

STUDIA GEOGRAPHICA

A DEBRECENI EGYETEM FÖLDRAJZI TANSZÉKEINEK KIADVÁNYA

Alapította: Dr. Pinczés Zoltán

Főszerkesztő:
Dr. Süli-Zakar István

Szerkesztőbizottság:
Dr. Kerényi Attila
Dr. Süli-Zakar István
Dr. Szabó József

A borítólapot tervezte:
Balázs József

Lektorálta:
Dr. Zámbo László
Dr. Lóczy Dénes

E kötet a Kereskedelmi Bank Rt. Universitas Alapítványa támogatásával
jelent meg

ISSN:0209-4835
Felelős kiadó:
Dr. Süli-Zakar István

Készült a Debreceni Egyetem Könyvtárának sokszorosító üzemében
2000-

SZABÓ GYÖRGY

TALAJOK ÉS NÖVÉNYEK NEHÉZFÉMTARTALMÁNAK
FÖLDRAJZI VIZSGÁLATA EGY BÜKKALJAI
MINTATERÜLETEN

*GEOGRAPHICAL STUDY OF HEAVY METALS IN SOILS AND
PLANTS IN A SAMPLE AREA OF THE NORTH HUNGARIAN
MOUNTAINS*

Debrecen
2000

Tartalom

1. Bevezetés	8
2. Irodalmi áttekintés.....	10
2.1. A talaj nehézfém tartalmának eredete	10
2.1.1. <i>Geokémiai eredete</i>	10
2.1.2. <i>Antropogén források</i>	11
2.2. A nehézfémek talajbeli viselkedését befolyásoló tényezők.....	20
2.2.1. <i>A talaj kémhatása</i>	20
2.2.2. <i>A talaj szervesanyag-tartalma</i>	22
2.2.3. <i>Az agyagásványok</i>	22
2.2.4. <i>Vas-, mangán- és alumínium oxidok</i>	23
2.2.5. <i>A talajok kation-kicserélődési kapacitása</i>	24
2.3. A talajok nehézfém tartalmára vonatkozó határértékek kérdése...	25
2.4. A talajok nehézfém tartalmának horizontális- és vertikális eloszlása	29
2.4.1. <i>A nehézfém tartalom horizontális eloszlásának vizsgálata</i>	29
2.4.2. <i>A nehézfém tartalom vertikális eloszlásának vizsgálata</i>	30
2.5. Nehézfémek a talaj-növény rendszerben	31
2.5.1. <i>A növények fémfelvétele</i>	31
2.5.2. <i>A növények nehézfém tartalmának vizsgálata</i>	36
3. Az alkalmazott módszerek bemutatása	38
3.1. Talajmintavétel	38
3.2. A talajminták előkészítése	39
3.3. A talaj pH-jának, szerves anyag- és CaCO ₃ -tartalmának valamint szemcseösszetételének meghatározása	40
3.4. Növénymintavétel.....	41
3.5. A növényminták előkészítése	41
3.6. Kőzetmintavétel.....	41
3.7. A kőzetminták előkészítése	42
3.8. Az adatok feldolgozása.....	42
4. a kutatási terület természetföldrajzi jellemzése.....	43
5. a terület talajainak nehézfém tartalmát bemutató kartogramok elkészítése.....	50
6. a nehézfém tartalom területi eloszlása a mintaterület talajaiban...	53
6.1. Ólom.	53
6.2. Nikkel.....	55
6.3. Kobalt	57

6.4. Mangán	59
6.5. Réz.....	61
6.6. Cink	63
6.7. Vas.....	65
7. A nehézfém-tartalom vertikális eloszlása a mintaterület talajaiban.....	68
7.1. A 144-es szelvény.....	69
7.2. A 145-ös szelvény.....	72
7.3. A 146-os szelvény.....	74
7.4. A 147-es szelvény.....	77
7.5. A 151-es szelvény.....	80
7.6. A 148-as szelvény.....	82
7.7. A 149-es szelvény.....	84
7.8. A talaj nehézfém-tartalmát befolyásoló antropogén hatások értékelése a mintaterületen.....	86
8. Kőzetminták nehézfém-tartalmának vizsgálata.....	90
8.1. A begyűjtött kőzetminták kőzettani jellemzése	91
8.2. A kőzetminták nehézfém-tartalmának vizsgálata.....	92
8.3. A kőzet- és talajminták nehézfém-tartalmának összehasonlítása...	93
9. Tőmény salétromsavval és a Lakanen-Erviö kivonattal kezelt minták nehézfém-tartalmának összevetése	96
9.1. A két adatsor egymáshoz viszonyított arányának vizsgálata	96
9.2. A két adatsor közötti korrelációs kapcsolat vizsgálata.....	97
10. A területhasználat és a talaj nehézfém-tartalma közötti kapcsolat vizsgálata	100
10.1. A felszíni és az „A” szintből származó minták nehézfém-tartalmának összevetése területhasználati típusok szerint.....	100
10.2. A talaj nehézfém-tartalmának alakulása az egyes terület-használati típusokban.....	101
11. Növényminták nehézfém-tartalmának vizsgálata	105
11.1. A talaj- és a növényminták nehézfém-tartalmának összehasonlítása	105
11.2. A talaj „felvehető” elem-tartalmának és a növények által ténylegesen felvett nehézfém-mennyiségnek az összehasonlítása	108
11.3. Az egyes növényfajok különböző talajokból történő nehézfém-felvételének, s a felvett fémek növényen belüli eloszlásának vizsgálata	110

11.3.1. <i>A napraforgó nehézfémfelvételének és a nehézfémek növényen belüli eloszlásának vizsgálata.....</i>	111
11.3.2. <i>A búza nehézfémfelvételének és a nehézfémek növényen belüli eloszlásának vizsgálata.....</i>	116
11.3.3. <i>A kukorica nehézfémfelvételének és a nehézfémek növényen belüli eloszlásának vizsgálata.....</i>	120
Angol nyelvű összefoglaló (Summary).....	126
Irodalom.....	134

1. Bevezetés

Az utóbbi években a nehézfémekkel kapcsolatos kutatások egyre inkább a figyelem középpontjába kerültek. Ez elsősorban annak köszönhető, hogy valamennyi földi szférában jelentős mértékben emelkedett a különböző nehézfémek koncentrációja, s ez a növekedési tendencia már globális méretekben és kimutatható. Köztudott, hogy egy bizonyos koncentráció fölött valamennyi nehézfém toxikus hatást fejt ki az élőlényekre. Így a légkörben, a vizekben és a talajokban felhalmozódó fémek a táplálékláncon keresztül közvetve, vagy belégzéssel, illetve a szennyezett ivóvíz elfogyasztásával akár közvetlenül is veszélyeztethetik egészségünket. Az is problémát jelent, hogy a talaj nehézfém-tartalmának emelkedése a növények mellett számos mikroorganizmusra is káros hatást fejt ki.

Ugyanakkor a nehézfémek jelentős része esszenciális nyomelem, mint például a Cu, Mn, Fe, Co, Mo, Cr, Ni, Zn, V (Kádár 1991), mely szükséges az élő szervezetek normális működéséhez. Amennyiben ezek a fémek nincsenek jelen a szükséges mennyiségben, különböző hiánybetegségek léphetnek fel, a nyomelem teljes hiánya pedig az élőlény pusztulásához vezethet. Ebből a szempontból hazánkban a legnagyobb problémát a Zn jelenti, mivel egyre több területen mutatnak ki cinkhiányt. Elek et al. (1985) szerint a magyarországi talajok 13%-a gyenge cink-ellátottságú.

A nehézfémekkel kapcsolatos publikációk döntő többsége a nehézfém-szennyezés kérdésével foglalkozik. Ez nem meglepő, hiszen ez jelenti a legnagyobb problémát. Ugyanakkor jóval kevesebb azon munkák száma, amelyek szennyezetlen, vagy viszonylag kis mértékben szennyezett területeken folyó kutatásokról számolnak be. Azonban az ilyen jellegű vizsgálatokra is szükség van, hiszen csak a „háttér” területek ismeretében lehet a szennyezés tényleges mértékét megállapítani. Emellett a nehézfémek viselkedését, területi eloszlását befolyásoló környezeti tényezők vizsgálatára az ilyen területek a legalkalmasabbak.

A Kossuth Lajos Tudományegyetem Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszéke 1979 óta folytat komplex tájökológiai kutatásokat egy mezőgazdaságilag hasznosított, nehézfém-szennyezésnek kevésbé kitett bükkaljai mintaterületen. A vizsgálat első részében a táji adottságok feltárása volt a feladat, ennek keretében megtörtént a terület geológiai, geomorfológiai, talajtani, növénytani, klimatológiai adottságainak feldolgozása, valamint a területhasználati típusok feltérképezése is. A vizsgálatok második részében a mintaterület szennyezettségi állapotának

felmérésére került sor, melyhez kitűnő alapot biztosítottak az előbb említett alap kutatások. A viszonylag gyorsan változó levegőszennyezettségi viszonyok tanulmányozása mellett megtörtén a nitrátszennyezettség alapos feltérképezése a talajvízben és a terület talajaiban. GC/MS módszer alkalmazásával sikerült meghatározni a talajban, illetve a talajvízben megtalálható különböző vegyszermaradékokat.

Ph.D. dolgozatunk ezekhez a kutatásokhoz kapcsolódik. A kutatás célja egyrészt a talajban található nehézfémek területi eloszlásának, s az azt befolyásoló földrajzi tényezőknek a vizsgálata, másrészt a legfontosabb termesztett növények nehézfém-felvételének és a nehézfémek növényen belüli eloszlásának tanulmányozása.

Megoldandó feladatok:

- A begyűjtött talajminták alapján a vizsgált nehézfémek területi eloszlásának megismerése.
- A talaj nehézfém-tartalmának térképi ábrázolása, az ábrázolás módszerének kidolgozása.
- Az ásott talajszelvényekből vett minták alapján a nehézfémek vertikális eloszlásának tanulmányozása.
- Megvizsgálni, van-e valamilyen módosító hatása a domborzatnak a talaj nehézfém-tartalmára.
- Megvizsgálni, hogyan befolyásolja a nehézfémek területi eloszlását a talaj szemcseösszetétele, pH-ja, szervesanyag-tartalma, CaCO_3 -tartalma és az alapkőzet.
- Megvizsgálni, van-e összefüggés a talaj nehézfém-tartalma és a területhasználat típusa között.
- A felszíni 0-2 cm-es talajréteg és a felső 0-20 cm-es talajréteg nehézfém-tartalmának összehasonlítása.
- Összehasonlítani a tömény salétromsavval roncsolt és a Lakanen-Erviö oldatban extrahált talajminták nehézfém-tartalmát. Megvizsgálni, hogy a különbségek mennyiben vezethetők vissza az egyes talajtulajdonságokra.
- A begyűjtött növényminták segítségével megvizsgálni a nehézfémek növényen belüli eloszlását.
- Összehasonlítani a növénymintavételi pontokban a talaj, illetve az egyes növényi szervek nehézfém-tartalmát. Megvizsgálni, mennyire vannak összhangban a kapott eredmények a Lakanen-Erviö oldószerben extrahált talajmintákban mért értékekkel, amelyek - irodalmi források szerint - a talaj „növények által felvehető” elem-tartalmát mutatják.

2. Irodalmi áttekintés

A témával kapcsolatos publikációk száma az utóbbi évtizedben rohamos ütemben gyarapodott. Ez minden bizonnyal arra vezethető vissza, hogy egyre nyilvánvalóbbá vált, ha a környezetbe kerülő nehézfémek mennyisége nem csökken, a jövőben ezek a fémek válhatnak az egyik legjelentősebb környezeti stressztényezővé (Pais, 1992). Az irodalmi áttekintés során először azokat a munkákat ismertetem, amelyek a talaj nehézfémtartalmának eredetét tárgyalják. Ezután a nehézfémek talajbeli viselkedését befolyásoló tényezőket elemző publikációkról, majd a talaj nehézfémtartalmára vonatkozó határértékek problematikájáról lesz szó. Ezt követően a nehézfémek horizontális és vertikális eloszlását tárgyaló irodalmat, végül pedig a növények nehézfémforgalmával kapcsolatos munkákat tekintem át.

2.1. A talaj nehézfémtartalmának eredete

2.1.1. Geokémiai eredet

A talajok természetes állapotukban is tartalmaznak nehézfémeket, melyek az alapkőzet mállása során kerülnek a talajba. A talajban megfigyelhető fémtartalom döntően attól függ, hogy milyen kőzeten játszódtott le a talajképződés. Az *1. táblázatban* tájékoztat a különböző kőzetek átlagos nehézfémtartalmáról.

A táblázatból leolvasható, hogy egyes kőzeteknek rendkívül magas lehet a nehézfémtartalma, így például az ultrabázikus kőzetekben igen sok a kobalt, a króm és a nikkel. Pruves (1977) Alloway-el szemben az üledékes kőzetek kadmiumtartalmát tartja magasabbnak. Kim és Thornton (1993) urántartalmú agyagpalában mértek 46 mg/kg kadmiumot, 992 mg/kg molibdént és 41 mg/kg szelént, mely értékek az átlagosnál jóval magasabbak.

1. táblázat A fontosabb kőzettípusok átlagos nehézfém-tartalma (mg/kg)
Krauskopf (1967) és Rose et al. (1979) adatai alapján Alloway (1995)

	Kéreg	Vulkáni kőzetek			Üledékes kőzetek		
		ultrabázikus	bázikus	gránit	mészkö	homokkő	agyagpala
As	1,5	1	1,5	1,5	1	1	13 (1-900)
Cd	0,1	0,12	0,13	0,09	0,028	0,05	0,22 (<240)
Co	20	110	35	1	0,1	0,3	19
Cr	100	2980	200	4	11	35	90 (<550)
Cu	50	42	90	13	5,5	30	39 (<300)
Hg	0,05	0,004	0,01	0,08	0,16	0,29	0,18
Mn	950	1040	1500	400	620	460	850
Mo	1,5	0,3	1	2	0,16	0,2	2,6 (<300)
Ni	80	2000	150	0,5	7	9	68 (<300)
Pb	14	14	3	24	5,7	10	23 (<400)
Se	0,05	0,13	0,05	0,05	0,03	0,01	0,5 (<675)
Sn	2,2	0,5	1,5	3,5	0,5	0,5	6
V	160	40	250	72	45	20	130 (<2000)
Zn	75	58	100	52	20	30	120 (<1000)

2.1.2. Antropogén források

Amellett, hogy egyes területek talajaiban természetes körülmények között is előfordulnak nagyon magas fémkoncentrációk, az esetek döntő többségében ez valamilyen antropogén hatásra vezethető vissza. A nehézfémekkel foglalkozó munkákban nagyon gyakran olvashatunk ezekről az emisszióforrásokról (Csathó, 1994; Kádár, 1991; Alloway, 1995, 1997; Coughtrey et al, 1987; Martin és Coughtrey, 1982; Freedman, 1989; Davies, 1980; Purves, 1985.), melyek közül a legfontosabbak a következők:

- ércbányászat, fémfeldolgozó ipar
- fosszilis energiahordozók elégetése;
- közlekedés;
- elektronikai ipar;
- vegyipar;
- mezőgazdaság;
- szennyvíziszapok lerakása;
- hulladéklerakás;
- katonai hadgyakorlatok, háborúk.

Mielőtt részletesen áttekintenénk a felsorolt szennyezőforrásokat, a 2. táblázatban megfigyelhetjük, Freedman (1995) szerint hogyan viszonyul egymáshoz a természetes és az antropogén forrásokból származó nehézfém-emisszió a Földön.

2. táblázat Globális nehézfém-emisszió (10^2 tonna/év) Freedman, (1995) nyomán

elem	természetes	antropogén	antropogén/természetes
As	28	780	28
Cd	2,9	55	19
Cr	580	940	1,6
Co	70	44	0,6
Cu	190	2600	14
Pb	59	20000	340
Mn	6100	3200	0,5
Hg	0,40	110	275
Mo	11	510	46
Ni	280	980	2,5
Se	4,1	140	34
Sn	52	430	8,3
V	650	2100	3,2
Zn	360	8400	23

A táblázatból leolvasható, hogy bizonyos nehézfémek, mint például az ólom vagy a higany esetében az antropogén emisszió mértéke több százszorosa a természetes emissziónak. Megjegyezzük, hogy a más szerzők a táblázatban szereplő adatoktól lényegesen eltérő emissziós értékeket adnak meg (Holdern, 1990; Murozumi et al. 1969; Schmidt és Andren, 1980; Nriagu, 1988). Bár az egyes szerzők által megadott adatok sok esetben különböznek egymástól, abban valamennyien egyetértenek, hogy az ember jelentős mértékben módosította a legtöbb nehézfém geokémiai körforgalmát. A mangán, a kobalt, a króm, a nikkel, a vanádium és az ón esetében az antropogén többlet globális szinten még nem túlságosan magas, a táblázatban szereplő többi fém esetében viszont évente több mint egy nagyságrenddel nagyobb fémmennyiség kerül a ciklusba az ember szennyező tevékenysége következtében. Ezek az adatok óvatosságra kell intsenek, hiszen senki sem tudja pontosan mekkora a földi rendszer terhelhetősége, hol van az a határ melynek átlépése estén felborul a több százmillió év alatt kialakult dinamikus

egyensúly. Amennyiben ez bekövetkezne, az emberiség pusztája léte is veszélybe kerülne.

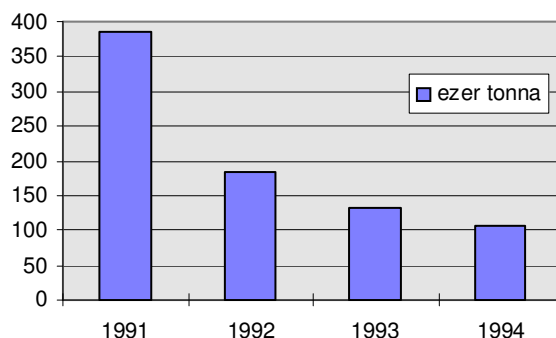
Az alábbiakban áttekintjük azokat az antropogén emisszióforrásokat, melyek a leginkább hozzájárulnak a földi rendszer nehézfémterhelésének növekedéséhez.

Az **ércbányászat** által okozott nehézfémzennyezés különösen a régen felhagyott bányák esetében jelentős, mivel az akkori technológiák nem tették lehetővé a fémtartalom hatékony kinyerését, ezért a meddők fémtartalma jóval meghaladja a mai meddőhányók fémtartalmát (Davies, 1980). Az egyik legsúlyosabb kadmiumszennyeződés is az ércbányászathoz kapcsolódik. A Jintsu-folyó alsó szakaszán a rizsföldeket olyan nehézfém-tartalmú szennyvízzel árasztották el, mely a japán Toyama város közelében működő bányából származott, s ahol 1924 óta bányásztak cinket, ólmot és kadmiumot. A rizsben akkumulálódott kadmium közel száz ember halálát okozta (Kerényi, 1995). Malle (1992) a levegő cinkszennyezettségét vizsgálta, s megállapította, hogy míg a civilizációtól távoli helyeken mindössze $1-10 \text{ ng/m}^3$ volt a levegő cinktartalma, a nagyvárosok felett már $400-800 \text{ ng/m}^3$ -re emelkedett, cinkbányák és kohók szomszédságában pedig elérte, sőt gyakran meg is haladta az 1000 ng/m^3 -es értéket. Feinberg és Ducauze (1984) arról számoltak be, hogy **ércolvasztók** közelében 1 km-es távolságon belül, a talaj kadmiumkoncentrációja elérte a 10 mg/kg -os értéket.

A szennyező források között jelentős szerepet töltenek be a **fosszilis energiahordozókat elégető gyárak, üzemek, háztartások** is. A téli hónapokban tapasztalható magasabb légköri nehézfémkoncentrációk is sokszor a lakossági fűtésből származó emissziókkal magyarázhatók. Genovai vizsgálatok szerint a króm- és a talliumkoncentráció jó negatív lineáris korrelációt mutatott a mintavétel idején mért átlaghőmérsékletekkel, ami azt jelzi, hogy a lakossági fűtőberendezések e két fém esetében fontos szennyezőforrások lehetnek (Valerio et al. 1988). Nyugat-Berlinben végzett mérések szerint a légkör vas- és vanádium-koncentrációjának emelkedése a téli időszakban szintén a lakások fűtésével, illetve a megnövekedett téli villamosenergia-szükséglettel magyarázhatók (Lieback et al. 1984).

Tulajdonképpen a **közlekedésből** származó nehézfémzennyezés legnagyobb része is az üzemanyagok elégetéséből származik. Különösen igaz ez az ólmozott benzinekre, mivel a gépjárművek üzemanyagába 1923 óta a kopogás csökkentése érdekében ólom-alkil-vegyületeket adagolnak (Royset

és Thomassen, 1987). Az ólom-tetraetilből, illetve az ólom-tetrametilből felszabaduló gyökök elősegítik az üzemanyag egyenletes robbanását. Egyes szerzők szerint ezek a vegyületek képezik a teljes emisszió 80-90 %-át (De Luca D'Alessandro et al. 1992). Tekintettel ezek rendkívül veszélyes voltára, ma már egyre több országban csökkentik, vagy teljesen meg is szüntetik használatukat. Svédországban 1968-ban született meg az első törvény, mely a benzin ólomtartalmát 0,7 g/l-ben maximálta, ezt 1973-ban 0,4 g/l-re, majd 1981-ben 0,15 g/l-re csökkentették. Svéd agancsminták Pb-koncentrációjának tanulmányozásakor 0,95-ös korrelációs együttható adódott az agancsok és a benzin Pb-tartalma között. Ez arra utal, hogy Svédország területén a közlekedésből származó Pb a legfontosabb forrása a biológiaiilag aktív Pb-vegyületeknek (Kardell és Källmann, 1986). Az ólmozatlan benzint először Japánban vezették be 1972-ben, majd az Egyesült Államokban 1975-ben, az Európai Unió országaiban csak 1986-1989 között került bevezetésre, s az ólmozott üzemanyagok ólomtartalmát 0,15 g/l-ben maximálták (Nriagu, 1990). Az Egyesült Államokban 1991-ben az ólomtartalmú üzemanyagokat végleg kivonták a forgalomból (Smith és Flegal, 1995). Az 1. ábrán megfigyelhető, hogyan csökkent Magyarországon 1991 és 1994 között a gépjárművek által a levegőbe bocsátott ólom mennyisége. A tervek szerint hazánkban 1999 áprilisától végleg kivonják a forgalomból az ólmozott üzemanyagot, azonban még ezután is sokáig számolnunk kell az utak környezetében a talajok magasabb ólomtartalmával, mivel ez a fém igen erősen megkötődik a talajban.



1. ábra Közlekedési eredetű ólomszennyezés Magyarországon 1991 és 1994 között (ezer tonna) (Szabó, 1997)

A vizsgálatok szerint a gépkocsik kipufogóján át távozó ólom döntő hányada az úttól számított 50 méteres távolságon belül rakódik le, de apró részecskék

formájában több száz kilométeres távolságra is elszállítható (Harrison et al. 1985). A kadmium-szennyezés egy része is közlekedési eredetű, mivel a gázolaj és a különböző kenőolajok is tartalmaznak 0,07-0,53 mg/kg kadmiumot, emellett az autógumik kopásából is kerül kadmium a környezetbe (Paukert, 1980).

Az **elektronikai iparban** nagyon sokféle elemet használnak a különböző elektromos berendezések, kábelek, félvezetők gyártása során. Ilyen elemek például a Cu, Zn, Au, Ag, Pb, Sn, W, Cr, Se, Ir, In, Ga, Ge, Se, Co, Mo, Hg, Sb és az As (Alloway, 1995). Környezetszennyezés felléphet a gyártási folyamat során, vagy akkor, ha ezek a termékek a hulladékba kerülve érintkezésbe lépnek a talajjal.

A **vegyipar** szintén használ nehézfémeket bizonyos gyártási technológiákhoz, s az egyes termékek is tartalmaznak nehézfémeket. Ezek közül a legfontosabbak a:

- klór-alkáli ipar, Hg
- elemek, Pb, Sb, Zn, Cd, Ni, Hg
- pigmentek, festékek, Pb, Cr, As, Sb, Se, Mo, Cd, Ba, Zn, Co
- katalizátorok, Pt, Sb, Co, Ni, Mo
- műanyag stabilizátorok, Cd, Zn, Sn, Pb
- üzemanyagokhoz, síkosító szerekhez adalékok, Se, Pb, Mo, Li
- gyógyászati cikkek As, Ba, Cu, Hg, Sb, Se, Sn, Pt, Zn

Az egyik legsúlyosabb környezetszennyezést egy vegyipari üzemből kikerülő higanytartalmú hulladék okozta, a japán Minamata-öbölben. Az öböl partján működő acetaldehidgyárban használt higanytartalmú katalizátorok hulladékát az öböl vizébe engedték. A vízben élő baktériumok a fém higanyt igen mérgező szerves higanyvegyületekké alakították, amelyek a táplálékláncon keresztül jutottak be az emberek szervezetébe. Az 1962-ben bekövetkezett eset 46 halálos áldozatot követelt (Kerényi, 1995).

A környezetbe kerülő higany legnagyobb része a klór-alkáli üzemekből származik, bár a higany kiáramlása az utóbbi években jelentős csökkenést mutat. Megegyezés született arról, hogy 2015-re teljesen felhagynak a higanykatódos elektrolízissel, és áttérnek a jóval korszerűbb, környezetbarát membrános eljárásra (Poletschny, 1991).

A **mezőgazdaság** ugyancsak fontos szennyezőforrás lehet, különösen azokon a területeken, ahol intenzív gazdálkodást folytatnak. Az agrártermelés és a környezet nehézfém-szennyezettségének kapcsolatáról Csathó (1994) ad minden részletre kiterjedő összefoglalást. Az egyes szerzők legfontosabb emissziós forrásokat a következőkben jelölik meg (Csathó, 1994; Alloway, 1995; Kádár, 1991; Kabata-Pendiás és Ponder, 1984):

- szennyvíziszapok: Cd, Ni, Cr, Cu, Pb, Zn
- műtrágyák: Cd, Cr, Mo, Pb, V, Zn
- szerves trágyák: Cu, As, Zn
- peszticidek : Cu, As, Hg, Pb, Mn, Zn

A **szennyvíziszap** a háztartási és az ipari szennyvizek kezelése után visszamaradó anyag, mely igen nagy mennyiségben keletkezik világszerte. Az 1990-es évek elején az Egyesült Államok 5,4 millió tonna, az Európai Közösség pedig összesen 6,3 millió tonna szárazanyag-tartalmú szennyvíziszapot termelt. Az Egyesült Királyságban a termelt szennyvíziszapok 43%-át, az Egyesült Államokban csak mintegy 22%-át használják fel a mezőgazdaságban (US EPA, 1992). Az NSZK hulladéktávoltási törvénye külön foglalkozik a szennyvíziszapok nehézfém-tartalmával, hiszen a hosszabb időn át alkalmazott iszaplerakás számottevő feldúsuláshoz vezethet. A szabályozással tehát meg kell akadályozni a nehézfémek veszélyes mértékű feldúsulását a talajban. A talajjavításra alkalmas szennyvíziszapokban megengedett maximális nehézfémkoncentrációkat a 3. táblázatban láthatjuk.

3. táblázat A talajjavításra alkalmas szennyvíziszapokban megengedett maximális nehézfémkoncentráció mg/kg szárazanyagra Schweiger (1984) és Poletschny (1991) szerint:

elem	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr	Hg
mg/kg	3000	1200	200	20	1200	1200	25

Ferencz és Zvada (1991) kísérletsorozata szerint a 10 éven át tartó, szennyvíziszappal történő kezelés hatására jelentős mértékben növekedett a talaj nehézfém-tartalma, de a szerzők szerint ez elsősorban tápanyagforrásnak, nem pedig a toxikus elemek felhalmozódásának tekinthető.

Más szerzők vizsgálatai azt mutatják, hogy előírászerű szennyvíziszap-kihordás esetén a talajok nehézfém-tartalma nem emelkedik

sem rövid, sem hosszú időn át történő iszapkezelés esetén (Poletschny, 1991). Ezt erősítik meg Tamás és Filep (1995) vizsgálatai is, melyek szerint, ha betartják a Magyarországon érvényes szennyvíziszap-elhelyezési előírásokat, akkor hosszútávon sem következik be káros nehézfém-felhalmozódás a talajban. A szerzők ugyanakkor a lokális akkumuláció veszélyét nem zárják ki.

Olyan talajokban is vizsgálták a nehézfémek vertikális vándorlását, melyeket 80 éven keresztül - kezdetben mindenféle szabályozás nélkül - szennyvíziszappal, valamint kommunális hulladékokból előállított komposzttal kezeltek. Megfigyelték, hogy a talaj Cr-, Hg-, és Zn-tartalma a határértékeket meghaladja, emellett erős feldúsulást tapasztaltak a Ba, Pb, Br, Cd, Fe, Cu, Ni és Se esetében. A talajszelvények vizsgálata során megállapították, hogy a Ni, a Se és a Zn 180 cm-es mélységig fokozatosan áthelyeződik.

Németh és munkatársai (1993) laboratóriumi körülmények között vizsgálták a szennyvíziszapok szennyező hatását bolygatatlan talajmonolitok segítségével. Azt tapasztalták, hogy a szennyvíziszapokban megengedett nehézfém-tartalom felső határértékét a cink esetében tízszeresen, a króm a kadmium és az ólom esetében százszorosan meghaladó iszapokkal kezelt talajok esetében következett csak be a talajoldat nehézfém-koncentrációjának jelentős mértékű növekedése. Meg kell azonban jegyezni, hogy az egyes talajtípusok között igen nagy eltérés lehet a talaj adszorpciós kapacitását illetően, s elképzelhető, hogy egy kisebb adszorpciós kapacitással rendelkező talaj esetében hamarabb jelentkezett volna a nehézfém-koncentráció emelkedése a talajoldatban.

A foszfáttartalmú **műtrágyák** és a természetben előforduló, **ásványi eredetű szervesetlen trágyák** gyakran nagy mennyiségű kadmiumot és cinket tartalmaznak. A Kola-foszfátban 3 mg/kg kadmium található, ami viszonylag alacsony értéknek számít, hiszen az USA-beli Pebble-foszfát 13 mg/kg, az algériai, marokkói és izraeli foszfát 25 mg/kg, a tunéziai és nyugat-afrikai foszfát viszont már 50 mg/kg kadmiumot tartalmaz (EL Bassam, 1982). Így 1 kg szuperfoszfátban 10-70 mg kadmium van, ez a műtrágyázott területeken hektáronként évi 0,3-50 g kadmium-terhelést jelent (EL Bassam, 1982). Mortvedt (1987) arról számolt be, hogy az Egyesült Államokban előállított foszfáttartalmú műtrágyák közül a floridai foszfátból készült műtrágya 10 mg/kg kadmiumot tartalmazott. Ugyanakkor Mulla et al. (1980) vizsgálatai szerint az ország nyugati részéből származó foszfátból készített műtrágya kadmiumtartalma több mint 170 mg/kg. 38 éven át folytatott vizsgálatokból kiderült, hogy az előbb említett magas kadmiumtartalmú műtrágyával kezelt

terület talajában a kadmiumkoncentráció a kezdeti 0,07 mg/kg-os szintről 1 mg/kg-ra emelkedett. Kádár (1991) a hazai és a külföldön gyártott NPK műtrágyák kadmiumtartalmát 0,1-102 mg/kg közöttinek találta. Karkalikné és Patócs (1990) kiszámították, hogy Magyarországon a jelenlegi műtrágyázási szint mellett körülbelül 30 év alatt duplázódna meg a talajok kadmiumtartalma, mely jelenleg átlagosan 0,15 mg/kg. Látható, hogy még ez is jóval alatta marad a talajokra vonatkozó egészségügyi határértéknek, mely jelenleg a mezőgazdaságilag hasznosított területek talajaira 2 mg/kg (Bárczi, 1995)

A **szerves trágyák** közül a baromfi- és a sertéstrágyában találhatunk viszonylag magas réz- és cinkkoncentrációt, mivel ezeket a fémeket keverik a táplálékba a hatékonyabb emésztés elősegítése céljából. Az Egyesült Királyság területén végzett vizsgálatok szerint a sertéstrágya átlagos réztartalma 870 mg/kg, átlagos cinktartalma pedig 600 mg/kg volt (Alloway, 1993). Miután újabban kiderült, hogy a cink gátolja a talajban élő mikroorganizmusok szaporodását, ezeknek a trágyáknak az alkalmazására a jövőben jobban oda kell figyelni (Alloway, 1995). A cink- és rézhiányos talajokon a sertéstrágya alkalmazása nemcsak a szerves anyagok pótlása miatt, hanem a hiányzó cink-, illetve rézmennyiség biztosítása érdekében is kívánatos.

A mezőgazdaságban felhasznált **növényvédő szerek** közül a szerves higanyt tartalmazó csávázószerek komoly környezetszennyezést okoztak. Svédországban ezek a szerek 1940 és 1965 között voltak forgalomban, s egyes magevő madárfajok a higanymérgezés miatt már a kipusztulás határán voltak (Laws, 1981; Király, 1985), de Magyarországon is ezek a csávázószerek okoztak tömeges vadliba-pusztulást a 70-es évek elején (Király, 1985). Minden bizonnyal ezek az esetek is hozzájárultak ahhoz, hogy ma már nem használnak higanytartalmú csávázószereket Magyarországon.

A **kommunális hulladékokból** is kerülhetnek nehézfémek a talajba, ha a tárolási körülmények nem megfelelőek, vagy ha komposztot készítenek belőlük. Tabasaran (1984) vizsgálta a hulladékok nehézfém-tartalmát (4. táblázat).

4. táblázat A hulladék szárazanyag-tartalmára vonatkoztatott nehézfém-koncentrációk átlagértékei (Tabasaran, 1984 nyomán)

elem	Cd	Pb	Hg	Zn
mg/kg	2,87	605	0,44	585

Az egyes nehézfémek különböző forrásokból kerülhetnek a hulladékba. A kadmium elsősorban kadmium-szulfid pigmenttel színezett műanyagokból, kadmiummal stabilizált PVC-ből, nikkel-kadmium elemekből, bőrökből és gumiból, galvanizált fémekből, ötvözetekből származik. A cink nagyon sokféle használati tárgyban, gumiban, bőrben is megtalálható. Ólom különböző festékekből, stabilizátorokból, tubusokból, fóliákból, forrasztóanyagokból származhat. higany kerülhet a hulladékba eltört hőmérőkből, higanytartalmú elemekből, papírhulladékokból (Tabasaran, 1984).

Komposztált városi hulladék lerakási helyein magas nehézfémtartalmat mutattak ki a talajban. Az egyik vizsgálati területen 9500 mg/kg cinktartalmat, 1900 mg/kg ólomtartalmat és 1000 mg/kg réztartalmat mértek. A mélyebb rétegek fémtartalma arra utal, hogy a fémek folyamatosan vándorolnak lefelé a felszíni rétegekből (EL Bassam, 1982). Alloway (1995) kimutatta, hogy a hulladéktárolókból elszivárgó vizeknek magas a Cl^- ion tartalma, és sok nehézfém kloridok formájában van jelen, melyek kevésbé hajlamosak az adszorpcióra, ezért jóval mobilisabbak, mint a szabad fém kationok.

A hulladékok között külön említést érdemelnek az **elhasznált akkumulátorok**. Magyarországon a nagytétényi akkusavtalanító üzem 1989-es bezárása óta megoldatlan a használt ólomakkumulátorok feldolgozása. Évente 20-25 ezer tonna akkumulátor-hulladék keletkezik, melynek jelentős részét a veszélyes hulladékok kezelésére engedéllyel nem rendelkező vállalkozók vásárolják fel színólom formájában. Az akkuk szétszedését, savtalanítását és az ólom kiolvasztását szakszerűtlenül, házilag végzik. A savat általában a talajba juttatják, az ólomgőzöket belélegzik. Heves községben 1995-ben az ólommérgezés következtében ez a tevékenység már halálos áldozatot is követelt (HVG, 1998).

A **hulladék elégetésekor** is jelentős mennyiségű nehézfém kerülhet a légkörbe, ahol gyakran klórvegyületekkel illékony kloridokká alakulnak, vagy lehülés után a gázfázisból kicsapódva aeroszolokat képeznek. Ezek felületén kondenzáció útján vékony réteg alakul ki, amely túlnyomórészt illékony, toxikus nehézfémekből áll. Lober (1980) és Kamm (1985) kimutatták, hogy a kondenzáció elsősorban a 2 mikrométernél kisebb

átmérőjű részecskéken történik meg, mivel ezek fajlagos felülete a legnagyobb. Bár ezek a részecskék a teljes pormennyiségnek csak 4 %-át teszik ki, mégis ezek tartalmazzák a kadmium 66%-át, az ólom 88%-át, a cink 71%-át, illetve a réz 82%-át. Kis tömegük miatt hosszú ideig maradhatnak a légkörben. Hulladékégetés során - oxidáló környezetben - az elemi higany elpárolog, így a tüzelőanyagban levő higany az égetés után a távozó gázokkal elhagyja az égetési zónát, s a kéményrendszeren áthaladva a légkörbe juthat (Hall et al. 1990; Poletschny, 1991). A korszerű égetőművek ma már csak igen kis mennyiségű nehézfémot bocsátanak ki, de sok helyen még elavult technológiát alkalmaznak, s ezek szennyező hatása jelentős lehet, mégis szükség van a hulladékok elégetésére, hiszen a biológiai szennyezések és a fertőzések veszélye így megszűnik, emellett a hulladék tömege is jelentősen - az eredetinek körülbelül 10 %-ára - csökken (Lober, 1980).

Bizonyos területeken, ahol korábban **háborús hadműveletek** folytak, vagy **hadgyakorlatokat** végeztek, a talajok jelentős mértékben szennyeződhetnek nehézfémekkel. Ennek fő forrása a lövedékekből származó ólom és a töltények réz- és cinktartalma. Szennyezést okozhattak még a tönkrement és otthagyt berendezések, az elfolyt üzemanyagok s a kiégett épületek is (Limura et al. 1977; Kabata-Pendias, 1987).

A **sportlövészethez, vadászathoz** használt lőszerek hatása ugyanaz, mint az előbb említett lőszereké. Az Egyesült Királyság területén a nedves élőhelyeken betiltották az ólomlövedékek használatát, mert több esetben is mérgezést okozott a vízimadarakban, helyette molibdén- és bizmutötvözetekből készült lövedékeket használnak. Hasonló okok miatt tiltották be a **horgászathoz** használt ólomnehezékeket (Alloway, 1995).

2.2. A nehézfémek talajbeli viselkedését befolyásoló tényezők

2.2.1. A talaj kémhatása

A hazai és a külföldi szakirodalomban is sok tanulmányban (Debreczeni és Czech, 1991; Csathó, 1994/b; Qian et al. 1996; Crowder, 1990; Scheuhammer, 1991; Davies, 1980; Alloway, 1995; Farsang, 1996) olvashatunk arról, hogyan befolyásolja a **talaj kémhatása** a nehézfémek viselkedését. A szerzők vizsgálatai szerint a nehézfém-kationok mobilitása a

pH csökkenésével növekszik. A Mo anion azonban a pH növekedésével válik egyre inkább felvehetővé (Alloway, 1995).

A pH befolyásolja az agyagásványok és a szerves anyagok adszorpciós képességét. EL Bassam (1982) kimutatta, hogy a savas esők megváltoztatják a talaj adszorpciós képességét, s ilyenkor hirtelen juthat nagyobb mennyiségű nehézfém a talajvízbe, folyókba.

Csillag et al. (1994) által végzett savanyítási kísérletek is azt mutatták, hogy a pH csökkenésével a talajoldat nehézfém-tartalma növekedett. 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. A szerzők hangsúlyozzák, hogy a nehézfémek oldott állapotban különösen veszélyesek a környezetre, mivel így a növények számára könnyen felvehetőek, a talajoldattal pedig elszennyezhetik a talajvizet. Hasonló eredményt hoztak Fischer (1987), valamint Nelson és Campbell (1991) humuszban gazdag talajokon végzett vizsgálatai is. Kimutatták, hogy a pH értékének viszonylag kis mértékű csökkenése is a kadmium és a cink mobilizálódását eredményezi, a réz és az ólom viszont csak jóval alacsonyabb pH esetében válik mobilissá. Jászberényi (1979) tenyészedényes kísérlet során megállapította, hogy az olasz perje kadmium-felvétele meszesítés hatására csökkent. Várallyay és munkatársai (1993) talajtérképet készítettek a magyarországi talajok savas terheléssel szembeni tűrőképességéről. Kimutatták, hogy a legérzékenyebbek a kis pufferkapacitású, savanyú homoktalajok. Ez a térkép jól felhasználható a magyarországi talajok nehézfém-szennyezéssel szembeni érzékenységeinek meghatározásához is.

A talaj pH-ját befolyásolja a redoxpotenciál változása, mely időszakosan jelentkezik, amikor a talaj vízzel telítetté válik. A redukáló környezet általában pH-növekedést, az oxidáció pedig pH-csökkenést okoz (Alloway, 1995). A talajban több olyan mechanizmus is működik, mely különböző mértékben képes tompítani a pH-változást, ide sorolható az alumínium-hidroxid ion, a széndioxid, a karbonátok, valamint a kation-kicserélődési reakciók (Bache, 1979).

Farsang (1996) dolgozatában modellezte egy mátrai mintaterületen a talaj nehézfémeket pufferoló kapacitásának alakulását a talaj-pH csökkenése függvényében. Az ilyen jellegű kutatások azért is nagyon fontosak, mert ezek segítségével előre tudjuk jelezni azokat a változásokat, melyek az egyre savasabbá váló környezetben nagy valószínűséggel be fognak következni.

2.2.2. A talaj szervesanyag-tartalma

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 kadmium, a higany és a cink vonatkozásában. Ahogy növekszik a szerves anyagok mennyisége, úgy nő a talaj adszorpciós képessége, melynek eredményeképpen fémorganikus komplexek alakulnak ki. A kis koncentrációban előforduló nehézfémek gyorsan megkötődnek a talaj felső rétegében (Alloway, 1995).

Hargitai (1994) vizsgálatai során kimutatta, hogy a szennyvíziszapos kezelések után csökkent a nehézfémek mobilitása a talajban, mégpedig a szerves anyagokhoz való kötődési hajlamuk függvényében. Így a mobilis mennyiség a nikkel esetében 83%-kal, az ólomnál 76%-kal, a kadmiumnál pedig 50%-kal csökkent. Hargitai (1994) megállapította, hogy az ólom jellegzetes eloszlását a talajokban a szerves anyagokhoz való erős kötődése határozza meg leginkább, így a talajok felső, humuszban leggazdagabb rétegében halmozódik fel. A kadmium és a higany is igen erős hajlamot mutat a szerves anyagokkal történő fém-organikus komplexek képzésére, melyek - különösen savanyú közegben - a vízben oldódnak, s ez jelentősen befolyásolja eloszlásukat a talajban.

Hasonló eredményt hoztak Fischer, (1987) erdőtalajokon végzett vizsgálatai is. Megállapította, hogy 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. A kobalt, a cink és a kadmium ezzel szemben sokkal könnyebben mobilizálódhat.

A talaj szervesanyag-tartalma tehát környezetvédelmi szempontból is alapvető tényező. Minél magasabb a talajok humusztartalma és minél jobb a humusz minősége, annál nagyobb a talajok nehézfém-megkötő képessége. Erre a felismerésre alapozva vezette be Hargitai (1981) a környezetvédelmi kapacitás és a stabilitási koefficiens fogalmát.

2.2.3. Az agyagásványok

Az **agyagásványok** a kőzetek mállástermékei, s jelentős hatással vannak a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira egyaránt. A talaj kémiai tulajdonságainak alakításában betöltött szerepük a viszonylag nagy felületüknek, valamint a felszín állandó negatív töltésének köszönhető. Ritkán fordulnak elő tiszta állapotban; általában humusz-kolloidokhoz és hidroxidos csapadékokhoz kapcsolódnak. Az összetett organo-minerális

kolloid komplexek nagyon fontos szerepet töltenek be a talajoldatban található ionok koncentrációjának szabályozásában (Alloway, 1995).

Andersson (1977) vizsgálatai szerint a nagyobb ionok, mint például a kadmium és az ólom csak kis mértékben képesek kötődni az agyagásványok rétegei között, a kisebb átmérőjű kobalt, króm és nikkelt viszont igen jól kötődik az oktaéderes pozíciókban. Ezt támasztja alá az is, hogy a talajprofilban történő eloszlásuk az agyagfrakció és a másodlagos ásványok eloszlásával nagyon jól korrelál.

Miután az agyagfrakciónak jóval nagyobb a fajlagos felülete, mint a homok-, vagy az iszapfrakciónak, ezért kémiai aktivitása is nagyobb. Ebből következik, hogy ugyanakkora fémtartalom esetén két különböző szemcseösszetételű talajban a biológiailag felvehető nehézfém-tartalom mennyisége eltérő lehet (Csathó, 1994/b). Jászberényi (1979) tenyészedényes kísérletei alátámasztják a fenti megállapítást. A mérések szerint az olasz perje savanyú homoktalajon 15-ször annyi kadmiumot képes felhalmozni, mint a csernozjom talajon. Bujtás et al. (1989) vizsgálatai szerint is a homokos talajból a növények jóval nagyobb mennyiségű kadmiumot, cinket és nikkelt tudnak felvenni, mint a barna erdőtalajokból.

2.2.4. Vas-, mangán- és alumínium oxidok

A **vas-, alumínium- és mangán-oxidok** gyakran hidroxidok formájában vannak jelen, vagy a vas és az alumínium esetében szeszkvioxidokként játszanak fontos szerepet a talajban található fémek kémiai viselkedésének alakításában. Az agyagfrakcióhoz ($<2\mu\text{m}$) tartozó részecskéken fordulnak elő, általában az agyaggal összekeveredve. Szabálytalan struktúrájuk van. Trópusi környezetben, ahol a kőzetek jóval gyorsabban mállanak, ezek az oxidok sokszor gyakoribbak, mint az agyagásványok (Wild, 1988).

