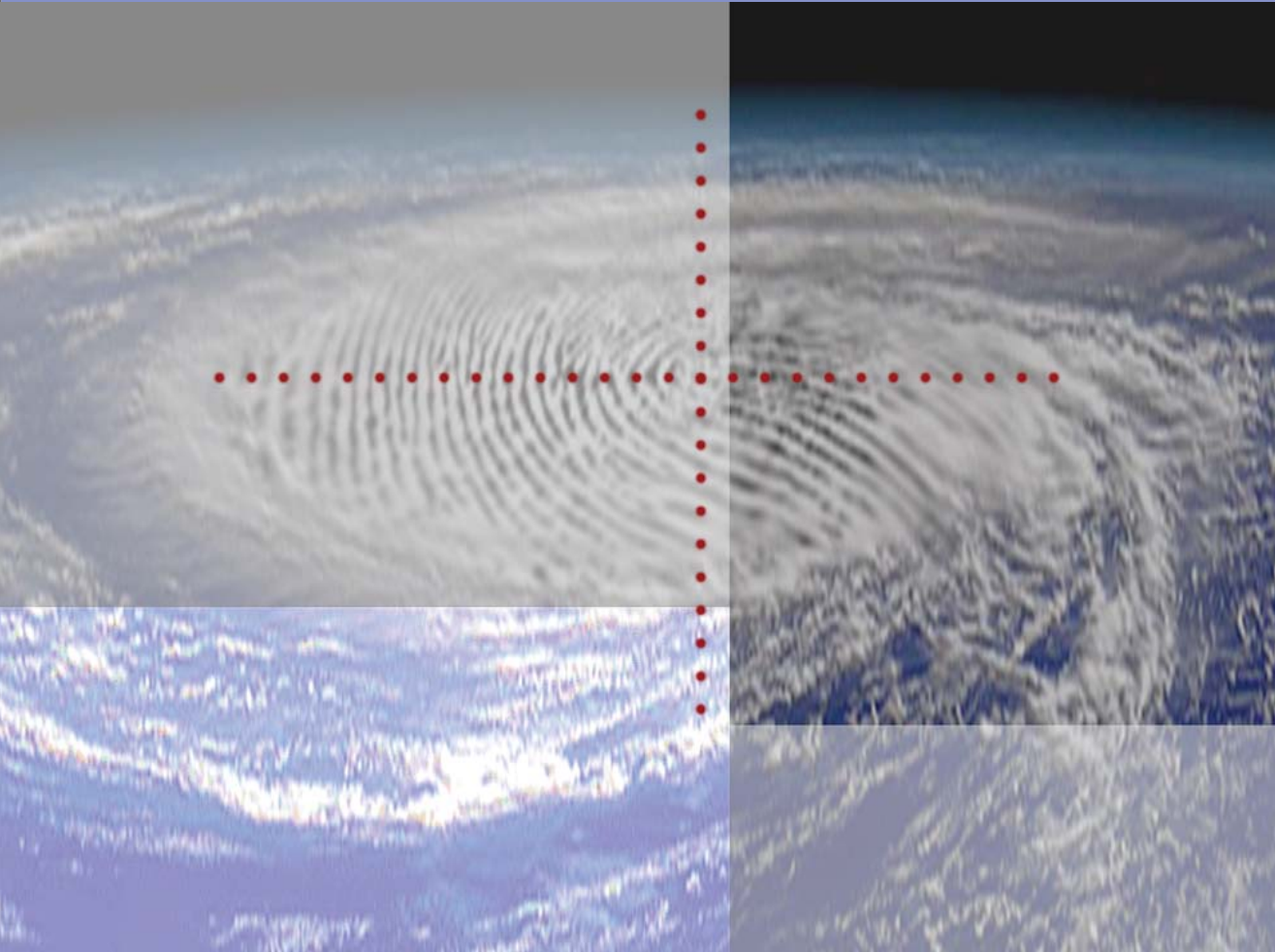




Környezetvédelmi
és Vízügyi
Minisztérium

KLÍMAPOLITIKA



Éghajlatváltozás és
biológiai sokféleség
elemzések az adaptációs stratégia
tudomány megalapozásához

Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség – elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához

Kutatási jelentés

Szerkesztették:

**Czúcz Bálint, Kröel-Dulay György, Rédei Tamás, Botta-Dukát Zoltán és
Molnár Zsolt**

Közreműködtek:

**Báldi András², Bankovics Attila³, Batáry Péter³, Botta-Dukát Zoltán¹,
Bölöni János¹, Timothy R. Carter⁴, Czúcz Bálint¹, Csecserits Anikó¹,
Csorba Gábor³, Farkas Edit¹, Stefan Fronzek⁴, Horváth Ferenc¹,
Kádár Ferenc⁵, Koczor Sándor⁵, Kovácsné Láng Edit¹,
Kröel-Dulay György¹, Lelleiné Kovács Eszter¹, Leskó Katalin⁶,
Molnár Edit¹, Molnár Zsolt¹, Nagy Barnabás⁵, Papp Beáta⁷, Puky Miklós⁸,
Puskás Gellért⁵, Rédei Tamás¹, Samu Ferenc⁵, Szentkirályi Ferenc⁵,
Szigetvári Csaba⁹, Torda Gergely¹, Veres Katalin¹**

¹MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Növényökológiai Osztály, 2163 Vácrátót
Alkotmány u. 2–4.

²MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport; 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

³MTM Állattára; 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

⁴Finnish Environment Institute (SYKE), Research Department, Mechelininkatu 34a, FI-00251
Helsinki, Finland

⁵MTA NKI, Állattani Osztály Budapest II. Herman Ottó út 15.

⁶ERTI, Erdővédelmi Osztály, 1023 Budapest, Frankel Leó u. 42-44.

⁷MTM Növénytára, 1097 Budapest, Könyves K. krt.40.

⁸MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Magyar Dunakutató Állomás, 2131 Göd,
Jávorka Sándor u. 14.

⁹E-misszió Egyesület, 4400 Nyíregyháza Malom u. 18/A.

Készült az ENVI-TECH Tudományos Műszaki Fejlesztő és Környezetvédelmi Kft.
megrendelésére a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium megbízásából
(KFF-704/1/2006)

MTA ÖBKI
2007. június

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék.....	1
1. Bevezetés.....	4
1.1. Általános trendek és bizonytalanságok az ökológiai rendszerek válaszreakcióiban.....	6
2. Fajonkénti értékelés.....	9
2.1. Edényes növények.....	10
2.1.1. Már megfigyelt változások.....	10
2.1.2. Előrejelzések	14
2.1.3. Adatbázisok.....	15
2.1.4. A potenciálisan leginkább érintett fajok.....	19
2.1.5. A hazai Natura 2000-es növényfajok veszélyeztetettsége	27
2.1.6. Összesítés, további kutatási feladatok.....	27
2.2. Mohák.....	30
2.2.1. Az éghajlatváltozás várható hatása a védett mohafajokra.....	30
2.3. Zuzmók.....	33
2.3.1. A zuzmók klímaváltozásra várható viselkedését tárgyaló nemzetközi irodalom áttekintése.....	33
2.3.2. A zuzmóadatbázisok összefoglalása	35
2.3.3. A potenciálisan érintett fajok és közösségek kiválasztásának módszertana	36
2.3.4. A hazai flóra feldolgozhatósága a meglévő adatok alapján. Védett fajok értékelése	36
2.3.5. Jövőbeli kutatási javaslatok.....	38
2.4. Egyenesszárnyú rovarok (Orthoptera)	39
2.4.1. Bevezetés.....	39
2.4.2. Gazdasági jelentőségű fajok.....	39
2.4.3. A védett Orthoptera fajok és az éghajlatváltozás	39
2.4.4. Javasolt kutatások, adatbázis.....	41
2.4.5. Összefoglalás.....	41
2.5. Valódi kabócák (Auchenorrhyncha)	42
2.5.1. Az elterjedési terület változására vonatkozó megfigyelések.....	43
2.5.2. Megfigyelt közösségszerkezeti változások	45
2.5.3. Közösségszerkezeti változások kísérleti vizsgálata	45
2.5.4. Elérhető adatforrások	46
2.5.5. A veszélyeztetett és az előretörő fajok.....	47
2.5.6. Jövőbeli kutatási javaslatok.....	49
2.6. Recésszárnyú rovarok (Neuroptera).....	51
2.6.1. A recésszárnyú rovarok ökológiai, természetvédelmi fontossága	51
2.6.2. Irodalmi áttekintés a Neuropterák klímaváltozással kapcsolatos viselkedéséről... ..	53
2.6.3. A csoport fajairól szóló adatbázisok összefoglalása	54
2.6.4. Potenciálisan érintett veszélyeztetett, indikátor fajok hazánkban.....	55
2.6.5. A klímaváltozás hatásainak monitorozási lehetőségei és a jövőbeli kutatási feladatok	57
2.7. Futóbogarak (Coleoptera: Carabidae)	59
2.7.1. Bevezetés.....	59
2.7.2. Áttekintés a futóbogarak klímaváltozással kapcsolatos viselkedéséről	60
2.7.3. A csoport fajairól szóló adatbázisok összefoglalása	61
2.7.4. A potenciálisan érintett fajok	62
2.7.5. A monitorozási lehetőségei és a jövőbeli kutatási feladatok.....	63
2.8. Lepkék (Lepidoptera).....	65

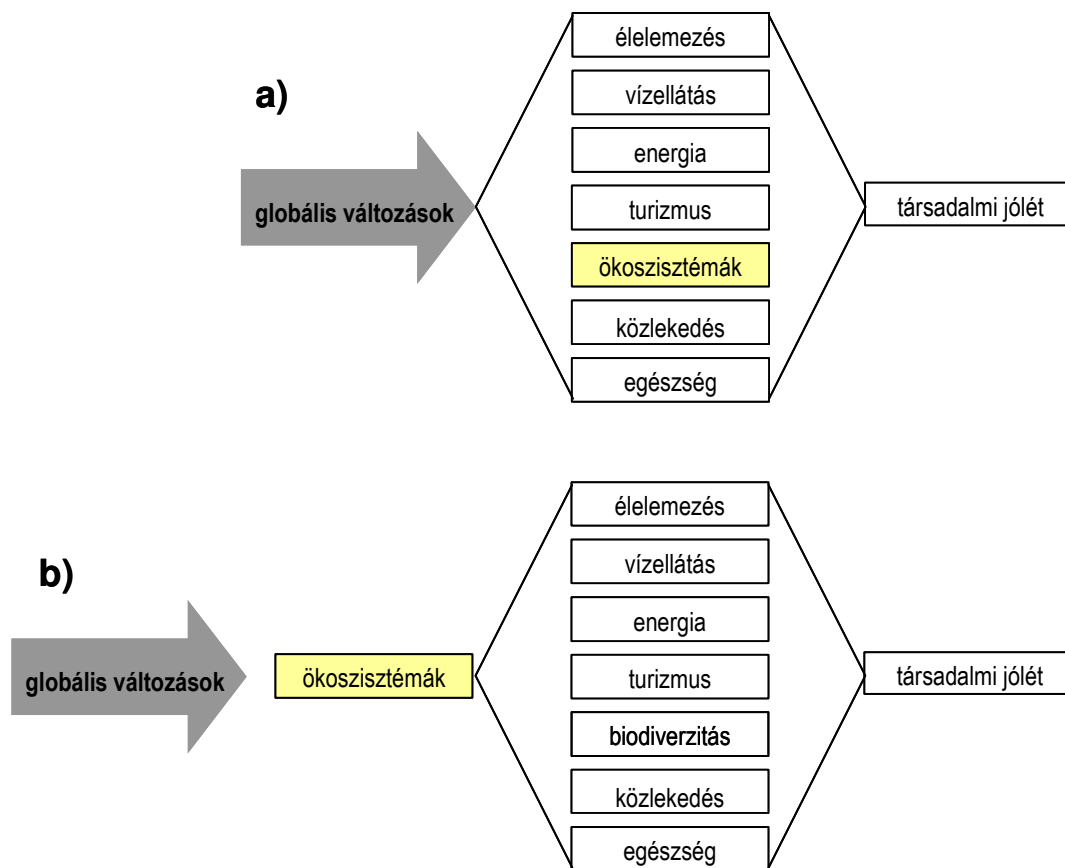
2.8.1. Irodalmi áttekintés a lepkék klímaváltozással kapcsolatos viselkedéséről	65
2.8.2. A csoport fajairól szóló adatbázisok összefoglalása	70
2.8.3. A potenciálisan érintett fajok és közösségek kiválasztásának módszertana	71
2.8.4. Potenciálisan veszélyeztetett, előretörő, indikátor lepkefajok hazánkban	72
2.8.5. A klímaváltozás hatásainak monitorozási lehetőségei és a jövőbeli kutatási feladatok	82
2.9. Pókok (Araneae).....	87
2.9.1. Irodalmi áttekintés a pókpopulációk klímaváltozással kapcsolatos változásairól .	87
2.9.2. A csoport fajairól meglévő hazai adat- és tudásbázisról	88
2.9.3. Pókközösségek monitorozása a klímaváltozás hatásainak kimutatására: a kiválasztás és a megvalósítás módszertana	88
2.9.4. Magyarország védett pókjai és klímaváltozástól potenciálisan érintett élőhelyeik	90
2.9.5. A jövő kutatási feladatai.....	91
2.10. Kétéltűek (Amphibia).....	92
2.10.1. Már megfigyelt változások és előrejelzések.....	92
2.10.2. Adatbázisok.....	94
2.10.3. A potenciálisan leginkább érintett fajok.....	95
2.10.4. A jövő kutatási feladatai, a monitorozás módszerei.....	99
2.11. Madarak.....	100
2.11.1. Már megfigyelt változások.....	100
2.11.2. Előrejelzések	104
2.11.3. Adatbázisok.....	106
2.11.4. 3. A potenciálisan leginkább érintett fajok.....	109
2.11.5. A jövő kutatási feladatai, a monitorozás módszerei.....	112
2.12. Emlősök.....	113
2.12.1. Már megfigyelt változások.....	113
2.12.2. Előrejelzések	115
2.12.3. Adatbázisok.....	117
2.12.4. A potenciálisan leginkább érintett fajok.....	117
2.12.5. A jövő kutatási feladatai, a monitorozás módszerei.....	119
3. Biológiai inváziók	120
3.1. Bevezetés.....	120
3.1.1. Az invázió fogalma az éghajlatváltozás korában	120
3.1.2. Az éghajlatváltozás lehetséges hatásai a biológiai invázióra	120
3.2. A jelenleg is előforduló özönnövények elterjedésének/kártételének várható alakulása	122
3.3. A jelenleg is előforduló idegen fajok özönnövénnyé válása.....	123
3.4. Új, korábban Magyarországon elő nem forduló özönnövények megjelenése	124
3.4.1. Kockázatelemző módszerek.....	124
3.4.2. Éghajlati analógiák.....	124
4. Élőhelyek értékelése.....	127
4.1. Bevezetés.....	127
4.1.1. A sérülékenységi elemzések módszertana	127
4.1.2. A vizsgálatunk alapjai	128
4.1.3. Az elemzés célja és menete	130
4.2. Kitérttség	132
4.3. Érzékenység	135
4.3.1. A kapcsolatok feltárásának a lehetőségei.....	137
4.3.2. A hazai elterjedésben megjelenő közvetlen érzékenység	138
4.3.3. Lappangó érzékenység	140

4.4. Várható hatás.....	144
4.4.1. Várható hatás a hazai elterjedésben megjelenő közvetlen érzékenység alapján ..	144
4.4.2. A teljes várható hatás	149
4.5. Adaptációs képesség	152
4.5.1. Az alkalmazott elvi modell	152
4.5.2. A vizsgált élőhelyek	154
4.6. Sérülékenység.....	172
4.7. A természetvédelem szerepe és lehetőségei.....	173
4.7.1. A feltárt konfliktuspontok	179
5. Konklúziók.....	180
5.1. Módszertani összegzés	180
5.2. A javasolt adaptációs stratégia elemei	182
5.2.1. Konkrét cselekvési irányok	182
5.2.2. Szervezési és intézkedési feladatok.....	184
5.3. Kutatási feladatok.....	186
6. Függelékek	189
6.1. függelék: A MÉTA-adatbázis	189
6.2. függelék: A fajok (élőhelyek) elterjedése és az éghajlat közötti kapcsolat modellezése	193
6.3. függelék: A Solidago fajok és az Elaeagnus angustifolia inváziójának kapcsolata a klímával.....	194
6.4. függelék: Kockázatbecslési módszer az özönnövények értékelésére	203
6.5. függelék: Globális éghajlati modellek előrejelzéseinek leskálázása Magyarország térségére	212
6.6. függelék: Az elterjedésében tükröződő éghajlat-érzékenység számítása a hazai élőhelyek esetén	214
6.7. függelék: A bioklimatikusan jól modellezhető élőhelyek potenciális éghajlati veszélyeztetettségének számszerűsítése	221
6.8. függelék: Az adaptációs képesség számszerű becslésének lehetőségei.....	222
6.9. függelék: A vizsgált fajcsoportok esetében rendelkezésre álló hazai vonatkozású elterjedési adatforrások	228
6.10. függelék: A vizsgált fajcsoportok esetében rendelkezésre álló hazai vonatkozású fenológiai adatforrások.....	231
6.11. függelék: A vizsgált fajcsoportok esetében rendelkezésre álló hazai vonatkozású faji bélyeg adatforrások	234
6.12. függelék: A Magyarországon rendszeresen előforduló madár- és emlősfajok éghajlatváltozással szemben mutatott várható viselkedése (veszélyeztetett, előretörő és potenciális indikátorfajok).....	238
Ábrák és táblázatok jegyzéke	246
Irodalomjegyzék.....	249

1. Bevezetés

Kröel-Dulay György, Czucz Bálint, Kovácsné Láng Edit

A globális klímaváltozást számos meteorológiai kutatás igazolja már, ezek közül legfrissebb az IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Éghajlatváltozási Kormányközi Bizottság) 2007-es negyedik összefoglaló jelentése (Fourth Assessment Report, AR4). A Föld klímája kb. 0,6 °C-ot emelkedett az elmúlt 100 évben, ennek a hatása már látszik, és a XXI. századra 2-4 °C-os emelkedés várható. A klímaváltozás érinti gazdasági és társadalmi életünk minden szektorát, és hatással van a természetes ökológiai rendszerekre is. Ma már felismert és elfogadott tény, hogy gazdasági és társadalmi életünk az egyébként korlátozott természeti erőforrásokra támaszkodik és az ökoszisztémák legkülönbözőbb hasznait élvezzi (ökoszisztéma szolgáltatások, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Ez a felismerés tükröződik abban a szemléletmódban, amely szerint az ökoszisztémák nem egyszerűen egy szektor a többi közül, hanem az ökoszisztéma szolgáltatások révén a legtöbb szektorra hatással vannak, és a globális változások elsősorban az ökoszisztéma szolgáltatások megváltozásán keresztül befolyásolják mindennapi életünket (1.1-1 ábra).



1.1-1. ábra: Az ökoszisztémák szerepe a globális változásoknak a társadalmi jólétre gyakorolt hatásában. a) hagyományos nézet (IPCC 2001), b) az „ökoszisztéma szolgáltatások” koncepciójának figyelembevételével kialakított nézet. (forrás: Schröter 2005c)

Véleményünk szerint a természetvédelem, és a természetes ökoszisztémák, mint szektor több szempontból különbözik más szektoroktól.

- (1) A többi szektor (pl. agrárium, egészségügy, katasztrófavédelem, közlekedés) aktív emberi tevékenységet takar, ami még ha nem is független a környezeti adottságoktól, így a klímától, de a megváltozó környezeti feltételek között módosítható. Ehhez képest a természetvédelem, mint szektor, eredendően passzív: a stabilitás (vagy a természetes változatosság, természetes folyamatok) fenntartása, megőrzése a célja („konzerváció”), és ha aktív is, akkor a változatlanságot vagy természetes folyamatokat veszélyeztető tevékenység elhárításán dolgozik. Ennek a passzivitásnak negatív a kicsengése, de valójában pozitív tartalmat takar, célja a természetes ökológiai rendszerek önfenntartó, önszabályozó képességének megőrzése.
- (2) A természetes ökoszisztémák önfenntartó, önszabályozó képességéből következik, hogy autonóm adaptációra képesek. A természetes ökoszisztémák már ki voltak téve klímaváltozásnak. A földi klíma a földtörténet során természetes okok miatt jelentős változásokat mutatott, amelyekre az aktuális élővilág – a fossziliák tanúsága szerint – kisebb nagyobb változásokkal, elvándorlásokkal, esetenként tömeges kihalással reagált. Ez azt jelenti, hogy ha a klíma megváltozása (ennek mértéke és sebessége) a természeteshez hasonló lenne (és összefüggő természeti táj borítaná a Földet), ez nem okozna gondot; de sajnos nem ez a helyzet. Ennek ellenére az autonóm adaptációval számolni kell, segíteni kell, és az esetleges beavatkozásokat erre építve kell megtervezni.
- (3) A természetvédelem esetében a klasszikus közgazdasági szemléletű értékelés nem megoldható. Szerencsére ma már nem ott tartunk, hogy a természetes ökoszisztémák védelme pusztán esztétikai okokból történne, vagy mert ez erkölcsi kötelességünk. Felismert és elfogadott tény, hogy gazdasági és társadalmi életünk az egyébként korlátos természeti erőforrásokra támaszkodik és az ökoszisztémák legkülönbébb hasznait élvezi (ökoszisztéma szolgáltatások, I. Millennium Ecosystem Assessment) anélkül, hogy ezt pénzben kifejezné. Noha vannak próbálkozások, ezeknek a haszonvételeknek a pénzben történő kifejezésére, a természetvédelem esetében nem végezhető el pl. a klímaváltozás okozta kár, vagy egy beavatkozás hasznának (kár csökkentés/megelőzés) precíz kalkulációja, mint ahogy az sok más szektor esetében megoldható.
- (4) A természetvédelem eredménye és sikeressége nagyban függ más szektorok tevékenységétől (vízgazdálkodás, erdészet, agrárium). Ez már ma is így van, amikor a rezervátumokba szorított természetes ökoszisztémákra jelentős hatással van a körülöttük levő mátrixban folyó tevékenység. Egy jelentős klímaváltozás esetén, amikor a közösségek szétszilárdódnak, a fajoknak vándorolniuk kellene, és új közösségek szerveződnek (nagy eséllyel a kultúrtájak nyomasztó fölényben levő inváziós és gyomfajainak részvételével vagy dominanciájával) ez még inkább így lesz. Az, hogy a védett területeket körülvevő mátrixban mi történik lehet, hogy fontosabb lesz, mint, hogy a védett területeken mi történik. A vízgazdálkodás, mint szakterület, elsősorban a jelenlegi értékek megőrzésében segíthet (tompíthatja a melegedés és szárazodás hatásait), míg a természeteshez közelálló erdő- és agrárgazdálkodás a bekövetkező változások esetén segítheti, hogy a változások a természeteshez hasonló mederben folyanak (már amennyire ez lehetséges).
- (5) A természetvédelem jelenlegi, passzív megőrző jellegéből következik, hogy az alkalmazkodás a legtöbb esetben nem aktív, mérnöki jellegű beavatkozást jelent, hanem a természetes ökológia rendszerek autonóm adaptációs képességének fenntartását, javítását. Az aktív beavatkozás lehetőségei a természetvédelemben nagyban korlátozottak. Amíg egy megváltozott klímában egy mezőgazdász és erdész ültethet más növényt, egy útépítő építhet utat más technológiával, légkondicionál-

hatjuk a házakat és utazhatunk légkondicionált autóval és villamossal, addig egy nemzeti park nem tudja lecserélni a lombhullató tölgyeseit örökzöldekre, vagy a pusztáit sivatagokra.

- (6) A fentiekkel összhangban, amennyiben egy jelentős (több fokos) klímaváltozás következik be (ami egyre valószínűbb), akkor a természetvédelemben paradigmaváltásra lesz szükség. A megőrzés és a helyben történő adaptáció elősegítése mellett, a változás (vándorlás, egyes fajok lokális kihalása kihalása és újak megtelepedése) elfogadása, sőt, segítése, és minél inkább természetes mederben tartása lesz a feladat (Brooker et al. 2007).

1.1. Általános trendek és bizonytalanságok az ökológiai rendszerek válaszreakcióiban

Általánosságban elmondható, hogy az élővilág nem egyenletesen reagál, hanem a válasz térben heterogén, régióként és fajonként más és más. A klímaváltozásra adott válasz vizsgálata napjainkra az ökológia egyik legdinamikusabban fejlődő ágává vált (Összefoglalók: Walther et al. 2002, Parmesan & Yohe 2003, Root et al. 2003, Parmesan 2006). A legfontosabb irodalmakat taxonómia bontásban tekintjük át, itt most néhány, az ökológiai rendszerek válaszreakcióiban megfigyelhető általános trendet emelünk ki.

Ugrásszerű vagy fokozatos változások?

A természetes ökológia rendszerek klímaváltozásra adott válaszreakciói között keveredni fognak a fokozatos és az ugrásszerű válaszreakciók, de alighanem dominálni fognak a kiszámíthatatlan, ugrásszerű változások. Egyes változók, mint például a fenológiai sajátosságok, egyszerűen követik a megváltozó klimatikus feltételeket; amennyiben a klíma fokozatosan változik, ezekben is fokozatos eltolódásra számíthatunk (Fitter and Fitter 2002). Sok esetben azonban a fokozatos, vagy kismértékű klimatikus változás is küszöbszerű, hirtelen átalakulásokat indukálhat. Tengerparti ár-apály zónában mutatták ki, hogy kis hőmérséklet-emelkedés hatására is drasztikusan csökken a domináns predátor szerepe, ami a közösség jelentős átalakulását okozza (Sanford 1999). Ha a klímaváltozás szélsőséges időjárási eseményekkel jár együtt (ahogy ez az előrejelzésekben szerepel), akkor még inkább számíthatunk arra, hogy ugrásszerű válaszokat kapunk. Az 1950-es évekbeli aszály hatására Új-Mexikó északi részén 5 éven belül 2 km-rel tolódott el az összefüggő erdő határa (Allen and Breshears 1998). Egy veszélyeztetett kaliforniai lepkefaj esetében a szélsőséges időjárási kilengések (mindkét irányba) lecsökkentették a lepke és a gazdanövénye közötti időbeli átfedést, ami a lokális populációk kipusztulásához vezetett (McLaughlin et al. 2002). Egyes vélemények szerint a legtöbb fokozatosnak tűnő átalakulás mögött is valójában néhány rövid, szélsőséges esemény, és az arra adott ugrásszerű válaszreakció rejlik (Easterling et al. 2000).

A rövid- és hosszútávú válaszok jelentősen eltérhetnek

Megnehezíti a válaszreakciók értékelését, hogy a rövidtávú és hosszútávú válaszok jelentősen különbözhetnek, akár ellentétesek is lehetnek. Arra számíthatunk például, hogy klímaváltozás miatt (és egyéb okokból) vándorló fajok következtében lokálisan és rövid távon akár diverzitás-növekedést is detektálhatunk a betelepülő fajok miatt, míg a fajok kihalása késleltetett lehet. Egy kaliforniai száraz gyepten egy klímaváltozás-kísérletben (víz-hozzáadás), a kísérlet első két évében a nitrogénkötő készítményeknek köszönhetően jelentősen nőtt a produkció és a diverzitás (Suttle et al. 2007). Ezt követően azonban a feldúsuló nitrogént kihasználva felszaporodtak az idegenhonos egyéves fűvek, amelyek zárt állománya gátolta a kétszikűek csirázását és ezen keresztül a növényi és gerinctelen fauna diverzitását is

csökkentette. Ugyancsak fontos és nehezíti a jelenségek detektálását és értelmezését, hogy az élővilág válaszreakciói időben rendkívül eltérőek, és jelentős késleltetettségek lehetnek. A hosszú életű növényfajok például még azt követően is sokáig jelen lehetnek egy területen, hogy az már esetleg klimatikusan alkalmatlanná vált a felújulásukra.

Az átmeneti zónák kiemelkedő érzékenysége

A klimatikusan meghatározott növényzeti övek határai, az ökotónok, vagy átmeneti zónák várhatóan érzékenyen reagálnak majd a klimatikus változásokra (Risser 1995). Arizónában, a félsivatagi gyepek és cserjések zóna határán a megváltozó csapadékviszonyok következtében (több téli csapadék) az 1970-es évek óta jelentős területen váltotta fel a cserjések a korábbi gyepeket (a tájhasználatától függetlenül) (Brown et al. 1997). Az 1950-es évekbeli aszály hatására Új-Mexikóban bekövetkező erdőpusztulás is az erdő elterjedési területének szélén történt (Allen and Breshears 1998). Mivel Magyarország jelentős része az átmeneti jellegű erdősztyepp zónába tartozik, várhatóan érzékenyen reagál majd a klimatikus változásokra (Kovács Láng et al. 2000).

Milyen típusú fajok érzékenyebbek?

Általánosan megfigyelt jelenség, hogy csakúgy, mint általában a különböző bolygatások, a klímaváltozás is a rövid életű, jó terjedőképességű (r-stratégista) fajoknak kedvez, ők tudják jobban követni a változásokat. Növények esetében elsősorban a nagy ökológiai tűrőképességű, sokféle élőhelyen megjelenő, rövid reprodukciós ciklusú, könnyen terjedő lágyszárú növényfajok előretörése várható (de Groot 1995). Az eltűnő fajok ezzel szemben az őshonos flórák gyengébb terjedőképességű, bolygatásra érzékeny, specializálódott fajai közül fognak kikerülni. Davies és munkatársai (2000) ausztráliai vizsgálatai kísérleti eredményeket szolgáltatnak arra nézve, hogy mely tulajdonságaik jelzik leginkább a fajok sérülékenységét, veszélyeztetettségét. Ezek szerint öt általuk vizsgált tényező közül a legfontosabbak: a faj gyakorisága (a ritkább fajok veszélyeztetettebbek), elszigeteltsége (az elszigetelt, kis populációk sérülékenyebbek) és a táplálékláncban elfoglalt helyzete (a lánc csúcsán lévő fajok vannak jobban veszélyben). Angliában növényfajok virágzási időpontjának vizsgálatakor azt találták, hogy az egyéves fajok virágzása gyakrabban tolódik korábbra a klímaváltozás hatására, mint a közel rokon évelőké (Fitter és Fitter 2002). Az északi tengerben élő halak esetében melegedés hatására északra húzódó fajokra a gyorsabb életciklus és kisebb testméret volt a jellemző a hőmérséklet-emelkedésre nem reagáló halakkal összehasonlítva (Perry et al. 2005). Elterjedési területük északi szegélyén élő lepkéknél a melegedés hatására a fajok elterjedési határának északra tolódására számítottak, erre azonban csak az élőhely-generalisták egy része volt képes, a specialisták döntő többsége nem (Perry et al. 2005), sőt az élőhelyek átalakulása miatt vissza is szorultak. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a klímaváltozás a specialisták visszaszorulását, a közösségek elszegényedését és a generalista fajok dominanciáját hozhatja.

A természetesség és fajgazdagság szerepe

Ahogy a természetes állapotú közösségek stabilabbak, mint a degradált, másodlagos állományok, a klímaváltozás negatív hatásait is jobban képesek pufferni. Kísérletesen szimulált klímaváltozás hatására egy másodlagos gyepek (felhagyott szántók) érzékenyebben reagáltak, mint egy természetközeli, fajgazdag gyepek (Grime et al. 2000). A fajgazdagság szerepét az időjárási fluktuációk okozta kilengések tompításában vetett, mesterséges közösségekben (Tilman et al. 2006), és fajgazdag természetközeli gyepekben (Bai et al. 2004) is kimutatták. Fontos azt is tudatosítani, hogy a klímaváltozás nem csak egyensúlyi állapotú ökológiai rendszereket billenthet ki az egyensúlyukból, hanem egyébként zajló szukcessziókat is

megakaszthat, vagy más utakra terelhet. Egy erdőtüzet követően regenerálódó mediterrán cserjésben a mesterséges szárazságkezelés hatására nem változott a fajszám, miközben a kontroll parcellában a betelepülő fajoknak köszönhetően folyamatosan emelkedett (Penuelas et al. 2007). A másodlagos, leromlott és regenerálódó közösségek természetes állományokétól eltérő reakciója a klímaváltozásra azért fontos, mert manapság – Európában legalábbis – több ilyen terület van, mint természetes.

Interakciók más veszélyeztető tényezőkkel

A klímaváltozás nem önmagában veszélyezteti a természetes ökológiai rendszereket, hanem más tényezőkkel együtt. A különböző veszélyeztető tényezők hatása lehet független (additív), egymást erősítő (szinergisztikus), és egymást kioltó (antagonisztikus) (Zavaleta et al. 2003). Egyéves gyepekben végzett kísérletben azt találták, hogy a csapadékkezelés, melegítés, CO₂ szint emelés és nitrogén-ülepedés egymástól függetlenül hat a biodiverzitásra. Sok esetben azonban a veszélyeztető tényezők hatása felerősíti egymást, különösen így van ez a tájhasználat és a klímaváltozás együttes hatása esetén. A melegedő klíma azért fenyeget kihalással endemikus madárfajokat Hawaii szigetén, mert a madármalária számára azok a magashegyi erdők is alkalmassá válnak, ahova ezek a madárfajok a behurcolt ragadozók és betegségek elől eddig el tudtak húzódni (Benning et al. 2002). A még magasabban fekvő erdőket pedig már korábban levágták, így az erdők és a madarak magasabbra húzódásának a lehetősége sincs meg. Hasonló módon, hiába húzódik északabbra sok lepke számára a klimatikusan alkalmas terület északi határa Nagy-Britanniában, az élőhelyek pusztulása miatt, a terjedés helyett sok pont hogy faj visszaszorulóban van (Warren et al. 2001). A megváltozó klíma tovább fokozza az egyébként is erős inváziós veszélyt: a megváltozó környezetben stresszelt őshonos fajokból álló szétzilálódó közösségek esetében a jelenleginél is nagyobb inváziós veszélyre kell számítanunk (Stachowitz et al. 2002, Smith et al. 2000).

2. Fajenkénti értékelés

Rédei Tamás, Czucz Bálint (szerk.)

A fajok várható reakciójának értékelését az MTA Ökológiai és Botanika Kutatóintézete, az MTA Növényvédelmi Kutatóintézete, valamint a Magyar Természettudományi Múzeum munkatársai végezték. A tanulmányok taxonómiai csoportok szerint lebontva készültek. Az idő rövideje és bizonyos csoportok esetében a szakemberek hiánya nem tette lehetővé a teljes hazai élővilág feldolgozását, de igyekeztünk viszonylag széles spektrumot bemutatni.

A csoportokkal dolgozó specialistáknak a következő feladatokat kellett elvégeznie:

1. Az adott csoport klímaváltozásra várható viselkedését tárgyaló nemzetközi irodalom feldolgozása.
2. A csoport elterjedéséről, toleranciájáról, terjedőképességéről szóló adatbázisok összefoglalása.
3. A potenciálisan érintett fajok és közösségek kiválasztási módszertanának megalapozása.
4. A hazai fauna/flóra feldolgozhatóságának értékelése a meglévő adatok alapján. Milyen adatok hiányoznak? Ha lehetséges, akkor várhatóan érzékenyen reagáló csoportok leválogatása. Sebezhető, indikátor, jelenlegi és potenciális inváziós csoportok felderítése.
5. A védett, Natura 2000, Vörös könyves stb. fajok részletesebb értékelése a fenti szempontok szerint. Ma még nem veszélyeztetett, de erősen sebezhető fajok.
6. Fajok, csoportok kiválasztása a modellezés céljaira. Olyanok kellene, amelyekről megfelelő adatok állnak rendelkezésre, és viselkedésük várhatóan karakteres lesz.
7. A jövő kutatási feladatai, a monitorozás módszerei. Megvannak-e a hazai feltételek?

Az egyes szerzők által a rendelkezésre álló elterjedési és fenológiai adatbázisokról, valamint a fontosabb bélyegeket tartalmazó faji tulajdonság-adatbázisokról készült listák (meta-adatbázisok) a 6.9–6.11 függelékben találhatóak.

2.1. Edényes növények

Csecserits Anikó, Rédei Tamás, Czúcz Bálint

2.1.1. Már megfigyelt változások

2.1.1.1. Fiziológia és fenológia

A klímaváltozás hatására a növényfajok először a **fenotípusos plaszticitásuk** segítségével reagálhatnak, azaz képesek a túlélésre a számukra nem kedvező időjárású években is – egy darabig. Számos vizsgálat kimutatta, hogy a kora tavaszi fajok reagálnak leginkább - korábban hajtanak, virágoznak, míg a később virágzó lágyszárúak és a fák kevésbé reagálnak. (Post és Stenseth 1999).

Jump és munkatársai (2006) Spanyolország észak-keleti részén, a Montseny hegységben vizsgálták a bükk (*Fagus sylvatica*) növekedési rátáját évgyűrűk alapján. A bükk itt éri el déli elterjedésének határát, így megvizsgálható, miként viselkedik ilyen helyzetben egy faj a klímaváltozás hatására. A hegységben a bükk elfordulásának alsó, középső és felső részén (itt a bükk alkotja a fahatárt) vettek 15–15 évgyűrűmintát egészséges, kb. 100 éves egyedekből. Az évgyűrűkből számolt éves növekedési rátát vetették össze a helyi éves átlagos hőmérséklettel és évi csapadékmennyiséggel.

Azt találták, hogy felső és középső régióból vett mintákban a csapadék függvényében változik a növekedési ráta, de átlagosan folyamatosan nő, ami megfelel egy egészséges fa növekedésének. Viszont az alsó régióban az 1970-es évek közepétől csökken az éves növekedési ráta. Itt is erősen függ az éves csapadék mennyiségétől, de még inkább függ az éves hőmérséklettől. Ez utóbbi a helyi klímaállomás szerint az 1970-es évektől 1°C-ot nőtt. A csökkenő növekedési ráta a fák rossz kondícióját mutatja.

Ezek az adatok azt sugallják, hogy a hőmérséklet további növekedése még nagyobb területen veti majd vissza a bükk növekedését. Az öreg fák ugyan sokáig túlélhetnek az elterjedési terület határán, de az újulatnak már nem lesz megfelelő a klíma. Máshol is megfigyeltek már faj vagy vegetációs öv eltolódást: Paulsen és munkatársai (2000) az Alpokban kimutatták, hogy a jelenlegi fahatáron lévő fák növekedése most olyan, mint az 1940 években a 250 m-rel lentebbi fák növekedése volt. Olaszországban, a Középső-Appenineken Piovesan és munkatársai (2005) mutattak ki hasonló, 25%-os növekedési ráta csökkenést bükkfákon ugyanebben az időszakban.

A hosszútávú fenológiai megfigyelések az egyik legjobb indikátorai a klímaváltozás hatásának. Donnelly és munkatársai (2004) áttekintették a Nyugat-Európában és Észak-Amerikában használt klímaváltozás-indikátorokat és azt keresték, Írország számára melyik a legjobb. Vizsgálták a mezőgazdasági feljegyzéseket, az állat és növényfajok elterjedési adatait, a fenológiai megfigyeléseket, paleoökológiai kutatásokat és az emberi egészségre vonatkozó adatokat. Azt találták, hogy a leghatékonyabb (egyszerű módszertan, közvetlen kapcsolat a klímával, nagyközönség számára is érthető válasz) a fák fenológiai stádiumainak feljegyzése.

Már több országban elkezdtek a hosszú távú fenológiai megfigyelések feldolgozását. Például Ahas és Aasa (2006) az észti meteorológiai szolgálat 1948 óta gyűjtött fenológiai megfigyelései alapján, 943 faj (növény, hal, madár) adatait dolgozták fel. Ez alapján megrajzolták Észtország fenológiai változásainak térképét, ami azt mutatja, hogy jelentős területi különbségek vannak. A tavaszi növény és madár fenológiai fázisok 5-20 nappal, a tavaszi hal fenológiai változások 10-30 nappal korábbra tolódtak. Spanyolország déli részén 45 növény, 4 rovar és 6 vándorló rovarévó madár fenofázisainak adatait dolgozták fel az

1970-es évek közepétől (Gordo és Sanz 2005) Jelentős eltolódásokat találtak és ezek a változások fajoként változók voltak, amiből arra lehet következtetni, hogy az addig összehangolt növény-rovar-madár fenofázisok "szétcsúsznak", ami a közösségek változását eredményezi.

Hazánkban eddig kevés fenológiai vizsgálatot végeztek a klímaváltozással kapcsolatban. Egyik ilyen Walkovszky (1998) akácvirágzás-vizsgálata, mely egy több, mint 100 év hosszú adatsort dolgozott fel. Vizsgálata szerint régiótól függően Magyarországon 3-8 nappal korábbra tolódott az akác virágzása.

Nem szabad elfeledkeznünk arról sem, hogy lehetséges a növényfajok **evolúciós alkalmazkodása** is a klímaváltozáshoz. Jump és Peñuelas (2005) összefoglalják eddigi ismereteinket arról, hogy lehetséges-e a növények evolúciós alkalmazkodása a klímaváltozáshoz. A klímaváltozáshoz a növényfajok alapvetően kétféleképp alkalmazkodhatnak: elvándorolnak vagy adaptálódnak helyben. Több vizsgálat is kimutatta, hogy egy populáción belül is (akár néhány m távolságban) jelen vannak az éghajlat szempontjából eltérő tűrőképességű, genetikailag különböző egyedek. Ez elvileg alapot adhat a kiválogatódásra és alkalmazkodásra. Viszont a kísérletekben klímaváltozásnak kitett populációk nem tudtak alkalmazkodni, valószínűleg azért, mert egyszerre több tulajdonságnak is változnia kéne, viszonylag gyorsan. A természetben alkalmazkodó populációk migrációval tudnak terjedni, sőt pollenjük is tud terjedni, továbbadva ezt a tulajdonságot más populációknak. Ezt a folyamatot viszont hátráltatja az élőhelyek fragmentációja, a populációk feldarabolódása és elszigetelődése.

Összességében megállapítható, hogy nem szabad elhanyagolni az alkalmazkodás lehetőségét, hisz a populációkban már most jelen vannak "előre-alkalmazkodott" egyedek és a növények jelenlegi elterjedése sem tükrözi a klímaoptimumukat.

2.1.1.2. Populációk terjedése

A növényfajok általánosságban jóval helyhezköttebb élőlények, mint például a madarak, mégis propagulumaikkal képesek új területek meghódítására. Nem lehet általánosságban beszélni a növényfajok terjedési képességéről, mert fajoként más és más stratégiát alkalmaznak. A terjedési képességet befolyásolja a magok életképessége (vannak egy évig csíráképes fajok, de léteznek több száz évig is csíráképes magok), a terjedés módja (szél terjesztette, endo- és ektozoochor fajok, azaz állatok belsejében vagy külsején terjedő fajok, stb.), a magok mérete, az egy egyed által termelt magok száma, de akár a természetű növények magjaihoz való hasonulás is. Mindezek miatt fajoként vagy fajcsoportonként más-más lehet a klímaváltozás miatt az **elterjedési terület változása**.

Honnay és munkatársai (2002) fajok terjedési képességét és sebességét vizsgálták indirekt módon két belgiumi erdős tájban. Mindkét táj régi és újabb (max. 40 éves) erdőfoltokból (1-11 ha méretűek) és köztük levő szántókból állt. Az egyik területen a táj 6,6%-át borítják erdők, míg a másikban 42%-át. A várható klímaváltozás miatt az erdei légyszárúaknak a túlélésük érdekében nagy távolságra kell eljutniuk, északabbra kell vándorolniuk. A kutatók azt vizsgálták, vajon képesek-e erre. A különböző korú erdőket idősrnak tekintették és azt vizsgálták, hogy az erdei fajok hány százaléka jutott el az öregebb erdőkből a fiatalokba és a terjedésüket hogyan befolyásolta a táj fragmentáltsága.

Az erdő szempontjából erősen fragmentált tájban az erdei fajok 1/3-a nem telepedett meg a fiatal erdőkben (34 faj a 112-ből), 2/3-a pedig a foltok kevesebb, mint 20 %-ban telepedett meg (86 faj a 122-ből). Csak 17 faj terjedése volt független a távolságtól a vizsgált tájban. Az erősen fragmentált tájban jóval kisebb volt a megtelepedés esélye, mint a kevésbé

fragmentáltban. Legjobban az endo- és epizoochor fajok terjedtek. A legtávolabbi forrás-foltok, ahonnan még sikerült új foltba megtelepedni a fajoknak 400 m volt.

A korábbi földtörténeti korok éghajlatváltozásai során meg lehetett figyelni, hogy az élőlények vándorlása többé-kevésbé lépést tudott tartani az éghajlat megváltozásával. A Holocén utolsó eljegesedése óta az erdei fajok 1000-2000 km-t vándoroltak északra, ami kb. pár 100 m/éves terjedési rátát jelent. A várható klímaváltozás követéséhez a fajoknak 3000-5000 m/év-es sebességgel kellene vándorolniuk (Davis & Shaw 2001). A fenti vizsgálatban az erdei fajok viszont csak pár m/év terjedési sebességet értek el. Mindezek alapján az a mai fragmentált tájban a vegetáció éghajlatváltozás hatására kialakuló új mintázatát befolyásoló legfontosabb tényező várhatóan a fajok terjedési képessége lesz. (Tilman 1993).

Az egyes növényfajok terjedési képességeinek vizsgálata már régóta foglalkoztatja a botanikusokat. Kísérletekkel igazolható, hogy még a szélben viszonylag könnyen terjedő magvú növények körében is igen ritkák az 500 m-t meghaladó terjedési távolságok (Bakker et al. 1996, Soons & Heil 2002), de a fák esetében ez a távolság többnyire még kisebb (Hewitt & Kellmann 2002). Collingham és Huntley (2000) például a kislevelű hársat (*Tilia cordata*) vizsgálva megállapította, hogy ha a megfelelő élőhely aránya a tájban 25 % alá esik, a faj terjedési esélyei drámaian leromlanak. Mint ismeretes, Európa síkvidéki területeinek nagy részén az erdőterületek aránya ez alatt az érték alatt marad, így még ennek az európaszerte közönséges, gyakori fafajnak az esetében is kétséges, hogy tud-e vándorlással az éghajlatváltozás kihívásaira.

Az éghajlatváltozás által kiváltott flóravándorlás vizsgálatakor egyértelműen a szaporítóképletek hosszú távú terjedésének lehetőségei a meghatározók. Ezek nélkül a viszonylag ritkán bekövetkező, de nagy jelentőségű események nélkül a növényfajok már valószínűleg a pleisztocén eljegesedések idején sem tudott volna az éghajlattal lépést tartani. A hosszútávú terjedési események gyakorisága valószínűleg a jövőben is döntően meghatározza majd az egyes fajok vándorlási képességét (Cain et al. 2000, 2003, Nathan et al. 2003). Sajnos ennek a sokféle környezeti tényezőtől függő, nehezen vizsgálható jelenségnek a mechanizmusairól ma még meglehetősen kevés információval rendelkezünk.

A növényi populációk sokszor képesek túlélni kedvezőtlen körülmények közt is egy bizonyos időszakig. Hampe és Petit (2005) a ún. hátvéd (*rear edge*) populációkkal (azaz egy faj elterjedési területének kis szélességi körnél lévő határán élő populációk) kapcsolatos eddigi kutatásokat és ismereteket tekintették át. Az elterjedési területen belül a különböző populációk viselkedését két modell is magyarázza: (1) a "központ-periféria" hipotézis azt mondja, hogy a periférián élő populációk mindig jobban ki vannak téve a kihalásnak és genetikailag kevésbé diverzek, viszont a (2) "vezető-szél" (*leading edge*) hipotézis azt mondja, hogy a kolonizáció főleg a szélső, előretörő populációkból indul ki és a hátvéd populációk (*rear edge*) pedig a régi elterjedés központ maradványai, ezért akár itt lehet a legnagyobb a genetikai diverzitás. Valóban sok filogenetikai kutatás azt mutatja, hogy a jelenlegi genetikai diverzitást a múltbeli klímaváltozások okozta elterjedési terület-változások határozzák meg.

A cikkben ezeknek a hátvéd-populációknak a szerepét, dinamikáját és kutatottságát tekintik át. Bár hosszú távon nagyon fontosak ezek a populációk, hisz ilyenek alkotják a reliktum populációkat, jelenlegi kutatottságuk mégis alacsony. Több kutatás is kimutatta a jelenlegi klímaváltozás negatív hatását a meglévő reliktum populációk reprodukciójára (pl. *Frangula alnus* magprodukciója csökkent a nyári szárazság meghosszabbodása miatt a hátvéd-populációban). Ennél is fontosabb viszont a mortalitást vizsgálni, hisz a hosszú-életű fajok sokáig túlélhetnek kedvezőtlen klímatis viszonyok közt is. A háttérpopulációk

túlélését segítheti még a heterogén topográfia, ami klimatikus "menedékeket" kínál viszonylag kis távolságon belül és így tompítja (puffereli) a klímaváltozás hatását.

A szerzők szerint a következő 3 kérdést kell a továbbiakban vizsgálni a hátvéd-populációk kapcsán: (1) hol vannak még a világon glaciális reliktum-helyek, (2) változó klímában hogy tudnak túlélni a populációk, a klímaváltozás és egyéb károsító hatások (pl. fragmentáltság, invázió) szétválasztása, (3) milyen speciális védelmi kezelést kell alkalmazni ilyen populációk esetében.

Magyarországon számos ismert refugium terület található, ahol változatos táji viszonyok között, kis területen meleg- és hidegkori reliktumfajok élnek együtt (pl. a Kis- és Nagy Szénások, Vértes, Bükk). E területek refugiumképzésre való alkalmasságánbak várhatóan a jövőben is nagy szerepe lesz az éghajlat kedvezőtlen változásainak ellensúlyozásában (bővebben lásd a 4.5. fejezetben). Tájaink refugium-képző képességét érdemes lenne a jövőben részletesebben is megvizsgálni.

2.1.1.3. Közösségek átrendeződése

Közösségek átrendeződését, biomeltolódásokat világ számos pontjáról, ezen belül több európai helyszínről is publikáltak már. Penuelas és Boada (2003) Spanyolország észak-keleti hegyvidékén figyelték meg a bükkös öv feljebb húzódását és a mediterrán magyartölgyesek terjedését egyre magasabb régiókban. Hasonló hegyvidéki biomeltolódásról számolt be Kullman (2001) Skandináviából.

A biomeltolódást életformák, funkciós csoportok összetételének változásán keresztül is ki lehet kimutatni. Walther (2002) Dél-Svájcban a mediterrán lombos erdőkre jellemző széleslevelű örökzöldek előretörését tapasztalta, mikor összehasonlított jelenleg készült cönológiai felvételeket ugyanarról a területről, de az 1960-as évek elejéből származó felvételekkel. A globális változásra jellemző, hogy az eltelt időszak alatt nemcsak az amúgy is őshonos örökzöld fajok jelentősége nőtt meg, hanem számos jövevényfaj, köztük fák is megtelepedtek.

A közösségek átrendeződését szabadföldi kísérleteken keresztül is vizsgálják. Az emelkedett szén-dioxid szinttel foglalkozó kísérletekről részletes összefoglalót közöl Tuba (2005). A kísérletek másik csoportjában a szárazodás és melegedés hatását vizsgálják. Peñuelas (2004) és munkatársai egy olyan terepi kísérlet első két évének eredményeit mutatják be, melyhez hazai kutatók is csatlakoztak (VULCAN projekt, a hazai állomás Fülöpházán van). Melegedés és szárazodás hatására adott növényi válaszokat vizsgálták 4 helyen, Angliában, Dániában, Hollandiában és Spanyolországban, cserjés ökoszisztémában. Kísérletesen, takarófoliákkal kizárták a csapadék egy részét, illetve csökkentették az éjszakai lehűlést. A kezelés hatására Angliában 15%-kal nőtt a biomassza, míg Spanyolországban 14 %-kal csökkent. A többi vizsgált változó (virágzás mennyisége, avarképződés) is a spanyolországi helyszínen változott legnegatívabban. Mindennek az oka, hogy délen a hőmérséklet már megfelelő a növényeknek, a csapadék limitált, így mind a szárazság, mint a további meleg kedvezőtlen a növényeknek. Északon a csapadék bőséges, ennek csökkenése nem okoz jelentős változást, viszont a melegedés kedvező a növekedés szempontjából.

Hazánkban az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete munkatársai 1997 óta vizsgálják a klímaváltozás jelenlegi és jövőben várható hatásait egy természetközeli gyeptársuláson, az évelő nyílt homokpusztagyepeken. Tér-idő helyettesítést alkalmazva hasonlítottak össze három, klímagradiens mentén elhelyezkedő állományt (Kovács-Láng et al. 2000). A gradiens északnyugati és délkeleti vége közötti klimatikus eltérés megfeleltethető az egyes modellek szerint a Kárpát-medencére várható klímaváltozás mértékének. Az azonos domináns fajokkal jellemezhető három állomány jelentős szerkezeti és kompozíciós

különbségeket mutatott. Miközben a gyep összborítása a gradiens száraz végén mintegy felére csökkent, számos európai-eurázsiai elterjedésű xeromezofil erdőszyteppfaj is eltűnt a gyepből. Későbbi vizsgálataikban (Kovács-Láng et al. 2005, 2006) kimutatták, hogy a szerkezeti eltérések mögött a domináns fűvek eltérő földalatti-földfeletti biomassa aránya áll. A szárazabb területen csak arányaiban lényegesen nagyobb gyökérzet képes ellátni vízzel a fűcsomókat. Az eltérő gypszerkezet mellett jelentősen változik a táji környezet is, a szárazodással az erdősültség is lényegesen csökken. A xeromezofil erdőszytepp fajok a gradiens közepén először a nyílt homokpusztagyep állományaiból húzódnak vissza, a száraz végén már táji szinten is hiányoznak, miközben a szárazságtűrő homoki gyepi specialisták fajszáma nem nő jelentősen. Az erdőszytepp erdő komponense közvetlen klimatikus mérséklő hatása mellett az erdős szegélyek az aszályos években refugiumként biztosítják számos homoki gyepi faj fennmaradását is. 2000 és 2006 között a KNP fülöpházi homokbuckás területén végzett monitorozás során kimutatták, (Kovács-Láng et al. 2006) hogy a 2000-es és 2003-as extrém aszályos év jelentősen csökkentette a gypalkotó évelő fűvek borítását, és bár a gyep a 2004-2006-os csapadékosabb években nagyrészt regenerálódott, a gyep dominanciaviszonyai átalakultak. Mivel a fajkészlet nem egyformán oszlik el a különböző domináns fűvek foltjai között, ezért a változások hosszabb távon a gyep fajgazdagságának jelentős csökkenését okozhatják. Összességében a táji környezetben, a társulást alkotó fajok fiziológiájában, a társulás szerkezetében és fajkompozíciójában beállt változások egymást erősítve igen jelentős biodiverzitás csökkenést okozhatnak még ebben a szárazságtűrő növénytársulásban is.

2.1.2. Előrejelzések

Araújo és munkatársai (2004) egy modellezés eredményeit ismertetik, melyben azt vizsgálták, hogy 1200 európai növényfajnak a jelenlegi védett területeken milyenek az esélyeik a túlélésre a klímaváltozás hatására. Az egyik feltevésük az volt, hogy a védett területeket úgy választják ki, hogy azok alkalmasak a fajok jelenlegi körülmények közti túlélésére és ezt a túlélést csak a felmelegedés befolyásolja. A modellezésben 1200 növényfaj Atlas Florae Europaeae-ban megadott előfordulási adatát használták fel. Hatféle modellezett beállításban a fajok 6-11 %-a halt ki 50 év alatt a melegedés hatására. A legnagyobb kihalások a modellben Dél-Európában (beleértve az Alpokat is) és Skandináviában mutatkoztak. Mivel azok a fajok is kiemelten veszélyeztetettek, melyek jelenlegi és a jövőben várható elterjedési területe nem fed át, így ezt a lehetőséget külön is megvizsgálták.. A kapott eredmények hazai vonatkozásban különösen figyelemreméltóak: eredményeik szerint a legtöbb faj, melyek jelenlegi és jövőbeli elterjedése nem fed át, éppen a Kárpát-Medence flórájából fog kikerülni. Kapott eredményeiket hazánk hegyvidékkel körülvett medence fekvésével magyarázzák. Mindez azt mutatja, hogy hazánk florális diverzitásának megmaradása szempontjából várhatóan kulcsfontossága lesz az egyes fajok terjedési képességeinek és lehetőségeinek.

Svenning és Skov (2006) szintén a terjedőképesség szerepére hívják fel a figyelmet cikkükben, melyben az üde erdei aljnövényzet fajainak éghajlatváltozás okozta veszélyeztetettségét vizsgálják. 36 fajra kiterjedő bioklimatikus modellezést végeztek, és eredményeik szerint európai léptékben nem fenyegeti kipusztulás a vizsgált fajokat. Ha viszont helyi szinten nézzük, akkor európai átlagban a fajok 14 %-a el fog tűnni jelenlegi előfordulási helyeiről. Mivel a visszahúzódás elsősorban Dél-Európában lesz jellemző (ahova egyébként hazánkat is sorolták), míg új területek elsősorban északon nyílnak meg a fajok számára, ezért a vándorlási képességének várhatóan e fajok esetében is igen nagy szerepe lesz.

2.1.3. Adatbázisok

2.1.3.1. Elterjedés

Legfontosabb adatforrás a Helsinkiben szerkesztett, sok országból származó szerzőgárda által összeállított Atlas Florae Europaea, mely több kötetben jelent már meg. Ez az atlasz ponttérképeket tartalmaz a növényfajok európai elterjedéséről, míg egy korábbi atlasz, a Meusel és munkatársai (1965-1992) által összeállított atlasz a közép-európai fajok (2196 faj) egész világra vonatkozó elterjedését közli, foltokban és pontokban ábrázolva. Browicz (1982-1996) 575 fa és cserjefaj közel-keleti elterjedését közli, de a térképek tartalmazzák a balkán-félszigeti és észak-kelet-afrikai elterjedést is. Hultén és Fries (1986) munkája észak-európa edényes növényeinek elterjedési térképét tartalmazza (1936 térkép), foltokban és pontokban ábrázolva, a Ráktérítőtől északra lévő területen ábrázolva.

Számos ország elkészítette saját, a fent említetteknel jóval részletesebb flóratérképét, pl. Svájc (www.wsl.ch/land/products/webflora), Németország (www.floraweb.de), Spanyolország (www.anthos.es). Több adatbázis megyékre lebontva közli a fajok elterjedését, például a nagy-britanniai Ecoflora (The Ecological Flora of the British Isles, www.york.ac.uk/res/ecoflora).

Magyarországon a nemrég lezajlott Magyarország Flóratérképezése c. program mérte fel legrészletesebben a hazai edényes fajok elterjedését, de az eredmények még nincsenek publikálva. Védett fajok elterjedésére vonatkozó legaktuálisabb publikált munka a Magyarország védett növényei c. könyv (Farkas 1999).

2.1.3.2. Fenológia

A klímaváltozás hatását legjobban a fenofázisok elcsúszása jelzi. Ennek kimutatása hosszú-távú fenológiai megfigyelések feldolgozásából lehetséges. Sajnos Magyarországon ismereteink szerint viszonylag kevés és nehezen hozzáférhető fenológiai adatsor létezik. Vadon élő növényeken, főleg kora tavaszi hagymásokon végzett több éves megfigyelést Priszter Szaniszló (Priszter 1992). Galántai Miklós a Vácrátóti Botanikus Kertben végzett hasonló munkát vadon élő és ültetett dísnövényeken. A kutató elhunytával ez a munka a család birtokába került, akik egyelőre nem engedélyezik a hozzáférést. Leghosszabb publikált adatsor Magyarországon az akácvirágzásról készült (Nagy, 1935; Walkovszky, 1998). Mezőgazdasági megfigyeléseket a Növényvédelmi Állomások az Országos Meteorológia Szolgálattal közösen készítettek, de sajnos ennek módszertana szinte évtizedenként változott, végül a 1990-es évek közepén abbamaradt. Ennek némi folytatását Nyugat-Magyarországi Egyetem Mosonmagyaróvári Karán, a Meteorológiai Csoport végzi. Ennek keretében 7 vadon élő (akác, bodza, hárs, orgona, gyöngyvirág, katángkóró, gyermekláncfű) és több termesztett növény fenofázisának bekövetkeztét rögzítik az országban több ponton.

Az Állami Erdészeti Szolgálat Erdővédelmi Mérő- és Megfigyelő rendszerének keretében éves egészségfelmérés végeznek erdőkön 1988 óta, 1200 mintapontban, amely során a lombzat állapotát vizsgálják. Az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat pedig 1992 óta kéthetenként méri az ország több pontján a pollenkoncentrációt és pollenösszetételt.

Léteznek kisebb, egy-egy fajra vonatkozó és rövidebb távú megfigyelések is, pl. Béres és munkatársai (2005) az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) 3 fenofázisát rögzítik 1976 óta. Valószínűleg számos hosszabb múltra visszatekintő mezőgazdasági gazdálkodó egységben rögzítenek fenofázis jellegű adatokat, de ezek nincsenek publikálva, nehezen hozzáférhetők. Fontos kutatási feladat lenne ezeknek az adatoknak az összegyűjtése, rendszeres archiválása és kezelése.

2.1.3.3. Bélyegek, jelleg

A növénytani irodalomban számos könyv, cikk és honlap készült, amelyek a klímaváltozás kapcsán hasznosítható adatokat tartalmaznak. Az adatok lehetnek szöveges leírások (pl. flóraművekben), térképek, nyomtatásban megjelent táblázatok és valamilyen hordozón, akár az interneten megjelent táblázatos adatbázisok. Az újabb, elektronikus adatbázisok adatainak jó része korábbi munkákból származik, legtöbbször fel is tüntetik a forrást. Az értékeléskor ezért főleg az újabb, felhasználóbarátabb elektronikus formátumú forrásokra koncentráltam, de szükség esetén megemlítettem néhány régibb is.

Az ökológia egyik látványosan fejlődő területe a növényi tulajdonság adatbázisok építése és felhasználása. Európában jelenleg is több, soknemzetiségű kutatócsoport épít növényi adatbázisokat, mint például a LEDA (www.leda-traitbase.org), BIOPOP (www.uni-oldenburg.de/landeco), GCTE (www.gcte.org), EURO+MED (www.emplantbase.org/home.html). Annak érdekében, hogy a magyar kutatók tudása ne maradjon ki az európai adatbázisokból és ezáltal részt vehessünk az adatbázisok alkalmazásában is, szükség van a hazai növényfajok már ismert tulajdonságainak minél teljesebb összegyűjtésére, és adatbázisként való közlésére, elektronikus és írott formában is.

2.1.3.3.1. Morfológiai és életmenet-tulajdonságokat tartalmazó adatbázisok Európában

Legelső adatbázisoknak a különböző flóraműveket tekinthetjük, amelyek gyakran a növényfajokhoz hosszabb-rövidebb leírást, határozókulcsot, esetleg rajzot kapcsolnak. A XX. században több szerző is elkezdett publikálni biológiai flóraműveket, melyek a növény fajok legfontosabb biológiai és ökológiai tulajdonságait is tartalmazták (Kirchner et al. 1908 ff., Rabotnov 1974 ff., Journal of Ecology 1958 ff., Canadian Journal of Plant Species 1972 ff.). Legutóbb Poschlod és munkatársai (1996) gyűjtötték össze, hogy a Közép-Európában előforduló fajok közül melyekről és hol publikáltak már részletes leírást. A különböző flóraművek ugyan rengeteg adatot tartalmaznak a növényfajokról, de általában nehezen kezelhető módon, gyakran következtelenül és a növényfajok leírásában rejtve. Az elterjedési, életmenet és egyéb tulajdonságok elemzéséhez viszont az adatok könnyen kezelhető, kereshető, tömörített formában való tárolása célszerűbb.

A hozzánk földrajzilag közelebb álló, ezért sokáig a magyar tudományt meghatározó Németországban az első növényi adatbázisok Ellenberg nevéhez fűződnek. Ő az 1950-es években hozta létre a terepi megfigyeléseken alapuló rendszerét, melyben az egyes fajok víz-, fény-, nitrogén és talajkémhatás iránti igényét fejezte ki 6, majd 9 osztályú skálákon (Ellenberg 1948, 1950, 1952, 1974, Ellenberg et al. 1991).

Ezek az ún. indikátorszámok az egyes növényfajok tápanyag-, víz- stb. igényét jelzik és így az adott helyen előforduló fajok alapján össze lehet hasonlítani a termőhelyi viszonyokat. Hátránya az adatbázisnak, hogy szubjektív besoroláson alapul, ezért az egyes fajok indikátorszámait vitás lehet. Ennek ellenére Ter Braak és Gremmen (1987) vizsgálatai szerint a W indikátorszámok tekintetében a rendszer konzisztens. Nyugat-Európában számos vizsgálatot végeznek az értékek kalibrálására (pl. Lawesson & Mark 2000, Schaffers & Sykora 2000) és az ilyen vizsgálatok hazánkban is beindultak (Bagi 1987, Matus és Tóthmérész 1994)

Az Ellenberg-féle indikátorszámokat más európai országokban is használták és továbbfejlesztették az adott ország flórájára, pl. Svájcban (Landolt 1977), Romániában (Donita et al 1977, Sanda et al 1983), Csehországban (Mráz & Samek 1966, Zlatník 1970), Szlovákiában (Jurko 1990), Hollandiában (de Vries et al. 1957), Oroszországban (Ramenskij et al. 1956, Cyganov 1983). Számos adatbázis kiegészíti az indikátorszámokat néhány más

ökológiai paraméterrel is. Például Lindacher (1995) közölte a fajok földrajzi elterjedésének típusát, megporzási típusát, virágzási idejét is, Frank és Klotz (1990) pedig a terjedési típust, megporzást és az egyes fajok érzékenységét az emberi zavarásra.

Alapvetően fenológiai növényi tulajdonságokat tartalmaz a legismertebb angol adatbázis, a Sheffield-i Egyetemen készült Comparative plant ecology (Grime et al. 1988, elektronikusan: Hodgson et al. 1995). A növényi tulajdonságokat következő 3 nagyobb csoportba sorolva tárgyalják: termőhelyet, megtelepedést és szaporodást jellemző tulajdonságok. Egy másik, sok irodalmi adatot és terepi megfigyelést feldolgozó brit adatbázis a Fitter és Peat (1994) által összeállított Ecological Flora Database, mely interneten is elérhető (www.york.ac.uk/res/ecoflora/cfm/ecofl/index.cfm). Nagy előnye az adatbázisnak, hogy mind fajra, mint tulajdoságra kereshető, valamint minden adat mellett szerepel az adat forrása is. Hasonló, elektronikusan is publikált adatbázis létezik a holland fajokra (Vegron 7.0, Fresco et al. 2001) is.

Léteznek egy-egy tulajdonságra, tulajdonság-csoportra szorító adatbázisok is. A növényfajok vegetatív növekedési képességeit tartalmazza a Klimeš és Klimešová (1999) által összeállított CLO-PLA1 (www.butbn.cas.cz/klimes). Több száz növényfaj egyedeinek kiásásával meghatározott gyökérstruktúra leírásokat tartalmaz a Kutchera és Lichtenegger által (1982-1992) összeállított gyökératlaz. Harley & Harley (1987) az addig elérhető mikorrhizáltságra vonatkozó adatokat rendezték adatbázisba. Thompson et al. (1997) az addig publikált észak-nyugat-európai magbank vizsgálatokat összegezték és rendszerezték a vizsgálati módszerek alapján.

A legújabb adatbázisok összeállításakor már arra törekszenek a szerzők, hogy azok minél többféle tulajdonságot tartalmazzanak egy-egy fajról és az adatbázis könnyen kezelhető legyen. Ilyen kombinált, elektronikusan is megjelent, németországra vonatkozó adatbázis a BIOPOP (Kleyer et al 1995), (www.uni-oldenburg.de/landeco/). Az adatbázis a konzerváció-biológia szempontjából fontos növényi életmenet-tulajdonságokat tartalmazza, azaz a terjedési mód, diaspora szám hajtásonként, diaspora tömeg, diaspora alak, magbank típus, csírázási hőmérséklet-igény, csírázási idő, hajtás forma, elágazás, fásszárúság, hajtás magasság, életforma, levelek elhelyezkedése a törzsen, levél anatómia, levél fenológia, levél méret, növekedési forma, gyökérmélység, oldalirányú kiterjedés, virágzási idő, magszórás idő, életciklus, megporzási típus, első virágzaskor az egyed kora, vegetatív szaporodás típusa. Nagy előnye az adatbázisnak, hogy minden adat mellé oda van rendelve az adat forrása (irodalom vagy mérés). Szintén Németországra vonatkozik a BIOFLOR (Klotz et al. 2003), amely szintén elektronikusan is publikált és az előzőhöz nagyon hasonló szerkezetű és tartalmú.

2.1.3.3.2. Növényi tulajdonság-adatbázisok Magyarországon

Az első hazai, adatbázishoz hasonlítható publikációt Soó (1964-1980) jelentette meg. Hatkötetes munkájának fő hangsúlya a vegetáción és a növényföldrajzon van, de az egyes fajokhoz sok ökológiai jellemzőt is megadott. A rendszertani hangsúly miatt a fajok nem ábécé, hanem rendszertani sorrendben szerepelnek a könyvben, ami megnehezíti a tulajdonságok kikeresését. A fajok jó részénél szerepel az alfajok, a földrajzi elterjedés és cönológiai besorolás mellett a ploidiaszint és kromoszómaszám, a megporzás és terjedés típusa, a Raunkier-féle életforma, valamint a termőhelyi igények leírása és az Ellenberg rendszerhez hasonlító 3 indikátorszám (hőmérséklet-, talajnedvesség-, nitrogénigény) is. Az utolsó kötetben szerepelnek még egyszer a növényfajokhoz rendelt indikátorértékek módosítva és kiegészítve a talajreakciót, azaz a mészigényt jelző indikátorszámmal. Sajnos csak közvetve, az irodalomlistában (néhány tulajdonság esetén ott sem) szerepel az adatok forrása, származása, így nehéz megítélni, mennyire megbízhatóak az adatok.

Magyarországon más szerző, munkacsoport is elkészítette Ellenberg mintája alapján az ökológiai indikátor-számok adatbázisát a hazai fajokra (Zólyomi et al. 1967, Borhidi 1995). Soó még az ötös skálát használó német adatbázishoz illeszkedett, Zólyomiék viszont már kibővítették ezt a skálát, és ezt a bővített skálát később Ellenberg és munkatársai is átvették (2.1-1. táblázat). Az újabb, Ellenberg és munkatársai által alkotott 9-es skálájú rendszert követi Borhidi (1995). Simon (1992) közli táblázatos formában, könnyen kereshetően a Zólyomi és munkatársai által 1400 fajra megadott indikátorértékeket és kiegészítette ezt Horánszky és Zólyomi közreműködésével a többi hazai növényfajra is. Simon (1992) tartalmazza a Simon (1988) által létrehozott természetvédelmi érték kategóriákat is.

Kárpáti és munkatársai (1968) a ruderalis növényfajok talajkötöttség preferenciájának, taposás- és bolygatástűrésének jellemzésére dolgoztak ki indikátorszámokat.

	T	W	R	N
Soó 1964	1-5, 0: indifferens	1-5, 0: indifferens	1-5, 0: indifferens, 4: semleges	1-5, 0: indifferens
Zólyomi et al 1967	1-7, 0: indifferens	0-11	1-5, 0: indifferens, 3: semleges	-
Borhidi 1995	1-9	1-12	1-9	1-9
Ellenberg et al 1991	1-9, x: indifferens, ?: kétséges	1-12	1-9	1-9

2.1-1. táblázat: A hazai szerzők indikátorszámainak skálabeosztása és összehasonlítása az Ellenberg-féle skálázással. T: hőigény, W: nedvességigény, R: talajreakció, N: nitrogénigény

A Flóra adatbázis (Horváth et al. 1995) összegyűjtve és könnyen kezelhető módon tartalmazza az addig megjelent indikátorszámokat, valamint a növényfajok életformáját, elterjedését, cönoszisztematikai besorolását Soó (1964-1980), Simon (1992) és Borhidi (1995) alapján. Ezen kívül tartalmazza a fajok veszélyeztetettségét jellemző rendszert, amelyet Németh F. dolgozott ki, valamint a Bodroghözy (1977) által kidolgozott hydro- és halo-ökológiai értékek rendszerét.

Jóval kevesebb hazai, növényi életmenet-tulajdonságot tartalmazó adatbázis létezik. Papp László (1994) összeállította saját megfigyelések alapján a hazai védett növényfajok termésérés idejének adatbázisát. Farkas (1999) megadja a védett fajok rövid morfológiai leírása mellett a virágzási idejüket, hazai előfordulásukat, élőhelyüket és veszélyeztetettségük mértékét is. Kalapos (1991, 1997) publikálta saját mérések alapján 200 faj fotoszintézis-típusát, melyekről nem állt rendelkezésre külföldi szakirodalom. Csontos (2001) elkészítette a hazai fajok magtömeg (kb. 1600 faj) és magbank (kb. 400 faj) adatbázisát (2001), a magterjesztési adatbázisát (2002) és magalak adatbázisát (kb. 1600 faj) (2002). Csontos adatbázisai részben külföldi publikációk, részben Soó (1964-1980) által közölt adatok alapján, részben pedig saját mérések alapján készültek. A hazai magismeret még hiányos, főleg a bennszülött és keleti elterjedésű fajokról nincs elég adat. Ezt a hiányt próbálta pótolni Halassy (2001), amikor elkezdte a homokpusztagyep magbankjának vizsgálatát. Kovács és munkatársai (2001, 2002) publikálták homoki gyepekben, illetve alföldi tölgyesben élő növényfajok mikorrhiza kapcsolatait. A mikorrhizáltsági vizsgálatokról is elmondható, hogy még csak most kezdődtek el az intenzívebb kutatások, így kevés adat áll rendelkezésre a hazai növényfajok mikorrhizáltsági viszonyairól.

Sajnos sok egyéb fontos és viszonylag könnyen meghatározható, mérhető növényi tulajdonság nem szerepel könnyen kezelhető adatbázisban. Némelyik tulajdonság ugyan megtalálható növényhatározókban, mint például a magasság vagy a virágzási idő, de számos tulajdonságot csak az adott fajt jól ismerő szakemberek ismernek (pl. vegetatív terjedés

képessége, megporzás-biológia). Nagy szükség lenne a hazai növényfajok növényi-tulajdonság adatbázisának összeállítására annak érdekében, hogy ez az eddig rejtett tudás szélesebb körben is használható legyen.

2.1.3.4. Adatbázisok felhasználása és a lehetséges problémák

A legelső felmerülő probléma az adatbázisokkal kapcsolatban, hogy nincs mindig, megfelelően megjelölve az adatok forrása. Sok esetben sejthető, hogy ez a szerző vagy szerzőgárda egyéni tudásán, terepi megfigyelésein alapul, mint például az indikátorértékek esetén. Érdeemes lenne ilyenkor is valamilyen szinten jelezni, hogy a szerző(k) hol, mennyi ideig, milyen intenzíven végeztek megfigyelést. Ez alapján a felhasználó jobban el tudja dönteni, hogy az ő adott problémájának megoldásához felhasználható-e az adat.

További probléma, hogy a növényfajok számos tulajdonsága különböző mértékű plaszticitást mutat, ami miatt még a viszonylag objektívebb, mérésekkel nyert adatok felhasználhatósága, pontossága is korlátozott. Például a növények magassága nagyon plasztikus tulajdonság, emiatt némely adatbázis a terepen megfigyelt minimum, maximum és átlag (vagy medián) értéket adja meg. A problémát egyrészt lehet jelezni az adatbázisban megadva az adat pontosságát, másrészt a felhasználónak kell átgondolni, hogy az ő vizsgálati szituációjában szüksége van-e pontosabb adatokra az adott tulajdonság vonatkozásában vagy felhasználja az adatbázisban megadottat.

Egy harmadik általános probléma, hogy a növényfajok egy adott tulajdonságra vonatkozóan többféle viselkedést is mutathatnak élőhelytől, környezeti viszonyoktól, zavarástól függően. Ilyen tulajdonság például az életforma, mely azonos faj esetén is más lehet atlantikus vagy kontinentális klímán, illetve más lehet csapadékos vagy száraz évben. Egy általában kétéves faj bizonyos körülmények közt akár egy év alatt is hozhat virágot, valamint egy általában egyéves faj több évig is életképes lehet megfelelő viszonyok közt. Amennyiben ismert, hogy milyen körülmények okozzák a különböző tulajdonságok megjelenését egy adott faj esetén, akkor ezt lehet jelezni az adatbázisban. Gyakran ez nem ismert, így a felhasználó dolga, hogy a saját ismeretei alapján eldöntse, melyik tulajdonságot fogadja el az adott növényfajnál. Előfordulhat, hogy nem ismeri a felhasználó, hogy az ő vizsgálati helyzetében hogy viselkedik az adott faj. Ilyenkor vagy külön csoportként kezeljük a többféle viselkedést is mutató fajokat, vagy összevonjuk az egyszerre megjelenő tulajdonságokat és egy csoportként kezeljük, de semmiképpen sem lehet mind a kétféle viselkedésnél figyelembe venni az adott fajt, mert akkor két fajt csináltunk belőle.

2.1.4. A potenciálisan leginkább érintett fajok

2.1.4.1. A kiválasztás módszertana és a hazai flóra feldolgozhatósága

A fajok nagy száma miatt a szakértői döntésen alapuló kiválasztás nem lehet teljes. A potenciálisan érintett fajok és csoportok meghatározásához hazai és nemzetközi növényi tulajdonság adatbázisok felhasználása szükséges. A legfontosabb adattípusok a fajok hazai és világ elterjedését, valamint a hőmérsékleti és szárazság toleranciájukat, és terjedési képességüket leíró növényi tulajdonság adatok. Ezen tulajdonságok alapján meghatározhatók azok a csoportok, amelyek leginkább veszélyeztetettek, a legjobb indikátorok, illetve amelyek terjedése várható.

A veszélyeztetettséget növelő tényezők a következők: kis area; szigetszerű előfordulások; reliktum jellegű populációk; areaperemi helyzet; atlanti-szubatlanti elterjedés; boreális, vagy magashegységi elterjedés; speciális termőhelyi viszonyok; üde, de nem közvetlen vízhatás alatt álló termőhely; hosszú generációs idő; rossz terjedőképesség; csökkent, vagy hiányzó

ivaros szaporodóképesség; alacsony genetikai diverzitás; függés más fajok előfordulásától; alacsony egyedszám.

Az *ideális indikátorfaj* jellemzői: areaperemi előfordulás; alapközettől való függetlenség, vagy elterjedt alapközethez való kötődés; érzékenység a vízellátás, és/vagy a hőmérséklet változására; nagy, térben egyenletesen eloszló populációk, viszonylag rövid generációs idő, jó reprodukciós képesség.

A *várhatóan terjedő fajok* jellemzői: areaperemi helyzet; délies area; fiziológiai adaptáció a meleghez és/vagy a szárazsághoz; alapközettől való függetlenség; jó terjedőképesség; rövid generációs idő; jó vegetatív szaporodóképesség; megfelelő kompetíciós képesség.

A tulajdonságok megfelelő kombinációjának megléte egy adott fajnál viszonylag jól predikálja a várható viselkedést.

Számos nagy, elsősorban nyugat-európai adatbázis létezik, amelyek ilyen adatokat tartalmaznak. Felsorolásuk az ezzel részletesen foglalkozó fejezetben található. Hazai változatuk a Flóra Adatbázis (Horváth et al. 1995), amely elektronikus és nyomtatott formában is megjelent, de mellette létezik néhány fontos egyéb adatforrás. A következőkben a hazai adatbázisok felhasználhatóságát elemezzük.

2.1.4.1.1. Elterjedési adatok:

A Flóra adatbázisban összesen 9 adatmező foglalkozik a fajok földrajzi elterjedésének jellemzésével. Ezek felhasználhatóságát alábbiakban részletesen elemezzük, ahol lehetséges, ott bemutatva a kiválasztott fajok listáját.

Flóraelem (FLE)

A növényfajok flóraelem-típusokba való besorolása a szakirodalomban közölt, az egész világra vonatkozó elterjedési térképek szintetikus, szakértői besoroláson alapuló értékelése. Egyidejűleg írja le az area földrajzi elhelyezkedését és méretét. Éppen ez az erősen szintetikus jelleg nehezíti meg adatbázisszerű használatát. Sajnos a hazai állomány státuszáról nem tartalmaz információkat. Mindezek ellenére összességében jelentős segítséget jelenthet a hazánkban areaperemi helyzetben vagy izoláltan előforduló, és várhatóan érzékenyen reagáló fajok kiválasztásában.

A legveszélyeztetettebbek az endemikus és szubendemikus fajok, mivel a teljes elterjedésük a Kárpát-medencére korlátozódik, általában csak itt előforduló élőhely komplexekben fejlődtek ki. A pannon endemizmusok elsősorban a terület alacsonyabban fekvő élőhelyeihez kötődnek, számuk az adatbázis alapján 51. Megőrzésük szinte kizárólagosan a mi feladatunk, túlélési esélyeik elemzése kiemelkedően fontos. Pannóniai endemikus fajaink a következők: *Achillea asplenifolia*, *Achillea horanszkyi*, *Achillea tuzsonii*, *Alchemilla hungarica*, *Armoracia macrocarpa*, *Astragalus vesicarius subsp. albidus*, *Centaurea sadlerana*, *Cirsium brachycephalum*, *Colchicum arenarium*, *Dianthus diutinus*, *Dianthus plumarius*, *Dianthus pontederæ*, *Dianthus serotinus*, *Erysimum pallidiflorum*, *Ferula sadlerana*, *Festuca vaginata*, *Festuca x stricta*, *Festuca x wagneri*, *Galium austriacum*, *Hieracium kossuthianum*, *Iris arenaria*, *Koeleria javorkae*, *Koeleria majoriflora*, *Limonium gmelini subsp. hungaricum*, *Linum dolomiticum*, *Melampyrum barbatum*, *Minuartia frutescens*, *Onosma tornense*, *Ornithogalum x degenianum*, *Paeonia officinalis subsp. banatica*, *Poa pannonica subsp. scabra*, *Polygonum graminifolium*, *Puccinellia limosa*, *Puccinellia pannonica*, *Puccinellia peisonis*, *Pyrus magyarica*, *Rosa sancti-andreae*, *Rosa zalana*, *Scilla spetana*, *Sedum sartorianum subsp. hillebrandtii*, *Seseli leucospermum*,

Seseli osseum, *Sesleria hungarica*, *Sorbus austriaca* subsp. *hazslinszkyana*, *Sorbus x danubialis*, *Suaeda pannonica*, *Thlaspi jankae*, *Thlaspi kovatsii* subsp. *schudichii*, *Tragopogon floccosus*, *Vincetoxicum pannonicum*.

A szubendemikus fajok elterjedése valamivel szélesebb, általában dél és kelet felé húzódik túl a Kárpát-medence határain. A klímaváltozás hatására elterjedésük súlypontja északra és nyugatra, a Kárpát-medence irányába mozdul el. A **pannon-balkáni, balkáni**, valamint a pontus-pannóniai elemek egy része viselkedhet így. Megőrzésükben egyre nagyobb felelősség hárul hazánkra, megvizsgálandó, hogy keletkezhetnek-e ezen fajok számára megfelelő élőhelyek. Összesen 51 ilyen fajt találtunk: *Allium atroviolaceum*, *Carpinus orientalis*, *Ceterach javorkaeum*, *Conringia austriaca*, *Fumaria rostellata*, *Helictotrichon compressum*, *Matricaria tenuifolia*, *Muscari tenuiflorum*, *Ononis spinosiformis*, *Ornithogalum boucheanum*, *Ornithogalum comosum*, *Ornithogalum refractum*, *Quercus dalechampii*, *Ranunculus psilostachys*, *Rumex kernerii*, *Sesleria heuflerana* s.str., *Silene flavescens*, *Telekia speciosa*, *Trifolium angulatum*, *Verbascum speciosum*, *Waldsteinia geoides*, *Achillea crithmifolia*, *Allium atropurpureum*, *Bromus erectus* s.str., *Bupleurum pachnospermum*, *Campanula macrostachya*, *Centaurea spinulosa*, *Crataegus nigra*, *Cynoglossum hungaricum*, *Digitalis lanata*, *Doronicum hungaricum*, *Erodium neilreichii*, *Euphorbia epithymoides*, *Euphorbia pannonica*, *Helleborus dumetorum*, *Jurinea mollis*, *Lotus borbasii*, *Onosma arenarium*, *Onosma visianii*, *Plantago altissima*, *Polycnemum heuffelii*, *Polygonatum latifolium*, *Rosa hungarica*, *Rosa zagrebiensis*, *Sempervivum marmoreum*, *Thesium dollineri*, *Tilia tomentosa*, *Verbascum austriacum*, *Veronica orchidea*, *Veronica scardica*, *Vicia sparsiflora*.

Eltérő a viszonylag csapadékosabb klímához szokott 12 nyugat-balkáni (**illír**) faj helyzete. Amennyiben a felmelegedés szárazodással jár, a következő fajok kiszorulhatnak hazánk területéről, ami jelentősen szűkítheti areájukat: *Bromus pannonicus*, *Calamintha thymifolia*, *Centaurea fritschii*, *Centaurea mollis*, *Colchicum hungaricum*, *Crocus tommasinianus*, *Cytisus procumbens*, *Festuca dalmatica*, *Genista ovata* subsp. *nervata*, *Hypericum barbatum*, *Rosa polyacantha*, *Rosa szaboi*.

A többnyire csapadékiényes **atlanti-szubediterrán** elterjedésű, összesen 85 faj hazai állományát erősen veszélyeztetheti a klímaváltozás. Bár az enyhébb telek kedvezhetnek nekik, az esetleges szárazodás megakadályozhatja előretörésüket, sőt visszahúzódásukat eredményezheti. Ennél is érzékenyebb reakció várható a hűvösebb és csapadékos klímát igénylő **szubatlant**i fajoktól. Bár világállományukat nem, a hazait komolyan veszélyezteti a klímaváltozás. 33 ilyen faj fordul elő nálunk: *Agrimonia procera*, *Alchemilla xanthochlora*, *Apium repens*, *Calluna vulgaris*, *Carex flava* s.str., *Carex hartmannii*, *Cerastium subtetrandrum*, *Corynephorus canescens*, *Crataegus oxyacantha*, *Diphysium issleri*, *Dryopteris expansa*, *Euphrasia rostkoviana*, *Euphrasia stricta*, *Gagea spathacea*, *Genista pilosa* prol. *acidophilous*, *Genista pilosa* prol. *basiphilous*, *Gentianella uliginosa*, *Lathyrus linifolius* var. *montanus*, *Myosotis discolor*, *Ophrys insectifera*, *Oreopteris limbosperma*, *Polypodium interjectum*, *Potentilla neumanniana*, *Rhinanthus alectorolophus*, *Sarothamnus scoparius*, *Saxifraga granulata*, *Sesleria varia*, *Spergula pentandra*, *Teesdalia nudicaulis*, *Trifolium dubium*, *Utricularia bremii*, *Valeriana dioica*, *Veronica agrestis*.

A magashegységi fajok esetében elsősorban a hazai állomány veszélyeztetett. Ezek az előfordulások általában a faj optimumának határán találhatók, általában mezo- és mikroklimatikus hatásokra kialakult élőhelyeiken. Az állományok többnyire elszigeteltek, középhegységeink magasabban fekvő pontjain találhatók. A kisebb areájú **kárpáti, dácikus, nyugat-balkáni, vagy közép-európai magashegységi** elemek jelentős területet veszhetnek. Az Északi- és Keleti-Kárpátokhoz kötődő 26 kárpáti, vagy dácikus bennszülött faj többnyire az Északi-középhegységben fordul elő szigetszerű populációkban. Szűk areájuk és a Kárpátok

elszigeteltsége növeli a következő fajok veszélyeztetettségének mértékét: *Aconitum moldavicum*, *Carduus collinus*, *Carduus glaucus*, *Chamaecytisus ciliatus*, *Cirsium furiens*, *Coronilla elegans*, *Crocus heuffelianus*, *Dentaria glandulosa*, *Draba lasiocarpa*, *Festuca pseudodalmatica*, *Galium abaujense*, *Knautia kitaibelii* subsp. *tomentella*, *Scopolia carniolica*, *Sesleria sadlerana*, *Centaurea banatica*, *Centaurea indurata*, *Chamaecytisus heuffelii*, *Helleborus purpurascens*, *Melampyrum bihariense* prol. *romanicum*, *Oenanthe banatica*, *Plantago schwarzenbergiana*, *Quercus polycarpa*, *Rhinanthus rumelicus*, *Rhinanthus wagneri*, *Scilla kladnii*, *Scleranthus dichotomus*.

A nyugat-balkáni és közép-európai alpin fajok az Alpokalján és a Dél-Dunántúlon, valamint szigetszerűen a Dunántúli-középhegységben fordulnak elő. Esetükben leginkább a hazai állomány veszélyeztetett, bár potenciális elterjedési területüket jócskán leszűkítheti egy szárazabb és melegebb klíma. Összesen 37 ilyen faj van a hazai flórában: *Calamintha einseleana*, *Centaurea macroptilon*, *Coronilla vaginalis*, *Dorycnium germanicum*, *Globularia cordifolia*, *Helleborus odorus*, *Hieracium praecurrens*, *Lamium orvala*, *Mercurialis ovata*, *Peltaria perennis*, *Thlaspi goesingense*, *Vicia oroboides*, *Achillea distans*, *Aconitum variegatum* subsp. *gracile*, *Alnus viridis*, *Anthriscus nitida*, *Calamagrostis villosa*, *Crocus albiflorus*, *Doronicum austriacum*, *Eleocharis carniolica*, *Gentianella austriaca*, *Gentianella livonica*, *Hieracium staticifolium*, *Jovibarba hirta* s.str., *Jovibarba sobolifera*, *Knautia dipsacifolia*, *Knautia drymeia*, *Laburnum anagyroides*, *Pleurospermum austriacum*, *Potentilla pusilla*, *Primula auricula* subsp. *hungarica*, *Pyrus nivalis*, *Ribes petraeum*, *Senecio ovirensis*, *Senecio rivularis*, *Silene nemoralis*, *Valeriana tripteris* subsp. *austriaca*

A szélesebb elterjedésű **magashegységi**, és európai-eurázsiai **boreális** fajok világállománya kevésbé, hazai állománya ellenben erősen veszélyeztetett lehet. 24 ilyen faj él nálunk: *Allium victorialis*, *Arabis alpina*, *Clematis alpina*, *Festuca drymeia*, *Lilium bulbiferum*, *Orobanche flava*, *Peucedanum verticillare*, *Pinguicula alpina*, *Poa supina*, *Saxifraga adscendens*, *Saxifraga paniculata*, *Senecio rupestris*, *Woodsia alpina*, *Cardaminopsis petraea*, *Comarum palustre*, *Dianthus arenarius* subsp. *borussicus*, *Geranium sylvaticum*, *Koeleria grandis*, *Ligularia sibirica*, *Lysimachia thyrsoiflora*, *Poa remota*, *Rhynchospora alba*, *Ribes alpinum*, *Vaccinium oxycoccos*.

A mintegy 450 délies elterjedésű, többnyire szárazságtűrő **mediterrán**, **szubmediterrán**, **keleti szubmediterrán**, **pontusi**, **pontusi mediterrán**, **pontus-pannóniai** és **délkelet-európai** elterjedésű növényfaj közül kerülhetnek ki a klímaváltozás haszonélvezői. Sajnos a helyzet kihasználásának elsőrendű feltétele a jó terjedőképesség, amely elsősorban az egy-két éves transzmediterrán, vagy szubtrópusi gyomnövények sajátja. E növények potenciális inváziós fajként fokozott figyelmet igényelnek.

Az összesen mintegy 110 **kontinentális** és **turáni** elterjedésű faj areájának súlypontja tőlünk keletre helyezkedik el. Bár többnyire szárazságtűrő növények, mivel nagyrészt természetközeli élőhelyekhez kötődő specialisták, terjedésüket életterük erős fragmentáltsága megakadályozza.

Fokozott figyelmet érdemel a többségében az európai erdőzónához kötődő kb. 270 **európai**, **közép-európai** és **szarmata** faj. Bár a Kárpát-medencében nincsenek areaperemi helyzetben, az erdőzóna visszahúzódásával alföldi és hegységperemi állományaik veszélybe kerülhetnek.

A nagy elterjedésű **eurázsiai**, **cirkumpoláris** és **kozmpolita** fajokat érinti valószínűleg legkevésbé a klímaváltozás. Ez a 820 faj teszi ki flóránk egyharmadát, többnyire generalista fajok nagy stabil populációkkal. (Természetesen vannak kivételek). A fent felsorolt veszélyeztetett csoportok esetleges visszahúzódása után a súlyuk a szubmediterrán

csoporthal együtt várhatóan megnő a hazai flórában. Ez a jelenség vegetációnk nagyfokú eljellegtelenedését eredményezheti.

Az adatbázis jelenleg mintegy 340 vadon élő idegenhonos (**adventív**) fajt tartalmaz. Ezek jelenthetik a vegetációnkra a klímaváltozás során leselkedő másik fő veszélyforrást. Néhány közülük már ma is sikeresen inváziós faj természetes társulásainkban, de a klíma melegedése közvetlenül, valamint őshonos növényközösségeink esetleges szerkezeti átalakulásával, elszegényedésével közvetve is újabb fajoknak teheti lehetővé a sikeres inváziót. Már az adatbázis elkészítése óta is számos új és főleg déli elterjedésű növényfajt találtak meg hazánkban.

Összességében az areatipizálás felhasználható a növényfajok klímaváltozásra adott válaszána predikálására. A kategóriarendszer jelentős mértékben fejlesztendő. A szintetikus flóraelem helyett szerencsésebb lenne egyedi adatsorokkal jellemezni az elterjedés egyes sajátosságait: A világarea legészakibb és legdélebbi pontját, az ezekhez rendelhető klimatikus adatokat, az area méretét és kontinuitását, a hazai előfordulás elhelyezkedését a világareán belül, annak szélső pontjait és az azokhoz rendelhető klimatikus adatokat, a hazai area kiterjedését, kontinuitását és az előfordulás korát. A hazai elterjedés minősítéséhez felbecsülhetetlen segítséget jelenthet a Széchenyi-terv keretében elkészült Magyarországi Flóratérképezés Adatbázis, melynek publikálását és mielőbbi kutathatóvá tételét szorgalmaznánk.

A Németh-féle természetvédelmi értékelési rendszer

A klímaváltozás hatásainak előrejelzéséhez Németh mutatói közül az areanagyság, az areadiszjunktság, a hazai előfordulás kora és a hazai állomány kiterjedése és populációmérete használható fel. Ez a rendszer is kategorizál, ami a használt mutatók esetén megkerülhetetlen. Alkalmas a kis areájú, az areaszéli helyzetben előforduló, az elszigetelt, vagy kis kiterjedésű előfordulások, valamint a kicsi, sebezhető populációkban előforduló fajok leválogatására. Sajnos a rendszer egy szakértő döntéseire alapul, és gyakran nem következetes. Hibái ellenére alapul szolgálhat egy kialakítandó, a növényfajok elterjedését tipizáló adatbázisnak.

Areanagyság: Az adatbázis alapján mintegy 100 kis areájú, endemikus, vagy szubendemikus faj fordul elő hazánkban, melyeket a klímaváltozás komolyan veszélyeztethet.

Areadiszjunktság: Flóránkban 11 faj kizárólag kicsi, elszigetelt előfordulásokkal rendelkezik: *Achillea horanszkyi*, *Adonis x hybrida*, *Dracocephalum austriacum*, *Ferula sadlerana*, *Knautia kitaibelii subsp. tomentella*, *Linum dolomiticum*, *Onosma tornense*, *Pyrus magyarica*, *Sesleria hungarica*, *Thlaspi kovatsii subsp. schudichii*, *Vincetoxicum pannonicum*. E fajok flóránk legsebezhetőbb tagjai, tűrőképességüket nem ismerjük. Kipusztulásukhoz elég lehet, ha élőhelyük jelentősen átalakul a klímaváltozás következtében. Sorsuk előrejelzéséhez részletes autökölógiai és társulásökölógiai vizsgálatokra lenne szükség. További mintegy 320 faj rendelkezik hazánk területén kizárólag elszigetelt, kis kiterjedésű állományokkal. E fajok világalállománya nem feltétlenül veszélyeztetett, ellenben hazai állományuk igen sebezhető. Mintegy 210 faj előfordulásának súlypontja esik a Kárpát-medence területére. E fajok elterjedése jelentősen beszűkülhet, ha a klímaváltozás jelentősen megváltoztatja hazánk növényvilágát. Ezen kívül mintegy 270 faj van areaperemi helyzetben területünkön. E fajok érzékeny indikátorai lehetnek a klímaváltozásnak. Számos faj korlátozott terjedőképessége miatt leginkább a visszahúzódás, ami rövidtávon megfigyelhető lesz, a terjedés elsősorban a rövid életű, jól terjedő, déli-délkeleti elterjedésű, általában generalista vagy gyom fajoknál várható.

Hazai előfordulások kora: Az összefüggő areáról klimatikus izoláció hatására leszakadt reliktum populációk genetikai állományuk beszűkülése, valamint a fennmaradásukat biztosító domborzati, vagy vízellátási viszonyok sebezhetősége miatt fokozottan veszélyez-

tettek. Az adatbázis megkülönböztet terciér melegkori, jégkori, valamint posztglaciális melegkori reliktumokat. Fokozottan veszélyeztetett volt az egykor 32 jégkori reliktum faj, melyek közül 10 már kipusztult flóránkból. *Allium victorialis*, *Andromeda polifolia*, *Angelica palustris*, *Betula pubescens*, *Calamagrostis stricta*, *Carduus glaucus*, *Carex limosa*, *Comarum palustre*, *Dracocephalum ruyschiana*, *Drosera anglica*, *Dryopteris cristata*, *Eriophorum gracile*, *Eriophorum vaginatum*, *Festuca amethystina*, *Ligularia sibirica*, *Lysimachia thyrsoiflora*, *Pinguicula alpina*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula auricula*, *Primula farinosa*, *Pulsatilla patens*, *Rhynchospora alba*, *Ribes alpinum*, *Salix pentandra*, *Sparganium minimum*, *Tofieldia calyculata*, *Trichophorum alpinum*, *Trichophorum caespitosum*, *Trollius europaeus*, *Vaccinium oxycoccos*, *Viola biflora*, *Woodsia alpina*.

Hazai populációk mérete: Egyszerű skálán értékeli a legnagyobb hazai populációk méretét. A kritikusnál kisebb populációméret különösen sebezhetővé tehet egy fajt.

Hőmérsékletigényt leíró ökológiai mutatók (TB, TS, TZ értékek)

Felhasználásuk a klímaváltozásra érzékeny fajok megtalálására rendkívül csábító. Sajnos számos módszertani probléma rejtőzik az egyszerűnek tűnő kategóriarendszer mögött. Az értékek látszólag a fajok hőigényét írják le, de tulajdonképpen a flóraelemekhez hasonló, de annál durvább areakategorizálást jelentenek. A megvalósult area csak részben magyarázható a faj toleranciájával, emellett jelentős a terjedési képesség, a faj kora (tehát a terjedéshez eddig rendelkezésre álló idő), az egyéb termőhelyi igények, valamint a faj-faj kapcsolatok szerepe. A fajok besorolása terepi tapasztalatokon alapuló szakértői döntéssel történt, esetenként meglévő nyugat-európai adatbázisok figyelembevételével. További probléma, hogy az egyetlen számmal az optimumot igyekeztek leírni, és az érték semmilyen információt nem ad a faj toleranciájáról.

Általában a magasabb hőmérséklet önmagában nem kedvezőtlen a növények számára, csak akkor, ha ennek eredményeként szárazodik is a klíma. Jóval gyakoribb, hogy az alacsony hőmérséklet limitál, vagy a tenyészidőszak hőösszege, vagy a téli fagyok erőssége, illetve időtartama. Általában, legalábbis a mérsékelt övben, melegigényről és hidegtűrésről beszélhetünk. Tehát amennyiben rendelkezünk pontos adatokkal a fajok hőmérsékleti igényéről, akkor elsősorban a melegedés hatására terjedő fajok predikálására használhatnánk, míg a visszahúzódó fajok kiválasztására kevésbé. Összességében ez a mutató jelen formájában nem alkalmas a klímaváltozásra várhatóan érzékenyen reagáló fajok kiválasztására.

Vertikális elterjedés

Szintén csábító, a fajok előfordulásának tengerszint feletti magasság szerinti valószínűségét jellemzi. Sajnos területi érvényessége, a besorolás módja nincs megfelelően leírva. Valószínűleg egy közép-európai rendszer szakértői adaptálása a hazai vegetációra. Jó tulajdonsága ellenben, hogy előfordulási tartományt ír le, nem csak az optimumot. Jelenlegi formájában predikcióra, modellezésre nem használható, megfelelően átalakítva hasznos információk forrása lehet.

2.1.4.1.2. A fajok termőhelyi igényeit leíró mutatók

Az adatbázisban 18 attribútum írja le a fajok termőhelyi igényeit. Ebből 5 hozható közvetlen összefüggésbe a klímaváltozás hatásaival. Ezeket elemezzük részletesen a következőben.

A fajok társulástani preferenciája (COENOLB és COENOLS)

A flóraelemhez hasonlóan szintetikus attribútum Mivel a társulások nagy része határozott termőhelyi preferenciát mutat, ezért az adott cönotaxonhoz való ragaszkodás képet ad a faj termőhelyi igényeiről. Hátránya, hogy nem felvételek alapján, kvantitatív elemzéssel készült, hanem szakértői döntések alapján, amely döntéseket az azóta gyűjtött adatok gyakran megkérdőjeleznek. További probléma, hogy a társulástani fidelitást a termőhelyi igényen felül a faj-faj kapcsolatok is erősen meghatározzák, így nem a fajok toleranciájának határaitól, csak az előfordulásaik termőhelyi súlypontjáról informál. Szükséges lenne az adatbázis továbbfejlesztése a készülő cönológiai adatbázis kvantitatív feldolgozása alapján. A társulástani preferenciában megjelenő szintetikus értékelés mellett fejleszteni kellene a fajok tényleges igényeit (víz, alapkőzet, talaj, stb.) leíró mutatókat.

Amire használható, a feltehetően erősen visszahúzódó termőhelyekhez kötődő fajok leválogatása. alább erre mutatunk három példát.

