

AZ ÖKOLÓGIAI-ÖKONÓMIAI SZEMLÉLET BEMUTATÁSA EGY SZERVETLEN SZENNYEZŐANYAGOKKAL SZENNYEZETT TERÜLETEN

A Toka-patak völgye, kutatásaink egyik demonstrációs területe módot ad a legsokrétűbb megközelítésre, hiszen a területen már felhagyott bányászat, de még hivatalosan be nem zárt bánya és remediálatlan szennyező források találhatóak. Minden lehetséges szennyezett környezeti elem megtalálható (levegő, felszíni víz és üledék, felszín alatti vizek, talaj) elsődleges és másodlagos szennyezőforrások, pontszerű és diffúz szennyezőforrások, az összes létező területhasználat (természeti terület, szabadidős használat, lakókörnyezet, mezőgazdasági és ipari terület).

A terület hosszú ideje szennyezett, hegyvidék, vízmosások és áradások jellemzik, a természetes folyamatok, az ökoszisztéma adaptálódása előrehaladott állapotban vannak, ezek nagy része kockáztnövelő.

Ebben a fejezetben a terület szennyezett talajainak remediálására alkalmas módszereket vesszük számba és értékeliük. A szennyezett talajok alapvetően két eltérő földrajzi egységhez tartoznak. Az egyik a Toka patak forrásterületén, a bányabejárattól északra elterülő bányatelek természetes ökoszisztémával, néhány koncentrált, de főleg diffúz forrásnak tekintendő bányameddő kupacokkal, halmokkal és szétszórt érc, illetve meddőkőzettel. A másik a Toka patak alsó folyásához tartozó terület, elsősorban a Gyöngyösorosziiban és tőle délre elterülő és Gyöngyöstől északra lévő öntésterületek, melyek intenzív mezőgazdasági használattal jellemezhetőek, hiszen itt kerülnek el a község és a város kiskertjei.

A feladatban kidolgozott egyes eredmények és technológiai megoldások mindkét területre alkalmazhatóak, például a kémiai stabilizációs kísérletek eredményei vagy a növényi vizsgálatok és a növények kiválasztásának szempontjai, de részletes terv szintjén a kiskertek remediációjával foglalkozunk.

1. A szennyezett terület bemutatása

Gyöngyösoroszi meddőkőzet-kupacok a Toka-patak forrásterületén

A meddőkőzet kupacok fizikai-kémiai-mikrobiológiai mállása a kőzetben (ércben) kötött formában lévő toxikus fémek mobilizálódásához – és amennyiben víz éri – kioldásához vezet. A mobilizálódott toxikus fémek vagy a felszíni vizekbe vagy a talaj pórusvizébe kerülnek, tehát vagy a felszíni vizet, vagy a talajt (talajvizet, pórusvizet, rétegvizeket) szennyezik. A toxikus fémek kioldása vég nélküli folyamat: az erózió megléte és a borítottság hiánya miatt közvetlenül a felületre kerülő csapadék miatt évről-évre újabb rétegek kioldására, kilúgzására kerül sor. A felszín folyamatos bolygatásához az ásványgyűjtők is hozzájárulnak.

A jellemzően diffúz meddőkőzet-kupacok kibocsátásának csökkentésére kémiai stabilizációval kombinált fitostabilizáció lehet a megfelelő remediációs megoldás. Természetesen a szétszórt hulladék összeszedése és bányajáratokba visszatöltése is szóba jöhet, de ennek inkább csak a koncentrált szennyezőforrások esetén van realitása. De ha még meg is történne ezen szétszórt hulladék összetakarítása, azokat a felületeket, ahonnan elhordták ezt az anyagot, szintén remediálni kell, minden bizonnyal kémiai-és fitostabilizáció kombinált eljárásával. A remediálandó terület a bányabejárattól északra elterülő bányatelek, mely részben a Toka-patak, részben a Bányapatak vízgyűjtője. Az erózióknak kitett, növényi

borítást nem tartalmazó felszínek és a hozzájuk tartozó hulladéktérfogatok felmérése jelenleg folyik.

Gyöngyösorsoszi hobbiterületei a Toka-patak öntésterületén

A toxikus fémszennyezés egyik fő közvetítője a Toka-patak. A patak mentén rendszeresen a tavaszi áradások, amikor a patak üledékekkel teríti be a parti kiskerteket. A rendszeres tavaszi áradásokon kívül átlagban 50 évenként hatalmas lezúduló árra lehet számítani. A statisztikát megcsúfoló 1986-os és az 1988-as nagy áradások eredményeképpen, jelentős mennyiségű nehézfémekkel szennyezett üledék terítette be a patak menti kerteket. Ehhez járult az üledékekkel betelt meder kotrásakor a partra halmozott nagymennyiségű szennyezett üledék. Az üledék a kertek művelésekor elkeveredett az ott lévő talajjal, így jelentősen emelkedett a szennyezettség mértéke, és ezért a környezeti kockázat is. A kitűzött cél a terület remediálása. A remediálandó terület a Gyöngyösorsosziban lévő ipari és mezőgazdasági víztározó közötti területen elhelyezkedő kiskertek földje. Ezek részben a falu területére esnek, részben attól délre helyezkednek el.

A falu 1,6 km hosszan terül el. Területét a patak kettészeli, így az áradások miatt a patak mindkét partján elhelyezkedő kertek elszennyeződtek. Korábbi mérések szerint a pataktól távolodva mind a szennyezőanyagok koncentrációja, mind pedig a talaj pH-ja csökken (1. táblázat), azonban 20 m-es távolságig általában szennyezett. A terület nagysága tehát: $1600 \text{ m} * 20 \text{ m} * 2 = 64\,000 \text{ m}^2 = \mathbf{6,4 \text{ ha}}$. A hobby-kerteknél más a helyzet. A patak jobb partja dombos, nem tartozik a patak árterületéhez, nem szennyezett, így nem szükséges remediálni. A bal part azonban a kiskertekhez hasonlóan nagymértékben szennyezett. A terület becsült nagysága: $800 \text{ m} * 20 \text{ m} * 1 = 16\,000 \text{ m}^2 = \mathbf{1,6 \text{ ha}}$.

A remediálandó terület nagysága tehát a faluban és a falu alatt összesen: **8 ha**.

