

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

Készítette:

VÉR ZSANETT

**Készthely
2006**

**Pannon Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar
Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok Doktori Iskola**

Iskolavezető:

**Dr. Gáborjányi Richard
az MTA doktora**

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

**Talajok különböző oldhatóságú nehézfém tartalmának
vizsgálata a Keszthelyi Országos Műtrágyázási
Tartamkísérletekben**

Készítette:

VÉR ZSANETT

Témavezetők:

***Dr. Lehoczky Éva*
az MTA doktora
intézetigazgató, egyetemi tanár**

***Prof. Dr. Németh Tamás*
az MTA levelező tagja
intézetigazgató**

**Keszthely
2006**

**TALAJOK KÜLÖNBÖZŐ OLDHATÓSÁGÚ
NEHÉZFÉMTARTALMÁNAK VIZSGÁLATA AZ ORSZÁGOS
MŰTRÁGYÁZÁSI TARTAMKÍSÉRLETEKBEN**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:
Vér Zsanett

Készült a Pannon Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar
Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok Doktori Iskolája keretében

Témavezetők: Dr. Lehoczky Éva, az MTA doktora

Elfogadásra javaslom (igen/nem)

.....
Dr. Lehoczky Éva
alíírás

Prof. Dr. Németh Tamás, az MTA levelező tagja

Elfogadásra javaslom (igen/nem)

.....
Prof. Dr. Németh Tamás
alíírás

A jelölt a doktori szigorlaton 91,5 %-ot ért el.
Keszthely,

.....
A Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen/nem

.....
alíírása

Bíráló neve: igen/nem

.....
alíírása

****Bíráló neve: igen/nem

.....
alíírása

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

Keszthely, 2006.....

.....
A Bíráló bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése

.....
Az EDT Bizottság elnök

KIVONAT

Talajok különböző oldhatóságú nehézfém tartalmának vizsgálata a Keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérletekben

A szerző célul tűzte ki az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek (OMTK) keszthelyi kísérletében a talajok úgynevezett „összes” és az úgynevezett mobilis” a növények számára könnyebben felvehető, Lakanen-Erviö oldható Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, és Ni dúsulásának, valamint a nehézfémek angolperje és saláta általi felvételének vizsgálatát, a különböző nehézfémekre vonatkozó transzfer koefficiensek számítását.

Kutatómunka során a talajmintavétel a kísérlet beállítást követő 32. évben volt. A szerző mérte a talajminták „összes” és Lakanen-Erviö oldható Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, Ni tartalmát.

A szerző tenyészedényes kísérletet állított be üvegházi körülmények között. A kísérletben az angolperje és saláta került alkalmazásra. A szerző mérte a növények friss és száraz biomassza tömegét. A növényminták feltárása koncentrált salétromsavval, mikrohullámú roncsolóban történt, ezt követte a növényminták elemtartalmának meghatározása. A disszertáció tartalmazza az elemek transzfer koefficienseit is. A matematikai statisztikai feldolgozása SPSS számítógépes programcsomag és MS EXCEL segítségével valósult meg.

A szerző a következő új tudományos eredményeket állapította meg:

1. Az OMTK keszthelyi kísérlet talajmintáiban, a különböző kombinációban és adagban alkalmazott műtrágyakezelések hatására az „összes” és a Lakanen-Erviö féle oldható Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, Ni tartalom esetében sem volt megállapítható egyértelmű, általános érvényű összefüggés.
2. A vizsgálati eredmények alapján megállapítható, hogy az adott kísérleti körülmények között a 32 éven át tartó műtrágyázás hatására nem volt kimutatható az elemek jelentős dúsulása a talajban.
3. A vizsgált elemek között jelentős különbség volt megállapítható aszerint, hogy az „összes” oldható nehézfém tartalomnak hány százaléka volt Lakanen-Erviö féle kivonatban oldható, a növények számára könnyebben felvehető formában, a talajban.

4. A kadmiumnál kapott transzfer koefficiens értékek mindkét növénynél, egynél magasabb volt, tehát ezen kísérleti körülmények között megállapítható, a Cd növényi akkumulációja. A salátánál kapott transzfer koefficiens értékek felhívják a figyelmet arra, hogy kis kadmium tartalmú, gyengén savanyú talajokon is akkumulálódhat a saláta növényben ez a toxikus elem.

5. A toxikus, környezetterhelő nehézfémek esetében kiemelt figyelmet kell fordítani ezen elemeknek a talajbeli koncentrációjára, összefüggésben a mobilitást befolyásoló talajtulajdonságokkal (pH, szerves anyag stb.) és a termesztett növény fajjal.

6. A növények által a talajból felvett elemek mennyiségét vizsgálva a következő sorrend állítható fel a saláta esetében: $Mn > Zn > Cu > Cr \approx Ni > Pb > Cd$, angolperje esetében: $Mn > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd$.

ABSTRACT

Examination of different soluble heavy metal content of soils in National Long-Term Fertilization Trials in Keszthely

The aim of this research is to examine the accumulation of different soluble Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr and Ni content in soils and to set up a pot experiment in the National Long-Term Fertilization Trials in Keszthely. On the basis of the results of the experiment it can be stated that under the given circumstances after the 32-year fertilization treatment no significant accumulation of elements could be established in the soil. Among the elements there was remarkable difference depending on what percentage of the “total” heavy metal content was Lakanen-Erviö soluble, in a more easily available form in soil.

After the examination of element uptake by plants from soil, as for lettuce the following order can be made: $Mn > Zn > Cu > Cr = Ni > Pb > Cd$. In the case of ryegrass the order is the following: $Mn > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd$. The transfer coefficients of each element for the test plants differed.

ZUSAMMENFASSUNG

Untersuchung des unterschiedlich löslichen Schwermetallinhalts von Böden im Keszthelyer Kunstdünger-Landesdauerexperiment

Das Ziel der Forschungsarbeit des Experiments von Keszthely im Kunstdünger-Landesexperiment ist die Untersuchung der Anreicherung von den unterschiedlich löslichen Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr und Ni der Böden, und die Einstellung des Experiments mit Kulturgefäß. Nach den Untersuchungsergebnissen ist es festzustellen, dass in den gegebenen Experimentumständen unter der Wirkung des 32 Jahre lang gedauerten Kunstdüngens war eine deutliche Anreicherung der Elementen nicht nachweisbar. Ein wichtiger Unterscheid zwischen den untersuchten Elementen war nach der Tatsache festzustellen, wie viel Prozent des „zusammen“ löslichen Metallinhalts im Extrakt von Lakanen-Erviö löslich war, in einem für die Pflanzen leichter aufnehmbaren Form, im Boden.

Die Quantität der von Pflanzen aus dem Boden aufgenommenen Elementen untersuchend, konnte die folgende Reihenfolge im Fall des Kopfsalats festgestellt werden: $Mn > Zn > Cu > Cr \approx Ni > Pb > Cd$. Im Fall des Fruchtblümchens war die Reihenfolge folgend: $Mn > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd$.

Die Transferkoeffizienzwerte der entsprechenden Testpflanzen haben im Fall der einzigen Elementen Unterscheide gezeigt.

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A környezetvédelem, mint fogalom, ma már globális méreteket öltött, s magába foglalja a vizek, a talajok, a levegő és az élővilág védelmét is. Az ipari termelés, bányászat, kohászat, közlekedés következtében, a települési és ipari szennyvíziszapok, műtrágyák és egyéb anyagok közvetítésével környezetünkbe, így a talajba is, jelentős mennyiségű nehézfém (Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, Ni) kerülhet (Kabata-Pendias és Pendias, 2001; Füleki, 1988; Füleki és Dukát, 1998; Kádár et al., 1998).

Környezetünk állapotának védelme, megőrzése, minőségének javítása alapfeltétel ahhoz, hogy biztosítsuk a fenntartható fejlődés környezeti feltételeit, ne veszélyeztessük a jelen generáció egészségét, illetve a jövő generációk léteéhez szükséges egészséges környezetet.

Az esszenciális és a toxikus elemek a környezeti tényezők tulajdonságaitól függően, akár toxikus mennyiséget is elérve, bekerülhetnek a növények anyagcseréjébe, közvetetten veszélyeztetve a tápláléklánc egyes szintjeinek élőlényeit, köztük az embert is. Az élő szervezetekbe kerülő nehézfémek és toxikus mikroelemek fizikai-kémiai sajátosságainak megfelelően specifikus és meglehetősen sokrétű fiziológiai hatást fejtenek ki. A nehézfémek egy részéről napjainkig sem ismert (pl. Cr, Ni), hogy valamely organizmus számára esszenciális lenne.

Nem csupán az esszenciális jelleg felismerésében, hanem a toxikus hatás megítélésében is jelentős szerepe van a kérdéses nehézfém koncentrációjának mind a talajban, mind pedig a növényben. A különböző elemek esetében meg kell vizsgálni milyen formában, milyen mennyiségben van jelen a talajban, az egyes növényfajok milyen mértékben veszik fel, milyen szerepet tölt be a növények életében, és mi a sorsa az adott elemnek a táplálékláncban (Sigmond, 1904; Benson, 1968; Németh és Kádár, 1991; Kádár, 1995a; Búzás, 1983; McGrath et al., 1995; Lehoczky et al., 1998abc; Szalai et al., 2002; Szabó és Fodor, 2003; Szűcs és Szűcsné, 2003; Bolan et al., 2003).

Az egyes mezőgazdasági felhasználású anyagok, köztük a műtrágyák is, különböző mennyiségben tartalmazhatnak nehézfémeket. A nyersfoszfátok, illetve az azokból előállított P-műtrágyák ásványi összetételéről, toxikus elem tartalmáról számos adat áll rendelkezésünkre (Adriano, 1986; Kádár, 1991; Csathó, 1994).

Jelenleg érvényben lévő, a műtrágyákban maximálisan megengedett toxikus elem koncentrációjára vonatkozó határértékeket az FVM 50/2003 (V.9.) számú rendeletben találjuk.

A növények általi nehézfém felvételt a nehézfémek talajbeli koncentrációján kívül, a talajtulajdonságok nagymértékben befolyásolják. A talajok kémhatása központi szerepet tölt be a nehézfémek oldhatóságában.

A nehézfémek talajbani megkötődésében, ezáltal a növényi felvételben a talajtulajdonságok közül a kémhatás mellett a talajok szerves anyag tartalma, kötöttsége, agyagtartalma, a redoxviszonyok, a kelátképző tényezők, stb. egyaránt fontos szerepet töltenek be (Kádár, 1991; Lehoczky et al., 1998c; Csillag et al., 1998; Szabó és Fodor, 2001; Blaskó et al., 2003ab; Horváth et al., 2003; Kádár és Németh, 2003ab; Kádár és Pálvölgyi 2003).

A talajszennyező toxikus elemek talajbani megkötődése elemenként eltérő sebességgel megy végbe (Fodor, 2000). Ezek alapján elkülöníthetők a talaj „mobilis” szennyezői, amelyek a növények számára könnyebben felvehetők (Cd, Zn, Pb, Cu), és a gyorsan oldhatatlan formává alakuló elemek (Cr).

A különböző növény családba tartozó növények nehézfém felvételében különbségeket figyelhetünk meg (Tölgyesi, 1969; Szabó és Fodor, 2003a). A nehézfém felvételt és akkumulálódást különösen azoknál a növényeknél kell figyelemmel kísérnünk, melyek a fogyasztásra kerülő részeikben halmozzák fel a toxikus elemeket. A frisségnövények közül a levélfrissségek és a gyökérfrissségek, különösen a saláta, a spenót, a levélcikória és a cékla nagy mennyiségben tartalmazhat toxikus elemeket (Kádár, 1992; Lehoczky et al., 1996; Kádár et al., 2001ab; Simon, 2001).

A talajban történő nehézfém megkötődés, a transzportfolyamatok és a káros anyagok növények általi felvételének megismerésére szabadföldi kísérletek folynak. Ezek a szabadföldi kísérletek alapjául szolgálhatnak más ökológiai és környezetvédelmi kutatásoknak egyaránt.

Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek is e szántóföldi kísérletek közé sorolhatók. Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek értékét nagymértékben növeli az, hogy azok egységes metodikával kerültek beállításra az ország kilenc különböző pontján, Mosonmagyaróváron, Hajdúböszörményben, Karcagon, Kompolton, Putnokon,

Iregszemcsén, Bicsérdén, Nagyhörscökön és Keszthelyen (Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994). Ezek a termőhelyek meghatározott, különböző agroökológiai adottságokkal és eltérő talajtulajdonságokkal rendelkeznek. Ezáltal lehetőség nyílik a különböző környezeti tényezők figyelembevételére a talajok elemtartalmának vizsgálata alkalmával.

Sarkadi már 1975-ben megfogalmazta a műtrágyázási kísérletek fontosságát: „Hazánkban is közhelynek számít már az a megállapítás, hogy fejlett mezőgazdaság nem képzelhető el intenzív műtrágyázás nélkül. Pedig nem olyan régen, az '50-es évek végén, a '60-as évek elején, még sokan vitatták a műtrágya felhasználásunk növelésének lehetőségét, a kukorica műtrágyázásának gazdaságosságát, az egész országra kiterjedő, egységes tervezetű műtrágyázási kísérletek szükségességét”.

Stefanovits (2001) által megfogalmazott tízparancsolat mindent elmond a talajdegradáció elleni védekezés jelentőségéről, a jövőbeni feladatokról.

1. Ne foglalj el a természettől több és jobb földet, mint amit okvetlenül szükséges.
2. Ne gondold, hogy a víz elrabolja a talajt a gondjaira bízott területtől.
3. Ne hagyj, hogy a szél elhordja a földet.
4. Fölöslegesen ne taposd, ne tömörítsd a talajt.
5. *Csak annyi trágyát vigyél a talajba, amennyit a növény kíván.*
6. Csak jó vízzel öntözz, anélkül, hogy vízfelesleget okoznál.
7. Ne keverj a talajba olyan anyagot, ami nem bomlik le benne, hacsak nem javítási céllal teszed.
8. Ne vigyél a termőföldre mérgező anyagot, ami tönkreteszi a talaj élővilágát.
9. A talaj termékenységét őrizd, meg és ha lehet, növedd.
10. Ne feledd, hogy a talajon nem csak állsz, hanem élsz is.

A fentiek alapján célul tűztük ki az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek (OMTK) keszthelyi (B18) kísérletében a talajok különböző oldhatóságú (cc.HNO₃+cc.H₂O₂; és 0.5M ammónium-acetát + 0.5M ecetsav + 0.02M EDTA oldható) Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr és Ni tartalmának vizsgálatát, összefüggésben az alkalmazott különböző adagú NPK műtrágyakezelésekkel. Célunk volt az OMTK keszthelyi kísérletéből származó talajokon nevelt angolperje és fejes saláta nehézfém felvételének vizsgálata, a nehézfém felvétel dinamikájának nyomon követése, angolperje jelzőnövényel, valamint az adott kísérleti talajon és körülmények között, a különböző nehézfémekre vonatkozó transzfer koefficiensek számítása, a talaj és növényvizsgálatok eredményei alapján.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A nehézfémek általános jellemzése

Kémiai értelemben nehézfémeknek azokat a fémeket nevezzük, amelyek sűrűsége meghaladja az 5 g/cm^3 , rendszáma 20-nál nagyobb. Az ide sorolt elemek közt vannak esszenciális elemek, tehát a növények életfolyamataihoz nélkülözhetetlen elemek, mint például a réz (Cu), a cink (Zn) és a mangán (Mn). Ugyanakkor az ide tartozó elemek között fellelhetünk un. toxikus elemeket egyaránt, mely elemek a növényi felvétel útján bekerülhet a táplálékláncba és ezáltal káros életfolyamatokat indukálhatnak az élő szervezetekben. Ilyen toxikus elem a kadmium (Cd), az ólom (Pb), a króm (Cr) és a nikkelt (Ni) egyaránt (Láng, 1993).

A mikroelemek biológiai fontosságát illetően az idő előrehaladtával és a mérési módszerek fejlődésével a szakirodalomban található vélemények alapvetően megváltoztak arról, hogy a mangánt, a cinket és a rézet esszenciális, a kadmiumot, a krómot, az ólomot és a nikkelt toxikus elemek közé soroljuk. Az elemek csoportosítása történhet növényélettani, állatfiziológiai vagy humánélettani szempontból egyaránt, bár a különböző élőlények között az egyes mikroelemek létfontosságát tekintve van eltérés (Szabó et al. 1987).

A toxicitás a szóban forgó elem „összes” mennyiségén túlmenően az oldhatóság, a mozgékonyság és a felvehetőség határoz meg. Az oldhatóság egyrészt a szóban forgó vegyület kémiai jellemzőitől, másrészt a környezet, jelen esetben a talaj fizikai és kémiai jellemzőitől –elsősorban a pufferkapacitásától és kémhatás viszonyaitól- függ és ezek függvényében igen széles határok között változhat.

Amikor az esszenciális mikroelemekről beszélünk, akkor olyan elemekről van szó, amelyek jelenléte, illetve meglehetősen szűk határok között változó optimális koncentrációtartománya az egészséges növényi, állati és emberi élethez feltétlenül szükséges. Az általunk vizsgált elemek közül a réz, a cink és a mangán minden élőlény számára nélkülözhetetlen, létfontosságú elem (Pais 1984), melyek kedvező biológiai szerepéről megbízható kísérleti adatokkal rendelkezünk. Ezen elemek tartós hiánya esetén a szervezet kiegyensúlyozott fiziológiai és biológiai folyamati károsodnak, ami megszüntethető a tényleges fiziológiai szükségletnek megfelelő mennyiségű esszenciális elem pótlásával.

Az 1970-es évektől kezdődően egyre több elemről, köztük a nikkeltől és a krómól egyaránt, sikerült hitelt érdemlően bebizonyítani annak esszenciális tulajdonságát,

létfonosságát. Mivel azonban a szakemberek ezeknek az elemeknek a létfonosságát vitatják, ezért ezeket az elemeket a „valószínűleg esszenciális” elemek közé sorolják.

Azokat az elemeket melyek már alacsony koncentrációban is kedvezőtlenül hatnak a biológiai és fiziológiai folyamatokra toxikus elemeknek nevezzük, mint például a kadmium és az ólom.

Kádár Imre (1995) megfogalmazásában toxikusnak tekinthetjük az elemet, amennyiben káros hatást fejt ki a talajra, növényre, állatra, emberre. Számos kémiai elem nélkülözhetetlen vagy legalább is előnyös élettani hatású, de mérgezővé vagy károssá válik túlsúlya esetén.

Bizonyos koncentrációk fölött azonban minden mikroelem toxikus, az élettani optimális koncentrációtartományt meghaladó esszenciális mikroelemek is. Az irodalmi adatok szerint például a 20 mg/kg Zn tartalomnál kevesebb mennyiség esetén Zn hiányban szenvednek, 20-200 mg/kg között megfelelő a növények Zn tartalma, míg 200 mg/kg Zn felett pedig már feleslegben van a Zn (Szabó et al. 1987).

Ilyen megközelítésben tehát a dolgozatomban két csoportra osztottam az általunk vizsgált nehézfémeket. Egyik csoportba azokat az elemeket soroltam, melyek esszenciális volta már régóta ismert és bizonyított, ezek az elemek pedig a következők voltak: Cu, Zn, Mn. Természetesen, mint már korábban említettem, ezek az elemek is előfordulhatnak, mint helyi szennyező elemek.

A másik csoportba, azokat az elemeket soroltam, melyek esszenciális tulajdonsága csak rövid ideje (Cr, Ni), vagy egyáltalán nem ismert (Cd, Pb).

Vinogradov (1957, in Győri 1975) az elemeket, köztük a nehézfémeket is, 3 fő csoportra osztja a növények általi akkumulációjuk szerint:

- Azok az elemek, amelyek a növényben nagyobb mennyiségben találhatóak mint a talajban: S, N, P, B, Mo, K, Cl, Br, I, C, Ca, Mg, Zn, Cu, Co, Ra, Rb,
- A növényben és a talajban azonos arányban fordulnak elő: Na, Mn, Sr, Li, Se,
- Azok az elemek, amelyeket a növények csak kisebb mennyiségben vesznek fel, ezért a mennyiségük a talajban lényegesen nagyobb: Zr, Th, Cr, Ti, Al, V, Ir, Si, Pb, Ni, Fe, As.

A nehézfémek a földkéreg természetes alkotói, Mennyiségük a föld teljes tömegéhez viszonyítva elenyészően kicsi (Nyilasi, 1980). Megtalálhatók a talajban, a vizekben és a légkörben egyaránt.

2.2. A nehézfémek eredete, előfordulása és oldhatósága a talajban

2.2.1. A nehézfémek eredete

Az ipari-technikai fejlődéssel együtt jelentősen megnőtt, a talajba, és a felszíni vizekbe kerülő káros anyagok mennyisége. A szennyező anyagok sorsa azonban alapvetően másként alakulnak a talajban, mint a levegőben és a felszíni vizekben. A légtérben és a felszíni vizekben ugyanis gyorsan szétterjednek (felhígulnak), a talajban viszont csak lassan - vagy egyáltalán nem - mozognak, s gyakran nagymértékben és tartósan felhalmozódnak (Győri, 1984; Vermes, 1994; Szabó, 1999). A talajszennyeződés legfontosabb forrásait a 1. táblázat mutatja.

1. táblázat A talajszennyeződés legfontosabb forrásai (Vermes, 1994)

Pontszerű szennyező források	Nem pontszerű szennyező források
a, természetes eredetű források	
<ul style="list-style-type: none"> - ásványi lelőhelyek - egyes geológiai képződmények 	<ul style="list-style-type: none"> - természetes (pl. vulkáni) eredetű nedves és száraz kiülepedés a légkörből - árvizek, nagy esők, erős szelek által szállított anyagok - természetes radioaktív sugárzások
b, emberi eredetű (antropogén) források	
<ul style="list-style-type: none"> - szennyvizek - szennyvíziszapok - híg trágyák - különböző hulladékok (folyékony, szilárd) - különféle ipari emissziók 	<ul style="list-style-type: none"> - légszennyezésből származó nedves és száraz kiülepedés - mezőgazdasági kemikáliák - műtrágyák - peszticidek stb. - tüzelőanyagok elégetése (ipar, közlekedés)

A talajok természetes elemtartalmát elsősorban a talajképző kőzetek típusa határozza meg. Alloway (1995) vizsgálatai szerint a különböző ásványok elem összetétele, és a környezeti hatásokkal szembeni ellenálló képessége eltérő (2. táblázat).

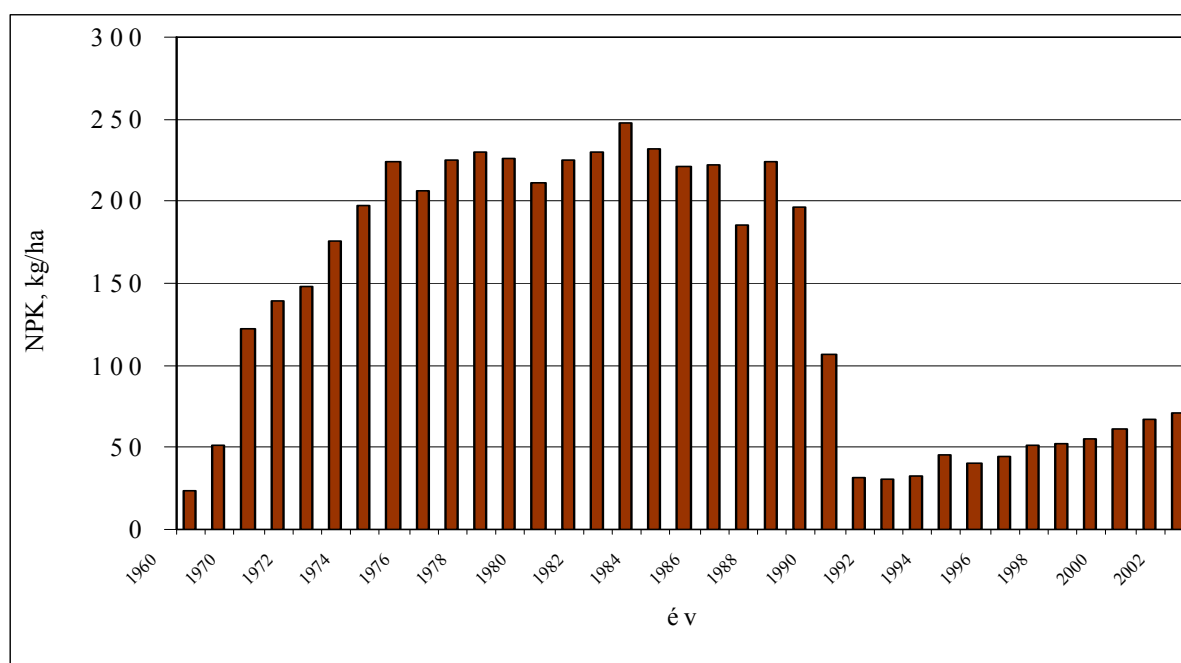
2. táblázat A különböző ásványok elemösszetétele és stabilitása (Alloway, 1995)

Ásvány	Elem összetétel	Stabilitás
Olivin	Ni, Co, Mn, Li, Zn, Cu, Mo,	Könnyen málló
Amfibol	Ni, Co, Mn, Sc, Li, V, Zn, Cu, Ga,	↓
Piroxén	Ni, Co, Mn, Sc, Li, V, Zn, Pb, Cu, Ga,	
Apatit	Pb, Sr,	↓
Andezit	Sr, Cu, Ga, Mn,	
Ortoklász	Cu, Ga,	
Ilmenit	Co, Ni, Cr, V,	↓
Magnetit	Zn, Co, Ni, Cr, V,	
Turmalin	Li, F, Ga	Ellenálló

A mezőgazdasági eredetű szennyező források közül elsősorban a különböző NPK műtrágyákat emelném ki. Az NPK műtrágya évenkénti felhasználása Magyarországon a '60-as évektől napjainkig nagyon változatos képet mutat (1. ábra).

A '60-as évektől a '80-as évek közepéig közel egyenletes ütemű növekedést figyelhetünk meg az NPK műtrágya felhasználásban. A '60-as évektől felhasznált műtrágya mennyiségéről Sarkadi János (1975) így fogalmazott „Míg az istállótrágya mennyisége lényegesen nem változott, addig a területegységre jutó „összes” műtrágya-hatóanyag országos átlagában az utóbbi 15 év alatt több mint tízszeresére növekedett”.

A '80-es évek második felében, a műtrágya felhasználásban stagnálás volt megfigyelhető. Ekkor az évenkénti műtrágya felhasználás 200-250 kg/ha között változott. A '80-as évek végén a '90-es évek elején a műtrágya felhasználás hirtelen lecsökkent, az 50 kg/ha NPK műtrágya felhasználást is alig érte el. Ezt az időszakot egy újabb emelkedés követe, ami a mai napig is tart, de ez a növekedés sokkal kisebb mértékű volt, mint a '70-'80-as években.



1. ábra A műtrágya-felhasználás Magyarországon, mezőgazdasági területre vetített NPK hatóanyag kg/ha (Pálmai, 2004)

A mindennapjaink NPK műtrágya felhasználása alig haladja meg az 50 kg/ha dózist. A kis műtrágya felhasználás ellenére indokolt a műtrágyák hatásának vizsgálata a talajok nehézfém tartalmára.

Hazánkban 1988 óta rendeletben szabályozzák a műtrágyák maximálisa megengedhető nehézfém tartalmát, ugyanis a különböző műtrágyák szennyező elem tartalma a származási helyüktől és a gyártási folyamatok során történő szennyeződésektől függően, eltérő lehet.

A korábban érvényben lévő 8/2001. (I.26.) számú FVM rendeletben szabályozták a műtrágyák megengedhető maximális nehézfém tartalmát (3. táblázat). Jelenleg ennek a rendeletnek a módosítása, az 50/2003. (V.9.) számú FVM rendelet van érvényben (4. táblázat), mely módosítás a kadmium és a réz NPK műtrágyákban megengedhető maximális mennyiségének változásában figyelhető meg.

A 8/2001. (I.26.) számú rendelet a megengedhető maximális réz tartalmat 100 mg/kg sz.a. mennyiségben szabályozta, a kadmium maximális mennyiségét pedig, a különböző műtrágyáktól függően, 2-8 mg/kg sz.a. határozta meg. A 8/2001. (I.26.) számú rendelet módosítása, a 50/2003. (V. 9.) számú FVM rendelet a műtrágyák réz tartalmára nem tér ki, a kadmium maximális mennyiségét 2 mg/kg sz.a. illetve 20 mg/P₂O₅ kg mennyiségben szabályozza.

3. táblázat A termésmenvelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról. 8/2001. (I.26.) 3. számú melléklet, FVM rendelet

Műtrágya	Cu	Zn	Mn	Cd	Pb	Sr	Cr	Ni	
	mg/kg szárazanyag*								
Nitrogén	100	-	-	2	100	-	100	50	
Foszfor	(20% P ₂ O ₅ alatt)	100	-	-	3	100	-	100	50
	(20% P ₂ O ₅ felett)	100	-	-	8	100	-	100	50
Kálium	100	-	-	3	100	-	100	50	
NPK	(20% P ₂ O ₅ alatt)	100	-	-	3	100	-	100	50
	(20% P ₂ O ₅ felett)	100	-	-	8	100	-	100	50
Mikroelem	100	-	-	3	100	-	100	50	
NPK	(20% P ₂ O ₅ alatt)	100	-	-	3	100	-	100	50
	(20% P ₂ O ₅ felett)	100	-	-	8	100	-	100	50
Hulladékot tartalmazó	100	-	-	2	100	-	100	50	

*20% szárazanyag tartalom esetén mg/l dimenzióban értendő

4. táblázat A terménynövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról szóló 8/2001. (I.26.) FVM rendelet módosításáról 50/2003. (V. 9.) szóló FVM rendelet

Műtrágya	Cu	Zn	Mn	Cd	Pb	Sr	Cr	Ni
mg/kg szárazanyag*								
Foszfor	-	-	-	*	100	-	100	50
Kálium	-	-	-	2	100	-	100	50
NPK	-	-	-	*	100	-	100	50
Mikroelem	-	-	-	2	100	-	100	50
NPK + mikroelem	-	-	-	*	100	-	100	50
Hulladékot is tartalmazó	-	-	-	2	100	-	100	50

* A Cd tartalom legfeljebb 20 mg / P₂O₅ kg lehet (azaz 0,2 mg Cd / 1% P₂O₅ hatóanyag)

A talajba került műtrágyák lehetséges környezetkárosításának többféle folyamatát figyelhetjük meg (Debreceni, 1988). Az esetleges káros hatások (növénytáplálkozási zavarok, termékminőség-romlás, talajok savasodása, talajvizek nitrátosodása, toxikus elem feldúsulás stb.) a szakszerűtlenség, a túladagolás eredményeként jelenhetnek meg. Ebből következik, hogy az esetleges káros hatások megelőzése, elhárítása vagy a hatás mérséklése elsősorban a műtrágyák optimális és racionális alkalmazási módjában keresendő.

A szuperfoszfát nehézfém tartalma nagymértékben függ a felhasznált nyersfoszfáttól, és annak származási helyétől. A toxikus nehézfémek szempontjából meg kell említeni a hazai szuperfoszfátok magas 1% körüli Sr tartalmát (Kádár, 1991), mely az alapanyagul szolgáló nyersfoszfátok (gyakran Kola-foszfátok) magas Sr tartalmával magyarázható. Nem elhanyagolható az As tartalom sem, amely a gyártás során kerülhet a műtrágyába, ugyanis a nyersfoszfátokban nem lehet As-t kimutatni (Debreceni, 1988).

A magmás eredetű Kola-foszfátok kadmium tartalma 1,0 mg/kg, ellentétben például az üledékes eredetű foszfátokkal, amelyek nagyságrendekkel nagyobb mennyiségű kadmiumot tartalmaznak (5. táblázat) (Karpova és Potatueva, 1990).

5. táblázat Különböző származási helyű P-műtrágyák Cd tartalma (Karpova és Potatueva, 1990)

P-műtrágya	Származási hely	Cd, mg/kg
Szuperfoszfát	SzU	2,2
Szuperfoszfát	Ausztrália	50-170
Dupla foszfát	SzU	3,5
Dupla foszfát	Ausztrália	10
Dupla foszfát	Marokkó	17,6
Diammonfoszfát	USA (Florida)	3-10
Diammonfoszfát	USA (nyugat)	74-153
Diammonfoszfát	Ausztrália	30-50
foszforitliszt	SzU	3,1

A Kola-foszfátokat és az észak-afrikai lágy foszfátokat összehasonlítva elmondhatjuk, hogy az előbbi általában egy nagyságrenddel több Ca, Mn, Sr, ill. egy nagyságrenddel kevesebb Cd, Cr, Ni, Zn, elemet tartalmazhatnak, mint pl. az észak afrikai hyperfoszfát. Mivel az elmúlt évtizedekben a Kóla-foszfátok importja nem volt elhanyagolható a szuperfoszfát gyártásához Magyarországon, így a Sr felhalmozódhatott a talajban.

A foszforműtrágyák mellett a kálium és a komplex műtrágyákban is előfordulhatnak szennyező elemek. A különböző műtrágyák toxikus elemtartalmára vonatkozó vizsgálatokat 1995 és 2003 között Pálmai és munkatársai (2004) végeztek a Fejér Megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálatnál. A mérési eredményeiket a 6. táblázat tartalmazza.

6. táblázat A műtrágyák toxikus elemtartalmának vizsgálata (Pálmai, 2004)

	Ellenőrző minták száma (db)	Toxikus elem	Vizsgálataink száma	Határértéket meghaladó toxikus elemtartalmú minták	
				Száma (db)	Aránya (%)
N-műtrágyák	965		Toxikus elemeket nem mutattak ki		
P-műtrágyák	761	As	695	16	2,30
		Cd	744	88	11,80
		Cr	741	30	4,05
K-műtrágyák	759	As	627	1	0,16
		Cd	651	2	0,31
		Cr	654	1	0,15
Komplex mikroelemes műtrágyák	3361	As	2492	66	2,65
		Cd	2714	415	15,29
		Cr	2580	70	2,71

Megjegyzés: a figyelembe vett határértékeket a 8/2001 (I.26.) FVM rendelet tartalmazza

A mérési eredményekből is kitűnik, hogy nem csak a foszfor, hanem a kálium műtrágyák toxikus elemtartalmára is oda kell figyelniük. A mérési eredmények egyértelműen azt igazolják, hogy a vizsgált foszfor és kálium műtrágya minták 11,8-15,3%-ában a határértéket meghaladó Cd mennyiséget mértek. A műtrágya minták 0,16-2,65%-ában mértek határértéken felüli arzén, és a minták 0,15-4,05%-ában volt jelen a króm határértéket meghaladó mennyiségben.

Megállapítható, hogy a foszfor műtrágya a legszennyezettebb nehézfémekkel.

2.2.2. A nehézfémek előfordulása a talajban

A nehézfémek - ugyanúgy, mint a fémionként hasznosuló tápelemek - különböző mozgékonyaságú formákban vannak jelen a talajban (Nyilasi, 1980; Filep, 1998).

A folyadékfázisban:

- hidratált ionként: $[Cd_{(aq)}]^{2+}$, $[Cu_{(aq)}]^{2+}$, $[Pb_{(aq)}]^{2+}$,
- oldható szeretlen komplex vegyületek: $CdCl^+$, $CdCl_2^0$, $PbCl^+$,
- Szerves komplex vegyületek: Mn-fulvósav komplex.

A szilárd fázisban:

- a szerves és szervetlen kolloidok felületén kicserélhető és specifikusan adszorbeált állapotban,
- oldhatatlan csapadékokban,
- a szilikátok kristályrácsában.

A különböző formák között, a rendszer tulajdonságai által megszabott dinamikus egyensúly alakul ki. Ha pl. nagy mennyiségű toxikus anyag kerül a talajba, az adszorpciós és csapadékképződési reakciók válnak dominánssá. A talaj savanyodásakor viszont jelentősen megnő a „mobilis” ionok mennyisége, a fémion oldatbeli koncentrációja. A talajsavanyodás különösen veszélyes a már szennyezett területeken, mert a talaj eredeti állapotában oldhatatlan nehézfém vegyületek, mobilizálódva súlyos környezeti károkat okozhatnak (időzített kémiai bomba) (Stefanovits et al., 1999).

Ismeretes, hogy az anionok és a negatív töltésű ionok mozgása legkifejezettebb a talajban, mert a talajkolloidok kevésbé kötik meg a negatív töltésű felületeiken (Kádár és Németh, 2003ab). A fémek, kationok kötődése erősebb a specifikus kötési helyeken, azonban nagyobb terhelésnél ezek a helyek már telítődnek és előtérbe kerülhetnek a „mobilis” frakciók. A fémek viselkedése hasonló lehet a kationcseréhez. A különböző fémionok kelátjainak csökkenő stabilitási sorrendje az alábbi lehet: Hg, Cu, Ni, Pb, Co, Zn, Cd, Fe, Mn, Mg, Ca (Csathó, 1994; Filep, 1988; Lisk, 1972).

Kádár és Németh (2003b) vizsgálataikban megállapították továbbá, hogy a talaj kiszáradása és újranedvesítése csökkenti az elemek oldatba kerülését, ezáltal a növények elemfelvételét egyaránt.

2.2.2.1. Esszenciális elemek

2.2.2.1.1. A réz (Cu)

A talajok átlagos réz tartalma 3,2-38 mg/kg talaj. A kisebb érték a homok- és a láptalajokra, míg a nagyobb érték a csernozjom talajokra jellemző (Győri, 1984). Az „összes” réztartalomnak a mozgékony, vagy könnyen hozzáférhető, jól oldódó forma mennyisége általában 4-20 mg/kg talaj (Szabó et al., 1987). Sillanpää (1982) vizsgálatai is azt mutatják, hogy hazánk talajainak mozgékony Cu tartalma ammónium-acetat-EDTA kivonószerezrel

4-30 mg/kg talaj, a talaj szerves anyag tartalma alapján korrigált érték, pedig 4-20 mg/kg talaj között változik.

Kádár és munkatársai (2003a) az MTA TAKI nagyhorcsöki kísérleti telepén végzett terheléses kísérletükben a fontosabb mikro-szennyezők elmozdulását vizsgálták a talajprofilban. A kísérlet talajtípusa mészlepedékes csernozjom. Ebben a kísérletben, a réz elmozdulása a mélyebb rétegek felé nem volt igazolható, a 30-60 cm réteg „mobilis” Cu tartalma a nem szennyezett talajéhoz hasonlított. A réz a feltalajban megkötődik azonban még terhelés ellenére sem jelent veszélyt a talaj termékenységére.

A réz az állati és a növényi szervezetek részére egyaránt fontos és nélkülözhetetlen elem (Schmidt et al., 2003). A réz alkotórésze illetve aktivátora olyan növényi enzimeknek, amelyek a növényi élethez nélkülözhetetlenek (Pais, 1980). Ilyen enzim például a polifenol-oxidáz, az aszkorbinsav-oxidáz és a tirozináz enzim, hogy csak a legfontosabbakat említsem. A réz, hatással van a növények szénhidrát-, fehérje- és zsírsavanyagcseréjére is. A réz a levelek kloroplasztjában lokalizálódik (Szabó et al., 1987), a klorofil stabilitásában fejt ki hatását, megvédve azt a széteséstől. A réz a magképződésben is fontos szerepet tölt be. Kádár és munkatársai (2003ab) által végzett nehézfém terheléses kísérletben igazolták, hogy a réz a repce növényi részei közül, a magtermésben halmozódott fel legnagyobb mértékben.

2.2.2.1.2. A cink (Zn)

A talajok „összes” cinktartalma hazánkban elég széles határok között változik, amelyet a talajképző kőzet ásványainak cinktartalma határoz meg. A kőzetvizsgálatok szerint a savanyú kőzetek (pl. gránitok) cinktartalma kicsi, átlagosan 60 mg/kg körüli érték, a bázikus kőzetek (pl. a bazalt) mintegy 130 mg/kg cinket tartalmaznak, az üledékes kőzetekben pedig kb. 80 mg/kg cinket találunk. Legkisebb a homoktalajok cinktartalma, általában 30 mg/kg körüli érték, az erdőtalajok többnyire 70-115 mg/kg-ot tartalmaznak, míg csernozjom talajokban a Zn mintegy 120-150 mg/kg koncentrációban fordul elő. A talajok „összes” cinktartalma általában 90-450 kg/ha a felső, szántott rétegben (Győri, 1984). A talajok „összes” cink tartalmának csak kis hányada hozzáférhető a növények számára, és elsősorban a vízoldható formát képesek felvenni a növények. A mozgékony mennyiség átlagosan az „összes” mennyiségnek mintegy 1%-a. Ennek megfelelően a mozgékony formák mennyisége mintegy 1-5 kg/ha Zn a 0-20 cm-es felső talajrétegben.

A savanyú kémhatású talajokon a különböző oldhatóságú pl. víz-, KCl+EDTA oldható cink lényegesen nagyobb, mint a semleges vagy lúgos kémhatású talajokon (Lehoczky és Debreczeni Bné., 2003). Cinkhiány főként a 6,0-6,5 közötti vagy ennél magasabb pH értékű talajokon lép fel (Bergmann, 1979).

Szabó és munkatársainak (1987) vizsgálatai szerint, negatív korreláció adódott az Arany-féle kötöttségi szám és a kicserélhető cinktartalom között is, ami arra utal, hogy a talajok agyagtartalmának növekedésével a kicserélhető cinktartalom csökken, mert az agyagtartalom növekedésével az adszorbeált Zn egy része nehezen kicserélhető formává alakul.

Ismeretes, hogy a túlzott foszforellátás gátolja a Zn felvételét, de ilyenkor cinktrágyázással (pl. $ZnSO_4$) a foszforral igen jól ellátott talajon is megoldható a növények kielégítő szintű cink táplálása (Kádár, 1991). Ezért mikroelem-hiányos területeken – igen jó P-ellátottságú talajok esetén – Zn trágyázásra van szükség (Debreczeni, 1988).

A talajok agyagtartalmának a talaj mikrotápelem-készlete és a mikrotápelemek mozgékonyasága szempontjából nagy a jelentősége. Győri és Zirin (1965) vizsgálatai szerint, pl. az anyagfrakciók Zn és Cu mikrotápelem tartalma csernozjom talajokban az „összes” mikrotápelem tartalomnak 30-64%-a, barna erdőtalajokban pedig 20-42%-a, az agyagtartalomtól és az agyagfrakció mikrotápelem tartalmától függően.

A cink egyaránt nélkülözhetetlen a növények számára, hisz annak az enzimnek az alkotórésze (karbo-anhidráz) amely a széndioxid- és víz egyensúlyt szabályozza, valamint a Zn fontos alkotórésze több anyagcsere folyamatot szabályzó enzimnek, mint például az enoláz, aldoláz enzim. A Zn hiányra érzékeny az egyik legfontosabb gabonanövényünk, a kukorica valamint a cirok és a gyümölcsfélék (Szabó et al., 1987).

2.2.2.1.3. A mangán (Mn)

Győri (1971) vizsgálatai szerint, a hazai talajok „összes” mangántartalma 100-1100 mg/kg talaj között változik. A mozgékony, a növények számára felvehető forma az „összes” mangántartalomnak 0,1-1%-a. A talaj felső, szántott rétegében ez a mennyiség mintegy 0,3-3,3 t/ha „összes” Mn, illetve 0,3-33 kg/ha talaj a növények számára könnyebben hozzáférhető mangán mennyisége.

A talajban lévő mangán elsősorban a magmás kőzetek szilikát ásványaiból származik (pl. pyroxén, olivin Mn tartalma >2000 mg/kg talaj (Szabó et al., 1987)). A talajban szerves mangánvegyületek is előfordulnak, mely vízben jól oldódnak. Erősen savanyú talajok hatására a kétértékű Mn mennyisége jelentősen megnőhet a talajban. A talaj mangánkészlete viszonylag állandó, a mozgékony formák mennyisége azonban állandóan változik, mert a különböző tényezők folyamatosan változtatják a Mn állapotát a talajban.

