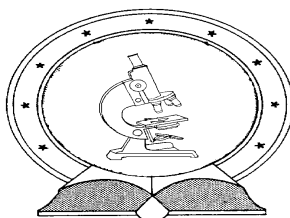


DE TTK



1949

Nehézfémekkel szennyezett talajok fitoremediációjának vizsgálata

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Tőzsér Dávid

Témavezető:

Dr. Kundrát-Simon Edina

egyetemi docens

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2018

*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.*

Debrecen, 2018.06.20.

.....
Tőzsér Dávid

*Tanúsítom, hogy **Tőzsér Dávid** doktorjelölt **2015–2018** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.*

Debrecen, 2018.06.20.

.....
Dr. Kundrát-Simon Edina

Nehézfémekkel szennyezett talajok fitoremediációjának vizsgálata
Remediation of soil metal contamination with plants

Értekezés a doktori (PhD) fokozat megszerzése érdekében
a Környezettudomány tudományágban
Írta: **Tózsér Dávid** okleveles környezetkutató

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája**
(**Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja) keretében

Témavezető: Dr. Kundrát-Simon Edina

A doktori szigorlati bizottság:

elnök:
tagok:
.....

A doktori szigorlat időpontja:

Az értekezés bírálói:

.....
.....

A bírálóbizottság:

elnök:
tagok:
.....
.....
.....

Az értekezés védésének időpontja:

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés	11
1.1. Fémek, mint talajszennyezők.....	11
1.2. Fitoremediáció	12
1.3. Fémek fitoextrakciója	13
1.4. Fűz fajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata.....	14
1.5. Gyomfajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata	15
1.6. Célkitűzések.....	16
2. Anyag és módszer	19
2.1. Adatgyűjtés és mintavétel.....	19
2.1.1. Szakirodalmi adatok gyűjtése	19
2.2. Vizsgált terület.....	19
2.2.1. Talajmintavétel	21
2.2.2. Növényzeti mintavétel és állapotfelmérés	21
2.3. Laboratóriumi módszerek.....	22
2.3.1. Talajminták vizsgálata	22
2.3.2. Növényi minták vizsgálata	23
2.3.3. Bioakkumulációs, biokoncentrációs és transzlokációs faktor.....	24
2.4. Statisztikai módszerek	24
3. Eredmények	29
3.1. Fűz fajok fémakkumulációs potenciáljának metaanalízise.....	29
3.1.1. Szakirodalmi adatok gyűjtésének eredményei	29
3.1.2. Fémakkumuláció a fűz fajok növényi szerveiben	29
3.1.3. A talaj pH-ja és a fűz fajok fémakkumulációja közötti összefüggés	33
3.1.4. A különböző fémek fűz fajok növényi szerveiben történő akkumulációja közötti összefüggés	33
3.1.5. A fémakkumuláció időbeli változása a fűz fajok növényi szerveiben	33

3.2. A kosárfonó fűz fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata	35
3.2.1. Az elemek horizontális eloszlása a talajban	35
3.2.2. Az elemek vertikális eloszlása a talajban.....	38
3.2.3. A fűz egyedek gyökereinek elemkoncentrációja	41
3.2.4. A fűz egyedek leveleinek elemkoncentrációja	42
3.2.5. A fűz egyedek biokoncentrációs faktor (BCF) értékei	43
3.2.6. A fűz egyedek transzlokációs faktor (TF) értékei.....	44
3.2.7. A fűz egyedek kondícióbecslése.....	45
3.2.8. A talajparaméterek és a fűz egyedek kondíciója közötti korreláció	47
3.2.9. Az elemkoncentrációk és a fűz egyedek kondíciója közötti korreláció	48
3.3. A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata	49
3.3.1. A növényekben mért elemkoncentrációk változása területrészek, növényi szervek és növényfajok szerint	49
3.3.2. A fehér libatop egyedek elemkoncentrációja	49
3.3.3. A kaporlevelű ebszékfű egyedek elemkoncentrációja	52
3.3.4. A talaj és a fehér libatop növényi szerveinek elemkoncentrációja közötti korreláció	55
3.3.5. A talaj és a kaporlevelű ebszékfű növényi szerveinek elemkoncentrációja közötti korreláció	55
3.3.6. A fehér libatop bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékei.....	56
3.3.7. A kaporlevelű ebszékfű bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékei	56
4. Értékelés.....	61
4.1. Fűz fajok fémakkumulációs potenciáljának metaanalízise.....	61
4.1.1. Fémakkumuláció a fűz fajok növényi szerveiben	61
4.1.2. A talaj kémhatása és a fűz fajok fémakkumulációja közötti összefüggés	65

4.1.3. <i>A különböző fémek fűz fajok növényi szerveiben történő akkumulációja közötti összefüggés</i>	66
4.1.4. <i>A fémakkumuláció időbeli változása a fűz fajok növényi szerveiben</i>	67
4.2. A kosárfonó fűz fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata	70
4.2.1. <i>Makroelemek növényekre kifejtett toxikus hatása</i>	70
4.2.2. <i>A növények biokoncentrációs potenciálja (BCF) és az elemek közötti interakciók</i>	71
4.2.3. <i>A növények transzlokációs faktor (TF) értékei</i>	75
4.2.4. <i>A növények kondícióját befolyásoló egyéb tényezők</i>	76
4.3. Gyomfajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata	77
4.3.1. <i>A fehér libatop egyedek elemkoncentrációja</i>	77
4.3.2. <i>A kaporlevelű ebszékfű egyedek elemkoncentrációja</i>	78
4.3.3. <i>A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű egyedek elemakkumulációjának összehasonlítása</i>	79
4.3.4. <i>A talajminták és az egyedek elemkoncentrációja közötti összefüggés</i>	79
4.3.5. <i>A fehér libatop egyedek bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékei</i>	81
4.3.6. <i>A kaporlevelű ebszékfű egyedek bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékei</i>	83
5. Összegzés	85
6. Summary	89
Köszönetnyilvánítás	93
Irodalomjegyzék	95
Függelék	119

1. Bevezetés

1.1. Fémek, mint talajszennyezők

Az elmúlt évszázadok során az emberi tevékenységek hatására környezetünk számos elemében jelentős minőségbeli és mennyiségbeli visszaesés következett be (Page et al. 2014). Az iparosodás nyomán a talajok, illetve felszíni és felszín alatti vízkészletek szennyezése hatalmas méreteket öltött, melynek egyik legfontosabb okozói a környezetbe kijuttatott fémek és azok vegyületei (Jiao et al. 2015, Liu et al. 2016). A kibocsátásért felelős főbb okok közé tartozik a bányászat, az egyes ipari üzemek melléktermékeinek gondatlan elhelyezése, a közlekedés különböző formái által kiváltott terhelés, illetve a hulladék- és szennyvízkezelés gyakorlatának nem megfelelő megválasztása. Panagos és mtsai (2013) becslései szerint a szennyező anyagok kibocsátása nyomán Európa szerte megközelítőleg 1,5 millió különálló, talajszennyezettséggel érintett terület található.

A talajokban toxikus koncentrációban található fémvegyületek komoly kockázatot jelentenek a velük kapcsolatba kerülő élőlények számára. A fémek az élőlények szervezetébe beépülnek, majd a bioakkumuláció révén az expozíció tulajdonságainak függvényében fokozatosan halmozódnak. A tápláléklánc sajátosságai miatt a magasabb szinteken álló szervezetekben fokozatosan nő az egyes fémek koncentrációja, az általuk elfogyasztott élőlények szennyezettsége eredményeként, a biomagnifikáció folyamatának köszönhetően (Nica et al. 2012). A talajalkotókhoz gyengén kötődő fémvegyületek a talajnedvesség és talajvíz által vertikális és horizontális irányban egyaránt vándorolnak, így a szennyezés helyétől jelentős távolságokba is eljutnak (Werkenthin et al. 2014). A szennyezés terjedésének következtében az élővizek, illetve az ivóvízforrásként szolgáló vízbázisok is veszélybe kerülnek. Szélerózióknak kitett, gyengén kötött felszín esetében a szennyező anyagok a talajrészecskékhez kötődve, légköri terjedéssel több tíz, esetenként több száz kilométeres távolságot is megtehetnek (Nordstrom & Hotta 2004).

Az európai talajok szennyezettségének felmérése azt mutatta, hogy az eddig azonosított szennyezett területek mindösszesen 15 %-án végezték el a szükséges remediációs munkálatokat (van Liedekerke et al. 2014). Könnyen beláthatjuk tehát, hogy a szennyezések kockázatának csökkentése, a beavatkozások intenzitásának növelése kiemelt prioritásként kezelendő.

1.2. Fitoremediáció

A talajokban található szennyező anyagok koncentrációjának csökkentésére jelenleg is számos hagyományos és alternatív módszer alkalmazása ismert (Ruttens et al. 2011). Az elmúlt néhány évtized során előtérbe kerültek olyan technológiák, melyek által a remediációs célok a hagyományos eljárásokhoz képest olcsóbban, minimális környezeti zavarást okozva valósulnak meg (Cloutier-Hurteau et al. 2014, Saba et al. 2015). Ezen alternatív módszerek közül kiemelt figyelmet érdemel a szennyezett közeg növények által történő ártalmatlanítása, a fitoremediáció (Flathman & Lanza 1998, Pilon-Smits 2005, Zhivotovsky et al. 2010). A korábban felsorolt előnyök mellett a fitoremediáció során hosszú távú növényzeti borítás valósul meg (Chaney et al. 1997, Bissonnette et al. 2010). A remediációs folyamat végén a növényi biomassa betakarítható, illetve megfelelő eljárások révén hasznosítható (Wieshammer et al. 2007, Saba et al. 2015). A fitoremediáció korlátozó tényezői közé tartozik a kitűzött remediációs célok elérésének megnövekedett időtartama, illetve a szennyezett biomasszával érintkező élőlények potenciális veszélyeztetettsége (Janssen et al. 2015). Ezen felül a fitoremediáció hatása elsősorban a növények gyökérzónájára korlátozódik, míg a módszer a közeg alacsony és közepes mértékű szennyezettsége mellett a leghatékonyabb (Mahar et al. 2016, Anh et al. 2017, Courchesne et al. 2017).

A növények remediációs célú alkalmazásának több módszere ismert, melyek közül a megfelelő eljárás kiválasztása a szennyező anyag tulajdonságainak, illetve a remediációs célok függvénye (Pulford & Watson 2003, Vangronsveld et al. 2009). A vizek, szennyvizek tisztítására a fitofiltráció és a rizofiltráció alkalmazható. A szennyezők vízből és talajból történő elpárolgatása fitovolatizáció révén valósul meg. A szennyező anyagok immobilizálására a fitostabilizáció, míg azok lebontására a fitodegradáció és a rizodegradáció alkalmas. A szennyezők felvételére és növényi szövetekben történő raktározására szolgáló módszer a fitoextrakció (González-Oreja et al. 2008, Zimmer et al. 2009, Wani et al. 2011).

1.3. Fémek fitoextrakciója

A nem megfelelő földhasználat a talajok minőségi és mennyiségi leromlását okozza, mely globális szintű probléma (Mills et al. 2006, Luo et al. 2009, Hoefer et al. 2015). A jelenség következtében a talajok mikro- és makroelem-összetétele, illetve a jelenlévő elemek koncentrációja jelentős mértékben megváltozhat (Ishikawa et al. 2014). A talajban található fémek nagy koncentrációja komoly kockázatot jelent azon élőlényekre, melyek közvetlenül vagy közvetve kapcsolatban állnak a szennyezett földtani közeggel (Bes et al. 2010, Mahar et al. 2016). Az utóbbi évtizedek során a kutatók számos növényfaj esetében megfigyelték, hogy növényi szerveikben bizonyos fémeket nagy koncentrációban képesek felhalmozni anélkül, hogy mindez egészségi állapotukat károsan befolyásolná (Salt et al. 1998, Baltrėnas & Ćepanko 2009, Vondráčková et al. 2013).

A fitoextrakció esetében a fémek felvehetősége és azok akkumulációja számos tényező függvénye. Ezek közé tartozik a növények fejlettségi állapota, a szennyező anyagok expozíciójának időtartama, a fémek koncentrációja és kötési formája, a fémek közötti interakciók jellege, illetve a talajok fizikai és kémiai paraméterei (Baker & Brooks 1989, Mleczek et al. 2009a, Han et al. 2010). A növény-fém kapcsolatot illetően két fő növényi stratégiát különböztetünk meg: kirekesztő és akkumulátor (Bedell et al. 2009, Zarinkamar et al. 2013). Előbbi csoportba azon fajok tartoznak, melyek esetében a fémek legnagyobb koncentrációban a gyökerekben halmozódnak fel, s a növényi szervek fémkoncentrációja arányosan nem emelkedik a talaj fémkoncentrációjának növekedésével. Utóbbi stratégia képviselői az akkumulált fémeket döntően a föld feletti növényi szervekben koncentrálják (Lux et al. 2004, Mganga et al. 2011, Seregin et al. 2015).

A fitoextrakciós kutatások elsősorban olyan növényfajok vizsgálatba vonására törekсенek, melyek rendelkeznek a hatékony fémakkumulációhoz szükséges növényi vonásokkal (van Nevel et al. 2011). Ezek közé tartozik a nagyfokú fémtolerancia, gyors növekedés és biomassza-gyarapodás (Robinson et al. 2000, Dos Santos Utmazian & Wenzel 2007).

Ezen jellemzők meglétéből kifolyólag a cserjék és fák között számos faj esetében igazoltak kiemelkedő fitoextrakciós potenciált (Kacálková et al. 2014, Placek et al. 2016). A vizsgálatok más fajokra történő alkalmazása nyomán a kutatók figyelme olyan lágy szárú növényekre is kiterjedt, melyek előnyös fémakkumulációs képességeiken túl tömegességük révén potenciálisan hasznosíthatóak remediációs célokra (Lum et al. 2014).

1.4. Fűz fajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

A korábbi fitoremediációs célú kutatások alátámasztották, hogy a fűz fajok (*Salix* sp.) kiemelkedő fémakkumulációs képességgel rendelkeznek (Tlustoš et al. 2007, Greger & Landberg 2015, Shi et al. 2017). Mélyre hatoló gyökérzetük révén nagy térfogatú szennyezett talajjal képesek érintkezni, ezáltal a szennyezettség csökkentésére nagy hatékonysággal képesek (Zárubová et al. 2015). Számos kutatás igazolta a különböző fűz fajok fémakkumulációjának növényi szervek közötti eltérését (Yang et al. 2014, Sylvain et al. 2016). A korábbi tanulmányok azonban ellentmondásos információkkal szolgálnak az egyes növényi szervek fémakkumulációs képességét illetően (Wieshammer et al. 2007, Vysloužilová et al. 2003a, Boyter et al. 2009). Laboratóriumi kísérletsorozat során Dos Santos Utmazian és Wenzel (2007) számos európai fűz klón Cd- és Zn-akkumulációját vizsgálták. A kutatók arra a következtetésre jutottak, hogy a levelek fémkoncentrációja általánosan nagyobb, mint a gyökereké. Hét fűz klónnal végzett hat éven át tartó kísérlet végén Tlustoš és mtsai (2007) megállapították, hogy a fajok a Cd-ot elsősorban leveleikben akkumulálják. Az ágakban és szárban ennél kisebb, míg a gyökerekben szignifikánsan kisebb fémkoncentrációt tapasztaltak. A Zn esetében a kutatók úgy találták, hogy a fém koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a levelekben, mint az ágakban, a szárban és a gyökerekben. Ezzel ellentétben egy három hónapos kísérlet végén Rosselli és mtsai (2003) nagyobb Zn-koncentrációt tapasztaltak a fűz fajok gyökereiben, mint azok leveleiben. A fűz fajok növényi szervekben történő Pb-akkumulációját illetően az egyes publikációk eredményei nem egységesek. Tlustoš és mtsai (2007) a legnagyobb Pb-koncentrációt a gyökerekben találták, míg Ruttens és mtsai (2011) négy fűz faj vizsgálata során a levelekben figyelték meg a Pb-koncentráció növénybeli maximumát.

A talajokon történő szennyvíziszap-elhelyezés széles körben elsősorban a növényi tápanyagpótlás tekintetében kutatott (Dimitriou et al. 2006, Maxted et al. 2007, Ferreiro-Domínguez et al. 2014). A szennyvíziszap-terhelés növényekre kifejtett hatása eltérő lehet (Algreen et al. 2014, Ignatowicz 2016). Korábbi tanulmányok igazolták, hogy a talajhoz kevert, szennyezetlen, azaz fémeket toxikus koncentrációban nem tartalmazó szennyvíziszapnak pozitív hatása van mind a talajtulajdonságokra, mind a biomassza gyarapodására (Vaca et al. 2011). A talajhoz kevert szennyvíziszap fűz fajok fitoremediációs képességére kifejtett hatását több tanulmány is vizsgálta (Algreen et al. 2014). Munkájukban Rózanowski és mtsai (2012) és Zaltauskaite és mtsai (2015) igazolták a kis és közepes fémkoncentrációjú szennyvíziszap pozitív hatását kosárfonó fűz (*Salix viminalis* L.) egyedek növekedésére, látható toxicitási tüneteket megjelenése nélkül. Erős talajszennyezettség mellett Borišev és mtsai (2012) klorotikus és nekrotikus elváltozásokat figyeltek meg fűz fajok levelein, aminek következtében a fűzek egészségi állapotának visszafordíthatatlan leromlása következett be. Evlard és mtsai (2014) megállapították, hogy a fűzfélék (Salicaceae) esetében tapasztalható toxicitási tünetek megjelenése erősen fajfüggő.

1.5. Gyomfajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

Az eddig készült fitoremediációs célú tanulmányok elsősorban gyors növekedésű, nagy biomasszát képező fajok elemakkumulációs képességét vizsgálták. Emellett azonban számos olyan publikáció is készült, melyek a természetes lágyszárú gyomnövényzet fajainak fitoextrakciós potenciálját kutatták (Petřík et al. 2009, Irshad et al. 2015a, Bandiera et al. 2016).

Elemfelvétel szempontjából a libatopfélék (Chenopodiaceae) családjába tartozó fehér libatop (*Chenopodium album* L.) az egyik leggyakrabban kutatott gyomfaj (Hu et al. 2012). Az egyes szakirodalmi adatok alapján a faj fitoextrakciós sikerességének megítélése változó. Parisien és mtsai (2015) eredményei azt mutatják, hogy a fehér libatop bioakkumulációs faktor (BAF) értékei a talaj kis és nagy Cd-koncentrációja mellett egyaránt alacsonyak voltak.

Ezzel szemben Gupta és Sinha (2007) megfigyelte, hogy a faj kiemelkedő Fe-, Mn-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- és Zn-akkumulációs képességgel rendelkezik, mely elemek esetében a bioakkumulációs faktor (BAF) értéke több esetben is 100 felett volt. Bhargava és mtsai (2008) ugyancsak a fehér libatop fitoextrakciós alkalmazhatóságát emelték ki; a Fe, Cd és Cu egyaránt nagymértékben akkumulálódott a faj különböző növényi szerveiben.

Az egyéves, egyes földrajzi régiókban áttelelő kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch. Bip.) fitoextrakciós szempontból szintén ígéretes, ám elemakkumulációját illetően átfogóan eddig még nem kutatott faj (Kay 1994, Dousset et al. 2001). A fajjal rokonságban álló *Matricaria* genus tagjai közül az orvosi székfű (*Matricaria chamomilla* L.) remediációs képessége több korábbi fitoremediációs célú tanulmányban bemutatásra került (Armendariz et al. 2014, Stanojkovic-Sebic et al. 2015). Radulescu és mtsai (2013) szerint az orvosi székfű sikeres Cu-, Pb- és Zn-akkumulátor faj. Megjegyzendő, hogy a *Tripleurospermum* és *Matricaria* genusok taxonómiai besorolása a korábbi tanulmányok alapján vitatott (Applequist 2002). Példaként szolgál, hogy a kutatók a *Tripleurospermum inodorum* fajra gyakran *Matricaria inodora* néven hivatkoznak (Samatadze et al. 2014).

1.6. Célkitűzések

A fűz fajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során szennyezett talajokon nevelt fűz fajok növényi szerveinek (gyökér, szár, ág és levél) Cd-, Pb- és Zn-akkumulációját elemeztük a korábbi tanulmányokban közölt eredmények alapján, metaanalízis segítségével. Tanulmányoztuk, hogy a talaj kémhatása milyen hatással van az említett fémek talajbeli mobilitására és akkumulációjára. Ezen felül megvizsgáltuk, tapasztalható-e korreláció az egyes fémek akkumulációja között, kimutatható-e köztük szinergista vagy antagonistá kapcsolat. Arra is kerestük a választ, hogy a fémek növényi szervekben történő akkumulációja az idő elteltével változik-e, s ha igen, milyen irányban és mértékben.

További munkánkban kosárfonó fűz egyedek fitoextrakciós potenciálját vizsgáltuk közepesen és erősen szennyezett talajokon. Ehhez a talaj-, gyökér- és levélminták elemanalízisén túl a fűz egyedek kondícióbecslését is elvégeztük. Feltételeztük, hogy a közepes mértékű talajszennyezettségnek nincs negatív hatása a fűzek egészségi állapotára. Az egészségi állapotban bekövetkező leromlást csupán azon talajkoncentrációk mellett vártuk, melyek esetében korábbi tanulmányok is toxicitási tünetek megjelenéséről számoltak be. Vizsgálatunk során korrelációt feltételeztünk a talajban és a gyökérben, valamint a talajban és a levélben található elemkoncentrációk között, illetve a levél elemkoncentrációja és a fűzek egészségi állapota között. A korábbi tanulmányok eredményei alapján vártuk, hogy mind a gyökerek, mind a levelek jó elemakkumuláló növényi szervek. Emellett a vizsgált egyedek esetében 1 fölötti transzlokációs faktor értékeket feltételeztünk, azaz a levelekben a gyökerekénél nagyobb elemkoncentrációra számítottunk.

A gyomfajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során szennyezett talajokon tenyésztő fehér libatop és a kaporlevelű ebszékfű egyedek elemakkumulációs potenciálját kutattuk. Célunk volt megtudni, hogy van-e különbség a két gyomfaj fitoextrakciós potenciálja között az egyes növényi szervek (gyökér, szár, hajtás (=szár+levél) és levél), illetve a vizsgált terület eltérő mértékben szennyezett szervei viszonylatában. Ehhez akkumulációs- és transzlokációs faktorok számításával meghatároztuk, hogy az egyes növényi szervek milyen mennyiségben képesek az elemek akkumulálására. Feltételeztük, hogy a fehér libatop jó remediációs potenciállal rendelkezik, azaz bioakkumulációs faktor, biokoncentrációs faktor és transzlokációs faktor értékei egyaránt magasak. A kaporlevelű ebszékfű esetén, a faj átfogó fitoremediációs célú vizsgálatának hiányában, a rokon fajok eredményei alapján mérsékeltebb, de ugyancsak jó remediációs képességet vártunk.

2. Anyag és módszer

2.1. Adatgyűjtés és mintavétel

2.1.1. Szakirodalmi adatok gyűjtése

A fűz fajok fémakkumulációjának metaanalíziséhez szükséges adatokat a Web of Science adatbázisából gyűjtöttük. A keresést az 1975 és 2016 között publikált tanulmányok körében végeztük el az alábbi keresőszavak alkalmazásával: TOPIC=(*Salix*) AND TOPIC=(metal OR phytoremediation). Releváns eredmények után kutatva a keresést kiterjesztettük a találatként megjelenő publikációk irodalomjegyzékére is. A metaanalízisbe vonás feltételei az alábbiak voltak: az adott tanulmánynak tartalmaznia kellett valamely fűz faj egy vagy több növényi szervére (gyökér, szár, ág és levél) vonatkozó átlagos fémkoncentráció (Cd és/vagy Pb és/vagy Zn) értékeit azok standard deviációjával vagy hibájával ($\pm$ SD/SE) és mintanagyságával (N) együtt. Továbbá, a metaanalízishez megfelelőnek vélt tanulmányoknak szennyezett és kontrol területek vizsgálati eredményeit egyaránt tartalmazniuk kellett. Azon publikációk esetében, ahol a szár és a faanyag fémkoncentrációja külön is közlésre került, a metaanalízis során egységesen *szár* megnevezést alkalmaztunk. Az adatgyűjtést egyaránt kiterjesztettük a tanulmányok szövegére, táblázataira és ábráira. A publikációkat, melyekben a vizsgálatok során a fémfelvétel elősegítésére bármilyen vegyületet (pl. EDTA) alkalmaztak, kizártuk a metaanalízisből, ugyanis munkánk során célunk a fűzfajok önálló, fajra jellemző fémfelvételi potenciáljának elemzése volt.

2.2. Vizsgált terület

A kosárfonó fűz egyedek és gyomfajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálatát a Debrecen délnyugati határában elhelyezkedő Lovász-zugi tőrendszer területén végeztük (47°29'000''É, 21°35'738''K). A terület évi átlagos középhőmérséklete +9,8 °C. A havi átlagos középhőmérséklet a legalacsonyabb januárban (-2,0 °C), míg a legmagasabb júliusban (+22,6 °C).

Az évi átlagos csapadékmennyiség 570 mm. A havi átlagos csapadékmennyiség a legalacsonyabb januárban (27 mm), míg a legmagasabb júniusban (74 mm). Az évi átlagos napsütéses órák száma 2000 körül alakul.

A vizsgált terület az 1930-as és 1950-es évek között biológiai tisztítási funkciót töltött be Debrecen szennyvízkezelési folyamatában. A lakosság számának, így a szennyvíz mennyiségének növekedése miatt ez a funkció néhány éven belül kiegészült a mechanikai tisztítással. A 26 ha kiterjedésű földmedrű medencében időközben áramlást segítő földsáncokat létesítettek. Az ezredfordulón a városi szennyvíztisztító telep műtárgyainak kiépítése megtörtént, mely kapacitása révén képessé vált átvenni a Lovász-zugi tőrendszer korábbi funkcióit. Ennek eredményeként lehetségessé és indokolttá vált a hátramaradt, főként fémekkel szennyezett iszap ártalmatlanítása. A szennyvíztisztítás évtizedei alatt a terület egyes részei eltérő mennyiségű és minőségű iszapterhelést kaptak, mely tényező figyelembe vétele szerepet játszott a 2000-es évek környezetvédelmi felülvizsgálatai, illetve kutatásaink elvégzésében. A rekultiváció első lépéseként elegyengették az áramlást segítő földsáncokat. Ezt követően a területre nagy mennyiségű homokot szállítottak, melyet a felszínen 80–120 cm vastagságban terítettek szét. A munkálatok ellenére, a terület sajátosságaiból kifolyólag a felszín napjainkban is meglehetősen egyenetlen, melynek következtében az egyes területrészek eltérő gyakoriságú és időtartamú vízborítással jellemezhetőek. Általánosságban jellemző azonban, hogy a vízborítás szerepe az északi rész felől a déli rész irányába fokozódik.

A területen 2013 szeptemberében fitoremediációs (elsősorban fitostabilizációs) céllal 5800 db kosárfonó fűz egyedet ültettek. A telepítés 20 cm-es dugványok formájában, 5×8 m-es eloszlásban történt. A fűzek elhelyezésén túl a terület természetes vegetációja igen gazdag, melyet elsősorban lágy szárú gyomfajok magas faj- és egyedszámban történő előfordulása jellemez. Vizsgálatainkhoz kontrol területként a Debreceni Vízmű Zrt. Szennyvíztisztító Üzem talajszennyezéstől mentes részét jelöltük ki (47°30'18.0108"É, 21°35'55.842"K).

2.2.1. Talajmintavétel

A kosárfonó fűz egyedek és gyomfajok fitoextrakciós vizsgálatához szükséges talajmintavételt a Lovász-zugi tőrendszer területén 2015 szeptemberében végeztük. A terület három részéről (északi, középső és déli) egyenként 9 db, összesen 27 db talajfuratot vettünk. Valamennyi talajfurat esetén 8 db talajmintát vételeztünk (N=216), a felszíntől 80 cm-es mélységig, az alábbi mélységi tartományokból: 0–10 cm, 11–20 cm, 21–30 cm, 31–40 cm, 41–50 cm, 51–60 cm, 61–70 cm, 71–80 cm. Emellett a kijelölt kontrol területről felszíni (0–10 cm) talajmintákat (N=5) gyűjtöttünk. A minták gyűjtése kézi talajfúróval, 50 mm belső átmérőjű holland fúró segítségével történt. A talajmintákat laboratóriumba szállításukig +4 °C-on műanyag tasakokban tároltuk.

2.2.2. Növényzeti mintavétel és állapotfelmérés

A kosárfonó fűz egyedek fitoextrakciós potenciáljának vizsgálatához szükséges növényzeti mintavételt 2015 októberében végeztük. A Lovász-zugi tőrendszerre telepített kosárfonó fűz egyedek közül a terület mindhárom részéről, a talajfuratok közvetlen közeléből 2 db, területegységenként 18 db egyedet mintáztunk. Valamennyi egyed gyökérzetéből mintát vettünk, illetve azokról 20 db levelet gyűjtöttünk a talajfelszíntől mért 170 és 200 cm magasságból. Emellett a kontrol területen hasonló módszerrel 5 db kosárfonó fűz egyedet vizsgáltunk. A gyökér- és levélmintákat laboratóriumba szállításukig +4 °C-on papír tasakokban tároltuk.

A kosárfonó fűz egyedek állapotfelmérését 2014 augusztusában és szeptemberében végeztük. A Lovász-zugi tőrendszert területegységenként vizsgálva az északi részből 500, a középső részből 250, míg a déli részből 200 db egyed kondícióját becsültük. A fűz egyedek állapotértékelése Webster (1978) módszere szerint történt. Ez alapján az egyedeket hat fő faktor alapján jellemeztük: (i) törzs állapota, (ii) növekedési ütem, (iii) fa-struktúra, (iv) betegségek, (v) korona fejlettsége és (vi) várható élettartam. A törzs állapota, fa-struktúra, korona fejlettsége és várható élettartam esetében az 5, 3 és 1, míg a növekedési ütem és betegségek esetében a 3, 2 és 1 pontszámok voltak adhatóak. Az alacsonyabb pontszámok kedvezőtlenebb egészségi állapotra utalnak.

A megfelelő pontszámok kiosztása érdekében Webster (1978) útmutatásait követtük. A faktorok alapján történő pontozást követően, az egyes egyedek pontszámait összegezve azokat az alábbi kondíció-kategóriák valamelyikébe soroltuk (zárójelben a kategóriák ponthatárai): kiváló (26–23), jó (22–19), elfogadható (18–14), rossz (13–10) és nagyon rossz (9–6).

A gyomfajok (fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű) elemakkumulációs vizsgálatához valamennyi talajmintavételi pont körül, azok 10 m sugarú körzetéből 5 db fehér libatop és 5 db kaporlevelű ebszékfű egyedet gyűjtöttünk 2015 szeptemberében. A növényeket laboratóriumba szállításukig +4 °C-on papír tasakokban tároltuk.

2.3. Laboratóriumi módszerek

2.3.1. Talajminták vizsgálata

A kosárfonó fűz egyedek és gyomfajok fitoextrakciós vizsgálatához gyűjtött talajminták nedvességtartalmát, vizes oldatuk kémhatását, szervesanyag-tartalmát és elemanalitikai összetételét határoztuk meg. A nedvességtartalom vizsgálatához előre meghatározott tömegű főzőpoharakba 5 g nedves talajt mértünk be, 0,005 g pontossággal. Ezt követően a főzőpoharakat 105 °C-ra melegített szárítószekrénybe helyeztük, ahol 24 órát töltöttek. A főzőpoharak szobahőmérsékletűre hűlését követően azok tömegét visszamértük. A talajoldat kémhatásának meghatározásához 25 ml-es centrifugacsövekbe 5 g talajt mértünk be, 0,005 g pontossággal. A mintákhoz 20 ml ioncserélt vizet adtunk, az oldatot összeráztuk, majd azt 24 órán keresztül ülepedni hagytuk. Az oldat kémhatását hordozható multiméter (Hach HQ 40d) segítségével határoztuk meg. A talajminták szervesanyag-tartalmának meghatározásához 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 szervesanyag-tartalmat az izzítási veszteség alapján számítottuk (Heiri et al. 2001, Balogh et al. 2017).

Az 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 4 ml 65 % (m/m) HNO₃ és 0,5 ml 30 % H₂O₂ hozzáadásával, a vegyületek teljes elpárolgásáig, főzőlapon roncsoltuk.

Ezt követően a mintákhoz 5 ml $3\times$ ioncserélt vizet adtunk. Az így kapott talajoldatot a kinyerés maximalizálása érdekében ultrasonikus vízfürdőben rázattuk. A mintákat centrifugacsövekben 1 % (m/m) salétromsavval 10 ml-re egészítettük ki. A talajoldatokból mikrohullámú plazma atomemissziós spektrométer (Agilent MP-AES 4100) segítségével az alábbi elemek koncentrációját határoztuk meg: Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn.

2.3.2. Növényi minták vizsgálata

A kosárfonó fűz fitoextrakciós vizsgálata érdekében gyűjtött gyökér- és levélmintákat a laboratóriumban csapvízzel alaposan lemostuk. Ezt követően a mintákat 24 órán keresztül szobahőmérsékleten, majd 48 órán keresztül 60 °C-on szárítószekrényben szárítottuk. A gyökérmintákat porítással homogenizáltuk. Az egyedenként gyűjtött 20 db levelet achát mozsár segítségével homogenizáltuk. A mintákat (N=54) műanyag centrifugacsövekbe helyeztük. Az elemanalitikai vizsgálat során a porított mintákhoz 4 ml 65 % (m/m) HNO_3 -at és 0,5 ml 30 % (m/m) H_2O_2 -ot adtunk. Az így kapott oldatokat lombikba töltöttük, majd azokat $3\times$ ioncserélt víz hozzáadásával 25 ml-re egészítettük ki. Az oldatot műanyag centrifugacsövekbe helyeztük. A gyökér- és levélminták oldataiból mikrohullámú plazma atomemissziós spektrométer (Agilent MP-AES 4100) segítségével az alábbi elemek koncentrációját határoztuk meg: Al, Fe, Mn, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn.

A gyomfajok (fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű) fitoextrakciós vizsgálata érdekében gyűjtött egyedeket laboratóriumban csapvízzel alaposan lemostuk, majd azok gyökér, szár és levél szerveit elkülönítettük. Az egyedenként és növényi szervenként gyűjtött mintákat 24 órán keresztül szobahőmérsékleten, majd 48 órán keresztül 60 °C-on szárítószekrényben szárítottuk. Ezt követően a mintákat achát mozsár segítségével homogenizáltuk.

Az elemanalitikai eljárások a kosárfonó fűz egyedek esetében alkalmazott módszerekkel megegyezők voltak. A növényi szervek mintáinak oldataiból mikrohullámú plazma atomemissziós spektrométer (Agilent MP-AES 4100) segítségével az alábbi elemek koncentrációját határoztuk meg: Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn.

2.3.3. Bioakkumulációs, biokoncentrációs és transzlokációs faktor

Az egyes elemek növényi szövetekben történő akkumulációjának, illetve az azok közötti áthelyeződésének vizsgálatához bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) számítását végeztük el. A gyomfajok (fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű) fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során bioakkumulációs faktor (BAF) értékeket számítottunk. A bioakkumulációs faktor az elem növények hajtásaiban (szár + levél, $C_{\text{hajtás}}$) és a talajban (C_{talaj}) található koncentrációjának hányadosa (Li et al. 2007, Rezvani & Zaefarian 2011):

$$\text{BAF} = C_{\text{hajtás}} / C_{\text{talaj}}.$$

A kosárfonó fűz gyökereinek és leveleinek, illetve a gyomfajok gyökereinek, szárának és leveleinek fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során biokoncentrációs faktor (BCF) értékeket számítottunk. A biokoncentrációs faktor az adott elem növények kiválasztott szervében ($C_{\text{növényi szerv}}$) és a talajban (C_{talaj}) található koncentrációjának hányadosa (Ndeda & Manohar 2014):

$$\text{BCF} = C_{\text{növényi szerv}} / C_{\text{talaj}}.$$

A kosárfonó fűz és a gyomfajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során transzlokációs faktor (TF) értékeket is számítottunk. A transzlokációs faktor az elem növények kiválasztott föld feletti szervében ($C_{\text{föld feletti növényi szerv}}$) és a növény gyökereiben ($C_{\text{gyökér}}$) található koncentrációjának hányadosa (Cui et al. 2007, Mellem et al. 2009, Malik et al. 2010):

$$\text{TF} = C_{\text{föld feletti növényi szerv}} / C_{\text{gyökér}}.$$

2.4. Statisztikai módszerek

A fűz fajok fémakkumulációs potenciáljának metaanalízise során a szennyezett területen tenyésző fűzek szennyezetlen területen található kontrol egyedeihez viszonyított akkumulációját vizsgáltuk. Valamennyi „szennyezetlen-szennyezett” összehasonlítás esetén a torzítatlan standardizált átlagos eltérés (Hedges-féle g) hatásnagyságát az alábbi formulák alapján számoltuk:

$$g = J \frac{\overline{X_U} - \overline{X_C}}{S_{\text{within}}},$$

$$S_{within} = \sqrt{\frac{(n_U-1)S_U^2 + (n_C-1)S_C^2}{n_U+n_C-2}},$$

$$J = 1 - \frac{3}{4(n_U+n_C-2)-1},$$

melyeknél $\overline{X}_U$ és $\overline{X}_C$ az átlagos fémkoncentrációk (mg kg⁻¹, szárazanyagban kifejezve) a fűzek egyes növényi szerveiben szennyezetlen (U) és szennyezett (C) talajokon, n_U és n_C a fűzek növényi szerveihez tartozó mintanagyságok szennyezetlen (U) és szennyezett (C) talajokon, S_U és S_C pedig a hozzájuk tartozó standard deviáció (SD) értékek.

Minél nagyobb különbség jelentkezett a szennyezetlen és szennyezett talajokon vizsgált fűzek fémakkumulációjának mértéke között, a g értéke annál kisebb (negatívabb) volt. Csoportokon belüli metaanalízist alkalmaztunk annak érdekében, hogy megvizsgáljuk, hogy a szennyezett talajokon tenyésző fűzek esetében jelentkezik-e különbség az egyes növényi szervek fémakkumulációjának mértéke között. Az alcsoportokat az alábbi növényi szervek képezték: gyökér, szár, ág és levél.

A metaanalízis során véletlenhatás-modellek (*random effects model*) segítségével megvizsgáltuk a teljes hatást, illetve a moderátorok, azaz a növényi szervek hatását. A véletlenhatás-modell használatát az indokolta, hogy az egyes tanulmányok az általános hatás becslésére a vizsgált területek, vizsgálati körülmények, telepítési jellemzők és egyéb mintavételi és értékelési módszerek különbözőségei miatt nem voltak alkalmasak (Borenstein et al. 2009). A véletlenhatás-modellek eredményeinek elfogadhatósága jobb, mint a fixhatás-modelleké (*fixed-effect model*), ugyanis előbbieket a hatásnagyságok eltérései alapján a tanulmányok közötti valós eltéréseket jelzik, s nem a mintavételi hibát feltételezik a tanulmányok közötti hatásnagyságbeli eltérések egyetlen okának (Borenstein et al. 2009). Az átlagos hatásnagyság szignifikánsnak tekinthető, amennyiben a 999 ismétléssel számolt 95 %-os konfidencia (megbízhatósági)-intervallum (*confidence interval*, CI) a 0 értéket nem tartalmazza.

