



MOdern mérnöki eszköztár **Kockázat-** **alapú Környezetmenedzsment** **megAlapozásához**

Nemzeti Kutatási Fejlesztési Programok

NKFP 3-020-05

I. Munkaszakasz

Tanulmány

BME II.1.3. Bányászati hulladékkal szennyezett terület kockázatának menedzsmentje

Gruiz, K. és Vaszita, E.

2006. szeptember 15.

Bányászati eredetű 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 Email: gruiz@mail.bme.hu, <http://www.mokka.agt.bme.hu>

Összefoglalás

Olyan bányászati eredetű szennyezettség kezelésére dolgoztuk ki az itt ismertetett kockázatalapú környezetmenedzsment koncepciót és a kvalitatív és kvantitatív lépcsőket alkalmazó kockázatfelmérési módszert, mely nagy területeket és mind pont, mind diffúz szennyezőforrásokat tartalmaz. Modellterületünk a Mátrában, a Toka patak mentén található Gyöngyösoroszi felhagyott színesfémérc bánya mind pontforrások mind diffúz források által szennyezett vízgyűjtője. A kockázatfelmérés a terület integrált környezeti kockázati modelljén alapul, a diffúz szennyezőforrások, a topográfián alapuló terjedési útvonalak és a területhasználat-specifikus receptorok által meghatározott expozíciós útvonalak figyelembevételével. Lépcsőzetes, iteratív kockázatfelmérést és térinformatikai (GIS) módszereket alkalmaztunk. Mivel a diffúz szennyezőforrások kiterjedése nagy, nem távolíthatók el, mint a pontforrások, kockázatuk csökkentése leghatékonyabban a kibocsátás korlátozásával érhető el. A szennyezett területek kockázatfelmérésének első lépése a terület lehatárolása és térképezése. Ezt követően már elvégezhetjük a kvalitatív (pontosított) kockázatfelmérést. A pontforrás egyetlen, a diffúz szennyezőforrás végtelen sok térkép-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 transzportmodell segítségével végeztük el. A transzportmodell kalibrálása a helyi vízmérleg valamint a laboratóriumi mikrokozmosz kísérletek paramétereivel és/vagy terepi mérések eredményeivel történt. A modell kalibrálása után megállapítottuk a lefolyó víz mennyiségét és a szennyezőanyag-kibocsátást a diffúz forrásokból és ehhez a kibocsátáshoz tartozó felszíni vízminőséget. A működő modell és a vízgyűjtő terület fő vízgyűjtőjének jelenlegi vízminősége alapján kiszámítottuk az elfogadható vízminőség eléréséhez szükséges kibocsátás-csökkenést. A teljes vízgyűjtőre érvényes kibocsátás-csökkenést a pontforrások eltávolításával és a diffúz források kibocsátásának csökkentésével (kémiai + fitostabilizáció) érjük el. A kockázatcsökkentés tervezésénél figyelembe vettük a területre jellemző hatáson alapuló célértéket és a terület természetes kockázatcsökkentő kapacitását.

Bevezetés

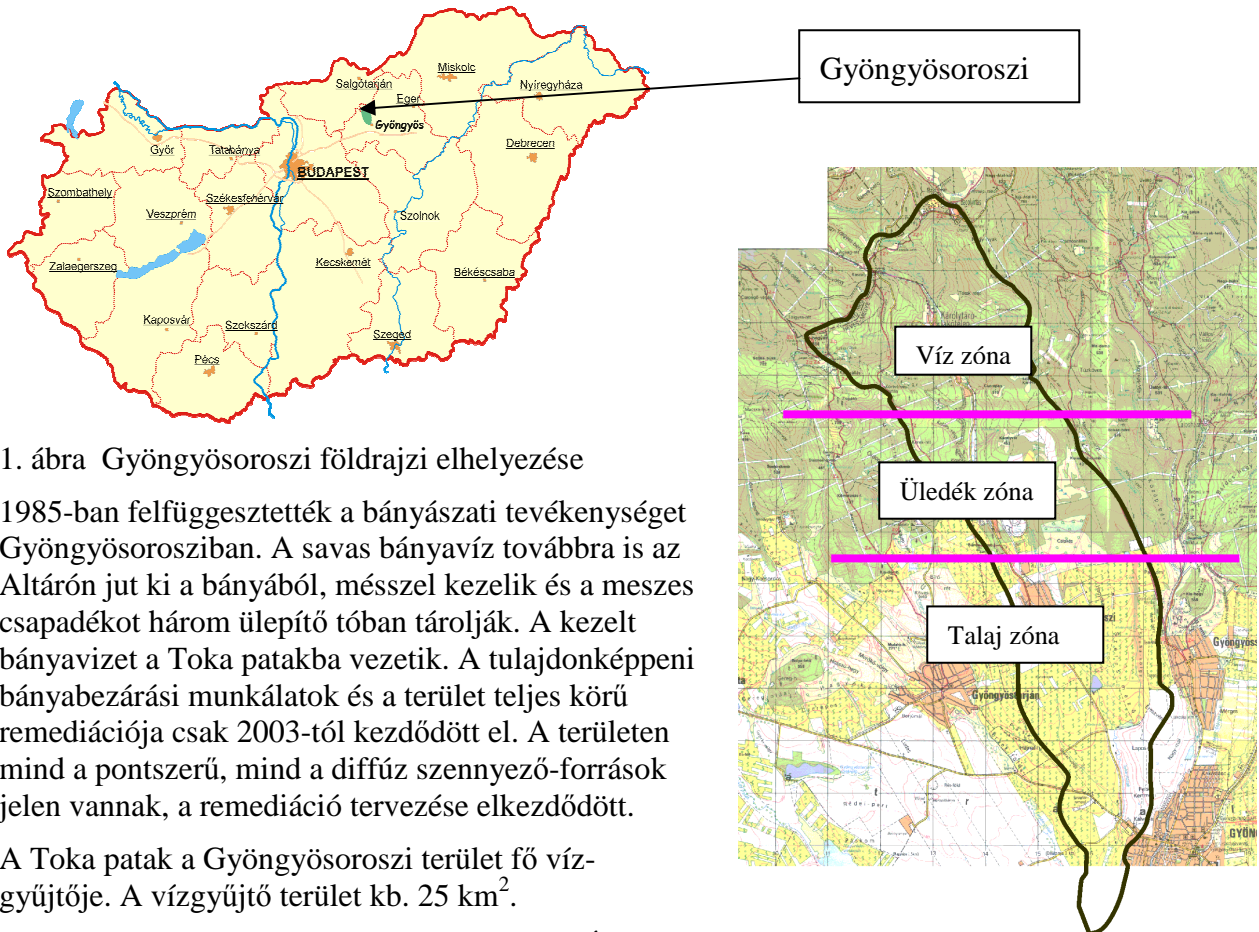
Az irodalomban a diffúz szennyezettség fogalmának definiálására nincs meghatározott kritériumrendszer. A diffúz szennyezőforrások olyan nem pontszerű szennyezőforrások, melyek nehezen körülhatárolhatóak, nem távolíthatók el, mint a pontforrások, a forrás végtelen sok pontból áll, a felület nagy a térfogathoz képest (nagy a fajlagos felület, így nagy a reaktív felszín). A diffúz szennyezettség térben nagy kiterjedésű, kibocsátást okozó területet jelent, bonyolult szennyezőanyag-transzporttal. A domináns kockázatot általában a víz szennyeződése jelenti, ezért nagy jelentőséget kap a felszín alatti és a felszínen lefolyó víz terjedési útvonala. A diffúz szennyezőforrások kockázatát az akut kockázaton kívül jelentős krónikus kockázattal jellemezhetjük. A diffúz szennyezettség mezőgazdaságból (növényvédőszer, műtrágyahasználat) városi használatból (gépjárművekből kifolyó olaj, benzin az utakról lefolyó víz által lemosódik, szennyvízelhelyezés), iparból (ipari eredetű kibocsátás), bányászatból származhat. A diffúz szennyezettség felmérése és csökkentése az európai és USA nemzeti kutatási programjaiban is szerepel, de ezek elsősorban a mezőgazdasági és városi eredetű diffúz szennyeződésre koncentrálnak.

