

MAGAS TOXIKUSELEM TARTALMÚ SZENNYVÍZÜLEDÉK NÖVÉNYFIZIOLÓGIAI HATÁSAINAK VIZSGÁLATA

Toth Csilla – Vincze György – Vámosi Orsolya

Absztrakt: Magas toxikuselem tartalmú szennyvízüledék növényfiziológiai és morfológiai hatását vizsgáltuk tápoldaton nevelt kukorica (*Zea mays L.*), illetve uborka (*Cucumis sativus L.*) esetében. Az alábbiakra kerestünk választ: (i) hogyan hat az emelkedő toxikuselem koncentráció a csírázására; (ii) van-e különbség egy- és kétszikű növények toxikus elem felvétele között; (iii) hogyan alakul a különböző növényi részek elemtartalma, a gyökér- és hajtásnövekedés intenzitása, a szárazanyag felhalmozása; (iv) van-e hatása a fotoszintetikus aktivitásra, a fotoszintetikus pigmentek mennyiségére; (v) a tesztnövények milyen mértékben képesek védekező mechanizmust kialakítani a toxikus elemek hatásai ellen, van-e különbség stressz-enzimjeik aktivitásában. Megállapítottuk: a magas toxikuselem tartalmú szennyvízüledék erősen gátolja a csírázást; a kukorica az uborkához képest a makro-, mezo- és mikroelemek közül a K-ot, a Mn-t és a B-t jobban akkumulálja a hajtásában; az uborkában a kukoricához képest nagyobb volumenű N, P, Ca, Mg, Fe és Ba akkumuláció figyelhető meg. Kukorica esetében a toxikuselemek zöme (Cd, Cr, Pb, Ni) a gyökérben marad, azok kis mértékben mozognak a talaj–növény rendszerben. A Zn és a Cu ugyanakkor mindkét vizsgált növény esetében megjelenik a hajtásban. A Zn biokoncentrációs faktora (BF) a kukorica hajtásában hatszorosa az uborka esetében tapasztaltnak, a Cu BF-értéke az uborka hajtás esetében magasabb. A kukorica esetében a kezelés hatására csökkent a szár hossza, a hajtás nyerstömege, az uborka esetében azok meghaladták a kontroll növények esetében mért értékeket. A kezelés hatására mindkét növény esetében csökkent a gyökérhossz, míg a kukoricánál csökkent, az uborka esetében nőtt a nyerstömege. Mindkét növény esetében megfigyelhető volt a SIMV (stressz-indukált morfogenetikai válaszok) jelensége: a gyökérzet megvastagodott, a gyökér hossza csökkent. Kukorica gyökér száraz tömegének csökkenésének oka feltételezhetően a gyökérben felhalmozott toxikus elemek (Cr, Ni, As, Ba) jelentős mennyisége. Az uborka hajtás száraz tömege azonban majdnem 4%-kal, míg a gyökér száraztömege 23%-kal nőtt. A kukorica esetében nőtt a klorofill-a/klorofill-b arány, mely a fotoszintetikus pigmentrendszerek nem megfelelő működésére utal. Uborkánál a kezelés nem hatott negatívan a fotoszintetikus pigmentrendszerek működésére, ez nagyobb szervesanyag felhalmozásban, száraztömegben realizálódott. A kezelés hatására a „stressz-enzimek” aktivitása megváltozott: a kataláz enzim aktivitása mindkét tesztnövény esetében szoros összefüggést mutatott az akkumulált ólomtartalom alakulásával; a peroxidáz aktivitás alakulása a kukorica esetében szoros korrelációt mutatott a Ba, illetve a vegetatív szervekben akkumulált Zn, Cr, Ni, és As koncentrációval, az uborkánál szoros korrelációt csak az ólom esetében találtunk.

Abstract: The effect of sewage sedimen with a high content of toxic elements on plant physiology and morphology was investigated in the case of maize (*Zea mays L.*) and cucumber (*Cucumis sativus L.*) grown on in a nutrient solution. We sought answers to the following questions: (i) how does the increasing concentration of toxic elements affect its germination; (ii) is there a difference between the uptake of toxic elements by monocotyledonous and dicotyledonous plants; (iii) how the element content of different plant parts, the intensity of root and shoot growth, and the accumulation of dry matter develop; (iv) does it have an effect on photosynthetic activity, the amount of photosynthetic pigments; (v) to what extent the test plants are able to develop a defense mechanism against the effects of toxic elements, is there a difference in the activity of their stress enzymes. We found: the high content of toxic elements strongly inhibits germination; compared to cucumber, corn stores K, Mn and B among the macro-, meso- and micro-elements better; in cucumber, compared to corn, a higher volume of N, P, Ca, Mg, Fe and Ba accumulation is observed. In the case of corn, most of the toxic elements (Cd, Cr, Pb, Ni) remain in the roots, they move to a small extent in the soil-plant system. At the same time, Zn and Cu appear in the shoot for both tested plants. The bioconcentration factor (BF) of Zn in corn sprouts is six times higher than in cucumber sprouts, while the BF of Cu is higher in cucumber sprouts. In the case of corn, as a result of the treatment, the length of the stem and the raw

mass of the shoot decreased, in the case of cucumber, they exceeded the values measured in the case of control plants. As a result of the treatment, the root length decreased in the case of both plants, while the raw mass of the root decreased in the case of corn and increased in the case of cucumber. In both cases, the process of SIMV (stress-induced morphogenetic responses) was observed: the root system thickened, the length of the root decreased. The reason for the decrease in the dry mass of corn roots is probably the significant amount of toxic elements (Cr, Ni, As, Ba) accumulated in the root. However, the dry weight of the cucumber shoot increased by almost 4%, while the dry weight of the root increased by 23%. In the case of corn, the ratio of chlorophyll-a/chlorophyll-b increased, which indicates the inappropriate functioning of the photosynthetic pigment systems. In cucumber, the treatment did not have a negative effect on the functioning of the photosynthetic pigment systems, this was realized in a greater accumulation of organic matter and dry mass. As a result of the treatment, the activity of the "stress enzymes" changed: the activity of the catalase enzyme showed a close correlation with the development of the accumulated lead content in the case of both test plants; the development of peroxidase activity in the case of corn showed a close correlation with Ba and the concentration of Zn, Cr, Ni, and As accumulated in the vegetative organs, in the case of cucumber a close correlation was found only in the case of lead.

Kulcsszavak: toxikuselem, fiziológiai paraméterek, morfológiai hatás, stressz-enzimek

Keywords: toxic element, physiological parameters, morphological effect, stress enzymes

1. Bevezetés

Napjaink erősen felfokozott humán tevékenysége által nagy mennyiségű szennyvíz, szennyvízüledék, szennyvíziszap keletkezik, melyek elhelyezése hulladékkezelési és környezetvédelmi problémákat okoz. Magas szervesanyag-, mikro- és makroelem tartalmuk miatt mezőgazdasági területeken – tisztítás után – tápanyag-utánpótlásra alkalmasak lehetnek. Hatásukra azonban megváltoznak a talaj bizonyos paraméterei: csökken a talaj pH-értéke, nő az összes N-, P-, Na-, K- és Ca-tartalom, emelkedik a talaj Pb-, Cr-, Cd-, Cu-, Zn- és Ni-koncentrációja. A legfőbb probléma, hogy a bennük lévő fémek általánosan nem lebontható szennyezők és a biomagnifikáció folyamatában felhalmozódhatnak a táplálékláncban (Simon, 2014; Asati et al., 2016), az ilyen talajon termesztett növényeknél a gyökérben a Ni-, Cd-, Cu-, Cr-, Pb- és Zn-koncentrációja megnő (Singh–Agrawal, 2007).

Nehézfémeteknek azokat a fémeket nevezzük, amelyeknek a sűrűsége elemi formában 5,0 g/cm³ felett van. Ezek közül a növények számára vannak esszenciálisak (Cu, Fe, Mn, Mo, Zn), nem esszenciálisak és toxikusak (Cd, Pb, Hg) is (Fodor et al., 2013; Asati et al., 2016; Benyó et al., 2016; Shankar et al., 2020). Az esszenciális nehézfémetek két tartományban jelentenek stresszt a növény számára: a szükségesnél alacsonyabb, vagy az optimálisnál már magasabb koncentráció esetén. Az előbbi hiánytüneteket, az utóbbi pedig mérgezés tüneteit okozza a növények esetében. A nehézfémetek a talajban döntően immobilizált formában fordulnak elő, így biológiai hozzáférhetőségük relatíve alacsony.

A növényfajokat nehézfémet elemfelvételük alapján négy csoportba sorolhatjuk: a kizáró (excluder) növények még magas koncentráció esetén is csak kis mértékben vesznek fel nehézfémeteket; az indikátor növények jelenlétükkel/hiányukkal jelzik a talaj adott mikroelem-koncentrációját; az akkumuláló (includer) növények többet tudnak felvenni egy adott nehézfémetből, azokat a hajtásban halmoznak fel; a

hiperakkumulátorok esetében a szárazanyag-tartalom több, mint 1%-át is képes meghaladni bennük egy adott nehézfém koncentrációja, miközben akár teljesen tünetmentes marad a növény (Gajdos, 2013; Simon, 2004).

