

Fémek bioakkumulációja növényekben: mikrokozmosz tesztek és szabadföldi kísérletek

<i>1. A növényi bioakkumuláció jellemzése</i>	3
<i>1.1. Bioakkumulációs kísérletek mikrokozmoszban és követésük integrált módszeregyüttessel</i>	5
<i>2. Kísérleti körülmények, anyagok és módszerek</i>	6
Mintavétel	6
A talajok előkészítése	6
A bioakkumulációs mikrokozmosz kísérlet	7
A bioakkumulációs mikrokozmosz kísérlet körülményei	8
A bioakkumulációs mikrokozmosz kísérlet követése	8
Talaj és növénytűminták előkészítése analízishez	9
Kémiai vizsgálatok	9
A bioakkumulációs kísérlet értékelése	10
Biológiai és környezettoxikológiai vizsgálati módszerek	10
<i>3. Bioakkumulációs mikrokozmosz kísérletek értékelése, eredmények</i>	12
<i>3.1. A gyöngyösesroszsi kiskertek szennyezettsége</i>	12
<i>3.2. A bioakkumulációs kísérletben szereplő talajok jellemzése</i>	16
<i>3.4. Növények növekedése és bioakkumulációja</i>	21
<i>3.5. A növények fémfelvételének értékelése: a biokoncentrációs faktorok</i>	35
<i>3.6. Az akkumuláció összehasonlítása fémek, növények és talajok szerint</i>	38
<i>3.7. A Gyöngyösesroszsi kiskertekből származó növénytűminták toxikus fémtartalma</i>	39
<i>3.8. A kiskertekből vett növénytűminták és a bioakkumulációs kísérlet eredményeinek összehasonlítása</i>	42
<i>4. A bioakkumulációs mikrokozmosz tesztek összefoglalása</i>	45

A talajban lejátszódó komplex folyamatok jellemzésére alkalmazott, fizikai-kémiai, biológiai és ökotoxikológiai módszereket magába foglaló módszeregyüttes jósága nemcsak az integráltan alkalmazott vizsgálati módszerek mennyiségétől és összetételétől függ, hanem az egyes módszerek valóság-tükröző képességétől is. A fizikai-kémiai módszerekkel kapott eredmények objektívek, de környezeti realitásuk és belőlük a hatásokra és kockázatokra vonatkoztatható információk rossz minőségűek. Az egyszerűbb biológiai és ökotoxikológiai módszerek az effektív hatást mutatják, de leegyszerűsített környezetben. A leegyszerűsített környezet pozitív hatása, hogy kiszűrhetünk egy sor zavaró tényezőt és olyan kölcsönhatást, amely elfedi a fő folyamatot, de egyúttal elveszítjük a szereplők közötti kölcsönhatások módosító hatásait, amelyek egyáltalán nem elhanyagolhatóak. Tehát a környezetben lejátszódó folyamatok nem mindig modellezhetőek egyetlen fajt alkalmazó tesztekkel, vagy egyetlen biológiai válasz mérésével.

A mikrokozmosz vagy mezokozmosz tesztek jelentenek megoldást, amelyek képesek megtartani a környezet komplexitását, de gondoskodnak a kontrollált körülményekről.

A fémek bioakkumulációja a növényekben tipikusan több változó és kölcsönhatás függvénye. Láthattuk korábbi eredményeinkből, hogy a kémiai módszerekkel mérhető fémtartalom, még a szelektív és többlépcsős kioldást alkalmazó módszerek eredményei sem mutatnak jó összefüggést a fémekkel szennyezett talaj toxicitásával, a kiszámíthatatlan kölcsönhatások (talaj–szennyezőanyag, szennyezőanyag–szennyezőanyag és szennyezőanyag–tesztorgnizmus pl. növény) miatt.

A kémiai analízissel meghatározott teljes fémtartalom nem mutatott összefüggést sem a mobilis fémtartalommal, sem a toxikus hatásokkal, a kémiai analízissel mért mobilis fémtartalom összefüggést mutatott a növényi toxicitással, de csak egynemű, azonos korú és eredetű szennyezőanyagokkal szennyezett területek esetén. Ez az összefüggés nem jelentkezett, ha eltérő korú és eredetű szennyeződések voltak a területen. A növényi toxicitást és a növényi akkumulációt ezért nehéz a kémiai eredmények alapján prognosztizálni. Egyszerű, egyetlen fajt alkalmazó biotesztek választ adhatnak a növényi toxicitásra és a bioakkumulációra.

Növényi toxicitási tesztekéről már korábban beszámoltunk, a következő fejezet a növényi bioakkumulációs tesztekkel foglalkozik.

A növényi bioakkumulációs mikrokozmosz tesztek teljes talajjal folytak, cserepekbe ültetett és idősor szerint mintázott növényekkel, hogy ezen kísérletek alapján információkat kapjunk a növényi bioakkumuláció részletkérdéseire és hogy kifejleszthessünk egy viszonylag

rövid ideig tartó bioakkumulációs tesztet, annak eldöntésére, hogy a kérdéses talajból egy adott növény felveszi-e a toxikus fémeket és mennyit.

A cserepekben lévő talajt és a beültetett növényeket mikrokozmosznak tekintjük, melyben nemcsak a talaj-növény kölcsönhatást vizsgálhatjuk, hanem a megváltozott környezeti paraméterek és a szennyezési folyamat hatását is. Kísérletsorozatunkban két jellemző és kockázatos folyamat vizsgálatát kombináltuk a növényi akkumuláció tesztelésével:

1. Talaj szennyeződése fémtartalmú hulladékkal
2. Talaj savanyodása.

Mindkét folyamat jellemző a gyöngyösoroszi modellterületünkön és várhatóan nagyban befolyásolja a növényi fémakkumulációt.

A mikrokozmosz tesztekben mért eredményeket szabadföldi növénykísérletekkel támasztottuk alá, és összehasonlítottuk a bioakkumuláció mértékét és sajátosságait.

1. A növényi bioakkumuláció jellemzése

A toxikus fémek hatása a fémek koncentrációján kívül nagyban függ a fém kémiai formájától (speciáció) a talaj vagy más mátrix tulajdonságaitól, szorpciós kapacitásától, a fémek összetételétől és egymással való kölcsönhatásától, a talaj (üledék) pH- és redoxviszonyaitól valamint élővilágától, a mikroorganizmusok és a növények genetikai és biokémiai adottságaitól.

A mikroorganizmusok meglepő gyorsasággal és intenzitással képesek alkalmazkodni a toxikus fémtartalomhoz, a növények valamivel nehezebben, de azok között is kialakulnak a fémtűrő és fémekre rezisztens fajok vagy változatok.

A növények fémtűrése egy sor mechanizmuson keresztül valósulhat meg. A fajeloszlás megváltozásával feldúsulnak a fémtűrő fajok, azokon belül pedig adaptív enzimek megjelenésével, mutációkkal, esetleg célszerű szimbiózissal (mikorrhizák) igyekeznek a növények adaptálódni a toxikus környezethez.

A növényekben (az állatokhoz hasonlóan) kialakulhatnak a fémek kiválasztásáért felelős, de a fémeket immobilizáló, biológiailag felvehetetlen vagy hatástalan formává alakító mechanizmusok is. A biológiai felvehetőség csökkentése történhet extracelluláris megoldásokkal, a gyökérszőrök külső membránjaihoz kötődő és a fémeket oldhatatlan formába vivő fehérjék segítségével (ezek lehetnek akár saját, akár szimbiionta gombák által termelt fehérjék), de történhet a fémek semlegesítése a sejten belül, a fém fehérjékhez kötésével és semleges raktárakba helyezésével.

Valamennyi itt felsorolt biokémiai megoldás túlélést biztosít a növénynek, de eltérő mértékű, gyakran jelentős kockázatot jelent a tápláléklánc felmenő tagjaira, a növényt fogyasztó állatra vagy az emberre.

A táplálékláncot leginkább veszélyeztető növényi megoldás a fémek fehérjékbe csomagolás utáni elraktározása a föld feletti növényi részekben. Ez a fajta bioakkumulációval egybekötött fém-semlegesítés a tápláléklánc mentén hatványozottan is jelentkezhet, a fém ún. biomagnifikáción eshet át, ezzel elviselhetetlenül nagy kockázatot jelent a táplálékláncok csúcsán lévő élőlényekre, a csúcsragadozókra és az emberre.

A kockázatok megítélése szempontjából igen fontos lenne tudni, megbecsülni, egyszerű módszerekkel kimérni a talaj-növény kölcsönhatás során potenciálisan a növénybe kerülő fémtartalmat.

A kockázat jellemzésére kémiai módszerekkel, különböző pH és redoxviszonyok között történő kioldásokkal igyekeznek frakcionálni a fémeket vagy szerves savas extrakcióval modellezni a növényi gyökerek oldó hatását. Ilyen modellező céllal született a Magyarországon is szabványosított Lakanen-Erviö féle kioldási módszer, amely acetát-puffer oldatot használ a talaj mobilis fémtartalmának extrakciójára. Korábbi munkánkban bemutattuk, hogy egyes fémek és talajok esetében a kémiai extrahálószer számára hozzáférhető és kioldható fémtartalom összefüggést mutat a talaj toxikus hatásával, más esetekben viszont nem. Összefüggés akkor létezik, ha a talaj homogén és a szennyezettség azonos korú és típusú szennyezőanyagtól ered, vagyis, ha a szennyezést okozó fém speciációja nem mutat heterogenitást. Ilyenkor a toxikus fémek kémiai és a biológiai hozzáférhetősége arányos egymással.

Amennyiben egy területet különböző eredetű és korú szennyezőanyagok szennyeznek és a pH is heterogenitást mutat, akkor nem várható szoros összefüggés a kémiai kioldás után meghatározott fémtartalom és a káros hatás között.

A koncentráció és hatás közötti korreláció hiánya mind laboratóriumi tesztekben, mind pedig szabadföldről gyűjtött talaj- és növényi minták vizsgálatokor gyakori.

A probléma részleteinek vizsgálatára és egy alkalmas bioakkumulációs teszt (lehetőleg gyorseszteszt) kidolgozásának előkészítésére a módszeregyüttessel végzett kutatásaink utolsó fázisában az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

1. A növényi bioakkumuláció milyen tényezőktől függ a szabadföldön
2. A növényi bioakkumuláció milyen tényezőktől függ laboratóriumi bioakkumulációs kísérletekben,
3. Friss szennyeződés hogyan hat a talaj fémtartalmára és a növényi bioakkumulációra,

4. A talaj savasodása hogyan hat a mobilis fémtartalomra és a növényi bioakkumulációra,
5. Hogyan lehetne egy viszonylag gyors, olcsó és könnyen kivitelezhető bioakkumulációs tesztet megvalósítani egyes talaj–növény párok kockázatának jellemzésére.

1.1. Bioakkumulációs kísérletek mikrokozmoszban és követésük integrált módszeregyüttessel

Különböző zöldségfélékkel végeztük a bioakkumulációs kísérleteket egymástól eltérő talajokban. A talajok kísérleti modellterületünkről a Toka-patak völgyéből, Gyöngyösorosziból származnak. A Gyöngyösorosziban előforduló tipikus esetek közül az előzetes mérések alapján két talajt választottunk ki további vizsgálatra: egy közepesen szennyezett, zöldségtermesztésre használt kiskert és egy kevésbé szennyezett kert talaját. A kertek kiválasztására közel 20 kiskert talajának és növényeinek több éven át történt felmérése után került sor.

A szennyeztelen kerttalajt tipikus bányászati hulladékkal, nagy fémtartalmú meddőközzel szennyeztük, mesterségesen. Ezzel a területen előforduló kockázatos folyamatot, a hulladék talajhoz keveredését modelleztük. Összehasonlításként ionos formájú nehézfémekkel mesterségesen szennyezett talajt is vizsgáltunk.

A szennyezett kerttalajban a környezet savanyodását is modelleztük és a savanyodás hatására bekövetkező fiziko-kémiai és hatásbeli változásokat követtük mérésekkel.

A kísérletbe bevont zöldségfélék a következők voltak: metélőhagyma, sóska, sárgarépa, petrezselyem. Ezek a növények előzetes vizsgálatok és irodalmi adatok alapján akkumulálják a nehézfémeket. Kiválasztási szempont volt, hogy a növények között legyenek olyanok, amelynek a hajtását fogyasztják és olyanok, amelyeknek a gyökerét.

A bioakkumulációs kísérleteket cserepekben, kontrollált fény mennyiséget és hőmérsékletet biztosító klímakamrákban végeztük, a nedvességtartalmat manuálisan pótoltuk.

Az eredmények értékelése során integrált módszeregyüttessel vizsgáltuk az eredeti és a mesterségesen szennyezett és savanyított talajokban bekövetkező fémtartalom változást és ennek hatását a növényi fémfelvételre. A fémtartalom kémiai analitikai meghatározására kétféle kivonási eljárás után került sor: a királyvizes feltárás (teljes fémtartalom) és acetátpufferes (Lakanen-Erviö: mobilis fémtartalom) kioldás után. A fémfelvételt a növények fémtartalmának kémiai analitikai mérésével követtük és a talajban kimutatható fémtartalmakkal hasonlítottuk össze.

Két növény esetén (metélőhagyma és sóska) a tenyészidő alatt több időpontban is volt alkalmunk mintát venni, így a fémfelvétel időbeli változását is nyomon tudtuk követni.

A talajok és a növények fémtartalma alapján biokoncentrációs faktort ($BCF = C_{\text{fémnövény}} / C_{\text{fémtalaj}}$) határoztunk meg, melyeket összehasonlítottuk talajok, növények és fémek szerint.

A talajszennyezettség hatását más módon is vizsgáltuk: a kísérlet során nyomon követtük a talaj élőcsíraszámának alakulását, és a hatás mérésére ökotoxikológiai tesztek alkalmaztunk. Az akut toxicitást növényi csírázásgátlási és gyökérnövekedési tesztekkel mértük. A kísérlet végén pedig összehasonlítottuk a növények száraz tömegét is.

A bioakkumulációs kísérleteket metodikailag is értékeltük, olyan szempontból, hogy bioakkumulációs tesztté fejleszthetőek-e.

2. Kísérleti körülmények, anyagok és módszerek

Ebben a fejezetben ismertetjük a mintavételt, a talaj- és növényminták kémiai, vizsgálatát, illetve az alkalmazott biológiai és környezettoxikológiai vizsgálati módszereket, továbbá részletesen bemutatjuk a klímaszobás kísérlet kivitelezésének körülményeit.

Mintavétel

A mikrokozmosz és a bioakkumulációs tesztekhez felhasznált két talaj GyöngyöSOROSZIBÓL származik. Az egyik talaj egy patak menti kiskertből, a Kossuth u. 14. számú ház kertjéből származik, a pataktól körülbelül 10 m-re. A másik a pataktól 400 m-re lévő kertből (Móricz u. 45.). A két talaj jelölése a továbbiakban K14 és M45. A mintákat 2002. szeptember 18.-án vettük.

A mintavétel során az MSZ 21470-1 szabvány szerint jártunk el. 5 mintavételi pontból átlagmintát képeztünk. A mintákat a talaj felső 10 cm-es rétegéből vettük.

A talajok előkészítése

A talajokat mintavétel után egy hétig szárítottuk szobahőmérsékleten, a nagyobb rögöket aprítottuk.

Az M45 talajhoz mátraszentimrei és károlytárói meddőközet kupacokból származó közetet kevertünk, illetve mesterségesen szennyeztük 6 nehézfémű vizes oldatával a B határérték 5-szörösének megfelelő mennyiségekkel (a jelük: M45, M45+m, M45+5B). A meddőközetet aprítás után kevertük a talajhoz. A szennyezett modelltalaj összesen 7,08 %-ban tartalmaz meddőanyagot. Az 1. táblázat tartalmazza a mesterséges szennyezéshez felhasznált bányászati hulladékok mennyiségét.

1. táblázat: A szennyezett modelltalaj mennyiségi összetétele

M45 talaj	Mátraszentimrei meddőközet				Károlytárói meddőközet
kg					
13,5	0,289	0,139	0,451	0,265	1,5

Ionos formájú nehézfémekkel szennyezéskor a Gyöngyösorosoziban jellemző fémeket vettük alapul: As, Cu, Zn, Pb, Cd, Hg. A fémeket a B határérték ötszörösének megfelelő mennyiségben adtuk a talajhoz vizes oldat formájában. Az adatok a 2. táblázatban találhatóak.

2. táblázat: Az M45+5B talaj fémsó szennyezettsége

Fém	5*B határérték (mg/kg)	Fémsó	Hozzáadott mennyiség (g/15 kg)
As	75	Na ₂ HAsO ₄ *8H ₂ O	4,954
Cd	5	C ₄ H ₆ O ₄ Cd*2H ₂ O	0,178
Cu	500	Cu(NO ₃) ₂ *3H ₂ O	28,513
Hg	2,5	HgCl ₂	0,051
Pb	500	Pb(NO ₃) ₂	11,589
Zn	1250	ZnCl ₂	39,089

A sókat oldékonyságuktól függően 1–3 cm³ vízben oldottuk és szórófejjel oszlattuk el talajba keverés közben.

A K14 jelű talajjal a savanyodást modelleztük két különböző pH-t beállítva, (a talajok jele: K14, S1, S2). A talajok savanyítását kénsav hozzáadásával értük el. A talajszuszpenzióhoz a kénsavat növekvő mennyiségben adagoltuk, majd egy ill. két nap állás után mértük a pH-t. Az egy pH egységgel történő csökkentéshez végül 1,8 mol/dm³-es kénsavoldatból 25 ml-t adtunk 1 kg talajhoz (Savas1 = S1), ami a vízhez szükséges érték 90 000-szerese, a másodikhoz 70 ml/kg-ot adtunk ugyanebből az oldatból (Savas 2 = S2; 252 000-szeres).

