

Európa itt épül



BÁNYAREM

Bányászati tevékenységből származó diffúz szennyezőforrások kockázatának csökkentése immobilizáción alapuló integrált remediációs technológiákkal

GVOP - 3.1.1 - 2004 - 05 - 0261 / 3.0

2. Technológia-monitoring módszerei, laborkísérletek

- 2.1. Térképezés, modellezés, a területek kockázati modelljének felállítása
- 2.2. Technológiamonitringra alkalmas metodika fejlesztése: mintavételi és integrált mérési módszer kifejlesztése, harmonizálása kockázati modellekkel
- 2.3. Laboratóriumi kísérletek és a szabadföldi kísérletek előkészítése
- 2.4. Összefoglalás

Rövid beszámoló a 2. munkaszakasról

2005. dec. 31–2006. dec. 31.

BME Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem

Témafelelős: Dr. Gruiz Katalin

Budapest

2007. március 12.



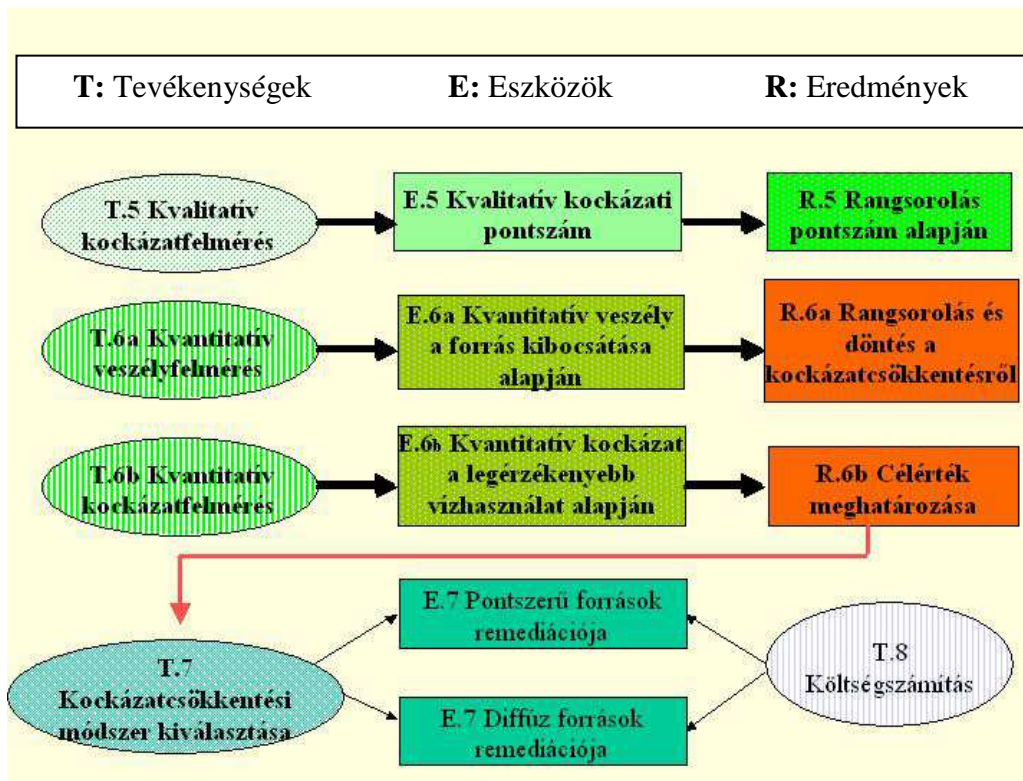
BÁNYAREM	1
2. Technológia-monitoring módszerei, laborkísérletek	1
2.1. Térképezés, modellezés, a területek kockázati modelljének felállítása	3
2.1.1. Kockázat alapú környezetmenedzsment koncepció	3
Következtetések	6
2.2. Technológia-monitoringra alkalmas metodikák fejlesztése	7
A laboratóriumi mikrokozmoszok és a szabadföldi kísérletek monitoringja	7
2.2.1. A monitoring tervezése, koncepciója	7
2.2.2. Kémiai stabilizálás követésére alkalmas módszeregyüttes	8
2.2.2.3. Kioldási tesztek, kísérleti parcellák csurgalékainak gyűjtése és vizsgálata	8
2.3 Laboratóriumi kísérletek	9
2.3.1. Stabilizálási kísérletek	9
2.3.1.1. Gyöngyösoroszi	9
2.3.1.2. A vörösiszap-tározótér	11
2.3.2. Kioldási kísérletek	12
2.3.2.1. Négy különböző oldószerrel, szakaszos technikával	12
2.3.2.2. Folyamatos kioldás mini-liziméterben	12
2.3.3. Klímakamrás növénykísérletek	13
2.3.4. Szabadföldi kísérletek előkészítése	13
2.3.4.1. Gyöngyösoroszi	13
A területek és a szabadföldi kísérletek tervezése	13
2006-os kivitelezési munkák	14
Altárói üzemudvaron elvégzett feladatok	14
Csapadék adatok gyűjtése	15
Toka-menti mezőgazdasági területeken elvégzett feladatok	16
Szabadföldi liziméteres kísérletek előkészítése	16
Talajnedvesség gyűjtők beépítése	17
2.3.4.2. Almásfüzitő	17
Tervezés	17
2006-os almásfüzitői előkísérletek	17
A terep és a szabadföldi technológia előkészítése a két helyszínen	18
2.4. Összefoglalás	19
2.4.1. Disszemináció	20
2.4.2. A BÁNYAREM eredményei bekerültek az oktatásba	20
2.4.3. Háttér tanulmányok	20
2.4.3. Publikációk listája	21

2.1. Térképezés, modellezés, a területek kockázati modelljének felállítása

Ebben a munkapontban kidolgoztuk a háromlépcsős, vízgyűjtőszintű, GIS-alapú kockázatelemzési módszerünket, melynek alapján meghatároztuk a kezdeti és célkockázatot, illetve az elviselhető maradék kockázatot. A maximális kibocsátásokkal és minimális hatékonysággal számoló pesszimista modell mellett alternatív számításokat is végeztünk, a területen felmért szennyezettségi kategóriák és a kísérletekben kimért stabilizálási hatásokkal. A modell eredményeit összehasonlítottuk a laboratóriumi kísérleti eredményekkel és össze fogjuk hasonlítani a szabadföldi kísérletek eredményeivel.

2.1.1. Kockázat alapú környezetmenedzsment koncepció

A Gyöngyösorsoszi Toka patak vízgyűjtőterületére kidolgozott kockázatalapú környezetmenedzsment koncepciót (1. melléklet) tovább finomítottuk a háromlépcsős kockázatelemzés elemeivel (1. ábra). A terület kockázati modellje meghatározta a domináns kockázatot, mely a lefolyó és beszivárgó vizekkel szállított mozgékony fémek felszíni vizekbe kerülése. Kockázatelemzésünk erre a domináns, az intézkedések szempontjából is meghatározó kockázatra vonatkozik. 2006-ban a séma T1–T5 feladatait teljesítettük, ezek eredményeit a 2006. évi munkaszakaszban hasznosítottuk. A séma T6–T8 tevékenységeit a 2006. évi 2. munkaszakaszban végeztük el, és az alábbiakban ismertetjük.



1. ábra Háromlépcsős környezeti kockázatelemzés sémája, a céltértek használata a kibocsátás-csökkentés meghatározására

T6a A kvantitatív veszélyelemzés a forrás kibocsátásának mennyiségi elemzését jelenti. Eredménye a pont és/vagy diffúz forrásból kibocsátott fémmennyiség, amely a részterületről távozó vízmennyiség és az egységnyi vízzel kioldható fémmennyiség szorzata. A területről távozó vízmennyiség, melyet a GIS lefolyási modellel (R.3) határoztunk meg, a területre érkező és onnan távozó csapadék és a területre máshonnan (magasabban fekvő területekről) érkező átfolyó vízmennyiség összege. A kvantitatív kockázat nagymértékben függ a forráson átfolyó vízmennyiségtől, amelyet a meddőhányó vízgyűjtőterületének nagyságából számítottunk ki. A GIS módszer szerint minden egyes szennyezőforrás (bányászati hulladék lerakatai, meddőhányók) külön kis vízgyűjtőterületnek tekinthető. A meddőhányó vízgyűjtőterületének nagysága a felszín, valamint a domborzat (lejtők, lefolyási

irány) függvénye. Az 1. táblázat összegezi a Toka patak vízgyűjtőterületén található pontforrások, diffúz szennyezőforrások, valamint a pontforrások eltávolítása után maradó szennyezőforrások felszínének és vízgyűjtőterületének nagyságát, a GIS lefolyási modell felhasználásával végezve a számítást.

1.táblázat A Toka vízgyűjtőjében található szennyezőforrások felszíne és a szennyezőforráshoz tartozó vízgyűjtő nagysága a GIS modell szerint

Meddőhányók	Felszín m ²	Vízgyűjtő felszíne cellaszám	Cella mérete m ²	Meddőhányó vízgyűjtőjének felszíne m ²
Összes meddőhányó	197 000	8 228	100	822 800
Összes meddőhányó a flotációs meddőhányó nélkül	44 000	4 109	100	410 900
Összes diffúz forrás	24 000	2 000	100	200 000
Összes maradó (pontforrásból visszamaradt) + diffúz	68 000	6 220	100	622 000
Toka patak teljes vízgyűjtője		250 000	100	25 000 000

Az előzetes rangsorolást (R.5: az ehhez tartozó pontszámok metodikát az 1. munkaszakasz beszámolójában ismertettük) finomítottuk a szennyezőforrásokon lefolyó és átfolyó vízmennyiség által kimozdított és szállított fémkibocsátás értékkel.

A szennyezőforrásokból származó kibocsátás (E.6a) meghatározásához a komplex kémiai és biológiai kioldási folyamatból származó savas csurgalék fémtartalmából indultunk ki. Hosszú-távú (három év) laboratóriumi mikrokozmosz (2. melléklet) kísérletben (T4) szimuláltuk a Toka patak vízgyűjtőjében található pirit és más szulfidtartalmú bányameddő-hányókban zajló kémiai és biológiai kioldási folyamatot, amelynek savas és fémmel telített csurgaléka szennyezi a környező talajt és felszíni vizet. A mikrokozmosz kioldási kísérlet paramétereit a kvantitatív veszély- és kockázatfelmérésben használtuk fel, mint modellparamétert. A laboratóriumi mikrokozmosz kísérlet adataiból meghatároztuk három tipikus fémkoncentrációjú (max., közepes, kis szennyezettségű) bányameddő-anyag kibocsátást (2. táblázat).

2. táblázat Három tipikus bányameddő összfémkoncentrációja és az abból származó csurgalék fémtartalma

Fém	Kevésbé szennyezett meddő) Összfém*mg/kg	Minimális kibocsátás µg/lit	Közepesen szennyezett meddő) Összfém*mg/kg	Közepes kibocsátás µg/lit	Maximálisan szennyezett meddő) Összfém*mg/kg	Maximális kibocsátás µg/lit
As	44	150	100	340	216	700
Cd	1	100	3	300	12	1 200
Cu	25	400	50	800	107	4 710
Pb	295	100	600	203	13 100	3 600
Zn	370	25 000	800	54 135	2 155	163 000

*Királyvízes kivonat, ICP MS)

Kiszámítottuk a szennyezőforrások kibocsátását (E. 6a), és ennek alapján finomítottuk a rangsorolást (R.6a). A számításokhoz a GIS Transzport Modellt (R.4) használtuk, melyet az ArcGIS 9 ArcView szoftverrel készítettünk el. A fémmennyiség a csapadékból és a felszín alatti lefolyásból származó vízmennyiség összegének, valamint a mikrokozmosz teszt csurgalék átlagkoncentrációjának szorzata. A kibocsátást minimum és maximum közötti intervallumban adtuk meg, a legkisebb és legnagyobb szennyezettségű bányameddő-csoportnak megfelelően. Az eredményeket a 3. mellékletben összesítettük.

