

Bányászati eredetű diffúz szennyezettség komplex kezelése

Gruiz Katalin, Vaszita Emese és Siki Zoltán

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Szt. Gellért tér. 4., 1111-Budapest

Telefon: (361) 463 2347 Fax: (361) 463 2598; Email: gruiz@mail.bme.hu

A bányászati eredetű diffúz szennyezettség kezelésére egy kockázatalapú környezetmenedzsment koncepciót és kvantitatív kockázatfelmérési módszert dolgoztunk ki. A Toka patak mentén található Gyöngyösorsosi felhagyott színesfémérc bánya diffúzan szennyezett vízgyűjtőjét használtuk modellterületnek. A koncepció integrált környezeti kockázati modellen alapszik: forrás, terjedési útvonalak, expozíciós útvonalak, veszélyeztetett területhasználat-specifikus receptorok figyelembevételével. Lépcsőzetes, iteratív kockázatfelmérést és térinformatikai (GIS) módszereket használtunk. Mivel a diffúz szennyezőforrások nem körülhatárolhatóak, nem távolíthatók el, mint a pontforrások, ezért kockázatuk csökkentése leghatékonyabban a kibocsátás korlátozásával érhető el. A diffúzan szennyezett területek kockázatfelméréseinek első lépése a terület lehatárolása és térképezése. A szennyezőforrás végtelen sok pontnak tekinthető, így a szennyezőanyag áram eloszlik az egyes kiindulópontokból és összeadódik az érkezési pontokban, a lefolyási irány szerint, amely a domborzat függvénye. Ezt a kumulatív számítást a GIS alapú transzport modell segítségével végeztük el. A transzportmodell kalibrálása a helyi vízmérleg valamint a mikrokozmosz modellkísérletek paramétereivel és terepi mérésekkel történt. A modell kalibrálása után megállapítottuk a szennyezőanyag-kibocsátást a forrásokból és ehhez a kibocsátáshoz tartozó felszíni vízminőséget. A működő modell birtokában kiszámítottuk az elfogadható kockázathoz tartozó vízminőséget és ennek eléréséhez szükséges kibocsátás-csökkenést. A teljes vízgyűjtőre érvényes kibocsátás-csökkenést a pontforrások eltávolításával és a diffúz források kibocsátásának csökkentésével (kémiai + fitostabilizáció) érjük el. A kockázat jellemzésére háromlépcsős módszert alkalmaztunk:

1. Kvalitatív kockázatfelmérés a szennyezőforrások előzetes rangsorolásához
2. GIS-alapú fél-quantitatív módszer a veszély meghatározásához (Generic Risk) a szennyezőforrások rangsorolásához
3. Terület-specifikus kockázatfelmérés

A kockázatsökkentés megtervezésénél figyelembe vettük a területre jellemző kockázatalapú célértéket a laboratóriumi és szabadföldi kísérletek eredményei alapján és a terület természetes kockázatsökkentő együtthatóját.

Bevezetés

Az irodalomban a diffúz szennyezettség fogalma nincs meghatározott kritériumok szerint definiálva. A diffúz szennyezőforrások olyan nem pontszerű szennyezőforrások, melyek nem körülhatárolhatóak, nem távolíthatók el, mint a pontforrások, a forrás végtelen sok pontból áll, a felület nagy a térfogathoz képest (nagy fajlagos felület, így nagy reaktív felszín). A diffúz szennyezettség térben nagy kiterjedésű kibocsátást okozó területet jelent, a szennyezőanyag-transzport bonyolultabb. A domináns kockázatot a víz szennyeződése jelenti, ezért nagy jelentőséget kap a felszínen lefolyó víz terjedési útvonala (runoff). A diffúz szennyezőforrások kockázatát az akut kockázaton kívül jelentős krónikus kockázattal jellemezhetjük. A diffúz szennyezettség mezőgazdaságból (növényvédőszer, műtrágyahasználat) városi használatból (gépjárművekből kifolyó olaj, benzín az utakról lefolyó víz által lemosódik, szennyvízelhelyezés), iparból (ipari eredetű kibocsátás), bányászatból származik.

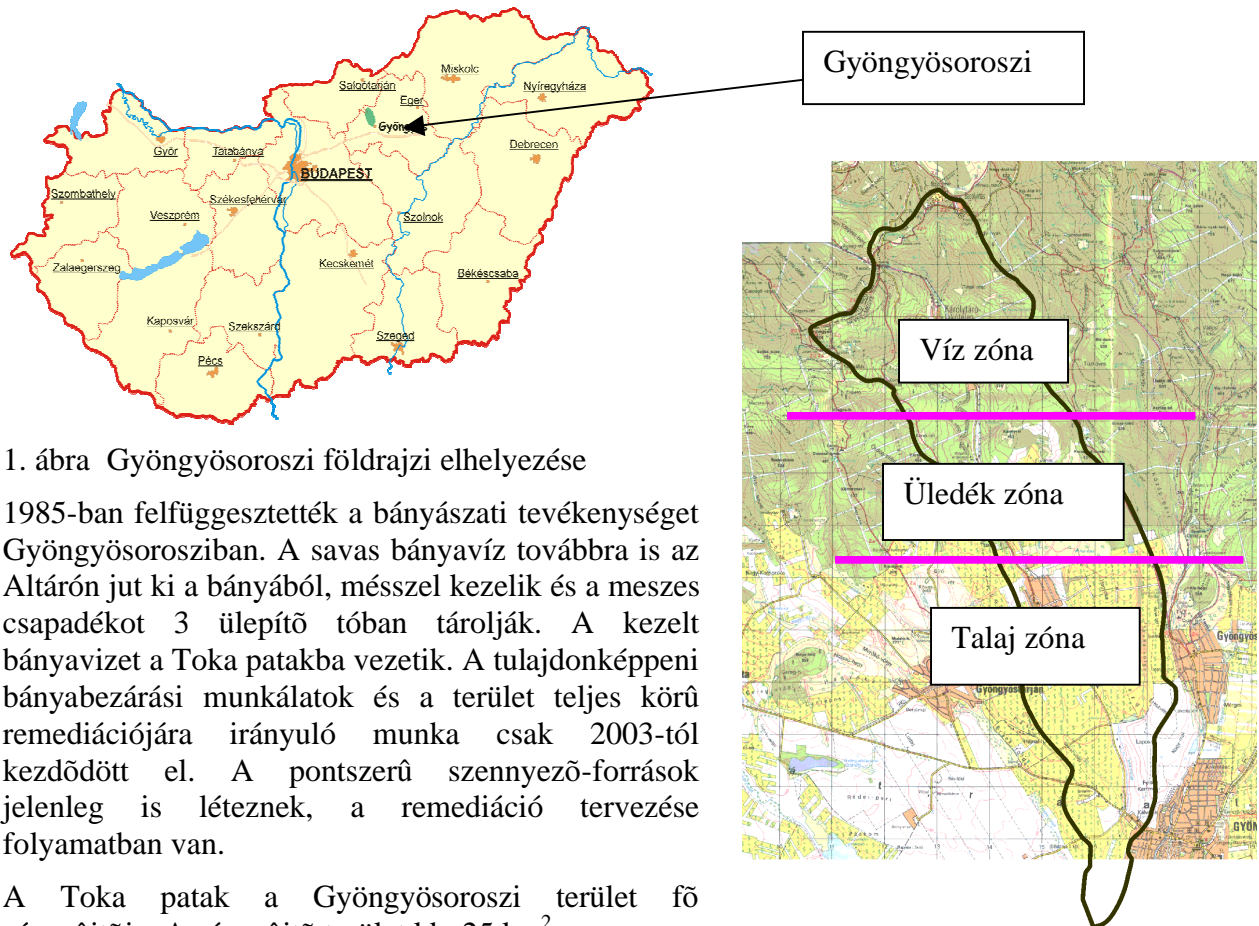
A diffúz szennyezettség felmérése és csökkentése az európai és USA nemzeti kutatási programjaiban is szerepel, de elsősorban a mezőgazdasági és városi eredetű diffúz szennyeződésre koncentrálnak. A mi kutatásaink alapelveit jelentő *kockázatalapú, vízgyűjtő szintű* és *GIS alapú* menedzsment mindössze néhány éves múltra tekint vissza. Az ipari, ezen belül a *bányászati eredetű* diffúz szennyezettség kezelésére nem találunk általánosan alkalmazható, kidolgozott koncepciót, a jelenleg létező megoldások egyes konkrét esetek helyszínspecifikus kezelésére korlátozódnak.

