SZENT ISTVÁN EGYETEM

A mezőgazdasági tájat alkotó élőhelyek növényvédelmi vonatkozásainak vizsgálata, különös tekintettel a ragadozó *Orius* virágpoloska fajok (Heteroptera: Anthocoridae) előfordulását befolyásoló tényezőkre

Doktori értekezés

Veres Andrea

Gödöllő

2011

A doktori iskola

megnevezése: **Növénytudományi Doktori Iskola**

tudományága: **Növénytermesztési - és Kertészeti**

vezetője: **Dr. Heszky László**

egyetemi tanár, MTA rendes tagja

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

Genetika és Biotechnológiai Intézet

témavezető: **Dr. Tóth Ferenc**

egyetemi docens, PhD

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

Növényvédelmi Intézet

....

Az iskolavezető jóváhagyása A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1 Bevezetés 5

2 Jelölések és rövidítések jegyzéke 9

3 Irodalmi áttekintés 11

3.1 Tájtényezők szerepe a természetes szabályozó mechanizmusok hatékonyságában 11

3.2 Az *Orius* virágpoloskák ökológiája (Anthocoridae: *Orius* spp.) és jelentősége 19

3.2.1 A hazai *Orius* fajok 19

3.2.2 A virágpoloskák egyedfejlődését befolyásoló tényezők 22

3.2.3 Az *Orius* fajok szerepe a növényvédelemben 28

4 Vizsgálatok 33

4.1 Az élőhelyek növényvédelmi szerepe a mezőgazdasági tájban 33

4.1.1 Célkitűzés 33

4.1.2 Anyag és módszer 33

4.1.3 Eredmények 38

4.2 Az *Orius* fajok (Heteroptera: Anthocoridae) egyedszámának térbeli és időbeli változása a tájban 47

4.2.1 Célkitűzés 47

4.2.2 Anyag és módszer 47

4.2.3 Eredmények 53

5 Eredmények és értékelésük 59

5.1 Új tudományos eredmények 59

5.2 Szakirodalmi adatok elemzésének értékelése 60

5.3 *Orius* vizsgálat eredményeinek értékelése 63

6 Következtetések, javaslatok 67

7 Összefoglalás 71

7.1 Magyar Nyelvű 71

7.2 Angol nyelvű 72
8 Irodalomjegyzék 75
9 Mellékletek 93
10 Köszönetnyilvánítás 117

1 BEVEZETÉS

A növényvédőszer-használat környezetvédelmi és humán-egészségügyi következményei miatt szükségessé vált alternatív növényvédelmi eljárások kidolgozása. Egy lehetséges stratégia a táj élőhelyszerkezetéből adódó tulajdonságainak bevonása a növényvédelmi döntési folyamatokba, mivel ezek is befolyásolják a kártevők és természetes ellenségeik populációdinamikáját (Jonsson et al. 2010).A kártevők felszaporodása és a természetes szabályozó mechanizmusok hatékonysága nem csak a tábla-szintű hatásoktól függ, hanem a táblák táji környezetétől is (With et al. 2002).

A táji léptékű hatások nem elhanyagolhatóak, mivel a kultúrnövények az esetek többségében nem elszigeteltek. A kártevők és természetes ellenségeik pedig az erőforrások után kutatva folyamatosan mozognak a tájban, vagy azért, mert egyedfejlődésüknek megfelelően szükségük van különböző típusú erőforrásokra (pl. gazdanövényváltás levéltetvek esetén), vagy mert maguk az erőforrások időszakosak (pl. virágzó kultúrnövények). A mezőgazdasági tájak a természetes tájakkal ellentétben dinamikusan változnak (Petit 2009), és bár alkotó elemeik közül a természetes és féltermészetes területek időben viszonylag stabilak (Burel és Baudry 1990; Petit et al. 2002), a táblák viszont gyorsan változnak, hol kedvező, hol kedvezőtlen élőhelyekké válva mind a kártevők, mind természetes ellenségeik számára. Ezek a változások azért dinamikusak, mert a művelt területeken a növénytermesztési és a növényvédelmi eljárásoknak köszönhetően gyakoriak a bolygatások, továbbá a vetésforgónak megfelelően évente változik a kultúrnövények térbeli elrendezése, sőt a vegetációs időszakon belül is a kultúrnövény, valamint néhány domináns gyomfaj fenológiájának időbeli alakulása határozza meg az élőhely minőségét (Menalled et al. 1999, Bianchi et al. 2006). Ezeket a dinamizmusokat azonban ritkán veszik figyelembe a táji leptékű hatások integrálása során, és a tájat egyszerűen az összetétele (pl. az egyes felszínborítási kategóriák területének részaránya), vagy a minősége (pl. egyszerű vagy komplex táj) alapján írják le (Forman és Godron, 1986).

Mivel a kutatók felismerték a táji léptékű hatások jelentőségét, így számos tanulmány született a táj élőhelyszerkezete (pl. a féltermészetes területek részaránya, kultúrnövény vetésterületének részaránya a tájban) és a kártevők egyedszáma,valamint mortalitása közötti kapcsolat leírására vonatkozóan. Vizsgálatom első alfejezetében arra a kérdésre keressem a választ, hogy milyen irányú kapcsolatokat írtak le eddig a szakirodalomban, illetve hogy lehet-e ebből általános következtetéseket levonni. Mivel a kultúrnövények alapvetően a

kártevők élőhelyei, ezért pozitív korrelációt várok a táblában mért egyedszám és a tábla táji környezetében mért művelt területnek, vagy a tápnövény termesztési területének részaránya között. Ennek ellenére számos oka lehet annak, hogy a kapcsolat negatív vagy nem is létezik. Egyrészt bizonyos kártevőknek a kultúrnövényen kívül van más tápnövény is, vagy az egyedfejlődésüknek egy része nem a növénykultúrához kötődik (pl. *16* Ostman et al. 2001, *19* Thies et al. 2005). Másrészt a kártevők ellen általában védekeznek azokban a növénykultúrákban, amelyeken a legnagyobb egyedszámban fordulnának elő (Ricci et al. 2009).Ilyen esetben az egyedszámuk inkább azoktól az alternatív élőhely-fragmentumoktól függ, amelyek kezeletlenek (pl. kiskertek, vadnövények). A kártevők populációját nem csak az élőhely mennyisége, de a természetes ellenségek is szabályozzák. Valószínűsíthető továbbá, hogy a kártevők egyedszáma csökken a táji környezetből a növénykultúrába spontán betelepülő természetes ellenségek szabályozó hatása miatt. Több kutatás is igazolta, hogy a kártevők természetes ellenségeinek egyedszáma és diverzitása függ a tájat alkotó féltermészetes elemektől (Langellotto és Denno 2004, Bianchi et al. 2006, Tscharntke et al. 2007, Attwood et al. 2008), és ugyan a diverzebb közösségekről leírták, hogy hatékonyabban szabályozzák a kártevőket (Letourneau et al. 2009), mindebből azonban még nem következik egyértelműen, hogy a féltermészetes területek javítják a természetes szabályozó mechanizmusok hatékonyságát (Bianchi et al. 2006, Straub et al. 2008). Az első alfejezetben tehát a szakirodalomban publikált adatok összesített elemzésével azt vizsgáltam, hogy milyen hatással van a táj élőhelyszerkezete (művelt és természetközeli területek aránya) a kártevők egyedszámára és a növénykultúrába spontán betelepülő természetes ellenségek hatékonyságára. A következő hipotéziseket teszteltem: (1) minél nagyobb területen termesztik a kártevők tápnövényeit a tájban, annál nagyobb az egyedszámuk (2) a féltermészetes területek részarányának növekedésével nő a kártevők parazitáltsági vagy predációs százalékban kifejezett mortalitása, azaz a természetes szabályozó mechanizmusok hatékonysága (3) és ez a kártevők egyedszámának csökkenését eredményezi, tehát a féltermészetes területek aránya és a kártevők egyedszáma között negatív a kapcsolat.

Vizsgálatom második alfejezetében a szakirodalmi adatok elemzése során levont következtetéseimet kísérleti úton vizsgáltam. Kutatásomat a hajtatott paprika termesztés szempontjából végeztem, hazánk egyik kiemelt termesztési körzetében, a Jászságban. A paprikán károsító tripszek (nyugati virágtripsz, *Frankliniella occidentalis,* dohánytripsz, *Thrips tabaci*) elleni védekezés egyik hatékony módszere a kereskedelmi forgalomban lévő *Orius* ragadozó poloskák, elsősorban *O. laevigatus* és *O. majusculus* kijuttatása (Ocskó 2010).

Az őshonos *Orius* fajok azonban a környezetből spontán is betelepülhetnek a termesztőberendezésekbe (Bosco et al. 2008, Bán et al. 2009), így fontos az *Orius* egyedeket biztosító forrás-élőhelyek szerepének tisztázása.

A táji hatások feltérképezéséhez elengedhetetlen a fajok egyedfejődésének és ökológiájának ismerete. Az *Orius* fajok leggyakrabban azokon a virágzó növényeken fordulnak elő, ahol ízeltlábúakat és a virágport fogyasztanak (Péricart 1972, Rácz 1989a). Aktívan keresik fel a fertőzési gócokat, de a zsákmányállatok alacsony egyedszáma esetén hamar el is hagyják azokat (Carvalho et al. 2011, Montserrat et al. 2004), tehát feltehetően aktívan mozognak a tájban. Az *Orius* fajok a szaporodásukhoz nem igényelnek speciális élőhelyet, a nőstények ott raknak tojást, ahol táplálkoznak (Lundgren et al. 2008, Lundgren et al. 2009). A megtermékenyített nőstények telelnek át avarban vagy más védett helyen, elsősorban a kevésbé bolygatott féltermészetes területeken (Péricart 1972). Márciusban-áprilisban elhagyják a telelőhelyeiket, majd felkeresik a táplálkozásra és szaporodásra alkalmas élőhelyeket (Rácz 1989b). Az *Orius* fajok ökológiája szempontjából fontos továbbá, hogy esetükben a termékenység, a generációs idő és az egy szezonban kifejlődő generációk száma nagyban függ a klimatikus viszonyoktól, elsősorban a hőmérséklettől és a fotoperiódustól (Rácz 1989b, Saulich és Musolin 2009). A második alfejezetben a fentiek ismeretében azt feltételeztem, hogy az *Orius* fajok (1) nem véletlenszerűen fordulnak elő a környezetben, hanem (2) ott gyakoribbak, ahol több a féltermészetes élőhely.

2 JELÖLÉSEK ÉS RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

MAGYAR SZAKKIFEJEZÉS	ANGOL SZAKKIFEJEZÉS	MAGYARÁZAT
aggregációs index	average distance flow (Ia)	Megmutatja, hogy az egyedszám adatok eloszlása véletlenszerű-e avagy vannak csoportosulások. (SADIE program ld. 4.2.2.3)
csoportosulás	cluster	A csoportosulások két formája különíthető el: (1) gócpontok, ahol az egyedszám kiemelkedően nagy és (2) üresedések, ahol az egyedszám kiemelkedően kicsi. (SADIE program ld. 4.2.2.3)
erőforrás szolgáltató képesség	resource providing potential	Adott faj szempontjából adott élőhely aktuális minősége, azaz tápanyag, szaporodási és búvóhely-szolgáltató képessége, mikroklimatikus viszonyai.
féltermészetes élőhelyek mennyisége	amount of seminatural areas	A féltermészetes élőhelyfoltok területének összege az egyes mintavételi pontok 1000 m-es körzetében.
féltermészetes élőhely	seminatural area	MÉTA (Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa) és saját kategória (9. 3. M.100. old.)
gócpont	hotspot (vi)	Az egyedszám kiemelkedően nagy, azaz a klaszter index nagyobb, mint a küszöbérték (SADIE program ld. 4.2.2.3 fejezet)
HTH	hidrotermikus hányados	HTH = N/T*10 - itt az N- a havi csapadék összege T- a havi középhőmérsékleti összeg, ami a havi átlaghőmérséklet szorozva a napjainak számával.
intraguild predáció	intraguild predation	A csúcsragadozó fogyasztja a középszintű (mezo-) predátort is a növényevő fajokon kívül.
kapcsolat erősségére utaló mutató	association index (χ)	Megmutatja két adatsor térbeli mintázata közötti kapcsolatot. SADIE program ld. 4.2.2.3 fejezet
klaszter index	cluster index (vi;vj)	Csoportosulásra utaló mutató. SADIE program ld. 4.2.2.3 fejezet
legkisebb távolságok összegét	shortest distance regularity	A legkisebb távolságok összege, amelyet egy egyednek az adott pontból meg kell tennie ahhoz, hogy a mintázat szabályos legyen (SADIE program ld. 4.2.2.3 fejezet)
mozgatási algoritmus	transport algorithm	Az algoritmus minden pontban kiszámítja azon

		távolságok összegét, amelyet egy egyednek az adott pontból meg kell tennie ahhoz, hogy a mintázat véletlenszerű legyen (SADIE program ld. 4.2.2.3 fejezet).
ökológiai szerep	functionality	Adott felszínborítási egységnek az adott élőlény életciklusában betöltött szerepe.
tájelem	landscape feature	Felszínborítási egység.
táji környezet	landscape context	Tábla körüli tájelemek hatása az ökoszisztémára.
táji lépték	landscape scale	A tábla és közvetlen környezetének szintjét meghaladó, regionális vizsgálatok léptéke.
tájszerkezet, táj élőhelyszerkezete	landscape structure	Térbeli heterogenitás, amely egyrészt a különböző lehetséges egységek mennyiségére, másrészt az egymáshoz való térbeli viszonyukra utal.
tápnövény (kártevő esetén)	host crop	Olyan termesztett növény faj, amelyen az adott kártevő-populáció sikeresen fennmarad.
térbeli asszociáció teszt	spatial association test	SADIE program modulja ld. 4.2.2.3 fejezet
természetes szabályozó mechanizmus	conservation biological control (CBC)	A környezetből spontán betelepülő természetes ellenségek szabályozó hatása a kártevők populációjára.
üresedés	gap (vj)	Az egyedszám kiemelkedően kicsi, azaz a klaszter index kisebb, mint a küszöbérték (SADIE)

3 IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1 TÁJTÉNYEZŐK SZEREPE A TERMÉSZETES SZABÁLYOZÓ MECHANIZMUSOK HATÉKONYSÁGÁBAN

Klasszikus biológiai növényvédelem alatt azokat az eljárásokat értjük, amikor a növénykultúrába mesterségesen telepítenek be antagonista szervezeteket, az augmentatív biológiai növényvédelem során pedig ezt időről-időre megismétlik. Mindkét esetben a művelési eljárásokat úgy célszerű kiválasztani, hogy azok elősegítsék a természetes ellenségek megtelepedését pl. a kedvező mikroklimatikus körülmények vagy alternatív táplálékforrás biztosításával. A természetes szabályozó mechanizmusok (conservation biological control) hatékony működéséhez ugyanúgy szükség van a művelési eljárások célzott alkalmazására (Perdikis et al. 2011), azonban míg az adott növénykultúrában a termelő eldöntheti, hogy milyen művelési eljárásokat alkalmaz, a külső környezetből spontán betelepülő természetes ellenségek mennyiségét a táji környezet határozza meg.

A mezőgazdaság iparszerű termelői ágazattá válása előtt természetes volt, hogy a termés legjava marad a gazdáé, a maradékon pedig a természet osztozkodik. Ebben a rendszerben feltehetően jobban működtek a természetes szabályozó mechanizmusok, viszont erről az időszakról kevés ismeret áll rendelkezésünkre, és azok is leginkább kártevő gradációkról számolnak be. A mezőgazdaság intenzifikációja során azonban az a szemlélet vált általánossá, hogy egységnyi területről minél több termést lehessen betakarítani. Ez a szemlélet a nagymértékű műtrágya- és növényvédőszer-felhasználáshoz, az intenzív talajműveléshez, a kultúrnövények genetikai diverzitásának beszűküléséhez, és a tájhasználat intenzifikációjához vezetett. Nem a termőhelyi adottságok határozták meg az adott régió vetésszerkezetét, eltűntek a nem művelt területek, a táblaszegélyek és az élőhely-fragmentumok, egyre nagyobbak lettek a táblák (Robinson és Sutherland 2002). Tscharnke et al. (2005) következőképpen foglalják össze a mezőgazdaság intenzifikációját:

Helyi intenzifikáció:

- A vetésforgó ideje lerövidül
- Lecsökkent a kultúrnövények diverzitása (elővetemény, köztesvetés, polikultúra, nitrogén-gyűjtő növények alkalmazása csökkent)
- Fokozott műtrágyázás
- Fokozott növényvédőszer használat (gyomirtó-, gombaölő-, rovarölő-szerek, növekedés szabályozók)
- GMO növények alkalmazása
- Mély szántás
- Magas hozamú hibridek monokultúrás termesztése
- A táblaméret növekedése
- Gépesítés
- Vízrendezés

Táji léptékű intenzifikáció:

- Gazdaságok specializációja néhány kultúrnövényre, évelő kultúrák (gyepek) művelésbe vonása
- Szegélynövényzet művelés alá vonása (szegélyek, sövények, kompenzációs területek, védőzónák)
- Birtokrendezés
- A tájszerkezet leegyszerűsítése, térben és időben hasonló földhasználati mód meghatározóvá válása
- Extenzív művelésmód elhagyása
- Ugarosítás megszűnése
- Nem őshonos fajok behurcolása
- Lecsökkentek a táji méretű víztáblák
- Természetes területek fragmentálódása

A kutatók a következmények közül először a biodiverzitás csökkenésére hívták fel a figyelmet (Atwood et al. 2008), majd ezzel összefüggésbe hozták az ökoszisztéma-funkciók, elsősorban a kártevő-populációk természetes szabályozásának hiányát (Gurr et al. 2003). Általánosan elfogadottá vált, hogy a természetes és féltermészetes területek megőrzése és helyreállítása, az ökológiai folyosók és élőhelyszigetek jelenléte a tájban hozzájárul a biodiverzitás megőrzéséhez (Langellotto & Denno 2004, Tscharntke et al. 2007). A táji léptékű hatásokat tehát először természetvédelmi céllal kezték el vizsgálni. A diverzebb közösségektől azonban hatékonyabb természetes szabályozás is várható, mivel az ilyen rendszerekben nagyobb a valószínűsége annak, hogy a hatékony természetes ellenség jelen van, illetve mert a természetes ellenségek kiegészítik egymás táplálkozási nich-ét vagy hozzásegítik egymást a táplálékhoz (Jonsson et al. 2010). Ennek értelmében egyre több mezőgazdasági kutatás vizsgálta a táj élőhelyszerkezetének hatását és a természetes szabályozó mechanizmusokat. Bianchi et al. (2006) szakirodalmi összefoglalójában azonban arra hívja fel a figyelmet, hogy a biodiverzitás növekedése, sőt a természetes ellenségek egyedszámának növekedése önmagában még nem vezet hatékonyabb természetes szabályozó mechanizmusokhoz, sőt az egyszerűbb közösségek sokszor hatékonyabbak (Perdikis et al. 2011). Rodríguez és Hawkins (2000) például kimutatta, hogy az egyszerű parazitoid együttes lehet éppoly hatékony, ha nem hatékonyabb, mint a diverz. A természetes szabályozó mechanizmusok tehát feltehetően speciális, a mezőgazdasági műveléshez is köthető funkciók. Az intenzíven művelt mezőgazdasági területek azonban kevés ökológiai funkciót képesek ellátni, ezért ilyen esetben a féltermészetes területek azok, ahol a biodiverzitás fennmarad és ahonnan a természetes ellenségek betelepülhetnek. A féltermészetes területek pollent, nektárt, alternatív táplálékot szolgáltatnak, telelő- és búvóhelyet, moderált mikroklímát biztosítanak mind a kártevők, mind a természetes ellenségeik számára (Landis et al. 2000), míg azonban a természetes ellenségek egyedszáma és diverzitása minden esetben nőtt az erdős, gyepes területek, valamint a táj mozaikosabbá válásának hatására, addig a kártevők populációja független volt a féltermészetes területektől (Bianchi et al. 2006). Ugyanakkor a művelt területek is számos erőforrást biztosítanak nem csak a kártevők, hanem a természetes ellenségeik számára is, ezt azonban táji léptékben alig vizsgálták. A levéltetvek által termelt mézharmatot jól hasznosítják a parazitoidok (Wackers et al. 2008), a generalista ragadozók pedig olyan mértékben is felszaporodhatnak a zsákmányállatokban gazdag művelt területeken, hogy akár veszélyt is jelentenek a természetes élőhely-fragmentumokon élő, kevésbé kompetitív fajokra (Rand et al. 2006). Rand et al. (2006) katicabogarakat vizsgálva azt tapasztalták, hogy a szegélyeken következetesen nagyobb volt az egyedszám, ha a

szomszédos terület mezőgazdasági tábla volt, és táji léptékben is abban a tájablakban gyűjtöttek több katicát, ahol a művelt területek domináltak a természetes területekkel szemben. A nektárral és pollennel táplálkozó természetes ellenségek számára a tömegesen virágzó termesztett növények (pl. repce, napraforgó) is megfelelőek, habár táji léptékben ennek hatását még csak a beporzók kapcsán vizsgálták (Westphal et al. 2003). Másrészről viszont megfelelően kezelt mezőgazdasági területeknek önmagukban is fontos szerepe van a biodiverzitás megőrzésében (Tscharntke et al. 2005). A biodiverzitás megőrzése nem mehet végbe pusztán az 5%-nyi védett területen. Németországban pl. a veszélyeztetett fajok mindössze 25% él a 2%nyi védett területeken, a fennmaradó 75% a mezőgazdasági (a felszínborítás 50%-a) és az erős területekhez (30%) kötött. Közép-Európában a veszélyeztetett fajok legtöbbjének védelme érdekében speciális művelési eljárásokra van szükség. Az extenzíven művelt száraz gyepek és fenyérek a fajokban leggazdagabb élőhelycsoportok közén tartoznak.

A féltermészetes területek szerepét vizsgálva Rundlof és Smith (2006) egy egyszerű (30 % féltermészetes terület) és egy komplex (85% féltermészetes terület) tájban hasonlított össze ökológiai gazdálkodásban művelt és konvencionális táblákat. A komplex régióban nem volt különbség az ökológiai és a konvencionális táblák között diverzitás tekintetében, mivel az ízeltlábúak folyamatosan betelepültek a féltermészetes területekről. Az egyszerű szerkezetű tájban, ahol csak 30%-nyi volt a féltermészetes terület, viszont már érvényesült a helyi művelés hatása, és a konvencionális táblákon kisebb volt a diverzitás. A művelt területek, illetve a táji léptékű művelési intenzitás hatását vizsgálva Rundlof et al. (2008) egy következő tanulmányt készítettek. Két egyszerű tájat hasonlítottak össze, amelyek a féltermészetes terület mennyiségében megegyeztek, (30% féltermészetes terület), a táji léptékű művelési intenzitás tekintetében azonban különböztek egymástól. Az intenzív tájban 80% konvencionális,20% ökológiai szántóterület volt, az extenzív tájban pedig 60% volt az ökológiai szántó, 40% a konvencionális. Ismét ökológiai és konvencionális táblapárokat vizsgálva megállapították, hogy az extenzív régióban található konvencionális táblák diverzebbek, mint az intenzív régióban lévő konvencionális táblák, ami nem magyarázható a féltermészetes területek részarányának növekedésével, hiszen ezekből mindkét tájrészletben 30%-nyi volt. Megállapították tehát, hogy a féltermészetes területeknek is és a növénytermesztési rendszerek intenzitásának is van hatása a biodiverzitásra táji léptékben.

Az egyirányú kolonizációs modell szerint a diverzebb féltermészetes területek szolgáltatják a természetes ellenségeket (Bianchi et al. 2006, Rundlof és Smith 2006, Attwood

et al. 2008), a művelt területek pedig befogadják azokat. Ennek megfelelően a természetes szabályozási mechanizmusok abban az esetben működnének hatékonyan, ha a féltermészetes területek alkotnák a mátrixot, melyekbe a művelt területek be vannak ágyazva (Ángyán és Menyhért 2004). A mezőgazdasági táj azonban ritkán épül fel ilyen módon, általában a művet területek dominálnak. A ciklikus kolonizációs modell szerint a mezőgazdasági területek olyanok, mint az efemer élőhelyek, melyek folyton és jól előjelezhető zavarásoknak vannak kitéve, így időről időre alkalmatlan élőhelyekké válnak mind a kártevők, mind természetes ellenségeik számára (Wissinger 1997). A táblákon táplálkozó és szaporodó természetes ellenségek jól alkalmazkodtak a mezőgazdasági rendszerekhez, és ökológiai előnyt élveznek a művelt területeken a természetes területekhez képest (Tóth és Kiss 1999, Samu és Szinetár 2002). Ezen agrobiont fajok számára a féltermészetes területek menedékül szolgálnak abban az időszakban, amikor a művelt területek alkalmatlan élőhelyek, máskor viszont jól kihasználják a táblák kínálta szabad forrásokat, és ott táplálkoznak, szaporodnak. Tulajdonképpen a nagy mennyiségű táplálék az, ami a miatt a kártevők is, de más fajok is képesek felszaporodni a művelt területeken (Rácz 1989b, Tscharntke et al. 2005). Így pl. a generalista ragadozó katicabogarak közül az Amerikában őshonos fajok (pl. a *Hippodamia convergens)* visszaszorultak, és az egyszerűbb tájakon gyakoribbak, ott, ahol a gyepek, valamint a szója és kukorica részaránya nagyobb a tájban (Gardiner et al. 2009). Ezzel szemben a behurcolt katica fajok, melyek általában a dominánsak, főleg azokon a tájakon gyakoriak, ahol sok az erdő. A kutatók arra a következtetésre jutottak, hogy az egyszerűbb tájon levő közösségek ellenálltak az behurcolt katicafajoknak. Egy másik példa a poszméh-populációk és a tömegesen virágzó kultúrnövények (repce) területaránya közötti pozitív korreláció (Westphal et al. 2003).

A természetes szabályozó mechanizmusokat a táji léptékű hatások mellett a helyi hatások és az idő-dimenzió, valamint az évjárat, a kártevő-természetes ellenség kapcsolata, a vizsgált szervezet biológiája és diszperziós képessége is nagyban befolyásolja (Jonsson et al. 2010, Petit et al. 2010), ezért a táji hatások sokszor nehezen kimutathatóak. A táji léptékű hatások a közösség diverzitását, a helyi élőhelygazdálkodás pedig egy két kulcsfontosságú természetes ellenség egyedszámát növelik (Roschewitz et al. 2005). Ahhoz, hogy egy növénytermesztési rendszerben hatékonyabbá váljanak a természetes szabályozó-mechanizmusok, szükség van a kulcs szerepet betöltő természetes ellenségek fajszintű azonosítására és diszperziós képességük meghatározására (Tscharntke et al. 2007), valamint a tábla környezetének olyan kialakítására, ami elősegíti a korai betelepedést (Landis et al 2000). Jonsson et al. (2010)

azokat a lehetséges helyi élőhely-kialakítási módszereket foglalta össze, amelyek invazív kártevők elleni védekezésben hatékonyak lehetnek. Abból a feltevésből indult ki, hogy az élőhelyek egyrészt az erőforrás eloszlása miatt, másrészt a természetes ellenségek szabályozó hatása miatt befolyásolják a kártevők egyedsűrűségét (Root 1973). A kártevő és a természetes ellensége közötti kapcsolat, illetve a fajok ökológiai szerepe az, ami meghatározó. A diverzitás sokszor pusztán azt eredményezi, hogy a hatékony természetes ellenség faj nagyobb valószínűséggel van jelen a rendszerben. A hatékonyság úgy növelhető, ha az adott fajt sikerül azonosítani, és olyan növényvédelmi eljárásokat alkalmazni, amelyek számára kedvezőek. A diverzitás önmagában akkor járul hozzá a szabályozáshoz, ha a fajok táplálkozási niche-ei kiegészítik egymást. Ez két módon lehetséges, vagy úgy, ha megosztják a táplálékot, vagy úgy hogy hozzásegítik a táplálékhoz egymást. A táplálék megosztás akkor jöhet létre, ha a két természetes ellenség faj a kártevő tápnövényének más részein él, így a kártevő eltérő fejlődési alakjait fogyasztják. Losey és Denno (1998) megfigyelték, hogy az *Acyrtosiphon pisum* levéltetű faj egyedszáma hatékonyabban csökkent, ha mind a levélen, mind a talajon is élő ragadozó bogarak előfordultak a táblában. A levélen élő katica fajok táplálkozása során a levéltetvek lehullottak a talajra, ahol a talajon élő futóbogarak elfogyasztották őket. A diverzitás növekedése csak néhány (5-15) faj megjelenéséig eredményezi az ökoszisztéma-szolgáltatások javulását, viszont egy esetleges zavarás esetén a nagyobb fajszámú rendszer könnyebben regenerálódik (Tscharntke et al. 2005). A természetes szabályozó mechanizmusok hatékonysága azonban kisebb is lehet a diverzebb közösségekben, mivel intraguild predáció vagy fajok közötti interferencia állhat fenn. Az élőhelygazdálkodás akkor lehet hatékony, ha felméri a természetes ellenségek számára szükséges és hiányozó erőforrásokat, és úgy pótolja őket, hogy minél kevesebb legyen a nemkívánt mellékhatás. Ugyanis mindenevő fajok esetében pl. a virágzó növények által szolgáltatott nektárt preferálhatják a kártevőkkel szemben, vagy a generalista ragadozók a kártevők helyett az alternatív táplálékforrást fogyasztják, így csökken a hatékonyság. Az erőforrások térbeli és időbeli eloszlása az, ami meghatározza a hatékonyságot. Szintén nem kívánt mellékhatás, hogy az erőforrások kártevők számára és a természetes ellenségek fogyasztói számára is elérhetőek. A fenti megállapítások a diverzitás és az ökoszisztéma funkciók közötti kapcsolatra vonatkozó azonban elsősorban helyi léptékben érvényesek. Táji léptékben az élőhelygazdálkodás célja a hosszú távú, többfunkciós fenntarthatóság, így ebben az esetben az ún. „biztonság-teória” érvényesül (insurance hypothesis, Tscharntke et al. 2005). A kiszámíthatatlan zavaró hatások után a diverzebb közösségek nagyobb valószínűséggel regenerálódnak, illetve egy helyi funkcióváltozásra könnyebben reagál a

rendszer. A helyi diverzitás és a helyi léptékben érvényesülő funkciók ugyanis a táji környezet diverzitásától függnek.

A gyors és folyamatos változással jellemezhető mezőgazdasági tájban a migrációnak kiemelt jelentősége van. Tscharntke et al. (2005) szerint a művelt és nem művelt területek között három féle kapcsolat létezhet: (1) abban az esetben, ha a nem-művelt területek összefüggő hálózatot alkotnak, akkor az élőhely-specialista fajok populációi is képesek fennmaradni és ökológiai funkciókat betölteni, (2) a nem művelt területekről generalista természetes ellenségek települhetnek be a művelt területekre, elősegítve a beporzást és a természetes szabályozó mechanizmusokat, végül (3) a művelt területek generalista fajok forrásai lehetnek, melyek kolonizálják a nem művelt területeket és így befolyásolják a természetes élőhelyek ökológiáját.

Még nagyobb kihívást jelent az élőhely-gazdálkodással kapcsolatos kutatási eredményeket a gyakorlat számára is felhasználható javaslatok formájában megfogalmazni. Tscharntke et al. (2005) megállapításai szerint abban az esetben, ha a kártevő-antagonista kapcsolat jól ismert, és egy kulcs fajon alapszik, akkor elegendő ennek a fajnak az élőhely-igényét kielégíteni, tábla és közvetlen környezete léptékben. Ennek a megközelítésmódnak azonban három kockázati tényezője is van. Először is kevés olyan esetet írtak le, amikor ez a kapcsolat állt fenn, másrészt az így visszaszoruló fajok hiánya csak egy későbbi zavarás során jelentkezik. Végül az agrár-ökoszisztémák komplex rendszerek, összetett táplálékláncccal, amelyet a fenti szemlélet nem használ ki kellőképpen. A multifunkcionális mezőgazdaságban fenntarthatóan működő kapcsolatok leírása az, amely a perspektivikus megközelítésmód. Perdikis et al (2011) összefoglaló tanulmányt készített arról, hogy a zöldségtermesztésben a poloska fajok természetes szabályozó hatékonyságát hogyan befolyásolja a táji környezet. Megállapította, hogy a mindenevő poloska fajok általában jelen vannak a szabadföldi egyéves növénykultúrákban, és hozzájárulnak a kártevő populációk szabályozásához. Azért különösen hatékonyak, mert táplálékspektrumuk széles, és mivel mindenevők, ezért úgy is képesek fennmaradni a növénykultúrában, ha lecsökken a zsákmányállatok egyedszáma. A gyomnövények és a nem művelt területek növényzete is megfelelő a számukra, ezért időről-időre képesek újra betelepülni a táblába. Ezeket a pozitív hatásokat viszont csak akkor tudták kimutatni, ha valamilyen oknál fogva a vizsgált területen nagymértékben lecsökkent a növényvédőszer-használat (pl. biológiai védekezést alkalmaztak, kontroll parcellát vizsgáltak).