T6b Kvantitatív kockázatfelmérés. A környezeti kockázat mértékét a kockázati tényezővel (RQ =

Risk Quotient) jellemzik. A kockázati tényező a becsült környezeti szennyezőanyag koncentráció (PEC = Predicted Environmental Concentration) és az ökoszisztémára még nem ható becsült koncentráció (PNEC = Predicted No Effect Concentration) hányadosa ($RQ = PEC/PNEC$).

A PEC értéket a Toka patakban jelenleg, illetve az elmúlt években mért (T. 3) víz koncentrációja alapján adtuk meg.

A PNEC értékét, vagyis a Toka patak területspecifikus határértékét a terület jövőbeni vízhasználatának figyelembevételével, feltételezve, hogy a mátrai nemzeti parkhoz közeli terület természetes területként fog funkcionálni. A felszíni vízi ökoszisztéma, mint vízhasználó receptorra nemzetközi irodalmi adatok, rendeletek és tanulmányok ökotoxikológiai adatai és hatáson alapuló határértékei figyelembevételével határoztuk meg. Két esetet különböztettünk meg: Toka patak, mint érzékeny és Toka-patak, mint kevésbé érzékeny ökológiai élőhely (<http://www.sitespollues.ecologie.gouv.fr> BKH, 1995; Swartjes, 1999) (4. melléklet).

A területspecifikus kvantitatív kockázatfelmérés eredményeként a Toka vízgyűjtőjében a kockázati tényező (E.6.b) ($RQ = PEC/PNEC$) jelenleg nagyobb, mint 1 ($RQ > 1$). Számításaink szerint a Toka patakra jellemző fémenkénti kockázati tényező kevésbé érzékeny vízhasználat esetén: $RQ_{As} = 5$ $RQ_{Cd} = 2$ $RQ_{Pb} = 3$ $RQ_{Zn} = 8$. Célunk a kockázati tényezők lecsökkentése $RQ \leq 1$ szintre.

A szennyezőforrás és a Toka patak, mint egyedüli befogadó és a vízgyűjtő doboz-modelljének kifolyása közötti transzportútvonalon a patakba jutó szennyezőanyag-áram lecsökken a terület természetes kockázatcsökkentő (kockázatvisszatartó) hatásának köszönhetően. A talaj szűrő funkciója a szennyezőanyagok fizikai, kémiai és biológiai úton történő megkötését, átalakítását, valamint visszatartását egyaránt jelenti, ezért a Toka patakba folyó toxikus fémekkel szennyezett vízáram fémkoncentrációja kisebb, mint a szennyező-forrásokból kibocsátott (természetes szennyezőanyag-csökkenés). A szennyezőforrások és Toka patak közötti útvonalra bevezettük a „természetes kockázatcsökkentési tényezőt”, mely a meddőhányók fémkibocsátása és a Toka patak mérési eredmények alapján statisztikai átlag alapján becsült fémkoncentrációinak hányadosa. A természetes kockázatcsökkentési tényezőt az As, Cd, Pb és Zn-re számítottunk ki. A jelenlegi modellben a kockázatcsökkentési tényező egy átlagos érték, mely nem veszi figyelembe a szennyezőforrás és a patak közötti távolságot és a konkrét útvonal hidrogeológiai jellemzőit, hanem az egész területre egységes értéként került alkalmazásra (Ebből a szempontból még tovább finomítható a modell). A terület természetes kockázatcsökkentési tényezőjét a kockázatfelmérés és kockázatcsökkentés tervezésénél egyaránt figyelembe vettünk, és a konzervatív megközelítés jegyében értékét a forrásokból történő legkisebb fémkibocsátás alapján számítottuk ki (5. melléklet).

A felszíni vízi ökoszisztéma kockázata, mint domináns kockázat alapján meghatároztuk a Toka területspecifikus határérték, és ennek a célértéknek megfelelő és szükséges kibocsátás-csökkenést a határérték (PNEC) és a természetes kockázatcsökkentési tényező segítségével, a szennyezőforrások jelenlegi fémkibocsátásából kiindulva. Vízgyűjtő szinten, a megengedhető maximális kibocsátás a diffúz és pontforrásokból, a területspecifikus határérték (PNEC) és a terület természetes kockázatcsökkentési tényezőjének szorzata (6. melléklet). A természetes kockázatcsökkentési tényező és a maximális megengedett kibocsátás (remediáció célértéke) számítási sémája a 7. mellékletben található. A megengedett maximális szennyezőanyag-kibocsátás a diffúzan szennyezett terület kockázatcsökkentésének tervezésénél a remediáció célértéke (R.6b).

A terület kockázatcsökkentő hatása nem elegendő a diffúz szennyezőforrás kibocsátásának olyan mértékű csökkentésére, hogy elérje a PNEC függvényében kiszámított megengedhető maximális kibocsátás szintet. Ha csak a terület természetes kockázatcsökkentő hatása érvényesül, a szennyezőforrás fémkibocsátása a következő lenne: As: 150 µg/lit l, a megengedett **30 µg/lit** helyett, a Cd: 100 µg/lit, a megengedett **50 µg/lit** helyett, a Pb: 100 µg/lit, a megengedett **33 µg/lit** helyett és a Zn: 25 000 µg/lit, a megengedett **3 000 µg/lit** helyett (7. melléklet). Érzékeny vízhasználat esetén diffúz szennyezőforrás kalkulált megengedhető kibocsátása sokkal alacsonyabb (6. melléklet), ezért ebben az esetben még kevésbé elegendő a természetes kockázatcsökkentő hatás.

T7 A kockázatcsökkentési módszer kiválasztása. A természetesnél nagyobb kockázatcsökkentés

érhető el a diffúzan szennyezett terület kémiai stabilizációjával és fitostabilizációval. A kémiai stabilizáció csökkenti a lefolyó víz mennyiségét és fémtartalmát, a fitostabilizáció pedig az erózió útján történő transzportot.

A kémiai stabilizálószerke hatását laboratóriumi kísérletekben vizsgáltuk. Ezeket a kísérleteket a kémiai analitikai mérések mellett biológiai és környezettoxikológiai tesztekkel is követtük, hogy a biológiai hozzáférhetőséget, az aktuális toxicitást és a növények által felvett fémmennyiséget követni tudjuk (ld. 2.2. és 2.3 fejezet).

A kémiai stabilizáció hatását egy maximális szennyezőanyag kibocsátású területre a mikrokozmosz kísérletből (ld. 2.3. fejezet) kapott kémiai stabilizáció hatásfokával (8. melléklet) számítottuk ki.

A számítás szerint a diffúzan szennyezett terület kémiai stabilizációja lecsökkenti a Cd és Zn kibocsátást a kevésbé érzékeny vízhasználat szerint meghatározott célérték alá. Az Pb koncentráció a kevésbé érzékeny vízhasználat hatáson alapuló határértéknek megfelelő kibocsátást elérte, az As koncentráció azonban még a határérték kétszerese. Az As és Pb főleg a szilárd anyaghoz köthető, ezért lesz célszerű a fitostabilizáció alkalmazása, mely számításaink szerint 1/10 részére csökkentené az As és Pb koncentrációt. Elkezdtük az erózióval történő szilárd transzport modellezését, ehhez áttekintettük a modelleket és begyűjtöttük a vonatkozó alapadatokat.

T8 Költségbecslés, költséghatékonyság. A kémiaival kombinált fitostabilizáció technológia tervezéséhez kockázatalapú megközelítés, kockázatalapú célérték-képzés és a technológia tervezését megalapozó kísérletek szükségesek. A laboratóriumi mikrokozmosz kísérletek eredményei alapján összehasonlító költségszámolást végeztünk. A kockázatcsökkentési megoldás kiválasztása minden esetben alternatívák technológiai és gazdasági összehasonlítását jelenti. Összehasonlítottunk több fitoremediációs alternatívát, melynek eredményeként a kémiaival kombinált fitoremediáció bizonyult a leghatékonyabbnak költség szempontjából.

A talaj fémszennyezettségének kockázatcsökkentésére kifejlesztett és javasolt integrált kémiai és fitostabilizációs eljárást a MOKKA projektben általunk kifejlesztett verifikációs módszer adaptálásával értékeltük.

A komplex technológia-értékelési módszer négy elemet tartalmaz:

1. Anyagmérleg felvétele
2. Költség-hatékonyság felmérés
3. Kockázatok jellemzése: kétféle kockázattal foglalkozunk:
 - a. A technológia alkalmazása következtében bekövetkező kockázatcsökkenés mértéke, és kockázat végértéke, a maradék kockázat: ezt a jellemzőt hasznok közé sorolva integráltuk a gazdasági értékelésbe.
 - b. A technológia-alkalmazás közbeni kockázat (kibocsátás, toxikus intermedier, talajélet veszélyeztetés, stb.)
4. SWOT analízis: melynek során a technológiát teljességében jellemezzük, de csupán leíró módon, a jellemzés maga nem kvantitatív.

Következtetések

A bányászati hulladékkal szennyezett vízgyűjtőre kidolgozott háromszintű kockázatfelmérési módszerrel a Toka-patak völgyének északi vízgyűjtőjére alkalmaztuk. A metodika pesszimista és iteratív jellegét kihasználva meghatároztuk a minimális adatmennyiséget. 3 eltérő mértékben szennyezett bányászati hulladékból kiindulva szennyezettségi sávok szerint modelleztük a kibocsátást és a célértékhez viszonyított kibocsátás-csökkenést. Bevezettük a terület természetes szennyezőanyag-visszatartó kapacitásának fogalmát. Ez a kockázati modell egyik paramétere, a másik a mikrokozmosz kísérletekben kimért fémkioxid. A terület potenciális felszíni vízfolyásainak GIS alapú modellje, a szennyeződésterképek, valamint a pont és diffúz források lehatárolása együttesen teszik lehetővé, hogy előre jelezzük a terület egyetlen kifolyása, a Toka-patak vizének fémkoncentrációját. A GIS alapú lefolyási/terjedési modell segítségével számítottuk ki az előre jelezhető kibocsátást és ebből az előre jelezhető környezeti kockázatot, majd ezt hasonlítottuk a használatától függő hatáson alapuló környezetminőségi kritériumokhoz. A felszíni vízi ökoszisztéma kockázata, mint domináns kockázat alapján

meghatároztuk a célértékhez szükséges kibocsátás-csökkenést.

A pontforrások eltávolítása utáni maradékot is diffúzként vesszük figyelembe. A komplex kémiai és fitostabilizáció tervezéséhez mikrokozmoszban tesztelt talaj-adalékanyagok fémkibocsátást csökkentő hatása alapján becsültük meg a Toka patak célkoncentrációjának eléréséhez szükséges kibocsátás-csökkentés mértékét. A kibocsátás-csökkenési százalék az a paraméter, melyet a remediáció tervezéséhez használtunk. Legfontosabb eredményünk, hogy maximális szennyezettségű hulladékok esetén a kémiai stabilizálószer alkalmazása önmagában meghozza a szükséges csökkenést a Cd, Zn és Pb esetében. Az As koncentráció csökkentéséhez a fitoremediáció eróziócsökkentő hatására is szükség van a kevésbé érzékeny vízhasználatnak megfelelő célkoncentráció eléréséhez.

2.2. Technológia-monitoringra alkalmas metodikák fejlesztése

A mikrokozmosz és a szabadföldi kísérletek között az a legnagyobb különbség, hogy a mikrokozmosz homogén, a szabadföldi kísérletek talaja (szilárd anyaga) viszont nagyon heterogén és nem is homogenizálható. Emiatt a szilárd talajt csak a laboratóriumi kísérleteknél érdemes vizsgálni, monitorozni, a szabadföldi kísérletekben csak a mozgékony, kioldható, lefolyó, növény által felvehető, tehát folyadék (oldat) formájú és az egész területről gyűjtött, tehát kiegyenlített (átlagolt) hányadokat érdemes vizsgálni és mérni. A laborkísérletek monitoringja tehát eltér a szabadföldi kísérletek monitoring-módszerétől. Homogenitás szempontjából a laboratórium és szabadföldi parcellák között van a szabadföldi liziméter, melynek szilárd fázisa viszonylag homogén. Kontrollálhatóság szempontjából viszont ezek a liziméterek jobbak, mint bármelyik másik kísérleti összeállítás, a különböző csurgalékok és átfolyó folyadékok jó hatásfokkal gyűjthetőek, ugyanakkor környezeti realitása is elég nagy, a csapadék és egyéb klimatikus körülmények tökéletesen egyezhetnek a valódival, és nem válik szét a stabilizáció és a kioldás, mint a laboratóriumi mikrokozmoszokban.

