

Európa itt épül



GVOP-3.1.1-2004-05-0261/3.0

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

3. munkaszakasz: 2007. január 1–2007. december 31.

Konzorciumi tagok:

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tsz.
Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet
Tatai Környezetvédelmi Rt.
MECSEKÖKO Környezetvédelmi Részvénytársaság

Projektvezető: Dr. Gruiz Katalin



BUDAPESTI MŰSZAKI ÉS GAZDASÁGTUDOMÁNYI EGYETEM
ALKALMAZOTT BIOTECHNOLÓGIA ÉS ÉLELMISZERTUDOMÁNYI TANSZÉK



MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA



MECSEK-ÖKO KÖRNYEZETVÉDELMI RT.



TATAI
KÖRNYEZETVÉDELMI
RÉSZVÉNYTÁRSASÁG

TATAI KÖRNYEZETVÉDELMI RT.

Tartalomjegyzék

Az 3. munkaszakasz feladatai, kutatási-fejlesztési eredményei, disszemináció	3
Feladatok a 3. munkaszakaszban	3
3.0. A második munkaszakasz lezárása, áthúzódó többlet-feladatok befejezése, a modellezés alkalmazása a remediáció értékelésére	4
Eróziómodellezés a Gyöngyösoroszi Toka patak északi vízgyűjtőterületén	4
A fitostabilizáció hatásának előrejelzése a GRASS GIS erózió modellel	7
3.1. Szabadföldi kísérletek	8
Mi a kombinált kémiai- és fitostabilizáció?	8
3.1.1. Almásfüzitői vörösiszap-tározó remediálása	9
Kísérleti parcellák kialakítása az Almásfüzitői Timföldgyár vörösiszap tározófelületén	9
A fitoremediációhoz alkalmas növényfajok szelekciója	11
Talajvizsgálatok	11
A kukorica elem tartalma	11
3.1.2. Gyöngyösoroszi, bányászati hulladék	12
Szabadföldi kísérlet Gyöngyösoroszi, bányaudvaron	13
A parcellák adalékai és beültetésük növényekkel:	14
A technológiamonitöring	15
A bányaudvari kémiaival kombinált fitostabilizációs kísérlet eredményei, értékelése	15
A bányaudvari kísérleti eredményekből levonható következtetések	18
A bányaudvari stabilizációs projekt eredményeinek jövőbeli hasznosulása	19
A kombinált kémiai és fitoremediációs szabadföldi kísérletek eredményeinek beépítése a vízgyűjtőszintű kockázati modellbe	19
3.1.3. Üledékkel szennyezett kiskert remediálása kémiaival kombinált fitostabilizációval	20
Tanulságok, felhasználás	23
3.2. Publikálás, oktatás	24
A BÁNYAREM projekt eredményeit folyamatosan publikáltuk és fogjuk publikálni.	24
A BÁNYAREM eredményei hasznosulnak az oktatásban is.	24
3.3. Az új ismeretek és szemlélet széles körű terjesztése, disszemináció	24
A BÁNYAREM történetét és eredményeit folyamatosan filmre vettük	24
A BÁNYAREM Projektről szóróanyagokat, rövid, képes ismertetőket készítettünk	25
3.4. Összefoglaló értékelés, interpretáció	25

Az 3. munkaszakasz feladatai, kutatási-fejlesztési eredményei, disszemináció

A BÁNYAREM kutatás-fejlesztési projekt harmadik évében befejeztük a kockázatfelmérési modellezést, lezártuk azokat a többletfeladatokat, melyek a vízgyűjtőszintű kockázatfelmérés során váltak szükségessé, így az eróziómodellezést, és a modell kalibrálását. Az első szabadföldi kísérletei eredmények alapján validáltuk a modellünket, hogy megállapítsuk, hogy a talajremediációs technológia teljesíti-e a kockázat csökkentési elvárásokat. Tehát a vízgyűjtőszintű, GIS-alapú modellezés végigkísérte a munka 3. fázisát is.

Elindítottuk és folyamatosan monitoroztuk a korábbi években megtervezett és előkészített szabadföldi kísérleteket 3 helyszínen, 3 eltérő scenárióval. A szabadföldi kísérletek tervezésénél alapul vettük a laboratóriumi mikrokozmosz és technológiai kísérletek eredményeit, a remediációs célértéket és a GIS modell reverz alkalmazásával kapott maximálisan megengedhető kibocsátást. A technológiai eredmények és a kockázati modell összevetése alapján verifikáltuk az alkalmazott technológiát.

Feladatok a 3. munkaszakaszban

3.0. Modellezési feladatok folytatása, alkalmazása a technológia értékelésére

3.1. Szabadföldi kísérletek

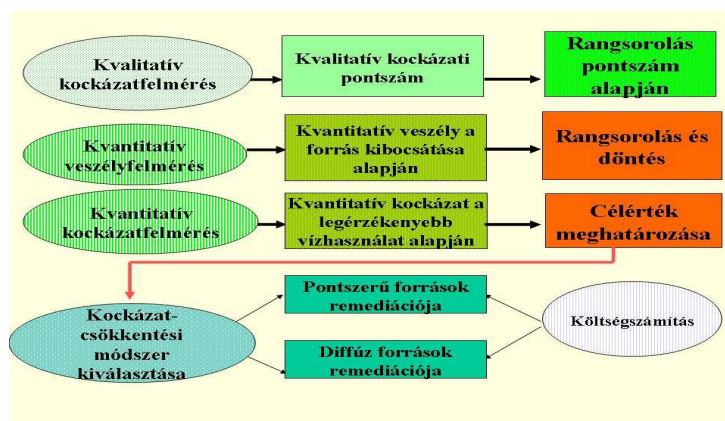
3.2. Szakmai publicitás megvalósítása, publikációk, oktatási anyagok, útmutató

3.3. Az új ismeretek és szemlélet széles körű terjesztés

3.4. Értékelés, interpretáció

A BÁNYAREM kutatás-fejlesztési projekt bányászati tevékenységből eredő pontszerű és diffúz források által, toxikus fémekkel szennyezett vízgyűjtő terület kockázatának menedzsmentjével foglalkozik. Mind a két részfeladatban, mind a kockázatfelmérésben, mind a kockázat csökkentésében, új szemléleten alapuló módszereket és technológiákat fejlesztettek a konzorciumi tagok.

Az új szemlélet egyik lényeges pontja, hogy a menedzsment a környezeti kockázatot helyezi a középpontba, melyet objektív mérőszámmal jellemez. A kockázat felmérése pesszimista megközelítést alkalmazó, lépcsőzetes metodika. A terjedési modell GIS-alapú és a teljes vízgyűjtőt figyelembe veszi. A kockázatsökkentés célértékét a domináns kockázatok határozták meg: így a kritérium az lett, hogy a felszíni vízfolyások toxikus fémtartalma a vízi ökoszisztéma számára nem káros koncentrációt nem lépheti túl (ökológiai határérték). A terület szennyeződéstérképe és GIS-alapú lefolyási modellje alapján, a célérték ismeretében, a terjedési modell visszafelé alkalmazásával határoztuk meg a területen fellelhető szennyezőforrásokból maximálisan megengedhető toxikus fémkibocsátást. A számított kibocsátás-csökkentést a szennyezőforrások nagyságától és minőségétől függően vagy a forrás megszüntetésével vagy a maradó források kibocsátásának csökkentésével oldottuk meg.



1. ábra: A diffúzan szennyezett terület környezetmenedzsment koncepciója

A kisebb pontszerű és a nagy kiterjedésű diffúz szennyezőforrások, a maradó bányászati hulladékok, valamint a takarítás sebei a projektben kifejlesztett kémiai kombinált fitoremediáció segítségével remediálhatóak. A laboratóriumi kísérleteket követő szabadföldi remediációs kísérletek eredményei alapján dönthetjük el, hogy a GIS-alapú kockázati modellel kiszámított fémkibocsátás-csökkenés va-

lóban elérhető-e a kifejlesztett komplex stabilizációs technológia segítségével. A projekt egyik kísérleti területét a Gyöngyösorszi Altáró udvarán alakítottuk ki.

3.0. A második munkaszakasz lezárása, áthúzódó többlet-feladatok befejezése, a modellezés alkalmazása a remediáció értékelésére

A GIS-alapú, vízgyűjtő-szintű szennyezettség-terjedési modellt a felszíni vizek szennyezettségének modellezését követően kiterjesztettük az erózióra.

A lefolyó vizek és az erózió hatására – a mikrokozmosz kísérleti eredmények alapján – előrejelezhető toxikus fém-koncentrációt pontosítottuk a szabadföldi kísérletek első eredményeiből képzett kioldási paraméterekkel. A szabadföldi kísérletekben felhasznált bányászati hulladékokra kapott jellemezők alapján ellenőriztük, hogy a tervezett kombinált kémiai és fitostabilizáció hatékonysága képes-e teljesíteni a terület vízgyűjtőjének minőségi kritériumait.

Eróziómodellezés a Gyöngyösorszi Toka patak északi vízgyűjtőterületén

A Toka patak vízgyűjtőterületén a víz által okozott erózióknak kitett toxikus fémtartalmú szulfidos bányászati hulladékkal diffúzan szennyezett kopasz területek képviselik a legnagyobb környezeti kockázatot.

Ezért, a már kidolgozott térinformatika alapú (GIS), vízgyűjtő-szintű szennyezettség-terjedési modellt kiterjesztettük az erózióra is. Az erózió mértékét a GRASS GIS modellel határoztuk meg és a Toka patak északi vízgyűjtőjének veszély-felmérésére alkalmaztuk. Az alkalmazott módszer jól illeszkedik a háromlépcsős kockázatfelmérési modellünkbe, mely a kvalitatív, a kvantitatív veszélyfelmérési és a helyszín-specifikus kvantitatív lépcsőket foglalja magába. Ebben a munkában csak a veszélyfelmérésig jutottunk el és a forrásból való kibocsátást számszerűsítettük.

A Toka patak vízgyűjtőjére vonatkozó térinformatikai (GIS) adatbázisból határoztuk meg modellezéssel a vízgyűjtő területén lerakott bányászati hulladékból eredő átlagos éves talajvesztéséget (t/ha/év) és az ehhez tartozó átlagos éves fémkibocsátást.

Az erózió modellezéséhez a széleskörűen használt RUSLE tapasztalati eróziómodellt használtuk a GRASS 5.0 (<http://www.grass.itc.it>) GIS szoftverrel.

A modell alapja a Javított Általános Talajvesztési Egyenlet (RUSLE = Revised Universal Soil Loss Equation) mely a kiszámított térbeli és időbeli átlagos területegységenkénti talajvesztéséget (A) adja meg 6 tényező szorzataként $A = R * K * L * S * C * P$: csapadék erodáló képessége (R), talajpusztulási tényező (K) (1. melléklet), lejtőhossz, meredekség (LS) (2., 3., 4. melléklet), felszínborítás (5. melléklet) és földhasználati tényező (C) (5. melléklet), talajvédelem (P). A vízgyűjtő szintű átlagos éves talajvesztés számításánál 1,0-es talajvédelmi faktort használtunk, ami azt jelenti, hogy a területen nincs semmilyen talajerózió elleni védelem. Az átlagos éves területegységenkénti talajvesztés K mértékegységben van kifejezve az R számára választott időtartamra. Két esetet vizsgáltunk a Toka északi vízgyűjtőterületén és ezen belül kimondottan a bányameddőhányók területén: 1. átlagos intenzitású csapadék, 2. nagy intenzitású csapadék. Ezekre az esetekre számítottuk ki az átlagos éves területegységenkénti talajvesztéséget. A két vizsgált eset eróziószámítási paramétereit az alábbi táblázatban összegeztük (1. táblázat).

1. táblázat: A két vizsgált eset (A, B) eróziószámítási paramétereit

csapadékintenzitás	Éves átlag csapadék mm/év	2 éves gyakoriságú 24 órás max. csapadék cm/24 óra	2 éves gyakoriságú 1 órás max csapadék cm/óra	Talajpusztulási tényező K
A (átlagos)	756	7,4	0,18	0,12 és 0,23
B (nagy)	756	10,5	0,53	0,12 és 0,23

A GRASS GIS modellből leolvastuk a Toka patak északi vízgyűjtőjére legjellemzőbb területhasználatok teljes felszínét (erdő és bányameddőhányók) kategóriánként és megadtuk a bányameddőhányók területének százalékos arányát a vizsgált vízgyűjtőterülethez viszonyítva (3. és 4. táblázat).

A GRASS GIS-el kiszámítottuk a teljes eróziót (t/év) az északi vízgyűjtőre (8. melléklet) és a meddőhányók területére (9. melléklet), összegezve a cellánkénti t/ha/év talajveszteség értékeket. A cellaszámokat a program segítségével olvastuk le. Egy cella területe 6,25 m² (2,5m * 2,5m), ezért a terület, illetve a teljes erózió számításánál 6,25 / 10000 tényezővel korrigáltuk az értékeket.