A mi kutatás-fejlesztésünk alapelveit jelentő *kockázatalapú, vízgyűjtő szintű és GIS alapú* menedzsment mindössze néhány éves múltira tekint vissza. Az ipari, ezen belül a *bányászati eredetű* diffúz szennyezettség kezelésére még nem fejlesztettek ki általánosan alkalmazható koncepciót,

még a bányászati hulladékokkal terhelt területek kockázatfelmérésére sincs egységes metodika. Európában a PECOMINE projekt tűzte ki célul az egységes kockázatfelmérési módszer kifejlesztését.

A Gyöngyösorszi terület ismertetése

A Gyöngyösorszi felhagyott ólom- és cinkbánya, 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 ércfelhalmozás 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 zagytározóban ülepítették.



1. ábra Gyöngyösorszi földrajzi elhelyezése

1985-ban felfüggesztették a bányászati tevékenységet Gyöngyösorsziban. A savas bányavíz továbbra is az Altárón jut ki a bányából, mésszel kezelik és a meszes csapadékot három ülepítő tóban tárolják. A kezelt bányavizet a Toka patakba vezetik. A tulajdonképpeni bányabezárási munkálatok és a terület teljes körű remediációja csak 2003-tól kezdődött el. A területen mind a pontszerű, mind a diffúz szennyező-források jelen vannak, a remediáció tervezése elkezdődött.

A Toka patak a Gyöngyösorszi 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).

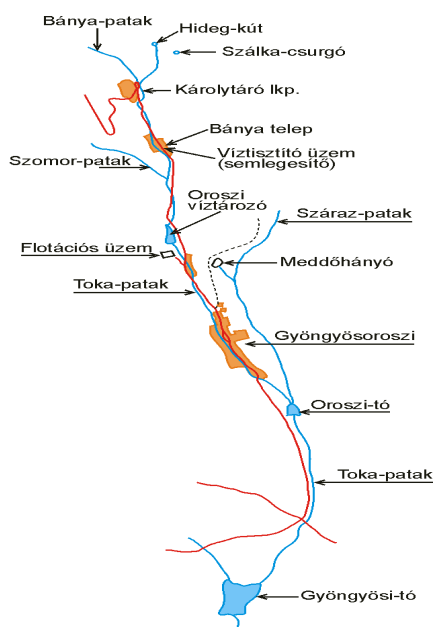
2. ábra A Toka vízgyűjtőterület felosztása

Az északi vízgyűjtőterület domborzata hegyvidéki jellegű. A vízgyűjtő északi határvonala mentén a hegyek elérik a 800–820 m tengerszint feletti magasságot (Balti tenger). A vízgyűjtő ÉK-i határát Bagolyirtás, 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, lejtése csökken. (EOY koordináták: X: 710848,3316; Y: 280065,3529). Az Altáró bejáratától délre a vízrendszer jellegét többnyire a bányavíz-tisztító üzemből kifolyó mésszel kezelt víz és a itt lerakódó üledék határozza meg (üledék zóna). Az ipari víztározó medre megfogja az üledék egy részét, de az üledék másik része a Toka patak mentén tovább szállítódik.

