

A „Pontszerű szennyező források tájra gyakorolt hatásának vizsgálata” című pályázat kutatási eredményeinek összefoglalója

Pályázatunkban a pontszerű légszennyező források, illetve pontszerű talajszennyező források hatását tanulmányoztuk. Bár eddig összesen négy publikációt készítettünk az elért eredményekről, sajnos ezek a mai napig nem jelentek meg, így az útmutató iránymutatása szerint részletesebb összefoglalót készítettünk.

A kutatásoknak tehát két fő iránya volt, az egyik a légszennyező források hatásának vizsgálata, a másik pedig, a közvetlenül a talajba jutó szennyezések hatásának tanulmányozása volt. A munkát a vizsgálati céloknak megfelelő mintaterületek kijelölésével kezdtük. Nem volt könnyű dolgunk, mivel olyan szennyező forrásokat kellett találnunk, amelyek tájra gyakorolt hatását nem befolyásolták egyéb szennyező források. Különösen a légszennyező forrás esetében volt nehéz megtalálni a megfelelő helyszínt, mivel a valóban pontszerű források minden esetben olyan helyen voltak, ahol azok szennyező hatását nagyon nehezen, vagy egyáltalán nem lehetett volna elkülöníteni a közelükben található egyéb szennyező források hatásától. A választás végül a Pálháza közelében található perlitbányára esett, bár tudtuk, hogy ez nem tekinthető pontszerű forrásnak, viszont abban a környezetben ez az egyedüli jelentős légszennyező, így annak hatása viszonylag jól tanulmányozható. A közvetlenül a talajba jutó szennyezések hatásainak vizsgálatát végül szintén nem kimondottan pontszerű szennyező források esetében tanulmányoztuk, hanem két aljzatszigetelés nélküli települési folyékonyhulladék-leürítő telephelyre esett a választásunk. A szennyezések terjedése az ilyen jellegű szennyező források esetében sok hasonlóságot mutat a pontszerű szennyezésekkel, ezért úgy ítéltük meg, hogy a két leürítőhely tanulmányozása megfelelő alapot biztosíthat a pályázatban megfogalmazott vizsgálati célok teljesítéséhez.

Az alábbiakban részletesen bemutatjuk a kutatómunka során elért főbb eredményeinket.

1. Légszennyező forrás tájra gyakorolt hatásának vizsgálata

A légszennyező forrás vizsgálatát tehát a Zempléni-hegység északi részén fekvő Pálháza mellett elhelyezkedő perlitbánya esetében végeztük el. A bányában évtizedek óta folyik a külszíni fejtés, ráadásul a bánya területén belül található egy őrlőüzem is, így a bányászat és az őrlés során keletkező por jelentős terhelést okozhat a bánya környezetében lévő területeken. A kutatás aktualitását az adja, hogy napjainkban a térség egyre dinamikusabban fejlődő turisztikai célponttá kezd válni, egy komolyabb környezetszennyezéssel járó tevékenység azonban negatívan befolyásolhatja a turisztikai vonzerót. Így a bánya szennyező hatásának tanulmányozása nem csak az általános érvényű következtetések levonása miatt volt fontos, hanem azért is, hogy eldönthessük, tényleges veszélyt jelentenek-e a bányászati, illetve a hozzá kapcsolódó tevékenységek a térség turisztikai fejlesztésében vagy sem.

1.1. Vizsgálati módszerek

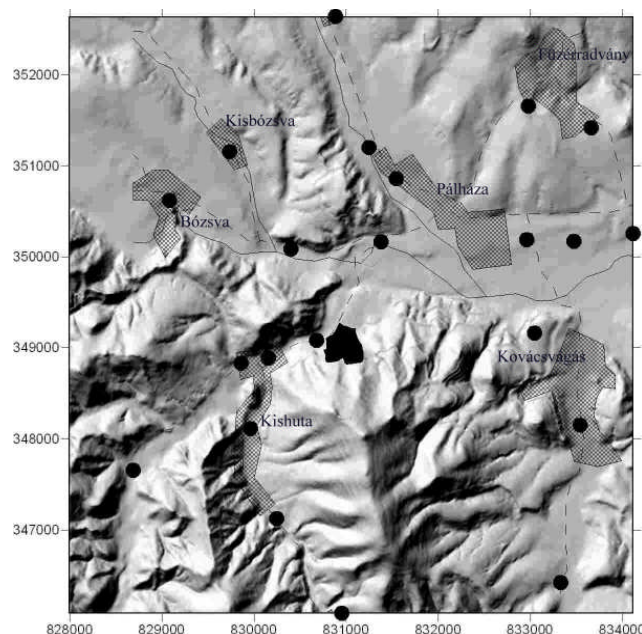
A kutatómunka során a 10 µm-nél nagyobb átmérőjű porszemcsékből álló porfrakció, az úgynevezett ülepedő por által okozott terhelést vizsgáltuk meg. Összesen 22 porcsapdát telepítettünk a bánya három kilométeres körzetében, melyek elhelyezésekor törekedtünk a

vizsgált terület egyenletes lefedésére (1. ábra). A porcsapdákat az MSZ 21454-1:1983 szabvány alapján készítettük el. Miután a porcsapdák jelentős része közterületen került elhelyezésre, előzetesen beszereztük az illetékes önkormányzatok engedélyét. Szerencsére valamennyi polgármester pozitívan állt a kérdéshez, és hozzájárult a csapdák telepítéséhez, több alkalommal személyesen is segítettek a megfelelő helyszín kiválasztásában. A porminták begyűjtését 2004 júliusában kezdtük és két éven keresztül folyamatosan végeztük. A laboratóriumi vizsgálatok során külön-külön meghatároztuk az oldhatatlan, valamint az oldható porfrakció mennyiségét, melyek együttesen adják a teljes leülepedett mennyiséget.

A porterhelés térbeli eloszlásának értékelését a meteorológiai jellemzők figyelembevételével végeztük. A meteorológiai adatokat a pályázati forrásból vásárolt automata meteorológiai állomás szolgáltatta, melyet a bányától 1 km-re északi irányban, a vizsgálati területen belül állítottunk fel. Az ülepedő por térbeli eloszlását leginkább befolyásoló meteorológiai paraméterek (szélsebesség, szélirány, csapadékmennyiség) mellett, az állomás 10 perces időközönként rögzítette a hőmérsékletre, a páratartalomra és a besugárzás mértékére vonatkozó adatokat is. A szélre vonatkozó adatokat 4 méteres magasságban mértük. A mérőállomás két éven át folyamatosan működött, azonban sajnálatos módon történt néhány olyan eset, amely hátráltatta a munkát. A napelemmel működő automata állomás egy hónapon át képes a folyamatos adatgyűjtésre, azonban egy hónap múlva az adatokat le kell tölteni, mert különben a legrégebbi adatok felülíródnak. Emiatt előfordult pár napos adatvesztés, ráadásul a szélsebességek mérését végző szenzor is meghibásodott, s csak 2005 februárjára sikerült megjavítani, a rendelkezésünkre álló adatok alapján, mégis viszonylag pontos képet nyerhettünk a bánya közvetlen környezetében uralkodó meteorológiai viszonyokról.

További problémát jelentett az, hogy a téli időszakban, az alkalmazott fagyálló folyadék ellenére a nagy hidegben a minták megfagytak, s néhány porcsapda szétrepedt. A kutatás kezdetén komolyan aggódtunk a porcsapdák miatt, féltünk, hogy ellopják, vagy kárt tesznek benne, de kellemesen csalódtunk, ugyanis mindössze három csapdát loptak el a két év alatt, ezeken kívül egyéb, szándékos károkozás nem történt.

A területhasználatot a CORIN LAND COVER adatbázisa alapján vizsgáltuk.