Mélységi mérések szerint a talaj fél méteren már nem szennyezett, így a felső 50 cm-es réteget kezeljük. A remediálandó talajmennyiség tehát: $80\,000 \text{ m}^2 * 0,5 \text{ m} = 40\,000 \text{ m}^3$, ami átlagban 64 000 t-nak felel meg (feltételezve, hogy a talaj sűrűsége $1\,600 \text{ kg/m}^3$).

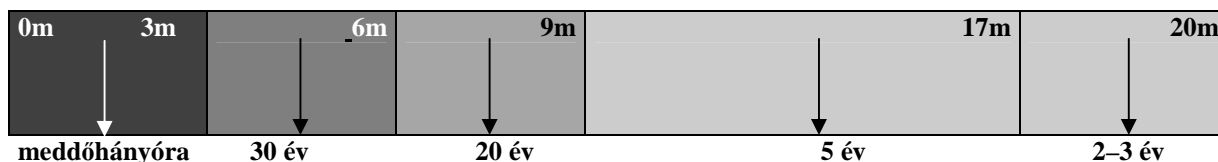
1. táblázat: A talaj szennyezettsége a pataktól távolodva

	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	pH
2 m	644	4,75	196	2040	920	5,3
3 m	72,0	4,58	106	1020	690	5,5
6 m	33,3	3,24	97,6	254	472	6,6
9 m	32,1	2,42	73,8	230	420	7,0
17 m	31,1	1,42	72,3	84,4	395	7,4
B érték	15	1,0	100	100	200	

A pataktól mért 20 m széles sáv 4 részre osztható fel, adataikat a 2. táblázat tartalmazza:

2. táblázat: A szennyezett földterület jellemző adatai

	Sáv hossza (m)	Terület nagysága (ha)	Talaj térfogata (m³)	Talaj tömege (t)	Remediáció időtartama (kb. év)
0–3 m	3	1,2	6 000	9 600	>50
3–6 m	3	1,2	6 000	9 600	>50
6–9 m	3	1,2	6 000	9 600	25
9–17 m	8	4,4	22 000	35 200	5
17–20 m	3				2–3



1. ábra: A szennyezett terület remediálási sávjai

2. A jelenlegi állapotból adódó kockázat felmérése és csökkentésének lehetőségei

A remediáció sürgősségét támasztják alá a számított RQ értékek ($RQ = PEC / PNEC$)

3. táblázat: A pataktól mért 3 m-es sávra vonatkozó durva kockázatelemzés

	As	Cd	Cu	Pb	Zn	SUM RQ
Mért koncentráció (PEC)	644	4,75	196	2040	920	
B határérték (PNEC)	15	1	100	100	200	
RQ	42,9	4,8	2,0	20,4	4,6	74,7
Veszély	igen nagy	nagy	nagy	igen nagy	nagy	igen nagy

A kockázat felmérése során mindig pesszimista becslést végzünk, ezért ha egy olyan területünk van, ahol több szennyezőanyag fordul elő és ezek mennyisége is változik, mindig a legnagyobb veszélyt jelentőt vesszük alapul, vagy ha a kockázatok megközelítőleg additívak, akkor összeadjuk őket. Ezért számoltunk a területen mért legnagyobb fém koncentrációkkal és az összes számított kockázati tényező (RQ) összegével (SUM RQ). A kapott eredmények sürgős kockázatcsökkentést, a talaj mielőbbi kezelését támasztják alá.

Kétféle fitoremediációt alkalmazó eljárás alkalmazási lehetőségét fogjuk megvizsgálni. Az alapkoncepcióhoz képest további változatokat is értékelünk és igyekszünk egyértelművé tenni a fitostabilizáció és a fitoextrakció követelményrendszerét, megadni a közös vonásokat és ebből adódó közös feladatokat, az eltérő követelményeket és az ebből adódó technológiai következményeket.

- Kémiai stabilizációval összekötött fitostabilizációt**, melynek lényege, hogy a talajban ionos formában lévő fémeket immobilizáljuk (kevésbé mozgékony formává alakítjuk) miközben növénytakarót létesítünk a talaj felszínén, hogy az eróziót, a deflációt, a közvetlen csapadékkal való érintkezést, a ki- és bemosódást kizárjuk. A telepítendő növényeknek olyanoknak kell lenniük, amelyek a fémeket lehetőleg egyáltalán nem akkumulálják, különösen nem a föld feletti részekben, viszont tűrniük kell a fémek jelenlétét és lehetőleg jó hozammal tenyészni a szennyezett talajon. Ha mindehhez még hasznosítható is a termés, akkor a költségmérlegben haszon is jelentkezhet.
- Kémiai mobilizálással kombinált fitoextrakció** a másik lehetőség, melynek lényege, hogy hiperakkumuláló növényekkel, több éven át extraháljuk a talajból a fémeket, mindaddig, amíg azok koncentrációja el nem éri az elviselhető nagyságú kockázatot. Fitoextrakcióhoz olyan hiperakkumuláló növényekre van szükség, amelyek jól tűrik a szennyezett talajt és nagy mennyiségű biomasszát képesek termelni. A fémtartalmú növényi anyagot veszélyes hulladékként kezeljük, illetve hasznosítjuk. A nagyon nagy talajkoncentráció-értékek miatt a parti sáv fitoremediációja előzetes becslések szerint beláthatatlanul hosszú ideig tartana (100 év felett), ezért a fitoremediációt talajcserével kombináljuk, a patakhoz legközelebbi sávban található szennyezett talajt elszállítjuk a meddőhányóra, ahol a meddőhányó szennyezett talajával együtt remediálják (kapszulálják). Ez azért is jó megoldás, mert így az időközben megtisztított patakmeder (patak remediálása és rekultiválása) nem tud

viSSzaszennyeződni a parti sáv eróziója által. Terveink szerint a flotációs meddőhányó remediációja a kiskertek remediációjával párhuzamosan folyik. Párhuzamosan folyó, helyesebben a talajremediációt megelőző munkálat még a patakmeder kikotrása és kiszélesítése is. A kiszélesítést megoldjuk a patakpart 3 méteres sávjának elszállításával. Mivel ezek a munkálatok összekapcsolódnak, a hobby-telkek remediációjának tervezése és költségbecslése során figyelembe vesszük a környezetben folyó egyéb munkálatokat is.

