

Doktori (PhD) értekezés tézisei

**Szőrös disznóparéj fitoremediációs
alkalmazásának lehetőségei**

Sipos Bianka

Témavezető: Dr. Kundrát-Simon Edina

egyetemi tanár



DEBRECENI EGYETEM

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2025

Bevezetés

A talajok gyors, urbanizáció okozta nehézfém-szennyezése az elmúlt évtizedekben jelentősen megnőtt (Luo et al., 2012). Ez a jelenség nemcsak a környezetet, hanem közvetlen és közvetett módon az emberi egészséget és az ökoszisztémák stabilitását is veszélyezteti (Zhu et al., 2017). Az emberek és az állatok különböző módokon lehetnek kitéve a nehézfémeknek és nyomelemeknek: például légszennyező anyagok belélegzése, szennyezett ivóvíz fogyasztása, szennyezett talajnak vagy ipari hulladéknak való közvetlen kitettség, valamint szennyezett élelmiszerek (például zöldségek, gabonafélék, gyümölcsök, húsfélék) fogyasztásán keresztül (Duruibe et al., 2007; Simon et al., 2017, 2019; Tózsér et al., 2019a). A szennyezett talajból a nehézfémek a légkörbe és a vizekbe kerülhetnek, ami ökológiai és környezeti problémát okoz (Abriha-Molnár et al., 2024). A fő kibocsátók közé sorolhatók többek között a túlzott mezőgazdasági műtrágyázás és vegyszerhasználat, a fosszilis tüzelőanyagok égetése, közlekedés, bányászat, ipari tevékenységek, illetve a különféle szennyvíz- és hulladékkezelési módszerek (Briffa et al., 2020; Wei et al., 2020). A nehézfémek toxikus hatásai különösen jelentősek a növények esetében is: gátolják a vegetatív növekedést, csökkentik a termékenységet, ezzel tovább veszélyeztetve az ökoszisztéma egészét (Rascio & Navari-Izzo, 2011).

Tekintettel arra, milyen súlyos ökológiai katasztrófához vezethet a nehézfémzennyezés, és figyelembe véve, mekkora területeket is érint a probléma, az utóbbi évtizedekben fokozott figyelmet kaptak a hatékony remediációs technológiák. Megkülönböztethetünk hagyományos és alternatív módszereket. Az alternatív módszerek közé tartozik a fitoremediáció, amely a növények alkalmazását jelenti a környezetben található szennyező anyagok eltávolítására vagy ártalmatlanná tételére (Sharma, 2007). Ez a módszercsoport számos, egyes szennyezőanyagokra specializált eljárást foglal magában. Közös előnyük a hagyományos technikákkal szemben, hogy kisebb mértékben avatkoznak be a környezetbe, lehetővé teszik tartós zöld borítás létrehozását, valamint a biomassza további hasznosítását (Bissonnette et al., 2010).

A fitoremediáció egyik legelterjedtebb módszere a fitoextrakció, amely a növények által végzett fémfelvételre (akkumulációra) épül (Wani et al., 2011). Számos kutatás célul tűzte ki az erre alkalmas növényfajok vizsgálatát (Mellem, 2008; Tózsér et al., 2019b). Eredményeik alapján bizonyos lágyszárú fajok, például a disznóparéj kiemelkedő biomassza-hozamuk és fémtoleranciájuk miatt ígéretesek a fitoextrakcióban (Atayase et al., 2008; Motesharezadeh et al., 2010).

Célkitűzések

A szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus*) fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során szennyezett talajokon tenyésztő egyedek elemakkumulációját vizsgáltuk. Munkánk során a következő hipotéziseket fogalmaztuk meg:

(1) pozitív korrelációt áll fenn a fémfelhalmozódás mértéke és a talajszennyezettség szintje között;

(2) a szőrös disznóparéj jó remediációs potenciállal rendelkezik, vagyis bioakkumulációs és transzlokációs faktor értékei egyaránt magasak.

A disznóparéj fajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során szennyezett talajokon termő disznóparéj fajok szerveinek (gyökér, szár és levél) Cd, Cu, Fe, Ni, Pb és Zn akkumulációját elemeztük a nemzetközi szakirodalomban közölt eredmények alapján, metaanalízis segítségével. Megvizsgáltuk, hogy a talaj szennyezettségének mértéke hatással van-e a növény fémfelhalmozódására, illetve, hogy a fémek az egyes növényi részekben eltérő koncentrációban halmozódnak-e fel. Korábbi tanulmányok eredményei alapján a következő hipotéziseket fogalmaztuk meg:

(1) a szennyezett talajon tenyésztő disznóparéjokban szignifikánsan intenzívebb elemakkumuláció figyelhető meg, mint a nem szennyezett talajon fejlődő egyedekben;

(2) az Pb és a Cd elsősorban a gyökerekben halmozódik fel, míg a Cu, Fe, Ni és Zn esetében a föld feletti növényi részekben várható a legnagyobb koncentráció, magas bioakkumulációs (BAF) értékekkel.

Anyag és módszer

A disznóparéj fitoextrakciójának vizsgálatát Debrecen délnyugati határában, a 26 ha kiterjedésű földmedrű Lovász-zugi tórendszer területén végeztük. Az egykori kommunális szennyvízülepítő hátramaradt iszapja fémekkel terhelt, ezért szükségessé vált a visszamaradt, főként króm-, réz- és cinktartalmú szennyezett iszap ártalmatlanítása. Kontroll területként egy, a vizsgált területen kívüli szennyezetlen területet jelöltük ki (Tózsér et al., 2018).

A fitoextrakciós vizsgálatához 2020 októberében gyűjtöttük a szőrös disznóparéj egyedeket. A területet három részre felosztva – északi (mérsékelten szennyezett 1), középső (erősen szennyezett) és déli (mérsékelten szennyezett 2) –, területenként 10 db hasonló fejlettségű egyedet gyűjtöttünk kézzel (N=30). A kijelölt kontroll területen hasonló módon történt a mintavétel (N=10). A mintavétel során teljes növényi egyedeket – gyökérrel, szárral és levelekkel együtt – mintáztunk. A növényeket papírtasakokban tároltuk, majd a laboratóriumba szállítást követően szobahőmérsékleten, szétterítve szárítottuk.

A szőrös disznóparéj fitoextrakciós vizsgálatához szükséges talajmintavétel a növényi minták gyűjtésével egy időben, 2020 októberében történt. Területenként – északi (mérsékeltén szennyezett 1), középső (erősen szennyezett) és déli (mérsékeltén szennyezett 2) – 5 átlagmintát gyűjtöttünk kézi ásó használatával (N=15). A minták a felszíntől a gyökérszóna mélységéig, átlagosan 20 cm-ig terjedtek. A kijelölt kontroll területen hasonló módon történt a mintavétel (N=5). A talajmintákat begyűjtésüket követően műanyag tasakokban tároltuk a laboratóriumba szállításukig.

