



1949

**Antropogén tevékenységek hatása ízellábú szervezetek
morfometriai jellemzőire és mikroelem összetételére**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Szerző: Papp Dalma

Témavezető: Dr. Kundrát-Simon Edina
egyetemi docens

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2020

*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Tereszttris Ökológia** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából. Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

Debrecen, 2020. augusztus 31.

.....
Papp Dalma

*Tanúsítom, hogy **Papp Dalma** doktorjelölt **2016-2020** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Kvantitatív és Tereszttris Ökológia** programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét. Az értekezés elfogadását javaslom.*

Debrecen, 2020. augusztus 31.

.....
Dr. Kandrát-Simon Edina

**ANTROPOGÉN TEVÉKENYSÉGEK HATÁSA ÍZELTLÁBÚ
SZERVEZETEK MORFOMETRIAI JELLEMZŐIRE ÉS
MIKROELEM ÖSSZETÉTELÉRE**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
Környezettudomány tudományágban

Írta: **Papp Dalma** okleveles biológus és környezetkutató
Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája
(Kvantitatív és teresztis programja) keretében

Témavezető: **Dr. Kundrát-Simon Edina** egyetemi docens

Az értekezés bírálói:

Dr.
Dr.
Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.
tagok: Dr.
Dr.
Dr.
Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2020.

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS	10
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	11
2.1. Az antropogén környezet stresszfactorai	11
2.2. Bioindikátor szervezetek	14
2.3. Bioakkumulációs faktor (BAF).....	16
2.4. Fluktuáló aszimmetria (FA)	17
2.5. Szárazföldi ászkarák, mint bioindikátor szervezetek	17
2.6. Futóbogarak, mint bioindikátor szervezetek	19
3. CÉLKITŰZÉS	22
3.1. Az urbanizáció hatásainak vizsgálata <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek mikroelem összetételére és morfometriájára.....	22
3.2. Az urbanizáció hatásainak vizsgálata futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) morfometriai jellemzőire.....	23
3.3. Futóbogár fajok expozíciófüggő fém-akkumulációjának vizsgálata metaanalízis alkalmazásával.....	23
4. ANYAG ÉS MÓDSZER	25
4.1. Terepi mintavétel.....	25
4.1.1. <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek gyűjtése	25
4.1.2. Futóbogár egyedek begyűjtése	26
4.2. A metaanalízishez szükséges szakirodalmi áttekintés és adatgyűjtés	28
4.3. Laboratóriumi módszerek.....	29
4.3.1. <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek morfometriai vizsgálata	29
4.3.2. A futóbogár fajok egyedeinek morfometriai vizsgálata	30
4.4. Morfometriai vizsgálati módszerek.....	33
4.5. Mikroelem összetétel analízis az <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek laboratóriumi feltárásával.....	33
4.6. Statisztikai módszerek.....	34
4.6.1. Bioakkumulációs faktor (BAF) számítás menete az <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek, a talaj és az avar mikroelem összetétele alapján	34
4.6.2. Statisztikai értékelés az <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek mikroelem összetétele alapján	34
4.6.3. Statisztikai értékelés a vizsgált futóbogár fajok morfometriai paraméterei alapján.....	35

4.6.4. Fluktuáló aszimmetria (FA) analízis az <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek morfometriai paraméterei alapján	35
4.6.5. A metaanalízisbe vont szakirodalmi adatok statisztikai értékelése	36
5. EREDMÉNYEK.....	38
5.1. Az <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek esetében végzett mikroelem elemzés összetétel analízis eredményei	38
5.2. Az <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek esetében végzett morfometriai vizsgálatok eredményei	44
5.3. A futóbogár fajok esetében végzett morfometriai vizsgálat eredményei	48
5.4. A metaanalízishez szükséges szakirodalmi áttekintés és adatgyűjtés eredményei	60
5.5 Fémek akkumulációja a futóbogarak szervezetében a metaanalízis eredményei alapján.....	60
5.5.1. A Cd akkumulációja	60
5.5.2. A Cu akkumulációja	62
5.5.3. A Mn akkumulációja	63
5.5.4. A Pb akkumulációja.....	64
5.5.5. A Zn akkumulációja	65
6. DISZKUSSZIÓ.....	66
6.1. Az <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek mikroelem összetétele és az antropogén hatások közötti kapcsolat	66
6.2. Az <i>Armadillidium vulgare</i> egyedek morfometriája és az urbanizáció közötti kapcsolat.....	71
6.3. Futóbogár fajok morfometriája és az urbanizáció közötti kapcsolat	71
6.4. A futóbogarak fémakkumulációja, antropogén eredetű expozíció függvényében	76
7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK.....	82
8. SUMMARY.....	86
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	89
IRODALOMJEGYZÉK.....	90
FÜGGELÉK	109

1. Bevezetés

Az antropogén tevékenységek jelentős kockázatot jelentenek a szárazföldi ökoszisztémára (Touceda-González et al. 2017). A szennyezőanyagok, köztük számos potenciálisan toxikus mikroelem folyamatos, nagymennyiségű kibocsátása képes befolyásolni a biotikus és az abiotikus rendszerek működését (Gál et al. 2008). Az élőhelyek minőségi romlásához az urbanizációhoz társuló, additív stresszfactorok, mint például a kedvezőtlen makro- és mikoklimatikus viszonyok, a növekvő beépítettség, a sűrű úthálózatok, a fokozódó gépjárműközlekedés, valamint az ezekkel járó élőhelyfragmentáció és izoláció nagymértékben hozzájárulnak (Saunders et al. 1991, Ikeda 2006).

Az urbanizáció hatásai bioindikátor szervezetek segítségével élőlényközpontúan, egyedek szintjén detektálhatóak, mikroelem összetétel, reprodukcións siker, ontogenetikus fejlődésment, valamint morfometrius jellegek vizsgálatával (Peakall 1992, Eeva et al. 2000). Az ízeltlábúak, köztük a szárazföldi ászkarák (Crustacea: Isopoda) és a futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) érzékeny és ezáltal igen hatékony indikátorai az abiotikus és biotikus stressznek egyaránt (Zöld & Wittmann 2003). Rövid életciklusuk, nagy denzitásuk és variabilitásuk révén széleskörben elterjedt bioindikátor szervezetek környezetállapot értékelések és kockázatbecslések elvégzéséhez (Hopkin et al. 1993, Zöld & Wittmann 2003, Magura et al. 2010, Sukhodolskaya 2013).

A környezeti stresszfactorok negatív hatásai kimutathatók az ászka és futóbogár egyedek mikroelem összetételében és koncentrációiban, illetve morfometriai paramétereiben és testi szimmertiájában bekövetkező változások vizsgálatával (Palmer & Strobeck 1992, Jones & Hopkin 1998, Ribera et al. 2001, Witzel 2000, Weller & Ganzhorn 2004, Skalski et al. 2010, Godet et al. 2011, Simon et al. 2016), ezáltal igen hatékonyan bizonyulnak az urbanizált környezet és az antropogén tevékenységek hatásainak monitorozására.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Az antropogén környezet stresszfactorai

Természeti környezetünk biotikus és abiotikus rendszereit érintő antropogén tevékenységek növekvő kockázatot jelentenek az élővilág számára (Purchart et al. 2010). Az urbanizált területek fejlődésével és terjeszkedésével együtt járó környezeti terhelés veszélyezteti a szárazföldi és vízi ökoszisztémát alkotó organizmusok összességét (Ciadamidaro et al. 2017, Touceda-González et al. 2017). A szennyezőanyag kibocsátás és élőhelyátalakítás az urbanizált környezettel együtt járó stressztényezőként jelentek meg. A természetes környezeti feltételek átalakítása jelentős hatással van a biodiverzitásra, a populációk idő- és térbeli struktúrájára, a populációt alkotó egyedek fejlődésére és fiziológiai állapotára, extrém esetben pedig pusztulásukhoz vezet (Clarke 1997, Peters et al. 2001, Fahrig 2003, Faeth et al. 2005, Deichsel 2006, Biaggini et al. 2007, Acevedo-Whitehouse & Duffus 2009, Cachada et al. 2013).

A környezeti terheléssel járó modern technológiai folyamatok főleg városi területeken koncentrálnak. A szennyezőanyag kibocsátás főbb forrásai az ipari és mezőgazdasági termelési folyamatok, a motorizált közlekedés és a fosszilis tüzelőanyagok használata (Cachada et al. 2013). Az elmúlt száz év során az antropogén tevékenységekkel járó kibocsátás számos mikroelem kedvezőtlen mennyiségű előfordulását eredményezte környezetünkben (Gál et al. 2008). Az Al, As, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, V, Zn valamint Zr mikroelemek megtalálhatóak például üzemanyagokban, ércekben, terméskövekben és meddőhányókban (Pacyna 1984, Monaci & Bargagli 1997).

A gépjármű forgalom okozta nehézfém-szennyezés problémájára az 1960-as években figyeltek fel globálisan, a közutak közvetlen környezetében végbemenő jelentős mértékű nehézfém dúsulás eredményeként. A Ba, Cd, Cu, Pb és Zn elemek kibocsátása napjainkban is jelentős. Az Pb főként az üzemanyagból, a Cu és a Zn elemek a fékbetétek és súrlódó felületek kopásából, míg a Ba és Cd a gumiköpenyek porladásából ered. A mesterséges úton környezetbe

kerülő nehézfémek mennyisége nagyságrendekkel meghaladja a geokémiai ciklusból természetes úton mobilizálódó mennyiséget. A nehézfém vegyületek a kipufogógázból aeroszol formájában jutnak a levegőbe, majd kiülepedés, kicsapódás, lemosódás útján kerülnek kapcsolatba más biotikus és abiotikus környezeti elemekkel. A légkörbe került nehézfémtartalmú por- és koromszemcsék napokig, sőt hetekig is a levegőben maradhatnak lebegő állapotban és több kilométerre is eljuthatnak a kibocsátás helyétől (Kádár 1993, 1995, Helmers et al. 1995). A szennyezőanyagokat a talaj nagy mennyiségben képes megkötni és visszatartani, így számos mikroelem kerülhet a talajjal szoros kapcsolatban élő szervezetek számára elérhető formába (Bohn 1972).

Az élőlények szennyezettségre történő válaszreakcióit számos belső, az adott taxonra jellemző tulajdonság, illetve külső környezeti tényező befolyásolhatja, mint például a szennyezőanyagok koncentrációja, az expozíciós idő, vagy adott közeg pH értéke, amely meghatározza a fémszennyezők biológiai elérhetőségét és felvehetőségét (Jaishankar et al. 2014, Rengel 2015). Egyes mikroszennyezők ökotoxikus hatása már nagyon kis koncentrációk esetében is számottevő, toxikus és akkumulációs tulajdonságaik következtében. A tápláléklánc különböző szintjeit képviselő élőlények szervezetében nagyobb mennyiségben felhalmozódhatnak, ezzel számos élettani problémát okozva (Cachada et al. 2013, Simon et al. 2015). A bioakkumuláció befolyásolhatja az ontogenetikus folyamatokat, valamint az érintett organizmus pusztulását is okozhatja.

A mikroelemek útja és szabályozása az élő szervezetben függ azok esszenciális (pl.: Cu, Mn és Zn) és nem esszenciális (pl.: Cd és Pb) jellegétől is (Hejna et al. 2018). A szervetlen mikroszennyezők közül, főként a potenciálisan toxikus, nem esszenciális eredetű nehézfémek kibocsátása jelent egyre nagyobb környezetvédelmi és humánegészségügyi problémát (Kippler et al. 2007, 2012, Sohár & Varga 2003). Ez alapján indokoltá válik a trofikus hálózatokba kerülő mikroszennyezők útjának monitorozása, azok környezeti kockázatának elemzése során.

A környezetszennyező anyagok okozta problémák mellett, a városi területek terjeszkedése és mesterséges környezetünk kialakítása

következményeképp megjelenhet számos más additív stressztényező is. Az élőlények számára élőhelyük állapotában bekövetkező viszonylag rövid idő alatt lezajló, drasztikus változások jelentik a legnagyobb problémát, mint például kedvezőtlen mikro- és makroklimatikus viszonyok kialakulása, élőhelyfragmentáció és izoláció, természetes élőhelyek megszűnése, valamint a táplálékminőség romlása és a táplálékforrások limitálttá válása (Saunders et al. 1991, Ikeda 2006, Shingleton et al. 2007). Ezek az élőhelyminőséget befolyásoló környezeti stressztényezők közvetlen és közvetett módon okozhatnak, egyedek szintjén észlelhető károkat (Lagisz 2008). Az abiotikus faktorok, mint például az élőhelyek beépítettségi rátája, fragmentáltsága, izoláltsága, a táplálékforrás és a táplálékminőség, nagymértékben változhatnak egy urbanizációs grádiens mentén. Ennek következtében szignifikáns hatást gyakorolnak a fajösszetételre, illetve a populációkat alkotó egyedek fejlődési ciklusára, túlélésére, reprodukciójára és morfológiai tulajdonságaira egyaránt (Peakall 1992, Eeva et al. 2000, Shingleton et al. 2007).

2.2. Bioindikátor szervezetek

A bioindikációt sikeresen alkalmazhatjuk a szárazföldi és vízi ökoszisztémát érő antropogén hatások feltérképezéséhez. Azok a fajok, melyek érzékenyen reagálnak környezetük változásaira (pl.: növekvő nehézfém-koncentráció), bioindikátor szervezetként alkalmassá válhatnak környezetük, élőhelyük állapotának vizsgálatára (Uehara-Prado et al. 2009, Parmar et al. 2016). Valamennyi élőlény jelzi a tűrőképességét meghaladó környezeti változásokat, azonban vannak szűkebb tűrésű fajok, melyek korábban jeleznek, míg mások kevésbé érzékenyek. Az előbbieket indikátor fajoknak nevezzük, melyek jelenlétükkel, illetve hiányukkal, genetikai, fiziológiai és morfológiai tulajdonságaik megváltozásával indikálják a releváns, rájuk ténylegesen ható és tűrőképességi határaikat fenyegető, vagy azt meghaladó környezeti tényezőket (Bednarska et al. 2016). Ezek a szervezetek, alkalmazkodtak az őket körülvevő környezet szűkebb intervallumához, valódi kapcsolatban állnak vele, ezáltal annak minden változására reagálnak, így tükrözve élőhelyük minőségét (Juhász-Nagy 1984). Nagymértékű rezisztenciájuk, ökológiai és morfológiai variabilitásuk révén alkalmasnak bizonyultak a környezetük állapotát befolyásoló antropogén eredetű stresszfaktorok monitorozására is (Parmar et al. 2016).

Az indikátor fajok közé tartozó akkumulációs fajok szervezete rendelkezik olyan mechanizmusokkal, melyek segítségével látszólagos károsodás nélkül megjelenhetnek egy urbanizációs gradiens bármely pontján. Segítségükkel nyomon követhetjük a mikroelemek káros szintű dúsulását is az adott élőhelyen. A túlélés és alkalmazkodás azonban hatalmas energia befektetést igényel, ami energia allokációs rendszerük megváltozásával járhat. Energia allokációjuk olyan folyamatokra kezd irányulni, mint a potenciálisan toxikus, szervezetük számára nem esszenciális mikroelemek, illetve a toxikus dózisban szervezetükbe kerülő mikroelemek eliminációja vagy ezek akkumulációja, azaz a túlélési ráta növelése a szervezetüket érő stresszfaktor jelenlétében is (Cortet et al. 1999). Például fémszennyezett környezetben is életképes

bioakkumulátor egyedek esetében megfigyelt jelenség a szövetekben mérhető nagy fémkoncentráció (Khan et al. 2015, Tózsér et al. 2017, Papp et al. 2018, Mukhtorova et al. 2019). A túlélést szolgáló mechanizmusok energiaigénye negatívan hat az egyedfejlődésre és szaporodásra, tehát minden más természetes élettani folyamat kárt szenvedhet.

Nem csupán a szennyezés, de számos más antropogén eredetű stresszfaktor okozhat olyan, számszerűsíthető fejlődési rendellenességeket, mint például a csökkent testméret, testtömeg vagy növekvő anatómiai aszimmetria. Folyamatos zavarással terhelt élőhelyen fejlődő szervezet sokkal több energiát fordít a stressz leküzdésére, mint például a növekedésre vagy bilaterális szervei szimmetriájának fenntartására (Van Dongen et al. 2001, Lens et al. 2002, Vilisics et al. 2005). Ugyanazon fajhoz tartozó egyedek megjelenése, fiziológiája, morfológiai bélyegeinek állapota a populációk között és azokon belül is variabilitást mutathat, az élőhelyen jelenlévő környezeti stresszfaktorok jellegétől és mértékétől függően. A megjelenő abnormalitások súlyossága, gyakorisága legtöbb esetben egyenes arányosságban változik a stresszfaktor/ok erősségével (Khatrı & Tyagi 2014).

Ízeltlábú taxonok alkalmazása környezeti monitorozásra ma már egyre szélesebb körben elterjedt. A kozmopolita, változatos környezeti feltételek között és élőhelyi sajátosságok mellett is nagy számban előforduló ízeltlábú szervezetek közül, számos faj alkalmas az antropogén tevékenységek hatásainak vizsgálatára, ezáltal élőhelyük állapotának becslésére (Maleque et al. 2009). A vizsgálatok számára előnyös tulajdonságuk, hogy szoros kapcsolatban állnak szennyezőanyag akkumuláló környezeti elemekkel, mint például a talaj (talajfelszín, talajban található szerves anyagok), az avar, illetve más bioindikátor szervezetek (gombák, friss növényi hajtások, zsákmányállatok). Rövid élelciklusukkal pedig jelentősen megrövidítik a vizsgálatok időtartamát (Zödl & Wittmann 2003, Magura et al. 2010). A szárazföldi ízeltlábúak között számos hatékony bioindikátort, ezen belül akkumulációs fajt találunk, melyeket már sikeresen alkalmaztak a szárazföldi ökoszisztémát ért urbanizációs hatások vizsgálatára (Zidar et al. 2003, Venn 2007, Santorufo et al. 2012, Sukhodolskaya 2013, Mazzei et al. 2014, Xu et al.

2016a, Duan et al. 2019). Bioakkumulációs tulajdonságukon kívül, morfológiai paramétereik változásával is reagálnak az antropogén eredetű stresszre (Cortet et al. 1999, Van Dongen et al. 2001, Lens et al. 2002). A környezeti stressz jelentős szerepet játszik az intraspecifikus fenotípusos variancia megjelenésében, szignifikáns hatással van az egyedek testtömegére és olyan morfológiai bélyegek fejlődésére, mint a testméret, a testi szimmetria és a testrészek (pl.: femur és tibia) testmérethez viszonyított aránya (Wheeler 1996, Angilletta & Dunham 2003). Ezért a fenotípusos jellegeikben, vagyis, a morfológiai paramétereikben bekövetkezett rendellenes változások számszerűsítése hatékonyan alkalmazható antropogén hatások kimutatására (Lagisz 2008, Godet et al. 2012, Olivero et al. 2014).

2.3. Bioakkumulációs faktor (BAF)

A bioakkumuláció az a folyamat, melynek során a mikroelemek valamennyi lehetséges expozíciós útvonalon (tápcsatornán, légzőszervrendszeren, kültakarón stb.) keresztül felvételre kerülnek, majd koncentrálnak az élő szervezetben, annak közvetlen környezetéből. A szervezetben akkumulálódott mikroelemek arányát és koncentrációját az expozíció körülményei és az organizmus eliminációs és regulációs folyamatai szabályozzák. Ugyanakkor a testméret és egyes szervek, szövetek növekedésével, pseudo-eliminációs, azaz hígulási folyamatok során csökkenhet relatív koncentrációjuk. A bioakkumuláció mértékét, azaz adott élőlény mikroelem koncentrációját a forrás (pl.: talaj és avar) szennyezettségi szintjéhez viszonyítva, BAF számítással fejezhetjük ki (Arnot & Gobas 2006).

2.4. Fluktuáló aszimmetria (FA)

A fluktuáló aszimmetria (FA) az egyedfejlődés során fellépő környezeti stressz hatására létrejött, optimális szimmetriától való random eltéréseket, azaz a bilaterálisan szimmetrikus test jobb és bal oldalának morfológiai paramétereinek között detektálható különbségeket jelenti (Van Valen 1962, Lens et al. 2002, Van Dongen 2006). A bilaterális szimmetriát mutató fajok esetében populáció szintű aszimmetrikus mintázatban jelenik meg, tehát az érintett bélyeg bármely oldalon nagyobb, illetve több lehet (Bellaagh et al. 2010). A FA heritabilitása legtöbb esetben igen alacsony vagy nulla, megjelenésére azonban kihatással lehetnek bizonyos genetikai folyamatok, mint például az episztázis, olyan populációk esetében melyeket hibridizáció, palacknyakhatás illetve mutáció érint. Ezek a folyamatok azonban szintén gyorsan változó külső környezeti hatások okozta stressz eredményei (Leamy & Klingenberg 2005).

2.5. Szárazföldi ászkarák, mint bioindikátor szervezetek

A szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea) igen érzékenyen reagálnak környezetük változásaira, ezáltal hatékony indikátorai lehetnek az élőhelyüket ért antropogén hatásoknak (Hopkin et al. 1986, 1993, Dallinger et al. 1992, Zidar et al. 2003). Közvetlen kapcsolatban állnak a talajjal, a talaj felszínén, annak felső rétegeiben, illetve az avarban mozognak, táplálkoznak. Detritivor szervezetek, a talajban található elhalt szerves anyagok, és az azokat lebontó mikroorganizmusok is táplálékforrásként szolgálnak számukra (Heikens et al. 2001). A talaj-ökoszisztéma fontos elemeként, lebontó tevékenységükkel képesek befolyásolni a szennyezőanyagok eloszlását és elérhetőségét más szervezetek számára. A táplálékkal felvett mikroelemeket, köztük a nehézfémeket is képesek felhalmozni szervezetükben, így eredményesen alkalmazhatóak a fémszennyezés és a peszticidek okozta káros hatások vizsgálatára (Beeby 1978, Jones & Hopkin 1988, Hopkin 1989, Zidar et

al. 2003). A szervezetükben felhalmozódott mikroelemek minőségi és mennyiségi előfordulása szignifikáns összefüggést mutat élőhelyük szennyezettségi állapotával (Dallinger & Rainbow 1993, Witzel 2000). A szárazföldi ászkafajok a táplálékforrás vagy talaj elemtartalmának többszörösét képesek akkumulálni szervezetükben. Más gerinctelen taxonokhoz viszonyítva hatékonyabban és nagyobb mennyiségben képesek a mikroelemeket, elsősorban a Cu, Pb és Zn elemeket akkumulálni, így a kontroll területeken is a nagyobb mikroelem koncentrációkkal jellemezhetők, mint más gerinctelen taxonok egyedei (Williamson & Evans 1972, Heikens et al. 2001, Van Straalen et al. 2001). Olyan fiziológiai mechanizmusokkal rendelkeznek, melyek segítségével képesek a felvett fémek és más mikroelemek szervezeten belüli regulációjára, exkréciójára és akkumulációjára, így számos korábbi tanulmány során bizonyultak hatékony bioindikátor szervezetnek az antropogén eredetű szennyezés vizsgálatára (Prosi & Dallinger 1988, Nannoni et al. 2014).

Az urbanizáció hatása a szárazföldi ászkarákokra nem csak mikroelem összetételük vizsgálatával detektálható. Fellelhető néhány olyan tanulmány is, amely az ászkarákok testi szimmetriájának környezeti stressz hatására bekövetkező változásáról számol be. A szárazföldi ászkarák egyedek morfológiai paramétereit és testi szimmetriáját, azaz a FA megjelenését bizonyítottan képesek voltak befolyásolni különféle környezeti stressztényezők (Palmer & Strobeck 1992, Peters et al. 2001). Például a fémszennyezett környezet negatívan befolyásolta egyes ászkafajok egyedeinek fejlődését és szignifikánsan kisebb testtömeget, testhosszt eredményezett (Godet et al. 2011). Nehézfém-szennyezett élőhelyről származó egyedek esetében a bilaterális szimmetriát mutató szervpárok paramétereinek állapotában tapasztalható, olyan szignifikáns eltérések, mint például a jobb és bal oldali antennomerek, vagy egyes lábízek (pl.: femur és tibia) hosszúságában mérhető különbségek (Peters et al. 2001, Vilisics et al. 2005). Ezek az eredmények szintén alátámasztják, hogy a szárazföldi ászkafajok több szempontból is alkalmasak az urbanizált élőhelyek vizsgálatára.

Az *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Oniscidea) egyedek megbízhatóságát vizsgálataink céljára számos tényező alátámasztja. Ez a kozmopolita elterjedésű, generalista, szárazföldi ászkafaj antropogén környezetben is nagy egyedszámban fordul elő jó szennyezettség- és szárazságtűrő képességének köszönhetően, illetve az antropogén hatások közismert bioindikátora (Farkas & Vilisics 2013, Nannoni et al. 2014).

2.6. Futóbogarak, mint bioindikátor szervezetek

A rovarok egyedfejlődése és fenotípusos variabilitása szorosan összefügg a rovar szervezete és annak közvetlen környezete közötti interakciókkal (Stearns 1992). Morfometriai paramétereik állapota (pl.: caput szélessége és palpomerek hossza) legtöbb esetben a táplálékminőséggel (Stern et al. 1996, Stern & Emlen 1999) és élőhelyük állapotával (Niemelä & Kotze 2009) hozható összefüggésbe. A stressz-indukált testi aszimmetria, valamint az aszimmetria megjelenése és az urbanizáció közötti kapcsolat vizsgálatát már korábbi tanulmányok is tárgyalták többnyire rovar taxonok esetében (Godet et al. 2012, Olivero et al. 2014). Bilaterális szimmetriával jellemezhető egyedek vizsgálata során különbségeket figyeltek meg a jobb és bal oldali morfometriai jellegek állapota között. A jobb és bal oldali bélyegek, szervek eltérő fejlettségéből, a testhosszhoz képest relatív módon csökkent méretéből következtethetünk az egyedfejlődés során fellépő környezeti stressz mértékére, jelenlétére, valamint az egyedek fejlődési stabilitására (Van Valen 1962, Palmer & Strobeck 1997, Van Dongen 2006). A morfometriai abnormalitások megjelenése számos esetben a levegő, a talaj és a víz szennyezettségével, peszticidek, nehézfémek jelenlétével, a táplálékminőség romlásával, hirtelen változó mikro- és makroklimatikus viszonyokkal, valamint izolációs faktorok (pl.: mesterséges barrierek) megjelenésével magyarázható (Cattaneo et al. 2004, Weller & Ganzhorn 2004, Van Dongen 2006, De Anna et al. 2013).

A futóbogarak (Coleoptera, Carabidae) ökológiája és taxonómiája igen jól dokumentált (Hürka 1996, Lövei and Sunderland 1996). Vizsgálataink számára további kedvező tulajdonságaik, hogy könnyen,

illetve nagy számban gyűjthetők. Nagyfokú érzékenységet mutatnak mind az abiotikus, mind pedig a biotikus eredetű stresszre, ezáltal egyre szélesebb körben alkalmazott indikátor szervezetek, elsősorban antropogén tevékenységek, mint például a talajszennyezés, az erdőgazdálkodás vagy a turistaforgalom hatásainak vizsgálatára (Rainio and Niemelä 2003, Pearce and Venier 2006, Venn 2007, Rahim et al. 2013, Sukhodolskaya 2013, Ghannem et al. 2018, Tózsér et al. 2019). Morfometriai paramétereik állapotában bekövetkezett változások potenciális indikátorai számos környezeti stresszfaktornak (McGeoch 1998). A futóbogarak funkcionális morfometriai paramétereinek állapota és élőhelyük állapota között detektálható szignifikáns kapcsolat révén jól alkalmazhatóak antropogén eredetű stresszfaktorok hatásainak vizsgálatára is (Riblera et al. 2001, Weller & Ganzhorn 2004). A redukálódott testméret és egyéb fejlődési rendellenességek, mint például az aszimmetria megjelenése nem csupán a környezeti stressz indikátora, de az adott populáció hanyatlásának igen fontos előjeleként kezelhető jelenség is.

A futóbogár fajok potenciális résztvevői lehetnek számos ún. entomo-remediációs vizsgálatnak (Ewuim 2013). A legváltozatosabb élőhelytípusok és életfeltételek esetében is nagy átlagos abundanciával rendelkeznek. Diverz táplálékpreferenciájuknak köszönhetően lehetővé válik, hogy különféle forrásokból jussanak hozzá és akkumuláljanak mikroelemeket, köztük toxikus fémeket is (Read et al. 1987, Purchart & Kula 2007, Kulkarni et al. 2017, Magura et al. 2017).

Annak ellenére, hogy akkumulációs tulajdonságuk bizonyított, a futóbogarakkal végzett környezetállapot-becslések eredményei ellentmondásosak. Az alkalmazott vizsgálati módszerek és egyéni hibák okozta egzaktság csökkenésén kívül az egyedek fémakkumulációs potenciálját több belső és külső környezeti faktor befolyásolhatja. Ilyen jelentős faktor például a táplálékpreferencia (carnivor, herbivor és omnivor), szaporodási időszak (tavaszi és őszi ciklus), egyedfejlődési szakasz (tojás, lárva, báb és adult), illetve a fiziológiai állapot és az ivar (Skalski et al. 2010, Simon et al. 2016). Az évszakok periodikus változása, ezáltal a futóbogár fajok időszakos aktivitása is képes

befolyásolni az egyedek szervezetében felhalmozott fémek koncentrációját (Butovsky 2011).

Korábbi tanulmányok alapján a futóbogarak fémakkumulációs potenciálja igen eltérőnek bizonyult a vizsgált futóbogár fajok között, illetve más taxonokhoz viszonyítva is. A futóbogarakat más taxonokkal összevetve megállapították, hogy szervezetük átlagos fémkoncentrációja szignifikánsan kisebb, mint egyes ászka- és pókfajoké (Heikens et al. 2001). Emésztőrendszerük hatékony dekontaminációs és eliminációs szerepével magyarázzák szervezetük relatívan kisebb fémkoncentrációját (Kramarz et al. 1999, Butovsky et al. 2011).

A futóbogarak szervezetében a Cd és Pb kevésbé hatékonyan és jóval kisebb koncentrációban akkumulálódik, mint a Cu és Zn (Van Straalen & Van Wensem 1986). Tíz futóbogár faj vizsgálata során Purchart és Kula (2007) interspecifikus különbségeket találtak a Cd, Cu, Mn és Pb akkumulációjában. További 28 faj vizsgálata során Stepanov és mtsai (1987) fémakkumulációs potenciáljuk alapján szignifikánsan el tudták különíteni egymástól a Carabini és Pterosticini genuszokat.