A nehézfém-felesleg gyakorlatilag az egyik legjelentősebb abiotikus stresszfaktor a növényekre nézve. A növények a nehézfém szennyezés kivédésére a következő stratégiákat alkalmazzák: elkerülés, transzlokáció, megkötés. Az elkerülés esetében a növények már a rhizoszférában ki tudják zárni a nehézfémeket, így a növényben jelenlétük nem lesz detektálható. Másik lehetőség, hogy a nehézfémeket a gyökérben „csapdába ejtik”, ilyen esetben jelenlétük a gyökérben kimutatható. A folyamatnak esetleges hátránya, hogy ez a későbbiekben fontos mikroelemek felvételét gátolhatja, amelyek aztán hiánytüneteket okoznak a növényben (Gajdos, 2013). A transzlokáció esetében a szárban és levélben is kimutathatóak a nehézfémek, mert a növény a szervezetében hatékonyan eloszlatja azokat. A növények egy csoportja azonban felhalmozza a nehézfémeket. Első védelmi vonal a sejtfa, mely poliszacharid és egyéb sejtfa-alkotó anyagainak (para, szuberin, kutin, kallóz, lignin) köszönhetően nagy mennyiségű nehézfém megkötésére képes. A citoplazmába bejutott nehézfém megkötésben, kompartmentalizációjában számos kelátormolekula vesz részt, pl. glutation, metallothioneinek, fitokelatinok, szerves savak, aminosavak, melyek segítségével a növények átmeneti detoxikációt valósítanak meg (Leskó, 2005, Gajdos, 2013; Fodor et al., 2013; Feigl, 2015). A biológiailag aktív molekulákon, fehérjéken megkötődő nehézfémek módosítják azok aktivitását vagy hatékonyságát, ellehetetlenítve akár az enzimek katalitikus funkcióit. A szabad fémionok bekerülnek a citoszolba is, a legfontosabb anyagcsere-folyamatokat érintő zavarok lépnek fel a tápanyagfelvételben, a fotoszintézisben, a vízháztartásban, amelyek növekedésgátláshoz, csökkent virág- és magképződéshez vezetnek (Leskó, 2005; Kabata–Pendias és Pendias, 2001; Simon, 2014). A nehézfémek áttételesen is képesek toxikus hatást kifejteni azáltal, hogy reaktív oxigénformák (ROS) létrejöttét indukálják, s ezzel oxidatív stressz kialakulását eredményezik (Emamverdian et al., 2015). Gátló hatást gyakorol a nehézfém-felesleg egyes enzimek működésére is: a RubisCo (ribulóz-1,5-biszfoszfát-karboxiláz/oxigenáz) Mg^{2+} -át más fémek, mint pl. a Mn^{2+} , a Co^{2+} és a Ni^{2+} kiszoríthatják és az enzim karboxiláz aktivitása lecsökken. Az enzim oxigenáz funkciója azonban érintetlen marad. A klorofill-bioszintézis kezdeti szakaszán működő δ -amino-levulinsav-dehidratáz SH-csoportjait a Cd, Pb és a Hg is képes blokkolni (Fodor et al., 2013). Mindennek következményeként a klorofillszintézis gátlódik, sőt másodlagos hatásként a kloroplasztisz finomszerkezete is károsodik.

Az evolúció során a növényekben olyan adaptációs mechanizmusok alakultak ki, amelyek hatékonyan képesek eliminálni a ROS elemeit. Ez az antioxidáns rendszer magába foglal nem-enzimatikus antioxidánsokat (pl.: glutation, (GSH), aszkorbinsav (ASA)), másrészt a ROS elemeit specifikusan eliminálni képes enzimek egész sorát (pl.: kataláz (CAT), szuperoxid dizmutáz (SOD), peroxidáz (POD)) (Madhu–Sadagopan, 2020). A sejtek megnövekedett nehézfém-koncentrációja esetén az antioxidáns enzimek aktivitása általában megemelkedik,

míg a nem enzimikus antioxidánsok raktárai kissé leépülnek, esetleg teljesen kiürülnek (Ackova, 2018).

Az enzimikus adaptáción túl a növények morfogenetikai válasza is jelzi az alacsonyabb mértékű, de krónikus nehézfém stresszhatások jelenlétét (Wójcik–Tukendorf, 1999). Ezek a krónikus stresszhatások egy speciális habitus kialakulásához vezetnek (SIMV (stressz-indukált morfogenetikai válaszok)), ami három növekedésbeli változásra vezethető vissza: a sejtmegnyúlás gátlódik, bizonyos helyeken serkentődik a sejtosztódás, és a sejtek differenciációs állapota megváltozik (Feigl, 2015). A nehézfémek hatása a gyökérmegnyúlás gátlásában, oldalgyökér képződésben nyilvánul meg. Megfigyelhető a gyökerek vastagodása, nő gyökérrendszer sűrűsége, a gyökerek átmérője. A gyökér mellett a szár és a hajtás megnyúlása is gátlódhat (Da-lin et al., 2011). Összehasonlítva a jellemző nehézfémek (Cd, Pb, Cu, Ni) hatását, Burzynski–Buczek (1994) rámutatnak, hogy a legnagyobb mértékű növekedésgátlást a kadmium okozza.

A növények eltérő hatékonysággal veszik fel és akkumulálják szöveteikben a toxikus elemeket (Marrugo–Negrete et al., 2016; Naza et al., 2022). Az ezek alapján kalkulált biokoncentrációs faktor (BCF) azt jelzi, hogy a növény mennyire hatékonyan veszi fel a nehézfém/toxikus elemeket a talajból, és akkumulálja azt szöveteiben. Kiszámítása a $BCF = C_{\text{növényi szövetek}}/C_{\text{talaj}}$ képlettel történik, ahol a $C_{\text{növényi szövetek}}$ a nehézfémek/toxikus elemek koncentrációja a növény vegetatív szöveteiben (szár/levelek/gyökerek), a C_{talaj} pedig ugyanazon fém koncentrációja a talajban. A biokoncentrációs faktor magas értéke ($BCF > 1$) a növény intenzív elemfelvételére utal.

A transzlokációs faktor (TF) a növény hatékonyságát mutatja a felhalmozódott nehézfém/toxikus elem gyökerekből a hajtásokba való áthelyezésében. A gyökér által felvett elemek nagy része sok esetben nem transzlokálódik a növény föld feletti szerveibe. A gyökérből hajtásba szállított mennyiség növényfajonként és elemenként változó, a környezeti paraméterek által befolyásolt. Kiszámítása a $TF = C_{\text{hajtások}}/C_{\text{gyökerek}}$ képlettel történik, ahol $C_{\text{hajtások}}$ a nehézfém/toxikus elem koncentrációja a hajtásokban, a $C_{\text{gyökerek}}$ a nehézfém/toxikus elem koncentrációja a gyökerekben. A számításokból kiértékelhető a növények egyes nehézfémre/toxikus elemre vonatkoztatott fitoextrakciójának megvalósíthatósága (Marrugo–Negrete et al., 2016; Neze et al., 2022).

A biokoncentrációs faktorból és a transzlokációs faktorból kiszámítható a bioakkumulációs koefficiens (BAC): $BAC = BCF \times TF$. Naza et al. (2022) megállapítja, hogy a magas biokoncentrációs faktorról (BCF) és alacsony transzlokációs faktorról (TF) rendelkező növények fitostabilizáló képességgel rendelkeznek, továbbá azt is, hogy az egynél nagyobb BCF-vel és TF-vel rendelkező növények fitoextrakcióra is használhatók. A fitoextraktor növények transzlokációs faktora meghaladja az 1-et.

A fenti ismeretek tükrében fogalmazódtak meg vizsgálataink célkitűzései: (i) hogyan hat az emelkedő toxikus elem koncentráció növényi magvak csírázására; (ii) van-e különbség az egyszikű és kétszikű növények toxikus elem/nehézfém felvétele között; (iii) hogyan alakul kísérleti körülmények között magas toxikus elem jelenlét

mellett a különböző növényi részek elemtartalma, a gyökér- és hajtásnövekedés intenzitása, a szárazanyag felhalmozása; (iv) van-e hatása a magas toxikus elem koncentrációjú nevelési környezetnek a fotoszintetikus aktivitásra, a fotoszintetikus pigmentek mennyiségére; (v) a vizsgált növények milyen mértékben képesek védekező mechanizmust kialakítani a toxikus elem/nehézfémzennyezés hatásai ellen, van-e különbség stressz-enzimjeik aktivitásában.

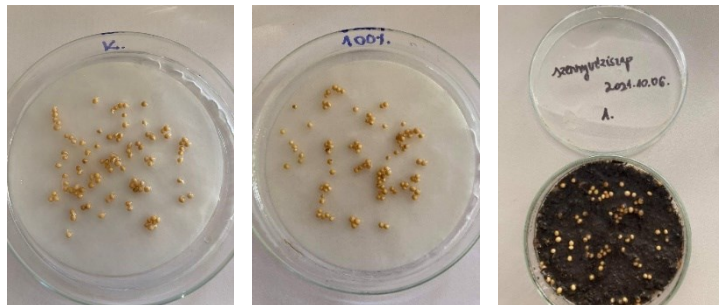
2. Anyag és módszer

Valamennyi elvégzett vizsgálat a Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet Agrártudományi és Környezetgazdálkodási Intézeti Tanszék növénynevelő fényszobájában, illetve laboratóriumaiban került beállításra és kivitelezésre.