A diffúz szennyeződés általában nagyméretű területet érint, amely nem kezelhető pontforrásként, ezért más megközelítést igényel a kockázatmenedzsment (környezeti kockázatfelmérés és kockázatsökkentés) szempontjából.

A Gyöngyösorsoszi terület ismertetése

A Gyöngyösorsoszi felhagyott ólom és cink-ércbánya, Heves megyében, Gyöngyöstől északra, a Mátra hegység lábánál, a Toka patak vízgyűjtő területén található.

A környéken már a középkorban volt bányászati tevékenység, de az ólom és cinkszulfid érctelérek földalatti művelése a múlt században vált erőteljessé. A kibányászott színesfémércet a helyi flotációs üzem területén aprították és dolgozták fel. 1955-től a flotációs meddőt a Száraz völgyi zagyártározóban ülepítették.



1. ábra Gyöngyösorsoszi földrajzi elhelyezése

1985-ban felfüggesztették a bányászati tevékenységet Gyöngyösorsosziban. A savas bányavíz továbbra is az Altárón jut ki a bányából, mésszel kezelik és a meszes csapadékot 3 ülepítő tóban tárolják. A kezelt bányavizet a Toka patakba vezetik. A tulajdonképpeni bányabezárási munkálatok és a terület teljes körű remediációjára irányuló munka csak 2003-tól kezdődött el. A pontszerű szennyező-források jelenleg is léteznek, a remediáció tervezése folyamatban van.

A Toka patak a Gyöngyösorsoszi terület fő vízgyűjtője. A vízgyűjtő terület kb. 25 km².

A Toka patak vízgyűjtőjének északi határa ÉNY-ről ÉK-re a következő EOY koordináták között található: X: 708308,232, Y: 282594,2866 (ÉNY) és X: 711584,6825 Y: 283840,0204 (ÉK).

2. ábra A Toka vízgyűjtőterület felosztása

Az északi vízgyűjtőterület domborzata hegyvidéki jellegű. A vízgyűjtő északi határvonala mentén a hegyek eléri a 800-820 m tengerszint feletti magasságot (Balti tenger). A vízgyűjtő ÉK-i határát Bagolyírtás, továbbá északabbra Mátraszentimre, míg ÉNY-on Mátrakeresztes képezik. Mivel a transzport és a környezeti kockázat szempontjából a domináns környezeti elem a felszíni vízrendszer, ezt a szakaszt a "vizek zónájának" neveztük el.

A bányavíz-tisztító üzemig a terület szélessége gyakorlatilag állandó (EOY koordináták: X: 709460,1091 Y: 279548,2115).

Dél felé haladva a vízgyűjtő terület fokozatosan elkeskenyedik. (EOY koordináták: X: 710848,3316; Y: 280065,3529). Az Altáró bejáratától délre a vízrendszer jellegét többnyire a bányavíz-tisztító üzemből kifolyó mésszel kezelt víz határozza meg. (Üledék zóna) Az ipari

víztározó medre gyűjti össze a szállított üledék nagy részét, de a szállított üledék a Toka patak mentén mindvégig észlelhető.

A déli szakaszt Nyugaton Gyöngyöstarján, míg keleten Gyöngyössolymos határolják (a vízgyűjtő területen kívüli települések). A „talaj zóna” Gyöngyösoroszi-tól délre található. Ez nem azt jelenti, hogy az előző két zóna talaja nem szennyezett, hanem azt, hogy itt a patak menti kerti talaj kockázata a domináns, az áradások miatt



A Toka patak vízgyűjtője a déli szakaszon nagyon keskeny sávot képez a Gyöngyösi tóba torkollásig (EOV koordináták: X: 714401,5485, Y: 270672,4065). Az alsó szakaszon a patakmeder mélyebb és keskenyebb.

Az aránylag kis vízgyűjtőterületet a diverzitás jellemzi. Az északi szakasz jellegzetesen hegyvidéki jellegű, alacsony hőmérséklettel, sok csapadékkal, állandó és időszakos vízfolyásokkal. Az Altáró, a bányavíz semlegesítő üzem és a néhány flotációs üzem a Mátra hegyvidék és a Gyöngyösoroszi síkvidék közötti átmeneti területen található.

A falutól délre eső síkvölgyi szakaszon a gyöngyösoroszi és gyöngyösi lakosok hobby kertjeit a Toka patak rendszeresen elárasztja.

A fent említett három szakasz különbözik domborzati, meteorológiai szempontból, valamint a jellegzetes környezeti elemeket, a szennyeződést és a területhasználatot illetően. Ezek a jellegzetességek meghatározzák a szennyezőanyag transzportját és az abból eredő kockázatot.

3. ábra A Toka vízgyűjtő és a bányászat fő objektumai

A kockázatalapú környezetmenedzsment metodika kidolgozásához a Toka patak északi vízgyűjtőterületét, az ún. „víz zónát” használtuk modellterületnek.

A „víz zóna” 10 km² területen található, 450 m-től 750 m-ig terjedő tengerszint feletti magasságban. Az átlagos lejtő az északi vízgyűjtő területen 13 %, a maximális lejtő 43 %. A Toka vízgyűjtőterületére jellemző átlagos lejtőszög 11 %.

Az északi vízgyűjtőterület határai meghatározzák a felszíni vízrendszer be- és kifolyó vizeit. A terület elsődleges vízforrásai a csapadék és a forrásvizek. Az állandó és időszakos vízfolyások, továbbá a lezúduló vizek a transzport fő elemei. A felszíni vizek mellett jelentős a beszivárgó vízmennyiség is. A Gyöngyösoroszi érterületen az átlagosnál nagyobb az évi csapadékmennyiség, a terület tektonizálása erősebb. A területen található források erősen ingadozó hasadék-források, melyek csapadékszegény időszakokban kiszáradnak. A gyöngyösoroszi bányaműveletek is hatással voltak a terület vízforgalmára. A bányavágatok a művelés során összekötve a litoklázisokat részben megnövelte az áttörtséget, így biztosította a beszivárgott víz számára a kőzetből az eltávozás lehetőségét, növelve a beszivárgás értékét a lefolyás rovására. Gyöngyösorosziban több hidraulikailag összekapcsolt vízrendszerről van szó, melyben a kőzetek áttörtséget, így a beszivárgási százalékát a bányászat az idők folyamán tovább növelte.