A növények számára a kétértékű mangánion a könnyen felvehető forma (Győri, 1971). A talajban azonban a két vegyértékű Mn mellett megtalálható a három és a négy vegyértékű is. A különböző vegyértékű formák egymásba átalakulhatnak, s az átalakulás mértéke elsősorban a talaj redox potenciáljának függvénye. A kétértékű mangán, vagy mint szabad ion, vagy kötött, de kicserélhető formában van a talajoldatban. Az oxidációs folyamatok előtérbe kerülésével nő a három és a négy vegyértékű Mn mennyisége tudjuk, hogy ezek a formák a növények számára nem, vagy csak nagyon rosszul felvehetőek (Győri, 1984). Az oxidációban egyébként jelentős szerepet játszanak a mikroorganizmusok. Reduktív körülmények között a nagyobb vegyértékű formák redukálódnak, és nő a két vegyértékű mangán mennyisége.

A talajban levő Mn elsősorban a magmás kőzetek szilikát ásványaiból származik. A szerves mangánvegyületeken kívül a talajban szerves mangánvegyületek is előfordulnak. Mangánhiány tehát felléphet láptalajokon és nagy karbonát tartalmú talajokon, vagy túlmeszesedés következtében. Mn-toxicitás pedig savanyú talajokon jelentkezik, amit még súlyosbíthat az intenzív N- és K-műtrágyázás, de a szervestrágyázás is a redukáló tulajdonságú szervesanyag-tartalom miatt. Mn-hiány előfordulhat a vas túlsúlya miatt is a vasban igen gazdag talajokon.

A mangán növényélettani szerepe sokoldalú. Közreműködik a sejtekben lejátszódó oxidációs és redukációs folyamatokban, a sejtlégzésben, élettani folyamatok szabályozásában. Meghatározó szerepe van a növények nitrogén-anyagcseréjében is, így pl. a nitrátot mangánhiány esetén a növény nem képes hasznosítani.

A mangánhiányra a különböző növények eltérően reagálnak. Mangán hiányra érzékeny például a cukorrépa, zab, burgonya, alma. Ezeket a növényeket indikátor fajoknak is nevezik (Szabó et al., 1987).

2.2.2.2. Toxikus elemek

2.2.2.2.1. A kadmium (Cd)

A kadmium átlagos mennyisége a litoszférában 0,18 mg/kg. A hazai talajok túlnyomó többségének kadmium tartalma kisebb, mint 0,6 mg/kg (Talajvédelmi és Monitoring Rendszer, 1997), amely kedvező jelenségnek tekinthető.

A mezőgazdasági talajok természetes kadmium tartalmát a mezőgazdaságban alkalmazott foszforműtrágyák is növelhetik. A foszfát műtrágyákban 1-170 mg/kg kadmium található, de ez a mennyiség függ a nyersfoszfát származási helyétől (Csathó, 1994). A több mint 30 éves múlttal rendelkező Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek a mezőgazdaságban alkalmazott foszforműtrágyák tanulmányozására is kiválóan alkalmasak. Debreczeniné és Lehoczky (2002) kilenc eltérő Műtrágyázási Tartamkísérletből származó mérési adatokat elemezve a következőket állapította meg. A 28 éven át alkalmazott, a növekvő foszfortrágya kezelésekre hatására sem növekedett a talajok oldható kadmium tartalma. A tartamkísérlet 28. évében begyűjtött talajok 0,1M KCl + 0,05M EDTA oldható, a növények számára könnyebben felvehető Cd tartalom a kísérleti talajokban 0,06-0,16 mg/kg érték között változott.

A talajban lévő „összes” kadmium tartalomnak 85%-a (Lakanen-Erviö oldható: NH₄-acetát + EDTA) oldható formában van jelen, ami a növények számára hozzáférhető forma (Lehoczky et al., 2002; Szabó et al., 2003). A kadmium mobilitása a talajban, és a növények általi felvehetősége nagymértékben függ a talaj típusától, a fizikai, kémiai talajtulajdonságoktól, különös képen a kémhatásától és szervesanyag-tartalmától. A talajok kémhatása és szervesanyag-tartalma valamint a növényi kadmium felvétel között szoros összefüggés figyelhető meg (Lehoczky et al., 1998a).

A növények növényélettani sajátosságai is meghatározóak a növények általi nehézfém felvételben (Lehoczky et al., 1996, 1998b, 2000). Növények számára a kadmium könnyen felvehető, de a különböző növény családba tartozó növényfajok kadmium felvétele eltérő. Lehoczky és munkatársai (2002) végeztek ezzel kapcsolatos vizsgálatokat, és a következő növényi sorrendet állították meg a növényi kadmium felvétel szempontjából: angolperje < fehérmustár < saláta.

A kadmium növényen belüli transzlokációja is megfigyelhető. Tenyészedényes kísérletben, a talajba kijuttatott Cd rövid időn belül megjelenik a napraforgó teszt növény virágkezdeményeiben (Fodor, 2000; Simon, 1998). Lehoczky (2002) különböző növényekkel végzett kísérletet, ahol vizsgálta a különböző növényi részek Cd tartalmát. A legnagyobb mértékben a levelek Cd koncentrációja növekedett. Ezek az eredmények azt igazolják, hogy a kadmium gyorsan és nagy mennyiségben szállítódik a gyökérből a földfeletti részekbe. Kadmiummal nem szennyezett talajokon nevelt növények kadmium koncentrációja általában 0,3-0,5 mg/kg-ot nem haladja meg.

2.2.2.2.2. Az ólom (Pb)

Az ólom átlagos mennyiség a földkéregben 12,5 mg/kg talaj, a mezőgazdasági talajokban 29 mg/kg talaj. A magyarországi talajok „összes” ólomtartalma 2-50 mg/kg talaj a genetikai felső szintben és ez az érték a mélységgel csökken. Az ólom a talajban csapadékként vagy különböző szerves kolloidok anyagához erősen kötve található (Győri, 1997).

Az ólom oldhatósága kisebb, mint más nehézfémeké, ezért a növényi ólomfelvétel is kisebb (Lehoczky et al., 2002). A kémhatás csökkenésével nő az oldhatósága és ez által a növényi felvehetősége is. A Fe-, Mn- és Al-oxidokon erősen adszorbeálódik az ólom. A talaj nagyobb szerves anyag tartalma következtében szintén csökken az ólom felvehetősége (Győri, 1997; Filep, 1998; Filep et al., 1998).

2.2.2.2.3. A króm (Cr)

A földkéregben a króm legnagyobb része kromit vagy krómvaskő (FeCr_2O_4) formájában, kevert Cr, Fe, Al oxidok, illetve a szilikátrétegbe ágyazva fordul elő. Ezek a formák oldhatatlanok és a növények számára csak igen csekély mértékben hozzáférhetők. A kromátok ritkák természetes körülmények között, és csak lúgos, oxidáló környezetben stabilak. Ugyanakkor a normálisnál magasabb Cr tartalmat okolják bizonyos talajok, különösen a szerpentin kőzeteken képződött talajok terméketlenségéért (Robinson et al., 1935).

A talajokhoz oldható formában adott króm oldhatatlan Cr-oxidokká alakulhat át. A Cr(III) kelátja gyakran kevésbé stabil, mint a vas-kelátok, így a talajba jutott Cr-kelát a talajoldat Cr tartalmát csak ideiglenesen növeli. A talajba juttatott nagy mennyiségű felvehető Cr hatására a növények Cr koncentrációja csak igen kis mértékben emelkedik (Alloway, 1995).

Allaway (1968) a krómnak a táplálékláncban betöltött szerepével és előfordulásával foglalkozik. A króm is létfontosságúnak bizonyult a humán szervezet, illetve állatok számára, mivel a „glükóz toleráló faktor” fontos alkotója. A növények átlagos króm tartalma 0,01-1 $\mu\text{g/g}$ között változik, de a levelekbe és a termésbe alig jut el a króm, elsősorban a növények gyökereiben akkumulálódik (Pais, 1984).

Ezzel szemben bebizonyították, hogy a Cr(VI) különösen mérgező az állatokra magas koncentrációban, a létfontosságú és a toxikus mennyiség ugyanakkor igen messze helyezkedik el egymástól (Győri és Prokish, 1999). A Cr(VI) forma az élő szervezetekben nem fordul elő, elsősorban az ember ipari tevékenységének eredményeként szennyezheti környezetünket (Mertz, 1967).

2.2.2.2.4. A nikkell (Ni)

A nikkell az átlagos gyakoriságú elemek közé tartozik, a talajok átlagos nikkell koncentrációja Pais (1984) szerint 34 mg/kg. Elsősorban a szerpentin talajok gazdagabbak nikkellben. Chumbley (1971) szerint a Ni talajba juttatása 8-szor olyan káros mint a Zn-é.

Mitchell (1955) a bazaltból képződött talajokon toxikus hatásról számol be. A növények csökkent növekedése e területeken inkább a Ni, mint a króm koncentrációjának tudható be. A pH = 7-re történő meszezéssel még 8000 mg/kg „összes”, és 100 mg/kg ecetsavban oldható Ni tartalmú talajon nevelt növényben is 50 mg/kg-ra volt csökkenthető a Ni koncentráció.

Page (1974) ismertetései szerint, 20-134 mg/kg 0,5 M/l ecetsavban oldható Ni tartalmat a talajban a zab számára toxikusnak találta. Az 5,3 pH-jú talajon a 9 mg/kg Ni tartalmú szennyvíziszappal adott nikkell a zab Ni koncentrációját a kezeletlen növény 8 mg/kg-járól 90 mg/kg-ra növelte. A 6,8 pH mellett ezek a koncentrációk 4. illetve 28 mg/kg-nak adódtak.

2.2.3. A nehézfémek oldhatósága a talajban

A különböző anyagok károsító hatása több tényezőtől függ.

Ezek közül a legfontosabbak:

- a talajok kémhatása, mely jelentős mértékben meghatározza a növények mikroelem felvételét (Alloway, 1995, Lehoczky et al., 1998a),
- az ion vagy a vegyület kémiai tulajdonságai, oldhatósága, mozgékonyága, felvehetősége,
- a káros hatást növelő vagy csökkentő más anyagok jelenléte, mennyisége, hiánya,
- a hatástartama és a szervezetbe jutó toxikus anyagok koncentrációja,
- az élő szervezet állapota (kora, fejlettsége, tápláltsága), alkalmazkodóképessége.

A rövid idő alatt nagy mennyiségben felvett toxikus vegyületek akut megbetegedést idéznek elő, vagy az egyed pusztulását okozhatják. A rendszeres és tartós hatás azonban a toxikus anyag kis koncentrációja esetén is káros lehet. A dózis és a toxicitás közötti összefüggés jól mutatja, például az, hogy a növények számára nélkülözhetetlen mikrotápanyagok (Cu, Zn, Mo, B stb.), vagy a humán táplálkozásban fontos egyes elemek (Co, Se, I) nagy koncentrációban káros hatásúak.

Ugyanakkor, nagyon kis mennyiségben közismerten toxikus elemek (Pb, Cd, Hg) vagy a mérgező szerves vegyületek sem gátolják a növények fejlődését, és az emberi szervezetben sem okoznak kimutatható károsodást. Az akut toxikusság mellett nagyon fontos az egyes anyagok természetes lebontással szembeni ellenálló képessége (perzisztenciája) is. Minél perzisztensebb egy vegyület, annál nagyobb annak a veszélye, hogy felhalmozódik a környezetbe és bekerül az élő szervezetbe. Lassan bomló (perzisztens) szerves vegyületek, pl. a klórozott szénhidrogének és a policiklikus aromás szénhidrogének többsége. Egyáltalán nem degradálódnak a nehézfémek.

A talajszennyeződés környezeti hatásának megítéléséhez – a talaj tulajdonságain kívül – nemcsak a toxikus fém „összes” mennyiségét, hanem a „mobilis” készletet is mindig számításba kell venni.

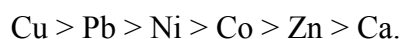
A könnyen mobilizálható (oldott és kicserélhető) ionokat sóoldatokkal, többek között 0,05M vagy 0,5 M CaCl_2 -dal, illetve 0,1M KCl + 0,05M EDTA-val is ki lehet vonni a talajból (Győri., 1994; Debreczeni Bné, 2000; Szűcs M. és Szűcs Mné., 2003), ha a növények számára felvehető mennyiséget kívánjuk meghatározni.

A szilárd fázis szerves anyagaihoz komplex kötéssel kapcsolódó, valamint a fémoxidokhoz specifikusan kötött (nem mozgékony) formák extrahálásához savanyú kémhatású (kb. pH=3,3) ammonium-oxalát pufferoldat, az „összes” mennyiség kivonásához pedig $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ használható (Stefanovits et al, 1999; Baranyai et al., 1987).

A mikroelemek mozgékonyágát a talajban a következő talajtani tényezőktől függ:

- szerves anyag mennyisége,
- a talajok kation adszorpciós képessége (kicserélhető forma),
- a talajban lévő különböző ásványok mennyisége és minősége,
- a talajok kémhatása (Lehoczky, 1998a, 2000; Fodor, 2000).

A két vegyértékű nehézfémek adszorpcióképessége nagymértékben függ a talajkolloidok minőségétől és a közeg pH-jától (Lehoczky et al., 2002; Győri, 1987). Néhány toxikus, illetve toxikus mennyiségben is felhalmozódó nehézfém adszorpcióképessége, a Ca- és Mg-ionokéhoz viszonyítva, a következő sorrendben csökken:



Szakirodalomból tudjuk, hogy az anionok többsége jól mozog a talajban, mert a talajkolloidok kevésbé kötik meg a negatív töltésű felületeiken. Azok a kolloidok „mobilis”ak, amelyekre a nem specifikus anion kötődés a jellemző. Ilyenek a nitrátok, szulfátok és a kloridok (Kádár és Németh, 2003ab).

A foszfát és a fémkation kötődése erősebb specifikus kötési helyeken, nagyobb terhelésnél azonban ezek a helyek telítődnek, ennek következtében a mozgékony elemek aránya megnő. A különböző fémkationok kelátjainak csökkenő stabilitási sorrendje az alábbi: Hg, Cu, Ni, Pb, Co, Zn, Cd, Fe, Mn, Mg, Ca (Lisk, 1972; Loch, 1983; Filep, 1988; Csathó, 1994, Kádár és Németh, 2003ab).

Németh és munkatársai (1993) által végzett kilúgzási kísérletet bolygatatlan talajoszlop segítségével, melyben megállapították, hogy a talaj kiszáradása és újranedvesítése csökkenti az elemek oldatba kerülését. A vizsgált talaj esetében a folyadékfázisban a króm és az ólom kevésbé volt kimutatható, mint a kadmium és a cink.

Kádár és Németh (2003ab) az MTA TAKI Nagyhörcsöki telepén (talajtípus: mészlepedékes csernozjom) nehézfém terheléses kísérletet állítottak be 1991 tavaszán. A különböző nehézfém terhelési szintek a következők voltak: 0, 90, 270 és 810 kg/ha elemenként. Vizsgálták az elemek talajbani elmozdulását a mélység függvényében. Megállapították, hogy a talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Ca, K, Fe, Al, Mg, P elemek %-os mennyiségben fordulnak elő a feltalajban. A mélységgel nő a Ca- és Mg-, mérséklődik a K-, Fe-, Al- és P tartalom. A talajképző lösz szegényebb volt Mn, S, Ba és Zn elemekben, dúszult viszont Sr-ban, amely a kalcium kísérő eleme. A szántott rétegben a Ni, Cr, Pb, Co és B

dúsulása volt megfigyelhető. A Cu elmozdulása, a mélyebb rétegek felé, nem volt igazolható. A réz a feltalajban megkötődött. Zn terhelést követően, a cink a bevitel helyén (felső 0-30 cm-es réteg) maradt, a kísérlet 6. évében. Az oldható Zn készlet a 10. év végén a bevitt mennyiség 40%-a. A molibdén oldható koncentrációja a 0,1 mg/kg talaj kimutathatósági határérték alatt maradt. Molibdén bemosódás a kísérlet 3. évében megfigyelhető volt, azonban a „mobilis” frakció döntő hányada a szántott rétegben maradt. A Cr (VI) gyorsan bekerült a mélyebb talajrétegekbe is, a kísérlet 3. évében az oldható Cr tartalom nagyobb része az altalajba vándorolt.

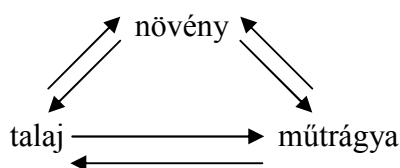
Kádár és Prokish (2000) vizsgálatai szerint a különböző oldhatóságú krómformák a mélységgel változnak. A terheléses kísérlet 3. év végén a 0-20 cm-es rétegben a $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható Cr 6%-át találták NH_4 -acetát+EDTA-, 1%-át 0,01M CaCl_2 oldható formában. A 20-40 cm-es rétegben ez az arány 14 illetve 5%-ra nőtt, míg 40-60 cm-es rétegben az „összes” krómkészlet döntően már 0,01M CaCl_2 oldható formát jelentett.

A Cd körülbelül 45%-a NH_4 -acetát + EDTA oldható formában maradt a kísérlet 10. évét követően is.

Műtrágyázási tartamkísérletekben (Debreczeni B. és Debreczeni Bné., 1994) 20 év elteltével jelentős változásokat a talajok mikroelem tartalmában, csak a savanyú kémhatású talajokon, és az oldható bór tartalomban tudtak kimutatni. Győri és munkatársai (1994) által, Rothamstedben végzett kísérletei azt mutatják, hogy a műtrágyázás hatással volt a talajok Cd és Pb tartalmára, mégpedig növelte a két elem talajbani koncentrációját.

2.3. Nehézfémek a talaj - műtrágya - növény rendszerben

A talaj - műtrágya - növény rendszer között szoros kölcsönhatás figyelhető meg. Vagyis a növény állandó kölcsönhatásban van a talajjal és az alkalmazott műtrágyával, a talaj a rajt termesztett növényvel és a talajba vitt műtrágyákkal, a műtrágyák a növényvel és a talajjal egyaránt.



A talaj - műtrágya - növény rendszerben a tápelemek racionális körforgását és azok pozitív egyensúlyát megteremtő feltételek kialakítása előfeltétel a talajtermékenység megőrzéséhez,

a környezet védelméhez és a tápelem veszteségek csökkentéséhez (Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994). A növények növényélettani sajátosságai is meghatározóak a növények általi nehézfém felvételben (Lehoczky et al., 1996, 1998b, 2000).

A növények szempontjából nézve a toxikus és az esszenciális nehézfémek a talajban különböző formában található.

- a növények számára nem felvehető forma,
- részben felvehető forma,
- szerves anyaghoz kötött forma,
- vízdoldható forma (Davies, 1956).

A növények mikroelem és nehézfém felvétele függ:

- az adott elem koncentrációjától,
- az elem kémiai összetételétől,
- az elem talajbani oldhatóságától,
- más elemek jelenlététől vagy hiányától,
- talajtulajdonságoktól,
- a növény fajtól,
- klimatikus viszonyoktól,
- agrotechnikai tényezőktől (Shuman, 1991; Kabata-Pendias és Pendias, 1984ab; Kádár 1995b; Lehoczky et al., 1996, 1998abc, 2000, Lehoczky, 2002; Fodor, 2000; Osztóics et al., 2001, 2003).

A szakirodalomban számos szerző utal levélfrisségek, különösen a salátának és a spenótnak a nagy káros elem akkumulációjára (Bergmann, 1988; Lehoczky et al., 1996, 1998abc, 2000; Németh et al., 1993; Csathó, 1994; Simon, 1998; Kádár és Daood, 2003). A toxikus elemek közül kiemelném az egyik legveszélyesebb elemet, a kadmiumot, mivel ez a nehézfém a növényekben képes látható tünetek nélkül felhalmozódni, majd a növényi felvétel útján bekerülni a táplálékláncba (Lehoczky et al., 2003).

Mikroelem terheléses kísérletben a sóska és a spenótleveleinek elemtartalmát összehasonlítva megállapítható, hogy a spenót levelének elemtartalma esetenként többszöröse is lehet, a sóska hajtásában mértnek (Kádár és Daood, 2003). Továbbá megállapítható, hogy a sóska elemfelvétele szennyezett talajon elenyészőnek minősíthető a talajterheléshez képest.

A kadmium növényen belüli transzlokációja is megfigyelhető. Tenyészedényes kísérletben, a talajba kijuttatott Cd rövid időn belül megjelenik a napraforgó teszt növény

virágkezdeményeiben (Fodor, 2000; Simon, 1998). Lehoczky és munkatársai (2002) a kadmium növényen belüli transzlokációját vizsgálták. A vizsgálat alapján megállapították, hogy legnagyobb mértékben a levelek Cd koncentrációja növekedett. Ezek az eredmények azt igazolják, hogy a kadmium gyorsan és nagy mennyiségben szállítódik a gyökérből a földfeletti részekbe.

Kádár és Daood (2003) vizsgálatai alapján, a molibdén extrém mobilitást mutatott a talaj – növény rendszerben. A molibdénnel erősen szennyezett talajon közel 40-szeresére dúsult. Az 5 mg/kg szárazanyag feletti Mo koncentrációt már károsnak tekintik, mert Cu hiányt indukálhat az állati és az emberi szervezetben.

2.4. Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek bemutatása

Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek fő célja az, hogy az ország egyes természeti-földrajzi tájain és fő talajtípusain olyan egységes kísérletei hálózatot hozzon létre, amely jól reprezentálja a mikro- és makroökológiai sajátosságokat. Valamint támpontot adjon egyrészt a növekvő adagban a talajba juttatott műtrágyák hatékonyságának megítélésére (Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994). A növény tápelem szükségletének és a talaj termékenységének vizsgálatában a szabadföldi kísérletek alapvetők. Agrokémiai ismeretek jelentős része, mely a talaj - trágya - növény rendszerre vonatkozik, a szabadföldi kísérletekkel kapcsolatos. Az agrokémia klasszikusainak munkái gyakran foglalkoznak a szabadföldi kísérletekkel: Boussingault, Lawes és Gilbert, Khün, Kristensen, Wagner, Engelhardt, Mengyelejev, Prjanyisnyikov, Cserhádi és még sorolhatnánk a neveket. A szabadföldi kísérletek történetét, módszertanát és az adatok statisztikai értékelését olyan munkákban kísérhetjük nyomon, mint Baule (1920, 1953), Roemer (1930), Fischer (1951), Bergmann (1958), (Kádár, 1991) stb..

A tudományos problémák kísérleti úton történő megválaszolásának alapelve tulajdonképpen a középkort követően egyre elfogadottabbá válik. A növényélettan korai klasszikusai a vízkultúrát, tenyészedény - kultúrát alkalmazzák abból a célból, hogy a növényi növekedés alapelveit tisztázzák. Gyakran vallják: "egyetlen út az igazsághoz a megfigyelés". Ezeket a nézeteket vallotta Bacon (1561-1624), Helmont (1577-1644), Glauber (1604-1668), Bojler (1627-1691), Ingenhousz (1730-1799) és Senebier (1742-1809) (Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994). A legtöbb új felfedezés a kémia, fizika élettan terén történik az 1700-as évek végén, amelyek lassan tisztázzák a növényi élet működését.

Boussingault (1802-1882) az első, valóban kísérleti állomásnak nevezhető intézményt hozott létre 1834-ben a francia Elzászban. Szántóföldi kísérleteit, melyek a trágyázás és vetésforgó kérdéseire vonatkoztak, gondosan megtervezte. Lemérte és analizálta a parcellákra adagolt trágyákat és az onnan betakarított terményeket, tápanyagmérlegeket állítva fel (Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994).

A Rothamstedi Kísérleti Állomás London mellett jött létre 1843-ban. Az 1843 és 1856 között beállított 9 tartamkísérletből 8 ma is működik „Rothamsted Classical Experiments” néven. Az ismétléses kisparcellás kísérleti technika a XX. században alakult ki, és vált elfogadottá.

Talajtermékenység és a tápanyag-gazdálkodás terén a több évtized óta folyó kutatások alapján alakult ki az egyik olyan tudományos műhely, melyet jelentős tudományos iskolának lehet tekinteni. Ennek kialakításában Dr. Kolbai Károly, Dr. Láng Géza, Dr. Kováts András, Dr. Keneszy Ernő, Dr. Nyéki Jenő professzoroknak döntő szerepe volt. A kutatás kezdetben elsősorban a szerves (istálló) trágyakezelés és felhasználás kérdéseinek megoldására irányult és hozott a gyakorlat számára is hasznosítható eredményeket. Az 1960-as évektől a műtrágya-felhasználás nagymértékű növekedése kezdetétől a műtrágyák hatékonyabb alkalmazásainak lehetőségeit vizsgálták, az egyes fajták genetikai potenciáljának legjobb kihasználásának érdekében. A talajerő utánpótlásban a főszerepet a műtrágyázás játszotta (Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994).

Magyarországon jelenleg kilenc helyen és hét eltérő talajtípuson folyik műtrágyázási tartamkísérlet. A kísérleti helyeket a 7. táblázat tartalmazza.

7. táblázat Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet helyei és talajtípusai (Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994)

	talajtípus
Keszthely (KE)	Ramann-féle barna erdőtalaj
Mosonmagyaróvár (MO)	karbonátos humuszos öntéstalaj
Hajdúböszörmény (HB)	régi csernozjom
Karcag (KA)	régi csernozjom
Kompolt (KO)	csernozjom barna erdőtalaj
Putnok (PU)	agyagbemosódásos barna erdőtalaj
Iregszemcse (IR)	mészlepedékes csernozjom
Bicsérd (BI)	csernozjom barna erdőtalaj
Nagyhörcsök (NH)	mészlepedékes csernozjom



2. ábra Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek Magyarországon
(Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994)

A fémionok talajbani aktivitása rendszerint pH-függő, mivel a savasság az adszorpciót és a kelátképződést is befolyásolja. Amennyiben a talaj savasodása a műtrágyázás következménye is, úgy figyelemmel kell lenni a műtrágyázás közvetett hatására, ami esetleg egyes oldható mikroelemek és a nehézfémek koncentrációjának megnövekedésében nyilvánulhat meg. A fémek mennyisége és oldhatósága a talaj agyagtartalmának és az agyagásvány minőségének is függvénye. A hazai Növény- és Talajvédelmi Szolgálat mérései szerint (5 millió ha-on, 6000 minta alapján) a talajok 0-30 cm-es rétegének átlagos nehézfém-tartalma - Lakanen-Erviö féle kivonatban - a következő volt: 0,11 mg/kg Cd; 0,01 mg/kg Cr; 0,18 mg/kg Hg > 4,43 mg/kg Ni; 6,43 mg/kg Pb és 0,41 mg/kg Se. Megállapították, hogy a karbonátosság növekedésével csökkent a Fe-, Mn-, Al-, Cu-, Zn-, Co-, Ni-, Cr- és Pb-tartalom, Hg-, Se- és Cd-tartalom azonban nőtt (Fekete 1988).

A folyékony műtrágya-gyártáshoz felhasznált MAP 5-40 mg/kg Cd-ot és 10mg/kg Pb-ot tartalmazott. A mész-ammon-salétrom fémtartalmát a következő adatokkal jellemezte: Mn: 24, Cu: 22, Zn: 15, Ni: 2, Co: 0 mg/kg műtrágya (Fekete 1988).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A kísérleti hely bemutatása

Kísérletünkben, az 1968-ban beállított Keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet talajmintáinak nehézfém tartalmát vizsgáltuk. A kísérlet talaja Ramann-féle barna erdőtalaj. A kísérlet talaja nyugat-magyarországi peremvidéken, a Zalai dombságban löszös vályogtakarón kialakult homokos vályog talaj. Területén a mérsékelt meleg és nedves szubmediterrán klímaelemek keverednek (Debreczeni B és Debreczeni Bné., 1994). Közepes vízvezetésű, erősen víztartó tulajdonságú, szénsavas meszet a feltalajban nyomokban, a mélyebb rétegek felé haladva 2 - 37 – 26 – 22%-ot tartalmaz. A pH_{KCl} értéke a feltalajban 6,37 (9. táblázat) (Kismányoky et al., 2003). A MÉM NAK (1978) által bevezetett módszerek és határértékek alapján ezek az értékek a talaj közepes humusz, gyenge P-, közepes K ellátottságot mutatnak.

3.2. A keszthelyi műtrágyázási tartamkísérlet

Keszthelyen folyó műtrágyázási tartamkísérlet 1968-ban kerültek beállításra. Jelenleg Keszthelyen, Ramann-féle barna erdőtalajon folyik műtrágyázási tartamkísérlet. A két-három évtizedes adatsorokból, a talaj termékenységének változása és az évjáráthatás természetes ökológiai körülmények között megbízhatóan értékelhető.

A talajok természetes mikroelem tartalmáról is szólnunk kell, mivel egyes kőzetek eltérő mértékben tartalmazhatják ezeket az elemeket (Lisk, 1972). A mezőgazdasági talajok mikroelem tartalmának tanulmányozására leginkább a szabadföldi kísérletek alkalmasak, mint például az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek (OMTK). A talajok szervesetlen alkotórészei, mint a kőzetalkotó ásványok meghatározóak lehetnek a nehézfémek adszorpciójában (Jenne, 1968). A keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérletben ilyen irányú vizsgálatokat Stefanovits és munkatársai (1999) végeztek, 0-25cm-es mélységben (8. táblázat).

8. táblázat A keszthelyi Műtrágyázási Tartamkísérlet talajának ásványi összetétele, % (Stefanovits et al., 1999)

Mintavétel mélysége, cm	illit és csillámok	klorit és kaolinit	montmorillonit	kvarc	kalcit	dolomit	egyéb
0-25	14	5	2	57	-	-	22
25-40	11	4	1	56	-	-	28
40-60	11	4	1	40	10	6	28

9. táblázat. A Keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet fontosabb fizikai kémiai paramétereit (Debreczeni B és Debreczeni Bné., 1994)

humusz tartalom (H%)	1,7
pH _{KCl}	6,3
AL-P ₂ O ₅ mg/kg	45
AL-K ₂ O mg/kg	139
Arany-féle kötöttsége (K _A)	37
leiszpolható rész (<0,01 mm) (%)	37
agyag tartalom (<0,002 mm) (%)	24

A B18-as műtrágyázási tartamkísérletben bikultúrás (őszi búza – kukorica – kukorica – őszi búza) növénytermesztés folyik 1989 óta (10. táblázat). Az eredeti 40 NPK műtrágyakezelésből 21 parcelláról gyűjtöttünk talajmintát (3. ábra). A különböző NPK műtrágya kezelések kódjait a 11. táblázat mutatja. Az eredmények értékelésénél is ezeket a jelöléseket használjuk.

A nitrogén műtrágya pétéisó, a foszfor műtrágya szuperfoszfát és a kálium műtrágya kálisó formájában került kijuttatásra. A kísérletben az elmúlt 32 évben felhasznált, illetve kijuttatott NPK műtrágya mennyiség a következő volt: N: 50-100-150-200-250 kg/ha/év; 1600-3200-4800-6400-8000 kg/ha; P₂O₅: 50-100-150-200 kg/ha/év; 1600-3200-4800-6400 kg/ha; K₂O: 100 kg/ha/év; 3200 kg/ha. Az eredmények értékelésénél a könnyebb értelmezhetőség miatt, kódokat alkalmaztunk. A kódok a következő NPK műtrágyakezeléseket jelentik: nitrogén esetében 1= 50 kg/ha/év, a foszfor esetében 1= 50 kg/ha/év, míg kálium esetében 1= 100 kg/ha/év.

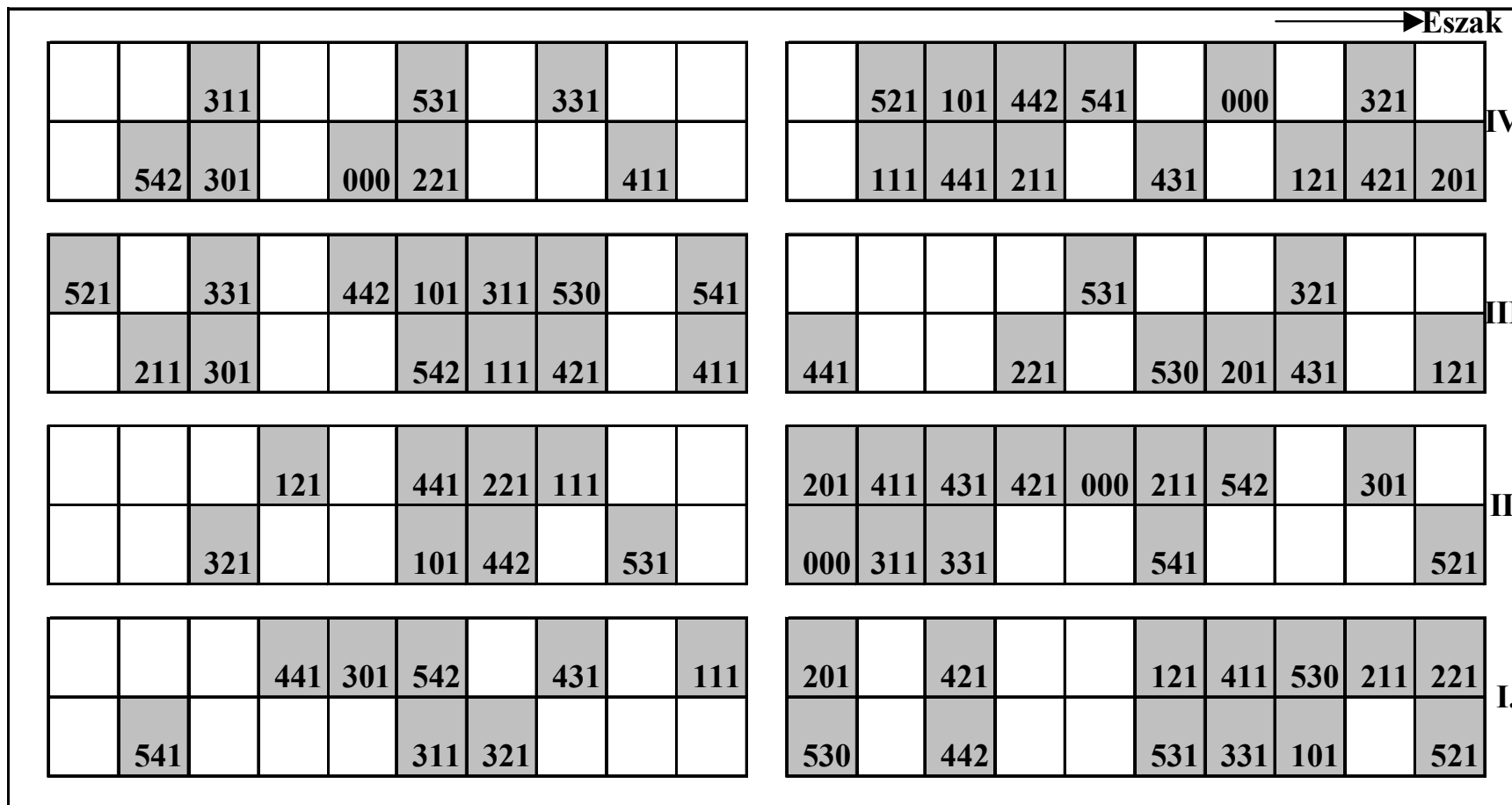
**10. táblázat Az Egységes Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek növényi sorrendje a B18-as kísérletben
(Debreceni B és Debreceni Bné., 1994)**

Beállítás éve 1968	'69	'70	'71	'72	'73	'74	'75	'76	'77	'78	'79	'80	'81	'82	'83	'84	'85	'86	'87	'88
rotáció				1.				2.				3.				4.				5.
évek	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
A18	őb	ku	tá	bo	őb	ku	ku	bo	őb	ku	ku	bo	őb	ku	ku	bo	őb	re	ku	bo
B18	őb	ku	ku	őb	őb	ku	ku	őb	őb	ku	ku	őb	őb	ku	ku	őb	őb	ku	na	őb
	'89	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08
rotáció				6.				7.				8.				9.				10.
évek	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
A18	őb	ku	ku	őb	őb	ku	ku	őb	őb	ku	ku	őb	őb	ku	ku	őb	őb	ku	ku	őb
B18																				

őb: őszi búza; ku: kukorica; tá: tavaszi árpa; bo: borsó; re: repce; na: napraforgó;

3.3. A szabadföldi kísérlet elrendezése, műtrágyázási kezelések

3. ábra A keszthelyi B18-as kísérlet elrendezése (Debreczeni B és Debreczeni Bné., 1994)



**11. táblázat A kísérletben alkalmazott műtrágyakezelések
(Debreczeni B és Debreczeni Bné., 1994)**

Kezeléskód	N ^ő	N ^t	P ₂ O ₅	K ₂ O
	kg/ha/év			
000	0	0	0	0
530	125	125	150	0
101	25	25	0	100
111	25	25	50	100
121	25	25	100	100
201	50	50	0	100
211	50	50	50	100
221	50	50	100	100
301	75	75	0	100
311	75	75	50	100
321	75	75	100	100
331	75	75	150	100
411	100	100	50	100
421	100	100	100	100
431	100	100	150	100
441	100	100	200	100
521	125	125	100	100
531	125	125	150	100
541	125	125	200	100
442	100	100	200	200
542	125	125	200	200

Jelmagyarázat: ^ő: ősz; ^t: tavasz

3.4. Talajmintavétel és a talajminták előkészítése

A talajminta-vételezést 2000-ben végeztük el, a kísérlet beállítást követő 32. évben, a négyéves rotáció végén volt, a következő kultúra alá történő műtrágyázás előtt. A különböző NPK műtrágyakezelések négy ismétlésbe kerültek beállításra, blokk elrendezésben. A parcellák egyenként 50-50 m²-sek. A talajminták a felső 0-20 cm-es rétegből származnak, mivel a műtrágyákat is ebbe a rétegbe munkáltuk be. A mintavétel kézi-botfúróval történt. A mintavétel a parcella átlója mentén történt, a parcella szélétől 1 m távolságra, ügyelve a szegélyhatásra. Az átlók mentén 10-10 elemi minta került begyűjtésre parcellánként, mely elemi minták homogenizálása után körülbelül 1-1 kg átlagmintát kaptunk átlónként. Egy talajmintavétel alkalmával $4 \times 21 = 84$ laboratóriumi talajmintát kaptunk, egy-egy mintavételi időpontban (mivel 21 különböző NPK műtrágyakezelésből származtak a talajminták). Az értékeléshez a Keszthelyi Országos Tartamműtrágyázási Kísérlet területéről rendelkezésünkre állt 84 talajminta, amely jó lehetőséget kínált az összefüggés vizsgálatokra is.

A talajmintákat nejlonzsákba gyűjtöttük össze, a szükséges feliratokkal elláttuk, majd üvegházba szállítottuk, és itt folytattuk a talajminták előkészítését a talajvizsgálatokhoz. A talajmintákat, miután légszáraz állapotba kerültek, 2 mm lyukbőségű szitán átszitáltuk, és a vizsgálathoz szükséges mennyiséget kimértük. A talajminták előkészítése a Pannon Egyetem jogelődjének, a Veszprémi Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Karának, Növényvédelmi Intézetének, Herbológiai és Növényvédőszer Kémiai Tanszékén történt, a további vizsgálatokat, pedig a Magyar Tudományos Akadémia, Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet laboratóriumában végeztük.

A kísérlet során kapott adatok feldolgozása SPSS statisztikai programcsomag és a MS Excel segítségével történt. Szignifikáns differencia ($Sz_{d5\%}$) értéket, átlagot (\bar{x}), szórást (s) számítottunk valamint összefüggés vizsgálatot, regresszió analízist végeztünk (Sváb, 1981).

3.5. Talajvizsgálatok

Mértük a talajminták különböző oldhatóságú nehézfém tartalmát:

- cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható (Baranyai et al., 1987),
- Lakanen-Erviö féle (0.5M ammónium-acetát+0.5M ecetsav+0.02M EDTA) oldható (Lakanen és Erviö, 1971).

A következő elemek kerültek meghatározásra:

- esszenciális nehézfémek: Cu, Zn, Mn,
- toxikus nehézfémek: Cd, Pb, Cr, Ni.

A kutatási munkánk során az értékeléshez az alábbi talajvizsgálatokat végeztük el:

- Egy korábbi időpontban, 1996-ban történt talajminta vételezésből származó talajminták kémhatásának ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl}) mérési eredményei lehetőséget nyújtottak a kísérleti terület kémhatásában a két mintavételezési időpont között (1996-2000) bekövetkezett változásainak nyomon követésére,
- humusz tartalom (H %) meghatározását Tyurin-féle módszerrel (Hargitai, 1988).

3.5.1. A talajminták feltárása $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldattal

A roncsoló edénybe a mintát 1mg pontossággal bemértük. Hozzáadunk 5 cm^3 salétromsavat és 20 perc elteltével 2 cm^3 hidrogén peroxidot, minimum 1 órán át állni hagyjuk. Ezután az edényt lezárjuk lezáró fedelet az erre a célra rendszeresített eszközzel meghúzzuk. Ezután az MLS I200 MEGA típusú mikrohullámú feltáróban elroncsoljuk. A feltárást és a hűtést követően mérőlombikba szűrjük át, a feltáró edényt kétszer desztillált vízzel átmoszuk majd a mérőedényt jelig töltjük. Minden roncsolás alkalmával un. vak mintát és kontroll mintát is roncsolunk. A vak minta talajbemérés nélküli csak salétromsav és hidrogén-peroxid adagolásával, ugyanolyan hőfokon vagy ugyanolyan programon lefuttatva majd ugyanolyan típusú szűrőpapírt alkalmazva ugyanolyan végtérfogatra töltve. Referencia mintát is roncsolunk (amelynek eredményeit ismerjük), amelyet a laboratóriumvezető jelöl ki (Baranyai et al., 1987).

3.5.2. A talajminták feltárása Lakanen-Erviö eljárás szerint

A talajmintákból Lakanen-Erviö eljárás szerinti oldattal (0,5M ammónium-acetát + 0,5M ecetsav + 0,02M EDTA) kivonatot készítünk. Az előkészített talajmintákból bemérünk 5g-ot század gramm pontossággal, majd körforgó rázógépen 60 percig rázatjuk. A talaj szuszpenziót redős szűrőpapíron leszűrjük, a szűrlet első 10 cm^3 részletét elöntjük. A szűrlet főtömegéből végezzük el az oldott elemek mennyiségi meghatározását ICP segítségével. A talajok Lakanen-Erviö oldható elemtartalma a növények számára

könnyebben felvehető elemek mennyiségét jelenti, hasonlóan a talajok 0,1M KCl+0,05M EDTA oldható elemtartalmához (Lakanen és Erviö, 1971).

3.5.3. Az Induktív Csatlósú Plazma Emissziós Módszer (ICP)

A nehézfémek, a légszáraz növény és talajmintákban, általában 10^{-3} - 10^{-6} százalékban fordulnak elő. Ez a tartomány ppm egységekben kifejezve 0,01-10,00 ppm mennyiséget jelent. 1940-ig e tartomány pontos meghatározása nem volt lehetséges, csak az utóbbi évtizedekben kifejlesztett új módszerek és műszerek tették lehetővé a feladat megoldását. A vizsgálandó talajoldatok elemtartalmát Induktív Csatlósú Plazma emissziós Módszerrel határozzuk meg (ICP). A spektrométer gerjesztő forrása 8-10000 °K-es plazma. A magas hőmérsékleten a plazmába jutott oldatban lévő elemek atomizálódnak, gerjesztődnek, majd az elemekre jellemző hullámhosszúságú és a koncentrációjukkal arányos intenzitású sugárzást bocsátanak ki. A mérés relatív analitikai módszer, a vizsgálandó oldatok elemtartalmát ismert összetételű standardokkal való kalibrálás után határozzuk meg.

