



**Urbanizációs hatás vizsgálata ászkarák együtteseken
(Isopoda: Oniscidea):
esettanulmányok magyar és dán GlobeNet vizsgálatokból.**

Doktori (PhD) értekezés

Vilisics Ferenc

Debreceni Egyetem

Debrecen, 2009.

Témavezetők:

Prof. Dr. Tóthmérész Béla

Debreceni Egyetem, TTK, Ökológiai Tanszék

Dr. Magura Tibor

Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság

Dr. Hornung Erzsébet

Szent István Egyetem, ÁOTK, Ökológiai Tanszék

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS.....	5
1.1. A városok fejlődése és a városiasodás	5
1.2. A városok talajfaunája	7
1.3. GlobeNet projekt.....	10
1.4. Hipotézisek.....	11
1.4.1. Növekvő zavarás hipotézis	12
1.4.2. Közepes zavarás hipotézis	13
1.4.3. Behurcolt fajok hipotézise	13
1.4.4. Csökkenő egyenletesség hipotézis	14
1.4.5. Ivararány eltolódási hipotézis.....	14
2. MÓDSZEREK.....	16
2.1. Mintavételi területek.....	16
2.2. Mintavételi módszerek.....	19
2.3. Az adatok elemzése.....	20
2.3.3. Szezonális aktivitás.....	21
3. EREDMÉNYEK	23
3.1. Fajösszetétel	23
3.2. Az aktivitási denzitás mintázata.....	27
3.3. Ászkaegyüttesek diverzitása.....	30
3.3.1. Az ászkarák együttesek struktúrája.....	31
3.3.2. Ászkarák együttesek számított diverzitási értékei.....	34
3.4. Ászkarák együttesek szezonális aktivitása	40
3.5. Isopoda fajok ivararányának vizsgálata.....	46
3.5.1. Ászkarák együttesek ivararánya	46
3.5.2. Az ivararányok szezonális változása	48
4. ÉRTÉKELÉS.....	51
4.1. Fajösszetétel és diverzitás	51
4.2. Ászkarák együttesek szezonális aktivitása	56
4.3. Ászkarák együttesek ivararánya	56
5. ÖSSZEGZÉS	59
6. SUMMARY	59
7. FELHASZNÁLT IRODALOM.....	66
8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	78
FÜGGELÉK.....	79

Családomnak

1. BEVEZETÉS

1.1. A városok fejlődése és a városiasodás

Az új Millennium kezdetén a városiasodás és az azzal járó környezeti hatások jelentik az egyik legnagyobb kihívást, amellyel az emberiségnek szembe kell néznie. A probléma oka az, hogy a városok alapvetően egy faj igényeit hivatottak kiszolgálni, és ez az *ember*. A városiasodás, azaz urbanizáció hatására a természetes környezettől gyökeresen eltérő táj formálódik, amelyben új, mesterségesen létrejött élőhelyek keletkeznek.

Noha nagyobb emberi települések már kb. 9000 éve léteznek, a városiasodás és az ember világméretű környezet átalakító és -romboló tevékenysége néhány száz éve vált igazán láthatóvá. Ez a folyamat összefüggésben áll az emberiség folyamatosan növekvő lélekszámával, ugyanakkor a 19. századi ipari forradalom és a 20. század technológiai fejlődése adta a legnagyobb lökést a városok növekedésének és fejlődésének. Az ipari forradalom óta eltelt idő alatt a városok fejlődése és területi gyarapodása globálisan tapasztalható, hétköznapi jelenséggé vált.

A változások azonban mindig pusztulással járnak, amelyek során a természeti és kulturális értékek („örökségek”) tűnnek el visszafordíthatatlanul. A változások sebessége és mértéke a 20. század második felétől kezdve példátlan mértékben fokozódott (Antrop 2000), amelynek következményeképpen a hagyományosan művelt vagy a természetes tájak jellegtelené váltak, és nagymértékben fragmentálódtak. Az ember keze alatt új tájak, új élőhelyek alakultak/-nak ki, de ezekre már egyre inkább a funkcionális homogenitás jellemző (Antrop 2004).

Noha a városok földrajzi fekvésüktől, a kulturális hatásoktól és sok más tényezőtől függően különböznek egymástól, már az időszámításunk előtti korokban is megmutatkozott, hogy különböző kontinenseken fekvő, egymással (mai tudásunk szerint) nem kommunikáló népek városainak alapszerkezete, és legtöbbször (szakrális, védelmi és gazdasági) funkciója igen nagy hasonlóságot mutatott (Kotkin 2006).

Földrajzi és kulturális tényezőktől függően a városok még Európán belül is igen eltérőek lehetnek, hiszen az egyes városokban a tájhasználat széles skálája

jelenik meg. Mindezek ellenére fel kell ismerjünk a városok közti hasonlatosságokat, mert ezek rendezőelvként való alkalmazásával az urbanizáció hatásait tudományos alapossággal vizsgálhatjuk, miközben az egyes városok egyedi különbségeit sem veszítjük szem elől.

A városok hasonlatosságai könnyen megragadhatóak, ha csak a főbb jellemzőket vesszük is figyelembe. Ezek egyértelműen a városok *funkciójából* eredeztethetőek. A funkció, az élettelen környezet által szabott kereteken belül, meghatározza a város szerkezetét, épületeinek milyenségét, és ez közvetlenül hat a városi élő és élettelen környezetre. A közigazgatási, oktatási, ipari, kereskedelmi és szolgáltató funkciók mellett a magas népesség és népsűrűség egyaránt a nagyvárosok közös jellemzői. Ezeknek megfelelően az épített környezet is hasonlatosságokat mutat. A városok közti hasonlóságokat Alaruiikka és munkatársai (2003) a következő pontokba foglalták össze: (a) nagy népsűrűség; (b) fejlett ipari, üzleti és lakóövezetek; (c) erősen bolygatott, átalakított, és/vagy fragmentált természetes élőhelyek; (d) magasabb átlagos hőmérséklet a városmagban mint a kertvárosokban és a várost övező területeken; (e) a behurcolt, idegenhonos, inváziós valamint a natív generalista fajok nagyobb aránya.

A nagyvárosok közti szerkezeti hasonlóságok a környezeti tényezőket is hasonló módon alakítják. Ilyen tényező például az ún. *hősziget hatás* (HH), amely a városi léghőmérsékletnek a városon kívüli területekhez viszonyított magasabb értékét jelenti. A HH városok között és városon belül is eltérő értékeket jelent. Kisebb városokban kb. 2-3 °C, de pl. Tokióban a 11 °C-t is elérte a városmag és a szuburbán övezet közötti hőmérséklet különbsége (Saitoh *et al.* 1996; Andreev 2004).

A jelenség a vizsgálatok szerint minden emberi településen létrejön, még a legkisebb falvak, illetve az izolált, nagyméretű telephelyek, vagy bevásárlóközpontok esetén is (Andreev *et al.* 2004).

A városi biodiverzitás vizsgálatát, a téma aktualitását éppen a városiasodás mértéke indokolja, amely szorosan összefügg a földi népesség gyarapodásával. Korábbi előrejelzések (Douglas 1992; Vandruff *et al.* 1995) szerint az ezredfordulóra – a történelem során először – az emberiség nagyobbik hányada

városlakóvá válik. Ez a becslés igazolódott, hiszen az ENSZ 2007-es jelentése szerint a világon több mint 3,4 milliárd ember élt városokban¹. Az iparosodott államokban ez az arány már a 80 százalékot is eléri (Davis 2006).

Az urbanizációs hatásokkal (pl. a természetes területek fragmentálódása, bolygatása, átalakítása, valamint a mesterséges élőhelyek megjelenésével) együtt a városokban létrejön a „régi” és az új biotópok páratlanul gazdag mozaikja. Ebből fakadóan az őshonos fajok élőhelyeinek átalakítása mellett a városiasodás új fajok megtelepedését lehetővé tevő új élőhelyek keletkezését is jelenti (Niemelä 1999). A túlélő őshonos fajok mellett így kozmopolita és behurcolt idegenhonos fajok is megtelepednek a városokban (pl. Niemelä *et al.* 2002; Vilisics & Hornung 2009). Ebből fakadóan a „városi biodiverzitás” sokszor meglepően magas értéke nem tükrözi egyértelműen a városi fauna természetességét vagy „jóságát”.

A városi fauna esetleges gazdagodása mellett fontos tényező még a *biotikus homogenizáció* jelensége is, amely a tágtűrésű, legtöbbször kozmopolita fajoknak az őshonos fajokkal szembeni térnyerését jelenti. Hatására a lokális fajkészlet képviselőinek kihalásával a flóra és fauna számos elemében hasonlatossá válik egymástól távoli városok esetében is (McKinney 2006).

1.2. A városok talajfaunája

A városi élővilág és az urbanizáció biodiverzitásra gyakorolt hatásainak a vizsgálata – főként a fejlett iparosodott országokban – az elmúlt évtizedekben intenzívvé vált. A kutatások főleg az edényes flórát és a gerinces faunát célozták (pl. Guntenspergen & Levenson 1997; Vuorisalo *et al.* 2003; Löfvenhaft *et al.* 2004; White *et al.* 2005). A városi élőhelyek gerinctelen faunáján belül, jóval kisebb figyelem mellett, elsősorban a futóbogarakról (Carabidae) ismertek vizsgálatok (pl. Niemelä *et al.* 2002; Magura *et al.* 2004; Elek & Lövei 2005). Ezzel együtt is, a városok talajlakó gerinctelen faunája még mindig a kevésbé kutatott élőlénycsoportokhoz tartozik.

Az elmúlt évtizedekben a népszerűbb taxonok (Plantae, Carabidae, Vertebrata) mellett találunk talajlakó lebontó makrogerinctelen szervezetekkel foglalkozó

¹www.un.org/esa/population/publications/wup2007/2007WUP/Highlights_web.pdf
(2008 február)

munkákat is. Ezekben modell állatcsoportként főleg földigilisztákat (Annelida, Lumbricidae) (pl. Pizl & Josens 1995; McDonnell *et al.* 1995; Pouyat *et al.* 1997; Szlávecz *et al.* 2006) használtak, de találunk cikkeket a városok csiga (Gastropoda) (pl. Baur & Baur 1993; Regoli *et al.* 2006), és ezerlábú (Chilopoda és Diplopoda) (pl. Wytwer 1996; Korsós *et al.* 2002; Giurginca 2006; Riedel *et al.* 2009) faunájáról is. Külön figyelmet érdemel az a lengyel tanulmány, amelyben Poznan és környékén kimutatott százlábú (Chilopoda) együttesek összetételét és diverzitását értékeli az elmúlt 50 év adatai alapján (Lesniewska *et al.* 2008).

Fontos megemlíteni az USA-ban zajló *Baltimore Ecosystem Study* elnevezésű, a városiasodás hatásait célzó hosszútávú komplex ökológiai vizsgálat-sorozatot is, amelyben a talajzoológiai vizsgálatok fő célcsoportjait a gyűrűsférgek, ászkarákok és ikerszelvényesek².

A jelen disszertáció célcsoportjául választott szárazföldi ászkarákok (subordo Oniscidea) a rákok (Crustacea) osztályán belül a valódi rákok (Eumalacostraca) alosztályába és Isopoda rendbe tartoznak³. Mivel az Oniscidea alrenden kívül a legtöbb rák vízi életmódot folytat, az ászkákon keresztül kiválóan vizsgálhatóak a szárazföld sikeres meghódításának lépései. Közel 4000 fajuk (Schmalfuss 2003) szárazföldi életmódhoz való alkalmazkodása jól tükröződik a fajok morfológiájában és életmenet-stratégiáiban.

A vizes élőhelyek (tengerparti hullámszóna, folyóvizek partja) jellegzetes fajai (pl. *Ligia spp.*, *Ligidium spp.*) jellegeikben a vízi ászkákhöz hasonló bélyegeket hordoznak, mint például a fejlett első csáp, hosszú testfüggelékek és vékony külső váz. A változatos képet tovább bonyolítja, hogy egy adott, széles elterjedésű faj esetében (pl. *Armadillidium vulgare* Latreille, 1804) nagy fenotipusos plaszticitás figyelhető meg, azaz eltérő környezeti feltételek között élő populációi például eltérő szezonális aktivitási és szaporodási mintázatot mutatnak (pl. Warburg 1987; Hassall *et al.* 2005).

A nagy változatosság mellett az ászkarákoknál megfigyelhetőek bizonyos ismétlődő alaki tulajdonságok is, amely alapján ökomorfológiai típusok különíthetők el (Schmalfuss 1984). A csoportosítás az Oniscidea csoporton belül

² <http://www.beslter.org/> (2009 május)

³ <http://www.itis.gov> (2009 május)

megfigyelhető főbb testformákon alapszik: „gömbölyödő”, „futó”, „lapuló”, „bújkáló”, „tüskés” és „non-komformista” forma. A csoportosítás az átfedések és bizonytalanságok ellenére az eddigi legrelevánsabb megközelítés arra, hogy az ászkákat például alaki szempontból és mikroélőhely használatuk szerint osztályozni próbáljuk. A gömbölyödés például a védelmi funkción túl csökkenti a vízvesztést, ezáltal növeli a gömbölyödésre képes fajok toleranciáját. Az ökomorfológiai típusok alkalmazását az ökológiai vizsgálatokban lehetővé teszi, hogy a jellegek polifiletikusak, tehát több nemben egymástól függetlenül is kialakultak (pl. gömbölyödés: *Armadillidium* és *Cylisticus*, vagy futó forma: *Ligia* és *Philoscia*).

Az ászkarakok funkcionális szempontból egy csoportot alkotnak: a talajban és avarban élő, az élettelen növényi részeket lebontó makrogerinctelenek guildje. Az ökoszisztémában betöltött legfontosabb szerepük ennél fogva a szerves anyag lebontásban és mineralizációjában van (pl. Hassall *et al.* 1987).

Magasabb rendű rákok lévén figyelemre méltó, ahogy alkalmazkodni tudtak a szárazföldi viszonyokhoz, benépesítve szinte az összes biotóp típust a tengerpartoktól a sivatagokig, magashegységekig.

A városi ászkarak faunát eddig kivétel nélkül faunisztikai, ökofaunisztikai szempontból, elsősorban európai városokban vizsgálták. Az alkalmazott mintavételi módszerek különbözősége miatt az egyes közleményekben leírt fajlistákon főleg kvalitatív összehasonlításokat végezhetünk, hiszen az egyes mintavételi eljárások nem egyformán alkalmasak a talajfelszíni és az avarlakó fajok kimutatására, ezáltal kvantitatív összevetésekre ritkán van lehetőség. Az Isopoda fauna feltárását célzó vizsgálatok intenzitását tekintve Varsó (Jedryczkowski 1981) és Budapest (Korsós *et al.* 2002; Vilisics & Hornung 2009, Vilisics & Hornung, *in press*) kiemelkedik a vizsgált nagyvárosok között. A közepes méretű (<1 millió fő lakos) városokról szóló tanulmányok sorából kiemelkedik a cseh Olomuc és Hodonín (Riedel *et al.* 2009).

Ezen példákon kívül még néhány faunisztikai, a városi biodiverzitás feltárását célzó vizsgálat ismert, amelyek - főleg szórványadatok révén - információval szolgálhatnak az európai városok ászka faunáját illetően (pl. Bukarest: Giurginca

2006; Helsinki: Vilisics & Terhivuo 2009; több hazai kis és középváros (Vilisics, nem publikált).

A hazai elterjedési adatok alapján tudjuk (Vilisics, nem publikált; Hornung *et al.* 2008, Vilisics & Hornung 2009), hogy a hazai városi Isopoda fauna érdekes kétarcúságot mutat, amely egyrésztől fajszám növekedéssel járó közvetlen emberi hatásokkal, másrésztől pedig a biotikus egységesedés („uniformizáció”) folyamatával jellemezhető. Az emberi behurcolás hatása megmutatkozik az idegenhonos fajok nagy arányában. Az ember jelenléte és működése így igazoltan a városi biodiverzitás növekedését eredményezi, igaz főleg csupán speciális élőhelyekhez kötötten (pl. kertek, üvegházak). Ezzel párhuzamosan jellemzőek és gyakoriak az emberi hatásokat jobban tűrő európai, holarktikus és kozmopolita fajok, amelyek szinte minden városi biotópot sikeresen kolonizáltak. Ezáltal a városi élőhelyek uniformizáltak, azaz fajösszetételeik erős hasonlóságot mutatnak. Ritka őshonos fajok, például endemikus vagy ritkább színező elemek városainkból még nem kerültek elő. Ez is jelzi, hogy a városok drasztikus fauna átalakító hatása az Isopoda együtteseken is kimutatható.

A városi ászkarák fauna feltárásán túl kutatások főleg GlobeNet vizsgálatok (Niemelä *et al.* 2000) keretében folytak (Hornung *et al.* 2007; Vilisics *et al.* 2007a és b; Magura *et al.* 2006 és 2008; Hornung *et al.* 2009). A svájci BiodiverCity (Moretti *et al.* 2008; Germann *et al.*, *in press*) kutatássorozat kérdéseiben és módszereiben egy ettől független próbálkozásnak tekinthető, ami jelzi, hogy a városokban a talajfauna ökológiai szempontú vizsgálata (is), legalábbis a fejlett országokban, előtérbe került.

1.3. GlobeNet projekt

A projekt az ember által létrehozott erdei élőhelyi mozaikok hasonlóságait veszi alapul. Az alapvető kérdés az, hogy a hasonló tájhasználatból adódóan annak a biodiverzitásra gyakorolt hatása is hasonló-e (Samways 1992)? A városi erdős/fás élőhelyek monitorozására J. Niemelä és kutatótársai (2000) egy könnyen kivitelezhető módszert dolgoztak ki, amellyel futóbogár (Coleoptera,

Carabidae) közösségek változásain keresztül kívánták bemutatni az emberi hatásokat⁴.

A protokoll fő célja az urbanizációs hatást egyazon módszer alkalmazásával, egyazon állatcsoport (eredetileg futóbogarak) felhasználásával vizsgálni a Föld különböző városaiban (pl. Helsinki, Szófia, Edmonton). A városiasodás epigeikus makrogerinctelenekre gyakorolt hatásának feltárásához megfelelő számú, összehasonlítható, fás vegetációval borított vizsgálati területet kell találni, amelyekben vizsgálható az átmenet az erősen beépített városmagtól a kertvároson át az erdőig⁴.

A GlobeNet protokoll kidolgozása (Niemelä *et al.* 2000) óta eltelt egy évtizedben számos referált, angol nyelvű publikáció közölt eredményeket olyan vizsgálatokból, amelyek a GlobeNet útmutatásait követték (pl. Niemelä 2000; Niemelä & Kotze 2000; Niemelä *et al.* 2000; Niemelä *et al.* 2002; Alaruikka *et al.* 2003; Ishitani *et al.* 2003; Venn *et al.* 2003; Magura *et al.* 2004; Elek & Lövei 2005 és 2007; Magura *et al.* 2005; Tóthmérész & Magura 2005; Magura *et al.* 2006a, 2006b; Sadler *et al.* 2006; Sapia *et al.* 2006; Small *et al.* 2006; Hartley *et al.* 2007; Hornung *et al.* 2007; Vilisics *et al.* 2007; Magura *et al.* 2008a, 2008b, 2008c).

Ezek a vizsgálatok többek között Bulgária, Dánia, Finnország, Japán, Kanada, Magyarország és Németország egyes városainak gerinctelen faunáját vizsgálták egy erdő – szuburbán – urbán zavarási grádiens mentén.

A protokollt alapvetően futóbogarakra (Coleoptera, Carabidae) készítették, ám a futóbogarakon kívül más felszínaktív gerinctelenekre, mint például pókokra (Alaruikka *et al.* 2003, Horváth & Szinetár 2007), ászkarákokra (Vilisics *et al.* 2007), ikerszelvényesekre (Diplopoda, Bogyó *et al.* nem publikált) vonatkozóan is történtek értékelések.

1.4. Hipotézisek

A különböző fokú urbanizáció következtében fennálló eltérő mértékű emberi bolygatás Isopoda együttesekre gyakorolt hatásának vizsgálatára több hipotézist teszteltünk, amelyeket az alábbiakban részletesen felsorolok. Ezek között az

⁴ <http://www.helsinki.fi/science/globenet/> (2009 május)

ökológiában és a GlobeNet vizsgálatokban széles körben használt hipotézisek mellett néhány új hipotézist is felállítottam.

A zavarásnak (természetes, és emberi zavarásnak egyaránt) térbeli kiterjedése, erőssége és időtartama van, emellett két bolygatás között eltelt idő is fontos tényező (pl. Johst & Huht 2005). A felsorolt tényezőkből fakadóan az általunk vizsgált területeken az élőhelyek zavarásának mértékében és a bolygatottság ismétlődésében is jelentős eltéréseket feltételezünk. Közvetlen bizonyíték erre például a beépítettség mértéke vagy a vizsgálati területeken keresztülfutó utak minősége (földút, aszfalt), amiből a forgalomra is következtethetünk.

1.4.1. Növekvő zavarás hipotézis

A talaj makrofauna összetételében a táplálék minősége a predációnál vagy a kompetíciónál meghatározóbb szereppel bírhat (Watkin & Wheeler 1966; Dutoit *et al.* 1997). Ezért a növényzet összetétele, valamint az ezzel szervesen összefüggő avarmennység és -minőség jelentős hatást gyakorolhat a talajfauna összetételére. Az avar fontos táplálékforrás, de búvóhelyként mikroélőhelyi szinten jelentős szerepe van az együttesek térbeli eloszlásában is (Decaëns *et al.* 1994). Emellett a városiasodás, az emberi hatás által gyakoriak a városi vegetációban végbemenő biotikus inváziók, idegen fajok megtelepedése, elterjedése, amelyek hatással lehetnek a talajfauna összetételére is (Belnap *et al.* 2005). Feltételezem, hogy a városiasodás élőhelyátalakító hatása, például az avar eltávolításából fakadóan is, jelentősen hozzájárul az Isopoda együttesek csökkenő fajgazdagságához és egyenletességéhez.

A „Növekvő zavarás” hipotézis (Gray 1989) alatt a vizsgált területek ászkarák együtteseiben a zavarás fokának növekedésével együtt fokozatosan csökkenő fajgazdagságot feltételezek. Emellett a legjobban bolygatott területen (városi park) a mértani sorozatra illeszkedő rang-abundancia eloszlást és alacsony egyenletességet várok.

1.4.2. Közepes zavarás hipotézis

A Connell (1978) által bevezetett „*intermediate disturbance hypothesis*” vagy IDH népszerű és gyakran tesztelt feltevés az ökológiai vizsgálatokban. Alapja az a megfigyelés, hogy időben vagy mértékben eltérő lokális bolygatások hatására adott területet különböző szukcessziós fázisú élőhelyfoltok jellemeznek. Az IDH feltételezi, hogy az eltérő szukcessziós fázisok egyidejű megléte magas biotóp heterogenitást eredményez, és ez egy homogén területhez képest több faj számára biztosíthat optimális élőhelyet. Amint azt Johst & Huht (2005) bemutatta, hogy a fajgazdagságon túl a hipotézis igazolására mind a Simpson, mind a Shannon diverzitási index alkalmas.

Debrecen és Sorø ászkarák együtteseinek vizsgálatakor feltételeztem, hogy a természetes és erősen urbanizált területek között, egyfajta átmeneti zónaként tekinthető szuburbán területeken az ászka együttesek diverzitása a legnagyobb, mert itt az erdei/natív fajok túlélése mellett a tágtűrésű kozmopolita/szinantróp fajok is megjelennek, de jelentős dominancia rangot egyikük sem ér el.