A bioakkumulációs mikrokozmosz kísérlet

A talajokat 1 kg-os műanyag cserepekbe osztottuk szét. A kísérletek jellemzőit a 3. táblázatban foglaltuk össze.

3. táblázat: Bioakkumulációs mikrokozmosz kísérletek jellemzői

M45, M45+m, M45+5B	K14, S1, S2
Növények	
Sóska (<i>Rumex acetosa</i>) – Pallagi nagylevelű	Sóska (<i>Rumex acetosa</i>) – Pallagi nagylevelű
Petrezselyem (<i>Petroselinum crispum</i>) – Korai cukor	Petrezselyem (<i>Petroselinum crispum</i>) – Korai cukor
Sárgarépa (<i>Daucus carota</i>) – Nantesi	
Metélőhagyma (<i>Allium schoenoprasum</i>) – Kínai m.h.	
Kísérlet kezdete	
2002. november 5.	2002. november 27.
Párhuzamos minták száma	
három	kettő

Sóskából, petrezselyemből, sárgarépből 100-100 magot vetettünk cserepenként, metélőhagymából 50-et. A magokat kb. másfél cm mélyre ültettük azokba a cserepekbe, ahol ritkán nőttek a növények, 2002. november 22.-én újabb magokat vetettük.

A bioakkumulációs mikrokozmosz kísérlet körülményei

A kísérlet helyszíne a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet Mikrobiológiai osztályának klímaszobája volt, mely meghatározott hőmérsékletet és fényviszonyokat biztosított. A szükséges vízmennyiség kiszámításához átlagoltuk a talajok mérésével meghatározott maximális vízfelvételét, és irodalmi javaslat alapján ennek 70 %-ával öntöttük 1-2 naponta (decemberben két hétig 3 naponta). Ez $300 \text{ cm}^3/\text{kg}$ -ot jelentett. Tápanyag pótlásként 3-3 ml 50 g/l-es $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ -oldatot adtunk minden cseréphez, amikor hiánytünetek (levélfoltosodás) jelentkeztek: december 16.-án, és január 9.-én. Az egyes talajokba ültetett növényeket és a kísérletek és ismétlések számát a 4. táblázat mutatja.

4. táblázat: A bioakkumulációs mikrokozmoszok elrendezése M45 talajjal

M45 s1	M45+m s1	M45+5B s1	M45+m p2	M45+5B p2	M45 p2	M45+5B h3	M45 h3	M45+m h3
M45 r1	M45+m r1	M45+5B r1	M45+m h2	M45+5B h2	M45 h2	M45+5B p3	M45 p3	M45+m p3
M45 p1	M45+m p1	M45+5B p1	M45+m r2	M45+5B r2	M45 r2	M45+5B r3	M45 r3	M45+m r3
M45 h1	M45+m h1	M45+5B h1	M45+m s2	M45+5B s2	M45 s2	M45+5B s3	M45 s3	M45+m s3

Jelölések: s = sóska, r = sárgarépa, p = petrezselyem, h = metélőhagyma. 1,2,3: párhuzamosok száma

5. táblázat: A bioakkumulációs mikrokozmoszok elrendezése M14 talajjal

K14 s1	S2 s2	S1 p2
S1 s1	K14 s1	S2 p2
S2 s1	S1 p1	K14 s2
S2 p1	S1 s2	K14 s2

Jelölések: s = sóska, p = petrezselyem. 1,2,3: párhuzamosok száma

A bioakkumulációs mikrokozmosz kísérlet követése

A csírázás kezdete után a kicsírázott magvakat kétnaponta számoltuk, amíg ki nem alakult a végleges csírázási szám. Mértük a növények cserepenkénti átlagméretét az M45 és M45m-be ültetett növények esetén az ültetés után 30 nappal, a K14 és az S1, S2, savval kezelt talajokban az ültetés után 23 nappal.

Sóska esetén 3 mintavételi időpont volt: 2003. január 9., 2003. január 30. és 2003. február 19. Az idősebb leveleket úgy szedtük le, hogy mindegyik sóskatón 2-3 fiatal levél maradjon.

Metélőhagymából 4 időpontban vettünk mintát: 2002. december 18., 2003. január 9., 2003. január 30. és 2003. február 19. A talaj felszínétől körülbelül 3 cm-re vágtuk le a hajtást. A petrezselyem és sárgarépa növényeket január 30.-án gyűjtöttük be. A hajtásokat és a gyökereket külön választottuk.

Talaj és növényminták előkészítése analízishez

A talajmintákat 40°C-os szárítószekrényben 36 órán át szárítottuk, majd porítottuk. Az így előkészített talajmintákkal végeztük az ökotoxikológiai vizsgálatokat, illetve kerültek kémiai analízisre.

A növénymintákat leszedés után desztillált vízzel mostuk, majd aprítottuk. A mintákat 40°C-os szárítószekrényben 36 órán keresztül szárítottuk, majd porítottuk.

Kémiai vizsgálatok

A talaj összes toxikus fémtartalmának analitikai meghatározása

A toxikus fémek kivonása királyvizes feltárással történt az MSZ 21470-50 szabvány szerint. A fémtartalmat ICP-MS analitikai eljárással határozták meg az USA 6020 szabvány (USA EPA) szerint a Bálint Analitikai Kft laboratóriumában.

A talaj mobilis fémtartalmának analitikai meghatározása

A talajból a mobilis – kémiaileg és biológiailag hozzáférhető, azaz a növény által is felvehető – toxikus fémeket Lakanen-Erviö féle kivonással MSZ 21470-50 szabvány szerint, híg pufferoldattal (ammónium-acetát, ecetsav, EDTA) vonjuk ki. A mérését a Fejér Megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat Talajvédelmi Laboratóriuma (Velenca) végezte.

A talaj fizikai, kémiai jellemzőinek mérése

A Fejér Megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat Talajvédelmi Laboratóriumában (Velenca) elvégzett vizsgálatok:

- pH (KCl)
- talaj Arany-féle kötöttsége (KA)
- összes só
- CaCO₃
- humusz
- Na, Ca, Mg
- P₂O₅, K₂O, (NO₃+NO₂)-N, NH₄-N, SO₄-S,

Növények kémiai vizsgálata

Királyvizes feltárás után a növények toxikus fémkoncentrációját ICP-MS analitikai eljárással határozták meg USA 6020 szabvány (USA EPA) szerint. A kiskertekből vett növényi minták elemzését szintén a Bálint Analitikai Kft laboratóriumában végezték. A klímaszobás kísérletből származó növénymintákat a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetben elemezték.

A bioakkumulációs kísérlet értékelése

Az eredmények értékeléséhez egy tényezős variancia analízist alkalmaztunk, három párhuzamos minta eredményéből (Sváb, 1981).

A talaj és növény fémtartalma alapján biokoncentrációs faktort számítottunk:

$$\text{BCF} = \text{koncentráció}_{\text{növény}} / \text{koncentráció}_{\text{talaj}}$$

Biológiai és környezettóxicológiai vizsgálati módszerek

A biológiai és környezettóxicológiai vizsgálati módszerek jelen kutatási projekt során kidolgozott vagy módosított eljárások, tehát még nem szabványosított módszerek. Jelentőségük abban áll, hogy az analitikai módszerekkel mért nehézfém koncentrációk által szemléltetett fizikai-kémiai hozzáférhetőséget kiegészítik a biológiai hozzáférhetőségre vonatkozó információval, amely a talaj toxikus hatásában benne foglaltatik. Jelenleg nem is létezik olyan módszer, amellyel tökéletesen lehetne modellezni, például a növény nehézfémfelvételét. Az ökotóxicológiai tesztek áthidalják a fenti problémákat.

A környezettóxicológiai vizsgálatokat légszáras talajmintákkal végeztük, az élősejt koncentrációk meghatározásánál friss (nedves) talajt használtunk.

Baktérium koncentráció meghatározása talajban, hígítási lemezöntéses módszerrel

Az eljárás alapelve az, hogy a mikroorganizmusokat különböző koncentrációban tartalmazó talajszuszpenziókból a baktériumokat a számukra megfelelő tápanyagokat tartalmazó közegre (esetünkben húslé-agar) visszük, majd kedvező hőmérsékleti körülmények közt termosztálva hagyjuk, hogy minden sejtből telep fejlődjen. Ezeket megszámlálva információt nyerhetünk a mikroorganizmusok sejtkoncentrációjáról a vizsgált talajban.

A vizsgálat menete: a vizsgálandó talajból alapsuszpenziót készítettünk 1 g (nedves) talajminta 9 cm³ steril vízben történő elosztatásával, 30 perc rázatással. Ebből hígítási sor készül. A várható sejtszámnak megfelelő hígításokból 0,1 cm³-t oltunk Petri-csészébe, húslé-agar táptalajra. A húslé-agar tápközeg átlátszó, így a kifejlődött telepek jól felismerhetők.

Ezek megszámlálásával tájékoztató értéket kapunk a telepképző earob heterotróf sejtek koncentrációjáról a talajban. Az eredményt db sejt/gramm nedves talaj mértékegységben adjuk meg. Minél több a telep, annál kisebb a hibalehetőség, azonban annál nehezebb a számlálás. A módszer feltételezi azt, hogy a különböző hígításokból kivett leoltandó térfogatok hűen reprezentálják magát a hígítást. Ez kellően nagyszámú számlálás mellett statisztikailag teljesíthető. Három egymást követő hígításból számoltuk, majd átlagoltuk a telepeket.

Fém-tűrő sejtek számának meghatározása hígítási lemezöntéssel

A módszer megegyezik az élősejtszám meghatározásnál leírtakkal, de itt a hígítási sorból a 10^1 és a 10^2 hígítás került leoltásra. Nehézfém-tartalmú oldatot adtunk a húslé-agarhoz ezzel biztosítva a szelekciós nyomást és azt, hogy csak a nehézfém-tűrő sejtek fejlesszenek telepet. A tápagar a B határérték 3-szorosának megfelelő koncentrációban tartalmazott nehézfémet:

Cd – 3 mg/kg
 Hg – 1,5 mg/kg
 Pb – 300 mg/kg
 Cu – 300 mg/kg
 Zn – 750 mg/kg

A talajok toxicitásának mérése növényi tesztorganizmusokkal

Gyökér-, illetve szárnövekedés gátlást háromféle növényi tesztorganizmussal mértünk: *Sinapis alba* (fehér mustár), *Lactuca sativa* (saláta), *Lepidium sativum* (kerti zsázsa). A teszthez a fehér mustárra kidolgozott, direkt érintkeztetési módszert alkalmaztuk.

A talajokból hígítási sort készítünk standard talaj (kontroll) alkalmazásával. A hígítási sor: 5 g, 2,5 g, 1,25 g, 0,625 g, 0,313 g. A kontroll: OECD standard talaj. A kontroll mintából és a vizsgálandó talajokból 5-5 g-ot Petri-csészébe mérünk, egyenletesen szétterítjük, majd vízzel benedvesítjük (5 cm^3). Minden benedvesített talajmintára 20-20 db mustármagot helyezünk laza, szabályos elrendezésben, majd a Petri-csészéket lefedjük. Az így előkészített mintákat $25 \text{ }^\circ\text{C}$ -on, sötét helyiségben tartjuk. 72 óra elteltével mérjük a kicsírázott magok gyökér-, illetve szárhosszát.

Kiértékelés menete: a kontroll talajra adjuk meg a gyökernövekedés-gátlás (X_{gy}) és a szárnövekedés-gátlás (X_{sz}) %-ban kifejezett értékeit.

$$X_{gy} = \frac{L_{gyk} - L_{gym}}{L_{gyk}} \cdot 100$$

$$X_{sz} = \frac{L_{szk} - L_{szm}}{L_{szk}} \cdot 100$$

Jelölések:

X_{gy} , X_{sz} : gyökernövekedés- és a szárnövekedés-gátlás [%]

$L_{\text{gyk}}, L_{\text{szk}}$: kontroll talajon nőtt gyökérhossz, illetve szárhossz átlaga [mm]

$L_{\text{gym}}, L_{\text{szm}}$: talajmintán nőtt gyökérhossz, illetve szárhossz átlaga [mm]

A talajminták hígításai alapján meghatározhatjuk a 20 %-os illetve 50 %-os gátlást okozó talajmennyiségeket, azaz az ED_{20} -at és az ED_{50} -et. Az értékelés során a tömény mintákra kapott gátlási százalékot is összehasonlíthatjuk, ha a toxicitás kicsi, emiatt a gátlás az ED_{20} és ED_{50} értéket el sem éri.

3. Bioakkumulációs mikrokozmosz kísérletek értékelése, eredmények

A talajmintákból összes és mobilis fémtartalmat határoztunk meg kémiai analízissel. A táblázatokban félkövér számokkal kiemeltük a határértéket meghaladó értékeket. A határértékek a 10/2000.(VI.2.) Köm-Eüm-FVM-KHM együttes rendeletében találhatóak, a „B” a szennyezettségi határértéket jelenti.

Az összfémtartalmat királyvizes feltárás után mértük. A mobilis frakciót a Lakenen-Erviö-féle feltárással hozzáférhető fémkoncentrációval jellemezzük, melyet az MSZ 21470-50 szabvány szerint határoztunk meg. Ezzel az eljárással kivont toxikus fémtartalom közelebb áll ahhoz, amit a növények fel tudnak venni, de ez sem tökéletes modell. A mobilis fémtartalmat minden minta esetén megadjuk koncentrációértékben (mg/kg) és az összfémtartalomra vonatkoztatott százalékos mennyiségben is.

Megjegyezzük, hogy a kétféle kivonással kapott fémtartalom nem azonos a speciációval, vagyis a fémformák kémiai azonosításával és azok eloszlásának vizsgálatával, de összefügg azzal és a különböző kivonatokban mérhető koncentrációk abszolút és egymáshoz viszonyított értékei praktikus szempontból jól használható eredményt adnak.

3.1. A gyöngyösoroszi kiskertek szennyezettsége

A mintákat 2002. július 30.-án vettük Gyöngyösoroszi belterületén, a patak menti szennyezett kiskertekből, és a pataktól távolabbi (kb. 500 m) kertekből referenciaként. Minden mintavételi pontnál vettünk növénymintákat, illetve a növények alól talajmintát. A talajokból toxikus és mobilis fémtartalmat határoztunk meg.

Talajok összes toxikus fémtartalma

A minták összes fémtartalmát a 6. táblázat mutatja. A szennyezett területről származó minták esetén megadtuk a pataktól való távolságot is. Félkövér számokkal a határértéket meghaladó koncentráció értékeket emeltük ki.

6. táblázat: A kiskerttalajok összes fémtartalma

Talajminta			As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
			mg/kg					
Kossuth utca								
T1	Kossuth 14.	s.répa (14,5m)	65,5	1,38	85,5	2,36	85,0	478
T2		hagyma (14m)	65,1	1,47	76,9	0,79	85,4	472
T3		sóska (6m)	63,5	1,02	49,7	2,33	56,7	329
T4	Kossuth 94.	tök (6,5m)	48,0	0,58	42,0	0,60	35,6	204
T5		paradicsom (7,5m)	41,1	0,95	50,0	0,55	42,9	197
T6	Kossuth 134.	tök (9m)	39,0	0,82	70,3	1,01	48,5	279
T7		szőlő (12m)	49,6	0,64	61,1	1,22	53,2	286
T8	Kossuth 15.	krumpli	33,5	0,45	54,8	0,34	34,4	163
T9		s.répa	32,7	0,53	40,9	0,30	40,1	176
T10		petr.	33,9	0,55	44,9	0,32	37,4	197
T11	Kossuth 51/A	petr.	28,7	0,55	42,1	0,41	36,3	184
T12		paradicsom	27,6	0,55	49,4	0,28	31,6	225
T13	Kossuth 173.	karalábé	23,8	0,43	41,3	0,40	35,0	142
T14		sóska	25,8	0,70	32,4	0,28	34,0	190
Móricz utca								
T15	Móricz 45.	paprika	29,0	0,24	24,0	0,46	21,3	108
T16		málna	33,9	0,24	23,2	0,45	21,7	119
T17	Móricz 50.	paradicsom	37,4	0,37	32,3	0,28	26,6	138
T18		uborka	35,5	0,24	25,2	0,23	23,4	114
T19		tök	35,1	0,62	30,5	0,30	27,8	154
T20	Móricz 55.	bab	28,4	0,32	24,9	0,20	22,0	116
T21		sóska	28,2	0,28	25,0	0,24	20,5	142
B határérték			15	1,0	100	0,5	100	250

Az eredmények alapján látható, hogy a patak menti talajminták fémtartalma nagyobb, mint a távolabbiaké. Három helyről vettünk a patak mellől mintát: a Kossuth utca 14.-ből (K14), a Kossuth utca 94.-ből (K94) és a Kossuth utca 134.-ből (K134). A higany mindhárom kertből vett minta esetén meghaladja a határértéket, legnagyobb mértékben a Kossuth utca 14.-ben. A cink koncentráció két kertben nagyobb a határértéknél, szintén a Kossuth 14.-ben és a K134-ben. A kadmium csak a K14 kertenél haladja meg a határértéket. Az arzénszint mindegyik kertben magasnak mondható, de a Kossuth 14.-ben a legmagasabb. Legnagyobb mértékű határérték túllépés a Kossuth 14. sárgarépa alól vett minta esetén fordul elő, az arzén 4,4-szeres, a kadmium 4,7-szeres. A paktól távol eső kertek talajában az arzén koncentrációja nagy, a higany koncentráció sok esetben megközelíti a határértéket.

A klímaszobás kísérlethez ezen eredmények alapján választottuk ki a megfelelő talajokat. Szennyezett talajnak a Kossuth utca 14. számú kertből származót, szennyezetlennek pedig egy minél kevesebb fémet tartalmazó talajú kertet választottunk, a Móricz u. 45. alatti kertből származót. A kadmium, a réz, az ólom és a cink koncentrációja ebben a kertben a legkisebb, viszont az arzén itt is meghaladja a határértéket és a higany koncentrációja is viszonylag nagy.