3.6. Tenyészedényes kísérletek

3.6.1. Angolperjével (*Lolium perenne* L.) és salátával (*Lactuca sativa* L.) végzett tenyészedényes kísérletek

A talajminta előkészítése után tenyészedényes kísérletet állítottunk be üvegházi körülmények között, a Pannon Egyetem jogelődjének, a Veszprémi Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Karnak, Herbológiai és Növényvédőszer Kémiai Tanszékének üvegházában. Az 1 kg-os műanyag tenyészedények aljába kavicsot e fölé hálót és végül dréncsővet helyeztünk el, a jobb vízellátás érdekében. A tenyészedény a kavics a háló és a dréncső együttes tömege egységesen 300 g volt. A tenyészedényekbe ezután 1 kg légszáraz, 2 mm lyukbőségű szitán átszitált talajt töltöttünk. A kísérletet 4 ismétlésben végeztük. A tenyészedény kísérletben az angolperje (*Lolium perenne* L.), Gulács fajta, és saláta (*Lactuca sativa* L.) Balatonfriss fajta jelzőnövényt alkalmaztunk. A tenyészedényekbe 1000 db/tenyészedény angolperje, illetve 200 db/tenyészedény saláta magot vetettünk (Chaminade, 1960, 1964). A jelzőnövények vetésére vonatkozó időpontokat, az angolperje vágásainak időpontjait valamint a kísérlet lebontásának idejét a 12. táblázat tartalmazza. A kísérlet során a szántóföldön alkalmazott N-, P-, K műtrágya adagokkal azonos (Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994), 1 kg talajra átszámított

műtrágya mennyiséget juttattunk ki. A kijutatott műtrágya adagok mennyiségét a 14., 15. számú táblázat tartalmazza. Saláta esetében a nitrogén, a foszfor és a kálium a vetés előtt került kijuttatásra (16. táblázat), míg angolperje esetében a kálium- és a foszfor műtrágyát a vetés előtt a talajba kevertük, a nitrogént pedig a vegetációs idő alatt megosztva, oldat formájában juttattuk ki. A növényeket hetente súlyra öntöztük a maximális vízkapacitás 60%-ig ($V_{Kmax} = 26,60 \%$), naponta pedig igény szerint történt az öntözés. A vetést követő 4. héten az angolperje és a saláta föld feletti részét levágtuk (13. táblázat). Mértük a növények friss-, majd szárítás után a száraz biomassza tömegét. A növényminták feltárása koncentrált salétromsavval, mikrohullámú roncsolóban történt, és a feltárást követően meghatároztuk a növényminták elemtartalmát ICP segítségével. A 4. hét után a saláta tesztnövény lebontásra került, az angolperjét, pedig tovább neveltük, és további három alkalommal vágtuk a hajtást azzal a céllal, hogy vizsgáljuk az angolperje nehézfém felvételének időbeli alakulását, dinamikáját.

12. táblázat Az angolperjével végzett tenyészedényes kísérletre vonatkozó időpontok

	angolperje	a vetéstől számított idő (hét)
vetés	2001. május 29.	-
első vágás	2001. június 26.	4
második vágás	2001. július 10.	6
harmadik vágás	2001. augusztus 7.	10
negyedik vágás, egyben a kísérlet lebontása	2001. szeptember 5.	14

13. táblázat A salátával végzett tenyészedényes kísérletre vonatkozó időpontok

	saláta	a kísérlet időtartama (hét)
vetés	2001. június 7.	
a kísérlet lebontása	2001. július 5.	4

14. táblázat Az angolperjével végzett tenyészedényes kísérletben a vetéssel egy időben kijutatott NPK műtrágya dózisosok

Szántóföldi dózis kg/ha/év	pétisó dózis mg/kg talaj	szuperfoszfát dózis mg/kg talaj	KCl dózis mg/kg talaj
0	0	0	0
50	19,02	100,9	-
100	38,04	201,82	61,6
150	57,06	302,73	-
200	76,08	403,64	-
250	95,10	-	-

15. táblázat Az angolperjével végzett tenyészedényes kísérletben a vágások után kijutatott N műtrágya dózisosok

Szántóföldi dózis kg/ha/év	pétisó dózis mg/kg talaj	szuperfoszfát dózis mg/kg talaj	KCl dózis mg/kg talaj
0	0	-	-
50	14,26	-	-
100	28,53	-	-
150	42,80	-	-
200	57,04	-	-
250	71,30	-	-

16. táblázat A salátával végzett tenyészedényes kísérletben a vetéssel egy időben kijutatott NPK műtrágya dózisok

Szántóföldi dózis kg/ha/év	pétisó dózis mg/kg talaj	szuperfoszfát dózis mg/kg talaj	K ₂ SO ₄ dózis mg/kg talaj
0	0	0	0
50	47,55	100,9	-
100	95,10	201,82	61,6
150	142,65	302,73	-
200	190,20	403,64	-
250	237,75	-	-

3.7. Növényvizsgálatok

3.7.1. Friss- és száraz biomassza tömeg mérése

A vetést követő 4. héten az angolperje és a saláta föld feletti részét levágtuk, majd mértük a növények friss-, majd szárítás után a száraz biomassza tömegét (g/tenyészedény). A növényminták szárítása üvegházban, a közvetlen mérés előtt pedig 1 napig szárítókemencében történt.

3.7.2. Elemtartalom meghatározása Induktív Csatlósú Plazmaemissziós módszerrel

A növényminták feltárása koncentrált salétromsavval, mikrohullámú roncsolóban történt, és a feltárást követően meghatároztuk a növény minták Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, Ni tartalmát ICP segítségével (mg/kg száraz anyag). Az esszenciális és toxikus nehézfémek teszt növények általi felvett mennyiségének számítását is elvégeztük (µg/tenyészedény).

3.7.3. Angolperje elemfelvétel időbeni változásának vizsgálata

Az angolperje teszt növényt hajtását a kísérlet ideje alatt négy alkalommal vágtuk azzal a céllal, hogy vizsgáljuk az angolperje tápanyag dinamikáját. Az egyes vágások és a növény minta előkészítése után mértük a növény minták elemtartalmát, ezt követően pedig vizsgáltuk az angolperje elemfelvételében bekövetkezett változásokat az idő függvényében.

3.7.4. A transzfer koefficiens számítás

A talaj- és növényvizsgálatok eredményei alapján meghatározásra kerültek a vizsgált elemek transzfer koefficiensei, mely a növényi elem koncentráció és a talajban lévő „összes” elemtartalom hányadosa (Kloke et al., 1995). Ez a mutató kiválóan alkalmas az egyes elemek növényi koncentrációjának jellemzésére a talajok „összes” elemtartalmától függően, tehát, hogy a növényben történt e dúsulás a talajhoz viszonyítva adott elem esetében.

A növénybeni/talajbani koncentrációnövekedés hányadosaként ismert transzfer koefficiens a talajhoz viszonyított növénybeni „dúsulási faktornak” vagy „áthasonulási faktornak” is nevezi a szakirodalom (Kádár Imre et al., 2003). Ezt a magyar kifejezést jónak tartom, és egyben elfogadom, mert véleményem szerint ez az elnevezés kifejezi mindazt, amit ezzel az értékkel szemléltetni szeretnénk, mégpedig a növény/talaj koncentrációk egymáshoz viszonyított arányát.

3.8. A kutatás során alkalmazott statisztikai értékelés módszere

A kísérlet során kapott mérési eredmények matematikai statisztikai feldolgozása, mind a talajminták, mind pedig a növényminták tekintetében, SPSS számítógépes programcsomag és MS EXCEL segítségével történt. Regresszió analízis segítségével kerestük az összefüggést a talaj- és növényminták különböző oldhatóságú elem tartalma és a különböző talajparaméterek között.

4. KÍSÉRLETI EREDMÉNYEK

4.1. Talajvizsgálati eredmények

4.1.1. A kísérleti talajok kémhatása

A kísérleti talajok KCl-ban mért kémhatása (3. melléklet) szűk intervallumon belül változott (5,51-6,39) a kísérlet beállítását követő 28. évben. Semlegeshez közeli volt a kémhatása ($\text{pH}_{\text{KCl}}=6,39$) a kontroll és a 200 kg/ha/év N, 100 kg/ha/év P_2O_5 és 100 kg/ha/év K_2O műtrágyakezelésben részesült talajmintáknak. Savanyú kémhatás ($\text{pH}_{\text{KCl}}=5,5-5,7$) a 21 kezelés közül 11-ben fordult elő (530, 101, 201, 311, 331, 411, 431, 521, 531, 541, 542).

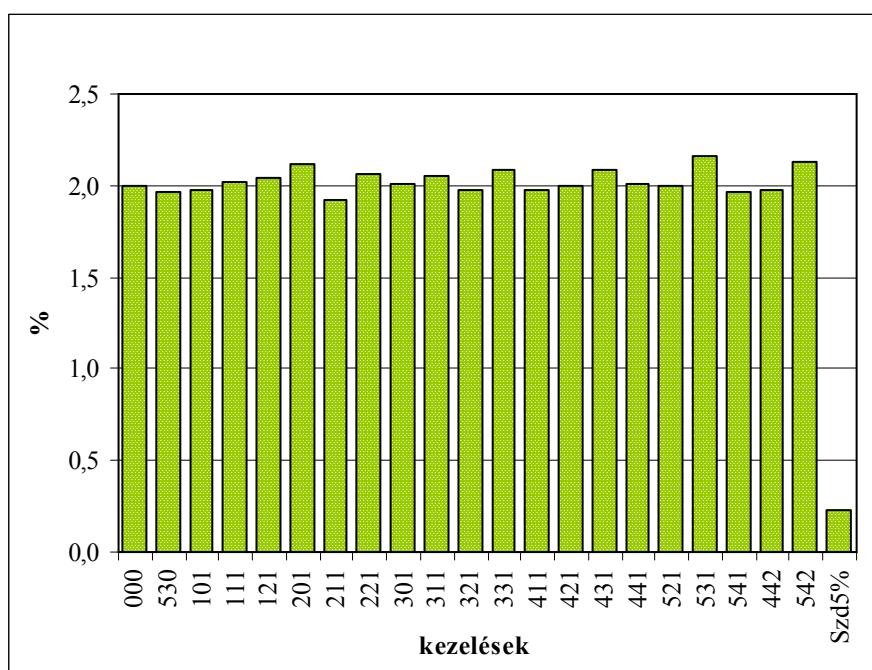
A 28. évben begyűjtött talajminták kémhatásával összehasonlítva a kísérlet beállítását követő 32. évben gyűjtött talajminták kémhatását, megállapítható, hogy (egy műtrágyakezelés kivételével: 331) minden műtrágyakezelés esetén a kísérleti talajminták kémhatása csökkent. A csökkenés mértéke 0,02-0,76 közötti értéket mutatott. A 331-es kezelés esetén figyeltünk meg kismértékű kémhatás emelkedést (0,03). A két mintavételi évben kapott eredményeket regresszió analízis vizsgálatnak vetettük alá, és a következő eredményt kaptuk. A 28. évben vett talajminták pH_{KCl} értéke pozitív lineáris összefüggést mutat a 32. évben vett talajminták pH_{KCl} értékével. Az összefüggés a következő lineáris egyenlettel írható le: $y = 0,9367 + 0,0243x$; $R^2 = 0,7587$.

Még szorosabb pozitív lineáris összefüggést találtunk a 32. évben begyűjtött talajminták pH_{KCl} és a $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ értéke között ($y = 1,1714x - 1,5549$; $R^2 = 0,9081$).

4.1.2. A kísérleti talajok humusz tartalma

A talajok humusz tartalma, a különböző humusz vegyületek (fulvosavak, huminsavak) toxikus és esszenciális elemek oldhatóságát, talajoldatba kerülését, ezáltal a növények elem felvételét nagymértékben meghatározzák. A nagy szerves anyag tartalmú talajokban található ún. „összes” elemtartalomnak csak kis hányada a talajokban lévő mozgékony forma, és ez a humuszsavak rendkívül erős megkötő képességével magyarázható (Belák et al., 1970; Szalay et al., 1970; in: Szabó et al., 1987). A vizsgálati talajaink humusztartalma 1,92-2,16% között változott (4. melléklet). A MÉM NAK (1978) által megadott ellátottsági kategória szerint közepesnek mondható. A begyűjtött talajminták humusz tartalmában mindössze 1,12-szeres különbséget mértünk, ami matematikailag igazolható szignifikáns

különbséget nem eredményezett a kezelések között. Regresszió analízis segítségével próbáltunk összefüggést találni a talajminták különböző oldhatóságú elem tartalma és a talajminták humusztartalma között. Megállapítható, hogy a keszthelyi tartamkísérlet talajának humusztartalma nem befolyásolja a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, és Ni tartalmát, közöttük összefüggést nem tudtunk kimutatni. A kísérleti területen előforduló meszes heterogén gócok okozhatják feltehetően a humusztartalomban megfigyelhető különbséget a 211-es kezelésben. Ezek a meszes gócok, mely jelenéteére a kémhatás is utal ($pH_{KCl} = 5,75$), a szerves anyag lebomlását is befolyásolták, melynek eredménye a 211-es kezelésben bekövetkezett humusztartalom csökkenés.



4. ábra A keszthelyi B18-as kísérlet talajának humusz tartalma

4.1.3. A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható elemtartalma

4.1.3.1. Esszenciális nehézfémek

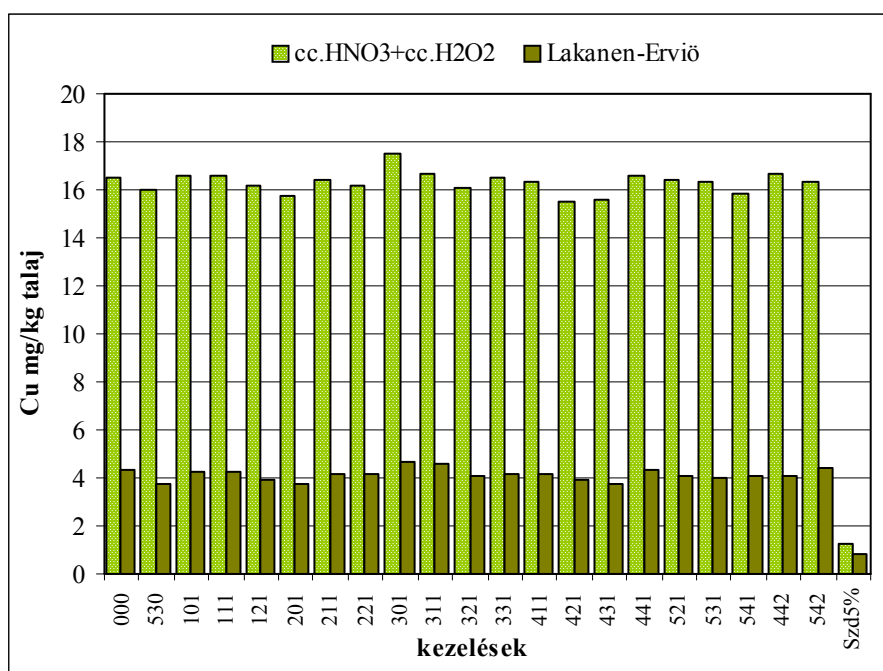
4.1.3.1.1. A réz (Cu)

A kísérleti talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható ún. „összes” réz tartalma 15,48-17,48 mg/kg talaj közötti tartományban változott (5. melléklet, 5. ábra). Györi (1984) vizsgálatai szerint a hazai talajok „összes” réz tartalma 3,20-38,00 mg/kg talaj között változik. Ennek az értéknek az általunk vizsgált talajok réz tartalma 41-46%-a. A 10/2000. (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendelet (1. melléklet) alapján rézre megadott szennyezettségi határértéknek (75 mg/kg talaj) 21-23%-a. Megállapítható, hogy a talajminták rézzel nem szennyezettek. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható réz tartalma a 301-es kezelésben volt a legmagasabb (17,48 mg/kg talaj), a 421-es kezelésben pedig a legalacsonyabb (15,48 mg/kg talaj). A kezelések közötti legnagyobb különbség 1,13-szoros volt. Matematikailag is igazolható szignifikáns különbség volt a következő kezelések között: a 201-es, a 421-es, a 431-es, az 541-es kezelésben szignifikánsan kevesebb értéket mértünk, mint a 301-es kezelésben (5. melléklet).

A szakirodalmi adatok szerint, a talajban előforduló kétértékű kationok közül a Cu adszorbeálódik a legerősebben a talajkolloidok felületén (Györi, 1984; Stefanovits, 1999). Vizsgálatainkban a kísérleti talajok Lakanen-Erviö féle oldható Cu tartalma 3,72-4,66 mg/kg talaj között változott (7. melléklet, 5. ábra). Ez a „mobilis” mennyiség 20-27 %-a a kísérleti talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható réz tartalmának. A legkisebb Lakanen-Erviö oldató réz tartalmat a 530-as kezelésben, míg a legmagasabbat, hasonlóan a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható réz tartalmához, a 301-es kezelésben mértük.

A talajminták Lakanen-Erviö féle oldható réz tartalmában tapasztalt kezelésenkénti legnagyobb különbség 1,25-szörös volt. Ez a különbség matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem eredményezett a talajminták Lakanen-Erviö oldható réz tartalmában.

A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható réz tartalma között matematikailag igazolható összefüggést nem tudtunk kimutatni. A köztük lévő kapcsolat gyengének mondható, amit az R² érték is bizonyít: R² = 0,44.



5. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható réz tartalma

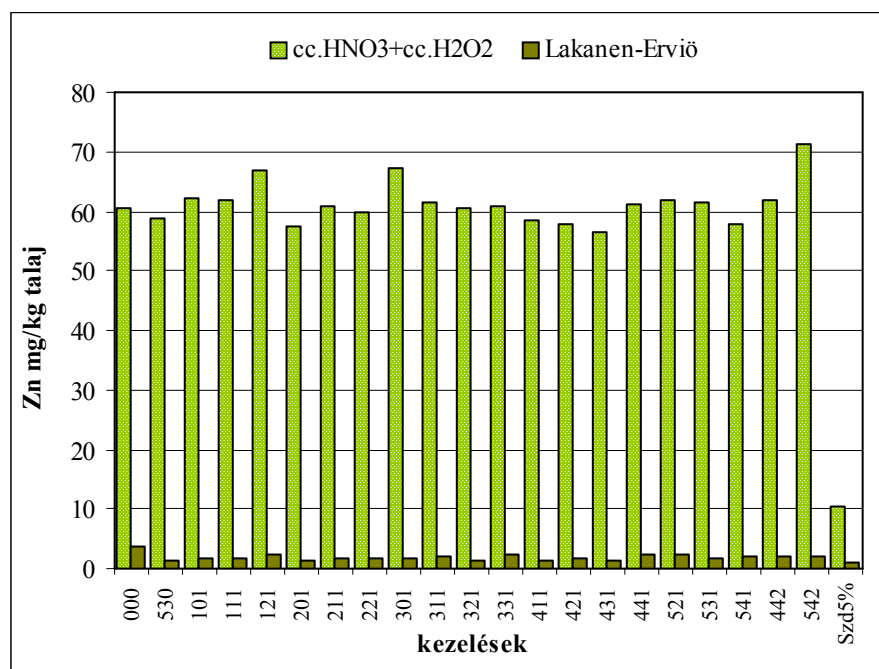
4.1.3.1.2. A cink (Zn)

A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Zn tartalma 56,58-71,25 mg/kg talaj között változott (5. melléklet, 6. ábra). Hasonlóan a talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható réz tartalmához, a talajminták cink tartalma között is csupán 1,26-szoros különbséget tapasztaltunk. A vizsgált terület Zn ellátottsága jónak mondható (MÉM NAK, 1978). A hazai talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható cink tartalmára vonatkozó szakirodalmi adatoknak, ami talajtípustól függően 30-150 mg/kg talaj (Györi, 1984), a vizsgált talajok cink tartalma, Györi által megadott felső határértékhez viszonyítva, annak 38-48%-a. Az 542-es kezelésben közelítette-, illetve haladta meg a talajminták cinktartalma, az előbb említett alsó határértéket. Az irodalmi adatok szerint a kultúrnövények 20 mg/kg Zn tartalomnál kevesebb mennyiség esetén Zn hiányban szenvednek, 20-200 mg/kg között megfelelő a növények cink tartalma, 200 mg/kg felett pedig már feleslegben van a cink (Bergmann, 1966). Megállapítható, hogy a vizsgált talajok cink ellátottsága a kultúrnövények szempontjából megfelelő.

A talajokban maximálisan megengedhető cink koncentrációt a 10/2000. (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendeletben szabályozzák (1. melléklet). Ez a maximálisan megengedhető szennyezettségi határérték cink esetében, 200 mg/kg talaj.

A talajminták cink tartalma ennek a határértéknek csupán 28-35%-a. Megállapítható, hogy a kísérleti talajok cinkkel nem szennyezettek a megengedett maximális határérték alatt maradnak. A legalacsonyabb $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható Zn tartalmat a 431-es, a legmagasabbat pedig a 542-es kezelésben mértük. Matematikailag is igazolható szignifikáns különbséget tudtunk kimutatni a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható cink tartalmában a következő kezelések között: a 201-es, a 411-es, a 421-es, a 431-es, az 541-es kezelés Zn tartalma szignifikánsan kevesebb volt, mint az 542-es kezelésben (6. ábra).

A talajok „összes” cink tartalma azonban csak részben hozzáférhető a növények számára. A kísérleti talajminták Lakanen-Erviö féle oldható cink tartalma 1,35-2,28 mg/kg talaj intervallum között változott (7. melléklet, 6. ábra). A legkisebb koncentrációt a 431-es kezelésben a legmagasabbat pedig a 331-es kezelésben mértük. Ez az érték a talajok $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható cink tartalmának 2,3-5,9 %-a, ami 1-4,5%-kal magasabb érték, mint amit a szakirodalomban találhatunk (Györi, 1984; Szabó et al., 1987). Györi (1984) vizsgálatait azt mutatják, hogy a talajok $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható cink tartalmának a növények számára könnyebben hozzáférhető, mozgékony forma, csupán 1 %-a. Matematikailag igazolható szignifikáns különbséget a talajminták Lakanen-Erviö oldható cink tartalma és a műtrágyakezelések között nem találtunk.



6. ábra A kísérleti talajok $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ és Lakanen-Erviö féle oldható cink tartalma

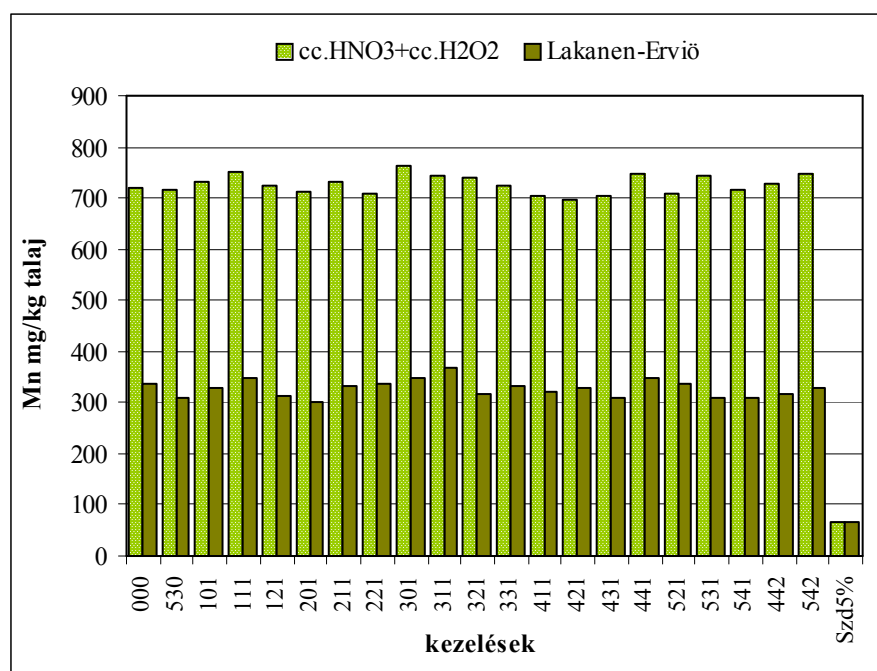
A kísérleti talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ és Lakanen-Erviö féle oldható cink tartalma között, matematikailag igazolható pozitív lineáris összefüggést nem tudtunk kimutatni.

4.1.3.1.3. A mangán (Mn)

A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Mn tartalma 697,00-762,25 mg/kg talaj között változott a 21 különböző dózisu NPK műtrágyakezelésekben (5. melléklet, 7. ábra). Ez a szűk intervallum, amely között a talajminták mangántartalma változik, csupán 1,09-szeres legnagyobb különbséget jelent a kezelések között. Győri (1971) vizsgálatai eredményeit szerint a talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Mn tartalma 100-1100 mg/kg talaj. Az általunk vizsgált talajminták Mn tartalma 63-69%-a az előbb említett szakirodalmi adatoknak. A legkisebb cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Mn tartalmat a 421-es kezelésben mértük, a legmagasabbat, pedig a 301-es kezelésben. A 21 különböző NPK dózisu műtrágyakezelésből származó talajminták mangántartalmát vizsgálva megállapítható, hogy a NPK műtrágyakezelések és a talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Mn tartalmát nem befolyásolták, köztük matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni. A talajok maximálisan megengedhető mangán tartalmát rendeletben nem szabályozzák (1. melléklet). A mérési eredményeket figyelembe véve megállapítható, hogy a keszthelyi Műtrágyázási Tartamkísérlet talajának felső 20-cm-es rétegében a cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható mangán eloszlása egyenletes.

A kísérleti talajok Lakanen-Erviö féle oldható Mn tartalma 303,25-366,50 mg/kg talaj érték között változott (7. melléklet, 7. ábra). A legnagyobb kezelésenkénti különbség 1,2-szeres volt. A legkisebb mangán tartalmat, az cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Mn tartalomtól eltérően, a 201-es kezelésben, míg a legmagasabbat a 311-es kezelésben mértük. A növények számára könnyebben felvehető, Lakanen-Erviö féle oldható mangántartalom a kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható mangántartalmának 41-49 %-a. A szakirodalmi adatok szerint az „összes” mangántartalomnak a „mobilis”, a növények számára könnyen hozzáférhető forma (Lakanen-Erviö féle oldható), csupán 0,1-1%-a (Győri, 1971). A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható mangántartalma között matematikailag igazolható összefüggést nem tudtunk kimutatni.

Megállapítható, hogy a különböző dózisu, hosszú évtizedeken át alkalmazott NPK műtrágyakezelések a keszthelyi Műtrágyázási tartamkísérlet talajának cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható Mn tartalmát nem befolyásolták.



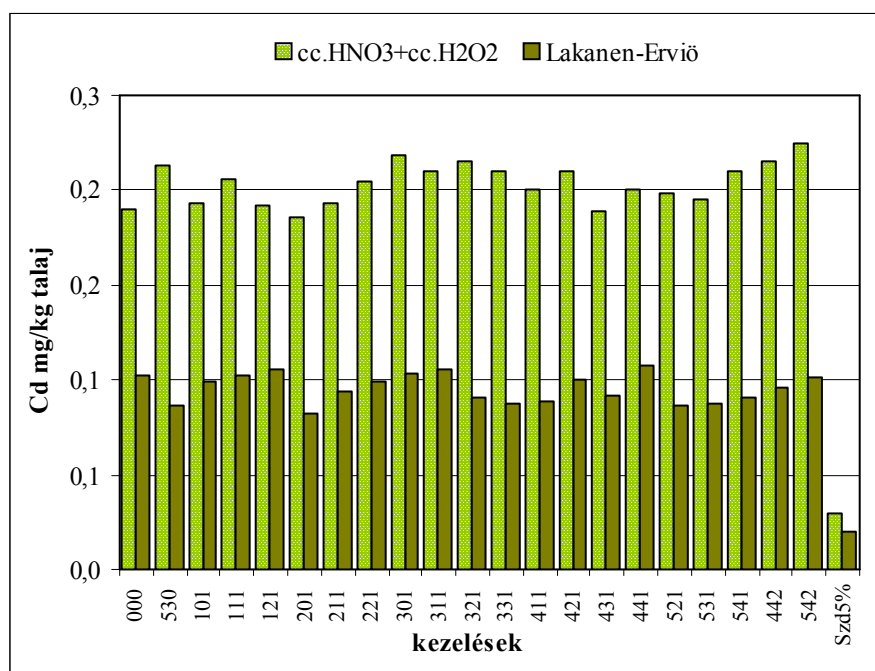
7. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható mangán tartalma

4.1.3.2. Toxikus nehézfémek

4.1.3.2.1. A kadmium (Cd)

A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Cd tartalma szűk intervallumon belül változott (0,19-0,23 mg/kg talaj), és nagyságrendekkel kisebb értéket mutatott, mint a többi vizsgált elem (6. melléklet, 8. ábra). Magyarországon jelenleg is érvényben lévő 10/2000. (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendelet szabályozza az esszenciális elemek (Cu, Zn, Mn) mellett a toxikus elemek, köztük a kadmium talajbani maximálisan megengedhető mennyiségét, ami 1 mg/kg talaj (1. melléklet). Mérési eredményeink az mutatják, hogy ennek az értéknek a talajmintáik kadmium tartalma 19-23 %-a. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Cd tartalmában mindössze, 1,2-szeres különbséget tapasztaltunk. A legalacsonyabb cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Cd tartalmat a 201-es, tehát 1968 óta foszforműtrágya kezelésben nem részesült parcelláról begyűjtött talajmintában mértük. A legmagasabbat pedig az 542-es kezelésbe mértük, ahol a parcellákra 32 éven át 200 kg/ha/év foszforműtrágya került kijuttatásra. A tendencia megfigyelhető a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Cd tartalma és a foszforműtrágyázás között, de a vizsgált talajokban a műtrágyázás matematikailag igazolható szignifikáns különbségeket nem eredményezett.

A talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható Cd tartalma között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni. Megállapítottuk, hogy az NPK műtrágyakezelések, de főként a foszfor műtrágyakezelések nem növelik a talajok $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható kadmium tartalmát a keszthelyi Műtrágyázási Tartamkísérletben, Ramann-féle barna erdőtalajon, még akkor sem, ha a szuperfoszfát műtrágyát nagy dózisban, vagy tartósan, hosszú időn keresztül alkalmazzuk az adott területen. A Magyarországon forgalomba hozott műtrágyák kadmium tartalma csak 1,1-1,4 mg/kg kadmium (Karkalíkné és Patócs, 1990, Csathó, 1994; Kádár, 1995ab). Mivel hazánkban egészen a közelmúltig az alacsony Cd tartalmú Kola-foszfát volt a szuperfoszfát gyártás nyersanyaga, így a P műtrágyázás útján, csak minimális Cd dúsulás következhet be a mezőgazdasági, így a keszthelyi tartamkísérlet területén is. Ezt a kedvező állapotot a jövőben is feltétlenül szükséges fenntartani.



8. ábra A kísérleti talajok $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ és Lakanen-Erviö féle oldható kadmium tartalma

A talajminták Lakanen-Erviö féle oldható Cd tartalma a $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható Cd tartalomnak 41-56%-a, abszolút értékben kifejezve 0,08-0,11 mg/kg talaj (8.melléklet, 8. ábra). A szakirodalomban rendelkezésünkre álló adatok szerint (Lehoczky et al., 1998abc, 2000; Kádár, 1995; Csathó, 1994; Kiss et al., 2002ab, 2003) a talajok $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható Cd tartalmának jelentős része oldható formában van jelen a talajban, ezért a növények általi felvétel jelentős mértékű lehet. Ezáltal pedig akár a friss fogyasztású frisséghéleken, különösen a levélfrisségeken, akár a takarmánynövényeken

keresztül bekerülhet a táplálékláncba. A Cd veszélyességét növeli, hogy a növények képesek látható tünetek nélkül felhalmozni. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható Cd tartalma között pozitív lineáris összefüggést nem tudtunk kimutatni ($R^2 = 0,13$).

A mérési eredmények alapján megállapítható, hogy a vizsgált talajmintákban a Cd nem jelent veszélyforrást az élő szervezetek számára.

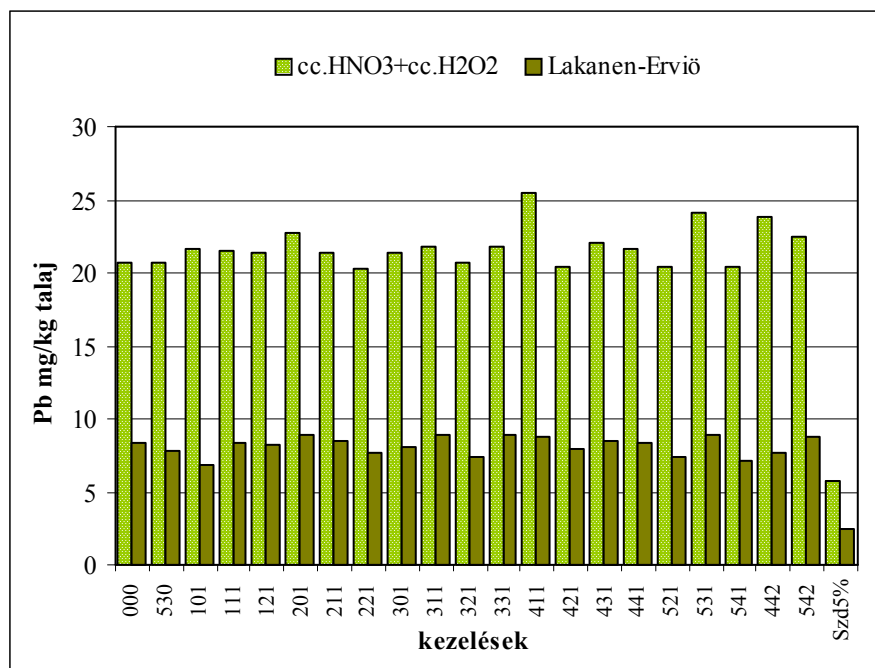
4.1.3.2.2. Az ólom (Pb)

A vizsgált elemek közül a talajmintákban, a Cd és a Cr tartalom után az ólom fordult elő a legkisebb mennyiségben (20,23-25,50 mg/kg talaj) (6. melléklet, 9. ábra). Az ólom is azon elemek közé tartozik, mely talajbani megengedhető maximális mennyiségét a 10/2000. (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM rendelet szabályozza. A talajban megengedhető maximális ólom tartalom 100 mg/kg talaj. A vizsgált talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Pb tartalma ennek a határértéknek az 1/4-1/5-e. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Pb tartalmát vizsgálva a kezelések közötti legnagyobb különbség 1,26-szoros. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Pb tartalmában matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni, továbbá az ólomtartalom és a különböző NPK műtrágyakezelések közötti összefüggés nem volt kimutatható. A legkisebb cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Pb tartalmat a 221-es kezelésben, míg a legmagasabbat a 411-es kezelésben mértük.

A talajminták Lakanen-Erviö féle oldható Pb tartalma 6,89-8,92 mg/kg talaj között változott (8. melléklet, 9. ábra), ami a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Pb tartalmának 34-35%-a. A szakirodalomban található adatok, és az általunk mért Lakanen-Erviö féle oldható ólom tartalom közeli értéket mutat. Lehoczky és munkatársai (2002) vizsgálatai szerint a talajba lévő cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható ólomnak 13-46%-a a „mobilis”, és a növények számára könnyebben hozzáférhető forma.

A talajminták Lakanen-Erviö féle oldható ólomtartalma és a műtrágyakezelések között matematikailag igazolható összefüggést nem tudtunk kimutatni.

A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható ólomtartalma közötti korreláció a következő egyenlettel írható le: $y = 0,3253x + 1,0934$; $R^2 = 0,53$.



9. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható ólom tartalma

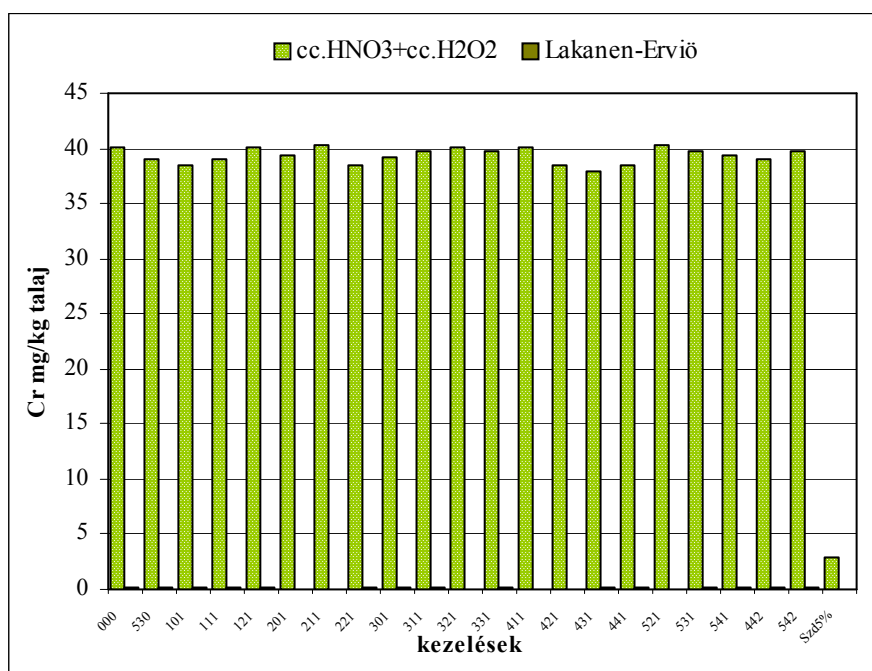
4.1.3.2.3. A króm (Cr)

A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Cr tartalma 37,95-40,27 mg/kg talaj volt. A hazai talajokban maximálisan megengedhető „összes” Cr tartalom, hasonlóan a rézhez, 75 mg/kg talaj (6. melléklet, 10. ábra). A kísérleti talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Cr tartalma ennek 50-53%-a. Megállapítható, hogy a vizsgált talajok krómmal nem szennyezettek.

A kezelések közötti legnagyobb különbség 1,06-szoros csupán. A legkisebb króm koncentrációt a 431-es, a legmagasabbat az 521-es kezelésben mértük. Matematikailag igazolható szignifikáns különbséget a kezelésenkénti cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható króm tartalomban nem tudtunk kimutatni.

A talajminták Lakanen-Erviö féle oldható króm tartalma a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható króm tartalmának mindössze 0,2-0,3 %-a, azaz 0,07-0,12 mg/kg talaj (7. melléklet, 10. ábra). Megállapítható, hogy a talajminták „mobilis”, a növények számára hozzáférhető króm tartalma nagyon kis mennyiség, ezért a vizsgált területen termesztett növények, jelen esetben őszi búza és kukorica, króm felvétele elenyésző lehet, toxicitással nem kell számolnunk. A kezelések közötti legnagyobb különbség 1,56-szoros

volt, ennek ellenére matematikailag igazolható szignifikáns különbséget a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható krómtartalma között nem tudtunk kimutatni.



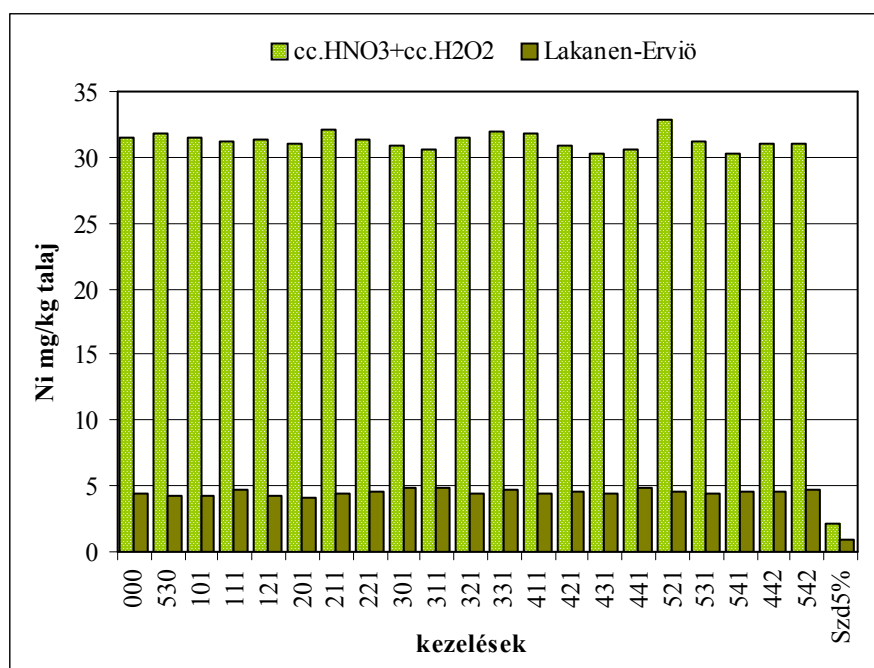
10. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható króm tartalma

4.1.3.2.4. A nikkelt (Ni)

A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Ni tartalma nagyságrendekkel meghaladta a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Cd, Pb, tartalmát. A talajmintákban mért cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Ni tartalom 30,30-32,88 mg/kg talaj között változott (6. melléklet, 11. ábra). A vizsgált talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Ni tartalmát elemezve elmondható, hogy a vizsgált terület 0-20 cm-es mélységben Ni tartalom tekintetében homogén. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Ni tartalma és az NPK kezelések között matematikailag igazolható összefüggést nem tudtunk kimutatni. A 10/2000. (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM rendeletben megadott a talajok maximálisan megengedhető Ni mennyisége 40 mg/kg talaj. A kísérleti talajmintákban mért értékek ezt a határértéket megközelítik, annak 75-82 %-a.

Az összefüggés vizsgálatok hasonló eredményt adtak a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható Ni tartalom esetében, mint a talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Ni tartalmában. Tehát a műtrágyakezelések nem befolyásolták a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható

nikkel tartalmát, köztük matematikailag igazolható összefüggést nem tudunk kimutatni. A talajminták Lakanen-Erviö féle oldható Ni tartalma 4,11-4,93 mg/kg volt (7. melléklet, 11. ábra). A talajok Lakanen-Erviö féle oldható Ni kimutatási határértéke 0,02 mg/kg talaj. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Ni tartalmának 13-16 %-a a talajminták Lakanen-Erviö oldható Ni tartalma. Megállapítható, hogy a vizsgált talajokban lévő cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Ni mennyiségnek, ellentétben a kadmiummal, a növények által hozzáférhető, „mobilis” forma csak kis hányada, nagyobb része a talajkolloidok felületén megkötődik.



11. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható nikkeltartalma

4.1.4. A különböző kivonószerekkel kapott eredmények összehasonlítása

A vizsgált talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, Ni tartalma között nagyságrendbeli különbségeket mértünk. A talajmintákban a vizsgált cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható elemek a következő emelkedő sorrendben fordultak elő:

$$\text{Cd} < \text{Cu} < \text{Pb} < \text{Ni} \leq \text{Cr} < \text{Zn} < \text{Mn}.$$

A talajok „mobilis”, a növények számára hozzáférhető forma tekintetében a következő Lakanen-Erviö féle oldhatósági sorrendet állíthatjuk fel:

$$\text{Cr} < \text{Zn} < \text{Ni} < \text{Cu} < \text{Pb} < \text{Cd} \leq \text{Mn}.$$

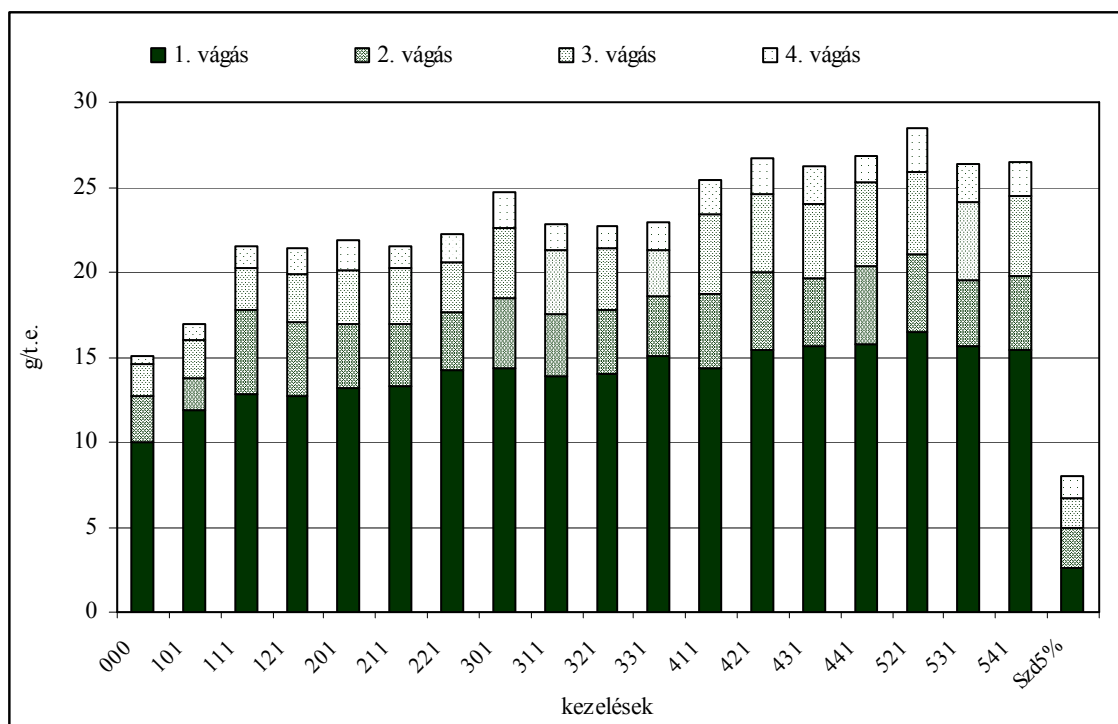
4.2. Tenyészedényes kísérletek vizsgálati eredményei

4.2.1. Angolperjével végzett kísérlet vizsgálati eredményei

Az angolperjével végzett tenyészedényes kísérletek lehetőséget adtak arra, hogy az elemek felvételének időbeli alakulását, dinamikáját vizsgáljuk az angolperjének a tenyészidőszakban négy alkalommal végzett vágásával.

4.2.1.1. Az angolperje friss- és száraz biomassa tömegének mérési eredményei vágásonként

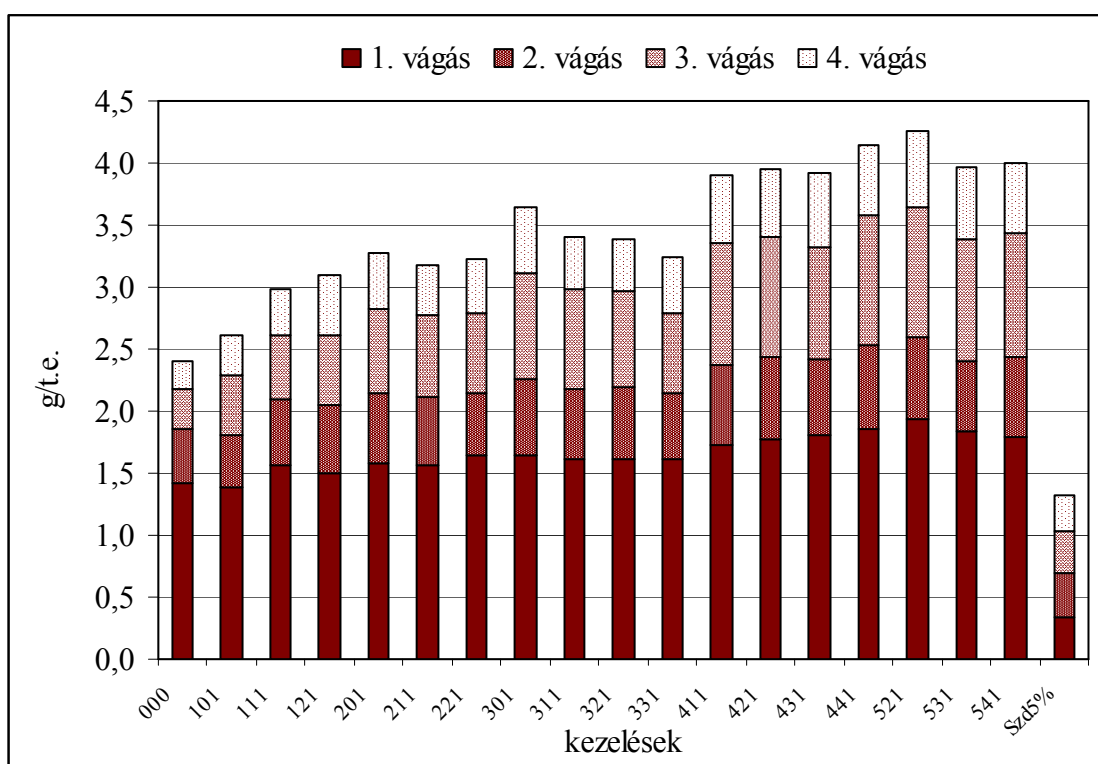
Az angolperje friss tömege a vetést követő negyedik héten 10,00-16,52 g/tenyészedény volt. Az angolperje friss tömegét vizsgálva megállapítható, hogy a különböző NPK műtrágyakezelések matematikailag igazolható szignifikáns különbséget eredményeztek az angolperje friss tömegében (12. ábra). A 000-as kezelésben az angolperje friss tömege, a 101-es kezelés kivételével, szignifikánsan kisebb volt, mint a többi NPK műtrágyakezelésben (9. melléklet). Az 521-es kezelésben mért friss tömeg szignifikánsan nagyobb volt, mint a 000-as, 101-es, a 111-es, a 121-es, a 201-es és a 211-es. A legkisebb friss tömeg a kontrollkezelésben (000) volt (9,66 g/t.e.), míg a legnagyobb friss tömeget az 521-es kezelésben (16,52 g/t.e.) mértük. Az NPK műtrágyakezelések a jelzőnövény friss tömegében 1,71-szeres legnagyobb különbséget eredményeztek.



12. ábra Az angolperje friss biomassa tömegének alakulása vágásonként

Az angolperje első vágása során a száraz biomassza tömege hasonlóan alakult (13. ábra), mint az angolperje friss tömege. A legkisebb (1,37 g/t.e.) és a legnagyobb (1,93 g/t.e.) száraz biomassza tömeget ugyanazokban a kezelésekben mértük, mint a friss tömeg esetében. A száraz tömegben mért legnagyobb különbség 1,4-szeres volt. A 101-es kezelésbe mért száraz tömeg szignifikánsan kisebb volt, mint a 431-es, a 441-es, az 521-es, az 531-es, az 541-es kezelés. Az 521-es kezelésben a száraz tömeg szignifikánsan nagyobbak adódott, mint a kontroll (000) és a 101-es kezelésben.

Az angolperje víztartalma 85-89 % között változott. Az angolperje kontroll (000) kezelésben mért víztartalma szignifikánsan kisebb volt, mint a többi kezelésben. A kezelések közötti legnagyobb víztartalombeli különbség csupán 1,04-szeresnek adódott.



13. ábra Az angolperje száraz biomassza tömegének alakulása vágásonként

Az angolperje második vágásakor, a vetést követő 42. napon, mind a friss tömeg (62-83 %-kal) mind a száraz tömeg (63-70 %-kal) kisebb volt, mint az első vágás esetében (12. ábra, 9. melléklet). A második vágásban, a 101-es műtrágyakezelésben mértük a legkisebb friss tömeget (1,89 g/t.e.), a legnagyobbat (4,94 g/t.e.) pedig, eltérően az első vágástól, a 111-es kezelésben kaptuk. A friss tömegek közötti különbség a második vágás alkalmával nőtt (2,61-szeres), az abszolút értékek viszont csökkentek az első vágáshoz

viszonyítva. A tápanyagok folyamatos felhasználása, ezáltal a talajban csökkenő mennyisége lehet az oka a csökkenő biomassza tömegnek. Matematikailag igazolható szignifikáns különbséget tudunk kimutatni az angolperje friss tömegében a 101-es kezelés és a 111-es kezelés között.

A száraz biomassza tömege 0,43-0,68 g/t.e. között változott (13. ábra). A száraz tömegek közötti legnagyobb különbség a második vágásban 1,74-szeresére nőtt. Matematikailag igazolható különbséget a műtrágyakezelések és az angolperje száraz tömege között nem tudunk kimutatni.

Az angolperje víztartalma a második vágásban kisebb értéket (77-88 %) mutatott, mint az első vágás esetében. Matematikailag igazolható szignifikánsan kevesebb víztartalmat mértünk a 101-es kezelésben, mint a többi kezelésben.

Az angolperje harmadik vágása a vetést követő 10. héten, hasonló friss tömeg értékeket mértünk, mint a második vágás idején (1,89-4,93 g/t.e.) (12. ábra, 10. melléklet). A legkisebb friss tömeget a kontroll (000) kezelésben kaptuk, a legnagyobbat a 441-es kezelésben mértük, ami eltérő volt az első- és a második vágás eredményeitől, ahol az 521-es kezelésben volt a legnagyobb. A friss tömegek közötti különbségek a műtrágyakezelésekben 2,61-szeres különbséget mutatott. Ez a különbség szignifikáns különbséget eredményezett. A kontroll (000) kezelésben mért friss tömeg szignifikánsan kisebb volt, mint a 301-es, a 411-es, a 421-es, a 431-es, a 441-es, az 521-es, az 531-es és az 541-es kezelésben. Továbbá a 441-es kezelésben mért friss tömeg szignifikánsan nagyobb volt, mint a kontroll (000), a 101-es, a 111-es, a 121-es, a 331-es kezelésben. Az 531-es kezelésben mért friss tömeg szignifikánsan nagyobb értéket mutatott, mint a kontroll (000), a 101-es és a 111-es kezelésben.

A jelzőnövény száraz tömege harmadik vágásban 0,32-1,04 g/t.e (13. ábra, 10. melléklet). között változott. Hasonlóan a frisstömeghez elmondható, hogy az angolperje száraz tömegének csökkenő tendenciája a harmadik vágás alkalmával is megfigyelhető. Egyre erőteljesebbek a műtrágyakezelések hatása közötti különbségek a száraz tömeg esetében (3,18-szörös). A kontroll (000) kezelésben mért száraz tömeg szignifikánsan kisebb volt, mint a 301-es, a 311-es, a 321-es, a 411-es, a 421-es, a 431-es, a 441-es, az 521-es, az 531-es, és az 541-es kezelésben. A 331-es, a 421-es, a 441-es, az 521-es, az 531-es, az 541-es kezelésben mért száraz tömeg szignifikánsan magasabb volt, mit a kontroll (000), a 101-es, a 111-es, a 121-es kezelésben.

Az angolperje víztartalma is hasonló volt az előző vágás idején mért víztartalomhoz (73-81%). A legkisebb víztartalmat a 331-es kezelésben, míg a legnagyobbat a kontroll (000) kezelésben mértük. A kezelések között szignifikáns különbséget találtunk. A 331-es kezelésben mért víztartalom szignifikánsan kisebb volt, mint a kontroll (000), a 201-es, a 211-es, a 431-es kezelésben.

Az angolperje friss tömege a negyedik vágás idejére a harmadik vágástól számított 28. napra, tovább csökkent (12. ábra, 10. melléklet). A kelést követő 98. napon a negyedik vágáskor az angolperje friss tömege már csak 0,52-2,50 g/t.e. volt. A harmadik vágás friss tömegéhez viszonyítva, annak 29-76%-a. Továbbra is a kontroll (000) kezelésben mértük az angolperje legkisebb friss tömegét, és a nagyadagú NPK műtrágyakezelésben (521) részesített talajokon nevelt angolperje friss tömege volt a legnagyobb. A kezelések közötti legnagyobb különbség közel ötszörös volt (4,78-szoros). Tehát a műtrágyakezelések hatása közötti különbség a tenyészidő előrehaladtával kifejezettebbé válik friss tömegben. A kontroll (000) kezelésben mért friss tömeg szignifikánsan kisebb volt, mint a 431-es, az 521-es, az 531-es kezelésben.

Az angolperje száraztömege a negyedik vágás idejére további csökkenést mutatott (0,23-0,62 g/t.e.), a harmadik vágáshoz képest ez 15-46%-os csökkenést jelentett (13. ábra). A szárazanyagok közötti legnagyobb különbség 2,68-szoros volt. Szignifikáns különbséget ebben a vágásban is megfigyelhettünk az angolperje száraz tömegében. A kontroll (000) parcelláról begyűjtött talajokon nevelt angolperje száraz tömege szignifikánsan kisebb volt, mint a 431-es, a 441-es, az 521-es, az 531-es kezelésben.

Az angolperje víztartalma a negyedik vágás idejére (51-76%) tovább csökkent a harmadik vágáshoz képest. Ebben az időszakban a kezelések közötti víztartalombeli különbség ugyan 1,44-szeres, de a kezelések között matematikailag igazolható összefüggést nem tudtunk kimutatni.

Az angolperje biomassza produkciója a 4. héten, az első vágás idején volt a legnagyobb, az utónövedékek (2., 3., 4. vágás) tömege lényegesen elmarad ettől, a kezelések átlagában együttesen annyi, mint az első vágás idején, egyes kezelésekben még kevesebb. Általában a nagyobb tápanyagellátást biztosító kezelésben a 4. és a 14. hét közötti „összes” biomassza produkció eléri, vagy kis mértékben meghaladja az első vágás hajtástömegét. A kontroll (000) és 101 kezelésben lényegesen nagyobb, mint a 4 vágás együttesen. A kontroll és az 50 kg/ha-os N kg/ha között lényeges különbség nem volt megállapítható.

A 100-150-200-250 kg N/ha-os kezeléseken belül a foszfor műtrágya adag növelése nem okozott további jelentős változást az „összes” (1-4 vágás) biomassza produkcióban. A 4 vágás „összes” biomassza tömegét vizsgálva megállapíthatjuk, hogy a kontrollkezeléshez képest szignifikáns növekedés a 301-es, azaz a 150 kg/ha/év N-nek megfelelő kezelésben volt. Ezen belül a növekvő adagú foszfor műtrágya eredményezett további tömegnövekedést.

A kontroll, valamint a 101-es kezeléshez viszonyítva szignifikánsan nagyobb volt az angolperje biomassza produkciója a 200 és 250 kg N/ha kezeléseken, amelyeken belül matematikailag igazolható változás mutatható ki.

A magasabb N-ellátottsági szintet biztosító műtrágyakezelések hatása megfigyelhető volt a harmadik vágás biomassza tömegének alakulásában, amely a 150-200-250 kg/ha-os adagok esetében mind a kontrollhoz, mind az 50 kg/ha-os adaghoz viszonyítva nagyobb hajtástömeg-képzésben jelentkezett.

Az első vágáskor a növények száraz hajtástömege 1,4-1,93 g/t.e. között változott. Az „összes” biomassza tömeg (1-4 vágás) szélesebb tartományban, 2,4-4,2 g/t.e. között változott, ami a 2., 3. és 4. vágás együttes tömegének NPK kezelése szerinti nagyobb eltéréseiből következik. A 2-3-4. növedék biomassza produkciója a kedvezőbb tápanyag ellátottsági (nagyobb NPK adagok) szinteken lényegesen több volt, 2-2,4-szerese a kontrollhoz viszonyítva.

4.2.1.2. Az angolperje esszenciális nehézfém tartalmának vizsgálati eredményei

Az angolperjével végzett tenyészedényes kísérlet során mértük a növényminták réz, cink és mangán tartalmát ICP segítségével. Tölgyesi már 1969-ben vizsgálatokat folytatott a különböző növény családba tartozó növények mikroelem összetételének meghatározására. A pázsitfű félék (Gramineae) családjában tartozó angolperje mikroelem összetételére vonatkozó adatokat a 17. táblázat tartalmazza.

17. táblázat A pázsitfű félék családja és az angolperje mikroelem összetétele (Tölgyesi, 1969)

	Cu	Zn	Mn	Mn/Cu
		mg/kg		
pázsitfű félék	5,6	28	71	12,7
angolperje	4,2	24	23	-

4.2.1.2.1. Az angolperje réz (Cu) koncentrációjának mérési eredményei

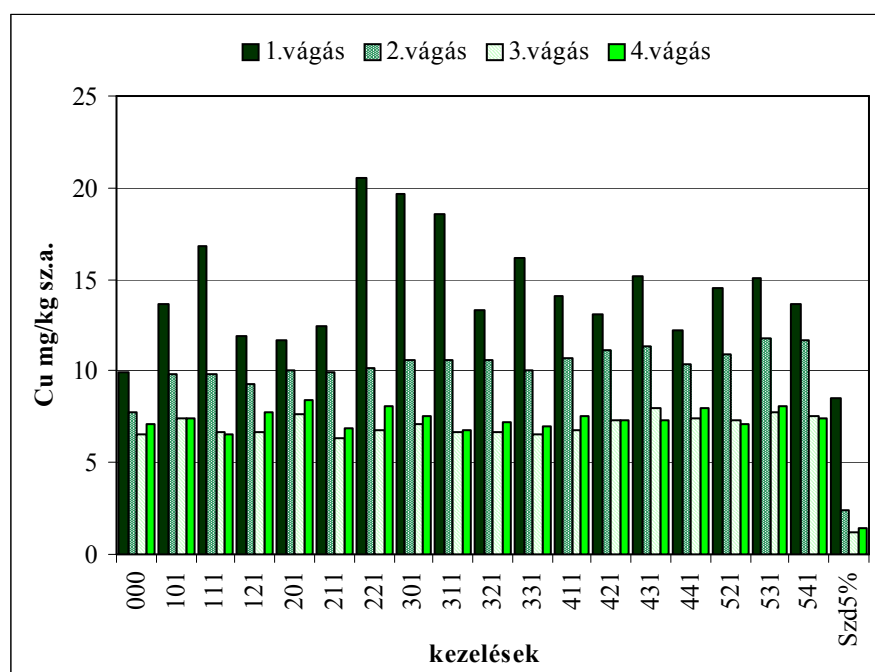
Bergmann (1966) levélanalízis vizsgálati eredményei szerint a levelek optimális Cu tartalma az árpa esetében 10 mg/kg, a pillangósok levelében 5 mg/kg, gyümölcsfélékben 4-20 mg/kg.

A különböző NPK műtrágyakezelésben részesített talajon nevelt angolperje réz koncentrációja a kísérlet beállítását követő 4. héten 9,92-20,55 mg/kg sz.a. volt (14. ábra, 11. melléklet). Az általunk vizsgált angolperje minták réz koncentrációja 2,36-4,89-szer volt magasabb, mint a szakirodalomban található (Tölgyesi, 1969) angolperjére vonatkozó réz koncentráció adatok. A legkisebb réz tartalommal a kontroll (000), míg a legmagasabb réz tartalommal a 221-es NPK műtrágyakezelésben részesült talajokon nevelt angolperje rendelkezett. A kezelések közötti legnagyobb réz koncentrációbeli különbség 2,07-szeres volt. Ez a különbség azonban nem volt szignifikáns. Az angolperje réz koncentrációja és a műtrágyakezelések között matematikailag igazolható összefüggést nem tudtunk kimutatni. Az angolperje réz koncentrációja az első vágás alkalmával, a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható Cu tartalmának 64-117%-a, a talajminták Lakanen-Erviö féle kivonatban oldható Cu tartalmának pedig 230-492%-a. Az angolperje száraz anyagra vonatkozó réz koncentrációja négy különböző NPK műtrágyakezelésben meghaladta a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható réz tartalmát, ezek a kezelések a következők: 111, 221, 301, 311. Megállapítható, hogy ezekben a kezelésekben az angolperje akkumulálta a rézet, amit a transzfer koefficiensek is mutatnak: 0,60-1,28 (18. melléklet). Az angolperje réz felvétele ebben az időszakban 14,07-31,33 $\mu\text{g/t.e.}$ volt.

A második vágás idejére (a kísérlet beállítását követő 42. napon) az angolperje réz koncentrációja 7,74-11,75 mg/kg sz.a. csökkent az első vágás mérési eredményeihez képest, ez 21-42%-os csökkenésnek felel meg. Hasonlóan az első vágáshoz, a legkisebb réz koncentrációt a kontroll (000), míg a legmagasabbat, eltérően az első vágástól az 531-es NPK műtrágyakezelésben kaptuk. A kezelések közötti legnagyobb különbség ebben az időszakban 1,52-szeres volt, ami az előző vágáshoz képest kisebb különbséget jelent a kezelések között, tehát az angolperje réz koncentrációja kiegyenlítettebbé vált a második vágásban, ami a rendelkezésre álló csökkenő tápanyag tartalomnak az eredménye is lehet. Matematikailag igazolható szignifikáns különbséget az angolperje réz koncentrációjában a következő kezelésekben tudtunk kimutatni: kontroll (000) kezelésben szignifikánsan kisebb volt, mint a 311-es, 411-es, 421-es, 431-es, 521-es, 531-es, 541-es kezelésben. Az

angolperje réz koncentrációja a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható réztartalmának 47-74%-a, míg a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható réz tartalmának 180-303%-a.

Az angolperje réz felvételében csökkenés volt megfigyelhető, 3,28-7,22 µg/t.e. volt, ami az angolperje biomassza tömegének csökkenésével magyarázható. Az angolperje első vágás száraz biomassza tömegének 29-36%-a a második vágás száraz tömege.

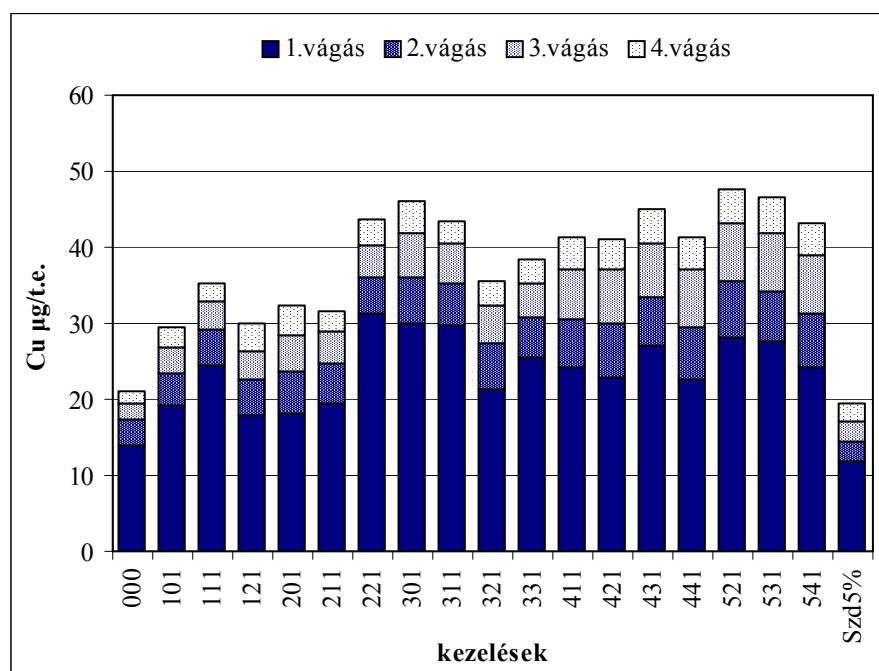


14. ábra Az angolperje réz koncentrációjának alakulása a vágásonként

Az angolperje réz koncentrációja, a harmadik vágás idejére, a kísérlet beállítását követő 10. hétre 15-32%-kal tovább csökkent (6,32-7,94 mg/kg sz.a.), de ez a csökkenés kisebb mértékű volt a második vágáshoz képest, mint amit az első és a második vágás között tapasztaltunk. A legkisebb réz koncentrációt a 211-es kezelésben, a legmagasabbat a 431-es kezelésben mértük. A kezelések közötti legnagyobb különbség 1,26-szoros volt. A 211-es kezelésben mért réz koncentráció szignifikánsan kisebb volt, mint a 431-es kezelésben.

Az angolperje réz koncentrációja a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható réztartalmához viszonyítva tovább csökkent. Míg az előző vágásban az angolperje réz koncentrációja a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható réz tartalmának 47-74%-a volt, addig a harmadik vágásban ez az érték 37-51% volt. A talajminták Lakanen-Erviö féle oldható réz tartalmát az angolperje réz koncentrációja mind a 19 NPK műtrágyakezelésben

továbbra is meghaladta, de már az előző vágásokhoz képest csökkenő mértékben (145-210%). Az angolperje réz felvétele 2,18-7,78 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$ volt (15. ábra).



15. ábra Az angolperje réz felvétele vágásonként, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$

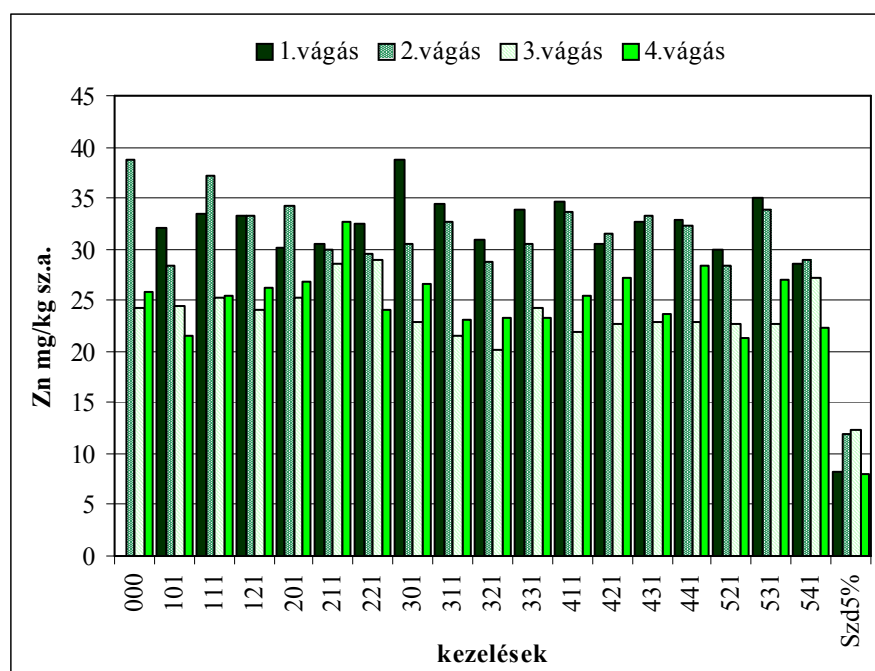
Az angolperje utolsó vágásának idején a száraz anyagban mért réz koncentráció hasonlóan alakult, mint a második és a harmadik vágás idején (6,59-8,43 mg/kg sz.a.). A 111-es kezelésben mértük a legalacsonyabb értéket, a 201-es kezelésben pedig a legmagasabbat. A két kezelés között matematikailag is igazolható szignifikáns különbséget tudunk kimutatni, a két kezelés közötti különbség, ami egyben a legnagyobb különbséget is jelenti a negyedik vágásban, hasonlóan alakult, mint a harmadik vágásban (1,28-szoros). A mérési eredményekből következik, hogy az angolperje réztartalma a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható réz tartalmának 39-53%-a. A harmadik vágáshoz képest csupán 1-2%-os növekedés volt megfigyelhető.

Mint minden vágás alkalmával, itt is kiszámítottuk az angolperje tenyészedényenkénti réz felvételét. Az előző vágáshoz képest közel felére csökkent az angolperje Cu felvétele 1,68-4,72 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$, ezzel egy időben csökkent az angolperje száraz biomassza tömege is 24-71%-kal, a harmadik vágáshoz képest.

4.2.1.2.2. Az angolperje cink (Zn) koncentrációjának mérési eredményei

Az üvegházi körülmények közt nevelt angolperje cink koncentrációja, a vetést követő 4. héten, 28,60-38,75 mg/kg sz.a. volt (16. ábra, 12. melléklet). Tölgyesi (1969) vizsgálatai szerint az angolperje cink koncentrációja 24 mg/kg (17. táblázat). A mérési eredményeink ezt az értéket 19-61 %-kal meghaladják. A legkisebb cink koncentrációt az 541-es, a legnagyobbat, pedig a 441-es műtrágyakezelésben mértük. Az angolperje cink koncentrációja a kontroll (000) és az 541-es kezelésben szignifikánsan kisebb volt, mint a 301-es kezelésben. A többi kezeléssel összefüggésben matematikailag igazolható összefüggést nem tudtunk kimutatni. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható cink tartalmának 48-59%-a az angolperje cink koncentrációja, míg a talajminták „mobilis”, Lakanen-Erviö féle oldható cink tartalmának többszöröse, a 411-es kezelésben közel 24-szerese az angolperje cink koncentrációja. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható és az angolperje cink koncentrációjának összefüggését a transzfer koefficiens számításával jól jellemezhetjük. A mért értékek alapján ez a transzfer koefficiens 0,48-0,59 volt. Megállapítható, hogy az angolperje a cinket nem akkumulálta. Az angolperje cink felvétele a kísérlet első időszakában 40,20-64,99 µg/t.e. volt.

Az angolperje hajtásában, a 2. vágás idején 28,40-38,75 mg/kg sz.a. cink koncentrációt mértünk. Ez az érték hasonlított az első vágás mérési eredményeire, de ezeket az értékeket nem ugyanabban az NPK műtrágyakezelésekben mértük. Az 521-es kezelésben mértük a legkisebb, míg a kontroll (000) kezelésben a legnagyobb cink koncentrációt. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Zn tartalmához viszonyítva, annak 45-64%-a, míg a Lakanen-Erviö féle oldható cink tartalomnak többszöröse (1445-2539%-a). Az angolperje hajtásában cink akkumuláció nem volt megfigyelhető. Ebben az időszakban, az angolperje tenyészedenkénti cink felvétele 12,83-23,24 µg/t.e. volt, ami az eső vágáshoz képest 65-68%-kal alacsonyabb volt.



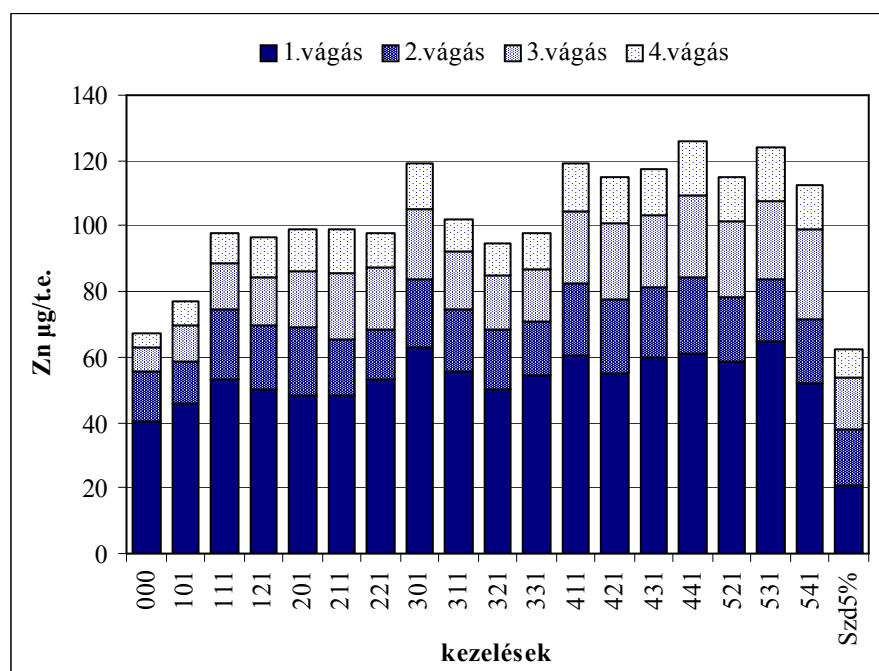
16. ábra Az angolperje cink koncentrációjának alakulása a vágásonként

A harmadik vágásban (10. hét) az angolperje hajtásának Zn koncentrációja 20,22-28,95 mg/kg sz.a. volt (16. ábra, 12. melléklet). Az első és második vágás idején mért cink koncentrációhoz hasonlítva, annak 70-74%-a. A legkisebb cink koncentrációt a 321-es, a legnagyobbat, pedig a 221-es kezelésben mértük. A kezelések közötti cink koncentrációban matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni. A talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható cink tartalmának az angolperje cink koncentrációja a harmadik vágásban 33-49%-a. A „mobilisabb”, növények számára könnyebben hozzáférhető formának, a Lakanen-Erviö féle kivonatban oldható cink tartalomnak 10-19-szerese volt.

A tenyészedényenkénti Zn felvétel ebben a vágásban 6,93-27,67 $\mu\text{g/t.e.}$ volt. A harmadik vágás idején az angolperje cink felvétele nyolc kezelésben (211, 221, 301, 411, 421, 441, 521, 531, 541) meghaladta a második vágás idején mért cink felvételt (17. ábra).

Az angolperje cink koncentrációja a negyedik vágás idejére 21,25-32,65 mg/kg sz.a. volt (16. ábra, 12. melléklet). Az angolperje kezelésenkénti cink koncentrációját nézve, a legnagyobb különbség 1,53-szoros volt. A talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható cink tartalmának 32,42-54,19%-a, a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható cink tartalmának az előző vágásokhoz hasonlóan, annak többszöröse, akár 11-20-szorosa is lehet. A negyedik vágás időszakára kiszámított transzfer koefficiens 0,34-0,54 volt.

Az angolperje cink felvétele 4,64-16,55 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$ között változott. A harmadik vágás mérési eredményeihez képest, ebben az időben az angolperje cink felvétele minden egyes kezelésben kisebb volt (17. ábra).



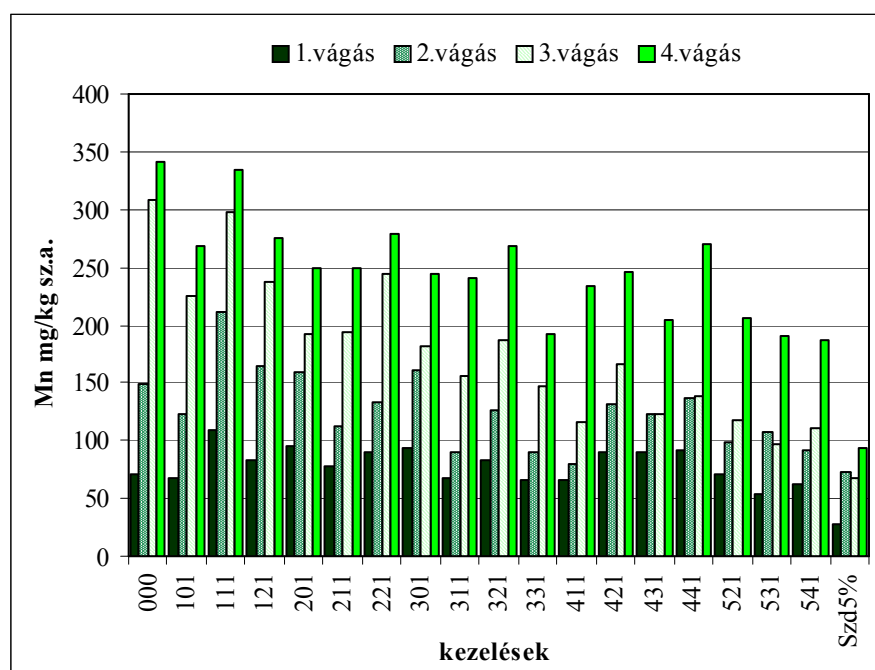
17. ábra Az angolperje cink felvétele vágásonként, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$

4.2.1.2.3. Az angolperje mangán (Mn) koncentrációjának mérési eredményei

Az angolperje mangán koncentrációja az első vágás alkalmával, 53,93-109,57 mg/kg sz.a. között változott (13. melléklet, 18. ábra). Az angolperje minták átlagos mangán koncentrációja (81 mg/kg sz.a.) megközelíti a szakirodalomban fellelhető angolperjére vonatkozó adatokat (71 mg/kg), annak csupán 1,14-szerese. Ez a kezelések közötti mangán koncentrációban kétszeres különbséget eredményezett. A talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható mangán tartalmánál megjegyeztük, hogy a kezelések között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni. Ezzel szemben az angolperje mangán koncentrációjában matematikailag is igazolható szignifikáns különbség volt kimutatható. Az 531-es kezelésben szignifikánsan kevesebb volt az angolperje Mn koncentrációja, mint a 111-es, a 221-es, a 201-es, a 301-es, 421-es, a 431-es és a 441-es kezelésben. A 111-es kezelésben szignifikánsan magasabb volt a mangán koncentráció, mint a kontroll (000), a 101-es, a 311-es, a 331-es, a 411-es, az 521-es, az 531-es és az 541-es kezelésben.

Az angolperje mangán koncentrációja 7-14%-a volt a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható mangán tartalmának, és 18-32%-a a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható mangán tartalmának. A transzfer koefficienseket is figyelembe véve (0,09-0,14) megállapítható, hogy az angolperje Mn felvétele a talajban lévő $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható mangán tartalomhoz képest kismértékű.

Az angolperje tenyészedenkénti mangán felvétele 92,90-178,62 $\mu\text{g/t.e.}$ között változott. A felvett mangán mennyiségében is matematikailag igazolható különbséget tudunk kimutatni. A 101-es kezelésben szignifikánsan kevesebb volt a mangán felvétel, mint a 111-es és a 441-es kezelésben. Valamint a 111-es kezelésben szignifikánsan nagyobb volt az angolperje mangán felvétele, mint az 531-es kezelésben.



18. ábra Az angolperje mangán koncentrációjának alakulása a vágásonként

A kísérlet beállítását követő 6. héten az angolperje mangán tartalma (80,46-210,52 mg/kg sz.a.) (13. melléklet) az első vágáshoz képest 33-48%-os növekedést mutatott. A kezelések között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget az első vágáshoz hasonlóan, a második vágás alkalmával is ki tudunk mutatni. A 111-es kezelésben mért mangán koncentráció szignifikánsan magasabb volt, mint a 101-es, a 211-es, a 311-es, a 331-es, a 411-es, a 431-es, a 441-es, az 531-es és az 541-es kezelésben.

Az angolperje második vágása idején mért mangán koncentráció 11-27%-a a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható mangán koncentrációjának, és 25-61%-a a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható mangán koncentrációjának.

Az angolperje mangán felvétele 48,37-128,80 $\mu\text{g/t.e.}$ volt (19. ábra). Az első vágáshoz képest az angolperje mangán felvétele 27-48%-os csökkenést mutatott. Ezt a csökkenést az angolperje száraz biomassza tömegében bekövetkezett 29-36%-os csökkenéssel magyarázhatjuk. Az előző vágástól eltérően, matematikailag igazolható különbséget az angolperje által felvett mangán mennyiségében nem tudtunk kimutatni.

Az angolperje mangán koncentrációjában a kísérlet beállítását követő 10. héten további emelkedést figyelhettünk meg (96,96-308,00 mg/kg sz.a.). A legkisebb mangán koncentrációt az 531-es, a legmagasabbat a kontroll (000) kezelésben mértük. Az első vágáshoz képest 44-64%-os, a második vágáshoz képest 17-31%-os mangán koncentráció emelkedést tapasztaltunk az angolperjében. A kezelések közötti legnagyobb különbség 3,2-szeres volt. Az 531-es kezelésben mért mangán koncentráció szignifikánsan kisebb volt, mint a kontroll (000), a 101-es, a 111-es, a 121-es, a 201-es, a 211-es, a 221-es, a 301-es és a 321-es kezelésben. A 331-es, a 411-es, a 441-es, az 521-es, az 541-es és az 531-es kezelésben mért mangán koncentráció szignifikánsan kisebb volt, mint a kontroll (000), a 111-es, a 121-es és a 221-es kezelésben mért mangán koncentráció.

A talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható mangán koncentrációjának 13-43%-a, míg a Lakanen-Erviö féle oldható mangán koncentrációjának 34%-a.

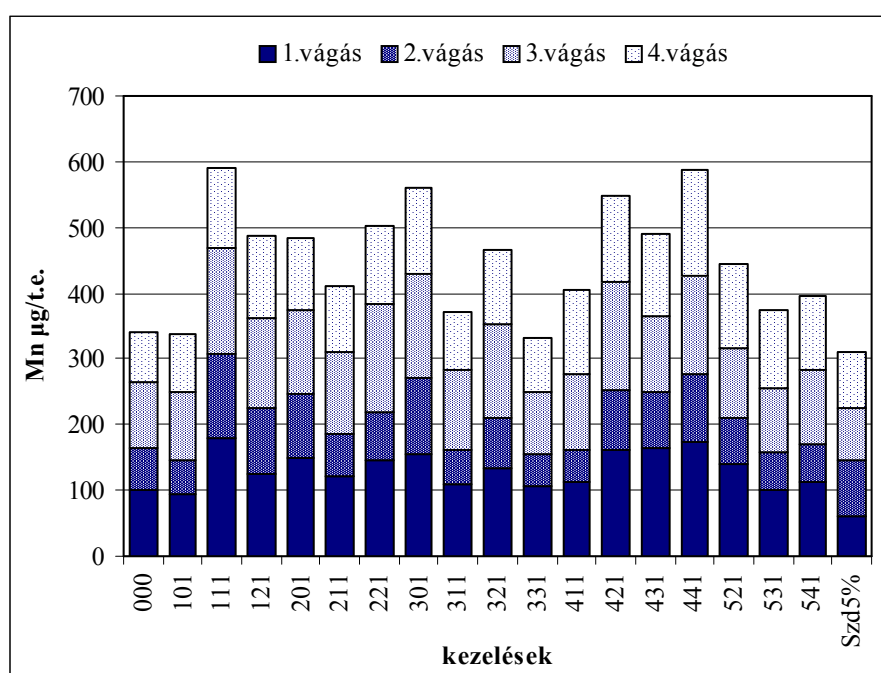
A harmadik vágás alkalmával az angolperje által felvett Mn mennyiségében további emelkedést figyelhettünk meg (94,27-164,90 $\mu\text{g/t.e.}$), ami azzal magyarázható, hogy a második és a harmadik vágás közt eltelt idő 28 nap, míg az első és a második vágás között 14 nap telt el.

A kísérlet lebontásakor, a 14. héten mért mangán koncentráció az angolperjében 186,75-341 mg/kg sz.a. volt. A harmadik vágáshoz képest ez 9-48%-os emelkedést mutatott. A kezelések közötti legnagyobb mangánkoncentrációbéli különbség viszont közel a felére csökkent (1,8-szoros). Megállapítható, hogy a tenyészedőszak előrehaladtával az angolperje Mn koncentrációja magasabb, de a különböző dózisos kezelések között kiegyenlítettebbé vált. Szignifikáns különbség volt kimutatható a kezelések között A 331-es, a 431-es, az 521-es, az 531-es, és az 541-es kezelésben

szignifikánsan kisebb Mn koncentrációt mértünk, mint a kontroll (000) és a 101-es kezelésben.

A talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható mangán tartalmának az angolperje mangán koncentrációjának 25-47%-a, a Lakanen-Erviö féle oldható mangán tartalmának 57-101%-a.

Az angolperje mangán felvétele a negyedik vágásban 77,91-160,24 $\mu\text{g/t.e.}$ között változott. Az előző vágáshoz képest ismét csökkenést figyelhetünk meg a mangán felvételben (19. ábra). Az angolperje mangán felvétele között matematikailag igazolható szignifikáns összefüggést nem tudtunk kimutatni.



19. ábra Az angolperje mangán felvétele vágásonként, $\mu\text{g/t.e.}$

4.2.1.3. Az angolperje toxikus nehézfém tartalmának vizsgálati eredményei

A talajmintákhoz hasonlóan elvégeztük a növényminták toxikus elem tartalmának meghatározását. A toxikus nehézfémek közül vizsgálatunk a kadmium, az ólom, króm és a nikkelt. A következőkben elemenként ismertetjük az eredményeket.