A fitoremediáció kivitelezését fitoextrakció esetében az előbb leírtak alapján tehát a pataktól 3 m-re kezdjük el, a fitostabilizációnál mindkét változatot figyelembe vesszük, tehát azt is, amikor a közvetlenül a patakparton kezdjük a remediációt és azt is, amikor 3 m-re a pataktól. A három méteres legkockázatosabb sáv kihagyásával módosul a területre vonatkozó kockázat megítélése. A módosult viszonyokra vonatkozó kockázat felmérését mutatja a 4. táblázat.

4. táblázat: Kockázatselmérés a patakközeli 3 méteres sáv nélkül

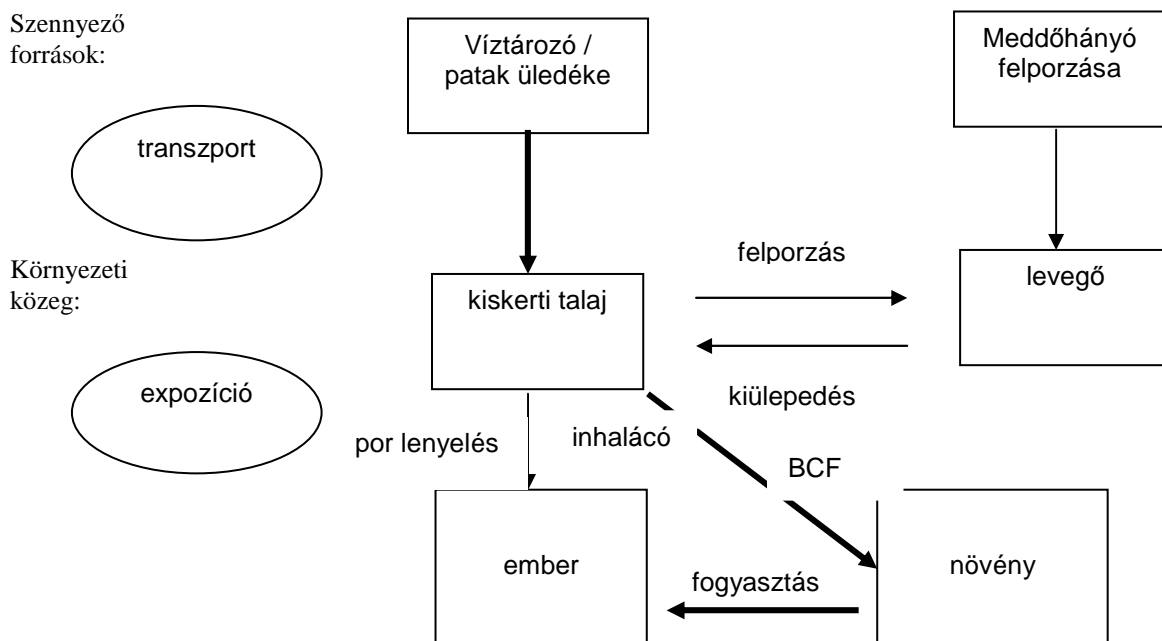
	As	Cd	Cu	Pb	Zn	SUM RQ
Mért koncentráció (PEC)	72	4,6	106	1020	690	
B határérték (PNEC)	15	1	100	100	200	
RQ	6,8	4,6	1,1	10,2	3,5	26,4
Veszély	nagy	nagy	nagy	igen nagy	nagy	igen nagy

A kapott adatok szintén a terület remediációjának fontosságát támasztják alá, de a kockázat mindössze harmada a parti 3 méteres sávot is figyelembe vevő változatnak. A parti sávok nélküli terület szennyezettségének mértéke lehetővé teszi a fitoextrakciós technológia alkalmazását is a terület sajátosságaihoz alkalmazkodva.

Fontos megjegyezni még, hogy mivel az ólom csak pH < 2 alatt kerül oldható formába és a területen uralkodó pH 5,5–7,4 között van, ezért a fentiekben kiszámított igen nagy kockázat egy része látens kockázatot jelent, vagyis azt, hogy egyes fémek kockázatai (Pb, As) csak hosszú távon jelentkeznek, illetve érik el a táblázatokban szereplő elviselhetetlenül nagy kockázati értéket.

2.1. A kiskertek területének integrált kockázati modellje

Az integrált kockázati modell magába foglalja a transzportmodellt és az expozíciós modellt. Célja az, hogy meghatározza az egyes szennyező forrásokat és leírja, hogy ezekből a szennyezőanyag milyen útvonalon mely környezeti elemeket éri el (transzport modell). Az expozíciós modell arról ad felvilágosítást, hogy az egyes környezeti elemekből milyen utakon-módokon juthat a szennyezőanyag az emberbe illetve az ökoszisztéma egyes tagjaiba. Az expozíciós útvonalak és receptorszerkezetek a területhasználatoktól függenek.



2. ábra Gyöngyösorsoszi kiskertek integrált kockázati modellje

Középpontba állítva a kiskertek talaját, mint célelemet, két alapvető szennyező forrást találtunk:

- a víztározókból és a patakból áradáskor kikerült üledéket és
- a közelben lévő meddőhányó porát, mely szél útján kerül a levegőbe és onnan többek között a kiskertek talajára ülepszik le.

Expozíció szempontjából az ember ki van téve:

- a talaj felporzása következtében a levegőbe került porszemcsék lenyelésének és belélegzésének
- a talaj közvetlen emésztőrendszerbe jutásának (gyerek!)
- a talajjal való közvetlen érintkezésnek (bőrkontaktus) és
- a talajból a növények által felvett szennyezőanyagok (BCF biokoncentrációs faktor) a növényi táplálékkal együttes fogyasztásának.

Ezen kívül figyelembe kell venni az erózió, a víz általi kimosás és szállítás okozta transzportot és ebből adódó további kockázatot, a talaj mélyebb rétegeibe, valamint a talajvízbe való bemosódást.

Helyspecifikus vonás, hogy a kiskertekben termesztett növényeket emberi fogyasztásra szánják, állattartás nem jellemző sem a faluban, sem Gyöngyösön, emiatt a kiskertekben termesztett növények állatokra vonatkozó és állatokon keresztül megnyilvánuló kockázatát nem vettük figyelembe.