Gyöngyösorosi kiskerttalajok mobilis fémtartalma

A talajok mobilis fémtartalma a 7. táblázatban található. Megadtuk az értékeket mg/kg-ban, és az összfémtartalomra vonatkoztatott %-os mennyiségben is (8. táblázat).

7. táblázat: A kiskerttalajok mobilis fémtartalma

Talajminta			pH	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
				mg/kg					
Kossuth utca									
T1	Kossuth 14.	s.répa (14,5m)	6,66	<0,5	0,65	33,2	<0,2	28,1	146
T2		hagyma (14m)	6,45	<0,5	0,66	30,6	<0,2	28,0	139
T3		sóska (6m)	6,40	<0,5	0,56	21,8	<0,2	22,9	92,6
T4	Kossuth 94.	tök (6,5m)	6,69	<0,5	0,20	11,5	<0,2	7,30	38,8
T5		paradicsom (7,5m)	7,50	<0,5	0,18	11,4	<0,2	7,90	28,9
T6	Kossuth 134.	tök (9m)	6,37	<0,5	0,44	41,3	<0,2	21,5	75,8
T7		szőlő (12m)	5,72	<0,5	0,37	36,4	<0,2	18,7	87,4
T8	Kossuth 15.	krumpli	5,24	<0,5	0,24	31,4	<0,2	13,3	33,1
T9		s.répa	5,66	<0,5	0,25	19,1	<0,2	15,8	38,5
T10		petr.	5,73	<0,5	0,25	21,1	<0,2	14,1	48,4
T11	Kossuth 51/A	petr.	6,28	<0,5	0,25	19,7	<0,2	12,5	44,1
T12		paradicsom	6,13	<0,5	0,11	8,2	<0,2	6,20	24,3
T13	Kossuth 173.	karalábé	6,15	<0,5	0,12	7,8	<0,2	5,80	10,8
T14		sóska	6,08	<0,5	0,23	8,6	<0,2	6,00	24,5
Móricz utca									
T15	Móricz 45.	paprika	5,26	<0,5	0,10	9,07	<0,2	5,10	9,03
T16		málna	5,69	<0,5	0,15	12,17	<0,2	5,60	19,1
T17	Móricz 50.	paradicsom	6,59	<0,5	0,09	6,67	<0,2	5,50	9,17
T18		uborka	6,57	<0,5	0,08	6,70	<0,2	5,40	5,26
T19		tök	6,50	<0,5	0,48	16,05	<0,2	14,90	59,9
T20	Móricz 55.	bab	6,16	<0,5	0,22	21,92	<0,2	15,20	22,8
T21		sóska	6,09	<0,5	0,25	19,70	<0,2	12,50	51,2

Az értékek hasonlóan alakulnak, mint az összfémtartalom esetén. Az oldható fémtartalom esetén a K14-ben a legnagyobb a kadmium, az ólom és a cink mennyisége, a K134-ben a réz.

A fémek közül legnagyobb százalékban a kadmium van hozzáférhető formában (átlag: 46,7%), majd a réz (átlag: 43,2%), az ólom (33,6%) és legkevésbé a cink (20,6). A cink kis mobilitása meglepő, mert más Gyöngyösorosi kertekből származó talajokkal végzett korábbi méréseink nem ezt mutatták. A szennyezett és a szennyezetlen területekről származó minták esetén külön is kiszámítottuk az átlagos %-os hozzáférhetőséget. A kadmium, a réz és az ólom a szennyezetlen területen van mobilisabb formában (Cd: 44,5% → 47,8%; Cu: 41,6% → 44,1%; Pb: 32,1% → 34,4%), a cink a szennyezettebb területen (25,7% → 18%).

A pH>6 és pH<6 minták átlagértékeit összehasonlítva kadmium és réz esetén van jelentős különbség. Kadmium a pH>6 talajokban 44,9%-ban van oldható formában, a savasabb talajokban 51,3%-ban. A réz 40,5%-ban oldható a lúgosabb talajokban, 50,1%-ban a savasabb talajokban.

8. táblázat: A kiskerttalajok mobilis fémtartalma %-ban

Talajminta			pH	Cd	Cu	Pb	Zn
				%			
Kossuth utca							
T1	Kossuth 14.	s.répa (14,5m)	6,66	47,1	38,8	33,1	30,6
T2		hagyma (14m)	6,45	44,9	39,8	32,8	29,6
T3		sóska (6m)	6,40	54,9	43,8	40,4	28,2
T4	Kossuth 94.	tök (6,5m)	6,69	34,5	27,5	20,5	19,0
T5		paradicsom (7,5m)	7,50	18,9	22,8	18,4	14,7
T6	Kossuth 134.	tök (9m)	6,37	53,7	58,8	44,3	27,2
T7		szőlő (12m)	5,72	57,8	59,5	35,2	30,6
T8	Kossuth 15.	krumpli	5,24	53,3	57,3	38,7	20,3
T9		s.répa	5,66	47,2	46,8	39,4	21,9
T10		petr.	5,73	45,5	47,0	37,7	24,6
T11	Kossuth 51/A	petr.	6,28	45,5	46,7	34,4	23,9
T12		paradicsom	6,13	20,0	16,7	19,6	10,8
T13	Kossuth 173.	karalábé	6,15	27,9	18,9	16,6	7,61
T14		sóska	6,08	32,9	26,4	17,6	12,9
Móricz utca							
T15	Móricz 45.	paprika	5,26	41,7	37,8	23,9	8,36
T16		málna	5,69	62,5	52,5	25,8	16,0
T17	Móricz 50.	paradicsom	6,59	24,3	20,6	20,7	6,64
T18		uborka	6,57	33,3	26,6	23,1	4,61
T19		tök	6,50	77,4	52,6	53,6	38,9
T20	Móricz 55.	bab	6,16	68,7	88,0	69,1	19,6
T21		sóska	6,09	89,3	78,8	60,9	36,1

A kiskertek talajának élősejtszáma és fémtűrő baktériumszáma

Élősejtszámot és a fémtűrő baktériumok számát a 2002. július 30.-án vett talajminták esetén határoztuk meg. Az eredmények a 9. táblázatban találhatóak.

Az élősejtszám nem mutat különbséget a szennyezett és a szennyezetlen területeken. A talajok élősejtszáma nagy, a nehézfém-tartalom a talaj saját mikroflóráját nem gátolja.

A fémtűrő baktériumok száma láthatóan nagyobb a szennyezett kiskertekben. Egy kivétellel mindegyik szennyezett területről való mintában 6500 db/g a sejtszám. A szennyezetlen területen négy minta esetén volt 5000 db/g fölött, a többi mintában 1000 db/g alatt volt a számuk. Tehát a nehézfém-tartalom nagyobb koncentrációban tartalmazó talajban a mikroorganizmusok nagymértékben adaptálódtak a szennyezéshez.

9. táblázat: A kiskerti talajok élősejtszáma és fémtűrő baktérium száma

Talajminta		Élősejtszám				Fémtűrő bakt. szám		
		Kinőtt telepek száma			Sejtszám	Telepek száma		Sejtszám
Hígítás		10 ³	10 ⁴	10 ⁵	db/g	10 ¹	10 ²	db/g
Kossuth 14.	s.répa(14,5m)	249	62	262	9,02E+08	14	0	7000
	hagyma(14m)	241	48	396	1,34E+09	2	2	11000
	sóska(6m)	168	104	29	1,37E+08	2	0	1000
Kossuth 94.	tök(6,5m)	954	308	86	4,21E+08	20	0	10000
	paradicsom(7,5m)	410	9	8	4,33E+07	13	0	6500
Kossuth 134.	tök(9m)	202	50	20	9,01E+07	22	0	11000
	szőlő(12m)	28	26	2	1,63E+07	9	1	9500
Kossuth 15.	krumpli	122		3	2,11E+07	0	1	5000
	s.répa	44	208	9	1,01E+08	6	1	8000
	petr.	14	16	3	1,58E+07	2	0	1000
Kossuth 51/A	petr.	121	163	35	1,75E+08	1	0	500
	paradicsom	45	25	5	2,65E+07	2	0	1000
Kossuth 173.	karalábé	594	39	1	3,61E+07	0	0	0
	sóska	32	11	12	4,47E+07	0	0	0
Móricz 45.	paprika	215	38	4	3,32E+07	0	1	5000
	málna	32		3	1,66E+07	1	1	5500
Móricz 50.	paradicsom	184	82	30	1,33E+08	2	0	1000
	uborka	724	160	3	8,75E+07	0	0	0
	tök	74	51	80	2,86E+08	2	0	1000
Móricz 55.	bab	157	35	13	6,02E+07	0	0	0
	sóska	387	113	35	1,67E+08	0	0	0

3.2. A bioakkumulációs kísérletben szereplő talajok jellemzése

Az összes fémtartalom

Összes fémtartalmat a kísérlet elindítása előtt határoztuk meg. Az eredmények a 10. táblázatban láthatóak. Az M45+5B esetén az adatok számított értékek. A táblázatban félkövér számokkal kiemeltük a határértéket meghaladó fémtartalmakat.

Az eredmények alapján látható, hogy a patak melletti kiskertből (K14) származó talaj szennyezettsége nagymértékben meghaladja a pataktól kb. 500 m-re eső M45 kiskertét. A legszembetűnőbb a különbség a kadmium (8,6 x), az ólom (5,8 x) és a cink (4,5 x) esetén. A K14 kiskertben a réz kivételével mindegyik fém koncentrációja a határérték felett van. Legkisebb mértékben az ólom (1,2 x) haladja meg a határértéket, a további sorrend a következő: higany (1,6 x), cink (1,7 x), kadmium (1,9 x) és arzén (4,5 x).

Az M45 talaj meddőközettel történő szennyezésével (M45+m) legnagyobb mértékben az ólom (19,8 x) és az arzén (5,7 x) koncentrációját növeltük meg, higany esetén 2,5 x,

kadmiumnál 1,8 x, cink esetén 1,3 x, réz esetén pedig 1,1 x lett nagyobb a koncentráció. A határértéket meghaladja az arzén (12 x), a higany (4,2 x) és a kadmium (2,8 x).

10. táblázat: A bioakkumulációs kísérlet talajainak összes fémtartalma

Talajminta	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	mg/kg					
M45	31,4	0,22	22,6	0,55	21,4	97,4
M45+m	180	0,39	25,3	1,40	423	124
K14	71,9	1,89	62,6	0,82	124	434
M45+5B	106	5,22	523	3,05	521	1347
B határérték	15	1,0	100	0,5	100	250

A bioakkumulációs kísérletben használt talajok mobilis toxikus fémtartalma

Mobilis fémtartalmat a kísérlet elindítása előtt és utána is mértünk a talajokból. A kísérlet előtti mobilis fémtartalom a 11. táblázatban található. A kísérlet utáni nem különbözött ettől. A 12. táblázat az összfémtartalomhoz viszonyított felvehető fémtartalmat (%) mutatja.

11. táblázat: A talajok pH-ja és mobilis (Lakenen-Erviö) fémtartalma a kísérlet előtt

Talaj	pH	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
		mg/kg					
M45	4,70	<0,5	0,08	7,0	<0,02	5,7	5,9
M45+m	4,02	<0,5	0,21	6,7	<0,02	52,4	20,1
M45+5B	4,25	<0,5	4,31	405	<0,02	333	920
K14	6,29	<0,5	1,22	32,1	<0,02	52,0	194
S1	5,61	<0,5	1,12	31,1	<0,02	45,3	172
S2	5,28	<0,5	1,21	27,3	<0,02	44,9	193
B érték (összes fém)		15	1,0	100	0,5	100	250

Az eredmények alapján az látható, hogy mind a higany, mind az arzén felvehető mennyisége mérés határ alatt van. Ennek oka az lehet, hogy az adott pH- és redox-viszonyok között a talaj szerves, ill. szervetlen alkotórészeivel stabil komplexet alkotnak.

Az M45+5B talajban a hozzáadott fémtartalomhoz viszonyítva legnagyobb mértékben a kadmium maradt oldatban (82,6%), majd sorrendben a réz (77,7%), cink (68,3%) és ólom (63,9%). Ez körülbelül megegyezik a többi talaj esetén százalékban kifejezett hozzáférhetőségi sorrenddel: kadmium esetén 36–64%, réznél 27–50%, cinknél 6–45%, ólomnál pedig 12–36%, az abszolút értékek viszont, érthető módon sokkal nagyobbak.

A meddőanyaggal szennyezett talajban nőtt a kadmium és a cink hozzáférhetősége az M45 talajhoz képest, tehát a kőzet nagyobb részét oldható formában tartalmazta ezeket a fémeket. Az ólom oldhatósága az M45+m talajban kisebb, mint az M45-ben, ami azt jelzi, hogy a kőzetben nehezen hozzáférhető formában van jelen.

A K14 talajban mind a négy fém hozzáférhetősége nagyobb, mint az M45-ben. Ez meglepő, mert a pH alapján (pH M45=4,7; pH K14=6,3) ennek ellenkezője lenne várható.

Azonban a kertek művelésében (öntözés, trágyázás) jelentős különbség van, ami befolyásolhatja a hozzáférhetőséget. A savazás hatására nem változott a mobilis fémtartalom.

12. táblázat: A talajok pH-ja és mobilis fémtartalma a teljes %-ában

Talaj	pH	Cd	Cu	Pb	Zn
		%			
M45	4,70	36,4	31,0	26,6	6,07
M45+m	4,02	54,4	26,5	12,4	16,1
K14	6,29	64,6	51,3	41,9	44,8
S1	5,61	59,3	49,7	36,5	39,8
S2	5,28	64,0	43,7	36,2	44,7

Meglepő az ólom nagy mobilitása.

A mobilis fémtartalmat a kísérlet után is meghatároztuk, jelentős változás egyik fém esetén sem történt, tehát a növények talajjal való kölcsönhatása csak lokális jellegű, nem hat a talaj teljes térfogatára (13. táblázat)

13. táblázat: A talajok mobilis fémtartalma a kísérlet után

Talaj	pH	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
		mg/kg					
M45	4,70	<0,5	0,08	7,01	<0,02	5,70	5,91
M45p	5,09	<0,5	0,09	5,93	<0,02	4,60	5,87
M45r	5,11	<0,5	0,07	6,25	<0,02	4,40	5,60
M45s	5,14	<0,5	0,08	6,60	<0,02	4,40	5,90
M45h	5,41	<0,5	0,06	5,71	<0,02	3,90	5,28
M45+m	4,02	<0,5	0,21	6,71	<0,02	52,4	20,1
M45+m p	4,32	<0,5	0,20	6,36	<0,02	83,3	12,4
M45+m r	4,55	<0,5	0,15	5,23	<0,02	72,6	10,7
M45+m s	4,21	<0,5	0,15	5,31	<0,02	80,6	10,5
M45+m h	4,72	<0,5	0,20	6,32	<0,02	110	13,9
K14	6,29	<0,5	1,22	32,1	<0,02	52,0	194
K14p	6,38	<0,5	0,99	24,2	<0,02	42,6	155
K14s	6,62	<0,5	1,05	25,0	<0,02	45,00	164
S1	5,61	<0,5	1,12	31,1	<0,02	45,30	172
S1p	6,14	<0,5	1,01	23,3	<0,02	41,40	157
S1s	6,28	<0,5	1,05	24,3	<0,02	43,80	166
S2	5,28	<0,5	1,21	27,3	<0,02	44,90	194
S2p	5,59	<0,5	1,17	27,3	<0,02	42,20	180
S2s	5,59	<0,5	1,07	25,3	<0,02	40,70	166

A talajok ökototoxicitása

A gyökérnövekedés, illetve szárnövekedés gátlási teszteket a kísérletben szereplő M45, M45+m, M45+5B, K14, S1 és S2 talajokkal végeztem el. A mintákat a kísérlet elindítása előtt vettem.

A talajok kis toxicitása miatt az EC₂₀ és EC₅₀ értékeket a legtöbb esetben nem tudtam leolvasni, ezért a tömény talajminták eredményeit hasonlítom össze a 14. táblázatban. A részletes mérési adatok és a kiértékelés a M.14.–M.17. mellékletben található.

14. táblázat: A növényi tesztek eredménye

Tesztnövény	M45	M45+m	M45+5B	K14	S1	S2
	gátlási %					
gyökér						
<i>mustár</i>	19,0	15,1	70,2	-40,2	-16,7	3,8
<i>saláta</i>	63,7	32,8	95,5	48,6	36,0	24,9
<i>zsázsa</i>	33,5	-6,0	85,5	17,9	-17,6	-14,9
szár						
<i>mustár</i>	-14,8	4,6	33,0	-41,1	-87,1	-83,3
<i>saláta</i>	67,5	44,9	78,2	34,9	52,9	48,3
<i>zsázsa</i>	42,3	1,8	47,4	17,2	-17,4	-11,4

Az eredmények alapján egyértelmű, hogy az M45+5B talaj a legtoxikusabb. Ezt a kísérlet eredményei is alátámasztják, hiszen ebben a talajban a négy növény közül egyik sem tudott kifejlődni. A teszt eredményei azt mutatják, hogy a második legtoxikusabb talaj az M45. Ezt az eredményt valószínűleg nem a nehézfémzennyezés okozza. A talaj kémiai mérési eredményei és a klímaszobás kísérletben szereplő növények fémtartalma is mást mutatnak.

A legérzékenyebb teszt növénynek a saláta bizonyult, itt a legmagasabbak a gátlási százalékok. Mustár és zsázsa esetén a talaj sok esetben serkentőleg hatott (mínusz előjel) elsősorban a Kossuth 14-ből származó talajoknál. Ez a kontroll talaj kis tápanyagtartalmával magyarázható.