1.4.3. Behurcolt fajok hipotézise

A biotikus homogenizáció a városi ökológiai rendszerek egyik legáltalánosabb jellemzője. Ez az antropochor behurcolási folyamatok mellett az urbanizáció következménye, amelynek hatására az erősen bolygatott és újonnan kialakult élőhelyfoltokban új fajok telepednek meg, míg az adott területre jellemző őshonos fajok visszaszorulnak.

A behurcolt és megtelepedett fajok jellegzetessége, hogy adott szélességi körön és klímán, gyakran még azon kívül is, a legtöbb városban megtalálhatóak. A leggyakrabban vizsgált fajok a madarak és emlősök közül kerülnek ki, mint pl. parlagi galamb (*Columba livia f. domestica* Gmelin, 1789) vagy a házi macska (*Felis silvestris catus* Linnaeus, 1758).

A talajlakó gerinctelenek között is szép számmal ismerünk homogenizáló fajokat (Szlávecz *et al.* 2008a, 2008b). Ezen fajok gyakran idegenhonosak és az emberi behurcolást követően sikeresen kolonizálnak, majd széles körben elterjednek. Mindazonáltal, ahogy a „Tízszabály” (Williamson 1996) is mutatja, körülbelül minden ezredik behurcolt faj válhat invázióvá, kártevővé. Ezen

folyamat következtében a városok Isopoda faunájában is új fajok jelennek meg: ezek kisebb számban tágtúrású, kozmopolita fajok, míg többségük speciális élőhelyhez kötött sztenotóp (Cochard *et al.*, *in press*) faj. Ezek olykor különleges domicol fajok (Csuzdi *et al.* 2008), amelyek kizárólag házakban jelennek meg. Ezen betelepedési folyamatok mellett (nem feltétlenül azok hatására) a natív fajok aránya a városi élőhelyeken jelentősen lecsökken (McKinney 2008).

A „Behurcolt fajok” hipotézis (Vilisics et al. 2007b) azt feltételezi, hogy a városi területeken (urbán és szuburbán) az erdei területekkel összehasonlítva a natív ászkafajok aránya alacsonyabb a kozmopolita és idegenhonos fajokhoz képest.

1.4.4. Csökkenő egyenletesség hipotézis

Az egyenletesség az együttesek fajainak tömegességi viszonyait mutatja, ezáltal a diverzitásnak egy egyszerű mutatójaként használható (Magurran 2004). Az egyenletesség ott a legnagyobb, ahol a fajok abundanciája kiegyenlített, míg ahol a tömegarányokban a legnagyobb az eltérés, ott az egyenletesség a legkisebb lesz. Ez utóbbi általában valamilyen bolygatás hatását, illetve korai szukcessziós fázist jelöl, amikor is egy-két toleráns faj jelentős mértékben elszaporodik, míg a többi faj csak alacsony egyedszámban van jelen.

Ez alapján feltételezzük, hogy az egyenletesség a városi területek felé csökken, mert a zavartsággal együtt nő a részaránya néhány kozmopolita és/vagy natív generalista fajnak, amelyek esetenként az urbanizált területeken egyeduralkodóvá is válhatnak.

1.4.5. Ivararány eltolódási hipotézis

Fisher 1930-ban arra a következtetésre jutott, hogy a természetes szelekció okán a fajoknak a nőstények és a hímek egyenlő aránya lenne kívánatos. A valóságban azonban sok fajnál tapasztalható eltolódás (nőstény, illetve hím többlet), ráadásul az arányok szezonálisan és térben is változhatnak, amint azt az alábbi példákban bemutatom.

A populációk ivararányának a fisheri 1:1-től való eltérése lehetséges adaptív előnyeit számos kutató vizsgálta (pl. Godfray & Werren 1996). Sustek (1984) felvetette, hogy futóbogár populációkban az ivararány az emberi zavarás hatására

változhat, mivel a hímek és nőstények populáción belüli aránya fontos adaptív tényező, amely a belső növekedési rátát befolyásolja. Ebből fakadóan feltételezhető, hogy emberi bolygatás alatt álló területeken a belső növekedési ráta növelése érdekében ivararányokat módosítani képes fajok populációi előnyre tehetnek szert. Tehát, nőstény többletet legnagyobb eséllyel a bolygatott területeken, valamint pionír fajok populációiban tapasztalhatunk (pl. Wildish 1977; Sustek 1984; Paoletti & Cantarino 2002).

Hipotézisünkben feltételezzük, hogy a tágtúrású kozmopolita Isopoda fajok ivararányaiban az eltérő bolygatottságú területeken nem, vagy csak csekély mértékű eltérést fogunk tapasztalni. Ezzel szemben az erdei specialisták ivararányaiban jelentős különbségeket tapasztalunk az erdei és a zavart (szuburbán, urbán) élőhelyek között.

2. MÓDSZEREK

Jelen disszertáció alapjául a Magyarországon (Debrecen) és Dániában (Sorø) a GlobeNet nemzetközi projekt módszereit (Niemelä *et al.* 2000) alkalmazó kutatások során gyűjtött, az epigeikus ászkarák fajokra is adekvát talajcsapda anyagok feldolgozása szolgált. Mindkét városban azonos szisztéma szerint, azonos jellegű biotópokban és azonos mintavételi eljárással zajlott a kutatás. Különbségek a csapdaürítés gyakoriságában volt, ami miatt a fogott egyedszámok nagyban eltérnek egymástól (Függelék 1. táblázat).

Miután magam a terepi mintavételezés után kapcsolódtam a munkába, feladatom a talajcsapdák Isopoda anyagának feldolgozása volt: az egyedek fajokra és nemekre történő meghatározása, az ebből előállított adatbázis elkészítése, az adatok kezelése és elemzése, valamint az eredmények közlésében való részvétel. Részt vettem némely eredmények publikálásában (Vilisics *et al.* 2007a, 2007b; Hornung *et al.* 2007), valamint egyes eredmények hazai és nemzetközi konferenciákon való prezentálásában.

Mivel a GlobeNet projektekben alkalmazott *rural* elnevezés eredeti fordításban vidéki, falusi területet jelent (Ország *et al.* 2003), ezért a pontosság kedvéért dolgozatomban az „Erdő” megjelölést használok.

2.1. Mintavételi területek

Debrecen, Magyarország

Debrecen a főváros után Magyarország második legnépesebb városa, lakosainak száma 2005-ben 204297 fő volt. Koordinátái: É 47° 52' 997"; K 21° 63' 916".

Mintavételi helyként három erdős terület lett kiválasztva (a GlobeNet vizsgálatokban hagyományosan „rurál”, „szuburbán” és „urbán” területek) amelyek között a távolság legalább 1 kilométer volt, területük pedig egyenként kb. hat hektár. A területek domináns fa faja a kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) (Magura *et al.* 2004). A mintavételi helyek a növekvő emberi zavarást reprezentálva a debreceni Nagyerdő Erdőrezervátumban, a kertvárosban és a városközpontban találhatók. A kiválasztott három területet a város terjeszkedése előtt összefüggő gyöngyvirágos tölgyes borította.

A debreceni vizsgálatban az egyes urbanizációs szintek elkülönítését a beépített területek aránya alapján állapították meg, légifotók és ArcView GIS program segítségével. Így ez az arány az erdei területen 0 %, a szuburbánban 30 %, míg az urbánban meghaladta a 60 %-ot.

A természetközeli erdei terület a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság kezelésébe tartozó Debreceni Nagyerdő Természetvédelmi Területen lett kijelölve. Ez a terület, korábbi nevén („Öregtölgyes”) Debrecen város belterületén helyezkedik el, és már a középkor óta bizonyos fokú védelem alatt áll. Részleges természetvédelmi oltalmát 1939-ben kapta. A területet az eredeti vegetációnak megfelelő gyöngyvirágos tölgyes borítja, de a talajvízszint fokozatos csökkenése miatt a huszadik században jelentős tölgyállományok száradtak ki. A Nagyerdő jelenleg alacsony intenzitású erdőkezelésnek van kitéve, ezért természetközeli állapotúnak tekinthető. A második világháború során az erdő jelentős pusztítást szenvedett. A zavarás, erdőpusztítás a háború után sem szűnt meg; a teljes védettségre 1992-ig kellett várni. Debrecen város közelsége és az erdő rekreációs célú felhasználása miatt mégsem tekinthető az emberi zavarástól mentesnek.^{5, 6}

Az „urbán” terület egy városi park, ahol a cserjeszint igen gyér, és amelyen számos aszfaltozott út is áthalad. A parkból kezelések során a lehullott ágakat rendszeresen elszállítják és a cserjeszintet gyérítik, míg a „szuburbán” területről a lehullott ágakat és a holtfát távolítják el (Magura *et al.* 2004).

Sorø, Dánia

Sorø városa Nyugat-Zealand szigetén fekszik Koppenhágától 80 kilométerre (koordinátái É 55° 26' 00"; K 11° 34' 00"), lakossága 2002-ben 6996 fő volt. A város környékén (és egykor egész Dániában) az eredeti növényzetet kiterjedt erdőségek jellemezték, amelyek a mezőgazdaság és a települések terjeszkedésével fragmentálódtak illetve zömmel el is tűntek.

Ma Dánia, és ezen belül Nyugat-Zealand területének jelentős hányada mezőgazdasági művelés alatt áll, az ország erdősültsége 12 %. Az erdők pusztítása és a művelt területek terjeszkedése a pollenanalízis tanúsága (Rasmussen 2005) szerint több mint ezer éve megkezdődött, és a XVII-XVIII. században tetőzött.

⁵ <http://www.foek.hu/zsibongo/termve/tt/debrecen.htm> (2009 május)

⁶ <http://wwwold.hnp.hu> (2009 május)

A jelentős erdőirtások eredményeképp Dániában kevés egybefüggő erdőterület marad épen: a Jütlandon található Silkeborg környéki erdők (85 km²) és a Rold Skov (80 km²) számítanak a legnagyobbnak.

A GlobeNet projekt vizsgálati feltételeit figyelembe véve egy, a városközponttól körülbelül másfél kilométerre fekvő bükkös jelentette a „rurál”, vagyis természetes/természetközeli erdőterületet. A *Suserup Skov* természetvédelmi területhez tartozó erdőtag jelenleg a legtermészetesebb állapotban megtartott dániai erdők közé tartozik, még az itt is meglévő emberi zavarás ellenére is (Fritzbøgger & Emborg 1996). A terület a XVIII. századig jellemzően gabonaföldek, legelők és erdőfoltok mozaikja volt, míg 1792-ben a teljes területet erdőművelés alá vonták. 1860-ban megszűnt az intenzív erdészeti kezelés, végül 1920-ban törvényes védettséget kapott.

Az erdei vegetáció domináns fafaja a bükk (*Fagus sylvatica* L.), de a pollenanalízisből tudjuk, hogy az erdő jelenlegi összetétele 400 évnél nem régebbi állapotokat tükröz (Hannon *et al.* 2000). Az erdő struktúrája a bükkös erdőkre általában jellemző sűrű lombkoronaszinttel, valamint szegényes cserje és lágyszárú szinttel jellemezhető.

„Szuburbán” mintavételi területként Sorø város kertvárosi területe szolgált, ahol az egykori bükkös erdő maradványaként néhány idős fa még megtalálható. A kertvárosban családi házak, temető, valamint aszfaltozott és földutak, valamint egy nagyobb vizesárok tagolják a területet. A fák itt ritkásan állnak, a cserje és lágyszárú szint dús. A fákat főleg az elszórtan helyezkedő magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) és az európai bükk (*Fagus sylvatica* L.) képviselik. A gyepszintben jelentős mennyiségű bükk újulat figyelhető meg.

Az „urbán” mintavételi területet a Sorø Akademi kezelésében levő városi park (É 55° 25'; K 11° 33') jelenti, amelyhez szervesen kapcsolódik egy iskola és számos műemlék is. A parkban még megtalálhatók az eredeti bükkös vegetáció foltjai is, de a terület növényzetét már nagyrészt betelepített díszcserjék és fák uralják. Ezek között leginkább lombhullató zárvatermők vannak, de találunk nyitvatermőket, például tiszafát (*Taxus baccata* L.) is. A különböző fajokból alkotott fás-cserjés foltokat gondozott gyepek választják el egymástól. A parkot

egyik oldalról egy tó szegélyezi, aminek bizonyára jelentős mikroklima befolyásoló szerepe van.

2.2. Mintavételi módszerek

A mintavételi módszer mindkét városban talajcsapdázás volt, amelynek elrendezése a GlobeNet-protollt követte (Niemelä *et al.* 2002). A gyakorlatban ez összesen 120 (3x40) darab Barber-féle talajcsapda elhelyezését jelenti a három eltérő mértékben bolygatott, erdős területen (erdő, szuburbán, urbán). Az egyes habitat típusokban a csapdák négy-négy tízes csoportot alkottak. A mintavételi függetlenség érdekében a csapdacsoportok közötti távolság minimum 50 méter, az egyes csapdák közötti távolság 10 méter volt (Magura *et al.* 2004; Elek & Lövei 2005).

A mintavételezés időpontjaiban (Függelék 1. táblázat) és intenzitásában eltérések mutatkoztak az egyes városokban és az egyes években.

A talajcsapdázás hatékonyságának – a vizsgált állatcsoportra vonatkozó – ismert korlátozottsága, szelektivitása (pl. Topping & Sunderland 1992; Vilisics & Farkas 2004) miatt csak a nagy- és közepes testméretű, felszínaktív ászkarák fajok adatait elemeztük. Két Sorø-ben kimutatott kisméretű faj [*Trichoniscus pusillus* (Brandt, 1833) és *Haplophthalmus mengii* Zaddach, 1844] kisebb mozgékonyaságuk, talajhoz való nagyobb kötődésük miatt a csapdákban alulreprezentáltak.

A begyűjtött ászkarák egyedek meghatározásához Gruner (1966) határozókönyvét használtam, de szakértői segítséget is kaptam (Dr. Helmut Schmalfuss, Staatliches Museum für Naturkunde, Stuttgart, Németország). Az Isopoda egyedeket 70 %-os etil-alkoholban, üvegfiolákban tároljuk a Szent István Egyetem Biológiai Intézetében. A fajneveket a *World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea)* (Schmalfuss 2003), illetve annak frissített verziója alapján használtam.⁷

A 2002-es gyűjtési évből (Debrecen) csak a csapdákra összesített minták álltak rendelkezésre, ezért itt nem tudtam az együttesek szezonális aktivitásával kapcsolatos elemzéseket végezni.

⁷ <http://www.naturkundemuseum-bw.de/stuttgart/projekte/oniscidea-catalog/> (2009 május)

2.3. Az adatok elemzése

2.3.1. Fajösszetétel és aktivitási denzitás

A három élőhelytípusban fogott fajok egyedszámait, valamint a csapdánkénti fajszámokat Kruskal-Wallis módszerrel hasonlítottuk össze. Ez a módszer az egyutas varianciaanalízis nem-paraméteres megfelelője, és kettő vagy több minta elemzését teszi lehetővé. A módszert az egyes fajokhoz tartozó adatok eloszlásának a normálistól való eltérése indokolta (még köbgyök- és log transzformáció után is).

Az élőhely típusok, és a talajcsapda-csoportok adatainak elemzésére a hierarchikus ANOVA módszer alkalmas. A módszerhez elengedhetetlen normalitás tesztelése (Shapiro-Wilks teszt) során az Isopoda össz-egyedszámok (élőhelytípusra-, illetve tízes csapdacsoportokra összesített) adatai normális eloszlást mutattak. Az élőhelytípusokat és csapda csoportokat Fisher LSD módszerrel hasonlítottuk össze. Az adatok vizsgálatához és elemzéséhez az R 2.8 (R Development Core Team 2007) és a Statistica 6.0 (Statsoft 2004) programcsomagot használtuk.

A csapdacsoportok ászkaegyüttesek szerinti hasonlóságát hierarchikus klaszteranalízissel vizsgáltuk. A kvantitatív adatokat Bray-Curtis távolságfüggvénnyel elemeztük, majd Tard-módszerrel ábráztuk. A klaszteranalízist az „R” programcsomaggal végeztem (R Development Core Team 2007).

2.3.2. Diverzitás

Együttesek diverzitásának összehasonlítására gyakran alkalmazott és egyszerű módszer a rang-abundancia ábrák készítése. Ezeket lehet a fajok abundanciájának rangsorában (x tengelyen), a nagy eltérések esetén $\log_{10}$ skálán (y tengelyen) ábrázolni, de a fajok százalékos részesedését is lehet ábrázolni 0-100 közötti skálán. Ezt Krebs (1999) javaslata után Whittaker-plottnak nevezzük. A rang-abundancia ábrák görbéinek meredekségéből „szemre” a közösség egyenletességére is következtethetünk. Itt a meredekebb lefutású görbék kisebb

egyenletességet jeleznek. A rang-abundancia görbék lefutását az R statisztikai szoftver (R Development Core Team 2007) „vegan”⁸ csomagjával elemeztem.

Annak ellenére, hogy a modellekhez csak ritkán illeszkednek empirikus adatok (Wilson 1991), megkísérelhetjük a grafikont alakja alapján valamely abundancia modellre illeszteni, egyúttal magyarázatot adni a kapott meredekségre és alakra. A meredek görbék (egyeneselek) nagy különbségeket jeleznek a dominancia viszonyokban (pl. mértani sorozat), amik zavart élőhelyeket, vagy valamilyen katasztrófát jelezhetnek. Ezzel szemben a nagyobb egyenletesség (kisebb meredekség) esetében a tört pálca, vagy a log normál modell illeszkedik jobban, amely inkább zavartalanabb közösséget jelez (Magurran 2004).

A diverzitások vizualizálására Rényi diverzitási profilokat készítettem az R „vegan” csomagjával.

2.3.3. Szezonális aktivitás

Fazekas *et al.* (1997) módszere mintájára az ászkarákok szezonális periódusát négy negyedre osztottam. Az aktivitás csúcsát ott határoztam meg, ahol az abundancia elérte az összes fogott egyed 50 százalékát. A „fő aktivitási periódus” kezdetét és végét az a pont határozta meg, ahol az összegyedszám elérte a 25, illetve a 75 százalékot. A „korai” és a „kései aktivitási” periódusok ennek megfelelően a fő aktivitási periódus előtti és utáni időszakot jelölik.

2.3.4. Ivararányok

Az ivararányok időbeni alakulásának megállapításához a debreceni 2004-es, és a sorø-i 2004-es és 2005-ös mintákból faji szinten meghatározott egyedeket a másodlagos nemi bélyegeik alapján különítettem el. Miután az ászkarákok nőstényei a hasi oldalukon kialakuló tasakban (*marsupium*) hordják tojásaikat, a reprodukzív (gravid, és üres marsupiumos) nőstények könnyen megkülönböztethetőek. A nőstényeket nem reprodukzív és reprodukzív (gravid) kategóriába soroltam. Ezáltal az ún. *operational sex ratio* (OSR), azaz a reprodukcióban potenciálisan résztvevő egyedeken alapuló ivararányt kapjuk meg (Araujo & Bond-Buckup 2005). Ennek alapja az, hogy a párkeresésben és

⁸ <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan.html> (május 2009)

párosodásban mindig csak a nem gravid egyedek vesznek részt, míg a gravid nőstények aktivitása és mikrohabitat használata eltér a nem gravidokétól (Araujo & Bond-Buckup 2005).

A gravid nőstények közé soroltam a tojásokat hordozók mellett az üres költőtasakú egyedeket is. Ezek a nőstények közvetlenül a *release*, a *mancák* költőtasakból való kirajzása utáni, de még a következő vedlés előtti stádiumban estek a csapdádba. A nemek tömegességi viszonyait az Isopoda együtteseken belül a gyakoribb fajokon vizsgáltuk.

Az ivararányok szezonális változásának szemléltetéséhez a hímek szezononként összevont adataiból számolt százalékos arányt használtuk (*hímek/összes egyed*)*100. Ez a megközelítés az eredmények fényében válik megalapozottá, ugyanis a hímek szezonális aktivitásában találtunk olyan mintázatot, amelyet érdemesnek találtunk a bemutatásra.

A gyakori felszínaktív fajok populációiban az ivararány a feltételezett 1:1-től való eltérését χ^2 próbával teszteltük területenként, valamint szezonális bontásban is.

3. EREDMÉNYEK

3.1. Fajösszetétel

A Debrecenben történt mintavételezés során a két vizsgálati évben mind a fajszám, mind az egyedszám tekintetében nagy hasonlóságokat tapasztaltunk.

2002-ben összesen 9003 egyedet gyűjtöttünk, míg 2004-ben ez a szám 9841 egyed volt (1. táblázat). A vizsgált területeken összesen hét szárazföldi ászkafajt mutattunk ki. Ezek közül az adatelemzések során hatot vettem figyelembe: *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804), *Cylisticus convexus* (De Geer, 1778), *Porcellio scaber* Latreille, 1804, *Porcellium collicola* (Verhoeff, 1907), *Trachelipus rathkii* (Brandt, (1833), *Trachelipus ratzeburgii* (Brandt, 1833).

A fajok mindegyike előkerült mindkét évben. A hetedik faj, a kistermetű *Hyloniscus riparius* (Brandt, 1833) csak a mélyebb avarrétegekben és más, nedvesebb mikroélőhelyeken fordul elő, ezért a talajcsapdázás nem alkalmas gyűjtésére, a faj alulreprezentált. A Debrecenben kimutatott fajok az ismert hazai ászkafauna 12 százalékát teszik ki.

1. táblázat. A Debrecenben vizsgált három élőhely típusból (Erdő, Szuburbán, Urbán) kimutatott ászkafajok egyedszámai.

Fajnév	2002			2004		
	Erdő	Szuburbán	Urbán	Erdő	Szuburbán	Urbán
<i>A. vulgare</i>	2148	2280	2088	493	2753	1796
<i>P. collicola</i>	193	245	272	348	592	36
<i>T. ratzeburgii</i>	332	183	16	267	592	79
<i>T. rathkii</i>	64	10	1143	2148	60	672
<i>C. convexus</i>	0	2	1	1	3	0
<i>P. scaber</i>	0	0	28	0	0	1
Fajszám	4	5	6	5	5	5
Összes egyedszám	2735	2720	3548	3257	4000	2584

2002-ben a fajszámban fokozatos csökkenést tapasztaltunk a városi parktól (6 faj) az erdő felé (4 faj). A különbségek a kis egyedszámban előkerült fajoknak tulajdoníthatóak: a szuburbán területről egy (*P. scaber*), az erdőből mindkét „urbanofil” faj (*C. convexus*, *P. scaber*) hiányzott. Az összes fogott szárazföldi ászkarákot tekintve 2002-ben az urbán területen mutattuk ki a legtöbb egyedet

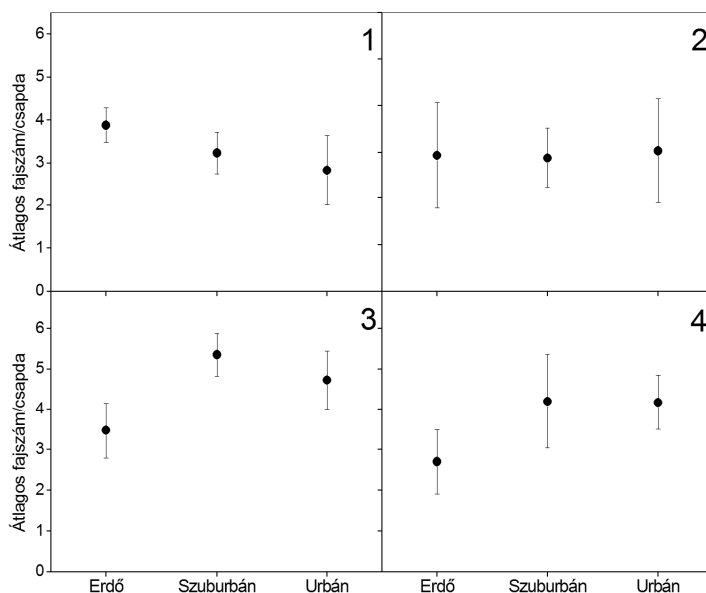
(3548), amelyet hasonló egyedszámmal az erdő és a szuburbán követett (2735 és 2720 egyed). Legnagyobb számban a közönséges gömbászka (*A. vulgare*) került elő (72,3 %), míg a második legtömegesebb faj a *T. rathkii* volt (13 %). Élőhelyek szerint az *A. vulgare* és a *P. collicola* fajok mindhárom típusban hozzávetőleg kiegyenlített egyedszámban voltak jelen. A *T. ratzeburgii* faj az urbán területtől az erdőig egyedszámában növekvő tendenciát mutat: az erdőben kb. hússzor annyi egyedet fogtunk ebből a fajból, mint az urbán területen. Ezzel szemben a *T. rathkii* és *P. scaber* fajok kifejezett preferenciát mutattak a városi park iránt.