A szőrös disznóparéj fitoextrakciós vizsgálatához gyűjtött gyökér-, szár- és levélmintákat a laboratóriumban alaposan lemostuk csapvízzel. Ezt követően a mintákat először 24 órán át szobahőmérsékleten, majd további 48 órán keresztül 60 °C-on szárítószekrényben szárítottuk. A mintákat porítással homogenizáltuk, és az egyedek leveleit achát mozsárban dolgoztuk fel. A mintákat (N=40) műanyag centrifugacsövekbe helyeztük. Az elemanalitikai vizsgálatokhoz 0,1 g mintát, 0,005 g pontossággal főzőpoharakba mértünk, majd 24 órán át szárítószekrényben szárítottuk. A porított mintákhoz, miután kihűltek, 10 ml 65% (m/m) HNO_3 -at adtunk, majd óraüveggel lefedve 12 órán át állni hagytuk. Ezt követően a mintákat főzőlapon roncsoltuk, savas közegben, 2 ml ioncserélt víz és 200 μl 30% (m/m) H_2O_2 hozzáadásával, egészen a vegyületek teljes elpárolgásáig. A teljes elpárolgás után a mintákhoz 10 ml 1% (m/m) HNO_3 -at

adtunk 3 részletben. A teljes kinyerés érdekében ultrahangos vízfürdőben rázattuk, majd áttöltöttük 12 ml-es centrifugacsövekbe (Simon et al., 2011, 2014, 2016a, 2016b). A gyökér-, szár- és levélminták oldataiból az Agilent 5110 SVDV ICP-OES induktív csatolású atomemissziós spektrométer segítségével meghatároztuk az alábbi elemek koncentrációját: Ag, Al, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr és Zn. A növényi minták elemzéséhez CRM anyagot (BCR670, Merck, Ltd) használtunk, amelynek visszamérési pontossága $\pm 5\%$ volt.

A szőrös disznóparéj fitoextrakciós vizsgálatához gyűjtött talajminták nedvességtartalmát, vizes oldatuk kémhatását, szervesanyag-tartalmát és elemanalitikai összetételét határoztuk meg. A nedvességtartalom vizsgálatához előre meghatározott tömegű porcelánedényekbe 0,2 g nedves talajt mértünk be, 0,005 g pontossággal. Ezt követően az edényeket 105 °C-on tartottuk 24 órán át. A porcelánedények szobahőmérsékletűre hűlését követően azok tömegét visszamértük (Simon et al., 2013; Valkó et al., 2013).

A talajoldat kémhatásának meghatározásához 25 ml-es centrifugacsövekbe 5 g talajt mértünk be, 0,05 g pontossággal. A mintákhoz 20 ml ioncserélt vizet adtunk, az oldatot összeráztuk, majd azt 24 órán keresztül ülepedni hagytuk. Az oldat kémhatását és vezetőképességét

hordozható multiméter (Hach HQ 40d) segítségével határoztuk meg (Simon et al., 2016a, 2016b).

A talajminták szervesanyag-tartalmának meghatározásához a már nedvesség tartalom meghatározáshoz is használt porcelán tégelyekbe 0,2 g talajt mértünk, 0,005 g pontossággal. A mintákat 550 °C-ra melegített kemencében (Nabertherm L5/C6, Germany) 4 órán keresztül izzítottuk. A kalcium-karbonát tartalom meghatározáshoz a mintákat 950 °C-ra melegített kemencében (Nabertherm L5/C6, Germany) 2 órán keresztül izzítottuk. A szervesanyag-tartalmat és a kalcium-karbonát tartalmat izzítási veszteség alapján számítottuk ki (Heiri et al., 2001, Balogh et al., 2017).

A talajminták elemanalitikai vizsgálatához 50 ml-es főzőpoharakba 0,2 g achát mozsárral homogenizált talajt mértünk be, 0,005 g pontossággal. A mintákat 24 órán keresztül 105 °C-on szárítottuk. Ezt követően a mintákat 10 ml 65 % (m/m) HNO₃-val, 2 ml ioncserélt vízzel és 200 µl 30 % H₂O₂ hozzáadásával főzőlapon roncsoltuk a vegyületek teljes elpárolgásáig. Ezt követően a mintákat 10 ml 1 % (m/m) HNO₃ hozzáadásával áttöltöttük 12 ml-es centrifugacsövekbe, ultrahangos vízfürdővel növelve a kinyerés hatékonyságát. A talajoldatokból induktív csatolású atomemissziós spektrométer (Agilent 5110 SVDV ICP-OES) segítségével az alábbi elemek koncentrációját határoztuk meg: Ag, Al, Ba, Bi, Ca, Cd,

Co, Cu, Cr, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr és Zn (Simon et al., 2016a, 2016b).

Az egyes elemek növényi szövetekben való felhalmozódásának és szövetek közötti áthelyeződésének vizsgálatához elvégeztük a bioakkumulációs faktor (BAF) és a transzlokációs faktor (TF) számítását (Tózsér et al., 2018; 2019b).

A növények és a talajminták elemkoncentrációját főkomponens-elemzéssel (PCA) értékeltük (Jolliffe, 2002). A szórások homogenitásának vizsgálatára Levenetesztest alkalmaztunk (Levene, 1960). A növények és a talajminták átlagos koncentrációs értékeinek összehasonlítására a vizsgált területek alapján egyirányú ANOVA-t alkalmaztunk (Fisher, 1925). Az adatok statisztikai elemzését az IBM SPSS Statistics szoftverrel végeztük (IBM Corp., 2012).

A disznóparéj fajok fémfelvételének metaanalízise során az 1975-2022 közötti időszakra vonatkozóan irodalomkutatót végeztünk a Web of Science-en a következő keresőkifejezések alapján: TOPIC = (*Amaranthus*) és TOPIC = (metal OR phytoremediation). Ezen túlmenően a keresés során talált publikációk hivatkozási részét is átnéztük további, fel nem fedezett, megfelelő cikkek után kutatva. Ahhoz, hogy egy cikket az elemzésekbe bevonjunk, a következő feltételeknek kellett megfelelnie: *Amaranthus* spp. egyedeket neveltek vagy gyűjtöttek be szennyezett és nem szennyezett talajon,

amely egy vagy több fém (Cd, Cu, Fe, Ni, Pb és/vagy Zn – a leggyakrabban vizsgált fémek ebben a témakörben) koncentrációjával szennyezett, emellett a növények bizonyos részeiben (gyökér, szár és/vagy levél) kimutatták a vizsgált fém(ek) koncentrációját. A szennyezett és nem szennyezett talajokat az érintett cikkek szerzőinek kategorizálása alapján határoztuk meg. Az adatokat szövegből, táblázatokból és grafikonokból nyertük. Mivel célunk a disznóparéj fajok eredendő fitoextrakciós potenciáljának értékelése volt, az olyan publikációkat, amelyekben bármilyen vegyületet (pl. EDTA) alkalmaztak a fémfelvétel elősegítésére, kizártuk az értékelésből.

A fémfelhalmozódás hatásméretét minden egyes nem szennyezett-szennyezett összehasonlítás esetében a nem standardizált átlagos különbség (relatív kölcsönhatási intenzitás - relative interaction intensity, RII, Armas et al., 2004) segítségével számoltuk ki. Az RII-t a következőképpen határozzuk meg:

$$RII = \frac{\overline{X_U} - \overline{X_C}}{\overline{X_U} + \overline{X_C}}$$

ahol $\overline{X_U}$ és $\overline{X_C}$ az átlagos fémkoncentráció (mg/kg, szárazanyag) a szennyezetlen (U) és a szennyezett (C) talajon termő disznóparéj fajok növényi részeiben.

A relatív kölcsönhatási intenzitást azért használtuk, mert az adatkészleteknek csak 10%-a mutatta be mind a varianciát, mind a mintanagyságot, amelyek a standardizált átlagos különbség kiszámításához szükségesek, míg az RII számítása elvégezhető csak az átlagértékek bevonásával is. Emiatt a varianciát nem közlő, de az összes többi kritériumnak megfelelő tanulmányokat is be lehetett vonni ebbe az elemzésbe. A negatív értékek nagyobb fémkoncentrációt jeleznek a szennyezett talajon tenyésző disznóparéj növényrészekben, mint a szennyezetlen talajban, míg a pozitív értékek ennek ellenkezőjét jelzik. Az RII-értékeket minden egyes kiválasztott növényrész-fém párosra kiszámítottuk, ha a mintanagyság $(n) \geq 5$ volt. A relatív kölcsönhatási intenzitást bootstrapped konfidenciaintervallummal (9 999 iterációval) a boot csomag (Davison & Hinkley, 1997; Canty & Ripley, 2015) segítségével számoltuk ki. Ahol a konfidenciaintervallumok nem tartalmazták a nullát, ott a hatásméretet nullától szignifikánsan különbözőnek tekintettük.

