

**DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS**

**TURY RITA**

**MOSONMAGYARÓVÁR**

**2009**

**NYUGAT – MAGYARORSZÁGI EGYETEM  
MEZŐGAZDASÁG- ÉS ÉLELMISZERTUDOMÁNYI KAR  
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI INTÉZET  
KÉMIA TANSZÉK  
PRECÍZIÓS NÖVÉNYTERMESZTÉSI MÓDSZEREK  
DOKTORI ISKOLA**

Doktori Iskola vezetője:

Prof. Dr. Neményi Miklós  
Egyetemi tanár, az MTA doktora

Mikroszervezetek a növény- talajrendszerben program

Programvezető:  
Dr. Ördög Vince

Témavezető:

**Dr. habil. Szakál Pál**  
egyetemi tanár, mezőgazdasági tudományok kandidátusa

**MEDDŐHÁNYÓK NEHÉZFÉM TARTALMÁNAK  
MÉRSÉKLÉSE NÖVÉNYKUTÚRÁKKAL**

**TURY RITA**  
**MOSONMAGYARÓVÁR**

**2009**

**MEDDŐHÁNYÓK NEHÉZFÉM TARTALMÁNAK MÉRSÉKLÉSE  
NÖVÉNYKUTÚRÁKKAL**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében  
\*a Nyugat-Magyarországi Egyetem  
PRECÍZIÓS NÖVÉNYTERMESZTÉSIMÓDSZEREK Doktori Iskolája  
Mikroszervezetek a növény- talajrendszerben programja

Írta: **TURY RITA**

\*\*Készült a Nyugat-Magyarországi Egyetem  
Precíziós növénytermesztési módszerek Doktori Iskola.  
Mikroszervezetek a növény- talajrendszerben programja keretében

Témavezető: **Dr. SZAKÁL PÁL**

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton ..... % -ot ért el,

Mosonmagyaróvár

.....  
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr. ....) igen /nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr. ....) igen /nem

(aláírás)

(Esetleg harmadik bíráló (Dr. ....) igen /nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....% - ot ért el

Mosonmagyaróvár,

.....  
a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....  
Az EDT elnöke

BEVEZETÉS .....	5
1. CÉLKITŰZÉSEK .....	9
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS .....	11
2.1. A talaj és a talajszennyezés .....	11
2.1. A bányászat hatása a környezetre.....	12
2.2. A nehézfémek előfordulása a talajban.....	16
2.3. A nehézfémek előfordulása a növényekben .....	25
2.4. Nehézfémek eltávolítására alkalmas talaj kármentesítő eljárások.....	31
2.5. A Gyöngyösoroszi térségében végzett korábbi vizsgálatok áttekintése .....	43
2.6. A vizsgált nehézfémek tulajdonságai, hatásuk .....	48
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	60
3.1. A Gyöngyösoroszi mintaterület jellemzése .....	60
3.2. Az ércbányászat Gyöngyösorosziban.....	67
3.3. A kísérlet beállítása, és a kezelések.....	69
3.3. Mintavételezés .....	73
3.3.1. Talajmintavételezés.....	73
3.3.2. Növénymintavételezés .....	73
3.4. Analitikai módszerek .....	74
3.4.1. Talajvizsgáló módszerek .....	74
Talajkivonat készítése .....	75
4. EREDMÉNYEK .....	82
4.1. Talajvizsgáló eredmények.....	82
4.1.3. Korábbi vizsgálatom eredményeivel való összevetés .....	83
4.2. Növényvizsgáló eredmények .....	85
4.2.1. Növényfajok szerinti értékelés .....	86
4.2.1.3. Fémtartalom a tavaszi árpában.....	86
4.2.1.2. Fémtartalom a lucernában .....	95
4.2.1.3. Fémtartalom a vörös csenkeszben .....	104
4.2.2. Értékelés állományfejlettség alapján .....	113
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK .....	123
5.1. Következtetések .....	123
5.2. Javaslatok .....	126
6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK .....	128
7. ÖSSZEFOGLALÁS.....	130
<i>Irodalomjegyzék</i> .....	136

## **BEVEZETÉS**

A természet tévedhetetlenül megkeresi a helyes utat. Mindig ugyanazt teszi: ad és elvesz a valamennyi élőlényt magába foglaló körforgásában. Minden, a földi viszonyokban létrehozott átalakítás közvetve, vagy közvetlenül hat az élőlényekre. A szárazföldi ökoszisztémákban történt változások kihatnak a vízi élőlényekre is, és a táplálékláncon keresztül végső soron az emberre. Akarva-akaratlanul részt veszünk a természetben lezajló folyamatokban, amelyeknek okozói és szenvedő alanyai is vagyunk egyúttal. A környezet teherbíró képességnek vizsgálata nélkül ma már egyáltalán nem lehet sem helyi, sem globális méretekben komolyan tervezni.

Amit hagyományosan természetnek nevezünk, az napjainkra nagyon megváltozott. A Földön az élet fenntartásához a természet egységének megőrzése szükséges. A népesség növekedése, a technika egyre gyorsuló fejlődése is hozzájárul a környezet folyamatos szennyeződéséhez. A felgyorsult ütemű anyag- és energiaáramlás következtében változnak a környezeti feltételek, növekszik a környezetszennyezés. A ma élő fajok nagy része csak nehezen, vagy nem is tud ezzel lépést tartani, amit az is bizonyít, hogy a Vörös

Könyvben szereplő fajok száma nő. A civilizáció számlájára írható riasztó környezeti adatok mára már mindennapossá válnak. A szükséges intézkedések gyakran elmaradnak. Az ipari tevékenységből származó és mindinkább felhalmozódó hulladékok mennyiségének csökkentése, semlegesítése, az érintett területek kármentesítése egyre égetőbb feladat.

A felvilágosítás és a védelmi intézkedések segíthetik a természet megóvását, a konfliktusok megoldását, így a jövő generációk számára nemcsak a természet szépségeit, hanem a biológiai hatékonyságot is megőrizhetjük. A természet a maga élőhelyeivel együtt magába foglalja az ember életfeltételeit is. Így az élőhelyek megőrzése az életfeltételek javítása a jelen és a jövő feladata.

A környezetvédelem és a fenntartható fejlődés annak az Európai Közösségnek is általános célkitűzése, amelyhez néhány éve csatlakoztunk. Programjukban környezeti kérdésekkel is foglalkoznak, mint például a talajszennyezés. Az ipari kibocsátás a környezet állapotának romlásában döntő szerepet játszó okok közé tartozik. Az iparnak nem csupán a probléma egyik okozójának kell lennie, hanem a megoldásban is részt kell vállalnia. A szennyezést jelentősen csökkentő, nyersanyag- és energiatakarékos technológiák bevezetése a cél.

A Magyarország legszennyezettebb területei az erőteljesen iparosodott régiók. Ezen ipari körzetekben a környezetterhelés többszöröse az országos háttérterhelésnek. Egyes becslések szerint az ország területének 1/10-ed része szennyezett, ugyanakkor az ipari

közetek és a nagyvárosok magas népsűrűsége következtében a lakosság mintegy 40%-a van kitéve a környezetterhelésnek.

Gyöngyösorszi környékének az átlagost jelentősen meghaladó fémterheltségének veszélyére Turcsányi Gábor, a GATE Növénytan és Növényélettani Tanszékének a tanára hívta fel a figyelmet először 1987-ben. A közvélemény figyelmének középpontjába akkor került a falu, amikor a Használt Akkumulátor Feldolgozó (HAF) üzem építését kezdték meg a volt ércbánya közelében. A kibontakozó lakossági és szakmai tiltakozások következtében a beruházás nem valósult meg. A beruházás kapcsán, majd ezt követően több feltáró jelentés készült a falu és környéke nehézfém terheltségéről. A vizsgálatok során meghatározták a fémhányászat során visszamaradt meddőhányó, a víztározók mederüledékének, a felszíni és felszín alatti vizek, a termőtalaj, valamint a termesztett növények nehézfém tartalmát. Mindezekből megállapítható, hogy a vizsgált területen a nehézfém szennyezettség természetes eredetű, amit az emberi tevékenység tovább növelt.

A térségben a természetes eredetű fémtartalomnak geológiai okai vannak, ugyanis a Toka-patak vízgyűjtő területén jelentős ércesedésnek lehetünk tanúi. Az idők során a vízgyűjtő terület kőzeteinek lepusztulásából származó patakhordalékban megtalálhatók a felszíni és a felszín közeli ércelések. A terület domborzatából adódóan a patak hordalékát a völgyben rakja le. Az így kialakuló nehézfém-koncentrációt tovább növelik a helyben lévő kőzetek. Az érces zónákkal érintkező felszíni és felszín alatti vizek bizonyos mértékben oldják az érceket, így fémtartalmuk az átlagosnál nagyobb,

de az rövid idő alatt lecsökken, mert az oldott ionok kiválnak a vízből. A felszíni vizekből kiülepedő finomszemcsés hordalék is jelentős nehézfém tartalmú, amely árvizeknél kijutva a mederből hozzájárul a háttér-koncentráció emelkedéséhez.

A mesterséges fémterhelés az ipari tevékenységből származik. Az ércbányászat, valamint az ércdúsítás során elkerülhetetlen a többlet nehézfém mennyiség kijutása. A bányából kikerülő meddő anyagok a felszín közeli talajrétegeknél nagyobb nehézfém-tartalommal rendelkeznek. Jelentős mértékű a szennyezettség a bányából kifolyó bányavíznek, valamint a bányavíz tisztításakor kiülepedett szennyvíziszapnak is. A szétválasztási technológia hibái miatt a flotációs zaggal is nagy mennyiségű fém távozott a környezetbe. Az ércdúsító technológiai vize is tovább szennyezte a környezetet.

A természeti adottságaiból adódóan tehát a talaj, a kőzet, a területen lévő flóra és fauna, valamint a felszíni és felszín alatti vizek emberi beavatkozás nélkül is magas fémtartalmúak. A 27/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet alapján Gyöngyösorszi szennyeződés érzékenységi besorolása érzékeny kategória. A Mátra déli lejtőjének ezen részén felszín közeli érctelérek alakultak ki. Ezért települt ide fémbányászat, amelynek egyenes következménye lett a környék tovább növekvő nehézfém-szennyezettsége. A Mátra forrásait, a lehulló csapadékot és a tisztított bányavizet a *Toka-patak* gyűjti össze és továbbítja – a szennyező anyagokkal együtt – egészen a Gyöngyös-Nagyrédei tározóig.



## 1. CÉLKITŰZÉSEK

A környezetvédelem iránti affinitásom miatt PhD dolgozatom témájaként a lakóhelyem közelében lévő környezetvédelmi szempontból megoldatlan problémát választottam. A bőséges szakirodalomból csak a témához szorosan kapcsolódó forrásokat dolgoztam fel. Azokat az adatokat, adatsorokat említem, amelyek jellemzőek és hasonlóságot mutatnak saját vizsgálataimhoz.

A szerteágazó és összetett témából dolgozatomban a különböző kezelések után a flotációs meddőn termesztett növények nehézfém tartalmával és a kezelések hatásával foglalkozom. Munkámban egy olyan problémára igyekszem felhívni a figyelmet, amely hosszú évek, évtizedek óta létezik, de a probléma egészét illetően mind a mai napig nem született összehangolt, megnyugtató megoldás.

Doktori értekezésemben a 2004.-ben beállított kísérletnek első négy évének (2005, 2006, 2007 és 2008) eredményeit dolgozom fel és mutatom be. Vizsgálatom középpontjában áll az alkalmazott kezelések hatásának elemzése.

Fentiekből kiindulva a disszertáció célkitűzései a következők:

1. A meddőhányón nagy a kiporzás és erózió veszélye. A vörös csenkesz mivel a rágást, tiprást jól bírja; és domboldalak erózió elleni védelemében is értékes növény, vizsgáljuk a helyi körülményekhez való alkalmazkodását.
2. A tavaszi árpa, lucerna és vörös csenkesz fémfelvételének (kadmium, ólom, réz, cink) összehasonlítása a különböző kezelések hatására. Az alkalmazott kezelések közül azon kezelések kiválasztása, melyek hatására a növényfajok fémakkumulációja legjelentősebb mértékben csökken.
3. A vizsgált három növényfaj gyökér és hajtás akkumulációjának bemutatása. Figyelemmel kísérve, hogy a tesztnövények mely szervében akkumulálódnak a nehézfémek nagyobb mértékben.
4. A tavaszi árpa, lucerna, és vörös csenkesz állományfejlettségének vizsgálata a kezelések hatására. Azoknak a kezeléseknek kiszűrése, amely hatására a növények fejlődése optimális.

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

Apropója az irodalmazásnak:

Az ipari forradalom kezdete óta egyre nagyobb mértékben terhelik a környezetet a toxikus nehézfémek. A talaj és a föld feletti növényi részek kémiai összetétele jelzi a szennyezést. A termőtalajok elszennyeződése nehézfémekkel súlyos környezetkárosodást okozhat, veszélyezteti a növényeket, az állatvilágot és az ember egészségét, vagyis a tápláléklánc egészét.

### 2.1. A talaj és a talajszennyezés

A talaj a szilárd földkéreg legkülső laza, mállott része, mely termékenységgel rendelkezik (Győri, 1997; Stefanovits *et al.*, 1999; Füleky, 1998).

Várallyay (1990) nyomán minden olyan természeti vagy antropogén eredetű folyamatot, amely a talaj termékenységét csökkenti, minőségét rontja, funkcióképességét korlátozza vagy a talaj pusztulásához vezet, talajdegradációnak nevezzük.

## 2.1. A bányászat hatása a környezetre

A szakirodalomban számtalan olyan környezetszennyezésről lehet olvasni, amelyet kimerült, vagy elhagyott bányák, ércfeldolgozók és meddőjük okoz. Ezek a szennyezések erózió és defláció útján egyre nagyobb területen terjednek szét.

A nemzetközi szakirodalmat áttekintve néhány példát szeretnék kiemelni.

Az ausztráliai *Új Dél-Wales*-ben *Captain's Flat* közelében levő, már nem üzemelő cink, ólom, réz bánya hatásának vizsgálatára (Craze, 1977) került sor. A mintegy 0,15 km<sup>2</sup> területű meddőhányó fémtartalmát az 1. táblázat mutatja.

1. táblázat A meddőhányók fémtartalma (mg/kg) (Craze, 1977)

	<i>Déli meddőhányó</i>	<i>Északi meddőhányó</i>
<i>Pb</i>	8000	5000
<i>Cu</i>	1000	500
<i>Zn</i>	26000	10000

A dréncsőrendszeren, valamint közvetlen úton a Molongo folyóba került szennyeződés mennyisége a folyó hordalékában a következő képen alakult: Cd – 3 mg/kg; Cu – 1 000 mg/kg; Pb – 9 000 mg/kg; Zn – 1 800 mg/kg. A meddőhányó felszíni agyagrétegeire durva kőtörmelékkel vagy kavicsréteget helyeztek, így megakadályozva, hogy a meddőhányóból kapilláris úton toxikus anyag kerüljön a felszíni rétegekbe. Végül 30 cm-es talajréteggel fedték be a meddőhányót. A talajréteg alá drénrendszert telepítettek, hogy elkerüljék a csapadék beszivárgását a meddőhányóba, és a nehézfémek kioldódását. A terület letakarását követően műtrágyáztak, majd fűvel vetették be.

Az Egyesült Államokban az észak *idaho*i Ag, Pb, Zn bányászat meddőjéből került nehézfém a közeli folyóba, majd a kapcsolódó vízrendszerbe. A vizsgálatok alkalmával (Wai és Mok, 1989) arra a következtetésre jutottak, hogy a Cu, Pb, Cd a jelen körülmények között oldhatatlan, az As, Sb oldódását pedig a víz pH-ja befolyásolja.

*Svédországban* egy folyó üledékében halmozódtak fel nehézfémek, melybe egy meddőhányó drénrendszere torkollott. A fémek eloszlását a pH, a szervesanyag tartalom, az oldhatatlan alumínium, valamint a vas-hidroxid befolyásolták (Haakanson et al., 1989).

*Hollandiában* a Geul folyó és árterülete szennyezett ólommal, kadmiummal és cinkkel. Ennek oka Leenaers és Rang szerint (1989) a közeli meddőhányó, ahonnan erózióval kerül a szennyeződés a folyóba, majd a környező talajba.

A dél- ausztráliai Spencer öböl 600 km<sup>2</sup>-én egy Pb, Zn olvasztó szennyező hatását mérték fel (Tiller et al., 1989). A tengeri algákban és az üledékben a Cd mennyisége 300 km<sup>2</sup>-en a háttérérték 10-szerese volt. A vízzel és levegővel terjedő nehézfémek előfordulását az ár- apály befolyásolta.

Az ólom- és cinkbányászat következtében az angliai *Észak- Yorkshire*-ben a Pennini hegységben Grassington Moor és Conistone Moor bányavidékein magas a talaj Zn, Pb, Cd tartalma. A meddőhányók környékén a kialakult fűtakaró stabilitásának vizsgálatok Ostrander és Clark (1991) megállapította, hogy a nehézfémek nagyarányú jelenléte miatt növényekkel csak lassan népesedik be a meddőhányó.

A bányákból a nehézfémek általában savas pH-val rendelkező csurgalékvízzel kerülnek a környezetbe (Salomons, 1995; Yan és Bradshaw, 1995; Vangronsveld *et al.*, 1995; Dudka és Adriano, 1997; Szücs *et al.*, 2000).

Egy akkumulátorgyár közelében a kadmium, klór és az ólom emisszióját, terjedését és felhalmozódását vizsgálta Bergbäck és Carlsson (1995) *Dél-Svédországban* 1992-1994 között. A Pb és Cd koncentráció 1 km távolságig a felszín közeli talajrétegben nagy volt. Az 1972-es vizsgálati eredményekkel összehasonlítva megállapítható a fémek kilúgozódása a talaj legfelső rétegéből (2. táblázat). Az eddigi tapasztalatokkal ellentétben az ólom mozgékonyabbnak bizonyult, és a szerves anyagokkal együtt lemosódva eloszlik az egész talajprofilban.

2. táblázat Az ipartelep közelében a felső talajrétegben mért oldható nehézfém-koncentrációk (1972, 1990) (Bergbäck és Carlsson, 1995)

Távolság (km)	Kadmium		Ólom	
	$\mu\text{g/g}$ talaj (száraz tömeg)			
	1972	1990	1972	1990
0 - 0,3	170	12 - 40	1600	570 - 2500
0,5 - 1	10 - 80	2 - 13	400 - 1000	150 - 300
1 - 2	10 - 15	0,3 - 3	300 - 400	40 - 150
2 - 5	4 - 15	0,7 - 2	40 - 300	70 - 110

A tudomány folyamatos fejlődése a bányászatban is érezteti hatását. Újabb technológiákat dolgoznak ki az ércből való fémkinyerésre. A frissebb vívmányok alkalmazásának lehetőségei tehát a bányászatban is megvannak. Ennek egyik példájaként említhető a biológiai módszerekkel történő fémkinyerés (Coran és Rawlings 2002; Rawlings, 2002; Rawlings et al., 2003). A legfontosabb ércbontó mikroorganizmusok a vasat és ként oxidáló kemoliotrófok. A biotechnológia előnye, hogy a hagyományos kohászati feldolgozás után visszamaradt anyagból gazdaságosan kinyerhetőek a fémek.

Itthoni példaként a mecseki bánya rekultivációját szeretném megemlíteni. A mecseki ércbánya Ércdúsító Üzemének területén az összegyűlt arzénal, kadmiummal és cinkkel szennyezett talaj mennyisége  $4623 \text{ m}^3$  (Lendvainé, 2001). A meddőhányón a fémek elmozdulását a pH 8,5-ös szinten tartásával lehet megakadályozni. Mészhidrátos, mészsuszpenziós kezeléssel állítják be a 8,5-9,0 pH-t. Az in situ kezeléssel biztosított pH tartományban a cink kivételével

olyan csekély a fémek oldódása, hogy ez a környezetre nem jelent veszélyt.

A bányászat során visszamaradó meddőanyagok sok probléma forrását jelentik. Ezek megfelelő tárolása, kármentesítése, hasznosítása egyre égetőbb feladatot jelent. Mindenkor nagy gondot kell fordítani arra, hogy megakadályozzuk a szennyeződések tovaterjedését. Technológiai hiba, emberi gondatlanság, vagy nem kiszámítható esemény következtében elterjedő szennyeződést nehéz megállítani, s egyben költséges is, valamint visszafordíthatatlan következményei lehetnek.

## **2.2. A nehézfémek előfordulása a talajban**

Az egyre nagyobb volumenű közlekedés, a mezőgazdaság, az ipari tevékenység, és a települések nehézfém emissziója összeadódik, ezért a talaj és a többi környezeti elem terhelése is jelentősebb lesz.

A talajképző kőzetek geológiai okokból eltérő mennyiségű fémet tartalmaznak. Ez befolyásolja a rajta kialakult talajok fémkoncentrációját. A természetes fémtartalommal párhuzamosan mesterséges befolyásoló faktorokról is beszélhetünk, amelyeket jelentős hatótényezőként tartunk számon. Ez a mesterséges fémtelhelés adódhat a közlekedésből, ipari, mezőgazdasági tevékenységből. A talajfunkciói közé tartozik, hogy pufferozza a stresszhatásokat, raktározza a különböző szennyezőanyagokat. A természet szűrő s egyben detoxikáló rendszere, így védi egy bizonyos



határig a szennyeződésektől a mélyebb talajrétegeket, valamint a felszínalatti vizeket.

Szabó és Nyilasi (1974) szerint a káros elemek közül a környezetre káros hatással a következő elemek lehetnek:

- nemfémek: Br, Se;
- félfémek: Al, As, B;
- második fajú fémek: Ag, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn;
- alkáli és alkáli földfémek: Cs, Na, Sr;
- átmeneti fémek: Co, Cr, Mn, Mo, Ni, V;
- lantanidák és aktinidák: U.

A talajok kation-kicserélődési kapacitása is befolyásolja a nehézfémek a mozgását a talajban. A kationkicserélődés során megfigyelhető adszorpció egy komplexképződési folyamatként írható le a kationok és a talajkolloid felszínek funkciós csoportjai között, melyekhez elektrosztatikusan kötődnek. (Wiklander, 1964)

Általában a pH csökkenésével növekszik a felvehető nehézfémek mennyisége a talajoldatban. A legtöbb országban a 6,5 pH alatti értéket tekintik kockázatnövelő értéknek. Az oxidációs-redukciós viszonyok is befolyásolják a felvehető formák arányát elsősorban a változó vegyértékű fémeknél (Mn, Cr, Cu), melyet a kritikus pE értékkel, Pourbaix diagrammal jellemeznek (Szabó, 1997; Karuczha és Löki, 1998; Karczewska, 1999; Lehoczky et al., 1997).

Hargitai (1981a, b) a humuszanyagok mennyiségének és minőségének jelentőségét említi környezetvédelmi szempontból. A jó

minőségű nagy stabilitási koeficiensű humusz anyagok kelátképző tulajdonságaik alapján kötik meg a nehézfémeket.

Hargitai (1994) többször bizonyította, hogy szennyvíziszapos kezelések hatására csökkent a nehézfémek mobilitása a talajban, a szerves anyagokhoz való kötődésük függvényében. Így a mobilis mennyiség az ólomnál 76%-kal, a kadmiumnál pedig 50%-kal csökkent. Az ólom jellegzetes eloszlását a talajokban a szerves anyagokhoz való erős kötődése befolyásolja leginkább, így a talajok felső, humuszban leggazdagabb rétegében halmozódik fel. A kadmium és a higany igen erős hajlamot mutat a szerves anyagokkal való fém-organikus komplexek képzésére, melyek különösen savanyú közegben oldódnak vízben, ami jelentősen befolyásolja eloszlásukat a talajban.

A pH mellett a talaj szervesanyag-tartalma is jelentősen befolyásolja a nehézfémek viselkedését. A szerves anyagok - különösen a humusz - növelik a talaj nehézfém-visszatartó képességét, főként a kadmiumra, a higanyra és a cinkre jellemző ez a tulajdonság. Ahogy növekszik a szerves anyagok mennyisége, nő a talaj adszorpciós képessége, és fémorganikus komplexek alakulnak ki. A kis koncentrációban előforduló nehézfémek gyorsan megkötődnek a talaj felső rétegében. A talaj szervesanyag-tartalma általában jóval kisebb, mint az agyagtartalma (Alloway, 1995).

A nehézfémek természetes körülmények között a talajban és a kőzetekben az élő szervezetek számára többnyire ásványokként vannak jelen. Például a vulkáni eredetű és metamorf kőzetek, így az

olivin vagy augit mállásával jelentős mennyiségű Mn, Co, Ni, Cu és Zn kerül a környezetbe. Sok nehézfém szulfidok formájában található a természetben, így az Pb galenit, a Cu kalkopirit vagy a Zn szfalerit formájában. A Cd általában a Zn-vel egyszerre fordul elő a hasonló ionsugaruk és elektronegativitásuk miatt. (Ross, 1994; Ross et al., 1994)

A toxikus nehézfémek különböző mozgékonyaságú formákban vannak jelen a talajban. A folyadékfázisban hidratált ionként, oldható szerves és szervetlen komplex vegyületek formájában, valamint finom diszperz lebegő kolloidok alkotórészeként találhatók. Szilárd fázisban pedig oldhatatlan csapadékokban, a szerves és szervetlen kolloidok felületén kicserélhető és specifikusan adszorbeált állapotban, illetve a szilikátok kristályrácsában fordulnak elő (Filep, 1988).

Előbb néhány külföldi példát mutatok be:

A nehézfémek stabilitására irányuló vizsgálatokban Scheffer és Schachtschabel (1989) megállapította, hogy jelentős részben a talaj huminanyaga, sesquioxid és agyagásvány tartalma, a talaj savanyúsága, és redoxiviszonyai határozzák meg a nehézfémek stabilitását. Valamint a nehézfémek fizikai-kémiai tulajdonságai is befolyásolják az elemek stabilitását. Az hogy a talaj az egyes mikroelemeket milyen mértékben tudja visszatartani, elsősorban az elemek oldhatóságától, illetve a talaj kationcsere kapacitásától függ.

A talajban lévő ásványi alkotórészek és a talajoldat között lejátszódó határfelületi folyamatok nagymértékben meghatározzák az egyes elemek geokémiai körfolyamatait. A talajoldat összetétele függ az ásványok mállási sajátságaitól és a csapadékképződési

folyamatoktól, amelyekben a határfelület alapvető szerepet játszik. Emellett az ásványi felületek katalizátorai is lehetnek egyes kémiai vagy biokémiai reakcióknak. A határfelületi folyamatok összetettek, így az adszorpció, deszorpció, ioncsere, csapadékképződés, oldódás és elektrontranszfer folyamatok komplex rendszert alkotnak (Davies és Hayes, 1986).

Fergusson (1990) korábbi vizsgálataira alapozva a talajban megengedett nehézfém tartalmat állapított meg. Káros koncentrációról akkor beszélünk, ha egy fém feldúsulása jelentősen – esetleg több nagyságrenddel – meghaladja a 3. táblázat értékeit.

**3. táblázat Néhány nehézfém átlagos koncentrációja (mg/kg) kőzetekben és talajokban (Fergusson, 1990)**

Elem	Magmás kőzetekben		Üledékes kőzetekben			Földkéregben	Talajokban		
	bazalt	gránit	Agyagos	Karbonsátos	homokos	Átlagosan	min.	max.	átl.
<b>As</b>	1,5	1,5	1	1	1	1,5	0,1	40	6
<b>Cd</b>	0,13	0,1	0,3	0,04	0,04	0,11	0,01	2	0,35
<b>Pb</b>	3	24	20	9	7	14	2	300	19

Az 4. táblázatban olyan szennyeződési forrásokat láthatunk, amelyek emberi tevékenységre vezethetők vissza. A szerző tapasztalatai alapján az elsődleges források kisebb mértékben, ám nagy területen; a másodlagos források viszont nagyobb mértékben, de kis területen koncentrálnak.

4. táblázat Talajokat potenciálisan szennyező elemek származása (Fergusson, 1990)

Forrás	Elem
<i>Elsődleges források</i>	
<i>műtrágyák (foszfátok)</i>	Cd, Pb, As
<i>mész</i>	As, Pb
<i>rovarirtó szerek</i>	Pb, As, Hg
<i>szennyvíziszapok</i>	Cd, Pb, As
<i>öntözővíz</i>	Cd, Pb, Se
<i>szervestrágyák</i>	As, Se
<i>Másodlagos források</i>	
<i>kipufogógázok</i>	Pb
<i>kohók, olvasztók</i>	Pb, Cd, Sb, As, Se, Hg
<i>hulladékégetők</i>	Pb, Cd,
<i>bányavidékek</i>	Pb, Cd, As, Hg
<i>autógumi</i>	Cd
<i>festékek</i>	Pb, Cd
<i>szénégetés</i>	As, Se, Sb, Pb

A fémek talajbeli mobilitása nagyban függ a fémek megjelenési formájától, ahogy azt a 5. táblázat mutatja.

5. táblázat Nehézfémek relatív mobilitása talajokban (Fergusson, 1990)

Relatív mobilitás	F e l t é t e l e k			
	<i>oxidáló</i>	<i>savas</i>	<i>semleges és/vagy lúgos</i>	<i>redukáló</i>
<i>Nagyon nagy</i>			Se	
<i>Nagy</i>	Se	Se, Hg		
<i>Közepes</i>	Hg, As, Cd	As, Cd	As, Cd	
<i>Alacsony</i>	Pb, As, Sb	Pb, Bi, Sb	Pb, Bi, Sb	
<i>Nagyon alacsony</i>			Hg	Se, Hg, As,
<i>Immobilis</i>				Cd, Pb, Bi

Jones (1991) eltérően értékeli az egyes szennyezőanyagok hatását és jelentőségét. A talajok – amelyeket csak hosszabb ideig tartó jelentős szennyeződés változtat meg – a különböző terhelésekre eltérő módon reagálnak. Ha nagyobb szennyezés éri a talajt, mint amit annak pufferkapacitása, adszorpciós képessége vagy szennyező anyagot lekötő képessége el tud viselni, akkor változások történnek a talajban. A pufferkapacitás megváltozásával módosul az adszorpciós képesség is. A pH viszonyok változásával párhuzamosan más állapot alakul ki a nehézfémek kötött és oldott állapotban lévő fázisa között.

A nehézfémek talajbani átlagos koncentrációja lényegesen kisebb, mint a földköpenyt alkotó nemfémes elemeké és eloszlásuk egyenetlen ( Nyilasi, 1980)

Wong és Hicks (1997) vizsgálatai bizonyították, hogy a nehézfémeknek a talajból elektrokinetikai eljárással történő kivonásának fő akadálya a katód közelében kialakuló magas pH. A különböző anionok is befolyásolják a fémek oldékonyságát. A karbonát- és szulfátionok kis koncentrációjú jelenléte gátolja az ólom oldékonyságát, a cinkét viszont egyáltalán nem befolyásolja.

Hazai tapasztalatok közül is említek néhányat:

A szennyvíziszap mezőgazdasági területen való elhelyezésének irányelveit Vermes (1998) írta le. Eszerint a talaj és az iszap nehézfém tartalmát ismerni kell, mert csak ennek tudatában számítható ki a még kijuttatható mennyiség.

Kádár, és Németh (2004) munkájukban mikroelemek elmozdulását követték nyomon a talajprofilban. Az elemek vertikális

mozgása és mobilitása függhet az adott elem ionformájától, oxidációs fokától, kémiai természetétől, a talaj tulajdonságaitól (pH, mésztartalom, kötöttség, agyagtartalom, humuszállapot, kelátképző tényezők, redoxviszonyok). A talaj kiszáradása és újranedvesedése mérsékli az elemek oldatba kerülését. Az anionok többsége jól mozog a talajban, mert a talajkolloidok kevésbé kötik meg a negatív töltésű felületeiket, illetve jóval kisebb a talajok anioncserélő kapacitása, mint kationcserélő kapacitása.

Kádár (1991) azon tapasztalatairól írt, melyek szerint a Cd-ből a vulkáni kőzetek kevesebbet, az üledékből származó kőzetek többet tartalmaznak. Szabadföldi nehézfém terheléses kísérletben a nem mozgékony fém csak a bedolgozás mélységében volt megtalálható. A réti talajok összes Cd és Pb tartalma magasabb, mint a homoktalajoké (Boldis, 1988). Az ólomról elmondható, hogy koncentrációja a talajprofilban lefelé haladva csökken. Hatására csökken a fotoszintézis sebessége. Amennyiben a talajt meszezzük, vagy növeljük a szervesanyag-tartalmat, a pH-t, csökken a felvehető Pb mennyisége.

A talaj folyékony és szilárd fázisában a nehézfém-ionok különböző kötési formákat hoznak létre (Csathó, 1994a, b). Az egyes kötési formák általában dinamikus egyensúlyban vannak. Ha a talaj savas kémhatású, növekedhet a talajoldatba kerülő fémionok mennyisége. Amennyiben sok fémion kerül a talajba, felerősödnek az adszorpciós folyamatok. A toxikus nehézfémek oldható komplexbe kerülése nem kívánatos, mivel így növekszik a fém mozgékonyága.

Az ipar, illetve a közlekedés szennyező hatása következtében a talajok és növények Cd, Cu, Pb, Zn tartalma nagyságrenddel

megnőhet. A talaj és a növény Zn koncentrációja közötti kapcsolat kimutatható (Kádár,1995; Kádár et al. 1998).