Megadtuk a GRASS GIS segítségével a maximum, minimum és átlag egységnyi talajveszteség értékeket az északi vízgyűjtőre és a meddőhányók területére. Ezek az értékek egyszerű statisztikai mérőszámok, a figyelembe vett cellánkénti talajveszteség legnagyobb, legkisebb és számtani középértékét jelentik. A program kimutatja milyen feltételek (K, L*S) mellett és hol fordulnak elő a maximum és minimum értékek, illetve kimutathatók az átlag közelében levő értékek is.

Az egységnyi talajveszteség értékek a GRASS GIS-ben celláról cellára változnak, ezért a számított átlagértékkel nem dolgozhatunk, hiszen a lejtő szög és hossz a legjobban befolyásoló tényezők. További számításainknál a területre vonatkozó teljes erózió értéket használtuk (t/év).

Az erózió eredményeket 5 erózió csoportba soroltuk (6. melléklet). A 2. táblázat a GRASS GIS-ből kapott eróziós osztályoknak megfelelő területek nagyságát mutatja a Toka patak északi vízgyűjtőjében az Altáró szintjéig. A táblázat azt szemlélteti, hogy az adott eróziós osztályba besorolt terület hány %-a a Toka patak északi vízgyűjtőterületének és mennyi az évenkénti egységnyi talajveszteség az adott területen.

2. táblázat: Területek megoszlása eróziós osztályonként a tárgyalt két esetre (A,B) a Toka patak északi vízgyűjtőjében az Altáróig

Eróziós osztály	Értékhatárok t/ha/év	Terület (ha) A eset	Összterület % A eset	Terület (ha) B eset	Összterület % B eset
0 nagyon kicsi	0–	882,968750	83	379,405625	35
1 kicsi	1–10	178,417500	16	681,669375	64
2 közepes	10–30	0,078125	0,007	0,311250	0,29
3 nagy	30–80	0,080000	0,0075	0,078125	0,0073
4 nagyon nagy	>80	0,182500	0,017	0,262500	0,024
Összterület		1062	100	1062	100

Kis intenzitású eső esetén (A) a vizsgált terület 83% nagyon kicsi, 16%-a kicsi erózió kategóriába, míg a terület mindössze 0,017%-a nagyon nagy erózió osztályba tartozik. Nagy intenzitású eső esetén (B) csak 35 % tartozik a nagyon alacsony erózió osztályba és 64% az ennél egy fokkal nagyobb erózió és 0,024%-a nagyon nagy erózió osztályba tartozik. Ez a viszonylag kis kiterjedésű 4-es eróziós osztályba tartozó terület nagyrészt a bányameddőhányók területével esik egybe, ami az erózióból adódó szennyezőanyag kibocsátást hatványozottan megemeli. A kimeneti talajveszteség értékhatárok alapján elkészült a talajerózió térkép (7. melléklet).

A 3. és 4. táblázatokban összehasonlítottuk az A és B esetre a teljes északi vízgyűjtőterület erózióját az azon belül található bányameddőhányók által elfoglalt területhányad eróziójával. Az összehasonlítás megkönnyítésére százalékban adtuk meg, a teljes északi vízgyűjtőterület eróziójához viszonyított szilárdanyag kibocsátást a bányameddőhányókból átlagos (A) és heves (B) intenzitású eső hatására és kiszámítottuk hányszoros a bányameddőhányók minimum és átlagos egységnyi talajvesztesége az északi vízgyűjtő egységnyi talajveszteségéhez viszonyítva.

3. táblázat A bányameddőhányók eróziójának aránya a teljes északi vízgyűjtőhöz képest, A esetben

Mennyiség	Teljes É vízgyűjtő A eset	Bányameddőhányók A eset	Részarány %
Teljes erózió t/év	337	47	14%
Cellák száma	1698763	773	0,5%
Terület ha	1062	0,5	0,5%
Minimum t/ha/év	0,006	0,9	15 000%
Maximum t/ha/év	348	348	100%
Szórás	3,2	111	
Átlag t/ha/év	0,3	97	30 000%

4. táblázat A bányameddőhányók eróziójának aránya a teljes északi vízgyűjtőhöz képest, B esetben

Mennyiség	Teljes vízgyűjtő B eset	Bányameddőhányók B eset	Résarány %
Teljes erózió t/év	1053	147	14%
Cellák száma	1698763	773	0.5%
Terület ha	1062	0.5	0.5%
Minimum t/ha/év	0.02	2.8	14 000%
Maximum t/ha/év	1088	1088	100%
Szórás	9.9	348	
Átlag t/ha/év	1	304	30 400%

A táblázatokból látható, hogy a bányameddőhányók területe csupán 0,5%-a a Toka patak északi vízgyűjtőterületnek, de az északi vízgyűjtőterület eróziójának 14%-át termeli. A bányameddőhányók alsó eróziós kategóriáinak csupasz felületéről származó területegységenkénti minimum talajveszteség kb. 150-szerese a teljes északi vízgyűjtő talajveszteségének, a középkategóriába tartozó területek kb. 300-szorosa, a legintenzívebben eródeálódó kategória vesztesége (a kopasz lerakatok) pedig megegyezik a teljes északi vízgyűjtő hasonló kategóriájú talajveszteségének. A szórás az értékek változottságát és az összes cella átlagától való eltérést mutatja.

A fémkibocsátás a veszélyfelmérés fontos paramétere. A GIS lefolyási modellel kiszámítottuk a meddőhányók területéről évente lefolyó+átfolyó vízzel (2 258 m³) szállított oldott As, Cd, Cu, Pb és Zn mennyiséget a Toka patak északi vízgyűjtő területén. A területre eső éves csapadékmennyiség évente lefolyó hányada által szállított fémmennyiség a GIS lefolyási modell (2. munkaszakasz) alapján: As: 38 kg ; Cd: 61 kg, Cu: 239 kg; Pb: 182 kg, Zn: 8 325 kg. A vízfázisban a Cd és a Zn dominálnak, az As és Pb azért viszonylag kis érték, mert azok nem mobilis fémek, így főleg a szilárd fázishoz kötöttek.

A GRASS GIS erózió modellel a szilárd fázishoz kötött fémkibocsátást mértük fel. A területre jellemző szennyezettségi sávok, csapadékviz viszonyok és talajviszonyok szerint a Toka északi vízgyűjtőterületéről, illetve a bányameddőhányókról származó erodált mennyiség előre jelezhető As, Pb, valamint Cd, Cu, Zn kibocsátását modelleztük. Az alábbi táblázatok az átlagos (A) és heves (B) intenzitású eső által erodált erdei talaj és meddőanyag fémkibocsátását mutatja. A számításokhoz kis (5. táblázat) és nagy (6. táblázat) szennyezettségű erodált bányászati hulladékot és a vízgyűjtőre jellemző átlagos összetételű erdőtalajt vettük alapul. Kiszámítottuk a fémkibocsátást a Toka északi vízgyűjtő erdőtalajából meddőhányók nélkül, az A (337 t/év – 47 t/év = 296 t/év) és B esetre (1053 t/év -147 t/év = 906 t/év) és külön csak a bányászati meddőhányókról, szintén az A (47 t/év) és B (147 t/év) esetekre.

5. táblázat: Erózió által szállított éves fémmennyiség átlagos vízgyűjtő-talaj és kis szennyezettségű meddőanyag esetén

Esetek	Erózió t/év	Erodált bányászati hulladék fém-koncentrációja mg/kg					Erózió által szállított fémmennyiség kg/év				
		As	Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn
A vízgyűjtő (erdős) (1061,5)	296	60	1	80	200	200	18	0,3	24	59	59
A meddőhányók (0,5 ha)	47	240	5	120	500	500	11	0,2	6	24	24
B vízgyűjtő (erdős) (1061,5 ha)	906	60	1	80	200	200	54	0,9	72	181	181
B meddőhányó (0,5 ha)	147	240	5	120	500	500	36	0,7	18	74	74

Kis szennyezettségű meddőanyag esetén az átlagos intenzitású eső hatására produkált éves erózió a 0,5 ha meddőhányó területéről évente 11 kg arzént, 0,2 kg kadmiumot, 6 kg rezet, 24 kg ólmot és 24 kg cinket bocsát ki. A heves eső hatására produkált éves erózió az átlagos intenzitású esőhöz képest háromszoros kibocsátást produkál.

Kismértékben szennyezett meddőanyag erózió hatására történő fémkibocsátása a meddőhányók nélküli terület átlagos talajának fémkibocsátásához viszonyítva, úgy átlagos, mint heves eső esetén az alábbi százalékos arányt mutatja: As: 33%, Cd: 30%, Cu:25 %, Pb: 40 % Zn: 40 %, annak ellenére, hogy a meddőhányók területe csak 0,5%-a a teljes vízgyűjtőnek és az erodált anyagmennyiség mindössze 14%-át termeli. Ez a fémkibocsátási arány kis szennyezettségű meddőanyag esetén figyelmet érdemel.

6. táblázat: Erózió által szállított éves fémmennyiség átlagos vízgyűjtő-talaj és nagy koncentrációjú meddőanyag esetén

Esetek	Erózió t/év	Erodált bányászati hulladék fém-koncentrációja mg/kg					Erózió által szállított fémmennyiség kg/év				
		As	Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn
A vízgyűjtő (erdős) (1061,5)	296	60	1	80	200	200	17,8	0,30	24,0	59,2	59,2
A meddőhányók (0,5 ha)	47	2000	20	200	10000	4000	94,0	0,94	9,4	470,0	188,0
A teljes vízgyűjtő	337						111,8	1,24	33,4	529,2	247,2
B vízgyűjtő (erdős) (1061,5 ha)	906	60	1	80	200	200	54,4	0,9	72,4	181,2	181,2
B meddőhányó (0,5 ha)	147	2000	20	200	10000	4000	294,0	2,9	29,4	1470	588,0
B teljes vízgyűjtő	1053						348,4	3,8	101,8	1651,2	769,2

Nagy szennyezettségű meddőanyag esetén átlagos intenzitású eső hatására (A) a bányameddőhányók területéről erózióval évente kibocsátott fémmennyiség a következő: As: 94 kg, Cd: 0,9 kg, Cu: 9 kg, Pb: 470 kg és Zn: 188 kg, míg a heves intenzitású eső hatására (B), As: 294 kg, Cd: 3 kg, Cu: 29 kg, Pb: 1 470 kg és Zn: 588 kg.

A meddőhányók területéről (0,5 ha) származik a teljes területről (1 062 ha) erodált mennyiség 14%-a, ám nagyon szennyezett meddőanyag esetén ez a 14%-os arány többszörös fémkibocsátás jelent. Nagy szennyezettségű meddőanyagból 4,5-szer több arzén, 2,6-szor több kadmium, 7-szer több ólom és 2,7-szer több cink származik, mint az erdős területről (meddőhányó nélkül). A heves eső hatására produkált éves erózió az átlagos intenzitású esőhöz képest háromszoros kibocsátást produkál.

A bányászati hulladékokkal szennyezett diffúz szennyezőforrások kibocsátás csökkentésére kémiai kombinált *in situ* fitoremediációs technológiát terveztünk. A szabadföldi kísérlet eredményei szerint a Cd, Pb és Zn esetén a kémiai és fitostabilizáció együttes hatása képes lecsökkenteni a kísérletben használt meddőanyag fémkibocsátását, olyannyira, hogy megfeleljen az érzékeny vízhasználat környezetminőségi kritériumainak. A szabadföldi kísérlet meddőanyagának As kibocsátása a nem érzékeny vízhasználat környezetminőségi kritériumainak tud csak megfelelni. A GRASS GIS erózió modellel előrejelezhető a fitostabilizáció kibocsátás-csökkentő hatása.

A fitostabilizáció hatásának előrejelzése a GRASS GIS erózió modellel

A GRASS GIS erózió modell szerint a Toka északi vízgyűjtője (1062 ha) éves talajvesztésének 14%-át a bányameddőhányók (0,5 ha) adják (3. táblázat). A terület többi részét (1061,5 ha) erdők foglalják el. Ha a teljes terület talajvesztése 337 t/év, ebből az erdők által elfoglalt terület 86%-nyi talajvesztése 296 t/év.

Az erdős terület (1061,5 ha) éves eróziója átlagos intenzitású eső hatására 296 t/év, míg a bányameddőhányók területének (0,5 ha) eróziója növényesítés előtt 47 t/év, fitostabilizációval a bányameddőhányók területéről átlagos eső által erodált 47 t/év talajmennyiség a növényesítés hatására **0,139 t/év-re**, heves intenzitású eső esetén 147 t/évről **0,426 t/év-re** csökkenne, ami kb. 338-szoros mennyiségi csökkenést jelent.

Ennek alapján például az As, a legproblematikusabb, erózióval terjedő toxikus fém kibocsátása, a bányameddőhányók által elfoglalt a kifejlesztett technológiával növényesített területen átlagos intenzitású eső hatására, a legszennyezettebb meddőanyag esetén 94 kg/év-ről **0,278 kg/év-re**, heves intenzitású eső hatására 294 kg/év-ről **0,852 kg/év-re** fog csökkenni, ami 99,7 %-os As-csökkenést jelent.

Az egész vízgyűjtőre vonatkoztatva ez 84%-os csökkenést (16% maradék) jelent az erózió általi As kibocsátásra a 1 062 hektár területről. Az erodált anyag mennyisége szempontjából a teljes vízgyűjtőre vonatkoztatva 12,2% csökkenést jelent átlagos és 13,9% csökkenést heves intenzitású eső esetén.