1. A **zárt dolomit sziklagyepek** mikroklimatikusan meghatározott, az esetleges melegedés által erősen veszélyeztetett élőhelyek. A hűvös, párás mikroklíma és az elsődlegesen fátlan élőhely dealpin fajok menedékül szolgál. E fajok az élőhely klimatikus karakterének megváltozásával örökre eltűnhetnek a Kárpát-medence flórájából. A Borhidi-féle cönológiai besorolás 36 dolomit sziklagyepekhez (*Bromo-Festucion pallentis*) kötődő fajt tartalmaz, sajnos ennél szűkebb besorolást nem közöl. A fentiek közül a következő 16 kötődik a fokozottan veszélyeztetett zárt dolomit sziklagyepekhez (*Festuco pallenti-Brometum pannonicum*): *Asplenium fontanum*, *Biscutella laevigata*, *Bromus pannonicus*, *Carduus glaucus*, *Coronilla vaginalis*, *Daphne cneorum*, *Galium austriacum*, *Knautia kitaibelii subsp. tomentella*, *Leontodon incanus*, *Linum dolomiticum*, *Myosotis stenophylla*, *Phyteuma orbiculare*, *Polygala amara*, *Primula auricula subsp. hungarica*, *Sesleria sadlerana*, *Thlaspi montanum*

2. A **hegyi rétek** a Középhegység és a Nyugat-Dunántúl magasabban fekvő területein, a bükkös zónában kivágott erdők helyén állandósult másodlagos élőhelyek. Fennmaradásukhoz elengedhetetlenül szükséges az itt uralkodó hűvösebb és csapadékosabb klíma. Az itt élő fajok több cönotaxonhoz kötődnek (*Nardo-Callunetea*, *Polygono-Trisetion*, *Cynosurion*). Flóránkban összesen 46 faj kötődik ezekhez az élőhelyekhez: *Alchemilla acutiloba*, *Alchemilla gracilis*, *Alchemilla monticola*, *Alchemilla crinita*, *Alchemilla glaucescens*, *Alchemilla hungarica*, *Alchemilla xanthochlora*, *Antennaria dioica*, *Arnica montana*, *Botrychium lunaria*, *Botrychium matricariifolium*, *Botrychium multifidum*, *Carlina acaulis*, *Chamaespartium sagittale*, *Coeloglossum viride*, *Crocus albiflorus*, *Cynosurus cristatus*, *Diphysium issleri*, *Diphysium tristachyum*, *Euphrasia stricta*, *Festuca nigrescens*, *Festuca ovina*, *Festuca tenuifolia*, *Festuca rubra*, *Gentianella livonica*, *Gentianella austriaca*, *Geranium pratense*, *Gymnadenia odoratissima*, *Helictotrichon praeustum*, *Hieracium lactucella*, *Hieracium schultesii*, *Hieracium aurantiacum*, *Linum trigynum*, *Luzula multiflora*, *Myosotis discolor*, *Narcissus angustifolius*, *Nardus stricta*, *Polygala vulgaris*, *Polygonum bistorta*, *Senecio aurantiacus*, *Sieglingia decumbens*, *Thlaspi goesingense*, *Traunsteinera globosa*, *Trisetum flavescens*, *Viola canina*.

3. A klímazonális **üde talajú erdők** feltehetőleg erősen visszaszorulnak a klímaváltozás során, különösen azok az állományok, amelyek jelenleg az élőhely potenciális elterjedésének peremén fordulnak elő. A mintegy 75 általános üde erdei (*Fagetalia*) faj elsősorban az Alföldön és a hegylábi területeken fog tért veszteni.

A speciálisan a szubmontán és különösen a montán bükkösökhöz (*Fagion sylvaticae*) kötődő 36 faj középhegységi élőhelyeit fokozottan veszélyezteti a klímaváltozás. *Carex pendula*, *Daphne laureola*, *Dentaria enneaphyllos*, *Dentaria glandulosa*, *Euphorbia dulcis*,

Fagus sylvatica, Festuca altissima, Festuca drymeia, Fraxinus excelsior, Geranium phaeum, Geum aleppicum, Helleborus purpurascens, Hesperis matronalis, Hordelymus europaeus, Isopyrum thalictroides, Lathyrus vernus, Melandrium sylvestre, Omphalodes scorpioides, Orchis pallens, Petasites albus, Pleurospermum austriacum, Polygonatum verticillatum, Polystichum braunii, Polystichum lonchitis, Prenanthes purpurea, Primula elatior, Ranunculus lanuginosus, Ribes alpinum, Ribes nigrum, Rosa pendulina, Rubus saxatilis, Rubus tereticaulis, Scopolia carniolica, Scrophularia vernalis, Valeriana excelsa, Veronica montana.

A montán bükkösökhöz, (*Aconito-Fagetum*) valamint a bükkös zóna sziklai- és szurdokerdeihez kötődő összesen 19 faj jelentős része végérvényesen eltűnhet hazánk flórájából: *Acer pseudo-platanus, Aconitum moldavicum, Aconitum variegatum subsp. gracile, Allium victorialis, Anthriscus nitida, Arabis alpina, Aruncus sylvestris, Campanula latifolia, Centaurea mollis, Cimicifuga europaea, Clematis alpina, Geranium lucidum, Knautia dipsacifolia, Lunaria rediviva, Moehringia muscosa, Phyllitis scolopendrium, Taxus baccata, Valeriana tripteris subsp. austriaca, Viola biflora.*

Vízigényt leíró ökológiai mutatók (WB, WS, WZ)

Szakértői döntés alapján, a természetbeni előfordulások termőhelyének vízellátását összegző mutatók. Készítői figyelembe vettek mért adatokon alapuló európai adatbázisokat. Az adatok hazai méréses validációjáról nem tudok, bár a fajok eltérő hazai termőhely preferenciáját figyelembe vették. Bár a hasonló ökológiai mutatók közül külföldi tapasztalatok alapján a W értékek felelnek meg legjobban a mért értékeknek, számos olyan hiányosságuk van, ami miatt a potenciálisan érintett fajok kiválasztására csak nagyon korlátozottan használhatók. A megjelenő értékek azt a vízellátottságot jelzik, amelynél a faj leggyakrabban feltűnik, tehát az optimumot, és semmit nem mondanak a tűrőképesség hatáiról. A leggyakoribb előfordulás még nem jelent feltétlenül ökológiai optimumot, mivel az előfordulást a faj-faj kapcsolatok nagyban befolyásolják. A magas vízigénnyel jellemzett vízparti és mocsári fajok mért optimuma gyakran a mezofil vízellátottsághoz közelít, csak a kompetíció kényszeríti őket a vizes élőhelyekre, ahol azért tudnak fennmaradni, mert jól tűrik az elárasztást. Másrészt száraz termőhelyekhez kötődő fajok is károsodhatnak, ha a termőhely, amelyhez pl. talajtani okokból, vagy az alacsony kompetíciós szint miatt kötődnek, szárazodik. Amennyiben használni szeretnénk a vízigényt leíró mutatókat, akkor fontos lenne, hogy kísérletes úton vizsgáljuk meg a fajok szárazságtűrését, és az optimum mellett a tolerancia szélső értékeit is rögzítsük.

2.1.4.1.3. A fajok fiziológia tulajdonságait és terjedőképességét leíró mutatók

Életforma

Az adatbázisban szerepel a fajok Raunkier-féle életforma besorolása. Várhatóan a rövidebb életű, általában helyváltoztatásra adaptálódott egy-két éves fajokat viseli meg világszerte legkevésbé a klímaváltozás. A hosszú életű, a termőhely stabilitásához alkalmazkodott évelő lágyszárúak és a fásszárúak várhatóan nem lesznek képesek követni az eddigiéknél gyorsabban elmozduló vegetációs zónákat. Védendő fajaink túlnyomó többsége ez utóbbiakhoz tartozik. Összességében az életforma igen fontos információ egy faj reakcióképességének leírásához, pl. a modellezés során, viszont a jó felhasználhatóság érdekében a rendszer lényeges finomításra szorul. A rövid életű fajok esetében az aktivitási periódus pontos leírása, az évelőknél az élettartam és a klonalitás szerinti kategorizálás lenne fontos.

Szárazságtűrési stratégiák

A szárazabb és melegebb klíma eltérően érintheti a különböző fotoszintézisű növényfajokat. Kalapos (1991, 1997) adatbázisa tartalmazza a hazai C4-es és CAM fotoszintézisű fajok listáját, valamint információkat a szárazsághoz való morfológiai adaptációjuk mértékéről. Természetes gyeptársulásainkban várható, hogy a domináns fűvek között nőni fog a C4-es, és/vagy levélmorfológiai szempontból a szárazsághoz adaptálódott fajok aránya. A dominanciaviszonyok megváltozása erősen befolyásolhatja az adott élőhelyhez kötődő védett specialista fajok túlélési esélyeit.

Terjedési stratégiák

A növényfajok képessége klímaváltozás hatására elmozduló vegetációs zónák, illetve átrendeződő élőhelymozaikok követésére, nagyban függ a fajok terjedési képességétől. Nemzetközi adatbázisokban a következő típusú adatok találhatóak: Magok száma, magméret, magsúly, magalak, magtúlélés, terjedési mód, terjedési távolság, csírázási és túlélési esély, propagulum típusa, mérete, propagulumok száma, magok száma a propagulumban.

A hazai fajokra Csontos (2001) állított össze adatbázist, ami saját mérései alapján magsúly, magalak és magtúlélés (magbank) adatokat tartalmaz a magyar flóra egy részére. Soó (1964–1980) szinopszisában adatokat találunk a fajok terjedési módjáról, feltehetőleg nem mérésekkel, hanem szakértői becsléssel, illetve külföldi irodalmi adatok adaptációjával keletkeztek.

2.1.5. A hazai Natura 2000-es növényfajok veszélyeztetettsége

A mellékelt táblázatban (2.1-2. táblázat) értékeljük a 44 hazai Natura 2000-es növényfaj veszélyeztetettségének mértékét. Az első 7 oszlopban olyan elterjedési, és termőhelyi sajátosságokat emeltünk ki, amelyek nagyban hatással lehetnek a faj veszélyeztetettségére. A felhasznált jellemzőket a fajkiválasztás módszertanában már részletesebben is értékeltük. A 8. oszlop a faj veszélyeztetettségére adott szintetikus becslés, 1-5 tartományban. A nemzetközi kötelezettségek miatt a jövőbeni kutatások során célszerű e kiemelt fajokra koncentrált adatgyűjtést végezni, mert sorsukat csak megfelelő háttér adatok birtokában jelezhetjük hatékonyan elő.

Flóránkban igen nagyszámú további törvényileg védett illetve fokozottan védett növényfaj található. A hazai védettség önmagában nem indokolja a külön fókuszálást az adott fajra. Sokkal fontosabb lenne a teljes flóra átfogó feldolgozása, hogy megtaláljuk azokat az akár jelenleg nem védett fajokat, amelyek hazai, vagy világállományát a klímaváltozás komolyan veszélyezteti. Az eredmények indokolhatják egyes fajok védetté nyilvánítását, illetve védettségük szigorítását.

2.1.6. Összesítés, további kutatási feladatok

Sajnálatos módon a magyar flóráról nem áll rendelkezésre elegendő elterjedési, termőhelyi igény illetve terjedőképesség adat, hogy fajainkra a klímaváltozás hatásait tudományos igényességgel modellezhessük, illetve előrejelezhessük. Ebben a tekintetben jelentős a lemaradásunk a nyugat- és közép-európai államok nagy részéhez képest. Amennyiben azt szeretnénk, hogy előjelzéseink a trivialisitásokon túl is megfelelően informatívak legyenek, akkor a növényi tulajdonságok vizsgálatára, az adatbázis kiépítésére jelentős összegeket és kutatói kapacitást kell fordítanunk.

		bennszüliott faj	izolált előfordulás	areaperemi helyzet	reliktum	alpin vagy boreális faj	eltűnő élőhely	visszahúzódó élőhely	veszélyeztetettség
HARASZTOK									
	<i>Lycopodium annotinum</i>	Kígyózó korpafű	x				x	x	4
	<i>Lycopodium clavatum</i>	Kapcsos korpafű						x	2
	<i>Lycopodium complanatum</i>	Közönséges laposkorpafű	x					x	3
	<i>Lycopodium issleri</i>	Issler-laposkorpafű	x	x			x	x	4
	<i>Lycopodium tristachyum</i>	Tölcséres laposkorpafű	x				x	x	4
	<i>Marsilea quadrifolia</i>	Mételyfű	x						2
ZÁRVATERMŐK									
	<i>Adenophora liliifolia</i>	Csengettyűvirág		x			x	x	4
	<i>Aldrovanda vesiculosa</i>	Aldrovanda		x					2
	<i>Angelica palustris</i>	Réti angyalgöyökér		x	x	x		x	4
	<i>Apium repens</i>	Kúszó celler		x	x			x	3
	<i>Arnica montana</i>	Árnika		x	x		x	x	5
	<i>Caldesia parnassifolia</i>	Szíveslevelű hídör		x				x	2
	<i>Cirsium brachycephalum</i>	Kisfészkü aszat	x					x	3
	<i>Colchicum arenarium</i>	Homoki kikerics	x		x	x			2
	<i>Crambe tataria</i>	Tátorján			x	x			3
	<i>Cypripedium calceolus</i>	Rigópohár						x	3
	<i>Dianthus diutinus</i>	Tartós szegfű	x	x		x			3
	<i>Dianthus lumnitzeri</i>	Lumnitzer-szegfű	x			x			4
	<i>Dianthus plumarius subsp. regis-stephani</i>	Szent István-szegfű	x						2
	<i>Dracocephalum austriacum</i>	Osztrák sárkányfű		x	x	x			4
	<i>Echium russicum (maculatum)</i>	Piros kígyószisz			x				2
	<i>Eleocharis carniolica</i>	Sűrű csetkáká				x		x	4
	<i>Ferula sadleriana</i>	Magyarföldi husáng	x	x		x			4
	<i>Galanthus nivalis</i>	Hóvirág						x	3
	<i>Gladiolus palustris</i>	Mocsári kardvirág		x				x	4
	<i>Himantoglossum adriaticum</i>	Adriai sallangvirág						x	2
	<i>Himantoglossum caprinum</i>	Bíboros sallangvirág						x	2
	<i>Iris aphylla subsp. hungarica</i>	Magyar nőszirm	x	x					3
	<i>Iris humilis subsp. arenaria</i>	Homoki nőszirm	x					x	2
	<i>Ligularia sibirica*</i>	Szibériai hamuvirág		x	x	x	x	x	5
	<i>Lindernia procumbens</i>	Heverő iszapfű							2
	<i>Linum dolomiticum</i>	Pilisi len	x	x		x	x	x	5
	<i>Liparis loeselii</i>	Hagymaburok		x			x	x	4

2.1-2. táblázat: A hazai Natura 2000-es edényes növényfajok várható veszélyeztetettsége a klímaváltozás során (folytatás a következő oldalon)

		bennszülött faj	izolált előfordulás	areaperemi helyzet	reliktum	alpin vagy boreális faj	eltűnő élőhely	visszahúzódó élőhely	veszélyeztetettség
<i>Onosma tornensis</i>	Tornai vértő	x	x		x				4
<i>Paeonia officinalis subsp. banatica</i>	Bánáti bazsarózsa	x	x		x			x	4
<i>Pulsatilla grandis</i>	Leánykökörccsin			x					2
<i>Pulsatilla patens</i>	Tátógó kökörccsin		x	x	x			x	5
<i>Pulsatilla pratensis subsp. hungarica</i>	Magyar kökörccsin	x	x					x	4
<i>Pyrus magyarica</i>	Magyar vadkörte	x	x		x				4
<i>Ruscus aculeatus</i>	Szúrós csodabogyó			x				x	2
<i>Serratula lycopifolia</i>	Fénylő zsoltina		x		x			x	3
<i>Seseli leucospermum</i>	Magyar gurgolya	x			x				2
<i>Spiranthes aestivalis</i>	Nyári füzértekerics		x					x	4
<i>Thlaspi jankae</i>	Janka-tarsóka	x						x	3
<i>Vincetoxicum pannonicum</i>	Magyar méreggyilok	x	x		x			x	5

bennszülött faj: pannóniai, kárpáti endemizmus

izolált előfordulás: a hazai előfordulás (vagy az összes előfordulás) kis kiterjedésű, izolált

areaperemi helyzet: a hazai előfordulás a teljes area szélén található

reliktum: a hazai előfordulás terciér, glaciális, vagy posztglaciális melegkori reliktum

alpin vagy boreális faj: a faj magashegységi, vagy északi elterjedésű

eltűnő élőhely: a faj hazai élőhelye várhatóan eltűnik a klímaváltozás hatására

visszahúzódó élőhely: a faj hazai élőhelye várhatóan számottevően visszahúzódik a klímaváltozás hatására

veszélyeztetettség: a faj hazai állományának veszélyeztetettsége a klímaváltozás hatására (szintetikus mutató)

*: kihalt, csak betelepített állomány

2.1-2. táblázat (folytatás): A hazai Natura 2000-es edényes növényfajok várható veszélyeztetettsége a klímaváltozás során

2.2. Mohák

Papp Beáta

2.2.1. Az éghajlatváltozás várható hatása a védett mohafajokra

2.2.1.1. Natura 2000-es fajok

A Natura2000-es mohfajaink mindegyikére negatív hatással van/lesz a klímaváltozás, mivel ezek általában nedvesebb, hűvösebb mikroklímát igénylő fajok.

Buxbaumia viridis (Moug. ex Lam & DC.) Brid. ex Moug. & Nestl.

Boreális-montán elterjedésű lombosmoha. Az év nagy részében a moha protonéma állapotban tartózkodik a korhadt fában illetve a talajban és csak akkor válik felismerhetővé, amikor spóratokat fejleszt. A protonéma csak a megfelelő nedvességtartalmú korhadt fában marad életben. Nálunk egy lelőhelyen él. A populációméret időjárásfüggő és évről évre nagyon fluktuál. Egyes években meg sem jelenik a sporophyton. A kedvező években is rendkívül kicsi a populáció; 1-3 fán jelenik meg. Az élőhely mikroklímájának szárazabbá, melegebbé válása miatt igen rosszak a faj túlélési esélyei hazánkban.

Dicranum viride (Sull. & Lesq.) Lindb.

Szubkontinentális-montán elterjedésű, évelő lombosmoha, amelynek fő szubsztrátja az idős lombhullató fák törzse az egész éven át humid körülményeket nyújtó erdőkben. A fajnak jelenleg 10 populációja ismert az országban. A Bükkben és a Zemplénben több előfordulása van, valamint az országban még két helyen Bátorligeten és a vétyemi Ósbükkösben is megtalálható. A populációk többsége azonban nagyon kisméretű. Az élőhelyek szárazabbá válása kritikusan érinti e faj túlélését.

***Sphagnum* spp.**

A *Sphagnum* lápok területének csökkenése, állapotának romlása hazánkban már az utóbbi évtizedben nyilvánvalóvá vált, így számos láp esetében a nemzeti parkok vízpótlást is alkalmaznak. A *Sphagnum* fajok többségére a szárazabb, melegebb klíma drasztikus hatással van/lesz. Gignac (2001) a *Sphagnum* lápok elterjedési határának északra tolódását jósolja a klímaváltozás hatására. A lápokon először a fajösszetétel változik meg és a szárazabb körülményeket is elviselő fajok szaporodnak el, a nedvességigényesebb fajok növekedése csökken.

Leucobryum glaucum (Hedw.) Aongstr.

Szubatantikus elterjedésű, évelő lombosmoha. Savanyú talajú erdőkben jelenik meg. Az élőhelyek szárazodása hatással lehet a faj elterjedésére, a populációk méretére.

2.2.1.2. Hazánkban törvényesen védett fajok

A klímaváltozás e fajokra gyakorolt hatását élőhelyeik szerint tekintjük át.

Száraz gyepek

A sziklagyepeken, a szikes és löszgyepekben élő védett mohák főleg a meredek, morzsalékos talajú mikroélőhelyeken jelennek meg, ahol a gyepek nem zártak, a fücsomók közt szabad talajfelületek vannak. Ezeket a szabad helyeket népesítik be ezek az általában kisméretű (0,5-1 cm-es) mohák, amelyek rövid életűek, tavasszal jelennek meg, gyorsan spórát érlelnek és nyárra el is pusztulnak. Majd az őszi esőzések után újra feltűnhetnek. Ezek

a fajok szárazságtűrők és melegkedvelők. Így az elterjedésüket a klímaváltozás pozitívan befolyásolhatja.

Ilyenek a szikések európai viszonylatban ritka mohafajai a *Entosthodon hungaricus*, a *Phascum floerkeanum* és a *Desmatodon cernuus*. A lőszfalak ritka, apró mohái a *Hilpertia velenovskyi* és a *Pterygoneurum* fajok. Ez utóbbiak közül a *P. lamellatum* szerepel a hazánkban a védett fajok listáján. A mészkő és dolomit sziklagyepek ritka telepes májmohája, az *Asterella saccata*. A *Pyramidula tetragona* meszes és savanyú alapkőzetű sziklagyepen egyaránt előfordul és szerepel az EU élőhelyvédelmi irányelvek fajlistáján is.

Vizes élőhelyek

Lápokon, lápréteken, árnyas völgyek, szurdokok patakjainak partján, sziklái előforduló védett fajok nedves, hűvös mikroklímát igényelnek. Fontos számukra a jó vízellátottság. A legnagyobb veszélyt a láprétek, patakok kiszáradása, források vízhozamának csökkenése, ingadozása jelenti. Így e fajok elterjedését a klímaváltozás negatívan befolyásolja.

Láprétjeink ritka faja az EU élőhelyvédelmi irányelvek fajlistáján is feltüntetett *Hamatocaulis vernicosus*, amelyet a régi lelőhelyein nem is sikerült megtalálnunk az ellenőrzések során. Szintén lápréteken élnek a védett *Calliargon* fajok (*C. giganteum*, *C. stramineum*), *Drepanocladus*-ok (*D. lycopodioides*, *D. revolvens*), a *Warnstorfia exannulata*, a *Campylium elodes*, *Scorpidium scorpioides*, *Meesia triquetra*, *Bryum neodamense*, *Amblystegium saxatile*. E fajok egy részének recens adatai nincsenek is hazánkból, a többi fajnak is nagyon kisméretűek a populációik. Nedves folyó illetve tóparti iszapon fordulnak elő a védett *Riccia* fajok (*R. frostii* és a *R. huebeneriana*), amelyek a telepes májmohák közé tartoznak. Hasonló élőhelyeken gyűjtötték a *Physcomitrium sphaericum*-t és a védett *Ephemerum* fajokat (*E. coaherens*, *E. recurvifolium*), valamint két másik védett *Bryum* fajt (*B. warneum*, *B. versicolor*). E fajokról sem állnak rendelkezésre recens adatok.

Hegyvidéki patakok partján, köveken az áramló víz közelében élnek a *Rhynchostegiella jaquinii*, valamint a ritka, védett *Fissidens* fajok (*F. algarvicus*, *F. exiguus*, *F. arnoldii*).

Erdők

Az erdők talaján, élő és korhadó fákon előforduló fajok számára fontos az állandó nedves mikroklíma. Így a klímaváltozás negatívan érinti őket. Számos védett, ritka mohafaj nagyméretű élő és korhadó fákat és egész éven át humid körülményeket igényel megtelepedéséhez és fennmaradásához. Előrehaladott korhadási stádiumú fákon élnek egyes védett leveles májmohák, mint a *Lophozia ascendens*, a *Cephalozia lacunculata*. Árnyas erdők idős lombhullató fáin találhatjuk az *Anacamptodon splachnoides*-t, a *Neckera pennata*-t. Árnyas erdők talajának ritka mohája a *Bryum stirtonii*. Erdőszéli nedves agyagon gyűjtötték a *Dicranella humilis*-t. Fényben gazdag erdők lombhullató fáin fordulnak elő az *Ulota bruchii*, valamint a védett *Orthotrichum* fajok (*O. scanicum*, *O. stellatum*, *O. rogeri*), amelyek közül az utolsó szintén szerepel az EU élőhelyvédelmi irányelvek fajlistáján is.

Sziklák, sziklafalak

Számos védett faj él erdők mélyén meghúzódó kisebb és nagyobb árnyas sziklákra. Ezen élőhelyeket is negatívan érinti a klímaváltozás, mivel az itt élő fajok nedves körülményeket kívánnak. Vannak olyan fajok, amelyek ragaszkodnak a bázikus alapkőzethez, mint pl. az *Anomodon rostratus*, a *Didymodon glaucus* vagy az EU élőhelyvédelmi irányelvek listáján is megtalálható telepes májmoha, a *Mannia triandra*. Más fajok jobban kedvelik a savanyú alapkőzeteket, mint a *Brachythecium geheebii*, *Brachydontium trichodes*, a *Campylostelium saxicola* és a leveles májmohák közé tartozó *Jungermannia subulata* és a

Frullania fajok, amelyek közül a *F. inflata* és *F. fragilifolia* védett hazánkban. A *Brachythecium oxycladum*, *Rhynchostegium rotundifolium*, a *Taxiphyllum densifolium* mind meszes, mind savanyú alapkőzeten előfordulnak.

A *Tortula brevissima* és a védett fajok listáján szereplő *Grimmia* fajok pedig inkább a kitett, napos sziklákat kedvelik. A *Tortula brevissima* és a *Grimmia teretinervis* meszes, míg a *G. plagiopodia* a savanyú alapkőzetű helyeken él. A kitett sziklák fajai szárazságtűrők és egy részük (*Tortula brevissima*, *Grimmia plagiopodia*) melegkedvelő, így elterjedésükre a klímaváltozás pozitívan hathat. A *Grimmia teretinervis* viszont hűvös mikroklímát igénylő, dealpin elem, így rá a klímaváltozás negatívan hat.

További veszélyeztetett csoportok a klímaváltozás szempontjából, a boreális elterjedésű, nedves, hűvös mikroklímát igénylő kisméretű leveles májmohák (*Lophozia* és *Marsupella* fajok, kisméretű *Scapania* fajok), a boreális *Racomitrium* fajok (*R. aquaticum*, *R. heterostichum*), *Polytrichum alpinum*. E fajok korábban is ritkák voltak és csak néhány adatuk volt a Zemplénből és a Börzsönyből. Mára már csak egy részük előfordulását sikerült bizonyítani a régi lelőhelyeken is.

2.3. Zuzmók

Farkas Edit, Veres Katalin

2.3.1. A zuzmók klímaváltozásra várható viselkedését tárgyaló nemzetközi irodalom áttekintése

Az üvegházhatást okozó gázok koncentrációjának megnövekedése a Föld felszínének melegedéséhez és más klimatikus változásokhoz vezetett, mint pl. a csapadékjárásban beálló változások vagy az extrém időjárási események gyakoriságának megnövekedése. Mindezen változások közvetlenül és közvetve is hatással vannak a zuzmók élőhelyeire, a zuzmóközösségekben a fajok közötti interakciókra, illetve a zuzmók más élőlényekkel való kapcsolatára is. E szervezetek bizonyos ökológiai és fiziológiai tulajdonságai igen érzékenyvé teszik őket a környezeti változásokra, melynek alapján biztos indikátorai a környezet minőségi megváltozásának. A légköri szennyezésre adott válaszuk miatt több mint 150 éve a környezeti kutatások érdeklődési körébe kerültek. A hazai levegőszennyeződéssel kapcsolatos lichenológiai kutatások elsősorban városokban folytak, pl. Budapest (Farkas et al. 1985), Komárom (Molnár et al. 2001).

A globális klímaváltozás zuzmókra gyakorolt hatásáról nemzetközi szinten is kevés adat gyűlt össze, melyek többsége elsősorban a sarkvidékeken, a magashegységekben és a sivatagokban bekövetkezett florisztikai változásokról számol be. Kevés a hazai fajokra is használható európai előrejelző vizsgálatok száma.

Nyugat-Európában a levegőszennyezettség monitorozása céljából nagy mennyiségű zuzmóflorisztikai adat gyűlt össze, ami most a globális felmelegedés szempontjából jól értékelhető. Van Herk és munkatársai (2002) a Hollandiában előforduló 329 zuzmófaj világelterjedési adatait elemezve arra a következtetésre jutottak, hogy az utóbbi 22 év florisztikai változásai nem magyarázhatóak kizárólag a levegő szennyezettségével. Kimutatták, hogy az arkto-alpin/montán-boreál elterjedésű fajok csökkenő tendenciát mutatnak az utóbbi években, míg trópusi/szubtrópusi fajok vándorolnak be újonnan a területre. Statisztikai elemzések alapján, míg 1979-1995 között a változások a toxitoleranciával és tápanyagigénnyel függtek össze, 1995-2001 között ezeken felül a hőmérsékletigény is hozzáadódott az eddigiekhez. Fontos megállapítása a vizsgálatnak, hogy minden terjedőben lévő zuzmófaj fotobiontája *Trentepohlia* alga.

A vizsgálat megállapítja, hogy például a nálunk is közönséges epifiton *Hypogymnia physodes*, *Evernia prunastri*, *Lecanora conizaeoides* vagy *Platismatia glauca* fajok elterjedési területe egyre csökken. Más fajok, mint pl. *Candelaria concolor*, *Physconia grisea*, *Lecidella scabra*, *Diploica canescens* 1995-2001 között terjedőben vannak. A talajlakó *Cetraria islandica*-t viszont az utóbbi időben egyre kevesebb helyről észlelték.

Terepi megfigyeléseink is azt mutatják, hogy hazánk területén is megkezdődtek a florisztikai változások.

Nagy jelentőségűek azok a törekvések, melyek az alapadatok lerögzítését kívánják pontosítani. Míg a fenti vizsgálat kizárólag a prezenciát-abszenciát rögzítette, egy izraeli vizsgálatban a zuzmók mennyiségének változását is figyelembe vették. Insarov és munkatársai (1999) a Negev Felföld közepső, arid területén adott helyre jellemző mérőszámot dolgoztak ki, melynek időről-időre történő összehasonlításával a globális klímaváltozás lokális következményei becsülhetők. Ehhez 22 zuzmótaxon gyakorisági és borítási értékét vették fel 1997-ben, transzektek mentén rögzítve a mészkövön élő zuzmók állapotát. Bevezettek egy TDI (trend detection index) indexet, mellyel jellemzik a stresszhatás alatt álló

zuzmóközösségeket. Vagyis, ha a globális felmelegedés folytatódik, az index értéke változik. A TDI értékét két vagy több pontban kell különböző időpontokban összehasonlítani a trendek megállapítására.

Van Herk és munkatársai (2002) kutatása a fajok elterjedése mellett a közösségekben beálló változások vizsgálatára is kiterjedt. Az epifiton zuzmóközösségek összetétele szabadon álló fákon kevésbé stabil, mint egy zárt erdőben, ahol a légköri változások hatása kisebb mértékben érvényesülhet. Megfigyelték továbbá, hogy a légköri szennyezőanyagok csökkenésével a zuzmók visszatelepülnek az újra kedvezőbbé vált élőhelyekre, ám nem ugyanazok a fajok, melyek azelőtt a légszennyezés hatására eltűntek. Az olyan élőhelyeken, ahol a vegetáció domináns tagjai a kriptogámok, a talajlakó közösségek összetétele a megfigyelések szerint nagyon stabil. A vizsgált tengerparti *Cladonia* fajok dominálta közösségben a fajkompozíció változás csak nagyon lassan megy végbe, a kompetíció pedig nem jellemző a fajok között.

Hazánkban Gallé (1977) zuzmócönózisokat rendszerező megalapozó munkáját eddig még nem követték közösségi változásokat vizsgáló további kutatások.

A klímaváltozás vegetációra gyakorolt várható hatásával foglalkozó tanulmányok között a kriptogám szervezetekről szóló előrejelzések hiányterületnek számítanak, és speciális részt képviselnek az ökológiai modellezés problémakörében. A klímamodellezésben sajátos problémák merülnek fel a zuzmók esetében: egyrészt e szervezetek rendkívül érzékenyek a levegőszennyezésre, másrészt sok zuzmófaj elterjedési területe csak kevésbé ismert. Ellis és munkatársai (2007) tanulmányában egy zuzmófaj várható válaszát vizsgálták a klímaváltozásra Nagy-Britannia északi területein. A vizsgálati objektum egy korai megtelepedő, könnyen terjedő és regenerálódó, ruderalis zuzmófaj, a *Lecanora populicola*, mely széles elterjedéssel bír és általában nyírfákon él. A vizsgálati terület egy tiszta levegőjű régió, ahol nem érvényesül a levegőszennyezés zavaró hatása, ill. elegendő terület áll rendelkezésre a faj terjedéséhez. Nem parametrikus sokváltozós regressziós statisztikai módszerrel elemezték a faj válaszadását hét különböző klímájú mintaterületen, 1961-2000 közötti klíma adatok felhasználásával. Két emissziós scenárió (alacsony és magas CO₂ kibocsátás) esetében két időpontra (2020 és 2050) egy optimum modell segítségével azt vetítették előre, hogy a *L. populicola* elterjedési területe mindenhol növekszik a kísérő boreális fajokkal együtt, míg az atlantikus elterjedésű fajok visszahúzódóban vannak. A *L. populicola* előfordulási valószínűségének növekedése összefüggésben áll az előrejelzett nyári szárazodással. A modelleredmények általános érvényességének kérdése három kulcsfontosságú problémát vet fel. A bevitt prezencia-abszencia adatokból egy zuzmófaj hiányát nehéz igazolni. A prezencia érték pedig a taxonómiai nem tisztázott fajok esetében bizonytalan. A mikroklíma minősége gyakran a meghatározó az elterjedésben és sokszor a makroklíma hatása csak másodlagos. A másik fontos probléma a modell formája. Nehéz definiálni az egyedüli legjobb statisztikai módszert ezért a nem paraméteres többváltozós regressziót választották, mivel rugalmas és ökológiai szempontból viszonylag realisztikus. Az adatok fent említett hiánya, hiányossága csökkenti a modell előrejelzés megbízhatóságát. A harmadik kulcsfaktor, a modell azon feltételezése, hogy az elterjedést leginkább befolyásoló tényező a makroklíma.

A zuzmók az evolúció során számos kémiai stratégiát (speciális másodlagos anyagcseretermékeket) fejlesztettek ki a túl sok fény és az UV-sugárzás negatív hatásainak kiküszöbölésére (Galloway 1993): fénystressz hatására a xantofill-ciklust, fényszűrő kéregpigmenteket, UV-B károsító hatását csökkentő sikimisav-úton keletkező kromofórokat. A zuzmók fiziológiai kutatása igen széleskörű, és manapság a klímaváltozás hatásával foglalkozó munkák is egyre nagyobb számmal jelennek meg e kutatási területen.

2.3.2. A zuzmóadatbázisok összefoglalása

Számos zuzmófaj elterjedése, áréája még kevésbé ismert és nem tisztázott. Wirth (1980) határozókönyve az első olyan munka, amely megkísérli – főként a közép-európai fajok áréáját és flóraelem beosztását megadni.

A zuzmók elterjedési térképeinek indexe ("Index of Lichen Distribution Maps") egy világméretű meta-adatbázis, mely a zuzmók elterjedési adatait tartalmazó irodalmak listáin alapul. Az adatbázis kiépítése az 1990-es években indult meg. A világon megjelent tudományos publikációiból válogatták ki a zuzmóelterjedési térképeket is tartalmazó munkákat. Az adatbázis jelenleg 40.000, a közel 2.000 irodalomforrásból nyert rekordot tartalmaz. Egy rekord egy taxon elterjedési térképét tartalmazza. Eddig több mint 8.000 taxonról gyűlt össze információ. Minden egyes térkép (taxononként 1-150) információt nyújt a térkép fajtájáról, utal a térkép által lefedett földrajzi területre és tartalmazza ez eredeti irodalomforrást. Ahol elérhető volt, további információkat is feljegyeztek, úgymint ökológiai preferencia, élőhely, bioindikáció vagy a jellemző kémiai anyagok elterjedése. Minden irodalmi hivatkozás megtalálható a „Recent literature on lichens and Mattic’s literature index” online adatbázisban (<http://www.nhm.uio.no/botanisk/lav>).

Magyarországon zuzmóelterjedési adatokat tartalmazó adatbázisok a herbárium példányokon feljegyzett információk alapján készültek.

Toleranciára vonatkozó adatokat a fontosabb zuzmóhatározókban találhatunk, a fajok részletes jellemzésén belül: Wirth (1995), Purvis és munkatársai (1992). Bár a kategóriákat kialakították, ezek az adatok mégsem teljeseek, nem minden fajról áll rendelkezésünkre minden adat és sajnos azt sem tudni, hogy ezek közül mi az, ami mérésen alapul és mi az, ami tapasztalatokon (elméleti spekuláción). Ezek az adatok elektronikus formában jelenleg még nem állnak rendelkezésünkre. A leírások tartalmazzák az alzat minőségét, kémhatását, tápanyaggazdagságát, a klimatikus tényezők közül az élőhely csapadék, légnedvesség, hőmérséklet és fényviszonyait, valamint a faj toxitolanciáját, gyakoriságát és veszélyeztetettségét konzervációs szempontból. Az említett határozók a hazai fajok kb. 90%-áról tartalmazzanak adatokat. A hazai zuzmóflóra (Verseghy 1994) is ezeket veszi alapul az adatok tapasztalatokon alapuló revíziójával.

A zuzmók terjedéséről, terjedőképességéről adatbázis még nem készült, ezért csak néhány általános megállapítást tehetünk.

A zuzmók ivaros és ivartalan úton szaporodnak. A termőtestet a mikobionta-partner hozza létre, az itt lezajló folyamat a gombapartner ivaros szaporodása. Sok zuzmóban úgy tűnik, hogy az aszkospórák kiszabadulása télen és nedves időben jelentősebb, mint nyáron. Az ascospóra terjedési távolsága az aszkusz struktúrájától és a spórák számától függ. Az aszkuszok csak a telephez közeli légrétegbe bocsátják ki a spórákat, ahonnan ezután más módokon (szél, víz, állatok által) kell továbbterjedniük. Az olyan nemzetségeknél, mint például *Cladonia* vagy *Calicium*, az aszkuszok egy nyélen ülnek, amely segít a spórákat egy turbulensebb légrétegbe juttatni. A következő lépésben ahhoz, hogy a csírázó aszkospórából zuzmó jöjjön létre, szükséges egy megfelelő fotobionta, amely származhat szabadon élő algából, más zuzmótelepből vagy egy másik egyed vegetatív propagulumából.

A különböző típusú vegetatív propagulumok a gomba- és algapartner egyaránt tartalmazzák, ami jóval hatékonyabb formája egy új telep létrehozásának, mintha a partnerek egymástól függetlenül terjednének. A fajpárok esetében a vegetatív úton szaporodó faj gyakran nagyobb földrajzi elterjedéssel is bír, mint ivaros szaporodó párja. A szorédiumok elég kicsik ahhoz, hogy szél által terjedjenek, a nagyobb diaspórák vagy teleptörödékek vízzel, széllel vagy állatok útján jutnak messzebbre (Hawksworth és Hill 1984). Bowler és

Rundel (1975) vizsgálata rávilágított, hogy a kéregtelepű zuzmófajok sokkal kevésbé szaporodnak szorédiумokkal vagy izidiumokkal, mint a bokros telepűek.

2.3.3. A potenciálisan érintett fajok és közösségek kiválasztásának módszertana

A legutóbb megjelent zuzmómonitorozási módszereket összefoglaló munkában (Nimis et al. 2002) többek között kidolgozott módszert találunk a klímaváltozás hatásának mind hosszú-, mind rövidtávú nyomon követésére (Insarov & Schroeter (2002)).

A zuzmók toleranciája extrém környezeti tényezőkkel szemben közismert. Bizonyos élőhelyeken, pl. a nagy besugárással jellemezhető magashegységi vagy sarkvidéki élőhelyeken, hideg és forró sivatagokban gyakran közönséges vagy éppen domináns szervezetek. Mind morfológiai (növekedési forma, kéregréteg felépítése, „szukkulensek”, fordított telepfelépítés, „ablakos zuzmók”, higroszkóposan változó telepek, vándorzuzmók (Rogers 1977)), mind kémiai szempontból (másodlagos zuzmóanyagok) adaptálódtak (Galloway 1993) az extrém körülményekhez. Klímaváltozás esetén ugyanezek a tulajdonságok tehetik sikeres túlélőkké a zuzmókat.

A potenciálisan érintett zuzmófajok kiválasztására Aptroot és munkatársai (2002) a következő módszert használták azzal a megállapítással, hogy a zuzmók elterjedését elsősorban a hőmérséklet befolyásolja: a Hollandiában végzett felmérés során vizsgált zuzmófajokat a British Lichen Flora határozó (Purvis et al. 1992) alapján 4 fő kategóriába sorolták világelterjedésük szerint, ezek a következők voltak:

- pan-tropikus fajok, gyakran meleg területeken fordulnak elő,
- meleg-mérsékelttől a (szub)tropusi területekig megtalálható fajok,
- túlnyomóan hideg területeken élők, gyakran nagyon széles elterjedéssel, minden vegetációtípusban előforduló fajok,
- arktó-alpin/montán-boreál elterjedésű fajok.

A fajokat hőmérsékletpreferenciája alapján Wirth (1995) határozókönyvében szereplő lista alapján adták meg: hideg, hűvös, átlagos, inkább meleg, meleg és nagyon meleg kategóriákba sorolták. A régi és újabb feljegyzések alapján így megállapítható, hogy mely fajok elterjedési területe milyen irányban változhat a klímaváltozás hatására.

Véleményünk szerint ez a módszer hazánkban is alkalmas lenne a klímaváltozás miatt veszélybe kerülő fajok kiválasztására. Verseyhy (1997) szerint több mint 700 zuzmófaj él hazánkban, ezért a fenti vizsgálat igen nagy munkát igényelne. Rendelkezésünkre áll még ezen kívül Gallé (1977) zuzmóközösségekről írt munkája, mely segíthet az éghajlatváltozásra érzékeny zuzmóközösségek kiválasztásában.

A hazai flóraadatok az elterjedés, tolerancia valamint a terjedőképesség tekintetében hiányosak, megfelelő adatbázis pedig csak az előfordulásokról áll rendelkezésünkre, mely sajnos néhány faj esetében hiányzik.

2.3.4. A hazai flóra feldolgozhatósága a meglévő adatok alapján. Védett fajok értékelése

A zuzmókra vonatkozó konzervációbiológiai, ill. természetvédelmi kutatások elhanyagolt területnek számítanak. A hazai zuzmók vörös listájának első változatát Lőkös és Tóth 1997-ben állította össze. Noha a fajok elterjedésének hiányos ismerete miatt több faj is felülvizsgálatra szorult, ez a lista alkalmas volt arra, hogy a zuzmók törvényes védelmére tett

első ajánlásukat: 29 fokozottan védendő faj és 79 védendő faj, megalapozza (Farkas et al.1999). Második javaslatuk (Farkas és Lőkös 2003) 10 fokozottan védendő fajt és 13 védendő fajt tartalmazott. Végül 5 faj került törvényes védelem alá: *Cetraria aculeata* (Schreb.)Fr., *Cladonia magyarica* Vainio, *Usnea florida* (L.) Weber ex F. H. Wigg., *Xanthoparmelia pseudohungarica* (Gyelnik) Hale, *Xanthoparmelia subdiffluens* Hale (Farkas és Lőkös 2006). Az öt védett faj közül az *Usnea florida* hazánkban igen ritka, eddig csak a Bükk-hegység egy szűk területéről ismert, szubmediterrán-montán elem. A holland vizsgálatok (van Herk et al. 2002) előrejelzése szerint az arkto-alpin/montán-boreál elemek visszahúzódóban vannak, ezért a hazánkban igen ritka *Usnea* fajok veszélyeztetettsége a klímaváltozás hatásával tovább nő.

A klímaváltozás miatt veszélyeztetett fajok kiválasztásához pontosabb ismeretekre lenne szükség a fajok hazai elterjedéséről, toleranciájáról. A potenciális indikátorfajok kiválasztásához szintén további elterjedési adatok szükségesek a gyakoriságok megállapítására. Fontos korlátozó tényező e szervezetek érzékenysége antropogén hatásokra (légszennyezés), mely bonyolultabbá teszi az alkalmas indikátorfajok kiválasztását klímaváltozás hatásának vizsgálatához. Néhány zuzmófaj igen erős ellenállóképességet tanúsít a légszennyezéssel szemben, melyeket *toxitoleráns* fajoknak nevezünk.

Verseghy (1994) szerint a kihalt, ill. a kihalóban és visszahúzódóban lévő fajok a hazai zuzmóflóra kb. 10%-át teszik ki. Azokat a fajokat, melyeket csak a 18. század végén vagy a huszadik század első negyedében gyűjtötték, s ma már nem találhatók, *kihaltnak* tekinthetjük. A *veszélyeztetett* ill. *kihalóban* lévő fajokat a huszadik század első felében még elég gyakran, de az 1950-es évek óta nagyon ritkán, elvértve gyűjtötték. A visszahúzódóban lévő fajok korábban nagyobb területeken előfordultak, ma már elterjedésük sokkal kisebb, állományuk néhány helyre korlátozódott.

A zuzmófajok ökológiai adaptációját fejezi ki növekedésforma típusuk. A kihalt fajok 75%-a a kéregtelepűek, 15%-a a plakoid típushoz, 10%-a a leveles típushoz tartozik. A veszélyeztetett fajok 50%-a a kéregtelepűek, 22%-a a plakoid típushoz, 28%-a a bokros típushoz sorolható. A visszahúzódóban lévő fajok eloszlásában szembevetendő a kéregtelepűek kisebb száma (38%) a leveles és bokros zuzmók számához képest (58%) (Verseghy 1988).

Visszahúzódóban lévő fajok (Verseghy 1994):

<i>Acarospora cervina</i>	<i>Cornicularia aculeata</i>	<i>Pertusaria hymenea</i>
<i>Anaptychia ciliaris</i>	<i>Huilia albocoerulescens</i>	<i>Pertusaria leioplaca</i>
<i>Bacidia friesiana</i>	<i>Lecania fuscella</i>	<i>Phaeophyscia endophoenicea</i>
<i>Catillaria chalybeia</i>	<i>Lecanora subrugosa</i>	<i>Pycnothelia papillaria</i>
<i>Cetraria islandica</i>	<i>Lobaria pulmonaria</i>	<i>Rinodina dubyana</i>
<i>Chaenotheca hispidula</i>	<i>Nephroma parile</i>	<i>Rinodina sophodes</i>
<i>Cladonia cariosa</i>	<i>Nephroma resupinatum</i>	<i>Sphinctrina turbinata</i>
<i>Cladonia decorticata</i>	<i>Parmelia perlata</i>	<i>Toninia cinereovirens</i>
<i>Cladonia polycarpoides</i>	<i>Parmelia quercina</i>	<i>Usnea filipendula</i>
<i>Cladonia uncialis</i>	<i>Peltigera malacea</i>	<i>Xanthoria lobulata</i>

Toxitoleráns fajok (Verseghy 1994):

<i>Bacidia rubella</i>	<i>L. sarcopis</i>	<i>Physconia grisea</i>
<i>Buellia punctata</i>	<i>L. umbrina</i>	<i>Placolecanora muralis</i>
<i>Candelariella xanthostigma</i>	<i>L. varia</i>	<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>
<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Lepraria incana</i>	<i>Scoliciosporum imbrinum</i>
<i>Lecanora conizaeoides</i>	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	<i>Xanthoria parietina</i>
<i>L. hageni</i>	<i>Physcia aipolia</i>	

A klímaváltozás hatásának nyomon követésére, a potenciális indikátor zuzmófajok kiválasztásánál egyik fontos szempont a toxitolerancia. A jelenleg hazánkban is gyakori, taxonómiaiilag tisztázott és könnyen detektálható toxitoleráns fajok lehetnek elsősorban alkalmasak a globális felmelegedés zuzmókra gyakorolt hatásainak vizsgálatára. Van Herk és munkatársai (2002) vizsgálatában e fajok közül a *Hypogymnia physodes* visszahúzódását és a *Physconia grisea* faj terjedését mutatták ki. A *Hypogymnia physodes*, mely a leggyakrabban használt tesztnövény, hazánkban az alföldről az erdőhatárokig elterjedt, sokfajta alzaton előforduló, gyakori faj. A *Physconia grisea* közép-európai-mediterrán elterjedésű, faj, mely, kedveli a csapadékban szegény, napfényes, meleg, tápanyagban gazdag élőhelyeket, mely szintén előfordul hazánkban.

Klímaváltozás szempontjából veszélyeztetett „óceánikus elterjedésű” fajok: pl. *Lobaria pulmonaria*, *Flavoparmelia flaventior*, *Heterodermia speciosa*, *Hypotrachyna revoluta*, *Nephroma parile*, *Nephroma resupinatum*, *Normandina pulchella*, stb. Teljes listát most nem tudunk adni, mivel ez lenne a következő pontban szereplő jövőben megoldható egyik lehetséges feladat.

A hazai zuzmóddiverzitás monitorozás módszerei rendelkezésre állnak, további fejlesztésükkel a globális klímaváltozás monitorozásban felhasználhatóvá tehetők. A fajok monitorozása mellett szükséges lenne a zuzmóközösségek vizsgálata is, a bennük folyó interakciók, fajkompozíció változások detektálása epifiton és talajlakó társulásokban egyaránt.

2.3.5. Jövőbeli kutatási javaslatok

Időszerű a hazai elterjedési, tolerancia valamint terjedőképességi adatok hiányainak pótlása, megfelelő adatbázisok létrehozása, és egy tentatív lista összeállítása hazai fajlista és irodalmi ismeretek (elterjedés, tolerancia) összevetése alapján. Aktuális kutatási tervként szerepelhet a zuzmótársulások mai állapotának felmérése, hosszútávú vizsgálatok előkészítése is.

2.4. Egyenesszárnyú rovarok (Orthoptera)

Nagy Barnabás, Puskás Gellért

2.4.1. Bevezetés

Az egyenesszárnyú rovarok (Orthoptera) a várható klimaváltozásokkal (globális felmelegedéssel) kapcsolatban kiemelt érdeklődésre tarthatnak számot, elsősorban azért, mert az ide tartozó és szinte valamennyi földrészen előforduló/károsító vándorsáska-fajok évszázadok óta fontos mezőgazdasági tényezők. Az alábbiakban a Magyarországon, a mezőgazdaságban lényegesebb szerepet játszó fajokat csak általánosságban érintettük, míg a természetvédelem alatt álló fajok csoportjának mind a 29 fajt tekintetbe vettük, amelyek egyben tartalmazzák a Natura 2000-es fajokat is.

2.4.2. Gazdasági jelentőségű fajok

Kárpát-medencei vonatkozásban utalnunk kell rá, hogy a keleti vándorsáska (*Locusta migratoria*) évszázadokon keresztül vissza-visszatérő kalamitásokat okozott gradációival, azonban ezek az 1900-as évek elején fokozatosan megszűntek. Viszont 1888-tól az addig nálunk ismeretlen marokkói sáska (*Dociostaurus maroccanus*) ütötte fel a fejét és évtizedeken keresztül megismétlődő káros gradációkban jelentkezett, amelyek az 1950-es években megszűnni látszottak, míg 1993-ban egy váratlan, középmagyarországi gradációval újból jelentkezett (Nagy 1993, 1995, 2006). Az eset egy rendkívül meleg és száraz május utáni nyáron következett be. Joggal várható, hogy a marokkói sáskának, mint mediterrán állatnak, a globális felmelegedés bármily kis mértéke csak előnyére fog szolgálni a Kárpát-medencében. Konkrét és friss példa: a Szentendre-szigetről 3-évtizedes, részletes orthopterológiai felvételezések (Nagy, publikálatlan) egyetlen alkalommal sem mutatták ki a marokkói sáska jelenlétét, de 2007-ben megjelenését észlelték (Szövényi, szóbeli közlés). Országosan általános jelenlét jellemzi az egybként őshonos olasz sáskát (*Calliptamus italicus*), amely a Kárpát-medencében, bár csak sporadikusan, ugyancsak régóta mutat gradációs jelenségeket, illetve okoz gazdasági károkat (Kadocsa 1951, Nagy, 1988, 2006). Különösen a meleg-száraz tavasszal párosult általános felmelegedési trend mindkét *Dociostaurus*-sáskafaj (*D. maroccanus*, *D. brevicollis*), továbbá a két olasz sáska (*Calliptamus italicus*, *C. barbarus*) számára kedvező gradációs alapot teremt.

2.4.3. A védett Orthoptera fajok és az éghajlatváltozás

Magyarországon az eddig kimutatott 122 Orthoptera-fajból (Nagy 2003) 29 faj rendeletileg természetvédelem alatt áll. E védett fajok – a várható klimatikus felmelegedést tekintetbe véve – némi egyszerűsítéssel – két fő csoportra oszthatók: nevezetesen a felmelegedésre pozitív, illetve negatív irányú populációs-elmozdulással válaszoló csoportjára.

2.4.3.1. Várhatóan erősödő populációk (szub-populációk), alkalmi gradációk jelentkezése:

- Farkos lombszöcske (*Tettigonia caudata*)
- Homoki olasz sáska (*Calliptamus barbarus*)
- Keleti vándorsáska (*Locusta migratoria*)
- Hosszúlábú önbeásósáska (*Acrotylus longipes*)
- Szíkisáska (*Epacromius coerulipes*)

- Tarka sztyeplejtősáska (*Arcyptera microptera*)
- Sisakos sáska (*Acrida ungarica*)
- Szerecsen sáska (*Celes variabilis*)
- Déli áttelelősáska (*Aiolopus strepens*)
- Eurázsiai sztyeprétisáska (*Stenobothrus eurasius*) – Natura 2000

Felsorolt fajok jelentősége, populációdinamikai szerepe igen eltérő. Vannak – jelenleg - igen ritkák (*Acrotylus longipes*, *Locusta migratoria*), egy bizonyos biotóp-típushoz kötöttek (*Celes variabilis*, *Aiolopus strepens*), illetve – különösen homokon - gyakoriak (*Calliptamus barbarus*, *Acrida ungarica*).

Abban viszont megegyeznek, hogy szárazság-tűrők, -kedvelők, s ezért általános felmelegedés esetén areájuk lokálisan kiterjed(het), populációjuk, denzitásuk erősödik, alkalmilag kisebb-nagyobb – esetenként lokális mezőgazdasági károkat okozó - gradációvá fokozódhat.

2.4.3.2. Várhatóan gyengülő populációjú, lokálisan kipusztuló védett fajok:

Az előbbieken említett 10 fajon felüli, alább részletesen fel sorolt további 19 védett/ fokozottan védett faj általában hűvösebb/párásabb mikroklímájú habitathoz kötődik, ezért globális felmelegedés esetén populációjuk zsugorodik, kritikusabb (kisebb) szub-populációik kipusztulhatnak. Ezáltal az Orthoptera-fauna lokális, illetve általánosabb diverzitás-csökkenése következhet be:

- Kárpáti tarsza (*Isophya camptoxypha*)
- Magyar tarsza (*Isophya costata*) – Natura 2000
- Szerény tarsza (*Isophya modesta*)
- Illir tarsza (*Isophya modestior*)
- Stys-tarsza (*Isophya stysi*) – Natura 2000
- Erdélyi virágszöcske (*Leptophyes discoidalis*)
- Fuss-pókszöcske (*Poecilimon fussii*)
- Keleti pókszöcske (*Poecilimon intermedius*)
- Schmidt-pókszöcske (*Poecilimon schmidtii*)
- Fogasfarkú szöcske (*Polysarcus denticauda*)
- Fűrészlábú szöcske (*Saga pedo*) – Natura 2000
- Tőrös szöcske (*Gampsocleis glabra*)
- Bujkáló avarszöcske (*Pholidoptera littoralis*)
- Erdélyi avarszöcske (*Pholidoptera transsylvanica*) – Natura 2000
- Álolaszsáska (*Paracaloptenus caloptenoides*) – Natura 2000
- Erdélyi hegyisáska (*Odontopodisma rubripes*) – Natura 2000
- Tarka hegyisáska (*Podisma pedestris*)
- Szép hegyisáska (*Arcyptera fusca*)

- /Pontuszi sáska (*Epacromius tergestinus*)/

2.4.4. Javasolt kutatások, adatbázis

Mivel az egyenesszárnyú rovarok között Magyarországon is számos mezőgazdasági kártevőt tartanak számon (Nagy, 1988), érthető, hogy a kártevőkkel egy és negyed százada rendszeresen foglalkozó Növényvédelmi Kutatóintézetben jelentős fenológiai és ökológiai észlelés, adat gyűlt össze e rovarcsoport vonatkozásában is. E jelentős adatbázis jó alapot nyújthat az elkövetkező és tervbevett rovar/klímváltozás összefüggések részletesebb kutatására az Orthoptera-rovarok vonatkozásában is.

2.4.5. Összefoglalás

A magyarországi Orthoptera-fajokat illetően ezen előzetes tanulmány keretében elsősorban a természetvédelem alatt álló taxonok várható szerepét emeltük ki. Azonban valószínűsíthető, hogy a teljes Orthoptera-faunára vonatkozóan is az előbb vázolt faji és populációs trend fog érvényesülni. Tehát a felmelegedés várhatóan faji diverzitás csökkenéssel, ugyanakkor néhány faj tömeges elszaporodásával – következképpen mezőgazdasági károsítással fog járni.

Összefoglalóan arra a következtetésre juthatunk, hogy Magyarországon a várható klimatikus melegedés az egyenesszárnyú rovarok (Orthoptera) egy kisebb csoportjának ökológiailag kedvező; ezek között mezőgazdasági károkat okozó fajokat is találunk. A másik, lényegesen nagyobb faj-számú csoport, amelyek általában dúsabb növényzetet, párásabb mikroklimát igényelnek – viszont valószínűsíthetően kedvezőtlen klimatikai/mikroklimatikai viszonyok közé jut. Mindez egy-egy adott régió faji diverzitásának csökkenésében is megnyilvánul.

2.5. Valódi kabócák (*Auchenorrhyncha*)

Koczor Sándor

A kabócák gyűjtőnév egy fajgazdag, számos élőhelyen abundáns élőlénycsoportot takar, amelyet hazánkban nagyjából 600 faj képvisel. A valódi kabócák (*Auchenorrhyncha*) nem monofiletikus csoport, két alrendből áll, melyek független fejlődési útvonalat képviselnek (*Fulgoromorpha* és *Cicadomorpha*). Hazánkban 14 család képviseli ezt a csoportot, igen változatos méretű és morfológiájú fajokat foglalva magába. Legnagyobb fajszámmal a mezei kabócák (*Cicadellidae*) képviseltek, több száz fajukkal a hazai fajok zömét, több mint 70%-át teszik ki. A második legnagyobb csoport a sarkantyús kabócák (*Delphacidae*), amelyek száz körüli fajszámukkal szintén jelentős részét teszik ki a hazai faunának. A többi család jóval kevesebb fajt számlál, ezek közül a recés kabócák (*Cixiidae*) és a tajtékos kabócák (*Cercopidae*, *Aphrophoridae*) fajszáma 20 körüli, a többi családban a fajok száma rendre 10 alatt van.

A kabócák sokféle biotópban előfordulnak, gyakorlatilag az összes szárazföldi növénytársulásban, illetve azon vízi társulásokban, amelyek nem követelik meg a víz alatti, vagy vízfelszíni életmódot. Az adott társulásokban számos esetben mind faj-, mind egyedszámban jelentős csoportot képviselnek.

Táplálkozásukra jellemző, hogy szűrő-szívó szájszervvel (ún. szipóka) rendelkeznek, amely bizonyos szinten behatárolja lehetőségeiket, viszont előnyöket is hordoz magában, amit mi sem bizonyít jobban, mint jelentős fajszámuk és még jelentősebb egyedszámuk, amelyet a hazai szárazföldi társulásokban mutatnak. A hemimetabol rovarok közötti nagy fajszámuk ellenére gyakorlatilag kizárólag fitofág szervezetek vannak köztük, ismereteink szerint kizárólag valódi szövetes növények nedveivel táplálkoznak. Igen elenyésző számban még előfordulnak gombafonalakon szívogató fajok is, viszont ragadozók, illetve vegyes táplálkozásúak, mint a poloskák (*Heteroptera*) esetében azonban egyáltalán nincsenek közöttük.

A növényi nedvek szívogatására három alapvető stratégia alakult ki. Legnagyobb számban világszerte, és hazánkban is a szállítónyalábokból, elsősorban a floémből táplálkozó fajok vannak jelen. Ez a stratégia jellemző a legtöbb fajra, illetve a legtöbb, szinte az összes hazai taxonra, mind a *Fulgoromorpha*, mind a *Cicadomorpha* alrendben. A hazai fauna zömét kitevő mezei kabócák (*Cicadellidae*) esetében is ez a leginkább jellemző táplálkozási forma. A táplálkozási stratégia hatékonyságára jellemző, hogy egymástól távolabbi, a törzsfajlás során igen korán elvált fejlődési ágakban is jelen van. A *Fulgoromorpha* alrend hazai képviselői között ráadásul néhány, gombafonalakon szívogató faj kivételével ez az egyedüli stratégia.

Ennél jóval kisebb arányban fordulnak elő azon fajok, amelyek a „nehezebb utat választva” a xilémből táplálkoznak. A xilém nedvei minden bizonnyal az egyik legkisebb mértékben kiaknázható táplálékforrást jelentik az élővilágban, olyan oldatról lévén szó, aminek nagyjából 95 százaléka víz. Ez a táplálkozási mód jellemző az énekes kabócákra (*Cicadidae*, *Tibicinidae*), amelyek között a két védett hazai kabócafaj is előfordul: az óriás énekeskabóca (*Tibicina haematodes*), illetve a mannakabóca (*Cicada orni*). Szintén jelen van, sőt jellemző ez a stratégia a tajtékos kabócákra, amelyet a *Cercopidae*, illetve az abból kiemelt *Aphrophoridae* család képvisel hazánkban. A mezei kabócák között a *Cicadellinae* alcsaládban fordul elő ez a stratégia.

A harmadik táplálkozási stratégiát a mezofillumból táplálkozók jelentik, amelyek közvetlenül az asszimiláló növényi sejtekből táplálkoznak. Ezt egy szintén fajgazdag csoport képviseli. A mezei kabócákon belül a *Typhlocybininae* alcsalád képviselői jellemzően apró

testű, törékeny kabócák, amelyek számos faja fásszárúakon él, de éppúgy előfordulnak közöttük lágyszárúakra specializálódott fajok is.

A kabócák jellemzően igen mozgékony állatok, legtöbb esetben a lárvák is szabadon fejlődnek, mozgékonyak. Néhány esetben azonban a lárvák fejlődése a föld alatt megy végbe. Erre egy ismert példa az énekes kabócáké (Cicadidae, Tibicinidae), amelyek lárvája a nagyobb fajok esetében több évig is fejlődhet a föld alatt, de a recés kabócák (Cixiidae) illetve a bőrös kabócák (Tettigometridae) között is vannak példák föld alatt fejlődő lárvákra. Sajátos életmódot képviselnek a tajtékos kabócák (Cercopidae, Aphrophoridae), amelyek lárvái főleg habfészkekben, a tápnövényen fejlődnek, néhány faj pedig a talajban.

Az imágók között is vannak különböző terjedési képességű alakok. A sarkantyús kabócák (Delphacidae) családjában számos esetben előfordul a szárnydimorfizmus, ahol a brachypter (csökkent szárnyú) alakok teljességgel röpképtelenek. Ez a jelenség a mezei kabócák családjában is előfordul (pl. a *Doratura* genusban).

2.5.1. Az elterjedési terület változására vonatkozó megfigyelések

A globális klímaváltozás forgatókönyvei szerint Magyarország területén is jelentős változások várhatók az elkövetkező évtizedekben. Hazánk klímája melegszik, ami különböző hőségindexekkel is tettenérhető. Szintén növekedett az elmúlt időben a levegő CO₂ koncentrációja (Szalai et al. 2005), a melegedésben pedig emellett szerepe van az albedó emelkedésének is a művelt területeken. A csapadék mennyisége is csökkenő tendenciát mutat, a korábbinál nagyobb mértékben váltakozó eloszlásban. Nagy aszályok elsősorban az Alföld déli részén fordulnak elő, de az Alpokalja és a Kisalföld is szárazodást mutat. A csapadék csökkenése elsősorban nyáron várható, a téli és a tavaszi csapadék mennyiségénél viszont növekedésre számítanak (Bartholy et al. 2004). A hőmérséklet emelkedés és a szárazodás következtében az erdőterületek visszahúzódása várható (Mátyás és Czímber 2004).

Egy, a klímaváltozás ökológiai hatásait áttekintő tanulmány a globális klímaváltozás már eddig észlelt hatásaira hívja fel a figyelmet (Hughes 2000). A valódi kabócák csoportjában a különböző fajok elterjedési területének, areájának változását több különböző faj esetében is megvizsgálták. Elsősorban a tajtékos kabócák csoportjából, azon belül is az Aphrophoridae családból vannak erre vonatkozó adatok. A csoport kiválasztását valószínűleg az magyarázza, hogy mivel a lárvák helytűlők, és a viszonylag könnyen észlelhető kakukknyálban fejlődnek, jóval pontosabb képet lehet kapni egy adott élőhelyen előforduló populációról, mint a más taxonokra jellemző, esetenként igen mozgékony lárvák esetében, nem is beszélve a még nagyobb távolságok megtételére képes imágókról. További probléma lehet, hogy az esetek zömében a lárvák azonosítása komoly problémát jelent. A helytűlő életmód további előnye lehet, a vizsgálati módszer előnyeinek kívül az, hogy egy helytűlő egyed jóval inkább ki van téve az aktuális hőmérsékleti adottságoknak, nem képes más helyre mozogni, így nagyobb mértékben függ az adott klimatikus viszonyoktól, ami poikiloterm állatok lévén jelentős tényező lehet.

Egy észak-amerikai vizsgálatban (Karban & Strauss 2004) a változó tajtékos kabócát (*Philaenus spumarius*) vizsgálták. A faj Kaliforniában csupán egy keskeny sávban található meg. A vizsgálatához közel 20 évet felölelő adatsorokat használtak 1983-tól 2002-ig. A vizsgálat során a habfészkekben fejlődő lárvákat számolták le. Az adatok alapján, ahogy korábbi cikkekből is ismert volt, megmutatkozott, hogy a magas páratartalom igen jelentős szerepet játszik a faj fejlődésében. A páratartalomon kívül szignifikáns összefüggés mutatkozott a hőmérséklettel is, a csökkent páratartalom mellett az optimálistól eltérő hőmérséklet is igen jelentős mortalitást okozott. A különböző mintavételi adatok vizsgálata során megmutatta, hogy a vizsgálati periódus alatt a faj megjelent olyan területeken is, ahol

korábban nem fordult elő. Némely esetben előfordult ennek az ellenkezője is, vagyis, hogy a faj egy adott évben nem volt jelen egy adott területen, ahol korábban előfordult. Erre nem adott okot sem vegetációs, sem egyéb, a terület művelésbe vonását illető esemény, hiszen ezen években is nagy számban volt jelen a tápnövény és a terület kezelésében sem történt változás, így feltételezhető, hogy nem direkt emberi hatás okozta a változást.

A vizsgálat összességében értékes eredményeket szolgáltatott az adott faj elterjedéséről, illetve annak változásáról, kiegészítve mindezt klimatikus adatokkal. Megállapították az optimális hőmérséklet- és páratartalom adatokat, az ezekre illesztett modell 60 százalékban magyarázta a tapasztalt egyedszámokat. A faj egyébként cirkumpoláris elterjedésű, hazánkban is sokfelé előfordul, sőt gyakran tömeges. Érdekes, hogy európai szakirodalmak a *Philaenus spumarius* kifejezetten euryök fajként említik (Biedermann & Niedringhaus 2004). Hazai populációkon végzett vizsgálat érdekes összehasonlításra tenne lehetőséget az észak-amerikai adatokkal.

Egy Nagy-Britanniában végzett vizsgálatban (Whittaker & Tribe 1996) a földrajzi szélesség szerinti transzszekt helyett magassági transzszekkel vizsgálták egy kabócafaj elterjedésének változását. A választásukat azzal indokolták, hogy így jóval kisebb távolságon tapasztalható relatíve nagy hőmérséklet változás, a kisebb távolság pedig azt jelenti, hogy egyéb, elsősorban biotikus tényezők pedig kisebb mértékben mutatnak eltérést. Példaként a tápnövényt, illetve a természetes ellenségeket említik, de a fotoperiódust, mint abiotikus faktort is példaképp hozták fel. Ez azért is jelentős szempont, mert 2-3 °C változás vizsgálatához véleményük szerint nagyjából 800 km-es transzszektekre lenne szükség, amelyek esetében az egyes, az adott faj populációit befolyásoló fajok areájának is jelentős szerepe lehet.

A kutatás során vizsgált kabócafaj a *Neophilaenus lineatus* volt, amely szintén az Aphrophoridae családba tartozik. A lárvák ezen faj esetében is helytűlők, habfészkekben fejlődnek. A kutatás során a habfészkekben előforduló lárvák számát vizsgálták különböző tengerszint feletti magasságokban. A vizsgálatokat 10 éven keresztül végezték, 1986-tól 1995-ig. A vizsgálati területen a legalacsonyabb tengerszint feletti magasság 20 m volt, innen egészen addig a magasságig vizsgálták a területet, ameddig a habfészkek jelen voltak. Ez 530 métertől egészen 900 méterig változott egyes években. A hőmérsékleti adatok szerint 300 méterenként nagyjából 2-3 °C-kal változott a hőmérséklet, amely egyes előrejelzések szerint megfelel a hőmérséklet várható változásának az elkövetkező 50-60 évben. Az eredmények alapján 2-3 °C eltéréssel a lárvák fejlődési ideje nagyjából 3 héttel tolódik el. Az adatok elemzése során megmutatkozott, hogy a vizsgálat előtti 25 év átlagánál magasabb hőmérsékletű években a faj feljebb húzódott, míg hidegebb években a populáció felső határa alacsonyabbra tolódott. Mindebből arra következtettek, hogy hőmérséklet 2-3 °C-kal való emelkedése esetén a faj még magasabbra, akár 1000 m feletti magasságokba is húzódhat. Megjegyezték, hogy a hőmérséklet szerepe igen jelentős ebben az esetben, különösen a tojásokból való kikelés idejében, illetve lárvák fejlődése során. A faj fő ellensége egy Pipulculidae családba tartozó légyfaj (*Verrallia aucta*), valószínűleg nem képes korlátozni a populáció magasabbra tolódását, mert 250 m feletti magasságban még nem találtak parazitált kabócaegyedeket.

A vizsgált kabócafaj hazánkban is előfordul, így további érdekességgel szolgál a cikk. Viszont problémát jelent, hogy hazánkban más, morfológiailag hasonló fajok is vannak ameylektől elkülönítse nehézkes. A magasság szerinti transzszektek alkalmazására érdemes lenne hazai analógiákat keresni.

2.5.2. Megfigyelt közösségszerkezeti változások

Egy, a klímaváltozás a trófikus kapcsolatok kapcsolatát vizsgáló áttekintő tanulmány (Harrington et al. 1999) szerint az emelkedett CO₂ szint csökkent nitrogéntartalmat és emelkedett szénhidrát- és fenolszármazék-tartalmat okoz a növények leveleiben. A tanulmány szerint a denzitásfüggő tényezők és az interspecifikus kapcsolatok komoly szerepet játszhatnak abban, milyen hatásokkal jár a klímaváltozás. A rügyfakadás előtti vagy utáni kikelés a tojásból csökkentheti a fitofágok kártételét a növényeken. Egyes fajok, például a kabócák rokonságába tartozó levélbolha faj, a *Cacopsylla moscovita* képes ezt a tojások 6 hetes tárolásával kivédeni (a tojások lerakás után szinte azonnal kikelnek). Azon fák esetében, amelyeknek fagyra is szüksége van a rügyezés megindulásához, a fejlődés elhúzódhat, míg amelyeknél ez nem feltétel, a hőmérséklet emelkedése kedvező is lehet. Mindez igaz a fitofág szervezetre is, amennyiben ellentétesek igényei a tápnövényével, az káros lehet számára. Ahol a hőmérséklettel nem fakadnak hamarabb a rügyek, de a rovar hamarabb kikel, ott is hasonló a helyzet. A tanulmány felhívja a figyelmet, hogy kicsi rá az esély, hogy két kapcsolatban álló fajnak ugyanazok legyenek az ökológiai igényei. Szintén kitér arra, hogy természetű növények és a kultúrnövények között jelentős különbség lehet, hogy az utóbbinak az elterjedésének határát az ember szabja meg.

2.5.3. Közösségszerkezeti változások kísérleti vizsgálata

A *Neophilaenus lineatus* tajtékos kabóca fajjal végzett másik vizsgálat esetében hosszú távú adatsorok álltak rendelkezésre (Whittaker & Tribe 1998). A fajnál a habfészkekben fejlődő lárvák és a mozgékonyabb imágók egyedszámát is vizsgálták. A vizsgálatot Nagy-Britanniában végezték felföldi, magasabban (556 m) fekvő területen és különböző meteorológiai adatok álltak rendelkezésre. Az eredményeket összevetve korábbi, szintén brit, alföldi vizsgálatokkal megmutatkozott, hogy a felföldi populációkra jobban hatott a klíma változása, a populáció méretváltozásaiban is nagyobb szerepe volt a klíma bizonyos tényezőinek. A korábbi, alföldön végzett vizsgálatok azt az eredményt hozták, hogy a vizsgált populációra elsősorban denzitásfüggő faktorok hatnak (elsősorban egy Pipunculidae családba tartozó parazitoid légyfaj).

A hosszú távú, harminc évet felölelő vizsgálat adatainak elemzése során a hőmérséklet 75%-ban magyarázta a populáció egyedszám-változását. A legjelentősebb korrelációt az egyedszám a szeptemberi minimum hőmérséklettel mutatta. Az eredményekre egy modellt illesztettek, amely szerint a hőmérséklet 1°C-al való emelkedése, nagyjából 50%-kal emelné a faj egyedsűrűségét.

Ezek után, megfelelő kontroll mellett egyes kvadrátokban, üvegburák segítségével 1°C hőmérséklet-emelkedést idéztek elő. Ez a beavatkozás 157%-ára növelte a populációsűrűséget a kontroll kvadrátokhoz képest. Azt, hogy a denzitás nagyobb mértékben nőtt a vártnál, a szerzők szerint okozhatta az is, hogy a kísérleti kvadrátokban a szél erőssége csökkent mértékben jelentkezett, illetve az egyedek elvándorlása is nehezített volt. A magasabb hőmérséklet a tojás stádium meghosszabbodását hozta, de a populáció hamarabb ért el magas egyedszámot.

Egy manipulációs vizsgálatban szabadföldön próbálták modellezni a melegebb tél és a csapadékosabb, illetve szárazabb nyár hatását az Egyesült Királyság területén (Masters et al. 1998). A hőmérséklet, illetve a csapadék manipulációját kis, 3×3 m-es kvadrátokban oldották meg, jelölés-visszafogás kísérletekkel igazolták, hogy nem volt jelentős mozgás a kvadrátok között. A két leginkább domináns faj az *Euscelis incisus* és az *Anaceratagallia ribauti* mezeikabóca-fajok voltak, amelyek hazánkban is előfordulnak, sőt, különösen az *Euscelis incisus*, tömegesek. A téli melegezés hatására az *Euscelis incisus* fejlődési ideje lerövidült, az

adott időpontokban későbbi stádiumnak megfelelő lárvákat fogtak a melegített kvadrátokon. Érdekes módon ezeken a kvadrátokon az imágók száma csökkent. A nagyobb mennyiségű csapadék, a vegetáció borításának növekedésével több példányt eredményezett, de ahol csökkent mennyiségű volt a csapadék, ott sem csökkent az egyedszám. Ez utóbbit magyarázhatja az, hogy stressz hatására a növények nitrogéntartalma növekszik. Az enyhébb tél hatására pedig egy adott fajból több generáció is megjelenhet a jelenleginél.

Egy korábbi cikkek adatainak áttekintését adó tanulmányban, amelyben 70 publikáció adatait dolgozták fel, különböző guildet képviselő fitofág csoportokra kapott adatokat vetették össze (Koricheva et al.1998). Külön csoportként kezelték a gubacsképző, aknázó, szárban fejlődő, rágó, illetve szívogató rovarokat. Szintén különbséget tettek a monofág és polifág fajok között, szívogató rovarok esetében azonban ezen vizsgálathoz túl kevés adat állt rendelkezésre. A szívogató rovarok a guildek között előkelő helyet foglaltak el aszerint, mennyi előnyük származik a növényi stresszből, a reprodukív mutatók nőttek az esetükben, míg a túlélést és a kolonizációt nem befolyásolta jelentősen a növényi stressz. Érdekes módon a (direkt) szennyezés növelte a szívogatók reprodukív potenciálját, míg a vízhiány okozta stressz viszont, könnyebben érthető okokból, csökkentette azt. A tülevelű és lomblevelű fásszárúak összehasonlításánál megmutatkozott, hogy a tülevelűeknél a stresszfolyamat inkább kedvezett a szívóknak, mint a lomblevelűek esetében. A fiatal növényekben bekövetkező stressz pedig jobban kiaknázható volt a szipókás rovarok által, mint az idősebbekben. Érdekes eredmény, hogy míg a táplálkozás ideje alatti stressz kedvezett a szívogatóknak, addig a táplálkozást megelőző növényi stressz csökkentette a fekunditást.

Fontos megjegyezni, hogy labor kísérletekben sikerült csak igazolni a stressz pozitív hatását a fekundításra, szabadföldi vizsgálatokban nem. A vizsgálat egyik fő értékét az adja, hogy az összehasonlítással megmutatta, hogy a növényi stressz eltérően hathat az egyes guildekre, adott változások más reakciókat válthatnak ki. Így tehát hibás megközelítés egyként kezelni a fitofág rovarokat, az, hogy egy adott taxon milyen guildet képvisel, igen jelentős tényező. Egy adott életközösségben pedig a beállt változásokra adott eltérő válasz a különböző guildek arányainak megváltozását, így közösségszerkezeti változást okozhat. Mindazonáltal azt is kiemelték, hogy a stresszt okozó abiotikus hatásoknak lehet közvetlen hatása is a fitofágra, ahogy közvetett is a vele interakcióban álló szervezeteken keresztül (pl. természetes ellenségek).

A vizsgálat során a szívogató rovarok között túlnyomó többségben floémből táplálkozókra, nagyrészt levéltetvekre vonatkozó vizsgálatokat vettek alapul. A későbbiekben szerencsés lenne, ha a xilém nedveiből, illetve a mezofillumból táplálkozó rovarok esetében is születnének áttekintő vizsgálatok, hiszen például utóbbiak esetében a szárazság egész más kényszereket jelenthet, tekintve, hogy a szállítónyalábokban beállt változások más mértékben érintik táplálkozásukat.

2.5.4. Elérhető adatforrások

A kabócák esetében igencsak korlátozott az elérhető adatbázisok száma. Elterjedési adatokkal a Fauna Europaea (www.faunaeur.org) adatbázis szolgál, azonban ez meglehetősen durva felbontásban, országonkénti jelenlét, illetve hiány szerint közli egyes fajok előfordulását. Előnye, hogy amennyiben egy országra hiányosak az adatok, azt külön feltünteti. Sajnos ez több ország esetében előfordul Európában. Az egyes fajok hazai elterjedéséről nincs összefoglaló munka, csupán a megjelent faunisztikai művek adataira lehet támaszkodni. A valódi kabócák esetében az utolsó publikált faunalisták az egyes csoportokról legkésőbb a 60-as, 70-es években születtek, de ez is csak viszonylag kis részét fedi le a hazai faunának. Ezeken túl pedig az elmúlt időben tudományra új fajokat írtak le Magyarországról,

néhány taxon besorolása is megváltozott, illetve számos, korábban nem észlelt fajt találtak meg hazánkban. Továbbra is igény lenne egy modern, új adatokat tartalmazó faunalistára.

Egy rokon csoport, a növényi tetvek (Sternorrhyncha) közé tartozó pajzstetvek (Coccoidea) hazai előfordulásáról született egy alapos, áttekintő munka a közelmúltban (Kozár 2005), amely UTM hálózatnak megfelelően mutatja be az egyes fajok hazai adatait. Szerencsés lenne a kabócák esetében is hasonló áttekintéseket készíteni, gyűjteményi, illetve irodalmi adatok alapján.

Az egyes fajok fenológiájáról szintén igen hiányosak az ismereteink. Újabb kiadású, külföldi munkák tájékoztatnak a fajok generációinak számáról, azonban ezek más országokra vonatkoznak (Nickel & Remane 2002) s ezekben is akadnak még kérdőjelek. Egyes fajokra születtek hazai adatok (például J. Virág 1965), viszont ezek szórványosak, kevés az újabb vizsgálat. Egy másik problémát azok a fajok jelentik, amelyek a külföldi munkák által taglalt országban nem élnek, nálunk viszont előfordulnak.

Hasonló a helyzet az egyes fajok életmódjával kapcsolatban. Arról, hogy az egyes fajok milyen stádiumban telelnek, viszonylag megbízhatók az információk és többé-kevésbé adaptálhatók is hazai viszonyokra, viszont arról, hogy egy adott fajnak mi, illetve mik a tápnövényei, illetve, hogy az adott faj mennyire tápnövény-specialista, megint csak rengeteg a kérdőjel (Nickel & Remane 2002).

2.5.5. A veszélyeztetett és az előretörő fajok

A veszélyeztetett fajok a kabócák esetében is elsősorban a hosszú életsiklusú, esetleg csökkent terjedési képességű és/vagy erősen specializált fajok közül kerülhetnek ki. A leghosszabb életsiklusú fajok a nagyobb termetű, gyakran a xilém nedveivel táplálkozó fajok közül kerülnek ki, ezeknek évente legfeljebb egy generációja alakul ki. Ezekre gyakran jellemző a kisebb terjedési képesség is, de erre is vannak kivételek. Így például az énekes kabóca (*Cicadella viridis*) gyakran nagy számban előfordul fénycsapdás gyűjtések anyagában, amely jó diszperziós képességeket feltételez. Az említett faj csakugyan országszerte elterjedt, gyakori. A tajtékos kabócák közül viszont sok fajnak korlátozottak a repülési képességei, szárnyuk alig hosszabb testüknél, alakja, illetve relatíve nehéz testük alapján feltételezhetően inkább csak kisebb távolságok megtételére képesek aktív repüléssel. Ennek ellenére számos fajuk igen gyakori, noha Németországban a hazánkban is élő *Neophilaenus infumatus* tajtékos kabóca veszélyeztetett fajként van feltüntetve. Nagyobb távolságok megtételére feltételezhetően kisebb, könnyű testű állatok képesek, amelyek a szél segítségével nagy távolságokat tehetnek meg. Korlátozott terjedési képesség jellemző még több sarkantyús kabóca fajra is, ahol a brachypter, röpképtelen egyedek a jellemzőek (*Eurybregma nigrolineata*, *Criomorphus* fajok). Ez azonban önmagában még nem jelenti, hogy az adott faj ritka is (*Dicranotropis hamata*). Összességében véve átfogó hazai vizsgálatokra lenne szükség az egyes fajok veszélyeztetettségi státuszának megállapítására. Mivel sok faj életmódjával kapcsolatban is vannak kérdőjelek, a potenciálisan veszélyeztetett fajoknál ezeket is tisztázni kellene.

Az inváziós kabócafajok elsősorban az emberi tevékenységgel kapcsolatosan jelennek meg. Noha az elmúlt évtizedekben számos faunára új fajt írtak le hazánkban, ezek közül kevés volt az, amely később nagy egyedszámban észleltek. Ilyen például az amerikai lepkekabóca (*Metcalfa pruinosa*), illetve feltételezhetően hasonló tendenciát mutat majd a hazánkban nemrég kimutatott *Scaphoideus titanus*, szintén észak-amerikai kabócafaj. Ezek valószínűleg a növénytermesztéssel kapcsolatban jutottak el egyik országból a másikba és mesterséges, emberi környezetben válnak igazán tömegessé. Mindazonáltal fontos megjegyezni, hogy a gazdasági jelentőséggel bíró fajok nagyobb figyelemben is részesülnek,

így nagyobb eséllyel észleljük, ha csakugyan tömegessé válnak. Összességében véve az invázió kabócafajok főbb jellemzői, hogy eredeti élőhelyük nagy távolságra, mérsékelt klímában van, illetve, hogy hazánkban is elsősorban az emberi környezetben válnak tömegessé.

Potenciális indikátorok elsősorban olyan fajok lehetnek, amelyeknél megbízható becslés adható egy populáció egyedszámáról. Ilyen lehet például a habfészkekben fejlődő egyedek leszámllása. Fontos, hogy a faj könnyen észlelhető, illetve azonosítható legyen, hiszen a kabócák közül relatíve sok faj között csak a genitális apparátus alapján lehet különbséget tenni, külső morfológiai bélyegekkel, mintázat alapján a fajok nem is határozhatók (pl. *Empoasca*, *Edwardsiana*, *Psammotettix*, *Macrosteles* fajok). Ezen fajok esetében ráadásul a nőstények között nem is lehetséges különbséget tenni, ami szintén megnehezíti a vizsgálatokat. Előnyös továbbá, ha az adott faj élő állapotban is határozható, hogy a vizsgálat ne csökkentse szükségszerűen a megfigyelt populáció egyedszámát. Lényeges, hogy ne legyen nagyon vagilis, mozgékony faj, hiszen akkor egy adott terület vizsgálata kevésbé ad megbízható adatokat, ha újabb egyedek akár nagy távolságokról is érkezhetnek. Szintén fontos kíváncsi, hogy a faj életmódja ismert legyen, illetve, hogy ne csak szórványosan, miniatűr példányszámban forduljon elő, hiszen ez teszi lehetővé az összehasonlítást, statisztikai vizsgálatok folytatását. Első lépésben azokat a társulásokat, illetve azok kabócaegyüttesét lenne érdemes górcső alá venni, amelyek számára a klímaváltozás várhatóan jelentős változást okoz.

2.5.5.1. Veszélyeztetett fajok

Hazánkban két énekes kabóca faj (*Tibicina haematodes*, *Cicada orni*) áll természetvédelmi oltalom alatt, a legtöbb faj veszélyeztetettségéről nincs tudomásunk. A németországi faunára átfogó adatok vannak ebben a kérdésben, viszont nem egyértelmű, hogy mennyire adaptálhatóak az ottani eredmények a hazai viszonyokra. Számos erősen veszélyeztettként feltüntetett faj hazánkban sem gyakori, célszerű lenne ezekre felmérést végezni hazai előfordulásokról múzeumi, illetve irodalmi adatok alapján. Egy ilyen faj a *Cercopis arcuata* tajtékos kabóca faj, amelynek Németországban nincsenek új adatai, feltételezik, hogy kihalt, hazánkban viszont, például az Északi-középhegységben előfordul és nem túlzottan ritka.

2.5.5.2. Előretörő fajok

Az inváziós fajok közül az amerikai bivalykabóca (*Stictocephala bisonia*) már több évtizede tagja faunánknak, számos élőhelyen előfordul, elsősorban emberi környezetben, azonban ritkán igen tömeges. A *Japananus hyalinus* mezei kabóca fajt is néhány évtizede mutatták ki hazánkból, azóta is néha tömegesen fordult elő, néhol kifejezetten gyakori. Nemrégiben mutatták ki hazánkból az amerikai lepkekabócát (*Metcalfa pruinosa*), amely az elmúlt 3 évben Budapesten is jelentős terjedést mutatott. Csupán az előző évben kerültek elő első példányai hazánkból a *Scaphoideus titanus* szőlőkártevő mezei kabócafajnak, amely elsősorban Európa melegebb vidékein terjedt, főleg a Mediterráneumban, de Svájcban és Ausztriából is jelezték jelenlétét.

2.5.5.3. Potenciális indikátor fajok és a monitorozás lehetőségei

Potenciális indikátor fajokként olyan fajok jöhetnek számításba, amelyek jelenléte jól észlelhető, lehetőség szerint a populáció egyedszáma is becsülhető. Előnyt jelentenek az olyan esetek, amelyekben a példányokat nem szükséges befogni., illetve ha a befogott példányok könnyen azonosíthatók, így helyben, élő állapotban meg is határozhatók és szabadon ereszthetők.

Mivel az énekes kabócáknak számos faja él hazánknál melegebb klímájú európai országokban, érdekes kérdés, hogyan reagálnak a hazai fajok az előrejelzett változásokra, illetve jelenik-e meg új fajok faunánkban. A fajok jelenléte hangjuk alapján jól észlelhető, megkülönböztetésük is lehetséges akusztikai módszerekkel. Mindazonáltal a lárvák rejtett életmódja, az imágók nagy mozgásképesége miatt, illetve mert a nőstényekről az akusztikus vizsgálatok nem szolgáltatnak adatot, a populációk felmérésére adódó lehetőségek korlátozottak.

A tajtékos kabócák jó választásnak tűnhetnek, erre utal, hogy több vizsgálat is született vonatkozásukban. Mindazonáltal különösen a *Neophilaenus* genus egyes fajai között nehéz különbséget tenni imágóként is, így a lárvák azonosítása még komolyabb gondot okozhat. A *Neophilaenus* fajok gyepi közösségekben fordulnak elő, akárcsak a *Philaenus spumarius*, amely viszont jól azonosítható imágóként. Ez a faj azért is tűnhet érdekes választásnak, mert az észak-amerikai vizsgálatok szerint igen jelentősen korlátozottak élőhelyei, míg Európában kifejezetten euryök fajoként ismert.

Az *Aphrophora* fajok lárvái fászfűszárvakon, habfészekben fejlődnek, így szintén becsülhető egyedszámuk, bár nyilván nem olyan hatékonysággal, mint a család gyepekben élő fajainál. A fajok lárvállapotban való elkülönítése azonban itt is problémát jelent. A tajtékos kabócák habfészkei esetében, amennyiben nem lehetséges a fajok elkülönítése, a guild egységként való kezelése szolgáltathat megoldást. Évente, adott időpontokban végzett ismétlésekkel gyorsan, jól felmérhető egy adott élőhelyen a népesség. Az adatokat lehetséges kiegészíteni imágók gyűjtésével és fajra való meghatározásával, a fajok dominanciaviszonyainak megállapítása azonban problémát jelenthet, mert korántsem biztos, hogy minden taxonban azonos a túlélés, illetve, mert nagy számú példány befogásánál (ami a dominanciaviszonyok pontosabb feltérképezése érdekében fontos), esetleg jelentős mértékben csökkentjük a népességet, torzítva a következő évek adatait.

A tajtékos kabócák közül különösen jó választás lehet a feltűnő, jól azonosítható állatokból álló *Cercopis* nemzetség. Növeli a csoport érdekességét, hogy nálunk bizonyítottan előfordul egy németországi adatok szerint eltűnt fajuk (*Cercopis arcuata*) is.

Jól azonosíthatók még a *Dictyophara* fajok is, melyek közül egy (*Dictyophara europaea*) Európa-szerte elterjedt szárazabb társulásokban, míg a másik két faj hazánknál északabbra nemigen fordul elő. E fajok monitorozására egyszerű és jó módszer a fűhálós gyűjtés, például egy adott transzszekt mentén, adott helyeken. Viszont mivel egyes fajok lárvája a talajban fejlődik, így csak az imágók létszáma becsülhető meg.

Azokban az esetekben, ahol a példányok élő állapotban nem, vagy csak körülményesen határozhatók, az a lehetőség adódik, hogy szintén standardizált gyűjtéssel mintát veszünk adott időszakokban és ezeket a mintákat hasonlítjuk össze. A módszer előnye, hogy minden megfogott fajról lesz adatunk, illetve, mivel több faj szerepel a mintavételben, átfogóbb képet kaphatunk az esetleges változásokról, mint egy, vagy néhány modellfaj esetében, továbbá a fajegyüttesben beálló dominanciaváltozások is értékes adatokat szolgáltathatnak. További előnye a módszernek, hogy mivel egy modellfajt feltehetően ott vizsgálunk, ahol a kutatás kezdetén előfordult, az új élőhelyeken való megjelenését (például ha a faj a szárazodást indikálja) esetleg nem is észleljük. A teljes fajegyüttes vizsgálata viszont szakember segítségét igényli és munkaigényesebb, mint a korábbi módszerek.

2.5.6. Jövőbeli kutatási javaslatok

A jövőbeli kutatások elsődleges feladata a lehetséges modellfajok kiválasztása, illetve azok alaposabb megismerése. Első lépésben a hazai elterjedés minél teljesebb körű tisztázása fontos, múzeumi és irodalmi adatok alapján. Olyan fajok esetében, ahol az életmód nem

kellően feltérképezett, lényeges, hogy további lépéseket tegyünk ezek megismerésének érdekében. Például ismertebb fajoknál is segítség lehet, ha a vizsgált élőhelyet, ahol a faj előfordul, előre felállított kategóriák szerint osztályozzuk. Szintén igen fontos lenne a fajok tápnövénykörének minél alaposabb megismerése, a kérdőjeles esetek tisztázása. A modellfajok, vagy potenciális modellfajok fenológiájának ismerete is alapvető fontosságú, amennyiben ez nem ismert, vagy nem egyértelműek az erre vonatkozó ismeretek, lépéseket kell tenni ezek feltárásának érdekében. A legfontosabb azonban mégiscsak az, hogy a felmérések folyamatosak legyenek, azonos feltételekkel és módszerekkel, hogy megbízható, hosszú távú adatok álljanak rendelkezésre, ha a klímaadatokkal való összevetésre kerül sor.

2.6. Recésszárnyú rovarok (Neuroptera)

Szentkirályi Ferenc

2.6.1. A recésszárnyú rovarok ökológiai, természetvédelmi fontossága

A Neuropterák rendje hazánkban 100 körüli fajjal képviselt, ezek mintegy 70%-a viszonylag könnyen monitorozható a klímaváltozás hatásainak szempontjából. A gyakorlati monitorozásra alkalmas fajok négy családba tartoznak: Chrysopidae (zöld fátyolkák), Hemerobiidae (barna fátyolkák), Myrmeleontidae (hangyalesők), Ascalaphidae (rablópillék). A többi család képviselői, bár fontosak lehetnének, nehezen megfigyelhetők, gyűjthetők, vagy a vízi rovarok csoportjához tartoznak.

A klímaváltozás hatásainak vizsgálatára azért érdemes ez a rovarcsoport, mert (1) a lombzaton élő ragadozókat képviselik, amelyek hosszú távú monitorozására és klimatikus szempontú vizsgálatára alig van példa, holott ezek a hatások a táplálkozási láncok magasabb szintjeinek tagjait is erősen fogják befolyásolni, (2) a ragadozási tevékenység, mint biológiai kontroll szerep, az ökoszisztéma szolgáltatások egyik fontos eleme, (3) jól monitorozhatók kvantitatív rendszeres mintavételi módszerekkel (fénycsapda hálózat) és vannak hazai hosszú távú (25 éves) ilyen adatsorok országos szinten, sőt korábbi, az 1960-as évek első feléből is, fénycsapdás referencia adatok (pl. Újhelyi 1968), (4) vannak már hazai kezdeti vizsgálatok, amelyek arra utalnak, hogy a recésszárnyú csoport képviselőinek populációdinamikáját, biodiverzitását a klimatikus elemek befolyásolják (bioindikáció), (5) természetvédelmi szempontból a védett és nem-védett fajaik között jelentős értéket képviselők egyaránt előfordulnak, (6) taxonómiai szempontból a hazai és európai Neuroptera fauna jól ismert, identifikációjuk jobbra problémamentes, (7) az európai fajok egy jó részének a bionómiája, ökológiai preferenciái elég jól ismertek.

A klímaváltozás szempontjából érdekesebb csoportok a következők:

Zöld fátyolkák – Chrysopidae

Hazánkban több mint 30 fajukat mutatták ki eddig. Élőhelyeik igen változatosak. Számos faj erdőben él, és ott is csak bizonyos fajokon (például fenyőféléken) előforduló zsákmányállatokkal táplálkozik. Más fajaik a mezőgazdasági növényállományokban is megtalálhatók. A fajok mintegy 71%-a lombkorona- és cserjeszinthez kötődik, más fajok az alacsony növésű, lágyszárú növényeken, a gyepszintben élnek.

A zöld fátyolkák között vannak bizonyos zsákmányállatra specializálódott (afidofágok, coccidofágok, akarifágok), mások inkább generalisták. A lárvák mind ragadozók, az imágók közül a fajok felénél szintén ragadozók, másik részénél pollent, nektárt, és mézharmatot fogyasztanak. Táplálékuk rendszerint apró termetű, törékeny, puha testű, lassú mozgású, ízeltlábú lárvák, imágók, illetve rovartojások. Táplálékkörükben következő zsákmányféleségeket mutatták ki: szinte az összes tetűcsaládot (főként levéltetveket), pajzstetveket, kabócákat, liszteskéket, levélbolhákat, tripszeket, lepkék petéit és lárváit, atkákat.

A nemzedékek száma a környezeti hatásoktól függően évenként változhat. Számos fajnak évente csupán egy nemzedéke van (*Hypochrysa elegans*, *Nineta flava*). Vannak olyan többenemzedékes fajok, amelyeknek (valószínűleg klimatikus hatások következtében) egy bizonyos földrajzi régióban mindössze egy nemzedékük van évente (például: *Ch. phyllochroma*, *Ch. perla*, *Ch. formosa*). Hazánkban ezeknek általában két nemzedéke van, ha

az év folyamán az időjárási feltételek kedvezők, és a táplálékellátottság is folyamatos, akkor három nemzedék is kifejlődik egy év alatt.

Barnafátyolkák – Hemerobiidae

A barna fátyolkák családjának tagjai apró termetű, törékeny rovarok, amelyek világszerte elterjedtek. Európából 54 fajt ismerünk, ezekből hazánkban eddig 37 faj ismeretes.

Különböző, de jellemző fajokból állnak a széleslevelű lombhullató és a tűlevelű fajok erdeiben élő barna fátyolka együttesek. Ez a szorosabb kapcsolat azonban nem közvetlenül a fajok, hanem az azokon élő levél és pajzstetű zsákmányfajok miatt alakult ki. Az imágók és a lárvák éjjel-aktív rovarok. Az imágók és lárvák is aktív ragadozók, általában azonos zsákmányállatot fogyasztanak. Elsősorban a levéltetvekre specializáltak magukat, de sok pajzstetvet, liszteskét, levélbolhát, tripszet, atkát is elpusztítanak.

Fontos jellemzője ennek a családnak, hogy a tagjai jól alkalmazkodtak az alacsonyabb hőmérséklethez is, a legtöbb fajuknak az alsó fejlődési küszöbhőmérséklete 0-6°C közé esik. Ennek megfelelően a nőtények kora tavasztól késő ősziig rakják le tojásaikat, és az alacsony hőmérsékleten kikelő és fejlődő lárvák még 4-5°C-nál is ragadoznak. Így a vegetációs időszak elején (március-április) és végén (október-november) megjelenő tetűnépességet is képesek fogyasztani.

Hangyalesők - Myrmeleontidae

Hazánkban 12 fajuk fordul elő. A hangyalesők imágói és lárvái is ragadozó rovarok, amelyek érdekes táplálkozási stratégiáik, egyes fajok ritkasága, valamint esztétikai értékeik miatt természetvédelmi jelentőséggel is bírnak. A lárvák fejlődése laza szerkezetű, finom szemcsékből álló talajokhoz kötött, mint amilyen a homok, vagy lösz. Egyes fajok esetében a lárvák fogótölcsért építenek, amelynek segítségével csapdazzák a zsákmányaikat. A hangyalesők többsége nem készít ilyen vermet, hanem a laza talaj felszíne alatt lesben várakozik az áldozataikra. A hangyaleső lárvák generalista ragadozók, így a pókokhoz hasonlóan a nyílt homokgyepek ízeltlábú táplálkozási láncában csúcsragadozó funkciót töltenek be, különösen olyan élőhelyeken, ahol nagy egyedsűrűséggel fordulnak elő. A Duna–Tisza közének homokhátságán található Közép-Európa legnagyobb fajszámmal és populációmérettel jellemezhető hangyaleső-együttese, ezért megőrzésük az élőhelyeik védelmének keresztül mindenképpen fontosnak tekintendő.

Rablópille - (Ascalaphidae): *Libelloides macaronius*

Egy faja él hazánkban, amely a védett Neuropterák közé tartozik. Élőhelyei Közép és Dél Európában hegy- és dombvidékeken található. Jellemző habitatjai közé tartoznak hazánkban a középhegységi meleg, száraz dolomit és mészkő sziklagyepek, száraz sztyepprétek, karsztbokor erdők tisztásai. Életmódjáról viszonylag keveset tudunk. Az imágók és a lárvák egyaránt ragadozók. A kifejlett rablópillék június második felétől augusztus közepéig repülnek. Erősen helio- és termofilek, csak verőfényes napokon, főként a déli órákban aktívak, a gyepek felett repkedve apróbb rovarokra vadásznak. A lárvák a gyepekben rejtett életmódot folytatnak kövek alá és az avarszintbe húzódva. Ezért a lárvák terepi egyedszám becslése nem megoldott. Monitorozására e fajnak mindenféleképpen szükség van a konzervációja érdekében. Antropogén zavarások (taposás, legeltetés) növekedése a rablópille populációk méretének csökkenéséhez, illetve lokális kihalásához vezethet.

Fogólábú fátyolka – (Mantispidae): *Mantispa styriaca*

Száraz, meleg klímájú, aljnövényzetben gazdag fás élőhelyeket részesítenek előnyben, mint amilyenek az erdőszélek, laza szerkezetű ligetes bokorerdők (tölgyesek), bozótosok, felhagyott szőlők, öreg gyümölcsösök. A hazai középhegység déli, meleg mészkő-dolomit lejtőin, a Dunántúli-dombvidéken, valamint a Duna-Tisza-közének telepített homoki fenyveseinél (*Pinus* spp.) számos helyen, gyakran tömeges is lehet. A faj egy éves fejlődésű. Lárvai pókokon parazita életmódot folytatnak, majd pókok kokonjain belül a tojásokat és juvenilis példányokat ragadozzák. A szintén ragadozó imágók lámpázással jól gyűjthetők élőhelyeik közvetlen közelében.

2.6.2. Irodalmi áttekintés a Neuropterák klímaváltozással kapcsolatos viselkedéséről

A klímaváltozás lehetséges hatásai megnyilvánulhatnak Neuropterák esetében elsősorban az abundancia fluktuációikban (Szentkirályi 1992, 1999b, Kozár et al. 2004), életciklusukban, fenológiájukban (Szentkirályi 1997), interspecifikus kapcsolatrendszerükben (tritrofikus kölcsönhatások), vagy biodiverzitásukban (fajszám-csökkenési trendek) bekövetkező módosulásokban. Ezekre a várható hatásokra ma még a nemzetközi szakirodalomban nem találunk közleményeket, mivel világszerte hiányzik a Neuropteráknak az ehhez szükséges hosszú távú monitoring rendszerei (Szentkirályi 2001a).

2.6.2.1. Megfigyelt fenológiai változások

A barna fátyolkák szezonálisára jellemző, hogy az ország alföldi, melegebb régiójában a fajok imágói korábban kezdenek rajzani, hamarabb érik el a rajzáscúcsukat, míg a hűvösebb klímájú hegy-dombvidéki területeken, ugyanezen fajok rajzása két-három héttel későbbre tolódik (Szentkirályi 1992, 1997, 1998). A barna fátyolkák esetében, amennyiben a felmelegedés érvényesülni fog hazánk klímájában, várható, hogy a szezonális aktivitási mintázatban eltolódások következnek be, és pl. a régiók közötti rajzáskülönbségek csökkenni fognak.

A hazai fénycsapda-hálózat hosszú távú gyűjtéseinek feldolgozása után Szentkirályi és Kazinczy (2002), Szentkirályi és munkatársai (2001) kimutatták, hogy a hangyaleső fajok imágóinak szezonális repülési aktivitási mintázata 3 időben jól elkülöníthető rajzástípusba sorolható: egy "késő tavaszi – kora nyári", egy "nyárközepi" és egy "nyárközepi – késő nyári" repülési periódusba. A fajok ugyanazon élőhelyen belül is fennálló szezonális elkülönülése jó lehetőséget ad a felmelegedéssel járó fenológiai eltolódások detektálására. A tavasszal korábban felmelegdő talaj például az áttelelt lárvák számára hosszabb táplálkozási periódust biztosíthatnak, ami populációdinamiai szempontból előnyös lehet, vagy az imágók előjövetele is korábban kezdődhet.

A fénycsapda adatok elemzésével az is kimutatható volt, hogy a hangyalesők rajzását a tavaszi-nyár eleji csapadékos időjárás egy hónappal is eltolhatja (Szentkirályi et al. 2007). Esős időszakban ugyanis a nedves homokban nem lehet fogótölcséreket építeni, nincs zsákmányejtés. Ha az előrejelzések szerint a tavaszi csapadékmennyiség növekedni fog, ez kedvezőtlenül hathat a lárvális fejlődés ütemére, amely elhúzódó egyedfejlődést és rajzást okozhat.