1. ábra. A mintaterület árnyékrelief térképe (a pontok a porcsapdák elhelyezkedését jelzik a perlitbánya környezetében)

1. 2. A terület természeti adottságai

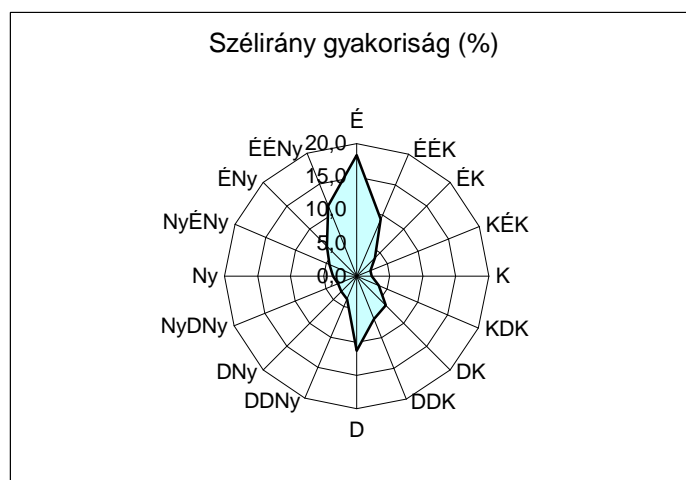
Ahhoz, hogy a bányából származó por terjedését megfelelően tudjuk tanulmányozni, fel kellett tárunk a mintaterület természeti adottságait. Mivel nem ez jelentette a kutatás fő irányát, ebben az összefoglalóban csak röviden mutatjuk be a porszennyezés szempontjából legfontosabb paramétereket.

A bányából származó üledő por terjedése térbeli eloszlása szempontjából elsősorban a meteorológiai viszonyoknak, a domborzatnak, valamint a területhasznosítási szerkezetnek van kiemelkedő jelentőségük. Bár ezek mellett egyéb tényezők is hatással vannak a porterhelés alakulására, most csak az említett három tényezővel foglalkozunk.

A domborzat vizsgálatokor elsősorban arra kerestük a választ, hogy a bánya közvetlen, illetve a tágabb környezetében a domborzati adottságok hogyan befolyásolhatják a bányából származó por útját. Pontosán meghatároztuk azokat az irányokat, amerre a domborzati adottságok alapján a legnagyobb valószínűséggel terjedhet a por.

A meteorológiai viszonyok alakulását kicsit részletesebben tárgyaljuk, mivel azt az adatbázist, aminek alapján az elemzést készítettük, a pályázati forrásból megvásárolt meteorológiai állomás szolgáltatta. Emellett a porszennyezés alakulása szempontjából is kiemelkedő jelentősége van a meteorológiai viszonyoknak.

A bányából származó por terjedésének irányát elsősorban a szélirány befolyásolja, bár a domborzatnak jelentős módosító szerepe lehet. Elsőként a szélirány gyakoriságának alakulását vizsgáljuk meg. A mérőállomás 4 méteres magasságban, 22,5 fokként rögzítette a szélirányokat. A teljes vizsgálati időszakot tekintve megállapítható, hogy a leggyakoribbak az É-i szelek voltak (2. ábra). Az északról fújó szelek mellett még a D-i szél gyakorisága mondható viszonylag magasnak. A K-i és a Ny-i szelek gyakorisága a 4%-ot sem éri el. A szélirány gyakoriságok havi átlagainak vizsgálatokor hasonló eredményeket kaptunk, nem volt tapasztalható lényeges eltérés egyetlen hónapban sem. A gyakorisági maximumokat tekintve megállapítható, hogy az északias szelek az őszi hónapokban, különösen szeptemberben és októberben érik el a legmagasabb értékeket, míg a délies szelek egyértelműen a nyári hónapokban érik el a gyakorisági maximumot.



2. ábra. A szélirány gyakoriságok alakulása a két éves vizsgálati időszak mérési eredményeinek átlaga alapján

A szélirány mellett a szélesebességnek is nagyon fontos szerepe van a porszenyezés alakulásában. Minél erősebb szelek fújnak, annál hosszabb utat képesek a porszemcsék a levegőben megtenni, illetve annál nagyobb porszemcséket képes a levegő magával ragadni. A szélesebességmérő műszer meghibásodása miatt csak a 2005-ös évre vonatkozóan tudunk értékelhető adatokhoz jutni. Megállapítottuk, hogy az átlagos szélesebesség február és július között lényegesen magasabb volt, mint augusztus és december között. A havi szélesebességi átlagoknál azonban lényegesen többet mond az, ha megvizsgáljuk, hogy ezek az átlagértékek milyen konkrét szélesebességek eredményeképpen jöttek ki (1. táblázat).

1. táblázat. A 4 m magasságban mért szélesebességek százalékos gyakorisága 2005-ben

Szélesebesség (m/s)	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
0	7,7	11,9	16,9	19,0	11,0	16,0	25,6	19,2	25,5	26,9	33,9
0,1-0,5	32,0	31,5	32,2	30,8	32,1	33,7	40,9	42,8	44,3	46,7	39,7
0,6-1	22,9	25,7	25,0	23,4	25,4	25,4	20,3	25,3	19,8	19,9	15,8
1,1-1,5	17,2	15,3	13,7	12,3	16,0	13,1	8,6	8,4	5,3	5,1	5,6
1,6-2	9,9	8,1	6,4	7,0	8,2	6,1	2,8	3,0	2,6	1,2	3,0
2,1-2,5	6,2	3,9	3,7	3,7	4,2	3,0	1,0	1,0	1,7	0,2	1,5
2,6-3	2,9	2,1	1,4	2,2	2,0	1,5	0,5	0,2	0,5	0,0	0,5
3,1-3,5	0,7	0,7	0,4	0,8	0,6	0,5	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0
3,6-4	0,4	0,3	0,1	0,4	0,2	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
4,1-4,5	0,1	0,4	0,0	0,4	0,2	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4,6-5	0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mérések száma	1121	4212	4288	3461	3888	3408	3872	4151	4465	4321	4465

Látható, hogy 2005-ben, az egyenként 10 perces mérési időszakok átlagai alapján 0 és 5 m/s között változtak a szélesebességek. A teljesen szélcsendes időszakok aránya augusztus és december között volt a legmagasabb, decemberben a hónap egyharmadában egyáltalán nem fújt a szél, a tavaszi, nyári időszakban a szélcsendes időszakok aránya rendre 20% alatt maradt, februárban pedig a 10%-ot sem érte el. Az erősebb szelek gyakorisága a február és július közötti időszakban volt nagyobb, az 1 m/s-nál erősebb szelek aránya ebben az időszakban rendre 25% fölött volt, s a 2 m/s fölötti szélesebességek gyakorisági aránya is minden hónapban 5% fölött volt. Az is lényeges kérdés, hogy az erősebb szelek esetében, hogyan alakul a szélirány, hiszen a levegő porterhelése az erősebb szelek hatására jelentősen megnőhet, s a porrészecskék ilyenkor nagyobb távolságra juthatnak el a szennyező forrástól. Megvizsgáltuk a 2 m/s-nál erősebb szelek irányának gyakoriságát a 2005-ös adatok alapján, s azt tapasztaltuk, hogy a legtöbb hónapban – az erős szelek esetében is – az északról fújó szelek dominálnak, de egyes hónapokban, például júliusban, augusztusban és decemberben a déli szelek voltak a leggyakoribbak.

A szélviszonyok mellett a csapadék is fontos szerepet játszik a porterhelés alakulásában. A csapadék hatására nedvessé váló felszínről gyakorlatilag nem kerül por a levegőbe, ezért minél hosszabb ideig marad nedves a felszín, annál kisebb lesz a levegő porterhelése. A felszín nedvessége elsősorban a csapadék mennyiségétől és időbeli eloszlásától, valamint a beszivárgási és a párolgási viszonyok alakulásától függ.

A csapadék alakulásának vizsgálatokor figyelembe vettük a vizsgálati területhez legközelebb eső csapadékmérő állomások adatait is, miután a saját mérőállomásunk esetében előfordultak néhány napos adathiányok, melyek jelentősen módosíthatták az eredményt.

Megállapítottuk, hogy 2005-ben, januárban, márciusban, valamint októberben és novemberben igen kevés csapadék hullott, miközben a porképződés szempontjából legveszélyesebb nyári hónapok meglehetősen csapadékosak voltak.

A csapadék hónapokon belüli eloszlását tekintve kiderült, hogy júniusban minden héten előfordult jelentősebb mennyiségű csapadék, egyedül július 18. és augusztus 4. között volt egy viszonylag hosszabb száraz periódus, azonban ezt követően 3-4 napos szünetekkel egész augusztusban esett az eső. Szeptemberben mindössze két olyan nap volt, amikor jelentősebb mennyiségű csapadék hullott, októberben és novemberben pedig egyetlen olyan nap sem volt, amikor 5 mm-nél több csapadék hullott volna a területre. A porképződés szempontjából tehát a nyári időszak kedvezően alakult, hiszen hosszú időn keresztül nedves volt a felszín. Ősszel már hosszabbak voltak a száraz periódusok, de az alacsonyabb hőmérséklet miatt jóval kisebb volt a párolgás mértéke, hiszen a júliusi 170 watt/m^2 -es sugárzási értékekhez képest októberben már csak 81 watt/m^2 , novemberben pedig mindössze 39 watt/m^2 volt a besugárzás átlagértéke.