A GIS-modell alapján az arzénre kiszámított 35%-os célkibocsátáshoz képest ez a 16% maradék-kibocsátás biztonsági tartalékot is jelent az érzékeny vízhasználatok esetére (7. táblázat)

7. táblázat: Fitoremediáció hatása nagy szennyezettségű hulladék erózió általi fémkibocsátásra

Esetek	Erózió t/év	Erózió által szállított fémmennyiség kg/év				
		As	Cd	Cu	Pb	Zn
Fitostabilizáció előtt						
A teljes vízgyűjtő	337	111,8	1,2	33,4	529,2	247,2
B teljes vízgyűjtő	1053	348,4	3,8	101,8	1651,2	769,2
Fitostabilizáció után						
A teljes vízgyűjtő	296,14	17,7	0,3	23,7	59,2	59,2
B teljes vízgyűjtő	906,30	54,4	1,0	72,5	181,4	181,4
A fitoremediáció utáni kibocsátás %-os értéke, a kiindulási kibocsátáshoz képest (%)						
A és B eset átlaga	87,8–86,1%	16%	25%	71%	11%	24%

3.1. Szabadföldi kísérletek

Az integrált kémiai és fitostabilizáció szabadföldi kísérletei tavasztól egész nyáron és ősszel folytak a demonstrációs területeken: 3.1.1. Almásfüzitőn a vörösiszaptározó felületének kiporzás elleni védelem céljára; 3.1.2. A Toka-patak északi vízgyűjtőterületén diffúzan szétszórt bányászati hulladék fémtartalmának mobilizálódása, vízzel és növényekkel történő transzportja valamint az erózió elleni védelmére; 3.1.3. A Toka-patak öntés-területeinek kiskertjei esetén a toxikus fémek növényekbe és rajtuk keresztül a táplálékláncba kerülésének megakadályozására.

Mi a kombinált kémiai- és fitostabilizáció?

A kombinált fito- és kémiai stabilizáció toxikus fémekkel és más nehezen bomló szennyezőanyagokkal szennyezett területek in situ (helybeni) remediációjára alkalmazott, nemzetközi szinten is újnak számító technológia. A lényege az, hogy a szennyezett talajba kevert kémiai adalékanyag hatására átalakul a fémek (szennyezőanyagok) kémiai szerkezete, kevésbé mozgékony formát vesznek fel, emiatt a vízben rosszul oldódnak és a növények számára kevésbé felvehetőek, káros biológiai hatásukat nem tudják kifejteni. A stabilizálószerrel kezelt területre telepített növényeket nem mérgezik a fémek/szennyezőanyagok, jól nőnek és a felületen jól izoláló takaróréteget hoznak létre. A kémiai adalék és a növénytakaró együttes stabilizáló hatása megakadályozza a szennyezőanyag továbbterjedését az összes transzportútvonalon: kiporzás szél hatására, kioldás esővízzel és a felszíni vagy felszín alatti vízbe jutás és erózió, vagyis a szilárd anyag víz általi transzportja. A táplálékláncba jutást úgy akadályozzuk meg, hogy nem akkumuláló növényeket alkalmazunk, amelyek a föld feletti szerveikben toxikus fémet/szennyezőanyagot nem raktároznak. További követelmény az alkalmazott növényekkel szemben, hogy gyorsan nőjenek és minél tökéletesebb, egybefüggő takaróréteget eredményezzenek. Ezt a kémiai stabilizálással összekötött remediációs technológiát több száz laboratóriumi kísérlet eredménye alapján végül szabadföldön is kipróbáltuk, Gyöngyösorosziban a fémbányászati hulladékokra és Almásfüzitőn a vörösiszaptározó felületén.



2. ábra: Kombinált kémiai- és fitostabilizáció sémája.

A fémeket nem távolítjuk el a talajból, de csökkent kockázatú formává alakítjuk, melyet a víz nem old, a növény nem vesz fel, a talajmikroorganizmusokat nem gátolja. A kialakult növénytakaró védi a felszínt a szél és víz eróziótól.

3.1.1. Almásfüzitői vörösiszaptározó remediálása

A hazánkban jelenleg is meglévő nagy hatásterületű, jelentős diffúz szennyező források közül talán a legjelentősebbek az alumíniumgyártásból származó vörösiszap elhelyezése során kialakított vörösiszaptározók. A vörösiszap az egyik legnagyobb mennyiségben keletkezett veszélyes hulladék hazánkban. A világ több, jelentős timföld illetve alumínium előállító országában sem tudták megoldani a hulladék keletkezésével és kezelésével kapcsolatos problémákat. Magyarországon zagytereken helyezték, helyezik el a vörösiszapot. A legnagyobb vörösiszaptározók Ajkán, Almásfüzitőn és Mosonmagyaróváron találhatók.

Kísérleti parcellák kialakítása az Almásfüzitői Timföldgyár vörösiszap tározófelületén

A vörösiszap olyan hátrányos tulajdonságokkal rendelkezik, ami miatt nem tud rajta a növényi élet spontán módon kialakulni, nem tudnak elindulni a szukcessziós folyamatok. A Tatai Környezetvédelmi Részvénytársaság 1986 óta végzi az almásfüzitői timföldgyártás által visszamaradt vörösiszap zagyterek rekultivációját. Jelen kutatási téma során eltérő elveken alapuló kompozitumokat terveztünk meg, amelyekből kísérleti parcellákat alakítottunk ki. Ezt követően a kiporzás megakadályozása céljából fitoremedicációs technológiát alkalmaztunk, melynek keretében különböző növényfajokat telepítettünk a kompozitok felszínére.

I. parcella. A jelenleg is alkalmazott technológia, mint kontroll. Itt különböző hulladékok, ipari melléktermékek segítségével talajszerű komposztot hozunk létre. Az anyagok zöme inert, vagy nem veszélyes hulladék. Elsősorban erőműi pernye, hulladékégetői pernye, meddő talaj adja a keverék vázát, mely a bomlásával biztosítja az ásványi anyag ellátottságot. A szerves fázis a bekevert ipari és mezőgazdasági eredetű szerves hulladékok, élelmiszeripari maradékok és szennyvíziszapok bomlásából keletkezik. A tápanyagok egy része speciális formában veszélyes hulladékként, főleg ásványolajjal szennyezett hulladékként kerül a keverékbe, melynek lassú a lebomlása. A fenti keveréket már több éve, szabadalmaztatottan alkalmazzák az almásfüzitői vörösiszaptározók fedése és porzásmentesítése céljából. A keverék speciális tulajdonsága, hogy alkalmas a növényi élet számára, de a vertikális irányú vízmozgás a teljes szelvényben gátolt, így a vörösiszap nem tud jelentős károsító hatást kifejteni, de annak elszigetelését tartósan és eredményesen biztosítani lehet.

II. parcella. A jelenleg alkalmazott kompozitum módosított változata, jelentősen növelt szervesanyag tartalommal. A jelenlegi talajkompozitum és a szennyvíziszap szendvicsszerűen kerül elhelyezésre. A növelt mennyiségű szerves anyag mintegy 30%-ot képvisel az összletben és képezi a középső réteget. A szervesanyag bevitelt növelt szennyvíziszap dózissal valósítottuk meg. A szendvicsszerkezet várhatóan gyorsabb talajosodást, elsősorban a növelt szintű humuszanyag képződést segíti elő, úgy, hogy a keverék kedvező talajvédő tulajdonságai, és ellenállóképessége megmarad.

III. parcella. A harmadik parcella talaj, illetve talaj és lignit keveréke. A termőtalajba lignit bekeverése történik, törekedve a legteljesebb homogenizációra. A lignit mennyisége 7% a teljes mennyiséghez viszonyítva. A kísérlethez gyöngyösvisontai lignitet alkalmaztunk, mint kémiai stabilizáló anyagot. A laboratórium után szabadföldön is bizonyítani kívántuk, hogy a lignit természetes anyagként alkalmas a talajokat érő káros, kedvezőtlen hatások és szennyeződések tompítására, pufferolására és kedvező hatást fejt ki a talajéletre is. A lignit nagy fajlagos felülete képes a toxikus elemek hosszú távú megkötésére. Viszonylag olcsó, nagy mennyiségben áll rendelkezésre és nem befolyásolja a talaj különböző funkciói, nem számít talajidegen anyagnak.

IV. parcella. A negyedik parcella a kontroll, vagyis a csupasz vörösiszap felszín.

A kialakításra kerülő parcellákon vizsgálatra kerülnek a fedőrétegbe vándorló toxikus fémek a felhalmozódó sók, továbbá a rétegekből kioldódó anyagok, a felszíni és a csurgalékvízből kimutatható elemek. A parcellák kialakításához összesen 750 m³ hulladék beérkezését és biodegradációs ártalmatlanságát kellett megoldani, ami megközelítőleg 1300 tonna hulladék kezelését jelentette. Szükség volt a lebomlott, hulladék-komposzt kihelyezhetőségének hatóság általi jóváhagyására is.



3. ábra: A kísérlet beállítása, a lignittel kezelt parcellák



4. ábra: A vörösiszaptározó felületén kialakított parcellák növénytakarója

A kompozitumokat a helyszínen mobil dobrostával homogenizáltuk. Kialakítottuk a kísérleti parcellákat (12. melléklet). A terep természetes lejtésviszonyainak adottságait használtuk ki a parcellák tájolásakor. A kialakítást földmunkagépekkel végeztük. A parcellák kialakítása lehetővé tette a különböző összetevőkből létrehozott fedőrétegek talajvédő képességének összehasonlítását és a talajtani szempontból agresszív vörösiszap károsító hatásaival szemben ellenálló képesség jellemzését. Megoldottuk a szelvényen átszivárgó csapadék mennyiségének és minőségének folyamatos nyomon követését.

A lignit stabilizáló hatását részletesen vizsgáltuk a gyöngyösvisontai lignittel laboratóriumi mikrokozmosz kísérletekben. A lignit nehézfém megkötődés vizsgálata multifaktoriális ortogonális kísérleti terv alapján történt. A többváltozós modellrendszer lehetővé tette a toxikus fémtartalom és alkalmazott lignitmennyiség lineáris-, kvadratikus- és párkölcsön- hatásainak vizsgálatát a kezelt modelltalaj (savanyú homok) királyvíz-, víz-, acetát-pufferes és Lakanen - Erviö oldható nehézfém tartalmára. Az extraktumok mellett a biológia hatásokat is jellemztük. A lignites kémiai stabilizáció hatását a talajbiológiai, talajbiokémiai sajátságokra (FDA, szacharáz-aktivitás, mikrobiális biomassza meghatározása fumigációs, FDA és PLFA analízissel) gyakorolt hatását is. A talaj mikrobióta állapotát indikációs módszerekkel (kloroform - fumigációs extrakcióval, a mikrobióta foszfolipid-zsírsavainak, észteráz-, dehidrogenáz- és szacharáz- enzimaktivitásainak analízisével) is követtük.

A kísérlet tervezése és eredményeinek értékelése a DISITOBİ 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 11000 alapadat) statisztikai feldolgozása nem csak a lignit stabilizációs hatásának megismerését, hanem az alkalmazott kémiai, biokémiai és biológiai módszerek biodiagnosztikai értékének jellemzését is lehetővé tette.

Talaj-inkubációs kísérletekben a lignit leginkább a króm megkötődését növelte, az ólom esetében csak a vizes kivonatban volt igazolható a mobilitás csökkenés, 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 stabilizálóképességét a talaj kémhatása erősen befolyásolta, különösen a króm esetében.

A fitoremediációhoz alkalmas növényfajok szelekciója

A szabadföldi kísérletekben alkalmazandó növények klímakamrás tenyészedényes kísérletek alapján kerültek kiválasztásra. A növényfajok szelekciója során különböző növényfajokat teszteltünk biomassza produkciójuk, fémtoleranciájuk és mikorrhizálódási képességük alapján. Eredményeink értelmében a szabadföldi fitostabilizáció céljára a kukorica és egy több pázsitfűféléből álló gyep bizonyult a legalkalmasabbnak.

A tesztnövények hajtásában mért fémkoncentrációk összehasonlító vizsgálata alapján megállapítottuk, hogy a toxikus fémeket (kadmium, króm, réz, higany, nikkel és ólom) a legkisebb mennyiségben a pázsitfűfélék hajtása akkumulálta. A különböző fűfélék keverékéből előállított gyep fitostabilizációs célokra jól alkalmazhatónak mutatkozott.

A Tatai Környezetvédelmi Rt. által kezelt vörösiszap tározók területén fitoremediációs szabadföldi kísérleteket állítottunk be 2006-ban. Tesztnövényként fűkeveréket, kukoricát, ezüsthévet és kínai nádat telepítettünk mind a négy parcellára. Kézi locsolást alkalmaztunk. Az ezüsthévet és a kínai nád nem tudott megtelepedni a parcellákon. A kukorica aratását követően az adott parcellákba fitostabilizációs szintén alkalmas Triticale vetés került. A telepített gyep gyér kelését a szükséges helyeken utóvetéssel pótoltuk.