A kísérletek követésekor a kémiai analitikai mérések mellett nagy hangsúlyt fektettünk a biológiai hozzáférhetőség és az aktuális toxicitás mérésére, hogy a valóban ható szennyezőanyag hányadot és ezzel a kezelt talajok kockázatának csökkenését tudjuk követni. Ezért a talajok kémiai stabilizációjának folyamatát bakteriális és növényi toxikológiai, illetve növényi bioakkumulációs tesztekkel is követtük. A toxikológiai tesztek teljes talajra alkalmaztuk, amely biztosítja a direkt kontaktot és a kölcsönhatást a talaj, a szennyezőanyag és a tesztorganizmusok között.

A laboratóriumi mikrokozmoszok és a szabadföldi kísérletek monitoringja

2.2.1. A monitoring tervezése, koncepciója

Az alkalmazott monitoring kockázatközpontú, tehát azokat a forrásokat, terjedési útvonalakat és szennyezőanyag-áramokat igyekszik folyamatosan figyelni, melyek a kockázatok kialakulásához dominánsan hozzájárulnak. A monitoring bizonyos mértékig eltér a laboratóriumi és a szabadföldi kísérleteknél, amennyiben a laboratóriumban a homogén szilárd fázis (kezelt talaj) direkt analízise az egyik monitorozott elem, addig a szabadföldi kísérletekben ezt a heterogén fázist nem monitorozzuk, csak a vizeket és a vizekkel mozgó fémekeket.

A laboratóriumi kísérletekben a stabilizációs mikrokozmoszokból időnként talajmintát vettünk, és mértük a talaj mozgékony és összes fémtartalmát (négyféle savas kivonással), valamint direkt kontakt tesztekkel a talaj tesztorganizmusokra gyakorolt hatását (bakteriális lumineszcencia, bakteriális dehidrogenáz-aktivitás, állati és növényi tesztorganizmusok növekedése) (9. melléklet). Növények által felvehető fémhányad változását bioakkumulációs teszttel határoztuk meg, egy általunk kifejlesztett 4 napos bioakkumulációs teszttel, mely a növények kémiai analízisével szolgáltat eredményt. A kémiai, a biológiai és a toxikológiai eredmények együttes értékelése és interpretációja ad teljes képet a stabilizáló hatásról.

A szabadföldi kísérletek monitoring terve az egyes kísérleti területek és parcellák doboz-modellje alapján készült el.

A gyöngyösoroszi kísérleti parcella kockázati dobozmodellje alapján (10. melléklet) a területre érkező esővíz mennyiségét, a lefolyó és beszivárgó vizek mennyiségét és minőségét, a vizek toxicitását, a talaj

toxicitását a talajon növekvő növényzet növekedését és akkumulációját monitorozzuk.

Az almásfüzitői kísérleti parcellák dobozmodellje alapján (11. melléklet) az öntözővíz mennyiségét, a beszívargó vízből keletkező pórusvizet, a talajtoxicitást és a növényi felvételt monitorozzuk. A szél hatását a szélerózióknak kitett, kopaszon maradt terület nagysága, illetve aránya alapján, számítással határozzuk meg a nagy terület egészére ismert kiporzás ismeretében.

2.2.2. Kémiai stabilizálás követésére alkalmas módszeregyüttes

A homogenizált mikrokozmoszok esetében a talaj szilárd fázisából kapott savas oldatok kémiai analíziséből és a talaj káros hatásainak és bioakkumulálhatóságának változásából következtettünk a stabilizálószer hatékonyságára. Ezekben a vizsgálatokban nagy hangsúlyt fektettünk a biológiai vizsgálatokra. A kémiai és biológiai eredményeket integráltan értékeltük és az összefüggések alapján interpretáltuk. Három teszttípust alkalmaztunk:

1. Toxicitási tesztek, melyek a talaj aktuálisan ható toxikus anyaghányadát jellemzik, tehát közvetlenül mérik a kémiai stabilizálószer hatását. A stabilizálószerrel kezelt talajok káros hatását háromféle toxicitási teszttel vizsgáltuk, talajban élő tesztorganizmusok segítségével: két bakteriális és egy növényi teszttel. A használt bakteriális tesztek a *Vibrio fischeri* lumineszcencia gátlási teszt és az *Azotobacter agile* dehidrogenáz enzimaktivitás gátlási teszt, amelyekkel egyszerűen és gyorsan vizsgálható a talajok toxikussága, baktériumokra gyakorolt gátló hatása és annak változása. A növényi tesztek két célt szolgáltak: egyrészt a talaj fitotoxicitásának és változásának nyomon követését, másrészt a fitostabilizációra alkalmazott és más természetű növények fémfelvételének, bioakkumulációjának vizsgálatát. A talaj fitotoxicitásának mérésére *Sinapis alba* (fehér mustár) gyökér- és szárnövekedés gátlási tesztet alkalmaztunk.

2. Bioakkumulációs tesztek, melyek az egyik fontos transzportútvonalat, a táplálékláncot jellemzik és szintén szoros összefüggésben vannak a szennyezőanyag mobilitásával, illetve növényi gyökök általi mobilizálhatósággal. A fémek bioakkumulációjának vizsgálatához kidolgoztunk egy gyors és egyszerűen használható tesztet, mely során öt napos mustárnövények gyökerének és szárának fémtartalmát mérjük hidrogén-peroxidos és salétromsavas emésztés után ICP-AES-sel. A bioakkumulációs teszt a kémiai analitikai és az ökotoxikológiai tesztek kombinációja.

3. A talaj általános állapotát mutató biológiai vizsgálatok: Sejtszámok, aktivitások, a talaj-mikroflóra kémiai és fiziológiai jellemzői jól mutatják a talaj szennyezettségi állapotát, kockázatát. Ezeket elsősorban a mechanizmusok mélyebb megértése, nem pedig mint rutin monitoring-módszert alkalmaztuk. Az élő sejtek száma, a fémtűrő sejtek száma, a talaj-mikroflóra fiziológia eltérései szoros összefüggésben vannak a talaj szennyezettségével, és a toxikus fémszennyezettség aktuális hatásaival. A talaj-mikrobióta állapotát újabban bevezetett indikációs módszerekkel: kloroform-fumigációs extrakcióval, a mikrobióta foszfolipid-zsírsavainak, észteráz-, dehidrogenáz- és szacharáz-enzimaktivitásainak analízisével is követtük az egyik kísérletsorozatban. A nehézfémek mobilis frakciói által a mikrobiális közösségek méretében és anyagcsere-intenzitásában okozott változások csökkenő sorrendben alkalmas mutatóknak bizonyultak: a talaj foszfolipid-zsír-sav-összetétele és szacharáz-enzimaktivitása; a mikrobiális biomassa nagyságát és általános anyagcsere-aktivitását mutató fumigációs és észteráz-aktivitási (FDA) értékek.

2.2.2.3. Kioldási tesztek, kísérleti parcellák csurgalékainak gyűjtése és vizsgálata

Laboratóriumi kísérleteink során a stabilizációs folyamatok kémiai vetületét, azaz a fémek extrahálhatóságának csökkenését több mérési megközelítéssel igyekeztünk jellemezni.

Szakaszos kioldás négy egymástól függetlenül lefolytatott savas extrakcióval. Négy különböző erősségű savas kivonatban mértük a fémek koncentrációját. Vizes, ammónium-acetátos (1:10 talaj-oldószer arány, MSZ 21978-9:1998 szerint) és ammónium-acetát + ecetsav + EDTA-s (Lakanen-Erviö kivonat, 1:10 talaj-oldószer arány, MSZ 20135:1999 szerint) kivonással, és a kivonatok fémtartalmának analitikai meghatározásával (ICP atomemissziós spektroszkópiás mérés) követtük nyomon a fémek kivonhatóságának csökkenését. A stabilizálószeres és kontroll talajminták összes fémtartalmát királyvizes feltárás után (HCl:HNO₃=3:1 arányú elegye, MSZ 21470-50:1998 szerint) mértük és a mozgékonyabb frakciók mennyiségét ennek %-ában is megadtuk.

Fémek kioldása folytonos technikával: az esővíz minőségét és mennyiségét szimuláló folyadékot oszlopreaktorba (mini-liziméter) töltött talajon csurgatunk át. A csurgalékfrakciók gyűjtése és analízise alapján értékeljük a fémek stabilitását, kioldhatóságát (ld. még 2.3. fejezet).

A stabilizálás és a kioldás a valóságnak megfelelő módon párhuzamosan folyik a szabadföldi liziméteres kísérletekben (ld. még 2.3.4.1. fejezet).

A szabadföldi parcellás kísérletekben a prizmák alá helyezett perforált csőrendszeren keresztül gyűjtjük a talajon átszivárgott csurgalékot. A szabadföldi kísérleteknél a felszínen gyorsan lefolyó, (a talajba beszívárgás nélkül lefolyó) vizekre is kell számítani nagy esőzések alkalmával, ezeket a parcellák lejtésirányban elhelyezett óvárcok gyűjtik össze (ld. még 2.3.4.1. fejezet).

2.3 Laboratóriumi kísérletek

A laboratóriumi kísérleteket három mikrokozmosz-típus képviseli.

1. A stabilizációs mikrokozmosz a kémiai stabilizáláshoz kiválasztott adalékok hatását vizsgálja az időben, általában egy-két éves kísérletekben. A stabilizálószer mennyiségét és több szer együttes alkalmazását is vizsgáltuk.

2. A kioldási kísérletek egyik fajtája a szulfidos hulladékokból kioldódó fémmennyiséget határoztuk meg és a terjedési modellek egyik fontos paramétereként alkalmaztuk. A kioldási kísérletek másik típusa a stabilizációs kísérletek eredményét, a stabilizálószer hatékonyságát, a fémek immobilizálásának tartósságát hivatott vizsgálni. A szakaszos kioldásokban, eltérő savasságú oldatokkal egyensúlyi extrakciót végeztünk, párhuzamosan. A másik kioldás-típus a természetes csapadék nem egyensúlyi kioldási jellemzőit mértük ki, a stabilizálószerrel kezelt talaj természetes kibocsátását modellezve.

3. A növényekkel végzett klímakamrás kísérletek jelentik a harmadik laboratóriumi kísérlet-típust, melyek fitostabilizációhoz kiválasztott és előkészített növények növekedését és a kezelések hatását mutatják.

A laboratóriumi kísérleteket több céllal végezzük: van egy alapkutatói szál, hiszen egy sor mechanizmus nem ismert, a talajban található fémformák, egyensúlyi folyamataik, kölcsönhatásaik nem ismertek. Technológiai vonatkozású kérdéseket is megválaszolnak ezek az egyszerű kísérletek: melyik stabilizálószer hatékony, reverzibilis vagy irreverzibilis-e a hatása. A technológia szabadföldi alkalmazását, a technológiai paraméterek tervezését és a költségbecslést segíti a stabilizálószer koncentrációk és több stabilizálószer együttes alkalmazásának vizsgálata és a növénykísérletek.