A Toka patak felső vízgyűjtő területe tipikusan víznyelő terület a töredezett és hasadozott Miocén korú piroxén andezit kőzetnek köszönhetően. A csapadék egy része talajnedvességként akkumulálódik, a többi tovább szivárog a törésvonalakon, mélyebb rétegek felé. A talajnedvességként megkötött vízmennyiség és a tovább szivárgó vízmennyiség megoszlása az eső intenzitásának függvénye. Az andezit töredezettsége és

lepusztulása során keletkezett agyagos törmelék átteresztőképessége közepesen jó. A felszín alatti vízszint Gyöngyösoroszi település területén 2,2–2,4 m mélyen található, míg a falutól északra, a bánya területén, 9,0–9,2 m mélyen. A felszín alatti víz áramlási iránya északról dél felé a domborzatot követi.

A szennyezőanyagok a következők: Cd, Zn, Cu, Pb, (As). A Cd és Zn főleg oldott/ionos formában szennyezi a felszíni vizet, az Pb és As azonban többnyire a szilárd fázishoz (talaj és üledék) kötötten található. A Toka patak északi vízgyűjtő területén található bányameddőhányók diffúzan szennyezik a természetes környezetet. A meddőközet mállása és esővíz általi kilúgzása ebben az esetben biológiai kioldással is kiegészül. A szulfidtartalmú ércben levő piritből vagy a pirit kémiai oxidációjával létrejött elemi kénből, mint redukált szubsztrátból a kénsavbaktériumok képesek energiát nyerni, miközben a kén kénsavvá oxidálják.

A Toka patak vizének fémkoncentrációja változó és nagymértékben függ a meteorológiai és éghajlatra jellemző paraméterektől. A Toka patak felső szakaszán és a víz zóna kifolyási pontján mért fémkoncentrációkat az 1. Táblázat mutatja be. (ELTE, 1991; Bekő et al., 1992; Gruiz et al., 2005). A 2. Táblázat a rendszeresen elárasztott hobby kertek talajának fémkoncentrációját mutatja be.

1. Táblázat A Toka patak vizének pH értékei és toxikus fémtartalma

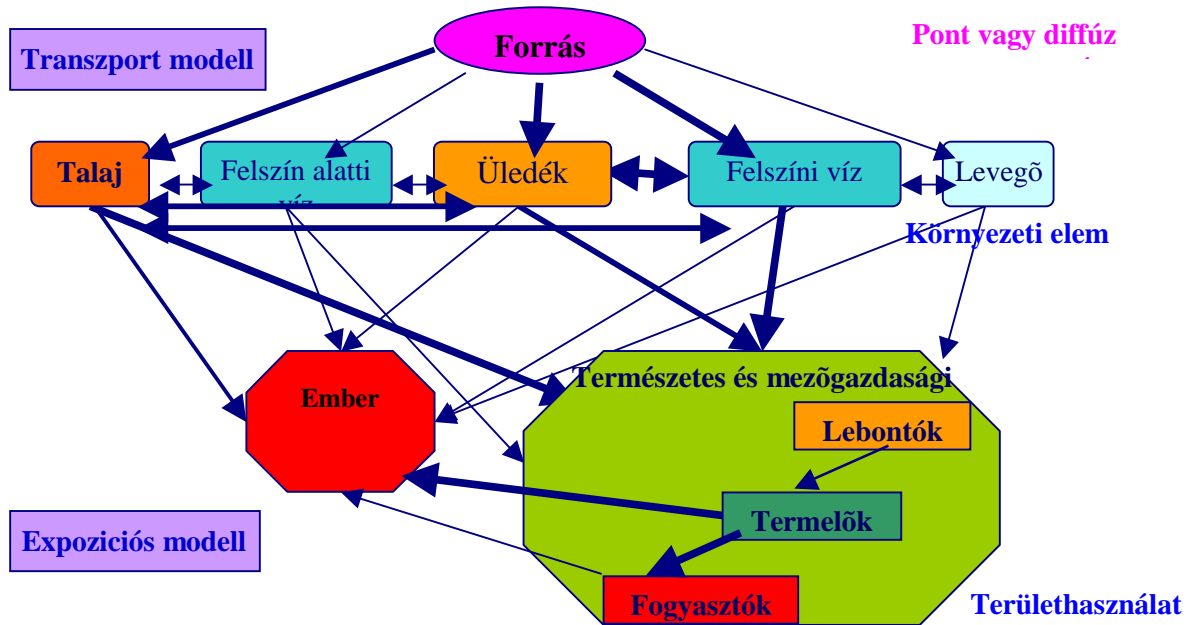
Mérési pont év	Fém	Toka patak felső folyása 2004	Toka patak: a víz zóna déli határa				Súlyozott átlag további számításainkhoz
			1991	1992	2004	2005	
	• g/lit	2.9	10	–	2–112	7–50	50
	• g/lit	0.5	30–50	5–16	1–5	0.5–4	2
	• g/lit	50.0	20–40	–	3–90	–	–
	• g/lit	28.0	30	6–55	1–120	4–105	30
	• g/lit	1 620	9000–14 000	500–6000	100–1600	300–1650	800
	–	4.4	2.0–5.0	2.6–5.0	5.0	5.0	

2. Táblázat Az elárasztott hobby kertek talajának fémtartalma (Gruiz és Vodicska, 1992)

Talaj	Távolság a Tokától	As mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
Hobby kertek	5 m	110	7.5	210	462	1685
Hobby kertek	15 m	63	1.0	127	248	998
Hobby kertek	30 m	31	0.6	200	120	520
Hobby kertek	50 m	–	0.6	131	63	208

A kockázatmenedzsment rendszer elvi koncepciója

Munkánk célja egy olyan kockázatalapú környezetmenedzsment koncepció kidolgozása, mely segíti a pontszerű és diffúz szennyezőforrások kockázatalapú remediációját. A vízgyűjtő szintű környezeti kockázatmenedzsment metodológia a szennyezőanyagok felszíni vízre ható kockázatára összpontosít. A munka komplex és multidiszciplináris. Elvi alapja az integrált környezeti kockázati modell (4. ábra).



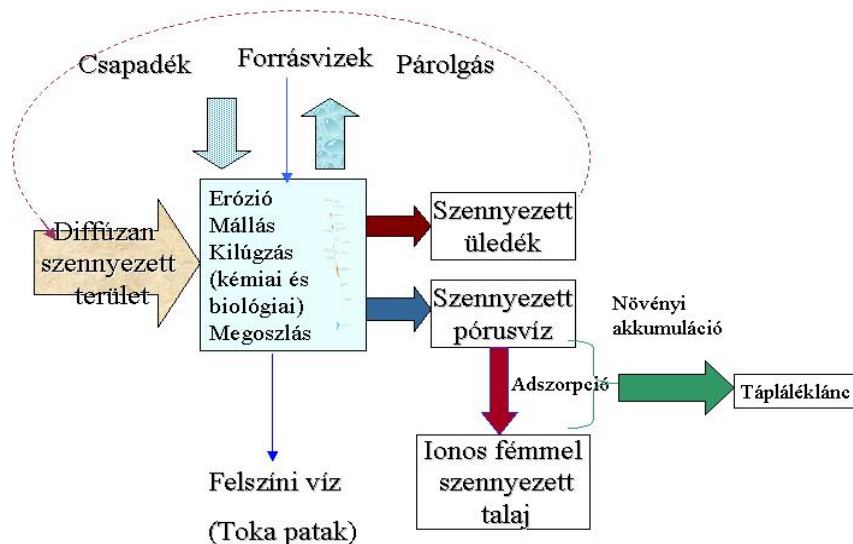
4. ábra A Toka vízgyűjtő integrált kockázati modellje

A metodológia részei és eredmények

A munka részei/lépései: a. Az elvi transzport modell felállítása (5. ábra) b. Szennyezőforrások GIS adatbázisának létrehozása archivumi adatok és terepi felmérés alapján. c. Lépcsőzetes, területspecifikus környezeti kockázatfelmérés a szennyezőforrások rangsorolásához és a pontszerű és diffúz /maradó szennyezőforrások megkülönböztetéséhez. e. A kockázatcsökkentés kiszámítása a területspecifikus céltérték és a természetes öntisztulási együttható segítségével

a. Az elvi transzportmodell felállítása

A terület koncepció modellje (5. ábra) a vízmérleg és a transzport modell alapját képezi.