A műtrágyázás megnövelheti a talaj Cd-, As-, Cr-, Mo- és Mn-tartalmát (Thyll, 1996). A növényvédelmi munkákkal korábban az As, Hg, Cu mennyisége növekedhetett jelentős mértékben. Ezeket az erősen környezetkárosító növényvédő szereket már évtizedekkel ezelőtt betiltották.

A nehézfémek adszorbeálásában a talaj szerves és szervetlen alkotóinak, továbbá az ezekből keletkező ásványi kolloidoknak fontos szerepe van, utóbbiak nagy felülete miatt. A nehézfém terhelhetőséget a kationcserélő kapacitással (CEC) lehet jellemezni. A pH csökkenésével a talajban növekszik a felvehető kationos formák mennyisége, a 6,5 pH alatti érték kockázat növelő küszöbértéknek tekinthető; a pH az anionos formában levő nehézfémionok mobilitására ellenkezően hat (Németh et al., 1997a).

Az ipar, a mezőgazdaság és a közlekedés kibocsátásának visszaszorításával csökkenthető a talajba jutó nehézfémek mennyisége. Az optimális műtrágya és növényvédőszer használat, az ólommentes benzin elterjedése, a nagy ipari kibocsátók termelésének csökkentése, illetve a környezetkímélő technológia bevezetése, valamint a megfelelő szűrőberendezések alkalmazása mind-mind szükséges ahhoz, hogy a talajokat érő negatív hatások csökkenjenek, és a talajok jelenlegi állapota ne romoljon tovább.



### 2.3. A nehézfémek előfordulása a növényekben

Természetes eredetű nehézfém-tartalom esetén a növényzet jellemezhető átlagos elemtartalommal, növényfajonként nagyon eltérő lehet az elem-toleráló és akkumuláló képesség (Grasselly, 1995).

Murray et al. (2000), Steinnes et al. (2000), Hršak et al. (2000) vizsgálataik során arra a következtetésre jutottak, hogy néhány növényfaj nagyobb fémkoncentrációt tűrő képessége valószínűleg egy természetes fémtolerancia eredménye, Nagy fémkoncentráció ellenére sem csökkent a mikrobák biomasszája és aktivitása, folyamatos volt a szerves anyag lebomlása, így a növények elegendő tápanyaghoz jutottak. Ennek feltétele volt, hogy a fémek nem voltak könnyen hozzáférhetők az élőlények számára. A betyárkóró (*Erigeron canadensis*) toxikus tünetek nélkül vette fel a kadmiumot és krómot. A habszegfű (*Silene cucubalus*) ugyancsak toxikus tünet nélkül akkumulálta a kadmiumot és a cinket. A cickafark (*Achillea millefolium*) nem vette fel a kadmiumot, rezet, ólmot és a cinket.

Kumar et al. (1995), Garbisu (2001) a fémek fitoextrakcióját (szennyeződés földfeletti hajtásba szállítása, koncentrálása majd eltávolítása) vizsgálta. A növények nehézfémekkel szembeni toleranciájának alapja, hogy a nehézfémionok elkülönülnek a vakuólumban, megfelelő ligandumokhoz (szerves savakhoz, fehérjékhez, peptidekhez) kötődnek, és olyan enzimek vannak jelen, melyek nagy mennyiségű fémion jelenlétében is működnek. A növények fémionokkal szembeni rezisztenciája legtöbb esetben a

fémek növényi gyökerekben és sejtfalban való immobilizációjának a következménye.

Sok hazai tapasztalat áll rendelkezésünkre, ezek közül emelek ki néhányat:

Győri (1975) az elemeket közöttük a nehézfémeket a növényekben való akkumulációjuk alapján *Vinogradov* nyomán három csoportba sorolta:

1. A növényekben *nagyobb* mennyiségben fordul elő mint a talajban: N, P, C, Br, K, B, Ca, Cl, Cu, Mo, Mg, S, Zn, Rb,
2. A növényekben, a talajban *egyenlő arányban* található: Li, Se, Na, Mn.
3. A növényekben *kisebb* mennyiségben levő, mint a talajban: As, Fe, Al, Cr, Pb, Ni, V.

Tölgyesi (1962, 1963, 1966, 1969) munkáiban sok növényfaj átlagos mikroelemtartalmát határozta meg. Vizsgálatai kiterjedtek vadon élő és termesztett növényekre, gyomnövényekre, erdei növénytársulásokra és vízi növényekre. Néhány növénycsalád és nemzetség átlagos Cu és Zn tartalmát a 6. *táblázat* tartalmazza.

6. táblázat Néhány növénycsalád és nemzetség átlagos Cu és Zn tartalma (mg/kg) (Tölgyesi, 1969)

Család / nemzetség	Cu	Zn
<i>Euphorbiaceae</i>	8,4	32
<i>Boraginaceae</i>	11,7	27
<i>Plantaginaceae</i>	9,4	31
<i>Poa</i>	6	28
<i>Tussilago</i>	12,1	43
<i>Carduus</i>	9,4	24

Homoktalajon Kuboi és munkatársai (1986) a talaj és a földfeletti növényi rész Cd tartalma között találtak kapcsolatot. A pillangósvirágúakban halmozódott fel legjelentősebb mennyiségben a Cd, legkevésbé a keresztesvirágúakban.

Az ajkai ipari körzet nehézfém szennyezettségét Kovács et al. (1986) mérte fel. A gáz- és porszennyezettség következtében a fák károsodása és pusztulása jelentős. Az ajkai és gödöllői akácfaék elemtartalmát a 7. táblázat mutatja be.

7. táblázat Az akácfaék elemtartalma (mg/kg) (Kovács et al., 1986)

Minta	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>Gödöllő, park</i>	-	35	1,6	17
<i>Ajka, központ</i>	0,4	73	0,5	32
<i>timföldgyár</i>	10,2	9,2	8,2	58
<i>erőmű</i>	0,4	6,1	12,4	105

Szintén a kadmium hatását vizsgálták Oncsik és munkatársai (1989) tápoldatban rizsnövényen. A Cd hatásának tulajdonították a gyökér és a lombozat növekedésének lassulását. A Cd-vel szemben a magnézium tompító hatása, ha koncentrációja legalább két nagyságrenddel nagyobb, mint a kadmiumé.

Turcsányi (1990) a gyöngyösoroszi, az ajkai, a recski és a borsodnádasi meddőhányó növénytársulásainak elemtartalmát elemezte. Meghatározta egyes növényi részekben – gyökér, szár, levél, virág – az elemek feldúsulását. A 8. táblázat az As, Cd, Cu, Pb, Zn átlagos felhalmozódását mutatja az egyes növényi részekben a gyöngyösoroszi meddőhányón, valamint a gödöllői kontroll területen.

**8. táblázat Cd, Cu, Pb, Zn feldúsulása egyes növényi részekben (mg/kg) (Turcsányi, 1990)**

		<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>	<i>Virág</i>
<i>Cd</i>	<i>Kontroll</i>	0,3	0,2	0,2	0,2
	<i>Gyöngyösoroszi</i>	6,86	2,2	2,5	1,9
<i>Cu</i>	<i>Kontroll</i>	10	8,6	5,2	10,7
	<i>Gyöngyösoroszi</i>	116	26	21,5	37,1
<i>Pb</i>	<i>Kontroll</i>	5,5	3,7	3,9	43
	<i>Gyöngyösoroszi</i>	255	37,5	51	81,8
<i>Zn</i>	<i>Kontroll</i>	42	40	23,4	44
	<i>Gyöngyösoroszi</i>	1206	562	1207	454

Kádár (1991) vizsgálatai szerint a tenyészidő során a rozs, a búza, a tritikálé és a szója nehézfém tartalma különböző mértékben, de csökken. Savanyú talajon a dohány öregedő leveleiben akkumulálódott a Pb és a Zn, a Cu egyenletesen fordult elő és enyhén hígult az idő folyamán. A Cd mennyisége a növény korával párhuzamosan növekedett.

Kádár (1995) meszes csernozjom talajon nehézfém terheléses kísérletben végzett vizsgálatai szerint a kukorica Cd, Cr, As, Al, Hg, Ni tartalma a gyökérben nőtt. A sárgarépa gyökér termését a Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, Mo nem, vagy csak alig csökkentette. A Cu a gyökérben jelentősebb mennyiségben fordult elő; a Cd, Pb, Zn fele-fele arányban oszlott meg. A burgonya kevés mikroelemet halmozott fel. A sárgarépa-hoz hasonlóan a toxikus elemek a föld feletti részben dúsultak.

Kádár (1998) ugyanezen talajon végzett cékla-kísérletben úgy tapasztalta, hogy, a 270 kg/ha-os Cd és Cr terhelés hatására a termés mennyisége csökkent. Szeptemberben a júniusi mintavételhez képest a növényekben az Al, Cd, Cr, Ni, Pb mennyisége megduplázódott, a cinké csökkent. A gyökérben a felhalmozódás mérsékeltebb volt. Más évben a 810 kg/ha-os Cd terhelés hatására a spenót elpusztult. A többi vizsgálat alapján a Cu, Pb, Mo, Ni nem bizonyult toxikusnak. Meszes homokon (Órbottyán) a zöldborsónál a Se és a Zn okozott termés-csökkenést. 270 kg/ha Zn terhelés esetén a magtermés a felére csökkent.

Naár és Bíró (20) kísérletükben kadmiummal, nikkellel és cinkkel szennyezett talajokban vizsgálták a különböző *Trichoderma*

fajokat. A gombák fajösszetétele jelentősen változott a fémek és az alkalmazott dózisok függvényében. A nehézfémek nemcsak a gombák gyakoriságát változtatják meg, hanem az endemikus *Trichoderma* populáción belüli interspecifikus kapcsolatokat is.

Az arbuskuláris mikorrhiza gombák viselkedését vizsgálta Bíró et al. (1995) 13 fémsó 4 fokozatú talajterhelése esetén tavaszi árpa (*Hordeum vulgare*) tesztnövényen. A vizsgálat során a gyökerek belső mikorrhiza kolonizációja kevésbé bizonyult érzékenynek a hosszú távú nehézfém-stresszre. A mikorrhiza működés különböző mechanizmusai általában segíthetik az anyanövényeket a környezeti stressz elviselésében, ami kiegyensúlyozottabb hajtás biomassza produkciót eredményezhet.

Litavka-folyó allúviumán egyes esetekben a nehézfém-tartalom sokkal magasabb volt, mint a cseh szabványok által megengedett határérték. Mikanová et. al (2001) kísérletében a nehézfém-koncentrációk értékei a hajtásokban általában szignifikánsan alacsonyabb voltak, mint a gyökerekben a vizsgált minden fém esetében.

Kovács és munkatársai (1993) szerint a nagy nehézfém koncentrációjú talajokból a növények gyökerei nagy mennyiséget tudnak felvenni, ezt azonban befolyásolják a talaj tulajdonságai és a növényfaj is.

A nehézfém akkumuláló növények lehetőséget nyújtanak arra, hogy a talajból – nem nagy mennyiségben – a nehézfémeket kis költséggel eltávolítsuk. A kármentesítésnek eme lassú formája azonban végső megoldást nem jelent minden esetben, hiszen a

betakarított növényi részek elhelyezése újabb megoldandó problémát mutat. Másrésztől számolnunk kell azzal is, hogy amennyiben a növényevő állatok a fémakkumulációra szolgáló növényeket elfogyasztják, a nehézfémeknek a táplálékláncba kerülése elkerülhetetlen.

## **2.4. Nehézfémek eltávolítására alkalmas talaj kármentesítő eljárások**

Terhes örökség gyanánt ránk maradt bányászatból, kohászatból származó melléktermékeket, meddőhányókat kármentesíteni / remediálni kell, mert a visszamaradt szennyeződés ismételt szétszóródik, és újra eloszlik a levegőben, a vízben, és a talajban.

A talajtisztítási eljárásokat több szempont szerint is csoportosíthatjuk. A szennyezett talajok mennyiségének növekedésével párhuzamosan újabb és újabb eljárásokat dolgoznak ki, amelyeknél mindig nagyon fontos követelmény a helyspecifikus megközelítés. Mindenhol más a siker mércéje. Egy adott helyen kidolgozott eljárást nem szabad egy az egyben máshol adaptálni. A helyi viszonyokhoz való alkalmazkodásra hangsúlyt kell fektetni.

A talajtisztítási eljárások egyik lehetséges csoportosítása: *fizikai – kémiai – biológiai – termikus – stabilizáló/szilárdító* technológiák köre. Ezeket általában nem magukban, hanem kombinációban használják. Az *Egyesült Államokban* 1986-ban állami támogatással – az említett öt csoportot nyolcra bővítve – tisztítási

kísérleteket indítottak be az *EPA (Environmental Protection Agency = Környezetvédelmi Hivatal)* kezdeményezésére. Létrehozták a *SITE-t (Superfund Innovation Technology Evaluation = Innovációs Technológia-értékelési Alapítvány)*, melynek feladata a különféle tisztítási eljárások mérnöki és költségadatainak kialakítása és értékelése.

A helyszíni stabilizációt Bisio (1991) írta le. Ennek alapján a talajba szabadalommal védett anyagot keverték. A minden talajtípuson hatékony eljárás alkalmas talajüledékek és zagy tározók aljzatának tisztítására is. Az eljárás során a szervesanyagok és a nehézfémek oldatlan állapotban maradtak. A nagyszilárdságú kezelt talaj áteresztőképessége kicsi. A szilárdítás folyamán az oldhatatlan hulladékból nehézfémek oldódhatnak ki kis mértékben.

A nehézfémek vízoldható vegyületei bizonyos koncentrációban mérgezőek az élővilágra, amiket kémiai kötésekkel lehet ártalmatlanítani és immobilizálni. Neumaier (1992) immobilizációs eljárásokat dolgozott ki. A folyamatokban oldhatatlan fémsókat, nehezen oldódó szulfidokat, foszfátokat, karbonátokat is alkalmazott. Az eljárások előnyeit és hátrányait a 9. táblázat foglalja össze.



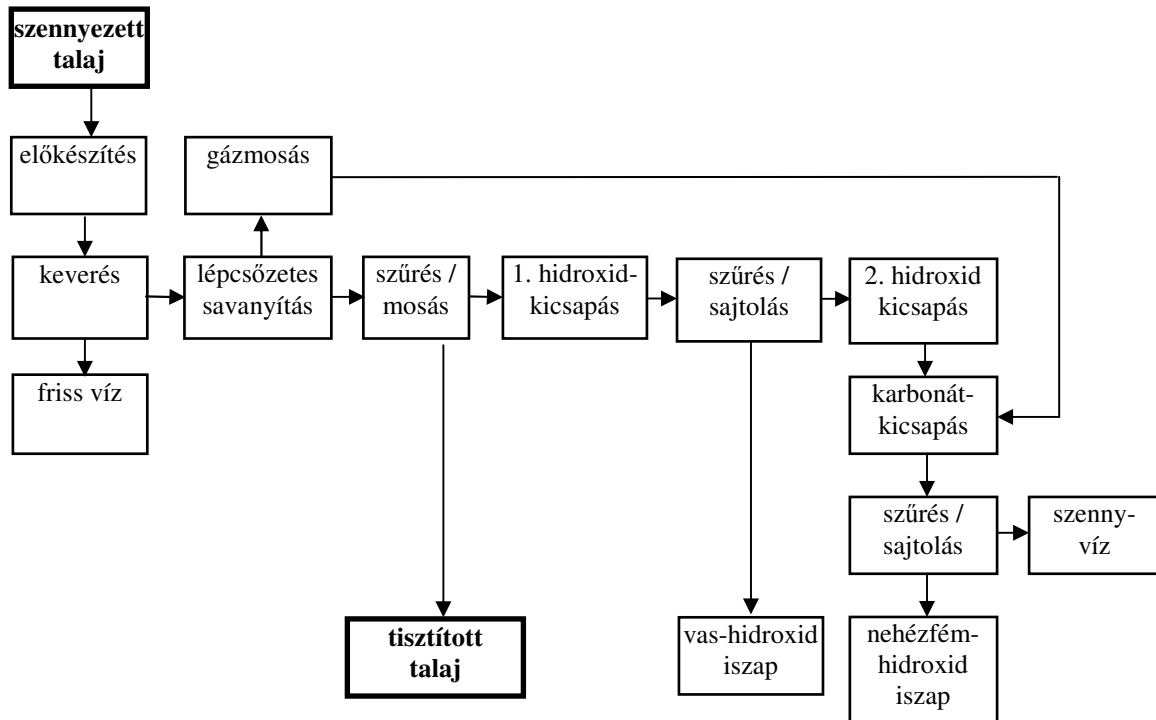
9. táblázat Tisztító eljárások előnyei és hátrányai (Neumaier, 1992)

	<i>Előnyök</i>	<i>Hátrányok</i>
<b>Technikai kezelés</b>	- szennyezés gyors eltávolítása - összes szerves vegyület eltávolítása	- költséges véggáztisztítás - zavar esetén a folyamat megfordíthatatlan - hosszú hatósági engedélyezési eljárás - a lakosság idegenkedése - magas költségek
<b>Mosóeljárás</b>	- szennyezés gyors eltávolítása - mobil berendezések szállítási költségek nélkül	- csak nagy szemcséjű anyagnál - csak elválható anyagokra - energiaigényes mosóvíztisztítás - csatornabekötés szükséges
<b>Biológiai kezelés</b>	- kedvező költségű kivitelezés - természetes eljárás, jó lakossági fogadtatással - eredeti helyen lehetséges (pl. beépített terep)	- csak meghatározott anyagcsoporthoz alkalmazható - nagy időszükséglet - előkísérlet és közbenő vizsgálat szükséges - maradék szennyeződés lehetséges

Niemann (1992) fejlesztette ki a Neckarból kikutort nehézfémekkel erősen szennyezett folyami hordalék kármentesítése kapcsán. A folyamat négy lépésből áll:

1. *nehézfémek mobilizálása;*
2. *nehézfémmentes szilárd anyagok elválasztása a szennyezett oldattól;*
3. *a vas oldatból való eltávolítása;*
4. *további nehézfémek eltávolítása az oldatból.*

Az aprítás, átszitálás után növekedett a részecskék anyagkicserélődési felülete, így a tisztítás hatásfoka is, a nehézfémek jobban oldatba vihetők voltak.



**1. ábra.** A nehézfém-eltávolítási eljárás folyamatábrája (Niemann, 1992)

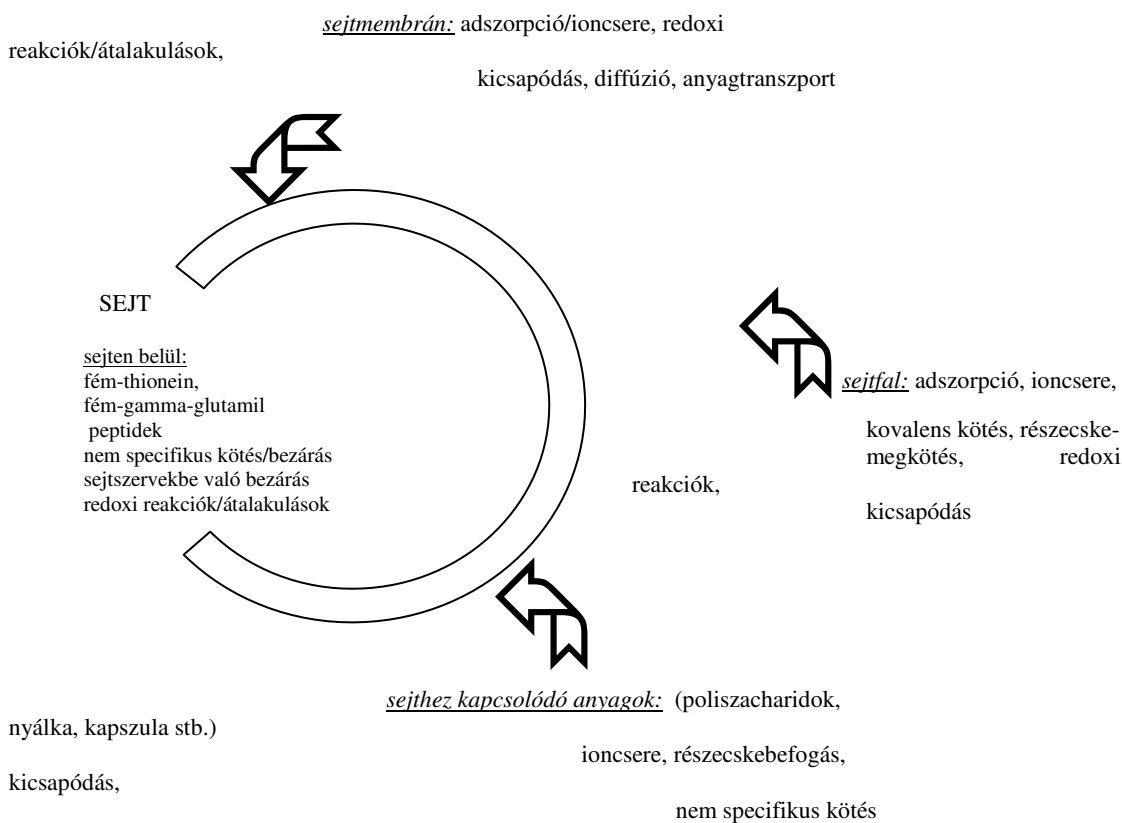
Niemann (1992) fejlesztette ki a Neckarból kicotort nehézfémekkel erősen szennyezett folyami hordalék kármentesítése kapcsán. A folyamat négy lépésből áll:

1. nehézfémek mobilizálása;
2. nehézfémmentes szilárd anyagok elválasztása a szennyezett oldattól;

3. a vas oldatból való eltávolítása;

4. további nehézfémek eltávolítása az oldatból.

Az aprítás, átszítálás után növekedett a részecskék anyagkicserélődési felülete, így a tisztítás hatásfoka is, a nehézfémek jobban oldatba vihetők voltak.



**2. ábra A sejten és a sejten kívül lejátszódó a toxikus fémek felvételével és méregtelenítésével kapcsolatos folyamatok (Gadd és White, 1993)**

Az *Egyesült Államokban* a Homestake színesfémháztájában az elfolyó víz nagy mennyiségben tartalmaz Cd-t, Pb-t, Zn-t, és Cu-t. Boularbah és munkatársai (1992) a kifolyócsatornába cianobaktériumokat, algákat és magasabb rendű növényeket helyeztek. A biológiai eljárás folyamán a mikroorganizmusok és a nehézfémek között lejátszódó reakciót használták ki. A mikroorganizmusok és a nehézfémek közötti folyamatokat a 2. ábrán kísérhetjük figyelemmel.

Clifford és munkatársai (1993) az As, Cd, Zn, Pb, Se elpárologtatásával kísérleteztek. 900°C hőmérsékleten a hidrogénben való elpárologtatás alkalmával az ólom több mint 85%-át eltávolították. Szintén 900°C-on, de nitrogénben való párologtatás alkalmával az ólomszennyezés 90%-át lehet megszüntetni. A levegőben (N<sub>2</sub> 79%; O<sub>2</sub> 21%) való párologtatáskor az oxigén jelenléte miatt kevesebb ólomot lehetett csak eltávolítani. 1%-os oxigéntartalom 5%-os negatív hatással van az ólomeltávolításra.

Langen munkatársaival (1994) három alapvető technológiát írt le. *Talajmosás*: a nehézfémek, illetve hordozóik elválasztása a szemcsenagyság, a sűrűség, nedvesíthetőség alapján, melyek a részecskék jellemző tulajdonságai. *Kilúgozás*: a fémek oldása és kilúgozása útján történő kivonása. A kivonószer általában komplexképzésre hajlamos szervetlen vagy szerves sav. *Desztilláció*: illékony fémek elválasztása hőmérsékletnövelés és nyomáscsökkentés útján. Ezt a módszert alkalmazzák a talajmosás útján feldúsított higanyszennyezés kivonására. Az említett osztályzási és szétválasztási eljárásokkal a nehézfém-szennyeződés korlátozottan csökkenthető.

Stolzer és munkatársai (1994) komposztokkal vizsgálták az ólom és a kadmium megkötését. Azért ezt a két fémet választották, mert ezek károsító hatása a legnagyobb. A vizsgálathoz giliszta-, gomba-, szennyvíziszap-, és kerti hulladék komposztot, valamint agyagos talajt használtak fel. Az ólom megkötődése a gombakomposzton volt a legnagyobb (35 mg/g). A kadmiumot a gilisztakomposzt kötötte meg legjobban (29 mg/g). Mindkét elem esetén a talaj megkötőképessége volt a legkisebb. A komposztokkal megakadályozható a nehézfémek biológiai körfolyamatokba kerülése. A komposztok minősége a kísérletek szerint nagyon lényeges. A komposztnak jól érettnnek, nagy szervesanyagtartalmúnak, és káros anyagoktól mentesnek kell lennie. Az eljárás előnye a viszonylag alacsony ára.

Habert (1994) a *Massachusetts Institute of Technology* által kidolgozott módszert elemzi. A talajban elhelyezett elektródok segítségével elektromos teret hoztak létre. Az oldható vagy nem oldható, kis molekulájú szennyezőanyag az elektromos térben az egyik pólus felé vándorol, ahonnan kiszivattyúzzák. Az eljárás előnye, hogy nem kell ásni, ami a költségeket növelné, és nincs robbanásveszély. A módszer csak oldatban levő fémekre alkalmas, kísérletek szerint a nagy pH a fémek kicsapódását okozhatja az elektródok körül. Így a fémek koncentrálására van lehetőség a talaj egy részében.

Muracedharen et al. (1994) gombákkal végzett kísérletekről számoltak be. Sok gombafajnál kimutatták, hogy kiváló fémmegkötők. Előnyük, hogy olcsón beszerezhetőek, a

gombatermőtestek makroméretűek, fizikai sajátásaik alapján alkalmasak abszorbensként való alkalmazásra. A tanulmányozott gombák mindegyike jobb fémmegkötő képességű, mint a gyakorlatban használt adszorbensek. A vizsgálatokból az is kiderült, hogy a fakorhadást okozó gombák szintén jó nehézfémzennyeződést megkötő tulajdonságúak.

Az immobilizációs talajkezelést (PBS) Horváthné (1996) írta le a németországi Nürnbergben és Marktredwitzben végzett munkálatok alapján. A technológia célja a talajba került szennyező anyagok immobilizálása, hogy a talajból szennyező anyagok ne oldódjanak ki a talajban levő nedvességgel. A technológia a talajt szennyező nehézfémek, PAH-ok (poliaromás szénhidrogének), dioxin és furán egyenkénti, vagy együttes előfordulása esetén használható. Nürnbergben a BMW Szervíz Állomás területén 1990-ben végezték el a szennyezett talaj kezelését.

A fitoremediációra leginkább alkalmas növények Novelli (1997) munkája alapján a következők: indiai mustár (*Sinapis indica*), dohány (*Nicotina tabacum*), repce (*Sinapis arvensis*), napraforgó (*Helianthus annuus*), tarsóska (*Thlaspi caerulencens*), kosárkötőfűz (*Salix viminalis*), kecskefűz (*Salix caprea*), aggófű (*Senecio jacobea*), amerikai tejelőcserje (*Apocynum*). Ha a betakarított biomassza elégetése után a hamu 40% fémet tartalmaz, akkor azt érdemes hasznosítani. Az eljárás a talaj gyors regenerálására nem alkalmas.

Fischer et al. (1998) a talajok szerves kelátképző anyagokkal való kezelését tartja az egyik legjobb módszernek a remediációs technológiák közül. Természetes anyagok alkalmazása a talaj

megtisztítására előnyös, mert ezek biológiailag jól lebomlanak, beépülnek a talaj szénciklusába. Részben a növényekben, a gombákban és a talaj-mikroorganizmusokban is keletkeznek fontos elemek a nehézfémek méregtelenítésére. 7 körüli pH esetén jelentős Cu és Ni eltávolítására került sor biomassza-hidrolizátummal. Az eljárás hátránya volt, hogy a vas-oxidhoz kötődött fémek nem kielégítően mobilizálódtak.

Az USA-ban a *Superfund Amendments and Reauthorization (SARA) = Helyreállítási és Újraengedélyezési Törvény* előír remediációs technológiák alkalmazását. Az extrakciós eljárások megfelelnek ennek a követelménynek. A talajmosás során ugyanis a szennyezőanyagokat kioldják mosóoldattal. A vizsgálatok során tanulmányozták az etilin-diamin-tetraecetsav (EDTA), N-2 (acetamid) amino-diacetát (ADA), piridin – 2,6 – dikarbonsav (PDA) és sósav (HCl) alkalmazhatóságát szennyezett talajban levő fémek kivonására. Az időfüggő extrahálás során Steele és munkatársainak (1998) az ólom eltávolítására az EDTA volt a leghatékonyabb.

Mivel a fémek gátolják a növények növekedését, géntechnika alkalmazásával olyan enzimeket sikerült izolálni, melynek hatására a fémek zárványokba kerülnek a sejten belül, vagy illékony vegyületekké alakulva elhagyják az organizmust (Moffat, 1999). Ennek nyomán a talajt a talajkiemelés költségének kb. egytizedéért meg lehet tisztítani a higanytól, a réztől és a kadmiumtól. A transzgenikus növényeket elégetve lehet ártalmatlanítani. A kutatási cél az, hogy fitokelatinszintáz-gén működését úgy szabályozzák, hogy a fémfelvétel a felszín feletti részekben következzen be, mert így

könnyebb begyűjteni a talajból kivont szennyeződést. Azt azonban még nem lehet tudni, hogy a transzgénikus növények (pl. fák, bokrok, tengeri fűfélék) különböző éghajlati- és talajviszonyok között hogyan fognak viselkedni.

A természetes komplexképző vegyületek, mint az aminosavak, karbonsavak, cukorsavak biomassza-maradékból (vérliszt, répamelasz) kinyerve a talajban megkötött nehézfémek eltávolítására alkalmasak. Mikrohullámú térben a fémek extrakciójának sebessége függ a hőmérséklettől, a pH-tól, a reakció lefolyásától, az eltelt időtől, szilárd/folyadék aránytól. Nüchter et al. (2000), Pingkuan (2000), Di (2001) melasz-hidrolizátummal végzett extrakciója során az optimális kinyerési érték 12,5 pH, 20 perces reakció idő, 80°C hőmérséklet esetén volt. Melasz-hidrolizátummal Cu, Pb, Cr szabadult fel nagyobb mennyiségben, Na<sub>2</sub> S<sub>2</sub> O<sub>8</sub> oldat alkalmazásakor pedig Cd és Zn.

Az Elgascar Int. (2000) által használt technológia az *MBS* (*Molecular Bonding System = molekuláris kötőrendszer*), az USA Környezetvédelmi Hivatal (EPA), „SITE” (*Superfund Innovative Technology Evaluation = innovatív szennyezett telephely tisztítási technológiák értékelése*) programjának a technológiája. Az eljárás egyszerű, olcsó, és környezetvédelmi szempontból megbízható, lehetővé teszi a szennyezett terület helyszíni kezelését. Magyarországon a *Dunaferr* cinkkel szennyezett iszap maradékát kezelték a technológiával. Az MBS hatékonyan megköti a nehézfémeket, átalakítja azokat szulfidokká, amelyek a fémek legoldhatatlanabb formái. A kezelt anyag pH-ja stabil, fizikai tulajdonságai változatlanok. Az MBS alkalmazható ex situ és in situ



módon. Az eljárás során az anyag megjelenése alapvetően változatlan.

Hepperle et al. (2000), Beath (2000), és Chen et al. (2000) a fitoextrakció nyújtotta lehetőségekről írt. Olyan, nehézfémeket jól akkumuláló növényekről van szó – dohány, indiai mustár, fűzfa – melyek helyszínen alkalmazhatók és nem károsítják a talaj szerkezetét. A viszonylag kis extrakciós teljesítmény miatt hosszú mentesítési-időre van szükség. A terhelés fokától, az eloszlástól, a nehézfém fajtájától és a növény mobilizáló képességétől függően a kármentesítési idő néhány évtől akár 100 évig is eltarthat.

Dél-Afrikában az ipar a környezetszennyezés fő forrása. A lakosság, valamint az ipar növekedése miatt a víz nehezen elérhetővé vált, ezért fontos annak újrafelhasználása. A magas víztisztítási árak miatt alternatív megoldáshoz folyamodtak. Stirk és van Staden (2001) a dél-afrikai vizekben 3 bioszorpciós képességű tengeri moszatfajt talált. Megvizsgálták az egész alga biomasszát, elkülönítették belőle az ionokat, hogy újra fel tudják használni további adszorpcióhoz. Az eredmények lehetővé teszik a technológia ipari célú felhasználását.

A talajszennyeződés mobilis jellegéből adódóan a felszíni és felszín alatti vizeket, sőt néha a vízbázisokat is veszélyezteti. A talajban élő mikroorganizmusok részben táplálékként hasznosítják a szennyezőanyagokat. Mesterséges bioremediációs technikákkal lehet a hatást növelni és a folyamatot irányítani. A Terra humana (2001) által alkalmazott TDT-3R termikus deszorpciós reaktor számítógéppel irányított folyamatos üzemű talajtisztító berendezés.

Talajremediációs vizsgálatokat végeztek az USA-ban és Svédországban fűzfafajokkal (*Salix*). Termékenységükkel a *S. caprea*,

*S. cinerea*, és a *S. viminalis* hibrid tűnt ki. Az éghajlati-, tápanyag- és vízellátás szempontjából igénytelen fajok a Cd és Cu felhalmozása jelentősebb volt, mint a Zn, Ni, és a Pb esetében. A szöveti Cu, Ni, Pb- felhalmozódást a talajkoncentráció kevésbé befolyásolja, mint a Cd és a Zn akkumulációját. Megállapítást nyert, hogy a fűzfafajok (*Salix*) fitoremediációra alkalmasak (Punshon et al. 1999, Van der Leile et al. 2001, Pulford et al. 2002, Pulford et al. 2003).