A kiszáradt talajokban a Fe-, Al- és Mn-oxidok kicsapódnak az oldatból és sokszor bevonatot képeznek a talajrészecskéken vagy szorosan összekapcsolódnak az agyagásványokkal, de koncentrikus göbcecsek formájában is kiválhatnak. A nehézfémek talajbeli dinamikáját figyelembe véve a Fe- és Mn-oxidok a talajoldatból egyszerre csapódnak ki és adszorbeálják a Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, V és a Zn kationokat, az anionok közül pedig a HPO_4^{2-} -t, a HCrO_4^- -et és az AsO_4^{3-} -t. Ez a pH-tól függő töltésre vezethető vissza, mely lúgos környezetben általában negatív, savas viszonyok között pedig pozitív. A különböző **oxidációs-redukációs viszonyok** komoly hatást gyakorolnak a talajban lévő hidroxidok

mennyiségére, valamint a talaj adszorpciós kapacitására nagyszámú kation és anion esetében. A romló feltételek, amelyek a vízzel való telítődés, vagy a levegővel kitöltött pórusok arányának csökkenése következtében lépnek fel, a talajszerkezet leromlásához vezetnek, ez az oxidok felbomlását eredményezi, így az oxidok által adszorbeált ionok felszabadulnak (Alloway, 1995).

Bizonyos kémiai elemek egészen másképp viselkednek oxidált és redukált formában. A Fe például oxidált formában (Fe^{3+}) gyakorlatilag immobil a talajban, redukált formában (Fe^{2+}) azonban viszonylag jól oldódik (Mitchell, 1967).

2.2.5. A talajok kation-kicserélődési kapacitása

A talajok **kation-kicserélődési kapacitása** szintén jelentősen befolyásolja a nehézfémek sorsát a talajban. A legtöbb nehézfém (néhány kivételtől eltekintve, mint például a félfém As, Sb és Se valamint a fémek közül a Mo és a V) kationként van jelen a talajoldatban, így adszorpciójuk a talajkolloidok felületén található negatív töltések sűrűségétől függ. Az elektromosan semleges állapot fenntartása érdekében a felszín negatív töltéseit azonos mennyiségű kation egyenlíti ki. Az ionkicserélődés annak az ionnak a kicserélődését jelenti egy talajoldatból származó ionnal, amelyik a talajkolloid felületi töltését semlegesítette (Brown, 1954). Gast, (1979) a következőképpen jellemzi ezt a folyamatot: reverzibilis, diffúzió által szabályozott, sztöchiometrikus és a legtöbb esetben érvényesül bizonyos szelektivitás az adszorbeálás során. Ez a szelektivitás módosítja a helyettesítési sorrendet a kationok között, mely a vegyértékük és a hidratáció foka által meghatározott. Minél nagyobb az ion vegyértéke annál erősebb a helyettesítési hajlama. A kationkicserélődés során megfigyelhető adszorpció egy komplexképződési folyamatként írható le a kationok és a talajkolloid felszínek funkciós csoportjai között, melyekhez elektrosztatikusan kötődnek (Sposito és Page, 1985).

Az ásványi talajok kation kicserélődési kapacitása a 4-től 60 cmol_c/kg -ig terjed, de szerves talajokban ez az érték meghaladhatja a 200 cmol_c/kg -ot is (Wiklander, 1964). A talajok kation-kicserélődési kapacitása messze meghaladja az anion-kicserélődési kapacitásukat, a talajkolloidok felületén található nagy számú negatív töltésnek köszönhetően. Ezeknek a negatív töltéseknek két típusa van:

- állandó töltések (függetlenek a pH-tól az izomorf helyettesítés miatt)

- pH-tól függő töltések az agyagásványok sarkaiban, a humusz-polimerekben és az oxidokban.

A negatív töltések a proton disszociáció következményei a humusz polimerek karboxil és fenol csoportjaiból, valamint az agyagásványok sarkainak és az oxidoknak az O és az OH csoportjaiból.

A Fe- és Al-hidroxid gélek felületén a talaj kémhatásától függően vagy a pozitív, vagy a negatív töltések dominálnak (amfoter kolloidok). Létezik egy olyan pH érték, amelyiknél a részecske kifelé elektromosan semleges, ezt a pH értéket nevezik az illető kolloid izoelektromos pH-jának. Ha a talaj pH-ja ennél nagyobb a savcsoportok disszociációja (a protonleadás) kerül előtérbe, ekkor a kolloid negatív töltésű lesz, ha a talaj pH-ja ennél kisebb, a pozitív töltések kerülnek túlsúlyba (Filep, 1987, 1988).

Bár a talaj szervesanyag-tartalma általában jóval kisebb, mint az agyagtartalma, mégis fontos szerepet játszik a talajok kation-kicserélődési kapacitásában, mert 5-ös pH érték fölött nagy az adszorpciós kapacitása (Alloway, 1995). Ennek Filep (1987, 1988) szerint az a magyarázata, hogy a humuszkolloidok izoelektromos pH-ja az erősen savanyú tartományban van, ezért a talajban főként negatív töltésűek.

Az amfoter kovasav gélek az izoelektromos pontjuk fölötti pH-nál szintén protonokat adnak le, az így keletkező negatív töltések következtében meg tudják kötni a fém kationokat, az izoelektromos pontjuk alatti pH-nál pedig pozitív lesz a töltésük (Filep, 1987, 1988).

2.3 A talajok nehézfém-tartalmára vonatkozó határértékek kérdése

Amint azt az előző fejezetben láthattuk, a nehézfémek viselkedését nagyon sok tényező befolyásolja. Nyilvánvaló hogy a nehézfémek biológiai felvehetőségét döntően ezek a tényezők határozzák meg. Az egyes talajtípusok esetében azonban nagy különbség lehet a szervesanyag-tartalom, a pH, a szemcseösszetétel, a kation-kicserélődési kapacitás tekintetében, valamint a vas-, mangán- és alumínium-oxidok mennyiségét illetően is. Azok a vizsgálati eredmények, amelyek azt mutatják, hogy egy kis szervesanyag-tartalmú, durva szemcseösszetételű homokos talajból bizonyos növények akár 15-ször annyi kadmiumot képesek felvenni, mint a csernozjom talajból (Jászberényi, 1979), felvetik a talajok nehézfém-tartalmára vonatkozó határértékek kérdését.

A Magyarországon leggyakrabban alkalmazott határérték tervezetben az egyes talajtípusok adszorpciós kapacitása alapján állapítják meg a

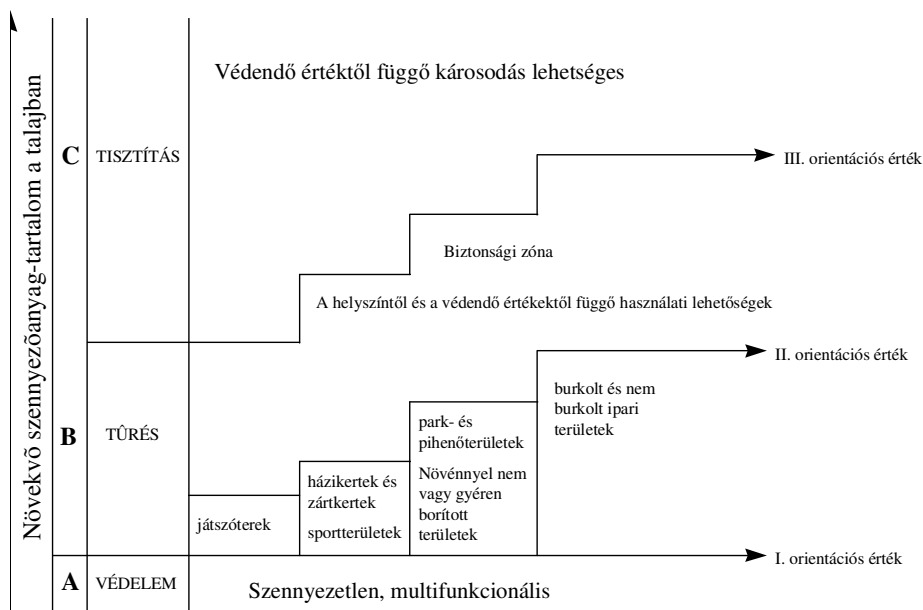
különböző fémek megengedhető maximális mennyiségét a talajokban (5.táblázat).

5. táblázat A különböző elemek megengedhető maximális mennyisége a talajokban (mg/kg) MI-08-1735-1990 szerint

Elemek	Adszorpciós kapacitás mgé/100 g talaj			Megjegyzés
	5-15	15-25	25-35	
As	7	10	15	
B	100	100	100	
Cd	1	2	3	++
Co	50	50	50	
Cr	75	100	100	XX0
Cu	74	100	100	XX0
Hg	1	1	1	++0
Mo	10	10	10	
Ni	50	50	50	XX0
Pb	100	100	100	XX0
Se	10	10	10	
Zn	200	250	300	XX0

Megjegyzés: (++) különös elővigyázat szükséges; (XX) komló- és szőlőültetvényeken, valamint 5%-nál több CaCO_3 -ot tartalmazó talajokban 25%-kal több is megengedhető; (0) gyepkultúrák esetében 6,5 pH érték alatt a közölt értékek fele érvényes

A korrekt határértékek meghatározásakor a talaj adszorpciós kapacitása mellett figyelembe kell venni a területhasználati típusokat is. Erre példa a - Magyarországon is gyakran használt - holland lista, mely a különböző területhasználati típusok szerint más-más határértékeket ad meg (2. ábra). Ez a rendszer a területhasználat alapján, a potenciális veszélyforrások figyelembevételével határozza meg a határértékeket. Ez véleményünk szerint elfogadható, korrekt megoldás, hiszen például egy burkolt ipari területen nem kell attól tartani, hogy a talajon zöldségeket fognak termesztetni, így a zártkertekben engedélyezetttnél bizonyos mértékkel magasabb nehézfém-tartalom sem okozhat problémát. Azonban itt is figyelembe kell venni azt, hogy csak olyan mértékű szennyezést lehet engedélyezni, amely a talajvíz elszennyeződését nem veszélyezteti.



2. ábra Az Eikmann-Kloke-féle értékelési rendszer: szennyezett városi területek talajainak lehetséges használata (Bárczi, 1995)

A holland lista a talaj szennyezettségének három szintjét különbözteti meg. Ha a mért értékek az A-értéket nem haladják meg, a talajt tisztának, szennyezetlennek tekintik. A C-érték jelenti a beavatkozási határértéket. Ha a talaj nehézfém-tartalma meghaladja ezt a szintet, a talajt meg kell tisztítani. Az A-érték és a C-érték közötti fémtartalmat nevezzük B-értéknek. Ebben az esetben a talaj ugyan nem tekinthető tisztának, de nincs szükség a talaj megtisztítására. A 6. táblázatban néhány nehézfém A- és C-értékét láthatjuk a holland lista alapján.

6. táblázat A- és C-értékek a holland lista alapján (mg/kg) (Bárczi, 1995)

	Hg	Cd	Cu	Ni	Co	Cr	Pb
A-értékek	0,3	0,8	36	35	20	100	85
C-értékek	10	12	190	210	240	380	530

A területhasználati típusokat figyelembevevő határértékekkel a holland listán kívül más szabályozási rendszerekben is találkozhatunk. A Kanadában érvényes határértékeknel például három területhasználati kategóriát különböztetnek meg (7. táblázat).

7. táblázat Talajok maximálisan megengedhető nehézfém tartalma különböző területhasználati típusok esetében (a Kanadai Környezetvédelmi Minisztérium által 1991-ben meghatározott határértékek mg/kg-ban) (Alloway és Ayres, 1997)

elem	területhasználati típus			
	hátér	mezőgazdasági	települési	ipari
Cd	0,5	3	5	20
Cr⁶⁺	2,5	8	8	-
Co	10	40	50	300
Cu	30	150	100	500
Pb	25	375	500	1000
Hg	0,1	0,8	2	10
Mo	2	5	10	40
Ni	20	150	100	500
Se	5	5	50	300
Zn	60	600	500	1500

Kétségtelen, hogy komplex, több tényezőt is figyelembevevő határértékrendszer kidolgozása rendkívül bonyolult feladat. Ha az előbbieket mellet azt is figyelembe vesszük, hogy például a mezőgazdaságilag hasznosított területek esetében az sem mindegy, hogy milyen növényt termesztünk az adott talajon - hiszen nagyon különböző lehet az egyes növényfajok nehézfém-felvétele - a feladat szinte megoldhatatlannak tűnik. Ennek ellenére hazánkban is meg kell kísérelni egy olyan egységes határértékrendszer kidolgozását, amely a területhasználat típusán kívül figyelembe veszi a talajok fontosabb, az adszorpciós kapacitást leginkább befolyásoló viszonylag egyszerűen meghatározható tulajdonságait (szervesanyag-tartalom, pH, agyagtartalom) is.

2.4. A talajok nehézfém tartalmának horizontális- és vertikális eloszlása

2.4.1. A nehézfém-tartalom horizontális eloszlásának vizsgálata

Ebben a témában elsősorban olyan munkák születtek, amelyek egy adott szennyezőforrás környezetében vizsgálták a talajszennyezés mértékét, területi kiterjedését (El Bassam, 1982; Feinberg és Ducauze, 1984; Szabó, 1991; Rundle és Duggan, 1986; Jensen és Laxen, 1985). Ezekkel a munkákkal azért nem foglalkozunk részletesen, mert dolgozatunkban nem a szennyezés területi kiterjedését, hanem a nehézfémek területi eloszlásában mutatkozó természetes különbségeket, s az ezek háttérében húzódó tényezőket vizsgáljuk. Az ilyen jellegű kutatások száma lényegesen kisebb. Ezeknél a vizsgálatoknál a legnagyobb problémát az jelentheti, ha a tanulmányozott terület nagyságához képest a begyűjtött minták száma alacsony, vagy az, ha a fémek eloszlását befolyásoló tényezőkről nincs elegendő információ. Így például Tao (1995) Kínában végzett vizsgálataira során a 2500 km²-es területről begyűjtött 83 minta alapján nyilvánvalóan nem kaphatott pontos képet a nehézfémek horizontális eloszlásáról, hiszen a mintavételi pontok közötti területek nehézfém-tartalmáról semmit sem tudott. Fekete (1989) Magyarország talajainak toxikus mikroelem-tartalmát vizsgálva 1200 mintavételi helyről mintegy 3600 mintát gyűjtött be. Ez a mintaszám országos viszonylatban már megfelelő alapot nyújt a területi különbségek feltérképezésére, de pontos képet ez alapján sem nyerhetünk talajaink toxikus mikroelem-tartalmáról. 1992 óta működik Magyarországon a Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer, mely az ország 1236 pontjáról gyűjt rendszeresen adatokat (Várallyay, 1995). A mintavételi pontokat kisebb természetföldrajzi egységek reprezentatív területein jelölték ki. A talajok nehézfém-tartalmát háromévenként vizsgálják. Ezzel nyomon követhető a talaj nehézfém-tartalmának időbeli változása. Lis és Pasieczna (1995) vezetésével elkészült Lengyelország geokémiai atlasza, melyben megtalálhatók az egyes nehézfémek területi eloszlását bemutató 1:2500000-es térképek is. Két éven keresztül 14 csoport gyűjtötte be a mintákat a talaj felső 0-20 cm-es valamint a 40-60 cm-es mélységből. A mintavételi sűrűség az erős antropogén hatásnak kitett területeken 4 km²/minta, a többi területen 25 km²/minta volt. Ez országos viszonylatban számításaink szerint legalább 30000 mintavételi pontot jelent, amely megítélésünk szerint megfelelő alapot nyújt egy ilyen méretarányú térkép elkészítéséhez.

Egy adott területen a talajok nehézfém-tartalmának és az azt befolyásoló tényezők komplex kapcsolatrendszerének feltárásához a fentebb említett példákhoz képest kisebb mintaterületre és sokkal sűrűbb mintavételre van szükség. Az ilyen jellegű hazai vizsgálatok között első helyen kell említeni a szegedi földrajzos iskolában született munkát, melyben Farsang

(1996, 1997) a Mátra előterében elhelyezkedő, 6 km hosszú és 3-3,5 km széles Bodonyi-medencében 150 talajminta alapján vizsgálta a nehézfémek horizontális eloszlását befolyásoló természetes és antropogén tényezőket. A dolgozat egy komplex tájökológiai kutatás részét képezte, így valamennyi tájtényezőről pontos és részletes adatbázis állt a szerző rendelkezésére. A dolgozatban számítógéppel szerkesztett térképeket mutat be a mintaterület talajának nehézfém-tartalmáról. Szalai (1998) a Budapest mellett fekvő Háros-szigeten vizsgálta a nehézfémek horizontális eloszlását. Azt állapította meg, hogy a természeteshez közeli növénytakaságok esetében a több növényzeti szintű, nagyobb fajlagos felületű vegetációtípusok talajaiban mutatkoznak a magasabb nyomelem-koncentrációk. Braun (1998) láptalajokon végzett kutatásai során szintén összefüggést talált a vegetáció típusa és a talaj ólom-tartalma között. Az ólom azokon a területeken dúsult fel, ahol jelentős mennyiségű szerves anyag halmozódott fel. Brewer és Taylor (1997) szintén ártéri területen végeztek vizsgálatokat a Severn folyó felső szakasza mentén Walesben. Kapcsolatot mutattak ki a folyóterasz magassága, a terasz kora és a teraszok talajának nehézfém-tartalma között.

2.4.2. A nehézfém-tartalom vertikális eloszlásának vizsgálata

A nehézfémek vertikális eloszlásának vizsgálata számos kérdésre adhat választ. Többek között segít annak megállapításában, hogy a talaj nehézfém-tartalmának mekkora hányada származik a talajképző kőzetből s mekkora az antropogén terhelés mértéke. Másrészt fontos információkat nyerhetünk a pedogenezis folyamatáról, emellett segít megérteni a nehézfémek talajbeli dinamikájának törvényszerűségeit.

Az ilyen jellegű kutatások közül Scherelis (1989) nevéhez fűződik az egyik legjelentősebb munka. A szerző 4 recens és 7 fosszilis talajszelvény genetikai szintjeiben vizsgálta meg a króm, a mangán, a vas, a nikkel, a réz, a cink és az ólom vertikális eloszlását. Feltárta a talaj szervesanyag-tartalma, CaCO_3 -tartalma, szemcseösszetétele és kémhatása valamint a vizsgált fémek vertikális eloszlása közötti kapcsolatokat. Martin és Coughtrey (1987) tíz éven keresztül vizsgálták egy talajszelvényben az ólom, a cink és a kadmium vertikális eloszlását. Azt tapasztalták, hogy a tanulmányozott elemek mobilitása sokkal nagyobb volt az irodalomban olvasható értékeknél. A szerzők a növekvő mobilitást a talajok csökkenő szervesanyag-tartalmának, valamint az egyre alacsonyabb pH-nak tulajdonítják. Szabó (1998) oldott állapotban lévő mikroelemeket juttatott a talaj felső rétegébe, majd több éven keresztül vizsgálta az elemek mobilitását, vertikális eloszlását. Megállapította, hogy a kadmium, réz, higany és a cink nem mutatott jelentős vertikális

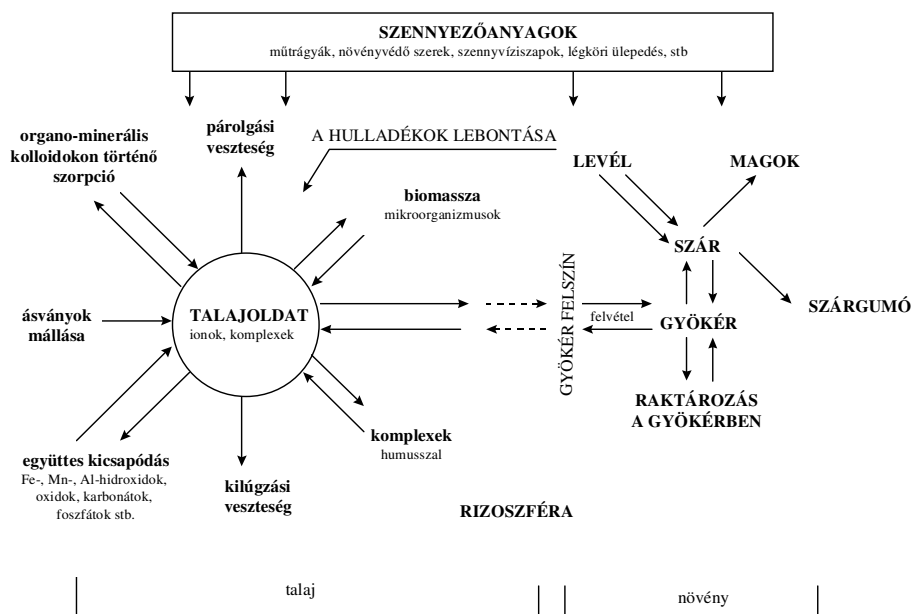
elmozdulást, az arzén, a hat vegyértékű króm és az ólom viszont a 30-60 cm-es, illetve a 60-90 cm-es rétegekben mutattak feldúsulást. Davies (1995) szerint azonban az ólom a talajszelvény felső rétegében akkumulálódik és nagyon nehezen helyeződik át a mélyebb rétegek felé. Ezt elsősorban az ólom szerves anyagokhoz való erős affinitásával magyarázza. Ezt erősíti meg Lepp (1981) vizsgálata is, aki egy ólom- és cinkolvasztó üzemtől 3 km-re lévő erdő talajában vizsgálta az ólom, a cink, a kadmium és a réz vertikális eloszlását. A talaj felső 1 cm-es rétegének szervesanyag-tartalma 12,6%, az ólomtartalma pedig 1432 mg/kg volt. 10 cm-es mélységben már csak 2%-os volt a szervesanyag-tartalom, az ólomtartalom pedig lecsökkent 47 mg/kg-ra. A többi vizsgált elem esetében a csökkenés mértéke lényegesen kisebb volt. A cinktartalom 1010 mg/kg-ról 673 mg/kg-ra, a kadmiumtartalom 22,89 mg/kg-ról 14,2 mg/kg-ra, a réztartalom pedig 56 mg/kg-ról 15,9 mg/kg-ra csökkent.

2.5. Nehézfémek a talaj-növény rendszerben

Az eddig áttekintett irodalmi források alapján látható, hogy a talaj nehézfém-tartalma igen sokféle forrásból származhat, és az egyes fémek viselkedését számos tényező befolyásolja. Amikor a talajban található nehézfémeket vizsgáljuk, az egyik legfontosabb kérdés az, mekkora mennyiséget képesek felvenni az egyes növényfajok a különböző nehézfémekből, hiszen a talajok nehézfém-tartalma döntően a növények közvetítésével juthat be az emberi szervezetbe. A következőkben olyan publikációkat tekintünk át, amelyek a növények nehézfém-felvételéről, a fémek növényen belüli viselkedéséről számolnak be. A kérdéskörnek igen gazdag mind a hazai, mind a nemzetközi szakirodalma: Kádár, 1991; Csathó, 1994; Németh et al. 1993/a, 1993/b, 1994; Csillag et al. 1993; Bujtás et al. 1995; Vermes és Marth, 1993; Vágó et al. 1995; Lásztity, 1992; Szabó és Fodor, 1996; Otte et al. 1993; Smith, 1994; Berrow és Burridge, 1991; Kabata-Pendias és Pendias, 1984; Alloway, 1995; Martin, 1982; Purves, 1985; Coughtry et al. 1987.

2.5.1. A növények fémfelvétele.

Bár a makrotápelemek felvételi mechanizmusa jórészt ismert folyamat, a mikrotápelemek, köztük a nehézfémek felvételéről növényen belüli transzlokációjáról jóval kevesebbet tudunk (Csathó, 1994). A 3. ábrán tanulmányozható a nehézfémek dinamikája a talaj-növény rendszerben.



3. ábra A nehézfémek mozgása a talaj-növény rendszerben (Alloway, 1995)

Wild (1988) szerint a növények által abszorbeált fémek mennyiségét a következő tényezők befolyásolják:

- a fém koncentrációja és kémiai formája a talajoldatban;
- a fém mozgása a talajból a gyökér felszínéhez;
- a fém bejutása a gyökér felszínéről a gyökérbe;
- a fém szállítódása a gyökérből a hajtásba.

A talajoldatban jelenlévő mobilis ionok növények által történő felvétele elsősorban attól függ, hogy mekkora az illető ion teljes mennyisége a talajban. Az erősen adszorbeálódó ionok esetében viszont sokkal lényegesebb az, hogy a növény mennyit képes felvenni az adott ionból (Wild, 1988). Fontosak még az úgynevezett növény-specifikus tényezők is, melyekbe beletartozik a növényfaj, a növény növekedési sebessége, a gyökérzet mérete és mélységi eloszlása, a transzpirációs koefficiens és a növény tápanyagigénye (Csathó, 1994).

Barber (1974) szerint a fémek tömegáramlás és diffúzió révén juthatnak el a növények gyökeréig. A gyökerek által termelt váladék bizonyos fémeket felold, így azok a növény számára felvehetővé válnak (Bromfield, 1958). Kabata-Pendias és Pendias (1992) például kimutatták, hogy a gabonafélék gyökerében termelődő phytosiderophore 2'-deoxymugineic sav hatásosan képes mobilizálni a vasat és a cinket valamint más fémeket is a gyökerek közelében található szorpciós helyekről.

A fémeknek a növények gyökerei által történő abszorpciója egyaránt lehet passzív és aktív (metabolikus) folyamat. A passzív felvétel tulajdonképpen az ionok diffúziója a talajoldatból a gyökerek endodermiszébe. Az aktív felvétel viszont a koncentráció-gradienssel ellentétes irányban megy végbe, szükséges hozzá az anyagcsere-folyamatokból származó energia (Alloway, 1995). Ez a folyamat az egyes fémek esetében különbözőképpen mehet végbe; az ólom felvétele például általában passzív, míg a réz, a molibdén és a cink esetében úgy gondolják, hogy lehet aktív metabolikus felvétel, vagy lehet az aktív és a passzív felvétel kombinációja (Kabata-Pendias és Pendias, 1992). Megjegyezzük, hogy bár az ólom felvétele passzív transzporttal történik, a talajok ólomtartalmának csak igen kis százaléka felvehető a növények számára.

A különböző fémek abszorpciós mechanizmusa változó lehet, de azok az ionok, melyek hasonló módon abszorbeálódnak a gyökerekbe, valószínűleg versenyeznek egymással. Például a cink felvételét a réz és a H^+ gátolja, a vas és a mangán azonban nem; a réz felvételét a cink, az NH_4^+ , a kalcium és a kálium gátolja (Barber, 1984, Graham, 1981). Loch és Nosticzius (1983) szerint azonban a rézionok felvételében ionkonkurencia nem figyelhető meg, a szerzők szerint a felvett réz mennyisége elsősorban a talaj oldható réztartalmától függ. A nehézfémek biológiai felvehetőségét elősegíti a szerves komplexképzők jelenléte és a savas pH is, mert ilyenkor nagyobb lesz az oldott formában jelenlévő nehézfémek aránya. Ugyanakkor a csapadékképződési reakciók csökkentik a nehézfémek felvételét, mert ilyenkor oldhatatlan szulfidokat, karbonátokat és foszfátokat képeznek. Szintén csökken a fémfelvétel, ha az agyagásványok és a különböző szerves kolloidok felületén megkötődnek a fémionok, különösen a semleges és a lúgos kémhatású talajokban (Csathó, 1994).

Kádár (1991) a növényi tápelemek közötti kölcsönhatásokat egy meszes csernozjom talajon beállított, szabadföldi műtrágyázási tartamkísérlet és egy savanyú, vályogos agyagbemosódásos erdőtalajjal beállított NPK műtrágyázási és meszezési tenyészedény modellkísérlet alapján foglalta össze 33 elem esetében. Kimutatta, hogy savanyú talajokon a toxikus nehézfémek többségének felvétele meszezéssel jelentősen csökkenthető. Meg kell

azonban jegyeznünk, hogy a meszezés gátolja a legtöbb esszenciális nyomelem felvételét is. Egy ilyen kezelés például cink- vagy mangánhiányos talajok esetében hiánybetegségek kialakulását eredményezheti. A műtrágyák hatásának tanulmányozása során a szerző megállapította, hogy elsősorban nem a trágyák abszolút nehézfém-tartalma fontos a növényi felvétel során, hanem a műtrágyák közvetett hatásai a talajtulajdonságokon és a fémfelvétel mechanizmusain keresztül. Például a talaj elsavanyodása műtrágyázás hatására, a talaj NPK ellátottságának megváltozása és annak hatása más elemek felvételére, valamint az elemek közötti antagonizmusok és szinergizmusok.

A növények nehézfémfelvételét gyakran vizsgálják tenyészedeny kísérletek keretében. Több szerző is beszámolt arról, hogy a tenyészedenyben nevelt növény jóval nagyobb mennyiségű fémet vett fel, mint az azonos talajban, de szabadföldben nevelt növény (Csathó, 1994; Kádár, 1991; Juste et al. 1989; Marschner, 1986; Graham, 1981; Page és Chang, 1978; De Vries és Tiller, 1978). A különbségek részben a talajnedvességre és mikroklimatikus okokra vezethetők vissza, illetve arra, hogy a szabadban nevelt növények gyökere gyakran képes a kevésbé szennyezett talajrészek felé nőni (Alloway, 1995). Juste et al. (1989) tápoldatos kísérletek alapján megállapították, hogy a kukorica kadmium- és Ni-felvétele magasabb hőmérsékleten jelentősen emelkedett. Azt is megfigyelték, hogy amikor a kadmiumot a nikkellel együtt adagolták a tápoldatba, az utóbbi elem segítette a kadmium transzlokációját a hajtásba. De Vries és Tiller (1978) mérései szerint a hagymagumó ugyanabból a talajból huszonötször nagyobb mennyiségű kadmiumot vett fel, amikor tenyészedenyben nevelték. Véleményünk szerint ez a különbség nagyobb annál, mint amit az eltérő körülményekkel meg lehetne magyarázni. Kimutatták, hogy a talaj nedvességtartalma is befolyásolja bizonyos elemek felvehetőségét. Loch és Nosticzius (1983) arról számolnak be, hogy a mangánt a növények csak kétértékű ionok formájában képesek felvenni. A talaj magas nedvességtartalma kedvez a redukációs folyamatoknak, ez pedig a növények által felvehető Mn^{2+} ionok mennyiségének növekedését eredményezi.

Kloke et al. (1994) összefoglalta a legtöbb biológiailag fontos nehézfém szállítási koeficiensének általános sorrendjét (8. táblázat). A szállítási koeficiens a növény föld feletti szöveteinek fémkoncentrációja elosztva a talaj összes fémtartalmával. Mivel számos talajtani és növénytani tényező befolyásolja a fémek növényeken belüli akkumulációját, a kapott értékek csak tájékoztató jellegűek a szállítási koeficiens nagyság szerinti

sorrendjére vonatkozóan és nem pontos értékek. A 8. táblázatban szereplő értékekből leolvasható, hogy a kadmium, a réz, a telur, a szelén és a cink rendelkezik a legnagyobb szállítási koefficienssel, a növények ezeket veszik fel és szállítják a legkönnyebben valamennyi vizsgált fém közül.

8. táblázat A nehézfémek szállítási koefficiensei talaj-növény rendszerben Kloke et al. (1994) szerint

elem	talaj-növény szállítási koefficiens
Cd	1-10
Co	0,01-0,1
Cr	0,01-0,1
Cu	0,1-10
Hg	0,01-0,1
Ni	0,1-1,0
Pb	0,01-0,1
Zn	1-10
As	0,01-0,1
Be	0,01-0,1
Se	0,1-10

A gyökéren keresztül történő abszorpció mellett néhány elemből a növények a **levélen keresztül** is tekintélyes mennyiséget képesek felvenni. Ezt felhasználják a mezőgazdaságban is a növények mikrotápanyagokkal (Mn, Zn, Cu) történő ellátásában, de ezen az úton a légköri szennyező anyagok is bejuthatnak a növényekbe, s rajtuk keresztül a táplálékláncba is (Hovmand et al. 1983). A nehézfémek levélen keresztül történő abszorpciója számos tényezőtől függ, többek között a növény fajtájától, a növény tápanyag-ellátottságától, kutikulájának vastagságától, a levél korától, a gázcserenyílások zárósejtjeinek viselkedésétől, a levél felszínének nedvességtartalmától és az illető nehézfém természetétől (Marschner, 1986; Chamel, 1986). A fém antagonizmus - mint például a réz és a cink között - a gyökérhez hasonlóan a levélen keresztül történő abszorpciónál is megjelenik (Chamel, 1986). Zimdahl és Koepe (1977) megfigyelték, hogy a leülepedett aeroszolokban található ólom részecskék nem hatolnak át a magasabb rendű növények kutikuláján, azonban képesek erősen megtapadni a levél felszínén. Helters et al. (1995) egy német autópálya közelében vett fűminták vizsgálata során megállapították, hogy az összes ólom 64%-a a levelek felszínén lokalizálódott.

2.5.2. A növények nehézfémtartalmának vizsgálata

Kádár (1991) és munkatársai négy szántóföldi növény elemösszetételének dinamikáját tanulmányozták a tenyészidő során. A gondosan megtervezett és nagy körültekintéssel végrehajtott vizsgálatok hoztak néhány érdekes eredményt. Valamennyi vizsgált növény - rozs, triticale, búza, szója - esetében azt tapasztalták, hogy a legtöbb elem koncentrációja a növény egyedfejlődésének kezdeti szakaszában a legmagasabb, később a hígulás általános jelenség. A búza esetében például a szalmában mért Cr, Ni, Li, Be, Cd, Co és Hg koncentráció nagyságrenddel kisebb volt a betakarítás idején, mint a bokrosodás kezdetekor. Szabó és munkatársai (1987) különböző fűfélék elemtartalmát tanulmányozták a vegetációs időszakban. A Zn, a Cu és a Mo esetében a szerzők kimutatták az elemek hígulását. Bildó és Kovács (1998) vizsgálatai szerint azonban a bükk leveleiben a hígulási folyamatot a Mn, a Fe és a Zn esetében nem lehet megfigyelni, sőt az említett elemek mennyisége a vegetációs időszak folyamán lényegesen növekedett. Ebben az esetben azonban figyelembe kell venni, hogy a bükk fás szárú növény, így az anyagcsere-folyamatai bizonyos pontokon különböznek a lágyszárúakétól.

Több munkában is beszámoltak arról, hogy a legtöbb növény magjába, termésébe a toxikus nehézfémek többsége csak minimális mennyiségben kerül be, s általában a gyökér- és gumós növények ehető részeiben sem figyelhető meg akkumuláció (Alloway, 1995; Szabó, 1997). Kivételt képez például a sárgarépa, mely jelentős mennyiségű kadmiumot és ólmot képes akkumulálni (Csathó, 1994). Lehoczky et al. (1998) vizsgálatai szerint a fejes saláta levele is nagy mennyiségű kadmiumot képes felhalmozni.

Szabó és munkatársai (1987) részben saját kutatási eredményeik, részben irodalmi források alapján részletes áttekintést adnak a Mn, a Zn, a Fe, a Cu, a Mo és a B forgalmáról a talaj-növény rendszerben, valamint ezen elemek eloszlásáról a különböző növényekben.

Hazai viszonylatban talaj-növény rendszer nehézfémforgalmának legátfogóbb vizsgálata 1991 tavaszán kezdődött el az MTA TAKI nagyhorcsöki szabadföldi kísérleti telepén, Fejér megye déli részén (Kádár, 1995). A mészlepedékes csernozjom talajon létesített 104 kísérleti parcellán 13 mikroelemet vizsgálnak négy terhelési szintben, két ismétléssel. Minden évben más-más növényt termesztnek a parcellákon. Valamennyi mikroelem esetében vizsgálják a különböző mértékben szennyezett talajokból felvett fémmennyiséget a tenyészidő egyes szakaszaiban, valamint az elemek növényen belüli eloszlását, külön megmintázva a gyökeret, szarát, levelet és a

termést. Vizsgálják továbbá a gyomosodást, a betegségek, rovarkártevők előfordulását is. Külön tanulmányozzák a fémterhelés hatását a talajéletre, a betakarított növényeket pedig felhasználják kísérleti állatok etetésére, így a talaj-növény-állat tápláléklánc komplex vizsgálatára is lehetőség nyílik. Könnyen belátható, hogy ilyen volumenű kísérletsorozat csak komoly anyagi támogatással, s több kutatóintézet szoros együttműködésével valósítható meg. A kísérletsorozat még évekig folytatódik, végső konklúzióra ezért csak a munka befejezésekor számíthatunk.

A növények nehézfémtartalmának tanulmányozása kapcsán említést kell tenni arról az érdekes jelenségről is, hogy bizonyos növények képesek az átlagosnál jóval nagyobb fémmennyiséget akkumulálni, ezeket hívják „hiperakkumulátor” fajoknak. Baker et al. (1994) arról számolt be, hogy néhány *Thlaspi* faj - mely természetes módon alkalmazkodott a fémekben gazdag talajokhoz azokon a területeken, ahol ólom- és cinkásványok találhatók Európában - hiperakkumulátor volt a cinkre, kadmiumra és az ólomra nézve. Ezekben a *Thlaspi* fajokban több mint 3%-os Zn-, 0,01%-os Cd- és 0,8%-os Pb-koncentrációt mutattak ki. Az *Allyssum* fajok, melyek természetes módon alkalmazkodtak a szerpentin talajokhoz, képesek 2%-nál nagyobb nikkelmennyiséget is akkumulálni. Ennélfogva ezek a hiperakkumulátor fajok potenciálisan felhasználhatók a fémekkel szennyezett talajok helyben történő tisztítására. Ezen fajok másik alkalmazási lehetősége a talajok nehézfémtartalmának biológiai monitorozása. Több érclelőhely felfedezése is bizonyos metallofita (fémkedvelő) faj megjelenésének köszönhető. Ilyen fajok például a cinkjelző *Viola calaminaria* és az *Arabis halleri*. Mangánérc jelenlétére utalnak egyes *Astragalus* fajok, bizonyos ürömfajok krómércet jeleznek. Kobaltmezőkön a *Silene*- és *Crotalaria* fajok, réztartalmú kőzeteken pedig egyes *Acrocephalus* fajok bizonyultak jó indikátornak (Jeles, 1997). Kovács (1998) szerint a Magyarországon fellelhető legfontosabb cink-, réz- és nikkel akkumuláló növények a cérna- és az ebtippan, a lándzsás útifű, a habszegfű, a juhcsenkesz, valamint a tarsóka. Bizonyos fémérzékeny fajok eltűnése egy adott ökoszisztémából ugyancsak jelezheti a talaj magas fémtartalmát. A kérdéskör részletes áttekintését Martin és Coughtrey (1982), hazai viszonylatban pedig Turcsányi (1992) munkájában találjuk meg.

3. Az alkalmazott módszerek bemutatása

3.1. Talajmintavétel

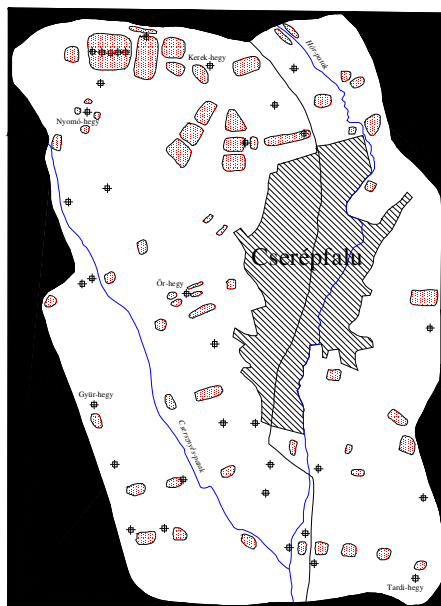
A mintaterületről összesen **230 talajmintát** gyűjtöttünk be (4. ábra). A minták döntő többsége úgynevezett átlagminta, kisebb részben pontszerű minta.

Az **átlagminták** begyűjtése úgy történt, hogy a megmintázni kívánt területről pontszerű mintákat vettünk, amelyeket egy műanyag lavórban alaposan összekevertünk, majd a keverékből vettünk 1,5 kg mintát, mely az adott területet reprezentáló átlagminta. Mivel az antropogén hatás növelheti a talaj heterogenitását, a felszántott területekről egy átlagmintához 40-50 pontszerű mintát használtunk fel. A természetes vegetáció alatt a talaj homogénebb, ezért az átlagmintához innen csak 5-10 pontszerű mintát használtunk fel, emellett a gyepek jelentősebb mértékű felszakítását sem láttunk indokoltnak. Ezzel a módszerrel a pontszerűen jelentkező anomáliák jól kiszűrhetők és így a valóságnak megfelelő, megbízható mintákhoz jutunk.

Néhány esetben **pontszerű minták** begyűjtésére is sor került, ekkor két-három, egymástól maximum 1 m távolságra lévő pontból történt a mintavétel. Ezeknek a mintáknak a megbízhatósága természetesen elmarad az átlagmintákétól.

Az átlagminták és a pontszerű minták esetében is csaknem valamennyi mintavételi helyről begyűjtöttünk felszíni és az „A” **szintből** származó mintákat. A **felszíni minta** a talaj legfelső 2-3 cm vastagságú rétegét foglalja magában, az „A” szint pedig a talaj felső 15-20 cm-es rétegét jelenti. Ezeket a mintákat úgy vettük, hogy ásó és kés segítségével 15-20 cm hosszúságú, 7-8 cm szélességű és 4-5 cm vastagságú hasábokat vágunk ki a talaj felső, 15-20 cm-es rétegéből.

A felszíni és az „A” szintből származó minták mellett a mélyebb talajrétegekből is vettünk mintákat. Összesen **hét talajszelvényt** ástunk, s szelvények valamennyi genetikai szintjét megmintáztuk. A mintaterületről begyűjtött összes mintát papírzacskókban tároltuk.



4. ábra Átlagminta vételi helyek (pontosított poligonok) és pontminta vételi helyek (⊞) a mintaterületen

3.2. A talajminták előkészítése

A begyűjtött talajmintákat szárítószekrényben 105 °C-on kiszárítottuk, majd porcelán mozsárban elporítottuk. A nehézfém tartalom meghatározása céljából csak a földes részt, azaz a 2 mm-nél kisebb frakciót vettük figyelembe. Kétféle előkészítési módszert alkalmaztunk. Valamennyi minta esetében elvégeztük a **tömény salétromsavas roncsolást**, az úgynevezett „felvehető elem tartalom” meghatározásához használt **Lakanen-Erviő-féle előkészítési módszert** viszont csak 74 db. „A” szintből származó mintánál alkalmaztuk.

Valamennyi mintát **háromszoros ismétlésben** készítettük elő, hogy az esetleges mérési, vagy az előkészítés során bekövetkezett hibát kiküszöbölhessük.

A tömény salétromsavas roncsoláshoz analitikai mérlegen 3 g talajmintát mértünk be 250 ml-es főzőpohárba, majd 15 ml tömény salétromsavat pipettáztunk rá, majd elszívó fülkében, homokfürdőn 105 °C-on bepároltuk. Ezután újabb 15 ml savval ismét elvégeztük a bepárlást. A bepárlás alatt a főzőpoharak tetejére üvegtölcsért helyeztünk a roncsolási folyamat meghosszabbítása céljából. Ezt követően a mintákra 12 ml 0,5 mólus salétromsavat pipettáztunk és szárítószekrényben bepároltuk. Ezt a

műveletet háromszor ismételtük meg. A leronsolt mintákra ezt követően 6 ml tömény salétromsavat pipettáztunk, majd desztillált vízzel steril vattán keresztül a mintákat a főzőpohárból 50 ml-es polipropilén tárolócsövekbe mostuk, majd 30 ml-re hígítottuk. A szűrletbe talajszemcsék már nem kerülhettek be. A minták nehézfém-tartalmának meghatározását **atomabszorpciós spektrométerrel** és **ICP-AES**-rel végeztük.

A Lakanen-Erviö-féle eljárással a talaj „növények által felvehető” fém-tartalmát lehet meghatározni. Meg kell azonban jegyezni, hogy ez az érték nem jelenti azt, hogy minden növény ennyit képes felvenni a talajból, hiszen az egyes növények között jelentős különbségek vannak a felvehető elem-tartalom tekintetében. A talajmintából az eljárás szerinti oldattal kivonatot készítettünk. A kivonóoldat a *MSZ-08-1722/1-1989* szerint 0,5 mol/liter ammónium-acetát, 0,5 mol/liter ecetsav és 0,02 mol/liter EDTE felhasználásával készült. 5 g talajhoz 50 ml kivonóoldatot adtunk, majd körforgó rázógépben 30 percig ráztattuk. A talajszuszpenziót redős szűrőpapíron 50 ml-es polipropilén tárolócsövekbe szűrtük. A minták nehézfém-tartalmát ebben az esetben is atomabszorpciós spektrométerrel és ICP-AES-rel mértük meg.

3.3. A talaj pH-jának, szerves anyag- és CaCO_3 -tartalmának valamint szemcseösszetételének meghatározása

A talajminták nehézfém-tartalmának meghatározása mellett, az eredmények értékeléséhez szükség van a különböző talajtulajdonságok meghatározására is.

A **pH**-t mértük vizes és kálium-kloridos oldatban egyaránt. A mérést a nemzetközi megállapodás szerint 1:2,5 arányú talaj-folyadék szuszpenzióban végeztük elektromos pH-mérővel.

A talaj **szervesanyag-tartalmát** Tyurin módszerével határoztuk meg. A módszer azon alapul, hogy a kálium-bikromát kénsavas közegben oxidálható anyagok jelenlétében oxigént szabadít fel. A felszabadult oxigén oxidálja a talaj szerves anyagaiban kötött szenet. A feleslegben maradt kálium-bikromát mennyiségét redoxindikátor jelenlétében redukáló anyaggal, Mohr-sóval határozzuk meg, s ebből következtetünk a talaj szervesanyag-tartalmára.

A talaj **CaCO_3 -tartalmát** a Scheibler-féle kalciméterrel határoztuk meg. A mérés azon alapszik, hogy a talajmintára cseppentett sósav a talaj mésztartalmával reagál, s a reakció során széndioxid keletkezik. A

keletkezett széndioxid mennyiségéből pedig pontosan meghatározható a talaj mésztartalma.

A **talaj szemcseösszetételét** a 0,2 mm-nél durvább frakció esetében szitálással, 0,2 mm alatt pedig iszapolással határoztuk meg.