2.6.2.2. Fajok térbeli elterjedésének változásai

Bár egyre gyűlnek a faunisztikai adatok a hazai neuropterid fajok előfordulásáról, azonban még távol vagyunk a teljes lefedettségtől. Ábrahám (2003) disszertációjában és több korábbi közleményében található egyedül néhány ritkább és érdekesebb Neuroptera faj

előfordulásainak UTM hálózati térképei. A közeljövőben biztos nem várható ezen a téren komoly előrehaladás, amely lehetővé tenné az esetleges geográfiai ábra-változások nyomkövetését.

2.6.2.3. Fajok hosszú távú időbeli változásai

Noha több rovarcsoportnál, pl. lepkék, bogarak, az európai térségben a biodiverzitás és abundancia szintek jelentős csökkenő trendjeiről vannak ma már evidenciák, a Neuropterákkal kapcsolatban a hosszú távú idősorok hiánya miatt ilyen jelenségekről nem tudósítottak.

A hazai Neuropterák 1982 óta napjainkig folyó hosszú távú fénycsapda-hálózati gyűjtésekre alapozva már néhány kezdeti megállapítás tehető (Szentkirályi 1992, 1998, 1999b, 2001a; Szentkirályi et al. 1998, 2001; Kozár et al. 2004; Samu et al. 2001):

- A barna fátyolkák populációdinamikájára az enyhe telek kedvező hatásúak, mivel az ezeket követő szezonokban a fajok populációsztintje szignifikánsan megemelkedett.
- Az aszályos éveknek, a csapadékhiány mértékétől függően, eltérő hatását lehetett kimutatni a fátyolkák populációdinamikájára (Szentkirályi és mtsi. 1998). A PAI ariditási index értékeinek növekedésével először emelkedett a barna fátyolkák abundanciája az enyhe aszályok tartományában (PAI: 1-6), azonban egy maximum után (PAI: 6) az erősebb aszályok fellépésével a populáció szint határozott csökkenő tendenciát mutatott. Ez az abundancia csökkenés kifejezett volt az 1990-es évek első felében, a sorozatban bekövetkezett súlyos aszályok alatt.
- A barna fátyolkák esetében, az abundanciához hasonlóan, a fajszámokban is jelentős csökkenés volt tapasztalható az erősen aszályos években, míg az észlelt fajok száma a gyengén aszályos szezonokban emelkedett.
- Amennyiben a téli hónapok átlaghőmérséklete magasabb volt, az áttelelés követően a fátyolkák magasabb populációsztintet értek el.

2.6.2.4. Közösségek megfigyelt, kísérletes átrendeződése

Ennek a területnek a neuropterid rovarokat illetően egyáltalán nincs irodalma (Szentkirályi 2001a). Hazai vizsgálatokból annyi látható, hogy a fátyolkák hosszú távú fénycsapdás adatsoraiban nemcsak jelentős amplitudójú populációdinamikai, hanem fajszám/fajdiverzitás ingadozások is bekövetkeznek (Szentkirályi 1992, 1998, 1999b; Samu et al. 2001), ami időnkénti szerkezetváltozásokra utal. Mindenesetre az is látható, hogy egyes helyeken igen erős csökkenő trendek a jellemzők egyes Neuroptera fajokra, vagy csoportokra (pl. Nyársapát: közönséges fátyolka; Kunszentmiklós: barna fátyolkák), az esetek egy részében az abundancia letörések egyértelműen a 90-es évek aszályos időszakaihoz köthetők. A biodiverzitási változások egyes térségeket más mértékben érinthetnek, ugyanis a hegydombvidéki régiókban a fátyolkák fajdiverzitása jelentősen magasabb (Szentkirályi 1984). Az esetleges időbeli szerkezeti változások kimutatását elősegíti, hogy vannak régi fénycsapdás referencia adatok a hatvanas évekből (pl. Újhelyi 1968).

2.6.3. A csoport fajairól szóló adatbázisok összefoglalása

2.6.3.1. Elterjedési adatforrások

Egyes recésszárnyúak hazai elterjedési térképei Ábrahám (2003) dolgozatában található, azonban a gyűjtések országos területi lefedettség tekintetében még messze nem kielégítőek. A klímaváltozás szempontjából ennek nincs akkora jelentősége mint a lepkéknél,

mivel frontszerű terjedéseket. illetve areahatárok módosulását ennél a csoportnál az alacsonyabb populációs szintek miatt nem lehet monitorozni.

2.6.3.2. Fenológiai adatforrások

Az európai fátyolkák (köztük a hazaiak is) szezondinamikájára vonatkozó összes fénycsapdás és egyéb módszerből származó adat, a XX.sz. teljes Neuroptera irodalmából, összegyűjtve és értékelve megtalálható Szentkirályi (2001b,c) összefoglaló munkáiban. A szezonális repülési aktivitási mintázatok (rajzáskezdés és -vég, rajzás csúcsok, ferdeség, lehetséges évi generációs szám, stb) a hazai tömegesebb Neuroptera fajokra a fénycsapdás adatokból többségükben elkészültek (pl. fátyolkákra: Szentkirályi 1997, 1998; hangyalesőkre: Szentkirályi és Kazinczy 2002, Szentkirályi et al. 2001). A fénycsapdás hosszú távú mintavételekből a szezonális változásai, eltolódások, nemzedékszám változás jól kimutatható faji szinten.

2.6.3.3. Faji bélyegek

Az összes hazai zöld és barna fátyolka faj ökológiai besorolásához a következő tulajdonságaikat, preferenciáikat lehetett összegyűjteni irodalmi adatokból és gyakorlati tapasztalatokból (Szentkirályi 1989, 1999a, 2001a,b,c): zsákmányfajok, élőhelytípusok, növény/fafaj preferenciák, klimatikus igények (élőhely nedvességigény: higrofil-tól a xerofilig, habitat-hő preferenciája termofil-tól a kriofilig), vertikális növényzeti preferencia (lombkorona-szint, cserje-, gyepterület-szint, ezek kombinációja), szezonális aktivitás, évi generációs szám. E faji karakterisztikákat az adataikhoz rendelve, a klimatikus hatások elemzéséhez és az élőhely vegetáció-összetételének jellemzéséhez, jól lehet hasznosítani (Szentkirályi et al. 2001)

2.6.3.4. Abundancia idősorok

A fénycsapda hálózati gyűjtésekből a világon egyedülállóan hosszú, ma már több mint negyedszázadnyi adatsor, illetve potenciálisan feldolgozható Neuroptera minták állnak a rendelkezésre. Ebből a leghosszabbak a növényvédelmi csapdákból nyert adatok 1981 óta, az erdészeti csapdákból 1991 óta gyűlnek az MTA Növényvédelmi Kutatóintézetének az Állattani Osztályán, ma már közel 60 állomásról. Ez remek bázist teremt ennek a ragadozó csoportnak a múltbeli klímára adott válaszainak elemzéséhez, és referenciaként szolgálnak a jövőbeli klimatikus változások bioindikációjához is, továbbá megismerhető lesz a magasabb trofikus szinteken lévő ragadozó rovarok e változásokat kísérő viselkedési reakciói is.

2.6.4. Potenciálisan érintett veszélyeztetett, indikátor fajok hazánkban

A kárpát-medencei a klímaváltozási trendeknek megfelelően célszerű a Neuropterák csoportjait megválasztani a hatások detektálására. Szerencsére a vizsgálandó csoportokban a hő és nedvesség preferenciák teljes skálája a jellemző. A hatások tesztelésére e klimatikus igény-skálák ellentétes pólusánál lévő száraz és meleg élőhelyeket preferáló (xero-termofil) fajokat, illetve ellentétes igényű higrofil Neuropterákat lehet kiválasztani. A klímaváltozás hatásainak a bioindikációja tükrözni fogja az esszenciális zsákmányforrások változásait is.

Mivel nem túlságosan nagy fajszámról van szó, a fénycsapdahálózati monitorozás során valamennyi Neuroptera adatait érdemes a klimatikus változások bioindikációjára felhasználni.

2.6.4.1. A klímaváltozás várható hatásai a Neuropterákra

Néhány fontosabb várható következmény a prediktált klímaváltozás hatásaként, amelyek a Neuropterák életmenetét, mortalitási rátáit befolyásolhatják:

- a korábbra tolódó kitavaszkodás a zsákmányállatok populáció felszaporodásaival és az egyéb környezeti esszenciális forrásokkal való fenológiai szinkronizációt gyengítheti sőt szétkapcsolhatja, ami a zöld és barna fátyolkák mortalitását növelni fogja;
- lágyszárú virágos növények (nektárforrások a fátyolka imágók érési táplálkozásához) általános visszaszorulása, a szükségestől eltérő periódusban történő virágzása;
- a szárazság miatti erdőhatárok és területek visszahúzódása (vegetáció-szerkezeti változások, a tartós talajkiszáradás, stb. nyomán az áttelelő-, búvóhelyek, az igényelt mikroklímák megszűnése), alföldi erdőfoltok megszűnése a fás élőhelyekhez kötődő fátyolka fajokat negatívan fogja befolyásolni;
- a várhatóan enyhébb, csapadékosabb telek az áttelelő fátyolkák diapauzáját megzavarhatják, továbbá gombás fertőzések gyakoribb fellépésével, ennek nyomán nagyobb áttelelési mortalitással lehet számolni;
- a növekvő intenzitású és gyakoriságú extrém időjárási események (pl. nagycsapadék rövid idő alatt, erős szélvihar, jégeső, szárazság miatti tüzek) fizikailag veszélyeztetik a törékeny testalkatú, sérülékeny fátyolkákat;
- a tavaszi csapadékok esetleges gyakoriságának növekedése a hangyalesők lárvális fejlődését várhatóan gátolják, sőt azok mortalitását növelni fogják;
- a XXI. sz. második felére prediktált közepes vagy erős felmelegedési forgatókönyvek bekövetkezése esetében (2°C emelkedés) a hosszantartó nyári hőségperiódusok és a súlyos aszályok nemcsak a higrofil vagy mezofil, de a xero-termofil fátyolkák, sőt az extrém tűrési határokkal bíró hangyalesöket is veszélyeztetik majd, ami biodiverzitásuk csökkenését is maga után vonhatja.

2.6.4.2. Veszélyeztetett és védett fajok értékelése

Fátyolkák:

A hazai fátyolkák klimatikus preferenciáit figyelembe véve a Chrysopidae családon belül a fajok 41%-a xero-termofil, 30%-a euriöcikus, és csak 22%-a inkább higrofil, vagy higro-termofil preferenciájú. Ugyanez a klimatikus preferencia a Hemerobiidae család tagjainál a következőképpen alakul: 62% xero-termofil, 16%-a euriöcikus, és csak 22%-a inkább higrofil, higro-termofil faj. Mindebből várható, hogy az széles tűrési határokkal bíró euriöcikus, és a xero-termofil fátyolkák a felmelegedés menetében egy ideig klimatikusan nem veszélyeztetettek, szemben az erdei, higrofil fajokkal (pl. *Chrysotropia ciliata*, egyes *Nineta* fajok). Azt viszont nem látható előre, hogy a potenciális zsákmányállataik (pl. a leginkább preferált levéltetvek) populáció-denzitásain keresztül, indirekt hogyan fogja befolyásolni őket a klímaváltozás. Ugyancsak várhatóan a fenyőféléken élő levél- és pajzstetvekre specializálódott, nálunk ritka fátyolkák fajsámcsökkenését fogja okozni, a növekvő aszálygyakoriság nyomán egyre intenzívebbé váló fenyőpusztulás is.

Hangyalesők:

A nyílt homokpuszta gyepek, szárazabb, meleg klímájú erdők fajban gazdagabb hangyaleső együtteseinek hosszú távú megőrzése indokolt. A felmelegedés és szárazodás következtében a homoki gyepek egyre inkább nyíltabbá válnak, és a borítás mértékének a

csökkenése a tölcsérépítő fajok lárváinak kedvező lesz (ez már tapasztalható a száraz, aszályos években, amikor a vegetációs borítottság (kriptogámok) csökken). Így a felmelegedés további szakaszában, az egyébként extrém magas talajfelszíni hőmérsékletekhez és xerotherm élőhelyekhez jól alkalmazkodott hangyalesők egyelőre nem veszélyeztetettek, kivéve, ha a kedvezőtlen hatások miatt a zsákmányállataik (talajfelszíni ízeltlábú közösség) denzitása, aktivitása nem csökken le sokkal előbb egy kritikus határ alá. Az erdőkben élő fajok az élőhelyeik visszahúzódásával várhatóan csökkenő populációkkal lesznek képviselve a jövőben.

A recésszárnyúak között nincs Natura2000-es faj, van viszont 5 védett faj a hazai faunán belül, ezek a következők:

Dendroleon pantherinus (Párducfoltos hangyaleső): Klimatikusan közvetlenül nem veszélyeztetett. Előfordulását az erdei odvasfák jelenléte határozza meg, mivel lárvája ezekben él. Számos európai országban védett faj a ritkasága és szépsége miatt. Védelme indokolt, megőrzése csakis az odvas fák meghagyásával lehetséges.

Acanthaclisis occitanica (Pusztai hangyaleső): Ez a nem-tölcsérépítő faj, sokkal gyakoribb a KNP homokpuszta gyepeiben a fénycsapdás monitorozás adatai szerint, mint azt korábbi adatai mutatták. Zavarásként élőhelyein legfeljebb csak a gyeptoltok közötti kicsiny méretű, szabad homokfelületeket megőrző-fenntartó, igen erősen korlátozott legeltetés engedhető meg. A gyep záródása, vagy futóhomokká alakulása, illetve a fásítás egyaránt a faj lokális eltűnéséhez vezet. Klimatikusan nem veszélyeztetett.

Myrmeleon formicarius (Erdei hangyaleső): Gyakoribb hangyaleső faj, mint azt korábban gondolták. Szerte az országban, főként a hegy- és dombvidéki régiókban megtalálható, de mindenütt csak kicsiny populációméret jellemző rá. A lárvák tölcséereiket meleg-száraz erdőkben, többnyire esőtől védett helyeken, útbevágások földpadkái, fák gyökerei, kidőlt fatörzsek alatt készítik el. Klimatikusan közvetlenül nem veszélyeztetett, az erdőpusztulással élőhelyeinek száma várhatóan csökkenni fog.

Libelloides macaronius (Keleti rablópille): Klimatikusan közvetlenül nem veszélyeztetett.

Mantispa styriaca (Kétszínű fogólábú-fátyolka): Klimatikusan közvetlenül nem veszélyeztetett. A pókpopulációk klimatikus hatásra történő visszaszorulása a fogólábú-fátyolkára kedvezőtlen lehet.

2.6.4.3. Indikátor fajok

Valamennyi Neuroptera faj, amelyeknek léteznek múltbeli hosszú távú fénycsapdás adatsorai, ajánlható indikátorként, mivel bizonyos feltételeknek eleget tesznek, mint (a) a gyors reagálási képesség a szezonális klimatikus változásokra az évi akár 3-5 generáció révén, (b) a jó mintavételezhetőség mezőgazdasági és erdészeti fénycsapdákkal, (c) az imágók megbízhatóan identifikálhatók, (d) hosszú távú múltbeli referencia idősorok állíthatók elő az országos fénycsapda hálózat közel 60 állomásáról.

2.6.5. A klímaváltozás hatásainak monitorozási lehetőségei és a jövőbeli kutatási feladatok

2.6.5.1. Recésszárnyúak monitorozási lehetőségei

A barna és zöld fátyolkák a mesterséges fényforrásra jól repülnek, így fénycsapdával könnyen, kvantitatív módon gyűjthetők, ritkább hemerobiidák sokszor csak ezzel a csapdázási módszerrel mutathatók ki. A fénycsapdáknak kiemelt jelentőségük van e rovarok hosszú távú

monitorozásában, mivel e módszerrel mintázott együttesek fajdominancia megoszlása az adott helyre jellemző, valós mennyiségi viszonyokat tükrözik.

A lokális hangyaleső-együttesek fajkompozíciójának, dominancia-struktúrájának megállapítása akár a lárvák, akár az imágók kvantitatív mintavételezésével történhet. Az egyik lehetőség, az imágók felvételezése, már pontosabb képet nyújthat az együttes valódi fajösszetételéről, ha olyan megfelelő kvantitatív és automatikus gyűjtési módszert alkalmazunk, mint amilyen a fénycsapdázás. Egy-egy tipikus homoki élőhelyen, a hangyaleső-együttesek kis populációsűrűségű fajai is detektálhatók, és a teljes szezon folyamán, a csapdába eső példányok száma kellő nagyságú a dominanciaviszonyok évenkénti változásának a nyomon-követéséhez. Az országos fénycsapda hálózat megfelelő monitoring rendszer a hangyalesők mintavételezéséhez, különösen a Duna-Tisza-közének állomásain (pl. Tompa, Kelebia, Bugac, Fülöpháza, stb.)

A másik lehetőség a lárvak mintavételezése. Közülük azonban csak a tölcsérépítő fajok gyűjthetők könnyen, a többi faj kimutatása csak nagyszámú talajminta időigényes átvizsgálásával lenne kivitelezhető. A Barber-féle talajcsapdás mintavételekbe pedig inkább a nem tölcsérépítő, mozgékonyabb lárva-k kerülnek bele, a tölcsérépítők közül csak azoknak a példányai, amelyek éppen új csapdahelyeket keresve vándorolnak a talajfelszínen. A hangyaleső lárva-k talajcsapdás monitorozása a NBmR keretében folyik 2000 óta.

A fogólábú fátyolka (*Mantispa styriaca*), bár példányai repülnek a fényre, a tipikus élőhelyeitől azonban a fénycsapda állomások távol esnek, így ezek a monitorozására nem alkalmasak. A nehezebb terepi megfigyelhetőségük miatt monitorozásra nem alkalmasak.

A fényre nem repülő Neuropterákat, mint a rablópille, csak terepi megfigyeléssel, repülő példányok leszámolásával lehetne monitorozni, mivel jól azonosíthatók. Rendszeres felmérések a rajzásának időszaka alatt hiányoznak.

2.6.5.2. Jövőbeli kutatási feladatok

A Neuropterákra alapozható klíma-bioindikációk közül - a térbeli extenzív és intenzív adatok hiányában - csak az időbeli változások monitorozásatt lehet jól megvalósítani, amelyet az országos fénycsapda hálózatra lehet alapozni (Szentkirályi 1999; Szentkirályi et al. 2001).

A lehetséges kutatási témákat az adott rovarrend esetén a monitorozás sajátosságai behatárolják:

- a) A szezonális rajzásaktivitási mintázatok változásának, fenológiai eltolódásoknak mértékének jellemzése fajszenen (rajzás-kezdet, -csúcs, -vég, -hossz, nemzedékszám).
- b) Hosszú távú abundancia trendek elemzése a klimatikus változások szempontjából.
- c) Populációdinamikai fuktuációs mintázatok, és a klimatikus változók időszorelemzései.
- d) Klimatikus hatások kimutatása a fátyolka együttesek szerkezeti átalakulásaira

2.7. Futóbogarak (*Coleoptera: Carabidae*)

Kádár Ferenc, Szentkirályi Ferenc

2.7.1. Bevezetés

A hazai futóbogár fajok száma több mint ötszáz, amelyek rendkívül változatos életmóddal jellemezhetők. A klímaváltozás hatásainak a bioindikálásra és monitorozására igen alkalmas és fontos bogárcsoport, mivel: (a) taxonómiaiilag viszonylag problémamentes csoport, az imágók könnyebben identifikálhatók, (b), viszonylag tömeges előfordulásuk miatt számos fajt, továbbá közösség szinten az egész családot jól lehet kvantitatív módon mintavételezni, így megfelelően statisztikailag értékelhető válaszokat adhatnak a klimatikus változásokra, (c) tipikus talajfelszíni főként ragadozó, vagy vegyes-táplálkozású csoport, (d) nagy fajdiverzitású együttesek miatt a reakcióik változatosak, és érzékenyen jelzik többek között a habitat-klíma változásait is, (e) vannak közöttük szép számmal igen ritka és védett fajok, (f) vannak már hosszú távú hazai referencia adatsorok fajokra, faj-együttesekre.

A változatos élőhelyeket benépesítő futóbogarak túlnyomó többsége rejtett, talajlakó életmódot él és többnyire alkonyat után aktív. A lárváik inkább a talaj belsejében élnek, míg az imágók inkább epigeikus életmódot folytatnak. A fajok egy jelentős része ragadozó, vagy vegyes táplálkozású, kisebb része fitofág. Nagy fajszaámuk és egyedszaámuk révén a táplálkozási hálózatokban fontos szerepet töltenek be. Számos fajukat életmódja a nedves, vízparti élőhelyekhez kapcsolja, így fajgazdag együtteseket találhatunk a folyópartokon, ártéri területeken, lápréteken is. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében is a futóbogarak – ökológiai jelentőségük és számos faj védettsége kapcsán – kiemelt jelentőségű a rovar-taxonok között (Merkl és Kovács 1997).

A félezer hazai fajnak durván háromnegyede röpképes. A repülési aktivitásuk szezonális mintázata összefüggésben van a szaporodásukkal, áttelelésükkel, továbbá a szárnyizomzat fejlettségével is. A hazai futóbogarak mintegy 50 % -a fényre is repül. Ez utóbbiak között számos faj vizes-nedves élőhelyekhez, valamint nyílt területekhez, gyepekhez kötött fajok. A repülési képességet biztosító hártvány-szárny tekintetében makropter, vagy di- illetve polimorf fajokról beszélhetünk. Az a jelenség, hogy a futóbogarak este vagy éjjel szárnyra kelnek, jó lehetőséget nyújt a fényvel való mennyiségi gyűjtésükre. A fénycsapdázás eredményessége szoros kapcsolatban van az időjárással, így ezen keresztül is, hosszabb távon megnyilvánulhatnak a klimatikus változások.

Jelen rövid összefoglalónkban mellőzzük a futóbogarakra vonatkozó gazdag külföldi irodalom áttekintését, inkább e bogárcsoportnak a klímaváltozással kapcsolatos hazai biomonitorozási lehetőségeire utalunk. Ezzel kapcsolatban két egymást kiegészítő kvantitatív mintavételi módszerre lehet alapozni: a talajfelszíni aktivitásukra alapozó talajcsapdázásra, és a hazai fénycsapdahálózat hosszú távú gyűjtéseire 1982-től napjainkig.

A futóbogarak aszerint, hogy tavaszi, őszi, vagy kettős szaporodásúak-e, a tenerál vagy fiatal imágók pre-reproduktív fázisban történő diszperziós repülése szezonálisan több típusba sorolható. A futóbogarak rajzásmintázatai az elemzések szerint unimodálisak, vagy bimodálisak, attól függően, hogy az adott faj évente egyszer vagy kétszer szaporodik (tojásrakás).

2.7.2. Áttekintés a futóbogarak klímaváltozással kapcsolatos viselkedéséről

2.7.2.1. Szezonális aktivitás

A hazai fénycsapdás futóbogár monitorozásból számos faj szezonális repülési aktivitására lehetett információkat kapni (Kádár és Lövei 1987, 1992; Kádár és Szentkirályi 1984, 1997, 1998; Kádár és Szél 1999; Szentkirályi és mtsai. 2001), amely jó referencia alapot jelent az esetleges későbbi fenológiai eltolódások észleléséhez. A fénycsapdákból az egyik leggyakoribb agrárterületi futóbogár faj a *Harpalus rufipes*, amelynek szezonális jellemzőit több évre részletesen elemezte (Kádár és Szentkirályi 1998). A *H. griseus* a hazai agroökoszisztémák egy másik gyakoribb és fontos ragadozó futóbogár faja, amelynek számos példányát gyűjtik erdészeti fénycsapdák is, ezért a különböző régiókban mutatott repülési aktivitásai jól összevethetők (Szentkirályi és mtsai. 2001). A csapdák mintavételei szerint a faj rajzása a különböző helyeken teljesen szinkronban és szűk, meghatározott szezonális intervallumban történik, az aktivitási mintázatok eloszlása unimodális, egy éles csúccsal augusztus első dekádjában.

2.7.2.2. Hosszú távú időbeli változások

A nedves élőhelyeket preferáló futóbogarak esetében a várttal ellentétben, a növekvő aszályval és a csökkenő relatív talajnedvesség tartalommal jellemzett években a fajok abundancia szintje megnőtt a fénycsapdás fogásokban (Kádár és Szentkirályi, 1997). Ennek hátterében az áll, hogy a higrofil futóbogarak a meleg-száraz szezonokra úgy reagálnak, hogy a kedvezőtlené váló, kiszáradó élőhelyeikről elvándorolnak, és ez a megemelkedett repülési aktivitás jelenik meg a fénycsapdás gyűjtésekben. Ugyanakkor más, a nyugat-európai atlantikus klímában xerofilként ismert futóbogarak számára a Kárpát-medence éghajlati viszonyai már túlságosan szárazak, ezért a fénycsapdás fogások szerint nálunk már inkább mezofil fajként viselkednek, aminek következtében egyedszámaik csak a nedvesebb telű és nyarú években növekednek, ugyanakkor a nyári hőmérséklettel nem volt kimutatható szignifikáns korreláció (Kádár és Szentkirályi, 1997). A hazai forgatókönyvek által jósolt klimatikus szárazodás, ezért a jövőben számos vízparti, illetve nedvességet kedvelő futóbogár faj populációdinamikájára kedvezőtlen hatású lesz.

2.7.2.3. Térbeli elterjedés

A fénycsapdák alkalmasak újonnan megjelenő, bevándorló futóbogarak szezonális aktivitásának jelzésére is. Ilyen terjedőben lévő faj a *Bradycellus verbasci* futóbogár, amelynek a rajzására új adatokat kaptunk a fénycsapdás gyűjtések feldolgozásával. E faj elterjedési területe a mediterrán országoktól Közép-Európa nyugati részén át Dél-Svédorszáig húzódik abban a régióban, ahol a telek enyhébbek. Magyarországi elterjedését tekintve hazánk délnyugati, enyhe januári középhőmérsékletű vidékein fordult elő korábban. Az erdészeti fénycsapdák (Szalafő, Sumony) fogásai (de más fénycsapdáké is) szintén ezt igazolták. A 80-as évektől kezdve a gyakoribbá váló fénycsapda-hálózati fogásai azt mutatják, hogy a futóbogár nyugatról kelet felé terjedőben van, elsősorban a hegyvidéki régióban, a Dunántúlon pedig egyre nagyobb populációi léteznek a fogások emelkedő szintje szerint. Így például a zalai Szentpéterföldénél a fénycsapda 1991-ben 196 példányát gyűjtötte, amelynek alapján első alkalommal nyílt lehetőség a repülési aktivitásának megismerésére. Sőt abban az évben már az ásothalmi fénycsapda is fogta egy példányát, míg az Északi-Középhegység régiójában először 1990-ben, az agrárterületen működő fénycsapda Balassagyarmatnál mutatta ki jelenlétét. Ezen atlantikus, télen enyhe klímához alkalmazkodott futóbogár faj

keletre terjedését nagyon valószínű, hogy az utóbbi két évtized egyre enyhébb, kevésbé hazai fagyos telei segítik elő.

2.7.2.4. Községszerkezeti változások

Síkfőkúti erdőben kimutatható volt, hogy a tölgypusztulás nyomán nyíltabbá váló állományban a 90-es évek elején a futóbogár együttes szerkezeti átalakuláson ment keresztül, nevezetesen a tipikus erdei fajok visszaszorultak és szántóföldi fajok települtek be, amely változás jól jelezte a melegebb erdőklímát (Kádár & Markó, nem publikált). Ez a monitorozás ma is folyik a futóbogarakkal, és várhatóan érdekes összefüggésekre fog rámutatni az idősor elemzése a szerkezeti változások és az állományklíma között.

2.7.3. A csoport fajairól szóló adatbázisok összefoglalása

2.7.3.1. Elterjedési adatforrások

A futóbogarak nagy területre kiterjedő, összehangolt, elterjedési térképek rajzolására is alkalmas talajcsapdázása eddig még nem történt meg – lokálisan valószínűleg sok ponton folytak időleges csapdázások. A legkiterjedtebb szinkron monitorozás a NBmR keretében folyik 2000 óta, 2x9 helyen, adott gyeptípusban. A fénycsapdahálózati gyűjtések már több térbeli pontra (60 állomás) jelentenek potenciális mintavételeket, azonban az anyagok még nincsenek feldolgozva.

2.7.3.2. Fenológiai adatforrások

Számos futóbogár fajra lehet fenológiai adatokat előállítani a talajfelszínre vonatkozó talajcsapdás szezonális aktivitási mintázatokból (Hatvani és Kádár 2002; Andorkó és Kádár 2004; Fazekas és mtsai. 1997, 1998), valamint a fénycsapdázások nyomán a rajzásaktivitás időbeli eloszlásából (Kádár és Lövei 1987, 1992; Kádár és Szentkirályi 1984, 1997, 1998; Kádár és Szél 1999; Szentkirályi és mtsai. 2001). A 2000-ben megkezdett, és jelenleg is tartó Tiszai Rovar-Monitorozás (TIROMON) 4 fénycsapda állomásának az adataiból, számos vízparti futóbogár rajzásdinamikájának évenkénti megállapítása, és az időjárás adatokkal való összevetése történik. Mindenesetre a fénycsapdás adatokból igen nagyszámú faj rajzásdinamikája vizsgálható.

2.7.3.3. Faji bélyegek

A fénycsapdával gyűjtött fajok nagy részét a következő tulajdonság kategóriák szerint lettek besorolva: élőhelyklíma preferencia (xerofil-mezofil-higrofil, termofil-kriofil), habitat-típus preferencia, táplálékforrás-hasznosítás (ragadozók, magevők, vegyestáplálkozású), szaporodási típus (ahol ismert), diszperziós képesség, érzékenység antropogén diszturbanciákra. Igen részletes nedvesség-preferencia beosztást hozott létre tapasztalati alapon a csallóközi Duna ártér futóbogár együttes tagjaira Šustek (1994a,b, 2000), melyet az ártéri erdők fajaira jól lehet alkalmazni itthon is.

2.7.3.4. Abundancia idősorok

Adott lokalitásból származó, sokéves csapdázási idősorok teszik lehetővé, hogy az egyes fajok, vagy együttesek időbeli populációdinamikai, szerkezetdinamikai ingadozásokat elemezzük a klímaelemek megfelelő adatsoraival. A gyűjtési/csapdázási eljárások szerint fénycsapdás és talajcsapdás idősorok állnak egy potenciális klíma-hatás kutatás rendelkezésére:

Fénycsapdás adatsorok

Lelőhely, felelős: MTA NKI Állattani Osztály, Kádár Ferenc

- a) Agrárterületi fénycsapda hálózatból: 1982-1990: 19 állomásról, 1990-től kb. 30 állomásról napi minták, ápr-okt. Feldolgozottság: 1982-2003 között részben identifikálva, többi konzervált anyagként eltéve.
- b) Erdészeti fénycsapda hálózatból: 25 állomásról 1991-től. Feldolgozottság: 2 év identifikálva, egyéb konzervált anyagok eltéve.
- c) Tiszai rovarmonitorozás: 4 fénycsapda állomásról, 2001-től (7 év), napi minták, máj-okt. Feldolgozottság: összes év identifikálva (megbízó: KVvM TVH).

Talajcsapdás adatsorok

Lelőhely, felelős: MTA NKI Állattani Osztály, Kádár Ferenc

- a.) Kamaraerdő: nádasban 10 csapda heti ürítéssel vegetációs szezonban, gyűjtési időtartam: 1986-1997 (12 év), háttér adatok: relatív talajvízszint magasság, egyes afidofág futóbogár fajok zsákmány ellátottsága: nádon levéltetű fertőzöttség. Feldolgozottság: 2 év identifikálva fajszinten, a többi anyag konzerváltan eltéve.
- b.) Pilis hegység: idős bükkös és gyertyános tölgyesben 15 csapda, ugyanazon a helyen, kétheti ürítésekkel, vegetációs szezonban. Gyűjtési időtartamok: 1984-1986, 1993-1994, 2005-2006. Feldolgozottság: 5 év identifikálva, kb. 50 fajról adatok.

Lelőhely, felelős: Corvinus Egyetem, Rovartani Tsz., Markó Viktor

- c.) Síkfőkúti tölgyesben (LTER site) ugyanazon a helyen: 20 csapda 1976-1978 (3 év), 10 csapda 1993-tól (15 év) folyamatosan, kétheti ürítésekkel, vegetációs időszakban. Feldolgozottság: kb. 8 év identifikálva (Kádár F., NKI).
- d.) NBmR gyepek talajcsapdás monitorozása a KNP és HNP területein: 9-9 helyen, 10-10 csapda, 2000-től (7 év), vegetációs időszakban kéthetenkénti ürítéssel.

Lelőhely, felelős: MTTM Állattára, Szél Győző

- e.) Szigetközi monitorozás a Duna elterelésének hatásaira: ártéri erdőkben, sokéves mintavételezés. Feldolgozottság: ?

2.7.4. A potenciálisan érintett fajok

Az ökológiai preferenciális tulajdonságok (xerofil-higrofil, termofil-kriofil), továbbá az élőhely típus (pl. szikes gyepek), mikroklíma és folt-méret (nedves élőhely, száraz élőhely, átmenet; kisméretű, nagyméretű foltok), habitat szerkezet (erdő, erdőszél, gyepek), talajtípus alapján célszerű kiválasztani a futóbogár fajokat/együtteseket is a klímaváltozás lehetséges hatásainak a monitorozására.

2.7.4.1. Potenciálisan veszélyeztetett és indikátor futóbogár fajok hazánkban

A futóbogarak imágóit és lárváit a klimatikus direkt és indirekt hatások kedvezőtlenül befolyásolhatják. Elsősorban a nedves élőhelyek nagyszámú higrofil faja veszélyeztetett a felmelegedés és szárazodás által. Közvetlen hatásként, a főleg a talajjáratok párás nedves mikro-habitatjaiban élő, kiszáradásra érzékeny lárvák növekvő mortalitása lehet jelentős. Indirekt negatív hatásként számolni lehet a nedves élőhelyeken élő fajok táplálék-ellátottságnak a zsákmány csökkenéséből adódó romlásával. Ez különösen azoknak a trofikusan specializáltabb futóbogarak az esetében lehet kritikus, amelyek higrofil zsákmányokat fogyasztanak (pl. Collembolák, csigák). Ugyancsak várhatóan indirekt negatív hatása lesz a higrofil futóbogár együttesekre a nedves élőhelyek vegetáció-szerkezeti átalakulásának a felmelegedés következő évtizedeiben. A meleg-száraz habitatokat preferáló, xero-termofil sztyep fajok egyelőre nem veszélyeztetettek klimatikus szempontból, sőt a sztyep-klíma előtérbe kerülése nyomán egy ideig e fajok populációi növekedhetnek. Azonban

az erősebb talajkiszáradások gyakrabba válása xero-termofil fajok lárva-populációit is megtizedelhetik, amennyiben az adott faj lárvai nem rendelkeznek valamilyen védekezési-túlélési adaptív stratégiával.

Viszonylag nagyszámú védett futóbogár faj van hazánkban. Ezek közül a legveszélyeztetettebbek közé tartoznak a kiemelt természetvédelmi értékű *Carabus* fajok, amelyeket csökkenő trendek jellemeznek Európa-szerte, főleg az élőhelyeik degradációja, fragmentációja, a mezőgazdasági intenzifikáció negatív hatásai miatt (pl. Turin és mtsai. 2003). Bár e fajok ökológiai igényeiről számos külföldi kutatás alapján vannak ismeretek, azonban ezek alkalmazását az adott fajok hazai populációira csak nagy óvatossággal tehetjük meg. Csak remélni lehet, hogy a beindult intenzívebb hazai *Carabus* kutatások (pl. *C. hungaricus*), számos fontos ökológiai, genetikai, adaptív tulajdonság megismerését eredményezik majd.

Általánosságban az mondható a várható klímaváltozási tendenciák ismeretében, hogy a többségben lévő higrofil, mezo-higrofil *Carabus* fajok veszélyeztetettek leginkább az aszályosabbá váló klímafeltételek esetén. Ilyenek a Natura2000-es fajok közül a vízi futrinka (*Carabus variolosus*), és a zempléni futrinka (*Carabus zawadzskii*). A beregi futrinkáról (*Carabus hampei*) kevés ismerettel rendelkezünk a klimatikus igényeit tekintve. További higrofil, mezo-higrofil, klimatikusan veszélyeztetett faj: szárnyas futrinka (*Carabus clathratus*), domború futrinka (*Carabus glabratus*), alhavasi futrinka (*Carabus irregularis*), kárpáti futrinka (*Carabus linnei*), dunántúli vízfutrinka (*Carabus nodulosus*), ragyás futrinka (*Carabus cancellatus*), pompás futrinka (*Carabus obsoletus*), láncos futrinka (*Carabus problematicus*).

A *Carabus*-ok közül inkább xero-termofilnek minősíthető, a Natura2000-es sztyep-faj a magyar futrinka (*Carabus hungaricus*), továbbá a balkáni futrinka (*Carabus montivagus*), és az érdes futrinka (*Carabus scabriusculus*). Ezek a futóbogarak klimatikusan egyelőre nem tekinthetők veszélyeztetettnek, persze a lokális élőhelyeik destrukciója, antropogén hatások miatt fokozott védelmi státuszuk indokolt.

2.7.5. A monitorozási lehetőségei és a jövőbeli kutatási feladatok

A NBmR keretei között a futóbogarak kvantitatív monitorozási módszerei kidolgozottak (Merkl és Kovács 1997). Mind a talajcsapdázás (Kádár és Samu 2003), mind a fénycsapdázás (Szentkirályi 2002) szabványosított gyűjtési eljárások, amelyek a futóbogarakat is jelentős mennyiségben (statisztikailag értékelhetően), térben sok ponton, szinkron módon, időben kellően sűrű mintavételekkel monitorozva alapot teremthet a klímaváltozás hatásainak a tanulmányozásához.

A hazai futóbogarak mintegy fele olyan faj, amelyek egyedei röpképesek (makropterek), illetve vannak közöttük röpképes egyedek is. Eddig a fénycsapdás mintákból dokumentáltan 250 futóbogár faj került elő. Számos fajukat a fénycsapdák jelentős egyedszámban gyűjtik, így adataik több időléptékben is elemezhetők. Védett, ritka futóbogár fajok is gyűjthetők fénycsapdázással, sőt több hazai faj eddig csak ezzel a módszerrel került elő.

A klímaváltozás hatásainak futóbogarak segítségével történő monitorozása – a csapdázási módszerek miatt – inkább közösségi/együttes szinten folyhat a gyakorlatban. Ehhez a gyűjtött minták minél teljesebb fajszerű feldolgozása a kívánatos, így egyes fajok abundancia változásai és a mintázott együttes szerkezeti, fajdiverzitási idősorai is felhasználhatók indikációs célokra.

Jelenleg számos kiváló professzionális (múzeumok, egyetemek) és amatőr (MRT) futóbogarász szakember van Magyarországon, akik intenzíven kutatnak, gyűjtenek, jelentős lokális adatmennyiséggel, tereptapasztalattal rendelkeznek a fajok ökológiai-bionómiai tulajdonságairól. Ezért a jövőben célszerű lenne az eddigi publikált, illetve elfekvő hosszabb távú csapdázási adatokat összegyűjteni egy adatbázisba, továbbá fontos lenne a még feldolgozatlan, de már begyűjtött és konzervált-tárolt mintavételi anyagok számbavétele, amelyek azonos helyeken sokéves gyűjtésekből származnak. Ezek alapját képezhetik egy, a klímaváltozás hatásainak követésére irányuló hosszú távú monitorozás folytatásának.

2.8. Lepkék (*Lepidoptera*)

Szentkirályi Ferenc, Leskó Katalin

2.8.1. Irodalmi áttekintés a lepkék klímaváltozással kapcsolatos viselkedéséről

A rovarrendeken belül a lepkék kiemelt csoportnak számítanak a klímaváltozás hatásaival foglalkozó kutatásokban, mivel jelentős fajgazdagság, változatos életmód és ökológiai igények, sokféle környezeti érzékenység, gyakran magas abundancia-szintek, jó határozhatóság és felismerhetőség a terepen, és végül gazdasági, valamint természetvédelmi jelentőség is jellemzi őket. A lepkékkel foglalkozó klímaváltozási irodalmat áttekintve megállapítható, hogy a legtöbb dokumentált felmelegedéssel kapcsolatos térbeli és időbeli változást e csoport tagjainál mutatták ki. A lepkék közül is a 'zászlóshajó' szerepét a kutatásokban a nappali lepkék töltik be.

A globális felmelegedésnek a lepkék különböző csoportjaira gyakorolt potenciális hatásainak, a változások várható trendjeinek előrejelzésével, már az 1990-es években is intenzíven foglalkoztak a világ legkülönbözőbb részein, például a nappali lepkék (Dennis és Shreeve 1991), a mezőgazdasági kártevő lepkék (Harrington és Woiwod 1995, Farrow 1991, Porter et al. 1991), vagy az erdőgazdasági károsító lepkék (Hedden 1989, Peters 1990, Williams és Liebhold 1995) esetében.

A klímaváltozás előrehaladásával egyre több a bizonyíték arra, hogy az extrém időjárási események gyakorisága és intenzitása növekszik, és ez az északi félgömbön mind Észak-Amerikában (Easterling et al. 2000), mind Európában (Pongrácz és Bartholy 2004) hasonló jelenségekben nyilvánul meg: nagycsapadékok rövid idő alatt, lokális árvizek, erős aszályok, növekvő intenzitású szélviharok, etc. A klimatikus extremitások közül a meleg-száraz időjárás következtében kialakuló aszályoknak kitüntetett szerepe van a kártevő lepkék bizonyos csoportjainak populációdinamikáját befolyásoló hatásai miatt (Martinat 1987; Mattson és Haack 1987). Az erdei lombfogyasztók közül, a kártevőnek minősülő lepkefajok populációdinamikájára az aszályos évek alatt, gyakran a tömegszaporodás azaz gradáció kialakulása a jellemző. Ennek oka a vízhiány-stresszes állapotban lévő tápnövényben a nőstény lepkék termékenységét elősegítő metabolikus vegyületek (szénhidrátok, fehérje-hidrolizátumok) koncentrációjának megnövekedése (Martinat 1987). Mivel az aszályos időszakok gyakoriságának növekedése várható a jövőben, ezért egyre több erdei kártevő lepke súlyos tarrágásainak növekvő számát, és térbelileg északabbra tolódását prediktálják É-Amerikában (Williams és Liebhold 1995; Volney és Fleming 2000; Logan et al. 2003). Az aszályos klímajárásnak azonban negatív hatását tapasztalták más lepkékre, mint például az *Aglais urticae* esetében a szárazság lecsökkentette a szaporodási sikert (Pollard et al. 1997).

A klímaváltozás lehetséges biológiai-ökológiai hatásai megnyilvánulhatnak lepkék abundancia ingadozásában, életciklusában, fenológiájában, interspecifikus kapcsolatrendszerében (táplálkozási láncok!) bekövetkező módosulásokban és a geográfiai elterjedés eltolódásában (Watt et al. 1990; Harrington és Woiwod 1995; Logan et al. 2003; Hickling et al. 2006). A klímaváltozásnak tehát sokféle időbeli és térbeli hatását várhatjuk a lepkék esetében is, a már ma is jól mérhető változások közé tartozik (1) a fajszámok/biodiverzitás jelentős csökkenése, (2) a fenológiai változások (korábbi kitavasodás → korábbi szezonális aktivitás/rajzás, aszinkronitás a tápnövényvel, növekvő generációszám), (3) északi félgömbön elterjedési határok változása (área expanzió és kontrakció: a magasabb szélességeken északi irányú kiterjedés, délen visszahúzódás)

2.8.1.1. Megfigyelt fenológiai változások

A lepkék szezonális fenológiai változásai közül az imágók korábbi tavaszi megjelenése, rajzása a legfeltűnőbb, amely jelenség a melegebb tavaszok tendenciaszerű következménye.

A legtöbb bizonyító vizsgálat és adat ebben a tekintetben a nappali lepkékre van, köszönhetően a brit szigeteken 1976 óta folyó, hosszú távú monitoring felvételezéseknek (Pollard és Yates 1993). A különböző szélességi öveknek megfelelő tavaszi hőmérsékleti különbségek okozta rajzási eltolódások a különböző fajoknál a habitat-preferenciától függően eltérő lehet, mint azt a *Maniola jurtina* és *Pyronia tithonus* esetében Brakefield (1987) kimutatta. Roy és Sparks (2000) 35 brit nappali lepkefaj hőmérséklettől függő rajzásjellemzőit elemezte 23 évnnyi adatsoron. Megállapították, hogy a legtöbb faj rajzáskezdeté, és rajzáscsúcsa is korábbra tolódott az elmúlt két évtized alatt. Az elemzéseik alapján azt prediktálták, hogy az első megjelenés és a rajzáscsúcs időpontja 1°C melegedés esetén 2-10 nappal várhatóan korábbra tolódik majd.

Nemcsak a nagylepkék esetében dokumentálható a fenológiai eltolódás, hanem a molylepkék rajzására is jellemző. Ellis és munkatársai (1997) Hollandiában 104 Microlepidoptera faj adatait elemezve kimutatták, hogy átlagosan 11,6 nappal korábbra tolódott a rajzáscsúcs az 1975-1994 közötti periódus folyamán.

A tavaszi felmelegedési tendencia nemcsak direkt hatást fejt ki a fejlődés sebességén keresztül a lepkékre, hanem a tápnövény fejlődésén, fenológiai változásán keresztül indirekt módon is (van Asch és Visser 2007). A legtöbb lepkefaj a tápnövényének fenológiai változásaihoz alkalmazkodva, azzal szinkronban fejlődik, ami biztosítja a tápnövény elérhetőségét, és optimális minőségben történő fogyasztását. A tápnövények és az őket fogyasztó lepkék fenológiáját meghatározó fiziológiai mechanizmusokat a fotoperiódus és a hőmérséklet összjátéka befolyásolja. Ha a kitavaszkodás során a felmelegedés különböző módon, különböző fejlődési ütemet produkál a tápnövény és herbivórja számára, akkor az adaptív szinkronizáció mértéke csökkenhet, időbeli elcsúszás jöhet létre a lepkehernyók megjelenése és a táplálékuk alkalmassága, vagy jelenléte/elérhetősége között. Ilyen szorosabb trofikus-fenológiai kapcsolatra jó példával szolgál a kis téli araszoló (*Operophtera brumata*), amely lárváinak fiatal rügyekre, hajtásokra van szüksége, hogy elkerülje a kedvezőtlen hatású tanninok későbbben növekvő koncentrációját (Buse és Good 1996; Buse et al. 1998, 1999). A hernyók rügyfakadással szinkron kikelése a tojásokból lehetővé teszi az időnkénti gradációinak a fellépését is. Visser és Holleman (2000) azt tapasztalta, hogy az elmúlt 25 éves periódusban a (NAO meteorológiai jelenségnek következtében) melegedő tavaszoknak és az elmaradó fagyos időszakoknak köszönhetően az *Operophtera brumata* és tápnövénye a *Quecus robur* közötti szinkronizáció nagyon meggyengült: a tojásokból egyre korábban kelnek ki a hernyók a rügyfakadáshoz képest, a kis lárvák pedig 1-2 napnál tovább nem nagyon bírják az éhezést. A predikció szerint akár 3 hét elcsúszás is lehetséges a klímaváltozás előrehaladtával.

Dury és munkatársai (1998) kimutatták, hogy az emelkedő hőmérsékletek és növekvő CO₂ koncentráció a tölgylevelek nitrogéntartalmát a lecsökkenti, a tanninokét, valamint a levél keménységét növeli, mindez hátrányosan érinti a téli araszoló lárvák levélfogyasztását. A hernyók korábbi kikelése a melegebb tavaszok miatt, a cinegétet is igen hátrányosan érinti ebben a tritrofikus kapcsolatrendszerben, amelyek a költési időszakban fiókáikat a téli araszoló lárvákkal etetik. A felmelegedés a vizsgálatok szerint nem jár a költésnek a zsákmányhoz történő korábbi időzítésével (Buse et al. 1999), ami a költési siker csökkenését vonja maga után. A klímaváltozás a lepkék természetes ellenségeit, parazitoidokat és predátorokat is befolyásolja, ami további hatással lesz a tritrofikus kapcsolatokra. Csupán kevés vizsgálat irányult a parazitoidok klímától való függésének, termális biológiájuk

megismerésére (Hance et al. 2007). A parazitoidok mellett a felmelegedő klíma, az enyhébb csapadékosabb telek a rovarok, így a lepkék patogének általi fertőzését is várhatóan elő fogja segíteni (Harvell et al. 2002).

Hazai vonatkozások:

Amatőr lepkészek terepi tapasztalatai alapján a nappali lepkéinknél szintén megfigyelhető egy tendencia a korábbi rajzásra. Az erdészeti sokéves fénycsapdás adatsorok jó lehetőséget nyújtanak ilyen vizsgálatokra több száz hazai lepkefajra.

2.8.1.2. Fajok térbeli elterjedésének változásai

2.8.1.2.1. Már dokumentált változások

A klímaváltozás következményének tartott legtöbb térbeli elterjedési változást a nappali lepkéknél dokumentálták. A kilencvenes évek elején Krcmar és Merdic (1991) a Dél-Európában terjeszkedő *Colias erate* rapid área változására hívta fel a figyelmet. Pollard és mtsi. (1995) pedig a kilencvenes évek közepén több Angliában közönséges nappali lepke elterjedési területének expanzióját a megváltozott klimatikus viszonyokra vezette vissza. A kilencvenes évek végére az északi félgömbre vonatkozóan Parmesan és munkatársai (1999) már nagyszámú adatot tudtak elemezni. Elemzésük szélesebb skálán vizsgálta a lepkék elterjedésének északi irányú vándorlását. 35 nem-vándor faj 63 %-nak az élőhelye 30-240 km-rel É felé tolódott a XX. század folyamán, és csak 3 % D-i irányban. Warren és munkatársai (2001) valamint Fox és munkatársai (2003) a a brit szigetek nappali lepkéin, az 1995-1999 közötti időszakban végrehajtott extenzív és intenzív monitorozás eredményeit tették közzé. A változási trendekben a legnagyobb különbségeket a habitat specialista és generalista fajok között találták, amikor a korábbi (1970-1982) elterjedési térképekkel vetették össze az újabbakat. A habitat specialisták (többnyire helyhez kötött, szűk tápnövénykörrel rendelkező egynemzedékes fajok) elterjedési területe erősen csökkent (pl. *Argynnis adippe*: 77%-os csökkenés!), szemben a generalistákkal (mobilisabbak, évi 2-3 nemzedék, polifágok), amelyek areája változatlanul maradt vagy akár 30-80 %-kal is megnövekedett. Az areaváltozásokat a klimatikus hatások mellett jelentősen befolyásolta az élőhelyek eltűnése és fragmentációja is (Fox et al. 2003).

A specialistább, érzékenyebb nappali lepkefajokkal kapcsolatban Hill és munkatársai (1999, 2002) rámutatnak arra, hogy az általuk vizsgált 35 fajból 30 képtelen követni a klímaváltozás hatásait a megtelepedésre alkalmas élőhelyfoltok hiánya miatt. Ugyanakkor a sikeres terjedés további feltétele a kedvező klimatikus új térségekben a tápnövény jelenléte. Ha ez hiányzik, csak akkor tud megtelepedni egy lepkefaj az új helyen, ha képes tápnövényt váltani. Az *Aricia agestis* és a *Polygonia c-album* lepkék alternatív tápnövény használata által elősegített terjedésre hoznak példát Thomas és munkatársai (2001), valamint Braschler és Hill (2007). Ellis és munkatársai (1999) a molylepkék generalista fajainál szintén észlelték az északra terjedést Hollandiában.

2.8.1.2.2. Modellezett jövőbeli várható változások

A jövőbeli klimatikus változások hatására kialakuló térbeli elterjedés előrejelzését szolgáló modellezés körül jelentős bizonytalanság van. A 'climate envelop' módszerrel az adott faj jelenlegi elterjedési határain belül arra a területre - ahol az normálisan létezik, szaporodik a természetes ellenségei mellett - vetített klimatikus jellemzőket veszik figyelembe, mint igényelt klímát, és ezek felhasználásával állapítják meg az új areát adott klímaváltozási szcenárió által érintett térségekben (Thomas et al. 2004). A klimatikus térképezési modelleknek ma már több változata is létezik, pl. CLIMEX, amelyet a

kilencvenes évek közepén hoztak létre, és amelyet leginkább az ismert biológiájú kártevő lepkéknek a klímaváltozás által indukált térbeli elterjedésének az előrejelzésére használják, amely esetekben sok biológiai paramétert ismernek (Sutherst et al. 2000; Baker et al. 2000). De használnak GIS technikákat is a klímaváltozás nyomán lepkék várható elterjedésének, biodiverzitási változásainak térképezésére (Kerr 2001).

A klimatikus térképezési modelleket több neves ökológus is erősen kritizálta, sőt deklarálta, hogy nem lehet előrejelezni egyetlen fajnak sem az elterjedését, mivel rengeteg változótól függ a folyamat és nem ismerjük a fontosabb fiziológiai paramétereket sem (Davis et al. 1998; Lawton 1998).

Klasszikus életciklusra alapozott öko-fiziológiai modelleket részesítik sokan előnyben a klímaváltozás hatásainak tanulmányozásánál is (Kingsolver 1989), amelynek egy analitikus modelljét Logan és munkatársai alapozták meg az effektív hőösszeg módszer továbbfejlesztésével (Logan et al. 1976; Logan et al. 2003; Régnière és Logan 2003).

Mindenesetre, a klimatikus elemek hatásai mellett, mindig számításba kell venni a lepkék reakciójánál a meghatározó fotoperiódus viszonyokat is, amelyekre szép új példákat is találunk japán kártevő lepkék elterjedésének becslésére (Morimoto et al. 1998;), vagy generációs szám potenciális változásának megállapítására (Yamamura és Kiritani 1998).

2.8.1.3. Fajok hosszú távú időbeli változásai

A klímaingadozás, klímaváltozás nemcsak a lepkék fenológiájára, hanem hosszabb távon az abundanciájuk fluktuációs-mintázatára is igen jelentős hatásokat gyakorol. Ezek a hatások populációs (pl. gradáció dinamika) és koalíciós szinten (fajdiverzitási mintázatváltozások) egyaránt megnyilvánulnak, ezért a klímaváltozás kutatási területéről nem hagyhatók ki.

Európai vizsgálatok evidenciákkal szolgálnak arra, hogy számos lepkefaj populációs szintje hosszú távon folyamatosan csökken. Conrad és munkatársai (2004) a Brit szigeteken 1965 óta üzemelő fénycsapda hálózat hosszú távú nagylepke adatsorain jelentős abundancia csökkenéseket demonstráltak: 35 év során 338 faj 54%-ánál jelentős csökkenő trendeket találtak. Ugyancsak megállapították, hogy Anglia déli régióiban a lepkék fajszerkezetének csökkenése is rohamosan halad előre. E kedvezőtlen tendenciákért a földhasználat változást és a klimatikus változásokat (felmelegedés, csapadékhozam csökkenés) okolják. Például az *Arctia caja* medvelepke, 1983-tól Anglia-szerte tapasztalt, jelentős populáció-csökkenéseinek okaként, a kelet atlantikus klíma-távkapcsolatokat találták, melyek kedvezőtlen hatása a faj populációdinamikájára a meleg és nedves teleken, valamint a melegebb tavaszokon nyilvánult meg (Conrad et al. 2003). Ugyanakkor a brit nappali lepkékkel 1976 óta folyó monitoring rendszer (Pollard és Yates 1993) adatainak elemzésével Pollard és munkatársai (1995), valamint Roy és munkatársai (2001) kimutatták, hogy a nyári hőmérséklet emelkedésével a lepkék abundancia szintje is emelkedik. A legerősebb pozitív összefüggést akkor találták, ha az adott és előző évben meleg volt a nyár. Modelljük szerint a vizsgált 31 faj többségénél ez a növekvő trend a felmelegedéssel a jövőben is várhatóan folytatódik.

2.8.1.3.1. Hazai vizsgálatok

A Kárpát-medencében a klíma várhatóan szárazabbá válása lesz az egyik legfontosabb környezeti faktor a rovarokat illetően. Az aszály közvetlen és közvetett hatásokat fejthet ki a fitofág rovarokra (Mattson és Haack 1987; Martinat 1987). Ezek ökológiai, populációdinamikai szempontból egyes fajokra kedvezőek, másokra hátrányosak is lehetnek. A Kárpát-medencében erdőgazdasági szempontból az időnként tarrágásokat okozó

lombfogyasztó lepkék időbeli populációdinamikájának elemzése során azt találták, hogy mind az erdészeti fénycsapdák fogási időszakaiban (Szentkirályi et al. 1995, 1998), mind a hernyórágások okozta kártételi adatsorokban (Csóka 1996, 1997) kimutatható az ingadozásoknak, és egyes esetekben a hosszú távú trendeknek az aszályos klímájú évekkel való szignifikáns kapcsolata. Az erdészeti szempontból károsítók közé sorolt lepke-együttes (76 faj) populációs felszaporodásai a fénycsapda adatok szerint halmozottan a meleg-aszályos, vagy azokat követő években következtek be (Szentkirályi et al. 1998; Leskó et al. 2007). Az elmúlt két évtizedben e lepkefajok közül a következő fajok hosszú távú populációdinamikai elemzése folyt a klímaváltozók esetleges hatásainak a kimutatására: *Lymantria dispar* (Leskó et al. 1994, 2007), *Euproctis chrysorrhoea* (Leskó et al. 1995), *Malacosoma neustria* (Leskó et al. 1997; Szentkirályi et al. 1998), téli és tavaszi araszó komplexum: *Erannis defoliaria*, *Colotois pennaria*, *Agriopsis aurantiaria*, *A. leucophaearia*, *A. marginaria*, *Alsophila aescularia* (Leskó et al. 1998; Szentkirályi et al. 1998), *Operophtera brumata* (Leskó et al. 1999, 2007), *Oporinia dilutata*, *Orthosia gothica*, *O. cruda*, *Dasychira pudibunda*, *Tortrix viridana* (Szentkirályi et al. 1998). E fajok közül egyes esetekben az aszályos klímájú szezon populáció-növelő hatása még abban az évben (pl. aranyfarú szövő), más esetben a következő évben (pl. gyapjaspille) nyilvánul meg.

A felmelegedésnek a hazai mezőgazdasági kártevő lepkék populációdinamikájára gyakorolt hatásainak irodalma szintén bőséges, néhány cikk áttekintő tájékoztatást ad ebben a témakörben (Kozár et al. 2004; Kozár és Szentkirályi 2005; Szeőke és Vörös 2001; Vörös 2002).

Az erdészeti fénycsapda hálózathoz tartozó nagylepke együttesek hosszú távú adatsorain végzett trendanalízisek eredményei azt mutatták, hogy a vizsgált helyek (16 állomás) mintegy 70%-nál a fajszámra és fajdiverzitásra, valamint az abundanciákra csökkenő trend volt a jellemző (Leskó és Szentkirályi 2007). Mindez azt jelzi, hogy a brit szigeteken a nagylepkék esetében tapasztalt abundancia és biodiverzitási csökkenések (Conrad et al. 2004; Warren et al. 2001; Thomas et al. 2004a,b) általános jelensége a hazai lepke-együtteseknél is kimutatható, amelynek mértéke egyes helyeken 4 évtized alatt elérte a 100-150 fajszámú veszteséget. Időben a legerősebb fajszámcsökkenések egybeesnek az 1980-as évektől a kilencvenes évek közepéig tartó szárazabb, időnként aszályos klímájú időszakokkal (Leskó és Szentkirályi 2007).

2.8.1.4. Közösségek megfigyelt, kísérletes átrendeződése

A lepke-közösségek klímaváltozás hatására történő megváltozására ma még csak nagyon kevés, és érintőleges vizsgálat található a nemzetközi szakirodalomban. Altermatt (2003) svájci szabadföldi kísérletében, CO₂-vel dúsított és normál légtérű bükk- és tölgyerdő lombkoronasíntjében élő ízeltlábú együttesek szerkezeti és funkcionális összevetésével vizsgálta az üvegházhatású gáz növekvő koncentrációjának hatásait. Azt találta, hogy az emelt koncentrációjú CO₂-térben többek között a lepkék diverzitása is csökkent, ugyanakkor a fitofág rágó rovarok (ide tartoznak a lepkehernyók is) guild kompozíciója megváltozott a tápnövény minőségi módosulásának következtében. Délnyugat Finnország egy kisebb szigetén Bruun (1992) a lepke-fauna fajösszetételének hosszú távú (1954-1989) változásait vizsgálta fénycsapdával, és jelentős ingadozásokat talált a fajszámok időbeli alakulásában, amely egyébként csökkenő trendet mutatott. Az erdészeti szakirodalomban vannak arra adatok, hogy az erdők szukcessziós öregedésével az ott élő fitofág rovarok, például a lepkék fajdiverzitása és abundanciája egy maximum elérése után csökkenő tendenciájú (Zanuncio et al. 2001).

2.8.1.4.1. Hazai vizsgálatok

A magyar erdészeti fénycsapdahálózat hosszú távú adatsorait elemezve, a lokális nagylepke együtteseken belül, a minőségi és mennyiségi fajösszetétel alapján kimutathatók voltak időszakonkénti, kisebb-nagyobb ugrásszerűen bekövetkező fajkompozíciós változások, szerkezeti átrendeződések (Leskó et al. 2002; Leskó és Szentkirályi 2007; Szentkirályi et al. 2001, 2002, 2007; Csányi 2005). A négy évtized alatt több ilyen nagyobb fajátrendeződés történt az együtteseken belül. A szerkezeti változások háttérben az esetek többségében úgy tűnik, hogy az aszályos szezokok közvetlen és közvetett hatásai állhatnak.

A várgesztesi lepke-együttesen végzett elemzések szerint (Leskó et al. 2002; Szentkirályi et al. 2002; Csányi 2005) a nagylepke együttes fajdiverzitása szignifikánsan csökkenő trendet mutatott az 1960-as évektől mostanáig. Az elemzések szerint nem a klimatikus hatások felelősek a fajszám csökkenésért, hanem az erdő öregedése, amelynek állományai ma már 100 év körüliek. A vizsgált időszakban, a növénycönológiai felmérések alapján kimutatható volt, hogy a lombkoronaszint jobban záródott, ezzel párhuzamosan a cserje és gyepszintben jelentős (40-60%-os) borításcsökkenés következett be, ami a szintekhez kötődő lepkefajokra negatív hatással lehetett.

2.8.2. A csoport fajairól szóló adatbázisok összefoglalása

2.8.2.1. Elterjedési adatforrások

A jövőbeli elterjedésbeli változások detektálásához felhasználható adatbázisok ismereteink szerint nincsenek a hazánkban előforduló lepkefajok Kárpát-medencei elterjedéséről. Ronkay (2004) a nagylepkék (Macroheterocera) jelenkori faunaváltozásairól adott nagyléptékű, a Kárpát-medence belső térségére vonatkozó áttekintést, rámutat arra, hogy a lepkék lelőhelyi adatai időben nagyon szóródnak, az área fluktuációk megállapításához hiányoznak a szinkron felvett, az egész országot jól lefedő, egységes módszerrel nyert adatrekordok.

Néhány kártevő lepkefajra a nagyszámú fénycsapda gyűjtései alapján nemcsak az időbeli, hanem a regionális-országos szintű térbeli populáció-változások is nyomon követhetővé váltak, amely előrejelzés számára szintén nélkülözhetetlen térképezhető információkat nyújtott (Mészáros és Vojnits 1967). A csapdák mintavételei lehetővé tették egyes fajok térbeli migrációjának a vizsgálatát is (Vojnits 1968, Mészáros és Vojnits 1967). Újabban a gyapottok-bagolylepke, *Helicoverpa armigera*, 1993-ban történt betelepődését és térbeli populáció-szint változásait lehetett országos léptékben térképeken nyomonkövetni (Szabóky és Szentkirályi 1995; Kozár és Szentkirályi 2005).

2.8.2.2. Fenológiai adatforrások

A hazai agrár- és erdészeti fénycsapda hálózat adatainak felhasználásával a fontosabb kártevő lepkefajok szezonális aktivitásának (rajzásdinamika) elemzéseit a 60-as években megkezdték, a kapott fenológiai eredményeket főként az előrejelzésben, ill. az évenkénti generációs szám megállapításához használták fel. NKI Állattani Osztályán: Mészáros Zoltán, Vojnits András, Nagy Barnabás, Reichart Gábor nevéhez fűződik a legtöbb ilyen korai fenológiai elemzés. Néhány fontosabb lepkefaj/lepkecsoport, amelyek fenológiai viszonyai ismertek és publikáltak: *Noctuidae* (Mészáros 1963, 1965), *Heliothis maritima* (Nagy 1957), *Helicoverpa armigera* (Szabóky és Szentkirályi 1995; Nagy et al. 1998; Szeőke 2003), *Autographa gamma* (Vojnits 1968), *Ostrinia nubilalis* (Nagy 1960; Nagy és Szentkirályi 1993; Nagy et al. 1998, és sokan mások), *Etiella zinckenella* (Reichart és Szőcs 1961), *Loxostege sticticalis* (Reichart és Szőcs 1961), *Hyphantria cunea* (Nagy et al. 1958).

Számos kártevő lepkefajnak rövidebb időszakokra (egy-két szezonnra) korlátozódó rajzásdinamikai leírásait publikálták a Növényvédelem című szakmai folyóirat hasábjain az utóbbi négy évtized során. A növényvédelmi állattan kézikönyve (szerk. Jermy és Balázs 1993) lepkékkel foglalkozó kötetében számos hazai mezőgazdasági és erdészeti kártevő lepkefaj rajzásfenológiai adatai is szerepelnek ábrák formájában.

A védett, ritkább lepkefajokról nagyon kevés kvantitatív fenológiai adat áll rendelkezésre. Az erdészeti fénycsapda hálózat sokéves napi gyűjtései alapján, azonban potenciálisan többszáz nagylepke faj rajzásjellemzőinek a térbeli és időbeli variabilitását lehet megvizsgálni a klimatikus változásokkal összevetve (Szentkirályi et al. 2001).

2.8.2.3. Faji bélyegek

Óvatosnak kell lenni a külföldi szakirodalomban leközölt biológiai, preferenciális, ökológiai adatokkal, mivel az eltérő földrajzi térségekben genetikailag kissé különböző, másféle klíma viszonyokhoz (pl. nedvesebb atlantikus) adaptálódott populációi létezhetnek a vizsgált fajnak, így a változásokra adott reakcióik is eltérők és félrevezetőek lehetnek a Kárpát-medence szárazabb-melegebb éghajlati jellemzőihez szokott populációkét illetően.

Hazánkban életmenet tulajdonságok vizsgálatát, kontrollált laborkörülmények között, csupán a fontosabb mezőgazdasági-kertészeti kártevő lepkéken végeztek, főként az 1950-1976 közötti időszakban, a Növényvédelmi Kutató Intézet Állattani Osztályán. Ilyen fajok többek között bagolylepkék (pl. *Mamestra brassicae*), kukoricamolymoly, almamolymoly, szivamolymoly, keleti gyümölcsmolymoly, amerikai fehér medvelepke, araszolók. E lepkékkel kapcsolatban számos eredmény született azzal kapcsolatban, hogy az egyes életszakaszokban (tojástól a lárvastádiumokon keresztül a bábállapot befejeződéséig és az imágók megjelenéséig) a fejlődési sebesség és -hossz, mortalitási ráták, táplálkozási jellemzők, súlygyarapodás, diapauza viszonyok, fekunditás, fertilitás, utódnemzedékek fitness mutatói hogyan függnek a hőmérsékleti, páratartalom, és a megvilágítási viszonyok kombinációjától. A sikeres vizsgálatok háttérében mindenképp a megfelelő tömegtenyésztések és több esetben mesterséges táptalajok kikísérletezése állt. Nemcsak nálunk, de világszerte a legtöbb megbízható biológiai/ökológiai adat a fontosabb kártevő lepkefajokról áll a modellezők rendelkezésére.

A NBmR keretében a KVvM TVH megbízásaiban 18 erdészeti fénycsapda állomásról előkerült összes nagylepke faj állatföldrajzi, és ökológiai kategóriák szerinti besorolása megtörtént (Leskó és Szentkirályi 2007). A fajok jellemzése kiterjedt azok élőhelytípusaira, azon belül a vegetációtípusra, tápnövénypreferenciájára, vertikális vegetációs szint preferenciájára, évi nemzedékszámára, a habitat-nedvesség (higrofiltól a xerofilig) és habitat-hő preferenciájára (termofiltól a kriofilig). Ezeket a jellemzőket a klimatikus hatások elemzéséhez jól lehetett alkalmazni (Leskó et al. 2007; Szentkirályi et al. 2007, Csányi 2005).

2.8.3. A potenciálisan érintett fajok és közösségek kiválasztásának módszertana

A Kárpát-medencében a klímaváltozási trendek szerint a lepkék élőhelyén a hő és nedvesség jellemzők nagy valószínűséggel jelentősen módosulni fognak: mégpedig a mainál szárazabb és melegebb mikroklímák várhatók. Mivel térben és időben különböző skálákon, különböző jelenségek, válaszreakciók, változások tapasztalhatók a klímaváltozás következményeként már ma is, ezért a terepen vizsgálandó lepkefajok kiválasztásánál azok megfelelő ökológiai-preferenciális tulajdonságait kell figyelembe venni, amelyre várható indikációs képességeiket alapozhatjuk. Ennek alapján, más esetekre is vonatkoztatható, néhány modell-fajt és élőhelytípust célszerű kijelölni a monitorozásra. Ezenkívül, a felvételezések gyakorlati,

kivitelezhetőségi szempontjait is szem előtt tartva, olyan fajokat kell választani, amelyek megbízhatóan felismerhetők, és az észlelési küszöb feletti abundanciákkal reprezentáltak a vizsgálati helyeken. Így a több éven keresztül folyó monitorozás esetén a lassú folyamatok is értékelhető egyedszámváltozásokban nyilvánulhatnak meg.

A vizsgálandó lepkefajok és élőhelyeik tulajdonságait a várható klimatikus változások fő trendjeihez illeszkedően célszerű megválasztani. Mindenekelőtt a direkt hatások tesztelésére a lepkéket a klimatikus igény/tolerancia skálán (xerofil-higrofil, termofil-kriofil), és ennek megfelelő környezeti, élőhelyklíma skálán elfoglalt pozíciójuk szerint érdemes kijelölni. A vizsgálati élőhelyek között mindenféleképpen szerepeljenek nedves mikroklímájúak (hiszen ezek erősen veszélyeztetettek a fokozódó felmelegedés és vízhiányos állapot, végleges kiszáradás miatt), amelyekben a kedvezőtlen direkt és indirekt hatások figyelhetők meg az itt élő higrofil lepkék esetében. A skálák ellentétes pólusánál lévő száraz és rendszerint meleg élőhely-klímát preferáló (xero-termofil) fajok és ennek megfelelő xerotherm habitatjaik szintén szerepeljenek a monitorozandó objektumok között. Ezekben az esetekben a felmelegedési folyamat egy bizonyos határig nincs hatással, vagy az még kedvező is lehet, azonban a lepkék szárazsági- és hő-tűrési határainak túllépésével, itt is kedvezőtlen hatások fognak érvényesülni (pl. tojások, lárvák kiszáradása, tápnövények kipusztulása). A generalista és specialista lepkék, mint az a brit szigetek nappali lepkéinek esetében már dokumentált, másképp reagálnak a klímaváltozásra. Ezért a hazai vizsgálatokban szerepelnie kellene a tápnövény szempontjából monofág és polifág, a voltinizmust tekintve évi egynemzedékes és többnemzedékes, továbbá mobilis és inkább helyhez kötött fajoknak.

A klímaváltozás közvetett hatásai, és ennek megfelelően a bioindikációja is, nemcsak az adott lepke életmenet jellemzőitől, hanem főként az élőhelyen található esszenciális forrásoktól, természetes ellenségektől, szerkezeti-fizikai tulajdonságoktól függ. Ezért a monitorozandó élőhelyek megválasztásánál szintén érdemes a tulajdonságokat sarkítani. Ilyen jellemzők lehetnek: az élőhely és tápnövény állomány folt-mérete (kis fragmentált - nagyobb foltok), a mikroklíma típusa (nedves, átmeneti, száraz), fiziognómiai/vegetációs szerkezet (erdő, erdőszél, gyepek; színteztettség).

A fénycsapdás hosszú távú adatsorok klimatikus értékelésénél a fajok kiválasztási szempontjai a fentebb leírt ökológiai tulajdonságok lehetnek, hiszen ezeknek a nagylepke fajoknak az ökológiai jellemzői többségében ismertek.

2.8.4. Potenciálisan veszélyeztetett, előretörő, indikátor lepkefajok hazánkban

2.8.4.1. A lepkéket befolyásoló jelenlegi és várható jövőbeli klimatikus változások

A hazai lepkéink veszélyeztetettségének értékelésénél a jelenlegi és a jövőbeli klimatikus változásokat és trendeket Bartholy és Schlanger (2004), Bartholy és munkatársai (2004), Gálos (2007), Helyes (2001), Pongrácz és Bartholy (2004), Szalai és munkatársai (2005), Pálfai és munkatársai (1999), valamint Pálfai (2004) munkái alapján vettük figyelembe. Ezek szerint a XX. században a Kárpát-medencében az évi átlagos melegedés mintegy 0,76°C-ot tett ki. A melegedési tendencia a legnagyobb mértékben a nyarak átlaghőmérsékletében nyilvánult meg 1°C emelkedéssel. A tél és a tavasz hőmérséklete átlagosan 0,76-0,77°C-kal, míg az ősz 0,4-0,5°C-kal emelkedett 1901 és 2004 között. A telek különösen enyhébbek lettek az 1970-es évektől kezdve. Területileg a legjelentősebb felmelegedés (>0,5°C) az elmúlt 20 évben lepkészeti szempontból fontos tájegységeket érintett: az Alpokalja-Kisalföld, valamint az ország ÉK-i harmadát (Aggteleki-karszt, Cserhát,

Zempléni-hg, Nyírség, Szatmári-síkság). Az évi csapadékmennyiség az elmúlt 104 évben csökkenő trendet (11%) mutatott az 1961-1990-es bázisidőszakhoz képest. A legnagyobb csapadékhozam csökkenés a tavaszi időszakra volt a jellemző 25%-kal. A nyári csapadékmennyiség hosszú távon változatlan, rendszeresen fellépő aszályokkal. A nyári aszályhajlam hosszú távon tekintve mindig is jellemzője volt a klímánknak (Pálfai et al. 1999; Pálfai 2004). Az őszi és a téli csapadék 14 és 12%-os csökkenést mutatott. Az elemzések szerint az 1961-1990 közötti időszakban az aszályos évek egybeestek a vegetációs periódusban csapadékot hozó légköri frontok gyakoriságának a csökkenésével, az évi frontsám pedig szignifikánsan csökkenő trendet mutatott hosszú távon (Szentkirályi et al. 1995). Ez utóbbi változás azt jelzi, hogy a Kárpát-medencén rendszeresen NY-DNY felől áthaladó légtömegek pályái fokozatosan É-Európa irányába tolódnak. Az utóbbi 20 évben a nedves, atlantikus légtömegek gyakoriságának csökkenésével a szárazodás területileg az Alpokalja és a Kisalföld térségében volt a legkifejezettebb, míg a Nagyalföldön ez csak kisebb mértékű volt.

Extrém meteorológiai események közül hőségnapok évi gyakorisága és a hőségindex mindegyike szignifikáns növekedést mutatott a vizsgált időszakban. Szentkirályi és munkatársai (2007) elemzéseiben kimutatták, hogy 1961 és 2004 között az ország hegydombvidéki területein szignifikánsan megnőtt a hőségnapok (>30°C) évi száma, különösen az utóbbi 2 évtizedben nem egy helyen 20-25 nappal. Továbbá mind a nyári napok számát, mind az éjszakai minimum hőmérsékleteket is emelkedő trendek jellemezték. Az elmúlt negyedszázad folyamán a csapadékos napok száma csökkent, az intenzív csapadékok gyakorisága viszont megnőtt. A nagymértékű súlyos aszályok pedig főleg a Tiszántúl déli részén és a Duna-Tisza közén fordultak elő.

A hazai klíma-forgatókönyvek szerint a modellek Kárpát-medencére történő leskálázása alapján a fentebb vázolt trendek nagy valószínűséggel folytatódnak a XXI. században is, és főként 2050 után jelentősen felerősödnek. A közepes, 2°C-kal emelkedő átlaghőmérséklet jelentős éghajlati változásokat generálhat. Mindennek alapján klímánk mediterrán jellegűvé válik. A nyár és az ősz szárazabb lesz gyakoribb hőhullámokkal. Ennek eredményeképpen a nyári ariditás intenzitása várhatóan nőni fog és az évszázad közepére akár minden második év aszályos lehet. A telek várhatóan tovább melegednek. Az évi csapadékösszeg enyhén csökkenni fog, de eloszlása eltolódik a téli és tavaszi hónapokra, vagyis ezek az évszakok a mainál várhatóan nedvesebbek lesznek. A jövőbeli szárazodás által leginkább veszélyeztetett térségek a modellek szerint a Balaton vízgyűjtő területe és a Nagyalföld. A klíma szélsőségesebbé válásával az anomáliák gyakorisága és intenzitása is várhatóan drasztikusan emelkedik a modell-számítások szerint. A század második felében sokkal kifejezettebbé válnak a tendenciák: így a kiugróan magas hőmérsékletek, forró napok száma, az összefüggő, súlyos aszályos periódusok gyakorisága, továbbá extrém nagy csapadékok, ezek nyomán lokális árvizek, súlyos talajeróziók. Az extrém időjárási eseményekben hasonló irányú változásokat prediktálnak az északi félgömbön nemcsak az európai térségre, hanem az észak-amerikai kontinensre is (Easterling et al. 2000). A klímamodellek Európában a mediterrán térségekben 2020-ig a szélsőséges, forró nyarak gyakoriságának megnégyszereződését és ezzel együtt az aszályok intenzitásának növekedését, a telek további enyhülését jelzik.

A szárazodás-melegedés következményeként mind a természetes-féltermészetes, mind a mezőgazdasági vegetációk jelentős változásaira lehet számítani, amelyek közvetetten jelentős mértékben befolyásolják a lepkék élőhelyének állapotát, azok fennmaradását, populációdinamikáját. Ilyen várható folyamatok, pl. a domb- és hegyvidéken a zonális erdőhatárok eltolódása, a zárt erdőtakaró területi zsugorodása (Mátyás 2004; Mátyás és Czimmer 2004), a sztyepesedés arányának növekedése, nedves élőhelyek eltűnése, vagy a természetes és kultúrnövények általános biodiverzitás csökkenése. A megváltozott klimatikus

viszonyok az erdő- és mezőgazdasági kezelési/termesztési technológiák, a tájhasználat drasztikus átalakulását is maga után vonhatja. Ilyen a mezőgazdasági termelés várható intenzifikációjával járó változások, pl. új szárazságtűrő kultúrnövény fajok/fajták, fafajok telepítése, termesztésbe vonása; GM-növények bevezetése; energia-növények termesztési arányának jelentős növekedése; kisparcellák megszűnése, nagyméretű, intenzív művelésű táblák létrehozása; parlagterületek csökkenése; új gyomirtási technológiák, kemizáció (peszticid, műtrágya, talajjavítás, stb.) arányának növekedése; a virágzó, kezeletlen táblaszegélyek mennyiségi csökkenése.

Az előbbi, korántsem a teljességre törekvő felsorolásból könnyen belátható, hogy a hazai lepkék többségét a jövőben a várható klímaváltozás direkt és indirekt hatásai igencsak kedvezőtlenül fogják érinteni. Ezek közül néhány fontosabb, amelyek a lepkék preimaginális fejlődésmenetének sebességét, táplálékellátottságukat, mobilitásukat, életmenetük mortalitási rátáit döntően befolyásolják:

- a felmelegedés nyomán korábbra tolódó kitavaszkodás következménye lehet a tápnövényekkel és az egyéb környezeti esszenciális forrásokkal adaptív fenológiai szinkronizáció gyengülése, sőt megszűnése (korábbi elvirágzás vagy szenescencia);
- a tápnövények lokális/regionális kipusztulása, vagy minőségének (növekvő C/N arány), kémiai összetételének (másodlagos növényi vegyületek, pl. tannin, koncentrációjának növekedése), fogyaszthatóságának (rostosság, keménység) kedvezőtlené válása;
- lágyszárú virágos növények (nektárforrások az imágók érési táplálkozásához) területi és fajdiverzitási csökkenése;
- az élőhely kedvezőtlené válása (pl. a szárazság miatti vegetáció-szerkezeti változások, a tartós talajkiszáradás, vagy nagycsapadékok okozta lokális árvíz, avar-/talajerózió nyomán a tojásrakó-, áttelelő-, búvóhelyek, az igényelt mikroklímák megszűnése), vagy teljes degradálódása (pl. nedves élőhely kiszáradása, kiszántás, intenzív vegyszeres kezelések);
- a megfelelő élőhely-foltok/-szegélyek csökkenő denzitása, az egymástól való távolság növekedése a mezőgazdasági tájban megnehezítheti a lepkepopulációk forráskeresését, áttelepedését (metapopulációs szerkezet felbomlása);
- a klimatikus hatások a tritrofikus kapcsolatokban a természetes ellenségek (predátorok, parazitoidok) populációdinamikáját, szabályzó szerepét a lepkékre nézve hátrányosan befolyásolhatja;
- a várhatóan enyhébb, csapadékosabb telek az áttelelő lepkepopulációk diapauzáját kedvezőtlenül befolyásolhatják, továbbá patogének (pl. gombák) gyakoribb fertőzésével, ennek nyomán nagyobb áttelelési mortalitással lehet számolni;
- a nyári lepkegenerációk esetében a hosszantartó, magas hőmérsékletek nedvességihiánnyal párosulva, a lerakott tojásoknál és a korai fejlődési szakaszban lévő kis hernyóknál jelentős (80-100%) mortalitási arányt, kis populációk esetében akár teljes lokális kipusztulást is okozhatnak;
- a növekvő intenzitású és gyakoriságú extrém időjárási események (pl. nagycsapadék rövid idő alatti lehullása, erős szélvihar, jégeső, szárazság miatti tűz) fizikai destruktív hatásai miatt a hernyók vagy imágók nagyobb mértékű lokális pusztulását okozhatják. (pl. megfigyelések szerint az *Apatura metis* ártéri erdőkben a lombon táplálkozó

hernyóit a magas árvizek, imágóit pedig viharok nagycsapadékkal párosulva megtizedelik);

- a XXI. sz. második felére prediktált közepes vagy erős felmelegedési forgatókönyvek bekövetkezése esetében a hosszantartó nyári hőségperiódusok és a súlyos aszályok negatív hatásaként már nemcsak a higrofil és mezofil, de a xero-termofil klimatikus igényű lepkecsoportban is jelentős biodiverzitás veszteséggel lehet számolni.

Az itt felsorolt potenciális negatív hatások a táplálék- és élőhely-specialista, vagy a kevésbé mobilis lepkéket várhatóan sokkal erősebben fogják érinteni, mint a generalista, vagilissabb fajokat, amelyek inkább képesek lesznek tápnövényváltásra, vagy új élőhelyek felkutatására, térbeli terjedésre. Ez a felmelegedésre adott várható reakció különbség ma már jól dokumentált a brit szigetek nappali lepkéi esetében (Fox et al. 2003, Warren et al. 2001).

2.8.4.2. A veszélyeztetett és a Natura 2000-es lepkefajok értékelése

A veszélyeztetett, ritka lepkéken, beleértve a Natura2000-es fajokat is, nem folytat olyan célzott vizsgálatok, amelyek a klímaváltozás jelenlegi vagy várható hatásaira, ennek nyomán kialakuló veszélyeztetettségre irányult volna (Ronkay 2004). A hiány okai többek között e fajok védettségében, ritkaságában, a gyakran kisméretű és elszigetelt populációkon végzendő szabadföldi vagy laboratóriumi vizsgálatok nehézségeiben, kivitelezhetetlenségében kereshetők. Ezért csak kvalitatív és nagyon általános előrejelzések tehetők a rendelkezésre álló igencsak szórványos biológiai-ökológiai ismeretek alapján arra, hogy a jelenlegi hazai klímaváltozási tendenciák folytatódása, és a várható jövőbeli alakulása mennyire veszélyeztetheti a Natura2000-es lepkefajokat. A jövőbeli klímaváltozással kapcsolatos veszélyeztetettségükről – a számos bizonytalanság és ismerethiány ellenére – néhány nagyon általános hipotézis megfogalmazható:

- (1) a növekvő szárazodási trendek folytatódása esetén a nedves élőhelyek várható zsugorodása, megszűnése a higrofil lápréti, láperdei, mocsárréti, vagy mocsárerdei lepkefajok visszaszorulásához, sőt kipusztulásához vezethet, szemben a xerotherm habitatok fajaival. (Itt megjegyzendő, hogy a kedvezőtlen klíma-hatásokkal sokszor együtt jelentkezik azoknak az emberi tevékenységeknek a folyamatot mérséklő vagy fokozó hatásai, pl. vízrendezések, mezőgazdálkodási kezelések, amelyek az adott nedves területek vízháztartását szintén befolyásolják.);
- (2) a xero-termofil lepkefajok a felmelegedés-szárazodás jelentősebb mértékű emelkedési periódusában válnak klimatikusan veszélyeztetettebbé a közvetlen és közvetett negatív hatások révén;
- (3) a monofág vagy oligofág lepkefajok jobban veszélyeztetettek, ha a klímaváltozás következtében a tápnövényük visszaszorul, vagy kipusztul, szemben azokkal a polifág lepkékkel, amelyek képesek tápnövény- és élőhely-váltásra;
- (4) a fragmentálódott areával bíró, kevés számú, szűk élőhelyekhez kötődő, kisméretű populációkkal képviselt lepkefajokat az egyre intenzívebbé váló és gyakrabban fellépő, lokális időjárási extremitások jobban fogják veszélyeztetni, mint a több élőhelyfoltot benépesítő, relatíve nagyobb denzitású fajokat.

Nedves élőhelyekhez kötődő Natura2000-es lepkefajok:

Arytrura musculus (Keleti lápibagoly) Mandzsúriai pontokaszpi-pannon diszjunkt faunaelem, maradványfaj. Mint arra neve is utal, terohigrofil láperdei faj, amely mocsaras, állóvízes helyeken, fűzféléken él. Időnként korábbi élőhelyein felbukkanó, majd hosszú évekre eltűnő, „látszatra kipusztult fajokhoz” sorolja Ronkay (2004). Tápnövényének kihalása

nem, inkább az adott nedves habitat kiszáradása veszélyeztetheti. Időbeli ritkasága miatt nem monitorozható megfelelően.

Euphydryas(=Hypodryas) maturna (Díszes tarkalepke): Déli kontinentális faunaelem. Nemorális faj, amely kőrises ligeterdők, gyöngyvirágos tölgyesek, D-alföldi gyertyános-tölgyesek, lösztölgyes maradványok lakója. Első nemzedékben lárvája *Fraxinus* fajok, és fagyal lombján fejlődik. Áttelelés utáni hernyók *Plantago*, *Scabiosa*, *Veronica* fajokon is táplálkoznak. Két földrajzi alfaját különböztetik meg. Ronkay (2004) szintén a „látszatra kipusztult fajok” között említi. Klímaváltozással járó szárazodás a nedves-hűvös élőhelyeken előforduló populációit veszélyezteti.

Euphydryas aurinia (Lápi tarkalepke): Euszibériai faunaelem, mezo-higrofil faj, amely nedves lápréteken (pl. Dunántúl csátés láprétjei) él. Lárvojának elsősorban *Succisa pratensis* a tápnövénye. A nedves élőhelyeinek kiszáradása veszélyezteti.

Coenonympha oedippus (Ezüstsávós szénalepke): Déli-kontinentális faunaelem. Nedves lomberdei erdőszegélyeken, lápréteken él. Megfigyelt tápnövényei: *Lolium*, *Poa*, *Carex* fajok, *Iris pseudacorus*. Erősen veszélyeztetett tagja a lápi lepkefaunánknak, hiszen egyetlen jelenlegi élőhelye az ócsai láprétek, turjánosok, amelyeknek a jövőbeni esetleges kiszáradásával végleg eltűnhet ez a genetikailag is izolált, sérülékeny populációja.

Lycaena dispar (Nagy tűzlepke): Euroszibériai faunaelem. A higrofil faj, nedves, üde lápréteken és mocsárréteken (magassásosok, zombékosok, nedves sziki-rétek) él. Hernyói a nagylevelű *Rumex* fajokat fogyasztják. A nedves élőhelyeinek kiszáradása veszélyezteti.

Maculinea nausithous (Sötétaljú hangyaboglárka): Déli kontinentális-délszibériai faunaelem. Nedves réteken, szubatlantikus lápréteken honos faj, amelynek tápnövénye a vérfű (*Sanguisorba officinalis*). *Myrmica* hangyafajokkal kapcsolt a hernyója (mirmekofil). A klímaváltozás részben az élőhelyeinek a szárazabbá válásával, részben a tápnövény-hernyó-hangya tritrofikus kapcsolatrendszer megváltoztatásával veszélyeztetheti.

Maculinea teleius (Vérfű-hangyaboglárka): Déli kontinentális-délszibériai faunaelem. Nedves réteken, üde mészkedvelő rétlápokon élő faj. Tápnövénye szintén a vérfű. *Myrmica* hangyafajokkal kapcsolt a hernyója (mirmekofil). Klimatikus veszélyeztetettsége hasonló az előző fajéhoz.

A *Maculinea* fajokon, nemzetközi keretek között, részletes hazai szabadföldi ökológiai vizsgálatok folynak, amelyek hozzájárulhatnak a sikeres megőrzéshez (MTTM, Debreceni Egyetem).

Inkább száraz-meleg élőhelyeken előforduló Natura2000-es lepkefajok:

Ide tartozik sztyepfaunánk több olyan tipikus karakterfaja, amelyeknek populációi fokozatosan visszaszorulóban, vagy eltűnőben vannak, viszont igazi hungarikumoknak számítanak, mivel a Kárpát-medence elterjedésük legnyugatibb határa. A csökkenésük okait Ronkay (2004) szerint inkább az élőhelyeiket kedvezőtlenül befolyásoló antropogén tevékenységekben kereshetjük, amely negatív hatásokat a számukra kedvezőbbé váló melegebb-szárazabb klimatikus periódusok sem képesek ellensúlyozni. Így, bár a klímaváltozás által egyelőre nem veszélyeztetettek, de a jövőben területi expanzióra már várhatóan nem lesznek képesek.

Catopta thrips (Sztyeplepke): Sztyepfauna karakterfaja, löszpuszta gyepekben (pl. Békés-m.) élő igen ritka lepke. A xerofil lepke lárvái idősebb ürömpéldányokban gyökérlakók. Klimatikusan valószínűleg nem veszélyeztetett.

Chondrosoma fiduciarium (Magyar ősziaraszoló): Ponto-kaszpi faunaelem. Sztyepfaunánk karakterfaja, reliktum jellegű. Löss-, homoki- dolomittörmelék lejtők gyepeiben él. Tápnövényei *Centaurea* fajok. Klimatikusan valószínűleg nem veszélyeztetett.

Colias myrmidone (Narancsszínű keneslepke): Ponto-kaszpi faunaelem. Mobilis, migráns lepke. Sztyepfaunánk karakterfaja. Xero-termofil lepke, kaszálókön, gyepekben él. Tápnövényei: pillangós (*Cytisus*, *Astragalus*, *Laburnum*) fajok közül kerülnek ki. Klimatikusan valószínűleg nem veszélyeztetett.

Leptidea morsei major (Nagy mustárlepke): A hazai sztyepfauna karakterfaja. Melegkedvelő faj. Tápnövényei *Lathyrus*, *Lotus* fajok. Klimatikusan valószínűleg nem veszélyeztetett.

Phyllometra culminaria (Csüngő araszoló): Ponto-kaszpi faunaelem, a hazai sztyepfauna karakterfajai közé tartozik. A xero-termofil lepke csak a Vértes és Pilis néhány sziklagyep foltjában él. Helyhez kötött, mivel nőstényei röpképtelenek. Biológija, tápnövénye ismeretlen (*Carex humilis?*). Klimatikusan valószínűleg nem veszélyeztetett.

Cucullia mixta lorica (Vértesi csuklyásbagoly): Ponto-kaszpi faunaelem. Belsőszülött alfaj, amely jelenleg csak a Vértesben tenyészik. Xero-termofil sztyep-sziklagyepi lepke. Monofág, a hernyók tápnövénye az *Aster linosyris*. Ronkay (2004) a „látszatra kipusztult fajok”-hoz sorolja, mivel hosszú időszakokra eltűnik. Valószínűleg nem klimatikusan veszélyeztetett faj.

Gortyna borelii lunata: (Nagy szikibagoly): Szibériai faunaelem. Sziki-erdőpusztai faj, tavasszal gyakran nedves, nyáron szárazabb magasfüvű sziki réteken, erdőszegélyekben él. Táplálék-specialista bagolylepke, amelynek endofág hernyói a sziki kocsord (*Peucedanum officinale*) gyökerében élnek. A klímaváltozás az élőhelyeinek állapotán és a tápnövényének populációdinamikáján (esetleges lokális kipusztulásán) keresztül veszélyeztetheti a fajt.

Lignoptera fumidaria (Füstös ősziaraszoló): Pontomediterrán faunaelem. Száraz-meleg, napos dolomit szikla-gyepekben (Vértes, Budai-hg) élő, xero-termofil sztyep faj. Tápnövényei: *Achillea*, *Aster*, *Salvia pratensis*. Klimatikusan valószínűleg nem veszélyeztetett.

Polymixis rufocincta isolata: Nyugat-palearktikus pontomediterrán faunaelem. Xero-termofil sztyep-sziklagyepi lepkefaj. Hazánkban a Villányi-hegységben fordul elő. Tápnövénye ismeretlen. Valószínűleg a szűk előfordulása miatt az élőhely változása veszélyeztetheti.

Euplagia (=Callimorpha) quadripunctaria (Csíkos medvelepke): Holomediterrán faunaelem. Magyarországon sokfelé, a Dunántúl nagy részén és hegyvidéken vannak élőhelyei, Alföldön ritkább, szigetszerű előfordulású. Altoherbosa, inkább termofil faj. A hernyók soktápnövényűek, lágyszárúakon, félcserjéken élnek. Klimatikusan nem veszélyeztetett.

Dioszeghyana schmidtii (Magyar tavaszi-fésűsbagoly): Pontomediterrán-szubmediterrán faunaelem, quercetális faj. A termofil lepke meleg tölgyesekben (pl. középhegységi cseres, sajmeggyes bokorerdők, szikespusztai tölgyesek) él. Hernyóinak tápnövényei az *Acer* fajok, különösen az *Acer tataricum*, tölgy. Klimatikusan valószínűleg nem veszélyeztetett.

Eriogaster catax (Sárga gyapjasszövő): Mediterrán-nyugat ázsiai faunaelem. Termofil lepkefaj, amely melegkedvelő szubmediterrán erdőszéli (tölgyesek) cserjésekben él. Tápnövényei: galagonya fajok, kökény. Klimatikusan valószínűleg nem veszélyeztetett.

Erannis ankeraria (Magyar téliaraszoló): Ritka araszoló lepke, amelyet Ronkay (2004) a „lappangó fajok” közé sorolt. Hosszú periódusban eltűnik, majd váratlanul jelentős populáció mérettel jelentkezik az ismert élőhelyein, amely felbukkanás nem magyarázható klimatikus ingadozásokkal, vagy habitat-változásokkal. Adriato-mediterrán faunaelem, pubescentális faj. Főleg melegkedvelő molyhos tölgyesekben él, tápnövénye a *Quercus pubescens*. Klimatikusan valószínűleg nem veszélyeztetett.

Glyphipterix loricatella (Budai szakállasmoly): Igen ritka előfordulása, amelyet Ronkay (2004) szintén a tipikus „lappangó fajok” között említ. Tápnövénye ismeretlen, xerofil faj. Klimatikus veszélyeztetettségi szintje nem ismert.

Annak ellenére, hogy a lepkék monitorozása még csak kezdeti stádiumban van, a lepkész szakemberek számára az eddig felhalmozódott gyűjtési tapasztalatok és dokumentációk alapján evidenciák vannak arra, hogy a lepkefauna a Kárpát-medencében többször jelentősen változott az elmúlt évszázadban, amely változások részben időbeliek, részben térbeliek voltak (Ronkay 2004). A fauna gyarapodások vagy fogyások során fajok időnként megjelentek, mások akár évtizedekre eltűntek, illetve az elterjedési határok bizonyos szabálytalan időközönként kiterjedtek, vagy visszahúzódtak, azaz az área- és egyedszám fluktuációk jellemezték az egyes fajokat, fajcsoportokat. A térbeli expanziókra és kontrakciókra egyaránt jellemző volt az É-D, és a K-NY irányultság. A jelenségeknek csak egy része magyarázható bizonyos időszakokban bekövetkezett klimatikus ingadozásokkal, amikor az éghajlat szárazabbá, vagy éppen nedvesebbé vált, más esetekben a kedvezőtlen változások háttérében nagy valószínűséggel antropogén hatások állnak (Ronkay 2004). A hazai időlegesen kihalt, majd ismét visszatelepedő fajok közül például a xerofil vörös rókalepke, vagy a zöldes gyöngyházlepke área-kontrakciója egybeesett a nedvesebb szubatlantikus évekkel, majd az 1980-as évek végétől egy szárazabb, aszályos klímaperiódusban a gyors área-expanziójuknak köszönhetően ismét megtelepedtek számos régióban. Ezeknek a több évig tartó szárazabb klímájú időszakoknak jó indikátorai a xerotherm élőhelyeket kedvelő sztyepfajok, a mediterrán-szubmediterrán termofil tölgyes-fajok, amelyek ekkor megjelennek, felszaporodnak (pl. *Eucarta amethystina*, *E. virga*, *Ennomos quercaria*, *Lycaena thersamon*, *Polyphaenis sericata*, etc.). A számukra kedvező nedvesebb, szubatlantikus klímaperiódusban a higrofil nemorális és altoherbosa lepkefajok (pl. *Acronicta cuspis*, *Cucullia fraudatrix*, *Diarsia brunnea*, *Autographa bractea*, *Diachrysia chryson*) szaporodnak fel és terjednek el nemcsak a középhegységi régióban, de a domb- és alföldi síkvidéki erdőkben is megjelennek. Ronkay (2004) megemlíti, hogy valódi migráns lepkék közül több faj (pl. szenderek közül a halálfejes lepke, oleander szender, de az alkalmi vándorok közül is *Lampides boeticus*) a korábban rendszeresen hazánkon átvezető vándorlási útvonala a Kárpát-medence hegykoszorúin kívülre helyeződött át. Ugyanakkor az utóbbi években több vándorlepke faj megjelenését észlelték, amelyeket korábban még nem dokumentáltak. Nem tudjuk, hogy a migrációs útvonalváltozások kiváltó okai között vajon voltak-e direkt vagy indirekt klimatikus hatások.

2.8.4.3. Előretörő, terjedő, inváziós lepkefajok

A nagylepke fajok egy részének Kárpát-medencei térnyerésére az a jellemző, hogy határozott irányultságú (keletről nyugatra, illetve dél-délkeletről észak-északnyugatra), és gyakran terjedési frontvonal is megfigyelhető (Ronkay 2004). Ilyen faj például a keleti kénylepke (*Colias erate*), amely szinte inváziós módon az 1990-es években gyorsan elterjedt mindenfelé a Kárpát-medencében, ezt megelőzően a Keleti Kárpátok vonulatán kívüli területeken már régóta megtelepedett. Vándorló, kóborló, xero-termofil lepke, nálunk évi 3 nemzedéke fejlődik lucernán, *Coronilla varia*-n. Valószínű, hogy előretöréséhez hozzájárult a 90-es évek első felének (1990-1994) meleg, aszályos klímája is a térségünkben. Ugyancsak

kelti irányból, de lassabban terjed a keleti gyöngyházlepke az Északi-középhegységben. A dél-észak irányú terjedésre jó példa a Duna menti árterekben *Populus*-on, *Salix*-on tenyésző, termo-higrofil magyar színjátszólepke (*Apatura metis*), amely a déli országrészből az utóbbi két évtized alatt Csepel-szigetig nyomult előre. Az erdészeti fénycsapdák fogásai szerint a *Noctua haywardi* bagolylepke faj szintén délről északra terjed a Duna-Tisza-közén szétszórt maradvány tölgyesekben (Leskó és Szabóky 1997). Az utóbbi évtizedben gyorsan (5 év alatt), invázív jelleggel, ugyancsak a déli határtól az Északi-középhegységig terjedő szubtropikus vándorlepke a déli szulákbagoly (*Aedia leucomelas*) (Ronkay 2004).

A mezőgazdasági kártevő lepkék többségének kedvező lehet a felmelegedő klíma, legyen az akár behurcolt faj, akár maguktól terjedő európai fajok. Az előbbi esetre jó példa az amerikai fehér medvelepke (*Hyphantria cunea*) az 1940-es évekbeli megjelenése a csepeli kikötő környékén, majd ezt követően pár év alatt az egész országban elterjedt és komoly károkat okozott (Nagy et al. 1953). Újabb példa a gyors és tömeges országos elterjedésre a valószínűleg szintén behurcolt vadgesztenye-aknázómoly (*Cameraria ohridella*). Ezekben az esetekben a gyors terjedéshez és tömeges megjelenéshez az is hozzájárult, hogy egyrészt mindkét faj előretörése alatt éppen száraz-meleg klímájú évek voltak, másrészt az, hogy kezdetben még hiányoztak az új lepkefajokat hatékonyan korlátozó, helyi természetes ellenségei. Különösen a gazdaspecifikus parazitoid komplexek szerveződése és felszaporodása időigényes, akár többévet igénylő, fáziskéséssel lezajló folyamat.

A gyapottok-bagolylepke (*Helicoverpa armigera*) közelmúltbeli hazai inváziója és súlyos kártevővé válása már példa a maguktól terjedő dél-európai fajokra. Az európai mediterrán klímájú régióból (főként a balkáni térségből) rendszertelen időközönként alkalmi vándorként a Kárpát-medencében is megjelenő faj (Szeőke és Dulinafka 1987; Szabóky és Szentkirályi 1995; Kozár et al. 2004). Soktápnövényű lepke, amelynek hernyói számos fontos kultúrnövény generatív szerveit fogyasztják. Hazánkban ennek az alkalomszerűen bevándorló lepkének tömeges előfordulására és ennek nyomán kártételére csak ritkán került sor az elmúlt évszázadban, pl. 1951-ben gyapoton, 1986-ban csemegekukoricán és dohányon (Szeőke és Dulinafka 1987). Hazánkba 1993-ban egy jelentősebb populációja vándorolt be, azóta a faj folyamatosan jelen van. 1995-96-ban és 2002-2003-ban országos szintű gradációja alakult ki súlyos károkat okozva a szántóföldi és kertészeti kultúrákban (Szabóky és Szentkirályi 1995; Szeőke és Vörös 2001; Vörös 2002; Szeőke 2003). Időben hosszú távon példányainak megjelenése a Kárpát-medencében mindig a száraz, aszályos, magas hőségnap számú évekkel esett egybe (Szabóky és Szentkirályi 1995; Szeőke 2003; Kozár et al. 2004). Bevándorlásához és sikeres megtelepedéséhez mindenképpen hozzájárulhatott a kilencvenes évek elejének erősen aszályos, meleg időszaka (1990, 1992-94). E xero-termofil szubtropikus lepke a korábbi tapasztalat szerint a hazai hidegebb teleket nem volt képes átvészelni, azonban a kilencvenes évek első felében az enyhébb időjárás az áttelelését lehetővé tette, sőt úgy tűnik, hogy itt kiszelektálódtak hidegtűrő populációi. Kimutatható, hogy a hazai bevándorlásainak éveiben, nemcsak a Kárpát-medencében, hanem számos dél-európai országban párhuzamosan szintén aszályos–meleg évjáratok voltak, amelynek nyomán a gyapottok-bagolylepke tömegesen elszaporodott, gradációi léptek fel, és ezekből nagyobb populációrészek vándoroltak északi irányba (Szabóky és Szentkirályi, 1995; Szentkirályi, nem publikált).