A következő, 2004. évi gyűjtések során a fajszámban egyezést találtunk az élőhelytípusok között. A fajösszetételt tekintve azonban eltérések mutatkoztak, az előző évihez hasonlóan ezúttal is kizárólag a „ritka” fajoknak köszönhetően.

A szuburbán élőhelytípusban fogtuk a legtöbb egyedet (3997). Ezt az erdő (3257) és a városi park követi (2584). Az összegyedszám 51 %-át az *A. vulgare*, 29 %-át a *T. rathkii* tette ki. Feltűnő az előző évhez képest, hogy az *A. vulgare* és a *P. collicola* abundanciái az élőhely típusok között egyáltalán nem kiegyenlítettek, hanem a zavart élőhelytípusok irányába magasabbak, azon belül is a szuburbán területet preferálták a leginkább. A *T. ratzeburgii* és *T. rathkii* az előző évihez hasonló trendet mutatott.

A Debrecenben megfogott fajok között nem találunk állatföldrajzi szempontból lokális elterjedésű ászkafajt, ilyen faj jelenleg nem is ismert az Alföldről. A fogott fajok közül a legszűkebb elterjedésűnek az észak-balkáni – közép-európai faunaelem *P. collicola* számít. A gyűjtött ászkák kivétel nélkül az ismert magyar ászkafauna leggyakoribb felszín-aktív képviselői.

Debrecenben a csapdánként fogott átlagos fajszaám 2002-ben az erdőtől (3,87) a szuburbánon át (3,22) a városi parkig (2,8) egyenletesen csökkent, de nem különbözött szignifikánsan az élőhelytípusok között (Kruskal-Wallis $H=2,8$; $p=0,2$; 1. ábra). A csapdánkénti átlagos fajszaám 2004-ben mindhárom élőhely típusban 3 volt (1.1, 1.2 ábra).



1. ábra. A csapdánkénti átlagos fajszám ($\pm$ SD) az élőhelytípusokban. 1=Debrecen, 2002; 2=Debrecen, 2004; 3=Sorø, 2004; 4=Sorø, 2005.

Dániában a debreceni vizsgálatokhoz hasonlóan viszonylag kevés felszínaktív ászkafajt sikerült kimutatni (2. táblázat): Sorø-ben 2004-ben nyolc, míg 2005-ben hat ászkafaj került elő a vizsgált területekről, de mindkét évben ugyanazt a hat fajt (*A. vulgare*, *Ligidium hypnorum* Cuvier, 1792, *Oniscus asellus* Linnaeus, 1758, *Philoscia muscorum* (Scopoli, 1763), *P. scaber*, és *T. rathkii* vettük alapul az elemzésekhez. A fajok mindegyike az atlanti zónában földrajzilag széles elterjedésű és gyakori fajnak számít.

2. táblázat. A Sorø-ben vizsgált három élőhelytípusból (Erdő, Szuburbán, Urbán) kimutatott ászkafajok egyedszámai.

Fajnév	2004			2005		
	Erdő	Szuburbán	Urbán	Erdő	Szuburbán	Urbán
<i>P. scaber</i>	286	12570	33609	45	3031	13259
<i>O. asellus</i>	2769	11989	13131	1079	3255	3757
<i>P. muscorum</i>	7230	6936	7442	831	1917	2447
<i>A. vulgare</i>	45	1503	252	5	249	127
<i>L. hypnorum</i>	11	1013	443	10	296	62
<i>T. rathkii</i>	4	101	235	0	3	66
Fajszám	6	6	6	5	6	6
Összes egyedszám	10345	34112	55112	1970	8751	19718

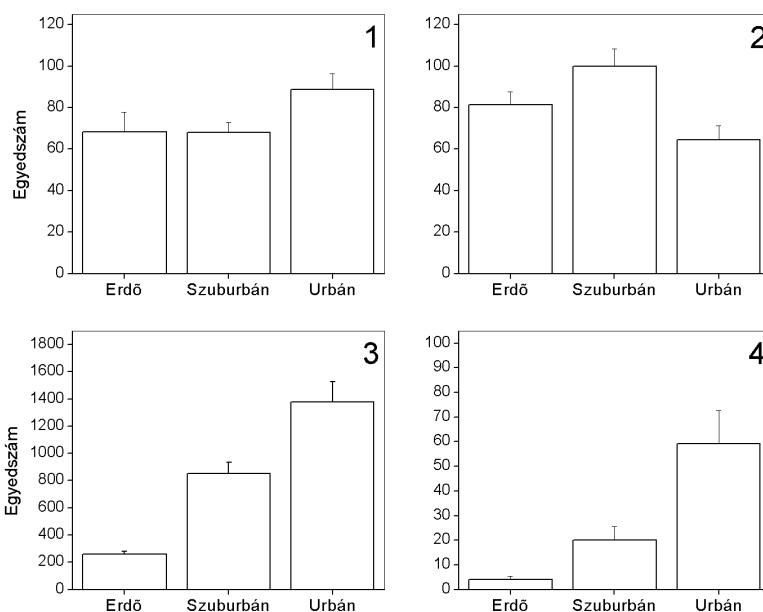
A csapdánkenti átlagos fajgazdagság (2.3, 2.4 ábra) 2004 és 2005 között egyaránt az erdőben volt a legkisebb, míg a szuburbán területen a legnagyobb. 2004-ben szignifikáns különbséget találtunk (Kuskal-Wallis $H=73,6$; $p<0,05$) mind a három élőhelytípus csapdánkenti fajgazdagsága között. 2005-ben az erdő csapdánkenti fajgazdagsága szignifikánsan különbözött mind a szuburbán, mind az urbán területekétől ($H=45,75$; $p<0,05$). A szuburbán és urbán élőhely típusok csapdánkenti fajgazdagsága között nem találtam jelentős eltérést.

A fajlista kiegészítése érdekében végzett egyelő gyűjtéseink igazolták, hogy a *T. pusillus* faj a bükkös erdőben és a szuburbán területen jelentős egyedszámban (akár 20-30 egyed/10 cm²) jelen van, és ez alapján könnyen a rang-dominancia skála elejére kerülne, de ezt a talajcsapda adatok nem tükrözik. Mindazonáltal kézi gyűjtéssel sem találtunk más felszínaktív Isopoda fajt a területen.

Az elemzésben figyelembe vett fajokból a befogott egyedek száma 2004-ben 99569, míg 2005-ben 30439 egyed volt.

3.2. Az aktivitási denzitás mintázata

Debrecenben a csapdánkénti átlagos egyedszámok eltérően alakultak a két év során (2.1, 2.2 ábra). 2002-ben a városi park szignifikánsan a legnagyobb értéket (Kruskal-Wallis $H=6,51$; $p<0,05$) mutatta, míg az erdő és a szuburbán terület nem különbözött egymástól jelentősen. Ezzel szemben 2004-ben mind a három vizsgált élőhelytípus csapdánkénti egyedszámainak összehasonlításával szignifikáns különbségeket kaptunk ($H=12,77$; $p=0,0017$).



2. ábra. Ászkák csapdánkénti átlagos ($\pm$ SE) egyedszámai az élőhelytípusokban Debrecenben (1=2002; 2=2004) és Sorø-ben (3=2004, 4=2005).

A 2004-es és 2005-ös sorø-i minták alapján az Isopoda együttesek abundanciái mindkét évben hasonló trendet követtek. A három habitat típusban az ászkák abundanciája mindkét vizsgálati évben az erdőben volt a legalacsonyabb, míg a legmagasabb abundanciát a városi parkban mutattuk ki (2.3. és 2.4. ábra).

A területek egyedszámai között szignifikáns különbséget találtunk (Kruskal-Wallis teszt, $H=61,04$ (2004); $H=58,54$ (2005); $p<0,05$).

A 3. táblázaton látható, hogy a hierarchikus ANOVA Debrecenben (2002) nem mutatott szignifikáns eltérést a területek között, míg a csapdacsportok közötti különbség $p=0,025$ értéken szignifikáns volt. A Fisher LSD post-hoc teszt (a Kruskal-Wallis teszthez hasonlóan) a szuburbán terület és az erdő között nem igazolt jelentős különbséget, míg a városi park és az említett két terület között igen. 2004-ben mind az élőhelyek, mind a csapdacsportok szintjén szignifikáns különbségeket tapasztaltunk az Isopoda együttesek abundanciáiban.

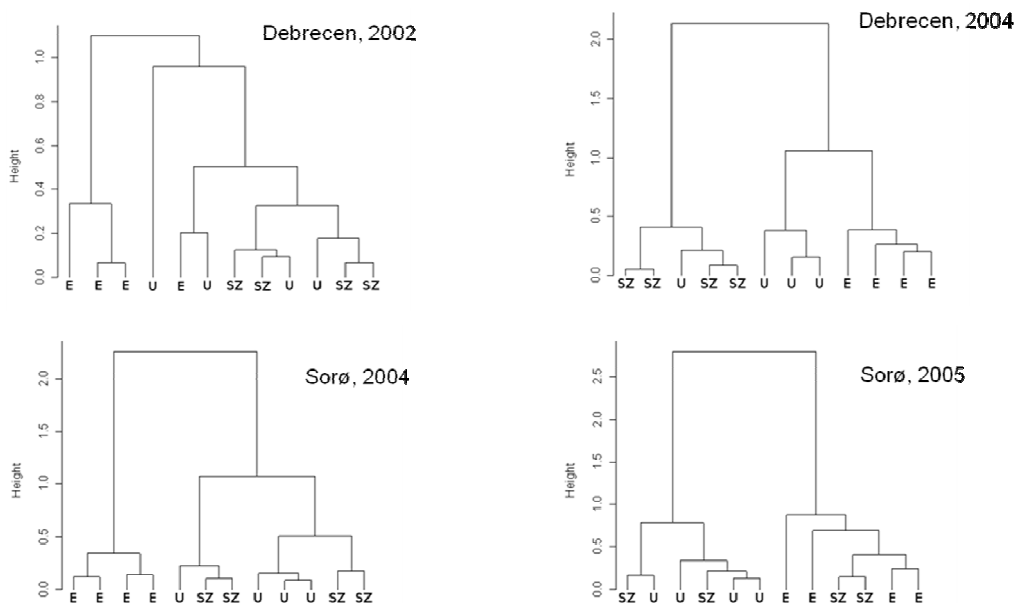
3. táblázat. A 12 csapdacsport és az élőhelytípusokban fogott Isopoda fajok abundanciáinak csoporton belüli, és csoportok közötti összehasonlítása. Debrecen és Sorø: E=Erdő, Sz=Szuburbán, U=Urbán; hierarchikus ANOVA módszer.

Mintavétel helye		Df.	MS	F	p	Fisher LSD
Debrecen, 2002	É.típ.	2	5611,6	0,69	<0,1	E = Sz < U E<U
	Cs.csop. (É.típ.)	9	8103,8	4,43	<0,025	
	Hiba	108	1827,8			
Debrecen, 2004	É.típ.	2	12541,8	2,87	<0,05	U < E < SZ U<SZ
	Cs.csop. (É.típ.)	9	5483,6	3,21	<0,01	
	Hiba	108	1705,9			
Sorø, 2004	É.típ.	2	12543372	8,63	<0,01	E < Sz < U E<U
	Cs.csop. (É.típ.)	9	1453675	4,98	<0,025	
	Hiba	108	291533,5			
Sorø, 2005	É.típ.	2	2042735	9,31	<0,001	E < Sz < U E<U
	Cs.csop. (É.típ.)	9	219417,2	4,28	<0,025	
	Hiba	108	51255,88			

A Fisher LSD teszt alapján látható, hogy a legnagyobb mértékben a szuburbán és urbán terület különbözött az erdei területtől.

A 2004-es és 2005-ös sorø-i minták alapján az Isopoda együttesek abundanciái mindkét évben hasonló trendet követtek, azaz az abundancia az erdőben volt a legalacsonyabb, és a városi parkban a legmagasabb (2.3, 2.4 ábra). A hierarchikus ANOVA szignifikáns eltérést mutatott az össz-ászkarák egyedszámok között mind a csapdacsportok, mind az élőhelytípusok (erdő, szuburbán, urbán) között (3. táblázat).

A klaszteranalízist (3. ábra) az egyes városokban használt 12 csapdacsoport adatainak éves, összevont összehasonlításával végeztem.



3. ábra. Az eltérő urbanizáltságú területek ászkarák együtteseinek hasonlósága a 12 csapdacsoport alapján, hierarchikus klaszteranalízissel. E=Erdő, SZ=Szuburbán, U=Urbán.

Ennek alapján Debrecenben a 2002-ben a szuburbán és az urbán területek igen hasonlóknak mutatkoznak, míg az erdei csapdahelyek közül három jól elkülönült. 2004-ben nagy változás látszik a 2002-es évhez képest, mert ebben az évben a szuburbán élőhely típus válik el legjobban a többitől. Az erdő és a városi park csapdahelyei szintén jól elkülönülnek.

A klaszterfa alapján látható, hogy a Sorø-ben (2004) az erdei csapda helyek tisztán elkülönültek a zavartabb (urbán, szuburbán) területektől.

Az urbán és szuburbán tízes csapdacsoportok ezzel szemben egymáshoz hasonlóknak bizonyultak. 2005-ben a tízes csapdacsoportok két nagy csoportra válnak szét.

Az első év az urbán és szuburbán területek keveredését mutatja, míg a második vizsgálati évben az erdei csapdacsoportok és két szuburbán terület mutatott hasonlóságot az Isopoda fajösszetétel és abundancia alapján.

A klaszteranalízisek különbségei alapján elmondható, hogy a városi park átmeneti zónának tekinthető, amennyiben felszínaktív ászkáinak fajösszetétele és egyedszámai alapján egyik évben a természetes tölgyerdővel, másik évben pedig az szuburbán területtel mutat nagyobb hasonlóságot.

A debreceni és sorø-i adatokra készített klaszteranalízisek eredménye alapján látható, hogy az urbanizáció mindkét területen számottevő hatás gyakorolt az ászkarák faunára (3. ábra). Az eltérések azonban, ismerve a fajösszetétel hasonlóságait, nem a fajösszetétel különbözőségeinek, hanem a fajok jelentős egyedszámbeli eltéréseinek köszönhetőek.

3.3. Ászkaegyüttesek diverzitása

A vizsgált területeken tapasztalt alacsony fajszám és az igen hasonló fajösszetétel miatt az élőhelyek diverzitását főleg az egyes fajok tömegessége határozta meg. A Debrecenben és Sorø-ben vizsgált ászkarák együttesek rang-abundancia viszonyaiban eltérések mutatkoztak az élőhelytípusok között, de bizonyos trend is megfigyelhető az egymást követő évek alapján.

Debrecenben az egyes fajok abundanciájában nagyobb változásokat tapasztaltunk a két év során, ami a rangokat is befolyásolta.

Sorø-ben jellemző motívum volt, hogy a három domináns faj a városi parkban egy nagyságrenddel nagyobb egyedszámban volt jelen, míg a kevésbé tömeges fajokból a szuburbán területen fogtuk a legtöbbet.

3.3.1. Az ászkarák együttesek struktúrája

Debrecen

2002-ben a debreceni erdei területen az Isopoda dominancia rangsor *A. vulgare*, *T. ratzeburgii*, *P. collicola*, *T. rathkii* volt. A szuburbán élőhelyen: *A. vulgare*, *P. collicola*, *T. ratzeburgii*, *T. rathkii*, *C. convexus*, míg a városi parkban *A. vulgare*, *T. rathkii*, *P. collicola*, *P. scaber*, *T. ratzeburgii*, *C. convexus* (lásd még: 2. táblázat).

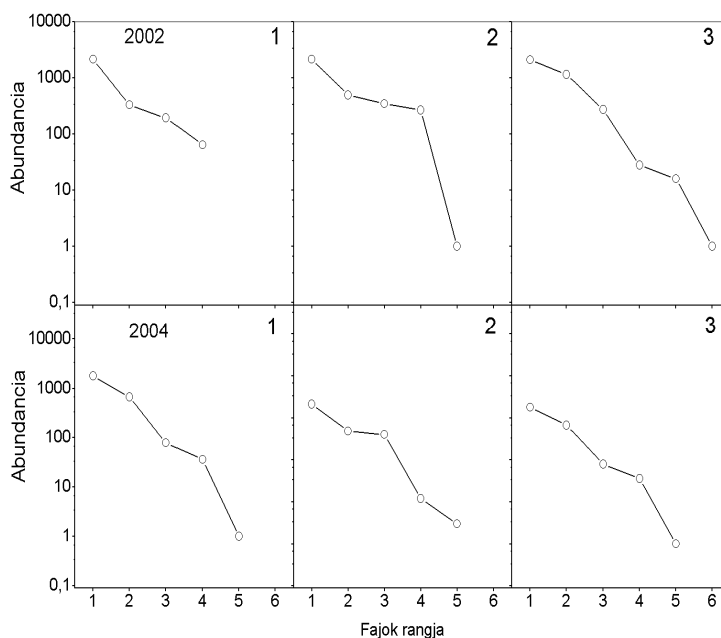
2004-ben az erdőben az előző év legalacsonyabb rangú faja dominánssá vált, így a sorrend *T. rathkii*, *A. vulgare*, *P. collicola*, *T. ratzeburgii* és *C. convexus* volt (4.a ábra). A szuburbán élőhelytípusban az első három legtömegesebb faj összetételében nem történt változás az előző évihez képest. Itt az *A. vulgare*, *P. collicola*, *T. ratzeburgii*, *T. rathkii*, *C. convexus* volt a sorrend. A városi parkban megnőtt a *T. ratzeburgii* részaránya, és a *P. scaber* fajt találtuk minimális egyedszámban. A parkban a fajok abundancia rangsora a következő volt: *A. vulgare*, *T. rathkii*, *T. ratzeburgii*, *P. collicola* és *P. scaber*.

2002-ben mindhárom élőhely típusban a kozmopolita *A. vulgare* dominanciája érvényesült. A dominancia viszonyokban nagy változást tapasztaltunk az erdő ászkarák együtteseiben, ami a *T. rathkii* egyedszámában bekövetkezett változásoknak tulajdonítható. A két legtömegesebb faj tekintetében az urbanizált (szuburbán, urbán) területek egyformák maradtak a két egymást követő évben.

Figyelemreméltó továbbá, hogy a lomberdei fajként megismert *T. ratzeburgii* 2004-ben a szuburbán területen volt a legtömegesebb a csapdákban. Noha a rang-abundancia görbék meredekségében ($\log_{10}$ skálán) a legtöbb esetben nem látni jelentős különbségeket, az élőhelyek között 2004-ben különbségek mutatkoztak az együttesek dominancia összetételében.

Az erdei és a szuburbán területek adatai a törtpálca modellre illeszkedtek a legjobban, míg a városi park rang-abundancia görbéje a mértani sorozatra illeszkedett a legjobban.

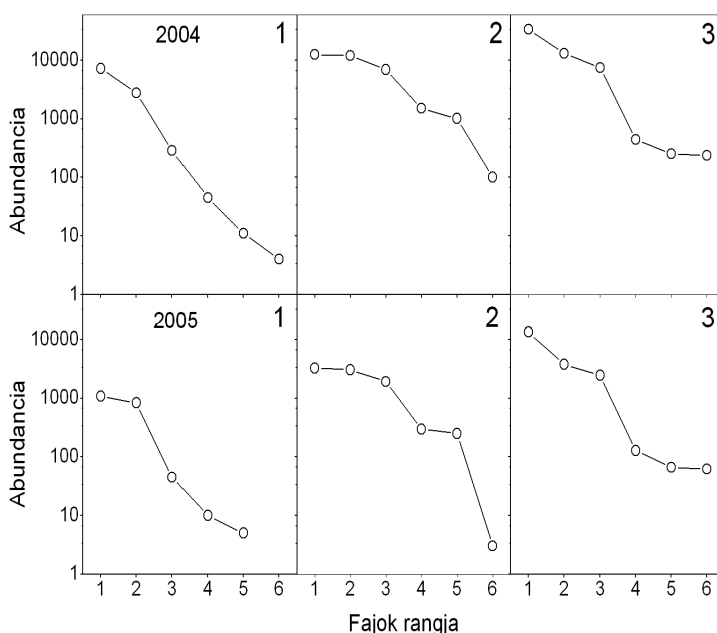
2004-ben mindhárom élőhelytípus együttesének rang-abundancia görbéje az utóbbi modellre illeszkedett legjobban (4. ábra).



4. ábra. Ászkarák együttesek rang-abundancia görbéi az Erdő (1), Szuburbán (2), Urbán (3) élőhely típusokban, Debrecenben (2002, 2004, log₁₀ skálán).

Sorø

A dániai vizsgálatok eredményei szerint az ászka együttesek abundanciáinak rangsora a 2004-ben következő volt: az erdőben *P. muscorum*, *O. asellus*, *P. scaber*, *A. vulgare*, *L. hypnorum*, *T. rathkii*, a szuburbán élőhelyen *P. scaber*, *O. asellus*, *P. muscorum*, *A. vulgare*, *L. hypnorum*, *T. rathkii*, míg a városi parkban *P. scaber*, *O. asellus*, *P. muscorum*, *L. hypnorum*, *A. vulgare* és *T. rathkii* volt a rangsor (5. ábra). Az ezt követő évben (2005) az erdőben *O. asellus*, *P. muscorum*, *P. scaber*, *L. hypnorum*, *A. vulgare*, *T. rathkii*, a szuburbán élőhelyen *O. asellus*, *P. scaber*, *P. muscorum*, *L. hypnorum*, *A. vulgare*, *T. rathkii*, a városi parkban *P. scaber*, *O. asellus*, *P. muscorum*, *A. vulgare*, *T. rathkii* és *L. hypnorum* volt a rangsor.