A talajok fizikai, kémiai jellemzői

A bioakkumulációs kísérlet előtt és után vett talajminták fizikai-kémiai adatai a 15. táblázatban találhatóak. A táblázatokban mindegyik talajnál a kiindulási adatok vannak az első sorban, a talajok jele után a kisbetűk a megfelelő növények alól vett talajmintát jelölik (r-sárgarépa, h-metélőhagyma, p-petrezselyem, s-sóska).

A kiindulási talajok fizikai-kémiai tulajdonságai között – elsősorban az M45 és K14 talajok esetén jelentős különbség van. A pH különbség 1,6 egység (M45: 4,7; K14: 6,3). A K14 talaj több tápanyagot tartalmaz: 27-szeres mennyiségben tartalmaz foszfátot, a nitrát mennyisége 5,5-szeres és több humuszt, káliumot, kalciumot és ként tartalmaz.

Az M45 talajban a meddőkőzet hozzáadásával (M45+m) a kén tartalom növekedett jelentősen, ennek oka az, hogy a meddő szulfidos érc formájában tartalmazza az érceket. A pH 4,70-ről 4,02-re csökkent. A fémoldatok hozzáadásával (M45+5B) a nitrát és a nátrium azért növekedett, mert a fémeket nátrium-arsenát, ill. ólom- és réz-nitrát formában adtam a talajhoz. Növekedett a kalcium is kis mértékben.

15. táblázat: A talajok fizikai-kémiai jellemzői

Minta	pH	Só	CaCO ₃	Humusz	NO ₂ -NO ₃ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Na	Mg	SO ₄ -S	Ca
	(KCl)	%			mg/kg						
M45	4,70	0,05	0,00	2,21	2,90	75,3	331	64,0	980	<0,1	4948
M45p	5,09	0,00	0,00	2,08	13,2	140	254	114	1019	43,1	4650
M45r	5,11	0,00	0,00	2,22	5,60	134	202	108	1091	21,4	4169
M45s	5,14	0,00	0,00	2,65	0,70	123	272	166	1083	40,7	5047
M45h	5,41	0,00	0,00	2,61	1,10	148	214	149	1080	36,7	4527
M45+m	4,02	0,11	0,00	2,79	2,80	71,5	300	57,0	765	148	4814
M45+m p	4,32	0,00	0,00	2,19	7,20	135	237	111	969	204	4112
M45+m r	4,55	0,00	0,00	2,11	4,10	119	203	114	896	224	4205
M45+m s	4,21	0,00	0,00	1,91	1,90	124	204	139	964	271	3904
M45+m h	4,72	0,00	0,00	2,16	1,90	114	193	120	933	283	3557
M45+5B	4,25	0,58	0,00	2,15	293	113	317	127	909	<0,1	5202
M45+5B	4,81	0,00	0,00	2,01	324	76,3	248	160	1046	5,20	4294
K14	6,29	0,08	2,70	3,31	16,1	2031	730	57	401	15,8	8658
K14p	6,38	0,00	0,00	3,83	37,8	2245	826	101	510	73,4	10145
K14s	6,62	0,00	0,00	3,68	1,80	2179	600	153	486	139	10412
S1	5,61	0,00	0,00	4,11	20,1	1950	770	45,0	564	1550	9038
S1s	6,28	0,00	0,00	3,68	1,40	1888	613	135	579	1432	8390
S1p	6,14	0,00	0,00	3,69	26,5	2007	769	97,0	567	1404	8684
S2	5,28	0,00	0,00	4,04	18,7	1814	832	56,0	767	3498	9869
S2s	5,59	0,00	0,00	3,93	1,30	1918	680	199	793	3033	13655
S2p	5,59	0,00	0,00	4,09	22,5	1961	879	137	874	3253	13494

A kísérlet alatt a pH valamennyi talajban növekedett. Az M45 talajban 0,4–0,7 egységgel, az M45+m talajban 0,2–0,7-tel, az M45+5B-ben 0,55-tel, a K14-ben 0,1–0,3 egységgel, az S1-ben 0,5–0,7-tel, az S2-ben 0,3 egységgel. Az eredményekből jól látszik a növények nitráthasznosításából eredő különbségek: a sóska használt fel a legtöbbet, majd a metélőhagyma, sárgarépa és végül a petrezselyem. A foszfáthasznosításban látható különbség: a sóska többet használt fel a petrezselyemnél. A növények hatása a pH-változásra nem egyértelmű, az sokkal inkább a talajban megtalálható pH-pufferoló összetevők hatásának tulajdonítható.

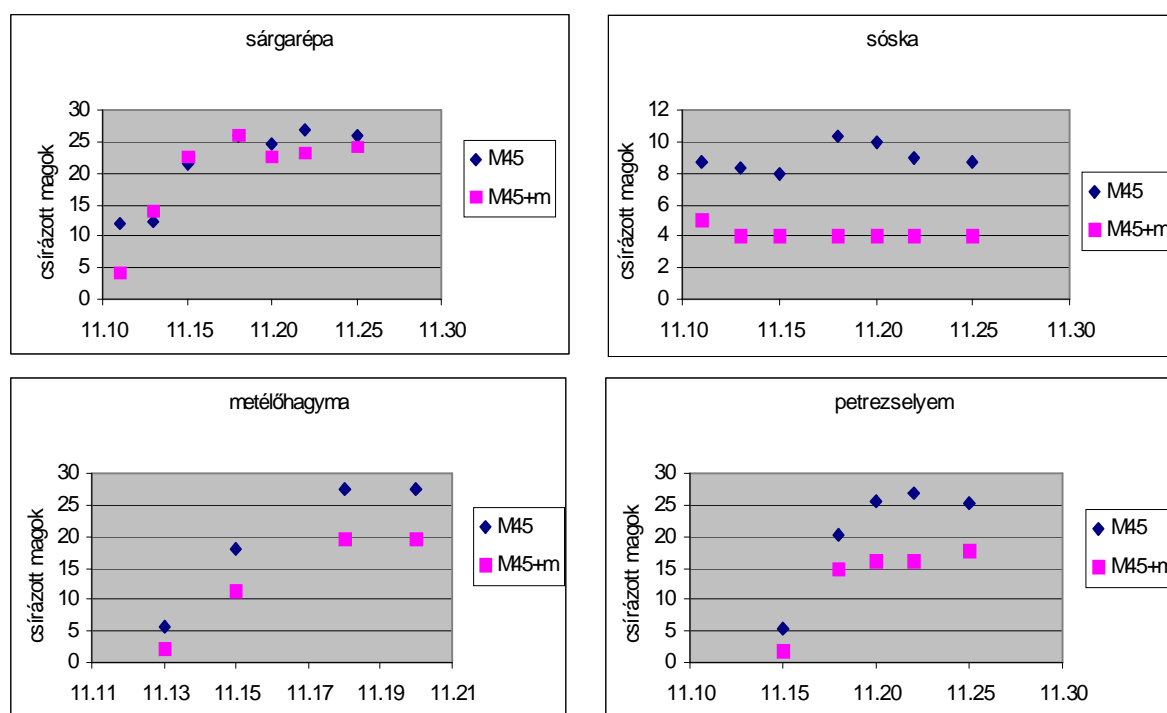
3.4. Növények növekedése és bioakkumulációja

A talaj fémszennyezettségének hatását a növényekre különböző módszerekkel vizsgáltuk. Figyeltük a csíraszám kialakulását, mértük a növények összes száraz tömegét és fémtartalmát. Az alfejezet végén összehasonlításként a kiskertekből származó növényminták eredményeit is bemutatjuk.

Növények csírázása

Az M45 talajokba 2002. november 5.-én ültettük el a magokat, majd 2002. november 22.-én újabb magokat ültettünk azokba a talajokba, ahol ritkán, vagy egyáltalán nem csíráztak ki a magok. Az M45 és M45+m talajok esetén a csíranövényeket kétnaponta számláltuk, amíg kialakult a végleges állapot (az újabb vetés előtt). Az M45+5B talajban a magok nem csíráztak ki. 1-1 mag elkezdett csírázni, elsősorban a hagyma, de ezek mind elhaltak. Ezeknél a talajoknál a második vetés sem volt eredményes. Az egyik M45+m cserépben a sóska az első vetés után egyáltalán nem csírázott ki, de a második vetés már eredményes volt.

Leghamarabb a sárgarépa és a sóska kezdett csírázni, a végleges állapot kb. 13 nap alatt alakult ki. A metélőhagyma és a petrezselyem pár nappal később kezdett csírázni, 13, ill. 17 nap alatt csíráztak ki a magvak. A csírázás sebességét tekintve nem volt különbség a két talaj között. A kicsírázott magok végleges számában azonban az 1. ábrán is jól látható különbség volt a sárgarépa kivételével.



1. ábra: A szennyezettség hatása a növények csírázására

A diagramokon a párhuzamos cserepekből számított átlagokat ábrázoltuk. A végleges csírázási számok eltérését a két talaj között variancia analízissel is vizsgáltuk: a sóska 90%-os valószínűséggel különbözik ($F=9$), a többi növény esetén a különbség nem szignifikáns.

A növények magasságát december 5.-én, 1 hónapos korukban mértük. Az ismétlésekből átlagot számítottunk, amelyek a 16. táblázatban láthatóak.

16. táblázat: A 30 napos növények átlagmagassága

Talaj	sárgarépa	sóska	petrezselyem	hagyma
	cm			
M45	10,7	9,0	6,2	13,4
M45+m	8,1	11,2	3,5	11,5

Az eredmények alapján elmondható, hogy a sárgarépa, a petrezselyem és a metélőhagyma a szennyezetlen M45 talajban nagyobb magasságot tudott elérni 30 nap után. A különbség sárgarépa ($F=29,86$; 95%) és petrezselyem ($F=11,7$; 90%) esetén szignifikáns.

A kísérlet során szemmel látható főbb különbségek az alábbiak voltak:

- 2002. november 18. → az M45 talajban a növények nagyobbak, erősebbek
- 2002. december 20. → az M45 talajban a sóska levelei világosabbak, a petrezselyem levelei világosabbak és nagyobbak, mint az M45+m talajban
- 2003. február 19. → az M45+m talajban a hagyma világosabb színű.

A K14, az S1 és S2 talajokba november 27.-én vetettük el a sóska és petrezselyem magokat. A petrezselyem nehezen fejlődött. Megfigyelések a kísérlet során:

- 2002. december 12. → az S2 talajban a petrezselyem kisebb, a sóska mindkét savval kezelt talajban kisebb
- 2002. december 20. → a petrezselyem növények közötti különbség csökken.

A kicsírázott petrezselyem magok számát tekintve nem volt jelentős különbség. Nehezen fejlődtek, több növény elhalt, vagy megállt a fejlődésben. Ezt valószínűleg nem a nehézfém-szennyezés okozta, hanem egyéb talajfeltételek (a talaj tömörödése, levegőtlenesége). A sóska esetén a csírázott magok számát és méretét tekintve is voltak különbségek. A kezeletlen K14 talajban a növények száma 11; az S1 talajban 7; az S2 talajban 5,5. A növények méretét december 20.-án mértük (23 napos növények): K14: 4–5 cm, S1: 3 cm, S2: 2–3 cm. A sóska növények gyorsabban fejlődtek ezekben a talajokban, mint az M45 talajokban, így az első szedés időpontja egybeesett, annak ellenére, hogy 22 nappal később indult a kísérlet. Ennek oka lehet az, hogy a K14 talaj tápanyagokban gazdagabb, és a pH-ja is optimálisabb a növekedés szempontjából.

A növények tömege

A szedés után a növényeket 40 °C-on 36 órán keresztül szárítottuk, és mértük a száraz tömegeket. Metélőhagyma esetén négy időpontban vágtuk le a hajtásokat, sóska esetén három időpontban. Sárgarépából, és petrezselyemből nincsenek köztes adatok.

A 17a. és b. táblázatban az egyes ismétlésekből származó növények tömegeinek összegei szerepelnek.

17a. táblázat: A növények terméshozama az M45 és M45+m talajokban

	Dec.18.	Jan.9.	Jan.30.	Febr.19	összes
	g				
sóska					
M45		3,117	3,094	4,328	10,539
M45+m		3,855	3,262	3,525	10,642
hagyma					
M45	1,203	1,072	0,939	0,784	3,998
M45+m	0,375	1,119	1,111	0,631	3,236

17b. táblázat: A növények terméshozama az M45 és M45+m talajokban

	sárgarépa		petrezselyem	
	gyökér	hajtás	gyökér	hajtás
M45	12,148	5,793	4,496	5,225
M45+m	8,759	5,024	3,066	5,466

Az eredmények azt mutatják, hogy elsősorban a sárgarépa, de kisebb mértékben a petrezselyem esetén is a gyökerek össztömege között különbség látható, ami variancia analízissel nem mutatott szignifikáns eltérést.

Metélőhagymánál az első és a negyedik szedés alkalmával figyelhető meg jelentős különbség, mindkét esetben szignifikáns a különbség (dec.18.: $F=71,06$; 95%; febr.19.: $F=34,22$; 95%). A különbség oka lehet a talaj fémszennyezettsége, vagy a pH különbség. A hagyma nehezen tűri a savasságot, optimuma: 6,8–6,0 pH. A sóska össztömege körülbelül megegyezik a két talajban. A K14 és a savval kezelt talajokban nőtt növények eredményei 18. táblázatokban találhatóak.

18a. táblázat: A növények terméshozama a K14 és savazott talajokban

sóska	Jan. 9.	Jan. 30.	Febr.21.	összes
	g			
K14	2,707	2,690	3,478	8,875
S1	2,257	2,465	2,519	7,241
S2	2,111	3,083	2,535	7,729

18b. táblázat: A növények termés hozama a K14 és savazott talajokban

	petrezselyem	
	gyökér	szár
K14	0,320	1,472
S1	0,668	1,992
S2	0,482	2,021

Sóskánál megfigyelhető kis különbség az összértékekben: a K14 talajban kis mértékben nagyobb volt a termés hozam, mint az S1 és S2 talajokban. A petrezselyem esetén ellentétes tendencia figyelhető meg.

A növények toxikus fémtartalma

A fémtartalmat a kísérlet során termesztett valamennyi zöldségfélében vizsgáltuk: sárgarépa, petrezselyem, metélőhagyma és sóska. Metélőhagyma és sóska esetén a fémtartalom tenyésztés alatt bekövetkező változását is vizsgáltuk. A sárgarépánál és a petrezselyemnél összehasonlítjuk a gyökerek és a hajtások fémtartalmát is. A táblázatokban az ismétlésekből származó átlagértékek szerepelnek. A táblázatokban félkövér számokkal kiemeltük a határértéket meghaladó értékeket. A határérték a 17/1999.(VI.16) EÜM rendeletében található, a szárított zöldségre vonatkozó értékeket vettük figyelembe.

Sárgarépa

Az egyes talajokban növesztett sárgarépa átlagos fémtartalmát és az ismétlésekből kapott szórás értékeket a 19. táblázat mutatja.

A szennyezett talajban szignifikánsan nagyobb a sárgarépa fémtartalma, mind a gyökérben, mind a hajtásban. A határértéket csak a kadmium lépte túl az M45+m növények hajtásaiban, és az ólom az M45+m növények gyökereiben és hajtásaiban. A higany mennyisége a növényekben mérés határ alatt volt. A talajokban az összhiganytartalom határérték felett volt, viszont a mobilis mérés határ alatt. A mobilis arzén és a réz nem mutatott semmilyen különbséget, ennek ellenére a növényekben itt is észrevehető a különbség.

A hajtásban nagyobb értékeket mértünk, mint a gyökérben. Több publikáció ennek ellentétét írja le, ami valószínűleg a hiperakkumuláló fajoknál igaz, vagyis, ahol a fém fehérjéhez kötve zárvány formájában kikerül az anyagcseréből. A mi növényeink esetében a fémekből általában több van a hajtásban, mint a gyökérben.

19. táblázat: A sárgarépa átlagos nehézfém-tartalma

sárgarépa	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	mg/kg					
M45 gyökér	0,01	0,06	3,68	ka	0,22	16,6
szórás	0,01	0,01	0,55	ka	0,29	0,80
M45+m gyökér	1,21	0,30	5,39	ka	7,72	27,8
szórás	0,27	0,14	0,35	ka	0,99	1,60
M45 hajtás	0,49	0,11	5,95	ka	3,39	77,5
szórás	0,55	0,04	1,22	ka	4,25	87,0
M45+m hajtás	0,72	1,71	6,35	ka	10,1	57,3
szórás	0,77	0,30	0,82	ka	2,80	3,70
Határérték	2	0,5		0,05	2	

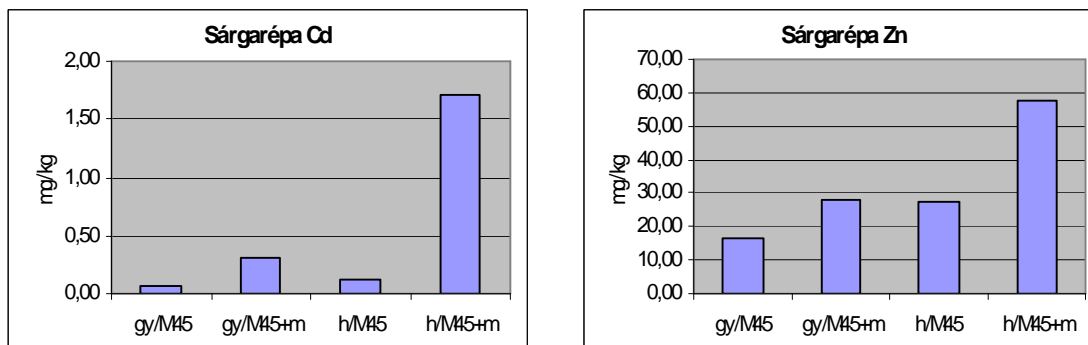
ka kimutatási határ alatt

Variancia analízissel vizsgáltuk, hogy az eltérések mennyire szignifikánsak. Az eredmények a 20. táblázatban találhatóak.