Folytak kísérletek nehézfémionokkal szennyezett talaj in situ mikrohullámú energiával való remediációja céljából. Az eredmények alapján ezzel a módszerrel gazdaságosan eltávolíthatók a vizsgált fémek (Cd, Mn, Cr). Az eljárást Abramovitch et al. (2003) ismertették, amit a szerzők ajánlása szerint több talajtípuson is vizsgálni kell még.

Fitoremediációs eljárásokat Simon (1999), Máthéné és Anton (2004, 2005a, 2005b), Anton és Máthéné (2005) a következő csoportokba sorolta: fitoextrakció, fitostabilizáció, fitodegradáció, fitovolatizáció és a rizofiltráció.

Dermatas et al. (2003), Phair et al. (2004) nyomán az égetett meszes – szulfátos stabilizációs kezelést ismerhetjük meg, amit pernye adagolásával egészítettek ki. A következtetések alapján az ólom, és a króm immobilizációjának pH- tartománya növekedett. A pernye adagolásának köszönhetően az építőipari hasznosítás is lehetővé válik.

Különböző fémekkel szennyezett talajon apró szulákot (*Convolvulus arvensis*) vetettek. Ez az évelő, mélyen gyökerező, szárazságtűrő növény Cr, Cd, és Cu talajterhelés alkalmával a

fitoremediációs technológia egyik „eszköze” lehet (Mulligan, et al. 2001, Del Rio et al. 2002, Gardea-Torresdey et al. 2004).

Kutatókban többször felmerül a GMO-k (genetikai módosított szervezetek) hasznosítása a bioremediációban, azonban mindig jellemző a téma óvatos megközelítése (Garbisu et al. 1999, Garbisu et al. 2001). A tudományos, etikai és társadalmi szinten folyó vita kimenetele egyelőre nem látható. GMO-k alkalmazása esetén egyik fontos szerepük lehet a környezetszennyezések felszámolásában. Így például a genetikailag módosított növényekkel a fémextrakció hatékonysága esetleg egy, vagy két nagyságrenddel is növelhető lesz.

A kármentesítési eljárásoknak kiterjedt szakirodalma van. A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium gondozásában, az Országos Környezeti Kármentesítési Program keretében évek óta jelennek meg kiadványok a tárgykörben. Neves szakértők tollából más összefoglaló munkák is jelentek meg. Teljesség igénye nélkül Kádár (1998), Simon (1998) és Tamás (2002) munkáit kell feltétlenül megemlíteni. Nehézfém terhelési szabadföldi kísérletekben az oldható formában adott nehézfémek fitotoxicitása, nehézfém felvétele Szabó (1998), Fodor (1998) közölnek értékes adatokat.

## **2.5. A Gyöngyösorszi térségében végzett korábbi vizsgálatok áttekintése**

A bányászat, valamint a *HAF (Használt Akkumulátor Feldolgozó)* tervezett építése okán, később pedig a kármentesítési

tervek miatt több szennyeződés felmérés is zajlott Gyöngyösorszi térségében. A környék szennyezettségi problémájára először *Turcsányi Gábor*, a *GATE Növényteni és Növényéletteni Tanszékének* tanára hívta fel a figyelmet talaj- és növényvizsgálati eredményeivel.

A elkövetkezőkben az 1990 utáni vizsgálatokról számolok be.

A meddőhányón 1991-ben *BME Mezőgazdasági Kémiai Technológiai Tanszéke*, az *ELTE Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszéke*; 1993-ban a *BFNTÁ* végzett méréseket. A BME és az ELTE 2 normás salétromsavas feltárást, a BFNTÁ Lakanen-Erviö módszert használt a talajvizsgálatoknál. Az eredményeket a 10. táblázat foglalja össze.

**10. táblázat A meddőhányó mérési eredményeinek összehasonlítása (mg/kg) (BME, ELTE, 1991; BFNTA, 1994)**

	<i>BME</i> (2N HNO <sub>3</sub> )	<i>ELTE</i> (2N HNO <sub>3</sub> )	<i>BFNTA</i> (Lakanen-Erviö)
<i>As</i>	135	300	233
<i>Cd</i>	29	11	19
<i>Pb</i>	3229	690	2130
<i>Cu</i>	1919	300	767
<i>Zn</i>	753	2020	6400

Az eredményekből látható, hogy a vizsgált minták fémtartalma nagyon különböző. A különböző mérési eredmények a különböző mérési módszereknek és műszereknek köszönhetőek, valamint annak is, hogy a mintákat nem pontosan ugyanarról a helyről gyűjtötték be.

A MÁFI 1991-ben mélységi fúrásokat végzett, mely szerint az ólom-, a kadmium- és a cinktartalom a mélyebb rétegekben csökkent; az arzén- és réztartalom ingadozott.

A BFNTÁ 1993-ban gazdasági haszonnövényeket is gyűjtött a patak két oldalán levő kiskertekből. A vizsgálatok legfőbb tanúsága szerint, a levélzöldségeket és gyökérzöldségeket a területen nem szabad termesztetni. A kiskerttulajdonosok a sajtóból értesülhettek csak erről, egyéb tájékoztatást nem kaptak (Tury, 1997).

A *Geo Teszt Kft.* 1994-ben vizsgálta a Száraz-völgyi zagytározón lévő iszap összetételét 0,2 N HNO<sub>3</sub> oldattal. A korábbi évek vizsgálataival (11. táblázat) összevetve az újabb mért értékeket (12. táblázat) megállapíthatjuk, hogy a nagyságrendbeli különbségek (2590; 18 mg/kg) a területen összegyűlt anyagok heterogenitását, nagyon különböző elemtartalmát reprezentálják.

11. táblázat **Üzemi laborvizsgálatok (1960-74) (mg/kg) (GEO Teszt)**

<i>Vizsgált komponens</i>	1960	1968	1971	1974
<i>Cu</i>	-	570	420	350
<i>Pb</i>	700	770	800	480
<i>Zn</i>	6700	6810	4850	5100

12. táblázat **Az üzem területén feltárt szennyeződések (1994)**  
(mg/kg) (GEO Teszt)

Szennyező anyag	ÉKF által megadott határérték	Szármasási hely			
		I.	II.	III.	IV.
<i>As</i>	30	324	51	3733	40
<i>Cd</i>	3	40	5	-	1,5
<i>Pb</i>	100	2590	18	39	69
<i>Zn</i>	300	5431	751	110	549

Az *Elgocar Kft.* 1997-es vizsgálatai során iszapmintákat is gyűjtöttek. A minták szennyezettségének meghatározása a MI-10-172/3-85 irányelv szerint történt. Ennek eredményeit követhetjük nyomon a 13. táblázatban.

13. táblázat **Iszapminták összehasonlítása (1997a) (mg/kg) (Elgocar)**

	<i>As</i>	<i>Pb</i>	<i>Cd</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>
<i>Toka-patak iszapmintája</i>	113	110	30,1	57,8	8120
<i>Gát vízoldali iszapminta</i>	330	-	93,2	-	31100
<i>Toka-patak felső szakasz, bányaudvarra vezető híd</i>	50	151	3,5	45,8	-

A nehézfémek eltérő mobilitásuk miatt különböző mennyiségben fordultak elő az egyes vizsgálati pontokon. A nagy

problémát jelentő ólom, kadmium és cink nagy koncentrációban van jelen.

Fodor József *OKEI Talajhigiénés Osztálya* (2000) az Ércelőkészítőmű havária zagyártározó iszapjának vizsgálata után a 0-50 cm és 0-150 cm rétegben levő anyagot a *III. veszélyességi osztályba* sorolta be.

Cserny (2001) a Gyöngyösoroszi ipari víztározó üledékét elemezte. A kadmiumot feldúsulása alapján *I. jegyzékbe (legveszélyesebb)*; az arzént, az ólmot, a cinket és a rezet *II. jegyzékbe (környezetre veszélyes)* sorolta.

Dura (2001) a 22 ha területű zagyártározó védelmében, állagának megőrzése érdekében – mint bányászati szakértő – a zagyártározó teljes területén teljeskörű építési tilalmat tart indokoltnak. Véleménye alapján a rézsűfelületeket megbontani tilos. 600 m-es sugáron belül robbantási tilalmat kell elrendelni. A zagyártározó rézsűit felügyelet alatt kell tartani, a gáttestet rendszeresen ellenőrizni kell. A szerző javasolja a zagyártározó csupasz felületének olajfűzzel való betelepítését is.

Simon és Bíró (2005) a meddőhányóról származó meddőt 1%  $\text{CaCO}_3$ , 5% szennyvíziszap komposzttal, és 7,5% m/m zeolittal stabilizálták. A tenyészedényes kísérlet során vörös csenkeszt (*Festuca rubra*) neveltek. A kultúrák egy része fémtoleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombával kezelték. A kombinált kezelés hatására a 12 hetes vizsgálat alatt a közeg pH-ja kevéssé csökkent, mint a csak  $\text{CaCO}_3$  –os kezelés esetén. Arbuszkuláris mikorrhiza gombák pozitív

hatását más kísérlet is bizonyította (Vivas et al. 2006a; Vivas et al. 2006b)

Farsang (1996) munkájának jelentősége, hogy modellezte a Mátrában levő mintaterületen a talaj nehézfémeket pufferoló kapacitásának változását talaj-pH csökkenése függvényében. Ezen eredmények segítségével jelezni lehet a változásokat, melyek az egyre savasabbá váló környezetben valószínűleg be fognak következni.

## **2.6. A vizsgált nehézfémek tulajdonságai, hatásuk**

*Nehézfémnek* azokat a természetes és antropogén forrásból származó fémeket tekintjük, melyek sűrűsége meghaladja az  $5 \text{ g/cm}^3$ -t. Környezeti hatásuknál nem a kőzet vagy a talaj teljes elemtartalma a fontos, hanem az egyes fémek kioldhatósága (Neumüller, 1983; Környezet és Természetvédelmi Lexikon, 2002).

Az utóbbi időben a nehézfém kifejezést hétköznapi szóhasználatban toxikus elemként emlegetik (Simon *et al.*, 1998).

Mennyiségük a Föld teljes tömegéhez viszonyítva elenyészően kicsi. Megtalálhatók kőzetekben, talajban, vizekben és a légkörben egyaránt (Rankama és Sahama, 1950; Nyilasi, 1980).

A szennyvíziszapok nehézfém-tartalma, szennyvíztisztítás során Zn, Cu, Mn, Cr, Pb, Ni és Cd esetén nagyságrenddel dúsul (Firk, 1986).

Az ipari eredetű szennyvíziszapok toxikus nehézfém-tartalma viszonylag magas (Barth *et al.*, 1965, Bender *et al.*, 1970). Egyes



nehézfémek enzimalkotók, illetve enzimreakciók katalizátorai (Nyilasi, 1980).

Nagy mértékű felvétel esetén még az esszenciális fémek is mérgezővé válnak a szervezet számára (Blume és Bremmer, 1991; Wood, 1994; Förster, 1991).

A cink és a kadmium esetében már kis mértékű pH-csökkenés is fokozta a két fém mobilitását, az ólom és a króm esetében viszont csak alacsonyabb pH értékeknél nőtt meg a mobilitás, igaz ekkor ugrásszerűen Csillag *et al.* (1994).

Papp és Kümmel (1992) alapján a nehézfémeket élettani hatásuk szerint a következő csoportokba soroltjuk:

- *mérgező anyagok*: zavarják vagy megakadályozzák az anyagcsere-folyamatokat az enzimek blokkolása vagy a biológiai membránok megtámadása révén;
- *teratogén anyagok*: az embrionális fejlődést károsítják, az utódoknál születési rendellenességek lépnek fel;
- *mutagén anyagok*: az öröklődési információkat irreverzibilisen megváltoztatják;
- *rákkeltő anyagok*: a genetikai rendszer megváltoztatása következtében rákos megbetegedések lépnek fel.

Az egyes nehézfémek legtoxikusabb formáit, valamint fitotoxicitásuk és emlősökre gyakorolt toxicitásuk mértékét az 14. táblázatban Hayes és Traina, (1998) foglalja össze.

14. táblázat **Speciáció és toxicitás összefüggései**

<i>elem</i>	<i>legtoxikusabb forma</i>	<i>fitotoxicitás</i>	<i>emlősökre vonatkozó toxicitás</i>
Cd	Cd <sup>2+</sup>	közepes koncentrációban	kis koncentrációban
Cu	Cu <sup>2+</sup>	közepes koncentrációban	közepes koncentrációban
Cu	Cu <sup>2+</sup>	közepes koncentrációban	közepes koncentrációban
Pb	Pb <sup>2+</sup>	közepes koncentrációban	kis koncentrációban
Zn	Zn <sup>2+</sup>	nagy koncentrációban	nagy koncentrációban

A nehézfémek toxicitási sorrendjét és az élő szervezetekre gyakorolt hatását a 15. táblázatban (Nieboer és Richardson, 1980) kísérhetjük figyelemmel.

15. táblázat **Bizonyos élő szervezetekre megadható az egyes elemek toxicitási sorrendje**

<i>Élő szervezet</i>	<i>Toxicitási sorrend*</i>
Algák ( <i>Chlorella vulgaris</i> )	Hg>Cu>Cd>Fe>Cr>Zn>Ni>Co>Mn
Gombák	Ag>Hg>Cu>Cd>Cr>Ni>Pb>Co>Zn>Fe>Ca
Poaceae ( <i>Hordeum sp.</i> )	Hg>Pb>Cu>Cd>Cr>Ni>Zn
Protozoák ( <i>Paramecium</i> )	Hg, Pb>Ag>Cu, Cd>Ni, Co>Mn>Zn
Polycelis	Hg>Ag>Au>Cu>Cd>Zn>Ni>Co>Cr>Pb>Al
Neanthes	Hg>Cu>Zn>Pb>Cd
Halak (tüskés pikó)	Ag>Hg>Cu>Pb>Cd>Au>Al>Zn>Ni>Cr>Co>Mn
Emlősök (patkány, egér, nyúl)	Ag, Hg, Tl, Cd>Cu, Pb, Co, Sn, Mn, Zn, Ni, Fe, Cr>Al

\*: Az egyes fémek ionjaira

A különösen veszélyes nehézfémek (Pb, Cd, Ni, Hg) humán- és növényélettani hatásában, talajbeli viselkedésében, és növény általi

akkumulációjának feltételeiben jelentős különbségek vannak (Filep *et al.*, 2002).

A nehézfémek veszélyeztetik a növényi anyagcserét. A növényi sejtekbe került toxikus fémionok hatására számos enzim aktivitása megváltozik (Kádár 1993, 1995; Szabó 1998).

Nelson és Campbell (1991) kimutatták, hogy a pH értékének viszonylag kismértékű csökkenése is a Cd és a Zn mobilizálódását eredményezi, a Cu és a Pb viszont csak jóval alacsonyabb pH esetében lesz mobilis.

Az alábbiakban tárgyalt fémek (Cd, Pb, Cu, Zn) ionos illetve más formákban fordulnak elő a talajban. Kis ionméretük és a talajok jelentős kationmegkötő képessége következtében általában a szemcsék felületén adszorbeálva, vagy hidroxid, vagy bázikus karbonát formájában, csapadék állapotban található. Ezek a fémek beépülhetnek az ásványok, kőzetek szerkezetébe is. Ebben a formában a növények számára nem felvehetőek (Czinkota, 2004).

#### ***A kadmium (Cd)***

Toxikus elem. Szennyezetlen talajok Cd-tartalma: 0,06 -1,1 mg/kg. A környezetbe legnagyobb mennyiségben szennyvíziszap kihelyezéssel és foszfor műtrágyázással kerül. A növényi felvehetőségét befolyásolja a talaj pH-ja, szervesanyag-tartalma, redox potenciálja, hőmérséklete, más oldott anyagok jelenléte (P, Cu, Zn) és a talaj összes Cd tartalma (Kádár, 1991; Filep, 1999b; Máthéné *et al.*, 2004a). A talajban nem mozog, a felső szántott rétegben veszélyesen

feldúsulhat. Növényekben általában 5-20 mg/kg Cd koncentráció okoz toxikus tüneteket. A levélzöldségek, káposztafélék Cd tartalma gyakran nagy (Simon et al., 1999b). A káros Cd-túlsúly Zn kezeléssel részben ellensúlyozható, mivel antagonisták kationok (Kádár, 1998; Környezet és Természetvédelmi Lexikon, 2002). A meszes talajon a kijutatott Cd 45%-a 10 évvel a terhelés után még mindig oldható formában volt. (Kádár és Németh, 2002). 4 évvel a terhelés után szántott rétegben a kiadott Cd 30-60%-a mutatható ki oldható formában (Kádár, 1996; Kádár, 2001). Andersson (1977) és Jászberényi (1986) vizsgálatai szerint a nagyobb ionok, mint a kadmium és az ólom csak csekély mértékben képesek kötődni az agyagásványok rétegei között. Savanyú talajokon megnő a Cd mobilitása és a növények több kadmiumot tudnak felvenni (Lehoczky et al., 1999). A talaj meszesítésével és szerves anyag tartalmának növelésével csökkenthetjük természetű növényeink Cd felvételét. A kadmium a talajban nem mozog, nem mosódik ki, ezért a felső szántott rétegben feldúsulhat. A kadmium a növények számára könnyen felvehető és a növényen belül is gyorsan szállítódik. Általában lineáris összefüggés van a talajok és a növények Cd tartalma között. A növények látható tünetek nélkül is nagy mennyiségben halmozják fel a kadmiumot, így könnyen a táplálékláncba kerül. Főleg levélzöldségek (saláta, sóska, spenót) akkumulálnak sok kadmiumot, de a magjukért természetű szántóföldi növényekben (napraforgó) is megfigyeltek Cd dúsulást a talaj Cd tartalmának növelésével (Kádár et al., 1998, Kádár, 1999, Simon et al., 1999, Fodor, 2002). Növényeken a Cd toxicitás tünetei úgy jelentkeznek, hogy a levelek széle elbarnul,

klorózisos tünetek jelentkeznek, a levél és levélnyél elvörösödik, a levelek összekunkorodnak, barnák lesznek, a gyökeik kevésbé növekszik (Kabata-Pendias és Pendias, 1979, 1992, 2000). Szennyeztelen területről származó őszi árpa maximális Cd tartalma 0,13 mg/kg (Lásztity, 2004). Nem tudni, mekkora az a Cd mennyiség, amely felett humán egészségkárosodás következhet be. A tengerből származó élelmiszereknek magasabb a Cd tartalma, mint a zöldségféléknek. A pillangósok, a spenót, a retek, a sárgarépa és a zab érzékeny a talaj magas Cd-tartalmára (Csathó, 1994a; Csathó, 1994b). A dohányzó emberek Cd szintje magasabb, mint a nem dohányzóké. A városi levegő Cd szintje és az adott település érrendszerei megbetegedései között összefüggés van (Carrol, 1966). Embereknél légzőszervi és nyálkahártya elváltozást, idegrendszeri problémát okoz (Elgoscár Int., 1997). A szervezetben levő Cd fele a májban, fele a vesékéregben halmozódik fel. Csontlágulást, prosztatara kórosodást okozhat, zavarja a vas-anyagcserét. Lassan ürül a szervezetből, felezési ideje 7-30 év (Munkaegészségügyi és munkavédelmi enciklopédia, 1986; Pálné, 2003b).

### ***Az ólom (Pb)***

Toxikus elem, igen kis koncentrációban azonban stimuláló hatású lehet. A földkéreg átlagos ólomkoncentrációja 16 mg/kg (Horváth, 1995). Más fémekhez képest kicsi az oldékonysága, így kisebb a kicserélhető vagy a növények számára felvehető frakció is. 5-7 pH között a növényi ólomfelvétel alacsony a talajokból. A pH csökkenésével nő az oldhatósága és a növények általi felvehetősége is.

4 pH alatt fokozott mértékben megy oldatba. Meszezéssel, a talaj pH-jának növelésével az ólom oldhatósága és a növények ólom felvétele is jelentősen csökken. A Fe-, Mn-, Al-oxidokon erősen adszorbeálódik az ólom. A talaj nagyobb szerves anyag tartalma következtében szintén csökken az ólom felvehetősége (Győri, 1984; Morcelli et al., 2005). Az egyik legkevésbé mobilis elem a nehézfémek közül. Szennyezetlen talajok Pb-tartalma 10-67 mg/kg (Simon et al., 1999). 4 évvel a szennyezés után a szántott rétegben a kiadott Pb 90%-a mutatható ki oldható formában (Kádár, 1996; Kádár, 2001). Az ólom, a réz és a króm erősen megkötődnek a talajban, ezért a mélyebb rétegek felé történő áthelyeződésük kisebb mértékű, mint a légköri ülepedésből származó bevitelük, ezért ezek az elemek elsősorban a talaj felső rétegében halmozódnak fel (Fischer, 1987). Az ólom jelentős része a gyökerekben halmozódik fel (Garmas, 1983). A növények az ólom nagy mennyisége esetén barna, rövid gyökérzetet fejlesztenek, a levelek elhervadnak, a hajtások növekedése gátolt (Kabata-Pendias és Pendias, 1979, 1992, 2000). A hajtásban felfelé haladva csökken az ólomkoncentráció. A talaj könnyen oldható Pb tartalma, valamint a növények által felvehető Pb-tartalom közötti összefüggés nem egyértelmű. A szőrös, érdes leveleken jól megtapadó ólmot a csapadék nagy részben lemossa a talajra (Kádár, 1991). Szennyezetlen területről származó őszi árpa Pb koncentrációja virágzáskor 1,63 mg/kg (Lásztity, 2004). Azokat a növényeket, melyeknek ólomtartalma nagy, éretlen állapotban célszerű betakarítani (Csathó, 1994b). Az ólom zavarja a növények kalciumanyagcseréjét, a fotoszintézist (Füleky, 1999). A talajból történő ólomfelvétel esetén a

gyökerek jóval több ólmot tartalmaznak, mint a föld feletti növényi szervek. Az ólom a növényekre kevésbé fitotoxikus, azonban az ólommal szennyezett talajokon csökken a mikrobiológiai tevékenység. Általában a talaj 100-500 mg/kg, a növények 30-300 mg/kg-os ólomkoncentrációja esetén alakulnak ki toxicitási tünetek: a növény fejlődése lelassul, fotoszintézise, sejtosztódása, vízfelvétele gátolt. A gyökérképződés gátolt lesz, a levelek sötétzöldre színeződnek, satnya növekedésűek lesznek. A növények leveleire jelentős mennyiségű ólom rakódhat a levegőből (légköri depozíció), legtöbbször azonban ilyenkor mérgezési tünetek nem alakulnak ki. Az ólom legnagyobb mértékben a levélzöldségekben akkumulálódik, de a burgonya gumóban is dúsul. Ólommal szennyezett élelmiszerek, talaj, levegő közvetítésével jelentős mennyiségű ólom kerülhet be az állati és emberi szervezetbe és komoly egészségkárosodást okozhat (Kádár és Szabó, 1996; Ravindra et al., 2004). Az emberi szervezetben az ólom nagy része a csontokba és a hajba épül be, kisebb része a májban gyűlik össze. Ólommérgezés esetén a vér ólomtartalma növekszik és csökken a hemoglobin szint mértéke, vérképzési problémák, vérszegénység lép fel (Environmental Health Criteria, 1985; Bakonyi 1995, Környezet és Természetvédelmi Lexikon, 2002; Rauch, 2005, Whiteley, 2005). A csontszövetben, a májban, vesében működési rendellenesség okozója lehet az ólom (Elgoscár Int., 1997, Filep 1999b, Pálné 2006).

#### ***A réz (Cu)***

Eszenciális elem, de nagy mennyiségben toxikus (Brewer és Scott, 1983; Duffus és Worth, 2001, Környezet és Természetvédelmi

Lexikon, 2002). A talajok összes réztartalmát a talajképző kőzetek határozzák meg. A legtöbb réz a bázikus kőzetekben van (átlag 140 mg/kg). Üledékes kőzetben 57 mg/kg, savanyú közegben 30 mg/kg található átlagosan (Szabó et al., 1987). A talajrétegek összes réztartalma az agyagtartalommal párhuzamosan változik (Filep, 1999a). Az összes réznek csak kis hányada felvehető a növények számára, csekély a mozgékonyága (Loch és Nosticzius, 1992). A túlzott nitrogén ellátottság mérsékli a felvehető réz mennyiségét (Kádár, 1992; Szakál et al. 2005). Erős komplexképző tulajdonságú elem, humusz vegyületekkel is stabil komplexet alkot, ebből a növények nehezen tudják felvenni (Bohn et al., 1985). Szennyeztetlen talajok Cu-tartalma 2-250 mg/kg (Simon et al., 1999). A magyarországi talajok 91%-a Cu-val jól ellátott (Elek et al., 1984). Talajszennyezés után 4 évvel szántott rétegben a kiadott Cu 30-50%-a volt kimutatható oldott formában (Kádár, 1996; Kádár, 2001). 10 évvel a terhelés után az oldható Cu mennyisége a terhelés 37%-ra tehető (Kádár, Németh, 2002). A réz a növényekben nem mobilis (Szabó, 1986). Ha a talaj pH-ja növekszik, a réz deszorpciója csökken. A talaj réztartalmának csak kis része hozzáférhető a növények számára (Stefanovits, 1992; Szakál és Tölgyesi 1989; Szakál és Barkóczy, 1989; Szakál, 1989, 1994). Savanyú talajon a Cu túltrágyázás miatt terméscsökkenés következhet be (Lexmond, 1980). A hajtás 20-30 mg/kg-nál magasabb réztartalma már toxikus tüneteket okozhat (Bergmann, 1979). Ha az élelmiszerek és takarmányok molibdén tartalma emelkedik, akkor a rézkoncentrációt is arányosan kell növelni különösen a kérődzők takarmányában. A



növények nagy része rézhiányban szenved, ha a levél Cu tartalma abszolút szárazanyagra számítva kisebb, mint 4 mg/kg. Egészséges növények levele 5-20, átlagosan 6 mg/kg rezet tartalmaz (Taiz-Zieger, 1991). Toxikus rézmennyiségre utal a növények rövid, vastag, sötétzöld levele és a gátolt bokrosodás (Kabata-Pendias és Pendias, 1979, 1992, 2000). A réz nagyarányú jelenlétére érzékenyek a citrusfélék, a spenót, a gabonafélék és a pillangósok. Sok enzim alkotórésze a réz és jelentős a szerepe a biológiai körfolyamatokban (Csathó, 1994a; Pálné, 2003a). Humánegészségügyi problémát jelenthet a vesében való felhalmozódása. Jelentős szerepe van a vörösvérsejtek képződésében, segít az idegek külső fedése egységességének a fenntartásában, a C-vitamin elbontásában és a zsírsavak energiává alakításában. Befolyásolja a vas- és cinkegyensúlyt. (Elgoscar Int., 1997).

#### ***A cink (Zn)***

Kis toxicitású, esszenciális elem (Brewer és Scott, 1983; Duffus és Worth, 2001).. Szennyezetlen talajok Zn-tartalma 10-300 mg/kg (Simon et al., 1999). A világ fémfelhasználásában negyedik helyen áll. Egyik fő alkalmazási területe az autóipar. Használják a mezőgazdaságban mikroelemtrágyaként és növényvédőszerekben. A talajok cinktartalma a szerves anyag tartalom függvénye. Legkisebb a homoktalajok cinktartalma, átlagosan 30 mg/kg körüli érték, az erdőtalajok többnyire 70-115 mg-ot tartalmaznak, míg csernozjom talajokban a cink mintegy 120-150 mg/kg koncentrációban fordul elő. Növekszik a mozgékonyága a talajban, ha a pH csökken és Fe van a

környezetben (Pálné, 2000). Zn trágyázással csökken a növény P tartalma (Csathó, Kádár, 2002; Máthéné et al., 2004b). A homoktalajok Zn -tartalma a legkisebb (Filep, 1999a). Talajszennyezés után a szántott rétegben a kiadott Zn 30-60%-a mutatható ki oldható formában (Kádár, 1996; Kádár, 2001). Tíz évvel a terhelés után a szennyezés 40%-a volt kimutatható oldható formában (Kádár és Németh, 2002). Száraz növényekben átlagosan 20 mg/kg koncentráció fordul elő (Taiz és Zieger, 1991). Növényekben előidézhet korai érést, termésnövekedést, de termésnövekedést is. Gabonaféléknél és a spenótnál a nagy mennyiségű Zn a növények növekedését gátolja (Kabata-Pendias, Pendias, 1979, 1992, 2000). A növények számára nem a talajban lévő összes Zn-tartalomnak, hanem az ebből felvehető mennyiségnek van jelentősége (Stefanovits, 1992; Filep 1999a). A mangánnal kölcsönhatásban szabályozza a növények fejlődését. A hazai talajok mintegy  $\frac{1}{3}$ -a Zn hiányos (Elek, et al., 1984, Nyíri et al., 1993). Számos enzim alkotója, fontos szerepet játszik a nitrogén-anyagcserében. A növényekben a Zn és a P között antagonistika kapcsolat van (Csathó és Kádár, 2002; Csathó et al., 1989, 1994, 2002; Csathó, 2004). A cinkhiányos növények levelén érkező klorózis figyelhető meg, növekedésük gátolt (Füleky et al. 1999). Embereknél a túl sok Zn vese- és vérképzési problémát, vérszegénységet okozhat (Elgoscár Int., 1997). Több mint 200 enzim működéséhez lényeges; érintett az immunitásban, a központi idegrendszer működésében. A cink jelenléte különösen fontos a fémion, pl. ólom, arzén és kadmium mérgezések megelőzésében. A cink a szervezetben nem raktározódik. Cinkhiány esetén

étvágytalanság, szellemi fásultság, növekedési zavar léphet fel. A  $\text{ZnCl}_2$  rákkeltő hatású, a  $\text{ZnSO}_4$  tönkreteszi a fogakat (Munkaegészségügyi és munkavédelmi enciklopédia, 1986; Környezet és Természetvédelmi Lexikon, 2002).

### **3. ANYAG ÉS MÓDSZER**

#### **3.1. A Gyöngyösoroszi mintaterület jellemzése**

##### **Morfológia, vízrajz**

A Mátra hegység az Északi-Középhegységben található, a Zagyva és a Tarna folyók között. Északon a Nógrádi-barnakőszén medence, nyugaton a Cserhát határolja. A miocén korba tehető a jelenlegi Mátra születése, ennek során heves andezit vulkánosság hatalmas tömegű lávakiömléssel hozta létre a mai Mátra alapkőzetének zömét. A Mátra közvetlenül az Alföldből 1000 m fölé kiemelkedő peremhegység, melynek két nagyobb egysége a Kelet- és a Nyugat-Mátra. A mállékonyabb kőzetek felszíni eróziója miatt sok helyen hiányzik a kellő mennyiségű termőréteg. A déli lejtőn helyezkedik el a vizsgált terület (3-5. ábra). A térségben a legjelentősebb felszíni vízfolyás a Toka-patak, az Altáró fölötti részen Erős-patak. Az egykori bánya fölött csak időszakos vízfolyás van, ami esőzések alkalmával nagy mennyiségű vizet vezet le. A víz Altáró fölött 20-30 m-rel lép a felszínre. A Toka-patak vízgyűjtő területe kb. 31 km<sup>2</sup>, vízhozama 1000-1500 l/perc, legjelentősebb vízforrása az Altárón kilépő savas kémhatású nehézfémekkel szennyezett kb. 2000

m<sup>3</sup>/nap mennyiségű bányavíz, melynek hatására a patak állandó vízfolyássá válik. A patak 11 km-es hosszán víztározókat, zagy- ill. iszaptározót, valamint egy hordalékfogót létesítettek. A bányavíz tisztítása 1979 óta folyik Altárón. A mésztejes kezelés következtében kicsapódó nehézfém-hidroxidos, vas-hidroxidos mésziszapot a bányauzem felett a 140 m hosszú, 7 m koronaszélességű, 21 m magasságú, földmedrű gáttal lezárt *Bence-völgyben* helyezték el, amely a bányavíz tisztítás utáni ülepítésére szolgál. Az előtött terület 5,5 ha, a tározott vízmennyiség 300 000 m<sup>3</sup>. A megtisztított víz innen kerül a patakba. Az Ipari-víztározót – amely a patak folyása mentén a következő tározó – 1952-1955 között alakították ki, mivel az ércdúsításhoz nagy mennyiségű ipari vízre volt szükség. A tározó hossza 500m, szélessége 100m, térfogata 310 000 m<sup>3</sup>. A felesleges vizet és iszapot 2-3 évenként leengedték a Toka-patakon. Kezdeti időszakban a kezeletlen bányavíz került a tározóba, amelyhez közömbösítés céljából mésztejet adagoltak. Az itt felhalmozódott üledék vastagsága mintegy 3 m, ezt 3-15 m vízréteg fedi. Az Ipari-tározó után található hordalékfogó már teljesen feltöltődött, növényekkel benőtt, korábban az ércdúsító - már említett - ipari víztározójának hordalékfogójaként üzemelt. A Toka-patak mentén Gyöngyösoroszi után 1 km-re délre található a sekély, síkvidéki jellegű Mezőgazdasági-tározó, amit a Száraz-patak is táplál. Ebbe a vízfolyásba kerül a Száraz-völgyi zagy-tározóból szivárgó víz is. A tározó nagy része nádas, hínáros, nehezen megközelíthető. A legdélebben található, felületét tekintve legnagyobb kiterjedésű a Gyöngyös-Nagyrédei víztározó. Délen a Tarján-patak hagyja el a

tározót, amely a Gyöngyös-patakba torkollik. A tározót főként halastónak használják, de ezen túl öntözési célokat is szolgál (Láng, 1955; Antal, 1985).