További megjegyzés, hogy a területen mind a természeti mind a művelt mezőgazdasági területek talaja szennyeződött, mindkettő remediációja aktuális. Ennek ellenére ebben a munkában a művelt mezőgazdasági területek szennyezett talajára koncentrálnak és az arra vonatkozó tervet készítjük el. A természeti területek szennyezett talajának kockázatát – mely elsősorban az ökoszisztémára és a táplálékláncon keresztül vonatkozik – itt most nem értékeljük és nem vesszük figyelembe. A remediációs módszerek tárgyalásánál azonban gondolunk a természeti területekre is (például a növények kiválasztásakor), de a konkrét remediációs tervet is a patakparti kiskertekre készítjük el. A természeti területek szennyezett talajának remediálását a pontforrások eltakarítása után, a diffúz szennyező forrásokra specifikus kockázatcsökkentési koncepció és eljárások felhasználásával fogjuk megoldani egy következő kutatás-fejlesztési lépcsőben.

2.2. A kiválasztott technológiák jellemzése

1. Kémiai stabilizálás: A talajunk pH-ja pH= 5,5-7,4 között változik, a patak partjától távolodva a pH folyamatosan nő. Mészkepor adagolásával (6 t/ha) a talaj pH-ja 0,5 értéket emelkedhet. Ebben a pH tartományban a legveszélyesebb fémek közül az Pb oldhatatlan formában van jelen (pH >2 esetén már oldhatatlan), míg a Cd csak pH >8 fölött csapódik ki. Így akármennyit meszezzünk, a Cd mindig felvehető, ionos formában lesz jelen.

Számos cikk számol be arról, hogy a szennyezett talajhoz adszorberként természetes és mesterséges zeolitokat, bentonitokat, Fe-oxidokat, lúgos hulladékokat, pernyéket és hamukat adagolnak, így csökkentve a fémek mobilitását. Ezen cikkek azonban arra is rávilágítanak,

hogy a fent említett ásványok szelektíven kötik meg a fémeket. (pl. az As-t csak a Fe-oxidok, míg a Cd-t a mesterséges zeolitok). Egyik lehetőség, hogy a területre többféle adszorbenst alkalmazunk párhuzamosan. A másik megoldás a mesterséges, módosított ásványok alkalmazása lenne, ezek hátránya, hogy igen drágák. Magas szintű tudományos cikkek alapján olyan szilikát alapú ásványokra van szükség, amelyek a talajban a mállás folyamatpárját támogatják, képesek az egyensúlyt ebbe az irányba eltolni, vagyis a fémek atom- és molekulárisba épülését, mely ellentétes a mállás során jellemző ionos formává alakulással. Az ásványi szerkezetbe való stabil beépülés hosszú távra immobilissá teszi a fémeket.

2. Fitoremediáció: a növényeket egyre szélesebb körben hasznosítják szennyezett környezeti elemek kezelésében, elsősorban a szennyvíztisztításban, felszíni vizek és üledékek kezelésében (rizofiltráció, gyökérszűrés, élőgépek, stb.). A növények hasznosítására alkalmas talajkezelési eljárások a **fitoextrakció** és **fitostabilizáció**. Nem csak szervetlen, de szerves talajszennyező anyagok esetében is alkalmazható. A fémek esetében szinte egyedüli megoldást jelentenek a növények.

A Toka patak északi vízgyűjtő területen egyértelmű a fitostabilizáció választása, a kiskertekben viszont mind a fitostabilizáció, mind a fitoextrakció járható út lehet.

Meg kell különböztetni a két megoldást a növények szempontjából is. Fitostabilizációnál a feltétel az, hogy a növény megtelepedjen és ne akkumuláljon, a fitoextrakciónál a megtelepedés és a nagy hozam mellett a hiperakkumuláció is feltétel lehet. A szennyezett területen termesztett növények segítségével a talaj felülete lefedhető, izolálható, így megakadályozható a felporzás, a kimosódás és az erózió. Fitoextrakció esetén a legfontosabb folyamat a szennyezőanyagok növények általi végleges eltávolítása. A szennyezett biomassza további kezelése szennyezőanyag-tartalmától függ, minél tökéletesebb hasznosításra kell törekedni.

2.3. A kiválasztott technológiák részletezése és indoklása

Választásunk tehát a fitoremediációra, illetve a fitoremediációval kombinált kémiai talajkezelésre esett. A megtisztítandó talaj pH-ja 5,5 – 7,4 közötti érték. Ezen körülmények között a Pb kivételével mind a négy további szennyező fém nagyrészt ionos formában van jelen (a Pb csak pH = 2 alatt válik felvehetővé), tehát a növények számára felvehető. A biológiai felvehetőség tovább növelhető komplexképző szerek (pl. EDTA) adagolásával, vagy csökkenthető a fent említett kémiai stabilizálószerekkel, zeolitok, bentonit, beringit, pernyék, hamuk, mészkő, stb.

A kémiai stabilizált talajban olyan fitostabilizációra alkalmas növények termesztését kell választani, amelyek nem fémaakkumulálók, tehát hasznosíthatóak lesznek. Ugyanakkor szükséges bizonyos fémtűrő képesség, melyre vagy maguktól, vagy a velük szimbiózisban élő mikorrhizák segítségével tesznek szert. A fák közül a fűzfa és egyes fenyőfajták rendelkeznek megfelelő tűrőképességgel. A faanyagot a fémtartalomtól függően korlátozással vagy korlátozások nélkül hasznosíthatjuk. Másik jelöltünk a repce vagy más olajos magvakat képző növények termesztése a szennyezett területen, pl. a ricinusé. A fémek ritkán akkumulálódnak az olajos magvakban, így a hasznosítandó növényi rész szennyeződésektől mentes lesz. Jó esélyük van bizonyos fűféléknek is, a helyszínen is megfigyelhetjük egyes fűfélék elterjedtségét ezeken a szennyezett területeken. A fűféléket a helyszínen izolálható fajták azonosítása után, illetve az irodalmi utalások alapján lehet kiválasztani.

A másik koncepció szerint a területen jól akkumuláló **vagy hiperakkumuláló növényfajokat termesztünk**. Előkísérletek során megvizsgáltuk a területen termesztett növényeket. A kiskertekben termesztett növények közül a Cd-ot Zn-et és a Pb-ot legjobban a sóska és a saláta veszi fel a talajból. Igen „jó” értékeket mutat még a torma és a cékla is.