A 2007. évi rendkívüli szárazság miatt a növények nem tudtak fejlődni, mert a kézi locsolás által kijuttatható vízmennyiség nem volt elegendő. A növények megtelepedésének elősegítésére automata öntözőberendezést telepítettünk a parcellákra (13. melléklet) 2007 őszén fűkeveréket, fehérherével dúsított fűkeveréket és Triticale-t vetettünk a parcellákra. Az automata öntözés következtében a növények megtelepedése sikeressé vált (14. mellékletek).

A szabadföldi kísérleti parcellákból 2006-ban talaj- és növénymintákat vettünk, azokat értékeltük és analizáltuk a talaj szennyezettségével összevetve.

Talajvizsgálatok

A 0–10, 10–30, 30–60 cm mélységből gyűjtött talajmintákból általános talajfizikai és talajkémiai vizsgálatok mellett a talajok szennyezettségének jellemzésére az Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Zn teljes és felvehető koncentrációját is meghatároztuk. A parcellák kialakításánál alkalmazott technológiától függően a talajmintákban nagy mennyiségű As, Cd, Hg, Ni, Pb és Zn jelenléte volt kimutatható.

A kukorica elem tartalma

A szennyezett területekre jellemző a gátolt növényi megtelepedés. A szennyezésekre legérzékenyebb stádium a növények gyenge kelésében, illetve eredésében nyilvánul meg. Az első évi szabadföldi kísérleti eredményt alapvetően meghatározta értékük (szélső érték: 0–70 %, leggyakoribb érték: 0–30%). A fitostabilizálás ígéretes technológiáját jelezték a kukorica tesztnövényvel kapott eredmények.

Általánosságban levonható az a következtetés, hogy az elemtartalom a legtöbb vizsgált elemre nézve nagy értéket mutatott, az egyes növényi részekben különbözött. Lignit, mint stabilizálószer hatására egyes fémek felvett mennyisége lecsökkent, másoké viszont nem.

A makroelem közül az N- és P-tartalmak megfeleltek az átlagosan mért értékeknek, de időbeni változásuk mutatja a kényszervirágzást és érést. A K, Ca, Mg, S tartalom többnyire magasabb volt a kukoricára jellemző értékeknél. A K az átlagos szint felső részén, azaz a szem kivételével 1 % feletti vagy körüli értéket mutatott, gyakorlatilag kezeléstől függetlenül. A Mg-tartalmak szintén az átlagosan jellemző értékek felső szintjén mozogtak. Kezeléstől függetlenül legmagasabb értéket a levélben, legalacsonyabbat a szemben kaptunk. A kukoricánövények S-tartalmát átlagosnak találtuk, értékük többnyire a levélben volt a legmagasabb.

A mikroelemek és a szennyező fémek közül az As és a Hg a kukoricaszembe és a vegetatív részekbe is csak elvétve került. A növény Cr tartalma szintén alacsony volt. A Cu és a B kivételével valamennyi mikroelem szintje enyhén magas vagy magas volt. A kukorica Zn kedvelő növény, a minták Zn tartalma nem számít magasnak. Az átlagosnál (főként a levélben) magasabb Fe tartalmak se jeleztek veszélyes felhalmozást. A Na-tartalom értékei szintén magasak voltak, a növény magas sótűrését igazolták.

Az élő szervezet számára legveszélyesebb elemek közül az alkalmazott kezelésekben a Cd- és az Pb-tartalom növekedése érdemelt figyelmet. A szennyezés veszélyességének megítélésakor az Egészségügyi Minisztérium 1999-es rendeletében leírt, élelmiszerekre vonatkozó határértékeket (zöldségek) (Cd: 0,1 mg/kg, Pb: 0,2 mg/kg), valamint a 2001-es EK rendeletet vettük figyelembe (gabonafélék: Cd: 0,1 mg/kg, Pb: 0,2 mg/kg). A két nehézfém felhalmozódása a kukoricaszemben nem vagy alig veszélyes, hiszen értékük az élelmiszerekre vonatkozó hazai határértékek alatt volt. A vegetatív szervekben, különösen a levélben mért koncentrációk viszont már felhasználást korlátozó szintet jeleztek, mert a szervezetben kumulálódó, lassan kiürülő jellegük miatt hosszabb távú takarmányozásnál kockázatot jelenthetnek. A kukorica takarmányként történő felhasználása tehát ellenőrzést igényel. A talajtakarás említésre érdemes változást nem idézett elő a kukorica elemtartalmában. A talajtakarás és lignit együttes alkalmazása néhány növényi részben az Pb-tartalmat csökkentette.

Legfontosabb kutatási-fejlesztési eredményeink a következőkben foglalhatók össze:

1. Különböző kompozitumokból álló technológiai variánsokat dolgoztunk ki és kísérleti parcellákat alakítottunk ki a vörösiszaptározó tetején a kiporzás csökkentésének tesztelésére.
2. A kidolgozott technológiai variánsokkal a környezeti kockázatokat sikeresen tudtuk csökkenteni, mert megakadályoztuk a nehézfémek kilúgozódását a zagyteréből.
3. A területen legnagyobb környezeti kockázatot jelentő vörösiszap kiporzást fitostabilizációs módszerrel sikerült jelentős mértékben csökkentenünk.

3.1.2. Gyöngyösorszi, bányászati hulladék

Bányászati és ércdúsítás eredetű, nagy környezeti kockázatú diffúz forrásokon végzett kémiai kombinált fitostabilizációs kísérletek eredményeit tárgyaljuk a 3. munkaszakaszban. Az ércbányászat során képződő, és a felszínen tárolt meddőnek minősülő kőzetek alól, igen gyakran savas oldatok szivárognak. Egyes felhagyott bányákból még évszázadokkal a felhagyás után is savas bányavizek kerülnek a felszínre. Szulfid érceket termelő bányák esetében kijelenthető, hogy a bányatermelvény szilárd feldolgozási maradékai (meddőhányók), különösen a fizikai dúsítás maradékai (zagyterezők), és igen gyakran az üzemelő ércbányák is, savas jellegű vizek folyamatos forrásai. Az angol nyelvű irodalomban a kőzetek savképző tulajdonságával összefüggésben jelentkező szivárgó víz elsavasodást, rendszerint acid rock drainage (ARD) vagy acid mine drainage (AMD) műszaki kifejezéssel illetik. Mivel a diffúz szennyezőforrások alól szivárgó savas vizek, illetve a bányavizek, jelentős forrásai a talaj, a felszíni, a felszín alatti víz, valamint más környezeti elemek nem kívánt szennyeződésének, az érintett területeken jelentős figyelmet szentelnek a savas szivárgó vizek elleni védekezésre.

A diffúz szennyezőforrások remediációja esetében más megoldások keresése válik indokolttá, mint pontforrások esetében. A diffúz szennyezőforrások kockázatának csökkentésére alternatív technológiák jelentek meg az elmúlt évtizedekben. Ezek a bányászati hulladék helyben hagyása mellett csökkentik a forrás környezetszennyező hatását. Ilyen módszer lehet Permeabilis Reaktív Gátak (PRB) építése, vagy talaj adalékanyagok segítségével a szennyezőanyagok immobilizációja a forrásban, vagy a

felszíni erózió megakadályozása stb. A kockázat csökkentéséhez, a szennyező hatást kell csökkenteni, de ehhez általában integrált módszer szükséges, mely figyelembe veszi azt, hogy a szennyező hatás több környezeti elemet is érint, és ezen hatásokat együttesen képes csökkenteni. Ezen okok miatt általában a különböző műszaki megoldások együttes alkalmazása a célravezető.

A környezeti tényezők hatásának kitett, ércbányászat eredetű hulladékok, mint diffúz szennyezőforrások (meddőhányók, zagytározók stb.), nagy környezeti kockázatát, főként a magas pirittartalom által generált savasodási folyamatok okozzák. A savasodási folyamatok miatt, az ércbányászati meddőben jelen lévő nehézfémek jelentős része (pl.: Cd, Cr, Cu, Mn, Zn stb.) mobilizálódik, és magas koncentrációban jelentkezik a diffúz szennyezőforrás alatt megjelenő csurgalék vizekben.

A BÁNYAREM kutatás-fejlesztési projekt egyik alapgondolata, hogy adalékanyagok bekeverése mellett, megállítsa a savasodási folyamatokat, és meggátolja a nehézfémek oldatba jutását, valamint azok migrációját a környezet, a felszíni és felszín alatti vizek irányába. A másik alapfolyamat, a növényekkel való beültetés és ezzel egy izoláló réteg létrehozása, ami megakadályozza a szilárd anyag erózióját, és kiporzását is. A harmadik transzportútvonalat, a növényi felvételt egyrészt a kémiai stabilizálószer biztosítja, másrészt maga a növény, melynek megválasztásakor ez egy fontos szempont.



5. ábra: Bányászati meddőhányó

A meddőanyagban található toxikus fémek a felületen lefolyó esővízzel és az általa szállított hordalékkal tovább terjednek a környezetben (felszíni, felszín alatti vízbe, talajba, üledékbe), komoly kockázatot jelentve az ökoszisztéma és az ember számára.

Szabadszabó kísérlet Gyöngyösorszi, bányaudvaron

A Gyöngyösorszi Ércbányászat hatásterületén, több jelentős méretű diffúz szennyezőforrás található. Ezek főként meddőhányók. A Gyöngyösorszi Ércbányászat teljes körű felhagyásának keretében, ezen meddőhányók rekultivációja is megvalósul. Ezek közül, az egyik legjelentősebbnek, a Bányabérci-meddőhányónak a felszámolása 2007-ben kezdődött el, a koncentrált szennyezőanyag-mennyiség elszállítás utáni maradék és az eltávolíthatatlanul szétszóródott hányad kezelésére a kombinált kémiai- és fitostabilizációt fogjuk alkalmazni.

Egy nagy környezeti kockázatú diffúz szennyezőforrás hatásának in situ megmérése (felszíni és felszín alatti monitoring rendszer kiépítése, kutak kiképzése, üzemeltetése, karbantartása, mintázása, vízjogi engedélyeztetése stb.) rendkívül költséges folyamat és a diffúz szennyezettség kiterjedése miatt szinte lehetetlen feladat. A matematikai módeel, a kidolgozott GIS-alapú, vízgyűjtőszintű terjedési modell sem működik expozíciós paraméterek nélkül, melynek kimárása mikrokozmosz kísérletekben megtörtént, de a kisléptékű kísérletekből nyert eredmények pontosítására és validálására szabadszabó kísérletekre van szükség. A mi megoldásunk az lett, hogy Az AMD folyamatoknak kitett meddő anyagból nagyobb mennyiséget kivettünk, és drénezett, alulról szigetelt prizmákat építünk belőle. Az így elkészített parcellán elvégezhetővé válnak azok a mérések, melyek segítségével megbecsülhető a toxikus fémtartalmú bányászati hulladék hatása a talajvízre, valamint az ültetett növényzetre. A szabadszabó parcellás kísérletek célja tehát kettős volt. Elsősorban a meddőhányók, mint diffúz szennyezőforrások hatásának pontosabb megismerése, mérhetővé tétele, másodsorban a meddőanyaghoz kevert talajadalékanyagok tesztelése, kedvező tulajdonságaik jobb megismerése volt. A kísérlet-sorozat által lehetőség nyílt a felhasznált talajadalékanyagok hatásmechanizmusának és határfokának jobb megismerésére.

A laboratóriumi kísérletekben megvizsgáltuk, melyek a Toka-patak vízgyűjtőjében található hulladékokra és szennyezett talajokra leghatékonyabb kémiai stabilizálóanyagok és a célnak megfelelő növények. Az erőművi pernye, valamint a pernye és mész keveréke bizonyult a leghatékonyabbnak a területre jellemző Zn, Cd, Cu és Pb szennyezettségre. Három kísérleti parcella került kialakításra a Bányaudvaron, egy pernye+mésszel, egy pernyével kezelt és egy adalék nélküli kontroll parcella. Kísérleti növények parcellánként: fűkeverék, cirok, szudáni fű. A kémiai stabilizálás vízdoldhatatlanná és biológiailag felvehetetlenné teszi a szennyező fé



6. ábra: A kísérleti parcellák kialakítása

Az izoláló fóliára halmozott, stabilizálószerrel kevert bányászati hulladék alá drénrendszert telepítettünk, a talajrétegen átszivárgó esővizet vödörkben gyűjtöttük és rendszeresen mintáztuk és analizáltuk.

A 3 db parcella, ugyanazzal a műszaki megoldással lett kialakítva, azzal a különbséggel, hogy a 3 db parcellába beépített „töltet-anyag” más és más.

III. parcella: tisztán bányabérci-meddőanyag

II. parcella: meddőa.+ 5% tatabányai erőművi pernye

I. parcella: meddőa. + 5% tatabányai, visontai és oroszlányi erőművi pernye, valamint 2,5% Ca(OH)₂ keveréke.



7. ábra: A drénvíz gyűjtése és monitoringja

A tervezett vizsgálatok elvégzéséhez a 3 db prizma drénvizét külön-külön kellett gyűjteni. Ennek megoldására, a prizmákból kivezetett dréncsövek elé, műanyag konténereket ástunk le. Ebbe vezettük drénrendszer kivezető gégecsövét. A gyűjtőedényekbe került víz mennyiségét napi rendszerességgel mérték. A drénvizet heti-kétheti rendszerességgel mintáztuk, és laboratóriumban analizáltuk.