A futóbogarak fémstresszre adott válaszreakciói szintén ellentmondásosak. Bednarska és mtsai (2016) eredményei alapján a Cd-, Ni-, és Zn-szennyezés futóbogár egyedek emésztőrendszerének nagymértékű degradációját okozta, azonban az elemek hozzájárulása a tünetek kialakulásához eltérő mértékű volt. Kramarz és Laskowski (1997) azt tapasztalták, hogy a nehézfém-szennyezés a lerakott peték számának csökkenését eredményezte a *Poecilus cupreus* faj esetében. Ezzel ellentétben, a szennyezett élőhelyekről származó *P. oblongopunctatus* nőtények ugyan rosszabb minőségű, de szignifikánsan több petét produkáltak, mint a szennyezetlen élőhelyről származó fajtársaik (Lagisz & Laskowski 2008).

Lagisz és mtsai (2005) szerint a futóbogarak nem rendelkeznek megfelelő adaptációs mechanizmusokkal a fémszennyezett élőhelyen fellépő toxikus stresszel szemben. Zygmunt és mtsai (2006) ezzel szemben, erősen Cd-, Pb- és Zn-szennyezett területeken talált nagyobb testtömeggel rendelkező futóbogár egyedeket, a kevésbé szennyezett élőhelyek egyedeihez viszonyítva. Az ellentmondásos eredmények a futóbogár fajok eltérő fémtoleranciájával, akkumulációs és

egyedfejlődési potenciáljával magyarázhatók, melyek a túlélést és a reprodukciós sikert szolgálják.

3. Célkitűzés

Az emberi tevékenységek szárazaföldi ökoszisztémát, valamint az abiotikus és biotikus rendszerek összességét veszélyeztető hatásai miatt indokoltá válik az úgynevezett urbanizációs grádiensek mentén megtalálható, eltérő mértékben terhelt élőhelyek élőlényközpotú vizsgálata. A grádiensek különböző pontjait képviselő élőhelyek állapotának becslése és összehasonlítása az adott területeken előforduló élőlényközösségek, ezen belül is bioindikátor fajok vizsgálatával viszonylag rövid időn belül elvégezhető. Vizsgálataink célja tehát az volt, hogy terepi vizsgálatok és szakirodalmi adatok elemzésével az urbanizáció hatását becsüljük bioindikátor szervezetek morfológiai állapota és mikroelem összetétele alapján.

3.1. Az urbanizáció hatásainak vizsgálata *Armadillidium vulgare* egyedek mikroelem összetételére és morfológiájára

Célunk antropogén hatások vizsgálata volt *Armadillidium vulgare* egyedek mikroelem összetételére és testi szimmetriájára egy urbanizációs gradiens mentén, Debrecenben és környékén. A Ba, Cu, Fe, Mn, Pb és Zn koncentrációk elemzése egyedenként történt, valamint FA analízist végeztünk bilaterális szervek paramétereinek mérésével. További célunk volt összevetni a hím és nőstény egyedek akkumulációs potenciálját, valamint feltárni azt, hogy a vizsgálatba vont mikroelemek, mely általunk vizsgált környezeti elemből (talaj és avar) váltak elérhetővé az egyedek számára. Tehát, van-e kapcsolat a három szinten tanulmányozott trofikus rendszer tagjai, azaz az ászkák szervezetében mért mikroelem koncentrációk és a talaj- vagy avarminták szennyezettsége között. Hipotéziseink a következők voltak: (1) a városi mintavételi területek irányába növekvő mikroelem koncentrációkat tapasztalunk az *A. vulgare* egyedek szervezetében; (2) a hím és nőstény egyedek eltérő

akkumulációs hatékonysággal rendelkeznek; (3) bioakkumulációs faktor értékek alapján az ászka egyedek a talaj és avar környezeti elemekből jutnak hozzá a szervezetükben akkumulált mikroelemek nagy részéhez; (4) a testméret és a metrikus bélyegek paramétereinek állapota, valamint (5) a FA mértéke változik a grádiens mentén.

3.2. Az urbanizáció hatásainak vizsgálata futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) morfometriai jellemzőire

Célunk antropogén hatások vizsgálata volt futóbogár fajok morfometriai paramétereinek állapotára egy-egy általunk kijelölt urbanizációs grádiens mentén Bécs és Debrecen területén. A következő fajok vizsgálatát végeztük el: *Abax parallelepipedus*, *Pterostichus oblongopunctatus* (Pterosticini tribusz), *Carabus scheidleri* és *Carabus violaceus* (Carabini tribusz). Hipotéziseink a következők voltak: az általunk vizsgált metrikus paraméterek értékei változnak az antropogén tevékenységek okozta stressz hatására, tehát (1) a vizsgált fajok, (2) a mintavételi területek, (3) a hím és nőstény egyedek elkülönülnek egymástól a vizsgált paraméterek alapján. Továbbá azt feltételeztük, hogy (4) a vizsgált metrikus bélyegek mérete csökkenni fog a városi területek irányába minden vizsgált faj esetében; illetve (5) a bilaterális szervek szimmetria viszonya változik a kijelölt urbanizációs grádiensek mentén, ezáltal a mintavételi területek elkülönülnek az aszimmetria mértéke alapján.

3.3. Futóbogár fajok expozíciófüggő fém-akkumulációjának vizsgálata metaanalízis alkalmazásával

A metaanalízis célja az volt, hogy hiteles áttekintést nyerjünk különböző kontroll és szennyezett mintavételi területekről gyűjtött futóbogár fajok fémakkumulációjáról. Vizsgálatainkba a Cd, Cu, Mn, Pb és Zn elemeket vontuk be, mivel fontos szerepet játszanak számos abiotikus és biotikus folyamatban, illetve ezekről a mikroelemekről állt rendelkezésünkre elegendő adatmennyiség az elemzés elvégzéséhez.

Hipotéziseink a következők voltak: (1) a szennyezőanyagok regulációja, ártalmatlanítása (eliminációja, exkréciója) az egyedek szervezete által, a kissé vagy közepesen szennyezett élőhelyeken hatékonyabb, mint az erősen szennyezett élőhelyek esetében; (2) a kevésbé hatékony exkréció, a szennyezőanyagok nagyobb mértékű akkumulációját eredményezi a futóbogarak szervezetében.

4. Anyag és módszer

4.1. Terepi mintavétel

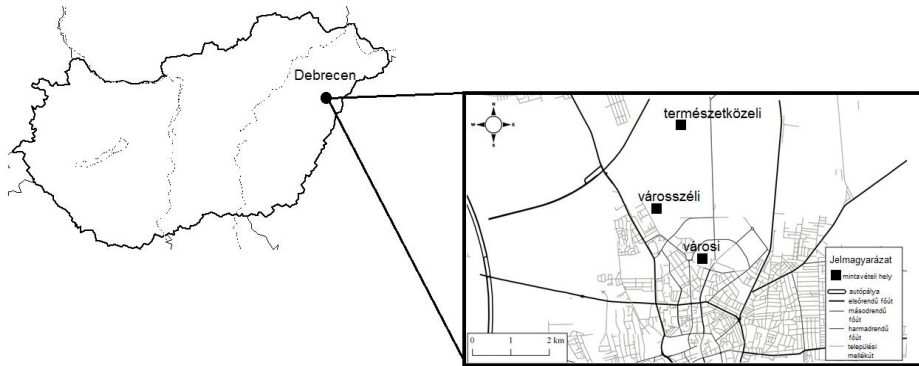
4.1.1. *Armadillidum vulgare* egyedek gyűjtése

Az *A. vulgare* egyedek gyűjtése egy általunk kijelölt urbanizációs grádiens mentén, antropogén tevékenységek által eltérő mértékben terhelt városon kívüli, városszéli és városi tölgyes állományok területéről történt, 2012-ben áprilistól októberig, Debrecenben és környékén.

A mintavételi területek urbanizáltságát beépítettségi rátával fejeztük ki. A városon kívüli, természetközeli mintavételi terület (47°34'N, 21°37'E), egy közel érintetlen állapotában fennmaradt tölgyes állomány, 0 %-os beépítettségi rátával, míg a városszéli mintavételi terület (47°33'N, 21°38'E), melyet egy kisebb kiterjedésű erdőfoltban jelöltünk ki, 30 %-os beépítettségi rátával rendelkezett. A városi mintavételi terület (47°32'N, 21°37'E) egy 60 %-os beépítettségi rátával, erős fragmentáltsággal, folyamatos parkrendezéssel és jelentős turistaforgalommal jellemezhető belvárosi parkban került kijelölésre (Magura et al. 2004) (1. ábra). Területenként 20 mintavételi pontot jelöltünk ki, így összesen 60 db Barber-féle élvező talajcsapda került kihelyezésre, melyek ürítését 3 naponta végeztük. A begyűjtött egyedeket zárható műanyag tasakokban, -15 °C-on tároltuk a minta feldolgozásáig.

Az *A. vulgare* egyedek gyűjtésével párhuzamosan, területenként 3 részmintából álló kompozit avar- és talajminta került begyűjtésre április és október folyamán (N=18). A talajminta vételezés a talaj felső 20 cm-éből történt. A mintákat zárható műanyag tasakokban +4 °C-on tároltuk a minta feldolgozásáig.

A mintavételi területekről begyűjtött mintákból összesen 120 *A. vulgare* (városi: N=40, városszéli: N=40, városon kívüli: N=40) egyed találtunk megfelelőnek (ép, hiánytalan állapot) a mérési és elemanalitikai vizsgálatok elvégzésére. A fajmeghatározást standard határozókulcsok segítségével végeztünk (Farkas & Vilisics 2013).



1. ábra. Debrecen város területén kijelölt mintavételi területek.

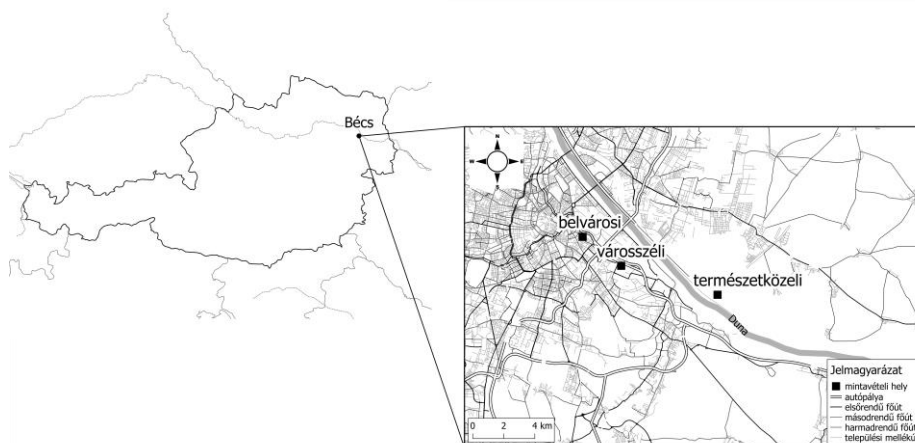
4.1.2. Futóbogár egyedek begyűjtése

A négy vizsgált futóbogár faj adult egyedeinek gyűjtése szintén általunk kijelölt urbanizációs grádiensek mentén történt Debrecen és Bécs (Ausztria) területén, 2010-ben májustól augusztusig, a futóbogár fajok aktivitási időszakának megfelelően. Mindkét geográfiai régióban azonos mintavételi protokollt alkalmaztunk (Simon et al. 2013, 2015). A grádiensek mentén antropogén hatások által különböző mértékben terhelt élőhelyeket, egy városon kívüli, természetközeli erdőfoltot, egy városszéli erdőfoltot és egy városi ligetet választottunk a vizsgálat céljára. A három mintavételi területen belül négy mintavételi hely került kijelölésre, melyek 20-20 mintavételi pontot foglaltak magukba. Összegezve tehát, mintavételi területenként 80 darab Barber-féle talajcsapda került kihelyezésre. A mintákat zárható műanyag tasakokban, $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on tároltuk a mérési vizsgálatok megkezdéséig.

Az *A. parallelepipedus* és *C. scheidleri* egyedek Bécsben és a város környékén kerültek begyűjtésre a grádiens három mintavételi területének megfelelően. Mindegyik mintavételi terület intenzív térbeli dinamikával és mozaikossággal volt jellemezhető. A városon kívüli, természetközeli mintavételi terület ($48^{\circ}10'N$, $16^{\circ}31'E$) a Duna-Auen Nemzeti Parkban, a Duna-Odera csatorna mentén került kijelölésre. Itt található Európa egyik legutolsó és legnagyobb kiterjedésű, az IUCN (Természetvédelmi Világszövetség) által védett, összefüggő ártéri

élőhelye. A régióban a zöldterületek aránya 99,5 %, az erdőgazdálkodás és a turisztikai nyomás elhanyagolható mértékben volt jelen. A városszéli mintavételi területet (48°11'N, 16°26'E) Lipótváros kerületén belül jelöltük ki egy nagyobb kiterjedésű ártéri erdőfoltban. Ez a terület 63,5 %-os zöldterületi aránnyal és diverz ökoszisztémával rendelkezett. A városi mintavételi terület (48°12'N, 16°24'E) a városközpot közvetlen közelében egy nagyterjedésű nyilvános park a Prater területén belül került kijelölésre Bécs II. kerületében, szintén Lipótvárosban. A terület 60,9 % -os beépítettségi rátával, folyamatos turista- és gépjárműforgalom által okozott zavarással volt jellemezhető. A híres parkot a 18. század óta használják rekreációs célokra (Porter & Prince 2009). (2. ábra).

Az adult *C. violaceus* és *P. oblongopunctatus* egyedek Debrecenben és a város környékén kerültek begyűjtésre szintén egy általunk kijelölt urbanizációs grádiens mentén. A grádiens három különböző pontját reprezentáló mintavételi területet Simon és mtsai (2015) alapján jelöltük ki. A városon kívüli, természetközeli mintavételi terület (47°34'N, 21°37'E) Debrecen város peremterületén egy több mint 100 éves, érintetlen állapotú tölgyes állományban került kijelölésre. A terület domináns erdőalkotó fafaja a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) volt. A városszéli mintavételi területet (47°33'N, 21°38'E) egy kisebb kiterjedésű erdőfoltban jelöltük ki, melynek területén mérsékelt antropogén zavarás volt jelen, mint például a kidőlt fák eltávolítása. A városi mintavételi terület (47°32'N, 21°37'E) egy belvárosi parkban került kijelölésre. Az erősen fregmentálódott terület folyamatos parkrendezéssel, valamint jelentős mértékű turisztikai forgalommal és gépjárműforgalommal volt jellemezhető. (1. ábra).



2. ábra. Bécs területén kijelölt mintavételi területek.

A bécsi mintavételi területekről összesen 47 *A. parallelepipedus* (városi: N=10, városszéli: N=20, városon kívüli: N=17) és 55 *C. scheidleri* (városi: N=18, városszéli: N=19, városon kívüli: N =18) egyed gyűjtöttünk be. A debreceni mintavételi területekről összesen 118 *C. violaceus* (városi: N=98, városszéli: N=13, városon kívüli: N=77) és 57 *P. oblongopunctatus* (városi: N=25, városszéli: N=11, városon kívüli: N=21) egyed került begyűjtésre. A fajmeghatározáshoz Húrka (1996) munkáját használtuk.

4.2. A metaanalízishez szükséges szakirodalmi áttekintés és adatgyűjtés

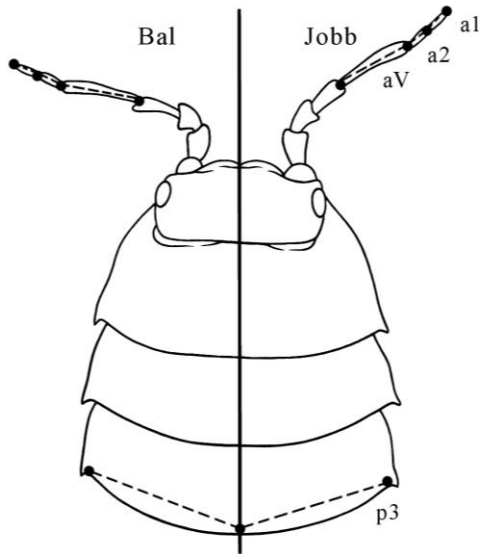
Átfogó szakirodalmi áttekintést végeztünk a Web of Science bibliográfiai adatbázis használatával, melybe az 1975 és 2018 között megjelent tanulmányokat vontuk be. A következő keresőszavakat alkalmaztuk: TOPIC=(metal) AND TOPIC=(accumulat* OR stor* OR accru* OR collect* OR* aggregat* OR accret* OR buil* OR grow* OR inflat* OR add*) AND TOPIC=(carabid* OR ground beetle*). Ezt követően áttekintettük a keresés eredményeként kapott, releváns közleményekhez tartozó irodalomjegyzékeket is. Az általunk támasztott kritériumrendszernek, azok a közlemények feleltek meg, melyekben publikálták egy vagy több futóbogár faj egyedeinek szennyeztelen

(kontroll) valamint szennyezett körülmények között vizsgált Cd, Cu, Mn, Pb és Zn koncentráció értékeit (mintanagyság \pm SD). Mivel az élőhelyek szennyezettségi állapotát általában a talajszennyezettség mértéke határozza meg, elengedhetetlen volt, hogy az érintett tanulmányok a talajra vonatkozó koncentráció adatokat is tartalmazzák. Azokat a tanulmányokat, melyekben szennyezett táplálékkal történő kezelést alkalmaztak, kizártuk a vizsgálatból. Ahhoz, hogy átfogó képet kapjunk a futóbogarak fémakkumulációs potenciáljáról, a metaanalízisbe vont fajokat együttesen elemeztük.

4.3. Laboratóriumi módszerek

4.3.1. *Armadillidium vulgare* egyedek morfológiai vizsgálata

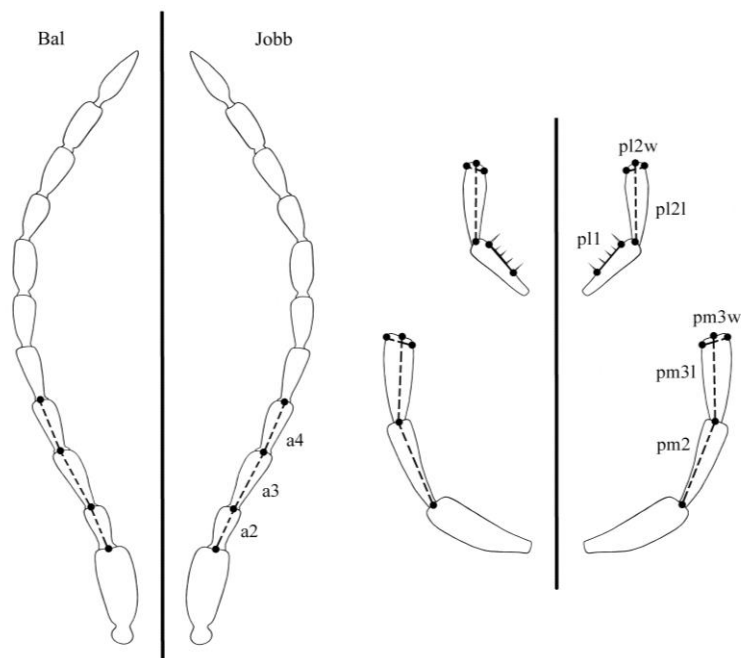
A mikroelem összetétel meghatározást megelőzően a következő metrikus paraméterek mérését végeztük el az *A. vulgare* egyedek esetében: a jobb és bal oldali a1, a2 jelölésű flagellomerek és aV jelölésű antennomerek hossza; p3 jelölésű (harmadik) pereomer szélessége, amely két mérési szakaszt foglalt magába; valamint a bl jelölésű testhossz (a cephalotorax és a pleotelson disztális vége közötti távolság) (Schmölzer, 1965; Farkas 2013) (3. ábra).



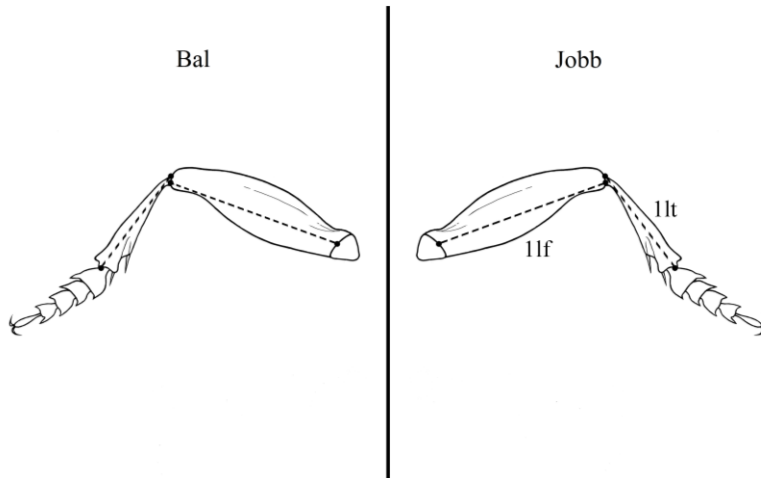
3. ábra. Az *A. vulgare* egyedek esetében vizsgált metrikus bélyegek. a1: a jobb és bal oldali második flagellomer hossza, a2: a jobb és bal oldali első flagellomer hossza, aV: a jobb és bal oldali ötödik antennomer hossza, p3: a harmadik pereomer szélessége.

4.3.2. A futóbogár fajok egyedeinek morfometriai vizsgálata

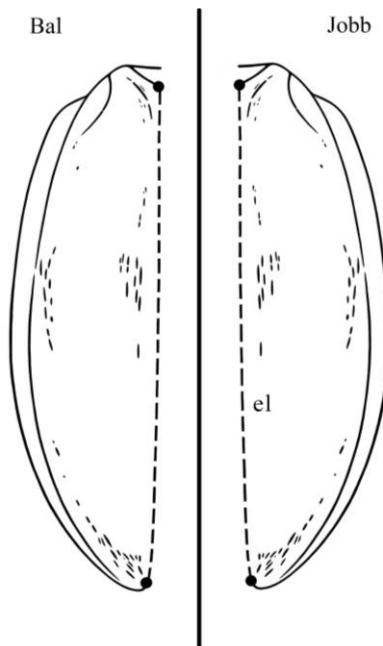
A vizsgált futóbogár fajok esetében a következő metrikus paraméterek mérését végeztük el Elek és mtsai (2014) módszere alapján: a jobb és bal oldali a2, a3 és a4 jelölésű antennomerek hossza; a jobb és bal oldali 1lf jelölésű femur és 1lt jelölésű tibia hossza (első pár láb); a jobb és bal oldali el jelölésű elytrum belső élének hossza (4–6. ábra). A szájszerv metrikus paraméterei, azaz a jobb és bal oldali pm2 jelölésű palpomer hossza, a pm3l és pm3w jelöléssel ellátott palpomer hossza és szélessége; a pl1 jelölésű palpomer két legszélső sertéje közötti távolság, és a pl2l és pl2w jelöléssel ellátott palpomer hossza és szélessége az *A. parallelepipedus*, *C. scheidleri* és *C. violaceus* egyedek esetében voltak mérhetőek (4. ábra). A *P. oblongopunctatus* egyedekről a jobb és bal oldali palpus maxillaris és palpus labialis eltávolítása és mérése a faj átlagos testmérete (10,3 mm) és szájszervek átlagos mérete (> 0,1 mm) miatt sikertelen volt (Hürka 1996).



4. ábra. A futóbogár fajok esetében vizsgált metrikus bélyegek. a2: a jobb és bal oldali második antennomer hossza, a3: a jobb és bal oldali harmadik antennomer hossza, a4: a job és bal oldali negyedik antennomer hossza, pm2: a jobb és bal oldali palpus maxillaris második palpomerének hossza, pm3l: a jobb és bal oldali palpus maxillaris harmadik palpomerének hossza, pm3w: jobb és bal oldali palpus maxillaris harmadik palpomerének szélessége, pl1: a jobb és bal oldali palpus labialis első palpomerén található két legszélső serte közötti távolság, pl2l: a jobb és bal oldali palpus labialis második palpomerének hossza, pl2w: a jobb és bal oldali palpus labialis második palpomerének szélessége.



5. ábra. *A futóbogár fajok esetében vizsgált metrikus bélyegegk. 1lf: a jobb és bal oldali femur hossz (első pár láb), 1lt: a jobb és bal oldali tibia hossz (első pár láb).*



6. ábra. *A futóbogár fajok esetében vizsgált metrikus bélyegegk. el: a jobb és bal oldali elytrum belső élének hossza.*

4.4. Morfometriai vizsgálati módszerek

A mérések digitalizálása céljából Olympus C-7070 digitális kamera, Olympus SZX7 sztereomikroszkóp és kalibrációs tárgylemez használatával fotódokumentációt végeztünk a vizsgálni kívánt *A. vulgere* és futóbogár egyedekről. A folyamat során az állatokat nedvesen tartottuk, testméretük eredeti állapotának fenntartása céljából, illetve a mérési pontosság érdekében a futóbogarak metrikus bélyegeinek fotódokumentációja az egyedek testéről leválasztva történt. A méréseket háromszoros ismétléssel végeztük a Winimag 1.0. program segítségével.

4.5. Mikroelem összetétel analízis az *Armadillidum vulgare* egyedek laboratóriumi feltárásával

A minták feltárását Braun és mtsai (2009, 2012) valamint Simon és mtsai (2011, 2017) alapján végeztünk. Az *A. vulgare* egyedeket szárítószekrényben szárítottuk 105 °C-on, 24 órán keresztül, tömegállandóságig. Ezt követően atmoszférikus nyomáson történő roncsolást alkalmaztunk 2 ml 65 % (m/m) –os salétromsav és 0,5 ml hidrogén-peroxid hozzáadásával 100 °C-on. Míg az állatok estében egyedenkénti roncsolás történt, a ledarált, homogenizált avarmintákból és talajmintákból 0,2 g mennyiséget használtunk fel. A mikroelem koncentrációk meghatározását CETAC 4600AT+ ultrahangos porlasztóval felszerelt ICP-OES IRIS Intrepid II XSP készülék használatával végeztük el.

4.6. Statisztikai módszerek

4.6.1. Bioakkumulációs faktor (BAF) számítás menete az *Armadillidium vulgare* egyedek, a talaj és az avar mikroelem összetétele alapján

A BAF értékek számítása a következőképpen történt:

$$\text{BAF} = C_{\text{ORG}}/C_{\text{M}},$$

azaz a BAF értéke az élő szervezet mikroelem koncentrációjának (C_{ORG}) és a közvetlen környezet – élő szervezetek számára elérhető – mikroelem koncentrációjának (C_{M}) hányadosa (Arnot & Gobas 2006). Ha a számítás eredményeként kapott érték nagyobb, mint 1, az élő szervezet adott környezeti elemből – esetűnben a talajból vagy avarból- közvetlen vagy közvetett módon juthatott hozzá a vizsgált mikroelemhez.

4.6.2. Statisztikai értékelés az *Armadillidium vulgare* egyedek mikroelem összetétele alapján

A statisztikai értékelést az SPSS PC+ statisztikai szoftver segítségével végeztük. A mikroelem összetétel vizsgálat adatainak feldolgozása során a szóráshomogenitás megállapításához Levene-tesztet alkalmaztunk. Kanonikus diszkriminancia analízist (CDA) és varianciaanalízist (GLM) alkalmaztunk a mintavételi területek, valamint hím és nőstény egyedek közötti különbségek feltárásához a mikroelem koncentrációk alapján. Szignifikáns különbségek esetén Tukey-tesztet alkalmaztunk, hogy megállapíthassuk a mintacsoportok, milyen módon különböznek egymástól.

4.6.3. Statisztikai értékelés a vizsgált futóbogár fajok morfometriai paramétereirei alapján

A mérési adatok feldolgozását az SPSS PC+ illetve a CANOCO statisztikai szoftverekkel végeztük. A homogenitás megállapításához Levene-tesztet alkalmaztunk. Főkomponens analízist (PCA) és varianciaanalízist (GLM) alkalmaztunk a mintavételi területek, a vizsgált fajok, valamint a hím és nőstény egyedek közötti különbségek kimutatására a mért morfometriai paraméterek alapján. Szignifikáns különbségek esetén Tukey-tesztet alkalmaztunk, hogy kiderítsük a mintacsoportok, mely módon különböznek egymástól. A testi szimmetriában bekövetkező változások feltárásához Mann-Whitney U tesztet használtunk.

4.6.4. Fluktuáló aszimmetria (FA) analízis az *Armadillidium vulgare* egyedek morfometriai paramétereirei alapján

A FA analízist Palmer (1994) alapján végeztük. Első lépésben egymintás t-próbát alkalmaztunk a direkcionális aszimmetria tesztelésére. Az aszimmetria irányítottságát, vagyis az egyes bélyegekre számított aszimmetria értékek (J-B) átlagának a nullától való eltérését vizsgáltuk vele. Amennyiben a morfometriai változók különbségeinek (J-B) eloszlásában a direkcionális aszimmetria jelenléte kizárható, az értékek eloszlása normál eloszlást követ ($p < 0,05$). A következő Palmer-féle FA indexet alkalmaztuk: $FA2 = (J-B) / ((J+B)/2)$ a jobb és bal oldali bélyegek mintacsoportonkénti (mintavételi területek és ivar) átlagértékeit használva. Varianciaanalízist (GLM) alkalmaztunk a mintavételi területek, valamint hímek és nőstények közötti különbségek tesztelésére az FA mértéke alapján.

4.6.5. A metaanalízisbe vont szakirodalmi adatok statisztikai értékelése

A kontroll és szennyezett élőhelyekről származó futóbogár mintacsoportok összehasonlítása esetében Hedges-féle g hatásnagyság-értéket számoltunk:

$$g = J \frac{\overline{X_U} - \overline{X_P}}{S_{within}}$$

$$S_{within} = \sqrt{\frac{(n_U - 1)S_U^2 + (n_P - 1)S_P^2}{n_U + n_P - 2}}$$

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

ahol, az $\overline{X_U}$ és $\overline{X_P}$ a szennyezetlen (U) illetve szennyezett (P) élőhelyekről származó futóbogár mintacsoportok fémkoncentrációját (mg kg^{-1} , száraztömeg), n_U és n_P a szennyezetlen (U) és szennyezett (P) élőhelyekhez tartozó mintanagyságot, valamint az S_U és S_P az ezekhez tartozó standard deviáció (SD) értékét jelölik. Negatív g értékek esetén a szennyezetlen és szennyezett élőhelyekről származó futóbogár mintacsoportok fémkoncentrációja szignifikánsan eltér egymástól.