Fontos szempont, hogy a növény a föld feletti részében raktározza el a szennyezőanyagokat, így leegyszerűsödik és biztonságossá válik a fémtartalmú növények aratása és veszélyes hulladékként továbbkezelése. A torma és a cékla ilyen szempontból nem ideálisak, a tormánál ráadásul több év szükséges a nagymértékű akkumulációhoz.

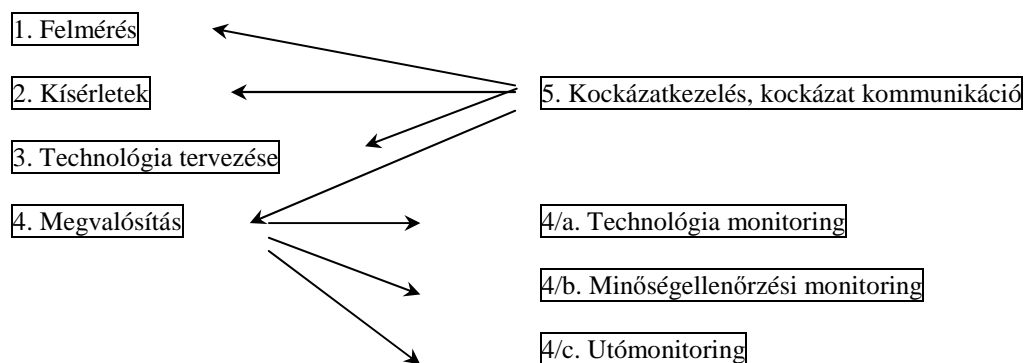
A terület természetes növényzete is számos olyan vadon élő fajt tartalmaz, melyek képesek a fémek nagymértékű akkumulációjára. Nem előnyös, ha a föld alatti részükben, a gyökerükben raktározzák a fémeket. A föld feletti részben raktározza a szennyezőanyagokat az ezüstös hölgyalm, a bábakalács, a dárdahere és a pöfeteggomba. Ezek technológiai alkalmazása is nehezen megoldható:

1. A pöfeteg mezőgazdaságilag nem termesztendő, csak a természetben képes tenyészni.
2. A vadon élő növények termesztésére vonatkozóan semmilyen adat nem áll rendelkezésünkre, még becsült sem.
3. A terméshozam általában igen kicsi.

A fitoremediációs technológia alkalmazásának lépései

A fitoremediáció, mint minden talajremediációs technológia többlépcsős előkészítést, kísérleti alátámasztást, költség-haszon vagy költség-hatékonyság felmérést, illetve ezeken nyugvó döntéshozatali rendszert, technológiatervezést, kivitelezést, technológia- és utómonitoringot igényel. A helyi körülmények, a lakosság évtizedeken át történt félrevezetése, a szennyezettség tényének és okainak eltitkolása miatt a komplex remediációnak jól előkészített és tervezett kockázat-kezelést és kockázat-kommunikációt is magába kell foglalnia.

A remediáció általános technológiai blokk-sémája



3. ábra: A fitoremediációs technológia részfolyamatai

Igen lényeges a kontextus, a terület többi szennyezett környezeti elemének állapota, kockázata, jelenlegi és jövőbeni használata, az egész területre tervezett átfogó remediáció.

Konkrétan a Toka patak völgyében a diffúz szennyező forrásnak tekinthető szennyezett talajokon kívül több, nagymennyiségű szennyezőanyagot tartalmazó szennyező forrás azonosítható, melyek remediálásától nem lehet függetleníteni a szennyezett talajok remediálását.

A Toka patak völgye szerepel a Nemzeti Kármentesítési Program prioritási listáján és 2003 második felében elkezdődött a bányabezárás és a teljes körű remediáció illetve rekultiváció tervezése, tehát várható, hogy a terület elsődleges és másodlagos szennyező forrásait felszámolják. Ez a kiskertek szennyezett talaja szempontjából az alábbi következményekkel jár, illetve járhat:

1. Több millió tonna bányászati hulladék kerül eltakarításra, pl. a flotációs meddőhányó izolálása, a meszes csapadék kapszulálása, a bánya visszatömedékelése, stb. Ez egyrészt azt jelenti, hogy a talajt szennyező forrásokból megszűnik az utánpótlás, másrészt ezek mind olyan hulladékok, melyekkel együtt a szennyezett talaj egy része, célszerűen a legszennyezettebb része véglegesen eltakarítható. Természetesen nem lehet az összes kiskert összes szennyezett talaját elszállítani a majdan kialakításra kerülő lerakókba (költségek + talaj pótlása), márcsak azért sem, mert a szennyezett talajok legnagyobb része nem koncentráltan, hanem diffúzan helyezkedik el, tehát nehezen határolható le és távolítható el.

Javaslatunk szerint a legszennyezettebb parti sáv (a patakhöz legközelebbi 3 méteres sáv) talajának eltávolítására kerül sor az új, remediált patakmeder kialakításával párhuzamosan. A változatok tárgyalásakor szélesebb sáv eltávolítását is számításba vehetjük, hiszen a fitoremediációs kezelés időtartama lényegesen csökkenthető ha a legszennyezettebb talajhányadra nem terjed ki. A sáv szélessége (és mélysége) az új meder hidrológiai kialakításától is függ.

2. Ha a remediáció nem terjed ki a patakmeder kikotrására és teljes rekultiválására, esetleg újratervezésére, akkor olyan fitoremediációs eljárás alkalmazását kell választani, amely az ismétlődő áradások miatt ismétlődő újraszennyeződést is képes kezelni, illetve annak hatását kompenzálni. Tehát ekkor egyértelműen fitostabilizációs, illetve kémiaival kombinált fitostabilizációs módszert kéne választani.

3. Ha megtörténik a patakmeder teljes kitisztítása és átépítése, akkor a patakon elhelyezkedő víztározók kikotrásával és remediálásával elérhető, hogy a mélyen fekvő kertek talaja ne legyen áradások által veszélyeztetve, de ha van is áradás, az nem szennyezett üledéket rak le a kiskertek talajára, mint eddig. Amennyiben megszűnik az áradásokkal történő utánpótlódás, akkor a fitoextrakciós technológia alkalmazása kerül előtérbe, hiszen az egy idő elteltével végleges megoldást jelenthet a területen, sikeres fémkoncentráció-csökkentés után a talaj korlátozások nélkül használható lesz.