3.4. Növénymintavétel

A mintaterületről **búza, napraforgó és kukorica** mintákat gyűjtöttünk. A mintavétel 1995-1997 között július első és második hetében történt. Ekkor a búza már teljesen érett állapotban volt, a napraforgónak és a kukoricának viszont még nem érett be a termése. 1997 szeptemberének első hetében - a júliusi mintavétellel megegyező helyről - gyűjtöttünk napraforgó és kukorica termést. A növényeket gyökerestől, egészben gyűjtöttük be, a laboratóriumba történő szállításig műanyag zsákokban tároltuk.

3.5. A növényminták előkészítése

A növények szerveit a laboratóriumban különválasztottuk. A gyökereket alaposan megmostuk, a szárakat, leveleket, virágokat és a termést azonban mosás nélkül tettük be a szárítószekrénybe, ahol 105 °C-on kiszárítottuk. A kiszárított növényi szerveket darálóval homogenizáltuk, majd 2 g-ot porcelán hamvasztó-tégelyekbe mértünk. Minden mintát háromszoros ismétlésben készítettünk elő az eredmények megbízhatósága érdekében. A mintákat ezután hamvasztó kemencébe helyeztük és 500 °C-on 16 órán át hamvasztottuk. Ezt követően kiszámítottuk az izzítási veszteséget, majd a hamut 10 ml 20%-os HCl-ban 30 percen át 50 °C -on melegítve feloldottuk. Az oldatot tárolóedénybe szűrtük, majd desztillált vízzel 20 ml-re hígítottuk.

Az így nyert oldatban a nehézfém tartalmat szintén atomabszorpciós spektrométer és ICP-AES segítségével határoztuk meg.

3.6. Kőzetmintavétel

A mintaterület jellemző kőzettípusaiból is gyűjtöttünk mintákat, hiszen esetünkben - jelentősebb antropogén szennyezőforrás híján - a talajképző kőzetnek jelentős szerepe van a talaj nehézfém tartalmának alakulásában. A mintákhoz egyrészt a szálban álló kőzetből geológus kalapács segítségével jutottunk hozzá, másrészt begyűjtöttünk olyan kőzetdarabokat is, melyek az adott talaj felső rétegében nagy mennyiségben

fordultak elő, így hatással lehetnek a talajképző folyamatokra. A mintákat papírzacskókban tároltuk.

3.7. A kőzetminták előkészítése

A kőzetmintákat achátmozsárban púder-finomságúra őröltük, majd 0,4 g-ot teflon edénybe mértünk. Ezután 2 ml 38%-os hidrogén-fluorid és 2 ml 65%-os salétromsav keverékét párologtattuk a mintára 100 °C-on. Ezt a műveletet addig ismételtük, amíg a szilikát teljesen fel nem oldódott. Ezután tömény salétromsavat párologtattunk a mintára, hogy a hidrogén-fluorid maradékot és a szilícium-tetra-fluoridot elűzzük. Végül a mintát szárazra párologtunk és 10 ml 0,1 mol/dm³-es salétromsavval öntöttük fel. A minták nehézfém-tartalmát a kőzetminták esetében is atomabszorpciós spektrométerrel és ICP-AES-rel határoztuk meg.

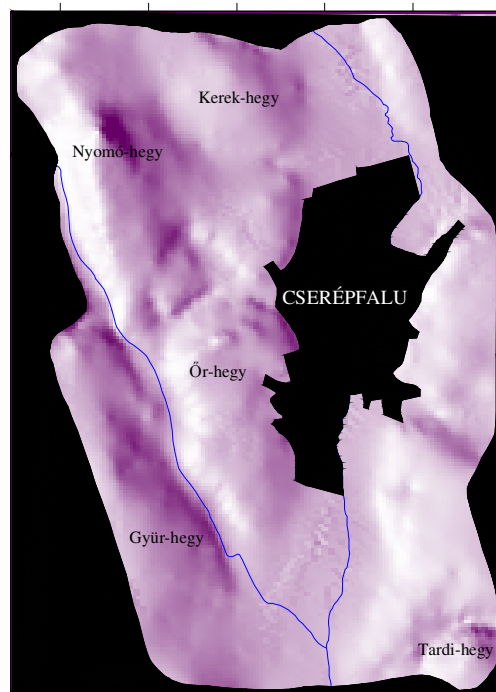
3.8. Az adatok feldolgozása

Az Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék tulajdonában álló PERKIN ELMER 3110-es atomabszorpciós spektrométerrel illetve a Szervetlen- és Analitikai Kémiai Tanszék Spectroflame márkájú ICP-AES készülékével meghatározott adatokat számítógépes adatbázisban rögzítettük. Miután valamennyi mintát háromszoros ismétlésben készítettük elő, általában a három mérés átlagát vettük végeredménynek. Bizonyos esetekben, ha a három eredmény közül az egyik lényegesen eltért a másik kettőtől, a két hasonló eredmény átlagát fogadtuk el. Ha nem tudtuk megbízható módon megállapítani a végleges eredményt, a mintát újból előkészítettük és megmértük. A vizsgált minták 80 százalékában a három érték közötti eltérés nem haladta meg az 5-10 százalékot.

Az adatokat az EXCEL 7.0 adatbázis kezelőbe tápláltuk. A statisztikai vizsgálatokat az EXCEL 7.0 és az SPSS for Windows Release 7.5 szoftver segítségével végeztük. A diagramokat az EXCEL 7.0 szoftverrel szerkesztettük. A térképek elkészítéséhez a Surfer 6.04-es Surface Mapping System és az AutoCAD R14 szoftvert használtuk. A térképezést krígeléses, illetve kiterjesztéses krígeléses módszerrel végeztük (lásd 4. fejezet).

4. A kutatási terület természetföldrajzi jellemzése

A kutatási terület a Déli-Bükk előterében, a Bükkalján, a Hór-patak vízgyűjtőjén található Cserépfalu körzetében (5. ábra). A terület Marosi és Somogyi (1990) tájbeosztása alapján az Egri-Bükkalja kistájhoz tartozik.

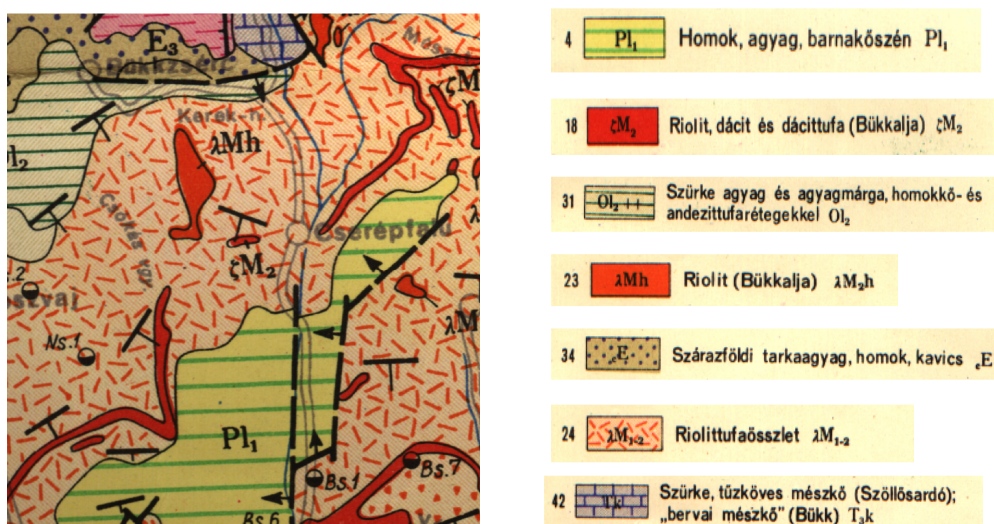


5. ábra A mintaterület domborzati adottságait bemutató árnyékrelief térkép

A disszertáció főbb célkitűzéseinek megfelelően a kutatási terület határának kijelölésekor az elsődleges célunk az volt, hogy a terület geológiai, geomorfológiai, talajtani és területhasználati szempontból minél változatosabb legyen. Ennek figyelembevételével a mintaterület északi határát a Déli-Bükk és a Bükkalja határán húzódó, Bükkzsércet Cserépfaluvál összekötő országút mentén húztuk meg a Hór-patak szurdokáig. A keleti határvonal az Ispán-szél gerincén, majd a Cserépfalutól keletre fekvő nagyüzemi szőlőültetvény közepén, a vízválasztón fut déli irányba, egészen a 266 m magas Tardi-hegyig. A déli határvonal a Tardi-hegy nyugati lejtőjébe vágódó deráziós völgyön keresztül halad nyugati

irányba, a Bükkzsércet Bogáccsal közvetlenül összekötő útig. A terület nyugati határát a Bükkzsérc és Bogács közötti út mentén jelöltük ki, mely a Gyűr-hegy gerincén halad észak-északnyugati irányba, majd a Cseresznyés-patak allúviumán éri el Bükkzsércet.

A Bükkalja **mai felszínének kialakulása** a miocénben kezdődött. Az alsó miocénben beindult és a szarmata emeletig több szakaszban lejátszódott vulkáni tevékenység eredményeképpen vastag riolittufa-takaró jött létre, melyet riolit, riodácit és dácit habláva vonulatok tagolnak (Martonné Erdős, 1997; Pinczés et al. 1993). A riolittufa takaró vastagsága eléri a 400-500 métert (Martonné Erdős, 1998). A pannon tengerelöntés nyomait a riolittufa-takaró déli részére rakódott homokos, agyagos üledékek jelzik (Balogh, 1964). Ezek az üledékek a Bükkalja déli peremén összefüggő sávot alkotnak, a mintaterületre csak egy keskeny, megsüllyedt sávban húzódik fel Cserépfalu határáig (6. ábra) A pleisztocén folyamán elsősorban különböző típusú lejtőüledékek keletkeztek. A dombsági részeken a hullóporos eredetű, lösszerű képződmények a legjellemzőbbek, de gyakoriak az apró, kavicsos-murvás homokok is. A Hór-patak széles völgytalpán találjuk meg a legfiatalabb, holocén korú kavicsos, homokos, iszapos üledékeket, melyek vastagsága mindössze néhány méter (Martonné Erdős, 1998).



6. ábra Cserépfalu környékének geológiai térképe, részlet (Balogh, 1964)

A Bükkalja **morfológiailag** kettős hegylábfelszínként értelmezhető, amelynek kialakulása a pannon és a pliocén szemiárid klímájához köthető. Az idősebb hegylábfelszín maradványai 320-380 m-es, az alacsonyabb pedig 200-280 m-es magasságban követhetők. Az idősebb felszínhez tartozik többek között a Nyomó-hegy, az alacsonyabb felszínhez pedig a Kerek-hegy, a Gyűr-hegy és az Őr-hegy (Pinczés, 1968; Pinczés et al. 1993; Martonné Erdős, 1997, 1998; Papp, 1994). E kettős hegylábfelszín feldarabolódása szerkezetileg előre jelzett ÉÉNy-DDK-i irányban a pliocén elején kezdődött, amikor a csapadék növekedése és a hőmérséklet csökkenése következtében az areális leöblítési folyamatok helyett egyre inkább a lineáris erózió került előtérbe (Pinczés, 1956, 1957, 1968, 1977; Pinczés et al. 1993; Hevesi 1986; Martonné Erdős, 1997, 1998). A folyóvízi erózió a pleisztocén folyamán, elsősorban a melegebb, nedvesebb periódusokban több alkalommal is jelentősen felerősödött. Ennek eredményeként alakultak ki a terület széles völgytalpú, eróziós völgyei, mint például a Hór-patak völgye, s ezekben az időszakokban történt meg az oldalvölgyek intenzívebb be- és hátravágódása is (Pinczés et al. 1993). A fenti folyamatok eredményeképpen a Bükkalja mai felszíne morfológiailag egy eróziós és deráziós völgyekkel közepesen, illetve enyhén tagolt hegységelőtéri dombságnak tekinthető (Martonné Erdős, 1997).

A kutatási terület **fő vízfolyása** a Hór-patak. Cserépfalutól északra a pleisztocén folyamán bekövetkezett tektonikus mozgások hatására az ÉÉNy-DDK-i irányból É-D-i irányba fordul (Pinczés, 1955). A Hór-patak vize a Középső-Bükk mészkőterületén elnyelődik, s csak közvetlenül Cserépfalu északi határánál jelenik meg újra. Ettől a ponttól a patakmederben állandóan találunk vizet. A patak itt lejtőüledékekből szivárgó vizekből táplálkozik (Martonné Erdős, 1998). Közepes vízhozama Mezőkövesdnél $0,23 \text{ m}^3/\text{s}$, a legkisebb vízhozam mindössze $0,02 \text{ m}^3/\text{s}$, a legnagyobb (50 évenként ismétlődő) árvízhozam viszont eléri a $40 \text{ m}^3/\text{s}$ -ot (Marosi - Somogyi, 1990). A Hór-patak jobb oldali mellékveze a Déli-Bükk palaterületéről érkező Cseresznyés-patak, mely Cserépfalutól délre torkollik a Hórba. Medre az ÉÉNy-DDK-i irányú fő törésvonalban fut. A patak vizét egy völgyzáró gáttal felduzzasztották a Dóc-fenék D-i végénél. A Hór-patak bal oldali mellékveze a Mész-patak, mely vizét a tufafelszínről gyűjti össze. A Mész-tető nyugati szélét meredek szurdokkal áttörve érkezik a mintaterületre.

A **talajvíz** Cserépfalu belterületén viszonylag közel van a felszínhez, általában 2-10 m mélyen, mennyisége azonban nem jelentős. A talajvíztükör a mintaterület déli részén összefüggő, a Cseresznyés-patak völgyében viszont

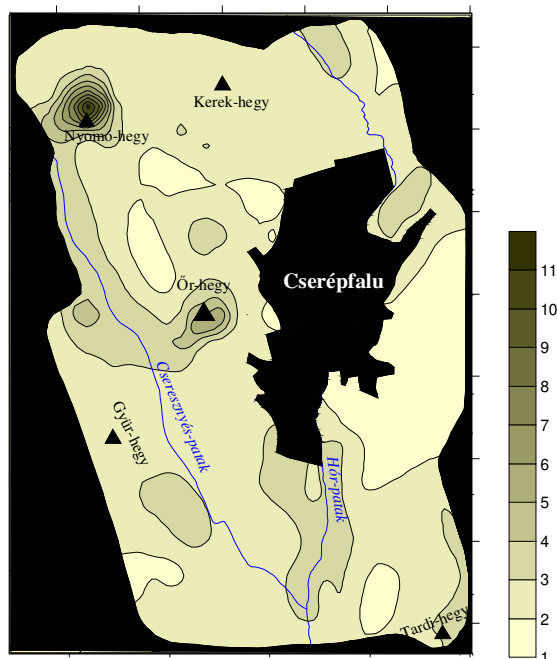
gyakoriak a talajvíz-lencsék. A terület **rétegvíz**-készlete gazdag. A Bogácsnál feltárt **termálvizet** tározó mészkőrétegek Cserépfalu alatt is megtalálhatók (Kolozsváriné Pásztor, 1995; Martonné Erdős, 1998).

A terület **éghajlata** mérsékelt meleg-mérsékelt száraz. A napsütéses órák száma meghaladja az 1900 órát. Az évi középhőmérséklet 9,5-9,8 °C, a vegetációs időszakban a sokévi átlag 16-17 °C között alakul. Az évi átlagos csapadékmennyiség 630 mm, ebből körülbelül 380 mm jut a vegetációs időszakra (Marosi - Somogyi, 1990). Más szerzők szerint kevesebb az évi csapadékmennyiség Hajósi és munkatársai (1975) 1900 és 1970 között 584 mm-es évi átlagról tesznek említést Bogácson, tanszékünk mérései szerint pedig az 1980 és 1993 között hullott csapadékmennyiség évi átlaga Cserépfaluban mindössze 536,8 mm volt (Kolozsváriné Pásztor, 1995).

A mintaterület **talajtani jellemzésével** részletesebben foglalkozom, hiszen a disszertáció témája szempontjából ez az egyik legfontosabb tényező. A kutatási terület viszonylag kis mérete ellenére talajtani szempontból igen sokszínű, ami döntően a változatos domborzati viszonyoknak köszönhető. Leggyakoribbak a savanyú vulkáni kőzeteken és az agyagos lejtőüledékeken kialakult **zonális barna erdőtalajok**, ezen belül a **Raman-féle barna erdőtalaj**, de foltokban megtalálható az **agyagbemosódásos barna erdőtalaj** is. A megvizsgált erdőtalajok „B” szintjének agyagtartalma nagyobb, mint az „A” szinté, a textúrdifferenciálódási hányados értéke 1,2-1,4 között változik, ez az érték azonban nem éri el a tipikus agyagbemosódásos barna erdőtalajokra jellemző 1,5-1,7-es értéket (Kerényi, 1994). Az élénkebb reliefű, 12-25%-os lejtésű területeken a barna erdőtalajok elvékonyodott, gyorsabban kiszáradó erodált változataival találkozhatunk. A legmeredekebb lejtőkön az erőteljes talajpusztulás következtében **köves-sziklás váztalajok** alakultak ki. A lejtők homorú szakaszain nagy vastagságú **lejtőhordalék talajok** képződtek. A közhatalású talajok közül a savanyú vulkanitok jellemző talajtípusát, a **rankert** találjuk meg a Nyomó-hegy enyhe lejtésű déli lejtőjén. A fiatal üledékekkel borított, magas talajvízállású patak völgyek jellemző talajtípusai az **öntéstalajok**. A Cseresznyés-patakon létesített víztározóban visszaduzzasztott víz a völgy egyik szakaszát elmocsarasította. Az antropogén hatás következtében az említett területen **mocsári talaj** képződött.

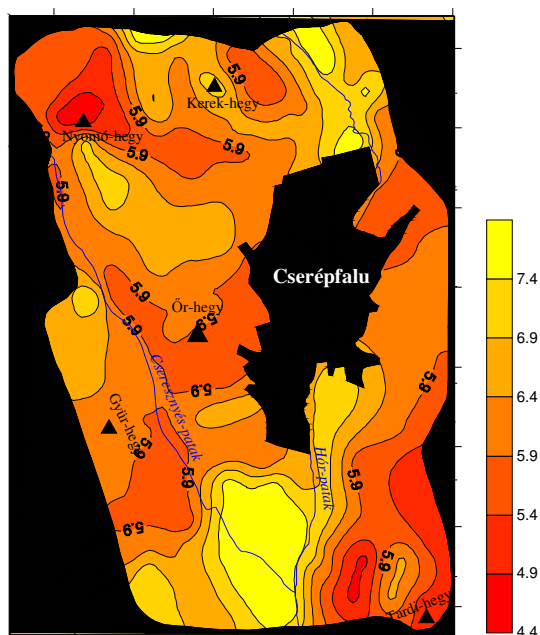
A mintaterület talajainak **szervesanyag-tartalma** általában 2-3% között van, ami a döntően szántóföldi művelés alatt álló területeken jónak számít (7. ábra). Ennél alacsonyabb, 1-2% közötti értékeket mértünk

Cserépfalutól keletre, a nagyüzemi szőlőültetvények területén, valamint a Nyomó-hegy déli-délkeleti lejtőjén, ahol kisebb parcellákon elsősorban ugyancsak szőlőt termesztenek. Az átlagosnál magasabb szervesanyag-tartalmat mutattunk ki a Nyomó-hegy északi és nyugati, erdővel borított lejtőjén, az Őr-hegy és a Tardi-hegy szintén erdővel fedett területein, valamint a Hór-patak allúviumán Cserépfalutól délre.



7. ábra A mintaterület talajainak szervesanyag-tartalma százalékban

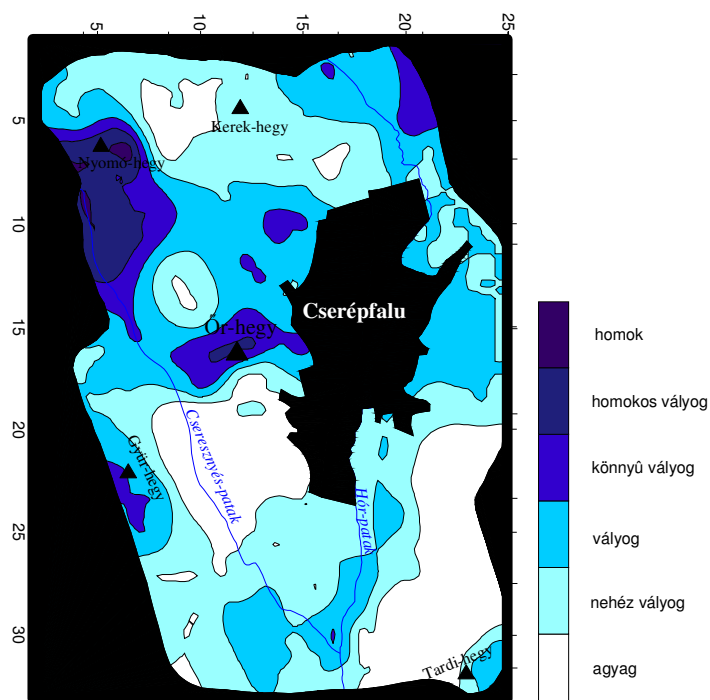
A talajok „A” szintjének **pH-ja** 4,5 és 7,9 között változik (8. ábra), átlagosan 6,3. A legalacsonyabb értékeket a Nyomó-hegy északi, meredek, túlnyomórészt fenyőerdővel fedett lejtőjén mértük. A semleges, illetve enyhén lúgos tartományba eső értékeket a Hór-patak völgyésékjében, illetve a Cseresznyés-patak völgyének alsó szakaszán mértük. A mintaterület legnagyobb részén a feltalaj pH-ja a gyengén savanyú tartományba esik.



8. ábra A mintaterület talajainak vizes pH-ja

A talajok **mechanikai összetételét** (9. ábra) vizsgálva megállapítható, hogy a felső talajrétegekben uralkodik a vályog fizikai talajféleség. Az agyagbemosódás miatt azonban 50 cm-es mélységben megnő az agyagos-vályog és az agyag aránya. A fentiek csak részben magyarázzák a talajok rossz víznyelését és vízáteresztő képességét. Szerepe van ebben a gépesített nagyüzemi mezőgazdaságnak is, hiszen a nehéz gépeknek jelentős a talajtömörítő hatása, mely maga után vonja a talajszerkezet leromlását (Kerényi, 1994).

A kutatási terület **természetes növényzete** a legmagasabban fekvő, hűvösebb mikroklímájú területeken a gyertyános-tölgyes, az alacsonyabban fekvő részeken pedig a cseres-tölgyes volt. Ma már ezek az erdőtársulások eltűntek, erdőgazdálkodás csak néhány tető közelében, illetve a nagyon meredek lejtőkön jellemző (Kolozsváriné Pásztor, 1995).



9. ábra A mintaterület talajainak mechanikai összetétele

A terület nagy része a Hór-völgye Mg. Tsz-hez tartozik és intenzív mezőgazdasági művelés alatt áll. A kevésbé meredek lejtőkön és a Hór-patak allúviumán elsősorban szántóföldi művelés folyik. A termelőszövetkezet tábláin elsősorban búzát, napraforgót és kukoricát termesztnek. Cserépfalutól keletre jelentős a nagyüzemi szőlőtermesztés is. A Nyomó-hegy déli és keleti oldalában, valamint az Ispán-szél nyugati lejtőjén vegyes hasznosítású kerteket találunk. A kistermelők itt egyrészt szőlőt, másrészt zöldségféléket és különféle gyümölcsöket termesztnek.

5. A terület talajainak nehézfém tartalmát bemutató kartogramok elkészítése

A nehézfémek területi eloszlásának értelmezéséhez pontos térképi ábrázolás szükséges. A térkép annál pontosabb lesz, minél több adat alapján készül. A talajminták előkészítése és vizsgálata azonban rendkívül időigényes és költséges feladat, ezért meg kell találni azt a minimális mintaszámot, ami alapján még megbízható térkép készíthető. Úgy ítéltük meg, hogy esetünkben a 7 km²-es mintaterületről összesen 76 minta begyűjtése elegendő az 1:10000-es méretarányú térképek elkészítéséhez. A térképezéshez az „A” szintből, azaz a talaj felső 15-20 cm-es rétegéből származó mintákat használtuk fel. A minták nehézfém tartalmának meghatározása után az adatokat számítógépbe tápláltuk. A Surfer 6.04-es Surface Mapping System nevű szoftver segítségével krígeléses módszerrel az egyes mintavételi helyek pontos koordinátáinak megadása után első közelítésben elkészítettük a talaj nehézfém tartalmát bemutató térképeket.

Ennél a módszernél a legnagyobb problémát az jelenti, hogy a program a két mintavételi hely közötti területen matematikai úton határozza meg a nehézfém tartalmát, s nem tudja figyelembe venni az adott terület domborzati, geológiai, talajtani és területhasználati sajátosságait. Így az első közelítésben elkészített térképek esetében az ábrázolás mindenképpen torzul.

Megfelelő alaptérképek birtokában azonban a térképek pontossága jelentősen javítható. Figyelembe véve a fentebb említett domborzati, geológiai, talajtani és területhasználati sajátságokat, az egyes mintavételi helyeken mért értékeket kiterjesztettük az azonos adottságokkal rendelkező környező területekre is. Ezt megtehettük, mivel több esetben is ellenőriztük, hogy az antropogén szennyezőforrásoktól mentes, egymáshoz közel fekvő, azonos domborzati, geológiai, talajtani és területhasználati sajátságokkal rendelkező területek talajainak nehézfém tartalma közel azonosnak mondható. Ennek alapján a pontosabb térképeket úgy szerkesztettük meg, hogy a kiterjesztett területek koordinátáihoz hozzárendeltük a mintavételi helyeken mért értékeket. Így az eredeti 76 pont helyett 402 pontraadtunk meg konkrét értékeket.

A **kiterjesztéses krígeléssel** készült térképek megbízhatóságát úgy ellenőriztük, hogy összesen 10 új kontroll mintát gyűjtöttünk be olyan helyekről, ahonnan korábban nem történt mintavétel. Megnéztük azt, hogy a kontroll mintavételi pontban milyen érték szerepelt az első, krígeléssel szerkesztett, illetve a kiterjesztéses krígeléssel szerkesztett térképen, s

ezekhez viszonyítva mekkora a ténylegesen mért érték. Összesen 8 fémét vizsgáltunk: Pb, Co, Mn, Fe, Cu, Cr, Ni és a Zn. A 10 kontroll minta esetében ez 80 adatot jelent, ami már alkalmas statisztikai értékelésre. A térképi ábrázolásnál a különböző fémtartalmakat jelölő kategóriák száma igen nagy volt, 7 és 16 között változott. Ez a kis különbségeket is jól szemléltető térképek elkészítését teszi lehetővé, emellett kiválóan alkalmas a térképek tesztelésére is. Megvizsgáltuk, hogy az első közelítésben krígeléssel szerkesztett és a kiterjesztéses krígeléssel szerkesztett térképekre vonatkozóan, hogy a kapott értékek közül hány bizonyult pontosnak, hány bizonyult egy-, kettő-, illetve több kategóriával alacsonyabbnak, vagy magasabbnak a várt értékeknél (9., 10. táblázat). Miután a kategóriák rendkívül szűk intervallumot öleltek fel, véleményünk szerint azok az eredmények, amelyek csak eggyel kerültek alacsonyabb, vagy magasabb kategóriába, még elfogadhatók, hiszen egy kevesebb kategóriát tartalmazó térképen ezek pontos eredmények lennének. A kategóriák száma azt mutatja meg, hogy az egyes nehézfémeket ábrázoló térképeken a fémtartalmakat hány kategóriába soroltuk be.

9. táblázat Az első közelítésben krígeléssel szerkesztett térképek megbízhatóságának értékelése a 10 kontroll minta alapján

	kategóriák száma	pontos	egy kategória eltérés	két kategória eltérés	kettőnél több kategória eltérés
Pb	12	4	3	1	2
Co	7	4	5		1
Mn	9	1	6	2	1
Fe	8	5	2	2	1
Cu	16	2	6	1	1
Cr	8	4	2	1	3
Ni	11	2	5	2	1
Zn	11	4	3	2	1
össz.		26	32	11	11
%		32,5	40	13,75	13,75

10. táblázat A kiterjesztéses krígeléssel szerkesztett térképek megbízhatóságának értékelése a 10 kontroll minta alapján

	kategóriák száma	pontos	egy kategória eltérés	két kategória eltérés	kettőnél több kategória eltérés
Pb	12	8	2		
Co	7	6	4		
Mn	9	4	4	1	1
Fe	8	9			1
Cu	16	8	1		1
Cr	8	6	1		3
Ni	11	6	2	2	
Zn	11	5	3	2	
össz.		52	17	5	6
%		65	21,25	6,25	7,5

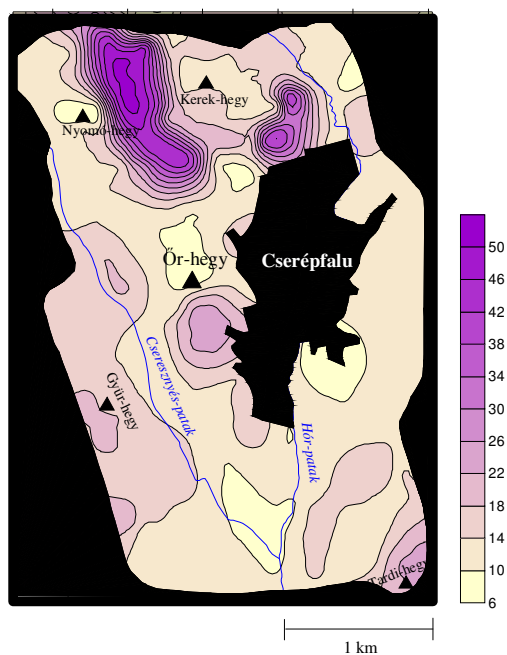
Az 9. és a 10. táblázatból leolvasható, hogy a kiterjesztéses krígeléssel szerkesztett térképek esetében a kapott eredmények 65%-a pontosnak bizonyult, míg a korábbi krígeléssel készített térkép esetében ez az arány mindössze 32,5%-os. A kiterjesztéses krígeléssel szerkesztett térképek tehát lényegesen pontosabbak az első közelítésben szerkesztett térképeknél. Ha a 65%-ot kitevő abszolút pontos adathoz hozzávesszük azokat az adatokat is, melyek csak egy kategóriával térnek el a várt értékektől 86,25%-ot kapunk. Ezen eredmények alapján megállapítható, hogy egy gondosan megtervezett, a terület domborzati, geológiai, talajtani adottságait és a területhasználatot is figyelembe vevő, megfelelő számú mintát feldolgozó módszerrel, közel 90%-os pontosságú, igen részletes térképek készíthetők a talajok nehézfém-tartalmáról. A vizsgálat azt is megbízhatóan igazolta, hogy egy adott terület talajaiban a nehézfém-tartalom területi eloszlása jelentős mértékben függ a domborzattól, a talajtani- és geológiai adottságoktól, valamint a területhasználat típusától, hiszen ezen tényezők figyelembevétele nagymértékben javította a térképek megbízhatóságát.

6. A nehézfémtartalom területi eloszlása a mintaterület talajaiban

A kiterjesztéses krígeléssel elkészített kartogramok segítségével képet nyerhetünk a mintaterület talajainak nehézfém tartalmáról. A fém tartalomban mutatkozó különbségek területileg jól elkülöníthetők, s a különböző tematikus térképek egyidejű vizsgálatával bizonyos esetekben jól magyarázhatók.

Az alábbiakban áttekintjük, hogyan alakul és milyen tényezőkkel magyarázható az egyes nehézfémek területi eloszlása a mintaterületen.

6.1. Ólom



10. ábra A talaj ólomtartalma a mintaterületen (mg/kg)

Az ólom nem tartozik az esszenciális nyomelemek közé sem a növények sem az állatok számára. Ugyanakkor régóta köztudott, hogy egy bizonyos határérték fölött toxikus hatást fejt ki az állatokra és az emberre is, - különösen a gyermekek idegrendszerére jelent komoly veszélyt.

Smith és Flegal (1995) szerint a napjainkig a környezetbe került ólom 95 %-a antropogén eredetű. Bár az egyik legfőbb szennyező forrásnak számító ólomtartalmú üzemanyagok használata az utóbbi két évtizedben számos országban erőteljesen lecsökkent, a környezetbe jutó ólom mennyiségét illetően globális méretekben mégsem mutatható ki jelentős csökkenés. Ennek oka az, hogy az ólmot széles körben alkalmazzák egyéb területeken is, például lőszerek-, különböző szárazelemek-, kábelek gyártásához, ötvözetek készítéséhez, forrasztáshoz, akkumulátor gyártáshoz, festékgyártáshoz, stb. (Szabó, 1996.)

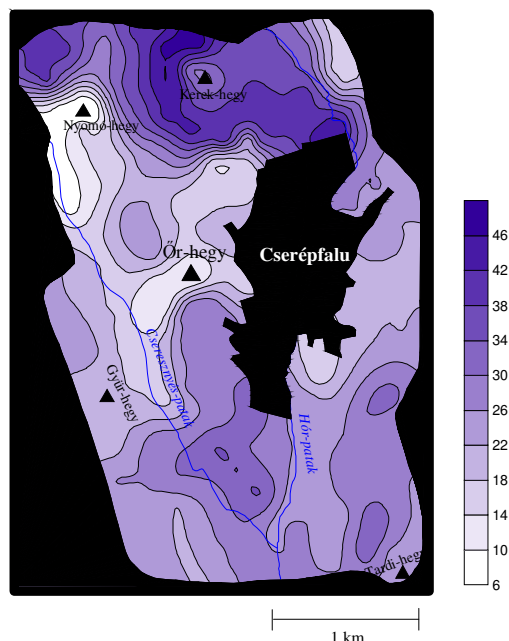
Az ólom a talajban erősen adszorbeálódik a Fe-, Mn- és Al-oxidokon, emellett igen erősen kötődik a szerves anyagokhoz is (Kádár, 1991.), ezzel magyarázható viszonylag kis mobilitási hajlama.

A szennyezetlen talajok átlagos ólomtartalma 20 mg/kg alatt van (Nriagu, 1983), szennyezett talajokon azonban mértek már több ezer mg/kg-os értékeket is (Alloway, 1995).

A mintaterület talajainak ólomtartalma 7 és 47 mg/kg között változik (10. ábra). Az átlagérték 15,3 mg/kg. A legmagasabb értékek a Nyomó-hegy és a Kerek-hegy között húzódó nagy méretű delle alján jelentkeztek. Mint említettük az ólom erősen kötődik a szerves anyagokhoz, melyek a talaj felső rétegében dúsulnak fel. Az areális eróziós folyamatok a talajnak éppen a legfelső, humuszban és egyéb szerves anyagokban leggazdagabb részét érintik leginkább, így a delle alján az ólomban leggazdagabb talajréteg halmozódik fel, ez magyarázhatja a magasabb ólomtartalmat. Ugyanakkor a delle déli lejtőjén, ahol akkumuláció nem figyelhető meg, jóval alacsonyabb értékeket mértünk. Kisebb feldúsulás tapasztalható az Őr-hegy enyhe lejtésű déli oldalán, valamint a mintaterület déli részén a Hór-patak és a terület északkeleti részén húzódó Mész-patak allúviumán is, ami ugyancsak az areális leöblítéssel hozható összefüggésbe.

A legkisebb értékeket a mintaterület legmagasabb, viszonylag meredek részein mértük, mint például a Nyomó-hegy és az Őr-hegy északi oldalán. A korrelációs számítások azt mutatták, hogy az ólom egyetlen talajtulajdonsággal sem mutat 0,4-nél nagyobb pozitív vagy negatív korrelációt. Az összes többi fémhez hasonlóan a talaj murva és durva homok tartalmával negatív 0,276-os, illetve 0,314-es korrelációban áll. Ezek az értékek bár igen alacsonyak 0,05-ös, illetve 0,01-es szinten szignifikánsak voltak. Részben ez magyarázhatja az alacsony ólomértékeket a Nyomó-hegy és az Őr-hegy meredek, törmelékekben gazdag, durva szemcseösszetételű talajaiban. Másrészt az előbb említett területeken igen alacsony volt a talaj Mn- és Fe-tartalma is, ami ugyancsak csökkenti a talaj ólommegkötő képességét.

6.2. Nikkel



11. ábra A talaj nikkeltartalma a mintaterületen (mg/kg)

A nikkelt esszenciális nyomelem, szükséges mind az állatok (Welch, 1981) mind a növények (Eskew et al. 1984) számára, bár ez egyes szerzők szerint nem bizonyított. Általánosan igazolták, hogy bizonyos érték fölött toxikus a növényekre, állatokra és az emberre is. Szén-monoxid jelenlétében rákkeltő hatású lehet a képződő nikkelt-karbonil miatt (Shroeder, 1974; Levis és Bianchi, 1982).

A nikkelt legfontosabb felhasználási területei az acélgégyártás, ahol ötvözőfémként alkalmazzák, a galvánipar, az akkumulátorgégyártás, szárazelemgégyártás és a gégyógyászat, ahol különböző protéziseket készítenek belőle (Papp, 1988).

A talajokba kerülő nikkelt fő forrása a kőolaj elégetése, melynek során globálisan évente 26700 tonna nikkelt kerül a légkörbe, onnan pedig a talajba (Schmidt és Andren, 1980), ezt követi a közlekedés, a nikkeltércek bányászata, a színesfémkohászat, valamint a szennyvíziszapok lerakása. A környezetbe kerülő nikkelt 80%-ban antropogén eredetű (Alloway, 1995). A talajokat nikkeltartalmuk alapján két csoportba sorolhatjuk: a homokkővön,

mészkövön, savanyú vulkáni kőzeteken képződött talajok nikkeltartalma általában alacsonyabb, nem haladja meg az 50 mg/kg-os értéket, az agyagos üledékeken, bázikus vulkáni kőzeteken képződött talajok nikkeltartalma azonban meghaladhatja az 500 mg/kg-ot is, sőt a szerpentin talajokban több ezer mg/kg-os értékek is előfordulhatnak (Kádár, 1991). A talaj nikkeltartalma elsősorban a szerves anyagokhoz kötődik, de jelentős hatással vannak rá a Fe-, Mn- és Al-oxidok és a talaj agyagtartalma.

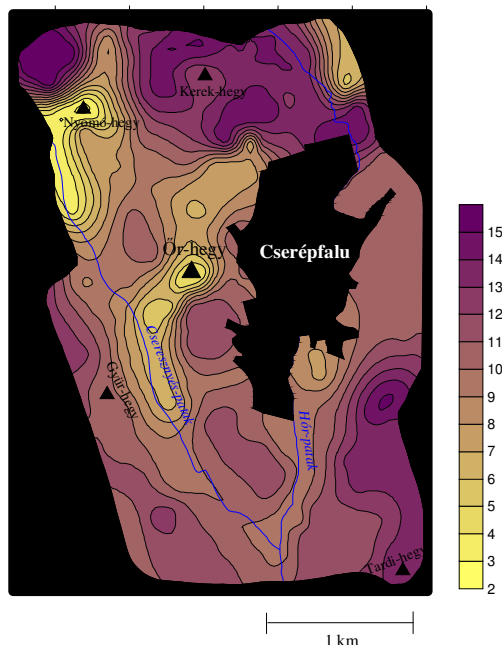
A mintaterület talajainak nikkeltartalma 6 és 47 mg/kg között változik (11. ábra), az átlagérték 25,7 mg/kg. Ezek az eredmények összhangban vannak a fentebb említett értékekkel, hiszen a mintaterület jelentős részén riolittufa és riolit a talajképző kőzet.

Bár az irodalmi források szerint a nikkel eloszlását a talajban elsősorban a szerves anyagok befolyásolják (Csathó, 1994; Kádár, 1991; Szalai, 1998; Farsang, 1996), a mintaterületen végzett vizsgálati eredmények alapján azt mondhatjuk, hogy a itt a talaj mechanikai összetételének volt a legjelentősebb módosító hatása. A legmagasabb nikkel értékeket (40-47 mg/kg) a mintaterület északi részén a nagy delle alján, illetve a delle Kerek-hegy felé néző lejtőjén mértük. Az említett területeken magas volt a finomabb szemcsefrakció aránya, az iszapfrakció 38-50%, az agyagfrakció aránya pedig 30 és 45% között változott. Együttes arányuk általában jóval 70 % fölötti volt. További feldúsulást tapasztaltunk az Őr-hegy déli, illetve a Tardi-hegy nyugati lejtőjén is. Ezeken a területeken ugyancsak az átlagnál jóval magasabb volt az agyag- és az iszapfrakció aránya. A térképeken is jól látható kapcsolatot a szemcseösszetétel és a nikkeltartalom között a korrelációs számítások is alátámasztják, miszerint a talaj agyagtartalma és nikkeltartalma között 0,35-ös, az iszaptartalom és a nikkeltartalom között pedig 0,55-ös pozitív korreláció figyelhető meg. Ezek az eredmények összhangban vannak McGrath és Loveland (1992) Angliában és Walesben folytatott vizsgálatainak eredményeivel. A mintegy 6000 talajminta elemzése alapján a szerzők megállapították, hogy a talaj nikkeltartalma elsősorban a szemcseösszetételtől függ, a legmagasabb értékeket a legfinomabb szemcseösszetételű talajokban mutatták ki.

Részben szintén a talaj szemcseösszetételével magyarázható, hogy a meredek lejtőkön kialakult vékony váztalajokban, ahol igen magas a durva frakció, ennek megfelelően kicsi a finom frakció aránya, alacsony nikkeltartalmakat mértünk. Ilyen területeket találunk a Nyomó-hegy és az Őr-hegy meredek oldalaiban, ahol a talaj nikkeltartalma mindössze 6 és 14 mg/kg között változik. Ezt az összefüggést támasztja alá az is, hogy a nikkeltartalom és a talaj durvahomok-tartalma között a korrelációs együttható értéke -0,545. Bár a Nyomó-hegy és az Őr-hegy meredek lejtőin

kialakult vékony talajoknak magas a szervesanyag-tartalma, mégsem tudnak jelentős mennyiségű nikkelt megkötni, elsősorban a szerves anyag típusa miatt, mely a humifikáció kezdeti szakaszában van. Az eredmények azt mutatják, hogy a kis molekulásúlyú humuszmolekulák nem alkalmasak fém-organikus komplexek kialakítására. Az említett területek talajainak alacsony nikkeltartalmához hozzájárulhat az alacsony vas- és mangántartalom is, hiszen a vas- és mangán-oxidok képesek a nikkel megkötésére.

6.3 Kobalt



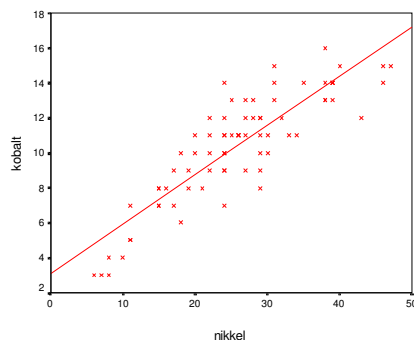
12. ábra A talaj kobalttartalma a mintaterületen (mg/kg)

A kobalt az állatok és az ember számára esszenciális nyomelem, azt azonban, hogy a növények fejlődésében van-e valamilyen szerepe, eddig nem sikerült bizonyítani (Kádár, 1991). A kobalt a B₁₂ vitamin nélkülözhetetlen alkotórésze, hiánya a kérődzőkben és az emberben is betegséget okoz. A mangánhoz és a vashoz hasonlóan hiánya sokkal gyakrabban okoz problémát, mint a magas koncentrációk következtében fellépő toxicitás.

Az ultrabázikus kőzetek kobalttartalma elérheti a 100-200 mg/kg-ot is, a bázikus kőzetek, mint például a bazalt 30-45 mg/kg, a neutrális kőzetek pedig mindössze 5-10 mg/kg kobaltot tartalmaznak (Aubert és Pinta, 1977).

A talaj kobalttartalma csaknem teljes mértékben a talajképző kőzetből származik, antropogén forrásból csak a kobalthiányos területen alkalmazott kobalt-sók, vagy kobalttal kezelt foszfor tartalmú műtrágyák növelhetik jelentősen az adott terület talajainak kobalttartalmát (Smith és Paterson, 1995). A talajok kobalttartalma az alapkőzettől függően tág határok között változhat, átlagosan 10-15 mg/kg között alakul (Aubert és Pinta, 1977). A kobalt a talajban elsősorban a vas- és mangán-oxidokhoz kötődik, de fontos szerepet játszanak a szerves anyagok és az agyagásványok is a kobalt megkötésében.

A mintaterület talajaiban a kobalttartalom 3 és 16 mg/kg között változik (12. ábra), az átlagérték 10,36 mg/kg. A kobalt eloszlása sok hasonlóságot mutat a nikkellel eloszlásával (13. ábra), ami nem meglepő, hiszen a két fém kémiai tulajdonságai nagymértékben hasonlítanak egymásra, atomtömegük, sűrűségük, atomrádiuszuk csaknem azonos. Minden bizonnyal ennek is köszönhető a két fém közötti erős, 0,77-es pozitív korrelációs érték.



13. ábra A talajminták kobalt- és nikkeltartalmának alakulása mg/kg-ban

A legmagasabb értékeket a kobalt esetében is a szántóföldi művelés alatt álló, nagy méretű delle Kerek-hegy felé néző lejtőjén mértük, a delle alján már alacsonyabb, de még az átlag fölötti értékeket határoztunk meg. Úgy tűnik, hogy a kobalt eloszlásában is fontos szerepet játszik a talaj szemcseösszetétele, a statisztikai vizsgálatok is 0,37-es és 0,49-es pozitív korrelációt mutattak ki a talaj kobalttartalma és az agyag-, illetve az iszapfrakció között.