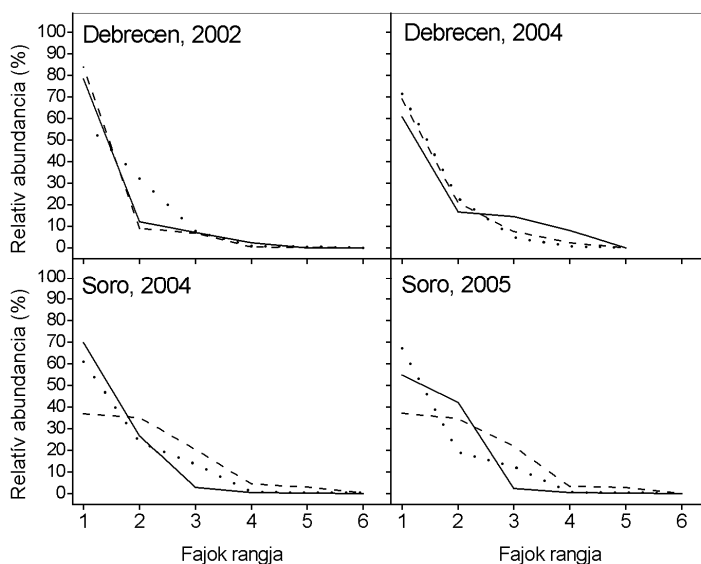


5. ábra. Ászkarák együttesek rang-abundancia görbéi az Erdő (1), Szuburbán (2), Urbán (3) élőhely típusokban, Sorø-ben (2004, 2005, log₁₀ skálán).

A sorø-i adatok alapján elmondható, hogy az egyes fajok rangjai az élőhelytípusok között, illetve a két mintavételi évben nagy különbségeket mutattak. Ennek ellenére ugyanaz a három faj volt tömeges mindvégig, mind a három élőhelytípusban (lásd még: 2. táblázat). Az alacsonyabb egyedszámú fajok esetében feltűnő, hogy a *L. hypnorum* 2005-re elveszítette elsőségét a „ritka” fajok között, és helyére az *A. vulgare* került. A szuburbán terület Isopoda fajainak rang-abundancia eloszlása egyenletesebbnek mondható a többinél, emellett megfigyelhető, hogy a városi park ászkáinak rang-abundancia görbéi a két egymást követő évben szinte tökéletesen egyforma lefutásúak voltak (5. ábra). A modell illesztés alapján 2004-ben az erdei adatok a Zipf-modellre illeszkedtek, míg a szuburbán és urbán abundancia adatokat a mértani sorozat modell magyarázta a legjobban. 2005-ben mindhárom terület abundancia adatai a mértani sorozat modellre illeszkedtek.

Az ászkarák együttesek egyenletességének vizsgálatát Whittaker-grafikonokkal is vizsgáltuk (6. ábra). Feltűnő a magyar és a dániai ászkarák

együttesek aszimmetriája, vagyis, hogy (kisebb eltérések mellett) egy vagy két faj adja az összes kimutatott egyedszám 70 – 90 %-át, urbanizációs foktól függetlenül. Fontos újra megjegyezni, hogy ez a jelentős egyenlőtlenség csak a felszínaktív fajok viszonyait mutatja.



6. ábra. A Whittaker-féle grafikonok a két vizsgált város (Debrecen, Soro) három eltérően urbanizált területén kimutatott ászkarák együttesek rang-abundancia viszonyait mutatja százalékos skálán. (Folytonos vonal: Erdő; Szaggatott: Szuburbán; Pontozott: Urbán)

3.3.2. Ászkarák együttesek számított diverzitási értékei

A felszínaktív ászkarák együttesek diverzitását számszerűen a Shannon, Simpson, Berger-Parker és Rényi diverzitási indexekkel, illetve a Shannon-egyenletességgel (J') fejeztem ki (4.a és 4.b táblázat). Az előző fejezetekben bemutatott eredmények (alacsony fajsám, hasonló fajösszetétel, kevés ritka faj, nagy egyenletlenség) az együttesekre számolt diverzitási értékekben is tükröződik.

Debrecen

A Shannon- és a Simpson-index értéke a debreceni adatok alapján 2002-ben hasonló trendet mutatott: a diverzitás a városi parkban a legmagasabb, ezt az erdő és a szuburbán élőhelyek értékei követik. A legtömegesebb fajra érzékeny Berger-Parker index esetében a városi parkban volt a legnagyobb a diverzitás, amit az erdő és a szuburbán követett.

4. táblázat. Az egyes élőhelytípusok diverzitása ászka együtteseik alapján a két mintavételi szezonban (Debrecen). J' = Shannon-egyenletesség

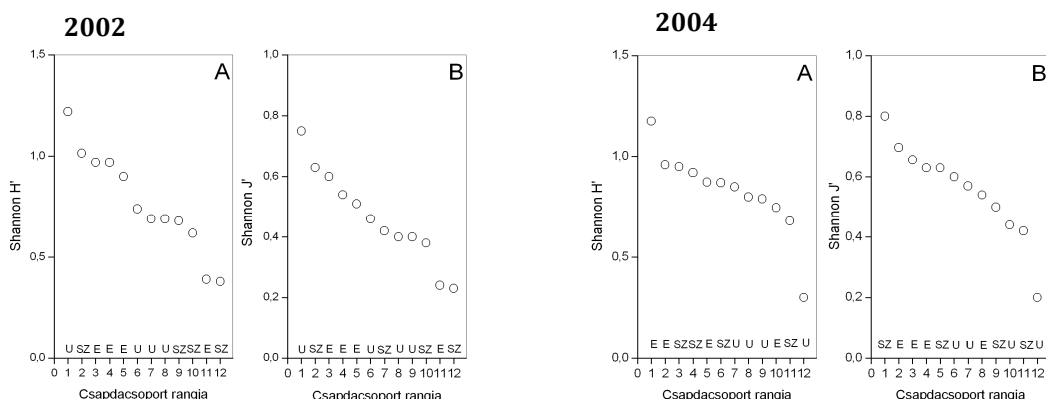
Év	Diverzitás index	Erdő		Szuburbán		Urbán	
		Diverzitás	J'	Diverzitás	J'	Diverzitás	J'
2002	Shannon H'	0,72	0,52	0,57	0,36	0,94	0,52
	Simpson	0,36		0,28		0,54	
	Berger-Parker (1/d)	1,27		1,19		1,70	
	Fajszám	4		5		6	
2004							
	Shannon	1,00	0,56	0,84	0,46	0,77	0,48
	Simpson	0,47		0,53		0,55	
	Berger-Parker (1/d)	1,51		1,42		1,44	
	Fajszám	5		5		5	

2004-ben a területek sorrendjében a Shannon diverzitási index alapján az előző évihez képest változás történt (4. táblázat): a legnagyobb diverzitás az erdőben mértük, ezt az urbán és a szuburbán területek követték. A Simpson-index alapján szintén változásokat tapasztaltunk: az erdő diverzitása volt legalacsonyabb, a városi parké a legnagyobb. A Berger-Parker index értéke ebben az évben az erdőben volt a legmagasabb, míg az urbán és szuburbán habitatokban hasonló értékeket mutatott.

Az egyenletességre számított Shannon J' értéke mindkét évben a szuburbán helyszínen bizonyult a legalacsonyabbnak, míg az erdei ászkaegyüttes egyenletessége a legnagyobb volt. Ez az érték 2002-ben az erdő és urbán területek között azonosnak mutatkozott. 2004-ben az együttesek egyenletessége az erdőben volt a legmagasabb, amelyet egymáshoz hasonló értékekkel az urbán és a

szuburbán területek következtek. A diverzitási számításokat elvégeztem egyenként a tízes csapdacsoportok adataira is (7. és 8. ábra). A 7. ábrán látható, hogy a debreceni 2002-as év adatai alapján a Shannon diverzitások rangsorának első felébe urbán, szuburbán és erdei csapdahelyek adatai kerültek.

Kiemelendő, hogy a városi park adatai eredményezték a legnagyobb diverzitást, míg a legalacsonyabb értéket az egyik szuburbán területen kaptuk.



7. ábra. A debreceni Isopoda együttesek Shannon diverzitása (A) és Shannon egyenletessége (B) csökkenő sorrendben a tízes csapdacsoportok alapján 2002. és 2004. években.

A következő évi, 2004-es adatok (7. ábra) is hasonló következtetlenséget eredményeztek. Amellett, hogy a legnagyobb diverzitást az erdőben tapasztaltuk, a rangsor első felébe szuburbán és városi területek is kerültek.

Az együttesek egyenletessége is hasonló eredményt hozott: erdei, szuburbán és urbán csapdacsoportok is bekerültek a rangsor első felébe. Az eredmények ebben a formában mégis cáfolni látszanak mindkét hipotézist, hiszen az egyes csapdahelyek rangjai meg sem közelítik a várt sorrendet.

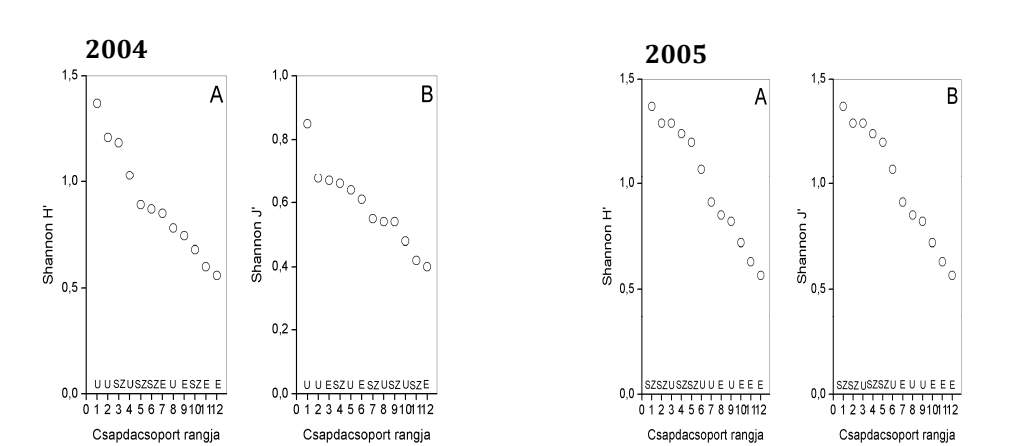
Sorø

A dániai ászkarák együttesek nem mutattak ilyen mértékű egyöntetűséget. A debrecenivel ellentétben, Sorø-ben 2004-ben és 2005-ben egyaránt a szuburbán terület diverzitása (Shannon, Simpson, Berger-Parker) volt a legmagasabb (5. táblázat). Ezt 2004-ben minden mutatóban a városi park követi, de 2005-ben

felcserélődött a sorrend: itt, a Shannon index kivételével minden mutató alapján az erdő diverzitása volt a második legnagyobb.

5. táblázat. Az egyes élőhelytípusok diverzitása ászka együtteseik alapján a két mintavételi szezonban (Sorø). J' = Shannon-egyenletesség.

Év	Diverzitás index	Erdő		Szuburbán		Urbán	
		Diverzitás	J'	Diverzitás	J'	Diverzitás	J'
2004							
	Shannon	0,73	0,41	1,31	0,73	1,00	0,55
	Simpson	0,44		0,69		0,55	
	Berger-Parker <i>(1/d)</i>	1,43		2,71		1,64	
	Fajszám	6		6		6	
2005							
	Shannon	0,82	0,51	1,28	0,72	0,91	0,50
	Simpson	0,52		0,69		0,49	
	Berger-Parker <i>(1/d)</i>	1,82		2,69		1,48	
	Fajszám	6		6		5	



8. ábra. A sorø-i Isopoda együttesek Shannon diverzitása (A) és Shannon egyenletessége (B) csökkenő sorrendben a tízes csapdacsoportok alapján a 2004. és 2005. években.

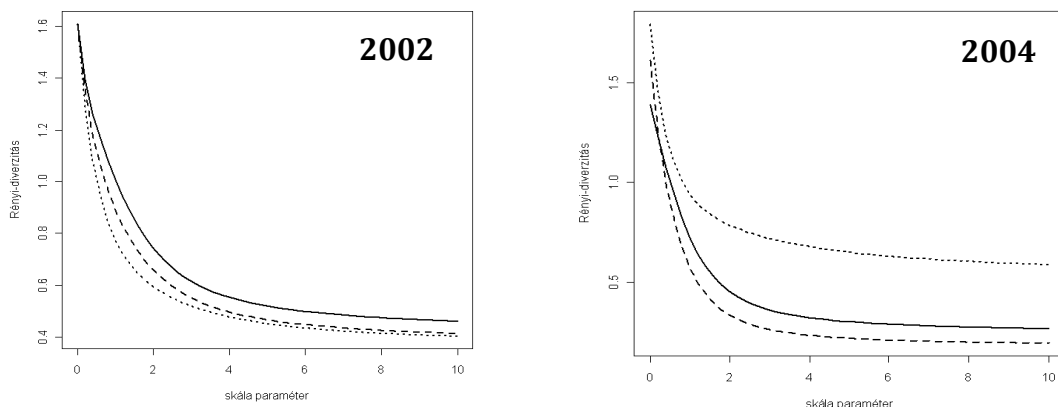
Az eltérő urbanizáltságú területek csapdacsportjainak Shannon-diverzitása - és egyenletessége Sorø-ben a debreceni eredményekhez képest jóval nagyobb hasonlóságot mutatott mindkét évben (8. ábra).

Az eltérő urbanizáltságú területek csapdacsportjainak Shannon-diverzitása- és egyenletessége Sorø-ben a debreceni eredményekhez képest jóval nagyobb hasonlóságot mutatott mindkét évben (8. ábra).

A szuburbán területek diverzitása bizonyult a legnagyobbknak számítás alapján, ezáltal némiképp igazolva a „Közepes zavarás” hipotézist. Érdekes módon az erdei területek diverzitása mindenütt a legalacsonyabb harmadban volt.

Sorø-ben az ászkarák együttesek egyenletessége az éves összesített adatok alapján mindkét évben a szuburbán területen volt a legnagyobb.

Ez az érték 2004-ben az erdőben, 2005-ben a városi parkban volt a legalacsonyabb.



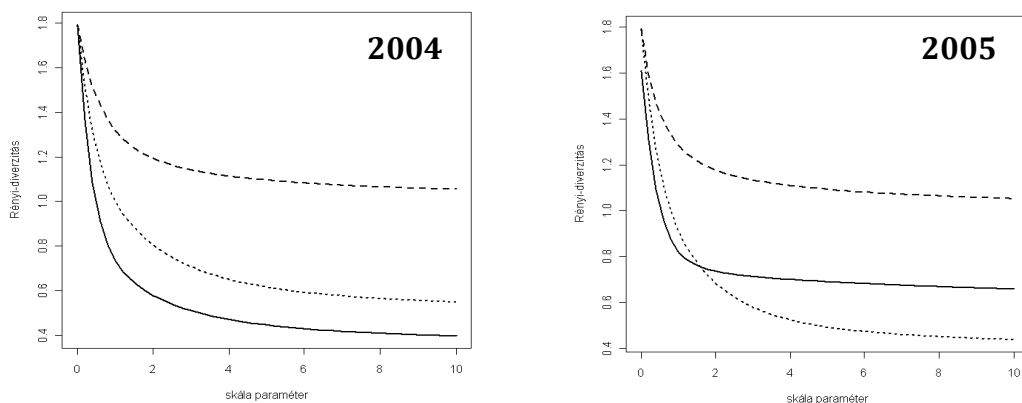
9. ábra. A debreceni élőhelytípusok ászkarák együtteseinek Rényi-diverzitási profiljai. Folytonos vonal: Erdő; szaggatott vonal: Szuburbán; pontok: Urbán.

A Rényi diverzitási profilok alapján Debrecenben 2002-ben a legnagyobb diverzitást az erdővel azonos egyenletességű, de magasabb Berger-Parker és Shannon diverzitást mutató városi parkban mértük, amelyet a erdő, majd az szuburbán élőhelytípusok követtek (9. ábra). 2004-ben amellet, hogy a vizsgált területek diverzitása hasonló értékeket mutatott, az erdő bizonyult magasabb diverzitásúnak minden skála paraméteren (9. ábra).

Az urbán és szuburbán területek diverzitása (a fajsám, egyenletesség, Simpson és Berger-Parker indexek értékeiben talált hasonlóságoknak megfelelően) szinte teljesen egyforma volt.

Ez az egyetlen eset, amikor az erdei terület diverzitása magasabb az urbanizált területekénél mind Debrecenben, mind Sorø-ben egyaránt.

A sorø-i területek diverzitása (10. ábra) 2004-ben a ritka fajok alapján nem különbözött, míg 2005 a hiányzó *T. rathkii* miatt az erdő diverzitása alacsonyabbnak bizonyult a többi területnél. A tömeges fajok alapján mindkét évben a szuburbán terület eredményezte a legnagyobb diverzitást. Ezt 2004-ben a városi park és az erdő követte, míg 2005-ben az urbán élőhelyen volt a legkisebb a diverzitás.



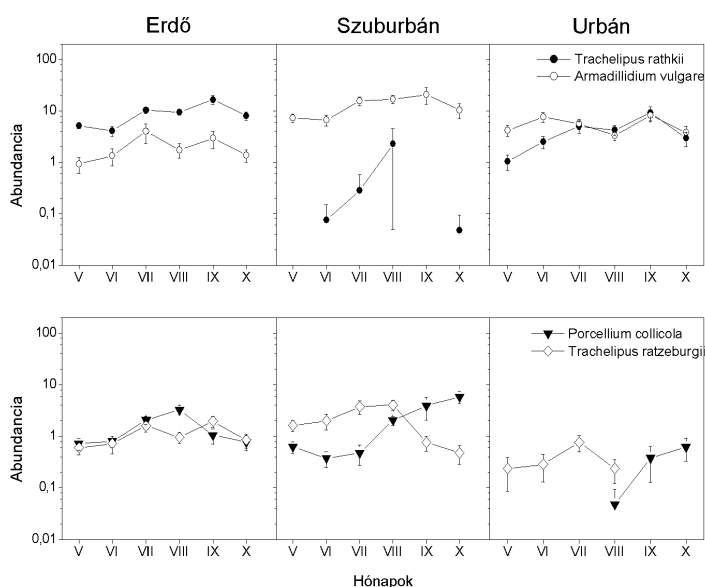
10. ábra. A sorø-i élőhelytípusok ászkarák együtteseinek Rényi-diverzitási profiljai. Folytonos vonal: Erdő; szaggatott vonal: Szuburbán; pontok: Urbán.

Eredményeink alapján elmondható, hogy az urbanizáció elsősorban az egyes fajok tömegességi viszonyaira, ezáltal az együttesek rang-abundancia viszonyaira, és esetenként (Debrecen) az együttesek egyenletességére volt a legnagyobb hatással, míg a fajgazdagságra és a fajösszetételre kevésbé. Ezáltal Debrecenben a természetközeli erdő és a városi park, míg Sorø-ben a szuburbán területek diverzitása bizonyult a legnagyobbaknak. Az első a „Csökkenő egyenletesség” hipotézist, míg az utóbbi a „Közepes zavarás” hipotézist támogatja.

3.4. Ászkarák együttesek szezonális aktivitása

Debrecen

A Debrecenben vizsgált területek gyakoribb ászkafajainak szezonális dinamikájában feltűnő különbségek mutatkoznak az erdei és a zavartabb területek között (11. ábra). Az 6. táblázatban szereplő kvartilisok alapján látható, hogy az erdőben gyűjtött fajok a *P. collicola* kivételével a nyári időszakban (júniusban) érték el fő aktivitási időszakukat, de az aktivitási csúcsok fajonként változtak.



11. ábra. A gyakoribb ászkarák fajok szezonális aktivitása (átlag $\pm$ SE) három eltérő urbanizáltságú területen (Erdő, Szuburbán, Urbán) Debrecenben, log₁₀ skálán (2004).

Ezzel szemben az urbanizált területek (szuburbán és városi park) fajainak fő aktivitási időszaka korábban elkezdődött (május), a csúcsideszak azonban az erdei populációval egy időben, vagy annál később következett be. Kivételt képez ez alól a *T. ratzeburgii* faj, amely esetében az aktivitási csúcs ideje látványosan 2-3 hónappal is eltolódott az egyes területek között. A legnagyobb állandóságot az *A. vulgare* faj mutatta. Ez a faj mindhárom területen júniusban érte el aktivitási csúcsát, fő aktivitási periódusa pedig egyformán szeptemberig tartott.

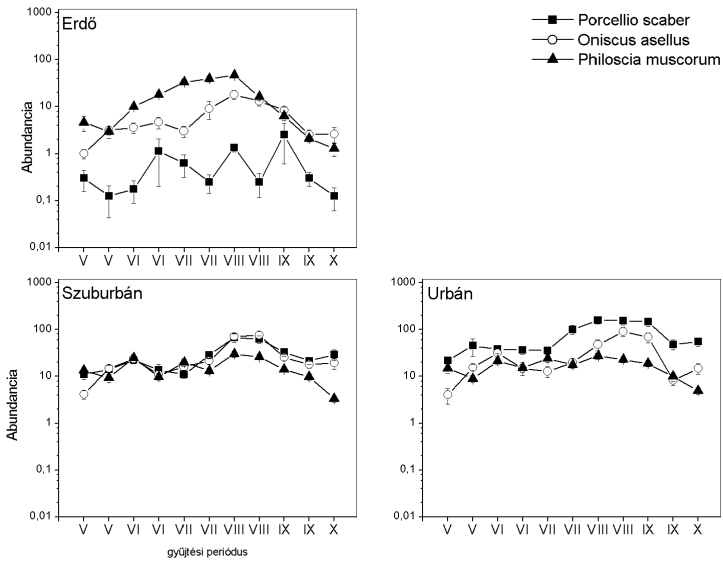
Megemlítendő, hogy az egy adott területen igen alacsony egyedszámban fogott fajok esetében szélsőséges eredményeket kaphatunk, amelyek hamis következtetésekre vezethetnek. Ilyenek a *T. rathkii* fajnak a szuburbán területekről, valamint a *P. collicola* és *T. ratzeburgii* fajoknak a városi parkból származó adatai.

6. táblázat. A gyakori ászkafajok fő aktivitási periódusai és aktivitási csúcsai Debrecenben 2004-ben.

Fajnév	Erdő		Szuburbán		Urbán	
	Fő aktivitás	Csúcs	Fő aktivitás	Csúcs	Fő aktivitás	Csúcs
<i>Trachelipus rathkii</i>	3 – 5	4	<i>k</i>	<i>k</i>	3 – 4	4
<i>Armadillidium vulgare</i>	3 – 5	3	2 – 5	3	2 – 5	3
<i>Porcellium collicola</i>	4 – 5	4	5 – 6	6	<i>k</i>	<i>k</i>
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>	3 – 5	5	2 – 3	3	<i>k</i>	<i>k</i>

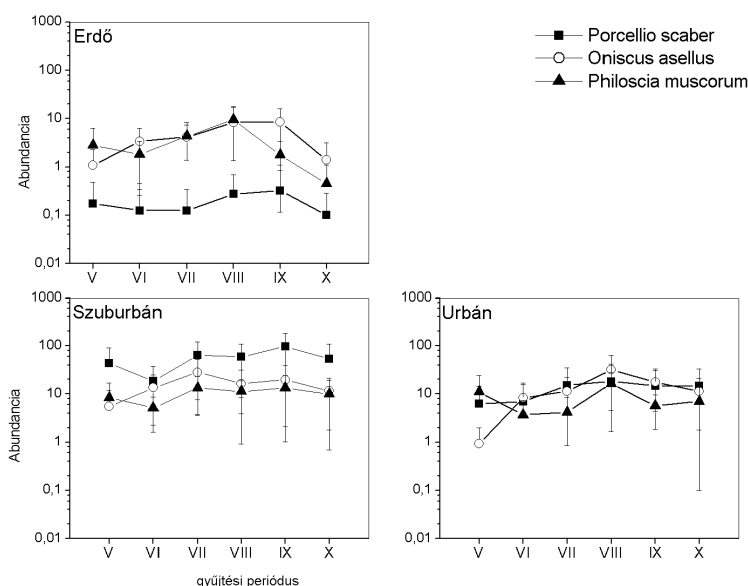
k: kis fogott egyedszámok miatt nem megbízható eredmény. **Gyűjtési időpontok:** (1: Május 13.), 2: június 13., 3: július 7. 4: augusztus 4., 5: szeptember 9. , 6: október 11.