2.3.1. Stabilizálási kísérletek

2.3.1.1. Gyöngyösoroszi

A gyöngyösoroszi bányászati hulladékokra és szennyezett talajokra több kémiai stabilizálószer hatását vizsgáltuk laboratóriumi mikrokozmosz kísérletekben. A különböző adalékanyagok gyöngyösoroszi talajra gyakorolt hatását mikrokozmosz kísérletekben vizsgáltuk. A talajokat 2 kg-os edényekbe helyeztük, a nedvességtartalmat a kapilláris víztartó képesség 60%-ának megfelelő értékre állítottuk be. A talajmintákat 25 °C-on inkubáltuk, kéthónaponként átkevertük, víztartalmát pótoltuk. A kísérlet nyomon követéséhez, a fémek mobilitás változásának vizsgálatához bizonyos időközönként az inkubált talajmintákból homogenizálás után mintát vettünk

A Gyöngyösorosziból származó szennyezett talajt (Gy), 1w%, 2w% and 5w% erőművi pernyével (PA) kezeltük hosszú távú kísérletben. A hosszú távon, két éven át nyomon követett stabilizációs kísérletek kémiai analitikai és ökotoxikológiai eredményei alapján a 2%-os ? erőművi pernyés kezelés a legalkalmasabb a gyöngyösoroszi mezőgazdasági talajban lévő toxikus fémek immobilizálására. 5 w% „A” pernye hozzáadása a mobilis (acetát oldható) Cd és Zn tartalmat 45–49%-kal csökkentette (14 b. melléklet), a vízoldható Cd és Zn tartalmat 99%-kal (14 a. melléklet). A toxikológiai eredmények általában alátámasztották a kémiai eredményeket, de ellentmondások is tapasztalhatóak, melyek felhívják a figyelmet arra, hogy pusztán kémiai eredmények alapján nem lehetünk biztosak a káros hatások eltűnésében.

Az *Aspergillus niger* dehidrogenáz enzimaktivitás gátlási teszt alapján 5 %-os pernye-adagolás kellett ahhoz, hogy a légzésre gyakorolt toxikus hatás számottevően lecsökkenjen (12 a₁. melléklet, 12a₂. melléklet). Hasonló toxicitáscsökkenést okozott a mészhidrát és a nyersfoszfát. (12a₃ melléklet). A *Vibrio fischeri* nagy érzékenysége miatt kevésbé volt képes differenciálni az egyes kezelések között, szinte minden kezelt és kezeletlen talajt toxikusnak érzett.

A növényi tesztből számított gyökér-, illetve szárnövekedés gátlási százalékok alapján (12 a₄. melléklet) a **pernyés kezelés hatására stimulálást mértünk**, érdekes, hogy ennek maximuma a 2%-os kezeléskor mutatkozott. A pernye-adagolás hatására a növény-növekedés 40–60 %-kal nőtt, a növények által felvett fémmennyiség a Cd esetén 58–70%, a Zn esetén 70–74%-kal csökkent (14 c. melléklet).

A bioakkumulációs teszt alapján a kezeletlen talajon nőtt növények által felvett és a szárba átszállított kadmium- és cinktartalomhoz képest a **25 hónapos 5% pernyés kezelés** hatására mutatott maximális csökkenés kadmium esetében 71%, illetve 58%-os, cink esetében 76% és 71%-os (12 b. melléklet). A mészhidrát, nyersfoszfát, alginát és lignin együttes alkalmazása eredményezte a legjobb stabilizáló hatást a második kísérletsorozatban. A mészhidrát hozzáadása 47–64%-kal csökkentette a fémek kioldhatóságát, és mérsékelte a talaj toxikusságát a baktériumok számára. Az alginát esetleges alkalmazhatóságát a bioakkumulációs és a növény toxicitási teszt támasztotta alá, míg a nyersfoszfát stimuláló hatású volt a növényekre, de a fémek oldhatóságát csak kis mértékben csökkentette. A ligninnek nem volt stabilizáló hatása, növelte a toxicitást és serkentette a növények fémfelvételét, így stabilizálásra való használata ellenjavallt.

Stabilizációs laboratóriumi talajinkubációs modellkísérletet állítottunk be különféle hulladékok, mint potenciális kémiai stabilizálószerke: erőművi pernye, ivóvíztisztításból származó, nagy vas- és mangántartalmú csapadékkomplexek és vörösiszap vizsgálatára is.

A 45 napos eredmények szerint valamennyien pozitív hatást mutattak a szennyező fémek stabilitására ez alatt a rövid idő alatt. A kémiai eredmények alapján másfél hónap elteltével leggyengébbnek a tatai pernye, legjobbnak a vörösiszap mutatkozott a fémek kémiai stabilizálásában. A toxikológiai eredmények alapján azonban valamennyi adalékanyag esetében nőtt a toxikusság, ami azt bizonyítja, hogy 45 nap még kevés a talajok egyensúlyi helyzetének a beállításához, ezért a talajmikrokozmoszok monitoringját hosszabb távon is folytattuk. 8 hónappal a kezelés után leghatékonyabbnak a Csepelről származó ivóvíz-tisztítási csapadék bizonyult, ez az acetát oldható Cd és Zn tartalmat 64%-kal, a vízdoldhatót 51–79%-kal csökkentette le. A Ráckeve-ről származó csapadék a kadmiumra hasonlóan hatékony volt, azonban a Zn oldhatóságát csak 26%-kal csökkentette. A vörösiszap a csepeli csapadékhoz hasonló hatékonyságú volt, az acetát oldható fémtartalmat 42–64%-kal, a vízdoldhatót 71–83%-kal csökkentette le. A tatai pernye továbbra is csak gyenge stabilizáló hatást mutatott. A toxikológiai eredmények alátámasztják az ivóvíztisztítási csapadékok hatékonyságát, azonban a vörösiszappal kezelt talaj toxikussága továbbra sem csökkent. A tatai pernye kis mértékben mérsékelte a gyöngyöses talaj toxikus hatását.

Mivel a tatai pernye nem mutatkozott olyan jónak, mint az oroszországi, valószínűleg azért, mert semleges a kémhatása, ezért újabb kísérletsorozatban elkezdjük vizsgálni a visontai erőművi pernyét és a tatai pernye mésszel való kiegészítésének hatását. Erre azért van szükség, mert a legjobb stabilizáló hatást mutató oroszországi pernye beszerzése akadályokba ütközik. A hatósági engedélyünk sem az oroszországi pernyére szól, de az engedély kiterjesztését elindítottuk és egy kisebb parcellát összehasonlítás-képpen az oroszországi pernyével fogunk kezelni.

A 14 a. melléklet a vízdoldható Cd és Zn koncentrációk csökkenését mutatja 1, 2, 5% „A” pernye hatására, 25 hónappal a kezelés után. A 14 b. melléklet az acetátoldható Cd és Zn koncentrációk csökkenését mutatja 1, 2, 5% „A” pernye hatására, 25 hónappal a kezelés után. A 14 c. melléklet azt mutatja, hogy a növények által felvett fémmennyiség a Cd esetén 58–70%, a Zn esetén 70–74%-kal csökkent 1, 2, 5 w% pernyés kezelés hatására, 25 hónappal a kezelés után, a kezeletlen talajhoz viszonyítva. A 14 d. melléklet és a következő táblázat összefoglalja a mikrokozmosz kísérletben eddig használt adalékanyagok hatását. A kezelt talaj acetát és vízdoldható Cd és Zn tartalmának csökkenését %-ban a kezeletlen talajhoz viszonyítja 11 adalék használata esetén.

Az egyes adalékok legjobb stabilizálási eredményei

	“A” pernye	“B” pernye	“T” pernye	Mész	Alginit	Nyers foszfát.	Lignit	4 adalék keveréke	“R” iszap	“C” iszap	Vörös iszap
Acetátos kivonat Cd	45%	30%	2%	41%	24%	12%	-9%	64%	53%	64%	42%
Acetátos kivonat Zn	49%	34%	12%	53%	31%	21%	-31%	68%	26%	63%	62%
Vizes kivonat Cd	99%	94%	53%	99%	84%	45%	-142%	99%	71%	79%	71%
Vizes kivonat Zn	99%	98%	83%	99%	92%	97%	-199%	99%	27%	51%	83%

2.3.1.2. A vörösiszap-tározótér

A vörösiszap-tározótér anyagához adott adalékok stabilizáló hatását szintén mikrokozmoszokban vizsgáltuk. Multifaktoriális ortogonális kísérleti terv alapján laboratóriumi modellkísérletet állítottunk be a gyöngyösvisontai lignitnek, mint kémiai stabilizáló anyagnak a vizsgálatára. A lignit a biomassza bomlása során, redukzív körülmények között kialakuló, 65-70% szenet tartalmazó szervesanyag. Szén és humusztartalmából eredően elsősorban szorpcióval vagy komplexképződéssel történő immobilizálásra képes. Már évtizedekkel ezelőtt történtek agrokémiai vizsgálatok a bányászott lignit tisztításakor kapott alacsony kalóriatartalmú frakció talajjavításra való felhasználását célozva. A gyöngyösvisontai lignitnek, mint kémiai stabilizálószernek nehézfém-megkötő képességéről viszonylag kevés adat áll rendelkezésre. A komplex kísérleti rendszerben lehetőség nyílt a szabadföldi kísérleti területeinken jellemzően előforduló, széles tartományban, 5 koncentrációban alkalmazott három nehézfém (Cr, Zn, Pb) megkötődésének vizsgálatára az ugyancsak 5 különböző koncentrációban dozírozott ligniten (15. melléklet). A többváltozós modellrendszer lehetővé teszi az előbbi változók lineáris, kvadratikus és párkölcsönhatásainak vizsgálatát a kezelt modell-talaj (savanyú homok) királyvíz-, víz-, acetátpufferes és Lakanen-Erviö oldható nehézfém-tartalmára. Vizsgáltuk továbbá a három nehézfém és a lignites kémiai stabilizáció talajbiológiai, talajbiokémiai sajátságokra (FDA, szacharáz-aktivitás, mikrobiális biomassza meghatározása fumigációs, FDA és PLFA analízissel) gyakorolt hatását is ugyanezen kísérleti rendszerben.

A kísérlet tervezése és eredményeinek értékelése a *DISITOB*I modell alapján történt. E modellrendszer alapja az a megfigyelés, hogy több hatás esetén a legtöbb modellezett agrokémiai és talajbiológiai jelenség lineáris-, párkölcsön-, kvadratikus hatások által meghatározottnak bizonyult. A modell szerint a vizsgált függő változó (mért talajkémiai, talajbiológiai jellemző) viselkedése a kísérletben beállított faktoroktól függ, esetünkben a három nehézfém és a lignit koncentrációjától.

A 78 változó 3 különböző inkubációs időszak utáni mérésével előállított tekintélyes adatbázis (csaknem 11.000 alapadat) statisztikai feldolgozása nem csak a lignit stabilizációs hatásának megismerését, hanem az alkalmazott kémiai, biokémiai és biológiai módszerek biodiagnosztikai értékének jellemzését is lehetővé tette.

A nehézfém-szennyezések és a lignites kémiai stabilizáció talajkémiai és talajbiológiai hatásai több esetben a *DISITOB*I-moddellel leírhatónak bizonyultak. Talaj-inkubációs kísérleteinkben a lignit leginkább a króm megkötődését növelte (16. a,b,c. melléklet), az ólom esetében csak a vizes kivonatban volt igazolható a mobilitáscsökkenés, míg a cinkre nem gyakorolt szignifikáns stabilizáló hatást. A lignit hatása a króm esetében három kivonatban (köztük a növényi gyökerek felvételét legjobban modellező Lakanen-Erviö kivonatban) lineáris és króm-lignit párkölcsönhatásban is szignifikáns volt. A króm hatott az ólom és a cink kivonhatóságára is. A lignit stabilizáló-képességét a talaj kémhatása erősen befolyásolta, különösen a króm esetében.

A talaj-mikrobióta állapotát jellemző indikációs módszerekkel: kloroform-fumigációs extrakcióval, a mikrobióta foszfolipid-zsírsavainak, észteráz-, dehidrogenáz- és szacharáz-enzimaktivitásainak analízisével (13 a,b,c melléklet) is követtük az egyik kísérletsorozatban.