A legmagasabb (14-16 mg/kg-os) kobalttartalmat mutató foltok csaknem teljesen megegyeznek a legmagasabb - > 30000 mg/kg -

vastartalmat ábrázoló foltokkal. Ebből arra következtethetünk, hogy a kobalt megkötésében esetünkben a legjelentősebb szerepet a vas-oxidok játsszák, ezt olvashatjuk ki a talaj kobalt- és vastartalma közötti 0,71-es pozitív korrelációs értékből is. Emellett jól látható az összefüggés a talaj mangántartalmával is, ami annak köszönhető, hogy a mangán-oxidok - ahogy a fentiekben már jeleztem - szintén fontos szerepet játszanak a kobalt megkötésében. Ez összhangban van a talaj kobalt- és mangántartalma között megállapított 0,66-os pozitív korrelációs értékkel. A Győr-hegyen mért magasabb koncentrációkat is a mangán-oxidokra lehet visszavezetni, mivel a területen itt a legmagasabb a talaj mangántartalma, ugyanakkor a vastartalom, valamint az agyag- és az iszapfrakció aránya a fentebb említett területekhez képest alacsonyabb.

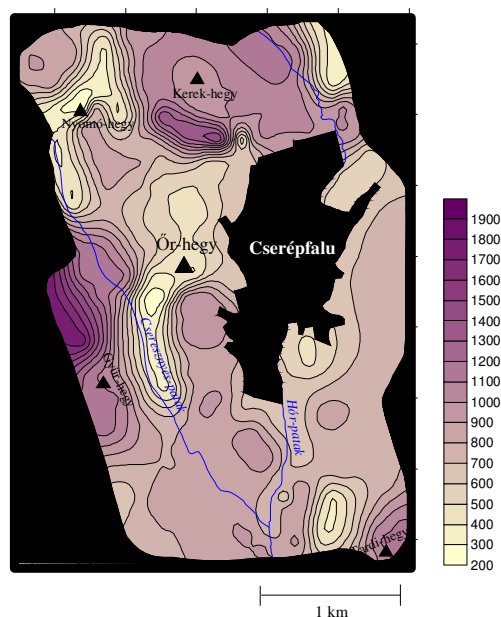
A legkisebb értékeket az erdővel borított, meredek lejtésű, durvább szemcseösszetételű területeken mértük. Ilyen területek a Nyomó-hegy északi és nyugati lejtője, az Őr-hegy nyugati lejtője és az Ispán-szél szintén meredek, durva szemcseösszetételű, de művelés alatt álló nyugati lejtője. A fentebb említett területeken a vas- és a mangántartalom is igen alacsony, ami szintén arra enged következtetni, hogy a vas- és a mangán-oxidok jelentős szerepet játszanak a kobalt megkötésében.

6.4. Mangán

Raulin kísérletei alapján 1863 óta tudjuk, hogy a mangán a növények számára esszenciális elem. Sokáig vitatott kérdés volt az állatokban és az emberben betöltött szerepe, azonban 1931-ben bizonyítást nyert, hogy a mangán nemcsak a növények, hanem az állatok, és az ember számára is nélkülözhetetlen nyomelem (Smith és Paterson, 1995; Vinczer, 1995). Néhány fontos biokémiai folyamatot katalizáló enzim működését biztosítja, szerepet játszik a csontképzésben, valamint a glikoproteidek szintézisében is.

A legtöbb mangánt a bázikus vulkáni kőzetekben találjuk (több ezer mg/kg is lehet), a savanyú vulkáni- és a metamorf kőzetekben 200 és 1000 mg/kg között változik, az üledékes kőzetekben, mint például a mészkő, 400-600 mg/kg a mangántartalom, a homokkőben viszont csak 20-500 mg/kg-os értékeket találunk.

A talaj mangántartalma döntően az alapkőzetből származik. Az egyetlen jelentős antropogén forrást a mangántartalmú műtrágyák jelentik, melyeket mangánhiányos területeken alkalmaznak.

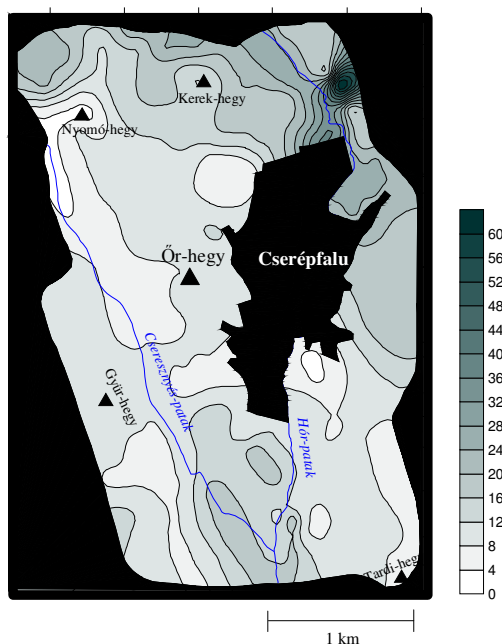


14. ábra A talaj mangántartalma a mintaterületen (mg/kg)

A mintaterület talajainak mangántartalma 178 és 1736 mg/kg között változik (14. ábra), az átlagérték: 782 mg/kg. A legmagasabb értékeket a Gyűr-hegy tetőszintjében mértük, s miután a mangán nem mutatott egyetlen talajtulajdonsággal sem jelentősebb pozitív, vagy negatív korrelációt, minden bizonnyal a talajképző kőzetre vezethetők vissza az átlagnál jóval magasabb értékek. A talaj szemcseösszetétele kevésbé befolyásolta a mangántartalom eloszlását, mint például a nikkel vagy a kobalt esetében, azonban a legalacsonyabb, 200-300 mg/kg közötti értékek itt is a durva szemcseösszetételű talajoknál jelentkeztek. Ilyenek a Nyomó-hegy csúcsa és nyugati lejtője, az Ór-hegy nyugati lejtője, valamint az Ispán-szél nyugati lejtője. Az átlagosnál némileg magasabb értékek a nagy méretű dűlő alján, a Kerek-hegy északkeleti lejtőjén, illetve az Ór-hegy déli lejtőjén többnyire a finomabb szemcsefrakcióhoz kötődnek, bár ez a kapcsolat a korrelációs együtthatók alacsony értéke alapján sem nevezhető szorosnak.

A mangán területi eloszlása több nehézfémrel mutat viszonylag jó korrelációs kapcsolatot: a kobalttal 0,66-os, a cinkkel 0,61-es, a nikkellel 0,54-es, az ólommal 0,49-es. Ezek az értékek feltételezhetően annak köszönhetők, hogy a mangán különféle mangán-oxidok formájában fontos szerepet játszik az említett fémek megkötésében (Smith és Paterson, 1995; Schachtschabel, 1989).

6.5. Réz



15. ábra A talaj réztartalma a mintaterületen (mg/kg)

A réz az egyik legfontosabb esszenciális nyomelem a növények, az állatok és az ember számára egyaránt. Kizárólag az enzimek működésének biztosításán keresztül vesz részt az élettani folyamatokban (Vinczer, 1995.)

A legfontosabb emisszió források a színesfémkohászat, a hulladékégetés, valamint a mezőgazdasági források, úgymint a különféle réztartalmú műtrágyák, szerves trágyák, szennyvíziszapok és növényvédő szerek alkalmazása (Baker és Senft, 1995). A nyolcvanas évek folyamán a talajra került összes emisszió értéke megközelítette az 1 millió tonnát (Nriagu, 1988).

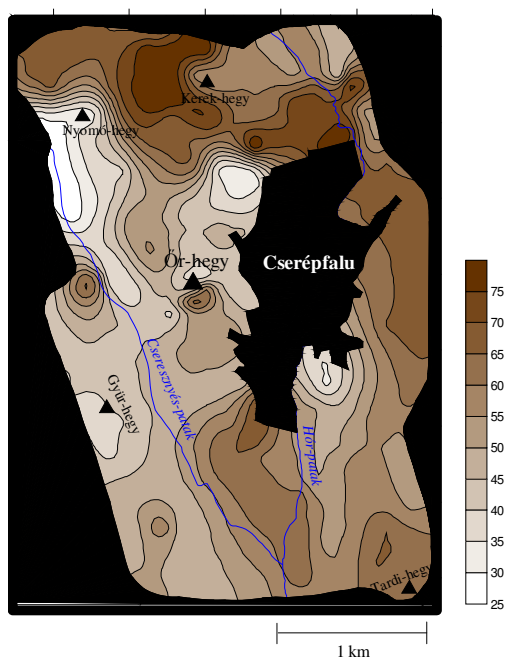
Alloway (1995) szerint a földkéreg réztartalma általában 24-55 mg/kg között változik, a talajok átlagos réztartalmát pedig 20-30 mg/kg közé teszi. A talajok réztartalmát - a kobalthoz és a mangánhoz hasonlóan - elsősorban a talajképző kőzet határozza meg. A legtöbb rézet a bázikus kőzetek tartalmazzák, átlagban 140 mg/kg-ot, az üledékes kőzetek réztartalma ennél alacsonyabb, átlag 57 mg/kg, a savanyú kőzetekben pedig mindössze 30 mg/kg az átlagérték (Szabó et al. 1987). A réz megkötésében a legfontosabb szerepet a talaj agyag- és humusztartalma játssza. Valamennyi, a talajban

előforduló kétértékű kation közül a réz adszorbeálódik legerősebben a szervesetlen talajkolloidok (agyagásványok) felületén (Szabó et al. 1987).

A mintaterület talajaiban a réztartalom 3 és 66 mg/kg között változik (15. ábra), az átlagérték: 13,1 mg/kg. Már az alacsony átlagértékből is látható, hogy a maximális érték, mely a mintaterület északkeleti részén, az Ispán-szél nyugati lejtőjén jelentkezett, minden bizonnyal antropogén hatásra vezethető vissza, hiszen sem a savanyú talajképző kőzet, sem a terület többi részén mért értékek nem valószínűsítenek ilyen magas réztartalmat. Az a mintavételi pont, ahol a fentebb említett 66 mg/kg-os értéket mértük, egy szőlőparcellában található. Köztudott, hogy a peronoszpóra elleni védekezés egyik jól bevált módszere a magas réztartalmú bordói lé alkalmazása. Nagyon valószínű, hogy ennek a szernek a rendszeres használatára vezethető vissza a talaj magas réztartalma. A térképen megfigyelhető, hogy az Ispán-szél előterében az átlagnál magasabb a réztartalom, amit a permetező anyag lemosódása okoz a döntően szőlőművelés alatt álló területről. Cserépfalutól keletre a mintaterület keleti részén a nagyüzemi szőlőültetvényből vett talajmintákban feltehetőleg ugyancsak a szőlőművelésnek köszönhető az átlagosnál magasabb, 16-20 mg/kg-os réztartalom. Kisebb feldúsulás figyelhető meg a Hór-patak és a Cseresznyés-patak allúviumán, az Alsó-réten. Ezen a területen mértük a legmagasabb pH értékeket (7,4 fölött), ami jelentősen csökkenti a réz mobilitását, így az nem tud a mélyebb rétegek felé mozogni, ezért elképzelhető, hogy a feltalajban ennek köszönhető az átlagnál némileg magasabb koncentrációk.

Bár az irodalmi források szerint az agyagásványoknak igen fontos szerepe van a réz megkötésében (Szabó et al. 1987; Baker és Senft, 1995), a vizsgálati területen ez az összefüggés nem jelentkezett, s a statisztikai vizsgálatok során sem sikerült értékelhető korrelációs kapcsolatot kimutatni a talaj agyag- és réztartalma között. Az mindenesetre látható, hogy a legalacsonyabb értékek részben a durva szemcseösszetételű talajokon jelentkeztek, mint például a Nyomó-hegy nyugati lejtőjén. Az is megfigyelhető, hogy az átlag alatti, 4-8 mg/kg-os értékek csaknem minden esetben a savanyúbb, 4,4-5,9 pH közötti talajokon jelentkeztek. Ilyen területek a Nyomó-hegy csúcsa, a Gyűr-hegy gerince, a Tardi-hegy csúcsa. A talaj kémhatásával mutatkozó kapcsolatot a korrelációs számítások is alátámasztják. Valamennyi vizsgált fém közül a réz mutatta a legnagyobb pozitív korrelációt a talaj pH-jával, $r=0,318$. Bár ez az érték nem túl magas 0,01-es szinten szignifikáns, tehát mindenképpen elfogadható.

6.6. Cink



16. ábra A talaj cinktartalma a mintaterületen (mg/kg)

A cink esszenciális nyomelem a növények, állatok és az ember számára egyaránt. Az élő szervezetben többféle feladatot is ellát: számos enzim működését segíti, részt vesz a sejtek falának stabilizálásában, valamint szerepet játszik az örökítő anyag térszerkezetének biztosításában (Vinczer, 1995).

A cink a vas, az alumínium és a réz után a negyedik leggyakrabban használt fém. Alkalmazzák többek között korrózió-védelemre, ötvözetek készítéséhez, kozmetikai cikkek, ragasztók, festékek, vérzéscsillapítók és gumi gyártásához (Adriano, 1986).

Az utóbbi időben a cink a nehézfémekkel kapcsolatos kutatások középpontjába került. Ennek oka az, hogy a növények egyre nagyobb területeken mutatnak cinkhiányt, ennek következtében a tápláléklánc magasabb szintjein - így az ember esetében is - jelentkezik ez a probléma (Csathó, 1994). Ha megnézzük a magyarországi talajok cinkellátottságát, láthatjuk, hogy az 23 %-ban csak közepes, 13 %-ban pedig kifejezetten gyenge (Elek et al. 1985). Ugyanakkor globálisan a szennyező anyagként a környezetbe jutó cink mennyisége folyamatosan növekszik. Az előrejelzések

szerint 2000-re a világ éves cinkszükséglete eléri a 11 millió tonnát, ami az 1975-ös szinthez viszonyítva mintegy 100 %-os növekedést jelent (Kabata-Pendias és Pendias, 1992). A legfontosabb szennyező források a szén, valamint az egyéb fosszilis energiahordozók elégetése, a cinkkohászat, a szennyvíziszapok, a műtrágyák és bizonyos növényvédő szerek alkalmazása.

A talajban a cink elsősorban a szerves anyagokhoz, a vas- és mangán-oxidokhoz, valamint az agyagásványokhoz kötődik (Farsang 1996). A talajok cinktartalma döntően a talajképző kőzet ásványainak cinktartalmától függ, átlagosan 50 mg/kg. A mészkő és a dolomit 10-30 mg/kg, a gránit 40 mg/kg, a bazalt 100 mg/kg, az agyagos üledékek pedig átlagosan 120 mg/kg cinket tartalmaznak (Kabata-Pendias és Pendias, 1992). A magyarországi talajok cinktartalma széles határok között változik. Legalacsonyabb a homoktalajokban, általában 30 mg/kg, az erdőtalajokban 70-115 mg/kg között alakul, a legmagasabb értékeket a csernozjom talajokban mérhetjük 120-150 mg/kg között (Szabó et al. 1987).

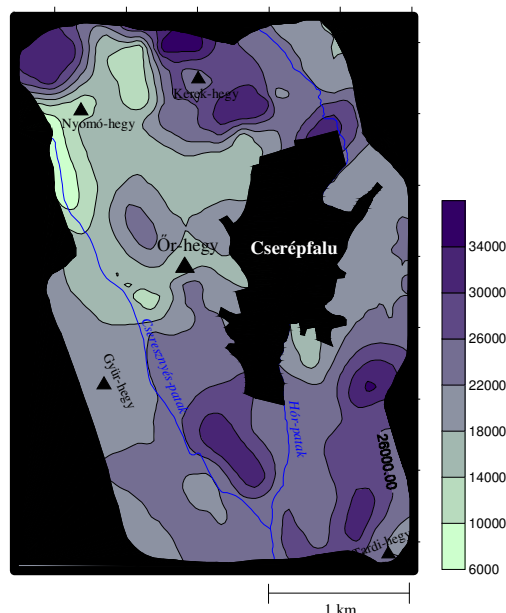
A mintaterületen elsősorban barna erdőtalajokat találunk, a talaj cinktartalma azonban nem éri el az előbb említett 70-115 mg/kg-os szintet, 28 és 80 mg/kg között változik (16. ábra), az átlagérték 56 mg/kg. Ez feltehetően annak köszönhető, hogy a terület taljai döntően savanyú vulkáni kőzeteken képződtek, melyeknek általában alacsonyabb a cinktartalma.

A legmagasabb értékek a mintaterület északi részén a nagy delle alján, illetve a Kerek-hegy nyugati lejtőjén jelentkeztek. Az ólommal mutatott erős pozitív korrelációs érték ($r=0,724$) is azt mutatja, hogy az említett két fém területi eloszlásában sok a közös vonás. Elképzelhető, hogy a cink esetében is a szerves anyagokhoz való erős kötődési hajlammal függnek össze az átlagnál magasabb értékek a delle alján. A völgytalpon tapasztalt feldúsulást a cink esetében is részben az areális felhalmozási folyamatok okozzák, melyek főként a lejtők szerves anyagokban leggazdagabb felszíni rétegét érintik. Szakirodalmi források szerint 5-ös pH alatt a cink affinitása a szerves anyagokhoz jelentősen csökken, miközben az agyagásványokhoz való kötődése növekszik (Farsang, 1996). Ezzel magyarázható a Tardi-hegy csúcsa közelében tapasztalt kisebb feldúsulás, hiszen itt az alacsony pH mellett igen magas a talaj agyagtartalma. A Gyűr-hegy északi előterében a Cseresznyés-patak felé nyíló völgyben a környező területekhez képest szigetszerűen 25-30 mg/kg-al magasabb értékeket mértünk. Ennek oka feltehetően a völgyfőben létesített hulladéklerakóra vezethető vissza, ahonnan a viszonylag mobilis elemnek számító cink a talajba kerülhetett.

A legalacsonyabb értékeket - a legtöbb vizsgált fémhez hasonlóan - a Nyomó-hegy csúcsa közelében és a hegy nyugati lejtőjén mértük. A viszonylag alacsony pH kedvezne az agyagásványokhoz történő

megkötődésnek, azonban ennek a területnek a talaja mindössze 0-5% közötti agyagot tartalmaz, ami nem teszi lehetővé a cink jelentősebb mennyiségben történő megkötését.

6.7. Vas



17. ábra A talaj vastartalma a mintaterületen (mg/kg)

A vas esszenciális nyomelem, valamennyi élőlény számára nélkülözhetetlen. A biokémiai folyamatok közül az oxigén szállításában, a sejtek regenerációjában és az immunrendszer működésében vesz részt. A gyermekkori vashiány szellemi visszamaradottságot okoz (Vinczer, 1995).

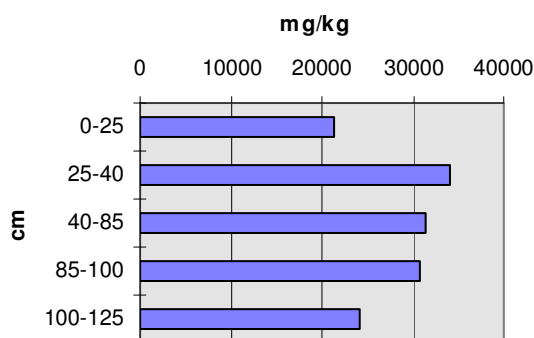
Bowen (1982) szerint a litoszféra átlagos vastartalma 5,6%, a talajok vastartalma talajtípustól függően nagyon széles skálán, 0,01-21% között változik, átlagosan 3,2%. A magyarországi talajok átlagos vastartalma 4-6% között változik. Az agyagos talajok a nagyobb adszorbeáló képességük miatt viszonylag jól akkumulálják a vasat (Szabó et al. 1987).

Bár a talajban előforduló biogén elemek közül a szilícium után a vas fordul elő a legnagyobb mennyiségben, a vas vegyületeinek többsége rosszul oldódik, ezért csak kis része hozzáférhető a növények számára. A növények ugyanis főként a Fe^{2+} ionokat képesek felvenni a talajoldatból, ez azonban a talaj vastartalmának csak kis részét képezi (Szabó et al. 1987).

A mintaterületen a talaj vastartalma 8520 és 36100 mg/kg (0,85%, és 3,61%) között változik (17. ábra), az átlagérték 22123 mg/kg (2,21%).

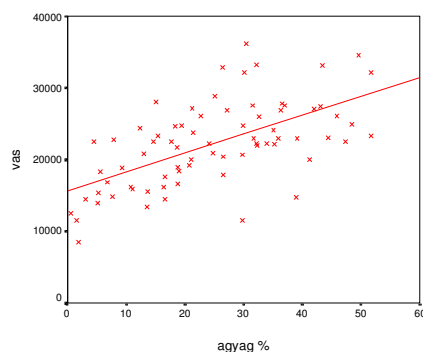
A legmagasabb, 30000 mg/kg fölötti értékeket a Kerek-hegy déli és északnyugati lejtőjén, az Őr-hegy déli lejtőjén, valamint a Tardi-hegy nyugati és északnyugati lejtőjén mértük. A fent említett területeken a talaj agyagtartalma jóval az átlag fölött van, 30-50% között változik. Részben ezzel magyarázhatjuk a talaj viszonylag magas vastartalmát. Valamennyi vizsgált fém közül a vas mutatta a legerősebb pozitív korrelációs kapcsolatot ($r=0,52$) a talaj agyagtartalmával. Másrészt ismert tény, hogy az erdőtalajok „B” szintjének általában magasabb a vastartalma. Az említett lejtőkön az erózió következtében a kevesebb vasat tartalmazó „A” szint elvékonyodik. A talaj forgatása során az „A” szint anyaga keveredhet a „B” szinttel, ami feltalaj vastartalmának növekedéséhez vezet. Ezek mellett a Kerek-hegy északnyugati és déli lejtőjén, valamint az Őr-hegy déli lejtőjén az átlagosnál magasabb (6,9-7,9 között változik) a talaj pH-ja. Ebben a pH-tartományban a vas kevésbé mozgékony, mint az alacsonyabb tartományokban, ezért a mélyebb rétegek felé történő elmozdulása jóval kisebb mértékű, így ezzel is magyarázható a feltalaj viszonylag magas vastartalma.

Az átlagnál alacsonyabb, 10000-21000 mg/kg közötti értékeket mértünk a mintaterület északi részén elhelyezkedő nagy méretű delle alján, különösen a delle völgyfőjében volt kicsi a talaj felső 15-20 cm-es rétegének vastartalma. Megfigyeléseink szerint egy-egy jelentősebb csapadék, illetve a tavaszi hóolvadás után a dellének ezt a túlmélyülő részét gyakran víz borítja. A redukív körülmények kedveznek a $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$ átalakulásnak, így a mobilisabb Fe^{2+} ionok a talaj mélyebb rétegei felé vándorolnak. Ezt a folyamatot a völgyfőben mélyített talajszelvény vizsgálatával sikerült igazolni. A felső 0-25 cm-es rétegben mért 21000 mg/kg-os vastartalom, 25-40 cm mélyen 34000 mg/kg-ra emelkedik, majd a mélyebb rétegek felé fokozatosan 25000 mg/kg alá csökken (18. ábra)



18. ábra A talaj vastartalmának vertikális eloszlása a nagy delle völgyfőjében mélyített talajszelvényben

A legalacsonyabb vastartalmat - a legtöbb vizsgált fémhez hasonlóan - a Nyomó-hegy nyugati lejtőjén mértük. A mindössze 6000-10000 mg/kg közötti fémtartalom a vas esetében is elsősorban az itt található talajok szemcseösszetételére vezethető vissza. Igen magas ezekben a talajokban a durva frakció aránya, ugyanakkor nagyon alacsony, 5% alatti az agyagtartalom, márpedig az agyagásványoknak magas a vastartalma és a vas megkötésében az agyagfrakció játssza a legfontosabb szerepet (19. ábra).



19. ábra A talaj vastartalmának (mg/kg) és az agyagtartalom százalékos arányának kapcsolata

7. A nehézfém tartalom vertikális eloszlása a mintaterület talajaiban

Miután áttekintettük a nehézfém tartalom horizontális eloszlását a mintaterület talajaiban, most megvizsgáljuk, mi jellemzi az egyes fémek vertikális eloszlását. Ennek tanulmányozásával fontos információkhoz juthatunk a **nehézfémek eredetéről, talajbeli viselkedéséről**, s azokról a tényezőkről, melyek a vertikális eloszlást befolyásolják. A horizontális eloszlást befolyásoló tényezők, mint például a talaj szervesanyag-tartalma, szemcseösszetétele, kémhatása, CaCO_3 -tartalma Fe-, Al- és Mn-oxid tartalma természetesen a vertikális eloszlás esetében is fontos szerepet játszanak.

A talaj nehézfém tartalmának vertikális eloszlásánál azt is figyelembe kell venni, hogy valamennyi vizsgált nehézfémről a növények bizonyos mennyiséget képesek felvenni, ami természetesen csökkenti a talaj fém tartalmát. Ha a növényeket betakarítják, ez a veszteség végleges, ha azonban az elhalt növényi részek helyben maradnak, a növényekben felhalmozódott fémmennyiség idővel visszajut a talajba. Különösen azoknál a fémeknél jelenthet ez komolyabb hatást, amelyekből a növények nagyobb mennyiségeket vesznek fel. Bizonyos esszenciális elemek, mint például a cink, a réz és a mangán esetében, a növényi felvétel következtében az adott elemről hiány is felléphet.

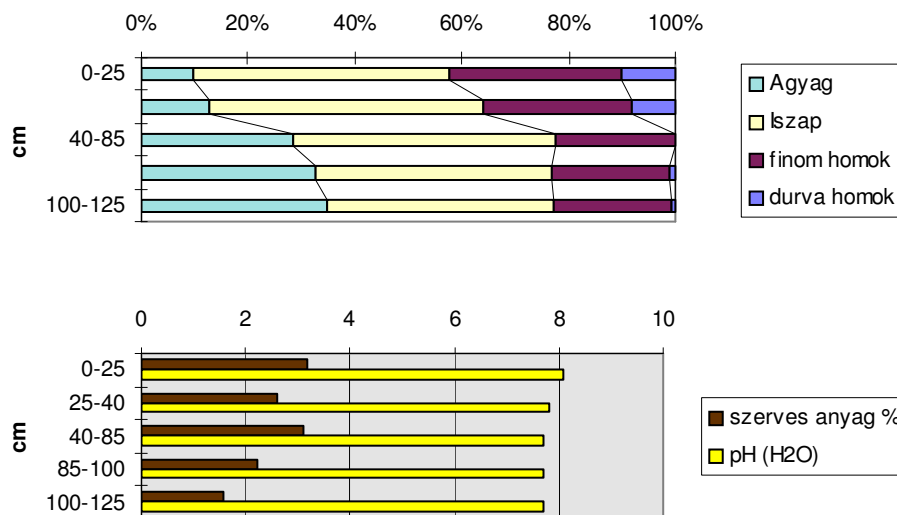
Igen nehéz annak eldöntése, hogy a talajban található fémek honnan származnak. Az összes vizsgált fémről elmondható, hogy részben a **talajképző kőzetből** származik. Emellett azonban a **légtér szél- illetve nedves ülepedés**, a különböző **műtrágyák** és **növényvédő szerek** alkalmazása, a **mezőgazdasági gépek** használata és **egyéb antropogén források** hozzájárulhatnak a talajok nehézfém tartalmának növekedéséhez. A vizsgált fémek vertikális eloszlásának tanulmányozása választ adhat arra a kérdésre, hogy vajon az említett antropogén források révén kerülhetett-e számottevő mennyiségű nehézfém a mintaterület talajaiba.

Összesen **hét talajszelvényt** vizsgáltunk meg. Arra törekedtünk, hogy **változatos domborzati adottságú helyeken** mélyítsük a szelvényeket. Ennek megfelelően a 144-es és a 145-ös szelvény a Kerek-hegyet nyugatról és délről körül ölelő dűlő alján található. A 146-os a Hór-patak alluviumán, a 147-es és a 148-as a Gyűr-hegy keleti lejtőjén mélyült, a 151-es az Őr-hegy déli lejtőjén, a 149-es pedig a Gyűr-hegy gerincén, igen kis lejtésű területen helyezkedik el. A talajképződés körülményei a különböző domborzati

adottságok miatt nem voltak egységesek a vizsgált területeken, ezért különböző talajtípusok alakultak ki. Ebből következik, hogy az egyes talajtulajdonságok is különbséget mutatnak a vizsgált szelvények esetében. A nehézfémek vertikális eloszlásában mutatkozó különbségek tehát döntően **az eltérő talajképződési mechanizmusokra** vezethetők vissza. Az alábbiakban hét talajszelvényben vizsgáljuk meg, hogyan alakul és milyen okokkal magyarázható az egyes nehézfémek vertikális eloszlása.

7.1. A 144-es szelvény

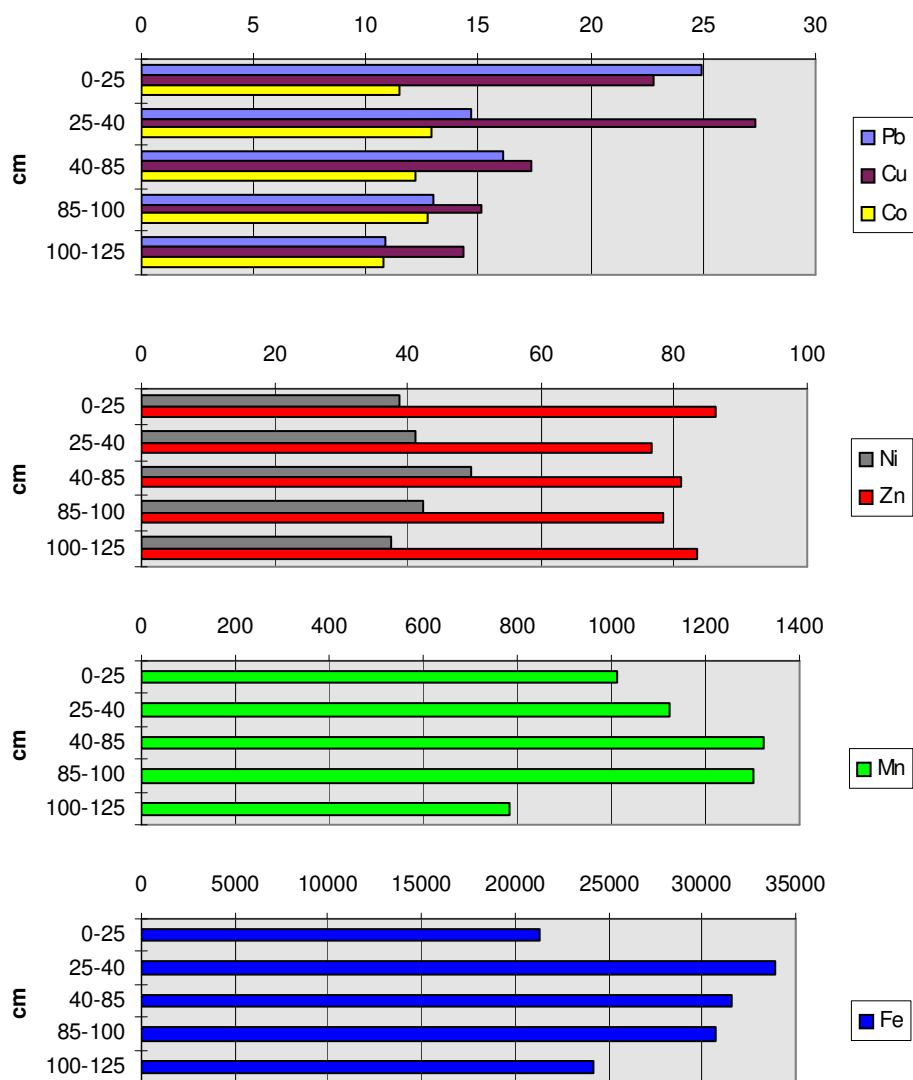
A 144-es szelvényt a Kerek-hegy és a Nyomó-hegy között húzódó delle völgyfőjének legmélyebben fekvő pontján mélyítettük. Az egész talajprofilban az iszapfrakció uralkodik, az **agyagfrakció** aránya a felszínen mért 12-16%-ról csak 40 cm-es mélységtől nő meg 30-35%-ra (20. ábra). Mivel a talaj típusa **lejtőhordalék talaj**, az agyagfrakció arányának ilyen mértékű növekedése döntően nem az agyagbemosódásra vezethető vissza, hanem arra, hogy a talajképződés során korábban finomabb szemcseösszetételű üledékek halmozódtak fel, majd erre durvább üledékek rakódtak. A **szervesanyag-tartalom** az „A” szintben mért 3,2%-ról csak 1 m-es mélységben csökken 2% alá. A mélyebb rétegek felé csak lassan csökkenő szervesanyag-tartalom a lejtőhordalék talajok jellegzetessége. A **talaj kémhatása** az „A” szintben mért 8,1-es értékről fokozatosan csökken 7,6-ig. A viszonylag magas pH-értékek a talajszelvény topográfiai helyzetével magyarázhatók. A szelvény a mintaterület északi határán, közvetlenül a Déli-Bükk mészkőtömegének szomszédságában fekszik. Ennek köszönhető a talaj magas mésztartalma, 0-25 cm-es mélységben 7,6%, 25-40 cm-es mélységben pedig 10,4%. A magas mésztartalom hozzájárul a magas pH-hoz. Ezeknél a pH értékeknél az általunk vizsgált fémek mobilitási hajlama nagyon kicsi, ezért a mélyebb rétegekben megfigyelhető magasabb koncentrációk elsősorban nem a felszínről történő bemosódásnak köszönhetők, hanem inkább a korábban felhalmozódott üledékek magasabb fémtartalmának. Emellett azonban találunk példát a szelvényen belüli vertikális elmozdulásra is. A **vas** esetében a felszínen mértük a legalacsonyabb értékeket (21000 mg/kg), viszont 25-40 cm mélységben a vastartalom közel 35000 mg/kg-ra növekszik, majd fokozatosan csökken 25000 mg/kg alá a szelvény alsó részében, 100-125 cm mélységben (21. ábra). Az előző fejezetben már említettük, hogy a dellének ezt a túlmélyülő részét gyakran borítja víz, s a reduktív körülmények között keletkező Fe^{2+} , mely viszonylag jól oldódik, a mélyebb talajrétegek felé távozik.



20. ábra A 144-es talajszelvény szintjeinek szemcseösszetétele, szervesanyag-tartalma és pH-ja

A vizsgált nehézfémek közül csak az **ólom** és a **cink** esetében mértük a legmagasabb értékeket az „A” szintben. Ez domborzati okokra, valamint a szerves anyagokhoz való erős affinitásukra vezethető vissza. A környező magasabb területekről történő areális leöblítés során elsősorban a talaj legfelső, humuszban leggazdagabb rétege erodálódik, az akkumulációs helyeken ez okozhatja az „A” szint magasabb ólom- és cinktartalmát. Míg a talaj ólomtartalma az „A” szint alatt 25 mg/kg-ról 15 mg/kg-ra csökken, addig a cinktartalom a teljes talajprofilban magas, 80 mg/kg-hoz közeli értéken marad.

A mintaterületen belül itt mértük a legmagasabb cinktartalmat. Vettünk néhány kontroll mintát az Illés-parlagról, mely a mintaterülettől körülbelül 200 méterre északra található. Ez a terület már a Déli-Bükkhöz tartozik és agyagpalából épül fel. Az itteni minták cinktartalma kivétel nélkül nagyon magas, 110 és 220 mg/kg között változik. Mivel az Illés-parlag közvetlenül lejt a delle felé, nyilván ennek köszönhetőek szelvényben mért, kiugróan magas értékek.



21. ábra A 144-es talajszelvény szintjeinek nehézfém-tartalma (mg/kg)

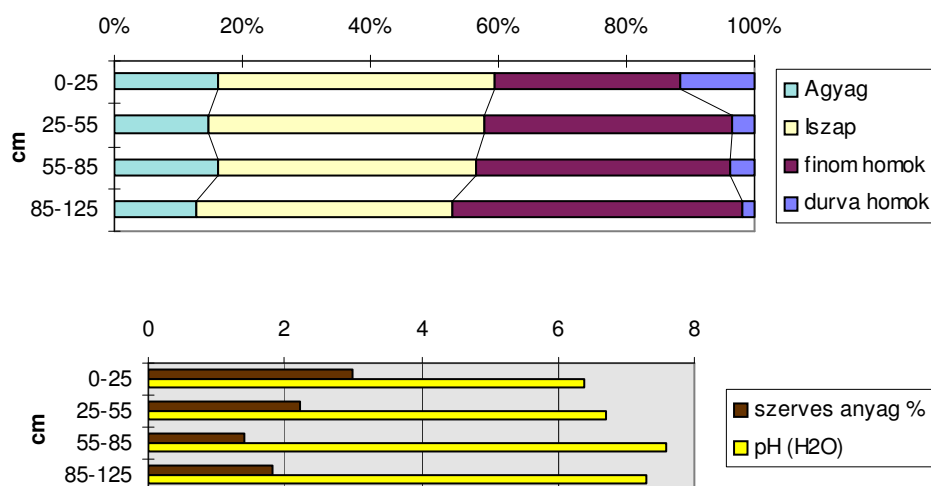
Valószínű, hogy a feltalaj viszonylag magas ólomtartalmának kialakulásában a közlekedés is szerepet játszott, ugyanis a szelvény mindössze 10 m-re található a Cserépfalut Bükkzsérrel összekötő országúttól. Igaz, ennek az útnak nincsen nagy forgalma, de Cserépfalu határában az útpadka talajában mért 120 mg/kg-os ólom érték jelzi, hogy itt is számolni kell az ólomtartalmú üzemanyagok szennyező hatásával. Az irodalmi adatok is azt mutatják, hogy az ólomszennyezés 90%-a az úttól

számított 40 méteren belül jelentkezik (Harrison és Johnston, 1985; De Luca D'Alessandro, 1992).

A **réz**, a **kobalt**, a **mangán** és a **nikkel** esetében a legalacsonyabb értékeket a szelvény alján 100-125 cm-es mélységben mértük. A réz és a kobalt a 25-40 cm-es rétegben, a nikkel és a mangán pedig a 40-85 cm-es rétegben mutatott maximumot. Miután a lejtőhordalék talajok vastag talajrétege döntően nem a helybeli alapkőzet mállásából származik, hanem a környező területekről erodálódott le, a talaj nehézfém tartalmának alakulásában a talajtakaró alatt húzódó alapkőzetnek minimális a szerepe, s a vizsgált nehézfémek vertikális eloszlását is elsősorban az áthalmazott üledékek fém tartalma befolyásolja. A nehézfémek szelvényen belüli átrendeződését ebben az esetben az egész talajprofilban tapasztalt magas pH értékek is gátolják, hiszen a vizsgált fémek mobilitási hajlama a lúgos tartományban igen kicsi.

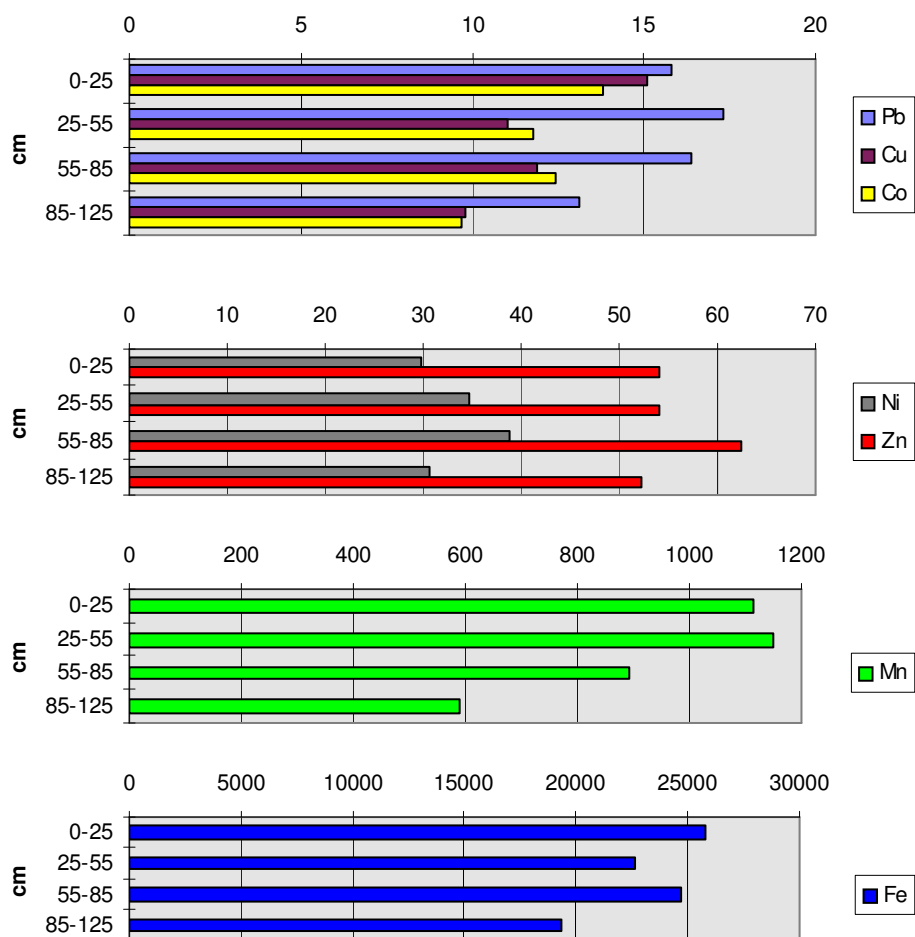
7.2. A 145-ös szelvény

A 145-ös szelvény a Kerek-hegy déli lábánál a delle középvonalában mélyült. A szelvény „A_{sz}”- és „A” szintjében 3-10 mm átmérőjű riolittufa szemcsék figyelhetők meg, amelyek egyrészt a szelvénytől délre található Balócáról, másrészt az északra fekvő Kerek-hegyről származnak. A mélyebb rétegekben ezek a szemcsék csak nagyon ritkán fedezhetők fel. Bár az említett riolittufa szemcsék akkumulációra utalnak, a szelvény mégis tipikus barnaföld, csupán a szintek vastagabbak a szokásosnál. A talajban itt is az iszapfrakció az uralkodó, végig 40% fölötti arányban, az **agyagfrakció** az egész talajprofilban 15% körüli értéket mutat (22. ábra). A **talaj szervesanyag-tartalma** az „A_{sz}” szintben 3%-os, s a 25-50 cm között húzódó „A” szintben is 2% fölött marad. A „B₁” és „B₂” szintekben azonban már 2% alá csökken. A **talaj kémhatása** az „A_{sz}” szintben és az „A” szintben enyhén savanyú (6,4 és 6,7) a „B₁”-es és a „B₂”-es szintben pedig enyhén lúgos (7,6 és 7,3).



22. ábra A 145-ös talajszelvény szintjeinek szemcseösszetétele, szervesanyag-tartalma és pH-ja

A **vas** esetében itt nem tapasztalható a 144-es szelvélynél megfigyelt jelenség, aminek az az oka, hogy itt a delle enyhe lejtése miatt nem áll meg a víz, így nem jöhetnek létre reduktív viszonyok a feltalajban. A legmagasabb vastartalmat az „A_{sz}” szintben mértük, a legalacsonyabb értéket pedig a szelvény legalsó „B₂”-es szintjében, 85-125 cm-es mélységben (23. ábra). A vashoz hasonlóan az **összes többi fém** esetében is a „B₂”-es szintben mértük a legkisebb értékeket. A fémek talajbeli dinamikáját erősen befolyásolja a talaj kémhatása. A „B₁”-es szint 7,6-os pH-ja lecsökkenti a fémek mobilitását, ezért nehezebben mozdulnak a „B₂”-es szint irányába, részben ezzel magyarázhatók az alacsonyabb fémkoncentrációk. A **kobalt** eloszlása a talajprofilban nagyon jó egyezést mutat a vas eloszlásával. Amint azt a fémek horizontális eloszlásának vizsgálatakor is megállapítottuk a talaj kobalttartalmát jelentős mértékben befolyásolja a talaj vastartalma, mivel a kobalt elsősorban a vas- és a mangán-oxidok felületén adszorbeálódik. Irodalmi adatok is alátámasztják ezt az összefüggést (Aubert és Pinta 1977). Az **ólom** és a **mangán** maximuma az „A” szintben 25-55 cm-es mélységben, a **cink** és a **nikkel** maximuma a „B₁”-es szintben 55-85 cm-es mélységben jelentkezik (23. ábra).