A területhasználat alakulását a CORIN LAND COVER adatbázisa alapján vizsgáltuk meg. Megállapítottuk, hogy a perlitbánya környezetében elsősorban erdőket találunk (47,2% lombos erdő, illetve 6,1% tűlevelű erdő), de viszonylag magas a szántók aránya is (21,9%), különösen a bányától északra eső területeken. Az erdők és a szántók mellett említést érdemelnek még a cserjések (8,4%) és a legelőterületek (7,5%). A többi területhasználati kategóriába tartozó területek aránya nem számottevő, ugyanakkor a településeket nem hagyhatjuk figyelmen kívül, hiszen a közlekedés és a lakossági fűtés miatt hozzájárulnak a levegő porterheléséhez. A vizsgálati területen belül nyolc település található, melyek a terület 3,9%-át foglalják el. A bányából származó por terjedése szempontjából kedvező, hogy a bánya környezetében nagy kiterjedésű, összefüggő erdők helyezkednek el, melyek jelentősen gátolják a por nagyobb távolságba történő szállítását.

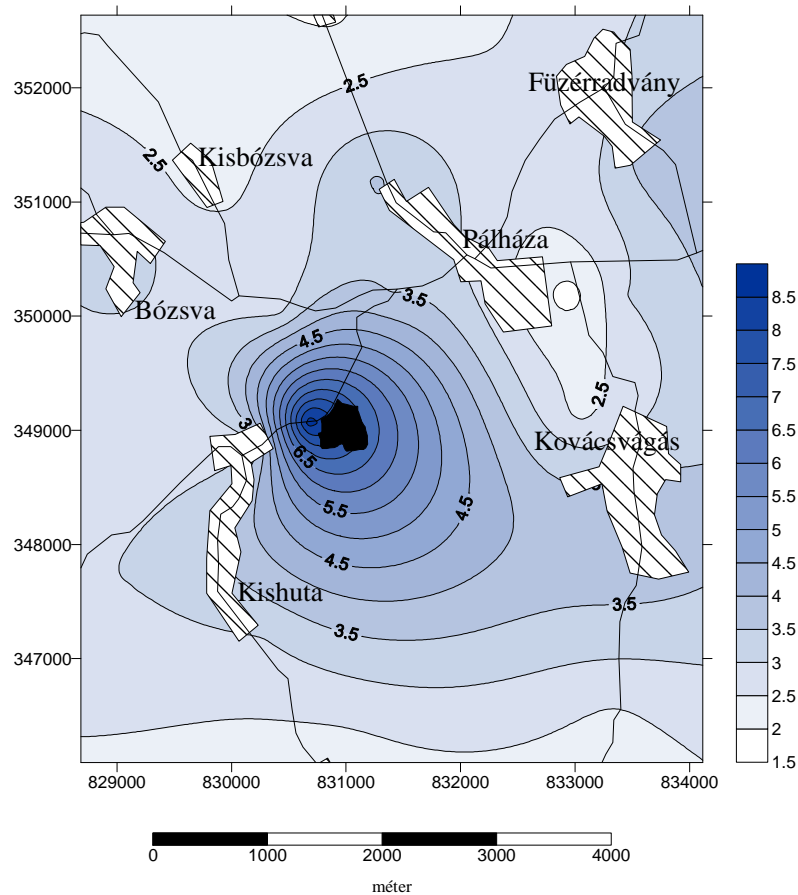
1. 3. A porterhelés térbeli és időbeli változásai

Bár a mintaterület kiválasztásakor az volt az egyik legfontosabb szempont, hogy a légszennyező forrás hatását más szennyező források ne befolyásolják, mégis be kell látnunk, hogy a bányán kívül más forrásból is kerülhet por a levegőbe. Az kétségtelen, hogy a legjelentősebb forrás a bánya, hiszen a külszíni fejtéskor alkalmazott robbantások során, a meddő elhelyezésekor, valamint a perit őrlésekor is jelentős mennyiségű por kerül a levegőbe. A bányán kívül azonban számolnunk kell még a mezőgazdasági munkák során keletkező porral, különösen a talajművelés és a termés betakarítása járhat számottevő porterheléssel, emellett a közlekedés valamint a lakossági fűtés is hozzájárul a levegő porterheléséhez. Annak eldöntése, hogy egy adott porcsapdában a leülepedett pormennyiség pontosan milyen forrásokból származik, csak a minták analitikai elemzésével lehetséges. Ezeket a vizsgálatokat a pályázat keretében nem állt módunkban elvégezni, de a mintákat gondosan megőriztük, így a későbbiekben lehetőségünk lesz az a nyomelemek meghatározására is. Bár most csak a leülepedett por mennyiségi adataival számolhatunk, ismerve a perlitbánya környezetének meteorológiai, domborzati, valamint felszínborítottsági viszonyait, pusztán az ülepedő por mennyiségének térbeli eloszlása alapján is következtethetünk a leülepedett por eredetére.

A szélviszonyok elemzése során kiderült, hogy a területen az északi szelek dominálnak, ami a porterhelés szempontjából igen kedvező adottság, hiszen a bányától délre a Som-hegy 500 méter magas tömege helyezkedik el, amely útját állja a déli irányba tartó szeleknek. Ráadásul a Som-hegy lejtőit erdő borítja, ami ugyancsak megnehezíti a por

nagyobb távolságra történő szállítását. A domborzati akadályt jelentő Som-hegy eltéríti az északi irányból érkező légtömegeket, melyek délnyugatra a Kemence-patak völgye felé, illetve délkeletre a Hosszú-patak irányában találnak utat maguknak. Szerencsére mindkét irányban kiterjedt erdőterületeken kell a légtömegeknek áthaladniuk, így érvényesülhet a lombkorona szűrő hatása, kedvező adottság, hogy ez a szűrő hatás éppen a porszennyezés szempontjából legveszélyeztetettebb időszakban, május és szeptember között érvényesül a legerőteljesebben.

Az ülepedő por mennyiségére vonatkozó egészségügyi határérték $16 \text{ g/m}^2/30 \text{ nap}$. A vizsgálati időszak alatt határérték túllépések egyedül a bányához legközelebb eső, attól mintegy 100 m-re található porcsapda esetében fordultak elő, s azokban a hónapokban, amikor határérték alatti pormennyiséget határoztunk meg, akkor is csaknem mindig itt volt a legmagasabb a leülepedett por mennyisége. A magas értékek egyértelműen a bányából származó porterheléssel magyarázhatók. Ugyanakkor azt is látnunk kell, hogy a bányától 1 km-nél nagyobb távolságban már csak jóval kisebb mértékben érzékelhető a porterhelés növekedése (3. ábra).



3. ábra. Az ülepedő por mennyiségének térbeli alakulása. A teljes vizsgálati időszakra vonatkoztatott átlagértékek alapján. (A fekete folt a bánya területe.)

Megállapítható, hogy a bányából származó por legnagyobb része általában a bánya néhány 100 méteres körzetében ülepszik le, kivételt csak a száraz, szeles időszakok jelentenek, amikor nagyobb távolságokra is eljut a por. Ilyenkor több mérőponton is $10 \text{ g/m}^2/30 \text{ nap}$ körüli értékeket mértünk a bánya 1,5 km-es körzetén belül. Néhány esetben, egyéb mérési pontokban is kimutattunk határérték közeli értékeket, e mérési pontok többségénél azonban elsősorban nem a bánya szennyező hatása okozta a pormennyiség

növekedését, hanem sokkal inkább a mezőgazdasági munkák során keletkező por. Ezt támasztja alá az is, hogy ezen porcsapdák többségét szántóföldek mellett helyeztük el, s a magasabb értékek a mezőgazdasági munkák idején jelentkeztek, egyébként viszonylag alacsony volt a leülepedő por mennyisége.