2007. július 04–2007. szeptember 30. között, folyamatos felügyelet mellett üzemeltettük a fél-üzemi parcellákat. Napi rendszerességgel jegyzőkönyvet vezettünk az üzemeltetéssel kapcsolatos paramétereikről. A napi feladatok a következők voltak: a csapadék mennyiségének naponkénti regisztrálása, a drénvíz változó vízkémiai paramétereinek naponkénti mérése, a drénvíz mennyiségének feljegyzése, a prizma felszínén összegyűlő víz vízkémiai paramétereinek naponkénti mérése, a prizmák rendszeres locsolása, a gyűjtő edények folyamatos ürítése, a mintavételek feljegyzése, karbantartás, felügyelet biztosítása.

A parcellák adalékai és beültetésük növényekkel:

A projekt keretében kémiaival kombinált fitostabilizációs kísérleteket indítottunk kétféle adalékanyaggal (tatabányai pernye, illetve tatabányai, visontai pernye+mész) meddőanyagon és mezőgazdasági talajon. A bányaudvari kísérleti területen bányabérci meddőanyagból kialakított három parcellán végeztünk kísérleteket, pernyés és mész-hidrátos kémiai stabilizálással (8. táblázat).

A parcellákon sorrendben: fűkeveréket, seprőcirot és szudáni füvet vetettünk (8. ábra). A növények növekedéséhez szükséges vizet a száraz nyár miatt rendszeres locsolással pótoltuk (16. melléklet). A parcellák alatt, zúzott köves drénszivárgó rendszer és dréncsöves vízgyűjtő rendszer lett kialakítva. A drénrendszer kifolyási pontjaira mintagyűjtő edényeket helyeztünk el, melyeket úgy vannak kialakítva, hogy a felszíni lefolyásból, vagy csapadékeredetű vizek ne tudjanak keveredni az átfolyó vizekkel.

8. táblázat: A bányaudvari parcellák kémiai adalékanyagai

parcella jele	meddő	Kémiai adalékanyag	
		pernye	mész-hidrát
I.	90 m ³	3,5 m ³ tatabányai pernye 3,5 m ³ visontai pernye	1,5 m ³
II.	90 m ³	7 m ³ tatabányai pernye	---
III.	90 m ³	---	---

I. parcella: tatabányai pernye, visontai pernye és mészhidrát

II. parcella: tatabányai pernye

III. parcella: nincs kémiai kezelés

Fűkeverék	Cirok	Szudáni fű	Fűkeverék	Cirok	Szudáni fű	Fűkeverék	Cirok	Szudáni fű
-----------	-------	------------	-----------	-------	------------	-----------	-------	------------

8. ábra: A bányaudvari parcellák kialakítása

A technológiamonitöring

A projekt során terepi méréseket, vízkémiai analitikai vizsgálatokat, talaj és közettani vizsgálatokat, valamint pernyevizsgálatokat végeztünk az alábbi mérési módszerekkel: pH mérés, elektromos vezetőképesség mérés, plazmaindukciós emissziós spektrometriás mérés, TIC (Total Inorganic Carbon), TOC (Total Organic Carbon) és Σ kén mérés, vízzoldható és szódával megbontható SO₄ koncentráció meghatározása, pórúsvíz összetétel meghatározása hígítási tényező figyelembe vételével, meteorológiai mérések, terepi mérések. A terepi mérések kiterjedtek a parcellák talajának fémtartalmára (XRF), a csurgalékvíz mennyiségére és pH-értékére, valamint a növények mennyiségi és minőségi jellemzőire, mint szárhossz, darabszám, stb. A kísérlet követésére, elsősorban a kémiai stabilizálószer hatásának követésére nemcsak a parcellák talaján átfolyó víz jellemzőit, hanem a talajból különböző erősségű savas oldószerekkel kivonható fémtartalmakat és a növények fémtartalmát elemeztük. A stabilizálószeres kísérletek monitoringjára integrált módszeregyüttest alkalmaztunk, amely a fizikai-kémiai analitika kombinálását jelenti biológiai-ökotoxikológiai tesztekkel. A kémiai analitikai mérések mellett bakteriális, növényi és állati toxikológiai tesztelést végeztünk. Az integrált módszer alkalmazásával részletesebb képet kaphatunk a szennyezett talaj környezeti kockázatáról, ill. annak csökkenéséről, így értékelhető a remediáció hatékonysága.

A kísérleti területekről bizonyos időközönként a növényekből és a talajból átlagmintát, az átfolyó vízből vízmintát vettünk. Kémiai analitikai módszerekkel ezek fémtartalmát vizsgáltuk. Mértük a talajok összes fémtartalma mellett azok víz- és acetát oldható fémtartalmát, valamint a kísérleti területre ültetett növények és a parcellákon átfolyó víz fémtartalmát. Toxikológiai tesztelésre három különböző trófikus szintről származó élőlényt alkalmaztunk: *Vibrio fischeri* lumineszcencia gátlási tesztet (bakteriális), *Sinapis alba* (fehér mustár) gyökér- és szárnövekedés gátlási tesztet és *Tetrahymena pyriformis* reprodukciógátlási tesztet, valamint meghatároztuk a talajminták aerob heterotróf sejtszámát.

A bányaudvari kémiaival kombinált fitostabilizációs kísérlet eredményei, értékelése

A parcellákon átfolyó vizek fémtartalmát mértük hét mintavételi időpontban. Mivel a parcellák anyaga igen heterogén, ezért az átfolyó víz gyűjtésével egy átlagmintát kapunk az egész parcelláról. A vízgyűjtés azért is fontos, mert egy meddőkupac vagy meddőhányó esetében ez az egyik legfontosabb útvonal a kockázat szempontjából, a stabilizációval tehát egyik fő célunk a lefolyó és átfolyó vizek fémtartalmának csökkentése. A mért eredmények a **15. mellékletben** találhatóak. Az eredmények alapján elmondható, hogy a pernye és mész együttes alkalmazása hatékonyabban csökkenti le a kioldott fémmennyiséget, mint a csak tatabányai pernyés kezelés. A legnagyobb kockázatot jelentő, mobilis fémek közül a Zn és a Cd esetén a csak pernyés kezelés 66–69%-os csökkenést okoz, míg a pernye+meszes kezeléssel 98–99%-os csökkenést érünk el. Ez azt jelenti, hogy a kezeletlen parcelláról

gyűjtött vízben az átlag 89 079 µg/l Zn és 441 µg/l Cd koncentráció a pernye+meszes kezelés hatására 226 µg/l Zn és 2,3 µg/l Cd-ra csökken, ami a Zn esetén megközelíti a határértéket (HÉ=200 µg/l felszín alatti vízre), míg a Cd esetén a határérték (HÉ=5 µg/l) alatt van.

9. táblázat: A kémiai stabilizáció hatása a parcellák csurgalékvizének fémtartalmára

Csurgalékvíz	As	Cd	Cu	Pb	Zn
A kezeletlen parcellán átfolyó csurgalékvíz fémtartalma (µg/l)					
Kezeletlen	<1,8	441	1510	17,0	89079
A csurgalékvíz fémtartalmának csökkenése a kezelések hatására (%)					
Pernyés kezelés	0,0	68,8	94,1	-668,1	65,9
Pernye+meszes kezelés	-1581,1	98,3	84,1	98,5	99,3

A többi fém esetén a csak pernyés kezelés is hatékony, kivéve az Pb-ra, melynél azonban a pernye+meszes kezelés 98,5%-os csökkenést okoz a kioldott mennyiségben. A pernye+meszes kezelés esetén az As mobilitása megnő a magas pH érték (közel 8-as) miatt, ezért ennek csökkentésére további adalékanyag, pl. vasreszelék hozzáadása szükséges.

A toxikológiai eredmények azt mutatják, hogy a baktériumok számára legtöbb mérési pontban toxikus vagy kis mértékben gátló a kezeletlen parcellán átfolyó víz, ami mindkét kezelés esetén nem toxikussá válik a tesztorganizmus számára, hasonlóan a növényi teszt alapján mindkét kezelés, közel egyező értékben csökkenti a toxicitást, közel ötszörösre növelve a növények gyökér- illetve szárnövekedését.

A parcellákból négy időpontban a meddőanyagból átlagmintát vettünk. A revitalizációs kezelés után a parcellák két feléről külön vettünk mintát, itt a műtrágyával nem kezelt oldal eredményeit mutatjuk be. A vizes kivonás eredményei összhangban vannak az átfolyó vízben mért eredményekkel, illetve a pernye+meszes kezelést még előnyösebbnek mutatják.

10. táblázat: A kémiai stabilizáció hatása az acetáttal és a vízzel kioldható fémtartalomra

Bányabérci meddő	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Összes fémtartalom (királyvizes kivonás alapján) (mg/kg)					
Kezeletlen meddő	517	1,84	35,00	3472	473
Acetáttal kioldható fémtartalom (mg/kg)					
Kezeletlen	0,083	0,623	2,034	47,85	100,15
Pernyés kezelés	0,086	0,603	1,163	110,70	68,98
Pernye+meszes kezelés	0,335	0,140	0,565	2,49	16,10
Csökkenés a kezeletlenhez képest (%)					
Pernyés kezelés	-3,5	3,3	42,8	-131,3	31,1
Pernye+meszes kezelés	-305,1	77,6	72,2	94,8	83,9
Vízzel kioldható fémtartalom (mg/kg)					
Kezeletlen	0,101	0,642	3,304	14,91	105,58
Pernyés kezelés	0,093	0,354	0,552	5,71	43,87
Pernye+meszes kezelés	0,273	0,004	0,473	0,08	0,23
Csökkenés a kezeletlenhez képest (%)					
Pernyés kezelés	7,8	44,8	83,3	61,7	58,5
Pernye+meszes kezelés	-169,5	99,4	85,7	99,5	99,8

A táblázatból látható, hogy a pernye+meszes kezelés átlagosan 99,4–99,8%-os csökkenést okoz a vízzel kioldható Cd és Zn tartalomban, és a Cu és Pb vízzel kioldható mennyiségét is 85,7%-kal, illetve 99,5%-kal csökkenti. A csak pernyés kezelés is csökkenti a vízzel kioldható fémmennyiséget de rövidtávon kisebb hatékonysággal. Ugyanakkor az As és Pb mobilitása a kevésbé savas pH-értékeken egyedi figyelmet és specifikus stabilizálószer (pl. Fe⁰) igényel.

Az acetáttal extrahálható fémtartalmak esetén kiemelkedően jónak mutatkozik a pernye+meszes kezelés, míg a csak pernyés kezelés kisebb mobilitáscsökkenést eredményez, az Pb esetén megnöveli azt. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy a pernye+meszes kezelés esetén a 4,5 pH-jú kivonószer nem volt képes pufferni a minta lúgosságát.

A kezeletlenhez képest megnőtt a talajok biológiai aktivitása, a csak pernye kezelés hatására kisebb, míg a pernye+meszes kezelés hatására igen nagy mértékben, az eredetileg kedvezőtlen életteret biztosító meddőben 10^7 -es nagyságrendű aerob heterotróf sejt volt található a pernye+meszes kezelés hatására. A környezettoxikológiai tesztek alapján a bakteriális és növényi toxicitás mindkét kezelés hatására hasonló mértékben csökkent. Megjegyzendő, hogy a fehér mustár gyökerének növekedését az erősen lúgos (pernye+meszes) talaj 20%-kal gátolta a csak pernye kezeléshez képest, illetve a *Tetrahymena pyriformis* tesztorganizmus a lúgos talajt nem kedvelte, így szaporodása a meszes talajban gátolt volt, a kezeletlen meddőanyaghoz képest.

A parcellákon ültetett három növényből három alkalommal mért fémtartalom eredményeket mutatjuk itt be, a tenyésztési időszak kezdetén (2 hetesen), három hónaposan és aratáskor. A kezeletlen parcellán egyáltalán nem nőttek növények, kivéve egyetlen kisebb szennyezettsgű foltot, ezért ehhez nem tudtuk a növények szennyezettsgét viszonyítani. A növények növekedéséről részletesen bemutatjuk foltok alapján a <http://www.ecorisk.hu/fotok/kutatas.php> oldalon, illetve a 17. mellékletben.