A toxicitási teszt elvégzéséhez szennyvízűledék-szűrleteket készítettünk. A szűrlet elkészítéséhez az Erlenmeyer-lombikokba kimértünk 100 ml desztillált vizet és ehhez adtunk 10 gramm szennyvízűledéket. Ezeket 120 percig rázógéppel kevertettük és inkubáltuk (Edmund Bühler, KM-2), majd vákuum szűrő segítségével szűrtük. A toxicitási tesztet fehér mustármagokon (*Sinapis alba* L.) végeztük, amely a Nyíregyházi Egyetem Tangazdaságából származott. Minden Petri-csészébe 100 darab magot helyeztünk, és nedves szűrőpapír között csíráztattuk szobahőmérsékleten.

A kísérlet háromféleképpen került beállításra. A kontroll csoport (desztillált vizes) mellett a következő két kezelést alkalmaztuk: 100% szennyvízűledék-szűrlettel, illetve 100% szennyvízűledékkel (10 g desztillált vízzel elkeverve) történő kezelés (1. ábra).

1. ábra: Mustármagok csírázásuk korai szakaszában (2021.10.08.)



(Sorrend: kontroll, szennyvízűledék-szűrlettel kezelt, szennyvízűledéken csírázó mustármagvak).
Forrás: saját felvétel.

A vizsgálatokhoz egyszikű szántóföldi növények közül a kukoricát, kétszikű kertészeti növények közül pedig az uborkát használtuk tesztnövényként. Egy egyszikű és egy kétszikű növény párhuzamos vizsgálatát a várhatóan különböző morfofiziológiai, fiziológiai, enzimológiai viselkedés összehasonlíthatósága miatt tartottuk indokoltnak.

A vizsgálatokhoz felhasznált szennyvízűledék a Debrecen DNY-i határában elhelyezkedő Lovász-zugi tórendszer területéről származott (47°29'000"E, 21°35'738"K). A terület az 1930-as és 1950-es évek között biológiai tisztítási

funkciót töltött be Debrecen szennyvízkezelési folyamatában. A szennyvízüledékből származó minták 0,70 – 0,75 méteres mélységből vettük, a Nyíregyházi Egyetem laborjában 10-15 cm-es rétegben szétterítve, aprítva, forgatva tömegállandóság eléréséig szárítottuk.

A szennyvízüledék vizes kivonatban mért pH értéke a semleges tartományba esett, összes sótartalma 1,80 m/m%. CaCO₃-tartalma 1,79-1,84 m/m% között változott, szárazanyag-tartalma 91,98 m/m%, míg szervesanyag-tartalma 26,88 m/m% volt. A vizsgálati eredmények alapján megállapítható volt, hogy a szennyvízüledék felvehető tápelemekben (makro-, mezo- és mikroelemek) gazdag. A vizsgált toxikus elemeket (arzen, kadmium, króm, réz, nikkel, ólom, cink) jelentős mennyiségben tartalmazta, a legkiemelkedőbb értékeket a króm és a cink mutatta. A Cd, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn esetén a mért értékek meghaladták a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben a földtani közeg szennyezettségére lefektetett határértékeket (1. táblázat).

1. táblázat: A vizsgálathoz felhasznált szennyvízüledék kémiai és fizikai jellemzői (Nyíregyháza, 2018)

| Vizsgált elemek [mg/kg] | Szennyvíz-üledék | 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM határérték |
|-----------------------------|------------------|---|
| Makro- és mezoelemek | | |
| K | 2963 | - |
| P | 5125 | - |
| Ca | 29206 | - |
| Mg | 7331 | - |
| Fe | 22756 | - |
| Mikroelemek | | |
| B | 25,0 | - |
| Mo | 1,97 | 7 |
| Mn | 514 | - |
| Toxikus elemek | | |
| As | 12,2 | 15 |
| Cd | 1,27 | 1 |
| Cr | 1027 | 75 |
| Cu | 189 | 75 |
| Hg | <1,00 | 0,5 |
| Ni | 49,5 | 40 |
| Pb | 287 | 100 |
| Zn | 888 | 200 |

Forrás: saját adatok.

Hidropóniás kísérleteket állítottunk be, melyek Lévai és Kovács (2001) módszertanát követték. A növényeket tápoldaton neveltük három hétig. A növénynevelő szobában a relatív páratartalom 65-75% közötti volt. A megvilágítás hossza napi 16 óra, míg a sötét szakasz hossza 8 óra volt. A hőmérséklet a megvilágított időszakban 22 °C, sötét időszakban 17 °C volt.

A kukoricaszemek felületét 5x-ös hígítású H₂O₂ oldattal sterilizáltuk 40 percig. Ezután többszörösen desztillált vízzel öblítettük őket a további munkafolyamatokig.

A kukorica minták a Nyíregyházi Egyetem Tangazdaságából származtak. Az uborka magvakat nem sterilizáltuk, azokat eredeti bolti csomagulásukból használtuk.

A növényi magvakat először szobahőmérsékleten Petri-csészében, desztillált vízzel átnedvesített szűrőpapíron egy hétig előcsíráztattuk, majd ezt követően a folyamatosan levegőztetett tápoldatra helyeztük. A kukorica csíranövények 2-4 centiméteres koleoptillal rendelkeztek ekkor és 2,5 literes edényekben nevelkedtek tovább (2. ábra).

2. ábra: Uborka és kukorica teszt növényekkel beállított hidropóniás kísérlet (2021.11.26.)



Forrás: saját felvétel.

A 2,5 liter desztillált vízhez adtuk a tápoldatot, illetve 20 gramm szennyvízüledéket. A növények neveléséhez az alábbi összetételű tápoldatot használtuk: 2,0 mM $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$; 0,7 mM K_2SO_4 ; 0,5 mM MgSO_4 ; 0,1 mM KH_2PO_4 ; 0,1 mM KCl ; 10 μM H_3BO_3 ; 1 μM MnSO_4 ; 1 μM ZnSO_4 ; 1 μM CuSO_4 ; 0,01 μM $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$; 100 μM $\text{Fe}(\text{III})\text{-EDTA}$ (Lévai és Kovács, 2001; Lévai, 2004). A tápoldatot hetente cseréltük. A csere előtt a kezelt növényeknél a levegőztető korábbi kikapcsolásával biztosítottuk a szennyvízüledéknek az edény aljára való kiülepedését. Ezzel az egyszeri 20 gramm anyaggal dolgoztunk végig a kísérlet során.

A három hetes kísérleti idő végén mértük a hajtás-és gyökérhosszúságot, illetve a gyökerek térfogatát Arkhimédész-elv szerint (Birouste et al., 2014). Ez utóbbihoz a mérőhengert feltöltöttünk desztillált vízzel, a gyökerek térfogatát a növényi rész vízkiszorításával határoztuk meg, a skála leolvasásával.

Az abszolút klorofill-tartalom meghatározásához a növények leveleiből vett mintákból analitikai mérlegen (Ohaus, PR124) kimértünk 0,1-0,2 gramm közötti mennyiségeket, amelyeket aztán 5 ml N,N-dimetilformamiddal öntöttünk fel. Ebben áztak a minták 36 óráig sötétben, szobahőmérsékleten. A teljes extrakciót követően a kivonatokból spektrofotométerrel (Jasco, V-530, UV/VIS) mértük az abszorpció mértékét 664, 647 és 480 nm-en, majd számoltuk a klorofill-a, klorofill-b és karotin mennyiségét.

A számítást Moran (1980) nyomán végeztük a következő egyenletekkel:

- $\text{Chl-A} = ((11,65 * A_{664}) - (2,69 * A_{647})) * v / sp$
- $\text{Chl-B} = ((20,81 * A_{647}) - (3,14 * A_{664})) * v / sp$
- $\text{Karotin} = (((1000 * A_{480} - 1,28 * \text{Chl-A}) - (56,7 * \text{Chl-B})) / 245) * v / sp$

Az enzimaktivitás (kataláz és peroxidáz) méréséhez a növényi minták feltárásához kimértünk 0,5 grammot az előzetesen megvett mintából, jéggel hűtött dörzsmozsárban kvarchomok és pufferoldat hozzáadását követően teljesen homogénre dörzsöltük kb. 10 perc/minta alatt. A kvarchomokra a hatékonyabb homogenizáláshoz volt szükség. A puffer: Tris-HCl volt (pH: 7,5; 5 mM MgCl₂; 1 mM EDTA; 10% glicerin; 0,1% β-merkaptóetanol). Ezután 15 percre centrifugába (14000 fordulat/perc, Hettich, Rotanta 460R) helyeztük a homogenizátumot. A tiszta felüliszót felhasználásig jégen hűtve tároltuk. Az enzimek aktivitását 1 ml végtérfogató reakcióelegyekben spektrofotometriásan határoztuk meg (Jasco, V530, UV/VIS). Az optikai denzitás változását 3 percen keresztül követtük nyomon az adott hullámhosszokon (Cavalcanti et al., 2004)

A peroxidáz (POD) méréséhez alkalmazott reakcióelegy a következőket tartalmazta: 20 mM foszfátpuffer (pH:5,8), 8 mM guaiacol, 4 mM hidrogén-peroxid és 10 mikroliter növényi kivonat. A reakciót 470 nm hullámhosszon mértük.

A kataláz (CAT) méréséhez használt reakcióelegy összetétele a következő volt: 50 mM foszfátpuffer (pH:7,0), 15 mM hidrogén-peroxid és 10 mikroliter növényi kivonat. A reakciót 240 nm hullámhosszon mértük.

Az enzim aktivitását a mérés ideje alatt tapasztalt optikai denzitás változás és a proteintartalom ismeretében számoltuk ki, a végeredményt $\Delta OD/perc \cdot mg$ protein egységben adtuk meg. A kivonatok teljes fehérje tartalmának vizsgálatához Bradford módszert használtunk. A festék-protein komplex elnyelését 595 nm-en mértük, a fehérjekoncentrációt kalibrációs görbe segítségével határoztuk meg (Bradford, 1976).