A bányászat során be nem tartott, vagy nem megfelelő műszaki előírások, balesetek, havária események jelentős környezeti károkat okoztak. A nem megfelelő műszaki védelemmel ellátott műtárgyak folyamatos terhelést jelentettek a környezet számára. Ezen hatások közvetítője és egyben elszennvedője a Toka-patak és térsége.

### **Földtani viszonyok**

A Mátra fő tömegét északról déli irányban a felszínen miocén, bádeni andezit és különböző változatai alkotják. Az andezitet egykor a területen utóvulkáni tevékenység során hidrotermális oldatokból kiváló ásványtársulások töltötték ki, teléreket alkotva (Varga, 1977).

A telérek egyik leggyakoribb ásványai a galenit, pirit, szfalerit, kalkopirit, malkazit, malachit, wurtzit, pirrhotin, kvarc különböző módosulatai pl. ametiszt. A közethasadékok ásványai közül legellenállóbbak a kvarc módosulatok. Ezek Gyöngyösoroszi környékén is láthatók, ami bizonyítja a telérek közelségét. A felszín alatti közettestek felszíne erősen mállott. (Csillagné, 1968).

### **Vízföldtani viszonyok**

A bányászat hatással volt a vízgyűjtő terület vízforgalmára. A terület természetes vízháztartása az ötvenes évek végétől megbomlott. A felszíni agyagos kőzetek gyakorlatilag vízzáróak. A felszíni, felszín közeli andezit repedezettsége és mállottsága miatt jó-közepes vízáteresztő. Ezt bizonyítja a repedések mentén a bányatérségbe

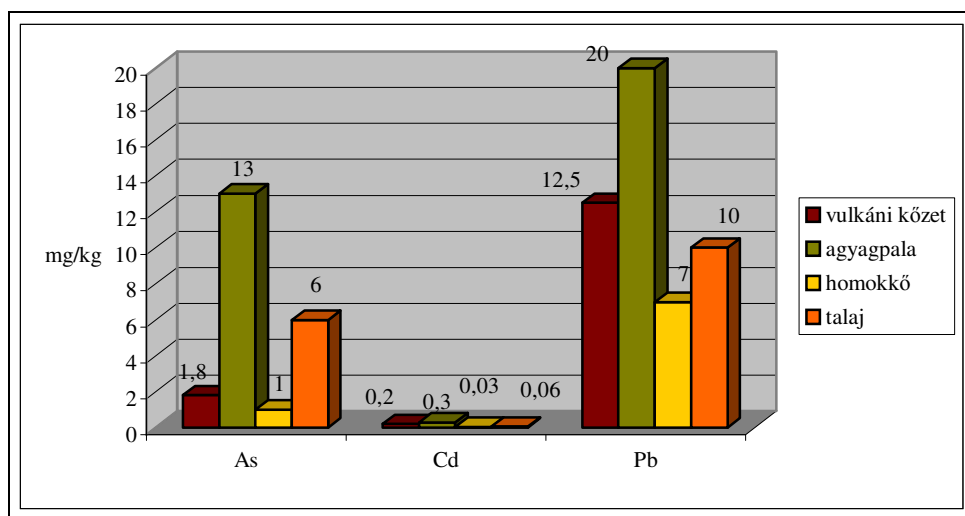
szivárgó vízmennyiség. A vízföldtani kapcsolatok miatt az oldott szennyezőanyag igen nagy távolságokra eljuthat. A szennyeződés leggyorsabban az andezitben, lelassabban az agyagban terjed. Az alacsony szivárgási tényezők miatt a terjedés csak diffúzió útján lehetséges. A felső 1-3 m-t alkotó agyagos kőzet szűrő és adszorpció hatása miatt a kisebb felszíni szennyeződések a beszivárgó csapadékkal nem jutnak el a talajvíz szintjéig. A terület északi részén sok forrás fakad, ezek ingadozó vízhozamúak, csapadékfüggők, kiszáradhatnak (Antal, 1985).

### **Éghajlati viszonyok**

A terület éghajlati viszonyait befolyásolja, hogy Magyarországon a kontinentális jelleg az uralkodó. A földrajzi helyzet, domborzati viszonyok határozzák meg a mérsékelt égövi hegyvidéki klímát. Az Alföld szélsőséges, száraz éghajlata közvetlen erős hatást gyakorol az egész hegység klímájára. A peremjellegnek nagy szerepe van a mezoklíma kialakulásában. Az északnyugati Kárpátokból érkező állandó jellegű határozott szél nem éri el a Mátrát, az Erdős Kárpátokból jövő szelek gyakran jutnak el ideig. Kis kiterjedése és keskenysége miatt a szeleket nem tudja felterelni úgy, hogy csapadékot kapjon belőlük. Az éves csapadék 60%-a a tenyészidőszakra esik. Az évi átlagos csapadék 580-650 mm, míg a téli csapadék 80-250 mm, amely általában hó alakjában hullik. A Mátra déli lábánál az évi átlaghőmérséklet 10,7 °C, téli hőmérséklet átlag -0,4 °C, minimum -16,9 °C; nyári hőmérsékleti átlag 15,6 °C, maximum 33,1 °C (Varga, 1975; Láng, 1955).

## Gyöngyösorszi környéke nehézfém terheltsége

Az egyes fémek – a helyi geológiai adottságoknak megfelelően – a földkéreg minden részén megtalálhatóak. A vulkáni, magmás kőzeteknek nagyobb, az üledékes kőzeteknek viszont alacsonyabb a fémtartalma. Az egyes kőzetfajták fémtartalmát az 6. ábra mutatja Lisk (1972) nyomán.



6. ábra Kőzetfajták fémtartalma (mg/kg) (Lisk, 1972)

A hazai termőtalajok nehézfém tartalmát Lakanen-Erviö módszerrel tanulmányozta Boldis (1988). Ennek alapján a felső 30 cm rétegben a 16. táblázat szerint alakulnak.



16. táblázat A hazai talajok nehézfém-tartalma (mg/kg) (Boldis, 1988)

<i>Fém</i>	<i>mg/kg</i>
<i>Cd</i>	0,01 - 1
<i>Cu</i>	1 - 20
<i>Pb</i>	0,1 - 20
<i>Zn</i>	3 - 50

GyöngyöSOROSZI a nehézfémek szempontjából speciális helyzetben van. A terület átlagosnál nagyobb fémtartalma ugyanis geológiai okokra vezethető vissza. A Mátrában Nagy (1984) vizsgálatai alkalmával az 1600 kőzetmintából 40-et talált hidrotermális telérből származónak. A vizsgálati eredmények a 17. táblázatban láthatóak.

17. táblázat Mátrai kőzetek nehézfém-tartalma (mg/kg) (Nagy, 1994)

	<i>As</i>	<i>Cd</i>	<i>Cu</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
<i>Magmás kőzetek</i>	nv	nv	40,9	27	56
<i>Üledékes kőzetek</i>	nv	nv	41,8	23	71
<b><i>Összes átlagosan</i></b>			<b>41,2</b>	<b>26</b>	<b>60</b>
<i>Hidrotermális</i>	288	41,5	553	1793	4000

nv = nem vizsgálták

Az alapterhelést teljes feltárással a MÁFI 1991-ben határozta meg királyvizes oldószerben. A talajmintákat a bányászat által nem érintett területről gyűjtötték. A feltételezett szennyezettségi alapértékeket a 18. táblázat foglalja össze.

18. táblázat **A szennyezettségi alapértékek (MÁFI , 1991)**

<i>Fém</i>	<i>mg/kg</i>
As	30-50
Cd	0,05-2
Cu	80-100
Pb	20-40
Zn	400-600

A Toka-patak vízgyűjtő területén az érces kőzetek lepusztulásából származó hordalékban megtalálhatóak a felszíni, felszínhez közeli ércek. A terület domborzatából adódóan a patak a hordalékát a völgyben rakja le. Az így kialakuló nehézfém-koncentrációt tovább növelik a helyben előforduló kőzetek. Az érces zónákkal érintkező felszíni és felszín alatti vizek bizonyos mértékben oldják az érceket, így fémtartalmuk nagyobb az átlagosnál. A vizekből kiüledő, jelentős nehézfém tartalmú hordalék árvizek alkalmával kijut a mederből és hozzájárul a háttér-koncentráció emelkedéséhez.

A mesterséges fémtérhelés az ipari tevékenységhez köthető. Az ércbányászat és dúsítás során többlet nehézfém-mennyiség került

ki a felszínre. A bányából kikerülő meddőanyagok ugyanis a környezetnél nagyobb fémtartalommal rendelkeznek. Nagy a szennyezettsége a bányából kifolyó bányavíznek is. A bányavíz tisztításakor kiülepedő szennyvíziszapban dúsulás lép fel.

Az ércdúsítás során nehézfém őrléskor, aprításkor történő kiporzással, valamint a flotálással jutott a környezetbe. A flotációs zaggal is jelentős mennyiségű fém távozott a környezetbe. Az ércdúsító technológiai vize is továbbszennyezte a környezetet.

A talaj nehézfém szennyezettsége az egész Toka-patak völgyében kimutatható, ez azonban sem vertikálisan, sem horizontálisan nem jelent egyenletes szennyezést.

### **3.2. Az ércbányászat Gyöngyösorosziban**

Károlytáró és Bagolyirtás között a középkorban számos helyen arany, ezüst, réz, vas, fémkősó kitermelés folyt. Már 1857-től 3 éven át zúzó és mosómű működött az Oroszi völgyben. 1926-ban indult újra a bányászat. Az Urikány-Zsilvölgyi Magyar Kőszénbánya Rt. vágathajtást és aknamélyítést kezdett a Károly-telér környékén, a világválság következtében azonban 1931-ben bányászat abbamaradt. Az Országos Érc- és Ásványbányák (OÉÁ) a termelést ismételten 1949-ben indította meg. A termelt érc fémtartalma, a művelt telér vastagsága fokozatosan csökkent, a művelés szétszórtsága folyamatosan növekedett. 1950-51-ben a Népgazdasági Tanács fejlesztésekbe kezdett, s ekkor 31 telér vált ismertté. A várt ércminőséget – 2,4% Pb, 5,6% Zn – azonban csak a legjobb minőségű

szakaszokon lehetett találni, így a termelési szint nem volt tartós. Az érc elválasztása a meddőanyagtól flotációs technológiával történt. A feldolgozás során az ércet aprították, őrölték, flotálták, végül szűrték. A gyengébb minőségű érceket szuszpenziós úton dúsították. 1962-től nehézsuszpenziós elődúsítást iktattak be. A flotációs zagyot szivattyúkkal nyomták a meddőhányóra, amely a falutól északra, kb. 1 km-re található. Az üzem működése alatt kb. 3 millió m<sup>3</sup> zagy elhelyezésére került itt sor. A meddő területe kb. 26 ha. A meddőhányó az időszakos Száraz-patak völgyének lezárásával készült. A meddő alatt dréncső-hálózat található. Az összegyűjtött vizet a Száraz-patak szállítja el, amely a Toka patakkaal egyesül. A meddőhányón 3 tó található, amelyek nyáron gyakran kiszáradnak. A HAF (Használt Akkumulátor Feldolgozó) építésekor a fölösleges földet a meddőre szállították, és ott elterítették.

A termelés növekedésének akadálya volt a vājárhiány is, így a saját kohászattal nem rendelkező üzem nem lehetett gazdaságos. Az üzem bezárása a nagy veszteségek miatt elkerülhetetlen volt. 1986 januárjában tartósan szüneteltették az ólom- és cinkérc bányászatot és feldolgozást. A gépeket kiserelték, a vízemelést megszüntették. Az Ipari Minisztérium 1988-ban a tartós szüneteltetést bezárásra módosította. Az aknát 1986. június 10-én kezdték feltölteni vízzel, és 1987. november 10.-re telt meg (Kun, 1994).

### 3.3. A kísérlet beállítása, és a kezelések

A szabadföldi kísérlet beállítása 2004 őszén kezdődött. A tíz négyzetméteres parcellákat a meddőhányótól kb. 400 méterre alakítottuk ki. A fakerettel elhatárolt egységek 50 cm magasak, amelyekbe a meddőhányóról származó flotációs iszapot elhelyeztük. 13 különböző kezelést (7. ábra) állítottunk be négy ismétléssel. A kísérlet összeállításánál alkalmaztunk olyan kezelést, amely lebomlott szerves anyagot tartalmaz, és olyat, amelyik nem. Adsorbens hatású anyag is szerepel adalékanyagként. A hozzáadott különböző mészfórmákkal a flotációs iszap savas pH-ja lúgos irányba változott. Van olyan kezelés, amely pH növelő és adsorbens hatású adalék kombinációja.

A kezelések a következők:

1. 30 kg komposzt (Terra-vita Kft),
2. 10 kg mordenit (természetes zeolit),
3. 10 kg szennyvíziszap + 2 kg szintetikus zeolit (Ajakai Timföld Kft),
4. 10 kg szennyvíziszap + 2 kg klinoptilolit (természetes zeolit) (Geoproduct Kft),
5. 10 kg oltott mész,
6. 10 kg mésziszap ( $\text{CaCO}_3$ ) (TVK) + 5 kg faforgács,
7. 10 kg 5 %-os alginit,
8. 10 kg mésziszap ( $\text{CaCO}_3$ ) (TVK) + 10 kg 5 %-os alginit,
9. 10 kg mésziszap ( $\text{CaCO}_3$ ) (TVK) + 2 kg klinoptilolit (természetes zeolit) (Geoproduct Kft),

„A” parcella

9. kezelés	10. kezelés	11. kezelés	12. kezelés	13. kezelés
8. kezelés	7. kezelés	6. kezelés	3. kezelés	
1. kezelés	2. kezelés	5. kezelés	4. kezelés	

„B” parcella

12. kezelés	6. kezelés	2. kezelés	4. kezelés	
6. kezelés	13. kezelés	1. kezelés	9. kezelés	
10. kezelés	8. kezelés	5. kezelés	11. kezelés	3. kezelés

„C” parcella

7. kezelés	5. kezelés	12. kezelés	8. kezelés	10. kezelés
3. kezelés	11. kezelés	4. kezelés	2. kezelés	
9. kezelés	6. kezelés	1. kezelés	13. kezelés	

„D” parcella

3. kezelés	9. kezelés	12. kezelés	6. kezelés	
5. kezelés	13. kezelés	10. kezelés	1. kezelés	
8. kezelés	11. kezelés	4. kezelés	7. kezelés	2. kezelés

**7. ábra A kezelések elhelyezkedése**

10. 10 kg mésziszap ( $\text{CaCO}_3$ ) (TVK) + 2 kg szintetikus zeolit (Ajakai timföld Kft),
11. 30 kg mésziszap ( $\text{CaCO}_3$ ) (TVK),
12. 15 kg mésziszap ( $\text{CaCO}_3$ ) (TVK) + 15 kg oltott mész,
13. kontrol.

Az első évben a vetésre 2005. májusában került sor. A parcellák egyik felébe tavaszi árpa (*Hordeum vulgare*) Paszadéna fajta, másik felébe lucerna (*Medicago sativa*) Viktória fajta került. A vetési mélység a tavaszi árpa esetén 4-5 cm, a lucernánál 2-3 cm; a sortávolság egységesen 10 cm. A vetést öntözés követte, a kelés elősegítse céljából.

A második évben újra kellett vetni a magokat, mert az első év végére szinte teljesen kipusztultak a növények. A vetésre áprilisban került sor. Ugyanúgy, mint előző évben ekkor is tavaszi árpát (*Hordeum vulgare*) Paszadéna fajtát, és lucernát (*Medicago sativa*) Viktória fajtát vetettünk a parcellákba.

Harmadik évben a tavaszi árpa helyett vörös csenkesz (*Festuca rubra*) Keszthelyi 2-es fajta került a kísérleti parcellákba. A növényfaj rágást, tiprást, jól bírja; erózió elleni védelemében is értékes növény; vastag nemező gyepjét a víz nehezen kezdi ki; s tarackjával fel tud újulni, így gyepesítésére alkalmas.

A negyedik évben nem történt semmilyen változás a növényi összetételben a harmadik évhez képest.

Az egytényezős kísérlet vázlatát az 7. ábra szemlélteti. A parcellákat véletlenszerűen (randomizálva) helyeztem el az egyes ismétlésekben. Így azonos esélyt kapott minden kezelés, hogy a



parcellánként változó kisebb – nagyobb, pozitív vagy negatív irányú kísérleti hibahatásokból részesüljön. Arra törekedtem, hogy a kezeléseknek a különböző blokkokban a lehetőségekhez képest ne legyenek szomszédosak. A kísérlet során talajfertőtlenítést, vegyszeres gyomirtást nem alkalmaztunk, hogy a peszticidek esetleges fitotoxikus hatása a kísérletünket ne zavarja meg.

### **3.3. Mintavételezés**

#### **3.3.1. Talajmintavételezés**

A mintavételezés a meddőhányóról lehozott flotációs iszapból 2004. októberében történt, a minták a meddőhányó felső 20-60 cm-éről származnak.

A nehézfém-tartalom meghatározásra irányuló analitikai vizsgálatokat valamint a pH-meghatározást megelőzően a mintákat légszárazra szárítva (40 °C), átlagosan 2 mm szemcseátmérőre őrölték, majd összerázással homogenizálták.

#### **3.3.2. Növénymintavételezés**

A növénymintázások alkalmával a 2005. és 2006.-ban tavaszi árpa (*Hordeum vulgare*) *Paszadéna* fajta, lucerna (*Medicago sativa*) *Viktória* fajta; 2007. és 2008.-ban lucerna (*Medicago sativa*) *Viktória* fajta, *vörös csenkesz* (*Festuca rubra*) *Keszthelyi 2-es* fajta gyűjtésre került sor. Különböző fenológiai fázisban történt a növények

mintázása; ezen mintavételezések egyedei képezték a növényvizsgálatok alapját. A növények gyökér és a hajtás akkumulációját külön-külön mértük.

A mintavételkor a szélső sorokat elhagytam, a növényeket véletlenszerűen kiválasztottam ki. A minták gyűjtésekor minden ismétlésből külön – külön vettem mintát, minden parcellából ugyanannyi növényt, amelyeket csapvízzel és desztillált vízzel is lemostam, majd ezt követően kerültek a laborba.

### **3.4. Analitikai módszerek**

#### **3.4.1. Talajvizsgálati módszerek**

Mind a talajvizsgálatokra mind a növények analízisére a BÁLINT ANALITIKA laboratóriumában került sor.

#### **Lakanen-Erviö-féle kivonat elem-koncentrációjának meghatározása (MSZ 20135:1999 szabvány szerint)**

*A Lakanen-Erviö-féle (LE) kivonat készítése*

A Lakanen-Erviö-féle kivonat a híg pufferoldatban ( $0,5 \text{ mol/dm}^3$  ammónium-acetát +  $0,5 \text{ mol/dm}^3$  ecetsav +  $0,02 \text{ mol/dm}^3$  EDTA) oldható toxikus elemek mennyiségének meghatározására alkalmas.

A kivonatkészítéshez MSZ ISO 3696 szerinti vízre és a következő, analitikai tisztaságú anyagokra van szükség: Etiléndiamin-tetraecetsav (EDTA, Selecton B,  $\text{C}_{10}\text{H}_{16}\text{O}_8\text{N}_2$ ); Ecetsav 3

mol/dm<sup>3</sup>-es oldata; Ammónium-hidroxid, tömény, 25 m/m %-os, Ammónium-hidroxid 3 mol/dm<sup>3</sup>-es oldata.

1000 cm<sup>3</sup>-es mérőlombikba 29,25 g Selecton B, majd 175 cm<sup>3</sup> tömény ammónium-hidroxid került, majd az oldódást követően kb. 400 cm<sup>3</sup> desztillált víz. Ezután még 285 cm<sup>3</sup> 96 m/m%-os ecetsav és további kb. 400 cm<sup>3</sup> desztillált víz hozzáadása történt.

Az oldat pH-jának beállítása 4,65±0,03 értékre történt 3 mol/dm<sup>3</sup> koncentrációjú ecetsavoldattal vagy ammónium-hidroxid-oldattal, majd a térfogatot desztillált vízzel egészítették ki 1000 cm<sup>3</sup>-re. Ez a tömény oldat használható a talajminták kivonatának készítéséhez.

A hígított kivonóoldat úgy készült, hogy a tömény kivonóoldatot desztillált vízzel ötszörösére hígították, és szükség esetén a pH beállítása ismételten 4,65±0,03 értékre történt.

#### Talajkivonat készítése

A megfelelően előkészített (szárítás, darálás) talajmintából műanyag rázópalackba 5,0 g-ot mérve (0,01 g pontosság) 50 cm<sup>3</sup> hígított kivonóoldat hozzáadása történt meg, majd ezt követően a palackokat lezárva és befogótárba helyezve, körforgó rázógépen 1 órán át rázatták.

Ezután a talajszuszpenziót redős szűrőpapíron átszűrve, majd az első kb. 10 cm<sup>3</sup>-nyi részletet leöntve nyerhető a szűrlet főtömege. Ebből a szűrletből történtek a mérések.

Analitikai meghatározás egy OPTIMA 3300 DV típusú induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométerrel (ICP-

OES) történt, az összes oldható elem koncentrációjának meghatározásánál leírtaknak megfelelően.

### ***pH-meghatározás (MSZ-08 0206/2-78)***

A minták kémhatásának meghatározása az MSZ-08 0206/2-78 szabvány szerint zajlott le, vizes szuszpenzió pH-jának meghatározásával. A talaj pH értékének meghatározása pontenciometriásan történt 1:2,5 arányú ioncserélt víz-talaj szuszpenzióban.

*Előkészítés:* A polietilén kémcsövekbe először 15 ml ioncserélt víz (pH 6,8-7,0) került, amelyhez kalibrált mérőeszközzel 6 g vizsgálatra előkészített talajmintát adagoltak. A talajszuszpenzió felrázás, lefedés után legalább 12 órát sav- és lúgmentes levegőjű helyiségben állt.

*Műszer beállítása:* Mérés előtt újra össze kell rázni a kémcsövek tartalmát. A pH-mérő készülék bekapcsolását követően 5 perces várakozás után 7,0-es pH értékű puffer beállítás történt. (A pontos pH-érték a gyári készítményben a hőmérséklettől függően fel van tüntetve.)

A készülék beállításának ellenőrzése után talajszuszpenzióknak megfelelő hőmérsékletre történő beállítása történt. Az üvegelektrod desztillált vízzel való leöblítését követően a talajszuszpenzióba merült, annak pH-értéke a pH/m összefüggés alapján közvetlenül leolvasható volt. A pH-mérő készülék beállítását 20-25 mérés után ellenőrizni kell.

*A mérés feltételei:* Bemelegedés ideje: legalább 5 perc

Mérési hiba: legfeljebb  $\pm 0,1$  pH-érték

Mérési idő: legalább 15 s.

### **3.4.2. Növényvizsgálati módszerek**

#### ***A növéyminta előkészítése***

Először a növények gyökerét csapvízzel igen alaposan lemostam. A feldarabolt mintákat darálóval apróra őrölték. A  $60^{\circ}\text{C}$ -on kiszárított mintából analitikai pontossággal kimért 1 g-nyi mennyiség a bombába került, amihez 5 ml  $\text{HNO}_3$  -t, és 2 ml  $\text{H}_2\text{O}_2$  -t adtak hozzá. Így történt az előroncsolás, majd lezárva mikrohullámú roncsolóban tovább roncsolták. Ezt követően 25 ml-es mérőlombikba átmosták, és ISTD hozzáadása után jelre töltötték nagy tisztaságú desztillált vízzel, majd a mérés következett.

A  $60^{\circ}\text{C}$ -on szárított minta maradéka  $105^{\circ}\text{C}$ -on száradt a továbbiakban, és ebből történt a  $105^{\circ}\text{C}$ -os szárazanyag % meghatározása.

#### ***Műszeres mérések***

##### ***ICP-spektrométer***

Az előkészítés során nyert szűrlet elemtartalmát induktív csatolású plazma emissziós módszerrel – ICP-AES – határozták meg. A magas hőmérsékleten ugyanis a plazmába juttatott oldatban lévő elemek atomizálódnak, gerjesztődnek, majd az elemekre jellemző

hullámhosszúságú és – koncentrációjukkal arányos – intenzitású fényt bocsátanak ki.

A mérés tulajdonképpen egy analitikai módszer, amelynek során a vizsgálandó oldatok elemtartalmának meghatározása az ismert összetételű standardokkal való kalibrálás után történt.

A mérőműszer adatai és a mérési paraméterek az alábbiak voltak:

- ◆ *Műszer típusa:* TJA ICAP 61 E VAC (szimultán);
- ◆ *Nagyfrekvencia generátor:* kristályvezérelt 27,12 MHz frekvencia;
- ◆ *Optika:* 0,75 m fókusztávolság, Pachen-Runge elrendezés;
- ◆ *Számítógép vezérlés:* IBM PS/2 50Z, TERMOSPEC programcsomag.
- ◆ *Kicsatolt teljesítmény:* 1150 W
- ◆ *Megfigyelési magasság:* 10 mm
- ◆ *Porlasztógáz nyomás:* 30 PSI
- ◆ *Kisegítőgáz áramlási sebesség:* 1,0 l/perc
- ◆ *Integrálási idő:* 5,0 sec
- ◆ *Öblítési idő:* 45,0 sec;
- ◆ *Standardizációs módszer:* kétpontos, nem kalibrált.

A mérés adatait (hullámhossz, ill. standard-koncentráció) a 19. táblázat tartalmazza.

19. táblázat A mérés hullámhossz és standard-koncentráció adatai (Elgoscár, 2002)

<i>Elem</i>	<i>Cd</i>	<i>Cu</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
<i>Hullámhossz nm</i>	228,802	234,754	220,353	213,856
<i>Alacsony std. konc. mg/l</i>	0	0	0	0
<i>Magas std. konc. mg/l</i>	10	10	10	10

A mérés során a zavaró hatásokat úgy lehetett kiküszöbölni, hogy egyrészt a standard oldatok salétromsav koncentrációja megegyezett a minta salétromsav koncentrációjával, másrészt a mérések a TERMOSPEC szoftvercsomag háttérkorrekciós és interelemes korrekciós programjaival történtek.

#### *Atomabszorpciós készülék*

A mérést Philips PU 9100×tip. spektrométerrel hajtották végre. A *kadmium* meghatározása atomabszorpciós spektrometria grafitkemencés atomizálással történt az alábbi paraméterekkel:

- ◆ *hullámhossz:* 228,8 nm
- ◆ *részélesség:* 0,5 nm
- ◆ *háttérkorrekció:* deutériumlámpás
- ◆ *grafitcső típusa:* coated
- ◆ *öblítőgáz:* argon

- ◆ *minta térfogat:* 20 µl
- ◆ *atomizálási hőmérséklet:* 1200°C
- ◆ *a kimutatási határ:* 0,0001 mg/l

Az ólom meghatározása atomabszorpciós spektrometria grafit-kemencés atomizálással került végrehajtásra az alábbi paraméterek szerint:

- ◆ *hullámhossz:* 283,3 nm
- ◆ *részélesség:* 0,5 nm
- ◆ *háttérkorrekció:* deutériumlámpás
- ◆ *grafitcső típusa:* coated
- ◆ *öblítőgáz:* argon
- ◆ *mintatérfogat:* 20 µl
- ◆ *atomizálási hőmérséklet:* 1300°C

### **3.5. Az adatfeldolgozás és az értékelés módszertana**

A növény- és talajvizsgálatokból kapott adatokat számítógépen rögzítettem.

A kezeléshatásokat elemenként (kadmium, réz, ólom, cink) vizsgáltam talajra, növényekre, növényi részekre. Tendenciaszerű változásokat, statisztikailag igazolható különbségeket kerestem a növényi részek nehézfém tartalmának alakulásában a kezelések hatására.



Az adatok statisztikai értékelése egytényezős varianciaanalízissel (ANOVA), kétmintás t próbával készült (Sváb 1981, Székelyi et al., 2002, Sajtos et al., 2007, Huzsvai 2004). Az SzD értékek megadása  $P = 5\%$ -os szignifikancia szinten történt.

Az eredményeket táblázatos formában prezentálom, illetve ábrákon szemléltetem, a fontosabb megállapításokat, összefüggéseket szövegesen is bemutatom.

## **4. EREDMÉNYEK**

### **4.1. Talajvizsgálati eredmények**

A területen végzett talajvizsgálatok eredményeit összevettem a térség háttérszennyezettségi adataival, valamint a korábbi diplomadolgozatom eredményeivel is. Először a mérések eredményeit, majd ezek értékelését ismertetem.

#### **4.1.1. Mérési eredmények ismertetése**

A flotációs zagy pH-ja 4,1. Az összes Cd tartalom 34 mg/kg, ebből oldható 1:10 Lakanen – Erviö (LE) kivonat alapján 8,6 mg/kg. A megállapított beavatkozási határérték 2 mg/kg, a mért érték ennek több mint négyszerese. Az összes Cu koncentráció 6380 mg/kg, ebből az oldható 589 mg/kg. A megállapított beavatkozási határérték 200 mg/kg, ami a mért érték közel háromszorosa. Összes Pb 2910 mg/kg, ebből (LE) oldható 340 mg/kg. A megállapított beavatkozási határérték 150 mg/kg, a mért érték ennek több mint, duplája. Összes Zn mennyisége 5120 mg/kg, ebből (LE) oldható 1760 mg/kg. A megállapított beavatkozási határérték 500 mg/kg. A mért érték ennek több mint háromszorosa.

Környezeti szempontból a talajoldatban levő fémionok mennyisége veszélyes, mivel ezek bekerülhetnek tápláléklánc útján az

emberi szervezetbe. A vizsgált négy elem (Cd, Cu, Pb, Zn) közül humán egészségügyi szempontból a kadmium a legveszélyesebb.

#### **4.1.3. Korábbi vizsgálatom eredményeivel való összevetés**

A meddőhányó 0-20 cm mélységben mért oldható fémtartalom mennyiségét összehasonlítottam korábbi munkám tapasztalataival is. Korábbi diplomamunkáimban (Tury, 2001; 2003) a meddőhányótól 8-10 km-re levő kiskertek talajának és a rajta termesztett növények nehézfém tartalmával foglalkoztam, majd a meddőhányó és a rajta vadon élő növényfaj elemakkumulációját is vizsgáltam. A kiskertek a Toka-patak két oldalán helyezkednek el. Ide nehézfémek a patak szállító tevékenysége következtében jutottak el. A vizsgálati eredmények összevetését a 20. táblázat mutatja be. Az oldható elem tartalom meghatározása mindkét alkalommal Lakanen-Erviö (LE) módszerrel történt. Összehasonlításként közlöm Boldis (1988) által a hazai agyagbemosódásos barna erdőtalajok 0-30-cm-es szántott rétegében Lakanen – Erviö (LE) módszerrel megállapított átlagos nehézfém tartalmát. A táblázatban szereplő adatokkal a térség szennyezettségének mértékét szeretném bemutatni, ezért a mért minimum és maximum értékeket nem tüntetem fel.

20. táblázat A talaj átlagos (LE) oldható elemtartalmának összehasonlítása 0-50 cm-en (mg/kg)

	Toka-patak mentén (1993)	Meddőhányó (2001, 2005)	Hordalékfogó (2001)	Hazai ABET átlag (Boldis, 1988)
<i>Cd</i>	4,4	4,6	18,1	0,05
<i>Cu</i>	112	595	52	2,75
<i>Pb</i>	259	390	149	4,33
<i>Zn</i>	787	1750	3469	1,79

ABET = agyagbemosódásos barna erdőtalaj

A táblázatból kitűnik, hogy a Cd mennyisége a hordalékfogón több mint, négyszerese a meddőhányón illetve attól 8-10 km-re levő talajban. A Cu, Pb, Zn mennyisége a Toka-patak partján jelentősen csökken. A vizsgált négy elem közül a kadmium a legveszélyesebb az emberi szervezetre. Az, hogy a meddőhányótól 8-10 km-re a talaj oldható Cd tartalma közel azonos a meddőhányóéval, azt bizonyítja, hogy ennek az elemnek jelentős volt a migrációja. Hasonló mélységben a Cd oldható mennyisége az országos átlaghoz képest – mind a Toka-patak mentén mind, a meddőhányón – kb. 80-szoros. A hordalékfogó oldható Cu tartalma mintegy fele a Toka-patak mentén mértnek, és a hatszor kevesebb a meddőhányón regisztráltak. A Toka-pataknál mért átlagos oldható Cu mennyisége negyvenszer több mint, a hazai átlag. A meddőhányó és a patak part átlagos oldható Pb tartalma 18-20%-kal több mint, a hordalékfogóé. A pataknál mért Pb mennyisége 60-szorosa az országos átlagnak. A hazai átlaghoz képest az eltérés a Zn-nél a legjelentősebb, ugyanis 440-szer több a patak két oldalán, mint az országos átlag. A hordalékfogó átlagos oldható Zn

tartalmánál több mint kétszerese, a meddőhányón mért Zn mennyiségének.

A bemutatott vizsgálati eredmények is jól mutatják a bányászat következtében a térségben kialakult szennyezettségi állapotot, ami környezetvédelmi szempontból aggasztó. A patak part oldható fémtartalma figyelemre méltó, mivel annak két oldalán kis kertek vannak, ahol növénytermesztés folyik és tulajdonosok a növények locsolásához szükséges vizet a patakból biztosítják.