2.4. A növények kiválasztása

A növények kiválasztásánál részben korábbi információkból, részben saját mérésekből, a természeti területeken növe és a kiskertekben termesztett növények fémtartalmából kiindulva járunk el (5. táblázat). A természetben növe növények (fák, füvek, nádfélések és vadvirágok) és a kertekben termesztett zöldek és gyümölcsök biokoncentrációs faktorainak átlagát korábbi és új mérések eredményeiből a 6. és 7. táblázat foglalja össze. A biokoncentrációs faktor, a BCF a növényben mért és a talajban mért koncentrációk hányadosát jelenti: $BCF = C_{\text{növény}}/C_{\text{talaj}}$. A BCF érték minden növény–fém párra más és más és nagyon függ a fémformától, illetve attól, ahogy a talajból milyen módon kinyert fémtartalomra vonatkoztatjuk a növényi fémtartalmat, tehát, hogy a talaj összes fémtartalmára vagy csak a mobilizálható hányadra.

5. táblázat: Vadon élő növényekben mért toxikus fémkoncentrációk (2001, BME)

Növény latin neve	Cd	Cu	Zn
<i>Achillea millefolium</i>	2,38	17,0	255,4
<i>Agrostis sp.</i>	6,26	31,9	409,8
<i>Carex sp.</i>	3,01	55,0	354,6
<i>Echium vulgare</i>	4,96	45,3	607,5
<i>Equisetum palustre</i>	0,73	7,9	754,5
<i>Phalaris canadiensis</i>	0,51	4,1	144,9
<i>Phragmites australis</i>	0,70	40,5	767,5
<i>Populus sp.</i>	19,50	12,9	1158,5
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0,91	13,3	159,8

Sn						0,09								
Zn	0,12	0,17	2,13	4,72	0,09	0,18	3,86	3,38	0,06	0,28	0,15	0,20	0,41	0,71

A $BCF_{\text{mozgékony}}$ értékek között nem ritka a 100-as vagy 1000-es nagyságrendű sem; ez azt jelenti, hogy a LE kémiai kivonással kivonható fémkoncentrációhoz képes 100–1000-szeres koncentráció alakulhat ki a növényben. Ez általában kis fémtartalmú talajoknál fordul elő, és nem jár nagy abszolút fémmennyiség növényi akkumulációjával. Az ellenkezője is előfordul: a Zn, a Cd és a Pb BCF értékei sokszor azért nem kiugróak annak ellenére, hogy a növényben mért fémtartalom igen nagy, mert a talajé is nagy. Néha pedig kiugró BCF értékek nem fednek nagy növényi koncentrációkat, mert a talajban elhanyagolható az illető fém koncentrációja. Ebből is látszik, hogy a BCF csak igen szűk talajkoncentráció intervallumban mondható állandónak, és hogy a BCF értéket csakis a talajban és a növényben mért fémkoncentrációkkal együtt szabad értékelni, akár a kockázat megítélése, akár fitoremediációhoz történő növény-választás a célunk.

A 7. táblázat a vadon növények $BCF_{\text{mozgékony}}$ és $BCF_{\text{összes}}$ értékeit mutatja a négy legkockázatosabb fémre (Cd, Cu, Zn, Pb). A $BCF_{\text{összes}}$ értékelésénél még inkább vigyázni kell, hogy csak a talaj és a növény fémkoncentrációjával együtt értékeljünk. Gyakori, hogy kis BFC értéket kapunk egy extrém nagy fémtartalmú talajon vagy bányászati hulladékon növény esetében, pedig a növényben mérhető koncentráció is kiugró érték, például a flotációs meddőhányón növény nád 300 mg/kg ólomtartalma 0,014-es BCF_0 érték mellett képes kialakulni.

A BCF értékeken kívül osztályozhatjuk a növényeket fémtűrőképesség alapján is, figyelembe véve, hogy milyen maximális talaj fémtartalmakat képesek elviselni. Itt is figyelembe kell venni természetesen a fémek mozgékonyosságát, biológiai hozzáférhetőségét, tehát legalább az LE és királyvizes kivonatokból mért fémtartalmakat. Egyes talajoknál még több frakció vizsgálata is célszerű lenne, hogy több-kevesebb pontossággal megbecsülhessük a növényi tűrőképességet és a fémfelvétel mértékét. Legcélszerűbb a kémiai vizsgálatokat kiegészíteni biotesztekkel, mikrokozmoszokban végzett növénykísérletekkel (Vö. 2003 júliusi jelentés).

A szár és gyökér BCF értékeinek összehasonlításából azonnal látható, hogy milyen a növény „átviteli faktora”, mely részekben raktározza a fémeket. Ez a tulajdonság is meghatározó a fitoremediációhoz történő kiválasztásban.

A vadon élő növények bioakkumulációjának részletes vizsgálata jól mutatja, hogy egymagában sem a növény, sem a talaj fémtartalma nem jelent elegendő információt a kockázat megítélésére vagy a bioakkumulációs hajlam technológiában történő hasznosítására. A BCF érték sem tekinthető állandónak, hiszen még azonos növény esetében is függ a talaj fémtartalmától. A fémformák mozgékonyságának függvényében is eltérő eredményeket kapunk és tovább finomíthatnánk a modellt a fémek egymásra gyakorolt hatásának figyelembevételével.

A sok fémét akkumuláló, jó biokoncentráló növények sokszor nem adnak kiugró BCF értéket, mert az eredmények extrém nagy fémtartalmú hulladékon növényből származnak, tehát, hiába extra nagy a növény fémtartalma, ha a talajé is kiugróan magas érték, a biakkumuláló hajlam nem fog meglátszani a BCF értéken.

Mindezek figyelembevételével olyan mutatókat kellene képezni, melyek akár a kockázattal, akár az akkumuláló, esetleg hiperakkumuláló hajlammal arányosak.

- A növény kockázatos voltának jellemzésére a $C_{\text{talaj}} \times C_{\text{növény}} \times BCF$ szolgálhatna,

- a fitoextrakcióra való alkalmasságát a $C_{\text{növény}} \times \text{BCF} \times c_{\text{földfeletti}}/c_{\text{gyökér}}$ index, a
- fitostabilizációban való felhasználhatóságot a $C_{\text{talaj}} \times 1/\text{BCF} \times c_{\text{gyökér}}/c_{\text{földfeletti}}$ index nagysága indikálhatná.