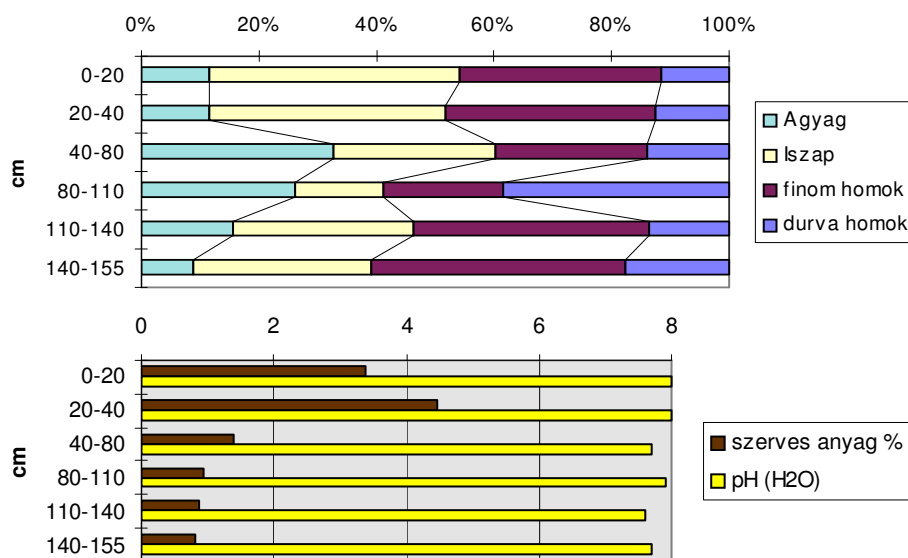


23. ábra A 145-ös talajszelvény szintjeinek nehézfém-tartalma (mg/kg)

7.3. A 146-os szelvény

A 146-os szelvény Cserépfalu északi határában a Hór-patak allúviumán található, a paktól mintegy 30 méterre. A talaj képződésében szerepet játszott a Hór-patak, a szelvényben ezért fellelhetők az **öntéstalajokra** jellemző jegyek, például vas- és mangánkiválások a „B₁”, „B₂” szintben, emellett azonban megfigyelhető a környező, magasabban fekvő területekről lepusztult barna **erdőtalajok lejtőhordaléka** is. A talaj kialakulásában tehát fontos szerepet játszott mindkét talajképződési folyamat. Az **agyagfrakció** aránya az „A_{sz}”, illetve „A₁” szintben alacsony 11-12% közötti, az „A₂” szintben azonban 33%-ra nő, majd a szelvény aljára, 155

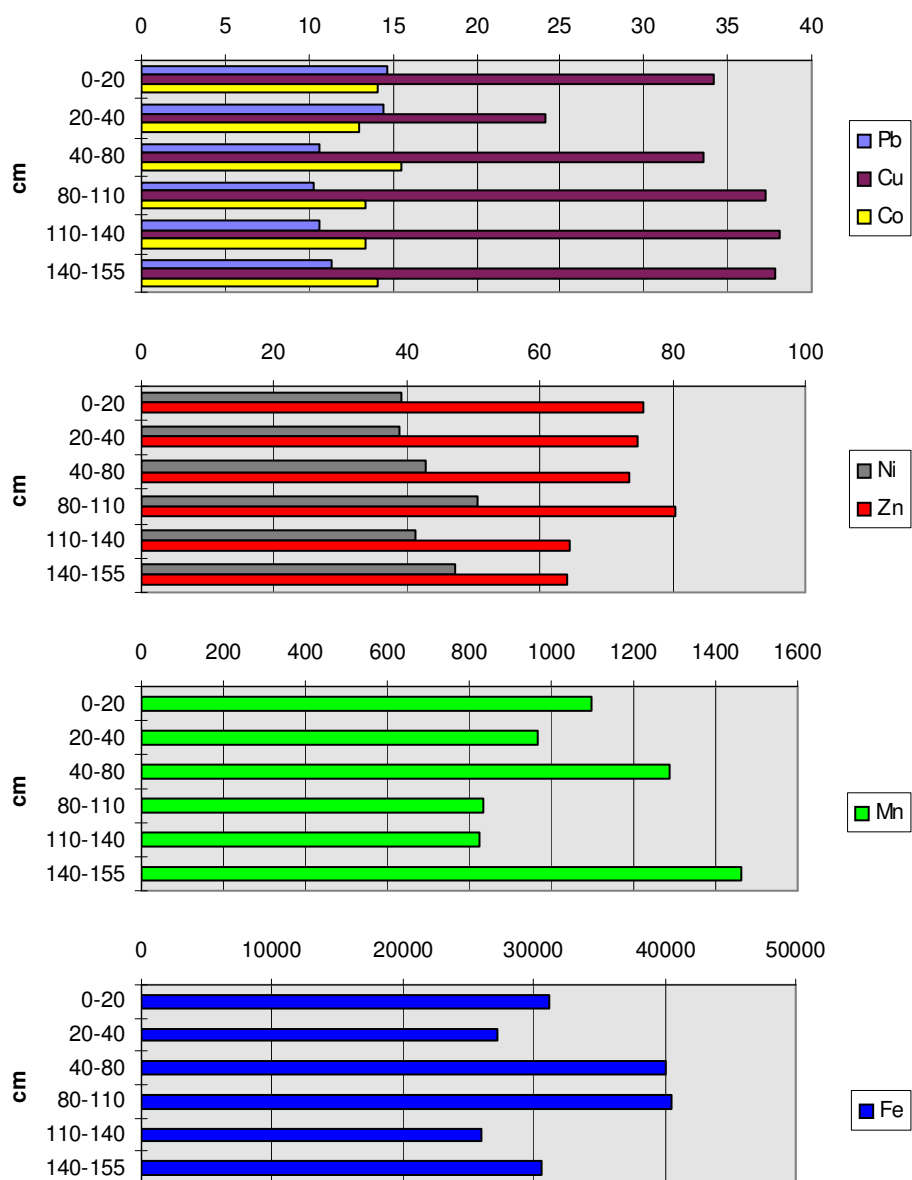
cm-es mélységben fokozatosan 10% alá csökken (24. ábra). Viszonylag magas a „A_{sz}” és az „A₁” szint **szervesanyag-tartalma**, 3,5, illetve 4,5%, 40 cm-es mélységben már csak 1,3%, innen fokozatosan csökken 1% alá. A mélyebb rétegek alacsony szervesanyag-tartalma inkább az öntéstalajok jellemzője. A **pH** viszonylag magas az egész talajprofilban, 8-ról mindössze 7,6-ig csökken 155 cm-es mélységben. A magas pH értékek már jelzik, hogy a szelvény a felszíntől az aljáig karbonátos, a legmagasabb értéket, 14 %-ot a „B₂” szintben, 140-155 cm-es mélységben mértük. A magas CaCO₃-tartalom és az ebből adódóan szintén magas pH értékek a Hór-patakra vezethetők vissza. A patak ugyanis a szelvény helyétől mindössze 400 méterre északra lép ki a Déli-Bükk mészkősziklái közül, így nem véletlen, hogy a patak által szállított hordalék nagyon gazdag mészben.



24. ábra A 146-os talajszelvény szintjeinek szemcseösszetétele, szervesanyag-tartalma és pH-ja

A mintaterület átlagához viszonyítva, mely 13 mg/kg, igen magas, 40 mg/kg-hoz közeli **réztartalmakat** mértünk - az „A₁” szint kivételével - a teljes talajszelvényben (25. ábra). Irodalmi adatok szerint az üledékes kőzetek réztartalma lényegesen magasabb, mint a savanyú vulkáni kőzeteké (Szabó et al. 1987). A fentebb leírtakból látható, hogy itt a Hór-patak által szállított magas mésztartalmú üledékek fontos szerepet töltek be a talajképződésben, nagy valószínűséggel ennek köszönhető a talaj átlagosnál magasabb réztartalma. Ezt támasztja alá az is, hogy a legmagasabb réz

értékeket éppen a legmagasabb mésztartalommal rendelkező „B₁”-es és „B₂”-es szintekben mértük.



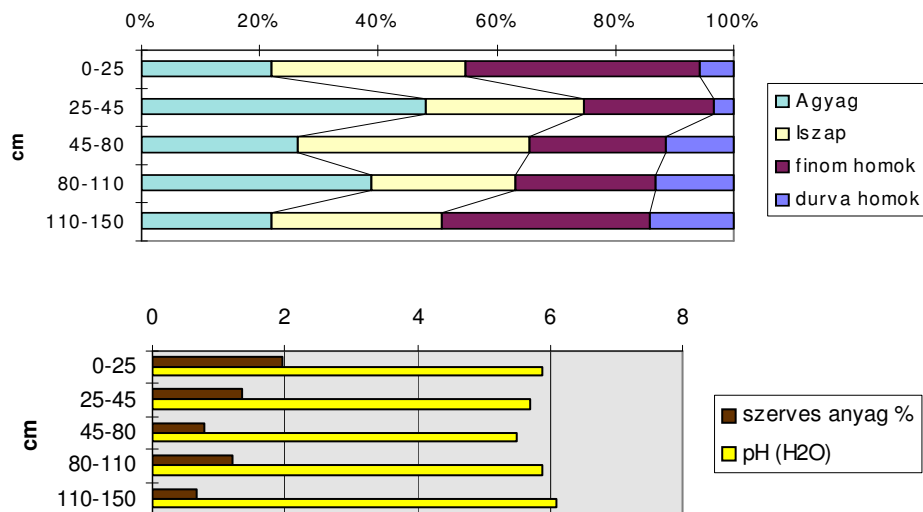
25. ábra A 146-os talajszelvény szintjeinek nehézfém-tartalma (mg/kg)

A talaj **ólom-tartalma** jól követi a szervesanyag-tartalom változását, a felső szintekben tapasztaltuk a legmagasabb (15 mg/kg-os) ólom értékeket,

az alsóbb rétegekben, a csökkenő szervesanyag-tartalommal összhangban a talaj ólomtartalma is 10-11 mg/kg-ra csökken. A **vas** vertikális eloszlása nagyon hasonlít a 144-es szelvényben (21. ábra) megfigyelt eloszláshoz. Az öntéstalajokra jellemző reduktív körülmények miatt a feltalaj vastartalma a mélyebb talajrétegekbe helyeződött át. A 40-110 cm-es mélységben húzódó szintekben az öntéstalajokra jellemző vaskiválásokat találtunk. A mintaterületen itt a legmagasabb a talaj vastartalma, meghaladja a 40000 mg/kg-os szintet. A legmagasabb, 1460 mg/kg-os mangántartalmat 140-155 cm mélyen a „B₂”-es szintben mértük (25. ábra). A kiugróan magas érték okát a szelvény falán is jól látható mangán kiválásokban kereshetjük. A talaj **kobalttartalma** viszonylag egyenletes eloszlást mutat a teljes profilban, nincsenek nagyobb különbségek az egyes talajszintek között, mindössze az „A₂” szintben találunk egy kisebb maximumot. A szelvény talajának **cinktartalma** 65 és 80 mg/kg között változik, a maximumot az „AB” szintben mértük 80-110 cm-es mélységben. Az átlagosnál magasabb cink értékek a Hór-patak által szállított, a Déli-Bükkből származó üledékek magasabb cinktartalmával hozhatók összefüggésbe.

7.4. A 147-es szelvény

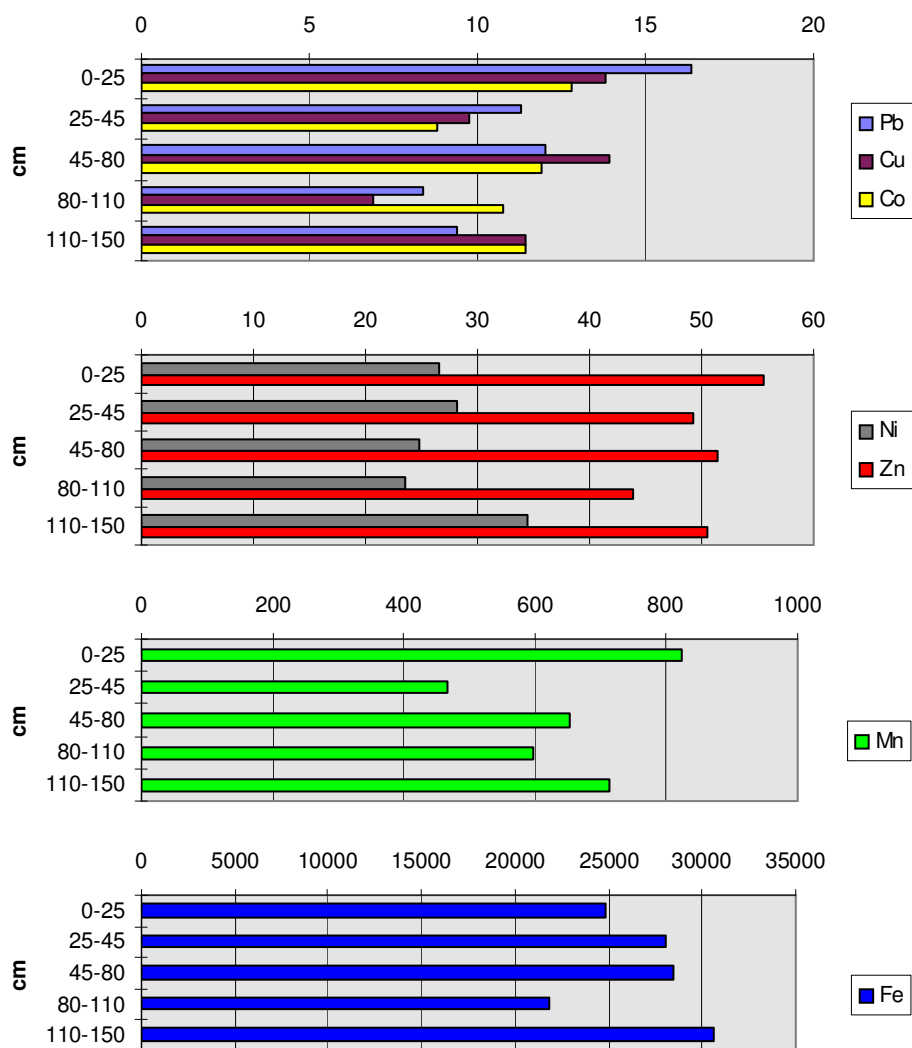
A 147-es szelvényt a Gyűr-hegy keleti lejtőjén, a Cseresznyés-patakon létesített víztározótól körülbelül 100 méterre létesítettük. A területet jelenleg fű borítja, de korábban minden bizonnyal szántóföldi művelést folytattak rajta, legalábbis erre utal, az „A” szint tagolatlansága. A „B” szint diós és hasábos szerkezeti elemeinek felületén agyaghártyákat találunk, bár ezek nem vonják be az összes szerkezeti elemet. A talaj **agyagtartalma** az „A_{sz}” szintben mért 22%-ról a „B₁” szintben 47%-ra nő, tehát a textúrdifferenciálódás igen erős (26. ábra). Ennek alapján, valamint a szelvény további jellegzetességeinek figyelembe vételével a talaj típusát agyagbemosódásos barna erdőtalajnak határoztuk meg. A **talaj kémhatása** a típusra jellemzően gyengén savanyú, az „A_{sz}” szintben 6, a „B₂” szintig fokozatosan 5,5-re csökken, majd a szelvény alsó részében újra 6 fölé emelkedik. Az „A_{sz}” szint **szervesanyag-tartalma** a legmagasabb, 2%. Ez a 45-80 cm-es mélységben húzódó „B₂” szintig 1% alá csökken, majd a „BC₁” szintben újra 1 % fölé emelkedik, végül a szelvény alján, a „BC₂” szintben ismét jóval 1% alá csökken.



26. ábra A 147-es talajszelvény szintjeinek szemcseösszetétele, szervesanyag-tartalma és pH-ja

Az organofil elemeknél, mint például az **ólom** és a **cink**, a legmagasabb értékeket a legnagyobb szervesanyag-tartalommal rendelkező „A_{sz}” szintben mértük, de a **kobalt** és a **mangán** esetében is ebben a szintben tapasztaltuk a maximumot, s a **réz**nél is csak 0,1 mg/kg-mal marad el az „A_{sz}” szintben mért érték a „B₂” szintben mért maximumtól (27. ábra). Az előbb említett fémek közül mindegyiknél megfigyelhető, hogy a „B₁” szintben csökken, majd a „B₂” szintben újra emelkedik a talaj fémtartalma, de a réz kivételével nem éri el az „A_{sz}” szintben mért értékeket. Az agyagbemosódásos barna erdőtalajokban a kilúgzás következtében a feltalaj agyagtartalmának jelentős része a mélyebb szintek felé vándorol. Az agyagásványok kémiai szerkezete ebben a folyamatban nem változik meg.

Az a tény, hogy a 147-es talajszelvény esetében az **ólom**, a **cink**, a **réz**, a **kobalt** és a **mangán** a „B₁” szintben kisebb mennyiségben található meg, mint az „A_{sz}” szintben, arra utal, hogy az említett nehézfémek az „A_{sz}” szintben elsősorban nem az agyagásványokhoz kötődnek, hiszen ebben az esetben az agyagbemosódás miatt a „B₁” szintben jóval magasabb értékeket kellett volna mérnünk. Az eredmények arra utalnak, hogy az említett fémek itt inkább a talaj szervesanyag-tartalmához kötődnek.



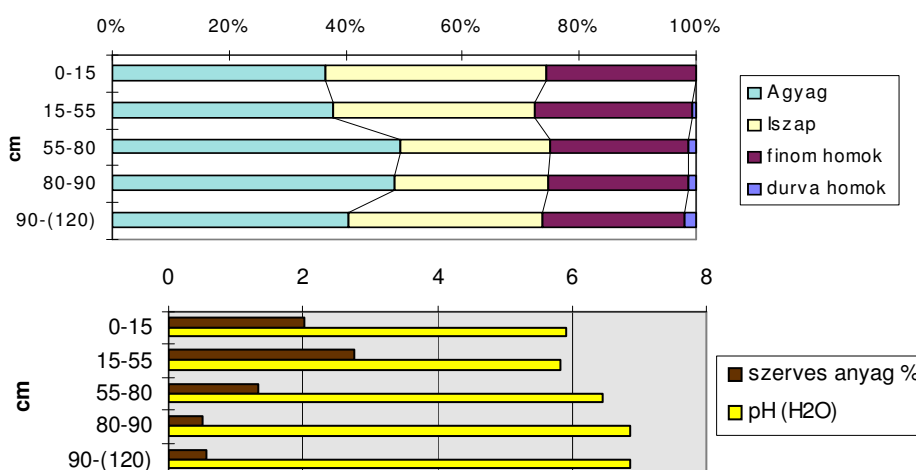
27. ábra A 147-es talajszelvény szintjeinek nehézfém-tartalma (mg/kg)

Azok a fémek, melyek a horizontális eloszlásban is a legerősebb kötődést mutatták a talaj agyagfrakciójához, a „B₁” szintben magasabb értékeket mutattak, mint az „A_{sz}” szintben, ami azt bizonyítja, hogy itt is elsősorban az agyagásványokhoz kötődnek. Ennek következtében egy részük az agyagbemosódással a feltalajból a „B₁” szintbe vándorol. Ide tartozik a **nikkel** és a **vas**. Az a tény, hogy egyetlen vizsgált fém esetében sem tapasztaltunk jelentős különbségeket a feltalaj és a talajszelvény mélyebb szintjeinek fém-tartalma között, arra utal, hogy ezek a nehézfémek döntően a talajképző kőzetből, és nem valamilyen antropogén szennyezőforrásból

származnak. Ezt támasztja alá az is, hogy valamennyi tanulmányozott nehézfém esetében a szelvény legalsó „BC₂” szintjében, 110-150 cm-es mélységben magasabb értékeket határoztunk meg, mint a 80-110 cm-es mélységben húzódó „BC₁” szintben.

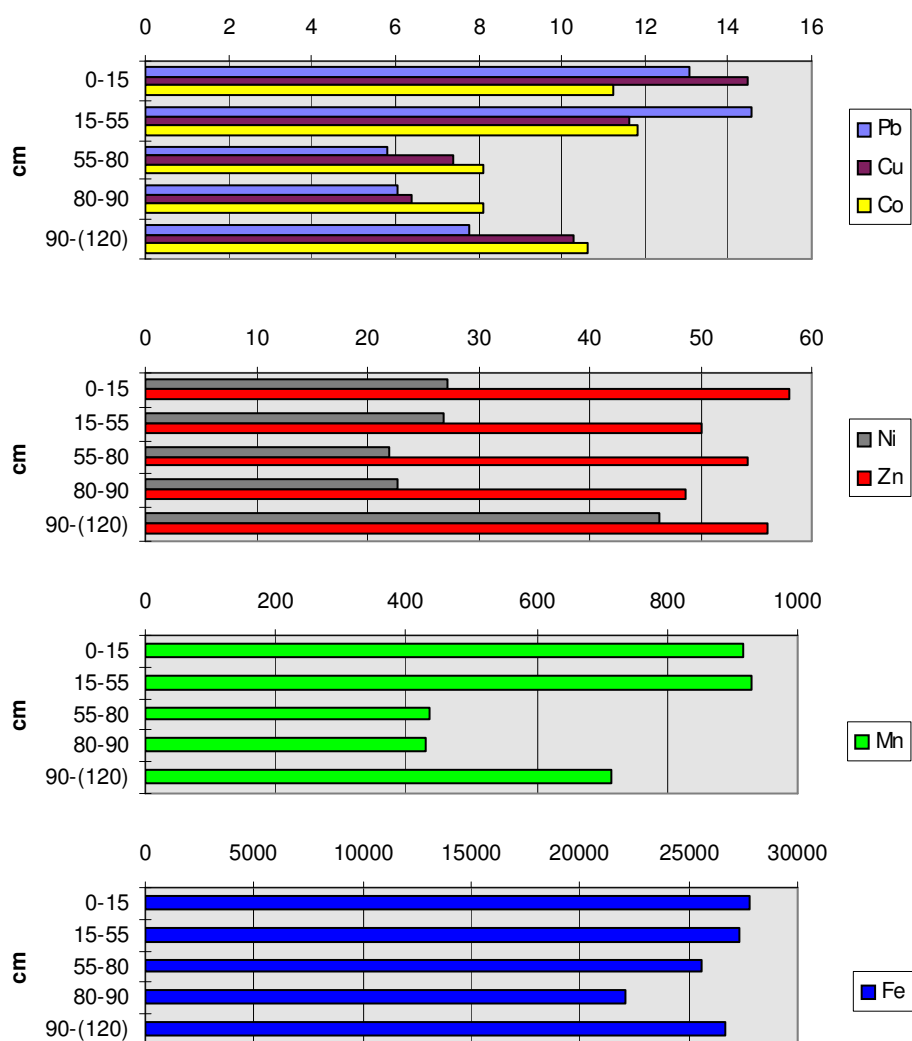
7.5. A 151-es szelvény

A 151-es talajszelvényt az Őr-hegy hosszan elnyúló déli lejtőjén mélyítettük a szőlőültetvény és a szántóföld határánál. Az „A” szint rendkívüli vastagságát (0-80 cm) áttelepített talajanyag okozza. Az „A₂” szintben megfigyelt csúszási nyomok is az anyagmozgásra hívják fel a figyelmet. Az **agyagfrakció aránya** a talaj felső 55 cm-es rétegében („A_{sz}”, „A₁” szint) 36-37%, az 55-90 cm-es rétegben („A₂”, „AB” szint) közel 50%-ra növekszik, a „B” szintben, 90-120 cm-es mélységben 40%-ra csökken (28. ábra). Bár a színeloszlás a barnaföldekre emlékeztet, a szelvényben meghatározó az akkumulálódott anyag, ezért a talaj típusát lejtőhordalék talajnak határoztuk meg. A **talaj pH-ja** a felszínen mért 6-os értékről fokozatosan növekszik, s a szelvény alján 120 cm-es mélységben megközelíti a 7-es értéket. A **talaj szervesanyag-tartalma** az „A_{sz}” szintben 2%, majd az „A₁” szintben közel 3%-ra növekszik, azonban a szelvény alsó felében 80-120 cm-es mélységben alig éri el a 0,5%-ot.



28. ábra A 151-es talajszelvény szintjeinek szemcseösszetétele, szervesanyag-tartalma és pH-ja

A **cink kivételével valamennyi fém** vertikális eloszlása hasonlóságot mutat. A felső (0-55 cm), szerves anyagokban leggazdagabb rétegben mértük a legmagasabb értékeket (29. ábra). A legmagasabb agyagtartalommal rendelkező szintekben (55-90 cm között) a mért értékek jóval alacsonyabbak, majd a szelvény alján 90-120 cm-es mélységben újra a feltalajban mért értékeket megközelítő, a nikkel esetében azt meg is haladó eredményeket kaptunk.

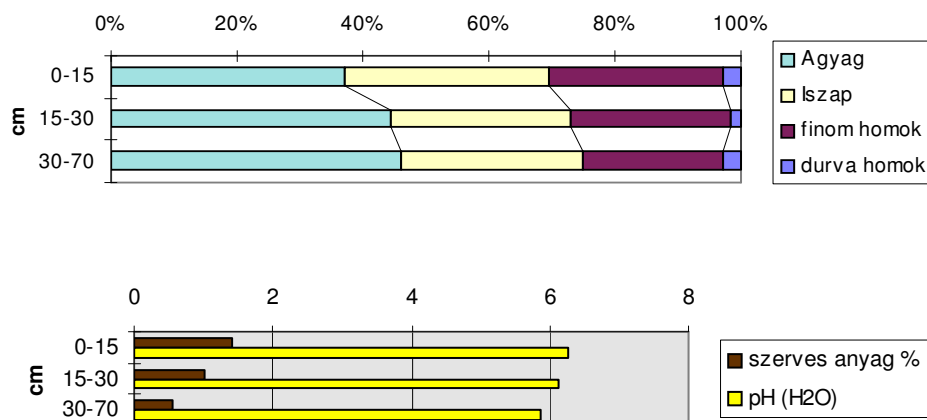


29. ábra A 151-es talajszelvény szintjeinek nehézfém-tartalma (mg/kg)

A felső 55 cm-es rétegben mért magasabb értékek minden bizonnyal a magasabb szervesanyag-tartalommal függnek össze. Ezt támasztja alá az is, hogy az **ólom**, a **kobalt** és a **mangán** esetében a 15-55 cm mélyen található „A₁” szintben volt magasabb a fémtartalom ott, ahol a szervesanyag-tartalom is jóval meghaladta az „A_{sz}” szintben mért értéket. Az 55-90 cm-es rétegben tapasztalható visszaesés minden bizonnyal a rendkívül magas agyagtartalommal magyarázható. Az 50%-os agyagtartalmú szint nagyon megnehezíti mind az alsó, mind a felső rétegekből történő talajoldat-áramlást. Mivel a talaj fémtartalma mindegyik vizsgált fém esetében alacsonynak mondható, a kisebb agyagtartalmú rétegek is képesek adszorbeálni a talajoldatban található fémionokat, így azok nem jutnak be a rendkívül kis vízáteresztő képességű nagy agyagtartalmú rétegekbe. A szelvény alsó szintjének magasabb nehézfém-tartalma jelzi, hogy a vizsgált fémek döntően az alapkőzetből származnak. A **cink** annyiban számít kivételnek, amennyiben az „A₁” szinttől lefelé haladva az „A₂” szintben a többi fémtől eltérően nem csökken, hanem növekszik a cinktartalom. Egyébként itt is az „A_{sz}” szintben mértük a legmagasabb értéket és a szelvény alján 90-120 cm-es mélységben a cink esetében is növekedést tapasztaltunk a 80-90 cm közötti, igen magas agyagtartalmú réteghez képest.

7.6. A 148-as szelvény

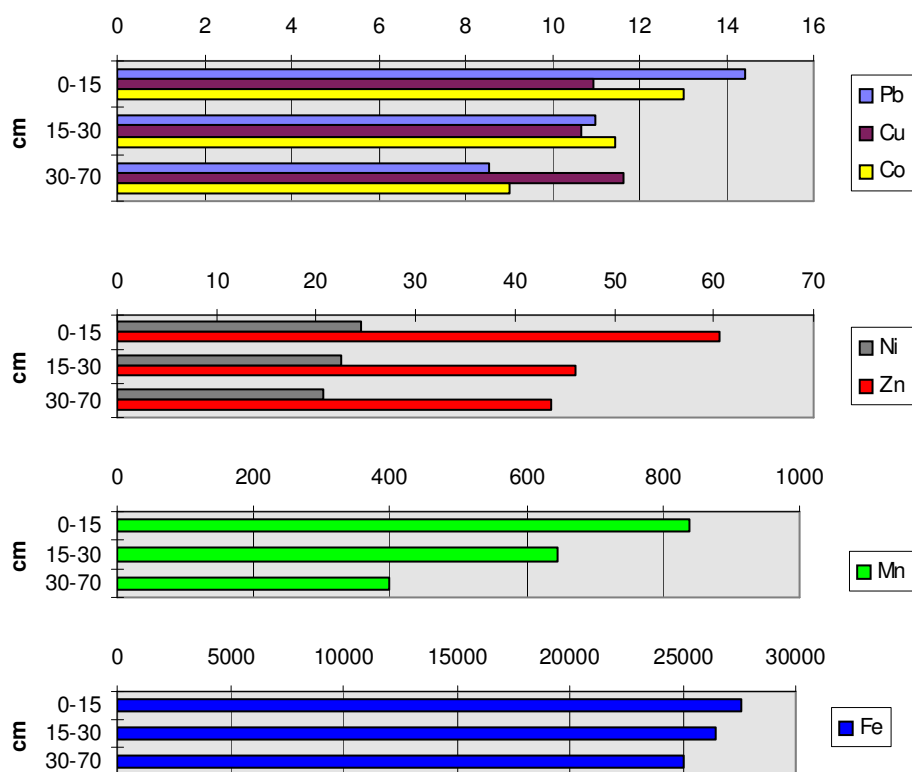
A 148-as talajszelvényt a Gyűr-hegy keleti lejtőjén szántóföldi művelés alatt álló területen mélyítettük. Ez a szelvény ugyan nincs olyan mélységű, mint az előzőek, de a fémtartalom vertikális eloszlását 70 cm-es mélységig meg tudjuk vizsgálni. A „B” szintben 30-70 cm-es mélységben egyes szerkezeti elemek felületén agyaghártyákat találtunk, a textúrdifferenciálódás mértéke azonban nem nagy, nem éri el az 1,2-es értéket sem. A talaj típusa barnaföld. Az **agyagtartalom** a szelvény aljáig egyenletesen növekszik 37%-ról 46%-ra (30. ábra). A **talaj pH-ja** a felszíntől a szelvény aljáig egyenletesen csökken 6,3-ról 5,9-ig. A **szervesanyag-tartalom** az „A_{sz}” szintben is alacsony, mindössze 1,4%, a „B” szintben, 30-70 cm-es mélységben pedig alig haladja meg a 0,5%-ot.



30. ábra A 148-as talajszelvény szintjeinek szemcseösszetétele, szervesanyag-tartalma és pH-ja

A **rezet** kivéve valamennyi vizsgált **nehézfém** vertikális eloszlása nagyon szabályosan alakul ebben a szelvényben (31. ábra). A fémtartalom az „A_{sz}” szinttől a „B” szintig fokozatosan csökken. Ezek az eredmények összhangban állnak a 151-es szelvénynél megfigyelt eredményekkel. A szerves anyagok mennyiségének csökkenésével párhuzamosan ebben a szelvényben is csökken a fémtartalom, ami arra utal, hogy a vizsgált fémek döntően a szerves anyagok felületén adszorbeálódnak. Az agyagtartalom és a fémtartalom alakulásában pedig fordított arányosság figyelhető meg. Ez azzal magyarázható, hogy az agyagtartalom növekedése egyre nehezebbé teszi a talajoldat mozgását a mélyebb rétegek felé, így az oldatban lévő fémionok nehezebben helyeződhetnek át. A szerves anyagok csökkenése mellett valószínűleg ez is hozzájárul a fémtartalom csökkenéséhez az alsóbb rétegekben.

A **réz** vertikális eloszlása annyiban tér el a többi vizsgált fémétől, hogy a legmagasabb réztartalmat nem az „A_{sz}” szintben, hanem a legalsó, 30-70 cm mélyen elhelyezkedő „B” szintben mértük. Meg kell azonban jegyezni, hogy az egyes szintek réztartalma között alig van különbség, tehát a réz vertikális eloszlása igen egyenletes (31. ábra).

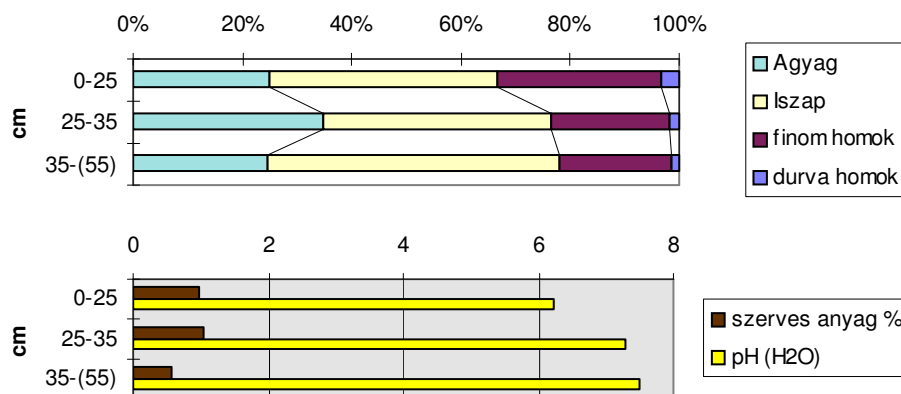


31. ábra A 148-as talajszelvény szintjeinek nehézfém-tartalma (mg/kg)

7.7. A 149-es szelvény

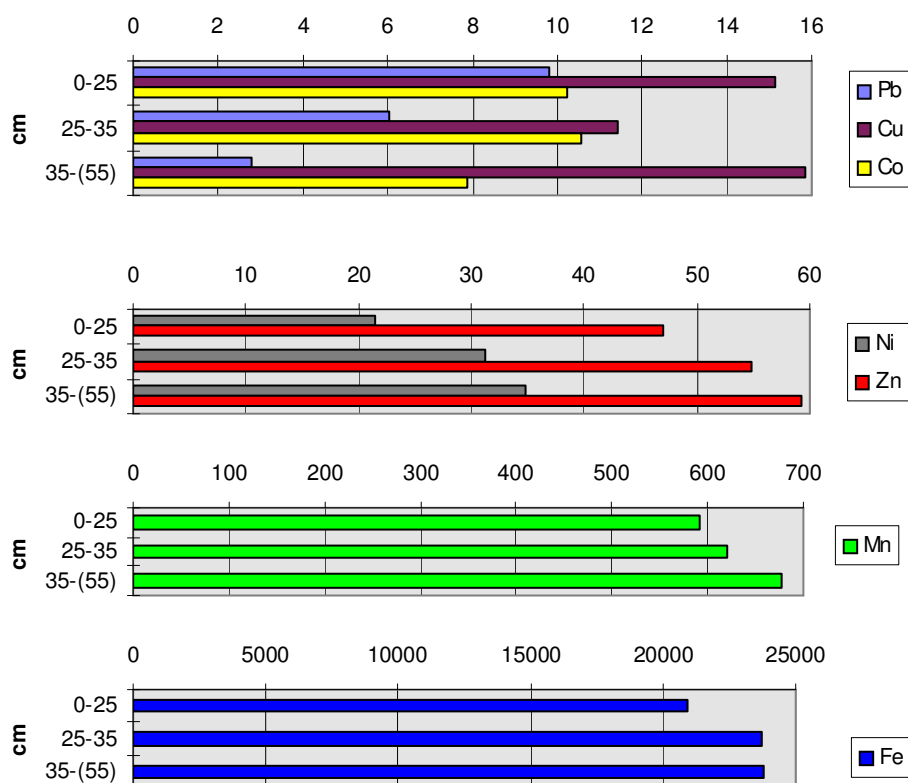
A 149-es talajszelvényt a Gyűr-hegy déli irányba alacsonyodó gerincén, szántóföldi művelés alatt álló területen mélyítettük. Bár a szelvény mélysége mindössze 55 cm, ennek ellenére elértük a lösszerű talajképző kőzetet. Az „A_{sz}” szint 25 cm vastag, kilúgozottsága erdőtalajra utal. A szelvényből a „B” szint teljesen hiányzik, egy 10 cm-es átmeneti szint („AC”) után 35-55 cm-es mélységben már a „C” szint következik. Ez az érdekes helyzet úgy alakulhatott ki, hogy a felszíni lepusztulás következtében, még a talajművelés kezdete előtt az „A” szint fokozatosan elvékonyodott. A talajművelés kezdete után a „B” szint anyaga fokozatosan összekeveredett az „A_{sz}” szint anyagával. A szántás hatására felerősödtek az eróziós folyamatok, ami a „B” szint fokozatos felemésztődéséhez vezetett, miközben az „A_{sz}” szint, mint az ember által rendszeresen szántott réteg továbbra is megmaradt. Az „A_{sz}” szint homogenitása tehát az emberi tevékenységre vezethető vissza. Az

„A_{sz}” szint **agyagtartalma** 25%-os, az „AC” szintben 35%-ra növekszik, majd a „C” szintben újra 25%-ra csökken (32. ábra). A **pH** a szelvényben a mélyebb szintek felé növekszik: az „A_{sz}” szintben 6,2, az „AC” szintben, ahol 5-10 mm-es átmérőjű mészkiválásokat találtunk, 7,3-ra nő, a „C” szintben pedig eléri a 7,5-ös értéket. Ebben a szintben a talaj CaCO₃-tartalma elérte a 14%-ot, a mészkonkréciók átmérője pedig a 10-40 mm-t. A pH, illetve a **CaCO₃-tartalom** növekedését a meszes talajképző kőzet okozza. Az „A_{sz}” szint igen alacsony, mindössze 1%-os **szervesanyag-tartalma** a fentebb ismertetett folyamat eredménye, az „AC” szintben ez az érték alig változik (1,1%), a „C” szintben viszont 0,5%-ra csökken.



32. ábra A 149-es talajszelvény szintjeinek szemcseösszetétele, szervesanyag-tartalma és pH-ja

A vizsgált 7 nehézfém közül a **nikkel**, a **cink**, a **mangán** és a **vas** esetében a fémtartalom a szelvényben lefelé haladva fokozatosan növekszik (33. ábra). Ezek az eredmények egyértelműen jelzik, hogy az említett fémek a talajképző kőzetből származnak. Ugyanakkor az **ólom** esetében a „C” szint ólomtartalma rendkívül alacsony, nem éri el a 3 mg/kg-ot sem. A felsőbb szintek magasabb ólomtartalma azonban döntően nem az antropogén forrásoknak, hanem a magasabb szervesanyag-tartalomnak köszönhető, bár hosszabb távon a légköri ülepedés is okozhat 1-2 mg/kg-os növekedést a feltalajban, még az ilyen, szennyezésnek kevésbé kitett területeken is. Igaz, hogy az 1%-os szervesanyag-tartalom viszonylag alacsony érték, azonban a 10 mg/kg alatti ólomtartalom adszorbeálására elegendő.



33. ábra A 149-es talajszelvény szintjeinek nehézfém-tartalma (mg/kg)

7.8. A talaj nehézfém-tartalmát befolyásoló antropogén hatások értékelése a mintaterületen

A vizsgálati eredmények valamennyi szelvény esetében azt mutatják, hogy a **talajok nehézfém-tartalma döntően természetes eredetű**, tehát elsősorban **a talajképző kőzetből származik**. Abban az esetben kellene jelentősebb antropogén szennyező hatással számolnunk, amennyiben a talaj felső rétegeiben lényegesen, akár többszörösen magasabb értékeket mérnénk, mint a szelvény alsó szintjeiben, illetve akkor, ha a kapott értékek lényegesen magasabbak lennének, mint a szennyezetlen területekre vonatkozó átlagértékek. Ilyen esettel azonban nem találkoztunk. Természetesen az antropogén forrásból származó nehézfémek is hozzájárulnak a talaj nehézfém-tartalmához. A **légtörő száraz-, illetve nedves ülepedésből**

országos viszonylatban jelentős mennyiségű nehézfém kerül a talaj felszínére (11. táblázat).

11. táblázat Magyarországon antropogén forrásokból a levegőbe bocsátott és a levegőből a felszínre jutó elemek teljes- (t/év), illetve g/ha/éves mennyisége (Pacyna et al. 1984 és Molnár et al. 1993 in Mészáros et al. 1993) nyomán

elem	emisszió t/év	száraz ülepedés t/év	száraz ülepedés g/ha/év	nedves ülepedés t/év	nedves ülepedés g/ha/év
Co	24	8,8	0,9	25	2,7
Cu	509	26	2,8	359	38,7
Fe	?	?	?	2294	246,7
Mn	160	?	?	313	33,7
Ni	162	12	1,3	127	13,7
Pb	888	30	3,2	719	77,3
Zn	280	10	1,1	1891	203,3

A 11. táblázat adataiból leolvasható, hogy például a **cink** esetében átlagosan mintegy 204 g cink ülepszik 1 hektárnyi területre évente. Ez 1 m²-re átszámítva 20,4 mg cinket jelent. Ha ez a cinkmennyiség a talaj felső 5 cm-es rétegében akkumulálódik, - a talaj térfogattömegét 1,5 g/cm³-nek véve - akkor ez az illető talajréteg cinktartalmának évi 0,27 mg/kg-os növekedését eredményezi. A **kobalt** esetében ez az érték 0,0048 mg/kg, a **nikkelnél** 0,02 mg/kg, a **mangánnál** 0,045 mg/kg, a **réznél** pedig 0,055 mg/kg. Ezek természetesen átlagértékek, tehát vannak olyan területek, ahol ennél lényegesen magasabb az évi növekedés mértéke. Mintaterületünk azonban viszonylag távol esik a jelentősebb szennyező forrásoktól, így a talaj nehézfém-tartalmának évi növekedése nagy valószínűséggel elmarad ezektől az átlagértékektől. Miután a fenti értékek nagyon kicsik, azt mondhatjuk, hogy esetünkben a **talajok kobalt-, nikkel-, mangán- és réztartalmának alakulására a légköri száraz- és nedves ülepedésnek csak elhanyagolhatóan kicsi hatása van.**

Az **ólom** esetében a légköri ülepedésből származó növekedés üteme a talaj felső 5 cm-es rétegében évente átlagosan 0,11 mg/kg, ami még mindig nagyon kicsi érték. Meg kell azonban említeni, hogy az ólomnak csak igen kis hányadát képesek a növények felvenni, emellett nagyon erősen kötődik a

feltalajban található szerves anyagokhoz, ezért hosszabb távon, néhány évtized múlva már a szennyezésnek kevésbé kitett területeken is kimutatható növekedésre számíthatunk. Esetünkben ez még mindig nem jelenthet problémát, hiszen ha a mintaterületen mért 15 mg/kg-os átlagérték 50 év múlva 20 mg/kg-ra emelkedik, még akkor is nagyon távol leszünk a 100 mg/kg-os egészségügyi határértéktől. A talaj felső 5 cm-es rétegének **vastartalma** átlagosan 0,33 mg/kg-al növekszik évente a légköri ülepedés következtében. Bár a vizsgált fémek közül ez a legmagasabb érték, a mintaterület talajainak 22000 mg/kg-os átlagértékéhez viszonyítva ez azt jelenti, hogy a **talaj vastartalmának alakulása gyakorlatilag független a légköri ülepedéstől**.

További antropogén forrásból származó nehézfém-inputot jelent a szántóföldek trágyázása, a növényvédő szerek alkalmazása (lásd bordói lé a szőlőültetvényeken), melyek kisebb-nagyobb mennyiségben tartalmazznak nehézfémeket. Ezek mellett a mezőgazdasági gépek működése során elenyésző mennyiségben ugyancsak kerülhetnek nehézfémek a talajba. Sajnos ezek mennyiségéről nincsenek konkrét adataink, de a szelvények vizsgálata azt mutatja, hogy ezekből a forrásokból sem került jelentősebb mennyiségű nehézfém a mintaterület talajaiba.

Amint azt a 6.5. *alfejezetben* bemutattuk, mintaterületünkön a talajok nehézfém-tartalmát befolyásoló antropogén hatások közül legerőteljesebbnek a szőlőültetvények permetezésére használt **bordói lé** bizonyult. A **talaj réztartalma a szőlőterületeken lényegesen magasabb volt a mintaterületre jellemző átlagértéknél**. Ezért úgy gondoltuk, egy rövid számítás segítségével érdemes alaposabban megvizsgálni, hogyan hat egy adott terület talajának réztartalmára a bordói lé hosszabb távon történő alkalmazása.

A 1 hektoliter bordói lé készítéséhez 1 kg rézgálicot és 50 l mésztejet használnak fel, majd a keveréket vízzel felöntik 100 l-re. Így 100 liter bordói lé 254 g rezet tartalmaz. Az előírások szerint (Csellőtei et al. 1978) egy hektárra 800-1200 liter bordói levét kell kipermetezni, s a permetezéseket július közepétől augusztus végéig körülbelül négy alkalommal meg kell ismételni. 1000 liter/ha-os mennyiséggel és négy permetezéssel számolva az egy hektárra jutó rézmennyiség évi 10160 g. Ennek a rézmennyiségnek a nagy része a talajba kerül, hiszen a szüreteléskor csak a szőlőfürtöket viszik el, melyek felületéről akkorra már általában lemosódik a szer. Az esetleges maradék pedig az ősszel lehulló levelekkel kerül a talajba. A fentebb már részletezett gondolatmenetnek megfelelően 1 m²-re átszámolva ez 1016 mg/év rezet jelent. Ha ez a rézmennyiség a **talaj felső 5 cm-es rétegében**

akkumulálódik, akkor ez az illető talajréteg réztartalmának **évi 13,5 mg/kg-os növekedését** eredményezi. Ez a légköri ülepedés átlagos mértékét 245-szörösen haladja meg. Ez még akkor is nagyon magas érték, ha nem csupán a talaj felső 5 cm-es rétegére vonatkoztatjuk. Ha feltételezzük, hogy a **talaj felső 1 m-es rétege** egyenletesen szennyeződik, az **évi növekedés üteme** akkor is közel **0,7 mg/kg**. Mivel ez az 1 m-es réteg réztartalmának átlagos növekedése, a felszínközeli rétegek növekedési üteme ennél lényegesen nagyobb kell, hogy legyen.

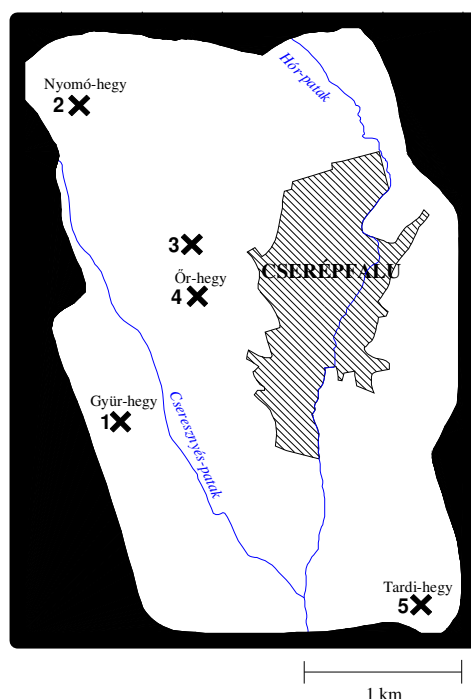
A **talaj maximálisan megengedhető réztartalma** még a legjobb adszorpciós kapacitású talajok esetében is mindössze **100 mg/kg** (MI-08-1735—1990). Ha csak a felső 5 cm-es réteget terhelné a bordói lé, egy átlagos réztartalmú talaj **7 éven** belül elérné az egészségügyi határértéket. Ha a felső 1 m-es talajrétegre vonatkoztatjuk a rézterhelést, akkor is mintegy **140 év alatt** a talaj réztartalma eléri a határértéket, s amint azt az előbb jeleztük, a szennyezett talajokban a szennyezés vertikális eloszlása nem egyenletes, ezért a **felszínhez közelebb eső rétegekben ennél jóval hamarabb bekövetkezik a határérték elérése.**

A fentiek alapján azt kell mondanunk, hogy a hosszú távon történő szőlőtermesztés esetén mindenképpen **találni kell alternatív megoldásokat a peronoszpóra elleni védekezésben**, mert ellenkező esetben az ültetvények talajainak réztartalma oly mértékben megnövekedhet, ami már **az emberi egészséget is veszélyeztetheti.**

8. Kőzetminták nehézfém tartalmának vizsgálata

A mintaterület nagy részén a talajképző kőzet a miocén vulkanizmus során keletkezett **savanyú vulkanitok** közül kerül ki. Legelterjedtebb a riolittufa, riolitot, összesült riolittufát és dácittufát csak kisebb foltokban találunk. A riolittufára rakódott pannon korú, homokos, agyagos üledékek csak egy kis területen képezik a talajképző kőzetet a mintaterület alacsonyabban fekvő, déli részén Cserépfalu határáig. A Hór-patak völgytalpán található talajok pedig a mindössze pár méter vastagságú, holocén korú, kavicsos, homokos, iszapos üledékeken képződtek.