A példák alapján valószínűsíthető, hogy a dél-európai, nyári xerotherm klímához alkalmazkodott lepkefajok északra terjedését és a Kárpát-medence belsejében történő sikeres megtelepedését – az egyéb életfeltételek (pl. tápnövény(ek) jelenléte) teljesülése mellett - a telek átlaghőmérsékletének emelkedése, a kemény fagyos időszakok hiánya is előmozdítja. Az enyhébb telek által biztosított áttelelés lehetőségén kívül, mint azt a *H. armigera* példája is mutatja, a sikeres terjedés bekövetkezéséhez még az is szükséges, hogy a mediterrán térség élőhelyein, kedvező feltételek esetén, a lepkepopulációk felszaporodjanak oly mértékben,

hogy a kibocsátások kellő létszámúak legyenek. A fenti példákból az is következik, hogy a Kárpát-medencében a lepkevándorlások változásait, vagy az új/régi faunaelemek elterjedési határainak mozgását, egyes fajok kívülről érkező invázióit nemcsak a hazai viszonyok, hanem nagy geográfiai térségek távolabbi régióiban zajló klimatikus események, ingadozások is jelentős mértékben meghatározzák.

Az éghajlatváltozás hatására nemcsak az elterjedési határok tolódhatnak ki, vagy húzódnak össze, hanem a felmelegedés egy határig még kedvezően befolyásolhatja az időbeli populációdinamikáját egyes kártevő lepkefajoknak, amelyek tömeg-szaporodásra, azaz gradációra képesek. Ezek közé tartozik több, főként a mezőgazdasági növényeket károsító bagolylepke faj (pl. *Agrotis*, *Heliothis*, *Mamestra* spp.), amelyek esetében volt már dokumentált szinkron országos mértékű gradációs időszak, súlyos kártételi szintekkel, az 1940-es évek második felének aszályos-meleg klímájú periódusában. Több erdészeti kártevő lepkefaj populációdinamikájára szintén jellemzők a többé-kevésbé rendszertelenül (7-12 évenként) kialakuló, 3-5 évig tartó gradációk, amelynek során a tápnövényül szolgáló fák teljes lombvesztése, a tarrágás bekövetkezik. Ilyen tipikus gradáló, erdei lombfogyasztó lepkefajok: a gypjaslepke, aranyfarú szövő, gyűrűsszövő, téli araszolók, vagy a búcsújáró lepke. A hosszú távú adatsorok elemzése rámutatott arra, hogy az erdővédelmi szempontból fontos erdei lombfogyasztó lepkefajok gradációinak kialakulása rendszerint az aszályos, száraz-meleg klímájú szezonokhoz kapcsolódik. Az eredmények alapján Leskó és munkatársai (2007) a jövőbeli klímaváltozási tendenciákat figyelembe véve valószínűsítették, hogy a felmelegedés és aszályosság növekedésének egy bizonyos határig a gradációk mértéke és gyakorisága várhatóan növekedni fog. Az euriöcikus araszolók (pl. *Biston stratarius*, *Biston betularius*) populációsztintje emelkedhet, és jelentős kártevővé válhatnak. A melegtől kiritkuló tölgyesekben az *Euproctis chryorrhoea* és a *Malacosoma neustria* kártételi szerepe a számukra kedvezőbbé váló melegebb állományklíma miatt a kocsánytalan tölgyesekben is várhatóan növekedni fog, különösen a *Quercus petraea daleschampi* alfajnál. A *Lymantria dispar* populáció szintjének jelentős emelkedése várható, a gradációi gyakoribbá válhatnak, és a maradék bükk-állományokban rendszeres kártevőként is felléphet a jövőben. Alátámasztani látszik ezt predikciót a 2002-2005 közötti, minden eddigit meghaladó mértékű, országos gypjaslepke gradáció, amelyet a 2000-2003 aszályos évek indukáltak.

2.8.4.4. Indikátor lepkefajok

A klímaváltozást indikáló lepkefajok kiválasztásánál figyelembe veendő néhány általános szempont. Az általános indikáció-elmélet (Juhász-Nagy 1986) szerint ökológiai szempontból bármely élőlény, így a lepkefajok is, egy vagy több környezeti változóra, bár különböző mértékben (érzékenységgel), de indikátornak tekinthetők. A klimatikus környezet, ha mint direkt limitáló tényezők összességét tekintjük, komplementer viszonyban van a lepkék klimatikus toleranciájával. E viszony határozza meg az egyes fajok populációsztinten detektálható és mérhető válaszát. A rovarok válaszáként az időbeli és térbeli relatív abundancia változások a legkönnyebben észlelhetők. Ezért sokszor a tömegesebb populációkkal képviselt fajok, a mérhetőség miatt is, megfelelőbbek lehetnek a klímaváltozás háttérváltozói (kedvező vagy kedvezőtlen) hatásainak indikációja szempontjából, mint a kis populációjú, ritka fajok. Persze a klimatikus változásokra (pontosabban a klíma-változók által alkotott vektorváltozók egy-egy elemének bizonyos értékészlet tartományára) adott válasz megnyilvánulhat viselkedési módosulásokban, vagy tápnövény-, esetleg élőhely-váltásokban is. Bonyolultabb azonban a klímaváltozás bioindikációjának a problémaköre, ha figyelembe vesszük azt is, hogy a direkt hatások mellett, sokszor azokkal valamilyen kölcsönhatásban (erősítés/gyengítés), számos indirekt hatás (a tápnövényeken, természetes ellenségeken, élőhely állapotán keresztül) létezik, amelyek sokkal erősebben érvényesülnek az adott lepkefaj életmenetében az előbbieknél. Terepen csak a kétféle hatáskomplexumra egyszerre

bekövetkező populációs változások eredőjét észleljük válaszként. A képet, illetve a klímára adott reakciók elkülöníthetőségét még tovább bonyolíthatják az egyéb ökológiai környezeti hatások (pl. antropogén, tájhasználat-változás) manifesztálódása is.

Ezért olyan, a klímaváltozást tisztán indikáló lepkefajokat kiválasztani, amelyek nem, vagy kevéssé érzékenyek az antropogén (mezőgazdasági-erdőgazdálkodási) hatásokra, gyakorlatilag lehetetlen. Nyilván az utóbbi hatások mértéke, "zavaró" jelenléte, attól is függ, hogy milyen térségben, lokalitásban történik az indikátor faj felvételezése.

Ugyanakkor elvileg nincs akadálya annak, hogy a makrolepidopterák közül úgy a nappali, mint az éjjeli lepkék fajainak túlnyomó többségét felhasználjuk bioindikációs célokra, hiszen taxonómiaiilag teljesen tisztázott, problémamentesen identifikálható csoportról van szó. A nappali lepkék általában a terepi élőhelyükön jól megfigyelhetők és megfelelő gyakorlattal a szakemberek könnyen azonosítják a fajokat. Az éjjeli lepkék indikációs célú mintavételezéséhez megfelelő kvantitatív eljárás a fénycsapdák alkalmazása.

A klímaváltozás bioindikációjára javasolható hazai nagylepke-fajok/-csoportok:

- 1.) Valamennyi mezőgazdasági kártevő faj, amelyeknek vannak hosszú távú fénycsapdás adatsorai az elmúlt négy évtizedből, továbbá az életmenet jellemzőikre mind hazai, mind nemzetközi szinten vizsgálatok történtek már. Ezek a jelenleg is gyakoribb közönséges lepkefajok közé tartoznak és várható további populációnövekedésük a felmelegedés hatásaként. Ilyenek a kukoricamoly (*Ostrinia nubilalis*), amerikai fehér medvelepke (*H. cunea*), bagolylepke fajok, pl. *Agrotis*, *Heliothis*, *Mamestra* spp. Közülük a meleg-száraz klímát jól jelző gyapottok-bagolylepke (*H. armigera*) mindenképpen javasolható kedvező tulajdonságai miatt: (a) gyors reagálási képesség a szezonális klimatikus változásokra az évi 2-4 generáció révén; (b) mérhető, konzisztens válaszok a klimatikus ingadozásokra a nagy populációsintek elérésével; (c) jó mintavételezhetőség: mezőgazdasági és erdészeti fénycsapdákban a populációdinamikai ingadozásait jól tükröző fogásokkal reprezentált faj; (d) az imágói könnyen felismerhetők, megbízhatóan identifikálhatók; (e) hosszú távú múltbeli referencia adatsorok állnak rendelkezésre az országos fénycsapda hálózat közel 60 állomásáról; (f) az adatsorok nemcsak időbeli, hanem térdinamikai változások kimutatására is alkalmasak.
- 2.) A fénycsapdával az 1962-től folyamatosan meghatározott, 74 erdészeti kártevő faj, különösen a populációdinamikájuk során, időnként az aszályos klíma hatására, gradációkat mutató egynemzedékes lepkék (pl. *Lymantria dispar*, *Euproctis chryssorrhoea*, *Malacosoma neustria*, *Erannis defoliaria*, *Operophtera brumata*).
- 3.) Az erdészeti fénycsapdás monitorozásból származó, hosszú távú abundancia idősorokkal rendelkező bármely (akár ritkább) lepkefaj a több száz közül alkalmas valamilyen mértékben a klímaváltozás indikációjára a rajzásfenológiai, populációdinamikai reakcióikon (eltolódások, trendek, fluktuációk) keresztül, amennyiben a jövőben is folytatódik fénycsapdás monitorozásuk.
- 4.) Nappali lepkék (esetleg néhány védett egyéb nagylepke-faj is) közül lehetőség szerint olyanokat kellene kiválasztani klíma-indikációs céllal, amelyekre a következők a jellemzők (a kiválasztás szigorúan lepkész szakemberek javaslata alapján történjen):
 - a) az imágók a terepen jól megfigyelhetők, biztonságosan azonosíthatók, leszámolhatók;
 - b) kvantitatív felmérésekhez elég nagy populáció-denzitású élőhely foltokkal rendelkeznek, ahol a szezonális és az évek közötti egyedszámváltozásaik, és a metapopulációs szerkezetváltozásaik várhatóan jól észlelhetők lesznek;
 - c) lehetőleg legyen ismert a tápnövénye(i), amely szintén monitorozandó a kiválasztott élőhelyeken;

- d) a különböző irányú (kedvezőtlen és kedvező) klimatikus hatások indikációja miatt célszerű lenne, hogy a kiválasztott fajok között legyen egyaránt: higrofil és xerothermofil klimatikus igényű (ezek a preferencia tulajdonságok egyúttal a nedves és száraz élőhelyek kiválasztását is megszabják); tápnövény szempontjából monofág és polifág; évi egynemzedékes és többnemzedékes; mobilis és inkább helyhez-kötött. Amennyiben e feltételeknek megfelelnek, úgy a Natura2000-es lepkefajok is kiválaszthatók a klímahatások monitorozására, továbbá célszerű lenne bevonni a NBmR keretében már vizsgált nappali lepkéket, továbbá a szintén kutatás alatt álló *Maculinea* fajokat.

A klímaváltozás bioindikációjára javasolható hazai molylepke fajok

A molylepkék közül azt a néhány almat károsító fajt lehet javasolni, amelyekre konkrét helyeken, hosszú távú vizsgálatokból származó referencia adatsorok már rendelkezésre állnak (Balázs 1997). A molylepke fajok a következők, amelyek felvételezése 1976-tól folyik Újfehértó térségében: Levélaknázó molyok: *Phyllonorycter blancardella*, *Ph. corylifoliella*, *Leucoptera malifoliella*, *Nepticula malella*. Levélsodró molyok: *Adoxophyes orana*, *Pandemis heparana*, *Archips rosana*.

2.8.5. A klímaváltozás hatásainak monitorozási lehetőségei és a jövőbeli kutatási feladatok

2.8.5.1. Lepkék monitorozási lehetőségei

A várható klímaváltozási tendenciáknak a lepkékre gyakorolt jövőbeli hatásainak vizsgálatára részben szabadföldi, részben laboratóriumi feltételek közötti (pl. klímakamrás) célzott kutatásokra lenne szükség. Az egyes lepkefajok/-együttesek a klímaváltozásra adott tényleges időbeli és térbeli reakcióinak nyomon követésére és dokumentálására kizárólag valamilyen kvantitatív gyűjtő-módszerre alapozott terepi mintavételi hálózat a megfelelő, amellyel sokéven át kell a monitorozást folytatni, hiszen a vizsgálandó hatások hosszú távon érvényesülnek. Sajnos a makro- és mezoklimatikus változások és a faunaváltozások oksági összefüggéseire vonatkozó lepkészeti kutatások hazánkban jórészt még napjainkban sem folynak, és a szükséges múltbeli, hosszú távú, összevetésekre alkalmas, szinkron nyert referencia-adatsorok hiányoznak, vagy heterogének és elégtelenek (Ronkay 2004).

A nagylepkék (Macrolepidoptera) monitorozási lehetőségei: Az úgynevezett nagylepkék hazai fajszáma valamivel kevesebb, mint 1500 ezen belül a nappali lepkék mintegy 160 fajjal képviseltek. Az ide tartozó családok képviselői viszonylag jól ismertek. A lepkék monitorozási módszerei elsősorban az imágókra vannak kidolgozva. Ennek praktikus okai vannak, hiszen a tápnövényeiken, vagy nappali búvóhelyeiken, esetleg a növények belsejében tartózkodó hernyók sokkal nehezebben észlelhetők, felvételezésük nem automatizálható, az esetek többségében időigényes növényvizsgálathoz kötött.

Közülük az „éjjeli lepkék”, azaz inkább a sötét napszakban aktív fajok imágói automatizált módon a fénycsapdákkal monitorozhatók a legpraktikusabban. Ez tulajdonképpen megoldott az országos fénycsapda hálózattal, amelynek a mezőgazdasági környezetbe telepített állomásain (~35 hely, 1958-tól) mintegy 40 kártevő lepkefajt, az erdőknél üzemelő csapdarendszerrel (jelenleg 25 hely, 1962-től) pedig a teljes begyűjtött nagylepke együtteseket meghatározzák, és eddig relatív abundancia ingadozásokat tükröző, több mint 4 évtizednyi adatsorokat szolgáltatottak. Az így nyert idősorok kellő referencia alapokat adnak lokális és országos léptékben is többszáz lepkefajnak a klímaváltozás nyomán várhatóan kialakuló abundanciális és fajdiverzitási trendek, és fluktuációk további monitorozására (Szentkirályi et al. 2001, Leskó és Szentkirályi 2007). A kártevő lepkefajokra felhalmozódott viszonylag

gazdagabb biológiai-ökológiai hazai és nemzetközi ismeretek az adatsorok értékelését megkönnyítik. A fénycsapda hálózatot, mint a klimatikus hatások faji- és együttes-szintű monitorozásának megfelelő és már kiépített rendszerét, a jövőben is kívánatos mindenképpen megőrizni és üzemeltetni, hiszen a világ egyik legrégebbi ilyen típusú hálózatáról van szó, ráadásul Közép-Európa térségében az egyetlen.

A nappali lepkék imágói az aktivitásuk miatt fénycsapdákkal nem monitorozhatók. Ezek viszont többnyire jól megfigyelhetők, azonosíthatók fajszinten és a példányaik leszámolhatóak a terepen. Ismert tápnövényeken, adott élőhelyen belül, a hernyó populációk (ritkábban a lerakott tojások) is felvételezhetők. Az imágók pontosabb populációbecsléseire, és kóborlásaik távolságára, home-range becslésekre, a jelölés-visszafogás módszerét szokták alkalmazni. Az időjárás és a klímaváltozás hatásainak a kimutatása céljából is jól használható adatokat szolgáltatott a Brit-szigeteken (és napjainkban már egyéb észak-európai országokban is) bevezetett nappali-lepke monitorozási és térképezési rendszerek. A brit nappali-lepke monitorozó rendszer (Butterfly Monitoring Scheme) által, országszerte 80 állandó helyen, 1976 óta, szinkron módon, áprilistól szeptember végéig hetente, fix utvonalon számlálva az imágókat, rögzítik a nappali lepkefajok populációméretének generációnkénti vagy évenkénti változásait és a környezeti jellemzőket (Pollard és Yates 1993). A klímaváltozással kapcsolatba hozott área-határok területi változásaihoz a nemzeti és lokális térképezési rendszerek szolgáltatnak adatbázisokat. A térképezés a szigetek egész területét lefedő 10×10 km-es, 1×1 km-es, sőt 100×100 m-es skálájú hálózatban folyik. Két részletes lepketérképezési projekt folyt eddig: az első 1970-1982 között referencia alapozású volt, míg a második (BNM: Butterflies for the New Millennium) 1995-től folyt, amelynek első feléből publikáltak eredményeket. Ez utóbbi akció terjedelmére jellemző, hogy nagyszámú (10000!) képzett önkéntes bevonásával 1,6 millió (!) adat-rekordot produkáltak. Az Írországot is magába foglaló térképezés során a lefedettség elérte a 98-99%-ot a 10×10 km-es, és meghaladta a 90%-ot az 1 km²-es és 100×100 m-es hálózat esetében. Így valóban megbízhatóan ki lehetett mutatni az előző felmérés óta bekövetkezett área határok elmozdulását és az elterjedési területek változását.

A hazai nappali lepkék esetében kívánatos, hogy a terepi megfigyeléseket és felméréseket csak a lepkéket jól ismerő szakemberek felvételezzék megadott protokollok alapján, amelyek egyrészt a NBmR keretében leírt módszereknek feleljenek meg (Ronkay 1997), másrészt a változási folyamatok összevethetősége érdekében célszerű lenne a felvételezési metodikát - esetleg egy-két közös fajt kiválasztva - a brit szigeteken sikeresen folyó nappali-lepke monitorozáshoz illeszteni (Pollard és Yates 1993).

2.8.5.2. Jövőbeli kutatási feladatok: klímaváltozás és a lepkék

A nagylepkek közül az éjjel aktív fajok százaira vonatkozóan, amelyek erdőkben vagy azokhoz közeli habitatokban élnek, az erdészeti fénycsapda hálózat hosszú távú adatsorai (amíg a hálózatot üzemeltetik, és az identifikáció is megtörténik) megfelelő referenciát nyújtanak a múltbeli klimatikus hatások elemzéséhez, és a várható jövőbeli változások monitorozásához és előrejelzéséhez. A már meglévő, több mint négy évtizednyi adatsorok elemzése során különböző időlépték mellett, eltérő kutatási célkitűzéseket lehet megvalósítani:

A nappali lepkék, valamint az egyéb fénycsapdákkal nem gyűjtött, kiemelt jelentőségű (pl. Natura2000) nagylepke fajok terepi mintavételezésénél – megfelelő anyagi ráfordítás nélkül – csak a lokális időbeli változások monitorozása jöhet szóba, véges számú élőhelyfoltban, az ökológiai-preferenciális tulajdonságok alapján gondosan kiválasztott fajokkal. Ezekben az esetekben célszerű a minél sűrűbb (hetenkénti, vagy legalább dekádonkénti) felvételezés a szezonális-fenológiai változások, eltolódások, és a multivoltin

lepkefajok több generációjának nyomonkövetése céljából. A felvételeknek ki kellene terjedniük a környezeti/habitat jellemzők (pl. az ismert tápnövény mennyiségi jellemzői, állományának állapota, szenescenciája; virágzó növények fenológiája, virág gyakoriság; habitat nedvességi-szárazsági állapota) rögzítésére is protokollal előírt standard módon. Az élőhely-mikroklíma szezonális és évenkénti változásainak párhuzamos monitorozása érdekében, fontos lenne néhány tipikus xeroterm, illetve nedves habitatban rejtett loggerekkel adatokat rögzíteni. Csak így van remény arra, hogy többéves monitoring nyomán, néhány lepkefaj populációváltozásait a tápnövény(ek) és az egyéb élőhely karakterisztikákkal, valamint a meteorológiai és klimatikus eseményekkel összevetve elemezhesük és magyarázhatjuk a klímaváltozás szempontjából.

2.8.5.2.1. A fajok és együttesek időbeli változásainak vizsgálata

A klíma-indikációk közül elsősorban az időbeli változásokat lehet Magyarországon praktikus okok miatt jól megvalósítani, amelyet az országos fénycsapda hálózatra, mint rovar-monitoring rendszerre lehet alapozni (Szentkirályi 1999; Szentkirályi et al. 2001).

Fenológiai eltolódások kimutatása, mértékének jellemzése fajonként

A fénycsapdás napi mintavételi sűrűségeket lehetővé teszik, hogy standard heti fogásokat képezve az imágók szezonális mintázatát az egyes helyekre évenként előállítsuk. A rajzási jellemzők (rajzás-kezdés, -csúcs, -vég, -hossz) vizsgálatával kimutathatók az esetleges szignifikáns időbeli elcsúszások mértéke, hosszú távú tendenciája, kapcsolata a klímaelemekkel. A rajzási modalitásból következtethetünk az évi generációs számra, illetve annak változásaira (pl. egy plusz nemzedék megjelenése a kitolódott vegetációs szezonhossz miatt). Ezek a fenológiai elemzések eddig még nem történtek meg a lepkék fénycsapdás adatain.

Hosszú távú abundancia trendek kimutatása és elemzése

Trendanalízis alkalmazásával eddig csak a főbb erdészeti kártevők vizsgálata folyt (Leskó et al. 2007), így többszáz nagylepke fajról lehetne megállapítani a fénycsapdás adataiból, hogy populációi hosszú távon mutatnak-e csökkenő, vagy növekvő trendet és ez az ország eltérő helyein hogyan alakul a klímától függően.

Populációdinamikai ingadozások, és a klimatikus változók közötti idősorelemzések

A több évtizedes múltbeli referencia idősorokban a lepkefajokra jellemző szabálytalan, vagy szabályos fluktuációs mintázatok összevetése a klímaváltozók mintázataival idősoranalitikai eljárásokat használva kimutatható, hogy az abundancia változásaiban milyen mértékben vesz részt a klíma. Ilyen típusú elemzések még csak a gradáló lombfogyasztó lepkefajokon történtek meg, holott fajok százain lehetne elvégezni.

A klímaváltozás bioindikációja molylepke fajokkal és tritrofikus kapcsolatokkal

Molylepkék közül 7 kártevő faj esetében van lehetőség nyírségi almásokban lokális, hosszú távú időbeli (fenológiai és populációdinamikai) változások további monitorozására, szabadföldi lomb-mintavételekre és azok kinevelésére alapozva (Balázs 1996, 1997). Ez a hosszú távú vizsgálatsorozat a jövőben további támogatást érdemelne, mivel egyúttal az <alma – molylepkék – parazitoidok> tritrofikus kapcsolatrendszer (7 molylepke, 67 parazitoid spp) is monitorozható a klímaváltozás jövőbeli hatásainak kimutatása céljából.

Klímváltozás hatásai a nappali lepkék időbeli populáció-ingadozásaira

A nappali lepkék esetében (amelyek fénycsapdával praktikusán nem mintavételezhetők) a NBmR keretében (Ronkay 1997) ugyan elkezdődött és folyik pár éve már, több faj monitorozása, azonban az eddig összegyűjtött adatok még nem elegendők a várható klimatikus hatások becslésére. Itt célszerű lenne a 4.4. alatt a nappali lepkék kiválasztásával kapcsolatos szempontokon túl, a brit populáció-felvételezési módszert adaptálni.

A lepke-együttesek időbeli szerkezeti átalakulásai

A nagy térléptékű klímaingadozások és a felmelegedés jelentős hatást gyakorolnak a populációdinamikai folyamatokon keresztül a lepke-együttesek szerkezeti változásaira, e változások térbeli szinkronizálására, amit külföldi és hazai evidenciák már alátámasztanak. Az eddig vizsgált 16 fénycsapda állomáson ki lehetett mutatni, hogy hosszú távon a lepke-együttesek összetételében időnként ugrásszerű változások lépnek fel, amelyek többsége kapcsolatba hozható klimatikus ingadozásokkal (pl. aszályos évekkel). E szerkezeti változások további mélyebb elemzéseket igényelnének a fajok ökológiai-preferenciális tulajdonságainak a figyelembe vételével a jövőben.

2.8.5.2.2. *Klimatikus hatások és a lepkék térbeli változásai*

A térbeli dinamikák (migrációk, área fluktuációk: kontrakciók vs expanziók) nyomonkövetésére extenzív, sűrű hálózatban (pl. UTM), és időben szinkron módon kellene mintavételezni a lepkéket (lásd a brit szigetek nappali lepkéket monitorozó rendszerét), amelynek sem az anyagi feltételei, sem a megfelelő számú képzett személy nem áll rendelkezésre hazánkban. Kivételt képeznek azok a főbb kártevő státuszú lepkefajok, amelyeket az agrár és erdészeti fénycsapda hálózatban egyaránt identifikálnak előrejelzés céljából (pl. bagolylepkék, kukoricamolymoly, amerikai fehér medvelepke). Erre példával szolgál a *H. armigera* esete, amelynek elterjedését, térbeli populációszint módosulásait a 60 fénycsapda állomás adatai már elég jól tükrözik. Ezekre a kártevő lepkefajokra évenkénti fogási térképsorozatot lehet előállítani.

2.8.5.2.3. *A fénycsapdával nem gyűjtött nagylepke fajok meglévő hazai adatainak összegyűjtése, validálása, referencia adatbázisba szervezése*

Annak ellenére, hogy bármennyire is hiányokkal, problémákkal terheltek a hazai lepkefaunisztikai adatok (Ronkay 2004), mégis szükség lenne - legalább a nappali lepkék esetében - összegyűjteni az utóbbi 50 évből, a különböző módon archivált faunisztikai, gyűjtési adatokat, esetleg már létező adatbázisokat, amelyek vonatkozhatnak a hazai szakirodalomban publikált, valamint múzeumi és magán-gyűjteményi adatokra, nemzeti parkokban folyt faunafelmérések adataira is. A lepkész szakértők által már hitelesített és az adatbázisban tárolt adatokat, fajokként térben és időben rendezve, egyrészt átláthatóvá válnának a szükséges rendszeres felvételezések, információk hiánya, másrészt, ahol arra megvan a lehetőség, kimutathatóvá válhatnak az esetleges fenológiai, elterjedési változások az utóbbi fél évszázad során. Célszerű lenne továbbá a professzionális kutatókon kívül a számos amatőr lepkésztől is összegyűjteni személyes terepi tapasztalatait (főleg nappali lepkékre vonatkozóan), az elmúlt évtizedekben és jelenleg észlelt (esetleg gyűjtési naplókban dokumentált) fajszintű változásokról (pl. általános a tapasztalat a fokozatos fajszám-, abundancia-, és élőhelycsökkenésekről, megfigyelések szerint tápnövényváltások is bekövetkeztek egyes fajoknál az utóbbi időkből). A lehetséges magángyűjteményi adat- és tapasztalati források felderítéséhez jó támpontot nyújthat Szabóky Csaba (ERTI) a magyar lepkészet fél évszázadának történetéről szóló, interjúkon alapuló, jelenleg kiadás előtt álló könyve.

2.8.5.2.4. Éghajlati és meteorológiai adatok biztosítása az elemzésekhez

A hosszú távú meteorológiai/klimatológiai adatsorok elengedhetetlenek a klímaváltozás mind a múltbeli, mind a jövőbeli hatásainak elemzéseikhez. A szükséges ilyen adatok beszerzésének pénzügyi háttérét, vagy ingyenes hozzáférését a kutatók részére biztosítani kellene, enélkül minden hatáselemzés illuzórikussá válik a jövőben.

2.8.5.2.5. A fajszintű modellezéshez szükséges életmenet-jellemzők meghatározása

Klímakamrás és tenyészkamrás vizsgálatok lennének szükségesek annak a megismerésére, hogy a vizsgált lepkefajok egyes fejlődési stádiumaira, szaporodási potenciáljára, táplálkozására, viselkedési elemeire, nyugalmi állapotára, milyen hatásokat gyakorolnak a változó klimatikus elemek és fotoperiódus viszonyok külön-külön és együttesen kombinálva. A bioklimatikus modellek megbízhatóbb előrejelzéseikhez ezekre az adatokra van szükség. A ritkább, védett lepkefajok esetében még az ilyen vizsgálatokhoz szükséges tömegtenyésztési eljárások kidolgozása is gyakorlatilag igen nehéznek, vagy lehetetlennek tűnik. Jelenleg nincsenek meg sem ennek, sem az anyagi és műszeres vizsgálati háttérnek a feltételei.

2.9. Pókok (*Araneae*)

Samu Ferenc

2.9.1. Irodalmi áttekintés a pókpopulációk klímaváltozással kapcsolatos változásairól

A arachnológiai (pókászati) kutatások hazánkban, de az egész világon is reneszánszukat élik. A pókok ismert fajszaa a világon kb. 40.000 (Platnick, 2007), hazánkból pedig legalább 750 faj tekinthető kimutatottnak (Samu & Szinetár, 1999). Ugyanakkor, különösen hazai viszonyok közt, egy egyedülálló tudásbázis kapcsolódik fajaihoz, amely lehetővé teszi, hogy a jövőbeli monitoringjuk érzékenyen mutasson ki klímaváltozással kapcsolatos biotikus trendeket. Az arachnológiai kutatások fejlettsége a tekintélyes fajszaóra eső relatíve magas szakember arálynak köszönhető, akik ráadásul tudásuk nagyon nagy részét szabadon megosztják egymás között különféle adatbázisok formájában. Ennek egy nemrégén frissült példája a Magyar Arachnológiai Honlap (www.nki.hu/arachnol), ahol a további megosztott adatbázisokra is megtalálhatóak az utalások. Az alábbiakban rövid áttekintést adok a pókok klímával kapcsolatos indikátor szerepéről, majd kifejtem hazai alkalmazhatóságuk szempontjait.

A pókpopulációk nagyléptékű, nyilvánvaló változásai ritkák, így ezek nem képezik a globális klímaváltozással kapcsolatba hozható klasszikus példákat. Ha hazánkból, vagy Európából akarnánk ilyen példát felhozni, akkor a XX. század elején a városi hamvaspók (*Dictyna civica*) rohamos terjedése volt az egyik, amely a mediterráneumból indulva pár évtized alatt meghódította Európa városait (Jablonowski, 1925; Samu et al., 2004). Egy másik, közelmúltbeli történés, a szintén délies karakterű darázspók (*Argiope bruennichi*) észak- és nyugat-európai térnyerése. Ez utóbbi faj area-expanzióját kutatók egyértelműen a klímaváltozással hozzák kapcsolatba (Linden, 2000).

A pókok körében tapasztalható faji expanziók másik nagy köre, amikor egyes fajok areájukat ú.n. szinantrópia segítségével szélesítik, vagyis a melegebb körülmények között élő fajok a hidegebb klímán az emberi építmények és a városok lokálisan melegebb mikroklímáját használják ki. A pókok szinantrópiája hazánkban eléggé alaposan kutatott terület (Szinetár, 1992), és számos újonnan kimutatott jövevény faj tartozik ebbe a kategóriába (Kovács & Szinetár, 2004; Kovács et al., 2006; Szinetár & Vajda, 1992), amely fajok azonban a klíma esetlegesebb kisebb változására már, mint jelenlévők reagálhatnak, és hódíthatnak meg természetes élőhelyeket is.

Az egyes pókfajok szabad természetben tapasztalható nagyszabású változásainak azonban összességében kevés példája van. A pókokat sokkal inkább fel lehet használni a finomabb léptékű változások detektálására, amelyek egyes pókfajok életmenetének, vagy egyéb fiziológiai tulajdonságának megváltozásában (Li & Jackson, 1996), vagy a pókközösségek faji arányainak megváltozásában, a közösségek biodiverzitásának, természeti értékességének megváltozásában jelentkezhet. Számos pókfajon történt kutatás bizonyítja a fajok nagyfokú alkalmazkodóképességét. Így például hazánk talán leggyakoribb faja, a pusztai farkaspók (*Pardosa agrestis*) éppen a hazánkban a nyugat-európainál melegebb adottságokhoz való életmenet-alkalmazkodásának köszönheti az agrárterületeken tapasztalható sikerességét (Kiss & Samu, 2002; Kiss & Samu, 2005; Samu et al., 1998). A közösség faji összetétele bizonyítottan alkalmas a klímaváltozás akár finomabb hatásainak, így pl. a gleccserek visszahúzódási korának kimutatására. A közösségekre gyakorolt hatások közül a xerothermitás különböző fokozataihoz alkalmazkodott fajok arányváltozásai

megfelelő protokoll szerinti nyomonkövetése a gyakorlatban is a legjobb eséllyel használható a klíma monitorozására. A következő monitorozási javaslat ezt fejt ki.

2.9.2. A csoport fajairól meglévő hazai adat- és tudásbázisról

A ma aktív arachnológus szakemberek által folytatott pók-monitoring kb. 15 évre nyúlik vissza. Ezalatt az idő alatt az ú.n. „adatbázis koncepció” szerint a különböző projektek keretében begyűjtött adatok egy közös, projekt független adatbázisban kerültek tárolásra, amely egyúttal rögzítette a mintavétel körülményeit, a mintavételi helyszín lokalitási adatait, az adott élőhely identitását, és más környezeti változókat is (Samu, 2000). Az adatbázis ma 600 faj 300 ezer egyedéről tartalmaz részletes információkat. Ezen háttér-adatbázis megfelelő feldolgozással, egy faji tulajdonságokat megjelenítő tudásbázisként használható fel. Ez a tudásbázis teszi lehetővé, hogy egy monitoring során kapott pók-adatsorból ne csak minden fajt egyenlőként kezelő hagyományos indexeket tudjunk képezni, hanem Magyarországi specifikus adatokat felhasználva a fajok indikációs minőségének különböző dimenzióit, így a klímával kapcsolatosakat is, figyelembe vehessük egy értékelés során.

2.9.3. Pókközösségek monitorozása a klímaváltozás hatásainak kimutatására: a kiválasztás és a megvalósítás módszertana

2.9.3.1. A pókok, mint indikátor szervezetek

A pókokat a következő tulajdonságaik teszik a különféle környezeti változások alkalmas indikátoraivá:

- Magyarországon a legutolsó hivatalos faunalista szerint 725 fajuk fordul elő (Samu és Szinetár, 1999). A fajszám egy szakember számára még éppen kezelhető. Az arachnológus szakemberek száma viszonylag magas, csak a PhD fokozattal rendelkezők száma eléri a 10-et, összességében pedig a 20-at közelíti.
- A pókfajok minden szárazföldi élőhelytípusban, viszonylag magas faj és egyedszámmal fordulnak elő. Miután generalista ragadozók, eloszlásuk nem függ közvetlenül egy, vagy néhány növény vagy állatfaj előfordulásától. Kimutatták, hogy a pók fajgazdagság leginkább a növényzeti struktúrával és a mikroklímával hozható kapcsolatba (Samu et al., 1999). Ezen túl az egyes pókközösségek, illetve jellegzetes fajaik jellemzőek lehetnek az egyes klímazonális növénytársulásokra, de érzékenyen jelezhetik az élőhely természetességi állapotát (Samu & Szinetár, 2000; Samu & Szinetár, 2002).
- A pókok a náluk széles faji körben elterjedt fonálröpítés révén igen gyorsan alkalmazkodnak a fent vázolt élőhelyi viszonyokhoz, sok fajuk az alkalmas viszonyok közt való gyors megjelenéssel szinte valós-idejű indikációt mutat, de a fajaik egy kisebbsége egy ellentétes, a lokálításokhoz kötődő diszperziós stratégiát mutat, így indikálhatja azt, hogy fennáll-e egy élőhely hosszabb idejű változatlansága.

2.9.3.2. Standardizált mintavételi módszer

A pókokra kidolgozott mintavételi protokoll, a kézi motoros rovarszippantóval való mintavételezés több, mint 10 éves bevált gyakorlaton alapszik. A hazai körülményekre adaptált módszer relatíve olcsó, eszközigénye egyszerű, nem túl nagy beruházást jelent (Samu & Sárospataki, 1995). A módszer metodikailag alaposan vizsgált, és kidolgozott, hatékonysága a többi módszerhez képest, és az egyes magasabb taxonokra és pókcsaládokra nézve is ismert (Samu et al., 1997). A módszer a talajcsapdával azonos nagyságrendben

szolgáltat fajok, egyedeket, azzal komplementernek tekinthető, viszont üzemeltetése, és a nyert anyag utófeldolgozása egyszerűbb (egyszeri, azonnali mintavétel, nincs szükség hosszan tartó kihelyezésre, nem érik terepi viszontagságok, élve válogatás, kvázi kifuttatás lehetősége a gyűjtött anyagból).

2.9.3.3. Komplex xerothermitás és természeti értékeség kimutatás

A pókos adatbázis alapjain létrejövő faji tudásbázis jelenleg is fejlődik és finomul. A mai napig a következő fajtulajdonságok szerepelnek benne: 3 ritkaság kategória („globális abundancia érték”, „globális gyakoriság érték” és „lokális dominancia érték”), xerothermitási érték (a fajok milyen mértékben preferálnak különböző xerothermitási kategóriába eső élőhelyeket), természetességi érték (fajok milyen mértékben preferálnak különféle természetességi szintű élőhelyeket), specialista index (komplex, több skálaszinten elvégzett Indikátor Érték számításán alapuló érték). Ezen faji tulajdonságok egy konkrét élőhelyfolt felmérésének esetében súlyozott átlag módszerrel összegezhetők, vagyis az egész pókközösségre nézve mondhatunk egy xerothermitási, vagy specialista mivoltot megállapító értéket. Ezeket túl számíthatunk még a közösséget direkt jellemző értékeket, így hagyományos diverzitás indexeket, nemparaméteres fajgazdagsági becslőket, és a funkcionális csoportok (guildek) gazdagságát kifejező értékeket is. Mindezen paraméterek összességükben egy „multikritérium” rendszert képeznek, amely a globális klímaváltozás különböző dimenziók mentén létrejött hatásait egyaránt képesek kimutatni.

2.9.3.4. Mintavételi és feldolgozási módszer

A mintavételezés kézi motoros rovarszippantó alkalmazásával történik. Az eszköz 0,01 m²-es csövön keresztül szívja be az állatokat (=1 lenyomás), amelyből 10 db 1,5 m-es térközökkel történő egymás utáni lenyomás egy transzekt mentén ad egy almintát. Egy minta a jelen projektben 20 almintából áll. Egy adott megmintázandó élőhelyfoltban egy alkalommal egy ilyen minta vételét tervezzük. Egy adott évben pedig az áprilistól júniusig tartó időszakban összesen 2 mintavételi alkalmat tervezünk.

A kapott minta 5°C-ra hűtve kerül szállításra és tárolásra, majd a laboratóriumban válogatásra. A válogatott anyag felcímkézve 70%-os alkoholba kerül. A határozás során határozási adatlapot töltünk ki, amely lefűzve az eredeti alapadat. Ezt a számítógépes adatbázisban, a terepi jegyzőkönyvben rögzített körülményekkel együtt rögzítjük. Az adatbázisból lekérdezés révén, akár alapadat jellegű listák, akár származtatott adatok exportálhatók, tovább feldolgozhatók, és így adatszolgáltatásba kerülhetnek.

2.9.3.5. A mintavétel reprezentativitása

A fenti módszerrel eddigi hosszú tapasztalataink szerint egy adott homogén élőhelyfolt jellemezhető. Természetesen figyelembe kell venni a módszer és a minta nagyságából eredő korlátokat, így azt, hogy a motoros szippantó a pókközösség egy jól meghatározott szegmensét reprezentálja. A magasabb skálaszintű reprezentativitást csak áttételesen érhetjük el, ha a mintavételeket úgy tervezzük, hogy egymással ekvivalensnek tekinthető foltokban mintavételezzünk, úgy, hogy például ezen foltok táji környezete, vagy e környezetben feltételezett változások különbözőek. A magasabb skálaszintű reprezentativitást tehát csakis a gondos mintavételi hely kiválasztás, a megfelelő botanikai, talajtani, stb. releváns háttér adatok megléte, a jó kontroll-kiválasztás teszi lehetővé. A klímaváltozás másik fontos monitorozási módszere alapadat felvétele, és e kiinduló ponthoz képest a későbbi trendek nyomkövetése, kimutatása. E célra a fenti standardizált protokoll szintén megfelelő.

2.9.4. Magyarország védett pókjai és klímaváltozástól potenciálisan érintett élőhelyeik

Torzpókok (*Atypidae*).

Füves, ritkábban erdős területek tárnaépítő, rejtett életmódú és kolóniákban élő pókjai. Élőhelyükön az intenzív gyephasználat (taposást is beleértve, esetleg égetést) kerülendő, illetve korlátozandó. Közép-Európában több helyen, így hazánkban is ismerünk olyan kolóniákat, melyekben két, esetleg három faj is együttesen fordul elő.

- **Kövi torzpók** – *Atypus muralis* Bertkau, 1890: A legritkább közép-európai *Atypus* faj. Hazánkban a Villányi-, valamint a Budai-hegységben bizonyítottan előfordul mészkő, illetve dolomit alapkőzetű bokorerdőkben és lejtősztyepekben.
- **Szurkos torzpók**– *Atypus piceus* Sulzer, 1776: Korábbi adatai alapján főleg bükkösökből, és fenyvesekből jelezték hazai előfordulását. Újabb adatai alapján középhegységi xerotherm füves élőhelyeken és a Dunántúl egyes kékperjés, kiszáradó láprétjein is előfordul.
- **Tölgyes torzpók**– *Atypus affinis* Eichwald, 1830: Melegkedvelő tölgyesek, bokorerdők és lejtősztyepek faja. A három hazai faj közül a leggyakoribb.

Aknáspókok (*Nemesiidae*)

- **Magyar aknáspók** - *Nemesia pannonica* Herman, 1879: Az aknáspókok családjának egyetlen, közép-európai faja, mely hazánkban éri el elterjedésének északi határát. Csapóajtóval rendelkező tárnáit mélyebb talajú, elsősorban a középhegységek déli oldalánál felhalmozódott lösztalajokban építi.

Bikapókok (*Eresidae*)

- **Bikapók** – *Eresus cinnaberinus* Olivier, 1789: Nyílt, xerotherm társulásokban, elsősorban a középhegységeink déli kitétséggű sziklagyepeiben, lejtősztyepekben, valamint homokpusztákon fordul elő.

Állaspókok (*Tetragnathidae*)

Nyúlánk testű, elsődlegesen vizes-élőhelyekhez kötődő fajok. A hazánkban előforduló kilenc fajból, a védetté nyilvánított fajok mutatnak a legszorosabb kötődést a természetes, illetve természetközeli vizes-élőhelyekhez, elsősorban nádasokhoz és vízben álló magassásosokhoz. A nádasok további visszaszorulása, mint élőhely-specialista fajok számára komoly veszélyeztető tényezőt jelent.

- **Farkos állaspók** – *Tetragnatha reimoseri* Rosca, 1939: A potroh végének farokszerűen kicsúcsosodó alakja alapján könnyen felismerhető faj, mely a nádasokhoz kapcsolódó, állandó vízborítású területek jellegzetes faja.
- **Nádi állaspók** – *Tetragnatha striata* L. Koch, 1862: A vízben álló nádasok nyíltvízre néző szegélyének karakterfaja.
- **Rejtett állaspók** – *Tetragnatha shoshone* Levi, 1981: E ritka faj az összefüggő, nagy kiterjedésű nádasok belső zónájában él.

Keresztespókok (Araneidae)

- **Karéjos keresztespók** – *Argiope lobata* Pallas, 1772: A hazai fauna tipikus mediterrán faunaeleme. Hazánkban legjellemzőbb élőhelyei a Duna-Tisza közének nyílt homokpusztái. Az élőhelyeinek háborítatlansága, a faj aktivitási időszakán kívüli periódusokban (pl. ősszel és télen) is fontos, hiszen nagyméretű kokonjait a gyep talaj közeli részén rögzíti.
- **Óriás keresztespók** - *Araneus grossus* C.L. Koch, 1844: Ritka, melegkedvelő és feltűnően nagytestű keresztespókfaj. A középhegységek bokorerdeinek jellemző faja.

Farkaspókok (Lycosidae)

A két hazai cselőpókfaj morfológiája, életmódja és esetenként élőhelye is rendkívül közel áll egymáshoz. Mindkét fajra jellemző, hogy gyér növényzetű füves területeken fordulnak elő. Jellemző lehet hogy másodlagos, illetve mesterséges bolygatásnak kitett területekre (pl. legelők, árvízvédelmi töltések, intenzíven taposott gyepek) is betelepülnek természetes élőhelyeikről.

- **Pokoli cselőpók** – *Lycosa vultuosa* C. L. Koch, 1838: A szongáriai cselőpóknál tágabb élőhely-választású pókfajunk, mely az alföldi füves pusztákon kívül a középhegységek déli kitétséggű gyérnövényzetű társulásaiban is jelen van.
- **Szongáriai cselőpók** – *Lycosa singoriensis* Laxmann, 1770: A legnagyobb méretű, eurázsiai elterjedésű pókfajunk. Elsődlegesen a szikespusztákon, valamint az ezekkel szegélyes kötöttebb homoktalajokon él.

Csodáspókok (Pisauridae)

- **Parti vidrapók** - *Dolomedes plantarius* Clerck, 1757: Ez a ritkább és kevésbé ismert vidrapókfaj. Erős kötődést mutat a nyílt vízzel rendelkező élőhelyekhez. Tipikusan a nyílt vízben vadászik, ahonnan villámgyors alámerülésre is képes. Veszélyeztetettségére több nyugat-európai országban már korábban is felhívták a figyelmet.
- **Szegélyes vidrapók** – *Dolomedes fimbriatus* Clerck, 1757: Viszonylag gyakori pókfajunk, mely nádasokban, mocsár- és lápréteken, valamint láperdőkben egyaránt jelen van.

Búvárpókok (Cybaeidae)

- **Búvárpók** – *Argyroneta aquatica* Clerck, 1757: Az egyetlen tartósan alámerülő, vízi életmódú pókfaj. Élőhelyeinek visszaszorulása, átalakítása folytán egész Európában a természetvédelem figyelmének középpontjában áll.

2.9.5. A jövő kutatási feladatai

A fő feladat a meglévő és fent részletezett magyarországi pókos adatbázison alapuló tudásbázis kiaknázása a klímakutatások területén is, hiszen a potenciális adatok, beleértve az élőhelyek xerothermitási mutatóit, és az ebből képezhető faji xerothermitási preferenciákat, a tudásbázisban adottak. A meglévő adatsorok célzott elemzésével lehetne, akár már a közeljövőben is választ kapni arra, hogy melyek a klímaváltozást leginkább indikáló fajok. Végül a javasolt monitorozási protokoll konkrét megvalósítása egyes lokalitások, vagy hosszabb távú trendek tekintetében mutathatja ki a klímaváltozás konkrét milyenségét, hatásait.

2.10. Kétéltűek (*Amphibia*)

Puky Miklós

2.10.1. Már megfigyelt változások és előrejelzések

A klímaváltozás eltérő mértékben hat az egyes élőlénycsoportokra. Lassú kolonizációs sebességük miatt a kétéltűek a legveszélyeztetettebbek közé tartoznak (Araújo & Pearson, 2005), amit jól mutat, hogy jelenlegi európai elterjedésüket – a hullókhöz hasonlóan – az egykori jégkorszaki reliktumoktól való távolság döntően meghatározza. A kétéltűek klímaváltozás által történő veszélyeztetettségét a szakirodalom és a népszerűítő irodalom (lásd például Margolis és munkatársai írását a Newsweek 2006. október 16-i számában) is tárgyalja. Ennek megfelelően az erre vonatkozó ismeretek egy aktuális természetvédelmi probléma megértésén és kezelésén túl az oktatást, nevelést is jól szolgálják.

A klíma változása természetes folyamat, de a jelenlegi zajló felmelegedés elsősorban az üvegházhatást kiváltó gázok fokozott kibocsátásának következménye (Crowley, 2000). A XX. században a felszín közeli hőmérséklet átlagosan 0,6 C°-al emelkedett, ami az elmúlt ezer év legmelegebb évszázadát eredményezte (Jones, 2001). Ennek következtében a csapadékviszonyok a korábbiaktól jelentős eltérést mutatnak és a rendkívüli időjárási körülmények kialakulásának sűrűsége és időtartama is megemelkedett. Ezeket az eltéréseket azonban gyakran nehéz ok-okozati összefüggésbe hozni a bekövetkező herpetológiai változásokkal, ami annak is betudható, hogy a fajok nagy részének egyedszáma normális körülmények között is ciklikusan változik (lásd pl. Grossenbacher 1995, Meyer et al. 1998), ráadásul a klímaváltozás során egymástól távoli földrészekben zajló folyamatok kapcsolódnak össze. A Karib-tenger térségében például a levegőben lévő szennyezőanyagok elsődleges forrása az afrikai erdőirtást kísérő égetés, ami a Föld klímájának változásával párhuzamosan bekövetkező időjárási változásokon keresztül hat a kétéltűek túlélésére (Stallard, 2001).

Több olyan vizsgálat ismert azonban, ami a kétéltűek megfogyatkozása és a klímaváltozás közötti összefüggést bizonyította. Az 1980-as években a szárazabb időjárással párhuzamosan Észak-Amerikában *Rana pipiens* (Corn & Fogelman, 1984) Ausztráliában pedig *Pseudophryne corroboree* (Osborne, 1989) populációk eltűnését észlelték. A sokáig tartó szárazság Puerto Ricóban az *Eleutherodactylus coqui* tömeges pusztulását okozta (Stewart, 1995). A megváltozott időjárási körülmények, erős fagy (Heyer et al., 1988), száraz tél (Weygoldt, 1989), a ködviszonyok változása (Crump et al., 1992, Pounds & Crump, 1994, Pounds et al., 1999), brazíliai és costa ricai kétéltű pusztulásokkal is kapcsolatba hozhatók. Egyes esetekben ez a kétéltűekkel párhuzamosan más állatcsoportoknál is dokumentálható változásokat, szignifikáns egyedszámcsökkenést vagy éppen növekedést okozott (Pounds et al., 1999).

A klíma változásának egy másik fontos hatása, hogy a fajok biológiai jellegzetességeit, például a szaporodási idő kezdetét és időtartamát és az új generációk morfológiai sajátosságait is befolyásolhatja. A XX. század végén Angliában a fajok többségénél azonos irányú változást tapasztaltak. 19 év alatt a *Bufo bufo* szaporodásának kezdete az enyhe telek után hét héttel korábban kezdődött az ország déli részén, mint átlagos vagy hideg években, ez a változás azonban nem szignifikáns (Reading, 1998). Az átlagos március – áprilisi napi maximum hőmérséklet 17 éven keresztül tartó folyamatos (0,11-0,24 C°) emelkedésével párhuzamosan viszont egy másik felmérésben öt angliai kétéltűfaj, a *B. calamita*, *Rana lessonae*, *Triturus vulgaris*, *T. cristatus* és a *T. helveticus* szaporodási ideje is szignifikánsan korábbra tolódott (Beebe, 1995). A vizsgálat sorozat első és utolsó öt évét összehasonlítva az Anura fajok két, a *Triturus*ok öt héttel korábban kezdték a nászidőszakukat. Az egyetlen

kétéltűfaj a *Rana temporaria*, amelynek a szaporodási ideje az előbb felsorolt fajokkal azonos mintavételi területeken változatlan maradt, bár a *Bufo bufo*-hoz hasonlóan az is némileg korábbra tolódott. A fajok közötti különbség oka a szaporodási stratégia különbözősége lehet, a rövid szaporodási idejű fajoké kevésbé változott (bár idővel ez a változás is szignifikánssá válhat), míg az elnyújtott nászidőszakú taxonoké előretolódott. Ez a különbség a kétéltű közösségek szerkezetére is hatással lehet, hiszen a gőtéek egyik fő táplálékforrását az ebihalak jelentik (Ez Magyarországon az angliai példán túl a gyepi békával közeli rokonságban lévő erdei és mocsári békára is ugyanúgy vonatkozhat.), tehát a ragadozók korai megérkezése nagyobb predációs nyomást eredményez (Beebe, 2002). Hosszabb távon illetve más területeken rövid szaporodási időszakú fajok nászidőszaka is korábbra tolódott. Lengyelországban a vizsgált 25 év alatt tapasztalt erősödő tavaszi felmelegedéssel összefüggésben mindkét faj előbb említett faj (*B. bufo*, *R. temporaria*) 8-9 nappal előbb rakott petét az 1978-2002-es időszak végén, mint az elején, Finnországban pedig a *R. temporaria* szaporodási időszaka kezdődött 2-13 nappal korábban 1846 és 1996 között az egyes mintavételi területeken (Terhivuo, 1988). A fajok közötti különbségek mellett a hőmérséklet emelkedése egy fajon belül a nemek között is eltérő mértékű változásokat okozhat. Egy walesi vizsgálatban a *Triturus vulgaris* és a *Triturus helveticus* hímek is nagyobb mértékben reagáltak a hőmérséklet emelkedésére mint a nőstények és a két nem szaporodóhelyre történő érkezése között a korábbinál nagyobb különbség alakul ki (Chadwick et al., 2006).

A csapadékviszonyok a fenti két vizsgálatban kevésbé befolyásolták a nászidőszak kezdetét, más esetekben azonban, például a *Hyla arborea* svájci populációinál ez a paraméter a meghatározó az állomány méretének hosszú távú változásában (Pellet et al., 2006). Hasonló változásokat Észak-Amerikában is észleltek. A hőmérséklet emelkedésének hatására hat fajtól négy 10-13 nappal korábban, kettő viszont 1990 és 1999 között is akkor kezdte a nászidőszakát, mint 1900 és 1912 között (Gibbs & Breisch, 2001). Rövidebb vizsgálati idő alatt a szaporodási időszak előretolódása több esetben megfigyelt jelenség, ez azonban az eddigi vizsgálatok alapján általában nem szignifikáns változás (lásd például a *Bufo boreas*ra vonatkozó adatokat Blaustein et al., 2001 cikkében).

A szaporodás korábbra tolódásának előnyei és hátrányai is vannak. Korai szaporodás esetén a *Bufo bufo* ebihal állapota 30 nappal tovább tart, de még így is több mint egy hónappal korábban alakulnak át, ami nagyobb energiatartalékok felhalmozását teszi lehetővé, mint a késői szaporodás esetén (Reading & Clarke, 1999). Az ebihalak halálózásának üteme azonban az alacsony kezdeti vízhőmérséklet miatt a fejlődés elején magasabb és a kifejlett állatok testkondíciója is jobban leromlik azokban az években, amikor korán szaporodnak (Reading & Clarke, 1995). Mi több, az emelkedő hőmérséklet hatására a *B. bufo* nőstények túlélési esélye is kisebb lesz (Reading, 2006). Emellett enyhe telek után az állatok testmérete is szignifikánsan kisebb, ami kevesebb pete lerakásával, tehát csökkenő utódszámmal jár.

A klíma fokozatos változása a kétéltűek morfológiai adaptációját is kiválthatja. A hőmérséklet emelkedése egy gyakori észak-amerikai gőtefaj, a *Plethodon cinereus* azon morfortípusának relatív gyakoriságát növeli, ami a melegebb éghajlatot jobban elviseli (Gibbs & Karraker, 2001). Lengyel vizsgálatok szerint 40 év adatsorai alapján a hőmérséklet nemcsak az állatok külső megjelenését, hanem egyes fajok testméretét is befolyásolja. A téli hőmérséklettel a *Rana ridibunda* hímek és a *R. lessonae* nőstények testmérete pozitív, a *R. esculenta* nőstényeké negatív korrelációt mutatott (Tryjanowski et al., 2006).

A fenti példák ellenére azonban 120 mintavételi terület adatsorait és klimatikus viszonyait elemezve Carey és munkatársai (2001) megállapították, hogy az időjárási körülmények változása közvetlenül, önmagában nem tehető felelőssé a kétéltűek eltűnéséért, egyetlen olyan eset sem ismert, amikor egy kétéltű populáció kipusztulását egyedül a hőmérsékleti vagy csapadékviszonyok megváltozása okozta volna. Megerősíti ezt az állítást

Laurance és munkatársai (1996) analízise is. Vizsgálatuk alapján ausztráliai békák 1990-es években tapasztalt szignifikáns egyedszámcsökkenése vagy eltűnése előtt öt éven keresztül ugyan kevesebb eső esett, de ez önmagában nem okozhatta a populációk drasztikus megfogyatkozását. Hasonló eredményre jutottak kaliforniai összehasonlító vizsgálatok is, miszerint a kétéltűek megfogyatkozása nemcsak szárazabb, alacsonyabban fekvő élőhelyeken következett be (Davidson et al., 2002). Ennek megfelelően a klíma változása elsősorban közvetve, más tényezőket befolyásolva okozhat kétéltűpusztulást (Alexander & Eisheid, 2001). Fontos, globálisan ható tényező lehet például a kétéltűeket megtizedelő betegségek terjedésében, járványok kialakulásában (Carey & Alexander, 2003). Ugyancsak lényeges a talaj nedvességtartalmának befolyásolásában, ami a zsákmányszervezetek gyakoriságán keresztül hat a kétéltűek fennmaradására, a populációk méretére, egyedsűrűségére (Corn, 2005).

A mérsékelt égövben élő kétéltűek egy része számára kiemelkedően lényeges az időlegesen kialakuló vizek kiterjedésére és fennmaradásuk időtartamára kifejtett hatás, mert ezek az élőhelyek sok kétéltűfaj szaporodásához elengedhetetlenek és kialakulásukat a csökkenő mennyiségű téli csapadék és a növekvő nyári párolgás negatívan befolyásolja. Ráadásul az állandó vizekben kialakuló predációs és kompetíciós viszonyok ezeknek a fajoknak a számára jelentősen korlátozza az állandó vizek benépesítésének lehetőségét (Snodgrass et al., 2000, Wellborn et al., 1996). A klíma változása hatással lehet a kétéltűekre nehezedő predációs nyomásra és egyes fajok immunrendszerét is jelentősen befolyásolhatja (Pounds & Crump, 1994). Ezeknek a másodlagos hatásoknak az eredményeként a klímaváltozás a kétéltűek kipusztulásának esélyét is jelentősen növelheti. Thomas és munkatársai (2004) elemzése alapján a klímaváltozás hatására az általuk vizsgált fajok (többek között 23 ausztráliai béka) mintegy 20-30%-át is kipusztulás fenyegetheti 2050-re. Donelly és Crump (1998) előrejelzése szerint a (trópusi) kétéltűeket a klíma változása csökkenő táplálékkészlettel, romló szaporodási sikerrel és a megszokott életciklus felborulásával fenyegeti, Teixeira és Artzen (2002) szerint mindez az Ibériai-félszigeten a *Chioglossa lusitanica* elterjedési területének összehúzódását okozza 2050 és 2080 között.

A kétéltűek populációdinamikai jellemzői és a klímaváltozás közötti kapcsolat megállapításának nehézségét növeli a hazai fajokra is jellemző természetes egyedszám-változás. *Triturus alpestris*, *Bufo bufo* és *Rana temporaria* hosszú távú, több mint 10 éves vizsgálata a populációméret ciklikus változását bizonyította (Grossenbacher, 1995; Meyer et al., 1998), bár a ciklusok gyakran rövidek voltak. Nagy egyedsűrűség változást magyarországi *R. arvalis* és *R. esculenta* c. állományokban is észleltek a Tisza illetve a Duna mentén, amit a hidrológiai változásoknak tudtak be (Gyovai, 1989; Puky, 2000), de mindkét vizsgálat öt évnél rövidebb idősorokat elemzett. Ahhoz, hogy az egyes populációk méretének változásán túl általános következtetést is levonjunk, a nemzetközi tapasztalatok szerint legalább tízéves idősor felhasználása célszerű, mert rövidebb távon egyes környezeti hatások, például az aszályos időjárás és az adott évben szaporodó kifejlett állatok száma a fiatalok számát nagymértékben befolyásolja (Meyer et al., 1998; Semlitsch et al., 1996).

A fentieknek megfelelően az ok - okozati kapcsolatok és a lehetséges hatások további vizsgálata szükséges Magyarországon is annak eldöntésére, hogy a klímaváltozás milyen mértékben járul hozzá a kétéltűek világszerte, több kontinensen megfigyelt megfogyatkozásához (Alford & Richards, 1999, Houlahan et al., 2000).

2.10.2. Adatbázisok

A kétéltűek elterjedéséről különböző elterjedési térképek, atlaszok ismeretesek. Európai szintű összegzést az (50 × 50 km léptékű) Európai Herpetológiai Atlasz (Gasc et al., 1997) és

a Global Amphibian Assessment (2004) ad. Nemzeti atlaszok számos országban, így Magyarországon is megjelentek (Puky et al., 2005), emellett további, kisebb léptéket használó vagy egy-egy faj elterjedéséről írt értekezések is ismertek. A fajok toleranciaspektrumára vonatkozó vizsgálatok jóval hézagosabbak, a hazai fajok terjedőképességére vonatkozó adataink viszont (lásd Puky et al., 2005) - külföldi vizsgálatok alapján - megfelelőnek tekinthetők a klímaváltozással kapcsolatos előrejelzések megtételéhez.

2.10.3. A potenciálisan leginkább érintett fajok

2.10.3.1. A kiválasztás módszertana

A leginkább érintett fajok kiválasztása több szempont alapján történik. Egyrészt rendelkezésre állnak a klímaváltozással kapcsolatos külföldi vizsgálati eredmények egyes fajok lehetséges reakciójára. A foltos szalamandra például a chytridiomíózis által erősen veszélyeztetett faj, a betegség terjedése pedig a klíma függvénye (Bosch et al., 2006). Korábban részletesen ismertett irodalmi adatok alapján a barna varangy, a gyepi (és az azzal közeli rokonságban álló erdei és mocsári) béka közvetlenül kevésbé reagál a klíma változására, de például predációs viszonyokon keresztül a hőmérséklet emelkedése ezek populációt is fenyegetheti hosszú távon. Ezek a megfigyelések azonban interpretációt, ellenőrző vizsgálatokat igényelnek, ezért figyelembe vételük fontos, de nem az egyetlen szempont a leginkább érintett fajok kiválasztásában. A jövőben az ilyen jellegű vizsgálatok kiterjedtsége várhatóan jelentősen megnő, ezért az értékelésnek ez az eleme gyors változásokon mehet át.

A klímaváltozással kapcsolatos esetleges adatok mellett a hazai értékelésben ugyancsak lényeges szempont a fajok nemzetközi védettsége, amit az 2.10-1. táblázat összegez. Ezen belül a Global Amphibian Assessmentben (IUCN, CI & NS 2004) illetve az Élőhely Irányelv függelékeiben szereplő fajokat kiemelten kezeltük.

A harmadik szempont a hazai veszélyeztetettség, aminek mértéke nem minden esetben egyezik meg a hazai természetvédelmi érték által meghatározott rangsorolással. Fontos tényező a fajok hazai helyzete, ami egyrészt az elterjedés sajátosságaiból (nagy elterjedésű – korlátozott elterjedésű), másrészt a faj gyakoriságából (gyakori – közepesen gyakori – ritka), harmadrészt a klímaváltozás esetén bekövetkező feltételezhető helyzetből (például jelentős élőhely/szaporodóhely eltűnés, fragmentálódó állományok kialakulása, a szaporodási jellegzetességek megváltozása, a jelenleg használt szaporodó hely állandósága) tevődik össze (2.10-2. táblázat).

2.10.3.2. A hazai fauna feldolgozhatósága a meglévő adatok alapján

A hazai kétéltűfajokra vonatkozó magyarországi toleranciaspektrum vizsgálatok nem ismertek, bár egyes fajoknál például a sárgahasú unkánál korábban történtek az elterjedési adatok és a meteorológiai változók között meglévő esetleges kapcsolatokra vonatkozó vizsgálatok. Ennek megfelelően a közeljövő különösen fontos feladata a meglévő klímaváltozási, talajtani. és a klímaváltozás eredményeként bekövetkező vegetációváltozásra vonatkozó előrejelzések összevetése a kétéltűek elterjedési területének változásának becslésére. Az élőhelyek átalakulása mellett fontos annak nyomonkövetése is, hogy az elterjedési területek esetleges csökkenése, feldarabolódása során az egyes fajoknak megfelelő folyosók állnak-e rendelkezésre ahhoz, hogy a megfelelő minőségű élőhelyeket kolonizálják. Ahol ez megszűnik, ott más megoldásokkal, például áttelepítéssel is elősegítendő a rendelkezésre álló optimális élőhelyek benépesítése.

A fennebb röviden vázolt előrejelzések elvégzése jelenlegi ismereteink mellett nem ad pontos előrejelzést arra vonatkozóan, hogy a különböző, elsődleges, másodlagos és harmadlagos hatások melyik kételtűfajt pontosan milyen mértékben érintik, ezért egyes kiemelt fajok illetve fajcsoportok vizsgálatával párhuzamosan szükség van az egész fauna monitorozására a kiemelt fajok/fajcsoportok vizsgálatának helyszínén, és az eredmények ismeretében egyes további fajok kiemelése is elvégezhető. Az 1. és 2. táblázat a hazai kételtűfajok klímaváltozással szemben mutatott érzékenységét összegzi. Ennek alapján kiemelt fajként/fajcsoportként kezelendő a tarajos götte fajcsoport 3 tagja (dunai götte, tarajos götte, alpesi tarajos götte), globális veszélyeztetettsége miatt a zöld levelibéka, élőhelyének sérülékenysége miatt a foltos szalamandra és a sárgahasú unka, emellett hazai ritkasága miatt az alpesi götte. Az alacsonyabban fekvő területeken a speciális igényű mocsári béka és barna ásóbéka kiegészítő fajsztintű monitorozása javasolt.

	Latin név	Magyar név	Term.véd. érték (Ft)	Élőhely Irányelv (1992)	Nemzetközi Vörös Könyv (1996)	Global Amphibian Assessm. (2004)
Caudata						
	Salamandra salamandra	foltos szalamandra	10000			
	Triturus dobrogicus	dunai götte	10000	II., IV.	X	XX
	Triturus carnifex	alpesi tarajos götte	10000	II., IV.		
	Triturus cristatus	tarajos götte	10000	II., IV.	XXX	
	Triturus vulgaris	pettyes götte	2000			
	Triturus alpestris	alpesi götte	50000			
Anura						
	Bombina bombina	vöröshasú unka	2000	II., IV.	XX	
	Bombina variegata	sárgahasú unka	10000	II., IV.		
	Pelobates fuscus	barna ásóbéka	2000	IV.		
	Bufo bufo	barna varangy	2000			
	Bufo viridis	zöld varangy	2000	IV.		
	Hyla arborea	zöld levelibéka	2000	IV.	XX	XX
	Rana arvalis	mocsári béka	2000	IV.		
	Rana dalmatina	erdei béka	2000	IV.		
	Rana temporaria	gyepi béka	10000	V.		
	Rana esculenta	kecskebéka	2000	V.		
	Rana lessonae	kis tavibéka	2000	IV.		
	Rana ridibunda	tavibéka	2000	V.		

II., IV., V. = az Élőhely Irányelv adott függelékében szereplő faj

X = data deficient

XX = near threatened

XXX = conservation dependent

2.10-1. táblázat: Magyarországi kételtűfajok (Amphibia) aktuális természetvédelmi értéke, nemzetközi védelme és globális veszélyeztetettsége

Latin név	Magyar név	Éghajlat- érzékeny- ség*	Nemzetközi term.véd. helyzet**	Hazai elterjedési terület	Hazai gyakori- ság	Hazai várható hatás***
Caudata						
Salamandra salamandra	foltos szalamandra	++	-	korlátozott	ritka	+++
Triturus dobrogicus	dunai gőte	-	+++	nagy	közepes	++
Triturus carnifex	alpesi tarajos gőte	++	++	korlátozott	ritka	+++
Triturus cristatus	tarajos gőte	++	++	korlátozott	ritka	+++
Triturus vulgaris	pettyes gőte	++	-	nagy	nagy	+
Triturus alpestris	alpesi gőte	-	-	korlátozott	ritka	+++
Anura						
Bombina bombina	vöröshasú unka	-	++	nagy	nagy	++
Bombina variegata	sárgahasú unka	-	++	korlátozott	ritka	+++
Pelobates fuscus	barna ásóbéka	-	+	nagy	nagy	+
Bufo bufo	barna varangy	+	-	nagy	nagy	+
Bufo viridis	zöld varangy	-	+	nagy	nagy	+
Hyla arborea	zöld levelibéka	-	+++	nagy	nagy	+
Rana arvalis	mocsári béka	-	+	nagy	közepes	++
Rana dalmatina	erdei béka	-	+	nagy	nagy	+
Rana temporaria	gyepi béka	+	-	korlátozott	nagy	++
Rana esculenta	kecskebéka	+	-	nagy	nagy	+
Rana lessonae	kis tavibéka	+	+	nagy	nagy	+
Rana ridibunda	tavibéka	+	-	nagy	nagy	+

*: klímaváltozásra való érzékenység ismert irodalmi adatok alapján: a faj érzékenysége nagy (+++), közepes (++) , kicsi (+), nincs adat (-)

** : az 1. táblázatban felsorolt nemzetközi egyezmények illetve szakértői értékelés alapján: a faj veszélyeztetettsége nagy (+++), közepes (++) , kicsi (+), nem veszélyeztetett (-)

***: a klímaváltozásnak az egyes fajokra gyakorolt feltételezhető hazai hatásának erőssége: nagy (+++), közepes (++) , kicsi (+)

2.10-2. táblázat: Magyarországi kétéltűfajok (Amphibia) klímaváltozással szemben mutatott érzékenysége

2.10.3.3. A védett fajok részletesebb értékelése

Magyarországon jelenleg egyetlen kétéltű kihalása sem várható az elkövetkezendő 25 évben, de ismert - például a legkisebb hazai elterjedési területű faj, az alpesi tarajos gőte esetében - aktuálisan veszélyeztetett populáció, aminek túlélését a klímaváltozás döntően befolyásolja. Ennek hatását nehéz előre jelezni, de a fragmentált élőhelyeken élő, egyre izoláltabbá váló populációk hosszú távú túlélése kérdéses. Különösen lényeges elemei lehetnek ennek a folyamatnak a szaporodóhelyek egyre hosszabb időre történő kiszáradása valamint a hosszú aszályos időszakok, amelyek a kétéltűek - például a monitorozásra javasolt tarajos gőte fajcsoport tagjainak - túlélését erősen megnehezítik (Edgar & Bird, 2006, Kalezić & Dzukic, 2001). Az előzőekben összegzett tények alapján a kétéltű közösségek klímaváltozással kapcsolatos általános monitorozása mellett (a jelenleg rendelkezésre álló külföldi adatok jelentős része gyakori fajokra, például a barna varangyra vonatkozik, ezért ez mindenképpen fontos része a monitorozásnak) a foltos szalamandra, a tarajos gőte fajcsoport 3 tagja (dunai gőte, tarajos gőte, alpesi tarajos gőte), az alpesi gőte, a sárgahasú unka, a zöld levelibéka valamint a mocsári béka és barna ásóbéka fajszintű monitorozása javasolt. Az alábbiakban Puky és munkatársai (2005) munkája alapján a fajok természetvédelmi helyzetét összegezzük.

Foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*)

A foltos szalamandra Magyarországon korlátozott elterjedési területű faj, amely spanyolországi vizsgálatok szerint kiemelten érzékeny a klíma változásával együttjáró átalakulásokra (Bosch et al., 2006). A populációk eltűnésének hátterében az esetek 80-90%-ában az élőhelyek tönkretételével kapcsolatos okok állnak. Az élőhelyek fragmentációja gyakran az állományok méretének csökkenéséhez, kihaláshoz vezet, mert az egymástól izolált kis méretű populációk jóval érzékenyebbek a sztochasztikus hatásokra. Emellett az erdészeti tevékenység is fontos hatással van a foltos szalamandra populációkra. Hazánkban elsősorban a források, patakok kiszáradása, a források helytelen kialakítása és a begyűjtés veszélyezteti, de a faj túléléséhez a helyes erdészeti kezelés - például a tarvágások elkerülése - is fontos. A klíma változása a felsorolt okok jelentős részével kapcsolatban áll, ezért a faj monitorozása javasolt.

Tarajos göte fajcsoport (*Triturus cristatus* agg.)

A kétéltűek számára kedvezőtlenebbé váló környezeti feltételek mellett a tarajos göte fajcsoport tagjai az elsőként kipusztuló fajok között vannak. Vizes élőhelyeinek szennyezése, tönkretétele, a megnövekedett halállomány és a szárazföldi rejtékhelyek eltűnése miatt fennmaradása az elterjedési területe nagy részén veszélyeztetett, ezért az élőhely vízi és szárazföldi részének egyidejű védelme szükséges. A klímaváltozás a fajcsoportot fokozottan érinti, szaporodóhelyeinek egyre hosszabb időre történő kiszáradása valamint a hosszú aszályos időszakok nagy területeken vezethetnek a faj eltűnéséhez (Edgar & Bird, 2006, Kalezić & Dzukic, 2001). Ráadásul egyes hazai populációi - például a Kőszeg melletti alpesi tarajosgöte állomány - aktuálisan veszélyeztetettek. Nemzetközi szempontból különösen a dunai göte megóvása fontos, mert a faj világállományának legalább 30-50%-a Magyarországon él.

Alpesi göte (*Triturus alpestris*)

Az alpesi göte Magyarországon a legnagyobb természetvédelmi értékkel besorolt kétéltű. A legnagyobb veszélyt a szaporodóhelyek megszűnése jelenti a faj számára, de a haltelepítés is a megfogyatkozását idézi elő. A különböző emberi (élőhely tönkretétel, szennyezés, erdei utakon zajló forgalom) és természetes hatások (pl. aszályos időjárás) mellett az alpesi göte peremhelyzetben lévő egyes hazai állományait a kis populációméretekből adódó beltenyésztettség is veszélyezteti. Megoldást jelenthet új, időszakosan kiszáradó szaporodóhelyek létesítése, amelyeket az alpesi gőték hajlandóak elfoglalni. Az alpesi göte védelmére fajvédelmi program folyik. Ennek keretében a klímaváltozás hatását ellensúlyozandó új élőhelyek létesítésére is sor került, ami a jövőben is folytatandó stratégia.

Sárgahasú unka (*Bombina variegata*)

A sárgahasú unka pionír faj, az élőhelyek tönkretétele az elterjedési területe egy részén fenyegeti a populációk hosszú távú túlélését. Magyarországon korlátozott elterjedésű és az egyes populációk mérete sem túl nagy, egyes területeken új élőhelyek kialakítása és megfelelő kezelése lenne célszerű a populációk fennmaradásának biztosítására. A klímaváltozás a faj túlélését elsősorban a szaporodóhelyek kiszáradásán keresztül befolyásolhatja.

Zöld levelibéka (*Hyla arborea*)

A nemzetközileg kiemelten védett zöld levelibéka a kétéltűek számára kedvezőtlenebbé váló környezeti feltételek például élőhelydegradáció, szaporodóhely beárnyékosodás, fokozódó urbanizáció mellett ez az egyik elsőként kipusztuló faj. A vizek kémiai összetételére fokozottan érzékeny, szennyezés hatására ebihalai más kétéltűeknél gyorsabban pusztulnak el.

A zöld levelibéka fennmaradása szempontjából a szaporodóhelyül szolgáló vizek és a szárazföldi élőhelyek tönkretétele, fokozott növényvédő szer és műtrágyahasználat valamint a nagy egyedsűrűségű halállomány jelentik a legnagyobb problémát, a klímaváltozás elsősorban a szaporodóhelyül szolgáló vizek állapotán keresztül befolyásolhatja a túlélését.

Barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*)

A barna ásóbéka Európában csökkenő elterjedési területű faj, amit különösen két tulajdonsága tesz veszélyeztetetté. Egyrészt speciális szaporodóhelyet és szárazföldi élőhelyet igényel másrészt nagy helyhűség jellemzi, ezért új élőhelyeket természetes úton más kételtűfajoknál jóval kisebb arányban kolonizál. A barna ásóbéka megfogyatkozásában a szaporodóhelyül szolgálóvizek feltöltése, szennyezése, a vizek kiszáradása is szerepet játszik. Ahogy azt többek között a Naplás-tónál mért több mint 10 éves adatsor is bizonyítja, a faj Közép-Európa egyes részein is erősen megfogyatkozott, de az Alföld egyes területein tömeges, ezért állományváltozása az ország alacsonyabban fekvő területein felhasználható a klímaváltozás – elsősorban vizekre kifejtett - hatásának monitorozására.

Mocsári béka (*Rana arvalis*)

Nagy helyhűségű, kis mozgáskörzetű, speciális élőhelyigényű faj. Az élőhelyek megszűnése, szennyezése, degradációja lokálisan veszélyezteti. Monitorozása elsősorban lápokon és a Tisza mentén javasolt, különös tekintettel a már rendelkezésre álló adatsorokra.

Záró javaslatként azt is fontos megállapítani, hogy – hasonlóan ahhoz, ahogy az az alpesi götte esetén nemzetközileg történik – a folszerű hazai elterjedési területű fajok areájának eltérő régiói különböző természetvédelmi egységeként kezelendők (Pabijan et al., 2005), monitorozásuk ennek megfelelően valamennyi nagyobb elterjedési területre kiterjesztendő.

2.10.4. A jövő kutatási feladatai, a monitorozás módszerei

A kételtűek monitorozásával több nemzetközi kézikönyv foglalkozik. A módszertan finomítása jelenleg is zajlik, amit újabb ilyen jellegű munkák megjelenése mutat. A jelenleg a Nemzeti Biomonitorozó Rendszerben alkalmazott módszerek ezeket az előírásokat csak részben követik, ennek korrekciója mindenképpen szükséges. Ugyancsak átgondolást igényel a kiválasztott területek elhelyezkedése és sürgető a hosszú távú adatokat tartalmazó adatbázisok összegzése.

A fentieknek megfelelően - az esetleges pénzügyi nehézségek leküzdésén túl - további feltételek megteremtése is szükséges az igazán hatékony jövőbeli monitorozáshoz, kutatáshoz.

2.11. Madarak

Batáry Péter, Báldi András, Bankovics Attila

2.11.1. Már megfigyelt változások

2.11.1.1. Fajok elterjedésének változásai

A fajok elterjedésének változásai alatt több dolgot is érthetünk, ilyen lehet a korábbi elterjedési területüknek a szűkülése vagy bővülése, de ide tartozik az elterjedési terület eltolódása is. Szintén itt lehet beszélni a magassági elterjedés változásáról is hegységek kapcsán. Általánosságban elmondható, hogy a fajok északi elterjedési határát inkább abiotikus faktorok, mint az alacsony hőmérséklet limitálják (Böhning-Gaese & Lemoine, 2004). A déli elterjedési határakat pedig inkább klimatikus tényezők határozzák meg, mint a hó és a vízhiány, illetve különböző biotikus tényezők a nedves területeken (Böhning-Gaese & Lemoine, 2004).

Miután madarakra viszonylag „bőségesen” áll rendelkezésre a klímaváltozás kapcsán elterjedési változásokat bemutató irodalom, ezért két áttekintő vizsgálat kerül részletesebb bemutatásra. Az első vizsgálat (Croxall et al., 2002) hazánktól meglehetősen távol, az Antarktisz esetén tekint át három madárfaj elterjedésében bekövetkező változásokat. Legfőképpen azzal indokolható ennek a cikknek a kiválasztása, hogy ezen a kontinensen (és természetesen az Északi-sarkon) a legszembetűnőbb a klímaváltozás hatása (léghőmérséklet emelkedése és a jégtakaró olvadása), és a legkisebbek az egyéb antropogén hatások, így itt követhetőek a „legtisztábban”, más humán hatásoktól mentesen a globális felmelegedés hatásai. A másik áttekintő vizsgálat (Crick, 2004) a fajok elterjedésének változása mellett több más területet is áttekint (fenológiai változások, demográfiai faktorban bekövetkezett változások, populációs változások, valamint a klímaváltozás hatása a természetes szelekcióra), azonban az elterjedésekről elsősorban európai példákat prezentál. Itt azonban mindenképpen meg kell jegyezni, hogy az elmúlt néhány évtizedben Nyugat-Európában egy drámai csökkenés következett be az énekesmadár populációk állományában, mely legfőképp a rendkívül intenzív mezőgazdaság számlájára írható (Donald et al., 2001). Tehát az európai kontinensen számos „zavaró” antropogén tényező nehezíti a klímaváltozás hatásainak vizsgálatát. Az alábbiakban a két áttekintő vizsgálatban hivatkozott irodalmak nem kerülnek külön megemlítésre.

Az antarktisi tengeri ökoszisztémákat is érték és érik jelentős emberi zavarások (Croxall et al., 2002). Ez alatt elmúlt két évszázadban az intenzív vadászatot és halászatot kell érteni, ami leginkább a csúcsragadozókat érintette. Ez a tevékenység szinte eltűntette az antarktisi medvefókat (*Arctocephalus gazella*), számos helyről a pingvineket és a legtöbb bálnafajt. Ez végül számos halfaj állományának túlhalászásához, és végül azok összeomlásához vezetett. Mindemellett a jégtakaró kiterjedésének és méretének hatásai néhány antarktisi madárfaj elterjedésére és ökológiájára szolgáltatják a klímaváltozás leginkább elfogadható eredményeit. Ugyanis ez a három madárfaj, az Adélie-pingvin (*Pygoscelis adeliae*), a császárpingvin (*Aptenodytes forsteri*) és a hóhojsza (*Pagodroma nivea*) a leginkább „jégfüggő” az antarktisi madárfajok közül.

Az Adélie-pingvin az egész Antarktisz körül megtalálható. Annak ellenére, hogy hómentes helyekre van szüksége a fészkeléshez, minden más pingvinfajnál délebbre költ. Télen a parti jégtakarón élnek a nyílt tengertől száz kilométeres távolságon belül, az antarktisi krill és kisebb halakat fogyasztanak. Nyáron kizárólag krillrel táplálkoznak, s ekkor a jégtakaró kései feltörése jelentősen befolyásolhatja a fészkelési sikert. Az 1960-as évekig a

Ross-tengeren a jégtakaró állandó és kiterjedt volt. Ez alatt az Adélie-pingvin populációk stabilak voltak. Azonban amikor a hőmérséklet emelkedett és a jégtakaró csökkent az 1970-es években, a populációk növekedésnek indultak. Míg 1979 óta a populációs trend megfordult, s azóta negatívan korrelál a jégtakaró méretével. Tehát ma a jégtakaró kiterjedése pozitív összefüggésben áll a szaporodási sikerrel, mivel azokban az években, amikor nagyobb a jégtakaró kiterjedése nagyobb a táplálék (krill) elérhetősége.

A császárpingvin arról „híres”, hogy minden sarki madár közül a leginkább adaptálódott a rendkívüli környezethez. A jeges antarktiszi tél során költenek, így fiókáik még a jég feltörése, a legbőségesebb időszak előtt kikelhetnek (szintén krillt és halakat fogyasztanak). A császárpingvin populációk az 1970-es évek közepéig stabilak voltak, de ezt egy gyors állománycsökkenés követte 1982-ig. Azóta az állomány az 1960-as évekhez mérten, az akkori állomány méretének fele körül fluktuál. Ez az óriási csökkenés az adult madarak túlélésének változására vezethető vissza. Az adultak túlélése erősen pozitívan korrelált azokkal az évekkel, amikor a jégtakaró nagy kiterjedésű volt, és erősen negatívan azokkal, amikor meleg tengerfelszíni hőmérsékleteket mértek. Ezt a folyamatot valószínűleg a táplálék elérhetősége befolyásolja.

A hóhojsza leginkább „jégfüggő”, repülő tengeri madár. Nyáron krillt és halakat fogyaszt, télen szélesebb a táplálékspektruma. 1973 és 1999 közötti adatsor elemzése azt mutatta, hogy a legkevesebb madár azokban az években költött, amikor a téli jégtakaró (július) nagy volt. Ezzel szemben a teljes költési siker és a fiókakondíció azokban az években volt a legjobb, amikor az előző évi téli jégtakaró kiterjedése nagy volt.

Crick (2004) az áttekintő munkájában arra hívja fel a figyelmet, hogy a déli elterjedésű fajok északi irányba történő terjedését firtató feltevéseket nehéz igazolni. Számos potenciálisan zavaró tényező létezik, melyek mind befolyásolhatják a madarak elterjedését. Ennek ellenére a bujkáló poszáta (*Sylvia undata*) 1960-as évek óta tartó, nagy-britániai, északi irányú expanziója valószínűleg a komoly telek hiányával hozható összefüggésbe.

Szintúgy Crick (2004) áttekintéséből tudhatjuk meg, hogy az elterjedésbeli változásokat a megfelelő élőhelyek ismételt, nagyléptékű mintavételével követhetjük a legjobban. Ez gyakorlatban nagyjából meg is valósult az Egyesült Királyságban a Brit Madártani Társaság (BTO, British Trust for Ornithology) önkénteseinek jóvoltából. A Brit-szigeteken az önkéntesek által gyűjtött adatokból két madáratlasz is létrejött a múlt században (1968–72 és 1988–91), melyek összehasonlításával képet kaphatunk a globális változások hatásairól. A 10×10 km-es négyzetláncokból álló atlaszok tíz legészakibb négyzetét hasonlították össze a délebbiekkel 59 költő faj esetén, illetve fordítva, a tíz legdélebbit is összevetették az északiabbakkal 42 faj esetén. Azt találták, hogy a déli fajok északi elterjedésének a határa a két időszak között 19 km-rel északabbra tolódott (részletesebben ld. Thomas & Lennon, 1999). Az északi fajok esetében a déli elterjedési határnál nem mutattak ki eltolódást. Konklúzióként úgy gondolják, hogy a déli fajok északi irányú expanzióját leginkább a klímaváltozás magyarázhatja.

E fejezet bevezetésében említésre került, hogy a magasságbeli eltoldások is összefüggésbe hozhatóak a felmelegedéssel, melyre az egyik legjobb példa a costa rica-i hegyi köderdők esete. A hőmérséklet növekedésével a köderdők átlagos magassága a hegyeken magasabbra tolódott, s így a korábbi köderdők területeit alacsonyabb magasságokon élő madarak kolonizálták.

Végül egy röviden bemutatásra kerülő, megdöbbentő esettanulmány zárja ezt a fejezetet (Veit et al., 1997). A kaliforniai áramlási rendszerben élő szürke vészmadárról (*Puffinus griseus*) 1987 és 1994 közötti vizsgálat azt mutatja, hogy ezen időszak alatt e madárfaj állománya 90 %-kal csökkent. Ez a csökkenés erősen negatívan korrelál a tenger

hőmérsékletének emelkedésével. Hozzá kell tenni, hogy a szürke vészmadár az áramlat (nyáron) domináns faja, s az 1970-es években mintegy ötmillióra becsülték az egyedszámát.

A globális klímaváltozás hatására hazánkban szárazodás várható, mely jelentős mértékben érintheti a vizes élőhelyek, illetve szikes és homok puszták értékes madárfaunáját (lásd a 2.11.4.3 fejezetben az egyes fajok értékelését). A kifejezetten ezen élőhelyeken fészkelő madárfajok esetén várható csökkenés a költőállományban, azonban az ezeken a területeken megpihenő vonuló állományokat és a telelőállományokat is érinthetik a klímaváltozás hatásai. Bizonyos fajoknak, például az elsősorban mediterrán elterjedésű, és száraz élőhelyeket igénylő fajokra kedvezően hathat a felmelegedés.

2.11.1.2. Közösségek átrendeződése

Közösségek átrendeződéséről már jóval kevesebb vizsgálat áll rendelkezésre, mint az egyes fajok elterjedésének változásáról. Az alábbi fejezetben két esettanulmány kerül bemutatásra, az egyik egy észak-amerikai, a másik egy európai vizsgálat.

Hyrenbach & Veit (2003) a kaliforniai tengeráramlat madárvilágán vizsgálták a klímaváltozás hatásait. A XX. század második felében Észak-Amerika nyugati partvidékén az óceán produktivitásának csökkenését és a fajösszetételben bekövetkezett változásokat a kaliforniai tengeráramlat egyidejű melegedésének tulajdonítják. 1987 májusa és 1998 szeptember közötti, hosszútávú vizsgálatuk a különböző táplálkozási guildek relatív fontosságára és a fajösszetételre irányul a dél-kaliforniai hideg és meleg vizekkel összefüggésben. Amellett, hogy a madarak gyakoriságában és biomasszájában összességében csökkenést írtak le, változást találtak a melegvízi és hidegvízi közösségek, valamint a táplálkozási guildek összetételében. A vizsgálatok kezdő (1987–90) és végső (1995–98) periódusa között a melegvízi fajok gyakorisága növekedett, míg a hidegvízi fajok gyakorisága csökkent. Az alábukva táplálkozó fajok gyakorisága szintén csökkenést mutatott, míg azoknál a fajoknál, melyek a felszínen táplálkoznak illetve a vízbe a levegőből a táplálék után „fejest ugranak”, mind az abundanciájukban, mind a biomasszájukban növekedést találtak. Ezek a közösségszintű változások a fajok elterjedésének északra húzódásával és az óceán produktivitásának csökkenésével hozhatók összefüggésbe, melyek a globális felmelegedés következményei.

A növekvő téli hőmérséklet csökkenést okozhat a vonuló madarak számában. Tavasszal a költőhelyükre visszatérő vonuló madarak a különböző forrásokon osztoznak az áttelelő madárfajokkal. A kevésbé zord téli időjárási viszonyok hozzájárulnak az áttelelők túlélési rátájának a növeléséhez, mely a telet túlélő áttelelő egyedek nagyobb számához vezet. Amennyiben diffúz kompetíció áll fenn a vonuló és az áttelelő madarak között, akkor ez a vonulók számára kevesebb forráshoz kell vezessen. Ezt a kérdéskört vizsgálta Lemoine & Böhning-Gaese 2003-as tanulmányukban. Tehát hipotézisük szerint, a meleg telek alapján várható, hogy a hosszútávú vonulók egyedszáma csökken, míg az áttelelők – melyek profitálnak az enyhébb télből – egyedszáma nő, és felelősek a vonulókra ható növekvő kompetíciós nyomásért. Hogy tanulmányozzák a globális klímaváltozás potenciális hatásait a vonuló madárfajokon, Európa négyzetrácsokra (100×100 km, 595-öt vizsgáltak) osztott területén korreláltatták a szárazföldi madarak fajszerkezetét és a hosszútávú, rövidtávú vonulókat, valamint az áttelelők számát és arányát. A madáradatokat a „European Bird Census Council’s (EBCC)” európai költőmadarak atlaszából vették Hagemeyer and Blair (1997), és két számlálási periódust használtak (1980–1981 és 1990–1992). Az atlasz Európa összes költő madárfajának elterjedési adatait tartalmazza 50×50 km-es négyzetrácsok alapján. A statisztikai elemezhetőség kedvéért 595 darab 100×100 km-es rácsba vonták össze az adatokat. A téli és a költési időszak alatt a következő éghajlati adatokat vették figyelembe: a leghidegebb hónap átlaghőmérséklete, az átlagos tavaszi hőmérséklet és csapadékmennyiség.

Minden egyes négyzetlátra kiszámolták az összes szárazföldi költőfaj számát és a hosszútávú, rövidtávú vonulók, valamint az áttelelők számát és arányát. Hosszútávú vonulóknak azokat a fajokat tekintették, melyek rendszeresen a költőterületeiktől délre telelnek, s a telelőterületeik elterjedésének középpontja a Szaharától illetve a Pakisztán-India határvonalától délre található. Rövidtávú vonulónak számítottak azok a fajok, melyek a költőterületeiktől délre, azonban az előbb említett határvonalaktól északra telelnek. Vizsgálatuk összesen 300 szárazföldi madárfajon alapul, melyek közül 108 bizonyult hosszútávú vonulónak, 80 rövidtávú vonulónak, míg 112 áttelelőnek. A hipotézisüknek megfelelően a hosszútávú vonulók száma és aránya csökkenést mutatott a téli hőmérséklet növekedésével, a tavaszi hőmérséklet csökkenésével és a tavasz csapadékmennyiség növekedésével. A rövidtávú vonulók és az áttelelők száma és aránya növekedett a leghidegebb hónap hőmérsékletének növekedésével.

A klímaváltozás közösségi szinten várható hatásairól hazánk madárfaunája esetén azt várhatjuk, hogy a szárazabb élőhelyeket kedvelő fajok előre törnek a nedvesebb élőhelyigényű fajokkal szemben.

2.11.1.3. Fenológia

Meglehetősen bőséges irodalom halmozódott fel az utóbbi években arról, hogy a madarak a klímaváltozás következtében korábban kezdik el a költést, illetve a vonuló madárfajok korábban érkeznek meg a költőterületeikre (ld. Visser & Both (2005) áttekintő cikkét). Ez az a két terület, amelyek esetében a legerősebben bizonyított a klímaváltozás hatásának a ténye. Az előbb említett áttekintő tanulmány szerint a költés a madarak életciklusának legköltségesebb időszaka, melynek a táplálék abundanciájával való szinkronitása kulcskérdés. Az egyik legjobban vizsgált fenológia, a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) – kis téliaraszoló (*Ophoptera brumata*) – széncinege (*Parus major*) tápláléklánc rendszere, mely mintapéldája az egész erdei rovarfogyasztó énekesmadár csoportnak. Ezek a fajok főleg hernyókkal táplálják a fiókaikat, melyek csak viszonylag rövid időszak alatt érhetőek el nagyobb mennyiségben tavasszal. Ez tehát egy tiszta szelekciós nyomást feltételez a reprodukciós időszak időzítésén: a szaporodási (pontosabban a fiókaetetés) időszakukat a hernyók abundanciájának a csúcsához kell igazítaniuk. Amennyiben ennél korábban vagy később raknának tojásokat, úgy kevesebb és gyengébb kondíciójú utódokat röpténe ki. Ami a madarárvonulások fenológiáját illeti az indulási, az átvonulási és megpihenési és az érkezési dátumok is mind-mind előbbre csúsztak különösen a rövid- és középtávú vonuló fajok esetén. Ahhoz, hogy ezek a fajok túléljenek, a vonulás időzítésének és sebességének egybe kell esnie nem csak a pihenőhelyeken, hanem a költőterületeken is a táplálékforrások fenológiájával. Az alábbiakban mindkét fenológiai esetre egy-egy példát mutatunk be röviden.

A költés fenológiáját Both és munkatársai (2004) vizsgálták 25 európai (köztük magyar), hosszútávú tanulmányozott légykapó (*Ficedula hypoleuca* és *F. albicollis*) populáció esetén. 23 adatsor a kormos légykapóra (*F. hypoleuca*) vonatkozott, míg kettő az örvös légykapóra (*F. albicollis*). Mindkét odúlakó faj költ Európai erdeiben, és a trópusi Afrikában telelnek. Összesen körül-belül 40 ezer fészek adatait elemezték. Eredményeik szerint azoknál a populációk volt megfigyelhető a fészkelés kezdetének korábbra tevődése, melyek a kontinens azon részein találhatóak, ahol nagyobb hőmérsékletemelkedés következett be a klímaváltozás miatt. Meg kell jegyezni azonban, hogy a magyar populáció esetén nem találtak szignifikáns összefüggést a költéskezdet és a klímaváltozás között.

Sparks és munkatársai (2005) három faj, a fitiszfüzike (*Phylloscopus trochilus*), a csilpcsalpfüzike (*P. collybita*) és a kormos légykapó (*F. hypoleuca*) tavaszi vonulásának eloszlását vizsgálták négy országban, Angliában, Németországban, Oroszországban (két

helyszín) és Finnországban. Mindhárom faj esetén több mint húszéves adatsorok álltak rendelkezésre. Azt találták mindegyik vizsgálati helyszínen mindhárom faj esetén, hogy a költőhelyre érkezések szignifikánsan korábbra helyeződtek. Ezen kívül még azt kapták, hogy az első megérkezés dátuma (az a nap, amikor az adott fajt a költőterületen az adott évben először látták vagy megfogták), melyet a legtöbbször használnak az irodalom szerint, bár pozitívan korrelált az átlagos érkezések dátumával, mégsem jó prediktora annak.

A vonulás fenológiáját hazánkban Miholcsa & Csörgő (2007) tanulmányozták. Vizsgálataikat az Ócsai Madárvárta Egyesület madárvártáján standardizált feltételek mellett 1987-2004 között befogott transz-szaharai, hosszú-távú vonuló nádiposzáta (*Acrocephalus*) és tücsökmadár fajok (*Locustella*) őszi vonulási adatai alapján végezték. Azt találták, hogy a nagyon közeli rokon fajok az éghajlatváltozásra különböző irányban és mértékben reagáltak. A korábban vonuló fajok egyre korábban, míg a későbbben vonulók egyre későbbben vonulnak. Szignifikáns változást egyaránt találtak a vonulás időzítésének évenkénti alakulásánál és az augusztusi átlaghőmérsékletek függvényében is. Az okokat szerintük az eltérő vonulási és vedlési stratégiájukban kereshetjük.

Hazánk esetében a klímaváltozás hatására azt várhatjuk, hogy csökkenhet a hosszútávú vonulók aránya a nem vonuló és a rövidtávú vonuló fajokhoz képest, miután ez utóbbi két csoport életciklusát a vonulást befolyásoló fenológiai változások nem vagy kevésbé érintik.

2.11.2. Előrejelzések

2.11.2.1. Fajok elterjedésének változásai

A klímaváltozás hatására elterjedési változásokat jósoló modellek a különböző fajok egyedi válaszait összesítve azt mutatják, hogy az elterjedési területek gyakrabban húzódnak össze, mint sem kiterjednének (Böhning-Gaese & Lemoine, 2004). A mérsékelt övben megfigyelt elterjedési eltoldások az északi elterjedési határokon északi irányúak, míg a déli elterjedési határokon nincsen állandó trend. Modellezéses vizsgálatra akad pár példa, ebben a fejezetben két észak-amerikai és egy angliai vizsgálat kerül bemutatásra.

Peterson és munkatársai (2001) egy kvantitatív módszertani munka keretében nyolc, Mexikóban honos hokkófaj elterjedését modellezték a klímaváltozás tükrében. Ez a madárcsalád (hokkófélék, Cracidae), melybe fácánnagyságú, rovarokkal és gyümölcsökkel táplálkozó madarak tartoznak, különleges érdeklődésnek örvend, mivel a fajaik veszélyeztetettek, általában kis elterjedési területűek és számos élőhelytípusban előfordulnak. A terjedési képességüket különböző feltételekkel figyelembe vevő modellekben vizsgálták a fajok elterjedésének változásait. Semminemű terjedést feltételezve, mely a különösen élőhely-specialista és így helyhez kötött fajokra jellemző, az ilyen fajok esetén a klímaváltozás után jósolt elterjedésének és a jelenlegi elterjedésüknek a metszetét vették figyelembe. Ez az eljárás megmutatja azokat a jelenlegi élőhelyeket, melyek a modellezett klímaváltozás „után” is élőhelynek tekinthetőek. Az elterjedési spektrum másik végét tekintve, egyenletes terjedési képességet feltételezve (azaz a faj minden megfelelő élőhelyen előfordulhat bárhol Mexikóban), összevetették a jósolt megfelelő élőhelyek teljes területét a jelenlegi és a megváltozott klímaszenáriókkal. Általában a modellezés azt mutatta, hogy lényeges elterjedésbeli eltolódások vannak a fajok elterjedésében, és nagymértékben átrendezőnek a lakható vs. nem lakható területek. Az elterjedési területek eltoldása az északi és a déli határokon volt a legkifejezettebb, de egyik irányban sem volt nagyobb, mint a másikban. Néhány fajnál csak enyhe, míg másoknál drasztikus elterjedésbeli eltolódásokat jósoltak. Például a nagy hokkóra (*Crax rubra*) készített modell szerint, ez a faj csak finom elterjedési terület igazításon fog átesni: a terjedési képesség hiányát feltételezve 3,3–7,1 %-os csökkenés, míg tökéletes terjedési képességet feltételezve 9,5–11,0 %-os növekedés várható. Ezzel szemben a szarvas

hokkó (*Oreophasis derbianus*) esetén, függetlenül, hogy melyik feltételről van szó, a modell drasztikus elterjedési csökkenést jósol: a terjedési képesség hiányát feltételezve 86,0–89,3 %-os, míg tökéletes terjedés feltételezésével 73,3–85,3 %-os csökkenés várható. Ez a faj valószínűleg olyan súlyos fragmentációs hatásoknak lesz kitéve, hogy a kipusztulására nagy az esély.

Peterson (2003) egy másik munkájában a Sziklás-hegység és a Great Plains madárvilágán modellezte a klímaváltozás hatásait. A két területnek megfelelően 26 kizárólag hegyi és 19 szigorúan síksági faj elterjedésére készített modelleket különböző általános cirkulációs modell szcenáriók alapján a következő 50 évre vonatkozóan. Az egyes fajok potenciális elterjedéseit modellezve a finom változások mellett drasztikust is talált. Például az szürke vizirigó (*Cinclus mexicanus*) az elterjedési területének várhatóan nagy részét megtartja az elterjedési területének határain való finom visszahúzóással, sőt az észak-nyugati határon expanzióval. Ezzel szemben a Baird-verébsármány (*Ammodramus bairdi*) várhatóan visszahúzódik az elterjedési területének nagy részéről csak a déli és középső területek őrizve meg jelentősebb területeket. Mindemellett a hegyi és síkvidéki fajok elterjedésében jelentős különbséget talált a modellek alapján: a síkvidéki fajokat várhatóan sokkal erősebben érinti a klímaváltozás, jelentősen csökkenhet a megfelelő élőhelyek területe (a terjedési képesség hiányát feltételezve 35 %-os csökkenés várható), és azok drámai északra toldása várható (a terjedési képesség hiányát feltételezve az elterjedési terület középpontjainak 0–400 km-es északra toldása). Míg a hegyvidéki fajok várhatóan vagy megtartják a jelenlegi elterjedési területeiket vagy akár még növelhetik is azt.

Durell és munkatársai (2006) egyed alapú modelleket készítettek a dél-angliai Poolei-öböl öt partimadár fajának vizsgálatára: havasi partfutó (*Calidris alpina*), piros lábú cankó (*Tringa totanus*), nagy goda (*Limosa limosa*), csigaforgató (*Haematopus ostralegus*) és nagy póling (*Numenius arquata*). A klímaváltozás lehetséges hatásait szimulálták, vagyis az átlagos napi hőmérséklet növekedését, az eláradás növekedő esélyeit és a növekvő tengerszintet vizsgálták. A modellekben figyelembe vették minden egyes egyed helyét, viselkedését és sorsát a populációkban, és beépítettek még táplálkozásbeli és kompetíciós képességbeli egyedi különbségeket is. A modell megjósolja, hogy az egyes madáregyedek hogyan reagálnak a környezeti változásokra, melyek a táplálkozóhelyek kiterjedésének változásában, a fogyasztott tápláléktípusban és a táplálkozási idő változásában nyilvánul meg. A partimadarak túlélését nem befolyásolta a napi átlagos hőmérséklet emelkedése. Azonban mind az öt faj visszahúzóást mutatott a hőmérséklet csökkenésével. A csigaforgató és a póling különösen érzékeny volt a hőmérsékletcsökkenésre. Az elérhető élőhelyfoltok csökkenése drámai hatással volt a partimadarak túlélésére. A tengerszint „csak” 10 cm-el való emelkedése az összes faj túlélését csökkentette, míg 40 cm-es tengerszintemelkedés mind az öt faj kihalásához vezetne.

Ilyen elemzések hazánk faunájára még nem készültek, azonban meg kell állapítsuk, hogy számos adatbázis áll rendelkezésre ilyen vizsgálatokhoz (lásd 2.11.3 fejezet), melyek a természetvédelem számára rendkívül fontos projekciókat szolgálhatnak.