3.2 AZ *ORIUS* VIRÁGPOLOSKÁK ÖKOLÓGIÁJA (ANTHOCORIDAE: *ORIUS* SPP.) ÉS JELENTŐSÉGE

3.2.1 A HAZAI *ORIUS* FAJOK

Közönséges virágpoloska (*Orius niger* Wolff):

Az *Orius niger* Magyarországon igen gyakori, éppúgy előfordul a szántóföldi és kertészeti kultúrákon (kukoricán 1. ábra 1., 20. old., napraforgón, burgonyán, gyapoton, fehérherén, lucernán, mustáron, kapron, hajdinán, almán, babon, paprikán, szamócán), gyógynövényeken (izsóp, szúrós gyöngyajak, citromfű, zöld menta, őszi margitvirág, Rédei 2007), fásszárú (pl: *Calluna vulgaris*) és lágyszárú növényeken (*Arthemisia* spp., parlagfű, csalán), mint az erdei rétek, az árokpartok és az egyéb nem művelt területek növényein (Mészáros et al. 1984, Rácz 1989a, Bokina 2008, Bosco és Tavella 2008, Saulich és Musolin 2009, Bán G. 2009, Kiss 2009, Atkan 2010). Testhossza 1,7-2,3 mm, mintázata és kitinizáltsága nagyon különböző lehet, általában sötét színű, de a világosbarnától a feketéig változik. Az előháta nem fűződik be gyűrűszerűen. Az előtor elülső és hátsó sarkainál 1-1 pár előre-, illetve hátrafelé irányuló, sötét színű serte található, amely alapján jól elkülöníthető (Rácz 1989a). A homlokrész kétszer olyan széles, mint a szemek. A csápok színe általában sárgás vagy világosbarna, az első cikkelye szélesebb, sötétebb. A felső szárny színe világosbarna vagy sárgás. A hímeknél az ékkaréj sötétebb, a nőstényeknél majdnem egészen fekete. A hártyák általában barnásak és erőteljesen kivilágosodnak a tövek felé. A lábak barnák és feketék, a hajlatoknál világosabbak. A határozásban az előtor mérsékelt pontozottsága illetve a sarkain található serték, a felsőszárny hártyáinak a megfigyelése, és a genitális szervek vizsgálata nyújtanak támpontot (Péricart 1972). Hazánkban évente legalább két nemzedéke van, de a körülményektől függően 3-5 is lehet (Rácz 1989b). Az imágók avarban, védett helyen telelnek, kora tavasszal jönnek elő, és keresik fel a virágzó növényeket. A nőstény a tojásait a növények levélerébe és levélnyelébe rakja. Az első nemzedéke a másodikhoz képest kis egyedszámú. A második nemzedék idején, a nyár folyamán szaporodik fel a faj tömegesen.

ábra 1.
Virágpoloska imágó (*Orius* spp.) kukorica bibén

Nagy virágpoloska (*Orius majusculus* Reuter):

A nagy virágpoloska Magyarországon szintén gyakori, de kevésbé elterjedt, mint a közönséges virágpoloska. Előfordul szántóföldeken, különösen kukoricán, de burgonyán és napraforgón is megtalálható, valamint gyakori a zöldségnövényeken, mint póréhagyma, paprika, bab is (Tommasini 2004, Bosco és Tavella 2008). Kedveli a vízparti, mocsaras területeket, megtalálható keserűfű (*Polygonum*), sás (*Carex*) és nád (*Phragmites*) fajokon (Rácz 1989a, Bokina 2008). A legnagyobb hazai *Orius* faj: a hímek testhossza 2,5-2,7 mm, míg a nőstényeké 2,6-3,6 mm. Mintázata kontrasztos, a fedőszárnyak színe sárgásbarna, barna. Alakja ovális, a hím jóval keskenyebb a nősténynél. A csáp világos színű, a hímeknél az első cikk jellegzetesen hosszú. Az előtora megnyúlt, trapéz alakú, a "válla" csapott. A lábak világossárgák, a nősténynél a comb néha sötét (Péricart 1972, Rácz 1989a). Ezt a fajt könnyű elkülöníteni nagy mérete, megnyúlt előtora, a belső hajlatok elmosódása, illetve a csápok alapján. Évente két nemzedéke van. Ezen faj esetében is a megtermékenyített nőstények telelnek át, márciusban, áprilisban hagyják el a telelőhelyet, és májusban kezdik a peterakást. Az első nemzedéke júniusban, a népesebb második augusztusban, szeptemberben rajzik (Péricart 1972, Rácz 1989b).

Törpe virágpoloska (*Orius minutus* Linné):

Az *Orius minutus, Orius vicinus* és *Orius horvathi* fajok megjelenése egyrészt rendkívül változékony, másrészt morfológiájuk és életmódjuk alapján is nagyon hasonlítanak egymásra, sokáig Észak-Amerikában tévesen *O. minutus*-nak határozták az *O. vicinus* egyedeket (Lewis és Lattin 2010). Vannak ugyan fajra jellemző elkülönítő bélyegeik, ennek ellenére biztos meghatározásuk elsősorban a hímek ivarszerve alapján lehetséges. A nőstényeket így helyesebb "minutus csoportként" együtt kezelni (Rácz 1989b).

A törpe virágpoloska rendkívül gyakori, termesztett növényeink közül leginkább almán, körtén, málnán, szőlőn, napraforgón, mogyorón, szedren, babon, a gyógynövények közül a közönséges aranyvesszőn, és a hibrid levendulán (Rédei 2007) található meg, de számos más fás- és lágyszárú növényen is gyakran előfordul (Rácz 1989a, Bosco és Tavella 2008, Bokina 2008, Saulich és Musolin 2009). Az imágók 2,2-2,5 mm hosszúak, színük változik, általában kontrasztos, de lehet sötétbarna vagy egészen fekete is. A nőstények eléggé szélesek. Felülről nézve a homlokrész kétszer olyan széles, mint a szemek. Az előtor trapéz alakú, a nőstényeknél változó formában, a belső hajlatok kissé kerekek. A lemez belső része sűrűn pontozott és jól látható, keresztben finom gyűrődések vannak. A fedőszárnyak egyformán sárgák vagy sárgásbarnák. A lábak színe lehet teljesen világos, vagy az elülső rész sötétebb, a hátsó lábszárak pedig részlegesen barnák. A sötétebb színű *Orius minutus* nőstényeket nehéz elkülöníteni az *Orius niger* nőstényektől, ha azok előtori sertéi esetleg hiányoznak. Az *Orius minutus* előtorának erős pontozottsága segít a határozásban (Péricart 1972). Évente rendszerint két nemzedéke van, de 3-4 is kifejlődhet. Az imágók telelnek. A nőstények a petéiket egyenként vagy kis csoportokban helyezik el a virágkocsányokba, a virágzat alapi részébe vagy ritkábban a szárába, a levél alapjába. A peterakási időszak 10-70 nap lehet, ezalatt egy állat 300-400 petét rak. (Péricart 1972)

***Orius vicinus* Ribaut**

Az *Orius vicinus* hazánkban kevésbé elterjedt, hársról (*Tilia* sp.), fűzről (*Salix* sp.), tölgyről (*Quercus* sp.), kőrisről (*Fraxinus* sp.), borostyánról (*Hedera* sp.), libatopról (*Chenopodium* sp.), medvetalpról (*Heracleum* sp.), mentáról (*Mentha* sp.) gyűjthető (Péricart 1972, Rácz 1989a), Észak-Amerikában fészkesek (Asteraceae), nyírfafélék (Betulaceae, *Alnus, Betula, Carpinus, Corylus*), nyáriorgonafélék (Buddlejaceae, *Buddleja*), loncfélék (Caprifoliaceae, *Viburnum*), bükkfafélék (Fagaceae, *Fagus, Quercus*), liliomfa-virágúak (Magnoliaceae, *Liriodendron*), mályvafélék (Malvaceae, *Hibiscus*), ligetszépefélék,

(Onagraceae, *Fuchsia*), boglárkafélék (Ranunculaceae, *Clematis*), rózsafélék (Rosaceae, *Holodiscus, Rosa, Rubus*), rutafélék (Rutaceae, *Zanthoxylum*), fűzfafélék (Salicaceae, *Salix*), hársfélék, (Tiliaceae, *Tilia*) és csalánfélék (Urticaceae, *Urtica*) családjába tartozó növényfajokról gyűjtötték. Lárváit *Alnus, Fuchsia, Hibiscus, Quercus, Rosa, Urtica, Viburnum* és *Zanthoxylum* nemzetségbe tartozó fajokon találták meg (Lewis és Lattin 2010, Fauvel 1999). Testhossza mindössze 2,1-2,5 mm. Az első és középső lábszára világossárga, a hátulsó sötét. Az előtor hátulsó részének közepe nagyon finoman pontozott. A felső szárnyak világos barnás-sárgás színűek, ritkán sötétebbek a hátsó résznél (Péricart 1972). Évente 2-3 nemzedéke van. A nőstények telelnek, melyek tavasszal petéiket a virágkocsányra rakják. A lárvák 25 ºC-on 16-18 nap alatt fejlődnek ki, eleinte sejtnedvekkel, majd az imágókhoz hasonlóan atkákkal, tripszekkel, apró ízeltlábúakkal táplálkoznak (Péricart 1972, Rácz 1989b).

***Orius horvathi* Reuter**

Az *Orius horvathi* nagyon ritka Magyarországon, életmódja kevéssé ismert (Rácz 1989b). Az imágó 2-2,5 mm hosszú és nagyon hasonlít az *Orius vicinusra*. Az előtor keresztirányú barázdája elég mély, hátsó része sűrűn, keresztirányban ráncos és pontozott. A fedőszárny színe a világossárgától a sötétbarnáig változik. A lábak barnák, de lehetnek teljesen világosak, vagy teljesen sötétek is. Csak a genitáliák alapján különíthető el (Péricart 1972).

3.2.2 A VIRÁGPOLOSKÁK EGYEDFEJLŐDÉSÉT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK

Az *Orius* fajok csak imágóként telelnek, az egyedfejlődését és szaporodási képességét a **hőmérséklet és a fotoperiódus** jelentősen befolyásolja (Saulich és Musolin 2009). A hőmérséklet emelkedésével nő a lerakott tojások darabszáma, lerövidül a generációs idő, viszont a várható élettartam is (Cocuzza et al. 1997, Baniameri et al. 2005, táblázat 1.). Laboratóriumi körülmények között az ivarérettség eléréséhez szükséges idő 12 nap volt (26 ºC-on), és a hőmérséklet emelkedésével folyamatosan csökkent (Baniameri et al. 2005). Szabadföldi körülmények között is hasonló volt a tendencia, lárvastádiuma június-júliusban (szintén +23- 27 ºC) 12 napig, míg októberben (+18-20 ºC) 23 napig tartott (Közép-Volga völgye, Chelnokova 1977 idézve Saulich és Musolin 2009). Hazai körülmények között két generációjuk fejlődik ki 40 napos időközzel (Győrffy 1977). Az egyedszám maximuma az átlaghőmérsékleti maximumkor van. Hűvös időben akkor is csökken az egyedszámuk, ha táplálék bőven van. Aktivitásuk csak 10 ºC átlaghőmérséklet felett jelentős.

táblázat 1. Az *O. niger* egyedeket laboratóriumi körülmények között liszmoly tojásokon (*Ephestia kuehniella*) tenyésztve az ivarérettség eléréséhet szükséges idő és a várható élettartam (Baniameri et al. 2005).

	26 ºC	29 ºC	32 ºC
ivarérettség	12,5 nap	8,4 nap	7,2 nap
várható élettartam	28,9 nap	18 nap	17,5 nap

Az *O. minutus* egyedfejlődését a többi *Orius* fajjal ellentétben nem a hőmérséklet, hanem a fotoperiódus határozza meg elsősorban. A +20-28 şC közötti hőmérséklet-változás egyáltalán nem befolyásolta a telelésre vonuló nőstények részarányát. Egyedfejlődésük akkor volt a leglassabb, ha a nap 14óra világos:10óra sötét időszakból állt (Saulich és Musolin 2009). A lárvák rövidebb idő alatt fejlődnek ki a rövidülő nappalok hatására, így az ősszel fejlődő lárvák is elérik az imagó állapotot és fel tudnak készülni a télre. Sőt, tulajdonképpen nem az imágókat, hanem a lárvákat ért fotoperiodikus hatás határozza meg a telelés sikerességét. A hosszúnappalos időszakban fejlődő lárvákból kialakult nőstények lipidkoncentrációja ugyanis nagyobb, így képesek átvészelni a téli időszakot. Mivel nem a hőmérséklet, hanem a fotoperiódus a meghatározó, így az *O. minutus* egyedek a szezon vége felé is jelen vannak és táplálkoznak, míg más fajok korán telelőre vonulnak (Ito és Nakata 1998). A telelés során a túlélő *Orius* egyedek arányát a lipidkoncentráción túl a 0 ºC alatti napok száma (max. 50 nap) és a minimum januári hőmérséklet (nem alacsonyabb, mint -1 ºC) is meghatározza. Az egy éven belül kifejlődő nemzedékek száma az effektív hőösszeg és a rendelkezésre álló táplálék mennyiségének megfelelően alakul (Saulich és Musolin 2009). A hőmérséklet befolyásolja az elfogyasztott táplálék mennyiségét is. Laboratóriumi körülmények között az *O. laevigatus* a legtöbb táplálékot 25 ºC -on fogyasztotta (Cocuzza et al. 1997).

A rendelkezésre álló táplálék szintén meghatározó. A kifejlett poloskák és lárvák is elsősorban ragadozó életmódot folytatnak, de fogyasztanak pollent is. A frissen kikelt lárvák vékony epidermis szöveteket szívogatnak, majd áttérnek a ragadozó életmódra (Lundgren et al. 2009). Táplálékspektrumuk széles: tripszel, takácsatkával, levéltetűvel, fatetvekkel, molytetűvel, lepke fajok tojásaival, lárváival, katicabogarak lárváival és pajzsos poloskák tojásaival is táplálkoznak (Rácz 1989b). A **táplálék minősége** eltérő hatással van az egyes fajok egyedfejlődésére. Ha az *Orius* fajok kizárólag lisztmolytojásokkal táplálkoztak, akkor hosszabb ideig fejlődtek és hosszabb volt az élettartamuk is (38-50 nap), míg nyugati virágtripsz (*F. occidentalis*) imágókat fogyasztva a fejlődési idejük lerövidült, viszont rövidebb ideig éltek (18-20 nap) és kevesebb tojást is raktak (Tommasini 2003, táblázat 2.,

24. old.). Hasonló tendenciát tapasztaltak *O. insidiosus* esetében is, amely rövidebb ideig fejlődött tripsz monodiétán, viszont az élettartama is az ötödére csökkent a lepketojásokon neveltekéhez képest. Csökkent a szaporodási képességük is, tripszeken táplálkozva ugyanis csak átlagosan 70 db tojást raktak (l95 db-al szemben, Mendes et al. 2002). A táplálék minősége a mortalitást is befolyásolta. Tripsz imágón fejlődve egyöntetűen 41-46 %-os volt kifejlődés alatti mortalitás, lisztmolytojásokat fogyasztva viszont fajonként eltért: az *O. insidiosus*-nál 37%, az *O. majusculus*-nál 59 %, az *O. laevigatus*-nál 78 %, az *O. niger*-nél 93 %. (táblázat 2., 24. old. Tommasini 2003). Az *O. laevigatus* tömegtenyésztéséhez megfelelő a lisztmolytojásból álló monodiéta, mivel az egymást követő generációk alkalmazkodtak a táplálékhoz. A feljődési értékek a monodiétán jobbak voltak, mint a bab virágporán vagy a mesterséges táplálékon, de paprika virágporral táplálkozva is elérték az ivarérett állapotot (Bonte és De Clercq 2011).

táblázat 2. Az *Orius* fajok egyedfejődéséhez szükséges idő és a mortalitási százalék változása két eltérő tápláléktípuson tenyésztve (Tommasini 2003)

	virágpoloska fajok	teljes fejlődési idő (nap)	mortalitás (%)
lisztmoly tojásokon	*O. majusculus*	15.4±0.11	59
	O. laevigatus	16.0±0.14	78
	O. niger	17.8±0.22	93
nyugati virágtripszen	*O. majusculus*	15.1±0.11	41
	O. laevigatus	15.1±0.11	46
	O. niger	16.5±0.12	42

A **táplálékpreferencia** meghatározza az *Orius* fajok megítélését a biológiai növényvédelem szempontjából. Az *O. niger* fogyasztotta a nyugati virágtripszet (*F. occidentalis*) és a közönséges virágtripszet (*Frankliniella intosa,*), a dohánytripszet (*Thrips tabaci*) a körte csipkéspoloskát (*Stephanis pyri*), atka-, levéltetű-, molytetű-fajokat, valamint lepkefajok tojását és lárváját is (Deligeorgidis 2002, Baniameri et al. 2005, Atkan 2006, Bokina 2008). A tripszeket viszont jobban kedveli, mint az atkákat (Fathi 2009). Az *O. minutus*-ról leírták, hogy hasonlóképpen fogyasztja a fenti ízeltlábúakat, valamint kabócákat és levélbolhákat és más poloskafajokat, viszont az *O. niger*-el ellentétben jobban kedveli az atkákat a tripszeknél (Fathi 2009, Saulich és Musolin 2009). Az *O. majusculus*, és az *O. laevigatus* jobban kedvelte a nyugati virágtripszet, mint a dohánylisztesket (*Bemisia tabaci*), bár pusztán azon táplálkozva is kifejlődött (Arnó et al. 2008). Másik szintén fontos szempont

az elfogyasztott **táplálék mennyisége**, amely nagyban függ a fejlődési stádiumtól. A kereskedelmi forgalomban lévő *O. laevigatus* egyedekről megállapították, hogy a lárvák az első és második stádiumban nem is képesek elejteni a nyugati virágtripsz imágókat, hanem inkább a lassabb tripsz lárvákkal és pollennel táplálkoznak. A maximális fogyasztást 25 ºC-on mérték, ahol a nimfák átlagosan 1 db tripsz imágót fogyasztanak egy nap alatt, ami a juvenilis fejlődési idejük alatt összesen kb. 14 db tripszet jelent. Az imágók fogyasztása pedig egyedenként összesen 137 db, illetve naponta 6 db tripsz volt (Cocuzza et al.1997). Az *O. niger* maximálisan 14 tripsz lárvát és 16 takácsatka nőstényt, az *O. minutus* 12 tripsz lárvát és 19 takácsatka nőstényt fogyasztott el egy nap alatt (Fathi és Nouri-Ganbalani 2010). A **zsákmányállatok egyedsűrűsége** szintén befolyásolja az *Orius* fajok táplálkozását. Általánosan jellemző, hogy nagy egyedsűrűségű foltokon jelennek meg, illetve alacsony egyedűrűség esetén hamar elhagyják a tápnövényt, ezért jelentőségük is a felszaporodott kártevő-populáció csökkentésében, nem pedig a megelőzésben lehet. Az *Orius*-ok egyedszáma és a táblában mérhető ízeltlábúak összes egyedszáma közötti kapcsolat hiperbola alakú függvénnyel jellemezhető (Rácz 1989b, ld. táblázat 3., 32.old). Mivel az *Orius* fajok virágporral is táplálkoznak, ezért el lehet kerülni, hogy elhagyják az adott növénykultúrát, ha folyamatosan jelen vannak a virágzó növények (Montserrat et al. 2004). Az extraguild zsákmányállatok egyedsűrűségének növekedése azonban nem feltétlenül jár együtt az *Orius* egyedszám növekedésével, mert az intraguild predáció kifejezetten jellemző a poloskafajokra. A Geocoris egyedek jelentősen csökkentik az *Orius* egyedszámot (Lucas és Rosenheim 2011).

Az *Orius* fajok jól tűrik a zavarást, almaültetvényben egyedszámukat nem a növényvédelmi stratégia, hanem a takácsatkák egyedszáma határozta meg (Jenser et al. 2006, Jenser et al. 1999). Szabadföldi paprikán inszekticides kezeléseket alkalmazva is azt tapasztalták, hogy az *O. insidiosus* rövid időn belül újra megtelepült (Ramachandran et al. 2001).

Az *Orius* fajok **viselkedése** feltehetően meghatározza az egyedszámuk térbeli eloszlását. Aktív kereső mozgást folytatnak, és a zsákmányállataikat ennek a random keresési folyamatnak alapján találják meg. Ha nem találnak rövid időn belül zsákmányt, akkor elhagyják a növényt (Montserrat et al. 2004). Tuda és Shima (2002) szerint nem csak az abszolút egyedsűrűség, hanem a zsákmányállat/ragadozó is meghatározó. A ragadozókra általában nem jellemző, hogy a növény mérete befolyásolná a viselkedésüket. Az *Orius* fajok viszont növényi szövetekkel is táplálkoznak, így nem meglepő, hogy a diszperziós aktivitásuk

és a növény mérete között negatív kapcsolatot találtak. Ez a negatív kapcsolat a kedvező mikroklimatikus körülményekkel is magyarázható (Tuda és Shima 2002).A táplálékot kb. 0,5-1 cm távolságból veszik észre, először megérintik a szipókájukkal, majd az első pár lábukkal megragadják azt (Cocuzza et al. 1997). Miután az áldozat már mozgásképtelen, beledöfik a szipókájukat, és pl. egy tripsz egyed testnedveit 7-16 perc alatt kiszívják. Ez a keresési viselkedés a harmadik lárvastádiumtól fokozódik. A tripszek sokszor képesek elmenekülni, és a ragadozó jelenlétében elhagyják a növényt (Cocuzza et al. 1997, Baez et al. 2004). Baez et al. (2004) a paprika virágát vizsgálva azt tapasztalták, hogy az *Orius insidiosus* leggyakrabban a virágon belül ejtette el áldozatát. A nőstények ott raknak tojást, ahol táplálkoznak, nem keresnek külön erre alkalmas élőhely-foltot. Egy élőhelyen belül azonban azokat a növényeket választják, amelyeknek vékony az epidermisze, így a fiatal lárvák az ilyen növényi szövetekből könnyebben jutnak táplálékhoz. A növény szőrözöttsége önmagában nem volt hatással a választásra. A tojásrakást megelőzően a nőstény néhányszor beledöfi a szipókáját a növény szövetébe, rövid ideig táplálkozik, majd mozog a növény felületén, és véletlenszerűen befúrja tojócsövét a növény epidermisze alá, ahová belehelyezi a tojását. Tojásrakáshoz a hajnalkát (*Ipomoea hederacea*) és a babot választotta elsősorban, valamennyire kedvelte a szóját és a disznóparéjt (*Amaranthus retroflexus*), de egyáltalán nem rakott tojást a selyemmályván (*Abuthilon theophrasti*, Lundgren et al. 2008, Lundgren et al. 2009). Rácz (1989b) megállapította, hogy az *Orius*-ok kukoricatáblában a kukorica levélvállánál helyezik el tojásaikat.

Az *O. minutus*-ról leírták, hogy a szétterjedését a hőmérséklet is befolyásolja. A hőmérséklet emelkedésével mozgékonyabbak a növényen, és nagyobb valószínűséggel is hagyják el azt (Tuda és Shima 2002). Bán (2009) napszakos aktivitást fóliasátrakban vizsgálva azt tapasztalta, hogy 10-14 óra között az *Orius*-ok egyedszáma alacsony, és ebből arra következtetett, hogy ekkor csökken az aktivitás. A fentieket figyelembe véve azonban ez nem egyértelmű. Tuda és Shima (2002) vizsgálata során a hőmérséklet +19 ^{o}C és 31 ^{o}C között változott, míg a fóliasátrakban, különösen az alacsony légterűekben ez jóval magasabb lehet, így nincs kizárva, hogy az egyedek elkerülték a mintavételezést, vagy elhagyták a fóliasátrat. Brown és Schmitt (2001) gyümölcsfa-ültetvényekben nem tapasztalt napszakos aktivitást. Az *Orius* fajok terjedéséről viszonylag keveset tudunk, a diszperziós távolságot csak becsülni tudjuk. Általában mobil fajoknak tekintjük őket, az irodalom kivételként említi az *O. minutus* nőstényeket, melyek a hímekkel ellentétben nem szívesen repülnek, vagy csak alacsonyan (1-3 m), és csak kis távolságot tesznek meg (Southwood 1960). A nőstények közvetlenül párzás

után azonban nagyobb valószínűséggel terjednek szét, de különbség van az egyes egyedek között is. Azok az egyedek, amelyek közvetlenül a szabadon bocsátásuk után aktívak voltak, hamar el is hagyták a kísérleti helyszínt, míg azok, amelyek rögtön táplálékot kerestek, tovább maradtak (Tuda és Shima 2002). McPhereson és Weber (1981) az *O. insidiosus* repülési magasságával és repülési aktivitásával foglalkozott. Mogyoró állományban (*Juglans niger*) ablakcsapdával 1-7 m magasan mintázva megállapították, hogy ez a faj leggyakrabban 3 m-es magasságban repült (20-25%), majd 2 m-en (15-20%) és 1 m-en (15-20%).

Az *O. insidiosus* populáció **térbeli-időbeli dinamikájáról** leírták, hogy március-áprilisban spontán előforduló, lágyszárú virágos növényeken gyakoriak, majd június elején az egyedszámuk ezeken az élőhelyeken lecsökken, mert áttelepszenek a kultúrnövényekre (kukorica, szója, gyapot), melyek akkor kezdenek el virágozni. A poloskákat leginkább a kukorica vonzza, mert a bibéjén sok a zsákmányállat és a pollen, mert kedvezően magas a páratartalom, és mert búvóhelyet biztosít. A tápnövények virágzási periódusa után azonban ismét lecsökken az egyedszámuk, és az imágók visszavándorolnak a spontán előforduló lágyszárú növényekre (Isenhour and Marston 1981, Elkassabany et al. 1996), mindkettő idézve Saulich és Musolin 2009 által). Bokina (2008) szerint az *O. minutus, O. niger* és *O. majusculus* egyedek tavasszal (május-június) zselnicemeggyen, a rajta lévő levéltetvekkel táplálkoztak, majd mikor a levéltetvek a gabonatáblákra vándoroltak, az *Orius*-ok is áttelepültek. Habár az *Orius* fajok, szinte általánosan előfordulnak a mezőgazdasági tájban, azért mégis mutatnak preferenciát az egyes növényfoltok tekintetében a következők szerint: közönséges cickafark (*Achillea millefolium*)>réti imola (*Centaurea jacea*)>fehér mécsvirág (*Silene alba*)>szója>búza (Ulrich 2001). Győrffy (1977) szerint a hazai *Orius* fajok a tábla szegélynövényzetén találhatóak meg kis egyedszámban, majd innen repülnek át a paprikára (meleg időjárás esetén már júniusban). Az első kifejlett generáció imágói migrálnak, a második generáció lárvái pedig július közepén kelnek ki a kultúrnövényen. A táj művelési intenzitásának hatását Whalon és Croft (1986) mutatta ki egy intenzív és egy extenzív almatermesztő körzetben (USA). Konvencionális és felhagyott almaültetvényekben vizsgálták a kiválasztott almafára települő rovarok egyedszámát, és az *O. insidiosus* kapcsán megállapították, hogy nagyobb egyedszámban volt jelen az extenzív régióban, sőt az extenzív régió konvencionális ültetvényeiben mért egyedszám nagyobb volt, mint amit az intenzív régió felhagyott ültetvényeiben mértek. A természetes ellenségeket összesítve azonban már nem tapasztaltak ilyen tendenciát.

3.2.3 AZ *ORIUS* FAJOK SZEREPE A NÖVÉNYVÉDELEMBEN

Rácz (1989b) kandidátusi értekezése szerint általános érvényű megállapításnak fogadhatjuk el az *Orius* fajok polifág táplálkozási voltát, annak ellenére, hogy jelentős takácsatka populáció esetén rendszerint az atkákhoz kötődnek. Szabályozó szerepükre vannak pozitív és negatív példák is. Valószínű, hogy az adott helyzetben egymásra ható tényezők együttese dönti el, hogy érvényesül-e a szabályozó képességük vagy sem, illetve, hogy a ragadozó-préda populáció-dinamikájában ez mikor valósulhat meg. A tripszfajok az elsőszámú prédacsoportok közé tartoznak. Az *Orius* fajokat ugyan az aphidofágok közé sorolják, azonban sosem elsőszámú fogyasztóként szerepelnek. A lepkefajok tojásai és hernyói viszont kitűnő tápláléknak bizonyulnak a számukra. A növényi eredetű táplálék (nektár, virágpor, egyéb növényi szövetek sejtnedvei) fontos táplálékforrások, de nem nélkülözhetetlenek a fejlődésükhöz. Elsősorban tavasszal nagy a jelentőségük, amikor a prédapopulációk egyedszáma alacsony. Beporzó tevékenységükkel is hasznot hajtanak. Kártevők mellett azonban hasznos rovarokat, pl. katicalárvákat és -bábokat, illetve levéltetű-múmiákat is fogyasztanak.

Az *Orius* fajok az 1990-es évektől vannak kereskedelmi forgalomban. Elsősorban azért vizsgálták őket, mert a **tripszfajok természetes ellenségei**, és mert alkalmasnak tűntek a tömegtenyésztésre. Európában az eddig leggyakrabban vizsgált faj az *O. laevigatus* volt (Bonte és De Clercq 2011, Perdikis et al. 2011, Tommasini és Maini 2001), ezen kívül az *O. majusculus,* az *O. niger, O. minutus,* az *O. insidiosus* és az *O. albidipennis* tulajdonságait és felhasználhatóságát tanulmányozta számos szerző (Ramachandran et al. 2001, Tommasini and Maini 2001, Mendes et al 2002, Blaeser et al. 2004, Arnó et al. 2008, Fathi és Nouri-Ganbalani 2010, Sobhy et al. 2010, Perdikis et al. 2011). Az *O. laevigatus* alacsonyabb hőmérsékleten hatékonyabb, így a korai kijuttatása (15 ºC -os átlaghőmérsékletnél) célszerű. Rosszul tűri viszont a 35 ºC körüli hőmérsékletet, amely megkérdőjelezi a hatékonyságát a nyári időszakban (Cocuzza et al. 1997). Az *Orius* fajok jól időzített kijuttatása – amikor a tripszek megjelennek a virágokban, illetve a színcsapdákon – elősegíti a predátor jó megtelepedését a fóliasátrakban (Veire és van de Degheele 1992). Az *O. insidiosus* és az *O. laevigatus* megelőző védekezésként is betelepíthető olyan kultúrákba, ahol a virágok már megjelentek, mivel pollenfogyasztással átvészelik a préda nélküli időszakot. Az *O. majusculus* növekvő tripsznépességnél korrekciós beavatkozásra, csak fertőzött foltokra ajánlott. Tripszek ellen Magyarországon kereskedelmi forgalomban a *Neoseiulus* (*Amblyseius) cucumeris* ragadozóatka és az *Orius laevigatus* ragadozó virágpoloska kapható,

amelyek közül egyik sem őshonos nálunk (Kondorosy 1999). A tripszek elleni védekezésben az indításhoz szükséges kártevőküszöb 0,1 tripsz/virág. Minél nagyobb ettől az értéktől az eltérés, annál kétségesebb a védekezés sikere, illetve annál költségesebb lehet. Magas tripszfertőzés esetén javasolt még a betelepítés előtt növényvédő szeres kezelés beiktatása. A természetes ellenségek betelepítését az első virágok nyílása után lehet megkezdeni. A védekezés során a ragadozó atkát és virágpoloskát együttesen érdemes alkalmazni (Budai 2006). A Biobest kínálta Orius-ból 50-400 egyedet/100m2, a Koppert kínálta Thripor-ból 50-1000 egyed/100m2 dózis javasolt (Ocskó 2010).