A növényekben a fémek felhalmozódási potenciáljának pontosabb felmérése érdekében a felhalmozódás mértékét a bioakkumulációs faktor (BAF) értékek kiszámításával értékeltük, a publikációkból kinyert talaj- és növényi rész koncentrációinak értékek alapján. Minden elemzést az R 4.1.2 verziójával végeztünk (R Development Core and Team, 2011).

Eredmények

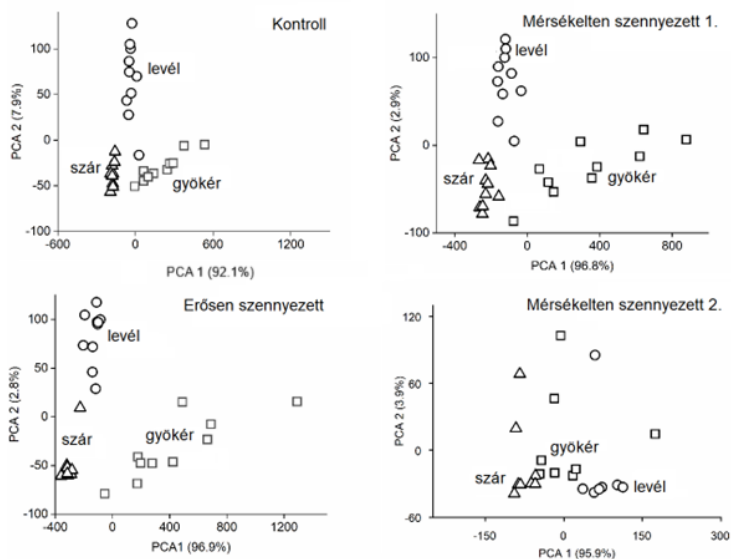
A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

A főkomponens-analízis (PCA) során a szőrös disznóparéj egyedek szerveiben mért elemkoncentrációik alapján elkülönültek egymástól (*1. ábra*). A gyökérminták elemösszetétele alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk a területek között valamennyi elem esetében: Ba, Cr, Cu, Pb és Sr. A Ba, Cr, Cu és Pb elemek koncentrációja az erősen szennyezett területen volt a legnagyobb, amelyet a mérsékelten szennyezett 1 és mérsékelten szennyezett 2 terület követett. A Sr esetében az erősen szennyezett területet a mérsékelten szennyezett 2 és mérsékelten szennyezett 1 terület követte. A Cr csak az erősen szennyezett és mérsékelten szennyezett 1 területen volt kimutatható.

A szárminták elemösszetétele alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk a területek között valamennyi elem esetében: Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn. Az Al, Cu, Fe, Mn és Sr elemek a mérsékelten szennyezett 2 területen voltak jelen a legnagyobb koncentrációba, ezt követte az erősen szennyezett, majd a mérsékelten szennyezett 1 terület. A Zn az erősen szennyezett területen volt jelen a legnagyobb koncentrációban, ezt követte a mérsékelten szennyezett 1 és mérsékelten szennyezett 2 terület, hasonló koncentrációkkal. A Ba a szennyezett területeken közel egyenlő koncentrációban volt mérhető a

szármintákban. A szármintákban a Cr és az Pb kimutatási határérték alatt van.

A levélminták elemösszetétele alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk a területek között valamennyi elem esetében: Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn. Az Al, Fe és Zn koncentrációja a mérsékelt szennyezett 1 területtől a mérsékelt szennyezett 2 területig csökken. A Ba és a Cr az erősen szennyezett területen volt jelen a legnagyobb koncentrációban, ezt követte a mérsékelt szennyezett 1, majd a Ba esetében mérsékelt szennyezett 2 terület. A Cr a mérsékelt szennyezett 2 területen kimutatási határérték alatt volt a levelekben. A Sr is az erősen szennyezett területen volt mérhető a legnagyobb koncentrációban, ezt követte a mérsékelt szennyezett 2, majd a mérsékelt szennyezett 1 terület. A Cu és Mn koncentrációja a mérsékelt szennyezett 2 területen a legnagyobb, a másik két vizsgált területen közel egyenlő koncentrációban voltak jelen. A levélmintákban az Pb egyes területeken kimutatási határérték alatt volt.

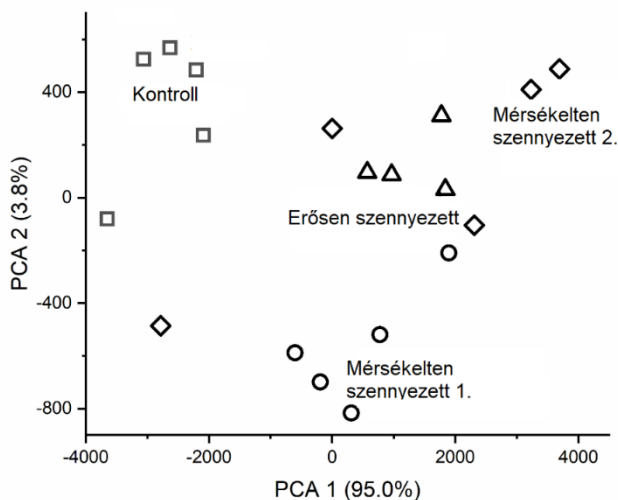


1. ábra. A szőrös disznóparéj vizsgált szerveinek (gyökér, levél és szár) elemkoncentrációján alapuló főkomponensanalízis (PCA) biplotja a vizsgált területeken.

A Sr esetében minden vizsgált területen közel 1 BAF-értéket tapasztaltunk. A további vizsgált elemek akkumulációja csekély mértékű volt, ugyanis esetükben 1 alatti BAF értéket tapasztaltunk. A Ba, Mn és Sr esetében is 1-nél nagyobb TF-értékeket számoltunk minden vizsgált területen. Az Al és a Fe esetében csak a mérsékelt szennyezett 1 területen tapasztaltunk 1-nél magasabb TF-értékeket. A Zn TF-értéke 1-nél magasabb volt a mérsékelt szennyezett 1 és az erősen szennyezett területen. A Cu TF értéke magasabb volt, mint 1 a

mérsékelten szennyezett 1 és a mérsékelten szennyezett 2 területen.

A vizsgált területek között a talaj fémkoncentrációja alapján szignifikáns különbséget találtunk a PCA-analízis segítségével (2. ábra). A vizsgált területek között az alábbi elemek koncentrációja szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözött: Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, Zn. A talaj alap fizikai és kémiai paraméterei közül a pH, a nedvességtartalom, a szerves anyag- és a kalcium-karbonát tartalom alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk a vizsgált területek között. A talajminták elemanalitikai vizsgálatának eredményéből azt tapasztaltuk, hogy a mérsékelten szennyezett 1 és az erősen szennyezett terület jellemezhető a legnagyobb elemtartalommal, a legtöbb elem esetében. A Ba, Cr és Pb kiemelkedő koncentrációban van mérsékelten szennyezett 1 és az erősen szennyezett területen. A kapott eredményeink alapján a Cd és Cr túllépte az 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről szóló rendeletben foglalt határértékeket.



2. ábra. Főkomponens-analízis (PCA) biplotja a talajban mért elemek koncentrációja (mg/kg) alapján.