2.11.2.2. Közösségek átrendeződése

Erre a témára alig áll rendelkezésre irodalom. Az itt bemutatásra kerülő első vizsgálat tulajdonképpen egy módszertani cikk Ausztráliából. A második vizsgálat európai adatokon alapul, s elsőként hasonlítja össze a modelleket valós adatokkal madárközösségekben (a klímaváltozás miatt) bekövetkezett összetételbeli változások alapján.

A klímaváltozás hatására fajok elterjedésbeli változását vizsgáló kutatások ez ideig inkább a pólusok irányba történő elmozdulást vizsgálták, és jóval kevésbé a hegységeken a

csúcs irányába való elmozdulásokat. Holott a hegytetőkön élő fajokat a globális felmelegedés még inkább fenyegeti, hiszen sok esetben ezeknek a fajoknak az észak-déli irányú terjedésük korlátozott. Shoo és munkatársai (2006) észak-kelet ausztráliai esőerdei madárfajok közösségein vizsgálták, hogy hogyan lehet hatékonyan detektálni a magasságbeli elterjedési változásokat. A nagyfelbontású adatok, melyekre a modelleket készítették, transzektek menti számlálásokon alapulnak. Tulajdonképpen azt akarták meghatározni, hogy mi a hatékony mintavételi ráfordítás a minimum kimutatható elterjedési eltolódás kimutatására három, különböző magasságbeli pozíció mérésekor (az elterjedési terület alsó illetve felső határán, valamint az átlagos magasságban). 96 felmérés esetén 34 fajt vizsgálva azt találták, hogy az átlagos magasság mérésekor akár már 40 m-es eltolódás is kimutatható a madárközösségekben.

Lemoine és munkatársai (2007) egy újabb munkájukban azt vizsgálták, hogy a madárközösségek fajösszetételében bekövetkezett változások kapcsolatba hozhatóak-e a klímaváltozással. Ahhoz, hogy az időbeli változások hatásait a költő madárfajok közösségein vizsgálni tudják, az eddig megfigyelt változásokat vetették össze a klímaváltozás alapján várható közösségbeli változásokkal Európa 21 területén (ezek között hazánk nem, de például Szlovákia szerepel). A madáradatok és mintavételi helyek kiválasztásának a szempontjai a következők voltak. Először a 100*100 km-es négyzetekben a korábban említett madáratlasz alapján kiválasztották azokat a területeket, ahol rendelkezésre állnak fajlisták (Lemoine & Böhning-Gaese (2003), 595 négyzetrács, ld. 1.a.2.), másodszer pedig olyan négyzetrácsokat választottak, ahol két meghatározott időszakból álltak rendelkezésre különböző madárszámlálós vizsgálatokon alapuló madárfajlisták. Ezek a feltételek 21 vizsgálati helyszín esetén teljesültek, melyek Európa jelentős nagyjából egyenletes részét fedték. Minden egyes helyre kiszámolták a két időszak között a megfigyelt változásokat a hosszútávú, rövidtávú és áttelelő fajok arányaiban. A megfigyelt és a várható közösség összetételbeli változások vizsgálatához, kiszámolták a várható változásokat ugyanezen arányokban ugyanazonokon a területeken (Lemoine & Böhning-Gaese, 2003). A várható változásokat a madárközösségek összetétele és a klíma állapotok közötti térbeli kapcsolatból és a megfigyelt különböző klimatikus paraméterek (ld. 1.a.2., Lemoine & Böhning-Gaese (2003)) változásaiból számolták ki a 21 terület két madárszámlálási periódusára. A hosszútávú vonuló fajok esetén a megfigyelt változások szignifikánsan negatívabbak, mint a modell által jósoltak, a rövidtávú vonulók esetén pedig a megfigyelt változások szignifikánsan pozitívabbak a várhatóaknál. Végül az áttelelő fajok esetén a megfigyelt változások marginálisan pozitívabbak, mint azt a térbeli regressziós modellek alapján várnánk. Meg kell jegyezni még azt is, hogy a modellekben vizsgálták a zavaró hatásokat is, mint például a földhasználatban való változásokat, de azok nem bizonyultak szignifikánsnak. Három éghajlatváltozási forgatókönyvet (Mitchell et al. 2004) megvizsgálva azt tapasztalták, hogy mindhárom esetben érdekes módon a hosszútávú vonulók gyenge növekedése várható Európa nagy részén, különösen a dél-európai területeken, különösen Portugáliában és Spanyolországban. A rövidtávú vonulók számára eredményeik egész Európában csökkenést vetítenek előre, mely különösen Skandináviában és az Ibériai félszigeten lesz jellemző.

Úgy gondoljuk, hogy a bőséges hazai adatforrások (lásd a következő fejezetet) akár a közösségi szintű modellezéses vizsgálatok lehetőségeit is magukban foglalják.

2.11.3. Adatbázisok

Madarakról rengeteg adatbázis áll rendelkezésre szerte a világban. Ide érthetjük akár az összes terepi határozót, hiszen azok is közölnek adatot a fajok elterjedéséről (sokszor térképpel), vonulásáról és költéséről, illetve egyéb jellegeiről. Gyakran mindez CD melléklet révén elektronikusan is hozzáférhető. Az alábbiakban a nagy könyvsorozatokról a csak hazánkra vonatkozó adatbázisokat tekintjük át, röviden, vázlatosan ismertetve mindegyiket.

2.11.3.1. Elterjedés

- Handbook of the Birds of the World: ez egy 2011-re elkészülő 16 kötetes könyvsorozat, melyből eddig 12 kötet jelent meg, s a világ madarairól a legteljesebb áttekintést adja. Az elterjedési adatokhoz közöl évszámot vagy időszakot, de nagy földrajzi térségenként vagy országonként megadva.
- Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: 9 kötetes könyvsorozat (az első kötet 1977-ben, a 9. pedig 1994-ben jelent meg) legteljesebb áttekintés az európai madarak kutatásáról irodalmi hivatkozásokkal. Közöl elterjedési térképeket. XX. századból, hivatkozott irodalmak alapján sporadikusan közöl állományadatokat évszámmal.
- The complete Birds of the Western-Palearctic: ez az előző sorozatról készített interaktív 3 CD-ből álló CD-ROM, s ez utóbbinak egy frissített és átírt verzióját is kiadták 2006-ban DVD-n. Az elterjedési adatok párok számában vannak megadva évszámmal vagy időszyakkal. Az elterjedésről térképek is vannak.
- Birds in Europe I. és Birds in Europe II.: populáció méret, populációs trend és elterjedési adatokat közöl évszámmal vagy időszyakkal külön a költő és a telelő állományokról országonként 1980-90 illetve 1990-2000 között. Hozzáférhető az interneten is, ingyenesen:
http://www.birdlife.org/action/science/species/birds_in_europe/index.html
- EBCC atlas of European breeding birds: önkéntesek és kutatók madárszámlálási felméréseivel létrejött, egész Európára kiterjedő atlasz (1997), melynek interaktív változat is létezik (ld.: www.ebcc.info). 50x50 km rácshálón (4400 db négyzetács) elterjedési adatokat ábrázol körök méretével jelezve az állományméretet.
- Magyarország madarai: A legteljesebb áttekintés a hazai madarak kutatásáról irodalmi hivatkozásokkal. A gyakoribb fajoknál közöl elterjedési térképeket (ponttérképeket). XX. századból, hivatkozott irodalmak alapján sporadikusan közöl állományadatokat évszámmal, azonban a jelenlegi állományadatokat is közli.
- MME adatbázisai: a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kelet-Európa legnagyobb társadalmi természetvédelmi szervezete. Számos különböző időszakban elkezdett és különbözőképpen mintavételezett adatbázissal rendelkezik. Ezek csak felsorolás szintjén az alábbiak: 1.) A fehér gólya magyar állományának 1958 óta való rendszeres felmérése; 2.) Vonuló vízimadár állomány 1974 óta való felmérési programja; 3.) Hazai ritka ragadozómadár-fajok felmérési programja, 1974 óta; 4.) Magyarországi fészkelő madárfajok országos elterjedésének feltérképezése (1980-1993); 5.) Magyarországon fészkelő és átvonuló madárfajok előfordulásának adattára, 1974 óta Akcio Hungarica vonuláskutató program, 1974 óta; 6.) Állandó hálófelületű befogási, gyűrészi program, 1985 óta; 7.) Partifecske integrált monitorozási programja, 1986 óta; 8.) Fészkelő énekesmadár-állományok monitorozása dán rendszerű számlálási módszerrel, 1988 óta; 9.) Ritka és Telepesen fészkelő madarak Monitoringja (RTM), 1992 óta; 10.) Gyakori madárfajok országos monitorozása random mintavételi helyeken (Mindennapi Madaraink Monitoringja, MMM), 1998 óta.
- MTM Madárgyűjtemény: Magyarország legnagyobb madárgyűjteménye, mely az elterjedésről település és napra pontos dátum adatokat tartalmaz a múzeumi adatbázisban.

2.11.3.2. Fenológia

- The complete Birds of the Western-Palearctic: ez egy alapos áttekintő könyv, melyet CD-n is publikáltak, s ez utóbbinak egy frissített verzióját is kiadták 2006-ban. Elég pontos adatok állnak rendelkezésre a vonulását, költését és vedlését illetően szemléletes diagrammok alapján, azonban nincsen adott évhez kötve, de kiindulási alapnak jó lehet.
- Magyarország madarai: A legteljesebb áttekintés a hazai madarak kutatásáról irodalmi hivatkozásokkal. A hazai fajokra állnak rendelkezésre a vonulásról és a költésről adatok, azonban nincsen adott évhez kötve, de kiindulási alapnak jó lehet.
- MME adatbázisai: a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kelet-Európa legnagyobb társadalmi természetvédelmi szervezete. Számos különböző időszakban elkezdett és különbözőképpen mintavételezett adatbázissal rendelkezik. A fenológiát tekintve ezek az alábbiak lehetnek leginkább a: 1.) Magyarországon fészkelő és átvonuló madárfajok előfordulásának adattára, 1974 óta Akcio Hungarica vonuláskutató program, 1974 óta; 2.) Állandó hálófelületű befogási, gyűrzési program, 1985 óta; 3.) Partifecske integrált monitorozási programja, 1986 óta; 4.) Ritka és Telepesen fészkelő madarak Monitoringja (RTM), 1992 óta.
- MTM Madárgyűjtemény: Magyarország legnagyobb tojásgyűjteménye itt található, s a fészkek begyűjtésének időpontja az egyik legbiztosabb adatsor lehet a költések fenológiájának vizsgálatakor.
- Örvös légykapó: A Török János által vezetett viselkedésökológiai kutatócsoport adatbázisa. 1982 óta folyó viselkedésökológiai vizsgálataik során nagy adatbázis gyűlt össze az általuk kihelyezett 700 odúból álló odútelepen. Rengeteg madarat vizsgáltak már meg, s bizonyosan hosszú adatsoruk áll rendelkezésre a költés paramétereit illetően.

2.11.3.3. Bélyegegk, jelleg

- Magyarország madarai: A legteljesebb áttekintés a hazai madarak kutatásáról irodalmi hivatkozásokkal. A tárgyalt attribútumokról (pl. talajon fészkel, bokron fészkel, odúlakó, szoliter vagy telepes, mit fogyaszt, mikor fészkel, stb.) szinte az összes madaras könyv közöl adatokat, azonban ezek nincsenek adott évhez kötve, de kiindulási alapnak jó lehet.
- MME adatbázisai: a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kelet-Európa legnagyobb társadalmi természetvédelmi szervezete. Számos különböző időszakban elkezdett és különbözőképpen mintavételezett adatbázissal rendelkezik. A jellegeket tekintve ezek az alábbiak lehetnek leginkább a: 1.) Magyarországon fészkelő és átvonuló madárfajok előfordulásának adattára, 1974 óta Akcio Hungarica vonuláskutató program, 1974 óta; 2.) Állandó hálófelületű befogási, gyűrzési program, 1985 óta; 3.) Partifecske integrált monitorozási programja, 1986 óta.
- MTM Madárgyűjtemény: Magyarország legnagyobb madárgyűjteménye. A gyűjtemény preparátumain a különböző testméret és morfológiai bélyegegk mérhetőek és összevethetőek a gyűjtés idejével.
- Örvös légykapó: 1984 óta folyó viselkedésökológiai vizsgálataik során nagy adatbázis gyűlt össze az általuk kihelyezett 700 odúból álló odútelepen. Rengeteg madarat vizsgáltak már meg, s bizonyosan hosszú adatsoruk áll rendelkezésre a különbözőméret bélyegegket illetően.

2.11.4. 3. A potenciálisan leginkább érintett fajok

2.11.4.1. A kiválasztás módszertana

Madarak esetén Simmons és munkatársai (2001) áttekintették Afrika déli területein élő madarak perspektíváját és lehetséges jövőjét a klímaváltozás kapcsán. Különböző demográfiai és ökológiai (pl. korlátozott elterjedés; szigeten vagy hegycsúcson él; táplálékspecialista; költőhelyspecialista; érzékeny élőhelyekhez kötődik; obligát koevolúciós kapcsolatban áll más fajokkal; korlátozott terjedőképességű; „helytülő” territoriális), illetve életmenetbeli és viselkedési jellegeket (pl. alacsony reprodukivitási rátájú; kis fészekaljméretű; meghosszabbodott utódgondozású; emberi zavarásra érzékeny; hőstressznek jobban kitett (sötét tollazat, kitett fészek); viharokkal szembeni nagyobb érzékenységgel; hosszútávú vonulók) tekintettek át, amelyek a madárfajok sérülékenységet növelheti a klímaváltozással szemben. Ezenkívül az Afrika déli, 50000 km²-es területén a korlátozott elterjedésű, szigetekeken vagy hegyeken élő madárfajokat hármast fokozatú skálán osztályozták, aszerint, hogy mennyire lehetnek sérülékenyek a globális klímaváltozással szemben.

Európában Julliard és munkatársai (2003) vizsgálták a franciaországi mindennapi madarak felméréseinek 13 éves adatsorán, hogy mi teszi az egyes fajokat érzékenyebbé a klímaváltozással szemben. 77 szárazföldi költőfaj populációs trendjét vizsgálták öt magyarázó változó függvényében: vadászhatósági státusz, vonulási stratégia, költési elterjedés észak-déli gradiens mentén, testtömeg és élőhelyi specialitás. Eredményül azt kapták, hogy minél északibb elterjedésű egy faj és minél inkább élőhelyspecialista, annál inkább veszélyeztetett.

A hazai értékelésnél mindenképpen érdemes figyelembe venni Báldi és munkatársai (2001) munkáját, melyben a hazai szárazföldi gerincesek védelmi prioritását állapították meg. Ehhez három változó csoport alapján értékelték a fajokat: 1.) biológiai tulajdonságok (nyolc változó), 2.) a hazai állományok jellemzői (három változó) és 3.) kutatottság és természetvédelmi tevékenység (öt változó). A klímaváltozással szembeni érzékenységgel megállapítására a fent említett biológiai változók közül a következőket vettük figyelembe: 1.) a faj szaporodási potenciálja esetén azt, hogy mennyi az utódszám és 2.) hány évesen kezd szaporodni az adott faj nősténye; az ökológiai specializációknál pedig azokat, hogy 3.) táplálékspecialista-e; 4.) élőhelyspecialista-e illetve, hogy 5.) van-e valami egyéb szempontú specialitása (pl. vízminőség, talajszerkezet). Ezeket túlmenően próbáljuk figyelembe venni azt, hogy mennyire kötődnek ezek a fajok vizes élőhelyekhez, melyeknek szárazodása megtörténhet, hogy a hőstressz érzékeny érintheti-e őket (nyílt élőhelyen előforduló sötét tollazatú madárfajok) illetve hogy milyen az európai elterjedésük és állományváltozásuk. Továbbá a hazai madárfauna feldolgozhatóságánál nem a hazánkban eddig előfordult összesen 371 (Haraszty 1998, ezeken kívül nyilván került elő jópár kóborló és igen ritka faj) madárfajt értékeltük, hanem csak a rendszeresen előforduló fajokat (273 madárfaj; Báldi et al. 1995).

2.11.4.2. A hazai fauna feldolgozhatósága a meglévő adatok alapján

A madarakra vonatkozó listát, amiben a veszélyeztetett, az „éghajlati adventív” és a potenciális indikátorfajokat jelöltük, a 6.12. függelékben közöljük. A fajok közül, a Natura 2000-esek (SPA kijelölésénél figyelembe vett) esetén is csak azokról arról ejtünk röviden pár szót, mely fajoknál a klímaváltozásnak egyáltalán hatása várható. 48 fajt említünk veszélyeztetettnek, 34-öt pedig „éghajlati adventív”-nek. Öt fajt jelöltünk meg potenciális indikátorfajként.

2.11.4.3. A védett fajok részletesebb értékelése

- Ardea purpurea: zombékosokban táplálkozik, melyek a szárazodás miatt megszűnhetnek, így csökkenhet a faj táplálkozási területe és a táplálékbázisa.
- Egretta alba: az áttelelés feltételei javulnak a fagyos napok számának csökkenésével. Élőhelyi eltolódás is várható, már megfigyelhető, hogy száraz gyepeken is táplálkozik.
- Botaurus stellaris: áttelelés feltételei javulnak (megfagyás nem lesz).
- Buteo rufinus: a mediterráneum felől terjeszkedhet.
- Circus macrourus: kontinentális sztyeppi fajként kedvező lehet számára a vonulás.
- Circus pygargus: turjánrétek kiszáradása miatt csökkenhet, bár fészkel gabonaföldeken is (ez a kevésbé kedvező élőhelye).
- Circaetus gallicus: melegebb időben több kígyó lehet, így esetleg nőhet az állománya.
- Falco cherrug és Falco vespertinus: mindkét faj melegebb sztyeppéken él délre és keletre hazánktól, így a klímaváltozás kedvezhet nekik.
- Tetrastes bonasia: az erdők montán (csapadékos) jellegének csökkenése miatt végleg eltűnik.
- Crex crex: a nedves réti állománya lecsökken, vagy a nedves időszak nem fog egybeesni a szaporodásával (az időszakosan szárazabb gyepen nem lesz elég tápláléka).
- Porzana pusilla: időszakosan elöntött gyepeken költ, eltűnhet.
- Porzana porzana: zombékosokban él, csökkenhet.
- Otis tetrax: visszatérhet az elhagyott füves térségekre.
- Otis tarda: egy darabig kedvezhet neki a szárazodás. Az enyhe téli időjárás miatt nem kell részlegesen vonulnia.
- Charadrius hiaticula: pihenő- és táplálkozóterületek megszűnése fenyegeti.
- Charadrius alexandrinus: szikestavak kiszáradása következtében teljesen eltűnhet.
- Limosa limosa: szikestavak kiszáradása miatt lecsökkenhet a fészkelő állománya.
- Limosa lapponica, Calidris alba, C. canutus, C. minuta, C. temminckii, C. alpina, C. ferruginea és Limicola falcinellus: pihenő- és táplálkozóterületek megszűnése fenyegeti.
- Tringa erythropus és T. glareola: szikestavak kiszáradása miatt lecsökkenhet az átvomulási áll.
- Tringa totanus és T. stagnatilis: pihenő- és táplálkozóterületek és potenciális fészkelőhely megszűnése fenyegeti.
- Gallinago media: vonuló állománya csökken, mert a nedves rétek száradnak.
- Gallinago gallinago: zombékosokban idő előtt lecsökken a víz, a fészkelésével nem tart mértéket, így fészkelőállománya lecsökkenhet, eltűnhet.
- Scolopax rusticola: fészkelési areájának peremterülete, így a hazai állomány megszűnhet.

- Lymnocyptes minimus: a vonulóállománya csökken, mert a nedves rétek száradnak.
- Philomachus pugnax: ritkán lefészkelő egyedek elmennek, de a táplálkozóterülete is csökken, mely a tömeges vonulóállomány csökkenését vonja magával.
- Himantopus himantopus: szikes tavak kiszáradása miatt a fészkelőállomány csökkenhet (kevésbé, mint a gulipán esetén).
- Recurvirostra avosetta: szikes tavak kiszáradása miatt a fészkelőállomány csökkenhet.
- Phalaropus lobatus: szikes tavak kiszáradása miatt ritkábbá válhat az átvonulása.
- Burhinus oedicnemus: száraz területeken (szik, homok) élő faj, kedvezhet neki a klímaváltozás.
- Glareola pratincola: szikes tavak környékén fészkel, ezért csökkenhet az állománya.
- Larus melanocephalus: elterjedése alapján melegebb klímához alkalmazkodó pontusi faj.
- Chlidonias hybrida, C. leucopterus és C. niger: alkalmas élőhelyek (szikes mocsarak) csökkenése miatt csökkenhet.
- Sterna albifrons: folyók korábbi áradása miatt a kavicszátonyok hosszabban lehetnek nyíltak, így több helyen fészkelhet.
- Streptopelia turtur: telelőhely veszélyeztetettsége miatt (Szahel zóna északi részének szárazodása) csökkenhet.
- Otus scops: mediterrán faj, terjeszkedhet.
- Asio flammeus: egykori periglaciális területei, a turjánrétek kiszáradhatnak, így eltűnhet a fészkelőállomány. A telelő állomány pedig majd nem jön ennyire délre.
- Caprimulgus europaeus: homokos talajú helyeket kedvelő faj, kedvező lehet számára a melegedés, szárazodás.
- Merops apiaster és Coracias garrulus: mindkét faj déli, trópusi madárcsalád északi faja, meleget kedvelik.
- Upupa epops: Fél-sivatagi, füves pusztai, szárazságot kedvelő faj.
- Jynx torquilla: miután a hangyák általában szeretik a szárazat, s azok a fő táplálékai, így a szárazodás kedvezhet neki.
- Calandrella brachydactyla, Galerida cristata, Lullula arborea és Alauda arvensis: a pacsirtafélék szeretik a száraz időt, így kedvezhet nekik a klímaváltozás.
- Cinclus cinclus: a hegyi patakok idő előtti kiszáradása miatt fészkelőhelye eltűnhet.
- Troglodytes troglodytes: nyirkos szurdokvölgyek csökkenése kedvezőtlenül érinti, csökkenhet.
- Monticola saxatilis: kedvezhetne neki, de hazánkból már eltűnt ez a faj.
- Oenanthe oenanthe: a száraz helyeket szereti, kedvező lehet számára a szárazodás.
- Saxicola torquata: a száraz réteket kedveli.
- Saxicola rubetra: a nedves rétek kiszáradása miatt csökkenhet.
- Locustella naevia: a turjánrétek és a nedves rétek kiszáradása miatt csökkenhet.

- Acrocephalus palustris: a forráslápi, magaskórós előfordulásai csökkenhetnek.
- Acrocephalus schoenobaenus: kisebb vizes élőhelyek madara, csökkenhet, mert azok kiszáradnak.
- Acrocephalus paludicola: az élőhelyének (hernyópázsitos) kiszáradása fenyegeti.
- Hippolais icterina: a nyirkos, nedves erdőrészek megszűnése csökkentheti a szétszórt állományát.
- Sylvia nisorica: a száraz bokrosokat szereti, kedvezhet neki a szárazodás.
- Sylvia communis: mediterrán jellegű helyeket kedveli.
- Ficedula parva: tajgai madár, szórvány fészkelései megszűnhetnek.
- Prunella modularis: a nyirkos, nedves erdőrészek megszűnése csökkentheti a szétszórt állományát.
- Anthus campestris: száraz felhagyott területeket kedveli, kedvezhet neki a szárazodás.
- Motacilla flava: szikes puszták további szárazodása veszélyezteti.
- Lanius minor, Lanius collurio és Pastor roseus: a mediterrán és a kontinentális jelleg növekedése kedvező lehet számukra.
- Carduelis spinus és Pyrrhula pyrrhula: kevés, alkalmas fészkelőhelyük is megszűnhet.
- Emberiza cirrus, E. hortulana és E. cia: mediterrán fajok, kedvezhet számukra a felmelegedés.

2.11.5. A jövő kutatási feladatai, a monitorozás módszerei

A madarak monitorozása hazánkban régóta folyik. Mind gyűrűzési, mind terepi számlálós adatbázisok rendelkezésre állnak (ld. adatbázisok). A módszereket részletesen kidolgozták a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) (Báldi et al., 1997), valamint az 1998-ban megkezdett Mindennapi Madaraink Monitoringja (Szép & Nagy, 2002) keretében.

2.12. Emlősök

Batáry Péter, Csorba Gábor, Báldi András

2.12.1. Már megfigyelt változások

Humphries és munkatársai (2004) szerint a klímaváltozás nagy valószínűséggel meg fogja változtatni az északi félteke emlőseinek az elterjedését és abundanciáját. Ezek direkt, abiotikus (például a hőmérséklet és a csapadékmennyiség változásán) és indirekt, biotikus hatásokon (például a források, a kompetitorok és a predátorok mennyiségének változásán) keresztül nyilvánulnak meg.

Az emlősfajok egy jelentős része a Föld kétharmadát borító óceánokhoz és tengerekhez adaptálódott. A klímaváltozás hatásai a tengereket is érintik, s a várható hatások a tengerek hőmérsékletének növekedésében, emelkedő tengerszintben és csökkenő jégborításban nyilvánulnak meg. Learmonth és munkatársai (2006) szerint a klímaváltozás hatásai a tengeri emlősökre hathatnak közvetlenül, például a csökkenő tengeri jégborítás és növekvő tengerszint a fókák vadászterületére vagy az adott hőmérséklettartományú vizeket követő fajok túlélésére. A klímaváltozás közvetett hatásai alatt érthetjük, hogy a táplálék elérhetőségének megváltozása következtében megváltozik a fajok elterjedése, abundanciája és vonulási mintázata, a közösségek szerkezete és a betegségekre, szennyeződésekre való érzékenység.

A emlősök és a klímaváltozás kapcsolatáról is bőven van irodalom, meg azonban kell jegyezni, hogy az irodalom körülbelül fele paleoökológiai illetve paleoklimatológiai vonatkozású. Az emlősfajok elterjedésében a klímaváltozás hatására bekövetkezett változásáról található a legtöbb publikáció. A klímaváltozás hatására történő közösség-átrendeződésre csak egy publikációt találtunk. Míg a modelleken alapuló vizsgálatokat áttekintve nagyon szegény a rendelkezésre álló irodalom – közösség-átrendeződésre az eddigi irodalmi ismereteink alapján nincs még publikáció, így ez a fejezet nem kerül tárgyalásra az alábbiakban.

2.12.1.1. Fajok elterjedésének változásai

Ebben a fejezetben egy nagy-britániai, egy dél-afrikai és egy costa rica-i tanulmány kerül részletezésre. Le kell szögezni, hogy a legtöbb irodalom nem európai adatokon alapul.

Az Egyesült Királyságban az ottani emlőstani társaság a sárganyakú egérre (*Apodemus flavicollis*) végzett egy részletes nemzeti felmérést, melynek alapján Marsh és munkatársai (2001) a klímaváltozás hatását is vizsgálhatták. Az élvezefogó csapdázást 1998 őszén végezték 168 lombhullató erdőben. A sárganyakú egér elterjedését a klíma, a talaj és élőhelyi változók függvényében vizsgálták. Azt találták, hogy a nyári hőmérséklet maximuma volt a legfontosabb változó a sárganyakú egér elterjedésének magyarázó változói közül, azonban az erdőborítás is fontos volt. A talajnedvesség és talaj pH, az átlagos csapadékmennyiség és a téli hőmérséklet paraméterei nem befolyásolták a sárganyakú egér elterjedését. Az alacsony nyári hőmérséklet korlátozhatja a sárganyakú egér elterjedését a fák magtermelésének mennyiségé és diverzitásán keresztül. A magasabb nyári hőmérsékletet eredményező klímaváltozás hozzájárulhat a sárganyakú egér elterjedési területének expanziójához amennyiben az egyéb környezeti feltételek teljesülnek.

A globális felmelegedés következtében egyre gyakoribbá váló klimatikus ingadozások és az éghajlati tényezők eltolódása jelentős hatással lehetnek az élőlények populációira. Az El Niño – Déli Oszcillációnak (ENSO) nevezett jelenségkör tehető felelőssé a csapadék évtizedes oszcillációjáért Afrika déli és keleti részén. Afrikának ezen a hatalmas szavannás

régiójában a csapadékmennyiség határozza meg a vegetáció növekedését és ezáltal a nagyméretű növényevő emlősök populációs szintjeit, valamint ezek abundanciáinak éves változásait. Az utóbbi időben a dél-afrikai Kruger Nemzeti Parkban (KNP) a fakó lóantilop (*Hippotragus equinus*), a fekete lóantilop (*H. niger*) és a lantszarvú antilop (*Damaliscus lunatus*) egyedszáma példanélküli alacsony egyedszámra lecsökkent. Másik négy patás faj populációi is erős csökkenést mutatnak, ezek a következők: nagykudu (*Tragelaphus strepsiceros*), víziantilop (*Kobus elipsiprimnus*), varacskosdisznó (*Phacochoerus africanus*) és jávorantilop (*Tragelaphus oryx*). Ezzel szemben négy másik faj egészen magas egyedszámot rét el, ezek: Böhm-zebra (*Equus burchelli*), csíkos gnú (*Connochaetes taurinus*), impala (*Aepyceros melampus*) és zsiráf (*Giraffa camelopardalis*). Ogotu és Owen-Smith (2003) e tizenegy patásfaj populációinak változását követte nyomon 1977–96 között a dél-afrikai KNP-ban. A vizsgálatuk szerint hét faj állománycsökkenését korábbi vizsgálatok tévesen magyarázták az ENSO különböző indexeivel illetve annak az éves csapadékmennyiségre kifejtett hatásával. Szerintük a száraz időszakban bekövetkezett extrém csapadékmennyiség csökkenés bírhat ebben a legnagyobb hatással, mely összefüggést mutathat a regionális hőmérséklet emelkedésével, s a globális felmelegedés egyik jele lehet. E nagy emlősfajok klímaváltozásra adható elterjedésbeli változásukat jelentősen korlátozza az, hogy a területek nagy része körbe van kerítve kerítéssel, így maga a nemzeti park is. Mindemellett modelleket is készítettek, melyek szerint három faj (fakó és fekete lóantilop és lantszarvú antilop) várhatóan kipusztul a nemzeti park faunájából, amennyiben ezek a klimatikus folyamatok folytatódnak.

A Monteverde Köderdő Rezervátumban végzett korábbi, nem emlős gerinceseken végzett kutatások azt sejtették, hogy a klímaváltozásnak a denevérfaunára is lehet hatása. LaVal (2004) a klímaváltozás mellett még vizsgálta az ökoturizmus által generált jelentő erdőtelepítés hatásait is a denevéreken. 1973 és 1999 között három hosszabb időszakban végzett hálózásos mintavételezést standard módszer szerint, így egy 27 éves periódusról állt rendelkezésére adatsor a denevérek relatív abundanciájáról, elterjedéséről és fajösszetételéről. A három időszak alatt összesen 61 fajt fogott. 1981–82-ben és 1998–99-ben szignifikánsan nagyobb volt a diverzitás, mint 1973–74-ben. Ráadásul 12 fajt csak 1993 után fogtak először ezen a területen. A denevérdetektoros vizsgálattal további 10 fajt regisztrált és a három periódus között hasonló különbségeket kapott fajszámában. Összességében a fogási arányok nem változtak a 27 éves periódus során, azonban a fajok relatív abundanciája nőtt, és 1980-tól 24, főleg alföldi fajt regisztrált.

A globális klímaváltozás hatására hazánkban folyó szárazodás elsősorban a szurdokvölgyekhez jobban kötődő denevérfajokat érintheti negatívan (ld. fajok értékelése), valamint a nedves, mocsaras réteken élő rágesáló- és rovarrevőfajokat. Mindemellett a szárazabb és melegebb klímát kedvelő elsősorban mediterrán elterjedésű vagy eredetű fajoknak kedvezhet a globális felmelegedés.

2.12.1.2. Közösségek átrendeződése

A klímaváltozásról úgy gondolják, hogy hatással lehet a közösségek összetételére és szerkezetére. Amennyiben a helyi klimatikus tényezők megváltoznak, új faj/fajok csatlakozhatnak a közösséghez, míg más faj/fajok eltűnhetnek azokból, vagy relatív és abszolút abundanciájuk megváltozhat. MacLeod és munkatársai (2005) azt vizsgálták, hogy észak-nyugat Skócia körül az 1981 óta dokumentáltan felmelegedő óceán, változást okozott-e a cettfélék közösségében. A cettfélék közösségében bekövetkezett változásokat kétféleképpen vizsgálták. Először a közösséget a partravetett állatokkal jellemezték. 1948 és 2003 közötti 55 éves időszakra szisztematikusan összegyűjtötték az összes partravetődés adatát. Másodsor pedig a két legerjedtebb és regionálisan gyakori bálnaféle előfordulásának változásait

vizsgálták. Ez a két faj a közönséges delfin (*Delphinus delphis*) és a fehércsőrű delfin (*Lagenorhynchus albirostris*). A közönséges delfin a Föld melegvízű tengereiben mindenhol megtalálható, míg a fehércsőrű az Atlanti-óceán északi részén szigorúan a hidegvizekhez kötődik. Észak-nyugat Skócia közelében van a közönséges delfin elterjedésének északi határa és a fehércsőrű delfin elterjedésének déli határa az Atlanti-óceán északi részén. Mindkét delfinfaj elég könnyen azonosítható, hasonló testméretűek, a parti részeken gyakran előfordulnak, hasonló táplálékot fogyasztanak, és hasonlóan reagálnak a hajókra. 1948 és 2003 között a cetfélék 19 fajt sikerült regisztrálniuk észak-nyugat Skócia partjain a partvetődési adatokból. Ebből 1965-ig 14 faj fordult elő. Egy hosszabb időszak során, 1965 és 1981 között nem került elő a területre nézve új faj. 1985 után jegyezték fel az első új fajt, a hosszúsárnyú bálnát (*Megaptera novaeangliae*), mely egy meglehetősen ritka faj az Atlanti-óceán észak-keleti felében, de azóta rendszeresen előfordul a Skócia környéki vizekben. Közel másfél évtized eltelte alatt három másik új fajt (csíkos delfin (*Stenella coeruleoalba*), Fraser-delfin (*Lagenodelphis hosei*), kis ámbráscet (*Kogia breviceps*)) találtak, melyek kifejezetten melegvízi (szubtrópus vagy trópusi) fajok, szemben azokkal melyek 1981 előtt kerültek elő. Az 1992 és 2003 közötti időszakban a hidegvízi, fehércsőrű delfinek partravetődésének száma csökkent, míg a melegvízi, közönséges delfiné nőtt. Hasonló eredményt mutatott a látás alapján végzett vizsgálat 2002 és 2003 májusa és szeptembere között, tehát a fehércsőrű delfin relatív előfordulása és abundanciája a közönséges delfinéhez viszonyítva csökkent a vizsgálat korábbi időszakához képest. Ezeket a helyi cetfélék közösségében megfigyelt változásokat a helyi vízhőmérséklet növekedése okozza. Amennyiben ez a hőmérsékletváltozás folytatódik, néhány korábban gyakori hidegvízi faj, mint például a fehércsőrű delfin eltűnhet ebből a bálnaközösségből.

2.12.1.3. Fenológia

Az emlősök esetén az egyik megfigyelt fenológiai változás a hibernáció időpontjainak változásában nyilvánul meg. Inouye és munkatársai (2000) a colorado-i Sziklás-hegységben tanulmányozta a globális klímaváltozás hatásait a sárgahasú mormotán (*Marmota flaviventris*) és vonuló énekesmadarakon. Magashegységekben általában rövid a vegetációs periódus, amikor a különböző források megfelelő mennyiségben érhetőek el és az időjárás enyhe. Ezzel szemben a tél nagyon hosszú, s ekkor a talajt vastag hóréteg borítja, s a hőmérséklet akár - 40 °C-ra is lecsökkenhet. Az emlősfajok egy része ezekhez a körülményekhez úgy adaptálódott, hogy téli álmat alszik, így takarítva meg energiát a táplálékszegény időszak alatt (pl. mormoták, mókusok, pelék). A klímaváltozás speciális változásokat indukálhat e fajok némelyikénél, amennyiben az megváltoztatja a nyár, illetve a tél hosszát. Vizsgálatuk során bizonyítékot találtak arra, hogy a klímaváltozás hatással van a sárgahasú mormoták hibernációs viselkedésére. A mormoták 38 nappal korábban fejezik be a téli álmukat, mint 23 évvel ezelőtt a melegebb tavaszi időjárás következtében.

A hazai emlősfauna téli álmat alvó fajainál is feltételezhető, hogy az enyhébb telek a hibernáció korábbi befejezéséhez vezethetnek.

2.12.2. Előrejelzések

Az emlősökre nagyon kevés modellezésen alapuló vizsgálat került közlésre eddig. Az alábbiakban egy észak-amerikai és egy afrikai vizsgálat kerül részletesebb bemutatásra.

Az köztudott, hogy kontinentális léptéken a fajgazdagság variabilitása erősen korrelál a jelenkori klímával. Feltéve, hogy ez a kapcsolat a fajgazdagság és a klíma között megnövekedett CO₂ tartalom esetén is fennáll, feltehetjük a kérdést, hogy milyen változások várható a fajgazdagság tekintetében. Currie (2001) ezt a kérdést kívánta megválaszolni vizsgálatában, melyben a jelenkori, megfigyelt fajgazdagság és a klíma közötti kapcsolatot

elemezte öt általános cirkulációs modell esetén. Az Egyesült Államok területén az emlősök fajgazdagsága Maine északi részén található 43 fajtól a közép-nyugat Kaliforniában található 94 fajig változik. A fajgazdagság térbeli megállapítására publikált elterjedési térképek adatait használta öt fajcsoport őshonos fajai esetén: fák, emlősök, madarak, hüllők és kételtűek, s ezekből $2.5^\circ \times 2.5^\circ$ rácshálójú térképet készített. Az egyes négyzetrácsokban megállapította a csoportonkénti össz fajszámot. Mivel a korábbi ilyen vizsgálatokban a fajszámot elsősorban a hőmérséklet és a csapadék függvényében vizsgálták, ezért ő is erre a két változóra építette a modelljeit. Az emlősökre nézve az találta, hogy erős asszociáció áll fenn a hőmérséklet és a csapadék, valamint a zajsám között. A fajszám várhatóan a forró helyeken lesz alacsony, tehát az Egyesült Államok középső és déli részein a magasabb hőmérséklet következtében fajszámcsökkenésre kell számítani (kivétel a magasabban fekvő területeken). Míg fajszám növekedése valószínűleg a hűvösebb, magasabban fekvő területeken, tehát elsősorban az ország nyugati részén fordulhat elő.

Thuiller és munkatársai (2006) egész Afrikára vizsgálták, hogy 277 emlősfaj milyen választ adhat a klímaváltozásra az eddigi tájtalakítást statikusnak véve (jövőbeni tájtalakítást nem feltételezve). Általános additív modellek (GAM) segítségével vizsgálták a fajok jelenlegi elterjedése és a klímaváltozás kapcsolatát. Két klímaszcenáriót (2050-re és 2080-ra) használtak, ahhoz, hogy megbecsüljék a fajszámokban bekövetkező térbeli mintázat változását. Mindemellett az IUCN vörös könyvének kritériumrendszerét használták arra, hogy megállapítsák az egyes fajok klímaváltozással szembeni érzékenységét. 12 rend, 22 családjának 277 fajának ez elterjedését szedték ki az Afrikai Emlősök Adatbázisából (közepes és nagytestű emlősök atlasza). A fajok többek között az alábbi rendekből származtak: Primates, Carnivora, Perissodactyla, Hyracoidea, Tubulidentata, Artiodactyla, Pholidota, Lagomorpha, Macroscelidea és Rodentia. Ahhoz, hogy a környezeti változókkal egy léptékre hozzák az elterjedési adatokat, a használt felbontást $10' \times 10'$ négyzetrácsalapúra vették. Az alábbiakban néhány faj példája kerül bemutatásra. A Jackson-mongúz (*Bdeogale jacksoni*) elterjedési területe stabilnak mondható, sőt akár a jelenlegi elterjedési területe szélén még bővíthet is néhány alkalmas élőhelyen. Ezzel szemben az ezüst dikdik (*Madoqua piacentini*), mely fajt az IUCN vöröskönyv sebezhetőnek (VU) kategorizál, úgy tűnik szinte teljesen eltűnik a klímataikailag megfelelő élőhelyeiről. A galléros mangábé (*Lophocebus albigena*) szintén jelentős élőhelyi területeket veszthet, főként a jelenlegi elterjedési területeinek a középső részén, mely így a potenciális elterjedési területeit két külön részre osztaná. A kardszarvú antilop (*Oryx dammah*) számára azt jósolta a modell, hogy a Szaharában található jelenleg alkalmas klímájú területeit szinte mind elveszti, de Namíbiában és Botswanában terjeszkedik. Hasonlóan a kardszarvú antilophoz, a Rüppel-róka (*Vulpes ruepelli*) elterjedési területe is várhatóan stabil marad a jövőben, ennek a fajnak a jövőbeni alkalmas klímájú területei Namíbiában és Dél-Afrikában találhatóak, ahol ezt a fajt soha nem regisztrálták. A fajok terjedési képességének hiányát feltételezve várhatóan a vizsgált fajok 10–15 %-a kerül a kritikusan veszélyeztetett vagy a kipusztult kategóriákba 2050-re, illetve 25–40 %-a 2080-ra. Korlátozott terjedési képességet feltételezve pedig a kevésbé extrém eredmény azt mutatja, hogy ezt az előbbi arányt csak a fajok 10–20 %-a éri el 2080-ra.

Az ilyen jellegű vizsgálatok az emlősök esetén egyelőre még sajnos kuriózumszámba mennek. A fajokról a rendelkezésre álló adatbázisok lehetővé tennék ilyen vizsgálatok elkészítését, amire a természetvédelemnek nagy szüksége lehet.

2.12.3. Adatbázisok

2.12.3.1. Elterjedés

- The Atlas of European Mammals: ez egy 1999-ben publikált könyv, mely Európa emlőseiről a legteljesebb áttekintést adja. Az elterjedési adatok 50*50 km-re vannak megadva.
- Magyarországi emlősök atlasza: ez egy nyomtatás alatt álló könyv, mely 10*10 km alapon prezentál elterjedési térképeket a hazai emlősök 80 fajáról.
- Bagolyköpet adatbázisok: több (MTM, Gyöngybagolyvédelmi Alapítvány, Horváth Győző, utóbbi az NBmR keretében végzett/végez ilyen vizsgálatokat) ilyen is létezik hazánkban, ezek település szerint közlik az adatokat.
- Denevérgyűrzési adatbázis: az MTM kezelésében áll, 1950-től tartalmaz adatokat, s település szerint közli az adatokat.
- MTM Emlősgyűjtemény: Magyarország legnagyobb emlősgyűjteménye, mely az elterjedésről település és napra pontos dátum adatokat tartalmaz a múzeumi adatbázisban.
- MDBK adatbázis: hazánk denevérfajairól tartalmaz adatokat 1985-től, települések szerint.
- Országos Vadgazdálkodási Adattár: vadgazdálkodási egységekben (1200 db) tartalmaz adatokat a hazai nagyvadakról 1960-tól.

2.12.3.2. Fenológia

- Denevér adatbázisok: ezek az elsősorban hibernációra, továbbá reproductív státuszra vonatkozó adatok a denevérekkel foglalkozó egyes egyéneknél érhetőek el (pl. Paulovics Péter, Szatyor Miklós, Gombkötő Péter).

2.12.3.3. Jellem

- Denevér adatbázisok: ezek az adatok, melyek tömegre és alkarméretre vonatkoznak a denevérekkel foglalkozó egyes egyéneknél érhetőek el.
- Magyarországi emlősök atlasza: ez egy nyomtatás alatt álló könyv tipikus élőhelyi adatokat is közöl a hazai emlősfajokról.

2.12.4. A potenciálisan leginkább érintett fajok

2.12.4.1. A kiválasztás módszertana

Az emlősök esetén nem találtunk külön irodalmat, melyben értékelnék a fajok érzékenységét a klímaváltozással szemben. Azonban mivel Báldi és munkatársai (2001) a hazai szárazföldi gerinceseket együtt vizsgálta, s ott elérhetőek voltak a madaraknál említett biológiai változók, így ugyanazt a módszertant használtuk, mint a madarak esetén. A hazai emlősfauna feldolgozhatóságánál nem a hazánkban eddig előfordult összesen 82 emlősfajt értékeltük, hanem csak a rendszeresen előforduló fajokat (79 emlősfaj; Báldi et al. 1995).

2.12.4.2. A hazai fauna feldolgozhatósága a meglévő adatok alapján

Az emlősök esetén, a madarakhoz hasonlóan, a függelékben látható (6.12. függelék) táblázatban jelöltük a veszélyeztetett, az „éghajlati adventív” és a potenciális indikátorfajokat.

A fajok közül, a Natura 2000-esek (SPA kijelölésénél figyelembe vett) esetén is csak azokról ejtünk röviden pár szót, mely fajoknál a klímaváltozásnak egyáltalán hatása várható. 14 fajt említünk veszélyeztetettnek, 11-et pedig „éghajlati adventív”-nek. 4 fajt jelöltünk meg potenciális indikátorfajként.

2.12.4.3. A védett fajok részletesebb értékelése

- Neomys fodiens: kis vízhozamú folyóvizek vagy sekély tavak kiszáradása következtében csökkenhet az állománya.
- Neomys anomalus: hegyvidéki patakok kiszáradása illetve kisebb vízhozama miatt csökkenhet az állománya.
- Crocidura leucodon és C. suaveolens: szárazság kedvelő fajok, a genus alapvetően afrikai elterjedésű, így kedvezhet számukra a szárazabb, melegebb időjárás. Jól csapadékozható fajok, bagolyköpetből is könnyen azonosíthatóak, jól bírják az antropogén hatásokat, így indikátorfajoknak is alkalmasak lehetnek.
- Myotis mystacinus, M. alcathoe és M. brandti: szurdokvölgyi, patakvölgyi előfordulásaik csökkenhetnek.
- Pipistrellus kuhli: mediterrán, melegkedvelő faj, mely nem túl régen jelent meg hazánk faunájában. Jól azonosítható denevérdetektorral, jól dokumentált, hogy hazánkban mikor jelent meg és hogyan terjedt, így alkalmas lehet indikátorfajnak.
- Eptesicus nilsoni: a felmelegedéssel csökken az esélye annak, hogy ez az északi faj állandóan előforduljon a hazai faunában.
- Oryctolagus cuniculus: kedvezne számára a felmelegedés és szárazodás, azonban a myxomatózis limitálja az állományát.
- Spermophilus citellus és Cricetus cricetus: rövidfüvű legelők fajai, az éves csapadék csökkenése miatt a bokrosok felritkulnak, felnyúlhatnak s ez új életteret jelenthet számukra.
- Ondatra zibethica és Arvicola terrestris: kis vizek környéki állományai visszaszorulhatnak a szárazodás miatt.
- Microtus arvalis és Apodemus microps: nyílt, száraz gyepeket kedvelik, terjedhetnek.
- Microtus agrestis: nedves, mocsaras rétek szárazodása miatt csökkenhet az állománya. Bagolyköpetek alapján ismertek az élőhelyei, indikátor faj lehet.
- Microtus oeconomus mehelyi: a nem nagy vízterületek melletti állománya csökkenhet a zombékos élőhelyek eltűnése következtében.
- Mus spicilegus: sztyeppi faj, mely a dél-kelet európai elterjedésű csoport tagja, előre nyomulhat.
- Dryomys nitedula: mediterrán faj, terjedhet, mert a déli rokonai száraz gyümölcsösökben és bokrosokban mindenütt tömegesen jelen vannak.
- Spalax leucodon: Földközi-tenger környéki evolúciós központú faj, kedvezhetne számára a klímaváltozás, azonban jelenleg túl fragmentált területen él.
- Lutra lutra: a téli vándorlási útvonalai megszűnhetnek a kis vizek szárazodása következtében.

- Mustela erminea: vízhez, nedves élőhelyhez kötődő menyétféle, csökkenhet az állománya az előbbiek szárazodása miatt.
- Mustela eversmanni: kontinentális sztyeppfaj, kedvezhet számára a klímaváltozás előidézte kontinentális jelleg erősödése.
- Ovis musimon: mediterrán faj, mely a száraz, nyílt élőhelyeket kedveli, terjeszkedhet.

2.12.5. A jövő kutatási feladatai, a monitorozás módszerei

Az emlősök monitorozásának módszertanáról is rendelkezésre állnak publikációk. Ilyen az NBmR sorozat emlősökre vonatkozó része (Csorba & Pecsénye, 1997), valamint külön részletes mintavételi protokollok vannak a kisemlősökre (Horváth, 2005), a denevérekre (Vácz, 2006), az ürgére (Vácz & Altbäcker, 2006) és az északi pocokra (Horváth, 2006).

3. Biológiai inváziók

Botta-Dukát Zoltán (szerk)

3.1. Bevezetés

3.1.1. Az invázió fogalma az éghajlatváltozás korában

A biológiai invázióval foglalkozó szakirodalomban a fogalmi tisztázást szolgáló erőfeszítések (pl. Richardson *et al.* 2000, Colautti & MacIsaac 2004) ellenére is sok esetben nem egyértelmű a fogalmak használata (pl. gyakran csak a káros hatású fajokat értik az inváziós kategóriába, vagy őshonos fajokat is oda sorolnak). Meglátásunk szerint, még ha az invázió – összhangban az említett cikkekkel – a nem őshonos fajok gyors elterjedését értjük is, a jelenség két típusát különböztethetjük meg:

1. az ember segítségével jelentős barrieréken (pl. óceánok) átjutva egy faj olyan területre kerül, mely számára addig is alkalmas volt, csak éppen korábban nem volt képes odajutni. Itt a faj gyorsan szétterjed (pl. selyemkóró, bálványfa).
2. az ember által okozott nagyléptékű környezeti változásokra (éghajlatváltozás, tájhasználat-változás) reagálva egy faj számára korábbi elterjedési területével „szomszédos” új területek is lakhatóak lesznek, melyekre a faj „spontán” terjeszkedik, mintegy válaszolva ezzel a környezet változásaira (pl. balkáni gerle).

A két típus között természetesen nem élesek a határok, sok átmeneti eset lehetséges. Esetenként a második típusba tartozó inváziós fajok és a terjedő őshonos fajok (utóbbi a korábbi areán belüli terjedést jelenti) elkülönítése sem egyértelmű.

Véleményünk szerint a fő különbség az, hogy az első esetben általában egyetlen, a közösségből kiszakított faj jelenik meg, amelynek hiányoznak a természetes ellenségei (az ezzel kapcsolatos hipotézisekről Colautti *et al.* 2004. ad jó áttekintést). Ezzel szemben az area bővülés esetén az inváziós fajhoz kapcsolódó táplálékhálózat többi eleme is nagyobb valószínűséggel bekerül. A két típus megkülönböztetésének az éghajlatváltozás előrehaladtával egyre nagyobb gyakorlati jelentősége lesz. A második típus tulajdonképpen nem más, mint a fajok természetes reakciója, alkalmazkodása a megváltozó külső körülményekhez, így a biodiverzitásban bekövetkező veszteségek elkerülése érdekében feltétlen szükséges folyamat (lásd még a 4.5 fejezetet). Ezért természetvédelmi szempontból leginkább az első típust tartjuk károsnak és a továbbiakban elsősorban ezzel foglalkozunk.

3.1.2. Az éghajlatváltozás lehetséges hatásai a biológiai invázióra

A klímaváltozás hatására a (1) jelenleg is problémás özönnövények hazai elterjedése megváltozhat, (2) a jelenleg is előforduló, idegen de nem inváziós fajok özönfajjává válhatnak, (3) új özönfajok jelenhetnek meg. Mindhárom esetben felmerül a fajok klímaigényének modellezése, ezért ezzel a kérdéssel a három problémakör részletes tárgyalása előtt itt foglalkozunk.

Egy faj elterjedése és a klíma közötti kapcsolat vizsgálatára az özönfajok esetében is ugyanazok a statisztikai módszerek használhatók, mint az őshonos fajok esetén (a lehetséges módszerekről lásd a 6.2 függelék), a felhasználható adatok tekintetében azonban van egy további döntési lehetőségünk: használhatjuk az őshonos vagy az inváziós elterjedési terület adatait. Sajnos a döntés nem egyszerű, mert mindkét megközelítésnek vannak előnyei és hátrányai. Az új területre behurcolt fajok általában megszabadulnak specialista természetes ellenségeiktől, ami számos közvetlen és közvetett előnnyel járhat számukra (Colautti *et al.*

2004), így számukra kevésbé kedvező klímán is életképesek lehetnek. Vagyis a faj őshazájában mutatott klímaigénye alapján az inváziós elterjedési területet alulbecsülhetjük. Az inváziós elterjedési területen viszont a faj előrenyomulása még nem fejeződött be, vagyis egyes területekről esetleg azért hiányzik, mert még "nem ért oda", és nem azért, mert azok számára nem alkalmasak. Ugyanez a probléma az őshonos elterjedési területen nem (illetve sokkal kisebb mértékben) lép fel. Az előnyöket és a hátrányokat is mérlegelve, talán mégis az inváziós elterjedési területen mutatott viselkedést érdemes inkább figyelembe venni. Bármilyen adatot használunk is fel azonban a faj klímaigényének modellezésére, a modell által előrejelzett prezenciákban sokkal biztosabbak lehetünk, mint az abszenciákban.

A klímaváltozás során a fajok számára klimatikusan megfelelő területek határai megváltoznak, és ez természetesen nem csak az őshonos, hanem az idegen fajokat is érinti. Ez jelentheti azt, hogy a klíma alkalmatlanná válik a korábbi inváziós faj számára (pl. Beerling és munkatársai /1995/ a japán keserűfű visszaszorulását jósólják Közép Európában), de jelentheti azt is, hogy az inváziós faj számára alkalmas terület megnő: pl. Kriticos és munkatársai (2003a) az *Acacia nilotica* nagyobb mértékű ausztráliai elterjedését, Mooij és munkatársai (2005) a ponto-kaszpi származású vízi élőlények fokozódó hollandiai invázióját jósolják. Az egyetlen általánosítható megállapítás, hogy a várható gyors környezeti változásokra a gyorsan terjedő fajok tudnak majd jól reagálni, és a sikeres inváziós fajok rendelkeznek ezzel a tulajdonsággal (Dukes & Mooney 1999).

Magyarországon az inváziós fajok közül a virágos növényekről rendelkezünk legtöbb ismerettel (vö. Mihály és Botta-Dukát 2004, Botta-Dukát & Mihály 2006), ezért a továbbiakban ennek az élőlénycsoportnak a példáján keresztül mutatjuk be az invázióval kapcsolatos éghajlati bizonytalanság leküzdésére alkalmas eszközöket.

3.2. A jelenleg is előforduló özönnövények elterjedésének/kártételének várható alakulása

Botta-Dukát Zoltán

A Magyarországon jelenleg is előforduló özönnövények közül két olyan fajt választottunk ki példaként, amelyek viselkedése a klímaváltozás esetén várhatóan különböző: a szárazságtűrő ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) terjedését, míg a vízigényesebb magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) visszaszorulását várjuk.

Az elemzéshez a MÉTA adatbázis (lásd 6.1 függelék) adatait használtuk fel, amelyben kb. 5×6 km-es rácshálóban élőhelyenként állnak rendelkezésre adatok az inváziós fajok előfordulásáról. Az ezüstfa esetén a zárt félszáraz és szárazgyepek (E, G, H és OC kategóriák az mmÁ-NÉR-ben) adatait használtuk fel, míg a *Solidago* esetén a mocsárréteket (D34) és a jellegtelen, üde gyepet (OB) vontuk be az elemzésbe. Ezzel elkerültük azt, hogy a megfelelő élőhely miatti abszenciákat – például a fényigényes ezüstfa nem fordul elő a zárt erdőkben – is felhasználjuk az elemzésben. Ugyanakkor a vizsgált élőhelyek elég gyakoriak országszerte ahhoz, hogy a szűk elterjedési területből adódó torzításokat elkerüljük.

A pseudo-replikáció elkerülésére a Borcard és munkatársai (2002) által javasolt módszert használtuk: a regresszió során a térbeli koordinátákat és azok másod és harmadfokú polinomjait is prediktorként használtuk. Mivel ilyenkor fennáll annak a lehetősége, hogy valódi hatásokat is kiszűrünk, elvégeztük az elemzéseket csak a klimatikus prediktorokkal is. Az előbbieket térbeli, az utóbbiakat nem térbeli modelleknek fogjuk nevezni. A módszer és az eredmények részletesebb leírását a 6.3 függelék tartalmazza, az alábbiakban a legfontosabb eredményeket foglaljuk össze.

A vizsgált klimatikus változók közül az ezüstfa elterjedési mintázatát leginkább az átlagos csapadék és a téli negyedév átlagos csapadéka magyarázza, az éves illetve a téli csapadék csökkenésével nő az inváziós hajlam. A nem térbeli modell eredményei a csapadék kiemelt szerepén túl azt mutatják, hogy a magasabb hőmérséklet és a hőingás (kontinentális) fokozódása is elősegítheti az ezüstfa invázióját. Az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.) esetében a nem térbeli modellben valamennyi klimatikus tényező szignifikánsan kapcsolatot mutatott az invázió erősségével, míg a térbeli modellekben csak a legszárazabb negyedév átlaghőmérséklete bizonyult szignifikáns prediktornak. Ráadásul – szemben az ezüstfánál tapasztaltakkal – a térbeli és nem térbeli modellek gyakran ellentétes irányú összefüggést jósoltak az egyes változók tekintetében, összességében annyi tűnik biztosnak, hogy a meleg, csapadékos nyarak és a csapadékos telek kedveznek a *Solidago* inváziója szempontjából.

A kapott eredmények az ezüstfa esetében azt mutatják, hogy a várható melegedés és szárazodás – különösen a nyári szárazság – várhatóan kedvezni fog az *Elaeagnus* inváziójának a hazai félszáraz-száraz gyepekben. Ezzel szemben a különböző modellek ellentmondásos eredményei azt mutatják, hogy a klímaváltozásnak a *Solidago* inváziójára vonatkozó hatásáról csak bizonytalan előrejelzéseket tehetünk. Azt talán mégis kijelenthetjük, hogy csapadéki igénye miatt a várható szárazodás kedvezni nem fog a fajnak.

3.3. A jelenleg is előforduló idegen fajok özönnövényé válása

Botta-Dukát Zoltán, Czúcz Bálint

A legtöbb veszélyes özönfaj egy darabig csendesen, meghúzódva kezdi karrierjét jövő hódításai földjén. Ez azt jelenti, hogy mielőtt látványos terjeszkedésbe kezdenek, évekig, sokszor évtizedekig ott élnek már új hazájuk valamely szegletében. Az, hogy végül milyen folyamatok indítják be e lappangó fajok gyors terjeszkedését, ma még kevésbé ismert. Különös figyelmet érdemes fordítani azokra a fajokra, melyek olyan területeken, élőhelyeken honosodtak meg, melyek az előrejelzett éghajlathoz hasonló mikro- és mezoklimatikus feltételeket kínálnak már ma is fajaiknak. Ilyenek lehetnek például a déli országrészek, a hegyvidékek déli lejtői, valamint a nagyvárosok (Sukopp & Wurzel 2003, Facsar & Udvardy 1995). Egy figyelemreméltó hazai példa a déli ostorfa (*Celtis australis* L.), mely a Mecsek déli lejtőin valamint Budapest szívében már meghonosodott (Kósa 2000, Czúcz 2005), máshol viszont még alig ismerik.

Mindez azt támasztja alá, hogy érdemes a következő fejezetben bemutatásra kerülő kockázatelemző módszert a jelenleg is előforduló, de nem inváziós növényekre is alkalmazni. Mi is megtettük ezt a 6.4 függelék végén bemutatott esettanulmányunkban, melyből az derül ki, hogy a jelenleg már meghonosodott, de még özönnövénynek nem minősített fajok között is több potenciális inváziós faj van. Ugyanezt az elemzést a jövőben az alkalmi idegen fajokra is el kell végezni. A klímaváltozás várható hatását úgy építhetjük be a kockázatelemzésbe, ha a 2.a-b kérdésekre nem a jelenlegi, hanem az előrejelzett klíma alapján válaszolunk. Az ilyen nálunk nem elterjedt fajok esetében az elterjedés és a klíma közötti kapcsolat elemzéséhez mindenképpen nagyobb terület (optimálisan az egész area) elterjedési adatai szükségesek.

3.4. Új, korábban Magyarországon elő nem forduló özönnövények megjelenése

A klímaváltozás nyomán fellépő új inváziós fajok előrejelzésére két fő megközelítést alkalmazhatunk (v.ö. Thuiller *et al.* 2005): (1) a fajok egyenkénti vizsgálata kockázatelemzési módszerekkel, (2) éghajlati analógiák keresése (azoknak a területeknek a kiválasztása, amelyek jelenlegi éghajlata hasonló az előrejelzett hazai klímához) és az ott előforduló özőnfajok listázása. A két módszer külön-külön is életképes, de összekapcsolásuktól különösen jó eredményeket remélhetünk. Az első módszer munkaigényessége miatt csak úgy használható hatékonyan, ha valamely (a módszer szempontjából) külső információ segítségével már eleve le lehet szűkíteni a vizsgálandó fajok csoportját. Egy jól összehangolt rendszer esetében ebben segít a második eljárás. A következőkben részletesebben is bemutatjuk ezt a két, hazánkban eddig még nem használt módszert, és a lehetőségek illusztrálására egy-egy egyszerű esettanulmányt mellékelünk hozzájuk.

3.4.1. Kockázatelemző módszerek

Botta-Dukát Zoltán, Szigetvári Csaba

A behurcolt és átmenetileg vadon is megtelepedő fajoknak csak átlagosan 10%-a telepszik meg tartósan, és ezek közül is csak átlagosan 10% válik özőnnövényé – ez utóbbiak időben történő azonosítása céljából Pheolung és munkatársai (1999) kidolgoztak egy kockázatbecslő módszert, amely Ausztráliában állami szinten is alkalmazott szabvánnyá vált. Az eltérő viszonyok miatt a módszer nem vehető át változtatások nélkül, ezért korábbi kutatási eredményeinkre (Balogh *et al.* 2003, Botta-Dukát *et al.* 2004) támaszkodva elkészítettük a módszer hazai adaptációjának első változatát (részletesen lásd a 6.4 függelékben).

Az adaptált verzió tesztelésére elvégeztük a kockázatelemzést a meghonosodott és inváziós neophytonokra (Balogh *et al.* 2004 listája alapján). A rendszer ez alapján jól vizsgázott: szinte az összes veszélyes fajt a valószínű gyomok közé sorolta, csak 1-2 került közülük 6 ponttal (ami a határérték) a további vizsgálatot igénylő csoportba (6.4-4. táblázat). Másfelől az alacsony pontszámot azok a fajok kaptak, amelyek özőnnövényé válása szakértői becslés alapján sem valószínű. A módszer véglegesítése előtt a tesztelést az alkalmi megtelepedő fajokkal kiegészítve, lehetőleg az összes kérdésre válaszolva meg kell ismételni.

A kockázatelemzés során egy-egy fajról számos információt kell összegyűjteni, ami korlátozza az elemzésbe bevonható fajok számát, ezért alapos megfontolást igényel, hogy mely fajok legyenek ezek. Véleményünk szerint a szándékosan betelepíteni szándékozott fajok esetében mindenképpen érdemes lenne bevezetni egy ehhez hasonló kockázatelemzésen alapuló fehér/fekete listás szabályozást (v.ö. Szigetvári & Botta-Dukát 2003), illetve fontos lenne az újonnan spontán megjelenő fajok értékelése, és amennyiben veszélyesnek bizonyulnak korai kiirtása is. Az éghajlatváltozásra való tudatos felkészülés céljából pedig e módszereknek, valamint a következőkben bemutatásra kerülő éghajlati analógiákra épülő eljárásnak a kombinációja javasolható.

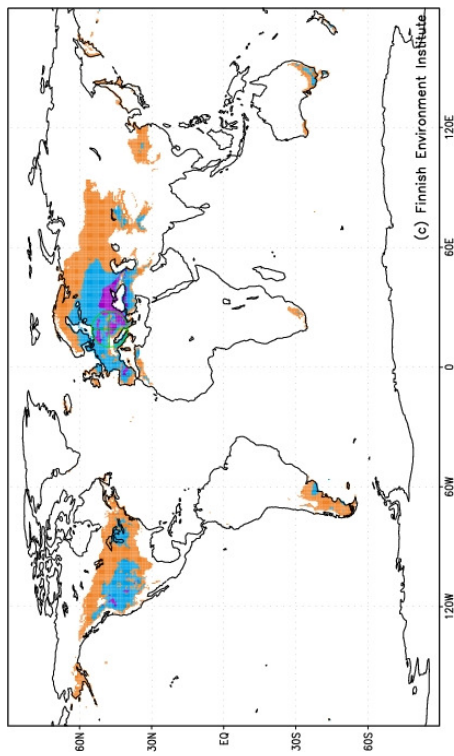
3.4.2. Éghajlati analógiák

Botta-Dukát Zoltán, Stefan Fronzek, Czúcz Bálint

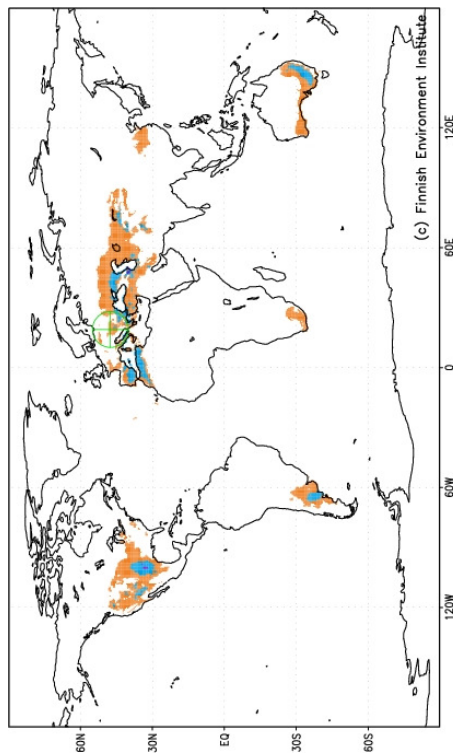
A másik lehetséges megközelítés az olyan területek kiválasztása, amelyek klímája hasonló az előrejelzett Magyarországi éghajlathoz és az ott előforduló özőnfajok jövőbeli potenciális özőnfajoknak tekintése. A következőkben egy ilyen elemzés eredményeit mutatjuk

be és értékeljük, mely egy az ALARM projekt (www.alarmproject.net) keretében jelenleg fejlesztés alatt álló éghajlati analógia elemző rendszer segítségével készültek (Fronzek *et al.* 2007). A 3.4-1 a-b) ábrán látható, hogy a jelenlegi hazai klímával leginkább analóg területek Európán kívül Észak Amerikában találhatók. Ez jó összhangban van azzal, hogy a legtöbb inváziós fajunk észak-amerikai származású (Balogh *et al.* 2003, Botta-Dukát *et al.* 2004). A várható változás utáni magyarországi klímához hasonló jelenlegi klímájú területeket a 3.4-1 c) ábra mutatja. Bár kisebb mértékben, de továbbra is Észak-Amerika marad a legkiterjedtebb tengeren túli klimatikus analóg terület. Az USA növényfajairól részletes internetes adatbázis érhető el (plants.usda.gov), azonban a legtöbb ott inváziós növényfaj európai származású, tehát nem potenciális özőnfaj Magyarországon. A többi tengeren túli területről sajnos hasonló részletes adatbázist nem találtunk. Viszonylag teljes körű információt ad a legveszélyesebb özőnnövényekről Weber (2003) könyve, de térbeli felbontása nagyon durva. Szerencsére az egyik a klímaváltozással növekvő jelentőségű klimatikus analóg régiót, Dél-Európát és a Mediterrán szigeteket külön tárgyalja. Az itt jelenleg előforduló özőnnövények, mint a jövő özőnfajai jönnek számításba. Ezek Weber (2003) könyve alapján – életforma szerinti csoportosításában – a következők: **örökzöld fák, cserjék, liánok:** *Acacia dealbata*, *A. longifolia*, *A. melanoxylon*, *A. saligna* (Fabaceae), *Araujia sericifera* (Asclepiadaceae), *Eucalyptus globulus* (Myrtaceae), *Lantana camara* (Verbenaceae), *Leucaena leucocephala* (Fabaceae), *Nicotiana glauca* (Solanaceae); **lombhullató fák, cserjék, liánok:** *Baccharis halimifolia* (Asteraceae), *Buddleja davidii* (Buddlejaceae), *Pueraria montana* (Fabaceae); **évelő lágyszárúak:** *Ageratina adenophora* (Asteraceae), *Arctotheca calendula* (Asteraceae), *Arundo donax* (Poaceae), *Cortaderia selloana* (Poaceae), *Cotula coronopifolia* (Asteraceae), *Cyperus eragrostis* (Cyperaceae), *Ipomoea indica* (Convolvulaceae), *Oxalis pes-caprae* (Oxalidaceae), *Paspalum dilatatum*, *P. distichum* (Poaceae), *Stenotaphrum secundatum* (Poaceae), *Tradescantia fluminensis* (Commelinaceae), **szukkulens évelők:** *Agave americana* (Agavaceae), *Carpobrotus edulis* (Aizoaceae), *Opuntia dillenii*, *O. ficus-indica*, *O. stricta* (Cactaceae); vízi növények: *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae).

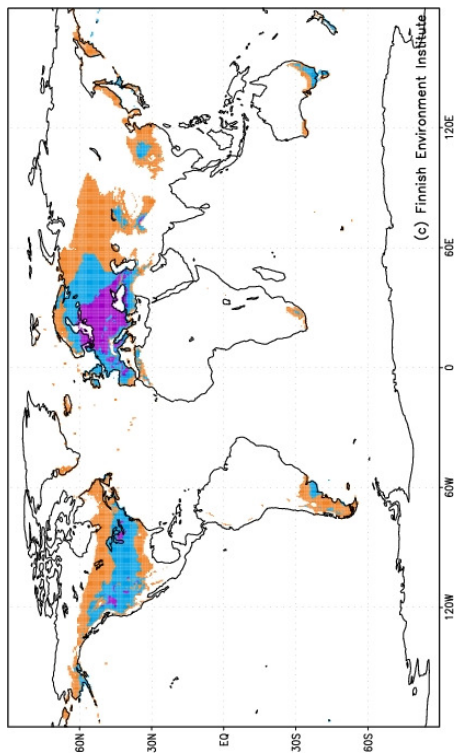
A3.4-1 d) ábrán a klimatikus analóg területek változása látható: a klímaváltozás eredményeképpen ezek területe csökken, vagyis csökken az a terület, ahonnan inváziós fajokat kaphatunk.



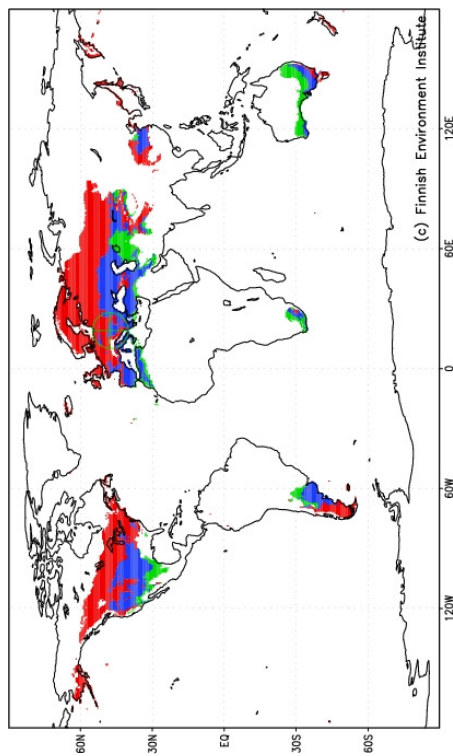
a)



b)



c)



d)

3.4-1. ábra: Magyarország, illetve Budapest jelenlegi és várható klímájához hasonló klímájú (klimatikusan analóg) területek a Földön (Fronzek *et al.* 2007 nyomán) (a) a jelenlegi magyarországi klímával (1961-1990 közötti átlagértékek) analóg területek: a leghasonlóbb hazai területtől való távolság alapján (Hila = szoros egyezés, kék = közepes egyezés, narancs = gyenge egyezés (lehetséges analóg terület)); (b) a Budapest jelenlegi klímájával (1961-1990 közötti átlagértékek) analóg területek; (c) a Budapest várható klímájával (2071-2100, B2AMBU scenario, A2-HadCM3) jelenleg analóg klímájú területek; (d) a Budapesttel analóg klímájú területek változása: piros = csökkenés, kék = nincs változás, zöld = növekedés

4. Élőhelyek értékelése

Czucz Bálint (szerk.)

4.1. Bevezetés

Az előző részben egyenként foglalkoztunk egyes fajoknak az éghajlatváltozásra adott várható reakcióival és ezek lehetséges következményeivel. A tanulmány második részében szakítunk a fajokra lebontott szemlélettel, és arra teszünk kísérletet, hogy hazánk természetes élővilágának éghajlatváltozás általi veszélyeztetettségét egy egységes, átgondolt kockázat-elemző módszertan, a sérülékenységi elemzés („vulnerability assessment”) alkalmazásával elemezzük.

4.1.1. A sérülékenységi elemzések módszertana

A sérülékenységi elemzések („vulnerability assessment”) módszertana egy a tudomány és az igazgatás („policy”) határmezsgyéjén kialakult fiatal, dinamikusan fejlődő értékelési módszertan, mely azonban számos régebből ismert és hagyományosan nagy jelentőségű szakértői döntéstámogató eljárás (elsősorban a környezeti hatáselemzés, a kockázatelemzés valamint az élelmezésbiztonsági tanulmányok – Schröter et al. 2005b) módszertani alapelemeiből építkezik. Az elemzés felépítésében és alapvető fogalmainak értelmezésében az IPCC Harmadik Összefoglaló Jelentésének (Third Assessment Report, IPCC 2001) meghatározásait tekintettük kiindulópontnak (lásd még pl. Carter et al. 1994, Parry & Carter 1998, UNEP 2001, stb.). Az egyes fogalmaknak a pontos meghatározását az 1. dobozban gyűjtöttük össze. A sérülékenységi elemzések viszonylag kötött szerkezetének legfontosabb jellemzője az alábbi hármas tagolású felépítés:

sérülékenység = f(kitettség, érzékenység, alkalmazkodóképesség)
--

azaz a várható éghajlati változásoknak (*kitettség*, „exposure”), a vizsgált rendszer éghajlati hatásokra való *érzékenységének* („sensitivity”), és az alkalmazkodási lehetőségeknek (*alkalmazkodóképesség*, „adaptive capacity”) ismeretében meghatározható a rendszer éghajlatváltozás általi fenyegetettsége, a *sérülékenység* („vulnerability”). A vázolt kapcsolat még tovább strukturálható a következő módon:

várható hatás = f(kitettség, érzékenység) sérülékenység = f(várható hatás, alkalmazkodóképesség)

azaz a sérülékenység nem külön-külön függ a kitettségtől és az érzékenységtől, hanem csak a két tényező által kölcsönösen meghatározott *várható hatáson* („potential impact”) keresztül. Ez a séma a sérülékenységi elemzés folyamatának felépítését is meghatározza, és egyben egy egyszerű modellt is nyújt a folyamatok szemléletére. Az elemzés során a vizsgált rendszert célszerű kisebb, egységes viselkedést mutató alrendszerekre, „objektumokra” bontani. A sérülékenység egyes komponensei a valóság így kialakított modelljében jellemzően más-más térbeli és tematikus (objektumonkénti) változékonysággal rendelkeznek, mely a vizsgálatok felbontását meghatározza:

- kitettség: nem objektumfüggő, térben változik

- érzékenység: objektumfüggő, nem térfüggő
- várható hatás: objektumfüggő, térben változik
- adaptációs képesség: objektumfüggő és sokszor térben is változik (az egyes alkalmazkodási mechanizmusok különbözőképpen viselkedhetnek ebből a szempontból)

1. doboz: A sérülékenységi elemzések legfontosabb fogalmainak meghatározása (IPCC 2001 és Metzger et al. 2006 alapján):

sérülékenység (vulnerability): a vizsgált rendszer káros éghajlati hatásokkal szembeni ellenálló-képességének, illetve sebezhetőségének a mértéke („the degree to which a system is susceptible to, or unable to cope with, adverse effects of climate change, including climate variability and extremes” – IPCC 2001, 2007)

kitettség (exposure): a vizsgált rendszert érő külső hatások, bekövetkező éghajlati változások jellege és mértéke

érzékenység (sensitivity): annak a mértéke, hogy az éghajlati környezet megváltozása mennyire érinti a vizsgált rendszert

várható hatás (potential impact): az éghajlatváltozásnak az alkalmazkodás lehetőségeinek vizsgálata nélkül a vizsgált rendszerre gyakorolt potenciális hatása, a rendszer potenciális veszélyeztetettsége (a kitettség és az érzékenység egymásra vetítése)

alkalmazkodóképesség (adaptive capacity): annak lehetősége, hogy a vizsgált rendszer működésének áthangolásával mérsékli a hatások káros következményeit, alkalmazkodik hozzájuk, vagy esetleg előnyére fordítja őket

autonóm adaptáció: a vizsgált rendszer saját, belső alkalmazkodóképessége és ennek megnyilvánulásai

tervezett adaptáció: az éghajlatváltozás káros következményeinek mérséklésére szolgáló társadalmi beavatkozások

4.1.2. A vizsgálatunk alapjai

A következőkben bemutatott sérülékenységi elemzés a hazánk természeti környezetének, mint rendszernek éghajlatváltozás általi fenyegetettségét vizsgálja. Az elemzés ésszerű alapobjektumai a közösségek (társulások, biocönózisok), mert:

- környezeti igényeik szerint csoportosuló, együtt élő, feltételezhetően hasonlóképpen reagáló fajok alkotják őket (a fajok ugyan egyenként, önállóan reagálnak a változásokra, de a hasonló környezeti (klimatikus) igényű fajok reakciói várhatóan hasonlóak lesznek),
- segítségükkel az ország meglévő élő természeti értékei térben és tematikusan is jól reprezentálhatók,
- habár az osztályozás alapvetően a vegetáción alapul, a táplálékhálózaton, valamint megfelelő búvó-, vadászó-, fészkelő-, stb. helyek („élőhelyek”) szolgáltatásán

keresztül valamennyi élőlénycsoport fajai számára fontos gyakorlati felosztást jelent (a természet alapvető működési egységei),

- létezik jó kiinduló adatbázis (MÉTA).

Mivel nagyon nagyszámú társulás létezik, melyek elterjedéséről nem rendelkezünk megbízható információkkal, egy jó közelítés a vizsgálatokat a hasonló jellegű, igényű, működésű közösségek nagyobb csoportjaira, az élőhelyekre irányítani. Ehhez nyújt segítséget a 2003–2005 között lezajlott MÉTA program és az általa létrehozott adatbázis. A MÉTA-adatbázis, egy országos, aktuális terepi adatokon nyugvó élőhelyi adatbázis, amelyben 35 hektáros hatszögekbe rendezve állnak rendelkezésre élőhelyi, kiterjedési és természetességi adatok. Az adatbázis legfontosabb sajátosságait a 2. dobozban mutatjuk be (részletesebb leírás pedig a 6.1. függelékben található).

2. doboz: A MÉTA adatbázis legfontosabb jellemzői:

A MÉTA adatbázis egy terepi felméréseken alapuló országos lefedettségű élőhelyi adatbázis. Legfontosabb jellemzői tényszerűen:

Felmérések éve	2003-2005
Résztevő térképezők száma:	225
Terepnapok száma:	~7000
A térképezés alapegységei:	
- területi:	kétszintű területi felbontás: - 2834 db MÉTA kvadrát (5'×3' (~6×5 km), a térképezési munka és a táji információk gyűjtésének alapegysége), - ~270000 db MÉTA-hatszög (35 ha, az élőhelyek térképezésének alapegysége – egy-egy hatszögon belül lista készült az ott található természetközeli élőhelyekről, és legfontosabb tulajdonságaikról)
- tematikus:	86 élőhely a programhoz kidolgozott Élőhelyismereti Útmutató (Bölöni et al. 2003) Á NÉR-en alapuló felosztása szerint
Az élőhelyenként gyűjtött főbb attribútumok:	kiterjedés, természetesség, (és még számos további változó)
A hatszögenként gyűjtött főbb attribútumok:	özönnövényekkel való fertőzöttség mértéke (és még számos további változó)
Az adatbázis feltöltöttsége az elemzések idején:	89 %

A MÉTA adatbázis, mivel egységes, átgondolt felvételezési módszertan szerint készült terepi adatokon nyugszik, különösen alkalmas országos elemzések elvégzésére. Bioklimatikus vizsgálatokra azáltal válik alkalmassá, hogy a korábbi élőhely-osztályozási rendszerektől (Á-NÉR, mÁ-NÉR – Fekete et al. 1997) eltérően kerüli a földrajzi lehatárolást az élőhely-kategóriák meghatározásában (például a montán a szubmontán és az illír bükkösök korábbi kategóriái helyett csak egyetlen bükkös kategóriával /K5/ dolgozik). A MÉTA adatbázis

élőhely-kategóriáit az egyes élőhelyek Natura 2000 rendszer szerinti megfelelőinek feltüntetésével a 6.1. függelék 5.3-1. táblázatában mutatjuk be részletesen.

Az egyes élőhelyek éghajlati kapcsolatrendszerének vizsgálatával számos olyan kérdésre is eséllyel kereshetjük a választ, melyek a fajok egyenkénti vizsgálatával megközelíthetetlenek, vagy nehezen megközelítőnek tűnnek. Mivel az élőhelyek kialakulása és fennmaradása a fajok közösségi viselkedésén, szerveződésén alapul, ezért az élőhely alapú vizsgálatok különösen alkalmasak a 2. fejezetben tárgyalt jelenségek közül a közösségek dinamikájában bekövetkező változások feltárására.

4.1.3. Az elemzés célja és menete

A sérülékenységi elemzés, mint minden gyakorlatias, „policy-relevant” tudományos eszköz, akkor működik jól, ha kellőképpen társadalomcentrikus. Ez azt jelenti, hogy bár a közbülső lépések során akkor járunk el helyesen, ha tudományos igényességgel, minél inkább részletekbe menően írjuk le a folyamatokat, a végső összegzés, a sérülékenység értékelése és interpretációja során már az a fő cél, hogy a „társadalomra gyakorolt hatás” egyetlen fő szempontja szerint összegezve, minél egyszerűbben és áttekinthetőbben sűrítve tárjuk fel az információkat. Ennek megfelelően már az elemzés megkezdése előtt pontosan tisztázni kell, hogy melyek azok a „társadalmi hatások”, melyekkel foglalkozni kívánunk, hogy mit tekintünk a társadalom számára káros, illetve esetlegesen hasznos fejleménynek. Az emberi társadalom jóléte és fennmaradása számos területen alapvetően függ az ökológiai rendszerek működésétől. Célszerű hát az élő természeti környezet sérülékenységi elemzésének vizsgálata során a nyereségeket és veszteségeket ezeknek a bioszféra társadalom felé irányuló szolgáltatásain, az *ökoszisztéma szolgáltatásokon* (Millennium Ecosystem Assessment 2005) keresztül meghatározni. Az anyagkörforgalom fenntartása révén a földi élet fenntartásában betöltött alapvető szerepe miatt – bár direkt hatásai igen nehezen számszerűsíthetőek (Daily et al. 2000, Farber et al. 2002) – a biológiai sokféleség fenntartása központi helyet foglal el az ökoszisztéma szolgáltatások között (Hooper et al. 2005, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Jelen vizsgálatunkban egyelőre a biológiai sokféleségre kifejtett hatás vizsgálatára szűkítettük le az éghajlatváltozás következményeinek a vizsgálatát. Ennek megfelelően a sérülékenység megállapítása során, károsnak azokat a folyamatokat tekintjük, amelyek a biológiai sokféleségének erőzójához vezetnek. Minden olyan folyamat, amely ezt mérsékli pozitívnak tekinthető, ám annak tudatában kell lennünk, hogy a globális változásoknak a biodiverzitásra gyakorlatilag definíció szerint nem lehetnek összességében pozitív hatásai. A természeti környezet változatosságát ugyanis legjobban a hosszú távú dinamikus egyensúly és a természetes diszturbanciaviszonyok fennmaradása biztosítja, hiszen ez a változatosság ezekhez a viszonyokhoz evolúciósan alkalmazkodva jött létre hosszú évmilliók alatt. A jégkorszakok éghajlat-ingadozásai még az ember által nem befolyásolt környezeti viszonyok mellett is jelentős biodiverzitásbeli veszteségeket okoztak a mérsékelt szélességeken (Watts 1988), a mai viszonyok között az antropogén hatások által erősen meggyengített természeti környezet féltő, hogy katasztrofális veszteségeket lesz kénytelen elkönyvelni az éghajlatváltozás következtében.

A következőkben tehát a sérülékenységi elemzés szerkezeti felépítésének megfelelően először az éghajlati környezetben bekövetkező változásokat összegezzük, melyek a kitettséget jelentik az élő rendszerek számára. Ezután élőhelyenként megvizsgáljuk az éghajlat-érzékenység mértékét, azaz hogy a potenciálisan bekövetkező különböző környezeti változások közül van-e olyan hatás, amely érzékeny reakciót vált ki (a kitettségtől függetlenül). Harmadik lépésként a kitettség és az érzékenységek egymásra vetítésével szeretnénk megismerni, a feltárt kapcsolatok irányát és mértékét (várható hatás). Ezek után részletesen áttekinthetjük az élőhelyek alkalmazkodási lehetőségeit, de számszerű elemzést itt

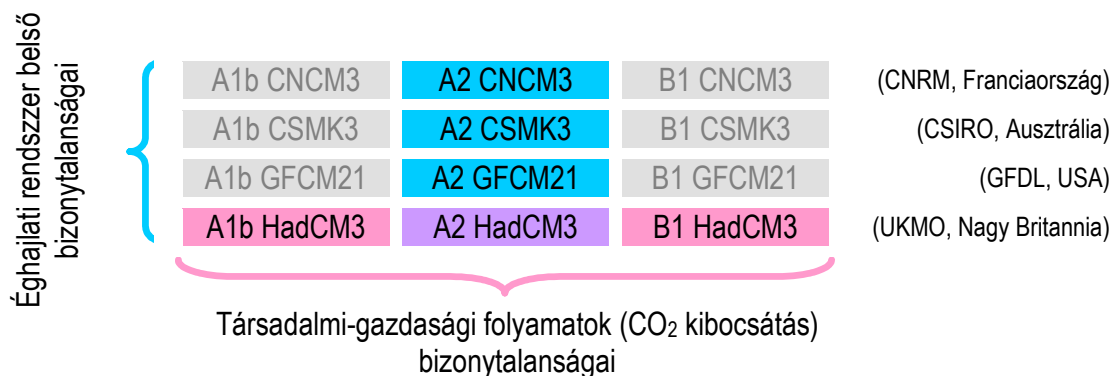
már csak néhány alkalmazkodási lehetőség és néhány kiválasztott élőhely esetében készítünk, részben a lehetséges módszerek tesztelése céljából. Az egész elemzés végén pedig áttekintjük a mitigáció lehetőségeit, vagyis, hogy milyen lehetőségek vannak a társadalom kezében a negatív folyamatok befolyásolására a káros hatások enyhítése érdekében.

4.2. Kitettség

Czúcz Bálint

A sérülékenységi elemzés első alapeleme a kitettség. Minden rendszer esetében az éghajlatváltozás várható következményeinek a becsléséhez először arról kell információval rendelkezünk, hogy a vizsgált rendszer várhatóan milyen jellegű és mértékű éghajlati hatásoknak lesz kitéve. Ennek a kérdésnek a részletes vizsgálata túlmutat az ökológia hagyományos hatáskörén, ám szerencsére az éghajlatváltozás központi kérdéséről lévén szó, az éghajlati elemekben várható változások előrejelzésére igen komoly erőfeszítések történtek nemzetközi szinten, melyek eredményei részben nyilvánosan hozzáférhetőek.

Jelen elemzésben az IPCC Negyedik Összefoglaló Jelentéséhez (AR4) készített éghajlati projekciókat használtuk fel hazánk éghajlatváltozás általi kitettségének („fenyegetettségének”) számszerűsítésére. Az IPCC Adatszolgáltató Központján (IPCC DDC, www.ipcc-data.org) keresztül nyilvánosan hozzáférhető számítások közül négy különböző általános légköri modell (GCM) által három különböző társadalmi-gazdasági forgatókönyvre (IPCC SRES kibocsátási scenárió) készített, összesen hat különböző éghajlati előrejelzést (projekciót) vettük figyelembe. (A felhasznált forgatókönyvek ilyen módon történő kiválasztásához az ATEAM projekt adta az alapötletet: lásd Schröter et al. 2005a, Metzger et al. 2006.) A projekciók e széles skálájának elemzésünkbe való beépítésével az volt a célunk, hogy ezáltal számításba tudjuk venni mind a társadalmi-gazdasági környezet várható alakulásából adódó, mind az éghajlati modellek belső bizonytalanságait (4.2-1 ábra).



4.2-1. ábra: Az elemzésünk során használt hat éghajlati projekció bemutatása. A kiválasztás fő szempontja az volt, hogy a segítségükkel kapott eredmények a társadalmi-gazdasági folyamatokból fakadó, valamint az éghajlati modellek belső bizonytalanságait egyaránt számszerűsítsék.

Vizsgálatunk során az 1960-1990 időszakot választottuk a változások szempontjából referencia-időszaknak. Mivel a nyers GCM modellkimenetek térbeli felbontása hazánk térségében meglehetősen csekély (~6-12 rácspont), így a további számítások előkészítéséhez ezeket a referencia-időszakra vonatkozó nagy felbontású éghajlati felületek segítségével térben leskáláztuk (a folyamat részleteiről lásd a 6.5. függelék).

A felhasznált projekciók szerint várható változásokról a 4.2-1. táblázat és a 4.2-2. táblázat nyújtanak rövid áttekintést. Ugyan ezekből a rövid összefoglaló táblázatokból lehet, hogy nem tűnik ki, de a modellszámítások közvetlen felhasználásának volt két óriási előnye, amely miatt ezt a bonyolultabb utat kellett választanunk előregyártott „leskálázott” scenáriók

(pl. Mika, 2006) használata helyett. Az eredeti outputok használatának e két fő előnye a következő:

- (1) felhasználhatóvá, kinyerhetővé vált számunkra a GCM outputokban rejlő (korlátozott, de mégis számottevő) **térbeliség**,
- (2) lehetővé vált egy finomabb éven belüli **időbeli** felbontás a havi átlagok használata, mely a bioklimatikus változók számításához nélkülözhetetlen volt.

Mindennek természetesen csak ott van jelentősége, ahol kvantitatívan és térben explicit módon tudjuk felhasználni a klímaprojekciókat, azaz esetünkben a közvetlen klímfüggésből eredő várható hatások számszerűsítésénél.

	2025			2050			2085		
	Ta	Ts	Tw	Ta	Ts	Tw	Ta	Ts	Tw
HADCM3	1.4	1.6	1.2	2.6	2.9	2.3	5.0	5.8	4.3
CNCM3	1.3	1.6	1.1	2.3	2.4	2.1	4.4	5.1	3.7
CSMK3	1.2	1.2	1.2	1.7	1.8	1.5	3.3	3.4	3.2
GFCM21	0.9	1.1	0.7	1.8	2.1	1.6	3.9	4.4	3.5
	Pa	Ps	Pw	Pa	Ps	Pw	Pa	Ps	Pw
HADCM3	-2.4%	-8.2%	3.1%	-3.6%	-13.4%	7.0%	-7.2%	-24.8%	11.5%
CNCM3	-4.0%	-8.3%	0.6%	-5.6%	-9.6%	-0.8%	-17.9%	-31.9%	-1.4%
CSMK3	4.6%	4.7%	4.1%	-1.5%	0.4%	-3.3%	1.3%	-1.6%	3.0%
GFCM21	0.7%	-1.9%	4.5%	-5.2%	-14.2%	6.2%	-17.9%	-35.6%	4.8%

4.2-1. táblázat: A vizsgált különböző általános légköri modellek által az „A2” emissziós forgatókönyv feltételezése esetén előrejelzett átlagos éghajlatváltozás a Kárpát-medence térségére (T: hőmérsékletváltozás (°C), P: csapadékváltozás (%); a: éves, s: nyári félév, w: téli félév). A színezés csupán az áttekinthetőséget szolgálja (színezési küszöbök: T: 2 és 4 °C, illetve P: +5, -5 és -10%)

	2025			2050			2085		
	Ta	Ts	Tw	Ta	Ts	Tw	Ta	Ts	Tw
A2	1.4	1.6	1.2	2.6	2.9	2.3	5.0	5.8	4.3
A1B	1.6	1.7	1.6	2.9	3.3	2.6	4.9	5.5	4.4
B1	1.4	1.6	1.1	2.4	2.6	2.3	3.5	3.6	3.3
	Pa	Ps	Pw	Pa	Ps	Pw	Pa	Ps	Pw
A2	-2.4%	-8.2%	3.1%	-3.6%	-13.4%	7.0%	-7.2%	-24.8%	11.5%
A1B	1.4%	-3.3%	5.6%	-1.1%	-10.9%	9.4%	-10.6%	-26.4%	6.4%
B1	-0.2%	-1.5%	0.4%	-4.7%	-12.4%	3.5%	-5.3%	-15.1%	5.5%

4.2-2. táblázat: A vizsgált különböző társadalmi gazdasági forgatókönyvek esetén a HadCM3 modell által előrejelzett átlagos éghajlatváltozás a Kárpát-medence térségére (T: hőmérsékletváltozás (°C), P: csapadékváltozás (%); a: éves, s: nyári félév, w: téli félév). A színezés csupán az áttekinthetőséget szolgálja (színezési küszöbök: T: 2 és 4 °C, illetve P: +5, -5 és -10%)

Mint az a táblázatokból is látható, az éghajlati modellek eredményei meglehetősen nagymértékű változásokat vetítenek előre, különösen a XXI. sz. második felére. A sérülékenységi elemzésünk keretében használt (későbbiekben részletes bemutatásra kerülő) módszerek, különösen az érzékenység, valamint az adaptációs képesség értékelései viszont az élőhelyeknek a jelenlegi környezeti viszonyok közötti jellemzőit mérik. Ez tehát azt jelenti, hogy a továbbiakban kapott eredmények elsősorban kis változások esetén, az éghajlatváltozás kezdeti szakaszára lesznek megbízhatóak, a változások előrehaladtával viszont (a növekvő

éghajlati bizonytalanság mellett) egyre nagyobb bizonytalanság terheli az előrejelzéseinket (pl. a várható hatás tekintetében).

A globális folyamatok helyi megnyilvánulásainak értékelésekor mindezek mellett nem szabad elfelejteni, hogy az élővilág lényegében csak a saját közvetlen környezetével van kapcsolatban, így elsősorban ennek az állapotában (pl. a talaj víztartalmában, a mikroklimatikus tér hőmérsékletében, páratartalmában) bekövetkezett változásokra reagál érzékenyen. Ezek pedig bármennyire szoros kapcsolatban vannak a makroklíma változásaival, a kettő között mindig van valamekkora, az adott lokalitás helyi sajátosságaitól, elsősorban a tájhasználat intenzitásától és módjától függő eltérés, amely ronthatja is a helyzetet, és enyhíthet is azon. Szigorúan véve tehát élő természeti rendszerek esetén a kitettség nem egyenlő a makroklimatikus változásokkal. A különbség csak árnyalatnyi, de nagy jelentőségű, ugyanis korlátozott mértékben lehetőséget teremt a káros hatások mérséklésére, a mitigációra (lásd később a 4.7 fejezetben). A kitettségnek ezt a globális változásoktól és a természeti visszacsatolásoktól független helyi komponensét mi az élőhely „természeti állapota” részének tekintettük, és az alkalmazkodóképesség tárgyalásánál vizsgáljuk meg részletesen.

4.3. Érzékenység

Czucz Bálint

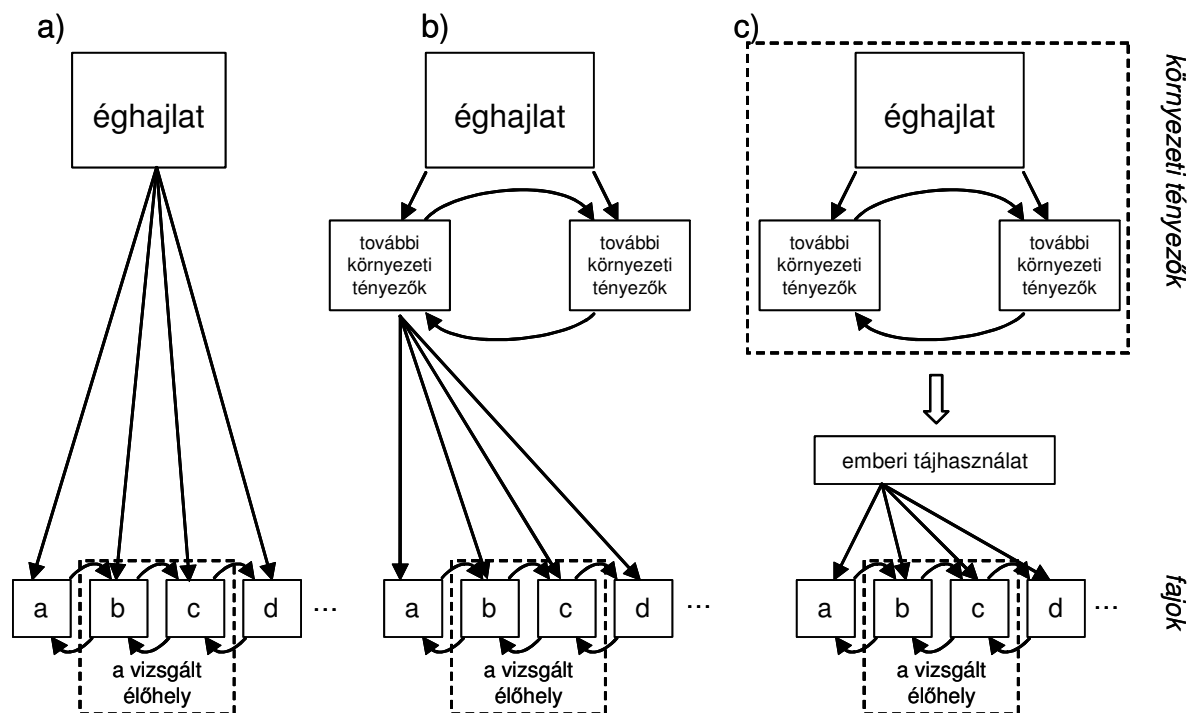
Az egyes élőhelyek éghajlat-érzékenysége azt jelenti, hogy az éghajlat tetszőleges irányú de kis mértékű megváltozása milyen mértékű kényszert jelent az élőhely fennmaradása (illetve kedvező természetvédelmi állapotának megmaradása) szempontjából. Egy társulás (élőhely) éghajlat-érzékenysége nyilván az alkotó fajok éghajlat-érzékenységeiből áll össze, jóllehet azokkal külön-külön sem és összességében sem egyenlő, emellett nagyon fontos az adott élőhely szerkezete, rendezettsége is (Bartha 2004). Ez egyben azt is jelenti, hogy szigorúan véve nem igaz a valóságnak az a modellje, hogy az érzékenység kizárólag az élőhely kategóriájától függ, hiszen például egy kedvező természeti állapotban lévő (változatos korösszetételű, természetes elegyfákban gazdag) erdő több mindent elvisel, és rugalmasabban képes alkalmazkodni¹, megújulni az őt ért környezeti stresszhez, mint egy üzemszerű, homogén állomány (Aszalós 2003). Az éghajlat-érzékenységnek a kompozíciótól, bolygatottságtól, szukcesszionális állapottól való függését gyepek esetében is kimutatták (Grime et al. 2000). Ezt a fontos hatást mi a továbbiakban – az elemzés koherenciájának a megtartása érdekében, hogy az érzékenységnek ne legyen térfüggő komponense – az alkalmazkodóképesség alá soroltuk, és ott fogunk majd részletesebben kitérni rá.

Az éghajlat (makroklíma) több különböző módon, az áttételeesség különböző fokozatain képes hatást gyakorolni egy terület élővilágára. Ezek az „éghajlati kapcsolatok” alapvetően három típusba sorolhatóak (4.3-1 ábra):

- (1) **közvetlen kapcsolatok:** az éghajlatot leíró valamely változó kismértékű megváltozása jelentős közvetlen hatással van a vizsgált élőhely fennmaradására, szerkezetére, fajainak elterjedésére, stb. A makroklíma közvetlen hatása mellett a szoros áttétellel (pl. mikroklíma, talajnedvesség, tavaszi belvizes időszak hossza stb.) megvalósuló „félíg közvetett” kapcsolatok ide sorolandók, feltéve, hogy a közvetlen hatótényezők finomléptékű térbeli mintázata követi valamely éghajlati elem mintázatát.
- (2) **közvetett természeti kapcsolatok:** az éghajlat megváltozása valamilyen összetett természeti rendszert érint elsődlegesen, mely sajátos belső dinamika szerint reagál a változásokra (esetenként késleltetetten). Az érintett természeti rendszerben bekövetkező változások számottevő közvetlen hatással vannak a vizsgált élőhely fennmaradására, szerkezetére stb., viszont térbeli mintázatuk már nem kötődik szorosan az éghajlatéhoz.
- (3) **közvetett antropogén kapcsolatok:** az éghajlat változásainak következtében az emberi tájhasználat jellegében is számos változás valószínűsíthető, melyeknek szintén lehetnek határozott közvetett pozitív vagy negatív hatásai a természetes élővilágra.

Jelen elemzésben egyáltalán nem foglalkozunk a közvetett antropogén éghajlati kapcsolatokkal, habár ezek jelentősége vitathatatlan, hazánk éghajlatváltozás általi veszélyeztetettségének jobb megítélése érdekében a jövőben mindenképpen szükségesek az ilyen irányú vizsgálatok is, melyek egy komplex (természeti – társadalmi – gazdasági) sérülékenységi elemzés keretein belül képzelhetők el leginkább. Egy ilyen szektorokon átívelő vizsgálat a NÉS objektív optimalizálásának érdekében a Stratégia elkövetkezendő felülvizsgálata során mindenképpen kiemelkedő jelentőségű feladat lenne.

¹Már ebből a megfogalmazásából is érezhető, nehéz eldönteni, hogy ilyenkor az élőhely érzékenysége kisebb, vagy az alkalmazkodóképessége nagyobb.