A növényi részek szárazanyag tömege termo gravimetriás módszerrel került meghatározásra. A kukorica és az uborka leveleiből és gyökereiből vett mintákat 85 °C-ra előmelegített szárítószekrényben szárítottuk tömegállandóságig. A szobahőmérsékletre való visszahűlést követően mértük a tömegüket, a mérésekhez Kern, EMB 200-2 típusú mérleget használtunk.

A növényi részek elemtartalmának bevizsgálása a Szabolcsi Alma Centrum Nonprofit Kft. Talaj- és Növényvizsgáló Laboratóriumában (Újfehértó) történt. A szárított mintát porítva küldtük el a vizsgálatra. A növényi minták közül az uborka gyökér esetében a vizsgálatok elvégzésére – az ahhoz szükséges minimális tömeg elérésének hiányában – nem került sor.

A statisztikai kiértékelés egyrészt IBM SPSS Statistics 25 (Armonk, NY, USA) programmal történt. Az eredmények statisztikai elemzéséhez egytényezős varianciaanalízist alkalmaztunk, a kapott adatokat Tukey HSD teszttel hasonlítottuk össze, a szignifikáns eltéréseket ($p < 0,05$) betűindex-szel jelöltük. Az ismétlésszám kezelésenként 3, illetve 9 db volt. A kísérletben vizsgált valamennyi paraméter közötti összefüggést korreláció-analízissel vizsgáltuk ($p < 0,05$ /Microsoft Excel 2016).

3. Eredmények és értékelésük

3.1. A szennyvízüledék hatása a mustármagvak csírázására

A szennyvízüledék-szűrlet és a szennyvízüledék csírázásra gyakorolt hatását elemezve megállapítható, hogy a szennyvízüledék erősen gátolta a mustármagvak csírázását, a magvak nehezen és alig csíráztak, a csírázási százalékok szignifikánsan alacsonyabbak voltak mind a kontrollhoz, mind a szennyvízüledék-szűrlethez képest (2. táblázat). A kísérlet 5. napjára a szennyvízüledéken csíráztatott mustármagvak csírázási %-a (12%) alig egynegyede volt a kontroll esetében tapasztalt értékeknek.

2. táblázat: A különböző kezelések hatása a mustármagvak csírázására

| Mérési napok | Kezelések | | |
|--------------|-----------|-------------------------|-----------------|
| | Kontroll | Szennyvízüledék szűrlet | Szennyvízüledék |
| | | Csírázási % | |
| 1. | 43,3±2,1a | 0,0±0b | 0,00±0b |
| 2. | 54,0±7,2a | 16,0±7,8b | 2,33±2,08b |
| 3. | 62,3±8,1a | 36,3±14,2b | 4,66±4,16c |
| 4. | 63,0±7,9a | 46,0±12,5a | 6,66±5,03b |
| 5. | 64,3±5,7a | 54,0±7,2a | 12,0±7,93b |

Forrás: saját adatok (n=3±S.D., szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: p<0,05).

A szennyvízüledék-szűrlettel kezelt mustármagvak csírázása ugyancsak vontatottan indult, a kontrollhoz képest szintén szignifikánsan kisebb volt a mustármagvak csírázási százaléka. A 4. nap végére azonban csírázási százalékok elérte a 45-46%-ot, az addigi, a kontrollhoz képest meglévő szignifikáns különbség megszűnt.

3.2. A szennyvízüledék hatása a kukorica elemfelvételére

A kukorica esetében a föld feletti és a föld alatti növényi részek elemtartalmát összevetve, makroelemek tekintetében a hajtásokban magasabb foszfor- és kálium koncentrációkat mértünk, ugyanakkor a vizsgált mikro- (Cu, Fe, Mn, Zn) és toxikuselemek (As, Ba, Cd, Cr, Ni, Pb) esetében a kezelés a gyökerekben eredményezett magasabb elemtartalmat. A vas koncentrációja a szennyvízüledékkel történő kezelés hatására a gyökérben 2,5-szeresére, a mangáné 3,5-szeresére, a cinké háromszorosára, a nikkélé közel kétszeresére nőtt. Jelentősen megemelkedett a gyökér arzén, ólom és bárium koncentrációja a kontroll kezeléshez képest. A hajtás esetében ennyire markáns változásokat nem lehetett megfigyelni: a szennyvízüledékkel történő kezelés hatására emelkedett ugyan a hajtásban a Mn és a Zn koncentrációja, azonban az lényegesen elmaradt a gyökérben tapasztalható értékektől. A toxikus elemek hajtáson belüli koncentrációjának növekedése nem volt megfigyelhető (3. táblázat).

A kukorica gyökerek és hajtások toxikuselem-tartalmát illetően megállapíthatjuk, hogy a kontrollhoz viszonyítva a Debrecen Lovász-zugi szennyvízüledék – a réz kivételével – valamennyi vizsgált toxikuselem esetében nagyobb koncentrációkat eredményezett mind a gyökerekben, mind a hajtásokban.

Ki kell emelnünk a cinket, melynek koncentrációja a kezelés hatására mind a gyökérben, mind a hajtásban megháromszorozódott.

Jelen kísérleteink megfigyelései a korábbi kutatási tapasztalatokkal összhangban azt mutatták, hogy a kukorica a kémiai szennyezőket leginkább a gyökérben akkumulálja a tápközegből, míg a föld feletti hajtásokba kevesebb toxikus elem transzportálódott. A leginkább veszélyesnek tartott elemek zöme (Cd, Cr, Pb, Ni), összhangban Simon (2006) eredményeivel, a gyökérben maradt, azok csak kis mértékben mozogtak a talaj–növény rendszerben.

3. táblázat: A szennyvízüledék hatása a kukorica makro-, mezo-, mikroelem, valamint toxikuselem felvételére és megoszlására

| Vizsgált elemek | Vegetatív szervek | Kontroll | Szennyvízüledék |
|-------------------|-------------------|-------------|-----------------|
| összes N [m/m%] | Gyökér | 2,25 | 1,95 |
| | Hajtás | 3,45 | 3,29 |
| P [m/m%] | Gyökér | 0,216 | 0,278 |
| | Hajtás | 0,396 | 0,384 |
| K [m/m%] | Gyökér | 2,70 | 2,52 |
| | Hajtás | 5,49 | 5,09 |
| Ca [%] | Gyökér | 1,01 | 0,652 |
| | Hajtás | 0,681 | 0,694 |
| Mg [%] | Gyökér | 0,423 | 0,412 |
| | Hajtás | 0,309 | 0,307 |
| Na [mg/kg] | Gyökér | <20 | <20 |
| | Hajtás | <20 | <20 |
| Fe [mg/kg] | Gyökér | 540 | 1203 |
| | Hajtás | 70,2 | 72,1 |
| Mn [mg/kg] | Gyökér | 81,2 | 282 |
| | Hajtás | 50,9 | 159 |
| B [mg/kg] | Gyökér | 10,0 | 8,03 |
| | Hajtás | 68,8 | 81,3 |
| Ba [mg/kg] | Gyökér | <10 | 19,8 |
| | Hajtás | <10 | <10 |
| Zn [mg/kg] | Gyökér | 114 | 387 |
| | Hajtás | 54,9 | 151 |
| Cu [mg/kg] | Gyökér | 52,1 | 46,0 |
| | Hajtás | 13,1 | 10,2 |
| Cr [mg/kg] | Gyökér | <10 | 15,6 |
| | Hajtás | <10 | <10 |
| Ni [mg/kg] | Gyökér | 6,90 | 12,3 |
| | Hajtás | <5 | <5 |
| As [mg/kg] | Gyökér | <1 | 2,83 |
| | Hajtás | <1 | <1 |
| Cd [mg/kg] | Gyökér | <0.1 | <0.1 |
| | Hajtás | <0.1 | <0.1 |
| Pb [mg/kg] | Gyökér | <10 | 4,05 |
| | Hajtás | <10 | <10 |

Forrás: saját adatok.

Összességében megállapítható, hogy a kezelt növények mangán (Mn) és cink (Zn) tartalma lényegesen magasabb, mint a kontroll növényeké, a vas (Fe) és bór (B) tartalom is a kezelt növények esetében bizonyult magasabbnak.

Elemelve a biokoncentrációs-, transzlokációs- és bioakkumulációs faktorok alakulását (4. táblázat) megállapítható, hogy a kukorica nem alkalmas fitoextrakcióra a toxikus elemek és a vas esetében, azonban egy mikroelem, a bór esetében fitoextrakcióra használhatónak bizonyult. Esetében a bioakkumulációs faktor magas értéke a növény intenzív elemfelvételére utal, ahogy a BCF 3,57-es értéke is.

4. táblázat: A kukorica néhány toxikus-, mezo-és mikroelem biokoncentrációs- (BCF), transzlokációs- (TF) és bioakkumulációs faktorának (BAF) alakulása a

| | Fe [mg/kg] | Mn [mg/kg] | B [mg/kg] | Zn [mg/kg] | Cu |
|-----------------|------------|------------|-----------|------------|-------|
| szennyvízüledék | 22756 | 514 | 25,0 | 888 | 189 |
| hajtás | 72,1 | 159 | 81,3 | 151 | 10,2 |
| gyökér | 1203 | 282 | 8,11 | 387 | 46,1 |
| BCF | 0,062 | 0,863 | 3,57 | 0,604 | 0,293 |
| TF | 0,061 | 0,561 | 10,2 | 0,393 | 0,222 |
| BAF | 0,0036 | 0,478 | 36,3 | 0,234 | 0,064 |

Forrás: saját adatok.