Ezen felül elemeztük a hatásnagyságok homogenitását az egyes tanulmányok között. A homogenitási vizsgálat eredményének ismerete lényeges elem, ugyanis a hatásnagyságok tanulmányok közötti eltérése esetén a metaanalízis eredményeinek magyarázata nagyban eltér a homogén hatásnagyságok esetén tett megállapításoktól. A tanulmányok hatásnagyságbeli heterogenitásának leírására kiegészítő heterogenitási vizsgálatokat végeztünk: meghatároztuk a Q , T^2 és I^2 értékeit (Borenstein et al. 2009). A variancia-analízis alapú Q -teszt során a teljes varianciát (Q_{teljes}) csoporton belüli ($Q_{\text{belül}}$) és csoportok közötti ($Q_{\text{között}}$) varianciákra osztottuk. Ezt követően a variancia-értékeket szignifikancia szerint vizsgáltuk. A varianciák csoportok közötti ($Q_{\text{között}}$) szignifikáns eltérése arra utal, hogy a szennyezett területen található fűzek növényi szervei közötti akkumuláció mértéke szignifikánsan különböző. A valós variancia mértékének csoporton belüli meghatározásához az R^2 értékét határoztuk meg (Borenstein et al. 2009). Azon alcsoportokat, melyek esetében a mintanagyság hatnál kisebb volt, kizártuk a csoporton belüli elemzésből.

A metaanalízisekre gyakran jellemző az ún. publikációs torzítás (*publication bias*), mely a hiányzó adatpontok miatt torzított hatásnagyságokat eredményezhet (Borenstein et al. 2009). A publikációs torzítás vizsgálatához *funnel plot*-okat készítettünk, illetve Egger-féle tesztet alkalmaztunk (Borenstein et al. 2009). Szignifikáns aszimmetria esetén a *trim and fill* módszert használtuk (Duval & Tweedie 2000). Ez a módszer megadja a *funnel plot* ábrák aszimmetriájának kiküszöböléséhez szükséges hiányzó tanulmányok adatpontjait, ezen felül becsli azok hatásnagyságát és standard hibáját. A *trim and fill* módszer által szolgáltatott hiányzó adatok a metaanalízis meglévő adatsorához adódnak, majd a már kiegészített adatsoron a teljes hatásnagyság újra kiszámításra kerül. Így kapjuk meg a torzítatlan teljes hatásnagyságot (Borenstein et al. 2009). A metaanalíziseket, illetve heterogenitási- és a publikációs torzítási vizsgálatokat az R: The R Project for Statistical Computing 3.2.4. verziójában a *MAd* és *metafor* csomagokkal végeztük Windows környezetben (Viechtbauer 2010, Del Re & Hoyt 2014, R Core Team 2018). A fűz fajok növényi szerveiben történő fémakkumuláció időbeli változásának vizsgálatához a standardizált átlagos eltérés (Hedges-féle g) és az expozíció időtartama közötti összefüggést elemeztük. Ezen felül megvizsgáltuk a talaj kémhatása és a fűzek fémakkumulációja közötti korrelációt is.

Továbbá, az egyes fémek közötti szinergista, antagonista vagy semleges interakciók felderítéséhez a fémek növényi szövetekben történő akkumulációi közötti korrelációt is tanulmányoztuk: az összefüggések vizsgálatához az R programban *lm* módszert használó lineáris modelleket alkalmaztuk.

A kosárfonó fűz egyedek fitoextrakciós vizsgálata során a levelek és a talaj elemkoncentrációinak összehasonlítására kanonikus diszkriminancia-analízist (CDA) alkalmaztunk. A talaj elemkoncentrációinak horizontális és vertikális összevetésére, illetve a fűzek leveleiben mért elemkoncentrációk elemzéséhez egyutas varianciaanalízist (one-way ANOVA) használtunk. A varianciák homogenitását Levene-tesztel vizsgáltuk. Amennyiben a Levene-teszt a szórások értékei között szignifikáns ($p < 0,05$) eltérést mutatott, úgy a szignifikáns különbségek vizsgálatára a nem-parametrikus Kruskal–Wallis-tesztet alkalmaztuk. A levelek és a talaj elemkoncentrációi közötti, illetve a levelek elemkoncentrációinak és a fűzek egészségi állapota közötti korrelációk elemzéséhez rangkorrelációs és Pearson-féle korrelációs vizsgálatokat végeztünk.

A gyomfajok fitoextrakciós vizsgálata során statisztikai elemzéseinket a növényi szövetek és talajminták elemkoncentrációinak természetes alapú logaritmusával ($\ln$) végeztük. Annak érdekében, hogy megvizsgáljuk, hogy elemkoncentrációik tekintetében van-e szignifikáns ($p < 0,05$) különbség a fajok, az egyes növényi szövetek, illetve a vizsgált terület egyes részei között, általános lineáris modellt (GLM) alkalmaztunk.

3. Eredmények

3.1. Fűz fajok fémakkumulációs potenciáljának metaanalízise

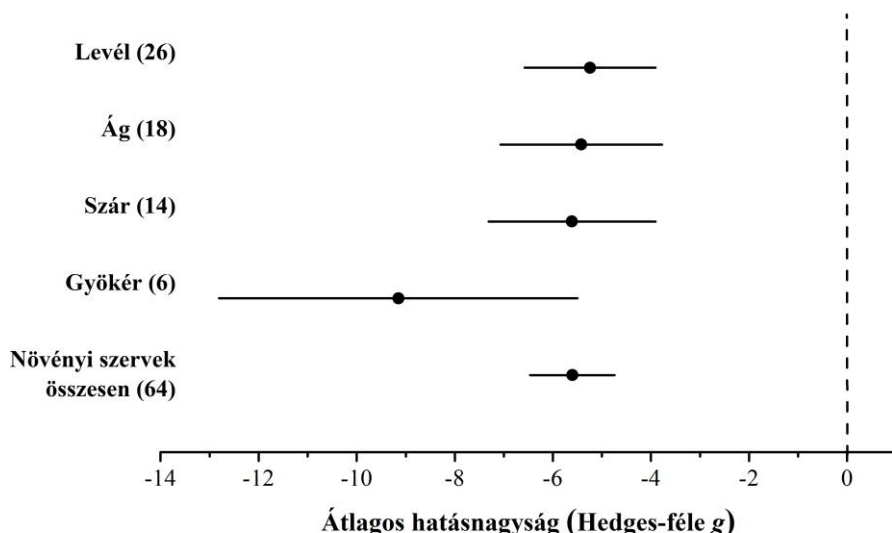
3.1.1. Szakirodalmi adatok gyűjtésének eredményei

Az adatbázisban történő keresés nyomán a keresési feltételeknek 527 db publikáció felelt meg. A metaanalízisbe vonáshoz ezekből 8 db tanulmányt találtunk alkalmasnak, ugyanis ezek közöltek adatokat a fémek (Cd, Pb és Zn) átlagos koncentrációjáról talaj és növényi mintákban szennyezett és szennyezetlen területeken egyaránt, kiegészítve a vonatkozó szórásértékekkel (1. függelék). Ezen 8 db szakirodalom adatsoraiból összesen 194 db szennyezetlen-szennyezett összehasonlítás állt rendelkezésünkre. A szennyezett talajokra vonatkozó adatok esetében a talajok világátlagban tapasztalt koncentráció-értékeihez (Nagajyoti et al. 2010) viszonyítva közepes, illetve nagy Cd ($2,5\text{--}67,4\text{ mg kg}^{-1}$), Pb ($80\text{--}2230\text{ mg kg}^{-1}$) és Zn ($180\text{--}3718\text{ mg kg}^{-1}$) értékeket találtunk. A felhasznált publikációkban összesen 9 különböző fűz faj, közülük leggyakrabban a kosárfonó fűz (*Salix viminalis*) fémakkumulációját vizsgálták (1. függelék). A metaanalízis során az egyes fajok, a talajbeli fémkoncentrációk, a talajtulajdonságok (a pH kivételével) és az éghajlati viszonyok fémakkumulációra kifejtett hatását a kis mintanagyságok ($N < 6$) miatt nem volt lehetőségünk megvizsgálni. Az előzetes vizsgálataink alapján a kosárfonó fűz növényi szerveiben történő fémakkumuláció trendje megegyezett a 9 faj együttes fémakkumulációjának trendjével (2. függelék). Ez alapján a későbbi vizsgálatokat a 9 fűz faj esetén együttesen, fajonkénti bontás nélkül végeztük el.

3.1.2. Fémakkumuláció a fűz fajok növényi szerveiben

A szennyezett területeken tenyésző fűz fajok valamennyi növényi szervében (gyökér, szár, ág és levél) szignifikánsan nagyobb Cd-koncentrációt tapasztaltunk, mint a szennyezetlen területeken található fajok esetében (1. ábra és 3. függelék). Az egyes növényi szervek Cd-koncentrációi között szignifikáns eltérést nem tapasztaltunk (1. ábra és 3. függelék).

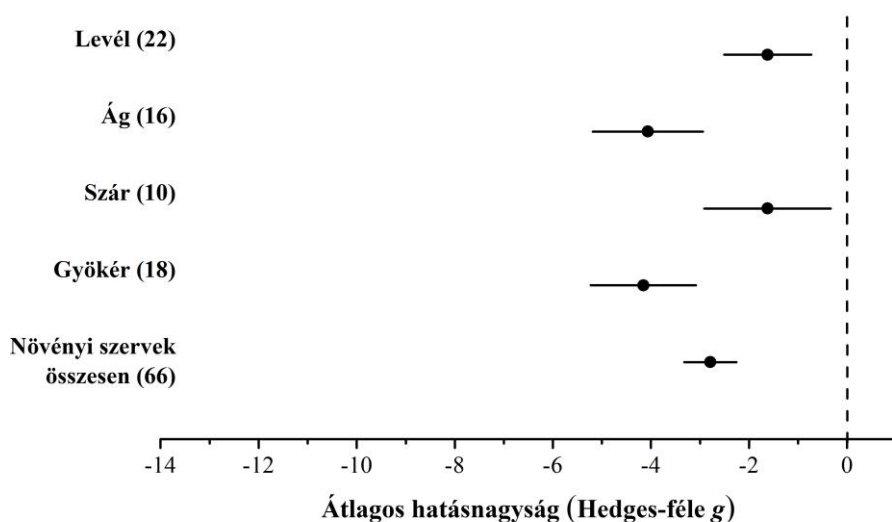
A modellekben vizsgált teljes és ismeretlen eredetű heterogenitás egyaránt szignifikáns volt (3. függelék). A *funnel plot* vizsgálat során az Egger-féle teszt hagyományos és a véletlenhatás típusa egyaránt szignifikáns aszimmetriát eredményezett. Emellett a *trim and fill* módszer szerint a hiányzó értékek száma 0 volt (4. függelék).



1. ábra. A véletlenhatás-modellek átlagos hatásnagyságai (átlagos Hedges-féle $g \pm 95$ %-os konfidenciaintervallum) a fűz fajok növényi szerveiben történő Cd-akkumuláció esetében. A zárójelekben található számok az összehasonlítások számát jelzik, melyek alapján az átlagos hatásnagyságok számításra kerültek. A negatív g érték a szennyezett területen található egyedek kontrol egyedekhez viszonyított nagyobb mértékű fémakkumulációjára utal. Az átlagos hatásnagyság szignifikánsnak tekinthető, amennyiben a 95 %-os konfidenciaintervallum nem tartalmazza a 0 értéket.

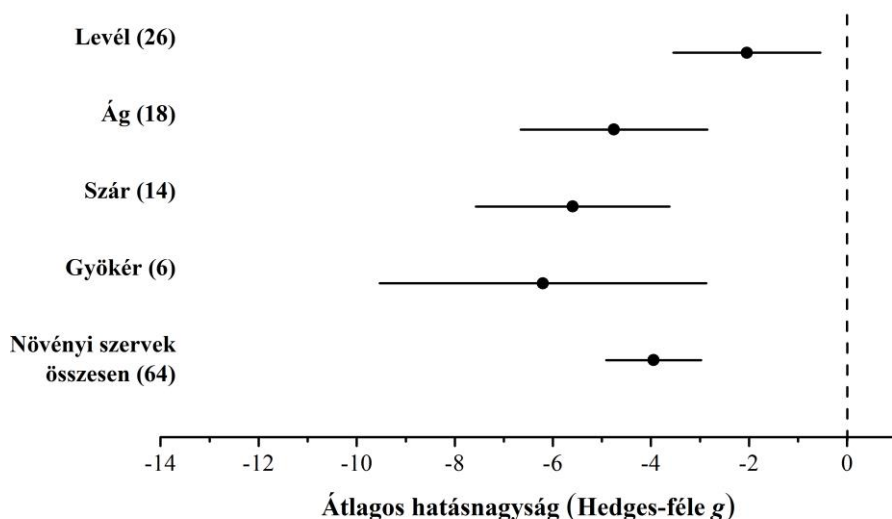
A szennyezett területeken tenyésztő fűz fajok valamennyi növényi szervében (gyökér, szár, ág és levél) szignifikánsan nagyobb Pb-koncentrációt tapasztaltunk, mint a szennyezetlen területeken található fajok esetében (2. ábra és 5. függelék).

Az egyes növényi szervek Pb-koncentrációi között szignifikáns eltérést tapasztaltunk: az akkumuláció mértéke szignifikánsan nagyobb volt a gyökerekben és az ágakban, mint a szárban és a levelekben (2. ábra és 5. függelék). A modellekben vizsgált teljes és ismeretlen eredetű heterogenitás egyaránt szignifikáns volt (5. függelék). A *funnel plot* vizsgálat során az Egger-féle teszt hagyományos és a véletlenhatás típusa egyaránt szignifikáns aszimmetriát eredményezett. Emellett a *trim and fill* módszer szerint a hiányzó értékek száma 0 volt (6. függelék).



2. ábra. A véletlenhatás-modellek átlagos hatásnagyságai (átlagos Hedges-féle $g \pm 95$ %-os konfidenciaintervallum) a fűz fajok növényi szerveiben történő Pb-akkumuláció esetében. A zárójelekben található számok az összehasonlítások számát jelzik, melyek alapján az átlagos hatásnagyságok számításra kerültek. A negatív g érték a szennyezett területen található egyedek kontrol egyedekhez viszonyított nagyobb mértékű fémakkumulációjára utal. Az átlagos hatásnagyság szignifikánsnak tekinthető, amennyiben a 95 %-os konfidenciaintervallum nem tartalmazza a 0 értéket.

A szennyezett területeken tenyésző fűz fajok valamennyi növényi szervében (gyökér, szár, ág és levél) szignifikánsan nagyobb Zn-koncentrációt tapasztaltunk, mint a szennyezetlen területeken található fajok esetében (3. ábra és 7. függelék). Az egyes növényi szervek Zn-koncentrációja között szignifikáns eltérést tapasztaltunk; az akkumuláció mértéke szignifikánsan nagyobb volt az ágakban, mint a levelekben (3. ábra és 7. függelék). A modellekben vizsgált teljes és ismeretlen eredetű heterogenitás egyaránt szignifikáns volt (7. függelék). A *funnel plot* vizsgálat során az Egger-féle teszt hagyományos és a véletlenhatás típusa egyaránt szignifikáns aszimmetriát eredményezett. Emellett a *trim and fill* módszer szerint a hiányzó értékek száma 0 volt (8. függelék).



3. ábra. A véletlenhatás-modellek átlagos hatásnagyságai (átlagos Hedges-féle $g \pm 95$ %-os konfidenciaintervallum) a fűz fajok növényi szerveiben történő Zn-akkumuláció esetében. A zárójelekben található számok az összehasonlítások számát jelzik, melyek alapján az átlagos hatásnagyságok számításra kerültek. A negatív g érték a szennyezett területen található egyedek kontrol egyedekhez viszonyított nagyobb mértékű fémakkumulációjára utal. Az átlagos hatásnagyság szignifikánsnak tekinthető, amennyiben a 95 %-os konfidenciaintervallum nem tartalmazza a 0 értéket.

3.1.3. A talaj pH-ja és a fűz fajok fémakkumulációja közötti összefüggés

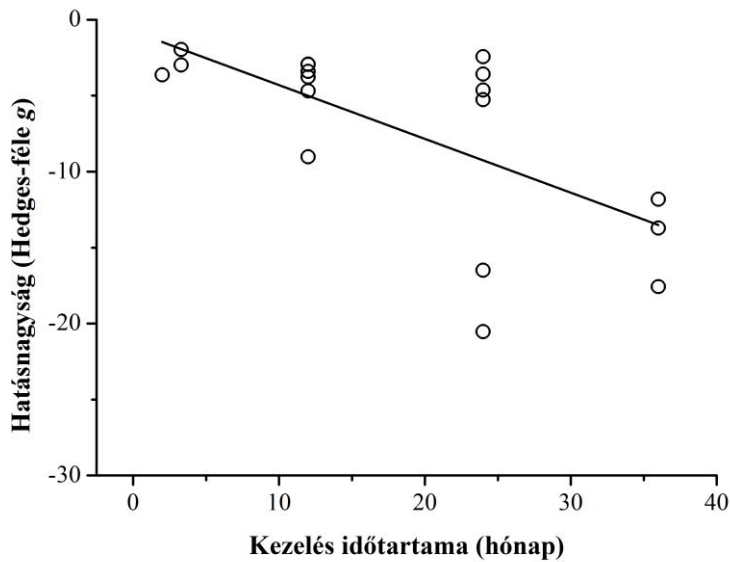
A talaj pH-ja és a fűz fajok növényi szerveinek (gyökér, szár, ág és levél) fémakkumulációja (Cd, Pb és Zn) közötti 12 db lehetséges összehasonlításból mindössze egy volt szignifikáns. Szignifikáns pozitív ($p < 0,05$) korrelációt találtunk a talajminták pH-ja és a fűzek szárának Cd-koncentrációja (Hedges-féle g értéke) között, mely arra utalt, hogy a szár Cd-koncentrációja a talaj savasodása hatására növekedett (9. függelék).

3.1.4. A különböző fémek fűz fajok növényi szerveiben történő akkumulációja közötti összefüggés

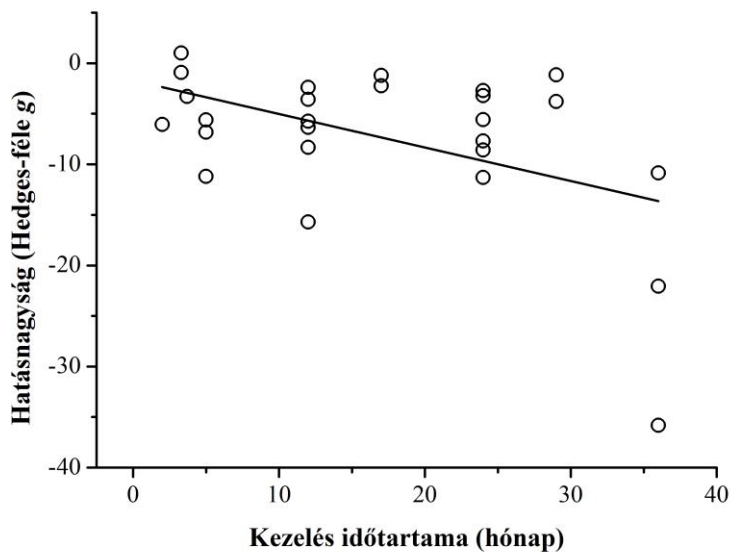
A fémek növényi szervekben történő akkumulációja közötti összefüggés a mintanagyságok nyomán csupán a Cd és Zn esetében volt elvégezhető. Szignifikáns pozitív ($p < 0,05$) korrelációt tapasztaltunk a fűz fajok szárának Cd- és Zn-akkumulációja között, mely arra utalt, hogy a két fém hasonló trendet követve akkumulálódik a növények szárában (10. függelék).

3.1.5. A fémakkumuláció időbeli változása a fűz fajok növényi szerveiben

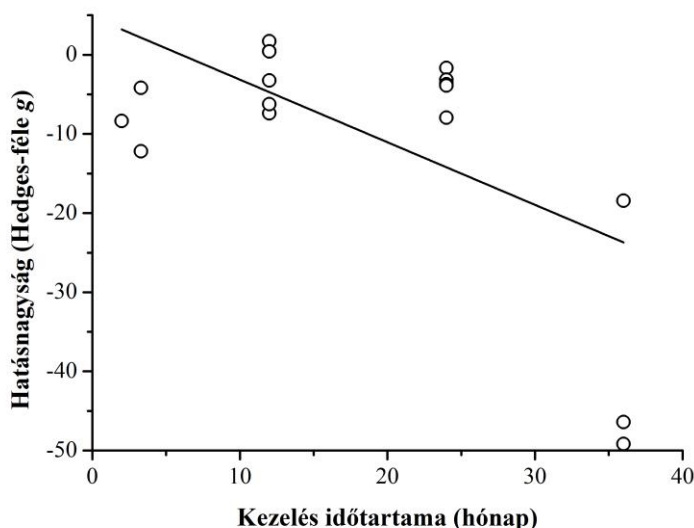
A fűz fajok fémakkumulációjának időbeli változását vizsgálva három esetben igazoltunk szignifikáns ($p < 0,05$) időfüggő mintázatot. A kezelés időtartamának növekedésével szignifikáns pozitív korrelációban egyaránt növekedett az ágakban és levelekben mérhető Cd-koncentráció; azaz a fűzek növényi szerveiben felhalmozódó Cd koncentrációja a kezelési idő előrehaladtával szignifikánsan nőtt a szennyezett terület egyedeiben a szennyezetlen területeken található fajok egyedeihez viszonyítva (4. és 5. ábra). Az előző két esethez hasonlóan a kezelés időtartamának növekedésével szignifikánsan pozitív korrelációban növekedett az ágakban mérhető Zn-koncentráció (6. ábra).



4. ábra. A vizsgált fűz fajok ágaiban történő Cd-akkumuláció alapján számolt hatásnagyságok (Hedges-féle g) és a kezelés időtartama közötti összefüggés. A negatív g érték a szennyezett területen található egyedek kontrol egyedekhez viszonyított nagyobb mértékű fémakkumulációjára utal (lineáris regresszió: $F=11,98$; $N=18$; $p=0,003$; $r=0,39$).



5. ábra. A vizsgált fűz fajok leveleiben történő Cd-akkumuláció alapján számolt hatásnagyságok (Hedges-féle g) és a kezelés időtartama közötti összefüggés. A negatív g érték a szennyezett területen található egyedek kontrol egyedekhez viszonyított nagyobb mértékű fémakkumulációjára utal (lineáris regresszió: $F=6,98$; $N=26$; $p=0,014$; $r=0,19$).



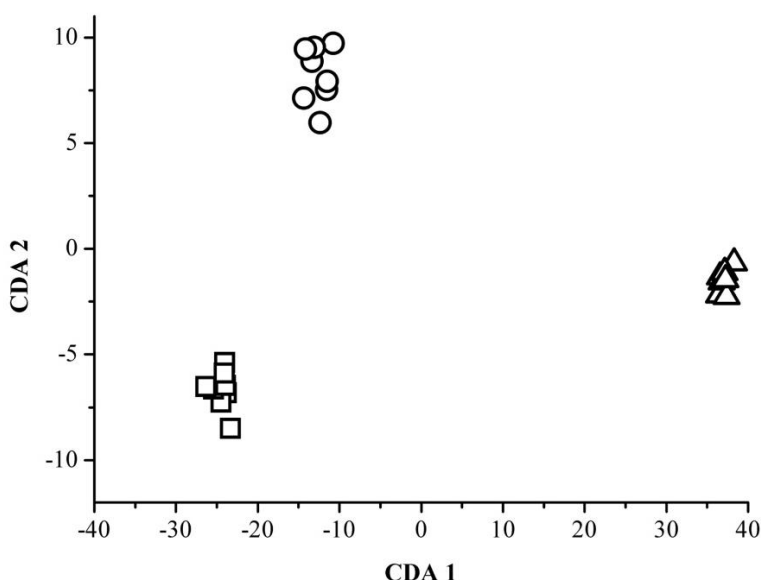
6. ábra. A vizsgált fűz fajok ágaiban történő Zn-akkumuláció alapján számolt hatásnagyságok (Hedges-féle g) és a kezelés időtartama közötti összefüggés. A negatív g érték a szennyezett területen található egyedek kontrol egyedekhez viszonyított nagyobb mértékű fémakkumulációjára utal (lineáris regresszió: $F=8,98$; $N=18$; $p=0,009$; $r=0,32$).

3.2. A kosárfonó fűz fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

3.2.1. Az elemek horizontális eloszlása a talajban

A talajmintavételi pontok elhelyezkedését a 11. függelék szemlélteti. A talajok fizikai és kémiai paramétereinek horizontális vizsgálata során 2 db statisztikailag szignifikáns ($p<0,05$) kanonikus diszkriminancia függvényt alkalmaztunk (12. függelék). Az első diszkriminancia függvény szignifikáns negatív korrelációt jelzett a Ca, Mg, Mn, Na, Ba és Sr esetében.

A második diszkriminancia függvény szignifikáns negatív korrelációt mutatott a pH és a nedvességtartalom estében, míg szignifikáns pozitív korrelációt tapasztaltunk a szervesanyag-tartalom, illetve Al, Fe, K, Cd, Cr, Cu, Ni és Zn esetében. A kanonikus diszkriminancia analízis (CDA) azt mutatta, hogy a vizsgált terület egyes részei talajtulajdonságaik szempontjából eltérőek voltak (7. ábra).



7. ábra. A talajminták fizikai és kémiai paramétereinek változása a vizsgált terület egyes részei között (kanonikus diszkriminancia-analízis). Jelölések: négyszög–mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész; kör–erősen szennyezett (középső) rész; háromszög–mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész.

A nedvességtartalom, a pH és számos vizsgált elem esetén szignifikáns eltérést ($p < 0,05$) tapasztaltunk a vizsgált terület és a kontrol terület között (1. táblázat). A nedvességtartalom, a pH, illetve a K kivételével valamennyi vizsgált elem koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a vizsgált területen, mint a kontrol területen. Összevetve a vizsgált területtel, a K koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a kontrol terület talajában.

A vizsgált terület egyes részei között ugyancsak jelentős eltéréseket tapasztaltunk: a szervesanyag-tartalom, illetve a Ca, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn esetén egyaránt találtunk szignifikáns eltéréseket a vizsgált területen belül (1. táblázat és 13. függelék).

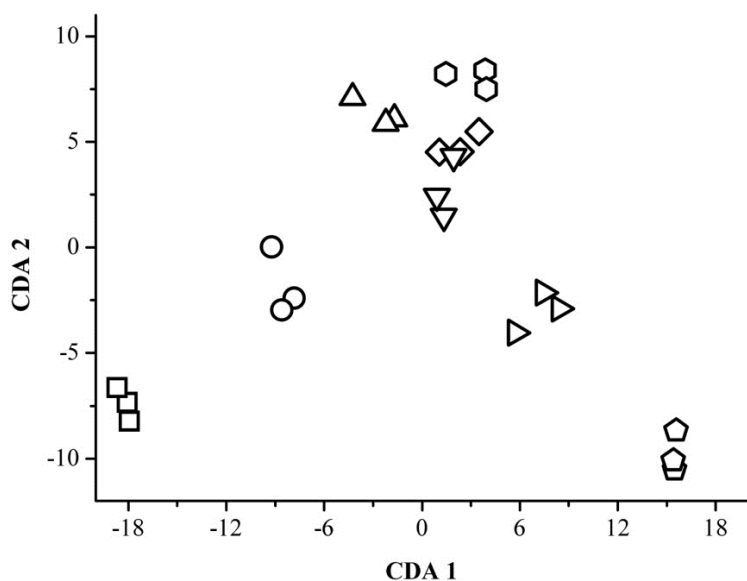
1. táblázat. *A talajminták fizikai és kémiai paramétereinek változása a vizsgált terület egyes részei között. Jelölések: N.t.–talaj nedvességtartalma; Sz.a.–talaj szervesanyag-tartalma; n.k.–kimutatási határérték alatti koncentráció; kisbetűk a felső indexben–a vizsgált paraméter értékei szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérnek az egyes területrészek között; nagybetűk a felső indexben–a vizsgált paraméter értékei szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérnek a vizsgált terület és a kontrol terület között.*

Vizsgált paraméter	Mérsékelt szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelt szennyezett 2 (déli) rész	Kontrol
N.t., %	$14,3 \pm 1,2^{aA}$	$14,4 \pm 2,0^{aA}$	$13,7 \pm 0,8^{aA}$	$11,4 \pm 3,9^B$
pH	$7,7 \pm 0,04^{aA}$	$7,7 \pm 0,03^{aA}$	$7,8 \pm 0,1^{aA}$	$5,6 \pm 0,5^B$
Sz.a., %	$6,3 \pm 0,7^{aA}$	$8,0 \pm 1,7^{aB}$	$4,4 \pm 0,5^{bB}$	$5,4 \pm 0,9^A$
Al, mg kg ⁻¹	5317 ± 239^{aA}	5559 ± 230^{aA}	5704 ± 190^{aA}	2804 ± 700^B
Ca, mg kg ⁻¹	31398 ± 2255^{aA}	28161 ± 2853^{aA}	19466 ± 2187^{bA}	1808 ± 986^B
Fe, mg kg ⁻¹	10629 ± 434^{aA}	11611 ± 649^{aA}	11164 ± 566^{aA}	6333 ± 235^B
K, mg kg ⁻¹	1119 ± 108^{aA}	1352 ± 133^{bA}	1279 ± 122^{abA}	4745 ± 1026^B
Mg, mg kg ⁻¹	6168 ± 387^{aA}	5939 ± 255^{abA}	5219 ± 557^{bA}	745 ± 168^B
Mn, mg kg ⁻¹	396 ± 26^{aA}	380 ± 11^{abA}	339 ± 20^{bA}	247 ± 50^B
Na, mg kg ⁻¹	362 ± 27^{aA}	363 ± 61^{aB}	244 ± 24^{bB}	275 ± 36^B
Ba, mg kg ⁻¹	$70,1 \pm 5,6^{aA}$	$65,6 \pm 4,1^{aA}$	$42,6 \pm 1,7^{bA}$	$25,2 \pm 8,8^B$
Cd, mg kg ⁻¹	$0,7 \pm 0,1^a$	$1,4 \pm 0,7^b$	$0,7 \pm 0,1^a$	n.k.
Cr, mg kg ⁻¹	129 ± 21^a	303 ± 143^b	$63,3 \pm 41,8^a$	n.k.
Cu, mg kg ⁻¹	$35,3 \pm 7,2^{abA}$	$49,3 \pm 13,4^{aA}$	$17,6 \pm 4,8^{bA}$	$34,3 \pm 2,8^B$
Ni, mg kg ⁻¹	$23,8 \pm 1,6^{aA}$	$32,1 \pm 5,5^{bA}$	$25,8 \pm 1,6^{abA}$	$5,7 \pm 1,5^B$
Pb, mg kg ⁻¹	$27,4 \pm 4,1^{abA}$	$44,3 \pm 17,7^{aA}$	$8,0 \pm 4,3^{bA}$	$9,4 \pm 2,6^B$
Sr, mg kg ⁻¹	$88,9 \pm 7,0^{aA}$	$86,4 \pm 7,6^{aA}$	$55,8 \pm 6,3^{bA}$	$8,8 \pm 4,5^B$
Zn, mg kg ⁻¹	153 ± 23^{aA}	192 ± 45^{aA}	$60,8 \pm 15,3^{bA}$	$23,1 \pm 8,4^B$

3.2.2. Az elemek vertikális eloszlása a talajban

A talajok fizikai és kémiai paramétereinek vertikális vizsgálata során 7 db kanonikus diszkriminancia függvényt alkalmaztunk (14. függelék). Az első három függvény esetében a kumulatív variancia 99,0 % volt. A függvények közül csupán az első volt szignifikáns ($p < 0,05$). Az első és második függvény egyike sem állt szignifikáns korrelációban a talaj fizikai és kémiai talajparamétereivel. A harmadik függvény szignifikáns negatív korrelációt jelzett a nedvességtartalom ($r = -0,396$), a szervesanyag-tartalom ($r = -0,096$), illetve a Cu ($r = -0,079$), Pb ($r = -0,057$) és Zn ($r = -0,068$) koncentrációinak esetében. A negyedik, ötödik, hatodik és hetedik diszkriminancia függvények eredményeit ugyancsak a 14. függelék tartalmazza.

A kanonikus diszkriminancia analízis (CDA) eredményei azt mutatták, hogy a 0–10 cm és 11–20 cm mélységtartományokból származó talajminták fizikai és kémiai paramétereik, illetve elemkoncentrációik tekintetében különböztek a 61–70 cm és 71–80 cm mélységből származó mintáktól (8. ábra). A vizsgálat során azonban mélység szerinti szignifikáns ($p < 0,05$) változás mindössze a nedvességtartalom és a Na-koncentráció kapcsán volt megfigyelhető. A különböző mélységekből származó talajminták eredményeit a 2. táblázat, illetve a 15. és 16. függelékek tartalmazzák.



8. ábra. *A talajminták fizikai és kémiai paramétereinek változása a különböző mélységből származó minták esetében (kanonikus diszkriminancia-analízis). Jelölések: négyszög–0–10 cm; kör–11–20 cm; háromszög csúcsával felfelé–21–30 cm; négyszög csúcsával felfelé–31–40 cm; hatszög–41–50 cm; háromszög csúcsával lefelé–51–60 cm; háromszög csúcsával jobbra–61–70 cm; ötszög–71–80 cm.*

2. táblázat. *A talajminták fizikai és kémiai paramétereinek mélység szerinti változása (átlag $\pm$ SE). Jelölések: N.t.–talaj nedvességtartalma; Sz.a.–talaj szervesanyag-tartalma; *–az adott paraméter értékei mélység szerint szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek.*

Vizsgált paraméter	Mélység (cm)							
	0–10	11–20	21–30	31–40	41–50	51–60	61–70	71–80
N.t., %*	9,1 $\pm$ 0,9	10,8 $\pm$ 0,3	12,1 $\pm$ 0,0	13,2 $\pm$ 0,1	13,8 $\pm$ 0,4	16,3 $\pm$ 1,0	18,3 $\pm$ 1,3	19,6 $\pm$ 0,7
pH	7,81 $\pm$ 0,08	7,77 $\pm$ 0,04	7,74 $\pm$ 0,03	7,67 $\pm$ 0,05	7,73 $\pm$ 0,02	7,73 $\pm$ 0,04	7,76 $\pm$ 0,02	7,87 $\pm$ 0,13
Sz.a., %	5,5 $\pm$ 0,8	5,5 $\pm$ 1,0	5,4 $\pm$ 1,0	5,4 $\pm$ 1,1	5,2 $\pm$ 1,0	7,2 $\pm$ 1,7	7,9 $\pm$ 2,1	7,7 $\pm$ 0,2
Al, mg kg ⁻¹	5420 $\pm$ 156	5312 $\pm$ 155	5329 $\pm$ 170	5524 $\pm$ 161	5445 $\pm$ 137	5817 $\pm$ 172	5633 $\pm$ 269	5735 $\pm$ 383
Ca, mg kg ⁻¹	23561 $\pm$ 3192	24117 $\pm$ 3074	24481 $\pm$ 4395	25458 $\pm$ 3727	28218 $\pm$ 2677	26733 $\pm$ 4637	28781 $\pm$ 4488	29385 $\pm$ 4948
Fe, mg kg ⁻¹	10791 $\pm$ 470	10362 $\pm$ 285	10285 $\pm$ 129	10817 $\pm$ 363	10726 $\pm$ 269	11864 $\pm$ 708	11821 $\pm$ 1240	12414 $\pm$ 1055
K, mg kg ⁻¹	1220 $\pm$ 66	1173 $\pm$ 48	1239 $\pm$ 125	1247 $\pm$ 54	1216 $\pm$ 65	1316 $\pm$ 141	1283 $\pm$ 112	1304 $\pm$ 112
Mg, mg kg ⁻¹	5082 $\pm$ 71	5252 $\pm$ 370	5592 $\pm$ 611	5852 $\pm$ 561	5944 $\pm$ 209	5707 $\pm$ 208	6070 $\pm$ 132	6701 $\pm$ 564
Mn, mg kg ⁻¹	404 $\pm$ 46	364 $\pm$ 11	352 $\pm$ 25	348 $\pm$ 30	393 $\pm$ 37	362 $\pm$ 34	357 $\pm$ 31	394 $\pm$ 69
Na, mg kg ^{-1*}	208 $\pm$ 38	260 $\pm$ 17	314 $\pm$ 31	329 $\pm$ 42	333 $\pm$ 48	385 $\pm$ 91	394 $\pm$ 103	360 $\pm$ 69
Ba, mg kg ⁻¹	66,3 $\pm$ 9,5	63,2 $\pm$ 10,7	57,8 $\pm$ 9,6	61,6 $\pm$ 10,6	61,8 $\pm$ 10,2	56,4 $\pm$ 6,4	54,8 $\pm$ 7,1	53,4 $\pm$ 4,7
Cd, mg kg ⁻¹	0,6 $\pm$ 0,0	0,7 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,1	1,2 $\pm$ 0,4	1,5 $\pm$ 0,8	1,4 $\pm$ 0,4
Cr, mg kg ⁻¹	100 $\pm$ 41	102 $\pm$ 50	103 $\pm$ 48	99,4 $\pm$ 44,9	113 $\pm$ 54	233 $\pm$ 155	284 $\pm$ 194	288 $\pm$ 49
Cu, mg kg ⁻¹	30,7 $\pm$ 9,4	26,5 $\pm$ 8,4	26,8 $\pm$ 8,0	24,5 $\pm$ 7,4	25,9 $\pm$ 7,4	50,1 $\pm$ 19,1	46,8 $\pm$ 19,0	41,1 $\pm$ 2,2
Ni, mg kg ⁻¹	24,4 $\pm$ 0,7	23,9 $\pm$ 1,3	24,2 $\pm$ 1,2	24,5 $\pm$ 1,1	25,2 $\pm$ 1,7	31,6 $\pm$ 7,2	30,8 $\pm$ 6,9	33,3 $\pm$ 3,3
Pb, mg kg ⁻¹	23,2 $\pm$ 11,2	18,9 $\pm$ 8,3	19,3 $\pm$ 8,2	18,2 $\pm$ 7,5	17,8 $\pm$ 7,9	35,1 $\pm$ 18,4	42,5 $\pm$ 26,1	37,4 $\pm$ 4,0
Sr, mg kg ⁻¹	68,3 $\pm$ 8,9	71,0 $\pm$ 11,1	73,9 $\pm$ 14,7	76,7 $\pm$ 13,4	79,9 $\pm$ 9,1	79,0 $\pm$ 10,7	82,4 $\pm$ 9,8	84,9 $\pm$ 8,5
Zn, mg kg ⁻¹	136 $\pm$ 49	117 $\pm$ 40	117 $\pm$ 38	109 $\pm$ 36	114 $\pm$ 37	170 $\pm$ 68	173 $\pm$ 58	145 $\pm$ 6,0

3.2.3. A fűz egyedek gyökereinek elemkoncentrációja

Szignifikáns ($p < 0,05$) különbséget találtunk a vizsgált területen és a kontrol területen lévő kosárfonó fűz egyedek gyökereinek elemkoncentrációja között (3. táblázat). A Sr koncentrációja nagyobb volt a kontrol terület egyedeinek gyökereiben, mint a vizsgált terület esetében.

3. táblázat. A kosárfonó fűz egyedek gyökereinek elemkoncentrációja (mg kg^{-1} , átlag $\pm$ SE, vizsgált terület: $N=18$, kontrol terület: $N=5$). Jelölések: kisbetűk a felső indexben – a vizsgált elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérnek az egyes területrészek között; nagybetűk a felső indexben – a vizsgált elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérnek a vizsgált terület és a kontrol terület között.