Az *Orius*-ok tripszek elleni alkalmazhatóságán kívül vizsgálták levéltetvekre, bagolylepkékre, takácsatkákra, illetve liszteskékre gyakorolt hatásukat is, azonban egyiket sem hajtatott paprikában. Az *O. insidiosus*-t szójában vizsgálták *Aphis glycines* (szója-levéltetű) ellen (Rutledge és O'Neil 2005), az *O. tantillus*-t cirokban *Helicoverpa armigera* ellen (gyapottok bagolylepke, Sigsgaard és Esbjerg 1997), az *O. majusculus*-t paradicsomon *Tetranychus urticae* ellen (kétfoltos takácsatka, Blaeser et al. 2004), míg az *O. majusculus*-t és *O. laevigatus*-t különböző zöldségnövényekben *Bemisa tabaci* ellen (dohányliszteske, Arno et al. 2008). Mindegyik kártevő ellen sikeresnek bizonyult a virágpoloskák alkalmazása.

A tripszek elleni védkezés során az **őshonos** virágpoloskák jobban alkalmazkodhatnak a környezeti feltételekhez, mint a kereskedelmi forgalomban kapható idegen fajok, így a hajtatás teljes ideje alatt biztosíthatják a kártevők alacsony egyedszámát, szemben a tömegtenyésztett idegen fajokkal, amelyek teljesen el is tűnhetnek a fóliasátrakból a termesztés végére (Tommasini és Maini 2001, Bosco et al. 2008). A szabadban élő *O. laevigatus* egyedek, szemben a laboratóriumban tenyésztett fajtársaikkal, képesek felismerni a tripsszel fertőzött növény által kibocsátott illatanyagokat (Carvalho et al. 2011), ezért aktívan keresik fel a fertőzési gócokat, de a zsákmányállatok alacsony egyedszáma esetén hamar el is hagyják azokat (Montserrat et al. 2004). A megkülönböztető-képesség fajonként eltérő, mert pl. az *O. insidiousus* esetében hasonlóan magas valószínűséggel ismerték fel a vad és a laboratóriumi egyedek is a fertőzött növényeket. A felismerés valószínűsége növényfajonként is eltér. A vad *O. laevigatus* a paprika, az uborka és a gyapot esetében a fertőzött növényt választotta, a bab esetében viszont nem volt különbség (Carvalho et a. 2011). Nem csak a ragadozók, a zsákmányállataik viselkedését is befolyásolják az illatanyagok. Venzon et al. (2000) kimutatták, hogy a tripsz lárvák elmenekülnek, ha olyan *Orius* egyedek vannak a közelben, melyek korábban tripszeket fogyasztottak, a korábban pollennel táplált *Orius* egyedek jelenlétében azonban nem reagálnak, így különböztetve meg a számukra veszélyes

ragadozót az ártalmatlantól. Szabadföldi körülmények között szamócában (Perdikis et al. 2011) és padlizsánban (Tommasini 2003) az *O. laevigatus*, burgonyában az *O. niger* és az *O. minutus* (Fathi és Nouri-Ganbalani 2010), gyapotban az *O. niger* (Atkan 2006), babon az *Orius* genusba tartozó egyedek (Atkan 2010) csökkentették hatékonyan őshonos ragadozóként a nyugati virágtripszek és közönséges virágtripszek egyedszámát. Az őshonos *Orius*-ok fóliasátrakba települése hatékony természetes védekezési mód lehet a tripszek ellen, ha a tripszfertőzés nem túl nagy, illetve ha nem használnak széles hatásspektrumú inszekticideket. A vegyszeres védekezések elhagyása esetén megfigyelések szerint több *Orius* faj (*O. laevigatus, O. niger, O. majusculus*) is betelepül a fóliasátrakba, amelyek megelőzik a tripszek túlzott elszaporodását (Tommasini és Maini 2001, Bosco et al. 2008, Bán 2009, Bán és Tóth 2009).

Betelepülésüket a táji léptéken túl az adott kultúra közvetlen környezete is befolyásolja. Bosco és Tavella (2008) fóliasátrak külső környezetében a következő gyomnövényekről írta le az *O. niger, O. minutus, O. majusculus* előfordulását:

- mindhárom faj:*Urtica dioica, Amaranthus retroflexus, Sinapis arvensis, Matricaria chamomilla*
- *O. niger:* *:Polygonum persicaria, Vicia sativa, Medicago sativa, Trifolium repens, Sambucus ebulus, Erigeron annuus, Conyza canadensis, Galinsoga ciliata, Echinochloa crus-galli*
- *O. majusculus:* *Polygonum persicaria, Solanum nigrum, Galinsoga ciliata*
- *O. minutus:* *Vicia sativa, Solanum nigrum, Sambucus ebulus*
- egyik sem: *Chenopodium album, Portulaca oleracea, Stellaria media, Papaver rhoeas, Capsella bursa pastoris, Brassica napus, Hypericum perforatum, Sonchus oleraceus, Phleum pratense*

Gyomszegélyek és az adott kultúrában előforduló gyomok is hatással vannak az *Orius* populációra. Az imágók és a nimfák egyedszáma is magasabb volt a gyomos parcellában és a szegély jelenlétében, mint a gyommentesben, ahol a szegélyt is beszántották (Atkan 2010). Szójában Lundgren et al. (2009) magasabb imágó egyedszámot mért a gyomos parcellában, mint a gyommentesben, a szójára lerakott tojások darabszáma azonban nem függött a gyomosságtól.

A vizsgálati években más kísérletek is folytak a jászsági mintaterületen. Brajda (2008) Jászfényszaru környékén 2005-ben végzett felvételezéseket egy külterületi fóliasátor-telep 1,5 km-es körzetében. Vizsgálatai során a sátrak környéki növényzetet mintázta fűhálóval, és viszonylag kevés *Orius* egyedet gyűjtött, legtöbbet lucernáról és csalánról. A fenti telep fóliasátraiba a külső környezetből betelepülő *Orius*-ok egyedszámát és a kártevő tripszek egyedszámát heti rendszerességgel vizsgálta Csáki (2009). Megállapította, hogy a külső környezetben virágzó szántóföldi növények fenológiájának változása szinkronban volt a sátorban mért *Orius* egyedszámmal.

Bán (2009) lucernáról és csalánról gyűjtött vegyes ízeltlábú-együttest telepített be hajtatott paprikába (2006-ban, 2007-ben és 2008-ban), és hetente vizsgálta a tripszek és az *Orius* fajok egyedszámának alakulását, valamint napszakos aktivitásukat. A kontroll sátrakban mért *Orius* egyedszám 2006-ban Jászfelsőszentgyörgy, 2007-ben Jászfényszaru környékén volt magasabb. Megállapította, hogy az *Orius* fajok 10 és 14 óra között kevésbé aktívak a fóliasátrakban.

A hazai szántóterületek jelentős hányadán termesztenek kukoricát, így az *Orius* fajok számára a kukorica mint élőhely és az ott zajló populációdinamikai folyamatok befolyásolják az előfordulásukat. Rácz (1989b) a Heteroptera fajok populációdinamikáját vizsgálta kukoricában és az *Orius* fajokra vonatkozó eredményei az alábbiak szerint foglalhatók össze. A kukoricában domináns és konstans poloskafajok között két *Orius* faj is szerepel (*Notostira erratica, Trigonotylus coelestialium, Lygus rugulipennis, Orius niger, Orius majusculus, Nabis ferus, Nabis punctatus*). Megállapította, hogy az *Orius* fajok június folyamán településnek be a táblákba és megkezdik a tojásrakást. A tojásrakás helye a kukorica levélválla, esetleg a bibe, és a növényen alulról felfelé történik az idősebb levelektől fiatalabbak felé haladva. Egy levélvállra a nőstények egyesével 1-17 tojást helyeznek a növényi szövetbe. A tojásból kikelt lárvák 5 lárvastádiumon keresztül érik el a kifejlett állapotot, és a növény minden részén megtalálhatóak. Kisebb táblákon több tojást raknak, az imágók és a lárvák egyedszáma azonban független volt a táblamérettől. A vetésszerkezet is hatással volt az *Orius* egyedszámra. Monokultúrában termesztett kukoricán kevesebb imágót találtak, mint vetésváltásban, amely azzal magyarázható, hogy az összes ízeltlábú egyedszáma is kisebb volt (6 kutatási év alatt összesen vetésváltásban 20.000 db egyed, monokultúrában 12.000 db egyed). Hasonlóképpen a tojások darabszáma is kisebb volt monokultúrában, ami a kisebb imágó egyedszámmal magyarázható. A lárvák egyedszáma viszont a monokultúrában volt nagyobb, amely esetleg a kikelő lárvák jobb túlélési esélyeivel magyarázható. Hetenként

vizsgálva a tojások darabszámát megállapította, hogy két aktív időszak mutatható ki, amely megfelel az imágók két generációs csúcsának. A generációs idejüket nagyban befolyásolja az időjárás. Száraz, meleg évjárat esetén korán, június elején indul meg a tojásrakás, hűvösebb, csapadékosabb évjárat esetén később, júliusban. Száraz és meleg évjáratnak számít az *Orius*-ok szempontjából, amikor a III. és a IX. hónap hőmérsékleti és csapadékadataiból számított HTH (hidrotermikus hányados) 0,8 alatt van vagy az átlaghőmérséklet eléri a 15,5 ^{o}C-t. Az *Orius*-ok egyedszámát a préda mennyisége is meghatározza, és ez a kapcsolat hiperbola alakú függvénnyel jellemezhető. A tripszek, kabócák és fatetvek alacsony egyedszámánál is jelentős a betelepülés, illetve a felszaporodás, míg a levéltetű esetében sokkal nagyobb egyedszámra van szükség ahhoz, hogy vonzó hatást gyakoroljanak az *Orius*-okra. A hőmérséklet és a préda mennyisége sem független egymástól, tovább erősítve az évjárathatást. Azokban az években, amikor a HTH érték magas, a monokultúrában és a vetésváltásban közel ugyanannyi egyedet fogtak, közepes összegyedszám-értékekkel. Azokban az években viszont, amikor a HTH alacsony (tehát meleg és száraz év), a vetésváltásban mérhető összegyedszám többszöröse is lehet a monokultúrában mérhető összegyedszámnak (táblázat 3., 32.old).

táblázat 3. *Orius* imágó és lárva egyedszám kapcsolata az összegyedszámmal és a III.-IX. hónapra eső időszak átlaghőmérsékletével (Rácz 1989b)

		Éves bontás		Heti bontás	
Orius imágó+ lárva kapcsolata az összegyedszámmal	vetésváltás	Y=1268,7-2281744,56/x	r=0,886 p=0,02	$Y=0,000219x^{1,99}$	r=0,795 p=0,01
	monokultúra	Y=x/(23,4-0,0069x)	r=0,953 p=0,02	$Y=0,000115x^{2,135}$	r=0,745 p=0,01
Orius imágó+ lárva kapcsolata a III.-IX. hónapra eső időszak átlaghőmérsékletével	vetésváltás+ monokultúra	$Y=441,92+515,63x-7907,61 \lg(-3*10^{x+1})$	r=0,942 p=0,05		

4 VIZSGÁLATOK

4.1 AZ ÉLŐHELYEK NÖVÉNYVÉDELMI SZEREPE A MEZŐGAZDASÁGI TÁJBAN

4.1.1 CÉLKITŰZÉS

Kutatásom során azt vizsgáltam, hogy milyen hatással van a táj élőhelyszerkezete (a művelt vagy a féltermészetes területek aránya) a kártevők egyedszámára vagy mortalitására, azaz a növénykultúrába spontán betelepülő természetes ellenségek hatékonyságára. A szakirodalomban publikált adatok összesített elemzésével a következő hipotéziseket teszteltem: (1) minél nagyobb területen termesztik a kártevők tápnövényeit a tájban, annál nagyobb az egyedszámuk (2) a féltermészetes területek részarányának növekedésével nő a kártevők parazitáltsági vagy predációs százalékban kifejezett mortalitása, azaz a természetes szabályozó mechanizmusok hatékonysága (3) és ez a kártevők egyedszámának csökkenését eredményezi, tehát a féltermészetes területek és a kártevők egyedszáma között negatív a kapcsolat.

4.1.2 ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1.2.1 Szakirodalmi adatok gyűjtése

Mivel a kérdésfeltevés az élőhelyek területaránya és a kártevő-populációközötti jól definiált kapcsolatra vonatkozik, így az adatbázis-építés és a kvantitatív elemzés mellett döntöttem. A Web of Science adatbázisból szakirodalmi adatokat gyűjtöttem, a landscape, agri* kulcsszavak és egy-egy ízeltlábú taxon latin megnevezésének kombinálásával (Attwood et al. 2008 alapján). Kiterjesztettem a keresést az ezekben a cikkekben idézett további cikkekre, valamint ENDURE szakértői hálózatban együttműködő partnerek (http://www.endure-network.eu) adataira is. A keresést 2008-as év végével bezárólag közzétett publikációkra szűkítettem le. Egy kutatás eredményeit akkor vontam be a vizsgálatba, ha az a termesztett növényállományban vizsgálta (1) a kártevők egyedszámát, (2) predációs vagy parazitáltsági százalékban kifejezett mortalitását, a mintavételi pont körül található művelt vagy féltermészetes élőhelyek területarányának függvényében. Továbbá a vizsgálat táji léptékben történt, ahol a táji léptéket a mintavételi helytől számított minimum 100 m távolságban határoztam meg. A táji lépték általánosan használt, de nem definiált fogalom, amely a tábla és közvetlen környezetének szintjét meghaladó, regionális

vizsgálatokra utal. A művelt területek élőhely-kategóriába a szántót, zöldség- és gyümölcskultúrákat, a féltermészetes élőhelyek kategóriájába pedig az erdőt, rét-legelőt, természetvédelmi területet soroltam. A két kategória nem adja a terület teljességét, mert pl. a beépített területek vagy a nyílt vízfelületek egyik kategóriába sem sorolhatóak. Habár ezen felszínborítási kategóriák minden bizonnyal befolyásolják az ökoszisztémát, hatásukat csak kivételes esetekben vizsgálják, így bevonásuk az adatbázis homogenitását csökkentette volna.

4.1.2.2 Az adatbázis szerkezete

Adatbázisom a felhasznált kutatások eredményeiből, azaz a független esetekből áll, melyek a kártevők, a természetes szabályozó mechanizmusok és az élőhelyek kapcsolatát írják le. Egy kutatáshoz átlagosan 2 esetet tudtam rendelni. Független esetként kezeltem egy kutatáson belül a különböző fajokat vagy taxonokat. Ha több időpontban vizsgálták az összefüggést, akkor azt az eredményt használtam fel, ahol az összefüggés léte a legvalószínűbb volt (ahol a legkisebb volt a null hipotézis p-értéke). Habár a kártevő egyedszáma és mortalitása valamint a tájelemek területe közötti korreláció nagy valószínűséggel változik egy éven belül illetve az évjáratok között, ez általában azt jelenti, hogy az összefüggés csak bizonyos időszakban, vagy bizonyos időjárási körülmények között mutatható ki. Azzal, hogy a legalacsonyabb p-értékhez tartozó adatot használtam fel, elkerültem, hogy a többéves kutatások torzítsák az eredményeket és a lehető legtöbb létező kapcsolatot bevontam az elemzésbe. Sokszor az elemzést több különböző léptékben is elvégezték, azaz a tájelemek összterületét a mintavételi helytől mért különböző távolságokban is figyelembe vették. A tájszerkezet hatását, ha egyáltalán létezik, nem lehet minden tetszőleges léptékben kimutatni, hanem csak bizonyos, a vizsgált faj ökológiája által meghatározott léptékben (Moilanen és Niemien 2002). Ennek megfelelően azokat az adatokat vettem figyelembe, ahol a kártevőkre és a tájra vonatkozó adatok közötti korreláció a legerősebb volt. Ha a szerzők egy taxonra vonatkozólag a művelt és a féltermészetes területek hatását is vizsgálták, akkor abban az esetben tekintettem őket függetlennek, ha az adatok nem egymást kiegészítő kategóriákra vonatkoztak, tehát nem fedték le a teljes területet. Ha több cikket is publikáltak a kutatásról, akkor a legtöbb releváns adatot tartalmazó cikkre hivatkoztam.

Először azokat a változókat határoztam meg, amelyekkel az egyes esetek jellemezhetők (9. 1. Melléklet, 95. old.). Az *ABUND* elnevezésű változó értéke 1, ha a kártevő egyedszámára, 0 ha a kártevő mortalitására vonatkozik az adat. A különböző kutatások során nagyon eltérően jellemezték tájszerkezet. Egyes kutatások összesítették a művelt területeket, mások csak a kártevő tápnövényének termesztési területét vették figyelembe. Hasonlóképpen a

féltermészetes területek esetében is egyszer a nem művelt területeket összesítve, másszor pl. csak az erdőterületeket vették alapul. Ennek megfelelően az egyes esetekhez hozzárendeltem a *CULT* változót, amely értéke 1 volt, ha a kapcsolatot valamely művelt területtel vizsgálták, és 0, ha valamely féltermészetes területtel. Továbbá azokhoz az esetekhez, amelyeknél a *CULT* változó értéke 1 volt, hozzárendeltem az ún. *CROP* változót, amely értéke 1 volt, ha a kártevő tápnövényének termesztési területét vizsgálták, ellenkező esetben pedig 0.

Ezt követően két függő változót hoztam létre. Azért, hogy megvizsgáljam, milyen esetekben mutatható ki szignifikáns táji hatás, létrehoztam a *LANDS* változót, amelynek értéke 1 volt, ha volt bármilyen irányú kapcsolat, és 0, ha nem volt (a minimális szignifikancia szintet p=0.05 értékben határoztam meg). Másodszor létrehoztam a *SIGN* változót, hogy megvizsgáljam a kapcsolat irányát. Az érték lehet „+”, „-”, „0” annak megfelelően, hogy milyen irányú volt a kapcsolat a kártevők egyedszáma/mortalitása és a művelt/féltermészetes területek részaránya között:

- „+” ha a kártevő egyedszáma annál nagyobb, illetve a mortalitás annál kisebb, minél több táji léptékben az adott élőhely
- „-” ha a kártevő egyedszáma annál kisebb, illetve a mortalitás annál nagyobb, minél több táji léptékben az adott élőhely
- „0” ha nem volt szignifikáns kapcsolat.

A változót tehát a kártevő populáció szemszögéből vizsgálva hoztam létre.

4.1.2.3 Az adatbázis jellemzése

Összesen 24 kutatást találtam, amelyeket 1993 és 2008 között publikáltak (9. 2. Melléklet, 96. old., a szövegben és a táblázatokban szereplő számok a mellékletben megadott azonosítóknak felelnek meg). Egyes kutatásokat több részletben is leközöltek, így egy azonosítóhoz, illetve egy hivatkozáshoz több cikk is tartozhat. 15 kutatás a kártevő egyedszámát, 5 a természetes szabályozó mechanizmusokat, 4 pedig mindkettőt vizsgálta. Összesen 72 független esetet tudtam elkülöníteni, 52 a kártevők egyedszámára, 20-at pedig a mortalitására (5 a predációs, 15 a parazitáltsági százalékra) vonatkozóan.

A 24 kutatást 10 különböző országban végezték, legtöbb esetet Németország (18 eset), USA (16 eset), Franciaország (8 eset) és Hollandia (7 eset) területéről rögzítettem. Nem találtam releváns adatokat Afrika, Ázsia, Ausztrália és Óceánia területéről. Közép-Európa és a Mediterrán régió is alulreprezentált volt.

A táji hatások vizsgálatához a következő két kísérleti beállítást alkalmazták. A legtöbb esetben (62 eset) a független mintavételi pontok körül összegezték a művelt vagy a féltermészetes élőhelyek területét, és ennek a százalékban kifejezett értékét korreláltatták az egyedszám illetve mortalitás értékekkel. A minta elemszáma esetenként átlagosan 43 ± 40 (átlag ± szórás), minimum 4 és maximum 141 volt. A többi 10 esetben diverz és szegényes szerkezetű tájablakokat hasonlítottak össze úgy, hogy mindegyikből több mintát vettek, és tájablakonként megadták a művelt vagy a féltermészetes területek százalékos arányát. A minta elemszáma esetenként átlagosan 15 ± 7 (átlag ± szórás), minimum 6 és maximum 24 volt. A mintaelemszám nagy szórása arra utal, hogy a kutatások nagyon különböző kísérleti beállítással dolgoztak, amely végül a választott meta-analízis módszer alkalmazásához vezetett (ld. Meta-analízis módszerek 4.1.2.5 fejezet, 37. old.)

A vizsgált kártevők 8 rendbe, a legtöbb a Lepidoptera (18 eset), Coleoptera (12 eset) és a Hemiptera (12 eset) rendekbe tartoztak. A kártevők egyedszámát főként faj szinten (51/52 esetben), míg a mortalitásra vonatkozókat főként csoportok szinten vizsgálták (8/20).

4.1.2.4 Statisztikai elemzés

Ahhoz, hogy megvizsgáljam, hogy mely esetekben mutathatóak ki szignifikáns táji hatások, 2x2-es kontingencia táblán Fisher-tesztet futtattam (package *stats* R2.1.1, R Development Core team, 2008), ahol a *LANDS* változót az *ABUND*, majd a *CULT* változó függvényében teszteltem.

Ahhoz, hogy megvizsgáljam, hogy milyen irányú a kapcsolat az egyedszám, a természetes szabályozó mechanizmusok és a tájelemek között, csak azokat az eseteket használtam fel, ahol a kapcsolat szignifikáns volt. Ehhez illeszkedésvizsgálatot, Khi-négyzet próbát ($\chi 2$), végeztem azt tesztelve, hogy a fenti beosztás szerinti „+” és „-” kapcsolatok gyakorisága különbözik-e az 50% - 50%-os hipotetikus eloszlástól, azaz a tájelemek segítik (+) vagy visszaszorítják (-) a kártevő populációt. Külön kezeltem a művelt (*CULT*=1) és a nem művelt (*CULT*=0) területeket, ezen felül teszteltem a kártevő tápnövényének termesztési területét is (*CROP*=1). A Khi-négyzet próbát 1000 szimulált értékre végeztem el, mivel egyes kategóriák értéke 5 alatt volt (package *stats* R2.1.1).

4.1.2.5 Meta-analízis módszerek

Több olyan módszer is létezik, melyek segítségével össze lehet vonni és újra lehet értékelni a szakirodalomban publikált statisztikai adatokat (Borenstein et al. 2009). A vizsgálat során azt a módszert választottam, hogy az egyes esetekhez a kapcsolat irányát rendeljük hozzá, nem pedig a kvantitatív statisztikai adatokat, így ugyanis lehetőségem volt több kutatást bevonni az elemzésbe. Ezzel a módszerrel statisztikailag igazolható a táji elemek hatása, viszont nem számítható ki a hatás erőssége. Mivel azonban az eredményeink változó kapcsolatra utalnak, illetve a tájszerkezet eltérő kategorizálása is megnehezíti a kutatások összehasonlítását, így az hatás erősségének kiszámítása is kevésbé lenne releváns.

Az adatbázis felépítése és jellemzői meghatározóak abból a szempontból, hogy milyen következtetéseket lehet levonni a meta-analízisből (Gurevitch and Hedges 1999, Rosenthal and DiMatteo 2001). Ebben a tanulmányban arra törekedtem, hogy az adatbázisom teljes körű és homogén legyen. Ennek ellenére a független esetek száma nem volt olyan nagy, mint ahogy reméltem annak ellenére, hogy az integrált növényvédelem egyre nagyobb hangsúllyal veszi figyelembe a táji hatásokat (Cumming and Spiesman 2006). A szigorú keresési kritériumaim előnye azonban, hogy az adatbázis kifejezetten homogén, a szerzők minden kutatásban hasonló kérdésre keresték a választ és csak kétféle kísérleti beállítást alkalmaztak. Egyértelmű korlátozó tényező az esetek földrajzi eloszlása, mivel a legtöbb tanulmány Nyugat-Európából és Észak-Amerikából származott, mely nyilvánvalóan leszűkíti az elemzésbe bevont növénytermesztési rendszerek spektrumát. Az 5 rendből származó 33 kártevő faj viszont jól reprezentáltnak tekinthető. Az adatbázisban szereplő kártevők többsége a Lepidoptera, Coleoptera és a Hemiptera rendbe tartozik, amely megfelel a szakirodalmi adatoknak (Worner és Gevrey 2006).

4.1.3 EREDMÉNYEK

4.1.3.1 Kimutatható-e táji hatás?

Az adatbázisban szereplő esetek több mint fele szignifikáns táji hatásról számol be (a kártevők egyedszámára 61%, mortalitására 65%). Hasonló valószínűséggel mutatható ki táji hatás a kártevők egyedszámára és a természetes szabályozó mechanizmusokra vonatkozóan (Fisher exact teszt, p= 0.99). Nincs különbség a valószínűséget tekintve akkor sem, ha a művelt vagy a féltermészetes területek hatását vizsgálták (Fisher exact teszt p=0.33).

4.1.3.2 A művelt területek, valamint tápnövény termőterület-arányának hatása a kártevők egyedszámára és mortalitására

Szinte ugyanannyi „+" (9db) mint „-" (8db) kapcsolatot találtunk a művelt területek és a kártevők egyedszáma között (táblázat 4., 39. old.). Mindössze 5 szignifikáns esetet találtam, ahol a természetes szabályozó mechanizmusok és a művelt területek kapcsolatát vizsgálták (táblázat 6., 42. old.), ez az alacsony elemszám viszont nem teszi lehetővé a Khi^2-próbát. Az egyes esetek válozó kapcsolatra utalnak. A hernyók paraziláltsága csökkent az intenzív kertészeti kultúrák területarányának növekedésével (*2* Bianchi et al. 2005), míg szántó területek részarányának növekedésével a levéltetvek paraziláltsága az egyik esetekben csökkent, más esetben nőtt a (Roschewitz et al. 2005, *19* Thies et al. 2005, Vollhardt et al. 2008). A szerzők ebben az esetben a szezonális különbségekre utalnak. A fennmaradó két esetben a szántóterületek növekedésének függvényében a levéltetvek predációs százaléka nőtt (*16* Ostman et al. 2001).

táblázat 4. A kártevők egyedszáma és a művelt területek kapcsolatát leíró esetek Az ID azonosító a 9. 2. Mellékletre (96. old.) vonatkozik.

ID	kártevő faj	*SIGN*	vizsgált kultúrnövény	tájelem	lépték
8	*Sitobion avenae, Metopolophium dirhodum, Rhopalosiphum padi*	+	őszi búza	% művelt terület	~50000 m
11	*Autographa gamma*	+	spenót	% burgonya	600 m
16	*Rhopalosiphum padi*	-	tavaszi árpa	% szántó	400 m, 25000 m
16	*Rhopalosiphum padi*	-	tavaszi árpa	% évelő	400 m, 25000 m
19	*Sitobion avenae, Metopolphium dirhodum, Rhopalosiphum padi*	-	őszi búza	% szántó	1500 m
11	*Autographa gamma*	0	spenót	gazdaság területe	600 m
14	*Aphis fabae*	0	spenót	%művelt terület	600 m – 1200 m
14	*Autographa gamma*	0	spenót	%művelt terület	600 m – 1200 m
22	*Helicoverpa armigera*	0	kukorica	% kukorica	25000 m *25000 m
23	*Thrips tabaci*	0	hajtatott paprika	% fóliasátor	1000 m

Vizsgált kultúrnövény : azon a táblán termesztett növény, ahonnan a kártevő egyedszámára és mortalitására vonatkozó adatok származnak

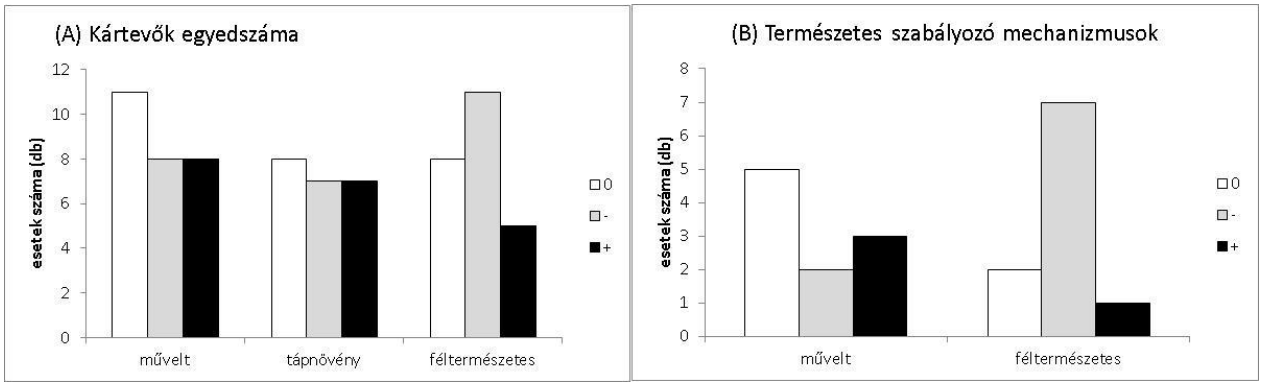
Tájelem : az az élőhely, amelynek területarányában vizsgálták a kapcsolatot

Lépték : annak a körzetnek vagy az a tájablaknak a sugara vagy paramétere, amelyben a mintavételi pont (vagy pontok) körüli élőhelyek területarányát vizsgálták

A kártevők egyedszáma és tápnövény termőterületének aránya közötti kapcsolat változó volt (Khi^2=1,47, p=0,33). 18 esetből 7 esetben „+”, 5 esetben „-” volt a korreláció (táblázat 5., 41. old.).Az oligofág *Leptinotarsa decemlineata* (*4* Boiteau et al. 2008) egyedszáma pozitívan korrelált a mintavételezés környezetében intenzíven művelt burgonyaföldekkel. A *Frankliniella occidentalis* egyedszáma is nagyobb volt, ha több volt a az áttelelésre alkalmas fóliasátor a körzetben (*23* Veres et al. 2008). Hasonlóképpen a *Thrips tabaci* esetében is az egyedszám nagyobb volt, ha a mintázott területet intenzív kertészeti kultúrák vették körül (*6* den Belder et al. 2002). Két vírusvektor faj (*Rhophalosiphum padi, 7* Fabre et al. 2005, *Delphacodes kuscheli, 9* Grilli és Bruno 2007) egyedszáma és tápnövényeik termesztési területének aránya között szintén pozitív volt a kapcsolat. Ezzel ellentétben a *Cydia pomonella* egyedszáma a dél-franciaországi almaültetvényekben annál kisebb volt, minél több volt az intenzíven művelt gyümölcsös a közelben (*17* Ricci et al. 2009). A *Meligethes aeneus*

valamint a *Ceutorhyncus* spp. egyedszáma csökkent az azévi repcetáblák területarányának függvényében (*24* Zaller et al. 2008a, Zaller et al. 2008b). Két szőlőkártevő ellentétesen viszonyult a szőlőültetvények területarányához (*Lobesia botrana* „+”, *Empoasca vitis* „-” ; *21* Decante és van Helden 2006, van Helden et al. 2006, 2008). A gabonalevéltetvek esetében egy tanulmány pozitív (Freier et al. 2007), egy másik azonban negatív kapcsolatot közöl (*19* Thies et al. 2005).

Amikor az egyedszám és mortalitás adatokat együtt elemeztem, nem találtam egyértelmű trendet a művelt területek hatására vonatkozóan (10 „-„ szemben 12 „+”, ábra 2.).



ábra 2.

A kártevők egyedszámára (1A grafikon) és mortalitására (1B grafikon) vonatkozó pozitív (több kártevő, kevésbé hatékony természetes szabályozó mechanizmusok), a negatív (kevesebb kártevő, hatékonyabb természetes szabályozó mechanizmusok) és nem szignifikáns kapcsolatok darabszáma az élőhelyek függvényében.

táblázat 5. A kártevők egyedszámának és a tápnövényük vetésterületének területi kapcsolatát leíró esetek Az ID azonosító a 9. 2. Mellékletre (96. old.) vonatkozik.