Mintacsoporton belüli metaanalízist alkalmaztunk a különböző mértékben szennyezett élőhelyekről származó alcsoportok elkülönítésére. A vizsgált élőhelyek szennyezettségének becsléséhez, szennyezettségi indexet (PI) alkalmaztunk, amely a talaj mért szennyezőanyag-koncentrációjának és a talaj szennyezőanyagra vonatkoztatott háttér-koncentrációjának hányadosa (Faiz et al. 2009):

$$PI = \frac{M_c}{B_c},$$

ahol, az M_c a talajminták fémkoncentrációját, a B_c pedig a talaj adott fémre vonatkozó háttér-koncentrációját (mg kg^{-1} , száraztömeg) jelenti. A számításhoz a Geochemical Atlas of Europe I. kötetében közölt, fémekre vonatkozó háttér-koncentráció értékeket használtuk fel (Salimen et al. 2006).

A metaanalízis során a teljes hatást, illetve a moderátorok, azaz a különböző szennyezettségi szintek egyenkénti hatását véletlenhatás-modellek (*random effects models*) segítségével vizsgáltuk (Borenstein et al. 2009). Esetünkben a véletlenhatás-modellek eredményei elfogadhatóbbak, mint a fixhatás-modelleké (*fixed-effects model*), mivel ezek a felhasznált tanulmányok közötti valódi eltéréseket jelzik, és a vizsgálatot torzító tényezőkből, hibákból adódó hatásnagyságbeli eltéréseket minimalizálják (Borenstein et al. 2009).

A különböző vizsgálatokra vonatkozó hatásnagyságok közötti homogenitás-elemzéshez, azaz a tanulmányok hatásnagyságbeli heterogenitásának leírására kiegészítő heterogenitási vizsgálatokat alkalmaztunk a Q , T^2 és I^2 értékek meghatározásával. A Q -teszt alkalmazásakor a csoporton belüli ($Q_{\text{belül}}$) és csoportok közötti ($Q_{\text{között}}$) varianciákat külön vizsgáltuk. Abban az esetben, ha a variancia értékek szignifikánsan eltérőek a csoportok között ($Q_{\text{között}}$), a fémszennyezett élőhelyek (talaj) szignifikánsan eltérnek egymástól a szennyezettség mértéke alapján. A csoporton belüli variancia ($Q_{\text{belül}}$) meghatározásához R^2 értéket számoltunk (Borenstein et al. 2009). A csoporton belüli elemzéseket olyan alcsoportokra alkalmaztuk, melyek mintanagysága legalább három ($N \geq 3$) volt.

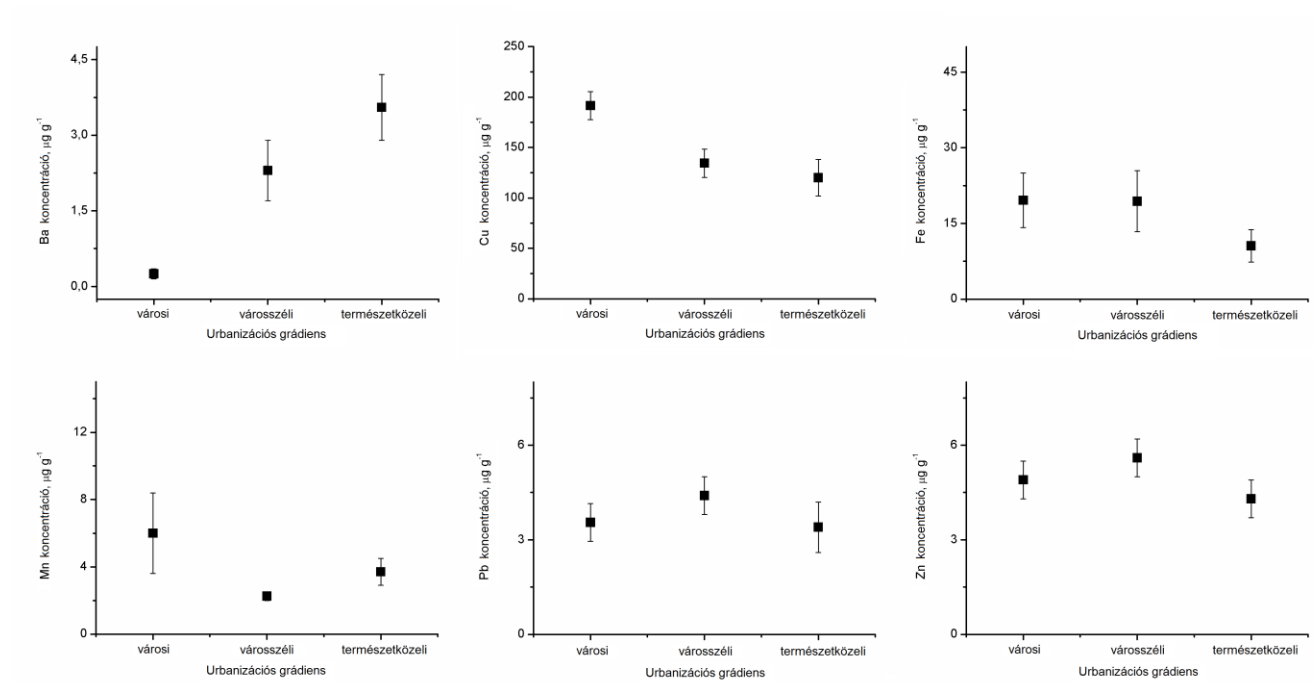
A metaanalízisek során gyakori problémát jelent a publikációs torzítás, vagyis a tanulmányok hiányzó adatpontjai miatt kapott torzított hatásnagyság érték. A publikációs torzítás kiszűréséhez úgynevezett *funnel plot*-okat készítettünk és Egger-féle tesztet alkalmaztunk (Borenstein et al. 2009), valamint szignifikáns aszimmetria esetén *trim and fill* módszert használtunk (Duval & Tweedie 2000). A metaanalízis során a heterogenitási és publikációs torzítási vizsgálatokat az R (The R Project for Statistical Computing) 3.2.4. verziója, valamint a *MAd* és *metafor* csomagok segítségével végeztük el Windows környezetben (Viechtbauer 2010, Del Re & Hoyt 2014, R Core Team 2018).

5. Eredmények

5.1. Az *Aramadillidum vulgare* egyedek esetében végzett mikroelemösszetétel analízis eredményei

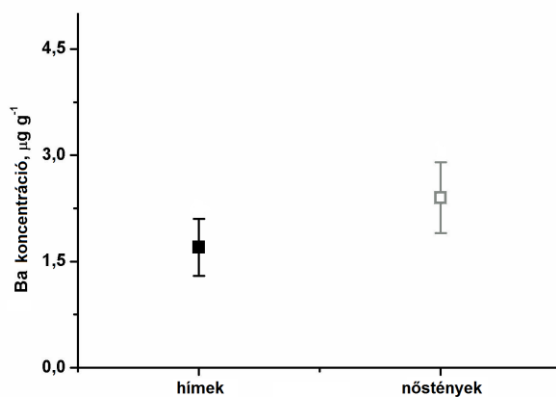
A CDA alapján a mintavételi területek szignifikánsan elkülönültek egymástól az egyedek mikroelem összetétele alapján ($p < 0,001$). Kisebb mértékű átfedést tapasztaltunk a városi és városon kívüli, valamint a városi és városszéli mintavételi területekről gyűjtött egyedek mikroelem koncentrációja között, míg nagyobb mértékű átfedés volt a városszéli és városon kívüli mintavételi területek között mikroelem koncentráció alapján. Negatív korrelációt tapasztaltunk az *A. vulgare* egyedek Ba koncentrációja és az 1. tengely között (Ba: $r = -0,643$), még az egyedek Cu és Fe koncentrációja pozitívan korrelált az 1. tengellyel (Cu: $r = 0,470$; Fe: $r = 0,080$). Pozitív korrelációt tapasztaltunk a Mn koncentráció és a 2. tengely között, a Pb és Zn koncentrációja negatívan korrelált a 2. tengellyel (Mn: $r = 0,710$; Pb: $r = -0,432$; Zn: $r = -0,180$).

GLM segítségével megállapítottuk, hogy a mintavételi területek szignifikánsan elkülönültek egymástól az egyedek Ba és Cu koncentrációja alapján (Ba: $F = 12,058$; $p < 0,001$; Cu: $F = 4,626$; $p = 0,012$). A legnagyobb Cu koncentráció a városi mintavételi területről származó egyedekben, míg a legnagyobb Ba koncentráció a városon kívüli, természetközeli mintavételi területről származó egyedek szervezetében volt megfigyelhető (7. ábra).



7. ábra. *A. vulgare* egyedek mikroelem (Ba, Cu, Fe, Mn, Pb és Zn) koncentrációi az urbanizációs grádiens mentén (átlag \pm SD).

Szignifikáns különbséget tapasztaltunk a hím és nőstény egyedek Ba koncentrációja között; a nőstények szervezetében mért Ba koncentráció szignifikánsan nagyobb volt ($F=4,092$; $p=0,045$) (8. ábra).



8. ábra. *A. vulgare* hímek és nőstények Ba koncentrációja (átlag \pm SD).

A bioakkumulációs vizsgálat során a BAF értéke a talaj- és avarmintákra vonatkoztatva egyetlen mikroelem a Cu esetében volt nagyobb, mint 1. Az egyedek szervezetében akkumulált Cu elsődleges forrása tehát a talaj (1. táblázat) és az avar (3. táblázat) lehetett. Az avarminták Pb koncentrációja kimutatási határérték alatt volt, így ebben az esetben nem volt elvégezhető a BAF érték kalkuláció (2. táblázat).

1. táblázat. Az *A. vulgare* egyedek és a talaj mikroelem koncentrációi alapján számított BAF értékek (átlag±SE).

Mikroelemek	városi		városszéli		természetközeli	
	♂	♀	♂	♀	♂	♀
Ba	0,04 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,28 ± 0,06	0,06 ± 0,03	0,02 ± 0,01	0,18 ± 0,03
Cu	23 ± 2	21 ± 2	41 ± 5	36 ± 3	17 ± 2	20 ± 4
Fe	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,06 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,001
Mn	0,04 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01
Pb	0,20 ± 0,04	0,36 ± 0,05	0,58 ± 0,06	0,51 ± 0,09	0,43 ± 0,11	0,42 ± 0,06
Zn	0,16 ± 0,02	0,17 ± 0,02	0,34 ± 0,04	0,36 ± 0,03	0,17 ± 0,03	0,20 ± 0,03

2. táblázat. A talaj és avarminták mikroelem koncentrációja az urbanizációs grádiens mentén (átlag±SE, $\mu\text{g g}^{-1}$).
 Jelmagyarázat: n.k.: kimutatási határérték alatti koncentráció.

Mintavételi területek		Mikroelemek					
		Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Talaj	városi	33 ± 9	9 ± 2	5066 ± 1489	257 ± 78	13 ± 3	31 ± 7
	városszéli	12 ± 4	4 ± 1	3529 ± 774	203 ± 75	8 ± 4	16 ± 4
	természetközeli	32 ± 9	7 ± 4	5681 ± 628	309 ± 56	8 ± 4	23 ± 11
Avar	városi	346 ± 20	47 ± 6	33 ± 6	10 ± 2	n.k.	217 ± 23
	városszéli	309 ± 16	51 ± 4	29 ± 5	30 ± 2	n.k.	250 ± 22
	természetközeli	475 ± 19	34 ± 2	31 ± 5	14 ± 2	n.k.	159 ± 7

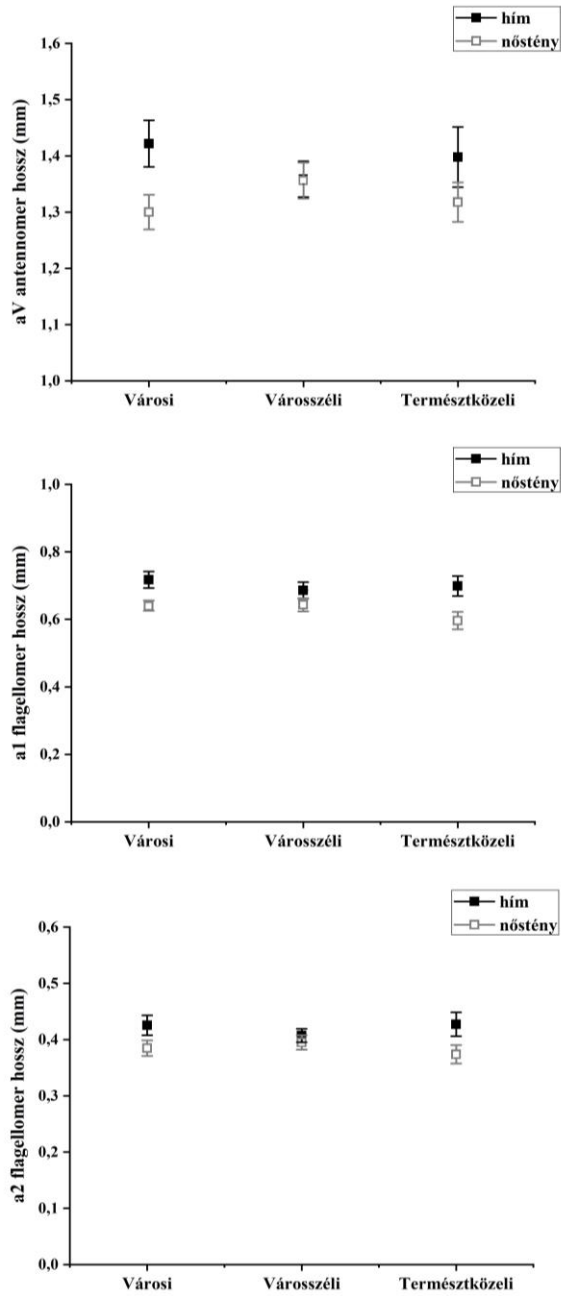
3. táblázat. Az *A. vulgare* egyedek és az avarminták mikroelem koncentrációja alapján számított BAF értékek (átlag±SE).

Mikroelemek	városi		városszéli		természetközeli	
	♂	♀	♂	♀	♂	♀
Ba	0,04 ± 0,01	0,08 ± 0,02	0,01 ± 0,03	0,03 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,02
Cu	4,50 ± 0,32	3,68 ± 0,27	2,78 ± 0,33	2,49 ± 0,21	3,32 ± 0,34	3,73 ± 0,72
Fe	0,82 ± 0,21	0,37 ± 0,12	0,73 ± 0,20	0,61 ± 0,21	0,39 ± 0,12	0,29 ± 0,09
Mn	0,94 ± 0,45	0,26 ± 0,04	0,07 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,13 ± 0,01	0,40 ± 0,10
Zn	0,02 ± 0,03	0,023 ± 0,02	0,02 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,024 ± 0,04	0,03 ± 0,04

5.2. Az *Armadillidum vulgare* egyedek esetében végzett morfometriai vizsgálatok eredményei

Egyetlen vizsgált paraméter értéke, azaz az a1 és a2 jelölésű flagellomerek (a1: $F=3,060$, $p=0,050$; a2: $F=0,201$, $p=0,818$), az aV jelölésű antennomer (aV: $F=0,007$, $p=0,993$), a testhossz (bl: $F=0,914$, $p=0,405$), a harmadik pereomer szélessége (p3: $F=0,378$, $p=0,687$), valamint a száraz ($F=0,164$, $p=0,849$) és nedves tömeg ($F=0,914$, $p=0,405$) változása sem volt szignifikáns a grádiens mentén (4. táblázat). Szignifikáns ivari különbségek azonban mérhetőek voltak az a1 (a1: $F=11,750$, $p<0,001$) és a2 (a2: $F=5,161$, $p=0,024$) jelölésű flagellomerek és az aV (aV: $F=4,912$, $p=0,028$) jelölésű antennomer hosszának esetében. A hím egyedek esetében az antennomer és a flagellomerek hossza nagyobb volt (9. ábra).

A FA vizsgálatba vont bélyegek (a1, a2 és aV) szimmetria-viszonya, azaz a FA mértéke nem változott szignifikánsan a mintavételi területek (a1: $F=1,106$, $p=0,336$; a2: $F=0,383$, $p=0,683$; $F=1,785$, $p=0,175$), valamint a hím és nőstény egyedek (a1: $F=0,089$, $p=0,767$; a2: $F=1,209$, $p=0,6275$; $F=2,200$, $p=0,142$) között sem (5. táblázat).



9. ábra. Szignifikáns ivari különbségek a hím és nőstény *A. vulgare* egyedek morfológiai paramétereinek alapján.

4. táblázat. *A hím és nőstény A. vulgare egyedek első (a1) és második (a2) flagellomerének hossza, a második flagellomerhez (a2) kapcsolódó antennomer (aV) hossza, a testhossz, a harmadik pereomer (p3) szélessége, valamint nedves és száraz testtömege (átlag±SE).*

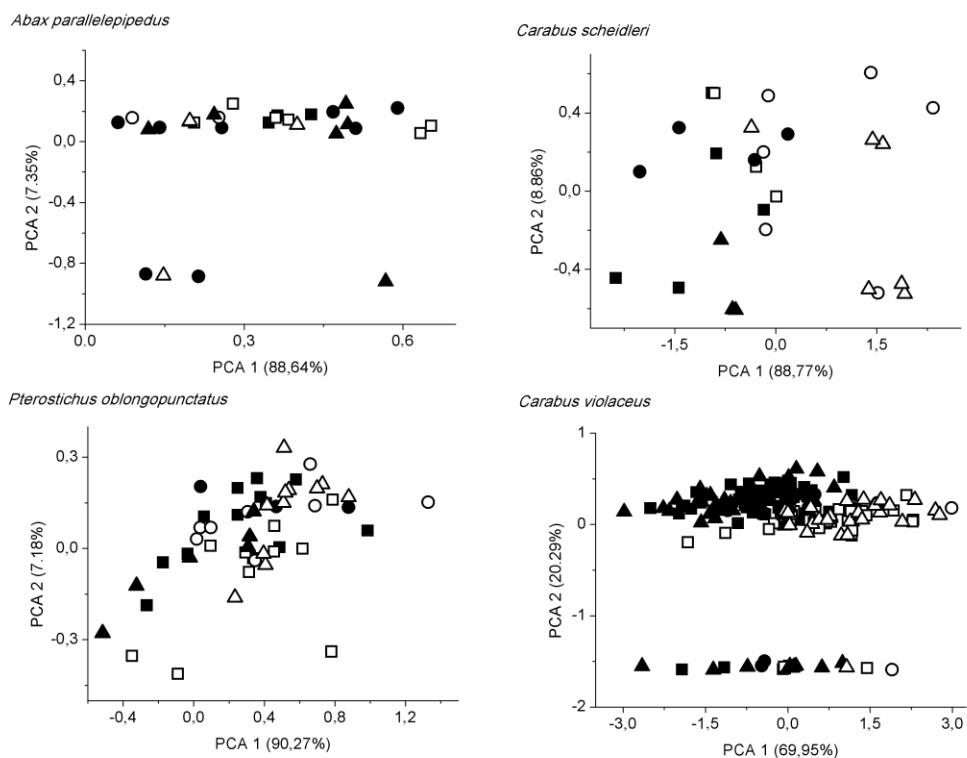
Metrikus bélyegek		városi		városszéli		természetközeli	
		♂	♀	♂	♀	♂	♀
a1, mm	jobb	0,74 ± 0,03	0,65 ± 0,02	0,72 ± 0,02	0,62 ± 0,03	0,68 ± 0,03	0,60 ± 0,03
	bal	0,70 ± 0,03	0,63 ± 0,01	0,65 ± 0,03	0,66 ± 0,01	0,72 ± 0,03	0,59 ± 0,03
a2, mm	jobb	0,44 ± 0,02	0,39 ± 0,02	0,42 ± 0,01	0,39 ± 0,02	0,42 ± 0,02	0,38 ± 0,02
	bal	0,42 ± 0,02	0,38 ± 0,01	0,40 ± 0,01	0,40 ± 0,01	0,43 ± 0,03	0,37 ± 0,02
aV, mm	jobb	1,45 ± 0,04	1,32 ± 0,03	1,39 ± 0,03	1,39 ± 0,03	1,41 ± 0,06	1,34 ± 0,04
	bal	1,40 ± 0,04	1,28 ± 0,03	1,32 ± 0,03	1,32 ± 0,03	1,39 ± 0,05	1,30 ± 0,03
testhossz, mm		10,5 ± 0,4	9,9 ± 0,3	10,8 ± 0,2	10,4 ± 0,2	10,6 ± 0,4	10,2 ± 0,3
p3, mm		4,50 ± 0,10	4,50 ± 0,10	4,50 ± 0,10	4,70 ± 0,10	4,60 ± 0,20	4,60 ± 0,20
nedves tömeg, mg		39 ± 5	34 ± 4	38 ± 4	40 ± 4	40 ± 5	34 ± 6
száraz tömeg, mg		28 ± 3	25 ± 2	26 ± 1	28 ± 2	30 ± 3	27 ± 3

5. táblázat. Az *A. vulgare* hímek és nőstények bilaterális jellegeinek (*a1*: az első flagellomer, *a2*: a második flagellomer, *aV*: a második flagellomerhez kapcsolódó antennomer) jobb és bal oldala közötti eltérések az urbanizációs grádiens mentén, FA analízis alapján (átlag±SE, mm).

Mintavételi terület	Ivar	Metrikus bélyegek		
		a1	a2	aV
városi	♂	0,08 ± 0,03	0,08 ± 0,02	0,05 ± 0,01
	♀	0,09 ± 0,02	0,11 ± 0,03	0,08 ± 0,02
városszéli	♂	0,16 ± 0,05	0,09 ± 0,02	0,07 ± 0,01
	♀	0,11 ± 0,03	0,09 ± 0,03	0,09 ± 0,02
természetközeli	♂	0,10 ± 0,04	0,09 ± 0,02	0,05 ± 0,01
	♀	0,18 ± 0,05	0,13 ± 0,04	0,05 ± 0,01

5.3. A futóbogár fajok esetében végzett morfometriai vizsgálat eredményei

A PCA eredményeként átfedést tapasztaltunk a mintavételi területek (városi, városzéli és városon kívüli), valamint kisebb mértékű átfedést a hímek és nőstények között a vizsgált morfometriai paraméterek alapján (10. ábra).



10. ábra. A hím és nőstény futóbogár egyedek morfometriai variabilitása, a mintavételi területek között az összes vizsgált paraméter alapján. Jelmagyarázat: ■—városi élőhelyekről származó hímek, □—városi élőhelyekről származó nőstények, ●—városszéli élőhelyekről származó hímek, ○—városszéli élőhelyekről származó nőstények, ▲—városon kívüli élőhelyekről származó hímek, △—városon kívüli élőhelyekről származó nőstények.

A GLM eredményei alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk a különböző mintavételi területekről származó *C. schaidleri* ($p=0,002$) és *C. violaceus* ($p=0,004$) egyedek elytra hossza között. Az elytra hossz csökkent a városi területek irányába mindkét vizsgált faj esetében. A *C. violaceus* egyedek elytra hossza a városszéli mintavételi területen volt a legnagyobb (11. ábra). Az eredmény nem szignifikáns, de a két kisebb testméretű futóbogár faj, az *A. parallelepipedus* és a *P. oblongopunctatus* egyedek átlagos elytra hossza a városszéli élőhelyek irányába mutatott növekedést.

Szignifikáns különbségeket tapasztaltunk a mintavételi területek között az *A. parallelepipedus* ($p=0,023$) és *P. oblongopunctatus* ($p=0,008$) egyedek 1lt jelölésű tibia paramétere, valamint a *P. oblongopunctatus* ($p=0,049$) 1lf jelölésű femur paramétere alapján. Az *A. parallelepipedus* esetében a városi, a *P. oblongopunctatus* esetében a városszéli mintavételi területen volt tapasztalható a legnagyobb átlagos tibia hossz. A *P. oblongopunctatus* egyedek átlagos femur hossza a városszéli mintavételi területen volt a legnagyobb, míg a városi mintavételi területen a legkisebb (12. ábra).

Egyetlen vizsgált faj az *A. parallelepipedus* ($p=0,017$) pl1 jelölésű palpomer hossza változott szignifikánsan a mintavételi területek között. A legnagyobb pl1 palpomer hosszt a városszéli mintavételi területen gyűjtött egyedek esetében tapasztaltuk. A pl2l jelölésű palpomer hossza nem mutatott szignifikáns különbségeket a mintavételi területek között egyetlen vizsgált faj esetében sem. A pl2w jelölésű palpomer paraméter értéke szignifikánsan változott a grádiens mentén az *A. parallelepipedus* ($p<0,001$) és a *C. schaidleri* ($p=0,002$) esetében. A palpomer szélessége a városi mintavételi területek irányába mutatott növekedést mindkét futóbogár faj esetében. Az *A. parallelepipedus* városszéli mintavételi területről származó egyedei, valamint a *C. schaidleri* városi mintavételi területről származó egyedei rendelkeztek a legnagyobb pl2w paraméterrel (13. ábra). A pm2 jelölésű palpomer hossza a *C. schaidleri* ($p<0,001$) és a *C. violaceus* ($p=0,012$) esetében változott a mintavételi területek között. A *C. schaidleri* egyedek átlagos pm2 palpomer hossza a városszéli és városi, míg a *C. violaceus* egyedeké a városszéli és természetközeli mintavételi területek irányába mutatott növekedést. A pm3l jelölésű palpomer hossza egyetlen vizsgált faj, a *C. violaceus* ($p=0,003$), míg a pm3w jelölésű palpomer szélessége pedig a *C. schaidleri* ($p<0,001$)

esetében mutatott szignifikáns változást a grádiens mentén. A *C. violaceus* egyedek átlagos pm3l hossza a városi mintavételi terület, a *C. schiedleri* egyedek pm3w paraméterének átlagértékei pedig a természetközeli mintavételi terület irányába csökkent (14. ábra).

Az a2 jelölésű antennomer esetében a *C. violaceus* ($p=0,008$) paramétereinek állapota változott szignifikánsan a grádiens mentén. Az a2 antennomer átlagos hossza a városi mintavételi terület irányába mutatott növekedést. Az a3 jelölésű antennomer hossz a *C. schiedleri* ($p=0,023$) és *P. oblongopunctatus* ($p=0,001$) egyedek esetében változott szignifikánsan a grádiens mentén. A *C. schiedleri* egyedek átlagos a3 hossza a városi mintavételi terület, míg a *P. oblongopunctatus* egyedeké a városszéli mintavételi terület irányába növekedett. Az a4 jelölésű antennomer hossza a *C. schiedleri* ($p=0,013$), *C. violaceus* ($p=0,036$) és *P. oblongopunctatus* ($p=0,015$) fajok esetében mutatott szignifikáns eltérést a mintavételi területek között. A *C. schiedleri* antennomer hossza a városi mintavételi területen volt a legnagyobb, míg a *C. violaceus* és a *P. oblongopunctatus* esetében a városszéli és természetközeli mintavételi területek irányába tapasztaltunk növekedést (15. ábra).

Külön vizsgálattal elemeztük az antropogén hatások és az ivarok közötti interakciót. Szignifikáns különbségeket tapasztaltunk a hím és nőstény egyedek között az elytra, tibia, femur, palpus labialis, palpus maxillaris és antennomer paraméterei alapján. A *C. schiedleri* ($p<0,001$), *C. violaceus* ($p<0,001$) és *P. oblongopunctatus* ($p=0,018$) hím és nőstény egyedek szignifikánsan különböztek egymástól az el jelölésű elytra hossz alapján. A nőstény egyedek nagyobb átlagos elytra hosszal rendelkeztek, mint a hímek, a nőstény egyedek elytra hossza a természetközeli, míg a hímek elytra hossza a városi mintavételi terület irányába mutatott növekedést, továbbá a legnagyobb átlagos elytra hossz a városszéli mintavételi területeken volt tapasztalható mindhárom futóbogár faj esetében (11. ábra).

Szignifikáns különbségeket tapasztaltunk az *A. parallelepipedus* ($p=0,027$) hímek és nőstények között az 1lf jelölésű femur hossza, valamint a *C. schiedleri* hímek és nőstények között az 1lt jelölésű tibia ($p<0,001$) és 1lf jelölésű femur ($p<0,001$) hossza alapján. Az *A. parallelepipedus* hímek nagyobb átlagos femur hosszal rendelkeztek. A városszéli mintavételi területről gyűjtött hím egyedek femur hossza volt a legnagyobb, míg a

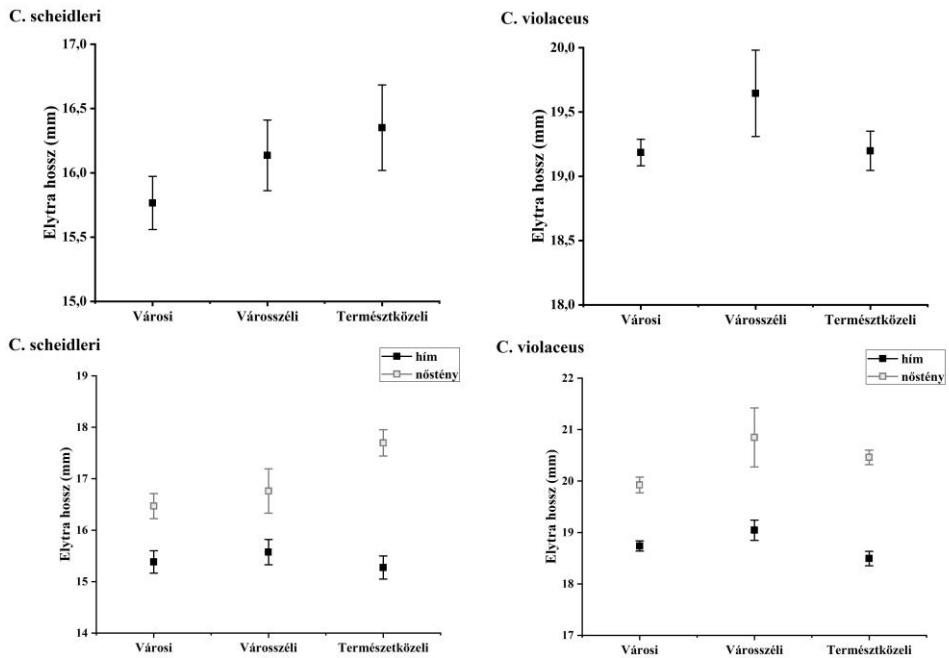
nőstények esetében a városszéli mintavételi területen volt a legkisebb femur hossz tapasztalható. A nőstény *C. violaceus* egyedek átlagos femur és tibia hossza nagyobb volt, mint a hím egyedeké, illetve a hímek femur és tibia hossza a városi mintavételi terület irányába, míg a nőstényeké a természetközeli mintavételi terület irányába mutatott növekedést (12. ábra). Nem szignifikáns eredmény, de az *A. parallelepipedus* hímek tibia hossza, valamint a *P. oblongopunctatus* hímek femur hossza szintén növekedett, míg a nőstényeké csökkent a városi mintavételi terület irányába.