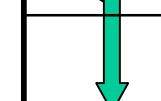


5. ábra A terület koncepciómodellje

A koncepciómodell bemutatja, hogy a terület víz- és szennyezőanyag-mérlegének felállításakor milyen áramokat és folyamatokat vettünk figyelembe. A vízmérleg (3. táblázat)

vízre vonatkozó mennyiségi értékei meteorológiai, hidrogeológiai és átlagos ökológiai adatokból, valamint saját mérésekből származnak.

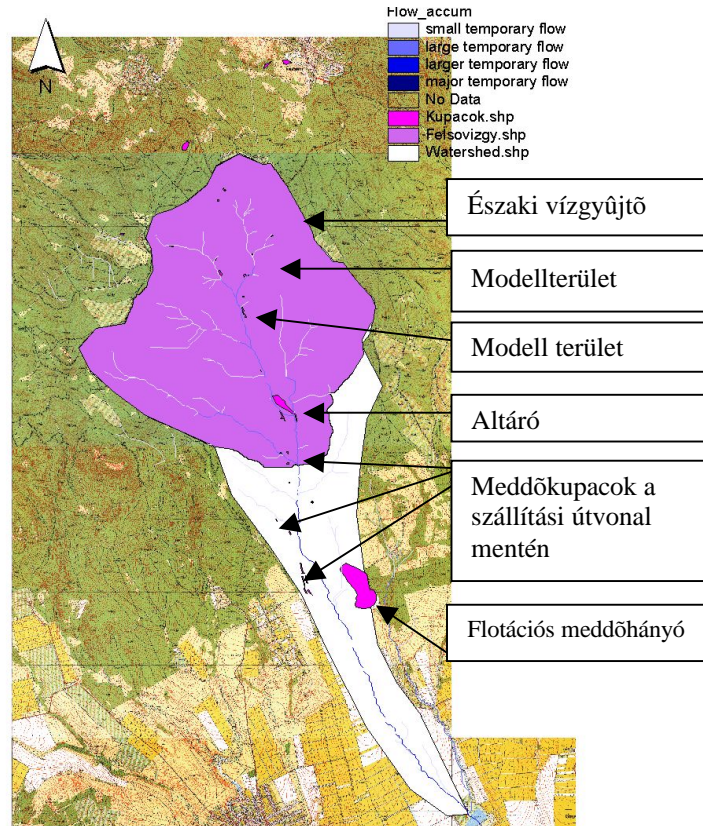
3. Táblázat Toka patak északi vízgyűjtőjének vízmérlege

Területre érkező víz	Bejövő víz típusa	Összes bejövő %	Bejövő víz mennyisége	Víz formája
	Csapadék	100%	20 712 m ³ /nap/10 km ²	Eső, hó
	Beszivárgó víz	42%	8 972 m ³ /nap/10 km ²	Pórusvíz, talainedvesség
	Felszín alatti lefolyás	16%	3 248 m ³ /nap/10 km ²	Lefolyás
	Felszíni lefolyás	16%	3 241 m ³ /nap/10 km ²	Lefolyás
	Biomassza víztartalma	4%	767 m ³ /nap/10 km ²	Növény víztartalma
	Páratartalom	10%	2 451 m ³ /nap/10 km ²	Evapotranspiráció
	Kifolyás a víz zónából	12%	2 451 m ³ /nap/10 km ²	Toka patak
Összes		100%	20 718 m ³ /nap/10 km ²	

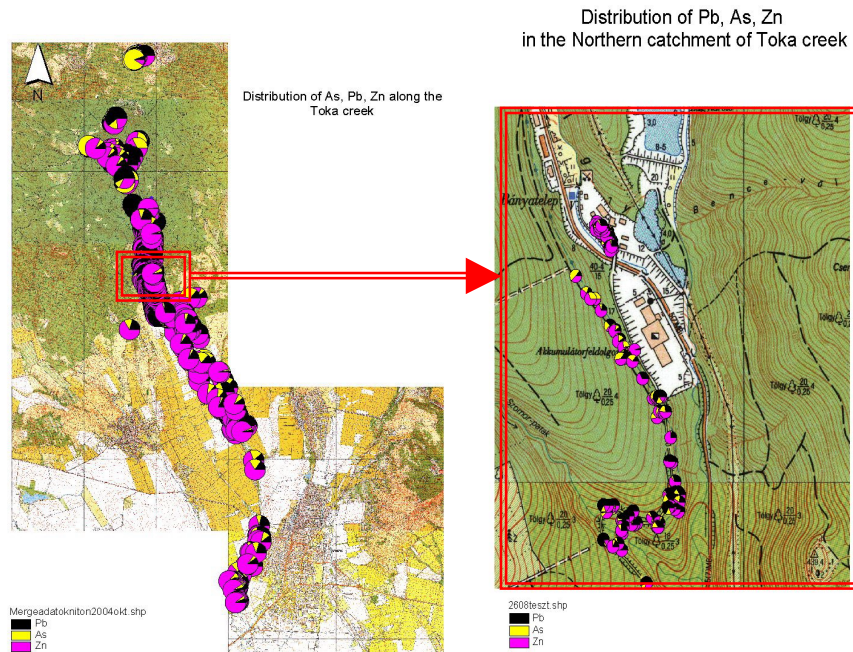
A lefolyási térkép segítségével ábrázoltuk az időszakos és állandó vízfolyásokat (6. ábra). A lefolyási modell (flow accumulation) segítségével, csak potenciális és relatív vízmennyiséget kapunk. Ezt kalibráljuk a vízmérleg adatai segítségével.

b. A GIS adatbázis létrehozása.

A Gyöngyösorsoszi bánya adatbázisából, előző évek BME felméréseiből és tanulmányokból hoztuk létre saját adatbázisunkat. Az adatgyűjtés egyik legfontosabb eleme a terepmunka: időszakos és állandó vízfolyások felmérése, bányameddőhányók térképezése, a bányameddőhányók területének lehatárolása. Ennek kapcsán GPS lehatárolás, vízhozam mérése, *in situ* mérések, helyszíni megfigyelés történt. A vízmérleghez szükséges átlagos, közepes és heves esőmennyiséget, valamint az ennek megfelelő lezúduló (runoff) vízmennyiséget a naponta mért csapadékmennyiség és a Toka patak vízhozamának mérési adatai alapján határoztuk meg, összevetve azt az előző évtizedek átlagával. A régi és új mérési adatokból létrehozott GIS adatbázist használtuk a GIS térképezéshez, melynek eredményeképpen jöttek létre a GIS alapú szennyezettségi térképek (7. ábra). Az információgyűjtés és a fémbányászati eredetű, illetve toxikus fémeket tartalmazó szennyezőforrások felmérése és leltározása iteratív viszonyban áll a kockázati modell létrehozásával, hiszen a leltár, a leltáron belüli kockázati rangsor a kidolgozandó kockázatszemléltérési módszerrel határozható meg, ugyanakkor annak eredménye meghatározza a leltárat és a leltáron belüli rangsort. Ez azt jelenti, hogy a bányászati hulladékokról szerzett információt a kockázatszemléltérési szempontrendszer szerint kellett rendszerezni, majd a kockázatszemléltérési lépcsőfokai által igényelt információkat beépíteni a beszerzendő információk egységes rendszerébe.