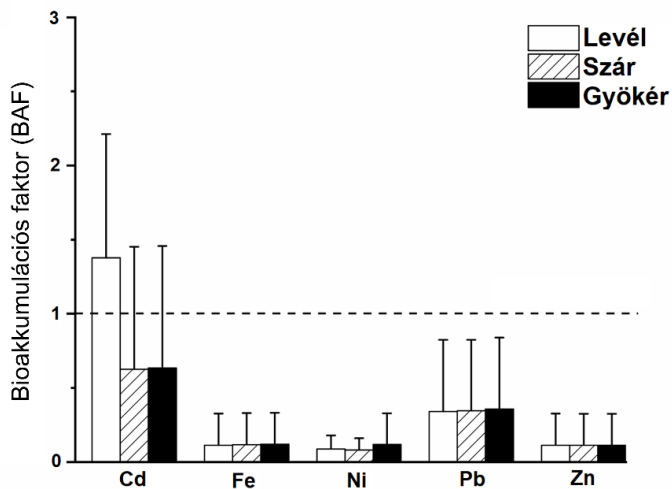
A disznóparéj fajok fémfelvételének vizsgálata metaanalízissel

A Web of Science-alapú szakirodalmi keresés összesen 17408 cikket eredményezett. Ezek közül 19 publikáció felelt meg a metaanalízishez meghatározott kritériumoknak. Ezekből a cikkekből 332 szennyezetlen-szennyezett összehasonlítást azonosítottunk. A kiválasztott cikkekben bemutatott fémkoncentrációk széles skálán mozogtak a szennyezett talajokban: 0,3-200 mg/kg a Cd, 13,5-3480 mg/kg a Cu, 6,08-19,254 mg/kg a

Fe, 2,50-100 mg/kg a Ni, 3,00-151 mg/kg az Pb és 14,0-819,5 mg/kg koncentráció tartomány volt jellemző a Zn esetében. A disznóparéj fajok minden egyes növényi része (gyökér, szár és levél) szignifikánsan nagyobb koncentrációban halmozott fel Cd-ot, Ni-t, Pb-t és Zn-et a szennyezett talajon, mint a szennyezetlen talajon termő kontroll egyedek (RII értékek nulla alatt; 95%-os konfidenciaintervallum nem érte el a nullát). A Cu esetében a szárban és a Fe esetében a gyökérben kis mértékű volt a felhalmozódás, a többi növényi szervben mindkét fém esetében jelentős volt a felhalmozódás. Az előző két növényi szerv-fém kapcsolaton kívül nem találtunk szignifikáns különbségeket a fémek felhalmozódásában a növényi szervek között. Általánosságban elmondható, hogy a vizsgált fémek közül a Cd felhalmozódása volt a legintenzívebb.

A BAF-értékek alapján a Cd felhalmozódási potenciálja a levélben magas volt (a BAF > 1 értéke már kritikusnak számít), ugyanis a Cd koncentrációja a levélben magasabb volt, mint a talajban. Általánosságban elmondható, hogy a Cd felhalmozódása nagy volt a disznóparéj fajok levelében és mérsékelt a gyökerében és szárában, ami arra utal, hogy a vizsgált fajok nagymértékben képesek a Cd-ot a föld feletti növényi részekbe transzlokálni (levél > > szár $\approx$ gyökér; 3. ábra). A bioakkumuláció alacsony intenzitású volt az Pb esetében minden növényi részben, mivel a szövetekben mért koncentrációk kisebbek voltak, mint a talajban; a

gyökérre, szárra és levélre vonatkozó BAF-értékek egyaránt a kritikus érték ($BAF < 1$) alatt maradtak. Továbbá nem volt különbség az Pb-akkumulációban a növényi részek között (gyökér $\approx$ szár $\approx$ levél; 3. ábra). A BAF-értékek alapján a Fe, Ni és Zn felhalmozódási potenciálja minden növényi részben alacsonyabb volt a kritikus értéknél, mivel minden növényi rész sokkal kisebb koncentrációban tartalmazta a fémeket, mint a talajban mért értékek. A fémek felhalmozódási preferenciái a növényi részekben a következők voltak: gyökér $\approx$ szár $\approx$ levél Fe esetében, gyökér $\approx$ szár $<$ levél Ni esetében, gyökér $\approx$ szár $\approx$ levél Zn esetében (3. ábra). A Cu esetében a mintanagyság nem volt elegendő a BAF-elemzésekhez.



3. ábra. Bioakkumulációs-faktor (BAF) értékek (átlag $\pm$ SD) a szennyezett talajon termesztett disznóparéj esetében. (Tanulmányok és adatok száma: Cd: 7 tanulmány, N = 47; Fe: 4 tanulmány, N = 22; Ni: 4 tanulmány, N = 20; Pb: 5 tanulmány, N = 45; Zn: 3 tanulmány, N = 19.) A kritikus értéknél (> 1) nagyobb értékek a talajból származó fémek intenzív felhalmozódását jelzik.

Új tudományos eredmények

- A talajok elemkoncentrációja jelentősen befolyásolja a szőrös disznóparéj elemakkumulációját.
- A szőrös disznóparéj jelentős mértékben képes felhalmozni a Sr-ot.
- Az Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn transzlokációjának értéke kiemelkedően magas a szőrös disznóparéj esetében.
- A Cd és Ni felhalmozódási potenciálja minden növényi részben alacsonyabb volt a kritikus értéknél.
- A szennyezett talajok elemkoncentrációjának szőrös disznóparéj egyedekkel történő sikeres csökkentéséhez valamennyi növényi szerv eltávolítása szükséges.



Nyilvántartási szám: DEENK/379/2025.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Sipos Bianka
Doktori Iskola: Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10083859

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (2)

1. Tőzsér, D., Yelamanova, A., **Sipos, B.**, Magura, T., Simon, E.: A meta-analysis on the heavy metal uptake in *Amaranthus* species.
Environ. Sci. Pollut. Res. 30 (36), 85102-85112, 2023. ISSN: 0944-1344.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-023-28374-3>
2. **Sipos, B.**, Bibi, D., Magura, T., Tóthmérész, B., Simon, E.: High phytoremediation and translocation potential of an invasive weed species (*Amaranthus retroflexus*) in Europe in metal-contaminated areas.
Environ. Monit. Assess. 195 (6), 1-11, 2023. ISSN: 0167-6369.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-023-11422-3>
IF: 2.9

További közlemények

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (4)

3. Anwar, A., Mezbah Uddin, A. H. M., Hasan, S., Parvez, S., **Sipos, B.**, Bibi, D., Sajtos, Z., Tóthmérész, B., Magura, T., Simon, E.: Assessment of anthropogenic activities impact based on metals in soil and tree leaves along roadside in Bangladesh.
Sci Rep. 15 (1), 1-14, 2025. EISSN: 2045-2322.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-025-91683-9>
IF: 3.8 (2023)
4. Bibi, D., Tőzsér, D., **Sipos, B.**, Molnár, V. É., Simon, E., Tóthmérész, B.: Complex study of air pollution based on tree species in Vienna.
Air Qual. Atmos. Health. 17 (2), 417-424, 2024. ISSN: 1873-9318.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-023-01452-8>
IF: 2.9 (2023)





5. Molnár, V. É., Szabó, S., Magura, T., Tóthmérész, B., Abriha, D., **Sipos, B.**, Simon, E.:
Environmental impact assessment based on particulate matter, and chlorophyll content of
urban trees.
Sci. Rep. 14 (1), 1-8, 2024. EISSN: 2045-2322.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-024-70664-4>
IF: 3.8 (2023)
6. Bibi, D., Tózsér, D., **Sipos, B.**, Tóthmérész, B., Simon, E.: Heavy Metal Pollution of Soil in Vienna,
Austria.
Water Air Soil Pollut. 234 (4), 1-11, 2023. ISSN: 0049-6979.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-023-06244-5>
IF: 3.8

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 17,2

**A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre):
2,9**

A DEENK a Jelölt által a Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudománytermetriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2025.06.10.