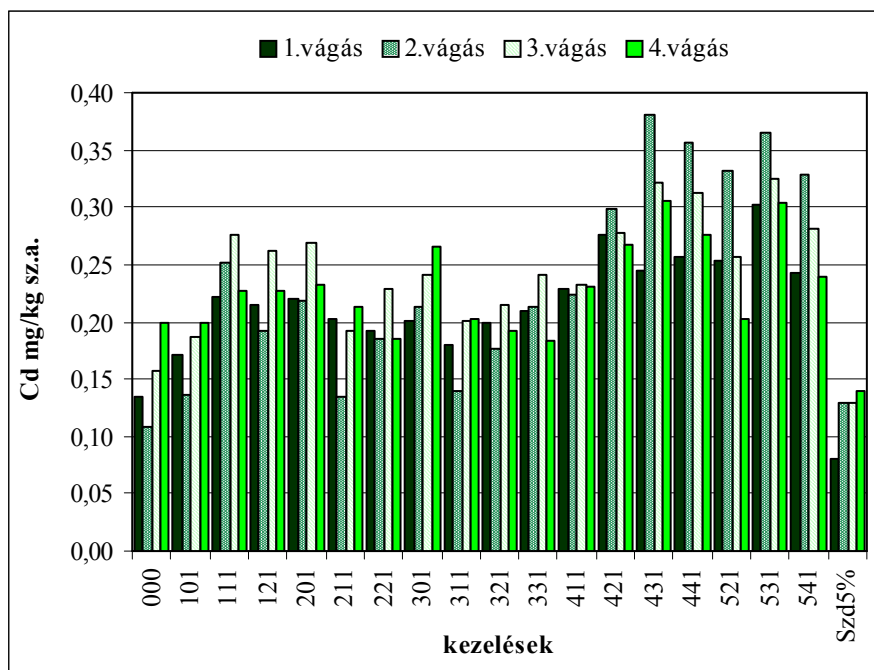
4.2.1.3.1. Az angolperje kadmium (Cd) koncentrációjának mérési eredményei

Az angolperje kadmium koncentrációja 0,13-0,30 mg/kg sz.a. között változott (20. ábra, 14. melléklet). A kezelések közötti legnagyobb különbség 2,3-szoros volt. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható kadmium tartalmában nem tudtunk kimutatni matematikailag igazolható szignifikáns különbséget az NPK műtrágyakezelések között. Ezzel szemben, az angolperje kadmium koncentrációja között matematikailag is igazolható szignifikáns különbség volt megfigyelhető. A kontroll (000) kezelésben mért kadmium koncentráció szignifikánsan kisebb volt, mint a 421-es, a 431-es, a 441-es, az 521-es, az 531-es és az 541-es kezelésben. Valamint az 531-es kezelésben szignifikánsan magasabb kadmium koncentrációt mértünk, mint a kontroll (000), a 101-es, a 221-es, a 301-es, a 311-es és a 321-es kezelésben.

Az angolperje kadmium koncentrációja, hat kezelés kivételével (000, 311, 101, 321, 301, 221) 100-153%-kal magasabb volt, mint a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható kadmium koncentrációja, és minden kezelésben meghalta a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható kadmium koncentrációját, annak 1,56-2,8-szorosa volt. Az angolperje kadmium koncentrációja részben azokban a kezelésekben volt alacsonyabb, amelyek nem (000, 201), vagy csak kisebb adagú (101, 111 stb.) foszfor műtrágyakezelésben részesültek. A növényi Cd és Zn koncentráció, valamint a talajok kémhatásának mérési eredményeivel végzett regresszió analízis során számított determinációs együtthatók is azt mutatják, hogy a nagy NPK dózisú műtrágyakezelésben részesült talajok kémhatása az angolperje Cd és Zn koncentrációját csupán 13-20 %-ban határozta meg. A transzfer koefficiensek értéke 0,71-1,53 között változott (14. melléklet).

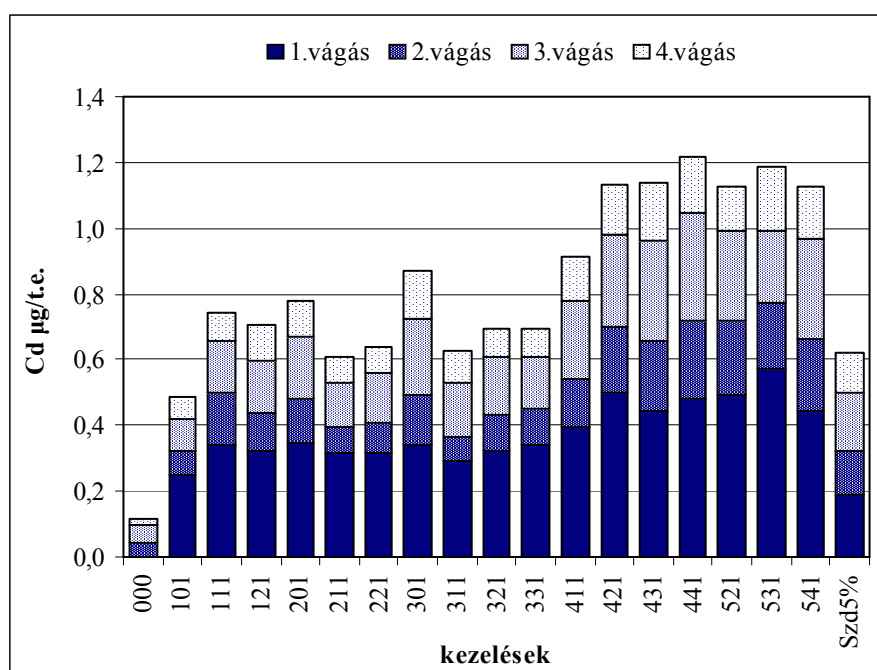
A különböző takarmánykeverékek megengedhető káros elem tartalmát a 4/1990. (II.28.) MÉM rendelet szabályozza, a vizsgált elemek közül a kadmium és az ólom maximális koncentrációjára terjed ki. Ebben az esetben takarmánykeverékekben maximálisan megengedhető Cd koncentráció 0,5 mg/kg sz.a..

Az általunk vizsgált angolperje Cd koncentrációjának mérési eredményeivel összevetve a rendeletekben megadott határkoncentrációkat, a következőket mondhatjuk el.: Az angolperje Cd koncentrációja még ebben a korai fejlődési stádiumban is, messze elmarad a takarmánykeverékekre vonatkozó Cd határértékektől, az angolperjében mért Cd koncentráció 44%-a. Megállapítható tehát, hogy a kísérleti talajon nevelt angolperje takarmányozásra alkalmas.



20. ábra Az angolperje kadmium koncentrációjának alakulása vágásonként

Az angolperje által felvett Cd mennyiségében is szignifikáns különbségeket sikerült kimutatnunk. A kontroll (000) kezelés kadmium koncentrációja szignifikánsan kisebb volt, mint a 421-es, 431-es, a 441-es, az 521-es, az 531-es és az 541-es kezelésben. A tenyészedényenkénti kadmium felvétel 0,19-0,57 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$ között változott. A felvételi legnagyobb különbség a kezelések között közel 3-szoros volt (21. ábra).



21. ábra Az angolperje kadmium felvétele vágásonként, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$

Vizsgálva az angolperje első és második vágása során kapott eredményeket, megállapítható, hogy a második vágás alkalmával az angolperje kadmium tartalma szélesebb intervallum között változott (0,10-0,38 mg/kg sz.a.), mint az első vágás idején. A kezelések közötti legnagyobb különbség 3,8-szorosra emelkedett (az első vágásban 2,3-szoros volt). Továbbra is az abszolút kontroll (000) kezelésben mértük a legkisebb kadmium koncentrációt (0,11 mg/kg sz.a.), míg a legmagasabbat a 431-es (0,38 mg/kg sz.a.) kezelésben. A kezelések között matematikailag igazolható szignifikáns különbség volt kimutatható, mégpedig a kontroll (000), a 211-es, a 101-es, a 311-es kezelésben szignifikánsan kisebb kadmium koncentrációt mértünk, mint a 421-es, a 431-es, a 441-es, az 521-es, az 531-es és az 541-es kezelésben. A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható kadmium tartalmát hét kezelés kivételével (000, 311, 211, 221, 121, 301, 321), a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható Cd tartalmát pedig minden kezelésben meghaladta az angolperje Cd koncentrációja. Megállapítható, hogy az angolperje hosszú időn át képes felhalmozni a kadmiumot. A transzfer koefficiensek 0,59-2,04 között változtak.

Az angolperje által felvett kadmium az előző vágáshoz képest 42-85%-kal csökkent. A kezelésenkénti különbség azonban 5,3-szoros legnagyobb különbséget mértünk.

A harmadik vágás idejére az angolperje koncentrációja tartalma hasonló volt, mint az első két vágásban, 0,16-0,32 mg/kg sz.a. A tápanyag ellátottság talajokon nőtt angolperje koncentrációjában mért legnagyobb különbség közel 2-szeres volt, ennek ellenére a kezelések között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni. A legkisebb értéket továbbra is a kontroll (000) kezelésben, a legmagasabbat pedig a 531-es kezelésben mértük. Az angolperje kadmium koncentrációja 82-168%-a volt a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható kadmium tartalmának. Az angolperje Cd koncentrációja 1,5-3,5-ször magasabb volt, mint a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható, a növények számára könnyebben hozzáférhető kadmium tartalom. Megállapítható, hogy az angolperje kadmium koncentrációja a harmadik vágás idején néhány kezelés kivételével (000, 101, 211, 311, 321) meghaladta a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható, és minden kezelésben meghaladta a Lakanen-Erviö féle oldható kadmium tartalmát. A számított transzfer koefficiens (0,83-1,68) is alátámasztja ezt a megállapítást.

A harmadik vágásban az angolperje kadmium felvétele 0,05-0,33 µg/t.e. közötti intervallumban változott.

A vetést követő 14. héten az angolperje kadmium tartalma (0,18-0,31 mg/kg sz.a.) között változott, ami hasonló volt mint a harmadik vágás idején. Az előző vágásokkal ellentétben, az NPK kezelések és az angolperje kadmium koncentrációja között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudunk kimutatni. A kezelések közötti legnagyobb különbség 1,72-szeres volt. Az angolperje kadmium koncentrációja 86-178%-a volt a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható Cd tartalmának, és 1,8-4,2-szerese a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható Cd tartalmának. Az angolperje kadmium akkumulációja, négy kezelés kivételével (221, 311, 321, 331), továbbra is megfigyelhető volt.

Az angolperje Cd felvétele a negyedik vágás idejére tovább csökkent 0,02-0,20 $\mu\text{g/t.e.}$ között változott, ami a kisebb biomassza tömegeből következett.

4.2.1.3.2. Az angolperje ólom (Pb) koncentrációjának mérési eredményei

Az angolperje ólom koncentrációja az első vágás idején 0,88-1,87 mg/kg sz.a. volt, ami 2,12-szeres legnagyobb különbséget jelentett a különböző NPK műtrágyakezelések között (22. ábra, 15. melléklet). Azonban ez a különbség matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem eredményezett az angolperje ólom koncentrációjában. A legalacsonyabb ólom koncentrációt a 441-es kezelésben részesült talajon nevelt angolperjében, míg a legmagasabbat a 411-es kezelésben mértük.

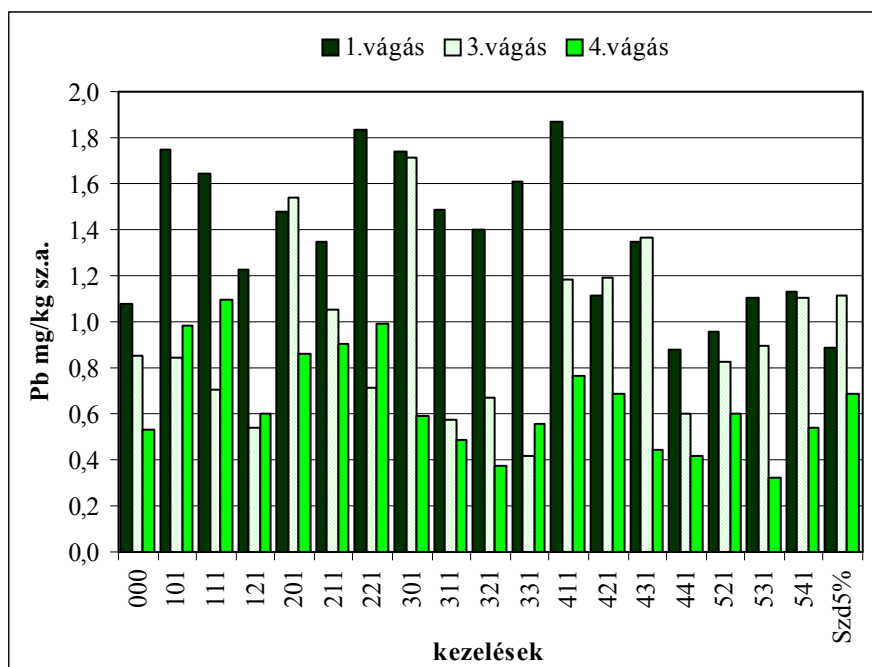
Az angolperje ólom koncentrációja a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható ólom tartalmának csupán 4-9%-a. A talajminták Lakanen-Erviö féle oldható ólomtartalmának 10-24%-a. A szakirodalomban rendelkezésünkre álló adatok és megállapítások szerint (Lehoczky et al., 1998; Kádár, 1995; Csathó, 1994) a növényi ólomfelvétel kismértékű, ami az ólom kémiai fizikai tulajdonságaiból fakad. A számított transzfer koefficiensek (0,04-0,09) is ezt támasztják alá az általunk végzett kísérletben egyaránt.

A tenyészedenyenkénti ólom felvétel 1,53-3,22 $\mu\text{g/t.e.}$ között változott (23. ábra). A kezelések között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget az angolperje által felvett ólomtartalomban nem tudunk kimutatni.

A 4/1990. (II.28.) MÉM rendelet szabályozása az ólom maximális koncentrációjára is kiterjed. Ebben az esetben takarmánykeverékekben maximálisan megengedhető Pb koncentráció 5 mg/kg sz.a.

Az angolperje Pb koncentrációjának mérési eredményeivel összevetve a rendeletekben megadott határkoncentrációkat, a következőket mondhatjuk el:

Az angolperje ólom koncentrációja messze elmarad a takarmánykeverékekre vonatkozó Pb határértékektől. Az angolperjében mért Pb koncentráció 28 %-a. Megállapítható tehát, hogy a kísérleti talajon nevelt angolperje takarmányozásra alkalmas.



22. ábra Az angolperje ólom koncentrációjának alakulása a vágásonként

Az első vágásban is kicsi volt az angolperje ólom koncentrációja, de a második vágásra, oly annyira lecsökkent, hogy a kimutatási határértéket sem érte el, ezért a harmadik vágás mérési eredményeivel folytatom az adatok értékelését.

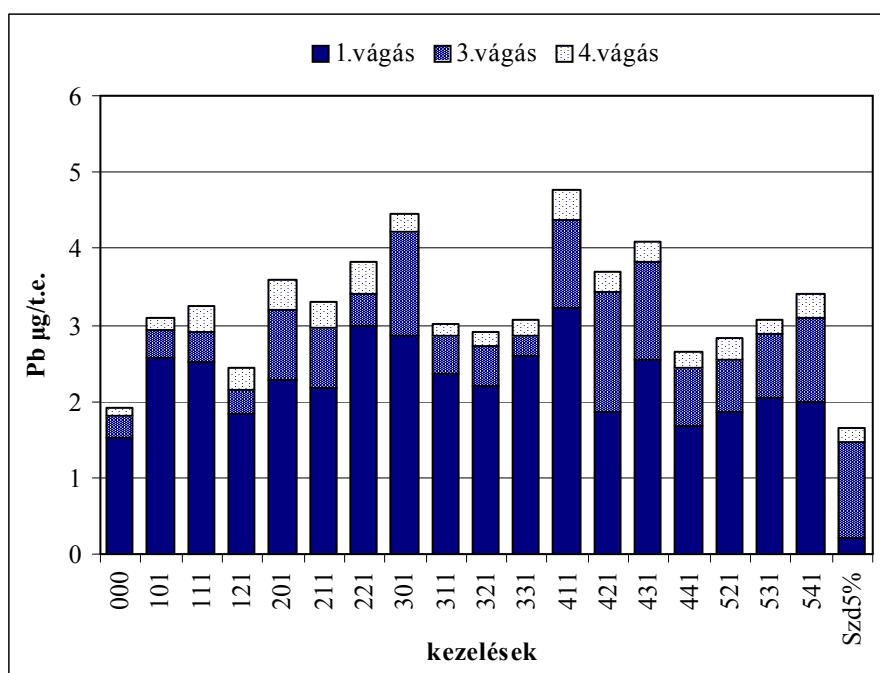
A kísérlet beállítását követő 10. héten az angolperje ólom koncentrációja 0,42-1,72 mg/kg sz.a. volt. Az első vágás mérési eredményeinek 47-91%-a. A kezelések közötti legnagyobb különbség közel a kétszeresére emelkedett az előző vágáshoz képest (4,1-szeres), ennek ellenére matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudunk kimutatni. Az első vágástól eltérően, a legalacsonyabb ólom koncentrációt a 331-es, a legmagasabbat a 301-es kezelésben részesült talajon nevelt angolperjében mértük. Az angolperje ólom tartalma csupán 2-8%-a ebben az időszakban a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható ólom tartalmának, és 5-22%-a a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható ólom tartalmának.

Az angolperje ólom felvétele a harmadik vágásban 0,26-1,56 µg/t.e. volt (23. ábra, 15. melléklet).

A tenyészedényenkénti ólom felvételben az előző vágáshoz képest csökkenés volt megfigyelhető. Matematikailag igazolható szignifikáns különbséget a kezelések közötti az angolperje ólom felvételében nem tudtunk kimutatni.

Az angolperje ólom koncentrációja a 14. héten 0,38-3,47 mg/kg sz.a. között változott. A harmadik vágáshoz képest a 101-es, a 111-es, a 121-es, 221-es kezelésben kismértékű emelkedés volt megfigyelhető az angolperje ólom koncentrációjában (15. melléklet). A többi kezelésben mind az első vágás idején, mind a harmadik vágás idején csökkent az angolperje ólom koncentrációja. A kezelések között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni.

Az angolperje által a 14. hétre felvett ólom mennyisége 0,10-0,18 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$ között változott. Az angolperje által felvett ólom mennyisége a tenyészidőszak előrehaladtával folyamatosan csökkent (23. ábra).



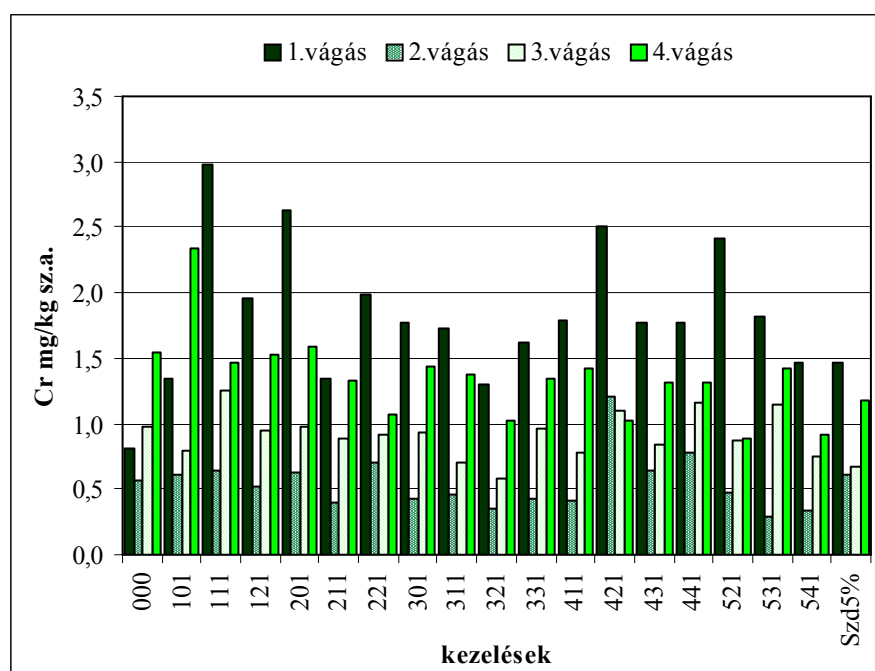
23. ábra Az angolperje ólom felvétele vágásonként, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$

4.2.1.3.3. Az angolperje króm (Cr) koncentrációjának mérési eredményei

A króm is azon elemek közé tartozik, mely a talajok Cr tartalmában matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem találtunk, az angolperjében viszont igazolható volt a kezelések közötti különbség. Az angolperje króm tartalma 0,81-2,97 mg/kg sz.a.

között változott (24. ábra, 16. melléklet). A kezelések közötti legnagyobb különbség 3,6-szoros volt. A legkisebb koncentrációt a kontroll (000) parcelláról begyűjtött talajon nevelt angolperjében, a legnagyobbat pedig a 111-es kezelésben mértük. Matematikailag igazolható szignifikáns különbséget tudunk kimutatni a kontroll (000) és a 111-es valamint a 201-es kezelés között. A talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldató króm tartalmának csupán 2-7%-a, a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható nikkel tartalmának pedig többszöröse, akár 9-47-szerese az angolperje króm tartalma.

A tenyészedenkénti króm felvétel 1,17-5,23 $\mu\text{g/t.e.}$, ami 4,5-szörös felvételi különbséget eredményezett a kezelések között (25. ábra). Matematikailag igazolható szignifikáns különbség volt megfigyelhető az angolperje króm felvételében. A kontroll (000) kezelésben szignifikánsan kisebb króm felvételt tapasztaltunk, mint a 111-es és az 521-es kezelésben.



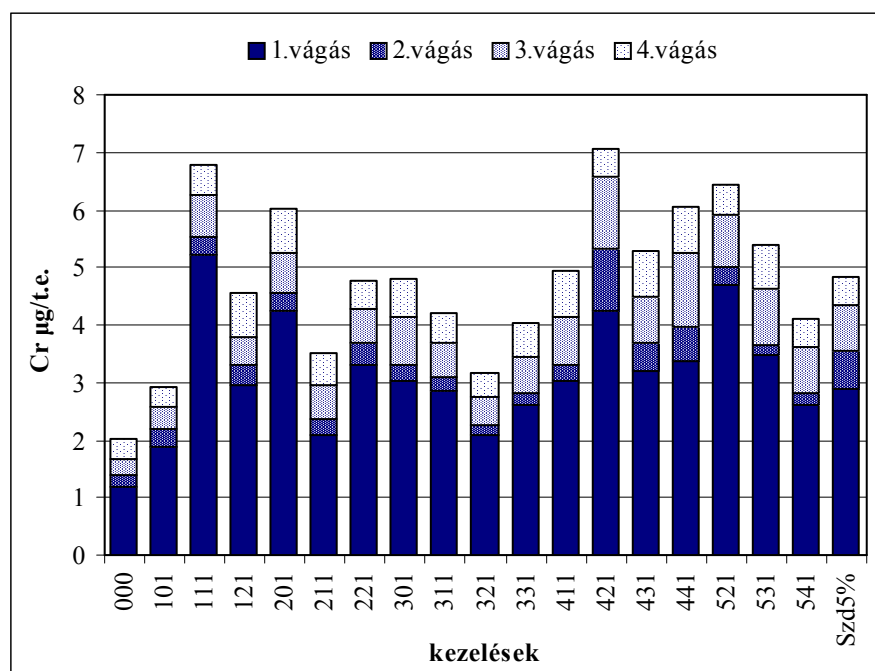
24. ábra Az angolperje króm koncentrációjának alakulása a vágásonként

Az angolperje króm koncentrációja a második vágás idején 59-64%-kal csökkent az első vágáshoz képest, ami abszolút értékben kifejezve 0,29-1,21 mg/kg sz.a. koncentrációt jelentett. A kezelések közötti legnagyobb különbség 4,2-szeresre nőtt az előző vágáshoz képest. Matematikailag igazolható szignifikáns különbséget tudunk kimutatni néhány NPK műtrágyakezelés között.

A 421-es kezelésben mért króm koncentráció szignifikánsan nagyobb volt, mint a 211-es, a 301-es, a 311-es, a 321-es, a 331-es, a 411-es, az 521-es, az 531-es és az 541-es kezelésben. A legkisebb Cr koncentrációt az 531-es, a legnagyobbat a 421-es kezelésben mértük (16. melléklet, 24. ábra).

Ebben a vágásban az angolperje felvett króm mennyisége 0,16-1,06 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$ között változott. Az első vágás alkalmával számított Cr felvételnek töredéke, 14-20%-a volt. Az angolperje száraz biomassza tömege 6. héten 63-70%-kal csökkent az első vágáshoz képest. A 421-es kezelésben mért felvett króm mennyisége szignifikánsan nagyobb volt, mint a 000, a 211-es, a 301-es, a 311-es, a 321-es, a 331-es, a 411-es, az 531-es és az 541-es kezelésben.

A 10. héten angolperje króm koncentrációja 0,58-1,25 mg/kg sz.a. volt. A kezelések közötti legnagyobb különbség mindössze 2,1-szeresnek adódott. Ez a különbség az angolperje Cr tartalmában matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem eredményezett.



25. ábra Az angolperje króm felvétele vágásonként, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$

Az angolperje króm felvétele a 10. héten 0,27-1,30 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$ között változott. A kezelések közötti legnagyobb különbség 4,81-szeres volt. A kontroll (000) kezelésben felvett króm mennyisége szignifikánsan kisebb volt, mint a 441-es kezelésben. A króm felvételben a második vágáshoz képest növekedés volt megfigyelhető.

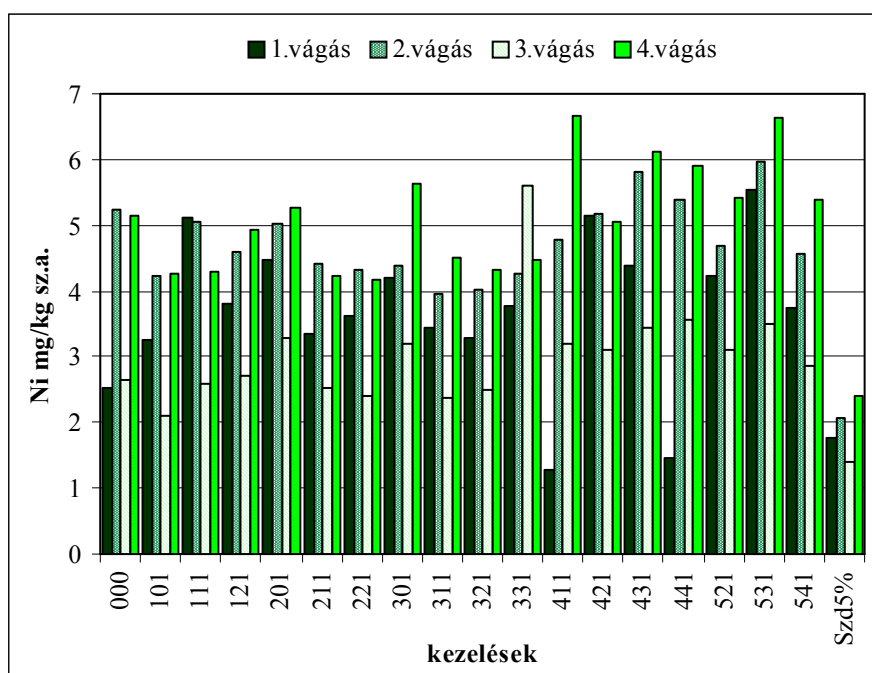
Az angolperje króm koncentrációja a 14. héten 0,88-2,33 mg/kg sz.a. között változott. A kezelések közötti legnagyobb különbség 2,64-szerese volt. Matematikailag szignifikáns különbséget a kezelések között nem tudtunk kimutatni.

A felvett króm mennyisége ebben az időben 0,37-0,79 µg/t.e. volt. A kezelések közötti legnagyobb különbség 2,13-szoros. Matematikailag igazolható szignifikáns különbséget a kezelések között nem tudtunk kimutatni.

4.2.1.3.4. Az angolperje nikkell (Ni) koncentrációjának mérési eredményei

Az angolperje nikkell tartalma az első vágásban 2,54-5,54 mg/kg sz.a. volt. Ez az érték több mint kétszeres (2,18-szoros) különbséget jelentett a kezelések között (26. ábra, 17. melléklet). A legkisebb Ni koncentrációt a kontroll (000) kezelésben, a legnagyobbat pedig az 531-es kezelésben mértük. Az angolperje nikkell koncentrációjában matematikailag igazolható szignifikáns különbséget tudtunk kimutatni az alábbi NPK műtrágyakezelések között. A kontroll (000) kezelésben mért koncentráció szignifikánsan kisebb volt, mint a 111-es, a 421-es és az 531-es kezelésben. Az angolperje nikkell koncentrációja 8-18%-a a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható nikkell tartalmának, valamint 58-129%-a a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható nikkell tartalmának. A transzfer koefficiensek (0,08-0,18) is azt mutatják, hogy az angolperje nikkell felvétele a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható nikkell tartalmához viszonyítva alacsony maradt.

Az angolperje nikkell felvétele ebben az időben 3,62-11,00 µg/t.e. között változott (27. ábra). A kezelések közötti legnagyobb nikkell felvételi különbség 3-szoros volt. A kontroll (000) kezelésben mért nikkell felvétel szignifikánsan kisebb volt, mint a 421-es és az 531-es kezelésben.



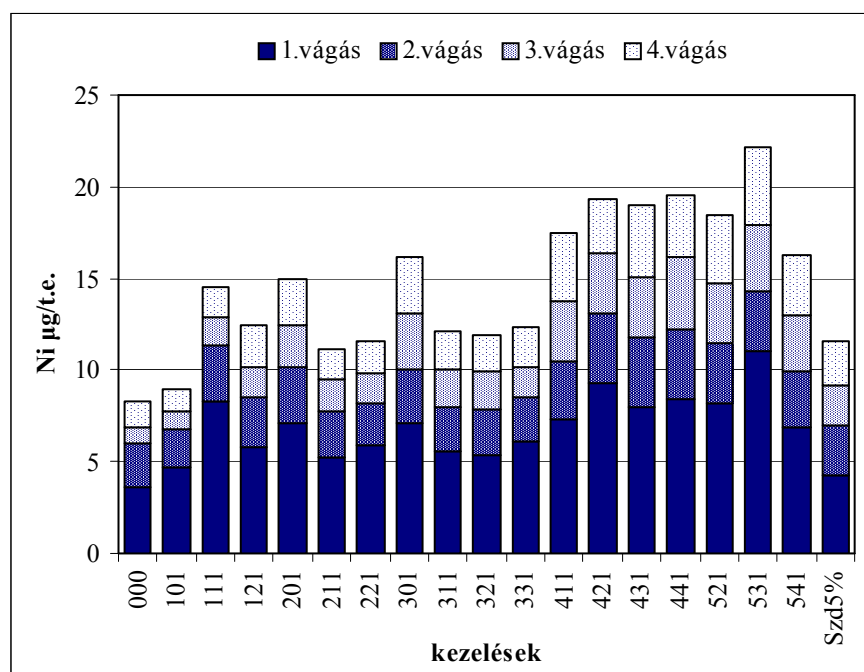
26. ábra Az angolperje nikkell koncentrációjának alakulása a vágásonként

A kísérlet beállítását követő 6. héten az angolperje Ni koncentrációja 3,95-5,98 mg/kg sz.a. között változott, ami az első vágás idején mért nikkell koncentrációhoz képest magasabb volt valamennyi kezelésben (26. ábra). A kezelések közötti különbségekben (1,5-szörös) viszont csökkenést figyeltünk meg. Ebben az időszakban azonban az angolperje minták nikkell koncentrációja között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni a kezelések között. Az angolperje nikkell koncentrációja 12-19%-a a talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható, és 84-138%-a a Lakanen-Erviő féle oldható nikkell tartalmának. Megállapítható, hogy az angolperje nikkell koncentrációja a talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható nikkell tartalmát nem haladta meg, akkumuláció továbbra sem volt megfigyelhető az angolperjében.

Az angolperje által felvett nikkell mennyisége 2,08-3,80 µg/t.e. volt. Az előző vágáshoz képest az angolperje nikkell felvétele csökkent. A kezelések közötti legnagyobb különbség 1,8-szoros volt (27. ábra). A kezelések között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni.

Az angolperje Ni tartalma a harmadik vágásban 2,09-3,54 mg/kg sz.a. közötti intervallumban változott. Az előző vágás mérési eredményeihez viszonyítva csökkent az angolperje nikkell koncentrációja, annak 52-59%-a. A kezelések közötti legnagyobb különbség (1,69-szeres), azonban hasonlóan alakult, mint az előző vágásban, tehát az

angolperje nikkell koncentrációja, a második vágáshoz képest, kisebb koncentrációt mutatott, viszont az intervallum terjedelme hasonló volt. Az angolperje kezelésenkénti nikkell koncentrációja között továbbra sem tudunk matematikailag igazolható szignifikáns különbséget kimutatni. Az angolperje nikkell tartalma 6-11%-a a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható, és Lakanen-Erviö féle oldható, a növények számára könnyebben hozzáférhető nikkell tartalomnak 48-80%-a.



27. ábra Az angolperje nikkell felvétele vágásonként, μg/t.e.

A 10. héten felvett nikkell mennyisége 0,92-3,89 μg/t.e. között változott. Az angolperje Ni tartalma a negyedik vágás idején 4,17-6,66 mg/kg sz.a. között változott. Az angolperje nikkell koncentrációjában, a különböző műtrágyakezelések között, matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudunk kimutatni, hasonlóan a második és a harmadik vágás eredményeihez. A kezelések közötti legnagyobb különbség 1,6-szoros volt. A legkisebb nikkell koncentrációt a 221-es kezelésben, a legmagasabbat a 411-es kezelésben mértük. A négy vágás közül az angolperje nikkell tartalma a második (3,95-5,98 mg/kg sz.a.) és a negyedik (4,17-6,66 mg/kg sz.a.) vágásban volt a legmagasabb. Ebben a két vágásban közel kétszeres koncentrációt mértünk, mint az eső (2,54-5,54 mg/kg sz.a.) és a harmadik (2,09-3,55 mg/kg sz.a.) vágásban. Az angolperje nikkell koncentrációja a talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható nikkell tartalmának 13-21%-a, míg a Lakanen-Erviö féle oldható nikkell tartalomnak 93-154%-a.

A negyedik vágásban sem haladta meg az angolperje nikkell koncentrációja a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható nikkell tartalmát, akkumuláció nem volt megfigyelhető.

Az angolperje által felvett nikkell mennyisége a 14. hétre több kezelésben is meghaladta a harmadik vágás idején mért felvett nikkell mennyiségét (27. ábra). A 101-es kezelésben mért nikkell felvétel szignifikánsan kevesebb volt, mint az 531-es kezelésben.

4.2.1.4. Az angolperje nehézfém koncentrációjának összehasonlító értékelése

Az esszenciális elemek között érdekes különbség mutatkozott aszerint, hogy az angolperje növényben a vágási időpontokban hogyan változott a koncentrációjuk. Szembetűnő különbséget tapasztaltunk a Mn koncentráció, valamint a Cu és Zn koncentráció alakulásában. A mangán esetében az első vágás idején (4. hét) volt az angolperje föld fölötti részében a legkisebb a koncentráció, a 2., 3. és 4. vágások növénymintáiban akár 2-6-szoros volt a Mn koncentráció. A vágások Mn koncentrációja közötti különbség a növekvő Mn koncentráció, részben a biomassza tömeg csökkenéséből ered (18. ábra, 19. ábra), ugyanakkor az egyes vágásoknál a növények által felvett mennyiségben nincs a biomassza tömeghez hasonló szintű csökkenés. Érdekes, hogy a második vágás idején volt a legnagyobb szintű csökkenés a Mn felvételében, a 3. és 4. vágások Mn tartalma az első vágásnál kapott mennyiségekhez hasonló volt. Mindezek alapján megállapíthatjuk, hogy az angolperjét a tenyészidőszakban egy kiegyenlített intenzív Mn felvétel jellemzi.

A réz és a cink esetében a felvétel dinamikája a mangán felvétellel ellentétes tendenciát mutatott. Ezeknek az elemeknek (Cu, Zn) a koncentrációja az első vágásba idején volt nagyobb és a 2., 3. és a 4. vágás idejére csökkent. A réz esetében kifejezettebb volt a csökkenés, mint a cink esetében, ahol néhány (111, 201) kezelésben a második vágási idején magasabb volt az angolperje cink koncentrációja, valamint néhány kezelésben közel azonos, mint az első vágás idején. A réz és a cink felvételénél azt tapasztaltuk, hogy az angolperjét egy kezdeti intenzív felvétel jellemzi, a tenyészidőszak későbbi szakaszaiban a biomassza produkcióhoz hasonlóan a réz és cink felvételében is csökkenést figyelhetünk meg (15. ábra, 17. ábra).

A 4 vizsgált toxikus nehézfém közül az angolperje hajtásokban a következő sorrendben csökkent a toxikus elemek koncentrációja:

$$\text{Ni} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cd}.$$

A vizsgált elemek közül a kadmium koncentrációjában tapasztaltuk a legkisebb változásokat a négy vágás között. A vágásonkénti ólomkoncentráció kisebb mértékben változott, mint a króm és nikkel koncentrációja. Megállapíthatjuk, hogy a kadmium és a nikkel esetében az első vágás utáni növedékekben, a kezelések átlagában, növekedett a koncentrációjuk. Az ólom és króm koncentrációjának időbeli változása ezekkel ellentétes tendenciájú volt, azaz csökkent.

A toxikus nehézfémek felvett mennyisége a hajtástömeg változásához hasonlóan csökkenő mértékű volt az első vágáshoz viszonyítva. Az angolperje által felvett „összes” kadmium mennyisége a nagyobb NPK adagú kezelésekben (411-542) lényegesen több volt, átlagosan a többi NPK kezelésekhez viszonyítva 1,5-2-szeres, a kontrollhoz viszonyítva 7-8-szor több kadmiumot vett fel a növény. A biomassa produkció szerint nem voltak ekkora különbségek a kezelések között, vagyis egyértelműen a megnövekedett kadmium felvételből következnek ezek a különbségek.

Az angolperje által felvett toxikus nehézfémek mennyiségét vizsgálva megállapíthatjuk, hogy kadmiumból vette fel a legkisebb mennyiséget. A növények ólom- és krómtartalma hasonlóan mondható, a felvett kadmiumhoz viszonyítva 4-6-szoros mennyiség. A felvett ólom és króm mennyiségét 3-4-szeresen haladta meg a felvett nikkel mennyisége.

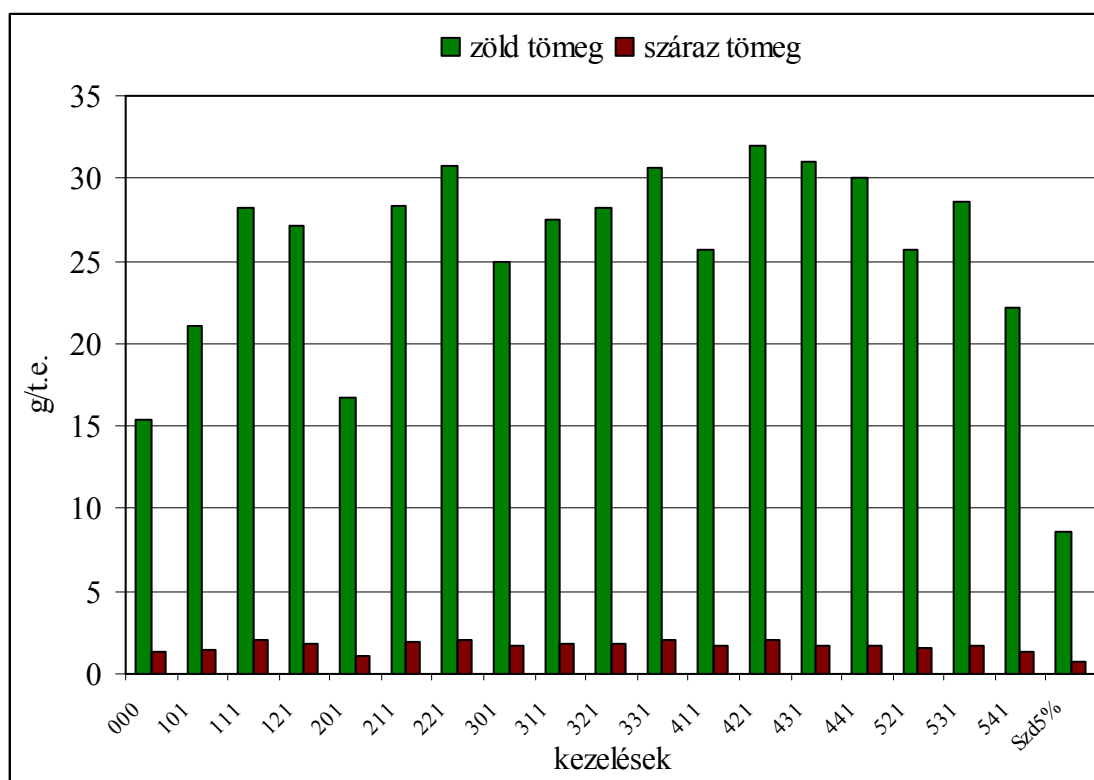
4.2.2. A salátával végzett kísérlet vizsgálati eredményei

4.2.2.1. A saláta biomassa tömege

A saláta jelzőnövényünk a vetést követő 4. héten lebontásra került (28. ábra). Ekkor mértük a friss-, majd szárítás után a száraz biomassa tömegét. Az alábbi eredményeket kaptuk. A saláta friss tömege között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget tudunk kimutatni. Ez a különbség egyértelműen az NPK műtrágyakezelések eredménye. A legkisebb friss tömeget a kontroll (000) kezelésben, a legnagyobbat a 421-es kezelésben mértük. A kezelések közötti eltérés 2,1-szeres volt. A kontroll (000) kezelésben szignifikánsan kevesebb friss tömeget mértünk négy kezelés kivételével (101, 201, 301, 541), mint valamennyi kezelés között.

A száraz tömegbeli kezelésenkénti különbségek már nem voltak ilyen szembetűnők. A száraz tömeg 1,14-2,09 g/t.e. között változott. Szignifikáns különbséget itt is megfigyelhettünk a kontroll kezelésben mért száraz tömeg szignifikánsan kisebb volt, mint a 111-es, a 211-es, 221-es, a 331-es, a 421-es kezelésben.

Kiszámítva a saláta levelének víztartalmát, láthattuk, hogy a saláta több mint 90%-a víz (92,92-94,37%).