ID	kártevő faj	*SIGN*	vizsgált kultúrnövény	tájelem	lépték
4	*Leptinotarsa decemlineata*	+	burgonya	% előző évi burgonya	2000 m
6	*Thrips tabaci*	+	póréhagyma	% kertészeti	5000 m
7	*Rhophalosiphum padi*	+	gabona	gabona / kukoricavetésterülete	50000 m
9	*Delphacodes kuscheli*	+	gyep	% gyep	2500 m
17	*Cydia pomonella*	-	gyümölcsös	% gyümölcsös	100 m
21	*Lobesia botrana*	+	szőlő	% szőlő	100 m
21	*Empoasca vitis*	-	szőlő	% szőlő	100 m
21	*Lobesia botrana*	+	szőlő	% szőlő	100 m
21	*Empoasca vitis*	-	szőlő	% szőlő	100 m
23	*Frankliniella occidentalis*	+	hajtatott paprika	% fóliasátor	1000 m
24	*Ceutorhyncus napi, C. pallidactylus*	-	repce	% repce	800 m
24	*Meligethes aeneus*	-	repce	% repce	1000 m
15	*Rhophalosiphum padi*	0	tavaszi árpa	tavaszi gabona részaránya	400m
20	*Meligethes aeneus*	0	repce	% repce	500 m - 6000 m
21	*Eupoecilia ambiguella*	0	szőlő	% szőlő	100 m
21	*Scaphoideus titanus*	0	szőlő	% szőlő	100 m
22	*Ostrinia nubilalis*	0	kukorica	% kukorica	körzet
24	*Dasineura brassicae*	0	repce	% repce	100 m- 2000 m

Vizsgált kultúrnövény : azon a táblán termesztett növény, ahonnan a kártevő egyedszámára és mortalitására vonatkozó adatok származnak

Tájelem : az az élőhely, amelynek területarányában vizsgálták a kapcsolatot

Lépték : annak a körzetnek vagy az a tájablaknak a sugara vagy paramétere, amelyben a mintavételi pont (vagy pontok) körüli élőhelyek területarányát vizsgálták

táblázat 6. A természetes szabályozó mechanizmusok és a művelt területek kapcsolatát leíró esetek. Az ID azonosító a 9. 2. Mellékletre (96. old.) vonatkozik.

ID	kártevő faj	természetes ellensége	*SIGN*	vizsgált kultúrnövény	tájelem	lépték
2	*Mamestra brassicae*	*Trichogramma*	+	kelbimbó	% kertészeti	1000 m
2	*Mamestra brassicae*	ragadozók	+	kelbimbó	% kertészeti	1000 m
16	*Rhopalosiphum padi*	*Carabida* futóbogarak	-	tavaszi árpa	% évelő	400 m, 25000 m
16	*Rhopalosiphum padi*	*Carabida* futóbogarak	-	tavaszi árpa	% szántó	400 m, 25000 m
19	*Sitobion avenae, Metopolophium dirhodum, Rhopalosiphum padi*	*Aphidius, Praon, Ephedrus, Aphelinus, Toxares*	+	őszi búza	% szántó	1500 m
5	*Diuraphis noxia, Aphis helianthi*	*Aphelineus albipodus*	0	őszi búza	% gyep	2800 m (25000m^2)
5	*Diuraphis noxia, Aphis helianthi*	*Lysphlebus testaceipes*	0	őszi búza	% gyep	2800 m (25000 m^2)
19	*Sitobion avenae, Metopolophium dirhodum, Rhopalosiphum padi*	*Alloxysta, Asaphes, Dendrocerus, Coruna, Phaenoglyphis, Diaeretiella*	0	őszi búza	% szántó	1000 m – 3000 m
20	*Meligethes aeneus*	*Tersilochus heteroceus*	0	repce	% repce	500 m – 6000 m
20	*Meligethes aeneus*	*Phradis interstialis*	0	repce	% repce	500 m – 6000 m

Vizsgált kultúrnövény : azon a táblán termesztett növény, ahonnan a kártevő egyedszámára és mortalitására vonatkozó adatok származnak

Tájelem : az az élőhely, amelynek területarányában vizsgálták a kapcsolatot

Lépték : annak a körzetnek vagy az a tájablaknak a sugara vagy paramétere, amelyben a mintavételi pont (vagy pontok) körüli élőhelyek területarányát vizsgálták

4.1.3.3 A féltermészetes területek hatása a természetes szabályozó mechanizmusokra

A féltermészetes területek és a természetes szabályozó mechanizmusok (parazitáltsági és predációs %) közötti kapcsolatot leíró 10 eset közül 8 volt szignifikáns (táblázat 7., 44. old), melyekből 7 esetben hatékonyabban csökkentették a kártevő-populáció nagyságát a spontán betelepülő természetes ellenségek, ha a tájban több volt a féltermészetes terület (Khi^2=4,5,

P=0,068) ('-' értékek az ábra 2., B grafikon, 40. old). Egy vizsgálat esetében a levéltetvek parazitáltsága és a féltermészetes területek közötti kapcsolat változott a különböző években (Marino és Landis 1996, Menalled et al. 1999, *13* Menalled et al. 2003, Costamagna et al. 2004). A többi esetben azonban azt tapasztalták, hogy magasabb volt a parazitáltság ott , ahol több volt a tájban az erdő (*3* Bianchi et al. 2008), a gyep (*2* Bianchi et al. 2005) vagy a féltermészetes terület, mint összevont kategória (Marino és Landis 1996, Menalled et al. 1999, Thies és Tscharntke 1999, *12* Letourneau és Goldstein 2001, Tscharntke et al. 2002, Thies et al. 2003, *13* Menalled et al. 2003, Costamagna et al. 2004, *20* Thies et al. 2008). Hasonlóképpen nőtt a ragadozók által elfogyasztott kártevők száma is az erdős területek területarányának függvényében (*2* Bianchi et al. 2005).

4.1.3.4 A féltermészetes területek hatása a kártevők egyedszámára

A féltermészetes területek és a kártevők egyedszáma közötti kapcsolatot (táblázat 8., 45. old) leíró 24 eset közül 15 volt szignifikáns, melyből 11 esetben volt negatív a kapcsolat (Khi^2= 3.2, p=0.12) (ábra 2., 1A grafikon, 40. old.). Az erdők és a féltermészetes területek arányának növekedésével csökkent a levéltetvek (*12* Letourneau és Goldenstein 2001, *14* Meyhofer et al. 2008), lepkefajok (*18* Summerville 2004, *22* Veres et al. 2006), tripszek (*6* den Belder et al. 2002) egyedszáma, valamint a repcefénybogár kártétele (Thies & Tscharntke 1999, Tscharntke et al. 2002, *20* Thies et al. 2003, 2008). Egy másik kutatás során azonban a szerzők arra a következtetésre jutottak, hogy két repcekártevő egyedszáma nőtt a féltermészetes területek hatására (*Melighetes aeneus*, *Dasineura brassicae*, *24* Zaller et al. 2008a, Zaller et al. 2008b). Ahol több volt a gyep és a szegélynövényzet, ott nagyobb volt a levéltetvek (*14* Meyhofer et al. 2008) és az egyenesszárnyúak egyedszáma (*12* Letourneau és Goldstein 2001, *9* Grilli és Bruno 2007).

Az egyedszám és a mortalitás adatokat együtt elemezve a vizsgálat azt igazolta, hogy a féltermészetes területek részarányának növekedése hozzájárul a kártevő populáció visszaszorításához (Khi^2=7,3, p=0,01). Az egyedszám és a mortalitást együttvéve szignifikánsan több negatív (-), mint pozitív (+) értéket vettek fel az esetek, ha a kapcsolatot a féltermészetes területek vonatkozásában vizsgálták (18 „-„ szemben 5 „+").

táblázat 7. A természetes szabályozó mechanizmusok és a féltermészetes területek kapcsolatát leíró esetek Az ID azonosító a 9. 2. Mellékletre (96. old.) vonatkozik.

ID	kártevő faj	természetes ellensége	*SIGN*	vizsgált kultúrnövény	tájelem	lépték
2	*Mamestra brassicae*	*Trichogramma*	-	kelbimbó	% gyep	1000 m
2	*Mamestra brassicae*	ragadozók	-	kelbimbó	% erdő	1000 m
3	*Plutella xylostella*	*Diadegma spp.*	-	kelbimbó	% erdő	1000 m
12	*Aphis fabae*	parazitoid	-	paradicsom	% féltermészetes	5000 m, 1000 m
13	*Pseudaletia unipuncta*	*Glyptapanteles militaris*	+	kukorica	% féltermészetes	3200 m *13900 m
13	*Pseudaletia unipuncta*	*Meteorus spp.*	-	kukorica	% féltermészetes	3200 m *13900 m
20	*Meligethes aeneus*	*Tersilochus heteroceus*	-	repce	% féltermészetes	1500 m
20	*Meligethes aeneus*	*Phradis interstialis*	-	repce	% féltermészetes	1000 m
1	*Acyrthosiphon pisum*	futóbogarak	0	őszi búza	% erdő	500 m
13	*Pseudaletia unipuncta*	parazitoid	0	kukorica	% féltermészetes	3200 m *13900 m

Vizsgált kultúrnövény : azon a táblán termesztett növény, ahonnan a kártevő egyedszámára és mortalitására vonatkozó adatok származnak

Tájelem : az az élőhely, amelynek területarányában vizsgálták a kapcsolatot

Lépték : annak a körzetnek vagy az a tájablaknak a sugara vagy paramétere, amelyben a mintavételi pont (vagy pontok) körüli élőhelyek területarányát vizsgálták

táblázat 8. A kártevők egyedszáma és a féltermészetes területek kapcsolatát leíró esetek Az ID azonosító a 9. 2. Mellékletre (96. old.) vonatkozik.

ID	kártevő faj	*SIGN*	vizsgált kultúrnövény	tájelem	lépték
6	*Thrips tabaci*	-	póréhagyma	% erdő	5000 m
12	*Empoasca*	+	paradicsom	% féltermészetes	1000 m, 5000 m
12	*Aphis fabae*	-	paradicsom	% féltermészetes	1000 m, 5000 m
12	*Myzus persicae*	-	paradicsom	% féltermészetes	1000 m, 5000 m
14	*Aphis fabae*	-	spenót	% erdő	1200 m
14	*Aphis fabae*	+	spenót	%virágosszegély	600 m
18	*Ostrinia nubilalis*	-	erdő	% erdő	ökorégió
18	*Plathypena scabra*	-	erdő	% erdő	ökorégió
18	*Crambus agitatellus*	-	erdő	% erdő	ökorégió
18	*Lithacodia muscosula*	-	erdő	% erdő	ökorégió
20	*Meligethes aeneus*	-	repce	% féltermészetes	1500 m
22	*Helicoverpa armigera*	-	kukorica	% féltermészetes	körzet
22	*Ostrinia nubilalis*	-	kukorica	% féltermészetes	körzet
24	*Dasineura brassicae*	+	repce	% erdő	200 m
24	*Meligethes aeneus*	+	repce	% erdő	1000 m
10	Ormányos bogarak	0	lucerna	% erdő	1000 m
10	*Hypera postica*	0	lucerna	% erdő	1000 m
11	*Autographa gamma*	0	spenót	% erdő	600 m
12	*Frankliniella occidentalis*	0	paradicsom	% féltermészetes	1000 m, 5000 m
12	*Epitrix hirtipennis*	0	paradicsom	% féltermészetes	1000 m, 5000 m
12	*Helicoverpa zea*	0	paradicsom	% féltermészetes	1000 m, 5000 m
14	*Autographa gamma*	0	spenót	% erdő	600 m – 1200 m
15	*Rhopalosiphum padi*	0	tavaszi árpa	% erdő	400 m
24	*Ceutorhyncus napi, C. pallidactylus*	0	repce	% erdő	2000 m

Vizsgált kultúrnövény : azon a táblán termesztett növény, ahonnan a kártevő egyedszámára és mortalitására vonatkozó adatok származnak

Tájelem : az az élőhely, amelynek területarányában vizsgálták a kapcsolatot

Lépték : annak a körzetnek vagy az a tájablaknak a sugara vagy paramétere, amelyben a mintavételi pont (vagy pontok) körüli élőhelyek területarányát vizsgálták

4.2 AZ *ORIUS* FAJOK (HETEROPTERA: ANTHOCORIDAE) EGYEDSZÁMÁNAK TÉRBELI ÉS IDŐBELI VÁLTOZÁSA A TÁJBAN

4.2.1 CÉLKITŰZÉS

A vizsgálatommal a hajtatott paprika termesztésében alkalmazott védekezési stratégiához szándékoztam hozzájárulni azáltal, hogy felmérem,hogyan befolyásolják a tipikus mezőgazdasági tájat alkotó élőhelyek a fóliasátrak külső környezetében az *Orius* virágpoloskák egyedszámát. Két hipotézist állítottam fel: (1) egyrészt azt feltételeztem, hogy az *Orius* egyedek nem véletlenszerűen fordulnak elő a tájban, (2) másrészt ott gyakoribbak, ahol több a féltermészetes élőhely.

4.2.2 ANYAG ÉS MÓDSZER

4.2.2.1 *Orius* imágók gyűjtése

Az *Orius* egyedeket bürök (*Conium maculatum L.*) virágzatáról gyűjtöttem (Veres et al. 2010a) öt szomszédos jászsági település (N 47 36.449 E 19 39.929, Boldog, Jászfényszaru, Jászfelsőszentgyörgy, Pusztamonostor és Szentlőrinckáta, ábra 3., 50. old.) területén. A növényeket véletlenszerűen választottam ki a közutak mentén, legalább 200 m távolságot tartva a mintavételi pontok között. A mintavételi helyek koordinátáit GPS-szel rögzítettem. A gyűjtéseket három évben, a foltos bürök virágzásához időzítve 3 napon keresztül végeztem (2005. július 28-30., 2006. július 4-6., 2007. június 18-20.), 2005-ben 164 db, 2006-ban 155 db, 2007-ben 138 db mintát gyűjtve. A mintavételi egység pontonként egy növény volt, melynek virágzatáról az ízeltlábúakat a fűhálóba, illetve aljára szerelt fiolába ráztam. Az ebben összegyűlt ízeltlábúakat etil-alkohollal tartósítottam, és később sztereo-mikroszkóppal kiválogattam, és faj-szinten meghatároztam az *Orius* imágókat (Péricart 1972).

4.2.2.2 Felszínborítási adatok gyűjtése

Az élőhely-térkép elkészítéséhez 2005-ös, 0,5m-es pontosságú, nagyfelbontású, pánkromatikus légifelvételről CORINE 50-es felszínborítási kategóriarendszerbe digitalizáltam az élőhelyfoltokat (Buttner et al. 2000, 9. 10. Melléklet, 107. old.). A rendelkezésre álló légifotóról vitatható lett volna közvetlenül a féltermészetes élőhely-kategóriába digitalizálni a felszínborítási egységeket. A CORINE viszont egy nemzetközi szinten elfogadott kategóriarendszerrel rendelkezik, amelyet a munkám során a mintaterületre vizuális interpretációval pontosítottam. Ezt követően ezeket a kategóriákat már egyértelműen

be lehetett sorolni a féltermészetes élőhely-kategóriába. A Jászságnak ezen a területén a tájhasználat elsősorban mezőgazdaságra épül (85% mezőgazdasági hasznosítású). A kutatási terület 50 %-a nem öntözött nagytáblás szántó 14 %-a nem öntözött kistáblás szántó, 6 %-a pedig komplex művelési szerkezet kategóriába tartozott. A terület további 8%-a lombos erdő ültetvény, további 4%-a fák és cserjék nélküli természetes gyep volt. A növénytermesztési rendszer alapja a szántóföldi növénytermesztés (40% kukorica, 40% gabona, napraforgó, 15% repce, 5% egyéb), valamint a hajtatott paprika-termesztés. Az elemzéseket térinformatikai rendszerben végeztem (ESRI ArcGIS 9.2.). Az adatbázisból leválogattam a féltermészetes területeket (Boloni et al. 2007, Molnár et al. 2000), melyek a teljes mintaterület 20%-át tették ki (9. 9. Melléklet, 106. old., kódjaik: 9. 3. Melléklet, 100. old.), majd az egyes mintavételi pontok 1000 méteres körzetében összegeztem a területüket (féltermészetes élőhelyek mennyisége, Veres 2010, Veres et al. 2010a). Az 1000 m-es körzetet az *Orius*-ok mobilitása alapján határoztam meg, de a döntéshez hozzájárult a mintavételi pontok sűrűsége és a mintaterület nagysága is. Kisebb körzetet a faj ökológiája nem indokol, nagyobb körzetben pedig túlzottan átfednének a körzetek.

4.2.2.3 Statisztikai elemzés

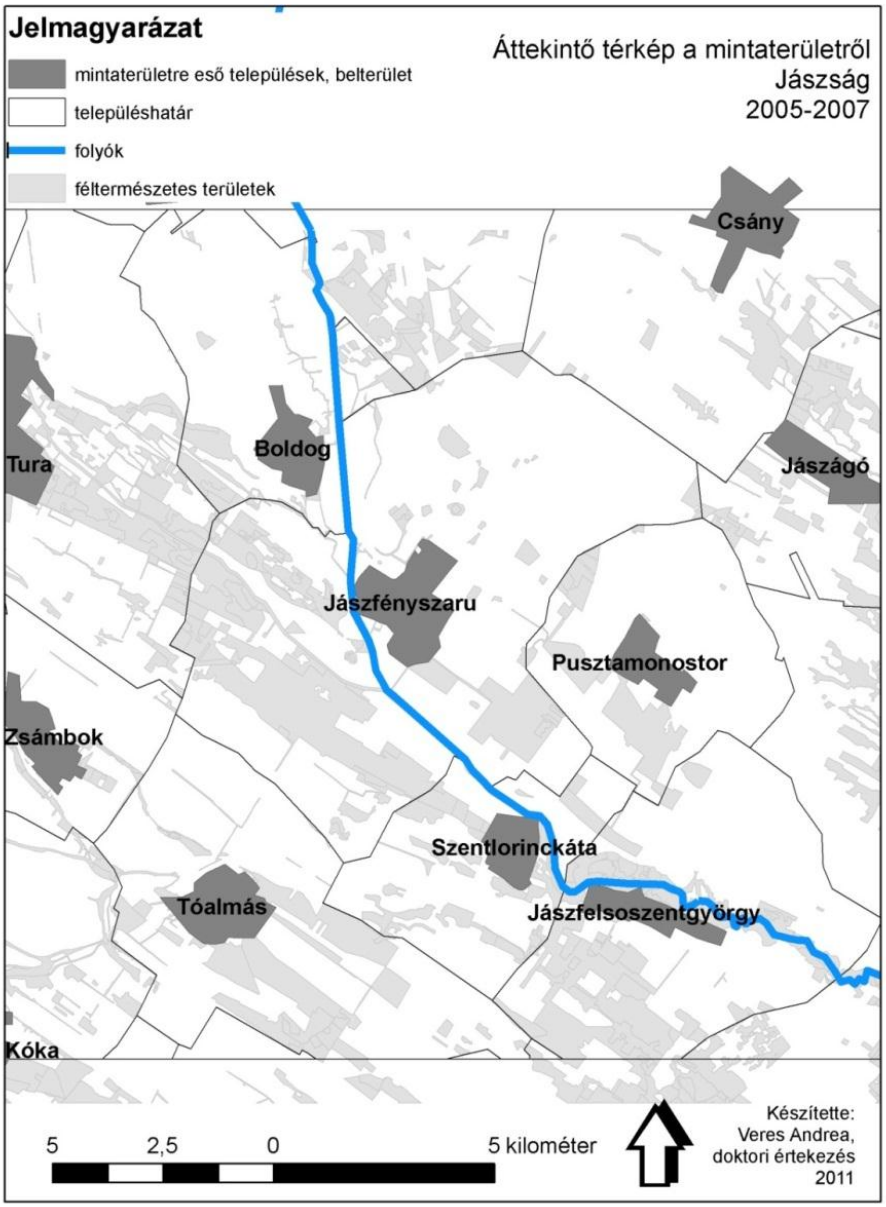
Az egyes évek összegyedszám adatait Welsh-teszt segítségével hasonlítottam össze (package *stats* R2.1.1).

Ezt követően a SADIE statisztikai program (Perry 1995, Wessel-de Wit és Schwabe 2010, Diaz et al. 2010) segítségével megvizsgáltam egyrészt azt, hogy az *Orius* fajok egyedszáma véletlenszerűen oszlik-e el a tájban (Ia, aggregációs index, aggregation index), másrészt összehasonlítottam az *Orius* egyedek térbeli eloszlását a féltermészetes élőhelyek térbeli eloszlásával (χ, a kapcsolat erősségére utaló mutató, association index).

A SADIE program Red/Blue analízis modulja segítségével elemeztem az egyedek térbeli eloszlását és a féltermészetes élőhelyek térbeli eloszlását. Az aggregációs index (I_a, average distance flow) és a hozzá kapcsolódó valószínűségi érték (p_a) megmutatja, hogy az egyedszám adatok eloszlása véletlenszerű-e (random)avagy vannak csoportosulások (clustered). A csoportosulások két formája különíthető el: (1) gócpontok (hotspot), ahol az egyedszám kiemelkedően nagy és (2) üresedések (gap), ahol az egyedszám kiemelkedően kicsi. A program minden ponthoz egy klaszter indexet (cluster index)rendel, amelyet egy mozgatási algoritmus (transport algorithm) segítségével számít ki. Az algoritmus minden pontban kiszámítja azon legkisebb távolságok összegét (*D*), amelyet egy egyednek az adott

pontból meg kell tennie ahhoz, hogy a térbeli eloszlásszabályos legyen (shortest distance regularity), és összeveti egy random szimulált értékkel (E_a). Minden mozgatott egyed növeli az össztávolságot. Az aggregációs index tehát $I_a=D/E_a$. A kitüntetett helyek elkülönítéséhez a program az átlagos távolságösszeget veszi alapul. Azokhoz a pontokhoz, ahol a távolságok összege szignifikánsan nagyobb, mint az átlagos távolságösszeg, pozitív klaszter indexet rendel hozzá (v_i küszöbérték), ezek a pontok a gócpontok. Azok a pontok, ahol a távolságok összege ennél szignifikánsan kisebb, negatív klaszter indexet vesznek fel (v_j küszöbérték), ezek tehát az üresedések. A $v_i>1,5$ és a $v_j<1,5$ küszöbértékekhez rendelt $p_{(mean\ vi)}$ és $p_{(mean\ vj)}$ valószínűségi érték megmutatja, hogy a küszöbérték hol szignifikáns ($p<0.05$). Ezzel a módszerrel elemeztem az egyes években az *O. niger* és az *O. minutus* fajok egyedszám adatait, az összesített *Orius* egyedszámot és a féltermészetes élőhelyek mennyiségét.

A populáció és a féltermészetes élőhelyek közötti kapcsolat erősségét a SADIE program térbeli asszociáció teszt moduljával (spatial association test) elemeztem. A modul azokat az adatrétegeket hasonlítja össze, amelynek értékeit azonos pontokban (azonos koordinátákkal) mérték, az elemzéshez pedig az előzőleg kiszámított klaszter indexeket veszi alapul. A két adatsor között korreláció analízist hajt végre, amelynek eredménye a klaszterindexek átlagán alapuló asszociációs index (χ) és a hozzá tartozó, random szimuláción alapuló valószínűségi érték (szignifikáns, ha $0,975<p<0,025$). Asszociációról beszélünk, ha a két adatréteg gócpontjai (v_i) és üresedései (v_j) egybeesnek (szignifikáns, ha $\chi>0,5$). Ha az egyik adatréteg gócpontjai a másik adatréteg üresedési helyeivel esnek egybe és viszont, akkor a kapcsolat disszociáció (szignifikáns, ha $\chi<0,5$). Ha ezeken esetek egyike sem valósul meg, akkor nincs kapcsolat a két adatsor között.



ábra 3.
Mintaterület, 2005, 2006, 2007, Jászság

4.2.2.4 A módszerek értékelése

2005-ben két másik módszerrel is gyűjtöttem *Orius* imágókat, hogy meggyőződjem arról, hogy a fenti módszer (bürökről való gyűjtés) alkalmas az *Orius* populáció táji léptékű vizsgálatára. Először 48 véletlenszerűen kiválasztott kukoricatáblában gyűjtöttem adatokat a kukorica virágzásának kezdetén (2005. július 20-22.). Véletlenszerűen kiválasztottam 50 kukoricacsövet, és a lehetőleg friss kukorica bibén megszámoltam az *Orius* imágókat. A mintavételi helyek koordinátáit GPS-el rögzítettem, majd augusztusban ismét felkerestem a táblákat és kóró törpepók (*Theridion impressum*) háló-zsebét gyűjtöttem (Tóth et al. 2004, Árpás et al. 2005). Táblánként súlyoztam az *Orius* egyedszámot a hálózsebek darabszámával, mivel 9 táblán 6 darabnál kevesebbet találtam (összesen 409 hálózseb, min.: 3 db, max.: 13 db, átlag (SD)=9,5±2,7). Elvégeztem a térinformatikai és a statisztikai elemzéseket is. 808 imágót gyűjtöttem kukorica bibéről (táblánkénti átlag 16,8±9, min. 2 db, max. 41 db), 279 imágót a pókháló-zsebből (táblánkénti súlyozott átlag=0,67±0,4, min. 0 db, max. 2.42 db) és 918 imágót a foltos bürökről (átlag=5,6±7,3, min. 0 db, max. 50 db). A 2005-ös évben egyik mintázási módszerrel sem tapasztaltam csoportosulást, a térbeli asszociációs vizsgálat azonban kapcsolatot mutatott ki mind a bürkön, mind hálózsebekben mért egyedszám-adatok és a féltermészetes területek mennyisége között (9. 12. Melléklet, 108. old.). Ezen eredmények alapján, és mivel a mintaelemszám, illetve az összegyedszám is nagyobb a bürökről való gyűjtés során, 2006-ban és 2007-ben már csak a bürökről gyűjtöttem imágókat.

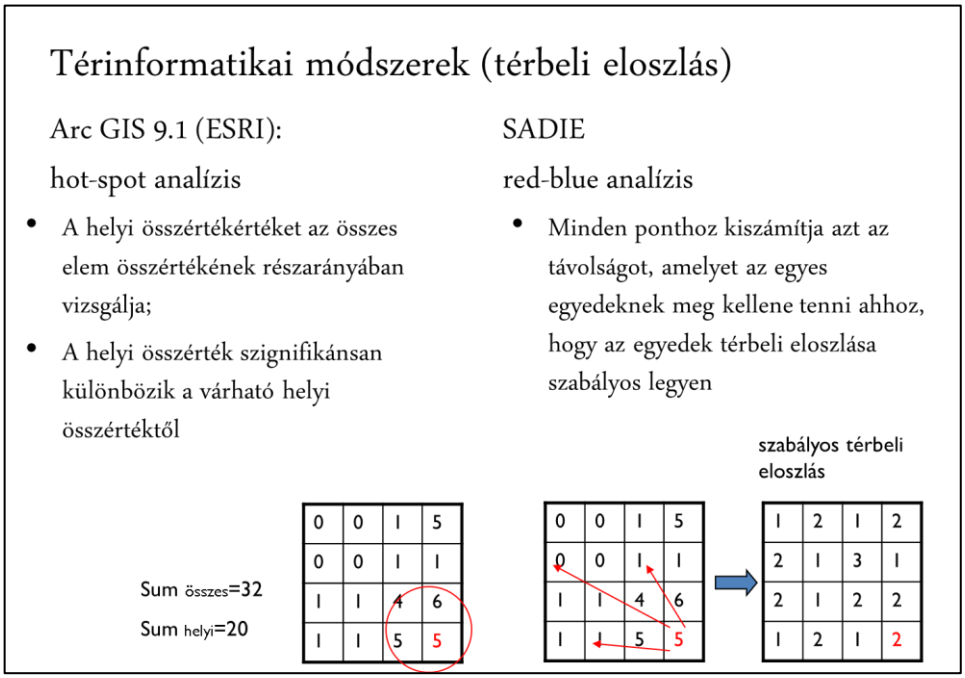
2007-ben pedig egy másik kegészítő vizsgálatot végeztünk (Kotán 2009), hogy értékeljük a foltos bürköt módszertani szempontból. A bürök teljes virágzási időszakában a fenti módszerrel gyűjtöttünk mintát (2007. év) a kutatási terület három különböző pontján. A három pontot úgy választottuk ki, hogy körülöttük eltérő legyen a féltermészetes területek mennyisége (9. 4. Melléklet, 101. old.). Minden alkalommal bimbóról, teljes virágzatról és termésről is 3 mintát gyűjtöttünk (amikor a bürök fenológiájának megfelelően ez lehetséges volt). Faj szinten meghatároztuk a bogarak (Coleoptera), poloskák (Heteroptera) és a pókok (Araneae) rendjébe tartozó egyedeket (fajlista: 9. 6. Melléklet, 103. old., 9. 7. Melléklet, 104. old., 9. 8. Melléklet, 105. old.). Megállapítottuk, hogy a virágról érdemes a gyűjtéseket végezni, a virágzás bármely időszakában. Továbbá Kotán (2009) *Orius* fajok ökológiájára vonatkozó eredményei egybevágtak a 2007-es évben a táj több pontján végzett felvételezés eredményével (9. 5. Melléklet, 102. old., 4.2.3. Eredmények fejezet).

A táji léptékű vizsgálatok során el kell tudni vonatkoztatni bizonyos részletektől, mind a rovarok mintavételezési módszere, mind a felszínborítási adatok gyűjtése során. Azáltal, hogy

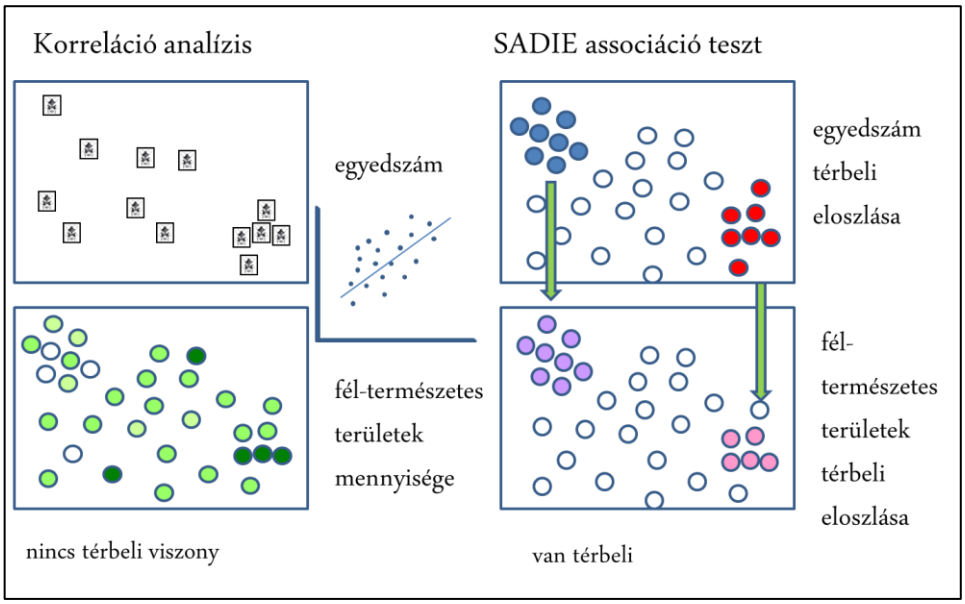
a bürökről gyűjtöttem a mintát, eltekintettem az adott egyedszámot helyi szinten befolyásoló tényezőktől, mégis a bürköt a következő szempontok miatt ítéltem alkalmasnak a vizsgálatra:

- tipikus növénytársulás eleme (útszéli ruderália), így a közvetlen környezete a táj különböző pontjain hasonló
- jól mintázható, a mintavétel standardizálható
- egy hónapon keresztül virágzik, közel azonos időpontban, a fenológiája igazodik az időjárási viszonyokhoz, így kompenzálja az évjárathatást
- a virágpoloskák nagy számban megtalálhatóak rajta

A statisztikai módszerek értékeléséhez az adatokat korábbi vizsgálatok során elemeztem egyrészt korreláció analízissel, hot-spot alalízissel (ArcGIS 9.2. Spatial statistics tool), illetve SADIE-vel (ábra 4., 52. old., ábra 5., 53. old. Veres 2010). Megállapítottam, hogy az ilyen táji léptékű vizsgálatok során szükséges figyelembe venni az adatok egymáshoz való térbeli viszonyát, illetve, hogy az általános térinformatikai rendszerek jól használhatóak az adatok előkészítése és a megjelenítés során, a statisztikai értékeléshez azonban célszerű az ökológiai vizsgálatokhoz specifikusan kifejlesztett szoftver alkalmazása.