A foszfolipid-zsírsav-spektrumok 48 változóra elvégzett statisztikai elemzése nyomán 11 zsírsavat és 4 zsírsav-csoportot találtak, melyek specifikus illetve általános módon jó indikátorai az egyes nehéz-

fémek talajszennyező hatásának. A kezelésekkel elsősorban az elágazó láncú zsírsavak mutattak a modell szerinti összefüggést: esetükben különösen erősen mutatkozott a króm toxikus hatása. E zsírsavak a Gram-pozitívokra, ezen belül a nehézfém-érzékenyként ismert Actinobacteria (sugárgombák) csoportra jellemzőek. E mikrobák jellemzően a nehezen hozzáférhető, összetett bontó enzimek készletet igénylő makromolekulákat hasznosítva jutnak szén-és energiaforráshoz. Ennek megfelelően a lignit négyzetes összefüggésben növelte mennyiségüket. Az elágazó láncúaknál, valamint a 16:1 c9 zsírsav esetében jól látszik a lignitnek a króm toxicitását csökkentő hatása: utóbbi esetben amellett, hogy a lignit önmagában (nehézfémek hozzáadása nélkül) gátló hatásúnak mutatkozott. Egyes páratlan szénatomszámú, normál láncú zsírsavak az elágazóakkal fordított hatásgörbe-mintázatot mutattak (pl. 17:0): ennek oka az elágazó láncú zsírsavakkal képviselt Gram-pozitív baktériumok visszaszorulása következtében csökkenő versengés lehet. A lignit talajéletre gyakorolt összehatásában több esetben jelentős volt a lignit-króm párkölcsönhatás. Megfigyelhetők voltak fém-fém kombinált hatások is. A foszfolipid-zsírsav-analízis eredményei alapján a lignit jelenlétében a nehézfémek nem csak nehezebben felvehetőek a növények számára, de a talajéletre gyakorolt toxikus hatásuk is kisebb.

2.3.2. Kioldási kísérletek

2.3.2.1. Négy különböző oldószerrel, szakaszos technikával

A mikrokozmoszokból vett talajmintákat levegőn tömegállandóságig szárítás után a következő feltárási módszerekkel vizsgáltuk: (1) Királyvizet feltárás az MSZ 21470-50:1998 szerint. Az összes fémtartalmat adja meg. (2) Lakanen-Erviö kivonat az MSZ 20135:1999 szerint. A sav (ecetsav) és komplexképző szer (EDTA) által kioldható fémtartalmat adja meg, a növények által felvehető, toxikus fémtartalmat modellezi. (3) Acetátos kivonat az MSZ 21978-9:1998 szerint, 4,5 pH-jú ecetsavoldattal kivonható (ionos formában oldható), mobilis fémtartalmat jellemzi. (4) Az MSZ 21978-9:1998 szerinti extrakció a talaj saját pH-ján vízzel kioldható fémtartalmat adja meg. A száraz talaj-oldószer arány 1:10. A kivonatok fémtartalmának vizsgálata ICP plazmaemissziós spektrometriás elemvizelésekkel történt, JY Ultima 2. plazmaemissziós spektrométerrel az MSZ 21978-9:1985 szerint.

2.3.2.2. Folyamatos kioldás mini-liziméterben

A folyamatos kioldásos vizsgálatok célja, hogy a természetes csapadék hatását modellezve nyerjünk információt az alkalmazott kémiai stabilizálószer (erőművi pernye, mész, nyersfoszfát, lignit, alginit és ezek kombinációi) a nehézfémek kimosódását gátló hatásáról. Az eredményeket összevetjük a különböző mobilitású nehézfémfrakcióknak az inkubációs periódus alatt mért értékeivel, hogy meghatározzuk a technológiamonitöring során alkalmazandó adekvát kémiai vizsgálati módszereket.

A talajoszplok fizikai standardizálása során a különböző talajoszplokban azonos térfogattömeget és azonos pórustérfogat értékeket állítottunk be. A kimosódási kísérlethez az átlagos magyarországi csapadék összetételét szimuláltuk. Ennek érdekében elemeztük a szerves ionok csapadékvízben mért koncentrációjának alakulását a háttérállomások mérései alapján Mindezek alapján a nehézfémek mobilizálódásának tanulmányozásához a 0,16 mM CaCl₂ oldat alkalmazása mellett döntöttünk. Az első mérésorozat tapasztalatai alapján a talajoszplokknál 20 cm vízszlopnyomást állítottunk be.

A kimosódás nyomonkövetésére meghatározott mennyiségű oldatra volt szükség. Ennek érdekében a talajoszplopból kimosódott, azonos mennyiségű (50 mL t) oldatfrakciókat gyűjtöttünk össze. Az 50 mL térfogatú oldatmennyiség elérésekor a talajoldat áramlását a talajoszplopon keresztül megállítottuk. Azonos időpontokban gyűjtöttük össze a talajoldat mintákat (4., 24., 28., 48., 52., 72., 76., 96., 192., 196., 216., 220. óra). Ezek az időpontok a mintavétel elteltegyensúly időtartamát (és nem az áramlás sebességét) jelzik. A talajoszplopon áthaladt talajoldatok legfontosabb kémiai tulajdonságait határoztuk meg: EC (mSi/cm), pH, As-, Ba-, Cd-, Co-, Cr-, Cu-, Hg-, Mo-, Ni-, Pb-, Se-, Sn-, Zn-, Al-, Ca-, Mg-, K-, Na-, Fe-, Mn- és B- tartalom.

A kioldási kísérletek nagy realitással jellemzik a talajok szennyezettségének hosszútávú stabilitását. Az első eredmények alapján azt látjuk, hogy az egyes kezelések sokkal nagyobb különbségeket okoznak a folyamatos kioldással nyert csurgalékban, mint a szakaszos extrakcióval nyertekben.

2.3.3. Klímakamrás növénykísérletek

2006-ban klímakamrás tenyészedény kísérletekben mikrobiológiai stabilizálásra és a fitostabilizáció különböző megoldásaira alkalmas, talajtípustól és szennyezőanyagtól függő növény- és arbuskuláris mikorrhiza (AM) gombafajok tesztelését végeztük. Áttekintettük a növényfajok tűrőképességének javítására alkalmas eljárásokat. Az AM gombák a szárazföldi növények többségével egy kölcsönösen előnyös szimbiózisban élnek együtt. Jelenlétük a növények számára hatékonyabb talajhasznosítást tesz lehetővé, mind a tápanyag-, mind a vízfelvétel szempontjából. A mikorrhizás növények a gombával nem fertőzöttel szemben ellenállóbbak az abiotikus és biotikus stresszforrásokkal szemben. Kísérleteink során nehézfémekkel szennyezett területekről származó, feltételezhetően ahhoz adaptálódott hét AM gombatorzs fémtoleranciájának és gazdanövényük fémfelvételére gyakorolt hatásának vizsgálatát végeztük. A növényfajok szelekciója során biomassa termelésük, fémtoleranciájuk és mikorrhizálódási képességük alapján szabadföldi alkalmazás céljából kukorica (*Zea mays* L.) egy több fűfajból álló keverék ún. gyep és ricinus (*Ricinus communis*) növényfajokat teszteltük.

Eredményeinket összegezve mondhatjuk, hogy a szabadföldi kísérleti területeinken fitostabilizációs célokra leginkább alkalmas növények a kukorica és egy több pázsitfűfélékből álló gyep alkalmas. Az AM gomba oltóanyagok fémtoleranciája, gyökérkolonizációs mutatóik alakulása (infektivitás) és a gazdanövény biomassa termelésére gyakorolt hatásuk (effektivitás) és növény legalkalmasabbnak *Glomus mosseae* és több, fémtolerancia szempontjából szelektált AM gombafajból előállított vegyes oltóanyagok bizonyultak. A ricinus, kukorica és fűfélék fémfelvételét a nem mikorrhizás növények fémtartalmához viszonyítva a különböző oltóanyagok gombafajától, a gazdanövénytől és az adott fémtől függően befolyásolták. A tesztnövények hajtásában mért fémkoncentrációk összehasonlító vizsgálata alapján a toxikus fémeket (kadmium, króm, réz, higany, nikkel és ólom) a legkisebb mennyiségben a pázsitfűfélék hajtása akkumulálta. A mikorrhiza oltóanyagok alkalmazása a pázsitfűfélék biomassa termelésének csökkentése mellett, jelentősen csökkentette a fémek hajtásba jutását. A különböző fűfélék keverékéből előállított ún. gyep szabadföldi kísérleteinkben fitostabilizációs célokra jól alkalmazható. A kiválasztott növényfajok fémtoleranciáját az AM gomba oltóanyagok növelték és csökkentették a toxikus fémek táplálékláncba jutásának kockázatát.

2.3.4. Szabadföldi kísérletek előkészítése

Kiválasztottuk a területeket, az előkísérletek alapján eldöntöttük a kísérleti beállításokat, elkészültek a tervek, majd a parcellák előkészítése.

2.3.4.1. GyöngyöSOROSZI

A területek és a szabadföldi kísérletek tervezése

Két területet elhelyezkedését a térképen a 17. és a 18. melléklet mutatja. A kísérleti parcellák elhelyezkedését és kiképzését a 19. mellékletben láthatjuk.

A Bányaudvarra tervezett kísérleti parcellák elhelyezkedését részletes helyszínrajzon a 19. melléklet mutatja be. A kísérleti parcellák két csoportra oszthatók: Az első csoportba tartozó három parcellát (I, II, III) úgy alakítottuk ki, hogy lehetőség legyen a parcellák felületén összegyűlő és lefolyó csapadék eredetű csurgalékvíz, valamint hordalék gyűjtésére, övások kialakításával. A beszivárgó vizet a parcellákba ágyazott drénrendszer gyűjti össze, ahonnan rendszeresen mintát veszünk. A parcellák mérete egyenként 15 m x 6 m = 90 m². Az összegyűlt csapadék és hordalék mennyiségét folyamatosan regisztráljuk a gyűjtőedényben elhelyezett vízmérce és hordalékgyűjtő segítségével. A parcellák talajkezelésének rendje az alábbi:

Parcella	Kezelés módja
I. parcella	Pernye adagolás
II. parcella	növényesítés
III. parcella	kezeletlen

A második csoportba tartozó három parcella (IV, V, VI) esetében az előzetes terveknek megfelelően nem szükséges a felszíni csurgalékvizek gyűjtése. A parcellák talajának kezelése után az arra kijelölt

területeket növényesíteni kell. A parcellák mérete egyenként $3,7 \text{ m} \times 3 \text{ m} = 11 \text{ m}^2$. A három parcella közül kettő talaját kívánjuk pernyével kezelni (22 m^2). A parcellák talajkezelésének rendje az alábbi:

Parcella	Kezelés módja
IV. parcella	növényesítés
V. parcella	Pernye adagolás + növényesítés
VI. parcella	Pernye adagolás + növényesítés

A kísérlethez az előzetes tervek alapján $2\,350 \text{ kg}$ pernye szükséges. A 303 m^2 területen, 112 m^2 -t kívánunk pernyével kezelni, 40cm -es mélységben. A pernye adagolása 5% (m/m), sűrűsége $\sim 1,40 \text{ g/cm}^3$. A pernyét 30 kg/m^2 dózisban adagoljuk.

A Toka patak és Száraz patak által határolt öntésterületre tervezett kísérleti terület a patakra mérőlegesen két parcellából áll: egy kezeletlen és egy pernyével kezelt. A tervezett kísérleti parcellákhoz az előzetes tervek alapján $9\,450 \text{ kg}$ pernye szükséges. A 2466 m^2 területen, 450 m^2 -t kívánunk pernyével kezelni, $25\text{-}30 \text{ cm}$ mélységben. A pernye adagolás 5% (m/m), sűrűsége $\sim 1,40 \text{ g/cm}^3$. A terv szerint a pernyét 21 kg/m^2 dózisban adagoljuk.