A mintaterületről összesen öt kőzetmintát gyűjtöttünk be (34. ábra). Igyekeztünk a geológiai térképen szereplő, valamennyi kőzettípust megmintázni. Ennek megfelelően vettünk mintát a Gyűr-hegy gerincéről, a Nyomó-hegy csúcsáról, a Nyomó-hegy déli lejtőjének aljáról, az Őr-hegy, valamint a Tardi-hegy csúcsáról. A megvizsgált kőzettípusok lefedik a mintaterület 85%-át.



34. ábra Kőzetmintavételi pontok a mintaterületen

8.1. A begyűjtött kőzetminták közettani jellemzése*

1-es minta a Gyűr-hegy gerincéről (a feltalajban található kőzetdarabokból)

Hidrotermolitok és elkováódott tufák. Vulkáni utóműködés során képződött hidrotermás vizekből kivált kovás kőzetek és hidrotermás oldatok által teljesen elkováósított tufák. A két csoport makroszkóposan nem mindig különíthető el. Főbb megjelenési formái: barnás árnyalatú, tömött masszív, szilánkos törésű kovakőzetek és lilásvörös árnyalatú, zsírfényű kovás kőzetek (jáspis). Eredetük feltehetőleg a vulkáni csatornákhöz köthető.

2-es minta a Nyomó-hegy csúcsáról (a szálban álló kőzetből)

Barnásszürke, bontott egy-két mm nagyságú orientálatlanul elhelyezkedő jól azonosítható biotitkristályokkal, illetve biotit szellemképekkel és mm alatti üvegszerű kvarckristályokkal jellemezhető kőzet. Feltehetőleg a kőzet eredeti színe középszürke lehetett. Anyaga kompakt összeálló, de összesülési nyomokat nem mutat. A kőzet **ignimbrit**.

3-as minta a Nyomó-hegy déli lejtőjének aljáról (a szálban álló kőzetből)

Világosbarna porszerű kristálydarabokat tartalmazó (kristálytufa) a minta meglehetősen morzsalékos, nem összeálló, ásványos összetevői közül makroszkóposan azonosítható sötétszürke csillogó jó alakú (pszeudohexagonális) biotit pikkelyek. Szövetében felismerhetők többnyire rossz megtartású mállott horzsakő darabok. Színtelen alkotók a mintában nem azonosíthatók, eltekintve egy-két elszórtan jelentkező néhány mm-es kvarcdarabkától. A kőzet **finomszemű biotitkristályos savanyú tufa** (riolittufa).

4-es minta az Őr-hegy csúcsáról (a szálban álló kőzetből)

Vörös illetve barnásszürke, porózus, aprókristályos (mm alatti átmérő) kiszórású kőzet, egy-két cm-es nagyságú általában világosbarna színű horzsakő darabokkal. Ásványos alkotói közül makroszkóposan felismerhető a biotit és a kagylós-szilánkos törésű kvarc. Biotitjai fakószínűek, többnyire mállottak. (Vöröses színét feltehetőleg a biotit mállásából származó Fe³⁺ adja.) A kőzet **savanyú, horzsaköves kristálytufa**.

* Csámer Árpád V. éves szakgeográfus vizsgálatai alapján

5-ös minta a Tardi-hegy csúcsáról (a feltalajban található kőzetdarabokból)

Középszürke, összeálló kompakt, összesült ártufa. Ásványos alkotói a tömörödésnek megfelelően orientáltan helyezkednek el. Ezek közül makroszkóposan azonosítható egy mm alatti átmérőjű biotit és enyhén lapított kvarc. A kőzetmintában világosbarna összesült horzsakő darabok is megfigyelhetők. A kőzet **ignimbrit**.

8.2. A kőzetminták nehézfém tartalmának vizsgálata

Tisztában vagyunk azzal, hogy összesen öt kőzetminta alapján nem lehet pontos képet rajzolni a mintaterületen előforduló talajképző kőzetek nyomelem-tartalmáról, ezért **adatainkat tájékoztató jellegűeknek tekintjük** (12. táblázat). Bár az eredmények alapján messzemenő következtetéseket nem vonhatunk le, az adatok alkalmasak néhány alapvető kérdés tisztázására.

12. táblázat A mintaterületről begyűjtött kőzetminták nehézfém tartalma (mg/kg)

sorszám	Pb	Mn	Cu	Ni	Co	Fe	Zn
1	14,0	558	11,8	20,3	10,3	39725	69
2	0,0	313	15,8	18,3	9,0	38325	53
3	15,8	710	10,5	18,3	12,5	35600	71
4	34,5	265	4,5	34,0	3,5	13950	33
5	22,8	325	5,3	12,0	3,8	15500	32

A szakirodalomban több szerző is foglalkozik a különböző kőzetek nehézfém tartalmával. Első lépésben ezért azt tanulmányoztuk, hogy az irodalmi adatokkal összevetve hogyan alakul az általunk begyűjtött kőzetminták nehézfém tartalma (13. táblázat).

Bár az általunk begyűjtött minták különböző kőzettípushoz tartoznak, valamennyi **savanyú magmás kőzet**, ezért átlagolhattuk az eredményeket és összevethettük az irodalmi adatokkal. A **kobalt**, a **réz** a **vas**, a mangán, az **ólom** és a **cink** esetében az általunk mért értékek **nagyon jó egyezést mutatnak** a savanyú magmás kőzetek elemtartalmát bemutató irodalmi forrásokkal.

13. táblázat A savanyú magmás kőzetek nyomelem-tartalma különböző szerzők szerint, valamint saját mérések alapján mg/kg-ban

elem	savanyú magmás kőzetek					
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.
Co	1	1-15 (5)	1-10	4	15	4-13 (7)
Cu	13	4-30 (15)	1-100	13	5-20	5-16 (12)
Fe	27000	-	-	20000	26000	14000-40000 (25000)
Mn	400	-	18-4200 (240)	325	600-1200	265-710 (372)
Ni	0,5	2-20 (8)	1-18 (5,6)	7	20	12-34 (19)
Pb	24	6-30 (18)	1-75	32	10-20	0-35 (17)
Zn	52	5-140 (40)	-	50	40-100	32-71 (44)

Megjegyzés: I. oszlop: Freedman, 1995; II. oszlop: Thorton, 1981; III. oszlop: Jenkins és Jones, 1980 (Snowdonból származó kőzetek alapján); IV. oszlop: Merian, 1984; V. oszlop: Kabata-Pendias és Pendias, 1984; VI. oszlop: saját mérési eredmények. A zárójelben szereplő számok átlagértékeket jelölnek.

A **nikkel** esetében az ismertetett átlagértékek többségénél a saját eredményeink némileg magasabbak voltak. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy a Freedman (1995) által megadott 0,5 mg/kg-os átlagos nikkeltartalom rendkívül alacsonynak tűnik, s több mint egy nagyságrenddel elmarad a Thorton (1981), Jenkins és Jones (1980), valamint Merian (1984) által meghatározott 8, 5,6 illetve 7 mg/kg-os átlagértékektől. A Kabata-Pendias és Pendias (1984) által közölt átlag viszont csaknem megegyezik a mi eredményeinkkel.

8.3. A kőzet- és talajminták nehézfém-tartalmának összehasonlítása

Miután a mintaterület csak kismértékben terhelt antropogén forrásból származó nehézfémekkel, **a talaj fémtartalma elsősorban a talajképző**

kőzetből származik. A második lépésben ezért azt vizsgáltuk meg, kimutatható-e ez a kapcsolat az alapkőzet és a talaj nehézfém-tartalma között.

A nehézfémek vertikális eloszlását bemutató fejezetből azonban kiderül, hogy a szelvényen belül jelentős különbségek lehetnek az egyes genetikai talajszintek fémtartalma között. Tehát **sok esetben nem lehet közvetlen kapcsolatot kimutatni a feltalaj és a talajképző kőzet fémtartalma között.** A nehézfémek horizontális és vertikális eloszlásának tanulmányozásakor az is kiderült, hogy a feltalaj fémtartalmának alakulásában a talajképző kőzeten kívül számos más tényezőnek is (a talaj szemcseösszetétele, szervesanyag-tartalma, pH-ja, a domborzat) komoly szerepe van.

Az a tény, hogy a vizsgált kőzetek nehézfém-tartalmában vannak különbségek, azt jelenti, hogy a mintaterület egyes részein a talajképződés eleve különböző fémtartalmú kőzeteken indulhatott meg. Megvizsgáltuk, hogy ezek a különbségek kimutathatók-e a feltalaj fémtartalmában. A 14. táblázatban a kőzetminták nehézfém-tartalmát hasonlíthatjuk össze a talajnak a kőzetmintavételi pontok környezetében mért nehézfém-tartalmával.

14. táblázat Kőzetminták és a kőzetminták környezetében található, az „A” szintből származó talajminták nehézfém-tartalma mg/kg-ban

	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1. talaj	10-12	8-12	18000-22000	1000-1200	18-22	15-20	40-45
1. kőzet	10,3	11,8	39725	558	20,3	14	69
2. talaj	2-4	0-4	10000-14000	200-400	6-10	5-10	30-35
2. kőzet	9,0	15,8	38325	313	18,3	0	53
3. talaj	4-6	8-12	18000-22000	400-600	18-22	10-15	40-45
3. kőzet	12,5	10,5	35600	710	18,3	15,8	71
4. talaj	6-8	8-12	14000-18000	400-600	10-14	5-10	35-40
4. kőzet	3,5	4,5	13950	265	34,0	34,5	33
5. talaj	12-14	4-8	18000-22000	1000-1200	22-26	20-25	60-65
5. kőzet	3,8	5,3	15500	325	12,0	22,8	32

Öt mintavételi pont esetében hét fémét vizsgáltunk meg. 13 esetben közel azonos volt a feltalaj és a kőzet fémtartalma, 12 esetben a talajban, 10 esetben pedig a kőzetben mértünk alacsonyabb értékeket. Amint azt a fentiekben már jeleztük, a talajképző kőzet nehézfém-tartalma csak egy a talaj nehézfém-tartalmát befolyásoló tényezők közül. Feltűnő, hogy a Nyomó-hegy csúcsánál begyűjtött kőzetmintában rendre magasabb fémtartalmakat

mértünk, mint a talajban. Ennek az az oka, hogy itt a talajképződés kezdeti stádiumát képviselő köves-sziklás váztalaj alakult ki. A talajképző kőzet mállása még nem tökéletes, a nehézfémek adszorbeálásában jelentős szerepet játszó agyagfrakció aránya is nagyon kicsi, 5% alatti. Szintén figyelemre méltó, hogy a Nyomó-hegy déli lejtőjének aljáról származó **laza riolittufa nehézfém tartalma mutatta az egyik legjobb egyezést a talaj fémtartalmával**. Itt a könnyen málló tufatakarón jól fejlett barnaföldet találunk, ahol 30% fölötti a feltalaj agyagtartalma. A 3-4% közötti szervesanyag-tartalom és a finom frakció viszonylag magas aránya lehetővé teszi a fémtartalom megkötődését a feltalajban.

Említést érdemelnek még a Tardi-hegyről származó minták is. Amíg az **ólom** és a **réz** esetében megegyezett a talaj és a feltalajból származó kőzetdarab fémtartalma, a többi vizsgált fém esetében a talajban lényegesen magasabb értékeket mértünk, mint a kőzetben. A kőzetmintavételi pont környezetében a talaj szervesanyag-tartalma viszonylag magas, 3-4% közötti, az agyagtartalom pedig eléri a 20%-ot. Ez eredményezhet kisebb mértékű feldúsulást a feltalajban, mégis felmerül a kérdés, vajon a megvizsgált kőzetdarab valóban a talajképző kőzetből származik-e, vagy áthalmozás során került jelenlegi helyére? A kérdés eldöntéséhez további vizsgálatokra lesz szükség.

Bár a Gyűr-hegy gerincéről származó kőzetminta szintén nem a szálban álló kőzetből származik, a **kobalt**, a **réz**, a **nikkel** és az **ólom** esetében közel azonos volt a talaj és a kőzetminták fémtartalma. Ez arra utal, hogy ezeknek a kőzetdaraboknak az összetétele hasonlít a talajképző kőzetére, esetleg megegyezik azzal. A Gyűr-hegy talajában tapasztalt magas mangán értékek ugyancsak összhangban vannak az innen származó kőzetek mangántartalmával. Igaz, hogy a talajban magasabb értéket határoztunk meg mint a kőzetben, a mintaterületről begyűjtött kőzetek közül azonban ebben a mintában mértük a második legmagasabb értéket. A 14. táblázatban látható, hogy a Gyűr-hegyről vett mintákon kívül még több esetben is előfordult, hogy a talaj mangántartalma jelentősen meghaladta a kőzetben mért értékeket. Az említett esetekben minden bizonnyal a feltalaj magasabb szervesanyag-tartalma is közrejátszott a mangán feldúsulásában.

9. Tömény salétromsavval és a Lakanen-Erviö kivonattal kezelt minták nehézfém tartalmának összevetése

Vizsgálataink során kétféle módszerrel határoztuk meg a talajminták nehézfém tartalmát. Valamennyi begyűjtött minta esetében elvégeztük a **tömény salétromsavas roncsolást**, mely a talaj nehézfém tartalmának körülbelül 90%-át viszi oldatba. A **Lakanen-Erviö féle kivonatot** azonban csak 74 db „A” szintből származó talajminta esetében alkalmaztuk. Ezt az extraháló szert a növények által **„felvehető”** nehézfém tartalom becslésére használják. Amint azt az alkalmazott módszerekről írt fejezetben már említettük, ezek az értékek csak közelítőleg adják meg a felvehető fémmennyiséget, hiszen az jelentős mértékben függ az adott növény anyagcsere-folyamatainak sajátosságaitól.

9.1. A két adatsor egymáshoz viszonyított arányának vizsgálata

A 74 „A” szintből származó talajminta esetében több szempontból is összehasonlítottuk a kétféle módszerrel kapott eredményeket. Első lépésben valamennyi vizsgált fémre kiszámítottuk a kétféle módszerrel meghatározott átlagértékeket, majd azt vizsgáltuk, hogy a „felvehető” elem tartalom hogyan aránylik a tömény salétromsavas roncsolással kezelt minták nehézfém tartalmához (15. táblázat).

15. táblázat A tömény salétromsavval roncsolt (A) és a Lakanen-Erviö kivonattal extrahált (B) 74 talajminta nehézfém tartalmának átlaga mg/kg-ban

	Fe	Zn	Ni	Pb	Co	Mn	Cu
A	22123	56	26	15,4	10,4	782	13,1
B	235	6,5	6,0	5,4	4,3	429	8,9
B/A	0,01	0,12	0,23	0,35	0,42	0,55	0,68

A táblázatból leolvasható, hogy a **vasnak** csak igen kis hányada, körülbelül 1%-a van „felvehető” formában a talajban. A többi vizsgált elem esetében ez az arány már lényegesen nagyobb. Az eredmények azt mutatják, hogy a **mangán** és a **réz** több mint 50%-a „felvehető” formában van jelen. A mangán esetében az irodalmi adatok jóval kisebb, mindössze 1% körüli „felvehető” mangántartalomról tájékoztatnak (Szabó et al. 1987). Igaz, a

szerzők arról is említést tesznek, hogy a savanyú erdőtalajok mangánszolgáltató képessége ennél lényegesen nagyobb, néha a mozgékony formák a növények számára toxikus mértékben is feldúsulhatnak. Az 50% fölötti érték azonban még így is soknak tűnik, valószínűleg a felhasznált oldószer olyan mangán-vegyületeket is oldatba vitt, melyek természetes körülmények között a növények számára nem elérhetők. Ezek az eredmények is figyelmeztetnek arra, hogy egyetlen extrahálási módszerrel sem lehet pontosan meghatározni a felvehető elemtartalmat, ez a módszer is csak a felvehető mennyiség becslésére alkalmas. A „felvehető” **réztartalom** magas aránya összhangban van az irodalmi adatokkal. Győri (1984) szerint az ország talajainak összes réztartalma 3,2-38 mg/kg között alakul, a jól oldódó, a növények számára hozzáférhető réztartalom pedig 4-20 mg/kg között változik (Szabó et al 1987). Az általunk mért „felvehető” **ólom-** és **nikkeltartalom** is jó egyezést mutat az irodalmi forrásokkal. A Fekete (1988) által 6000 magyarországi minta alapján meghatározott „felvehető” ólomtartalom 6,43 mg/kg, a „felvehető” nikkeltartalom pedig 4,43 mg/kg volt.

9.2. A két adatsor közötti korrelációs kapcsolat vizsgálata

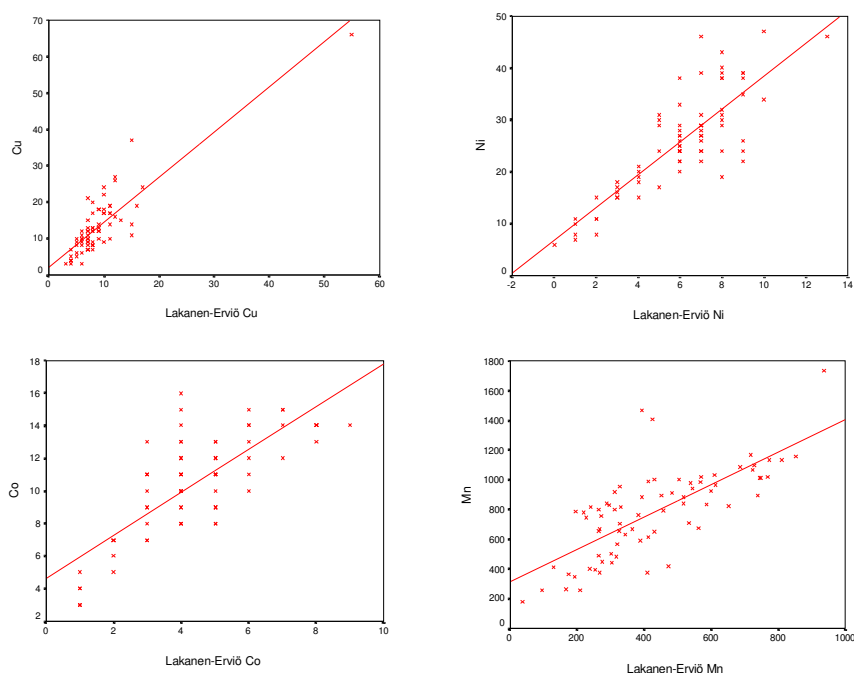
A második lépésben a kétféle előkészítési módszerrel nyert adatokat **korrelációs vizsgálatnak** vetettük alá (16. táblázat). Ennek alapján megpróbáltuk kideríteni, hogy a különbségek milyen okokra vezethetők vissza, ennek ismeretében ugyanis választ kaphatunk arra a kérdésre, hogy a mintaterületen **milyen tényezők befolyásolják leginkább az egyes fémek felvehetőségét.**

16. táblázat A tömény salétromsavval roncsolt és a Lakanen-Erviö kivanatban extrahált 74 talajminta nehézfém-tartalma között számított korrelációs együtthatók értéke az egyes fémek esetében

	Cu	Ni	Co	Mn	Pb	Zn	Fe
r	0,86	0,83	0,76	0,73	0,17	0,14	0,05

A hét vizsgált fém közül négy esetében (**Cu, Ni, Co, Mn**) igen erős pozitív korrelációs kapcsolatot mutattunk ki, az eredmények a 0,01-es szinten szignifikánsak voltak (35. ábra). Az **ólom**, a **cink** és a **vas** esetében azonban nem tudtunk értékelhető korrelációs kapcsolatot kimutatni a két

adatsor között, ezért megvizsgáltuk, mi lehet az oka az alacsony korrelációs értékeknek.



35. ábra A tömény salétromsavval roncsolt és a Lakanen-Erviö kivonattal kezelt minták nehézfém-tartalma mg/kg-ban a réz, a nikkel, a kobalt és a mangán esetében

Minden minta esetében **kiszámítottuk a tömény salétromsavas roncsoláskor és a Lakanen-Erviö kivonatban történt extraháláskor kapott eredmények hányadosát**. A hányados értéke annál nagyobb, minél kisebb a „felvehető” fémtartalom aránya. Ezután ezeknek a hányadosoknak az értékével vetettük össze az egyes talajtulajdonságok (szemcseösszetétel, szervesanyag-tartalom, pH, $CaCO_3$ -tartalom) kvantitatív értékeit. A kérdés az volt, kimutatható-e szorosabb korrelációs kapcsolat a hányados és valamelyik talajtulajdonság között, mert ha igen, az azt jelenti, hogy az illető tulajdonság felelős - a pozitív korrelációs kapcsolat szorosságának függvényében - a vizsgált fémnek a növények által nem felvehető állapotban történő tartásáért.

Az **ólom** és a **cink** esetében azt tapasztaltuk, hogy a vizsgált tényezők közül legnagyobb hatása a **talaj agyagtartalmának** volt. A hányados valamint a talaj agyagtartalma közötti korrelációs együttható

értéke az ólom esetében $r=0,58$, a cink esetében pedig $r=0,46$ volt a 0,01-os szignifikancia szinten. Ez azt jelenti, hogy a két fém esetében a **„felvehető” mennyiség arányát** a vizsgált tényezők közül **leginkább a talaj agyagtartalma befolyásolja**. Az eredmények alapján megállapítottuk, hogy az agyagásványokba beépült illetve az általuk adszorbeált ólom és cink döntő hányada **nem hozzáférhető a növények számára**. Ezek az adatok részben magyarázatot adnak a kétféle előkészítési módszerrel kapott eredmények közötti gyenge korrelációs kapcsolatra is.

A **vasnál** is ki tudtuk mutatni a talaj agyagtartalmának szerepét a „felvehető” vastartalom mennyiségének csökkentésében, de ez a korrelációs kapcsolat ($r=0,27$ a 0,05-os szignifikancia szinten) jóval gyengébb volt, mint az ólom, és a cink esetében. A vas felvehetőségét ugyanis elsősorban nem a talaj szemcseösszetétele, hanem a különböző **vas-vegyületek kémiai formája** határozza meg. A talajban található vas-vegyületek döntő többsége rosszul oldódik (Szabó et al. 1987). Ez az oka annak, hogy méréseink szerint a talaj vastartalmának mindössze 1%-a „felvehető” a növények számára. Megvizsgáltuk a korrelációs kapcsolatot a fentebb említett hányados és a talaj szervesanyag-tartalma között is. Az együttható értéke $r=-0,29$ a 0,05-os szignifikancia szinten, ami azt jelenti, hogy a szerves anyagok kis mértékben hozzájárulnak az oldható, tehát a növények számára hozzáférhető vastartalom mennyiségének növeléséhez. Ennek oka, hogy a szerves anyagok egy része szerves komplexek formájában képes oldatba vinni a vasat (Szabó S.A. et al. 1987).

A **réz** és a **nikkel** esetében a fentebb említett hányados és az egyes talajtulajdonságok között egyetlen esetben sem találtunk $r=0,3$ -nál szorosabb pozitív, vagy negatív korrelációt, ami arra utal, hogy a **vizsgált talajtulajdonságok érdemben nem befolyásolják a „felvehető” fémmennyiséget**, az döntően a tömény salétromsavas roncsolással meghatározott fémtartalom szerint alakul. Ezt a két előkészítési módszerrel kapott eredmények közötti szoros ($r=0,86$ és $r=0,83$) korrelációs értékek is jelzik.

Érdekes a **kobalt** és a **mangán** esetében kimutatott ($r=-0,44$ a 0,01-os és $r=-0,30$ a 0,05-os szignifikancia szinten) negatív korrelációs kapcsolat az említett hányados és a talaj iszapfrakciója között. Az eredmények alapján az a következtetés vonható le, hogy az iszapfrakció arányának növekedése némileg növeli a talaj „felvehető” kobalt- és mangántartalmát. Ezek szerint az iszapfrakcióban nagyobb a „felvehető” kobalt- és mangántartalom, mint a finomabb agyagfrakcióban.

10. A területhasználat és a talaj nehézfém-tartalma közötti kapcsolat vizsgálata

Amint azt a 4. fejezetben már említettük, mintaterületünk elsősorban mezőgazdaságilag hasznosított területen helyezkedik el. A vizsgálatokat a következő területhasználati kategóriák alapján végeztük: **szántóföld**, **erdő**, **füves terület**. A mintaterületen ezeken kívül még találhatóak kertek és szőlők is, de ezekről a területekről mindössze 6-6 mintát gyűjtöttünk be, ami a statisztikai értékeléshez nem elegendő.

10.1. A felszíni és az „A” szintből származó minták nehézfém-tartalmának összevetése területhasználati típusok szerint

Első lépésben kiszámítottuk a felszíni 2 cm-es rétegből, valamint az „A” szintből származó minták esetében az egyes területhasználati kategóriákat jellemző átlagos nehézfém-tartalmat (17. táblázat).

17. táblázat Az egyes területhasználati kategóriákba tartozó területek talajainak átlagos nehézfém-tartalma a felszíni és „A” szintből származó minták alapján (mg/kg)

	szántó	füves terület	erdő
Co „A” sz.	11,7	8,6	6,2
Co felszín	10,9	8,3	5,8
Cu „A” sz.	15,4	9,3	5,3
Cu felszín	15,1	9,7	7,2
Fe „A” sz.	24876	19945	15517
Fe felszín	24511	19589	13455
Mn „A” sz.	876	622	515
Mn felszín	818	616	579
Ni „A” sz.	32,3	19,2	12,8
Ni felszín	32,2	18,9	12,6
Pb „A” sz.	17,5	13,0	12,4
Pb felszín	18,3	13,5	19,0
Zn „A” sz.	62	49	41,5
Zn felszín	62	49	48,8

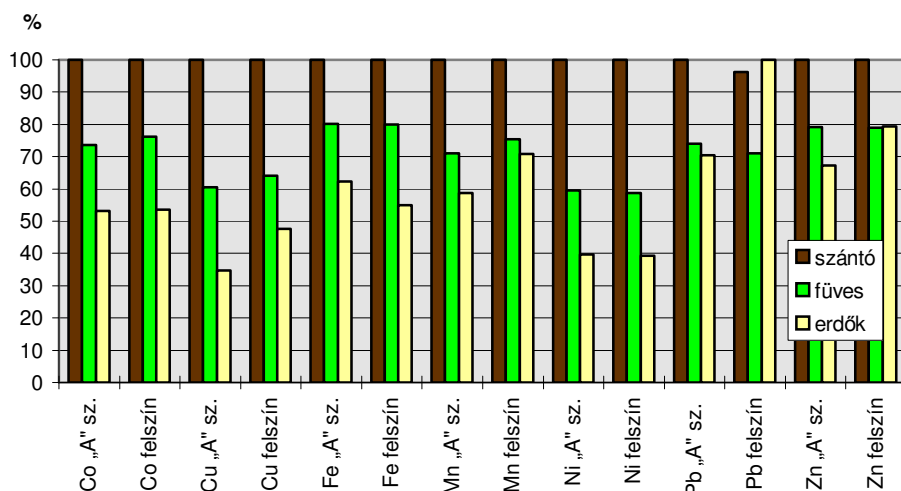
Az eredmények értékelésénél meg kell jegyeznünk, hogy az egyes kategóriákat reprezentáló minták száma nem azonos. A legtöbb mintát - 102 darabot - a szántóföldekről gyűjtöttük be, az erdőkből 24, a füves területekről pedig összesen 16 mintát vizsgáltunk meg. Ebből következően a legmegbízhatóbb eredményeket a szántóföldekről begyűjtött minták adják, de statisztikailag a másik két területhasználati típusra kapott adatok is értékelhetők.

Az eredmények azt mutatják, hogy a **szántóföldekről és a füves területekről begyűjtött minták esetében az „A” szintből származó és a felszíni minták fémtartalma között nincs jelentős különbség.** A szántóterületeknél ez nem meglepő, hiszen itt a talaj forgatása következtében a két szint gyakorlatilag összekeveredett. Érdekes, hogy a füves terület esetében is csak minimális különbséget tudtunk kimutatni a két talajszint között. Ennek minden bizonnyal az az oka, hogy korábban ezeknek a területeknek a nagy része is szántóföldi művelés alatt állt, ezért komolyabb differenciálódás még nem ment végbe a két talajszint között. Más a helyzet az **erdők alatt képződött talajokkal**, hiszen itt a talajképződés folyamatát, a nehézfémek talajon belüli eloszlását nem zavarta meg az emberi tevékenység. Ezeknél a talajoknál néhány fém esetében **jelentős különbség mutatkozott a két talajszint között.** A talaj szervesanyag-tartalma a felszíni mintákban átlagosan 11%, az „A” szintből származó mintákban azonban jóval alacsonyabb, átlagban 5%. Minden bizonnyal ennek köszönhető, hogy az organofil elemek (ólom, cink, réz, mangán) esetében a felszíni mintákban magasabb átlagértékeket mértünk.

10.2. A talaj nehézfémtartalmának alakulása az egyes területhasználati típusokban

Amikor a talaj nehézfémtartalma alapján sorrendet állítottunk fel az egyes területhasználati típusok között azt tapasztaltuk, hogy akár a felszíni, akár az „A” szintből származó minták alapján végeztük is azt el, az eredmény csaknem teljesen azonos volt. A különbség mindössze annyi, hogy ha a felszíni minták alapján végeztük a sorrendbe állítást, az ólom esetében nem a szántó, hanem egészen minimális különbséggel az erdő került az első helyre, illetve a cink esetében a második helyre nem a füves terület, hanem az erdő került. Ez a már korábban említett okokra (a két fémnek a szerves anyagokhoz történő erős kötődésére) vezethető vissza. Az említett két esetet

kivéve a sorrend valamennyi fém esetében, mind a felszíni, mind az „A” szintből származó minták alapján a következőképpen alakult: a **legmagasabb átlagérték a szántóföldi művelés alatt álló területekre jellemző, második helyen a füves területek állnak, a legalacsonyabb fémtartalom pedig az erdők alatt képződött talajokra jellemző (36. ábra).**



36. ábra Az egyes nehézfémek egymáshoz viszonyított mennyiségi arányai területhasználati típusok szerint

A 36. ábrán úgy ábrázoltuk az egyes nehézfémek mennyiségi arányait, hogy a legmagasabb átlagértéket 100%-nak vettük és ehhez viszonyítottuk a másik két területhasználati típusra jellemző átlagértékeket.

Az eredmények alapján akár azt is mondhatnánk, hogy a területhasználat típusa alapvetően meghatározza a talaj nehézfém-tartalmának alakulását, azonban látnunk kell, hogy **az egyes kategóriák közötti különbségek elsősorban nem az eltérő területhasználatból adódnak, hanem döntően a 6. fejezetben leírt tényezőkre** (domborzat, a talaj szemcseösszetétele, szervesanyag-tartalma, kémhatása) **vezethetők vissza.** Ezek a tényezők, közöttük is **elsősorban a domborzat alapvető hatással vannak a terület hasznosításának módjára.** A meredek lejtőkön, ahol az erózió következtében csak vékony talajtakaró képződött nem szántókat találunk, hanem elsősorban erdőket, hiszen itt ez a legcélszerűbb hasznosítási forma. A szántóterületeket pedig a legkisebb reliefenergiával rendelkező területeken találjuk meg, hiszen a gépesített talajművelés számára a

meredekebb területek alkalmatlanok. A domborzat emellett hatással van a talaj szemcseösszetételére is. Megfigyeltük, hogy a meredek lejtőkön a legnagyobb a durva frakció aránya, ugyanakkor az enyhébb reliefű területek talajaiban a finomabb frakció dúsul fel. Méréseink szerint a meredek lejtőkön található erdők talajának a legmagasabb a szervesanyag-tartalma. A kevésbé meredek, ezért szántóföldi művelés alatt álló területeken pedig éppen a művelés vezetett a szervesanyag-tartalom csökkenéséhez. **A domborzat tehát amellett, hogy befolyásolja a területhasználat típusát, és a talaj szemcseösszetételét, áttételesen hatással van a talaj szervesanyag-tartalmára is.**

Megvizsgáltuk az egyes területhasználati kategóriák esetében a **szemcseösszetételt, a szervesanyag-tartalom és a pH átlagértékeit** (18. táblázat). Az eredmények igazolják azt a megállapítást, hogy elsősorban **ezek a talajtulajdonságok a felelősek a nehézfém-tartalomban mutatkozó különbségekért.** Nem szabad azonban elfeledkeznünk arról, hogy ezen talajtulajdonságok alakulásában - igaz gyakran csak közvetett módon - a domborzatnak is fontos szerepe van.

18. táblázat A talaj szemcseösszetételének, pH-jának és szervesanyag-tartalmának alakulása az egyes területhasználati típusokban a felszíni és az „A” szintből származó minták átlagértékei alapján

		szántó	füves terület	erdő
agyag %	„A” sz.	28	20	12
agyag %	felszín	27	17	9
iszap %	„A” sz.	36	29	23
iszap %	felszín	37	29	21
finom homok %	„A” sz.	28	32	31
finom homok %	felszín	28	33	35
durva homok %	„A” sz.	8	19	34
durva homok %	felszín	8	21	34
pH	„A” sz.	6,4	6,2	5,4
pH	felszín	6,4	6,2	5,6
szerves anyag %	„A” sz.	2,6	3,3	5,0
szerves anyag %	felszín	2,7	4,6	11,0

A **szántóföldi művelés alatt álló területek** magasabb nehézfém-tartalma elsősorban a talaj finomabb szemcseösszetételének köszönhető, itt a legmagasabb az agyag- és az iszapfrakció aránya. A pH

átlag is ebben a típusban a legmagasabb, ami a nehézfémek mobilitásának csökkenését eredményezi, így a feltalaj fémtartalma csak nehezen helyeződik át a mélyebb talajrétegek felé.

Az **erdőterületek** talajaiban megfigyelt alacsony fémtartalom ugyancsak a szemcseösszetételre vezethető vissza. Itt a legnagyobb a durva- és a legkisebb a finom frakció aránya, a talaj nehézfém-megkötő képessége (adszorpciós kapacitása) ezért kicsi. A legalacsonyabb pH értékeket is itt mértük, ami a fémek mobilitásának kedvez, tehát könnyebben elmozdulhatnak a mélyebb szintek felé.

A **füves területek** talajai a szemcseösszetételt és a talaj kémhatását, valamint a szervesanyag-tartalmat illetően is köztes helyet foglalnak el a szántók és az erdők talajai között. A fémtartalom tekintetében is köztes helyzetben vannak, a szántóföldek talajainál alacsonyabb, az erdőterületek talajainál viszont magasabb átlagértéket kaptunk valamennyi vizsgált nehézfém esetében.

Bár az erdőterületek talajaiban a felszíni talajréteg kiemelkedően nagy szervesanyag-tartalma hozzájárult néhány fém feldúsulásához, az eredmények alapján mégis azt kell mondanunk, hogy **mintaterületünkön a talaj nehézfém-tartalmának alakulását leginkább a talaj szemcseösszetétele befolyásolja, a szervesanyag-tartalomnak és a talaj kémhatásának csak kisebb, módosító szerepe van.** Ebben minden bizonnyal szerepet játszik az is, hogy a mintaterület talajaiban a finomfrakció (agyag- és iszapfrakció) aránya igen magas. Ez az arány a szántóterületeken meghaladja a 60%-ot, s a füves területeken is közel 50%. Bár a szerves anyagok legnagyobb részét kitevő humusz molekulák fajlagos felülete - így a nehézfém megkötő képessége is - igen nagy, a talaj szervesanyag-tartalma csak az erdők alatt éri el a 10%-ot, a szántókon és a füves területeken mindössze 2-5% között alakul. Ebből következik az, hogy összességében a talaj finom frakciója nagyobb mennyiségű nehézfémet képes megkötni, s ezért fejt ki a szerves anyagoknál nagyobb hatást a nehézfémek területi eloszlására.

11. Növényminták nehézfém tartalmának vizsgálata

A talaj nehézfém tartalmának bizonyos részét a növények képesek felvenni. Az alapvető kérdés az, hogy egy adott talajtípusnál, meghatározott nehézfém tartalom esetében a **különböző növényfajok milyen mennyiségű fémeket vesznek fel, illetve a felvett elemek az egyes növényekben hogyan oszlanak el**. Előfordulhat, hogy egyes fémek a növénynek azokban szerveiben akkumulálódnak, amelyek nem **alkalmasak emberi vagy állati fogyasztásra**. Általában ilyen a növények gyökere. Az is elképzelhető azonban, hogy éppen a fogyasztásra alkalmas szövetekben dúsulnak fel. Csak ezen ismeretek birtokában lehet pontosan megadni a talajok nehézfém tartalmára vonatkozó egészségügyi határértékeket. Ezért rendkívül fontos ennek a kérdésnek az alapos vizsgálata a különböző talajtípusokon, és a fontosabb termesztett növényfajok esetében.

Dolgozatunkban a mintaterületre legjellemzőbb termesztett növényfajok - **búza, napraforgó, kukorica** - nehézfém felvételét tanulmányoztuk. A talaj és a vizsgált növények nehézfém tartalmának ismeretében nyomon követhető a különböző fémek felvételének alakulása a talaj-növény rendszerben. A 1995-ben, 1996-ban és 1997-ben begyűjtött minták segítségével megvizsgáltuk, hogy az adott terület talajából a növények mennyi nehézfémeket képesek felvenni, illetve a felvett fémek hogyan oszlanak el a növény különböző szerveiben. Azt a kérdést is vizsgáltuk, hogy a Lakanen-Erviö féle módszerrel meghatározott „felvehető” elem tartalom mennyiben korrelál az egyes növények által ténylegesen felvett fémmennyiségekkel.

11.1 A talaj- és a növényminták nehézfém tartalmának összehasonlítása.

Első lépésben azt néztük meg, hogy a vizsgált növényfajok egyes szerveinek nehézfém tartalma hogyan viszonyul a növény mintavételi pontból származó talajminta tömény salétromsavas roncsolással meghatározott nehézfém tartalmához. A kérdést bonyolítja, hogy az egyes szerveknek különböző a nehézfém tartalma, ezért nem lehet egyetlen adattal kifejezni azt, hogy például a kukorica mennyi nehézfémeket képes felvenni a talajból.

A továbbiakban a talajban mért nehézfém tartalmat 100%-nak véve megnézzük, hogy a vizsgált növények szerveiben a minimális és a maximális nehézfém tartalom ehhez viszonyítva hány százalékot tesz ki (19. táblázat)

19. táblázat A vizsgált növényekben mért maximális és minimális nehézfém tartalom %-os aránya a talaj fémtartalmához viszonyítva (a sorszámkok a maximális értékek alapján számított sorrendet jelölik)

napraforgó			búza			kukorica		
	max	min		max	min		max	min
1. Fe	5,9	0,2	1. Mn	9,2	1,0	1. Pb	6,6	<1
2. Co	7,5	<1	2. Fe	11,8	0,2	2. Fe	7,2	0,1
3. Mn	22,3	1,9	3. Co	12,1	<1	3. Co	9,0	<1
4. Ni	30,6	8,7	4. Ni	24,9	0,8	4. Mn	12,3	0,8
5. Pb	51,0	<1	5. Pb	30,0	<1	5. Ni	28,4	3,1
6. Zn	167,5	62,2	6. Cu	64,7	13,8	6. Cu	78,2	11,8
7. Cu	187,6	41,9	7. Zn	199,0	7,8	7. Zn	115,8	51,6

A 19. táblázatban szereplő %-os eredményeknél a vizsgált növények valamennyi szervének nehézfém tartalmát figyelembe vettük. Néhány esetben a magasabb értékek arra vezethetők vissza, hogy a vizsgált **növények gyökerének** a többi szervhez viszonyítva **igen magas volt a fémtartalma**. A gyökerekben található nehézfémek jelentős részét azonban a növények nem tudják a többi szerv felé transzportálni, mivel a fémek gyakran a gyökerek rizodermiszének sejtfalához kötődnek. Így valójában a **sejtfalhoz kötődő fémeket a növények nem veszik fel**, csak a gyökerek külső felületén megkötik.

Érdemes ezért úgyis megvizsgálni a talaj fémtartalmához viszonyított %-os értékeket, hogy a gyökerek fémtartalmát nem vesszük figyelembe (20. táblázat). Ebben az esetben pontosabb adatokhoz juthatunk a növények által ténylegesen felvett fémmennyiségeket illetően. A légköri ülepedésből származó - elsősorban a növények leveleire ülepedő - fémmennyiség ugyan befolyásolhatja az eredményt, de korántsem olyan mértékben, mint a gyökérzet fémtartalma.

20. táblázat A vizsgált növények föld feletti szerveiben mért maximális és minimális nehézfém-tartalom %-os aránya a talaj fémtartalmához viszonyítva (a sorszámok a maximális értékek alapján számított sorrendet jelölik)

napraforgó				búza			kukorica		
	max	min		max	min		max	min	
1 Fe	2,3	0,2	1 Fe	2,5	0,2	1 Fe	1,8	0,1	
2 Co	6,3	<1	2 Co	3,2	<1	2 Co	4,5	<1	
3 Pb	7,0	<1	3 Pb	5,9	<1	3 Pb	6,6	<1	
4 Mn	22,3	1,9	4 Mn	8,8	1,0	4 Ni	11,5	3,1	
5 Ni	30,6	8,9	5 Ni	16,3	0,8	5 Mn	12,3	0,8	
6 Zn	167,5	65,4	6 Cu	29,5	13,8	6 Cu	78,2	11,8	
7 Cu	187,6	50,4	7 Zn	53,6	7,8	7 Zn	115,8	51,6	

A 19. és a 20. táblázat adatait összehasonlítva látható, hogy a **vas** és a **kobalt** esetében a maximális százalékos értékek mindhárom növénynél alacsonyabbak voltak, amikor a gyökerek fémtartalmát nem vettük figyelembe. Az **ólom** esetében a napraforgónál és a búzánál, a **nikkel** esetében a búzánál és a kukoricánál, a **mangán**, a **cink** és a **réz** esetében pedig csak a búzánál kaptunk alacsonyabb értékeket, amikor a gyökerek fémtartalmát nem vettük figyelembe. Ezek az adatok azt jelzik, hogy **a vas, a kobalt, az ólom és a nikkel elsősorban a gyökerekben, a mangán a réz és a cink viszont - a búza kivételével - elsősorban a vizsgált növények föld feletti szerveiben akkumulálódnak.**

A következő lépésben a kapott eredményeket összevetettük az szakirodalmi forrásokkal (21. táblázat). Valamennyi növény minden egyes földfeletti szervére kiszámítottuk a **talaj-növény szállítási koefficiens** (soil-plant transfer coefficient) értékét, amit úgy kaptunk meg, hogy a növényi szerv fémtartalmát elosztottuk a növénytavételi pontból származó talajminta fémtartalmával.

A 21. táblázatból látható, hogy eredményeink jó összhangban vannak a Klope et al. (1994) által közölt adatokkal (8. táblázat). A nikkel, a réz és a kobalt esetében az általunk kapott maximális értékek azért alacsonyabbak az irodalmi adatoknál, mert ezeket a fémeket bizonyos növények az általunk vizsgáltaknál jóval nagyobb mértékben képesek akkumulálni. A Klope et al. (1994) által közölt értékek kiszámításánál minden bizonnyal ezeket a fajokat is figyelembe vették.

21. táblázat A nehézfémek szállítási koefficiensei talaj-növény rendszerben Klope et al. (1994) és a három növényen végzett saját méréseink szerint

talaj-növény szállítási koefficiens		
	Klope et al. szerint	saját mérések
Fe	—	0,001-0,03
Co	0,01-0,1	<0,01-0,1
Pb	0,01-0,1	<0,01-0,1
Mn	—	0,01-0,2
Ni	0,1-1,0	0,1-0,3
Zn	1-10	0,5-1,7
Cu	0,1-10	0,1-1,9

Az általunk számított talaj-növény szállítási koefficiensek alapján meghatároztuk a vizsgált nehézfémek mobilitási sorrendjét. A növények által legkevésbé felvehető elem a **vas**. Az általunk vizsgált növények egyetlen földfeletti szervének vastartalma sem haladja meg a talaj vastartalmának 3%-át. Ezután következik a **kobalt** és az **ólom**. Az említett fémek esetében a talaj fémtartalmának maximum 10%-át mérhetjük a növényekben. A **mangán** esetében ez az érték 20%, a **nikkelnél** pedig 30%. A két legmobilisabb fém a **cink** és a **réz**. Ezekből a fémekből a növények a talaj fémtartalmánál nagyobb mennyiségeket is képesek akkumulálni, egyes szervekben a talaj fémtartalmát közel kétszeresen meghaladó mennyiségeket is kimutattunk.

A saját méréseink alapján megállapított mobilitási sorrend pontosan megegyezik a Klope et al. (1994) által közölt sorrenddel, mely a következőképpen alakul: Fe < Co = Pb < Mn < Ni < Zn < Cu.

11.2. A talaj „felvehető” elemtartalmának és a növények által ténylegesen felvett nehézfém-mennyiségnek az összehasonlítása

A továbbiakban azt vizsgáljuk, hogy a Lakanen-Erviö kivonattal kezelt talajmintákban mért nehézfém-tartalom mennyiben felel meg a növények által ténylegesen felvett fémtartalomnak.