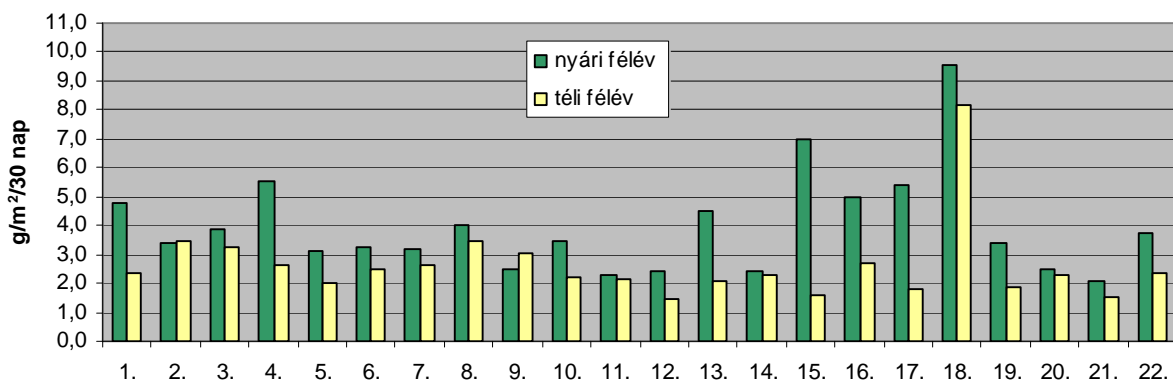
Az a tény, hogy a legalacsonyabb ülepedő por mennyiségeket rendre a bányától legtávolabb elhelyezkedő mérőállomásokon mértük, valamint az, hogy a bányához közeledve egyre növekvő értékeket határoztunk meg, arra utal, hogy a bánya egyértelmű terhelést jelent a környezetére. Kiszámítottuk, hogy a bányától különböző távolságban húzódó zónákban mekkora az átlagosan leülepedő pormennyiség (2. táblázat).

2. táblázat. Az ülepedő por mennyiségének alakulása a bánya környezetében.

	A bánya középpontjától húzott		
	1 km-es sugarú körön belül	1-2 km-es sáv	2-3 km-es sáv
terület (km ²)	3,14	9,42	15,70
minimum érték (g/m ² /30 nap)	2,8	2,2	1,8
maximum érték (g/m ² /30 nap)	8,8	5,1	4,1
átlag (g/m ² /30 nap)	5,4	3,4	2,9

Látható, hogy a vizsgálati területen belül, a bányától legtávolabb eső, attól 2-3 km-re húzódó sávban 3 g/m²/30 nap alatti az átlagos ülepedés mértéke, ugyanakkor az 1-2 km közötti sávban 3,4 g/m²/30 nap, s a bánya 1 km-es körzetén belül már lényegesen magasabb, 5,4 g/m²/30 napos értéket állapítottunk meg. A bányához legközelebb eső mérési pontban – melynek távolsága mindössze 100 méter – pedig közel 9 g az egy hónap alatt 1 m²-nyi területre leülepedő átlagos pormennyiség. Megállapítottuk, hogy a bánya 1 km-es körzetében, évente négyzetkilométerenként 30 tonnával több por ülepszik le, mint a bányától 2-3 km-re húzódó sávban.

Az ülepedő por mennyiségének időbeli változásait vizsgálva megállapítottuk, hogy a legtöbb mérőpont esetében a nyári félévben magasabbak az értékek (4. ábra), ekkor a mérési pontok 75%-ában 3 g/m²/30 nap fölötti átlagértékeket határoztunk meg, míg a téli félévben ez az arány a 20%-ot sem éri el.



4. ábra. Az ülepedő por mennyiségének átlagértékei a 22 mérőállomás esetében a nyári, illetve a téli félévben, a teljes vizsgálati időszakra vonatkoztatva.

Általában ott tapasztaltuk a legnagyobb különbségeket a nyári és a téli félévben mért átlagértékek között, ahol a porcsapda közelében szántóföldek találhatóak, mivel a mezőgazdasági munkák zöme a nyári félévre esik. Különösen a száraz, szeles periódusokban mértünk magas értékeket. A bánya szennyező hatása viszont egész évben érvényesül, hiszen a kitermelés folyamatos, ezt jelzi a bányához legközelebb elhelyezett mérőállomás adatai is, hiszen itt mindkét időszakban viszonylag magas, $8 \text{ g/m}^2/30$ napnál magasabb átlagértékeket állapítottunk meg.

Miután a vizsgálatok szerint a bánya csak a közvetlen környezetében okoz komolyabb porterhelést, a tágabb környezetre nincs jelentősebb hatással, kijelenthetjük, hogy a perlitbányászat jelenlegi formájában nem veszélyezteti a térségben folyó turisztikai célú fejlesztéseket.

2. Talajszennyező források hatásának vizsgálata

A talajban, illetve a talajvízben terjedő szennyező anyagok vizsgálatához két aljzatszigetelés nélküli települési folyékonyhulladék-leürítőt választottunk ki. Ezek valójában diffúz forrásnak minősülnek, mivel nem csak egy meghatározott pontból kerül a szennyező anyag a talajba, hanem a leürítő teljes területéről. A telephelyek azonban jól körülhatárolhatóak, így a vizsgálat céljának megfelelnek. A szennyvízleürítés és a szigetelés nélküli leürítők számtalan környezetvédelmi és közegészségügyi problémát vetnek fel, s csaknem minden településen megtalálhatók. A kutatás eredményei ezért közvetlenül felhasználhatók a leürítők környezeti kockázatának megítélése kapcsán.

A 219/2004 (VII.21.) kormányrendelet alapján 2007. október 31-ig meg kell szüntetni minden olyan szennyező forrást, amely közvetve, vagy közvetlenül szennyezi a talajvizet. Ez sok önkormányzatnak igen nagy terhet jelenthet, mivel a rekultiváció költségei a több tíz millió forintot is elérhetik. Sokszor azonban ezek a telephelyek csak megfelelő lezárást igényelnének, az általuk képviselt környezeti kockázat kisebb, mint az általános megítélés alapján várható lenne.

Az egyik leürítő Mikepércs településen került kijelölésre, a másik Újszentmargitán. Mindkét leürítőhely kialakítása az 1980-as évek elején történt és kb. ugyanakkora településeket szolgálták ki, míg működtek, mára azonban (hivatalosan) már nem használják őket. Valójában a mikepércsi leürítőhelyet illegálisan mindmáig használják, naponta akár 100 m^3 -nyi szippantott szennyvizet hordanak oda.

A mikepércsi telephely homokos, az újszentmargitai pedig agyagos, agyagos-iszapos mechanikai összetételű talajon helyezkedik el. Összehasonlításuk során a vertikálisan és horizontálisan terjedő szennyezések sajátosságait vizsgáltuk a szennyező anyagokra koncentrálnak.

A mikepércsi területen egy részletesebb vizsgálatot hajtottunk végre több fúrással és mintavétellel, mivel itt a szennyező anyag utánpótlása közel folyamatos és a homokos szövetű talajban a szennyező anyagok terjedése is gyorsabb. Újszentmargitán a cél az volt, hogy egy 2-3 éve valóban felhagyott leürítő közelében megvizsgáljuk a szennyező anyagok mennyiségét és azt, hogy ennyi idő elteltével mi található a talajban és a talajvízben.

A továbbiakban előbb a mikepércsi vizsgálat eredményeit, majd az újszentmargitai tapasztalatunkat ismertetjük. Ezt követően értékeljük a telephelyeket hasonlóságuk és különbségeik alapján.

2.1. A mikepércsi vizsgálati terület

A vizsgálati terület Mikepércs község közigazgatási területén, a település belterületétől keletre található. A leürítőt műszaki védelem nélkül hozták létre homokos (ezen belül is döntően durva homokos) mechanikai összetételű üledéken. 3-15 méteres mélységben meszes homokos agyagréteg található, mely vízzáróként funkcionál. Ez alatt váltakozva homok, homokos agyag és agyagos homok települt sávjait találjuk. A felszínközeli réteg durva homokja kedvez a szennyező anyagok szétáramlásának, többek között ezért döntöttünk úgy, hogy ezt a területet is megvizsgáljuk a pályázat keretében.

A telephelyen jelenleg is történik szennyvízleürítés, a telephely északnyugati részén, aminek a következtében egy sajátos talajvízdóm alakul ki, ami az áramló talajvizet és a folyékonyhulladék-leürítőbe helyezett kommunális szennyvizet visszaduzzasztja, ez időben késlelteti a szennyező anyagok délnyugati irányba történő terjedését. A kb. 20000 m³ térfogatú szennyvízleürítő-helynek nincs mesterséges szigetelése, így az oda elhelyezett kommunális folyékonyhulladék a laza szövetű homokos üledéken keresztül áthaladva szennyezi a talajvízbázist.