20. táblázat: Szignifikanciavizsgálat sárgaréparra

Var. anal.	As	Cd	Cu	Pb	Zn
sárgarépa gyökér					
F érték	54,54	8,05	42,45	109,63	86,34
% valószínűség	95		95	99	95
sárgarépa hajtás					
F érték	1,28	83,53	0,14	4,03	0,15
% valószínűség		95			
M45 gyökér-hajtás					
F érték	2,48	6,10	4,36	1,91	1,49
% valószínűség					
M45+m gyökér-hajtás					
F érték	0,68	110,46	12,10	1,93	440,06
% valószínűség		99	90		99

Látható, hogy az arzén, a réz, az ólom és a cink mennyisége elsősorban a gyökérben nagyobb, míg a kadmium elsősorban a hajtásban. A gyökér és a hajtás között a szennyezett talajban szignifikáns különbség figyelhető meg (Cd, Cu, Zn). Minél szennyezettebb a talaj, a növény annál inkább hajlamos ezen fémek transzlokációjára a gyökérből a hajtásba. Ez különösen jól látszik kadmium és cink esetén, amit a 2. ábrán szemléltetünk.



2. ábra: Kadmium és cink koncentráció a sárgarépa gyökérben és hajtásban

Petrezselyem

A petrezselyem minták fémtartalmát a 21a. és b. táblázat tartalmazza. A savazási kísérletben csak a hajtásokat lehetett elemezni a petrezselyem gyökér kis mérete és mennyisége miatt. Az M45+m talajokban a határértéket az ólom lépi túl a gyökérben és a szárban minden minta esetén, két minta arzéntartalma magasabb a gyökérben, egy a szárban, illetve egy esetben van a gyökér kadmiumtartalma határérték fölött. A savval kezelt talajokban egy határérték túllépés volt: higany az egyik S2-n nőtt növényben.

Tehát az arzén felvétel petrezselyem esetén magas, amit a talajok acetáttal kinyert arzéntartalma nem jelzett. A higany petrezselyem esetén is méréshatár alatt volt.

21a. táblázat: A M45 és M45+m talajban növő petrezselyem gyökér és hajtás átlagos nehézfém tartalma

Petrezselyem	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	mg/kg					
M45 gyökér	0,04	0,02	8,06	ka	ka	28,2
szórás	0,07	0,02	0,31	ka	ka	3,20
M45+m gyökér	5,82	0,42	8,77	ka	13,17	50,0
szórás	3,68	0,22	0,88	ka	4,64	9,90
M45 hajtás	0,63	ka	5,65	ka	ka	34,1
szórás	0,47	ka	0,33	ka	ka	3,70
M45+m hajtás	1,80	0,21	5,52	ka	6,3	95,1
szórás	0,49	0,05	1,27	ka	2,9	15,3
Határérték	2	0,5		0,05	2	

ka kimutatási határ alatt

21b. táblázat: A petrezselyem gyökér és hajtás átlagos nehézfém tartalma az K14, S1 és S2 talajok esetén

Petrezselyem	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	mg/kg					
K14	1,37	0,05	4,06	ka	0,23	31,9
szórás	0,32	0,07	0,69	ka	0,33	9,38
S1	1,12	0,09	3,81	ka	ka	40,6
szórás	0,79	0,05	0,46	ka	0,00	8,69
S2	1,34	0,22	4,28	0,09	0,16	92,1
szórás	0,11	0,10	0,01	0,13	0,23	27,0
Határérték	2	0,5		0,05	2	

ka kimutatási határ alatt

Az M45 és M45+m növények eredményeinek összehasonlítását variancia analízissel a 22. táblázat mutatja. Mind a gyökereket, mind a hajtásokat tekintve jelentős eltérés volt a szennyezett és szennyeztelen talajokban fejlődött növények arzén-, kadmium-, ólom- és cinktartalma között. A gyökér/hajtás viszonyt tekintve a petrezselyemben eltérő arányok vannak a sárgarépaéhoz képest. Az M45 talajban a kadmium és a réz, az M45+m talajban az

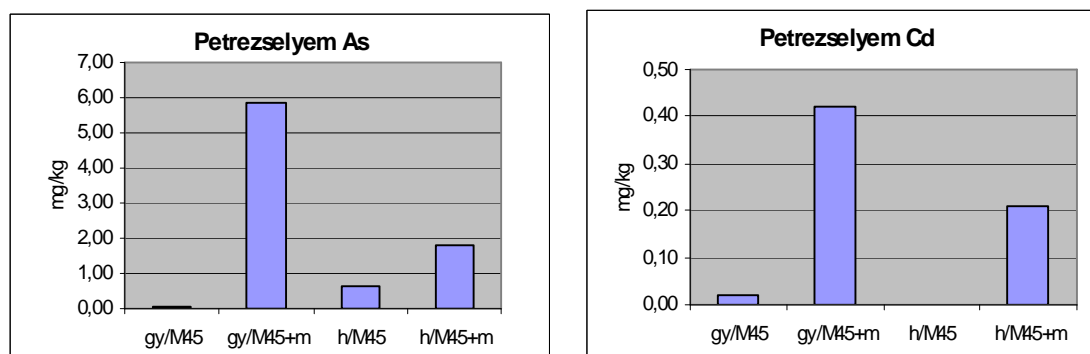
arzén, kadmium, réz és ólom esetén a gyökérben mért értékek magasabbak a hajtásokban mérteknél, bár az eltérés csak egy esetben szignifikáns.

A talaj savanyítása hatására csak a kadmium és a cink esetén látható egyértelmű növekedés a növényekben. A megfelelő talajokban e fémek Lakanen-Erviö módszerrel kivont fémtartalma nem mutatott változást.

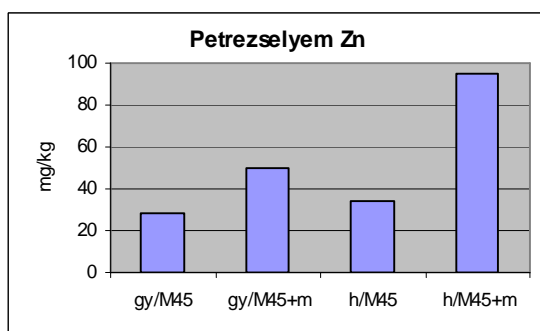
22. táblázat: Szignifikanciavizsgálat M45 és M45+m talajban nőtt petrezselyemre

Var.anal.	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Petr.gyökér					
F érték	7,13	10,8	3,20	24,2	19,2
% valószínűség		90		95	95
Petr.hajtás					
F érték	4330	60,2	0,02	13,8	55,2
% valószínűség	99	95		90	95
M45 gyökér-hajtás					
F érték	3,94	2,53	43,9		23,3
% valószínűség			95		95
M45+m gyökér-hajtás					
F érték	4,41	4,30	8,35	3,12	9,97
% valószínűség					90

Az 3. és 4. ábrákon jól láthatóak az eltérések. Arzén esetén a szennyezőanyag hatására megnövekedett a fémtartalom a gyökérben és a szárban, a gyökér/hajtás arány változott. Kadmium esetén az arány megmaradt, csak növekedett, mindkét növényrészben jelentősen megnőtt a fémtartalom. Cink esetén is nőtt az arány, elsősorban a hajtásban növekedett meg a fémtartalom.

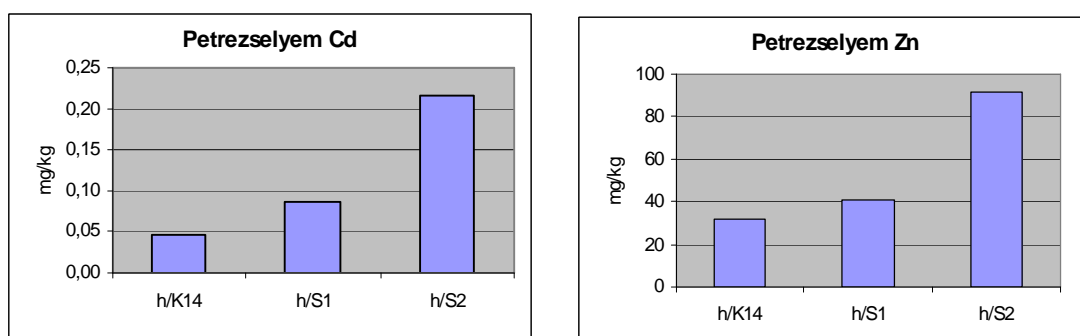


3. ábra: Kadmium és arzén koncentráció a petrezselyem gyökérben és hajtásban M45 és M45+m talajok esetén



3. ábra: Cinkkoncentráció az M45 és M45+m talajban nőtt petrezselyem gyökerében és hajtásában

A talajsavanyítási kísérletből a kadmium- és a cinktartalom jól látható növekedését mutatjuk be az 5. ábrán.



5. ábra: A kadmium és cink koncentráció petrezselyem hajtásban a K14, S1, S2 talajok esetén

A sárgarépa és a petrezselyem fémtartalmát összehasonlítva szignifikáns különbség mutatkozott kadmium, réz és cink esetén. Kadmium a gyökerek esetén az M45 talajban ($F=24,81$), hajtások esetén mindkét talajban ($F_{M45}=26,32$; $F_{M45+m}=55,79$) 95 %-os valószínűséggel különbözik: a sárgarépában halmozódott fel nagyobb mennyiségben. Réz a gyökerekben különbözött jelentősen: az M45 talajban a petrezselyemben volt több 95% valószínűséggel ($F=88,23$), az M45+m talajban pedig a sárgarépában ($F=28$; 95%). Cink a petrezselyemben koncentrált jobban mindkét talajban a gyökérben ($F_{M45}=63,84$; 95%, $F_{M45+m}=11,4$; 90%) és az M45+m talajban a hajtásban is ($F=28,28$; 95%).

Metélőhagyma

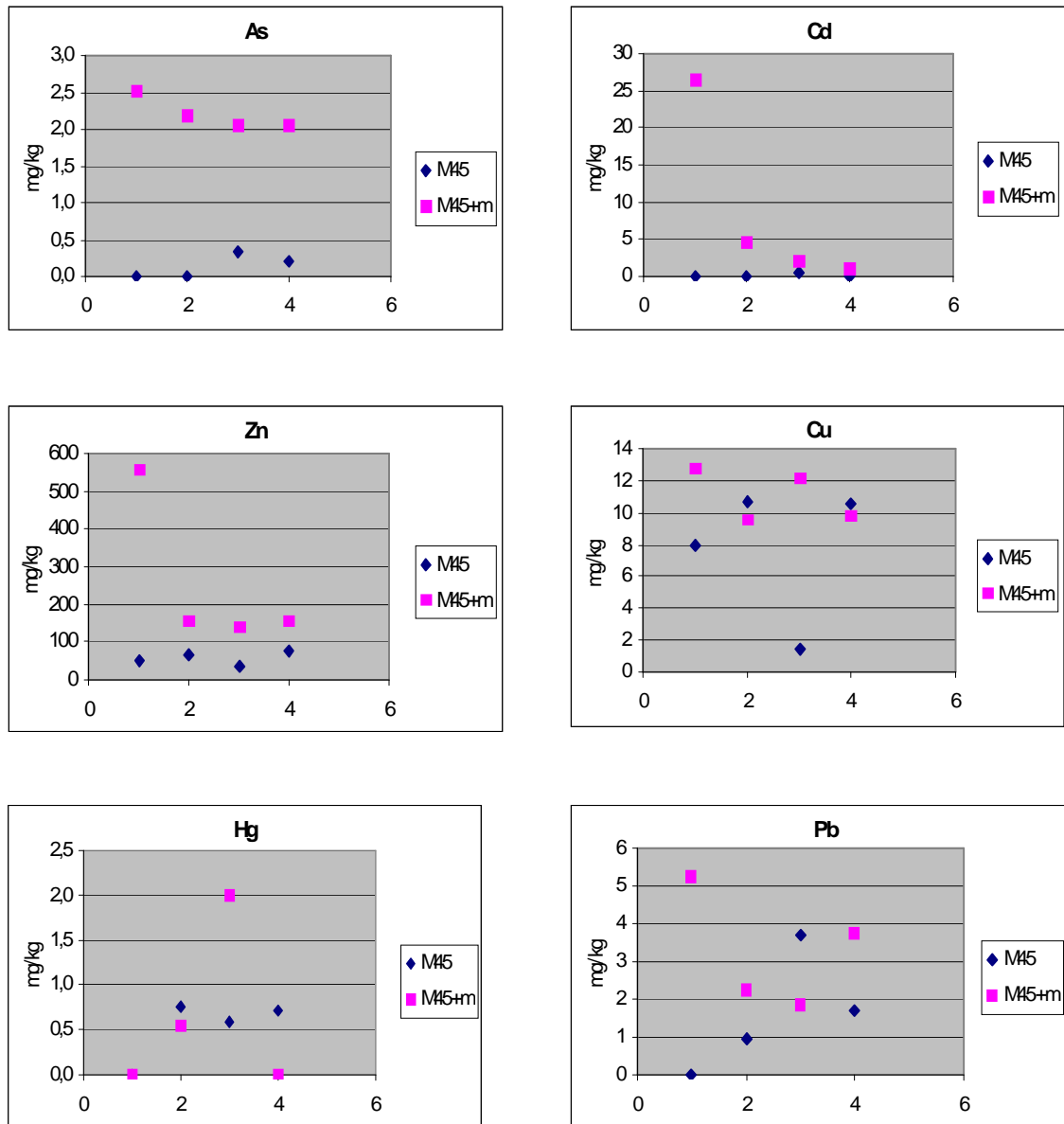
A metélőhagyma minták talajonkénti átlagos fémtartalmát a 23. táblázat tartalmazza. Az első két időpontból nincsenek párhuzamos eredmények, mivel a mintákat kis mennyiségük miatt egyesítettük, hogy elemezni lehessen.

23. táblázat: A metélőhagyma nehézfém tartalma M45 és M45+m talajokban négy időpontban

Hagyma	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	mg/kg					
2002.12.18						
M45	ka	0,05	7,95	ka	ka	51,8
M45+m	2,51	26,4	12,7	ka	5,24	556
2003.01.09						
M45	ka	0,12	10,7	0,75	0,93	67,6
M45+m	2,18	4,63	9,53	0,56	2,26	154
2003.01.31						
M45	0,33	0,43	1,48	0,59	3,72	34,7
szórás	0,57	0,15	0,72	1,01	1,21	35,4
M45+m	2,05	1,98	12,2	2,00	1,84	136
szórás	1,10	0,18	0,65	0,94	0,17	5,05
2003.02.21						
M45	0,21	0,07	10,5	0,71	1,69	76,9
szórás	0,36	0,02	0,56	0,42	0,34	17,4
M45+m	2,05	1,13	9,78	ka	3,73	151
szórás	2,20	0,23	0,51	ka	1,60	10,6

A metélőhagyma esetén sok esetben van határérték túllépés az arzén, a kadmium, a higany és az ólom mennyiségét tekintve. Az arzén és a kadmium elsősorban az M45+m talajban fejlődött növényekben halmozódott fel nagyobb mennyiségben, a higany és az ólom azonban elég nagy szórást mutat. Meglepő, hogy több esetben az M45 növényeiben magasabb koncentrációt érnek el a fémek: higany a második és a negyedik időpontban, ólom a harmadik időpontban. A legnagyobb határérték-túllépés kadmiumnál fordul elő az első időpontban: 53-szoros mennyiségben halmozódott fel az M45+m talaj esetén. A folyamatok a 6. ábrán láthatóak. A diagramokon az egyes időpontokból származó átlagértékeket ábrázoltuk. Az x-tengelyen a szedési időpontokat jelöltük.

Jól látható, hogy a kadmium és a cink esetén nagyon hasonló a fémtartalom változásának folyamata. Az első időpontban kapott kiugró értékekből arra következtethetünk, hogy a fiatal növények gyorsabb fejlődése és intenzívebb anyagcseréje fokozott fémfelvétellel jár. Arzén és kadmium esetén folyamatos csökkenés figyelhető meg a négy időpontban, míg a cink a második időponttól körülbelül állandó értéket mutat.



6. ábra: A hagyma nehézfém tartalmának változása az időben (szedési időpontok)

A higany az M45 növényekben körülbelül állandó értéken van a második időponttól nézve, a szennyezett talajban fejlődött növények esetén a harmadik időpontig növekszik, majd csökken. Az ólom ezzel pont ellentétesen változik: a harmadik időpontig csökken, majd növekedés figyelhető meg. Az M45 növényeknél a harmadik időpontig növekszik, majd csökken. A réz mennyisége 8-13 mg/kg közötti intervallumba esik, egy kiugró érték van a harmadik időpontban az M45 esetén. Megfigyelhető, hogy a változások a higanyhoz hasonlóan itt is ellentétesek: ahol az egyik talajban növekedés van, a másikban csökkenés. Ólom és réz esetén szintén megfigyelhető, hogy az első időpontban magasabb értékeket ért el a fémkoncentráció az M45+m esetén. Ez a növekedés a szennyeztelen M45 talajban egyik

fém esetén sem mutatkozik, sőt, a réz kivételével ebben az időpontból származnak a legalacsonyabb koncentráció-értékek.

A variancia analízis eredményeit a második és a harmadik időpont esetén a 24. táblázat tartalmazza.

24. táblázat: Szignifikanciavizsgálat metélfőhagymára

	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
2003.01.31						
F-érték	12,04	124,57	1098,26	34,14	7,73	24,92
% valószínűség	90	99	99	95		95
2003.02.21						
F-érték	1,68	50,88	10,95	8,27	5,48	64,24
% valószínűség		95	90			95

Sóska

A sóska növények fémkoncentráció adatait a 25.–27. táblázatok tartalmazzák. Sóskánál a mintavétel körülményei bizonytalanabbak voltak, mint a hagymánál. A töveken két-három levelet hagytam minden szedésnél, a leszedett levelek kora így nem volt teljesen egyforma.