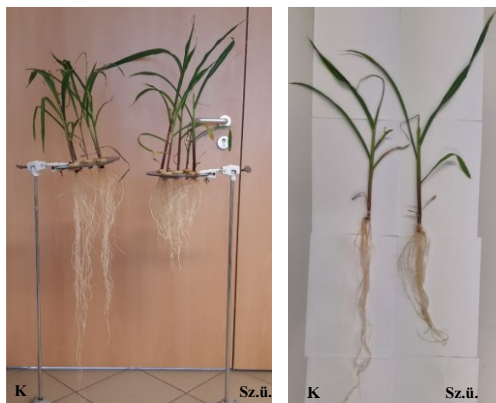
3.3. A szennyvízüledék hatása a kukorica nedves- és száraz tömegére

3.3.1. A szennyvízüledék hatása a növények gyökér- és hajtásnövekedésére

A kísérletek során szemmel látható különbségeket lehetett megfigyelni a kontroll és a szennyvízüledékkel kezelt növények esetében. Valószínűsíthető, hogy a kukorica által akkumulált elemek hatással lehetnek a szervesanyag felhalmozásra.

A morfológiai megfigyelések alapján megállapíthatóvá vált, hogy noha a szár hossza és nyerstömege a kontroll növények esetében meghaladta szennyvízüledékkel kezelt növények esetében mért értékeket, a szignifikáns különbség nem volt igazolható (3. ábra, 5. táblázat).

3. ábra: Szennyvízüledék hatása a kukorica növekedésére



(K: kontroll, Sz.ü.: szennyvízüledék) Forrás: saját felvétel.

A gyökerek esetében elvégzett mérések azonban felhívták a figyelmet arra, hogy a kezelt növények esetében a gyökérnövekedés erősen gátolt, mind a gyökér hossza, mind nyerstömege és térfogata elmaradt a kezeletlen növényekhez képest, a gyökér hosszának alakulását a szennyvízüledékkel történő kezelés szignifikánsan redukálta. Hasonló megállapításra jutottak Pant és Tripathi (2014), akik kadmium és ólom hatását vizsgálva *Shorea robusta* morfológiai paramétereire megállapították, hogy a levélterület (92,7%), a hajtás hossz (54,0%) és a gyökérhossz (28,8%) jelentős mértékben csökkent a nehézfém terhelés hatására. Eun et al. (2000) kukoricában ólomterhelés hatását vizsgálva szintén leírta az ólom-stressz gyökérnövekedésre gyakorolt negatív hatását.

5. táblázat: A szennyvízüledék hatása a kukorica vegetatív tömegének fejlődésére (n=9)

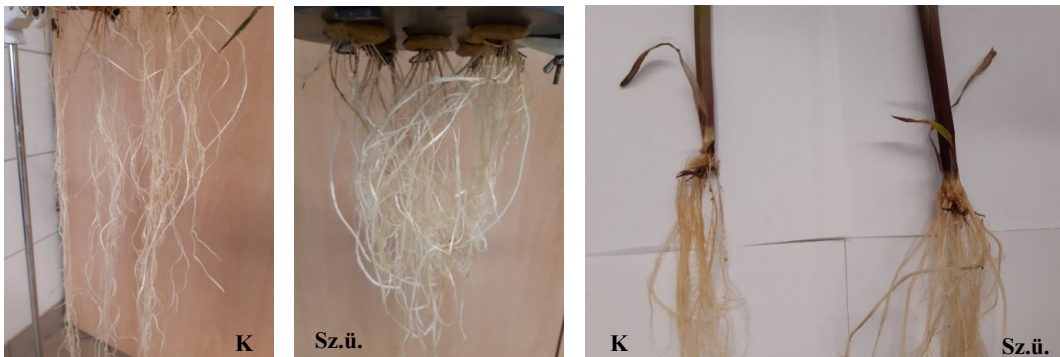
| | szár hossz (cm) | hajtás nyerstömeg (g) | levélszám (db) | gyökér hossz (cm) | gyökér nyerstömeg (g) | gyökér térfogat (cm ³) |
|-------|--------------------|--------------------------|-------------------|----------------------|--------------------------|---------------------------------------|
| K. | 29,3±4,6a | 11,4±5,1a | 3,44±0,52a | 80,0±35,6a | 4,33±2,77a | 4,94±2,85a |
| Sz.ü. | 25,7±9,2a | 8,99±7,5a | 3,44±0,72a | 42,1±5,0b | 3,20±2,36a | 3,94±2,63a |

(K: kontroll, Sz.ü.: szennyvízüledék)

Forrás: saját adatok (n=9±S.D., szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: p<0,05).

Az 4. ábrán jól felismerhető a SIMV, a stressz-indukált morfogenetikai válasz jelensége (Feigl, 2015). A kezelt növény gyökérnyaka és gyökere is megvastagodott, valószínűleg így módon próbált a növény védekezni az őt ért stresszhatás ellen.

4. ábra: Szennyvízüledék hatása a kukorica gyökérnövekedésére és gyökérfelfejlődésére



(K: kontroll, Sz.ü.: szennyvízüledék)

Forrás: saját felvétel.

Mind a gyökér hossza (szignifikánsabban kisebb volt, mint a kontrollé), mind a nyers tömeg jelentősen elmaradt a kontroll növények esetében mért értéktől. Feltételezhető az is, hogy a gyökérben megnövekedett Fe, Mn és Zn koncentráció hatására mérséklődött a sejtek hosszanti megnyúlása, a kezelt növények növekedésbeli elmaradását okozva a kontroll növénycsoporthoz képest. Az

emelkedő Fe-koncentráció mindemellett fokozódó lipid peroxidációs folyamatokra utalhat.

3.3.2. A szennyvízüledék hatása a száraz tömeg változására

A kezelés hatására a hajtás és a gyökér nedves- és száraztömege szignifikánsan csökkent, a hajtás száraz tömege több mint 70%-kal, a gyökéré 68%-kal.

6. táblázat: A szennyvízüledék hatása a kukorica össz-száraztömegére

| | Hajtás | | Gyökér | |
|-----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Nedves tömeg | Száraz tömeg | Nedves tömeg | Száraz tömeg |
| Kontroll | 92,5±1,1a | 7,64±0,06a | 34,8±1,27a | 6,42±0,10a |
| Szennyvízüledék | 79,1±0,9b | 2,09±0,03b | 28,5±0,56b | 2,04±0,06b |

Forrás: saját adatok (n=3±S.D., szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: p<0,05).

A gyökér száraz tömegének csökkenésének oka feltételezhetően a gyökérben felhalmozott toxikus elemek jelentős mennyisége lehet. A szennyvízüledékkel kezelt növények gyökerei esetében a Cr koncentrációja másfélszeresére, a Ni és a Ba koncentrációja mintegy kétszeresére nőtt, míg az As koncentrációja megháromszorozódott (3. táblázat).

3.3.3. A szennyvízüledék hatása a kukorica klorofill-a, -b és karotin tartalmára

A szennyvízüledékkel kezelt kukorica hajtásaiban a klorofill-a és karotin tartalom is magasabb koncentrációt mutatott, ám a kezelések között szignifikáns különbség nem volt kimutatható. Ugyanakkor a klorofill-b tartalom a kezelt növények esetében szignifikánsan csökkent. A klorofill-a/klorofill-b aránya kezelés hatására szignifikánsan nőtt, ami a fotoszintetikus pigmentrendszerek nem megfelelő, romló működésére utalhat (Lichtenthaler et al., 1982).

7. táblázat: A kukorica klorofill-a, -b és karotin tartalmának alakulása a kezelés hatására

| | Kontroll | Szennyvízüledék |
|-------------------------|--------------------|----------------------|
| Klorofill-a (mg/g) | 0,92± 0,030a | 0,951± 0,007a |
| Klorofill-b (mg/g) | 1,44±0,028a | 1,21± 0,021b |
| Klorofill-a/Klorofill-b | 0,63±0,004a | 0,782±0,008b |
| Karotin (mg/g) | 0,38±0,002a | 0,433±0,003b |

Forrás: saját adatok (n=3±S.D., szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: p<0,05).

A tesztnövények vegetatív szerveiben akkumulált toxikus elemek közül a réz szoros negatív korrelációt mutatott a növényi minták fotoszintetikus pigmenttartalmával (klorofill-a: r=-0,99292, klorofill-b: r=-0,97793, karotin: r=-0,99292), a nikkelt esetében kevésbé szoros negatív korrelációt találtunk (klorofill-a: r=-0,82600, klorofill-b: r=-0,82006, karotin: r=-0,82308).

3.3.4. A szennyvízüledék hatása a kukorica enzim aktivitására

A 8. táblázat tartalmazza a kataláz és peroxidáz enzimek aktivitására vonatkozó adatokat a kontroll és kezelt kukorica növények levelének és gyökerének esetében. Megállapítható, hogy a kataláz enzim aktivitása a levelekben általánosan magasabbnak bizonyult, mint a gyökérben.