Az indexekbe épített jellemzők még további szorzókkal súlyozhatóak.

7. táblázat: A Toka patak völgyében vadon élő növényekben mért $\text{BCF}_{\text{mozgékony}}$ és $\text{BCF}_{\text{összes}}$ biokoncentrációs faktorok négy toxikus fémre

Növény	BCF_m Cd	BCF_ϕ Cd	BCF_m Cu	BCF_ϕ Cu	BCF_m Pb	BCF_ϕ Pb	BCF_m Zn	BCF_ϕ Zn
Akác szár/levél	0,07	0,03	0,13	0,04	0,02	0,004	0,12	0,03
Akác gyökér	0,07	0,03	0,39	0,11	0,07	0,02	0,17	0,05
Szeder szár/levél	21,18	4,8	0,36	0,04	0,46	0,02	2,13	0,28
Szeder gyökér	17,55	3,9	0,86	0,1	0,49	0,02	4,72	0,61
Szeder bogyó	0,95	0,21	0,07	0,008	0,01	0,0004	0,09	0,01
Pöfeteg $\text{BCF}_\phi \text{Ag: } 20,4$	6,41	4,3	0,90	0,45	0,09	0,05	0,18	0,15
Ezüstös hölgymál sz/l	13,06	9,5	1,01	0,35	0,23	0,10	3,86	2,10
Ezüstös hölgymál gy	7,57	5,5	2,60	1,28	1,22	0,53	3,38	1,82
Nád szár/levél	0,02	0,007	0,02	0,002	0,01	0,001	0,06	0,002
Nád gyökér	0,14	0,04	0,11	0,017	0,04	0,014	0,28	0,009
Gyékény szár/levél	0,08	0,07	0,05	0,09	0,02	0,04	0,41	0,036
Gyékény gyökér	1,12	0,04	0,55	0,02	0,36	0,007	0,71	0,03
Bábakalács szár/levél	38,54	18,13	2,49	0,17	1,26	0,60	4,42	2,19
Bábakalács gyökér	15,92	7,49	0,64	0,30	0,25	0,12	1,81	0,90
Cickafark szár/levél	4,04	2,59	0,73	0,48	0,27	0,18	1,81	1,46
Cickafark gyökér	5,63	3,62	1,49	0,98	1,28	0,88	2,23	0,53
Ökörfarkkóró szár/levél	0,21	0,13	0,60	0,37	0,11	0,07	0,70	0,50
Ökörfarkkóró gyökér	0,33	0,20	0,44	0,27	0,07	0,04	0,68	0,48
Tippan szár/levél	0,23	0,14	0,65	0,40	0,22	0,14	0,42	0,30
Dárdahere szár/levél	1,00	0,30	0,36	0,13	0,14	0,038	0,84	0,34
Dárdahere gyökér	2,71	0,82	4,37	1,60	0,16	0,044	1,67	0,68
Csenkesz szár/levél	1,15	0,71	0,57	0,29	0,37	0,20	0,84	0,49
Csenkesz gyökér	2,63	1,62	1,13	0,59	0,66	0,36	2,92	1,70
Lándzsás fű szár/levél	0,73	0,29	0,19	0,07	0,11	0,04	0,31	0,04
Lándzsás fű gyökér	1,04	0,41	0,98	0,36	0,37	0,14	1,04	0,14
Réti perje szár/levél	0,61	0,35	1,37	0,53	0,38	0,13	1,19	0,55
Réti perje gyökér	2,71	1,56	3,07	1,19	0,76	0,26	2,78	1,28
Keserűfű szár/levél	2,86	1,65	1,71	0,66	0,16	0,05	4,83	2,23
Keserűfű gyökér	1,03	0,59	1,29	0,50	0,14	0,05	1,27	0,59

A vadon élő növények mellett a kiskertekben termesztett növényeket is vizsgáltuk fémtartalom, illetve akkumuláció szempontjából. A kiskertek talajai sokkal egységesebb képet mutatnak, a fémtartalmak sem olyan extrémek, mint a bányászati hulladékokkal szennyezett területeken, viszont a művelt területek talajain sokkal nagyobb a hozzáférhető, mozgékony fémhányad az összeshez viszonyítva. Jelen projektben (2003 júliusi részjelentés) vizsgált, szennyezett talajon termesztett növények fémtartalmait és korábbi mérési adatok alapján számított legnagyobb BCF értékeket foglaltuk össze a 8. táblázatban.

A legnagyobb akkumulációt torma, sóska, saláta és cékla esetében mértük. Fitoextrakció során az egyik leglényegesebb szempont a növény akkumuláló képességén túlmenően az, hogy a fémeket a föld feletti részeiben akkumulálja. Ez ugyanis megkönnyíti a betakarítást, és nem kell számolnunk a technológia utáni kockázattal (l: gyökerek talajban maradása). Mivel a talaj As, Cd, Pb és Zn koncentrációja lépi túl a határértéket, így a konyhakerti növények közül fitoextrakcióra a sóska és a saláta tűnik a legalkalmasabbnak. A termés hozam és a

termeszthetőség szempontjából is előnyösebbek a kultúrnövény fajok, tehát ezek közül kell kiválasztani a kiskertek fitoremediációjára alkalmas növényt.

8. táblázat: A kiskertekben termesztett növények maximális BCF_{mozgékony} értékei

	BCF Cd	BCF Cu	BCF Pb	BCF Zn
Vöröshagyma	5	5	1	1
Torma	25	15	1	50
Zöldbab	5	15	1	10
Sóska	50	20	1	25
Burgonya	10	-	0,5	-
Rebarbara	25	5	1	10
Karalábé	5	25	1	10
Paradicsom	1	5	0,5	10
Zöldborsó	1	-	1	-
Cékla	5	15	1	50
Tök	1	1	0,5	1
Saláta	25	15	2	10
Fokhagyma	50	-	0,5	-
Kukorica	5	-	1	-
Fehérrépa zöldje	25	1	0,1	1
Fehérrépa gyökere	-	1	0,1	0,5
Sárgarépa zöldje	50	1	0,1	0,5
Sárgarépa gyökere	-	1	0,1	0,5
Retek	5	-	0,5	-
Földieper	25	5	1	5
Ribizli	5	5	1	1
Málna	10	10	1	1
Egres	5	5	1	5
Görögdinnye	1	-	1	-
Sárgadinnye	1	-	0,5	-
Szőlő	0,5	-	0,5	-

Más a helyzet a Toka patak felső vízgyűjtő területén, ahol a természeti területek diffúz szennyeződését fitostabilizációval, illetve kémiai stabilizációval kombinált fitostabilizációval fogjuk megoldani. A fitostabilizációra alkalmas növények kiválasztásánál a területre jellemző fajokat és a szukcessziót kell megismerni. Ehhez jó támpontot adnak az általunk 2002–2003 során vizsgált növény–talaj párok eredményei (6. és 7. táblázat).