## **4.2. Növényvizsgálati eredmények**

A talajban (talajoldatban) levő nehézfémek növények általi felvételének mértékét határoztam meg, ennek céljából vizsgáltam a növények gyökerének, hajtásának elemakkumulációját. A különböző fenofázisokban vett növényi minták elemanalízisével a nehézfém akkumuláció mértékét vizsgáltam. A mérések eredményeit elemeztem, növényfajok szerint és állományfejllettség alapján.

#### 4.2.1. Növényfajok szerinti értékelés

Az eredmények statisztikai kiértékelés során a kezeléseket négy csoportba soroltam be.

*Az első csoporthoz* a kontrol parcella tartozik.

*A második csoportba* a pH növelést elért kezelések sorolhatók: mészsizap, oltott mész, mészsizap + oltott mész kezelések.

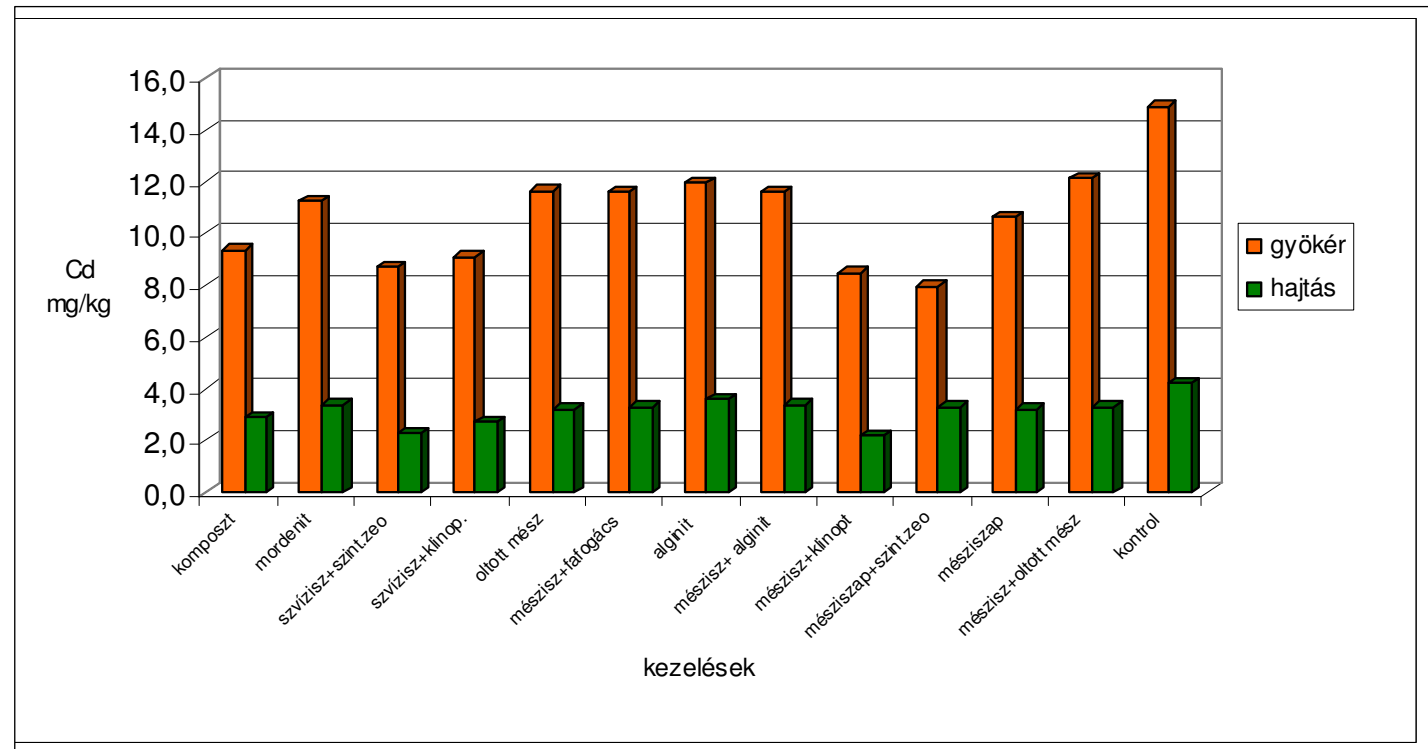
*A harmadik csoportba* az adszorbens hatású kezelések tartoznak: komposzt, mordenit, alginit kezelések.

*A negyedik csoportba* a kettős és hármas típusú kezeléseket egyesítő hatású kezelések kerültek: szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + klinoptilolit, alginit + mészsizap, klinoptilolit + mészsizap, szintetikus zeolit + mészsizap.

##### 4.2.1.3. Fémtartalom a tavaszi árpában

A kísérlet első két évében *2005-ben és 2006-ban* az egyik alkalmazott tesztnövény a tavaszi árpa (Paszadéna fajta) volt. A kísérlet alkalmával tanulmányoztam a tavaszi árpa nehézfém tartalmát (kadmium, réz, ólom, cink) gyökérben és a hajtásban. A begyűjtött növények analízise a következő eredményeket hozta.

A kadmium felvétel alakulását a tavaszi árpában a 8. ábrán kísérhetjük figyelemmel. Gyökérben a Cd akkumuláció 8 és 14,9 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 2,2 és 4,2 mg/kg közötti. A legmagasabb mért értékeket itt is, mint minden alkalommal a kontrol parcellánál regisztráltam. Az



8. ábra A tavaszi árpa gyökerének és hajtásának átlagos Cd koncentrációja

5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 11,407$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 11,408$ .

A kontrolhoz képest a kadmium koncentrációja legnagyobb mértékben csökkent a szennyvíziszap + szintetikus zeolit, mésziszap + szintetikus zeolit kezelés hatására – mintegy 38-40 %-kal a gyökérben és 44-45 %-kal a hajtásban – a szintetikus zeolit ionmegkötő képessége miatt. A kontrolhoz viszonyítva a hajtásban az említett kezeléshatások szignifikánsan alakultak.

A szennyvíziszap + klinoptilolit és a mésziszap + klinoptilolit hatására a felére csökkent mind a gyökérben mind a hajtásban a Cd koncentrációja. Az előző két kezeléshez képest kisebb mértékű csökkenés oka lehet, hogy a klinoptilolit ionmegkötő-képessége valószínűleg nem éri el szintetikus zeolit ionmegkötő képességét (Tury et. al 2008e).

A komposzt kezelés a Cd felvételt hasonló mértékben csökkentette a gyökérben és a hajtásban. A lebomlott szerves anyag hatására a flotációs iszap felvehető Cd tartalma 35 %-kal csökkent a gyökérben és a hajtásban.

A mordenit kezelés következtében (gyökérben 25%-kal, hajtásban 20 %-kal) csökkent a kadmium koncentrációja a kontrolhoz képest, melyben szerepet játszhat a mordenit ionmegkötő képessége. A kontrolhoz képest a kezeléshatás nem volt szignifikáns sem a gyökérben sem a hajtásban.

A mésziszap, oltott mész, mésziszap + oltott mész, mésziszap + alginit, és az mésziszap + faforgács kezelések a Cd felvételt átlagosan 20 %-kal csökkentették a gyökérben és a hajtásban. A



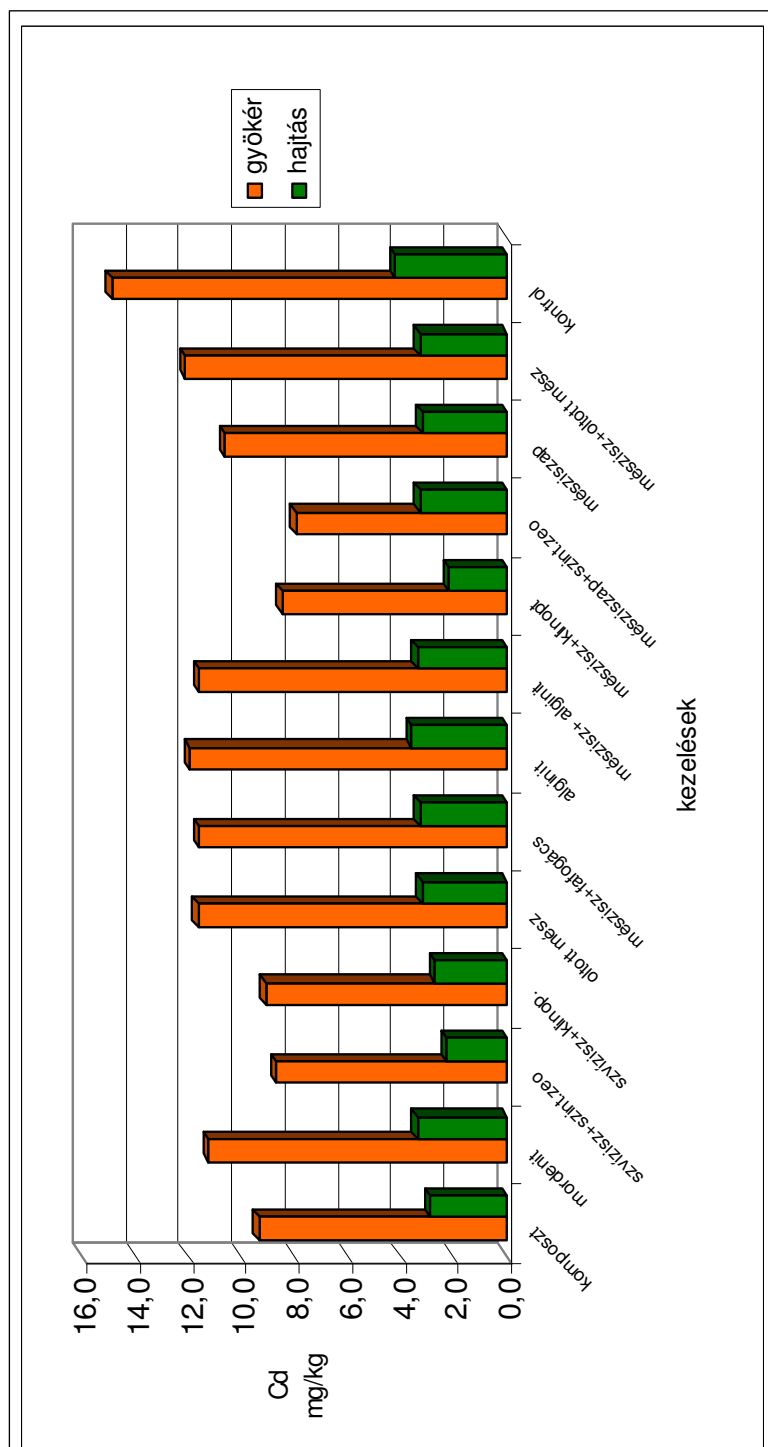
flotációs iszap pH-ja növekedett a kezelések következtében, a kation hozzáférés kisebb mértékű volt a növények számára. A kezeléshatások szignifikánsan alakultak a hajtásban kontrolhoz képest az oltott mész, mésziszap + alginit, és a mésziszap kezelés alkalmával.

A Cd felhalmozódás az alginit kezelés esetén a legjelentősebb az összes kezelés közül, a fémfelvétel 18 %-kal csökkent a gyökérben és 14 %-kal a hajtásban. A kezeléshatás nem produkált szignifikáns eltérést a kontrolhoz viszonyítva a vizsgált két növényi részben.

A tavaszi árpa gyökerének és hajtásának rézfelvételét a 9. ábrán foglaltam össze. Gyökérben a Cu akkumuláció 78 és 253 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 11 és 26 mg/kg közötti volt. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 52,433$ , a hajtásban  $SZD_{5\%} = 10,089$ .

A kontrolhoz viszonyítva a Cu felvételének csökkenését legjelentősebben (gyökérben 69 %, hajtásban 46 %) a szennyvíziszap + szintetikus zeolit kezelés eredményezte. A kezeléshatás szignifikánsan alakult 5%-os szignifikancia szinten mind a gyökérben, mind a hajtásban.

A komposzt és a szennyvíziszap + klinoptilolit kezelés hatására a rézfelvétel a gyökérben 62-65 %-kal, a hajtásban 35-38 %-kal csökkent. A kezeléshatások szignifikánsak mind a gyökérben, mind a hajtásban.



9. ábra A tavaszi árpa gyökerének és hajtásának átlagos Cu koncentrációja

A mésziszap + szintetikus zeolit, mésziszap + klinoptilolit, és a mordenit kezelések hatására felére csökkent az akkumulált Cu mennyisége a gyökérben, és a hajtásban.

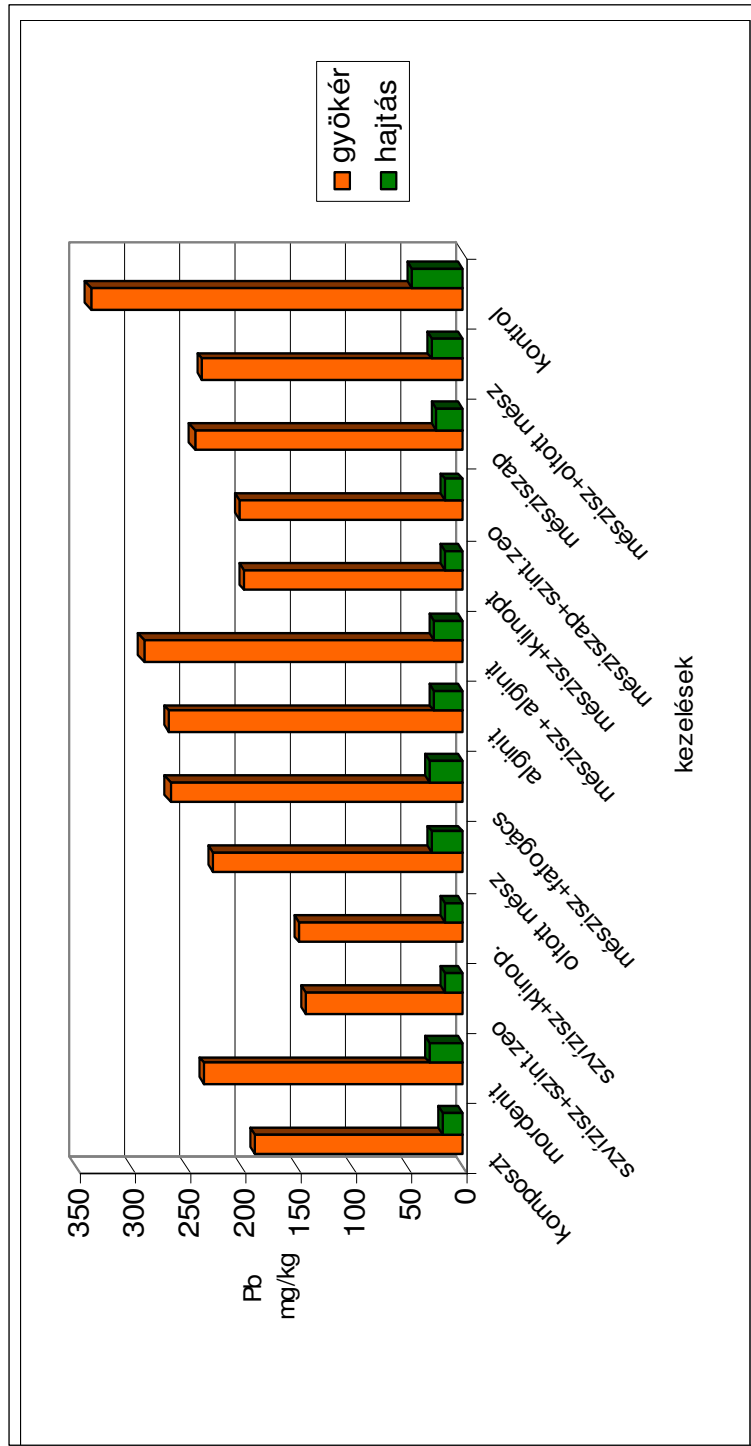
A mésziszap + faforgács, mésziszap + alginit, alginit és az oltott mész kezelések mellett a gyökérben 40-43 %-kal, a hajtásban 25-30 %-kal csökkent a felvett réz mennyisége.

A mésziszap és a mésziszap + oltott mész kezelés hatására a rézakkumuláció mértéke kevésbé csökkent a gyökérben (25-28%-kal), mint a fent említett kezelések alkalmával. A kezeléshatások szignifikánsan alakultak mind a gyökérben, mind a hajtásban (Tury et. al 2008c).

Az ólom felvétel alakulását a tavaszi árpában 10. ábra mutatja be. Gyökérben a Pb mennyisége a kezelések hatására 142 és 339 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 18 és 47 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 19,776$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 108,27$ .

A kontrolhoz képest az ólom koncentrációját legnagyobb mértékben csökkentette a szennyvíziszap + szintetikus zeolit, valamint a szennyvíziszap + klinoptilolit kezelés – a gyökérben 56-58 %-kal, a hajtásban 64-65 %-kal – ennek oka a szintetikus zeolit és a klinoptilolit ionmegkötő-képessége. A kontroltól való eltérése a kezeléshatásoknak a gyökérben és a hajtásban szignifikáns.

A komposzt kezelés hatására 44 %-kal csökkent az ólom felvétel a gyökérben, 61 %-kal a hajtásban, ami szignifikáns eltérés a kontrolhoz képest.



10. ábra A tavaszi árpa gyökerének és hajtásának átlagos Pb koncentrációja

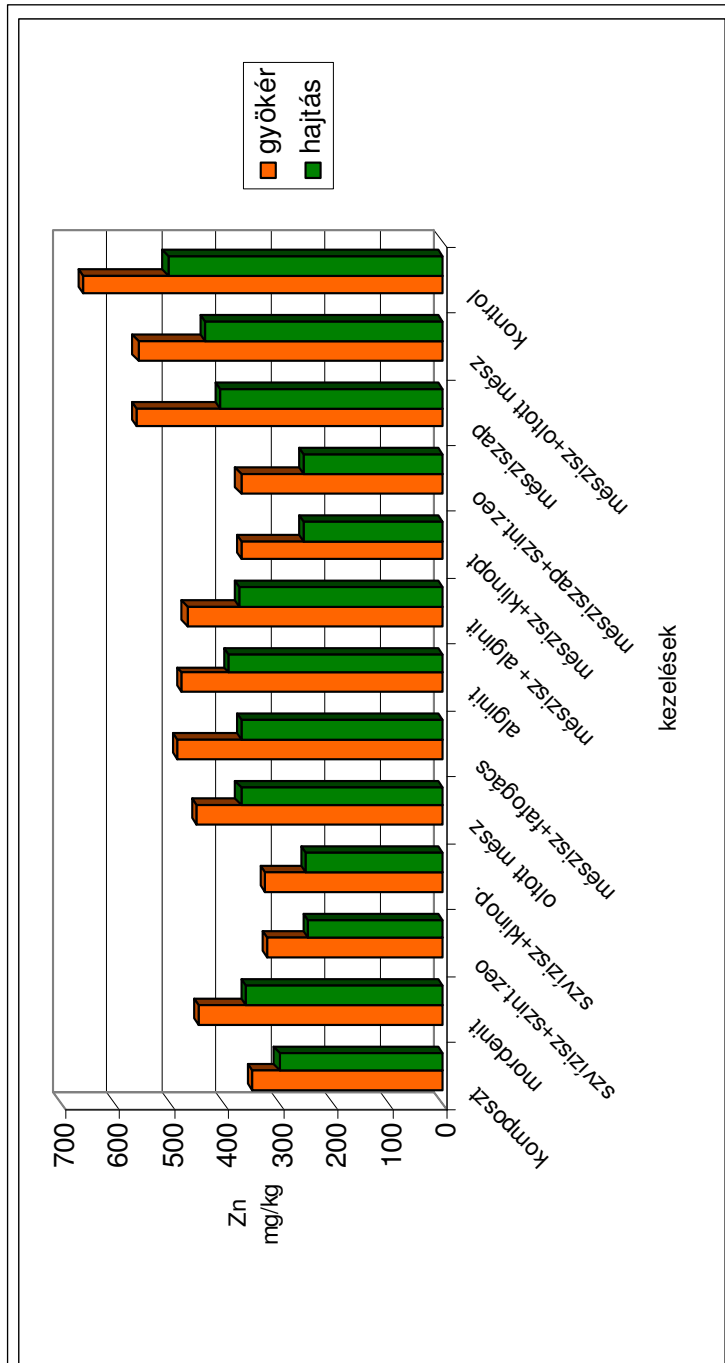
A mésziszap + szintetikus zeolit és a mésziszap + klinoptilolit hatására a felvett ólom mennyisége csaknem 37-40%-kal esett vissza a gyökérben, a hajtásban 63-65 %-kal. A kezeléshatás gyökérben és a hajtásban szignifikáns.

Az oltott mész, mésziszap, mésziszap + oltott mész, mordenit kezelések hatására az ólom felvétel csökkenése a gyökérben 30-33 %-os, és a hajtásban 33-37 %-os. A hajtásban a kezeléshatások közötti eltérés a kontroltól szignifikánsan alakul.

A mésziszap + faforgács, mésziszap + alginit valamint az alginit kezelés következtében a csökkenés a legkisebb mértékű a gyökérben 15- 20 %-os, a hajtásban 35-38 %-os. A kontroltól való eltérés gyökérben szignifikáns a mésziszap + alginit kezelés esetén, hajtásban a mésziszap + faforgács és az alginit kezelés eredményezett szignifikáns változást a kontrolhoz képest.

A tavaszi árpa cink felvételét a 11. ábrán tekinthetjük meg. Gyökérben a Zn akkumuláció 323 és 661 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 248 és 505 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 338,127$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 231,288$ .

A cink koncentrációja a kontrolhoz képest a szennyvíziszap + szintetikus zeolit, és a szennyvíziszap + klinoptilolit kezelés hatására csökkent a legnagyobb mértékben (gyökérben és a hajtásban egyaránt a felére). A két kezelés kontroltól való eltérését a hajtásban tekinthetjük szignifikánsnak.



11. ábra A tavaszi árpa gyökerének és hajtásának átlagos Zn koncentrációja

A mésziszap + szintetikus zeolit, mésziszap + klinptilolit, és a komposzt hasonló mértékben csökkentette a cink felvételt a gyökérben (43-47%-kal). A hajtásban 40-49 %-os a csökkenés. A három említett kezelés hatása a kontrolhoz képest a gyökérben és a hajtásban is szignifikáns eltérést produkált.

A mordenit, oltott mész, mésziszap + faforgács, alginit, mésziszap +alginit kezelések hatására a cinkfelvétel a negyedével esett vissza a gyökérben és a hajtásban. A kezeléshatások nem mutattak szignifikáns különbséget a kontrolhoz viszonyítva.

A mésziszap és a mésziszap + oltott mész kezelések hatására csökkent legkisebb mértékben a cinkfelvétel a kontrolhoz képest a gyökérben és a hajtásban (15%). A kontrolhoz viszonyítva az említett kezelések hatásai nem mutattak szignifikáns eltérést.

A vizsgált három növényfaj közül a tavaszi árpa átlagos nehézfém-felvétele átlag feletti volt. A kadmium és az ólom felvétel átlag alatti, a réz és a cink felvétel pedig átlag feletti eredményt hozott.

#### **4.2.1.2. Fémtartalom a lucernában**

A kísérlet eddigi négy éve alatt (2005-2008) a parcellák felében lucernát termesztettem. Vizsgálatom a lucerna gyökerének és hajtásának fémfelvételére terjedt ki. A térségben környezetvédelmi problémát okozó kadmium réz, ólom, cink akkumulációjával

foglalkozom. A begyűjtött növények elemanalízisének eredményét a következőkben ismertetem.

A kadmiumfelvétel alakulását a lucernában a 12. ábrán kísérhetjük figyelemmel. Gyökérben a Cd akkumuláció 2,4 és 4,1 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 1,3 és 3,1 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 0,617$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 0,683$ .

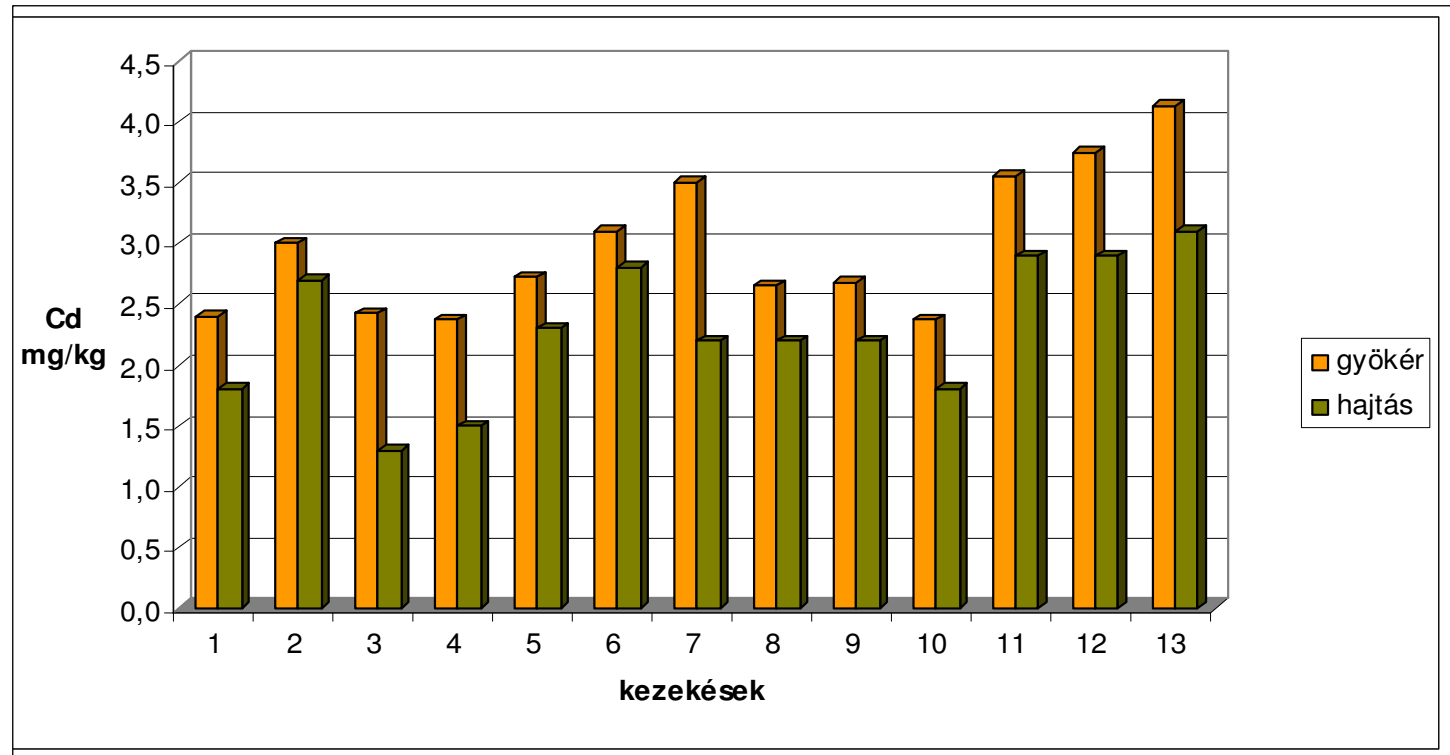
A kontrolhoz viszonyítva a kadmium koncentrációját legnagyobb mértékben – gyökérben 41 %-kal, hajtásban felére – csökkentette a szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + klinoptilolit, mésziszap + szintetikus zeolit és a komposzt kezelés. A kontrolltól való eltérés szignifikáns 5%-os szignifikancia szinten a gyökérben és a hajtásban; hajtásban a mésziszap + klinoptilolit kezelés kivételével.

A mésziszap + klinoptilolit, mésziszap + alginit és az oltott mész kezelés hatására a gyökérben 30-34 %-os, hajtásban 30-32 %-os a kadmium felvétel csökkenése. A kezeléshatások kontrolltól való eltérése a gyökérben szignifikánsan alakult.

A mordenit, és a mésziszap + faforgács kezelés hatására a kadmium tartalom körülbelül 24-26 %-kal csökkent a gyökérben, 10-12 %-kal a hajtásban. A kontrolhoz képest a kezeléshatás a gyökérben szignifikáns.

Az alginit és a mésziszap kezelés hatására a kadmium felvétel 12-18 %-os csökkenést okozott a gyökérben, és 30 ill. 6 %-osat a hajtásban. A kontrolhoz viszonyítva a kezeléshatások a gyökérben mutatnak szignifikáns eltérést.





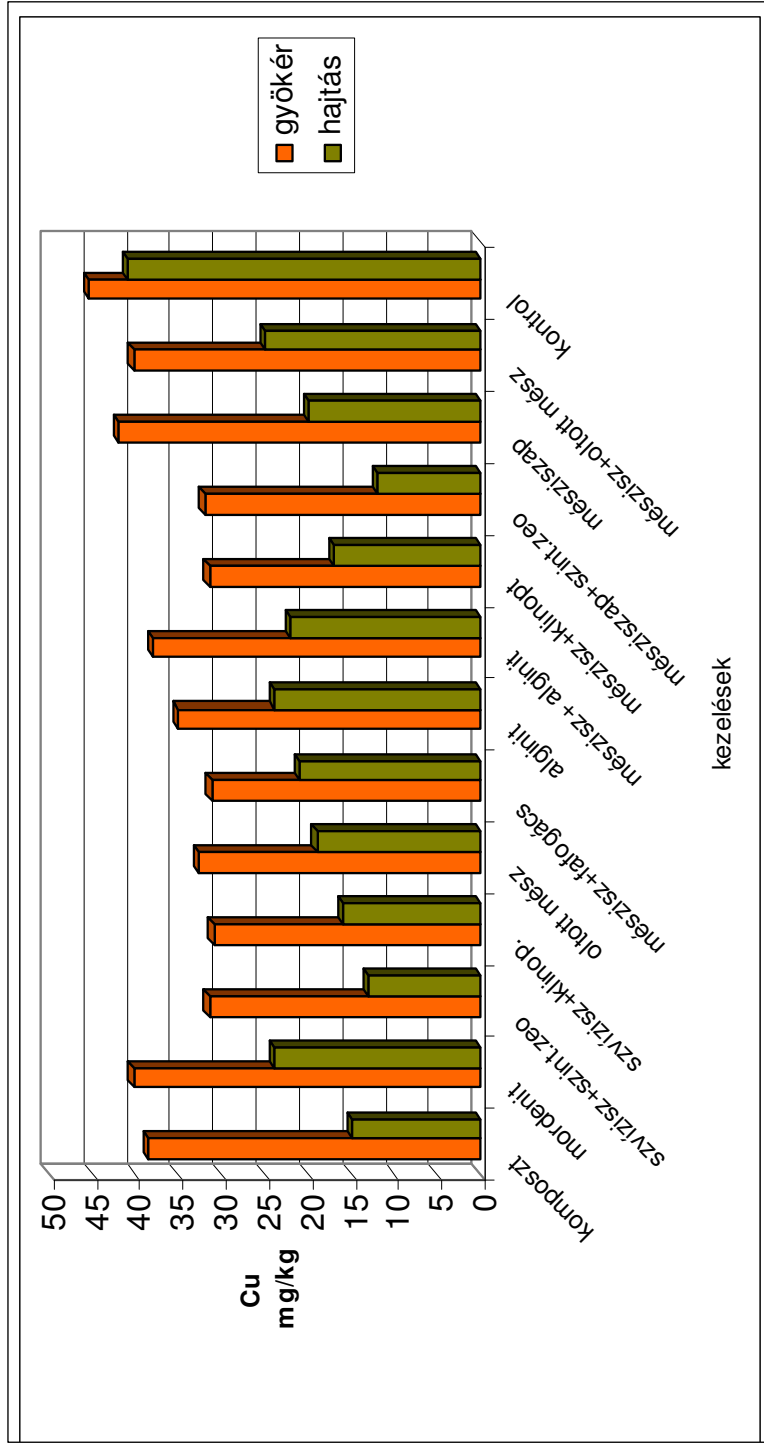
12. ábra A lucerna gyökerének és hajtásának átlagos Cd koncentrációja

A mésziszap + oltott mész kezelés hatása a legrosszabb a kadmiumfelvétel csökkenése a gyökérben és a hajtásban mindösszesen 7%-os, a kezeléshatás nem mutat szignifikáns eltérést kontrolhoz viszonyítva.

A lucerna réz felvételét a 13. ábra szemlélteti. Gyökérben a Cu akkumulációja 31 és 46 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 13 és 41 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 10,033$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 11,54$ .

A Cu koncentrációja a kontrolhoz képest a szennyvíziszap + szintetikus zeolit, és a szennyvíziszap + klinoptilolit, mésziszap + szintetikus zeolit, mésziszap + klinoptilolit és mésziszap + faforgács kezelés hatására csökkent legnagyobb mértékben, gyökérben mintegy 39-42%-kal, a hajtásban 56-60 %-kal kivétel a mésziszap + faforgács kezelés, itt csak 46-48 %-os csökkenésnek lehetünk tanúi. A kezeléshatások szignifikánsan alakultak.

A komposzt, mordenit, mésziszap + alginit és alginit kezelések hatására a rézfelvétel csaknem 20-23%-kal csökkent a gyökérben. A hajtásban a mordenit, alginit hatására 36-40 %-kal, mésziszap + alginit kezelés következtében 43 %-kal, komposzt kezelés eredményeként 63 %-kal csökkent a réz mennyisége. A kontrolhoz képest a kezeléshatások szignifikánsan alakultak mind a gyökérben mind a hajtásban egyaránt.