ábra 4.
Egyedek térbeli eloszlására vonatkozó térinformatikai módszerek összehasonlítása



ábra 5.
A populáció nagysága és az élőhelyek területaránya közötti kapcsolatot elemző térinformatikai módszerek összehasonlítása

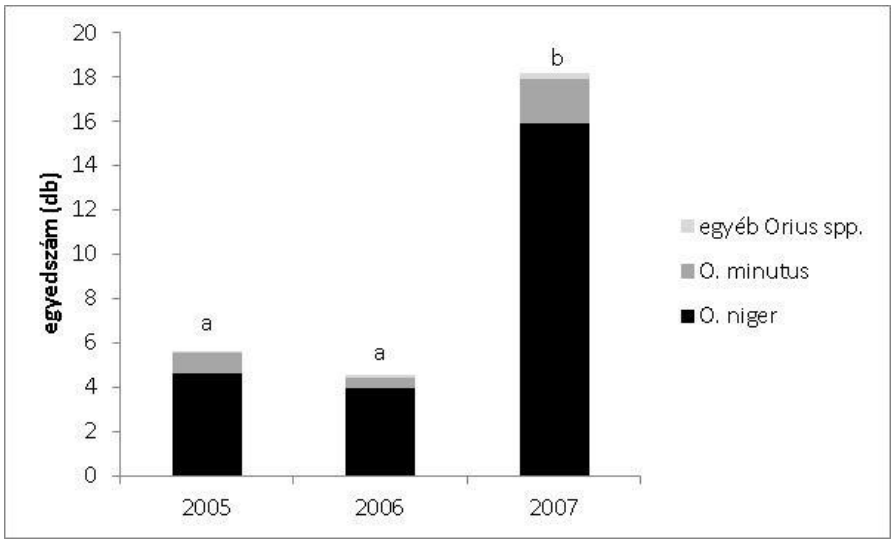
4.2.3 EREDMÉNYEK

A mintavételi területen a három év alatt 457 foltos bürök (*C. maculatum L.*) növényről, öt *Orius* fajból összesen 4176 db imágót gyűjtöttem (9. 11. Melléklet, 108. old.). A fajok közül az *O. niger* fordult elő a legnagyobb egyedszámban. Az *O. niger* mellett az *O. minutus* is jelentős volt, az *O. majusculus*, az *O. vicinus* és az *O. horvathii* fajokból viszont csak néhány példányt gyűjtöttem. 2005-ben és 2006-ban jóval kisebb volt az összegyedszám, mint 2007-ben (ábra 6., 54. old.), amely feltehetően az évjárathatásnak tulajdonítható. A 2005-ös év szélsőségesen hűvös volt különösen a téli és a tavaszai hónapokban (évi átlaghőmérséklet 9,7 ^{o}C, táblázat 9., 54. old., Bihari et al. 2008). A 2006-os év szintén hűvösebb volt az átlagosnál (évi átlaghőmérséklet 10,3 ^{o}C), de valamivel enyhébb, mint a 2005-ös. Ezzel szemben a 2007-es év szélsőségesen meleg, a tél pedig kifejezetten enyhe volt (évi átlaghőmérséklet 11,75 ^{o}C). Az évjárat hatása közvetlenül az időjárás (hőmérséklet és csapadék viszonyok), közvetve a zsákmányállatok és a táplálék mennyiségét is jelentheti. Az évjáratok közötti különbség nem csak az összegyedszámban, hanem az egyedek térbeli eloszlásában is jelentkezett. Az összegyedszámot tekintve az egyedek eloszlása mind 2005-ben (I_a=1,418; p=0,086, táblázat 10., 55. old., ábra 7. 56. old.), mind 2006-ban véletlenszerű volt (I_a=1,318; p=0,121, 9. 19. Melléklet, 115. old.), míg 2007-ben ki tudtam mutatni csoportosulásokat a tájban (I_a=2,420; p=0,003, ábra 7., 56. old.). A domináns *O. niger* fajba tartozó egyedek nem csak 2007-ben (I_a=2,656; p=0,003, ábra 7. 56. old.), hanem 2006-ban (I_a=1,582; p=0,048) is

csoportosultak a táj egyes részein (9. 13. Melléklet, 109. old., 9. 14. Melléklet, 110. old., 9. 15. Melléklet, 111. old., 9. 19. Melléklet, 115. old.), míg az *O. minutus* faj esetén nem tudtam lehatárolni kitüntetett helyeket. 2006-ban az *O. minutus* egyedszáma olyan alacsony volt, hogy statisztikailag nem volt értékelhető.

táblázat 9. Az időjárás alakulása 2005-2007 (Bihari et al. 2008)

évszak	2005	2006	2007
megelőző tél	hűvös	Hűvös	1901 óta a legmelegebb
tavasz	hűvös	Hűvös	1934 után a 2. legmelegebb
nyár	hűvös	Meleg	1991 után a 2. legmelegebb
ősz	átlagos	1926 után a 2. legmelegebb	hűvös



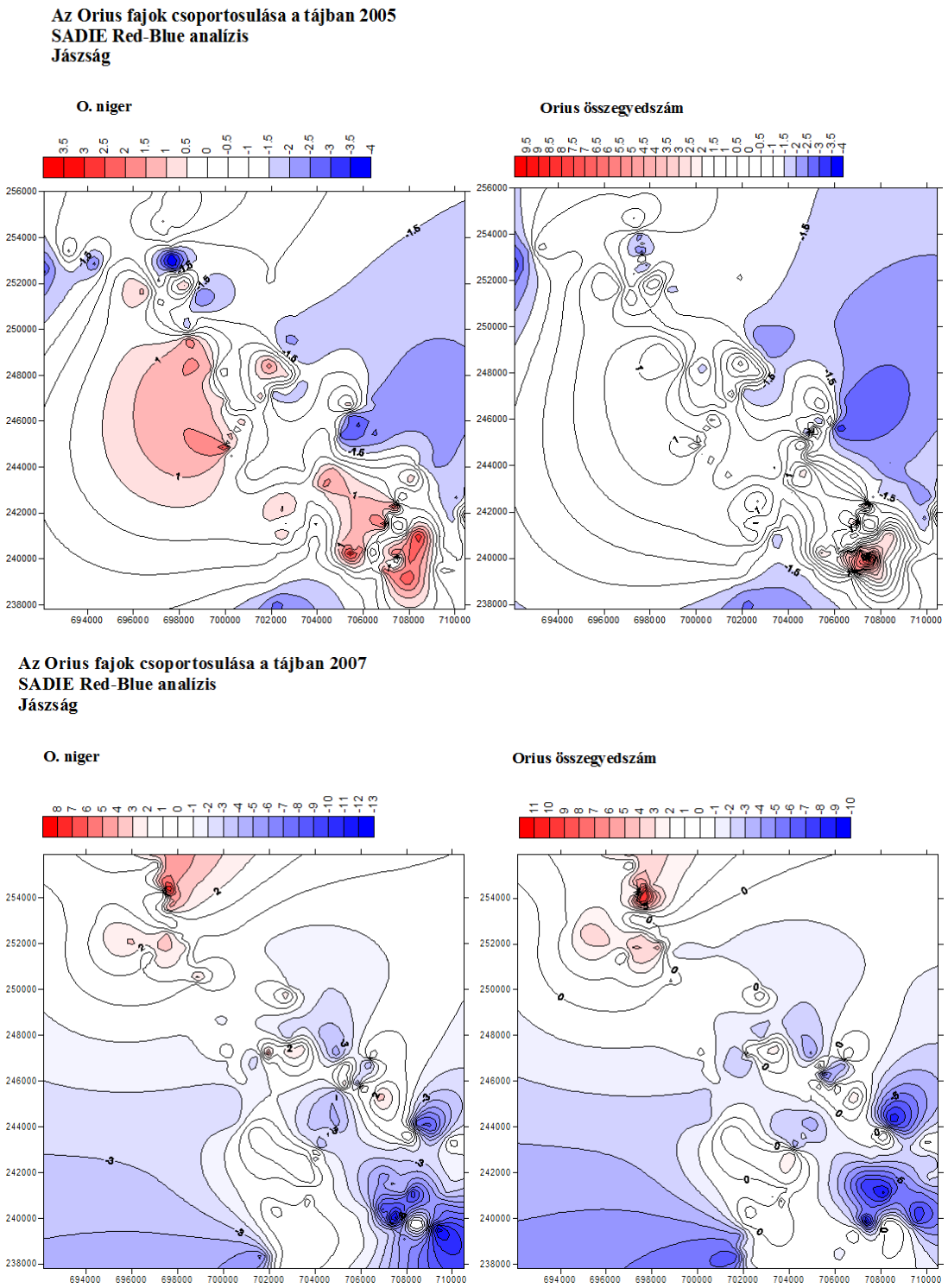
ábra 6.

Az *Orius* fajok átlagos egyedszámának alakulása foltos bürkön (*C. maculatum*) a vizsgálat egyes éveiben (Jászság). Eltérő betűvel jelölt oszlopok között a különbség szignifikáns ($p<0,05$)

táblázat 10. *Orius* fajok csoportosulása a tájban, Jászság (2005, 2006, 2007)

		***Orius* összesen**	***O. niger***	***Orius minutus***
2005	I_a	1,418	1,353	1,001
	p_a	0,0865	0,1154	0,3942
	Vi	1,8881	1,298	1,254
	$p_{(mean\ vi)}$	0.0096	0,1442	1,667
	Vj	-1,338	-1,295	-0,982
	$p_{(mean\ vj)}$	0,0865	0,1218	0,4199
2006	I_a	1,318	**1,582**	NA
	p_a	0,1211	**0,0481**	NA
	Vi	1,067	**1,412**	NA
	$p_{(mean\ vi)}$	0,3269	**0,0897**	NA
	Vj	-1,267	**-1,597**	NA
	$p_{(mean\ vj)}$	0,1506	**0,0513**	NA
2007	I_a	**2,420**	**2,656**	0,5737
	p_a	**0,0032**	**0,0032**	0,881
	Vi	**-2,764**	**2,453**	0,943
	$p_{(mean\ vi)}$	**0,000**	**0,0064**	0,5481
	Vj	**2,613**	**-3,015**	-0,776
	$p_{(mean\ vj)}$	**0,000**	**0,000**	0,8429

$I_a$aggregációs index (*average distance flow*)
p_a hozzárendelt valószínűségi érték, amennyiben $p<0.05$, az aggregációs index szignifikáns (félkövér betűtípus)
vi, *vj* küszöbértékek (*cluster index*), melyek alapján elkülöníthetőek azok a pontok, ahol az egyedszám kiemelkedően magas illetve alacsony
$p_{(mean\ vi)}$, $p_{(mean\ vj)}$ azok a valószínűségi értékek, melyek a v*i*, *vj* küszöbértékek megbízhatóságát jelölik amennyiben $p<0.05$, a küszöbérték szignifikáns
NA nincs adat



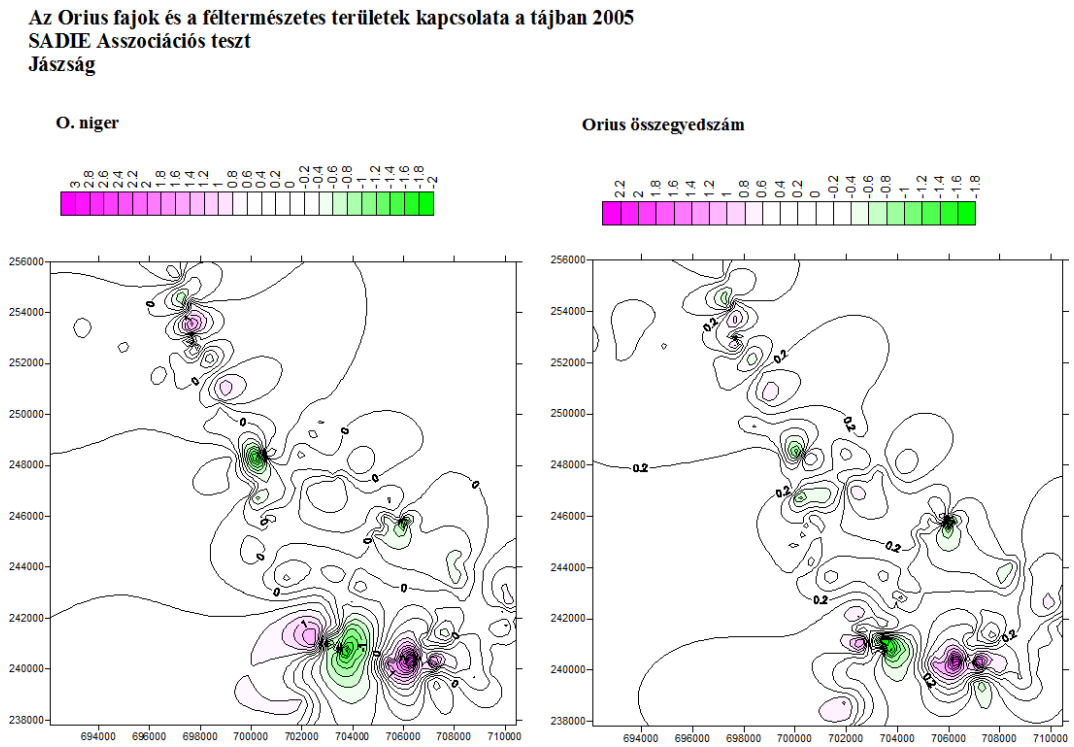
ábra 7.
Az *Orius* fajok térbeli eloszlása 2005-ben és 2007-ben

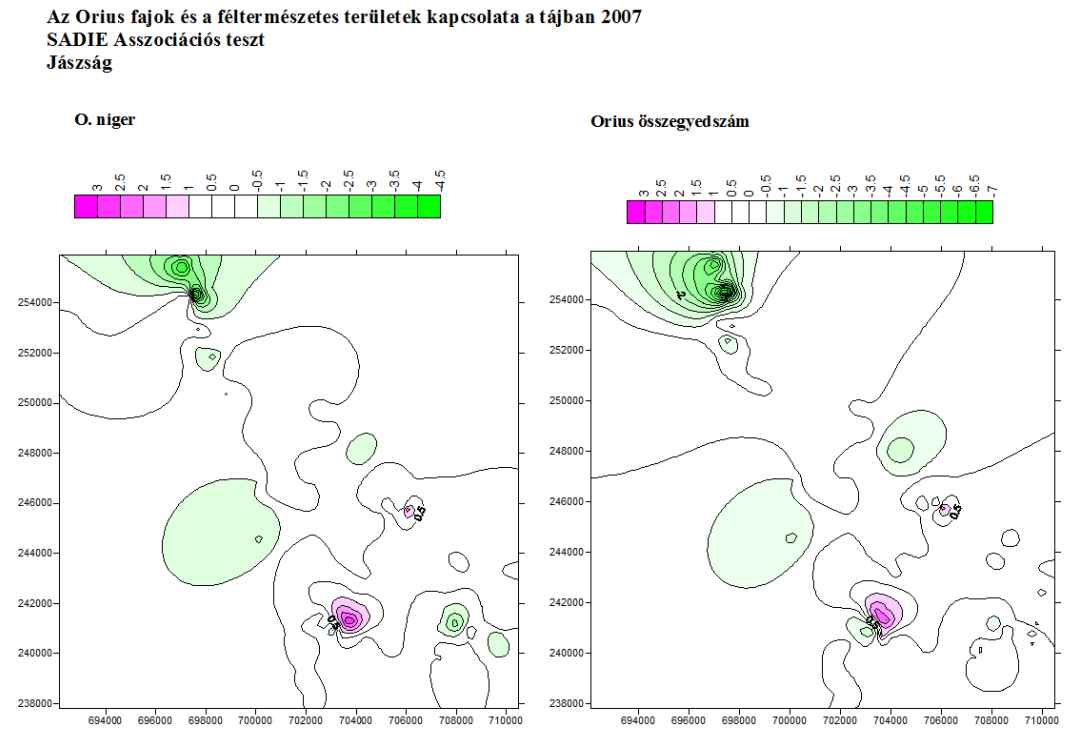
További szignifikáns kapcsolatokat találtam, amikor a virágpoloskák egyedszámát a féltermészetes élőhelyek területének viszonyában vizsgáltam (táblázat 11., 57. old., 9. 12. Melléklet, 108. old., ábra 8., 58. old.). A hűvösebb 2005-ös évben az összegyedszám (χ= 0,2142, p=0,0215) és az *O. niger* egyedszáma (χ= 0,2174, p=0,0230) azokon a pontokon volt nagyobb, ahol a természetes területek nagyobb arányban fordultak elő (9. 16. Melléklet, 112. old.). A szintén hűvös 2006-os évben az *O. niger* esetében is szignifikáns asszociációt tapasztaltam (χ= 0,1996, p=0,0063, 9. 17. Melléklet, 113. old., 9. 19. Melléklet, 115. old.), az összegyedszám esetében a kapcsolat nem volt szignifikáns. A 2007-es, kifejezetten meleg, száraz évben azonban ennek az ellenkezőjét tapasztaltam. Az *O. niger* egyedszáma (χ= -0,2467, p=0,997, 9. 18. Melléklet, 114. old.) és - a dominanciaviszonyoknak megfelelően - az összegyedszám (χ= -0,2113, p=0,989, ábra 8., 58. old.) annál nagyobb volt, minél kevesebb volt a féltermészetes élőhely. Ebben az évben az *O. niger* egyedek a táj egy másik részén, Jászfényszaru közelében csoportosultak, nem ott, ahol a féltermészetes élőhelyek (Jászfelsőszentgyörgy környéke). Az évjárat hatása közvetlenül az időjárás (hőmérséklet- és csapadékviszonyok), közvetve a zsákmányállatok és a táplálék mennyiségét is jelentheti, amelyről azonban nem állt rendelkezésemre adat. Az *O. niger*-től eltérően az *O. minutus* egyedek és a féltermészetes területek közötti kapcsolat nem volt szignifikáns.

táblázat 11. *Orius* fajok elterjedése és a féltermészetes élőhelyek eloszlása közötti kapcsolat, Jászság (2005, 2006, 2007)

		***Orius* összesen**	***O. niger***	***Orius minutus***
2005	χ	**0,2142**	**0,2174**	0,1076
	P	**0,0215**	**0,0230**	0,1373
	Kapcsolat	**asszociáció**	**asszociáció**	nincs szignif. kapcsolat
2006	χ	1,363	**0,1996**	NA
	P	0,0473	**0,0063**	NA
	kapcsolat	nincs szignif. kapcsolat	**asszociáció**	NA
2007	χ	**-0,2113**	**-0,2467**	0,0333
	P	**0,989**	**0,9979**	0,3902
	kapcsolat	**disszociáció**	**disszociáció**	nincs szignif. kapcsolat

χ a kapcsolat erősségére utaló mutató (Chi asszíciációs index, *association index*)
p hozzárendelt valószínűségi érték, amennyiben $p<0.025$ vagy $p>0.975$, *X* szignifikáns (félkövér betűtípus)





ábra 8.

Asszociációs index (Chi) *Orius* fajok és féltermészetes területek térbeli eloszlása között

5 EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

5.1 ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Szakirodalmi adatok elemzések eredményei:

1. Szakirodalmi adatok alapján a kártevők egyedszámára és a természetes szabályozó mechanizmusokra vonatkozóan is, illetve a művelt és a féltermészetes területekkel való kapcsolatra vonatkozóan is hasonló valószínűséggel mutatható ki táji hatás.
2. A 2008-ig publikált adatok alapján nem tudtam kimutatni összefüggést a kártevők egyedszáma és a táj élőhelyszerkezete között.
3. Megállapítottam, hogy a féltermészetes területek részarányának növekedésével elsősorban nő a kártevők parazitáltsági vagy predációs százalékban kifejezett mortalitása, azaz a természetes szabályozó mechanizmusok hatékonysága, továbbá, hogy a féltermészetes területek szupresszív hatással vannak a kártevő populációra.

Orius vizsgálat eredményei:

4. Az évjárat befolyásolta az *Orius* fajok egyedszámát táji léptékben. Az évjáratok közötti különbség nem csak az összegyedszámban, hanem az egyedek térbeli eloszlásában is jelentkezett.
5. Az *Orius niger* térbeli eloszlása a tájban nem véletlenszerű.
6. Szignifikáns kapcsolatokat találtam, amikor a virágpoloskák egyedszámát a féltermészetes élőhelyek területének viszonyában vizsgáltam, a kapcsolat iránya azonban eltért az egyes években. A hűvösebb 2005-ös, 2006-os években az *Orius niger* egyedszám azokon a pontokon volt nagyobb, ahol a féltermészetes területek nagyobb arányban fordultak elő. A kifejezetten meleg, száraz 2007-es évben azonban ennek az ellenkezőjét tapasztaltam.

5.2 SZAKIRODALMI ADATOK ELEMZÉSÉNEK ÉRTÉKELÉSE

A szakirodalmi adatok elemzése azt mutatja, hogy a táj élőhelyszerkezete éppúgy befolyásolja a kártevőket, mint a természetes ellenségeiket, valamint hasonló valószínűséggel mutathatóak ki kapcsolatok akár a művelt, akár a féltermészetes területek hatását vizsgáljuk. Továbbá ha táji léptékben nő a művelt területek aránya, vagy ha nagyobb arányban termesztik a kártevő tápnövényét a tájban, az lehet épp úgy pozitív, mint negatív hatással a kártevők egyedszámára, tehát nincs egyértlemű tenencia. Igazoltam viszont, hogy a féltermészetes területek általában elősegítik a természetes szabályozó mechanizmusokat, habár ezalól is vannak kivételek. Több oka is lehet annak, hogy az ízeltlábúak és a tájszerkezet közötti kapcsolat nem egyértelmű. Egyrészt a kultúrnövények ökológiai szerepe feltehetően eltérő a tájra jellemző növénytermesztési rendszer intenzitásának (másszóval a hektáronkénti ráfordításnak) függvényében, különös tekintettel az inszekticidek használatára (Herzog et al. 2006). Az extenzív művelés hatására mind a gazdaságok szintjén (Macfayden et al. 2009), mind táji szinten (Rundlof és Smith 2006, Rundlof et al. 2008) nő a biodiverzitás, és hatékonyabb a biológiai növényvédelem (Mcfadyen et al. 2009, Geiger et al., 2010). Néhány, az elemzésbe bevont kutatás esetében azt feltételezzük, hogy a növényvédőszer-nyomás hatása táji szinten annyira erős volt, hogy elfedte az egyéb táji szintű kapcsolatokat (*17* Ricci et al. 2009, Geiger et al. 2010). Összességében tehát elsősorban a regionális szinten extenzív növénytermesztési rendszerekben számolhatunk kimutatható táji hatásokkal. Ez azonban nem jelenti azt, hogy a táblák táji környezetének intenzív inszekticid-használat esetén nincs hatása. Egy olyan intenzíven művelt régióban például, mint Dél-Franciaország almatermesztő körzetei, ahol az almaültetvényeket egy szezonban 20-30 alkalommal is kezelik inszekticiddel, az almamoly populációja ott volt kisebb, ahol több almaültetvény volt a közelben (Ricci et al. 2009). Tájszinten a kártevők populációja tehát a természetes ellenségek helyett a magas iszekticid nyomás segítségével is kontrollálható. Másrészt a variabilitás összefügghet azzal is, hogy bizonyos fajok számára a táj élőhelyszerkezete nem jellemezhető egyszerű felszínborítási kategóriákkal, mint pl. „művelt” és „féltermészetes” területek, mivel ezek nem hozhatók egyértelmű kapcsolatba az élőhelynek a faj szempontjából betöltött ökológiai szerepével, illetve ennek időbeli változásával.

Az első hipotézisemet, miszerint minél nagyobb a kártevő tápnövényének területaránya a tájban, annál nagyobb az egyedszáma, nem támasztotta alá a vizsgálat. Ugyan találtam olyan eseteket, ahol az elméletnek megfelelően pozitív volt a kapcsolat az élőhely mennyisége és az egyedszám között (Fahrig 2003, With et al. 2002), de közel ugyanannyi esetben volt negatív a

korreláció. A kártevő egyedszámának alakulása feltételezhetően akkor független a tápnövényének vetésterületétől, ha a kártevő bizonyos életciklusát a kultúrnövényen kívül tölti (pl.: a *Rophalosiphum padi* gabonalevéltetű faj téli gazdanövénye a táblaszegélyeket alkotó zselnicemegy *Prunus padus 15* Ostman 2002), vagy ha a kártevő populációjának nagysága nagyban függ a tápnövényének előző évi vetésterületétől. Ez a kapcsolat különösen a vegetációs periódus elején jellemző, amikor a kártevő betelepül az adott növénykultúrába. Például a hajtatott paprikába betelepülő *Thrips tabaci* egyedszáma független volt a környező fóliasátrak területarányától, mivel ez a faj képes szabadföldön áttelelni, ellentétben a *Franklinella occidentalis* fajjal (*23* Veres et al. 2008). Néhány esetben a negatív korreláció is ezzel magyarázható, miszerint egy adott egyedszámú kezdeti populáció nagyobb vetésterület esetén nagyobb területen szóródhat szét, így a kártevő egyedszáma adott pontban alacsonyabb. Ez a magyarázat különösen a nagyobb diszperziós képességgel rendelkező kártevőkre igaz, mint pl. a repcefénybogár (*Melighetes aeneus, 24* Zaller et al. 2008a, Zaller et al. 2008b). A negatív kapcsolatot a szerzők többsége az intenzív vegyszerhasználatnak tulajdonítja (*17* Ricci et al. 2009). Azzal érvelnek, hogy ilyen esetben a kultúrnövény kedvezőtlen életteret jelent a kártevő számára, amelynek egyedszáma így a kezeletlen, vagy rosszul kezelt tábláktól, illetve az alternatív tápnövényektől függ. A kártevők egyedszáma és a kultúrnövény termesztési területe közötti pozítív kapcsolatot tehát az extenzíven művelt tájban várhatjuk.

Eredményeim alátámasztották a második hipotézisemet, miszerint a féltermészetes területek részarányának növekedésével nő a kártevők parazitáltsági vagy predációs százalékban kifejezett mortalitása, azaz a természetes szabályozó mechanizmusok hatékonysága. Azért állítottam fel ezt a hipotézist, mert táji léptékben a biodiverzitás és a kártevők természetes ellenségeinek egyedszáma között többen kimutattak összefüggéseket (Langellotto és Denno 2004, Bianchi et al. 2006, Tscharntke et al. 2007, Attwood et al. 2008). A természetes és féltermészetes élőhelyek táplálékforrásként, szaporodási és telelési helyként szolgálhatnak (Landis et al. 2000; Rusch et al. 2011), ugyanakkoraz erőforrás-szolgáltató képességük nagyban függ az élőhely minőségétől és kezelésétől (*2* Bianchi et al. 2005).Csak egy esetben írtak le negatív kapcsolatot (*13* Menalled et al. 2003), habár számos oka lehet annak, hogy a korreláció nem pozitív. Ha a tájra jellemző növénytermesztési rendszer intenzív, akkor a pusztán féltermészetes területekről betelepülő természetes ellenségek mennyisége nem elegendő ahhoz, hogy hatékonyan szabályozzák a kártevő-populációt, mert a táji léptékben alkalmazott vegyszeres kezelések miatt a kultúrnövényeken nem alakulhat ki

stabil predátor-parazitoid populáció (Fahrig 2003, Thies et al. 2003, Chust et al. 2007, Tscharntke et al. 2007). Ilyen körülmények között a féltermészetes területek hatása csekély. Ezen kívül nem minden esetben eredményezi a kártevő-populáció hatékonyabb szabályozását az, ha a természetes ellenségeik diverzitása nagyobb, mivel ilyenkor az intraguild predáció leronthatja a ragadozó komplex hatását, vagy előfordulhat, hogy a niche-ek nem fedik egymást (Bianchi et al. 2006, Straub et al. 2008, Letourneau et al. 2009, Mcfadyen et al. 2009). Végül elsősorban a generalista ragadozók a kártevők helyett alternatív táplálékot is választhatnak azokon a tájakon, ahol sok a nem művelt terület (*16* Ostman et al. 2001).

A vizsgálatok nem támasztották alá a harmadik hipotézisemet, habár több elméleti háttere is volt a feltételezésemnek. Azt vártam, hogy a féltermészetes területek részarányának növekedésével csökken a kártevők egyedszám, mert ezzel (i) a természetes ellenségek egyedszáma nő, (ii) nő a természetes szabályozó mehanizmusok hatékonysága, (iii) ezáltal a táj több olyan élőhelyből áll, amely nem megfelelő a kártevők számára (pl: erdők a Lepidoptera kártevők esetében (*18* Summerville 2004, *22* Veres et al. 2006), (iv) csökken a kártevő-nyomás (pl. tripszek esetében: *6* den Belder et al. 2002, levéltetvek esetében: *12* Letourneau and Goldstein 2001, *14* Meyhofer et al. 2008), vagy (v) a táblák izolálódnak (pl. tripszek esetében: *6* den Belder et al. 2002). Mindezek ellenére nem találtam egyértelmű összefüggést, feltehetően azért mert az egyes kártevő fajok szempontjából a féltermészetes területek funkciója eltérő lehet. A gyepek pl. kártevő tripszek, kabócák, sáskák és levéltetvek betelepülési forrásai lehetnek különösen a vegetációs időszek elején (*12* Letourneau és Goldstein 2001), míg az erdős területek áttelelő helyet biztosíthatnak a kártevőknek, mint pl. a repce-fénybogárnak, illetve módosíthatják a mikroklimatikus körülményeket, amely szintén kedvez az átteletlésnek (*24* Zaller et al. 2008b). Ahogyan a művelt területek esetében is szükséges különbséget tenni a kultúrnövények ökológiai szerepe szerint, ugyanígy a féltermészetes területek esetében is fontos meghatározni az élőhely szerepét az adott faj szempontjából. Az egyszerű kategorizálás ebben az esetben sem írja le mindig kellőképpen a felszínborítás funkcióját. Mindezek mellett a kultúrnövények a művelésnek, illetve a táplálékforrás mennyiségének megfelelően időszakosan alkalmas, illetve alkalmatlan élőhelyek a természetes ellenségek számára. Az agrobiont fajok (Samu és Szinetár 2002) kifejezett ökológiai előnyt élveznek azáltal, hogy képesek tolerálni a zavarást és kihasználni a táblákon található nagy mennyiségű táplálékot (Rand et al. 2006). Ezek a fajok időről-időre rekolonizálják a táblákat, úgy mint bizonyos fajok az efemer élőhelyeket (Wissinger 1997).

Eredményeim arra utalnak, hogy mind az intenzív, mind az extenzív régióban számíthatunk a természetes ellenségek betelepülésére a féltermészetes területekről, ha azok mennyisége a tájban meghalad egy kritikus értéket (Fahrig 2003, Tscharntke et al. 2007). Ez a jelenség az egyirányú kolonizációs modellel írható le, ahol a diverzebb féltermészetes területek szolgáltatják a természetes ellenségeket (Bianchi et al. 2006, Attwood et al. 2008), a művelt területek pedig befogadják azokat. Az egyirányú kolonizációs modell szerint a természetes szabályozási mechanizmusok abban az esetben működnének hatékonyan, ha a féltermészetes területek alkotnák a mátrixot, melyekbe a művelt területek be lennének ágyazva (Ángyán és Menyhért 2004), és a féltermészetes területekről szétterjedő ízeltlábúak benépesítenék a táblákat. A mezőgazdasági táj azonban csak ritkán épül fel ilyen módon, így ha csak ez a modell magyarázná a jelenséget, akkor nagyon ritkán tapasztalnánk hatékony természetes szabályozó mechanizmusokat. Azon természetes ellenségek számára, amelyektől valóban hatékony szabályozást várunk, a művelt területeknek legalább potenciálisan alkalmas élőhelyeknek kell lenniük. A ciklikus kolonizációs modell szerint a művelt területek olyanok, mint az efemer élőhelyek, melyeket folyamatos, jól előjelezhető zavarások jellemeznek (Wissinger 1997). A táblákon táplálkozó és szaporodó természetes ellenségek jól alkalmazkodtak a mezőgazdasági rendszerekhez, és ökológiai előnyt élveznek a művelt területeken a természetes területekhez képest (Tóth és Kiss 1999, Samu és Szinetár 2002). Ezen agrobiont fajok számára a féltermészetes területek menedékül szolgálnak abban az időszakban, amikor a művelt területek alkalmatlan élőhelyek, máskor viszont jól kihasználják a táblák kínálta szabad forrásokat, és ott táplálkoznak, szaporodnak. A féltermészetes területek tehát szükségesek a természetes ellenségek számára, de a populációjukat a növénytermesztési rendszerre jellemző művelési intenzitás (elsősorban az inszekticid-használat) is nagyban befolyásolja (Veres et al. 2010b, Veres et al. 2011).