8. táblázat: **Kataláz és peroxidáz enzim aktivitás alakulás a kukorica levélben és gyökérben**

| | | Levél | Gyökér |
|------------------------------|-----------------|----------------------|----------------------|
| Kataláz enzim aktivitás | Kontroll | 0,002±0,0002a | 0,001±0,0002a |
| | Szennyvízüledék | 0,008±0,0003b | 0,001±0,0001a |
| Peroxidáz enzim aktivitás | Kontroll | 0,201±0,007 a | 1,20±0,013 a |
| | Szennyvízüledék | 0,330±0,008 b | 2,49±0,019b |

Forrás: saját adatok (n=3±S.D., szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: p<0,05).

A kataláz enzim aktivitása a kukorica levelében a kezelés hatására szignifikánsan magasabb volt, mint a kontrollban. A gyökérben nem detektáltunk kezelés hatására bekövetkező változást a kataláz enzim aktivitásában. A kataláz enzim aktivitása a legszorosabb összefüggést a kukorica által akkumulált toxikus elemek közül az ólomtartalom alakulásával mutatta ($r=0,86082$).

Irodalmi adatok alapján megjegyezhető, hogy stressz esetén vizsgálva a kataláz aktivitást, nem találunk egységes viselkedést: miközben Cd-stresszt alkalmazva a *Glycine max*, *Phragmites australis*, *Capsicum annum* és az *Arabidopsis thaliana* esetében az enzim aktivitásának csökkenését mutatták ki, addig az *Oriza sativa*, *Brassica juncea* és a *Triticum aestivum* esetén az aktivitás növekedése volt jellemző (Kibria et al., 2017).

A peroxidáz enzim aktivitása mind a levélben, mind a gyökérben sokkal magasabbnak adódott, mint a kataláz, ami arra utal, hogy a kukorica esetében talán ez az enzim nagyobb részt vállal a H₂O₂ eltávolításában. A gyökerekben mérhető aktivitások mintegy 6-7x magasabbak voltak, mint a levelekben. A kezelés hatására a levelekben a peroxidáz aktivitás szignifikánsan magasabb volt, mint a kontroll növények esetében. A gyökérben a kontrollhoz képest számottevő, 50%-ot is meghaladó növekmény volt megállapítható, a szennyvízüledékkel történő kezelés a gyökér esetében is szignifikánsan növelte a peroxidáz enzim aktivitását.

A peroxidáz enzim aktivitása irodalmi adatok szerint széles intervallumban változik a növényfaj és a stressz-kondíciók függvényében (Valades-Villarreal et al., 2015). *Triticum aestivum* és *Arabidopsis thaliana* esetén Cd-stresszt alkalmazva a peroxidáz enzim aktivitásának növekedését észlelték, de hasonlóan az aktivitás fokozódását találták *Oryza sativa* esetében sóstressz esetén. Kísérletünkben a peroxidáz aktivitás szoros pozitív korrelációt mutatott a bárium ($r=0,98921$) és a kukorica vegetatív szerveinek toxikus elem koncentrációjával (cink: $r=0,97259$, króm: $r=0,94532$, nikkel: $r=0,92603$, arzén: $r=0,99304$).

3.4. A szennyvízüledék hatása az uborka elemfelvételére

A szennyvízüledékkel kezelt uborka hajtások toxikuselem-tartalmának alakulását illetően megállapíthatjuk, hogy a kontrollhoz viszonyítva a Debrecen Lovász-zugi szennyvízüledék – az összes N, P és Fe kivételével – valamennyi vizsgált elem esetében nagyobb koncentrációkat eredményezett a hajtásokban. A N és P koncentrációk kevesebb, mint 10%-os csökkenést jeleztek a szennyvízüledék jelenlétében, míg a vas esetében jelentősebbnek tekinthető, mintegy 17%-os mérséklődést tapasztaltunk (9. táblázat).

A vizsgált mikroelemek közül a Mn és a Zn esetében jelentősebb, 23,2%-os koncentráció növekedést mértünk. A növekedés a Cu esetében mindössze 11,1%, míg a Ba esetében nehéz pontosan értékelni a változás mértékét, mert a kontroll növényben a kimutatási hatás alatti mennyiségben volt jelen, így nem volt összehasonlítási alap. Ebben az esetben annyi állapítható meg, hogy a kimutatási határkoncentráció közel háromszorosát érte el a Ba koncentráció, vagyis igen markáns felhalmozódás történt.

Összességében megállapítható, hogy a kezelt növények mangán (Mn), cink (Zn) és bárium (Ba) tartalma lényegesen magasabb, mint a kontroll növényeké.

Gyökérminták, illetve a gyökér analitikai eredményei hiányában az uborka esetében csak a biokoncentrációs faktor értékeket tudtuk meghatározni. Az adatokból megállapítható, hogy az uborka a bór esetében volt képes intenzív elemfelvételre, a bór BCF értéke 3,04 volt (10. táblázat) (ha $BCF > 1$, az a növény intenzív elemfelvételére utal.). Az uborka ezen tulajdonsága hasonlóságot mutatott a kukoricával.

9. táblázat: A szennyvízüledék hatása az uborka makro-, mezo-, mikroelem, valamint toxikuselem felvételére és megoszlására

| Vizsgált elemek | Vegetatív szerv | Kontroll | Szennyvízüledék |
|-------------------|-----------------|---------------|-----------------|
| összes N [m/m%] | hajtás | 5,23 | 4,78 |
| P [m/m%] | hajtás | 0,562 | 0,513 |
| K [m/m%] | hajtás | 3,82 | 4,18 |
| Ca [%] | hajtás | 3,78 | 3,97 |
| Mg [%] | hajtás | 0,452 | 0,473 |
| Na [mg/kg] | hajtás | <20 | <20 |
| Fe [mg/kg] | hajtás | 129 | 108 |
| Mn [mg/kg] | hajtás | 65,6 | 81,0 |
| B [mg/kg] | hajtás | 75,6 | 76,8 |
| Ba [mg/kg] | hajtás | <10 | 29,8 |
| Zn [mg/kg] | hajtás | 75,4 | 93,1 |
| Cu [mg/kg] | hajtás | 10,8 | 12,2 |
| Cr [mg/kg] | hajtás | <10 | <10 |
| Ni [mg/kg] | hajtás | <5 | <5 |
| As [mg/kg] | hajtás | <1 | <1 |
| Cd [mg/kg] | hajtás | <0,1 | <0,1 |
| Pb [mg/kg] | hajtás | <10 | <10 |

Forrás: saját adatok.

10. táblázat: Az uborka néhány toxikus-, mezo-és mikroelem biokoncentrációs faktorának (BCF) alakulása a kezelés hatására

| | Fe [mg/kg] | Mn [mg/kg] | B [mg/kg] | Zn [mg/kg] | Cu [mg/kg] |
|-----------------|------------|------------|-----------|------------|------------|
| szennyvízüledék | 22756 | 514 | 25,1 | 888 | 189 |
| hajtás | 108 | 81 | 76,8 | 93,3 | 12,2 |
| BCF | 0,004 | 0,161 | 3,04 | 0,101 | 0,632 |

Forrás: saját adatok.

3.5. A szennyvízüledék hatása az uborka nedves- és száraz tömegére

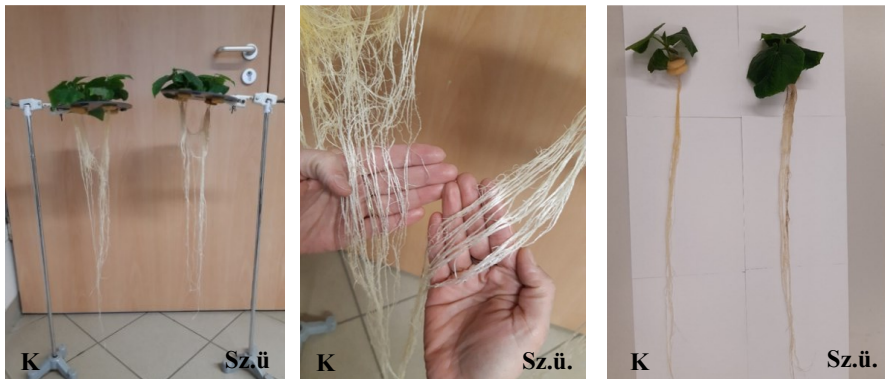
3.5.1. A szennyvízüledék hatása a növények gyökér- és hajtásnövekedésére

A kísérlet során szemmel látható különbségeket lehetett megfigyelni a kontroll és a szennyvízüledékkel kezelt növények morfológiai paramétereinek tekintetében (5. ábra). Az uborka által akkumulált elemek hatással lehetnek többek között a szervesanyag felhalmozásra és a morfológiára is.

A vizsgált morfológiai paraméterek tekintetében megállapítható, hogy az uborka szár hosszának és nyerstömegének (szennyvízüledék jelenlétében mintegy 14%-kal magasabb a növények átlagos nyerstömege), valamint a levélszám alakulásának tekintetében mérsékelt eltérések voltak megfigyelhetők a kontroll és a kezelt növények esetében, szignifikáns különbségeket nem lehetett tapasztalni.

A gyökérhossz tekintetében a kezelt növények felülmúlták a kontroll növényeket, a különbség azonban szintén nem volt statisztikailag igazolható. A vizsgálatok alapján ugyanakkor megállapítható, hogy a kezelés hatására szignifikánsan nőtt a gyökerek nyerstömege, térfogata (11. táblázat).

5. ábra: Szennyvízüledék hatása az uborka gyökérnövekedésére és gyökéretfejlődésére



(K: kontroll, Sz.ü.: szennyvízüledék)

Forrás: saját felvétel.