2006-os kivitelezési munkák

A kivitelezési munkák a két eltérő kísérleti területen folytak, előkészítettük az altárói parcellákat, a patakparti parcellákat, beépítettük az esővíz-gyűjtő és mérő berendezést, a csurgalékgyűjtő drénrendszert, a lefolyóvízgyűjtő árkokat és a pórúsvíz-mintavevőket.

Altárói üzemudvaron elvégzett feladatok

A 2.4 munkaszakasz „Szabadföldi kísérletek előkészítése, tervezése, előkészítő terepi munka” szerint elvégeztük 2006-ban a kísérleti parcellák kialakítását, a Gyöngyösoroszi településtől északra, a Toka patak bal partján található Altárói-üzemudvaron (17. melléklet). A parcellák, a Gyöngyösoroszi Ércbányászat során kihajtott Altáró nevű szintes vágat tároszája előtti területen fekszenek. Az Altáró a $+400 \text{ mBf.}$ szintről indulva a $+424 \text{ mBf.}$ szintig emelkedve köti össze a bányászat legfontosabb felszín alatti objektumait, a Központi-, a Bányabérci- és a Mátraszentimrei-bányamezőket. Az Altáró volt az érces anyag szállításának útvonala, ezáltal az Altárói-üzemudvart a bányászat évtizedei alatt jelentős többletterhelés érte. Az Altárói üzemudvar az Altáró kihajtása során kitermelt meddő anyagból épült fel, rajta rossz minőségű, nehézfémekkel szennyezett váz-talaj található, így ideális terepe a szabadföldi kísérletek lefolytatásának.



A kísérleti terület tulajdonosa a MECSEK-ÖKO Környezetvédelmi Zrt. A kísérlet lefolytatására hulladékgazdálkodási engedély kérelmet nyújtottunk be az Észak-magyarországi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség részére, melyet 13140-3/2006. számon a Felügyelőség kiadott a részünkre, a hatósági szolgáltatási díjak kifizetése után.

A terület a parcellák kialakítása előtt

A Gyöngyösoroszi, altárói kísérleti terület fontosabb adatai:

helyrajzi szám	tulajdonos neve	terület [m ²]	művelési ág	település azonosító
----------------	-----------------	---------------------------	-------------	---------------------

Gyöngyösoroszi külterület 703/3	MECSEK-ÖKO	76 522	kivett	13338
---------------------------------	------------	--------	--------	-------

A három parcellát az alábbiak szerint képeztük ki:

parcella jele	meddő	pernye	mész-hidrát
1.	90 m ³	3,5 m ³ tatabányai pernye 3,5 m ³ visontai pernye	1,5 m ³
2.	90 m ³	7 m ³ tatabányai pernye	---
3.	90 m ³	---	---

A parcellák kivitelezésekor szembesültünk azzal a ténnyel, hogy a parcellák K-i oldalán futó, bányavíz elvezetésére szolgáló csorga, nem képes a 2006. év végén megnövekedett mennyiségű, bányából kifolyó víz elvezetésére, és a megnövekedett hozam a parcellák elöntésével fenyeget. Ezért a terveket módosítottuk és a terepszintet feltöltéssel megemeltük. A terület szigetelése után a parcellák alatt, zúzott köves drénszivárgó rendszert és dréncsőves vízgyűjtő rendszert alakítottunk ki (19. és 22. melléklet). A drénrendszer kifolyási pontjaira mintagyűjtő edényeket helyeztünk el, melyeket úgy alakítottunk ki, hogy a felszíni lefolyásból, vagy csapadékeredetű vizek ne tudjanak keveredni a csurgalék vizekkel. A növények tavaszi vetéséig csak a kémiai stabilizálószer hatását vizsgáljuk.



A három parcella déli irányból



2. sz. parcella: meddő + pernye



3. számú parcella: csak meddőanyag



1. számú parcella: meddő, pernye és mészhidrát

A parcellákon történő tavaszi növényesítés, az MTA TAKI útmutatásai szerint fog megvalósulni 2007-ben. Az Altárói üzemudvaron egy kisebb területet is kialakítunk, melyen az oroszányi pernye, valamint a különféle talajoltóanyagok hatását fogjuk vizsgálni. A terület a csillejavító műhely D-i oldalán található. A fellazított talajban a pernyét 20 cm vastagságban keverjük el. Az így kialakított területet 2007-ben növényesítjük be (19. melléklet).

Csapadék adatok gyűjtése

Az Altárói-üzemudvaron végzendő kísérletekkel párhuzamosan szükséges a csapadék mennyiségének folyamatos regisztrálása. Ehhez Helmann-rendszerű csapadékmérőt használunk. A műszer két fő

része a bádogból készült felfogó edény és az üvegből készült mérőhenger. A felfogó edény is több részből áll, köpeny, gyűjtőpalack, tartály és tartóvas. Az általános meteorológiai gyakorlat szerint a csapadékot naponta egyszer, reggel hét órakor kell mérni, és az adatot az előző napi rovatba kell beírni. A csapadékos nap tehát reggel hét órától másnap reggel hét óráig tart. A mérést mindig tizedmilliméter pontossággal kell elvégezni. Ha a felfogott csapadék a 0,1 mm-t sem éri el, „nyomot” jegyzünk fel. A szilárd halmazállapotú csapadék mérését (hó, dara, jég, ónos eső) a hengerrel ugyanígy végezzük, a csapadékot azonban előzetesen megolvasztjuk. Télen a földön fekvő hóréteg vastagságát is megállapítjuk. Ha a hóréteg vastagsága nem éri el az 1 cm-t, „hóleplet” jegyzünk fel.

Toka-menti mezőgazdasági területeken elvégzett feladatok

A Toka-patak és Száraz-patak által határolt öntésterület, Gyöngyösorszi településtől D-re, a Mezőgazdasági-víztározótól É-i irányban található (18. melléklet). A terület a Gyöngyös-Gyöngyösorszi országútról, a falu déli határán keresztül érhető el. Az általunk kialakított kísérleti parcella három telket érint, melyek adatait az alábbi táblázatban foglaljuk össze. A tulajdonosokkal bérleti szerződést kötöttünk, a bérleti díjakat részükre átutaltuk. A kísérlet lefolytatásakor az Észak-magyarországi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi felügyelőség által kiadott 13141-3/2006. számú nem-veszélyes hulladék hasznosítási engedély előírásai szerint jártunk el.

helyrajzi szám	tulajdonos neve	terület [m ²]	művelési ág	település azonosító
Gyöngyösorszi külterület 0109/2	Kúti Kornél	366	kivett	13338
Gyöngyösorszi külterület 0109/11	Ludányi Kálmánné	785	kivett	13338
Gyöngyösorszi külterület 0109/12	Szántó Istvánné	1315	kivett	13338
Összesen		2466		

A körbekerített területet felszántottuk, a növényzetet eltávolítottuk, elhamvasztottuk. A kísérleti területet a patakra merőlegesen két részre osztottuk. A határvonalat kikaróztuk. A D-i, Mezőgazdasági-víztározó felőli részt csak elboronáltuk, adalékanyagot nem dolgoztunk be a talajba. Az É-i oldalon tatabányai pernyét adagoltunk a talajba, 5 tömeg % mennyiségben.



A Toka-patak menti terület

A Toka-patakon ágakból fatörzsekből épített gátat elbontottuk, hogy csökkentsük a területet elöntésének lehetőségét. A kísérleti terület melletti Toka-patak szakaszon a partfal alacsony, így nagyvízes időszakban a patak könnyen kiléphet medréből, mely tönkretetheti a növényesítés után sarjádó vegetációt.

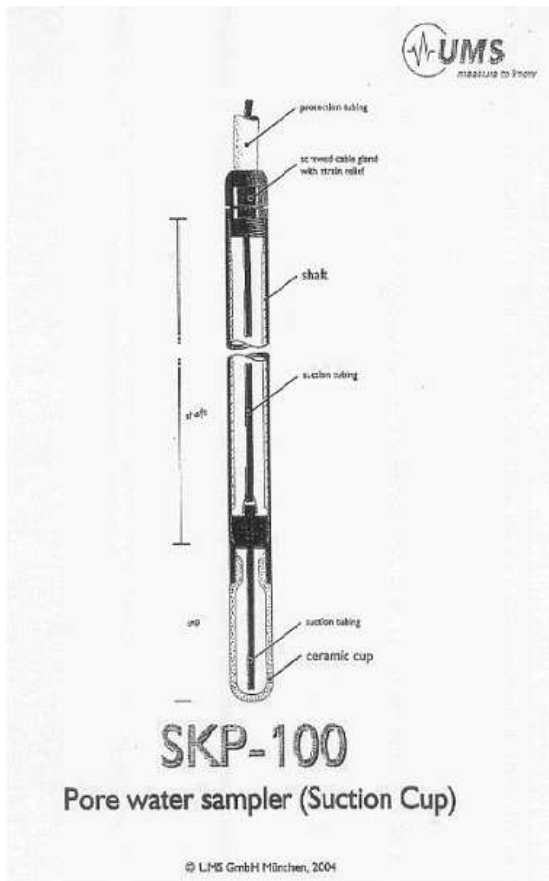
Visszaduzzasztó „gát” az elbontás előtt
Szabadszabó liziméteres kísérletek előkészí-



tése

Az Altárói-üzemudvaron a kísérleti parcellák kialakítása mellett, a teszt-területről vett talajmintákkal, hordalékmintákkal és bányameddő anyagokkal végzünk liziméteres vizsgálatokat, annak megállapítására, hogy a különböző pernye adalékanyagok (visontai, tatabányai és oroszlányi pernye), valamint egyéb adalékanyagok (hidroxiapatit-HAP, kalciumkarbonát) a területre jellemző szennyezők migrációját milyen mértékben gátolják meg (20. melléklet). Ezek az adatok a fitoremediáció értékelésénél lesznek fontosak.

A kísérleteket két kialakításban végezzük el. Egyrészt a pernyét homogéneen a szennyezett talajjal elkeverve, másrészt reaktív gátként, rétegben elhelyezve.



Talajnedvesség gyűjtők beépítése

A gyöngyösesorosi cink- és ólomérc bányászat során történt környezetszennyezések jellege, és azok jobb megismerése miatt indokolt az ártéri üledékekben lezajló anyagmigrációs folyamatok vizsgálata. Ennek egyik lehetősége a szennyezett ártéri üledékek pórusvizeinek mintázása. Erre a célra alkalmas az SKP-100-as típusú pórusvízgyűjtő készülék talajszelvénybe telepítése. A pórusvízgyűjtő eszközöket, a partfalba mélyített 10°-os dőlésszögű furatokba építjük be, védőcső alkalmazása mellett. A folyamatos mintázást a rendszer végéhez csatlakozó vákuumtartó mintázó edény biztosítja. A mintázó rudazatot műanyag központosítókkal védve az esetleges mechanikai sérülésektől, a furatok végére ültetjük, melyek végén levő porcelán szondafej biztonságosan meg tud ülni. A pórusvíz a kerámia szonda végén át jut a kapilláris csőbe, majd a nyomástartó mintagyűjtőbe. A mintázó rendszerben kézi vákuum pumpa segítségével hozzuk létre a negatív relatív nyomást. Az így nyert minták analitikai vizsgálata szolgálhat információval a talajban zajló migrációs folyamatokról. A védőcső alkalmazása mellett a berendezés visszarándítható a partfalból, és tetszőleges alkalommal újra beépíthető.

Talajnedvesség-gyűjtő felépítése

2.3.4.2. Almásfüzitő

Tervezés

A vörösiszaptározó tetején kialakított parcellák tervét a 21 a,b,c,d. mellékletek mutatják. A kísérletek értékelése a kezelt és a kontroll kezeletlen vörösiszap felszín összevetésén alapul. A vörösiszap adottságai miatt eredeti megjelenési formájában alkalmatlan arra, hogy a felszínén növényi élet alakuljon ki, emiatt a szélerezio nagy. A kísérletek lényege, hogy különböző hulladékokból kialakított fedőréteget kell növényesíteni. A fedőrétegek és a növények párhuzamosan egymás mellett, azonos éghajlati körülmények között, összehasonlítható módon kipróbálhatóak.