5.3 *ORIUS* VIZSGÁLAT EREDMÉNYEINEK ÉRTÉKELÉSE

A generalista ragadozó *Orius* virágpoloska fajok nagy egyedszámban fordultak elő a Jászságnak ezen a tipikus, extenzív szántóföldi növénytermesztéssel jellemezhető mezőgazdasági területén. Mintáimban az *O. niger* volt a domináns faj, amely Magyarországon közismerten gyakori, a szakirodalmi adatokkal (Rácz 1989b) ellentétben azonban az *O. minutus* és az *O. majusculus* egyedszáma kifejezetten alacsony volt. A dominancivaszonyokat befolyásolhatja, hogy az *O. niger* mozgékonyabb, kevésbé rejtett életmódú, így nagyobb valószínűséggel gyűjthettük be bürökről, illetve Bán (2009) a fóliasátrakból. Az *O. minutus* nőstényekről leírták, hogy kevésbé mozgékonyak, mindössze

néhány métert és alacsonyan repülnek (Southwood 1960, Tuda és Shima 2002), így feltehetően ezért nem találtunk szignifikáns összefüggéseket táji léptékben.

A hajtatott paprika biológiai növényvédelme szempontjából is az *O. niger* faj a legjelentősebb, mivel a legnagyobb egyedszámban települ be a környezetből a fóliasátrakba (Bosco et al. 2008, Bán et al. 2009), valamint ez a faj a legmozgékonyabb (Southwood 1960), így hatékonyan képes reagálni a mezőgazdasági élőhelyeken rendelkezésre álló táplálék mennyiségének gyors változásaira. Eredményeim szerint egyedszámuk alakulása a tájban nem véletlenszerű, hanem feltehetően a számukra fontos erőforrások térbeli eloszlásának megfelelően csoportosulnak. Ezt a feltételezést támasztja alá az a tény is, hogy a természetben előforduló virágpoloskák a fertőzött növények által kibocsátott illatanyagok alapján aktívan keresik fel az élőhelyeket (Carvalho et al. 2011), és a zsákmányállatok alacsony egyedszáma esetén hamar el is hagyják azokat (Montserrat et al. 2004).

Vizsgálataim igazolták, hogy létezik táj szintű kapcsolat az *Orius niger* és általában az *Orius* fajok térbeli eloszlása és a féltermészetes területek részaránya között. Ez a kapcsolat feltehetően azért létezik, mert az *Orius* fajok számára fontos a bolygatatlan telelőhelyek jelenléte (úgymint erdőszéle, avar, árokpart és más zavarástól és időjárási körülményektől védett helyek (Péricart 1972), és ezek hiányában mortalitásuk magas (Saulich és Musolin 2009). A vegetációs periódusban feltehetően a virágzó növények dinamikus változása határozza meg mind az egyedszámukat, mind a térbeli eloszlásukat. A féltermészetes területeken virágzó növények időben kiegyenlítve, de korlátozott mennyiségben biztosítanak élőhelyet a virágpoloskák számára, valamint a komplex tápláléklánc miatt jelentős a mortalitás és a kompetíció is (Bianchi et al. 2006, Perdikis et al. 2011). Az *Orius* fajok szempontjából a művelt területek erőforrás-kapacitása nagy, mivel a legtöbb termesztett növény sok pollent termel, illetve megfelelő mennyiségű zsákmányállatot biztosítanak (pl. kukorica Rácz 1989b). Jelentősen befolyásolja az egyedszámukat és az előfordulásukat továbbá az évjárathatás, mivel generációs idejük lecsökken a magasabb hőmérséklet hatására (Rácz 1989b, Saulich és Musolin 2009), így telelés után rövidebb idő alatt képesek felszaporodni, és több generációjuk is kifejlődhet. Az évjárat hatása közvetlenül az időjárás (hőmérséklet és csapadék viszonyok), közvetve a zsákmányállatok és a táplálék mennyiségét is jelenti. Kukoricában Rácz (1989b) megállapította, hogy mennyiségi összefüggés van az *Orius* imágók és lárvák egyedszáma és a táblában mért összes ízeltlábú egyedszáma között, és mindkettő függ a hidrotemikus hányadostól. Ez egybevág az eredményeimmel, miszerint 2007-ben közel háromszor annyi egyedet gyűjtöttem, mint az azt megelőző hűvösebb

években. Eredményeim és a szakirodalmi adatok alapján valószínű, hogy az *Orius* fajok imágóként áttelelnek a bolygatatlan féltermészetes területeken, és innen terjednek szét a mezőgazdasági területekre. A hűvösebb évjáratokban ez a folyamat lassú, a melegebb évjáratokban azonban elsősorban az *O. niger* a telelőhelyek közeléből áttelepül a táj más területeire, és ott felszaporodik, feltehetőleg a virágporban és zsákmányállatokban gazdag művelt területeken. A felszínborítási adatbázis szerint a területen az ültetvények aránya nem éri el az 1%-ot, így a művelt területek alatt nagyrészt nem öntözött szántót érthetünk. Habár az egyes termesztett növények vetésterületéről nem állt rendelkezésemre térbeli adatbázis, mégis azt feltételezem, hogy az *Orius* fajok ezeken az extenzíven művelt szántóterületeken szaporodnak fel, mert gyakoriak a termesztett növényeken (Rácz 1989b), és mert a szántó területek többségén általában 1-2 inszekticides állománykezelésnél többet nem alkalmaznak (Vasileiadis et al. 2011, Veres et al. 2010b, Veres et al. 2011).

A 2007-es évre vonatkozóan Bán et al. (2009) kimutatták, hogy a lakott területen kívüli fóliasátrakba az *O. niger* nagyobb egyedszámban települt be Jászfényszarun, mint Jászfelsőszentgyörgyön, amely egybevág az általam mért *Orius*-egyedszám eloszlásával a tájban. 2006-ban Jászfelsőszentgyörgy közelében mutattam ki nagyobb *O. niger* egyedszámot, amely szintén egybevág Bán et al. (2009) eredményeivel. A vizsgálatok azonban kizárólag bürök növényen történtek, így az eredmények általánosításához további vizsgálatokra van szükség.

6 KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A hajtatott paprika növényvédelme szempontjából a hazai fajok közül az *O. niger* a legjelentősebb, mivel a legnagyobb egyedszámban települ be a környezetből a fóliasátrakba, valamint ez a faj a legmozgékonyabb, így hatékonyan képes reagálni a mezőgazdasági élőhelyeken rendelkezésre álló táplálék mennyiségének gyors változásaira. Eredményeim szerint egyedszámuk alakulása a tájban nem véletlenszerű, hanem feltehetően a számukra fontos erőforrások térbeli eloszlásának megfelelően csoportosulnak. A vegetációs periódusban a virágzó növények és az ehhez kapcsolódó zsákmányállatok populációjának dinamikus változása határozza meg mind a egyedszámukat, mind a térbeli eloszlásukat, javasoljuk tehát a további vizsgálatokban a tájat ennek megfelelően jellemezni. Mivel a művelt területek erőforrás-kapacitása nagy a számukra, hiszen a legtöbb termesztett növény sok pollent termel, illetve a kártevők közül több fajt is fogyasztanak, így további kutatások során célszerű megvizsgálni, hogy melyik növénykultúra milyen szerepet tölt be az *Orius* fajok ökológiájában. Ezeknél a vizsgálatoknál viszont fontos figyelembe venni az adott kultúra táji környezetét és az élőhelyek egymáshoz való viszonyát is. A műholdfelvétel-sorozatok alkalmas eszközök lehetnek a felszínborítás termesztett növények szerinti osztályozására és így a táj funkcionális egységeinek meghatározására. A műholdfelvételek mellett a légifelvételek is jól alkalmazhatóak a kultúrnövények azonosítására, és ezáltal a szántóföldek élőhelyminőségének értékelésére, mivel egyes időszakban a fenológiájuk alapján egyértelműen elkülöníthetők (pl. repcevirágzás).

Az eredményeim alapján arra következtettem, hogy az *Orius* fajok számára fontos a féltermészetes élőhelyek jelenléte, mivel itt vészelhetik át azokat az időszakokat, amikor a mezőgazdasági táblák nem megfelelő élőhelyek (pl.: téli időszak, betakarítás, talajművelés, kaszálás). Imágóként áttelelnek a bolygatatlan féltermészetes területeken, és innen terjednek szét a mezőgazdasági területekre, de a tömeges felszaporodásuk a művelt területeken következik be. A hűvösebb évjáratokban ez a folyamat lassú, a melegebb évjáratokban azonban elsősorban az *O. niger* feltehetőleg jól hasznosítja a virágporban és zsákmányállatokban gazdag művelt területek nyújtotta erőforrásokat. Az *O. minutus,* mivel kevésbé mozgékony, így a táji léptékű vizsgálatok nem relevánsak, illetve feltehetőleg ezért a fóliasátrakba is kisebb arányban települnek be (Bán et al. 2009). A termelők szempontjából javasolom tehát figyelembe venni, hogy az *Orius niger* betelepülésére elsősorban a meleg évjáratokban lehet számítani, illetve, hogy az extenzíven művelt területek közelsége előnyös.

A kutatás arra is rámutat, hogy a környezet- és tájgazdálkodási stratégiák tervezése során (pl. a Natura 2000 hálózathoz kapcsolódóan) indokolt figyelembe venni, hogy a művelt területek éppoly fontos élőhelyek a kártevők természetes ellenségei számára, mint a féltermészetes területek.

További vizsgálatok szükségesek azonban a fóliasátrak külső környezetében mért *Orius* egyedszám és a betelepülés közötti kapcsolat, vagy akár a felszínborítás és a tripszpopuláció szabályozó képesség közötti kapcsolat feltárásához, és egy erre alapozott, a spontán betelepülő természetes ellenségek szabályozóképességét előrejelző modell felállításához. Habár az *Orius* fajok esetében a migrációs tényező feltehetően nagy ennek mértékéről nem állnak rendelkezésre kvantitatív adatok. Ennek hiányában, még ha ismert vagy becsülhető is az egyes felszínborítási foltokon az *Orius* populáció nagysága, nehezen becsülhető, hogy mennyi egyed települne be egy fóliasátorba. Egyértelmű a helyzet abban az esetben, ha a vegetációs periódus alatt megszűnik maga az élőhely (pl. gabona táblákat betakarítják a nyár közepén), más élőhelyek azonban (mint pl. a kukorica) az egész vegetációs időszakban táplálékforrást biztosítanak a virágpoloskák számára.

Mind a szakirodalmi adatok elemzése, mind a kísérletes vizsgálat azt mutatta, hogy a tipikus mezőgazdasági tájban a hatékony természetes szabályozó mechanizmusok a ciklikus kolonizációs modell elvén működnek. A növényvédelem szempontjából fontos természetes ellenségek a telelőhelyekről, illetve búvóhelyekről a mezőgazdaságit táblákba települnek, ahol felszaporodnak, majd amikor a tábla alkalmatlan élőhellyé válik a számukra, migrálnak. Javaslom a modellt az egyes növénytermesztési rendszerekben tovább vizsgálni, a kulcsfontosságú természetes ellenségeket azonosítani. Az általában véve is extenzívebb szántóföldi kultúrák és az intenzívebb kertészeti kultúrák interakcióját javaslom továbbá vizsgálni.

A környezet- és tájgazdálkodás célja növényvédelmi szemszögből, hogy javaslatot tegyen olyan táji elrendezésre, amely csökkenti a kártevőpopulációt, minimalizálja a vegyszerhasználatot, és ezáltal hozzájáruljon a fenntartható növénytermesztéshez. Eredményeim arra utalnak, hogy a féltermészetes területek részarányának növelése a tájban hozzájárulhat ehhez a célhoz. Az elemzések arra is utalnak, hogy adott kártevő egyedszáma és a tápnövényének termesztési területe között nem egyértelmű a kapcsolat, amely több faktor interakciójára vezethető vissza. Az egyik ilyen alapvető faktor feltehetően a növénytermesztési rendszerek intenzitása. Ezen a téren további tanulmányokra lenne szükség

az összefüggések feltárására, egyrészt olyanokra, amelyek a felszínborítást a vizsgált faj ökológiájának megfelelő funkcionális kategóriákként kezelik és tekintettel vannak ezek időbeli változására, másrészt, amelyek komplexen vizsgálják a kártevők egyedszámát, mortalitását a természetes ellenségeik egyedszámával és diverzitásával. Az mindenesetre kijelenthető, hogy azok a stratégiák, melyek a művelt területeken a természetes ellenségek kímélését irányozzák elő, táji léptékben hozzájárulnak a természetes ellenségek populációméretének növeléséhez.

További nehézséget jelent környezet- és tájgazdálkodási stratégia megalkotása szempontjából, hogy a legtöbb tanulmány intenzív növénytermesztési rendszerekben készült, így nehéz ezek eredményeiből előrejelezni olyan jövőbeli táji szintű folyamatokat, ahol a növénytermesztési rendszerekben csökkent lesz a vegyszerhasználat. Az archív, akár régészeti adatok újraértékelése új perspektívát jelenthet a növényvédelmi kutatások számára. Végül pedig ugyan egyre több olyan tanulmány készül, amely a természetes szabályozó mechanizmusokra irányul, viszont még mindig kevés az olyan kutatás, amely a táji hatásokat a növénytermesztési rendszer, a kártételi szint, vagy a termésmennyiség összefüggéseiben vizsgálná.

7 ÖSSZEFOGLALÁS

7.1 MAGYAR NYELVŰ

Kutatásom során szakirodalmi adatok összesített elemzésével és kísérletes úton is azt a kérdést vizsgáltam, hogy a táj élőhelyszerkezete milyen hatással van a természetes szabályozó mechanizmusokra, esetemben az *Orius* virágpoloskák egyedszámának térbeli eloszlására a jászsági hajtatottpaprika-termesztő körzetben.

Hipotézisek (szakirodalmi adatok elemzése): (1) minél nagyobb területen termesztik a kártevők tápnövényeit a tájban, annál nagyobb az egyedszámuk (2) a féltermészetes területek részarányának növekedésével nő a kártevők parazitáltsági vagy predációs százalékban kifejezett mortalitása, azaz a természetes szabályozó mechanizmusok hatékonysága (3) és ez a kártevők egyedszámának csökkenését eredményezi, tehát a féltermészetes területek és a kártevők egyedszáma között negatív a kapcsolat. Hipotézisek (*Orius* vizsgálat): (1) egyrészt azt feltételeztem, hogy az *Orius* egyedek nem véletlenszerűen fordulnak elő a tájban, (2) másrészt ott gyakoribbak, ahol több a féltermészetes élőhely.

A kvantitatív szakirodalmi adatokat a Web of Science adatbázisból szigorú kritériumok alapján gyűjtöttem, úgy hogy a hipotéziseknek megfelelően homogén adatbázist kapjak, majd a tájelemek és a kártevőpopuláció mérőszámai közötti kapcsolatot statisztikailag értékeltem. A virágpoloskákat 2005-ben, 2006-ban és 2007-ben foltos bürökről (*C. maculatum*) gyűjtöttem, és az egyedszámuk térbeli eloszlását, illetve az egyedszámuk és a féltermészetes területek közötti kapcsolatot térinformatikai rendszerben vizsgáltam.

A szakirodalomból gyűjtött adatok alapján megállapítottam, hogy hasonló valószínűséggel mutatható ki táji hatás a kártevők egyedszámára és a természetes szabályozó mechanizmusokra vonatkozóan, és nincs különbség a valószínűséget tekintve akkor sem, ha a művelt vagy a féltermészetes területek hatását vizsgálták. A kártevő egyedszáma és tápnövényének területaránya között nem találtam kapcsolatot. Igazoltam viszont, hogy a féltermészetes területek részarányának növekedésével nő a kártevők parazitáltsági vagy predációs százalékban kifejezett mortalitása, azaz a természetes szabályozó mechanizmusok hatékonysága. Eredményeimből arra következtettem, hogy a féltermészetes területek szupresszív hatással vannak a kártevő-populációra, azonban a művelt területek funkciói nem tisztázottak. Javasoljam a természetes szabályozó-mechanizmusok szempontjából a tájelemek,

elsősorban a művelt területek funkcióit átértékelni, valamint a vizsgálatok során a régióra jellemző növénytermesztési rendszer intenzitását figyelembe venni.

Az *Orius* fajok vizsgálata során megállapítottam, hogy az évjárat befolyásolta az egyedszámuk alakulását táji léptékben, illetve az évjáratok közötti különbség nem csak az összegyedszámban, hanem az egyedek térbeli eloszlásában is jelentkezik. További szignifikáns kapcsolatokat találtam, amikor a virágpoloskák egyedszámát a féltermészetes élőhelyek területének viszonyában vizsgáltam. Eredményeim alapján arra következtettem, hogy az *Orius* fajok számára fontos a féltermészetes élőhelyek jelenléte, mivel itt vészelhetik át azokat az időszakokat, amikor a mezőgazdasági táblák nem megfelelő élőhelyek (pl.: téli időszak, betakarítás, talajművelés, lucerna esetén a kaszálás), a művelt területek azonban feltehetőleg éppoly fontos élőhelyek a számukra, mint a féltermészetes területek. A virágpoloskák imágóként áttelelnek a bolygatatlan féltermészetes területeken, innen terjednek szét a mezőgazdasági területekre, és tömeges felszaporodásuk a művelt területeken következik be. A hűvösebb évjáratokban ez a folyamat lassú, a melegebb évjáratokban azonban elsősorban az *O. niger* várhatóan jól hasznosítja a virágporban és zsákmányállatokban gazdag művelt területek nyújtotta erőforrásokat.

7.2 ANGOL NYELVŰ

I studied the effect of landscape composition on conservation biological control, and more specifically the spatial distribution of *Orius* species in the Jászság region, which is an important region of greenhouse sweet pepper production in Hungary.

Hypotheses (literature review): (i) an increasing proportion of a given crop over the landscape correlates positively with its pest abundance, (ii) an increased area of semi-natural habitats leads to increased predation or parasitism and (iii) to a decreased pest abundance.

Hypotheses (*Orius* survey): (i) *Orius* abundance pattern is aggregated in the landscape and (ii) the aggregation can be explained by their relation to semi-natural habitat.

Quantitative literature data was collected from the Web of Science based on strict searching criteria to achieve a homogeneous database according to the hypothesis, and then the relationship of landscape features and pest population indices was statistically analysed. *Orius* abundance data were collected in 2005, 2006, 2007 on poison hemlock (*Conium maculatum* L.), and were analysed using GIS systems.

Results confirmed the suspected suppressive effect of landscape scale amounts of semi-natural areas on in-field pests: landscapes with higher proportion of semi-natural areas exhibited lower pest abundance or higher pest control in the fields. Contrarily, there was no clear direction in relationships between pests and pest control and landscape when the latter was described as the overall proportion of cultivated area or as that of crops hosting particular pests. The analysis of original articles indicates that this lack of direction may be due to the diversity of land use intensity in the studied landscapes and to a too rough categorizing of land covers. This pleads for a better consideration of the functionality of crops and of their management in landscapes.

Results suggest that seasonal differences of temperature and prey amount might influence the spatial distribution of *Orius* individuals at landscape scale. *O. niger* was found to be associated to semi-natural areas, but only in the cold seasons of 2005 and 2006. In the year 2007, which was an extremely hot season, it was dissociated to semi-natural areas, and was aggregated in other part of the landscape. Our results suggest that adults overwinter in semi-natural areas, spread out to cultivated areas in the growing season, and profit from their high amount of resources. *O. niger* might be relevant for biological control especially in hot seasons and in greenhouses surrounded by extensive arable fields.

8 IRODALOMJEGYZÉK

Ángyán, J., Menyhért, Z. (szerk.), 2004. Alkalmazkodó növénytermesztés, környezet- és tájgazdálkodás; Szaktudás Kiadóház, Budapest, 560.P.

Arnó, J., Roig, J., Riudavets, J., 2008. Evaluation of *Orius majusculus* and *O. laevigatus* as predators of *Bemisia tabaci* and estimation of their prey preference. Biol Control 44, 1–6.

Árpás, K., F. Tóth, J. Kiss., 2005. Foliage-dwelling arthropods in Bt-transgenic and isogenic maize: a comparison through spider web analysis. Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica 40, 347–353.

Atkan, E. 2006. Association between *Frankliniella* spp. And *Orius niger* populations in cotton, Phytoparasitica 34, 221-234.

Atkan, E. 2010. Influence of weedy field margins on abundance patterns of the predatory bugs *Orius* spp. And their prey, the western flower thrips (*Frankliniella occidentalis*), on faba bean, Phytoparasitica 38, 313-325.

Attwood, S.J., Maron, M., House, A.P.N., Zammit, C., 2008. Do athropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management. Global Ecol. Biogeogr. 17, 585-599.

Baez, I., Reitz, S.R., Funderburk, J.E., 2004. Predation by *Orius insidiosus* (Heteroptera: Anthocoridae) on life stages and species of *Frankliniella* flower thrips (Thysanoptera: Thripidae) in pepper flowers, Environmental Entomology 33, 662–670.

Bán, G. 2009. Tripszek és levéltetvek elleni védekezés vegyes ízeltlábú-együttessel hajtatott paprikában, Doktori értekezés SZIE Növ tud. Dokt. Isk.

Bán, G. és Tóth F., 2009. Tripszek és levéltetvek elleni védekezés vegyes ízeltlábúegyüttessel hajtatott paprikában. Növényvédelem 45, 5-14.

Bán, G., Tóth, F., Orosz, Sz., 2009. Diversifying arthropod assemblages of greenhouse pepper – preliminary results. Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica 44, 101–110.

Baniameri, V., Soleiman-Nejadian, E., és J. Mohaghegh, 2005.Life table and age-dependent reproduction of the predatory bug *Orius niger* Wolff (Heteroptera: Anthocoridae) at three constant temperatures: a demographic analysis. *Appl. Entomol. Zool.* 40: 545–550.

Bianchi, F., Booij, C.J.H., Tscharntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. Proc. R. Soc. B-Biol. Sci. 273, 1715-1727.

Bianchi, F., Goedhart, P.W., Baveco, J.M., 2008. Enhanced pest control in cabbage crops near forest in The Netherlands. Landsc. Ecol. 23, 595-602.

Bianchi, F., van Wingerden, W., Griffioen, A.J., van der Veen, M., van der Straten, M.J.J., Wegman, R.M.A., Meeuwsen, H.A.M., 2005. Landscape factors affecting the control of *Mamestra brassicae* by natural enemies in Brussels sprout. Agric. Ecosyst. Environ. 107, 145-150.

Bihari, Z., Lakatos, M., Szalai, S. és Szentimrey, T., 2008. Magyarország éghajlatának néhány jellemzője 2005-2007, OMSZ Kiadvány, www.met.hu

Blaeser, P., Sengonca, C., Zegula, T.,2004. The potential use of different predatory bug species in the biological control of *Frankliniella occidentalis* (Pergande) (Thysanoptera: Thripidae). Journal of Pest Science, 77, 211-219.

Boiteau, G., Picka, J.D., Watmough, J., 2008. Potato field colonization by low-density populations of Colorado potato beetle as a function of crop rotation distance. J. Econ. Entomol. 101, 1575-1583.

Bokina, I.G., 2008. On the biology of anthocorid bugs (Heteroptera, Anthocoridae), predators of grass aphids in the forest-steppe zone of West Siberia, Entomological Review, 88, 1060-1063.

Bölöni, J., Molnár, Zs., Kun, A., Biró, M., 2007. Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR 2007). Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót, 184.

Bonte, M., De Clercq, P., 2011. Influence of predator density, diet and living substrate on developmental fitness of *Orius laevigatus*, Journal of Applied Entomology, 135, 343-350.

Borenstein, M., Hedges, L.V., Higgins, J.P.T., Rothstein, H.R., 2009. Introduction to Meta-Analysis. John Wiley and Sons, Chichester, UK.

Bosco, L., Giacometto, E. and Tavella, L., 2008. Colonisation and predation of thrips (Thysanoptera: Thripidae) by *Orius* spp (Heteroptera: Anthocoridae) in sweet pepper greenhouses in Northwest Italy. Biological Control 44, 331-340.

Bosco, L., Tavella, L., 2008. Collection of Orius species in horticultural areas of northwestern Italy, Bulletin of Insectology 61, 209-210.

Brajda, J. 2008. Esettanulmány hajtatott paprikát tartalmazó fóliasátor körüli növényzeti foltokban előforduló tripsz (Thripidae), virágpoloska (*Orius* spp.) és pók (*Araneae*) fajok egyedszámának alakulásáról, MSc dolgozat, SZIE NVI.

Brown, M. W., Schmitt, J. J., 2001, Seasonal and diurnal dynamics of beneficial insect populations in apple orchards under different management intensity, Biological Control, 30, 415-424.

Budai, Cs. 2006. Biológiai növényvédelem hajtató kertészeknek. Budapest Mezőgazda Kiadó, 149.

Burel, F., Baudry, J., 1990. Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany, France. Landsc. Ecol. 4, 197-210.

Büttner, G., Bíró, M., Maucha, M., Petrik O., 2000. Land Cover mapping at scale 1:50.000 in Hungary: Lessons learnt from the European CORINE programme, 20th EARSeL Symposium, 14-16 June 2000, In: A decade of Trans-European Remote Sensing Cooperation, 25-31.

Carvalho, L. M., Bueno, V. H. P., Castane, C., 2011. Oflactory response towards its prey *Frankliniella occidentalis* of wild and laboratory-reared *Oriusinsidiosus* and *Oriuslaevigatus*, J. Appl. Entomol. 135, 177-183.

Chust, G., Garbin, L., Pujade-Villar, J., 2007. Gall wasps and their parasitoids in cork oak fragmented forests. Ecol. Entomol. 32, 82-91.

Cocuzza, G.E., De Clercq, P., Lizzio, S., Van De Veire, M., Tirry, L., Degheele, D., Vacante, V., 1997.Life tables and predation activity of *Orius laevigatus* and *O. Albidipennis* at three constant temperatures, Entomologia Experimentalis et Applicata 85, 189–198.

Costamagna, A.C., Menalled, F.D., Landis, D.A., 2004. Host density influences parasitism of the armyworm Pseudaletia unipuncta in agricultural landscapes. Basic Appl. Ecol. 5, 347-355.

Csáki, B., 2009. A termesztőberendezések körüli termesztett kultúrák hatásának vizsgálata a fóliasátrakon belül lévő *Orius* populációra, hajtatott paprikában, MSc dolgozat, SZIE NVI.

Cumming, G.S., Spiesman, B.J., 2006. Regional problems need integrated solutions: Pest management and conservation biology in agroecosystems. Biol. Conserv. 131, 533-543.

Decante, D., van Helden, M., 2006. Population ecology of *Empoasca vitis* (Gothe) and *Scaphoideus titanus* (Ball) in Bordeaux vineyards: Influence of migration and landscape. Crop Prot. 25, 696-704.

Deligeorgidis, P.N., 2002. Predatory effect of *Orius niger* (Wolff) (Hem., Anthocoridae) on *Frankliniella occidentalis* (Pergande) and *Thrips tabaci* Lindeman (Thysan., Thripidae). J Appl Entomol 126,82–85.

Díaz, B. M. , Legarrea, S., Marcos-García, M. Á., Fereres, A., 2010. The spatio-temporal relationships among aphids, the entomophthoran fungus, Pandora neoaphidis, and aphidophagous hoverflies in outdoor lettuce, Biological Control, 53, 304-311.

den Belder, E., Elderson, J., van den Brink, W.J., Schelling, G., 2002. Effect of woodlots on thrips density in leek fields: a landscape analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 91, 139-145.

Fabre, F., Plantegenest, M., Mieuzet, L., Dedryver, C.A., Leterrier, J.L., Jacquot, E., 2005. Effects of climate and land use on the occurrence of viruliferous aphids and the epidemiology of barley yellow dwarf disease. Agric. Ecosyst. Environ. 106, 49-55.

Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 34, 487-515.

Fauvel G., 1999. Diversity of Heteroptera in agroecosystems: role of sustainability and bioindication, Agric. Ecosystem and Environ. 7, 275-303.

Fathi S.A.A., 2009. The abundance of *Orius niger* (Wolf.) and *O. minutus* (L.) in potato fields and their life table parameters when fed on two prey species. J Pest Sci 82, 267–272.

Fathi, S., A., A., Nouri-Ganbalani, G., 2010. Assessing the potential for biological control of potato field pests in Ardabil, Iran: functional responses of *Orius niger* (Wolf.) and *O. minutus* (L.) (Hemiptera: Anthocoridae), Journal of Pest Science, 83,47-52.

Forman, R.T.T., Godron, M., 1986. Landscape Ecology. John Wiley and Sons, New York, USA.

Freier, B., Triltsch, H., Mowes, M., Moll, E., 2007. The potential of predators in natural control of aphids in wheat: Results of a ten-year field study in two German landscapes. Biocontrol 52, 775-788.

Gardiner, M.M., Landis, D.A., Gratton, C., O'Neal, M., DiFonzo, C., Heimpel, G., Mueller, E., Schmidt, N., Chacon, J. 2009. Landscape composition mediates exotic and native coccinellid community structure. Diversity and Distributions. 15, 554-564.

Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Part, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Onate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hanke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. Basic Appl. Ecol. 11, 97-105.

Grilli, M.P., Bruno, M., 2007. Regional abundance of a planthopper pest: the effect of host patch area and configuration. Entomol. Exp. Appl. 122, 133-143.

Gurevitch, J., Hedges, L.V., 1999. Statistical issues in ecological meta-analyses. Ecology 80, 1142-1149.

Gurr, G., M., Wratten, S., D., Juna, J., M., 2003. Multifunction agricultural biodiversity:pest management and other benefits. Basic and Appl. Ecol. 4, 107-116.

Győrffy, B. 1977. Predatory insect populatons in the host-plant community of the red pepper (Capsicum). Acta Biologica Szeged 23, 125-131.

Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukacek, R., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Dormann, C.F., De Filippi, R., Frossard, E., Liira, J., Schmidt, T., Stockli, R.,

Thenail, C., van Wingerden, W., Bugter, R., 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. Eur. J. Agron. 24, 165-181.

Ito, K., Nakata, T., 1998. Diapause and survival in winter in two species of predatory bugs, *Orius sauteri* and *O. minutus*. *Entomol. Exp. Appl.* 89, 271–276.

Jenser, G., Balázs, K., Erdélyi, Cs., Haltrich, A., Kozár, F., Markó, V., Rácz, V., Samu, F., 1999. Changes in the population composition in IPM apple orchards under continental climatic conditions in Hungary. Agriculture Ecosystems and Environment 73, 141-154.

Jenser, G., Balázs, K, Markó, V., Haltrich, A., 2006. Lessons of the changes in the arthropod population composition in the Hungarian apple orchard in the last six decades, Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica 41, 165–176.

Jonsson, M., Wratten, S.D., Landis, D.A., Tompkins, J.M.L., Cullen, R., 2010. Habitat manipulation to mitigate the impacts of invasive arthropod pests. Biol. Invasions 12, 2933-2945.

Kiss, B., 2009. Hazai parlagfűfogyaztó rovarok, Növényvédelem 45, 419-424.

Kondorosy, E. 1999. Checklist of the Hungarian bug fauna (Heteroptera). Folia Entomologica Hungarica, 60, 125-152.

Kotán A. 2009. A foltos bürök (*Conium maculatum*), mint lehetséges ökológiai indikátor virágzatán élő ízeltlábúegyüttes (Coleoptera, Heteroptera, Araneae) leírása a fenológia függvényében, MSc dolgozat, SZIE NVI

Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. Annu. Rev. Entomol. 4: 175-201.

Langellotto, G.A., Denno, R.F., 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. Oecologia 139, 1-10.

Letourneau, D.K., Goldstein, B., 2001. Pest damage and arthropod community structure in organic vs. conventional tomato production in California. J. Appl. Ecol. 38, 557-570.