2.1.1. Alkalmazott módszerek

Talajvíz-mintavétel és vizsgálat

A kutatási területen 13 db sekélyfúrású talajvízkutat hoztunk létre Eijkelkamp típusú kézi fúró segítségével, melyek közül a vizsgálatok végére 5 megsemmisült (ellopták a béléscsővet, beszántották). A kutak béléscsővezése 63 mm átmérőjű PVC csövekkel történt, melyek talpmélysége a megütött talajvízszint tükre alatt 1 méter mélyen van. A béléscsövek alsó 1 méteres szakaszát beszűrőztük kútszövettel. Ez a megoldás lehetővé teszi a talajvíz szabad beáramlását a kút belsejébe, ugyanakkor megakadályozza a furat feliszapolódását.

A mintavétel perisztaltikus pumpával végeztük. A talajvíz szivattyúzását addig folytattuk, amíg a vezetőképesség és a hőmérséklet állandósulását nem tapasztaltuk, mely kb. 2-3-szoros kúttérfogatú vízmennyiség kitermelése után jelentkezett. Terepen mértük a talajvízmélységet, valamint a talajvíz hőmérsékletet és a vezetőképességet. A mintavételt 12 hónapon keresztül, havi rendszerességgel folytattuk. A begyűjtött mintákat hűtve szállítottuk, és tároltuk. A talajvízminták feldolgozása minden esetben 24 órán belül történt a Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék laboratóriumában. Ezek mellett akkreditált mintavétel és laboratóriumi vizsgálat is történt a KVI-PLUSZ Kft laboratóriumában (Dr. Ágoston Csaba ügyvezető jóvoltából, aki e pályázat résztvevő tagja).

A vizsgálatok során a következő vízkémiai paraméterek meghatározására került sor: hőmérséklet; fajlagos vezetőképesség; pH; permanganátos kémiai szervesanyag-tartalom (KOIps); oldott szerves foszfátion; ammóniumion; nitrátion-tartalom nátrium-szalicilátos módszerrel; nitrition kolorimetriás módszerrel szulfanilsavas α -naftilaminnal; Na-koncentráció F-AAS technikával.

E vizsgálatokon túlmenően a talaj és talajvíz nehézfém és TPH-tartalmát vizsgáltuk meg ICP-AES és GC-MS technikával (e vizsgálat szintén a KVI-PLUSZ akkreditált laboratóriumában történt).

A mintavételek alkalmával minden esetben feljegyeztük a talajvízállásra vonatkozó adatokat is. A relatív mélységeket átszámoltuk abszolút értékekre, balti alapszintre, így meg tudtuk szerkeszteni a talajvízadatok hidroizohipszáit is.

A talajvízállás adatokból SURFER for Windows 8 segítségével térképeket készítettünk. Ezek a térképek statisztikai felszínként 2,5 dimenzióban értelmezhetők, így

alkalmasak arra, hogy meghatározzuk belőlük a lefolyási irányokat, mely ebben az esetben a talajvíz-áramlási irányokat jelenti. Ezt a műveletet IDRISI for Windows 32R2 szoftverrel végeztük, mivel itt lehetőség nyílt az egyes hónapok térképeinek a statisztikai elemzésére is. A térképek összehasonlításához a térképi rétegek regresszió analízisét is elvégeztük, az egyezés mértékének mérőszáma pedig a determinációs együttható volt.

A vízkémiai paraméterek térbeli ábrázolásához szintén a SURFER for Windows 8.0-t használtunk.

A talaj vizsgálata

A talaj vizsgálatát a 13 furat készítése során begyűjtött mintákkal végeztük: 0,5 méterenként és rétegváltásonként gyűjtöttünk be mintákat, melyeknek meghatároztuk a szennyezőanyag-tartalmát (Köhn-pipettás módszer), a humusztartalmát (Tyurin módszer), a nehézfém-tartalmát (ICP-AES) és TPH-tartalmát (GC-MS).

A fém-tartalmat és a TPH-tartalmat a szennyvíziszapból is meghatároztuk, hogy lássuk milyen anyagok halmozódtak fel a leürítés során. A fém és TPH-vizsgálatok szintén akkreditált laborban, az általános talajtani vizsgálatokat a DE Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszékének laboratóriumában végeztük.

2.1.2. Eredmények

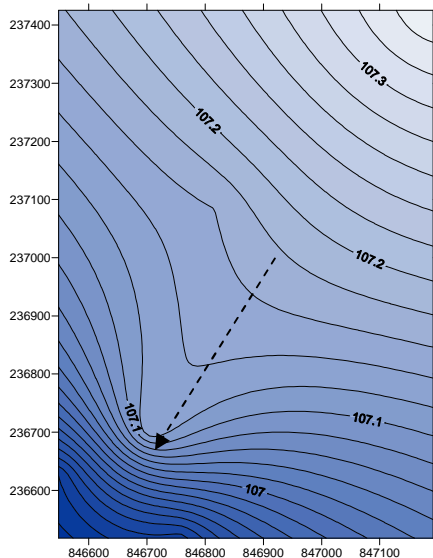
A **talajvízjáték** a vizsgált furatokban az első 6 hónap alatt mért adatokat figyelembe véve 30-50 cm, szórásuk 9-18 cm. Problémát jelentett, hogy 2006. elején a terület megközelíthetetlené vált a belvíz miatt, vagyis innentől a vízjáték (és persze a szórás is) lényegesen nagyobb lett. A korábbi adatokat figyelembe véve a talajvíz emelkedő tendenciát mutatott: a furatok létrehozásakor még 3,5-4,5 m mélyen volt a megütött talajvíz (mely mivel freatikus vizekről van szó, egybeesik a nyugalmi vízszinttel), e vizsgálatok idején pedig 1,3-2,8 m mélyen.

A talajvíz abszolút mélysége alapján egy talajvízdóm rajzolódik ki, mely a telephelyre érkező, akár napi 100 m³-t is meghaladó leürítés következménye. Emiatt 0,5-0,7 m-es kiemelkedésként van jelen a leürítő és környéke.

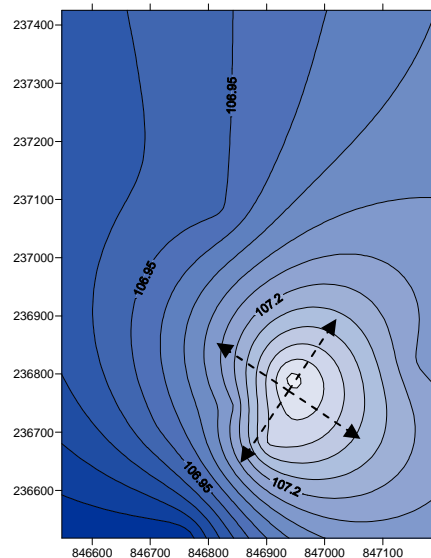
A fő talajvíz-áramlási irány – melyet akkor láthatunk, ha a leürítőhöz közeli furatok adatait kihagyva készítjük el a térképet (5. *ábra*) – ÉÉK-DDNy-i. A talajvízdóm miatt azonban a víz a leürítőhely környékén minden irányban áramlik (6. *ábra*). A talajvíz áramlása meglehetősen állandó, a determinációs együtthatók legtöbbször 0,7 ($p < 0,05$) fölöttiek (3. *táblázat*).

Ez alapján kijelenthetjük, hogy a szennyező anyagok szétterjedése kisebb nagyobb anomáliáktól eltekintve döntően ugyanabba az irányba történik. Az anomáliák a telephelyen kiépített beton támfal (mely a felszín alatt is folytatódik) duzzasztó hatása miatt alakulnak ki, nagyobb lehullott csapadékmennyiség, vagy leürített szennyvíz következtében.

A vizsgált vízkémiai paraméterek közül a legtöbb esetben kifejezetten csak a leürítőhely közvetlen környezetében találtunk nagy mértékű szennyezettséget. A 4. *táblázatban* a mért komponensek 12 hónapos átlagát mutatjuk be.