6. ábra GIS lefolyási modell: időszakos vízfolyások és meddőhányók a Toka északi vízgyűjtőben



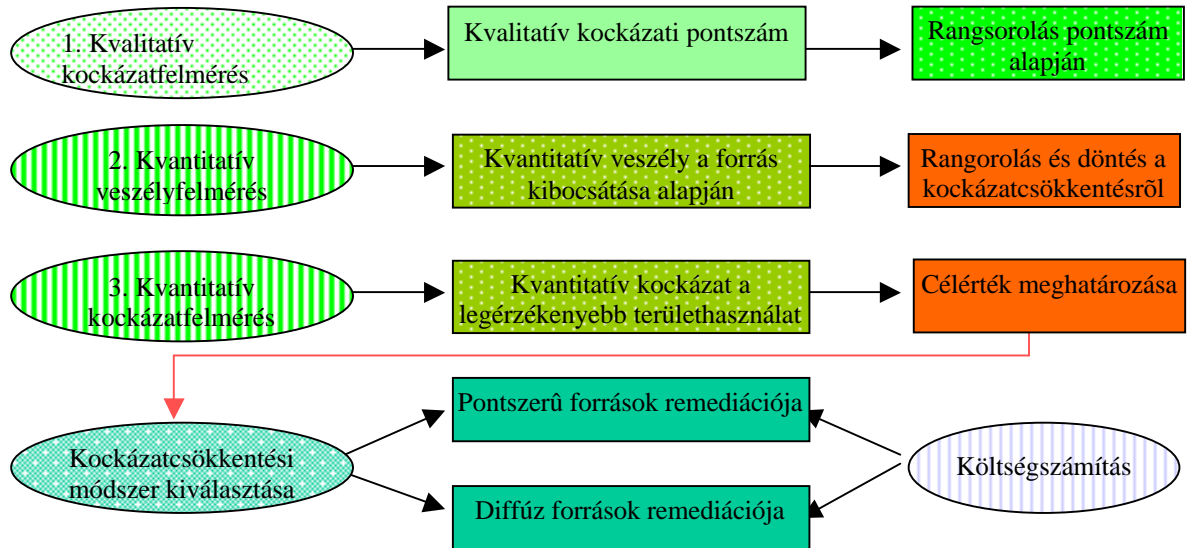
7. ábra As, Pb, Zn eloszlása a talajban a Toka patak mentén

c. Lépcsőzetes, iteratív területspecifikus környezeti kockázatelemzés

Az állapotfelmérési szempontokat és a kockázatelemzési metodikát egymás segítségével kell finomítani. Az egyik ilyen finomítási irány a pontszerű és diffúz források megkülönböztetése kockázatok alapján.

A kockázatelemzés fejlesztésének másik iránya a lépcsőzetesség. Figyelembe vettük a bányászati hulladékokra vonatkozó európai direktíva igényeit és eddigi eredményeit.

Az alábbi sémán (8. ábra) ábrázolt kockázatfelmérési és kockázatcsökkentési metodika elemeit három csoportba osztottuk: főbb tevékenységi területek, tevékenység által használt eszközök, valamint tevékenységek és eszközök által elért eredmények.



8. ábra Kockázatfelmérési és kockázatcsökkentési metodológia sémája

1. Kidolgoztunk egy kvalitatív kockázatfelmérési módszert az alterületek/források kockázat szerinti rangsorolásához. A kvalitatív kockázatfelmérési módszer a forrás, terjedési útvonalak, elért környezeti elemek és receptorok vázlaton végighaladva pontszámokra fordítja a kockázat mértékét, a kibocsátott mennyiség és minőség, a transzportútvonalak által érintett terület hidrológiai viszonyainak és érzékenységének és a területhasználatokból adódó receptorok figyelembevételével. Ilyen értelemben részletes kockázatfelmérésről van szó, de nem használtunk környezeti koncentrációkat „csak” pontszámokat. A terület kvalitatív kockázatfelmérése, egy terület- és problémaspecifikusan összeállított adatlap alapján történt, ennek eredményeképpen pontszámokat kaptunk, melyek alapján sorba rendeztük az azonosított kisebb és nagyobb szennyező-forrásokat. A kvalitatív kockázatértékelés eredményét a Toka vízgyűjtő északi területén található szennyezőforrásokra, relatív kockázatuk alapján sorba rakva a 4. számú táblázat tartalmazza. A pontszámok azt mutatják, hogy mintegy 15, többnyire pontforrásnak tekintendő szennyezőforrás van a területen, melynek pontértéke 70 fölötti (100 pont a maximum). Ezek eltávolítása vagy izolálás utáni maradék kockázata diffúz forrásként kezelendő. 14 szennyezőforrás pontszáma 50 és 70 közé esik, ezek többnyire diffúzak, eltávolításuk fizikailag sem lehetséges, de ezt pontszámuk sem indokolja, a kockázat csökkentésére viszont szükség van. A legenyhébb kockázatú kategória az 50 pont alatti, ezek szennyezőanyag-kibocsátás szempontjából jelentéktelenek. További kezelésük a kvantitatív kockázat függvényében remediáció, rekultiváció vagy revegetáció. A kvalitatív kockázatfelmérés relatív eredményt ad, tehát a valós kockázat mértéke ebből nem becsülhető meg, csak az egyes szennyező-források relatív sorrendje. Ezért a kvalitatív kockázatfelmérés eredményeit összevetjük a GIS alapú kvantitatív kockázatfelmérés eredményével.

4. Táblázat Pontszerű és diffúz szennyezőforrások rangsorolása pontszám szerint

Szennyezőforrások	Kockázati pontszám	Mennyiség	Runoff m ³	Javaslat
Flotációs meddőhányó	99	4 000 000	184 000	Teljes izolálás
14 meddőhányó a szállítási útvonalon	92	30 000	16 500	eltávolítás
Altáró meddőhányó	84,5	1 100 000	11 880	in situ remediáció
Károly táró meddőhányó II modellterület	81,5	16 000	3 324	eltávolítás
Új Károly-táró I meddőhányó,	79,5	8 000	1 160	eltávolítás
Új Károly-táró, bányameddő	79,5	800		eltávolítás
Péter-Pál akna, bányameddő	75,5	16 100	2 640	eltávolítás
Katalin táró, bányameddő	73,5	5 000	62 500	eltávolítás
14 meddőhányó diffúz szennyezőforrás	55–70	10 000	43 000	in situ remediáció
15 meddőhányó diffúz szennyezőforrás	>50	10 000	35 000	revegetáció

vvvvvvvv

2. A veszélyfelmérés (félkvantitatív kockázatfelmérés) eredményeként az előzetes rangsorolást finomítottuk a pontszerű és diffúz szennyezőforrásokon lefolyó és átfolyó vízmennyiség (runoff) és a fémkibocsátás szerint (4. táblázat).