A „talaj zóna” Gyöngyösoroszi és Gyöngyös között, a rendszeresen elárasztott, mélyebben fekvő területeken található. Ez nem azt jelenti, hogy az előző két zóna talaja nem szennyezett, hanem azt, hogy a „talaj zónában” a talaj jelenti a domináns kockázatot. A kiskertek talaja másodlagos szennyezőforrástól, a patak üledékétől szennyeződik. Ezek a területek családi hobbikertként használva igen nagy kockázatot jelentenek használóikra nézve. A Toka patak végül a Gyöngyösi tóba torkollik, melynek üledékét a befolyás környékén szintén elszennyezte.



Az aránylag kis vízgyűjtőterületet nagy diverzitás jellemzi. Az északi szakasz jellegzetesen hegyvidéki jellegű, alacsony hőmérséklettel, sok csapadékkal, állandó és időszakos vízfolyásokkal. Az Altáró, a bányavíz semlegesítő üzem és a néhai flotációs üzem a Mátra hegyvidék és a Gyöngyösoroszi síkvidék közötti átmeneti területen található. A falutól délre eső síkvölgyi szakaszon a gyöngyösoroszi és gyöngyösi lakosok hobbikertjeit a Toka patak rendszeresen elárasztja.

A fent említett három zóna különbözik domborzati és meteorológiai szempontból, eltérnek jellegzetes környezeti elemei, szennyeződésük és területhasználatuk. Ezek a jellegzetességek meghatározzák a szennyezőanyag-transzportot és az abból eredő kockázatot (Gruiz et al., 2005a; 2005b).

3. ábra A Toka vízgyűjtő és a bányászat fő objektumai

A kockázatalapú környezetmenedzsment módszer kidolgozásához a Toka patak északi vízgyűjtőterületét, az un. „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 átlagnál nagyobb az évi csapadékmennyiség, a terület tektonizálása erős. 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 területen kimutatott szennyezőanyagok a következők: Cd, Zn, Cu, Pb, (As). Ezek a fémek a hulladék típusától függően a legkülönbözőbb kémiai formákban vannak jelen, melyek meghatározzák a fémek mobilitását. Ércekben atom- és molekularácsban, a mállott kőzetben és a talajban egyes fé-

mek esetén dominál az ionos forma, mely különböző erősséggel kötődik a talajásványokhoz. 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 bányameddő-hányók mind pontszerűen, mind diffúzan szennyezik a természetes környezetet. A meddőkőzet mállása és esővíz általi kilúgzása ebben az esetben biológiai kioldással egészül ki. A szulfid ércekben levő piritből vagy a pirit kémiai oxidációjával létrejött elemi kénből, mint redukált szubsztrátból a kénsavbaktériumok képesek energiát nyerni, miközben a kén kénssavvá 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. (ELTE, 1991; Bekő et al., 1992; Gruiz et al., 2005). A 2. táblázat a rendszeresen elárasztott hobby kertek talajának fémkoncentrációját tartalmazza.

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

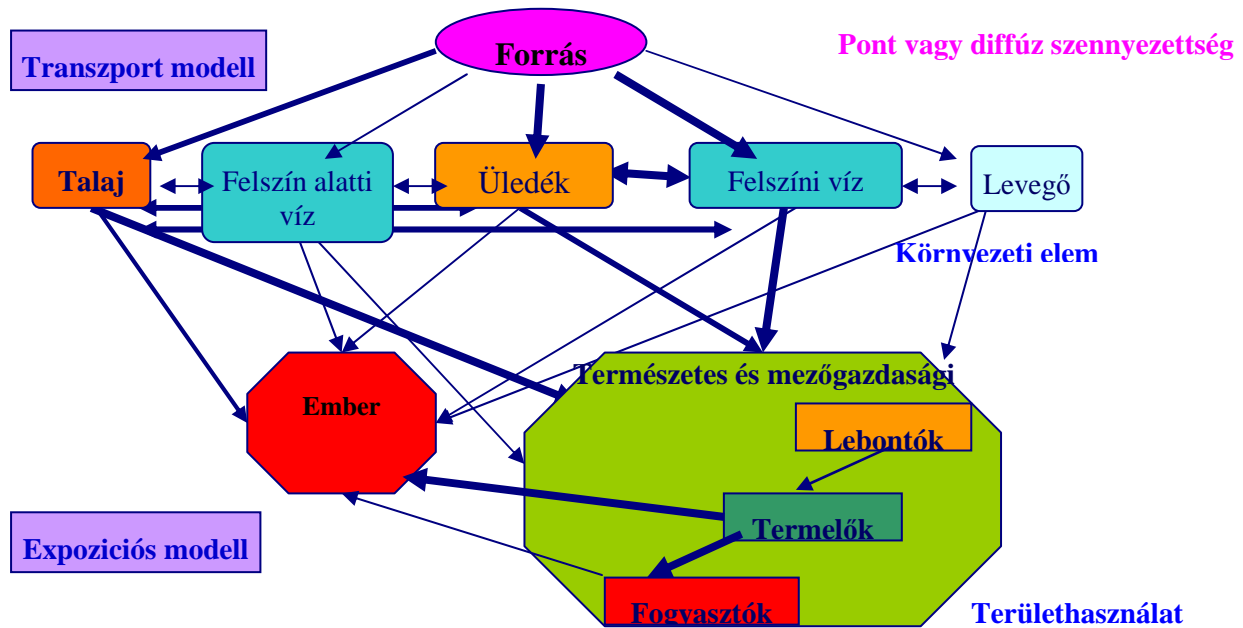
| Mintavételi Hely és év | Fém | Toka patak felső folyása 2004 | Toka patak: a víz zóna déli határa | | | | Súlyozott átlag további számításainkhoz |
|------------------------|--------|-------------------------------|------------------------------------|----------|----------|----------|---|
| | | | 1991 | 1992 | 2004 | 2005 | |
| As | µg/lit | 2.9 | 10 | – | 2–112 | 7–50 | 50 |
| Cd | µg/lit | 0.5 | 30–50 | 5–16 | 1–5 | 0.5–4 | 2 |
| Cu | µg/lit | 50.0 | 20–40 | – | 3–90 | – | – |
| Pb | µg/lit | 28.0 | 30 | 6–55 | 1–120 | 4–105 | 30 |
| Zn | µg/lit | 1 620 | 9000–14 000 | 500–6000 | 100–1600 | 300–1650 | 800 |
| pH | – | 4.4 | 2.0–5.0 | 2.6–5.0 | 5.0 | 5.0 | |