(13a)



13a. ábra. A gyakoribb ászkarák fajok szezonális aktivitása (átlag ± SE) három eltérő urbanizáltságú területen (Erdő, Szuburbán, Urbán). Az abundancia log₁₀ skálán Sorø-ben: 2004

(13b)



13b. ábra. A gyakoribb ászkarák fajok szezonális aktivitása (átlag $\pm$ SE) három eltérő urbanizáltságú területen (Erdő, Szuburbán, Urbán). Az abundancia log₁₀ skálán Sorø-ben: 2005.

Sorø

Sorø-ben kimutattuk, hogy az urbanizáció hatásai a tömeges fajok populáció dinamikájában kimutathatóak (13a és 13b ábra).

2004-ben az erdő és a zavartabb területek (szuburbán, urbán) között világos különbségek voltak láthatók. Mindemellet az alacsony egyedszámban előkerült „ritkább” fajok szezonális dinamikája erősen fluktuált. Az erdőben ez utóbbiakhoz tartozott a *P. scaber* is. Feltételezhető, hogy ez a „szaggatott” aktivitási denzitás az adott területen belül szezonálisan, az élőhely/mikroélőhely minőségével, mikroklima változásával összefüggő aggregáltságra utal.

7. táblázat. A gyakori ászkafajok fő aktivitási periódusai és aktivitási csúcsai Sorø-ben: **(a)** 2004; **(b)** 2005.

(a)

Fajnév	Erdő		Szuburbán		Urbán	
	Fő aktivitás	Csúcs	Fő aktivitás	Csúcs	Fő aktivitás	Csúcs
<i>Porcellio scaber</i>	<i>k</i>	<i>k</i>	5 – 8	7	5 – 7	6
<i>Oniscus asellus</i>	6 – 8	8	5 – 8	7	5 – 9	9
<i>Philoscia muscorum</i>	5 – 7	6	3 – 8	6	3 – 8	6

(b)

Fajnév	Erdő		Szuburbán		Urbán	
	Fő aktivitás	Csúcs	Fő aktivitás	Csúcs	Fő aktivitás	Csúcs
<i>Porcellio scaber</i>	<i>k</i>	<i>k</i>	3 – 5	4	3 – 5	4
<i>Oniscus asellus</i>	3 – 4	4	3 – 4	4	3 – 5	5
<i>Philoscia muscorum</i>	3 – 4	5	2 – 5	5	3 – 5	5

k: kis fogott egyedszámok miatt nem megbízható eredmény. **Gyűjtési időpontok:**

(a): (1: május 6.), 2: május 21., 3: június 4., 4: június 18., 5: július 2., 6: július 19., 7: augusztus 2., 8: augusztus 16., 9: augusztus 30., (10: Szeptember 13., 11: szeptember 26. – október 11.).

(b): (1: május 2–16.), 2: június 2–16., 3: június 27.–július 11., 4: július 25–augusztus 8., 5: augusztus 22.–szeptember 5., (6: szeptember 18.–október 3.).

A tömegesebb fajok (*P. scaber*, *O. asellus*, *P. muscorum*) mindhárom területen a teljes gyűjtési periódusban jelen voltak, míg egyes ritkább fajok (pl. *T. rathkii*) néhány köztes időszakban teljesen hiányoztak a csapdákból.

A kvartilis-módszer alapján (7. táblázat) a fajok és az élőhelytípusok között egyaránt nagyfokú különbségeket tapasztaltunk. Általánosságban elmondható, hogy a fő aktivitási periódusok a főleg a nyár közepén (július 2 – 19.) kezdődtek. Ennél az időszaknál korábbra tehető a fő aktivitási periódus a *P. scaber* (erdő) és a *P. muscorum* (szuburbán, urbán) esetében. Az aktivitás későbbi kezdetét egyedül az *O. asellus* (erdő) esetében tapasztaltunk. Az aktivitás csúcsidőszaka a területek között a *P. muscorum* faj esetében feltűnően egyezett, július 19. és augusztus 2. közé esett, míg a többi vizsgált fajnál nem volt ilyen fokú egybeesés.

2004.-ben a tömeges fajok összehasonlításakor (13a ábra és 7a táblázat) feltűnő eltéréseket láthatunk a fajok aktivitásai között, ám az egyes fajok általában hasonló trendet mutatnak. A legegyszerűsebb aktivitást az *O. asellus* fajnál tapasztaltuk. Ennél a fajnál az alsó kvartilist egyöntetűen az első öt időpont adatai adják, míg a kumulált egyedszám a 7. időpontban (augusztus 2-16.) haladja meg az 50 százalékos értéket. Enyhe eltolódást látni a nyárvégi aktivitásban az erdő/urbán és a szuburbán/urbán összehasonlításokban az erdő, illetve a szuburbán területek irányába. A *P. muscorum* aktivitási denzitása hasonlóan alakult az erdő/szuburbán és az erdő/urbán összevetésben: a gyűjtési periódus első felében az urbanizáltabb területen volt nagyobb aktivitás; ennek megfelelően az urbán és szuburbán területeken a *P. muscorum* szezonális aktivitása hasonlóan alakult. Előbbi esetekben az első négy csapdázási időszak esett az alsó kvartilisba, a csúcsot a 6. időpontban (július 19 - augusztus 2.) érik el. A *P. scaber* esetében nehéz trendekről beszélni, ami a faj erdőben mért alacsony egyedszámával magyarázható. Hasonlóságok mutatkoznak az alsó kvartilisban; itt mindhárom összehasonlításban többé-kevésbé egyenletes az aktivitás.

A *P. muscorum* fajra a szuburbán és urbán területen hasonló, egyenletes aktivitást mutatott, az erdőben viszont alacsony tavaszi és őszi aktivitás mellett jelentős nyári abundancia növekedést tapasztaltunk.

A *P. scaber* esetében ezzel szemben szinte az egész időszakban a trendvonal alatti aktivitás volt tapasztalható. Ez a nyár végén egy jelentősebb növekedésbe ment át, amit egy több hetes stagnálás követett a mintavételi időszak végéig.

A 2005-ös adatok alapján nemcsak a fajok szezonális dinamikájában, de egy adott faj különböző élőhely típusokban vizsgált populációi közötti változásokban is jelentős eltéréseket tapasztalunk (13b ábra). A gyakori fajok közül kettő (*P. scaber*, *P. muscorum*) esetében általánosságban megállapítható az abundancia kora nyári csökkenése (június 2-16.), amelyet folyamatos egyedszám növekedés követ, de a szezon csúcsa variál két nyári gyűjtési idő között (július 25. - augusztus 8. és augusztus 22. - szeptember 5.). Az előző két faj kora nyári egyedszám csökkenéseivel szemben az *O. asellus* populációk aktivitási denzitása mindhárom élőhely típusban egyenletesen növekedett. Az aktivitás csúcsa az erdőben és az urbán parkban egyaránt a július vége – augusztus eleje közötti

időszakban mutatkozott, míg ez a szuburbán területen már korábban, június végén - július elején bekövetkezett.

A ritka fajok közé a három alacsonyabb egyedszámban gyűjtött fajt soroltam (*A. vulgare*, *T. rathkii*, *L. hypnorum*). Ezen fajok általában nem kerültek elő a teljes gyűjtési periódusból, ezért szezonális aktivitásuk jellemzését nem tartom jogosnak.

A szuburbán területen a *P. scaber* és *P. muscorum* populációk esetében tapasztalt szinkronizáltság alapján arra következtethetnénk, hogy a populációk egy adott környezeti hatásra (pl. időjárás) hasonlóan reagáltak. Ennek ellenére a két év adatainak összehasonlításakor a gyakori ászkafajoknál bizonyos hasonlóságok is láthatók. Itt jegyzem meg, hogy az eltérő intenzitású mintavételezés (ld. Függelék 1. táblázat) eredményeként eltérő finomságú aktivitási görbéket kaptunk a két vizsgálati évben, ezért jobbára csak a trendekre vonatkozóan lehet következtetéseket levonni. A *P. muscorum* aktivitási csúcsainak időpontja az erdőben és az urbán parkban mindkét évben ugyanúgy augusztus elejére-közepére tehető, és a szezonális dinamika lefutása is hasonló volt. Érdekes, hogy ennél a fajnál mindkét évben, mindhárom élőhely típusban megfigyelhető egy megnövekedett tavaszi aktivitás, amelyet május végén – június elején csökkenés követ. Ha nem is ilyen konzekvensen, de a *P. scaber* és *O. asellus* fajoknál is megfigyelhetünk hasonló időbeni aktivitási megfeleléseket.

2005-ben a kvartilis módszer alapján (7b táblázat), minden bizonnyal az eltérő (Függelék 1. táblázat) mintavételi intenzitásnak is köszönhetően, az előző évinél nagyobb hasonlóságok mutatkoztak a fajok és élőhely típusok között, valamint az aktivitási görbék többsége „kisimult” és egyenletesebbé vált 2004-hez képest. Általánosságban elmondható, hogy a fő aktivitási periódus a legtöbb esetben nyár közepén kezdődött (június 27. – július 11.). A legnagyobb hasonlóságok mind fő aktivitási periódus, mint aktivitási csúcs tekintetében - a *P. scaber* esetében mutatkoztak.

Általánosságban elmondható, hogy mindhárom faj egyedszám telítődése a 4. időszakban (július 15. – augusztus 8.) éri el, vagy haladja meg az 50 százalékot. Az előző évihez képest feltűnő eltérést tapasztalunk az *O. asellus* faj esetében,

amelynek kora nyári szezonális aktivitásában eltolódást tapasztaltunk a városi park esetén, míg az erdő/szuburbán összevetés alig mutat különbséget.

A *P. muscorum* faj aktivitása az alsó kvartilisban mindhárom élőhelytípusban különbözött, ám a csúcson és a felső kvartilisben jelentősebb eltolódás tapasztalható az erdő (erdő/szuburbán, erdő/urbán), illetve a szuburbán (szuburbán/urbán) élőhely irányában. A *P. scaber* mindhárom összevetésben jelentős egyenletességet mutatott.

3.5. Isopoda fajok ivararányának vizsgálata

Az Isopoda együttesek összesített, illetve a tömegesebb fajokra vonatkozó ivari megoszlást fajonként vizsgáltuk, feltételezve annak kapcsolatát a városiasodás okozta zavarással.

3.5.1. Ászkarák együttesek ivararánya

A három élőhely típus összevont adatai alapján Debrecenben 2004-ben fogott fajok közül négyet (*A. vulgare*, *P. collicola*, *T. rathkii*, *T. ratzeburgii*) értékeltünk. A vizsgálatból kihagyott *P. scaber* és *C. convexus* fajok alacsony egyedszámmal voltak jelen.

A 7. táblázat mutatja a χ^2 próbák eredményeit, amelyekkel a populációk nemi megoszlásának a feltételezett 1:1 aránytól való eltérését teszteltük.

A debreceni vizsgált fajokra általánosságban elmondható, hogy a mintákban a nőstények voltak túlsúlyban (7a táblázat). A nőstények részaránya általában 60 és 80 százalék közé volt tehető. Ettől valamivel alacsonyabb részesedést csak a *T. rathkii* szuburbán populációja esetén tapasztaltunk (58 %). A *P. collicola* városi, és a *T. ratzeburgii* erdei populációjánál tapasztaltunk 80 százalékot meghaladó nőstény részarányt. A feltételezett 1:1 ivararányhoz képest a χ^2 teszt mind a négy fajnál szignifikáns különbséget mutatott ($p < 0,05$).

7. táblázat. Ivararányok megoszlása a négy gyakori fajnál a vizsgált élőhely típusokban: **(a)** Debrecen, 2004; **(b)** Sorø, 2004; **(c)** Sorø: 2005.

(a)

Fajnév	Erdő		Szuburbán		Urbán	
	χ^2	P	χ^2	P	χ^2	P
<i>Trachelipus rathkii</i>	109	N***	1,6	0,19	73,3	N***
<i>Armadillidium vulgare</i>	26,8	N***	234	N***	400,3	N***
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>	120	N***	177	N***	21,2	N***
<i>Porcellium collicola</i>	103	N***	202	N***	16	N***

(b)

Fajnév	Erdő		Szuburbán		Urbán	
	χ^2	P	χ^2	P	χ^2	P
<i>Porcellio scaber</i>	40,78	N***	340,8	N***	901,6	N***
<i>Oniscus asellus</i>	9,36	N***	108,9	N***	97,4	N***
<i>Philoscia muscorum</i>	696,4	N***	171,2	N***	261,8	N***

(c)

Fajnév	Erdő		Szuburbán		Urbán	
	χ	P	χ^2	P	χ^2	P
<i>Porcellio scaber</i>	6,42	N***	42,9	N***	7,84	N***
<i>Oniscus asellus</i>	2,17	0,1	0,02	0,8	29,1	N***
<i>Philoscia muscorum</i>	28,1	N***	14,2	N***	77,8	N***

*** < 0,05, N=szignifikáns nőtény többlet

A Sorø-ben gyűjtött fajok közül a három tömeges fajt vizsgáltuk. 2004-ben közülük a *P. scaber* és a *P. muscorum* populációjában az élőhely zavartságától függetlenül a nőtények domináltak (7b táblázat).

Az 1:1 aránytól való legnagyobb eltérést a *P. scaber* erdei populációjánál számoltuk (69 %), de jelentősnek mondható a szuburbán élőhelytípusban (58 %) és az urbán területen mért érték is (58 %). Az *O. asellus* esetében az ivararány közelített az 1:1-es megoszláshoz: a nőtények részesedése az erdőben 52 %, a szuburbán élőhelyen 55 %, míg az urbán területen 54 %.

A *P. muscorum* esetében az erdei populáció ivararánya tolódott el legjobban a nőstények felé (65 %), de a szuburbán habitatban (58 %), és az urbán parkban tapasztalt (59 %) arány is számottevő.

A 2004-es évben megfigyelhető volt, hogy két fajnál is az erdőben tolódott el legjobban az ivararány a nőstények javára, míg a két zavartabb területen azonos vagy közel azonos értékeket kaptunk. Az *O. asellus* fajnál ezzel szemben az erdőben közel 50-50 százalékos ivararányt tapasztaltunk. A szuburbán és urbán terület adatai sem tértek el nagyon ettől.

2005-ben erdőben az előző évihez hasonlóan a *P. scaber* nőstények aránya 69 % volt az erdőben, a szuburbánban 56 %, míg az urbánban csupán 52 %. A *O. asellus* erdei populációjában mindenütt 1:1 aránynak tekinthető eredményeket kaptunk. Mindhárom csak kis mértékben is, de a hímek felé tolódott az ivararány (nőstény arány: 48 %), míg a szuburbán és urbán területeken ez az arány 50,1 %, urbán 50,9 % volt.

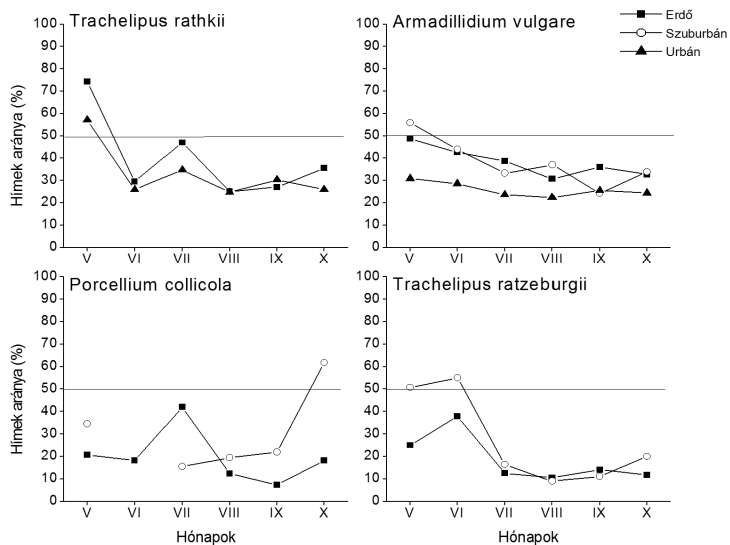
A *P. muscorum* faj esetében az előző évihez képest csökkent az erdőben és a szuburbán habitatban a nőstények dominanciája (59 % és 54 %), míg a városi parkban nem változott az ivararány (59 %). A nemek megoszlásában szignifikáns különbségeket tapasztaltunk, kivéve az *O. asellus* erdei és szuburbán populációit (7c táblázat).

3.5.2. Az ivararányok szezonális változása

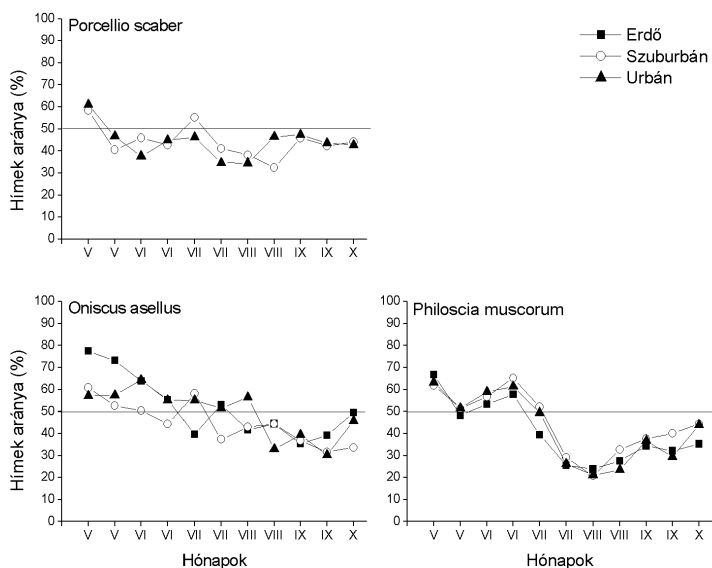
A nem gravid nőstényekre és a hímekre jellemző szezonálisban nem mutatkoztak jelentős eltérések sem Debrecenben sem Sorø-ben (9a, b, c ábrák).

A debreceni 2004-ből származó minták alapján kitűnik a hímek tavaszi - kora nyári aktivitása, amely ritkább esetben szignifikánsan nagyobb a nőstényekénél (Függelék 2. táblázat), de a legtöbb esetben 1:1-hez közelítő ivararányt produkál a mintavételezés első időszakában.

(a)



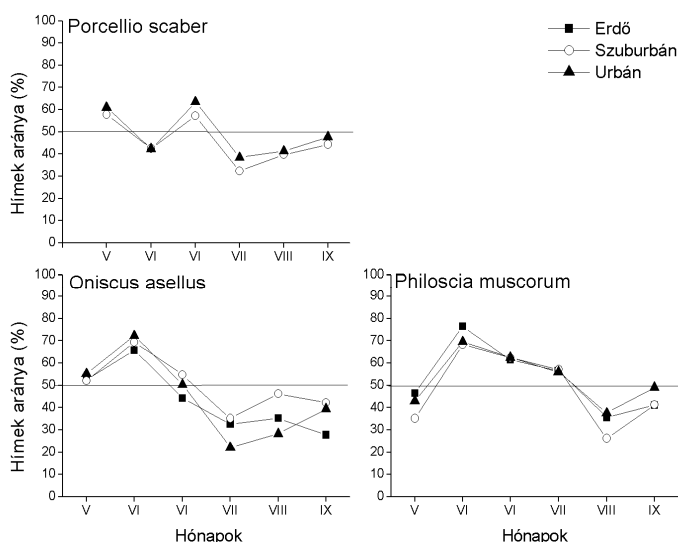
(b)



9. ábra.(a, b) A hímek százalékos eloszlásának (%) szezonális változása a három élőhely típusban a négy leggyakoribb ászkarak faj esetén: **(a)** Debrecen, 2004, **(b)** Sorø, 2004.

Ez a jelenség nem mutat összefüggést az urbanizáltság mértékével, sokkal inkább az egyes fajok saját populációs jellemzői mutatkoznak meg. Az egyes esetekben előforduló kiugróan magas vagy alacsony értékek a kis fogott egyedszámmal jellemezhető időszakokban adódtak.

A Debrecenben vizsgált ászkarák populációkhoz hasonlóan, a Sorø-ben 2004-ben és 2005-ben vizsgált három tömeges faj (*P. scaber*, *O. asellus*, *P. muscorum*) esetében sem látszott jelentős eltérés az eltérő urbanizáltságú területek között (Függelék 3. és 4. táblázat). Sőt, a legtöbb esetben a fajok következetesen hasonló ivaronkénti aktivitási mintázatot mutattak, függetlenül az urbanizáltság mértékétől.



9c. ábra. A hímek százalékos eloszlásának (%) szezonális változása a három élőhely típusban a négy leggyakoribb ászkarák faj esetén: Sorø, 2005.

Fontos kiemelni, hogy mindkét városban a vizsgált fajok populációs trendjére jellemző volt a hímek tavaszi és kora nyári – az abundanciában tükröződő- felszíni aktivitása, amely esetenként még a nőstényekét is meghaladta.

A hímek szezonális dinamikájában enyhe bimodalitás látszik a Sorø-ben vizsgált fajok esetében (9b és 9c ábra). Mindhárom vizsgált faj esetében, az egyes nemek dinamikájának összevetésekor jól kivehető az urbán és szuburbán populációk hasonlósága.

4. ÉRTÉKELES

A GlobeNet módszeren alapuló, két, földrajzilag távol eső, eltérő klimatikus területekhez tartozó területeken (Debrecen, Sorø) történt talajcsapdás gyűjtések szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea) anyagának értékelése az alábbi megállapításokhoz vezetett:

4.1. Fajösszetétel és diverzitás

1. Az urbanizáció közösségi szintű hatásai közül a fajgazdagság tekintetében semmilyen, vagy csak minimális különbségek mutatkoztak az erdő, szuburbán és a városi park ászkarák együttese között. E tekintetben tehát a különbség szembeötlő a GlobeNet módszert (Niemelä *et al.* 2000) futóbogár közösségeken alkalmazó vizsgálatok eredményeihez képest. Az Európa (pl. Niemelä *et al.* 2002; Alaruikka *et al.* 2003; Magura *et al.* 2004 és 2008; Elek és Lövei 2007), Japán (Ishitani *et al.* 2003) és Kanada (Niemelä 2002) több nagyvárosában kapott eredmények jelentős eltéréseket igazoltak mind a futóbogár közösségek fajgazdagságában, mind az egyes funkcionális csoportok tekintetében.

2. A talaj mikro- és mezofaunáján (pl. Maraun *et al.* 2003) végzett vizsgálatok alapján minden okunk megvolt a feltételezésre, hogy a zavartság mértékével a fajösszetétel is változni fog, de nem ezt tapasztaltuk. A Debrecenben végzett kiegészítő faunisztikai vizsgálatok (Vilisics F. és Nagy A., nem publikált) ugyan nem eredményeztek jelentős növekedést a kimutatott fajok számában, de a fajok jelenlét/hiány alapú gyakoriságában már érdekes trendeket látunk. A különböző zavartságú területeken végzett egyelő gyűjtések során összesen nyolc ászkarák fajt találtunk. A talajcsapdákkal is gyűjtött hat faj mellett a kozmopolita *Porcellionides pruinosus* (Brandt, 1833) és a *Platyarthrus hoffmannseggii* (Brandt, 1833) fajt mutattuk ki. Mindkettő közönséges, Európa-szerte elterjedt faj. Hazai adataink nagyobbik hányada szinantrop élőhelyekről származik (Hornung *et al.* 2008). Terepi tapasztalataink és adataink alapján a város legelterjedtebb felszínaktív fajjai a *P. scaber*, *A. vulgare* és *P. pruinosus*. Ez teljesen megegyezik más városok adataival, de nagymértékben ellentmond a talajcsapdás

mintavételezéssel kapott képnek, de legalábbis módszertani és skálázási kérdéseket vet fel.