2006-os almásfüzitői előkísérletek

2006-ban előkísérletként részben megtörtént a Tatai Környezetvédelmi Rt. által kezelt területen beállított szabadföldi kísérleti parcellák növényesítése a PEJ4-hez mellékelt parcellaterv alapján. A kísérletben a szennyezőforrások ökológiai és humán egészségügyi kockázatának csökkentésére, a fitostabilizáció különböző megoldásaira alkalmas növény- és arbuszkuláris mikorrhiza (AM) gombafajok tesztelését is végezzük. A 2006. év negyedik negyedéves kutatási periódusában a fent nevezett

területen beállított, szabadföldi kísérleti parcellákból talaj- és növénymintákat vettünk, azokat értékeltük és analizáltuk.

A 0–10, 10–30, 30–60 cm mélységből gyűjtött talajmintákból általános talajkémiai, talajfizikai vizsgálatok mellett a talajok szennyezettségének jellemzésére Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Zn fémek teljes és felvehető koncentrációját egyaránt mértük. A parcellák kialakításánál alkalmazott technológiától függően a talajmintákban nagy mennyiségű As, Cd, Hg, Ni, Pb és Zn jelenléte volt kimutatható. A növények mintázása az egyenként kb. 300 m²-es parcellákon ill. azok alparcelláin (49) telepített gyep, kínai nád (*Myscanthus sinensis gracillimus*), kukorica teszt növényekből történt. A nehézfémekkel szennyezett területeken fitostabilizációs célból telepíthető növények fémmakkumulációjának mértékét, azok hajtásából és gyökeréből mért toxikus fémek koncentrációja alapján állapítjuk meg. A hajtás- és gyökérminták ICP-analízise folyamatban van.

A fitostabilizáció hatékonyságának, a teszt növények fémtoleranciájának és megtelepedésének javítására alkalmazott, tenyészedény kísérletekben szelektált AM gomba oltóanyagok működőképességét a gombák gyökérkolonizációjának mikroszkópos vizsgálata alapján állapítottuk meg. Az AM gombák infektivitásának mértékére az infekciós gyakoriság, annak intenzitása és arbuszkulátsági értékek utalnak. A növényre specifikus oltási technológiák és az általunk alkalmazott AM gombaoltóanyagok a fertőzés mesterséges kialakítása szempontjából sikeresek voltak. Az irányított mikorrhizációban használt *Glomus* sp. AM gombafajok jellemző képleteinek (intraradikális hifák, arbuszkulumok, vezikulumok) jelenléte mindegyik teszt növény gyökerében kimutatható volt. A gyökérkolonizációs mutatók értékeiből megállapítható, hogy a fűmag keverék növényeinek és a kínai nádnak fertőzéséhez ill. hatékony szimbiózis kialakulásához 2–2,5 hónapos tenyészidőnél több időre van szükség. Ezzel ellentétben a kukorica teszt növény gyökerében az AM gombák képleteinek jelenléte rövid tenyészidőt követően is nagy mennyiségben kimutatható volt. Az arbuszkulumok mennyisége a gomba és növény partner között egy funkcionáló, kölcsönösen előnyös szimbiózis jelenlétére utal. Az általunk alkalmazott oltóanyagok AM gombái még a kontrollként használt, takarás nélküli vörösiszap felszínén is kolonizálták a kukorica gyökerét és növelték a gazdanövények túlélési esélyét a nem oltott növényekhez képest.



A telepített gyep gyér kelését a szükséges helyeken utóvetéssel pótoltuk. A kukorica aratását követően az adott parcellákba fitostabilizációban potenciálisan alkalmas *Triticale* vetés került.

A terep és a szabadföldi technológia előkészítése a két helyszínen

A terepet és a technológiát mindkét területen már 2006-ban előkészítettük (Gyöngyösoroszi: két kísérleti terület: 1. bányaudvar: 3+3 parcella és 2. patakpart: két parcella; Almásfüzitőn 4 parcella) a kísérleteket elindítottuk, a problémákat és nehézségeket feltártuk. Gyöngyösorosziban az ott folyó bányabezárási munkálatok miatt kellett módosítanunk a parcellák kialakítását: a bányaudvari kísérleti területet elárasztotta a bányavíz, így azt fel kellett tölteni eddig nem vizsgált bányászati hulladékkal. A patakparti területet a patakra telepített gát duzzasztó hatása veszélyeztette, ezért a gátat el kellett bontani és patakmedret elegyengetni. A tervek és a már elkészült munkák a beszámolóban és a mellékletekben részletesen megtalálhatóak.

- Az adalékokat mindkét területen bekevertük a szennyezett talajba, ill. bányászati hulladékba.
- Gyöngyösorosziban az engedélyezett tatai pernyéhez képest jobb kísérleti eredményeket kaptunk az oroszlányi és visontai pernyékkal, így a hatósági engedélyt ezekre is kiterjesztettük.
- Gyöngyösoroszi bányaudvari területen beépítettük a víz- és csurgalék-mintavételt biztosító vízel-

vezető és -gyűjtőrendszert.

- Az almásfüzitői vörösiszaptározón folyó kísérletet a szárazság tette tönkre 2006-ban, így a 2007-es kísérletekhez automata öntözőrendszert terveztünk, és hamarosan kivitelezük.

A technológiai paraméterek, a bányászati hulladékok, adalékanyagok és növények kombinációjának számát növelendő felhasználjuk a MOKKA projektben kidolgozott liziméteres kísérleti technológiai protokollt. A liziméterekben a parcellákhoz képest további hat összeállítás hatását tudjuk vizsgálni.

2.4. Összefoglalás

A 2. munkaszakasz a technológia-monitoring módszereit és a laborkísérleteket foglalja magába. A **térképezés, modellezés, a területek kockázati modelljének felállítása** feladat első lépéseit már 2005-ben teljesítettük, a többit 2006-ban.

Háromlépcsős kockázatfelmérési modellt hoztunk létre bányászati hulladékkal szennyezett vízgyűjtőre, ezt a metodikát több szakmai konferencián publikáltuk. A lefolyási modellen kívül elkészült a remediáció hatásának GIS-modellezése, a maradék kockázat és a célkockázat meghatározásának módszere. A metodika konkrét alkalmazása a Toka-patak völgyére.

A lokális kockázatok jellemzésére doboz-modelleket hoztunk létre, a két modellterület jellemző kibocsátásainak figyelembevételével. GyöngyöSOROSZI modellje lefolyást, beszivárgást, szilárd eróziót, és növényi felvételt vesz figyelembe, az almásfüzitői vörösiszaptározó széléroziót, és növényi felvételt. A talajökoszisztémára gyakorolt hatás mindkét esetben alapeleme a kockázati modellnek.

Mintegy 20 laboratóriumi stabilizálási kísérletsorozattal bizonyítottuk a célérték realitását.

A technológia-monitoringra alkalmas metodikákat, a mintavételt, az integrált mérési módszert a kidolgozott kockázati modellek harmóniában állítottuk össze.

A technológiámonitoring a kockázati modellek legfontosabb elemeire terjed ki: GyöngyöSOROSZI területeken a lefolyó és beszivárgó vizekre, a szilárd erózióra, a növényi felvételre, valamint a talajbaktériumokra és növényekre gyakorolt toxikus hatásra, a vörösiszaptározón az erózióra, a növényi felvételre valamint a talajökoszisztéma állapotára.

Laboratóriumi kísérletekben teszteltük a technológia-monitoringra kidolgozott, kémiai és biológiai eredményeket integráló módszeregyüttest.

Kidolgoztuk szabadföldi kísérletek követésére alkalmas technológia-monitoring eljárást, mely szerint GyöngyöSOROSZIBAN mérjük a csapadékmennyiséget, a felszínen lefolyó víz mennyiségét, szennyezettségét és szilárdanyag-tartalmát; az átszivárgó vízből képződött csurgalék mennyiségét, szennyezettségét, a növénynövekedés mértékét és a növények fémtartalmát. Beszereztünk a pórúsvíz mintázására alkalmas mintavételi eszközt, és magunk is fejlesztettünk ilyen egy másik projektben, melynek próbaalkalmazására GyöngyöSOROSZIBAN kerül sor. A vörösiszaptározón a növénynövekedést, a növények fémtartalmát és a szélérozióknak kitett terület nagyságát.

A laboratóriumi kísérletek a kémiai stabilizáció mechanizmusának és hatékonyságának feltárására, a stabilizálószer kiválasztására és a technológiai paraméterek kimérésére szolgálnak.

A kémiai stabilizációs kísérletek három sorozata befejeződött, újabb stabilizálószerekkel (tatai és visontai erőművi pernye mésszel kiegészítve) és az eddigiektől eltérő remediálandó bányászati hulladékkal (feltöltésre használt, savanyú kémhatású meddő kőzettel) indított kísérletek még folynak. A stabilizáció időbeli lefolyását és hatékonyságát integrált metodikával követjük (a fémek kioldhatósága 4 eltérő erősségű savas oldószerrel, a talaj toxicitása, a fémek növényi felvétele). A kísérletek eredményei alapján terveztük a szabadföldi kísérletek stabilizáló adalékanyagainak minőségét és mennyiségét. A stabilizáció hatékonyságát és irreverzibilitását kioldási kísérletekkel is vizsgáljuk, azaz a szakaszos kioldáson kívül átfolyásos kioldásnak tesszük ki, ezzel a csapadék hatására bekövetkező természetes kioldódást modellezzük, hogy számszerűsíthessük az alkalmazott stabilizálószer hatását. A vizsgálathoz a LOKKOCK projektben kifejlesztett mini-lizimétereket használtuk.

A klímakamrás növénykísérletek lehetővé tették, hogy kiválasszuk a növényesítéshez felhasználandó fajokat, a kukoricát és a egy megfelelő fűkeveréket mikorrhizált formában. A növénykísérletek végső értékelése megtörtént, az eredmények alapján a szabadföldi kísérletek növényesítésével kapcsolatos tervek elkészültek.

A szabadföldi kísérletek tervei és a kísérleti parcellák fizikai kialakítása megtörtént, a monitoringrendszer terve és kivitele megtörtént, a stabilizálószerkezet bekevertük, a növényesítés a megfelelő időben elkezdődik. A monitoringadatok és a minták vizsgálata a nyári-őszi időszakban történik, az értékelés, pedig 2007 telén.

2.4.1. Disszemináció

A BÁNYAREM projekt legfontosabb eredményeit folyamatosan publikáljuk (ld. Publikációk)

- A kvalitatív kockázatfelmérési metodika, a háromlépcsős kockázatfelmérési koncepció és a GIS alapú kvantitatív kockázatfelmérési módszer máris több szakember, és a bányászati hulladékok direktíváját készítő európai munkacsoport is felfigyelt.
- 1 workshopot, 1 magyarországi és egy franciaországi konferenciát szerveztünk a diffúz szennyezettség komplex környezetmenedzsmentje témában.
- 10 cikkünk jelent meg tudományos folyóiratokban. 27 publikációval jelentünk meg konferenciákon és workshopokon. Ezek nagy részére hívtak bennünket, mint a téma ismerőit. 15 publikációnk jelent meg konferenciakönyvben vagy konferencia CD kiadványában.
- Az FP 7 keretében készülő kutatás-fejlesztési pályázatok alakuló konzorciumai közül kettő is felkért minket a Toka-patak völgyével, mint demonstrációs területtel való részvételre.
- A kémiaival kombinált fitostabilizáció bekerül a MOKKA és az EUGRIS adatbázisba.
- A helyszíneken óriásplakátot helyeztünk el, WEB-oldalakra ismertettük a projektet és eredményeit.