11. táblázat: A szennyvízüledék hatása az uborka vegetatív tömegének fejlődésére

| | szár hossza (cm) | hajtás tömege (g) | levélszám (db) | gyökér hossza (cm) | gyökér tömege (g) | gyökér térfogata (cm ³) |
|-------|---------------------|----------------------|-------------------|-----------------------|----------------------|--|
| K. | 4,26±0,4a | 4,88±1,91a | 3,66±0,57a | 83,8±8,8a | 2,12±0,82a | 2,13±0,23a |
| Sz.ü. | 4,50±0,8a | 5,94±1,42a | 4,00±0,05a | 88,2±5,0a | 4,92±0,91b | 5,04±1,04b |

(K: kontroll, Sz.ü.: szennyvízüledék)

Forrás: saját adatok (n=9±S.D., szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: p<0,05).

A szennyvízüledék hatására összességében 40%-kal magasabb nyerstömeget produkáltak a kezelt növények. Feltételezhető, hogy a szennyvízüledék kedvezően hatott az uborka esetében a szervesanyag felhalmozásra. A csökkenő Fe-koncentráció mindemellett mérséklődő lipidperoxidációs folyamatokra utalhat.

Az uborka esetében is megfigyelhető volt a SIMV, a stressz-indukált morfogenetikai válasz jelensége (Feigl, 2015). A kezelt növények gyökérzete megvastagodott, a gyökértömeg és –térfogat emelkedett, a gyökér hossza azonban elmaradt a kontroll növények esetében mért értéktől, a gyökérszövetek hosszanti megnyúlása mérséklődött.

3.5.2. A szennyvízüledék hatása a száraz tömeg változására

A szennyvízüledékkel történő kezelés hatására az uborka hajtás száraz tömege majdnem 4%-kal, míg a gyökér száraztömege 23%-kal nőtt, a különbségek statisztikailag igazolhatók (12. táblázat). A hajtás és a gyökér száraz tömegek jelentős növekedésének oka feltételezhetően a kezelés hatására fokozódó szervesanyagtermelés.

12. táblázat: A szennyvízüledék hatása az uborka száraz tömegére

| | Hajtás | | Gyökér | |
|-----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Nedves tömeg | Száraz tömeg | Nedves tömeg | Száraz tömeg |
| Kontroll | 38,3±0,35a | 4,43±0,01a | 19,9±0,15a | 0,653±0,016a |
| Szennyvízüledék | 43,8±0,12b | 4,59±0,02b | 28,0±0,12b | 0,822±0,034b |

Forrás: saját adatok (n=3±S.D., szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: p<0,05).

Megállapítható, hogy a szennyvízüledék kedvezőbben hatott az uborka esetében a szárazanyag felhalmozásra, mint ahogy azt a kukorica esetében tapasztaltuk. A különbség valószínűsíthetőleg a két növény eltérő tápanyag-felvételi mechanizmusával magyarázható. Az uborka teszt növények alapvetően intenzívebben növekedtek, a szennyvízüledék magas tápanyag szolgáltatása esetükben jobban ki tudta elégíteni a növények tápanyagigényét, ami előnyösen hatott a szárazanyag felhalmozásra.

3.5.3. A szennyvízüledék hatása az uborka klorofill-a, -b és karotin tartalmára

A kezelés hatására az uborka hajtásokban minden vizsgált fotoszintetikus pigment mennyisége szignifikáns különbséget mutatott a kontroll növényeknél mért

értékekhez képest: a klorofill-a tartalom a kezelés hatására szignifikánsan csökkent, a klorofill-b és karotin tartalom a kezelt növények esetében szignifikánsan nőtt (13. táblázat). A klorofill-b koncentrációkban közel 60%-os emelkedés mérhető, a karotin esetében a növekmény szintén jelentősnek tekinthető, mintegy 36%.

13. táblázat: Az uborka klorofill-a, -b és karotin tartalmának alakulása a kezelés hatására

| | Kontroll | Szennyvízüledék |
|-------------------------|-------------|-----------------|
| Klorofill-a (mg/g) | 0,84±0,019a | 0,79±0,007b |
| Klorofill-b (mg/g) | 0,97±0,023a | 1,55±0,027b |
| Klorofill-a/Klorofill-b | 0,86±0,017a | 0,51±0,028b |
| Karotin (mg/g) | 0,30±0,017a | 0,41±0,010b |

Forrás: saját adatok (n=3±S.D., szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: p<0,05).

A klorofill-a/klorofill-b arányában a kezelés hatására bekövetkező szignifikáns csökkenés arra utal, hogy a kezelés az uborka tesztnövény esetében nem hatott negatívan a fotoszintetikus pigmentrendszerek működésére. A fotoszintetikus pigmentrendszer működése ebből adódóan optimálisabb maradt – szemben a kukoricánál tapasztaltakkal -, mely biztosította a kezelt uborka növények esetében is a megfelelő mértékű szervesanyag felhalmozást.

A tesztnövények hajtásaiban akkumulált toxikus elemek közül a réz szoros negatív korrelációt mutatott a növényi minták fotoszintetikus pigmenttartalmával (klorofill-a: $r=-0,99329$, klorofill-b: $r=-0,93755$, karotin: $r=-0,96545$), a nikkelt esetében kevésbé szoros negatív korrelációt találtunk a klorofill-a tartalom alakulását illetően: $r=-0,85817$.

3.5.4. A szennyvízüledék hatása az uborka enzim aktivitására

Uborka tesztnövények esetében a kataláz enzim aktivitása a kezelés hatására a levélben szignifikánsan nőtt, a gyökérben szignifikánsan csökkent (14. táblázat). A kataláz enzim aktivitása és a hajtás ólomtartalma között erős kapcsolatot találtunk ($r=0,82839$), a réz esetében pedig szoros negatív korrelációt ($r=-0,90130$).

A peroxidáz enzim aktivitása statisztikailag igazolható módon a kezelés hatására a levelekben majdnem kétszeresére nőtt, a gyökérben azonban aktivitása több mint 50%-kal csökkent.

Miután mindkét enzim a hajtásban mutatott jelentős aktivitás-növekedést, ebből feltételezhető, hogy a hajtásra terhelődött a szennyvízüledék által kiváltott, megnövekedett stressz, a hajtásban halmozódott fel a reaktív oxigénformák (ROS) koncentrációja veszélyes mértékben.

14. táblázat: Kataláz és peroxidáz enzim aktivitás alakulás a kukorica levélben és gyökérben

| | | Levél | Gyökér |
|---------------------------|-----------------|---------------|----------------|
| Kataláz enzim aktivitás | Kontroll | 0,076±0,0014a | 0,002±0,0002a |
| | Szennyvízüledék | 0,143±0,0013b | 0,001±0,00005b |
| Peroxidáz enzim aktivitás | Kontroll | 3,561±0,0020a | 0,363±0,0038a |
| | Szennyvízüledék | 6,890±0,0085b | 0,115±0,0037b |

Forrás: saját adatok (n=3±S.D., szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: p<0,05).

Az uborka esetében a peroxidáz aktivitás szoros pozitív korrelációt mutatott az ólom hajtásbeli koncentrációjával ($r= 0,96275$), ugyanakkor enyhébb negatív korreláció meglétét lehetett bizonyítani a réz esetében ($r= -0,82708$).

4. Következtetések, összegzés

Magas toxikus elem/nehézfém tartalmú nevelési közeg számos növényfiziológiai folyamatra, morfológiai paraméterre gyakorol karakterisztikus hatást. Negatív hatása már a csírázás folyamán megnyilvánul. Negatívan befolyásolja a stresszelt növények fotoszintetikus folyamatait, ezáltal negatívan hat a szervesanyagtermelésre, hatást gyakorol a növények védekező mechanizmusaira. A tesztnövényként választott kukorica, mint egyszikű, illetve az uborka, mint kétszikű növény között több eltérés mutatkozott azok fiziológiai és morfológiai paramétereinek alakulásában: míg a kukorica a K-ot, a Mn-t és a B-t akkumulálta jobban, az uborka nagyobb volumenű N, P, Ca, Mg, Fe és Ba akkumulációra volt képes. Kukorica esetében a toxikuselemek zöme (Cd, Cr, Pb, Ni) a gyökérben marad, azok kis mértékben mozognak a talaj–növény rendszerben. A Zn és a Cu ugyanakkor mindkét vizsgált növény esetében megjelenik a hajtásban. A Zn biokoncentrációs faktora (BF) a kukorica hajtásában hatszorosa az uborka esetében tapasztaltnak, a Cu BF-a az uborka hajtás esetében magasabb.

A kukorica esetében a kezelés hatására csökkent a szár hossza, a hajtás nyerstömege, az uborka esetében azok meghaladták a kontroll növények esetében mért értékeket. A kezelés hatására mindkét növény esetében csökkent a gyökérhossz, míg a kukoricánál csökkent, az uborka esetében nőtt annak nyerstömege. A kezelt növények gyökérzete megvastagodott, a gyökér hossza elmaradt a kontroll növények esetében mért értéktől, a gyökérsejtek hosszanti megnyúlása mérséklődött.

A fentiekkel összhangban megfigyelhető volt, hogy a kezelés hatására a kukorica hajtás száraz tömege több mint 70%-kal csökkent, a gyökéré 68%-kal. A gyökér száraz tömegének csökkenésének oka feltételezhetően a gyökérben felhalmozott toxikus elemek (Cr, Ni, As, Ba) jelentős mennyisége lehet. Ezzel szemben a szennyvízüledékkel történő kezelés hatására az uborka hajtás száraz tömege majdnem 4%-kal, míg a gyökér száraztömege 23%-kal nőtt. A hajtás és a gyökér száraz tömegek jelentős növekedésének oka a kezelés hatására fokozódó szervesanyagtermelés. A különbség oka a két növény eltérő tápanyag-felvételi mechanizmusával lesz magyarázható.