5. ábra. A vizgálati terület hidroizohipszái és a talajvízáramlás iránya szennyvízleürítés nélkül



6. ábra. A vizgálati terület hidroizohipszái és a talajvízáramlás irányai a szennyvízleürítés következtében

3. táblázat. Az első 6 hónap talajvíz-áramlási térképei közötti kapcsolat ($p < 0,05$)

Hónapok	Determinációs együttható (R^2)
Július-augusztus	0,63
Augusztus-szeptember	0,74
Szeptember-október	0,82
Október-november	0,85
November-december	0,90

4. táblázat. A mikepércsi mintaterület furataiból vett vízminták kémiai jellemzői (10 hónap átlaga \pm szórás) (Bár a mérés 12 hónapon keresztül tartott, a 2006. eleji belvíz miatt 2 hónap kiesett a mérésből)

ID	fajl. vezetőképesség	pH	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	KOI_{ps}	Na
MP1	1813.2 \pm 80.2	6.9 \pm 0.4	116.3 \pm 72.1	0,05 \pm 0.03	0,5 \pm 0,38	0,2 \pm 0,1	8,0 \pm 2,5	175.1 \pm 80.5
MP2	215.3 \pm 16.5	6.5 \pm 0.3	18.4 \pm 7.9	0,04 \pm 0,02	0,5 \pm 0,46	0,3 \pm 0.1	2.8 \pm 2.8	4.9 \pm 1.3
MP3	1618.1 \pm 106.5	7.5 \pm 0.1	5.4 \pm 5.0	0,19 \pm 0.17	49,2 \pm 49.9	6.4 \pm 5.7	8.9 \pm 5.6	28.1 \pm 12.6
MP4	357.9 \pm 5.3	7.6 \pm 0.2	17.8 \pm 6.6	0,05 \pm 0,07	0,6 \pm 0,4	0,3 \pm 0.1	2.9 \pm 2.4	6.27 \pm 1.2
MP6	6367.8 \pm 1445.2	7.3 \pm 0.2	28.8 \pm 61.7	2,21 \pm 4.61	2,1 \pm 1,3	0,5 \pm 0.4	11.5 \pm 5.4	968.9 \pm 440.6
MP7	535.8 \pm 112.8	6.7 \pm 0.1	11.1 \pm 4.1	0,34 \pm 0,25	0,5 \pm 0,42	0,2 \pm 0.1	5,7 \pm 3.5	21.5 \pm 10.9
MP8	354.4 \pm 64.6	6.3 \pm 0.2	1.6 \pm 0,7	0,13 \pm 0,08	0,6 \pm 0,5	0,1 \pm 0.1	4,3 \pm 2.7	8.55 \pm 1.3
MP12	1747.7 \pm 462.5	6.3 \pm 0.2	27.3 \pm 21.4	0,21 \pm 0,25	0,8 \pm 0,6	0,5 \pm 0.3	7.9 \pm 3.3	80.1 \pm 34.2
MP13	1474.0 \pm 950.1	6.7 \pm 0.2	63.0 \pm 35.7	0,41 \pm 0,33	0,6 \pm 0,6	0,4 \pm 0.4	6.1 \pm 2.6	148.4 \pm 142.6

A pH-értékek időbeli alakulására a legtöbb vízminta esetében augusztusi maximum, és októberi minimum jellemző. A szélső értékek megjelenését egyértelműen magyarázzák a csapadékadatok. A mérésekből az derül ki, hogy a leürített savasabb kémhatású szennyvíz keveredik az áramló talajvízzel, emiatt a pH csak több száz méterrel távolabb kezd újra emelkedni.

A fajlagos vezetőképesség igen nagy eltéréseket mutat: a kontrollterületeken mindössze 200-300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a legszennyezettebb furatok vizében viszont 5000-8000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ között változik. E paraméter, mint az összion-szennyezettség mutatója jól illeszkedik a talajvízáramlás irányához: legnagyobb értékeit a leürítő közvetlen közelében éri el, majd gyors ütemben csökken.

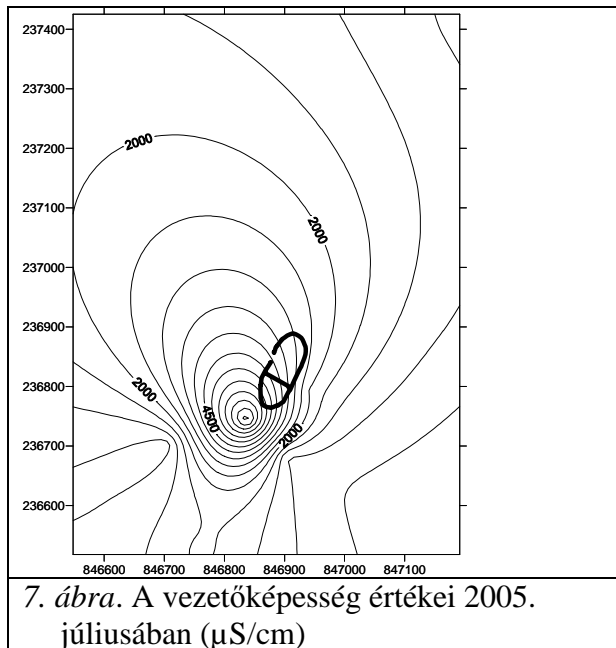
Ez alól egy minta (MP12) esetében találtunk kivételt, mely távolabb van a leürítőtől és közel fekszik a településhez. A településen a csatornahálózat még nem épült ki, így a kommunális vízfelhasználás miatt feltehetőleg a település alatt is kialakul egy talajvízdóm és a házi derítőkől elszivárgó szennyezett víz, így radiálisan szétáramlik minden irányban.

Vizsgálataink azt bizonyítják, hogy ennek a furatnak a vizében már nem a szennyvízleürítő szennyeződései vannak jelen, hanem a település alól erre tartó szennyezett vízről van szó. 1-2 hónapos eltolódás van a nyári nagyobb csapadékmennyiségek (5. táblázat) és a szeptembertől emelkedő tendenciát mutató vezetőképesség között. A több csapadék megnövelte az erre szivárgó szennyezett víz mennyiségét is, mely novemberrel bezárólag meg is mutatkozik a vizsgálati eredményeken.

5. táblázat. A 2005. év havi csapadék mennyisége a mintaterületen (forrás: OMSZ havi jelentések)

Hónapok	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
Csapadék mennyisége (mm)	18	33	16	86	65	80	83	124	49	7	25	54

Az MP6 furatból származó vízminták vezetőképességének időbeli alakulása szeptemberig emelkedő, utána pedig csökkenő tendenciájú. E furat távolsága a leürítéstől mindössze 20 méter, így a nyári csapadéktöbblet által kiváltott, a telephely felől érkező és többletszennyező anyagot szállító hullám októberre lecseng és visszaáll a mérések kezdetén tapasztalt állapotra (ami igen magas értéknek számít, de a leürítő közelsége miatt ez nem is meglepő).



A júliusban mért vezetőképességek alapján készített térképen egy olyan állapot rajzolódik ki, mely általánosan jellemző csaknem minden vízkémiai paraméterre (7. ábra). A legnagyobb értékek a folyékonyhulladék-leürítő közvetlen szomszédságában található MP6-os furatból vett vízmintákban jelentkeztek. A kontrollterületeken (MP2 és MP4 furatok vizében) a szennyezés nem jelenik meg. Ezek a furatok kívül esnek a szennyező anyag áramlásának irányán, illetve felőlük érkezik a talajvíz, így szennyezőanyag-tartalmuk megfelel a 219/2004 (VII.21.) Korm. rendelet szerinti bizonyított háttérkoncentráció (Ab) értékének.

Az **ortofoszfátion** – mint a háztartási szennyvizek gyakori szennyezője – esetében egy másik sajátosságra figyeltünk fel: a leürítő déli oldalán kialakított beton fal visszaduzzasztja a talajvizet és a leürített szennyvizet, így a szennyező anyagok – jelen esetben a foszfor – csak a nagyobb csapadékokat követően jut számottevően a leürítő keleti oldalához (MP1 furat). A kisebb csapadéku időszakokban a duzzasztó hatás kevésbé érvényesül, ebben a furatban így rendszeresen határérték alatti koncentrációkat mértünk.

Az ortofoszfátnál is jól megfigyelhetők a vezetőképességnél leírtak a település alól származó szennyezéssel kapcsolatban. A környező furatokból származó vízminták PO_4^{3-} -koncentrációja alacsony (MP6: 0,117 mg/l; MP7: 0,076 mg/l; MP8: 0,062 mg/l), a délebbre fekvő, településhez közelebbi MP12 furaté viszont magas: 1,385 mg/l.

Az **ammóniumion** jelenléte a talajvízben friss szennyvízleürítésre utal. E vízkémiai paraméter esetében is megfigyelhető néhány sajátosság. A nagy mennyiségű nyári csapadék következtében jelentős kiterjedésben megjelent a szennyezés a talajvíz áramlásával ellentétes irányban is. Emellett ez az a vízkémiai paraméter, amelynek mennyisége tartósan és többszörösen meghaladta az (10/2000-es rendelet szerinti) egészségügyi határértéket a leürítőhöz közeli furatokban (MP6 és MP8).