2.4.2. A BÁNYAREM eredményei bekerültek az oktatásba

- A Műegyetem két tantárgyában is szerepel az integrált kémiai és fitostabilizáció, valamint az integrált monitoring („Talajvédelem” környezetmérnök hallgatók számára és „Környezeti biotechnológia” biomérnök hallgatók számára).
- 2006-ban nemzetközi tanfolyamot tartottunk Gyöngyösorszi terepgyakorlattal.
- 3 diplomadolgozat született a témában és egy Ph.D. hallgató dolgozik rajta.
- Egyetemi hallgatókat már kezdettől bevontunk a terepmunkába, de 2007-re megállapodás született BME és MECSEKÖKO között az egyetemi hallgatók fogadására Gyöngyösorsziban. 8–10 különböző szintű hallgató fogja segíteni a terepmunkák kivitelezését.
- 2007. júliusában az EURODEMO projekttel közösen oktatással egybekötött Workshopot rendezünk Budapesten, melynek egyik súlypontja a fenntartható bioremediáció, a Gyöngyösorsziban is alkalmazott olcsó és természetes kockázatsökkentési eljárás: a kémiaival kombinált fitostabilizáció.

2.4.3. Háttér tanulmányok

Anton A.: Növényesítési terv Tata, MTA TAKI, 2006

Anton A.: Miniliziméteres kísérlet terve, MTA TAKI, 2006

Anton A.: A miniliziméteres kioldásos kísérlet eredményei, MTA, TAKI, 2006

Anton A.: Klímakamrás kísérletek a növények megtelepedésének vizsgálatára, MTA TAKI, 2006

Gruiz K és Atkári Á.: Kémiai stabilizációs mikrokozmosz kísérletek monitoringja, BME, 2006

Gruiz K. és Atkári Á.: Kémiai stabilizációs mikrokozmosz kísérletek eredményei, BME, 2006

Feigl V. és Aqua Concorde: A kémiai stabilizációs mikrokozmoszok kiértékelése, BME, 2006

Fekete, F.: Kísérleti parcellák kialakításának terve, Mecsek-Öko Környezetvédelmi zRT, 2006

Gruiz, K. és Molnár, M.: Remediációs technológiák komplex verifikálása, BME, 2006

Gruiz, K.; Vaszita, E.; Siki, Z.; MVL Trade: Bányászati eredetű diffúz szennyezettség kockázatmenedzsmentje a Gyöngyösorszi Toka patak vízgyűjtőterületén, BME, 2006.

Gruiz, K. és Vaszita, E.: A komplex technológia-verifikációs eljárás alkalmazása az integrált kémiai és fitostabilizációra, BME, 2006.

Anton, A; Gruiz, K. és Onyenma, Ch.: Stabilizing Effect of Lignite on Soil Contaminated with Toxic Metals, BME, 2006

Siki Z. és Zelenka P.: Vízgyűjtő területek vizsgálata és eróziómodellezés a Toka patak völgyében Grass GIS használatával, 2006

2.4.3. Publikációk listája

- Anton, A. and Máthé-Gáspár, G.: Factors affecting heavy metal uptake in plant selection for phytoremediation – *Z. Naturforsch.* 60c, 244–246, 2005
- Anton Attila, Uzinger Nikolett, Szili-Kovács Tibor és Halbritter András, (2006) Kémiai nehézfém-stabilizációs eljárás hatásainak vizsgálata laboratóriumi modellkísérletben (poszter), *Talajtani Vándorgyűlés*, 08. 24-08. 25, Sopron, 2006
- Anton A., Máthéné G. G. és Uzinger N.: Fitoremediáció bányászati eredetű diffúz szennyezések kezelése, *Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás*, 2006. október 24-26., Budapest, Tanulmánykötet 6–11, 2006
- Atkári Ágota: Toxikus fémekkel szennyezett Gyöngyösorszi talajok stabilizációja, Diplomamunka, BME, 2006
- Bíró, I. and Takács, T.: Adaptation of *Glomus mosseae* strains of different origin to soil heavy metal loading, *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica*, 2006
- Chioma Onienma: Stabilizing effect of lignite on soils contaminated with toxic metals, Diplomamunka, BME, 2006
- Feigl Viktória: Toxikus fémekkel szennyezett talajok stabilizációja: kísérletek integrált fitoremediációhoz, Diplomaunka, BME, 2005
- Feigl V.; Atkári Á.; Uzinger N. és Gruiz, K.: Fémekkel szennyezett területek integrált kémiai és fitostabilizációja. In: *Országos Környezetvédelmi Konferencia Kiadványa*, Siófok, 2006. szeptember 19–20, pp. 99–108, 2006
- Feigl, V.; Atkári, Á. and Gruiz, K.: Chemical stabilisation combined with phytostabilisation applied to mine waste contaminated soils, *Difpolmine Conference*, 12–14 December, Montpellier, France, poszter, 2006
- Gruiz K.; Vaszita E. és Siki Z.: Bányászati eredetű diffúz szennyezettség komplex kezelése, In: *Országos Környezetvédelmi Konferencia Kiadványa*, Siófok, szeptember 19–20, pp. 109–122, 2006
- Gruiz, K. and Feigl, V.: Combined chemical and phytostabilisation of metal polluted soil, In: *Book of Abstracts ISEB ESEB JSEB International Symposium on Environmental Biotechnology*, Leipzig, Németország, pp. 312, 2006
- Gruiz, K. and Feigl, V.: Combined chemical and phytostabilisation of metal polluted soil. In: *Book of Abstracts ISEB ESEB JSEB International Symposium on Environmental Biotechnology*, Leipzig, Németország, pp. 312, 2006
- Gruiz, K. és Vaszita, E.: Tiered Risk Assessment of Diffuse Pollution of Mining Origin, In: *Book of Abstract of IWA DipCon 2006*, Istanbul, September 18–22, pp.199–200, 2006
- Gruiz, K. és Vaszita, E.: Tiered Risk Assessment of Diffuse Pollution of Mining Origin, In: *CD of Preceedings of IWA DipCon 2006*, Istanbul, September 18–22, 2006
- Gruiz, K.: Application of the Difpolmine approach for the Toka Valley, In: *Proceedings CD, Difpolmine Training Course and Conference*, Budapest, 4–8 July, 2005
- Gruiz, K.: Regional scale risk assessment and management of mining related diffuse and point pollution, *PECOMINE II. Workshop: Methodological baseline and pilot studies for risks based inventories of mining sites*, Krokow, November 24–25, 2005
- Gruiz, K.; Vaszita, E. and Siki, Z.: Environmental Risk Management of Mining Sites with Diffuse Pollution, In: *Conference Proceedings, CD (9th International FZK/TNO Conference on Soil-Water Systems, 3–7 October, 2005, Bordeaux)* Theme F, Eds.: O. Uhlmann, G.J. Annokkée, F. Arendt, pp. 2568–2574, 2005
- Gruiz, K.; Vaszita, E. and Siki, Z.: Quantitative Risk Assessment as part of the GIS based Environmental Risk Management of diffuse pollution of mining origin, In: *Summaries of Interventions of the Difpolmine Conference*, 12–14 December, Montpellier, France, 2006
- Gruiz, K.; Vaszita, E. and Siki, Z.: Quantitative Risk Assessment as part of the GIS based Environmental Risk Management of diffuse pollution of mining origin, In: *Conference proceedings CD of the Difpolmine Conference*, 12–14 December, Montpellier, France, 2006
- Gruiz, K.; Vaszita, E. and Siki, Z.: Risk based management of the Hungarian demonstration site, Toka Valley, Gyöngyösorszi, In: *Proceedings CD, Difpolmine Training Course and Conference*, Budapest, 4–8 July, 2005

Gruiz, K.; Vaszita, E. and Szabó, J.: Modelling of bioleaching in microcosms,. In: Book of Abstracts ISEB ESEB JSEB *International Symposium on Environmental Biotechnology*, Leipzig, Németország, pp. 142, 2006

Gruiz, K.; Vaszita, E.; Feigl, V. and Siki, Z.: Complex risk management of mine waste at the Hungarian model site of the „Difpolmine” project, *NICOLE Workshop*, Carcassonne, Franciaország, 2006

Gruiz, K.; Vaszita, E.; Feigl, V. and Siki, Z.: Complex risk management of mine waste at the Hungarian model site of the „Difpolmine” project, *NICOLE Workshop*, Carcassonne, Franciaország, 2006
<http://www.ecorisk.hu/kutatás>: BME, Környezeti Mikrobiológia és Biotechnológia Kutatócsoport WEB-lapja
<http://www.EUGRIS.info/projects>: EUGRIS adatbázis: BANYAREM: Risk Reduction of Diffuse Pollution of Mining Origin: a BANYARE projekt ismertetője

Leitgieb, L.; Kálmán, J. and Gruiz, K.: Comparism of bioassays by testing whole soil and their water extracts from contaminated site, *Chemosphere*, 66 428–434, 2007

Máthé-Gáspár, G. and A. Anton: Phytoremediation study: Factors influencing heavy metal uptake of plants, *8th Hungarian Congress on Plant Physiology and the 6 th Hungarian Conference on Photosynthesis*, 2005, Szeged – *Acta Biologica Szegediensis* 49 (1–2): 69–70, 2005

Máthé-Gáspár, Gabriella and Attila Anton: Study of phytoremediation by use of willow and rape, 8th Hungarian Congress on Plant Physiology and the 6 th Hungarian Conference on Photosynthesis, 2005, Szeged, *Acta Biologica Szegediensis* 49 (1–2): 73–74, 2005

Máthé-Gáspár, Gabriella; Péter Máthé, Attila Anton: Change of acid phosphatase activity in a heavy metal polluted soil, *1 th Central European Forum for Microbiology*, 2005. Keszthely, *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica* 52: 94–95, 2005

Máthé-Gáspár, Gabriella; Péter Máthé, Lajos Szabó, B Orgoványi, Nikolett Uzinger, Attila Anton: After-effect of heavy metal pollution in a brown forest soil, 8th Hungarian Congress on Plant Physiology and the 6 th Hungarian Conference on Photosynthesis, 2005, Szeged – *Acta Biologica Szegediensis* 49 (1–2): 71–72, 2005

Oldal, B.; Máthé-Gáspár, G.; Uzinger, N. and Anton A.: Impact of metalloferrous ore on seed emergence: a preliminary phytoremediation study (poster), *Third European Bioremediation Conference*, Crete, 4–7 July, 2005

Siki, Z.; Zaletnyik, P.; Vaszita, E. and Gruiz, K.: GIS-based mapping and transport modeling of diffuse pollution of mining origin, *Difpolmine Conference*, 12–14 December, Montpellier, France, poszter, 2006

Sipter, E.; Auerbach, R.; Gruiz, K. and Máthé-Gáspár, G.: Bioaccumulation of toxic metals in vegetable species: Pot experiment, In: Conference Proceedings, CD (*9th International FZK/TNO Conference on Soil-Water Systems*, 3–7 October, 2005, Bordeaux) Theme C, Eds. O. Uhlmann, G.J. Annokkée, F. Arendt, pp. 1331–1336, 2005

Szili-Kovács, T., Máthé G. G., Máthé, P. and Anton, A.: Microbial Biomass and Phosphomonoesterase Activity of the Willow (*Salix sp.*) Rhizosphere in a Heavy Metal Polluted Soil, *Agrokémia és Talajtan* 55/1 241–250, 2006

Takács, T.; Vörös, I.; Biró, I. and Anton, A.: Application of AM fungi for promotion of phytostabilization in metal polluted soil – *International Scientific Conference Innovation and Utility in the Visegrád Fours*; 2005 Oct 13–15; Nyíregyháza: Continent-Ph. Ltd., 2005: 115–121, 2005

Takács, T.; Vörös, I.; Biró, I. and Anton, A.: Application of AMF strains for enhancement of efficiency bioremediation of heavy metal contaminated soil. *1st Central European Forum for Microbiology*. 2005 Oct. 26–28, Keszthely – *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica*, 52:160–161, 2005

Takács, T.; Biró, I. Anton, A. and He, C.: Inter- and Intraspecific Variability in Infectivity and Effectiveness of five *Glomus* sp. strain and Growth Response of Tomato Host, *Agrokémia és Talajtan* 55/1 251–260, 2006