2. táblázat Az elárasztott hobbykertek 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 kert K | 5 m | 110 | 7.5 | 210 | 462 | 1685 |
| Hobby kert K | 15 m | 63 | 1.0 | 127 | 248 | 998 |
| Hobby kert K | 30 m | 31 | 0.6 | 200 | 120 | 520 |
| Hobby kert K | 50 m | – | 0.6 | 131 | 63 | 208 |

Bányászati eredetű diffúz szennyezetség kockázatmenedzsmentje

Munkánk célja egy olyan kockázatalapú környezetmenedzsment koncepció kidolgozása, mely segíti a pontszerű és diffúz szennyezőforrások kockázatának felmérését és kockázatalapú remediációját. Az általunk kidolgozott vízgyűjtő szintű környezeti kockázatmenedzsment módszer a szennyezőanyagok felszíni vízre vonatkozó kockázatára összpontosít. A munka komplex és multidisziplináris. Alapja az integrált környezeti kockázati modell, amit a 4. ábra mutat. Ez a modell egyesíti a transzport modellt és az expozíciós modellt és a terület alapos megismerése után vehető fel. A forrás lehet mind pontszerű, mind diffúz. A terjedés minden útvonala figyelembe vehető és a nyílak vastagsága az szennyanyag-árammal arányos (Gruiz et al., 2000; 2001).



4. ábra A Toka vízgyűjtő integrált kockázati modellje

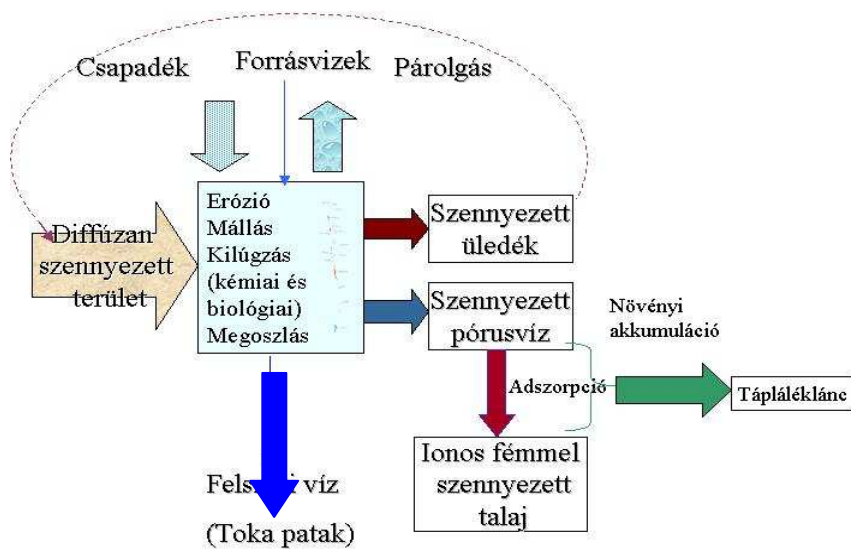
A kockázaton alapuló menedzsment koncepció részei és eredmények

A munka egyes lépéseit részletesen ismertetjük:

1. A terület doboz-modelljének felállítása (5. ábra)
2. Szennyezőforrások GIS adatbázisának létrehozása archívumi adatok és terepi felmérés alapján.
3. Lépcsőzetes, területspecifikus környezeti kockázatfelmérés a szennyezőforrások rangsorolásához és a pontszerű és diffúz /maradó szennyezőforrások megkülönböztetéséhez.
4. A kívánatos kockázatsökkentés kiszámítása a területspecifikus célérték és a természetes kockázatsökkentő kapacitás segítségével

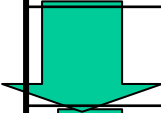




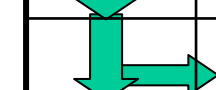
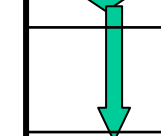
1. A terület doboz-modelljének felállítása

A doboz modell (5. ábra) a vízmérleg és a transzport modell alapját képezi. Ez a doboz-modell tetőzöleges területre vagy részterületre alkalmazható és az egész vízgyűjtő esetében is használható.



5. ábra A terület koncepciómodellje

A doboz modell bemutatja, hogy a terület víz- és szennyezőanyag-mérlegének felállításakor milyen áramokat és folyamatokat vettünk figyelembe. A vízmérleg az egész vízgyűjtőre készült (3. táblázat). A vízmennyiségek meteorológiai, hidrogeológiai és átlagos ökológiai adatokból, valamint saját mérésekből származnak. Ugyanezzel a vízmérleggel jellemeztük a részterületeket is.