Elem	Mérsékeltén szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékeltén szennyezett 2 (déli) rész	Kontrol
Al	$347 \pm 37,4^{\text{aA}}$	$354 \pm 21,0^{\text{aA}}$	$548 \pm 67,6^{\text{bB}}$	$531 \pm 34,4^{\text{AB}}$
Fe	$880 \pm 276^{\text{aA}}$	$367 \pm 21,4^{\text{aA}}$	$801 \pm 137^{\text{aA}}$	$500 \pm 36,8^{\text{A}}$
Mn	$56,1 \pm 7,65^{\text{aA}}$	$47,2 \pm 4,63^{\text{aA}}$	$66,2 \pm 13,7^{\text{aA}}$	$30,9 \pm 1,57^{\text{A}}$
Ba	$14,9 \pm 2,01^{\text{aA}}$	$14,87 \pm 0,88^{\text{aA}}$	$14,31 \pm 1,46^{\text{aA}}$	$15,3 \pm 0,40^{\text{A}}$
Cd	$1,56 \pm 0,29^{\text{aA}}$	$0,74 \pm 0,13^{\text{bB}}$	$0,47 \pm 0,12^{\text{bB}}$	$0,97 \pm 0,13^{\text{AB}}$
Cr	$5,62 \pm 0,60^{\text{aA}}$	$4,31 \pm 0,40^{\text{aA}}$	$4,08 \pm 1,06^{\text{aA}}$	$2,34 \pm 0,34^{\text{A}}$
Cu	$22,7 \pm 1,50^{\text{aA}}$	$18,0 \pm 1,33^{\text{bAB}}$	$15,4 \pm 1,04^{\text{bB}}$	$15,8 \pm 1,11^{\text{AB}}$
Ni	$2,92 \pm 0,36^{\text{aA}}$	$2,11 \pm 0,24^{\text{aA}}$	$6,68 \pm 4,20^{\text{aA}}$	$1,54 \pm 0,24^{\text{A}}$
Pb	$1,77 \pm 0,35^{\text{aA}}$	$0,97 \pm 0,19^{\text{abAB}}$	$0,51 \pm 0,09^{\text{bB}}$	$1,83 \pm 0,22^{\text{AB}}$
Sr	$61,3 \pm 4,04^{\text{aAB}}$	$56,4 \pm 1,60^{\text{aAB}}$	$65,6 \pm 3,34^{\text{aA}}$	$44,0 \pm 1,25^{\text{B}}$
Zn	$234 \pm 16,7^{\text{aA}}$	$177 \pm 12,2^{\text{bB}}$	$123 \pm 10,4^{\text{cC}}$	$174 \pm 12,0^{\text{ABC}}$

A vizsgált terület egyes részei között ugyancsak megfigyeltünk szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket a gyökérbeli elemkoncentrációkat illetően (3. táblázat). Az Al koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a mérsékeltén szennyezett 2 területrészen, mint a mérsékeltén szennyezett 1 és erősen szennyezett részeken. A Cd és Cu koncentrációi a mérsékeltén szennyezett 1 területrészen voltak szignifikánsan a legnagyobbak.

A Pb-koncentráció a mérsékelt szennyezett 2 területén volt szignifikánsan a legkisebb. A Zn esetében az elem gyökereiben mért koncentrációi valamennyi terület között szignifikánsan eltértek; a legnagyobb koncentráció a mérsékelt szennyezett 1-es területén jelentkezett, míg a legkisebb koncentráció a mérsékelt szennyezett 2-es területén volt tapasztalható.

3.2.4. A fűz egyedek leveleinek elemkoncentrációja

Szignifikáns ($p < 0,05$) különbséget találtunk a vizsgált területen és a kontrol területen lévő kosárfonó fűz egyedek leveleinek elemkoncentrációja között (4. táblázat). Az Al és Fe koncentrációi szignifikánsan nagyobbak voltak a vizsgált területen, mint a kontrol területen. A Mn és Sr koncentrációi szignifikánsan nagyobbak voltak az erősen szennyezett területén, mint a kontrol területen. Ezzel szemben a Ba, Cu és Ni koncentrációi szignifikánsan nagyobbak voltak a kontrol területen, mint a vizsgált területen.

4. táblázat. A kosárfonó fűz egyedek leveleinek elemkoncentrációja (mg kg^{-1} , átlag $\pm$ SE, vizsgált terület: $N=18$, kontrol terület: $N=5$). Jelölések: kisbetűk a felső indexben – a vizsgált elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérnek az egyes területek között; nagybetűk a felső indexben – a vizsgált elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérnek a vizsgált terület és a kontrol terület között.

Elem	Mérsékelt szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelt szennyezett 2 (déli) rész	Kontrol
Al	126 $\pm$ 27,7 ^{aA}	102 $\pm$ 16,5 ^{abA}	75,3 $\pm$ 14,5 ^{bA}	48,3 $\pm$ 5,30 ^B
Fe	165 $\pm$ 28,3 ^{aA}	150 $\pm$ 28,4 ^{aA}	131 $\pm$ 21,7 ^{aA}	93,4 $\pm$ 8,42 ^B
Mn	171 $\pm$ 50,5 ^{abA}	268 $\pm$ 137 ^{aB}	102 $\pm$ 33,6 ^{bA}	56,3 $\pm$ 2,11 ^A
Ba	3,35 $\pm$ 0,43 ^{aA}	3,06 $\pm$ 0,71 ^{aA}	5,25 $\pm$ 0,73 ^{bA}	9,42 $\pm$ 0,76 ^B
Cd	1,19 $\pm$ 0,42 ^{aA}	1,57 $\pm$ 0,63 ^{aA}	1,01 $\pm$ 0,36 ^{aA}	1,37 $\pm$ 0,35 ^A
Cr	0,30 $\pm$ 0,24 ^{aA}	0,06 $\pm$ 0,04 ^{aA}	0,03 $\pm$ 0,03 ^{aA}	0,07 $\pm$ 0,05 ^A
Cu	7,58 $\pm$ 1,19 ^{aA}	8,64 $\pm$ 1,00 ^{aA}	7,87 $\pm$ 1,27 ^{aA}	10,2 $\pm$ 0,22 ^B
Ni	0,90 $\pm$ 0,58 ^{aA}	0,85 $\pm$ 0,60 ^{aA}	0,40 $\pm$ 0,26 ^{aA}	3,97 $\pm$ 0,33 ^B
Pb	0,08 $\pm$ 0,04 ^{aA}	0,17 $\pm$ 0,13 ^{aA}	0,19 $\pm$ 0,13 ^{aA}	0,37 $\pm$ 0,13 ^A
Sr	68,8 $\pm$ 9,66 ^{aA}	55,4 $\pm$ 7,17 ^{bB}	94,6 $\pm$ 3,87 ^{cA}	81,0 $\pm$ 5,36 ^A
Zn	619 $\pm$ 180 ^{abA}	800 $\pm$ 337 ^{aA}	269 $\pm$ 91,2 ^{bA}	457 $\pm$ 85,9 ^A

A vizsgált terület egyes részei között a levélbeli elemkoncentrációkat illetően ugyancsak megfigyeltünk szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket (4. táblázat). Az Al koncentrációja szignifikánsan különbözött a két mérsékelt szennyezett területrész között. A Mn-koncentráció szignifikánsan nagyobb volt az erősen szennyezett területrészen, mint a mérsékelt szennyezett területrészen. A Ba koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a mérsékelt szennyezett 2 területrészen, mint a mérsékelt szennyezett 1 és erősen szennyezett területrészekén. A Sr-koncentráció esetében szignifikánsan nagyobb értékeket találtunk a mérsékelt szennyezett 2 és az erősen szennyezett részekén, mint a mérsékelt szennyezett 1 területrészen. A Zn koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a mérsékelt szennyezett 2 területrészen.

3.2.5. A fűz egyedek biokoncentrációs faktor (BCF) értékei

Az alábbi elemek gyökerekben történő akkumulációja csekély mértékű volt, ugyanis esetükben 1 alatti átlagos BCF értékeket találtunk: Al, Fe, Mn, Ba, Cr, Ni és Pb (5. táblázat). Az átlagos BCF értékek valamennyi területrészen említésre méltóak voltak a Cu (0,619–1,092), Cd (0,681–2,320), Sr (0,686–1,339) és Zn (1,401–2,527) esetében.

5. táblázat. A kosárfonó fűz egyedek gyökérre vonatkoztatott biokoncentrációs faktor (BCF) értékeinek változása a vizsgált területen (átlag $\pm$ SE, N=18).

Elem	Mérsékelt szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelt szennyezett 2 (déli) rész
Al	0,068 $\pm$ 0,008	0,064 $\pm$ 0,003	0,098 $\pm$ 0,012
Fe	0,080 $\pm$ 0,035	0,032 $\pm$ 0,002	0,076 $\pm$ 0,019
Mn	0,149 $\pm$ 0,031	0,127 $\pm$ 0,015	0,210 $\pm$ 0,057
Ba	0,222 $\pm$ 0,038	0,230 $\pm$ 0,014	0,341 $\pm$ 0,042
Cd	2,320 $\pm$ 0,412	0,969 $\pm$ 0,196	0,681 $\pm$ 0,141
Cr	0,052 $\pm$ 0,009	0,036 $\pm$ 0,010	0,181 $\pm$ 0,059
Cu	0,819 $\pm$ 0,142	0,619 $\pm$ 0,163	1,092 $\pm$ 0,131
Ni	0,121 $\pm$ 0,015	0,081 $\pm$ 0,017	0,290 $\pm$ 0,191
Pb	0,083 $\pm$ 0,028	0,044 $\pm$ 0,013	0,126 $\pm$ 0,029
Sr	0,750 $\pm$ 0,105	0,686 $\pm$ 0,051	1,339 $\pm$ 0,209
Zn	1,904 $\pm$ 0,380	1,401 $\pm$ 0,338	2,527 $\pm$ 0,339

Az alábbi elemek levelekben történő akkumulációja csekély mértékű volt, ugyanis esetükben szintén 1 alatti átlagos BCF értékeket találtunk: Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Ni, Mn és Pb (6. táblázat). A Cd esetében valamennyi területrészen 1 feletti BCF értékeket figyeltünk meg. A Sr levelekben történő akkumulációja a mérsékelt szennyezett 2 területrészen volt jelentős (1,918). A legmagasabb BCF értékeket a Zn esetében figyeltük meg. A Zn akkumulációjának mértéke az erősen szennyezett és mérsékelt szennyezett 2 részeken volt a legmagasabb (5,848 és 5,600), míg a mérsékelt szennyezett 1 területrészen ennél alacsonyabb, ám még mindig kiemelkedő értéket találtunk (4,910).

6. táblázat. A kosárfonó fűz egyedek levélre vonatkoztatott biokoncentrációs faktor (BCF) értékeinek változása a vizsgált területen (átlag $\pm$ SE, N=18).

Elem	Mérsékelt szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelt szennyezett 2 (déli) rész
Al	0,025 $\pm$ 0,004	0,019 $\pm$ 0,001	0,013 $\pm$ 0,001
Fe	0,016 $\pm$ 0,002	0,013 $\pm$ 0,001	0,012 $\pm$ 0,001
Mn	0,435 $\pm$ 0,071	0,708 $\pm$ 0,133	0,302 $\pm$ 0,041
Ba	0,051 $\pm$ 0,007	0,048 $\pm$ 0,005	0,124 $\pm$ 0,007
Cd	1,857 $\pm$ 0,320	1,984 $\pm$ 0,551	1,594 $\pm$ 0,317
Cr	0,002 $\pm$ 0,002	0,001 $\pm$ 0,000	0,001 $\pm$ 0,001
Cu	0,278 $\pm$ 0,047	0,271 $\pm$ 0,052	0,571 $\pm$ 0,061
Ni	0,039 $\pm$ 0,027	0,033 $\pm$ 0,009	0,016 $\pm$ 0,003
Pb	0,004 $\pm$ 0,002	0,010 $\pm$ 0,004	0,040 $\pm$ 0,012
Sr	0,809 $\pm$ 0,065	0,690 $\pm$ 0,082	1,918 $\pm$ 0,288
Zn	4,910 $\pm$ 0,943	5,848 $\pm$ 1,606	5,600 $\pm$ 1,039

3.2.6. A fűz egyedek transzlokációs faktor (TF) értékei

Az alábbi elemek gyökerekből levelekbe történő transzlokációja csekély mértékű volt, ugyanis esetükben 1 alatti átlagos TF értékeket találtunk: Al, Fe, Ba, Cr, Cu, Ni és Pb (7. táblázat). Az eredményeink azt mutatták, hogy a gyökerekhez viszonyítva a levelekben történő elemakkumuláció jelentős mértékű volt a Cd (0,770–2,175), Mn (1,541–5,674) és Zn (2,182–4,529) esetében.

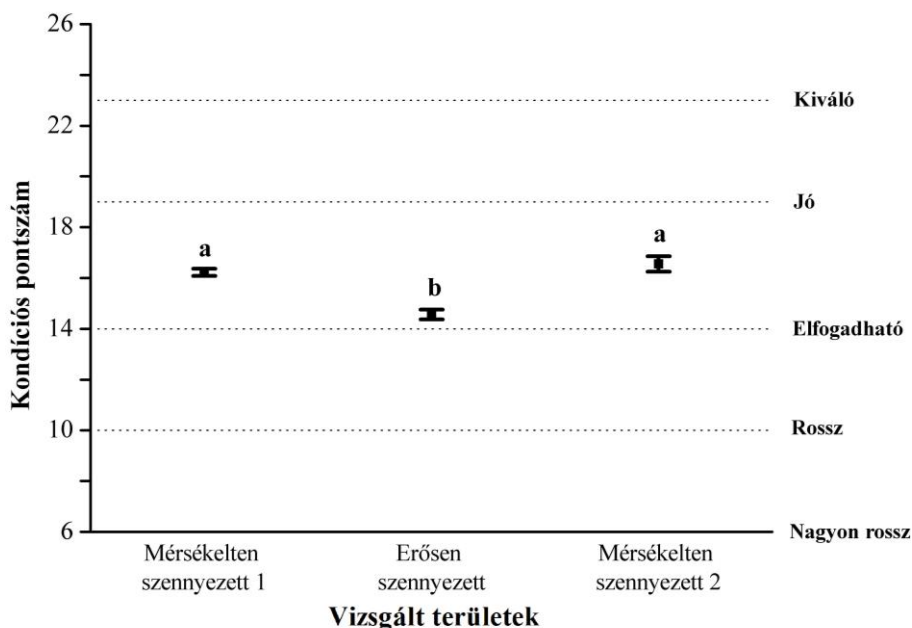
A Sr transzlokációja a mérsékelten szennyezett 1 (1,103) és 2 (1,442) területrészeken volt jelentős. Megjegyzendő továbbá, hogy a Sr transzlokációjának mértéke az erősen szennyezett területrészen is említésre méltó volt (0,982).

7. táblázat. A kosárfonó fűz egyedek gyökér és levél közötti transzlokációs faktor (TF) értékeinek változása a vizsgált területen (átlag $\pm$ SE, N=18).

Elem	Mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész
Al	0,355 $\pm$ 0,072	0,287 $\pm$ 0,029	0,137 $\pm$ 0,026
Fe	0,193 $\pm$ 0,047	0,410 $\pm$ 0,048	0,164 $\pm$ 0,033
Mn	3,068 $\pm$ 0,522	5,674 $\pm$ 1,296	1,541 $\pm$ 0,353
Ba	0,220 $\pm$ 0,051	0,206 $\pm$ 0,024	0,366 $\pm$ 0,040
Cd	0,770 $\pm$ 0,522	2,119 $\pm$ 1,909	2,175 $\pm$ 4,750
Cr	0,053 $\pm$ 0,047	0,013 $\pm$ 0,004	0,009 $\pm$ 0,005
Cu	0,334 $\pm$ 0,039	0,481 $\pm$ 0,049	0,511 $\pm$ 0,059
Ni	0,317 $\pm$ 0,484	0,403 $\pm$ 0,117	0,059 $\pm$ 0,081
Pb	0,049 $\pm$ 0,079	0,178 $\pm$ 0,224	0,364 $\pm$ 0,134
Sr	1,103 $\pm$ 0,103	0,982 $\pm$ 0,064	1,442 $\pm$ 0,058
Zn	2,662 $\pm$ 0,397	4,529 $\pm$ 0,808	2,182 $\pm$ 0,448

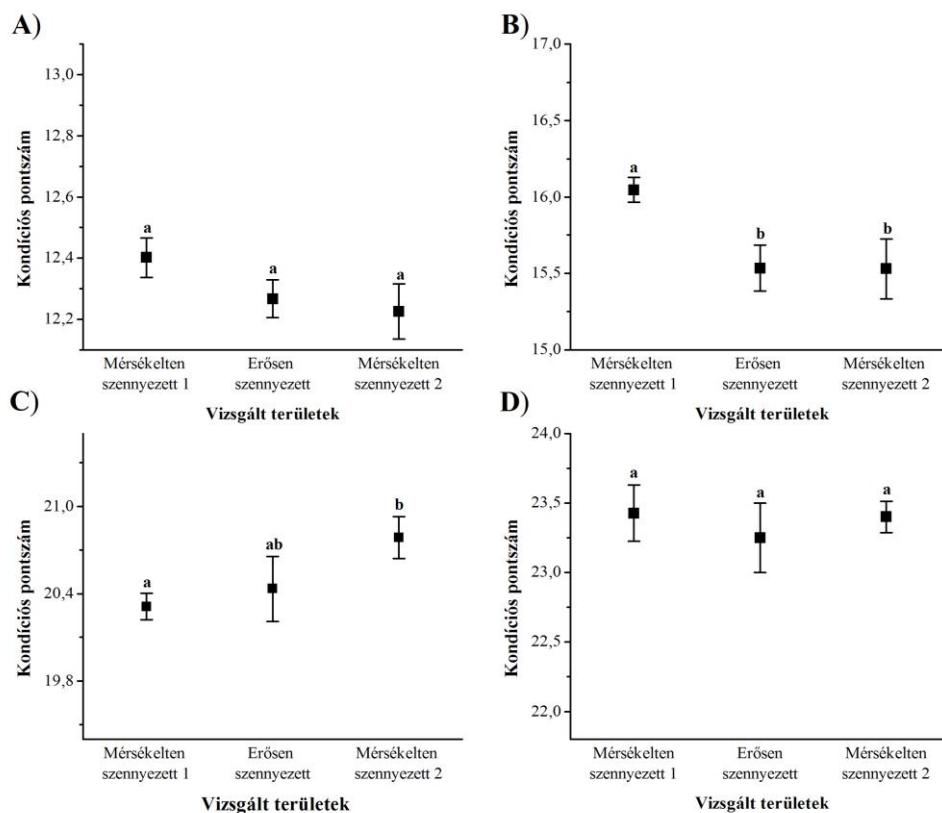
3.2.7. A fűz egyedek kondícióbecslése

A vizsgált kosárfonó fűz egyedek kondíciós pontszámai szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek voltak a vizsgált terület három része között. A kondíciós pontszámok átlagos értéke szignifikánsan kisebb volt az erősen szennyezett területrészen, mint a mérsékelten szennyezett 1 és 2 részeken (9. ábra).



9. ábra. A fűz egyedek kondíciójának változása a vizsgált terület egyes részei között (átlag $\pm$ SE). Jelölések: mérsékelt szennyezett 1–északi rész; erősen szennyezett–középső rész; mérsékelt szennyezett 2–déli rész. Az eltérő betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik.

Az egyes kondíció-kategóriák szerint is megfigyeltünk területrészek közötti szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket (10. ábra). Az elfogadható kategóriába tartozó egyedek száma szignifikánsan nagyobb volt a mérsékelt szennyezett 1 részen, mint a mérsékelt szennyezett 2 és erősen szennyezett területrészen. A jó kategóriába tartozó egyedek száma szignifikánsan nagyobb volt a mérsékelt szennyezett 1 részen, mint a mérsékelt szennyezett 2 területrészen. A nagyon rossz kategóriába tartozó egyedek statisztikai elemzésére a túl kicsi méretnagyság miatt nem volt lehetőség.



10. ábra. A rossz (A), elfogadható (B), jó (C) és kiváló (D) kondíciójú kosárfonó fűz egyedek átlagos kondíciós pontszámainak változása a vizsgált terület egyes részei között (átlag±SE). Jelölések: mérsékelt szennyezett 1—északi rész; erősen szennyezett—középső rész; mérsékelt szennyezett 2—déli rész. Az eltérő betűk a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik.

3.2.8. A talajparaméterek és a fűz egyedek kondíciója közötti korreláció

A mérsékelt szennyezett 1 területrészen negatív korrelációt tapasztaltunk a talaj Ca, Mg, Na és Sr koncentrációja és a törzs állapota között (17. függelék). Ugyanezen a területrészen pozitív korrelációt mutattunk ki a nedvességtartalom, illetve az Al, K, Na és Ni koncentrációja és a betegségek megléte között.

A K-koncentráció pozitívan korrelált a lombkorona fejlettségével, míg a Ni-koncentráció és a kondíciós pontszám között ugyancsak pozitív korrelációt találtunk. Az erősen szennyezett területrészen nem figyeltünk meg szignifikáns korrelációt a talajparaméterek és a fűz egyedek kondíciós faktorai között (18. függelék). A mérsékelten szennyezett 2 területrészen a talaj K és Sr koncentrációja negatív korrelációt jelzett a törzs állapotával, struktúrával, betegségek meglétével, lombkorona fejlettségével, várható élettartammal és kondíciós pontszámmal (19. függelék). Szintén a mérsékelten szennyezett 2 területrészen negatív korrelációt tapasztaltunk a Ca és Mg koncentrációja és a struktúra, betegségek megléte, lombkorona fejlettsége, várható élettartam, illetve kondíciós pontszám között. Az Al-koncentráció negatívan korrelált a struktúrával és a lombkorona fejlettségével.

3.2.9. Az elemkoncentrációk és a fűz egyedek kondíciója közötti korreláció

A vizsgált terület egészét tekintve szignifikáns ($p < 0,05$) negatív korrelációt találtunk a Ba ($r = -0,432$) és Sr ($r = -0,512$) talajban és levélben mért koncentrációi között. Ezzel szemben szignifikáns pozitív korrelációt tapasztaltunk a Mn ($r = 0,418$) és Zn ($r = 0,383$) talajban és levélben mért koncentrációi között. A levelek elemkoncentrációja és a fűz egyedek kondíciója közötti korreláció azt mutatta, hogy a mérsékelten szennyezett 1 területrészen szignifikáns pozitív korreláció volt a levelek Al ($r = 0,693$), Fe ($r = 0,779$), illetve Ba ($r = 0,693$) koncentrációja és a betegségek megléte között. A mérsékelten szennyezett 2 részen szignifikáns negatív korreláció volt a Fe koncentrációja ($r = -0,681$) és a fa struktúrája között. Szintén a mérsékelten szennyezett 2 részen szignifikáns negatív korrelációt találtunk a levelek Cu koncentrációja ($r = 0,692$) és a lombkorona fejlettsége, illetve a Cu-koncentráció ($r = -0,725$) és a várható élettartam között. Szignifikáns pozitív korrelációt találtunk a Pb koncentrációja ($p = 0,681$) és a várható élettartam, illetve a Pb-koncentráció ($p = 0,672$) és a kondíciós pontszám között.

3.3. A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

3.3.1. *A növényekben mért elemkoncentrációk változása területerészek, növényi szervek és növényfajok szerint*

Az általános lineáris modell (GLM) vizsgálat eredményei alapján szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérő Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba és Zn növényi koncentrációkat találtunk a három területe rész között. Ezen felül azt tapasztaltuk, hogy a gyökér, szár és levél növényi szervek között az Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr and Zn koncentrációk szignifikánsan különbözőek voltak. Megállapítottuk, hogy a vizsgált fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű egyedek bizonyos elemeket szignifikánsan különböző mértékben akkumuláltak. A két faj összehasonlításakor úgy találtuk, hogy a K és Mg koncentrációja szignifikánsan nagyobb, míg az Al, Fe, Mn és Na átlagos koncentrációja szignifikánsan kisebb volt a fehér libatop egyedekben, mint a kaporlevelű ebszékfű egyedekben. Ezen felül a Sr és Zn nagyobb, míg a Ba, Cr, Cu, Ni és Pb kisebb koncentrációban akkumulálódott a fehér libatop egyedekben, mint a kaporlevelű ebszékfű egyedekben, azonban ezen különbségek nem voltak szignifikánsak (20. és 21. függelék).

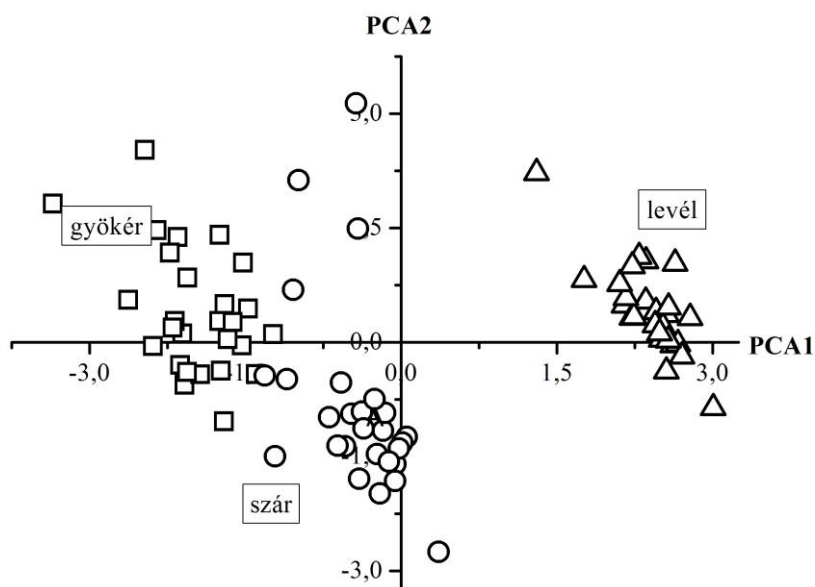
3.3.2. *A fehér libatop egyedek elemkoncentrációja*

A vizsgált területről begyűjtött fehér libatop egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja a 8. táblázatban, míg a szignifikancia értékek a 22. függelékben találhatóak. A főkomponens-analízis (PCA) során a fehér libatop egyedek növényi szervei elemkoncentrációik alapján elkülönültek egymástól (11. ábra).

8. táblázat. *A fehér libatop egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja (mg kg⁻¹, átlag±SE).*

<i>Elem</i>	Mérsékelt szennyezett 1 (északi) rész			Erősen szennyezett (középső) rész			Mérsékelt szennyezett 2 (déli) rész		
	<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>	<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>	<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>
Al	4,99 ± 0,61	1,99 ± 0,54	3,54 ± 0,60	6,39 ± 2,13	1,14 ± 0,15	2,93 ± 0,29	17,6 ± 3,91	1,23 ± 0,20	5,20 ± 1,77
Ca	77,6 ± 6,67	161 ± 19,6	926 ± 27,4	75,3 ± 9,25	310 ± 94,8	1008 ± 56,1	69,3 ± 11,6	141 ± 17,1	855 ± 88,5
Fe	4,92 ± 0,60	5,44 ± 3,32	6,61 ± 0,51	5,88 ± 1,82	2,12 ± 0,20	6,52 ± 0,49	15,0 ± 3,39	1,99 ± 0,18	29,6 ± 23,6
K	942 ± 39,5	2226 ± 114	2922 ± 87,8	976 ± 26,1	2561 ± 178	3074 ± 74,5	957 ± 53,7	2580 ± 166	2983 ± 116
Mg	76,7 ± 3,53	103 ± 6,36	1010 ± 41,7	66,7 ± 2,77	127 ± 27,7	916 ± 31,2	88,4 ± 5,29	144 ± 20,0	1229 ± 62,3
Mn	0,51 ± 0,03	0,47 ± 0,03	1,29 ± 0,09	0,56 ± 0,07	0,55 ± 0,04	1,73 ± 0,10	1,31 ± 0,23	0,90 ± 0,14	4,94 ± 1,46
Na	40,7 ± 8,04	13,0 ± 6,39	22,4 ± 18,0	26,4 ± 11,3	92,0 ± 74,4	3,60 ± 0,65	44,9 ± 15,6	28,3 ± 21,7	10,2 ± 4,72
Ba	0,12 ± 0,01	0,09 ± 0,00	0,16 ± 0,01	0,14 ± 0,02	0,14 ± 0,01	0,27 ± 0,02	0,22 ± 0,03	0,13 ± 0,01	0,22 ± 0,02
Cr	0,08 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,06 ± 0,02	0,08 ± 0,03	0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,00	0,13 ± 0,03	0,02 ± 0,00	0,03 ± 0,01
Cu	0,40 ± 0,02	1,98 ± 1,69	0,52 ± 0,02	0,37 ± 0,01	0,31 ± 0,01	0,52 ± 0,02	0,44 ± 0,01	0,37 ± 0,01	12,2 ± 11,7
Ni	0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,09 ± 0,05	0,04 ± 0,01	0,06 ± 0,04	0,04 ± 0,01	0,08 ± 0,02	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,01
Pb	0,08 ± 0,00	0,08 ± 0,00	0,03 ± 0,00	0,10 ± 0,04	0,07 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,06 ± 0,00	0,07 ± 0,00	0,06 ± 0,01
Sr	0,85 ± 0,04	1,56 ± 0,07	2,82 ± 0,08	0,82 ± 0,04	1,81 ± 0,15	3,00 ± 0,17	1,00 ± 0,08	1,57 ± 0,09	3,16 ± 0,24
Zn	1,71 ± 0,12	1,46 ± 0,09	5,92 ± 0,32	1,57 ± 0,10	1,39 ± 0,08	5,70 ± 0,49	1,29 ± 0,09	1,08 ± 0,09	2,77 ± 0,24

A vizsgált terület mindhárom része esetében szignifikánsan ($p < 0,05$) nagyobb Mg, Mn és Zn koncentrációkat találtunk a levelekben, mint a gyökerekben és a szárban. Az erősen szennyezett területrészen a Fe és Cu koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a levelekben, mint a gyökerekben és a szárban. A Ca, K és Sr esetében ugyancsak a levelekben találtuk a legnagyobb elemkoncentrációkat, míg a koncentrációk minden növényi szerv között szignifikánsan eltértek. Az Al és Ba akkumulációjának vizsgálatakor a növények szárában tapasztaltuk szignifikánsan a legkisebb koncentrációkat. A Na, Cr, Ni és Pb esetében a növényi szervek akkumulációjának mértéke szerint szignifikáns eltérést nem figyeltünk meg. A Cd növényi szervekben található koncentrációja minden esetben a kimutatási határérték alatt volt, ezért az elem vizsgálatától a továbbiak során eltekintettünk.



11. ábra. A fehér libatop egyedek növényi szerveiben mért elemkoncentrációk főkomponens-analízise. Jelölések: négyzet–gyökér; kör–szár; háromszög–levél. (PCA1: 59,30 %; PCA2: 20,50 %)

Az elemek koncentrációjának növényi szervek szerinti, területrészek közötti vizsgálatakor megfigyeltük, hogy a fehér libatop egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja átlagosan a mérsékelt szennyezett 2 területrészen volt a legnagyobb. A növényi szervek elemkoncentrációi a 8. táblázatban, míg a szignifikancia értékek a 23. függelékben találhatóak. Az Al, Fe, Mn és Ni gyökerekben mért koncentrációja a mérsékelt szennyezett 2 területrészen volt szignifikánsan ($p < 0,05$) a legnagyobb. A gyökerek Mg és Ba koncentrációja szignifikánsan eltért a mérsékelt szennyezett 1 és 2, illetve a mérsékelt szennyezett 2 és az erősen szennyezett területrészek között. A Zn-koncentráció a gyökér, szár és levél esetében egyaránt szignifikánsan nagyobb volt a mérsékelt szennyezett 1 részen, mint a mérsékelt szennyezett 2 területrészen. A Ca, K, Na, Cr, Cu és Sr gyökérbeli koncentrációi szignifikánsan nem különböztek az egyes területrészek között.

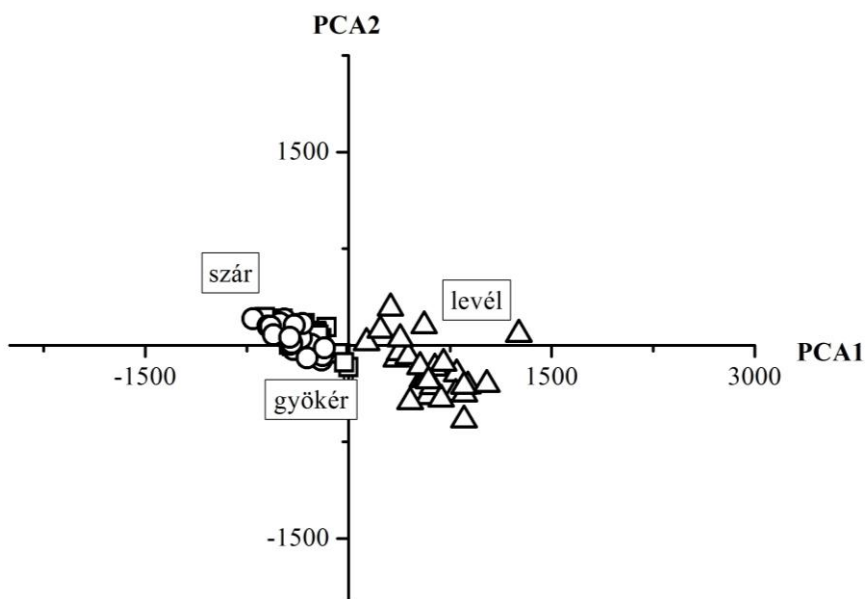
3.3.3. A kaporlevelű ebszékfű egyedek elemkoncentrációja

A vizsgált területről begyűjtött kaporlevelű ebszékfű egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja a 9. táblázatban, míg a szignifikancia értékek a 24. függelékben találhatóak. A főkomponens-analízis (PCA) során a kaporlevelű ebszékfű egyedek leveleinek elemkoncentrációja eltért az adott elemek gyökerekben és szárban mért koncentrációitól (12. ábra).

Az Al, Ba, Cr és Pb elemek egyaránt a gyökerekben akkumulálódtak szignifikánsan ($p < 0,05$) a legnagyobb koncentrációban. A Ca, K, Mg és Mn koncentrációja szignifikánsan a levelekben volt a legnagyobb. A Fe, Na, Cu és Ni koncentrációk a gyökerekben és a levelekben nagyobbak voltak, mint a szárban, azonban ezen különbségeket nem találtuk szignifikánsnak. A Zn esetében a növényi szervek koncentrációja között nem találtunk eltérést. A fehér libatop egyedeihez hasonlóan a Cd-koncentráció a kaporlevelű ebszékfű növényi szerveiben is kimutatási határérték alatt volt.

9. táblázat. *A kaporlevelű ebszékfű egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja (mg kg⁻¹, átlag±SE).*

<i>Elem</i>	Mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész			Erősen szennyezett (középső) rész			Mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész		
	<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>	<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>	<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>
Al	19,5 ± 2,76	7,18 ± 1,97	11,0 ± 1,29	37,4 ± 6,86	7,48 ± 1,30	6,80 ± 0,94	28,3 ± 3,40	6,63 ± 0,80	16,2 ± 5,06
Ca	195 ± 18,4	113 ± 12,0	825 ± 327	208 ± 14,7	169 ± 15,6	557 ± 75,8	154 ± 28,9	122 ± 20,5	552 ± 59,5
Fe	17,3 ± 2,47	7,14 ± 1,87	12,2 ± 1,16	32,6 ± 5,95	6,95 ± 1,07	9,23 ± 0,98	22,6 ± 2,63	5,84 ± 0,85	60,4 ± 47,8
K	723 ± 67,3	568 ± 48,1	1451 ± 104	879 ± 43,2	643 ± 47,5	1773 ± 46,5	684 ± 37,6	714 ± 43,9	1627 ± 100
Mg	49,8 ± 5,91	31,9 ± 4,11	256 ± 59,2	57,4 ± 5,94	40,2 ± 5,12	183 ± 25,4	58,7 ± 8,41	39,6 ± 3,68	222 ± 11,5
Mn	1,47 ± 0,15	1,44 ± 0,22	3,55 ± 0,60	2,46 ± 0,27	3,22 ± 0,55	4,91 ± 0,53	3,09 ± 0,40	3,77 ± 0,69	9,56 ± 1,30
Na	169 ± 7,90	59,2 ± 13,9	313 ± 299	107 ± 13,5	34,7 ± 12,4	71,9 ± 67,0	157 ± 17,0	47,2 ± 8,81	22,0 ± 10,6
Ba	0,42 ± 0,03	0,21 ± 0,02	0,23 ± 0,01	0,74 ± 0,08	0,28 ± 0,02	0,20 ± 0,01	0,52 ± 0,05	0,26 ± 0,02	0,24 ± 0,02
Cr	0,23 ± 0,04	0,15 ± 0,04	0,09 ± 0,02	0,37 ± 0,08	0,12 ± 0,02	0,06 ± 0,01	0,20 ± 0,03	0,06 ± 0,00	0,08 ± 0,02
Cu	0,64 ± 0,04	0,27 ± 0,02	0,78 ± 0,09	0,63 ± 0,06	0,28 ± 0,01	0,65 ± 0,03	0,54 ± 0,04	0,33 ± 0,04	22,2 ± 21,5
Ni	0,10 ± 0,01	0,12 ± 0,05	0,07 ± 0,01	0,18 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,08 ± 0,02	0,17 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,12 ± 0,02
Pb	0,16 ± 0,05	0,05 ± 0,01	0,06 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,04 ± 0,00	0,03 ± 0,01	0,06 ± 0,00	0,03 ± 0,01	0,05 ± 0,01
Sr	1,69 ± 0,10	1,18 ± 0,09	1,74 ± 0,12	1,72 ± 0,08	1,30 ± 0,08	1,51 ± 0,09	1,56 ± 0,10	1,44 ± 0,09	1,93 ± 0,17
Zn	2,64 ± 0,23	1,90 ± 0,18	2,60 ± 0,41	2,89 ± 0,22	2,70 ± 0,32	2,92 ± 0,28	1,36 ± 0,11	1,42 ± 0,07	1,68 ± 0,21



12. ábra. A kaporlevelű ebszékfű egyedek növényi szerveiben mért elemkoncentrációk főkomponens-analízise. Jelölések: négyszög–gyökér; kör–szár; háromszög–levél. (PCA1: 79,55 %; PCA2: 19,38 %)

Az elemek koncentrációjának növényi szervek szerinti, területrészek közötti vizsgálatakor megfigyeltük, hogy a kaporlevelű ebszékfű egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja átlagosan a mérsékelt szennyezett 2 és erősen szennyezett területrészekben volt a legnagyobb. A növényi szervek elemkoncentrációi a 9. táblázatban, míg a szignifikancia értékek a 25. függelékben találhatóak. Az Al, K és Ba gyökerekben mért koncentrációja szignifikánsan ($p < 0,05$) az erősen szennyezett területrészen volt a legnagyobb. A K és Zn levélbeli koncentrációja szintén az erősen szennyezett területrészen volt a legnagyobb. A gyökerek K, és a szár Zn koncentrációja ugyancsak ezen a területrészen volt a legnagyobb. A Mn esetében valamennyi növényi szerv koncentrációjának maximumát a mérsékelt szennyezett 2 részen figyeltük meg. A gyökerek Na-koncentrációját az erősen szennyezett, míg a gyökerek Ni-koncentrációját a mérsékelt szennyezett 1 területrészen találtuk szignifikánsan a legkisebbnek. A Ca, Mg, Cr, Cu, Pb és Sr esetében a növényi szervek koncentrációja között nem találtunk eltérést.