**Short thesis for the degree of doctor of philosophy
(PhD)**

**Potential of phytoremediation application of
*Amaranthus retroflexus***

by Bianka Sipos

Supervisor: Dr. Edina Kundrát-Simon
professor



UNIVERSITY OF DEBRECEN
Doctoral School of Juhász-Nagy Pál

Debrecen, 2025

Introduction

Rapid heavy metal contamination of soils due to urbanization has increased significantly in recent decades (Luo et al., 2012). Soil quality has direct and indirect impacts on human health and ecosystem stability (Zhu et al. 2017). Humans and animals can come into contact with polluted soil in several ways: through air pollution, consumption of contaminated water, contact with soil or industrial waste, and consumption of contaminated food such as plants and meat (Duruibe et al., 2007; Simon et al., 2017, 2019; Tózsér et al., 2019a). Thus, when released into the atmosphere and water, contaminated soil causes secondary ecological and environmental problems. Activities that emit heavy metals include the excessive use of fertilisers and pesticides in agriculture, the burning of fossil fuels, transport, mining, metallurgy, the reuse of wastewater and sewage sludge, and the treatment of industrial metal products and municipal waste (Briffa et al., 2020; Wei et al., 2020). Heavy metals in high concentrations are toxic to plants, inhibit vegetative growth, and reduce productivity (Rascio & Navari-Izzo, 2011).

Given the problem of heavy metal contamination and its extent, some remediation technologies have been developed. There are two main types of methods: conventional and alternative. Alternative approaches include phytoremediation, which involves using plants to

remove or render harmless pollutants in the environment (Sharma, 2007). This group of methods includes many processes specialised for certain pollutants. Their common advantage over conventional techniques is that they have a lower environmental impact, allow the creation of a durable green cover and the further use of biomass (Bissonnette et al., 2010).

Phytoextraction, based on metal uptake (accumulation) by plants, is one of the most widely used methods of phytoremediation (Wani et al., 2011). Several studies have aimed at investigating suitable plant species (Tózsér et al., 2019b; Mellem, 2008). Their results suggest that certain soft-stemmed species, such as *Amaranthus spp.*, are promising for phytoextraction due to their high biomass yield and metal tolerance (Atayase et al., 2008; Motesharezadeh et al., 2010).

Aims and hypotheses

To investigate the phytoextraction potential of *Amaranthus retroflexus*, we studied the element accumulation in individuals growing in contaminated soils. Based on our study, we hypothesized the following:

(1) *Amaranthus* plants growing in contaminated soil would exhibit significantly more intense element accumulation than those growing in uncontaminated soil;

(2) Pb and Cd would primarily accumulate in the roots, whereas Cu, Fe, Ni, and Zn would reach their highest concentrations in the above-ground parts of the plants, accompanied by high bioaccumulation factor (BAF) values.

To investigate the phytoextraction potential of *Amaranthus spp.*, the accumulation of Cd, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn in plant organs (root, stem and leaf) of *Amaranthus spp.* grown on contaminated soils was analysed using meta-analysis based on results reported in the international literature. Based on the findings of previous studies, we hypothesized the following:

(1) the degree of soil contamination affects metal accumulation in plants;

(2) metals accumulate at different concentrations in different plant parts: Pb and Cd accumulate mainly in roots, whereas Cu, Fe, Ni, and Zn are expected to reach their highest concentrations in above-ground plant parts with high bioaccumulation factor (BAF) values.

Materials and methods

We studied the metal accumulation potential (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, and Zn) of a European native weed species, *A. retroflexus*, on moderately and heavily contaminated soils. The study site

was a former wastewater settling pond system (Lovász-zug) in Debrecen. The residual sludge from the former municipal sewage treatment plant is contaminated with metals. It was necessary to dispose of the residual sludge, which was contaminated primarily with chromium, copper and zinc. An uncontaminated area outside the study area was designated as the control area.

The sampling of pig carcasses for the phytoextraction study was performed in October 2020. The area was divided into three parts: north (moderately contaminated 1), middle (highly contaminated), and south (moderately contaminated 2). 10 specimens of similar development were collected by hand from each part (N=30). Specimens were collected in the same manner from the control area (N=10). Whole plants – including roots, stems, and leaves – were sampled. The plants were stored in paper bags and airdried at room temperature after transport to the laboratory.

Soil sampling for the phytoextraction study of *A. retroflexus* was carried out at the same time as the plant sampling in October 2020. Five composite samples were collected from each plot - north (moderately contaminated 1), middle (highly contaminated), and south (moderately contaminated 2) - using a hand spade (N=15). Samples were collected from the surface to the depth of the root zone, averaging 20 cm. Soil samples were also collected similarly in from the control area (N=5). Once collected,

soil samples were stored in plastic bags until transported to the laboratory.

Root, stem, and leaf samples collected for the phytoextraction study of *A. retroflexus* were thoroughly washed with tap water in the laboratory. The samples were then dried first at room temperature for 24 hours and then in a drying oven at 60 °C for a further 48 hours.

The samples were homogenized by pulverization and the leaves were processed in an agate mortar. The samples (N=40) were placed in plastic centrifuge tubes. For elemental analysis, 0.1 g of sample was weighed into beakers to the nearest 0.005 g and dried in a drying oven for 24 hours. To the powdered samples, after cooling, 10 ml of 65% (m/m) HNO₃ was added and left to stand for 12 hours covered with a watch glass. The samples were then digested on a hotplate in acidic medium with the addition of 2 ml deionised water and 200 µl 30% (m/m) H₂O₂ until complete evaporation of the compounds. After complete evaporation, 10 ml of 1% (m/m) HNO₃ was added to the samples in 3 aliquots. For complete recovery, the samples were shaken in an ultrasonic water bath and transferred to 12 ml centrifuge tubes (Simon et al. 2011, 2014, 2016a, 2016b). From the solutions of root, stem and leaf samples, the concentrations of Ag, Al, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr and Zn were determined using an Agilent 5110 SVDV ICP-OES inductively coupled atomic emission spectrometer. For the

analysis of plant samples, CRM material (BCR670, Merck, Ltd) was used with a back-measuring accuracy of $\pm 5\%$.

The moisture content, pH, organic matter content and elemental composition of the soil samples collected for the phytoextraction study of pig fat were determined. To test the moisture content, 0.2 g of moist soil was weighed into pre-weighed porcelain dishes to the nearest 0.005 g. The pots were then placed in a drying oven heated to 105 °C and left for 24 hours. After cooling to room temperature, the weight of the porcelain dishes was measured (Simon et al., 2013; Valkó et al. 2013).

To determine the pH of the soil solution, 5 g of soil was weighed into 25 ml centrifuge tubes to the nearest 0.05 g. To the samples, 20 ml of deionised water was added, and the solution was mixed and allowed to settle for 24 hours. The pH and conductivity of the solution were determined using a portable multimeter (Hach HQ 40d) (Simon et al. 2016a, 2016b).

To determine the organic matter content of the soil samples, 0.2 g of soil was weighed into the porcelain crucibles already used for moisture content determination, with an accuracy of 0.005 g. The samples were annealed in an oven heated to 550 °C (Nabertherm L5/C6, Germany) for 4 hours. For the determination of calcium carbonate content, the samples were combusted in a furnace heated to 950 °C (Nabertherm L5/C6, Germany)

for 2 hours. Organic matter content and calcium carbonate content were calculated based on weight loss during combustion (Heiri et al., 2001, Balogh et al., 2017).