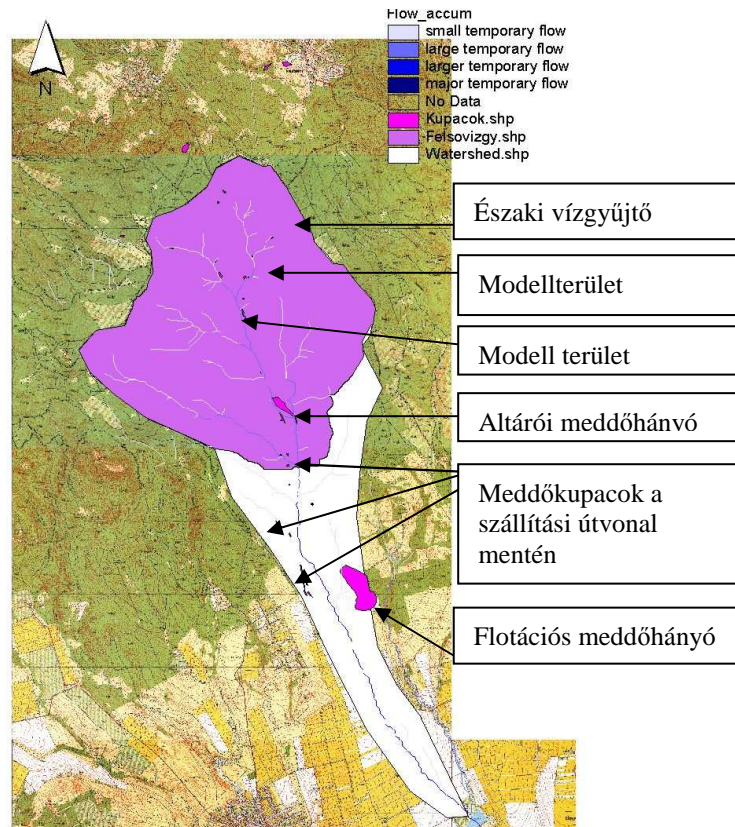
| Területre érkező víz | Bejövő víz típusa | Összes bejövő % | Bejövő víz mennyisége | Víz formája |
|---|-------------------------|-----------------|---|--------------------------|
|  | Csapadék | 100% | 20 712 m ³ /nap/10 km ² | Eső, hó |
|  | Beszivárgó víz | 42% | 8 972 m ³ /nap/10 km ² | Pórusvíz, talajnedvesség |
|  | 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 | |

3. Táblázat Toka patak északi vízgyűjtőjének vízmérlege

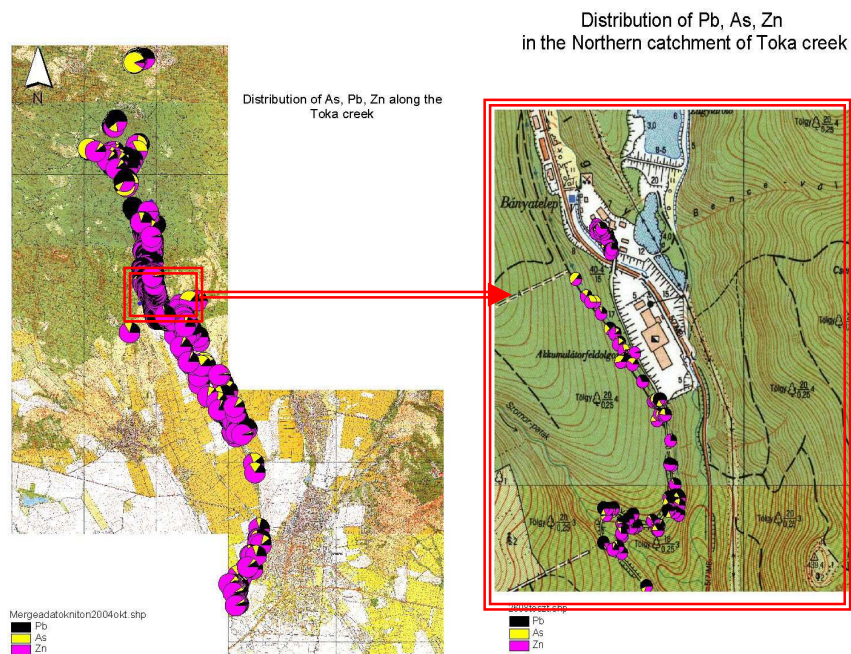
A GIS alapú lefolyási térkép segítségével ábrázoltuk az időszakos és állandó vízfolyásokat (6. ábra). A lefolyási modell (flow accumulation) segítségével, csak potenciális és relatív vízmennyiséget kapunk. Ezt kalibráljuk a vízmérleg adatai segítségével.

2. GIS adatbázis létrehozása

A Gyöngyösroszi bánya adatbázisából, előző évek BME felméréseiből és minden egyéb fellelhető és megbízható tanulmányból hoztuk létre saját adatbázisunkat (Kun B., 1986; Gruiz K., 1991; Heinrich D., 1995; OMSZ, 2002). 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 felszínen lezúduló vízmennyiséget naponta mért csapadékmennyiség és a Toka patak vízhozamának mérési adatai alapján határoztuk meg és összevetettük 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 (történelmi adatok és új felmérések) iteratív viszonyban áll a kockázati modell létrehozásával, hiszen a leltár, a leltáron belüli kockázati rangsor a kidolgozandó kockázatfelmérési módszerrel határozható meg, ugyanakkor annak eredménye meghatározza a leltárat és a leltáron belüli rangsort. Ez azt jelenti, hogy a bányászati hulladékokról szerzett információt a kockázatfelmérés szempontrendszer szerint kellett megszerezni, majd a kockázatfelmérés lépcsőfokai által igényelt információkat beépíteni a beszerzendő információk egységes rendszerébe.