3. A szennyezőforrásokból származó kibocsátás meghatározásához a komplex kémiai és biológiai kioldási folyamatból származó savas csurgalék fémtartalmát mértük. Hosszútávú (három év) laboratóriumi mikrokozmosz kísérletben szimuláltuk a Toka patak vízgyűjtőjében található pirit és más szulfidtartalmú bányameddőhányókban zajló kémiai és biológiai kioldási folyamatot, amelynek savas és fémmel telített csurgaléka szennyezi a környező talajt és felszíni vizet (Gruiz et al., 2006). A mikrokozmosz kioldási kísérlet paramétereit a kvantitatív veszély és kockázatfelmérésben használtuk fel.

5. Táblázat Három tipikus bányameddő összfémkoncentrációja és az abból származó csurgalék fémtartalma

Fém	Összfém* (minimum) mg/kg	Minimális kibocsátás •g/lit	Összfém* (közepes) mg/kg	Közepes kibocsátás •g/lit	Összfém* (maximális) mg/kg	Maximális kibocsátás •g/lit
As	44	150	100	340	216	700
Cd	1	100	3	300	12	1 200
Cu	25	400	50	800	107	4 710
Pb	295	100	600	203	13 100	3 600
Zn	370	25 000	800	54 135	2 155	163 000

*Királyvízes kivonat, ICP MS)

Kiszámítottuk a szennyezőforrások kibocsátását és ennek alapján finomítottuk a rangsorolást. A számításokhoz a GIS Transzport Modellt használtuk. A fémmennyiség a csapadékból és a felszín alatti lefolyásból származó vízmennyiség összegének, valamint a mikrokozmosz teszt csurgalék átlagkoncentrációjának szorzata. (Gruiz et al, 2005; Gruiz et al, 2006). A kibocsátást minimum és maximum közötti intervallumban adtuk meg, a legkisebb és legmagasabb szennyezettségű bányameddő csoportnak megfelelően. Az eredményeket a 6. számú táblázatban összesítettük.

6. Táblázat Pontszerű és diffúz szennyezőforrások és azok min. és max. fém-kibocsátása

Szennyezőforrások	15 pontszerű forrás összege	15 diffúz remediálásra	14 diffúz revegetációra	Maradó diffúz eltávolított pontszerűből
Felszín (m ²)	192 000	5 000	19 000	68 000
Vízgyűjtő (m ²)	664 000	160 000	180 000	622 000
Runoff csapadékból(m ³ /év)	63 000	1 600	6 300	22 000
Runoff felszín alatti	216 000	52 000	58 680	203 000

lefolyásból(m ³ /év)					
Fémkibocsátás csapadékkal (kg)	As	21–44	0.5–1	2–4	7–15
	Cd	19–76	0.5–2	2–8	7–26
	Cu	50–297	1–7	5–30	18–103
	Pb	13–227	0.3–6	1–23	4–79
	Zn	3 411–10 269	87–260	340–1 027	1 190–3 586
Fémkibocsátás felszín alatti lefolyásból (kg)	As	37–80	9–19	10–22	35–75
	Cd	32–130	8–31	9–35	30–122
	Cu	86–510	21–122	23–138	81–479
	Pb	22–387	5–93	6–105	20–313
	Zn	5 847–17 662	1 407–4 252	1 588–4 798	5 495–16 579

Az előrejelezhető környezeti koncentrációt (PEC) a GIS Lefolyási modell és kioldási mikrokozmosz paramétereivel számítjuk ki, míg az előrejelezhető károsan még nem ható koncentrációt (PNEC) a területre jellemző célkoncentráció adja.

e. A kockázatcsökkentés kiszámítása a területspecifikus célérték és a természetes kockázatcsökkentési együttható segítségével.

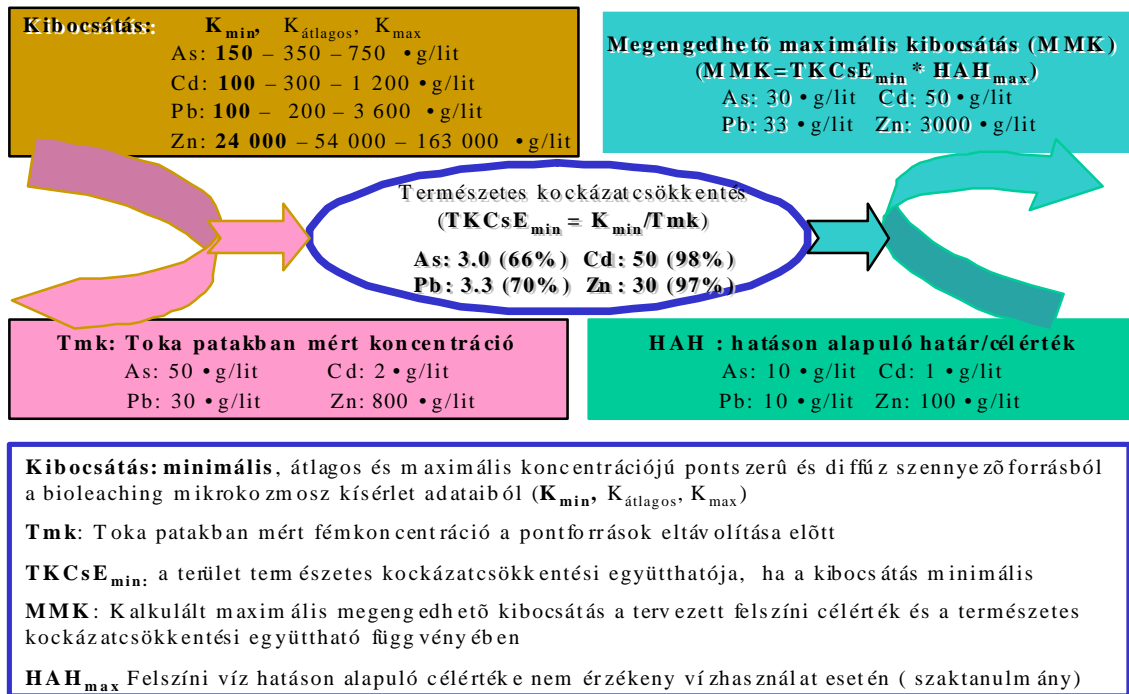
A szennyezőforrás - Toka patak közötti transzportútvonalon a patakba jutó szennyezőáram koncentrációja lecsökken a terület természetes kockázatcsökkentő hatására (TKCsE). A talaj szűrő funkciója a szennyező anyagok fizikai, kémiai és biológiai úton történő megkötését, bontását, valamint visszatartását egyaránt jelenti, ezért a Toka patakba folyó toxikus fémekkel szennyezett vízáram koncentrációja lecsökken. A szennyezőforrások és Toka patak közötti útvonalra bevezettük a természetes kockázatcsökkentési együtthatót (TKCsE), melyet a kockázatfelmérés és kockázatcsökkentésnél egyaránt figyelembe vettünk. A konzervatív megközelítés miatt a TKCsE –t a legkisebb fémkibocsátás alapján számítottuk ki (9 ábra).