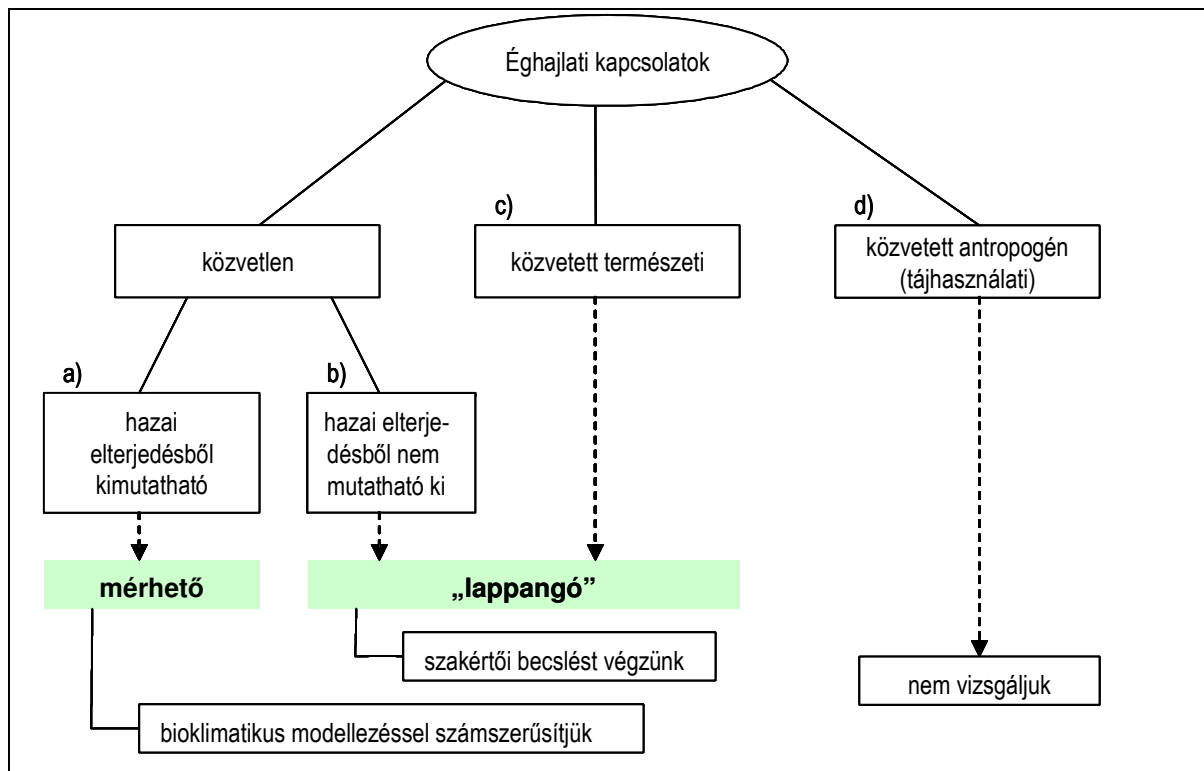


4.3-1. ábra: Az éghajlat–élőhely kapcsolatok három lehetséges típusának illusztrációja: a) közvetlen kapcsolatok, b) közvetett természeti kapcsolatok, c) közvetett antropogén kapcsolatok (eredeti ábra)

Ebben a fejezetben elsősorban a közvetlen kapcsolatok feltárására teszünk kísérletet. Ezen belül is azokat az éghajlati kapcsolatokat tudjuk majd elsősorban számszerűsíteni, amelyek esetében az éghajlatfüggés az élőhely hazai elterjedési mintázatában jól realizálódik. Az elterjedési mintázatban nem tükröződő közvetlen, valamint a közvetett klímaérzékenység (továbbiakban együtt: **lappangó**² klímaérzékenység) kvalitatív értékelését az eredmények bemutatásával párhuzamosan végezzük el (Az éghajlati kapcsolatok általunk használt főbb fogalmainak rendszerét a 4.3-2 ábrán szemléltetjük.).

A természetközeli élőhelyek jelentős része sajnos ma már éghajlatváltozás nélkül is fokozottan veszélyeztetett, ezek esetében sokszor várhatóan a közelebbi jövőben sem az éghajlatváltozás fogja jelenteni a legnagyobb problémát. Mégis hasznos lehet számba venni – még ezen élőhelyek esetében is – az élőhelyek valószínűsíthető éghajlat-érzékenységét, és az ebből fakadó veszélyeztetettség mértékét, hiszen elképzelhető hogy néhány természetvédelmi szempontból nagy jelentőségű élőhelytípusnak a jövőben mégis az éghajlat megváltozása fogja megadni a kegyelemdőfést.

² Nem biztos, hogy ez a legmegfelelőbb kifejezés az élőhelyek hazai elterjedésének ismeretében bioklimatikus modellezéssel nem kimutatható éghajlat-érzékenység kifejezésére, ugyanis azok számára, akik hosszabb időn át egy ponton (területen, tájegységben) szemlélik a tájat, a lappangó érzékenységen alapuló változások épp olyan nyilvánvalóan, vagy esetleg még nyilvánvalóbban jelentkeznek, mint az élőhely országos léptékű elterjedési mintázatában kódolt válaszok (lásd a példákat később). A jelen munka központjában álló modellezés szempontjából azonban többnyire rejtve maradnak az ilyen érzékenységek, így jobb szó híján ebben az elemzésben ezt fogjuk használni.



4.3-2. ábra: Az éghajlati kapcsolatok általunk használt fogalmainak csoportosítása, hierarchiája (eredeti ábra)

4.3.1. A kapcsolatok feltárásának a lehetőségei

A bioklimatológiai elemzések alaptétele az a tapasztalat, hogy az egyes fajok és közösségek éghajlati igénye azok földrajzi elterjedésében is megmutatkozik. Ez a kapcsolat elvben visszafejthető, és ezáltal képet nyerhetünk a vizsgált objektum alapvető éghajlati igényeiről, toleranciájáról (lásd 6.2. függelék). Azonban a bioklimatikus összefüggések feltárását számos tényező hátráltatja:

- nem mindig a releváns éghajlati hatótényezőkről vannak adataink
- ezek sem pontosan ismertek (térbeliség, mikroklíma)
- az éghajlati tényezőkön kívül még számos további környezeti tényező befolyásolja azt, hogy hol mi képes megtelepedni (a termőhely további fizikai adottságai: talaj, alapkőzet és vízellátottság; illetve a természetes és antropogén zavarás: diszturbancia-rezsim és tájtörténet). Ezek a tényezők sokszor még az éghajlatnál is kevésbé, pontatlanabban ismertek
- az éghajlat, és az előbb említett további tényezők sokszor egymásra is hatással vannak, a kapcsolatok jellemzően térben és időben is bonyolult szerkezetűek
- a különböző környezeti tényezők többnyire elsősorban nem direkt módon, hanem a különböző fajok egymáshatásán (kompetíció, predáció, parazitizmus, szimbiózis...) keresztül alakítják ki a fajok és az élőhelyek térbeli mintázatát. Ez a folyamat sokszor erősen nemlineáris faj–környezet kapcsolatokat eredményez.
- az alaptétel az „egyensúlyi” állapotban lévő földrajzi térben működik jól. Az ökológiai rendszerekben viszont soha nincs igazi egyensúly (egyensúlyt felborító tényezők például a diszturbancia/szukcesszió, a nagyskálájú környezeti változások (mint például éghajlatváltozás), és az evolúció...)

Mindezek következtében az egyes fajok földrajzi elterjedésének ismeretében csak bizonyos léptékben érvényes és korlátozott következtetések vonhatóak le a faj környezeti igényeire nézve. Fokozottan igaz ez az élőhelyekre – az élőhelyek nem egységes objektumként, hanem várhatóan fajonként fognak reagálni a bekövetkező környezeti hatásokra. Mégis ésszerű azt feltételezni, hogy azok a környezeti körülmények, amelyek a múltban és a jelenben lehetővé tették egy élőhely fennmaradását, azok a jövőben is megfelelőek lesznek annak számára. Hasonlóképpen, olyan környezeti körülmények között, amilyenek között a múltban egy vizsgált élőhely soha nem fordult elő, nem várható, hogy a jövőben az hosszabb távon fennmaradni képes lenne. Természetesen a környezeti tényezők ismeretében rejlő bizonytalanságok rárakódnak minden, bioklimatikus összefüggések feltárásán alapuló előrejelzésre is.

4.3.2. A hazai elterjedésben megjelenő közvetlen érzékenység

Mindezek után lássuk dióhéjban, hogyan is hajtottuk végre az élőhelyek közvetlen éghajlat-érzékenységének kvantitatív elemzését. (A felhasznált adatbázisokat és a modellezés menetét részletesebben a 6.6. függelékben írjuk le.) Vizsgálatunk eszköze egy összetett bioklimatikus elemzés volt, amelyet a legfontosabb természetközeli élőhelyek hazai elterjedésére végeztünk a MÉTA adatbázis segítségével. Az elemzés során az éghajlat mellett további környezeti háttérváltozókat is figyelembe vettünk (alapközetre, talajra és vízellátottságra vonatkozó változók), mindezzel az volt a célunk, hogy az éghajlatnak esetlegesen egyéb környezeti változókkal együttesen (interakcióban) kialakított hatásait is számításba tudjuk venni. Magára a modellezésre döntési fákat (*klasszifikációs és regressziós fák*, CART) használtunk.

Hazai bioklimatikus elemzések értékelése kapcsán gyakran felmerül a kérdés, hogy vajon Magyarország nem túl parányi-e értelmes bioklimatikus vizsgálatok elvégzéséhez. A válasz elsősorban attól függ, hogy mire, milyen következtetések levonására szeretnénk használni az eredményeinket. Megfelelően átgondolt módon végezve és értékelve az elemzést akár hazánknál kisebb területen is értelmes bioklimatikus vizsgálatokat lehet folytatni (lásd pl. Thuiller et al. 2003, Pino et al. 2005). A legtöbb elemzés esetében tulajdonképpen éppen a terület lehatárolásával állítjuk be az eredmények „érzékenységét”, éghajlati felbontását. Egy adott területre készített modellek nyilván elsősorban azon az éghajlati intervallumon belül lesznek érvényesek, amelyek a vizsgált területen belül előfordulnak. Ennek következtében azoknál az élőhelyeknél, amelyek esetében már ezen a viszonylag korlátozott éghajlati tartományon („climatic envelope”) belül is markáns éghajlatfüggést mutatnak, joggal várhatjuk, hogy érzékenyen fognak reagálni már az éghajlatváltozás kezdeti következményeire is. Hasonlóképpen az, hogy valamely élőhely nem mutatott az elemzésünk során közvetlen éghajlatfüggést, az még nem jelenti azt, hogy az illető élőhely bármilyen mértékű változásnak rezzenéstelenül képes lesz ellenállni – a jelenlegi hazai éghajlati tartomány jelentős mértékű elhagyása esetén a hazai adatbázison épített modell már természetesen nem lesz képes előrejelezni a rendszer változásait.

Az egyes élőhelyekre kapott éghajlat-érzékenységi értékeket a 4.3-1. táblázatban (illetve részletesebben a 6.6. függelékben) mutatjuk be. A táblázatot az éghajlat-érzékenység csökkenő sorrendje szerint rendeztük sorba. A kapott értékek csak a kapcsolat meglétére utalnak, de önmagukban nem tartalmaznak információt sem a kapcsolat „irányára” nézve, sem arra, hogy az éghajlatban várhatóan bekövetkező változások mennyiben fognak (és fognak-e egyáltalán) változásokat hozni a feltárt érzékenységet okozó éghajlati változókban. Emellett a számok természetesen a közvetett, illetve a hazai elterjedésben nem tükröződő kapcsolatokat sem fejezik ki.

	élőhely	érzékenység
Mészkerülő lombelegyes fenyvesek	N13	0.97
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	K2	0.85
Bükkösök	K5	0.85
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	L2a	0.82
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	K1a	0.79
Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet	I4	0.76
Veres csenkeszes hegyi rétek	E2	0.65
Hegy-dombvidéki sovány gyeppek és szőrfűgyeppek	E34	0.62
Cickóros puszták	F1b	0.60
Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek	H4	0.58
Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak	B6	0.58
Franciaperjés rétek	E1	0.51
Égerligetek	J5	0.50
Mészkerülő bükkösök	K7a	0.48
Zárt mézkerülő tölgyesek	L4a	0.47
Sztyepecserjések	M6	0.44
Csarabosok	E5	0.44
Ürmöspuszták	F1a	0.38
Szikes rétek	F2	0.37
Üde mézpázsitos szikfokok	F4	0.37
Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	F5	0.33
Éger- és kőrslápok, égeres mocsárerdők	J2	0.26
Lejtőgyeppek egyéb kemény alapkőzeten	H3a	0.25
Kötött talajú sztyeprétek (löss, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)	H5a	0.21
Patakparti és lápi magaskórósok	D5	0.21
Cseres-kocsányos tölgyesek	L2b	0.19
Homoki sztyeprétek	H5b	0.17
Ártéri és mocsári magaskórósok	D6	0.11
Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	B1a	0.02
Mocsárrétek	D34	0.01

4.3-1. táblázat: Az egyes élőhelyeknek a hazai elterjedésben is tükröződő, bioklimatikusan modellezhető éghajlatfüggésének a mértéke (0 és 1 közé skálázva; 1 a teljes éghajlatfüggés). A táblázatban nem szereplő élőhelyek esetén bioklimatikus modellezéssel nem lehetett kimutatni éghajlatfüggést (lásd még 6.6. függelék). Az éghajlatfüggés szerinti sorrend a két fogalom különbségéből adódóan nem egyezik meg a (potenciális) veszélyeztetettség sorrenddel (lásd 4.4-1. táblázat és 4.4-2. táblázat).

A táblázatot szemlélve néhány általános következtetés könnyen levonható, melyek az általános tapasztalatokkal jól egyeznek. Az egyik ilyen tanulság, hogy általánosságban az erdők, különösen a klímazonális erdők sokkal határozottabb éghajlatfüggést mutatnak, mint a gyeppek vagy a cserjések. Egy másik határozott tendencia, mely szintén nem okoz különösebb meglepetést, hogy a hegyvidéki elterjedésű közösségek nagyobb éghajlatfüggést mutatnak alföldi-síkvidéki társaiknál. Ez utóbbi leginkább annak köszönhető, hogy alföldeinken az élőhelyek elterjedése a sokkal intenzívebb tájhasználat miatt már koránt sem az eredeti mintázatokat követi. Az élőhelyek többsége országszerte jelentős antropogén behatás alatt áll, ezek esetében a jelenlegi elterjedés mintázatát erősen befolyásolhatja a tájhasználat térbeli mintázata. Mivel a tájhasználat intenzitása és jellege szintén interakcióban állhat az éghajlattal, ezért számos élőhely esetén valószínűsíthető, hogy eredeti elterjedési területének bizonyos részeiről szelektív tájhasználati nyomás hatására tűnt el, elkendözve ezáltal meglévő

éghajlati kapcsolatokat (lőszgyepek, összes hegylábi-alföldi erdőtípus), vagy esetleg akár új tájhasználati alapokon nyugvó közvetett antropogén éghajlati kapcsolatokat hozott létre.

A tájhasználat jelentőségét az eredményeink interpretációjában két példával szeretnénk most alátámasztani. Magyarországon elsősorban az Őrségben és a Vendvidéken találunk erdefenyveseket (N13), mely egyben az ország legcsapadékosabb vidéke is, így nem csoda, hogy modelljeinkben ez az élőhely mutatkozott a leginkább éghajlat-érzékenynek. Ezek a ligetes erdők azonban csak részben köszönhetik jelenlétüket a térség viszonylag csapadékos és kiegyenlített klímájának, de emellett a hagyományos tájhasználat is nagyon kedvezett az erdei fenyő felszaporodásának. Az intenzív legeltetéssel párosuló gyakori száraló letermelések mellett természetesen alapvető fontosságú volt még az Alpok közelsége is, mely egyáltalán lehetővé tette az erdei fenyő és számos kísérőfaj megjelenését a megfelelő meredek domboldalakon. A korábbi tájhasználat megszűnésével az őrségi fenyvesek jelenleg klímaváltozás nélkül is komoly veszélyben vannak. Ehhez adódik még hozzá az éghajlatváltozás hatása. A különböző veszélyeztető tényező hatását ez esetben nem tudjuk elkülöníteni – nem is próbáljuk, és bár tudunk a tájhasználatból fakadó veszélyeztetettségről is, de ez nem mérsékli a klimatikus kockázatokat, melyek ezen élőhely esetén kimagaslóan nagyok (lásd 4.4-1. táblázat).

A második példánk az égerligetekhez (J5) kapcsolódik. A modellek által jelzett viszonylag erős éghajlat-érzékenység itt annak köszönhető, hogy a fűz- és égerligetek (hasonló gyepszint esetén a fűzek által alkotott patakparti ligetek is ide tartoznak) az alföldről csaknem teljesen hiányoznak. Elképzelhető azonban, hogy ez a mintázat nem az éger vagy a többi karakterfaj éghajlati igényeiből fakad: több külföldi (elsősorban kelet-európai) példa is bizonyítja, hogy ez az élőhely a kisebb vízszint-ingadozású síkvidéki vízfolyások mentén is jól érzi magát. Tájföldrajzi adatok valamint, 1-2 „reliktum” előfordulás alapján azt gondoljuk, hogy eredetileg valószínűleg az Alföldön is gyakrabban előfordult ez az erdőtípus. A változás oka valószínűleg a folyószabályozásokban és az intenzív tájhasználatban keresendő. A vízrendezések során a kisebb vízfolyásokat csatornásították, a nagyobb folyók mellékágaiból szerteágazó erek rendszerét többnyire felszámolták, és ez pecsételhette meg az alföldi égerligetek sorsát. Így ebben az esetben a mintázatban számszerűsödő „éghajlatfüggés” nem fogja veszélyeztetni az égerligeteket, hacsak az intenzív tájhasználat (vízrendezések) nem követik a dombvidékeink felé húzóódó izotermákat.

4.3.3. Lappangó érzékenység

Lappangó, azaz a rendelkezésünkre álló elterjedési adatokkal nem kimutatható éghajlat-érzékenység, mint már azt felvázoltuk, alapjában két esetben fordulhat elő: (1) nem tudjuk kimutatni az élőhely létező közvetlen éghajlat-érzékenységét, vagy (2) közvetett (természeti) érzékenységgel állunk szemben. A következőkben ezt a két lehetőséget járjuk körül részletesen. (Nem foglalkozunk most ez utóbbinak azzal a fontos, de igen komplex problémakörrel jelentő „alesetével”, amikor társadalmi (tájhasználati) visszacsatoláson keresztül jön létre közvetett érzékenység).

Hazai elterjedésben nem tükröződő közvetlen éghajlatfüggés elsősorban két fő esetben fordulhat elő:

- (1) Statisztikailag nem mutatható ki a kapcsolat, amely viszonylag gyenge kapcsolatok és/vagy kis mintaelemszám esetén fordulhat elő. Ez jellemzően szűktűrűsű, erősen specializált, kis potenciális elterjedési területtel rendelkező élőhelyeknél (pl. *Bromus pannonicus* gyepek, bükkös sziklaerdők), időben erősen tranziens és emiatt nehezen térképezhető élőhelyeknél (pl. üde természetes pionír iszapnövényzet), illetve az

egykor esetleg jelentősebb elterjedési területéről tájhasználati okokból szélsőségesen visszaszorított élőhelyek esetén fordulhat elő (pl. alföldi erdőtípusok).

- (2) Magyarország jelenlegi határain belül nem jelenik meg egy olyan éghajlati kapcsolat, amely amúgy kismértékű éghajlatváltozás esetén is jelentős hatást gyakorolhat a vizsgált élőhelyre. Ez azoknak az élőhelyeknek az esetében fordulhat elő, amelyek jelenlegi előfordulásai hazánk „klimatikus terének” a meleg és száraz végében helyezkednek el, így az adatbázisunk már nem rendelkezik információval arról, hogy mi történhet velük az éghajlatváltozás következtében

	élőhely	megjegyzés
Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfűgyepek	E34	(2) ritkasága miatt a közvetlen függést csak részben lehetett kimutatni
Nyílt homokpusztagyepek	G1	(2)
Zárt sziklagyepek, fajgazdag <i>Bromus pannonicus</i> gyepek	H1	(1), az élőhely erősen harmatfüggő
Homoki sztyeprétek	H5b	(2)
Alföldi zárt kocsányos tölgyesek	L5	(1), (2)
Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők)	LY1	(1)
Bükkös sziklaerdők	LY3	(1), erős kapcsolat, melynek jelei már most is megmutatkoznak az élőhely átalakulásában
Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek	M2	(1), (2)
Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek	M3	(1), (2)
Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek	M4	(1), (2)
Homoki borókás-nyárasok	M5	(1), (2)

4.3-2. táblázat: A legfontosabb, hazai elterjedésben nem tükröződő közvetlen éghajlatfüggéssel rendelkező élőhelyek. A megjegyzés rovatba írt számok a szövegben felsorolt altípusokra utalnak.

A lappangó éghajlatfüggés másik vizsgált esete a természeti visszacsatolásokon keresztül megvalósuló közvetett éghajlatfüggés, amely elsősorban akkor fordulhat elő, ha az adott élőhely elterjedését egy, az éghajlat elsődleges térbeli mintázatához nem kötődő, de mégis makroklimatikusan erősen meghatározott környezeti tényező szabja meg élettelen természeti visszacsatolásokon keresztül. A legfontosabb példák:

- (1) A kifejezetten a feláramló mélységi vizekhez, forrásokhoz kötődő élőhelyek (az összes lápi élőhely). Amíg a létüket biztosító források megvannak, ezek az élőhelyek várhatóan nem fogják különösebben észrevenni a hőmérséklet és a csapadék változásait (ez tükröződik a rájuk vonatkozó modelleredményeinkben is). Ha azonban a feláramló vizek vízhozama csökken, és azok részben vagy teljesen elapadnak, akkor rögtön igen sebezhetővé, veszélyeztetetté válnak (akár bármilyen egyéb klimatikus változás nélkül is). Ez a kapcsolat természetesen nem fogható meg bioklimatikus modellekkel, hiszen a források erőssége a csapadék mennyiségével csak egy nagyon durva térléptéken korrelál, a pontos mintázatot viszont a terület hidrogeológiai és geomorfológiai viszonyai szabják meg. Ezen felül még valamikora időbeli késleltetés is valószínűsíthető a csapadék változásai, valamint a vízföldtani reakció között (Ruprecht & Botta-Dukát 1999). A lápi élőhelyek potenciális éghajlati veszélyeztetettségének számszerűsítéséhez mindenképpen az éghajlat–hidrogeológia kapcsolatrendszer feltárni, modellezni.
- (2) Szintén hatással lehetnek a feláramló vizek egy másik, természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű élőhely-csoportra is: a szikesekre. A szikesek léte egy meghatározott mértékű kontinentalitás megléte mellett (melynek a jelenlegi tendenciák szerint csak fokozódása várható, így ezen az összefüggésen keresztül az

éghajlat megváltozása várhatóan nem veszélyezteti a szikes élőhelyeket –ez az összefüggés a modelleredményeinkben is megjelenik) első látásra nem forog veszélyben. Hosszú távú fennmaradásukhoz viszont megfelelő kémiai tulajdonságokkal rendelkező mélységi vizek folyamatos feláramlására, és az ún. kritikus mélységben (kb. 1,5 m) való megjelenésére van szükség. Különben a talaj sótartalma fokozatos csökkenésnek indul, és ez a folyamat hosszabb távon a szikes élőhelyek kilúgzódásához vezethet. Különösen veszélyeztetettek a vakszik, a szikfok, kevésbé az ürmöspuszták és a sziki rétek, és legkevésbé a cickórosok.

- (3) A melegedés, szárazodás egyik várható következménye a tüzek gyakoribbá válása, mely elsősorban várhatóan a klimatikus határhelyzetben lévő erdőket sújtja. Az alföldi, alföld-peremi erdők felújulása, fennmaradása a megváltozó diszturbancia-rezsim mellett a talajvíz mélyebbre süllyedése miatt is problémás.
- (4) A hidrológiai rezsim átalakulása (ritkábban jelentkező, de akkor annál magasabb, tartós vízborítással járó árvizek) elsősorban a még megmaradt keményfaligetek számára kedvezőtlen.

	élőhely	megjegyzés
Békalilimos és más lápi hínár	A4	(1)
Nádas úszólápok, lápos, tözeges nádasok és télisásosok	B1b	(1)
Lápi zsombékosok	B4	(1)
Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak	B6	(2)
Forrásgyepek	C1	(1)
Tőzegmohás átmeneti lápok és tőzegmohalápok	C23	(1)
Láprétek (<i>Caricion davallianae</i>)	D1	(1)
Kékperjés rétek	D2	(1)
Mocsárrétek	D34	(1), a talajvíz által is tápláltak
Patakparti és lápi magaskórósok	D5	(1), elsősorban a lápiak (6410)
Ürmöspuszták	F1a	(2)
Szikes rétek	F2	(2)
Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek	F3	(2)
Üde mézpázsitos szikfokok	F4	(2)
Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	F5	(2)
Fűzlápok, lápcserjések	J1a	(1)
Nyírlápok, nyíres tőzegmohalápok	J1b	(1)
Éger- és kőrslápok, égeres mocsárerdők	J2	(1)
Keményfás ártéri erdők	J6	(4)
Hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek	L2x	(3)
Alföldi zárt kocsányos tölgyesek	L5	(3)
Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek	M2	(3)
Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek	M3	(3)
Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek	M4	(3)
Homoki borókás-nyárasok	M5	(3)

4.3-3. táblázat: A legfontosabb, közvetett éghajlatfüggéssel rendelkező élőhelyek. A megjegyzés rovatba írt számok a szövegben felsorolt altípusokra utalnak.

Ezek a folyamatok elvileg mind modellezhetőek, egy későbbi összetettebb vizsgálat során számszerűsítési lehetőségeik mindenképpen megfontolandóak. Azokat az élőhelyeket, melyek érintettek a lappangó éghajlat-érzékenység bármelyik altípusában a 4.3-2. táblázatban és a 4.3-3. táblázatban soroltuk fel. Mivel csak akkor lesz gyakorlati jelentősége egy „érzékenységnek”, ha olyan „kitettség” következik be, amely rajta keresztül komoly hatást vált ki, ezért csak azokat az érzékenységeket gyűjtöttük össze a táblázatba, melyek várhatóan

veszélyeztetni is fogják az adott élőhelyet a klímaváltozás következtében. Az érzékenységek mértékét sem kívánjuk külön becsülni, ehelyett inkább az általuk kiváltott várható hatás becslését kíséreljük meg a következő fejezetben.

4.4. Várható hatás

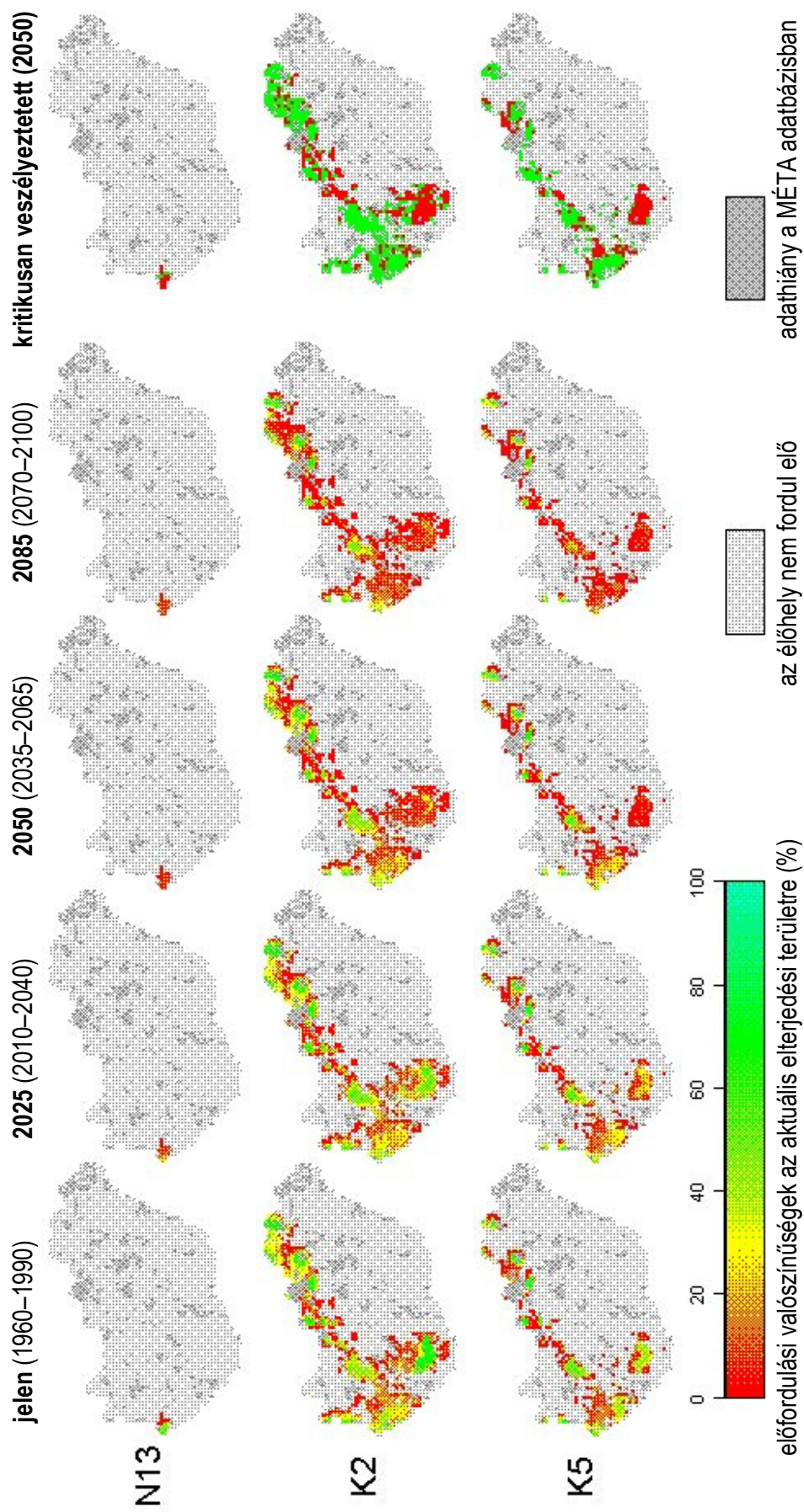
Czucz Bálint

Az egyes élőhelyek elvi éghajlatigényének, éghajlat-érzékenységének és a várható éghajlati változásoknak az ismeretében már lehet becsléseket tenni az egyes élőhelyek különböző előfordulásait a jövőben érő várható éghajlati hatásokról. Ebben a fejezetben kétféle becslést fogunk készíteni:

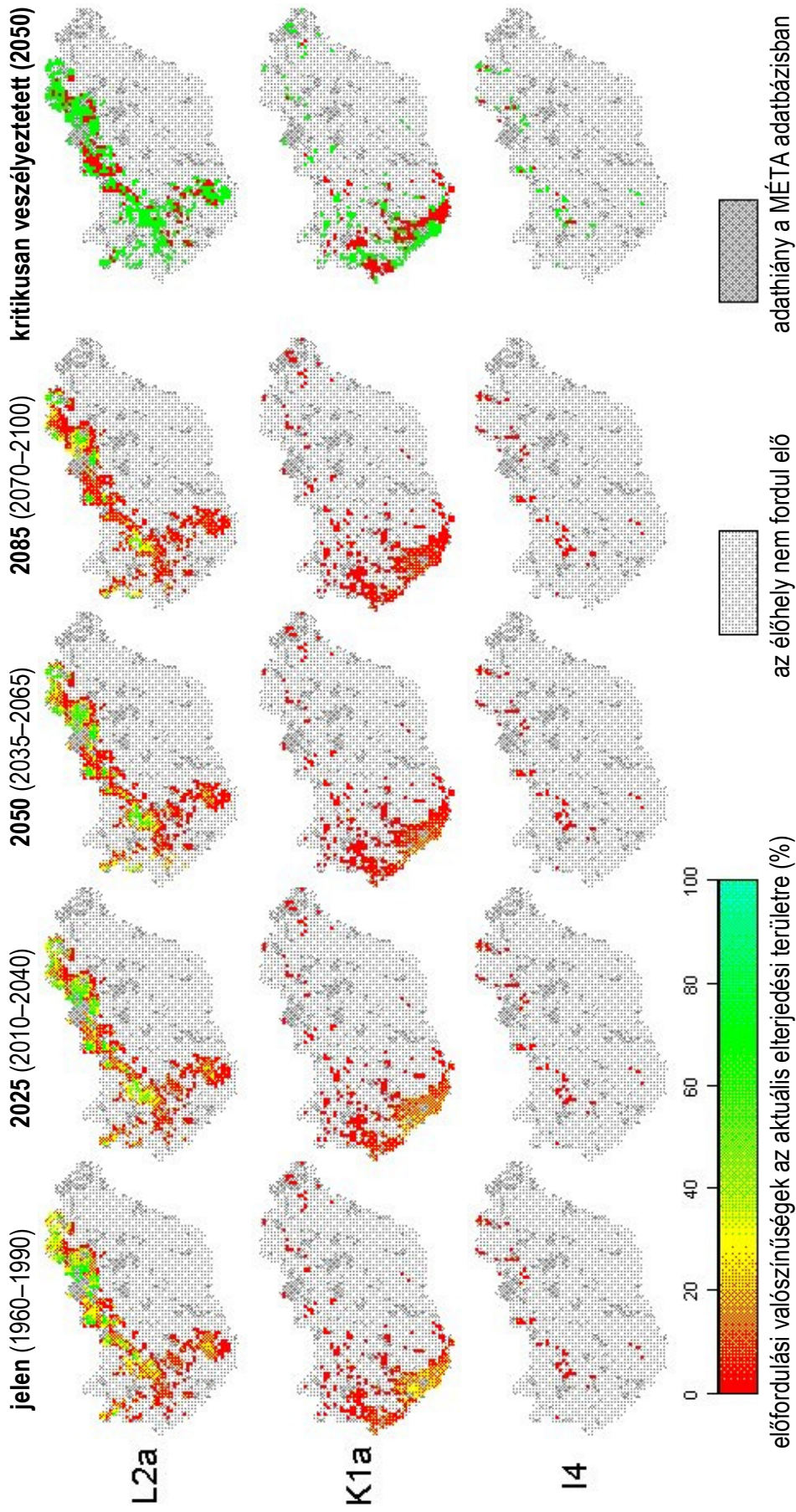
- (1) térbeli becslést a bioklimatikus modellek (elterjedésben tükröződő közvetlen *érzékenység*), valamint az IPCC AR4 éghajlati forgatókönyvei alapján (*kitettség*), azokra az élőhelyekre, amelyek a modellek szerint erős közvetlen éghajlatfüggést mutattak (– potenciális veszélyeztetettség térképek).
- (2) egyszerű becslést adunk az összes élőhely esetében a teljes potenciális veszélyeztetettség országos mértékére, mely az érzékenység többi típusán keresztül megnyilvánuló várható hatásokat is tartalmazza (– az élőhelyek potenciális veszélyeztetettség sorrendje)

4.4.1. Várható hatás a hazai elterjedésben megjelenő közvetlen érzékenység alapján

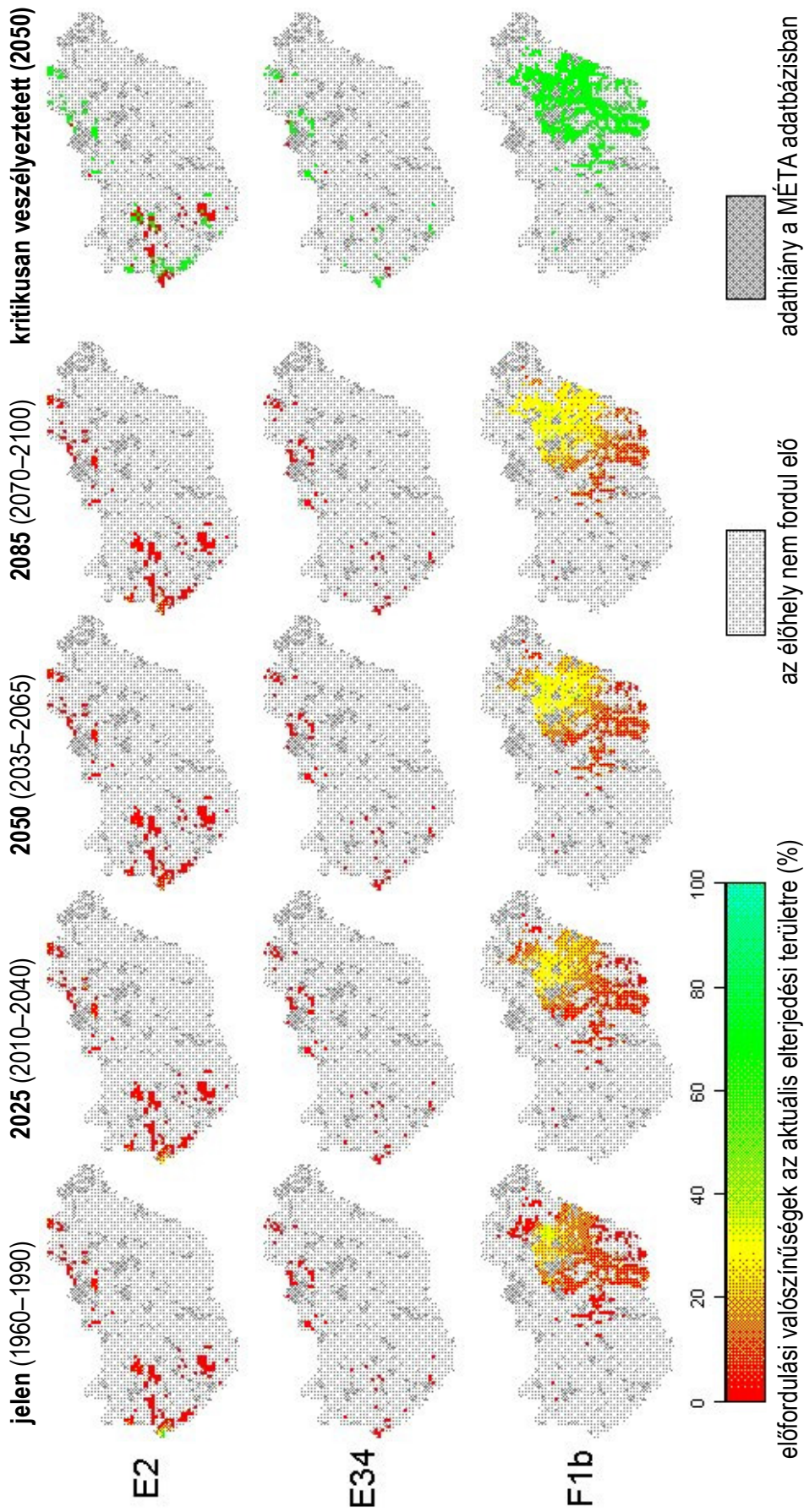
Az első elemzéshez a várható éghajlat nagy térbeli felbontású ismeretére van szükség, ezek a „Kitettség” című fejezetben ismertetettek szerint több éghajlati modell és több emissziós scenárió esetére rendelkezésre álltak. Az előrejelzések készítéséhez az összes éghajlati forgatókönyvre és több ismétlésben állítottunk elő projekciókat, hogy az éghajlati rendszer és a társadalmi-gazdasági környezet bizonytalanságairól is számot adhassunk. (A számítások részletei a 6.7. Függelékben vannak részletesen leírva.) Számításaink eredményeit a következő oldalon mutatjuk be a 12 legerősebb közvetlen éghajlatfüggést mutató élőhely esetére (4.4-1. ábra) – ezek az 50%-nál nagyobb modellezhető (elterjedésben tükröződő közvetlen) éghajlatfüggést mutató élőhelyek, az égerligeteket (J5) leszámítva. (A legalább 20%-os, de szignifikáns éghajlatfüggést mutató élőhelyek esetében a modellezett eredmények térbeliségében már nem bízunk, viszont országos átlagban még figyelembe vettük a velük kapható eredményeket – lásd 4.4-1. táblázat.) Az ábrákon az egyes élőhelyek különböző időszakokra jósolt előfordulási valószínűségei láthatók a különböző forgatókönyvekre és ismétlésekre átlagolva. Ezek az általában viszonylag alacsony értékek azt fejezik ki, hogy az adott éghajlati körülmények között mennyi a valószínűsége, hogy egy 35 ha-os területen (MÉTA hatszög, a modellezés területi egysége) rábukkanjunk az adott élőhely előfordulásaira. Ez szinte kizárólag klímazonális élőhelyek esetén képes magas értékeket felvenni, míg a ritkább, specializáltabb élőhelyeknél természetesen ez a szám még optimális körülmények között is alacsonyabb. Éppen ezért az előfordulási valószínűségek abszolút értékei csak korlátozott mértékben alkalmasak élőhelyek közötti összehasonlításra, és az élőhelyek *potenciális veszélyeztetettségét* – a várható hatást – e szám változásai (emelkedése, csökkenése) fényében értékelhetjük. A legveszélyeztetettebb területek egyszerű vizuális kiemelése céljából a 4.4-1 ábra térképein (minden sorozatból az utolsó térképen) kiemelésre kerültek azok a területek, ahol az éghajlati referenciaidőszakhoz (1960–1990) képest 2050-re legalább 50%-os előfordulási valószínűség csökkenést jósolnak a modelljeink (a különböző forgatókönyvek és ismétlések átlagában).



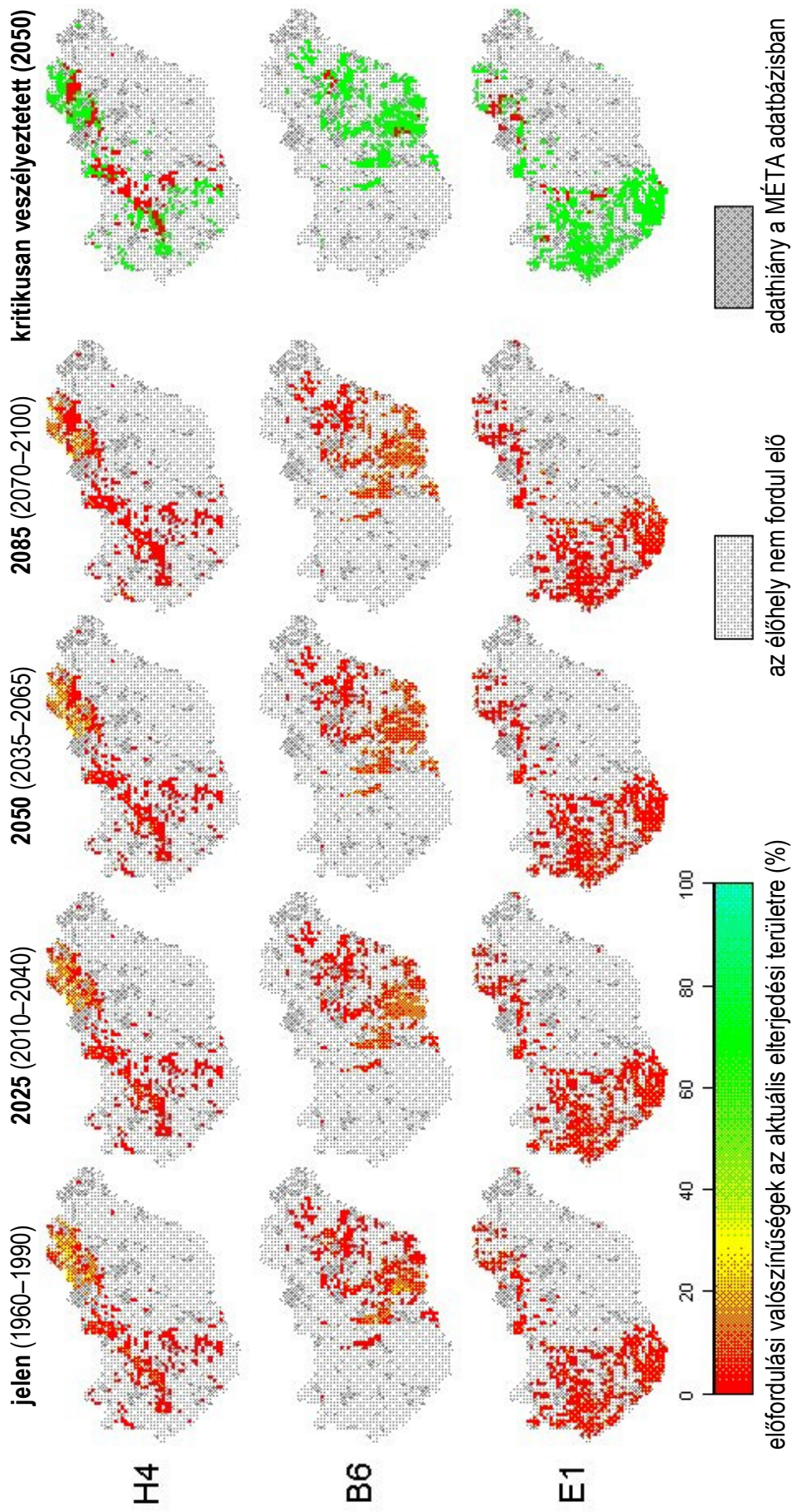
4.4-1. ábra: Az éghajlatváltozás várható közvetlen hatása a legnagyobb modellezett éghajlat-érzékenységi élőhelyekre. Az első négy ábra-oszlopban az élőhelyek várható előfordulási valószínűségei láthatók, az utolsó oszlop pedig az elterjedési terület legérzékenyebben érintett részzeit emeli ki pirossal (2050-re legalább 50%-os elterjedési valószínűség esőkként). Az ábrázolt élőhelyek: Mészkerülő lömbeleges fenyvesek (N13), Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2), Bükkösök (K5). **Leginkább veszélyeztetett** területek a K2 és a K5 esetében a Dél-Dunántúl és a hegylábi régiók. A mészkerülő fenyvesek teljes hazai elterjedési területükön végveszélybe kerülnek. A két kis zöld pötty a fenyvesek utolsó térképén műtermék.



4.4-1 ábra (folytatás): Az ábrázolt élőhelyek: Cseres-kocsánytalan tölgyesek (L2a), Gyertyános-kocsányos tölgyesek (K1a), Árnnyékűrtő nyílt sziklanövényzet (I4). **Leginkább veszélyeztetett** területek a cseres tölgyesek (L2a) esetében az alacsonyabb térszínen található előfordulások. A gyertyános-kocsányos tölgyesek gyakorlatilag teljes elterjedési területükön jelentős visszatorzulásra/állapotromlásra számíthatnak, de itt is a peremhelyzeti előfordulások (Baranyai Dráva-sík, Zselic) vannak a legrosszabb helyzetben. Az I4-es élőhely számára mindenhol a feltehető mértékű romlását jósolják a modellek. Az ezen és az előző oldalon látható, a bükk és kocsánytalan tölgy dominálta erdőkre kapott eredmények nagymértékben összhangban vannak Máttyás Csaba és kutatócsoportja (Máttyás & Czímber 2004, Gálhidy et al. 2006) hasonló kérdéseket erdészeti adatbázisok segítségével vizsgáló munkájának eredményeivel.



4.4-1 ábra (folytatás): Az ábrázolt élőhelyek: Veres csenkeszes hegyi rétek (E2), Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrűgyepek (E34), Cickóros puszták (F1b). A hegyi rétek (E2) esetében **leginkább** a dunántúli állományok vannak kitéve komoly veszélynek, míg a sovány gyepek (E34) előfordulásait országsszerte a kezdeti időszakban várhatóan csak kis mértékben veszélyezteti az éghajlatváltozás. A cickóros puszták számára a várható melegedés és szárazodás elterjedési területének nagy részén előnyös változásokat jelent. A hegyi rétek esetén **műtermékek tekinthető** a legtöbb zöld szín az utolsó térképen: a már ma is igen kicsi előfordulási valószínűséggel rendelkező peremhelyzetű területeken a modell nem tudja pontosan becsülni a valószínűségeket csökkenését.



4.4-1 ábra (folytatás): Az ábrázolt élőhelyek: Felsőszász irrtásrétek, száraz magaskőrösök és erdősztyeprétek (H4), Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6), Franciaperjés rétek (E1). Az irrtásrétek (H4) esetén **leginkább veszélyeztetettek** a középhegység déli oldalán található előfordulások, a kaszálórétknél (E1) pedig az északi középhegységi állományok vannak leginkább veszélyben, míg a dunántúli elterjedési területükön egyenletesen mérsékelt kockázatnak vannak kitéve. A szikes mocsarak (B6) számára az éghajlati feltételek alig látszanak változni, azonban az élőhely közvetett éghajlatfüggése miatt várhatóan őket is veszélyezteti majd az éghajlatváltozás.

	élőhely	várható hatás (VH-a)
Mészkerülő lombelegyes fenyvesek	N13	0.19 (5)
Csarabosok	E5	0.23 (5)
Mészkerülő bükkösök	K7a	0.29 (5)
Szikes rétek	F2	0.45 (4)
Veres csenkeszes hegyi rétek	E2	0.48 (4)
Égerligetek*	J5	0.49 (2)
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	K1a	0.49 (4)
Bükkösök	K5	0.66 (3)
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	K2	0.67 (3)
Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet	I4	0.71 (3)
Éger- és kőrslápok, égeres mocsárerdők	J2	0.73 (3)
Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek	H4	0.73 (3)
Franciaperjés rétek	E1	0.81 (2)
Sztyepecserjések	M6	0.82 (2)
Hegy-dombvidéki sovány gyepék és szőrfűgyepek	E34	0.83 (2)
Zárt mészkerülő tölgyesek	L4a	0.85 (2)
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	L2a	0.88 (2)
Patakparti és lápi magaskórósok	D5	0.89 (2)
Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzeten	H3a	1.05 (1)
Üde mézpázsitos szikfokok	F4	1.08 (1)
Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	F5	1.31 (1)
Ürmöspuszták	F1a	1.38 (1)
Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak	B6	1.39 (1)
Cickóros puszták	F1b	1.63 (1)
Kötött talajú sztyeprétek (löss, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)	H5a	1.69 (1)

*: Az égerligetek esetén kapott magas érték valószínűleg műtermék (részletesebben I. a 4.3.2. fejezet végén)

4.4-1. táblázat: A várható hatások (veszélyeztetettség) országos átlaga a legerősebb közvetlen éghajlatfüggést mutató élőhelyekre. Zárójelben a veszélyeztetettség egy ötfokú ordinális skálára transzformálva (1: nem vagy alig veszélyeztetett (a táblázatban nem szereplő összes élőhely); 2: enyhén veszélyeztetett; 3: mérsékelten veszélyeztetett; 4: erősen veszélyeztetett; 5: kritikusan veszélyeztetett).

A térképeken is ábrázolt várható hatások egy egyszerűen áttekinthető számszerű összefoglalásához kiszámítottuk az előfordulási valószínűség átlagos csökkenésének a mértékét az élőhely előfordulási területeire (itt is a 2050-re előrevetített előfordulási valószínűségeket hasonlítottuk a referencia-időszakhoz). A számításokat az összes 20%-nál nagyobb modellezhető éghajlatfüggést mutató élőhelyre elvégeztük, a számítások módszertana az eddigiekkel megegyező volt. Az eredményül kapott országos átlagos veszélyeztetettségi mérőszámokat a 4.4-1. táblázatban mutatjuk be. A táblázat utolsó oszlopában a potenciális veszélyeztetettség mértékét egy ötfokú ordinális skálán osztályozva is feltüntettük, melyre a becsült lappangó veszélyeztetésekkel való összesítéshez van szükség.

4.4.2. A teljes várható hatás

A következőkben az összes élőhelyre és az éghajlati hatások minden lehetséges típusát figyelembe véve próbáljuk meg összesíteni várható hatást, ami nem más, mint az élőhelyeknek éghajlatváltozás általi potenciális veszélyeztetettsége (az alkalmazkodás lehetőségeinek a figyelembe vétele nélkül). Ehhez szükség van az érzékenységek fejezetben említett, nem számszerűsíthető közvetlen és közvetett érzékenységekből fakadó

veszélyeztettség becslésére. A potenciális veszélyeztetettségeket ötfokú skálán becsültük³, a becsült értékek (a modellezett várható hatásnak ugyanerre a skálára áttranszformált értékeivel együtt) a 4.4-2. táblázatban tüntettük fel.

Az élőhelyek potenciális veszélyeztettségének összesítésére és egyfajta éghajlati veszélyeztetettségi sorrend felállítására a 4.4-2. táblázat utolsó oszlopában tettünk kísérletet. Az összesítésnél a következő egyszerű szabályokat alkalmaztuk: egy 3-as és egy 4-es vagy két 4-es veszélyeztetettségi komponens 5-ös veszélyeztetettséget eredményez, két 3-as pedig 4-eset. Az összes többi esetben az összesített potenciális veszélyeztetettséget az egyes komponensek maximumával definiáltuk. A táblázatban végül az élőhelyeket a teljes éghajlati veszélyeztettség alapján soroltuk fel, az egyes szinteken belül viszont az élőhelyek rövidítése szerinti abc-sorrendet követtünk.

A lappangó veszélyeztettség becslése során – ellentétben a várható hatás modellezhető részével – nem sok lehetőség van a térbeliség figyelembevételére. Jelen elemzésünkben mi csak országos szinten egyetlen számmal jellemeztük az élőhelyek potenciális veszélyeztettségét, de legalább néhány élőhely esetén ennél valószínűleg valamivel jobb térbeli felbontás is elérhető lenne, ha például nagytájanként végeznénk ezt a becslést. Mivel most a veszélyeztettség bemutatása és az élőhelyek sorba rendezése volt a fő célunk, így ilyen becslést nem készítettünk, egy majdani teljes körű sérülékenységi elemzés keretében viszont már ez lesz a célszerű eljárás.

³ A szakértői becslés folyamatában részt vettek: Botta-Dukát Zoltán, Bölöni János, Czúcz Bálint, Molnár Zsolt, és Rédei Tamás

	élőhely	VH-a	VH-b	VH-c	VH össz
Békalilimos és más lápi hínár	A4			5	5
Tőzegmohás átmeneti lápok és tőzegmohalápok	C23			5	5
Láprétek (<i>Caricion davallianae</i>)	D1			5	5
Csarabosok	E5	5			5
Éger- és kőrislápok, égeres mocsárerdők	J2	3		4	5
Mészkerülő bükkösök	K7a	5			5
Alföldi zárt kocsányos tölgyesek	L5		3	4	5
Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek	M4		3	4	5
Mészkerülő lomebegyes fenyvesek	N13	5			5
Veres csenkeszes hegyi rétek	E2	4			4
Szikes rétek	F2	4		2	4
Zárt sziklagyepek, fajgazdag <i>Bromus pannonicus</i> gyepek	H1		4		4
Nyírlápok, nyíres tőzegmohalápok	J1b			4	4
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	K1a	4			4
Bükkös sziklaerdők	LY3		4		4
Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek	M2		3	3	4
Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek	M3		3	3	4
Nádas úszólápok, lápos, tőzezes nádasok és télisásosok	B1b			3	3
Lápi zombékosok	B4			3	3
Forrásgyepek	C1			3	3
Kékperjés rétek	D2			3	3
Mocsárrétek	D34			3	3
Patakparti és lápi magaskórósok	D5	2		3	3
Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfűgyepek	E34	2	3		3
Félszáraz írtárrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek	H4	3			3
Árnýéktűró nyílt sziklanövényzet	I4	3			3
Fűzlápok, lápcserjések	J1a			3	3
Keményfás ártéri erdők	J6			3	3
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	K2	3			3
Bükkösök	K5	3			3
Hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek	L2x			3	3
Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők)	LY1		3		3
Homoki borókás-nyárasok	M5		2	3	3
Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak	B6			2	2
Franciaperjés rétek	E1	2			2
Ürmöspuszták	F1a			2	2
Kocsordos-öszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek	F3			2	2
Üde mézpázsitos szikfokok	F4			2	2
Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	F5			2	2
Nyílt homokpusztagyeppek	G1		2		2
Homoki sztyeprétek	H5b		2		2
Égerligetek	J5	2			2
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	L2a	2			2
Zárt mézkerülő tölgyesek	L4a	2			2
Sztyepecserjések	M6	2			2

4.4-2. táblázat: Az éghajlatváltozás által okozott várható hatás (veszélyeztetettség) az egyes élőhelyekre ötfokú skála szerint. Az összesített értékek az utolsó oszlopban találhatóak, előtte ennek komponensei vannak felsorolva (VH-a: közvetlen, az élőhely hazai elterjedésében tükröződő éghajlati kapcsolat alapján (modellezett); VH-b: közvetlen, de az élőhely hazai elterjedésében nem tükröződő éghajlati kapcsolat alapján (becsült); VH-c: közvetett (becsült)). Az egyes értékek jelentése: 1: nem vagy alig veszélyeztetett (a táblázatban nem szereplő összes élőhely); 2: enyhén veszélyeztetett; 3: közepesen veszélyeztetett; 4: erősen veszélyeztetett; 5: kritikusan veszélyeztetett.

4.5. Adaptációs képesség

Czucz Bálint, Molnár Zsolt, Torda Gergely, Lelleiné Kovács Eszter

A sérülékenységi elemzések hagyományosan utolsó, de egyik legfontosabb lépése az adaptációs képesség becslése, mely sokszor a legnagyobb bizonytalanságokkal terhelt lépés is egyben (Grothmann & Patt 2005). E lépés fontossága abból az alapvető felismerésből fakad, hogy a vizsgált objektumok gyakran maguk is képesek a változó feltételekhez többé-kevésbé alkalmazkodni, és ezáltal a káros hatásokat enyhíteni (Patt et al. 2005). Ez a lépés nem hagyható ki semmilyen sérülékenységi elemzésből, ugyanis az érintett rendszerek alkalmazkodóképessége sokszor különböző, az eddigiekben nem vizsgált tényezőktől függ. Ezen kívül ebben a lépésben történik a vizsgált objektumokban bekövetkező változásoknak az emberi társadalomra gyakorolt (általában) káros hatásokra történő lefordítása. Mivel ugyanaz a változás egyszerre több különböző áttételen (folyamaton) keresztül okozhat különböző károkat a társadalom különböző szektorai számára, egy összetett adaptációs képesség-elemzés akár több, párhuzamosan futó adaptációs képesség-részelemzésből is állhat, szempontként külön-külön eredményt szolgáltatva. Jelen esetben az adaptációs képesség vizsgálatával arra keressük a választ, hogy az élőhelyek éghajlat-érzékenységének vizsgálatával előre vetíthető változások vajon milyen következményekkel fognak járni hazánk biodiverzitására nézve. Értelmes cél lenne még a további ökoszisztéma szolgáltatások vizsgálata is (melyek közül a biodiverzitás megőrzése és fenntartása tulajdonképpen csak egy, még ha központi jelentőségű is) – de ez majd szintén a jövő feladata lesz, melynek éppúgy, mint több, az eddigiekben említett kutatási feladatnak, egy szektorokon átívelő nagy, összesített sérülékenységi elemzés keretei között lenne a legmegfelelőbb helye.

Míg a bioklimatikus modellek és projekciók készítésének szerte a világon már nagy hagyományai vannak, addig a természetes élővilág alkalmazkodóképességének megismerése, feltáró modellezése még gyerekcipőben jár. Különösen igaz ez az alkalmazkodóképesség élőhely alapú modelljeire. A fejezet következő részében bemutatásra kerülő vizsgálatunk egyik fő célja – a kiválasztott élőhelyek adaptációs képességeinek értékelése mellett – hogy kidolgozzunk és teszteljünk egy ilyen módszertant, mely reményeink szerint majd alkalmas lesz egy teljes körű sérülékenységi elemzés elkészítésére.

4.5.1. Az alkalmazott elvi modell

Az adaptációs képesség általunk megvalósított vizsgálatának az az alap gondolata, hogy az élőhelyek változásai a biodiverzitást elsősorban a fajok sorsán keresztül határozzák meg. Elméleti síkon az élőhelyek eddigiekben megvizsgált potenciális veszélyeztetettsége (a várható hatás), az adott élőhely fajai számára (elsősorban az élőhelyet definiáló domináns illetve karakterfajok számára) megnyilvánuló éghajlati stresszhelyzet erősségét fejezi ki. Amint azt a 4.3. fejezetben már említettük az élőhelyek kedvező természeti állapota, megfelelő kompozíciós, strukturális és funkcionális diverzitása (Noss 1990) képes mérsékelni valameddig az éghajlatváltozás következtében kialakuló káros hatásokat. Egy küszöb átlépése után azonban beindulnak a változások, és ahhoz, hogy ez ne vezessen a biodiverzitás csökkenésében mérhető veszteségekhez, az lenne szükséges, hogy a fajok képesek legyenek valamilyen módon alkalmazkodni a megváltozó körülményekhez. A biodiverzitás összessége (de nem feltétlenül a szűken definiált lokalitás biodiverzitása) szempontjából a legfontosabb menekülési lehetőséget az jelenti, ha az érintett fajok a megváltozott élettér helyett közelebb vagy távolabb újabb, esetleg frissen megnyíló alkalmas életteret találnak. Ily módon a fajok és ez által a biodiverzitás sorsát döntően két további tényező befolyásolja: (1) a fajok mozgási lehetőségei és képessége, (2) a környezet menedék-szolgáltató képessége. Ez a kettősség úgy

is kifejezhető, hogy a fajok alapján kétféleképpen tudnak alkalmazkodni az éghajlatváltozás következményeihez:

- (1) vándorlással követik a számukra alkalmas éghajlati zónák globális elmozdulását („**vándorlás-elvű adaptáció**”), illetve
- (2) kedvezőtlenné váló körülmények között meghúzódnak alkalmas menedékhelyeken, refugiumokban („**menedék-elvű adaptáció**”),

és azt feltételezzük, hogy alapján a fentebb említett két folyamat az, amely mérsékelni képes az éghajlatváltozás okozta élőhely-átalakulásoknak a biodiverzitás csökkentő hatását. Ehhez jön még hozzá harmadiknak a már említett hatás, mely szerint

- (3) a jobb természeti állapotban lévő élőhely-előfordulások inkább képesek alkalmazkodni az őket érő éghajlati stresszhez („**természeti állapot hatása**”).

Ez a kép természetesen csak a valóság egy igen leegyszerűsített modelljét nyújtja, de mivel nagyon korlátozottak a lehetőségeink a folyamatok pontosabb megismerésére, csak abban reménykedhetünk, hogy összességében ez az egyszerű modell is kellőképpen robosztus információt képes szolgáltatni a helyzet objektív értékeléséhez.

Az alkalmazkodóképesség mindhárom formája tulajdonképpen az élő rendszerek strukturáltságának, rendezettségének koordináltságának különböző szinteken, különböző térbeli skálákon való megnyilvánulása. A két első folyamat ezen belül még további rokon vonásokat mutat: amíg a vándorlás-elvű adaptáció a makroklimatikus változásokat követő nagyléptékű fajmozgásokat jelent (ezt a fajok terjedési képessége korlátozza), addig a menedék-elvű adaptáció várhatóan a fajok lokális mikroklimatikus refugiumokba való vándorlását, visszahúzódnását jelenti (melyet a megfelelő zugok elérhetősége korlátoz elsősorban). A különböző térléptékben lejátszódó, alkalmazkodási folyamatok mind a strukturáltságból fakadó rendezett változatosságot, és az ebben rejlő rugalmasságot használják ki, és egyfajta belső átrendeződéssel válaszolnak a megváltozó környezet hatásaira. A különböző térléptékekhez természetesen különböző időléptékek is kapcsolódnak. Mindezek alapján előrevetíthető, hogy a változások kezdetén az élőhelyek természeti állapotának lesz legnagyobb szerepe az alkalmazkodóképesség kialakításában. Ahogy azután az éghajlatváltozás egyre nagyobb mértéket ölt, úgy kap egyre nagyobb hangsúlyt először a menedék-elvű adaptáció, majd később a megfelelő menedékek fokozatos eltűnésével a fajok egyre jelentősebb része számára a nagyléptékű vándorlás lesz az egyetlen alternatíva, amellyel a kipusztulást elkerülhetik. A folyamatok nem egyenrangúak: míg jelenleg a ritka fajok hazai fennmaradásáért küzdünk, a változások előrehaladtával a „nagy fajvándorlások korában” már lehet, hogy a ma még közönségesnek számító fajok és élőhelyek megmentése lesz a cél. Ennek ellenére a lehetőségek értékelésénél már most is célszerű figyelembevenni mindhárom alkalmazkodási mechanizmust. A folyamatok között természetesen nincs éles határ, de ez nem is baj, hiszen nem feltétlenül fontos azt eldönteni, hogy egy faj vándorlással alkalmazkodik, vagy csak éppen egy távolabbi refugiumot talált.

A kedvező természeti állapot, mint már említettük, eredendően a közösségek szerkezetében, rendezettségében rejlő rugalmasságot jelenti, hiszen ezen alapul. Nem szabad azonban megfeledkeznünk róla, hogy ennek fennmaradásában számos, a közösségeken kívül álló, környezeti tényező is szerepet játszhat, és korábbi döntésünk alapján (lásd 4.2. fejezet), mi ide soroltuk a környezeti kényszernek a globális változásoktól független helyi tájhasználati komponensét. A döntés teljesen logikus, ha meggondoljuk, hogy a természetvédelmi szempontból káros tájhasználati beavatkozások éppen úgy a társulások helyi rugalmasságát, megújulóképességét sértik, mint a strukturális és a funkcionális diverzitás hiánya (és előbb-utóbb maguk is a struktúra elvesztéséhez vezetnek, mint például a lecsapolt láprétek esetében).

A vándorlás táji, országos és még nagyobb térléptékben az által képes mérsékelni a biodiverzitás csökkenését, ha a változások következtében veszélyeztetetté váló fajok kedvezőbb körülmények közé vándorolva találnak maguknak menedéket, míg helyükre új fajok érkeznek, melyek talán éppen az eredeti elterjedési területükön váltak veszélyeztetetté. Ez a fajok szempontjából egyben azt is jelenti, hogy az adott területre érkező új jövevények nem feltétlenül tekintendők kellemetlen jövevénynek. A vándorlásnak természetesen lehetnek negatív vetületei is (távoli területekről behurcolt fajok inváziója), viszont az őshonos fajoknak az eredeti elterjedési területük peremei mentén történő, éghajlatváltozás követését célzó terjeszkedését természetes folyamatként el kell fogadni (lásd az invázió fő típusait a 3.1.1. fejezetben).

A fajok vándorlási képessége sajnos ma még igen kevésbé ismert, több becslés alapján nem túl nagy, és sajnos az ember által erősen fragmentált tájban várhatóan még inkább korlátozott (Opdam & Wascher 2004, Svenning & Skov 2004). Ennek ellenére mivel más elemzések paleoklimatikus bizonyítékok alapján azt vetítik előre, hogy szükséghelyzetben a fajok jelentős része a hétköznapi tapasztalható számottevően meghaladó mértékben képes terjedni (Bacles et al. 2006, Botkin et al. 2007), nem kerülhető meg a terjedés lehetőségeinek a figyelembevétele az alkalmazkodóképesség becslésekor. A jégkorszakok vizsgálatának a tanulságai is azt mutatják, hogy ez a két folyamat valóban működött, és azok a fajok voltak képesek túlélni a jégkorszakok éghajlatváltozásait, amelyek akár vándorlással, akár megfelelő refugiumokba való visszahúzóddással át tudták vészteni a szuboptimális periódusokat.

Az alkalmazkodóképesség megítélésénél tudatosan nem számolunk néhány biztosan jelen levő, ám a jelenkori éghajlatváltozás sebességéhez mérten várhatóan igen lassú, és nem hatékony alkalmazkodási folyamattal. A legfontosabb ilyen elhanyagolt folyamat az evolúciós alkalmazkodás lassú és nagyon nehezen modellezhető jelensége. Mindemellett az evolúciós alkalmazkodás térben és élőhelyenként várhatóan nem differenciált, így tehát feltehetően figyelembevétele sem változtatná meg alapjában az ország természeti értékeinek relatív sérülékenységről kapott képet.

4.5.2. A vizsgált élőhelyek

A következőkben az alkalmazkodóképesség egyes komponenseinek becslésére teszünk kísérletet a MÉTA adatbázis alapján, két részletesen bemutatott élőhely (minta-élőhely) példáján. Ez a két élőhely az ürmöspuszták (F1a) és a mocsárrétek (D34). A kiválasztáskor elsősorban az éghajlat-érzékenységet és a természetes elterjedési mintázatokat vettük figyelembe, valamint igyekeztünk jelentős természetvédelmi fontossággal bíró, jelentős országos kiterjedésű és elterjedésű, Natura 2000 jelölő élőhelyeket választani.

- (1) **Mocsárrétek** (Á-NÉR2007 kód: D34, Natura 2000 kód: 6440): a legalább 150 éve tartó vízrendezések miatt a csapadék csökkenésére és a talajvíz-süllyedésre, és így a várható éghajlati változásokra érzékeny élőhely (csekély közvetlen és jelentős lappangó éghajlatfüggés). Mai állományainak zöme üde és vizes erdők irtásréteje. Az ország minden részén elterjedt (lokálisan-regionálisan elszigetelt, nagyobb térskálán egyenletesen jelen van), természeténél fogva is folyosókba, kisebb foltokba rendeződött élőhely. Új özönnövények megjelenése esetén veszélyeztetettsége tovább fokozódhat, különösen mert veszélyeztetettsége már most is nagy, miközben a mezőgazdaság szerkezetváltása miatt bekövetkezett felhagyások miatt is veszélyeztetett.
- (2) **Ürmöspuszták** (Á-NÉR2007 kód: F1a, Natura 2000 kód: 1530): a szárazodásra közvetve érzékeny élőhely, amelynek fennmaradását a süllyedő talajvízszint miatti kilúgzódás veszélyezteti, így a klímaváltozásra közepesen és csak hosszabb távon,

közvetett módon érzékeny élőhely (közepes mértékű közvetlen éghajlat-érzékenysége a várható változások irányából következően egyáltalán nem veszélyezteti).

Természetes elterjedése foltszerű, olykor több ezer hektáros állományai vannak több tízezer hektáros szikes vegetációmozaikba ágyazva (lokálisan-regionálisan nagy átjárható foltokat alkot, melyek nagyobb térskálán egymástól viszonylag elszigeteltek). Ember okozta fragmentáltsága a mocsárrétekénél kisebb fokú, bár a szikesek közti löszhátak és árterek szántóvá alakítása növelte az elszigeteltséget.

A természeti állapot hatását az élőhelyek módosított Németh-Seregélyes-féle természetességével (mNST) becsültük, melyet a MÉTA adatbázis létrehozása során az egyes térképezők a terepen határoztak meg. Ez az érték az adott élőhely-előfordulás komplex jellemzője, mely tartalmazza az élőhely szerkezetéből, fajkészletéből, környezeti állapotából (pl. vízellátottság) fakadó mindazon tényezőket, melyek a természeti állapot megítélésekor szempontként felmerülhetnek. A másik két alkalmazkodási lehetőség számszerűsítésére két viszonylag egyszerű tájökológiai indexet (tájindexet) választottunk. A menedék-elvű adaptáció lehetőségének becslésére a kiválasztott élőhelyek mai előfordulási helyei lokális környezetének természetességgel súlyozott diverzitását használtuk (természeti töke diverzitás, NCDI). A vándorlás-elvű adaptáció lehetőségét a kiválasztott élőhelyhez hasonló termőhelyű és hasonló fajkészletű élőhelyeknek az adott élőhely előfordulásainak táji környezetében való inverz távolságnégyzettel súlyozott kiterjedésével (pixelwise proximity index, PWPI) segítségével becsültük meg. Az indexek és a módszer részletes leírása az 6.8. függelékben található. Mivel az alkalmazkodóképesség (különösen a vándorlásos alkalmazkodóképesség) becslésekor nagy jelentősége van annak, hogy a vizsgált élőhelyek környezetében ne legyenek adathiányok, a teljes körű elemzést célszerű lesz akkorra időzíteni, amikor a MÉTA adatbázis már teljesen fel lesz töltve adatokkal (jelen elemzés pillanatában a feltöltöttség kb. 88 %-os volt, az adathiányos kvadrátok a térképeken meg vannak jelölve, lásd 6.1. függelék)

A természeti állapot hatásának becslésére szolgáló indexünk, a módosított Németh-Seregélyes-féle természetességi értékei egy ötfokú ordinális skálán álltak rendelkezésre. Az értékelés következetességének érdekében az egyes területek vándorlásos és menedék-elvű alkalmazkodóképességét egy hasonló skálára transzformáltuk. (Ezáltal az alkalmazkodóképesség becslésére használt skálák a várható hatás becslésére mértékének megítélésére használt skálákkal is szinkronba kerültek.). A tájindexek nyers értékeinek a skálán való elhelyezéséhez többféle megoldási lehetőség állt rendelkezésünkre:

- (1) a legjobb referencia az utolsó természetes állapot lett volna, de ehhez sajnos nem rendelkezünk kellően részletes (pl. paleoökológiai) adatokkal,
- (2) abszolút skála: a konkrét esetet az adott tulajdonság szempontjából leegyszerűsített, idealizált modelltájak sorozatához hasonlítjuk,
- (3) relatív skála: az előfordulóértékek felosztása kvantilisek szerint, így képezve az ország legjobb, jó, közepes stb. állapotú területeinek közel egyenlő méretű csoportjait,
- (4) szakértői skála: élőhelyenként szakértői becsléssel állapítjuk meg a csoportok értékhatárait

A menedék- és a vándorlás-elvű adaptáció lehetőségének elemzésekor az elérhetetlen (1) lehetőség kivételével mind a három értékelési mód alapján elkészítettük a térképeket a két vizsgált alkalmazkodási altípusra és élőhelyre. A továbbiakban úgy döntöttünk, hogy ezen jelentésben a (2) és (3) változat szerint készített térképeket mutatjuk be. Döntésünket a következő szempontok alapján hoztuk:

- (1) A sebezhetőségi elemzés során valamilyen abszolút viszonyítási alaphoz képest kell értékelnünk az egyes objektumok alkalmazkodóképességét (modelltájak, abszolút skála)

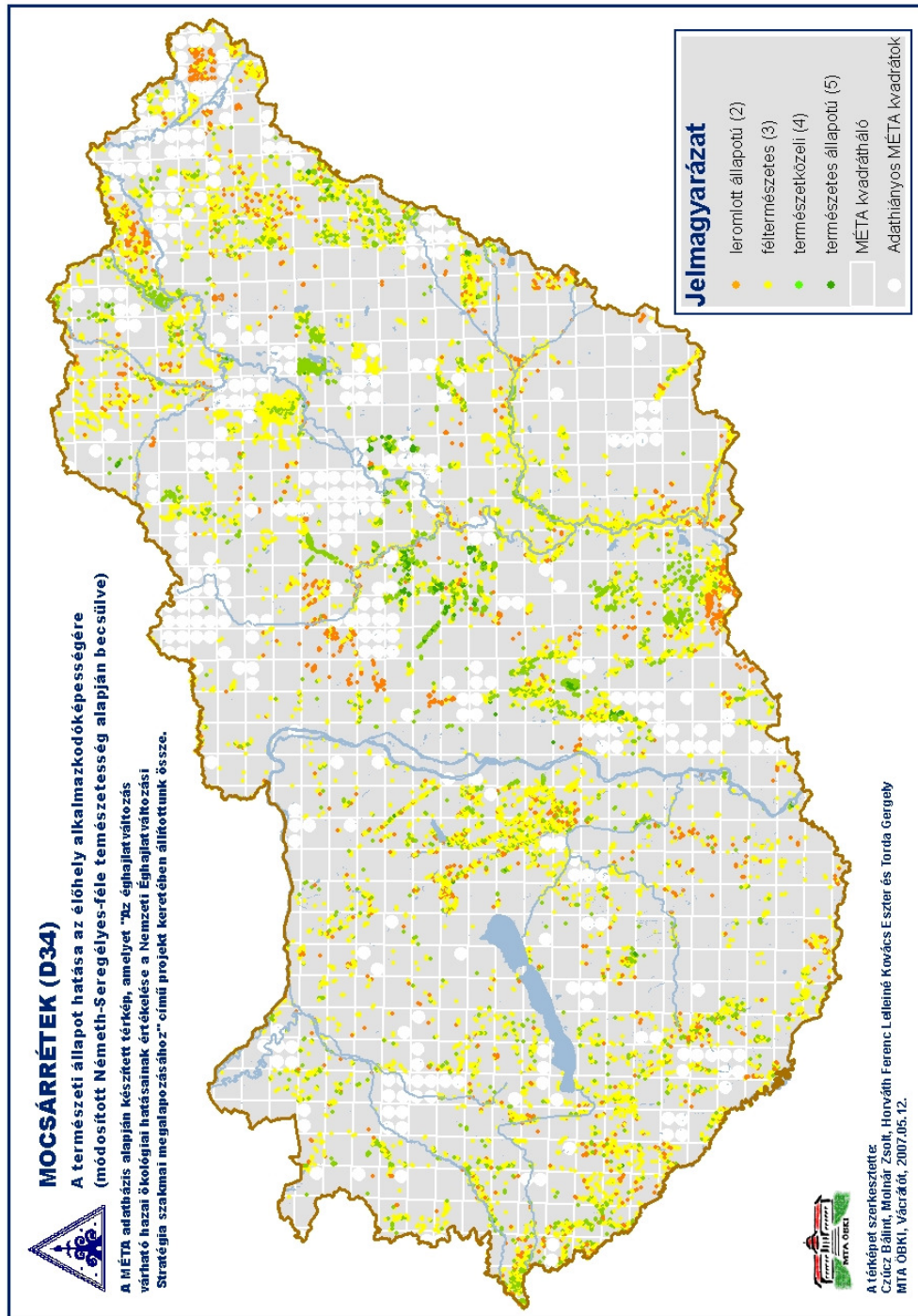
- (2) Mivel a természetvédelem feladata az ország területén fennmaradt örökség védelme, ezért szükséges, hogy információval rendelkezzenek arról, hogy a jelenlegi körülmények között mi a legjobb, a közepes, és mi számít igazán rossznak (relatív skála)

Az értékek számításának, valamint a modelltájak kialakításának a részletei a 6.8. függelékben találhatóak. A következő oldalakon rövid szakértői értékelésekkel kísérve mutatjuk be az elemzéseink alapján készült térképeket.

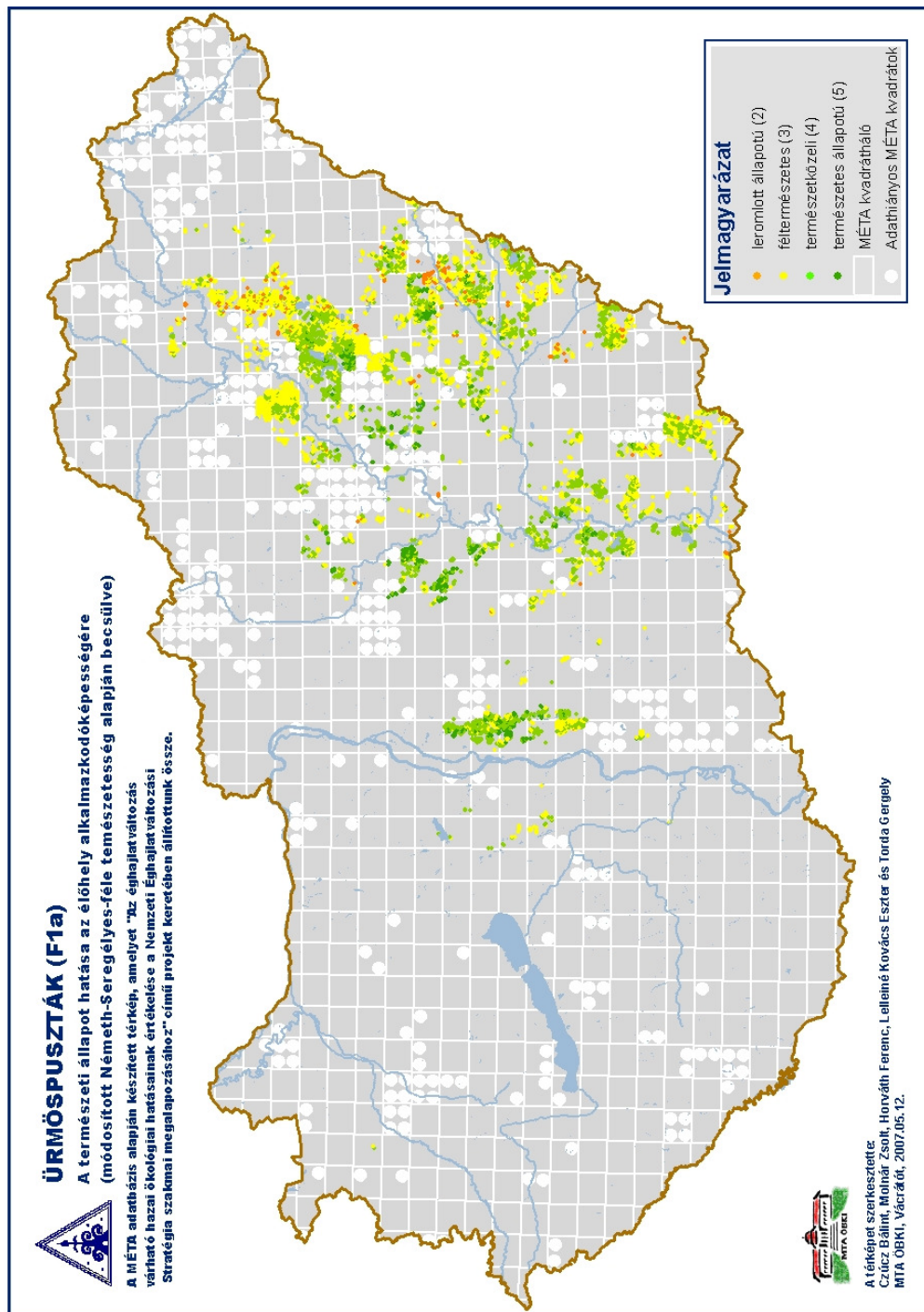
A 13-14. összesítő térképek készítése során egyelőre egy igen egyszerű módszerrel vetítettük egymásra a három alkalmazkodóképességi mechanizmus hatásait: egyszerűen a maximumát képeztük a három jellemző értéknek. Ehhez a két, várhatóan hosszabb távon is hatékony, kisebb-nagyobb fajmozgásokkal járó mechanizmus esetében az abszolút skálán vett értékeket vettük figyelembe, míg a természeti állapot inkább rövidtávon érvényesülő hatása esetén a természetességi értékek 1-4-ig átskálázott változatát (mNST-1). (1-es természetességű területek nincsenek az élőhelyek között, ezek definíció szerint olyan kultúrtájak, teljesen leromlott, vagy regenerálódó jellegű területek, melyek élőhelyi jellege nem megállapítható. Ha mégis megállapítható lenne, akkor az már legalább 2-es természetességű.). Az összesített alkalmazkodóképesség egyszerű maximummal való becslése mögött az a koncepció húzódik meg, hogy végeredményben mindegy, hogy hányféle adaptációs lehetőség áll rendelkezésre a biodiverzitás számára, ha egyféleképpen sikerül alkalmazkodnia, akkor megmenekül.

Összességében, az alkalmazkodóképességre vonatkozó elemzések tanulságaképpen megállapíthatjuk, hogy a két vizsgált élőhely közül a szikeseknek lényegesen jobb az alkalmazkodási esélyeik. A különbségek csak részben magyarázhatóak a szikesek jobb kezdeti természeti állapotával, a becsült alkalmazkodóképesség mintázatát jelentős mértékben a táji diverzitás és a kisebb mértékű fragmentáltság billentik a szikesek javára, mivel (1) az ürmöpuszták kevésbé elszigetelten, nagy tömbökben helyezkednek el, és (2) diverz és nagy természetességű tájba ágyazódnak, ahol kiterjedt természetes mozaikot alkotnak. Ezek a jelenségek a térképeken is szembeötlőek, az ürmöpuszták alkalmazkodási térképeit és a mocsárrétekeivel összevetve például látványos a jó átjárhatóságú tájak megjelenése a térképeken, valamint a viszonylag kisszámú teljesen elszigetelt tájrészlet (11. és 12. térképek). Másrészt a magasabb természetességi és diverzitásértékek is jelzik, hogy a szikes tájak általában természetesebb állapotban maradtak, mint a mocsárréteket tartalmazó ártéri, illetve lápi tájak (1, 2, 4. és 6. térképek). Bár csupán két élőhely vizsgálata után még nem lehet ilyesmit biztosra kijelenteni, de a szikes puszták az alkalmazkodóképesség tekintetében hazánk élőhelyei között valószínűleg a (leg)jobbakként vannak.

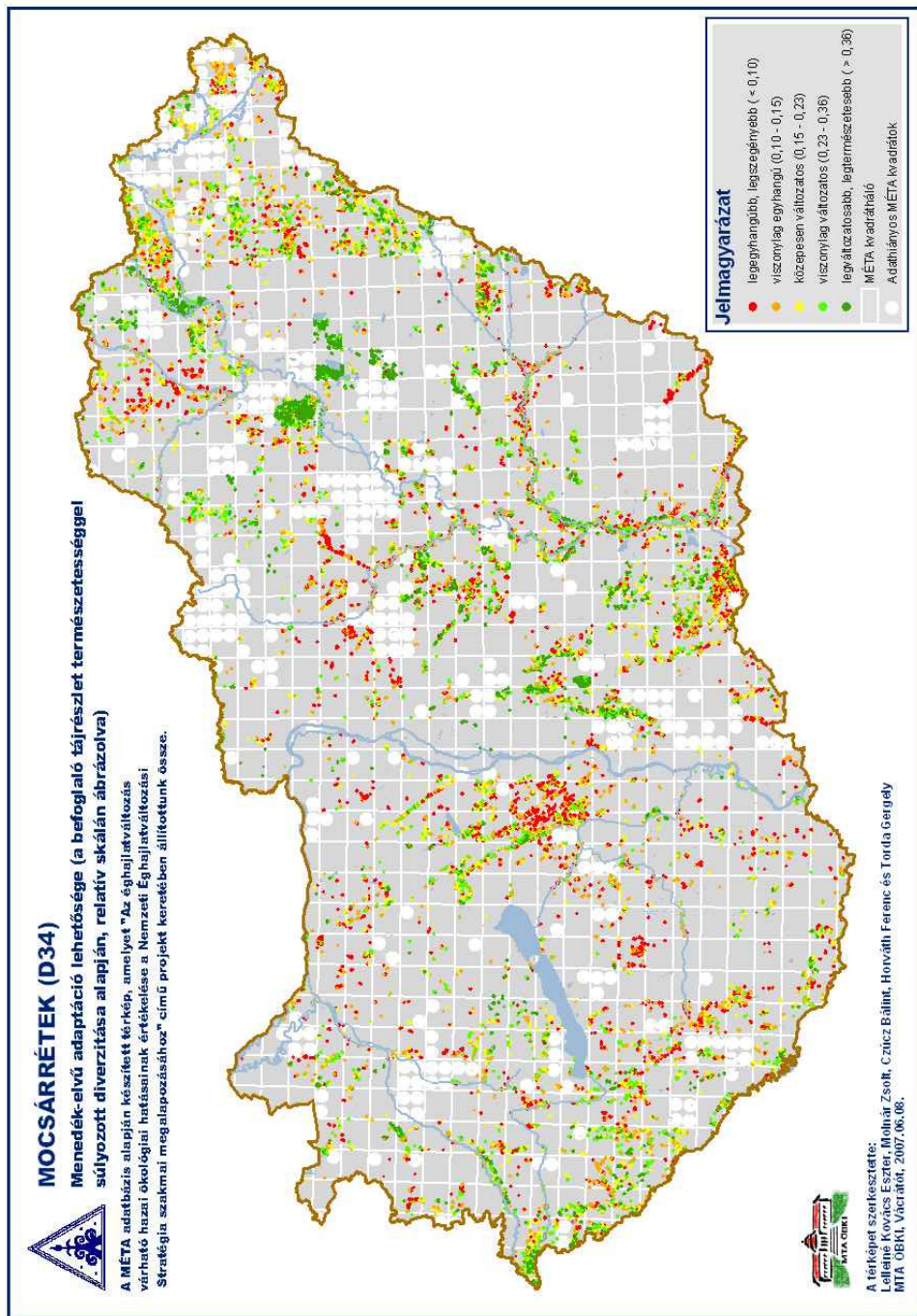
A mocsárrétek közvetlen környezetének az ország területének döntő többségén tapasztalható alacsony természetességét feltehetően a helytelen tájhasználati gyakorlat (egyoldalú erőltetett vízelvezetés, művelés felhagyása) valamint az özönnövények (részben szintén tájhasználati okokra visszavezethető terjedése) okozzák. Mindezek a folyamatok ezen élőhely nagyfokú sebezhetőségét és csekély regenerációs képességét vetítik előre. Az adaptációs képesség megítélése szempontjából tehát a mocsárrétek gyenge szereplése nem műtermék – sokkal inkább ennek az élőhelynek a várható rossz adaptációs esélyeire hívja fel a figyelmet.



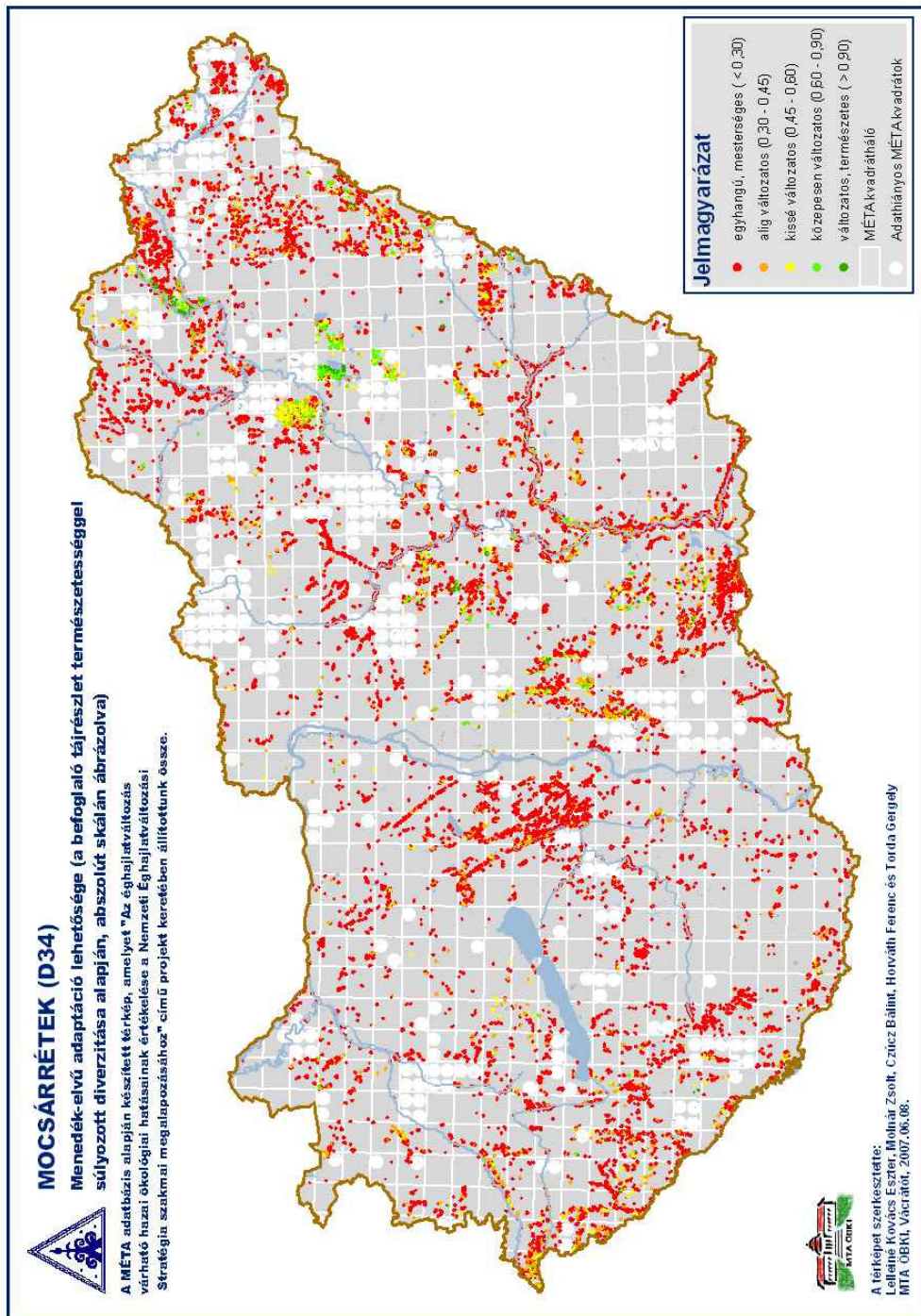
1. térkép: A mocsárrétek (D34) előfordulásainak módosított Németh-Seregélyes-féle természetessége – Mocsárréteink zöme **féltermészetes vagy leromlott állapotú**, természetesebbek csak a kiterjedtebb ártereken és a lápvidekeken vannak. Megjegyezzük, hogy lápréteink kiszáradása gyakran mocsárrét-állapoton keresztül történik. A degradáltság fő oka a mezőgazdasági használat (pl. felülvetés, műtrágyázás), a vízrendezések, valamint az özönnövények terjedése. A természeti állapot hatásából fakadó **alkalmazkodóképességük** a vízellátottabb, kaszált vagy legeltetett, özönnövényekben szegény helyeken jó-közepes, az állományok döntő többségében azonban gyenge.



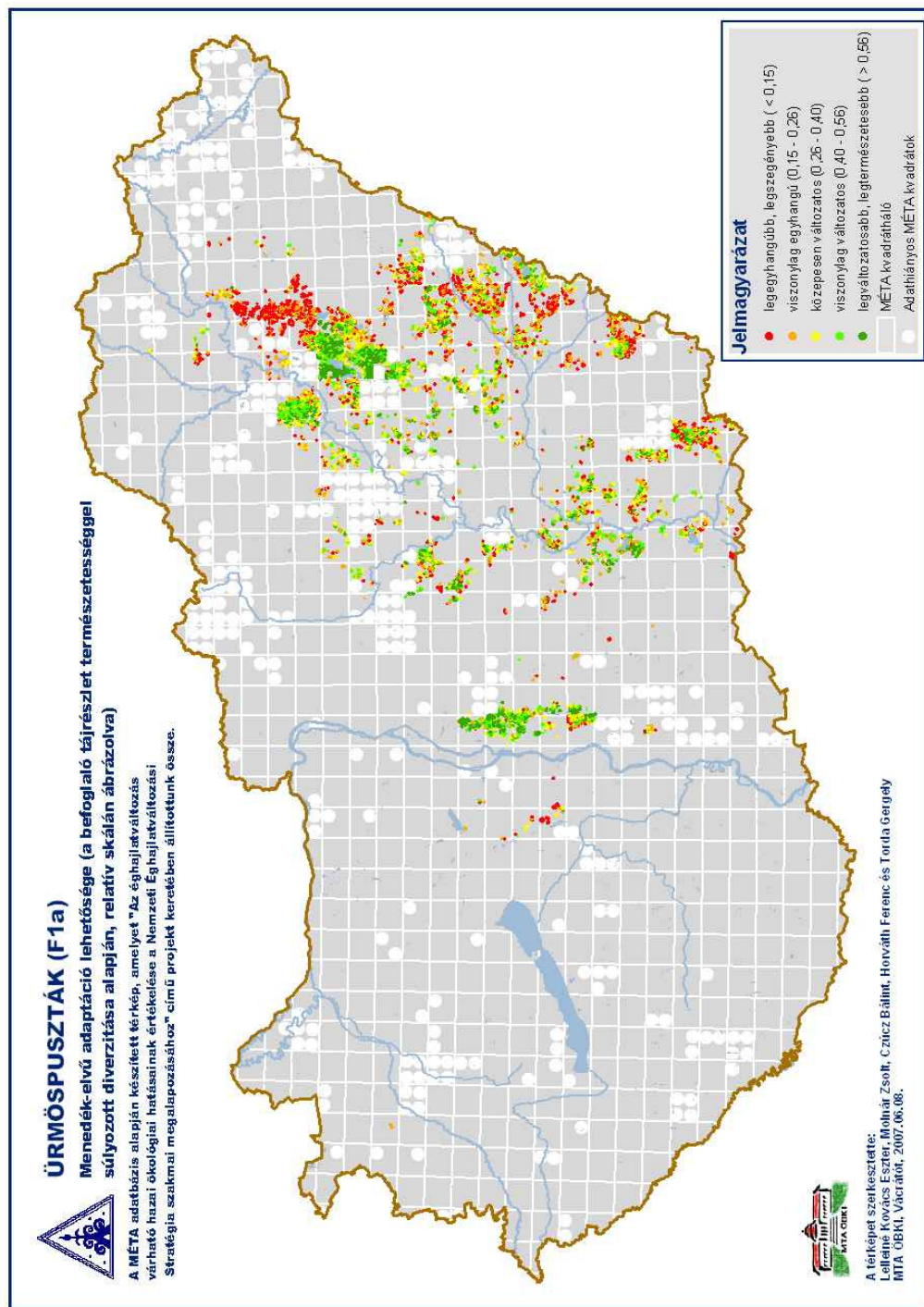
2. térkép: Az ürmőpuszták (F1a) előfordulásainak módosított Németh-Seregélyes-féle természetessége – A nagy kiterjedésű ürmőpuszták igen jelentős része természetes vagy természetközeli állapotú, a fragmentáltabbak között uralkodnak a féltermészetesek, míg leromlott állapotú alig van. Ez elsősorban talajuk mezőgazdasági szempontú használatának korlátozottságával, valamint a gyomosodás szintén korlátozott voltával magyarázható. Éghajlatváltozással szembeni ellenállóképességük természetű állapotból fakadó része többnyire **jónak vagy közepesnek** tekinthető.



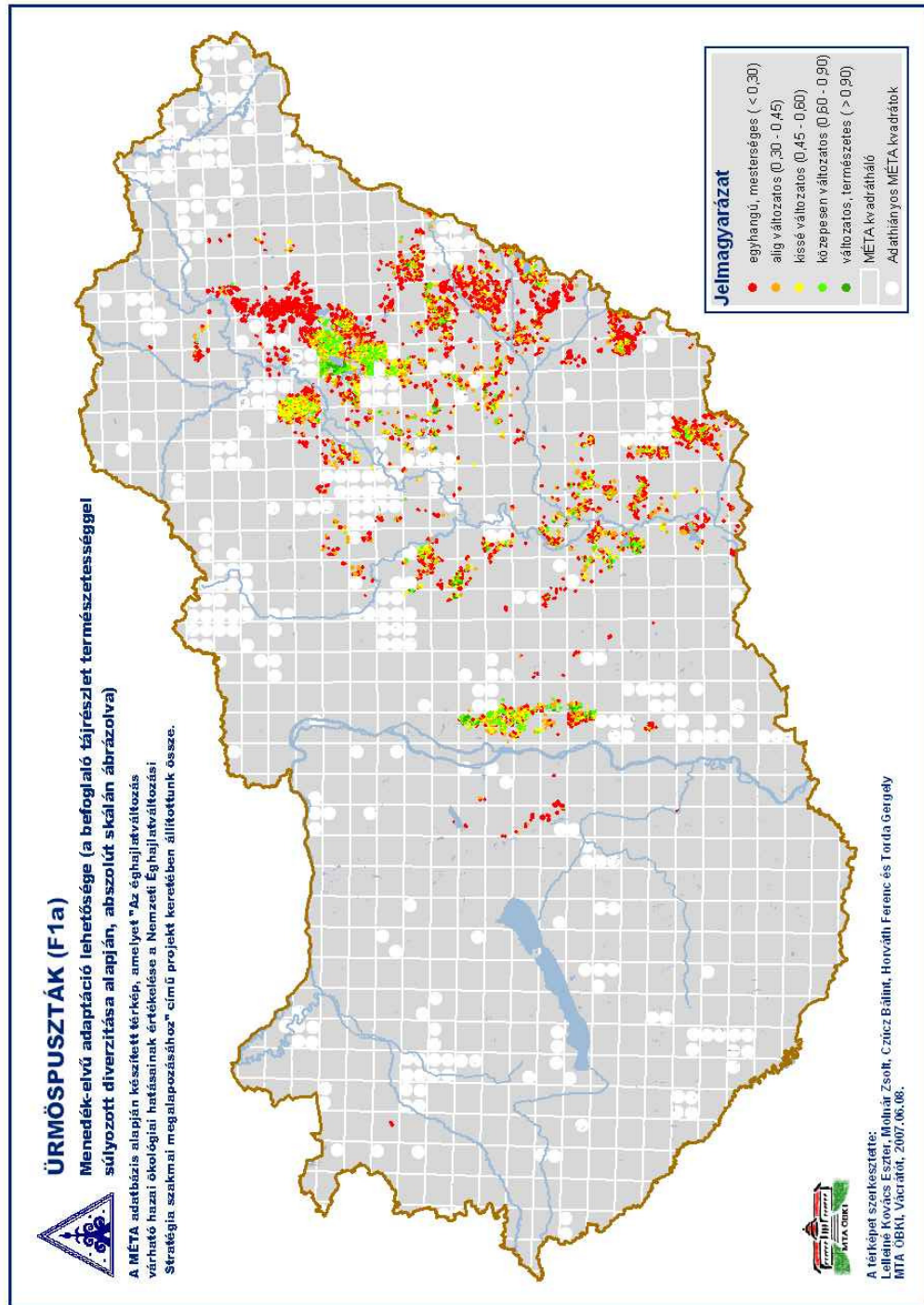
3. térkép: A menedék-elvű adaptáció lehetősége a mocsárrétek (D34) esetében relatív skálán értékelve – **A legnagyobb diverzitású környezettel bíró mocsárréti előfordulások** a Bodroghözben (főleg a Bodroghözben), a Duna-Tisza közti lápvídekeken, a Hármas-Körös alsó szakaszán, a Hortobágy-Berettyó mellett, a Bihari-síkon, az Őrségben, Zalában, a Dráva-síkon, a Rába, Répce és az Ipoly mentén, a Fejér-megyei Sárréten és a Sárköz-völgyében, valamint a Zemplén és a Bükk környékén vannak. **Feltűnően szegény tájba ágyazottak** a középhegységek hegylábi és dombsági részei, Somogy, Tolna és Baranya megyék területe, valamint a Nyírség és Bihar. Az agrártáji szorításban folyó Tarna, a csanádi Szaraz-ér valamint Bácska vízfolyásai mentén az ökológiai folyosó igen keskeny, szinte gyöngörszerű. **Műtermékek tekintendő** a Hortobágy és a Borsodi-Mezőség (ott valójában inkább sziki rétek vannak), valamint a Turjánvidék hiánya (adathiány).