A **nitrát** a talajvízbe több forrásból is bekerülhet: természetes úton a talajlakó nitrogénfixáló mikroorganizmusok tevékenysége, az altalaj geokémiai összetétele következtében, valamint a talajhumusz ásványosodásából; antropogén úton pedig elszivárgó szennyvizekből, hulladéklerakók csurgalékvizeiből, valamint szerves trágyákból és nitrogénműtrágyákból.

A vizsgált területen két fő nitrátforrás képzelhető el. Az egyik maga a szennyvízleürítő, a másik pedig a gyenge minőségű mezőgazdasági területek műtrágyázása.

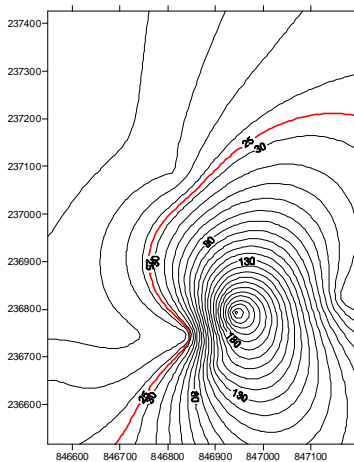
A leürítőhely markáns foltként jelenik meg a térképeken, mely az idehordott szennyvíz miatt a 10/2000 (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet szerinti „B” határérték feletti mértékű szennyezést jelent.

A kontrollterületen (az MP2 furatban) tapasztalható júliusi és augusztusi magasabb koncentráció nem magyarázható a szennyvízleürítő szennyező hatásával, mivel több, mint 300 méterre esik attól, vele egyvonalban és a fő talajvízáramlási irány is merőleges erre a vonalra. A (minimálisan) határérték feletti koncentrációt itt inkább a mezőgazdasági eredettel

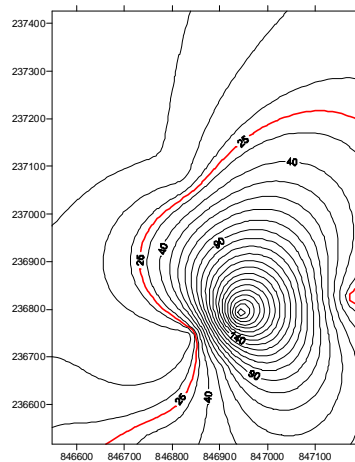
magyarázható, feltehetőleg a kút közvetlen közelében található birkalegelő szennyező hatására vezethető vissza.

A 8-13. ábrákon nyomon követhető a szennyezés térbeli kiterjedése. Júliusban és augusztusban még viszonylag nagy a szennyezés hatásterülete, majd szeptembertől kezdődően decemberig jóval kisebb területet érint a szennyezés. A 2006-os mérések során ismét emelkedést tapasztaltunk, és májusban már 2005. júliusival megegyező területű szennyezést mértünk.

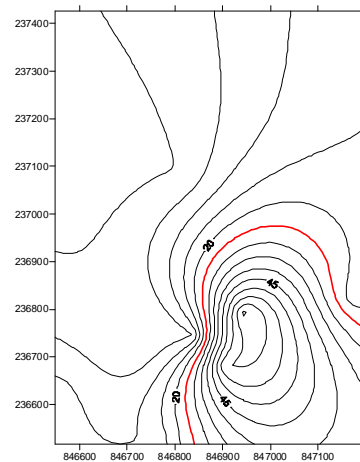
A melegebb időszakban nagyobb mértékű az ammónium oxidációja, a hidegebb őszi hónapokban pedig ez visszaszorul, így szeptember-november hónapokban a nitrát határértéket meghaladó koncentrációi a leürítő 500-600 méteres környezetén belül maradtak. A tavaszi felmelegedés után pedig visszaáll a mérések kezdetekor tapasztalt állapot.



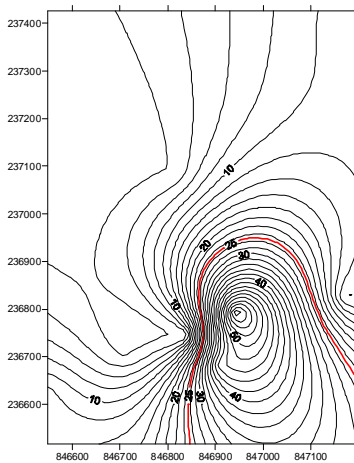
8. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. júliusában (mg/l)



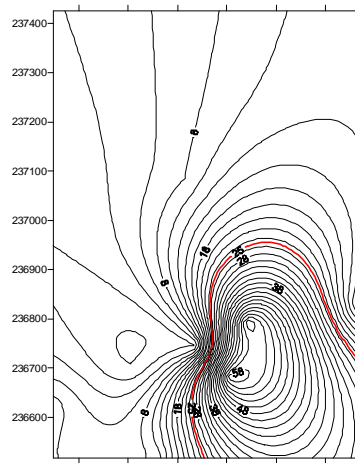
9. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. augusztusában (mg/l)



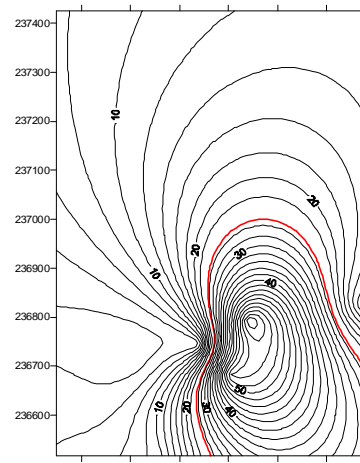
10. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. szeptemberében (mg/l)



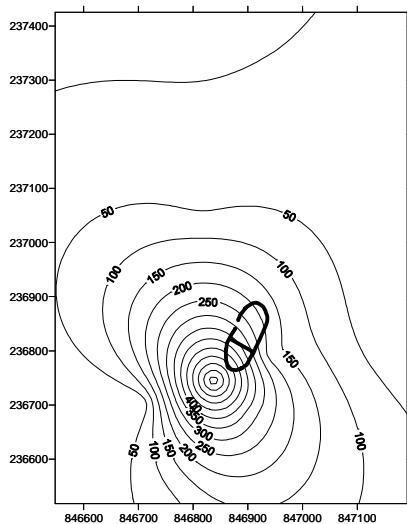
11. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. októberében (mg/l)



12. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. novemberében (mg/l)



13. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. decemberében (mg/l)



14. ábra. A nátrium-koncentráció 2005. novemberében (mg/l)

A települési szennyvizek igen nagy koncentrációban tartalmaznak **nátriumot**. Az ételmaradékokban és mosóporokban nagy mennyiségű nátrium található, ráadásul az emberi vizeletnek is igen magas a NaCl tartalma. A nátrium könnyen mozgó kationként így jó indikátora a szennyezett víz terjedésének. Az eredmény összhangban van a vezetőképességnél és nitrátnál tapasztaltakkal.

A talajvízáramlási-viszonyoknak megfelelően a szennyezőanyag-koncentráció maximum az MP6-os furatnál jelentkezik. Dél felé nő az izokoncentrációs vonalak távolsága a talajvíz hígító hatására (14. ábra).

Nehézfém és TPH szennyezettség

Vizsgálataink alapján sem a talajban, sem a talajvízben nem tapasztaltunk egészségügyi határérték feletti fém-, vagy szénhidrogén-szennyezést. Emellett a szennyvíziszapban sem haladta meg a 10/2000-es rendelet földtani közegre megadott határértékeit e komponensek. Ez alapján arra következtetünk, hogy a leürítőben valóban csak települési szennyvíz leürítésére került/kerül sor.

2.2. Az újszentmargitai vizsgálati terület

E telephely esetében 3 fúrást létesítettünk, melyek közül kettő a talajvízáramlás irányában, egy pedig azzal ellentétes irányban helyezkedik el. A talajvíz itt nyomás alatt volt, így rögzítettük a megütemezett és a nyugalmi vízszinteket egyaránt.

A talajmintavétel során az előző vizsgálathoz hasonlóan 0,5 méterenként és rétegváltásonként gyűjtöttük be a mintákat. A vizsgálatok szintén megegyeztek a mikeszécsi vizsgálatokkal.

Talajvízvizsgálatra egy alkalommal került sor, melynek során általános vízkémiai vizsgálatokat, fém-, valamint TPH-vizsgálatokat végeztünk. E vizsgálatokat akkreditált laboratóriumban végeztük.

2.2.1. A telephely jellemzői

A szennyvíz leürítése a telephely északi oldalában történt, a kimondottan erre a célra kialakított, körülbelül 1,6 m mélységű gödörbe. A terület domborzati viszonyaiból adódóan, valamint a gödör körül kialakított 80-100 cm magas (a kitermelt földből emelt) gátnak köszönhetően a leürített szennyvíz felszínén történő elfolyása nem következhetett be.