A határérték túllépések hasonlóan alakulnak a hagymához: arzén és kadmium az M45+m szennyezett talajban fordul csak elő, higany és ólom az M45-ben is.

A K14 és a savval kezelt talajokból történő kadmium felvételnél jól látszik a savasodás hatása: a savval nem kezelt talajban növő növényekben a fémkoncentrációk nem haladják meg a határértéket, az S1 talajban kis túllépés van a második, illetve a harmadik időpontban, az S2 talajban minden növény minta esetén magasabb a koncentráció. A K14 és savval kezelt talajokban a növények arzén és a ólom koncentrációja alacsonyabb, mint az M45+m talajokban nőtt növényekben: nem éri el a határértéket. A növények higany koncentráció értékei nagyon hasonló trendet mutatnak, mint az előzőekben tárgyalt M45 – M45+m esetében. Mindkét esetben a második időpontban halmozódott fel a higany jelentős mennyiségben. A két talajjal végzett kísérlet abban is hasonlít, hogy nem csak a szennyezettebb, illetve a savasabb talajok esetén, hanem mindegyik mintánál kiugró higanykoncentrációk jelentkeztek.

25. táblázat: Sóska nehézfém tartalma az M45 és M45+m talajokban

Sóska hajtás	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	mg/kg					
2003.01.09						
M45	0,09	0,18	4,10	ka	1,79	80,32
szórás	0,15	0,04	0,88	ka	2,23	47,82

M45+m	2,17	1,05	3,89	ka	5,66	94,92
szórás	0,36	0,47	0,72	ka	3,39	40,8
2003.01.30						
M45	0,05	0,20	6,20	0,76	0,94	48,6
szórás	0,09	0,03	0,74	0,27	0,63	4,54
M45+m	1,19	1,44	8,73	0,64	7,72	158
szórás	0,32	0,21	1,00	0,23	3,95	30,0
2003.02.21						
M45	0,41	0,16	4,89	0,05	2,11	43,2
szórás	0,47	0,03	0,34	0,04	2,75	4,61
M45+m	1,03	1,27	9,67	0,04	8,57	140
szórás	0,30	0,28	2,96	0,06	3,62	17,1
Határérték	2	0,5		0,05	2	

26. táblázat: Sóska nehézfém tartalma a K14 és a savazott talajokban

Sóska hajtás	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	mg/kg					
2003.01.09						
K14	0,10	0,32	5,58	ka	0,54	111
szórás	0,14	0,09	2,20	ka	0,12	21,9
S1	ka	0,35	4,38	ka	0,50	113
szórás	ka	0,15	1,59	ka	0,43	41,0
S2	0,98	2,64	7,25	0,04	0,32	302
szórás	0,49	0,54	1,56	0,06	0,45	24,1
2003.01.30						
K14	0,46	0,27	5,69	0,94	0,70	97,5
szórás	0,50	0,01	2,28	0,29	0,44	9,46
S1	0,28	0,61	5,17	1,19	0,47	112
szórás	0,40	0,32	0,96	0,13	0,20	31,4
S2	0,58	2,04	6,95	0,97	0,81	274
szórás	0,37	0,66	1,93	0,17	0,13	56,6
2003.02.21						
K14	0,35	0,40	4,63	0,11	0,40	80,6
szórás	0,49	0,12	1,14	0,16	0,13	1,62
S1	0,50	0,52	5,11	ka	0,46	149
szórás	0,12	0,17	0,76	ka	0,06	29,9
S2	0,73	2,69	9,60	ka	0,33	381
szórás	0,04	1,52	6,12	ka	0,46	139,91
Határérték	2	0,5		0,05	2	

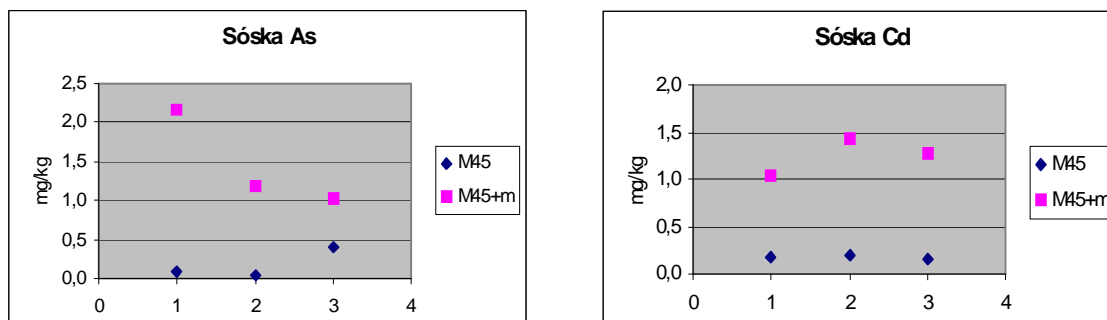
A sóska vonatkozó variancia analízis eredményei a 24. táblázat mutatja.

27. táblázat: Szignifikanciavizsgálat az M45 talajokban nőtt sóska

	As	Cd	Cu	Pb	Zn
2003.01.09					
F érték	236	9,74	3,25	1,42	0,08
% valószínűség	99	90			
2003.01.30					
F érték	69,2	125	222	12,0	44,8
% valószínűség	95	99	99	90	95

2003.02.21					
F érték	11,9	56,2	9,24	122	146
% valószínűség	90	95	90	99	99

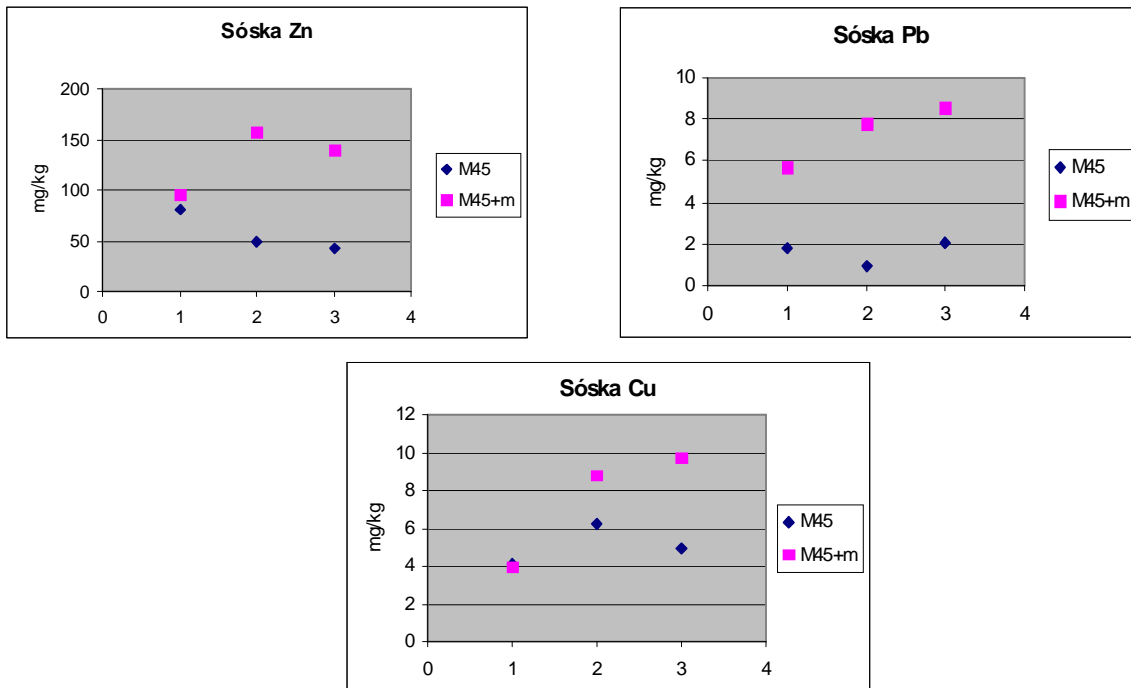
Arzén és kadmium esetén az eltérés a szennyezett és szennyezetlen talaj között mindhárom időpontban szignifikáns. Arzénál az első időpontban 99%-os valószínűséggel különböznek, a második időpontban 95%, a harmadik időpontban már csak 90% a valószínűség, ez a csökkenő tendencia a diagramon is jól látható (7. ábra). Kadmium esetén a második időpontban a legnagyobb az átlagértékek és a szignifikancia érték is.



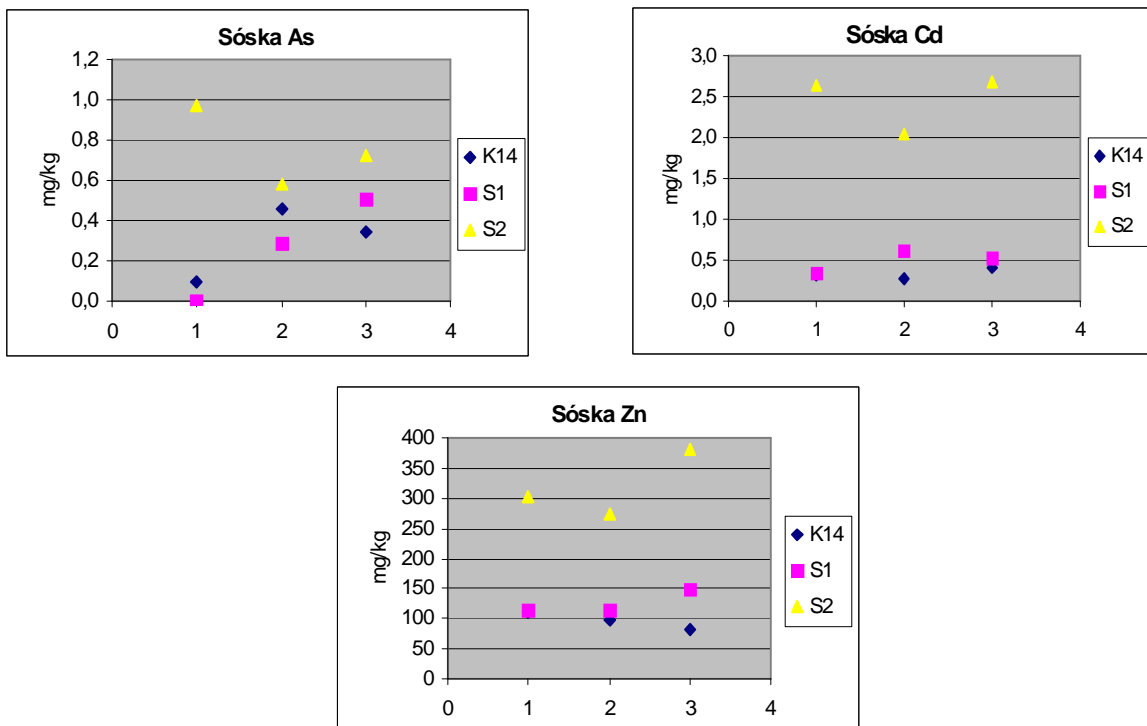
7.ábra: A sóska arzén és kadmium tartalma az idő függvényében az M45/+m talajok esetén

A sóska réz, ólom és cinktartalma a második és a harmadik időpontban mutat szignifikáns különbséget a szennyezett és szennyezetlen talajban (8. ábra). A réz és az ólom koncentrációnövekedést mutat az időben a szennyezett talajban. A cink a kadmiumhoz hasonlóan változik, a második időpontban a legmagasabb az értékük, majd ezután csökken.

A K14 talajoknál a kénsavas kezelés elsősorban arzén, kadmium és cink felvételre hatott az S2 talajok esetén. Az arzén koncentrációja hasonlóan változik a K14 valamint az S1 és S2 mintákban, mint az M45 talajon nőtt növényekben: itt is egyre csökken a fémek mennyisége a növény korának előrehaladtával. A kadmium és a cink viselkedése itt is hasonló egymáshoz, de eltér az M45/+m talajoknál tapasztaltaktól. Itt a második időpontban a legkisebb a koncentráció, utána ismét növekszik.



8. ábra: A sóska cink, ólom és réz tartalmának változása az idő függvényében M45+m talajokban



9. ábra: A sóska arzén, kadmium és cink tartalmának változása az idő függvényében a K14 és savazott talajokban

3.5. A növények fémfelvételének értékelése: a biokoncentrációs faktorok

A növények és a talajok fémkoncentráció adatai alapján kétféle BCF értéket számítottunk. A $BCF_{\text{összes}}$ a talaj összes fémtartalmára vonatkozik, a BCF_{mobilis} pedig a Lakenen-Erviö kivonatból meghatározott mobilis fémtartalomra. A BCF-fel jellemezzük, hogy az egyes növényekben mely fémek akkumulálódnak legnagyobb mértékben, illetve a talaj szennyezettség hatására az akkumulációban bekövetkező változást. A fejezet végén a kísérleti eredményeket hasonlítjuk össze aszerint, hogy mely növényfélékben és mely talajokban akkumulálódnak legjobban az egyes fémek. A táblázatokban a $BCF > 1$ értékeket félkövér számokkal emeltük ki.

BCF sárgarépa

A BCF értékeket a 28. táblázatban foglaltuk össze. Látható, hogy nagy különbségek vannak azonos növényrészek ugyanazon fémre vonatkoztatott biokoncentrációjában is, különböző szennyezettségű talajokban. Ennek oka az lehet, hogy többféle toxikus fém együttes jelenléte befolyásolja az egyes fémek felvehetőségét, így a koncentrációját is. A Lakenen-Erviö módszerrel kinyert fémtartalom nem egyezik a növények által felvehető fémtartalommal.

A BCF_{mobilis} értékek alapján a gyökerek esetén a kadmium, a réz és az ólom jobban akkumulálódott az M45+m talajban, a cink kevésbé. Hajtások esetén a kadmium BCF_{mobilis} értéke növekedett meg a szennyezett talajban: 1,42→8,15. Mindegyik fém esetén az akkumuláció nagyobb mértékű a hajtásban, mint a gyökérben.

A fémekre jellemző biokoncentrációs faktorok sorrendje azonos az összes és a mobilis fémtartalomra vonatkoztatott értékek esetén: A kadmium és a cink koncentrálik legjobban, majd a réz, ólom és végül az arzén.

28. táblázat: A sárgarépa BCF értékei

Sárgarépa	$BCF_{\text{összes}}$					BCF_{mobilis}			
	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
M45 gyökér	nsz	0,28	0,16	0,01	0,17	0,78	0,52	0,04	2,81
M45+m gyökér	0,01	0,77	0,21	0,02	0,22	1,43	0,80	0,15	1,39
M45 hajtás	0,02	0,52	0,26	0,16	0,80	1,42	0,85	0,60	13,1
M45+m hajtás	nsz	4,39	0,25	0,02	0,46	8,15	0,95	0,19	2,86

BCF petrezselyem

A petrezselyemre vonatkozó biokoncentrációs értékeket a 29. táblázatban foglaltuk össze. Nagyobb eltérések az M45 és szennyezett M45 talajokban nőtt petrezselyem esetén a

kadmiumnál vannak, amelynek a BCF értéke mindkét növényrészben megnőtt a szennyezés hatására. A cink koncentrációja a gyökérben a szennyezett talajban kisebb, mint a szennyezetlenben a $BCF_{mobilis}$ alapján. Ennél jelentősebb különbségek vannak a K14, S1, S2 talajokban és M45+m talajban fejlődött növények között. A kadmiumhoz hasonlóan a réz és a cink koncentrációja is sokkal kisebb a savazásos kísérletben. Mindhárom fém koncentrációjában növekedés figyelhető meg a savasság növekedésével. Az eredmények alapján a cink koncentrációját elsősorban a pH befolyásolja.

A fémekre vonatkoztatott koncentrációsi sorrend a következő: legjobban a cink akkumulálódott a petrezselyemben, mindegyik talaj esetén, majd a réz az M45, K14, S1 talajok esetén, a kadmium az M45+m és S2 esetén. Kisebb mértékű az ólom és az arzén akkumulálódása.

29. táblázat: A petrezselyem BCF értékei

Petrezselyem	$BCF_{összes}$					$BCF_{mobilis}$			
	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
M45 gyökér	0,00	0,08	0,36	nsz	0,29	0,23	1,15	nsz	4,78
M45+m gyökér	0,03	1,08	0,35	0,03	0,40	2,01	1,31	0,25	2,49
M45 hajtás	0,02	nsz	0,25	nsz	0,35	nsz	0,81	nsz	5,77
M45+m hajtás	0,01	0,54	0,22	0,01	0,76	1,00	0,82	0,12	4,74
K14 hajtás	0,02	0,02	0,06	nsz	0,07	0,04	0,13	nsz	0,16
S1 hajtás	0,02	0,05	0,06	nsz	0,09	0,08	0,12	nsz	0,23
S2 hajtás	0,02	0,11	0,07	nsz	0,21	0,18	0,16	nsz	0,48

BCF metélőhagyma

A metélőhagyma hajtásaira jellemző biokoncentrációs faktorok a 28. táblázatban találhatóak. Az M45 és M45+m talajokban fejlődött növényeket összehasonlítva a legnagyobb különbség kadmium esetén van. A $BCF_{mobilis}$ értékek alapján az első időpontban 221-szeres, a második időpontban 15-szörös mértékben akkumulálta jobban a kadmiumot az M45+m talajban, majd ez a különbség lecsökkent. A réz és a higany akkumulációjának mértéke a két talajban az idővel változik. A réz az első és a harmadik, a higany a harmadik időpontban jobban akkumulálódott az M45+m talaj esetén, míg a második és a negyedik időpontban mindkét fém az M45-ben koncentrációja nagyobb mértékben. Az ólom BCF értékei az M45 talaj esetén magasabbak, mint az M45+m talaj esetén. A cink a BCF oldható alapján az első és a harmadik időpontban az M45+m-ben akkumulálódott jobban, a második és a negyedik időpontban az M45-ben.