Szignifikánsan különbözött a *C. schiedleri* ($p=0,021$) és *C. violaceus* ($p=0,022$) hím és nőstény egyedek pl1jelölésű palpomerének hossza. A hím egyedek nagyobb palpomer hosszal rendelkeztek. A hímek és nőstények pl1 palpomer hossza egyöntetűen változott a grádiens mentén és növekedett a városszéli illetve természetközeli mintavételi területek irányába. A pl2 palpomer hossza a *C. violaceus* ($p<0,001$) hímek esetében sokkal nagyobb volt és a városi mintavételi terület irányába növekedett. A nőstények pl2 hossza a városszéli mintavételi területen volt a legnagyobb. Az eredmény nem volt szignifikáns, de a *C. schiedleri* hímek és nőstények pl2 hossza egyöntetűen növekedett a városi mintavételi terület irányába. Az *A. parallelepipedus* ($p<0,001$) és *C. violaceus* ($p<0,001$) hímek és nőstények szignifikánsan különböztek a pl2w jelölésű palpomer paraméter alapján. A hímek átlagos pl2w szélessége nagyobb volt, mint a nőstény egyedeké mindkét futóbogár faj esetében, valamint az *A. parallelepipedus* hímek és nőstények palpomer paramétere egyöntetűen növekedett a városi mintavételi terület irányába. A *C. violaceus* hímek pl3w paraméterének átlagértéke a városszéli területen volt a legkisebb, a nőstényeké pedig a legnagyobb (13. ábra). Nem tapasztaltunk szignifikáns különbségeket a hím és nőstény egyedek között a pm2 jelölésű palpomer hossza alapján. Továbbá szignifikánsan nagyobb volt a *C. violaceus* hím egyedek pm3l jelölésű palpomer hossza (14. ábra).

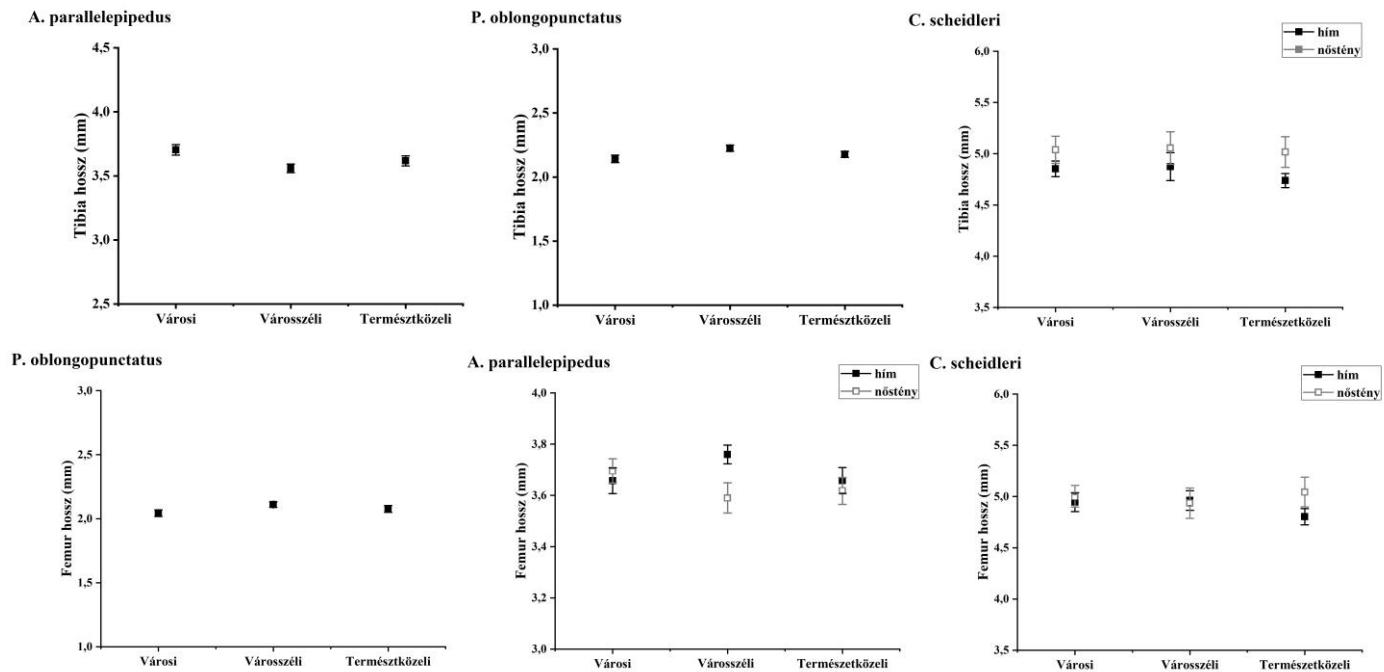
Nem tapasztaltunk szignifikáns ivari különbségeket az a2 jelölésű antennomer hossz alapján. Szignifikánsan különbözött az *A. parallelepipedus* hímek és nőstények a3 ($p=0,002$) és a4 ($p<0,001$), valamint a *C. violaceus* ($p=0,017$) hímek és nőstények a3 jelölésű palpomer hossza. Az *A. parallelepipedus* hímek nagyobb a3 és a4, a *C. violaceus* hímek nagyobb a3 antennomer hosszal rendelkeztek, mint a nőstény egyedek. Az *A.*

parallelepipedus hímek és nőstények a4 antennomer hossza egyöntetűen a városi mintavételi terület irányába mutat növekedést (15. ábra).

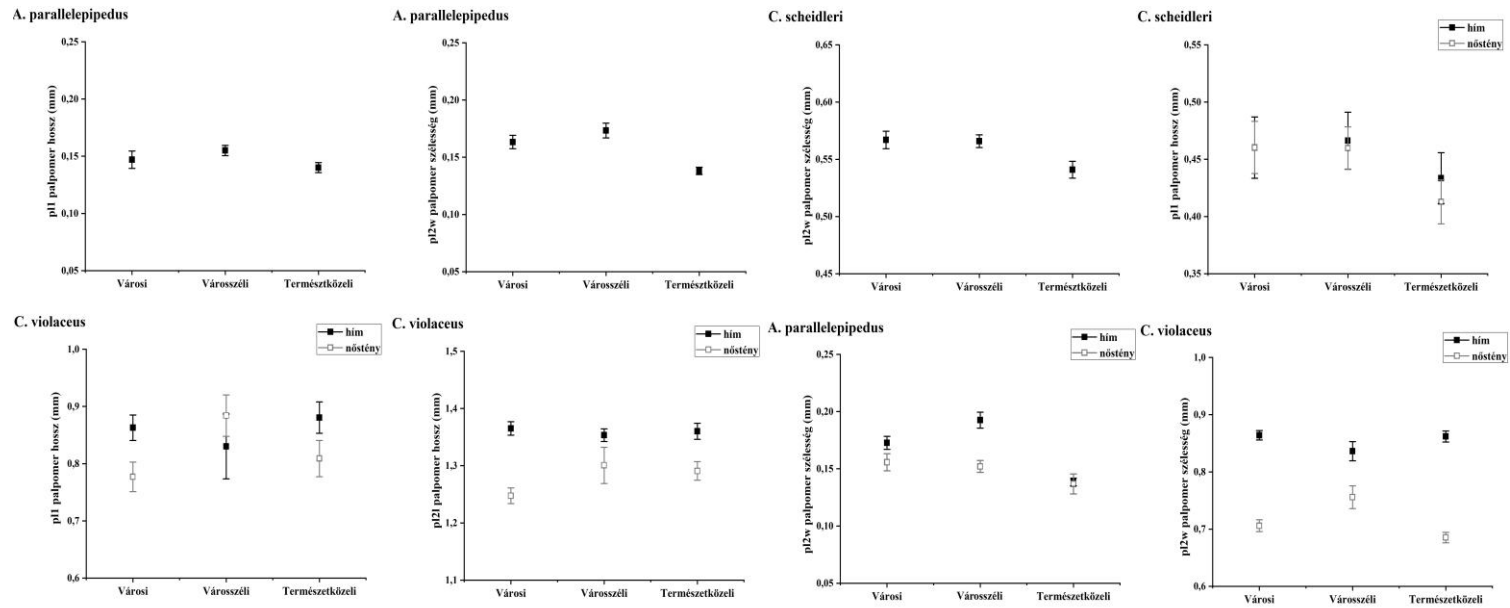
Az aszimmetria vizsgálat során a grádiens mentén szignifikáns változást tapasztaltunk a jobb és bal oldali pm3l ($p=0,004$, $Z=2,887$), pm3w ($p=0,001$, $Z=3,240$) és pl2w ($p=0,003$, $Z=2,987$) palpomer paraméterek szimmetria-viszonyának állapotában minden vizsgált faj (*A. parallelepipedus*, *C. violaceus*, *C. oblongopunctatus*) esetében (16-18. ábra).



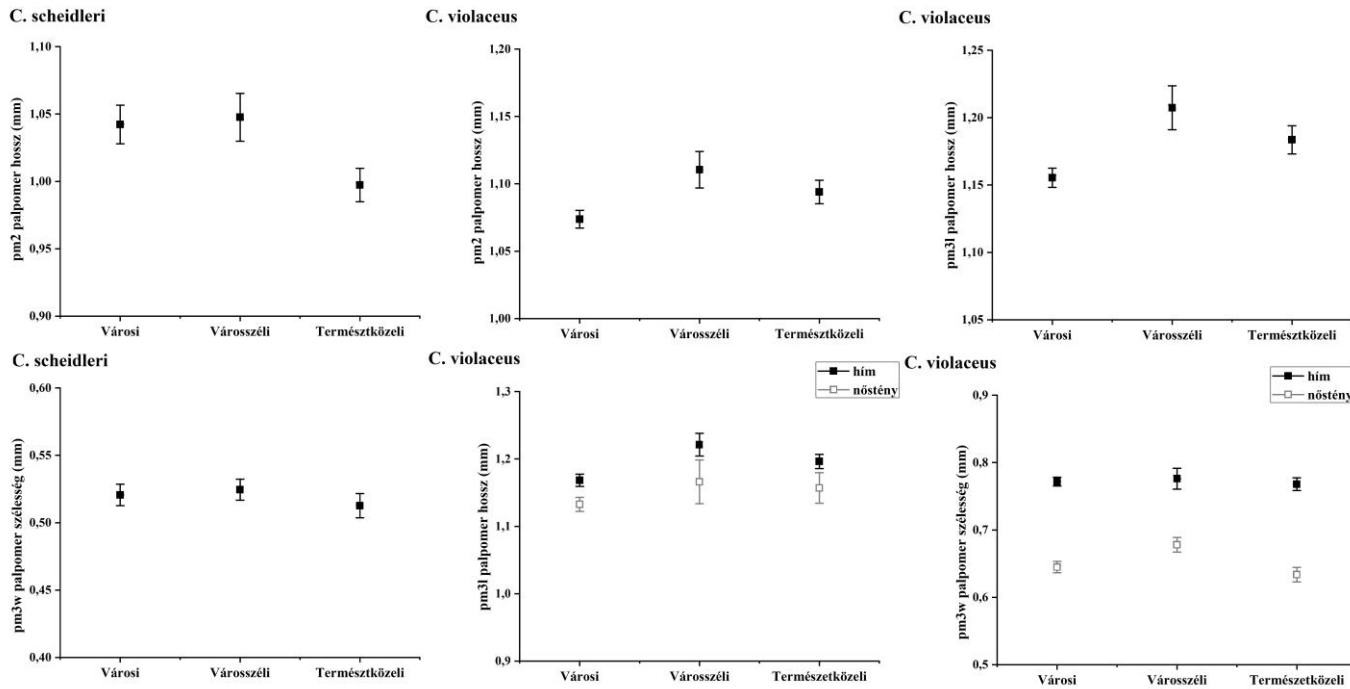
11. ábra. Az *elytra* (*el*) morfometriai állapotának változása a grádiens mentén és az ivarok között.



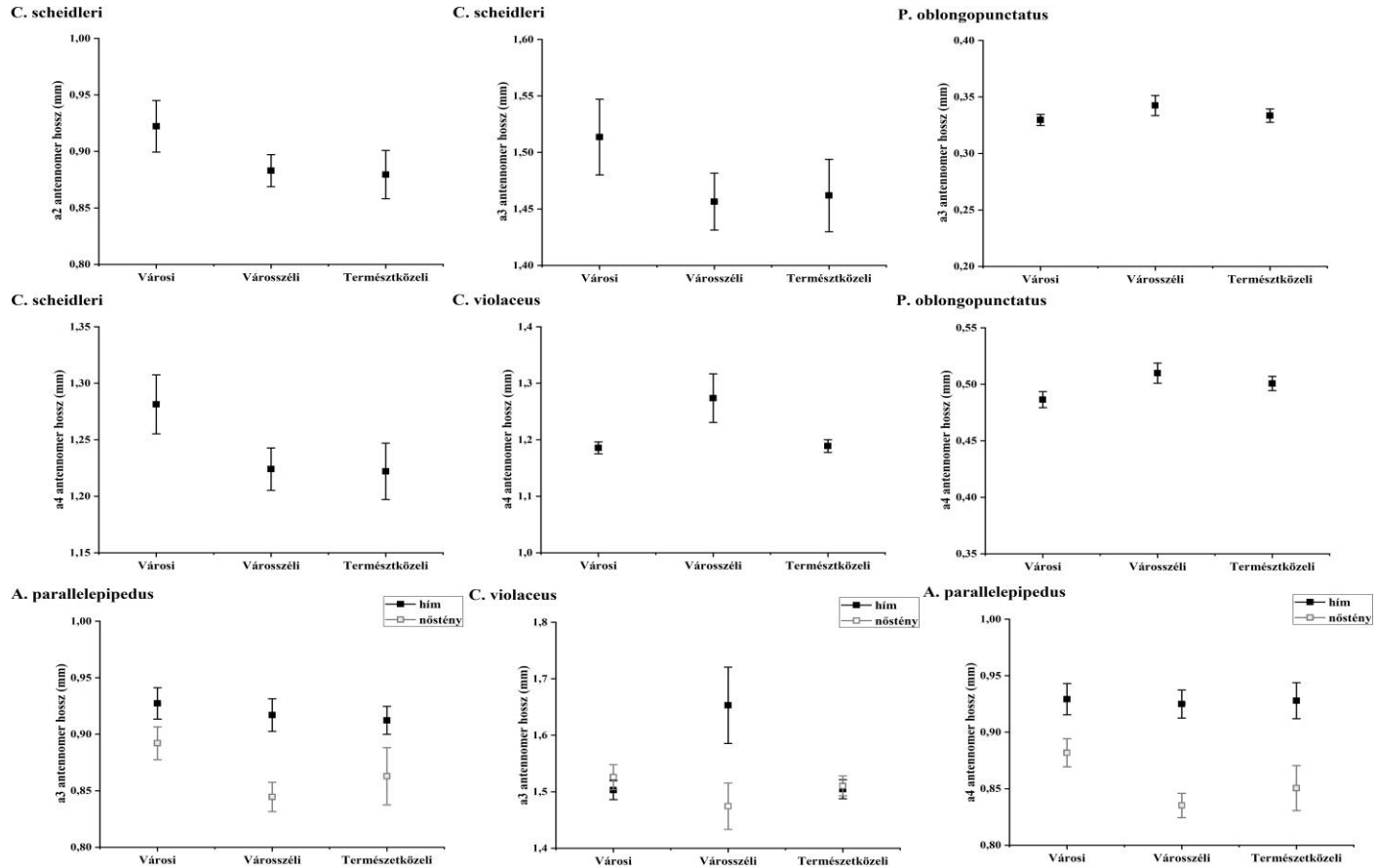
12. ábra. A tibia (1lt) és femur (1lf) morfológiai állapotának változása a gradiens mentén és az ivarok között.



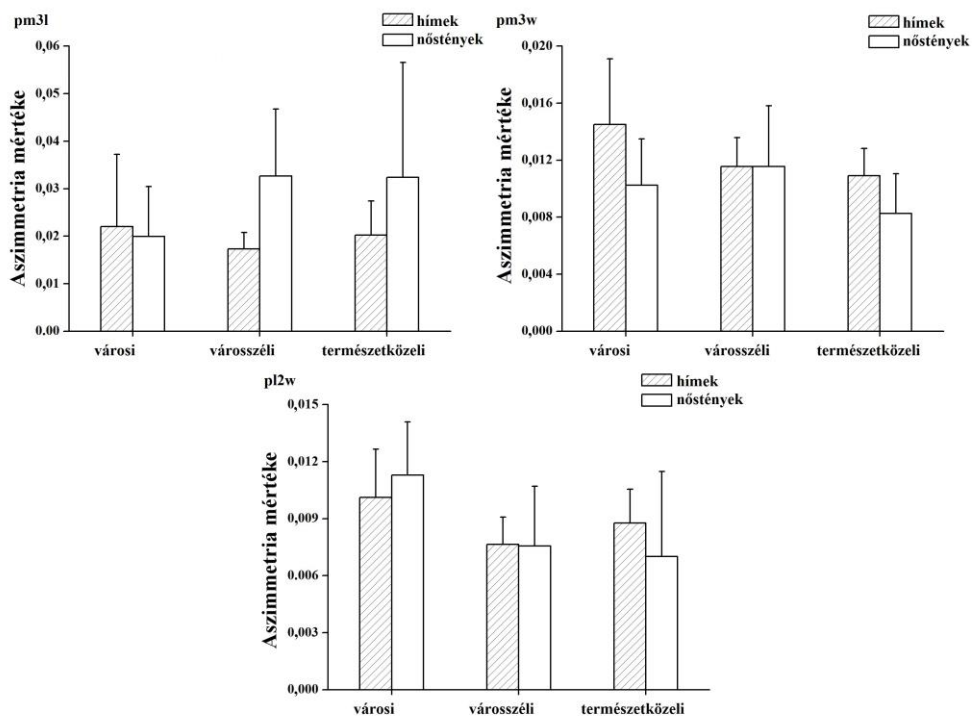
13. ábra. A *palpus labialis* morfolometriai állapotának változása a gradiens mentén és az ivarok között.



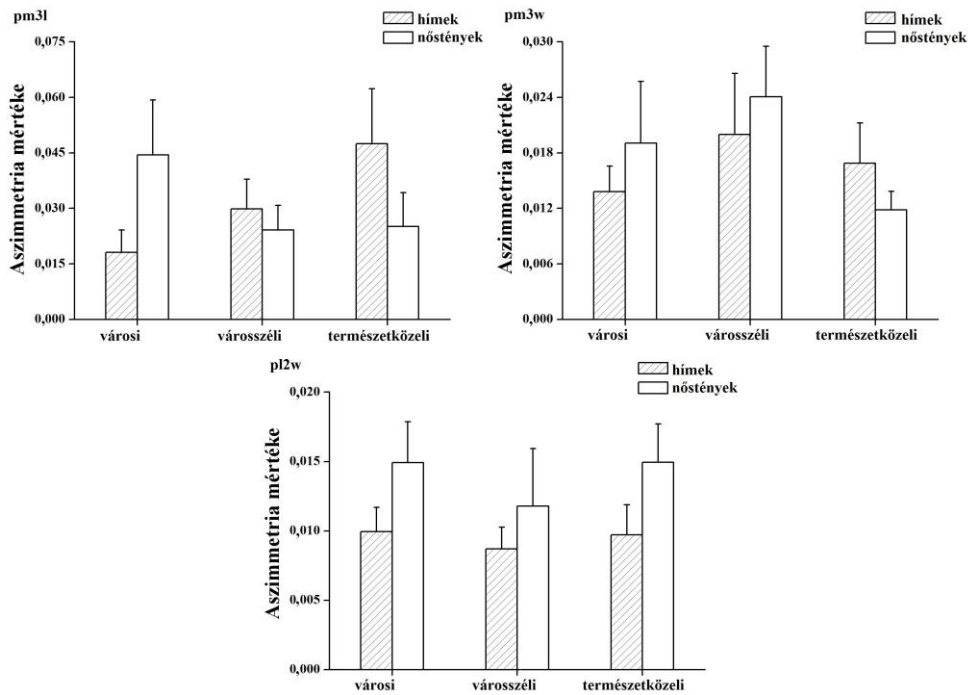
14. ábra. A palpus maxillaris morfológiai állapotának változása a gradiens mentén és az ivarok között.



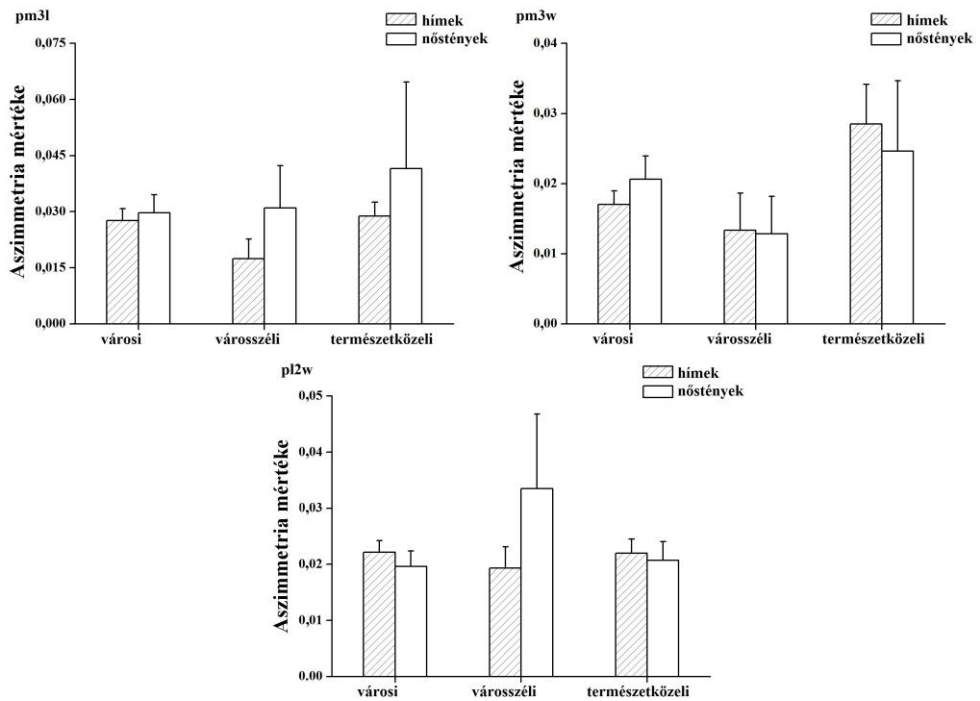
15. ábra. Az antennák morfológiai állapotának változása a gradiens mentén és az ivarok között.



16. ábra. Az *A. parallelepipedus* jobb és bal oldali palpomer paraméterei között mérhető különbségek az urbanizációs gradiens mentén. *Jelmagyarázat:* pm3l: a jobb és bal oldali palpus maxillaris harmadik palpomerének hossza, pm3w: a jobb és bal oldali palpus maxillaris harmadik palpomerének szélessége, pl2w: a jobb és bal oldali palpus labialis második palpomerének szélessége.



17. ábra. A *C. schiedleri* jobb és bal oldali palpomer paramétereinek között mérhető különbségek az urbanizációs gradiens mentén. Jelmagyarázat: pm3l: a jobb és bal oldali palpus maxillaris harmadik palpomerének hossza, pm3w: a jobb és bal oldali palpus maxillaris harmadik palpomerének szélessége, pl2w: a jobb és bal oldali palpus labialis második palpomerének szélessége.



18. ábra. A *C. violaceus* jobb és bal oldali palpomer paraméterei között mérhető különbségek az urbanizációs gradiens mentén. Jelmagyarázat: pm3l: a jobb és bal oldali palpus maxillaris harmadik palpomerének hossza, pm3w: a jobb és bal oldali palpus maxillaris harmadik palpomerének szélessége, pl2w: a jobb és bal oldali palpus labialis második palpomerének szélessége.

5.4. A metaanalízishez szükséges szakirodalmi áttekintés és adatgyűjtés eredményei

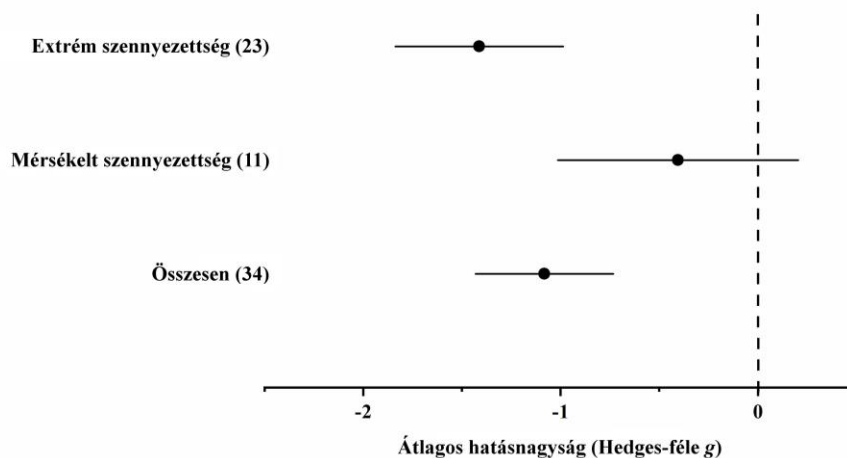
A Web of Science adatbázisában végzett keresés 72 db publikációt eredményezett. A rendelkezésünkre álló kéziratok és ezek irodalomjegyzékének áttekintése összesen hat olyan tanulmányt eredményezett, melyekben a vizsgált futóbogár egyedek vagy mintacsoportok, illetve a talaj mikroelem (Cd, Cu, Mn, Pb és Zn) koncentráció adatai (\pm SD és mintanagyság) együttesen közlésre kerültek kontroll és szennyezett élőhelyek esetében egyaránt (1. függelék). Ez a hat publikáció 146 db kontroll-szennyezett összehasonlítást foglalt magába, összesen 10 futóbogár faj vizsgálatát megvalósítva (1. függelék). A talajok fémkoncentrációi elemenként eltérő, széles koncentráció-tartományban mozogtak: Cd: 0,24–81,9 mg kg⁻¹, Cu: 6,5–46,9 mg kg⁻¹, Mn: 309–5827 mg kg⁻¹, Pb: 54,8–2635 mg kg⁻¹, és Zn: 22,5–10454 mg kg⁻¹. A szennyezettségi indexek (PI) alapján a Cd, Mn és Pb koncentrációk enyhén és extrém módon szennyezett, még a Cu és Zn koncentrációi enyhén, erősen és extrém módon szennyezett élőhelyekről származtak.

5.5 Fémek akkumulációja a futóbogarak szervezetében a metaanalízis eredményei alapján

5.5.1. A Cd akkumulációja

A Cd koncentráció adatok csak enyhén és extrém módon szennyezett élőhelyek esetében álltak rendelkezésünkre. A Cd az extrém módon szennyezett területekről származó futóbogár egyedekben szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) koncentrációban akkumulálódott, mint a kontroll területekről származó egyedek szervezetében. A szennyezett élőhelyeken fejlődő futóbogarak Cd-akkumulációs potenciálja szignifikánsan nagyobb volt, mint a kontroll egyedeké (19. ábra, 2. függelék).

A modellek esetében tanulmányozott teljes és ismeretlen eredetű heterogenitást egyaránt szignifikánsnak találtuk (2. függelék). A funnel plot vizsgálat és az Egger-féle teszt alapján szignifikáns aszimmetria volt megfigyelhető, míg a teszt hagyományos jellegű típusánál ilyen különbség nem jelentkezett. A trim and fill módszer 0 db hiányzó értéket jelzett (7. függelék).

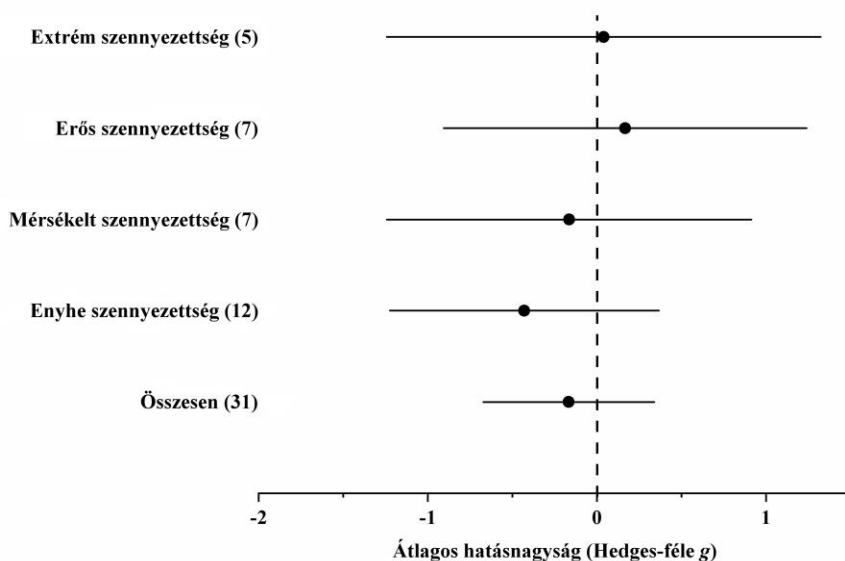


19. ábra. *Átlagos hatásnagyságok (átlagos Hedges-féle $g \pm 95\%$ konfidenciaintervallum) a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogár fajok szervezetében történő Cd akkumuláció esetében. A zárójelekben feltüntetésre került a területenkénti összehasonlítások száma. A g érték a szennyezett területekről származó egyedek kontroll egyedekhez viszonyított akkumulációját jelölik. A negatív érték a szennyezett területekről származó egyedek nagyobb mértékű Cd akkumulációjára utal.*

5.5.2. A Cu akkumulációja

A Cu koncentrációk enyhén, erősen és extrém módon szennyezett élőhelyek esetében álltak rendelkezésünkre. A Cu a szennyezett területekről származó futóbogár egyedekben nagyobb mértékben akkumulálódott, mint a kontroll területekről származó egyedek szervezetében, azonban ezek az eredmények nem voltak szignifikánsak (20. ábra, 3. függelék).

A modellek esetében tanulmányozott teljes és ismeretlen eredetű heterogenitást egyaránt szignifikánsnak találtuk (3. függelék). A funnel plot vizsgálat és az Egger-féle teszt alapján szignifikáns aszimmetria volt megfigyelhető, míg a teszt hagyományos jellegű típusánál ilyen különbség nem jelentkezett. A trim and fill módszer 0 db hiányzó értéket jelzett (8. függelék).