Letourneau, D.K., Jedlicka, J.A., Bothwell, S.G., Moreno, C.R., 2009. Effects of natural enemy biodiversity on the suppression of arthropod herbivores in terrestrial ecosystems. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 40, 573-592.

Lewis, T. M., Lattin, J. D., 2010.*Orius* (*Heterorius*) *Vicinus* (Ribaut) (Hemiptera: Heteroptera: Anthocoridae) in Western North America, a Correction of the Past. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*112, 69-80.

Losey, John E., Robert F. Denno. 1998. Positive predator–predator interactions: enhanced predation rates and synergistic suppression of aphid populations. Ecology 79, 2143–2152.

Lucas, É., Rosenheim, J. A., 2011. Influence of extraguild prey density on intraguild predation by heteropteran predators: A review of the evidence and a case study, Biological control, *in press* doi:10.1016/j.biocontrol. 2011.05.010

Lundgren, J., Fergen, J. K. and Riedell, W. E., 2008. The influence of plant anatomy on oviposition and reproductive success of the omnivorous bug *Orius insidiosus*, Anim. Behav. 75, 1495-1502.

Lundgren, J., G., Wyckhuys, K., A., G., Desneux, N., 2009. Population responses by *Oriusinsidiosus* to vegetational diversity, BioControl 54, 135-142

Macfadyen, S., Gibson, R., Polaszek, A., Morris, R.J., Craze, P.G., Planque, R., Symondson, W.O.C., Memmott, J., 2009. Do differences in food web structure between organic and conventional farms affect the ecosystem service of pest control? Ecol. Letters 12, 229-238.

Marino, P.C., Landis, D.A., 1996. Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. Ecol. Appl. 6, 276-284.

McPhereson, J.E., Weber, B.C., 1981. Seasonal flight patterns of Heteroptera in a Nord Carolina black walnut plantation. 4. Cimicoidea. The Great Lake Entomologist 14, 19-22.

Menalled, F.D., Costamagna, A.C., Marino, P.C., Landis, D.A., 2003. Temporal variation in the response of parasitoids to agricultural landscape structure. Agric. Ecosyst. Environ. 96, 29-35.

Menalled, F.D., Marino, P.C., Gage, S.H., Landis, D.A., 1999. Does agricultural landscape structure affect parasitism and parasitoid diversity? Ecol. Appl. 9, 634-641.

Mendes, S., M., Bueno, V. H. P.; Argolo; V. M., Silveira, L. C. P., 2002. Type of prey influences biology and consumption rate of *Orius insidiosus* (Say) (Hemiptera, Anthocoridae), Rev. Bras. entomol. 46.

Mészáros, Z., Ádám, L., Balázs, K., Benedek, I., M., Draskovits, A., D., Kozár, F., Lövei, G, Mahunka, S., Meszlény, A., Mihályi, K., Nagy, L., Papp, J.,Papp, L., Polgár, L., Rácz, V., Ronkay, L., Soós, A., Szabó, S., Szabóky, C., S., Szalay-Marzsó, L., Szarukán, I., Szelényi, G., Szentkirályi, F., 1984. Results of faunistical stusies in Hungarian maize stands (Maize ecosystem research No.16). Acta Phytopatol. Acad. Sci. Hung. 19, 65-90.

MÉTA Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa: http://www.novenyzetiterkep.hu/

Meyhofer, R., Klug, T., Poehling, H.-M., 2008. Are landscape structures important for the colonization of spinach fields by insects? IOBC/wprs Bulletin 34, 69-72.

Moilanen, A., és Nieminen, M., 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. Ecology 83, 1131-1145.

Molnár, Zs., Horváth, F., 2000: IBOA, Intenzív Botanikai Adatgyűjtés, Országos adatbázisok építése terepemberek publikált, kéziratos és naplóadataiból. Gólyahír III/13., 3-14.

Montserrat, M., Albajes, R., Castane, C., 2004. Behavioral responses of three plat-inhibiting predators to different prey densities, Biol. Control 30, 256-264.

Ocskó Z. 2010. Növényvédı szerek, termésnövelı anyagok I. Budapest: Reálszisztéma Dabasi Nyomda Zrt., 557.

Ostman, O., 2002. Distribution of bird cherry-oat aphids (Rhopalosiphum padi L) in relation to landscape and farming practices. Agriculture Ecosystems & Environment 93, 67-71.

Ostman, O., Ekbom, B., Bengtsson, J., 2001. Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control. Basic Appl. Ecol. 2, 365-371.

Perdikis, D., Fantinou, A., Lykouressis, D., 2011. Enhancing pest control in annual crops by conservation of predatory Heteroptera. Biological control, doi:10.1016/j.biocontrol.2011.03.014

Péricart, J., 1972. "Hémiptéres, Anthocoridae, Cimicidae et Microphysidae de l'Ouest Paléarctique," in *Faune de l'Europe et du Basin Méditerranéen, No. 7* (Paris, 1972).

Perry, J.N., 1995. Spatial analysis by distance indices. Journal of Animal Eco. 64, 303-314.

Petit, S., 2009. The dimensions of land use change in rural landscapes: Lessons learnt from the GB Countryside Surveys. J. Environ. Manage. 90, 2851-2856.

Petit, S., Howard, D.C., Smart, S.M., Firbank, L.G., 2002. Biodiversity in British agro-ecosystems: the changing regional landscape context. Bcpc Conference - Pests & Diseases, 1-2, 957-964.

Petit, S., Lavigne, C., Ferguson, A., Tixier, P., Bohan, D., Denholm, I., Otto, S., Alomar, O., Veres, A., Eggenschiwiler, L., Bocci, G., Moonen, C., Golla B. 2010. Conservation biological control at the landscape level: measuring and modelling, IOBC wprs Bulletin Vol. 56 87-93

Rácz, V. 1989a. Poloskák – Heteroptera. In: Balázs, K., Mészáros, Z., 1989: Biológiai védekezés természetes ellenségekkel, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 73-81.

Rácz, V. 1989b. Poloskák (Heteroptera) szerepe magyarországi kukoricások életközösségében. Kandidátusi értekezés, Budapest.

R Development Core Team, 2008. 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.

Ramachandran, S.,Funderburk, J., Stavisky, J., Olson, S., 2001. Population abundance and movement of *Frankliniella species* and *Orius insidiosus* in field pepper, Agricult. and Forest Entom. 3, 129-137

Rand, T.A., Tylianakis, J.M., Tscharntke, T., 2006. Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. Ecol. Letters 9, 603-614.

Rédei D., 2007. Gyógy-és aromanövények poloskanépessége, Doktori értekezés, Corvinus Egyetem

Ricci, B., Franck, P., Toubon, J.F., Bouvier, J.C., Sauphanor, B., Lavigne, C., 2009. The influence of landscape on insect pest dynamics: a case study in southeastern France. Landsc. Ecol. 24, 337-349.

Robinson, R. A., Sutherland, W., J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. Journal of Appl. Ecol. 39, 157-176.

Rodríguez, M., Á., Hawkins, B., A., 2000. Diversity function and stability in parasitoid communities. Ecol. Lett. 3, 35-40.

Root, Richard B. 1973. Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats: The Fauna of Collards (Brassica Oleracea) Ecological Monographs 43, 95–124.

Roschewitz, I., Hucker, M., Tscharntke, T., Thies, C., 2005. The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. Agric. Ecosyst. Environ. 108: 218-227.

Rosenthal, R., DiMatteo, M.R., 2001. Meta-analysis: Recent developments in quantitative methods for literature reviews. Annu. Rev. Psychol. 52, 59-82.

Rundlof, M., Bengtsson, J., Smith, H.G., 2008. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. J. Appl. Ecol. 45, 813-820.

Rundlof, M., Smith, H.G., 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. J. Appl. Ecol. 43, 1121-1127.

Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou J.P., Estrade J.R., 2011. Multi-scale effects of landscape complexity and crop management on pollen beetle parasitism rate. Landsc. Ecol. in press.

Rutledge, C.,E., O'Neil, R.,J., 2005. *Orius insidiosus* (Say) as a predator of the soybean aphid, Aphis glycines Matsumura. Biological Control, 33, 56-64.

SADIE, Spatial Analysis for distance Indices, http://www.rothamsted.ac.uk/pie/sadie/SADIE_home_page_1.htm

Samu, F., Szinetar, C., 2002. On the nature of agrobiont spiders. J. Arachnol. 30, 389-402.

Saulich, AKh., Musolin, D.L., 2009. Seasonal development and ecology of Anthocorids (Heteroptera, Anthocoridae). Entomologicheskoe Obozrenie, 88, 257–291 (orosz nyelven, angol összefoglalóval). [angol fordítás: Entomological Review, 2009, 89, 501–528]

Sigsgaard, L., Esbjerg, P. 1997. Cage experiments on *Orius tantillus* predation of *Helicoverpa armigera*. Entomologica Experimentalis et Applicata, 82, 311-318.

Sobhy, I. S., Sarhan, A. A., Shoukry, A. A., El-Kady, G. A., Mandour N. S., Reitz, S. R., 2010. Development, consumption rates and reproductive biology of *Orius albidipennis* reared on various prey, BioControl, 55, 753-765.

Southwood, T.R.E., 1960. The flight activity of Heteroptera. Transaction of the Royal Entomological Society London 112: 173-220.

Straub, C., Finke, D., Snyder, W., 2008. Are the conservation of natural enemy biodiversity and biological control compatible goals? Biol. Control 45, 225-237.

Summerville, K.S., 2004. Do smaller forest fragments contain a greater abundance of Lepidopteran crop and forage consumers? Environ. Entomol. 33, 234-241.

Thies, C., Roschewitz, I., Tscharntke, T., 2005. The landscape context of cereal aphid-parasitoid interactions. Proc. R. Soc. B-Biol. Sci. 272, 203-210.

Thies, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., 2003. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. Oikos 101, 18-25.

Thies, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., 2008. Interannual landscape changes influence plant-herbivore-parasitoid interactions. Agric. Ecosyst. Environ. 125, 266-268.

Thies, C., Tscharntke, T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. Science 285, 893-895.

Tommasini, M. G., 2003. Evaluation of *Orius* species for biological control of *Frankliniella occidentalis* (Pergande) (Thysanoptera: Thripidae), PhD thesis Wageningen University

Tommasini, M. G., 2004. Collection of *Orius* species in Italy, Bulletin of Insetology, 57, 65-72.

Tommasini, M. G., Maini, S., 2001. Thrips control on protected sweet pepper crops: enhancement by means of *Orius laevigatus* releases. Proceedings of the 7th Int. Symp. on Thysanopt., 249-256.

Tóth, F., Árpás, K., Szekeres, D., Kádár, F., Szentkirályi, F., Szénási, Á., Kiss, J., 2004. Spider web survey or whole plant visual sampling? Impact assessment of Bt on non-target predatory insects with two concurrent methods, Environ. Biosafety Res. 3, 225-231.

Tóth, F., Kiss, J., 1999. Comparative analyses of epigeic spider assemblages in Northern Hungarian winter wheat fields and their adjacent margins. The Journal of Arachnology 27, 241–248.

Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. and Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Ecology Letters 8, 857–874.

Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. Ecol. Appl. 12, 354-363.

Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T.O., Kleijn, D., Rand, T.A., Tylianakis, J.M., van Nouhuys, S., Vidal, S., 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. Biol. Control 43, 294-309.

Tuda, M., Shima, K., 2002. Relative importance of weather and density dependence on the dispersal and on-plant activity of the predator *Orius minutus*, Population Ecology, 44, 251-257.

Ulrich, K., S., 2001. The influence of wildflower strips on plant and insect (Heteroptera) diversity in an arable landscape, Swiss Federal Institute of Technology Zurich

van Helden, M., Fargeas E., Fronzes M., Maurice O., Thibaud M., Gil F., Pain G., 2006. The infuence of local and landscape characteristics on insect pest population levels in viticulture. IOBC/wprs Bulletin 29, 145-148.

van Helden, M., Pain G;, Simonneau M-A., 2008. Experimenting with landscape management to control pest populations in viticulture. IOBC/wprs Bulletin 34, 117-120.

Vasileiadis, V.P., Sattin, M., Otto, S., Veres, A., Pálinkás, Z., Pons, X., Kudsk, P., van der Weide, R., Czembor, E., Moonen, C., and Kiss, J., 2011. Crop protection in European maize-based cropping systems: current practices and recommendations for innovative Integrated Pest Management. Agricultural Systems (in press doi:10.1016/j.agsy.2011.04.002)

Veire, M., van de, Degheele D., 1992. Biological control of western flower thrips, *Frankliniella occidentalis* (Perrgande) (Thysanoptera: Thripidae), in glasshouse sweet pepper with *Orius* spp. (Hemiptera: Anthocoridae). A comparative study between *O. niger* (Wolff) and *O. insidiosus* (Say). Biolo. Sci. and Techn, 2, 281-283.

Venzon, M., Janssen, A., Pallini, A., Sabelis, M., W., 2000. Diet of a polyphagous arthropod predator affects refuge seeking of its thrips prey, Animal Behaviour, 60, 369-375.

Veres, A., 2010. The relation of minute pirate bug abundance (*Orius* spp.) to the amount of suitable habitats in the landscape analysed using GIS, NyME GEO, szakmérnöki dolgozat

Veres, A., Kotan, A., Fetyko, K., Orosz, Sz. and Tóth, F., 2010a. Innovative methods for measuring *Orius* spp. (Anthocoridae) abundance at a landscape scale. IOBC wprs Bulletin 56, 135-138

Veres A., Lavigne C., Petit S., Conord C., Moonen C., Bohan D., Kiss J., Tóth F. és Szalai M., 2010b. Élőhelyek növényvédelmi szerepe a mezőgazdasági tájban, Növényvédelem 46, 481-491.

Veres, A., Petit, S., Conord, C., Lavigne, C., 2011. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. Agriculture Ecosystems and Environment (in press DOI: 10.1016/j.agee.2011.05.027)

Veres, A.,Toth, F., Orosz , S., Kristof, D., Fetyko, K., 2008. Spatial analysis of greenhouse density in relation to western flower thrips (*Frankliniella occidentalis*), onion thrips (*Thrips tabaci*) and minute pirate bug (*Orius* spp.) population in greenhouses. IOBC/wprs Bulletin 34, 129-132.

Veres, A., Toth, F., Szalkai, G., 2006. The damage pattern of *Helicoverpa armigera* and *Ostrinia nubilalis* in relation to landscape attributes - comparing two databases of Hungary at country level. IOBC/wprs Bulletin 29, 153-156.

Vollhardt, I.M.G., Tscharntke, T., Wackers, F.L., Bianchi, F., Thies, C., 2008. Diversity of cereal aphid parasitoids in simple and complex landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 126, 289-292.

Wackers, F.L., van Rijn, P.C.J., Heimpel, G.E., 2008. Honeydew as a food source for natural enemies: Making the best of a bad meal? Biol. Control 45, 176-184.

Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., 2003., Mass flowering crops enhance pollinator densities at landscape scale, Ecology Letters 6, 961-965.

Wessels-de Wit, S.,Schwabe, A. 2010. The fate of sheep-dispersed seeds: Plant species emergence and spatial patterns. Flora, 205, 656–665.

Whalon, M. E, Croft, B. A., 1986. Immigration and colonization of portable apple trees by arthropod pests and their natural enemies, Crop Prot.5**,** 376–384.

Wissinger, S.A., 1997. Cyclic colonization in predictably ephemeral habitats: A template for biological control in annual crop systems. Biol. Control 10, 4-15.

With, K.A., Pavuk, D.M., Worchuck, J.L., Oates, R.K., Fisher, J.L., 2002. Threshold effects of landscape structure on biological control in agroecosystems. Ecol. Appl. 12, 52-65.

Worner, S.P., Gevrey, M., 2006. Modelling global insect pest species assemblages to determine risk of invasion. J. Appl. Ecol. 43, 858-867.

Zaller, J.G., Moser, D., Drapela, T., Schmoger, C., Frank, T., 2008a. Effect of within-field and landscape factors on insect damage in winter oilseed rape. Agric. Ecosyst. Environ. 123, 233-238.

Zaller, J.G., Moser, D., Drapela, T., Schmoger, C., Frank, T., 2008b. Insect pests in winter oilseed rape affected by field and landscape characteristics. Basic Appl. Ecol. 9, 682-690.

9 MELLÉKLETEK

9. 1. Táblázat:A meta-analízis alapját képező adatbázis szerkezete 95

9. 2. Táblázat: A szakirodalmi összefoglaló elemzésbe bevont tanulmányok 96

9. 3. Táblázat: Fétermészetes területek kategóriába vont terülegtetk CORINE Landcover 50 kódjai (lsd.9. 10. Melléklet 107. old.) 100

9. 4. Térkép: A bürök (*Conium maculatum*) virágzatáról való gyűjtésre vonatkozó módszertani vizsgálat eredményei (Kotán 2009), felszínborítási adatok az egyes mintavételi helyszínek körül 101

9. 5. Ábra: A bürökről (*C. maculatum*) gyűjtött *Orius* fajok összegyedszáma az egyes helyszíneken (Kotán 2009) 102

9. 6. Táblázat: Fajlista a bürkön (*C. maculatum*) előforduló Coleoptera, Aranae, Heteroptera fajok előfordulásáról az 1. felvételezési helyszínen (Jászfelsőszentgyörgy), Jászság, 2007 (Kotán 2009) 103

9. 7. Táblázat: Fajlista a bürkön (*C. maculatum*) előforduló Coleoptera, Aranae, Heteroptera fajok előfordulásáról a 2. felvételezési helyszínen (Pusztamonostor), Jászság, 2007 (Kotán 2009) 104

9. 8. Táblázat**:** Fajlista a bürkön (*C. maculatum*) előforduló Coleoptera, Aranae, Heteroptera fajok előfordulásáról a 3. felvételezési helyszínen (Boldog), Jászság, 2007 (Kotán 2009) 105

9. 9. Térkép:Felszínborítási adatok a Jászsági mintaterületről 106

9. 10. Ábra: CORINE Landcover kategóriák 107

9. 11. Táblázat: *Orius* fajok összegyedszáma (átlag és szórás értékekkel) bürkön (*Conium maculatum*), Jászság, 2005, 2006, 2007 108

9. 12. Táblázat: *Orius* fajok és a féltemészetes területek kapcsolatát leíró asszociációs index és a hozzá tartozó átlagos klaszterértékek és valószínűségek, Jászság, 2005, 2006, 2007 108

9. 13. Térkép: Az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása (vi) és a féltermészetes területek 1000 m-es körzetben, Jászság 2005 109

9. 14. Térkép: Az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása (vi) és a féltermészetes területek 1000 m-es körzetben, Jászság 2006 110

9. 15. Térkép: Az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása (vi) és a féltermészetes területek 1000 m-es körzetben, Jászság 2007 111

9. 16. Térkép: Asszociációs index (Chi) az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása és a féltermészetes területek térbeli eloszlása között, Jászság 2005 112
9. 17. Térkép: Asszociációs index (Chi) az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása és a féltermészetes területek térbeli eloszlása között, Jászság 2006 113
9. 18. Térkép: Asszociációs index (Chi) az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása és a féltermészetes területek térbeli eloszlása között, Jászság 2007 114
9. 19. Térkép: Az *Orius* fajok térbeli eloszlása, és a kapcsolatuk a féltermészetes területekkel, Jászság 2006 115

9. 1. Táblázat:A meta-analízis alapját képező adatbázis szerkezete

	Független változók			Függő változók	
ID	*ABUND*	*CULT*	*CROP*	*LANDS*	*SIGN*
1.	1=egyedszám	1=művelt	1=tápnövény	0=nem szign.	0=nem szign.
2.	1=egyedszám	1=művelt	1=tápnövény	1=szign.	1= „-”
3.	1=egyedszám	1=művelt	1=tápnövény	1=szign.	2=„+”
4.	1=egyedszám	1=művelt	0=egyéb	0=nem szign.	0=nem szign.
5.	1=egyedszám	1=művelt	0=egyéb	1=szign.	1= „-”
6.	1=egyedszám	1=művelt	0=egyéb	1=szign.	2=„+”
7.	1=egyedszám	0=féltermészetes	NA	0=nem szign.	0=nem szign.
8.	1=egyedszám	0=féltermészetes	NA	1=szign.	1= „-”
9.	1=egyedszám	0=féltermészetes	NA	1=szign.	2=„+”
10.	0= mortalitás	1=művelt	NA	0=nem szign.	0=nem szign.
11.	0= mortalitás	1=művelt	NA	1=szign.	1= „-”
12.	0= mortalitás	1=művelt	NA	1=szign.	2=„+”
13.	0= mortalitás	0=féltermészetes	NA	0=nem szign.	0=nem szign.
14.	0= mortalitás	0=féltermészetes	NA	1=szign.	1= „-”
15.	0= mortalitás	0=féltermészetes	NA	1=szign.	2=„+”

9. 2. Táblázat: A szakirodalmi összefoglaló elemzésbe bevont tanulmányok

9. 3. Táblázat: Fétermészetes területek kategóriába vont terülegtetk CORINE Landcover 50 kódjai (lsd.9. 10. Melléklet 107. old.)

Mezőgazdasági területek 2 főkategriából:

Intenzív legelők és erősen degradált gyepterületek bokrok és fák nélkül 2311

Intenzív legelők és erősen degradált gyepterületek bokrokkal és fákkal 2312

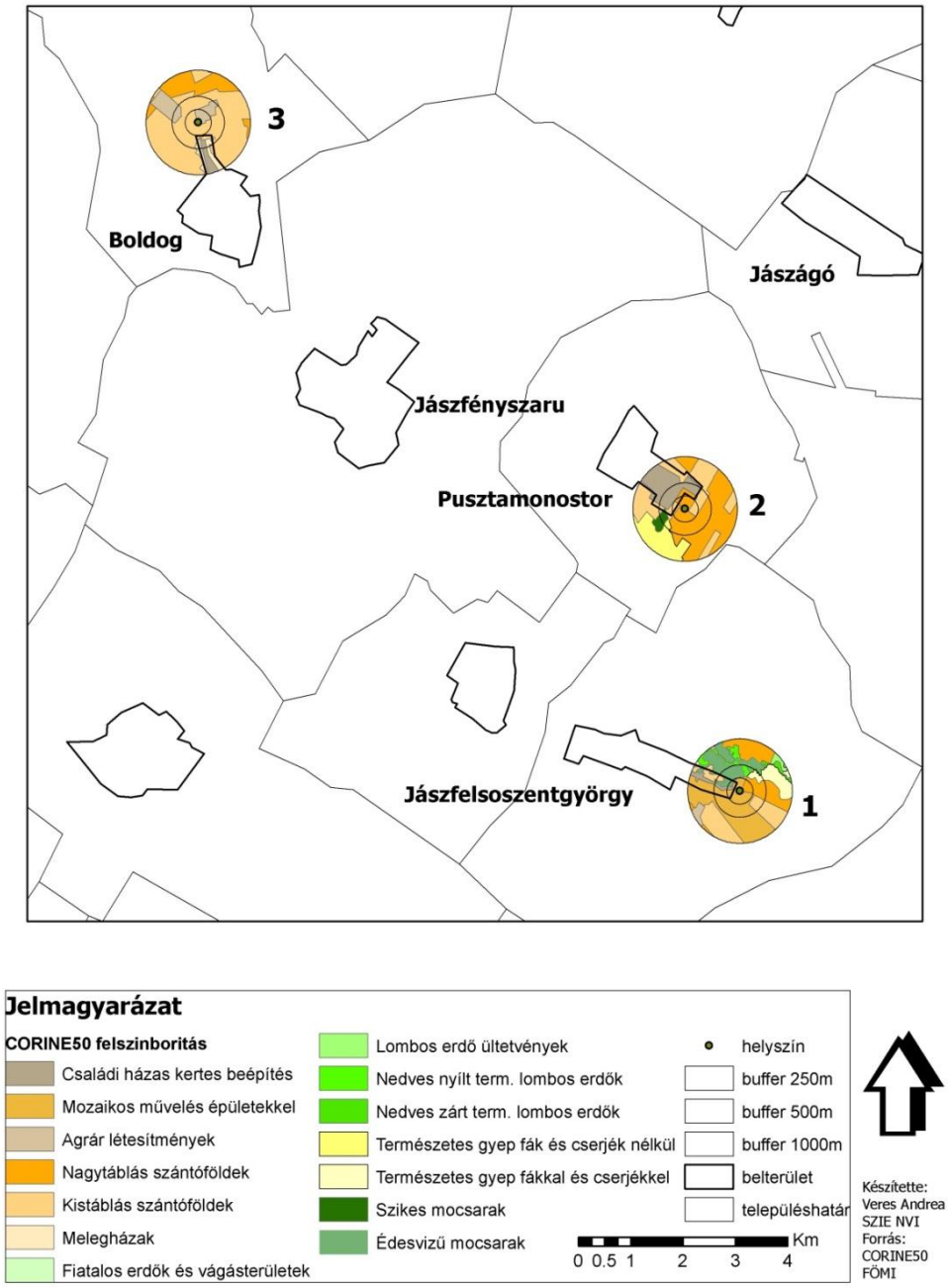
Mezőgazdasági területek túlsúlyban szántókkal és jelentős természetes vegetációval 2431

Mezőgazdasági területek túlsúlyban intenzív legelőkkel és jelentős természetes vegetációval 2432

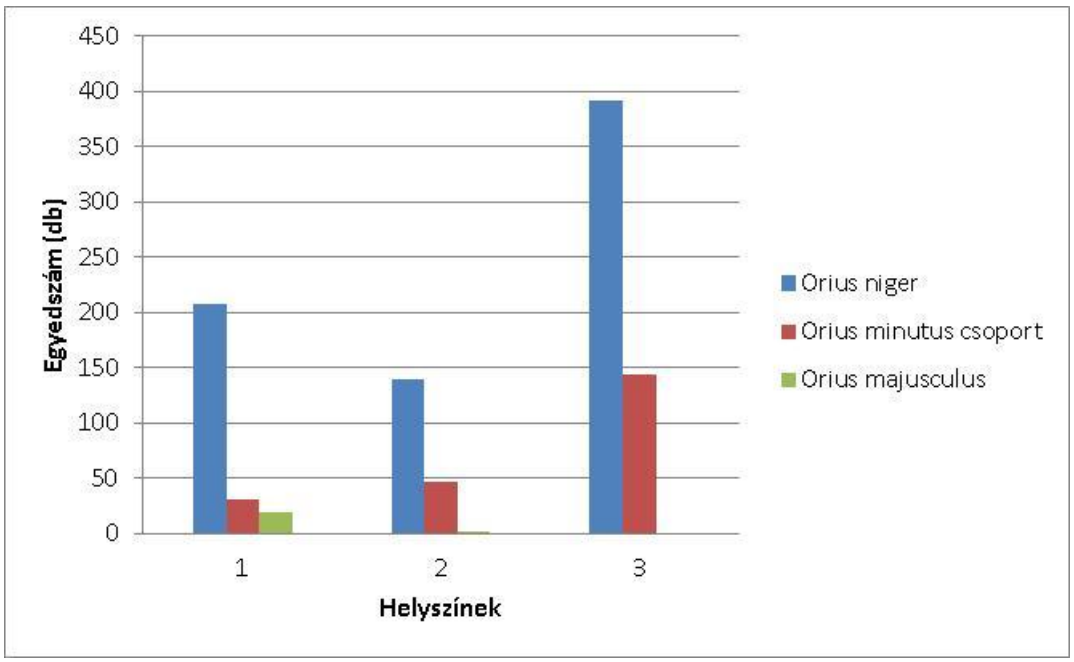
Mezőgazdasági területek túlsúlyban szórt megjelenésű természetes vegetációval 2433

Erdők és természetközeli területek főkategória 3 (lsd.9. 10. Melléklet 107. old.)

Vizenyős területek főkategória 4 (lsd.9. 10. Melléklet 107. old.)