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



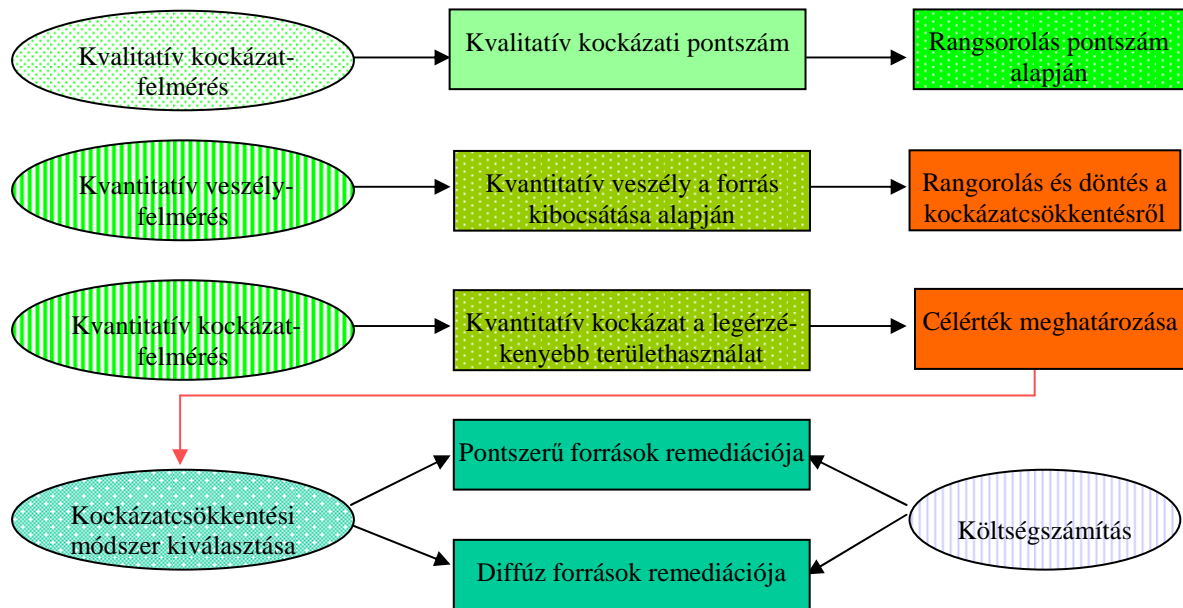
7. ábra As, Pb, Zn eloszlása a talajban a Toka patak mentén

3. Lépcsőzetes, iteratív területspecifikus környezeti kockázatfelmérés

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

A kockázatfelmérés fejlesztésének másik iránya a lépcsőzetesség. Ennek kidolgozásakor figyelembe vettük a bányászati hulladékokra vonatkozó európai direktíva igényeit és eddigi eredményeit.

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



8. ábra Kockázatelemzési és kockázatcsökkentési metodológia sémája

3.1. *Előzetes felmérésre alkalmas kvalitatív kockázatelemzési* módszert dolgoztunk ki az alterületek, illetve szennyezőforrások kockázat szerinti rangsorolásához. A kvalitatív kockázatelemzési módszer is az integrált modellre épül, azaz 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 hidrogeológiai viszonyainak és érzékenységének, valamint a területhasználatokból adódó receptorok figyelembevételével. Ilyen értelemben részletes kockázatelemzésről van szó, de nem használtunk mennyiségi adatokat, „csak” pontszámokat. Mindazonáltal a pontszámokat gyakran mennyiségi adatok alapján adtuk, ilyenformán a kapott sorrendek megbízhatóak lettek. A pontszámos kockázatelemzés, egy terület- és problémaszemplicitésű összeállított adatlap alapján történt. A kvalitatív kockázatelemzés 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 kockázat már 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 kockázati kategória az 50 pont alatti, ezek szennyezőanyag-kibocsátás szempontjából jelentéktelenek. További kezelésük a kvantitatív kockázat függvényében remediáció, rekultiváció vagy revegetáció. A kvalitatív kockázatelemzés relatív eredményt ad, tehát a valós kockázat mértéke ebből nem becsülhető meg, csak az egyes szennyező-források relatív sorrendje. Ezért a kvalitatív kockázatelemzés eredményeit pontosítjuk a GIS alapú kvantitatív kockázatelemzés eredményével. A sorrendben akkor tapasztaltunk eltérést, ha az egyes diffúz források topográfiajukból adódóan extrém nagy mennyiségű lefolyó víz begyűjtésére voltak képesek.

4. Táblázat Pontszerű és diffúz szennyezőforrások rangsorolása pontszám szerint

| Szennyezőforrások | Kockázati pontszám | Mennyiség tonna | Lefolyó + átfolyó víz m ³ | Javaslat kockázat-csökkentő intézkedésre |
|---|--------------------|------------------|--------------------------------------|--|
| Flotációs meddőhányó | 99 | 4 000 000 | 184 000 | Teljes izolálás |
| 14 meddőhányó a szállítási útvonalon | 92 | 30 000 | 16 500 | eltávolítás |
| Altároló meddőhányó | 84,5 | 1 100 000 | 11 880 | in situ remediáció |
| Károly tároló meddőhányó | 81,5 | 16 000 | 3 324 | eltávolítás |
| Új Károly-tároló I meddőhányó | 79,5 | 8 000 | 1 160 | eltávolítás |
| Új Károly-tároló II, bányameddő | 79,5 | 800 | | eltávolítás |
| Péter-Pál akna, bányameddő | 75,5 | 16 100 | 2 640 | eltávolítás |
| Katalin tároló, 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 |

3.2. A veszély felmérése a forrás kibocsátásának kvantitatív felmérését jelentette. Eredménye a pont és/vagy diffúz forrásból kibocsátott fémmennyiség, amely a területről távozó vízmennyiség és az egységnyi vízzel kioldható fémmennyiség szorzata. A területről távozó vízmennyiség a területre érkező és onnan távozó csapadék és a területre máshonnan érkező átfolyó vízmennyiség összege. Az előzetes rangsorolást finomítottuk a szennyezőforrásokon lefolyó és átfolyó vízmennyiség által kimosott és szállított fémkibocsátás értékkel.