3.3.4. A talaj és a fehér libatop növényi szerveinek elemkoncentrációja közötti korreláció

A fehér libatop vizsgálata során kapott korrelációs együtthatók és a szignifikancia értékei a 26. függelékben találhatóak. A mérsékelten szennyezett 1 területrészen nem találtunk szignifikáns ($p < 0,05$) összefüggést az elemek talajban és növényi szervekben mért elemkoncentrációja között. Az erősen szennyezett területrészen szignifikáns negatív korrelációt figyeltünk meg a talaj és a gyökerek Al ($r = -0,700$, $p = 0,036$) és Fe ($r = -0,683$, $p = 0,042$), illetve a talaj és a szár Pb ($r = -0,798$, $p = 0,010$) koncentrációja között. A mérsékelten szennyezett 2 területrészen szignifikáns pozitív korrelációt találtunk a talaj és a gyökerek Cr ($r = 0,733$, $p = 0,025$) és Ni ($r = 0,733$, $p = 0,025$) koncentrációja között. Szintén ezen a területrészen szignifikáns negatív korrelációt tapasztaltunk a talaj és a szár Al ($r = -0,783$, $p = 0,013$), Mg ($r = -0,717$, $p = 0,030$) és Ba ($r = -0,731$, $p = 0,025$) koncentrációját illetően.

3.3.5. A talaj és a kaporlevelű ebszékfű növényi szerveinek elemkoncentrációja közötti korreláció

A kaporlevelű ebszékfű vizsgálata során kapott korrelációs együtthatók és a szignifikancia értékei a 27. függelékben találhatóak. A mérsékelten szennyezett 1 területrészen szignifikáns ($p < 0,05$) pozitív korrelációt mutattunk ki a talaj és a szár Fe ($r = 0,683$, $p = 0,042$) koncentrációja között. Az erősen szennyezett területrészen szignifikáns negatív korrelációt tapasztaltunk a talaj és a gyökerek Cu ($r = -0,883$, $p = 0,002$), illetve a talaj és a szár Ca ($r = -0,717$, $p = 0,030$) koncentrációja között. Szintén ezen a területrészen szignifikáns pozitív korrelációt találtunk a talaj és a levelek Sr ($r = 0,733$, $p = 0,025$) koncentrációja között. A mérsékelten szennyezett 2 területrészen szignifikáns negatív korrelációt mutattunk ki a talaj és a gyökerek Al ($r = -0,667$, $p = 0,050$) koncentrációját illetően.

3.3.6. A fehér libatop bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékei

A fehér libatop egyedekre számolt bioakkumulációs faktor (BAF) értékek valamennyi elem, növényi szerv és területrészt tekintve 1 alatt alakultak, azaz a növények hajtásában a talajhoz képest jelentős mértékű elemakkumuláció nem történt (10. táblázat). A biokoncentrációs faktor (BCF) értékek ugyancsak minden esetben 1 alattiak voltak, tehát a talaj elemkoncentrációihoz képest egyetlen növényi szervben sem volt megfigyelhető nagymértékű akkumuláció (11. táblázat). Ezekkel szemben azonban a transzlokációs faktor (TF) vizsgálatok során a Fe, Mn, Ba, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn esetén is 1 fölötti értékeket találtunk (12. táblázat). Jelentős transzlokációs potenciált ($TF > 3$) figyeltünk meg a mérsékelten szennyezett 1 (Ni–4,735; Zn–3,578; Sr–3,363), az erősen szennyezett (Sr–3,750; Zn–3,734; Mn–3,529) és a mérsékelten szennyezett 2 (Mn–4,132; Sr–3,379) területrészekben. Általánosságban megállapítottuk, hogy a levelek gyökerekhez mért elemakkumulációjának mértéke nagyobb volt, mint száré. A szárban mindössze a Pb (mindhárom területrészt tekintve) és a Ni és Cr (erősen szennyezett területrészt tekintve) akkumulációja volt nagyobb a szárban, mint a levelekben. A TF értékekben jelentős eltérést nem tapasztaltunk az egyes területrészek között.

3.3.7. A kaporlevelű ebszékfű bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékei

A kaporlevelű ebszékfű egyedekre a fehér libatop eredményeihez hasonlóan nagyon alacsony (< 1) BAF- és BCF-értékeket kaptunk (10. és 11. táblázat). A transzlokációs faktor (TF) vizsgálatok során a Fe, Mn, Cu, Ni, Sr és Zn esetében is 1 fölötti értékeket kaptunk (12. táblázat). Jelentős transzlokációs potenciált ($TF > 3$) csupán a mérsékelten szennyezett 2 területrészen (Fe–4,986; Mn–3,284) figyeltünk meg. A kaporlevelű ebszékfű egyedeknél megállapítottuk, hogy a levelek gyökerekhez mért elemakkumulációjának mértéke az erősen szennyezett és a mérsékelten szennyezett 2 területrészekben nagyobb volt, mint száré.

Ezzel szemben a szár Al, Fe, Ba, Cr, Ni és Pb elemekre számított TF értékei a mérsékelten szennyezett 1 részen magasabbak voltak, mint a levelek TF értékei. A TF értékekben a szár esetében jelentős eltérést nem tapasztaltunk az egyes terülrészek között, míg a leveleknél némi különbség megfigyelhető volt (mérsékelten szennyezett 2>erősen szennyezett>mérsékelten szennyezett 1).

10. táblázat. *A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű egyedek bioakkumulációs faktor (BAF) értékei (átlag±SE).*

Faj	Elem	Mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész
<i>Fehér libatop</i>	Al	0,001 ± 0,0001	0,0001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001
	Fe	0,001 ± 0,0002	0,0001 ± 0,0001	0,001 ± 0,001
	Ba	0,002 ± 0,0003	0,003 ± 0,0003	0,004 ± 0,0004
	Cr	0,0004 ± 0,0001	0,0001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0003
	Cu	0,015 ± 0,002	0,013 ± 0,003	0,030 ± 0,004
	Mn	0,002 ± 0,0001	0,003 ± 0,0001	0,009 ± 0,002
	Ni	0,003 ± 0,002	0,002 ± 0,001	0,001 ± 0,0003
	Pb	0,003 ± 0,001	0,003 ± 0,001	0,018 ± 0,003
	Sr	0,026 ± 0,001	0,030 ± 0,004	0,047 ± 0,006
	Zn	0,029 ± 0,005	0,027 ± 0,006	0,039 ± 0,005
<i>Kaporlevelű ebszékfű</i>	Al	0,002 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,002 ± 0,0004
	Fe	0,001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,003 ± 0,002
	Mn	0,006 ± 0,001	0,011 ± 0,001	0,020 ± 0,003
	Ba	0,003 ± 0,001	0,004 ± 0,0003	0,006 ± 0,0004
	Cr	0,001 ± 0,0002	0,001 ± 0,0002	0,003 ± 0,001
	Cu	0,021 ± 0,005	0,015 ± 0,003	0,035 ± 0,005
	Ni	0,004 ± 0,001	0,003 ± 0,001	0,004 ± 0,001
	Pb	0,003 ± 0,001	0,002 ± 0,001	0,013 ± 0,004
	Sr	0,017 ± 0,002	0,017 ± 0,002	0,033 ± 0,004
	Zn	0,017 ± 0,003	0,021 ± 0,004	0,032 ± 0,004

11. táblázat. *A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű egyedek biokoncentrációs faktor (BCF) értékei (átlag±SE).*

Faj	Elem	Mérsékeltén szennyezett 1 (északi) rész			Erősen szennyezett (középső) rész			Mérsékeltén szennyezett 2 (déli) rész		
		Gyökér	Szár	Levél	Gyökér	Szár	Levél	Gyökér	Szár	Levél
Fehér libatop	Al	0,001 ± 0,0001	0,0001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0004	0,0002 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,003 ± 0,001	0,0002 ± 0,0001	0,001 ± 0,0003
	Fe	0,0001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0003	0,001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0002	0,001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0003	0,0002 ± 0,0001	0,002 ± 0,002
	Mn	0,001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,003 ± 0,0002	0,001 ± 0,0002	0,001 ± 0,0001	0,005 ± 0,0002	0,004 ± 0,001	0,003 ± 0,001	0,014 ± 0,004
	Ba	0,002 ± 0,0004	0,001 ± 0,0002	0,002 ± 0,0003	0,002 ± 0,0004	0,002 ± 0,0002	0,004 ± 0,001	0,005 ± 0,001	0,003 ± 0,0003	0,005 ± 0,001
	Cr	0,001 ± 0,0001	0,0001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0002	0,0001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,006 ± 0,002	0,001 ± 0,0002	0,002 ± 0,001
	Cu	0,015 ± 0,003	0,011 ± 0,002	0,019 ± 0,003	0,011 ± 0,002	0,010 ± 0,002	0,017 ± 0,004	0,032 ± 0,003	0,026 ± 0,003	0,034 ± 0,005
	Ni	0,001 ± 0,0003	0,001 ± 0,0003	0,005 ± 0,003	0,001 ± 0,0002	0,002 ± 0,002	0,001 ± 0,001	0,003 ± 0,001	0,001 ± 0,0003	0,001 ± 0,0003
	Pb	0,003 ± 0,001	0,004 ± 0,001	0,001 ± 0,0003	0,006 ± 0,004	0,004 ± 0,001	0,002 ± 0,001	0,017 ± 0,004	0,020 ± 0,005	0,016 ± 0,002
	Sr	0,010 ± 0,001	0,018 ± 0,002	0,033 ± 0,002	0,010 ± 0,001	0,022 ± 0,003	0,037 ± 0,005	0,020 ± 0,003	0,031 ± 0,004	0,064 ± 0,009
	Zn	0,014 ± 0,003	0,012 ± 0,002	0,047 ± 0,008	0,012 ± 0,002	0,011 ± 0,002	0,043 ± 0,011	0,025 ± 0,003	0,023 ± 0,003	0,056 ± 0,008
Kaporlevelű ebszékfű	Al	0,004 ± 0,001	0,001 ± 0,0003	0,002 ± 0,0003	0,007 ± 0,002	0,001 ± 0,0002	0,001 ± 0,0002	0,005 ± 0,001	0,001 ± 0,0002	0,003 ± 0,001
	Fe	0,002 ± 0,0003	0,001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,003 ± 0,001	0,001 ± 0,0001	0,001 ± 0,0001	0,002 ± 0,0003	0,001 ± 0,0001	0,005 ± 0,004
	Mn	0,004 ± 0,0003	0,004 ± 0,001	0,009 ± 0,002	0,007 ± 0,001	0,008 ± 0,001	0,013 ± 0,002	0,009 ± 0,001	0,011 ± 0,002	0,029 ± 0,005
	Ba	0,006 ± 0,001	0,003 ± 0,001	0,004 ± 0,001	0,012 ± 0,002	0,004 ± 0,0004	0,003 ± 0,0003	0,012 ± 0,001	0,006 ± 0,001	0,006 ± 0,001
	Cr	0,002 ± 0,0004	0,001 ± 0,0004	0,001 ± 0,0002	0,003 ± 0,001	0,001 ± 0,0003	0,0004 ± 0,0001	0,009 ± 0,002	0,003 ± 0,001	0,004 ± 0,001
	Cu	0,023 ± 0,004	0,010 ± 0,002	0,031 ± 0,007	0,020 ± 0,004	0,009 ± 0,002	0,021 ± 0,004	0,038 ± 0,004	0,024 ± 0,014	0,045 ± 0,007
	Ni	0,004 ± 0,001	0,005 ± 0,002	0,003 ± 0,0003	0,007 ± 0,001	0,003 ± 0,001	0,003 ± 0,001	0,007 ± 0,001	0,004 ± 0,0004	0,005 ± 0,001
	Pb	0,007 ± 0,002	0,003 ± 0,001	0,002 ± 0,001	0,007 ± 0,002	0,002 ± 0,0004	0,002 ± 0,001	0,017 ± 0,006	0,009 ± 0,002	0,017 ± 0,007
	Sr	0,020 ± 0,002	0,014 ± 0,002	0,021 ± 0,003	0,021 ± 0,002	0,016 ± 0,002	0,018 ± 0,002	0,032 ± 0,005	0,028 ± 0,003	0,038 ± 0,005
	Zn	0,021 ± 0,004	0,014 ± 0,002	0,020 ± 0,003	0,022 ± 0,005	0,020 ± 0,005	0,022 ± 0,004	0,027 ± 0,003	0,029 ± 0,003	0,035 ± 0,006

12. táblázat. *A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű egyedek transzlokációs faktor (TF) értékei (átlag±SE).*

Faj	Elem	Mérsékeltén szennyezett 1 (északi) rész		Erősen szennyezett (középső) rész		Mérsékeltén szennyezett 2 (déli) rész	
		Szár	Levél	Szár	Levél	Szár	Levél
<i>Fehér libatop</i>	Al	0,424 ± 0,099	0,781 ± 0,140	0,295 ± 0,068	0,737 ± 0,148	0,107 ± 0,030	0,324 ± 0,054
	Fe	1,098 ± 0,592	1,515 ± 0,208	0,505 ± 0,074	1,697 ± 0,337	0,193 ± 0,040	1,229 ± 0,620
	Mn	0,940 ± 0,070	2,628 ± 0,280	1,082 ± 0,118	3,529 ± 0,462	0,760 ± 0,107	4,132 ± 1,178
	Ba	0,780 ± 0,086	1,416 ± 0,225	1,164 ± 0,208	2,255 ± 0,389	0,690 ± 0,133	1,230 ± 0,231
	Cr	0,484 ± 0,126	0,843 ± 0,232	0,896 ± 0,553	0,399 ± 0,072	0,259 ± 0,084	0,327 ± 0,097
	Cu	0,692 ± 0,073	1,323 ± 0,083	0,855 ± 0,037	1,419 ± 0,066	0,834 ± 0,038	1,105 ± 0,143
	Ni	0,988 ± 0,280	4,735 ± 2,998	1,686 ± 0,936	1,246 ± 0,356	0,513 ± 0,145	0,720 ± 0,209
	Pb	1,021 ± 0,040	0,443 ± 0,062	1,036 ± 0,144	0,440 ± 0,153	1,221 ± 0,115	1,082 ± 0,194
	Sr	1,851 ± 0,100	3,363 ± 0,180	2,239 ± 0,179	3,750 ± 0,286	1,665 ± 0,197	3,379 ± 0,403
	Zn	0,895 ± 0,093	3,578 ± 0,259	0,932 ± 0,111	3,734 ± 0,381	0,877 ± 0,099	2,211 ± 0,196
<i>Kaporlevelű ebszékfű</i>	Al	0,470 ± 0,160	0,655 ± 0,106	0,241 ± 0,037	0,292 ± 0,099	0,293 ± 0,080	0,812 ± 0,385
	Fe	0,524 ± 0,174	0,822 ± 0,129	0,264 ± 0,042	0,441 ± 0,134	0,313 ± 0,077	4,986 ± 4,393
	Mn	1,067 ± 0,210	2,792 ± 0,600	1,357 ± 0,187	2,205 ± 0,399	1,318 ± 0,225	3,284 ± 0,513
	Ba	0,538 ± 0,088	0,595 ± 0,063	0,401 ± 0,034	0,314 ± 0,053	0,552 ± 0,087	0,516 ± 0,107
	Cr	0,810 ± 0,260	0,500 ± 0,111	0,427 ± 0,078	0,249 ± 0,085	0,374 ± 0,078	0,508 ± 0,192
	Cu	0,448 ± 0,058	1,268 ± 0,159	0,477 ± 0,044	1,081 ± 0,082	0,642 ± 0,102	1,209 ± 0,154
	Ni	1,281 ± 0,507	0,736 ± 0,131	0,576 ± 0,135	0,516 ± 0,161	0,608 ± 0,131	0,773 ± 0,134
	Pb	0,408 ± 0,066	0,643 ± 0,338	0,380 ± 0,080	0,251 ± 0,059	0,649 ± 0,162	0,954 ± 0,198
	Sr	0,710 ± 0,064	1,082 ± 0,133	0,756 ± 0,029	0,909 ± 0,093	0,959 ± 0,097	1,265 ± 0,135
	Zn	0,755 ± 0,092	1,082 ± 0,211	1,000 ± 0,146	1,080 ± 0,151	1,107 ± 0,123	1,273 ± 0,176

4. Értékelés

4.1. Fűz fajok fémakkumulációs potenciáljának metaanalízise

4.1.1. Fémakkumuláció a fűz fajok növényi szerveiben

A metaanalízises vizsgálatok során kapott eredményeink azt mutatták, hogy a korábbi tanulmányok szennyezett területeken tenyésztő fűz fajok Cd-, Pb- és Zn-akkumulációjának mértékét jelentősen nagyobbak találták, mint a szennyezetlen területeken található kontrol egyedek esetében. A fémek felvételének mértéke azonban az egyes növényi szervekben igen változó volt.

Eredményeink szerint a Cd felvételének mértéke nem különbözött szignifikánsan a gyökerek, szár, ágak és levelek között. Korábbi tanulmányok azonban ennek ellentmondó eredményekkel szolgáltak. Wahsha és mtsai (2012) megfigyelték, hogy ugyan nem szignifikánsan, de jól látható trendként a Cd a vizsgált fűz fajok gyökereiben halmozódott fel a legnagyobb koncentrációban, míg a levelekben és különösen a szárban a Cd ennél jóval kisebb koncentrációban volt jelen. Számos fűz faj esetében Lux és mtsai (2004) a gyökerekben szignifikánsan nagyobb koncentrációkat találtak, mint a föld feletti növényi szervekben. Munkánk során azt tapasztaltuk, hogy a Cd akkumulációjának maximuma – a többi növényi szervtől alig eltérő koncentrációkkal – a gyökerekben jelentkezett. Korábbi tanulmányok ugyancsak igazolták, hogy a fűz fajok gyökereiben intenzívebb Cd-felhalmozódás történt, mint a levelekben, alacsony (Vaculík et al. 2012) és közepes (Borišev et al. 2012) mértékű talajszennyezettség mellett egyaránt. Ezzel ellentétben Vandecasteele és mtsai (2005) megállapították, hogy mérsékelt szennyezett talajokon a fűz fajok gyökerei és levelei hasonló mértékű Cd-akkumulációra voltak képesek. Erősen szennyezett talajokon a szerzők azonban azt tapasztalták, hogy a levelek jelentősen nagyobb Cd-koncentrációval rendelkeztek, mint a gyökerek. Bissonnette és mtsai (2010) arra a következtetésre jutottak, hogy a fűz fajok Cd-koncentrációjának maximuma a szárban jelentkezett, míg a levelekben ennél kisebb, a gyökerekben pedig még kisebb értékek voltak megfigyelhetőek. Ling és mtsai (2011) fehér fűz (*Salix alba*) egyedek Cd-akkumulációját enyhén, mérsékelt és erősen szennyezett talajokon egyaránt megvizsgálták.

Az enyhén és erősen szennyezett területeken Ling és mtsai (2011) szignifikánsan kisebb fémkoncentrációt figyeltek meg a gyökerekben, mint a levelekben. Eredményeinkhez hasonlóan, mérsékelt szennyezett talajokon (Cloutier-Hurteau et al. 2014) sem igazoltak különbséget a növényi szervek Cd-koncentrációja között. Dos Santos Utmazian és Wenzel (2007) a fűz fajok leveleiben szignifikánsan nagyobb Cd-koncentrációt mértek, mint a gyökerekben. Általánosságban elmondható volt, hogy a fémek koncentrációjának növényen belüli eloszlása fajonként igen eltérő (Pulford & Watson 2003). A Cd-felvételt befolyásoló tényezőket kutatva Salt és mtsai (1995), illetve Vassilev és mtsai (2005) úgy vélték, hogy a fém transzlokációjáért elsősorban a transzspirációs folyamat hajtóereje felelős. Korábban igazolódott, hogy a föld feletti növényi szervekbe eljutva a Cd rendszerint a vakuólumokban raktározódik, mely jelenség által a fém növényre kifejtett negatív hatása jelentősen mérséklődik (Yang et al. 2015a). A metaanalízis eredményei alapján megállapíthattuk, hogy az alkalmazott statisztikai módszerek hatékony eszközök voltak a fűz fajok korábbi eredmények szerinti ellentmondásos Cd-akkumulációjának összegzésére.

Vizsgálataink során szignifikánsan nagyobb Pb-koncentrációkat találtunk a fűz fajok gyökereiben és ágaiban, mint a szárban és levelekben. Ezzel összhangban Bissonnette és mtsai (2010) szintén a gyökerek szignifikánsan jelentősebb Pb-akkumulációjáról számoltak be a levelekkel és szárral szemben. Cloutier-Hurteau és mtsai (2014), illetve Kacálková és mtsai (2014) ugyancsak azt hangsúlyozták, hogy a levelekhez viszonyítva a gyökerekben szignifikánsan jelentősebb Pb-felhalmozódás ment végbe. Hasonló eloszlási mintázatot figyeltek meg Borišev és mtsai (2009) is négy különböző fűz faj esetében, eltérő mértékű talajszennyezettség mellett. Mlecsek és mtsai (2009b) szintén azt tapasztalták, hogy a Pb elsősorban a gyökerekben halmozódott fel nagy koncentrációban. Eredményeink alapján a gyökerek mellett a fűz fajok ágai is jelentős mértékű Pb-felhalmozásra voltak képesek. A Pb koncentrációjának növényen belüli változása feltehetően a korábbi tanulmányok szerzői által is megfigyelt gyökerek és szár, illetve ágak és levelek közötti korlátozott transzlokációra vezethető vissza (Dahmani-Muller et al. 2000, Brekken & Steinnes 2004). A gyökerekből a szárba és a levelekbe történő mérsékelt transzlokáció a gyökerek hatékony kirekesztő mechanizmusának eredménye, melyet a növény a fotoszintetikus folyamatok védelme érdekében fejlesztett ki (Baker 1981, Stoltz & Greger 2002, Borišev et al. 2009).

A metaanalízis során felhasznált tanulmányokban a mikorrhiza fémakkumulációra kifejtett hatását nem vizsgálták; kiemelték azonban, hogy a gyökerekkel szimbiózisban élő közösségek a sejtfalon történő megkötés és az intracelluláris immobilizáció révén sikeresen gátolták a föld feletti szervekbe történő transzlokációt (Leyval et al. 1997, De Maria et al. 2011). Vysloužilová és mtsai (2003b) hét fűz faj Pb-akkumulációját vizsgálták enyhén és erősen szennyezett talajok esetében. Eredményeinkkel ellentétben enyhén szennyezett talajokon a kutatók átlagosan nagyobb Pb-koncentrációt figyeltek meg a levelekben, mint az ágakban. Erősen szennyezett talajokon a levelek Pb-koncentrációja három faj esetében nagyobb, míg három faj esetén kisebb volt, mint az ágakban (Vysloužilová et al. 2003b). A Pb akkumulációs mintázatát Stanislawska-Głubiak és mtsai (2012) is kutatták. Eredményeinkkel összhangban a szerzők nagyobb koncentrációkat találtak a gyökerekben, mint az ágakban, homok és lösz talajokon egyaránt. A Pb fűz fajokban történő akkumulációja hidroponikus körülmények között is széles körben kutatott. Ezen eredmények általánosságban azt hangsúlyozzák, hogy a fő Pb-raktározó szerv a gyökér (Malá et al. 2010, Zhivotovsky et al. 2010, Wang et al. 2014).

Munkánk során azt tapasztaltuk, hogy a Zn akkumulációjának mértéke növényi szervenként jelentősen eltért: a szárban szignifikánsan nagyobb koncentrációkat találtunk, mint a levelekben. Ezzel ellentétben Maxted és mtsai (2007), valamint Migeon és mtsai (2009) kiemelték, hogy az általuk vizsgált fűz fajok leveleiben szignifikánsan nagyobb volt a Zn koncentrációja, mint a szárban. Továbbá, Hammer és Keller (2002), illetve Kacálková és mtsai (2015) szignifikáns különbséget találtak a levelek nagy, illetve a gyökerek és az ágak kis koncentrációja között. Rózanowski és mtsai (2012) szintén nagyobb Zn-koncentrációt figyeltek meg a levelekben, mint a fűz szárában. Yang és mtsai (2014) 12 különböző fűz fajt vizsgálva az átlagkoncentrációk alábbi sorrendjét igazolták: levelek>gyökerek>szár. Łukaszewicz és mtsai (2009) ugyancsak a kosárfonó fűz leveleiben találták a Zn legnagyobb átlagkoncentrációját, míg a szár gyökerekhez közeli részeiben nagyobb koncentrációk jelentkeztek, mint a szár gyökerektől távolabb elhelyezkedő részeiben. Ezzel szemben Baltrėnas és Čepanko (2009) a szár teljes egészét tekintve a gyökerekhez közel találták a legkisebb fémkoncentrációt. Vysloužilová és mtsai (2003a) a Pb akkumulációja mellett a Zn felvételét is megvizsgálták 7 fűz faj esetében, enyhén, mérsékelt és erősen szennyezett talajokon egyaránt.

Enyhe talajszennyezettség mellett 5 fűz faj Zn-koncentrációja nagyobb volt a levelekben, mint az ágakban, míg 2 faj esetén Vysloužilová és mtsai (2003a) fordított mintázatot figyeltek meg. Erősen szennyezett talajon mind a 7 faj esetében nagyobb koncentráció volt megfigyelhető a levelekben, mint az ágakban, mely állítás eredményeinknek ellentmond. Megfigyeléseink alapján megállapítottuk, hogy a fűz fajok szárának Zn-akkumulációs potenciálja meglepően jelentős volt. Úgy véljük, hogy a fémkoncentráció szezonális változása potenciálisan felelős lehetett az általunk megfigyelt koncentrációk kialakításáért (Mertens et al. 2006). Továbbá, a lombhullás és a tápanyagok mennyisége, illetve minősége szintén hozzájárulhatott a levelek szárhoz képest megfigyelt kisebb koncentrációjához (Sander & Ericsson 1998, Pulford & Watson 2003). Ezen felül a Zn Cd-al történő szinergista jellegű akkumulációja ugyancsak magyarázattal szolgálhat az általunk tett megállapításokhoz (Han et al. 2010).

A fémakkumuláció mértékének vizsgálatakor megfigyeltük, hogy a szennyezett területeken található fűz fajok növényi szervei szignifikánsan nagyobb fémakkumulációra képesek, mint a szennyezetlen területekről származó egyedek. A Cd, Pb és Zn felhalmozódásának tendenciája alapján javasoljuk, hogy fitoextrakciós projektek befejezésekor különös figyelmet kapjon az egyedek gyökereinek eltávolítása (Dimitriou & Rutz 2015). Ennek hiányában jelentős mennyiségű akkumulálható, potenciálisan toxikus fém marad a talajban.

A különféle talajjavító és remediációt segítő anyagok (pl. hígrágya, vörös iszap, EDTA) alkalmazása széles körben tanulmányozott (Nascimento & Xing 2006, Hua et al. 2017). A komposzt talajba juttatása a talajtulajdonságok és a mikrobiális aktivitás megváltoztatása révén igazoltan fokozza a növények elemakkumulációs képességét (Taiwo et al. 2016). A komposzt alkalmazásáról ezen felül megállapították, hogy egyszerre hat pozitívan a fűz fajok fémfelvételére és növekedésére (Abedi et al. 2014). Ezzel szemben Maxted és mtsai (2007) szennyvíziszap kijuttatása után nem figyeltek meg változást a fűz fajok Cd- és Zn-akkumulációját illetően.

A komposztált növényi részek talajba forgatása és a meszezés esetében megállapították, hogy a fűz fajok egyes szerveinek Cd-, Pb- és Zn-koncentrációja jelentősen emelkedett, míg a fűz növekedése erősen gátolt volt (Boyter et al. 2009). Munkánk során a fűz fajok saját (adalékokkal nem elősegített) fémakkumulációjának vizsgálatát tűztük ki célul. A megfelelő adalékanyagok talajba juttatása nagyban növelheti a fitoextrakció hatékonyságát, mely tényezőt érdemes figyelembe venni a további tanulmányok elkészítésénél.

4.1.2. A talaj kémhatása és a fűz fajok fémakkumulációja közötti összefüggés

Munkánk során megállapítottuk, hogy a fűz fajok szárában tapasztalt Cd-akkumuláció mértéke szignifikánsan nőtt a talaj kémhatásának csökkenésével. A talaj kémhatásának változása igazoltan az egyik legmeghatározóbb tényező a fémek mobilitását illetően (Harter et al. 1983). Bizonyítást nyert, hogy savasabb kémhatás-viszonyok mellett a fémek átlagosan mobilisabbak, mint semleges és bázikus kémhatású környezetben (Jensen et al. 2000). Megfigyeléseinkhez igazodóan Wang és mtsai (2006) *Thlaspi caerulescens* egyedek esetében ugyancsak jelentősebb Cd- és Zn-akkumulációt figyeltek meg savas, mint semleges környezetben. Ezen felül McBride (2003) megállapította, hogy bázikus közegben a Cd és Pb elérhetősége egyaránt gátolt volt. Eredményeinkkel ellentétben Kacálková és mtsai (2014) szerint a kémhatás (pH 6,1-ről 7,4-re) változása megnöveli a talajban felvehető formában található Cd mennyiségét. Egy korábbi tanulmány (Shuman 1985) szintén az előbbi eredményre jutott. Adamczyk-Szabela és mtsai (2015) *Valeriana officinalis* egyedek Zn-felvételét vizsgálták savas (pH 3,5 és 4,1), illetve bázikus (pH 10 és 13) kémhatású talajokban. A szerzők úgy találták, hogy a savas körülményekkel összehasonlítva a bázikus környezet gátló hatással van a Zn akkumulációjára. Korábbi tanulmányok kiemelték, hogy a növények képesek a talaj kémhatásának megváltoztatására, ez által befolyásolni a fémek hozzáférhetőségét (Fritioff & Greger 2003, Tangahu et al. 2011).

4.1.3. A különböző fémek fűz fajok növényi szerveiben történő akkumulációja közötti összefüggés

A fémek fűz fajokban történő akkumulációja között szignifikáns összefüggést a növények szárában a Cd és Zn között mutattunk ki. A Cd és Zn akkumulációja közötti kapcsolat megítélése a korábbi tanulmányok szerint igen vitatott (Bedell et al. 2009). Eredményeinkhez hasonlóan Dudka és mtsai (1994) ugyancsak szignifikáns korrelációt tapasztaltak a Cd és Zn *Triticum vulgare* egyedekben történő akkumulációja között. Han és mtsai (2010) hét különböző kecskefűz (*Salix caprea*) klón Cd- és Zn-akkumulációját vizsgálták (i) csak Cd-al, (ii) csak Zn-el, illetve (iii) Cd-al és Zn-el együttesen szennyezett talajokon. Megfigyeléseinkhez hasonlóan a kutatók megállapították, hogy a szár Cd-koncentrációja 110 %-kal nőtt a Cd és Zn által együttesen terhelt területen, a csak Cd-al szennyezett terület növényeihez képest. Egy, a szerzők által készített kiegészítő jellegű tanulmányban megállapítást nyert, hogy az előbb említett Cd- és Zn-szennyezéssel egyaránt érintett talajokon az újonnan vizsgálatba vont öt fűz faj gyökereiből a levelekbe intenzívebb transzlokáció irányult, mint a csak az egyik fémrel terhelt talajokon (Han et al. 2013). Ugyancsak az eredményeinket alátámasztván Landberg és Greger (2002) kiemelte, hogy a Cd jelenléte kosárfonó fűz egyedek gyökerei esetében serkentően hat a Zn felvételére. A szerzők hangsúlyozták továbbá, hogy a Zn jelenléte nem befolyásolja a Cd akkumulációját. Megfigyeléseinkkel ellentétben Vassilev és mtsai (2005) rávilágítottak, hogy a talaj nagy Cd-koncentrációja gátolja a Zn fűz fajokban történő felhalmozódását. Han és mtsai (2010) szintén kiemelték, hogy a *S. caprea* klónok szárának Zn-koncentrációja 61 %-kal kisebb volt a talaj együttes Cd- és Zn-szennyezettsége mellett, mint a csak Zn által terhelt talajokon található növények esetében. A szerzők kiegészítő jellegű tanulmányukban jelezték, hogy az öt fűz faj gyökereiből a levelekbe történő Zn-transzlokációját jelentősen gátolta a talaj nagy együttes Cd- és Zn-koncentrációja (Han et al. 2013). *Vetiveria zizanioides* egyedek vizsgálata során Xu és mtsai (2009) kimutatták, hogy a talaj Cd-koncentrációja akadályozza a Zn növénybeli akkumulációját.

Ezen felül Hart és mtsai (2002) azt a megfigyelést tették, hogy a talaj Zn-szennyezettségének gátló hatása van a vizsgált mezőgazdasági növények (*Triticum aestivum* és *Triticum turgidum*) Cd-felvételére, míg a Cd ugyancsak gátolta az Zn felhalmozódását a növényekben. Korábbi kutatások igazolták továbbá, hogy a Cd és Zn egy időben történő felvétele jelentősen serkenthető különböző kelátképzők (pl. EDTA és DTPA) talajba juttatásával (Xu et al. 2006, Maxted et al. 2007, Xu et al. 2009, Zhao et al. 2011).

4.1.4. A fémakkumuláció időbeli változása a fűz fajok növényi szerveiben

A kezelés időtartamának (kísérlet hosszának) növényi szervekben történő akkumulációra kifejtett hatását igen eltérőnek találtuk. Figyelembe véve az összehasonlítások lehetséges számát (12), a fémakkumuláció és a kezelés időtartama között szignifikáns korrelációt mindössze három esetben figyeltünk meg.

Eredményeink azt mutatták, hogy a Cd akkumulációjának levelekben és ágakban megfigyelt mértéke jelentősen növekszik a kezelés időtartamának növekedésével. Megállapításunkkal ellentétben egy 3 évig tartó kísérlet során Wieshammer és mtsai (2007) évről évre kisebb Cd-koncentrációkat figyeltek meg négy különböző fűz faj leveleiben. Ezen eredményt a szerzők a talajban a növények számára egyre kisebb mennyiségben rendelkezésre álló fémkoncentrációval magyarázzák. Megfigyelésünkhöz hasonló módon French és mtsai (2006) a kezelés harmadik évében a második évihez képest növekvő Cd-koncentrációt mértek a vizsgálatba vont négy különböző fűz faj levelei esetében. A Cd fűz fajok ágaiban történő felhalmozódásáról eddig kevés tanulmány született (Stanislawska-Głubiak et al. 2012. Kacálková et al. 2014), melyek egyike sem vizsgálta az akkumuláció időbeli trendjét.

Vizsgálataink során nem találtunk szignifikáns összefüggést a Pb akkumulációja és a kezelés időtartama között. A korábbiakban csupán néhány tanulmány szolgáltat információval a Pb fűz fajok növényi szerveiben való időbeli felhalmozódásának változásáról. Egy négy éven át tartó kísérlet során Zárubová és mtsai (2015) megfigyelték, hogy a szár Pb-koncentrációja az első évről a második évre emelkedett, majd a harmadik és negyedik évben folyamatosan csökkent. Ruttens és mtsai (2011) hét különböző fűz faj esetében a levelek Pb-koncentrációjának időbeli változását kutatták.

Ruttens és mtsai (2011) úgy találták, hogy a fémkoncentráció két faj esetén szignifikánsan növekvő, két faj esetén mérsékelten növekvő, míg három faj esetén mérsékelten csökkenő tendenciát mutat a harmadik évben, a második évhez viszonyítva. A korábbi kutatások eredményei alapján beláthatjuk, hogy a fűz fajok Pb-akkumulációjának megítélése vitatott.

Eredményeink azt mutatták, hogy a fűz fajok ágainak Zn-koncentrációja a kezelés időtartamával együtt növekedett. A metaanalízisbe vont tanulmányokon kívül ez idáig nem készültek újabb kutatások, melyek a Zn koncentrációjának fűz fajok ágaiban történő időbeli változását vizsgálták. Az egyéb növényi szerveket illetően Rosselli és mtsai (2003) kiemelték, hogy a kosárfonó fűz levelei és szára szignifikánsan több Zn-et halmoznak fel a kezelés 8. hónapja végére, mint a 3. hónap letelte után. A gyökerek Zn-koncentrációja ugyan nem szignifikánsan, de szintén jelentősen változik (Rosselli et al. 2003). Mlecsek és mtsai (2009a) a kezelési idő előrehaladtával ugyancsak növekvő Zn-koncentrációt tapasztaltak a fűz gyökereiben. A korábbi tanulmányokhoz hasonlóan munkánk alátámasztotta, hogy a fűz fajok Zn-koncentrációja a kezelés hosszával párhuzamosan változik.

A fűz fajok relatív gyors növekedési üteme ellenére úgy véltük, hogy az ún. hígítási hatás (Brekken & Steinnes 2004) (a növényi biomaszra gyarapodásának üteme meghaladja a fémek koncentráció-növekedési ütemét, mely így a növényi szervek csökkenő fémkoncentrációjához vezet) nem következett be a fémek felvétele során, ugyanis a fajok leveleinek és ágainak Cd-koncentrációja, illetve az ágak Zn-koncentrációja a kezelési idő előrehaladtával szignifikánsan növekedett. Annak ellenére, hogy vizsgálataink során nem találtunk szignifikáns összefüggést az összehasonlítások nagy része (9 db összehasonlítás) kapcsán, több tanulmány is kiemeli a Cd- és Zn-akkumuláció időbeli változásának szerepét (Hammer et al. 2003, French et al. 2006). A Cd levelekben és ágakban, illetve a Zn ágakban történő felhalmozódása esetében nem tapasztaltunk telítődési pontot, azaz a fémek akkumulációja 36 hónapon keresztül folyamatosan emelkedett. A fűz fajok fémakkumulációs potenciálját korábban hosszabb időtávban is vizsgálták. Hosszútávú remediációs projektek szintjén gondolkodva Riddell-Black (1993) megállapította, hogy erősen szennyezett talajok fémkoncentrációjának fűz fajokkal elfogadható szintre történő csökkentése akár 30 évet is igénybe vehet.

Ostman (1994) szintén kiemelte, hogy egyenletes mértékű extrakciót feltételezve legalább 20 év szükséges ahhoz, hogy a fűz fajok egyedei a talajszennyezők koncentrációját alacsony szintre csökkentsék. Mérsékelt szennyezett talajok esetében a célkoncentrációk eléréséhez azonban 3–5 év is elegendő lehet, amennyiben a füzetek rövid vágásfordulójú ültetvényként (SRC) termesztik és kezelik (Pulford & Watson 2003). Ettől eltérően Mertens és mtsai (2006) megfigyelték, hogy a fűz fajok leveleiben és szárában a 4. és 6. év végén a Cd- és Zn-koncentráció szignifikánsan kisebb, mint az 1. és 2. év végén. A fűz fajok fitoextrakciós sikere kapcsán igazolást nyert, hogy az elsősorban a növényi szervek akkumulációs potenciáljának időbeli változásának függvénye (Lasat 2000). Eredményeink alapján javasoljuk, hogy a szennyezett talajokon fűz fajokkal végzett fitoextrakciót érdemes legalább 36 hónapon keresztül folytatni, különösen abban az esetben, ha a költséghatékonyság is kiemelt szempont. Fitoextrakciós célokra a fűz fajok alkalmazása természetesen 3 éven túl is hatékony lehet, ugyanis a fajok bizonyos fémeket növényi szerveikben akár évtizedekig is képesek folyamatosan halmozni (Alriksson et al. 1999).

Habár a növényi szervenként történő csoportosítás a valós variancia döntő hányadáért felelt, a modellekre jellemző jelentős mértékű ismeretlen eredetű heterogenitást is figyelembe kellett venni. Továbbá, a növényi szervek szerinti csoportosítás által magyarázott variancia alacsony volt, mely további, fémfelvételt befolyásoló faktorok vizsgálatba vonását tette indokolttá. A modellekre jellemző heterogenitásnak forrása lehetett a metaanalízis alapját képező tanulmányok vizsgálati területeinek és vizsgálati módszereinek különbözősége. A különböző növényi szervek szerepén túl számos egyéb tényező is hatással lehetett a fémakkumulációra, azaz hozzájárulhatott a heterogenitáshoz (pl. a talajban található fémek koncentrációja és kötési formája (Baker & Brooks 1989, Kacálková et al. 2014), a talajtípus és egyéb talajparaméterek (Yi et al. 2007, Mleczek et al. 2009a), a talajtulajdonságok és fémek közötti interakciók (Kabata-Pendias & Pendias 1992, Rakesh Sharma & Raju 2013), fajok és klónok közötti különbségek (Dos Santos Utmazian & Wenzel 2007, Zacchini et al. 2009) a fűz fajok fejlettségi állapota (Maxted et al. 2007), az ültetési tőtávolság (Ma et al. 2016), a kezelés időtartama (Mertens et al. 2006, Deng et al. 2016)). A későbbi tanulmányok során ezen tényezők együttes figyelembe vétele javasolt.