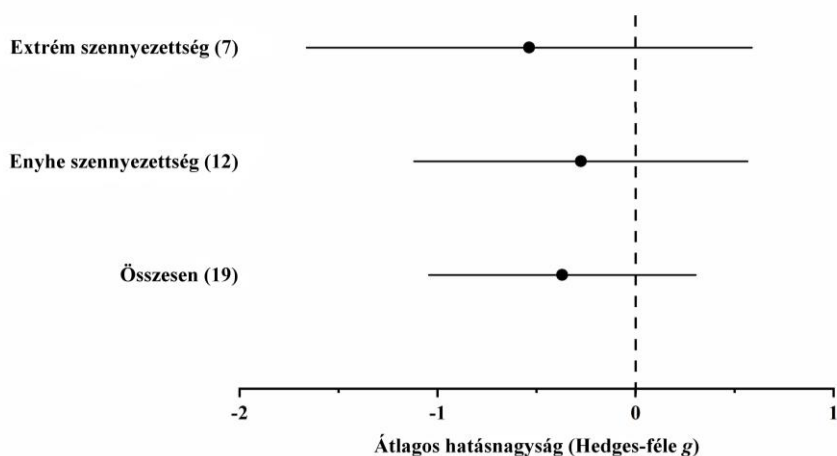


20. ábra. Átlagos hatásnagyságok (átlagos Hedges-féle $g \pm 95\%$ konfidenciaintervallum) a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogár fajok szervezetében történő Cu akkumuláció esetében. A zárójelekben feltüntetésre került a területenkénti összehasonlítások száma. A g érték a szennyezett területekről származó egyedek kontroll egyedekhez viszonyított akkumulációját jelöli. A negatív érték a szennyezett területekről származó egyedek nagyobb mértékű Cu akkumulációjára utal.

5.5.3. A Mn akkumulációja

A Mn koncentrációk enyhén és extrém módon szennyezett élőhelyek esetében álltak rendelkezésünkre. A Mn a szennyezett élőhelyekről származó futóbogár egyedekben nagyobb mértékben akkumulálódott, mint a kontroll területeken fejlődött egyedek szervezetében, azonban ez az eredmény nem volt szignifikáns (21. ábra, 4. függelék).

A modellek esetében tanulmányozott teljes és ismeretlen eredetű heterogenitást egyaránt szignifikánsnak találtuk (4. függelék). A funnel plot vizsgálat és az Egger-féle teszt alapján szignifikáns aszimmetria volt megfigyelhető, míg a teszt hagyományos jellegű típusánál ilyen különbség nem jelentkezett. A trim and fill módszer 0 db hiányzó értéket jelzett (9. függelék).

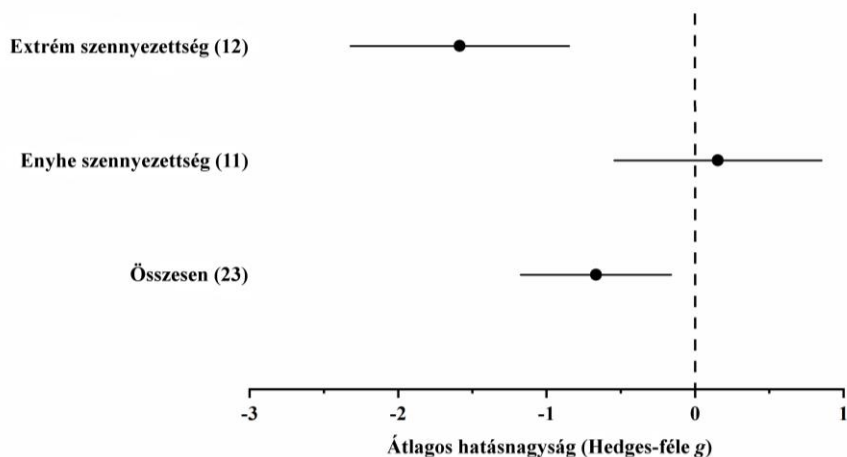


21. ábra. *Átlagos hatásnagyságok (átlagos Hedges-féle $g \pm 95\%$ konfidenciaintervallum) a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogár fajok szervezetében történő Mn akkumuláció esetében. A zárójelekben feltüntetésre került a területenkénti összehasonlítások száma. A g érték a szennyezett területekről származó egyedek kontroll egyedekhez viszonyított akkumulációját jelölik. A negatív érték a szennyezett területekről származó egyedek nagyobb mértékű Mn akkumulációjára utal.*

5.5.4. A Pb akkumulációja

A Pb koncentrációi csak enyhén, valamint extrém módon szennyezett élőhelyek esetében álltak rendelkezésünkre. A Pb az extrém módon szennyezett területekről származó futóbogár egyedekben szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) koncentrációban akkumulálódott, mint a szennyezetlen területekről származó futóbogarak szervezetében. A szennyezett élőhelyeken fejlődő futóbogarak Pb-akkumulációs potenciálja szignifikánsan nagyobb volt, mint a kontroll egyedeké (22. ábra, 5. függelék).

A modellek esetében tanulmányozott teljes és ismeretlen eredetű heterogenitást egyaránt szignifikánsnak találtuk (5. függelék). A funnel plot vizsgálat és az Egger-féle teszt alapján szignifikáns aszimmetria volt megfigyelhető, míg a teszt hagyományos jellegű típusánál ilyen különbség nem jelentkezett. A trim and fill módszer 0 db hiányzó értéket jelzett (10. függelék).

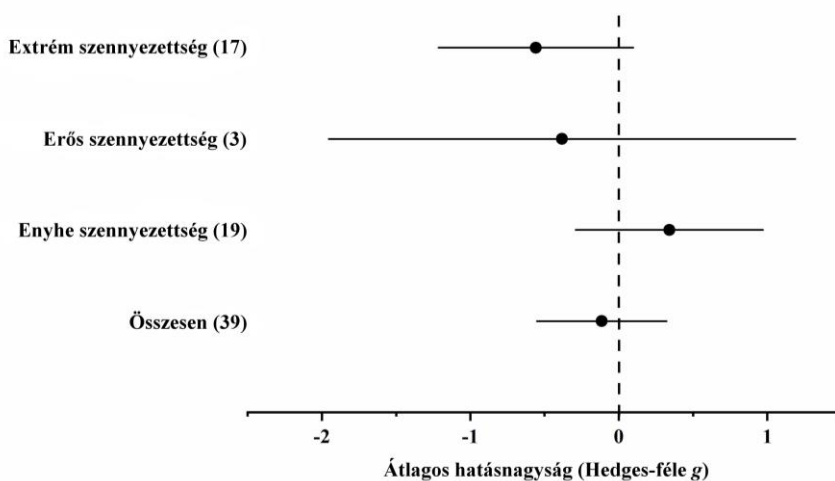


22. ábra. *Átlagos hatásnagyságok (átlagos Hedges-féle $g \pm 95\%$ konfidenciaintervallum) a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogár fajok szervezetében történő Pb akkumuláció esetében. A zárójelekben feltüntetésre került a területenkénti összehasonlítások száma. A g érték a szennyezett területekről származó egyedek kontroll egyedekhez viszonyított akkumulációját jelölik. A negatív érték a szennyezett területekről származó egyedek nagyobb mértékű Pb akkumulációjára utal.*

5.5.5. A Zn akkumulációja

A Zn koncentrációk enyhén, erősen és extrém módon szennyezett területek esetében álltak rendelkezésünkre. A Zn az extrém módon szennyezett területekről származó egyedekben nagyobb mértékben akkumulálódott, mint a szennyezetlen területekről származó egyedek szervezetében, azonban az eredmény nem volt szignifikáns (23. ábra, 6. függelék).

A véletlenhatás modellek esetében tanulmányozott teljes és ismeretlen eredetű heterogenitást egyaránt szignifikánsnak találtuk (6. függelék). A funnel plot vizsgálat és az Egger-féle teszt alapján szignifikáns aszimmetria volt megfigyelhető, míg a teszt hagyományos jellegű típusánál ilyen különbség nem jelentkezett. A trim and fill módszer 0 db hiányzó értéket jelzett (11. függelék).



23. ábra. *Átlagos hatásnagyságok (átlagos Hedges-féle $g \pm 95\%$ konfidenciaintervallum) a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogár fajok szervezetében történő Zn akkumuláció esetében. A zárójelekben feltüntetésre került a területenkénti összehasonlítások száma. A g érték a szennyezett területekről származó egyedek kontroll egyedekhez viszonyított akkumulációját jelölik. A negatív érték a szennyezett területekről származó egyedek nagyobb mértékű Zn akkumulációjára utal.*

6. Diskusszió

6.1. Az *Armadillidum vulgare* egyedek mikroelem összetétele és az antropogén hatások közötti kapcsolat

Eredményeink alapján az *A. vulgare* egyedek szervezetében akkumulált Ba és Cu koncentrációja mintavételi területenként szignifikánsan különbözött. Az egyedek Cu koncentrációja a városi mintavételi területek irányába növekedett. Korábban már bizonyították, hogy a szárazföldi ászkafajok más gerinctelen taxonokhoz viszonyítva hatékonyabb Cu és Zn akkumulációra képesek, detritivor táplálkozásuk és szervezetük kifinomult detoxifikáló folyamatai révén (Heikens et al. 2001, Van Straalen et al. 2001, Zidar et al. 2003). Heikens és mtsai (2001) rangsorolták a szárazföldi gerinctelenek taxonómiai csoportjait fémakkumulációs hatékonyságuk alapján. A kutatók szerint az ászkák általánosan nagy mikroelem koncentrációkkal voltak jellemezhetőek, míg az általuk vizsgált rovar taxonok jóval kisebb mennyiségben akkumuláltak. A szerzők megállapították, hogy a talaj Pb, Cd és Cu koncentrációjával arányosan növekedett az ászkák szervezetében megfigyelhető koncentráció. Van Straalen és mtsai (2001), valamint Simon és mtsai (2015) eredményei alapján szintén elmondható, hogy az akkumuláció mértéke bizonyítottan összefügg az élőhely (talaj és táplálék) szennyezettségének mértékével.

Az egyes mikroelemek akkumulációja igen eltérő lehet, de nem csak a különböző taxonómiai csoportok egyedülálló szabályzó folyamatai révén. A mikroelemek élő szervezetben történő akkumulációjának hatékonyságát, azok esszenciális, illetve nem esszenciális, akár potenciálisan toxikus jellege is befolyásolhatja (Witzel 1998, Zödl & Wittmann 2003, Gál et al. 2008). Kramarz (1999) alapján az esszenciális fémek, mint például a Cu és Zn regulációja hatékonyabb a gerinctelenek szervezetében, mint a Pb és Cd elemeké, melyek nem esszenciálisak számukra. Ezeknek a mikroelemeknek a raktározási és kiválasztási aránya egyensúlyban áll fiziológiai szükségleteikkel, így erősen szennyezett élőhelyen több energia szükséges ahhoz, hogy képesek legyenek eliminálni a többletet (Zödl & Wittmann 2003, Gál et al. 2008). A túlzott mennyiségben jelenlévő esszenciális elemek

tehát toxikussá is válhatnak az élő szervezetek számára. Az ászka egyedek raktározási és kiválasztási stratégiája képes fenntartani a szervezetük fiziológiai igényeinek megfelelő Cu vagy Zn mennyiséget, azonban a toxikus koncentrációban jelen lévő Cu az idősebb ászka egyedek pusztulásához vezethet, míg a nagy mennyiségű Zn csökkentheti a reprodukciós sikert és a respirációs rátát (Dallinger 1993, Dallinger & Rainbow 1993, Drobne & Hopkin 1995, Farkas et al. 1996, Weißenburg & Zimmer 2003). Ezen kívül egyes mikroelemek felvétele és regulációja erősen befolyásolhatja más elemek viselkedését az egyedek szervezetében. A Cu akkumuláció antagonistá kapcsolatban áll a Cd és Zn koncentrációjának változásával, így ezek nagy koncentrációban való jelenléte gátolja a Cu felvételét, szállítását és akkumulációját.

A BAF értékek alapján az avar és a talaj az ászka egyedek szervezetében felhalmozódott Cu biztos forrásaként szolgálhattak. Az urbanizált területek Cu szennyezettségéhez, talajban, növényekben és állatokban történő közvetett akkumulációjához a gépjármű közlekedés által okozott légszennyezés, a tárcsafékek kopása is nagymértékben hozzájárulhat (Hulskotte 2007). A levélfelületeken kiülepedett por Cu koncentrációja számos esetben pozitív korrelációt mutatott adott mintavételi területek szennyezettségi állapotával (Simon et al. 2011, Kozlov et al. 2000, Sardans & Peñuelas 2005). A szárazföldi ászkarakok nagymértékben hozzájárulnak az avar dekompozíciós folyamataihoz, ugyanis aprítás és emésztés során a lehullott levéltömeg és levélszubsztrátum fizikai és kémiai átalakuláson megy keresztül, így a levélszövetben akkumulált Cu könnyen felvehetővé válik számukra (Hassal et al. 1978). Ezen kívül a talajfelszín és a talajkolloidok, mint potenciális szennyezőanyag-megkötő felületek biztosítják az ászka egyedek fő táplálékforrásait, valamint optimális mikroélőhelyeit (Vijver et al. 2006).

A legnagyobb Ba koncentráció a természetközeli mintavételi területről gyűjtött *A. vulgare* egyedek szervezetében volt mérhető, ami hipotézisünket nem támasztja alá, azonban eredményeinket több releváns tényező is magyarázhatja. A természetközeli mintavételi terület közelében, egyetlen, nagy forgalommal jellemezhető főút vonal található, amely potenciális Ba forrás lehet. A Ba származhat gumibroncsok kopásából, mivel a BaSO₄ (bárium-szulfát) a gumifeldolgozás egyik gyakori

töltőanyaga, de megtalálható az ólommentes benzinben és dízelolajban is (Lowenthal 1994, Monaci & Bargagli 1997, Weidenhaupt 2007).

A motorizált közlekedés okozta szennyezőanyag kibocsátás sűrű úthálózáttal és állandó forgalommal jellemezhető belvárosi területekre koncentrálódik, azonban a kibocsátott anyagok jóval messzebb jutnak a szennyezés forrásától. Debrecen város meteorológiai és domborzati viszonyainak köszönhetően a város peremterületén fokozottabb mértékű a légszennyező anyagok kiülepedése (Simon et al. 2014). A városszéli területek nagyobb abszolút magasságban helyezkednek el a vároközponthoz viszonyítva, így ezeken a területeken a por és a szennyezőanyagok akkumulációja igen jelentős mértékű (Kertész et al. 2008). Mivel az általunk kijelölt természetközeli mintavételi terület a város szélén helyezkedett el, így nagymértékű légszennyezettséggel jellemezhető. Ez a jelenség közvetett módon befolyásolja az általunk vizsgált mikroelemek mennyiségi és minőségi eloszlását a gradiens mentén, ami magyarázhatja azt is, hogy az *A. vulgare* egyedek szervezetében akkumulálódott Fe, Mn, Pb és Zn koncentrációiban nem tapasztaltunk szignifikáns különbségeket a mintavételi területek között. További eredményeink, melyek alapján az általunk vizsgált avarminták Ba koncentrációja a tajamintákéhoz képest nagyobb volt, valamint a természetközeli mintavételi területen gyűjtött avarminta Ba koncentrációja volt a legnagyobb (2. táblázat) nem voltak szignifikánsak, de a levelekben és levélfelületeken akkumulálódott por Ba talmára következtethetünk belőlük. A Ba nem esszenciális mikroelem, de tápanyagfelvétel során képes a Ca helyét elfoglalni az élő szervezetben. A gerinctelen szervezetek, köztük a szárazföldi ászkarákok is képesek különbséget tenni a Ba, Ca és Sr között és táplálékfelvétel során a Ca részesül előnyben a Sr és a Ba kizárásával (Elias et al. 1982, Sillen 1992). Az ászkafajok esetében egyes fémek, köztük a Ba nagymértékű akkumulációja tehát nem csupán a detritivor táplálkozásra és egyedi fiziológiai mechanizmusaikra vezethető vissza, hanem a nagymértékű Ca szükségletükre, valamint a Ba és a Ca elérhetőségére is (Beeby 1978).

Dallinger (1993) eredményei alapján a szárazföldi ászkarákok szervezetében előforduló mikroelemek majdnem 100 %-a növényi eredetű táplálékból származik. Az avarban mozgó és táplálkozó *A. vulgare* egyedek számára a lehullott levelek gazdag Ba forrásként szolgálhattak. Monaci és

Bargagli (1997) urbanizált területekről gyűjtött tölgylevelek (*Quercus ilex*) Ba és Pb koncentrációját vizsgálták. A városi és városszéli területről származó falevelekben mért Ba és Pb koncentráció, sokkal nagyobb volt, mint a természetes élőhelyekről gyűjtött levelekben, melyet szintén a nagymértékű járműforgalom okozta kibocsátásra vezettek vissza.

Mivel esetünkben a Ba és Cu nagy mennyiségű előfordulása szintén a gépjármű közlekedés okozta emisszióra vezethető vissza, felmerül a kérdés, hogy a két mikroelem *A. vulgare* egyedekben mért koncentrációja miért nem változik egyenes arányosságban a grádiens mentén. Az eredmény egyes fafajok leveleinek mikroelem akkumuláló és pormegkötő képessége, valamint a mintavételi területeken előforduló fás szárúak fajösszetétele és a termelődő avar jelenléte, mennyisége függvényében is változhat (Rea et al. 2000). Egyes tölgyfa fajok alkalmasnak bizonyultak a légszennyezettség monitorozására. Leveleik nagy mennyiségben és a szennyezettség mértékével egyenes arányban képesek megkötni a mikroelemeket, köztük a Ba és Cu elemeket is, a levélszövetben és a levelek felületén egyaránt (Monaci & Bargagli 1997, Simon et al. 2014, Molnár 2016). Korábbi tanulmányok alapján városi területekről származó *Quercus robur* levelek felületén megkötött por Cu koncentrációja volt a legnagyobb (Al-Khlaifat & Al-Khashman 2007, Simon et al. 2014). Wang és mtsai (2009) a *Quercus* fajokat a legnagyobb Pb, Cd és Cu adszorpciós kapacitással rendelkező fafajok között említik. Azonban a városi területek fás szárú fajösszetétele változatosabb és előfordulhat, sőt, egyre gyakoribb, hogy ezekre a területekre hatékonyabb pormegkötő képességű fajokat telepítenek. A *Celtis occidentalis* és a *Platanus hibrida* gyakoriak Debrecen belvárosi és városszéli területein is. Leveleik légszennyező-anyag megkötő képessége hatékonynak bizonyult (Wang et al. 2009, Simon et al. 2014, Molnár 2016). Simon és mtsai (2014) alapján a *C. occidentalis* levelek pormegkötő képessége kimagasló az általuk vizsgált fafajok közül, melyek között a *Q. robur* is szerepelt.

Tehát a talajlakó organizmusok, köztük a szárazföldi ászkarákok szervezetében történő mikroelem akkumuláció mértékét a belső, egyedi tényezőkön kívül a külső biotikus, abiotikus és edafikus faktorok is nagymértékben befolyásolják (Spurgeon & Hopkin 1996, Morgan et al. 1999).

A hím és nőstény *A. vulgare* egyedek akkumulációs hatékonysága között egy elem, a Ba esetében tapasztaltunk szignifikáns különbséget. A nőstény egyedek eredményesebb Ba akkumuláló szervezeteknek bizonyultak, mint a hímek.

Korábbi eredmények alapján a hím és nőstény egyedek elemösszetétele nem mutatott egyenértékű változást adott szennyezettségi grádiens mentén, szervezetük eltérő enzimatis aktivitása miatt (Witzel 1992, Jemec et al. 2012). Az általuk felvett mikroelemek szervezeten belüli regulációjáért elsősorban a hepatopancreas felelős. A mikroelemek a hepatopancreasban halmozódnak fel, melynek B és S típusú sejtjei vesznek részt azok raktározásában és a kiválasztásában (Prosi & Dallinger 1988, Hames & Hopkin 1991, Witzel 2000). A B típusú sejtek felelősek bizonyos mikroelemek, mint például a Ba, Pb és Zn szekréciójáért, míg az S típusú sejtek egyes mikroelemek, például a Cu tárolásáért. Az említett sejtek akkumulációs és eliminációs folyamataiban kulcsszerepet játszanak a kataláz (CAT) és glutation-S-transzferáz (GST) enzimek. A GST legfőbb szerepe a toxikus anyagok és az oxidatív stressz során keletkező káros termékek kevésbé toxikus formává alakítása, tehát részt vesz a xenobiotikumok sejtes detoxifikációjában (Razinger et al. 2008, Jemec et al. 2012). Stone és mtsai (2002) *P. oblongopunctatus* hímek és nőstények szervezetében figyelt meg eltérő mértékű enzimatis aktivitást egy nehézfém-szennyezettségi grádiens mentén. A nőstény egyedek GST-aktivitása szignifikánsan változott a grádiens mentén és pozitív korrelációt mutatott a szennyezettség mértékével. A hím egyedek esetében a GST testtömegre vonatkoztatott mennyisége nagyobb volt, mint a nőstényekben, azonban az enzimaktivásban nem volt megfigyelhető fluktuáció a grádiens mentén. (Rabitsch 1995, Jelaska et al. 2007).

Stone és mtsai (2002) az ivari különbségeket a nőstény egyedek reprodukcióban betöltött szerepével magyarázták futóbogarak esetében. Sajátos reprodukciós fiziológiájuk, lipid metabolizmusuk és táplálékpreferenciájuk következtében a nőstények érzékenyebben reagálnak a fém-expozícióra, ezáltal szervezetük enzimatis rendszere is nagyobb mértékű változásokat mutathat.

6.2. Az *Armadillidum vulgare* egyedek morfometriája és az urbanizáció közötti kapcsolat

A FA vizsgálat eredményei alapján az *A. vulgare* egyedek testi szimmetria viszonyaira az urbanizált élőhelyek nem voltak szignifikáns hatással. A FA mértéke nem mutatott változást a grádiens mentén, úgy, ahogyan a vizsgált morfometriai paraméterek sem. Az a1 és a2 jelölésű flagellomerek hossza és az aV jelölésű antennomer hossza azonban szignifikánsan eltért a hím és nőstény egyedek között.

A FA megjelenése és az antropogén hatások közötti összefüggések ízeltlábú szervezetek esetében erősen vitatottak, a szakirodalomban pedig számos ellentmondásos eredmény található. Godet és mtsai (2012) eredményei alapján elmondható, hogy erősen fémszennyezett növényi maradványokkal (avar) táplált ászka (*Porcellio scaber*) egyedek kisebb testtömeeggel rendelkeztek, mint a kontroll egyedek, azonban eredményeinkhez hasonlóan, a környezeti stressz esetükben sem volt hatással a testi szimmetriára. Több korábban elvégzett tanulmány során a Cd, Pb és Zn hosszú távú expozíciójának és ezek fokozott akkumulációjának eredménye szintén a szárazföldi ászkarákok (*Porcellio laevis*) testtömegének csökkenésében nyilvánult meg. A fémszennyezett élőhely és táplálék hatással voltak az egyedek fejlődési stabilitására, de a bilaterálisan szimmetrikus szervek szimmetria viszonyát már nem befolyásolták (Odendaal & Reinecke 1998, Godet et al. 2011, 2012). Godet és mtsai (2012) az egyedi fenotípusos stabilitással magyarázták az eredményt, ami tükrözi az ászka egyedek stressz rezisztenciáját. Populáció-szinten a környezeti stressz szelekciós hatása az instabil fenotípust eliminálja (Møller 1997).

6.3. Futóbogár fajok morfometriája és az urbanizáció közötti kapcsolat

A négy vizsgált futóbogár faj (*A. parallelepipedus*, *C. scheidleri*, *C. violaceus*, *P. oblongopunctatus*) fajspecifikus morfometriai paramétereik alapján szignifikánsan elkülönültek egymástól. Az intraspecifikus morfometriai variabilitás megjelenése azonban élőhelyi kondíciókkal hozható összefüggésbe, ezek közül pedig szorosan kapcsolódik a mesterséges eredetű

környezeti faktorokhoz. A környezetszennyező anyagok és a kedvezőtlen környezeti feltételek gyakran vezetnek fejlődési rendellenességek kialakulásához, így kihatnak az egyedek morfometriai állapotára is (Saunders et al. 1991, Cachada et al. 2013).

Az általunk vizsgált futóbogár fajok elytra, tibia, femur, palpus labialis, palpus maxillaris és antennomer paraméterei paraméterei szignifikánsan változtak a grádiensek mentén. Az elytra hossza csökkent a városi területek irányába a két nagyobb testmérettel rendelkező futóbogár faj a *C. schiedleri* és a *C. violaceus* esetében. Ellentétben a kisebb testméretű *A. parallelepipedus* és *P. oblongopunctatus* fajokkal az első pár láb morfometriai paraméterei nem változtak szignifikánsan a grádiens mentén. Az is elmondható, hogy a tibia, femur, palpomer és antennomer paraméterek a városszéli és a városi élőhelyek irányába mutattak növekedést. Weller és Ganzhorn (2004) szintén változást tapasztaltak *Carabus nemoralis* egyedek morfometriai állapotában az általuk kijelölt urbanizációs grádiens mentén. A városi élőhelyekről gyűjtött egyedek testhossza erőteljesen redukálódott. Az eredmények az urbanizáltság számos additív stressztényezőjére és hatásaira vezethetők vissza a városszéli és városi élőhelyek esetében. A motorizált közlekedés nagymértékben hozzájárul egyes mikroelemek, mint például az Al, Cd, Mn, Fe, Pb és Zn légköri kibocsátásához, és közvetett módon az említett mikroelemek talajban, növényekben történő akkumulációjához. A lokális dúsulás következtében, a szennyezett élőhely valamennyi trofikus szintjét képviselő tagja, így a futóbogarak is érintetté válnak a szennyezőanyagok mobilitásával arányosan (Simon et al. 2015). Maryański és mtsai (2002) laboratóriumi körülmények között kezelték fémszennyezett táplálékkal *P. cupreus* egyedeket. Eredményeik azt igazolták, hogy a Cd- és Zn-dúsított táplálék, hatással volt az egyedek fenotipusos fejlődésére, morfometriai állapotára. Eredményeinkkel ellentétben a kezelt, tehát mesterséges stresszfaktornak kitett egyedek testtömege, femur és tibia hossza jelentős mértékben redukálódott. Ezek alapján arra következtettek, hogy a folyamatos terhelésnek kitett egyedek több energiát fektettek detoxifikációs folyamataik fenntartásába, és kevesebbet a növekedést, valamint tartalékképzést szolgáló folyamatokba.

Az általunk vizsgált fajok közül a városszéli mintavételi területről begyűjtött *C. schiedleri* hímek, *C. violaceus* hímek és nőstények, valamint *P.*

oblongopunctatus hímek esetében kapott legnagyobb átlagos elytra hossz nem csupán a szennyezettség mértékével, de feltehetően élőhelypreferenciával is magyarázható. A kisebb testmérettel rendelkező, röpképes futóbogár fajokra, mint például a Pterosticini tribuszba tartozó fajokra is jellemző, hogy közepes zavarás mellett is nagyobb abundanciával lehetnek jelen. A nagyobb testmérettel rendelkező, röpképtelen fajok, mint például a Carabini tribuszba tartozó futóbogár fajok diszperziós lehetőségei nagymértékben limitáltak az erőteljesen mozaikos, fragmentált élőhelyeken, azomban a városszéli élőhelyek táplálékforrás szempontjából diverzebbek, így előnyt is jelenthetnek számukra (Den Boer 1990, Blake et al. 1994, Ribera et al. 2001). Eredményeinkhez hasonlóan Sukhodolskaya (2013) korábban végzett vizsgálatait során a legnagyobb morfometriai paraméterekkel rendelkező *Carabus granulatus* egyedek szintén városszéli mintavételi területekről kerültek begyűjtésre. Sukhodolskaya (2013) szintén azzal magyarázta eredményeit, hogy az erdősített városi élőhelyek sokkal változatosabbak voltak táplálékforrásaik alapján, mint a homogénebb természetközeli élőhelyek, illetve az urbanizált területekre jellemző magasabb átlaghőmérséklet pozitívan befolyásolhatta a futóbogarak élelciklusát. A városi területeken azonban, a nagyobb mértékű szennyezettség és élőhelyfragmentáció bírnak jelentős negatív hatással a környezeti stresszre érzékeny futóbogár fajokra. Összességében tehát a stabil egyedfejlődést biztosító folyamatok potenciálja az egy időben és térben jelenlévő releváns stresszfaktorok számától és jellegétől függően jelentősen változhat.

Azok a fajok, amelyek egy urbanizációs grádiens valamennyi pontján nagy egyedszámban fordulnak elő, nagyobb mértékű genetikai variabilitásuknak és rezisztenciájuknak köszönhetően nagyobb egyedfejlődési stabilitással rendelkezhetnek urbanizált környezetben is, így morfometriai paramétereik vizsgálatával nem minden esetben kaphatunk reális képet élőhelyük állapotáról (Weller & Ganzhorn 2004). A korábbi megállapításokkal ellentétben Stone és mtsai (2001) által vizsgált, fémszennyezett élőhelyről származó *P. oblongopunctatus* egyedek rendkívül érzékenyen reagáltak additív környezeti stresszfaktorokra is. A vizsgálat alapjaiban az egyedek metabolikus folyamatait, energia allokációját és tartalékképzését taglalta a fémszennyezéssel összefüggésében, de rámutatott arra is, hogy a fémek szervezeten belüli regulációja mennyi energiát von el az

egyedfejlődést, illetve a vizsgálat számára additív jellegű stresszfaktorok kivédését szolgáló folyamatoktól.

A hímek és nőstények közötti morfológiai különbségeket (a szárazföldi ászkarákhoz hasonlóan) a reprodukcióban betöltött szerepük, és a környezeti stresszfaktorokra adott eltérő sejtszintű válaszreakcióik határozzák meg jelentős mértékben. A nőstény egyedek energia allokációja elsősorban a gaméta-produkcióra irányul, ami nagymértékben hozzájárul a szexuális dimorfizmus kialakulásához (Nylin & Gotthard 1998, Tammaru et al. 2002). A legtöbb futóbogár faj esetében a nőstény egyedek általánosan nagyobb testhosszal illetve elytra hosszal rendelkeznek. A korábbi megállapításokhoz hasonlóan esetünkben is a *C. scheidleri*, *C. violaceus* és *P. oblongopunctatus* fajok nőstény egyedei rendelkeztek nagyobb elytra hosszal. Thiele (1977) és Lagisz (2008) eredményei alapján szintén a nőstény *P. oblongopunctatus* egyedek elytra hossza volt szignifikánsan nagyobb, mint a hím egyedeké.