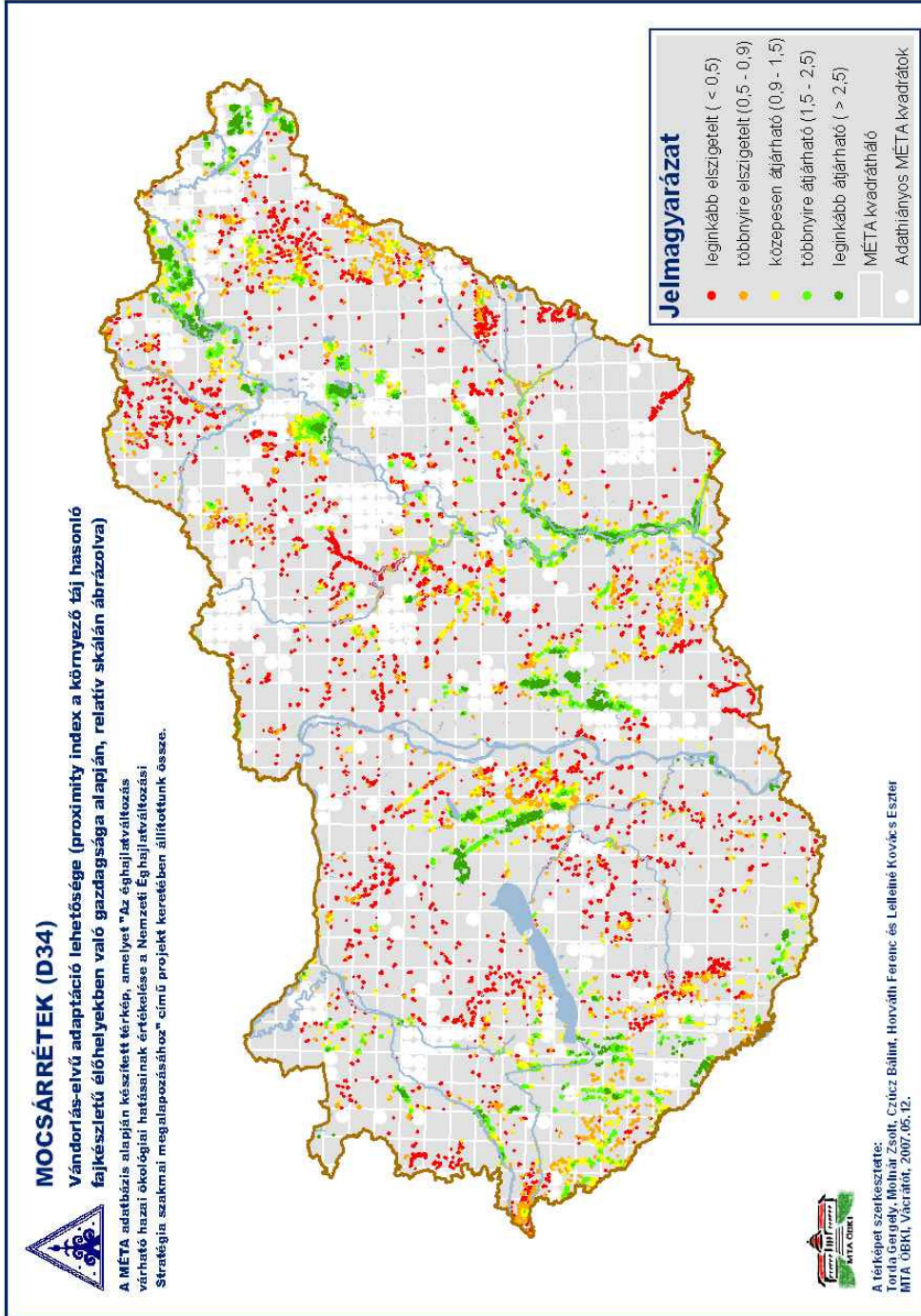
4. térkép: A menedék-elvű adaptáció lehetősége a mocsárrétek (D34) esetében abszolút skálán értékelve – A térkép szerint a hazai mocsárrétek sehol sem fordulnak elő **abszolút értelemben** mérve is **nagy diverzitású természetes tájrészletben** kivéve a Bodroguzugot. Feltűnő, hogy az ország összes mocsárrétekkel bíró tája, még az Órjég, a Bodroglóz és a DNy-Dunántúl is mennyire **szegény, alacsony táji diverzitású** környezetbe ágyazódnak. **Műtermékek tekintendő** a Hortobágy és a Borsodi-Mezőség (ott valójában inkább sziki rétek vannak), valamint a Turjánvidék hiánya (adathiány).



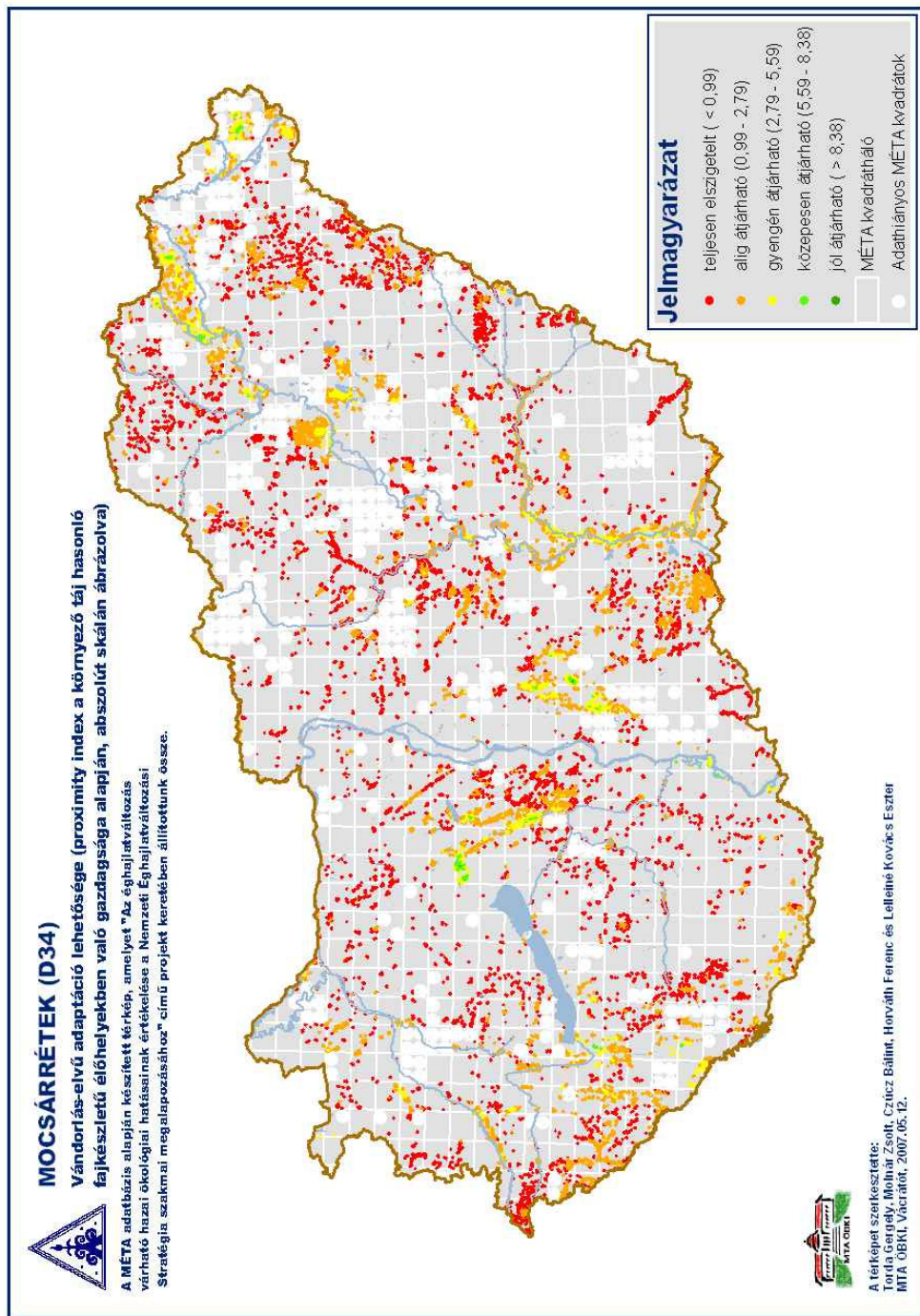
5. térkép: A menedék-elvű adaptáció lehetősége az ürmöpuszták (F1a) esetében relatív skálán értékelve – A térképen, mint **jelentős diverzitású környezettel bíró tájrészletek** jól kirajzolódnak a nagy ősi szikes puszták, de sokszor a kisebb méretűek is (pl. Tápióvidék, K-Duna-Tisza köze, É-Nagykunság). Ugyanakkor jól látszik, hogy egyes nagyobb szikespusztákon is vannak **degradált, alacsony diverzitású** nagyobb tájrészletek (pl. a Hortobágyon az egykori rizsföldek helyén, máshol mint cickóros legelők, pl. a Bihari-síkon és a Dévaványai-pusztákon). Megjegyezzük, hogy nem ritka eset, hogy a táj ugyan leromlott, de éppen az ürmöpuszta a táj legtermészetesebb állapotú maradványfoltja. Ezért a piros szint kapott tájrészletekben is lehet komoly természeti értékű ürmöpuszta. **Műtermékek tekintendő** a Hevesi-sík hiánya.



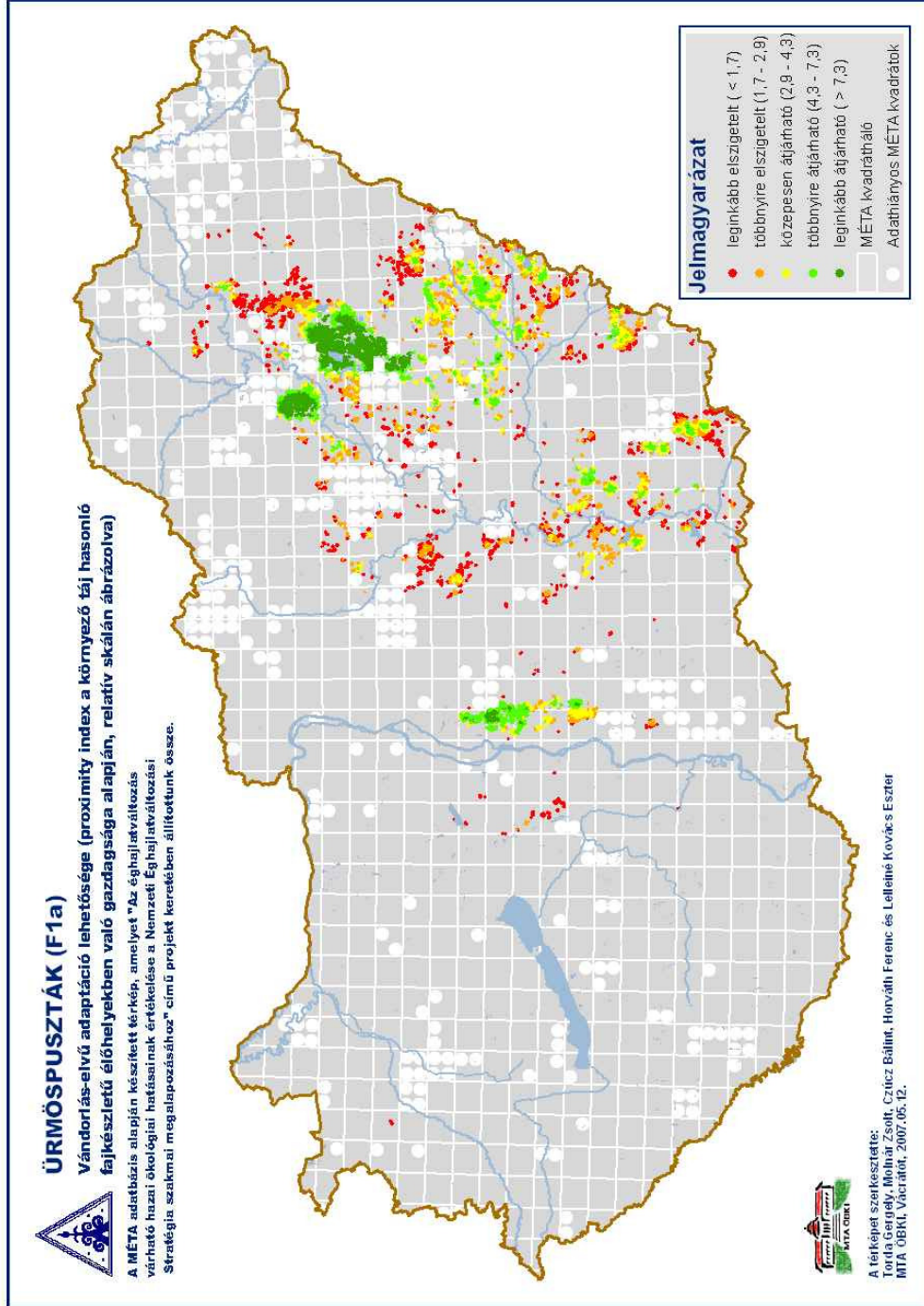
6. térkép: A menedék-elvű adaptáció lehetősége az ürmőpuszták (F1a) esetében abszolút skálán értékelve – **Abszolút értelemben is jelentős diverzitású táji környezettel rendelkező tájrészletek** kis részarányban szinte minden nagyobb szikes pusztánk területén előfordulnak, de csak kevés helyen kerülnek túlsúlyba (elsősorban a Hortobágyon és a Duna-síkon). A területek legnagyobb része viszont még a kiemelkedő természetességi szikespuszták esetében is a **gyenge kategóriákba** esik (pl. a Csanádi-pusztákon, a Bihari-síkon stb.). **Műtermékek tekintendő** a Hevesi-sík hiánya.



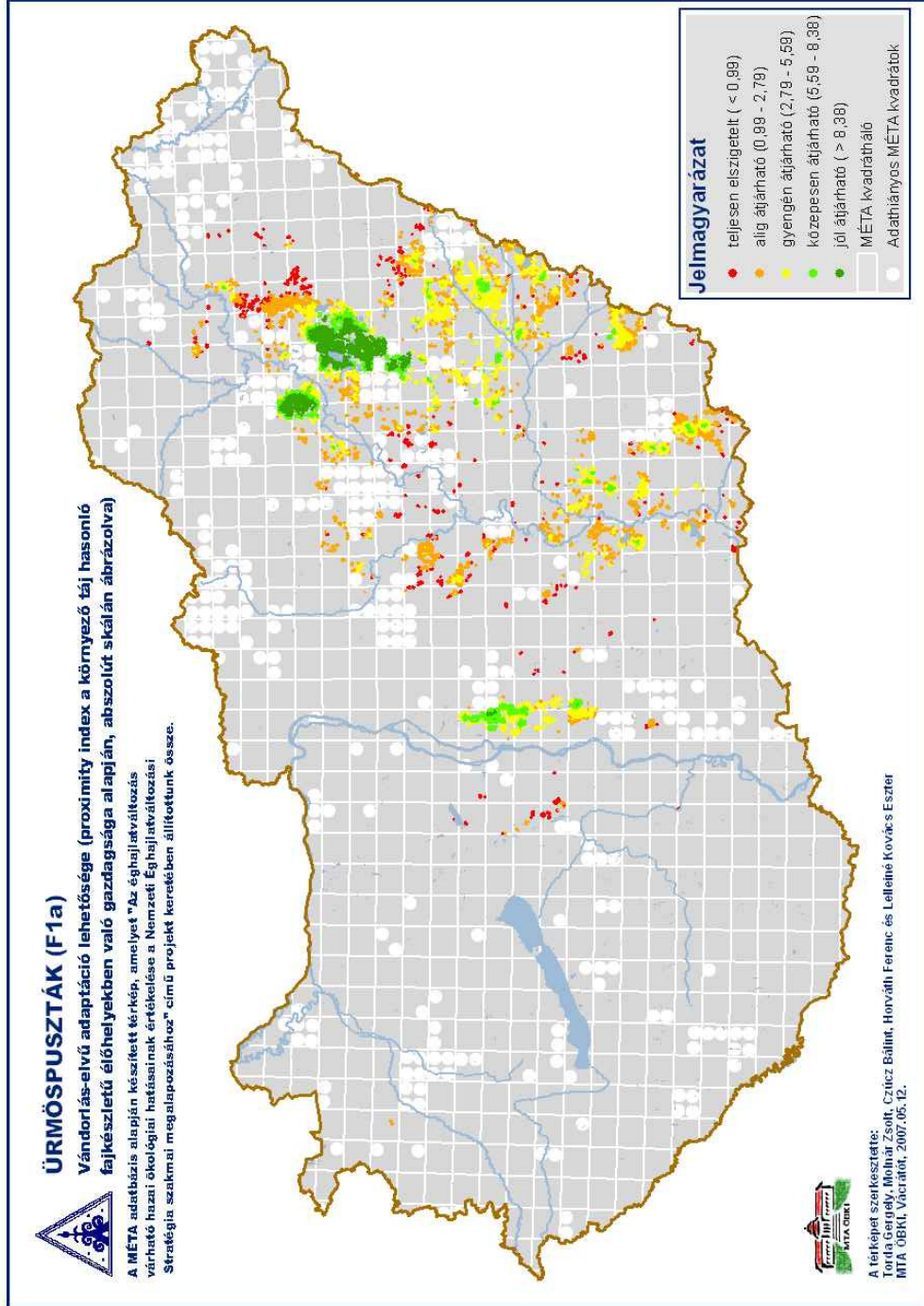
7. térkép: A vándorlás-elvű adaptáció lehetősége a mocsárrétek (D34) esetében relatív skálán értékelve – **Lokális ökológiai hálózattal leginkább bíró tájak** a Tisza-völgy (különösen a Bodrogköz és a Szatmár-Beregi-sík), az Órjegy, a DK-Kiskunság, a Sárköz-völgy, a Dráva-sík. **Feltűnően fragmentált** a középhegységek hegylábi és dombsági részei, Somogy, Tolna és Baranya megyék területe, valamint a Nyírség és Bihar. Az agrártáji szorításban folyó Tarna, a csanádi Száraz-ér és a Bácska vízfolyásai mentén az ökológiai folyosó igen keskeny, szinte gyöngörszerű. A Kis-Sárrét piros foltként, míg a Nagy-Sárrét még így sem került a térképre. Feltűnő a Duna-völgy mocsárrétekben való szegénysége is. **Műtermékek tekintendő** a folyógátak tövében megjelenő mocsárrétek túl-, illetve alulreprezentáltsága a Tisza-völgyben. A Hortobágyon és a Borsodi-Mezőségben valójában inkább szűki rétek vannak. Adathiány miatt hiányzik a térképről a Turjánvidék.



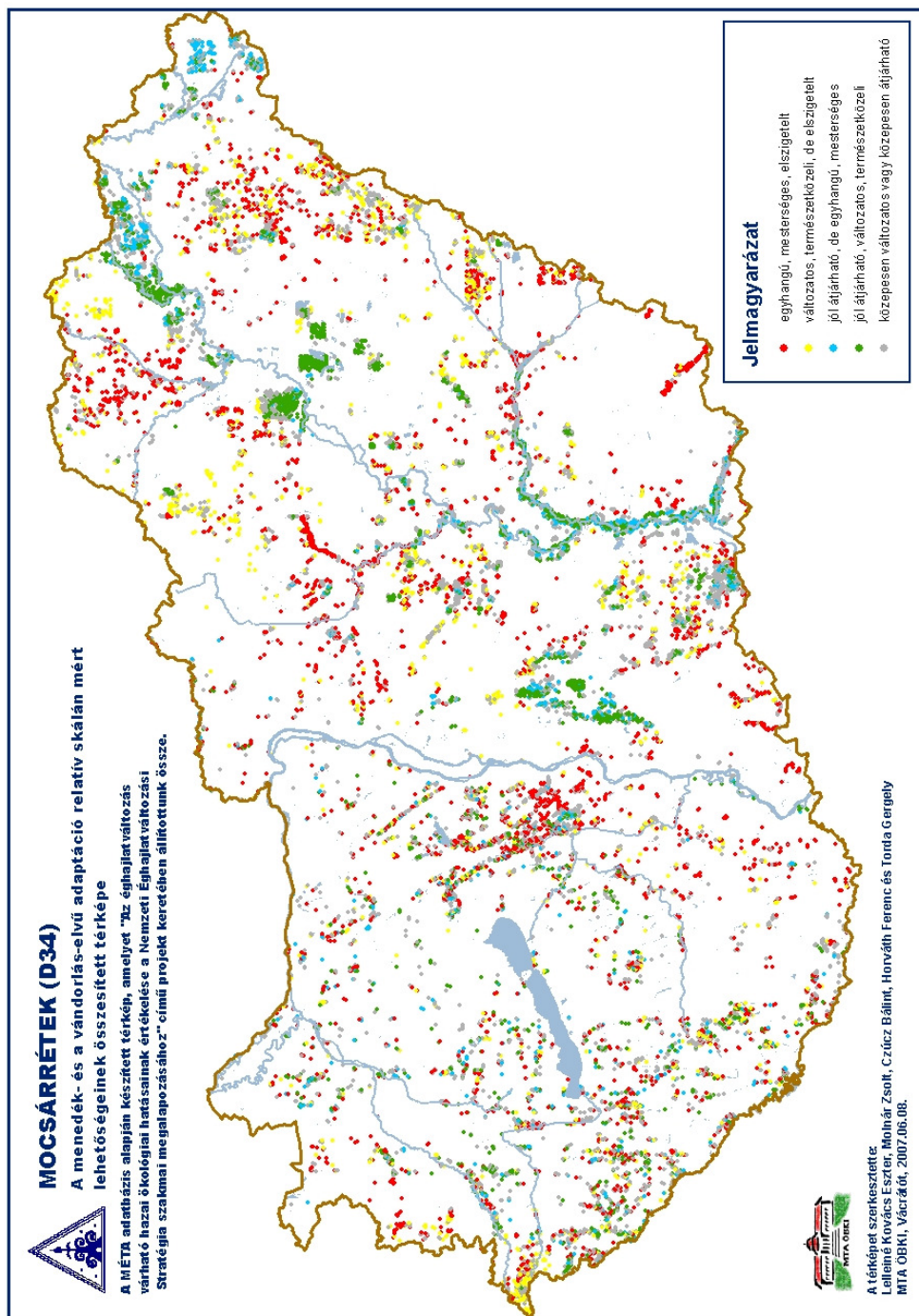
8. térkép: A vándorlás-elvű adaptáció lehetősége a mocsárrétek (D34) esetében abszolút skálán értékelve – **Abszolút értelemben jól és közepesen átjárható lokális ökológiai hálózattal bíró tájak** az országban alig fordulnak elő (a Bodrogyu, a Fejér-megyei Sárrét és a Kolon-tó). **Műtermékek tekintendő** a Turjánvidék hiánya, mert az adatbázis ott még nincs feltöltve. Feltehetően zöld foltot alkotna.



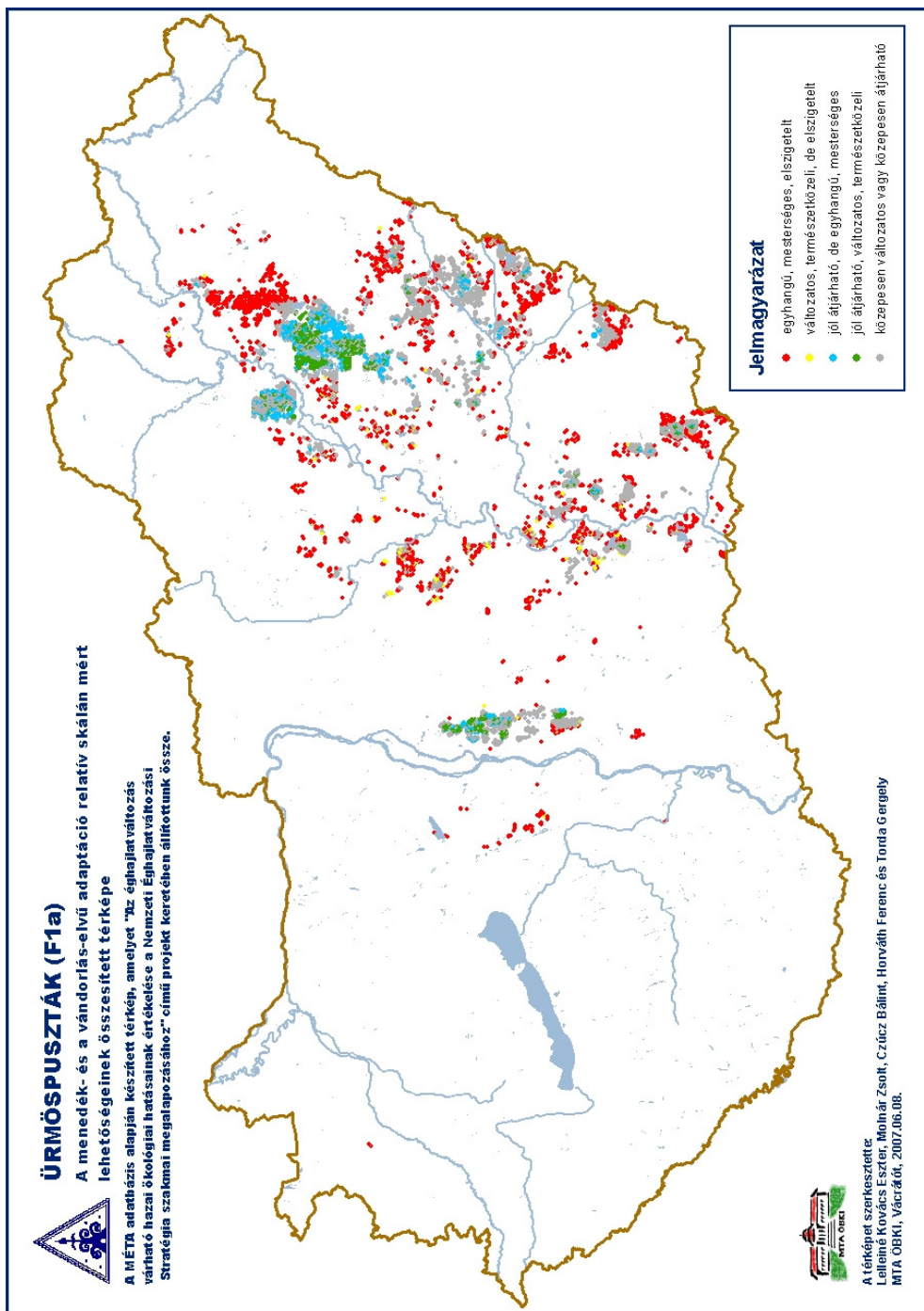
9. térkép: A vándorlás-elvű adaptáció lehetősége az ürmöspuszták (F1a) esetében relatív skálán értékelve – **Lokális ökológiai hálózattal leginkább bíró tájak** a Hortobágy, a Borsodi-Mezőség, a Duna-síki szikések (Apaj és Szabadszállás között), **Feltűnően fragmentált**, szigetszerű mintázatú a Bihari-sík, a Dévaványai-sík, Cserebökény, Kardoskút, Pityaros és Szabadkígyós, valamint Pusztaszer és Baks környéke, bár itt is vannak átjárhatóbb tájrészletek. Jellegetes, hogy a jó átjárhatóságú tájrészletek olykor hirtelen érnek véget (ilyen kontrasztos táj pl. a Hortobágy és a Duna-sík), máshol fokozatosan mennek át a rossz átjárhatóságú tájrészletekbe (ilyen diffúzabb táj pl. a Bihari-sík és a Körös-Maros köze). Megjegyezzük, hogy a piros pontok döntő része természetes állapotban is elszigetelt volt (pl. Sárvíz-völgye, Tápíóvidék, Zemplén környéke). **Műtermékek tekintendő** a Hevesi-sík hiánya (nincs még adatbázisban).



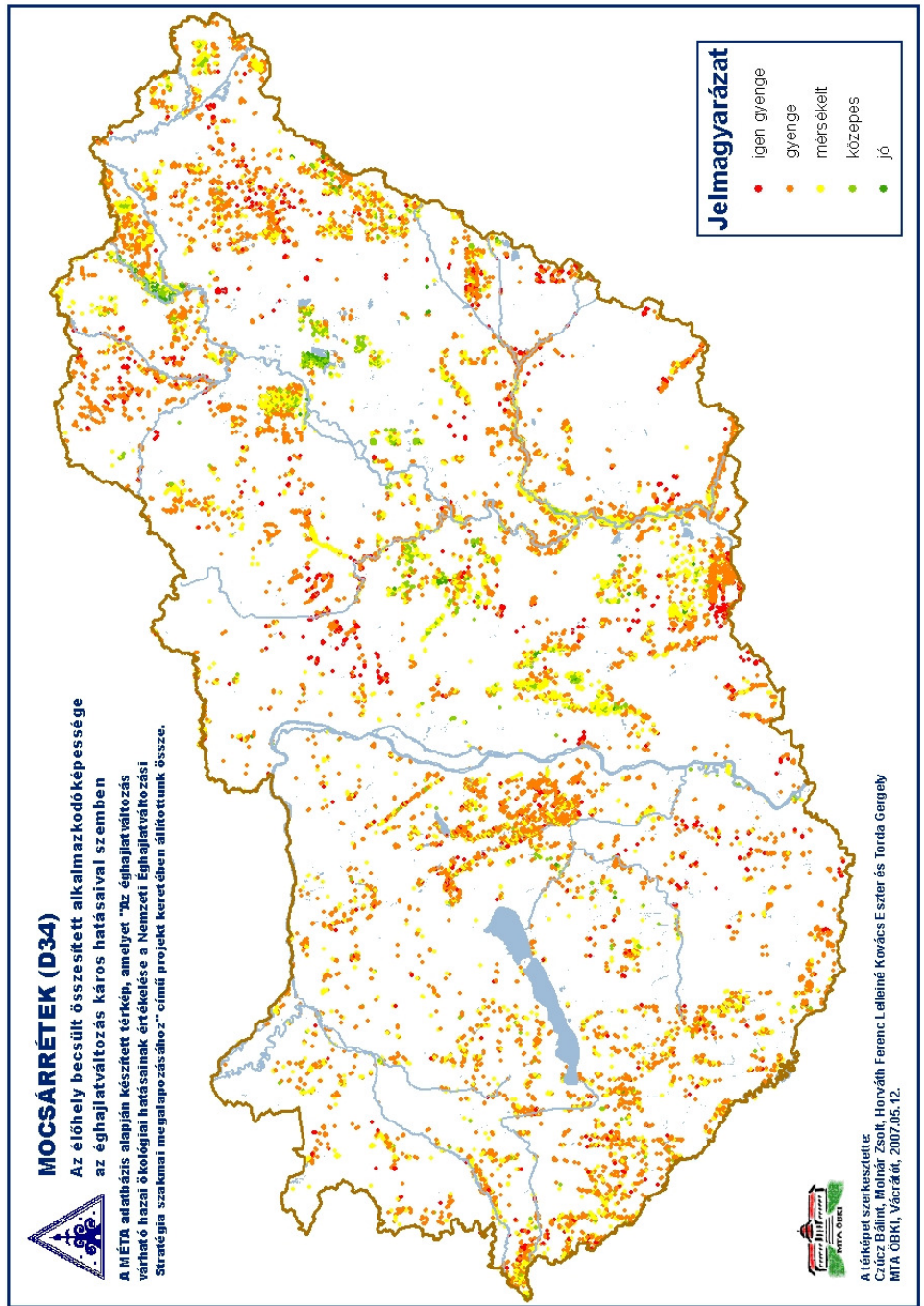
10. térkép: A vándorlás-elvű adaptáció lehetősége az ürmöspuszták (F1a) esetében abszolút skálán értékelve – **Abszolút értelemben jó és közepesen átjárható lokális ökológiai hálózattal bíró tájak** a legnagyobb kiterjedésű szikes puszták, a Hortobágy és a Borsodi-Mezőség, valamint a Duna-síki szikesek. Figyelemreméltó, hogy a 2-3000 hektáros szikes puszták területének nagyobb része is csak gyenge besorolást kapott (pl. a Körös-Maros közén és a Bihari-síkon). Megjegyezzük, hogy a piros pontok döntő része természetvesztés állapotában is elszigetelt volt (pl. Sárvíz-völgye, Tápivődék, Zemplén környéke). **Műteremnek tekintendő** a Hevesi-sík hiánya (adathiány).



11. térkép: A menedék- és vándorlás-elvű adaptáció lehetőségeinek áttekinthető térképe a mocsárrétek (D34) esetében relatív skálán értékelve – A szintézis alapján a vándorlás-
 elvű adaptációra átlagon felüli esély elsősorban a Tisza mentén és az Órjegen van, míg menedéket elsősorban az alábbi tájakban találhatunk a mocsárrétek: Bodrogköz,
 Beregi- és Szatmári-sík, Tisza-völgy, Hármaskörös és Hortobágy-Berettyó mente, Órjég, Fejér-megyei Sárrét és a Sárvíz-völgye, DNy-Dunántúl, Dráva, Rába és Répce
 mente. Kifejezetten **veszélyeztetettek** viszont a dombvidékek (pl. Cserehát, Somogy) és a hegylábak mocsárrétei, valamint a kisalföldiek, nyírségek és a lösztáblákon
 lévőek. **Műtermeknek tekintendő** a Hortobágy és a Borsodi-Mezőség (ott valójában inkább sziki rétek vannak), valamint az adatbázisból hiányzó Turjánvidék.



12. térkép: A menedék- és vándorlás-elvű adaptáció lehetőségeinek áttekintő térképe az ürmöspuszták (F1a) esetében relatív skálán értékelve – Szikeseink esetében e két adaptációs folyamat lehetőségei eléggé hasonló mintázatot adnak. **A tlagon felüli alkalmazkodóképessége** az alábbi nagy szikespusztai tömböknek van: Hortobágy, Borsodi-Mezőség, Duna-sík, a Körös-Maros köze, Bihari- és Dévaványai-sík, valamint Pusztaszer környéke. **Műtermékek tekintendő** a Hevesi-sík hiánya.



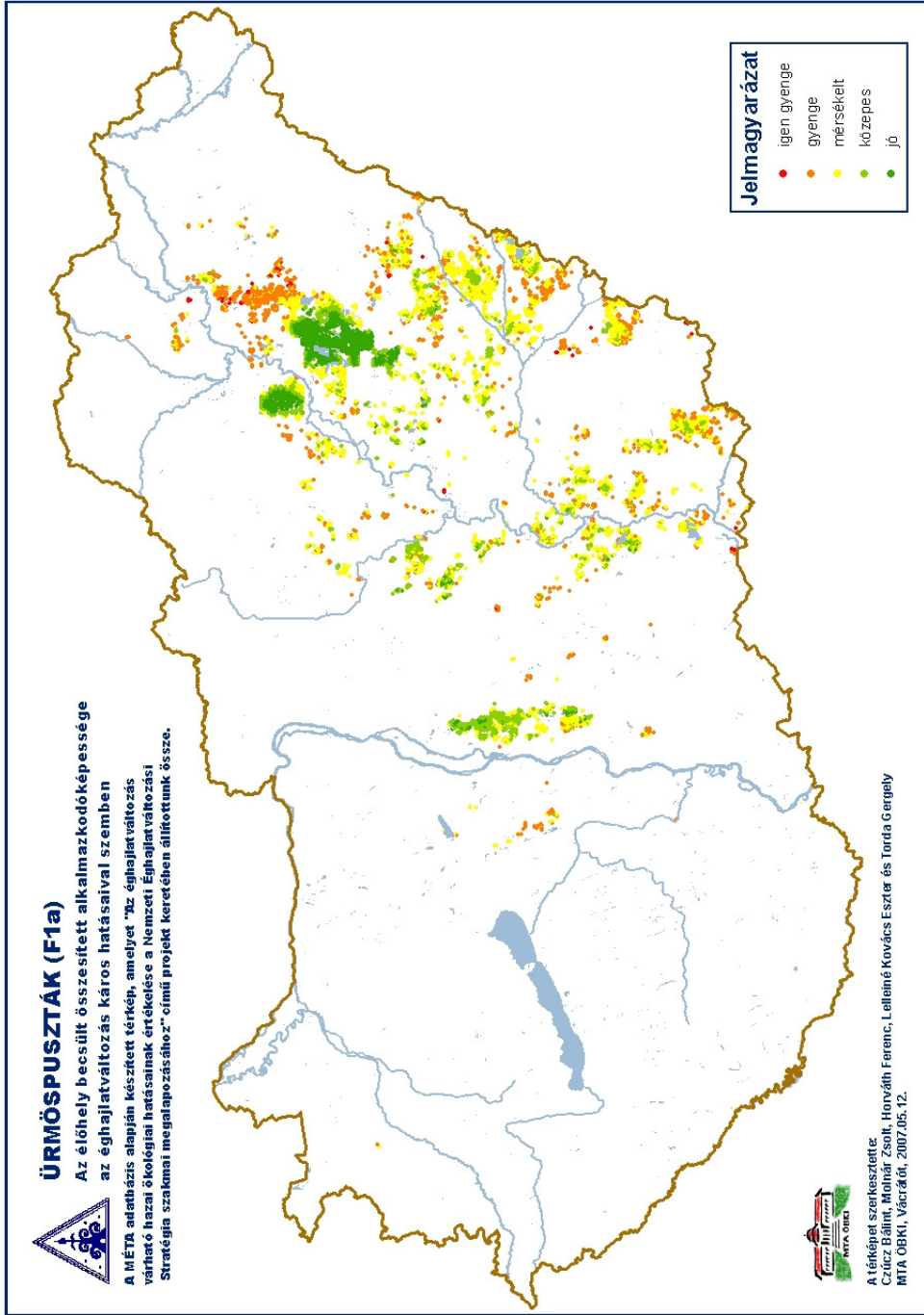
13. térkép: Az autonóm adaptáció lehetőségeinek összeesített térképe a mocsárrétek (D34) esetében – Abszolút skálán mérve a mocsárréteknek a Bodrogszapot kivéve **igen esélye az autonóm adaptációra** Magyarországon. Ha figyelembe vesszük a vízgazdálkodás jelenlegi helyzetét, az özőnfajok terjedését, a kiszáradás miatti beszántásokat, valamint a felhagyásokat követő erdőesítést és erdőesítést, akkor a mocsárrétek kilátásait valóban igen kedvezőtlennek tekinthetjük. **Műtermékek tekintendő** a Hortobágy és a Borsodi-Mezőség (ott valójában inkább sziki rétek vannak), valamint hiányzik a Turjánvidék.



ÜRMÖSPUSZTÁK (F1a)

Az élőhely becslést összesített alkalmazkodóképessége az éghajlatváltozás káros hatásaival szemben

A MÉTA adatházis alapján készített térkép, amelyet "Az éghajlatváltozás várható hazai ökológiai hatásainak értékelése a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia szakmai megvalapozásához" című projekt keretében állítottunk össze.



Jelmagyarázat

- igen gyenge
- gyenge
- mérsékelt
- közepes
- jó



A térképet szerkesztette:
Csúcz Bálint, Molnár Zsolt, Honvári Ferenc, Lelökné Kovács Eszter és Torda Gergely
MTA ÖBKI, Vácraát, 2007.05.12.

14. térkép: Az autonóm adaptáció lehetőségeinek összesített térképe az ürmöspuszták (F1a) esetében – Nagy kiterjedésű közepes vagy jó alkalmazkodóképességű területekkel a többi magyarországi élőhelyhez képest várhatóan **viszonylag jó alkalmazkodási esélyekkel** nézhetnek a klímaváltozás elé. **Kiemelkedő** a Hortobágy és a Borsodi-Mezőség nagy szikes tömbjének jó becslést adaptációs képessége.

Az elkészült térképek, értékelések tanulsága szerint a MÉTA adatbázis tájékológiai elemzésén alapuló kifejlesztett alkalmazkodóképesség-beclsési módszerünk jól vizsgázott. A jövőben ez a módszertan alapján alkalmas egy a teljes országot és az összes fontosabb élőhelytípust felöleló sérülékenységi elemzés részeként való felhasználásra, akár önállóan, akár egy nagyobb multiszektoriális sérülékenységi vizsgálat keretei között.

4.6. Sérülékenység

Czucz Bálint

Egy terület vagy vizsgált objektum esetében a sérülékenység az alkalmazkodóképesség figyelembevételével vett veszélyeztetettséget jelenti (melyet mindenképpen meg kell különböztetni a várható hatás által kifejezett potenciális veszélyeztetettségtől, amely viszont nem veszi figyelembe az alkalmazkodóképességet). A sérülékenységi elemzésnek, mint nevéből is adódik a sérülékenység megállapítása, annak elemeiből (kitettség, érzékenység, alkalmazkodóképesség) való összeállítása az igazi csúcspontja (habár, mint már említettük, gyakorlati szempontból sokszor az összefüggések feltárása a legfontosabb eredmény). Egy teljes sérülékenységi elemzés elkészültével megvalósítható a sérülékenység objektumonkénti (élőhelyenként, szektoronként), illetve területi (térképes) részletes objektív, számszerű feltárása. A jelen elemzés keretei között erre nincs lehetőség, hanem mindössze az adaptációs képesség szempontjából is részletesen megvizsgált két élőhelyre tudunk kvalitatív értékelést adni. A bemutatott munkánk összesítéseképpen a két alkalmazkodóképességi szempontból is részletesebben megvizsgált élőhelyre a következő konklúziók vonhatók le:

- a mocsárrétek sokkal sérülékenyebbek, sebezhetőbbek, mint az ürmöspuszták;
- az ürmöspuszták éghajlatváltozás általi sebezhetősége egyfajta abszolút skálán szövegesen értékelve „közepes-csekély”-nek mondható;
- a mocsárrétek éghajlatváltozás általi fenyegetettsége hazánkban „jelentős-igen jelentős”.

Az adatbázis feltöltetlensége és a megvizsgált élőhelyek kis száma miatt most még nem tudunk különösebben sok, új vagy váratlan eredménnyel szolgálni. Ez az elemzés azonban mintául szolgálhat egy későbbi teljes, az összes élőhelyet felölelő elemzésre, akár önállóan, akár egy nagyobb szektorokon átívelő sérülékenységi elemzés részeként. A teljes elemzés elkészültével lehetőség lesz az élő természeti rendszerek sérülékenységének térbeli vetületeit is megvizsgálni.

4.7. A természetvédelem szerepe és lehetőségei

Molnár Zsolt, Czúcz Bálint, Lelleiné Kovács Eszter, Torda Gergely

Az éghajlatváltozás következtében lezajló természeti folyamatok egy meglehetősen összetett és zárt ok-okozati rendszert képeznek, melyben az ember legtöbbször csak szemlélője és elszenvedője lehet a történéseknek. Természeti rendszerek esetében többnyire nincsenek jól látható egyértelmű beavatkozási lehetőségek, bár fontos nemzetközi dokumentumok tartalmazzák általános ajánlásokat (egy jó összefoglaló a témában Brooker et al. /2007/ áttekintő cikke). A folyamatok és összefüggések megértése lehet az, amely segíthet rávezetni bennünket arra, hogy megtaláljuk azokat a pontokat, ahol értelmesen befolyásolni lehet a rendszer reakcióit a káros hatások mérséklésére. A sérülékenységi elemzés egy ilyen eszköz, környezetünk folyamatainak egyszerűsített modellje, melynek segítségével saját helyzetünk és lehetőségeink jobb megértését remélhetjük. A sérülékenységi elemzéseknek a sérülékenység, veszélyeztetettség számszerűsítése csak az egyik eredménye, melyet fontosságában akár meg is előzhet a mellékermék „megértés” jelentősége. Az elemzés utolsó fejezetében most a kedvezőtlen folyamatokba való értelmes beavatkozás (a természetvédelmi értelemben vett „mitigáció”, lásd Brooker et al. 2007) lehetőségeit keressük.

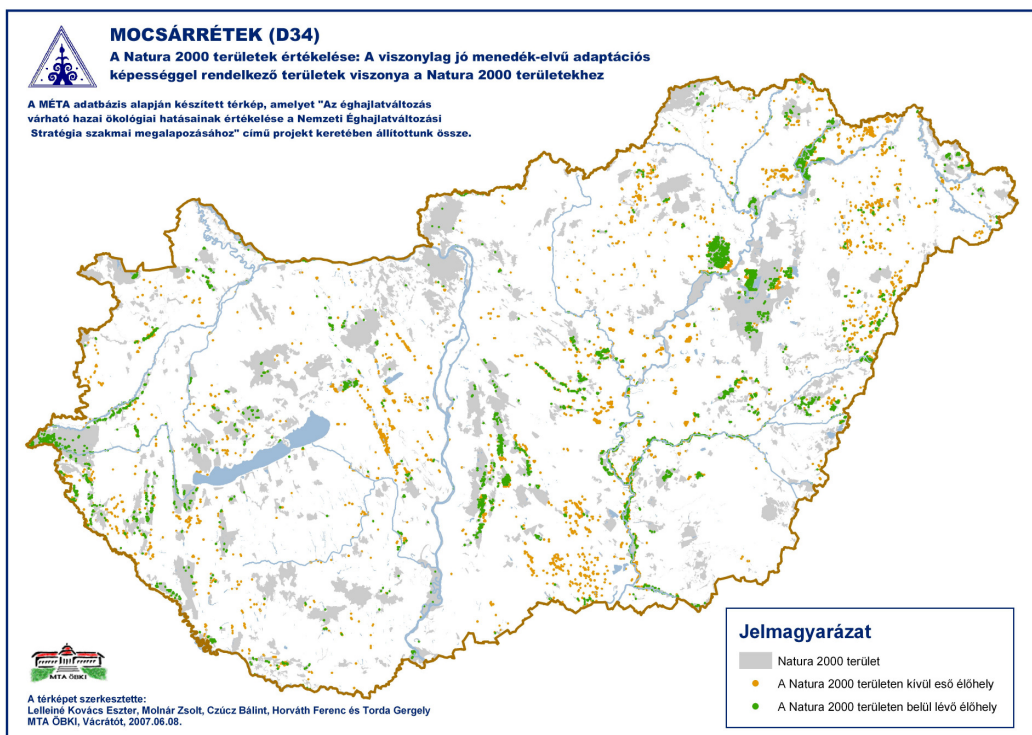
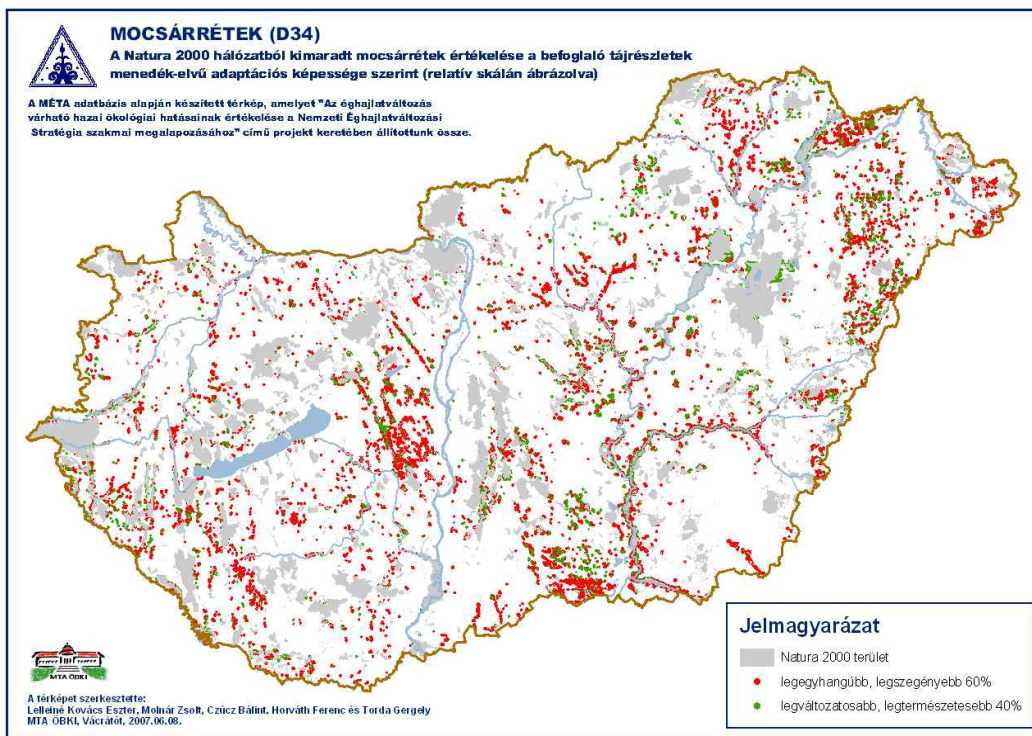
a sérülékenység főbb elemei	a mitigáció lehetőségei
kítettség („exposure”)	az emissziócsökkentés, és a hagyományos klímavédelem további eszközei (klímapolitikai mitigáció)
érzékenység („sensitivity”)	a természetes ökoszisztémák esetében az éghajlat-érzékenység befolyásolására nincs mód (illetve ami esetleg ide is sorolható – a plusz terheléseket okozó káros tájhasználatok mellőzése – azt mi a következő pont alá soroltuk)
alkalmazkodóképesség („adaptive capacity”)	a kedvező természeti állapot fenntartása (pl. struktúra, vízellátottság javítása, az ezt gyengítő káros tájhasználatok megakadályozása), az autonóm adaptáció lehetőségeinek elősegítése (pl. hatékony ökológiai hálózatok kialakítása a vándorlás-elvű adaptáció elősegítésére), tervezett adaptáció (pl. faj-áttelepítések)

4.7-1. táblázat: az éghajlatváltozás okozta sérülékenység csökkentésének a lehetőségei a természetvédelemben

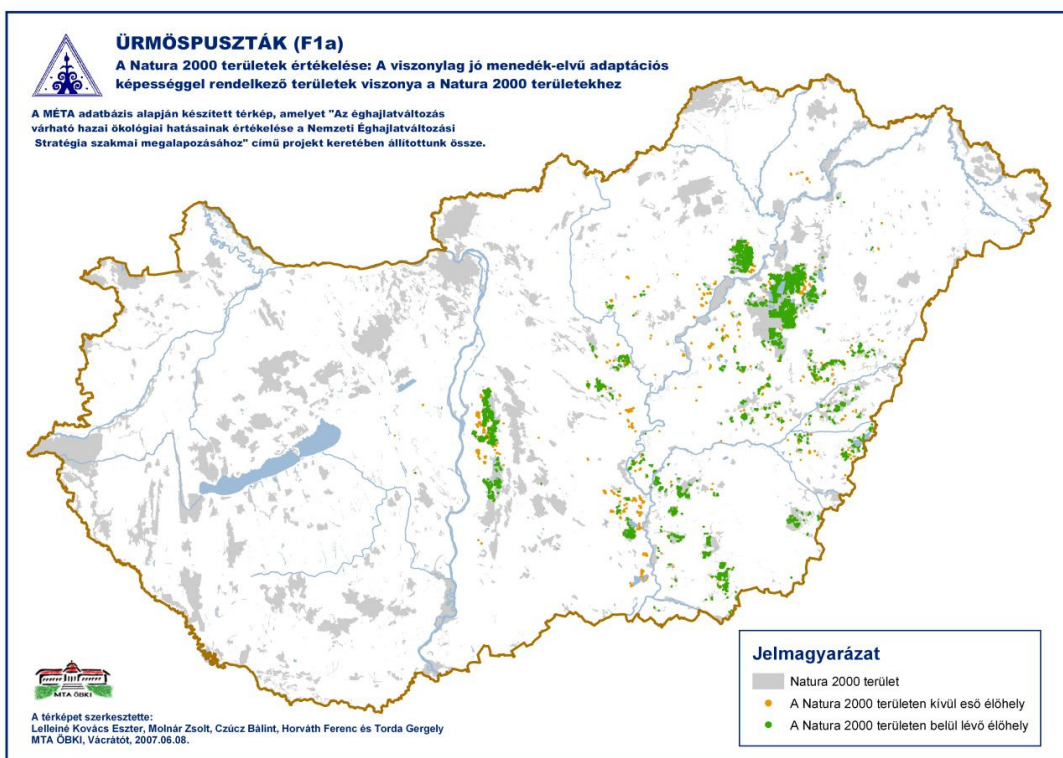
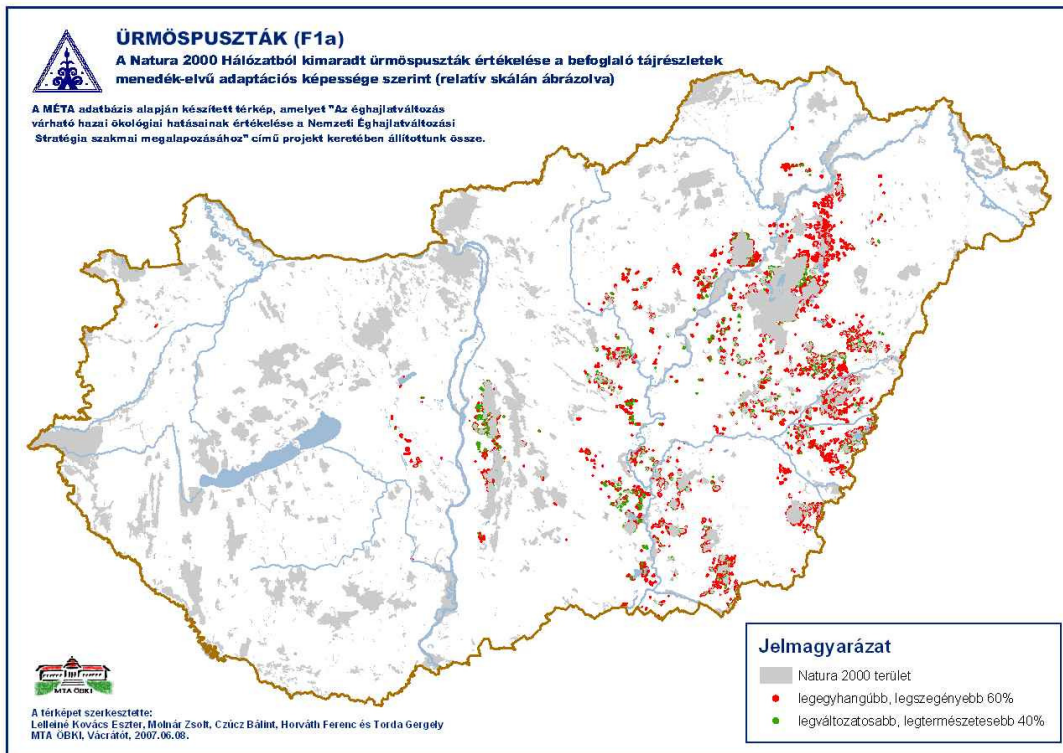
A bemutatott sérülékenységi elemzés legfontosabb lépéseit a 4.7-1. táblázat táblázatban tekintjük át a mitigáció lehetőségeinek a szempontjából. Mint a táblázatban is látható, más szektorokkal ellentétben, ahol megfelelő technológiaválasztással vagy szerkezetváltással van lehetőség egy-egy rendszer éghajlat-érzékenységének befolyásolására, a természetes ökoszisztémák esetében ez a lehetőség teljesen kizárt. Marad tehát egyrészt a kítettség csökkentése, melynek lehetőségei hagyományosan a klímapolitika figyelmének középpontjában állnak, valamint az alkalmazkodóképesség javítása. A hivatásos természetvédelem elsősorban az alkalmazkodóképesség megerősítésén keresztül tud beleszólni a természet éghajlatváltozásra adott reakcióiba, megkísérelve mérsékelni az élő természeti értékek éghajlatváltozás általi sérülékenységét. Ennek a gondolatsornak a hétköznapi természetvédelmi gondolkodásba való beépülése az első lépés a klímatudatos természetvédelmi gyakorlat kialakulása felé vezető úton.

A következőkben azt vizsgáljuk meg egy igen egyszerű elemzés keretében, hogy a hazai természetvédelem a jelenleg birtokában lévő eszköztárral milyen mértékben támogatja az élőhelyek spontán adaptációs lehetőségeit, valamint felvázolunk néhány egyszerű fejlesztési lehetőséget is. Ennek érdekében a becsült adaptációs képesség mintázatait összevetettük a

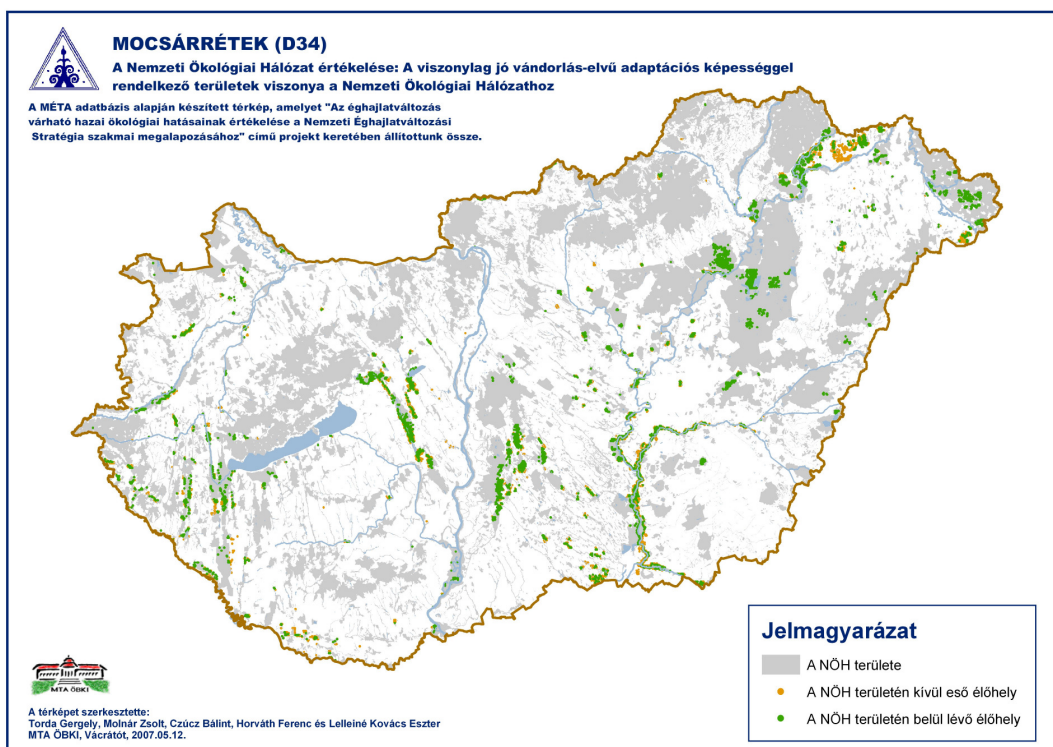
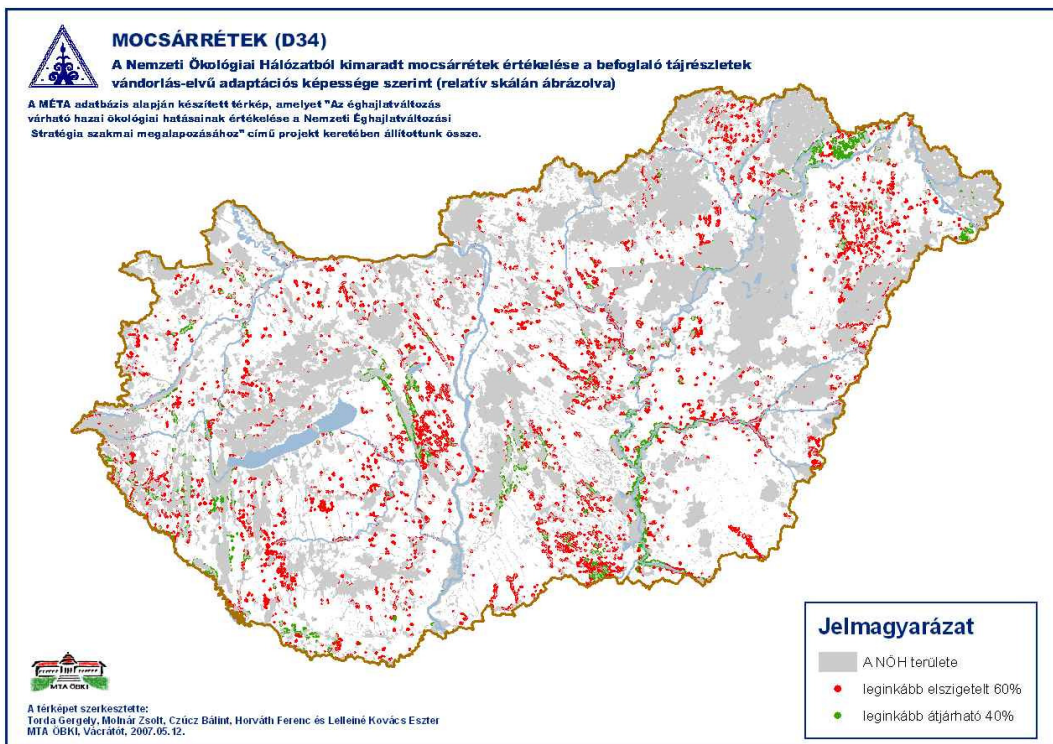
Nemzeti Ökológiai Hálózat (NÖH) és a Natura 2000 területek mintázatával. Azt vizsgáltuk, hogy milyen hatékonyan fedik le e kijelölések a jó adaptációs képességgel rendelkező területeket. A két különböző természetvédelmi terület-hálózat kijelölésének módjában és alapvető céljában jelenlévő különbségeknek megfelelően a NÖH területeket a vándorlás-elvű, a Natura 2000 területeket pedig a menedék-elvű adaptációs képesség mintázatával vetettük össze mind a két élőhelyre. Az összevetés során mindenhol a pontoknak a relatív skálán a legjobb kategóriába esett 40-40%-át tekintettük jónak. Az így kapott ábrák (15–22 térképek) a következő oldalakon láthatóak, ahol egyben néhány egyszerű javaslatot is teszünk e kijelölések finomítására.



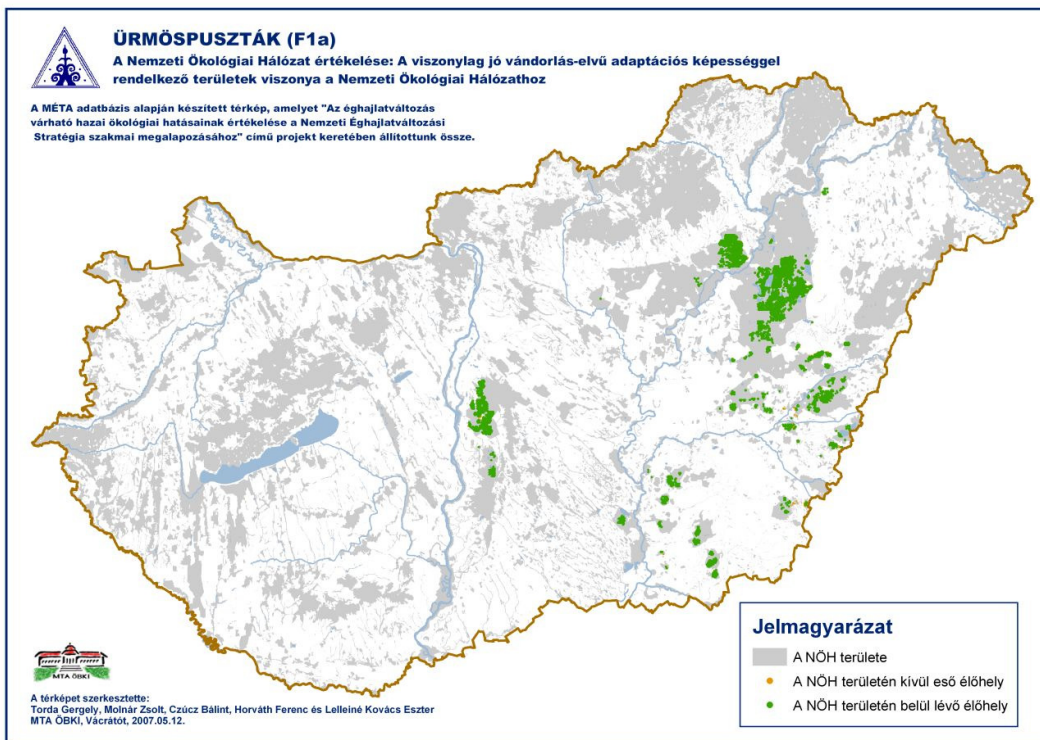
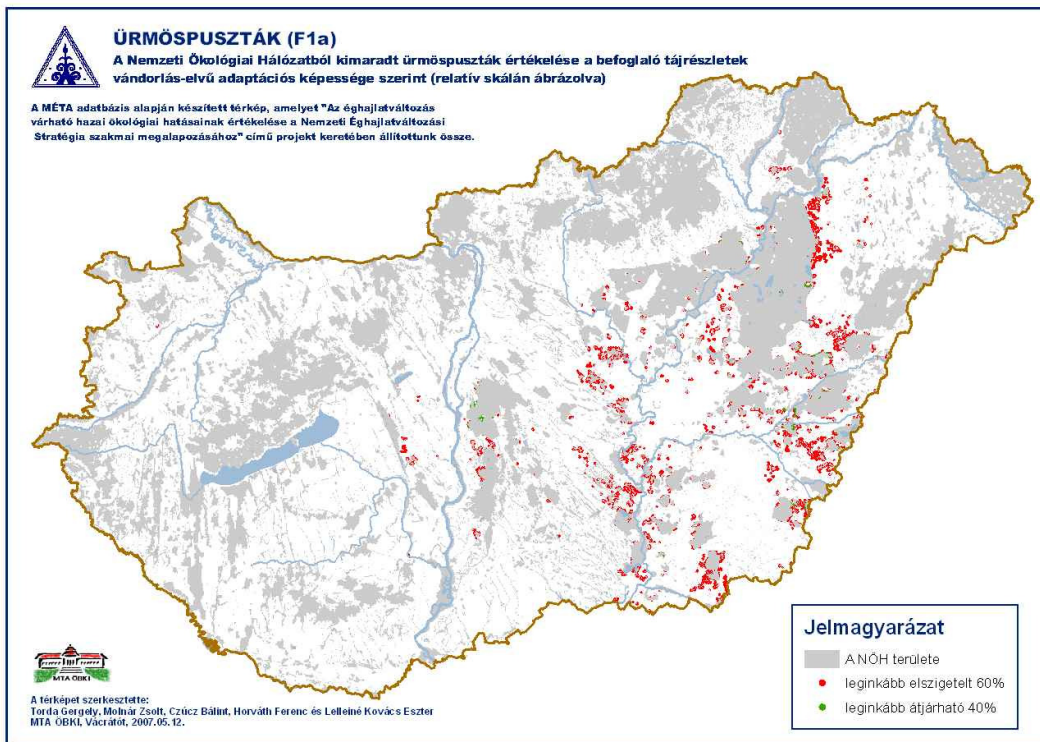
15-16. térkép: A Natura 2000 területek értékelése: A jó menedék-elvű adaptációs képességgel rendelkező területek viszonya a Natura 2000 területekhez a mocsárrétek (D34) esetében – A Natura 2000 Hálózat a jó menedék-elvű adaptációs képességgel bíró mocsárrétek **jelentős, de nem kielégítő részét fedi**. Feltűnően **hiányosan fed** egyes tájakat, ezek a DK-Duna-Tisza köze, az ÉK-Alföld, különösen a Bodrogek, a Bükk és Mátra környéke, a Mezőföld, valamint Somogy és Zala megye egyes részei. A hiányosságok (de különösen a Bodrogek) egyben a Natura 2000 területek egy, a D34 élőhelytípus éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodóképességét elősegítő javasolt kibővítését jelölik ki. A térképet érdemes az 3. és 4. térképpel **összevetni**, amelyek a menedék-elvű adaptációs esélyek országos mintázatát mutatják.



17-18. térkép: A Natura 2000 területek értékelése: A jó menedék-elvű adaptációs képességgel rendelkező területek viszonya a Natura 2000 területekhez a mocsárrétek (D34) esetében – A Natura 2000 Hálózat a jó menedék-elvű adaptációs képességgel bíró ürmőpuszták **jelentős, de nem kielégítő részét fedi**. Feltűnően **hiányosan fed** egyes tájakat. Ezek a Duna-sík, különösen a Solti-szikesek, Csongrád tágabb környéke, a Bihari-sík nyugati része, de kisebb kimaradt, jó adaptációs képességű foltok sokfelé vannak. A térképet érdemes az 5. és 6. térképpel **összevetni**, amelyek a menedék-elvű adaptációs esélyek országos mintázatát mutatják.



19-20. térkép: A Nemzeti Ökológiai Hálózat értékelése: A jó vándorlás-elvű adaptációs képességgel rendelkező területek viszonya a Nemzeti Ökológiai Hálózathoz a mocsárrétek (D34) esetében – A Nemzeti Ökológiai Hálózat (NÖH) a jó vándorlás-elvű adaptációs képességgel bíró mocsárrétek **döntő többségét lefedi**, ugyanakkor feltűnően **rosszul fed** egyes tájakat. Ezek a Bodrogi-köz, a Tisza-völgy alsó része, a Mezőföld, a DNY-Dunántúl, a Dráva-sík és az Órjegy egyes részei. Ezen tájakban elsősorban vízfolyásokhoz nem kötődően fordulnak elő a mocsárrétek (egykori árterek, lápvídek). **Javasoljuk**, hogy a jelenleg a NÖH-ön kívül található, de jó térbeli kapcsolatszerrel bíró tájrészeket, mint potenciális lépegető köveket be kellene vonni a NÖH-be. A térképet érdemes az 7. és 8. térképpel összevetni, amelyek a vándorlás-elvű adaptációs esélyek országos mintázatát mutatják.



21-22. térkép: A Nemzeti Ökológiai Hálózat értékelése: A jó vándorlás-elvű adaptációs képességgel rendelkező területek viszonya a Nemzeti Ökológiai Hálózathoz az ürmőpuszták (F1a) esetében – A Nemzeti Ökológiai Hálózat a jó vándorlás-elvű adaptációs képességgel bíró ürmőpusztákat **szinte teljes egészében lefedi**. A térképet érdemes az 9. és 10. térképpel **összevetni**, amelyek a vándorlás-elvű adaptációs esélyek országos mintázatát mutatják.

4.7.1. A feltárt konfliktuspontok

A vándorlás-elvű adaptáció szempontjából a Nemzeti Ökológiai Hálózat (NÖH) majdnem kielégítően fedi a két vizsgált vegetációtípus jó alkalmazkodóképességű állományait. A lehetőségekhez képest jónak mondható kijelölés azonban önmagában várhatóan nem elég a problémák orvoslására, a megszakított folyosók és a kis méretű fennmaradt állományok miatt a hosszú távú fenntarthatóság korlátozott. Ezen nehéz változtatni, hiszen városok, óriási szántóföldek szigetelik el egymástól az állományokat. Komolyabb konfliktuspontok elsősorban a mocsárrétek esetében jelentkeznek, ezek a Bodrogek, a Tisza-völgy alsó része, a Mezőföld, a Délnyugat-Dunántúl, a Dráva-sík, valamint az Órjegy egyes részei.

A menedék-elvű adaptáció szempontjából a Natura 2000 területek is viszonylag kielégítően fedik e két vegetációtípus alkalmazkodóképesebb állományait, ugyanakkor mindkét esetben maradtak ki fontos területek. Azaz a jelen helyzet fenntartásához a kijelölések majdnem elégségesek, ugyanakkor több fontos potenciális refugium esetében adja magát a bővítés igénye. A lokális-kistérségi léptékű tájak megőrzése lényegesen javíthatja a vizsgált két élőhely fennmaradási esélyeit. Ennek során az alábbi fontosabb konfliktuspontokat azonosíthatjuk:

- a mocsárrétek számára: a Duna-Tisza köze délkeleti része, az Északkelet-Alföld (különösen a Bodrogek), a Bükk és a Mátra környéke, a Mezőföld, valamint Somogy és Zala megye egyes részei;
- az ürmöspuszták számára: a Duna-sík, különösen a Solti-szikesek, Csongrád tágabb környéke, a Bihari-sík nyugati része, de kisebb kimaradt, jó becsült menedék-elvű alkalmazkodóképességgel rendelkező foltok sokfelé vannak.

A NÖH és a Natura 2000 kapcsán a nagy kérdés, hogy milyen hatékonysággal képesek a kijelölt területek növényzetét megővni. A jelen helyzetben a védelem hatékonysága nem kielégítő, ráadásul a gazdasági versenyképesség erőtetése, valamint a természetvédelmi intézményi és jogi változások miatt a védelem hatékonysága romlik, így a területek bővítése mellett a védelem szintjének emelése is igen fontos, egyenrangú cél.

Mint az nyilvánvalóan látszik, egy ilyen egyszerű összevetés – különösen, ha csak két élőhelytípusra végzik el – nem tud választ adni a természetvédelmi stratégiák éghajlati szempontból való optimalizálásával kapcsolatban felmerülő legtöbb kérdésre. A sérülékenységi elemzés több élőhelyre való körültekintő elvégzése azonban egyben lehetőséget biztosít a hazai természetvédelem jelenlegi helyzetének éghajlati szempontú objektív értékelésére, valamint segítséget nyújthat különböző hétköznapi és stratégiai döntések szakmailag megalapozott meghozatalában is. Egy átgondolt teljes körű elemzés lehetőséget biztosíthat a természetvédelem számára:

- a meglévő területek objektív felülvizsgálatára és esetleges új kijelölések meghatározására, területi prioritások lefektetésére;
- potenciális vándorlási folyosók, és konfliktuspontok objektív azonosítására
- a hazánkban eredményesen nem védhető területek, és élőhelyek, a tarthatatlan konzervációs célok felismerésére
- a kizárólag szektorközi együttműködéssel orvosolható problémák meghatározására

5. Konklúziók

5.1. Módszertani összegzés

Czucz Bálint

Jelentésünkben először néhány reprezentatív taxonómiai csoport esetében a legfontosabb hazai és nemzetközi irodalom áttekintése után áttekintettük a természetvédelmi szempontból jelentős fajok éghajlatváltozással szembeni várható viselkedését. A nagyobb jelentőségű és fajszerű csoportok esetén ezzel párhuzamosan kidolgozásra került egy, a fajok veszélyeztettségének megítélésére, valamint a potenciálisan előretörő és indikátor fajok kijelölésére szolgáló objektív alapokon nyugvó módszertan kidolgozására is. Minden fajcsoport esetén a rendelkezésre álló legfontosabb elterjedési, fenológiai és faji bélyeg adatforrásokat táblázatokba gyűjtöttük, így segítve ezáltal jövőbeli kutatások megtervezését.

A fajok jövőbeli elterjedésének változásai kapcsán kitüntetett figyelmet fordítottunk a biológiai invázió problémakörére, áttekintve és egy külön fejezetben összegezve az éghajlatváltozás várható következményeit. Ennek során két fontos a hazai felhasználás tekintetében új eszközt mutattunk be, melyek egyszerű tesztelését is elvégeztük. Tapasztalataink alapján mind a potenciális özönnövények kockázati elemzése, mind pedig a potenciális éghajlati analógiák feltérképezése külön-külön is igen hasznos, együttes használatuk azonban egyedülálló lehetőséget nyit meg a hazai természetvédelem és mezőgazdaság előtt az éghajlatváltozás következményeire való felkészülésben.

A jelentés második fő részében (4. fejezet) az éghajlatváltozással szembeni sérülékenységi elemzések nemzetközi szinten ismert, elfogadott és kidolgozott módszertanát (IPCC 2001) alkalmaztuk az élő természeti környezet éghajlat általi sebezhetőségének számszerűsítésére. Az alkalmazást az tette lehetővé, hogy létezik egy nagy térbeli felbontású, aktuális terepi adatokon nyugvó, és kategóriarendszerében az élővilág belső dinamikai folyamata által generált mintázathoz igazodó élőhelyi adatbázis Magyarországra, a MÉTA adatbázis. Az első és legfontosabb újítása a munkánknak ebből fakad: az így megvalósítható élőhely-alapú elemzés a hazai ökológiai rendszerek működéséhez igazodó tematikus, és a kellőképpen részletes térbeli felbontásával lényegesen jobb minőségű sérülékenységi elemzés elvégzését teszi lehetővé, mint bármilyen alternatív megközelítés (pl. CORINE landcover adatokra, vagy néhány kiválasztott indikátorfajra épülő vizsgálatok).

A kiterjesztés számszerűsítése során az európai sérülékenységi elemzések irodalmában rendelkezésre álló legjobb gyakorlatot igyekeztünk követni. Egy kulcsfontosságú ponton azonban tudatosan eltértünk a sérülékenységi elemzésekre vonatkozó legújabb ajánlásoktól (Schröter et al. 2005b), mégpedig mi a tájhasználati változásokat egyelőre nem a kiterjesztés részeként, hanem az alkalmazkodóképesség keretei között vizsgáltuk. A tájhasználat kiterjesztésként való kezelése igen komoly alapozó munkát igényelt volna (szcenárióépítés), melynek megalapozott elvégzése ezen elemzés keretei között túl nagy falat lett volna (valóban jó scenáriók készítéséhez hosszas minden érintett szektor minden szereplőjének „stakeholder”-ének bevonása szükséges), melynek leginkább egy szektorközi elemzés kereteiben van helye.

Az érzékenység és a várható hatások számszerűsítésénél szintén a rendelkezésre álló legjobb gyakorlatot igyekeztünk követni. Az érzékenység és potenciális veszélyeztettség különböző típusainak átgondolt lehatárolása révén lehetővé vált a közvetlenül nem, vagy csak nehezen kimutatható hatásoknak az elemzésbe való beemelése is. A szakértői értékeléseknek az egzakt számszerű modelleredményekkel való összehangolásának megvalósítása szintén példaértékű, és nagy erénye a bemutatott elemzésnek. Ennek ellenére, mivel elviekben a

jelenleg szakértői módon becsült folyamatok is modellezhetőek, a modellezésre kerülő folyamatok köre a további nagyobb elemzések készítésekor újra végiggondolandó, és esetleg bővítendő.

Legjelentősebb módszertani újdonságokat elemzésünk adaptációs képességekkel foglalkozó fejezete tartalmazott. A bemutatott újítások kétszintűek: megfogalmaztunk egyrészt egy koncepcionális modellt, amely a közösségek adaptációs lehetőségeinek három komponensét különíti el, másrészt e modell két komponensének a becslésére is két új, erős tájékológiai megalapozottsággal rendelkező tájindexet fejlesztettünk ki. Az eredményeink fényében a javasolt új módszerek az alkalmazkodóképesség becslésére a MÉTA adatbázison tökéletesen megfelelnek.

Mindezek alapján azt állíthatjuk, hogy a tanulmány második részében bemutatott részleges sérülékenységi elemzés kitűnő alapot nyújt egy jövőbeli nagyobb, teljes körű elemzéshez. A módszertan gyakorlatilag adott, és akár egy kizárólag a természetvédelem területén, akár egy szélesebb, szektorközi, vagy akár európai sérülékenységi elemzés során felhasználható.

5.2. A javasolt adaptációs stratégia elemei

Kröel-Dulay György, Kovácsné Láng Edit, Czúcz Bálint

A kockázat nagyon nagy, a nem cselekvés miatt bekövetkező későbbi természeti, társadalmi és gazdasági károk nagyságrendekkel felülmúlhatják azokat a ráfordításokat, melyekkel ezeket jelenleg mérsékelni lehetne (Stern 2007). A károk többsége közvetlen gazdasági költségekre lefordítva is óriási lehet.

Mint azt a 4.7. „A természetvédelem szerepe és lehetőségei” című fejezetben már összefoglaltuk, az éghajlatváltozás káros hatásainak a mérséklésére elsősorban az élőhelyek éghajlatváltozással szembeni alkalmazkodóképességének javításán keresztül van lehetőség. Alkalmazkodás (adaptáció) két fő típusa az autonóm és a tervezett adaptáció. Az ökológiai rendszerek autonóm adaptációra is képesek, így a cselekvési stratégia fő célja az kell legyen, hogy az autonóm adaptációs képességet fönntartsa, növelje, és a tervezett adaptációt is erre építve tervezze meg. Elemzésünkben az élőhelyek adaptációs képességének három fő tényezőjét azonosítottuk, melyek három különböző térbeli léptéket képviselnek és együttesen döntően meghatározzák az ökológiai rendszerek és a biológiai sokféleség alkalmazkodóképességének a lehetőségeit, ezek:

- (1) az élőhely természeti állapota (minél természetesebb fajösszetétel, szerkezet, vízellátottság, stb.)
- (2) az élőhelyek környezetének (élőhelymozaik) természetessége, termőhelyi és élőhelyi változatossága, gazdagsága
- (3) a tágabb táj, a természetes élőhelyeket körülvevő kultúrtáj („mátrix”) átjárhatósága az élőhelyek fajai számára.

Ez azt jelenti, hogy mindazok a politikai, szabályozásbeli, vagy gyakorlati változtatások és intézkedések, amelyek szándékosan vagy akaratlanul megváltoztatják e három tényező valamelyikét, azok az élőhelyek, a táj éghajlatváltozással szembeni ellenállóképességét is döntő mértékben befolyásolhatják.

A fentebbi felsorolásból látható hogy az ökológiai rendszerek adaptációs képességére, nem csak a természetvédelmi szektor van hatással. Míg stabil környezeti feltételek között sok faj és élőhely jó eséllyel megőrizhető megfelelő méretű természeti területek (nem csak védett területek) megőrzésével /(1) és (2) pontok/ addig egy megváltozó klímában – amikor is a fajok vándorlása és az élőhelyek elmozdulása várható – nagy jelentősége lesz a tágabb környezet állapotának /(3) pont/, ami döntően más szektorok kezelésében van. Egy jelentős klímaváltozás esetén (amire a következő évtizedekben sajnos nagy esélyünk van) a biológiai sokféleség megőrzéséhez az szükséges, hogy a természetvédelmi szempontokat minden érintett szektor tevékenységébe integráljuk. Szektorközi együttműködés és összehangolt szabályozás nélkül eredményes alkalmazkodás nem képzelhető el. Ez jelentős részben a már ezekben a szektorokban folyamatban levő programoknak (Agrár- és erdőkönyezetvédelmi program, Pro Silva típusú erdőgazdálkodás, Víz Keretirányelv) kiteljesedését és ökológiai szempontok szerinti esetleges továbbfejlesztését jelentheti.

5.2.1. Konkrét cselekvési irányok

Az elvégzendő feladatok két fő csoportba sorolhatók: egyrészt **(A)** a helyben történő adaptáció elősegítéséhez szükséges a **meglévő biológiai sokféleség megőrzése, élőhelyeik természeti állapotának fenntartása és javítása**, másrészt **(B)** a fajok vándorlási lehetőségének megteremtése érdekében szükséges a természeti területeket körülvevő **táj**

átjárhatóságának fokozása. A természetes élővilág autonóm adaptációját elősegítő lépéseket szektoronkénti bontásban vizsgáljuk.

A A helyben történő adaptáció elősegítése, a meglévő biológiai sokféleség megőrzése, természetességének fenntartása és javítása érdekében (nem csak a védett területeken):

- *Természetvédelem:* a klímaváltozásra érzékenynek tartott élőhelyek és fajok prioritási listáinak kialakítása; a vizes élőhelyek vízmegtartó képességének helyreállítása, esetleges vízpótlási lehetőségek kidolgozása; a szükséges élőhely-rekonstrukciók megvalósítása illetve folytatása; az élőhelyek heterogenitásának, mozaikosságának és különböző szukcessziós stádiumoknak a fenntartása; a monitorozó tevékenység erősítése; a várhatóan megnövekvő inváziós veszélyt csökkentő, az elfogadható (legkevésbé rossz) kolonizációkat segítő kezelési módok bevezetése.
- *Vízgazdálkodás:* a vízlevezetés kényszerének feloldása; a tározók ökológiai szempontok figyelembevételével történő üzemeltetése; vízjogi engedélyezett rendszerének felülvizsgálata (talaj és mélyvízi vizek használata).
- *Erdészet:* a védett területeken a természetszerű erdőgazdálkodás, a nem védett, de természeti értéket hordozó erdőkben természetközeli erdőgazdálkodás folytatása; pufferterületek biztosítása az érzékeny élőhelyek környezetében.
- *Mezőgazdaság:* a hagyományos tájgazdálkodás elemeinek (gyepek kaszálása, legeltetése), fenntartása, újraélesztése; pufferterületek biztosítása az érzékeny élőhelyek környezetében, és elsősorban itt, de lehetőleg máshol is a kevésbé intenzív, kisebb környezetterheléssel járó gazdálkodási módok előtérbe helyezése.

B A természeti területeket körülvevő táj átjárhatóságának fokozása, a fajok vándorlásának elősegítése érdekében (elsősorban a ma védelemben nem részesülő területeket érintő intézkedések):

- *Természetvédelem:* a természetes élővilággal rendelkező területek közti konnektivitás, a vándorlás lehetőségének biztosítása; a különböző védettségi státuszú területek, valamint a Nemzeti Ökológiai Hálózat értékelése éghajlatváltozási szempontból, konfliktuspontok azonosítása; a természetvédelmi és Natura 2000 területek továbbfejlesztése (területnövelés), a határai flexibilissé tétele, hogy esetleg évtizedek távlatában változtatni lehessen a fajok és társulások elmozdulásának megfelelően.
- *Vízgazdálkodás:* ökológiai szempontú, a Víz Keretirányelv javaslatainak megfelelő vízgazdálkodás; artéri vízgazdálkodás közelítése a természeteshez; csatornahálózat felülvizsgálata; vizes élőhelyek területének növelése.
- *Erdészet:* a természetszerű erdőkre és az erdészeti ültetvényekre vonatkozó szabályozások elkülönítése (ez a művelési ágak jelenlegi rendszerének megváltoztatásának szükségességét is jelentheti); az erdőművelés gyakorlatának megváltoztatása, a természetszerű (pl. Pro Silva mozgalom) gazdálkodás elterjesztése, nagykiterjedésű tarvágások megszüntetése; az erdőssztyepp zónában kis záródású erdők fenntartása; erdőtelepítések lehetőleg őshonos fafajokkal, mind a jelenlegi erdőzóna, mind az alföldi erdőssztyepp területeken.

- *Mezőgazdaság:* az agrártáj heterogenitásának, mozaikosságának (mezsgyék, sövények, fasorok, kis parcellaméret) növelése; talaj- és vízkímélő technológiák alkalmazása; extenzív és ökológiai gazdálkodási formák előtérbe helyezése.
- *Közlekedés:* ökológiai átjárók (vadátjárók) létesítése a főutakon és az autópályákon, ezek szegélyére őshonos fajokból álló sövények erdősávok telepítése.

5.2.2. Szervezési és intézkedési feladatok

A fenti feladatok végrehajtásához szükséges bizonyos intézkedéseket meghozni, szabályozásokat átalakítani. Véleményünk szerint ezek a következőkre kellene, hogy kiterjedjenek:

Szektorközi intézkedések:

- (1) A természetvédelem klímapolitikájának összehangolása az erdészet, agrár, energia és vízgazdálkodási szektorokkal:
 - a természetvédelmi szempontok ágazati jogszabályokban és támogatási rendszerekben való érvényesítése,
 - a természetvédelem klímapolitikájának összehangolása az agrár- és erdő-környezetvédelmi programokkal, a Víz Keretirányelv tevékenységével és a vidékfejlesztési politikával,
 - az éghajlatváltozás ökológiai szempontjainak a területi szabályozási tervekbe és a szakhatósági engedélyezések rendszerébe való beépítése.
- (2) Állandó ágazatközi klímapolitikai szakmai-konzultációs testület létesítése az ismeretek szintézisére és az adaptációs tevékenység továbbfejlesztésére, a többi szektorba való integrálás elősegítésére.
- (3) A tudásalap szélesítése, tudományos kutatások indítása és folytatása a klímaváltozás ökológiai hatásainak feltárására a sikeresebb adaptációs tevékenység érdekében.
- (4) A társadalmi tudatosság erősítése, az érintettek aktív bevonása az intézkedésekről szóló döntésekbe és azok végrehajtásába.

A természetvédelem keretein belül szükséges intézkedések

- (5) A természetvédelem klímapolitikájának kialakítása:
 - a természetvédelmi kezelési tervekben a klímaváltozás problémakörének megjelentetése, klímatudatos (adaptív) természetvédelmi stratégia kialakítása,
 - a Natura 2000 területek és más védett területek kijelölésének a klímaváltozás szempontjainak és veszélyeinek figyelembevételével történő felülvizsgálata,
 - természetvédelmi szempontú javaslatok kidolgozása az éghajlatváltozással foglalkozó szektorközi szervezetek számára, (a természetvédelem szektorközi politikájának kialakítása),
 - az éghajlatváltozási kommunikációs stratégia természetvédelmi szempontjainak kidolgozása.

(6) Állandó természetvédelmi szakmai-konzultációs testület létesítése az élővilág klímaváltozással kapcsolatos változásainak nyomon követésére, az ismeretek szintézisére és az adaptációs tevékenység továbbfejlesztésére.

(7) A bekövetkező változások irányának és mértékének folyamatos monitorozása:

- országos monitorozó hálózat kialakítása a klímaváltozással kapcsolatos ökológiai változások detektálására, ennek integrálása a meglévő monitorozó rendszerek (NBmR, Natura 2000, fénycsapda, pollen) hálózatába, lehetőség szerint nemzetközi monitorozó hálózatokhoz kapcsolódva,
- az adaptív intézkedések és az esetleges hirtelen változások hatáskövető / folyamatfeltáró monitorozása.

5.3. Kutatási feladatok

Kröel-Dulay György, Kovácsné Láng Edit, Czúcz Bálint

Mint ahogy a tervezett adaptációs lépéseknek, a további kutatási feladatoknak is igen fontos kritériuma a szektorköziség és a nemzetköziség. Mivel az éghajlatváltozás és hatásai univerzálisan jelentkezők, az eredményes alkalmazkodáshoz a problémákat a különböző szektoroknak (mezőgazdaság, erdészet, vízügy, természetvédelem, energia, egészségügy, katasztrófavédelem) együttműködve kell megoldania. Előfordulhat ugyanis, hogy egy probléma leghatékonyabb megoldásához a leginkább érintett szektoron kívül egy hagyományosan valamely más szektor hatáskörébe tartozó területen is szükségesek intézkedések. Az itt felvázolt kutatási célok közül is mindegyiknél fontos a szektorok közötti kommunikáció, de azokat a feladatokat, amelyek esetében gyakorlatilag létfontosságú a **szektorok közötti együttműködés** külön is **megjelöltük egy csillaggal (*)**. Emellett fontos még az is, hogy a jövőben el kell mozdulni a klímaváltozás hatásának elkülönült vizsgálatától, és egyre inkább az éghajlatváltozásnak és a természeti – társadalmi – gazdasági következményeknek az együttes kezelése, modellezése felé kell eltolódnak a kutatások.

Egy másik hasonlóképp fontos cél hazánk földrajzi fekvését is figyelembe véve, hogy ahogy a jövőnkben jórészt osztoznunk kell a szomszédainkkal, ugyanígy a kutatások is együttműködésben szülessenek! Nincs értelme annak, hogy pl. minden közép-európai kis állam saját maga végezze el külön-külön a rá nézve veszélyes adventívek azonosítást, hiszen várhatóan óriási átfedések lesznek az eredményekben, arról nem is beszélve, hogy jó minőségű előrejelzések készítéséhez egymás adataira is szükségük lesz. Egy további szempont lehet, hogy az Európai Unió is elsősorban a nemzetközi együttműködésekben megvalósuló kutatásokra ad pénzt. Azokat a kutatási célokat, amelyek megítélésünk szerint igazán eredményesen csak **nemzetközi együttműködésben vihetők véghez (+) jellel** emeltük ki.

(1) Bioklimatikus modellek készítése hazai fajokra, élőhelyekre:

- fajok és élőhelyek klíma általi meghatározottságának (klímaérzékenységének) meghatározása, különös tekintettel a közösségi jelentőségű fajokra és élőhelyekre (+),
- a védett és a domináns, társulásalkotó fajok klímaérzékenységének, veszélyeztetettségének bioklimatikus modellezése, projekciók készítése (+),
- potenciálisan veszélyes új adventívek azonosítása, várható elterjedésük bioklimatikus modellezése (*+).

(2) Az élővilág klímaváltozásra adott reakcióit befolyásoló tényezők és a változások mechanizmusainak feltárása:

- a veszélyeztetett fajok és élőhelyek aktuális térbeli mintázatának és potenciális vándorlási lehetőségeinek kiértékelése, várható faj- és élőhelymozgások becslése,
- a természetközeli területeket körülvevő mátrix átjárhatóságának vizsgálata, modellezése különböző tájhasználati módok és intenzitások függvényében különböző élőlénycsoportok esetére (*),
- a társulások szerveződésének és stabilitásának, a fajcserék mechanizmusának vizsgálata, a bolygatási-rezsim (tüzek) várható változásainak modellezése,

- a klímaszimulációs ökológiai terepkísérletek folytatása és fejlesztése elsősorban az ökoszisztéma működések vonatkozásában (+),
- (3) A bekövetkező változások, és az arra adott válaszlépések hatásainak nyomonkövetése, indikátorok és monitorozó rendszerek kidolgozása:
- az éghajlatváltozás-hatások monitorozásának illesztése a már működő monitoringrendszerekhez (NBmR, Natura 2000, fénycsapdahálózat, pollenhálózat), esetleg kiegészítő monitorozás tervezése (*+),
 - a természeti környezet állapotát átfogóan jellemző indikátorok kifejlesztése (*+)
 - a tervezett konkrét adaptációs beavatkozások esetében, az egyes beavatkozások nyomonkövető monitorozásának megtervezése (*),
 - a klímaváltozáshoz kötődő hirtelen élőhely-átalakulások (pl. szélsőséges események, gradációk következtében) lefolyásának, hátterének, összefüggéseinek feltárása (reaktív kutatás) (*),
- (4) Komplex scenárió-elemzések és döntéstámogató rendszerek készítése a leginkább veszélyeztetett élőhelyekre, tájegységekre:
- a klímaváltozás mellett a tájhasználat lehetséges alakulásait és más tényezőket is magába foglaló komplex scenárió-elemzések készítése hazánk természetvédelmi szempontból fontos, társadalmi-gazdasági konfliktusokkal terhes tájegységeire, és jellemző vagy értékes élőhelytípusaira(*).
 - multiszektoriális döntéstámogató rendszer(ek) kialakítása a komplex scenárió-elemzések eredményei alapján (*).
- (5) A természetvédelem jelenlegi eszközeinek és módszereinek áttekintése, javaslatok kidolgozása az esetleges módosításokra a klímaváltozáshoz való adaptáció érdekében
- A különböző védettségi státuszú területek, valamint a Nemzeti Ökológiai Hálózat értékelése éghajlatváltozási szempontból, konfliktuspontok azonosítása, szakmailag megalapozott javaslatok kidolgozása az esetleges továbbfejlesztéshez
 - a kockázatok, veszélyeztetettségek és adaptációs cselekvési tervek kidolgozása a védett területekre, természeti értékekre, restaurációs és kezelési javaslatok készítése a legfontosabb kockázati és konfliktus-területekre (*),
 - mitigációs javaslatok kidolgozása a potenciálisan veszélyes adventívek megelőző megfékezésére (*+),
 - egy a védett területeken túlterjedő ökológiai hálózat kialakítási lehetőségeinek áttekintése, a gazdálkodásban ökológiai szempontokat figyelembevevő szabályozó-rendszerek kidolgozása, az agrár-környezetvédelmi program éghajlatváltozási-ökológiai szempontból való továbbfejlesztése (*).

A szektorközi hatások és feladatok miatt úgy látjuk, hogy szükséges lenne egy nagy, szektorokon átívelő elemzés, mely a teljes társadalmat érő összes hatás szempontjából együttesen értékelné a különböző opcionális jövőképeket, a jelenben meghozott döntések várható jövőbeli hatásait. Egy jó elemzés legfőbb eredménye sérülékenységünk mértékének és jellegének, valamint az azt kialakító folyamatoknak a megértésén túl éppen egy ilyen döntéstámogató eszköz, mely a jelen döntéshozóinak segít eligazodni a szóba jöhető opciók

hatásai felől. Egy ilyen elemzés nem helyettesíthető semmi mással, az egyes szektoroknak a legjobb szakértői is külön-külön csak saját szektoruk szempontjaiból tudnak optimalizálni. Semmi nem mozdítaná jobban előre a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia objektív megalapozását, mint egy szektorok feletti döntéstámogató eszköz, és az átgondolt stratégiai elemzés, mely kellő súllyal veszi figyelembe a természetes ökoszisztémákat és a belőlük származó ökoszisztéma szolgáltatásokat.

6. Függelékek

6.1. függelék: A MÉTA-adatbázis

Molnár Zsolt

A MÉTA-program (Magyarország Élőhely-Térképezésének Adatbázisa) célja a hazai növényzet mai állapotának felmérése, természetes növényzeti örökségünk tudományos értékelése. Ezen tudás segítségével lehetővé válik természeti értékeink célirányosabb védelme, az optimális tájhasználat országos tervezése, az életminőséget növelő táji értékek védelme, az Európai Unióba vitt természeti hozományunk számszerűsítése.

A program fő célja az ország nagy léptékű élőhely-térképének és élőhely-adatbázisának elkészítése. Ezt az élőhely-térképet és az egyes élőhelyekhez a térképezés során feljegyzett egyéb tulajdonságokat hívjuk MÉTÁ-nak, vagyis Magyarország Élőhely-Térképezésének Adatbázisának. A térképezés során az ország teljes területéről aktuális terepi felmérés alapján készült dokumentáció. Az elkészülő térkép maradéktalanul lefedi a mai ország területét, így minden táj, minden egyes község határának növényzeti értékei reprezentálva vannak. A munka csak a botanikusok széles körű összefogásával valósulhatott meg, hiszen 225 kutató, összesen 7000 terepnapja kellett a felméréshez, valamint sokak munkája az adatbázis építéséhez. Az adatbázis feltöltöttsége az elemzések idején kb. 88 %-os volt (az adathiányos kvadrátok a térképeken jelölve vannak).

A MÉTA térképezés alapegysége egy 35 ha-os hatszögekből álló, a teljes országot lefedő háló, melynek majd 270 000 szeme, ablaka van. Minden hálószelemben igyekeztünk összegyűjteni az ott még megtalálható természetes és természetközeli élőhelyek listáját, s melléjük számos fontos és jellemző tulajdonságukat. Az élőhelyek azonosítása, valamint a legfontosabb tulajdonságaik egységes szemléletű meghatározása érdekében egy 161 oldalas *Élőhelyismereti Útmutató* (ÉIU – Bölöni et al. 2003) segítette a térképezők munkáját, ennek használatát, valamint az egységes szemléletmódot kötelező terepgyakorlatok sorozata biztosította. A munka során 86 különböző természetes és féltérmezeti élőhely-kategóriát különböztettünk meg, a teljesen degradált, jellegtelen vagy antropogén élőhelyekről (pl. szántóföldek, ültetvények, települések) nem gyűjtöttünk adatokat. Dokumentáltuk az élőhelyek természetességét, a kiterjedését, a foltmintázatát, az elszigeteltségét, azt, hogy milyen hatással van rájuk a környezetük, illetve, hogy milyen tényezők veszélyeztetik a létüket. Minden értékelhető vegetációt tartalmazó hatszögnél megadtunk egy „ökorégió” kategóriát, amit a különösen fontos természetesség és regenerációs képesség kiemelésével, együttes értékelésével nyerünk, s mely a 35 ha-os tájrészletre vonatkozik. Továbbá részletes adatokat gyűjtöttünk az aktuális tájhasználatról (legelés, kaszálás, parlagok aránya), a különösen veszélyes, agresszíven terjedő idegenhonos fajokról, az özöngyomokról, s a terület potenciális természetes vegetációjáról. A MÉTA adatbázis legfontosabb erénye, hogy számszerűen dokumentálhatóvá teszi a mai magyar táj állapotát, egyaránt segítve így az alapkutatókat, az oktatókat és a természetvédelem hatékony kommunikációját mind a döntéshozókkal, mind a gazdasági élet szereplőivel.

További részletek:

1. Általában a programról: <http://www.novenyeterkep.hu/meta/>
2. A térképezett élőhelyekről: a 5.3-1. táblázat, <http://www.novenyeterkep.hu/fototar/index.html>, valamint Bölöni és munkatársai (2003).
3. Áttekintő térképek az élőhelyek országos elterjedéséről: https://msw.botanika.hu/meta/2_meta_a_vilaghalon_KV_terkepek.htm
4. A módszertanról: <http://www.novenyeterkep.hu/alku/>, valamint Molnár és munkatársai (2007).

Kód és magyar név	Ide sorolandó élőhelyek	Nem ide tartozó élőhelyek	ÉIU megfeleltetés és problémák
1530 Pannon szikések	minden szikes gyeget és mocsarat ide kell sorolni	nem tartozik ide a sziki tölgyes (9110)	F1a, F1b, F2, F3, F4, F5, illetve az A5 és a B6 egy része
2340 Mészkerülő ezüstperjések	két somogyi homoki társulás tartozik ide: Thymo-Festucetum és Festuco dominii-Corynephorum A többi Corynephorus-os gyepek (pl. Nyírség, Nagykőrös) idesorolása kérdéses. Az EVITA a somogyin kívül is megad 2340-es elterjedést.	a többi homoki gyepek (mert azok 6260 alá sorolandók)	G1 somogyi adatainak is csak egy része
3130 Törpekákás iszapnövényzet	a természetesebb kialakulású iszapnövényzet	A fajszegény rizsföldek és szántók iszapnövényzete	Nem feleltettük meg EIU kategóriának. Flórás elterjedési térképek alapján készítettük el (1976-2005 közötti adatok alapján). A szántók és rizsföldek iszapnövényzetének kizárása nem volt lehetséges, így a térképek ezeket is tartalmazzák.
3150 Eutróf sekély tavak és holtmedrek hínárja	Az eutróf sekély tavak és holtmedrek hínárján kívül a visszaduzzasztott folyószakaszok is ide tartoznak	-	A1, A3a az állóvizek, holtágak (a folyók nem, de sok csatorna is)
3160 Láptavak	a láptavak, a teljesen elláposodott holtmedrek	a láposodás elején járó holtmedrek	A4 teljesen, A23 részben (csak a rencés, kolokános élőhelyek).
3260 Hínaras patakok	hínaras patakjaink	a hínármentes szakaszok	-
3270 Ártéri ruderalis magaskórós folyómedernövényzet	minden olyan ártér, ahol a vízszíntingadozás miatt kialakul ezen élőhely	-	-
4030 Száras fenyekek, csarabosok	minden állományszintű csarabos, még ha átmeneti jellegű is az élőhely, továbbá a Genista pilosá-s fenyekek is	a csarab pusztán florisztikai értékű előfordulásai	E5
40A0 Kontinentális cserjések	törpemandulások, csepleszmelegyések, sziklai gyöngyvirágosok, sztyeppprózások, madárbirsések, fanyarkások, de a fajgazdagabb kökényesek és galagonyások is	a fajszegényebb kökényesek és galagonyások	M6, M7
5130 Borókásodó szárazgyepek	a dombvidéki borókásodó és cserjésedő gyepeink, zömmel felhagyott legelők	a homoki nyáras-borókások, a somogyi savanyú borókások	-
6110 Fehér varjúhájás mészkedvelő sziklai pionír növényzet	Mészkedvelő pionír törmelék növényzet felhagyott kőbányákban, kőfalakon, sziklákon	-	-
6190 Pannon sziklagyepek	minden hazai sziklagyepek, az illír és kárpáti jellegűek is	a nem füves sziklai társulások	G2, G3, H1
6210 Szálkaperjés-rozsnokos xeromezofil gyepek	A Brachypodium-os gyepek, kivéve:	a kiszáradt láprétek Brachypodium pinnatum-os gyepjei, a nemrég felhagyott szőlők fajszegény állományai	H4, M8
6230 Fajgazdag szőrfűgyepek	minden ilyen állomány	a szőrfű pusztán florisztikai értékű előfordulásai	E34 egy része.
6240 Pannon lejtősztyepp és sziklafüves lejtők	minden lejtősztyepp és sziklafüves lejtő	sziklagyepek, klímazonális sztyepppek, szálkaperjés-rozsnok gyepek	H2, H3a, H5a nem sikon lévő állományai.
6250 Síksági pannon lősztyepppek	a síksági (zonális) lősztyeppprétek, természetesebb lőszlegelők, lőszfelnövényzet	lejtősztyepppek (6240)	H5a sikon lévő állományai, I2.
6260 Pannon homoki gyepek	a nyílt és zárt, az évelő és egyéves, a meszes és savanyú (nyírségi) homoki gyepek egyaránt	a somogyi Thymo-Festucetum és a Festuco dominii-Corynephorum (2340)	G1 nagy része, kivéve az ezüstperjéseket, H5b teljesen.
6410 Kékperjés láprétek	meszes és mészkerülő egyaránt, a kiszáradók is	-	D2; D5 egy része (lápi magaskórósok)

Kód és magyar név	Ide sorolandó élőhelyek	Nem ide tartozó élőhelyek	ÉIU megfeleltetés és problémáik
6430 Üde, tápanyaggazdag magaskórósok	patakparti, mocsárszéli, üde erdőszéli egyaránt	az ártéri ruderalis és a lápi (utóbbi 6410-be)	D5 egy része (csak a patakpartiak, a lápi nem), D6
6440 Ártéri mocsárrétek	a hullámtéri és a belvizes, mentett ártéri mocsárrétek egyaránt, a lápteknők körüli mocsárrétek stb., azaz minden mocsárrét	a kaszálórétek	D34 egy része
6510 Sík- és dombvidéki kaszálórétek	a síksági-dombvidéki franciaperjés, ecsetpázsitos stb. kaszálórétek	a hegyi kaszálók, a mocsárrétek, a láprétek és a szikes rétek	E1 nagy része, E2, D34 kisebb része.
6520 Hegyi kaszálórétek	minden természetesebb hegyi rét jellegű gyepl. az ōrségiek is)	szőrfügyepek	E34 nagy része, E1, E2 kisebb része.
7110 Dagadólápok	a „csarodai” Nyíres-tó közepe	a tőzegmohás lápok	-
7140 Tőzegmohás lápok és ingólápok	minden tőzegmohás láp	a Nyíres-tó közepe	C23 teljesen.
7210 Télisásosok	minden télisásos	a <i>Carex davalliana</i> -s üde láprétek	-
7220 Mésztufás források	a mohagyepvel benőtt meszes források és forráskifolyók	az erdei forrásgyepek	-
7230 Mészkevelő (meszes talajú) üde láp- és sásrétek	minden üde láprét, sásrét és zombékos	a kékperjések, a forrásgyepek	D1, B4
9110 Mészkerülő bükkösök	minden mészkerülő bükkös, a bükkösök felé hajló mészkerülő tölgyesek is	a tölgyesek felé hajló mészkerülő tölgyesek	K7a teljesen.
9130 Szubmontán és montán bükkösök	minden állomány	az illírek, a mészkerülők, a sziklaiak	K5 nem Dél-Dunántúlon lévő állományai.
9150 Sziklai bükkösök, sziklai hárserdők és hársas-berkenyész sziklaerdők	mind	a tiszafás bükkös	LY3, LY4
9180 Törmelékeltető- és szurdokerdők	minden <i>Tilio-Acerion</i> társulás		LY1, LY2 teljesen.
91E0 Puhafás ligeterdők, éger- és kőrisligetek, illetve láperdők	minden vízfolyás és állóvíz menti, természetesebb puhafás erdő és bokorfűzes, a patakmenti ligetek, valamint minden láperdő és lápcserjés	a fűzesedő rétek	J1a, J2, J3, J4 és J5
91F0 Keménynyás ligeterdők	a síkvidéki, folyóközeli keménynyásligetek, a kisebb/mozaikoló „ártéri” gyertyános-tölgyesek is, a nem folyómenti keménynyás ligeterdők, és ide sorolandók a még zárt és üde gyöngyvirágos tölgyesek is	a nagyobb kiterjedésű ártéri gyertyános-tölgyesek (91G0)	J6, L5 teljesen, K1a egy része (a kisebb ártériek).
91G0 Pannon gyertyános-tölgyesek	gyertyános-kocsánytalan és – kocsányos tölgyesek, az aggteleki karsztyertyános	-	K2, K1a nem Dél-Dunántúlon lévő állományai teljesen, valamint a K7b teljesen (de ez csak ott fordul elő, ahol K2 is).
91H0 Pannon molyhos tölgyesek	nyílt és zárt molyhos tölgyesek egyaránt	az erdőssztyeppbe sorolandó tölgyesek	L1, M1 teljesen
91I0 Euro-szibériai erdőssztyepp-tölgyesek	minden hazai erdőssztyepperdő, a hegylábiak is és a száraz, felnyíló gyöngyvirágos tölgyesek	a nyáras-borókások, a zárt, üde gyöngyvirágos tölgyesek	M2, M3, M4 teljes egészében, L2x nagyobb (ami nem sziklai és jellegzetesebb fajkészletű), L5 kisebb részben (a kissé felnyíló jellegűek, terepismeret alapján válogatva).