A debreceni GlobeNet vizsgálat során 2002-ben a városi parkban 6, míg a természetes erdőben 4 fajt találtunk. Az erdőből hiányzó két urbanofil faj (*C. convexus*, *P. scaber*) mindenképpen jelzi a vizsgált Isopoda fajok élőhely preferenciájának különbségeit és azt, hogy a városi élőhelyek bizonyos taxonoknak olykor alkalmasabb feltételeket biztosítanak a természetes élőhelyeknél. Budapesti adatok igazolták (Vilisics & Hornung 2009) a regionális fajkészlet jelentőségét a városi Isopoda fauna összetételében. Az említett vizsgálatban a Budai-hegység fajkészlete nagy arányban volt kimutatható a budai kertés „szuburbán” övezetben. Ezzel élesen szemben áll a síksági pesti oldal, amely jóformán nem érintkezik természetközeli élőhelyekkel, és csak kozmopolita és kevés natív generalista fajok alkotják a lokális Isopoda faunát. Nem meglepő, hogy ezek a fajok szinte kivétel nélkül megegyeztek a Debrecenben gyűjtött fajokkal, továbbá ezen fajok többsége (*A. vulgare*, *C. convexus*, *P. scaber*, *T. rathkii*) a vizsgált mérsékelt övi európai városoknak is a vázfaunáját képezik, azaz úgynevezett homogenizáló fajoknak tekinthetők (Szlávecz *et al.* 2008a, 2008b).

A Debrecenben előkerült fajok közül a *T. ratzeburgii* természetközeli erdeinkhez szorosan kötődő ászkafaj (Hornung *et al.* 2008). A *T. rathkii* és *P. collicola* fajok élőhely tekintetében generalisták, hazánk leggyakoribb fajai közé tartoznak. Ismert elterjedésük érinti a legtöbb hazai élőhelytípust, és a bolygatott területeken is előfordulnak (Hornung *et al.* 2008). A *T. rathkii* (és másodsorban a *P. collicola*) a Duna vízgyűjtő területén az ártéri erdők domináns, olykor egyetlen felszín-aktív faja (pl. Farkas 1998; Tuf és Tufová 2005), amely a diszturbációt, azaz az évi rendszeres elárasztások elviselését kívánja a fajtól. Véleményem szerint a bolygatás elviselése teszi lehetővé, hogy a faj lakott területeken is sikeresen megtelepedhet, ahol elsősorban a nedvesebb „zöldebb” élőhelyeket preferálja (Vilisics és Hornung 2009).

Az álgömbászka (*C. convexus*) és az érdes pinceászka (*P. scaber*) hazánkban szinte kizárólag emberlakta területeken előforduló ászkafajok. Tapasztalataim szerint a két ászkafaj nem egyformán reagál a zavarásra: a *P. scaber* városokban elterjedtebb, de ritka a lakott területeken kívül. A *C. convexus* ezzel szemben a

zavartalanabb, humidabb élőhelyeket foglalja el, és olykor megtaláljuk a települést környező zöldövezetben is.

A talajcsapdák fajösszetétele igen hasonló a hazai ártéri ligeterdőkben kimutatott Isopoda együttesek összetételével (pl. Farkas 2004). Ez alátámasztani látszik Wolters és Ekschmidt (1997) állítását, amely szerint a Közép-Európában a korábban erdősült, mára szinantrop területeken a gyepek, lápok és folyómenti területek fajai kolonizálnak.

Az általunk kimutatott fajok mellett említést érdemel a mediterráneumból behurcolt hangyavendég *Platyarthrus schoblii* Budde-Lund, 1885 faj is, amely a szintén behurcolt *Lasius neglectus* van Loon, Boomsma et Andrásfalvy, 1990 hangyafaj kolóniáiból került elő Debrecenből, és más magyar városokból egyaránt (Hornung *et al.* 2005). A Debrecenből kimutatott, a faunisztikai vizsgálatok eredményeivel kilencre bővült fajlista is jócskán elmarad más vizsgált magyar városok (pl. Budapest, Pécs, Székesfehérvár) faunisztikai eredményeitől (Szlávecz *et al.* 2008b). Érdemi összehasonlításra a célok és módszerek különbözősége miatt nincs mód, és csak feltételezhető, hogy Debrecen fajgazdagsága ennél jóval gazdagabb, és egyéb natív ill. az itt ki nem mutatott, de máshol tipikus szinantrop és behurcolt fajokkal [pl. *Protracheoniscus major* (Dollfus, 1903)] a jelenleg ismertnél nagyobb lehet.

McKinney (2008) kimutatta, hogy a városi gerinctelen fauna vizsgált taxonjainak fajgazdagsága (pl. Lepidoptera, *Bombus* spp., Arachnida, Carabidae) a „kevésbé zavart” kategóriába sorolt mintavételi helyeken jelentősen fajgazdagabb, mint a „közepesen” és a „nagyon zavart” helyeken. Ezzel szemben a hazai ászkarák fauna esetében igazolódott (Hornung *et al.* 2008; Szlávecz *et al.* 2008b; Vilisics & Hornung 2009), hogy a városi környezet a regionális fajkészletnél olykor jóval nagyobb fajgazdagságot támogat. A felszínaktív ászkarákok fajösszetételében tapasztalt hasonlóságok azonban csak részben magyarázhatók a talajcsapdázás szelektivitásával, hiszen a regionális fajkészlet, a vizsgált terület nagysága, valamint új fajok behurcolásának mértéke is fontos tényezők.

3. A dániai vizsgálatban kimutatott fajok mind közönséges európai fajok, amelyek Dániában is széles körben elterjedtek. A talajcsapdákkal kimutatott ászkák között is számos homogenizáló fajt találunk (*A. vulgare*, *O. asellus*, *P.*

scaber, *T. rathkii*). Az alacsonyabb egyedszámú fajok esetében feltűnő, ahogy a *L. hypnorum* 2005-re elveszítette elsőségét a „ritka” fajok között, és helyére az *A. vulgare* került. A *L. hypnorum* faj morfológiájánál fogva ki van téve a kiszáradásnak, ezért erősen kötődik a nedves, sokszor vizes élőhelyekhez (Gruner 1966; Meinertz 1950). A vizsgálatok nem terjedtek ki a csapadékviszonyokra, ezért csak feltételezhető, hogy e faj esetében az időjárás még a többi vizsgált ászkánál is erősebben ható tényező volt. Fontos itt megjegyezni, hogy a pleisztocén idején a mai Dánia területe teljesen jég alatt volt, ami együtt járt a talajfauna teljes kipusztulásával. Ebből következik, hogy Dánia Isopoda faunája a körülbelül 9000 évvel ezelőtt elkezdődött felmelegedést követően telepedett meg. Nem mellesleg, ezen időszak egybeesik az emberiség nagyfokú terjeszkedésének kezdetével.

4. Behurcolt fajok ugyan nem kerültek elő a csapdákból, ám a kozmopolita (*A. vulgare*, *P. scaber*), megtelepedő nem natív (*P. muscorum*) és szinantrop (*C. convexus*) fajok jelenléte és abundanciái részben igazolták a „Behurcolt fajok” hipotézisét: Debrecenben a *C. convexus* faj a moderáltan zavart területeken került elő, míg a *P. scaber* kizárólag a parkból. Dániában Meinertz (1950) a *P. muscorum* délről északra tartó terjedéséről számolt be, jelezvén a faj nem őshonos jellegét. Sorø-ben ez a fajt mindhárom élőhelyen hasonló mennyiségben mutattuk ki. A kozmopolita *A. vulgare* faj aktivitás denzitása Debrecenben 2004-ben, valamint Sorø-ben mindkét évben egyértelműen a szuburbán területen volt a legnagyobb.

Az egzotikus fajok hiányának okait, többek között, abban látom, hogy a GlobeNet módszert (Niemelä 1999) erdős, fás területek futóbogár közösségeire dolgozták ki, és a mintavételek nem terjedtek ki több, az ászkafauna vonatkozásában jelentős városi élőhely típusra. A legfontosabb behurcolódási gócpontok a magánkertek, üvegházak és botanikus kertek (Vilisics & Hornung 2009), amelyeket nem érintett a vizsgálat, és a behurcolt fajok elterjedése főleg a behurcolódási helyre korlátozódik. Az idegenhonos ászkák közül több domicol (sensu stricto Csuzdi *et al.* 2008) faj is ismeretes, ilyen a *P. major* és *Chaetophiloscia cellaria* (Dollfus, 1884), ám pincéket és lakóházakat nem érintettek a vizsgálatok. A vizsgált ászkarák együttesek fajgazdagságában és

összetételében tapasztalt hasonlatosságok mellett nagy különbségeket tapasztaltunk az együttesek struktúrájában.

Az együttesek azonos fajösszetétele miatt a közösségek fajgazdagságra alkotott „Közepes zavarás” (Connell 1978) és „Növekvő zavarás” (Gray 1989) hipotéziseket – azok szigorú értelmezéskor – el kell, hogy vessük. Azonban ezen hipotézisek tesztelésére a számított diverzitási értékek és a Rényi-diverzitási profilok is alkalmasak és elfogadottak (Vilisics *et al.* 2007b). Az említett, a sorø-i eredményeket közlő cikken kívül a teresztris ászkarákkal foglalkozó irodalomban nem ismeretesek hasonló jellegű vizsgálatok.

5. A biológiai diverzitás egyszerű mutatója az egyenletesség, amely megmutatja a fajok abundanciájában mutatkozó hasonlóságokat. Ezáltal az a közösség, amelynek fajai hasonló egyedszámban vannak jelen, a lehető legnagyobb egyenletességgel bír. Más szavakkal az egyenletesebb közösség egyben a nagyobb diverzitású is. Az abundancia mintázatok alkalmazása az együttesek diverzitásának meghatározására abból a feltételezésből fakad, hogy a fajok abundanciáját - bizonyos mértékig - lehet a korlátozott mennyiségű forrásért folyó kompetícióban elért relatív sikeresség mutatójaként értelmezni (Magurran 2004). A legtöbb vizsgált Isopoda faj abundanciája élőhelyenként jelentősen eltért, amely egyértelműen jelzi az élőhelytípusok közötti minőségi különbségeket.

Az együttesek minden vizsgált területen jelentős egyenetlenséget mutattak, amely a jelentős dominanciát képviselő egy vagy két fajnak volt köszönhető. Ez az adat az élőhelyek zavartságára is utalhat, ám hasonló egyenetlenségek természetes ászka együttesekben is ismereteseek (pl. Aggtelek: Vilisics *et al.*, 2008; Solymár: Végh *et al.* nem publikált).

Az eltérő urbanizáltságú területek ászkarák együtteseinek rang-abundancia görbéi, a fajok közti forrásfelosztást alapul véve, a legtöbb esetben a mértani sorozat („*niche pre-emption*”) modellre illeszkedtek, két kivétellel. A modell - a vizsgált taxonra nézve - jelentős környezeti stresszt, korai szukcessziós szakaszt, valamint szigorú dominancia sorrendet jelez (Magurran 2004). Eredményként értékelendő, hogy Debrecenben és Sorø-ben is volt egy-egy olyan év, amikor az erdei ászkaegyüttes tömegességi rangsora nem a mértani sorozat, hanem a Zipf,

valamint a „tört pálca” modell szerinti eloszlást mutatta, valamennyire utalva az élőhely természetességére és a fajok tömegarányainak nagyobb kiegyenlítettségére.

4.2. Ászkarák együttesek szezonális aktivitása

Az ászkarákok szezonális dinamikájáról meglehetősen kevés adat áll rendelkezésre, és azok is főleg a leggyakoribb fajokkal kapcsolatosak.

Általános törvényszerűségeket nehéz megállapítani, hiszen több éves adatsorokon látható (pl. Farkas 1998; Tuf 2003), hogy egymást követő években jelentős változások következhetnek be az egyes fajok szezonális felszíni aktivitásában. Az ászkarákok elterjedését alapvetően klimatikus és edafikus tényezők határozzák meg (pl. Warburg *et al.* 1984), de a megfelelő mikroélőhely és táplálékforrás is fontos (Sutton 1972). Ezért a zavarás (természetes vagy emberi) alatt álló területeken az együttesek struktúrája átrendeződhet (pl. Tajovský 1998), és ez a fajok eltérő szezonális aktivitásán is meglátszik. Egyéves adatsoron azonban nem reális ilyen összehasonlítást elvégezni.

6. Mégis, a vizsgálatok eredményeiből kitűnik, hogy az élőhely típusokban az egyes Isopoda fajok aktivitási mintázatában vannak hasonlóságok. Ezek a hasonlóságok főleg élőhely párokban mutatkoznak meg, azaz nem volt olyan eset, ahol mindhárom élőhelytípusban teljesen egyforma mintázatot kaptunk (fő aktivitási időszak kezdete és vége, csúcsidezőszak). Ebből arra következtethetünk, hogy a város általunk nem vizsgált hatásai (pl. eltérő vegetáció struktúra, mikroklíma) befolyásolják az ászkák felszíni aktivitását, de a vizsgált területek az adott fajok számára sokszor nem különülnek el egyértelműen.

4.3. Ászkarák együttesek ivararánya

Az Isopoda populációk ivararányáról számos közlemény foglalkozik. Nair Indiában (1984) és Líbiában (1998), Farkas (1998) pedig Magyarországon nőstény többletet tapasztalt a vizsgált fajok (sorrendben *Porcellio laevis*, Latreille, 1804, *P. scaber*, *T. rathkii*) populációkban. Több más, észak-afrikai vizsgálat is ismeretes, amely nőstény többletről számol be (pl. Hamaied & Charfi-Cheikrouha 2004). Warburg *et al.* (2001) a *P. laevis* faj laboratóriumi populációinak

vizsgálatakor igen változatos ivararányokat tapasztaltak, de az átlag így is 1:1,2 volt a nőstények javára. Tovább árnyalja a képet, hogy az ászkarákok egy része *multivoltin iteropár* (azaz egy szaporodási időszakban több alkalommal is képest utódok létrehozására), és az egyes korcsoportok ivararányai is eltérhetnek. Warburg (1993) beszámol kezdeti 1:1 ivararányról, amely a későbbi korcsoportokban eltolódott a nőstények felé. Extrém esetekben *szemelpár* fajoknál (az életük során csak egy alkalommal szaporodnak) a kannibalizmus okozhat eltérést a nőstény/hím arányban, mivel a párzást követően a nőstények esetenként elfogyasztják a hímeket (Warburg & Cohen 1991; Warburg *et al.* 1993).

Az emberi tevékenység okozta stressz ivari megoszlásra gyakorolt hatását Paoletti és Cantarino (2002) mutatta ki *T. rathkii* populációkon, igazolva a feltételezést, miszerint a növekvő zavarás hatására az ivararány a nőstények felé tolódik. Erre alapoztuk az „Ivararány eltolódási” hipotézisünket.

7. A teljes gyűjtési periódus fajonként összevont adataira nézve Debrecen és Sorø három vizsgált élőhelytípusában (erdő, szuburbán, városi park) nőstény dominanciát tapasztaltunk. Más szóval nem találtunk az Isopoda populációk között olyan jelentős különbségeket, amelyek alátámasztanák az „Ivararány eltolódási” hipotézist. Eredményeink alapján, Paoletti és Cantarino (2002) eredményeivel összehasonlítva, a vizsgált élőhelytípusok a fajokra nézve instabilnak tekinthetők. Ennek eltérő okai lehetnek. A fajgazdagsági forráspontoktól távoli Dánia esetén annak fekvésével és klímájával magyarázhatók a környezeti instabilitásra utaló ivararány eltolódások, míg Debrecenben a különbségek hiányára nem tudok ésszerű magyarázatot adni.

8. Az ivararány szezonális változása közismert tény (pl. Warburg 1993). Vizsgálataink során azonban egyes fajoknál a trendek viszonylagos állandósága volt szembeűnő. Több faj ivararányainak különböző élőhelyekről származó szezonális adataiból egyértelműen látszik, hogy az egyes fajok ivararányai hasonlóan alakulnak az mintavételi szezon első felében, földrajzi fekvéstől vagy zavartsági foktól függetlenül (Hornung *et al.* 2009). Tehát – fajtól és területtől függetlenül – a hímek aktivitása általában a szezon első felére tevődik, amelyet az aktivitás csökkenése követ, és ez az aktivitási mintázat egyértelműen a

szaporodással áll összefüggésben, ami közvetlenül a fotoperiódussal és a hőmérséklettel áll kapcsolatban (Hornung & Warburg 1993; Warburg 1995).

A nőtények aktivitása a hímekhez képest a szezon második felében erősödik fel. Ennek magyarázata valószínűleg abban rejlik, hogy az ászkák embrionális fejlődése az anya költőtáskájában történik, ezért az anya egyednek folyamatosan keresni kell az embriók fejlődéséhez legmegfelelőbb mikroélőhelyeket. Eredményeink ehhez hasonló mintázatot mutatnak.

Ami igazán figyelemreméltó, az a százalékos megoszlások trendjének alakulása, amely az adott fajra jellemző dinamikát követ ugyan, de területenként nem mutat nagy különbségeket. Általánosan jellemző az egyes fajok ivararányának esetében, hogy a hím dominanciát az 1:1 arány követi, majd az ezt követő időszakokban nőtény többlet figyelhető meg.

Elmondható, hogy az egyes fajok populációi saját (faji) szezonális dinamikájukat követték, és csak kivételes esetekben volt látható az urbanizációval összefüggésbe hozható eltérés az élőhelytípusok között.

Az ivararány szezonális mintázat kimutatásának fontos feltétele a teljes időszakban való gyűjtés, ám az eredmények értékelése még így sem problémamentes. Nem tudhatjuk például, hogy az egyes korcsoportok ivari megoszlása hogyan alakult, és mik voltak a főbb befolyásoló tényezők.

Ebből fakadóan, és az ivari aktivitás hasonlóságait figyelembe véve különösen érdekes a feltételezés, hogy az Isopoda fajok populációinak ivararányát olyan tényezők (pl. genetikai) szabályozzák, amelyekre az emberi bolygatás egyik vizsgált területen sem gyakorolt jelentős, kimutatható hatást.

5. ÖSSZEGZÉS

Következtetésként levonhatjuk, hogy bár az urbanizációnak a hipotéziseinkben feltételezett hatásait csak részben tudtuk igazolni, eredményeink mégis jelentősen hozzájárulnak a kis- és középvárosokban lezajló ökológiai folyamatok jobb megismeréséhez, a városok fajgazdagságának minőségi összetétel szempontú elemzéséhez. Ezen kívül értékes ismeretekkel járulnak hozzá a hazai és dán szárazföldi ászkarák fauna jobb megismeréséhez, különösen annak a fényében, hogy sem Kelet-Magyarországról, sem Dánia egészéből nem folyt még ászkákra vonatkozó ökológiai vizsgálat.

Mindemellett nem veszíthetjük szem elől az alkalmazott talajcsapdás módszer és elrendezés korlátait, hogy a következő kutatás tervezésébe csak a kellő következtetések levonása után kezdjünk.

6. SUMMARY

Introduction, and aims of studies

Rapid growth of urban areas is a global challenge. Parallel with the increase of urban population a growing demand for more managed and urbanized lands have appeared. Urban land management means altering, fragmenting and massively destructing natural habitats (e.g. Niemelä 1999). To understand how human activity affects nature we must observe different species and communities in and around the cities.

Simplifying the similarities of city structures, major cities can be divided into three zones from the natural forest remnants to the suburban residential area and greatly urbanized city core (Niemelä *et al.* 2000). This large scale categorization gives opportunity to observe the human impact on local populations in cities among three disturbance levels.

Studies on urban biota in the past few decades have covered vascular plants, birds, mammals and several invertebrate taxa, but terrestrial isopods were not included. Therefore, our knowledge on Isopoda fauna of cities is far from comprehensive.

As members of soil dwelling macrodecomposer guild, woodlice play an important functional role in fragmenting and degrading dead plant material (e.g. Hassall *et al.* 1987).

Recent studies underline that species richness of urban areas are greater than the surrounding species pool due to habitat heterogeneity and intense species introduction processes (Vilisics & Hornung 2009). On the other hand, biotic homogenization has also been detected: widely distributed Cosmopolitan and Holarctic species cause great similarities in species composition among cities (Szlávecz *et al.* 2008).

As part of two research projects applying GlobeNet methods we aimed to study how urbanization affects isopod assemblages in two European settlements (Debrecen, Hungary and Sorø, Denmark) of medium and small size. The size and number of inhabitants is far less than cities observed in previous GlobeNet studies (e.g. Helsinki, Edmonton, Sofia), thus our results provide unique information on urbanization effects on biodiversity in medium and small size settlements.

We observed how urbanization affects species richness, abundance patterns, seasonal dynamics and sex ratio of epigeic isopod assemblages and populations. We tested several hypotheses frequently used in soil zoological studies, and some new hypotheses were also developed particularly to terrestrial isopods.

Hypotheses

Increasing disturbance hypothesis (Gray 1989)

In this hypothesis we assumed a decrease in species richness with an increasing disturbance level in isopod assemblages. We also expected a rank/abundance to be the least even, fitting to geometric series model under the highest disturbance level (*urban park*).

Intermediate disturbance hypothesis (Connell 1978)

We assumed the highest species richness of isopod assemblages in the suburban areas possessing a moderate disturbance and a higher habitat heterogeneity. Diversity of isopods is assumed to be the highest in the suburban areas, due to the expected co-occurrence of forest generalist and synanthropic species.

Introduced and invader species hypothesis

In this hypothesis we expect introduced and synanthropic species to be dominant in urbanized areas in contrast with native forests where native generalists gain dominance (Vilicsics *et al.* 2007a)

Decreasing evenness hypothesis

We expect evenness of epigeic isopod assemblages to be lower in urbanized areas, because due to massive habitat alteration and destruction in urban areas, a few tolerant species can successfully establish, thus repressing other species of lower tolerance.

Shifting sex ratio hypothesis

We expect overall sex ratio of eurytopic isopods to be similar among areas representing different disturbance levels, while sex ratios of stenotopic isopods (*e.g. forest species*) shift towards females under higher disturbance (Paoletti & Cantarino 2002).

Materials and methods

Study areas

We studied urban soil fauna in Debrecen (Hungary, 205100 inhabitants in 2008) and in Sorø (Denmark, 6996 inhabitants in 2003). Although the two observed towns show differences in many respects, the above mentioned fundamental similarities provide an opportunity for a comparison whether urbanization affects biodiversity in similar ways.

Both settlements are partly bordered by croplands while adjacent we found large remnants of native oak (Debrecen) and beech (Sorø) stands as well. The Nagyerdő ("*Big forest*") in Debrecen is dominated by English oak (*Quercus robur* L.), while forests near Sorø are characterized by European beech (*Fagus sylvatica* L.). Both forests are protected from frequent human disturbance.

Formerly forested areas, the *suburban zones* are located in the greenbelt of both towns, characterized by residential houses with gardens, paved and unpaved roads with an approximate 30 % of total coverage altogether. Some remainings of the native forests are still visible in both towns. In Sorø, moreover, a cemetery and a ditch can be found in this zone.

Sampling areas regarded as "*urban*" were chosen in public parks in Debrecen and Sorø as well. Both parks are covered with patches of native and non native arboreal vegetation, shrubs and lawn. Park of Sorø is bordered by a lake from the southern side. Due to regular management and the public leisure purposes, both park areas are affected by frequent human disturbance (*e.g. trampling, dogs*).