Az ivarfüggő stressz-indukált válaszreakciók közötti különbségek tehát kimutathatók morfológiai paraméterek vizsgálatával (Badyaev 2002). Mivel a zavarás alatt álló környezet nem biztosítja az egyedek számára kedvező létfeltételeket, energiaháztartásuk felborul, azonban a hímek és nőstények szervezete eltérően reagálhat ugyanazon környezeti stresszfaktorra (Cortet et al. 1999). Például a legtöbb futóbogár faj nőstény egyedekének enzimaktivitása, energia allokációja, detoxifikáló mechanizmusai adott szennyezettségi grádiens mentén jelentősen változik, ami a hím egyedek esetében nem tapasztalható (Stone et al. 2002). Ezen kívül a nem esszenciális mikroelemek, mint például a Cd akkumulációja szervezetükben, jóval nagyobb mértékű a szárazföldi ászkákhöz viszonyítva. A nőstények szervezetében nagyobb mennyiségű nem esszenciális elemet (Pb, Cd) mutattak ki, a hímek szervezetében pedig az esszenciális elemek (Zn, Cu) mutattak többlettartékeket (Rabitsch 1995, Jelaska et al. 2007). Sukhodolskaya (2013) korábban már bizonyította, hogy az urbanizáció jelentősen hozzájárul az ivarok közötti morfológiai variabilitáshoz. Az általa kijelölt urbanizációs grádiens mentén a *Carabus aeruginosus* és *Carabus cancellatus* hímek elytra hossza növekedett, míg a nőstény egyedeké csökkent a városi élőhelyek irányába. A *C. granulatus* és *Pterostichus niger* hímek és nőstények elytra paraméterei egyöntetű változást mutattak a

grádiens mentén. Eredményeink alapján a vizsgált morfometriai paraméterek degradációja szinte minden esetben a városi területekről származó nőstény egyedek esetében figyelhető meg, ezzel ellentétben a hímek paraméterei növekedést mutatnak az urbanizált mintavételi területek irányába. Az eredményt feltételezhetően a nőstény egyedek stressz elimináló (pl.: detoxifikációs) és reprodukciós folyamataiba fektetett energiamennyiség megoszlása, ennek következtében pedig a csökkent hatékonysággal rendelkező detoxifikáló mechanizmusai okozhatják.

A környezeti stressz bizonyítottan hatással van az ízeltlábúak, köztük a szárazföldi ászkafajok és futóbogár fajok testi szimmetriájára is (Peters et al. 2001, Trotta et al. 2005, Vilisics et al. 2005, Godet et al. 2011), azonban a futóbogarakkal végzett vizsgálatok eredményei igen ellentmondásosnak bizonyultak. Weller és Ganzhorn (2004) az urbanizáció és a FA megjelenése közötti kapcsolatot vizsgálta futóbogár fajok esetében. A jobb és bal oldali elytrum aszimmetriájának mértéke egyenes arányosságban növekedett az élőhelyek urbanizáltságának és izoláltságának mértékével a vizsgálatba vont fajok, köztük az *A. parallelepipedus*, *C. violaceus* és *P. oblongopunctatus* esetében is. Az eredmény azonban nem volt szignifikáns, a jobb és bal oldali elytrum szimmetria viszonyának változását a grádiens mentén pedig adott faj élőhelypreferenciához kötött gyakoriságával magyarázták. Weller és Ganzhorn (2004) eredményeivel ellentétben Henríquez és mtsai (2009) nem tapasztaltak szignifikáns változást *Carabus chilensis* egyedek testi (első pár láb) szimmetriájának állapotában élőhelyfragmentáció hatására. Elek és mtsai (2014) a jobb és bal oldali antennomer, elytrum, valamint az első és második pár láb tibia, tarsus és femur paramétereit vizsgálták *Nebria brevicollis* és *Pterostichus melanarius* egyedek esetében. Az aszimmetria mértéke nem változott szignifikánsan az általuk kijelölt urbanizációs grádiens mentén a vizsgált szervpárok esetében. Maryański és mtsai (2002) eredményei alapján a Cd- és Zn-szennyezett tápláléknak nem volt szignifikáns hatása *P. cupreus* egyedek testi szimmetriájára. Az aszimmetria vizsgálatunk eredményei alapján a szájszervek szimmetria viszonya szignifikáns változást mutatott a grádiens mentén az *A. parallelepipedus*, *C. scheidleri* és *C. violaceus* esetében.

A rovarok bilaterális szerveinek, bélyegeinek eltérő stressz-érzékenysége rámutat arra, hogy számos belső tényező, a túlélési és

reprodukciós siker növelése is ellensúlyozhatja az aszimmetria megjelenését környezeti stressz jelenlétében. Az eredmények számos esetben a kedvezőtlen körülmények ellenére is életben maradt egyedek fejlődési stabilitását tükrözik, a már fejlődésük korai stádiumában életképtelenné vált egyedekét nem (Floate & Fox 2000). Mivel az antropogén stressz nem befolyásolja egyenlő mértékben a vizsgált szervek fejlődését, így az aszimmetria és egyéb fejlődési rendellenességek megjelenése egyedenként, fajonként és nagyobb taxononként is eltérő lehet (Leung & Forbes 1996, Anciães & Marini 2000, Lens et al. 2002). Eredményeink alapján kevés vizsgált jelleg szimmetria viszonyában találtunk változást a grádiens mentén, azonban az *A. parallelepipedus*, és a *Carabus* fajok esetében a szájszervek paramétereinek mérésével hatékonyan vizsgálhatjuk az urbanizált környezet egyedfejlődésre irányuló hatásait.

6.4. A futóbogarak fémakkumulációja, antropogén eredetű expozíció függvényében

Hipotézisünknek megfelelően az alacsony és közepes mértékben Cd Pb és Zn szennyezett talaj esetében a futóbogarak detoxifikációs mechanizmusai sokkal hatékonyabbnak bizonyultak, mivel kismértékű fémfelhalmozódást tapasztaltunk a szervezetükben. Továbbá a vizsgálat eredményei azt is igazolják, hogy ezek a mechanizmusok jelentősen gátoltak extrém mértékű szennyezettség jelenlétében. A kontroll környezeti feltételekkel összevetve, a Cd szignifikánsan nagyobb koncentrációban akkumulálódott a szennyezett élőhelyekről származó futóbogár egyedek szervezetében.

Eredményeinkkel megegyezően Kramarz (1999) is jelentősen magas Cd koncentrációt figyelt meg erősen toxikus körülmények között fejlődő futóbogarak szervezetében, szignifikánsan többet a kontroll körülmények között fejlődő egyedek Cd tartalmához viszonyítva. Megállapította, hogy a Cd-szennyezett tápláléknak kitett futóbogár egyedek szervezetében, az akkumulált Cd mennyisége az expozíció kezdetétől a végéig, fokozatosan növekedett, azonban hatékony detoxifikációs mechanizmusaiknak köszönhetően, a kezelés végét követő időszakban az akkumulált mennyiség

rövid időn belül a kezelés előtti szintre csökkent. Kramarz (1999) eredményeivel ellentétben Maryański és mtsai (2002) azt tapasztalták, hogy a futóbogarak csupán mérsékelt dekontaminációs hatékonysággal voltak képesek szabályozni a felvett Cd felesleget. A detoxifikációs mechanizmusok energiaigénye még abban az esetben is elég nagy volt ahhoz, hogy jelentősen befolyásolja a reprodukciós sikert. Lindquist és Block (2001) megállapították, hogy az erősen fémszennyezett élőhelyről származó egyedek szignifikánsan kevesebb zsírtartalékkal rendelkeztek, mint a szennyezéstől mentes területekről származó fajtársaik, amit szintén azzal magyaráztak, hogy szervezetük detoxifikációs folyamatai számottevő energiát vontak el más fontos élettani folyamattól. Lodenius és mtsai (2009) eredményei alapján elmondható, hogy a kontroll (szennyezetlen) körülményekhez képest a futóbogarakban mért Cd koncentráció csekély maradt a talajerő-utánpótlás és a hozzáférhető Cd készlet növekedését követően is. Butovsky (1997) szintén rámutatott a futóbogarak általánosan kismértékű Cd akkumulációjára. Megfigyeléseinkhez hasonlóan Purchart és Kula (2007) szintén alacsony Cd akkumulációs potenciált tapasztaltak több, általuk vizsgált futóbogár faj esetében is, melyek kismértékben Cd szennyezett élőhelyről kerültek begyűjtésre. Ezek alapján arra következtethetünk, hogy a folyamatos, extrém mértékű Cd expozíció, ami jelentősen meghaladja a futóbogarak detoxifikációs hatékonyságát, okozhat nagyobb mértékű akkumulációt szervezetükben. A kismértékben szennyezett élőhelyekről származó egyedek még képesek a Cd hatékonyabb regulációjára és kiválasztására (Kramarz 1999).

A Pb nagyobb mértékű akkumulációja szintén az extrém módon szennyezett élőhelyeken előforduló egyedek esetében volt megfigyelhető. Eredményeinkkel ellentétben Butovsky (1997) azt tapasztalta, hogy a Cd és Pb kevésbé hatékonyan akkumulálódnak a futóbogarak szervezetében. Didur és mtsai (2017) több szárazföldi gerinctelen taxon esetében is kismértékű Pb akkumulációt tapasztaltak, függetlenül azok trofikus láncban betöltött szerepétől. Eredményeinkhez hasonlóan Zhang és mtsai (2017) megnövekedett Pb koncentrációt tapasztaltak szennyezett talajban fejlődő *Enchytraeus crypticus* egyedek esetében. Megállapították, hogy egy 14 napos akkumulációs időszakot követő eliminációs periódus után szervezetük Pb koncentrációját tartósan alacsony szintre képesek csökkenteni. A futóbogarak

detoxifikációs mechanizmusai abban az esetben sikeresek, ha a talaj Pb szennyezettsége kismértékű és a Pb elérhetősége nagymértékben korlátozott. A talajban akkumulálódott fémek, így a Pb készlet elérhetősége is az élő szervezetek számára nem csupán a koncentráció, hanem a talaj számos más tulajdonságának, ezek közül elsősorban a talaj pH értékének függvénye. A bázikus talajviszonyok okozta megnövekedett Pb mobilitás is eredményezhet nagyobb mértékű akkumulációt (Jelaska et al. 2007). Heikens és mtsai (2001) pozitív korrelációt találtak a talaj és a talajhoz kötött életmódot folytató gerinctelenek szervezetében akkumulált fémek koncentrációja között, extrém módon szennyezett élőhelyek esetében. Van Straalen és mtsai (2001) rávilágítottak a futóbogarak megnövekedett Pb akkumulációs potenciáljára extrémén szennyezett körülmények között. Összegezve elmondható, hogy a futóbogarak Pb akkumulációját számos környezeti faktor befolyásolhatja, ezért a tanulmányok összevetése során igen változatos képet kaptunk.

Eredményeink alapján elmondható, hogy a Zn akkumuláció mértéke szintén a szennyezettség mértékével mutat pozitív korrelációt; nagyobb mértékű Zn akkumulációt extrém szennyezett körülmények esetében tapasztaltuk. Mozdzer és mtsai (2003) megfigyelték, hogy a Cd szennyezettséghez hasonlóan a nagymennyiségű Zn is fejlődési rendellenességeket indukált az általuk vizsgált *P. oblongopunctatus* egyedek esetében. A Zn exkréciója a szárazföldi szervezetek által sokkal hatékonyabban szabályozott folyamat, mint a nem esszenciális fémek regulációja (Grodzinska et al. 1987). Kramarz (1999) eredményei alapján az együttes Cd-Zn terhelésnek nincs szignifikáns hatása a futóbogarak akkumulációs potenciáljára, jelezve, hogy a két mikroelem felhalmozódási mechanizmusa között bizonyos fokú kapcsolat áll fenn. Ezekkel az eredményekkel összhangban vizsgálatunk is hasonló kapcsolatot mutatott a Cd és Zn akkumulációjával kapcsolatban az extrémén szennyezett élőhelyekről származó futóbogarak esetében. Gongalski és Butovsky (1998) nem tapasztaltak szignifikáns különbséget a kontroll és szennyezett talajú élőhelyekről gyűjtött *P. cupreus* egyedek Zn akkumulációja között. A közepesen szennyezett élőhelyről származó futóbogarak szervezetében tapasztalt kis Zn koncentráció számos tényező együttes eredménye lehet. Lock és mtsai (2001) szerint a zsákmányállatok kis Zn koncentrációja, illetve azok hatékony regulációs és eliminációs mechanizmusai is közrejátszhatnak

abban, hogy a futóbogarak nem kerülnek kapcsolatba az adott mikroelemmel, akár erősen szennyezett élőhelyeken sem. Nem hagyhatjuk figyelmen kívül azt sem, hogy a ragadozó életmódot folytató futóbogarak Zn akkumulációja intenzívebb a növényevő és vegyestáplálkozású fajokhoz viszonyítva (Purchart és Kula 2007).

További eredményeink alapján a Cd, Pb és Zn példaitól eltérően a futóbogarak Cu akkumulációja nem mutat jelentős különbségeket a szennyezett és kontroll területek között. A Cu elemre vonatkozó *g* értékek az alacsony szennyezettségi szinttől extrém irányába történő nem-szignifikáns növekedése alapján feltételezhetjük a futóbogarak csökkenő mértékű Cu akkumulációját. A Cu akkumulációja összefüggésbe hozható a futóbogarak testméretével/testtömegével is, miszerint a kisméretű futóbogár fajok Cu akkumulációs rátája sokkal nagyobb (Butovsky 2011). Vizsgálatba vontuk a közepes- és nagyméretű futóbogarak Cu koncentráció adatait is, amely indokolhatja a Cu eltérő akkumulációs tendenciáját a többi elemmel összevetve. Lukáš (2009) hangsúlyozza, hogy a Cu egy olyan esszenciális elem a gerinctelenek számára, melynek szervezeten belüli regulációja speciális módon történik és jóval nagyobb koncentrációkban van jelen, mint a nem esszenciális Cd vagy Pb. Eredményeinkkel ellentétben azonban Lukáš (2009) pozitív összefüggést talált a talaj és a futóbogár egyedek Cu koncentrációja között. Talarico et al. (2014) szintén szoros kapcsolatot mutatott ki a talaj és az általa vizsgált *Carabus lefebvrei* egyedek Cu koncentrációja között. Smolders és mtsai (2012) kiemelték, hogy a Cu hozzáférhetősége az élő szervezetek számára összefügg azzal, hogy milyen expozíciós időtartam mellett milyen formában van jelen. Ezekkel az eredményekkel összefüggésben Bednarska és Stępień (2015) megállapították, hogy az általuk vizsgált *Tribolium castaneum* egyedek Cu koncentrációja csak mérsékelten növekedett a talaj nagymértékű Cu szennyezettsége mellett. Az eredményeket Lukáš (2009) feltételezéseire hasonlóan a lisztbogár egyedek hatékony belső regulációs útvonalaival magyarázták. A *Folsomia candida* ugróvillás faj esetében Ardestani és van Gestel (2013) szintén kismértékű Cu akkumulációt figyeltek meg jelentős talajkoncentrációk mellett. Az eredményeket összegezve arra következtethetünk, hogy a futóbogarak kismértékű Cu akkumulációja és változó körülmények között is viszonylag állandó Cu koncentrációja testmérethez, testtömeghez, hatékony

regulációs és detoxifikációs mechanizmusaikhoz, illetve a talaj változó mértékben és mennyiségben hozzáférhető Cu készletéhez köthető.

Eredményeink alapján a szennyezett élőhelyekről származó futóbogarak nem rendelkeznek szignifikánsan nagyobb Mn koncentrációval, mint a szennyezetlen élőhelyekről származó egyedek. Purchart és Kula (2007) vizsgálták a Mn akkumuláció hatását más fémek felvételére, melynek során szignifikáns kapcsolatot találtak a Mn és Cu akkumulációja között. Eredményeikkel megegyezően megállapítottuk, hogy az általunk vizsgált futóbogár fajok esetében a Mn és Cu hasonló felhalmozódási mintázattal rendelkeznek. Ezzel ellentétben Huang és mtsai (2017) szerint összességében negatív korreláció tapasztalható a szárazföldi szervezetek Mn és Cd akkumulációja között. Hasonlóképpen megfigyeltük, hogy az erősen szennyezett élőhelyekről származó futóbogarak jelentős Cd és csekély Mn akkumulációs potenciállal rendelkeztek. Mivel a metaanalízisben szereplő összes futóbogár faj ragadozó táplálkozást folytat, előfordulhat, hogy szervezetük fémkoncentrációja a növényeket fogyasztó zsákmányállatok Mn-Cd akkumulációs mintázatát tükrözi. Ezek a fémek azonban közvetett módon, folyamatosan elérhetőek számukra a biomagnifikációs útvonalaknak köszönhetően (Conti et al. 2017). Janssen és Hogervorst (1993) a fémek akkumulációját több ízeltlábú faj esetében is megvizsgálták, azonban nem tapasztaltak szignifikáns különbséget a szennyezett és kontroll területekről származó egyedek fémfelvétele között. Annak ellenére, hogy a Mn számottevő koncentrációban van jelen a talajban, elérhetősége nagymértékben csökkenhet a talaj kémhatásának, a gyökérnedvek és egyéb talajalkotók mennyiségi és minőségi változásával (Rengel 2015). Jelaska és mtsai (2007) szignifikáns különbségeket tapasztaltak a szennyezett és szennyezetlen élőhelyek talajának kémhatása között, míg a vizsgált területekről begyűjtött futóbogarak Mn koncentrációja között nem. A futóbogarak szervezetében akkumulált Mn koncentrációja nem tükrözte a változó környezeti feltételeket. Ezek az eredmények is alátámasztják a már korábbi feltételezést, amely szerint az egyedek számára essenciális Mn specifikus akkumulációs mechanizmusa felelős a futóbogarak szervezetében történő limitált felhalmozódásért.

A metaanalízis alapján jelentős reziduális heterogenitást kaptunk eredményül, ami rávilágított arra, hogy nem csupán a háttérszennyezettséget

kell figyelembe vennünk a futóbogarak fémakkumulációjának vizsgálata során, hanem számos más, releváns környezeti változót is. Az expozíció időtartama, a fémek eloszlása, az összes és az élő szervezetek számára hozzáférhető elemkoncentrációk, a talajban jelenlévő formák egyaránt döntő jelentőséggel bírnak a futóbogarakban és más szervezetekben történő akkumulációs folyamatok szempontjából (Spurgeon and Hopkin 1999, Prasifka et al. 2008, Ignatowicz 2017). Ezen kívül egyéb talajparaméterek, mint a talaj pH, fizikai talajféleség és a hidrológiai feltételek szintén befolyásolják a fémek mobilitását (Rakesh Sharma és Raju 2013, Xu et al. 2016b). A futóbogár fajok különböző szennyezőanyag-felvételt szabályozó és azok regulációját biztosító mechanizmusa is erősen meghatározza az akkumulációs mintázatot (Avgın és Luff 2010, Butovsky 2011). Korábban bizonyították, hogy a testméret (Butovsky 2011), az ivar (Stepanov et al. 1987, Rabitsch 1995, Lagisz et al. 2010), a táplálékpreferencia (Migula et al. 2004, Purchart & Kula 2007), a szaporodás módja (Skalski et al. 2010), a fejlődés stádiuma (Bayley et al. 1995, Bednarska et al. 2011) mind nagy jelentőséggel bíró tényezők a fémfelvétel szempontjából.

Mindezek alapján fokozott igény mutatkozik egy átfogó metaanalízis elkészítésére, amely magába foglal minden korábban említett, fémfelvételt és akkumulációt befolyásoló tényezőt, hogy átfogóbb és részletesebb képet kaphassunk a futóbogár fajok fémakkumulációs mintázatáról.

7. Új tudományos eredmények

Az urbanizáció hatása Armadillidium vulgare egyedek mikroelem összetételére és morfológiájára

Az urbanizáció hatásait vizsgáltuk *Armadillidium vulgare* egyedek Ba, Cu, Fe, Mn, Pb és Zn koncentrációjára és morfológiai paramétereinek állapotára egy urbanizációs grádiens mentén, Debrecenben és környékén. Feltételeztük, hogy a városi élőhelyek irányába növekvő mikroelem koncentrációkat tapasztalunk az egyedek szervezetében, különbségeket találunk a hím és nőstény egyedek akkumulációs hatékonysága között, valamint az ászka egyedek a talaj és avar környezeti elemekből jutnak hozzá az akkumulált mikroelemek nagy részéhez. Továbbá a testméret, a metrikus bélyegek paramétereinek állapota, és az aszimmetria mértéke változik a grádiens mentén.

- Szignifikáns különbségeket csak az egyedek Ba és Cu koncentrációja alapján tapasztaltunk a mintavételi területek között.
- A legnagyobb Cu koncentráció a városi, míg a legnagyobb Ba koncentráció a városon kívüli mintavételi területről származó egyedek szervezetében volt.
- A hím és nőstény egyedek akkumulációs hatékonysága a Ba esetében mutatott eltérést, a nőstények szervezetében szignifikánsan nagyobb Ba koncentrációt tapasztaltunk.
- A vizsgált mikroelemek közül a Cu esetében bizonyult a talaj és az avar fő expozíciós forrásnak.
- A bilaterális szervek szimmetria viszonya, a testhossz és a vizsgált jelleg morfológiai állapota nem változott szignifikánsan a grádiens mentén. Ivari különbségek a flagellomer és antennomer paraméterek esetében voltak mérhetőek.

Eredményeink azt igazolják, hogy a mikroelemek minőségi és mennyiségi eloszlását, elérhetőségét, több releváns környezeti faktor együttese, illetve a szárazföldi ászka egyedek akkumulációs potenciálját és egyedfejlődési stabilitását az adott fajra jellemző belső tényezők határozzák meg egy urbanizációs grádiens mentén.

Az urbanizáció hatása futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) morfológiai jellemzőire

Az urbanizált környezet hatását vizsgáltuk *Carabus scheidleri*, *Carabus violaceus* (Carabini tribusz), *Abax parallelepipedus* és *Pterostichus oblongopunctatus* (Pterosticini tribusz) futóbogár fajok morfológiai paramétereinek állapotára, Bécs és Debrecen területén kijelölt urbanizációs grádiensek mentén. Feltételeztük, hogy az általunk vizsgált metrikus paraméterek változnak az antropogén stressz hatására, ezáltal a vizsgált fajok, a mintavételi területek, a hím és nőstény egyedek elkülönülnek egymástól morfológiai paramétereik állapota alapján. Továbbá a vizsgált metrikus bélyegek paraméterei csökkenni fognak a városi élőhelyek irányába, a bilaterális szervek szimmetria viszonya pedig változni fog az urbanizációs grádiensek mentén.

- A vizsgált morfológiai paraméterek alapján szignifikáns különbségeket tapasztaltunk a mintavételi területek között, az eredmények azonban a vizsgált jellegek, futóbogár fajok és az ivarok esetében is variabilitást mutattak a gradiens mentén.
- Az átlagos elytra hossz csökkent a városi területek irányába a *C. scheidleri*, *C. violaceus* és *P. oblongopunctatus* esetében.
- A *C. scheidleri*, *C. violaceus* és a *P. oblongopunctatus* esetében a legnagyobb átlagos elytra hosszal a városszéli mintavételi területekről származó egyedek rendelkeztek, amit élőhelypreferencia magyarázhat.
- A futóbogár fajok nőstény egyedeinek esetében pedig általánosan nagyobb elytra hossz volt megfigyelhető, a hímekhez viszonyítva.
- Szignifikáns különbségeket tapasztaltunk a mintavételi területek között az *A. parallelepipedus* tibia hossza, valamint *P. oblongopunctatus* egyedek tibia és femur hossza alapján.
- Az *A. parallelepipedus* esetében a városi, a *P. oblongopunctatus* esetében a városszéli mintavételi területen volt tapasztalható a legnagyobb átlagos tibia hossz.

- A femur hossz a nőstény *C. schiedleri* egyedek, valamint a hím *A. parallelepipedus* egyedek esetében volt nagyobb.
- A vizsgált palpomer paraméterek a városszéli mintavételi területek irányába növekedtek, kivéve a nőstény *C. violaceus* egyedek esetében.
- A hím egyedek általánosan nagyobb palpomer és antennomer paraméterekkel rendelkeztek, mint a nőstény egyedek.
- A vizsgált antennomer paraméterek a városszéli és városi mintavételi területek irányába növekedtek az összes vizsgált faj, kivéve a *C. schiedleri* nőstények esetében.
- A vizsgált morfometriai paraméterek degradációja a legtöbb esetben a városi területekről származó nőstény egyedek esetében figyelhető meg, ezzel ellentétben a hímek paraméterei növekedést mutatnak az urbanizált mintavételi területek irányába.
- Az aszimmetria-vizsgálat során a grádiens mentén szignifikáns változást tapasztaltunk a palpomerek szimmetria-viszonyának állapotában. A szájszervek szimmetriája csökkent a városi területek irányába a vizsgált fajok esetében.

Összességében elmondható, hogy a környezeti stressz bizonyítottan hatással van a futóbogár fajok morfometriai állapotára. Az antropogén stressz azonban nem befolyásolta egyenlő mértékben a vizsgált szervek fejlődését. A futóbogár fajok, a populációt alkotó egyedek, valamint a nőstények és hímek stresszérzékenysége is eltérő, így a morfometriai rendellenességek előfordulása és megjelenési formája is igen változatos lehet.

Metaanalízis futóbogár fajok expozíciófüggő fémakkumulációja alapján

A metaanalízis során különböző kontroll és szennyezett mintavételi területekről gyűjtött futóbogár fajok Cd, Cu, Mn, Pb és Zn akkumulációját vizsgáltuk. Feltételeztük, hogy a fémek regulációja és eliminációja az egyedek szervezete által, a kissé vagy közepesen szennyezett élőhelyeken hatékonyabb lesz, mint az erősen szennyezett élőhelyek esetében, illetve a kevésbé hatékony exkréció, a fémek nagyobb mértékű akkumulációját eredményezi a futóbogarak szervezetében. A vizsgálatba 146 db kontroll-szennyezett összehasonlítást és összesen 10 futóbogár fajt vontunk be.

- Eredményeink azt igazolták, hogy az alacsony és közepes mértékben Cd-, Pb- és Zn-szennyezett környezetben a futóbogarak detoxifikációs mechanizmusai hatékonyabbnak bizonyultak, mint extrém mértékű szennyezettség esetében.
- A kontroll környezeti feltételekkel összevetve a szennyezett élőhelyekről származó futóbogár egyedek nagyobb koncentrációban akkumuláltak fémeket, azonban eredményeink egy mikroelem, a Cd esetében voltak szignifikánsak.
- A Cu és Mn eltérő akkumulációs tendenciát mutatott a többi elemmel összevetve és akkumulációjuk mértéke nem mutatott jelentős különbségeket a szennyezett és kontroll területek között.

Összességében megállapíthatjuk, hogy nem csupán a háttérszennyezettség, hanem számos más, releváns környezeti változó, mint a szennyezőanyagok megoszlása, hozzáférhetősége, jelenlévő formáik és a talajparaméterek is jelentősen befolyásolhatják a futóbogarak fémakkumulációját. Belső tényezők, mint a szennyezőanyag felvételt szabályzó és azok regulációját biztosító mechanizmusok, a testméret, az ivar, a táplálékpreferencia, a táplálék szennyezettsége, az aktivitási időszak és a fejlődés stádiuma is erősen meghatározza az akkumulációs mintázatot.

A szakirodalmi adatok és a terepi vizsgálatok eredményei is azt bizonyítják, hogy az ízeltlábúak, mint bioindikátor szervezetek alkalmasak monizátorozó jellegű vizsgálatokra.

8. Summary

Introduction

Human activities have significant impact on terrestrial ecosystems. A wide variety of emitted substances (mostly trace elements) directly and indirectly influences abiotic and biotic factors (Gál et al. 2008). In addition, unfavorable climatic conditions, increasing traffic density and build-up rate, habitat fragmentation, and isolation can also result specific changes in habitat quality and pose environmental stress (Saunders et al. 1991, Ikeda 2006). The influence can be detected at moderate levels such as changes in trace element concentrations, life cycle and reproduction, as well as morphometry of bioindicator organisms (Peakall 1992, Eeva et al. 2000). Arthropod species, including woodlice and ground beetles are sensitive indicators of biotic and abiotic stress (Zöld & Wittmann 2003). Due to their life cycle, high density and variability, they are widely used indicators in environmental risk assessments (Hopkin et al. 1993, Zöld & Wittmann 2003, Magura et al. 2010, Sukhodolskaya 2013). Earlier studies proved that negative effects of urbanization were detectable based on the amount of trace elements in woodlice and ground beetles (Witzel 2000, Skalski et al. 2010, Godet et al. 2011, Simon et al. 2016); furthermore, morphological traits and symmetry of the individuals' body can be influenced by environmental stress (Palmer & Strobeck 1992, Jones & Hopkin 1998, Ribera et al. 2001, Weller & Ganzhorn 2004). Thus, woodlice and ground beetles as bioindicators may be useful in urbanized areas by indicating anthropogenic effects.

Impact of urbanization on trace element concentration and symmetry of woodlice (Armadillidium vulgare Latreille, 1804)

We tested the effects of urbanization on Ba, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn concentrations and symmetry of *Armadillidium vulgare* (Crustacea: Isopoda) specimens along an urbanization gradient in and around Debrecen city, Hungary. We hypothesized that microelement concentrations of specimens are significantly higher in urbanized areas, males and females have different accumulation efficiency and the bioaccumulation factor (BAF) values reflect the accumulation pathway of trace elements along soil, leaf litter and woodlice. It was also hypothesized that body size and FA of woodlice are changing along an urbanization gradient.

We found significant differences in Ba and Cu concentration of woodlice along the urbanization gradient by GLM. Significantly higher Cu accumulation was found in the urban than in the suburban and rural areas, while Ba concentration was the highest in the rural area. Our study demonstrated that Ba concentration was higher in females, than in males. The BAF values of Cu were higher than 1, which indicated that *A. vulgare* accumulated this element from soil and leaf litter. We found significant differences between males and females based on parameters of flagellomers and antennomers. Urbanization had no effect on woodlice morphometry and symmetry along the gradient.

Our findings indicated that urbanization had remarkable effect on Ba and Cu concentration of woodlice, which were originated from urban traffic pollution. Based on FA levels, we concluded that the occurrence of the symmetry reduction is low for the examined traits of *A. vulgare* individuals. In our study, the tested traits did not prove to be appropriate to detect the effects of urbanization.