A fémek akkumulálódási sorrendjét tekintve az M45-ben a $BCF_{összes}$ alapján a higany akkumulálódott legjobban, majd a kadmium, cink, réz és az ólom. A $BCF_{mobilis}$ értéket

vizsgálva a cink kerül előbbre, a sorrend: cink, kadmium, réz és ólom. A sorrend azonban változik az időben. A kadmium az első időpontban még kis mértékben akkumulálódott (a cink és a réz koncentrációja nagyobb mértékű volt), majd a harmadik időpontban már a legnagyobb volt a $BCF_{\text{összes}}$ értéke. A negyedik időpontban pedig ismét csökkent. A higany esetén az első időpontban a BCF értéke nulla volt, a második időpontra növekedett meg jelentősen.

Az M45+m-ben a $BCF_{\text{összes}}$ sorrend a következő: kadmium, cink, higany, réz, arzén, ólom, hasonlóan a BCF_{mobilis} sorrendhez: kadmium, cink, réz, ólom. Tehát itt megemelkedett az arzén koncentrációja, a higany pedig csökkent a többi fémhez viszonyítva.

30. táblázat: A metélőhagyma BCF értékei

Hagyma	$BCF_{\text{összes}}$						BCF_{mobilis}			
	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
M45										
2003.12.18	nsz	0,21	0,35	nsz	nsz	0,53	0,57	1,13	nsz	8,77
2003.01.09	nsz	0,54	0,47	1,36	0,04	0,69	1,48	1,52	0,16	11,4
2003.01.30	0,01	1,96	0,07	1,06	0,17	0,36	5,38	0,21	0,65	5,88
2003.02.21	nsz	0,32	0,46	1,28	0,08	0,79	0,89	1,50	0,30	13,0
M45+m										
2003.12.18	0,08	67,8	0,50	nsz	0,01	4,46	126	1,90	0,10	27,7
2003.01.09	0,01	11,9	0,38	0,40	0,01	1,24	22,1	1,42	0,04	7,68
2003.01.30	0,01	5,09	0,48	1,43	nsz	1,09	9,44	1,81	0,04	6,76
2003.02.21	0,01	2,89	0,39	nsz	0,01	1,21	5,36	1,46	0,07	7,53

BCF sóska

A sóska növények BCF értékeit a 31. táblázatban láthatjuk. Összehasonlítva az M45 és M45+m talajmintákat a sósokánál is a kadmium esetén van a legnagyobb különbség. A harmadik időpontban a BCF_{mobilis} 3-szor nagyobb az M45+m-ben, mint az M45-ben. A higany BCF értéke mindkét talaj esetén a második időpontban a legnagyobb, az M45-ben 3-szor nagyobb, mint a szennyezett talajban. Hasonlóan az ólom akkumulációja is nagyobb a szennyeztelen talajban.

Az M45 esetén a cink koncentrációja az időben csökken, a higany, kadmium, réz esetén a második időpontban vannak a legmagasabb értékek, az ólomnál pedig ugyanebben az időpontban a legkisebb az akkumuláció mértéke. Az M45+m esetén az ólom és a cink értékei az időben növekedést mutatnak, a kadmium, higany és cink a második időpontban koncentrációja legnagyobb mértékben.

A fémek akkumulációs sorrendje mindkét talaj esetén BCF_{mobilis} alapján: cink, kadmium, réz és ólom.

31. táblázat: A sóska BCF értékei

Sóska	BCF _{összes}						BCF _{mobilis}			
	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
M45										
2003.01.09	nsz	0,83	0,18	nsz	0,08	0,82	2,28	0,58	0,31	13,6
2003.01.30	nsz	0,91	0,27	1,38	0,04	0,50	2,51	0,88	0,17	8,23
2003.02.21	0,01	0,74	0,22	0,07	0,10	0,44	2,05	0,70	0,37	7,31
M45+m										
2003.01.09	0,01	2,68	0,15	nsz	0,01	0,76	4,98	0,58	0,11	4,73
2003.01.30	0,01	3,68	0,35	0,46	0,02	1,27	6,84	1,30	0,15	7,85
2003.02.21	0,01	3,26	0,38	0,02	0,02	1,12	6,06	1,44	0,16	6,97
K14										
2003.01.09	nsz	0,17	0,09	nsz	nsz	0,26	0,27	0,17	0,01	0,57
2003.01.30	0,01	0,14	0,09	1,15	0,01	0,22	0,22	0,18	0,01	0,50
2003.02.21	nsz	0,21	0,07	0,14	nsz	0,19	0,33	0,14	0,01	0,41
S1										
2003.01.09	nsz	0,18	0,07	nsz	nsz	0,26	0,31	0,14	0,01	0,65
2003.01.30	nsz	0,32	0,07	1,57	nsz	0,21	0,54	0,17	0,01	0,65
2003.02.21	0,01	0,28	0,08	nsz	nsz	0,34	0,47	0,16	0,01	0,86
S2										
2003.01.09	0,01	1,40	0,12	0,05	nsz	0,70	2,19	0,27	nsz	1,56
2003.01.30	0,01	1,08	0,11	1,18	0,01	0,63	1,68	0,25	0,02	1,41
2003.02.21	0,01	1,42	0,15	nsz	nsz	0,88	2,23	0,35	0,01	1,96

A K14 és savval kezelt talajok esetén szintén a kadmium mutatja a legnagyobb változást, a talaj pH csökkenésével nő az akkumuláció mértéke. Az S2 esetén a BCF_{mobilis} értéke 7,5-szörös a K14-éhez képest. A cink változása ugyanilyen irányt mutat, az S2-ben 3,3-szoros a BCF oldható értéke. A réz akkumulációja, szintén az S2 esetén a legmagasabb, a higanyé viszont az S1-ben.

A cinkakkumuláció mértéke az időben különbözőképpen változik. A K14 talaj esetén a időben csökken, az S1 és S2 talajok esetén a harmadik időpontban a legmagasabb. A higany mindhárom talaj esetén a második időpontban mutat legnagyobb mértékű akkumulációt.

A BCF_{mobilis} sorrendje fémeknél a K14 és S1 talajokban: cink, kadmium, réz és ólom, S2 esetén a kadmium akkumuláció nagyobb mértékű, mint a cink akkumuláció.

Összehasonlítva a K14 és M45 talajokat, jól látható, hogy az M45 növényekben a talajok kisebb összes és mobilis fémtartalma ellenére jobban akkumulálódik a kadmium, a réz, az ólom és a cink. A higany BCF értéke körülbelül megegyezik a két talajban.

3.6. Az akkumuláció összehasonlítása fémek, növények és talajok szerint

A kísérletben szereplő valamennyi növény minta BCF értéke alapján sorrendet állítottunk fel az egyes fémekre. A BCF_{mobilis} érték alapján kiemelkedő értékeket a 32. táblázatban gyűjtöttük össze.

32. táblázat: A bioakkumulációs kísérletből kapott kiemelkedő BCF_{mobilis} értékek

Cd		Cu		Pb		Zn	
40,7	M45+m metélőhagyma	1,7	M45+m metélőhagyma	0,6	M45 s.répa hajtás	13,1	M45 s.répa hajtás
8,2	M45+m s.répa hajtás	1,3	M45+m petr. gyökér	0,3	M45 sóska	12,4	M45+m metélőhagyma
6,0	M45+m sóska	1,2	M45 petr. gyökér	0,3	M45 metélőhagyma	9,8	M45 metélőhagyma
		1,1	M45+m sóska	0,3	M45+m petr. gyökér	9,7	M45 sóska
		1,1	M45 metélőhagyma				

Az arzén és a réz a metélőhagymában és petrezselyem gyökérben koncentráltott legnagyobb mértékben. Arzén esetén az M45+m, réz esetén az M45, M45+m mintákban. A kadmium, az ólom és a cink szintén a metélőhagymában, a sóskaiban és a sárgarépa hajtásban általában az M45+m talajban nőtt növényeknél, de ólom esetén a szennyezetlen M45 mintákban. Tehát a összes fém akkumulációját tekintve a metélőhagymában a legmagasabbak az értékek.

A kb. két hetes metélőhagyma kiugróan magas eredményeit ebben az összehasonlításban nem láthatjuk, vö. 28. táblázat, mert itt az átlagértékeket szerepeltetjük. A metélőhagyma már két hetes korában is fogyasztásra kerülhet (folyamatosan vágják), tehát a metélőhagyma biokoncentrációja igen kockázatos mértékű. Bioakkumulációs teszt fejlesztése szempontjából is fontos tény, hogy a növények korától függően nagymértékű különbségek mérhetőek a BCF értékekben.

A legkisebb BCF_{mobilis} érték a petrezselyem hajtás és a sóska levél esetén volt a K14, S1, S2 talajokban. Ez nem abból adódik, hogy a növényben lévő koncentráció kisebb, hanem abból, hogy ezekben a talajokban nagyobb volt a mobilis fémtartalom, mint az M45-ben. A savas kezelés ellenére a pH érték is magasabb volt ezekben a mintákban, így érthető a relatíve kisebb mértékű fémfelvétel.

A fémek akkumulációs sorrendje a $BCF_{\text{összes}}$ alapján: kadmium, cink, réz, ólom, arzén. A BCF_{mobilis} alapján a cink akkumulálódott legnagyobb mértékben, majd a kadmium, réz és az ólom.

3.7. A Gyöngyösroszi kiskertekből származó növényminták toxikus fémtartalma

Természetes környezetben más folyamatok is érvényesülhetnek, mint laboratóriumi körülmények között. Mások a hőmérsékleti viszonyok, más a csapadékellátás, a talaj oxigéntartalma, illetve a tápanyagpótlás is nagyon különböző lehet. Nagyon fontos szerepe lehet a heterogenitásnak. Amíg a növénykísérletekben homogenizált és homogénen szennyezett talajt használunk, addig a kiskertek természetes talaja heterogén mind a

szennyezettség, mind a pH tekintetében, így a növény képes lokálisan kikerülni a szennyezett részeket, gyökereit a lokálisan kevésbé szennyezett talajrészekbe engedni és a tápanyagot onnan felvenni. Ezért is tartottuk fontosnak a természetes körülmények között nőtt növények fémtartalmának és akkumulációjának vizsgálatát és összehasonlítását a laboratóriumi eredményekkel.

A következőkben a Gyöngyösorsoszi kiskertekből származó növényminták eredményeit értékeljük és az egyes fémekre a növények BCF értékei alapján sorrendet állítottunk fel.

A területről begyűjtött növényminták toxikus fémtartalmát a 33. táblázat tartalmazza. Az eredmények alapján látható, hogy a határértéket a higany több esetben meghaladja és nem csak a szennyezett területen termesztett növények esetén. Ezen kívül csak az ólom haladta meg a határértéket egy petrezselyemzöld minta esetén, szintén egy nem szennyezett kiskertben.

Az arzén – annak ellenére, hogy a talajokban az összes arzéntartalom meghaladta a határértéket – a növénymintákban csak egy esetben van kimutatható mennyiségben: szennyezett kiskertből származó paradicsommintában. A kadmium a sárgarépában (K14), a sóskában (K14, K173) és a paprikában (M45) ért el magas értékeket. A réz koncentrációja a paprika (M45), az uborka (M50) egy sóskaminta (M55) és egy petrezselyemzöld (K51/A) esetén a legmagasabb. A higany a következő növényekben haladja meg a határértéket: sóska, tök (K134), petrezselyemzöld. Az ólom a hagyma (K14), a sóska (K14, M55), a tök (K94) és a petrezselyemzöld (K51/A) mintákban a legmagasabb értékű, a cink pedig a sóskában, petrezselyemzöldben (K51/A) és az uborkában.

33. táblázat: A kiskertekből vett növényminták toxikus fémtartalma

Növényminta			As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
			mg/kg					
N1	Kossuth 14.	s.répa	<0,01	0,13	4,45	0,02	0,81	27,6
N2		hagyma	<0,01	0,07	4,09	0,02	1,06	42,2
N3		sóska	<0,01	0,12	8,27	0,05	1,18	58,2
N4	Kossuth 94.	tök	<0,01	0,05	8,22	0,03	1,02	35,9
N5		paradicsom	1,75	0,06	8,25	0,02	0,79	30,4
N6	Kossuth 134.	tök	<0,01	0,04	8,86	0,06	0,84	48,1
N7		szőlő	<0,01	0,01	1,88	0,02	0,16	8,61
N8	Kossuth 15.	krumpli	<0,01	0,09	9,28	0,02	0,13	26,9
N9		s.répa	<0,01	0,08	2,86	0,01	0,26	22,1
N10		petr.zöld	<0,01	0,06	7,94	0,06	0,50	31,8
N10/B		petr.gyökér	<0,01	0,06	6,08	0,02	0,23	29,2
N11	Kossuth 51/A	petr.zöld	<0,01	0,08	13,8	0,10	3,38	72,2
N11/B		petr.gyökér	<0,01	0,07	6,62	0,03	0,33	38,9
N12		paradicsom	<0,01	0,07	6,26	0,01	0,26	20,3
N13	Kossuth 173.	karalábé	<0,01	0,07	3,25	0,02	0,26	21,0
N14		sóska	<0,01	0,11	9,51	0,07	0,80	62,7
N15	Móricz 45.	paprika	<0,01	0,17	13,4	0,03	0,28	42,1

N16		málna	<0,01	0,03	5,34	0,02	0,28	24,9
N17	Móricz 50.	paradicsom	<0,01	0,06	5,38	0,01	0,48	18,0
N18		uborka	<0,01	0,09	10,20	0,02	0,70	54,1
N19		tök	<0,01	0,07	5,20	0,02	0,52	31,7
N20	Móricz 55.	bab	<0,01	0,02	6,03	0,03	0,26	30,5
N21		sóska	<0,01	0,09	12,00	0,07	1,39	90,9
Határérték			2	0,5		0,05	2	

Ezek hasonló értékek, mint amelyeket a laborkísérletben a legenyhébb esetekben mértünk. A pH csökkenésével és a szennyezettség növekedésével ezen értékek növekedése jelezhető előre. Hogy a felvett fémtartalom ne növekedjen a növényekben, ahhoz meg kell szüntetni a további szennyeződést és stabilizálni kell a talaj szennyezőanyag-tartalmát adalékokkal, szerves anyaggal, jó tápanyagellátással és a helyes (nem akkumuláló) növényfajok megválasztásával.

A mintavételi pontokon mért talaj-fém-tartalmak ismeretében biokoncentrációs faktor képezhető a növényekre. A BCF értékeket kiszámítottuk az összes és a mobilis fémkoncentrációra vonatkoztatva. Az eredményeket a 34. táblázat tartalmazza.

A $BCF_{\text{összes}}$ alapján a növényekben a cink akkumulálódik legjobban (0.03-0.61), a további sorrend: réz (0,03-0,56), kadmium (0,02-0,71), higany (0,01-0,29) és ólom (0-0,09). A BCF_{mobilis} sorrend hasonlóképpen: cink (0,1-1,57), réz (0,05-0,53), kadmium (0,03-0,39) és ólom (0,01-0,27). Általánosan legnagyobb mértékben az uborka, a paprika, a sóska és a petrezselyem akkumulálta a fémeket, legkevésbé pedig a szőlő, a hagyma és a sárgarépa.

34. táblázat: A kiskertekből vett növényminták BCF értékei

Növények		pH	BCF összes					BCF felvehető			
			Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
sóska	K14.	6,4	0,12	0,17	0,02	0,02	0,18	0,21	0,38	0,05	0,63
sóska	K173	6,08	0,16	0,29	0,25	0,02	0,33	0,48	1,11	0,13	2,56
sóska	M55	6,09	0,32	0,48	0,29	0,07	0,64	0,36	0,61	0,11	1,77
petr.zöld	K15.	5,73	0,11	0,18	0,19	0,01	0,16	0,24	0,38	0,04	0,66
petr.gyökér	K15.	5,73	0,11	0,14	0,06	0,01	0,15	0,24	0,29	0,02	0,60
petr.zöld	K51/A	6,28	0,15	0,33	0,24	0,09	0,39	0,32	0,70	0,27	1,64
petr.gyökér	K51/A	6,28	0,13	0,16	0,07	0,01	0,21	0,28	0,34	0,03	0,88
tök	K94	6,69	0,09	0,20	0,05	0,03	0,18	0,25	0,71	0,14	0,92
tök	K134	6,37	0,05	0,13	0,06	0,02	0,17	0,09	0,21	0,04	0,63
tök	M50	6,5	0,11	0,17	0,07	0,02	0,21	0,15	0,32	0,03	0,53
paradicsom	K94	7,5	0,06	0,17	0,04	0,02	0,15	0,33	0,72	0,10	1,05
paradicsom	51/A	6,13	0,13	0,13	0,04	0,01	0,09	0,64	0,76	0,04	0,84
paradicsom	M50	6,59	0,16	0,17	0,04	0,02	0,13	0,67	0,81	0,09	1,96
s.répa	K14.	6,66	0,09	0,05	0,01	0,01	0,06	0,20	0,13	0,03	0,19
s.répa	K15.	5,66	0,15	0,07	0,03	0,01	0,13	0,32	0,15	0,02	0,57
hagyma	K14.	6,45	0,05	0,05	0,03	0,01	0,09	0,11	0,13	0,04	0,30
burgonya	K15.	5,24	0,20	0,17	0,06	0,00	0,17	0,38	0,30	0,01	0,81
paprika	M45	5,26	0,71	0,56	0,07	0,01	0,39	1,70	1,48	0,05	4,66
karalábé	K173	6,15	0,16	0,08	0,05	0,01	0,15	0,58	0,41	0,04	1,94
uborka	M50	6,57	0,38	0,40	0,09	0,03	0,47	1,13	1,52	0,13	10,29

bab	M55	6,16	0,06	0,24	0,15	0,01	0,26	0,09	0,28	0,02	1,34
szőlő	K134	5,72	0,02	0,03	0,02	0,00	0,03	0,03	0,05	0,01	0,10
málna	M45	5,69	0,13	0,23	0,04	0,01	0,21	0,20	0,44	0,05	1,30

Ezek is hasonló értékek, mint amiket a laborkísérletben a legenyhébb esetekben mértünk. A pH csökkenésével és a szennyezettség növekedésével ezen értékek növekedése jelezhető előre.

