő.

A gazdasági értékelés egyértelműen mutatja az ENA létjogosultságát, gazdasági értékét. Ha a pénzben kifejezhető hasznokhoz a kockázat csökkenéséből adódó hasznokat is hozzátennénk (pl. pontszámként) akkor 2, 3, 5 és 5a között az döntene, hogy a talaj eltávolítása és a kezelt vagy új talaj mennyire tudja betölteni az eredeti talaj szerepét. Mezőgazdasági használatnál ez kritikus lehet (talajtípus, állapot, hasonlóság, betöltés utáni süllyedések, hidrogeológiai viszonyok megváltozása, stb.). Talajcsere esetén ehhez adódik még az elszállított talaj kockázata az új helyszínen. Ha a csere esetleg nem jár az említett kockázatokkal, akkor versenyképes lehet 5 és 5a mellett.