A toxikus elem/nehézfém terhelés hatására a kukorica hajtásokban a klorofill-a és karotin tartalom kismértékben emelkedett, az uborka esetében a klorofill-b és karotin mutatott magasabb koncentrációt. A kukorica esetében nőtt a klorofill-a/klorofill-b arány, mely a fotoszintetikus pigmentrendszerek nem megfelelő működésére utal. Uborkánál a kezelés nem hatott negatívan a fotoszintetikus pigmentrendszerek működésére, ez nagyobb szervesanyag felhalmozásban, száraztömegben realizálódott.

A stresszenzimek (kataláz, peroxidáz) aktivitását vizsgálva megállapítható, hogy a vizsgált növények antioxidáns rendszeréhez tartozó enzimek aktivitásuk változásával reagáltak a terhelt körülményekre. Számos tényező befolyást gyakorol a stresszenzimek aktivitásának alakulására, vizsgálataink szerint a kataláz aktivitására leginkább a növények által akkumulált ólom befolyásolta, a peroxidáz aktivitásra az ólom mellett a Zn, Cr, Ni, As, illetve a Ba hatott.

Köszönetnyilvánítás

A kutatómunkát a Nyíregyházi Egyetem Tudományos Tanácsa támogatta.

Irodalomjegyzék

- 6/2009. (IV.14.) KVV-M-EÜM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről.
- Ackova, D. G. (2018): Heavy metals and their general toxicity on plants. *Plant Science Today*, 15 (1): 14. <https://doi.org/10.14719/pst.2018.5.1.355>
- Asati, A., Mohnish, P., Kumar, N. (2016): Effect of Heavy Metals on Plants: An Overview. *International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management*, 5 (3): 55–66. <http://www.doi.org/10.13140/RG.2.2.27583.87204>
- Benyó D., Horváth E., Németh E., Levczky T., Takács K., Lehotai N., Feigl G., Kolbert Zs., Ördög A., Gallé R., Csiszár J., Szabados L., Erdei L., Gallé Á. (2016): Physiological and molecular responses to heavy metal stresses suggest different detoxification mechanism of *Populus deltoides* and *P. x canadensis*. *Journal of Plant Physiology*, 201: 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2016.05.025>
- Birouste, M., Zamora-Ledezma, E., Bossard, C., Pérez-Ramos, I. P., Roumet, C. (2014): Measurement of fine root tissue density: a comparison of three methods reveals the potential of root dry matter content. *Plant Soil*, 374 (1-2): 299–313. <http://www.doi.org/10.1007/s11104-013-1874-y>
- Bradford, M. M. (1976): A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal Biochem.* 72 (1-2): 248–54. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(76\)90527-3](https://doi.org/10.1016/0003-2697(76)90527-3)
- Burzynski, M., Buczek, J. (1994): The influence of Cd, Pb, Cu and Ni on NO₃- uptake by cucumber seedlings. II. In vitro and in vivo effects of Cd, Cu, Pb and Ni on the plasmalemma ATPase and oxidoreductase from cucumber seedlings roots. *Acta Physiol. Plant*, 16: 297–302.
- Cavalcanti, F. R., Oliveira, J. T. A., Martins-Miranda, A. S., Gas, R. A. V., Silveira, J. A. G. (2004): Superoxide dismutase, catalase and peroxidase activities do not confer protection against oxidative damage in saltstressed cowpea leaves. *New Phytologist*, 163 (3): 563–571. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01139.x>
- Da-lin, L., Kai-qi, H., Jing-jing, M., Wei-wei, Q., Xiu-ping, W., Shu-pan, Z. (2011): Effects of cadmium on the growth and physiological characteristics of sorghum plants. *African Journal of Biotechnology*, 70: 15770–15776.

- Emamverdian, A., Ding, Y., Mokhberdoran, F., Xie, Y. (2015): Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. *The scientific world journal*, 2015: Article ID 756120. <https://doi.org/10.1155/2015/756120>
- Eun, SO., Shik, Youn H., Lee, Y. (2000): Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*. *Physiol. Plant.*, 110 (3): 357–365. <http://www.doi.org/10.1111/j.1399-3054.2000.1100310.x>
- Feigl G. (2015): Nehézfém-indukált nitro-oxidatív stressz vizsgálata Brassica fajokban, Doktori értekezés. SZTE, Szeged.
- Fodor F., Király I., Bratek Z., Nyitrai P., Parádi I., Rácz I., Rudnóy Sz., Sárvári É., Solti Á., Szigeti Z., Tamás L. (2013): *A növényi anyagcsere élettana*. ELTE, Budapest.
- Gajdos É. (2013): Kukorica és napraforgó hibridek kadmium érzékenysége, a káros hatások mérséklésének lehetősége. PhD Értekezés. Debreceni Egyetem MÉK. Debrecen.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (2001): *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington D.C.
- Kibria, M. G., Hossain, M., Murata, Y., Hoque, M. A. (2017): Antioxidant defense mechanisms of salinity tolerance in rice genotypes. *Rice Science*, 24 (3): 155–162. <https://doi.org/10.1016/j.rsci.2017.05.001>
- Leskő K. I. (2005): Búzanövények biológiailag aktív komponenseinek változása kadmium-stressz hatására. Doktori értekezés. BME, Budapest.
- Lévai L. (2004): The effect of smut gall tumour infection on iron and zinc uptake and distribution in maize seedlings. *Journal of Agricultural Sciences*, 15: 27–32.
- Lévai L., Kovács B. (2001): The influence of IAA and TIBA on iron concentration of maize seedlings. In: Horst, W. J., Schenk, M. K., Buerkert, A., Claassen, N. (szerk.): *Plant Nutrition: Food security and sustainability of agro-ecosystems through basic and applied research*. Kluwer Academic Publishers. 154–155. http://www.doi.org/10.1007/0-306-47624-X_74
- Lichtenthaler, H. K., Kuhn, G., Prenzel, U. (1982): Adaptation of chloroplast-ultrastructure and of chlorophyll-protein levels to high-light and low-light growth conditions. *Zeitschrift Naturforschung*, C37 (5): 464–475. <http://www.doi.org/10.1515/znc-1982-5-619>
- Madhu, P.M., Sadagopan, R. S. (2020): Effect of heavy metals on growth and development of cultivated plants with reference to cadmium, chromium and lead – a review. *Journal of Stress Physiology & Biochemistry*, 16 (3): 84–102.
- Marrugo-Negrete, J., Marrugo-Madrid, S., Pinedo-Hernández, J., Durango-Hernández, J., Díez, S. (2016): Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. *Science of the Total Environment*, 542 (Pt A): 809–816. <http://www.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.117>
- Moran, R., Porath, D. (1980): Chlorophyll determination in intact tissues using N,N-dimethylformamide. *Plant Physiol.*, 65 (3): 478–479. <https://doi.org/10.1104/2Fpp.65.3.478>
- Naza, R., Khana, M. S., Hafeezb, A., Fazila, M., Khana, M. N. C.†, Alib, B., Javedd, M. A., Imrana, M., Shatie, A. A., Alfaifie, M. Y., Elbehairie, S. E. I., Ahmedg, A. E. (2022): Assessment of phytoremediation potential of native plant species naturally growing in a heavy metal-polluted industrial soils. *Brazilian Journal of Biology*, 84: e264473. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.264473>
- Pant, P. P., Tripathi, A. K. (2014): Impact of heavy metals on morphological and biochemical parameters of *Shorea robusta* plant. *Ekológia*, 33 (2): 116–126. <https://doi.org/10.2478/eko-2014-0012>
- Shankar, S. R., Madhu, P. M. (2020): Effect of Heavy Metals on Growth and Development of Cultivated Plants with Reference to Cadmium, Chromium and Lead – A Review. *Journal of Stress Physiology & Biochemistry*, 16 (3): 84–102.
- Simon L. (2004): Fitoremediáció. Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító: 2318. BMKE OMIKK, Budapest. 1–59.
- Simon, L. (2014): Potentially harmful elements in agricultural soils. In: Bini, C., Bech, J. (szerk.): *PHEs, Environment and Human Health. Potentially Harmful Elements in the Environment and*

- the Impact on Human Health*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, New York, London. 85–137, 142–150.
- Simon L. (2006): Toxikus elemek akkumulációja, fitoindikációja és fitoremediációja a talaj-növény rendszerben. Akadémiai Doktori Értekezés. NYE, Nyíregyháza.
- Singh, R. P., Agrawal, M. (2007): Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere*, 67 (11): 2229–2240. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.019>
- Valadez-Villarreal, A., Maldonado-Magaña, A., Bernabé-Antonio, A., Estrada-Zúñiga, M.E., Román-Guerrero, A., Cruz-Sosa, F. (2015): Effect of Cr and Pb on the activity antioxidant enzymes in a cell suspension culture of *Jatropha curcas*. *Revista mexicana de ingeniería química*, 14 (3): 681–689.
- Wójcik, M., Tukendorf, A. (1999): Cd-tolerance of maize, rye and wheat seedlings. *Acta Phys. Plant.*, 21 (2): 99–107. <http://www.doi.org/10.1007/s11738-999-0063-3>