11. táblázat: Parcellákon vetett növények fémtartalma

Növény	Kezelés	Mintavételi időpont	As	Cd	Cu	Pb	Zn
			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Fűkeverék	Pernye	2007.06.27	25,50	1,79	23,8	220,0	271
		2007.09.19	7,08	1,17	13,9	60,2	192
		2007.10.03	3,35	1,80	47,6	29,0	210
	Pernye + mész	2007.06.27	14,20	0,29	31,3	89,9	116
		2007.09.19	2,27	0,16	9,3	7,7	58
		2007.10.03	0,98	1,79	20,8	7,0	64
Seprőcirok	Pernye	2007.06.27	14,10	20,40	19,3	220,0	990
		2007.09.19	4,78	7,06	12,9	95,3	184
		2007.10.03	3,92	2,05	58,7	34,6	230
	Pernye + mész	2007.06.27	11,30	1,05	9,6	67,9	285
		2007.09.19	2,56	0,27	7,2	10,6	43
		2007.10.03	1,14	1,84	20,1	7,0	58
szudáni fű	Pernye	2007.06.27	6,25	13,50	22,6	116,0	629
		2007.09.19	4,06	8,33	14,6	103,0	343
		2007.10.03	4,20	1,90	53,0	32,8	228
	Pernye + mész	2007.06.27	5,95	0,66	14,4	26,5	100
		2007.09.19	2,87	0,43	9,0	12,6	59
		2007.10.03	1,40	1,89	29,6	10,9	72
Határérték takarmányokra			2	1	nincs	10	nincs
Határérték friss zöldségekre			2	1	100*	3	100*

*Csak tartósított zöldségre van megadva

A 10.03.-i mintavételnél a tenyésztési időszak végén mért átlagkoncentrációkat adtuk meg.

A 11. táblázat fémtartalom eredményekből az látszik, hogy az első időpontban vett növények több fémeket akkumuláltak kg-ként, hiszen a növények a kezdeti növekedési szakaszban gyorsabban veszik fel az elemeket. Mindhárom növény esetében a pernye+meszes kezelés a hatékonyabb. Ha az élelmiszerekre és takarmányokra megadott határértékekkel vetjük össze, akkor azt látjuk, hogy a vizsgált fémek mindhárom növényenél az aratás előtti időpontra vagy a határérték alá került, vagy nagyon megközelítette azt fémtartalom szempontjából. Az As esetében is, tehát az átfolyó vízben és a talajok vizes extraktumában mért mobilizálódás a növények által felvett fémtartalomban nem mutatkozik meg. Elmondható tehát, hogy bár növények telepítésével új útvonalat nyitunk meg a fémek transzport-

ja számára, azonban ez elviselhető új kockázatot jelent, az erózióból és a vizes-savas kioldásból adódó kockázathoz képest.

12. táblázat: Meddőanyag (gyöngyösoroszi meddőhányón) spontán nőtt növények fémtartalma

Növény	As	Cd	Cu	Pb	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Pöfeteg	4,6	6,5	24,1	5,2	90
Nád	1,0	0,5	30,1	63,7	448
gyékény	1,0	1,4	20,4	42,3	499
keserűfű	3,7	4,9	33,7	12,9	1069
lándzsás útifű	3,7	2,4	41,8	41,1	458

Összehasonlításként a 12. táblázatban megadtuk néhány, a gyöngyösoroszi meddőhányón gyűjtött növény fémtartalmát, mivel a kezeletlen bányabérci meddőn nem nőttek ki az ültetett növények. Ezeket az értékeket összevetve a kezelt parcellákon mért értékekkel, a már kifejlett növényekben (második és harmadik időpont) mindenhol kisebb értékeket mértünk a mi növényeinkben. A 448–1069 mg/kg Zn és 13–64 mg/kg Pb helyett a pernye + meszes kezelés esetén csupán körülbelül 58 mg/kg Zn és 7 mg/kg Pb található az ültetett növényekben.

Összességében elmondható, hogy mind a pernyés, mind a pernye + meszes kezelés alkalmas a bányabérci meddőanyag stabilizációjára, azonban a pernye + meszes sok szempontból hatékonyabbnak bizonyult, főként az alkalmazás kezdetén, ahogy ezt vártuk a mikrokozmosz eredmények alapján. Ugyanakkor fontos a stabilizálószeresek hosszú távú hatása is, ami elsősorban a pernyének köszönhető. A laborkísérletek alapján azt reméljük, hogy a meszes kezelést elég a stabilizálási technológia kezdetén, egy alkalommal alkalmazni, nem kell megismételni később. A választ erre a kérdésre a kísérletek folytatása fogja megadni.

A bányaudvari kísérleti eredményekből levonható következtetések

- A Bányabérci meddőanyag összetétele kedvezőtlen, benne az As, Cd, Pb és Zn koncentrációja igen magas, pH-ja viszont igen alacsony. A meddőanyag pórusvizében, olyan elemek koncentrációja is határérték feletti lehet, melyek a szilárd anyagban csak kis mennyiségben vannak jelen. Ilyen pl.: a B, Co, Cr, Cu, Ni. A ércbányászati meddőanyagok, magas pirittartalmuk miatt, jelentős savképző potenciállal rendelkezhetnek, ami magával vonja a nehézfémek mobilizációját. Savas körülmények között, könnyen mobilizálódó nehézfémek (Zn, Cd) esetében, a meddőanyagban jelen levő összes nehézfém mennyiség, akár több mint 10 %-a is a pórusvízben lehet jelen. Hasonló mozgékonyág jellemzi sok mintában az ólmot, melyre még tudományos magyarázatot is nehéz találni.
- Az alkalmazott pernyék, összetételüket tekintve, általában megfelelnek a 10/2000. rendeletben meghatározott B szennyezettségi határértékeknek. A tatabányai pernye talajadalékként történő bekeverése, megfelelő körülményeket biztosít a bányászati eredetű hulladék növényesítéséhez, a növény-növekedéshez, de bekeverését követő néhány hétben nem biztosítja a savas anyagon átszivárgó víz tökéletes semlegesítését, és fémvisszatartó képessége nem elegendő a határérték alatti vízminőség biztosításra. A pernye és a mész-hidrát együttes alkalmazása viszont elegendő semlegesítési potenciált biztosít a csurgalékvíz nehézfém koncentrációjának megfelelő mértékű csökkenéséhez már rövidtávon is.
- A kémiai adalék hatására a bányászati hulladékanyag víztartó képessége, vízgazdálkodása javult, a parcellákon átszivárgott víz nagymértékű minőségi javuláson ment keresztül: a kezeletlen 89 079 µg/l Zn és 441 µg/l Cd tartalma 99%-kal csökkent, 226 µg/l Zn és 2 µg/l Cd értékre. A talajminták vízzel extrahálható Cd és Zn tartalma 99,7%-kal, az acetát oldható 87%-kal csökkent.
- A sikeres növényesítés csökkenti a felszíni eróziót, és így meggátolja a felszínen lejátszódó szilárd transzport folyamatok bekövetkezését. A kísérleti növények vetése előtt spontán növő gaznövényekből a pernyével kezelt parcellán 66 db, a pernye + mésszel kezelt parcellán 473 db nőtt ki, míg a kezeletlen csak 7 db, egy heterogenitás miatt kevésbé toxikus folton.

- A növények fémakkumulációja nagymértékben lecsökkent, sajnos a kontroll parcellán egyáltalán nem volt növekedés, így ahhoz nem tudtuk viszonyítani az eredményeinket. A kísérleti anyagnál kevésbé toxikus hulladékokon és szennyezett talajokon növekvő növényekhez képes is jó minőségűek a hulladékon növekvő növényeink, a tenyészidőszak végére a növényekben mérhető koncentráció mind a takarmány-, mind az élelmiszer-határérték alá került.
- A mészhidrát alkalmazása, és ezáltal a pH semleges, közel lúgos irányú eltolása, kedvező körülményeket biztosít bizonyos fémek mobilizálódására. Esetünkben ilyen volt az As és a Mo. Habár a mobilizáció nem volt jelentős mértékű, ezen elemek környezeti koncentrációjára fokozottan ügyelni kell és kiegészítő kezeléssel biztosítani ezek immobilizálását is (pl. fémvas)
- Rendkívül hatékonyak bizonyult a mozgékony fémhányadok kémiai és biológiai módszerekkel való követése a kísérlet során, hiszen ezzel a felszíni és felszín alatti vizekre, valamint a tápláléklánra vonatkozó kockázatok közvetlen mérése vált lehetővé.
- A kidolgozott és tesztelt metodika nagymértékben csökkentette a diffúz forrásból kibocsátott toxikus fémmennyiségeket az összes transzportútvonalon, tehát elfogadható mértékűre csökkentette egy jelentős környezetszennyező hatású diffúz forrás környezeti kockázatát.
- A hosszútávú hatásokat több okból is vizsgálni kell: a stabilizáló hatás irreverzibilitásának bizonyítására, a pernyék hatására bekövetkező talajképződési pl. agyagásványképződési folyamatok megismerése és hasznosítása céljából, valamint a növényi tápanyagellátás optimalizálására, tápanyagok, műtrágyák adagolásának tervezése miatt.

A bányaudvari stabilizációs projekt eredményeinek jövőbeli hasznosulása

A MECSEK-ÖKO Környezetvédelmi Zrt. a 2010-ig tartó időszak alatt elvégzi a Gyöngyösorszi Ércbányászat teljes körű rekultivációs munkálatait. Ennek során több jelentős diffúz szennyezőforrás esetében kell beavatkozást elvégeznie. Ezek az alábbiak:

- Nagy környezeti kockázatú meddőhányók
- Száraz-völgyi-zagytározó tájrendezése
- Bence-völgyi-zagytározó felszámolása
- Üzemudvarok, szállítási útvonalak rendezése
- Víz tározók remediálása
- Vízfolyások remediálása és jókarba helyezése

A remediációs munkálatok, vízjogi engedélyköteles tevékenységek, műszaki beavatkozások, építési munkák során több 100 000 m³ anyag mozgatása szükséges, melyek legnagyobb részt diffúz szennyezőforrások. A kutatás-fejlesztési projekt eredményei jól hasznosíthatóak az alábbi részfeladatok elvégzésekor:

- Stabilizáció szállítás és újradeponálás esetén
- Műszaki beavatkozás után visszamaradt területek stabilizálása
- Stabilizáció in situ beavatkozáskor
- Erózió csökkentése, növényesítés meggyorsítása
- Felszíni és felszín alatti vizek költségtakarékos védelme

A kombinált kémiai és fitoremediációs szabadföldi kísérletek eredményeinek beépítése a vízgyűjtőszintű kockázati modellbe

A Toka-patak északi vízgyűjtője bányászati hulladékokkal diffúzan szennyezett. A diffúz foltok növényesítésével elérhető, hogy az erdős, meredek lejtős északi vízgyűjtőről a Toka-patak által összegyűjtött víz megfelelő minőségű legyen.

A vízgyűjtőszintű GIS-alapú modellel, a Toka-patak célminőségéből reverz kockázatfelméréssel kiszámított célkibocsátás ellenőrzése a szabadföldi kísérletek eredményei alapján történt.

A szabadföldi kísérletekben felhasznált bányászati hulladékok kibocsátására kapott jellemzők alapján ellenőriztük, hogy a tervezett kombinált kémiai és fitostabilizáció hatékonysága képes-e a terület vízgyűjtőjének minőségi kritériumait teljesíteni. Tulajdonképpen a mikrokozmosz kísérleti eredmények alapján előrejelzett toxikus fém-kibocsátást finomítottuk a szabadföldi kísérletek eredményeiből képzett kioldási paraméterekkel.

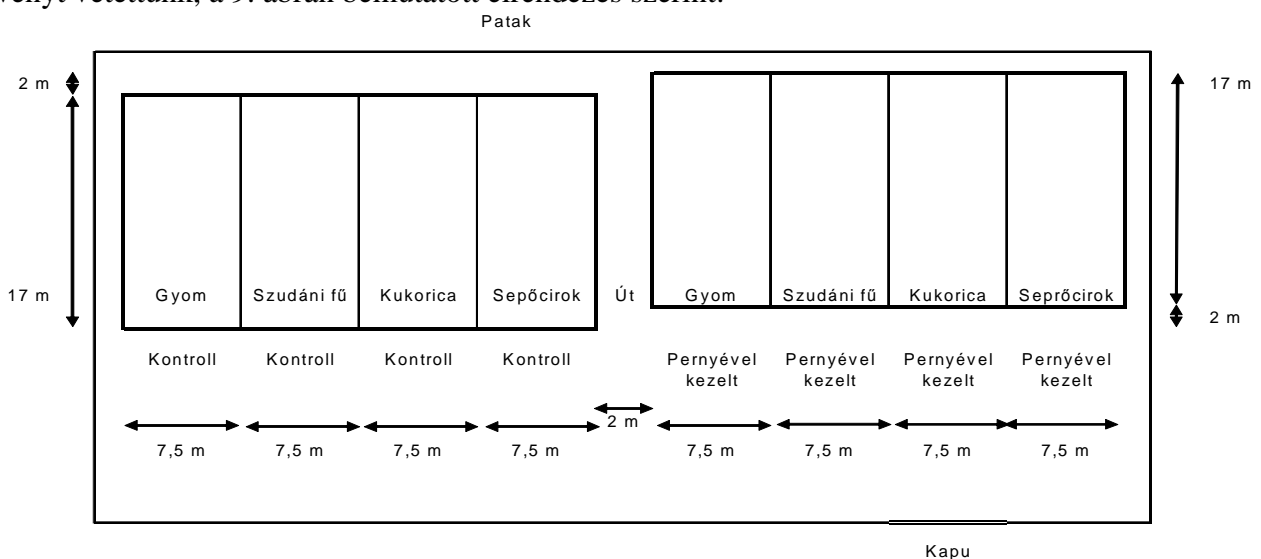
A szabadföldi kísérlet eredményei alapján, a Cd és Zn, valamint a vízoldható Pb stabilizációja a pernye+mész adalékkal kezelt és növényesített parcellában bizonyult a leghatékonyabbnak. A mész+pernyével kezelt parcellán átszivárgott víz minősége a kezelés hatására az alábbiak szerint változott: a kezeletlen parcella csurgalékához viszonyítva a kezelt parcella csurgalékában a Cd 441 µg/l-ről 2 µg/l-re, az Pb 17 µg/l-ről 2 µg/l-re és a Zn 89 079 µg/l-ről 226 µg/l-ra csökkent. Az arzén csak a pernyével kezelt parcella csurgalékában csökkent 26 µg/l-ről 2-re, de a pernye+mész adalékkal kezelt parcella csurgalékában 30 µg/l-re nőtt. Míg a kezelt parcellákról származó talajminták vízzel extrahálható, valamint acetát oldható Zn, Cd és Pb fémtartalma a csurgalék fémtartalmához hasonló nagyságrendű csökkenést mutatott a kezeletlenhez viszonyítva, addig az As esetén nincs csökkenés, hanem növekedés. A szabadföldi kísérlet eredményei szerint a Cd, Pb és Zn esetén a kémiai és fitostabilizáció együttes hatása képes lecsökkenteni a kísérletben használt meddőanyag fémkibocsátását, olyannyira, hogy megfeleljen az érzékeny vízhasználat környezetminőségi kritériumainak: Cd: 2 µg/l-re, Pb: 2 µg/l-re, Zn: 226 µg/l-re csökkent, míg az érzékeny vízhasználat határértékei Cd: 15 µg/l, Pb: 6,6 µg/l, Zn: 600 µg/l. A 30 µg/l As koncentráció csak a nem érzékeny vízhasználat környezetminőségi kritériumait teljesíti (11. melléklet).