28. ábra A saláta friss és száraz biomassza tömege kezelésenként

4.2.2.2. A saláta esszenciális nehézfém tartalmának vizsgálati eredményei

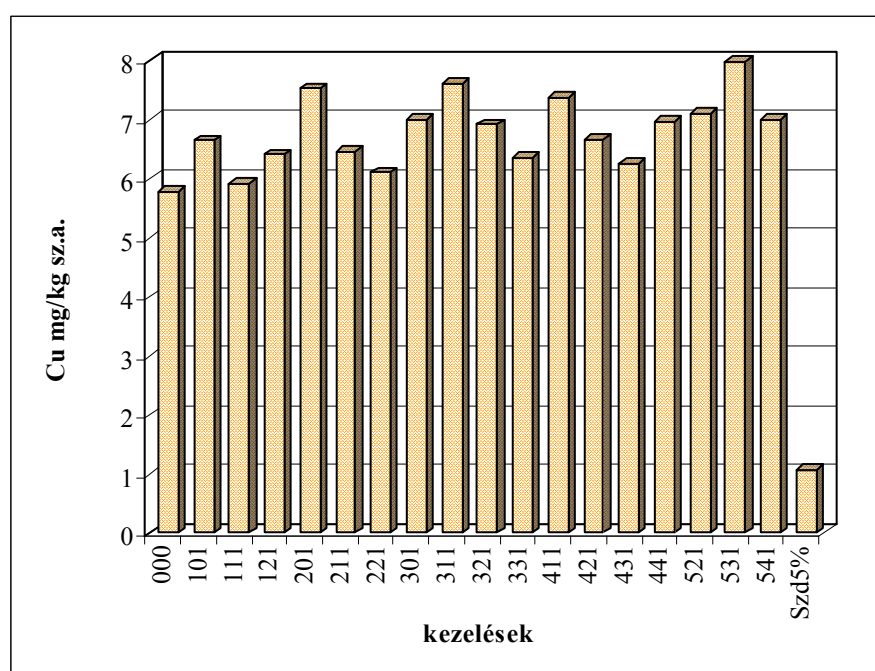
A tenyészedényes kísérlet másik jelzőnövénye a saláta volt. Hasonlóan az angolperjéhez, Tölgyesi (1969) a Compositae család, és az ide tartozó saláta mikroelem összetételét is meghatározta (18. táblázat).

18. táblázat A fészkes virágzatúak és a saláta mikroelem összetétele (Tölgyesi, 1969)

	Cu	Zn	Mn	Mn/Cu
	mg/kg			
fészkes virágzatúak	11,4	31	57	5
saláta	8,9	44	50	

4.2.2.2.1. A saláta réz (Cu) koncentrációjának vizsgálati eredményei

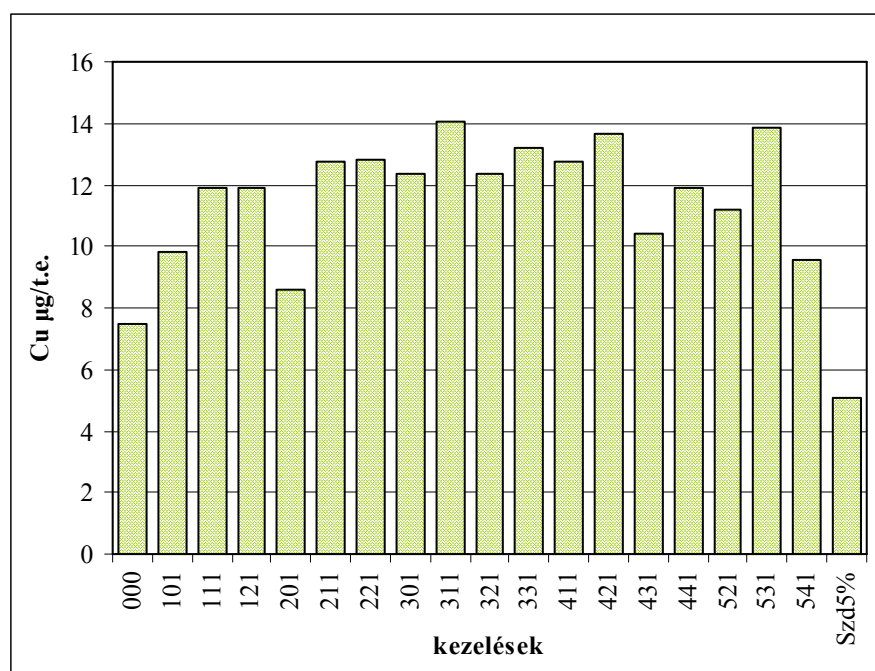
A saláta levél réz koncentrációja szűkebb intervallumon belül változott, mint a másik két esszenciális (Zn, Mn) elem. A saláta réz koncentrációja 5,78-7,99 mg/kg sz.a. volt (19. melléklet, 29. ábra). A kontroll (000) kezelésben volt a legkisebb, az 531-es kezelésben pedig a legnagyobb a saláta réz koncentrációja. A kezelések közötti különbség mindössze 1,38-szoros volt. A kontroll (000) kezelésben mért Cu koncentráció szignifikánsan kisebb volt, mint a 201-es, a 311-es, a 411-es, az 521-es és az 531-es kezelésben.



29. ábra A saláta réz koncentrációja kezelésenként

A saláta réz koncentrációja a talajminták réz tartalmának 35-49%-a, és a növények számára könnyebben hozzáférhető formának, a Lakanen-Erviö féle oldható mennyiségnek a 134-204%-a. Réz akkumuláció a salátában nem volt megfigyelhető, amit a transzfer koefficiensek is mutatnak (0,35-0,49).

A saláta réz felvétele kisebb mértékű volt (0,745-14,04 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$), mint a cink (22,09-49,24 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$), és mangán felvétele (116,58-298,94 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$) (30. ábra).

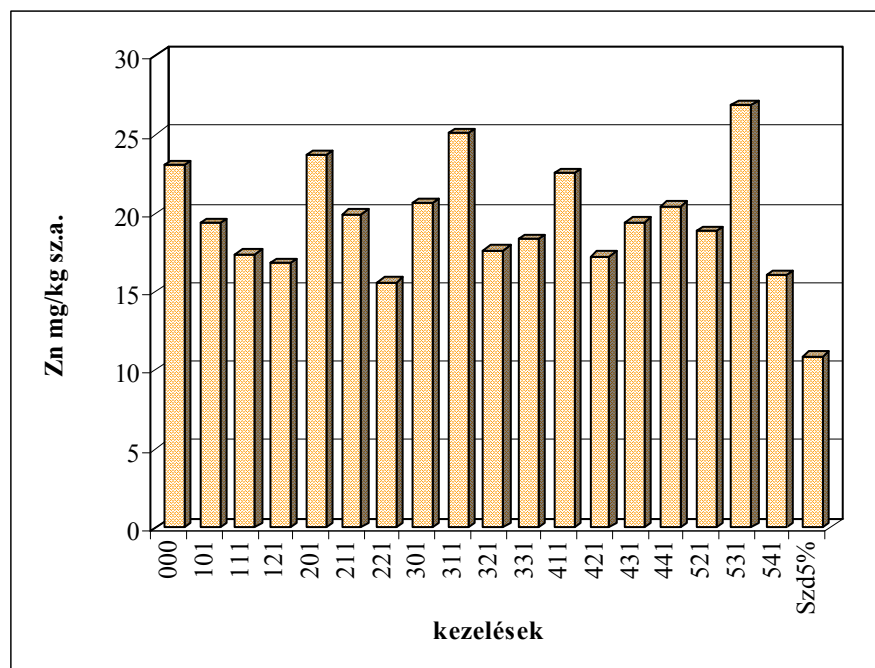


30. ábra A saláta által felvett réz mennyisége, µg/t.e.

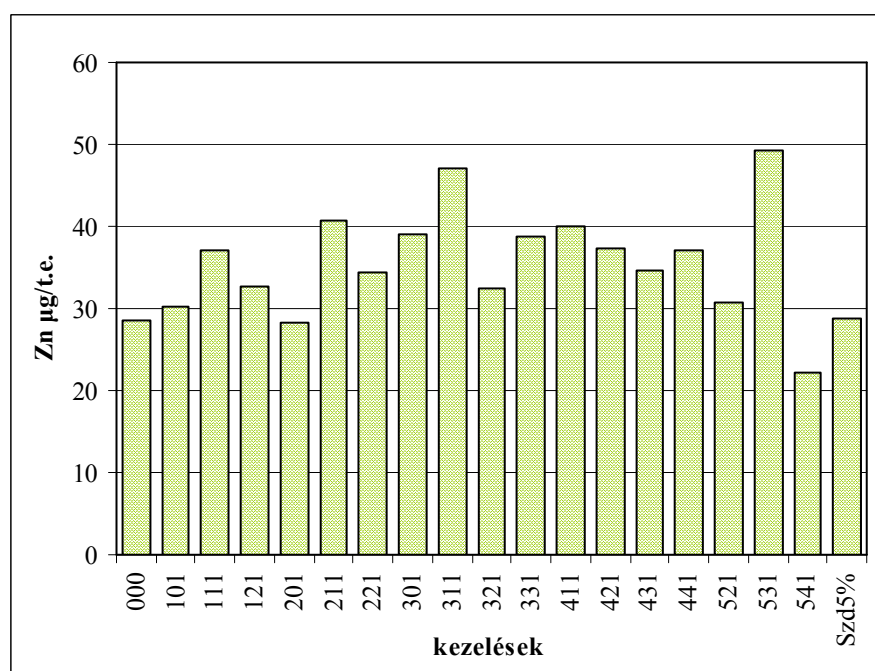
4.2.2.2.2. A saláta cink (Zn) koncentrációjának vizsgálati eredményei

A saláta cink koncentrációja 15,57-26,85 mg/kg sz.a. volt (19. melléklet, 31. ábra). A saláta cink koncentrációja közel 2,7-3,4-szer magasabb volt, mint a saláta réz koncentrációja. A kezelések között a saláta cink koncentrációjában matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni. A kezelések közötti legnagyobb koncentráció különbség 1,72-szeresnek adódott. A legkisebb cink koncentrációt a 221-es, a legmagasabbat az 531-es kezelésben mértük.

A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható cink tartalmának 25-43%-a, a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható cink tartalmának pedig a többszöröse, közel 8-16-szor magasabb értékeket is mértünk. A transzferoefficiensek (0,25-0,44) a saláta nagymértékű cink felvételét nem jelezték, hasonlóan a réz felvételéhez. Ha a talajminták cink és réz tartalmát hasonlítjuk össze, megállapítható, hogy a saláta réz felvétele magasabb arányú volt a talajminták réz tartalmához viszonyítva, mint ahogy ezt a cink esetében látjuk. A saláta Zn felvétele 22,09-49,24 µg/t.e. volt, ami a réz felvételéhez képest 2,9-3,5-ször magasabb volt.



31. ábra A saláta cink koncentrációja kezelésként



32. ábra A saláta által felvett cink mennyisége, µg/t.e.

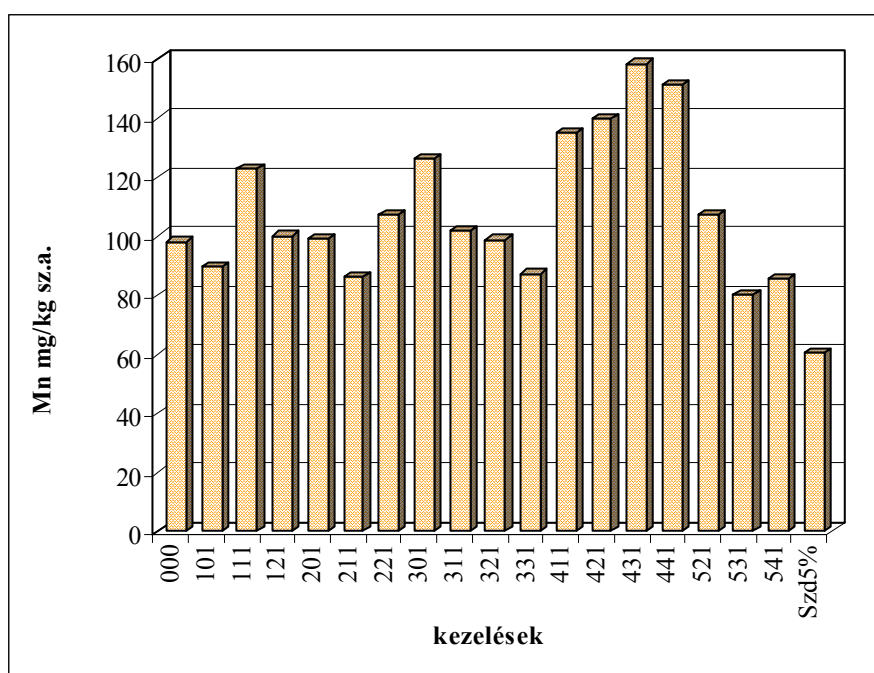
4.2.2.2.3. A saláta mangán (Mn) koncentrációjának vizsgálati eredményei

A harmadik esszenciális nehézfém koncentrációt vizsgálva a salátában, megállapítható, hogy a három vizsgált esszenciális elem közül a mangán koncentrációja volt a legmagasabb a salátában (80,07-158,33 mg/kg sz.a.), valamint a mangán koncentráció változott a legszélesebb tartományban (19. melléklet, 33. ábra).

Meg kell azonban azt is jegyeznünk, hogy a talajbeli előfordulása a vizsgált három esszenciális elem közül a mangán fordult elő legnagyobb mennyiségben 697,00-762,25 mg/kg talaj. A saláta Mn koncentrációjában mért legnagyobb különbség a kezelések között 1,98-szoros volt. A legkisebb Mn koncentrációt az 531-es NPK műtrágyakezelésben részesült talajon nevelt salátában mértük, a legmagasabbat pedig a 431-es kezelésben. A mangán koncentráció tekintetében csak e két kezelés között tudunk matematikailag igazolható szignifikáns különbséget kimutatni.

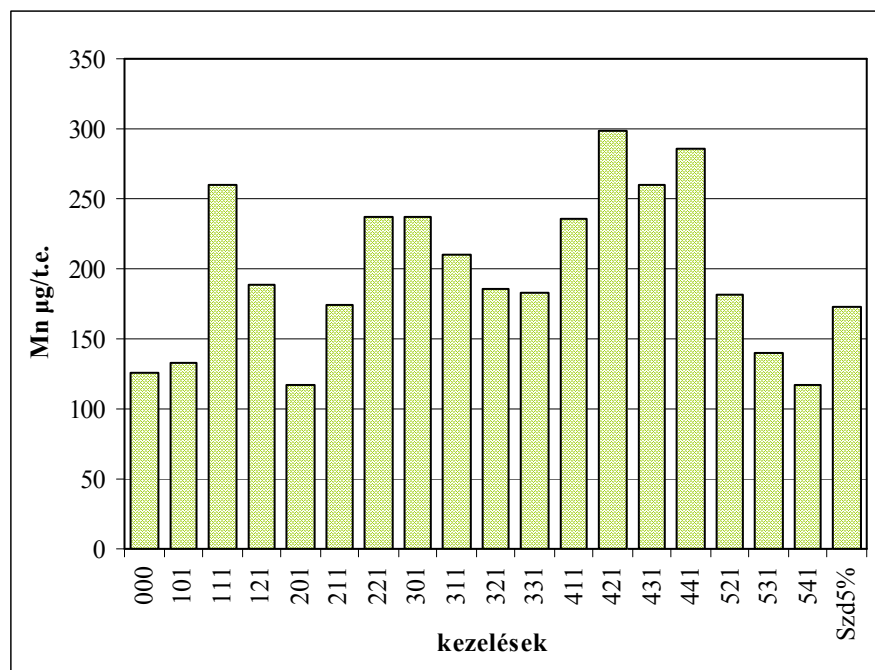
A saláta Mn koncentrációja 10-22%-a volt a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható mangán koncentrációjának, és 26-51%-a a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható Mn koncentrációjának.

Hasonlóan a rézhez és a cinkhez, a saláta mangán koncentrációja egyik kezelésben sem haladta meg a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható mangán tartalmát, amit a transzfer koefficiensek (0,26-0,51) is alátámasztanak.



33. ábra A saláta mangán koncentrációja kezelésként

A saláta mangán felvétele az esszenciális elemek közül a legmagasabb volt, 116,58-298,94 $\mu\text{g/t.e.}$ között változott (34. ábra).



34. ábra A saláta által felvett mangán mennyisége, µg/t.e.

4.2.2.3. A saláta toxikus nehézfém koncentrációjának vizsgálati eredményei

4.2.2.3.1. A saláta kadmium (Cd) koncentrációjának vizsgálati eredményei

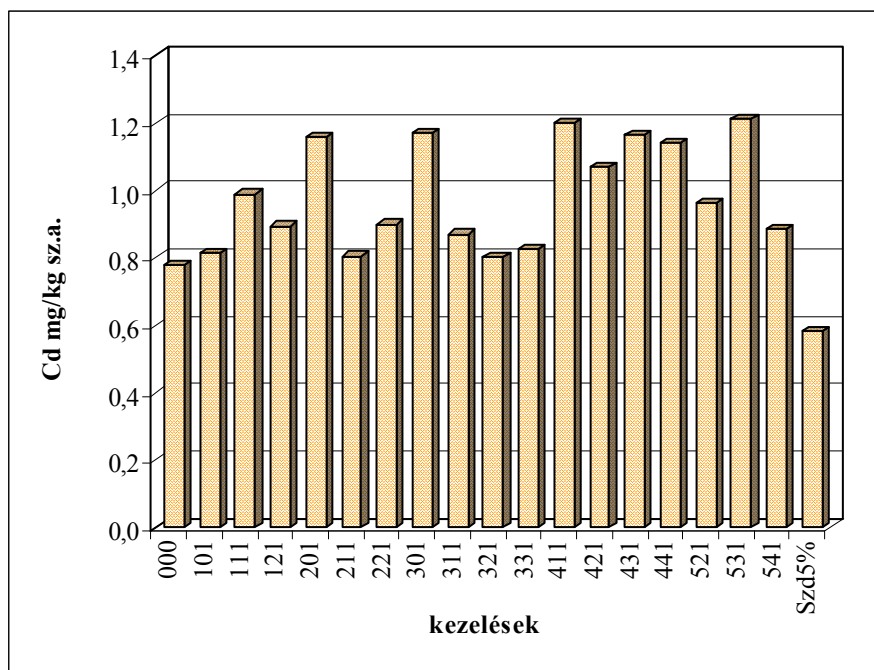
Köztudott, hogy a saláta, mint levélfrissesség, nagymértékben képes felhalmozni a különböző toxikus nehézfémeket, köztük a kadmiumot is (Lehoczky, 2000; Kádár, 1995). A keszthelyi műtrágyázási tartamkísérletből származó talajokon nevelt saláta kadmium koncentrációjában matematikailag igazolható szignifikáns különbséget tudunk kimutatni. A saláta kadmium koncentrációja 0,78-1,21 mg/kg sz.a. között változott (20. melléklet, 35. ábra).

Ez az intervallum a vizsgált toxikus nehézfémek közül a legszűkebb, és ez a legkisebb kezelések közötti különbséget (1,55-szörös) jelenti. A vizsgált toxikus elemek mindegyikénél ennél nagyobb kezelésszerű különbségeket mértünk. A legkisebb kadmium koncentrációt a kontroll (000) kezelésben mértük, hasonlóan az angolperjéhez, a legmagasabbat pedig az 531-es kezelésben, tehát abban a kezelésben, ahol a talajok nagy adagú foszfor műtrágyakezelésben részesültek. A talaj tápanyag-szolgáltató képességére a talajsavanyúság sokrétű és változatos hatást gyakorol. A talajsavanyúság kialakításában a műtrágyázásnak jelentős szerepe van, az esszenciális és a toxikus elemek talajbeli oldhatósága nagymértékben függ a talajok kémhatásától. A talaj savanyodásakor jelentősen megnő a „mobilis” ionok mennyisége, a fémionok oldatbeli koncentrációja.

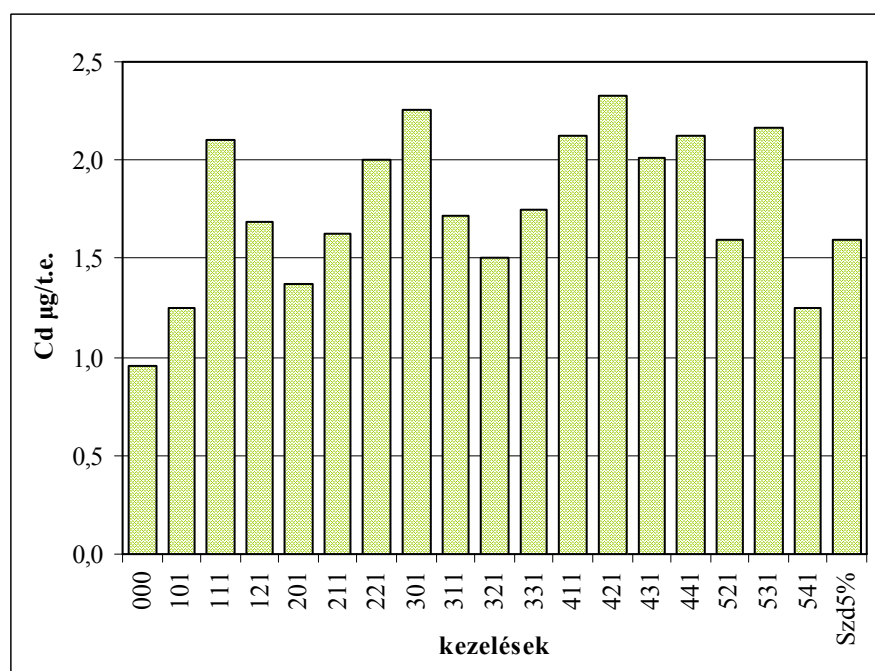
Ebből következik, hogy a maximális NPK műtrágyakezelések esetén, ahol a talajminták kémhatása ($\text{pH}_{\text{KCl}}=5,5-5,7$) savanyú volt, matematikailag igazolhatóan emelkedett a saláta Cd koncentrációja. A növényi Cd és Zn koncentráció, valamint a talajok kémhatásának mérési eredményeivel végzett regresszió analízis során számított determinációs együtthatók is azt mutatják, hogy a nagy NPK dózisos műtrágyakezelésben részesült talajok kémhatása a saláta Cd és Zn koncentrációját közel 50-60 %-ban határozta meg.

A saláta Cd koncentrációját a talajminták $\text{cc.HNO}_3+\text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható Cd tartalmához viszonyítva annak 362-622%-a, a Lakanen-Erviö féle oldható, a növények számára könnyebben hozzáférhető formának a többszöröse 7,9-13,7-szerese. Ez az eredmény és a transzfer koefficiensek (3,62-6,22) egyaránt arra engednek következtetni, hogy a saláta nagymértékben képes leveleiben felhalmozni a kadmiumot.

A saláta kadmium felvétele is jelentős volt, 0,95-2,32 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$ között változott (36. ábra). Magyarországon jelenleg érvényben lévő 8/1985. (X.21.) EüM rendelet szabályozza a friss és szárított zöldségekre vonatkozó maximálisan megengedhető káros elem tartalmát. A rendelet a vizsgált elemek közül a kadmiumra és az ólomra határoz meg határkoncentrációt. Friss zöldségek esetében a megengedhető maximális Cd koncentráció 0,03 mg/kg friss tömeg. A saláta esetében, ebben a rendkívül korai, néhány leveles (4 hetes) fejlődési stádiumban a kadmium koncentráció a kezelések átlagában 0,066 mg/kg friss tömeg volt, ami a rendeletben megadott érték kétszerese. Ugyanakkor meg kell jegyeznünk, hogy a modell kísérlet, csak iránymutató lehet a szabadföldi körülményekre, valamint várhatóan a talaj rendkívül alacsony Cd tartalmából következően, egy teljesen kifejlett fogyasztásra alkalmas saláta fejben messze a határértéktől elmaradó lenne a Cd koncentráció.



35. ábra A saláta kadmium koncentrációja kezelésként



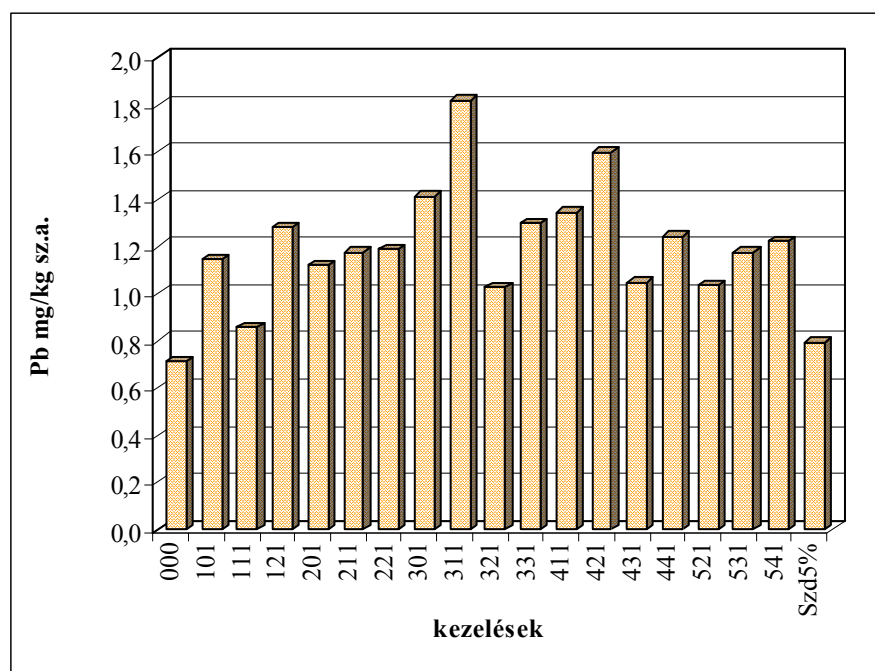
36. ábra A saláta által felvett kadmium mennyisége, µg/t.e.

4.2.2.3.2. A saláta ólom (Pb) tartalmának vizsgálati eredményei

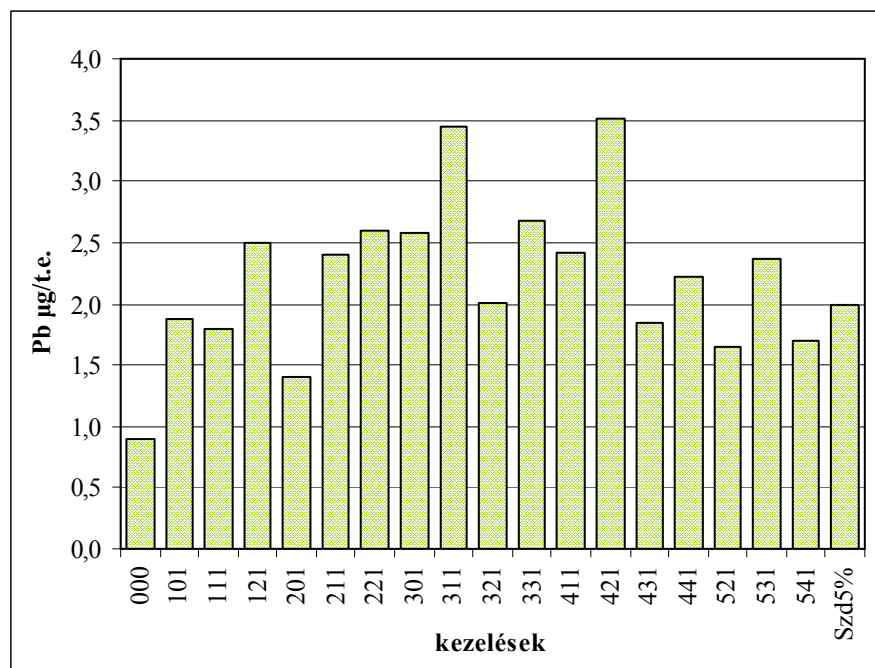
A saláta ólom koncentrációja 0,71-1,85 mg/kg sz.a. között változott (20. melléklet, 37. ábra). A legkisebb koncentrációt a kontroll (000) kezelésként, a legnagyobbat a 311-es

NPK műtrágyakezelésben mértük. A kezelések közötti legnagyobb különbség 2,6-szoros volt, és ez a különbség matematikailag igazolható szignifikáns különbséget eredményezett a kontroll (000) és a 311-es kezelés között. A kontroll (000) kezelésen szignifikánsan kisebb értéket mértünk, mint a 311-es kezelésben. A talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható ólom tartalmának a saláta ólom koncentrációja 4-9%-a, míg a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható ólom tartalmának 10-22%-a. A transzfer koefficiensek (0,03-0,08) egyaránt a saláta kismértékű ólom koncentrációt mutatták, ami a felvett ólom mennyiségében is megnyilvánult. A saláta tenyészedenkénti ólom felvétele 0,90-3,52 $\mu\text{g/t.e.}$ volt (38. ábra). Igazolódni látszik a szakirodalomban található megállapítás, miszerint a növények ólom felvétele kisebb mértékű, mint például a kadmiumé, ami az elem fizikai-kémiai sajátosságaiból eredhet.

A 8/1985. (X.21.) EüM rendelet szabályozza a friss és szárított zöldségekre vonatkozó maximálisan megengedhető káros elem tartalmát. Friss zöldségek esetében a megengedhető maximális Pb esetében pedig 0,3 mg/kg friss tömeg. A saláta friss tömegre vonatkoztatott ólom koncentrációja a megadott határértéknek csupán 1,62 %-a volt.



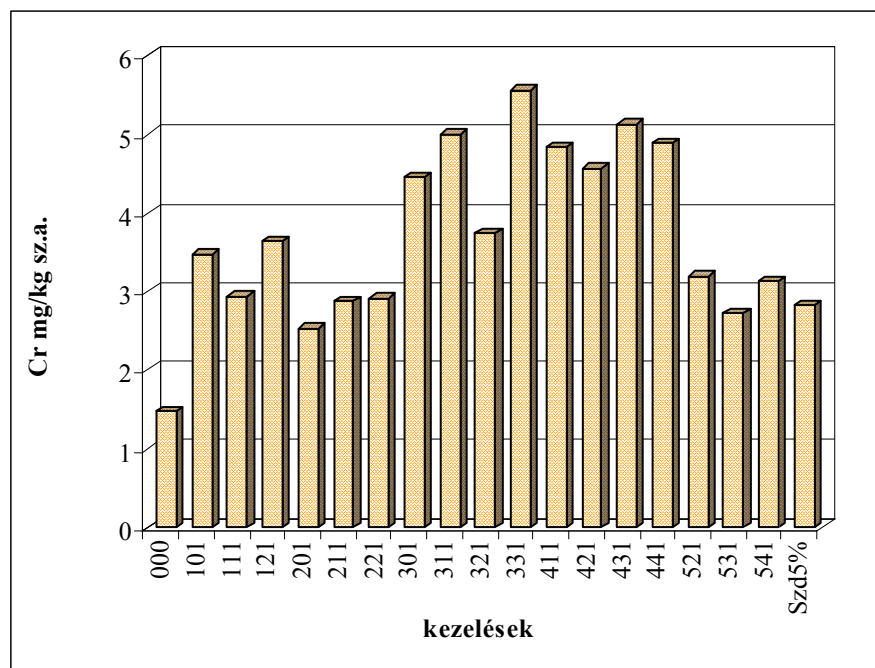
37. ábra A saláta ólom koncentrációja kezelésként



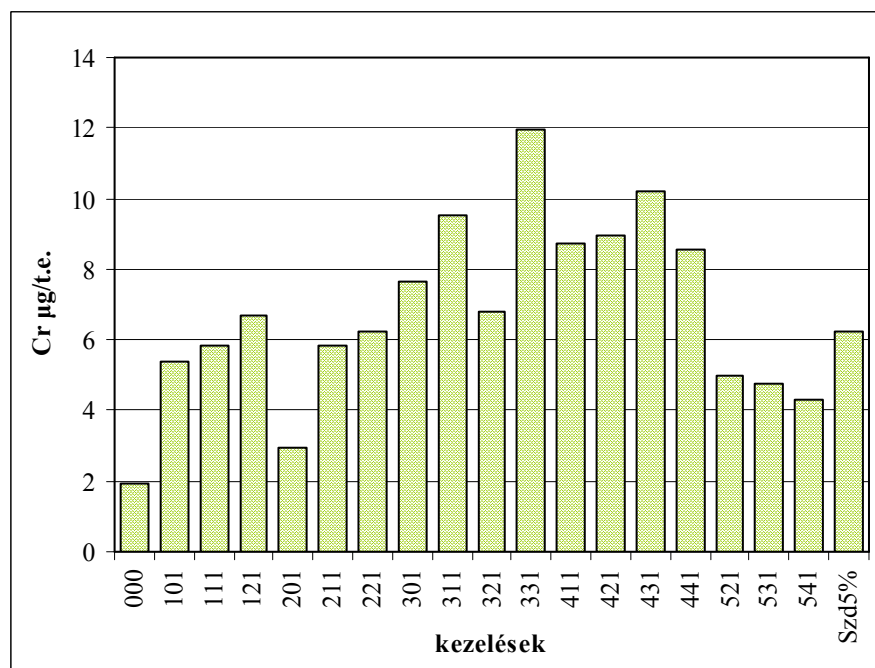
38. ábra A saláta által felvett ólom mennyisége, µg/t.e.

4.2.2.3.3. A saláta króm (Cr) koncentrációjának vizsgálati eredményei

A saláta króm koncentrációja 1,47-5,55 mg/kg sz.a. volt (20. melléklet, 39. ábra). A kezelések közötti legnagyobb különbségeket a saláta króm koncentrációjában mértük (3,77-szeres). A saláta levél króm tartalma a kontroll (000) kezelésben volt a legkisebb, a legmagasabb pedig a 331-es kezelésben. Matematikailag igazolható szignifikáns különbséget tudunk kimutatni a kezelések között. A kontroll (000) kezelésben mért króm koncentráció szignifikánsan kisebb volt, mint a 311-es, a 331-es, a 431-es és a 441-es NPK műtrágyakezelésekben.



39. ábra A saláta króm koncentrációja kezelésként



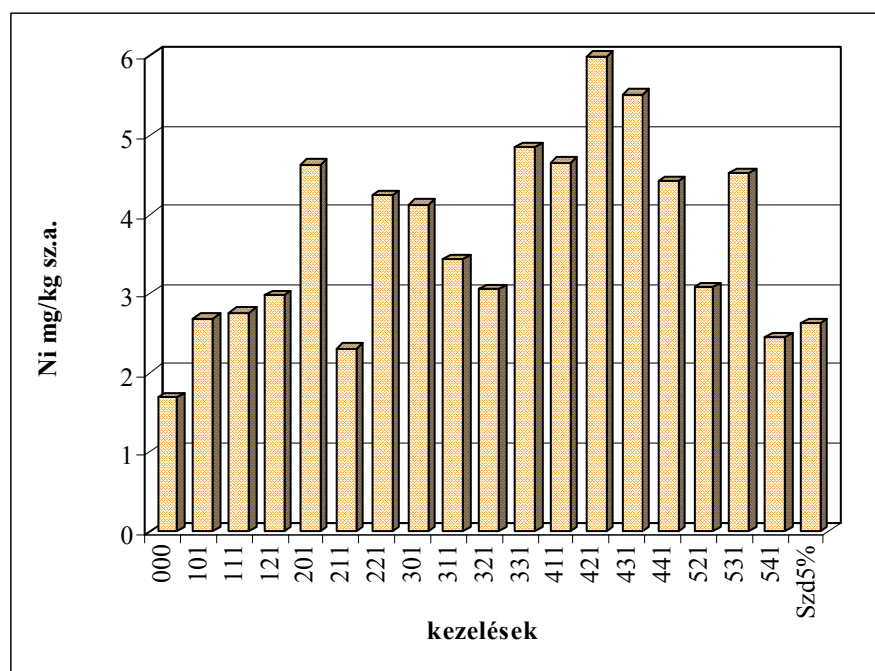
40. ábra A saláta által felvett króm mennyisége, µg/t.e.

A saláta króm koncentrációja 4-14%-a a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható króm tartalmának, és több mint 16-68-szorosa a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható króm tartalmának. Megállapítható, hogy a salátában króm akkumuláció nem történt, amit a transzferoefficiensek is mutatnak (0,04-0,14).

A saláta tenyészedenkénti Cr felvétele 1,94-11,97 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$ volt (40. ábra). A saláta által felvett elem mennyiségeket nézve, vizsgált toxikus nehézfémek közül a második helyet foglalja el stroncium után.

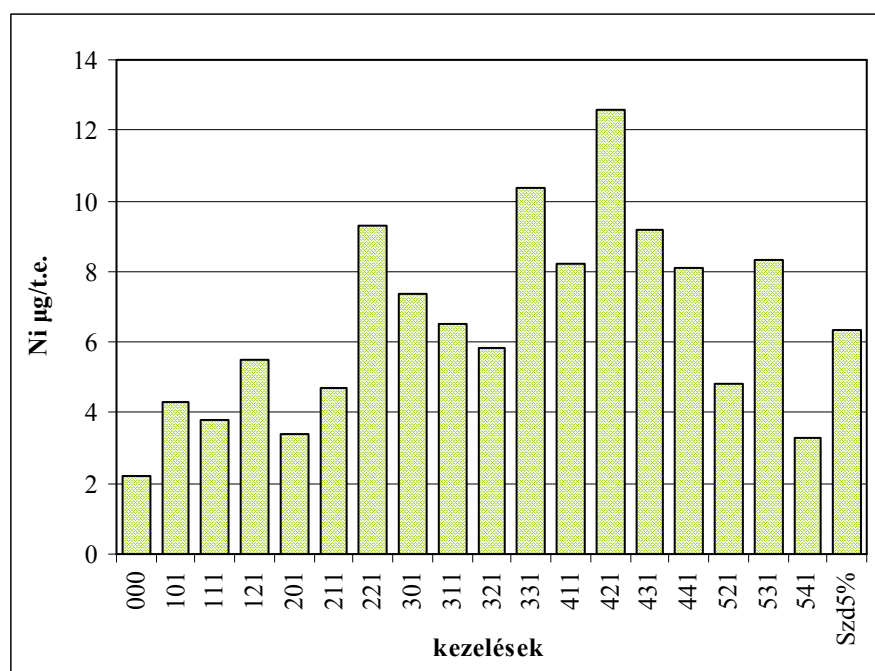
4.2.2.3.4. A saláta nikkell (Ni) koncentrációjának vizsgálati eredményei

A saláta nikkell koncentrációja 1,69-5,98 mg/kg sz.a. közötti intervallumban változott (20. melléklet, 41. ábra). A legkisebb koncentrációt a kontroll (000) a legmagasabbat a 421-es kezelésben mértük. A kezelések közötti második legnagyobb koncentráció különbség a vizsgált toxikus és esszenciális elemek közül egyaránt a nikkell koncentrációban volt (3,5-szörös). Ez a különbség a kezelések között matematikailag igazolható szignifikáns különbséget eredményezett a következő NPK műtrágyakezelések között. A kontroll (000) kezelésben szignifikánsan kisebb volt a saláta nikkell koncentrációja, mint a 421-es és a 431-es kezelés, míg a 421-es kezelésben szignifikánsan nagyobb volt, mint a 101-es, a 111-es, a 211-es, az 541-es és a kontroll (000) kezelésben.



41. ábra A saláta nikkell koncentrációja kezelésenként

A talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható nikkell tartalmának 5-19%-a, és a Lakanen-Erviö féle oldható nikkell tartalmának 38-134%-a volt a saláta leveleinek nikkell koncentrációja. A salátában nikkell akkumuláció nem volt megfigyelhető, és a transzfer koefficiensek is ezt támasztják alá (0,05-0,19). A vizsgált toxikus elemek közül a nikkell felvétele volt a legnagyobb mennyiségű, 2,23-12,6 $\mu\text{g}/\text{t.e.}$ között változott (42. ábra).



42. ábra A saláta által felvett nikkelt mennyisége, µg/t.e.

4.3. Az angolperje és a saláta nehézfém koncentrációjának, a transzfer koefficiensek és a növények által felvett nehézfémek mennyiségének összehasonlító értékelése

Az angolperje és a saláta átlagos (kezelések átlagában) esszenciális és toxikus nehézfém koncentrációja között lényeges különbségeket találtunk (19. táblázat).

19. táblázat Az angolperje és a saláta nehézfém koncentrációja a kezelések átlagában

	Cu	Zn	Mn	Cd	Pb	Cr	Ni
	mg/kg sz.a.						
angolperje	14,59	32,61	79,29	0,22	1,39	1,83	3,70
saláta	6,79	19,92	109,62	0,98	1,21	3,72	3,74

A réz esetében megállapíthatjuk, hogy az angolperje növények átlagos Cu koncentrációja kétszer nagyobb volt, mint a saláta leveleké. Hasonló megfigyelést tettünk az angolperje és a saláta cink koncentrációjának vizsgálatakor is. A két növény között eszerint kisebb volt a különbség, az angolperje Zn koncentrációja 1,6-szerese volt a salátáénak. A mangán koncentráció vizsgálata során ettől eltérő eredményeket kaptunk. A saláta levelekben a Mn koncentráció 30%-kal nagyobb volt, mint az angolperjében.

A toxikus nehézfémek vizsgálati eredményei szerint a saláta átlagos Cd koncentrációja 4,5-szerese, a króm koncentrációja pedig 2-szerese volt az angolperjének, a két növény ólom és nikkelt koncentrációja a kezelések átlagában közel azonos volt.

A saláta levelek Cd koncentrációja alacsony volt, de ebben a négyhetes fejlettségi állapotban meghaladta a friss frisségnövényeknél megengedett 0,03 mg/kg koncentrációt (Kádár 1995), átlagosan a friss tömegre vonatkoztatva 0,067 mg/kg volt.

Kiszámoltuk az egyes mikroelem nehézfémek transzfer koefficiensét is a kísérleti növények esetében (20. táblázat). Megállapíthatjuk, hogy a talaj ún. „összes” nehézfém tartalmához viszonyított növényi koncentráció az egyes elemek esetében és növényenként is különböző volt. A legkevésbé „mobilis”-nak a mangán bizonyult, ahol az angolperje esetében 0,11 volt a transzfer koefficiens értéke, ennek háromszorosa volt a salátánál kapott érték.

20. táblázat Az angolperje és a saláta transzfer koefficiensei a kezelések átlagában

	Cu	Zn	Mn	Cd	Pb	Cr	Ni
angolperje	0,89	0,53	0,11	1,10	0,07	0,05	0,13
saláta	0,41	0,33	0,34	4,87	0,06	0,09	0,16

A transzfer koefficiensök közötti legkisebb különbséget a növények között a cinknél tapasztaltuk. Ezen a kísérleti talajon a szakirodalomban talált értékeknél, amelyek szerint a cink esetében ez 1-10 közötti (Kloke et al., 1994) lényegesen kisebb 0,3 és 0,53 volt, ami a lassabb, kisebb mértékű felvételre utal.

A réz esetében az angolperje transzfer koefficiense 0,89, ami a három elemet összehasonlítva a legmagasabb érték volt és közelítette az egyet. Tehát az angolperje esetében közel megegyező volt a talaj és a növényi koncentráció.

A toxikus nehézfémek közül a kadmiumnál kapott transzfer koefficiens értékek mindkét növényenél meghaladták az egyet, tehát ezek között a körülmények között megállapítható a növényi Cd akkumuláció. A kadmium rendkívül „mobilis” elemnek bizonyul a talaj-növény rendszerben, amit még jelentősen befolyásolnak a növények élettani sajátosságai is. Megállapíthatjuk, hogy a saláta leveleiben közel 5-szörös volt a kadmium koncentrációja, mint a talajban. A saláta nagymértékben képes akkumulálni a szövetében ezt a toxikus elemet. A növényi elemfelvételt a talaj „összes” elemtartalmán kívül számos tényező, talajtulajdonság befolyásolhatja.

A salátánál a kadmium esetében kapott transzfer koefficiens értékek felhívják a figyelmet arra, hogy kis kadmium tartalmú, gyengén savanyú talajokon is akkumulálódhat a saláta növényben ez a toxikus elem.

Ezek az eredmények figyelmet érdemlőek az élelmiszer biztonság szempontjából is, rámutatnak arra, hogy a toxikus, környezetterhelő nehézfémek esetében kiemelt figyelmet kell fordítani ezeknek az elemeknek a talajbeli koncentrációjára összefüggésben a mobilitást befolyásoló talajtulajdonságokkal (pH, szerves anyag tartalom stb.) és a termesztett növény fajjal.

A vizsgált nehézfémek közül a króm és az ólom transzfer koefficiense volt a legkisebb, ezek az elemek bizonyultak a legkevésbé „mobilis”nak a talaj-növény rendszerben, ugyanakkor az eredményeink a szakirodalomban megadott értékekhez hasonlóak, annak a felsőhatárértékét közelítők voltak. A két növénynél számított króm és a nikkelt transzfer koefficiens a saláta esetében volt nagyobb.