7. Táblázat Természetes kockázatcsökkentési együttható (TKCsE) min. koncentrációjú csurgalék esetén

Bányameddőhányók minimális fémkoncentrációja				Toka patak mért fémtartalma (súlyzott átlagkonc.)				A terület természetes kockázatcsökkentő együtthatója (TKCsE))			
As	Cd	Pb	Zn	As	Cd	Pb	Zn	As	Cd	Pb	Zn
• g/lit	• g/lit	• g/lit	• g/lit	• g/lit	• g/lit	• g/lit	• g/lit				
150	100	100	25 000	100	2	30	800	3.0 (66%)	50 (98%)	3.3 (70%)	30 (97%)

Szaktanulmányok alapján meghatároztuk a Toka patak hatáson/kockázaton alapuló célértékét (HAH) (BKH, 1995; Swartjes, 1999), kiszámítottuk a természetes kockázatcsökkentés hatását (TKCsE) (7. táblázat). A HAH és a legalacsonyabb szennyezőanyag-kibocsátáshoz tartozó TKCsE szorzata megadja a megengedhető maximális szennyezőanyag-kibocsátást (MMK) (8. táblázat és 9. ábra).

A megengedett maximális szennyezőanyag-kibocsátás lesz a remediáció célértéke a diffúzan szennyezett terület kockázatcsökkentésénél. A tervezett megengedhető kibocsátás (MMK) a felszíni víz helyszínspecifikus célérékének (HAH) és a terület természetes kockázatcsökkentő (TKCsE) hatásának függvénye. A TKCsE és a megengedhető kibocsátás számítási sémája a 9. ábrán található.



9. ábra A terület természetes kockázatsökkentési együtthatója (TKCsE) és a megengedhető maximális fémkibocsátás (MMF) számítási sémája

A terület kockázat-csökkentő hatása (TKCsE) nem elegendő a megengedhető maximális fémkibocsátás (MMK) eléréséhez, mivel az As: 150 •g/lit lenne, a megengedett 30 •g/lit helyett, a Cd: 100, a megengedett 50 •g/lit helyett, a Pb: 100, a megengedett 33 •g/lit helyett és a Zn: 25 000, a megengedett 3 000 •g/lit helyett (8. táblázat). Érzékeny vízhasználat esetén diffúz szennyezőforrás kalkulált megengedhető kibocsátása sokkal alacsonyabb kell legyen (8. táblázat 1. sor), ezért a TKCsE hatása nem elegendő.

8. Táblázat Megengedhető maximális szennyezőanyag-kibocsátás (MMK) érzékeny és kevésbé érzékeny vízhasználat HAH célértéke függvényében

A Toka HAH célértéke Érzékeny/ kevésbé érzékeny vízhasználat				A Toka terület természetes kockázatsökkentő hatása (TKCsE) _{min}				Maximális megengedhető kibocsátás (MMK), ha csak a TKCsE csökkenti a kockázatot			
As	Cd	Pb	Zn	As	Cd	Pb	Zn	As	Cd	Pb	Zn
•g/lit	•g/lit	•g/lit	•g/lit					•g/lit	•g/lit	•g/lit	•g/lit
3.0	0.3	2.0	20	3.0	50	3.3	30	9.0	15	6.6	600
10	1.0	10	100	3.0	50	3.3	30	30	50	33	3000

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

Több kémiai stabilizálószer hatását vizsgáltuk laboratóriumi mikrokozmosz kísérletekben. A Gyöngyösorosziból származó szennyezett talajt (Gy), 1w%, 2w% and 5w% erõművi pernyével (PA) kezeltük. A kémiai stabilizálás hatékonyságát a kezelt talaj (mobilis) vizes és savas kivonatának fémtartalmával jellemeztük (Feigl 2005). A 9. táblázat a vizes kivonatban mért koncentrációkat mutatja be.

9. Táblázat Kezelt talajok toxikus fém-koncentrációja (vizes kivonat) 3 hét után

Kezelt talaj	MU	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Gyo talaj kezdeti	mg/kg	NM	1.00	0.66	NM	171.0
PA pernye	mg/kg	NM	NM	NM	0.09	0.43

GYPA1 elméleti (talaj és 1% pernye keverék)	mg/kg	NM	0.99	0.65	NM	169.26
GYPA2 elméleti (talaj és 2% pernye keverék)	mg/kg	NM	0.98	0.65	NM	167.59
GYPA5 elméleti I (talaj és 5% pernye keverék)	mg/kg	NM	0.95	0.63	NM	162.47
GYPA1 mért koncentráció kezelés után	mg/kg	NM	0.34	0.35	NM	39.86
GYPA2 mért koncentráció kezelés után	mg/kg	NM	0.15	0.31	NM	10.91
GYPA5 mért koncentráció kezelés után	mg/kg	NM	0.01	0.41	0.03	0.55
GYPA koncentráció-csökkenés a keverék elméleti koncentrációjához viszonyítva (mg/kg)						
GYPA1 elméleti –GYPA1 mért	mg/kg	NM	0.65	0.30	NM	129.43
GYPA2 elméleti –GYPA2 mért	mg/kg	NM	0.83	0.34	NM	156.68
GYPA5 elméleti –GYPA5 mért	mg/kg	NM	0.94	0.22	NM	161.92
GYPA koncentráció-csökkenés a keverék elméleti koncentrációjához viszonyítva (%)						
GYPA1 elméleti -GYPA1 mért		NM	66	46	NM	76
GYPA2 elméleti –GYPA2 mért		NM	85	52	NM	99
GYPA5 elméleti I –GYPA5 mért		NM	99	36	NM	100

Nem mérhető: NM

10. Táblázat Kezelt talajok toxikus fém-koncentrációja (vizes kivonat) 4 hónap után

Kezelt talaj	MU	As	Cd	Cu	Pb	Zn
GYPA koncentráció-csökkenés a keverék elméleti koncentrációjához viszonyítva (%)						
GYPA1 elméleti -GYPA1 mért		NM	90	NM	NM	74
GYPA2 elméleti –GYPA2 mért		NM	94	NM	NM	97
GYPA5 elméleti I –GYPA5 mért		NM	>99	NM	NM	100

3 hetes kezelés után 2w% és 5w% pernye adalék 66%-tól 100%-ig, 4 hónap után pedig 94%-tól 100%-ig csökkenti a talaj víz-oldható Zn és Cd fémtartalmát. Kiszámítottuk a kémiai stabilizáció hatását egy közepes szennyezőanyag kibocsátású területre a mikrokozmosz kísérletből kapott kémiai stabilizáció hatásfokával (10. ábra).

A kémiai stabilizáció hatása



Figure 10. Diffúzan szennyezett terület kockázatsökkentése kémiai stabilizációval

A fenti számítás szerint, a diffúzan szennyezett terület kémiai stabilizációja lényegesen lecsökkenti a Toka patak vizének toxikus fém koncentrációját. A kémiai stabilizáció a terület természetes kockázatsökkentő hatásával együttesen lecsökkenti a Cd és Zn koncentrációt a Toka patak vizében az érzékeny vízhasználatra tervezett határérték alá (HAH) (8. táblázat). Az Pb koncentráció a kevésbé érzékeny vízhasználat határértéke alatt marad, az As koncentráció azonban még a határérték kétszerese. Az As és Pb főleg a szilárd anyaghoz köthető, ezért célszerű a fitostabilizáció alkalmazása, mely számításaink szerint 1/10 csökkentené az As és Pb koncentrációt.