2.2.2. Eredmények

A telephely talajtani adottságai nem kedveznek a szennyezés vertikális migrációjának, mivel az agyagtartalom magas, így a szivárgási tényezők kicsik. Az agyagtartalom sok, a felszínközeli rétegben akár a 40%-ot is eléri, de a megütött talajvízszint mélységében is 20% körüli. Az iszaptartalom aránya szintén magas és csak a vizsgált terület déli részén tapasztalható nagyobb homoktartalom, bár itt rögtön kb. 90%-os aránnyal.

A szivárgási tényezők 0,1 m/nap körül vannak (folyamatos vízutánpótlást feltételezve), a déli részen viszont a 2 m/napot is meghaladják, különösen a mélyebb rétegekben.

A **szennyvíziszap** e leürítő esetében jelentős mennyiségben tartalmazott szénhidrogéneket, a TPH-tartalom 1190 mg/kg volt, ami 1090 mg/kg-mal haladta meg a határértéket. Az ezüst mennyisége 23 mg/kg volt, ami több mint 10-szerese a határértéknek, a kadmium és a réz kb. kétszeres, a cink (1095 mg/kg!) 6,5-szeres mennyiségben haladta meg a „B” értéket.

Itt tehát már számolni lehetett azzal, hogy komolyabb szennyezés jelentkezzen a **talajmintákban** is, tekintve az agyagtartalom által képviselt kolloidok fémmegkötő-képességét. Feltételezésünk beigazolódott, hiszen több esetben is határérték feletti szennyezést tapasztaltunk. A nikkel 30%-kal, az arzén pedig csaknem 50%-kal haladta meg a 10/2000 rendelet szennyezettségi határértékét. A nikkel a legnagyobb értéket viszont abban a furatban érte el, amelyik távolabb van a leürítés helyétől. Ráadásul a szennyvíziszap nikkeltartalma 33 mg/kg, mely alatta marad a szennyezettségi határértéknek. Vagyis ez a szennyezettség több szempontból sem magyarázható a leürítéssel. Itt feltehetőleg a nagy kolloidtartalom miatt megkötődött fémtartalomról van szó, természetes eredetű elemfeldúsulásról. Ezt a megállapításunkat a szakirodalom is alátámasztja, mely szerint a magyarországi talajok nikkeltartalma szennyezéssel nem terhelt talajokban 4-450 mg/kg közötti (Simon L. 1998).

A szénhidrogének terjedése a szennyvíziszapból igen lassú, köszönhetően a talaj nagy agyagtartalmának. Bár az olajat a vízzáró agyag átengedheti alacsonyabb dielektromos állandója miatt, a vízzel telített agyag azonban ezt nem teszi lehetővé. Ez történhetett a leürítő helyen is, mivel a szennyvíziszapban igen nagy mennyiségben jelen lévő szennyezők csak minimális koncentrációban (20-40 mg/kg) találhatóak meg a talajban.

A **talajvízben** az arzén és a nikkel esetében tapasztaltunk 3-4-szeres határérték-túllépést. Új elemként jelentkezett az ólom, mely minden furat vízmintájában jelen volt a határérték 2-6-szoros mennyiségében. Megjelenését a szennyvíziszap összetétele nem indokolja, ahol a mennyisége 54 mg/kg volt, vagyis a határérték fele, emellett az ólom nem is tartozik a könnyen mobilizálódó elemek közé. Emellett a nikkel koncentrációja – mint a korábbiakban láthattuk – a szennyvíziszapban alatta marad a határértéknek emellett abban a furatban a legnagyobb a koncentráció, mely nem a talajvíz áramlásának irányában van és a többi szennyező anyag eloszlásába sem illik bele. Ezek alapján sem az ólom, sem a nikkel esetében nem látjuk bizonyítottan a leürítésből származó eredetet.

Minden furatban magas volt a foszfáttartalom, valamint a talajvízáramlás irányában fekvő furatban az ammóniumtartalom meghaladta a 10/2000 rendelet „B” határértékét.

2.3. A szennyezések értékelése a vizsgálati területeken

A két telephely esetében a **hasonlóságok mellett jelentős különbségek is megfigyelhetők**. A különbségek egyik oka minden bizonnyal az, hogy az újszentmargitai leürítő a vizsgálatok megkezdésekor már több éve használaton kívül volt, így volt idő arra,

hogy a friss szennyezésre utaló vízkémiai paraméterek átalakuljanak, felhíguljanak, vagy elbomoljanak. Erre utalhat a nem lebomló klorid és a nátrium nagyobb mennyisége a talajvíz áramlásának irányába eső UM2 furatban. Ezek az elemek mozgékonyak, nem kötődnek meg a kolloidokon sem, vagyis jelenlétük arra utalhat, hogy a korábban leürített szennyvízből még van olyan szennyező anyag, ami keresztül juthat az agyagos rétegeken és potenciálisan szennyezhet.

Mikepércsen a szennyező forrásból leginkább szerves eredetű szennyező anyagok kerülnek a talajvízbe. A nagy mennyiségben kimutatott ammónium és nitrít friss szervesanyag-leürítésre utal. A nitrát pedig, mint végtermék néhány száz méteres távolságon belül felhígul, közelíti a háttér értékét. Ezek jelenléte a folyamatos leürítés ténye mellett nem szorul magyarázatra.

A két telephely vízszennyezői míg mindkettő működött megegyeztek. Napjainkra azonban Újszentmargitán ezek már nagy részben kimosódtak, illetve lebomlottak.

A két telephely közötti legszembetűnőbb különbséget az újszentmargitai telephely fémszennyezettsége jelenti. A magyarázat feltehetőleg két okra vezethető vissza. A kommunális szennyvízben ilyen mértékű fémszennyezés nem fordulhat elő, vagyis itt illegálisan valamilyen ipari szennyvíz leürítésének kellett megtörténnie. Emellett a fémszennyezés vertikális és horizontális eloszlása alapján feltételezhető, hogy természetes feldúsulás is történt, amihez hozzájárult a talaj nagy adszorpciós kapacitása is, ami a magas agyagtartalomnak köszönhető. Mikepércsen a döntően durva homok frakciójú talaj fajlagos felülete kicsi, így a fémek mennyisége igen kicsi, akár a kontroll területek háttérértékeit, akár a leürítő közvetlen környezetét, vagy magát a szennyvíziszapot nézzük. Itt tehát bár a leürítő használata illegális, úgy tűnik, hogy csak lakossági szennyvíz leürítés történik, különben a szennyvíziszapban nyoma lenne, nagyobb fémtartalom mellett.

Összességében azonban az eredmények alapján megállapítható, hogy **mindkét leürítő lokális talajvízszennyezést okoz** a legtöbb vizsgált vízkémiai komponens esetében. A lokálisan jelentkező szennyezés a fizikai, kémiai, biológiai lebontó folyamatok és a csapadék beszivárgása miatti hígulás következtében néhány száz méteres távolságon belül a háttérértéknek megfelelő koncentrációra csökken. Az újszentmargitai fémszennyezés lokális, a talajban minimális a mennyiségük, a talajvíz fémtartalma pedig rövid távolságon belül hígulás és adszorpció miatt a határérték alá csökken.

Az előzetes várakozásaink szerint úgy gondoltuk, hogy a mikepércsi leürítőhely komoly szennyezést okoz a tágabb környezetében is, hiszen a telephely nem rendelkezett aljzatszigeteléssel, ezért arra számítottunk, hogy a homokos szövetű talajban, valamint a felszínhez viszonylag közel húzódó talajvízben a szennyezőanyagok könnyen terjedhetnek. A kutatás legfontosabb eredményének azt tekinthetjük, hogy kiderült, még az ilyen kimondottan rossz adottságokkal rendelkező telephelyek esetében is csak lokális szennyezéssel kell számolni. A jövőben még szükség lesz hasonlóan részletes vizsgálatokra, azonban már ennek a pályázatnak az eredményei alapján is úgy gondoljuk, érdemes újragondolni azt a szigorú szabályozást, amely – elsősorban pénzügyi szempontból – szinte megvalósíthatatlanul nehéz feladat elé állítja az önkormányzatokat, amikor a felhagyott leürítőhelyek rekultivációját kell elvégezniük, hiszen az előírt rekultivációs eljárások gyakran aránytalanul szigorúak a telephely által előidézett környezeti kockázathoz viszonyítva.