A növények által a talajból felvett elemek mennyiségét vizsgálva a következő sorrendet állíthatjuk fel a saláta esetében: $Mn > Zn > Cu > Cr \approx Ni > Pb > Cd$. Ez a sorrend az angolperjénél a következőképpen alakult: $Mn > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd$ (21. táblázat).

21.táblázat Az angolperje és a saláta nehézfém felvétele a kezelések átlagában

	Cu	Zn	Mn	Cd	Pb	Cr	Ni
	μg/t.e.						
angolperje	23,77	54,94	132,47	0,38	2,28	3,11	6,88
saláta	11,69	35,59	198,39	1,77	2,22	6,74	6,55

Az angolperje által felvett króm mennyisége mindössze fele volt a felvett nikkelt mennyiségének. A két növényt összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy a felvett mennyiségek az elemek koncentrációjának vizsgálatakor tapasztalt tendenciákkal megegyezően alakult, ami abból is következett, hogy a négy hetes angolperje és saláta növények átlagos száraz biomassa tömege (g/tenyészedény) majdnem azonos volt. A friss biomassa tömegben több mint kétszeres különbséget találtunk a saláta javára, ami ennek a növénynek a rendkívül magas víztartalmából következett.

4. MEGÁLLAPÍTÁSOK, KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A kutatási munkánk során elvégzett vizsgálatok alapján a következő megállapításokat és következtetéseket tehetjük:

Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek Keszthelyi B18-as kísérletéből a 28. évben begyűjtött talajminták kémhatásával összehasonlítva a kísérlet beállítását követő 32. évben gyűjtött talajminták kémhatását, megállapítható, hogy minden műtrágyakezelés esetén a kísérleti talajminták kémhatása csökkent, mely a 32 éven át tartó műtrágyázás eredménye.

A talajminták humusz tartalmát vizsgálva megállapítható, hogy a keszthelyi tartamkísérlet talajának humusztartalma nem befolyásolja a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, és Ni tartalmát, közöttük matematikailag igazolható összefüggést nem tudunk kimutatni.

Magyarországi talajok maximálisan megengedhető elem tartalmát a 10/2000. (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM szabályozza. A vizsgálati eredmények alapján megállapítható, hogy a keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet talajának Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr és Ni tartalma a megengedett határérték alatt van, a talaj a vizsgált elemekkel nem szennyezett, a növénytermesztés ezen a talajon biztonságos.

Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek Keszthelyi B18-as kísérletében meghatározásra került a kísérlet 32. évében vett talajminták vizsgálata alapján a talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható un. „összes” és Lakanen-Erviö féle kivonatban mérhető un. „mobilis” Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, Ni tartalmát. A különböző kombinációban és adagban alkalmazott műtrágyakezelések hatására az egyes elemek esetében különböző változásokat figyeltünk meg, összességében egyik vizsgált elemnél sem volt megállapítható egyértelmű, általános érvényű összefüggés.

A vizsgált talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, Ni tartalma között nagyságrendbeli különbségeket mértünk. A talajmintákban a vizsgált cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható elemek a következő emelkedő sorrendben fordultak elő: Cd < Cu < Pb < Ni ≤ Cr < Zn < Mn.

A talajok „mobilis”, a növények számára hozzáférhető forma tekintetében a következő Lakanen-Erviö féle oldhatósági sorrendet állíthatjuk fel:

Cr < Zn < Ni < Cu < Pb < Cd ≤ Mn.

Az angolperje és a saláta teszt növények által a talajból felvett elemek mennyiségét vizsgálva a következő sorrendet állíthatjuk fel a saláta esetében: $Mn > Zn > Cu > Cr \approx Ni > Pb > Cd$. Ez a sorrend az angolperjénél a következőképpen alakult: $Mn > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd$.

Magyarországon jelenleg érvényben lévő 8/1985. (X.21.) EüM rendelet szabályozza a friss és szárított zöldségekre vonatkozó maximálisan megengedhető káros elem tartalmát. A rendelet a vizsgált elemek közül a kadmiumra és az ólomra határoz meg határkoncentrációt. Friss zöldségek esetében a megengedhető maximális Cd koncentráció 0,03 mg/kg friss tömeg; Pb esetében pedig 0,3 mg/kg friss tömeg.

A különböző takarmánykeverékek megengedhető káros elem tartalmát a 4/1990. (II.28.) MÉM rendelet szabályozza, amely a vizsgált elemek közül szintén a kadmium és az ólom maximális koncentrációjára terjed ki. Ebben az esetben takarmánykeverékekben maximálisan megengedhető Cd koncentráció 0,5 mg/kg sz.a., míg Pb esetében 5 mg/kg sz.a. Az általunk vizsgált saláta és angolperje Cd és Pb koncentrációjának mérési eredményeivel összevetve a rendeletekben megadott határkoncentrációkat, a következőket mondhatjuk el. A saláta esetében, ebben a rendkívül korai, néhány leveles (4 hetes) fejlődési stádiumban a kadmium koncentráció a kezelések átlagában 0,066 mg/kg friss tömeg volt, ami a rendeletben megadott érték kétszerese. Ugyanakkor meg kell jegyeznünk, hogy a modell kísérlet, csak iránymutató lehet a szabadföldi körülményekre, valamint várhatóan a talaj rendkívül alacsony Cd tartalmából következően, egy teljesen kifejlett fogyasztásra alkalmas saláta fejben messze a határértéktől elmaradó lenne a Cd koncentráció. A saláta friss tömegre vonatkoztatott ólom koncentrációja a megadott határértéknek csupán 1,62%-a volt.

Az angolperje Cd és ólomkoncentrációja még ebben a korai fejlődési stádiumban is, messze elmarad a takarmánykeverékekre vonatkozó Cd és Pb határértékektől az angolperjében mért Cd koncentráció 44%-a, a Pb koncentráció pedig közel 28%-a. Megállapítható tehát, hogy a kísérleti talajon nevelt angolperje takarmányozásra alkalmas.

A vizsgált elemek tekintetében csupán a kadmium esetében kaptunk 1 feletti transzfer koefficiens értéket, ami a kadmium rendkívüli mobilitására enged következtetni a talaj-növény rendszerben, ez egyben alátámasztja a szakirodalmi adatokat is.

5. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek Keszthelyi B18-as kísérletében meghatároztam a kísérlet 32. évében vett talajminták vizsgálata alapján a talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható un. „összes” és Lakanen-Erviö féle kivonatban mérhető un. „mobilis” Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr, Ni tartalmát. A különböző kombinációban és adagban alkalmazott műtrágyakezelések hatására az egyes elemek esetében különböző változásokat figyeltem meg, összességében egyik vizsgált elemnél sem volt megállapítható egyértelmű, általános érvényű összefüggés.

2. Vizsgálati eredményeim alapján megállapítottam, hogy az adott kísérleti körülmények között a 32 éven át tartó műtrágyázás hatására nem volt kimutatható az elemek jelentős dúsulása a talajban.

3. A vizsgált elemek között jelentős különbséget állapítottam meg aszerint, hogy a cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható nehézfém tartalomnak hány százaléka volt Lakanen-Erviö féle kivonatban oldható formában a talajban. A króm esetében ez az arány mindössze 0,2% volt, vagyis csak nagyon kis mennyisége volt „mobilis”, a növények számára felvehető formában. Ezt a növényvizsgálatok alapján számított transzfer koefficiens érték is igazolta, ami az angolperjénél 0,05, a salátánál 0,09 volt. A talaj cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható nehézfém tartalmához viszonyítva a kadmium 50%-a, a mangán 45%-a, az ólom 37,6%-a, a réz 25%-a, a Ni 14,4%-a és a Zn 3%-a volt Lakanen-Erviö féle kivonatban oldható.

4. A toxikus nehézfémek közül a kadmiumnál kapott transzfer koefficiens értékek mindkét növénynél meghaladták az egyet, tehát ezek között a körülmények között megállapítható volt a Cd növényi akkumulációja. A saláta leveleiben közel 5-szörös volt a kadmium koncentráció, mint a talajban. Ez alapján megállapítható, hogy a saláta nagymértékben képes akkumulálni a szöveiteiben ezt a toxikus elemet. A salátánál kapott transzfer koefficiens értékek felhívják a figyelmet arra, hogy kis kadmium tartalmú, gyengén savanyú talajokon is akkumulálódhat a saláta növényben ez a toxikus elem.

5. Kísérleti eredményeim rámutatnak arra, hogy a toxikus, környezetterhelő nehézfémek esetében kiemelt figyelmet kell fordítani ezeknek az elemeknek a talajbeli koncentrációjára összefüggésben a mobilitást befolyásoló talajtulajdonságokkal (pH, szerves anyag tartalom stb.) és a természetett növény fajjal.

6. A növények által a talajból felvett elemek mennyiségét vizsgálva a következő sorrend állítható fel a saláta esetében: $Mn > Zn > Cu > Cr \approx Ni > Pb > Cd$. Ez a sorrend az angolperjénél a következőképpen alakult: $Mn > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd$. Az angolperje által felvett króm mennyisége mindössze fele volt a felvett nikkell mennyiségének.

6. THE MAIN POINTS OF THE THESIS

1. In the National-Long Term Fertilization Trials, in trial B18 in Keszthely, based on the examination of soil samples obtained in the 32nd year of the experiment I determined the cc.HNO₃+cc.H₂O₂ soluble (so-called “total”) and the Lakanen-Erviö soluble (so-called “mobile”) Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr and Ni content of soils. As a result of fertilization treatments applied in different doses and combinations I observed various changes but in general there was no definite and universal correlation in case of either of the elements.
2. On the basis of the results of the experiment I found out that in the given circumstances after the 32-year fertilization treatment no significant element accumulation in the soil could be demonstrated.
3. Among the elements I could establish a significant difference depending on what percentage of the cc.HNO₃+cc.H₂O₂ soluble heavy metal content was in Lakanen-Erviö soluble form in the soil. As for Cr, this rate was only 0.2%, i.e. only a very small amount of it was in a mobile form accessible to plants. This was also justified by the transfer coefficient calculated on the basis of plant examinations. The transfer coefficient for ryegrass was 0,05 and for lettuce 0,09. Compared to cc.HNO₃+cc.H₂O₂ soluble heavy metal content of soil, 50% of Cd, 45% of Mn, 37.6% of Pb, 25% of Cu, 14.4% of Ni and 3% of Zn was soluble in Lakanen-Erviö extract.
4. Among toxic heavy metals the transfer coefficient of Cd exceeded 1 in both plants so Cd accumulation by plant could be established under these circumstances. Cd accumulation in lettuce leaves was 5 times bigger than in the soil. Consequently, it can be stated that this toxic element can be accumulated in large doses in the tissues of lettuce. The transfer coefficients of lettuce draw the attention to the fact this toxic element can be accumulated in lettuce even in slightly acidic soils with little Cd content.
5. The results of my experiment indicate that in the case of toxic heavy metals attention has to be paid to the concentration of these elements in soil in connection with soil properties, which influence mobility (pH, humus content etc.) and the plant species we would like to cultivate.

6. As for lettuce, after examining the amount of element uptake from soil the following order can be made: $Mn > Zn > Cu > Cr \approx Ni > Pb > Cd$. This order for ryegrass is the following: $Mn > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd$. In the case of ryegrass the amount of Cr uptake was only half of that of Ni. Having information about the heavy metal uptake by different plants, the translocation of elements inside the plant and the element accumulation we can make suggestions about fitoremediation, which is the process of heavy metal release of soils by plants.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

Környezetünk állapotának védelme, megőrzése, minőségének javítása alapfeltétel ahhoz, hogy biztosítsuk a fenntartható fejlődés környezeti feltételeit, ne veszélyeztessük a jelen generáció egészségét, illetve a jövő generációk létehez szükséges egészséges környezetet.

Az egyes mezőgazdasági felhasználású anyagok, köztük a műtrágyák is, különböző mennyiségben tartalmazhatnak nehézfémeket. A nyersfoszfátok, illetve az azokból előállított P-műtrágyák ásványi összetételéről, toxikus elem tartalmáról számos adat áll rendelkezésünkre (Adriano, 1986; Kádár, 1991; Csathó, 1994). Jelenleg érvényben lévő, a műtrágyákban maximálisan megengedett toxikus elem koncentrációjára vonatkozó határértékeket az FVM 50/2003 (V.9.) számú rendeletben találjuk.

A növények általi nehézfém felvételt a nehézfémek talajbeli koncentrációján kívül, a talajtulajdonságok nagymértékben befolyásolják. A talajok kémhatása központi szerepet tölt be a nehézfémek oldhatóságában.

Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek is e szántóföldi kísérletek közé sorolhatók. Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek értékét nagymértékben növeli az, hogy azok egységes metodikával kerültek beállításra az ország kilenc különböző pontján, Mosonmagyaróváron, Hajdúböszörményben, Karcagon, Kompolton, Putnokon, Iregszemcsén, Bicséreden, Nagyhorcsökön és Keszthelyen (Debreczeni B és Debreczeni Bné, 1994). Ezek a termőhelyek meghatározott, különböző agroökológiai adottságokkal és eltérő talajtulajdonságokkal rendelkeznek. Ezáltal lehetőség nyílik a különböző környezeti tényezők figyelembevételére a talajok elemtartalmának vizsgálata alkalmával.

A fentiek alapján célul tűztük ki az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek (OMTK) keszthelyi (B18) kísérletében a talajok különböző oldhatóságú ($\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$; és 0.5M ammónium-acetát + 0.5M ecetsav + 0.02M EDTA oldható) Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr és Ni tartalmának vizsgálatát, összefüggésben az alkalmazott különböző adagú NPK műtrágyakezelésekkel. Célunk volt az OMTK keszthelyi kísérletéből származó talajokon nevelt angolperje és fejes saláta nehézfém felvételének vizsgálata, a nehézfém felvétel dinamikájának nyomon követése, angolperje jelzőnövényvel, valamint az adott kísérleti talajon és körülmények között, a különböző nehézfémekre vonatkozó transzfer koefficiensek számítása, a talaj és növényvizsgálatok eredményei alapján.

Kísérletünkben, az 1968-ben beállított Keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet talajának különböző oldhatóságú ún. „összes” ($\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$) és ún. „mobilis” (Lakanen-Erviö féle oldható) Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr és Ni tartalmát vizsgáltuk ICP segítségével.

A talajminta előkészítése után tenyészedényes kísérletet állítottunk be üvegházi körülmények között, a Veszprémi Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Herbológiai és Növényvédőszer Kémiai Tanszék üvegházában.

A tenyészedény kísérletben az angolperje (*Lolium perenne* L.), Gulács fajta, és saláta (*Lactuca sativa* L.) Balatonfriss fajta jelzőnövényt alkalmaztunk (Chaminade, 1960, 1964). Mértük a növények friss-, majd szárítás után a száraz biomassza tömegét. A növénytípusok feltárása koncentrált salétromsavval, mikrohullámú roncsolóban történt, és a feltárást követően meghatároztuk a növény minták Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Cr és Ni koncentrációját.

A talaj ún. „összes” ($\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható) és Lakanen-Erviö féle oldható Cu tartalmában a 32 éven át tartó, évente azonos adagú NPK kezelések hatására nem történt matematikailag igazolható változás a kontrollhoz viszonyítva. Az „összes” Cu tartalom 21-27%-a volt „mobilis” (Lakanen-Erviö féle kivonatban mérhető) a talajban.

A nem műtrágyázott kontroll és a 32 éven át, évente azonos adagú NPK műtrágyával kezelt talajokban az „összes” Zn tartalomban szignifikáns különbség volt kimutatható. A legnagyobb adagú NPK kezelésben (542) volt a legnagyobb a talaj „összes” Zn tartalma, ettől szignifikánsan kevesebb volt a kontroll, 101, 201, 221, 321, 411, 421, 431, 541 kezelésekben. A Lakanen-Erviö féle kivonatban mért ún. „mobilis” Zn tartalma mindössze 2,3-5,9%-a volt az „összesnek”.

A talajok ún. „összes” Mn tartalma 697,0-762,2 mg/kg, a „mobilis” Mn tartalom 303,2-366,5 mg/kg között változott. Az NPK kezelések hatására nem következett be változás a talajok „összes” és „mobilis” elemtartalmában. Az „összes” Mn tartalom 41-49%-a volt az ún. „mobilis” (Lakanen-Erviö féle kivonatban mérhető).

Az „összes” Cd tartalom a talajokban 0,186-0,225 mg/kg közötti volt. Ezek az értékek nem érték el a magyarországi talajok átlagos háttér koncentrációjának (0,5 mg/kg) felét sem. A legnagyobb Cd tartalmat a legnagyobb adagú NPK kezelésekben (542) mértük, ami szignifikánsan több volt, mint a kontroll parcellák és a kisadagú kezelések közül a 101, 121, 201 és 211 kezelések talajában mért értékek. A vizsgálati eredmények alapján az „összes” Cd 42-56%-a volt „mobilis”.

A „mobilis” Cd tartalomban nem volt szignifikáns különbség a talajokban. Eredményeink azt igazolják, hogy a toxikus nehézfémek közül a Cd jelentős hányada, 42-56%-a „mobilis” formában van jelen a vizsgált talajokban.

Az ún. „összes” ólom mennyisége a talajokban viszonylag szűk intervallumon belül, 20,2-24,1 mg/kg között változott. Nem volt a talajok Pb tartalmában különbség az NPK kezelések hatására sem a kontrollhoz, sem egymáshoz viszonyítva. Az „összes” Pb 31-41%-a volt ún. „mobilis” formában.

Az angolperje biomassza produkciója a 4. héten, az első vágás idején volt a legnagyobb, az utónövedékek (2., 3., 4. vágás) tömege lényegesen elmaradt ettől, a kezelések átlagában együttesen annyi volt, mint az első vágás idején, egyes kezelésekben még kevesebb. Általában a nagyobb tápanyagellátást biztosító kezelésben a 4. és a 12. hét közötti „összes” biomassza produkció elérte, vagy kis mértékben meghaladta az első vágás hajtástömegét.

Az esszenciális elemek között érdekes különbség mutatkozott aszerint, hogy az angolperje növényben a vágási időpontokban hogyan változott a koncentrációjuk. Szembetűnő különbséget tapasztaltunk a Mn koncentráció, valamint a Cu és Zn koncentráció alakulásában. A mangán koncentráció az első vágás idején (4. hét) volt az angolperje föld fölötti részében a legkisebb, a 2., 3. és 4. vágások növénymintáiban ehhez viszonyítva 2-6-szoros volt a Mn koncentráció. A réz és a cink esetében a felvétel dinamikája ezzel ellentétes tendenciát mutatott.

A réz és a cink felvételénél azt tapasztaltuk, hogy az angolperjét egy kezdeti intenzív felvétel jellemzi, a tenyészidőszak későbbi szakaszaiban a biomassza produkcióhoz hasonlóan a réz és cink felvételében is csökkenést figyelhetünk meg.

Az angolperjénél a vágások Mn koncentrációja közötti különbség, a növekvő Mn koncentráció, részben a biomassza tömeg csökkenéséből ered, ugyanakkor az egyes vágásoknál a növények által felvett mennyiségében nincs a biomassza tömeghez hasonló szintű csökkenés.

A toxikus nehézfémek felvett mennyisége a hajtástömeg változásához hasonlóan csökkenő mértékű volt az első vágáshoz viszonyítva.

A vizsgált elemek közül a kadmium koncentrációjában tapasztaltuk a legkisebb változásokat a négy vágás között. A vágásonkénti ólomkoncentráció kisebb mértékben változott, mint a króm és nikkel koncentrációja.

Megállapíthatjuk, hogy a kadmium és a nikkell esetében az első vágás utáni növedékekben, a kezelések átlagában, növekedett a koncentrációjuk. Az ólom és króm koncentrációjának időbeli változása ezekkel ellentétes tendenciájú volt, azaz csökkent.

Az angolperje kadmium koncentrációja 0,13-0,30 mg/kg sz.a. között változott. Az angolperje által felvett „összes” (négy vágás összesen) kadmium mennyisége a nagyobb NPK adagú kezelésekben (411-542) lényegesen több volt, átlagosan a többi NPK kezelésekhez viszonyítva 1,5-2-szeres, a kontrollhoz viszonyítva 7-8-szor több kadmiumot vett fel a növény. A biomassza produkció szerint nem voltak ekkora különbségek a kezelések között, vagyis egyértelműen a megnövekedett kadmium felvételtől következtek ezek a különbségek.

A 4 vizsgált toxikus nehézfém közül az angolperje hajtásokban a következő sorrendben csökkent a toxikus elemek koncentrációja: Ni > Cr > Pb > Cd.

Az angolperje által felvett toxikus nehézfémek mennyiségét vizsgálva megállapíthatjuk, hogy kadmiumból vette fel a legkisebb mennyiséget. A növények ólom- és krómtartalma hasonlónak mondható, a felvett kadmiumhoz viszonyítva 4-6-szoros mennyiség. A felvett ólom és króm mennyiségét 3-4-szeresen haladta meg a felvett nikkell mennyisége.

Hasonlóan az angolperjéhez, a salátának is a mangán koncentrációja volt a legnagyobb a három vizsgált esszenciális nehézfém közül. A műtrágyakezelések hatására szignifikáns Mn koncentrációváltozás volt igazolható egyes kezelések között. A saláta átlagos Mn koncentrációja 30%-kal nagyobb volt, mint az angolperjéé. A saláta réz koncentrációja a talajminták réz tartalmának 35-49%-a, és a növények számára könnyebben hozzáférhető formának, a Lakanen-Erviö féle oldható mennyiségnek a 134-204 %-a. Réz akkumuláció a salátában nem volt megfigyelhető, amit a transzfer koefficiensek is mutatnak (0,35-0,49).

A saláta cink koncentrációja közel 2,7-3,4-szer magasabb volt, mint a saláta réz koncentrációja. A kezelések között a saláta cink koncentrációjában matematikailag igazolható szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni.

A saláta kadmium koncentrációja 0,78-1,21 mg/kg sz.a. volt. A kadmium felvétele jelentős volt 0,95-2,32 µg/t.e. között változott.

A talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható ólom tartalmának a saláta ólom koncentrációja 4-9%-a, míg a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható ólom tartalmának 10-22%-a. A transzfer koefficiensek (0,03-0,08) egyaránt a saláta kismértékű ólom koncentrációt mutatták, ami a felvett ólom mennyiségében is megnyilvánult.

Magyarországon jelenleg érvényben lévő 8/1985. (X.21.) EüM rendelet szabályozza a friss és szárított zöldségekre vonatkozó maximálisan megengedhető káros elem tartalmát.

A rendelet a vizsgált elemek közül a kadmiumra és az ólomra határoz meg határkoncentrációt. Friss zöldségek esetében a megengedhető maximális Cd koncentráció 0,03 mg/kg friss tömeg; Pb esetében pedig 0,3 mg/kg friss tömeg.

A különböző takarmánykeverékek megengedhető káros elem tartalmát a 4/1990. (II.28.) MÉM rendelet szabályozza, a vizsgált elemek közül a kadmium és az ólom maximális koncentrációjára terjed ki. Ebben az esetben takarmánykeverékekben maximálisan megengedhető Cd koncentráció 0,5 mg/kg sz.a., míg Pb esetében 5 mg/kg sz.a.

Az általunk vizsgált saláta és angolperje Cd és Pb koncentrációjának mérési eredményeivel összevetve a rendeletekben megadott határkoncentrációkat, a következőket mondhatjuk el.

A saláta esetében, ebben a rendkívül korai, néhány leveles (4 hetes) fejlődési stádiumban a kadmium koncentráció a kezelések átlagában 0,066 mg/kg friss tömeg volt, ami a rendeletben megadott érték kétszerese. Ugyanakkor meg kell jegyeznünk, hogy a modell kísérlet, csak iránymutató lehet a szabadföldi körülményekre, valamint várhatóan a talaj rendkívül alacsony Cd tartalmából következően, egy teljesen kifejlett fogyasztásra alkalmas saláta fejben messze a határértéktől elmaradó lenne a Cd koncentráció. A saláta friss tömegre vonatkoztatott ólom koncentrációja a megadott határértéknek csupán 1,62 %-a volt.

Az angolperje Cd és ólomkoncentrációja még ebben a korai fejlődési stádiumban is, messze elmarad a takarmánykeverékekre vonatkozó Cd és Pb határértékektől az angolperjében mért Cd koncentráció 44 %-a, a Pb koncentráció pedig közel 28 %-a. Megállapítható tehát, hogy a kísérleti talajon nevelt angolperje takarmányozásra alkalmas.

A saláta króm koncentrációja 4-14%-a a talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható króm tartalmának, és több mint 16-68-szorosa a talajminták Lakanen-Erviö féle oldható króm tartalmának. Megállapítható, hogy a saláta króm felvétele kismértékű volt, amit a transzfer koefficiensek is alátámasztanak (0,04-0,14).

A saláta nikkeltartalma 1,69-5,98 mg/kg sz.a. közötti intervallumban változott.

A növények által a talajból felvett elemek mennyiségét vizsgálva a következő sorrendet állíthatjuk fel a saláta esetében: $\text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cr} \approx \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cd}$. Ez a sorrend az angolperjénél a következőképpen alakult: $\text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cd}$.

Meghatároztuk az egyes mikroelem nehézfémek transzfer koefficiensét is a kísérleti növények esetében. Megállapíthatjuk, hogy a talaj ún. „összes” nehézfém tartalmához viszonyított növényi koncentráció az egyes elemek esetében és növényenként is különböző volt. A legkevésbé „mobilisnak” a mangán bizonyult, amelynél az angolperje esetében

0,11 volt a transzfer koefficiens értéke, ennek háromszorosa volt a salátánál kapott érték. A transzfer koefficiensök közötti legkisebb különbséget a növények között a cinknél tapasztaltuk.

A toxikus nehézfémek közül a kadmiumnál kapott transzfer koefficiens értékek mindkét növénynél meghaladták az egyet, tehát ezek között a körülmények között megállapítható a növényi Cd akkumuláció. A kadmium rendkívül „mobilis” elemnek bizonyul a talaj-növény rendszerben, amit még jelentősen befolyásolnak a növények élettani sajátosságai is. Megállapíthatjuk, hogy a saláta leveleiben közel 5-szörös volt a kadmium koncentrációja, mint a talajban. A saláta nagymértékben képes akkumulálni a szövegeiben ezt a toxikus elemet. A növényi elemfelvételt a talaj „összes” elemtartalmán kívül számos tényező, talajtulajdonság befolyásolhatja. A salátánál kapott transzfer koefficiens értékek felhívják a figyelmet arra, hogy kis kadmium tartalmú, gyengén savanyú talajokon is akkumulálódhat a saláta növényben ez a toxikus elem.

A vizsgált nehézfémek közül a króm és az ólom transzfer koefficiense volt a legkisebb, ezek az elemek bizonyultak a legkevésbé „mobilisnak” a talaj-növény rendszerben

Az eredményeink alapján megállapíthatjuk, hogy a talajokban a vizsgált nehézfémek mennyisége és a különböző adagú és kombinációjú műtrágyakezelések (NPK) között nem voltak igazolhatók tendenciájában következetes összefüggést mutató változások.

Az eredményeink azt igazolják, hogy a kísérletben az elmúlt 32 évben felhasznált, illetve a kijuttatott műtrágya mennyiségek hatására (N: 50-100-150-200-250 kg/ha/év dózisonak 1600-3200-4800-6400-8000 kg/ha; P₂O₅: 50-100-150-200 kg/ha/év dózisonak 1600-3200-4800-6400 kg/ha; K₂O: 100 kg/ha/év dózisonak 3200 kg/ha felel meg) a talajban jelentős nehézfém dúsulás nem igazolható. A vizsgált toxikus elemek esetében, melyek a foszfor műtrágya szennyező elemeiként is előfordulhatnak, nem tudunk igazolni összefüggést a műtrágya adagok és a talaj nehézfém tartalma között. Ebben meghatározó szerepe volt a kísérletben felhasznált műtrágyák minőségi mutatóinak (szennyező elem tartalom).

A toxikus elemek tápláléklánca kerülésének lehetősége szempontjából a Cd kiemelt figyelmet érdemel, mivel mind a szakirodalmi, mind a készhelyi talajokkal végzett kísérleti eredményeink alapján, rendkívül „mobilisnak” bizonyult a talaj-növény rendszerben. A tápláléklánca történő bekerülése szempontjából meghatározó lehet a Cd tartalmának ismeretén túl, a természetű növény nehézfémfelvételi sajátosságainak ismerete.

Eredményeink alapján a gyakorlati szakemberek számára javasoljuk továbbra is, hogy a felhasználásra kerülő műtrágyák megválasztásánál fontos szempont legyen a minél kisebb szennyező elem tartalom. Ennek a szempontnak az érvényesítése távlatilag is az élelmiszer biztonságot szolgálja.

8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetemet kifejezni mindazoknak, akik segítségemre voltak PhD disszertációm elkészítésében, és szakmai tanácsaikkal segítették a kutató munkám eredményességét.

Köszönetemet fejezem ki témavezetőimnek Dr. Lehoczky Évának, az MTA doktorának, intézetigazgató asszonynak, és Prof. Dr. Németh Tamásnak, az MTA levelező tagjának, intézetigazgató úrnak kutató munkám irányításáért, szakmai és emberi támogatásukat.

Köszönöm Dr. Debreczeni Béláné professzor asszonynak és Dr. Kismányoky Tamás professzor úrnak, hogy az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletekbe kutató munkámmal bekapcsolódhattam.

Köszönöm Baczó Gyöngyinek, az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet laboratóriumvezetőjének, a laboratóriumi vizsgálatokhoz nyújtott segítségét.

Köszönetemet fejezem ki a Pannon Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar Növényvédelmi Intézet Herbológiai és Növényvédőszer Kémiai Tanszék munkatársainak, Dr. Béres Imre volt tanszékvezetőnek, Nádasy dr. Ihárosi Erzsébetnek, Kárpátiné dr. Győrffy Katalinnak, Patyi Lászlónéak, Világos Lászlónénak, Hóbár Gabriellának, valamint Horváth Margitnak, akik a PhD képzés során mindvégig mellettem voltak és segítettek munkámat.

Köszönetemet fejezem ki a Zalaegerszeg és Térsége Többcélú Kistérségi Társulás Munkaszervezetének a PhD Disszertáció elkészítése során tanúsított türelmükért.

Köszönöm szüleimnek Kiss Endrének és Kiss Endrénének, akik biztattak és támaszt nyújtottak a nehéz helyzetekben egyaránt. Mindnek előtt köszönetemet fejezem ki férjemnek, Vér Szilárdnak, hogy egyetemi és a PhD tanulmányim alatt mindvégig kitartott mellettem és segítségemre volt kutatómunkámban is.

9. IRODALOMJEGYZÉK

1. **Adriano, D.C. (1986):** Trace elements in the terrestrial environment. In: Alloway B.J. (II. Eds.) Heavy metals in soils. Springer Verlag, New York.
2. **Alloway, B.J. (1995):** Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman & Hall, Wester Cleddens Road, Bishopbriggs, Glasgow G24 2NZ, UK. 368 pp.
3. **Alloway, W.H. (1968):** Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Advances in Agronomy*. 20 235-274.
4. **Baranyai F., Fekete A., Kovács I. (1987):** Magyarországi tápanyagvizsgálatok eredményei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 150 pp.
5. **Baule, B. (1920):** Prinzipielle Überlegungen zum Wachstumsgesetze der Pflanze. *Landw. Jb.* 54 493-504.
6. **Baule, B. (1953):** Über die Weiterentwicklung der Ertragsgesetze von Libig und Mitscherlich. *Z. Acker- u. Pflanzenbau*. 96 173-186.
7. **Belák S., Győri D., Sámsoni Z., Szalay S., Szilágyi M., Tóth A. (1970):** A mikroelemek felvételének tanulmányozása keszthelyi rétlápon. *Agrokémia és talajtan*. 19 26-38.
8. **Benson, N.R. (1968):** *Proc. Wash. State Hort. Ass.* 64: 1E-5E. Cit.: Lisk, D.J. 1972. Trace metals in soils, plants and animals. *Advances in Agronomy*. 267-326.
9. **Bergmann, W. (1958):** Methoden zur Ermittlung mineralischer Bedürfnisse der Pflanzen. *Handbuch der Pflanzenphysiologie* Springer Verlag. 3 37-89.
10. **Bergmann, W. (1966):** Die Mineralversorgung von Pflanzen und Tier. 85. 11-49.
11. **Bergmann, W. (1979):** Termesztett növények táplálkozási zavarainak előfordulása és felismerése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
12. **Bergmann, W. (1988):** Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. VEB Gustav Fischer Verlag. Jena.
13. **Blaskó L., Debreczeni Bné, Zsigrai Gy. (2003a):** A talajok kémhatása, humusztartalma, és kicserélhető kationjai a tartamkísérlet 32. évében. Műtrágyázás, talajsavanyodás és a meszezés összefüggései az OMTK kísérlethálózat talajain. Regiocon Kft. Kompolt. 225-274.
14. **Blaskó L., Zsigrai Gy. (2003b):** Műtrágyázás, talajsavanyodás és a meszezés összefüggései az OMTK kísérlethálózat talajain. Regiocon Kft. Kompolt. 366 pp.

15. **Bolan, N.S., Adriano, D.C., Curtin, D. (2003):** Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Adv. Agron.* 78 215-272.
16. **Búzás I. (1983):** A növénytáplálás zsebkönyve. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 232 pp.
17. **Chaminade, R. (1960):** Experimentation en petits vases de vegetation types d'essais pour tester l'efficacite des engrais humiques. *Annales Agronomiques*, 2 121-131.
18. **Chaminade, R. (1964):** Diagnostic des carances minerales du sol par L'experimentation en petites vases de vegetation. *Science du Sol*, 2 157-167.
19. **Chumbley, C.G. (1971):** A.D.A.S. Advisori Paper 10. 12. p. Cit.: Sharpley, A.N., Menzel, R.G. (1987): The impact of soil and fertilizers phosphorus on the environment. *Advances in Agronomy*. 41 297-324.
20. **Cochran, W.G., Cox, G.M. (1950):** Experimental design. John Wiley and Sons, New York.
21. **Csathó P. (1994):** A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. MTA Talajtani és Agrokémiiai Kutatóintézete, Budapest. 176 pp.
22. **Csillag, J., Lukács, A., Bujtás, K., Németh, T. (1998):** Impact of soil contamination and acidification on heavy metal concentrations in the soil solution. *Soil Pollution*. Agricultural University of Debrecen, Debrecen. 65-73.
23. **Davies, E.B. (1956):** Factors effecting molybdenum availability in soils. *Soil Science*. 81 209-221.
24. **Debreczeni B. (1988):** Kis agrokémiai útmutató. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
25. **Debreczeni B., Debreczeni Bné (1994):** Trágyázási Kutatások 1960-1990. Akadémiai Kiadó, Budapest. 411 pp.
26. **Debreczeni, Bné. (2000):** Effect of increasing fertilizer doses on the soluble P, Cd, Pb and Cr content of soils. *Comm. in Soil Science and Plant Analysis*, 31 1825-1835.
27. **Debreczeni Bné, Lehoczky É. (2002):** Tartamműtrágyázás hatása a talajok toxikus nehézfém tartalmára. XVI. Országos Környezetvédelmi Konferencia. Siófok. 180-187.
28. **Elek É., Búzás I., Nyiri L., Loch J. (1986):** Műtrágyázási Irányelvek és az üzemi számítási módszer. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiiai Központ, Budapest. Kézirat.
29. **Fekete A. (1988):** Nem esszenciális (toxikus) elemek a hazai talajokban. In: *Mikroelemek szerepe az agrárkörnyezetben*. 93-112.

30. **Filep Gy. (1988):** Talajkémia. Akadémiai kiadó, Budapest 291 pp.
31. **Filep, Gy. (1998):** Behaviour and fate of pollutants in soil. Soil pollution (Ed.: Filep, Gy.) Agricultural University of Debrecen. 301 pp.
32. **Filep, Gy., Dániel, P., Kovács, B., Loch, J. (1998):** Effect of various extractants and extractant/soil ratio on detected Cd, Cz and Pb concentration. Soil Pollution. Agricultural University of Debrecen, Debrecen. 113-123.
33. **Fischer, R.A. (1951):** The design of experiments. 6th ed. Oliver and Boyd, Edinburgh.
34. **Fodor L. (2000):** Nehézfémek akkumulációja a talaj-növény rendszerben. PhD Disszertáció. Keszthely, Hungary. 141 pp.
35. **Füleki Gy. (1988):** A talaj. Gondolat kiadó, Budapest. 128 pp.
36. **Füleki, Gy., Dukát, I. (1998):** Biotesting of soil heavy metal pollution. Soil Pollution. Agricultural University of Debrecen, Debrecen. 124-131.
37. **Győri D. (1971):** A mikrotápanyagok szerepe a talajtermékenység kialakulásában. Doktori értekezés, Keszthely.
38. **Győri D. (1975):** A környezetvédelem talajtani vonatkozásai. BME Továbbképző Intézete, Budapest. Kézirat. 79 pp.
39. **Győri D. (1984):** A talaj termékenysége. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 250 pp.
40. **Győri D. (1997):** A talaj és a környezet. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém. 108 pp.
41. **Győri, Z., Prokish, J. (1999):** Determination of the chromium content of Hungarian winter wheat. Journal of Agriculture and Food Chemistry. 47 2751-2754.
42. **Győri, D., Zirin, N.G. (1965):** Oszobennoszty dinamik Mn, Co, Cz, Zn, i Mo v szisztyeme pocsvarasztyenije. Agrohimia, 2 87-96.
43. **Győri, Z. et al., (1994):** Soil analyses in the Rothamsted Park Grass Experiments. Agrokémia és Talajtan. 43 319-327.
44. **Horváth, Sz., Lehoczky, É., Titkos, A. (2003):** Saláta növény kadmium felvételének vizsgálata tenyészedényes kísérletekben. In: Mikroelemek a táplálékláncban. (Szerk.: Simon L. és Szilágyi M.). Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 116-125.
45. **Jenne, E.A. (1968):** Controls on Mn, Fe, Co, Ni and Zn concentrations in soils and water. In: Trace Inorganics in Water (Ed.: Baker, R.A.) Adv. Chem. Sor. 73 337-387.
46. **Kabata-Pendias, A., Ponder, H. (1984a):** A termőtalajok degradációjának veszélye Lengyelországban. Agrokémia és Talajtan. 33 539-544.

47. **Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1984b):** Trace elements in soil and plants. CRC Press. Inc. Boca Raton, Florida.
48. **Kabata-Pendias, A., Ponder, H. (2001):** Trace elements in soil and plants (3rd edition). CRC Press LLC. Inc. Boca Raton, New York, Washington, D.C.
49. **Kádár I. (1991):** A tartamtrágyázási kísérletek történetéről és jelentőségéről. *Agrokémia és Talajtan.* 40 (1-2) 285-296.
50. **Kádár I. (1992):** A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI. Budapest. 398 pp.
51. **Kádár I. (1995a):** A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete, Budapest. 388 pp.
52. **Kádár I. (1995b):** Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. *Növénytermelés.* 42 185-190.
53. **Kádár I., Daood H. (2003):** Mikroelem-terhelés hatása a sóskára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 52 (1-2) 93-104.
54. **Kádár I., Daood H., Radics L. (2001a):** Mikroelem-terhelés hatása a spenótra karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* 50 335-352.
55. **Kádár I., Kastori R. (2003):** Mikroelem-terhelés hatása a repcére karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* 52 331-346.
56. **Kádár I., Koncz J., Radics L. (2001b):** Mikroelem-terhelés hatása a céklára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* 50 315-334.
57. **Kádár, I., Morvai, B., Szabó, L. (1998):** Phytotoxicity of heavy metals in long-term field experiments. *Soil Pollution.* Agricultural University of Debrecen, Debrecen. 138-143.
58. **Kádár I., Németh T. (2003a):** Mikroelem-szennyezők kimosódásának vizsgálata szabadföldi terheléses tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan.* 52 315-330.
59. **Kádár I., Németh T. (2003b):** Mikroelemek kilúgzása meszes csernozjom talajon. *Mikroelemek a táplálékláncban.* (Szerk.: Simon L., Szilágyi M.). Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 134-149.
60. **Kádár I., Pálvölgyi L. (2003):** Mikroelem-terhelés hatása a napraforgóra karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 52 (1-2) 79-92.
61. **Kádár I., Prokisch J. (2000):** Mikroelem-terhelés hatása a burgonya termésére és elemtartalmára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* 49 447-464.

62. **Karkaliné Horváth Zs., Patócs B. (1990):** Különböző gyártmányú foszfor műtrágyák Cd tartalma és talajaink kadmium tartalmának alakulása közötti összefüggések. In: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Szerk.: Csathó, P. MTA TAKI. 13-15.
63. **Karpova, E.A., Potatueva, Ju.A. (1990):** Kadmiy v Pocsvah, Rasztenijah, Udobrenijah. Him. Szelszk. Hozj. 2 44-47.
64. **Kismányoky T., Balázs J., Záborszky S. (2003):** A műtrágyázás és a mészállapot összefüggései Ramann-féle barna erdőtalajon. Regiocon Kft. Kompolt. 69-77.
65. **Kiss Zs., Lehoczky É., Németh T., Baczó Gy. (2002a):** Nehézfém tartalom vizsgálatok keszthelyi tartamkísérletekben. Tartamkísérletek, Tájtermesztés, Vidékfejlesztés nemzetközi Konferencia. 1 197-202.
66. **Kiss, Zs., Lehoczky, É., Németh, T., Baczó, Gy. (2003):** Effect of a long-term fertilization experiment on heavy metal uptake by ryegrass and lettuce. 14th International Symposium of Fertilizers. 1 343-349.
67. **Kiss Zs., Németh T., Lehoczky É. (2002):** Talajok nehézfém tartalmának vizsgálata műtrágyázási tartamkísérletben. Környezeti ártalmak és a légzőrendszer. XII. kötet. Hévíz. 205-213.
68. **Kloke, A., Sauerbeck, D.R., Vetter, H. (1994):** In: Changing Metal Cycles and Human Health, Nriagu, J. ed., Springer-Verlag, Berlin. 113.
69. **Lakanen, E., Erviö, R. (1971):** A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. Acta Agro-n. Finn. 12 223-232.
70. **Láng I. (1993):** Környezetvédelmi Lexikon I-II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
71. **Lehoczky É. (2002):** Kadmium és ólom mobilitásának vizsgálata a talaj-növény rendszerben. Környezeti ártalmak és a légzőrendszer. Hévíz. XII. kötet. 259-267.
72. **Lehoczky É., Debreczeni Bné (2003):** A talajok oldható réz- és cink tartalmának vizsgálata műtrágyázási tartamkísérletekben. III. Növénytermesztési Tudományos Nap. Proceedings. 401-406.
73. **Lehoczky, É., Debreczeni, K., Tóth, Z. (2003):** Change of some properties and nutrient content of soils as affected by fertilization. 14th International Symposium of Fertilizers. Fertilizers in context with resource management in agriculture. Volume II. Proceedings. 569-576.