A szennyezőforrásokból származó kibocsátás meghatározásához a komplex kémiai és biológiai kioldási folyamatból származó savas csurgalék fémtartalmából indultunk ki. Hosszú-távú (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 | Kevésbé szennyezett meddő) Összfém*mg/kg | Minimális kibocsátás µg/lit | Közepesen szennyezett meddő) Összfém*mg/kg | Közepes kibocsátás µg/lit | Maximálisan szennyezett meddő) Összfém*mg/kg | Maximális kibocsátás µg/lit |
|-----|--|-----------------------------|--|---------------------------|--|-----------------------------|
| As | 44 | 150 | 100 | 340 | 216 | 700 |
| Cd | 1 | 100 | 3 | 300 | 12 | 1 200 |
| Cu | 25 | 400 | 50 | 800 | 107 | 4 710 |
| Pb | 295 | 100 | 600 | 203 | 13 100 | 3 600 |
| Zn | 370 | 25 000 | 800 | 54 135 | 2 155 | 163 000 |

*Királyvizes kivonat, ICP MS)

Kiszámítottuk a szennyezőforrások kibocsátását, és ennek alapján finomítottuk a rangsorolást. A számításokhoz a GIS Transzport Modellt használtuk, melyet az ArcGIS 9 ArcView szoftverrel készítettünk el. A fémmennyiség a csapadékból és a felszín alatti lefolyásból származó vízmennyiség összegének, valamint a mikrokozmosz teszt csurgalék átlagkoncentrációjának szorzata. (Gruiz et al., 2005; 2006). A kibocsátást minimum és maximum közötti intervallumban adtuk meg, a legkisebb

és legnagyobb 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 pontforrás összege | 15 diffúz remediálásra | 14 diffúz revegetációra | Maradó diffúz eltávo- lított pontszerűből |
|--|----|--------------------------|---------------------------|----------------------------|--|
| Felszín (m ²) | | 192 000 | 5 000 | 19 000 | 68 000 |
| Vízgyűjtő (m ²) | | 664 000 | 160 000 | 180 000 | 622 000 |
| Lefolyó víz csapadékból (m ³ /év) | | 63 000 | 1 600 | 6 300 | 22 000 |
| Átfolyó víz felszín alatti lefolyás- ból (m ³ /év) | | 216 000 | 52 000 | 58 680 | 203 000 |
| Fémkibocsátás direkt 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 lefo- lyásból átfolyó vízzel (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 specifikus hatáson alapuló célkoncentráció adja. Ezt a célkoncentrációt a Toka patak, mint érzékeny ökológiai élőhely figyelembe vételével határoztuk meg.

3.3. *A szükséges kockázatsökkentés kiszámítása* a területspecifikus célérték és a természetes kockázatsökkentési kapacitás segítségével történt a jelenlegi kibocsátásból kiindulva.

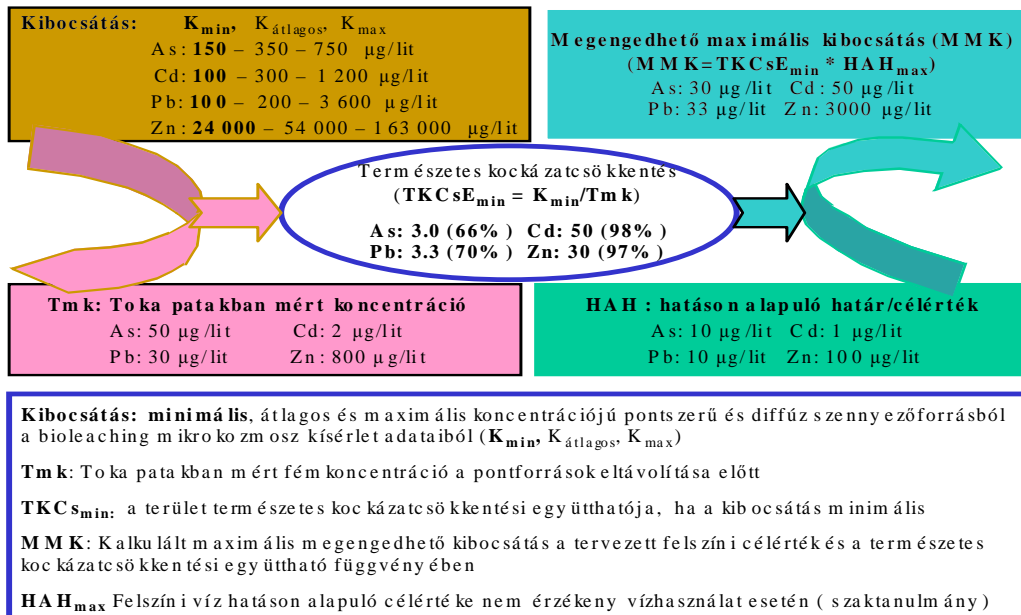
A szennyezőforrás és a Toka patak, mint egyedüli befogadó és a doboz-modell kifolyása közötti transzportútvonalon a patakba jutó szennyezőáram lecsökken a terület természetes kockázatsökkentő hatásának köszönhetően. (TKCs). A talaj szűrő funkciója a szennyezőanyagok fizikai, kémiai és biológiai úton történő megkötését, átalakítását, valamint visszatartását egyaránt jelenti, ezért a Toka patakba folyó toxikus fémekkel szennyezett vízáram fémkoncentrációja lecsökken. A szennyezőforrások és Toka patak közötti útvonalra bevezettük a természetes kockázatsökkentési kapacitás tényezőt (TKCs), mely egy olyan átlagos érték, amely a modell jelenlegi állapotában nem veszi figyelembe a forrás és a patak távolságát és a konkrét útvonal hidrogeológiai jellemzőit, hanem az egész területre egységes értéként kerül alkalmazásra. A TKCs-t a kockázatsökkentés és kockázatsökkentés tervezésénél egyaránt figyelembe vettünk. A konzervatív megközelítés jegyében a TKCs-t a legkisebb fémkibocsátás alapján számítottuk ki (9. ábra).