A szabadföldi kísérlet meddőanyagának As kibocsátása további 65 % kibocsátás csökkenést igényel az eddig elért csurgalék-koncentrációhoz képest, ahhoz, hogy megfeleljen az érzékeny vízhasználat környezetvédelmi kritériumainak ($As_{\text{érzékeny}}$: 9 µg/l) (12. melléklet).

Ha feltételezzük, hogy a vízgyűjtő területen keletkező fémtartalmú csurgalékok és lefolyó vizek nagy része nem az eredeti kupacokból, hanem az erózióval széthordott másodlagos forrásokból ered, akkor az erózió fitostabilizációval való csökkentése további 82%-kal lesz képes csökkenteni az As-koncentrációt a területen, ami túlteljesíti a 65%-os követelményt.

3.1.3. Üledékkel szennyezett kiskert remediálása kémiaival kombinált fitostabilizációval

Mezőgazdasági talajjal is folytattunk kémiaival kombinált fitostabilizációs kísérletet Gyöngyösorszi falu alatt, a Toka-patak mentén található egyik kiskertben, mely „Kató földje” néven ismert. A terület felét kezeltük tatabányai pernyével, míg a másik fele kezeletlen maradt. Minkét oldalon négyféle növényt vetettünk, a 9. ábrán bemutatott elrendezés szerint:



9. ábra: A patakparti parcellák kialakítása

A stabilizáció nyomán követése ezen a területen a növényminták fémtartalmát és a talajból különféle erősségű savas oldószerekkel kivonható, eltérő mozgékonyaságú fémfrakciókat valamint a talaj toxikusságát vizsgáltuk monitoringszerűen a kísérlet tartama alatt.

A területről talajmintát négy időpontban vettünk, a pataktól való távolság függvényében két részre osztva a területet: a patakhoz közeli 5 m-es sávból származókra és 5 m-nél távolabbi területről származókra. Ennek célja az volt, hogy külön tudjuk vizsgálni a patakhoz közeli, rendszeresen elárasztott, a patak hordalékával keveredett, így nagyobb fémtartalmú területet és a pataktól távolabbat, ahol a fémtartalom kisebb. Két parcellát (kontroll és pernyével kezelt) további 4–4 részre osztva vizsgáltuk a természetes növényzet (gazok), a szudáni fű, a cirok és a kukorica növekedését és fémakkumulációját.

13. táblázat: A pernyés kezelés hatása a talaj acetáttal és a vízzel kioldható fémtartalmára

Kató földje	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Összes fémtartalom (királyvizes kivonás) (mg/kg)					
Patakhoz közeli	78,74	5,23	206,7	352,2	1101,7
Pataktól távoli	37,90	1,43	162,3	103,8	371,6
Acetáttal kioldható fémtartalom (mg/kg)					
Közeli kezeletlen	0,202	1,540	2,198	1,314	237,39
Közeli kezelt	0,187	0,275	2,171	0,260	47,70
Távoli kezeletlen	0,257	0,191	1,107	0,153	28,94
Távoli kezelt	0,227	0,100	2,388	0,122	13,51
Csökkenés a kezeletlenhez képest (%)					
Patakhoz közeli	7,7	82,2	1,2	80,2	79,9
Pataktól távoli	11,8	47,3	-115,8	20,5	53,3
Vízzel kioldható fémtartalom (mg/kg)					
Közeli kezeletlen	<0,080	0,051	0,925	0,085	4,106
Közeli kezelt	0,106	<0,004	1,160	0,094	0,315
Távoli kezeletlen	0,136	<0,004	1,114	0,090	0,436
Távoli kezelt	0,135	<0,004	1,260	0,086	0,191
Csökkenés a kezeletlenhez képest (%)					
Patakhoz közeli	-1224,0	92,1	-25,5	-10,7	92,3
Pataktól távoli	0,7	<kh	-13,1	4,6	56,3

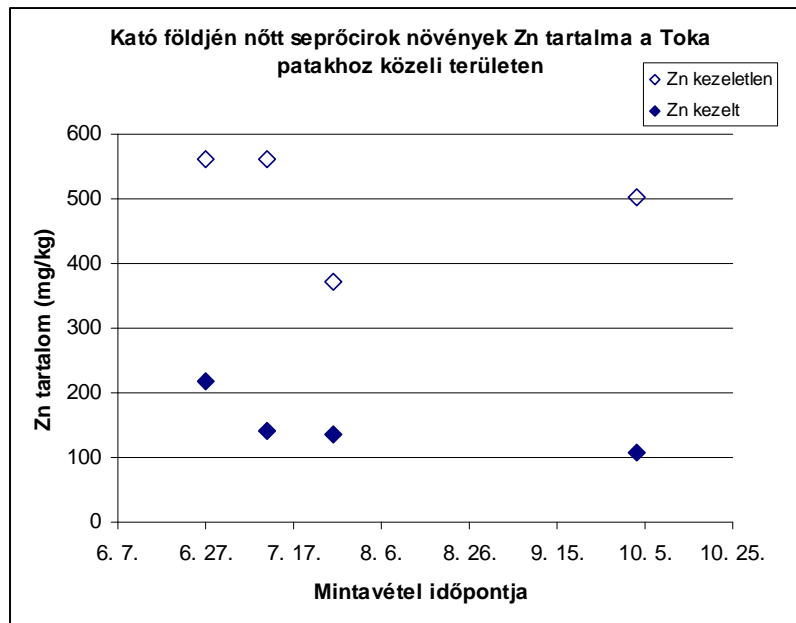
A talaj fémtartalmakat a 13. táblázat foglalja össze. A patakhoz közeli területen a pernyés kezelés az acetát oldható Cd, Zn és Pb tartalomban 80–82%-os csökkenést okozott, míg a pataktól távol ez csupán 20–53%, amiatt, hogy ott eleve kisebb a fémszennyezettség. A vízzel kioldható fémtartalom esetén a patak menti sávban 92%-os csökkenést mértünk a Zn és a Cd esetében, a pataktól távolabb 56%-os csökkenést. A többi fém esetében a kimutatási határ közelében vagyunk, az As-nél enyhe mobilizálódás sejthető, a réz nem mérhető, mert a korábban művelt területet rézgáliccal permetezték.

Az alkalmazott környezettoxikológiai tesztek jól mutatták, hogy a talaj a szennyezettség ellenére aktív, a mikroflóra adaptálódott. A talajok aktivitása a két, pataktól távoli területen volt a legnagyobb, a legkisebb mikrobiológiai aktivitást a kezeletlen patak menti terület mutatta. A növényi toxicitási teszt alapján a kezelés pozitívan hat a növények növekedésére, a patakhoz közeli területen 25–30%-os emelkedést tapasztaltunk a gyökér- és szárnövekedésben.

A Kató földjén a növényminta gyűjtése a talajmintával azonos logika szerint történt. A fontosabb eredmények és a növényekről készült fotók a mellékletben találhatóak (18. és 19. melléklet). Bár a négy ültetett növény fémfelvétele eltérő volt, általánosságban elmondható, hogy a pataktól távolabbi, áradások által kevésbé szennyezett területen a növények fémfelvétele kisebb volt, mint a patakhoz közel, és a legtöbb esetben az aratásra (november eleje) a növények fémkoncentrációja a takarmányokra, illetve élelmiszerekre (leveles zöldségek) megadott határérték alá csökkent a kezelt területen. A tatabányai pernyés kezeléssel tehát elértük, hogy az erősen szennyezett területen állati, vagy akár emberi fogyasztásra szánt növények is termelhetők legyenek. A fitoremediációra alkalmazott növények tehát nem jelentenek megnövekedett kockázatot a táplálékláncon keresztül. Az olyan növények,

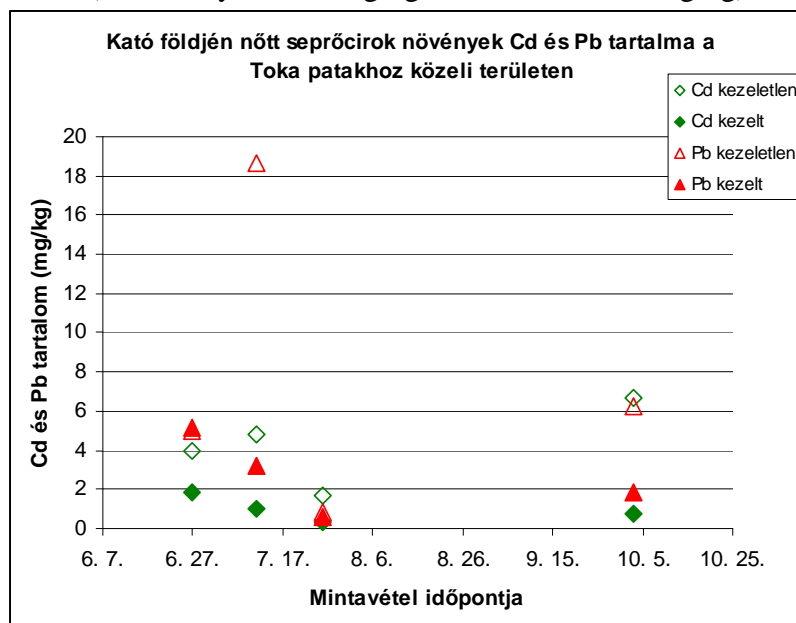
mint a cirok, melyek hasznosítása nem függ össze táplálkozással, végképp nem fokozzák a kockázatot a területen.

Példaként a patakhöz közeli területen nőtt seprőcirok fémfelvételét mutatjuk be. Az 10. ábrán látható, hogy a cirok Zn felvétele átlagosan a kétharmadára csökkent és az aratásnál megközelíti az élelmiszerre megadott határértéket (100 mg/kg), amit a kezeltlen területen ötszörösen meghalad a mért érték.



10. ábra: Seprőcirok Zn tartalma a patakhöz közeli sávban

A Cd és Pb tartalom is a Zn-hez hasonló tendenciát mutat (11. ábra). A seprőcirok Cd tartalma a kezeltlen területen a takarmányokra megadott 1 mg/kg-os határértéket 4–6-szor meghaladja, míg a pernyés kezelés hatására egy hónappal a vetés után már ennél kevesebbet mértünk. Az Pb esetén a kezeltlen területen nőtt növényekben többször tapasztaltunk kiugróan magas értéket, de a pernyés kezelés hatására itt is a határérték (takarmányokra 10 mg/kg, élelmiszerekre 3 mg/kg) alatt vagyunk.



11. ábra: Seprőcirok Cd és Pb tartalma a patakhöz közeli sávban

A többi növényről is elmondható, hogy a pernyés kezelés csökkentette az általuk felvett fémmennyiségeket, az arzénét is. Ez elsősorban a fémmel jobban szennyezett, patakhöz közeli területen mutatkozik meg, mivel ott szennyezettebb a talaj is és így nagyobb fémkoncentrációkat mértünk a növényekben (14. táblázat).