Impact of urbanization on morphometric traits of ground beetles (Coleoptera: Carabidae)

We studied the morphometric characters of *Abax parallelepipedus*, *Pterostichus oblongopunctatus* (Pterosticini tribus), *Carabus scheidleri* and *Carabus violaceus* (Carabini tribus) along urbanization gradients in and around the cities of Vienna (Austria) and Debrecen (Hungary). We hypothesized that the tested morphometric traits would change under different levels of anthropogenic stress along the gradients, the size of the measured traits would be different for males and females, the size of the affected traits would decrease towards urban areas, and the symmetry of bilateral traits would be affected by urbanization.

We found significant differences among urban, suburban, and rural areas in the parameters of antennomers, the labial palpus, the maxillary palpus, the length of the femur, the tibia and the elytra of the carabids. We also found significant differences between males and females based on the parameters of antennomers, the labial palpus, the maxillary palpus, the femur, the tibia and the elytra. Interaction between urbanization and sex was found in the case of antennomers, the maxillary palpus, the labial palpus, the femur, the tibia and the elytra. The morphometric parameters of females reduced, while the parameters of males were increased towards the urbanized areas. Significant asymmetry was found in maxillary palpus and labial palpus for all tested species along the gradient.

We demonstrated that the effect of urbanization on the size and on the asymmetry of morphometric characters is a complex process. The appearance of the abnormalities is significantly related to internal factors, such as stress-sensitivity of species, specimens, sex and traits; and the properties (form and intensity) of external stressors. We found that the symmetry of the maxillary palpus and labial palpus is useful in estimating the effect of urbanization.

Accumulation of metals in ground beetles – a meta-analysis

By studying ground beetle species as model organisms we tested our pollution intensity-dependent disposal hypothesis in the cases of five potential pollutants (Cd, Cu, Mn, Pb and Zn) among four soil pollution intensity levels (low, moderate, high, and extreme) using categorical meta-analysis on published data. We hypothesized that decontamination and excretion of pollutants in ground beetles are effective in lowly or moderately polluted habitats, while in highly or extremely polluted habitats disposal is restricted, contributing to intense accumulation of pollutants in ground beetles.

We found that in extremely polluted habitats the accumulation of Cd, Pb, and Zn in ground beetles was significantly higher than in lowly polluted ones. These results may suggest the potential of ground beetles to remediate extremely polluted environments. However, further species and factors need to be addressed in order to assess metal accumulation potential of ground beetles more thoroughly.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek Kundrát-Simon Edinának, aki egyetemi tanulmányaim első félévétől kezdődően irányította, és töretlenül támogatta munkámat. Köszönettel tartozom Tóthmérész Bélának és Magura Tibornak, akik lehetőséget adtak nekem a doktori iskola elvégzéséhez, valamint segítséget nyújtottak a kutatásaim során. Köszönet illeti Baranyi Edinát és Harangi Sándort a laboratóriumi munkában nyújtott elengedhetetlen közreműködésükért és áldozatkészségükért. Külön köszönet illeti Horváth Rolandot, Mizser Szabolcsot, Molnár Vanda Évát, Tózsér Dávidot és Tajthi Bencét az elmúlt évek alatt nyújtott segítségükért és támogatásukért.

Irodalomjegyzék

- Acevedo-Whitehouse, K. & Duffus, A.J.L. 2009: Effects of environmental change on wildlife health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364: 3429–3438.
- Al-Khlaifat, A.L. & Al-Khashman, O.A. 2007: Atmospheric heavy metal pollution in Aqaba city, Jordan, using *Phoenix dactylifera* L. leaves. *Atmospheric Environment* 41: 8891–8897.
- Anciães, M. & Marini, M.A. 2000: The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of Brazilian tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 37: 1013–1028.
- Angilletta Jr., M.J., & Dunham, A.E. 2003: The temperature- size rule in ectotherms: Simple evolutionary explanations may not be general. *The American Naturalist* 162: 332–342.
- Ardestani, M.M. & van Gestel, C.A.M. 2013: Dynamic bioavailability of copper in soil estimated by uptake and elimination kinetics in the springtail *Folsomia candida*. *Ecotoxicology* 22: 308–318.
- Arnot, J.A. & Gobas, F.A.P.C. 2006: A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews* 14: 257–297.
- Avgin, S.S. & Luff, M.L. 2010: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators of human impact. *Munis Entomology & Zoology* 5: 209–215.
- Badyaev, A.V. 2002: Growing apart: an ontogenetic perspective on the evolution of sexual size dimorphism. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 369–378.
- Bayley, M., Baatrup, E., Heimbach, U. & Bjerregaard, P. 1995: Elevated copper levels during larval development cause altered locomotor behaviour in the adult carabid beetle *Pterostichus cupreus* L. (Coleoptera: Carabidae). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 32: 166–170.
- Bednarska, A.J., Brzeska, A. & Laskowski, R. 2011: Two-phase uptake of nickel in the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* (Coleoptera:

- Carabidae): implications for invertebrate metal kinetics. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 60: 722–733.
- Bednarska, A.J. & Stępień, K. 2015: Concentration dependent toxicokinetics of copper in the red flour beetle *Tribolium castaneum* (Coleoptera: Tenebrionidae). *Ecotoxicology* 24: 1823–1830.
- Bednarska, A.J., Laskowski, R., Pyza, E., Semik, D., Świątek, Z. & Woźnicka, O. 2016: Metal toxicokinetics and metal-driven damage to the gut of the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus*. *International Journal of Environment and Pollution* 23: 22047–22058.
- Bednarska, A.J., Stachowicz, I. & Kuriańska, L. 2013: Energy reserves and accumulation of metals in the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* from two metal-polluted gradients. *Environmental Science and Pollution Research* 20: 390–398.
- Beeby, A. 1978: Interaction of lead and calcium by the woodlouse *Porcellio scaber* (Isopoda). *Oecologia* 32: 255–262.
- Bellaagh, M., Lazányi, E. & Korsós, Z. 2010: Calculation of fluctuating asymmetry of the biggest Caspian whipsnake population in Hungary compared to a common snake species. *Biologia* 65: 140–144.
- Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E. & Corti, C. 2007: The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 183–191.
- Blake, S., Foster, G., Eyre, M.D. & Luff, M.L. 1994: Effect of habitat type and grassland management practices on the body size of carabid beetles. *Pedobiologia* 38: 502–512.
- Bohn, H.L. 1972: Soil absorption of air pollutants. *Journal of Environmental Quality* 1: 372–377.
- Borenstein, M., Hedges, L.V., Higgins, J.P.T. & Rothstein, H.R. 2009: Introduction to meta-analysis. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.
- Braun, M., Simon, E., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. 2009: The effects of ethylene glycol and ethanol on the body mass and elemental composition of insects collected with pitfall traps. *Chemosphere* 77: 1447–1452.
- Braun, M., Simon, E., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. 2012: Elemental analysis of pitfall-trapped insect samples: effect of ethylene glycol grades. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 143: 89–94.

- Butovsky, R.O. 1997: Heavy metals and carabids (Coleoptera, Carabidae). *Agrohimijska* 11: 78–86.
- Butovsky, R.O. 2011: Heavy metals in carabids (Coleoptera, Carabidae). *Zookeys* 100: 215–222.
- Cachada, A., Dias, A.C., Pato, P., Miei-ro, C., Rocha-Santos, T., Pereira, M.E., Ferreira da Silva, E. & Duarte, A.C. 2013: Major inputs and mobility of potentially toxic elements contamination in urban areas. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 279–294.
- Cattaneo, A., Couillard, Y., Wunsam, S. & Courcelles, M. 2004: Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Quebec, Canada). *Journal of Paleolimnology* 32: 163–175.
- Ciadamidaró, L., Puschenreiter, M., Santner, J., Wenzel, W.W., Madejón, P. & Madejón, E. 2017: Assessment of trace element phytoavailability in compost amended soils using different methodologies. *Journal of Soils and Sediments* 17: 1251–1261.
- Clarke, G.M. 1997: Fluctuating asymmetry of invertebrate populations as a biological indicator of environmental quality. *Environmental Pollution* 82: 207–211.
- Conti, E., Dattilo, S., Costa, G. & Puglisi, C. 2017: The ground beetle *Parallelomorphus laevigatus* is a potential indicator of trace metal contamination on the eastern coast of Sicily. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 135: 183–190.
- Cortet, J., Gomot-De Vaufle-ry, A., Poinso-t-Balaguera, N., Gomotb, L., Texier C., & Daniel C. 1999: The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology* 35: 115–134.
- Dallinger, R., Berger, B. & Birkel, S. 1992: Terrestrial isopods: useful biological indicators of urban metal pollution. *Oecologia* 89: 32–41.
- Dallinger, R. 1993: Strategies of metal detoxification in terrestrial invertebrates. In: Dallinger, R. & Rainbow, P.S. (szerk.) *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Lewis Publishers, Boca Raton, pp 245–289.
- Dallinger, R. & Rainbow, P.S. (szerk.) 1993: *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry Special Publication Series, Lewis Publishers, Boca Raton.

- De Anna, E.B., Bonisoli-Alquati, A. & Mousseau, T.A. 2013: The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 30: 218–226.
- Deichsel, R. 2006: Species change in an urban setting - ground and rove beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae) in Berlin. *Urban Ecosystems* 9: 161–178.
- Del Re, A.C. & Hoyt, W.T. 2014: MAd: Meta-analysis with mean with mean differences. R package version 0.8-2. URL: <http://cran.r-project.org/web/packages/MAd>.
- Den Boer, P.J. 1990: Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal. *Journal of Evolutionary Biology* 3: 19–48.
- Didur, O.A., Kulbachko, Y.L. & Gasso, V.Y. 2017: Accumulation of microelements by different invertebrate trophic groups on wasted lands. *Ukrainian Journal of Ecology* 7: 30–34.
- Drobne, D. & Hopkin, S.P. 1995: The toxicity of zinc to terrestrial isopods in a "standard" laboratory test. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 31: 1–6.
- Duan, M., Hu, W., Liu, Y., Yu, Z., Li, X., Wu, P., Zhang, F., Shi, H. & Baudry, J. 2019: The influence of landscape alterations on changes in ground beetle (Carabidae) and spider (Araneae) functional groups between 1995 and 2013 in an urban fringe of China. *Science of The Total Environment* 689: 516–525.
- 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.
- Eeva, T., Tanhuanpää, S., Råbergh, C., Airaksinen, S., Nikinmaa, M. & Lehikoinen, E. 2000: Biomarkers and fluctuating asymmetry as indicators of pollution-induced stress in two hole-nesting passerines. *Functional Ecology* 14: 235–243.
- Elek, Z., Lövei, G.L. & Bártki, M. 2014: No increase in fluctuating asymmetry in ground beetles (Carabidae) as urbanisation progresses. *Community Ecology* 15: 131–138.

- Elias, R.W., Hirao, Y. & Patterson, C.C. 1982: The circumvention of the natural biopurification of calcium along nutrient pathways by atmospheric inputs of industrial lead. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 46: 2561–2580.
- Ewuim, S.C. 2013: Entomoremediation – A novel in-situ bioremediation approach. *Animal Research International* 10: 1681–1684.
- Faeth, S.H., Warren, P.S., Shochat, E. & Marussich, W.A. 2005: Trophic dynamics in urban communities. *BioScience* 55: 399–407.
- Fahrig, L. 2003: Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.
- Faiz, Y., Tufail, M., Javed, M.T., Chaudhry, M.M. & Siddique, N., 2009: Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. *Microchemical Journal* 92: 186–192.
- Farkas, S., Hornung, E. & Fischer, E., 1996: Toxicity of copper to *Porcellio scaber* Latr. (Isopoda) under different nutritional status. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 57: 582–588.
- Farkas, S. & Vilisics, F. 2013: Magyarország szárazföldi ászkarák faunájának határozója (Isopoda: Oniscidea). *Natura Somogyiensis* 23: 89–124.
- Floate, K. & Fox, A. 2000: Flies under stress: a test of fluctuating asymmetry as a biomonitor of environmental quality. *Ecological Applications* 10: 1541–1550.
- Gál, J., Markiewicz-Patkowska, J., Hursthouse, A. & Tatner, P., 2008: Metal uptake by woodlice in urban soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69: 139–149.
- Ghannem, S., Touaylia, S. & Boumaiza, M. 2018: Beetles (Insecta: Coleoptera) as bioindicators of the assessment of environmental pollution. *Human and Ecological Risk Assessment* 24: 456–464.
- Grodzinska, K., Godzik, B., Darowska, E. & Pawlowska, B. 1987: Concentrations of heavy metals in trophic chains of Niepolomice Forest, S. Poland. *Ekologia Polska* 35: 327–344.
- Godet, J.P., Demuynek, S., Waterlot, C., Lemièrre, S., Souty-Grosset, C., Scheifler, R., Douay, F., Leprêtre & A., Pruvot, C. 2011: Growth and metal accumulation in *Porcellio scaber* exposed to poplar litter from Cd-, Pb-, and Zn-contaminated sites. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 451–458.

- Godet, J.P., Demuynck, S., Waterlot, C., Lemièrre, S., Souty-Grosset, C., Douay, F., Leprêtre, A. & Pruvot, C. 2012: Fluctuating asymmetry analysis on *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda) populations living under metals-contaminated woody habitats. *Ecological Indicators* 23: 130–139.
- Gongalski, K.B. & Butovsky, R.O. 1998: Heavy metal pollution and carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the vicinity of the Kosogorski metallurgic plant at Kosaya Gora. In: Butovsky, R.O. & van Straalen, N.M. (szerk.) Pollution-induced changes in soil invertebrate food-webs. Vrije Universiteit, Amsterdam and Moscow, p 55.
- Hames, C.A.C. & Hopkin, S.P. 1991: Assimilation and loss of ^{109}Cd and ^{65}Zn by the terrestrial isopod *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 47: 440–447.
- Hassal, L.M., Turner, J.G. & Rands, M.R.W. 1978: Effects of terrestrial isopods on the decomposition of woodland leaf litter. *Oecologia* 72: 597–604.
- Heikens, A., Peijnenburg, W.J.G.M. & Hendriks, A.J. 2001: Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environmental Pollution* 113: 385–393.
- Hejna, M., Gottardo, D., Baldi, A., Dell’Orto, V., Chieli, F., Zaninelli, M. & Rossi, L. 2018: Review: Nutritional ecology of heavy metals. *Animal* 8: 1–15.
- Helmers, E., Wilk, G. & Wippler, K. 1995: Lead in the urban environment—studying the strong decline in Germany. *Chemosphere* 30: 89–101.
- Henríquez, P., Donoso, D.S. & Grez, A.A. 2009: Population density, sex ratio, body size and fluctuating asymmetry of *Ceroglossus chilensis* (Carabidae) in the fragmented Maulino forest and surrounding pine plantations. *Acta Oecologica* 35: 811–818.
- Hopkin, S.P., Hardisty, G.N. & Martin, M.H. 1986: The woodlouse *Porcellio scaber* as a ‘biological indicator’ of zinc, cadmium, lead and copper pollution. *Environmental Pollution* 11: 271–290.
- Hopkin, S. 1989: Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. Elsevier Applied Science Publishers, Barking.
- Hopkin, S.P., Jones, D.T. & Dietrich, D. 1993: The isopod *Porcellio scaber* as a monitor of the bioavailability of metals in terrestrial ecosystems:

- towards a global ‘woodlouse watch’ scheme. *Science of the Total Environment* 134: 357–365.
- Huang, Q.N., An, H., Yang, Y.J., Liang, Y. & Shao, G.S. 2017: Effects of Mn-Cd antagonistic interaction on Cd accumulation and major agronomic traits in rice genotypes by different Mn forms. *Plant Growth Regulation* 82: 317–331.
- Hulskotte, J.H., van der Gon, H.A., Visschedijk, A.J. & Schaap, M. 2007: Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution. *Water Science and Technology* 56: 223–231.
- Hůrka, K. 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlin, Czech Republic.
- Ignatowicz, K. 2017: The impact of sewage sludge treatment on the content of selected heavy metals and their fractions. *Environmental Research* 156: 19–22.
- Ikeda, H., Homma, K. & Kubota, K. 2006: Body sizes of some carabid beetles on Sado Island, Japan, compared with the mainland. *Biogeography* 8: 11–16.
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B.B. & Beeregowda, K.N. 2014: Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology* 7: 60–72.
- Janssen, M.P.M. & Hogervorst, R.F. 1993: Metal accumulation in soil arthropods in relation to micro-nutrients. *Environmental Pollution* 79: 181–189.
- Jelaska, L.S., Blanuša, M., Durbešić, P. & Jelaska, S.D. 2007: Heavy metal concentrations in ground beetles, leaf litter and soil of a forest ecosystem. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 74–81.
- Jemec, A., Lester, V. & Drobne, D. 2012: The link between antioxidant enzymes catalase and glutathione S-transferase and psychological condition of a control population of terrestrial isopod (*Porcellio scaber*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 79: 42–47.
- Jones, D.T. & Hopkin, S.P. 1998: Reduced survival and body size in terrestrial isopod *Porcellio scaber* from a metal-polluted environment. *Environmental Pollution* 90: 215–233.
- Juhász-Nagy, P., 1984: Beszélgetések az ökológiáról Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

- Kádár, I. & Koncz, J. 1993: Effect of traffic and urban-industrial load on soil. *Acta Agronomica Hungarica* 42: 155-161.
- Kádár, I. 1995: A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Akaprint. KTM, MTA TAKI, Budapest.
- Kertész, Z., Szoboszlai, Z., Dobos, E. & Borbély-Kiss, I. 2008: Characterization of urban aerosol sources in Debrecen, Hungary. *Acta Geographica Debrecina. Landscape and Environment Series* 1: 57–67.
- Khan, A., Khan, S., Khan, M.A., Qamar, Z. & Wagas, M. 2015: The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 13772–13799.
- Khatri, N. & Tyagi, S. 2014: Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science* 8: 23–39.
- Kippler, M., Ekström, E.C., Lönnerdal, B., Goessler, W., Åkesson, A., El Arifeen, S., Persson, L.A. & Vahter, M. 2007: Influence of iron and zinc status on cadmium accumulation in Bangladeshi women. *Toxicology and Applied Pharmacology* 222: 221–226.
- Kippler, M., Tofail, F., Gardner, R., Rahman, A., Hamadani, J.D., Bottai, M. & Vahter, M. 2012: Maternal cadmium exposure during pregnancy and size at birth: A prospective cohort study. *Environmental Health Perspectives* 120: 284–289.
- Kozlov, M., V, Haukioja, E., Bakhtiarov, A.V., Stroganov, D.N. & Zimina, S.N. 2000: Root versus canopy uptake of heavy metals by birch in an industrially polluted area: contrasting behaviour of nickel and copper. *Environmental Pollution* 107: 413–420.
- Kramarz, P. & Laskowski, R. 1997: Effect of zinc contamination on life history parameters of a ground beetle, *Poecilus cupreus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 59: 525–530.
- Kramarz, P.E. 1999: Dynamics of accumulation and decontamination of cadmium and zinc in carnivorous invertebrates. 1. The ground beetle, *Poecilus cupreus* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 63: 531–537.

- Kulkarni, S.S., Dossall, L.M., Spence, J.R. & Willenborg, C.J. 2017: Seed detection and discrimination by ground beetles (Coleoptera: Carabidae) are associated with olfactory cues. *PLoS One* 12: e0170593.
- Lagisz, M., Kramarz, P. & Niklinska, M. 2005: Metal kinetics and respiration rates in F1 generation of carabid beetles (*Pterostichus oblongopunctatus* F.) originating from metal-contaminated and reference areas. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 48: 484–489.
- Lagisz, M. 2008: Changes in morphology of the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* F. (Coleoptera; Carabidae) from vicinities of a zinc and lead smelter. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27: 1744–1747.
- Lagisz, M. & Laskowski, R. 2008: Evidence for between-generation effects in carabids exposed to heavy metals pollution. *Ecotoxicology* 17: 59–66.
- Lagisz, M., Wolff, K., Sanderson, R.A. & Laskowski, R. 2010: Genetic population structure of the ground beetle, *Pterostichus oblongopunctatus*, inhabiting a fragmented and polluted landscape: evidence for sex-biased dispersal. *Journal of Insect Science* 10: 105–120.
- Leamy, J.L. & Klingenberg, P.C. 2005: The genetics and evolution of fluctuating asymmetry. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 1–21.
- Lens, L., Van Dongen, S., Salit, K. & Matthysen, E. 2002: Fluctuating asymmetry as an indicator of fitness: can we bridge the gap between the studies? *Biological Reviews* 77: 27–38.
- Leung, B. & Forbes, M.R. 1996: Fluctuating asymmetry in relation to stress and fitness: Effects of trait type as revealed by meta-analysis. *Ecoscience* 3: 400–413.
- Lindquist, L. & Block, M. 2001: Metal pollution and fat accumulation in the carabid beetle *Pterostichus melanarius* (Coleoptera, Carabidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 66: 184–188.
- Lock, K., Desender, K. & Janssen, C.R. 2001: Effects of metal contamination on the activity and diversity of carabid beetles in an ancient Pb-Zn mining area at Plombières (Belgium). *Entomologia Experimentalis et Applicata* 99: 355–360.

- Lodenius, M., Josefsson, J., Heliövaara, K., Tulisalo, E. & Nummelin, M. 2009: Cadmium in insects after ash fertilization. *Insect Science* 16: 93–98.
- Lowenthal, D.H., Zielinska, B., Chow, J.C., Watson, J.G., Gautam, M., Ferguson, D.H., Neuroth, G.R. & Stevens, K.D. 1994: Characterization of heavy-duty diesel vehicle emissions. *Atmospheric Environment* 28: 731–743.
- Lövei, G.L. & Sunderland, K.D. 1996: Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology* 41: 231–256.
- Lu, Y., Zhu, F., Chen, J., Gan, H. & Guo, Y. 2007: Chemical fraction of heavy metals in urban soils of Guangzhou, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 134: 429–439.
- Lukáč, M. 2009: Heavy metals in alpine terrestrial invertebrates. *Oecologia Montana* 18: 31–38.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z. 2004: Effects of leaf-litter addition on carabid beetles in a non-native Norway spruce plantation. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 50: 9–23.
- Magura, T., Lövei, G.L. & Tóthmérész, B. 2010: Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? *Global Ecology and Biogeography* 19: 16–26.
- Magura, T., Lövei, G.L. & Tóthmérész, B. 2017: Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecology and Evolution* 7: 1009–1017.
- Maleque, M.A., Maeto, K. & Ishii, H.T. 2009: Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Applied Entomology and Zoology* 44: 1–11.
- Maryański, M., Kramarz, P., Laskowski, R. & Niklinska, M. 2002: Decreased energetic reserves, morphological changes and accumulation of metals in carabid beetles (*Poecilus cupreus* L.) exposed to zinc- or cadmium-contaminated food. *Ecotoxicology* 11: 127–139.
- Mazzei, V., Longo, G., Brundo, M.V., Sinatra, F., Copat, C., Oliveri Conti, G. & Ferrante, M. 2014: Bioaccumulation of cadmium and lead and its effects on hepatopancreas morphology in three terrestrial isopod

- crustacean species. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 110: 269–279.
- McGeoch, M.A. 1998: The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181–201.
- Migula, P., Łaszczycza, P., Augustyniak, M., Wilczek, G., Rozpędek, K., Kafel, A. & Wołoszyn, M. 2004: Antioxidative defence enzymes in beetles from a metal pollution gradient. *Biologia* 59: 645–654.
- Molnár, V.É. 2016: Elemental concentration in deposited dust on urban tree leaves depending on applied washing method. *Landscape & Environment* 10: 45–52.
- Møller, A.P. 1997: Developmental stability and fitness: a review. *The American Naturalist* 149: 916–932.
- Monaci, F. & Bargagli, R. 1997: Barium and other trace metals as indicators of vehicle emissions. *Water, Air, and Soil Pollution* 100: 89–98.
- Morgan, A.J., Stürzenbaum, S.R., Winters, C. & Kille, P. 1999: Cellular and molecular aspects of metal sequestration and toxicity in earthworms. *Invertebrate Reproduction and Development* 36: 17–24.
- Mozdzer, T.J., Kramarz, P., Piśkiewicz, A. & Niklińska, M. 2003: Effects of cadmium and zinc on larval growth and survival in the ground beetle, *Pterostichus oblongopunctatus*. *Environment International* 28: 737–742.
- Mukhtorova, D., Hlava, J., Száková, J., Kubík, Š., Vrabec, V. & Tlustoš, P. 2019: Risk element accumulation in Coleoptera and Hymenoptera (Formicidae) living in an extremely contaminated area – a preliminary study. *Environmental Monitoring and Assessment* 191: 432.
- Nannoni, F., Mazzero, R., Protano, G. & Santolini, R. 2014: Bioaccumulation of heavy elements by *Armadillidium vulgare* (Crustacea, Isopoda) exposed to fallout of a municipal solid waste landfill. *Ecological Indicators* 49: 24–31.
- Niemelä, J. & Kotze, D.J. 2009: Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. *Landscape and Urban Planning* 92: 65–71.
- Nylin, S. & Gotthard, K. 1998: Plasticity in life history traits. *Annual Review of Entomology* 43: 63–83.
- Odendaal, J.P. & Reinecke, A.J. 1998: The effect of high lead concentrations on the mortality, mass and behaviour of *Porcellio laevis* Latr. (Crustacea, Isopoda) in laboratory tests. *African Zoology* 33: 143–146.

- Odendaal, J.P. & Reinecke, A.L. 2004: Bioaccumulation of cadmium and zinc, and field validation of a histological biomarker in terrestrial isopods. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 72: 769–776.
- Olivero, P.A., Vrech, D.E. Peretti, A.V. & Mattoni, C.I. 2014: Patterns of asymmetry in body traits and genitalia in two distant populations of a Neotropical scorpion. *Journal of Natural History* 49: 853–872.
- Pacyna, J.M. 1984: Estimation of the atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe. *Atmospheric Environment* 18: 41–50.
- Palmer, A.R. 1994: Fluctuating asymmetry analyses: a primer. In: Markow TA (ed) *Developmental instability: its origins and evolutionary implications*. Kluwer, Netherlands, pp 335–364.
- Palmer, A.R. & Strobeck, C. 1992: Fluctuating asymmetry as a measure of developmental stability: implications of non-normal distributions and power of statistical tests. *Acta Zoologica Fennica* 191: 57–72.
- Palmer, A.R. & Strobeck, C. 1997: Fluctuating asymmetry and developmental stability: heritability of observable variation vs. heritability of inferred cause. *Journal of Evolutionary Biology* 10: 39–49.
- Papp, D., Simon, E., Nagy, L., Mizser, Sz. & Tóthmérész, B. 2018: The effect of urbanization on trace element concentration and symmetry of woodlice (*Armadillidium vulgare* Latreille, 1804). *Biological Trace Element Research* 189: 251–258.
- Parmar, K.T., Rawtani, D. & Agrawal, Y.K. 2016: Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science* 9: 110–118.
- Peakall, D. 1992: *Animal Biomarkers as Pollution Indicators*. Chapman & Hall, London.
- Pearce, J.L. & Venier, L.A. 2006: The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators* 6: 780–793.
- Peters, E.L., Jagoe, C.H. & Bell, T.J. 2001: Effects of accumulation of hazardous metals on terrestrial isopod (*Armadillidium vulgare*) in urban environments. Abstracts of the 86. Annual Meeting of the Ecological Society of America, Madison.

- Porter, D. & Prince, D. 2009: Vienna and the Danube Valley, Seventh edition, Wiley Publishing.
- Prasifka, J.R., Lopez, M.D., Hellmich, R.L. & Prasifka, P.L. 2008: Effects of insecticide exposure on movement and population size estimates of predatory ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pest Management Science* 64: 30–36.
- Prosi, F. & Dallinger, R. 1988: Heavy metals in the terrestrial isopod *Porcellio scaber* Latreille. I. Histochemical and ultrastructural characterization of metal containing lysosomes. *Cell Biology and Toxicology* 4: 81–96.
- Purchart, L. & Kula, E. 2007: Content of heavy metals in bodies of field ground beetles (Coleoptera, Carabidae) with respect to selected ecological factors. *Polish Journal of Ecology* 55: 305–314.
- Purchart, L., Kula, E. & Suchomel, J. 2010: Effects of contaminated mining sites on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in Central Europe. *Community Ecology* 11: 242–249.
- Rabitsch, W.B. 1995: Metal accumulation in arthropods near a lead/zinc smelter in Arnoldstein, Austria. I. *Environmental Pollution* 90: 221–237.
- Rahim, J., Khan, M.R. & Nazir, N. 2013: Systematic and abundance of ground beetles (Carabidae: Coleoptera) from District Poonch Azad Kashmir, Pakistan. *IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science* 6: 24–29.
- Rainio, J. & Niemelä, J. 2003: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487–506.
- 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.
- Razinger, J., Dermastia, M., Koce, J.D. & Zrimec, A. 2008: Oxidative stress in duckweed (*Lemna minor* L.) caused by short-term cadmium exposure. *Environmental Pollution* 153: 687–694.
- 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/>

- Rea, A.W., Lindberg, S.E., Scherbatskoy, T. & Keeler, G.J. 2000: Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. *Water, Air, and Soil Pollution* 133: 49–67.
- Read, H.J., Wheater, C.P. & Martin, M.H. 1987: Aspects of the ecology of Carabidae (Coleoptera) from woodlands polluted by heavy metals. *Environmental Pollution* 48: 61–76.
- Rengel, Z. 2015: Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 15: 397–409.
- Ribrera, I., Doledec, S., Downie, I.S. & Foster, G.N. 2001: Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology* 82: 1112–1129.
- Salimen, R., Plant, J. & Reeder, S. 2006: Geochemical atlas of Europe. Part 1, Background information, methodology and maps. Espoo, Finland, Geological Survey of Finland.
- Santorufu, L., Van Gestel, C.A., Rocco, A. & Maisto, G. 2012: Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution* 161: 57–63.
- Sardans, J. & Peñuelas, J. 2005: Trace element accumulation in the moss *Hypnum cupressiforme* Hedw. and the trees *Quercus ilex* L. and *Pinus halepensis* Mill. in Catalonia. *Chemosphere* 60: 1293–1307.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Schmölzer, K. 1965: Ordnung Isopoda (Landasseln). Bestimmungsbücher zur Bodenfauna Europas, Akademie Verlag, Berlin.
- Shingleton, A.W., Frankino, W.A., Flatt, T., Nijhout, H.F., & Emlen, D.J. 2007: Size and shape: the developmental regulation of static allometry in insects. *Bioessays* 29: 536–548.
- Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. 2011: Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution* 159: 1229–1233.
- Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. 2013: Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of

- Wien, Austria. *Environmental Science and Pollution Research* 20: 917–924.
- Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Braun, M., Fábrián, I., Mizser, Sz., Nagy, L. & Tóthmérész, B. 2015: Distribution of toxic elements between biotic and abiotic components of terrestrial ecosystem along an urbanization gradient: Soil, leaf litter and ground beetles. *Ecological Indicators* 60: 258–264.
- Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Braun, M., Fábrián, I., Mizser, Sz., Nagy, L. & Tóthmérész, B. 2016: Distribution of toxic elements between biotic and abiotic components of terrestrial ecosystem along an urbanization gradient: Soil, leaf litter and ground beetles. *Ecological Indicators* 60: 258–264.
- Simon, E., Kis, O., Jakab, T., Kolozsvári, I., Málnás, K., Harangi, S., Baranyai, E., Miskolczi, M., Tóthmérész, B. & Dévai, G. 2017: Assessment of contamination based on trace element concentration of dragonfly larvae in the Upper Tisza Region. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 13: 55–61.
- Sillen, A. 1992: Strontium-calcium ratios (Sr/Ca) of *Australopithecus robustus* and associated fauna from Swartkans. *Journal of Human Evolution* 23: 495–516.
- Skalski, T., Stone, D., Kramarz, P. & Lakowski, R. 2010: Ground beetle community responses to heavy metal stress. *Baltic Journal of Coleopterology* 10: 1–12.
- Smolders, E., Oorts, K., Lombi, E., Schoeters, I., Ma, Y., Zrna, S. & McLaughlin, M.J. 2012: The availability of copper in soils historically amended with sewage sludge, manure, and compost. *Journal of Environmental Quality* 41: 506–514.
- Sohár, P. & Varga I. 2003: Élelmiszerbiztonság és táplálkozás egészségügy. Rodler, OKK OÉTI, Budapest.
- Spurgeon, D.J. & Hopkin, S.P. 1999: Comparisons of metal accumulation and excretion kinetics in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to contaminated field and laboratory soils. *Applied Soil Ecology* 11: 227–243.
- Stearns, S.C. 1992: The evolution of life histories. Oxford University Press, Oxford.