4.2. A kosárfonó fűz fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

4.2.1. Makroelemek növényekre kifejtett toxikus hatása

A makroelemek fűz fajokra kifejtett toxikus hatása kevésbé kutatott terület. Savas környezetben az Al toxicitása megnőhet, ez által erősen károsítva a növények gyökérzetét (Panda et al. 2009, Guo et al. 2012, Silva 2012). Vizsgálataink során nem feltételeztük, hogy a talaj kémhatása jelentős hatással volt az Al mobilitására. A kosárfonó fűz egyedek struktúrája és lombkoronájuk fejlettsége között a mérsékelten szennyezett 1 területrészen tapasztalt szignifikáns negatív korreláció nem volt összefüggésbe hozható az alacsony pH-értékekkel. Az Al alacsony mértékű mobilitását alátámasztják a levelek kis Al-koncentrációja, illetve a gyökerek és levelek nagyon alacsony biokoncentrációs faktor (BCF) értékei. A mérsékelten szennyezett 1 területrészen szignifikáns pozitív korrelációt találtunk a talajminták Al-koncentrációja és a betegségek megléte között. Korábbi tanulmányok igazolták, hogy a növényi szervek kis Al-koncentrációja az átlagos szintű koncentrációhoz viszonyítva növekedést serkentő hatással van a növényekre (Rout et al. 2001, Karimaei & Poozesh 2016). A mérsékelten szennyezett 1 területrészen megfigyelt átlagos levélbeli Al-koncentráció és kedvező kondíciós pontszámok ellentmondanak az előbbi megállapításnak.

Mlecsek és mtsai (2012) megfigyelték, hogy a talajok nagy Ca-koncentrációja serkentő hatással van kosárfonó fűz egyedek növekedésére. Gobran és mtsai (1993) szintén erre a megállapításra jutottak, mely mellett a szerzők az Al-koncentráció Ca- és Mg-felvételre kifejtett gátló hatását is kiemelték. Ezen eredményekkel ellentétben munkánk során a vizsgált területen negatív korrelációt találtunk a talajminták Ca-koncentrációja és a törzs állapota, struktúra, lombkorona fejlettsége, betegségek, várható élettartam és teljes kondíciós pontszám között. Úgy véltük, hogy a talajminták Al-koncentrációja nem befolyásolta az egyedek struktúráját és lombkoronájának fejlettségét. A levelek kis és a gyökerek közepes elemkoncentrációja ezt alátámasztotta. Ezen felül az északi (mérsékelten szennyezett 1) területrésztől a déli (mérsékelten szennyezett 2) területrész irányába a talajminták esetében növekvő Al-, illetve csökkenő Ca- és Mg-koncentrációkat tapasztaltunk. A mért koncentrációk ismeretében Al-indukált toxicitást nem feltételeztünk.

A K a növényi élet szempontjából esszenciális makroelem, mely csökkenti a betegségek és fertőzések kockázatát (Huber et al. 2012). Wind és mtsai (2004), illetve Hafsi és mtsai (2014) klorotikus és nekrotikus tünetek megjelenéséről számoltak be K-hiányos talajokon termesztett növények levelei esetében. Eredményeink a mérsékelt szennyezett 1 területrészen szignifikáns pozitív korrelációt mutattak a talaj K-koncentrációja és a betegségek, illetve lombkorona fejlettsége között. A talajminták legkisebb K-koncentrációját a mérsékelt szennyezett 1 területrészen találtuk, mely a fejlettebb lombkorona és magasabb kondíciós pontszámok révén hozzájárult a kosárfonó fűz egyedek elfogadható átlagkondíciójához.

Korábbi tanulmányok bizonyították, hogy a talajok nagy Na-koncentrációja jelentős mértékben képes csökkenteni a növényi szervek K-koncentrációját (Tavakkoli et al. 2010). Munkánk során a mérsékelt szennyezett 1 területrészen szignifikáns negatív korrelációt találtunk a talajminták Na-koncentrációja és a törzs állapota között. E területrészen szignifikáns pozitív korrelációt tapasztaltunk a talajminták Na-koncentrációja és a betegségek között. Subbarao és mtsai (2003) a Na-ot „funkcionális tápanyagnak” nevezték, mely elnevezést azzal indokolták, hogy a Na kis talajbeli K-koncentráció mellett képes serkenteni a fás szárúak növekedését. Ezek alapján úgy véltük, hogy a mérsékelt szennyezett 1 területrészen a talajkoncentrációkból adódóan lehetőség volt arra, hogy a Na helyettesítse a K-ot, ez által javítva az egyedek átlagos kondícióját.

4.2.2. A növények biokoncentrációs potenciálja (BCF) és az elemek közötti interakciók

Korábban több kutatás is foglalkozott a növények által akkumulált egyes elemek közötti interakciókkal (Viehweger 2014, Borišev et al. 2016). Munkánk során ebből a szempontból a Ni, Sr, Cd és Zn érdemelt részletesebb elemzést. A korábbiakban megállapítást nyert, hogy a nagy Ni-koncentráció képes gátolni a Fe és Mg akkumulációját, emellett fejlődési rendellenességekhez is vezethet (Chen et al. 2009). A Ni ezen felül igazoltan képes kizárni a Ca-ot az oxigén-komplexből, illetve helyettesíteni a Mg-ot a klorofill molekulában (Boisvert et al. 2007, Drzewiecka et al. 2012).

Eredményeink alapján azt tapasztaltuk, hogy a növények Ca-koncentrációja az északi rész felől a déli rész irányába csökkent. A talajmintákhoz hasonlóan a levelek és gyökerek Ni-koncentrációja is kicsi és mérsékelt volt, alacsony BCF értékeket mutatva. A Ni-koncentráció és a talaj kémhatása között szignifikáns korrelációt nem találtunk, azonban a kémhatás befolyásoló hatását teljes bizonyossággal nem zártuk ki. Mindezen előbbieket alapján Ni-indukált Ca- és Mg-hiányt nem feltételeztünk. Chen és mtsai (2009) megállapították, hogy a Ni által kiváltott toxicitás az egyes elemekkel való interakciót tekintve több módon is megvalósulhat. Drzewiecka és mtsai (2012) kosárfonó fűz egyedek fejlődését vizsgálták különböző mértékű Ni-szennyezettség esetén. A kutatók arra jutottak, hogy a kéthetes kísérlet végén, 3 mM talajbeli Ni-koncentráció hatására a fűz szignifikánsan kisebb tömegű biomasszát képeztek, illetve levélfejlődésük és fotoszintetikus folyamataik korlátozva lettek, szemben a kontrol egyedekkel. Ali és mtsai (2013) egy hasonlóan kivitelezett kísérletsorozat végén szintén ezeket a változásokat figyelték meg. Vizsgálataink során szignifikáns negatív korrelációt nem észleltünk a talajminták Ni-koncentrációja és a kondíciós faktorok között, mely alapján az elem kosárfonó fűz egyedekre kifejtett közvetlen negatív hatását nem feltételeztük. Ahmad és Ashraf (2011) szerint a Ni-hiányos környezet korlátozott növényi fejlődést, a leveleken klorotikus elváltozásokat és zavart anyagcsere-működést okozhat. Úgy véltük, hogy a talajminták Ni-koncentrációja és a betegség, illetve teljes kondíciós pontszám közötti szignifikáns pozitív korreláció nem vezethető vissza a környezet Ni-hiányára, ugyanis a talajminták Ni-koncentrációja a globális átlagérték, illetve ökológiai szempontból kedvező koncentrációérték szintjén alakult (Rooney et al. 2007, Ngole & Ekosse 2012). Ezek mellett a vizsgált területen mintázott egyedek leveleinek és gyökereinek BCF értékei ugyancsak alacsonyak voltak, köztük szignifikáns eltérést nem találtunk.

A mérsékelten szennyezett 2 területrészen szignifikáns negatív korrelációt tapasztaltunk a talajminták Sr-koncentrációja és valamennyi kondíciós faktor között. Megállapításainkkal ellentétben Kozhevnikova és mtsai (2009) megfigyelték, hogy a talajba juttatott Sr-vegyület *Zea mays* egyedeknél 35 %-os a biomassza-növekedést idézett elő. Továbbá, Chen és mtsai (2012) megjegyezték, hogy sikeres Sr-akkumulátor faj lévén a *Brassica napus* a kezelési idő elteltével egyre több Sr-ot képes felhalmozni, azonban az elem egyúttal jelentősen gátolja a fotoszintetikus folyamatokat.

Megfigyeléseink alapján a talaj Sr-koncentrációja negatívan befolyásolta a kosárfonó fűz egyedek lombkoronájának fejlődését, mely eredmény összefüggésbe hozható a Chen és mtsai (2012) által tett megállapításokkal. A mérsékelten szennyezett 2 területen a gyökerekben és a levelekben is nagyobb Sr-koncentrációt találtunk, mint a talajmintákban. A világ talajainak Sr-koncentrációja széles határok között mozog; az egyes tanulmányok 6 és 3120 mg kg⁻¹ közötti értékekről számolnak be, melyek medián értékei 95 és 240 mg kg⁻¹ között változnak (Rudnick & Gao 2004). Az általunk vizsgált egyedek gyökerei (BCF 1,339) és levelei (BCF 1,918) a talajmintákhoz képest jelentős Sr-felhalmozó növényi szerveknek bizonyultak. Ugyanezen faj elemakkumulációját vizsgálva von Fircks és mtsai (2002) eredményeinkhez hasonlóan a levelekben találták a legnagyobb Sr-koncentrációt, mely növényi szervben a szerzők nyártól őszi folyamatos Sr-akkumulációt tapasztaltak. A kondícióbecslés nyomán, a jellemző tünetek ismeretében megállapítottuk, hogy a Sr-toxicitás az általunk vizsgált egyedeknél is megjelenhetett. Azonban azt feltételeztük, hogy a Sr nem közvetlenül, hanem más elemekkel való interakciója révén volt felelőssé tehető az okozott toxicitási tünetekért. Hidroponikus környezetben *Zea mays* egyedeknél Moyen és Roblin (2010) megfigyelték, hogy a közeg nagy Sr-koncentrációja hatására szignifikánsan csökken a növény szemterméseinek Ca- és Mg-koncentrációja. Munkánk során azt tapasztaltuk, hogy a vizsgált területen a talajminták Sr-koncentrációjának változása követte a Ca és Mg koncentrációinak változását. Mindezt alátámasztotta, hogy a mérsékelten szennyezett 2 területrészen a talajminták Ca- és Sr-koncentrációja egyaránt negatív korrelációban állt a struktúrával, betegségekkel, lombkorona fejlettségével, várható élettartammal és a teljes kondíciós pontszámmal.

A Cd koncentrációinak vizsgálata során megállapítottuk, hogy az elem átlagos koncentrációja a talajmintákban (<1,4 mg kg⁻¹), illetve a gyökerekben és a levelekben (<1,6 mg kg⁻¹) egyaránt kicsi volt. A kosárfonó fűz gyökerei és levelei esetében valamennyi területrészen kedvező BCF értékeket tapasztaltunk. Cosio és mtsai (2006) úgy találták, hogy a Cd által kiváltott toxicitási tünetek fűz fajok esetében csupán a talaj extrém nagy Cd-koncentrációja mellett jelentkezik. Emellett a kutatók megfigyelték, hogy a toxicitási tünetek súlyosbodásával a növények gyökereiben és leveleiben mérhető Cd-koncentráció egyaránt csökken.

Wahsha és mtsai (2012) a talajban, illetve hét fűz faj gyökereiben és leveleiben az eredményeinkhez hasonló elemkoncentrációkat tapasztaltak. Ezen koncentrációk mellett a kutatók leveleken látható toxicitási tünetekről nem számoltak be, mely alapján úgy véltük, hogy az általunk mért Cd-koncentrációk a fűzek kondícióját nem érinthették negatívan. Fás szárúak elemakkumulációs képességét kutatva Yang és mtsai (2015b) 39 fűz fajt vizsgálva megállapították, hogy a talaj mérsékelt és erős szennyezettsége mellett a fűzek gyökereiben és leveleiben mérsékelt Cd-akkumuláció történik. Munkánk során a levelekben 1,594 és 1,984 közötti átlagos BCF értékeket tapasztaltunk, mely a fűz egyedek leveleinek kiemelkedő elemakkumulációs potenciálját jelezte. A gyökerekben ezzel, illetve Yang és mtsai (2015b) megállapításaival szemben ugyancsak említésre méltó Cd-felvételt igazoltunk (BCF 0,681–2,320).

A Zn esetében a gyökerekben és különösen a levelekben a vizsgált terület egészén nagyobb koncentrációkat tapasztaltunk, mint a talajmintákban. Kutatásuk során Vandecasteele és mtsai (2005) 1 alatti BCF értékeket találtak kosárfonó fűz egyedek gyökerei és levelei esetében, melyek 1000 mg kg^{-1} Zn-koncentrációt meghaladó szennyeztségű területen növekedtek. A kutatók eredményei alapján ennél kisebb (200 mg kg^{-1}) talajkoncentrációk mellett a BCF értékek 2,7 és 3,7 között alakultak. Ezen felül Vandecasteele és mtsai (2005) munkájukban a fűzek kondíciójának romlását egyetlen talajkoncentráció mellett sem figyelték meg. A kutatók eredményeivel ellentétben magasabb BCF értékeket találtunk a levelekben (4,910–5,848), mint a gyökerekben (1,401–2,527). Vandecasteele és mtsai (2005) megfigyeléseivel szemben munkánk során a levelekben a legnagyobb Zn-koncentrációjú (192 mg kg^{-1}) területrészen igazoltuk a legmagasabb átlagos BCF értéket (5,848), míg a jelentősen kevésbé szennyezett ($60,8 \text{ mg kg}^{-1}$) területrészen ugyancsak kiemelkedő BCF értéket (5,600) figyeltünk meg. Wahsha és mtsai (2012) Zn esetében 3 fűz faj gyökereiben átlagosan 0,8, míg leveleiben 1,1 BCF értékeket találtak, melyek jelentősen elmaradnak az általunk megfigyelt értékektől. A Zn fűz fajokra kifejtett toxicitási tüneteit illetően megállapítottuk, hogy a vizsgált terület talajmintáiban mért értékek az európai szabályozás által megszabott határértékek alatt maradtak (MEF 2007, Nagajyoti et al. 2010, Tóth et al. 2016). A fűz egyedek leveleiben tapasztalt Zn-koncentrációk azonban több esetben is a potenciálisan toxikus küszöb felett alakultak (Hodson 2012).

A levelek nagy Zn-koncentrációja gyakran vezet klorotikus elváltozások megjelenéséhez, melyet több tanulmány is igazolt (Rout & Das 2009, Vassilev et al. 2011, Zhao et al. 2012). Munkánk során szignifikáns összefüggést ugyan nem tapasztaltunk a Zn-koncentrációk és a kondíciós faktorok között, azonban a korábbi kutatások eredményeire alapozva nem zártuk ki, hogy az elem koncentrációja hozzájárult a vizsgált kosárfonó fűz egyedek kondíciójának területrészenkénti változásához.

Vizsgálati eredményeink alapján a Cr szerepét annak ellenére ki kell emelnünk, hogy a megfigyelt BCF értékek egyaránt alacsonyak voltak a gyökerek és a levelek esetében is, illetve a talajkoncentrációk és a kondíciós faktorok között szignifikáns korreláció nem volt kimutatható. A talajminták Cr-koncentrációja azonban több esetben is átlépte az európai szabályozás által megszabott határértéket (MEF 2007, Nagajyoti et al. 2010, Tóth et al. 2016). A nagy talajkoncentrációk ellenére a levelek Cr-koncentrációja két nagyságrenddel is elmaradt a növények egyes szerveire megadott toxicitási határértéktől (Budak et al. 2011, Ding et al. 2014). Singh és mtsai (2013) szerint a levelek nagy Cr-koncentrációja klorotikus elváltozások megjelenéséért lehet felelős. A talajbeli és növénybeli koncentrációk ismeretében úgy véltük, hogy a vizsgált területen a Cr nem járult hozzá a kosárfonó fűz egyedek kondíciójának romlásához.

4.2.3. A növények transzlokációs faktor (TF) értékei

A biokoncentrációs faktor (BCF) mellett a növények transzlokációs faktor (TF) értékei is lényeges információhordozók a fitoextrakciós kísérletek során. Transzlokációs potenciáljuk szempontjából a fűz fajok vizsgálata igen átfogó (Wahsha et al. 2012, Liu et al. 2013). Zacchini és mtsai (2009) 6 fűz faj esetében is kiemelkedő Cd-transzlokációt ($TF > 20$) figyeltek meg. Eredményeinkben az említett előnyös potenciál szintén megmutatkozik, ugyanis a levelekben nagyobb Cd-koncentrációkat tapasztaltunk, mint a gyökerekben (TF 0,770–2,175). Kuzovkina és mtsai (2004) azonban 5 fűz fajt vizsgálva a Cd és a Cu esetében is nagyon alacsony mértékű transzlokációról számoltak be.

Yang és mtsai (2014) 4 fűz fajjal végzett kísérlet során a Cu és Zn esetében is 1 fölötti TF értékeket találtak, illetve hangsúlyozták, hogy az akkumuláció és transzlokáció jellegzetességei erősen elemfüggőek. A szerzőkhöz hasonlóan munkánkban is magas TF értékeket figyeltünk meg a Zn esetében (2,182–4,529), azonban a Cu kapcsán minden esetben alacsony mértékű transzlokációt tapasztaltunk ($TF < 1$). Fűz fajokat vizsgálva Vandecasteele és mtsai (2015) a Mn esetében is nagyon alacsony TF értékeket találtak. Ezzel szemben munkánk során intenzív Mn-transzlokációt figyelhattunk meg (TF 1,541–5,674). Különböző gabonafélék elemakkumulációját összehasonlítva Colle és mtsai (2009) a Sr esetében kiemelkedő, 6 és 33 közötti TF értékekről számoltak be, melyek magasabbak az általunk megfigyelt, ugyancsak előnyösnek számító TF értékeknél (0,982–1,442). Landberg és Greger (1996) úgy vélték, hogy a fűz fajok transzlokációs képessége nagyon nagy talajbeli elemkoncentrációk mellett korlátozott lehet. A korábbi eredmények és a vizsgálataink eredményei alapján megállapítottuk, hogy a talajkoncentrációk jelentősen nem befolyásolhatták a növényeken belüli transzlokáció mértékét.

4.2.4. A növények kondícióját befolyásoló egyéb tényezők

A mérsékelt szennyezett 1 területrészen szignifikáns pozitív korrelációt figyeltünk meg a talaj nedvességtartalma és a betegségek között. Heintzman és mtsai (2015) megállapították, hogy a talajnedvesség hatással lehet a fás szárúak növekedésére; a kutatók nagyobb nedvességtartalom mellett csökkenő növekedési intenzitást tapasztaltak *Salix miyabeana* egyedeknél. Kaczynski és Cooper (2013) hangsúlyozták, hogy a környező levegő hőmérsékletének emelkedése fokozza a gyökerek növekedését a talaj kis és nagy nedvességtartalma mellett egyaránt. Munkánk során nem találtunk szignifikáns különbséget az egyes területrészek talajmintáinak nedvességtartalom-értékei között, azonban nem zárhatjuk ki, hogy a vizsgált kosárfonó fűz egyedek kondícióját a talaj nedvességtartalma befolyásolhatta.

Begley és mtsai (2009) arra a következtetésre jutottak, hogy a rozsdagomba (*Melampsora epitea*) által okozott károsodások terjedése a telepített fűz fajok genetikai diverzitásának növelésével sikeresen gátolható, szemben a monokultúrás faültetvényekkel. Esetünkben mindössze egy fűz faj vizsgálata történt meg, így a genetikai diverzitás hatását kizárhattuk. A rozsdagomba előfordulása és a lombkorona kiterjedése közötti korrelációt vizsgálva Toome és mtsai (2010) megállapították, hogy a fejlett lombkorona kedvez a rozsdagomba terjedésének. A vizsgálati területünkön található kosárfonó fűz egyedek nagy tőtávolsága és kevésbé fejlett lombkoronája nem tette lehetővé a rozsdagomba sikeres terjedését. Úgy véltük, hogy a levelek károsodásának kialakulását elsősorban a talajtulajdonságok változékonysága okozta.

4.3. Gyomfajok fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

4.3.1. A fehér libatop egyedek elemkoncentrációja

Munkánk során a fehér libatop egyedek növényi szerveinek kis elemkoncentrációi között jelentős különbségeket találtunk. Mérsékeltén Cd-szennyezett ($5,1 \text{ mg kg}^{-1}$) területen Parisien és mtsai (2015) a fehér libatop gyökereiben $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$, hajtásában pedig $4,4 \text{ mg kg}^{-1}$ Cd-koncentrációt tapasztaltak. Vizsgálataink során a faj növényi szerveinek Cd-koncentrációja minden esetben a kimutatási határérték alatt volt. Gupta és Sinha (2007) kutatása során ezen faj esetében a Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn nagyobb koncentrációjú jelenléte igazolódott, mint vizsgálatunk nyomán. A kutatók azonban eredményeinkhez hasonlóan a Fe, Cr, Ni és Pb elemeknél nagyobb koncentrációkat találtak a levélben, mint a gyökerekben és a szárban. Megfigyeléseinkkel ellentétben Nouri és mtsai (2009) nagyobb Fe-, Mn-, Cu- és Zn-koncentrációt figyeltek meg *Chenopodium botrys* egyedek gyökereiben, mint a hajtásban. Malik és mtsai (2010) a Cr, Cu, Ni, Pb és Zn elemeket eredményeinkhez mérten nagyobb koncentrációban találták a fehér libatop növényi szerveiben. A szerzők szerint a gyökerek és a hajtás összehasonlításában a Cr, Cu és Ni a gyökerekben, míg a Zn a hajtásban volt jelen nagyobb koncentrációban.

Munkánk során nem találtunk jelentős különbséget a Cr, Cu és Ni növényi szervek közötti akkumulációjában. Nazir és mtsai (2011) az általunk tapasztaltakhoz hasonló talajkoncentrációkat figyeltek meg, míg a kutatók nagyobb elemkoncentrációról számoltak be fehér libatop egyedek hajtásában, mint a gyökereiben, mely szintén egybevág a mi megfigyeléseinkkel.

A Ca és Mg esetében Tuma és mtsai (2004) *Phaseolus vulgaris* egyedekben ugyancsak a levelekben találták az elemek koncentrációjának maximumát. A szerzők szerint a nagy Ca-koncentráció az elem vakuólumból való lassú és korlátozott kilépésére, míg a nagy Mg-koncentráció az elem fotoszintetikus folyamatokban betöltött kulcsszerepére vezethető vissza (Tuma et al. 2004).

4.3.2. A kaporlevelű ebszékfű egyedek elemkoncentrációja

Kutatásunk során a kaporlevelű ebszékfű egyedek növényi szerveinek egyaránt nagyon kis elemkoncentrációi között néhány esetben jelentős különbségeket találtunk. A faj fitoextrakciós potenciálját korábban átfogóan nem kutatták. Néhány vizsgálat kiemelte a rokon *Matricaria recutita* jó Cd-akkumulációs képességét (Pavlovič et al. 2006; Kováčik 2013). Geneva és mtsai (2014) az általunk vizsgált kaporlevelű ebszékfű egyedekben mérthez hasonló Cu, Pb és Zn-koncentrációkat találtak *M. recutita* gyökerei és hajtása esetében. A kutatók az elemek koncentrációját a gyökerekben találták a legnagyobbak, míg a növényi szervek közötti különbség csupán a Cu esetében volt szignifikáns. Lydakís-Simantiris és mtsai (2012) a *M. recutita* egyedekben a levelekkel szemben a gyökerekben figyeltek meg nagyobb Ni- és Pb-koncentrációt. Vizsgálataink során a Cu, Ni, Pb és Zn esetében nem találtunk szignifikáns különbséget az egyes növényi szervek között. Eredményeinkhez hasonlóan Nwaedozie és mtsai (2015) 5 lágyszárú fajt vizsgálva a gyökerekben nagyobb koncentrációt mértek, mint a szárban. Velünk ellentétben azonban a kutatók a Cr nagyobb koncentrációját a szárral szemben a gyökerekben igazolták. Az elemek koncentrációjának növényi szervek közötti megoszlását vizsgálva Gordon és Jackson (2000) szerint az egyes makroelemeket (pl. Al) a hajszálgyökerek halmozzák fel a legnagyobb koncentrációban. Az általunk vizsgált kaporlevelű ebszékfű egyedek nagy gyökérbeli Al-koncentrációja ez alapján magyarázható a faj kiterjedt hajszálgyökér-hálózatával.

A Ca, K és Mg általunk tapasztalt eloszlása azonban más magyarázatot kíván. Cao és Tibbits (1991) kimutatták a K antagonista kapcsolatát más makroelemek akkumulációjával, illetve az elem növényi növekedést gátló hatását. Hozzánk hasonlóan Nabipour és mtsai (2007) is a levelekben találták a K-koncentráció maximumát *Triticum aestivum* egyedeknél. Különböző fajok esetén Sharma és Sharma (2013) szintén erre a megállapításra jutottak.

4.3.3. A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű egyedek elemakkumulációjának összehasonlítása

A két vizsgált faj összehasonlításában a K és Mg akkumulációja szempontjából a fehér libatop, míg az Al, Fe, Mn és Na esetében a kaporlevelű ebszékfű bizonyult sikeresebb akkumulátor növénynek. A fajok összevetését célzó tanulmányok hiányában az egyes rokon fajokról készített vizsgálatokat vettük alapul. Ezek megállapításait összegezve az egyik legfontosabb eredményként azt tapasztaltuk, hogy a Ni koncentrációja a *Matricaria* genus tagjai esetében általánosan nagyobb, mint a *Chenopodium* fajok növényi szerveiben (Salamon et al. 2007, Malik et al. 2010, Lydakiss-Simantiris et al. 2012), mely megegyezik a munkánk során szerzett tapasztalatokkal. További észrevételünk, hogy a két faj növényi szerveinek elemkoncentrációi a korábbi tanulmányokban közöltekénél általánosan kisebbek voltak. Mi több, a két faj átlagos Cu- és Zn-koncentrációja ($1,9\text{--}2,5\text{ mg kg}^{-1}$) a korábban meghatározott, hiánytünetek megjelenésével járó határkoncentrációk (Cu: $2\text{--}5\text{ mg kg}^{-1}$, Zn: $10\text{--}20\text{ mg kg}^{-1}$) tartományában alakult (Kabata-Pendias & Pendias 1992).

4.3.4. A talajminták és az egyedek elemkoncentrációja közötti összefüggés

Munkánk során szignifikáns negatív korrelációt találtunk az Al és Fe koncentrációja esetében a talajminták és a fehér libatop gyökerei, illetve az Al, Mg, Ba és Pb koncentrációja esetében a talajminták és a faj szára között. Emellett szignifikáns pozitív korrelációt figyeltünk meg a talajminták és a faj gyökereinek Cr- és Ni-koncentrációja között is. Galfati és mtsai (2011) megfigyeléseinkkel ellentétben pozitív korrelációt igazoltak a vizsgált talaj és több faj, köztük a *Chenopodium chenopodioides* növényi szerveinek Cd-, Cr-, Cu-, Ni- és Zn-koncentrációja között.

Ezen felül Liang és mtsai (2016) a Cd, Cu, Pb és Zn esetében találtak szignifikáns pozitív korrelációt a talaj és 13 lágy szárú faj, köztük a fehér libatop növényi szervei között. Az eredményeinkkel ugyancsak ellentétben Jung és mtsai (2008) szignifikáns pozitív korrelációról számoltak be a talaj és 6 mezőgazdasági növényfaj Pb-koncentrációja esetében. A Cr talajbeli és gyökérbeli koncentrációja között 4 fajt esetében hozzánk hasonlóan Samantaray és mtsai (2001) is szignifikáns pozitív összefüggést találtak.

Elemzéseink során szignifikáns negatív korrelációt figyeltünk meg az Al és Cu koncentrációja esetében a talajminták és a kaporlevelű ebszékfű gyökerei, illetve a Ca koncentrációja esetében a talajminták és a faj szára között. Az összefüggést szignifikánsan pozitívnak találtuk a Fe kapcsán a talajminták és a faj szára, illetve a Sr esetében a talajminták és a kaporlevelű ebszékfű levelei között. Lydakís-Simantiris és mtsai (2012) a Cd, Ni és Pb koncentrációját illetően tapasztaltak pozitív összefüggést a talaj és a *M. recutita* egyedek gyökerei és levelei között. Ezen elemek esetén szignifikáns korrelációt nem találtunk. Grejtovský és mtsai (2006) növekvő talajbeli Zn-koncentráció mellett egyre növekvő elemkoncentrációt figyeltek meg *Matricaria chamomilla* egyedek hajtásában.

Összességében megállapítottuk, hogy a talajbeli elemkoncentrációk nem befolyásolták jelentősen a fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű elemakkumulációját. Greger (1999), illetve Nouri és mtsai (2009) szintén erre a következtetésre jutottak. Egy 17 különböző növényfajt vizsgáló kutatás során Yoon és mtsai (2006) ugyancsak gyenge korrelációt találtak a talajminták és a növények elemkoncentrációja között. A talajszennyezettség indikációjának gyenge potenciálját Kabata-Pendias és Pendias (1992) is számos faj esetén hangsúlyozták.

A korábbi tanulmányok eltérő eredményekkel szolgáltak a talaj kémhatásának elemakkumulációra gyakorolt hatásáról. Walker és mtsai (2004) megfigyelték a környezet bázikusabbá válásának fehér libatop egyedek elemakkumulációjára kifejtett korlátozó hatását. Ezzel szemben Gupta és Sinha (2007) pozitív korrelációt mutattak ki a talaj pH-értéke, illetve a fehér libatop Cr- és Pb-akkumulációja között.

Adamczyk-Szabela és mtsai (2015) a talaj kémhatásának *Valeriana officinalis* egyedek elemakkumulációjára kifejtett változó hatásáról számoltak be; a bázikus kémhatás a Cu és Mn felvételét segítette, míg a Zn akkumulációját gátolta. Ezzel ellentétben Fadel és mtsai (2016) nem találtak összefüggést a talaj kémhatása és 20 különböző növényfaj elemakkumulációja között.

Ezek mellett a növények elemfelvételét számos egyéb tényező is befolyásolhatja. Ide sorolhatjuk a talaj nedvesség- és szervesanyag-tartalmát, az elemek kötésformáját, illetve az elemek közötti interakciók típusát (Norvell 1984, Greger 1999, Rakesh Sharma & Raju 2013, Chibuike & Obiora 2014, Tariq & Ashraf 2016).

4.3.5. A fehér libatop egyedek bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékei

A fehér libatop egyedek bioakkumulációs potenciálját elemezve 1 alatti BAF értékeket, azaz a hajtásban csekély mértékű akkumulációt figyeltünk meg. Hat lágy szárú fajt, köztük a fehér libatopot vizsgálva Suchkova és mtsai (2014) magas BAF értékeket találtak a Fe (4,7), Mn (9,5), Cu (2,3), Ni (3,2), Pb (4,8) és Zn (4,6) esetében. Mazhari és Bahrami (2012) ugyancsak hangsúlyozták a faj hajtásának kiemelkedő elemakkumulációs képességét, különösen mérsékelt szennyezett talajokon. A *Chenopodium murale* esetében Varun és mtsai (2012) ugyancsak magas BAF értékeket találtak a Mn (1,5), Cd (2,1), Cu (1,1) és Zn (1,0) elemekre, melyek az általunk megfigyeltéknél jóval magasabb értékek.

A fehér libatop egyedek gyökereire vonatkoztatott BCF értékeket minden esetben nagyon alacsonynak találtuk. Ezzel ellentétben Irshad és mtsai (2015b) 1 fölötti BCF értékeket számítottak a faj gyökereire Fe (1,7) és Cr (1,3) esetében is. A kutatók pH 8,8 talajkémhatást tapasztaltak, mely bázikusabb átlagérték, mint az általunk vizsgált területen (pH 7,8). Azonban nem feltételeztük, hogy ez a különbség okozhatta az eredményeink alapján számított nagyon alacsony (0,032) BCF értéket. Varun és mtsai (2012) ugyanis a Mn (1,1) és Cd (1,2) esetében jelentős, a Pb (0,6) és Zn (0,7) esetében pedig átlag feletti BCF értékeket találtak *Chenopodium murale* egyedek gyökereit vizsgálva, pH 7,0–8,0 talajkémhatás mellett.

A fehér libatop leveleire számított BCF értékek a gyökerekhez hasonlóan szintén nagyon alacsonyak voltak. Bhargava és mtsai (2008) különböző mértékben szennyezett talajokon tenyésző fehér libatop egyedek leveleire pH 7,8 talajkémhatás mellett a Fe (28,1–31,6) és Cu (21,5–23,2) esetében kiemelkedő, a Cr (0,36–0,95) és Zn (0,49–1,94) esetében átlag feletti BCF értékeket találtak. Ezek az általunk számítottaknál jelentősen magasabb értékek, melyek magyarázhatóak az elemeknek a vizsgálati talajaink magasabb pH-értékei által kiváltott korlátozott mobilitásával. Eredményeinkkel összevetve Gupta és Sinha (2008) hasonló elemkoncentrációk és bázikusabb (pH 8,1) talajkémhatás mellett is jóval magasabb BCF értékeket találtak a Fe (29,2), Cr (5,2) Cu (2,71), Pb (26,1) és Zn (2,71) elemekre vonatkozóan.

A transzlokációs faktor (TF) számításakor 1 fölötti értékeket találtunk a fehér libatop egyedeknél a Fe, Mn, Ba, Ni, Pb és Sr esetén a szárra, illetve a Fe, Mn, Ba, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn esetén a levelekre. Gupta és Sinha (2007) Fe és Pb esetén magasabb TF értékeket találtak a levelekre, mint a szárra számítva, mely megfigyeléseinkkel egyezik megállapítás. Malik és mtsai (2010) a faj leveleire alacsonyabb TF értéket (1,3) figyeltek meg, mint tettük azt a vizsgálataink során (2,2–3,7). Eredményeinkhez hasonlóan Farrag és mtsai (2013) is 1 fölötti TF értékeket találtak *Chenopodium ambrosioides* egyedekben Mn, Ni és Pb elemekre számítva. Zehra és mtsai (2009) 3 gyomfaj esetében a Pb kapcsán tettek hasonló megállapítást. Ezzel szemben Nazli Alipour és mtsai (2014) a fehér libatop egyedek hajtásának kevésbé sikeres Pb-transzlokációját (<0,2) figyelték meg. Számos gyomfajt vizsgálva Manan és mtsai (2015) a Cu, Pb és Zn transzlokációjának erőteljes fajonkénti változatosságát figyelték meg. A Mn kapcsán Lorestani és mtsai (2011) nagymértékű transzlokációt igazoltak fehér libatop egyedeknél, mely összevethető az általunk tapasztalt átlagértékkel (4,77). A szerzők által megfigyelt TF értékek azonban a Fe (6,50) és Cu (5,47) esetén jelentősen magasabbak az általunk bemutatottaknál.

4.3.6. A kaporlevelű ebszékfű egyedek bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékei

A kaporlevelű ebszékfű egyedek bioakkumulációs potenciálját vizsgálva minden elem esetében 1 alatti BAF értékeket találtunk. Hozzánk hasonlóan Gjorgieva és mtsai (2011) a *M. recutita* fajt kirekesztő stratégiának találták; a vizsgált egyedek hajtásában a Cd és Zn talajból való felvétele igen csekély mértékűnek bizonyult. Ezzel szemben Stancheva és mtsai (2011) a *M. recutita* esetében a Cd, Pb és Zn elemekre is 1 fölötti BAF értékeket figyeltek meg. Salamon és mtsai (2007) a faj esetében az általunk mintázott kaporlevelű ebszékfű egyedekénél magasabb BAF értékeket találtak a Cd (0,90) és Ni (0,42) esetében is, míg a Pb vonatkozó értéke ennél jóval alacsonyabb (0,089), ám az általunk megfigyeltnél (0,002–0,013) magasabb.

A talajminták és növényegyedek egyes szerveinek elemkoncentrációját összevetve ugyancsak nagyon alacsony BCF értékeket figyeltünk meg. Három lágy szárú faj gyökereit vizsgálva Balabanova és mtsai (2015) eredményeinkhez hasonlóan nagyon csekély mértékű akkumulációt találtak az Al (BCF<0,02), Cu (<0,01) és Pb (<0,04) esetében. Megfigyeléseinkkel ellentétben Zarinkamar és mtsai (2013) 1 fölötti átlagértéket igazoltak *M. chamomilla* növények gyökereire, Pb esetében. A kutatók azonban eredményeinkhez hasonlóan a föld feletti növényi szervekre vonatkozóan 1 alatti BCF értékeket találtak. Branković és mtsai (2016) a faj esetében a föld feletti növényi szervekre csekély mértékű akkumulációt figyeltek meg a Fe (BCF 0,04) Cr (0,06), Mn (0,09) és Pb (0,02) kapcsán, melyek az általunk bármely növényi szervre számított értéknél magasabbak. A kutatók által a Cu (0,34) és Zn (1,65) akkumulációjára számított értékek ugyancsak meghaladják a munkánk során kapott értékeket.

A transzlokációs faktor (TF) vizsgálatok a *T. inorodum* egyedek szárára a Mn, Cu, Ni és Zn esetében, a levelekre vonatkozóan pedig a Fe, Mn, Cu, Sr és Zn esetében találtunk 1 fölötti értékeket. Megfigyeléseinkhez hasonlóan Kováčik és mtsai (2006) is a Cd csekély mértékű levelekbe történő szállítódásáról számoltak be *M. chamomilla* egyedeknél. A *M. recutita* növények hajtását vizsgálva Geneva és mtsai (2014) a Zn esetében jelentős (1,3), míg a Cu (0,2–0,7) és Pb (0,05–0,30) esetében kis mértékű transzlokációról értekeztek.

Megfigyeléseinkhez hasonlóan Lydakís-Simantiris és mtsai (2012) csekély mértékű transzlokációt találtak a Ni (0,18–0,32) és Pb (0,08–0,22) esetében. Eredményeinkhez szintén igazodóan Nwadozie és mtsai (2015) kiemelkedő Mn-transzlokációt (TF 5,30) jeleztek 5 lány szárú faj leveleinek elemzésekor. A kutatók emellett a Cr, Ni és Pb hasonló mértékű transzlokációjáról is beszámoltak, hasonlóan az általunk végzett vizsgálatok eredményeihez.

5. Összegzés

Fűz fajok fémakkumulációs potenciáljának metaanalízise

Különböző fűz fajok fitoextrakciós potenciálját vizsgáltuk korábbi tanulmányok eredményeit elemezve, metaanalízis módszereivel. Munkánk során a Cd, Pb és Zn felhalmozódását vizsgáltuk 9 különböző fűz faj gyökér, szár, ág és levél növényi szerveiben. Hipotézisünk az volt, hogy a fémek az egyes növényi szervekben eltérő mértékben akkumulálódnak, míg a fémek koncentrációja a kezelés időtartamának előrehaladtával fokozatosan növekszik. Feltételeztük továbbá, hogy a talajok kémhatása és a vizsgált fémek közötti interakciók hatással lesznek a fémek felvételére.