Sampling design

The sampling methodology followed the GlobeNet protocol suggested by Niemelä *et al.* 2000: 120 (3*40) pitfall traps were placed altogether in three areas (rural, suburban, urban). Four sites were chosen within each area with 10 pitfall traps in each. Within-trap distance was at least 10 meters, within site distance was at least 50 meters.

The sampling duration covered the main activity period of Carabid beetles (May – October) that more or less corresponds the activity period of isopods. Years of sampling were 2002, 2004 (Debrecen) and 2004, 2005 (Sorø). Traps were emptied fortnightly in 2002 (Debrecen) and 2004 (Sorø), monthly in 2004 (Debrecen) and with the impulse method in 2005 (Sorø). With the latter method, a two-weeks pause is followed by every two weeks of pitfall trapping, thus effectively protecting soil fauna yet reaching representative sampling data.

Data analyses

Due to high departures from normal distribution, for comparisons of species richness, and activity density among areas we applied the Kruskal-Wallis non-parametric test. We used cluster analyses with Bray-Curtis distances for revealing similarities among 12 trap-sites in each town and year. We tested similarities and differences of isopod abundances among – and within areas by using hierarchical ANOVA, with Fisher LSD (*least significant difference*) as post-hoc test ($p < 0,05$).

Structures of epigeic isopod assemblages were observed with rank-abundance curves, allowing a simple way to compare assemblages by species ranks and evenness. I also attempted to fit rank abundance curves to different models (e.g. geometric series, broken stick) to be able to give possible explanations for the results.

For diversity calculations I used Shannon evenness, and Simpson, Shannon-Wiener and Berger-Parker indices, and as a visual approach I applied Rényi diversity profiles.

Seasonal activity of frequent species was divided to four quarters. Peak of activity was defined by the time when 50 % of the total activity density was reached⁶. Main activity period started when abundance reached 25 % of the total, and ended at 75 %. We considered “early” and “late” activity periods before 25 and after 75 percents, respectively.

We observed the sex ratios of populations of common species in each area. Alterations from a hypothetical 1:1 ratio were tested with χ^2 test to overall population data, as well as seasonal activity densities.

Results

1. Results of pitfall trapping on epigeic isopod assemblages of both towns observed showed similarly low species richness and relatively high activity densities regardless to the urbanization category of sampling areas (rural, suburban, urban). Uniformity was notable between epigeic species compositions of Debrecen and Sorø (33 %), while similarities were remarkable in species compositions among areas in each town, too.

2. A total of nine epigeic species were found in two settlements observed with three isopods common (*Armadillidium vulgare*, *Porcellio scaber*, *Trachelipus rathkii*).

No alien species were found; in both towns, most species were common European, Holarctic or Cosmopolitan isopods. These woodlice are also regarded as habitat generalists. One species considered as habitat generalists appeared in each town: *Trachelipus ratzeburgii* (Debrecen), *Ligidium hypnorum* (Sorø). These species, however, didn't show clear preferences to certain habitat types. The

occurrence of these habitat specialists is often closely related to certain microhabitats (e.g. wet ditch, rotten logs), that can be found in all three habitat types.

To all cases, we must reject intermediate disturbance- and the increasing disturbance hypotheses. While the presence and dominance of cosmopolitans partly support the introduced species hypothesis, however not a single alien isopod was found.

3. Average number of species (per trap) decreased from the rural to the urban areas in Debrecen in 2002. Significant differences were found in a comparison of species of three areas ($H=45,7$; $p<0,05$). Rural – suburban ($H=45,7$; $p<0,05$), and rural – urban comparisons showed significant differences between areas ($p<0,05$), while no significant difference was found between species numbers of suburban and urban areas ($p=0,36$). In 2004, average species numbers per trap didn't show great differences among areas (Kruskal-Wallis $H=2,8$; $p=0,2$).

4. In Sorø, we found differences in average species numbers (per trap) between 2004 and 2005. In the first year, we also found a gradual decrease from an average four to three species per trap along the rural – suburban – urban gradient. In 2005 an average three species appeared in each area per trap.

5. In Sorø, activity density of isopod assemblages was the lowest in the rural area (2004: 10345; 2005: 1970 individuals), followed by the suburban (34112, 8751) and the urban areas (55112, 19718) in both years. No such trend could be seen in Debrecen (rural: 2735 and 3257; suburban: 2720 and 4000; urban: 3548 and 2584).

6. Trends of activity density (captured individuals per traps) differed between the two years of observation in Debrecen. In 2002 the number of captured individuals was significantly higher in the urban park, while no such difference was measured between rural and suburban areas (Kruskal-Wallis $H=6,51$, $p<0,05$). In 2004, on the contrary, the number of captured isopods was found to be significantly higher between suburban and urban areas, while no great differences were found between suburban and rural areas (Kruskal-Wallis $H=14,3$, $p<0,05$).

7. In Sorø, overall activity densities of isopods showed similar trends in 2004 and 2005: the lowest numbers in the rural area and the highest activity densities in the urban park. We measured significant differences in activity densities among three areas in both years (Kruskal-Wallis $H=61$, $p<0,05$ (2004); $H=58,5$, $p<0,05$ (2005)).

8. 12 sampling sites - each consisted of ten pitfall traps - showed interesting clustering in the cluster analyses according to isopod species and abundance captured: in most cases rural sites formed distinct clusters while urbanized areas did not show great differences.

9. Hierarchical ANOVA proved the differences among rural, suburban and urban areas; moreover it also showed significant, or marginally significant differences in abundances among four sampling sites within a certain area ($p<0,1 - 0,01$).

10. Diversity of epigeic isopods was characterized by low species richness and low evenness regardless to urbanization level. Dominance structure of assemblages showed differences along the disturbance gradient indicating species specific responses to urbanization.

11. From the applied diversity indices and Rényi diversity profiles we can state that in Debrecen – with small differences though – diversity of the rural area was the highest (to rare and dominant species as well) in all cases.

12. Species richness in Sorø was the same in 2004 while one species, *T. rathkii* was missing from the rural area in 2005 causing additional slight differences in diversity values. Indices more sensitive to dominant species showed suburban area to have the highest diversity in both years.

13. Seasonal activity patterns of frequent isopod species suggest species specific responses to urbanization.

14. Overall sex ratios of populations of frequent species showed significant differences from an expected 1:1 ratio (χ^2 test, $p<0,05$). All observed populations (*A. vulgare*, *P. collicola*, *T. rathkii*, *T. ratzeburgii*) were dominated by females with 60-80 % proportions.

Overall sex ratios of common epigeic isopods (*P. scaber*, *O. asellus*, *P. muscorum*) in Sorø differed significantly from an expected 1:1 ratio (χ^2 test,

$p < 0,05$) in 2004, in most cases. The only exception is the rural population of *O. asellus* where we found no great difference female – male ratio. In 2005, the overall sex ratios of common epigeic isopods (*P. scaber*, *O. asellus*, *P. muscorum*) were closer to 1:1 than in the previous year. The greatest difference occurred at urban population of *P. muscorum* (59 %) while slight male dominance occurred for *O. asellus*, for the first time in our studies.

15. Seasonal changes of sex ratios showed interesting patterns in both settlements (Debrecen, Sorø) characterized by an early summer activity peak for males, followed by the activity peak of gravid females. This trend, we suppose, clearly indicate a reproduction driven surface activity for males. Later periods are clearly dominated by females (χ^2 test, $p < 0,05$).

7. FELHASZNÁLT IRODALOM

- Alaruikka, D., Kotze, D.J., Matveinen, K. & Niemelä, J. (2003): Carabid beetle and spider assemblages along a forested urban–rural gradient in southern Finland. *J Insect Conserv* **6**: 195–206.
- Andreev, V. (2004): Urban Climate and Air Quality – a Review. In: Penev, L. *et al.* (Szerk.): *Ecology of the City of Sofia. Species and Communities in an urban environment*. Pensoft Publishers, Sofia – Moscow, pp. 55-82.
- Andreev, V., Branzov, Ch., Koleva, E., Tsenkova, A., Ivantsheva J. & Videnov, P. (2004): Climate and Human Comfort of Sofia. In: Penev, L., *et al.* (Szerk.): *Ecology of the City of Sofia. Species and Communities in an urban environment*. Pensoft Publishers, Sofia – Moscow, pp. 25-54.
- Antrop, M. (2000): Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Landsc Ecol* **15**: 257-270.
- Antrop, M. (2004): Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landsc Urban Plann* **67**: 9-26.
- Araujo, P.B. & Bond-Buckup, G. (2005): Population structure and reproductive biology of *Atlantoscia floridana* (van Name, 1940) (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in southern Brazil. *Acta Oecol* **28**(3): 289-298.

- Baur, B. & Baur, A. (1993): Climatic warming due to thermal-radiation from an urban area as possible cause for the local extinction of a land snail. *J App Ecol* **30**: 333–340.
- Belnap, J., Phillips, S.L., Sherrod, S.K. & Moldenke, A. (2005): Soil biota can change after exotic plant invasion: Does this affect ecosystem processes? *Ecology* **86**(11): 3007-3017.
- Cochard, P.-O., Vilisics, F. & Roques, A. (in press): Alien terrestrial Crustaceans (Isopods and Amphipods). In: Roques, A., Rasplus, J.Y., Rabistch, W., Lopez-Vaamonde, C., Kenis, M., Nentwig, W., & Roy, D. (Szerk.): *Terrestrial arthropod invasions in Europe*. Pensoft Publishers, Sofia – Moscow.
- Connell, J.H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* **199**: 1302-1310.
- Csuzdi, Cs., Pavlíček, T. & Nevo, E. (2008): Is *Dichogaster bolau* Michaelsen, 1891) the first domicile earthworm species? *Eur J Soil Biol* **44**: 198-201.
- Davis, M. (2006): Planet of Slums. *Verso* London, pp. 256.
- Decaëns, T., Lavalley, P., Jiménez, J.J., Escobar, G. & Rippstein, G. (1994): Impact of land management on soil macrofauna in the Oriental Llanos of Colombia. *Eur J Soil Biol* **30**(4): 157-169.
- Douglas, I. (1992): The case for urban ecology. *Urban Nat Mag* **1**: 15-17.
- Dutoit, T., Decaëns, T. & Alard, D. (1997): Successional changes and diversity of soft macrofaunal communities on chalk grasslands in Upper-Normandy (France). *Acta Oecol* **18**(2): 135-149.
- Elek, Z. & Lövei, L.G. (2005): Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient near Sorø, Zealand, Denmark. *Entom Meddelelser* **73**: 115–121.
- Elek, Z. & Lövei, L.G. (2007): Patterns in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. *Acta Oecol* **32**: 104-111.
- Farkas, S. (1998): Population dynamics, spatial distribution, and sex ratio of *Trachelipus rathkei* Brandt (Isopoda: Oniscidea) in a wetland forest by the Drava River. *Isr J Zool* **44**: 323-331.

- Farkas, S. (2004): Somogy megye szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea) faunájának alapvetése. *Somogyi múzeumok közleményei* **16**: 313-323.
- Fazekas, J., Kádár, F., Sárospataki, M. & Lövei, G. (1997): Seasonal activity, age structure and egg production of the ground beetle *Anisodactylus signatus* (Coleoptera: Carabidae) in Hungary. *Eur J Entomol* **94**(4): 473-484.
- Fisher, R.A. (1930): The Genetical Theory of Natural Selection. *Clarendon Press*, Oxford.
- Fritzbøgger, B. & Emborg, J. (1996): Landscape history of the deciduous forest Suserup Skov, Denmark, before 1925. *Forest Landscape Res* **1**: 291-309.
- Germann, Ch., Sattler, T., Obrist, M.K. & Moretti, M (in press): Xerothermophilous and grassland ubiquist species dominate the weevil fauna of Swiss cities (Coleoptera, Curculionoidea). *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* **82**
- Giurginca, A. (2006): On some Oniscidea and Diplopoda from Bucharest, Romania. *Arch Biol Sci* (Belgrade) **58**(1): 31-35.
- Godfray, H.C.J. & Werren, J.H. (1996): Recent developments in sex ratio studies. *Trends Ecol Evol* **11**(2): 59-63.
- Gray, J.S. (1989): Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biol J Linn Soc* **37**: 19-32.
- Gruner, H.E. (1966): Die Tierwelt Deutschlands 53. Teil. Krebstiere oder Crustacea V. Isopoda, 2. Lieferung. *G. Fischer Verlag*, Jena, 380 pp.
- Guntenspergen, G.R. & Levenson, J.B. (1997): Understory plant species composition in remnant stands along an urban-rural land use gradient. *Urban Ecosyst* **1**: 155-169.
- Hamaied, S. & Charfi-Cheikhrouha, F. (2004): Life cycle and population dynamic of *Armadillidium pelagicum* Arcangeli, 1955 (Isopoda, Oniscidea) at Aouina. *C. R. Biol* **327**(4): 343-52.
- Hannon, G., Bradshaw, R. & Emborg, J. (2000): 6000 years of forest dynamics in Suserup Skov, a seminatural Danish woodland. *Global Ecology & Biogeography* **9**: 101-114.

- Hartley, D.J., Koivula, M.J., Spence, J.R., Pelletier, R. & Ball, G.E. (2007): Effects of urbanization on ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) of grassland habitats in western Canada. *Ecography* **30**: 673-684.
- Hassall, M., Turner, J. & Rands, M. (1987): Effects of terrestrial isopods on the decomposition of woodland leaf litter. *Oecologia* **72**: 597-604.
- Hassall, M., Heldon, A., Grant, A. & Goldston, A. (2005): The adaptive value of phenotypic plasticity and interpopulation differences in reproductive traits of *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Oniscidae). *Oecologia* **141**: 51-60.
- Hornung, E., Warburg, M.R. (1993): Breeding patterns in oniscid isopod, *Porcellio ficulneus* Verh., at high temperature and under different photophases. *Inv Repr Dev* **23**(2-3): 151-158.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Tartally, A. (2005): Occurrence of *Platyarthus schoeblii* (Isopoda, Oniscidea) and its ant hosts in Hungary. *Eur J Soil Biol* **41**: 129-133.
- Hornung, E., Tóthmérész, B., Magura, T. & Vilisics, F. (2007): Changes of isopod assemblages along an urban - suburban - rural gradient in Hungary. *Eur J Soil Biol* **44**: 158-165.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Sólymos, P. (2008): Low alpha and high beta diversity in terrestrial isopod assemblages in the Transdanubian region of Hungary. In: Zimmer, M. et al. (Szerk.): *Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology, ISTIB-7*, Shaker Verlag, Aachen, Germany pp. 1-13.
- Hornung, E., Tuf, I.H., Szlávecz, K., Végh, A., Vesztergom, N. & Vilisics, F. (2009): Temporal patterns of sex ratio in terrestrial isopods (Crustacea, Oniscidea). *Book of Abstracts, 10th CEWSZ*, České Budějovice, Csehország
- Horváth, R. & Szinetár, Cs. (2007): Effect of urbanisation on ground-dwelling spiders in lowland forest patches. *Állattani Közlemények* **92**(2): 11-25.
- Ishitani, M., Kotze, D.J. & Niemelä, J. (2003): Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography* **26**: 481-489.

- Jedryczkowski, W. (1981): Isopods (Isopoda) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zool* **34**: 79-86.
- Johst, K. & Huth, A. (2005): Testing the intermediate disturbance hypothesis: when will there be two peaks of diversity? *Diversity Distrib* **11**: 111-120.
- Korsós, Z., Hornung, E., Szlávecz, K. & Kontschán, J. (2002): Isopoda and Diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest. *Ann Hist Nat Hung* **94**: 193-208.
- Kotkin, J. (2006): The City: A Global History. *Modern Library, The Random House Publishing Group*, New York.
- Krebs, C.J. (1999): *Ecological Methodology*. Addison-Welsey Longman, Menlo Park, CA.
- Lesniewska, M., Lesniewski, P. & Szybiak, K. (2008): Effect of urbanization on centipede (Chilopoda) diversity in the Wielkopolska-Kujawy Lowlands of western Poland. *Biologia* **63**: 711-719.
- Löfvenhaft, K., Runborg, S. & Sjögren-Gulve, P. (2004): Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landsc Urban Plann* **68**: 403-427.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecol* **19**: 747-759.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2005): Species richness of carabids along a forested urban-rural gradient in eastern Hungary. *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting. DIAS Report* **114**: 209-217.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Lövei, G.L. (2006a): Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. *Basic Appl Ecol* **7**: 472-482.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Hornung, E. (2006b): Az urbanizáció hatása talajfelszíni ízeltlábúakra. *Magyar Tudomány* **6**: 705-708.
- Magura, T., Hornung, E. & Tóthmérész, B. (2008a): Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization gradient. *Comm Ecol* **9**(1): 115-120.

- Magura, T., Tóthmérész, B., Hornung, E. & Horváth, R. (2008b): Urbanisation and ground-dwelling invertebrates. In: Wagner, L.N. (Szerk.): *Urbanization: 21st Century Issues and Challenges*. Nova Science Publishers, New York. pp. 213-225.
- Magura, T., Hornung, E. & Tóthmérész, B. (2009): Changes of ground beetle and isopod assemblages along an urbanisation gradient in Hungary. In: Tajovsky, K., Pizl, V., Schlaghamersky, J. (Szerk.) *Contributions to Soil Zoology in Central Europe III*. pp. 97-101.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2008): A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient. *Landscape Urban Plann* **86**: 134-140.
- Magurran, A.E. (2004): Measuring biological diversity. *Blackwell Publishing*, Oxford 286 pp.
- Maraun, M., Salamon, J.-A., Schneider, K., Schaefer, M. & Scheu, S. (2003): Oribatid mite and collembolan diversity, density and community structure in a moder beech forest (*Fagus sylvatica*): effects of mechanical perturbations. *Soil Biol Biochem* **35**: 1387-1394.
- McDonell, M.J., Pickett, S.T.A., Groffman, P., Bohlen, P., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Parmelee, R.W., Carreiro, M.M. & Medley, K. (1997): Ecosystem Processes Along An Urban-to-rural Gradient. *Urban Ecosyst* **1**: 21-36.
- McKinney, M.L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol Conserv* **127**: 247-260.
- McKinney, M.L. (2008): Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* **11**: 161-176.
- Meinertz, T. (1950): The distribution of the terrestrial isopods in Denmark and some remarks on their distribution in the neighbouring countries. *Vidensk Medd Dan Naturhist Foren* **112**: 165-223.
- Moretti, M., Sattler, T., Home, R., Bontadina, F., Bauer, N., Gloor, S., Duelli, P., Bruna, P.D., Obrist, M.K. & Hunziker, M. (2008): BiodiverCity - Ecological and social value of urban nature. How to maintain and improve biodiversity and its acceptance in urban areas. Absztrakt, *Urban Biodiversity & Design*, Erfurt, Németország.

- Nair, G.A. (1984): Breeding and population biology of terrestrial isopod *Porcellio laevis* (Latreille) in the Delhi region. In: Sutton, S.L. & Holdich, D.M. (Szerk.): The biology of the terrestrial isopods. *Symp Zool Soc London* **53**: 314-335.
- Nair, G.A. (1998): Reproduction and population biology of *Porcellio scaber* in Benghazi, Libya. *Isr J Zool* **44**: 399-412.
- Niemelä, J. (1999): Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosyst* **3**: 57-65.
- Niemelä, J. (2000): Biodiversity monitoring for decision making. *Ann Zool Fenn* **37**: 307-317.
- Niemelä, J. & Kotze, D.J. (2000): GlobeNet: the search for common anthropogenic impacts on biodiversity using carabids. *Proceedings of the IX European Carabidologists' Meeting*. Pensoft, Sofia. pp. 241-246.
- Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M. & Spence, J. (2000): The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *J Insect Conserv* **4**: 3-9.
- Niemelä, J., Kotze, D.J., Venn, S., Penev, L., Stoyanov, I., Spence, J., Hartley, D. & Montes de Oca, E. (2002): Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landscape Ecol* **17**: 387-401.
- Országh, L., Magay, T., Futász, D. & Kövecses, Z. (2003): Angol-magyar kéziszótár (Második kiadás, változatlan lenyomat). *Akadémiai Kiadó*, Budapest, 1147 pp.
- Pacione, M. (2001): Models of urban land use structure in cities in the developed world. *Geography* **86**: 97-119.
- Paoletti, M.G. & Cantarino, C.M. (2002): Sex ratio alterations in terrestrial woodlice populations (Isopoda: Oniscidea) from agroecosystems subjected to different agricultural practices in Italy. *Appl Soil Ecol* **19**: 113-120.
- Pizl, V. & Josens, G. (1995): Earthworm communities along a gradient of urbanization. *Envir Pollut* **90**(1): 7-14.

- Pouyat, R.V., McDonnell M.J. & Pickett, S.T.A. (1997): Litter decomposition and nitrogen mineralization in oak stands along an urban-rural land use gradient. *Urban Ecosyst* **1**: 117-131.
- Rasmussen, P. (2005): Mid-to late-Holocene land-use change and lake development at Dallund So, Denmark: vegetation and land-use history inferred from pollen data. *The Holocene* **15**(8): 1116-1129.
- R Development Core Team (2007): R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.
- Regoli, F., Gorbi, S., Fattorini, D., Tedesco, S., Notti, A., Machella, N., Bocchetti, R., Benedetti, M. & Piva, F. (2006): Use of the Land Snail *Helix aspersa* as Sentinel Organism for Monitoring Ecotoxicologic Effects of Urban Pollution: An Integrated Approach. *Environ Health Persp* **114**(1): 63-69.
- Riedel, P., Navrátil, M., Tuf, I.H. & Tufová, J. (2009): Terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea) and millipedes (Diplopoda) of the City of Olomouc (Czech Republic). In: Tajovsky, K., Pizl, V., Schlaghamersky, J. (Szerk.) *Contributions to Soil Zoology in Central Europe III*. pp. 125-131.
- Sadler, J.P., Small, E.C., Fiszpan, H., Telfer, M.G. & Niemelä, J. (2006): Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabid assemblages. *J Biogeogr* **33**: 1126-1138.
- Saitoh, T.S., Shimada, T. & Hoshi, H. (1996): Modeling and simulation of the Tokio urban heat island. *Atmospheric Envir* **30**: 3431-3442.
- Samways, M.J. (1992): Some comparative insect conservation issues of north temperate, tropical, and south temperate landscapes. *Agr Ecosyst Environ* **40**: 137-154.
- Sapia, M., Lövei, G.L. & Elek, Z. (2006): Effects of varying sampling effort on the observed diversity of carabid (Coleoptera: Carabidae) assemblages in the Danglobe Project, Denmark. *Entomol Fennica* **17**: 345-350.
- Schmalzfuss, H. (1984): Eco-morphological strategies in terrestrial isopods. *Symposia of the Zoological Society of London* **53**: 49-63.