9. 4. Térkép: A bürök (*Conium maculatum*) virágzatáról való gyűjtésre vonatkozó módszertani vizsgálat eredményei (Kotán 2009), felszínborítási adatok az egyes mintavételi helyszínek körül



9. 5. Ábra: A bürökről (*C. maculatum*) gyűjtött *Orius* fajok összegyedszáma az egyes helyszíneken (Kotán 2009)

9. 6. Táblázat: Fajlista a bürkön (*C. maculatum*) előforduló Coleoptera, Aranae, Heteroptera fajok előfordulásáról az 1. felvételezési helyszínen (Jászfelsőszentgyörgy), Jászság, 2007 (Kotán 2009)

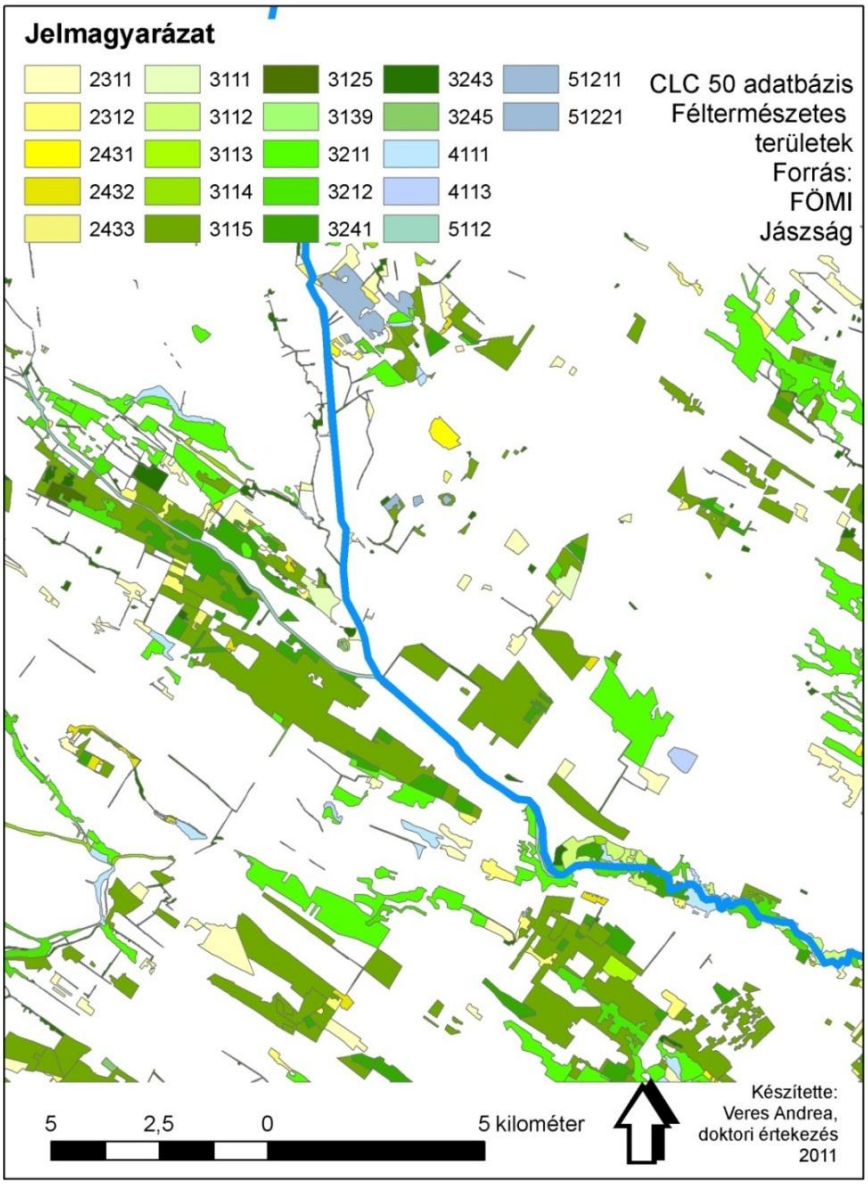
Bogarak	**db**		**Pókok**	**db**		**Poloskák**	**db**
Anaspis sp.	5		*Araneus*	12		*Deraeocoris ruber*	1
Anogcodes rufiventris	1		*Araniella*	1		*Eurydema* sp.	1
Anthonomus rubi	1		*Cheirachantium*	30		*Graphosoma lineatum*	78
Anthrenus olgae	2		*Clubiona*	1		Heteroptera	11
Bruchidius cinerascens	1		*Dictyna*	1		Miridae	72
Ceutorhynchus nanus	1		*Lepthyphantes*	1		*Nabis ferus*	1
Cortinicara gibbosa	20		*Linypiidae*	1		*Notostira erratica*	1
Hippodamia variegata	1		*Misumena*	4		*Nysius senecionis*	1
Malachius sp.	1		*Misumenops*	73		*Orius majusculus*	9
Meligethes aeneus	121		*Pardosa*	1		*Orius niger*	446
Mordellistena sp.	4		*Philodromus*	8		*Orius* sp.	42
Notoxus sp.	1		*Pisaura*	3		*Orius minutus*	12
Oedemera femorata	4		*Singa*	2		*Orthops basalis*	5
Propylea quatordecimpunctata	1		*Tenuiphantes*	1		*Orthops campestris*	54
Psyllobora vigintiduopunctata	6		*Theridion*	5		*Orthops kalmi*	2
Rhagonycha fulva	121		*Tibellus*	11		*Orthops* sp.	18
Scymnus rubromaculatus	1		*Xysticus*	43		*Oxycarenus pallens*	1
Spermophagus sericeus	1					*Plagiognathus chrysanthemi*	15
Titthaspis sedecimpunctata	1						

9. 7. Táblázat: Fajlista a bürkön (*C. maculatum*) előforduló Coleoptera, Aranae, Heteroptera fajok előfordulásáról a 2. felvételezési helyszínen (Pusztamonostor), Jászság, 2007 (Kotán 2009)

Bogarak	**db**		**Pókok**	**db**		**Poloskák**	**db**
Agriotes ustulatus	4		*Araneus*	6		*Deraeocoris ruber*	1
Anaspis sp.	1		*Cheirachantium*	5		*Graphosoma lineatum*	45
Chrysolina fastuosa	1		*Enoplognatha*	12		Heteroptera	11
Coccinula quatordecimpustulata	1		*Enoplognatha*	1		*Lygus gemellatus*	1
Cortinicara gibbosa	17		*Linypiidae*	3		*Lygus rugulipennis*	2
Malachius sp.	1		*Mangora*	1		*Lygus* sp.	1
Meligethes aeneus	21		*Misumena*	2		Miridae	101
Mordellistena sp.	1		*Misumenops*	22		*Orius majusculus*	2
Oedemera femorata	1		*Philodromus*	23		*Orius minutus*	12
Phyllothreta sp.	1		*Pisaura*	6		*Orius niger*	265
Psylliodes sp.	1		*Theridion*	9		*Orius* sp.	69
Psyllioides sp.	1		*Thomisus*	1		*Orthops basalis*	2
Psyllobora vigintiduopunctata	9		*Tibellus*	3		*Orthops campestris*	17
Rhagonycha fulva	43		*Xysticus*	33		*Orthops* sp.	18
Scymnus rubromaculatus	5					*Plagiognathus chrysanthemi*	9
Scymnus rubromaculatus	8						

9. 8. Táblázat**:** Fajlista a bürkön (*C. maculatum*) előforduló Coleoptera, Aranae, Heteroptera fajok előfordulásáról a 3. felvételezési helyszínen (Boldog), Jászság, 2007 (Kotán 2009)

Bogarak	**db**		**Pókok**	**db**		**Poloskák**	**db**
Agriotes sputator	1		*Araneus*	6		*Anthocoris nemoralis*	1
Agriotes ustulatus	3		*Araniella*	2		*Deraeocoris ruber*	1
Ceutorhynchus nanus	1		*Cheirachantium*	21		Diptera	1
Ceutorhynchus obstrictus	1		*Clubiona*	2		*Graphosoma lineatum*	62
Coccinella septempunctata	1		*Erigone*	1		Heteroptera	8
Cortinicara gibbosa	40		*Misumena*	24		*Lygaeus equestris*	9
Cteniopus flavus	5		*Misumenops*	223		*Lygus rugulipennis*	3
Diabrotica virgifera	1		*Philodromus*	3		Miridae	68
Meligethes aeneus	80		*Synaema*	4		*Nabis brevis*	1
Mordellistena sp.	4		*Theridion*	4		*Nabis ferus*	1
Notoxus sp.	2		*Tibellus*	4		*Notostira erratica*	1
Olybrus sp.	1		*Xysticus*	46		*Orius niger*	774
Phyllotreta sp.	4					*Orius* sp.	185
Platynaspis luteorubra	1					*Orius minutus*	23
Psylliodes sp.	1					*Orthops basalis*	9
Psyllobora vigintiduopunctata	1					*Orthops campestris*	42
Rhagonycha fulva	83					*Orthops kalmi*	4
Scymnus rubromaculatus	3					*Orthops* sp.	33
Scymnus rubromaculatus	3					*Plagiognathus chrysanthemi*	11
Spermophagus calystegiae	1						
Titthaspis sedecimpunctata	1						



9. 9. Térkép:Felszínborítási adatok a Jászsági mintaterületről

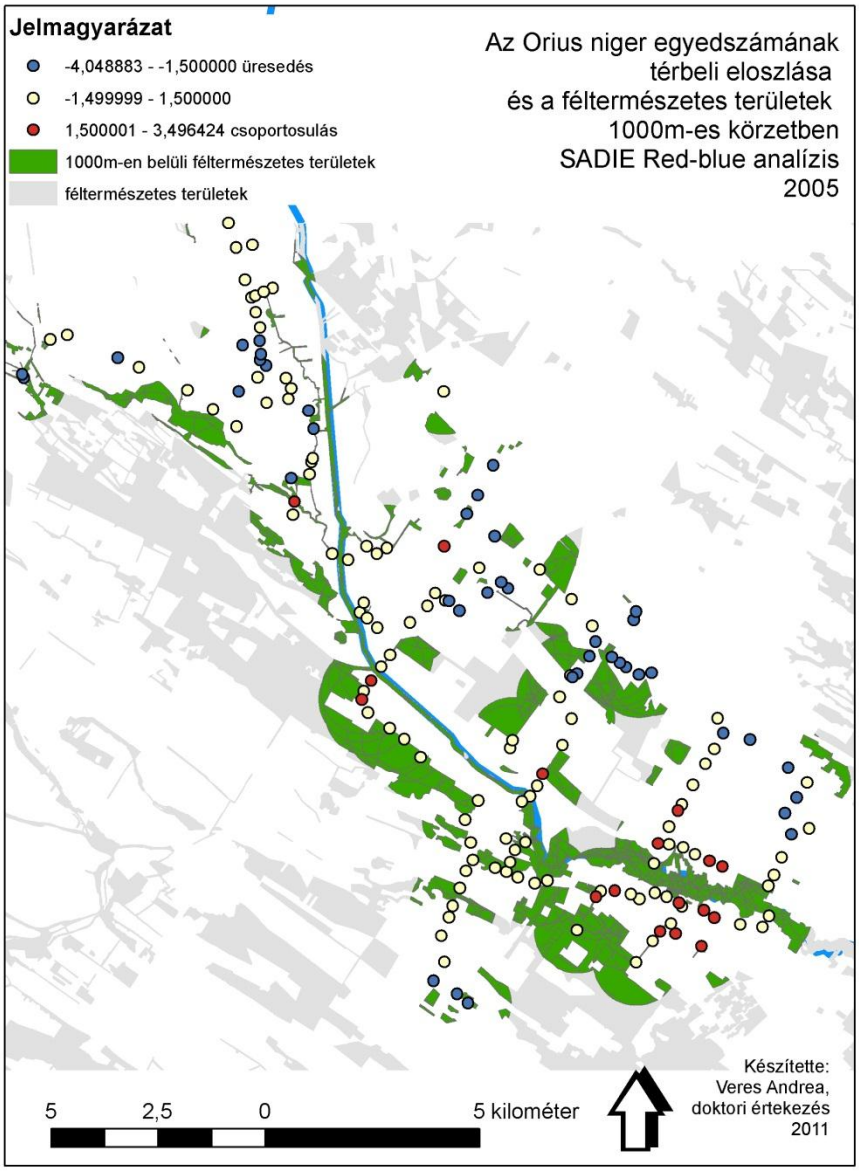
9. 10. Ábra: CORINE Landcover kategóriák

9. 11. Táblázat: *Orius* fajok összegyedszáma (átlag és szórás értékekkel) bürkön (*Conium maculatum*), Jászság, 2005, 2006, 2007

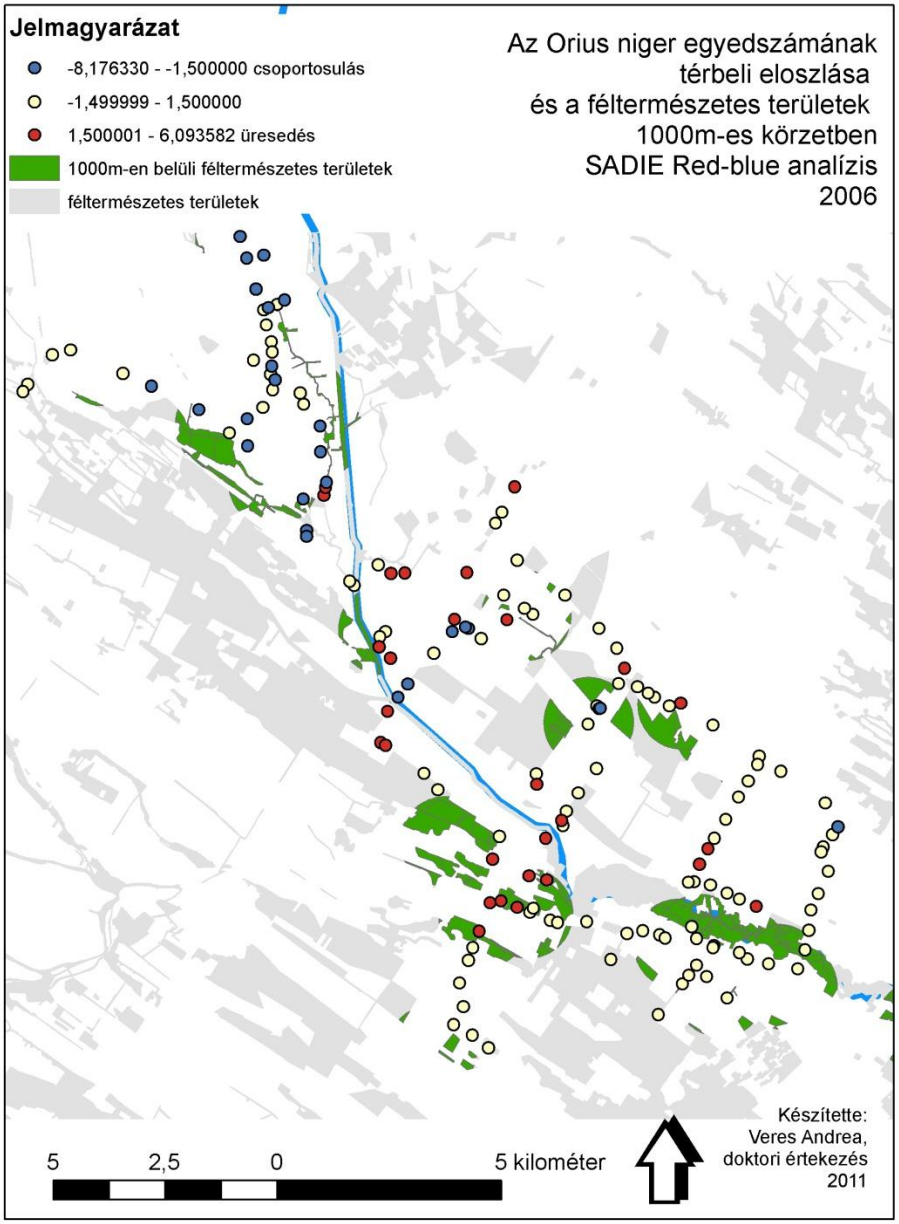
	Egyedszám	**2005**nőstény	hím	**2006**nőstény	hím	**2007**nőstény	hím
O. niger	összesen	299	459	235	380	826	1402
	átlag (SD)	1.8±2.3	2.7±4.0	1.5±2.2	2.4±4.0	5.9±6.5	10.0±13.4
O. minutus	összesen	58	96	47	22	136	139
	átlag (SD)	0.3±0.7	0.5±1.1	0.3±0.7	0.1±0.4	0.9±1.4	0.9±2.3
O.majusculus	összesen	0	2	5	7	13	13
	átlag (SD)	0	0.01±0.1	0.03±0.1	0.04±0.2	0.09±0.3	0.09±0.3
O.vicinus	összesen		0	0			4
	átlag (SD)		0	0			0.02±0.2
O.horvatii	összesen		1		5		6
	átlag (SD)		0.0		0.03±0.2		0.04±0.2
Orius spp.	összesen	1		11		6	
	átlag (SD)	0.18±0.1		0.07±0.4		0.04±0.2	
Orius összesen	összesen	918		712		2546	
	átlag (SD)	5.5±7.3		4.5±6.1		18.1±20.0	

9. 12. Táblázat: *Orius* fajok és a féltemészetes területek kapcsolatát leíró asszociációs index és a hozzá tartozó átlagos klaszterértékek és valószínűségek, Jászság, 2005, 2006, 2007

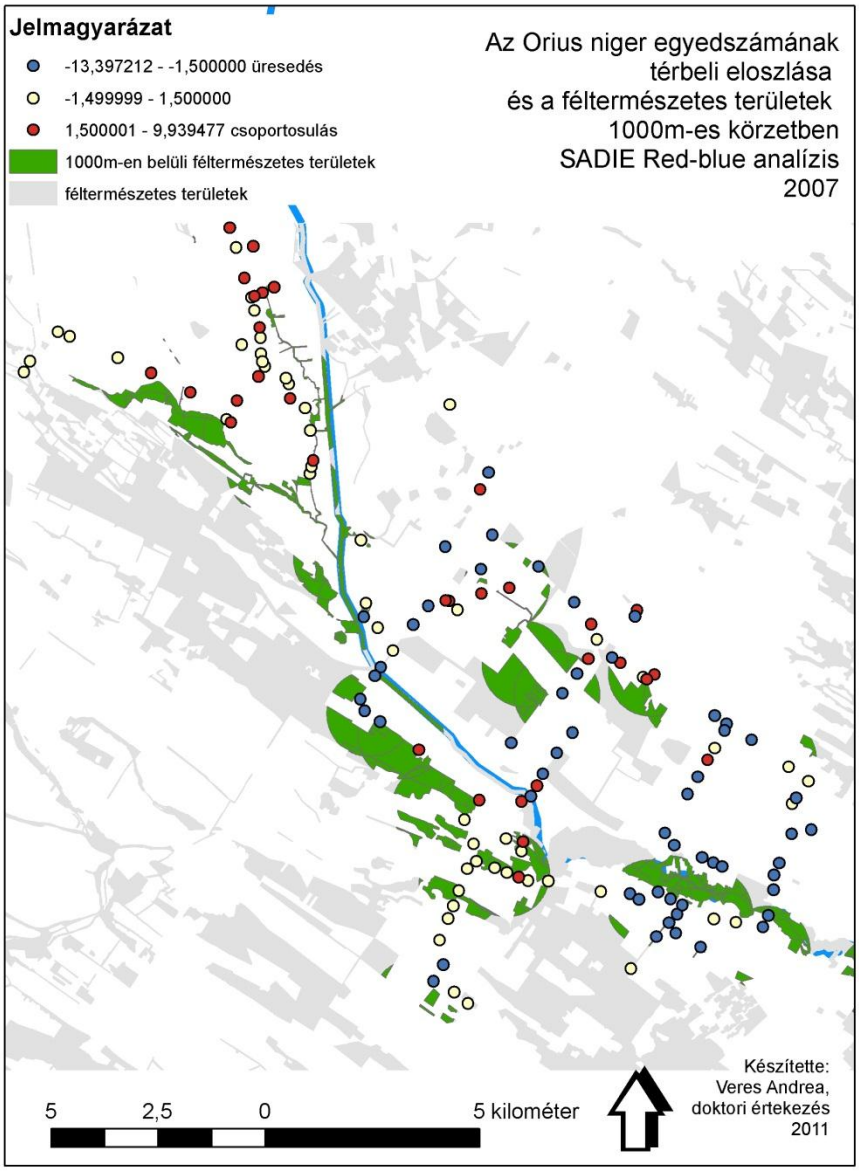
	2005		2005		2006		2007	
	O.spp. pók		*O.niger*	*O. összes*	*O.niger*	*O. összes*	*O.niger*	*O. összes*
χasszociációs index	0.3218		**0,2174**	**0,2142**	**0,1996**	1,363	**-0,2467**	**-0,2113**
Valószínűség	0,0254		**0,0230**	**0,0215**	**0,0063**	0,0473	**0,9979**	**0,9898**
V_j (p=0,05)	-0,2661		**-1,643**	**-1,1538**	**-1,124**	-1,129	**-1,242**	**-1,245**
V_i (p=0,05)	0,2750		**1,664**	**1,592**	**1,179**	1,198	**1,237**	**1,211**



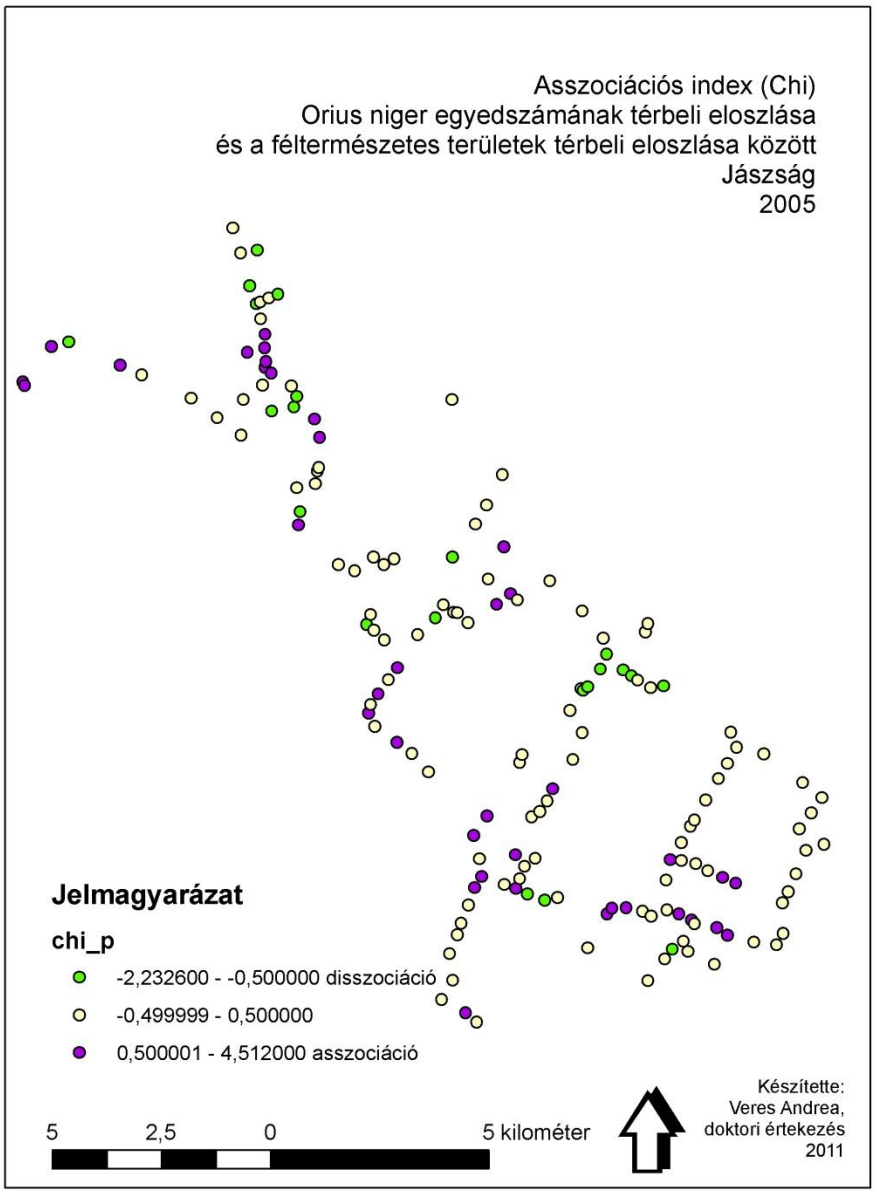
9. 13. Térkép: Az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása (vi) és a féltermészetes területek 1000 m-es körzetben, Jászság 2005



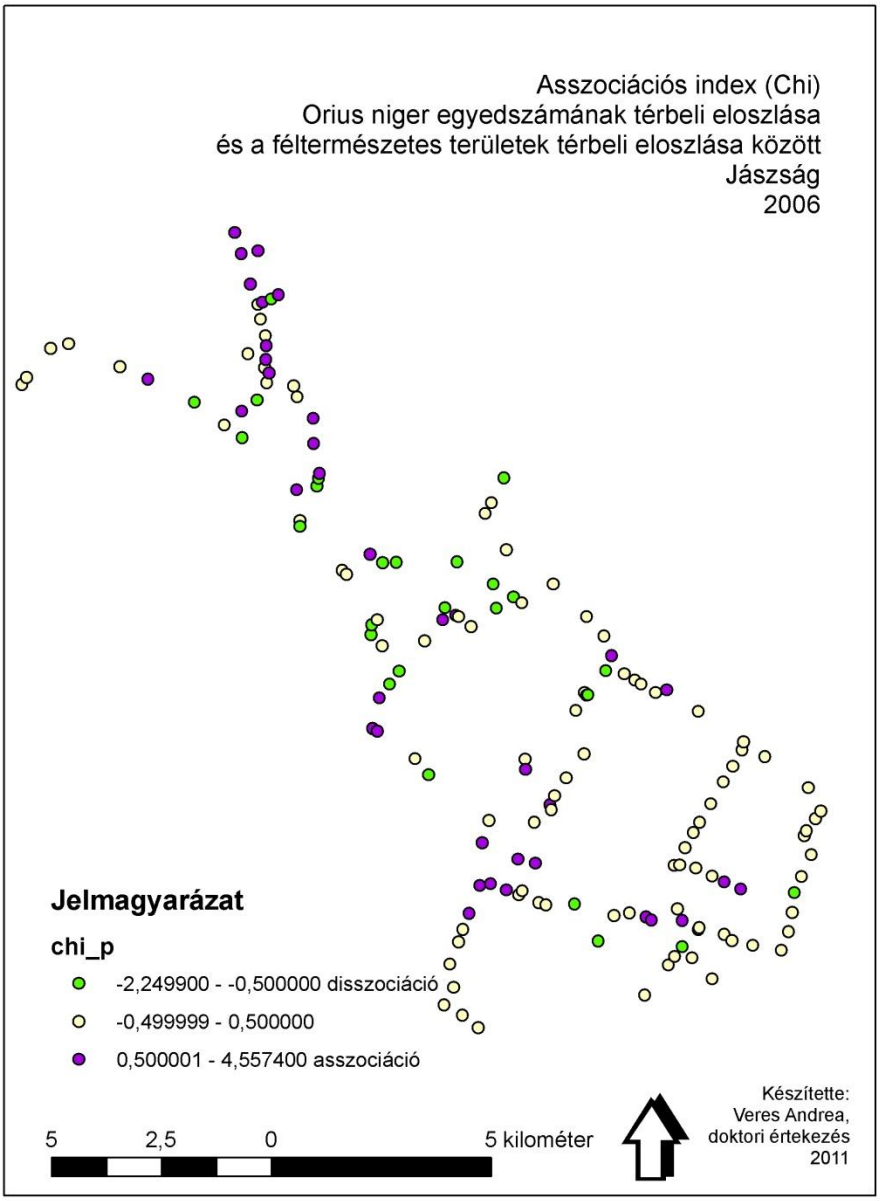
9. 14. Térkép: Az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása (vi) és a féltermészetes területek 1000 m-es körzetben, Jászság 2006



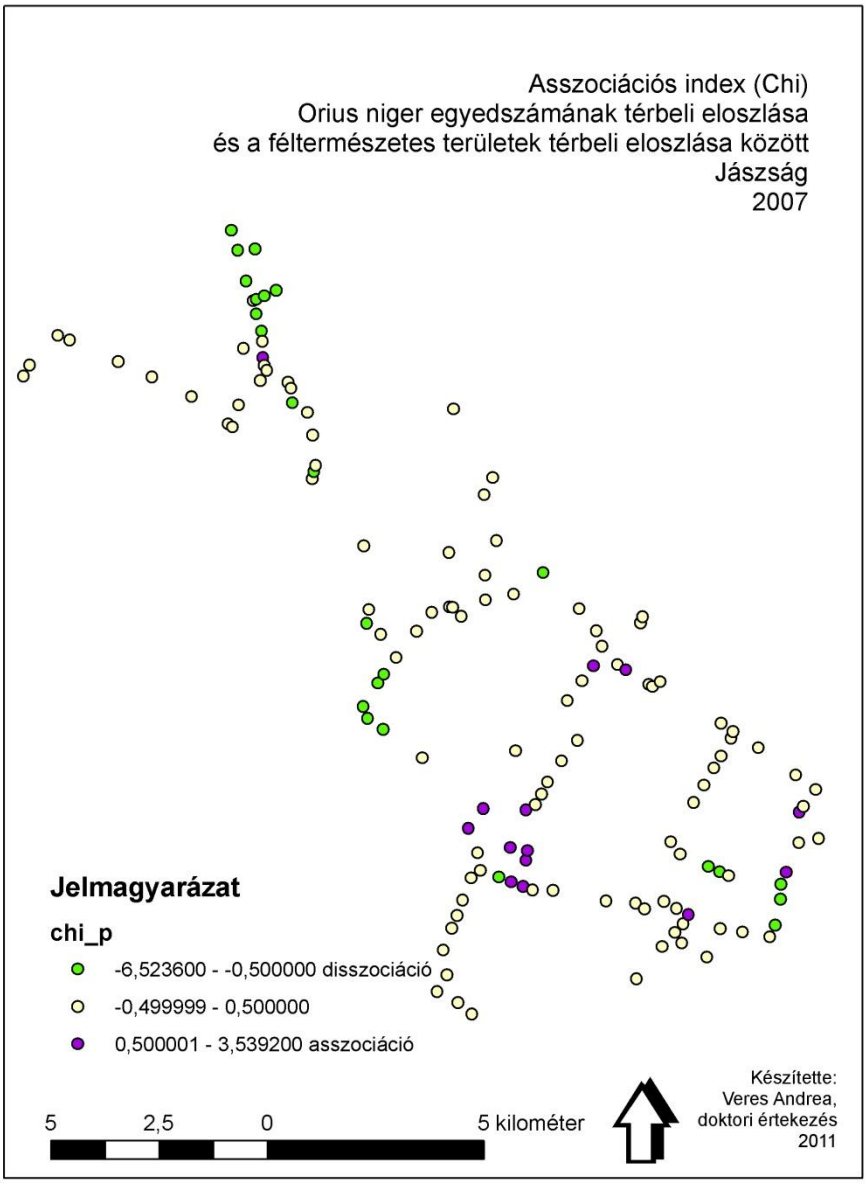
9. 15. Térkép: Az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása (vi) és a féltermészetes területek 1000 m-es körzetben, Jászság 2007



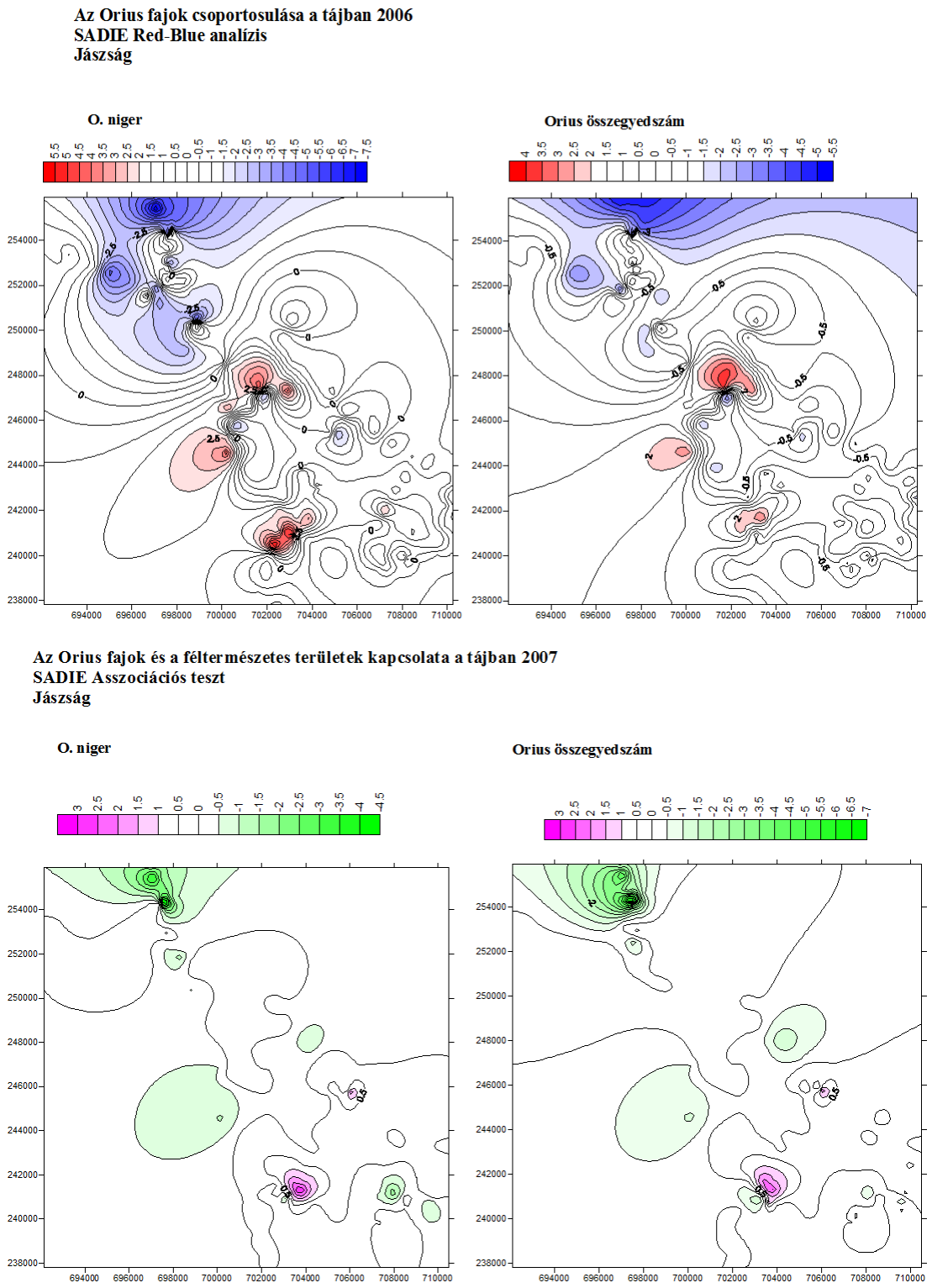
9. 16. Térkép: Asszociációs index (Chi) az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása és a féltermészetes területek térbeli eloszlása között, Jászság 2005



9. 17. Térkép: Asszociációs index (Chi) az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása és a féltermészetes területek térbeli eloszlása között, Jászság 2006



9. 18. Térkép: Asszociációs index (Chi) az *Orius niger* egyedszámának térbeli eloszlása és a féltermészetes területek térbeli eloszlása között, Jászság 2007



9. 19. Térkép: Az *Orius* fajok térbeli eloszlása, és a kapcsolatuk a féltermészetes területekkel, Jászság 2006

10 KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönet Földmérési és Távérzékelési Intézetnek, különösen Maucha Gergőnek, Pataki Róbertnek a felszínborítási adatok elemzésében nyújtott segítségért és Urbánné Rácz Verának az *Orius* fajok határozásában végzett munkájáért. Köszönöm Prof. Márkus Béla és Guszlev Antal (NyME, Geoinformatikai Kar), Claire Lavigne (INRA, Avignon) és David Bohan (RRES, Harpenden) szakmai hozzájárulását. Köszönet Brajda József, Csáki Balázs és Kotán Attila MSc hallgatóknak, Orosz Szilvia, Fetykó Kinga, Bán Gergő és Zrubecz Péter doktorandusz kollégáknak, Dr. Tóth Ferenc konzulensemnek és Prof. Kiss József intézetigazgatónak, valamint a Szent István Egyetem Növényvédelmi Intézet munkatársainak. Külön köszönöm családom és barátaim megértő támogatását és türelmét. A kutatás a GAK ALAP-00052/2004 és az ENDURE Network of Excellence EU 6 keretprogram támogatásával készült.