Igazoltuk, hogy a szennyezett területen tenyésző egyedek a fémeket szignifikánsan nagyobb koncentrációban halmozták fel, mint a szennyezetlen területen lévő kontrol egyedek. Hipotézisünknek megfelelően megállapítottuk, hogy a fémek koncentrációja a növényi szervek között szignifikánsan különbözött. Ezen felül igazolódott, hogy a fűz fajok a Cd (ágak, levelek), Pb (gyökerek, ágak) és Zn (ágak) esetében is sikeres akkumulátornak bizonyultak. Azon hipotézisünk is igazolódott, hogy a fűz fajok növényi szerveinek koncentrációja időben változást mutat: a Cd (ágak, levelek) és Zn (ágak) koncentrációjában egyaránt szignifikáns növekedés jelentkezett a telepítéstől számított 36. hónapig. Feltételezésünknek megfelelően megfigyeltük, hogy a Cd akkumulációjának intenzitását a savasabb környezet serkentette. A fémek interakcióját vizsgálva kimutattuk, hogy a Cd és Zn szárban történő akkumulációja szignifikánsan pozitív összefüggést mutatott. Ezen megfigyelések a fajok rendkívüli fémakkumulációs potenciáját és alkalmazhatóságát támasztották alá rövid- és középtávú fitoextrakciós projekteken egyaránt.

A kosárfonó fűz fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

Kosárfonó fűz (*Salix viminalis*) elemakkumulációs (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn) képességét vizsgáltuk a Debrecen határában található, egykori kommunális szennyvíziszap-ülepítőként funkcionáló Lovász-zugi tórendszer területén.

A vizsgált terület eltérő szennyezettségű részeiről talajt, illetve összesen 950 db fűz egyedet mintáztunk: a növényekről gyökér és szár mintákat vettünk, valamint kondícióbecsléssel meghatároztuk egészségi állapotukat. A fitoextrakciós potenciál megállapításához emellett biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékeket számítottunk. Előzetesen azt vártuk, hogy az egyedek növényi szerveiben vizsgált elemek nagy koncentrációban lesznek jelen a gyökérben és a levelekben egyaránt, míg a két növényi szerv között eltérő koncentrációkra számítottunk. Feltételeztük, hogy a fűzek egészségi állapota az erősen szennyezett területrészen a legrosszabb.

További tanulmányokkal összevetve megállapítást nyert, hogy a növényi szervek elemkoncentrációi általánosan kicsik voltak. Hipotézisünkhöz igazodóan megállapítottuk, hogy a levelek elemkoncentrációja az erősen szennyezett területrészen volt a legnagyobb, míg a gyökerekben talált koncentrációk nem különböztek jelentősen a vizsgált terület három része között. A gyökerekben a legmagasabb BCF értékek a Cd, Cu, Sr és Zn, míg a levelekben a Cd és Zn esetén jelentkeztek. A TF értékek a Mn, Cd, Sr és Zn esetén voltak a legmagasabbak. A fűz egyedek egészségi állapota a várákosoknak megfelelően az erősen szennyezett területrészen volt a legkedvezőtlenebb, mely jelenségért az Al, Ca, K, Mg, Ni, Sr és Zn volt felelős. Összességében igazolást nyert, hogy a talajok elemkoncentrációja jelentős hatással volt a kosárfonó fűz egyedek egészségi állapotára. Ezen felül az alkalmazott kondícióbecslési módszer sikeres volt a fűzek egészségi állapotának meghatározásában.

A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

Munkánk során két gyomfaj, a fehér libatop (*Chenopodium album*) és a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum*) elemakkumulációs (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn) képességét értékeltük a Lovász-zugi tőrendszer területén. A vizsgálat során az egyedek gyökereit, szárát és leveleit mintáztuk. A növényi szervek elemkoncentrációit korreláltattuk a talajminták elemanalitikai vizsgálatának eredményeivel. A fitoextrakciós potenciál meghatározására bioakkumulációs faktor (BAF), biokoncentrációs faktor (BCF) és transzlokációs faktor (TF) értékeket kalkuláltunk.

Hipotézisünk volt, hogy a fehér libatop sikeres elemakkumulátor fajnak bizonyul. A fajra vonatkozó átfogó vizsgálat hiányában, rokon fajok eredményeire alapozva azt vártuk, hogy a kaporlevelű ebszékfű ugyancsak előnyös fitoextrakciós potenciállal rendelkezik.

Eredményeink alapján szignifikáns korrelációt találtunk a talajminták és a növényminták elemkoncentrációja között. Hipotézisünkkel ellentétben az elemakkumulációs potenciál mindkét faj esetében alacsony volt: a növényi szervekre számított BAF és BCF értékek egyaránt 1 alatt maradtak. Ezzel szemben az elemek gyökerekből levelekbe történő transzlokációja több esetben is igen intenzív volt; a fehér libatop fajnál a Fe, Mn, Ba, Cu, Ni, Pb, Sr és Zn, míg a kaporlevelű ebszékfű fajnál a Fe, Mn, Ni, Sr és Zn elemeknél. Értékelésként megállapítottuk, hogy a két fajnál a várakozásokkal ellentétben alacsony mértékű az elemakkumulációs képesség. A TF értékek alapján a fajok fitoremediációs célú alkalmazása végén indokolt valamennyi növényi szerv eltávolítása.

6. Summary

Introduction

In the past few centuries, human activities caused quantitative and qualitative deterioration in the environment (Page et al. 2014). As a result, there are 1.5 million sites in Europe affected by soil pollution (Panagos et al. 2013). Among these, approximately only 15 % of the concerned sites were subjected to any forms of remediation processes (Liedekerke et al. 2014). Phytoremediation is a green technology that utilizes plant features to mitigate the environmental risk of contaminants and pollutants (Zhivotovsky et al. 2010). Among others, excess soil concentration of metals can be successfully lowered by plant metal uptake. Furthermore, accumulation of elements is influenced by several other factors: available amount of metals in the contaminated soil (Baker & Brooks 1989), soil type and other soil properties (Yi et al. 2007), interactions between soil properties and metals (Kabata-Pendias & Pendias 1992, Rakesh Sharma & Raju 2013), growth stage of species (Maxted et al. 2007), plant density (Ma et al. 2016), and time of exposure (Mertens et al. 2006, Deng et al. 2016). To be prosperous metal accumulators, plants have to be featured by several favourable traits such as fast growth, increased biomass productivity and tolerance to high metal concentrations (Dos Santos Utmazian & Wenzel 2007). Previous studies revealed that *Salix* (willow) species have high metal accumulation potential both by moderate and high soil contamination (Greger & Landberg 2015, Shi et al. 2017). In the cases of several weed species this prosperous feature was also confirmed, and field application was highly suggested (Petřík et al. 2009, Bandiera et al. 2016).

Meta-analyses study of phytoextraction potential of Salix species

We reviewed the literature reporting the metal accumulation potential in plant parts of *Salix* species by yielding data from previous relevant publications. Search was performed on Web of Science for the period 1975–2016. Those papers were included into the statistical analysis, which reported metal (Cd, Pb and Zn) concentrations ($\pm$ SD or SE and sample size) of soils and plant parts (root, stem, twig and leaf) of species both in contaminated and uncontaminated areas. Studies involving application of compounds facilitating metal uptake were excluded from the analyses.

In the cases of comparisons between data from uncontaminated and contaminated areas, the unbiased standardized mean difference (Hedges' *g*) was calculated as a common effect size. The effects of moderators (root, stem, twig and leaf) and the overall effect were estimated by random effects model. Furthermore, homogeneity of the variances was also studied. By heterogeneity (varying effect sizes across studies), interpretation of results had to be different from that in the case of consistent effect sizes.

We hypothesized that Cd, Pb and Zn concentrations of plant parts are significantly higher in contaminated areas than in uncontaminated areas, while differences among roots, stem, twigs and leaves were also expected. It was also hypothesized that concentrations in plant parts are gradually increasing with exposure time. Furthermore, we expected that soil pH and interactions between metals have major influence on metal accumulation.

In all the comparisons we found higher plant concentrations of Cd, Pb and Zn in contaminated areas than in uncontaminated areas. Concentrations of metals were found to be significantly different among plant parts. We showed that willows are prosperous accumulators of Cd (twigs, leaves), Pb (roots, twigs) and Zn (twigs). Additionally, we also confirmed that willow species have temporally changing metal concentrations: Cd (twigs, leaves) and Zn (twigs) concentrations were found to be significantly increased by the 36th month of exposure. As proposed, we indicated that intensity of Cd accumulation was higher in soil samples with low pH values than in those with high values. Regarding interactions between metals we found significant positive correlation between accumulations of Cd and Zn in stem. Summing up these results we highlighted the great metal accumulation potential and applicability of willow species in short- and mid-term phytoextraction processes.

Phytoextraction potential of Salix viminalis

We investigated the element (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr and Zn) accumulation potential of *Salix viminalis* (Basket willow). The study area was a former wastewater settling pond system (Lovász-zug) in Debrecen.

Nine soil cores were collected from each of the three parts (Northern–moderately contaminated 1; middle–strongly contaminated; Southern–moderately contaminated 2) of the study area in September 2015. Within a soil core, eight subsamples were taken from different depth ranges ($N_{\text{sum}}=216$).

Control surface soil samples were collected from an uncontaminated area of the Wastewater Treatment Plant of Debrecen ($N=5$). Root and leaf samples were also collected from two *S. viminalis* individuals around each soil core, from the differently contaminated parts of the study area. Trees were also sampled in the control area ($N=5$). To study the phytoextraction potential of trees, we calculated bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) values. Furthermore, we assessed the condition of trees by the method of Webster (1978).

We hypothesized that both roots and leaves have high element concentrations, while differences between the two plant parts were also expected. Furthermore, we expected correlation in element concentration between soil and roots, and between soil and leaves. Higher concentrations were expected in leaves than in roots ($TF>1$). We hypothesized that condition of trees is the least favourable in the strongly contaminated (middle) part of the study area. Moderate contamination level was not expected to influence tree condition.

In contrast with the hypotheses, element concentrations in roots and leaves were generally low. Correlation was found in element concentrations between soil and leaves, while root concentrations did not differ significantly from each other among the three parts of the study area. High BCF values were demonstrated for Cd, Cu, Sr és Zn in roots, and for Cd and Zn in leaves. The highest TF values were found for Mn, Cd, Sr and Zn. As expected, tree condition values were the lowest in the strongly contaminated part of the study area. We found that the condition scores could be influenced by concentrations of Al, Ca, K, Mg, Ni, Sr and Zn. It could be concluded that soil element concentrations had great influence on tree condition.

Phytoextraction potential of Chenopodium album and Tripleurospermum inodorum

We studied the element (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr and Zn) accumulation potential of two weed species (*C. album* and *T. inodorum*) by moderate to strong soil contamination in Lovász-zug pond system. Soil samples were collected from the three differently contaminated parts of the study area as previously described. Five individuals of the two species were collected from a radius of 10 meters around each soil core in September 2015.

In the laboratory, roots, stem and leaves were separated. Previous to elemental analysis, five plant part samples from around each soil core were homogenized. To study the phytoextraction potential of species, we calculated bioaccumulation factor (BAF), bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) values.

We hypothesized that *C. album* is a prosperous element accumulator species with high concentrations in all plant parts, especially in roots and leaves. In the case of *T. inodorum*, by the published results of the related species we expected that the species also has good element accumulation potential. Element compartmentalization among plant parts was known by previous publications, however, we hypothesized different element concentrations among roots, stem and leaves.

In our results we found significant correlation in element concentration between soil and plant samples. In contrast with our hypotheses, element accumulation potential was low in the cases of both species; BAF and BCF values were very low (<1) for all the plant parts. However, translocation potential was very good in the cases of several elements. TF values were higher than 1 for Fe, Mn, Ba, Cu, Mn, Ni, Pb, Sr and Zn in *C. album*, and for Fe, Mn, Ni, Sr and Zn in *T. inodorum*. We concluded that both species had lower element accumulation potential than previously expected. By TF values we suggested that eliminating the whole plants is necessary to avoid secondary contamination caused by element-rich biomass.

Köszönetnyilvánítás Szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Kundrát-Simon Edinának, aki a kezdetektől fogva irányította és támogatta munkámat. Köszönettel tartozom Magura Tibornak és Tóthmérész Bélának a közös kutatásaink során nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért. Köszönet illeti Baranyai Edinát, Fülöp Zoltánt, Harangi Sándort és Lakatos Gyulát a terepi és laboratóriumi munkákban való aktív közreműködésükért és áldozatkészségükért. Külön köszönet illeti Horváth Rolandot, Mizser Szabolcsot, Papp Dalmát és Tajthi Bencét az elmúlt évek alatt nyújtott segítségükért és támogatásukért. A dolgozat elkészülését a Nemzeti Tehetség Program (NTP-NFTÖ-17-B) ösztöndíja támogatta.

Irodalomjegyzék

- Abedi, T., Moghaddami, S. & Lashkar Bolouki, E. 2014: Growth of *Populus* and *Salix* species under compost leachate irrigation. *Ecologia Balkanica* 6: 57–65.
- Adamczyk-Szabela, D., Markiewicz, J. & Wolf, W.M. 2015: Heavy metal uptake by herbs. IV. Influence of soil pH on the content of heavy metals in *Valeriana officinalis* L. *Water, Air and Soil Pollution* 226: 106.
- Ahmad, M.S. & Ashraf, M. 2011: Essential roles and hazardous effects of nickel in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 214: 125–167.
- Algreen, M., Trapp, S. & Rein, A. 2014: Phytoscreening and phytoextraction of heavy metals at Danish polluted sites using willow and poplar trees. *Environmental Science and Pollution Research* 21: 8992–9001.
- Ali, H., Khan, E. & Sajad, M.A. 2013: Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. *Chemosphere* 91: 869–881.
- Alriksson, A., Alriksson, B. & El Make, M. 1999: Biomass uptake related depletion of soil Cd in a tree-species experiment on farmland in Sweden. In: Wenzel, W.W., Adriano, D.C., Alloway, B., Doner, H.E., Keller, C., Lepp, N.W., Mench, M., Naidu, R. & Pierzynski, G.M. (eds.): Proceedings of the 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Vienna: Boku, pp 538–539.
- Anh, B.T.K., Ha, N.T.H., Danh, L.T., Van Minh, V. & Kim, D.D. 2017: Phytoremediation applications for metal-contaminated soils using terrestrial plants in Vietnam. In: Ansari, A., Gill, S., Gill, R., Lanza, G. & Newman, L. (eds.): Phytoremediation. Springer, Cham, pp 157–181.
- Applequist, W.L. 2002: A reassessment of the nomenclature of *Matricaria* L. and *Tripleurospermum* Sch. Bip. (Asteraceae). *Taxon* 51: 757–761.
- Armendariz, M.D.R., Abellan, T.R., Gonzalez-Weller, D., Gonzalez, G.L., Fernandez, A.J.G. & de la Torre, A.H. 2014: Metals (Al, Mn, Sr, Cd and Pb) in phytopharmaceuticals (*Matricaria recutita*, *Tilia officinalis* and *Salvia officinalis*). *Toxicology Letters* 229: S182.
- Baker, A.J.M. 1981: Accumulators and excluder-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3: 643–654.
- Baker, A.J.M. & Brooks, R.R. 1989: Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1: 81–126.

- Balabanova, B., Stafilov, T. & Bačeva, K. 2015: Bioavailability and bioaccumulation characterization of essential and heavy metals contents in *R. acetosa*, *S. oleracea* and *U. dioica* from copper polluted and referent areas. *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 13: 2.
- 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: 4851–4859.
- Baltrėnas, P. & Čepanko, V. 2009: Accumulation of heavy metals in short-rotation willow. *Ekologija* 55: 153–163.
- Bandiera, M., Dal Cortivo, C., Barion, G., Mosca, G. & Vamerali, T. 2016: Phytoremediation opportunities with alimurgic species in metal-contaminated environments. *Sustainability* 8: 357.
- Bedell, J.P., Capilla, X., Giry, C., Schwartz, C., Morel, J.L. & Perrodin, Y. 2009: Distribution, movement and availability of Cd, and Zn in a dredged sediment cultivated with *Salix alba*. *Environmental and Experimental Botany* 67: 403–414.
- Begley, D., McCracken, A.R., Dawson, W.M. & Watson, S. 2009: Interaction in short rotation coppice willow, *Salix viminalis* genotype mixtures. *Biomass and Bioenergy* 33: 163–173.
- Bes, C.L., Mench, M., Aulen, M., Gaste, H. & Taberly, J. 2010: Spatial variation of plant communities and shoot Cu concentrations of plant species at a timber treatment site. *Plant and Soil* 330: 267–280.
- 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: 55–67.
- Bhargava, A., Shukla, S., Srivastava, J., Singh, N. & Ohri, D. 2008: *Chenopodium*: a prospective plant for phytoextraction. *Acta Physiologiae Plantarum* 30: 111–120.
- Boisvert, S., Joly, D., Leclerc, S., Govindachary, S., Harnois, J. & Carpentier, R. 2007: Inhibition of the oxygen-evolving complex of photosystem-II and depletion of extrinsic polypeptides by nickel. *Biometals* 20: 879–889.

- Borenstein, M., Hedges, L.V., Higgins, J.P.T. & Rothstein, H.R. 2009: Introduction to meta-analysis. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.
- Borišev, M., Pajević, S., Nikolić, N., Pilipović, A., Krstić, B. & Orlović, S. 2009: Phytoextraction of Cd, Ni, and Pb using four willow clones (*Salix* spp.). *Polish Journal of Environmental Studies* 18: 553–561.
- Borišev, M., Pajević, S., Nikolić, N., Krstić, B., Župunski, M., Kerbert, M., Pilipović, A. & Orlović, S. 2012: Response of *Salix alba* L. to heavy metals and diesel fuel contamination. *African Journal of Biotechnology* 11: 14313–14319.
- Borišev, M., Pajević, S. & Nikolić, N. 2016: Magnesium and iron deficiencies alter Cd accumulation in *Salix viminalis* L. *International Journal of Phytoremediation* 18: 164–170.
- Boyter, M.J., Brummer, J.E. & Leininger, W.C. 2009: Growth and metal accumulation of geyer and mountain willow grown in topsoil versus amended mine tailings. *Water, Air and Soil Pollution* 198: 17–29.
- Branković, S., Grbović, F., Đelić, G., Simić, Z., Marin, M. & Cupara, S. 2016: Phytoaccumulation of metals in three different species of Šumadia region, The International Bioscience Conference and the 6th International PSU-UNS Bioscience Conference IBSC 2016.
- Brekken, A. & Steinnes, E. 2004: Seasonal concentrations of cadmium and zinc in native pasture plants: consequences for grazing animals. *Science of the Total Environment* 326: 181–195.
- Budak, F., Zaimoğlu, Z. & Başcı, N. 2011: Uptake and translocation of hexavalent chromium by selected species of ornamental plants. *Polish Journal of Environmental Studies* 20: 857–862.
- Cao, W. & Tibbitts, T.W. 1991: Potassium concentration effect on growth, gas exchange and mineral accumulation in potatoes. *Journal of Plant Nutrition* 14: 525–537.
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S. & Baker, A.J. 1997: Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology* 8: 279–284.
- Chen, C., Huang, D. & Liu, J. 2009: Functions and toxicity of nickel in plants: Recent advances and future prospects. *Clean – Soil, Air, Water* 37: 304–313.

- Chen, M., Tang, Y.L. & Ao, J. 2012: Effects of strontium on photosynthetic characteristics of oilseed rape seedlings. *Russian Journal of Plant Physiology* 59: 772–780.
- Chibuikwe, G.U. & Obiora, S.C. 2014: Heavy metal polluted soils: Effect on plants and bioremediation methods. *Applied and Environmental Soil Science*, Article ID 752708.
- Cloutier-Hurteau, B., Turmel, M.C., Mercier, C. & Courchesne, F. 2014: The sequestration of trace elements by willow (*Salix purpurea*) – which soil properties favor uptake and accumulation? *Environmental Science and Pollution Research* 21: 4759–4771.
- Colle, C., Madoz-Escande, C. & Leclerc, E. 2009: Foliar transfer into the biosphere: review of translocation factors to cereal grains. *Journal of Environmental Radioactivity* 100: 683–689.
- Cosio, C., Vollenweider, P. & Keller, C. 2006: Localization and effects of cadmium in leaves of a cadmium-tolerant willow (*Salix viminalis* L.) I. Macrolocalization and phytotoxic effects of cadmium. *Environmental and Experimental Botany* 58: 64–74.
- Courchesne, F., Turmel, M.C., Cloutier-Hurteau, B., Tremblay, G., Munro, L., Masse, J. & Labrecque, M. 2017: Soil trace element changes during a phytoremediation trial with willows in southern Québec, Canada. *International Journal of Phytoremediation* 19: 632–642.
- Cui, S., Zhou, Q. & Chao, L. 2007: Potential hyperaccumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in enduring plants distributed in an old smelter, Northeast China. *Environmental Geology* 51: 1043–1048.
- Dahmani-Muller, H., van Oort, F., Gélis, B. & Balabane, M. 2000: Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution* 109: 231–238.
- De Maria, S., Rivelli, A.R., Kuffner, M., Sessitsch, A., Wenzel, W.W., Gorfer, M., Strauss, J. & Puschenreiter, M. 2011: Interactions between accumulations of trace elements and major nutrients in *Salix caprea* after inoculation with rhizosphere microorganisms. *Chemosphere* 84: 1256–1261.
- Del Re, A.C. & Hoyt, W.T. 2014: MAd: Meta-analysis with mean differences. R package version 0.8-2., <http://cran.r-project.org/web/packages/MAd>.

- Deng, L., Li, Z., Wang, J., Liu, H., Li, N., Wu, L., Hu, P., Liu, Y. & Christie, P. 2016: Long-term field phytoextraction of zinc/cadmium contaminated soil by *Sedum plumbizincicola* under different agronomic strategies. *International Journal of Phytoremediation* 18: 134–140.
- Dimitriou, I., Eriksson, J., Adler, A., Aronsson, A. & Verwijst, T. 2006: Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. *Environmental Pollution* 142: 160–169.
- Dimitriou, I. & Rutz, D. 2015: Sustainable short rotation coppice. A handbook. WIP Renewable Energies. Munich, Germany.
- Ding, C., Li, X., Zhang, T., Ma, Y. & Wang, X. 2014: Phytotoxicity and accumulation of chromium in carrot plants and the derivation of soil thresholds for Chinese soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 108: 179–186.
- Dos Santos Utmazian, M.N. & Wenzel, W.W. 2007: Cadmium and zinc accumulation in willow and poplar species grown on polluted soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170: 265–272.
- Dousset, S., Morel, J.L., Jacobson, A. & Bitton, G. 2001: Copper binding capacity of root exudates of cultivated plants and associated weeds. *Biology and Fertility of Soils* 34: 230–234.
- Drzewiecka, K., Mleczek, M., Gansecka, M., Magdziak, Z. & Goliński, P. 2012: Changes in *Salix viminalis* L. cv ‘Cannabina’ morphology and physiology in response to nickel ions – hydroponic investigations. *Journal of Hazardous Materials* 217-218: 429–438.
- Dudka, S., Piotrowska, M. & Chlopecka, A. 1994: Effect of elevated concentrations of Cd and Zn in soil on spring wheat yield and the metal contents of the plants. *Water, Air and Soil Pollution* 76: 333–341.
- Duval, S. & Tweedie, R. 2000: Trim and fill: A simple funnel-plot-based method of testing and adjusting for publication bias in meta-analysis. *Biometrics* 56: 455–463.
- Evlard, A., Sergeant, K., Printz, B., Guignard, C., Renaut, J., Campanella, B., Paul, R. & Hausman, J.F. 2014: A multiple-level study of metal tolerance in *Salix fragilis* and *Salix aurita* clones. *Journal of Proteomics* 101: 113–129.

- Fadel, D., Argyraki, A., Papageorgiou, S. & Kelepertzis, E. 2016: Heavy metals in cultivated soil and plants of Damour urban area – Lebanon, Bulletin of the Geological Society of Greece. Proceedings of the 14th International Congress, Thessaloniki, May 2016.
- Farrag, H.F., Al-Sodany, Y.M. & Otiby, F.G. 2013: Phytoremediation and accumulation characteristics of heavy metals by some plants in Wadi Alargy-Wetland, Taif-KSA. *World Applied Sciences Journal* 28: 644–653.
- Ferreiro-Domínguez, N., Rigueiro-Rodríguez, A., Bianchetto, E. & Mosquera-Losada, M.R. 2014: Effect of lime and sewage sludge fertilisation on tree and understory interaction in a silvopastoral system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 188: 72–79.
- Flathman, P.E. & Lanza, G.R. 1998: Phytoremediation: Current views on an emerging green technology. *Journal of Soil Contamination* 7: 415–432.
- French, C.J., Dickinson, N.M. & Putwain, P.D. 2006: Woody biomass phytoremediation of contaminated brownfield land. *Environmental Pollution* 141: 387–395.
- Fritioff, A. & Greger, M. 2003: Aquatic and terrestrial plant species with potential to remove heavy metals from stormwater. *International Journal of Phytoremediation* 3: 211–224.
- Galfati, I., Bilal, E., Béji Sassi, A., Abdallah, H. & Zaïer, A. 2011: Accumulation of heavy metals in native plants growing near the phosphate treatment industry, Tunisia. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 6: 85–100.
- Geneva, M., Markovska, Y., Todorov, I. & Stancheva, I. 2014: Accumulation of Cd, Pb, Zn and antioxidant response in chamomile (*Matricaria recutita* L.) grown on industrially polluted soil. *Genetics and Plant Physiology* 4: 131–139.
- Gjorgieva, D., Kadifkova-Panovska, T., Baceva, K. & Stafilov, T. 2010: Content of toxic and essential metals in medicinal herbs growing in polluted and unpolluted areas of Macedonia. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology* 61: 297–303.
- Gobran, G.R., Fenn, L.B. & Persson, H. 1993: Nutrition response of Norway spruce and willow to varying levels of calcium and aluminium. *Fertilizer Research* 34: 181–189.

- González-Oreja, J.A., Rozas, M.A., Alkorta, I. & Garbisu, C. 2008: Dendroremediation of heavy metal polluted soils. *Reviews on Environmental Health* 23: 223–234.
- Gordon, W.S. & Jackson, R.B. 2000: Nutrient concentrations in fine roots. *Ecology* 81: 275–280.
- Greger, M. 1999: Metal availability and metal bioconcentration in plants. In: Prasad, M.N.V. & Hagemeyer, J. (eds.): Heavy metal stress in plants—from molecules to ecosystems. Springer, Berlin, pp 1–27.
- Greger, M. & Landberg, T. 2015: Novel field data on phytoextraction: Pre-cultivation with *Salix* reduces cadmium in wheat grains. *International Journal of Phytoremediation* 17: 917–924.
- Grejtovský, A., Markušová, K. & Eliašová, A. 2006: The response of chamomile (*Matricaria chamomilla* L.) plants to soil zinc supply. *Plant, Soil and Environment* 52: 1–7.
- Gupta, A.K. & Sinha, S. 2007: Phytoextraction capacity of the *Chenopodium album* L. grown on soil amended with tannery sludge. *Bioresource Technology* 98: 442–446.
- Gupta, A.K. & Sinha, S. 2008: Decontamination and/or revegetation of fly ash dykes through naturally growing plants. *Journal of Hazardous Materials* 153: 1078–1087.
- Guo, T.R., Yao, C.P., Zhang, Z.D., Wang, J.J. & Wang, M. 2012: Involvement of antioxidative defense system in rice seedlings exposed to aluminium toxicity and phosphorus deficiency. *Rice Science* 19: 207–212.
- Hafsi, C., Debez, A. & Abdelly, C. 2014: Potassium deficiency in plants: effects and signaling cascades. *Acta Physiologiae Plantarum* 36: 1055–1070.
- Hammer, D. & Keller, C. 2002: Changes in the rhizosphere of metal-accumulating plants evidenced by chemical extractants. *Journal of Environmental Quality* 31: 1561–1569.
- Hammer, D., Kayser, A. & Keller, C. 2003: Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use and Management* 19: 187–192.
- Han, S., Kim, D. & Lee, J. 2010: Cadmium and zinc interaction and phytoremediation potential of seven *Salix caprea* clones. *Journal of Ecology and Environment* 33: 245–251.
- Han, S., Kim, D. & Shin, S. 2013: Bioaccumulation and physiological response of five willows to toxic levels of cadmium and zinc. *Soil and Sediment Contamination* 22: 241–255.

- Hart, J.J., Welch, R.M., Norvell, W.A. & Kochian, L.V. 2002: Transport interactions between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings. *Physiologia Plantarum* 116: 73–78.
- Harter, R.D. 1983: Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc, and nickel. *Soil Science Society of America Journal* 47: 47–51.
- Heintzman, R.L., Titus, J.E. & Zhu, W.X. 2015: Effects of roadside deposition on growth and pollutant accumulation by willow (*Salix miyabeana*). *Water, Air and Soil Pollution* 226: 11.
- 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: 101–110.
- Hermle, S., Vollenweider, P., Günthardt-Goerg, M.S., McQuattie, C.J., & Matyssek, R. 2007: Leaf responsiveness of *Populus tremula* and *Salix viminalis* to soil contaminated with heavy metals and acidic rainwater. *Tree Physiology* 27: 1517–1531.
- Hodson, M.J. 2012: Metal toxicity and tolerance in plants. *Biochemist* 34: 28–32.
- Hoefler, C., Santner, J., Puschenreiter, M. & Wenzel, W.W. 2015: Localized metal solubilization in the rhizosphere of *Salix smithiana* upon sulfur application. *Environmental Science and Technology* 49: 4522–4529.
- Hu, R., Sun, K., Su, X., Pan, Y.X., Zhang, Y.F. & Wang, X.P. 2012: Physiological responses and tolerance mechanisms to Pb in two xerophiles: *Salsola passerina* Bunge and *Chenopodium album* L. *Journal of Hazardous Materials* 205-206: 131–138.
- Hua, Y., Heal, K.V. & Friesl-Hanl, W. 2017: The use of red mud as an immobiliser for metal/metalloid-contaminated soil: A review. *Journal of Hazardous Materials* 325: 17–30.
- Huber, H., Chen, X., Hendriks, M., Keijzers, D., Voesenek, L.A.C.J., Pierik, R., Poorter, H., de Kroon, H. & Visser, E.J.W. 2012: Plasticity as a plastic response: how submergence-induced leaf elongation in *Rumex palustris* depends on light and nutrient availability in its early life stage. *New Phytologist* 194: 572–582.
- Ignatowicz, K. 2016: Using phytoremediation and bioremediation for protection soil near graveyard. *Journal of Ecological Engineering* 17: 87–90.

- Irshad, M., Ahmad, S., Pervez, A. & Inoue, M. 2015a: Phytoaccumulation of heavy metals in natural plants thriving on wastewater effluent at Hattar Industrial Estate, Pakistan. *International Journal of Phytoremediation* 17: 154–158.
- Irshad, M., Ruqia, B. & Hussain, Z. 2015b: Phytoaccumulation of heavy metals in natural vegetation at the municipal wastewater site in Abbottabad, Pakistan. *International Journal of Phytoremediation* 17: 1269–1273.
- Ishikawa, Y., Sato, S., Kurimoto, Y., Yamada, H., Hayakawa, A. & Hidaka, S. 2014: Preliminary study of phytoremediation and biomass production by *Salix* species on abandoned farmland polluted with heavy metals. *Journal of Arid Land Studies* 23-24: 167–172.
- Janssen, J., Weyens, N., Croes, S., Beckers, B., Meiresonne, L., van Peteghem, P., Carleer, R. & Vangronsveld, J. 2015: Phytoremediation of metal contaminated soil using willow: Exploiting plant-associated bacteria to improve biomass production and metal uptake. *International Journal of Phytoremediation* 17: 1123–1136.
- Jensen, D.L., Holm, P.E. & Christensen, T.H. 2000: Soil and groundwater contamination with heavy metals at two scrap iron and metal recycling facilities. *Waste Management and Research* 18: 52–63.
- Jensen, J.K., Holm, P.E., Nejrup, J., Larsen, M.B. & Borggard, O.K. 2009: The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. *Environmental Pollution* 157: 931–937.
- Jiao, X., Teng, Y., Zhan, Y., Wu, J. & Lin, X. 2015: Soil heavy metal pollution and risk assessment in Shenyang industrial district, Northeast China. *PLoS ONE* 10: e0127736.
- Jung, M.C. 2008: Heavy metal concentrations in soils and factors affecting metal uptake in plants in the vicinity of a Korean Cu-W mine. *Sensors* 8: 2413–2423.
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. 1992: Trace elements in soils and plants, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton.
- Kacálková, L., Tlustoš, P. & Száková, J. 2014: Chromium, nickel, cadmium, and lead accumulation in maize, sunflower, willow, and poplar. *Polish Journal of Environmental Studies* 23: 753–761.
- Kacálková, L., Tlustoš, P. & Száková, J. 2015: Phytoextraction of risk elements by willow and poplar trees. *International Journal of Phytoremediation* 17: 414–421.

- Kaczynski, K.M. & Cooper, D.J. 2013: The role of potential future climate change on willow dieback. *Forest Ecology and Management* 305: 223–228.
- Karimaei, M. & Poozesh, V. 2016: Effects of aluminum toxicity on plant height, total chlorophyll (Chl a+b), potassium and calcium contents in spinach (*Spinacia oleracea* L.). *International Journal of Farming and Allied Sciences* 5: 76–82.
- Kay, Q.O.N. 1994: *Tripleurospermum inodorum* (L.) Schultz Bip. *Journal of Ecology* 82: 681–697.
- Kováčik, J., Tomko, J., Bačkor, M. & Repčák, M. 2006: *Matricaria chamomilla* is not a hyperaccumulator, but tolerant to cadmium stress. *Plant Growth Regulation* 50: 239–247.
- Kováčik, J. 2013: Hyperaccumulation of cadmium in *Matricaria chamomilla*: a never-ending story? *Acta Physiologiae Plantarum* 35: 1721–1725.
- Kozhevnikova, A.D., Seregin, I.V., Bystrova, E.I., Belyaeva, A.I., Kataeva, M.N. & Ivanov, V.B. 2009: The effects of lead, nickel, and strontium nitrates on cell division and elongation in maize roots. *Russian Journal of Plant Physiology* 56: 242–250.
- Kuzovkina, Y.A., Knee, M. & Quigley, M.F. 2004: Cadmium and copper uptake and translocation in five willow (*Salix* L.) species. *International Journal of Phytoremediation* 6: 269–287.
- Landberg, T. & Greger, M. 1996: Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. *Applied Geochemistry* 11: 175–180.
- Landberg, T. & Greger, M. 2002: Interclonal variation of heavy metal interactions in *Salix viminalis*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 2669–2674.
- Lasat, M.M. 2000: Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substances Research* 2: 1–25.
- Leyval, C., Turnau, K. & Haselwandter, K. 1997: Effect of heavy metal pollution in mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza* 7: 139–153.
- Li, M.S., Luo, Y.P. & Su, Z.Y. 2007: Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. *Environmental Pollution* 147: 168–175.

- Liang, S.X., Gao, N., Li, Z.C., Shen, S.G. & Li, J. 2016: Investigation of correlativity between heavy metals concentration in indigenous plants and combined pollution soils. *Journal of Chemical Ecology* 32: 872–883.
- Ling, T., Jun, R. & Fangke, Y. 2011: Effect of cadmium supply levels to cadmium accumulation by *Salix*. *International Journal of Environmental Science and Technology* 8: 493–500.
- Liu, W., Ni, J. & Zhou, Q. 2013: Uptake of heavy metals by trees: Prospects for phytoremediation. *Materials Science Forum* 743-744: 768–781.
- Liu, Y., Ma, Z. & Lv, J. 2016: Identifying sources and hazardous risks of heavy metals in topsoils of rapidly urbanizing East China. *Journal of Geographical Sciences* 26: 735–749.
- Lorestani, B., Cheraghi, M. & Yousefi, N. 2011: Accumulation of Pb, Fe, Mn, Cu and Zn in plants and choice of hyperaccumulator plant in the industrial town of Vian, Iran. *Archives of Biological Sciences* 63: 739–745.
- Łukaszewicz, J.P., Wesołowski, R.P. & Cyganiuk, A. 2009: Enrichment of *Salix viminalis* wood in metal ions by means of phytoextraction. *Polish Journal of Environmental Studies* 18: 507–511.
- Lum, A.F., Nqwa, E.S., Chikoye, D. & Suh, C.E. 2014: Phytoremediation potential of weeds in heavy metal contaminated soils of the Bassa Industrial Zone of Douala, Cameroon. *International Journal of Phytoremediation* 16: 302–319.
- Luo, L., Ma, Y., Zhang, S., Wei, D. & Zhu, Y.G. 2009: An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *Journal of Environmental Management* 90: 2524–2530.
- Lux, A., Šottníková, A., Opatrná, J. & Greger, M. 2004: Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity. *Physiologia Plantarum* 120: 537–545.
- Lydakis-Simantiris, N., Skoula, M., Fabian, M. & Naxakis, G. 2012: Cultivation of medicinal and aromatic plants in heavy metal-contaminated soil – Exploitation with caution, 3rd International Conference on Industrial and Hazardous Waste Management, Crete, September 2012.

- Ma, X., Zhu, S., Ai, S., Liu, B., Guo, R., Zhang, W. & Zhang, Y. 2016: Density-dependent accumulation of heavy metals in spring wheat (*Triticum aestivum*) and the risk assessment from weak alkaline soils, Northwestern of China. *International Journal of Agricultural Science and Technology* 4: 1–7.
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Kumar Awasthi, M., Hussain Lahori, A., Wang, Q., Li, R. & Zhang, Z. 2016: Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 126: 111–121.
- Malá, J., Cvrčková, H., Máchová, P., Dostál, J. & Šíma, P. 2010: Heavy metal accumulation by willow clones in short-time hydroponics. *Journal of Forest Science* 56: 28–34.
- Malik, R.N., Husain, S.Z. & Nazir, I. 2010: Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany* 42: 291–301.
- Manan, F.A., Chai, T.T., Samad, A.A. & Mamat, D.D. 2015: Evaluation of the phytoremediation potential of two medicinal plants. *Sains Malaysia* 44, 503–509.
- Maxted, A.P., Black, C.R., West, H.M., Crout, N.M.J., McGrath, S.P. & Young, S.D. 2007: Phytoextraction of cadmium and zinc by *Salix* from soil historically amended with sewage sludge. *Plant and Soil* 290: 157–172.
- Mazhari, M. & Bahramian, B. 2012: High biomass *Chenopodium album* L. is a suitable weed for remediation Cd-contaminated soils. *Journal of American Science* 8: 83–85.
- McBride, M.B. 2003: Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risk? *Advances in Environmental Research* 8: 5–19.
- Mellem, J.J., Baijnath, H. & Odhav, B. 2009: Translocation and accumulation of Cr, Hg, As, Pb, Cu and Ni by *Amaranthus dubius* (Amaranthaceae) from contaminated sites. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 44: 568–575.
- Mertens, J., Vervaeke, P., Meers, E. & Tack, F.M.G. 2006: Seasonal changes of metals in willow (*Salix* sp.) stands for phytoremediation on dredged sediment. *Environmental Science and Technology* 40: 1962–1968.