7. Táblázat **Természetes kockázatsökkentés (TKCs) minimum-koncentrációjú csurgalék esetén**

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

Tanulmányok alapján meghatároztuk a Toka patak hatáson/kockázaton alapuló célértékét (HAH) (BKH, 1995; Swartjes, 1999), és kiszámítottuk a természetes kockázatcsökkentés hatását (TKCs) (7. táblázat). A HAH és a legalacsonyabb szennyezőanyag-kibocsátáshoz tartozó TKCs 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 kockázatcsökkentés tervezésénél. A tervezett megengedhető kibocsátás (MMK) a felszíni víz helyszínspecifikus célérékének (HAH) és a terület természetes kockázatcsökkentő (TKCs) hatásának függvénye. A TKCs és a megengedhető kibocsátás számítási sémája a 9. ábrán látható.



9. ábra A terület természetes kockázatcsökkentési kapacitása (TKCs) és a megengedhető maximális fémkibocsátás (MMF) számítási sémája

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

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

| A Toka HAH célértéke | | | | A Toka terület természetes kockázatcsökkentő hatása (TKCs) _{min} | | | | Maximális megengedhető kibocsátás (MMK), ha csak a TKCs csökkenti a kockázatot | | | |
|--|-------------------|-------------------|-------------------|---|----|-----|----|--|-------------------|-------------------|-------------------|
| Érzékeny/kevésbé érzékeny vízhasználat | | | | | | | | | | | |
| As | Cd | Pb | Zn | As | Cd | Pb | Zn | As | Cd | Pb | Zn |
| $\mu\text{g/lit}$ | $\mu\text{g/lit}$ | $\mu\text{g/lit}$ | $\mu\text{g/lit}$ | | | | | $\mu\text{g/lit}$ | $\mu\text{g/lit}$ | $\mu\text{g/lit}$ | $\mu\text{g/lit}$ |
| 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 kockázatcsökkentés 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% erőművi pernyével (PA) kezeltük. A kémiai stabilizálás hatékonyságát a kezelt talaj (mobilis) vizes és savas kivonatának fémtartalmával jellemeztük (Feigl, 2005). A 9. táblázat a kémiai stabilizálószer hatására a vizes kivonatban lecsökkent koncentrációkat mutatja be.

9. Táblázat **Pernyével kezelt talajok toxikus fém-koncentrációja vizes kivonatban 3 hét elteltével**

| 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 **Pernyével 4 hónapig kezelt talajok toxikus fém-koncentrációja vizes kivonatban**

| 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 vízoldható Zn és Cd tartalmát. A kémiai stabilizáció hatását egy közepes szennyezőanyag kibocsátású területre számítottuk ki a mikrokozmosz kísérletből kapott kémiai stabilizáció hatásfokával (10. ábra).

A kémiai stabilizáció hatása



10. ábra 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 (HAH) alá (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 Mátra hegység, Toka patak vízgyűjtőjében található Gyöngyösoroszi felhagyott színesfém-ércbánya pontszerű és diffúz forrásokkal szennyezett területét használva modellterületnek, kidolgoztunk egy kockázat alapú környezetmenedzsment koncepciót és többlépcsős környezet-kockázat felmérési módszert. A koncepció GIS alapú integrált környezeti kockázati modellen alapszik: forrás, terjedési útvonalak, expozíciós útvonalak, receptorok figyelembe vételével. Az elvet pontszerű szennyezőanyag-forrás (bányameddő-hányó) szintjéről, vízgyűjtő szintre alkalmaztuk térinformatikai modellezés (GIS) segítségével, majd kiterjesztettük diffúz forrásokra, de használható regionális szintre is. Helyszín-specifikus kockázati modellt (koncepció model) készítettünk, 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/lezúduló víz terjedési útvonala. A GIS alapú lefolyási/terjedési modell segítségével számítottuk ki az előre jelezhető kibocsátást és ebből az előre jelezhető környezeti kockázatot, majd ezt hasonlítottuk a használatától függő hatáson alapuló környezetminőségi kritériumokhoz. Ez az ún. PEC/PNEC modell, amit a kockázattel-mérés során alkalmaztunk.

A modell kvantitatív tétele több fokozaton keresztül valósult meg. A kvalitatív kockázattel-mérés szinten a kibocsátásért és terjedésért felelős jellemzők alapján kreáltunk rangsorolásra alkalmas pontrendszer. 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 határozzuk meg PEC értékeket a térkép minden pontjára, mert a legfontosabb útvonalak, esetünkben a felszíni víz szennyezettségét folyamatosan mérhetjük. Ezt az adatot mi a kvantitatív terjedési modellünk kalibrálására használtuk fel, az egyes forrásterüle-

tek 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 kockázatelemzési módszerünk tehát lépcsőzetes, adathiány esetén is használható, iteratív, PEC/PNEC alapú. Harmonikusan illeszkedik a kvalitatív és félkvantitatív előszűrő, rangsoroló kockázatelemzési módszerekhez.

A koncepció segítségével nemcsak a relatív és abszolút kockázati érték számítható ki, de a javasolt kockázatsökkentési 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 kockázatsökkentés célja a területéről 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 nehézfémzennyezettségének 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 (1991) Nehézfémzennyeződés felmérése Gyöngyösoroszi környékén, Tanulmány
- 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.; Horváth B.; Molnár, M. and Sipter, E. (2000): When the chemical bomb explodes – Chronic risk of toxic metals at a former mining site – In: ConSoil 2000, Thomas Telford, Leipzig, pp. 662–670.
- Gruiz K.; Horváth B. és Molnár M. (2001): Környezettoxikológia – Vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára, Műegyetemi Kiadó, Budapest
- 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. Annokké, 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.
- Kun B. (1985): A Gyöngyösoroszi ércbányászat és ércelőkészítés története
- OMSZ (2002) Országos Meteorológiai Szolgálat, Meteorológiai adatok, 2002
- 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. Annokké, 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.