74. **Lehoczky, É., Marth, P., Szabados, I., Palkovics, M., Lukács, P. (2000):** Influence of soil factors on the accumulation of cadmium by lettuce. *Commun. of Soil Sci. and Plant Anal.* 31 (11-14) 2425-2431.
75. **Lehoczky, É., Marth, P., Szabados, I., Szomolányi, A. (1998a):** Effect of liming on the heavy metal uptake by lettuce. *Agrokémia és Talajtan.* Tom.47 (1-4) 229-234.
76. **Lehoczky, É., Németh, T., Kiss, Zs., Szalai, T. (2002):** Cadmium and Lead Uptake by Ryegrass, Lettuce and White Mustard Plants on Different Soils. *Agrokémia és Talajtan.* 51 201-210.
77. **Lehoczky, É., Szabados, I., Marth, P. (1996):** Cd content of plants as affected by soil Cd concentration. *Comm. in Soil Science and Plant Analysis.* 27 (5-8) 1765-1777.
78. **Lehoczky, É., Szabó, L., Horváth, Sz. (1998b):** Cadmium uptake by lettuce (*Lactuca sativa* L.) in different soils. *Comm. in Soil Science and Plant Analysis,* 29 (11-14) 1903-1912.
79. **Lehoczky, É., Szabó, L., Horváth, Sz., Albrecht, G., Marth, P., Szabados, I. (1998c):** Effect of different soil pH on the Cd uptake by plants. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.,* 456 409-415.
80. **Lisk, D.J. (1972):** Trace metals in soils, plants and animals. *Adv. Agron.* 24 267-325.
81. **Loch J. (1983):** Agrokémia. In: Loch J., Nosticzius Á.: *Alkalmazott kémia.* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 17-197.
82. **McGrath, S.P., Zhao, F.J., Lombi, E. (1995):** Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Academic Press. Advances in Agronomy.* 75 3-56.
83. **MÉM NAK (1978):** Műtrágyázási irányelvek és üzemi számítási módszer. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ, Budapest.
84. **Mertz, W. (1967):** *Federation Proc.* 26. pp. 186-193. In.: Allaway, W.H. (1968): Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Advances in Agronomy.* 20 235-274.
85. **Mitchell, R.L. (1955):** In: *Chemistry of the soil.* (Ed.: Bear, F.E.). 320-368. p. Reinhold, New York. Cit: Lisk, D.J. (1972): Trace metals in soils, plants and animals. *Advances in Agronomy.* 24 267-326.
86. **Németh, T., Kádár, I. (1991):** Macro and micronutrients in Hungarian Soils. In: *Proc. IGBP Symp.,* (Ed.: Pais I.) KÉE. Budapest. 19-52.

87. **Németh, T. et al. (1993):** Mobility of some heavy metals in soil-plant system studied on soil monoliths. *Water Sci. Tech.* 28 389-398.
88. **Nyilasi J. (1980):** Szervetlen kémia. Gondolat Kiadó, Budapest. 339 pp.
89. **Osztóics Ané et al., (2001):** Az algériai nyersfoszfát és a szuperfoszfát hatásának vizsgálata II. A foszfortrágyák hatása a vörös here termésére és foszfortartalmára tenyészedényes kísérletben. *Agrokémia és Talajtan.* 50 (3-4) 247-266.
90. **Osztóics E., Csathó P., Magyar M., Baczó Gné, Radimszky L. (2003):** Az algériai nyersfoszfát és a szuperfoszfát hatásának vizsgálata III. A talajtulajdonságok, a foszforforma és a foszforadag hatása a vörös here Cd., Cr- és Sr koncentrációjára tenyészedényes kísérletben. *Agrokémia és Talajtan.* 5 (3-4) 363-382.
91. **Page, A.L. (1974):** Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural land. U.S. Environ. Prot. Agency, Nat Environ. Res. Center, Cincinnati. Ohio. 97 pp.
92. **Pais I. (1980):** A mikrotápanyagok szerepe a mezőgazdaságban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
93. **Pais I. (1984):** Mikroelemek jelentősége a mezőgazdasági termelésben kutatásuk helyzete a világban. Kertészeti Egyetem Kiadványa. 224 pp.
94. **Pálmai O. (2004):** Élelmiszer biztonság és agrokémizálás. Előadás. Győri Dániel professzor 80. Születésnapja tiszteletére rendezett ünnepi tanácskozás. 2004. június 10. Keszthely.
95. **Robinson, W.O., Edgington, G., Byers, H.G. (1935):** U.S. Dept. Agr. Tech. Bull. 471. In.: Allaway, W.H. (1968): Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Advances in Agronomy.* 20 235-274.
96. **Roemer, Th. (1930):** Der Feldversuch. 3. Aufl. Deutsche Landw. Ges., Berlin.
97. **Sarkadi J. (1975):** Műtrágyaigény becslésének módszerei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 251 pp.
98. **Schmidt R., Szakál P., Kalocsai R., Barkóczi M., Giczi Zs. (2003):** N-oldat, valamint a Cu és Zn kezelés hatása az őszi búza hozamára és nyersfehérje tartalmára. Mikroelemek a táplálékláncban. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 183-192.
99. **Shuman, L.M. (1991):** Chemical forms of Micronutrients in Soils. In: *Micronutrients in Agriculture* ed. J.J. Mortvedt. SSSA. 125-132.
100. **Sigmond E (1904):** Mezőgazdasági Chemia. A Magyar Chemiai folyóirat. Kir. Magy. Természettudományi Társulat, Budapest. 188 pp.

101. **Sillanpää, M. (1982):** Micronutrients and the nutrient status of soils: A global study. FAO Sils Bulletin 48, Rome.
102. **Simon, L. (1998):** Cadmium accumulation and distribution in sunflower plant. J. Plant Nutrition 21 341-352.
103. **Simon, L. (2001):** Effects of natural zeolite and bentonite on the phytoavailability of heavy metals in chocory. In: Environmental Restoration of Metals Contaminated Soil (ed. Iskander, I.K.) Chapter 13, Lewis Publiser, Boca Raton. 261-271.
104. **Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleky, Gy. (1999):** Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 379 pp.
105. **Stefanovits, P. (2001):** Előadás a 80. éves születésnap alkalmából. Gödöllő.
106. **Sváb J. (1981):** Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
107. **Szabó, L. (1999):** Effect of some micropolluants on the soil. 5th International Conference on the Biogeochemistry of trace elements Vienna, Austria, Trace Element Research, Vienna, Austria. 974-976.
108. **Szabó, L., Fodor, L. (2001):** Effect of microelement treatments on soil and crops on a brown forest clay soil. 37th Croatian Symposium on Agriculture, Ed.: Kovacevic, V., Osijek, 196 pp.
109. **Szabó L., Fodor L. (2003a):** Növények toxikuselem-tartalmának változása szabadföldi tartamkísérletben. Mikroelemek a táplálékláncban. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 213-220.
110. **Szabó, L., Fodor, L. (2003b)** Role of Long-Term Field Experiments with Trace Elements in the Environmental Research in the North Hungarian Region. 14th International Symposium of Fertilizers. Fertilizers in context with resource management in agriculture. Debrecen, Hungary. Proceedings, Volume 2 441-449.
111. **Szabó L., Tamás J., Tóth P., Kovács E., Fodor L. (2003):** Ólom-szennyezés migrációjának vizsgálata talajokon. Mikroelemek a táplálékláncban. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 221-228.
112. **Szabó S.A., Regiusné Mócsényi Á., Győri D., Szentmihályi S. (1987):** Mikroelemek a mezőgazdaságban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
113. **Szalai, T., Lehoczky, É., Nyárai, F.H., Holló, S., Csathó, P. (2002):** The available microelement content of soil in a long-term nutrient supply experiment. Communications in Soil Science and Plant Analysis. Vol. 33 (15-18) 3251-3260.

114. **Szalay S., Sámsoni Z., Szilágyi M. (1970):** Összehasonlító vizsgálatok néhány magyarországi lápterület és ásványi talaj flórájának mikroelem tartalmáról. *Agrokémia és Talajtan.* 19 13-26.
115. **Szűcs M., Szűcs Mné (2003):** Mezőföldi talajok KCl+EDTA kivonószerezrel oldható mikroelem tartalmának hosszú idő alatt bekövetkezett változása. *Agrokémia és Talajtan.* 52 305-314.
116. **Tölgyesi Gy. (1969):** A növények mikroelem-tartalma és ennek mezőgazdasági vonatkozásai. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.* 187 pp.
117. **Vermes L. (1994):** A talajszennyezés és néhány kérdése. *Talajvédelem.* II. évf. 2 86-93.
118. **10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM e.r.:** A felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről. *Magyar Közlöny, 2000/53. szám.* Budapest. 3156-3168.
119. **8/2001. (I.26.) FVM Rendelet:** A termésknövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról. *Magyar Közlöny, 2001/9. szám.* Budapest. 458-523.
120. **50/2003 (V.9.) FVM Rendelet:** A termésknövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról szóló 8/2001. (I.26.) FVM rendelet módosításáról. *Magyar Közlöny, 2003/49. szám.* Budapest. 4342-4349.

10. TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

1. táblázat A talajszennyeződés legfontosabb forrásai (Vermes, 1994)
2. táblázat A különböző ásványok elemösszetétele és stabilitása
3. táblázat A termélnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról. 8/2001. (I.26.) 3. számú melléklet, FVM rendelet
4. táblázat A termélnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról szóló 8/2001. (I.26.) FVM rendelet módosításáról 50/2003. (V. 9.) szóló FVM rendelet
5. táblázat Különböző származási helyű P-műtrágyák Cd tartalma (Karpova és Potatueva, 1990 in Csathó, 1994)
6. táblázat A műtrágyák toxikus elemtartalmának vizsgálata (Pálmai, 2004)
7. táblázat Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet helyei és talajtípusai
8. táblázat A keszthelyi Műtrágyázási Tartamkísérlet talajának ásványi összetétele, % (Stefanovits et al., 1999)
9. táblázat. A Keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet fontosabb fizikai kémiai paraméterei (Debreczeni és Debreczeni Bné., 1994).
10. táblázat Az Egységes Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek növényi sorrendje a AB18-as kísérletben
11. táblázat A kísérletben alkalmazott műtrágyakezelések
12. táblázat Az angolperjével végzett tenyészedényes kísérletre vonatkozó időpontok
13. táblázat A salátával végzett tenyészedényes kísérletre vonatkozó időpontok
14. táblázat Az angolperjével végzett tenyészedényes kísérletben a vetéssel egy időben kijutatott NPK műtrágya dózisok
15. táblázat Az angolperjével végzett tenyészedényes kísérletben a vágások után kijutatott N műtrágya dózisok
16. táblázat A salátával végzett tenyészedényes kísérletben a vetéssel egy időben kijutatott NPK műtrágya dózisok
17. táblázat A pázsitfű félék családja és az angolperje mikroelem összetétele (Tölgyesi, 1969)
18. táblázat A fészkes virágzatúak és a saláta mikroelem összetétele (Tölgyesi, 1969)
19. táblázat Az angolperje és a saláta nehézfém koncentrációja a kezelések átlagában
20. táblázat Az angolperje és a saláta transzferoefficiensei a kezelések átlagában
21. táblázat Az angolperje és a saláta nehézfém felvétele a kezelések átlagában

11. ÁBRÁK JEGYZÉKE

1. ábra A műtrágya-felhasználás Magyarországon, mezőgazdasági területre vetített NPK hatóanyag kg/ha
2. ábra Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek Magyarországon
3. ábra A keszthelyi B18-as kísérlet elrendezése
4. ábra A keszthelyi B18-as kísérlet talajának humusz
5. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható réz tartalma
6. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható cink tartalma
7. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható mangán tartalma
8. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható kadmium tartalma
9. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö oldható ólom tartalma
10. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható króm tartalma
11. ábra A kísérleti talajok cc.HNO₃+cc.H₂O₂ és Lakanen-Erviö féle oldható nikkel tartalma
12. ábra Az angolperje friss biomassza tömegének alakulása vágásonként
13. ábra Az angolperje száraz biomassza tömegének alakulása vágásonként
14. ábra Az angolperje réz koncentrációjának alakulása a vágásonként
15. ábra Az angolperje réz felvétele vágásonként, µg/t.e.
16. ábra Az angolperje cink koncentrációjának alakulása a vágásonként
17. ábra Az angolperje cink felvétele vágásonként, µg/t.e.
18. ábra Az angolperje mangán koncentrációjának alakulása a vágásonként
19. ábra Az angolperje mangán felvétele vágásonként, µg/t.e.
20. ábra Az angolperje kadmium koncentrációjának alakulása a vágásonként
21. ábra Az angolperje kadmium felvétele vágásonként, µg/t.e.
22. ábra Az angolperje ólom koncentrációjának alakulása a vágásonként
23. ábra Az angolperje ólom felvétele vágásonként, µg/t.e.
24. ábra Az angolperje króm koncentrációjának alakulása a vágásonként

25. ábra Az angolperje króm felvétele vágásonként, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$
26. ábra Az angolperje nikkell koncentrációjának alakulása a vágásonként
27. ábra Az angolperje nikkell felvétele vágásonként, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$
28. ábra A saláta friss és száraz biomassa tömege kezelésenként
29. ábra A saláta réz koncentrációja kezelésenként
30. ábra A saláta által felvett réz mennyisége, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$
31. ábra A saláta cink koncentrációja kezelésenként
32. ábra A saláta által felvett cink mennyisége, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$
33. ábra A saláta mangán koncentrációja kezelésenként
34. ábra A saláta által felvett mangán mennyisége, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$
35. ábra A saláta kadmium koncentrációja kezelésenként
36. ábra A saláta által felvett kadmium mennyisége, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$
37. ábra A saláta ólom koncentrációja kezelésenként
38. ábra A saláta által felvett ólom mennyisége, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$
39. ábra A saláta króm koncentrációja kezelésenként
40. ábra A saláta által felvett króm mennyisége, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$
41. ábra A saláta nikkell koncentrációja kezelésenként
42. ábra A saláta által felvett nikkell mennyisége, $\mu\text{g}/\text{t.e.}$

12. MELLÉKLETEK JEGYZÉKE

1. sz. melléklet A talajok „összes” kioldható elemek szennyezettségi (B) határértékei a 10/2000. (VI. 2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendelet 2. számú melléklete alapján
2. sz. melléklet Egyes mezőgazdasági és ipari felhasználású anyagok toxikus nehézfém tartalma (Lisk, 1972 in Csható, 1994)
3. sz. melléklet A kísérleti talajminták pH értéke a kísérlet beállítását követő 28. és 32. évében
4. sz. melléklet A vizsgált talajminták humusz tartalma
5. sz. melléklet A kísérleti talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható esszenciális nehézfém tartalma
6. sz. melléklet A kísérleti talajminták $\text{cc.HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ oldható toxikus nehézfém tartalma
7. sz. melléklet A kísérleti talajminták Lakanen-Erviö féle oldható esszenciális nehézfém tartalma
8. sz. melléklet A kísérleti talajminták Lakanen-Erviö oldható toxikus nehézfém tartalma
9. sz. melléklet Az angolperje az első és a második vágásának biomassza tömeg mérési eredményei
10. sz. melléklet Az angolperje a harmadik és negyedik vágásának biomassza tömeg mérési eredményei
11. sz. melléklet Az angolperje réz koncentrációja és felvétele vágásonként
12. sz. melléklet Az angolperje cink koncentrációja és felvétele vágásonként
13. sz. melléklet Az angolperje mangán koncentrációja és felvétele vágásonként
14. sz. melléklet Az angolperje kadmium koncentrációja és felvétele vágásonként
15. sz. melléklet Az angolperje ólom koncentrációja és felvétele vágásonként
16. sz. melléklet Az angolperje króm koncentrációja és felvétele vágásonként
17. sz. melléklet Az angolperje nikkel koncentrációja és felvétele vágásonként
18. sz. melléklet Az angolperje első vágásának transzfer koefficiensei elemenként
19. sz. melléklet A saláta Cu, Zn, Mn koncentrációja és felvétele
20. sz. melléklet A saláta Cd, Pb, Cr, Ni koncentrációja és felvétele
21. sz. melléklet A saláta transzfer koefficiensei elemenként

13. MELLÉKLETEK

A talajok „,összes” kioldható elemek szennyezettségi (B) határértékei a

10/2000. (VI. 2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendelet 2. számú melléklete alapján

Elem	A	B	C ₁	C ₂	C ₃	K _i
Réz	30	75	200	300	400	K2
Cink	100	200	500	1000	2000	K2
Mangán	-	-	-	-	-	-
Kadmium	0,5	1	2	5	10	K1
Ólom	25	100	150	500	600	K2
Stroncium	-	-	-	-	-	-
Króm „összes”	30	75	150	400	800	K2
Króm VI.	*k	1	2,5	5	10	K1
Nikkel	25	40	150	200	250	K2

Jelmagyarázat: A: háttér koncentráció; B: szennyezettségi határérték; C₁: fokozottan érzékeny; C₂: Érzékeny; C₃: Kevésbé érzékeny terület; K_i Lehet K1 és K2: a kockázatos anyag minősítése a az Európai Gazdasági Közösség által kiadott „ Tanács 80/86 (1979. XII. 17.)” számú irányelv függelékének figyelembe vételével

MSZ 21470 – 50: AAS,

Egyes mezőgazdasági és ipari felhasználású anyagok toxikus nehézfém-tartalma (Lisk, 1972)

Elem	Mészke	20%-os szuperfoszfát	Szennyvíziszap	Szén	Kőolaj	Városi levegő
			mg/kg			$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Cd	0,04	7,3-170	KH	0,2-0,5	0,0015-0,018	0-0,017
Pb	9	7-92	1690	2-20	-	-
Cr	11	66-243	1400	5-60	-	0-0,048
Ni	20	7-32	40	10-50	49-345	0,001-0,064

A kísérleti talajminták pH értéke a kísérlet beállítását követő 28. és 32. évében

Kezeléskód	28. év	32. év	32. év
	pH _{KCl}	pH _{KCl}	pH _{H₂O}
000	6,37	6,00	5,81
530	5,51	5,18	6,33
101	5,86	5,78	6,16
111	6,25	5,83	6,23
121	6,04	5,57	6,05
201	5,76	5,30	5,91
211	5,97	5,76	6,30
221	6,25	6,00	6,48
301	6,06	5,68	6,15
311	5,81	5,70	6,18
321	5,92	5,59	6,18
331	5,51	5,54	5,98
411	5,69	5,42	6,29
421	6,39	5,86	6,34
431	5,79	5,29	5,80
441	6,01	5,25	5,98
521	5,85	5,83	6,30
531	5,55	4,93	5,48
541	5,83	5,55	5,95
442	6,06	5,52	5,94
542	5,70	5,27	5,78
Szd _{5%}	1,54	1,44	1,26

3.3.1. A vizsgát talajminták humusz tartalma

Kezeléskód	Humusz %
000	2,00
530	1,96
101	1,98
111	2,02
121	2,04
201	2,12
211	1,92
221	2,06
301	2,01
311	2,05
321	1,98
331	2,09
411	1,98
421	2,00
431	2,09
441	2,01
521	2,00
531	2,16
541	1,96
442	1,98
542	2,13
Szd _{5%}	0,23

A kísérleti talajminták cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható esszenciális nehézfém tartalma

Kezelés kód	Cu	Zn	Mn
	mg/kg talaj		
000	16,50	60,38	718,25
530	16,03	58,88	717,00
101	16,63	62,18	732,75
111	16,58	62,00	753,00
121	16,15	66,75	724,75
201	15,78	57,35	712,00
211	16,45	61,00	730,50
221	16,20	59,78	709,50
301	17,48	67,20	762,25
311	16,70	61,63	744,50
321	16,05	60,45	740,50
331	16,53	60,95	724,75
411	16,30	58,58	706,00
421	15,48	57,75	697,00
431	15,55	56,58	703,25
441	16,55	61,13	747,00
521	16,43	62,00	709,75
531	16,30	61,35	745,25
541	15,83	57,98	718,00
442	16,67	61,83	728,25
542	16,30	71,25	746,00
Szd _{5%}	1,28	10,35	65,58

A kísérleti talajminták cc.HNO₃+H₂O₂ oldható toxikus nehézfém tartalma

Kezelés kód	Cd	Pb	Cr	Ni
	mg/kg talaj			
000	0,1900	20,75	40,05	31,48
530	0,2135	20,63	38,98	31,88
101	0,1930	21,70	38,53	31,50
111	0,2060	21,50	39,10	31,20
121	0,1925	21,35	40,13	31,28
201	0,1858	22,73	39,43	31,00
211	0,1930	21,33	40,28	32,18
221	0,2050	20,23	38,50	31,40
301	0,2188	21,33	39,25	30,93
311	0,2095	21,83	39,78	30,65
321	0,2153	20,70	40,03	31,45
331	0,2103	21,78	39,75	31,95
411	0,2005	25,50	40,03	31,75
421	0,2103	20,45	38,45	30,95
431	0,1893	22,03	37,95	30,30
441	0,2005	21,60	38,45	30,55
521	0,1980	20,38	40,28	32,88
531	0,1955	24,10	39,73	31,13
541	0,2103	20,35	39,30	30,33
442	0,2155	23,83	38,93	30,98
542	0,2248	22,40	39,65	31,05
Szd _{5%}	0,03	5,72	2,96	2,20

A kísérleti talajminták Lakanen-Erviö féle oldható esszenciális nehézfém tartalma

Kezelés kód	Cu	Zn	Mn
	mg/kg talaj		
000	4,32	1,89	337,25
530	3,72	1,37	310,25
101	4,22	1,78	327,75
111	4,28	1,73	349,25
121	3,93	2,20	313,75
201	3,76	1,45	303,25
211	4,18	1,76	332,00
221	4,13	1,58	337,50
301	4,66	1,61	346,75
311	4,60	1,98	366,50
321	4,07	1,40	318,50
331	4,18	2,28	334,00
411	4,15	1,46	320,25
421	3,92	1,66	330,50
431	3,79	1,35	310,75
441	4,33	2,24	348,00
521	4,07	2,21	335,50
531	3,96	1,74	309,25
541	4,07	2,09	307,25
442	4,09	2,04	317,00
542	4,40	1,88	330,25
Szd _{5%}	0,82	0,93	65,85

A kísérleti talajminták Lakanen-Erviö oldható toxikus nehézfém tartalma

Kezelés kód	Cd	Pb	Cr	Ni
	mg/kg talaj			
000	0,1022	8,35	0,094	4,39
530	0,0860	7,86	0,098	4,33
101	0,0990	6,89	0,092	4,32
111	0,1025	8,34	0,109	4,68
121	0,1053	8,22	0,097	4,19
201	0,0825	8,93	0,074	4,11
211	0,0943	8,47	0,078	4,42
221	0,0988	7,71	0,095	4,49
301	0,1030	8,06	0,115	4,85
311	0,1060	8,92	0,098	4,93
321	0,0903	7,41	0,087	4,36
331	0,0875	8,89	0,102	4,67
411	0,0883	8,73	0,083	4,44
421	0,1005	8,01	0,084	4,52
431	0,0913	8,50	0,107	4,35
441	0,1080	8,37	0,110	4,81
521	0,0860	7,46	0,089	4,54
531	0,0880	8,90	0,105	4,44
541	0,0910	7,06	0,104	4,52
442	0,0965	7,64	0,096	4,59
542	0,1010	8,77	0,116	4,78
KH**	0,01	0,10	0,01	0,02
Szd _{5%}	0,02	2,53	0,04	0,93

**KH<: kimutatási határérték alatt

*KH: kimutatási határérték

Az angolperje az első és a második vágásának biomassa tömeg mérési eredményei

kezelés kód	1. vágás			2. vágás		
	friss tömeg	száras tömeg	víz tartalom	friss tömeg	száras tömeg	víz tartalom
	g/t.e.*		%	g/t.e.		%
000	10,00	1,42	85,82	2,67	0,44	83,34
101	11,90	1,39	88,29	1,89	0,43	77,37
111	12,83	1,57	87,80	4,94	0,53	88,60
121	12,73	1,50	88,15	4,38	0,54	87,32
201	13,22	1,58	88,08	3,75	0,57	84,15
211	13,24	1,56	88,23	3,71	0,56	84,70
221	14,24	1,64	88,49	3,36	0,52	85,00
301	14,32	1,65	88,57	4,15	0,61	85,64
311	13,85	1,61	88,30	3,72	0,56	84,74
321	13,99	1,61	88,51	3,81	0,59	84,15
331	15,09	1,62	89,29	3,45	0,53	84,56
411	14,30	1,73	87,92	4,42	0,64	85,76
421	15,44	1,78	88,55	4,59	0,66	85,30
431	15,70	1,80	88,53	3,91	0,63	84,22
441	15,82	1,86	88,22	4,55	0,68	85,01
521	16,52	1,93	88,35	4,57	0,68	85,26
531	15,60	1,84	87,85	3,91	0,57	85,51
541	15,43	1,80	88,38	4,37	0,63	85,46
Szd _{5%}	2,58	0,34	1,59	2,33	0,36	5,04

*t.e.: tenyészedény

Az angolperje a harmadik és negyedik vágásának biomassza tömeg mérési eredményei

kezelés kód	3. vágás			4. vágás		
	friss tömeg g/t.e.	száraz tömeg	víz tartalom %	friss tömeg g/t.e.	száraz tömeg	víz tartalom %
000	1,89	0,33	81,28	0,52	0,23	61,69
101	2,19	0,47	78,01	1,01	0,32	70,77
111	2,48	0,52	78,83	1,30	0,38	65,79
121	2,75	0,58	78,72	1,59	0,47	70,26
201	3,21	0,66	79,30	1,70	0,46	68,67
211	3,30	0,66	80,37	1,27	0,40	64,19
221	3,05	0,65	78,42	1,54	0,42	70,18
301	4,12	0,86	79,08	2,09	0,53	74,15
311	3,73	0,81	78,08	1,56	0,43	64,28
321	3,60	0,76	78,59	1,33	0,43	67,54
331	2,78	0,65	72,93	1,62	0,45	70,41
411	4,65	0,99	78,74	2,04	0,56	67,27
421	4,60	0,97	78,30	2,07	0,55	60,04
431	4,35	0,91	79,17	2,23	0,59	70,29
441	4,94	1,04	78,68	1,50	0,57	51,61
521	4,85	1,04	78,10	2,50	0,62	74,67
531	4,59	0,98	78,25	2,27	0,58	72,55
541	4,71	1,01	78,69	1,99	0,56	69,48
Szd _{5%}	1,76	0,34	5,02	1,32	0,28	20,05

Az angolperje réz koncentrációja és felvétele vágásonként

Kezelés kód	1. vágás		2. vágás		3. vágás		4.vágás	
	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett
	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.
000	9,92	14,07	7,75	3,28	6,58	2,12	7,11	1,69
101	13,59	19,32	9,81	4,07	7,42	3,49	7,42	2,50
111	16,78	24,47	9,85	4,79	6,66	3,56	6,59	2,45
121	11,94	17,83	9,32	4,80	6,62	3,79	7,75	3,63
201	11,73	18,17	10,04	5,43	7,64	4,90	8,44	3,91
211	12,48	19,44	9,93	5,34	6,32	4,15	6,90	2,76
221	20,55	31,33	10,19	4,76	6,82	4,26	8,11	3,43
301	19,64	30,09	10,54	5,85	7,14	6,02	7,52	3,99
311	18,58	29,62	10,59	5,60	6,65	5,19	6,77	2,92
321	13,36	21,24	10,55	6,03	6,69	5,11	7,19	3,13
331	16,18	25,63	10,03	5,28	6,56	4,27	6,99	3,16
411	14,13	24,22	10,68	6,40	6,74	6,56	7,50	4,21
421	13,08	22,89	11,10	7,01	7,32	7,11	7,36	4,09
431	15,18	27,02	11,34	6,50	7,95	7,09	7,31	4,35
441	12,25	22,68	10,39	6,73	7,40	7,60	8,00	4,42
521	14,55	28,21	10,88	7,22	7,27	7,70	7,08	4,55
531	15,05	27,54	11,75	6,57	7,74	7,78	8,03	4,73
541	13,65	24,13	11,73	7,21	7,59	7,65	7,38	4,14
Szd _{5%}	8,85	11,80	2,37	2,73	1,23	2,51	1,41	2,37

Az angolperje cink koncentrációja és felvétele vágásonként

Kezelés kód	1. vágás		2. vágás		3. vágás		4.vágás	
	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett
	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.
000	28,825	40,20	38,75	15,60	24,23	6,93	25,90	4,64
101	32,13	45,84	28,43	12,83	24,38	11,18	21,45	7,31
111	33,53	53,31	37,10	21,16	25,15	14,03	25,35	9,50
121	33,28	50,24	33,25	19,76	24,15	14,42	26,28	12,44
201	30,23	48,32	34,18	20,67	25,23	17,40	26,90	12,53
211	30,60	48,00	30,03	17,55	28,65	20,20	32,65	13,16
221	32,53	53,28	29,55	15,42	28,93	18,70	24,00	10,72
301	38,75	63,27	30,43	20,59	22,93	21,17	26,68	14,37
311	34,38	55,37	32,70	19,31	21,55	17,62	23,18	9,92
321	30,90	49,96	28,75	18,33	20,23	16,41	23,38	9,95
331	33,80	54,26	30,48	16,40	24,33	16,19	23,33	10,68
411	34,63	60,38	33,58	21,87	21,90	22,47	25,53	14,31
421	30,43	55,09	31,48	22,73	22,60	23,26	27,15	13,87
431	32,75	59,63	33,28	21,85	22,80	21,75	23,63	14,17
441	32,80	61,29	32,25	23,24	22,87	25,06	28,28	16,40
521	30,00	58,69	28,40	19,34	22,73	23,45	21,25	13,65
531	35,03	64,99	33,80	18,90	22,62	23,42	27,03	16,55
541	28,60	51,98	29,03	19,67	27,20	27,67	22,30	12,93
Szd _{5%}	8,16	20,86	11,86	17,25	12,32	15,53	8,04	8,97

Az angolperje mangán koncentrációja és felvétele vágásonként

Kezelés kód	1. vágás		2. vágás		3. vágás		4. vágás	
	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett
	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.
000	71,15	100,09	149,00	64,71	308,00	99,11	341,00	77,92
101	67,18	92,90	123,75	53,94	224,25	103,40	268,50	88,77
111	109,58	178,62	210,53	128,80	298,25	160,86	334,50	120,84
121	83,15	124,34	165,28	101,04	237,75	137,42	274,50	125,24
201	94,43	149,58	159,03	95,54	191,50	128,67	249,00	110,59
211	77,68	121,76	112,18	64,44	193,25	124,69	248,75	99,25
221	89,40	147,57	133,53	72,32	244,50	164,91	278,50	118,63
301	93,05	156,08	160,50	115,58	181,50	157,62	245,00	131,08
311	68,28	110,00	90,85	51,59	155,25	121,20	240,00	89,57
321	83,58	134,00	126,73	74,71	187,75	144,21	268,50	112,29
331	65,08	106,19	89,45	49,13	148,00	94,27	192,00	81,69
411	65,27	111,72	80,47	48,37	116,70	115,42	234,50	129,89
421	89,73	160,22	131,58	93,20	166,50	162,23	246,75	131,80
431	89,35	164,39	123,78	85,79	122,30	115,61	203,70	125,19
441	92,13	174,84	137,28	103,60	138,25	148,72	269,50	160,24
521	71,58	140,96	99,20	68,94	116,96	107,89	205,25	127,30
531	53,93	99,88	106,85	57,25	96,96	99,05	189,75	119,38
541	62,67	111,39	91,08	58,00	111,28	113,72	186,75	111,72
Szd _{5%}	27,26	61,92	72,77	84,28	68,31	80,27	92,75	85,31

Az angolperje kadmium koncentrációja és felvétele vágásonként

Kezelés kód	1. vágás		2. vágás		3. vágás		4. vágás	
	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett
	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.
000	0,13	0,1932	0,11	0,05	0,16	0,05	0,20	0,02
101	0,17	0,25	0,14	0,07	0,19	0,10	0,20	0,07
111	0,22	0,34	0,25	0,15	0,28	0,16	0,23	0,09
121	0,21	0,32	0,19	0,11	0,26	0,16	0,23	0,11
201	0,22	0,35	0,22	0,13	0,27	0,19	0,23	0,11
211	0,20	0,32	0,13	0,08	0,19	0,13	0,21	0,08
221	0,19	0,31	0,19	0,09	0,23	0,15	0,18	0,08
301	0,20	0,34	0,21	0,15	0,24	0,23	0,27	0,15
311	0,18	0,29	0,14	0,08	0,20	0,17	0,20	0,09
321	0,20	0,32	0,18	0,11	0,22	0,17	0,19	0,09
331	0,21	0,34	0,21	0,11	0,24	0,16	0,18	0,08
411	0,23	0,40	0,22	0,15	0,23	0,24	0,23	0,13
421	0,28	0,50	0,30	0,20	0,28	0,28	0,27	0,15
431	0,25	0,44	0,38	0,22	0,32	0,30	0,31	0,18
441	0,26	0,48	0,36	0,24	0,31	0,33	0,28	0,17
521	0,25	0,49	0,33	0,23	0,26	0,27	0,20	0,14
531	0,30	0,57	0,37	0,20	0,33	0,22	0,30	0,19
541	0,24	0,44	0,33	0,22	0,28	0,30	0,24	0,16
Szd _{5%}	0,08	0,19	0,13	0,13	0,13	0,18	0,14	0,11

Az angolperje ólom koncentrációja és felvétele vágásonként

Kezelés kód	1. vágás		3. vágás		4. vágás	
	koncentráció mg/kg sz.a.	felvett µg/t.e.	koncentráció mg/kg sz.a.	felvett µg/t.e.	koncentráció mg/kg sz.a.	felvett µg/t.e.
000	1,08	1,53	0,86	0,29	0,53	0,10
101	1,75	2,56	0,84	0,37	0,98	0,16
111	1,65	2,52	0,71	0,38	1,10	0,36
121	1,23	1,84	0,54	0,31	0,60	0,28
201	1,48	2,27	1,54	0,93	0,86	0,39
211	1,35	2,17	1,05	0,78	0,90	0,35
221	1,84	2,99	0,71	0,42	0,99	0,41
301	1,74	2,86	1,72	1,36	0,59	0,22
311	1,49	2,36	0,57	0,50	0,48	0,15
321	1,40	2,21	0,67	0,52	0,38	0,17
331	1,61	2,59	0,42	0,26	0,56	0,22
411	1,87	3,22	1,18	1,17	0,76	0,38
421	1,12	1,87	1,19	1,56	0,69	0,26
431	1,35	2,55	1,36	1,27	0,45	0,26
441	0,88	1,67	0,60	0,76	0,42	0,21
521	0,96	1,86	0,82	0,68	0,60	0,30
531	1,10	2,03	0,90	0,85	0,32	0,18
541	1,13	1,99	1,10	1,10	0,53	0,32
Szd _{5%}	0,89	0,22	1,11	1,26	0,69	0,17

Az angolperje króm koncentrációja és felvétele vágásonként

Kezelés kód	1. vágás		2. vágás		3. vágás		4.vágás	
	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett
	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.
000	0,81	1,17	0,56	0,22	0,98	0,27	1,54	0,37
101	1,34	1,89	0,61	0,31	0,80	0,38	2,34	0,34
111	2,98	5,23	0,65	0,30	1,25	0,71	1,47	0,54
121	1,96	2,96	0,52	0,33	0,94	0,52	1,52	0,73
201	2,63	4,25	0,62	0,32	0,97	0,71	1,59	0,76
211	1,34	2,09	0,39	0,26	0,89	0,62	1,33	0,56
221	1,99	3,29	0,70	0,39	0,91	0,61	1,07	0,49
301	1,78	3,01	0,42	0,28	0,94	0,84	1,44	0,67
311	1,72	2,84	0,46	0,25	0,71	0,60	1,38	0,52
321	1,30	2,07	0,34	0,20	0,59	0,48	1,02	0,40
331	1,63	2,61	0,42	0,20	0,96	0,62	1,34	0,60
411	1,79	3,03	0,42	0,26	0,78	0,85	1,42	0,79
421	2,51	4,25	1,21	1,06	1,10	1,25	1,02	0,50
431	1,78	3,20	0,65	0,50	0,84	0,79	1,32	0,79
441	1,77	3,37	0,78	0,58	1,16	1,30	1,31	0,80
521	2,42	4,68	0,48	0,33	0,88	0,92	0,89	0,50
531	1,83	3,47	0,29	0,17	1,15	1,00	1,42	0,75
541	1,47	2,61	0,33	0,20	0,76	0,80	0,92	0,50
Szd _{5%}	1,47	2,89	0,61	0,66	0,67	0,81	1,17	0,49

Az angolperje nikkell koncentrációja és felvétele vágásonként

Kezelés kód	1. vágás		2. vágás		3. vágás		4.vágás	
	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett	koncentráció	felvett
	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.
000	2,54	3,62	5,23	2,34	2,65	0,92	5,14	1,41
101	3,25	4,64	4,22	2,08	2,10	1,06	4,25	1,20
111	5,12	8,32	5,06	3,03	2,59	1,49	4,28	1,66
121	3,82	5,74	4,60	2,75	2,71	1,63	4,93	2,33
201	4,47	7,09	5,04	3,07	3,28	2,32	5,25	2,48
211	3,36	5,24	4,42	2,52	2,53	1,69	4,23	1,65
221	3,63	5,93	4,32	2,29	2,40	1,56	4,17	1,81
301	4,21	7,05	4,37	3,01	3,18	3,06	5,65	3,02
311	3,45	5,62	3,96	2,36	2,38	2,05	4,51	2,14
321	3,30	5,32	4,03	2,54	2,50	2,03	4,31	1,96
331	3,78	6,14	4,26	2,33	5,59	1,72	4,48	2,11
411	1,27	7,36	4,79	3,10	3,21	3,31	6,66	3,68
421	5,14	9,31	5,17	3,81	3,10	3,26	5,05	2,91
431	4,38	7,98	5,80	3,78	3,45	3,34	6,13	3,91
441	1,46	8,44	5,40	3,79	3,55	3,89	5,91	3,48
521	4,22	8,20	4,67	3,21	3,09	3,33	5,43	3,75
531	5,55	11,00	5,98	3,28	3,49	3,64	6,65	4,24
541	3,76	6,84	4,57	3,12	2,86	3,07	5,39	3,24
Szd _{5%}	1,76	4,31	2,05	2,67	1,41	2,15	2,40	2,43

Az angolperje első vágásának transzfer koefficiensei elemenként

Kezelés kód	Cu	Zn	Mn	Cd	Pb	Cr	Ni
000	0,60	0,48	0,10	0,71	0,05	0,02	0,08
101	0,82	0,52	0,09	0,89	0,08	0,04	0,10
111	1,01	0,54	0,15	1,14	0,08	0,08	0,17
121	0,75	0,51	0,12	1,11	0,06	0,05	0,12
201	0,75	0,53	0,13	1,19	0,07	0,07	0,14
211	0,76	0,51	0,11	1,04	0,06	0,03	0,10
221	1,28	0,54	0,13	0,95	0,09	0,05	0,12
301	1,11	0,58	0,12	0,94	0,09	0,05	0,14
311	1,10	0,56	0,09	0,87	0,07	0,04	0,12
321	0,83	0,51	0,11	0,92	0,07	0,03	0,11
331	0,97	0,56	0,09	1,01	0,07	0,04	0,12
411	0,79	0,59	0,11	1,15	0,08	0,05	0,14
421	0,85	0,53	0,13	1,29	0,06	0,07	0,17
431	0,99	0,58	0,13	1,30	0,06	0,05	0,14
441	0,74	0,54	0,12	1,28	0,04	0,05	0,15
521	0,89	0,49	0,10	1,28	0,07	0,06	0,13
531	0,92	0,57	0,12	1,54	0,07	0,05	0,18
541	0,86	0,49	0,10	1,18	0,06	0,04	0,12

A saláta Cu, Zn, Mn koncentrációja és felvétele

Kezelés kód	Cu		Zn		Mn	
	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.a.	µg/t.e.
000	5,79	7,45	23,05	28,64	97,93	125,07
101	6,65	9,84	19,33	30,25	89,53	133,29
111	5,92	11,93	17,39	37,00	122,93	259,65
121	6,41	11,88	16,81	32,80	99,85	188,78
201	7,54	8,61	23,68	28,37	98,97	116,58
211	6,46	12,76	19,93	40,65	86,10	174,04
221	6,11	12,81	15,58	34,43	107,10	237,27
301	7,01	12,38	20,63	39,12	126,24	236,89
311	7,62	14,04	25,08	47,17	101,78	210,44
321	6,92	12,36	17,59	32,38	98,53	185,42
331	6,35	13,19	18,32	38,81	86,98	183,43
411	7,37	12,74	22,53	39,89	135,05	236,18
421	6,67	13,64	17,25	37,22	139,88	298,95
431	6,25	10,38	19,38	34,74	158,33	260,39
441	6,97	11,90	20,40	37,03	151,30	285,58
521	7,10	11,21	18,83	30,70	107,28	181,72
531	7,99	13,84	26,85	49,24	80,07	140,59
541	7,01	9,55	16,03	22,09	85,37	116,66
Szd _{5%}	1,07	5,07	10,87	28,81	60,44	173,57

A saláta Cd, Pb, Cr, Ni koncentrációja és felvétele

Kezelés kód	Cd		Pb		Cr		Ni	
	mg/kg sz.a.	µg/t.e.	mg/kg sz.	µg/t.e.	mg/kg sz.a	µg/t.e.	mg/kg sz.a	µg/t.e.
000	0,78	0,96	0,71	0,90	1,47	1,95	1,69	2,23
101	0,81	1,25	1,15	1,87	3,47	5,38	2,69	4,29
111	0,99	2,10	0,86	1,80	2,93	5,85	2,76	3,79
121	0,89	1,69	1,28	2,49	3,64	6,66	2,98	5,50
201	1,16	1,38	1,12	1,41	2,52	2,93	4,63	3,38
211	0,80	1,62	1,17	2,40	2,87	5,83	2,31	4,72
221	0,90	2,00	1,19	2,60	2,92	6,25	4,24	9,31
301	1,17	2,26	1,41	2,58	4,46	7,67	4,12	7,34
311	0,87	1,72	1,82	3,44	5,01	9,54	3,43	6,52
321	0,80	1,51	1,03	2,01	3,74	6,82	3,05	5,81
331	0,83	1,75	1,30	2,67	5,55	11,98	4,84	10,39
411	1,20	2,12	1,34	2,41	4,84	8,70	4,65	8,22
421	1,07	2,32	1,60	3,52	4,56	8,93	5,99	12,60
431	1,16	2,01	1,05	1,84	5,12	10,20	5,51	9,16
441	1,14	2,13	1,24	2,22	4,88	8,55	4,41	8,12
521	0,96	1,60	1,04	1,65	3,19	5,00	3,08	4,80
531	1,21	2,17	1,17	2,36	2,72	4,77	4,52	8,36
541	0,88	1,25	1,22	1,70	3,12	4,31	2,44	3,30
Szd _{5%}	0,58	1,60	0,79	2,00	2,82	6,21	2,62	6,32

A saláta transzfer koefficiensei elemenként

Kezelés kód	Cu	Zn	Mn	Cd	Pb	Cr	Ni
000	0,35	0,38	0,29	4,21	0,04	0,04	0,05
101	0,40	0,31	0,27	4,21	0,05	0,09	0,09
111	0,36	0,28	0,36	4,72	0,04	0,08	0,09
121	0,40	0,25	0,32	4,53	0,06	0,09	0,09
201	0,48	0,41	0,33	6,13	0,05	0,06	0,15
211	0,40	0,33	0,26	4,12	0,06	0,07	0,73
221	0,38	0,26	0,32	4,25	0,06	0,08	0,14
301	0,40	0,33	0,39	5,44	0,07	0,11	0,13
311	0,46	0,41	0,30	4,18	0,08	0,13	0,11
321	0,43	0,29	0,31	3,63	0,05	0,09	0,10
331	0,39	0,31	0,27	3,96	0,06	0,14	0,15
411	0,41	0,38	0,44	6,05	0,05	0,12	0,15
421	0,43	0,30	0,43	5,16	0,07	0,12	0,20
431	0,40	0,34	0,51	5,93	0,05	0,14	0,18
441	0,41	0,33	0,44	5,66	0,06	0,13	0,15
521	0,43	0,31	0,33	4,88	0,05	0,08	0,09
531	0,49	0,44	0,27	6,22	0,05	0,07	0,15
541	0,44	0,28	0,28	4,33	0,06	0,08	0,08