14. táblázat: Kató földjén vetett növények fémtartalma

Kató földje	Terület	As	Cd	Cu	Pb	Zn
A növények fémtartalma a patak menti sávban (mg/kg)						
szudáni fű	kezeletlen	0,78	3,00	7,90	3,32	348
	kezelt	0,45	0,90	6,00	2,20	104
kukorica	kezeletlen	4,66	5,29	21,10	25,42	665
	kezelt	1,00	1,59	13,30	5,62	301
cirok	kezeletlen	0,51	6,63	11,10	6,25	503
	kezelt	0,53	0,72	10,50	1,86	108
Csökkenés a kezeletlenhez képest (%)						
szudáni fű		42,3	70,0	24,1	33,7	70,1
kukorica		78,5	69,9	37,0	77,9	54,7
cirok		-3,9	89,1	5,4	70,2	78,5
A növények fémtartalma a pataktól távolabb (mg/kg)						
szudáni fű	kezeletlen	0,48	0,60	5,50	1,60	80
	kezelt	<0,40	0,50	5,90	1,76	74
kukorica	kezeletlen	0,67	0,66	13,40	3,33	171
	kezelt	0,79	0,47	9,60	2,98	148
cirok	kezeletlen	0,47	1,30	9,10	2,02	121
	kezelt	0,45	0,63	10,00	4,23	96
Határérték takarmányokra		2,0	1,0		10,0	
Határérték friss zöldségekre		2	0,5	100*	3	100*

*Csak tartósított zöldségre van megadva

A tenyészedőszak végén mért értékeket adtuk meg.

Tanulságok, felhasználás

Összességében a Kató földjén folytatott kémiaival kombinált fitostabilizációs kísérlet eredményéről elmondhatjuk, hogy a tatabányai pernye nem csak a bányabérci meddőanyag, hanem a Gyöngyörsorosi falu alatti mezőgazdasági terület talajának stabilizálására is alkalmas, mivel mind a talaj mobilis fémtartalmát, mind a növények által felvett fémmennyiséget lecsökkentette.

A növények közül a seprőcirok vette fel a legkevesebb fémet, de a szudáni fű és a kukorica is alkalmas lehet stabilizációs célokra.

A Kató földjén a fűkeverék, mely a bányabérci meddön egészséges, összefüggő réteget alkotott, nem tudott megtelepedni, mert a gazok elnyomták.

- Tehát a mezőgazdasági talaj pernyés stabilizálásával lecsökkenthető a pórusvíz és a növények fémtartalma.
- A patakparti területeken ez egy használható kockázatsökkentési alternatíva, hiszen a talaj elhordása és tiszta talajjal helyettesítése nem oldható meg több négyzetkilométeres területen.
- Természetesen a legszennyezettebb patakparti sávon az áradások miatt felgyűlt üledék elhordása, és lerakása pl. a flotációs meddőhányón, még annak letakarása előtt, sokat javítana a helyzeten. A pataktól távolabbi területeken a pernye önmagában is elegendő stabilizáló hatással rendelkezik ahhoz, hogy a növények fémtartalma a kockázatos szint alatt maradjon.
- A pernye talajba keverése olcsó és egyszerű művelet, javasolható a lakosságnak házi használatra. Erőművi pernye viszonylag közel hozzáférhető. A savanyú talajoknál érdemes meszes vagy mészköporos kezeléssel való kombinálást javasolni.

- Ha a patakparti 5 méteres sáv elhordásra kerül és a talaj következő 20–25 méteres sávja pernyés kezelést kap, a növényekre vonatkozóan az egyetlen restrikciónak a leveles zöldségek és földközeli gyümölcsök kizárása, melyet felületére rakódó por miatt teljes a talaj teljes, pl. emésztéssel mobilizálható fémtartalmának kockázatát viselik.

3.2. Publikálás, oktatás

A BÁNYAREM projekt eredményeit folyamatosan publikáltuk és fogjuk publikálni.

A projekttel kapcsolt publikációk, tanulmányok és WEB-es információk listája a **20. számú mellékletben** található meg. **Szakkönyvekben 13 tudományos cikket** közöltünk 2007-ig, további 6 fog megjelenni 2008-ban. Tudományos eredményeinket összesen 27 nemzetközi és magyar konferencia- illetve workshop részvétel alkalmával ismertettük, **18 írásban** vagy **CD-n** is megjelent előadással. 2007-ben a legfontosabb megjelenéseink az alábbiak voltak. A teljes publikációs listát a 20. melléklet tartalmazza.

- A Budapesten megrendezett EURODEMO Workshop és MOKKA Konferencián beszámoltunk a kémiaival kombinált fitostabilizációról, mint reális remediációs alternatíváról.
- KSZGY SZ kármentesítési konferenciáján az integrált fitoremediáció verifikálását mutattuk be.
- 2007. szeptemberében Frankfurtban rendezett nemzetközi Biohidrometallurgiai Konferencián bemutattuk a BÁNYAREM projekt eredményeit, így a Toka vízgyűjtőre kidolgozott komplex kockázatmenedzsment módszert, a kockázatalapú GIS-terjedési modellt, a remediációs célérték meghatározását és a kémiaival kombinált fitoremediáció laboratóriumi eredményeit.
- Egy közel 50 oldalas könyvrészletben a bioremediációs technológiák verifikálását publikáltuk. Ebben részletesen tárgyaljuk a kémiaival kombinált fitostabilizáció verifikálását a BÁNYAREM-es kísérletek alapján. A hatékonyság meghatározásának koncepciója megköveteli a biológiai hatásra képes, biológiailag hozzáférhető fémfrakció megkülönböztetését a az összes fémtartalomtól. Az erre vonatkozó kutatásokat két másik projekttel karöltve végezzük (LOKKOCK és MOKKA).
- A kémiaival kombinált fitostabilizáció bekerült a MOKKA és az EUGRIS adatbázisokba.
- A BÁNYAREM projekt eredményei bekerültek a kutatócsoport www.ecorisk.hu weblapjára.

A BÁNYAREM eredményei hasznosulnak az oktatásban is.

- A Műegyetemen 2008-tól új tárgy indul, „Környezeti kockázatmenedzsment” címmel, melynek tananyagában szerepel a GIS-alapú, vízgyűjtőszintű kockázatmenedzsment és a toxikus fémekkel szennyezett területek remediálási technológiák között a kémiaival kombinált fitostabilizáció.
- 4 egyetemi hallgató nyári terepgyakorlatát Gyöngyösorosziiban töltötte a kísérletek követésével és kiegészítő felmérésekkel. Három tudományos diákköri munka, két diplomamunka és egy Ph.D. dolgozat készül a témából.
- Az angol nyelvű oktatásban, a „Talajremediáció” című tárgyban is szerepelnek a BÁNYAREM projekt eredményei. Két francia hallgató TDK munka keretében foglalkozik a témával.

3.3. Az új ismeretek és szemlélet széles körű terjesztése, disszemináció

A BÁNYAREM történetét és eredményeit folyamatosan filmre vettük

Elkészült a film részletes forgatókönyve, és elkészültek a filmfelvételek. Hat alkalommal vettük filmre a Toka-patak völgyének, a bányászat okozta szennyezettség történetét, a szennyező forrásokat, a szabadföldi kísérletek állását. A film rövid változatát (5–10 perc) elkészítjük a BÁNYAREM projekt keretén belül, egy hosszabb, közel 50 perces változatot, amely egy szennyezett terület komplex menedzsmentjét, a Gyöngyösoroszi bányaterület történetét, szennyezettségét és a tanulságokat mutatja be, 2008-ban fogjuk elkészíteni, többlettámogatásból.

A BÁNYAREM Projektről szóróanyagokat, rövid, képes ismertetőket készítettünk

Egy *általános szórólapon* a BÁNYAREM projektet kontextusában, vagyis a Nemzeti Kármentesítési programon belül, a MECSEK-ÖKO szakmai irányításával zajló bányabezárás és komplett remediáció összefüggésében mutatjuk be.

Az általános szórólapon alapján a *helyi lakosság tájékoztatására* egyszerűsített szóróanyagot készítettünk, melyben leírjuk a területen folyó munka célját, eredményeit.

A szakmai közönség számára (környezetvédelmi cégek, hatóságok, problématulajdonosok, stb.) szakmai tájékoztatót készítettünk az innovatív, olcsó, természetbarát kémiaiakkal kombinált fitostabilizációs technológia ismertetésére, népszerűsítésére.

A BÁNYAREM projekt eddigi eredményeit egy sor szakmai fórumon hirdettük: tudományos konferenciákon előadások és poszterek formájában.

Szerepeltetjük az EUGRIS adatbázisban és szoros kapcsolatot és együttműködést alakítottunk ki a DIFPOLMINE és a PECOMINE európai kutatási fejlesztési projektekkal.

A folytatást igénylő, pozitív eredménnyel kecsegtető mérnöki innovációkat a MOKKA projekt keretében a szükséges módosításokkal és kiegészítésekkel még egy évig tovább visszük.

A 3. fázisban készült tanulmányokat a **21. mellékletben** listáztuk.

3.4. Összefoglaló értékelés, interpretáció

Modern környezetmenedzsmentben fehér folt a diffúz szennyezettségből adódó kockázat kezelése, ezért is pályáztunk a BÁNYAREM projekttel, hogy tegyünk egy kis lépést ebbe az irányba.

A mi munkánk új mérnöki módszereket eredményez a diffúz szennyeződés kockázatának felmérésére és a kockázat csökkentésére.

A kockázatfelméréshez vízgyűjtőszintű, GIS alapú metodikát készítettünk, melynek első alkalmazása a Toka-patak északi vízgyűjtőjének bányászati eredetű diffúz szennyezettségére sikeres volt. A terjedés modellezése (lefolási és eróziós modellek) valamint a remediációs célérték meghatározása az új módszerrel megoldható lett. A terület GIS alapú kockázati modellje alapján eldönthető, hogy a kidolgozott kémiaiakkal kombinált fitostabilizációs technológia teljesíti-e az elvárásokat, képes-e a hulladékokkal diffúzan szennyezett területet remediálni, kockázatát elfogadható szintűre csökkenteni.

Az integrált technológia kémiai stabilizáció része megakadályozza a terjedést kioldással és növények általi felvétellel, a növénytakaró pedig lecsökkenti az eróziót, tehát szilárd fázissal való terjedést, akár a szél, akár a víz útján. A növényekkel szembeni követelmény, hogy jól fedjenek, és ne akkumuláljanak kockázatos anyagokat. Ezt a növények adottságain kívül a kémiai stabilizálószer is elősegíti.

Az integrált eljárás nem tünteti el a toxikus fémeket a környezetből, de ártalmatlanítja, mozgásképtelenné teszi őket, ezzel megvédi felszíni és felszín alatti vizeinket a szennyeződéstől.

Az olyan bányászati hulladékok, mint a vörösiszap, amely nem elsősorban mikroelemekkel való szennyezettségével, hanem pusztán létével gátolja a növények megtelepedését, speciális technikákat, pl. szendvicstechnológia, lignites kezelés és speciálisan előkészített növényeket (mikorrhiza) követel.

A toxikus fémeket tartalmazó, savanyodásra hajlamos gyöngyösoroszi bányászati hulladékokra, a kopasz foltok növényesítésére jól vizsgázott a pernye+mész adalék.

A másodlagosan szennyezett, üledékkel rendszeresen elárasztott mezőgazdasági területeken a savanyodás még akkora probléma, mint a szulfidos bányászati hulladéknál, itt a pernye maga is megoldás.

Fontos a növények megválasztása, hogy a csökkent kockázatú, de továbbra is a talajban maradó toxikus fémek ne kerüljenek a táplálékláncba. A nem étkezési célú haszonnövények, mint a szudáni fű vagy a cirok, jól nőnek a kezelt területeken, és a táplálékláncból kizárhatjuk őket. Nagyon megfelelő a fűkeverék a kopasz foltok növényesítésére, a szukcesszióknak is jó alap lehet a természetes területeken. Kevésbé akkumulál, nem veszélyezteti a növényevőket.

Az emberi tápláléknövények közül az előkísérletek során kiválasztott kukorica megfelelő, az esetleg emberi táplálkozásban is szerepet játszó szemtermése nem akkumulál, a zöld részek fémtartalma is határérték alá vihető.

Almásfüzitő egy zárt terület, ahol korlátozásokkal is lehet kockázatot csökkenteni, Gyöngyösoroszában viszont, a szociális körülményeket is figyelembe véve, a korlátozás teljesen hatástalan. A lakosság gátlástalanul használja a szennyezett talajt és felszíni vizeket, úgyhogy célszerű a legszennyezettebb hulladékokat és talajokat kitermelni és a flotációs meddőhányóra hordani, a maradékot pedig az egyszerű és olcsó pernyés kezelésnek alávetni, hogy viszonylag kevés korlátozással lehessen rajta termelni.

Magyarországon a BÁNYAREM Projektben történt az első, demonstrációs alkalmazása kémiaival kombinált fitostabilizációnak, mely a kockázatalapú menedzsment egyik fontos eszköze lesz a jövőben. Az ilyen típusú technológiák elterjedéséhez szemléletbeli változás kell, a környezeti kockázat fogalmának megértése, mérési módszereinek kidolgozása. Ha ez megtörtént, akkor lehet majd „okos”, vagyis egyszerre költség- és környezethatékony menedzsmentet alkalmazni, kompromisszumokat kötni a környezet és az ember érdekében.

A BÁNYARE Projekt 3 éve nem volt elegendő a technológia hosszútávú tesztelésére. A MOKKA Projektben még egy évig foglalkozunk a kémiaival kombinált fitostabilizáció további fejlesztésével, hogy még szélesebb körben alkalmazható technológiai know-how-t tegyünk elérhetővé Magyarországon.