3.8. A kiskertekből vett növényminták és a bioakkumulációs kísérlet eredményeinek összehasonlítása

Ebben a fejezetben összehasonlító értékelést adunk a kísérletből származó és a természetes körülmények között növekedett azonos növények fémfelvételéről. Az értékelést a fémtartalom és a bioakkumulációs faktor alapján végeztük.

Sárgarépa

A 35. táblázatban foglaltuk össze a klímaszobás kísérletből származó sárgarépagyökér minták eredményeit és a kertben termesztett növények eredményeit.

A növények fémkoncentrációját összehasonlítva a következők állapíthatók meg. Az arzén koncentrációja mindegyik mintában alacsony. A kadmium, a higany, az ólom és a cink koncentrációja egyértelműen a kertből vett minták esetén magasabb, a legnagyobb a különbség ólom esetén.

A két kertből vett mintát összehasonlítva jól látható, hogy arzén kivételével mindegyik fém esetén magasabb a koncentráció a K14-ben. Ez jól korrelál a talajok fémkoncentrációjában mért különbséggel.

35. táblázat: Kiskertekből és a kísérletből származó sárgarépa fémkoncentrációi

Sárgarépa	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Kert	mg/kg					
K14	<0,01	0,13	4,45	0,02	0,81	27,60
K15	<0,01	0,08	2,86	0,01	0,26	22,10
Klímaszoba						
M45	0,01	0,05	3,45	ka	0,10	14,52

A BCF értékeket a 36. táblázatban hasonlítottuk össze. A kadmium, a réz és a cink koncentrációja nagyobb mértékű a kísérleti M45 mintákban. A két kertből vett mintát összehasonlítva is jól látható különbség van: kadmium, réz, higany és cink esetén magasabbak az értékek a K15 minták esetén. Ez a különbség valószínűleg a pH-val magyarázható. A legmagasabb a K14 talaj pH-ja, egy egységgel alacsonyabb a K15 talajé és két egységgel alacsonyabb az M45 talajé.

36.táblázat: A sárgarépa BCF értékei a kiskertekből és a kísérletből származó mintákban

Sárgarépa	pH	BCF _{összes}						BCF _{mobilis}			
		As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
Kert											
K14	6,66	nsz	0,09	0,05	0,01	0,01	0,06	0,20	0,13	0,03	0,19
K15	5,66	nsz	0,15	0,07	0,03	0,01	0,13	0,32	0,15	0,02	0,57
Klímaszoba											
M45	4,70	nsz	0,28	0,16	nsz	0,01	0,17	0,78	0,52	0,04	2,81

Petrezselyem

Petrezselyem mintát két kertből vettünk, a K15-ből és a K51/A-ból. A klímaszobás kísérlet növénymintáiból itt is átlagot számoltunk a fémtartalom és a biokoncentrációs faktor esetén is. Az eredmények a 37. és 38. táblázatokban láthatók.

A K14 szennyezett talajban a petrezselyem hajtás esetén egyedül az arzén ér el magasabb koncentrációt, mint a szennyezetlen kertekből vett mintákban. A legmagasabb értékek kadmium, réz, higany, ólom és cink esetén a K51/A mintában voltak, de a K15 minta is nagyobb koncentrációban tartalmazza a fémeket, mint kísérletből származó minták. A K14 növényekben az átlagértékek alapján magasabb az arzén, kadmium és az ólom koncentráció, alacsonyabb a réz és a cink koncentráció, mint az M45 növényekben.

A petrezselyem gyökerekben az arzén és a réz koncentráció magasabb a kísérletből származó M45 növényekben, a kadmium, higany, ólom és a cink a kertből vett minták esetén ér el nagyobb értékeket. A két kert közül itt is a K51/A-ból származó mintában van magasabb fémkoncentráció.

37. táblázat: Kiskertekből és laborkísérletből származó petrezselyem fémtartalma

Petrezselyem	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	mg/kg					
hajtás						
K15 - kert	<0,01	0,06	7,94	0,06	0,50	31,8
K51/A - kert	<0,01	0,08	13,80	0,10	3,38	72,2
K14 - labor	1,37	0,05	4,06	<0,02	0,23	31,9
M45 - labor	0,63	<0,02	5,65	<0,02	ka	34,1
gyökér						
K15 - kert	<0,01	0,06	6,08	0,02	0,23	29,2
K51/A - kert	<0,01	0,07	6,62	0,03	0,33	38,9
M45 - labor	0,04	0,02	8,06	<0,02	0,00	28,2

38. táblázat: Kiskertekből és a kísérletből származó petrezselyem BCF értékei

Petrezselyem	pH	BCF _{összes}						BCF _{mobilis}			
		As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
hajtás											
K15. - kert	5,73	nsz	0,11	0,18	0,19	0,01	0,16	0,24	0,38	0,04	0,66
K51/A - kert	6,28	nsz	0,15	0,33	0,24	0,09	0,39	0,32	0,70	0,27	1,64
K14 - labor	6,29	0,02	0,02	0,06	nsz	nsz	0,07	0,04	0,13	nsz	0,16
M45 - labor	4,70	0,02	nsz	0,25	nsz	nsz	0,35	nsz	0,81	nsz	5,77
gyökér											
K15.	5,73	nsz	0,11	0,14	0,06	0,01	0,15	0,24	0,29	0,02	0,60
K51/A	6,28	nsz	0,13	0,16	0,07	0,01	0,21	0,28	0,34	0,03	0,88
M45	4,70	nsz	0,08	0,36	nsz	nsz	0,29	0,23	1,15	nsz	4,78

A BCF_{összes} alapján a petrezselyem hajtás esetén mindegyik fém a K51/A mintában akkumulálódott legnagyobb mértékben. A BCF_{mobilis} mást mutat: a réz és a cink az M45-ben akkumulálódott legjobban. A legkevesbé a K14 szennyezett talajban akkumulálódtak a fémek, egyedül a kadmium koncentrációja volt az M45 mintákban a legalacsonyabb. Higany, kadmium és ólom esetén elmondható, hogy a kertből vett minták koncentrációja magasabb, mint a kísérletből származó mintáké.

A fémek akkumulálódási sorrendje különbözőképpen alakul a négy talajban hajtások esetén. A K51/A-ban a sorrend a következő: a cink akkumulálódik legjobban, majd a réz, higany, kadmium és ólom. A K15-ben a higany akkumulációja a legnagyobb, a további sorrend ugyanaz. A K14, M45 növényekben is a cink és a réz koncentrációja a legnagyobb mértékben, a többi fém csak kis mértékben.

A gyökérnél a különbségek kevésbé jelentősek. A réz és a cink BCF értékei az M45 növényekben a legmagasabbak, a kadmiumé és a higanyé a K51/A-ban. A fémek akkumulálódási sorrendje: cink, réz, kadmium, higany, ólom.

Sóska

Sóska mintát három kiskertből vettünk. Ebből az egyik a szennyezett K14 kiskert, a másik kettő a K173 és az M55. Az eredményeket a 39. és 40. táblázat mutatja.

Az arzén, a kadmium és a higany nagyobb koncentrációt ért el kísérleti körülmények között, a réz koncentráció a kertből vett mintáknál magasabb. Összehasonlítva a K14/kert és K14/klíma mintákat látható, hogy elsősorban arzén és higany esetén van nagy eltérés, mindkettő a kísérletből kapott minták esetén magasabb nagy mértékben: As~30-szoros, Hg~7-szeres. A kadmium és a cink koncentráció is nagyobb a kísérleti mintákban, míg az ólom és a réz a kertből vett minta esetén magasabb. Összességében a K14/klíma mintában

volt a legmagasabb koncentráció arzén, kadmium, higany és cink esetén. A réz koncentráció az M55 mintában éri el a legmagasabb értéket, az ólom pedig az M45 mintában.

39. táblázat: A sóska fémtartalma a kiskertekből és a kísérletből származó mintákban

Sóska	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	mg/kg					
kert						
K14	<0,01	0,12	8,27	0,05	1,18	58,2
K173	<0,01	0,11	9,51	0,07	0,80	62,7
M55	<0,01	0,09	12,00	0,07	1,39	90,9
klíma						
K14	0,30	0,33	5,30	0,35	0,55	96,3
M45	0,18	0,18	5,06	0,27	1,61	57,4

A BCF összes értéke az M45 mintákban a legnagyobb arzén, kadmium, higany és ólom esetén, az M55 mintában réz és cink esetén. A BCF oldható ettől réz, és cink esetén tér el. A réz értéke a K173-ban, a cinké az M45-ben a legmagasabb. A legkisebb mértékű akkumuláció a K14 mintákból történt. A K14/kert mintában a legkisebb a kadmium, a higany és a cink BCF értéke, a K14/klíma mintában a réz és az ólom értéke.

40. táblázat: A sóska BCF értékei a kiskertekből és a kísérletből származó mintákban

Sóska	pH	BCF _{összes}						BCF _{mobilis}			
		As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
kert											
K14	6,40	nsz	0,12	0,17	0,02	0,02	0,18	0,21	0,38	0,05	0,63
K173	6,08	nsz	0,16	0,29	0,25	0,02	0,33	0,48	1,11	0,13	2,56
M55	6,09	nsz	0,32	0,48	0,29	0,07	0,64	0,36	0,61	0,11	1,77
klíma											
K14	6,29	nsz	0,18	0,08	0,43	nsz	0,22	0,27	0,17	0,01	0,50
M45	4,70	0,01	0,83	0,22	0,49	0,08	0,59	2,28	0,72	0,28	9,71

A fémek akkumulálódási sorrendjét tekintve a kertből vett mintákban a cink akkumulálódik legjobban, majd a réz, a kadmium és a higany kisebb mértékben, legkevésbé az ólom. A K14/klíma esetén a sorrend módosul: higany akkumulálódik legjobban, majd cink, kadmium és réz, az M45 esetén a kadmium van első helyen, majd cink, higany, réz, ólom és arzén.

4. A bioakkumulációs mikrokozmosz tesztek összefoglalása

A toxikus fémek a természetben káros hatásokat és sokszor már visszafordíthatatlan elváltozásokat okoznak.

Jelen munka fő célja a növényi bioakkumuláció vizsgálata volt nehézfémekkel szennyezett talajokban. A problémát jól demonstrálja az ércforrások kiapadása és a technológia elavulása

miatt leállított Gyöngyösorosi ércbánya tevékenysége által okozott talajszennyeződés. A toxikus fémekkel szennyezett Toka-patak rendszeresen elönti a patak menti kiskerteket, ezáltal megemelkedett a kiskertek talajának toxikus fémtartalma. A területre jellemző további kockázatos folyamat a meddőközvetkupacok talajhoz keveredése, illetve a környezet savasodása miatt bekövetkező felvehető fémtartalom változás. Ezért modellkísérletet végeztünk, amelyben ezeknek a folyamatoknak a hatását vizsgáltuk a növények fémfelvételére.

A talajminták toxicitását kémiai módszerekkel, illetve mikrobiális és növényi tesztorganizmusokat alkalmazó ökotoxikológiai módszerekkel jellemeztük. A kísérlet során vizsgáltuk a talajszennyezettség hatását a növények növekedésére és a fémfelvételre. Összehasonlításként Gyöngyösorosi kiskertekből vett növényminták fémtartalmát is analizáltuk.

Négy zöldségfélével végeztünk biakkumulációs kísérleteket, ezek a következők: sárgarépa, petrezselyem, metélőhagyma és sóska.

1. Friss szennyezés hatása a bioakkumulációra mikrokozmoszban

Toxikus fémtartalmú meddőközzettel frissen szennyezett, eredetileg nem szennyezett talajban kismértékben csökkent a pH és nőtt a teljes As, Hg, Pb, kisebb mértékben a Zn-tartalom, a mobilis Cd, Pb és Zn-tartalom. A növények csírázása lassúbb volt, mint a szennyezetlenben, de a termés hozam nem különbözött szignifikánsan. A gyökér növekedése lassult, a hajtásé nem csökkent lényegesen a szennyezés hatására. A növények fémakumulációja szignifikánsan nagyobb: As, Cd és Pb mindegyik növénynél, a Hg a sóskánál, a Zn a metélőhagymánál és a sóskánál.

A szennyezetlen kontroll talajban mért akkumuláció nagyságrendben egyezik a szabadföldi akkumuláció mértékével.

2. Savasodás

Már eredetileg is szennyezett talaj pH értékének 0,5 illetve 1 értékkel való csökkentése nem okozott szignifikáns mobilizálódást a fémtartalomban és a bioakkumulációs teszt növényeinek (petrezselyem, sóska) hozama sem csökkent lényegesen. A fémakumulációban is csak az 1 pH értékkel savanyított talaj esetében mutatkozott. A petrezselyem esetében a Hg, a sóska esetében az As, a Cd és kisebb mértékben a Hg és a Zn akkumulációja növekedett meg.

Az eredeti, savazatlan talajon mért bioakkumuláció nagyságrendben egyezik a szabadföldi növénymintákban mért értékekkel.

3. Bioakkumuláció jellemzése, a biokoncentrációs faktor

A kémiai módszerrel meghatározott mobilis fémtartalom nem minden esetben tükrözi a ténylegesen felvett fémtartalmat. A meddőközettel szennyezett talajban az ólom, a réz és a cink mobilis fémtartalma növekedett meg, ennek ellenére a növényekben minden fém növekedése megfigyelhető volt. A szennyezett kerttalaj esetén a talaj savanyítása után meghatározott felvehető fémtartalom nem mutatott változást, a növényekben azonban itt is növekedett a fémtartalom.

A növényben és a talajban mért koncentráció hányadosával jellemeztük a növények fémfelvételét. Kétféle BCF értéket számítottunk, a talaj összes fémtartalmából $BCF_{összes}$ és a talaj mobilis fémtartalma alapján $BCF_{mobilis}$ értéket. Ezek a BCF értékek nem állandóak, még növényenként sem, ahogy erre egyes publikációk utalnak, hiszen amint kísérleti eredményeinkből látszik, értékük függ a talaj fémtartalmától, a növény korától és a külső körülményektől. A metélőhagyma és a sóska nagymértékben akumulálják a fémeket, elsősorban a mozgékonyságáról ismert Cd-t és a Zn-et, a talaj összes fémtartalmának 5–10-szerese sem ritka érték. A két hetes metélőhagyma esetén adódtak a legnagyobb értékek: $BCF_{Cdösszes}=67$, $BCF_{Cd mobilis}=126$, $BCF_{Znösszes}=5$, $BCF_{Zn mobilis}=28$. Említésre méltó még a sóska Hg akumulációja: $BCF_{Hgösszes}=1,4$.

A bioakkumulációt jellemző biokoncentrációs faktorok nagy eltérést mutattak növények, fémek és talajok szerint. Általánosan az arzént és a rézet a metélőhagyma és a petrezselyem gyökér akumulálta legjobban, a kadmiumot, az ólmot és a cinket a metélőhagyma, a sóska és a sárgarépa hajtása. Azonban különbség volt mérhető a növények akumulációjában a különböző szennyezett talajokban, általában a nagyobb fémtartalmú talajokban az akumuláció is nagyobb mértékű volt. Az akumuláció mértéke több esetben növekedést mutat a pH növekedésével.

4. Bioakkumulációs teszt fejlesztése

A kísérletek megmutatták azt, hogy a talajok kémiai vizsgálata vagy toxicitási teszteredményei alapján nem jelezhető előre a talajon növekvő növények bioakkumulációja. Viszonylag kis fémtartalmú talajon is lehet nagyfokú bioakkumuláció és fordítva, nagyon szennyezett talajokon sem akumulálnak bizonyos növények vagy növényi részek. Ezért a bioakkumuláció megítélésére, előrejelzésként vagy kockázatok számításához bioakkumulációs tesztek végzésére van szükség. A bioakkumulációs teszt céljától függően kell megválasztani a tesztnövényt: az általunk részletesen vizsgált növények közül a metélőhagyma és a sóska jó indikátornövények lehetnek a talaj veszélyességének jelzésére. A sárgarépa és a petrezselyem előnye, hogy mind gyökerét, mind zöldjét vizsgálhatjuk és

akkumulációjuk nem kiugró, inkább átlagosnak mondható. Amennyiben konkrét növény akkumulációját kell megismernünk, akkor azt az adott növényt kell alkalmaznunk a tesztben.

A cserepekbe ültetett növények jól modellezik a szabadföldi viszonyokat, így a laboratórium teszteredményekből extrapolálhatunk a valódi helyzetre. Az időigény az általunk kidolgozott módszerrel, magról indulva 1 hónap. Időt takaríthatunk meg, ha csíranövényeket ültetünk a szennyezett talajba. Az időigény csökkentésére irányuló vizsgálatok még folynak.

5. Kockázacsökkentési lehetőségek

A bioakkumulációs tesztek egyik célja a tápláléklánc és az emberi táplálkozás útján fellépő kockázatok csökkentése. Ennek egyik módja, hogy azokat a szennyezett talajokat, melyeken megengedhetetlen mértékű a bioakkumuláció, kizárjuk a termelésből, hogy nem bioakkumuláló növényfajokat termelünk, hogy a talajban lévő fémszennyezettség stabilizálásával csökkentjük a fémek növények általi felvehetőségét. A bioakkumuláció vizsgálatára kidolgozott mikrokozmosz tesztben nemcsak a növényi felvétel, de a talajjal történő manipulációk vagy előrejelezhető változások hatása is vizsgálható.