Következtetések

A kockázatalapú környezetmenedzsment koncepció és kvantitatív kockázatfelmérési modell kidolgozásához a Toka patak mentén található Gyöngyösoroszi felhagyott színesfémérc bánya diffúzan szennyezett vízgyűjtőjét használtuk modellterületnek. A koncepció GIS alapú integrált környezeti kockázati modellen alapszik: forrás, terjedési útvonalak, expozíciós útvonalak, receptorok figyelembe vételével. A koncepciót pontszerű szennyezőanyag-forrás (bányameddő-hányó) szintjéről indítottuk, vízgyűjtő szintre dolgoztuk ki térinformatikai modellezés (GIS) segítségével, majd kiterjesztettük diffúz forrásokra, de kiterjeszhető regionális szintre is. Helyszín-specifikus kockázati modellt (koncepciók modell) dolgoztunk ki, amely a forrásokból induló transzportútvonalakon kívül az érintett környezeti elemeket, valamint a veszélyeztetett területhasználat-specifikus receptorokat is tartalmazza. Modellünkben a domináns kockázatot a víz fémtartalma jelenti, ezért nagy jelentőséget kap a felszínen lefolyó víz terjedési útvonala (runoff). A GIS alapú lefolyási/terjedési modell segítségével számítjuk ki az előrejelezhető kibocsátást és ebből az előre jelezhető környezeti kockázatot, majd ezt hasonlítjuk a használatától függő környezetminőségi kritériumokhoz. Ez az ún. PEC/PNEC modell, amit a kockázatfelmérés során alkalmaztunk.

A modell kvantitatívvá tétele több fokozaton keresztül valósult meg. A kvalitatív kockázatfelmérés szinten a kibocsátásért és terjedésért felelős jellemzők alapján kreáltunk rangsorolásra alkalmas pontrendszert. Azután a kibocsátott mennyiség kiszámításával tulajdonképpen az egyes források, alterületek, kisebb-nagyobb vízgyűjtők veszélyességét becsültük meg. Ezt félkvantitatív modellnek tekintjük, mivel a kibocsátás konkrét számított, tehát reális mennyiség, de a szétszórtság és a terjedési útvonalak bizonytalansága miatt nem határozunk meg PEC értékeket a térkép minden pontjára. Erre azért sincs szükség, mert a legfontosabb útvonalak, esetünkben a felszíni víz szennyezettségét folyamatosan mérhetjük. Ezt az adatot mi a kvantitatív terjedési modellünk kalibrálására használtuk fel, az egyes forrásterületek és a végső befogadó közötti terjedési útvonalat egyetlen fekete doboznak tekintve. A kockázat kiszámítható a teljes területre, vagy az alterületekre, lemenve egészen pontforrás vagy diffúz forrás szintig.

A kvantitatív kockázatfelmérési módszerünk tehát lépcsőzetes, adathiány esetén is használható, iteratív, PEC/PNEC alapú. Harmonikusan illeszkedik az általunk kidolgozott és alkalmazott kvalitatív és félkvantitatív előszűrő, rangsoroló kockázatfelmérési módszerekhez.

A koncepció segítségével nemcsak a relatív és abszolút kockázati érték számítható ki, de a javasolt kockázatcsökkentési módszer várható eredménye is előrejelezhető. Megbecsülhető a pontszerű szennyezőforrás eltávolításának és a diffúz források kibocsátás-csökkenésének hatása, vagy megfordítva kiszámítható az elviselhető kockázathoz tartozó maximális kibocsátási mérték, azaz a remediáció célértéke. A konkrét gyöngyösoroszi, Toka-patak völgyi kockázatcsökkentés célja a területről lefolyó víz (runoff) mennyiségének csökkentése és a lefolyó víz minőségének javítása.

Irodalom

- Auerbach R. (2003) Bioaccumulation of toxic metals in vegetable species grown on Gyöngyösoroszi garden soil, Diplomamunka, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
- Bekő J.; Csiszér A.; Horváth B.; Zsilák V.; Munkácsi M.; Pap Á. (1992) Gyöngyösoroszi és környéke nehézfém-szennyezettségének vizsgálata, Diplomamunka, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
- BKH (1995) Criteria setting: Compilation of procedures and effect based criteria used in various countries BKH Consulting Engineers, The Netherlands Delft, RO216082/56
- ELTE (1991) Érces meddőhányók hatásterületének környezetvédelmi vizsgálata – Toka patak völgye, Zárójelentés
- Feigl V. (2005) Toxikus fémekkel szennyezett talajok stabilizációja, Diplomamunka, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
- Gruiz K. (1994) Bioassay to Assess Heavy-Metal Contamination in Soil, Second International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe Budapest, pp. 231–232.

- Gruiz K. and Vodicska M. (1992) Assessing Heavy Metal Contamination in Soil Using a Bacterial Biotest – Soil Decontamination using Biological Processes, International Symposium, Karlsruhe, 1992, Preprints, Dechema, Frankfurt am Main, pp. 848–855.
- Gruiz K.; Vaszita E. and Siki Z. (2005) Risk based management of the Hungarian demonstration site, Toka Valley, Gyöngyösoroszi – In: Proceedings CD, Difpolmine Training Course and Conference, Budapest, 4–8 July, 2005.
- Gruiz K.; Vaszita E. and Siki Z. (2005). Environmental Risk Management of Mining Sites with Diffuse Pollution, In: Conference Proceedings, CD 9th International FZK/TNO Conference on Soil-Water Systems, 3–7 October, 2005, Bordeaux, Theme F, Eds.: O. Uhlmann, G.J. Annokkée, F. Arendt, pp. 2568–2574.
- Gruiz K.; Vaszita E. and Szabó J. (2006) Modelling of bioleaching in microcosms, In: Book of Abstracts, ISEB ESEB JSEB 2006, International Conference on Environmental Biotechnology, Leipzig, p.142.
- Heinrich D. and Hergt M.(1995) Atlas Ecology, Springer, Berlin
- Horváth B. and Gruiz K. (1996) Impact of Metalliferous Ore Mining in Gyöngyösoroszi, Hungary. A Case Study – Science for the Total Environment 184, pp. 215–227.
- Horváth B.; Gruiz K., Molnár M. (1997) Environmental Survey of an Old Metalliferous Ore Mining Site. Site Specific Risk Assessment of the Heavy Metal Contamination in Water and Sediment – In: Preprints of the International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7–11, 1997, pp. 1080–1086.
- OMSZ (2002) Országos Meteorológiai Szolgálat, Meteorológiai adatok, 2002
- Pottecher G. J., Boisson J., Cuny F. (2002) Modélisation des transferts de pollution diffuse par ruissellement. Application au site de Salsigne (Modelling diffuse pollution transfer. Application at the Salsigne site, First National Report, Balance and Perspectives, Paris, 12–13/12.
- Sipter E.; Auerbach R.; Gruiz K.; Máthé-Gáspár G.(2005). Bioaccumulation of toxic metals in vegetable species, Pot experiment, In: Conference Proceedings, CD 9th International FZK/TNO Conference on Soil-Water Systems, 3–7 October, 2005, Bordeaux Theme C, Eds.: O. Uhlmann, G.J. Annokkée, F. Arendt, pp. 1331–1336.
- Swartjes F. (1999) Risk-based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency, Risk Analysis, Vol.19.No.6, pp.1235-1249.
- Vangronsveld J, Van Assche F, Clijsters H (1995) Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation – Environmental Pollution 87, pp. 51–59.