For the elemental analysis of the soil samples, 0.2 g of soil homogenized with an agate mortar was weighed into 50 ml beakers with a precision of 0.005 g. The samples were dried at 105 °C for 24 hours. Digestion was carried out on a hotplate using 10 ml 65 % (m/m) HNO₃, 2 ml deionised water, and 200 µl 30 % H₂O₂, until complete evaporation of the compounds. After cooling, the samples were transferred to centrifuge tubes with 10 ml of 1 % (m/m) HNO₃, using an ultrasonic water bath to enhance the recovery efficiency. From the soil solutions, the concentrations of the following elements were determined using an inductively coupled atomic emission spectrometer (Agilent 5110 SVDV ICP-OES): Ag, Al, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr and Zn (Simon et al. 2016a, 2016b).

To investigate the accumulation of each element in plant organs and its translocation between them, the bioaccumulation factor (BAF) and translocation factor (TF) were calculated (Tózsér et al. 2018; 2019b).

Element concentrations in plants and soil samples were evaluated by principal component analysis (PCA) (Jolliffe, 2002). The Levene test was used to test the homogeneity of variances (Levene, 1960). A one-way ANOVA was used to compare the mean concentration

values of plants and soil samples between the study area (Fisher, 1925). The statistical analysis of the data was performed using IBM SPSS Statistics software (IBM Corp., 2012).

In a meta-analysis of metal uptake in *Amaranthus spp.*, a literature search was conducted the Web of Science database for the period 1975-2022 using the search terms TOPIC = (*Amaranthus*) and TOPIC = (metal VAGY phytoremediation). Additionally, the reference list of the retrieved publications was examined to identify further relevant studies not captured by the initial search. To be included, one article had to report metal concentrations (Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn) in plant parts (root and/or stem and/or leaf) of *Amaranthus spp.* grown on both contaminated and uncontaminated soils. Contaminated and uncontaminated soils were defined according to the classification provided by the respective study authors. Data were extracted from text, tables, and graphs. Since we aimed to evaluate the inherent phytoextraction potential of *Amaranthus spp.*, publications in which any compound (e.g. EDTA) was used to promote metal uptake were excluded from the analysis.

The effect size of metal accumulation was calculated using the non-standardised mean difference (relative interaction intensity (RII, Armas et al., 2004) for each non-polluted-polluted comparison. RII is defined as follows:

$$RII = \frac{\overline{X_U} - \overline{X_C}}{\overline{X_U} + \overline{X_C}}$$

where $\overline{X_U}$ and $\overline{X_C}$ are the average metal concentrations (mg/kg, dry matter) in the plant parts of *Amaranthus spp.* growing on uncontaminated (U) and contaminated (C) soils.

Relative interaction intensity was used because only 10% of the data sets reported both the variance and sample size needed to calculate the standardized mean difference, while the calculation of RII requires only the mean values. For this reason, studies that did not report variance but met all other criteria could be included in this analysis. Negative values indicate higher metal concentrations in *Amaranthus* plant parts growing in contaminated soil than in uncontaminated soil, while positive values indicate the opposite. RII values were calculated for each selected plant part-metal pair when sample size (n) ≥ 5 . Relative interaction intensities were calculated with bootstrapped confidence intervals (9,999 iterations) using the boot package (Davison & Hinkley,

1997; Canty & Ripley, 2015). Where confidence intervals did not include zero, the effect size was considered significantly different from zero.

To more accurately assess the potential for metal accumulation in plants, the extent of accumulation was assessed by calculating bioaccumulation factor (BAF) values based on soil and plant tissue concentrations extracted from publications. All analyses were performed using R version 4.1.2 (R Development Core Team, 2011).

Results

In the principal component analysis (PCA), plant organs of *A. retroflexus* specimens were separated based on their element concentrations (*Fig. 1*). Based on the elemental composition of the root samples, significant differences were observed between the sites for all elements: Ba, Cr, Cu, Pb, and Sr. The concentrations of Ba, Cr, Cu, and Pb were highest in the heavily contaminated site, followed by the moderately contaminated site 1 and moderately contaminated site 2. For Sr, the heavily contaminated site was followed by moderately contaminated site 2 and moderately contaminated site 1. Cr was detectable only at the heavily contaminated site and at the moderately contaminated site 1.

Based on the elemental composition of the stem samples, significant differences were observed between the sites for all elements: Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr, and Zn.

The concentrations of Al, Cu, Fe, Mn, and Sr were highest at the moderately contaminated site 2, followed by the heavily contaminated site, and then moderately contaminated site 1. Zn showed the highest concentration at the heavily contaminated site, followed by moderately contaminated sites 1 and 2, which had similar concentrations. Ba was detected in nearly equal concentrations in stem samples across the contaminated sites. Cr and Pb were below the detection limit in the stem samples.

Based on the elemental composition of the leaf samples, significant differences were observed between the sites for all elements: Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Sr, and Zn. The concentrations of Al, Fe, and Zn decreased from moderately contaminated site 1 to moderately contaminated site 2. Ba and Cr showed the highest concentrations at the heavily contaminated site, followed by moderately contaminated site 1; in the case of Ba, moderately contaminated site 2 followed. Cr was below the detection limit in leaf samples from moderately contaminated site 2. Sr also had the highest concentration at the heavily contaminated site, followed by moderately contaminated site 2 and then moderately contaminated site 1. The concentrations of Cu and Mn were highest at moderately contaminated site 2, while the other two studied sites showed nearly equal concentrations. Pb was below the detection limit in leaf samples from certain sites.

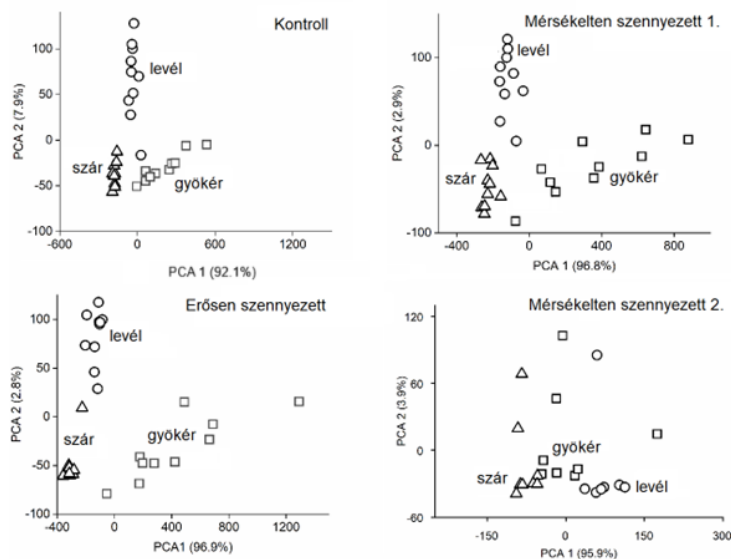


Fig. 1. The biplot of the principal component analysis (PCA) based on the element concentrations in the analysed plant organs (root, leaf, and stem) of *Amaranthus retroflexus* at the studied sites.

For Sr, BAF values were close to 1 across all study areas. Accumulation of the other elements tested (Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn) was low, with BAF values below 1. For Ba, Mn, and Sr, TF values higher than 1 were found in all the studied areas. For Al and Fe, TF values above 1 were found only in the moderately contaminated site 1. For Zn, TF values higher than 1 were found in the moderately contaminated 1 and the heavily contaminated

site. The TF value for Cu was higher than 1 in moderately contaminated area 1 and moderately contaminated area 2.

Among the basic physical and chemical parameters of the soil, significant differences were observed in pH, moisture content, organic matter and calcium carbonate content between the study areas. PCA revealed significant differences between the study areas based on soil metal concentration (*Fig. 2*). The following elements were significantly different ($p < 0.05$) between the study areas: Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, and Zn. From the results of the elemental analysis of the soil samples, it was found that the moderately contaminated 1 and the heavily contaminated area were characterised by the highest elemental content for most elements. Ba, Cr and Pb are present in high concentrations in moderately contaminated area 1 and in the highly contaminated area.