A 11.1.-es fejezetben kiszámított talaj-növény szállítási koefficiensek értékei összevethetők a 9. fejezetben kiszámított hányadosok értékeivel (22. táblázat) Ezeket a hányadosokat úgy számítottunk ki, hogy a Lakanen-Erviö kivonatban extrahált minták átlagos nehézfém-tartalmát - azaz a „felvehető”

nehézfém tartalmat - elosztottuk a tömény salétromsavval roncsolt minták átlagos nehézfém tartalmával. Amennyiben a Lakanen-Erviö kivonattal előkészített mintákban mért **„felvehető” elem tartalom valóban felvehető a növények számára, akkor a hányadosok értékének összhangban kell lennie a növény minták alapján kiszámított talaj-növény szállítási koefficiensek értékével**, ami természetesen nem jelenti azt, hogy a két értéknek meg kell egyeznie.

22. táblázat A saját mérések alapján számított talaj-növény szállítási koefficiensek értékei (I.) valamint a Lakanen-Erviö kivonatban extrahált és a tömény salétromsavval roncsolt talajminták átlagának hányadosai, azaz a „felvehető” fémtartalom aránya (II.)

	Fe	Ni	Cu	Pb	Co	Mn	Zn
I.	0,001-0,03	0,1-0,3	0,1-1,9	<0,01-0,1	<0,01-0,1	0,01-0,2	0,5-1,7
II.	0,01	0,23	0,68	0,35	0,42	0,55	0,12

A **vas**, a **nikkel** és a **réz** esetében azt mondhatjuk, hogy a „felvehető” fémtartalom aránya jó egyezést mutatott a talaj-növény szállítási koefficiensek értékeivel. Az **ólom**, a **kobalt** és a **mangán** esetében a „felvehető” elem tartalom aránya nagyobb, a **cink** esetében pedig lényegesen kisebb volt a szállítási koefficiensek értékeinél.

Az eredmények alapján az a következtetés vonható le, hogy **rézből, ólomból és kobaltból a talajnak vannak tartalékai**, amelyekhez a növények szükség esetén hozzájuthatnak, de a talajtulajdonságok bizonyos irányú megváltozása - például a pH, vagy a humusztartalom csökkenése - is okozhat többlet fémfelvételt. A talaj **cinkszolgáltató képessége a termesztett növények igényéhez viszonyítva azonban meglehetősen kicsi**, erre utal az, hogy a cink esetében a talaj-növény szállítási koefficiens értéke jóval magasabb, mint a „felvehető” cinktartalom aránya.

A Lakanen-Erviö-féle módszer valójában a növények által potenciálisan **felvehető elem tartalom mennyiségének becslésére** alkalmas, ami természetesen nem jelenti azt, hogy az adott növény az adott talajból ténylegesen fel is veszi a meghatározott fémmennyiséget.

Az egyes talajtulajdonságok azonban idővel változhatnak. Általános tendencia például a talaj pH-jának csökkenése. Ez a folyamat a felvehető fémtartalom mennyiségének növekedéséhez vezet, ezért amennyiben a talaj elsavanyodása tovább folytatódik, hosszabb távon növekedni fog a növények számára ténylegesen felvehető fémtartalom. Ez esetben a talaj-növény

szállítási koeficiensek értékei az ólom, a kobalt és a réz esetében is közelíteni fognak a 22. táblázatban szereplő Lakanen-Erviö-féle módszerrel számított értékekhez. A cink esetében a talaj pH-jának csökkenésével párhuzamosan szintén nőni fog a növények által ténylegesen felvehető cinkmennyiség. Azonban tudjuk, hogy a talaj „felvehető” cinktartalmának aránya igen kicsi volt a talaj-növény szállítási koeficiensek értékéhez viszonyítva, ezért elképzelhető, hogy idővel a talaj „felvehető” cinkkészlete oly mértékben lecsökken, hogy a növények nem juthatnak hozzá a szükséges cinkmennyiséghez.

11.3. Az egyes növényfajok különböző talajokból történő nehézfémfelvételének, s a felvett fémek növényen belüli eloszlásának vizsgálata

Az előző alfejezetben a talaj-növény szállítási koeficiensek értéktartományának meghatározásakor egyszerre vettük figyelembe az összes megvizsgált növényt. A „felvehető” nehézfém-tartalom arányát (19., 20. táblázat) pedig az egész mintaterület átlagában adtuk meg. Ebben az alfejezetben már külön-külön vizsgáljuk az egyes növényfajokat, s a talaj fémtartalmát is mindig konkrétan a növénytavételi pontban begyűjtött minta alapján adjuk meg. Azt vizsgáljuk, hogy a több éven keresztül, különböző helyekről begyűjtött napraforgó, búza és kukorica szerveinek fémtartalma mennyiben függ a talaj fémtartalmától és a talajtulajdonságoktól. Kimutatható-e az, hogy a magasabb fémtartalmú talajból több fém jut a növénybe, vagy a talajtulajdonságok módosítják az egyes fémek felvételét? Vizsgáljuk továbbá az egyes nehézfémek növényen belüli eloszlását. Arra keressük a választ, hogy a vizsgált fémek a növényeknek mely szervében mutatnak akkumulációt, melyek azok a fémek, amelyek nagyobb mennyiségben halmozódnak fel az emberi vagy állati fogyasztásra alkalmas szervekben?

A növények nehézfémfelvételét befolyásoló tényezők vizsgálatánál csak azokat a növényi szerveket használtuk fel, amelyek fémtartalmát minden évben elemeztük, hiszen csak így volt lehetőségünk az összehasonlításra. A diagramokban ezeknek a szerveknek az adatait zöld színnel ábrázoltuk. A nehézfémek növényen belüli eloszlásának vizsgálatakor azonban azokat a szerveket is figyelembe vettünk, amelyekből csak egyszer történt mintavétel. A diagramokban ezen szervek adatai sötétebb színnel szerepelnek.

11.3.1. A napraforgó nehézfémfelvételének és a nehézfémek növényen belüli eloszlásának vizsgálata

Első lépésben a különböző helyekről begyűjtött talajminták alapján vizsgáltuk talaj nehézfémtartalmának, agyag- és szervesanyag-tartalmának, valamint pH-jának hatását a mintavételi pontokból származó **napraforgó** nehézfémfelvételére. Köztudott, hogy az agyagásványokhoz és a szerves anyagokhoz kötődő nehézfémek jelentős része nem, vagy csak nehezen felvehető a növények számára, s az is ismert tény, hogy a pH csökkenésével növekszik a felvehető fémtartalom mennyisége. Ezek alapján azt feltételeztük, hogy amennyiben nincsen jelentős különbség a növénytavételi pontokból származó talajminták nehézfém-tartalma között, akkor az 1996-ban begyűjtött napraforgó mintákban mérjük majd a legalacsonyabb értékeket. Ezt arra alapoztuk, hogy az 1996-os talajmintában mértük a legmagasabb az agyagtartalmat, emellett a talaj pH-ja is meglehetősen magas volt, miközben a három talajminta szervesanyag-tartalma között nem tapasztaltunk lényeges különbséget (23. táblázat). Igaz, hogy az 1997-es talajmintában is magas az agyagfrakció aránya, azonban a másik két mintánál lényegesen alacsonyabb pH nagyobb mennyiségű fém felvételét teszi lehetővé. Bár az 1995-ös minta pH-ja némileg magasabb, mint az 1996-osé, agyagtartalma lényegesen alacsonyabb a másik két mintánál (23. táblázat).

23. táblázat A napraforgó minták helyéről származó talajminták adatai (a nehézfém-tartalom mg/kg-ban van megadva)

	Pb	Mn	Cu	Ni	Co	Fe	Zn	Agyag %	Szerves anyag %	pH
talaj/95	10,9	959	12,6	33,5	12,1	26020	58	16,2	2,67	8,1
talaj/96	9,9	884	13,2	34,1	11,1	33080	64	43,4	2,39	7,6
talaj/97	14,8	913	14,9	26,9	11,6	26833	59	36,4	2,81	5,7

A **mangán**, a **réz** és a **kobalt** esetében nem volt jelentős különbség a talaj fémtartalmában (23. táblázat). Feltételezésünknek megfelelően valamennyi vizsgált szerv esetében az 1996-os napraforgó minták fémtartalma volt a legalacsonyabb (37., 38., 39. ábra).

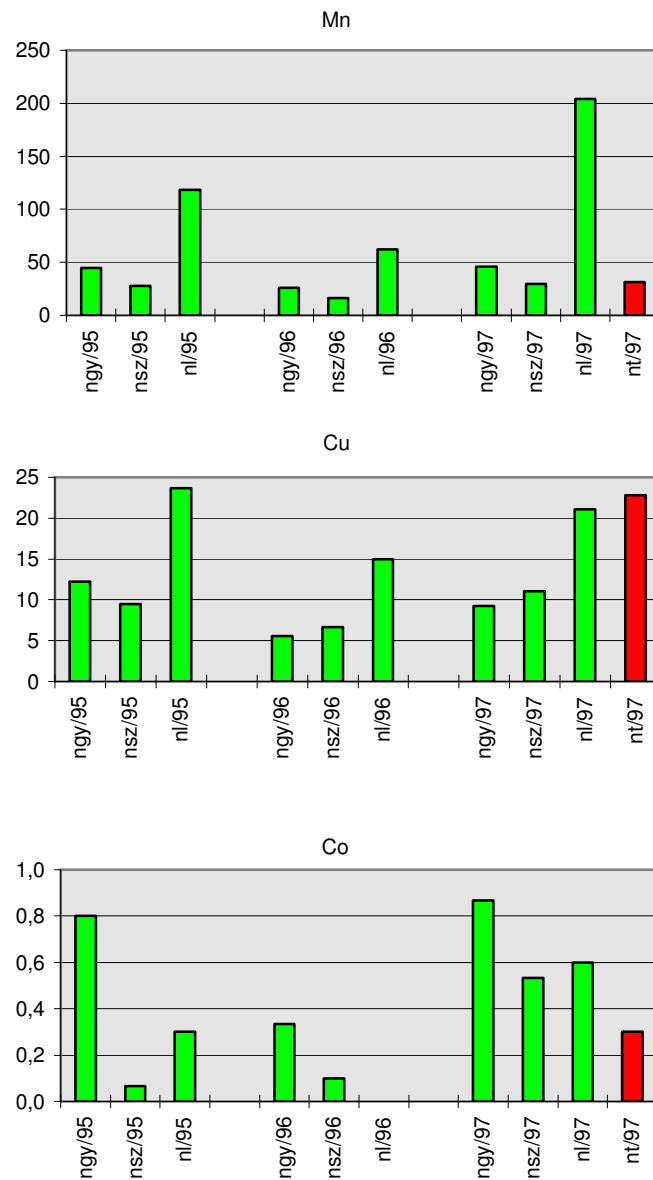
A **nikkel** esetében annak ellenére, hogy a 1997-es talajminta nikkeltartalma volt a legalacsonyabb, mégis magasabb értékeket mértünk az ez évben begyűjtött növény gyökerében és szárában, mint a legmagasabb

nikkeltartalmú talajon fejlődött 1996-os növény gyökerében és szárában (38. *ábra*). Ezek az eredmények egyértelműen az 1997-es talajminta lényegesen alacsonyabb pH-jának köszönhetők. Az 1995-ös és az 1996-os talajminták nikkeltartalma csaknem megegyezett, az 1995-ös napraforgó gyökerében és szárában azonban - minden bizonnyal az 1995-ös talajminta alacsony agyagtartalmának következtében - magasabb volt a nikkeltartalom az 1996-os napraforgó azonos szerveiben mért értékeknél.

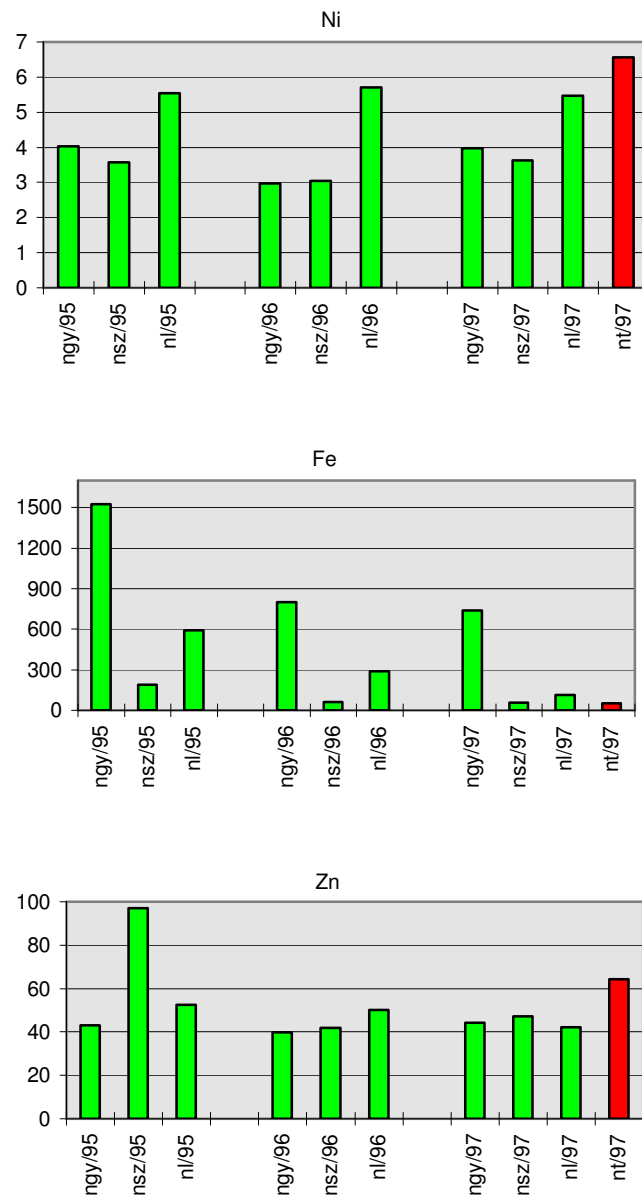
A **vas** esetében az 1996-os mintában mértük a legmagasabb vastartalmat, az 1995-ös és az 1997-es minták vastartalma pedig csaknem megegyezett (23. *táblázat*). Az a tény, hogy az azonos vastartalmú talajon fejlődött napraforgók közül az 1995-ös mintában lényegesen magasabb értékeket mértünk (38. *ábra*), arra utal, hogy a vas esetében az agyagfrakció magas aránya volt a felelős az 1997-es napraforgó kismértékű vasszorbálásért, annak ellenére, hogy az 1997-es talajminta pH-ja az 1995-ösnél jóval alacsonyabb volt.

A **cink** esetében a talajminták cinktartalma között nem volt lényeges különbség. A talajtulajdonságokban mutatkozó különbségeket a napraforgó szerveinek cinktartalma - az 1995-ös szármintától eltekintve - nem jelezte (38. *ábra*). Elképzelhető, hogy az 1995-ös szármintában mért magas érték - a vashoz hasonlóan - szintén a talaj alacsony agyagtartalmával van összefüggésben. Ezt támasztják alá a 9. fejezetben kifejtett eredmények is, melyek szerint - különösen a cink esetében - a talaj agyagtartalmának emelkedése csökkenti a felvehető cinkmennyiséget.

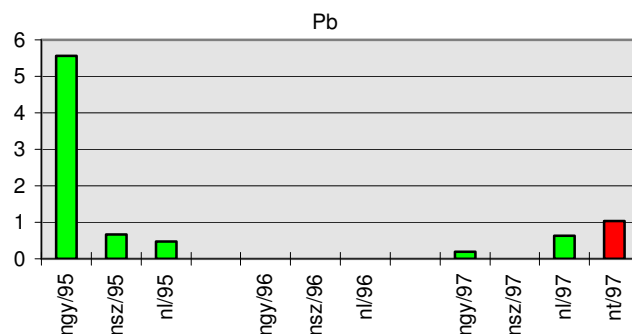
Az **ólom** esetében csak az 1995-ös mintákban kaptunk értékelhető eredményeket (39. *ábra*). Az 1996-os minták ólomtartalma olyan alacsony volt, hogy az AAS-el történő mérésnél az eredmények a kimutathatósági határérték alatt voltak. Az a tény azonban, hogy az 1996-os minták ólomtartalma a kimutathatósági határérték alatt volt, összhangban van azzal a feltételezésünkkel, mely szerint ha a három napraforgóminta helyéről származó talajminta nehézfém tartalma közel azonos, akkor az 1996-os napraforgómintákban várható a legalacsonyabb nehézfém tartalom. Ráadásul az 1996-os talajmintában mértük a legalacsonyabb ólomtartalmat, így még inkább érthető, miért nem tudtunk ólomot kimutatni az 1996-os napraforgómintákban.



37. ábra A napraforgó (n) szerveinek mangán-, réz- és kobalttartalma mg/kg-ban (gy = gyökér, sz = szár, l = levél, t = termés)



38. ábra A napraforgó (n) szerveinek nikkel-, vas- és cinktartalma mg/kg-ban (gy = gyökér, sz = szár, l = levél, t = termés)



39. ábra A napraforgó (n) szerveinek ólomtartalma mg/kg-ban (gy = gyökér, sz = szár, l = levél, t = termés)

A következőkben áttekintjük az **egyes nehézfémek napraforgón belüli eloszlását**. A növény gyökerének, szárának és levelének nehézfém tartalmáról három éves adatsorunk van, termésének nehézfém tartalmát azonban csak az 1997-es mintában vizsgáltuk meg.

A napraforgó emberi fogyasztásra alkalmas része a termése. Ebből a szempontból figyelemre méltó, hogy az 1997-es mintákban három fém, a **réz**, a **nikkel** és a **cink** esetében is **a termésben mértük a legmagasabb fém tartalmat** (37. 38. ábra). Ezek az eredmények arra intenek, hogy az említett fémekkel elszennyezett területeken nem szabad ezt a növényt termesztetni. A réz és a nikkel esetében a termés után a levelek fém tartalma a legmagasabb. A gyökérben és a szárból mértük a legkisebb értékeket. E két szerv réz- és nikkeltartalma között nem volt jelentős különbség.

A **kobalt** és a **vas** esetében egyértelműen a gyökerek fém tartalma a legmagasabb, ezután következnek a levelek, majd pedig a szárak. Az 1997-es mintában a termés kobalt- és vastartalma volt a legalacsonyabb (37. 38. ábra). Az **ólom** esetében az 1995-ös, értékelhető eredmények szerint ugyancsak a gyökerek fém tartalma bizonyult a legmagasabbnak, a szárból és a levélben ennél lényegesen kisebb értékeket mértünk.

A napraforgó vegetatív szerveiben az 1995-ös szármintát kivéve nincs jelentősebb különbség a **cink tartalmát** illetően (38. ábra). Az egyenletes eloszlás és az a tény, hogy a termés cink tartalma volt a legmagasabb, arra utal, hogy a cink könnyen transzportálódik a növényen belül.

Az 1997-es minták azt mutatják, hogy **mangánból** csak igen kis mennyiség jut be a termésbe. A legmagasabb mangántartalmat mindhárom

évben a napraforgó levelében mértük, ezt követte a gyökér és a szár mangántartalma. Ez utóbbi két szerv között azonban nem volt jelentős eltérés.

11.3.2. A búza nehézfémfelvételének és a nehézfémek növényen belüli eloszlásának vizsgálata

A búza esetében is először néhány **talajtulajdonságnak a nehézfémek felvételére gyakorolt hatását** vizsgáljuk meg. A búzamintavételi pontokból 1995 és 1997 között begyűjtött talajminták esetében nehezebb feladat a talajtulajdonságok hatását értékelni. Bár a szervesanyag-tartalom tekintetében a három minta között nem volt lényeges különbség, azonban a legmagasabb agyagtartalmú, 1995-ös mintában mértük a legalacsonyabb pH értéket. Emiatt elképzelhető, hogy néhány fém esetében a két tényező (a magas agyagtartalom és az alacsony pH) hatása semlegesíti egymást (24. táblázat). Tehát amennyivel több fémre tudna felvenni a növény az alacsonyabb pH miatt, annyival kevesebbet vesz fel a magas agyagtartalom következtében. A kérdés persze nem ilyen egyszerű, de kétségtelen, hogy a két tényező ellentétes hatással van a fémfelvételre. Az 1996-os és az 1997-es minták a vizsgált talajtulajdonságok tekintetében gyakorlatilag megegyeznek. Miután a vizsgált talajmintákban a búza nehézfémfelvételét befolyásoló legfontosabb talajtulajdonságok - megítélésünk szerint - nagyjából azonos mennyiségű nehézfém felvételét tették lehetővé valamennyi vizsgált növény esetében, úgy gondoljuk, hogy a fémfelvételben mutatkozó különbségek elsősorban a **talaj fémtartalmára**, vagy valamilyen más, általunk nem vizsgált talajtulajdonságra vezethetők vissza. Ilyen tulajdonság lehet az említett talajok **kation kicserélő kapacitása**, vagy a **talaj nedvességtartalmának alakulása a tenyészidőszak során**. A nedvességtartalom alakulása jelentősen befolyásolja a növények tápanyagfelvételét, ezért nem mindegy, hogy az egyes fejlődési szakaszokban hogyan változott a talajnedvesség. Ha a növekedés kezdeti szakaszában, amikor a legintenzívebb a fémfelvétel, a száraz viszonyok miatt kevesebb fém jut a növénybe, a későbbiekben ez a hiány megmutatkozhat.

24. táblázat A búzaminták helyéről származó talajminták adatai (a nehézfém-tartalom mg/kg-ban van megadva)

	Pb	Mn	Cu	Ni	Co	Fe	Zn	Agyag %	Szerves anyag %	pH
talaj/95	18	705	8,7	33,4	10,5	26967	69	42,0	3,6	6,0
talaj/96	12,3	655	10,4	23,8	9,8	23740	50	21,3	3,2	7,0
talaj/97	11,4	652	18,9	24,4	9,1	22460	64	17,7	3,2	6,9

Az **ólom** esetében az 1995-ös talajminta ólomtartalma lényegesen meghaladta a másik két mintában mért értékeket (24. táblázat), ennek megfelelően az 1995-ös búzamintákban mértük a legmagasabb ólomtartalmat (40. ábra).

Ha ránézünk a 40. ábrára, láthatjuk, hogy az 1996-os és az 1997-es növénymintákban a **mangántartalom** csaknem teljesen azonos, ami nem véletlen, hiszen az említett növények helyéről származó talajminták mangán-, agyag- és szervesanyag-tartalma, valamint pH-ja között sincs érdemi különbség. Az 1995-ös növényminták mangántartalma sem sokban tér el az előbb említettektől, a gyökérben és a kalászbán azoknál kissé alacsonyabb, a levélben viszont kissé magasabb értékeket mértünk.

A legtöbb **rezet** az 1997-es talajmintákban mutattuk ki (24. táblázat), s a növényminták réztartalma is ezt az eredményt tükrözte (40. ábra), igaz arányaiban a különböző évekből származó növényminták réztartalma között nem volt akkora különbség, mint a talajminták között.

Az 1995-ös talajminta **nikkeltartalma** lényegesen magasabb a másik két talajmintánál. Ennek alapján azt vártuk, hogy az 1995-ös búzamintákban lesz a legmagasabb nikkeltartalom, azonban - feltehetőleg az 1995-ös talajminta magas agyagtartalma miatt - mégsem volt jelentős különbség a három év során begyűjtött növényminták nikkeltartalma között (40. ábra).

A három talajminta **kobalttartalma** közel azonosnak mondható (24. táblázat), s a növénymintákban sem tapasztaltunk jelentős különbségeket (41. ábra). Ahogy azt a 11.1. fejezetben láthattuk, a növények a talaj kobalttartalmának csak igen kis hányadát képesek felvenni. Ennek megfelelően alacsony, 1 mg/kg alatti értékeket mértünk a búza egyes szerveiben.

A **vas** esetében az 1995-ös mintában mintegy 14-15%-al volt magasabb a vastartalom a másik két mintánál (24. táblázat). A földfeletti szervek esetében az 1995-ös levélminta vastartalma haladta meg a többi

levélmintában mért értékeket. A gyökerek fémtartalma azonban nem tükrözte a talajmintákban mért vastartalmat (41. ábra).

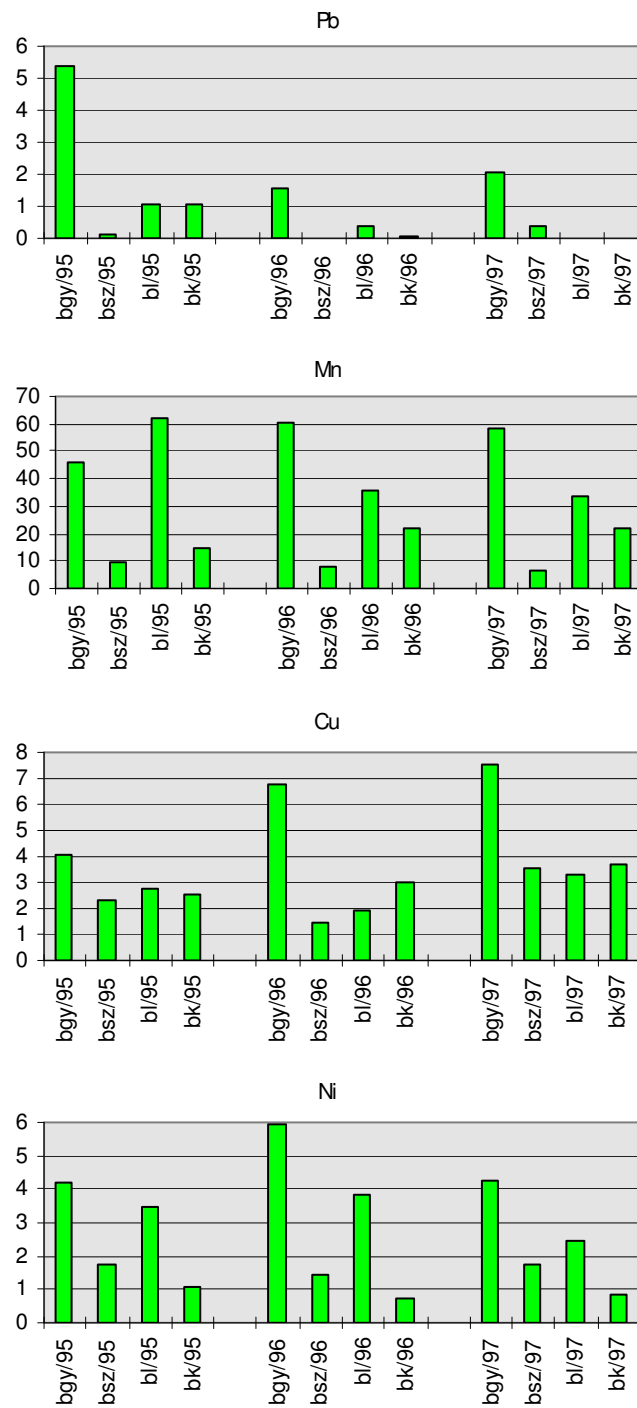
A **cink** esetében sem tudjuk a vizsgált talajtulajdonságokkal megmagyarázni a növényminták cinktartalmának alakulását, mivel az 1996-ban begyűjtött, legkevesebb cinket tartalmazó talajon fejlődött búza minden szervében magasabb cinktartalmat mértünk, mint a másik két évből származó minták szerveiben (41. ábra).

A megvizsgált **nehézfémek búzán belüli eloszlása** igen jó egyezést mutatott a három különböző évben begyűjtött mintákban (40., 41. ábra). Valamennyi fém esetében mindhárom vizsgálati évben a búza gyökerében mértük a legmagasabb nehézfémtartalmakat. Ez alól egyedül az 1995-ös minta mangántartalma jelent kivételt, ahol a levél mangántartalma némileg meghaladta a gyökérét.

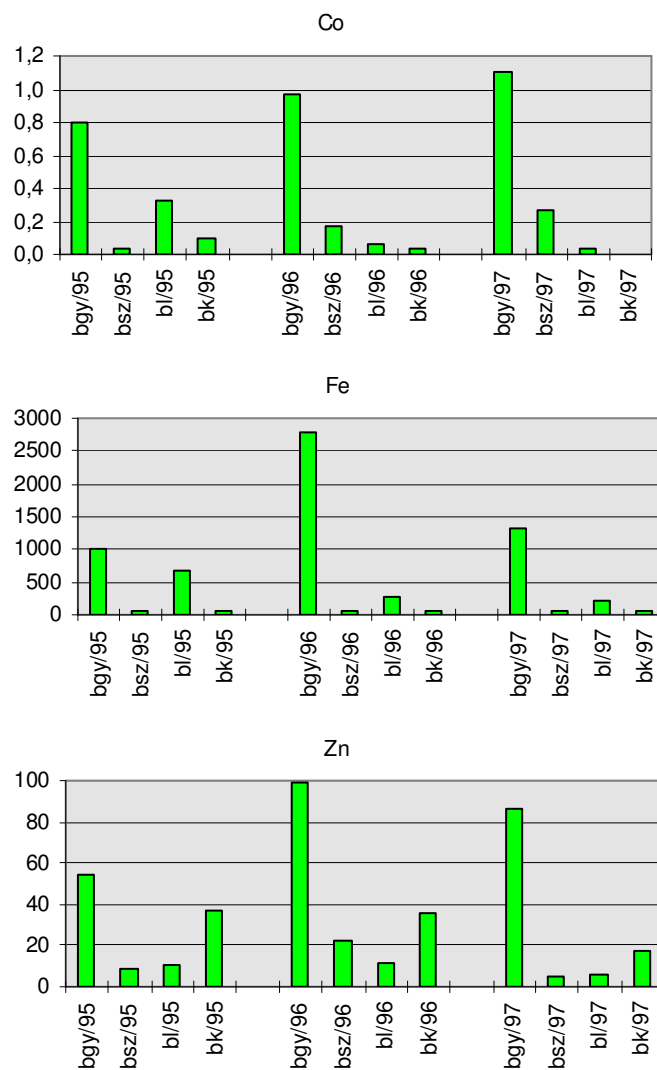
A **mangán**, a **nikkel** és a **vas** esetében a gyökér után a levelek fémtartalma volt a legmagasabb. A nikkel és a vas esetében ezt a szár fémtartalma követte, s a kalászban mértük a legkisebb értékeket, a mangán esetében viszont a kalászban mindhárom évben lényegesen magasabb értékeket mutattunk ki mint a szárban (40., 41. ábra).

A **kobalt** esetében a földfeletti szervekben két esetben szár, levél, kalász sorrendben csökkent a fémtartalom, az 1995-ös mintában azonban - a mangán eloszlásához hasonlóan - levél, kalász, szár sorrendet állapítottunk meg (41. ábra). Meg kell azonban jegyeznünk, hogy a kobalt esetében ezek az értékek közel vannak a kimutathatósági határértékhez, ezért ezeknek az eredményeknek a megbízhatósága kisebb, mint - az ólom kivételével - a többi nehézfém esetében kapott eredményeké. Az **ólom** esetében ugyanis a földfeletti szervek ólomtartalma ugyancsak a kimutathatósági határérték közelében volt, ezért messzemenő következtetéseket ezekből az adatokból nem vonhatunk le (40. ábra).

A **réz** és a **cink** a napraforgóhoz hasonlóan feldúsulást mutatott a búza emberi fogyasztásra is alkalmas részében, azaz a szemtermést tartalmazó kalászban (40., 41. ábra). A gyökér után ugyanis itt mértük a legmagasabb értékeket. Ezek az eredmények is az említett két fém jó mobilitási hajlamát jelzik, összhangban a 11.1. alfejezetben felállított mobilitási sorral, s egyben figyelmeztetnek arra a veszélyre, hogy a **réz** és **cink**kel szennyezett területeken búzát sem érdemes termesztetni.



40. ábra A búza (b) szerveinek ólom-, mangán-, réz- és nikkeltartalma mg/kg-ban (gy = gyökér, sz = szár, l = levél, k = kalász)



41. ábra A búza (b) szerveinek kobalt-, vas- és cinktartalma mg/kg-ban (gy = gyökér, sz = szár, l = levél, k = kalász)

11.3.3. A kukorica nehézfémfelvételének és a nehézfémek növényen belüli eloszlásának vizsgálata

Kukorica mintákat csak 1996-ban és 1997-ben gyűjtöttünk be. A növénymintavételi pontokból begyűjtött talajminták agyagtartalma csaknem azonos volt, az 1997-es talajminta szervesanyag-tartalma és pH-ja viszont az

1996-osnál alacsonyabb volt (25. táblázat). Ezek alapján azt feltételezzük, hogy a két vizsgált talajminta azonos fémtartalma esetén az 1997-es kukorica több fémot tudott felvenni. Természetesen itt is lehetnek más, általunk nem vizsgált tényezők, amelyek módosíthatják a kukorica fémfelvételét.

Mindkét évben begyűjtöttünk gyökér-, szár- és levélmintákat, 1996-ban ezek mellett még a buga virágzatból, 1997-ben pedig a szemtermésből vettünk külön mintát. Ez utóbbi mintának nagyobb gyakorlati jelentősége van, mivel a kukoricának elsősorban a szemtermését használják takarmányozásra, emellett emberi fogyasztásra is alkalmas. Ezért a tápláléklánc magasabb szintjei felé irányuló nehézfémtranszport szempontjából a **szemtermésre vonatkozó adatok igen fontosak**. Megjegyezzük, hogy a szemtermés mellett a fiatal **kukorica szárát és levelét is gyakran felhasználják az állatok takarmányozására**.

25. táblázat Talajminták nehézfém-, agyag- és szervesanyag-tartalma valamint pH-ja a kukoricaminták helyén

	Pb	Mn	Cu	Ni	Co	Fe	Zn	Agyag %	Szerves anyag %	pH
talaj/96	13,0	942	17,5	28,4	11,5	26140	59	22,6	3,1	7,5
talaj/97	15,2	655	11,9	20,2	10,3	19973	45	21,0	2,1	6,0

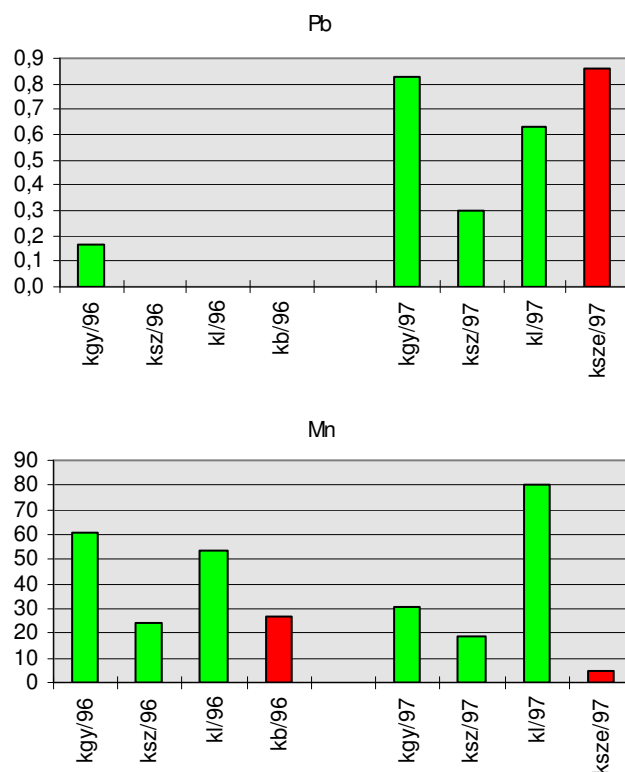
Az **ólom** esetében az 1997-es talajminta alacsonyabb szervesanyag-tartalma és pH-ja mellett a talaj magasabb ólomtartalma is jelezte (25. táblázat), hogy az 1997-es kukoricaminta ólomtartalma lesz a magasabb (42. ábra). Igaz ezek az értékek is a kimutathatósági határérték közelében vannak, azonban az 1996-os kukoricamintákban a gyökér kivételével az AAS technikával egyáltalán nem tudtuk kimutatni az ólom jelenlétét.

Bár a talajtulajdonságok az 1997-es kukorica nehézfémfelvételének kedveztek, az 1996-os talajminta több mint 40%-al magasabb **mangántartalma** miatt az 1996-os növénymintákban mértünk magasabb értékeket, kivételt csupán a levél fémtartalma jelentett (42. ábra).

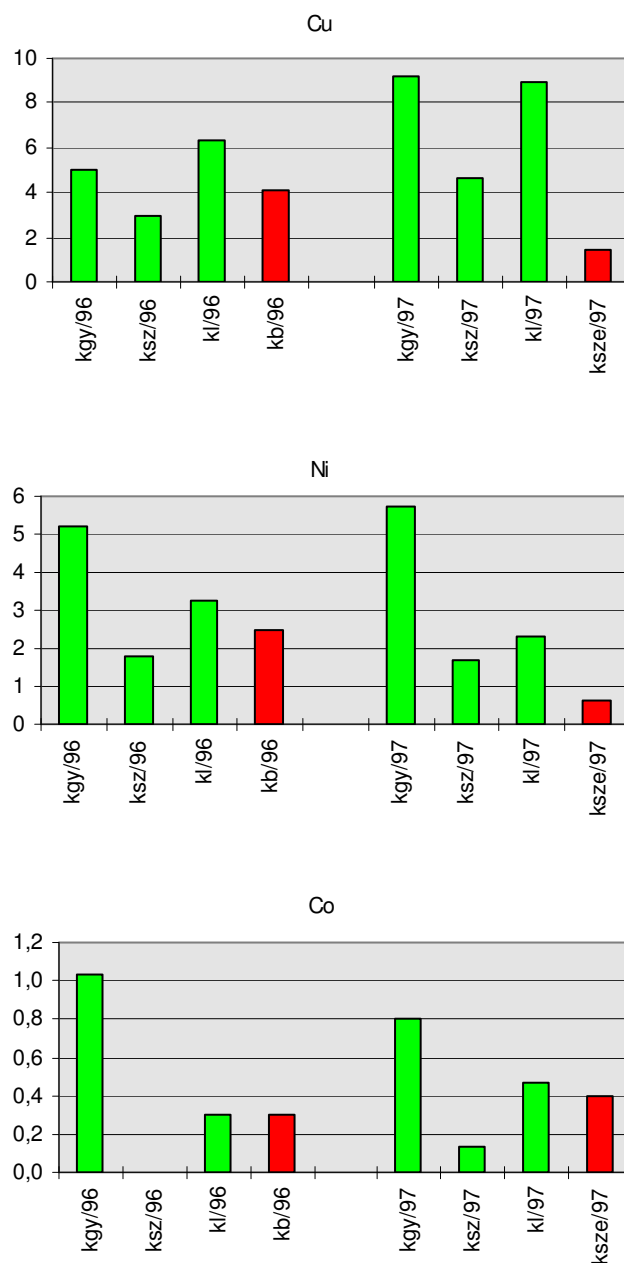
A **réz**, a **nikkel**, a **cink** és a **vas** esetében ugyancsak jóval magasabb volt az 1996-os talajminta fémtartalma (25. táblázat). Ennek ellenére több rezer mértünk az 1997-es kukoricamintákban (43. ábra), feltehetőleg az 1997-es talajminták alacsonyabb pH-ja és szervesanyag-tartalma miatt. A nikkel esetében a két vizsgálati évben begyűjtött növényminták fémtartalma

közel azonos volt (43. ábra). A vas és a cink esetében pedig kis mértékben az 1996-os minták fémtartalma volt a magasabb (44. ábra).

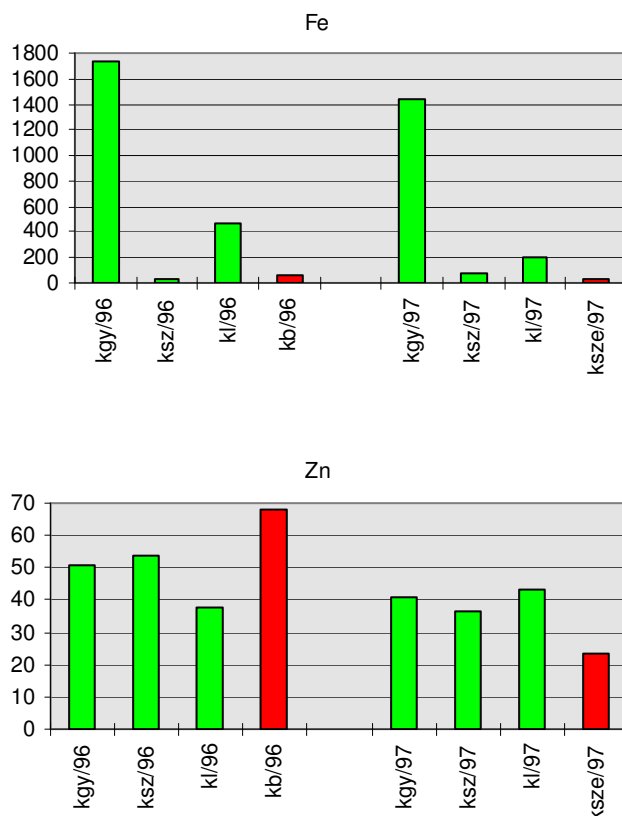
A **kobalt** esetében nem volt lényeges különbség a két talajminta kobalttartalma között, kis mértékben az 1996-os mintában mértünk magasabb értéket (25. táblázat). A növénymintákban a napraforgóhoz és a búzához hasonlóan igen alacsony értékeket mértünk, a két év mintái között jelentősebb különbséget nem állapítottunk meg (43. ábra). A gyökér esetében az 1996-os, a levél és a szár esetében pedig az 1997-es mintában határoztunk meg némileg magasabb kobalttartalmat.



42. ábra A kukorica (k) szerveinek ólom- és mangántartalma mg/kg-ban (gy = gyökér, sz = szár, l = levél, b = buga, sze = szemtermés)



43. ábra A kukorica (k) szerveinek réz-, nikkel- és kobalttartalma mg/kg-ban (gy = gyökér, sz = szár, l = levél, b = buga, sze = szemtermés)



44. ábra A kukorica (k) szerveinek vas- és cinktartalma mg/kg-ban (gy = gyökér, sz = szár, l = levél, b = buga, sze = szemtermés)

A **kukoricán belüli fémeloszlást** vizsgálva az állapítható meg, hogy csak a **nikkel**, a **kobalt** és a **vas** esetében jelenthető ki egyértelműen, hogy a gyökér fémtartalma a legmagasabb (43., 44 ábra). A **mangán** és a **réz** esetében ugyan az egyik évben szintén a gyökérben mértük a legmagasabb fémtartalmat, de a másik vizsgálati évben már a levél fémtartalma bizonyult a legnagyobb (42., 43. ábra). A **nikkel**, a **kobalt** és a **vas** esetében a levelekben mindig magasabb értékeket mértünk mint a szárban (42., 43. ábra).

A **cink** eloszlása a napraforgóhoz hasonlóan igen egyenletes, alig van különbség az egyes szervek cinktartalma között (44. ábra).

Ami a bugavirágzat és a szemtermés nehézfém tartalmát illeti, az **ólom** és a **kobalt** kivételével a többi fém esetében a bugában mértünk magasabb

értékeket. Mivel a kukoricamintában mért alacsony ólom és kobalt értékek a kimutathatósági határérték közelében vannak, ezen eredmények megbízhatósága elmarad a többi fém esetében mért értékek megbízhatóságától. A **szemtermés fémtartalma az előbb említett ólmon és kobalton kívül valamennyi vizsgált fém esetében a legalacsonyabb volt, tehát a napraforgótól és a búzától eltérően sem a réz sem a cink nem mutatott benne akkumulációt.**

Summary

1. Introduction, objectives

In recent years the research in connection with heavy metals have come more and more to the forefront. This is mainly thanks to the fact that **concentrations of the various heavy metals have increased in significant measure in every sphere of the earth**, and this increasing tendency can already be shown on a global level also. It is well known that above a certain level the heavy metals exert a toxic effect on the living beings, and at the same time it can also be a problem if the essential heavy metals are not present in sufficient quantity in the living organisms.

The vast majority of publications in connection with heavy metals deal with the heavy metal pollution, but the number of papers are much fewer which give accounts of the research in progress on unpolluted areas or those polluted to a relatively small degree. However examinations of this nature are also necessary, for to be sure, the actual magnitude of the pollution can only be established in the knowledge of the "background" concentrations. Besides this, territories such as these are most suitable for examining the environmental factors influencing the behaviour and territorial distribution of the heavy metals.

The Kossuth Lajos University's Applied Landscape Geography Department has carried out **complex landscape ecology research** since 1979, on a sample area in the Bükk foot-hills used for agriculture and only slightly exposed to heavy metal pollution, where brown forest soils on the deposition built up on the rhyolite tuff, are characteristic. In the course of the research by the department, numerous maps and Chartograms have been prepared, which we can make use of in our work.

The paper is connected with this research. The objective of the paper is on one hand examination of the territorial distribution of the heavy metals found in the soil and the geographic factors influencing this, on the other hand, study of the heavy metal absorption by the most important plants produced, and distribution of the heavy metals within the plants.

Problems to be solved:

- Gaining knowledge on territorial distribution of the heavy metals examined, on the basis of the collected samples.
- Mapping delineation of the soil's heavy metal content, and further development of the delineation.
- Study of the heavy metal vertical distribution, based on the samples taken from the soil sections dug out.
- To examine whether there is some kind of modifying effect of the relief on the soil heavy metal contents.

- To examine how the territorial distribution of the heavy metal is influenced by the soil grainsize composition, pH, organic material content, CaCO₃-content, and the basic rock.
- To examine whether there is a relation between the soil heavy metal content and the type of territorial utilisation.
- Comparison of the heavy metal content of the 0-2 cm surface soil layer and the upper 0-20 cm soil layer.
- To compare the heavy metal content of soil samples dissolved with concentrated nitric acid with those extracted in Lakanen-Erviö solution. To examine as to what measure can the differences be traced back to the individual soil characteristics.
- To examine the distribution of heavy metals within the plant, in the collected plant samples.
- To compare the heavy metal content of the soil and the individual plants at the points of taking plant samples. To examine how the results obtained agree with the values measured in soil samples extracted in the Lakanen-Erviö solvent, which - according to literary sources - display the soil elements "absorbable by plants".