13. ábra. A lucerna gyökerének és hajtásának átlagos Cu koncentrációja

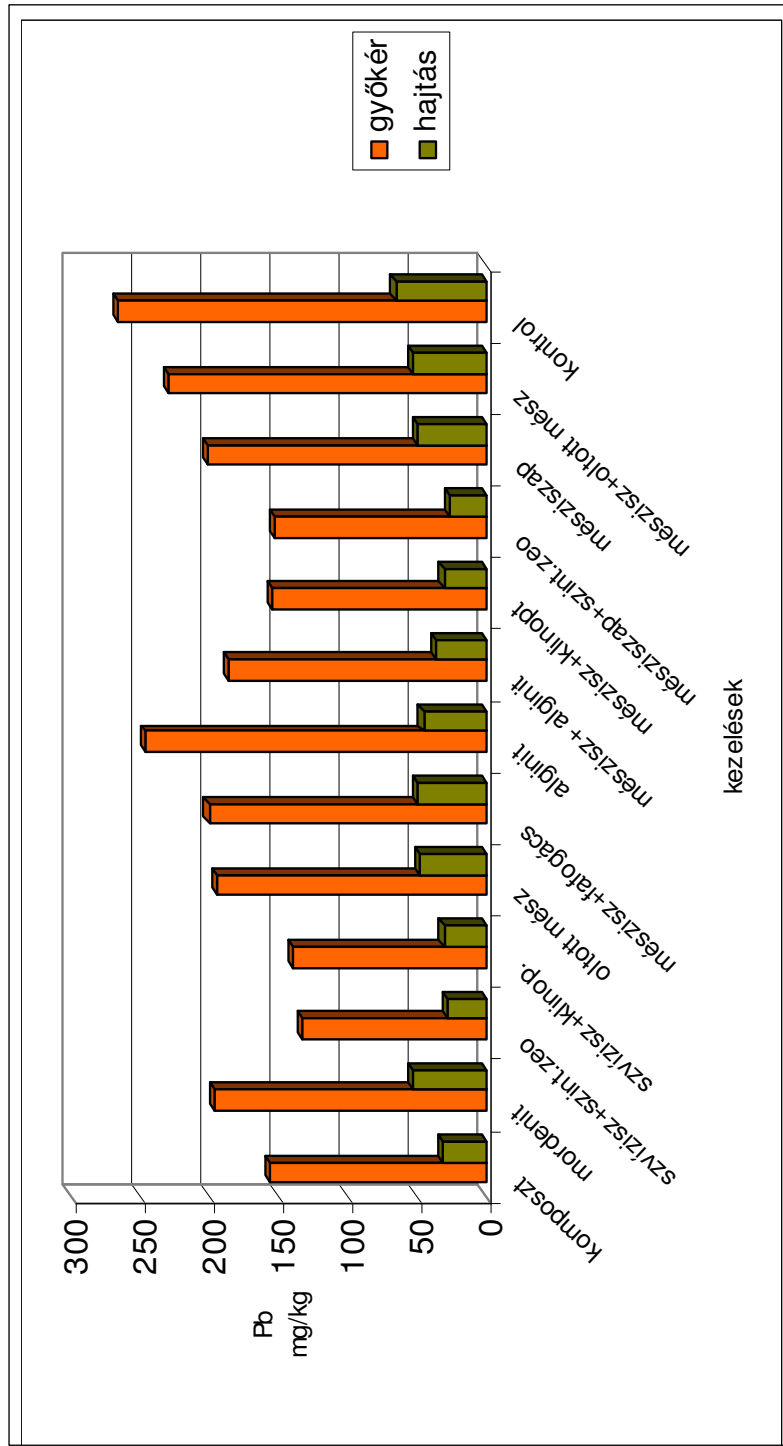
A mésziszap és a mésziszap + oltott mész hatásaként a Cu felvétel a gyökérben 11-12 %-os, a hajtásban 41-43%-os csökkenést okozott. A kontrolltól való eltérés a hajtásban szignifikáns.

A lucerna ólom felvételét a 14. ábrán láthatjuk. Gyökérben a Pb akkumuláció 133 és 267 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 29 és 66 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 145,943$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 14,809$ .

A kontrollhoz képest a legjelentősebb Pb felvétel csökkenést a szennyvíziszap + szintetikus zeolit és a szennyvíziszap + klinoptilolit kezelés eredményezte. Gyökérben és a hajtásban felére csökkent a Pb felvétel. A kontrolltól való eltérés a hajtásban szignifikáns 5%-os szignifikancia szinten.

A komposzt, a mésziszap + szintetikus zeolit és a mésziszap + klinoptilolit kezelések esetén a Pb felvétel csökkenés mértéke gyökérben 37-40 % , hajtásban 50-53 %. A kontrollhoz képest a mordenit kezelés kivételével a kezeléshatások szignifikánsak a hajtásban.

A mésziszap, mésziszap + alginit kezelés hatására a gyökérben az ólom akkumulációja 30-32 %-kal, a hajtásban 43-46 %-kal csökkent. A kontrollhoz képest a kezeléshatások szignifikánsan alakulnak a hajtásban.



I4. ábra A lucerna gyökerének és hajtásának átlagos Pb koncentrációja

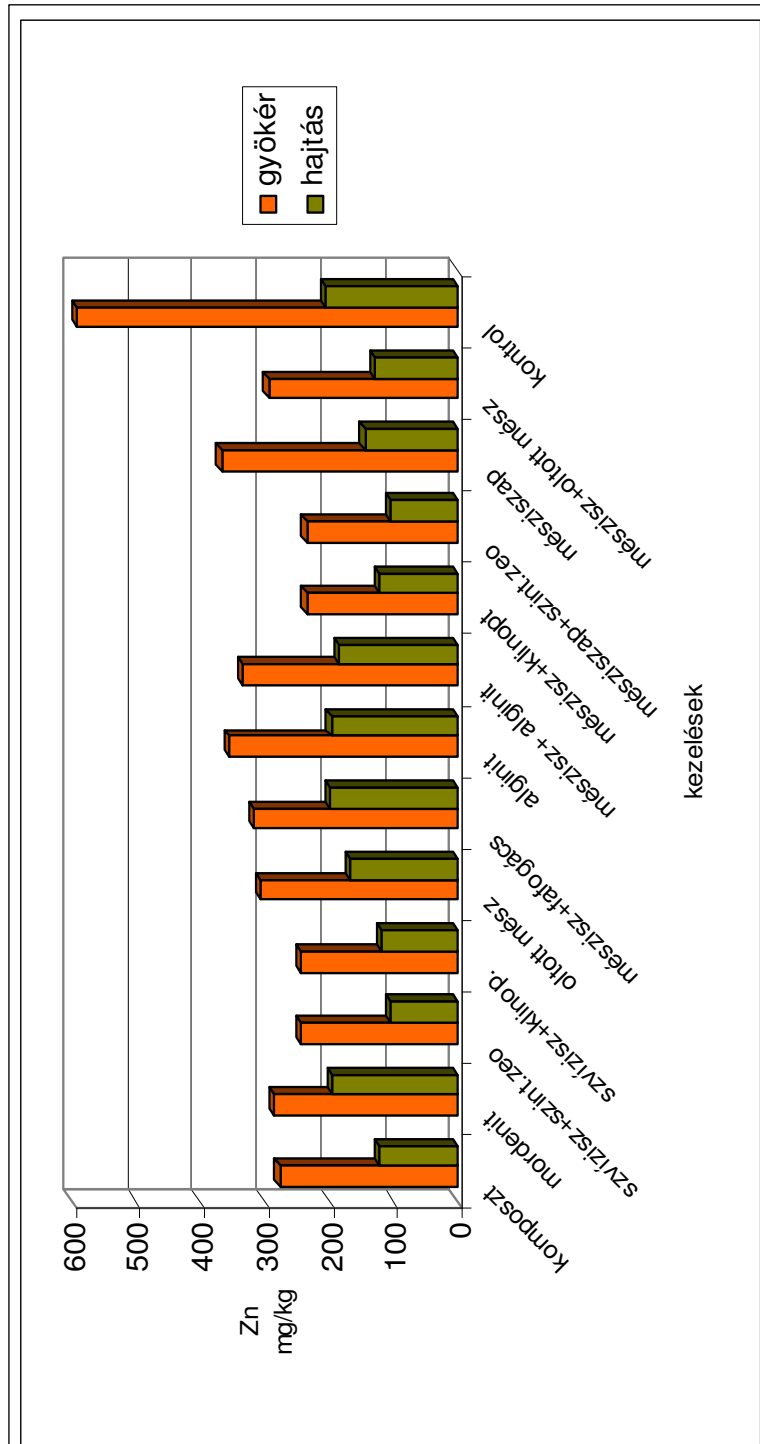
A mordenit, oltott mész, mésziszap + faforgács kezelés alkalmával a gyökérben a Pb felvétel csökkenés 36-40 %-os, a hajtásban 21-25 %-os. A hajtásban a kontrolhoz képest a kezeléshatások szignifikánsak a mordenit kezelés kivételével .

Az alginit és a mésziszap + oltott mész kezelés az ólom felvételét a gyökérben 10 %-nál kisebb mértékben, a hajtásban 33 illetve 18 %-kal csökkentette. A kontrolhoz képest a kezeléshatások szignifikáns eltérést eredményeztek az alginit kezelés esetén a hajtásban. A mésziszap + oltott mész kezelés nem mutatott szignifikáns eltérést a kontrolhoz viszonyítva.

Gyökérben a Zn akkumulációja 245 és 741 mg/kg között változott (15. ábra). A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 106 és 205 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 114,422$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 40,246$ .

A kontrolhoz viszonyítva a legjelentősebb Zn tartalom csökkenést a szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + klinoptilolit, mésziszap + szintetikus zeolit, és a mésziszap + klinoptilolit kezeléseknél tapasztalunk. A gyökérben 60-67 %, hajtásban 40-45 %-os volt a csökkenés. A kontrolhoz viszonyítva a kezeléshatás szignifikáns a gyökérben és a hajtásban egyaránt.

A komposzt és a mordenit 60-62%-os cinkfelvétel csökkenést eredményezett a gyökérben; a hajtásban komposzt hatására 40%-kal, a mordenit hatására 5 %-kal esett vissza a Zn felvétel. A kezeléshatások szignifikánsan alakultak komposzt kezelésnél a gyökérben, és a hajtásban is.



15. ábra A lucerna gyökerének és hajtásának átlagos Zn koncentrációja

A mésziszap + oltott mész, oltott mész, mésziszap + faforgács kezelés 41-48 %-os Zn felvétel csökkenést eredményezett a gyökérben. A hajtásban a mésziszap + oltott mész 36 %-os, az oltott mész 18 %-os, a mésziszap + faforgács kezelés 3 %-os Zn felvétel csökkenést okozott. A kezeléshatások a gyökérben szignifikáns különbséget mutattak. A hajtásban csak a mésziszap + oltott mész kezelés eredményezett szignifikáns eltérést a kontrolhoz viszonyítva.

A mésziszap, mésziszap + alginit és az alginit 50- 54 %-os Zn visszaesést okozott. A hajtásban az alginit és a mésziszap + alginit kezelés hatására 7 %-os, a mésziszapos kezelésnél 29 %-os Zn csökkenést kaptunk. A kontrolhoz viszonyítva a kezeléshatások a gyökérben mind a három kezelésnél szignifikánsak; a hajtásban csak a mésziszap + oltott mész kezelésnél volt szignifikáns az eltérés.

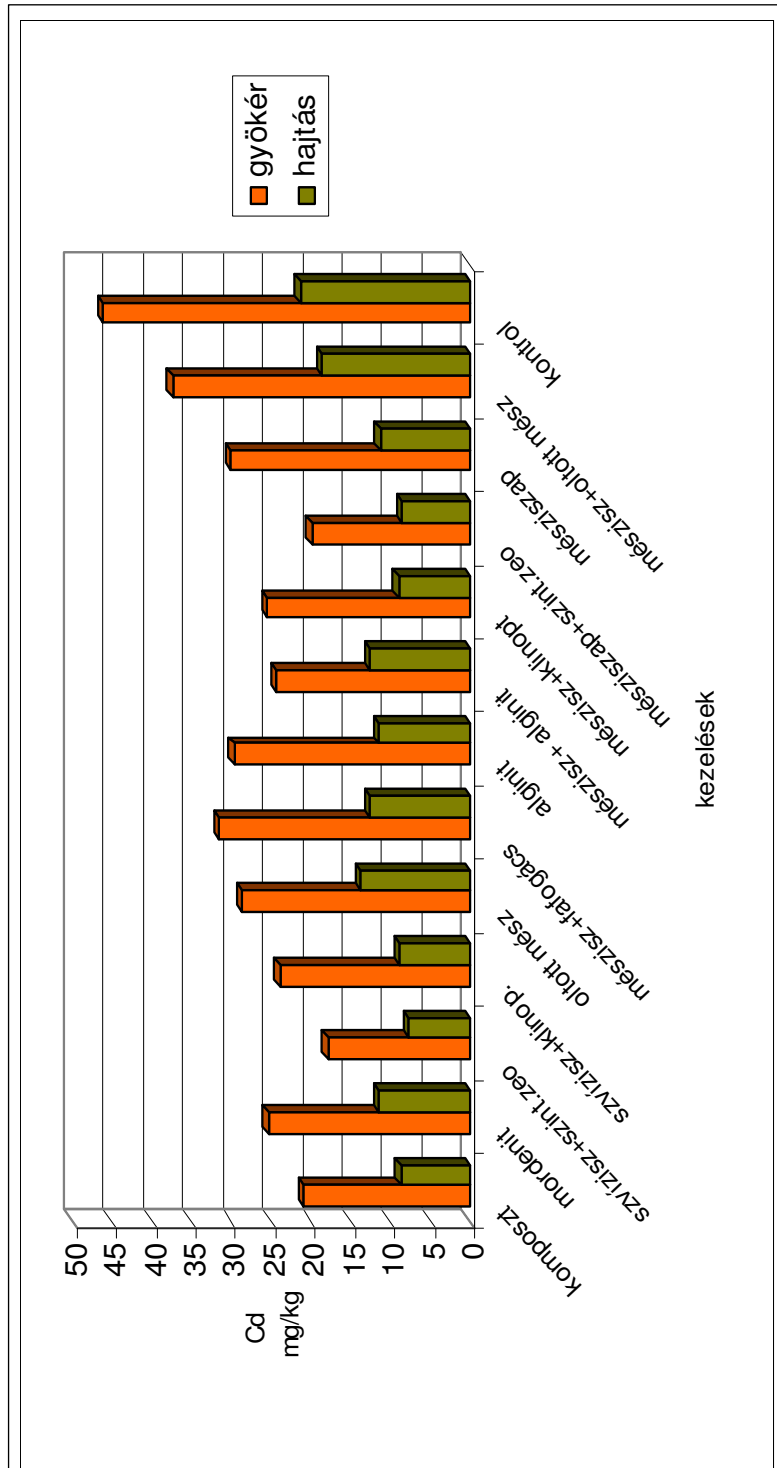
#### **4.2.1.3. Fém tartalom a vörös csenkeszben**

A 2007-2008. között gyűjtött növények analízise a következő eredményeket hozta.

A kadmium felvétel alakulását vörös csenkeszben a 16. ábrán kísérhetjük figyelemmel. Gyökérben a Cd akkumuláció 18 és 46,2 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 7,7 és 21,4 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 9,723$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 9,84$ .

A kontrolhoz képest a kadmium koncentrációját legnagyobb mértékben a szennyvíziszap + szintetikus zeolit, és a mésziszap +





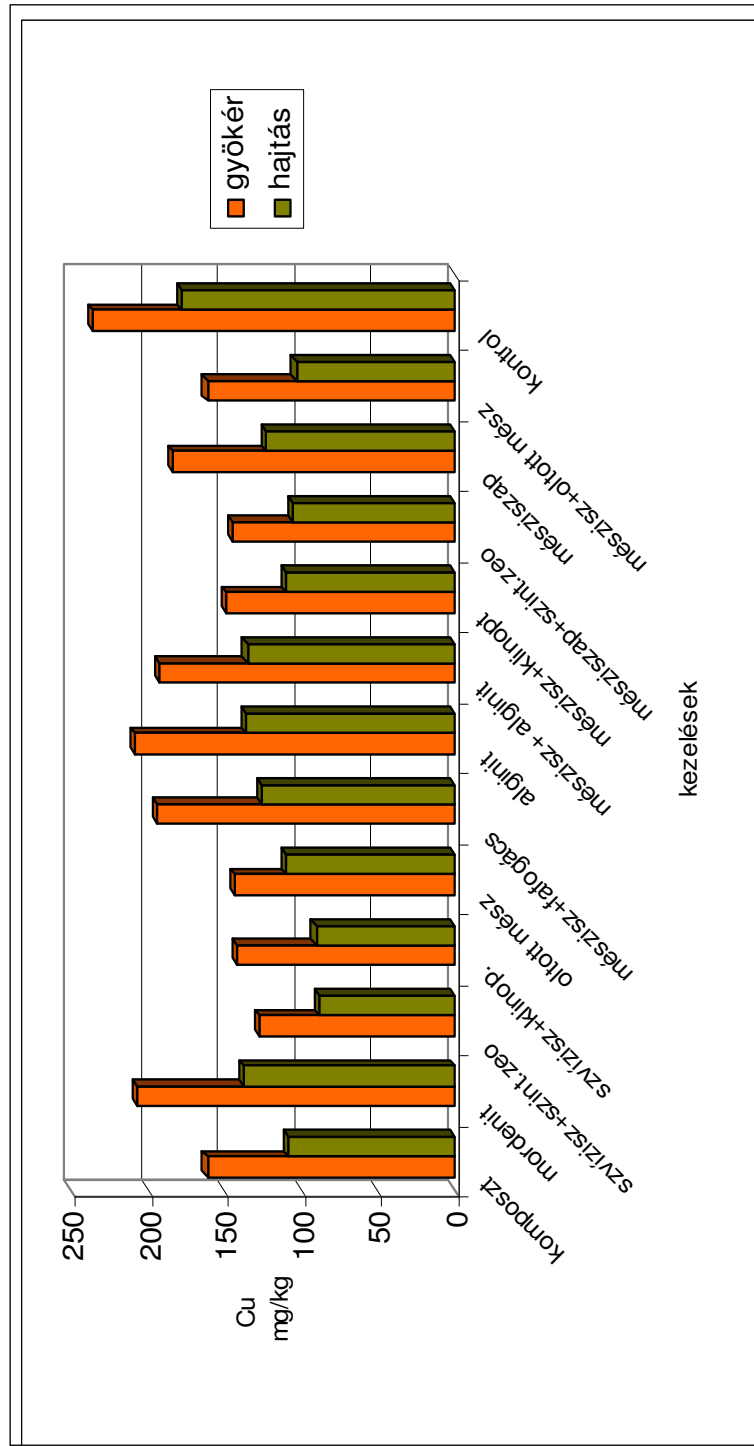
16. ábra A vörös csenkesz gyökerének és hajtásának átlagos Cd koncentrációja

szintetikus zeolit kezelés csökkentette. A csökkenés mértéke gyökérben és hajtásban 53-60 %-os. A kontrolhoz viszonyítva az említett kezeléshatások szignifikánsan alakultak 5%-os szignifikancia szinten a gyökérben; és a hajtásban is.

A szennyvíziszap + klinoptilolit, mésziszap + klinoptilolit, komposzt, mordenit, mésziszap + alginit kezelések eredményeként a gyökérben 42-48 %-os, a hajtásban 56-59 %-os Cd koncentráció csökkenésnek lehettünk tanúi. A kontrolhoz képest a kezeléshatások szignifikáns eltérést mutattak a gyökérben, és a hajtásban a mésziszap + alginit kezelés kivételével

Az oltott mész, mésziszap + faforgács, alginit, mésziszap kezelések hatására a gyökérben a Cd mennyisége 27-30 %-kal a hajtásban 34-38 %-kal csökkent. Gyökérben a kezeléshatások a kontrolhoz viszonyítva szignifikáns eltérést produkáltak. A hajtásban az alginit és a mésziszap kezelés esetén tapasztaltunk szignifikáns különbséget.

A mésziszap + oltott mész kezelés hatására csökkent legkisebb mértékben a növények fémkoncentrációja, gyökérben 18 %-kal, hajtásban 40%-kal. A kontrolhoz képest a kezeléshatás nem mutatott szignifikáns eltérést sem a gyökérben sem a hajtásban.



17. ábra A vörös csekesz gyökerének és hajtásának átlagos Cu koncentrációja

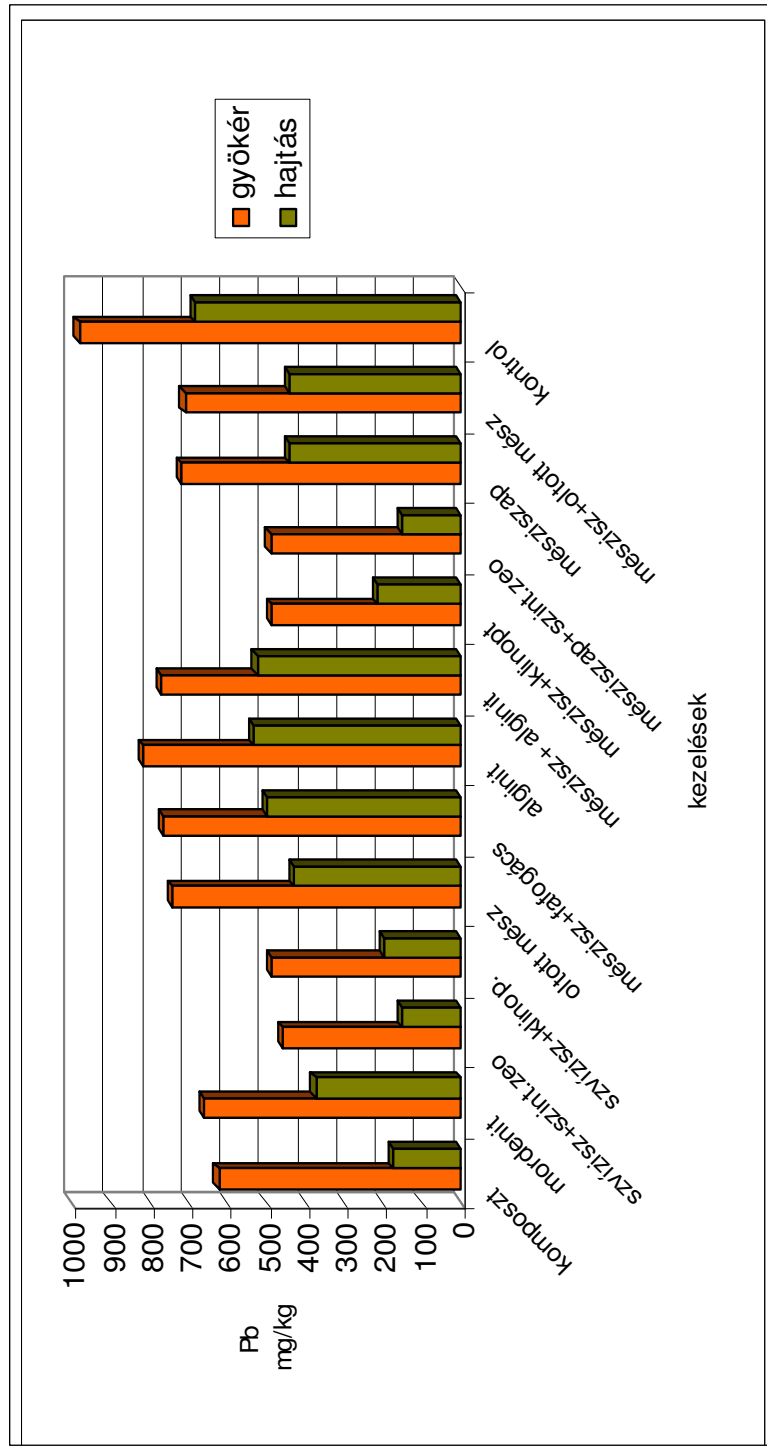
A vörös csenkesz rézfelvételének alakulását a különböző kezelések hatására a 17. ábra szemlélteti. Gyökérben a Cu akkumuláció 128 és 237 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb volt, 89 és 179 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 63,681$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 88,643$ .

A réz akkumulációjának csökkenése a szennyvíziszap + szintetikus zeolit kezelésnél a legjelentősebb, gyökérben 45 %-os, hajtásban 30%-os. A kezeléshatás a gyökérben jelez szignifikáns eltérést a kontrolhoz viszonyítva.

A komposzt, szennyvíziszap + klinoptilolit, mésziszap + szintetikus zeolit, mésziszap + klinoptilolit, és a mésziszap + oltott mész kezelés hatásaként a felvett kadmium mennyisége a gyökérben 27-31 % -kal, a hajtásban 24-29 %-kal csökkent. A kezeléshatások kontroltól való eltérése szignifikánsan alakult a gyökérben a mésziszap + klinoptilolit és a mésziszap + oltott mész hatására.

A mésziszap + faforgács, mésziszap + alginit és a mésziszap kezelések következtében a gyökérben 15-17 %-os, hajtásban 24-30 %-os rézfelvétel csökkenést tapasztaltam. A kezeléshatások a kontroltól való eltérése nem szignifikáns sem a gyökérben sem a hajtásban.

A mordenit, oltott mész és az alginit kezelések hatásaként csökkent legkevésbé a Cd felvétel a gyökérben (11-14 %-kal) és hajtásban (19-22 %-kal). A kezeléshatások nem produkáltak szignifikáns eltérést a kontrolhoz viszonyítva sem a gyökében sem a hajtásban; kivétel az oltott mész kezelés.



18. ábra A vörös csekesz gyökérének és hajtásának átlagos Pb koncentrációja

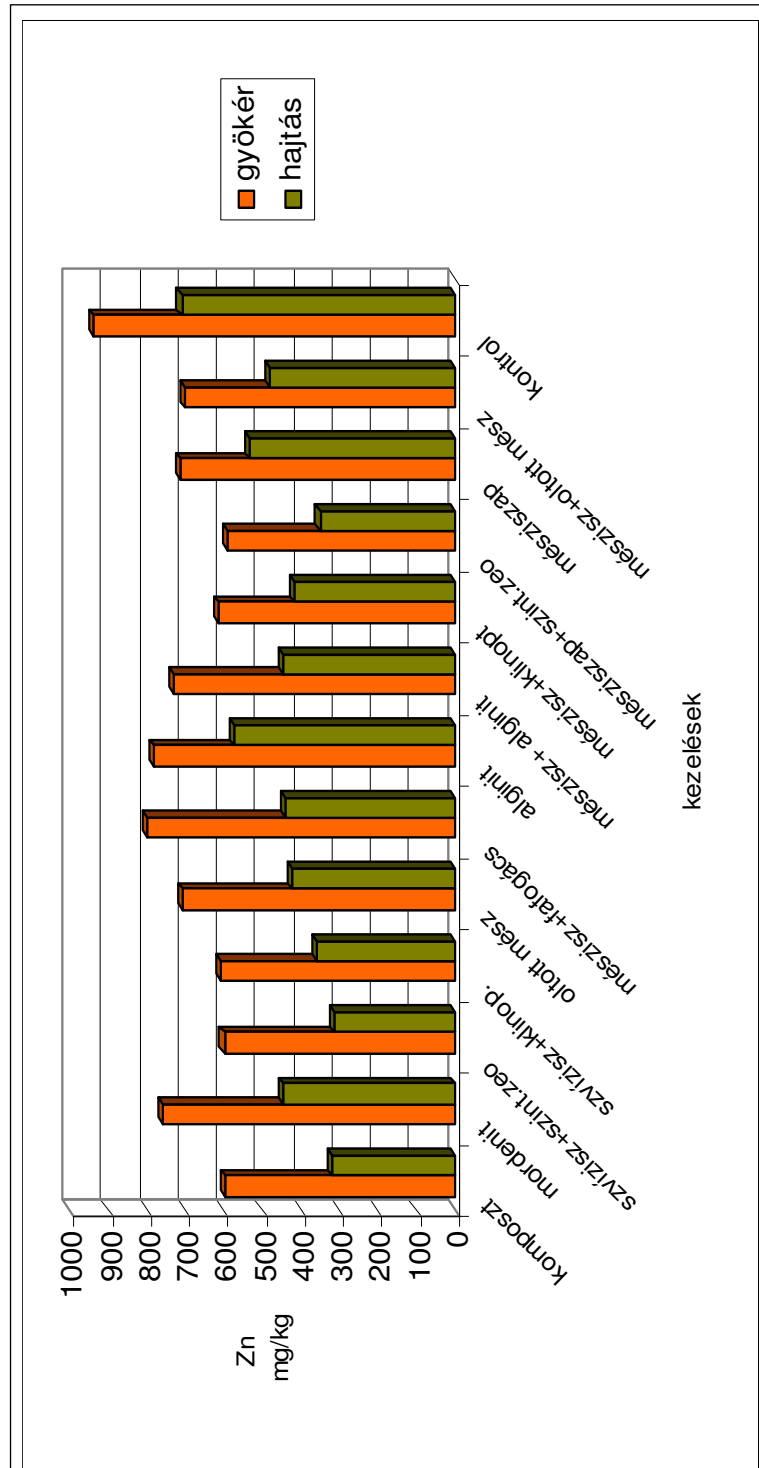
Az ólomtartalom alakulását a vörös csenkeszben a 18. ábra mutatja be. Gyökérben a Pb akkumuláció 461 és 984 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb volt 153 és 685 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 621,893$ ; a hajtásban  $SZD_{5\%} = 452,247$ .

Legjelentősebb ólomfelvétel csökkenést a szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + klinoptilolit, mésziszap + szintetikus zeolit és a mésziszap + klinoptilolit kezelések eredményeztek. A Pb felvétel a gyökérben felére esett vissza, a hajtásban több mint 62-70 %-os a csökkenést eredményezett. A kezeléshatások szignifikáns eltérést mutattak a kontrolhoz képest a hajtásban.

A komposzt és mordenit hatására a csökkenés mértéke már nem volt olyan jelentős a gyökérben 32-35 %-os; a hajtásban 74 ill. 45%-os. A kezeléshatás a kontrolhoz mérve a komposzt kezelés esetén a hajtásban szignifikáns eltérést mutatott.

Mésziszap és a mésziszap + oltott mész kezelés következtében a gyökér ólomakkumulációja mintegy negyedével esett vissza, a hajtásé 31-35 %-kal. A kezeléshatások nem eredményeztek szignifikáns eltérést a kontrolhoz képest sem a gyökérben sem a hajtásban.

Az oltott mész, mésziszap + faforgács, alginit, mésziszap + alginit kezelések mellett a legkisebb Pb felvétel csökkenés mértéke gyökérben 31-35 %-kal, hajtásban 16-37 %. A kezeléshatások nem mutattak szignifikáns különbséget a kontrolhoz viszonyítva sem a gyökérben, sem a hajtásban.



19. ábra A vörös csenkesz gyökerének és hajtásának átlagos Zn koncentrációja

Gyökérben a Zn akkumulációjának változását a 19. ábra szemlélteti. Gyökérben a cink koncentráció 594 és 939 mg/kg között változott. A hajtásban a felhalmozódás mértéke alacsonyabb 315 és 712 mg/kg közötti. Az 5%-os szignifikancia szint értéke a gyökérben:  $SZD_{5\%} = 349,336$ ; a hajtásban 232,25.

A vörös csenkesz Zn akkumulációjának csökkentésére a szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + klinoptilolit, mésziszap + szintetikus zeolit, mésziszap + klinoptilolit, és a komposzt kezelések voltak legnagyobb hatással. A csökkenés mértéke gyökérben 31-36 %-os, a hajtásban megközelíti 41-45 %-t. A kezeléshatás szignifikáns eltérést mutatott a szennyvíziszap + szintetikus zeolit valamint a szennyvíziszap + klinoptilolit kezelésekor.

Az oltott mész, mésziszap, mésziszap + oltott mész kezelések következtében a gyökér cink tartalma mintegy negyedével, a hajtásé 27-33%-kal esett vissza. A kezeléshatások nem jeleztek szignifikáns eltérést a kontrolhoz viszonyítva sem a gyökérben sem a hajtásban. Kivétel ez alól a mésziszap kezelés, itt a hajtásban szignifikáns különbséget tapasztaltam a kontrolhoz képest.

A mordenit, mésziszap + faforgács, alginit, mésziszap + alginit kezelések eredményeként a gyökér cinkakkumulációja megközelítőleg 20-23 %-kal csökkent, a hajtásé mintegy 28-30 %-kal. A kezeléshatások kontroltól való eltérése nem szignifikáns sem a gyökérben sem a hajtásban.



#### 4.2.2. Értékelés állományfejlettség alapján

A növények fejlődésében az egyes kezelések közötti különbségek a vegetáció során jól nyomon követhetők voltak. A kezeléshatásokat a 20 - 29 . ábrák mutatják.

A kísérletben a tavaszi árpa, a lucerna és vörös csenkesz fejlettsége, a talaj pH-ja és tápelem-ellátottság függvényében változott. A kezelések hatását fejlettség szempontjából a növényeket három csoportba osztottam:

1. *fejlett növények*, melyek komposzt, szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + természetes zeolit kezelésben részesültek

2. *kevésbé fejlett növények*, amelyek mordenit, oltott mész, faforgács + mésziszap, alginit, alginit + mésziszap, mésziszap, mésziszap + oltott mész, mésziszap + szintetikus zeolit, mésziszap + természetes zeolit kezelést kaptak és a kontrol. kezelésben részesültek.

A 3. csoportba a kontrol parcellát soroltam.

##### A tavaszi árpa fejlődése:

A tavaszi árpa magok csírázása lassú volt. Először csak a gyököcske fejlődött, június közepén a komposzttal; szennyvíziszap + szintetikus zeolittal; szennyvíziszap + természetes zeolittal; természetes zeolit + mésziszappal; és a szintetikus zeolit + mésziszappal kezelt parcellákban jelentek meg a sziklevelek; a csírázás 80% feletti volt. A kelés a többi parcellában vetés után három héttel vette kezdetét. Ez alkalommal a csírázás kb. 50 % körüli volt;

de volt olyan parcella (kontroll) ahol az elvetett magoknak mintegy 10-20 %-a kelt ki. Ezen esetben a tavaszi árpa gyenge kelése után a kikelt növények alig fejlődtek.