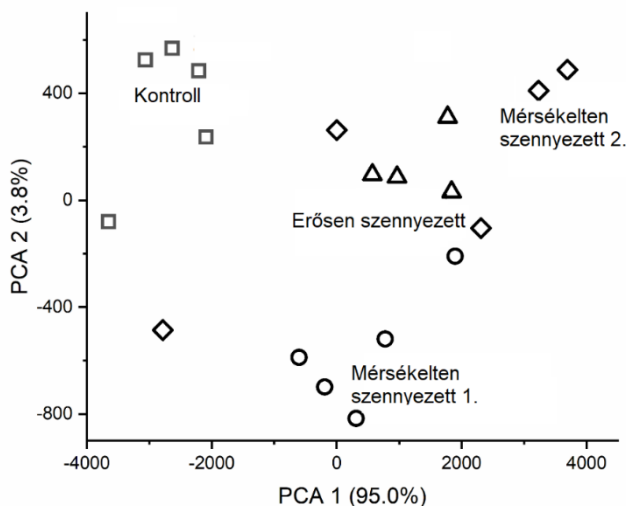


Fig. 2. Biplot of the principal component analysis (PCA) based on the concentrations of elements (mg/kg) in the soil.

Based on the results obtained Cd and Cr exceeded the limits set in the Common Regulation 6/2009 (IV. 14.) of the Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management on the threshold values necessary for the protection of the geological environment and groundwater against pollution and on the measurement of pollution.

Meta-analysis of metal uptake in *Amaranthus* spp.

A Web of Science-based literature search yielded a total of 17408 articles. Of these, 19 publications met the

criteria for meta-analysis. From these articles, 332 unpolluted-polluted comparisons were extracted. The metal concentrations in the selected studies covered a wide range of contaminated soils: 0.3-200 mg/kg for Cd, 13.5-3480 mg/kg for Cu, 6.08-19.254 mg/kg for Fe, 2.50-100 mg/kg for Ni, 3.00-151 mg/kg for Pb and 14.0-819.5 mg/kg for Zn.

All plant parts (roots, stems and leaves) of the *Amaranthus* spp. accumulated significantly higher concentrations of Cd, Ni, Pb and Zn in the contaminated soil than the control individuals growing in the uncontaminated soil (RII values below zero; 95% confidence interval not reaching zero). The accumulation of Cu in the stem and Fe in the root was low, while the accumulation of both metals in the other plant organs was significant. Apart from the previous two plant organ-metal relationships, no significant differences in metal accumulation were found between plant organs. In general, the accumulation of Cd was the most intense among the metals tested.

The BAF values indicated that the accumulation potential of Cd in the leaves was high (> 1 = critical value), as the concentration of Cd in the leaves was higher than in the soil. In general, Cd accumulation was high in the leaves and moderate in the roots and stems of the *Amaranthus* spp., suggesting a strong capacity of the species to translocate Cd to above-ground plant parts (leaf

> > stem $\approx$ root; *Fig. 3*). Bioaccumulation of Pb was low in all plant parts, with concentrations lower than in soil; BAF values in leaf and stem were below the critical value. Furthermore, there was no difference in Pb accumulation between plant parts (root $\approx$ stem $\approx$ leaf; *Fig. 3*). According to BAF values, the accumulation potential of Fe, Ni and Zn in all plant parts was lower than the critical value, as all plant parts contained much lower concentrations of the metals than those measured in soil; furthermore, the accumulation patterns of metals in plant parts were as follows: root $\approx$ stem $\approx$ leaf for Fe, root $\approx$ stem $\approx$ leaf for Ni, root $\approx$ stem $\approx$ leaf for Zn (*Fig. 3*). (Sample size for Cu was not sufficient for BAF analyses).

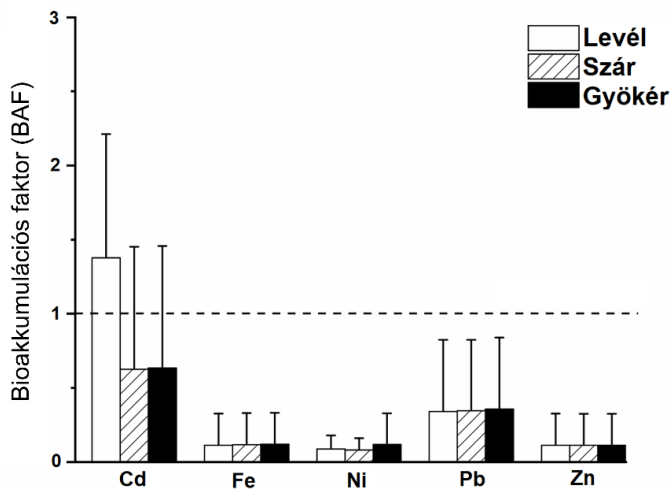


Fig. 3. Bioaccumulation factor (BAF) values (mean $\pm$ SD) for *Amaranthus retroflexus* grown in contaminated soil. (Number of studies and data points: Cd: 7 studies, N = 47; Fe: 4 studies, N = 22; Ni: 4 studies, N = 20; Pb: 5 studies, N = 45; Zn: 3 studies, N = 19.) Values greater than the critical threshold (> 1) indicate intensive accumulation of metals from the soil.

Novel scientific findings

- Element concentrations in soils significantly influence the accumulation of elements in *A. retroflexus*.
- *A. retroflexus* can accumulate the Sr in high concentration.
- The translocation of Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr, and Zn is markedly high in *A. retroflexus*.
- The accumulation potential of Cd and Ni was below the critical value in all plant parts in *A. retroflexus*.
- The successful reduction of element concentrations in contaminated soils by *A. retroflexus* requires the removal of all plant organs.

Irodalomjegyzék

- Abriha-Molnár, V. É., Szabó, S., Magura, T., Tóthmérész, B., Abriha, D., Sipos, B., & Simon, E. (2024). Environmental impact assessment based on particulate matter, and chlorophyll content of urban trees. *Scientific Reports*, 14(1), 19911.
<https://doi.org/10.1038/s41598-024-70664-4>
- Armas, C., Ordiales, R., & Pugnaire, F. I. (2004). Measuring Plant Interactions: A New Comparative Index. *Ecology*, 85(10), 2682–2686.
<https://doi.org/10.1890/03-0650>
- Atayese, M., Eigbadon, A., Oluwa, K., & Adesodun, J. (2008). Heavy metal contamination of *Amaranthus* grown along major highways in Lagos, Nigeria. *African Crop Science Journal*, 16(4).
<https://doi.org/10.4314/acsj.v16i4.54390>
- Balogh, Z., Harangi, S., Gyulai, I., Braun, M., Hubay, K., Tóthmérész, B., & Simon, E. (2017). Exploring river pollution based on sediment analysis in the Upper Tisza region (Hungary). *Environmental Science and Pollution Research*, 24(5), 4851–4859.
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-8225-5>
- Bissonnette, L., St-Arnaud, M., & Labrecque, M. (2010). Phytoextraction of heavy metals by two Salicaceae clones in symbiosis with arbuscular mycorrhizal fungi during the second year of a field trial. *Plant*

and Soil, 332(1–2), 55–67.

<https://doi.org/10.1007/s11104-009-0273-x>

Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691.

<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>

Canty, A., & Ripley, B. (2015). boot: Bootstrap R (S-Plus) functions. R package version 1. 3–16.

Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/boot/>

Davison, A. C., & Hinkley, D. V. (1997). Bootstrap methods and their application. *Technometrics*, 94(445). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511802843>

Duruibe, J., Ogwuegbu, M. O. C., & Egwurugwu, J. (2007). Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, 2(5), 112–118. <https://doi.org/10.5897/ijps.9000289>

Fisher, R. A. (1925). *Statistical Methods for Research Workers*. Oliver and Boyd.

Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility and comparability of results. *Journal of*

- Paleolimnology*, 25(1), 101–110.
<https://doi.org/10.1023/a:1008119611481>
- IBM Corp. (2012). *IBM SPSS Statistics for Windows*. Armonk, NY: IBM Corp.
- Jolliffe, I. T. (2002). Főkomponens-analízis (2. kiadás). Springer.
- Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. In I. Olkin (Ed.), *Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling* (pp. 278–292). Stanford University Press.
- Luo, X., Yu, S., Zhu, Y., & Li, X. (2012). Trace metal contamination in urban soils of China. *Science of the Total Environment*, 421–422, 17–30.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.020>
- Mellem, J. J. (2008). Phytoremediation of heavy metals using *Amaranthus dubius*. Retrieved from
https://openscholar.dut.ac.za/bitstream/10321/355/1/Mellem_2008.pdf
- Motesharezadeh, B., Savaghebi-Firoozabadi, G. R., Mirseyed, H., & Alikhani, H. A. (2010). Study of the enhanced phytoextraction of cadmium in a calcareous soil. *International Journal of Environmental Research*, 4(3), 525–532.
<https://doi.org/10.22059/IJER.2010.239>

- R Development Core and Team (2011). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>
- Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, 180(2), 169–181.
<https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
- Sharma, P. D. (2007). Ecology and environment (pp. 501–502). Meerut: Rastogi Publications.
- Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserhádi, Cs., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. (2014). Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Science of the Total Environment*, 490, 514–552.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.028>
- Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. (2011). Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution*, 159, 1229–1233.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.034>
- Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Braun, M., Fábíán, I., Mizser, Sz., Nagy, L. & Tóthmérész, B. (2016a). Distribution of toxic elements between biotic and

abiotic components of terrestrial ecosystem along an urbanization gradient: Soil, leaf litter and ground beetles. *Ecological Indicators*, 60, 258–264.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.045>

Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Fábián, I., & Tóthmérész, B. (2016b). Influence of past industry and urbanization on elemental concentrations in deposited dust and tree leaf tissue. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 12-19.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.017>

Simon, E., Kis, O., Jakab, T., Kolozsvári, I., Málnás, K., Harangi, S., Baranyai, E., Miskolczi, M., Tóthmérész, B., & Dévai, G. (2017). Assessment of contamination based on trace element concentrations in *Gomphus flavipes* (Odonata: Insect) larvae of the Upper Tisza Region. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 136, 55–61.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.034>

Simon, E., Tóthmérész, B., Kis, O., Jakab, T., Éva Szalay, P., Vincze, A., Baranyai, E., Harangi, S., Miskolczi, M., & Dévai, G. (2019). Environmental-friendly contamination assessment of habitats based on the trace element content of dragonfly exuviae. *Water*, 11(11), 2200.

<https://doi.org/10.3390/w11112200>

Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. (2013). Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 917–992.
<https://doi.org/10.1007/s11356-012-1091-x>

Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. (2013). Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 917–992.
<https://doi.org/10.1007/s11356-012-1091-x>

Tózsér, D., Harangi, S., Baranyai, E., Lakatos, G., Fülöp, Z., Tóthmérész, B., & Simon, E. (2018). Phytoextraction with *Salix viminalis* in a moderately to strongly contaminated area. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(4), 3275–3290.
<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0699-2>

Tózsér, D., Magura, T., Simon, E., Mizser, S., Papp, D., & Tóthmérész, B. (2019a). Pollution intensity-dependent metal accumulation in ground beetles: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research International*, 26(31), 32092–32102. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06294-5>

Tózsér, D., Tóthmérész, B., Harangi, S., Baranyai, E., Lakatos, Gy., Fülöp, Z., & Simon, E. (2019b).

Remediation potential of early successional pioneer species *Chenopodium album* and *Tripleurospermum inodorum*. *Nature Conservation*, 36, 47–69.
<https://doi.org/10.3897/natureconservation.36.32503>

Valkó, O., Tóthmérész, B., Kelemen, A., Simon, E., Migléc, T., Lukács, A.B., & Török, P. (2013). Environmental factors driving seed bank diversity in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 80–87.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.012>

Wani, B. A., Khan, A. & Bodha, R. H. (2011). *Salix*: A viable option for phytoremediation. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 5, 567–571.

Wei, B., Yu, J., Cao, Z., Meng, M., Yang, L., & Chen, Q. (2020). The availability and accumulation of heavy metals in greenhouse soils associated with intensive fertilizer application. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 5359.
<https://doi.org/10.3390/ijerph17155359>

Zhu, Y., Reid, B. J., Meharg, A. A., Banwart, S. A., & Fu, B. (2017). Optimizing Peri-URban Ecosystems (PURE) to re-couple urban-rural

symbiosis. *Science of the Total Environment*, 586,
1085–
1090. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.094>



Registry number:

DEENK/379/2025.PL

Subject:

PhD Publication List

Candidate: Bianka Sipos

Doctoral School: Pál Juhász-Nagy Doctoral School of Biology and Environmental Sciences

MTMT ID: 10083859

List of publications related to the dissertation

Foreign language scientific articles in international journals (2)

1. Tőzsér, D., Yelamanova, A., **Sipos, B.**, Magura, T., Simon, E.: A meta-analysis on the heavy metal uptake in *Amaranthus* species.
Environ. Sci. Pollut. Res. 30 (36), 85102-85112, 2023. ISSN: 0944-1344.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-023-28374-3>
2. **Sipos, B.**, Bibi, D., Magura, T., Tóthmérész, B., Simon, E.: High phytoremediation and translocation potential of an invasive weed species (*Amaranthus retroflexus*) in Europe in metal-contaminated areas.
Environ. Monit. Assess. 195 (6), 1-11, 2023. ISSN: 0167-6369.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-023-11422-3>
IF: 2.9

List of other publications

Foreign language scientific articles in international journals (4)

3. Anwar, A., Mezbah Uddin, A. H. M., Hasan, S., Parvez, M. S., **Sipos, B.**, Bibi, D., Sajtos, Z., Tóthmérész, B., Magura, T., Simon, E.: Assessment of anthropogenic activities impact based on metals in soil and tree leaves along roadside in Bangladesh.
Sci Rep. 15 (1), 1-14, 2025. EISSN: 2045-2322.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-025-91683-9>
IF: 3.8 (2023)
4. Bibi, D., Tőzsér, D., **Sipos, B.**, Molnár, V. É., Simon, E., Tóthmérész, B.: Complex study of air pollution based on tree species in Vienna.
Air Qual. Atmos. Health. 17 (2), 417-424, 2024. ISSN: 1873-9318.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-023-01452-8>
IF: 2.9 (2023)





5. Molnár, V. É., Szabó, S., Magura, T., Tóthmérés, B., Abriha, D., **Sipos, B.**, Simon, E.:
Environmental impact assessment based on particulate matter, and chlorophyll content of
urban trees.
Sci. Rep. 14 (1), 1-8, 2024. EISSN: 2045-2322.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-024-70664-4>
IF: 3.8 (2023)
6. Bibi, D., Tőzsér, D., **Sipos, B.**, Tóthmérés, B., Simon, E.: Heavy Metal Pollution of Soil in Vienna,
Austria.
Water Air Soil Pollut. 234 (4), 1-11, 2023. ISSN: 0049-6979.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-023-06244-5>
IF: 3.8

Total IF of journals (all publications): 17,2

Total IF of journals (publications related to the dissertation): 2,9

The Candidate's publication data submitted to the Tudóstér have been validated by DEENK on the
basis of the Journal Citation Report (Impact Factor) database.

10 June, 2025