2. Methods applied

2.1. Taking soil samples, sample preparation and measurement

We collected a total of **230 soil samples** from the sample area. The majority of the samples were so-called average samples, and a smaller proportion were punctual samples. The collection of **average samples** took place such that, from the area wished to be sampled, if under cultivation, we took 40-50 punctual samples and if covered with vegetation close to nature, 5-10 were taken, and these were placed into a large plastic container. We mixed the soil thoroughly in the container then took a 1.5 kg sample from the mixture. In some cases **punctual samples** were taken also, in this case the sample taking took place from two to three points at a maximum of 1 m distance from each other. In the case of both average samples and punctual samples, from almost all of the sample taking positions we collected surface and samples originating from the "A" level. The **surface sample** means the top 2-3 cm thickness layer of the soil, while the **"A" level** means the upper 15-20 cm layer of the soil. Besides samples originating from the surface and "A" levels, we also took samples from the deeper soil layers. We dug a total of **seven soil sections**, and sampled every genetical level of the sections for the purpose of studying the vertical distribution of heavy metals.

For establishing the heavy metal content of the soil, in the case of every sample, we applied the **concentrated nitric acid dissolving**, but the **Lakanen-Erviö-type preparation method** for establishing the so-called "absorbable element

content" however was only applied on 74 samples originating from the "A" level. Every sample was prepared in a **three times repetition**.

Determination of the heavy metal content of the samples was carried out with PERKIN ELMER 3110 atom-absorption spectrometer, and Spectroflame type ICP-AES instruments. Besides determination of the soil sample heavy metal content, we also measured the soil **pH**, in a 1:2.5 proportion soil-liquid suspension. The soil **organic material content** was determined by the Tyurin method, the **CaCO₃ content** with Scheibler type calcimeter, while the **grainsize composition**, by screening in the case of fractions coarser than 0.2 mm and washing in the case of samples under 0.2 mm.

2.2. Taking plant samples, sample preparation and measurement

We collected samples of **wheat, sunflower and maize** from the sample area. We separated the organs of the plants in the laboratory. We washed the roots thoroughly, but the stems, leaves, flowers and seeds were dried without washing. After this we incinerated in a crematorium incinerator, then we dissolved the ashes in 20 % HCl. We strained the solution into a storage container then diluted it with distillate water. We determined the heavy metal content of the solution obtained, with the help of an atom-absorption spectrometer and ICP-AES.

2.3. Taking rock samples

We also collected samples of **rock types** characteristic of the sample area. We ground the rock samples in an achat mortar to a powder fineness, then the dissolving of the samples we carried out in a hydrogen-fluoride and 65% nitric acid mixture. The heavy metal content of the samples was established with an atom-absorption spectrometer and ICP-AES. in the case of rock samples also.

2.4. Processing the data

The soil, plant and rock samples' heavy metal content data, together with data of the examined soil characteristics were fed into an EXCEL 7.0 data-base handler. We carried out the statistical examinations with the help of the EXCEL 7.0 and the SPSS for Windows Release 7.5 software. For preparation of the maps, we used the Surfer 6.04 Surface Mapping System and the AutoCAD R14 software. We carried out the mapping with **kriging and projection kriging methods**.

3. Characterisation of the research territory

The research territory can be found foreground of the Southern-Bükk foothills, in the Hór-stream catchment area, in the Cserép village district. **Development of the surface of today**, commenced in the Miocene. As a result of the volcanic activity taking place at that time, thick rhyolitic tuff-coverage was

create which are broken down into rhyolite, rhyodacite and dacite lava skim ranges. **Morphologically** it can be interpreted as a dual pediment surface laid out with erosional and derasional valleys, the formation of which can be related with the semi-arid climate of the Pannonian and the Pliocene.

The **main water-course** of the research area is the Hór stream. The **climate** of the area is moderately warm moderately dry. The average yearly mean temperature is 9.5-9.8 °C. The every yearly rainfall is 630 mm.

The research territory is extremely variegated from the soil science point of view. The **zonal brown forest soils** are most frequent, within this, the **Ramann type brown forest soil** (brown earth), but the **loamy brown forest soil** can also be found in patches. On the steepest slopes, **stony and rocky lithosols** have formed. In the concave sections of the slopes slope **colluvia** have been formed. Among the rock effect soils we found the **ranker**. While the soil types characteristic in the stream valleys are the **alluvial soils**. The **organic material content** of the soils is in general between 2-3%, and the **pH** of the "A" level, varies between 4.5 and 7.9.

The **natural vegetation** of the research territory, on the highest lying areas was the hornbeam-oak groves, while on the lower lying sections was the Austrian oak groves.

A large section of the area is under **intensive agricultural cultivation**. Mainly the growing of wheat, sunflowers and maize, but the large scale viniculture is also significant.

4. Results

1. We developed a **new mapping method** for mapping the heavy metal content of the soil. We further developed the traditional kriging method such that we projected the values measured at the sample taking points, to the areas in the neighbourhood of the point, having identical configuration, geological, soil research and territory utilisation characteristics. According to the control examinations, with this so-called **projectional kriging** method we could construct maps of significantly more accurate, almost 90%, reliability.
2. In the case of seven heavy metals we **prepared Chartograms showing heavy metal content of the soil's "A" level**, then with the help of these and various statistical methods, **we analysed the factors influencing the horizontal distribution of the heavy metals**. We established that from among the examined factors, the most significant effect is represented by the **grainsize composition of the soil**. We found the closest connection in the case of iron, but the distribution of nickel and cobalt were also chiefly influenced by this factor.

The **effect of morphology** was the greatest with the distribution of lead and zinc. The lead and the zinc are also strongly bounded to the organic materials, which concentrate in the soil's upper layer. The areal erosion processes in the

soil mainly effect the most upper section, most rich in humus, thus the highest lead and zinc contents were shown at the bottom of the valleys. In some cases similarly the low iron content of the soil can be traced back to configuration causes. In the areas periodically covered with water, due to the reductive circumstances, more easily dissolving iron-compounds originate, which pass out of the upper soil into the deeper layers.

The **iron- and manganese-oxides** similarly play an important part in the distribution of some metals. The oxides have the greatest effect on the distribution of cobalt, but their role could also be shown in the cases of nickel, zinc and lead.

The role of the **soil's reaction** on the territorial distribution of metals was also successfully shown in several cases. In the case of copper we measured low copper content in low pH areas without exception, because the copper's mobility increased in these places, therefore it passed easily from the upper soil towards the deeper layers. In the high pH areas however, we showed accumulations of copper and iron.

The direct effect of **bedrock**, we could show only in the case of manganese.

We showed that the most significant territorial difference appeared in the copper content of the soil, which can be traced back to an **anthropogenic effect** (see point 4.). Similarly the high zinc content measured in the surroundings of waste tips is also a result of anthropogenic effect.

3. We analysed the **vertical heavy metal distribution** and the factors influencing the distribution, on the basis of seven soil sections. In the case of all the sections, the examination results show that the soil heavy metal content is of natural origin, that is, not from an anthropogenic source, but mainly originates from the soil forming rock.

We established that from among the factors influencing the heavy metal vertical distribution, the **soil's organic material content** was most important, particularly in the case of lead and zinc, but the connection could also be shown in the case of the other examined metals. The **soil grainsize composition** also influenced the vertical distribution. On one hand the metals relating to the fine fraction, such as nickel and iron, frequently showed accumulations at those levels where the proportion of clay and silt fraction was high. on the other hand the layers of high clay content obstructed the transportation of the metal through the related layer. Similarly the **soil pH** influenced the vertical movement of the heavy metals. The number of soluble heavy metal solutions is small in the high pH range - above 7 -, however it increases in the lower - under 5.5 - pH values. Similarly to the horizontal distribution the soil's vertical distribution of cobalt content was influenced by the **iron- and manganese-oxides**.

We showed that in the cases of slope deposition and alluvial soils, the **heavy metal content of the redeposited deposit** similarly has a significant effect on the vertical distribution.

4. On the basis of data from specialist literature, we calculated that the average **dry and wet atmospheric deposition** characteristic for Hungary, causes only insignificant increase in heavy metal content in the cases of the heavy metals examined by us.

We also calculated that continuous use of **the bordói lé (bordeaux mixture) fungicide** applied in vineyards **results in an extremely rapid increase in the soil copper content**. In the case of loading related to the top 5 cm soil layer the limiting health protection value can be reached within 7 years, and within 140 years related to the top 1 m soil layer.

5. On our sample territory we measured the heavy metal content of the most frequent **soil forming rocks** belonging to the acid magmatic rock group. Our measurement results displayed extremely good agreement with the specialist literature sources. Comparing the metal content of the examined rocks with the metal content of the soil from the sample area, it was once again proven that the heavy metal content of the soils, originate in the majority from the soil forming rock.

6. We compared the heavy metal content of soil samples prepared with **Lakänen-Erviö type extraction** used for determination of "absorbable" heavy metal content, and the soil samples **dissolved with concentrated nitric acid**. We examined how the "absorbable" element content is in proportion to the heavy metal content of samples treated by concentrated nitric acid dissolving. The order, from the smallest proportion absorbable element, to the highest proportion absorbable element was as follows: $\text{Fe} < \text{Zn} < \text{Ni} < \text{Pb} < \text{Co} < \text{Mn} < \text{Cu}$.

After this we subjected the row of data obtained with the two kinds of preparation methods to a **correlation examination**. In the case of the copper, the nickel, the cobalt and the manganese we showed a strong positive correlation, in the case of the lead, the zinc and the iron however, there was no appreciable correlation connection between the two data rows, therefore we examined what could be the cause of this. In the case of every sample we calculated the ratio of the results, obtained with the concentrated nitric acid dissolution and for the extract obtained in the Lakänen-Erviö extraction. The smaller the proportion of "absorbable" metal content, the bigger the ration value. After this we examined the correlation connection between the ratios and the individual soil characteristics. It was found that in the case of zinc, between the ratios and soil clay content, the correlation coefficient value $r = 0.5$, while in

the case of lead $r = 0.6$, at the 0.01 significance level. This means that the decisive proportion of lead and zinc adsorbed by clay minerals are not accessible to the plants. As opposed to this, the absorbability of iron is determined by the chemical form of the various iron compositions, and according to examination, the proportion of these, is independent of the metal content displayable with the dissolving by concentrated nitric acid.

7. We compared the heavy metal content of samples originating from the **surface** and the **"A" level** in the cases of **arable land**, **grassy areas** and **forests**. In the case of samples collected from the arable land and grassy areas, there was no significant difference between metal content of samples originating from the "A" level and the surface samples. For the arable land this can be due to rotation of the soil. A large part of the grassy areas were formally also used for arable cultivation, thus more significant differentiation between the two soil levels has not yet taken place. In the soils formed under the forests however, in the cases of lead, zinc, copper and manganese, the surface samples displayed a significantly higher metal content. The explanation for this we consider to be the extremely high organic material content - on average 11% - of the surface samples.

In the case of every metal examined, and every examined characteristic, we calculated the average value characteristic for the individual categories of territory utilisation. The order of the individual categories was in agreement in the case of every metal. The highest metal contents we found in the soils of the arable land, the metal content of the soil from grassy areas was lower than this, and the lowest value was shown in the soil from the forests. The clay content and the pH values also reduced in this order, while the soil organic material content was the least in the arable land and the greatest under the forests. On the basis of the results we established that in our research area the development of soil heavy metal content is chiefly influenced by the soil's grainsize composition, while the organic material content and the soil's pH have only a smaller, modifying effect.

8. We analysed the heavy metal content of the three field crops - **sunflower**, **wheat** and **maize** - most frequently grown in the sample territory. On the basis of the results, we calculated the values of the **soil-plant transfer coefficients** (the plant metal content divided by the soil metal content), on the basis of which **we set up** the following **order of mobility**: $\text{Fe} < \text{Co} = \text{Pb} < \text{Mn} < \text{Ni} < \text{Zn} < \text{Cu}$.

On the basis of the "absorbable" heavy metal content and the soil-plant transfer coefficient values we established that there are sufficient quantities of every metal, in "absorbable" form in the soil of the sample territory for the benefit of the plants examined. In the case of zinc however, the soil reserves are

extremely small compared to the rest of the metals, thus for example the reduction in pH, in the long-term may result in a zinc shortage.

In the case of all three kinds of plant we examined how the soil characteristics influence the heavy metal absorption. We experienced that the **high proportion of clay content** and the **high pH** values **reduce metal absorption of the plants examined**. Increase in the soil's organic material content similarly results in reduction of metal absorption, however this connection was not so unambiguous as in the case of the other two factors.

We also examined the distribution of the individual metals within the plant. Besides certain similarities, significant differences were shown between the three plants. For the distribution of **lead, cobalt** and **iron** it was characteristic of all three plants that the **highest metal content values** we measured **in the roots**, after the roots followed the leaves then the stems. Only extremely small amounts of these metals got into the seeds of the plants. **Not one of the examined metals displayed accumulation in the grains of maize**, while the quantities of **copper, nickel** and **zinc** were the **highest in the sunflower seeds**, and the **copper** and **zinc** also showed concentrations in the ears of wheat.

Irodalom

- Adriano, D.C.** (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment - Springer-Verlag, New-York - Berlin - Heidelberg - Tokyo, p. 533.
- Alloway, B.J., Ayres, D.C.** (1997): Chemical Principles of Environmental Pollution - Blackie Academic and Professional - London, New York, Tokyo, p. 395.
- Alloway, B.J.** (1995): Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, p. 368.
- Andersson, A.** (1977): The distribution of heavy metals in soils and soil materials as influenced by the ionic radius - Swed. J. Agric. Res. 7. pp. 79-83. in: Csathó P.: Nehézfém- és egyéb toxikuselem-forgalom a talaj - növény rendszerben - Agrokémia és Talajtan, Tom. 43. (1994/b) No. 3-4. pp. 371-398.
- Aubert, H., Pinta, M.** (1977): Trace Elements in Soils - Elsevier, Amsterdam ed. Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Bache, B.W.** (1979): The encyclopedia of Soil Science, eds. Fairbridge, R.W. and Finkl, C.W. Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg, Pa, pp. 478-492.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli, C.M.D., Reeves, R.D.** (1995): Resources Conservation and Recycling (in the Press) in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, p. 368.
- Baker, D.E., Senft, J.P.** (1995): Chapter 8. Copper - ed. Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, p. 368.
- Balogh K.** (1964): A Bükk-hegység és környékének földtani térképe 1:100000 (1964)
- Balogh K.** (1964): A Bükk-hegység földtani képződményei - MÁFI Évkönyve 48. 2. p. 719.
- Barber, S.A.** (1994): Influence of the plant root on ion movement in soil, in the plant root and its environment - Vol. 1. (E.W. Carson, Ed.), Charlottesville. VA: University Press of Virginia, 1974, pp. 525-554. in: Csathó P.: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest,
- Barber, S.A.** (1984): Soil, Nutrient Bioavailability - A Mechanistic Approach, John Wiley, New York, in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Bárczi I.** (1995): A szennyezett talaj környezetvédelmi jellemzése és a tisztítási módszerek - Környezet és Fejlődés VI/1-2 pp. 7-17.
- Berrow, M.L., Burridge J.C.** (1991): Uptake, Distribution, and Effects of Metal Compounds on Plants - in: Metals and their Compounds in the Environment ed. Earnst Merian, VCH Wienheim - New York - Basel - Cambridge, p. 1438.
- Bildó A., Kovács G.** (1998): Investigations on Nutrient Content in Beech (*Fagus silvatica* L.) Seedlings of Various Provenances - Agrokémia és Talajtan Tom. 47. No. 1-4. pp. 317-328.

- Bowen, H.J.M.** (1982): Environmental chemistry. Vol. 2. The Royal Society of Chemistry, Burlington House, London in: Szabó S.A., Regusiné Mőcsényi Á., Győri D., Szentmihályi S.: Mikroelemek a mezőgazdaságban I. - Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1987. p. 235.
- Braun M.** (1998): Tavak, lápok és a környezet múltbeli állapotváltozásainak történeti rekonstrukciója az üledék elemösszetétele alapján - Doktori (Ph.D.) értekezés KLTE, Debrecen, p. 133.
- Brewer, P.A., Taylor, M.P.** (1997): The spatial distribution of heavy metal contaminated sediment across terraced floodplains - Catena 30. pp. 229-249.
- Bromfield, S.M.** (1958): The solution of $-MnO_2$ by substances released from soil and from the roots of oats and vetch in relation to manganese availability - Plant and Soil 10 (2) pp. 147-159. in: Csathó P.: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest, 1994.
- Brown, G.** (1954): Jurnal Soil Sci. 5. pp. 145-155. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Bujtás K., Csillag J., Lukács A., Pártay G., Németh T., Van Genuchten, M.T.H.** (1998): Relations among Differently Available Forms of Heavy Metals in Contaminated Soils - Agrokémia és Talajtan Tom. 47. No. 1-4. pp. 215-228.
- Bujtás K., Lukács A., Csillag J., Pártay G., Molnár E., Németh T.** (1995): Szennyvíziszap toxikus elemeinek (Cd, Cr, Ni, Pb, Zn) talajbeli sorsa és növényi felvétele bolygatatlan talajoszlópokon - III. Nemzetközi Környezetvédelmi Konferencia, Előadások, Kecskemét, pp. 87-91.
- Chamel, A.** (1986): in Foliar Fertilization ed. Alexander, A., Martinus Nijhoff, Dordrecht -pp. 66-86.
- Chaudri, A.M., McGrath, S.P., Giller, K.E.** (1992): Soil Biol. Biochem. 24. pp. 625-632.
- Coughtrey, P.J., Martin, M.H., Unsworth, M.H.** (1987): Pollutant Transport and Fate in Ecosystems - Blackwell Scientific Publications, Oxford, p. 414.
- Crowder, A.** (1991): Acidification, Metals and Macrophytes - Environmental Pollution, Elsevier Science Publishers Ltd, England, pp. 171-203.
- Cumbrowski, J.** (1991): "Die Schwermetallbelastung des Menschen durch die Umwelt" - Eine Betrachtung aus hygienischer Sicht. - Forum Städte-Hygiene, 42. k. 3. sz. máj./jun. pp. 134-142. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 1992. 3. sz. pp. 61-68.
- Csathó P.** (1994): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest p. 175.
- Csathó P.** (1994/b): Nehézfém- és egyéb toxikuselem-forgalom a talaj - növény rendszerben - Agrokémia és Talajtan, Tom. 43. No. 3-4. pp. 371-398.
- Csellőtei L., Csider L., Csáky A.** (1978): Kertészet - Egyetemi és főiskolai tankönyv, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, p.
- Csillag J., Lukács A., Molnár E.** (1993): Zn, Pb, Cr, Cd megkötődésének vizsgálata a talajban - Országos Környezetvédelmi Konferencia I. kötet, Siófok, pp. 125-135.
- 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, B.E.** (1980): Applied Soil Trace Elements - John Wiley and Sons, Chichester, p. 482.
- De Luca D'Alessandro, E., Guasticchi, G., Zantedeschi, E.** (1992): La presenza di piombo nell' ambiente ed effetti sulla salute umana. - Inquinamento, 34. k. 6. sz. pp. 50-54. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 1992. 21. sz. pp. 52-55.
- De Vries, M.P.C., Tiller, K.F.G.** (1978): Environmental Pollution 16. pp. 231-240. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Debreczeni B, Czech R.** (1991): A műtrágyázás hatása a talajok könnyen oldható mikroelemtartalmára - Agrokémia és Talajtan, Tom. 40. No. 1-2. pp. 140-152.
- El Bassam** (1983): Kontamination von Pflanzen, Böden und Grundwasser durch Schwermetalle aus Industrie- und Siedlungsabfällen. - GWF Wasser/Abwasser. 11. sz. 1982. pp. 539-549. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 3. sz. pp. 53-61.
- Elek É., Patócs B., Gertnär, Á.** (1985): Manganese, zinc and copper supply of the soil in Hungary and relations to crop production. in: Proc. CIEC 9th World Fertilizer Congress. Vol3: 87-90. (Eds.: Welte, E. and Szabolcs, I.). Goettingen-Budapest. - in: Csató P. - A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés - MTA TAKI, Budapest, 1994. p. 175.
- Eskew, D.L., Welch, R.M., Norvell, W.A.** (1984): Plant Physiology - 76. pp. 691-693. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Farsang A.** (1996): Talaj nehézfém-tartalmának térbeli eloszlása mátrai mintaterületen, különös tekintettel az antropogén terhelésre - PhD értekezés, JATE, Szeged, p. 131.
- Farsang A.** (1997): A talaj nehézfém-tartalmának regionális vizsgálata in: Mezösi G., Rakonczai J. (szerk.) A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata - Szeged, pp. 97-108.
- Feinberg, M.H., Ducauze, Ch.J.** (1985): Modelling of soil contamination by airborne lead and cadmium around several emission sources. - Environmental Pollution (Series B), 10. k. 2. szpp. 97-114.
- Fekete A.** (1989): Hazai talajok nem esszenciális (toxikus) mikroelem-tartalma - Agrokémia és Talajtan Tom 38. pp. 174-176.
- Fekete A.** (1988): Nem esszenciális (toxikus) elemek a hazai talajokban - in: Mikroelemek szerepe az agrárkörnyezetben. MAE Környezetvédelmi Szakosztály Ankétja, Gödöllő, szerk. Fekete J. pp. 93-112. in: Debreczeni B, Czech R.: A műtrágyázás hatása a talajok könnyen oldható mikroelem-tartalmára - Agrokémia és Talajtan, Tom. 40. 1991. No. 1-2. pp. 140-152.
- Ferencz K., Zvada M.** (1991): Újabb adatok a szennyvíziszap öntözés hatásáról karbonátos humuszos homoktalajain - Agrokémia és talajtan Tom. 40. No. 3-4. pp. 469-476.
- Filep Gy.** (1988): Talajkémia - Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 293. in: Csató P.: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest, 1994.

- Filep Gy.** (1987): Talajtani alapismeretek I. Általános talajtan - DATE Mg. Kar jegyzet, Debrecen, p. 195. in: Csathó P.: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest, 1994.
- Fischer, W.R.** (1987): Das Verhalten von Spurenelementen im Boden. - Naturwissenschaften, 74. k. 2. sz. pp. 63-70. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 1988. 4. sz. pp. 50-54.
- Foulkes, E.C.** ed. (1990): Biological Effects of Heavy Metals Volume I. - CRC Press, Inc. Florida, p. 231.
- Freedman, B.** (1989): Environmental Ecology (The Ecological Effects of Pollution, Disturbance, and Other Stresses - Academic Press, San Diego, p. 606.
- Freedman, B.** (1995): Toxic elements - in: Environmental Ecology, The Ecological Effects of Pollution, Disturbance, and Other Stresses - Academic Press - San Diego, New York, London pp. 62-93.
- Gast, R.G.** (1979): in Encyclopaedia of Soil Science eds. Fairbridge, R.W. and Finkl, C.W. Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg Pa. pp. 148-152. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Graham, R.D.** (1981): in Copper in Soils and Plants eds. Loneragan, J.F., Robson, A.D. and Graham, R.D. - Academic Press, Sydney, pp. 141-163.
- Győri D.** (1984): A talaj termékenysége - Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, in: Szabó S.A., Regusiné Mócsényi Á., Győri D., Szentmihályi S.: Mikroelemek a mezőgazdaságban I. - Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1987. p. 235.
- Hajósy F., Kakas J., Kéri M.** szerk. (1975): A csapadék havi és évi összegei Magyarországon (A mérések kezdetétől 1970-ig) - OMSZ hivatalos kiadványai, Budapest, 42. p.355. in: Kolozsváriné Pásztor A.: A talajvíz nitrátszennyezettségének területi és időbeli változásai bükkaljai falvak példáján - Egyetemi doktori értekezés, Debrecen, 1995.
- Hall, B., Lindqvist, O., Ljungström, E.** (1990): Mercury chemistry in simulated flue gases related to waste incineration conditions. - Environmental Science Technology, 24. k. 1. sz. pp. 108-111.
- 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. pp. 67-80.
- Hargitai L.** (1981): Új fogalom bevezetése és meghatározása a talajok környezetvédelmi kapacitásának jellemzésére - Kertészeti Egyetem Közleményei. 45. pp. 113-118.
- Harrison, R.M., Johnston, W.R. et al.** (1985): The budget of lead, copper and cadmium for a major highway - The Science of the Total environment, 46. k. nov. pp. 137-145. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 1986. 4. sz. pp. 49-53.
- Harrison, R.M., Johnston, W.R.** (1985): The budget of lead, copper and cadmium for a major highway. - The Science of the Total environment, 46. k. nov. pp. 137-145.
- Helmers, E., Wilk, G., Wippler, K.** (1995): Lead in the urban environment - Studying the strong decline in Germany - Chemosphere, 30. k. 1. sz. pp. 89-99. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 1995. 9-10. sz. pp. 56-61.

- Heti Világgazdaság** (1998): Vita az akkufeldolgozóról - *Heti Világgazdaság* 06. szám, p. 13.
- Hevesi A.** (1986): A Bükk-hegység felszínfejlődése és karsztja - kandidátusi értekezés, Budapest, p. 187.
- Holdren, J.P.** (1990): Nem vész el csak átalakul? - *Tudomány* 6. 11. pp. 114-122. in: Kerényi A.: Ált. Környezetvédelem Globális gondok - lehetséges megoldások (1995) p. 383.
- Hovmand, M.F., Tjell, J.C., Mossback, H.** (1983): Environ. Pollut. (Series A) 30. pp. 27-38. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Jászberényi I.** (1986): Kadmiumhatás vizsgálatok tenyészedény kísérletekben - Egyetemi doktori disszertáció, Date, Debrecen. cit: Györi D., Loch J. és Pusztai A. 1987: A toxikus talajalkotórészek felszabadulása in: A környezet erősödő savasodása (Szerk: Fábíán Gy.) pp. 168-178. Környezet- és Természetvédelmi kutatások 7. OKTH MTA, Budapest. in: Csathó P.: Nehézfém- és egyéb toxikus elem-forgalom a talaj - növény rendszerben - Agrokémia és Talajtan, Tom. 43. (1994/b) No. 3-4. pp. 371-398.
- Jeles A.** (1997): A talaj nehézfém szennyezésének biomonitoringja és megszüntetése - (kézirat) Talajtani záródolgozat, Debrecen, KLTE, pp. 1-11.
- Jenkins, D.A., Jones, R.G.W.** (1980): Trace elements in Rocks, Soils, Plants, and Animals: Introduction - in: Applied Soil Trace Elements - ed. by B.E. Davies, John Wiley and Sons Ltd. pp. 1-20.
- Jensen, R.A., Laxen, D.P.H.** (1985): Sources of lead in urban dust: identification of a contribution from newspaper printworks. - *The Science of the Total environment*, 46. k. nov. pp. 19-27. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 1986. 14. sz. pp. 16-17.
- Juste, C., Gomez, A., Descenfans, C.** (1989): Nutrient solution temperature effect on uptake of cadmium and nickel by maize (*Zea mays* L.) seedlings. in: Heavy Metals in the Environment. Int. Conf. Sept. Geneva, Italy. Vol. 2. (Ed.: Vernet, J.P.) pp. 201-205. in: Csathó P.: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest, 1994.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H.** (1984): Trace Elements in Soils and Plants - CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, p. 192.
- Kabata-Pendias, A., Ponder, H.** (1984): A termőtalajok degradációjának veszélye Lengyelországban - *Agrokémia és Talajtan*, 33. pp. 539-544.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H.** (1992): Trace Elements in Soils and Plants - 2nd Ed. Lewis Publ. Inc. Boca Raton, Florida in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Kabata-Pendias, A.** (1987): Trans. XIII Cong. Int. Soc. Soil Sci. Hamburg I.S.S.S., Hamburg, pp. 570-580. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Kádár I.** (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon - *Környezet- és természetvédelmi kutatások* - Budapest, p. 388.

- Kádár I.** (1991): A talajok és a növények nehézfém tartalmának vizsgálata - MTA TAKI, Budapest, p. 104.
- Kamm, K.** (1986): Prognose künftiger Schwermetallgehalte in Böden und Betrieb, 1985. 7/8. sz. pp. 36-39. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 3. sz. pp. 41-45.
- Kardell, L., Küllmann, S.** (1986): Heavy metals in antlers of roe deer from two Swedish forests, 1968-1983. - Ambio, 15. k. 4. sz. aug. pp. 232-235.
- Kerényi A., Pinczés Z.** (1992): Relationships between landforms and soil cover in test areas of the North Hungarian Mountains - in: New perspectives in Hungarian geography - Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 21-30.
- Kerényi A.** (1994): A környezetvédelem globális szempontú értelmezése és ennek hatása a földrajzkutatásra és oktatásra - Akadémiai doktori értekezés, Debrecen, p. 165.
- Kerényi A.** (1995): Ált. Környezetvédelem Globális gondok - lehetséges megoldások p. 383.
- Kerényi A.** (1995): Környezetünk-Egészségünk - Magazin Kiadó, p. 141.
- Király Z.** (1985): Balancing chemical and non-chemical methods to manage plant disease, pests and weeds. in: Proc. of Seminar on Technologies for Sustainable Agriculture. Agrokémia és Talajtan, 34: 156-164. suppl.
- Kloke, A., Sauerbeck, D.R., Vetter, H.** (1994): In Changing Metal Cycles and Human Health, ed. Nriagu, J. - Springer-Verlag, Berlin, p. 113.
- Kolozsváriné Pásztor A.** (1995): A talajvíz nitrátszennyezettségének területi és időbeli változásai bükkaljai falvak példáján - Egyetemi doktori értekezés, Debrecen, p. 103.
- Kovács M.** (1998): Talajjelző növények - Természetbúvár, 53. évf. 6. sz. pp. 42-43.
- Krauskopf, K.B.** (1967): Introduction to Geochemistry, McGraw-Hill, New York in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Lásztity B.** (1992): A tápláltság hatása az őszi búza molibdén-felhalmozására karbonátos csernozjom talajon - Agrokémia és Talajtan, Tom. 41. No. 3-4. pp. 261-269.
- Laws, E.A.** (1981): Aquatic Pollution - John Wiley and Sons, New York
- Lehoczky É., Marth P., Szabados I., Szomolányi A.** (1998): Effect of Liming on the Heavy Metal Uptake of Lettuce - Agrokémia és Talajtan Tom. 47. No. 1-4. pp. 229-234.
- Lepp, N.W.** (1981): Effect of Heavy Metal Pollution on Plants - in: Pollution Monitoring Series - Applied Science Publishers London, New Jersey, I.-II. (p. 352., p. 256.)
- Levis, A.G., Bianchi, V.** (1982): Biological and Environmental Aspects of Chromium ed. Langhard, S. - Elsevier, Amsterdam, Chapter 8.
- Lieback, U., Xander, L., et al.** (1984): Zur hygienisch medizinischen Bedeutung von Schwermetallen im aerosol des belastungsgebietes Berlin. - Forum Städte-Hygiene, 35. k. 1. sz. jan./febr. pp. 2-10. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 1984. 15/16. sz. pp. 6-10.

- Limura, K., Ito, H., Chino, M., Marishita, T., Hiruta, H.** (1977): Proc. Int. Sem. SEFMIA, Tokyo, pp. 357-366. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Lis, J., Pasieczna, A.** (1995): Atlas Geochemiczny Polski (Geochemical Atlas of Poland) - Panstwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, p. 72.
- Lober, K.** (1980): Müllverberennung und Schwermetallemission. - Müll und Abfall, 12. k. 6. sz. pp. 169-172. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 1980. 22. sz. 252.
- Loch J., Nosticzius Á.** (1983): Alkalmazott kémia - Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Malle, K.G.** (1992): Zink in der Umwelt. - Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung, 20. k. 4. sz. szept. p.p. 196-204.
- Marked, B.** ed. (1993): Plants as Biomonitors - Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment - VCH Publishers Inc. Weinheim, p.644.
- Marosi S., Somogyi S.** szerk. (1990): Magyarország kistájainak katasztere I.-II. - MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, p. 1023.
- Marschner, H.** (1986): Mineral Nutrition in Higher Plants - Academic Press, London in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Marshner, H.** (1986): Mineral Nutrition in Higher Plants - Academic Press, London in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Martin, M.H., Coughtrey, P.J.** (1982): Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution - Applied Science publishers, London, New York, p. 475.
- Martin, M.H., Coughtrey, P.J.** (1987): Cycling and fate of heavy metals in a contaminated woodland ecosystem in Pollutant transport and fate in ecosystems ed by Coughtrey, P.J.; Martin, M.H.; Unsworth, M.H. - Blackwell Scientific Publications Oxford, London, pp. 319-336.
- Martonné Erdős K.** (1997): A Bükk felszínfejlődése és domborzata - kézirat
- Martonné Erdős K.** (1998): Cserépfalu földrajza - in: Cserépfalu hét és fél évszázada - szerk. Nagy K. - Cserépfalu, pp. 42-98.
- McGrath, S.P., Loveland, P.J.** (1992): The Soil Geochemical Atlas of England and Wales - Blackie Academic and Professional in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Merian, E.** (szerk.) (1984): Metalle in der Umwelt - Verlag Chemie GmbH - Weinheim, Florida, Basel, p. 722. in: Farsang A.: Talaj nehézfém tartalmának térbeli eloszlása mátrai mintaterületen, különös tekintettel az antropogén terhelésre - PhD értekezés, JATE, 1996. Szeged, p. 131.
- Mészáros E., Molnár Á., Horváth ZS.** (1993): A mikroelemek légköri ülepedése Magyarországon - Agrokémia és talajtan Tom. 42. No. 3-4. pp. 221-228.
- MI-08-1735-1990** (1990): Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése - Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Műszaki Irányelv, p. 28.
- Mitchell, R.L.** (1991): Trace Elements in Soils - in: Chemistry of the Soil (ed: Bear, F.E.) pp. 320-366. New York: Van Nostrand Reinhold Co. in: Csathó P.: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest, 1994.

- Mordvedt, J.J.** (1987): J. Environ. Qual. 16. pp. 137-142. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Moruzumi, M., Chow, T.J., Paterson, C.** (1969): Chemical concentrations of pollutant lead aerosols, terrestrial dusts and sea salt in Greenland and Antarctic snow strata - Geochimica et cosmochimica acta 33. pp. 1247-1294. in: Kerényi A. Környezetünk - egészségünk - Magazin Kiadó, 1995. p. 141.
- MSZ-08-1722/3-1989** (1989): Talajvizsgálatok - A talaj oldható toxikus elem- és nehézfém tartalmának meghatározása - Magyar Köztársaság Mezőgazdasági és Élelmiszerügyi Ágazati Szabvány, 1989. p. 11.
- Mulla, D.J., Page, A.L., Ganje, T.J.** (1980): J. Environ. Qual. 9. pp. 408-412. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- 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., Molnár E., Csillag J., Bujtás K., Lukács A., Pártay G., Fehér J., Genuchten, M.** (1993): Mobility of Some Heavy Metals in Soil-Plant Systems Studied on Soil Monoliths - Wal. Sci. Tech. Vol. 28. No. 3-5, pp. 389-398.
- Németh T., Molnár E., Csillag J., Lukács A., Bujtás K., Genuchten, M.** (1994): Model experiments to assess the fate of heavy metals in soils - in: Biogeochemistry of Trace Elements ed: Adriano, D.C. et al. Science and Technology Letters, pp. 505-514.
- Németh T., Molnár E., Csillag J., Bujtás K., Lukács A., Pártay G.** (1993): Fate and Plant Uptake of Heavy Metals in Soil-Plant Systems Studied on Soil Monoliths - Agrokémia és Talajtan Tom. 42. No. 1-2. pp. 195-206.
- Nriagu, J. O.** (1983): Lead and Lead Poisoning in Antiquity. John Wiley & Sons, New York in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Nriagu, J.O.** (1988): Environmental Pollution 50: pp. 139-161 in: Csathó P.: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest, 1994.
- Nriagu, J.O.** (1990): The Science of the Total environment 92 pp. 13-28. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Otte, M.L., Haarsma, M.S., Broekman, R.A., Rozema, J.** (1993): Relation Between Heavy Metal Concentrations in Salt Marsh Plants and Soil - Environmental Pollution, 82. pp. 13-22.
- Page, A.L., Chang, A.C.** (1978): in: Proceedings 5th National Conf. On Acceptable Sludge Disposal Techniques - Information Transfer Inc., Rockville Md. pp. 91-96.
- Pais I.** (1992): Az általánosan létfontosságú mikroelemek (a mikroelemek korszaka) - Biokémia pp. 352-355.
- Papp S.** (1994): A Bükkalja mezőgazdasági potenciáljának feltárása reprezentatív típusszelvény vizsgálata alapján - Kandidátusi értekezés, Budapest, p. 158.

- Papp, J.F.** (1988): US Bureau of Mines Minerals Yearbook 1986, Volume 1: Metals and minerals - US Dept. of Interior, Washington, DC, pp. 225-244.
- Paukert, J.** (1979): Kadmium jako indikátor znečištění prostředí spalovacími procesy. - Vodni Hospodarství, B, 30. k. 6. sz. pp. 85-86. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem 1980. 24. sz. 275.
- Pinczés Z., Martonné Erdős K., Dobos A.** (1993): Elterések és hasonlóságok a hegyláb felszínének pleisztocén felszínfejlődésében - Földrajzi Közlemények CXVII. (XLI.) kötet, 3. sz. pp. 149-162.
- Pinczés Z.** (1968): A Bükk-hegység tönk- és pediment felszínei - Term. Földr. Dokumentáció 7. sz. MTA FKI, pp. 32-39. in: Pinczés Z., Martonné Erdős K., Dobos A.: Elterések és hasonlóságok a hegyláb felszínének pleisztocén felszínfejlődésében - Földrajzi Közlemények CXVII. (XLI.) kötet, 1993. 3. sz. pp. 149-162.
- Pinczés Z.** (1956): A Déli Bükk és előterének néhány fejlődéstörténeti problémája - ACTA Universitatis Debrecenensis de Ludovico Kossuth Nominatae TOM. III/2 pp. 209-220.
- Pinczés Z.** (1957): Az Eger völgy problémái - Földr. Értesítő, VI. 1. pp. 29-43.
- Pinczés Z.** (1977): Hazai középhegységek periglaciális planációs felszínei és üledékei - Földrajzi Közlemények XXV. (CI) 1-2. pp. 29-45.
- Pinczés Z.** (1955): Morfológiai megfigyelések a Hór-völgyében - Földrajzi Értesítő IV. 2. pp. 145-156.
- Poletschny, H.** (1991): Akzeptanz von Klärschlamm in der Landwirtschaft. - Abwassertechnik, 42. k. 1. sz. febr. p. 8-11.
- Prües, D.** (1985): Trace element contamination of the environment - Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam, Oxford, New York, p. 243.
- Qian, J., Wang Z.J., Shan, X.Q., Tu, Q., Wen, B., Chen, B.** (1996): Evaluation of Plant Availability of Soil Trace Metals by Chemical Fractionation and Multiple Regression Analysis - Env. Pollution, Vol. 91, No3. pp. 309-315.
- Rose, A.W., Hawkes, H.E., Webb, J.S.** (1979): Geochemistry in Mineral Exploration 2nd ed. Academic Press, London in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Royset, O., Thomassen, Y.** (1987): Presence of alkyllead in rural and urban air: Evaluation of some sources of alkyllead pollution of the atmosphere in Norway. - Atmospheric Environment, 21. k. 3. sz. pp. 655-658.
- Rundle, S.A., Duggan, M.J.** (1986): Lead pollution from the external redecoration of old buildings. - The Science of the Total environment, 57. k. dec. pp. 181-190. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 1987. 24. sz. pp. 43-47.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H., Schwertman, U.** (1989): Lehrbuch der Bodenkunde - Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, p. 491. in: Farsang A.: Talaj nehézfém tartalmának térbeli eloszlása mátrai mintaterületen, különös tekintettel az antropogén terhelésre - PhD értekezés, JATE, 1996. Szeged.
- Scherlis, G.** (1989): Untersuchungen zur profildifferenzierten Variabilität der Schwermetalle Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn und Pb in rezenten und fossilen Parabraunerden Baden-Württemberg - Geographisches Institut der Universität Stuttgart, p. 220.

- Scheuhammer, A.M.** (1991): Acidification-Related Changes in the Biogeochemistry and Ecotoxicology of Mercury, Cadmium, Lead and Aluminium: Overview - Environmental Pollution, Elsevier Science Publishers Ltd, England, pp. 87- 90.
- Schmidt, J.A., Andren, A.W.** (1980): in: Nickel in the Environment, ed Nriagu, J.O. John Wiley, New York, Chapter 4.
- Schweiger, P.** (1984): Anreicherung von Schwermetallen im Boden durch Klärschlammdüngung. - Wasser und Boden, 35. k. 2. sz. pp. 65-68.
- Shroeder, H.A.** (1974): The poisons around us - Indiana Univ. Press, p. 144. in: Csathó P.: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest, 1994.
- Simth, K.A., Paterson J.E.** (1995): Manganise and cobalt - ed. Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Prof., London, 1995. p. 368.
- Smith, D.R., Flegal, A.R.** (1995): Lead in the Biosphere: Recent Trends - Ambio Vol. 24 No. 1, Feb.
- Smith, R.S.** (1994): Effect of Soil pH on Availability to Crops of Metals in Sewage Sludge-Trated Soils. I. Nickel, Copper and Zinc Uptake and Toxicity to Ryegrass - Environmental Pollution, 85. pp. 321-327.
- Sposito, G., Page, A.L.** (1985): in: Metal Ions in Biological Systems - Vol. 18 Circulation of Metals in the Environment, ed. Sigel, H. Marcel Dekker, New York, pp. 287-332. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- Szabó G.** (1997): Gépjárművek légszennyezése - HVG, 24. szám, p. 115.
- Szabó Gy.** (1997): Heavy Metals in Rural Environment - Proceedings of the 2nd Moravian Geographical Conference CONGEO'97, Valtice, Czech Republic, pp. 118-126.
- Szabó Gy.** (1996): Nehézfémek a talajban - Földrajzi Közlemények CXX. (XLIV.) kötet, 4. sz. pp. 253-266.
- Szabó L., Fodor L.** (1996): Talaj-növény-nehézfémkapcsolatok vizsgálata - A termőföld védelme szerk: Szabó L. et al. Gödöllő, pp. 112-119.
- Szabó L.** (1998): Mobility of Some Micropollutants in a Brown Forest Soil - Agrokémia és Talajtan Tom. 47. No. 1-4. pp. 191-196.
- Szabó P.** (1991): A talajok ólomszennyezettsége Nagytétény környékén - Agrokémia és Talajtan Tom. 40. No. 1-2. pp. 297-302.
- Szabó S.A., Regusiné Mócsényi Á., Győri D., Szentmihályi S.** (1987): Mikroelemek a mezőgazdaságban I. - Mg-i Kiadó, Budapest, p. 235.
- Szalai Z.** (1998): Nyomelem-eloszlási típusok természeteshez közeli állapotú ártéri területek talajaiban és üledékeiben - Földr. Ért. XLVII. évf. 1., pp. 19-30.
- Tabasaran, O.** (1984): Separierung Schwermetallhaltiger Hausmüllkomponenten durch Absieben. - Müll und Abfall, 16. k. 1. sz. pp. 15-22. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 10. sz. pp. 47-56.
- Tamás J., Filep Gy.** (1995): Nehézfémforgalom vizsgálata szennyvíziszapokkal terhelt mezőgazdasági területen - Agrokémia és Talajtan, Tom. 44. No. 3-4. pp. 419-427.
- Tao, S.** (1995): Spatial structures of copper lead and mercury contents in surface soil in the Shenzhen area - Water, Air and Soil Pollution (an International Journal of

- Environmental Pollution) Vol. 82. pp. 583-591. in: Farsang A.: Talaj nehézfém-tartalmának térbeli eloszlása mátrai mintaterületen, különös tekintettel az antropogén terhelésre - PhD értekezés, JATE, 1996. Szeged.
- Thornton, I.** (1981): Geochemical Aspects of the Distribution and Forms of Heavy Metals in Soils - in: Pollution Monitoring Series - Effect of Heavy Metals on Plants ed by Lepp, N.W. - Applied Science Publishers, London and New Jersey, I.-II. pp. 1-12.
- Turcsányi G.** (1992): A talajszennyezés biológiai monitoringja - GATE egyetemi jegyzet, Gödöllő,
- US Environmental Protection Agency** (1992): 40 CFR Parts 257,403 and 503 (FRL-4203-3) Standards for the Use and Disposal of Sewage Sludge, US EPA, Washington DC
- Vágó I., Loch J., Győri Z.** (1995): A növények nikkelfelvételének vizsgálata különböző talajokból, tenyészvény kísérletekben - Agrokémia és Talajtan, Tom. 44. No. 3-4. pp. 435-440.
- Valerio, F., Brescianini, C.** et al. (1988): Seasonal variation of thallium, lead, and chromium concentrations in airborne particulate matter collected in an urban area. - The Science of the Total environment, 71. k. 3. sz. jun. pp. 501-509.
- Várallyay Gy.** (szerk) (1995): Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer 1. kötet - Földművelésügyi Minisztérium, Budapest, p. 92.
- Várallyay Gy., Rédly M., Murányi A., Szabó J.** (1993): Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary - Agrokémia és Talajtan, TOM. 42. No. 1-2. pp. 35-42.
- Vermes L., Marth P.** (1993): Cadmium Levels of Soil, Plants and Tobacco in Pest County, Hungary - Agrokémia és Talajtan, Tom. 42. No. 1-2. pp. 109-114.
- Vinczer P.** (1995): Ásványi anyagok és nyomelemek szerepe az élő szervezetekben 7. rész: Mangán - Természetgyógyászat, augusztus, pp. 20-21.
- Vinczer P.** (1995): Ásványi anyagok és nyomelemek szerepe az élő szervezetekben 6. rész: Réz - Természetgyógyászat, július, pp. 24-25.
- Vinczer P.** (1995): Ásványi anyagok és nyomelemek szerepe az élő szervezetekben 5. rész: Cink - Természetgyógyászat, június, pp. 24-25.
- Vinczer P.** (1995): Ásványi anyagok és nyomelemek szerepe az élő szervezetekben 3. rész: A vas anyagcserezavarai - Természetgyógyászat, március, pp. 22-23.
- Welch, R.M.** (1981): J. Plant nutr. 3. pp. 345-356. in: Alloway, B.J.: Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, 1995. p. 368.
- 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.
- Wild, A.** (ed) (1988): Russell's Soil Conditions and Plant Growth -11th edn. Longman, London.
- Zimdahl, R.L., Koeppe, D.E.** (1977): in: Lead in the Environment - ed. Bogges, W.R. National Science Foundation, Washington D.C., pp. 99-104.