A vegetációs időszak második felében a növények fejlődése lelassult azokban a parcellákban, ahol nem jutattunk ki lebomlott szerves anyagot. A 20., 21. és 22. ábrán látható fénykép a növényekről augusztus közepén készítettem. Ekkor kezdődött a növények virágzása.



20. ábra. A tavaszi árpa virágzásának kezdetén szennyvíziszap+ természetes zeolit kezelés hatására virágzás idején

A növények termése csak ott érett be, ahol szennyvíziszap+szintetikus zeolit, szennyvíziszap+természetes zeolit, illetve komposzt kezelést alkalmaztunk. Azon parcellákban, ahol nem jutattunk ki lebomlott szerves anyagot, megfelelő tápanyag hiányában a növények vegetatív szervei alig fejlődtek; valamint magasságuk és tömegük is elmaradt az átlagostól.

A tavaszi árpa fejlődése szempontjából leghatékonyabbnak azon kezelések bizonyultak, amelyekkel szintetikus és természetes zeolitot valamint lebomlott szerves anyagot is jutattunk ki.



21. ábra. A tavaszi árpa mordenit kezelés hatására virágzás idején



22. ábra. A tavaszi árpa virágzás idején a kontroll parcellában

#### A lucerna fejlődése:

A lucerna magok csírázása lassú volt, a használt fajta ugyanis a kemény héjúak közé tartozik. Először csak a gyököcske fejlődött, június közepén majd a komposztal, szennyvíziszap + szintetikus zeolittal, szennyvíziszap + természetes zeolittal kezelt parcellákban jelentek meg a sziklevelek, a csírázás 80 % feletti volt. A kelés a többi parcellában vetés után egy hónappal vette kezdetét. Ez alkalommal a csírázás kb. 25 %-os volt; de voltak olyan parcellák, ahol az elvetett magnak kb. 10 %-a kelt ki. Ennek oka abban rejlik, hogy a lucerna érzékeny a talaj savanyúságára. Abban az esetekben, ahol a kezelés hatására nem csökkent a talaj savanyúsága a lucerna gyenge kelést

produkált, a kikelt növények pedig alig fejlődtek. A vegetációs időszak második felében a növények fejlődése a 2. és a 3. csoportba sorolt parcellában lelassult, a kontrolnál meg is állt a fejlődésük. A 23-25. ábrán látható növényekről a fénykép augusztus közepén készült. Ekkor jelentek meg az első virágok.

A növények csak ott hoztak virágot ahol szennyvíziszap+szintetikus zeolit, szennyvíziszap+természetes zeolit, illetve komposzt kezelést alkalmaztunk. A virágok száma egyedenként egy – kettő volt. A növények termést nem érleltek. Azon parcellákban, ahol nem jutattunk ki lebomlott szerves anyagot, megfelelő tápanyag hiányában a növények nem fejlesztettek generatív szerveket, erre példa a 18. ábra, itt mordenit kezeléses parcella látható. Lebomlott szerves anyag hiányában a növények magassága nem érte a 10 cm-t a vegetációs idő végére. A lucerna fejlődése szempontjából leghatékonyabbnak azon kezelések bizonyultak, amelyekkel lebomlott szerves anyagot is jutattunk ki. Végül a kontroll parcella állományfejllettségét a 25. ábrán tanulmányozhatjuk (Tury et. Al 2008a, b).



23. ábra Lucerna virágzásának kezdete komposzttal kezelt parcellában virágzás idején



24. ábra Lucerna virágzás idején mordenit kezelés hatására



25. ábra A lucerna fejlettsége a kontrollnál virágzás idején

A vegetációs időszak végén a növények gyökerét (26. ábra) is összehasonlítottam; az egyes kezelések hatását nem csak a földfeletti szerveken, hanem a gyökéren is megfigyeltem. A tápanyagban szegény parcellákban a növények nem fejlesztettek hajszálgököket kevés oldalelágazásuk miatt a gyökerek vékonyak maradtak. A kontrol parcellában élő növények földfeletti és földalatti részei egyaránt fejletlenek maradtak. A kezelések hatására bekövetkező fejlődésbeli különbségek a második, harmadik és negyedik évre továbbra is megmaradtak, sőt ezek még differenciáltabban jelentek meg (Tury et al 2008b).



26. ábra A lucerna gyökerének fejlettsége 2006 októberében a szennyvíziszap+szintetikus zeolit, mordenit és a kontrol parcellában

A vörös csenkesz fejlődése:

A növényfaj rágást, tiprást, legeltetést nagyon jól bírja; domboldalak erózió elleni védelemében is értékes növény, mert egyenletes, vastag nemezű gyeptét a víz csak nehezen kezdi ki; hosszú ideig megél egy helyben, s tarackjával állandóan fel tud újulni, így gyepesítésére alkalmas. Az említett tulajdonságai miatt alkalmas lehetne a meddőhányón az erózió elleni védekezésre, amennyiben az itteni talajviszonyok között meg tud élni. Vetés után a vörös csenkeszt (27 - 29. ábra) rendszeresen öntöztem, a magok csak 3 – 4 hét múlva kezdtek csírázni, a csírázás minden parcellában egységes volt, majd két hét múlva jelentkeztek a kezelésből adódó fejlődésbeli



különbségek. A csíranövények növekedése a komposzttal, szennyvíziszap + szintetikus zeolittal, szennyvíziszap + természetes zeolittal kezelt parcellákban volt a legintenzívebb. Az említett kezelések (27. ábra) mellett a vörös csenkesz állománya a vegetációs időszak végére megerősödött, gyökereivel a „talajt” sűrűn átszötte; vastag nemezszerű gyepréteg a második év közepére kialakult. A kontrol parcellában a növényállomány gyengén fejlődött (29. ábra), a növényfaj fent említett pozitív tulajdonságait nem mutatta, gyepesítésre való alkalmasságot második év végéig az adott körülmények között nem lehetett megállapítani.



27. ábra A vörös csenkesz szennyvíziszap + szintetikus zeolit kezelés hatására 2008. szeptemberben



28. ábra A vörös csenkesz a kontrolnál 2008. szeptemberben



29. ábra A kontrol parcellában a vörös csenkesz fejlettsége  
2008. szeptemberben

## **5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK**

### **5.1. Következtetések**

A nehézfémekkel szennyezett flotációs iszapon termesztett három növényfaj közül a tavaszi árpa nehézfém-felvétele volt a legmagasabb. A kadmium és az ólom felvétel mértéke másik két növényfajhoz képest csekélyebb, a réz és a cink felvétel pedig kiemelkedő eredményt hozott a gyökérben és hajtásban is.

A lucerna fémtartalma (kadmium, réz, ólom, cink) mind a gyökérben mind a hajtásban a tavaszi árpához és a vörös csenkeszhez képest alacsonyabb volt. A lucerna érzékenysége a talaj savanyúságára megmutatkozott; mert első évben, amikor a kezeléshatások valószínűleg még nem érvényesültek teljes mértékben, a növények nagyon gyengén növekedtek, generatív szerveik szinte alig fejlődtek.

Korábbi tapasztalatok alapján a savanyú pH-t a vörös csenkesz jól bírja, ezt a tulajdonságát a vizsgálataim is bebizonyították, mert a vörös csenkesz állománya volt a legszámottevőbb a három növényfaj közül még a kontrol parcellában is. A nehézfém felvétele (kadmium,

réz, ólom, cink) a legjelentősebb a három növényfajt összehasonlítva mind két vizsgált növényi részben. Az eredmények alapján ugyan nem tekinthető hiperakkumulátor növényfajnak, de nehézfém toleránsnak nevezhetjük.

A tizenkét alkalmazott kezelés közül a szennyvíziszap + szintetikus zeolit kezelés a leghatékonyabb, mert e mellett csökkent a növények fémfelvétele legnagyobb mértékben, és a növények fejlődése is itt a legjelentősebb. Ezt a jó eredményt biztosíthatja a szennyvíziszap, a lebomlott szerves anyaggal a toxikus elemek komplexet alkotnak. Így csak kis mértékben tudták a növények a fémeket felvenni.

A szennyvíziszap + klinoptilolit (természetes zeolit) kezelés következtében a felvett nehézfémek mennyisége a szennyvíziszap + szintetikus zeolit kezeléshez hasonló arányban csökkent; de szinte minden alkalommal kicsit magasabb volt a fémtartalom, mint a szennyvíziszap + szintetikus zeolit kezelés esetén. Ennek az lehet a magyarázata, hogy a szintetikus zeolit adszorpciós képessége meghaladja a klinoptilolitét, és ionmegkötő képessége jobb.

A mésziszap + szintetikus zeolit és a mésziszap + klinoptilolit (természetes zeolit) kezelések hatását összevetve az mondható el, hogy itt is a szintetikus zeolit hozzáadása mérsékelte jelentősebben a nehézfémek felvételét. Ennek oka lehet a már említett ionmegkötő-képesség és adszorpciós tulajdonság közötti különbség. A mésziszap

hatását összehasonlítva a szennyvíziszap hatásával a tapasztalatok alapján azt mondhatjuk el, hogy a szennyvíziszappal kezelt parcellákban a növények erőteljesebben fejlődtek, és a fémkoncentrációjuk is alacsonyabb volt. Ennek a magyarázata az lehet, hogy a mésziszap csak az iszap pH-jára volt hatással, míg a szennyvíziszap megköti a fémeket és tápanyagot (nitrogén, foszfor) is szolgáltatott a növények számára.

A komposzt kezelés hatása a vizsgált három növényfajnál szintén jó eredményeket adott, mert valószínűleg a lebomlott szerves anyag hatására mérséklődött a toxikus elemek növényi fémfelvétele, így azok fejlődése intenzívvé vált.

A mordenit (természetes zeolit) és az alginit kezelés nem hozott jó eredményt az említett kezelésekhez viszonyítva. A kezelések hatására nem javult az iszap tápanyag-szolgáltató képessége, a növények fejlődéséhez szükséges alapvető feltételek nem valósultak meg.

A mésziszap egyéb anyagokkal (faforgács, alginit) keverve nem volt olyan eredményes, mint a korábban említett kezelések, mert kismértékben tudták a nehézfém-akkumulációját csökkenteni. A növények gyengén fejlődtek, zsengek maradtak a vegetációs időszak végéig, sok növény el is pusztult. A fémfelvételük jelentősebb volt, mint a szintetikus zeolit és a klinoptilolit hozzáadásakor. Ezeknél a kezeléseknél az iszap pH-ja növekedett.

Az oltott mész, mésziszap illetve a mésziszap + oltott mész alkalmazásakor a nehézfém-felvétel a kontrolhoz viszonyítva a legjelentősebb. A növények alig fejlődtek az említett parcellákban, generatív szerveket egyáltalán nem fejlesztettek. Bizonyára a tápanyaghiány miatt nem fejlődtek a növények megfelelően; a kiadott mész a meddő savanyúságát csökkentette ugyan, de a növények fejlődéséhez szükséges tápanyagot nem biztosította.

## **5.2. Javaslatok**

A flotációs iszapot mivel savanyú pH-jú, meszezni kell. Annyi mész hozzáadása ajánlatos, hogy az iszap pH-ja semleges, vagy gyengén lúgos legyen.

A növények fejlődéséhez szükséges tápanyagot szintén pótolni kell, mert a meddő tápanyaghiányos. Ez lehet műtrágya, vagy szerves trágya egyaránt.

A szennyvíziszap felhasználása jó megoldást jelenthet a szerves anyag pótlására, és egyidejűleg a keletkező szennyvíziszap elhelyezése is megoldódhat, felhasználása azonban komposztálás után ajánlott.

A zeolitok hatása pozitívnak mondható, a flotációs iszap tulajdonságaira jó hatással van. Javítja annak szerkezetét, levegő- és vízgazdálkodását, és egyben hozzájárul a tápanyagok jobb hasznosulásához is.

## 6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A talajt ha szintetikus zeolittal és szennyvíziszappal kezeljük abban az esetben gyökérben és a növények föld feletti részében található toxikus elemek mennyisége szignifikánsan csökkenthető a kontrolhoz képest. A szennyvíziszap tápanyag szolgáltató, és talajszerkezet javító hatását fokoztuk szintetikus zeolit hozzáadásával.
2. A természetes zeolit szennyvíziszappal és mészsizappal kombinálva szignifikánsan csökkentette a tavaszi árpa, a lucerna, és a vörös csenkesz kadmium, réz, ólom és cink akkumulációját mind a gyökérben mind a hajtásban. Ezzel gátoltuk a toxikus elemek mozgékonyágát. A klinoptilolit ionmegkötő-képessége tovább csökkentette a toxikus elemek felvehetőségét. A szennyvíziszap pedig elősegítette a tápanyagok utánpótlását és a toxikus elemek komplex alakjában való megkötését. Mészsizappal segítettük elő az iszap savas kémhatását, lúgos tartományba való átvitelét. A fémfelvétel csökkenés alábbiak szerint alakult, a tavaszi árpában: Cd: 49 %, Cu: 56 %, Pb: 58 %, Zn: 45 %; lucernában: Cd: 46 %,



Cu: 40 %, Pb: 50 %, a Zn: 50 %; vörös csenkeszben: Cd: 49 %, Cu: 39 %, Pb: 60 %, Zn: 39 %.

3. A *mésziszap* szintetikus zeolittal illetve klinoptilolittal (természetes zeolit) kombinálva jó eredményt hozott, de nem tudott olyan jó eredményt produkálni, mint a szennyvíziszap. A mésziszap a flotációs zagynak csak a pH-ját növelte és nem rendelkezik fémmegkötő képességgel, mint a szennyvíziszap. A fémfelvétel csökkenés az alábbiak szerint alakult a tavaszi árpában: Cd: 47 %, Cu: 56 %, Pb: 58 %, Zn: 45 %; lucernában: Cd: 46 %, Cu: 43 %, Pb: 50 %, a Zn: 50 %; vörös csenkeszben: Cd: 49 %, Cu: 39 %, Pb: 60 %, Zn: 49 %.
4. A *komposzt* a flotációs iszap tulajdonságaira pozitív hatást gyakorolt. Javította annak levegő- hő- és vízgazdálkodását, így jól hasznosultak a kijutatott tápanyagok, valamint hozzájárult az aktívabb talajélet kialakulásához. A fémfelvétel csökkenés a következők szerint alakult a tavaszi árpában: Cd: 35 %, Cu: 49 %, Pb: 51 %, Zn: 45 %; lucernában: Cd: 46 %, Cu: 40 %, Pb: 45 %, a Zn: 46 %; vörös csenkeszben: Cd: 49 %, Cu: 30 %, Pb: 45 %, Zn: 37 %.

## 7. ÖSSZEFOGLALÁS

Az egykori ércbányászat örökségeként mintegy 3 millió m<sup>3</sup> flotációs iszap található a Gyöngyösoroszitól néhány km-re. A meddőhányó tájrendezése nagyon fontos feladat a térség kármentesítése szempontjából. Mivel hivatásomnak tekintem, hogy minél többet tegyek a környezetvédelemért a magam eszközeivel, és már évek óta foglalkozom a lakóhelyem ezen környezeti problémájával, így PhD tanulmányaim keretén belül az Envirokomplex kft.-vel kísérletet állítottam be a flotációs iszapra.

Munkám célkitűzése az volt, hogy a savas pH-jú flotációs meddőn a tesztnövények számára a fejlődésükhöz szükséges megfelelő körülményeket megteremtsünk, úgy hogy eközben a növények fémfelvétele minél alacsonyabb legyen. Ezzel biztosítva, hogy a fémek (kadmium, réz, ólom, cink) nem kerüljenek be a táplálékláncba.

A szabadföldi kísérlet beállítása 2004 őszén kezdődött. A tíz négyzetméteres parcellákat a meddőhányótól kb. 400 méterre alakítottuk ki. A fakerettel elhatárolt egységek 50 cm magasak, amelyekbe a meddőhányóról származó flotációs iszapot elhelyeztük. 13 különböző kezelést állítottunk be négy ismétléssel. A kísérlet összeállításánál alkalmaztunk olyan kezelést, amely lebomlott szerves anyagot tartalmaz, és olyat, amelyik nem. Adsorbens hatású anyag is

szerepel adalékanyagként. A hozzáadott különböző mészfórmákkal a flotációs iszap savas pH-ja lúgos irányba változott. Van olyan kezelés, amely pH növelő és adszorbens hatású adalék kombinációja.

Az alkalmazott kezelések:

komposzt, mordenit (természetes zeolit), szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + klinoptirolit (természetes zeolit), oltott mész, mésziszap + faforgács, alginit, mésziszap + alginit, mésziszap + klinoptirolit (természetes zeolit), mésziszap + szintetikus zeolit (zeolon), mésziszap, mésziszap + oltott mész, kontrol.

Az első évben a vetésre 2005 májusában került sor. A parcellák egyik felébe tavaszi árpa (*Hordeum vulgare*) *Paszadéna* fajta, másik felébe lucerna (*Medicago sativa*) *Viktória* fajta került. A vetési mélység a tavaszi árpa esetén 4-5 cm, a lucernánál 2-3 cm; a sortávolság egységesen 10 cm. A vetést öntözés követte, a kelés elősegítse céljából. A második évben a tavaszi árpa vetésre áprilisban került sor. Harmadik évben a tavaszi árpa helyett vörös csenkeszt (*Festuca rubra*) *Keszthelyi 2-es* fajta került a kísérleti parcellákba. A negyedik évben nem történt semmilyen változás a növényi összetételben a harmadik évhez képest.

Parcellánként átlagmintát vettem a növényekből, a növényvizsgálatok alkalmával a gyökér és a hajtás elemanalízisére (Cd, Cu, Pb, Zn) került sor.

Munkám során összehasonlítottam hogyan változott a növények gyökerének és hajtásának elemakkumulációja (kadmium,

réz, ólom, cink) a különböző kezelések hatására. Valamint figyelemmel kísértem a növények növekedését az egyes parcellákban.

A fémfelvétel mind a három tesztnövénynél ugyanazt a tendenciát követte. A kezelések csökkentették a növények fémakkumulációját, de különböző mértékben. Azokban a parcellákban csökkent a növények fémfelvétele a legjelentősebben, ahol a kezelés hatására a flotációs iszap pH-ja növekedett, ezért a kation-megkötődés nagyobb mértékű volt, ez biztosította a felvehető tápanyagokat a növények számára. Az alkalmazott kezelések a következők: szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + klinoptilolit, mésziszap + szintetikus zeolit, mésziszap + klinoptilolit.

A komposzt kezelés a vizsgált három növényfajnál jó eredményeket adott, a komposzt kedvező tápanyag-szolgáltató képességének köszönhetően, valamint a toxikus elemek komplex vegyületek formájában való megkötése révén.

A mordenit (természetes zeolit) és az alginit kezelés eredményeként jelentősebb volt a fémfelvétel az említett kezelésekhez viszonyítva. A kezelések hatására nem javult az iszap tápanyag-szolgáltató képessége, a növények fejlődéséhez szükséges alapvető feltételek nem valósultak meg.

A mésziszap egyéb anyagokkal (faforgács, alginit) keverve nem adott olyan jó eredményt, mint a korábban említett kezelések. Kismértékben tudták a nehézfém-akkumulációját csökkenteni. A növények alig fejlődtek, gyengék maradtak a vegetációs időszak végéig, sok növény el is pusztult. A fémfelvételük jelentősebb volt,

mint a szintetikus zeolit és a klinoptilolit hozzáadásakor. Ezeknél a kezeléseknél az iszap pH-ja növekedett.

Az oltott mész, mésziszap illetve a mésziszap + oltott mész alkalmazásakor a nehézfém-felvétel a kontrolhoz viszonyítva a legjelentősebb. A növények alig fejlődtek az említett parcellákban, generatív szerveket egyáltalán nem fejlesztettek. Feltételezhetően a tápanyaghiány miatt nem fejlődtek a növények megfelelően; a kiadott mész a meddő savanyúságát csökkentette ugyan, de a növények fejlődéséhez szükséges tápanyagot nem biztosította.

Az alábbiakban a növényfajokat értékelése következik állományfejllettség alapján.

#### A tavaszi árpa fejlődése:

A tavaszi árpa magok csírázása lassú volt. Először csak a gyököcske fejlődött, június közepén a komposztal; szennyvíziszap + szintetikus zeolittal; szennyvíziszap + természetes zeolittal; természetes zeolit + mésziszappal; és a szintetikus zeolit + mésziszappal kezelt parcellákban jelentek meg a sziklevelek; a csírázás 80% feletti volt. A kelés a többi parcellában vetés után három héttel vette kezdetét. Ez alkalommal a csírázás kb. 50% körüli volt; de volt olyan parcella (kontroll) ahol az elvetett magnak mintegy 10-20%-a kelt ki. A vegetációs időszak második felében a növények fejlődése lelassult azokban a parcellákban, ahol nem jutattunk ki lebomlott szerves anyagot. A növények termése csak ott érett be, ahol szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + klinoptilolit, illetve komposzt kezelést alkalmaztunk.

#### A lucerna fejlődése:

Ahol a kezelés hatására nem csökkent a talaj savanyúsága a lucerna gyenge kelést produkált, a kikelt növények pedig alig fejlődtek. A vegetációs időszak második felében a növények fejlődése a 2. és a 3. csoportba sorolt parcellában lelassult, a kontrollnál meg is állt a fejlődésük. A növények csak abban az esetben hoztak virágot amikor szennyvíziszap + szintetikus zeolit, szennyvíziszap + klinoptilolit, illetve komposzt kezelést alkalmaztunk. A virágok száma egyedenként egy – kettő volt, a növények termést nem érleltek. Azon parcellákban, amelyekben nem jutattunk ki lebomlott szerves anyagot, megfelelő tápanyag hiányában a növények nem fejlesztettek generatív szerveket, és magasságuk nem érte a 10 cm-t a vegetációs idő végére.

#### A vörös csenkesz fejlődése:

Vetés után a vörös csenkeszt rendszeresen öntöztem, a magok csak 3 – 4 hét múlva kezdtek csírázni, a csírázás minden parcellában egységes volt, majd 2 hét múlva jelentkeztek a kezelésből adódó fejlődésbeli különbségek. A csíranövények növekedése a komposzttal, szennyvíziszap + szintetikus zeolittal, szennyvíziszap + klinoptilolittal kezelt parcellákban volt a legintenzívebb. Az említett kezelések mellett a vörös csenkesz állománya a vegetációs időszak végére megerősödött, gyökereivel a „talajt” sűrűn átszötte; vastag nemezserű gyepréteg a második év közepére kialakult.

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném köszönetemet kifejezni mindazoknak, akik segítségemre voltak PhD disszertációm elkészítésében, hasznos tanácsaikkal segítették kutató munkám eredményességét.

Köszönetet mondok

**Dr. habil Szakál Pál** egyetemi docensnek, témavezetőmnek kutatómunkám irányításáért és a disszertációm elkészítésében nyújtott segítségéért,

**Magyar Baláznak**, az Elgoscar 2000 kft. vezetőjének munkáim során nyújtott segítségéért,

**Bálint Analitika dolgozóinak**, akik a labormunkákban nyújtottak segítséget,

Külön köszönet **családomnak, páromnak**, hogy mindig mellettem állnak, támaszaim voltak PhD tanulmányaim és a dolgozatom elkészítése során.

## ***Irodalomjegyzék***

Abramovitch, R. A.,- Chang Qing, L. (2003): *In situ remediation of soils contaminated with toxic metal ions using microwave energy*. Chemosphere, 53. k. 9. sz. 2003. dec. p.1077-1085.

Adriano, D.C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York-Berlin-Heidelberg-Tokyo. 533. p.

Alloway, B.J. (1995): Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, p. 368.

Antal, S. (1985): *Földtan IV*. Műszaki Könyvkiadó, Budapest.

Anton, A., - Dura, Gy. (1999): *Talajszennyeződés, talajtisztítás*. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.

Anton A, Mathe-Gaspar G (2005): *Factors affecting Heavy metal Uptake in Plant Selection for Phytoremediation*. Naturforschung 60c:244-246.

Barth, E. F. (1965): Summary report on the effect of heavy metals on the biological treatment processes. J. Water Pollut. Cntr. Fed. 37: 86-96. p.

Bender, M. E. - Matson, W. R. - Jordan, R. A. (1970): On the significance of metal complexing agents in secondary sewage effluents. Environ. Sci. and Technol. 4: 520-521. p.

Bakonyi, G. (1995): *Állattan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p.564.

Beath, J. M. (2000): *Consider phytoremediation for waste site cleanup* = Chemical Engineering Progress 96. k. 7. sz. p.61-69.

Bergbäck, B., - Carlsson, M. (1995): *Heritage of cadmium and lead. A case study of a Swedish accumulator factory* = The Science of the Total Environment, 166. k. 1-3. sz. p.35-42.



Bergmann, W. (1979): Termesztett növények táplálkozási zavarainak előfordulása és felismerése. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 167. p.

Bisio, A. (1991): *Making sites clean again = The Chemical Engineer*, 497. sz. May. 30. p.37-40.

Bíró, B. – Posta, K. – Füzy, A. – Kádár, I. – Németh, T. (2005): *Mycorrhizal functioning as part of the survival mechanisms of barley (Hordeum vulgare L) at long-term heavy metal stress*. Acta Biologica Szegediensis 49(1-2):65-67

Blume, H. P. - Bremmer, G. (1991): *Prediction of heavy metal behaviour, in soil by means of simple field test*. Ecotoxicology and Environmental Safety. 22. 164-174. p.

Brewer, M., - Scott, T. (1983): *Concise Encyclopaedia of Biochemistry*, Walter de Gruyter, Berlin, New York.

BME Mezőgazdasági Kémiai Tanszék (1991): *Nehézfém-szennyeződés felmérése Gyöngyösorszi környékén (Tanulmány)*. Budapest. p.1-35.

Bohn, H., - McNeal, B. L., - O'Connor, G. A. (1985): *Talajkémia*. Mezőgazdasági Kiadó – Gondolat Kiadó, Budapest. p.328-336.

Boldis, O. (1998): *Magyarországi talajok toxikus nehézfém-tartalma*. MTESZ, 1988. V. 9. Budapest. Előadás anyaga.

Boularbach, A. (1992): *Cadmium biosorption and toxicity to six cadmium - resistant Grampositive bacteria isolated from contaminated soil*. Environmental Toxicology and Water Quality, 7 k. 3. sz. aug. p. 237-246.

Budapest Fővárosi Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomás Környezetvédelmi Osztály (1994): Összefoglaló jelentés a "Toka patak nehézfémekkel szennyezett árterületének mentesítését megalapozó vizsgálatok" című kutatási szerződés – című kutatási szerződésről. Budapest. p.1-23.

Budapest Fővárosi Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomás Környezetvédelmi Osztály (1994): Jelentés a "Toka patak nehézfémekkel szennyezett árterületének mentesítését megalapozó vizsgálatok" című kutatási szerződés – környezeti állapotfelmérés – talaj- és növényvizsgálatok – részfeladatról. Budapest. p.1-51.

Carrol, R. L. (1996): *Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements* *Advances in Agronomy*. = Am. Med. Assoc. 198: p. 267-269. 20. 235-274.

Chen, H. M., - Zheng, C. R., - Tu, C. (2000): *Chemical methodes and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals*. *Chemosphese*, 41. k. 1-2. sz.p. 229-234.

Clifford, D. A., - Chem, S., - Reznik, C. (1993): *Volatilizing toxic metals from soil*. *Waste Management*. 13. K. 5-7. sz.p. 467-479.

Coran, N. J.; - Rawlings, D. E. (2002): *Molecular relationship between two groups of Leptospirillum and the fining that Leptospirillum ferriphilum sp. nov. dominates South African commercial biooxidation thanks which operate at 40 °C*. *Applied Environmental Microbiology*, 68. k. 7. sz. p.838-845

Craze, B. (1977): *Restoration of Captains Flat minig area* *J. Soil Conserv. Serv. N.S.W.* 33 p.98-105, 190-199, 265-271.

Czinkota, I.(2004):*Talajkémia*. [www.mkk.szie.hu/ped/talt/tana/czi/talajkem](http://www.mkk.szie.hu/ped/talt/tana/czi/talajkem).

Csathó, P. (1994a): *A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés*. MTA TAKI. Budapest.

Csathó, P. (1994b): *Nhézfém és egyéb toxikuselem-forgalom a talaj-növény rendszerben*. *Agrokémia és Talajtan*. 3-4. sz. p.371-398.

Csathó, P. (2004): *A talaj – növény rendszer tápelemforgalmának agronómiai és környezetvédelmi vonatkozásai*. MTA Doktori Értekezés Tézisei. MTA, Budapest – MTA TAKI, Budapest. p.24.Kézirat.

Csathó, P., Lásztity, B., Nagy, L. (1994): *Foliar Zn application for eliminating P – induced Zn deficiency*. *3<sup>rd</sup> ESA Congress*. Abano-Padova. Italy.p. 446-447.

Csathó, P., - Lásztity, B., - Nagy, L. (2002): *Zn-hexaminos levéltrágyázás a kukorica foszforindukálta cinkhiányának leküzdésére* *Gyakorlati Agrofórum* 13/12: p.20-21.

Csathó, P., - Kádár, I. (2002): *A P Zn kölcsönhatás vizsgálata kukorica monokultúrában.* XVI. Országos Környezetvédelmi Konferencia, 2002. szeptember 10-12. Siófok. p.168.

Csathó, P., - Kádár, I., - Sarkadi, J. (1989): *A kukorica műtrágyázása meszes csernozjom talajon.* Növénytermesztés. 38. p.69-76.

Cserny, T. (2001): *A Gyöngyösorsoszi ipari víztározó üledékeinek komplex földtani vizsgálata.* Budapest.

Csillagné Teplánszky, E. (1968): *Magyarázó a Mátra hegység földtani térképe : Gyöngyössolymos.*

Csillag J., - Lukács A., - Molnár E., - Bujtás K., - Rajkai K. (1994): Study of Heavy Metal Overloading of Soils in a Model Experiment – Agrokémia és talajtan, Tom. 43. No. 1-2. pp. 196-210.

Davies, J.A., - Hayes, K.F. (1986.): Geochemical processes at mineral surfaces: an overview. In: Davies, J.A., Hayes, K.F. (eds.): Geochemical processes at mineral surfaces. American Chemical Society, Washington DC, 2-18.

Dermatas, D., - Meng, X. (2003): *Utilization of fly ash for stabilization/solidification of heavy metal contaminated soils.* Engineering Geology, 70. k. 3/4, sz. 2003. nov. p. 377-394.

Del Rio, M., - Front, R. (2002): *Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guardimar river area after the toxic spill of the Aznalcollar mine.* Journal of Biotechnology, 98. k. 2. sz. 2002 p.125-137.

Di, P. (2001): Investigation of polychlorinated biphenyl removal from contaminated soil using microwave – generated steam. Journal of the Air and Waste Management Association, 51. k. 4. sz.p. 482-488.

Duffus, J.H., - Worth, H.(2001.):The Science of Chemical Safety, General Considerations, IUPAC Educator's Resource Material –1; Factors Affecting Risk of Poisoning, IUPAC Educator's Resource Material –2; Hazard and Risk, IUPAC Educator's Resource Material –4

Dudka, S., - Adriano, D.C.(1997): Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review. *J. Environ. Qual.*, 26, 590-602.

Dura, L. (2001. május): *Szakvélemény a „Gyöngyösorszi – I. érc” bányatelep területén lévő ércelőkészítőműi zagytározó védelméről.* Gyöngyösorszi.

Elek, É., - Patócs, B., - Gartner, Á. (1984): *Magnese, zinc and copper supply of the soil in Hungary and relations to crop production.* 9th CIEC World Fertilizer Congress, Fight Against Hunger Through Improved Plant Nutrition, Budapest. Vol. 3 : p. 87-90.

Elgoscar Int. (1997a): *Jelentés a 03 1248 munkaszámú Gyöngyösorszi, Bányatelep, zagytározó tényfeltárási vizsgálat I. fázisáról.* Budapest.

Elgoscar Int. (1997b): *Jelentés a 03 1248 munkaszámú Gyöngyösorszi Bányatelep-zagytározó tényfeltárási vizsgálat I. fázisáról. II. kötet.* Budapest. p.2-3.

Elgoscar Int. (2000 augusztus 21.): *Beszámoló a Gyöngyösorszi Ércelő 701/2 területen végzett környezetvédelmi munkákról.* Budapest.

ELTE TTK Szervetlen és Analitikai Tanszék (1991): *Érces meddőhányók hatásterületének környezetvédelmi vizsgálata I. Toka-patak völgye (Részjelentés)* Budapest. p.1-10.

*Environmental Health Criteria* 1985.

Erdmann, W., Pesh, K. (1992): *Einsatz polymerer Flockungshilfsmittel bei der Behandlung kontaminierter Böden.* Aufbereitungs Technik, 33 k. 11 sz. p.639-649.

Farsang A. (1996): *Talaj nehézfém tartalmának térbeli eloszlása mátrai mintaterületen, különös tekintettel az antropogén terhelésre - PhD értekezés,* JATE, Szeged, p. 131.

Fergusson, J.E. (1990): *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects.* Oxford : Pergamon Press. P.614.

Filep, Gy. (1999a): *Talajtani alapismeretek I. Általános talajtan.* DATE MTK, Debrecen. 205.p.