- Mganga, N., Manoko, M.L.K. & Rulangaranga, Z.K. 2011: Classification of plants according to their heavy metal content around North Mara Gold Mine, Tanzania: Implication for phytoremediation. *Tanzania Journal of Science* 37: 109–119.
- Migeon, A., Richaud, P., Guinet, F., Chalot, M. & Blaudez, D. 2009: Metal accumulation by woody species on contaminated sites in the North of France. *Water, Air and Soil Pollution* 204: 89–101.
- Mills, T., Arnold, B., Sivakumaran, S., Northcott, G., Vogeler, I., Robinson, B., Norling, C. & Leonil, D. 2006: Phytoremediation and long-term site management of soil contaminated with pentachlorophenol (PCP) and heavy metals. *Journal of Environmental Management* 79: 232–241.
- Ministry of the Environment, Finland (MEF) (2007): Government Decree on the Assessment of Soil Contamination and Remediation Needs (214/2007, March 1, 2007).
- Mleczek, M., Łukaszewski, M., Kaczmarek, Z., Rissmann, I. & Golinski, P. 2009a: Efficiency of selected heavy metals accumulation by *Salix viminalis* roots. *Environmental and Experimental Botany* 65: 48–53.
- Mleczek, M., Magdziak, Z., Rissmann, I. & Golinski, P. 2009b: Effect of different soil conditions on selected metal accumulation by *Salix viminalis* tissues. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 44: 1609–1616.
- Mleczek, M., Kozłowska, M., Kaczmarek, Z., Chadzinikolau, T. & Golinski, P. 2012: Influence of Ca/Mg ratio on phytoextraction properties of *Salix viminalis* I. The effectiveness of Cd, Cu, Pb, and Zn bioaccumulation and plant growth. *International Journal of Phytoremediation* 14: 75–88.
- Moyen, C. & Roblin, G. 2010: Uptake and translocation of strontium in hydroponically grown maize plants, and subsequent effects on tissue ion content, growth and chlorophyll a/b ratio: Comparison with Ca effects. *Environmental and Experimental Botany* 68: 247–257.
- Nabipour, M., Meskarbashee, M. & Farzad, S. 2007: Sodium and potassium accumulation in different parts of wheat under salinity levels. *Asian Journal of Agricultural Research* 1: 97–104.
- Nagajyoti, P.C., Lee, K.D. & Sreekanth, T.M.V. 2010: Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* 8: 199–216.

- Nascimento, C.W.A. & Xing, B. 2006: Phytoextraction: A review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Scientia Agricola* 63: 299–311.
- Nazir, A., Malik, R.N., Ajaib, M., Khan, N. & Siddiqui, M.F. 2011: Hyperaccumulators of heavy metals of industrial areas of Islamabad and Rawalpindi. *Pakistan Journal of Botany* 43: 1925–1933.
- Nazli Alipour, A., Mehdi Homaei, B., Asadi Kapourchaland, C.S. & Mahboobeh Mazhari, D. 2014: Assessing *Chenopodium album* L. potential for phytoremediation of lead-polluted soils. Recent Advances in Environmental Science and Geoscience. Proceedings of the 2014 International Conference on Environmental Science and Geoscience, Venice, Italy, March 2014, pp 95–97.
- Ndeda, L.A. & Manohar, S. 2014: Bio concentration factor and translocation ability of heavy metals within different habitats of hydrophytes in Nairobi Dam, Kenya. *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology* 8: 42–45.
- Ngole, V.M. & Ekosse, G.I.E. 2012: Copper, nickel and zinc contamination in soils within the precincts of mining and landfilling environments. *International Journal of Environmental Science and Technology* 9: 485–494.
- Nica, D.V., Bura, M., Gergen, I., Harmanescu, M. & Bordean, D.M. 2012: Bioaccumulative and conchological assessment of heavy metal transfer in a soil-plant-snail food chain. *Chemistry Central Journal* 6: 55.
- Nordstrom, K. & Hotta, S. 2004: Wind erosion from cropland in the USA: a review of problems, solutions and prospects. *Geoderma* 121: 157–167.
- Norvell, W.A. 1984: Comparison of chelating agents as extractants for metals in diverse soil materials. *Soil Science Society of America Journal* 48: 1285–1292.
- Nouri, J., Khorasani, N., Lorestani, B., Karami, M., Hassani, A.H. & Yousefi, N. 2009: Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. *Environmental Earth Sciences* 59: 315–323.
- Nwaedozie, G.C., Mohammed, Y., Faruruwa, D.M., Nwaedozie, J.M. & Esekhangbe, R.O. 2015: Evaluation of accumulation ability for Pb, Cr, Ni, and Mn in native plants growing on a contaminated air force shooting range, Kaduna. *Global Journal of Science Frontier Research B* 15.

- Ostman, G. 1994: Cadmium in *Salix* – a study of the capacity of *Salix* to remove cadmium from arable soils. In: Aronsson, P. & Perttu, K. (eds.): Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, pp 153–155.
- Page, K., Harbottle, M.J., Cleall, P.J. & Hutchings, T.R. 2014: Heavy metal leaching and environmental risk from the use of compost-like output as an energy crop growth substrate. *Science of the Total Environment* 487: 260–271.
- Panagos, P., van Liedekerke, M., Yigini, Y. & Montanarella, L. 2013: Contaminated sites in Europe: review of the current situation based on data collected through a European network. *Journal of Environmental and Public Health*, Article ID 158764.
- Panda, S.K., Baluska, F. & Matsumoto, H. 2009: Aluminium stress signaling in plants. *Plant Signaling and Behavior* 4: 592–597.
- Parisien, M.A., Rutter, A. & Zeeb, B.A. 2015: Feasibility of using phytoextraction to remediate a compost-based soil contaminated with cadmium. *International Journal of Phytoremediation* 17: 1137–1143.
- Pavlovič, A., Masarovičová, E., Králová, K. & Kubová, J. 2006: Response of chamomile plants (*Matricaria recutita* L.) to cadmium treatment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 77: 763–771.
- Petřík, P., Soudek, P., Benešová, D., Najmanová, P., Najman, M. & Vaněk, T. 2009: Flora of toxic depots in selected industrial zones. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 78: 327–334.
- Pilon-Smits, E. 2005: Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56: 15–39.
- Placek, A., Grobelak, A. & Kacprzak, M. 2016: Improving the phytoremediation of heavy metals contaminated soil by use of sewage sludge. *International Journal of Phytoremediation* 18: 605–618.
- Pulford, I.D. & Watson, C. 2003: Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environment International* 29: 529–540.
- R Core Team 2018: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

- Radulescu, C., Stihl, C., Popescu, I.V., Ionita, I., Dulama, I.D., Chilian, A., Bancuta, O.R., Chelarescu, E.D. & Let, D. 2013: Assessment of heavy metals level in some perennial medicinal plants by flame atomic absorption spectrometry. *Romanian Reports in Physics* 65: 246–260.
- Rakesh Sharma, M.S. & Raju, N.S. 2013: Correlation of heavy metal contamination with soil properties of industrial areas of Mysore, Karnataka, India by cluster analysis. *International Research Journal of Environmental Sciences* 2: 22–27.
- Rezvani, M. & Zaefarian, F. 2011: Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in *Aeluropus littoralis*. *Australian Journal of Agricultural Research* 2: 114–119.
- Riddell-Black, D. 1993: A review of the potential for the use of trees in the rehabilitation of contaminated land. WRC Report CO 3467. Water Research Centre, Medmenham, UK.
- Robinson, B.H., Mills, T.M., Petit, D., Fung, L., Green, S.R. & Clothier, B.E. 2000: Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. *Plant and Soil* 227: 301–306.
- Rooney, C.P., Zhao, F.J. & McGrath, S.P. 2007: Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation. *Environmental Pollution* 145: 596–605.
- Rosselli, W., Keller, K. & Boschi, K. 2003: Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil. *Plant and Soil* 256: 265–272.
- Rout, G.R., Samantaray, S. & Das, P. 2001: Aluminium toxicity in plants: a review. *Agronomie* 21: 3–21.
- Rout, G.R. & Das, P. 2009: Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc. In: Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Véronique, S. & Alberola, C. (eds.): Sustainable Agriculture. Springer, Dordrecht, pp 873–884.
- Rózanowski, B., Michałowski, M., Tora, B., Cablik, V. & Cernotova, L. 2012: Effectiveness of the use of willow tree (*Salix viminalis*) for wastewater treatment. *AGH Journal of Mining and Geoengineering* 36: 159–165.
- Rudnick, R.L. & Gao, S. 2004: Composition of the continental crust. In: Holland, H.D. & Turekian, K.K. (ed.): Treatise on Geochemistry 3, Elsevier, Amsterdam, pp 1–64.

- Ruttens, A., Boulet, J., Weyens, N., Smeets, K., Adriaensen, K., Meers, E., van Slycken, S., Tack, F.M.G., Meiresonne, L., Thewys, T., Witters, N., Carleer, R., Dupae, J. & Vangronsveld, J. 2011: Short rotation coppice culture of willows and poplars as energy crops on metal contaminated agricultural soils. *International Journal of Phytoremediation* 13: 194–207.
- Saba, G., Parizanganeh, A.H., Zamani, A. & Saba, J. 2015: Phytoremediation of heavy metals contaminated environments: Screening for native accumulator plants in Zanjan-Iran. *International Journal of Environmental Research* 9: 309–316.
- Salamon, I., Labun, P., Skoula, M. & Fabian, M. 2007: Cadmium, lead and nickel accumulation in chamomile plants grown on heavy metal-enriched soil. *ISHS Acta Horticulturae* 749: 231–236.
- Salt, D.E., Prince, R.C., Pickering, I.J. & Raskin, I. 1995: Mechanism of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. *Plant Physiology* 109: 1427–1433.
- Salt, D.E., Smith, R.D. & Raskin, I. 1998: Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 49: 643–668.
- Samantaray, S., Rout, G.R. & Das, P. 2001: Heavy metal and nutrient concentration in soil and plants growing on a metalliferous chromite minespoil. *Environmental Technology* 22: 1147–1154.
- Samatadze, T.E., Amosova, A.V., Suslina, S.N., Zagumennikova, T.N., Mel'nikova, N.V., Bykov, V.A., Zelenin, A.V. & Muravenko, O.V. 2014: Comparative cytogenetic study of the tetraploid *Matricaria chamomilla* L. and *Matricaria inodora* L. *Biology Bulletin* 41: 109–117.
- Sander, M.L. & Ericsson, T. 1998: Vertical distributions of plant nutrients and heavy metals in *Salix viminalis* stems and their implications for sampling. *Biomass and Bioenergy* 14: 57–66.
- Seregin, I.V., Kozhevnikova, A.D., Zhukovskaya, N.V. & Schat, H. 2015: Cadmium tolerance and accumulation in excluder *Thlaspi arvense* and various accessions of hyperaccumulator *Noccaea caerulescens*. *Russian Journal of Plant Physiology* 62: 837–846.
- Sharma, B. & Sharma, K. 2013: Nutrient accumulation in various plant parts of dominant tree species of three different localities. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 15-16: 965–968.

- Shi, X., Wang, S., Sun, H., Chen, Y., Wang, D., Pan, H., Zou, Y., Liu, J., Zheng, L., Zhao, X. & Jiang, Z. 2017: Comparative of *Quercus* spp. and *Salix* spp. for phytoremediation of Pb/Zn mine tailings. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 3400–3411.
- Shuman, L.M. 1985: Fractionation method for soil microelements. *Soil Science* 140: 11–22.
- Silva, S. 2012: Aluminium toxicity targets in plants. *Journal of Botany*, Article ID 219462.
- Singh, H.P., Mahajan, P., Kaur, S., Batish, D.R. & Kohli, R.K. 2013: Chromium toxicity and tolerance in plants. *Environmental Chemistry Letters* 11: 229–254.
- Stancheva, I., Geneva, M., Boychinova, M. & Yonova, P. 2011: Accumulation of Cd, Pb and Zn in *Matricaria recutita* L. grown in industrially polluted soil. Proceedings of International Conference: 100 Years Bulgarian Soil Science, May 2011, Sofia, Bulgaria, pp 772–775.
- Stanislawska-Głubiak, E., Korzeniowska, J. & Kocoń, A. 2012: Effect of reclamation of heavy metal contaminated soil on growth of energy willow. *Polish Journal of Environmental Studies* 21: 187–192.
- Stanojkovic-Sebic, A., Pivic, R., Josic, D., Dinic, Z. & Stanojkovic, A. 2015: Heavy metals content in selected medicinal plants commonly used as components for herbal formulations. *Journal of Agricultural Sciences* 21: 317–325.
- Stoltz, E. & Greger, M. 2002: Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany* 47: 271–280.
- Subbarao, G.V., Ito, O., Berry, W.L. & Wheeler, R.M. 2003: Sodium – a functional plant nutrient. *CRC Critical Reviews in Plant Sciences* 22: 391–416.
- Suchkova, N., Tsiripidis, I., Alifragkis, D., Ganoulis, J., Darakas, E. & Sawidis, T. 2014: Assessment of phytoremediation potential of native plants during the reclamation of an area affected by sewage sludge. *Ecological Engineering* 69: 160–169.
- Sylvain, B., Motelica-Heino, M., Miard, F., Joussein, E., Soubrand, M., Sylvain, B., Morabito, D. 2016: Phytostabilization of As, Sb and Pb by two willow species (*S. viminalis* and *S. purpurea*) on former mine technosols. *Catena* 136: 44–52.

- Taiwo, A.M., Gbadebo, A.M., Oyedepo, J.A., Ojekunle, Z.O., Alo, O.M., Oyeniran, A.A., Onalaja, O.J., Ogunjimi, D. & Taiwo, O.T. 2016: Bioremediation of industrially contaminated soil using compost and plant technology. *Journal of Hazardous Materials* 304: 166–172.
- Tangahu, B.V., Sheikh Abdullah, S.R., Basri, H., Idris, M., Anuar, N. & Mukhlisin, M. 2011: A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, Article ID 939161.
- Tariq, S.R. & Ashraf, A. 2016: Comparative evaluation of phytoremediation of metal contaminated soil of firing range by four different plant species. *Arabian Journal of Chemistry* 9: 806–814.
- Tavakkoli, E., Rengasamy, P. & McDonald, G.K. 2010: High concentrations of Na⁺ and Cl⁻ ions in soil solution have simultaneous detrimental effects on growth of faba bean under salinity stress. *Journal of Experimental Botany* 61: 4449–4459.
- Tlustoš, P., Száková, J., Vysloužilová, M., Pavlíková, D., Weger, J. & Javorská, H. 2007: Variation in the uptake of arsenic, cadmium, lead, and zinc by different species of willows *Salix* spp. grown in contaminated soils. *Central European Journal of Biology* 2: 254–275.
- Toome, M., Heinsoo, K. & Holm, B. 2010: The influence of canopy density on willow leaf rust (*Melampsora epitea*) severity in willow short rotation coppice. *Biomass and Bioenergy* 34: 1201–1206.
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M.R. & Montanarella, L. 2016: Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International* 88: 299–309.
- Tůma, J., Skalický, M., Tůmová, L., Bláhová, P. & Rosůlková, M. 2004: Potassium, magnesium and calcium content in individual parts of *Phaseolus vulgaris* L. plant as related to potassium and magnesium nutrition. *Plant, Soil and Environment* 50: 18–26.
- Vaca, R., Lugo, J., Martínez, R., Esteller, M.V. & Zavaleta, H. 2011: Effects of sewage sludge and sewage sludge compost amendment on soil properties and *Zea mays* L. plants (heavy metals, quality and productivity). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 27: 303–311.

- Vaculik, M., Konlechner, C., Langer, I., Adlassnig, W., Puschenreiter, M., Lux, A. & Hauser, M.T. 2012: Root anatomy and element distribution vary between two *Salix caprea* isolates with different Cd accumulation capacities. *Environmental Pollution* 163: 117–126.
- Vandecasteele, B., Meers, E., Vervaeke, P., De Vos, B., Quataert, P. & Tack, F.M.G. 2005: Growth and trace metal accumulation of two *Salix* clones on sediment-derived soils with increasing contamination levels. *Chemosphere* 58: 995–1002.
- Vandecasteele, B., Du Laing, G. & Tack, F.M.G. 2007: Effect of submergence-emergence sequence and organic matter or aluminosilicate amendment on metal uptake by woody wetland plant species from contaminated sediments. *Environmental Pollution* 145: 329–338.
- Vandecasteele, B., Quataert, P., Piesschaert, F., Lettens, S., De Vos, B. & Du Laing, G. 2015: Translocation of Cd and Mn from bark to leaves in willows on contaminated sediments: Delayed budburst in related to high Mn concentrations. *Land* 4: 255–280.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., van der Lelie, D. & Mench, M. 2009: Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 765–794.
- van Liedekerke, M., Prokop, G., Rabl-Berger, S., Kibblewhite, M. & Louwagie, G. 2014: Progress in the Management of Contaminated Sites in Europe EUR 26376, Publications, Office of the European Union. Luxembourg.
- van Nevel, L., Mertens, J., Staelens, J., De Schrijver, A., Tack, F.M.G., De Neve, S., Meers, E. & Verheyen, K. 2011: Elevated Cd and Zn uptake by aspen limits the phytostabilization potential compared to five other tree species. *Ecological Engineering* 37: 1072–1080.
- Varun, M., D'Souza, R., Pratas, J. & Manoy, S.P. 2012: Metal contamination of soils and plants associated with the glass industry in North Central India: Prospects of phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research* 19: 269–281.
- Vassilev, A., Perez-Sanz, A., Semane, B., Carleer, R. & Vangronsveld, J. 2005: Cadmium accumulation and tolerance of two *Salix* genotypes hydroponically grown in presence of cadmium. *Journal of Plant Nutrition* 28: 1–19.

- Vassilev, A., Nikolova, A., Koleva, L. & Lidon, F. 2011: Effects of excess Zn on growth and photosynthetic performance of young bean plants. *Journal of Phytology* 3:58–62.
- Viechtbauer, W. 2010: Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of Statistical Software* 36: 1–48.
- Viehweger, K. 2014: How plants cope with heavy metals. *Botanical Studies* 55: 35.
- von Fircks, Y., Rosén, K. & Sennerby-Forsse, L. 2002: Uptake and distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in *Salix viminalis* plants. *Journal of Environmental Radioactivity* 63: 1–14.
- Vondráčková, S., Tlustoš, P. & Száková, J. 2013: Effect of rock phosphate on Zn and Fe bioavailability and accumulation by *Salix smithiana* in heavily contaminated soil. E3S Web of Conferences, Proceedings of the 16th International Conference on Heavy Metals in the Environment (ICHMET), 2013.
- Vysloužilová, M., Tlustoš, P. & Száková, J. 2003a: Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contamination. *Plant, Soil and Environment* 49: 542–547.
- Vysloužilová, M., Tlustoš, P., Száková, J. & Pavlíková, D. 2003b: As, Cd, Pb and Zn uptake by *Salix* spp. clones grown in soils enriched by high loads of these elements. *Plant, Soil and Environment* 49: 191–196.
- Wahsha, M., Bini, C., Argese, E., Minello, F., Fontana, S. & Wahsheh, H. 2012: Heavy metals accumulation in willows growing on Spolic Technosols from the abandoned Imperina Valley mine in Italy. *Journal of Geochemical Exploration* 123: 19–24.
- Walker, D.J., Clemente, R. & Bernal, M.P. 2004: Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere* 57: 215–224.
- Wang, A.S., Angle, J.S., Chaney, R.L., Delorme, T.A. & Reeves, R.D. 2006: Soil pH effects on uptake of Cd and Zn by *Thlaspi caerulescens*. *Plant and Soil* 281: 325–337.
- Wang, S., Shi, X., Sun, H., Chen, Y., Pan, H., Yang, X. & Rafiq, T. 2014: Variations in metal tolerance and accumulation in three hydroponically cultivated varieties of *Salix integra* treated with lead. *PLoS One* 9: e108568.

- 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.
- Webster, B.L. 1978: Guide to judging the condition of a shade tree. *Journal of Arboriculture* 4: 247–249.
- Werkenthin, M., Kluge, B. & Wessolek, G. 2014: Metals in European roadside soils and soil solution – a review. *Environmental Pollution* 189: 98–110.
- Wieshammer, G., Unterbrunner, R., Bañares Garcia, T., Zivkovic, M., Puschenreiter, M. & Wenzel, W.W. 2007: Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by *Salix* ssp. and intercropping of *Salix caprea* and *Arabidopsis halleri*. *Plant and Soil* 298: 255–264.
- Wind, C., Arend, M. & Fromm, J. 2004: Potassium-dependent cambial growth in poplar. *Plant Biology* 6: 30–37.
- Xu, W., Li, W., He, J., Balwant, S. & Xiong, Z. 2009: Effects of insoluble Zn, Cd, and EDTA on the growth, activities of antioxidant enzymes and uptake of Zn and Cd in *Vetiveria zizanioides*. *Journal of Environmental Sciences (China)* 21: 186–192.
- Xu, W.H., Wang, H.X., Liu, H., Xiong, Z.T. & Singh, B. 2006: Effects of zinc, cadmium and their combined pollution on nutrient uptake and Zn, Cd accumulation in ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Asian Journal of Ecotoxicology* 1: 70–74.
- Yang, W., Wang, Y., Zhao, F., Ding, Z., Zhang, X., Zhu, Z. & Yang, X. 2014: Variation in copper and zinc tolerance and accumulation in 12 willow clones: implications for phytoextraction. *Journal of Zhejiang University Science B* 15: 788–800.
- Yang, J., Li, K., Zheng, W., Zhang, H., Cao, X., Lan, Y., Yang, C. & Li, C. 2015a: Characterization of early transcriptional responses to cadmium in the root and leaf of Cd-resistant *Salix matsudana* Koidz. *BMC Genomics* 16: 705.
- Yang, W., Zhao, F., Zhang, X., Ding, Z., Wang, Y., Zhu, Z. & Yang, X. 2015b: Variations of cadmium tolerance and accumulation among 39 *Salix* clones: implications for phytoextraction. *Environmental Earth Sciences* 73: 3263–3274.
- Yi, L., Hong, Y., Wang, D. & Zhu, Y. 2007: Determination of free heavy metal ion concentrations in soils around cadmium rich zinc deposit. *Geochemical Journal* 41: 235–240.

- Yoon, J., Cao, X., Zhou, X. & Ma, L.Q. 2006: Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment* 368: 456–464.
- Zacchini, M., Pietrini, F., Mugnozza, G.S., Iori, V., Pietrosanti, L. & Massacci, A. 2009: Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water, Air and Soil Pollution* 197: 23–34.
- Zaltauskaite, J., Judeikyte, S., Sujetoviene, G. & Dagiliute, R. 2015: Sewage sludge application effects to first year willow (*Salix viminalis* L.) growth and heavy metal bioaccumulation. Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Science and Technology, Rhodes, Greece, 3–5 September 2015.
- Zarinkamar, F., Saderi, Z. & Soleimanpour, S. 2013: Excluder strategies in response to Pb toxicity in *Matricaria chamomilla*. *Environment and Ecology Research* 1: 1–11.
- Zárubová, P., Hejzman, M., Vondráčková, S., Mrnka, L., Száková, J. & Tlustoš, P. 2015: Distribution of P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in wood and bark age classes of willows and poplars used for phytoextraction on soils contaminated by risk elements. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 18801–18813.
- Zehra, S., Arshad, M., Mahmood, T. & Waheed, A. 2009: Assessment of heavy metal accumulation and their translocation in plant species. *African Journal of Biotechnology* 8: 2802–2810.
- Zhao, H., Lin, L., Yan, Q., Yang, Y., Zhu, X. & Shao, J. 2011: Effects of EDTA and DTPA on lead and zinc accumulation of ryegrass. *Journal of Environmental Protection* 2: 932–939.
- Zhao, H., Wu, L., Chai, T., Zhang, Y., Tan, J. & Ma, S. 2012: The effects of copper, manganese and zinc on plant growth and elemental accumulation in the manganese-hyperaccumulator *Phytolacca americana*. *Journal of Plant Physiology* 169: 1243–1252.
- Zhivotovsky, O.P., Kuzovkina, J.A., Schulthess, C.P., Morris, T., Pettinelli, D. & Ge, M. 2010: Hydroponic screening of willows (*Salix* L.) for lead tolerance and accumulation. *International Journal of Phytoremediation* 13: 75–94.

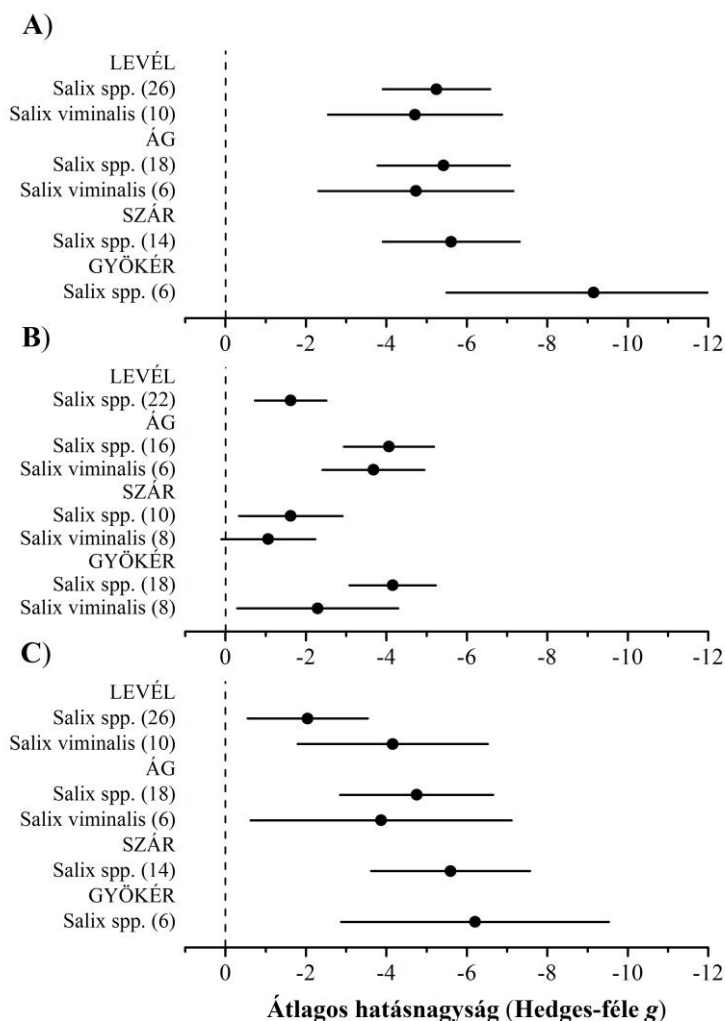
Zimmer, D., Baum, C., Leinweber, P., Hryniewicz, K. & Meissner, R. 2009: Associated bacteria increase the phytoextraction of cadmium and zinc from a metal-contaminated soil by mycorrhizal willows. *International Journal of Phytoremediation* 11: 200–213.

Függelék

1. függelék. A metaanalízis során felhasznált publikációk listája.

Publikáció	Vizsgált faj(ok)	Vizsgált növényi szerv(ek)	Vizsgált fém(ek)	Összehasonlítások száma (db)
Bedell et al. 2009	<i>Salix alba</i>	szár	Cd, Zn	6
Evlard et al. 2014	<i>S. aurita</i> , <i>S. fragilis</i>	levél, ág	Cd, Zn	8
Hermle et al. 2007	<i>S. viminalis</i>	levél	Cd, Zn	8
Ishikawa et al. 2014	<i>S. sachaliensis</i> , <i>S. pet-susu</i>	levél, szár	Cd, Zn	12
Jensen et al. 2009	<i>S. viminalis</i>	levél, ág, szár	Cd, Pb, Zn	15
Sylvain et al. 2016	<i>S. purpurea</i> , <i>S. viminalis</i>	levél, szár, gyökér	Pb	24
Tlustoš et al. 2007	<i>S. alba</i> , <i>S. dasyclados</i> , <i>S. viminalis</i>	levél, ág, szár, gyökér	Cd, Pb, Zn	117
Vandecasteele et al. 2007	<i>S. cinerea</i>	levél, szár	Cd, Zn	4

2. függelék. A véletlenhatás-modellek átlagos hatásnagyságai (átlagos Hedges-féle $g \pm 95$ %-os konfidenciaintervallum) a kosárfonó fűz (*Salix viminalis*) és további vizsgált fűz fajok növényi szerveiben történő Cd (A)-, Pb (B)- és Zn (C)-akkumuláció esetében. A zárójelekben található számok az összehasonlítások számát jelzik, melyek alapján az átlagos hatásnagyságok számításra kerültek. A negatív g érték a szennyezett területen található egyedek kontrol egyedekhez viszonyított nagyobb mértékű fémakkumulációjára utal. Az átlagos hatásnagyság szignifikánsnak tekinthető, amennyiben a 95 %-os konfidenciaintervallum nem tartalmazza a 0 értéket.

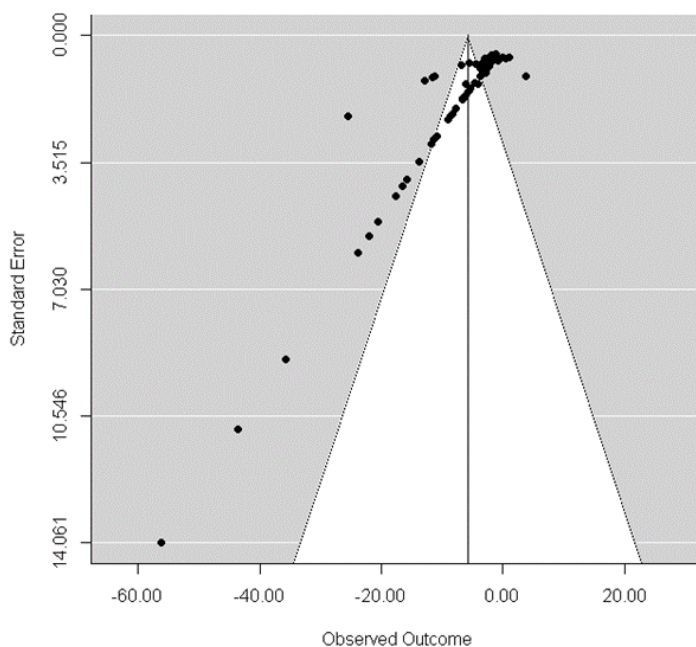


3. függelék. A számított modellek becslései és heterogenitás-értékei Cd esetén.

Alcsoport	Átlagos hatásnagyság (modell)	Konfidencia- intervallum alsó határértéke (modell)	Konfidencia- intervallum felső határértéke (modell)	Standard hiba (modell)	p (modell)	Q (hetero- genitás)	p (hetero- genitás)	Tau ²	I ²	R ²
Levél	-5,243	-6,577	-3,909	0,680	<0,001	254,028	<0,001	13,0353	90 %	
Ág	-5,422	-7,067	-3,777	0,839	<0,001	62,480	<0,001	10,6891	73 %	
Szár	-5,610	-7,313	-3,907	0,869	<0,001	246,939	<0,001	38,2297	95 %	
Gyökér	-9,151	-12,806	-5,495	1,865	<0,001	33,198	<0,001	324,7196	85 %	
Összesítés	-5,602	-6,462	-4,742	0,439	<0,001	616,047	<0,001	22,0373	90 %	0,00 %

Variancia-komponens	Q	df	p
Levél	254,028	25	<0,001
Ág	62,480	17	<0,001
Szár	246,939	13	<0,001
Gyökér	33,198	5	<0,001
Csoportokon belül	596,645	60	<0,001
Csoportok között	3,945	3	0,267
Összesítés	616,047	63	<0,001

4. függelék. *Funnel plot ábra, a funnel plot-aszimmetria regressziós tesztje, illetve a trim and fill módszer modell-eredményei a fűz fajok Cd-akkumulációját illetően.*



A funnel plot-aszimmetria regressziós tesztje

Modell: súlyozott regresszió sokszorozó diszperzióval

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $t=-8,5871$; $df=266$; $p<0,0001$

Modell: kevert hatások regressziós modell

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $z=-11,8077$; $p<0,0001$

A trim and fill módszer modell-eredményei:

A hiányzó tanulmányok becsült száma a jobb oldalon: 0 (SE=4,7910)

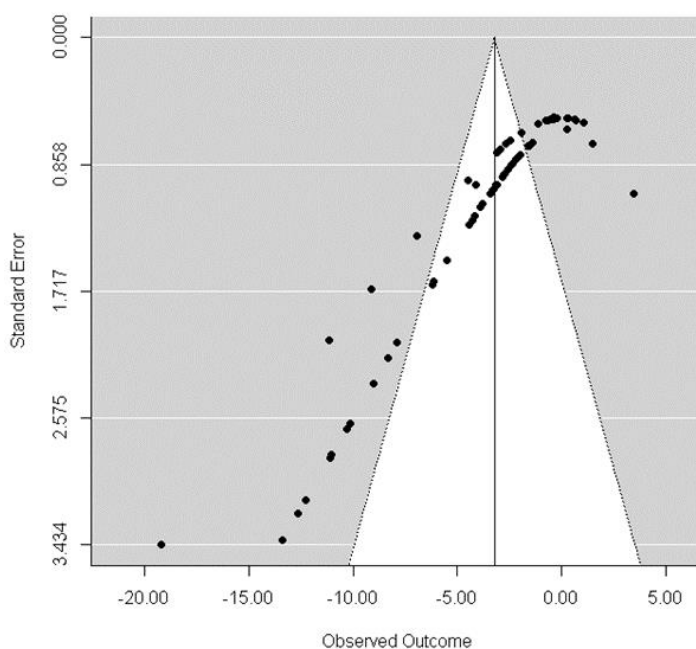
Hedges-féle g becsült értéke	Konfidencia- intervallum alsó határértéke	Konfidencia- intervallum felső határértéke	Standard hiba	p
-5,8006	-7,0418	-4,5593	0,6333	<0,0001

5. függelék. *A számított modellek becslései és heterogenitás-értékei Pb esetén.*

Alcsoport	Átlagos hatásnagyság (modell)	Konfidencia- intervallum alsó határértéke (modell)	Konfidencia- intervallum felső határértéke (modell)	Standard hiba (modell)	p (modell)	Q (hetero- genitás)	p (hetero- genitás)	Tau ²	I ²	R ²
Levél	-1,620	-2,507	-0,733	0,452	<0,001	120,175	<0,001	4,9352	83 %	
Ág	-4,063	-5,185	-2,941	0,572	<0,001	31,035	0,009	0,3837	52 %	
Szár	-1,622	-2,912	-0,333	0,658	0,014	55,869	<0,001	3,8833	84 %	
Gyökér	-4,155	-5,230	-3,081	0,548	<0,001	173,022	<0,001	20,3035	90 %	
Összesítés	-2,791	-3,323	-2,260	0,271	<0,001	455,597	<0,001	8,5706	86 %	5,81 %

Variancia-komponens	Q	df	p
Levél	120,175	21	<0,001
Ág	31,035	15	0,009
Szár	55,869	9	<0,001
Gyökér	173,022	17	<0,001
Csoportokon belül	380,101	62	<0,001
Csoportok között	20,99	3	<0,001
Összesítés	455,597	65	<0,001

6. függelék. *Funnel plot ábra, a funnel plot-aszimmetria regressziós tesztje, illetve a trim and fill módszer modell-eredményei a fűz fajok Pb-akkumulációját illetően.*



A funnel plot-aszimmetria regressziós tesztje

Modell: súlyozott regresszió sokszorozó diszperzióval

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $t=-13,9855$; $df=64$; $p<0,0001$

Modell: kevert hatások meta-regressziós modell

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $z=-15,3850$; $p<0,0001$

A trim and fill módszer modell-eredményei

A hiányzó tanulmányok becsült száma a jobb oldalon: 0 (SE=4,8028)

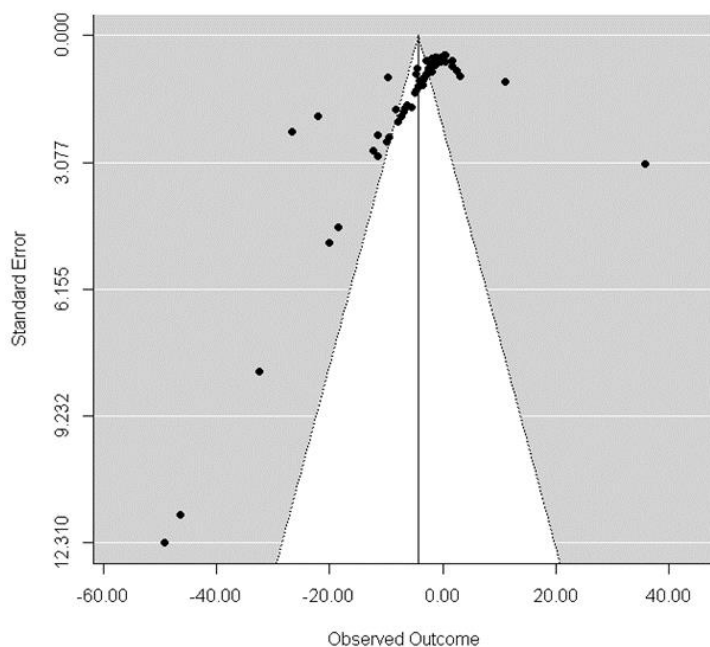
Hedges-féle g becsült értéke	Konfidencia- intervallum alsó határértéke	Konfidencia- intervallum felső határértéke	Standard hiba	p
-3,2264	-4,0149	-2,4378	0,4023	<0,0001

7. függelék. *A számított modellek becslései és heterogenitás-értékei Zn esetén.*

Alcsoport	Átlagos hatásnagyság (modell)	Konfidencia- intervallum alsó határértéke (modell)	Konfidencia- intervallum felső határértéke (modell)	Standard hiba (modell)	p (modell)	Q (hetero- genitás)	p (hetero- genitás)	Tau ²	I ²	R ²
Levél	-2,044	-3,541	-0,547	0,764	0,007	441,855	<0,001	78,9237	94 %	
Ág	-4,753	-6,657	-2,848	0,972	<0,001	158,954	<0,001	19,5405	89 %	
Szár	-5,597	-7,573	-3,621	1,008	<0,001	329,034	<0,001	59,0188	96 %	
Gyökér	-6,202	-9,530	-2,873	1,698	<0,001	35,988	<0,001	23,8161	86 %	
Összesítés	-3,946	-4,913	-2,978	0,494	<0,001	995,029	<0,001	56,9336	94 %	2,04 %

Variancia-komponens	Q	df	p
Levél	441,855	25	<0,001
Ág	158,954	17	<0,001
Szár	329,034	13	<0,001
Gyökér	35,988	5	<0,001
Csoportokon belül	965,832	60	<0,001
Csoportok között	11,339	3	0,01
Összesítés	995,029	63	<0,001

8. függelék. *Funnel plot ábra, a funnel plot-aszimmetria regressziós tesztje, illetve a trim and fill módszer modell-eredményei a fűz fajok Zn-akkumulációját illetően.*



A funnel plot-aszimmetria regressziós tesztje

Modell: súlyozott regresszió sokszorozó diszperzióval

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $t=-5,2943$; $df=64$; $p<0,0001$

Modell: kevert hatások meta-regressziós modell

predictor: standard hiba (SE)

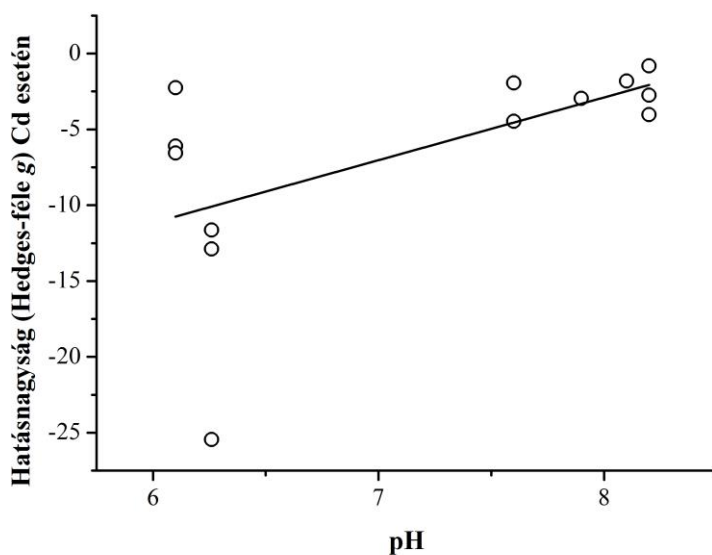
funnel plot-aszimmetria tesztje: $z=-6,6485$; $p<0,0001$

A trim and fill módszer modell-eredményei

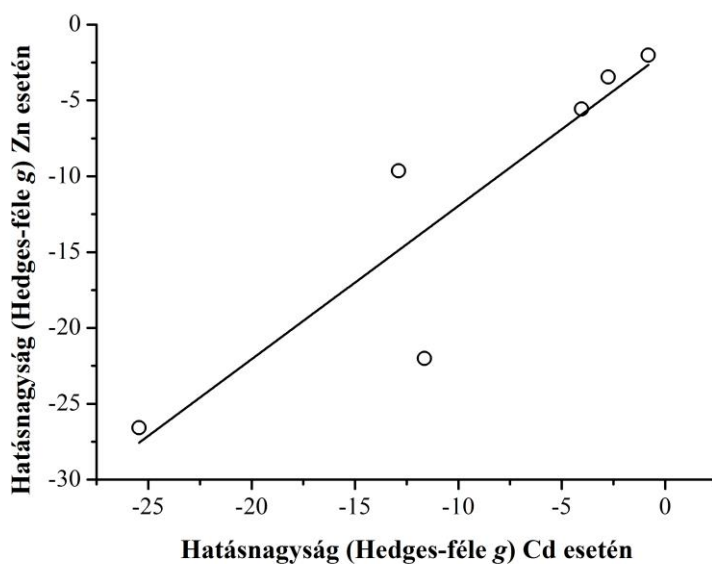
A hiányzó tanulmányok becsült száma a jobb oldalon: 0 (SE=4.5784)

Hedges-féle g becsült értéke	Konfidencia- intervallum alsó határértéke	Konfidencia- intervallum felső határértéke	Standard hiba	p
-4,3366	-6,1670	-2,5062	0,9339	<0,0001

9. függelék. *A vizsgált fűz fajok szárában történő Cd-akkumuláció alapján számolt hatásnagyságok (Hedges-féle g) és a talaj kémhatása közötti összefüggés (lineáris regresszió: $F=5,505$; $n=13$; $p=0,039$; $r=0,52$).*



10. függelék. A vizsgált fűz fajok szárában történő Cd- és Zn-akkumuláció alapján számolt hatásnagyságok (Hedges-féle g) közötti összefüggés (lineáris regresszió: $F=17,03$; $n=6$; $p=0,015$; $r=0,87$).