- Stepanov, A.M., Tchernenkova, T.V. & Korobov, E.D. 1987: Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators, in: soil fauna and soil fertility. Proceedings of IX International Colloquium on Soil Zoology, Moscow, pp 493–494.
- Stern, D.L., Moon, A. & Martinez del Rio, C. 1996: Caste allometries in the soldier-producing aphid *Pseudoregma alexanderi* (Hormaphididae: Aphidoidea). *Insectes Sociaux* 43: 137–147.
- Stern, D.L., & Emlen, D.J. 1999: The developmental basis for allometry in insects. *Development* 126: 1091–1101.
- Stone, D., Jepson, P., Kramarz, P. & Laskowski, R. 2001: Time to death response in carabid beetles exposed to multiple stressors along a gradient of heavy metal pollution. *Environmental Pollution* 13: 239–244.
- Stone, D., Jepson, P.C. & Laskowski, R. 2002: Trends in detoxification enzymes and heavy metal accumulation in ground beetles (Coleoptera: Carabidae) inhabiting a gradient of pollution. *Comparative Biochemistry and Physiology* 132: 105–112.
- Sukhodolskaya, R. 2013: Intraspecific body size variation in ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban – suburban – rural – natural gradient. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis* 13: 121–128.
- Talarico, F., Brandmayr, P., Giulianini, P.G., Ietto, F., Naccarato, A., Perrotta, E., Tagarelli, A. & Giglio, A. 2014: Effects of metal pollution on survival and physiological responses in *Carabus (Chaetocarabus) lefebvrei* (Coleoptera, Carabidae). *European Journal of Soil Biology* 61: 80–89.
- Tanmaru, T., Esperk, T. & Castellanos, I. 2002: No evidence for costs of being large in females of *Orgyia* spp. (Lepidoptera Lymantriidae): larger is always better. *Oecologia* 133: 430–438.
- Thiele, H.U. 1977: Carabid Beetles in Their Environments: A Study on Habitat Selection by Adaptations in Physiology and Behavior. Springer-Verlag, New York, USA.
- Touceda-González, M., Prieto-Fernández, A., Renella, G., Giognoni, L., Sessitsch, S., Brader, G., Kumpiene, J., Dimitriou, I., Eriksson, J., Friesl-Hanl, W., Galazka, R., Janssen, J., Mench, M., Müller, I., Neu, S., Puschenreiter, M., Siebec, G., Vangronsveld, J. & Kidd, P.S. 2017: Microbial community structure and activity in trace element-

- contaminated soils phytomanaged by Gentle Remediation Options (GRO). *Environmental Pollution* 231: 237–251.
- Tózsér, D., Magura, T. & Simon, E. 2017: Heavy metal uptake by plant parts of willow species: A meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials* 336: 101–109.
- Tózsér, D., Magura, T., Simon, E., Mizser, Sz., Papp, D. & Tóthmérész, B. 2019: Pollution intensity-dependent metal accumulation in ground beetles: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 32092–32102.
- Trotta, V., Calboli, F.C.F., Garoia, F., Grifoni, D. & Cavicchi, S. 2005: Fluctuating asymmetry as a measure of ecological stress in *Drosophila melanogaster* (Diptera: Drosophilidae). *European Journal of Entomology* 102: 195–200.
- Uehara-Prado, M., Fernandez, J.O., Bello, A.M., Machado, G., Santos, A.J., Vaz-de-Mello, F.Z. & Freitas, A.V.L. 2009: Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1220–1228.
- Van Dongen, S., Lens, L. & Molenberghs, G. 2001: Recent developments and shortcomings in the analysis of individual asymmetry: Can Bayesian statistics help us? In: Polak, M. (szerk.) *Developmental Instability: Causes and Consequences*, Oxford University Press, Oxford.
- Van Dongen, S. 2006: Fluctuating asymmetry and developmental instability in evolutionary biology: past, present and future. *Journal of Evolutionary Biology* 19: 1727–1743.
- Van Straalen, N.M. & Van Wensem, J. 1986: Heavy metal content of forest litter arthropods as related to body-size and trophic level. *Environmental Pollution Series A* 42: 209–221.
- Van Straalen, N.M., Butovsky, R.O., Pokarzhevskii, A.D., Zaitsev, A.S. & Verhoef, S.C. 2001: Metal concentrations in soils and invertebrates in the vicinity of a metallurgical factory near Tula (Russia). *Pedobiologia* 45: 451–466.
- Van Valen, L. 1962: A study of fluctuating asymmetry. *Evolution* 16: 125–142.

- Venn, S. 2007: Morphological responses to disturbance in wing-polymorphic carabid species (Coleoptera: Carabidae) on managed urban grasslands. *Baltic Journal of Coleopterology* 7: 51–60.
- Viechtbauer, W. 2010: Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of Statistical Software* 36: 1–48.
- Vilisics, F., Sólymos, P. & Hornung, E. 2005: Measuring fluctuating asymmetry of the terrestrial isopod *Trachelipus rathkii* (Crustacea: Isopoda, Oniscidea). *European Journal of Soil Biology* 41: 85–90.
- Vijver, M.G., Vink, J.P.M., Jager, T., Van Straalen, N.M., Wolterbeek, H.T. & Van Gestel, C.A.M. 2006: Kinetics of Zn and Cd accumulation in the isopod *Porcellio scaber* exposed to contaminated soil and/or food. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1554–1563.
- Wang, A-X., Zhang, M., Huang, L-B., Fang, Y-M. & Gao, C-Y. 2009: Accumulation capacity of Nanjing 14 virescence tree species to heavy metal pollutants of the atmosphere. *Bulletin of Botanical Research* 29:368–374.
- Weißenburg, M. & Zimmer, M., 2003: Balancing nutritional requirements for copper in the common woodlouse: *Porcellio scaber* (Isopoda: Oniscidea). *Applied Soil Ecology* 23: 1–11.
- Weidenhaupt, H-J. 2007: Inactive White Fillers, Rubber, 4. Chemicals and Additives. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Wiley.
- Weller, B. & Ganzhorn, J.U. 2004: Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology* 5: 193–201.
- Wheeler, D. 1996: The role of nourishment in oogenesis. *Annual Review of Entomology* 41: 407–431.
- Williamson, P. & Evans, P.R. 1972: Lead: levels in roadside invertebrates and small mammals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 8: 280–288.
- Witzel, B. 1992: Die Eignung von *Porcellio scaber* Latr. (Isopoda) zum aktiven Monitoring von Blei- und Cadmiumimmissionen in anthropogen belasteten Ökosystemen. Ph.D. thesis, Free University Berlin.

- Witzel, B. 1998: Uptake, storage and loss of cadmium and lead in the woodlouse *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda). *Water, Air, and Soil Pollution* 108: 51–68.
- Witzel, B. 2000: The influence of zinc on the uptake and loss of cadmium and lead in the woodlouse, *Porcellio scaber* (Isopoda, Oniscidea). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 47: 43–53.
- Xu, L., Lofts, S. & Lu, Y. 2016a: Terrestrial ecosystem health under long-term metal inputs: modeling and risk assessment. *Ecosystem Health and Sustainability* 2: e01214.
- Xu, L., Cao, S., Wang, J. & Lu, A. 2016b: Which factors determine metal accumulation in agricultural soils in the severely human-coupled ecosystem? *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13: 510.
- Zhang, L., Cornelis, A.M. & Van Gestel, A.M. 2017: Toxicokinetics and toxicodynamics of lead in the soil invertebrate *Enchytraeus crypticus*. *Environmental Pollution* 225:534–541.
- Zidar, P., Drobne, D., Strus, J. & Blejec, A. 2003: Intake and assimilation of zinc, copper, and cadmium in the terrestrial Isopod *Porcellio scaber* Latr. (Crustacea, Isopoda). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70: 1028–1035.
- Zygmunt, P.M.S., Maryański, M. & Laskowski, R. 2006: Body mass and caloric value of the ground beetle (*Pterostichus oblongopunctatus*) (Coleoptera, Carabidae) along a gradient of heavy metal pollution. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 2709–2714.
- Zödl, B. & Wittmann, K.J. 2003: Effects of sampling, preparation and defecation on metal concentrations in selected invertebrates at urban sites. *Chemosphere* 52: 1095–1103.

Függelék

1. függelék. A metaanalízis során felhasznált publikációk.

Publikációk	Vizsgált fajok	Vizsgált fémek	Összehasonlítások száma
Bednarska et al. 2013 ¹	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	Cd, Zn	16
Jelaska et al. 2007 ²	<i>Abax parallelepipedus</i> <i>Carabus convexus</i> <i>Carabus coriaceus</i> <i>Carabus intricatus</i> <i>Carabus nemoralis</i> <i>Carabus ulrichii</i> <i>Carabus violaceus</i>	Cd, Cu, Mn, Pb, Zn	55
Lodenijs et al. 2009 ³	<i>Carabus glabratus</i> <i>Pterostichus niger</i>	Cd	3
Mígula et al. 2004 ⁴	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	Cd, Cu, Pb, Zn	16
Simon et al. 2016 ⁵	<i>Carabus violaceus</i> <i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	Cd, Cu, Mn, Zn	24
Stone et al. 2002 ⁶	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	Cd, Cu, Pb, Zn	32

Bibliográfiai adatok

¹ Bednarska, A.J., Stachowicz, I. & Kuriańska, L. 2013: Energy reserves and accumulation of metals in the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* from two metal-polluted gradients. *Environmental Science and Pollution Research* 20: 390–398.

² Jelaska, L.S., Blanuša, M., Durbešić, P. & Jelaska, S.D. 2007: Heavy metal concentrations in ground beetles, leaf litter, and soil of a forest ecosystem. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 74–81.

³ Lodenius, M., Josefsson, J., Heliövaara, K., Tulisalo, E. & Nummelin, M. 2009: Cadmium in insects after ash fertilization. *Insect Science* 16: 93–98.

⁴ Migula, P., Łaszczyca, P., Augustyniak, M., Wilczek, G., Pozpędek, K., Kafel, A. & Wołoszyn, M. 2004: Antioxidative defence enzymes in beetles from a metal pollution gradient. *Biologia* 59: 645–654.

⁵ Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Braun, M., Fábrián, I., Mizser, Sz., Nagy, L. & Tóthmérész, B. 2016: Distribution of toxic elements between biotic and abiotic components of terrestrial ecosystem along an urbanization gradient: Soil, leaf litter and ground beetles. *Ecological Indicators* 60: 258–264.

⁶ Stone, D., Jepson, P. & Laskowski, R. 2002: Trends in detoxification enzymes and heavy metal accumulation in ground beetles (Coleoptera: Carabidae) inhabiting a gradient of pollution. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 132: 105–112.

2. függelék. A kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Cd koncentrációi alapján számított heterogenitás értékek.

Alcsoport	Átlagos hatásnagyság (modell)	Konfidencia	Konfidencia	SE (modell)	<i>p</i> (modell)	Q (hetero- genitás)	<i>p</i> (hetero- genitás)	Tau ²	I ²	R ²
		intervallum alsó határértéke (modell)	intervallum felső határértéke (modell)							
Mérsékelt szennyezettség	-0,405	-1,014	0,205	0,311	0,193	66,893	< 0,001	1,187	85%	
Extrém szennyezettség	-1,413	-1,839	-0,986	0,217	< 0,001	125,997	< 0,001	0,765	83%	
Összesen	-1,082	-1,431	-0,732	0,178	< 0,001	276,078	< 0,001	0,895	88%	21,01%

Variancia-komponens	Q	<i>d.f.</i>	<i>p</i>
Mérsékelt szennyezettség	66,893	10	< 0,001
Extrém szennyezettség	125,997	22	< 0,001
Csoportokon belül	192,078	32	< 0,001
Csoportok között	7,056	1	0,008
Összesen	276,078	33	< 0,001

3. függelék. A kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Cu koncentrációi alapján számított heterogenitás értékek.

Alcsoport	Átlagos hatásnagyság (modell)	Konfidencia intervallum alsó határértéke (modell)	Konfidencia intervallum felső határértéke (modell)	SE (modell)	<i>p</i> (model)	Q (hetero- genitás)	<i>P</i> (hetero- genitás)	Tau²	I²	R²
Enyhe szennyezettség	-0,429	-1,226	0,367	0,406	0,291	185,236	< 0,001	3,835	94%	
Mérsékelt szennyezettség	-0,164	-1,244	0,915	0,551	0,766	61,707	< 0,001	3,947	90%	
Erős szennyezettség	0,167	-0,907	1,240	0,548	0,761	12,567	0,050	0,344	52%	
Extrém szennyezettség	0,041	-1,243	1,324	0,655	0,951	15,195	0,004	1,062	74%	
Összesen	-0,166	-0,672	0,340	0,258	0,521	280,849	< 0,001	2,378	89%	0%

Variancia-komponens	<i>Q</i>	<i>d.f.</i>	<i>p</i>
Enyhe szennyezettség	185,236	11	< 0,001
Mérsékelt szennyezettség	61,707	6	< 0,001
Erős szennyezettség	12,568	6	0,050
Extrém szennyezettség	15,195	4	0,004
Csoportokon belül	274,705	27	< 0,001
Csoportok között	0,888	3	0,828
Összesen	280,849	30	< 0,001

4. függelék. A kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Mn koncentrációi alapján számított heterogenitás értékek.

Alcsoport	Átlagos hatásnagyság (modell)	Konfidencia intervallum alsó határértéke (modell)	Konfidencia intervallum felső határértéke (modell)	SE (modell)	<i>p</i> (modell)	Q (hetero- genitás)	<i>P</i> (hetero- genitás)	Tau²	I²	R²
Enyhe szennyezettség	-0,276	-1,120	0,567	0,430	0,520	229,305	< 0,001	4,709	95%	
Extrém szennyezettség	-0,537	-1,663	0,589	0,574	0,350	6,939	0,326	0,058	14%	
Összesen	-0,370	-1,045	0,305	0,344	0,283	243,333	< 0,001	3,027	93%	0%

Variancia-komponens	<i>Q</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
Enyhe szennyezettség	229,305	11	< 0,001
Extrém szennyezettség	6,939	6	0,326
Csoportokon belül	236,244	17	< 0,001
Csoportok között	0,131	1	0,717
Összesen	243,333	18	< 0,001

5. függelék. A kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Pb koncentrációi alapján számított heterogenitás értékek.

Alcsoport	Átlagos hatásnagyság (modell)	Konfidencia	Konfidencia	SE (modell)	<i>p</i> (model)	Q (hetero- genitás)	<i>p</i> (hetero- genitás)	Tau ²	I ²	R ²
		intervallum alsó határértéke (modell)	intervallum felső határértéke (modell)							
Enyhe szennyezettség	0,154	-0,544	0,853	0,356	0,665	55,047	< 0,001	0,711	82%	
Extrém szennyezettség	-1,584	-2,322	-0,846	0,377	< 0,001	64,119	< 0,001	2,435	83%	
Összesen	-0,667	-1,174	-0,159	0,259	0,010	139,129	< 0,001	1,445	84%	32,11%

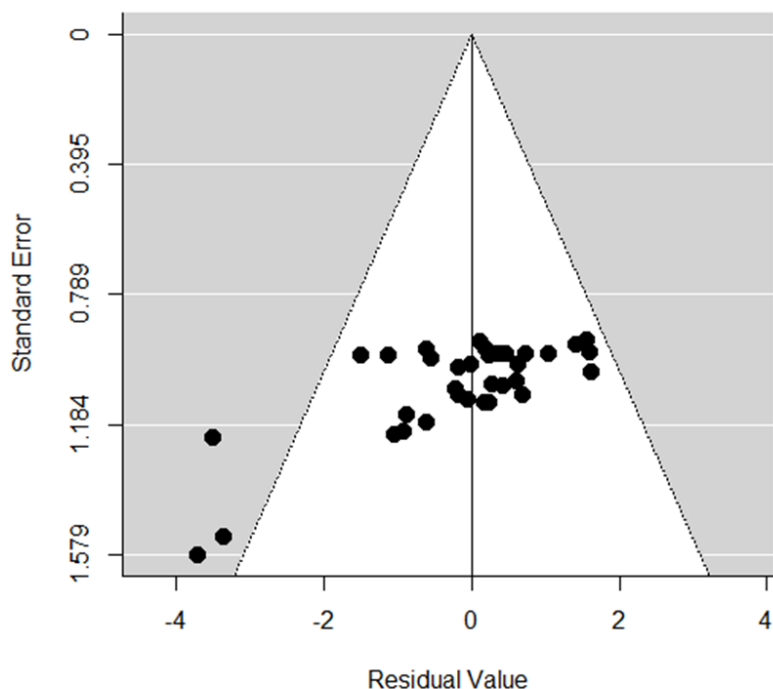
Variancia-komponens	<i>Q</i>	<i>df</i> ,	<i>p</i>
Enyhe szennyezettség	55,047	10	< 0,001
Extrém szennyezettség	64,119	11	< 0,001
Csoportokon belül	119,166	21	< 0,001
Csoportok között	11,238	1	0,001
Összesen	139,129	22	< 0,001

6. függelék. A kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Zn koncentrációi alapján számított heterogenitás értékek.

Alcsoport	Átlagos hatásnagyság (modell)	Konfidencia intervallum alsó határértéke (modell)	Konfidencia intervallum felső határértéke (modell)	SE (modell)	<i>p</i> (modell)	Q (hetero- genitás)	<i>P</i> (hetero- genitás)	Tau²	I²	R²
Enyhe szennyezettség	0,341	-0,291	0,973	0,323	0,290	381,806	< 0,001	9,819	95%	
Erős szennyezettség	-0,383	-1,955	1,190	0,802	0,633	5,132	0,077	0,447	61%	
Extrém szennyezettség	-0,559	-1,216	0,098	0,335	0,095	36,960	0,002	0,000	57%	
Összesen	-0,114	-0,552	0,323	0,223	0,609	532,901	< 0,001	4,540	93%	1,68%

Variancia-komponens	<i>Q</i>	<i>d.f.</i>	<i>p</i>
Enyhe szennyezettség	381,806	18	< 0,001
Erős szennyezettség	5,132	2	0,077
Extrém szennyezettség	36,9595	16	0,002
Csoportokon belül	423,898	36	< 0,001
Csoportok között	3,865	2	0,145
Összesen	532,901	38	< 0,001

7. függelék. Funnel plot ábra, a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Cd koncentrációi alapján.



A funnel plot-aszimmetria regressziós tesztje

Modell: súlyozott regresszió sokszorozó diszperzióval

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $t=-1,8702$, $df=32$, $p=0,0706$

Modell: kevert hatások meta-regressziós modell

predictor: standard hiba (SE)

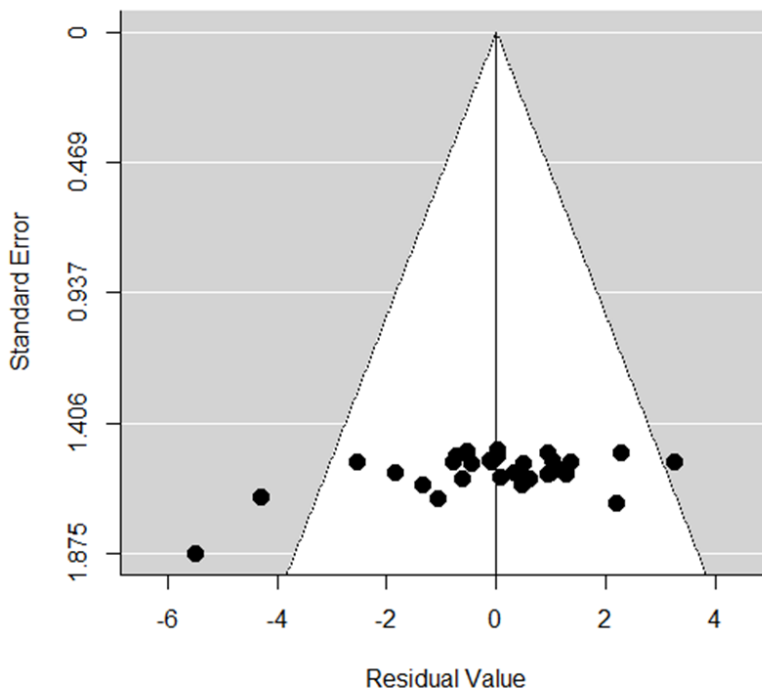
funnel plot-aszimmetria tesztje: $z=-3,9324$, $p<0,0001$

A trim and fill módszer-modell eredményei:

A hiányzó tanulmányok becsült száma a jobb oldalon: 0 (SE=3,4798)

Hedges-féle g becsült értéke	Standard hiba	z	p	Konfidencia- intervallum alsó határértéke	Konfidencia- intervallum felső határértéke
-1,1121	0,2036	-5,4612	< 0,001	-1,5112	-0,7130

8. függelék. Funnel plot ábra, a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Cu koncentrációi alapján.



A funnel plot-aszimmetria regressziós tesztje

Modell: súlyozott regresszió sokszorozó diszperzióval

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $t=-0,9423$, $df=29$, $p=0,3538$

Modell: kevert hatások meta-regressziós modell

predictor: standard hiba (SE)

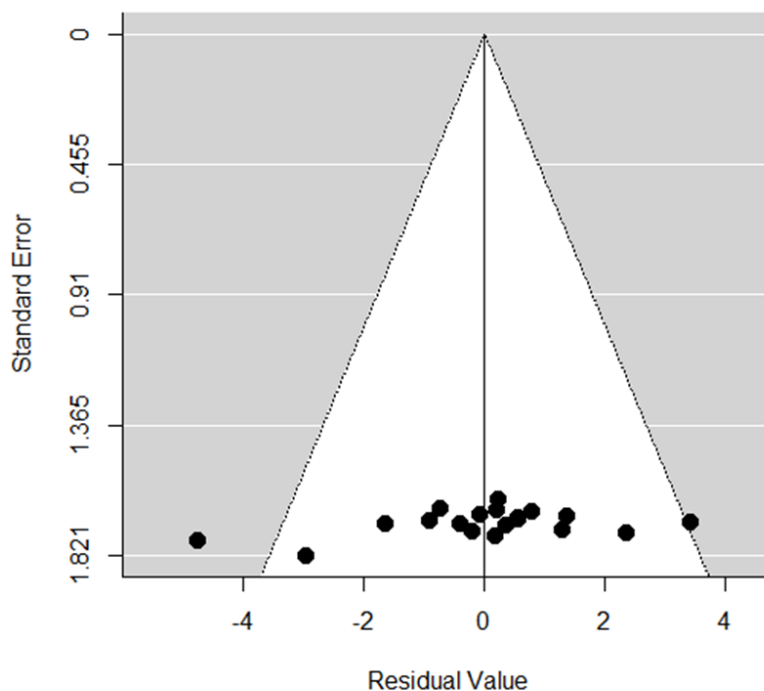
funnel plot-aszimmetria tesztje: $z=-2,4988$, $p=0,0125$

A trim and Fill módszer-modell eredményei:

A hiányzó tanulmányok becsült száma a jobb oldalon: 0 (SE=3,0243)

Hedge-féle g becsült értéke	Standard hiba	z	p	Konfidencia- intervallum alsó határértéke	Konfidencia- intervallum felső határértéke
-0,1787	0,2898	-0,6165	0,5376	-0,7467	0,3893

9. függelék. Funnel plot ábra, a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Mn koncentrációi alapján.



Regression Test for Funnel Plot Asymmetry

Modell: súlyozott regresszió sokszorozó diszperzióval

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $t=-1,2067$, $df=17$, $p=0,2441$

Model: kevert hatások meta-regressziós modell

predictor: standard hiba (SE)

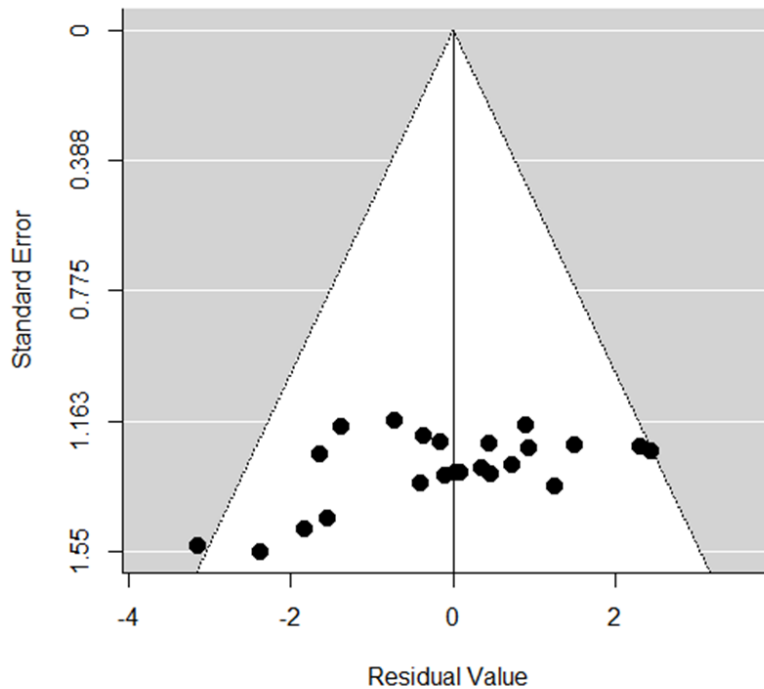
funnel plot-aszimmetria tesztje: $z=-1,7974$, $p=0,0723$

A trim and fill módszer-modell eredményei:

A hiányzó tanulmányok becsült száma a jobb oldalon: 0 (SE=2,5147)

Hedge-féle g becsült értéke	Standard hiba	z	p	Konfidencia- intervallum alsó határértéke	Konfidencia- intervallum felső határértéke
-0,3817	0,4029	-0,9472	0,3435	-1,1714	0,4081

10. függelék. Funnel plot ábra, a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Pb koncentrációi alapján.



Regression Test for Funnel Plot Asymmetry

Modell: súlyozott regresszió sokszorozó diszperzióval

predictor: standard hiba

funnel plot-aszimmetria tesztje: $t=-2,1138$, $df=21$, $p=0,0467$

Model: kevert hatások meta-regressziós modell

predictor: standard hiba

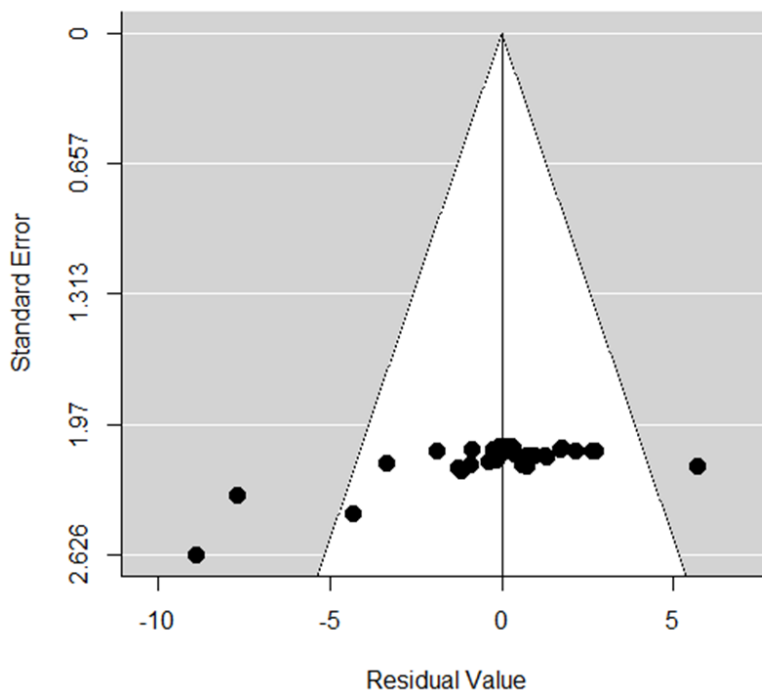
funnel plot-aszimmetria tesztje: $z=-4,0294$, $p<0,0001$

A trim and fill módszer-modell eredményei:

A hiányzó tanulmányok becsült száma a jobb oldalon: 0 (SE=2,9084)

Hedge-féle g becsült értéke	Standard hiba	z	p	Konfidencia- intervallum felső határértéke	Konfidencia- intervallum also határértéke
-0,7345	0,3311	-2,2184	0,0265	-1,3835	-0,0856

11. függelék. Funnel plot ábra, a kontroll és szennyezett területekről származó futóbogarak Zn koncentrációi alapján.



Regression Test for Funnel Plot Asymmetry

Modell: súlyozott regresszió sokszorozó diszperzióval

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $t=-0,7883$, $df=37$, $p=0,4355$

Modell: kevert hatások meta-regressziós modell

predictor: standard hiba (SE)

funnel plot-aszimmetria tesztje: $z=-4,6133$, $p<0,0001$

Model Results after Trim and Fill:

A hiányzó tanulmányok becsült száma a jobb oldalon: 0 (SE=3,5431)

Hedge-féle g becsült értéke	standard hiba	z	p	Konfidencia- intervallum alsó határértéke	Konfidencia- intervallum felső határértéke
-0,2320	0,3557	-0,6522	0,5143	-0,9292	0,4652