- Schmalfuss, H. (2003): World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Stuttg Beitr Naturk, Serie A*, **654**: 341 pp.
- Small, E., Sadler, J.P. & Telfer, M. (2006): Do landscape factors affect brownfield carabid assemblages? *Sci Total Environ* **360**: 205-222.
- Statsoft (2004): The small book. *Statsoft Inc.*, Tulsa, OK, USA.
- Sustek, Z. (1984): The bioindicative and prognostic significance of sex ratio in Carabidae (Insecta, Coleoptera). *Ekologia (CSSR)* **3**(1): 3-22.
- Sutton, S. (1972): Woodlice. *Ginn and Co.*, London.
- Szlávecz, K., Placella, S.A., Pouyat, R.V., Groffmanc, P.M., Csuzdi, Cs. & Yesilonise, I. (2006): Invasive earthworm species and nitrogen cycling in remnant forest patches. *Biological Invasions and Belowground Ecology* **32**(1): 54-62.
- Szlávecz, K., Hornung, E., Csuzdi, Cs., Korsós, Z., Vilisics, F., Sólmos, P. & Pouyat, R. (2008a): Patterns in Urban Soil Biodiversity: Biotic Homogenization and Urban Vicariance. *Baltimore Ecosystem Study (BES) Annual Meeting*, Baltimore, USA.
- Szlávecz, K., Csuzdi, Cs., Korsós, Z., Hornung, E. & Vilisics, F. (2008b): Earthworms, Isopods and Millipedes on the Urban Landscape: Patterns in European and American Cities. *Urban Biodiversity & Design*, Erfurt, Németország. Book of Abstracts p. 234.
- Tajovsky, K. (1998): Diversity of terrestrial isopods (Oniscidea) in flooded and nonflooded ecosystems of southern Moravia, Czech Republic. *Isr J Zool* **44**: 311-322.
- Topping, C.J. & Sunderland, K.D. (1992): Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *J Appl Ecol* **29**(2): 485-491.
- Tóthmérész, B. & Magura, T. (2005): Affinity indices for environmental assessment using carabids. *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting. DIAS Report* **114**: 345-352.

- Tuf, I.H. (2003): Development of the community structure of terrestrial isopods (Isopoda, Oniscidea) after a summer flood. In: Sfenthourakis, S. *et al.* (Szerk.): *Crustaceana Monographs: The Biology of Terrestrial Isopods*, V. Brill, Leiden.
- Tuf, I.H. & Tufová, J. (2005): Communities of terrestrial isopods (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) in epigeon of oak-hornbeam forests of SW Slovakia. *Ekológia (Bratislava)* **24**(2): 113-123.
- Vandruff, L.W., Leedy, D.L. & Stearns, F.W. (1995): Urban wildlife and human well-being. In: Sukopp, H. *et al.* (Szerk.): *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 203–211.
- Venn, S.J., Kotze, D.J. & Niemelä, J. (2003): Urbanization effects on carabid diversity in boreal forests. *Eur J Entom* **100**: 73-80.
- Vilisics, F. & Farkas, S. (2004): Összehasonlító faunisztikai vizsgálat a déldunántúli Babarcszőlősi-pikkely ászkafaunáján (Isopoda, Oniscidea. *Állattani Közlemények*, **89**(1): 17-25.
- Vilisics, F., Elek, Z., Lövei, L.G. & Hornung, E. (2007a): Composition of terrestrial Isopod assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. *Pedobiologia* **51**: 45-53.
- Vilisics, F., Hornung, E., Elek, Z. & Lövei, L.G. (2007b): Ászkarák (Crustacea, Isopoda) együttesek egyedszám változásai egy dániai urbanizációs grádiens mentén. *Termvéd Közl* **13**: 349-360.
- Vilisics, F. & Hornung, E. (2009): Urban areas as introduction hot-spots and shelters for native isopod species. *Urban Ecosyst* DOI 10.1007/s11252-009-0097-8
- Vilisics, F., Sólymos, P., Nagy, A., Farkas, R. & Hornung, E. (2008): Ászkarák együttesek vizsgálata az Aggteleki-karszt többreiben: diverzitás és fajösszetétel. *Kvantitatív Ökológiai Szimpózium*, Budapest, Absztrakt kötet p. 34.
- Vilisics, F., Terhivuo, J. (2009): Inspection on materials contributing to the knowledge of terrestrial Isopoda (Crustacea, Oniscidea) in Finland. *Memoranda Soc Fauna Flora Fennica* **85**(1).

- Vuorisalo T., Andersson, H., Hugg, T., Lahtinen, R., Laaksonen, H. & Lehikoinen, E. (2003): Urban development from an avian perspective: causes of hooded crow (*Corvus corone cornix*) urbanisation in two Finnish cities. *Landscape Urban Plan* **62**: 69-87.
- Warburg, M. (1987): Isopods and their terrestrial environment. *Adv Ecol Res* **17**: 187-242.
- Warburg, M. (1993): Evolutionary Biology of Land Isopods. *Heidelberg* 159 pp.
- Warburg, M. (1995): Growth and reproduction in a rare desert isopod: *Porcellio barroisi* (Oniscidea; Porcellionidae) from the Central Negev Mountains. *J Arid Env* **31**: 199-204.
- Warburg, M. & Cohen, N. (1991): Reproductive pattern, allocation, and potential in a semelparous isopod from the mediterranean region of Israel. *J Crust Biol* **11**: 368-374.
- Warburg, M., Linsenmair, K.E. & Bercovitz, K. (1984): The effect of climate on the distribution and abundance of isopods. *Symp Zool Soc London* **53**: 339-367.
- Warburg, M., Cohen, N., Weinstein, D. & Rosenberg, M. (1993): Life history of a semelparous oniscid isopod, *Schizidium tiberianum* Verhoeff, inhabiting the Mediterranean region of northern Israel. *Isr J Zool* **39**: 79-93.
- Warburg, M., Calahorra, Y. & Amar, K.O. (2001): Non-seasonal breeding in a Porcellionid isopod. *J Crust Biol* **21**(2): 375-383.
- Watkin, B.R. & Wheeler, J.L. (1966): Some Factors Affecting Earthworm Populations Under Pasture. *J Brit Grass Soc* **21**: 14-20.
- Wildish, D.J. (1977): Biased sex ratios in invertebrates. In: Adiyodi, A. (Szerk.): *Advances in Invertebrate Reproduction*. Peralam-Kenoth, India, pp. 3-23.
- Williamson, M.H. (1996): The analysis and modeling of British invasion. *Philos T Roy Soc B* **314**: 505-522.
- Wilson, J.B. (1991): Methods for fitting dominance/diversity curves. *J Veg Sci* **2**: 35-46.
- White, J.G., Antos, M.J., Fitzsimons & Palmer, G.C. (2005): Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landsc Urban Plan* **71**: 123-135.

- Wolters, V. & Ekschmitt, K. (1997): Gastropods, Isopods, Diplopods and Chilopods - Neglected Groups of the Decomposer Food Web. In: Benckiser G. (Szerk.): *Fauna in soil ecosystems*, Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 265-306.
- Wytwer, J. (1996): Chilopoda of urban greens in Warsaw. *Mémoires du Muséum national d'histoire naturelle, International Congress of Myriapodology #9*, Paris, pp. 213-220.

8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Először is nagy köszönet illeti mindazokat, akik a debreceni és a sorø-i kutatások megtervezésében, finanszírozásában, valamint a terepi és labormunkák elvégzésében részt vettek, mert ez a dolgozat, valamint számos cikk és prezentáció a nélkülük nem jött volna létre.

Dr. Hornung Erzsébet, Dr. Tóthmérész Béla, Dr. Magura Tibor, valamint Dr. Elek Zoltán és Dr. Lövei L. Gábor a kezdetektől segítettek munkámat. Köszönöm nekik, hogy mindig számíthattam tanácsaikra, építő kritikájukra és segítségükre.

Az adatelemzésben és a szöveg szerkesztésében nyújtott számtalan tanácsért és a jó beszélgetésért Dr. Nagy Antalnak és Ivan H. Tufnak (Olomouc). Az ászkahatározás kezdeti szakaszában Dr. Helmut Schmalfuss (Stuttgart) nyújtott nagy segítséget.

Nagy köszönet egykori PTE TTK-s tanárainknak, Dr. Farkas Sándornak és Dr. Vadkeri Editnek, hogy hallgató koromban bevezettek a zoológia világába, és most értő megjegyzéseikkel segítettek a szöveg javításában.

Köszönöm Dr. Báldi Andrásnak és Dr. Horváth Rolandnak, hogy építő kritikájukkal segítettek disszertációm egy korábbi változatának minőségi javításához.

Nagy hálával tartozom Niinának, Családomnak és Barátaimnak, akik mindig biztos háttérrel nyújtanak a nehéz időkben is.

FÜGGELÉK

I. A dolgozat témájában született publikációk

Vilisics, F., Elek, Z., Lövei, L.G. & Hornung, E. (2007): Composition of terrestrial isopod assemblages under different urbanisation stages in Denmark. *Pedobiologia* **51**: 45-53.

Hornung, E., Tóthmérész, B., Magura, T., & Vilisics, F. (2007): Changes of isopod assemblages along an urban - suburban - rural gradient in Hungary. *Eur J Soil Biol* **44**: 158-165.

Vilisics, F., Hornung, E., Elek, Z. & Lövei, G. (2007): Ászkarák (Crustacea, Isopoda) együttesek egyedszám változásai egy dániai urbanizációs grádiens mentén. *Termvéd Közl* **13**: 349-360.

II. Egyéb, a városi talajfaunával kapcsolatos publikációk

Vilisics, F. & Hornung, E. (2009): Urban areas as introduction hot-spots and shelters for native isopod species. *Urban Ecosyst* DOI: 10.1007/s11252-009-0097-8

Vilisics, F. & Hornung, E. (in press): A budapesti ászkarák (Isopoda: Oniscidea) fauna kvalitatív osztályozása. *Állattani Közlemények*.

Vilisics, F. (2007): New and rare species in the isopod fauna of Hungary (Crustacea, Isopoda, Oniscidea): results of field surveys and revisions. *Folia Historico Musei Matraensis* **31**: 115-123.

Vilisics, F. & Terhivuo, J. (in press): Inspection on materials contributing to the knowledge of terrestrial Isopoda (Crustacea, Oniscidea) in Finland. *Memoranda Soc Fauna Flora Fennica* **85**(1).

Cochard, P.-O., Vilisics, F. & Roques, A. (in press): Alien terrestrial Crustaceans (Isopods and Amphipods). In: Roques, A., Rasplus, J.Y., Rabistch, W., Lopez-Vaamonde, C., Kenis, M., Nentwig, W., & Roy, D. (Szerk.) *Terrestrial arthropod invasions in Europe*. Pensoft Publishers

III. A dolgozat témájában készült prezentációk

- Vilisics, F., Hornung, E., Elek Z., Lövei, L.G., Magura, T. & Tóthmérész, B. (2009): Abundance patterns of isopod assemblages under different urbanization stages in Hungary and Denmark. *10th Central European Workshop of Soil Biology*, České Budějovice, Csehország 2009 április.
- Hornung, E., Tuf, I.H., Szlávecz K., Végh, A., Vesztergom, N. & Vilisics, F. (2009): Temporary pattern of isopod sexes (Crustacea, Oniscidea). *10th Central European Workshop of Soil Biology*, České Budějovice, Cseh Köztársaság 2009 április.
- Vilisics, F., Hornung, E., Elek, Z., Lövei, L.G., Magura, T. & Tóthmérész, B. (2009): Urbanizációs hatás vizsgálata ászkarák együtteseken: esettanulmányok magyar és dán GlobeNet kutatásokból. - *Magyar Biológiai Társaság, Állattani Szakosztály márciusi előadósülés.*
- Vilisics, F., Hornung, E. & Tóthmérész, B. (2009): Az urbanizáció hatása a talajfaunára: ászkarák együttesek vizsgálata Debrecenben. *Állatorvosi Doktori Bizottság beszámoló*, 2009 január.
- Szlávecz, K., Csuzdi, Cs., Korsós, Z., Hornung, E. & Vilisics, F. (2008): Earthworms, Isopods and Millipedes on the Urban Landscape: Patterns in European and American Cities. – *Urban Biodiversity & Design, Erfurt, Germany*, Book of Abstracts p. 234.
- Vilisics, F., Hornung, E., Magura, T & Tóthmérész, B. (2008): A nemek aktivitási mintázata Isopoda együttesekben: Esettanulmány Debrecenből. *Magyar Biológiai Társaság, Állattani Szakosztály*, 2008 októberi előadósülés.
- Szlávecz, K., Hornung, E., Csuzdi, Cs., Z. Korsós, Z., Vilisics, F., Sólymos P. & Pouyat, R. (2008): Patterns in Urban Soil Biodiversity: Biotic Homogenization and Urban Vicariance. *2008 Baltimore Ecosystem Study (BES)*, Annual Meeting, Baltimore, USA.
- Vilisics, F. & Hornung, E. (2008): City matrix as hot spot for introduction and shelter for native fauna elements: examples on Isopods (Crustacea, Oniscidea) from Hungary. *Urban Biodiversity & Design, Erfurt, Németország*. Book of Abstracts p. 243.
- Szlávecz, K., Csuzdi, Cs., Korsós, Z., Hornung, E & Vilisics, F. (2008) Earthworms, Isopods and Millipedes on the Urban Landscape: Patterns in European and American Cities (Előadó: Vilisics F.). *Urban Biodiversity & Design, Erfurt, Németország*. Book of Abstracts p. 234.

- Szlávecz, K., Hornung, E., Csuzdi, Cs., Korsós, Z., Vilisics, F. & Pouyat, R. (2007): The Soil Biota of the Urban Landscape: Patterns in European and American Cities (Előadó: Szlávecz, K.). *2007 Baltimore Ecosystem Study (BES)*, Annual Meeting, Baltimore, USA.
- Vilisics, F., Elek, Z., Lövei, L.G & Hornung, E. (2007): Seasonal dynamics of isopod species under different urbanisation stages in Denmark. *9th Central European Workshop of Soil Biology*, České Budějovice, Cseh Köztársaság. Abstract Book p. 70.
- Vilisics, F., Elek, Z., Lövei, L.G & Hornung, E. (2007): Changes of terrestrial isopod assemblages under different urbanisation stages in Denmark. *7th International Symposium on the Biology of terrestrial Isopods*, Tunisz, Tunézia.
- Vilisics, F., Elek, Z., Lövei, G & Hornung, E. (2006): Ászkarák (Isopoda: Oniscidea) abundancia és populáció-dinamikai vizsgálata egy dániai urbanizációs gradiens mentén. *7. Magyar Ökológus Kongresszus*, Budapest.
- Szlávecz, K., Hornung, E., Vilisics, F., Csuzdi, Cs. & Korsós, Z. (2006): The soil ecosystem in urban areas: soil biodiversity. - *1st European Congress of Conservation Biology*, Eger. Abstract book p. 333.
- Vilisics, F., Elek, Z., Lövei, L.G. & Hornung, E. (2006): Ászkarák (Crustacea, Isopoda) együttesek egyedszám változásai egy dániai urbanizációs gradiens mentén. *MBT Pécsi Csoport előadóülése*, Pécs.
- Vilisics, F., Hornung, E., Elek, Z & Lövei, G. (2005): Ászkarák (Crustacea, Isopoda) együttesek egyedszám változásai egy dániai urbanizációs gradiens mentén. *III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, Program és Absztrakt kötet* p. 225.
- Hornung, E., Tóthmérész, B., Magura, T & Vilisics, F. (2004): Changes of isopod assemblages along an urban - suburban - rural gradient in Hungary. *6th International Symposium on the Biology of terrestrial Isopods*, Aveiro, Portugália.

IV. A városi talajfaunával kapcsolatos prezentációk

Vilisics, F., Sólymos, P., Kemencei, Z., Nagy, A., Farkas, R. & Hornung, E. (2009): Contrasting responses to environmental factors in generalist and specialist terrestrial isopods. *10th Central European Workshop of Soil Biology, České Budějovice, Cseh Köztársaság* 2009 április.

Szlávecz, K., Hornung, E., Csuzdi, Cs., Korsós, Z., Vilisics, F., Sólymos, P. & Pouyat, R. (2008): Patterns in Urban Soil Biodiversity: Biotic Homogenization and Urban Vicariance. *Baltimore Ecosystem Study (BES) Annual Meeting, Baltimore USA* 2008.

Vilisics, F. & Hornung, E. (2008): City matrix as hot spot for introduction and shelter for native fauna elements: examples on Isopods (Crustacea, Oniscidea) from Hungary. *Urban Biodiversity & Design, Erfurt, Germany. Book of Abstracts* p. 234

Vilisics, F., Sólymos, P., Nagy, A. & Hornung, E. (2008): Faunisztikai adatok értékelése (Isopoda: Oniscidea). *MTA Állatorvos-tudományi Bizottsága, Szent István Egyetem Állatorvos-Tudományi Doktori Iskola, Akadémiai Beszámoló*k, Budapest, 2008.

Vilisics, F. & Hornung, E. (2007): A budapesti ászkafauna (Isopoda: Oniscidea) kvalitatív osztályozása. *III. Szünzoológiai Szimpózium*, Budapest.

Függelék 1. táblázat. Mintavételi periódusok dátumok szerint Debrecenben (2002, 2004) és Sorø-ben (2004, 2005).

Debrecen, 2002	április	május	június	július	augusztus	szeptember	október
1	25	22					
2		22	25				
3			25	23			
4				23	27		
5					27		1
6							1-25
Debrecen, 2004	április	május	június	július	augusztus	szeptember	október
1		13	13				
2			13	7			
3				7	4		
4					4	9	
5						9	11
6							
Sorø, 2004	április	május	június	július	augusztus	szeptember	október
1		6 - 21					
2		21	4				
3			4 - 18				
4			18	2			
5				2-19			
6				19	2		
7					2 - 16		
8					16 - 30		
9					30	13	
10						13 - 24	
11						26	11
Sorø, 2005	április	május	június	július	augusztus	szeptember	október
1		2 - 16					
2			16				
3			27	11			
4				15	8		
5					22	5	
6						18	3

Függelék 2. táblázat. A három tömeges faj ivararányainak 1:1 aránytól való eltérését vizsgáló χ^2 próba eredménye az egyes gyűjtési periódusokban: Debrecen, 2004.

Fajnév	Erdő		Szuburbán		Urbán	
	χ^2	p	χ^2	p	χ^2	p
<i>Trachelipus rathkii</i>						
1	48,6	M***	-	-	1	0,3
2	26,5	F***	0,33	0,56	16,7	F***
3	0,24	0,6	3,57	F*	9,3	F*
4	68,3	F***	0,08	0,77	23	F***
5	98,7	F***	1	0,31	24,1	F***
6	25,7	F***	1	0,31	15	F***
<i>Armadillidium vulgare</i>						
1	0,02	0,8	4,15	M*	25,9	F***
2	1,18	0,27	3,84	F*	105,7	F***
3	7,7	F*	55,5	F***	79	F***
4	6,9	F*	44,23	F***	41	F***
5	7,6	F*	186,2	F***	99,5	F***
6	6,5	F*	35	F***	52,7	F***
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>						
1	6	F*	0,01	0,9	0	1
2	1,68	0,19	0,8	0,3	0,2	0,6
3	36	F***	80	F***	30,1	F***
4	23,68	F***	134,4	F***	6	F*
5	40,2	F***	27,2	F***	-	-

F= nőstény dominancia, M= hím dominancia; *** $p < 0,001$; * $p < 0,05$

Magyarázat az aktivitási periódusokhoz:

(**1:** Május 13. - június 13.), **2:** június 13. - július 7., **3:** július 7. - augusztus 4., **4:** augusztus 4. - szeptember 9., **5:** szeptember 9. - október 11.

Függelék 3. táblázat. A három tömeges faj ivararányainak 1:1 aránytól való eltérését vizsgáló χ^2 próba eredménye az egyes gyűjtési időpontokban: Sorø, 2004.

Fajnév	Erdő		Szuburbán		Urbán	
	χ^2	P	χ^2	P	χ^2	P
<i>Porcellio scaber</i>						
1	3	N *	23,23	H ***	43,35	H ***
2	5	N *	20,33	N ***	8	N ***
3	3,57	N *	55	N ***	10,1	N ***
4	1,09	0,3	5,72	N *	30,68	N ***
5	3,24	N *	2,46	0,116	14,94	H ***
6	0,4	0,52	108,78	N ***	128,82	N ***
7	24	N ***	260,67	N ***	349,95	N ***
8	3,6	N *	12,75	N ***	766,27	N ***
9	15,05	N ***	3,471	N *	39,6	N ***
10	3	N *	14,2	N ***	45,53	N ***
11	0,2	0,65	24,92	N ***	23	N ***
<i>Oniscus asellus</i>						
1	12,1	H ***	7,8	H *	3,28	H *
2	27,4	H ***	38,3	H ***	13,52	H ***
3	11,11	H ***	44,1	H ***	105,64	H ***
4	2,15	0,14	3,25	H *	6,45	H *
5	5,16	N *	0,7	0,4	5,3	H *
6	1,45	0,22	1,86	0,17	0,79	0,38
7	20,25	N ***	12,03	N ***	31,99	H ***
8	6,44	N *	264,3	N ***	422,71	N ***
9	28,58	N ***	36,71	N ***	120,6	N ***
10	4,74	N *	104,2	N ***	51,21	N ***
11	0,01	0,92	10,05	N ***	5,44	N *
<i>Philoscia muscorum</i>						
1	20,89	H ***	29,011	H ***	42,34	H ***
2	0,13	0,712	0,26	0,6	0,33	0,56
3	1,69	0,192	18,39	H ***	27,57	H ***
4	17,61	H ***	36,54	H ***	31,72	H ***
5	58,46	H ***	1,44	0,22H*	0,12	0,722
6	376,94	N ***	91,35	N ***	158,91	N ***
7	510,71	N ***	412,61	N ***	365,1	N ***
8	130,47	N ***	124,28	N ***	257,85	N ***
9	24,66	N ***	34,12	N ***	53,191	N ***
10	10,71	N ***	14,96	N ***	66,92	N ***
11	4,41	N *	1,69	0,19	5,52	N *

N= nőstény dominancia, H= hím dominancia; *** $p < 0,001$; * $p < 0,05$

Magyarázat az aktivitási periódusokhoz:

(1: május 6-21.), 2: május 21. – június 4., 3: június 4-18., 4: Június 18. – Július 2., 5: Július 2-19., 6: Július 19. – Augusztus 2., 7: Augusztus 2-16., 8: Augusztus 16-30., 9: Augusztus 30. – Szeptember 13., (10: Szeptember 13-24., 11: Szeptember 26. – Október 11.)

Függelék 4. táblázat. A három tömeges Naj ivararányainak 1:1 aránytól való eltérését vizsgáló χ^2 próba eredménye az egyes gyűjtési időpontokban: Sorø, 2005.

Fajnév	Erdő		Szuburbán		Urbán	
	χ^2	P	χ^2	P	χ^2	P
<i>Porcellio scaber</i>						
1	0,14	0,7	6,06	H *	83,09	H ***
2	1,80	0,17	6,11	N *	17,04	N ***
3	0,20	0,65	12,28	H ***	175,80	H ***
4	11,00	N ***	90,85	N ***	125,00	N ***
5	1,92	0,16	25,14	N ***	72,72	N ***
6	0,00	1	7,45	N ***	4,54	N *
<i>Oniscus asellus</i>						
1	0,20	0,64	3,27	N *	4,16	N *
2	38,11	H ***	44,56	H ***	83,23	H ***
3	8,69	H ***	27,44	H ***	68,68	H ***
4	5,76	H *	26,22	H ***	9,33	H ***
5	26,77	H ***	159,63	N ***	48,43	N ***
6	1,78	0,18	13,71	N ***	0,17	0,67
<i>Philoscia muscorum</i>						
1	0,31	0,57	0,73	0,39	3,679	M *
2	7,24	M ***	22,10	H ***	40,09	H ***
3	2,29	0,12	1,54	0,21	0,017	0,89
4	46,42	N ***	57,87	N ***	139,50	N ***
5	6,21	N *	1,27	N *	99,50	N ***
6	3,55	N *	6,91	N ***	18,01	N ***

N= nőstény dominancia, H= hím dominancia; *** $p < 0,001$; * $p < 0,05$

Magyarázat az aktivitási periódusokhoz:

(1: május 2-16.), 2: június 2 – 16., 3: június 27. - július 11., 4: július 25. – augusztus 8., 5: augusztus 22. – szeptember 5., (6: szeptember 18. – október 3.).