Filep, Gy. (1999b): *Talajtani alapismeretek II. Talajrendszertan és alkalmazott talajtan*. DATE MTK, Debrecen. 158-160, p.

Filep Gy., Kovács B., Lakatos L., Madarász T., Szabó I. (2002): Szennyezett területek kármentesítése, Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc

Filep, Gy. (1988 a): Talajkémia. Akadémiai Kiadó, Budapest. 190. p.

Filep, Gy. (1998 b): Behaviour and fate of pollutants in Soil. In: Soil pollution (Ed.: Filep, Gy.).

Firk, W. (1986): Schwermetalle in Abwasser und anfallenden Schlammen. Bilanzierung auf drei Klaranlagen. GWA. H. 85. (Ed.: Böhnke, B. ). Achen.

Fischer, W.R. (1987): Das Verhalten von Spurenelementen im Boden. – Naturwissenschaften, 74. k. 2. sz. pp. 63-70. in: M\_szaki Inf. Környezetvédelem, 1988. 4. sz. pp. 50-54.

Fischer, K. – Bipp, H. P. (1998): *Utilization of biomass residues for the remediation of metal-polluted soils*. Environmental Science and Technology, 32. k. 14. sz. p.2154-2161.

Fodor József Országos Közegészségügyi Központ Országos Környezetegészségügyi Intézete, Talajhigiénés Osztály (2000. augusztus): *Szakvélemény a Gyöngyösorsziban lévő ércelőkészítő havária tározóban elhelyezett iszap hulladék minősítést megalapozó vizsgálatáról*. Budapest.

Fodor, L. (1998): *Effect of Heavy Metals on Wheat and Maize Crop on Brown Forest Soil*. Agrokémia és Talajtan. 47. sz. p. 197-206.

Fodor, L. (2002): Nehézfémek akkumulációja a talaj - növény rendszerben. Doktori (PhD) értekezés. VE Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Keszthely.

Förster, U. (1991): Umweltschutztechnik 2. Aufl. Berlin. 462. p.

Füleki, Gy. (1988): A talaj. Gondolat Kiadó, Budapest. 128. p.

Füleky, Gy. (szerk.) (1999): *Tápanyag-gazdálkodás*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p.79-80.

Gadd, G. M., White, C. (1993): *Microbial treatment of metal pollution – a working biotechnology?* - Trends in Biotechnology, 11 k, 8. sz.. p. 353-358.

Garbisu, C., Alkorta, K. (1999): *Utilization of engineered microorganismus (GEMs) for bioremediation*. Journal of Chemical Technology, 74. k. 7. sz. p.599-606.

Garbisu, C., Alkorta, K. (2001): *Phytoextraction : a cost-effective plant based technology for the removal of metals from the enviroment*. Bioresource Technology, 77 k. 3. sz. p.229-236.

Garmas, N. I. (1983): *Vozdejsztvie povüsennogo szoderzsanja tjazsolüh metallov v szubsztrate na psenici is kartofel*. Izv. SZ. D. A. N. SZSZSZR. Szer. biol. Vüp. 2 : p.84-87.

Gardea-Torresdey, J. L., Peralta-Videa, J. R. stb. (2004): *Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by Convolvulus arvensis L.: impact on plant growth and uptake of nutritional elements*. Bioresource Technology, 92. k. 3.sz. 2004. may. p.229-235.

Grasselly, Gyula (1995): *A geokémia alapjai*, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest

Geo Teszt Kft. (1995. június): *Tanulmány a Gyöngyösorszi Ércelőkészítő mű területén lévő szennyezett talajok elhelyezéséről*. Budapest.

Györi, D. (1975): *A környezetvédelem talajtani vonatkozásai*. BM Továbbképző Intézet. Budapest.

Györi, D. (1984): *A talajok termékenysége*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 254. p.

Györi, D. (1997): *A talaj és a környezet*. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém. 108. p.

Haakansson, K., Karlsson, S., Allard, B. (1989): *Effects of pH on the accumulation and redistribution of metals in polluted stream bed sediment*. Sci. Total Environ.. 87-88, p. 43-57.

Habert, P. (1994): *Dépolluer Les sols dans un Champ électrique*. La Recherche 25. K. 261. sz. p.96-97.

Hargitai L. (1981): *Új fogalom bevezetése és meghatározása a talajok környezetvédelmi kapacitásának jellemzésére* - Kertészeti Egyetem Közleményei. 45. pp. 113-118.

Hargitai L. (1994): The Role of Hydrophility and Organophility in the Movement of Toxic Elements in Soils - *Agrokémia és talajtan* Tom. 43. No. 1-2.p. 67-80.

Hargitai, L. (1981): A talajok környezetvédelmi kapacitásának meghatározása humusz állapotuk alapján. *Agrokémia és Talajtan*. 32:360-364.p.

Hayes, K.F., Traina, S.J. (1998): Metal ion speciation and its significance in ecosystem health. In: Huang, P.M, Adriano, D.C., Logan, T.J., Checkai, R.T. (eds.): *Soil chemistry and exosystem health*. SSSA Special Publication 52, Madison, USA, 45-84.

Hepperle, E.; - Fritsch, M. (2000): *Nutzung und Sanierung schwermetallbelasteter*. *Böden-Schweizer Ingenieur und Architekt*. 11 sz. p.226-232.

Horváth, A., - Szabó Z., - Dura, Gy. (1995): *Talajhigiéne*. Főiskolai jegyzet. Egészségügyi Főiskola, Budapest. 15, p.28-32.

Horváth, Zs.-né (1996): *Talajszennyeződések ártalmatlanítása PBS immobilizációs talajkezeléssel*. Kiad. az Építéstudományi Egyesület. Magyar Építők, 11-12. sz. p.389-391.

Hršak, J., - Fugas, M. (2000): *Soil contamination by Pb, Zn and Cd from a lead smeltery*. *Environmental Monitoring and Assessment* 60 k. 3.sz. p.359-366.

Jászberényi I. (1986): *Kadmiumhatás vizsgálatok tenyészedény kísérletekben* - Egyetemi doktori disszertáció, Date, Debrecen. cit: Győri D., Loch J. és Pusztai A. (1987): A toxikus talajalkotórészek felszabadulása in: *A környezet erősödő savasodása* (Szerk: Fábián Gy.) pp. 168-178. *Környezet- és Természetvédelmi kutatások* 7. OKTH MTA,

Jones, K. C. (1991): *Contaminant trends in soils and crops*. *Environmental Pollution*. 69 K.4.sz. p.311-325.

Kabata-Pendias, - A., Pendias, H. (1979): *Trace elements in the biological environment*. Wyd. Geol. Warsaw. p.300.

Kabata-Pendias, A. - H. Pendias (1992): *Trace elements in soils and plants*. 2<sup>nd</sup> ed: CRC Press. Inc., London

Kabata-Pendias, A. (2000): Trace elements in soils and plants. 3<sup>rd</sup> edition. CRC Press, Boca Raton. 1-412.

Kádár, I. - Movai, B. - Szabó, L. (1998): Phytotoxicity of heavy metals in long term field experiments. In: Soil Pollution (Ed. Filep, Gy.). Agricultural University, Debrecen. 138-143. p.

Kádár, I. - Szabó, L. (1996): Effect of some microelement load on potato (*Solanum tuberosum* L.). In: Proc. of the 7. Int. Symp. (Ed.: Pais, I.). Univ. of Horticulture and Food Industry, Budapest. 3-10. p.

Kádár, I. (1991): *A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata – Környezet- és természetvédelmi kutatások KTM-MTA TAKI.* Budapest.

Kádár, I. (1992): *Növény táplálás alapelvei és módszerei.* MTA-TAKI, Budapest. 291, 312. p.

Kádár, I. (1993a): Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. *Növénytermelés.* 42: 185-190. p.

Kádár, I. (1993b): Talajaink mikroelem ellátottságának környezeti összefüggései. In: MTA Agrártudományok Osztályának Tájékoztatója. 102-106. p.

Kádár, I. (1995): *A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon.* Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium – MTA TAKI. Budapest. p.179-292.

Kádár, I. (1996): *Zárójelentés a „Környezetünk nehézfém terhelésének vizsgálata 1994-1996” c. témában elért 1996. évi kutatásokról.* MTA TAKI. Budapest. p.1-40.

Kádár, I. (1998): *A szennyezett talajok vizsgálatáról.* Kármentesítési Kézikönyv. 2. Környezetvédelmi Minisztérium. Budapest. p.151.

Kádár, I., - Szabó, L., - Sarkadi, J. (1998): *A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel és káros elemekkel: Agrártermelés Környezetvédelem – Népegészségügy (MTA-KTM Kutatási program 1997-1998).* MTA TAKI. Budapest. p.23-48.



Kádár, I. (1999): *A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel = Agrokémia és Talajtan*. 3-4. sz. p.563.

Kádár, I. (2001): *Zárójelentés „A talaj terhelhetőségének vizsgálata, talajszennyezettségi (nehézfémterhelési) határértékek kidolgozása” című támogatási megállapodáshoz*. MTA TAKI. Budapest. p.7.

Kádár, I., Németh, T. (2002): *Mikroelem-szennyezők kimosódásának vizsgálata szabadföldi terheléssel tartamkísérletben*. MTA TAKI. Budapest. p.5-6.

Kádár, I., Németh, T., (2004): *Toxikus elemek migrációja a talajprofilban = Környezetvédelem*, BME OMIKK 19.-20. sz. p.97-108.

Kádár, I., Daood, H. (2002): *Mikroelem-terhelés hatása a sóskára karbonátos csernozjom talajon*. MTA-TAKI. Budapest. Kézirat.

Karczewska, A. (1999): Mobilization of heavy metals from polluted soils as affected by pH and other factors. In: 5<sup>th</sup> Int. Conf. on the Biogeochemistry of Trace Elements (Ed. Wenczel, W. W. et al.). Vol. II. Vienna, Austria. 624-625. p.

Karuczka, A. - Löki, A. (1998): Relation between heavy metals mobility and some properties of soils. In: Soil Pollution (Ed.: Filep, Gy.) Agricultural University, Debrecen.

Kovács, M., - Koltai, A., - Kaszab, L., - Tóth, S., - Zsigmond, L. (1986): *A levegőszennyeződés hatása Ajka város fáira I. A fák levelének kémiai összetétele*.

Kovács, M. (1993): *Heavy metal content in cereals in industrial regions = Acta Hungarica*, 42. p.171-183.

Környezet és Természetvédelmi Lexikon (2002) I. kötet p.183, 539; II. kötet p.125,163, 259.

Kuboi, T., Noguchi, A., Yazaki, J. (1986): *Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants = Plant and Soil*, 92: p.405-415.

Kumar, P. B. A. N. – Duskenkov, V. (1995): *Phytoextraction : the use of plants to remove heavy metals from soils = Environmental Science and Technology*. 29. k. p.1232-1238.

- Kun, B. (1994): *25 éves az Országos Érc- és Ásványbányák*. Veszprém : Pannon Ny. p.222-239.
- Láng, S. (1955): *A Mátra és a Börzsöny természeti földrajza*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Langen, M., - Hoberg, H., - Hamacker, B. (1994): *Möglichkeiten zur Abtrennung von Schwermetallkontaminationen aus Böden*. Aufbereitungstechnik, 35.K. 1. sz. p.1-12.
- Lásztity, B. (2004): *A nem esszenciális elemek forgalma hazai gabonafélében*. MTA-TAKI, Budapest, p.81-82.
- Leenaers, H., - Rang, P. (1989): *Metal dispersal in the Fluvial system of the River Geul*. IAHS Publ. 184, p.47-55.
- Lehoczky, É. - Marth, P. - Szabados, I. (1997): Meszezés hatásának tesztelése salátával (*Lactuca Sativa L.*) nehézfémekkel szennyezett talajon. XI. Országos Környezetvédelmi Konferencia (Szerk. Elek, Gy. - Vécsei, B.), Siófok. 196-199. p.
- Lehoczky, É., - Szabó, L., - Horváth, Sz. (1998): *Cadmium uptake by lettuce in different soils*. Commun soil Sci Plant Anal 29. 11-14 : 1903-1912.
- Lehoczky, É., - Marth, P., - Szabados, I., - Palkovics, M., - Szomolány, A.(1999): *Saláta kadmium felvételének vizsgálata meszezési kísérletben*. XII. Országos környezetvédelmi Konferencia, Siófok. 1999. IX. 14-16.
- Lendvainé K. Zs. (2001): *Az Ércdúsító Üzem környezetvédelmi kármentesítése*. Bányászati és Kohászati Lapok-Bányászat, 4. sz. p.239-244.
- Lexmond, T. M. (1980): *The effect of soil pH on copper toxicity to forage maize grown under field conditions*. Netherlands J. of Agric. Sci 28 : p.164-183.
- Lisk, D. J. (1972): *Trace metals in soils, plants and animals*. Adv. Agron. 24 : p.267-325.
- Loch, J., - Nosticzius, Á. (1992): *Agrokémia és növényvédelmi kémia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p.107-111.

Magyar Állami Földtani Intézet Észak-Magyarországi T.F.Sz. (1991): *Kutatási jelentés a MÁFI Észak-magyarországi Területi szolgálatának 1991-ben a Gyöngyösorszi Toka-patak völgyében végzett környezetföldtani kutatásáról*. Budapest. p.1-60.

Máthéné Gáspár G. – Szabó L. – Anton A. – Máthé P. – Orgoványi B. (2004/a): Kadmium-szennyezés utóhatása a talajra és növényekre egy barna erdőtalajon, *Agrokémia és Talajtan*, 53, (1-2) 143-154.

Máthéné Gáspár G. – Szabó L. – Anton A. – Máthé P., Orgoványi B. (2004/b): Cink- és krómszennyezés hatása tartamkísérlet talaján. *Növénytermelés*, 2004; 53: (1-2) 97-105.

Máthéné G.G., Anton A. (2004): Toxikuselem-szennyeződés káros hatásainak mérséklése fitoremediációval. (szemle) *Agrokémia és Talajtan*, 53 (3-4): 413-432.

Máthé-Gáspár, G., Anton A. (2005/a): Phytoremediation study: Factors influencing heavy metal uptake of plants. *Acta Biologica Szegediensis*. 49, 1-2, 70-71.

Máthé-Gáspár, G., Anton A. (2005/b): Study of phytoremediation by use of willow and rape. *Acta Biologica Szegediensis*, 49, 1-2, 73-74.

Minarovka, O. – Kubát, J. – Mikhailovskaya, N. – Vörös, I. – Bíró, B (2001): *Influence of heavy metal pollution on some soil-biological parameters in the alluvium of the Litavka river*. *Rostlinná výroba*, 47. p.117-122

Moffat, A. S. (1999): *Engineering plants to cope with metals*. *Science*, 285. k. 5426. sz. p.369-370.

*Munkaegészségügyi és munkavédelmi enciklopédia*. 1986. Budapest.

Morcelli, C. P. R. – Frigueiredo, A.M.G. (2005): *PGEs and other traffic-related elements in roadside soils from Sao Paolo, Brasil*. *Science of the total environment*, 345.k. 1-3. p.81-91

Mulligan, C. N., - Yong, R. N., - Gibbs, B. F.(2001): *Remediation technologies for metalcontaminated soils and groundwater: an evaluation*. *Engineering Geology*, 60. k. 2. sz. 2001. p.193-207.

Muraleedharan, T. R., - Venkobbar, C., - Leela, I. (1994): *Investigations of fungal fruiting bodies as biosorbents for the removal of heavy metals from industrial processing streams*. Separation Science and Technology. 29. k. 14. sz. 1994. szept. p.1893-1903.

Murray, P., - Ge, Y., - Hendershot, W. H. (2000): *Evaluation three trace metal contaminated sites : a field and laboratory investigation* Environmental Pollution, 107 k. 1. sz. p.127-135.

Naár, Z. – Bíró, B. (2006): *Species composition of indigenous fungi affected by Cd, Ni, and Zn heavy metal in calcareous chernozem soil*. Agokémia Talajtan, 55. p.261-270

Nagy, B. (1984): *Gyöngyösorszi ércesedés ásványtani felépítése*. MÁFI jelentés. Budapest.

Nelson, W.O., - Campbell, P.G.C. (1991): The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb, and Hg in freshwater environments: a literature review. - Environmental Pollution, 71. k. 2-4. sz. pp. 91-130.

Németh, T. - Kádár, I. (1991): Macro- and micronutrients in Hungarian Soils. In: Proc. IGBP Symposium „Cycling of nutritive Elements in the Geosphere and Biosphere”. (Ed.: Pais, I.) KÉE. Budapest. 19-52. p.

Németh, T. szerk. (1997): *Agrártermelés és környezetterhelés*. Egyetemi jegyzet. GATE. Gödöllő. 155. p.

Németh T. et al.(MTA TAKI), - Ódor et al. (MÁFI), - Marth, P., - Szalai, L. (BFNTÁ) (1997): *Zárójelentés „A magyarországi talajok alapterheltségi szintjének leírására, a talajok környezeti határértékeinek (az emberi tevékenységgel közvetlenül nem érintett talajok minőségi értékeinek) megadása”* c. projekt KTM-(KEV-2631/96) project. Budapest. március.

Neumaier, H. (1992): *Verfahren zur Reinigung kontaminierter Böden*. Korrespondenz Abwasser, 99 K. 10. sz. p.1511-1517.

Niemann, J. (1992): *Behandlung schwermetallbelasteter Böden*. Umwelt Special, 22 K.10.sz. p.54- 58.

Nieboer, E., - Richardson, D.H.S. (1980): The replacement of the nondescript term „heavy metals” by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Env. Pollut.* B1, 3-26.

- Novelli, L. R. (1997): *Phytoremediation – what is and what it does?* Scrap. 54 k. 2. sz. p.173-181.
- Neumüller. O. A. (1983): *Chemie-Lexikon. J. Auflage. Franckh'she Verlagshandlung, Kosmos-Verlag, Stuttgart.* 329. p.
- Nüchter, M., - Ondruschka, B. (2000): *Einfluss von Mikrowellen auf die Extraktion von schwermetallbelasteten Böden mit modifizierten Biomasse – Reststoffen* = *Chemische Technik*, 52 k. 3-4. sz. p.133-138.
- Nyilasi, J. (1980): *Szervetlen kémia. Gondolat Kiadó, Budapest.* 339. p.
- Nyíri, L., - Birkás, M., - Kismányoki, T., - Lánszki, I., - Nagy, J. (1993): *Földműveléstan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.* p.260.
- Oncsik, M., - Kiss, A. S., - Dombovári, J. (1989): *A kadmium és a magnézium antagonizmusa rizs növényeknél: 3. Magyar Magnézium Szimpózium: 1989. jún. 27-28. Az előadások összefoglalói. BVK-MKE, Kazincbarcika.* p.45-46.
- Ostrander, R., - Clark. C. S. (1991): *Soil heavy metal concentrations and erosion damage in up-land grasslands in the Pennines, Englands* = *Water, Air and soil Pollution*. 59. 12. ½ sz. szept. p.81-94.
- Pais, I. (1980): *A mikrotápanyagok szerepe a mezőgazdaságban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.* 138. p.
- Pais, I. (1984): *A mikroelemek jelentősége a mezőgazdaságban. Irodalmi értékelés. KÉE, Budapest.* 224. p.
- Pál, K.-né (2000): *Cink a környezetben. Környezetvédelmi füzetek. BME-OMIKK, Budapest.*
- Pál, K.-né (2003a): *Réz a környezetben. Környezetvédelmi füzetek. BME-OMIKK, Budapest*
- Pál, K.-né (2003b): *Kadmium a környezetben. Környezetvédelmi füzetek. BME- OMIKK, Budapest.*
- Pál, K.-né (2006): *Ólom a környezetben. Környezetvédelmi füzetek. Elgoscár - 2000 Kft., Budapest.*

- Papp, S., - Kümmel, R. (1992): *Környezeti kémia*, Tankönyvkiadó, Budapest, 359 p
- Phair, J. W., - van Deventer, J. S. J., - Smith, J. D. (2004): *Effect of Al source and alkali activation on Pb and Cu immobilization in fly ash based „geopolymers”*. *Applied Geochemistry*, 19. k. 3. sz. 2004. p.423-434.
- Pingkuan, D., - Chang, D. P., - Dwyer, H. A. (2000): *Heat and mass transfer during microwave steam treatment of contaminated soils* *Journal of Environmental Engineering*, 126. k. 12 sz. p.1108-1115.
- Pulford, I. D., - Watson, C. (2003): *Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review*. *Environment International*, 29. k. 4. sz. 2003. júl. p.529-540.
- Pulford, I.D., - Riddell-Back, D., - Steward, C.(2002): *Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: the potential for phytoremediation*. *International Journal of Phytoremediation*, 4.k.1.sz. p.59-72.
- Punshon, T., - Dickson, N. M.(1999): *Heavy metal resistance and accumulation characteristics in willows*. *international Journal of Phytoremediation*. 1.k. 5.sz. 1999. p.361-452.
- Raukama, K. - Sakama, T. G. (1950): *Geochemistry*. University Press, Toronto. 61-76. p.
- Rauch, S. – Hemond, H.F. (2005): *Importance of automobile exhaust catalyst emissions for the deposition of platinum, palladium and rhodium in the northern hemisphere*. *Environmental science and technology*, 39. k. 21. sz. 8156-8162
- Ravindra, K. – Bencs, L. – Van Grieken, R. (2004): *Platinum group elements in the environment and their health risk*. *Science of the total environment*, 318. k. 1-3. sz p. 1-43.
- Rawlings, D. E. (2002): *Heavy metal mining using microbes*. *Annual Review of Microbiology*, 56. k. 1. sz. 2002. p.65-91.
- Rawlings, D. E.; - Dew, D.; - Plessis, Ch. (2003): *Bio-mineralization of metal-containing ores and concentrates*. *Trend sin Biotechnology*, 21. k. 1. sz. 2003. p.38-44.

Ross, S.M., - Kaye, K.J. (1994): The meaning of metal toxicity in soil-plant systems. In: Ross, S.M. (ed.): Toxic Metals in Soil-Plant Systems. John Wiley & Sons, Chichester, England, 27-61.

Ross, S.M. (1994): Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley & Sons, Chichester. 1-465.

Salomons, W.: (1995): Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention. J. Geochem. Explor., 52, 5-23.

Simon, L. - Prokisch, J. - Kovács, B. - Győri, Z. (1998): Phytoextraction of heavy metals from a galvanic und contaminated soil. In: Soil Pollution (Ed. Filep, Gy.) Agricultural Univ., Debrecen. 274-286. p.

Simon, L. - Vágvölgyi, S. - Győri, Z. (1999): Kadmium-akkumuláció napraforgóban. Agrokémia és Talajtan, 48. 1-2. 99-109. p.

Simon, L. (1999): *Talajszennyeződés, talajtisztítás*. Környezetgazdálkodási Intézet, Környezet- és Természetvédelmi Szakkönyvtár és Információs Központ. p.10-11, 18-20.

Simon, L. (1999): Heavy metal phytoextraction capacity of several agricultural crop plant species. In: 5<sup>th</sup> Int. conf. on the Biogeochemistry of Trace Elements (Ed. Wenczel, W. W. et al.). Vol. II. Vienna, Austria. 892-893. p.

Simon, L., - Bíró, B. (2005): *Adalékanyagok és Zn-toleráns arbuskuláris mikkoriza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyösoroszi bányameddő fitoremediációjában*. Agrokémia és Talajtan, 2005. 54.k. 1.-2. sz. p. 149.-163.

Simon, L., Tamás, J., Kovács, E., Kovács, B., Bíró, B. (2006): *Stabilisation of metals in mine spoil with amendments and growth of red fescue in symbiosis with mycorrhizal fungi*. Plant Soil Environment, 52. 9: 385-391.

Scheffer, F., - Schachtschabel, P. (1982): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Stuttgart.

Steele, M., - Pichtel, J. (1998): *Ex-situ remediation of a metal-contaminated Superfund soil using selective extractants* Journal of Environmental Engineering, 124. k. 7. sz. p.639-645.

Stefanovits, P. (1992): *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p.186.

Stefanovits, P. (1977): *Talajvédelem, környezetvédelem*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p.123-124.

Steinnes, E., - Lukina, N. (2000): *A gradient study of 34 elements in the vicinity of a copper-nickel smelter in the Kola peninsula*. Environmental Monitoring and Assessment, 60. k. 1. sz. p.71-88.

Stirk, W. A. – Van Staden, J. (2001): *Removal of heavy metals from solution using dried seaweed products*. XVII International Seaweed Symposium Cape Town, South Africa 28 january – 2 february. p.140-141.

Stölzer, S., - Fleckenstein, J., - Grabbe, K. (1994): Die Immobilisierung der Schwermetalle Blei und Cadmium durch Komposte. Müll und Abfall, 26 K, 9. sz. p.551-560.

Sváb, J. (1981): Biometriai módszerek a kutatásban. P. 87-96. Mezőgazda kiadó Budapest

Szabó, I. M. (1986): *Az általános talajtan biológiai alapjai*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 92-93, p.148-159.

Szabó, L. (1997): Környezetszennyező elemek mozgékonyasága a talajban eltérő talajtulajdonságok függvényében. In: 25. Műszaki Kémiai Napok '97. Veszprém. 48-49. p.

Szabó, L. (szerk.) (1998): *Növénytermesztés és a környezet*. Tan-Grafix

Szabó, L., (1998): *Mobility of Some Micropollutants in a Brown Forest Soil*. Agrokémia és Talajtan 47.sz. p. 191-196.

Szabó, Z. - Nyilasi, J. (1974): *A szerves kémia alapjai*. Műszaki könyvkiadó. Budapest. 213. p.

Szabó,S.A., - Régiusné M.Á., - Győri, D., - Szentmihályi, S. (1987): *Mikroelemek a mezőgazdaságban*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p.110-132.

Szakál, P., - Tölgyesi, E.(1989): *Különböző fémek és fém-komplexek hatása a szójánövény termés hozamára, beltartalmára*. Agrokémia és Talajtan, 38.sz. p.327-330



Szakál, P., - Barkóczy M. (1989): *Réztartalmú hulladékból előállított réz-komplex hatása az őszi búza beltartalmára*. Agrokémia és Talajtan, 38.sz. p.330-334.

Szakál, P. (1989): *Cink- és réz-amin-komplexek hatása a kukorica hozamára és beltartalmára*. HUNGAROCHEM, 89. NEVIKI, P.43-48

Szakál, P. (1994): *Réz és cinktartalmú hulladékból előállított cink- és rézvegyületek hatása a GK- Kincső búza beltartalmára és mikroelemtartalmára*. II. Nemzetközi Környezetvédelmi Konferencia. Kecskemét, p.92-95.

Szakál, P., - Schmidt, R., - Barkóczy M., - Lesny, J., - Halasi, T. (2005): *Lombtrágyaként alkalmazott réz-szénhidrát-komplex hatása az őszi búza hozamára és minőségére*. Acta Agronomica Ovariensis, 47.k. 1.sz. p.47-53. Mosonmagyaróvár.

Szücs A., - Jordán Gy., - Qvarfort, U. (2000): *Integrated modelling of acid mine drainage impact on a wetland stream using landscape geochemistry, GIS technology and statistical methods*. In: Fabbri, A. (ed.), Deposit and Geo-environmental Models for Resource Exploitation and Environmental Security. NATO ASI Series Book. Kluwer Academic Publishers.

Taiz, L. – Zieger, E. (1991): *Plant physiology*. The Benjamin / Cummings Publishing Company, Inc.

Tamás, J. (1992): *Potenciálisan toxikus nehézfémkészlet változása szennyvíziszapokkal kezelt talajokban*. Kandidátusi értekezés. MTA. Budapest.

Tamás, J. (2002): *Talajremediáció*. DE Agrárcentrum, Debrecen, p.242.

Terra Humana Tiszta Technológiákat Fejlesztő, Tervező és Kivitelező Kft. (2001): *Termikus diszorpciós technológia, Szennyezett talaj kármentesítése*. Műszaki Magazin, 2001. szeptember.

Thyll, Sz. (1996): *Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.

Tiller, K.G., - Merry, R.M., - Zarcinas, B.A., - Ward, T.Y. (1989): *Regional geochemistry of metal-contaminated surficial sediments and seagrasses in Upper Spencer Gulf, South Australia. Estuarine, Coastal Shelf Sci.* 28 (5), p.473-93.

Tomschey, O. (1993): *Nehézfémek és vegyületeikkel szennyezett talajok tisztítási technológiái.* Környezetvédelmi füzetek: IV. sz. p.22. BME-OMIKK, Budapest

Tölgyesi, Gy. (1962): *Vadontermő növények mikroelemtartalma = Agrokémia és Talajtan.* 2. sz. p.203-218.

Tölgyesi, Gy. (1963): *Adatok a réteken előforduló négy gyakoribb növény család mikroelem-tartalmáról.* Magyar Állatorvosok Lapja. 18: p.207- 209.

Tölgyesi, Gy. (1966): *A gyomnövények mikroelem-tartalma = Magyar Állatorvosok Lapja,* 21 : p.446-449.

Tölgyesi, Gy. (1969): *A növények mikroelem-tartalma és ennek mezőgazdasági vonatkozásai.* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

Turcsányi, G. (1990): *Ipari és bányászati eredetű meddőhányók növényeinek elemakkumulációja.* Kandidátusi értekezés. Gödöllő.

Tury, R. (1997): *Gyöngyösorszi térsége talajai nehézfémterheltségének vizsgálata.* Diplomamunka. Gyöngyös.

Tury, R. (2001): *A talaj és a növény nehézfém-tartalma a Toka-patak térségében az 1993-ban végzett felmérések alapján.* Diplomamunka. Mosonmagyaróvár.

Tury, R (2003): *A meddőhányó és egyes rajta élő növényfaj károselem-tartalmának vizsgálata a gyöngyösorszi ércbánya egykori területén.* Diplomamunka. Gödöllő.

Tury, R (2005): *The Growth and Copper Content of Lucerne (Medicago sativa) on Refuse Dump with Heavy-Metal Content under the Influence of Different Treatments.* Acta Agronomica Ovariensis, 47. k. 1. sz. p.203-208. Mosonmagyaróvár.

Tury R. – Szakál P. (2008): A lucerna (*Medicago sativa*) növekedése, valamint réz- és cinktartalma nehézfém-tartalmú meddőhányón, különböző kezelések hatására. *Acta Agronomica Óváriensis*. Volume 50. Number 1. p.149-155.

Tury R., - Szakál P., - Szegedi L. (2008a): A tavaszi árpa (*Hordeum vulgare*) nehézfém-akkumulációja a gyöngyösoroszi bányameddőn különböző kezelések hatására. *Talajvédelem* különszám. p.341-349. Nyíregyháza

Tury R., - Szakál P., - Szegedi L. (2008b): A lucerna növekedése nehézfém-tartalmú meddőhányón különböző kezelések hatására. *Tájökológiai Kutatások*. p. 327-331. Budapest

Vadász, E. (1960): *Magyarország földtana*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Van der Leile, D., - Schwitzguébel, J. P. (2001): *Assessing phytoremediation's progress in the United States and Europe*. *Environmental Science and Technology*, 35. k. 4. sz. 2001. p.4446-452.

Vangronsveld, J., - Sterckx, J., - Van Assche, F., - Clijsters, H. (1995): *Rehabilitation studies on an old non-ferrous waste dumping ground: effect of revegetation and metal immobilization by beringite*. *J. Geochem. Explor.*, **52**, 221-229.

Varga, Gy. (1975): *A Mátra hegység*. MÁFI évkönyv. Budapest.

Varga, Gy. (1977): *A Mátra hegység földtani térképe: Gyöngyöstarján*. MÁFI, Budapest. p.6-34.

Várallyay, Gy. (1990): Soil quality and land use. In: State of the Hungarian environment. (Eds: Hinrichsen, D. and Enyedi, Gy.) Hungarian Academy of Sciences - Ministry of Environment - CSO of Hungary. Budapest. 91-123. p.

Vermes, L. (1994): A talajszennyezés és néhány kérdése. *Talajvédelem*, II. évf. 2: 86-93. p.

Vermes, L. (1998): *Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás*. MTA tanulmány. Mezőgazda Kiadó, Budapest.

Vermes, L. (1991): *Talajszennyezés*. MTA tanulmány. Földművelésügyi Minisztérium, Budapest.

Vivas A, - Biró B, - Ruiz-Lozano JM, - Barea JM, - Azcón R.(2006): *Two bacterial strains isolated from a Zn-polluted soil enhance plant growth and mycorrhizal efficiency under Zn toxicity*. Chemosphere, 62: 1523-1533.

Vivas A, - Barea JM, - Biró B, Azcón R.(2006): *Effectiveness of autochthonous bacterium and mycorrhizal fungus on Trifolium growth, symbiotic development and soil enzymatic activities in Zn contaminated soil*. Journal of Applied Microbiology 100: 587-598

Wai, C. M.,- Mok, W. M. (1989): *Distribution and mobilization of As and Sb species in the Coeur d'Alene River system*. Gov. Rep. Announce, Index (U.S.) 89 (20).

Whiteley, J.D. – Murray, F. (2005): *Autocatalys – derived platinum, palladium and rhodium (PGR) in infiltration basin and wetland sediments receiving urban runoff*. Science of the total environment, 341. k.1-3.sz p.199-209.

Wiklander, L. (1964): in: Chemistry of the Soil, 2nd edn. Bear, F.E. Reinhold, New York, pp. 163-205. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.

Wood, J. (1994): Biological cycles for toxic elements in the environment. science 183. 1049-1065. p.

Yan, G., - Bradshaw, A.D. (1995): The containment of toxic wastes: II. Metal movement in leachate and drainage at Parc Lead-Zinc Mine, North Wales, Env. Pollut., 90(3), 379-382.