A fitoremediációval kapcsolatban számos kérdés merül még fel, melyek tisztázására a technológia alkalmazása előtt vagy közben kell sort keríteni:

- A BCF hogyan változik az idő függvényében?
- A BCF hogyan változik a talajban mérhető koncentráció függvényében?
- A fémek milyen formában (ionos, szulfid, karbonát, oxid, hidroxid, szerves, stb.) vannak jelen a talajban?
- Milyen az egyes kémiai formák mennyiségi eloszlása és ez hogyan változik a fitoremediáció során?
- Ezek a kémiai formák hogyan és milyen határok között változtathatóak adalékanyagok (kémiai stabilizáló és mobilizáló adalékok) alkalmazásával?

2.6. Kémiai stabilizáció

A kémiai stabilizálás önmagában is jelenthet végleges megoldást szennyezett talajok kockázatának csökkentésében. Gyakran párosul mikrobiológiai vagy fitostabilizációval, esetleg fizikai izolációval. A szennyezőanyag kémiai stabilizálása azt jelenti, hogy a veszélyes szennyezőanyag mozgékonyágát a kémiai forma megváltoztatásával csökkentjük le. A kémiai formák egymásba alakulása nemcsak az egyensúlyban lévő formák arányától,

hanem a környezeti paramétereiktől is nagyban függ, és a talajban szinte áttekinthetetlen bonyolultságú folyamatok halmazát jelenti. Ezért modellezés és okoskodás helyett legcélszerűbb a kísérletes vizsgálódás, a laboratóriumi és félüzemi méretű kipróbálás.

A gyöngyösoroszi talajok esetében is ezt tettük, előkísérletek és adatgyűjtés után egy átfogó kísérletsorozatot indítottunk a kísérleti célra előkészített kiskert szennyezett talajával és az Oroszlányból származó eróművi pernyével.

Az oroszlányi pernyével folyó laboratóriumi kémiai stabilizációs kísérletek eredményét mutatja a 9., 10. és 11. táblázat 1 hónapos kezelés után. A talaj kezelése 1 %, 2 % és 5 % pernyével történt a talaj mennyiségéhez viszonyítva.

9. táblázat: Stabilizálás oroszlányi pernyével: királyvizes kivonat

Fémkonc. (mg/kg)	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Gy átlag	333	7,25	338	1572	1396
Gy 0 kezeletlen	341	7,17	335	1571	1424
GyPA 1 %	327	7,19	343	1558	1392
2 %	317	7,59	333	1600	1674
5 %	330	7,03	332	1495	1318
GyPB 1 %	321	6,98	332	1531	1393
2 %	322	7,30	372	1552	1379
5 %	319	7,27	338	1500	1321

10. táblázat: Stabilizálás oroszlányi pernyével: 1:10 vizes kivonat

Fémkonc. (µg/l)	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Gy átlag	<kh	94,0	43,1	7,1	15667
Gy 0 kezeletlen	4,9	79,7	33,0	8,2	12211
GyPA 1 %	<kh	32,6	21,2	2,4	4324
2 %	<kh	14,1	19,5	2,1	1235
5 %	<kh	<kh	19,7	<kh	22,7
GyPB 1 %	<kh	44,9	25,8	4,8	7203
2 %	<kh	26,1	18,9	4,6	3364
5 %	<kh	5,4	19,2	4,1	334

kh kimutatási határ

11. táblázat: Stabilizálás oroszlányi pernyével: 1:10 acetátos kivonat

Fémkonc. (µg/l)	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Gy átlag	5,1	249	1000	284	33 863
Gy 0 kezeletlen	9,9	258	727	189	31 534
GyPA 1 %	9,3	219	616	131	26 888
2 %	3,8	200	577	105	23 993
5 %	9,2	187	493	101	21 959
GyPB 1 %	2,0	227	703	145	28 204
2 %	7,0	210	666	128	26 598
5 %	6,6	195	555	98,3	22 198

A pernye hatásának végeredménye több mechanizmussal történt változást integrál, 1 hónap alatt elsősorban a pH változásból adódó hatások, az ionos formák átalakulása várható, a bonyolultabb kémiai átalakulások, mint oxidok és hidroxidok vagy a szilikátok átalakulása és az új egyensúlyok beállása ennél lényegesen hosszabb időt igényel. A laboratóriumi kísérletet 1–2 évig, a szabadföldi kísérleti alkalmazást akár 10 évig is célszerű lesz követni részletes, a fémformák eloszlására információt adó vizsgálatokkal.

A királyvizes kivonatból készült elemanalízis a talajoknál egy elviselhető mértékű szórást mutat, a vizes kivonatban nagymértékű fémtartalom csökkenést mértünk (40–97%-os

csökkenés), az acetátos kivonatban szerényebbet (15–50%). A Lakanen-Erviő féle extraktumban csak a legmozgékonyabb Cd és Zn mutat 10–15 %-os csökkenést, a többi fém esetében nem változott vagy kismértékben nőtt a kioldhatóság a kezeletlen kontrollhoz képest. Természetesen 1 hónap nem mérvadó, a kísérlet és követése tovább folyik. Mivel a kémiai eredmények a kivonószer függvényében eltérő és néha ellentétes, mi több ellentmondó eredményeket adnak, a kémiai stabilizációs folyamatokat biológiai mérésekkel és ökotoxikológiai teszteléssel is követjük. Az eredményekről a következő jelentésünkben számolunk be.

A pernye alkalmazása gazdasági szempontból is reális, hiszen egy olcsó hulladékról van szó: az egyik kísérletekbe vont pernyefajta (A) 620 Ft/ tonna + szállítás, a másik (B) 20 Ft/tonna + kitermelés + szállítás.