11. függelék. A vizsgált terület (Lovász-zug) és a talajmintavételi pontok sematikus térképe. Jelölések: kör–mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész; négyszög–erősen szennyezett (középső) rész; háromszög–mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész. (Ábra forrása: Google Maps, módosítva.)



12. függelék. *A talajminták fizikai és kémiai paramétereinek változása a vizsgált terület egyes részei között (kanonikus diszkriminancia-analízis). Jelölések: N.t.–talaj nedvességtartalma; Sz.a.–talaj szervesanyag-tartalma; *–a diszkriminancia függvény szignifikáns ($p < 0,05$) eltérést jelez.*

Vizsgált paraméter	Diszkriminancia függvény	
	1	2
Sajátérték	812,5	44,0
Variancia %-a	94,9	5,1
Kumulatív %	94,9	100,0
Kanonikus korreláció	0,999	0,999
Wilks' lambda	0,000	0,022
Chi-négyzet	120,838	43,773
df	40	19
Szignifikancia	<0,001	<0,001
<u>Struktúra mátrix</u>		
Sr	-0,099*	0,049
Ca	-0,076*	-0,021
Ba	-0,074*	0,025
Mg	-0,036*	-0,005
Mn	-0,026*	-0,006
Na	-0,023*	-0,013
Cr	-0,103	0,172*
K	0,010	0,141*
Cu	-0,060	0,134*
Ni	0,000	0,125*
Zn	-0,078	0,122*
Sz.a.	-0,053	0,117*
Pb	-0,080	0,106*
Cd	-0,009	0,100*
Fe	0,002	0,046*
Al	0,016	0,036*
pH	0,010	-0,017*
N.t.	-0,001	-0,011*

13. függelék. *A talajok fizikai és kémiai paramétereinek eltérése a vizsgált terület egyes részei között (p értékek). Jelölések: N.t.–talaj nedvességtartalma; Sz.a.–talaj szervesanyag-tartalma; *–az adott paraméter értékei az egyes részek között szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek.*

Vizsgált paraméter	Mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész	Mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész
	vs.	vs.	vs.
	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész	Mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész
N.t.	0,997	0,882	0,848
pH	0,944	0,296	0,167
Sz.a.	0,101	0,049*	<0,001*
Al	0,340	0,067	0,681
Ca	0,184	<0,000*	<0,001*
Fe	0,109	0,514	0,627
K	0,005*	0,078	0,583
Mg	0,778	0,015*	0,087
Mn	0,744	0,025*	0,144
Na	1,000	0,001*	0,001*
Ba	0,345	<0,000*	<0,001*
Cd	0,041*	0,999	0,044*
Cr	0,024*	0,579	0,001*
Cu	0,185	0,069	<0,001*
Ni	0,009*	0,756	0,063
Pb	0,109	0,055	<0,001*
Sr	0,841	<0,001*	<0,001*
Zn	0,208	<0,001*	<0,001*

14. függelék. *A talajminták fizikai és kémiai paramétereinek mélység szerinti változása (kanonikus diszkriminancia-analízis). Jelölések: N.t.–talaj nedvességtartalma, Sz.a.–talaj szervesanyag-tartalma.*

Vizsgált paraméter	Diszkriminancia függvény						
	1	2	3	4	5	6	7
Sajátérték	135,2	55,9	7,030	1,262	0,531	0,184	0,096
Variancia %-a	67,5	27,9	3,5	0,6	0,3	0,1	0,0
Kumulatív %	67,5	95,5	99,0	99,6	99,9	100,0	100,0
Kanonikus korreláció	0,996	0,991	0,936	0,747	0,589	0,394	0,297
Wilks' lambda	0,000	0,000	0,028	0,223	0,503	0,771	0,912
Chi-négyzet	144,223	87,707	41,237	17,280	7,895	2,998	1,059
df	105	84	65	48	33	20	9
Szignifikancia	0,007	0,369	0,991	1,000	1,000	1,000	0,999
<u>Struktúra mátrix</u>							
N.t.	0,328	-0,010	-0,396	-0,067	0,324	-0,084	0,382
Sz.a.	0,014	-0,025	-0,096	-0,047	-0,001	-0,046	0,055
Cu	0,038	-0,023	-0,079	0,077	0,034	-0,060	0,074
Zn	-0,015	-0,020	-0,068	0,030	0,033	-0,046	-0,003
Pb	-0,024	0,010	-0,057	0,026	-0,007	0,001	-0,029
Mn	-0,009	-0,024	-0,009	0,263	-0,012	-0,036	-0,175
Al	0,026	-0,017	-0,101	0,074	0,458	-0,310	0,238
Fe	0,039	-0,045	-0,108	0,106	0,337	-0,311	0,173
K	0,010	-0,013	-0,053	0,029	0,155	-0,190	0,058
pH	0,003	-0,076	0,021	0,173	-0,267	0,001	0,481
Ni	-0,007	-0,049	-0,149	-0,127	0,137	-0,278	0,374
Mg	0,052	-0,002	-0,008	0,113	0,041	-0,244	-0,293
Ba	-0,028	0,007	0,043	0,081	0,074	0,088	-0,274
Ca	0,015	-0,003	-0,045	0,141	0,003	-0,046	-0,254
Sr	0,049	0,043	-0,050	0,130	-0,004	-0,032	-0,205
Cd	0,045	-0,047	-0,066	-0,039	-0,073	0,027	0,149
Na	0,055	0,043	-0,057	-0,079	0,060	0,018	0,111
Cr	0,001	-0,003	-0,044	0,018	0,013	-0,038	-0,049

15. függelék. *A különböző mélységtartományokból származó talajminták nedvességtartalmának eltérése (p értékek). Jelölések: *-a nedvességtartalom értékei az egyes mélységtartományok között szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek.*

		Mélység, cm							
		0–10	11–20	21–30	31–40	41–50	51–60	61–70	71–80
Mélység, cm	0–10		0,983	0,710	0,334	0,183	0,003*	0,001*	0,001*
	11–20	0,983		0,996	0,895	0,741	0,063	0,002*	0,001*
	21–30	0,710	0,996		0,999	0,988	0,329	0,021*	0,002*
	31–40	0,334	0,895	0,999		1,000	0,704	0,105	0,015*
	41–50	0,183	0,741	0,988	1,000		0,871	0,212	0,040*
	51–60	0,003*	0,063	0,329	0,704	0,871		0,954	0,639
	61–70	0,001*	0,002*	0,021*	0,105	0,212	0,954		0,998
	71–80	0,001*	0,001*	0,002*	0,015*	0,040*	0,639	0,998	

16. függelék. *A különböző mélységtartományokból származó talajminták Na-koncentrációjának eltérése (p értékek). Jelölések: *-a Na-koncentrációk az egyes mélységtartományok között szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek.*

		Mélység, cm							
		0–10	11–20	21–30	31–40	41–50	51–60	61–70	71–80
Mélység, cm	0–10		0,974	0,448	0,281	0,241	0,017*	0,009*	0,070
	11–20	0,974		0,965	0,886	0,851	0,236	0,163	0,525
	21–30	0,448	0,965		1,000	1,000	0,870	0,782	0,987
	31–40	0,281	0,886	1,000		1,000	0,958	0,910	0,999
	41–50	0,241	0,851	1,000	1,000		0,972	0,935	0,999
	51–60	0,017*	0,236	0,870	0,958	0,972		1,000	1,000
	61–70	0,009*	0,163	0,782	0,910	0,935	1,000		0,998
	71–80	0,070	0,525	0,987	0,999	0,999	1,000	0,998	

17. függelék. *A vizsgált terület mérsékelten szennyezett 1 (északi) részéről származó talajok fizikai és kémiai paramétereit és a kosárfonó fűz egyedek kondíciós faktorai közötti korreláció vizsgálata. Jelölések: N.t.–talaj nedvességtartalma; Sz.a.–talaj szervesanyag-tartalma; r–Pearson-féle korrelációs együttható; p–szignifikancia; *–a talajparaméter és a kondíciós faktor közötti korreláció szignifikáns ($p < 0,05$).*

Vizsgált paraméter	Törzs		Struktúra		Betegségek		Lombkorona		Várható		Kondíciós	
	állapota						fejlettsége		élettartam		pontszám	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
N.t.	-0,154	0,197	0,026	0,829	0,282	0,016*	0,185	0,121	0,118	0,324	0,111	0,354
pH	-0,065	0,587	-0,085	0,480	0,061	0,612	-0,187	0,116	-0,163	0,170	-0,116	0,331
Sz.a.	-0,081	0,499	0,101	0,400	0,073	0,544	0,140	0,241	0,118	0,324	0,088	0,462
Al	-0,087	0,470	0,057	0,637	0,296	0,012*	0,148	0,214	-0,005	0,968	0,119	0,319
Ca	-0,270	0,022*	0,070	0,559	-0,113	0,343	-0,117	0,329	-0,037	0,759	-0,134	0,263
Fe	-0,071	0,555	0,041	0,731	0,176	0,140	-0,001	0,996	-0,066	0,583	0,028	0,817
K	-0,119	0,320	0,072	0,550	0,372	0,001*	0,303	0,010*	0,015	0,897	0,196	0,098
Mg	-0,304	0,009*	-0,023	0,851	0,208	0,080	0,141	0,239	-0,085	0,478	-0,009	0,937
Mn	0,082	0,494	0,170	0,155	-0,017	0,886	-0,115	0,335	0,033	0,784	0,053	0,657
Na	-0,264	0,025*	0,084	0,481	0,280	0,017*	0,212	0,074	0,063	0,600	0,105	0,382
Ba	0,128	0,285	0,137	0,251	0,151	0,204	0,127	0,290	-0,009	0,942	0,182	0,125
Cd	-0,053	0,656	-0,074	0,537	-0,103	0,389	-0,084	0,484	-0,084	0,484	-0,109	0,362
Cr	0,031	0,796	0,171	0,151	0,202	0,088	0,208	0,079	0,134	0,261	0,205	0,083
Cu	0,020	0,867	0,115	0,335	0,105	0,378	0,133	0,267	0,112	0,348	0,125	0,294
Ni	0,016	0,891	0,195	0,101	0,324	0,006*	0,220	0,063	0,087	0,465	0,239	0,044*
Pb	0,172	0,149	0,138	0,249	0,095	0,426	0,150	0,208	0,063	0,600	0,178	0,135
Sr	-0,317	0,007*	0,034	0,779	0,066	0,582	0,106	0,378	-0,035	0,772	-0,032	0,790
Zn	0,043	0,721	0,151	0,204	0,107	0,372	0,147	0,218	0,121	0,312	0,153	0,200

18. függelék. *A vizsgált terület erősen szennyezett (középső) részéről származó talajok fizikai és kémiai paraméterei és a kosárfonó fűz egyedek kondíciós faktorai közötti korreláció vizsgálata. Jelölések: N.t.–talaj nedvességtartalma; Sz.a.–talaj szervesanyag-tartalma; r–Pearson-féle korrelációs együttható; p–szignifikancia; *–a talajparaméter és a kondíciós faktor közötti korreláció szignifikáns ($p < 0,05$).*

Vizsgált paraméter	Törzs állapota		Struktúra		Betegségek		Lombkorona fejlettsége		Várható élettartam		Kondíciós pontszám	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
N.t.	-0,074	0,537	-0,160	0,180	-0,148	0,213	-0,088	0,462	-0,059	0,623	-0,134	0,262
pH	0,034	0,777	0,036	0,765	-0,060	0,618	-0,011	0,929	0,016	0,894	0,049	0,686
Sz.a.	0,026	0,831	-0,079	0,510	0,002	0,985	-0,038	0,753	-0,059	0,625	-0,037	0,756
Al	0,054	0,649	-0,046	0,699	-0,082	0,493	0,099	0,410	-0,125	0,295	0,003	0,978
Ca	0,021	0,863	-0,064	0,594	0,051	0,672	-0,077	0,518	-0,027	0,824	-0,045	0,710
Fe	0,085	0,476	-0,092	0,444	-0,045	0,709	0,050	0,677	-0,155	0,193	-0,003	0,983
K	0,012	0,924	0,029	0,809	-0,037	0,756	0,139	0,243	-0,092	0,441	0,033	0,782
Mg	0,151	0,204	0,005	0,970	0,043	0,723	0,123	0,303	0,030	0,804	0,093	0,439
Mn	0,170	0,154	-0,052	0,664	0,040	0,737	0,070	0,562	-0,024	0,843	0,051	0,673
Na	0,009	0,938	-0,113	0,344	-0,076	0,525	-0,051	0,670	-0,052	0,664	-0,074	0,536
Ba	0,000	0,997	0,031	0,799	0,101	0,400	0,068	0,570	-0,028	0,815	0,038	0,753
Cd	0,130	0,276	0,064	0,590	-0,162	0,173	0,045	0,707	-0,018	0,879	0,095	0,428
Cr	0,051	0,668	-0,037	0,757	0,028	0,813	0,062	0,604	-0,020	0,867	0,011	0,928
Cu	-0,017	0,890	-0,064	0,595	0,007	0,950	-0,001	0,995	-0,022	0,854	-0,029	0,810
Ni	0,071	0,553	-0,068	0,569	-0,064	0,592	0,120	0,314	-0,100	0,401	0,007	0,955
Pb	0,005	0,969	-0,015	0,899	0,012	0,921	0,067	0,578	-0,018	0,883	0,003	0,978
Sr	0,059	0,622	-0,079	0,509	0,018	0,881	-0,023	0,845	0,001	0,997	-0,024	0,842
Zn	0,015	0,899	-0,024	0,840	0,048	0,690	0,028	0,812	0,001	0,999	0,007	0,956

19. függelék. *A vizsgált terület mérsékelten szennyezett 2 (déli) részéről származó talajok fizikai és kémiai paramétereinek és a kosárfonó fűz egyedek kondíciós faktorai közötti korreláció vizsgálata. Jelölések: N.t.–talaj nedvességtartalma; Sz.a.–talaj szervesanyag-tartalma; r–Pearson-féle korrelációs együttható; p–szignifikancia; *–a talajparaméter és a kondíciós faktor közötti korreláció szignifikáns ($p < 0,05$).*

Vizsgált paraméter	Törzs állapota		Struktúra		Betegségek		Lombkorona fejlettsége		Várható élettartam		Kondíciós pontszám	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
N.t.	-0,115	0,337	0,036	0,761	0,026	0,831	0,030	0,805	-0,053	0,660	-0,018	0,881
pH	0,138	0,247	0,159	0,181	0,142	0,235	0,184	0,122	0,146	0,222	0,174	0,144
Sz.a.	-0,202	0,088	-0,171	0,150	-0,216	0,069	-0,148	0,215	-0,190	0,110	-0,204	0,085
Al	-0,179	0,133	-0,239	0,043*	-0,120	0,315	-0,235	0,047*	-0,189	0,112	-0,230	0,052
Ca	-0,201	0,091	-0,326	0,005*	-0,257	0,029*	-0,264	0,025*	-0,252	0,033*	-0,301	0,010*
Fe	-0,004	0,973	-0,096	0,421	0,000	0,997	-0,055	0,644	-0,015	0,899	-0,052	0,666
K	-0,460	0,001*	-0,350	0,003*	-0,391	0,001*	-0,479	0,001*	-0,474	0,001*	-0,452	0,001*
Mg	-0,228	0,054	-0,323	0,006*	-0,281	0,017*	-0,280	0,014*	-0,249	0,035*	-0,317	0,007*
Mn	0,013	0,911	-0,157	0,189	-0,059	0,620	-0,034	0,776	-0,020	0,868	-0,081	0,500
Na	-0,053	0,657	-0,091	0,447	0,067	0,579	-0,041	0,731	-0,010	0,934	-0,048	0,689
Ba	-0,064	0,591	-0,018	0,879	0,027	0,821	0,007	0,954	0,043	0,717	-0,022	0,855
Cd	-0,112	0,348	0,037	0,759	0,076	0,524	0,092	0,444	0,041	0,733	0,025	0,832
Cr	0,079	0,507	-0,054	0,653	0,031	0,798	-0,038	0,749	0,052	0,662	-0,001	0,992
Cu	-0,088	0,463	-0,128	0,283	-0,068	0,568	-0,103	0,391	-0,051	0,668	-0,110	0,357
Ni	-0,171	0,152	-0,156	0,190	-0,031	0,795	-0,157	0,188	-0,119	0,320	-0,150	0,209
Pb	0,136	0,254	0,119	0,319	0,108	0,365	0,017	0,889	0,096	0,421	0,110	0,356
Sr	-0,431	0,001*	-0,491	0,001*	-0,456	0,001*	-0,481	0,001*	-0,461	0,001*	-0,516	0,001*
Zn	0,092	0,440	-0,016	0,896	0,049	0,683	-0,010	0,936	0,032	0,788	0,035	0,770

20. függelék. *A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű egyedek GLM-analízisének eredményei. Jelölések: p–szignifikancia; *–a vizsgált faktor szerint az adott elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérők.*

Elem	Vizsgált faktor	Wald Stat	p
Al	Faj	278,569	<0,001*
	Növényi szerv	325,195	<0,001*
	Vizsgált terület	21,122	<0,001*
Ca	Faj	19,3	<0,001*
	Növényi szerv	30047,8	<0,001*
	Vizsgált terület	362,6	<0,001*
Fe	Faj	165,559	<0,001*
	Növényi szerv	190,807	<0,001*
	Vizsgált terület	0,584	0,747
K	Faj	24550,823	<0,001*
	Növényi szerv	23493,461	<0,001*
	Vizsgált terület	475,695	<0,001*
Mg	Faj	3597,020	<0,001*
	Növényi szerv	18999,500	<0,001*
	Vizsgált terület	70,127	<0,001*
Mn	Faj	30,166	<0,001*
	Növényi szerv	15,665	<0,001*
	Vizsgált terület	468,376	<0,001*
Na	Faj	236,94	<0,001*
	Növényi szerv	1910,78	<0,001*
	Vizsgált terület	52,92	<0,001*
Ba	Faj	0,903	0,342
	Növényi szerv	0,608	0,738
	Vizsgált terület	0,154	0,926
Cr	Faj	0,316	0,574
	Növényi szerv	0,454	0,797
	Vizsgált terület	0,013	0,994
Cu	Faj	0,358	0,550
	Növényi szerv	1,563	0,458
	Vizsgált terület	0,004	0,998
Ni	Faj	0,173	0,677
	Növényi szerv	0,028	0,986
	Vizsgált terület	0,008	0,996
Pb	Faj	0,002	0,990
	Növényi szerv	0,071	0,965
	Vizsgált terület	0,010	0,994
Sr	Faj	0,375	0,540
	Növényi szerv	12,2053	0,002*
	Vizsgált terület	0,176	0,916
Zn	Faj	0,002	0,996
	Növényi szerv	27,242	<0,001*
	Vizsgált terület	11,118	0,040*

21. függelék. A fehér libatop és kaporlevelű ebszékfű egyedek átlagos elemkoncentrációja (mg kg^{-1} , átlag $\pm$ SE). Jelölések: Nyomtatott kisbetű felső indexben – a vizsgált elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek a két növény között.

Elem	Fehér libatop	Kaporlevelű ebszékfű
Al	5,01 $\pm$ 0,74 ^a	15,6 $\pm$ 1,57 ^b
Ca	403 $\pm$ 45 ^a	321 $\pm$ 45 ^b
Fe	5,97 $\pm$ 0,68 ^a	13,9 $\pm$ 1,24 ^b
K	2136 $\pm$ 103 ^a	1006 $\pm$ 54 ^b
Mg	418 $\pm$ 52 ^a	104 $\pm$ 12 ^b
Mn	1,17 $\pm$ 0,12 ^a	3,27 $\pm$ 0,27 ^b
Na	29,2 $\pm$ 9,00 ^a	66,2 $\pm$ 7,47 ^b
Ba	0,17 $\pm$ 0,01 ^a	0,34 $\pm$ 0,02 ^a
Cr	0,06 $\pm$ 0,01 ^a	0,15 $\pm$ 0,02 ^a
Cu	0,41 $\pm$ 0,01 ^a	0,53 $\pm$ 0,03 ^a
Ni	0,05 $\pm$ 0,01 ^a	0,11 $\pm$ 0,01 ^a
Pb	0,06 $\pm$ 0,01 ^a	0,07 $\pm$ 0,01 ^a
Sr	1,84 $\pm$ 0,11 ^a	1,56 $\pm$ 0,04 ^a
Zn	2,54 $\pm$ 0,21 ^a	2,23 $\pm$ 0,10 ^a

22. függelék. A fehér libatop egyedek elemkoncentrációinak változása a vizsgált terület egyes részei között, növényi szervek szerint (p-értékek). Jelölések: Gy – gyökér; Sz – szár; L – levél; * – a vizsgált elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek.

Elem	Növényi szerv (A)	Növényi szerv (B)	Mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész
Al	Gy	Sz	0,004*	0,017*	0,000*
	Gy	L	0,207	0,142	0,005*
	Sz	L	0,169	0,572	0,504
Ca	Gy	Sz	0,018*	0,040*	0,603
	Gy	L	0,000*	0,000*	0,000*
	Sz	L	0,000*	0,000*	0,000*

22. függelék. *folyt.*

Elem	Növényi szerv (A)	Növényi szerv (B)	Mérsékelt szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelt szennyezett 2 (déli) rész
Fe	Gy	Sz	0,981	0,057	0,786
	Gy	L	0,817	0,912	0,736
	Sz	L	0,907	0,024*	0,348
K	Gy	Sz	0,000*	0,000*	0,000*
	Gy	L	0,000*	0,000*	0,000*
	Sz	L	0,000*	0,010*	0,067
Mg	Gy	Sz	0,729	0,198	0,564
	Gy	L	0,000*	0,000*	0,000*
	Sz	L	0,000*	0,000*	0,000*
Mn	Gy	Sz	0,865	0,999	0,937
	Gy	L	0,000*	0,000*	0,017*
	Sz	L	0,000*	0,000*	0,007*
Na	Gy	Sz	0,250	0,543	0,735
	Gy	L	0,533	0,927	0,278
	Sz	L	0,845	0,338	0,696
Ba	Gy	Sz	0,020*	1,000	0,016*
	Gy	L	0,024*	0,000*	0,999
	Sz	L	0,000*	0,000*	0,018*
Cr	Gy	Sz	0,015*	0,159	0,001*
	Gy	L	0,301	0,088	0,002*
	Sz	L	0,301	0,948	0,879
Cu	Gy	Sz	0,495	0,000*	1,000
	Gy	L	0,996	0,060	0,445
	Sz	L	0,546	0,000*	0,441
Ni	Gy	Sz	0,956	0,829	0,005*
	Gy	L	0,319	0,995	0,015*
	Sz	L	0,203	0,878	0,909
Pb	Gy	Sz	1,000	0,609	0,553
	Gy	L	0,000*	0,066	0,993
	Sz	L	0,000*	0,355	0,483
Sr	Gy	Sz	0,000*	0,000*	0,041*
	Gy	L	0,000*	0,000*	0,000*
	Sz	L	0,000*	0,000*	0,000*
Zn	Gy	Sz	0,669	0,900	0,632
	Gy	L	0,000*	0,000*	0,000*
	Sz	L	0,000*	0,000*	0,000*

23. függelék. A fehér libatop egyedek elemkoncentrációinak változása a növényi szervek között, a vizsgált terület egyes részei szerint (p-értékek). Jelölések: M1–mérsékelt szennyezett 1 (északi) rész; E–erősen szennyezett (középső) rész; M2–mérsékelt szennyezett 2 (déli) rész; *–a vizsgált elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek.

Elem	Területrész (A)	Területrész (B)	Növényi szerv		
			Gyökér	Szár	Levél
Al	M1	E	0,923	0,203	0,917
	M1	M2	0,006*	0,276	0,538
	E	M2	0,014*	0,980	0,322
Ca	M1	E	0,984	0,173	0,623
	M1	M2	0,807	0,968	0,705
	E	M2	0,893	0,111	0,212
Fe	M1	E	0,950	0,454	1,000
	M1	M2	0,011*	0,427	0,470
	E	M2	0,023*	0,999	0,467
K	M1	E	0,826	0,294	0,500
	M1	M2	0,964	0,258	0,890
	E	M2	0,940	0,996	0,779
Mg	M1	E	0,199	0,672	0,345
	M1	M2	0,121	0,341	0,008*
	E	M2	0,002*	0,834	0,000*
Mn	M1	E	0,974	0,783	0,928
	M1	M2	0,001*	0,005*	0,015*
	E	M2	0,002*	0,023*	0,033*
Na	M1	E	0,683	0,440	0,443
	M1	M2	0,967	0,969	0,704
	E	M2	0,532	0,582	0,902
Ba	M1	E	0,829	0,001*	0,001*
	M1	M2	0,018*	0,021*	0,051
	E	M2	0,065	0,461	0,151
Cr	M1	E	0,998	0,995	0,066
	M1	M2	0,383	0,722	0,320
	E	M2	0,415	0,779	0,655
Cu	M1	E	0,410	0,459	1,000
	M1	M2	0,154	0,482	0,450
	E	M2	0,010*	0,999	0,450

23. függelék. folyt.

Elem	Területrész (A)	Területrész (B)	Növényi szerv		
			<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>
Ni	M1	E	0,897	0,490	0,452
	M1	M2	0,003*	0,930	0,409
	E	M2	0,009*	0,711	0,997
Pb	M1	E	0,660	0,879	0,948
	M1	M2	0,876	0,701	0,033*
	E	M2	0,373	0,944	0,016*
Sr	M1	E	0,888	0,252	0,741
	M1	M2	0,197	0,998	0,366
	E	M2	0,083	0,279	0,800
Zn	M1	E	0,620	0,828	0,904
	M1	M2	0,022*	0,013*	0,000*
	E	M2	0,151	0,048*	0,000*

24. függelék. *A kaporlevelű ebszékfű egyedek elemkoncentrációinak változása a vizsgált terület egyes részei szerint, növényi szervek között (p-értékek). Jelölések: Gy–gyökér; Sz–szár; L–levél; *–a vizsgált elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek.*

Elem	Növényi szerv		Mérsékelten szennyezett 1	Erősen szennyezett	Mérsékelten szennyezett 2
	(A)	(B)	(északi) rész	(középső) rész	(déli) rész
Al	Gy	Sz	0,001*	0,000*	0,001*
	Gy	L	0,022*	0,000*	0,060
	Sz	L	0,411	0,992	0,157
Ca	Gy	Sz	0,949	0,821	0,843
	Gy	L	0,068	0,000*	0,000*
	Sz	L	0,035*	0,000*	0,000*

24. függelék. folyt.

Elem	Növényi szerv (A)	Növényi szerv (B)	Mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész	Erősen szennyezett (középső) rész	Mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész
Fe	Gy	Sz	0,003*	0,000*	0,904
	Gy	L	0,163	0,000*	0,604
	Sz	L	0,166	0,892	0,358
K	Gy	Sz	0,343	0,004*	0,946
	Gy	L	0,000*	0,000*	0,000*
	Sz	L	0,000*	0,000*	0,000*
Mg	Gy	Sz	0,929	0,709	0,269
	Gy	L	0,001*	0,000*	0,000*
	Sz	L	0,000*	0,000*	0,000*
Mn	Gy	Sz	0,998	0,490	0,850
	Gy	L	0,002*	0,003*	0,000*
	Sz	L	0,002*	0,044*	0,000*
Na	Gy	Sz	0,895	0,424	0,000*
	Gy	L	0,827	0,813	0,000*
	Sz	L	0,560	0,791	0,351
Ba	Gy	Sz	0,000*	0,000*	0,000*
	Gy	L	0,000*	0,000*	0,000*
	Sz	L	0,697	0,453	0,889
Cr	Gy	Sz	0,231	0,002*	0,000*
	Gy	L	0,026*	0,000*	0,001*
	Sz	L	0,521	0,613	0,815
Cu	Gy	Sz	0,000*	0,000*	1,000
	Gy	L	0,202	0,949	0,446
	Sz	L	0,000*	0,000*	0,439
Ni	Gy	Sz	0,849	0,003*	0,009*
	Gy	L	0,694	0,001*	0,139
	Sz	L	0,374	0,931	0,407
Pb	Gy	Sz	0,064	0,000*	0,143
	Gy	L	0,108	0,000*	0,953
	Sz	L	0,964	0,912	0,237
Sr	Gy	Sz	0,005*	0,005*	0,766
	Gy	L	0,946	0,213	0,095
	Sz	L	0,002*	0,199	0,022*
Zn	Gy	Sz	0,191	0,888	0,963
	Gy	L	0,994	0,997	0,284
	Sz	L	0,229	0,850	0,413

25. függelék. *A kaporlevelű ebszékfű egyedek elemkoncentrációinak változása a növényi szervek szerint, a vizsgált terület egyes részei között (p-értékek). Jelölések: M1–mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész; E–erősen szennyezett (középső) rész; M2–mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész; *–a vizsgált elem koncentrációi szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérőek.*

Elem	Területrész (A)	Területrész (B)	Növényi szerv		
			<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>
Al	M1	E	0,033*	0,988	0,600
	M1	M2	0,394	0,961	0,462
	E	M2	0,376	0,908	0,095
Ca	M1	E	0,912	0,058	0,606
	M1	M2	0,371	0,918	0,596
	E	M2	0,198	0,126	1,000
Fe	M1	E	0,034*	0,995	0,997
	M1	M2	0,627	0,775	0,445
	E	M2	0,208	0,830	0,403
K	M1	E	0,098	0,501	0,040*
	M1	M2	0,849	0,090	0,349
	E	M2	0,032*	0,541	0,474
Mg	M1	E	0,716	0,389	0,377
	M1	M2	0,638	0,441	0,803
	E	M2	0,991	0,995	0,751
Mn	M1	E	0,060	0,060	0,528
	M1	M2	0,002*	0,012*	0,000*
	E	M2	0,296	0,746	0,003*
Na	M1	E	0,008*	0,327	0,606
	M1	M2	0,812	0,756	0,486
	E	M2	0,033*	0,741	0,978

25. függelék. *folyt.*

Elem	Területrész (A)	Területrész (B)	Növényi szerv		
			<i>Gyökér</i>	<i>Szár</i>	<i>Levél</i>
Ba	M1	E	0,001*	0,067	0,365
	M1	M2	0,438	0,235	0,984
	E	M2	0,026*	0,775	0,284
Cr	M1	E	0,184	0,737	0,379
	M1	M2	0,891	0,088	0,900
	E	M2	0,078	0,322	0,634
Cu	M1	E	0,987	0,948	1,000
	M1	M2	0,311	0,260	0,453
	E	M2	0,388	0,409	0,449
Ni	M1	E	0,001*	0,782	0,739
	M1	M2	0,004*	0,782	0,064
	E	M2	0,704	1,000	0,252
Pb	M1	E	0,558	0,179	0,379
	M1	M2	0,056	0,142	0,918
	E	M2	0,357	0,991	0,607
Sr	M1	E	0,983	0,557	0,435
	M1	M2	0,564	0,099	0,549
	E	M2	0,459	0,513	0,074
Zn	M1	E	0,651	0,038*	0,752
	M1	M2	0,000*	0,276	0,120
	E	M2	0,000*	0,001*	0,027*

26. függelék. *A vizsgált terület egyes részeiről származó talajminták és a fehér libatop egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja közötti korreláció. Jelölések: r–Pearson-féle korrelációs együttható; p–szignifikancia; *–a talajban és a növényi szervben mért elemkoncentrációk közötti korreláció szignifikáns ($p < 0,05$).*

Elem		Mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész			Erősen szennyezett (középső) rész			Mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész		
		Gyökér	Szár	Levél	Gyökér	Szár	Levél	Gyökér	Szár	Levél
Al	r	-0,167	0,250	0,433	-0,700*	0,217	-0,400	-0,067	-0,783*	0,067
	p	0,668	0,516	0,244	0,036	0,576	0,286	0,865	0,013	0,865
Ca	r	0,150	0,500	0,317	0,017	0,367	-0,133	0,100	-0,117	-0,017
	p	0,700	0,170	0,406	0,966	0,332	0,732	0,798	0,765	0,966
Fe	r	-0,183	0,117	0,483	-0,683*	-0,533	0,083	-0,467	-0,400	-0,133
	p	0,637	0,765	0,187	0,042	0,139	0,831	0,205	0,286	0,732
K	r	0,650	0,100	0,067	0,450	-0,100	-0,100	-0,317	-0,517	0,400
	p	0,058	0,798	0,865	0,224	0,798	0,798	0,406	0,154	0,286
Mg	r	0,283	0,133	0,400	0,067	0,167	-0,033	-0,417	-0,717*	0,200
	p	0,460	0,732	0,286	0,865	0,668	0,932	0,265	0,030	0,606
Mn	r	0,283	-0,594	0,300	0,083	-0,109	0,067	0,300	0,650	-0,317
	p	0,460	0,092	0,433	0,831	0,781	0,865	0,433	0,058	0,406
Na	r	-0,117	-0,283	0,483	0,250	-0,300	-0,183	0,033	-0,283	-0,150
	p	0,765	0,460	0,187	0,516	0,433	0,637	0,932	0,460	0,700
Ba	r	-0,293	0,077	0,236	-0,460	0,085	0,597	0,433	-0,731*	-0,356
	p	0,444	0,844	0,540	0,213	0,828	0,090	0,244	0,025	0,347
Cr	r	0,153	0,410	0,126	-0,050	-0,222	0,466	0,733*	-0,129	0,553
	p	0,694	0,273	0,748	0,897	0,567	0,207	0,025	0,741	0,122
Cu	r	-0,402	0,519	0,528	0,322	0,588	-0,050	-0,127	-0,502	0,655
	p	0,284	0,152	0,144	0,398	0,096	0,897	0,746	0,168	0,055
Ni	r	-0,266	-0,638	-0,635	0,121	0,017	0,274	0,733*	0,128	0,122
	p	0,489	0,064	0,066	0,756	0,964	0,476	0,025	0,743	0,754
Pb	r	-0,100	-0,413	0,399	0,380	-0,798*	-0,026	-0,175	-0,462	0,440
	p	0,797	0,269	0,287	0,314	0,010	0,948	0,653	0,211	0,235
Sr	r	0,433	0,267	0,283	0,360	0,283	0,435	0,142	-0,567	-0,167
	p	0,244	0,488	0,460	0,342	0,460	0,242	0,715	0,112	0,668
Zn	r	-0,400	-0,033	-0,333	0,075	-0,561	-0,417	-0,383	-0,150	-0,300
	p	0,286	0,932	0,381	0,847	0,116	0,265	0,308	0,700	0,433

27. függelék. A vizsgált terület egyes részeiről származó talajminták és a kaporlevelű ebszékfű egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja közötti korreláció. Jelölések: *r*–Pearson-féle korrelációs együttható; *p*–szignifikancia; *–a talajban és a növényi szervben mért elemkoncentrációk közötti korreláció szignifikáns ($p < 0,05$).

Elem		Mérsékelten szennyezett 1 (északi) rész			Erősen szennyezett (középső) rész			Mérsékelten szennyezett 2 (déli) rész		
		Gyökér	Szár	Levél	Gyökér	Szár	Levél	Gyökér	Szár	Levél
Al	r	-0,217	0,617	-0,367	0,502	0,550	-0,300	-0,667*	0,400	0,333
	p	0,576	0,077	0,332	0,168	0,125	0,433	0,050	0,286	0,381
Ca	r	0,150	-0,217	0,333	0,083	-0,717*	0,033	0,600	0,017	0,350
	p	0,700	0,576	0,381	0,831	0,030	0,932	0,088	0,966	0,356
Fe	r	-0,317	0,683*	-0,500	0,400	0,500	-0,283	-0,533	0,617	0,233
	p	0,406	0,042	0,170	0,286	0,170	0,460	0,139	0,077	0,546
K	r	-0,433	0,067	0,200	-0,317	-0,483	0,217	-0,083	-0,400	0,433
	p	0,244	0,865	0,606	0,406	0,187	0,576	0,831	0,286	0,244
Mg	r	0,017	-0,400	-0,067	0,167	-0,183	0,083	0,067	-0,283	-0,050
	p	0,966	0,286	0,865	0,668	0,637	0,831	0,865	0,460	0,898
Mn	r	0,400	-0,067	-0,283	0,536	0,383	0,567	0,333	0,050	0,050
	p	0,286	0,865	0,460	0,137	0,308	0,112	0,381	0,898	0,898
Na	r	-0,117	0,000	-0,483	-0,533	-0,383	-0,217	-0,133	-0,117	0,133
	p	0,765	1,000	0,187	0,139	0,308	0,576	0,732	0,765	0,732
Ba	r	-0,218	-0,274	-0,329	-0,050	0,042	-0,261	0,467	0,235	0,117
	p	0,574	0,476	0,387	0,898	0,915	0,498	0,205	0,542	0,765
Cr	r	0,160	0,025	-0,513	-0,109	0,067	0,238	-0,017	-0,351	0,630
	p	0,682	0,949	0,158	0,781	0,865	0,537	0,965	0,355	0,069
Cu	r	-0,251	-0,300	-0,400	-0,883*	-0,153	-0,571	0,203	0,168	0,183
	p	0,515	0,433	0,286	0,002	0,695	0,108	0,600	0,666	0,637
Ni	r	-0,034	0,283	0,603	0,017	-0,202	0,017	0,059	-0,235	-0,345
	p	0,931	0,460	0,085	0,966	0,603	0,966	0,881	0,542	0,364
Pb	r	-0,143	-0,641	0,322	-0,529	-0,511	0,322	-0,214	0,179	-0,073
	p	0,714	0,063	0,398	0,143	0,160	0,398	0,581	0,645	0,852
Sr	r	0,133	-0,117	-0,300	-0,259	-0,594	0,733*	0,467	-0,033	-0,100
	p	0,732	0,765	0,433	0,500	0,092	0,025	0,205	0,932	0,798
Zn	r	-0,150	0,151	-0,017	-0,650	-0,250	0,467	0,567	-0,218	0,500
	p	0,700	0,699	0,966	0,058	0,516	0,205	0,112	0,574	0,170