Kód és magyar név	Ide sorolandó élőhelyek	Nem ide tartozó élőhelyek	ÉIU megfeleltetés és problémáik
91K0 Illír bükkösök	mind	-	K5 összes Dél-Dunántúlon lévő MÉTA adatai.
91L0 Illír gyertyános-tölgyesek	mind	-	K1a és K2 összes Dél-Dunántúlon lévő MÉTA adata.
91M0 Pannon cseres-tölgyesek	cseres-kocsánytalan tölgyesek, cseres-kocsányos tölgyesek, a savanyú cseres-tölgyesek is és a mészkerülő tölgyesek	-	L2a és b, valamint L4a, b (ezek csak ott voltak, ahol L2a, b is), továbbá az L2x egy része, azok, amik elég zártak és szárazak voltak (csak a Cserehátban).
91N0 Pannon homoki borókás-nyárasok	a boróka nélküli homoki nyárerdők is ide sorolandók	a savanyú, somogyi és a domb- és hegyvidéki borókások	M5

5.3-1. táblázat: Az egyes Natura 2000 élőhely-kategóriák megfeleltetése a MÉTA program során használt (ÉIU) kategóriáknak

6.2. függelék: A fajok (élőhelyek) elterjedése és az éghajlat közötti kapcsolat modellezése

Botta-Dukát Zoltán

A fajok (élőhelyek) elterjedési területének a klímaváltozás nyomán bekövetkező változásait akkor tudjuk előrejelezni, ha rendelkezünk a jelenlegi elterjedési terület és klíma közötti kapcsolatot megfelelően leíró modellel. Ebbe a modellbe a kiválasztott szcenárió által előrejelzett klíma adatokat betáplálva megkapjuk a várható elterjedési területet.

A fajok esetén a szakirodalomban fellelhető modelleket két csoportba sorolhatjuk: (1) statisztikai modellek, (2) mechanisztikus („mechanistic”) vagy folyamat-alapú („process-based”) modellek. Az első esetben valamilyen statisztikai módszerrel keresünk összefüggést a faj előfordulása/hiánya és a klíma között. A leggyakrabban alkalmazott módszerek az általánosított lineáris modellek (GLM), az általános additív modellek (GAM) és a döntési fák („decision trees”, „classification and regression trees” /CART/) (részletesebb áttekintésüket lásd Guisan és Zimmermann /2000/ áttekintő cikkében). Ennek a megközelítésnek az előnye, hogy ha a megfelelő klíma és elterjedés adatok rendelkezésre állnak (általában az utóbbi a limitáló tényező, főleg a több országra kiterjedő, azonos minőségű, jó felbontású adatok hiányoznak), akkor az elemzés viszonylag gyorsan elvégezhető. Ebben az esetben az előrejelzés nem a fajok biológiájára vonatkozó ismereteken, hanem a faj előfordulása és a klíma közötti korrelációkon alapulnak, feltételezve, hogy a térbeli egybeesések a jövőben is fennmaradnak.

A mechanisztikus modellek az egyes időjárási elemeknek a faj életképességére és szaporodási rátájára gyakorolt hatását modellezik. Például az ausztrál kutatók által kifejlesztett CLIMEX modell figyelembe veszi a növekedés optimális hőmérséklet és talajnedvesség tartományát, azt a hőmérsékletet és víztartalmat, amely alatt, illetve felett a növekedés leáll, és az egyed pusztulásával járó klimatikus eredetű stresszhatásokat (fagy, túlzott meleg, kiszáradás, elárasztás) is (Kriticos *et al.* 2003a). A folyamat alapú modellek a különböző időjárási körülmények közötti populációnövekedési ráták és az egyedek (propagulumok) vándorlási sebessége alapján modellezik a klíma és az elterjedés kapcsolatát. Nem meglepő módon a folyamat alapú modellek elsősorban inváziós fajokra, főként állatokra (pl. burgonyabogár Jarvis & Baker 2001a,b; gyapjaslepke Pitt *et al.* 2007) és csak ritkábban növényekre (pl. *Acacia nilotica* Kriticos *et al.* 2003b). A mechanisztikus modellek előnye, hogy nem kell feltételeznünk olyan korrelációk megmaradását, amelyek mögött lévő ok-okozati összefüggéseket nem ismerjük. Ez teljes mértékben csak akkor igaz, ha a paramétereket kísérletesen mérjük, és nem a jelenlegi elterjedés alapján becsüljük. A folyamat alapú modellek ezen túl nem csak a várható elterjedési területre, de a terjedési sebességre is becslést adnak. Hátrányuk a statisztikai modellekkel szemben, hogy a paraméterek becslése (különösen a hosszú életű fajoknál) hosszadalmas kísérletes munkát igényel.

Az élőhelyek elterjedése és a klíma közötti kapcsolat modellezése tudásunk jelenlegi szintjén csak a statisztikai modellekkel oldható meg.

6.3. függelék: A *Solidago* fajok és az *Elaeagnus angustifolia* inváziójának kapcsolata a klímával

Botta-Dukát Zoltán

A Magyarországon jelenleg is előforduló özönnövények közül két olyan fajt választottunk ki példaként, amelyek viselkedése a klímaváltozás esetén várhatóan különböző: a szárazságtűrő ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) terjedését, míg a vízigényesebb magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) visszaszorulását várjuk.

Az elemzéshez a MÉTA adatbázis adatait használtuk fel, amelyben kvadrátonként (~5×6 km-es rácsálóban) és élőhelyenként állnak rendelkezésre adatok az inváziós fajok előfordulásáról. Az ezüstfa esetén a zárt félszáraz és szárazgyepek (E, G, H és OC kategóriák az mmÁ-NÉR-ben) adatait használtuk fel, míg a *Solidago* esetén a mocsárréteket (D34) és a jellegtelen, üde gyepeket (OB) vontuk be az elemzésbe. Ezzel elkerültük azt, hogy a megfelelő élőhely miatti abszenciákat – például a fényigényes ezüstfa nem fordul elő a zárt erdőkben – is felhasználjuk az elemzésben. Ugyanakkor a vizsgált élőhelyek elég gyakoriak országszerte ahhoz, hogy a szűk elterjedési területből adódó torzításokat elkerüljük.

Nyolc klimatikus változót használtunk prediktorként:

- bio01: éves középhőmérséklet
- bio04: a hőmérséklet éves szezonaritása
- bio08: a legnedvesebb negyedév átlaghőmérséklete
- bio09: a legszárazabb negyedév átlaghőmérséklete
- bio12: éves átlagos csapadék
- bio15: a csapadék szezonaritása
- bio18: a téli negyedév átlagos csapadéka
- bio19: a nyári negyedév átlagos csapadéka

További klimatikus prediktorokat azért nem vontunk be a vizsgálatba, hogy elkerüljük a multikollinearitásból adódó problémákat.

Az elemzésre általánosított lineáris modellt használtunk, a bináris adatokhoz általánosan használt logit link függvényvel. Teszteltük az egyes klimatikus változók hatását külön-külön is, majd backward stepwise modellszelekcióval kerestük a legjobb modellt.

A térbeli adatok statisztikai elemzése során gyakran fellépő problémák a térbeli autokorreláltság és az ún. pszeudo-replikáció. Előbbi nem az alapadatok, hanem a modell reziduálisainak térbeli függőségét jelenti. Ha a reziduálisok térben autokorreláltak nem teljesül a minden statisztikai tesztben szereplő függetlenségi feltétel, ezért a szignifikancia-tesztek eredményei megbízhatatlanná válnak. A térbeli autokorrelációt a modell illesztése után, a reziduálisok elemzésével lehet tesztelni. A pszeudo-replikáció elnevezés onnan ered, hogy a vizsgálatban az egymáshoz közeli adatok, mint egymástól független, valódi ismétlés szerepelnek, holott mindegyik részben ugyanazt az információt is hordozhatja, vagyis tulajdonképpen nem valódi ismétlései egymásnak. Ennek a problémának a kezelésére Borcard és munkatársai (2002) azt javasolták, hogy prediktorként vegyük figyelembe a térbeli koordinátákat és azok polinomjait is. A továbbiakban a térbeli koordinátákat is figyelembe vevő modelleket térbeli, az azokat figyelmen kívül hagyó modelleket nem térbeli modelleknek nevezzük. A kétféle modell alapján a klíma által magyarázott variáció

felbontható ún. térben strukturált és térben nem strukturált komponensre. A térbeli modellben kapott szignifikáns eredmények, illetve a térben nem strukturált variáció esetén biztosak lehetünk benne, hogy az nem a pszeudo-replikáció eredménye. A nem térbeli modellek, illetve a térben strukturált variancia komponens esetén azonban óvatosan kell interpretálni az eredményeket, mert azok a vizsgált klimatikus változó térbeli mintázatához hasonló térbeli mintázatú más háttérváltozó is okozhatja.

Az ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) inváziójának éghajlatfüggése

A vizsgált klimatikus változók közül az ezüstfa elterjedési mintázatát leginkább az átlagos csapadék és a téli negyedév átlagos csapadéka magyarázza (6.3-1. táblázat), amelyek mind a térbeli, mind a nem térbeli modellben szignifikánsak. Az *Elaeagnus* fokozott inváziója várható, ha az éves csapadék 550-600 mm, illetve a téli csapadék 100-120 mm alá csökken (6.3-1 ábra). A többi, kevésbé jelentős változó esetén is hasonló tendenciákat jósol mind a térbeli, mind a nem térbeli modell: a növekvő hőmérséklet, a hőmérséklet és a csapadék növekvő szezonálisitása, valamint a csökkenő csapadék kedvez az ezüstfa inváziójának.

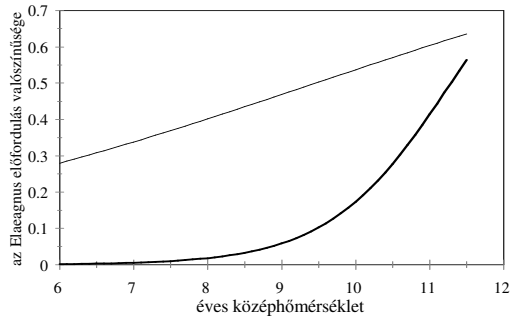
A legjobb nem térbeli modell – amely prediktorként a hőmérséklet éves szezonálisitását, a legnedvesebb negyedév átlaghőmérsékletét, a legszárazabb negyedév átlaghőmérsékletét, éves átlagos csapadékot, a csapadék szezonálisitását, és a nyári negyedév átlagos csapadékát tartalmazza – az előfordulás varianciájának közel 25%-t magyarázza (6.3-1. táblázat). Az modell alapján az *Elaeagnus* jelentős mértékű inváziója azokon a területeken várható, ahol a hőmérséklet szezonálisitása nagyobb, mint 7600, a legcsapadékosabb negyedév középhőmérséklete nagyobb, mint 17 °C, a legszárazabb negyedév középhőmérséklete nagyobb, mint 1 °C, az éves csapadék kevesebb, mint 600 mm, és a téli negyedév csapadéka kevesebb, mint 120 mm (6.3-2 ábra).

A legjobb térbeli modellben – amely prediktorként az éves középhőmérsékletet, a hőmérséklet éves szezonálisitását, a legnedvesebb negyedév átlaghőmérsékletét és a nyári negyedév átlagos csapadékát tartalmazza – a klimatikus változók a variancia közel 20%-t magyarázzák (6.3-1. táblázat). A modell alapján az ezüstfa inváziója szempontjából az jelent kedvező körülményeket, ha az éves középhőmérséklet legalább 10 °C, a hőmérséklet szezonálisitása nagyobb, mint 7700, a legcsapadékosabb negyedév középhőmérséklete magasabb, mint 18 °C, és a nyári csapadék kevesebb, mint 120 mm (6.3-3 ábra).

A különböző modellek egyaránt megerősítik, hogy a klímaváltozással járó melegedés és szárazodás – különösen a nyári szárazság – valószínűleg kedvez az ezüstfa inváziójának a száraz gyepekben.

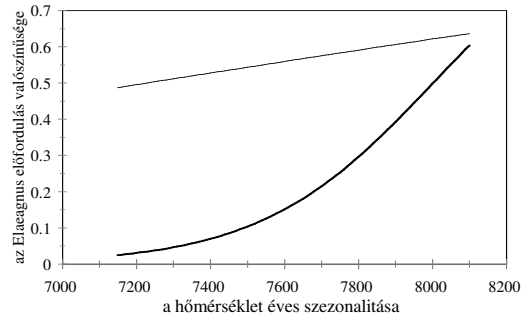
modell	A klíma által magyarázott variancia (pseudo-R ² *100)			az első fajú hiba valószínűsége (p)	
	térben nem strukturáltan	térben strukturáltan	összesen	nem térbeli modell	térbeli modell
bio01	0.08	6.53	6.60	<0.1%	NS
bio4	0.02	6.30	6.32	<0.1%	NS
bio8	0.65	-0.63	0.03	NS	<0.1%
bio9	0.01	4.27	4.29	<0.1%	NS
bio12	0.83	19.64	20.47	<0.1%	<0.1%
bio15	0.56	1.28	1.84	<0.1%	<0.1%
bio18	0.16	17.13	17.29	<0.1%	3.9%
bio19	1.57	5.98	7.55	<0.1%	<0.1%
legjobb nem-térbeli modell (bio4+bio8+bio9+bio12+bio15+bio19)	–	–	24.23	–	–
legjobb térbeli modell (bio1+bio4+bio8+bio19)	2.85	16.55	19.40	–	–

6.3-1. táblázat: A szárazgyepek (E, G, H, OC) *Elaeagnus* általi inváziójának predikciója: a különböző modellek összehasonlítása



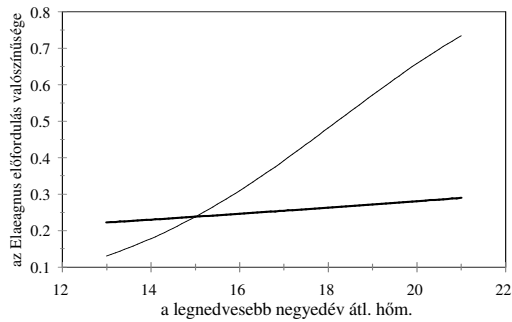
a)

— nem térbeli model — térbeli model



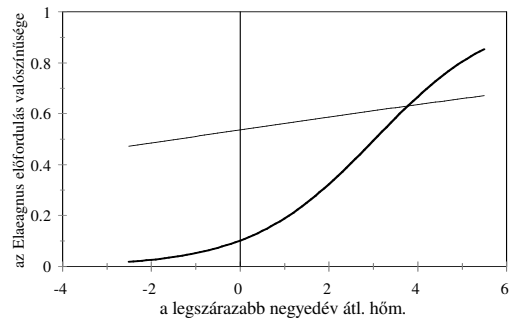
b)

— nem térbeli model — térbeli model



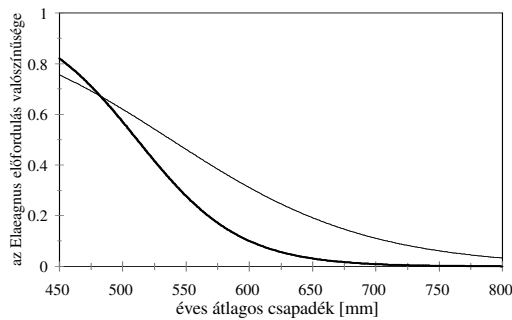
c)

— nem térbeli model — térbeli model



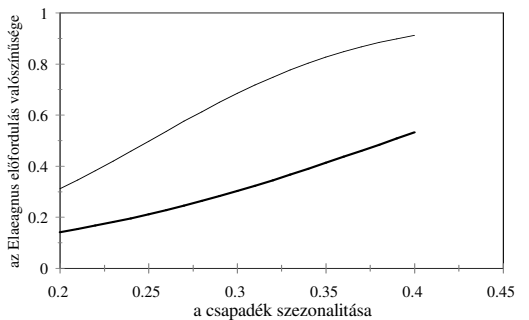
d)

— nem térbeli model — térbeli model



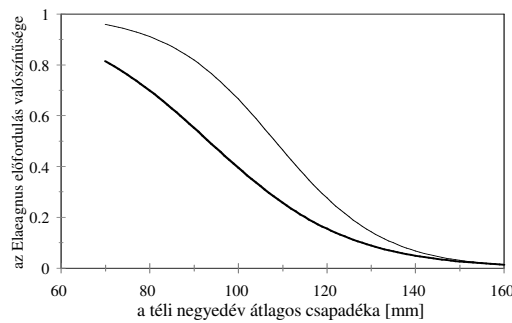
e)

— nem térbeli model — térbeli model



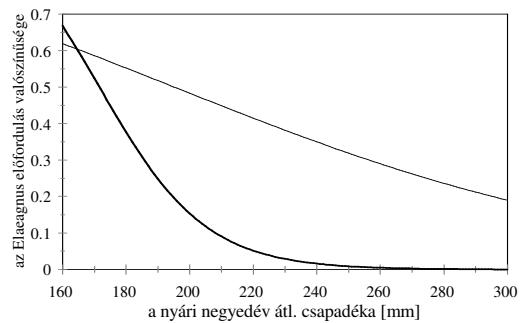
f)

— nem térbeli model — térbeli model



g)

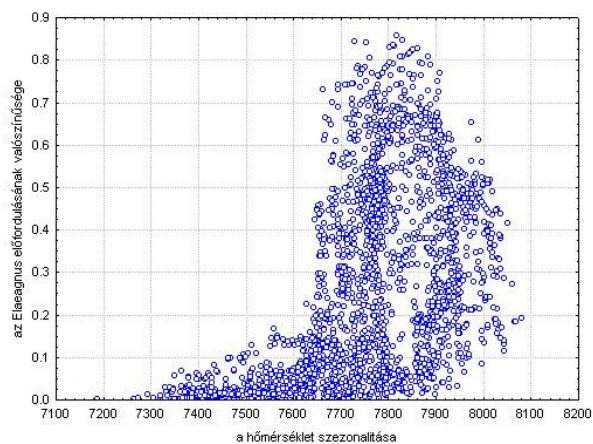
— nem térbeli model — térbeli model



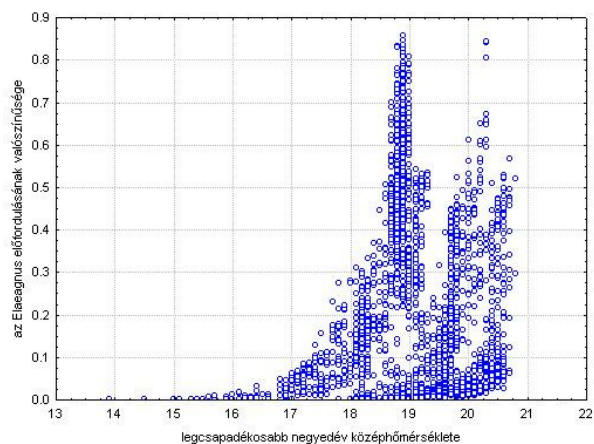
h)

— nem térbeli model — térbeli model

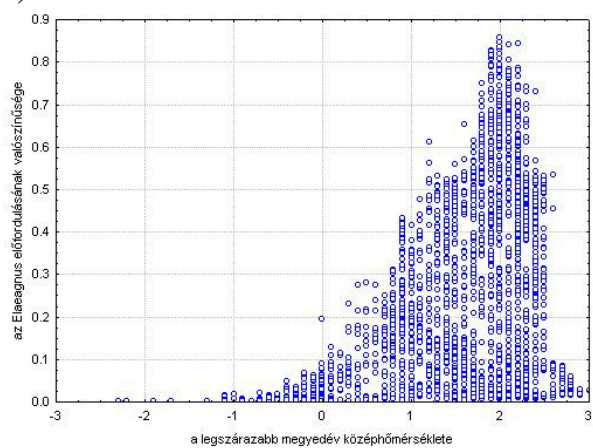
6.3-1. ábra: A szárazgyepek *Elaeagnus* általi inváziójának predikciója egyváltozós modellek alapján



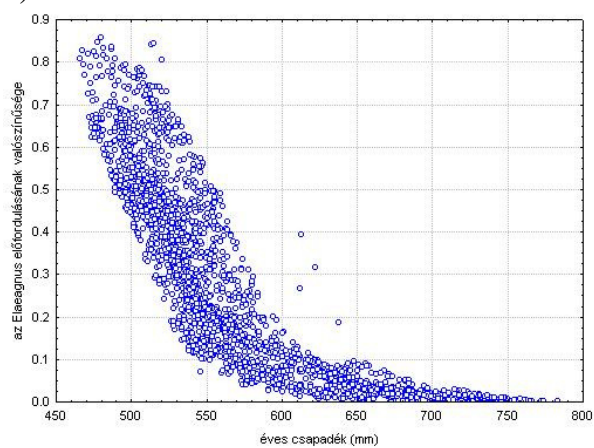
a)



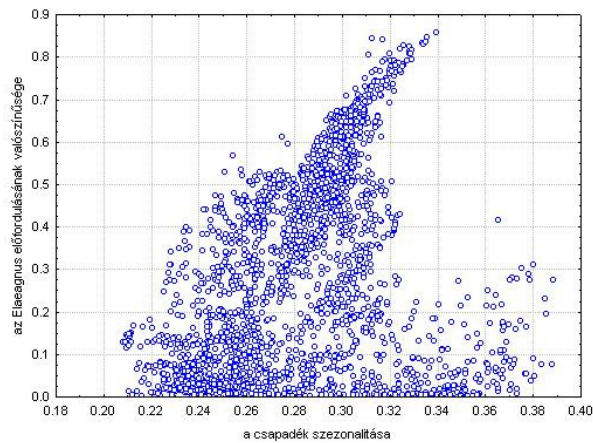
b)



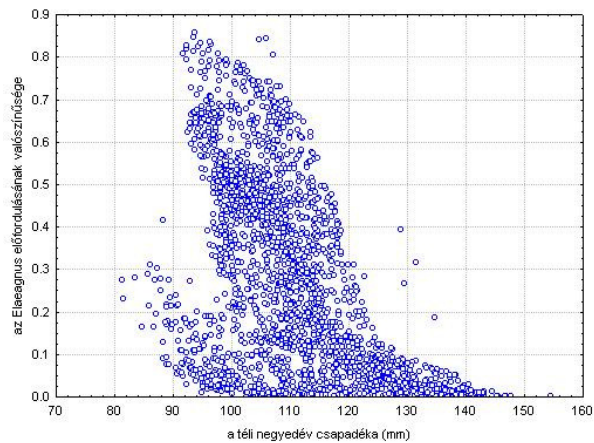
c)



d)

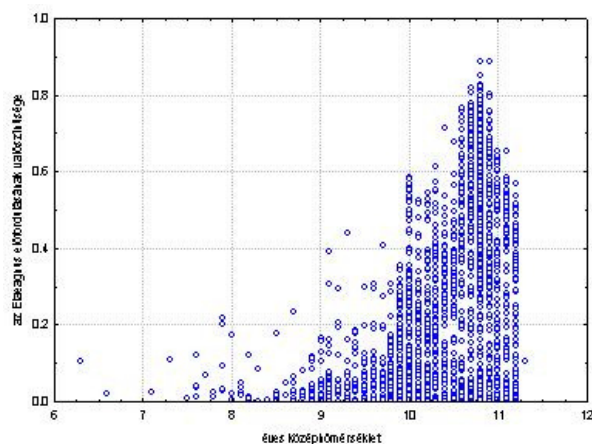


e)

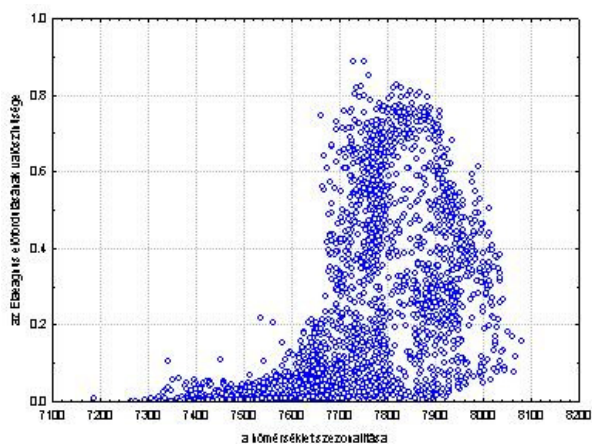


f)

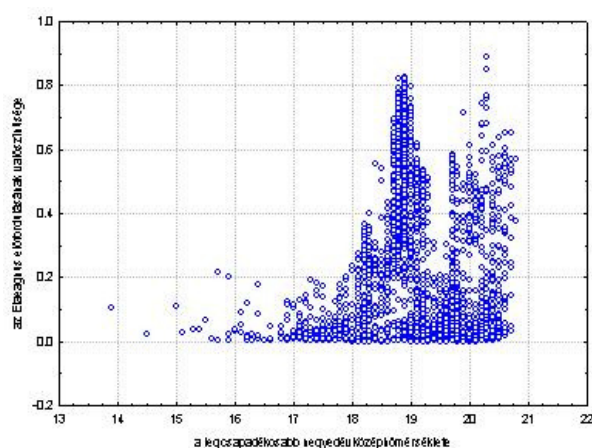
6.3-2. ábra: A szárazgyepek *Elaeagnus* általi inváziójának predikciója a legjobb nem-térbeli modell alapján



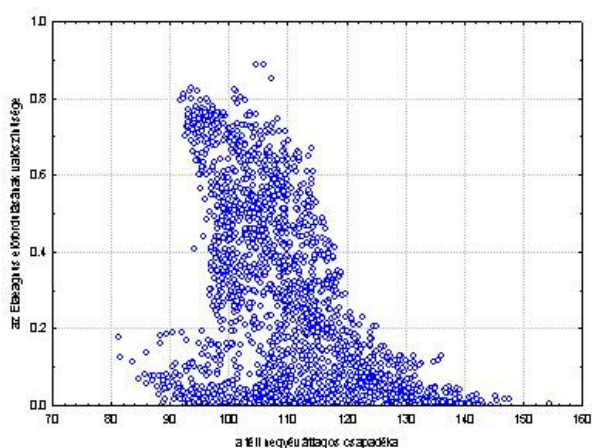
a)



b)



c)



d)

6.3-3. ábra: A szárazgyepek *Elaeagnus* általi inváziójának predikciója a legjobb térbeli modell alapján

Az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.) inváziójának éghajlatfüggése

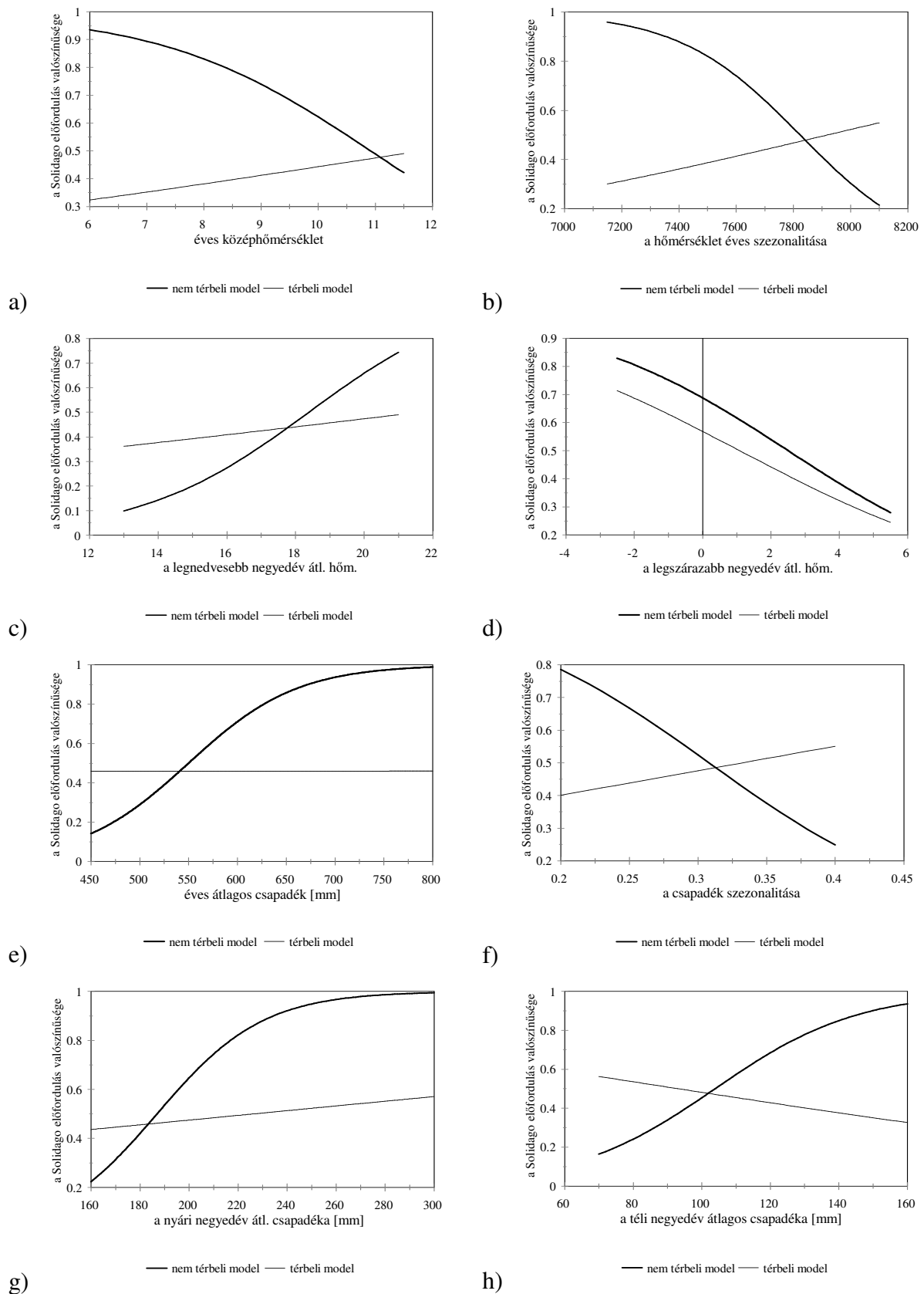
A nem térbeli modellben valamennyi klimatikus tényező szignifikánsan összefüggött a *Solidago* fajok inváziójával, míg a térbeli modellekben csak a legszárazabb negyedév átlaghőmérséklete bizonyult szignifikáns prediktornak (6.3-2. táblázat). Ráadásul – szemben az ezüsthánál tapasztaltakkal – a térbeli és nem térbeli modellek gyakran ellentétes irányú összefüggést jósoltak az egyes változók tekintetében (6.3-4 ábra).

Mind a térbeli, mind a nem térbeli modell alapján kedvező a *Solidago* inváziója szempontjából a legnedvesebb negyedév átlaghőmérsékletének növekedése, a legszárazabb negyedév átlaghőmérsékletének csökkenése és a nyári csapadék mennyiségének növekedése (6.3-4 ábra). Ezek azonban az előfordulás variációjának viszonylag csekély részét magyarázzák (6.3-2. táblázat).

A legjobb nem térbeli modell, amely a variancia 16 %-át magyarázza, a csapadék szezonálisitását, a téli negyedév átlagos csapadékát és a nyári negyedév átlagos csapadékát tartalmazza prediktorként (6.3-2. táblázat). Ezek közül csak a nyári csapadékra vonatkozó összefüggés alapján állapítható meg határérték: ha a nyári csapadék mennyisége 200 mm alá csökken, akkor a *Solidago* inváziójának valószínűsége is jelentősen csökken (6.3-5 ábra).

A legjobb térbeli modellben, amely prediktorként az éves középhőmérsékletet, a legszárazabb negyedév átlaghőmérsékletét és a téli negyedév átlagos csapadékát tartalmazza, a klimatikus változók a variancia 25%-t magyarázzák (6.3-2. táblázat). A modell szerint a

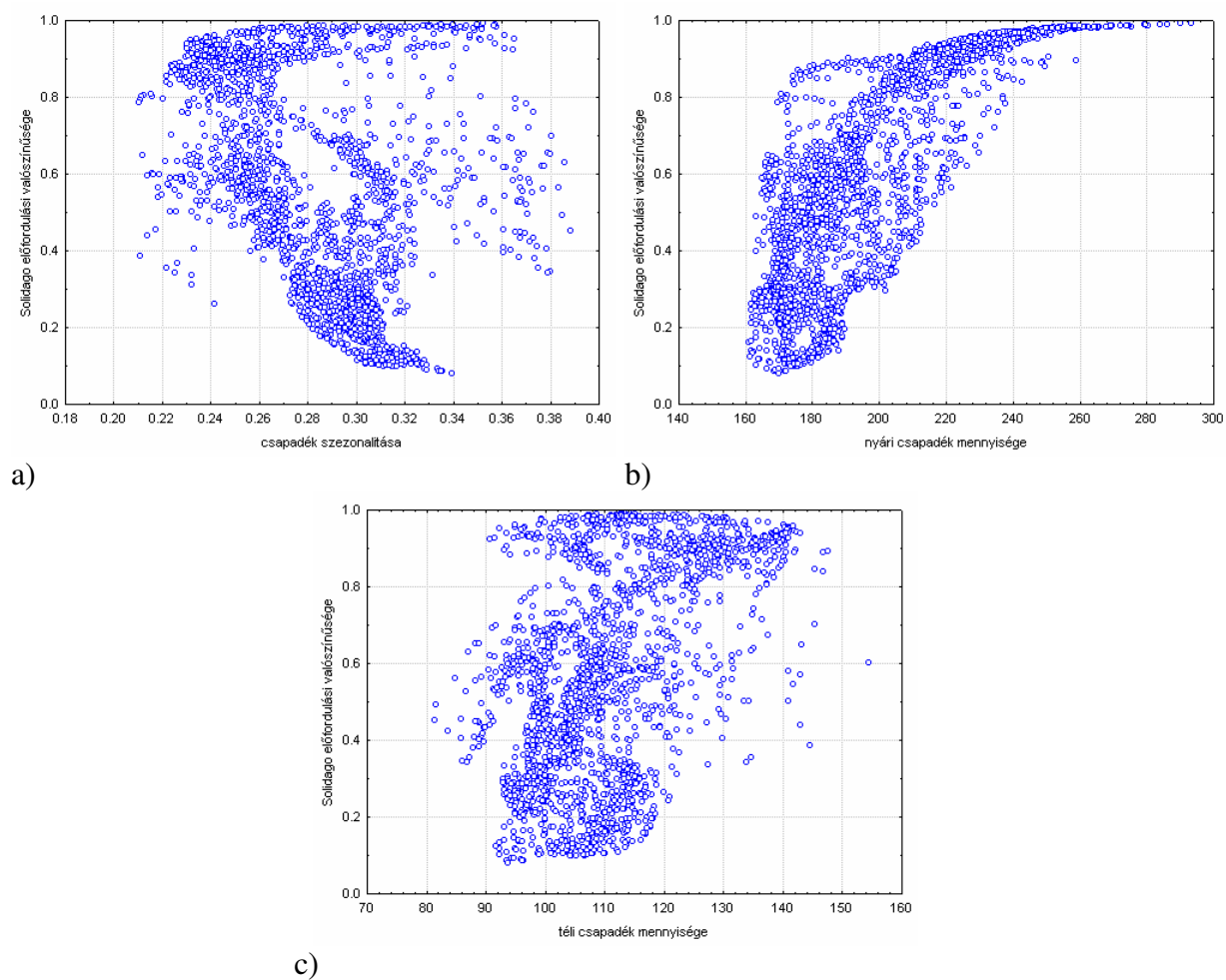
Solidago jelentős inváziójával kell számolni, ha a téli csapadék mennyisége 200 mm-nél több (6.3-6 ábra).



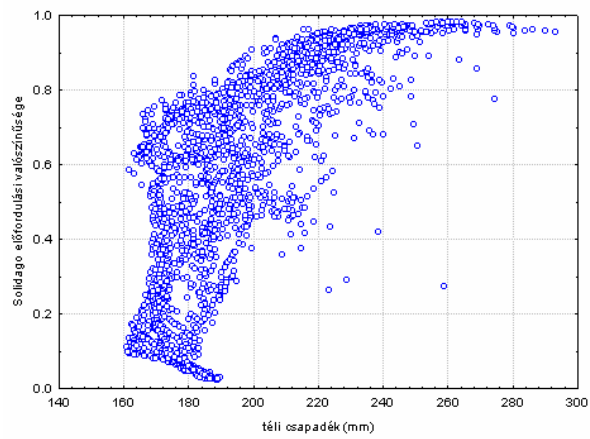
6.3-4. ábra: A mocsárrétek *Solidago* általi inváziójának predikciója egyváltozós modellek alapján

modell	A klíma által magyarázott variancia (pseudo-R ² *100)			az első fajú hiba valószínűsége (p)	
	térben nem strukturáltan	térben strukturáltan	összesen	nem térbeli modell	térbeli modell
Bio01	0.03	1.81	1.84	<0.1%	NS
bio04	0.09	8.64	8.73	<0.1%	NS
bio08	0.03	2.15	2.19	<0.1%	NS
bio09	0.21	0.95	1.17	<0.1%	1.5%
bio12	0.00	17.76	17.76	<0.1%	NS
bio15	0.04	2.78	2.82	<0.1%	NS
bio18	0.03	15.43	15.46	<0.1%	NS
bio19	0.08	5.25	5.33	<0.1%	NS
legjobb nem-térbeli modell (bio15+bio18+bio19)	–	–	24,90	–	–
legjobb térbeli modell (bio01+bio09+ bio18)	0,92	15,14	16.06	–	–

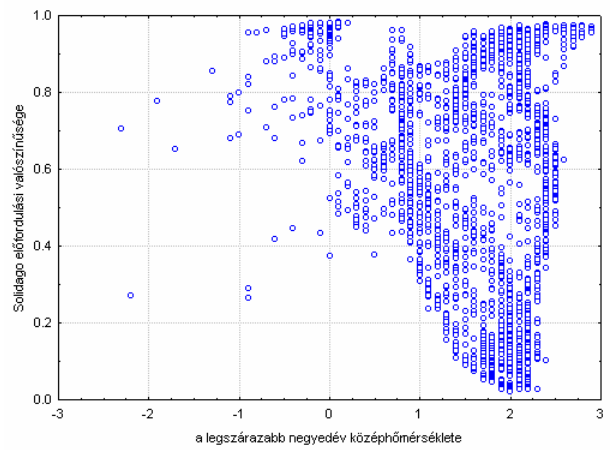
6.3-2. táblázat: A mocsárrétek (D34, OB) *Solidago* általi inváziójának predikciója: a különböző modellek összehasonlítása



6.3-5. ábra: A mocsárrétek *Solidago* általi inváziójának predikciója a legjobb nem-térbeli modell alapján



a)



b)

6.3-6. ábra: A mocsárrétek *Solidago* általi inváziójának predikciója a legjobb térbeli modell alapján

6.4. függelék: Kockázatbecslési módszer az özönnövények értékelésére

Botta-Dukát Zoltán, Szigetvári Csaba

Az esettanulmány célja a Pheolung és munkatársai (1999) által az inváziós növényekre kidolgozott kockázatbecslő módszer honosítása, és a honosított változat tesztelése. A honosítás során – korábbi kutatási eredményeinkre (Balogh et al. 2003, Botta-Dukát et al. 2004) támaszkodva – egyes kérdéseket elhagytunk, másokat megváltoztattunk, de a módszer alapelveit nem módosítottuk. A kockázatbecslés során a következő kérdőív többségében eldöntendő (igen/nem) kérdéseire kell gondos utánajárás alapján válaszolni (6.4-1. táblázat):

A	TÖRTÉNET/BIOGEOGRÁFIA
1.	Háziasítás / Termesztés
1.01.	<i>Erősen háziasított (régóta termesztésbe vont) a faj? Ha a válasz nem, lépj tovább a 2. 01 kérdésre</i>
	Legalább 20 generáció óta termesztett és jelentős emberi szelekciós hatásnak kitett taxonok esetében a válasz igen. A termesztés/háziasítás általában csökkenti a gyomosító jellegét a káros tulajdonságok kisselektálása révén.
1.02.	<i>Meghonosodott valahol a faj a termesztési terület környezetében?</i>
	A termesztett faj, amelyet betelepítettek egy másik régióba, növekszik, szaporodik, fenntartja-e magát a termesztési területen kívül? Az erre a kérdésre adott igen válasz módosítja az 1. 01. kérdésre adott „igen” választ.
1.03.	<i>Vannak-e a fajnak gyomosító rasszai?</i>
	Erre a kérdésre csak akkor kell válaszolni, ha az értékelt taxon alfaja, fajtája, bejegyzett változata egy termesztett fajnak. Ha a taxon egy kevésbé gyomosító alfaj, változat, vagy fajta, akkor szükséges a bizonyíték arra nézve, hogy kicsi a valószínűsége a gyomosító tulajdonságok újbóli megjelenésének. Az erre a kérdésre adott igen válasz módosítja az 1. 01. kérdésre adott igen választ.
2.	Éghajlat és elterjedés
2.01.	<i>Alkalmas-e a faj számára a magyarországi éghajlat? (0-alig vagy nem; 1-közepesen; 2-nagyon)</i>
	Ideális esetben számítógépes predikciós klimatikus illesztési programok (CLIMEX, BIOCLIM, Climate) eredményein kell alapulnia a válasznak. Ha nem készült számítógépes analízis, a maximális pontszám (2) adandó.
2.02.	<i>Milyen a klimatikus illesztés minősége? (0-gyenge; 1-közepes; 2-jó)</i>
	A kérdésre adott válasz azt jelzi, hogy a klimatikus illesztéshez használt adatok mennyire megbízhatóak. Megbízható, specifikus adatok esetén 2, általánosabb klimatikus referenciák esetén 1, elnagyolt klimatikus vagy elterjedési adatok esetén 0 pont adandó. Ha nem készült számítógépes analízis, a maximális pontszám (2) adandó.
2.03.	<i>Széles a klimatikus alkalmazkodóképessége? (környezeti tűrőképesség)</i>
	A faj sokféle éghajlati típusban előfordul. A klimatikus illesztőprogramok eredményei is fölhasználhatók. Ha ilyenek nincsenek, akkor igen válasz abban az esetben adunk, ha a faj legalább három eltérő (egyértelműen megkülönböztethető) jellegű éghajlati típusban természetes módon előfordul.
2.04.	<i>Többször behurcolták-e az idők folyamán a fajt őshonos elterjedési területén kívülre?</i>
	Amennyiben a behurcolások története jól dokumentált, megválaszolható. Egy potenciális gyomfajnak alkalma lehetett ilyen esetekben az invázióra. Az „igen” válasz erre a kérdésre módosítja a 3.01. kérdésre adott nemleges választ. Azok a fajok, amelyeket többször behurcoltak, de nem honosodtak meg, kisebb kockázatot jelentenek.

3.	Gyom máshol (más országokban)
3.01.	<i>Meghonosodott őshazáján kívül?</i>
	A fajt olyan területek flórájában említik, amelyek bizonyosan kívül esnek az őshonos elterjedési területén. Ha az őshonos elterjedési határai bizonytalanok, és megtelepedési adataink csak a bizonytalan régióból vannak, akkor a válasz „nem tudom”.
3.02.	<i>Közterületek/zavart helyek gyomfaja?</i>
	A faj általában közterületeken, utak szélén, romterületeken gyomosít. Ennek a kérdésnek kisebb súlya van, mint a 3.03. vagy a 3.04. pontnak. Ha a fajt gyomként jelölik meg hiteles források, de kis jelentőségűnek, vagy nem pontosítják, milyen típusú gyom, akkor erre a kérdésre „igen” a válasz.
3.03.	<i>Mezőgazdasági/erdészeti gyom?</i>
	A faj általában a mezőgazdaságban/erdészetben, vagy más gazdasági ágazatban gyomosít és okoz károkat a jelenléte, vagy költségeket az irtása. Ennek a kérdésnek nagyobb súlya van, mint a 3.02. pontnak. Ha a fajt gyomként jelölik meg hiteles források, de kis jelentőségűnek, vagy nem pontosítják, milyen típusú gyom, akkor erre a kérdésre „igen” a válasz.
3.04.	<i>Természetvédelmi gyom?</i>
	A faj dokumentáltan megváltoztatja a természetes életközösségek szerkezetét vagy normális működését. Ennek a kérdésnek nagyobb súlya van, mint a 3.02. pontnak. Ha a fajt gyomként jelölik meg hiteles források, de kis jelentőségűnek, vagy nem pontosítják, milyen típusú gyom, akkor erre a kérdésre „igen” a válasz.
3.05.	<i>Van ugyanabban a nemzetségben gyomfaj?</i>
	Dokumentált bizonyíték áll rendelkezésre, hogy egy vagy több fajt ugyanabból a nemzetségből gyomként tartanak számon.
B	NEMKÍVÁNATOS TULAJDONSÁGOK
4.	Nemkívánatos tulajdonságok
4.01.	<i>Allelopátiás?</i>
	A faj bizonyítottan képes kémiai anyagok segítségével arra, hogy más fajok növekedését gátolja. Ilyen bizonyíték a teljes növényvilágban ritka.
4.02.	<i>Parazita?</i>
	A parazitának káros hatása kell, hogy legyen a gazdára, és kell, hogy legyen potenciális gazdája Magyarországon. A kérdés teljes és félp parazitákra is vonatkozik. Az ilyen növények ritkák.
4.03.	<i>Nem fogyasztható legelőállatok számára?</i>
	Figyelembe kell venni, hol képes megélni a növény, és hogy az ott élő legelőállatok képesek-e kontrollálni. A tulajdonság vonatkozhat a növény bármely életszakaszára és/vagy az év bármely szakaszára.
4.04.	<i>Állatok számára mérgező?</i>
	Megalapozott bizonyítéknak kell rendelkezésre állnia, hogy mérgező anyagok juthatnak fogyasztás vagy érintkezés révén az állatokba. Néhány faj csak enyhén mérgező, de jól fogyasztható, és ha sokat legelnek belőle, mérgezést okoz.
4.05.	<i>Ismert paraziták vagy patogének gazdája?</i>
	Elsősorban azok a növények okoznak gondot, amelyek gazdasági növények parazitáinak vagy kórokozóinak köztes vagy alternatív gazdái. Ha a szóban forgó paraziták vagy kórokozók köztes vagy alternatív gazdái már széles körben elterjedtek az országban, lehet „nem” a válasz, amennyiben a faj megjelenése nem befolyásolja károsan a parazita vagy kórokozó elleni védekezési stratégiákat. Mindig ésszerű szinten kell értelmezni a specificitást: ha a patogén nagyon sokgazdás, akkor nem feltétlenül megalapozott az „igen” válasz.

4.06.	<i>Allergén, vagy mérgező az ember számára?</i>
	Ennek a feltételnek bizonyítottan kell lennie, és csak akkor fontos, ha normális körülmények között ténylegesen előfordulhat.
4.07.	<i>Megnöveli a tűzveszélyt természetes élőhelyeken?</i>
	Ez a kérdés olyan fajokra vonatkozik, amelyek biológiai tulajdonságaik révén bizonyítottan megnövelik a tüzek valószínűségét vagy elősegítik terjedését természetes vagy nem művelt területeken. Habár jelenleg a tüzek nem gyakoriak, a klíma szárazodásával ennek a kérdésnek megnőhet a jelentősége.
4.08.	<i>Árnyéktűrő valamelyik életszakaszában?</i>
	Az árnyéktűrés megnövelheti az inváziós képességet.
C	BIOLÓGIA/ÖKOLÓGIA
5.	Növénytípus
5.01.	<i>Az Asteraceae családba tartozik?</i>
	A fészkesvirágzatúak (Asteraceae) nagy arányban tartalmaznak gyomfajokat. Ezért akárcsak a 3.05. kérdésnél a nemzetségbe, itt az adott családba való tartozás növeli meg a gyomtulajdonság valószínűségét.
5.02.	<i>Fásszárú?</i>
	A Fásszárú inváziós fajok gyakran erősen átalakítják az élőhelyeket.
5.03.	<i>Vegetatív szaporodásra képes?</i>
	Évelő növények gumóval, hagymával, raktározógyökérrel. Ez a kérdés kizárólag a specializált földalatti szervekkel rendelkező növényekre vonatkozik, nem azokra, amelyeknek csupán tarackjuk vagy rizómájuk van (ld. 6.06.). A geofitonokat különösen nehéz eltávolítani egy területről.
6.	Reprodukció
6.01.	<i>Vannak a reprodukciót bizonyítottan jelentősen visszafogó tényezők az őshazájában?</i>
	Fogyasztók és egyéb tényezők (pl. betegségek) a természetes elterjedési területen erősen csökkenthetik a szaporodási képességet. A faj reprodukív sikere erősen megnövekedhet, ha olyan területre kerül, ahol ezek a faktorok hiányoznak.
6.02.	<i>Hoz életképes magot?</i>
	Ha az értékelt taxon alfaj, változat, vagy fajta, kétségbevonhatatlanul bizonyítani kell, hogy steril-e. Kétlaki fajok esetében a porzós egyedek sterilítésára is vonatkozik a kérdés.
6.03.	<i>Természetes körülmények között hibridizál?</i>
	Az „igen” válasz akkor adható, ha dokumentált bizonyíték van arra, hogy interspecifikus hibridek jönnek létre külső beavatkozás nélkül, természetes körülmények között.
6.04.	<i>Önmegtermékenyítő?</i>
	A faj egyedei képesek önmegtermékenyítéssel magokat képezni. Izolált növényegyedek is képesek magokkal terjedni.
6.05.	<i>Specifikus megporzókat igényel?</i>
	A növény inváziós képessége kisebb, ha olyan megporzókat igényel, amelyek nincsenek jelen, vagy ritkák Magyarországon.
6.06.	<i>Vegetatívan szaporodik?</i>
	A növény képes arra, hogy vegetatív módon megsokszorozza önmagát. Ide tartozhat a rizómákkal, tarackokkal, gyökérfagmentumokkal, sarjakkal, osztódással való szaporodás.
6.07.	<i>Minimális generációs idő?</i>
	Az az idő, ami a csírázástól az életképes magok, vagy vegetatívan szaporodó fajnál az első új, önállóan tekinthető egyed képzéséig terjed. Minél kisebb ez az idő, annál valószínűbb, hogy a növény gyomosítani fog. A pontszám: 1 évnél = 1, 2-3 évnél = 0, 4 vagy több évnél = -1.

7.	Terjedési mechanizmus
7.01.	<i>Valószínű a propagulumok nem szándékos terjesztése?</i>
	A propagulumok (bármilyen ivarosán vagy ivartalanul létrejött képlet, amely a szaporodást szolgálja) nem szándékos emberi közreműködéssel terjednek. Például ilyenek lehetnek az utak vagy vasutak mellett élő növények.
7.02.	<i>Valószínű a propagulumok szándékos terjesztése?</i>
	A növénynek olyan tulajdonságai vannak, ami vonzóvá vagy kívánatosá teszik, pl. ehető, vagy díszítő értéke van. A legtöbb dísz- és haszonnövény ilyen.
7.03.	<i>Terjedhet mezőgazdasági termékekkel?</i>
	A faj mezőgazdasági, kertészeti, vagy erdészeti termékekhez kapcsolódva terjed. Például ilyenek a vetőmag közé keveredve terjedő gyomok.
7.04.	<i>Széllel való terjedéshez alkalmazkodott?</i>
	Bizonyított és dokumentált, hogy a szél számottevően megnöveli a növény propagulumainak terjedési távolságát. A passzív repítőkésszülékkel rendelkező termések mellett ide számítanak a ballisztikusan kilövődő fajok is.
7.05.	<i>Vízzel való terjedéshez alkalmazkodott?</i>
	Bármely olyan propagulum ide tartozik, amely a növényről leválva képes a vízen úszva terjedni.
7.06.	<i>Madarak vagy más állatok terjesztik?</i>
	Bármely olyan propagulum, amelyet szállítanak és/vagy elfogyasztanak az állatok (amennyiben defekáció után csírázóképes a növény).
7.07.	<i>Egyéb állatok külsőleg terjesztik (exozoochor)?</i>
	A növénynek vannak olyan képletei (pl. horgok), amelyek lehetővé teszik, hogy ideiglenesen hozzákapcsolódjanak állatokhoz. Az emberi ruházaton terjedő fajok is ide számítanak. Ehhez a csoporthoz tartoznak a tápanyaggazdag kinövéseik miatt hangyák által terjesztett magok is.
8.	Perzisztenciatalajdonságok
8.01.	<i>Bőségesen képez propagulumokat?</i>
	A propagulumtermelés természetes körülményekre és csak az életképes propagulumokra vonatkozik. A fűfélék és egyévesek esetében 5000-10000/m ² /év, a fásszárú egyéveseknél 500/ m ² /év számít nagyoknak. Az erre vonatkozó specifikus adatok ritkák, de becslés végezhető az egyedenkénti magprodukción és a növény átlagos méretének segítségével.
8.02.	<i>Képez kitartó (>1 év) magbankot?</i>
	A magok több mint 1%-a több, egy évnél hosszabb ideig életképes. A magbankba a növényen maradó és a talajba jutó magok is beleszámítanak. A magvak hosszú életképessége megnöveli az inváziós képességet.
8.03.	<i>Gyomirtószerekkel jól irtható?</i>
	Dokumentált bizonyíték szükséges, hogy a növény vegyszerekkel jól irtható. A vegyszeres irtásnak kivitelezhetőnek kell lennie a növény valószínű termőhelyein. A kémiai védekezésnek biztonságosnak kell lennie az ott vele együtt előforduló nem irtandó növényekre nézve. Ez a tulajdonság általában ritkán dokumentált a nem mezőgazdasági növényeknél.
8.04.	<i>Tolerálja a művelési technológiákat, a csonkítást, a tüzet?</i>
	Azok a növények, amelyek jól elviselik az ilyesfajta zavarást, kiszoríthatják a többi fajt.
8.05.	<i>Élnek hatékony természetes ellenségei Magyarországon?</i>
	A növény valamely ismert, hatékony természetes ellenségének jelen kell lennie Magyarországon.

6.4-1. táblázat: A javasolt inváziós gyom-kockázati rendszer kérdőíve

A kockázatbecslés során feltett kérdések közül igyekezni kell minél többre válaszolni. A válaszok kiértékelése során a következő táblázatot (6.4-2. táblázat), valamint a hozzá tartozó melléktáblázatot (6.4-3. táblázat) használjuk a pontszámok megállapítására:

Szakasz	Típus	a Kérdés	b Válasz	c Pont	d			e			
					nem pontszám			igen pontszám			
A	MT	1.01.			0			-3			
	MT	1.02.			-1			1			
	MT	1.03.			-1			1			
	MT	2.01.			Lásd a melléktáblázatot						
	MT	2.02.			Lásd a melléktáblázatot						
	MT	2.03.			0			2			
	MT	2.04.			0			-1			
	MT	3.01.			Lásd a melléktáblázatot						
	M	3.02.			Lásd a melléktáblázatot						
	M	3.03.			Lásd a melléktáblázatot						
	T	3.04.			Lásd a melléktáblázatot						
MT	3.05.			Lásd a melléktáblázatot							
B	MT	4.01.			0			1			
	M	4.02.			0			1			
	MT	4.03.			-1			1			
	M	4.04.			0			1			
	M	4.05.			0			1			
	T	4.06.			0			1			
	T	4.07.			0			1			
	T	4.08.			0			1			
C	MT	5.01.			0			1			
	T	5.02.			0			1			
	MT	5.03.			0			1			
	MT	6.01.			0			1			
	MT	6.02.			-1			1			
	T	6.03.			-1			1			
	MT	6.04.			-1			1			
	MT	6.05.			0			1			
	MT	6.06.			-1			1			
	M	6.07.			Ha 1: 1			Ha 2-3: 0		Ha > 4: -1	
	M	7.01.			-1			1			
	MT	7.02.			-1			1			
	M	7.03.			-1			1			
	MT	7.04.			-1			1			
	T	7.05.			-1			1			
	T	7.06.			-1			1			
	T	7.07.			-1			1			
	MT	8.01.			-1			1			
	MT	8.02.			-1			1			
	M	8.03.			1			-1			
	M	8.04.			-1			1			
	MT	8.05.			1			-1			
	Összpontszám:										
	M pontszám:										
	T pontszám:										

6.4-2. táblázat: Az inváziós gyom-kockázati rendszer értékelő táblázata

igen a 3.01.-3.05. kérdésekre								alappontszám
Bevitt pontszám	2.01.	0	0	1	1	1	2	2
	2.02.	0	1	0	1	2	1	2
Eredmény	3.01.	2	1	2	2	1	2	2
	3.02.	2	1	2	2	1	2	2
	3.03.	3	2	4	3	2	4	4
	3.04.	3	2	4	3	2	4	4
	3.05.	2	1	2	2	1	2	2
nem a 3.01.-3.05. kérdésekre								
Bevitt pontszám	2.05.	?	nem	igen				
Eredmény	3.01.	-1	0	-2				
	3.02.-3.05.	0	0	0				

6.4-3. táblázat: Melléktáblázat a 3.01-3.05. kérdések pontszámainak megadásához

Minimálisan tíz kérdésre (ezen belül: az **A** szakaszból [1.01.-3.05.] legalább két, a **B** szakaszból [4.01.-4.09] legalább két, a **C** szakaszból [5.01.-8.05.] legalább hat) kell választ adnunk, hogy értékelhető legyen a végeredmény, de a nagyobb megbízhatóság érdekében érdemes minél többet megválaszolni. Minden egyes kérdésnél a **nem** és **igen** válaszok eltérő pontszámot érnek, a **nem tudom (?)** válasz pedig a 2.01.-2.05. kérdések kivételével 0 pontot ér. A 3.01.-3.05. válaszokra adott válaszok pontértékeit a 2.01.-2.05. kérdésekre kapott pontok kombinációi segítségével keressük ki a melléktáblázatból (6.4-3. táblázat). A gyomkockázatot nem csak általában tudjuk megbecsülni, hanem külön arra nézve is, hogy a növény mezőgazdasági (az M és MT típusú kérdések), vagy természetvédelmi (a T és MT típusú kérdések) gyomként jön-e számításba.

Az elemzés a következő lépések szerint történik:

- (1) A megfelelő válaszokat beírjuk az értékelő táblázat b oszlopába.
- (2) Ellenőrizzük, hogy elegendő számú kérdésre válaszoltunk-e (a nem tudom válasz nem számít)
- (3) A d és e oszlopok, illetve a melléktáblázat alapján megállapítjuk az adott válaszhoz tartozó pontszámot.
- (4) A pontszámok összegzésével kiszámítjuk a végeredményt.
- (5) Ha az összeg
 - <1, a fajt, mint ártalmatlant elfogadjuk,
 - 1-6 között van, további vizsgálatok szükségesek
 - > 6, a fajt mint valószínű gyomot elutasítjuk

A pontszámokat külön összeadjuk az M+MT, illetve a T+MT típusú kérdésekre kapott válaszok alapján. A kritikus értékek ugyanazok, mint a teljes összegnél.

Az adaptált verzió tesztelésére elvégeztük a kockázatelemzést a meghonosodott és inváziós neophytonokra (Balogh *et al.* 2004 listája alapján). A fajok veszélyességi pontszámait a függelék végén sorljuk fel (6.4-4. táblázat). Jól látható, hogy a szinte az összes veszélyes faj több mint 6 pontot kapott, és csak 1-2 került közülük 6 ponttal a további vizsgálatot igénylő csoportba. Másfelől az alacsony pontszámot azok a fajok kaptak, amelyek özönnövényvé válása szakértői becslés alapján sem valószínű. A módszer véglegesítése előtt

a tesztelést az alkalmi megtelepedő fajokkal kiegészítve, lehetőleg az összes kérdésre válaszolva meg kell ismételni.

6.4-4. táblázat: A hazai viszonyokra adaptált veszélyesség analízisben tesztelése: a meghonosodott és inváziós neophytonok pontszámai:

faj	inváziós besorolás	veszélyességi pontszám összes	veszélyességi pontszám	
			M	T
<i>Solidago canadensis</i> L.	inv	21	15	13
<i>Solidago gigantea</i> Aiton	inv	21	15	13
<i>Robinia pseudacacia</i> L.	inv	19	11	12
<i>Helianthus tuberosus</i> L. s.l.	inv	16	8	12
<i>Aster novi-belgii</i> L.	nat	16	9	12
<i>Phytolacca americana</i> L.	inv	15	7	11
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	inv	14	8	11
<i>Aster lanceolatus</i> Willd.	inv	13	7	11
<i>Aster x salignus</i> Willd.	inv	13	7	11
<i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decr.	inv	13	7	11
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	inv	12	4	11
<i>Parthenocissus inserta</i> (A. Kern) Fritsch	inv	12	5	11
<i>Fallopia vbohemica</i> (Chrtek & Chrtkova) J. Bailey	inv	14	8	10
<i>Rudbeckia laciniata</i> L.	inv	12	5	10
<i>Vitis vulpina</i> L.	inv	11	4	10
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	inv	18	12	9
<i>Celtis occidentalis</i> L.	inv	10	4	9
<i>Elaeagnus angustifolia</i> L.	inv	10	4	9
<i>Cenchrus incertus</i> M. A. Curtis	inv	17	10	8
<i>Bidens frondosa</i> L.	inv	13	5	8
<i>Erechtites hieraciifolia</i> (L.) Raf. ex DC.	inv	13	6	8
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	inv	11	4	8
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	inv	11	4	8
<i>Asclepias syriaca</i> L.	inv	10	4	8
<i>Elodea canadensis</i> L. C. Rich. ex Michx.	inv	10	3	8
<i>Aster vversicolor</i> Willd.	nat	10	7	8
<i>Acer negundo</i> L.	inv	9	3	8
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	inv	9	3	8
<i>Panicum capillare</i> L.	inv	16	9	7
<i>Xanthium italicum</i> Moretti	inv	16	9	7
<i>Xanthium saccharatum</i> Wallr.	inv	16	9	7
<i>Oenothera biennis</i> L.	inv	12	8	7
<i>Phytolacca esculenta</i> van Houtte	inv	12	8	7
<i>Stenactis annua</i> (L.) Nees. subsp. annua	inv	12	6	7
<i>Heracleum mantegazzianum</i> Somm. et Lev.	inv	11	4	7
<i>Heracleum sosnowsky</i> Manden.	inv	11	4	7
<i>Oenothera suaveolens</i> Desf.	nat	10	6	7
<i>Aster novae-angliae</i> L.	nat	9	7	7
<i>Artemisia annua</i> L.	inv	11	7	6
<i>Oxalis corniculata</i> L.	inv	11	9	6
<i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. et Gray	inv	9	2	6
<i>Azolla caroliniana</i> Willd.	nat	9	3	6
<i>Oenothera depressa</i> Greene	nat	9	6	6
<i>Oenothera rubricaulis</i> Klebahn	nat	9	6	6
<i>Oenothera salicifolia</i> Desf.	nat	9	6	6
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	inv	7	0	6
<i>Chamomilla discoidea</i> DC.	nat	10	7	5

faj	inváziós besorolás	veszélyességi pontszám		
		összes	M	T
Fallopia aubertii (L. Henry ex Hedberg) Holub	nat	8	6	5
Pistia stratiotes L.	nat	8	2	5
Cuscuta campestris Yuncker	inv	14	12	4
Datura stramonium L.	inv	13	11	4
Galinsoga ciliata (Raf.) S. F. Blake	inv	13	10	4
Galinsoga parviflora Cav.	inv	13	10	4
Sorghum halepense (L.) Pers.	inv	12	10	4
Echinochloa oryzoides (Ard.) Fritsch	inv	9	5	4
Bunias orientalis L.	nat	9	6	4
Picris echioides L.	nat	9	7	4
Echinochloa phyllopogon (Stapf) Vasc.	inv	7	3	4
Ribes aureum Pursh	inv	7	4	4
Anchusa italica Retz.	nat	7	5	4
Nicandra physalodes (L.) Gaertn.	nat	7	3	4
Oenothera erythrosepala Borbás	nat	7	4	4
Oxalis dillenii Jacq.	nat	7	5	4
Oxalis stricta L.	nat	7	5	4
Rudbeckia hirta L.	nat	7	5	4
Epilobium ciliatum Rafin.	nat	6	4	4
Medicago sativa L.	nat	6	3	4
Hedera hibernica (Kirchner) Bean	inv	5	2	4
Populus veuramericana (Dode) Guinier	nat	5	3	4
Amaranthus chlorostachys Willd.	inv	12	9	3
Amaranthus retroflexus L.	inv	12	9	3
Ambrosia artemisiifolia L.	inv	12	9	3
Iva xanthiifolia Nutt.	inv	12	10	3
Xanthium spinosum L.	inv	12	9	3
Consolida orientalis (J. Gay) Schrödingen	inv	10	8	3
Cyperus esculentus L. var. leptostachyus Boeck.	inv	9	7	3
Amaranthus albus L.	inv	8	5	3
Amaranthus blitoides S. Watson	inv	8	5	3
Chenopodium strictum Roth.	inv	8	5	3
Amaranthus crispus (Lesp. et Thüv.) Terrac.	nat	8	5	3
Chenopodium ambrosioides L.	nat	8	5	3
Oxibaphus nyctagineus (Michx.) Sweet	inv	7	5	3
Senecio inaequidens DC.	inv	7	5	3
Amaranthus deflexus L.	nat	7	4	3
Cyperus difformis L.	inv	6	2	3
Stenactis annua (L.) Nees. subsp. strigosa (Muehl. ex Willd.) SoA	inv	6	4	3
Amaranthus patulus Bert.	nat	6	3	3
Bromus lepidus Holmb.	nat	6	3	3
Bromus rigidus Roth	nat	6	3	3
Carpesium abrotanoides L.	nat	6	3	3
Chenopodium giganteum D. Don	nat	6	3	3
Chenopodium pumilio R. Br.	nat	6	3	3
Chenopodium schraderianum Schult in R. et Sch.	nat	6	3	3
Fumaria parviflora Lam.	nat	6	2	3
Panicum miliaceum L. subsp. ruderales (Kitag.) Thell.	nat	6	3	3
Senecio vernalis W. et K.	nat	6	4	3
Centaurea diffusa Lam.	nat	5	2	3
Centaurea salonitana Vis.	nat	5	2	3
Cymbalaria muralis G.M. et Sch.	nat	5	3	3

faj	inváziós besorolás	veszélyességi pontszám		
		összes	M	T
Juncus tenuis Willd.	nat	5	1	3
Thladiantha dubia Bunge	nat	5	2	3
Quercus rubra L.	nat	4	0	3
Avena sterilis L. subsp. ludoviciana (Dur.) Nym.	nat	9	7	2
Chenopodium aristatum L.	inv	7	5	2
Eleusine indica (L.) Gartn	inv	7	5	2
Lepidium densiflorum Schrad.	nat	5	3	2
Lepidium virginicum L.	nat	5	3	2
Malcolmia africana (L.) R. Br.	nat	5	3	2
Medicago orbicularis (L.) Bartal.	nat	5	1	2
Medicago rigidula (L.) All.	nat	5	1	2
Setaria vdecipiens Schimper	nat	5	3	2
Veronica peregrina L.	nat	5	1	2
Wolffia arrhiza (L.) Horkel	nat	5	1	2
Typha laxmanni Lepech.	inv	4	2	2
Althaea officinalis subsp. pseudarmeniaca (Polgár) Kárp.	nat	4	2	2
Asarina procumbens Mill.	nat	4	2	2
Digitalis purpurea L.	nat	4	2	2
Geranium sibiricum L.	nat	4	2	2
Inula helenium L.	nat	4	2	2
Lepidium graminifolium L.	nat	4	2	2
Vallisneria spiralis L.	nat	4	1	2
Pinus nigra J. F. Arnold	nat	3	1	2
Prunus cerasus L. subsp. acida (Dum.) Dostál	nat	3	1	2
Ptelea trifoliata L.	nat	3	1	2
Humulus scandens (Lour.) Merrill.	inv	5	2	1
Lolium multiflorum Lam.	nat	5	3	1
Bassia scoparia (L.) Voss	inv	4	2	1
Brassica nigra (L.) Koch	nat	4	2	1
Brassica rapa L. subsp. sylvestris (L.) Janch.	nat	4	2	1
Dasypyrum villosum (L.) Candargy	nat	4	2	1
Eragrostis cilianensis (All.) F. T. Hubb.	nat	4	1	1
Euphorbia maculata L.	nat	4	2	1
Euphorbia nutans Lag.	nat	4	2	1
Lappula marginata M. B. G[örcke]	nat	4	1	1
Moenchia mantica (L.) Bartl.	nat	4	2	1
Veronica persica Poir.	nat	4	2	1
Geranium pyrenaicum Burman fil.	nat	3	0	1
Isatis tinctoria L. subsp. praecox (Kit. ex Tratt.) Dom. et Podp.	nat	3	1	1
Broussonetia papyrifera (L.) Vent.	nat	2	0	1
Sedum rupestre L.	nat	2	0	1
Cannabis sativa subsp. spontanea Serebr.	inv	9	7	0
Erucastrum nasturtiifolium (Poir.) O. E. B. Schulz	nat	3	1	0
Hordeum marinum Huds.	nat	3	1	0
Pisum sativum L. subsp. elatius (M. Bieb.) Asch. et Graebn.	nat	3	1	0
Acorus calamus L.	nat	1	-1	0

6.5. függelék: Globális éghajlati modellek előrejelzéseinek leskálázása Magyarország térségére

Czúcz Bálint

A hazánk területén várható éghajlati változások számszerűsítését az IPCC negyedik összefoglaló jelentésének (AR4 – lásd. IPCC 2007) készítése során használt globális klímamodellek eredményeinek a segítségével végeztük el. Az IPCC Data Distribution Center-en (IPCC DDC, www.ipcc-data.org) keresztül hozzáférhető GCM outputok közül a következőket használtuk ehhez fel (6.5-1. táblázat, lásd még 4.2-1 ábra):

GCM modell	SRES scenárió	felhasznált változók	hivatkozás
HadCM3	20c3m*	tas, pr	Lowe 2005a
HadCM3	A2	tas, pr	Lowe 2005b
HadCM3	A1b	tas, pr	Lowe 2005c
HadCM3	B1	tas, pr	Lowe 2005d
CNCM3	20c3m*	tas, pr	Salas 2005a
CNCM3	A2	tas, pr	Salas 2005b
CSMK3	20c3m*	tas, pr	Collier 2005a
CSMK3	A2	tas, pr	Collier 2005b
GFCM21	20c3m*	tas, pr	GFDL 2005a
GFCM21	A2	tas, pr	GFDL 2005b

*: A XX. századi klíma reanalízise az adott modell segítségével

6.5-1. táblázat: A munkánk során felhasznált éghajlati foratókönyvek (*tas*: felszíni /2 m/ léghőmérséklet, *pr*: csapadék)

Az Interneten publikált nyers GCM modell-outputok az adott változó előrejelzett értékeinek havonkénti átlagos értékeit tartalmazzák a XXI század (2000–2100) minden egyes 30 napos időszakára (a reanalízis esetében az 1960–1990 intervallum (referencia-időszak) minden egyes hónapjára). Ebből mi a 2010–2040, a 2035–2065 és a 2070–2100 (illetve a reanalízis esetében az 1960–1990) időszakokra számítottunk 30 éves éghajlati átlagokat a havonkénti előrejelzésekből. Mivel a nyers GCM outputok térbeli felbontása meglehetősen csekély (modellenként változó, de átlagosan 6-12 rácspont esik a Kárpát medence térségébe) ezért az éghajlati kitettség számszerűsítéséhez egy kétlépcsős térbeli leskálázási algoritmust alkalmaztunk:

- várható változásokat képeztünk az egyes GCM projekciókból a saját reanalízis eredményeik segítségével (a hőmérséklet esetén additív, a csapadéktételek esetén multiplikatív módon viszonyítottunk a referencia-időszakhoz)
- a várható változásokat interpoláltuk, majd szuperponáltuk a referencia-időszakraól rendelkezésre álló nagyfelbontású éghajlati felületekre.

A leskálázás során használt nagyfelbontású éghajlati felületek a hőmérséklet és a csapadék esetében két külön forrásból származtak:

- Az 1960–90 idősakra vonatkozó havi középhőmérsékleteket az Interneten az egész földre 30'' (~1 km) felbontással hozzáférhető WORLDCLIM adatbázisból (Hijmans et al. 2005) vettük. Ennek az adatbázisnak a hőmérsékleti felületei világviszonylatban több tízezer (a Kárpát medencében 40-50) meteorológiai állomás adatainak domborzatot figyelembe vevő interpolációjával készültek. Ez a hőmérsékletek (mint

térben kevésbé változékony elem) esetében viszonylag elfogadható közelítésnek számít – de sajnos a csapadék esetében viszont már nem.

- Mindezek okán a csapadékadatokat *Magyarország Éghajlati Atlaszából* (OMSZ 2000) vettük, melyet az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) által az 1961–1990 közötti időszakra az összes hazai csapadékmérő állomás adatsorának figyelembevételével számított. A felhasznált térképeket az MTA ÖBKI 2003 folyamán képfájlok formájában vásárolta meg az OMSZ-tól, amelyeket csapadékmintázatokká transzformáltunk. A csapadékadatokat a transzformált képfájlokból becsléseink szerint 1-2 mm-es pontossággal sikerült kinyerni. (A WORLDCLIM csapadékfelületeinek pontossága az OMSZ adataihoz képest 5-10 mm, mely havi összegek esetében már jelentős akár 10-20%-os eltérést is jelenthet.)

A referencia időszakra vonatkozó éghajlati felületeket, épp úgy, mint a leskálázás után létrejött nagy felbontású éghajlati projekciókat ezután a további felhasználásnak megfelelően a MÉTA adatbázis hatszögrácsára interpoláltuk.

6.6. függelék: Az elterjedésében tükröződő éghajlat-érzékenység számítása a hazai élőhelyek esetén

Czucz Bálint

A számszerű vizsgálat során a bioklimatikus elemzéseknek abból az alapfeltételezéséből indultunk ki, hogy az egyes élőhelyek éghajlatigénye tükröződik azok nagyléptékű elterjedésében. Az elemzés elvégzéséhez szisztematikus mintát vettünk a MÉTA adatbázisból, mely kvadrátonként 8-8 egymástól egyenletesen távol lévő hatszöget tartalmazott. Ezekre a hatszögekre az egyes élőhelyek meglétét (prezencia/abszencia) kérdeztük le, és ezek lettek a függő (válasz) változók a további elemzéshez. Az élőhelyek közül nem foglalkoztunk a degradált és az antropogén élőhelyekkel (a BA, illetve az O, P, és R jelű kategóriák) valamint a hínarasokkal (az A jelű kategóriák), valamint néhány a MÉTA térképezés megvalósítása során szerzett tapasztalatok szerint bizonytalan terepi azonosíthatóságú élőhellyel (M8, L2x és K7b) – feltételezéseink szerint ezeknek a térbeli elterjedéséből megalapozott éghajlati következtetést nem lehet levonni.

	név	skála (kateg.)	leírás
Talajtani változók (AGROTOPO alapján):			
	<i>t.kozet</i>	nominális (9)	az alapkőzet típusa
	<i>t.fiz</i>	nominális (7)	fizikai talajféleség
	<i>t.vizg</i>	ordinális* (8)	a talaj vízgazdálkodási tulajdonságai
	<i>t.kemh</i>	ordinális (5)	a talaj kémhatása és mészállapota
	<i>t.sza</i>	ordinális (6)	a talaj szervesanyag-készlete
	<i>t.vast</i>	ordinális (5)	a termőréteg vastagsága
Vízrajzi változók:			
	<i>v.to</i>	ordinális (7)	a legközelebbi tótól vett távolság
	<i>v.folyo</i>	ordinális (7)	a legközelebbi folyótól vett távolság
	<i>v.patak</i>	ordinális (7)	a legközelebbi pataktól vett távolság
	<i>v.ossz</i>	ordinális (7)	a legközelebbi tótól, folyótól, pataktól vagy csatornától vett távolság
Bioklimatikus változók:			
	<i>bio01</i>	folytonos	éves középhőmérséklet
	<i>bio04</i>	folytonos	a hőmérséklet éves szezonaritása
	<i>bio10</i>	folytonos	a nyári negyedév középhőmérséklete
	<i>bio11</i>	folytonos	a téli negyedév középhőmérséklete
	<i>bio12</i>	folytonos	éves átlagos csapadék
	<i>bio13</i>	folytonos	a legnedvesebb hónap átlagos csapadéka
	<i>bio14</i>	folytonos	a legszárazabb hónap átlagos csapadéka
	<i>bio15</i>	folytonos	a csapadék szezonaritása
	<i>bio16</i>	folytonos	a legnedvesebb negyedév átlagos csapadéka
	<i>bio17</i>	folytonos	a legszárazabb negyedév átlagos csapadéka
	<i>bio18</i>	folytonos	a téli negyedév átlagos csapadéka
	<i>bio19</i>	folytonos	a nyári negyedév átlagos csapadéka

*: a talaj vízgazdálkodási tulajdonságánál a "sekély termőrétegűség miatt szélsőséges vízgazdálkodású talajok"-at hiányzó adatnak tekintettük, mivel ez a kategória logikailag nem illik bele a rendezési sorrendbe, és mivel ezek az esetek a többi változó alapján (t.vast) is jól elkülöníthetőek.

6.6-1. táblázat: Az élőhelyek éghajlatérzékenységének modellezéséhez használt változók

Az elemzés során független (magyarázó) változóként a ban felsorolt környezeti változókat vettünk figyelembe. Az élőhelyek éghajlat-érzékenységének kiértékelésére első körben elégnek tűnhet pusztán az éghajlati változók figyelembe vétele is, és egy avatatlan érdeklődő a további környezeti változókat akár feleslegesnek is vélheti. A nem éghajlati jellegű környezeti változóknak a modellekbe való belefoglalására azonban alapos indokot szolgáltat, hogy az egyes élőhelytípusok elterjedésének kialakításában a környezeti változók nem külön-külön, hanem egymással kölcsönhatásban vesznek részt. Így ha nemcsak az egyszerű klimatikus hatásokra, hanem az éghajlatnak más környezeti tényezőkkel interakcióban kifejtett hatásaival is szeretnénk foglalkozni, akkor ehhez ezeket a környezeti tényezőket is be kell építeni a modelljeinkbe. Jelen vizsgálatunk során a következő párhuzamosan jelen lévő környezeti hatásokat próbáltuk meg figyelembe venni:

- (1) a terület (növényzetének) tápanyagellátottsága (a talaj és az alapkőzet leírására használt legtöbb változó)
- (2) a terület (nem közvetlen csapadéktól függő) vízellátottsága, vízgazdálkodása (a talaj mélysége, vízgazdálkodási tulajdonságai, a különböző felszíni vizektől mért távolság)
- (3) az éghajlati (makroklimatikus) hatások (a havi középhőmérsékletek és csapadékösszegek, illetve az ezekből származtatott bioklimatikus változók – ezek állnak jelen érdeklődésünk homlokterében...)

A talaj és az alapkőzet leírására szolgáló változók forrása az AGROTOPO adatbázis (Várallyai et al. 1979, 1980, Szabó & Pásztor 1994). Az adatbázis legrészletesebb, 31 kategóriában kódolt „talajtípus” változóját az elemzések során nem vettük figyelembe. Ennek döntésnek alapvetően két oka volt:

- (1) az AGROTOPO adatbázis további változói (alapkőzet, fizikai talajféleség, sótartalom, pH, talajmélység...) már tartalmazzák mindazt az információt, amit ez az összesítő jellegű kategorikus változó tartalmaz, így a talajtípus magyarázó változóként való szerepeltetése várhatóan nem sokat adott volna hozzá a létrejövő modellekhez,
- (2) viszont egy 31 kategóriával rendelkező nominális változó (faktor) szerepeltetése az elemzés amúgy sem szerény számítási igényét a sokszorosára emelte volna. Az AGROTOPO változóit, ahol csak lehetett ordinális skálán mért változókként (rendezett faktorként) vettük figyelembe (az alapkőzet és a fizikai talajféleség kivételével mindegyiket).

A környezeti változók következő csoportja a jelentősebb vízrajzi elemektől való távolságokat jeleníti meg predikációs modelljeinkben. Az eltérő vízjárással rendelkező víztestek (tavak, folyók, patakok) ökológiai szerepének elkülönülése miatt több különböző változót is képeztünk (lásd 6.6-1. táblázat). A negyedik kategória, a „víztől” való távolság az előző három kategória valamint a fontosabb csatornák közül a legközelebbinek a távolságát tartalmazza. Az egyes hatszögek esetén a távolságokat a hatszögműközpontokhoz képest számítottuk. A túlinterpertálás hibájának elkerülése érdekében a távolságértékeket egy biológiailag relevánsnak tartott 7 kategóriás ordinális skálába besorolva vettük figyelembe a számítások során.

A harmadik és egyben legfontosabb magyarázó változócsoport az éghajlati változók. Itt a bioklimatikus elemzések során leggyakrabban használt változókat („*bioklimatikus változók*”) vettünk figyelembe prediktorokként (pl. Busby 1991, McMahon et al 1996, Beaumont et al. 2005). A bioklimatikus változók általunk használt listája nagymértékben megegyezik a WORLDCLIM adatbázis (Hijmans et al. 2005) által használt listával. A legfontosabb eltérés az, hogy megfelelő háttér adatok híján a havi maximum és minimum hőmérsékletekből számított indexeket vizsgálatunkban elhagytuk. Szintén elhagytuk a legszárazabb és a legcsapadékosabb negyedév (egymást követő három hónap)

hőmérsékletére vonatkozó két változót (bio08 és bio09). E döntésünk háttérében az áll, hogy amíg hazánk területén a jelen klímára ezek a változók igen nagy mértékben kollineárisak más bioklimatikus változókkal (bio10 és bio11), addig a csapadék éven belüli eloszlásának a vizsgált éghajlati scenáriók alapján várható nagymértékű jövőbeli átrendeződése miatt ezeknek a változóknak a használata nagyfokú bizonytalanságot vinne a modelljeinkbe és a segítségükkel kapható projekciókba is. Így végül az ANUCLIM által javasolt eredeti 19 bioklimatikus változóból mi mindössze tizenkettőt használtunk fel (a kimaradtakat lásd a hivatkozott publikációkban).

A bioklimatikus változók számításához szükséges éghajlati háttéradatokat 6.5 függelékben felsorolt két forrásból (WORLDCLIM, OMSZ) vettük. A továbbiakban az összes meteorológiai változót az egyes MÉTA hatszögek középpontjaira értékeltük ki, majd ezekből hatszögenként kiszámítottuk a bioklimatikus változók becsült értékeit.

Bár munkánk során rendelkezésre álltak domborzati adatok (átlagos magasság, átlagos kitettség, domborzat tagoltsága) is, de a modellépítés során a domborzati változókat önállóan nem vettük figyelembe. Ezen döntésünk mögött a következő két fő megfontolás húzódik meg:

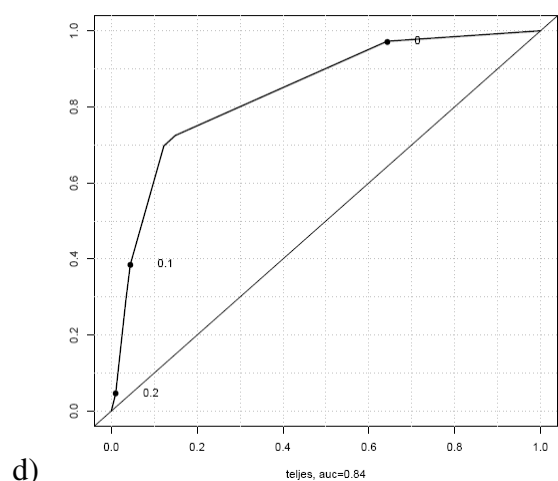
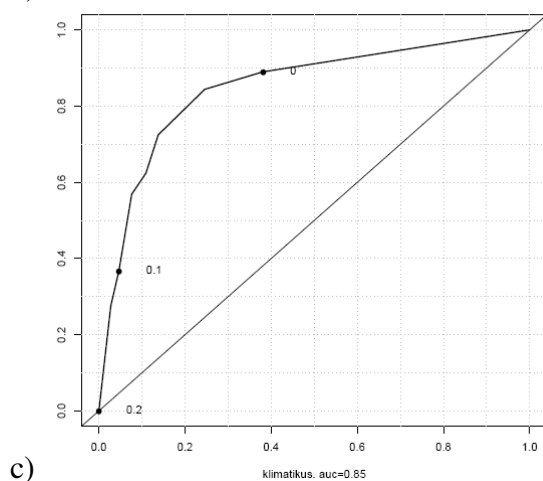
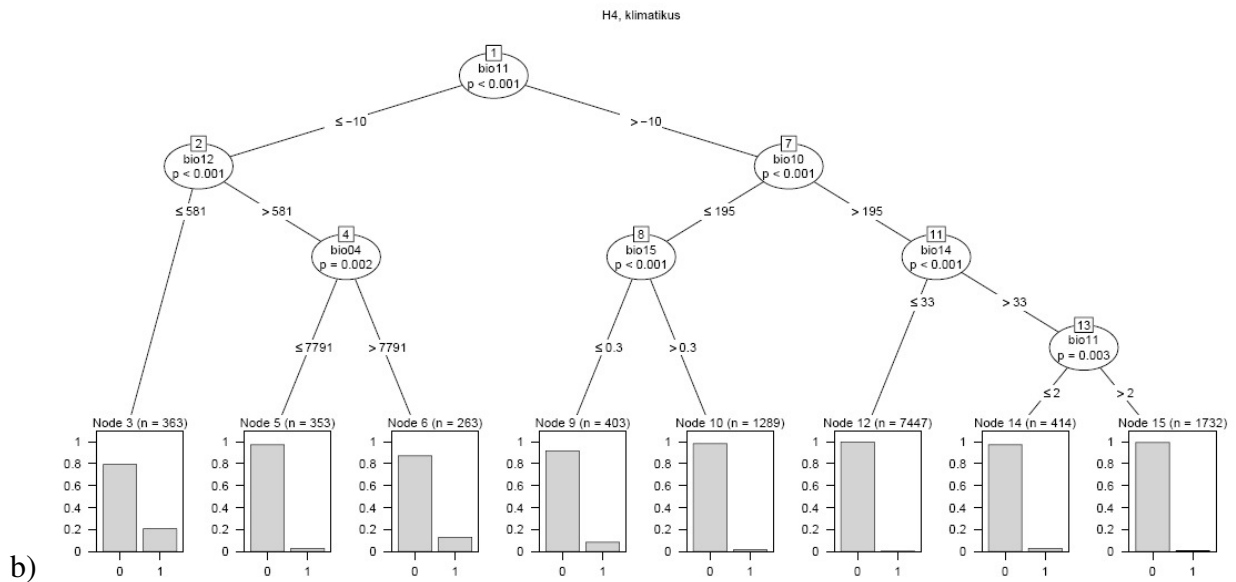
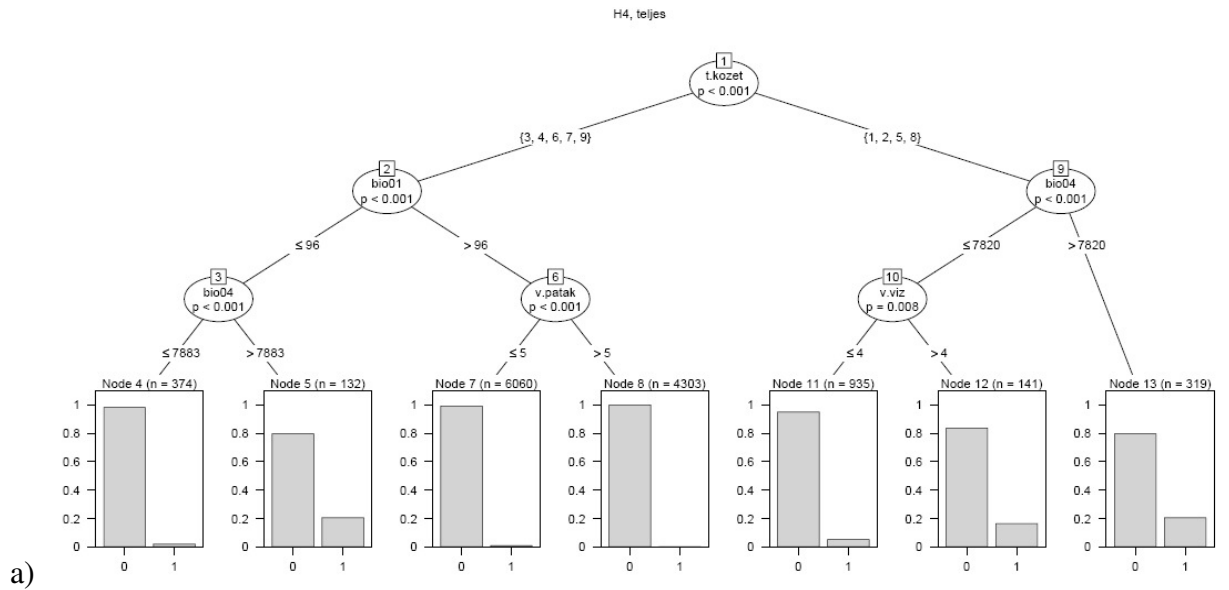
- A domborzat jellemzően nem önállóan fejt ki ökológiai hatásait, hanem elsősorban más, az elemzésben már szereplő környezeti változókon keresztül (éghajlat, alapközet, talaj, vízhálózat...)
- A domborzati változókat a felhasznált klímafelületek interpolációjakor már egyszer figyelembe vették.

A továbbiakban az élőhelyek elterjedési adataiból és a környezeti változókból összeállt adatbázist véletlenszerűen két nagy részre osztottuk: (1) az adatok kétharmadából létrehoztunk egy kalibrációs adatbázist, melyet a modellek létrehozására használtunk fel, illetve (2) az adatok fennmaradó egyharmadából elkülönítettünk egy, az előzőtől független evaluációs (ellenőrző, kiértékelő) adatbázist.

A bioklimatikus modellek elkészítéséhez a Hothorn és munkatársai (2006) által kidolgozott feltételes következtetésen („conditional inference”) alapuló döntési fák eljárását (*ctree* eljárás) használtuk, mely egy általánosan használt modelles család a döntési fák („decision trees”, „classification and regression trees”, CART, lásd még Breiman et al. 1984) legmodernebb képviselője. (lásd 6.2 függelék) A *ctree* eljárás előnyei a hagyományosabb CART eljárásokkal szemben (lásd pl. Breiman et al. 1984, Quinlan 1993, Ripley 2005):

- minden lépésben permutációs teszt segítségével statisztikai választja ki a statisztikailag legmegfelelőbb döntési változót (nincs torzítás a változéválasztás során),
- ez az eljárás egyben statisztikailag jól megalapozott megállási szabályt („stopping rule”) is szolgáltat, így nincs szükség a kapott fa-modellek mesterkéltségre és sok szempontból önkényes döntéseket is behozó utólagos nyírására

A számításokat az R statisztikai környezetben (R Development Core Team, 2006) végeztük, melynek során minden egyes élőhely előfordulásaira külön modelleket illesztettünk, melyek predikciós képességét a bináris predikciók kiértékelése során elfogadott és (az ökológiában is) gyakorta használt ROC / AUC statisztika segítségével jellemeztük.



6.6-1. ábra: A döntési fa (CART) modellek illusztrációja a H4 élőhely (félszáz irtásrétek) példáján. A fában minden egyes elágazás egy bináris döntést jelent (az egyes változók jelentését lásd a 6.6-1. táblázatban, p: az elsőfajú hiba valószínűsége). Az egyes ágak végén kalibrációs adatbázisból odajutó élőhely-előfordulások száma és megoszlása látható. a)-b) Az összes változó, illetve csak a klimatikus változók felhasználásával készített fa-modell. c)-d) A két modellhez tartozó ROC görbék az AUC értékek (a görbe alatti terület) feltüntetésével.

Az élőhelyek éghajlat-érzékenységeinek eredeti sokdimenziós összefüggéseit maga a predikációs modell testesíti meg. A 6.6-1 ábrán egy ilyen CART modellt mutatunk be illusztrációképpen. A modellekben rejlő érzékenységek áttekinthetővé tételéhez és az egyes élőhelyek érzékenységeinek összehasonlító értékeléséhez szükséges a modellek egyszerűsített jellemzése. Ezért a modellek éghajlat-érzékenységét a következőkben egyetlen számmal jellemeztük. A modellek értékelésének egyetlen számba való sűrítése során két fő szempontot kívántunk figyelembe venni:

predikálhatóság: milyen mértékben képes a modell predikálni az adott élőhely előfordulásait a magyarázó változók alapján (a modell „jósa” = az élőhely előrejelezhetősége, környezetfüggése (természetesen csak a vizsgált környezeti változókra vonatkozóan)),

klimatikusság: milyen mértékben vannak jelen a klimatikus változók a modellben (a modell „éghajlatisága” = az éghajlat „szerepének” erőssége az élőhely környezetfüggésén belül)

Az értékelés elvégzéséhez két fő csoportra osztottuk a prediktor változókat: (1) „aklimatikus” (= talajtani és vízrajzi változók) és „klimatikus” (= bioklimatikus) változókra. Az értékelést a modellépítéssel egybekötöttén végeztük el, melynek főbb lépései a következők voltak:

- (1) Élőhelyenként három-három modellt illesztettünk a prediktorok különböző csoportjainak a felhasználásával: (a) csak az aklimatikus környezeti változók (aklimatikus részmodell); (b) csak a klimatikus változók (klimatikus részmodell); (c) az összes változó (aklimatikus és klimatikus együtt – teljes modell).
- (2) Mindhárom modellhez kiszámítottuk a hozzá tartozó ROC/AUC értékeket.
- (3) Az élőhely *predikálhatóságát* az összes változót tartalmazó (c) modell predikációs képességével (ROC/AUC érték) jellemeztük.
- (4) Az élőhely *klimatikusságának* jellemzéséhez az éghajlati változóknak a predikálhatóság kialakításában betöltött szerepét hasonlítottuk össze a többi változóéval. Ehhez a következő egyszerű statisztikát használtuk fel:

$$\text{klimatikusság} = \frac{I_{k \text{ lim atikus}}}{I_{k \text{ lim atikus}} + I_{ak \text{ lim atikus}}}, \text{ ahol}$$

- $I_{k \text{ lim atikus}} = AUC_{teljes} - AUC_{ak \text{ lim atikus}}$ (a klimatikus változócsoporthoz tulajdonítható predikációjavulás, klimatikus információ többlet)
- $I_{ak \text{ lim atikus}} = AUC_{teljes} - AUC_{k \text{ lim atikus}}$ (az aklimatikus változócsoporthoz tulajdonítható predikációjavulás, aklimatikus információ többlet)

- (5) Az élőhelyek egyszerűsített éghajlat-érzékenységét az eddigiek alapján így kaptuk meg:

$$\text{érzékenység} = \text{predikálhatóság} * \text{klimatikusság}$$

Mivel mind az élőhelyek predikálhatóságát, mind a kapott predikációs modell klimatikuságát egy-egy [0; 1] intervallumon mért számmal jellemeztük, ezért kézenfekvőnek adódik, hogy az élőhelyek klimatikus predikálhatóságát, azaz *éghajlat-érzékenységét* e két szám szorzataként definiáljuk. Az éghajlat-érzékenység ez alapján azt fejezi ki, hogy az adott

természetközeli élőhely előfordulásában felismerhető mintázat milyen mértékig magyarázható meg klimatikus változók (illetve ezeknek más környezeti változókkal vett interakciói) segítségével.

Annak érdekében, hogy a számított éghajlat-érzékenység értékek robusztusak legyenek, és valóban az élőhelyek elterjedési mintázatában fellelhető éghajlati hatások mértékét tükrözzék, a modellek építését egy „bootstrapping” jellegű eljárás során ötvenszer megismételtük minden egyes élőhelyre, különböző véletlenszerű mintavétellel kialakított kalibrációs és evaluációs adatbázisokra. A klimatikus és az aklimatikus információtöbbletek nullánál nagyobb voltát statisztikailag teszteltük (egyoldalú nullhipotézissel végzett t-próba, a kapott AUC értékekre végzett páros t-próbával egyenértékű). Azoknál az élőhelyeknél, ahol valamelyik hozzáadott információ nem bizonyult szignifikánsnak ott az információtöbbletet nullának tekintettük. A futtatások alapján kapott átlagértékeket a szignifikanciaszintek eredményeivel együtt a 6.6-2. táblázat táblázatban mutatjuk be.

	élőhely	n	auc.1	auc.2	auc.3	pre	dom	sen	sig.1	sig.2	sig.x
Mészkerülő lombelegyes fenyvesek	N13	28	0.96	0.98	0.98	0.97	1.00	0.97	***	.	
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	K2	1302	0.90	0.93	0.93	0.85	1.00	0.85	***		**
Bükkösök	K5	679	0.93	0.95	0.96	0.91	0.93	0.85	***	**	
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	L2a	942	0.87	0.93	0.93	0.87	0.94	0.82	***	***	
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	K1a	312	0.83	0.90	0.90	0.79	1.00	0.79	***		
Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet	I4	12	0.88	0.91	0.88	0.76	1.00	0.76			***
Veres csenkeszes hegyi rétek	E2	86	0.81	0.87	0.89	0.78	0.83	0.65	***	***	
Hegy-dombvidéki sovány gyepes és szőrfűgyepesek	E34	19	0.80	0.85	0.81	0.62	1.00	0.62			***
Cickóros puszták	F1b	601	0.87	0.89	0.91	0.81	0.73	0.60	***	***	
Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek	H4	331	0.83	0.86	0.86	0.73	0.80	0.58	***	***	
Zsíókás és sziki kákás szikes mocsarak	B6	263	0.85	0.87	0.88	0.76	0.77	0.58	***	***	
Franciaperjés rétek	E1	372	0.73	0.78	0.78	0.57	0.89	0.51	***	***	
Égerligetek	J5	449	0.88	0.89	0.93	0.85	0.59	0.50	***	***	
Mészkerülő bükkösök	K7a	29	0.87	0.88	0.91	0.83	0.58	0.48	***	***	
Zárt mészkerülő tölgyesek	L4a	36	0.89	0.90	0.93	0.85	0.55	0.47	***	***	
Sztyepecserjések	M6	21	0.69	0.75	0.72	0.44	1.00	0.44	***		**
Csarabosok	E5	10	0.76	0.79	0.87	0.75	0.59	0.44	***	***	
Ürmös puszták	F1a	571	0.89	0.89	0.92	0.85	0.45	0.38	***	***	
Szikes rétek	F2	1233	0.89	0.88	0.91	0.83	0.45	0.37	***	***	
Üde mézpázsitos szikfokok	F4	286	0.87	0.86	0.91	0.81	0.45	0.37	***	***	
Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	F5	219	0.86	0.85	0.89	0.77	0.43	0.33	***	***	
Éger- és körislápok, égeres mocsárerdők	J2	82	0.72	0.72	0.77	0.53	0.48	0.26	***	***	
Lejtőgyepesek egyéb kemény alapkőzeten	H3a	182	0.88	0.86	0.90	0.79	0.31	0.25	***	***	
Kötött talajú sztyeprétek (löss, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)	H5a	830	0.76	0.75	0.78	0.57	0.37	0.21	***	***	
Patakparti és lápi magaskórósok	D5	83	0.84	0.81	0.86	0.73	0.29	0.21	***	***	
Cseres-kocsányos tölgyesek	L2b	126	0.84	0.81	0.86	0.72	0.26	0.19	***	***	
Homoki sztyeprétek	H5b	632	0.88	0.85	0.89	0.77	0.22	0.17	***	***	
Ártéri és mocsári magaskórósok	D6	180	0.77	0.68	0.80	0.60	0.18	0.11	***	***	

6.6-2. táblázat: Az egyes élőhelyek elterjedésére illesztett CART modellszámítások összefoglalása. A táblázatban feltüntetésre került a prezenciák száma a teljes mintában (n); a három CART modell ROC/AUC értéke (auc.1: aklimatikus, auc.2: klimatikus, auc.3: teljes); a modell prediktivitása (pre, auc.3 átskálázva 0 és 1 közé); a klimatikus változók hangsúlyossága a modellben (dom, az értelmezését lásd a szövegben); a vizsgált élőhely modellezett éghajlatérzékenysége (sen, 0 és 1 között); és a három elvégzett statisztikai próba szignifikanciaszintje (***: $p <= 0,01$, **: $p <= 0,05$; *: $p <= 0,1$; .: $p <= .2$; az értelmezést lásd a szövegben). Dőlt

betűvel azok az élőhelyek kerültek kiemelésre, amelyek esetében a várható hatást a 4.4-1. ábrán térképeken ábrázoltuk (folytatás a következő oldalon).

	élőhely	n	auc.1	auc.2	auc.3	pre	dom	sen	sig.1	sig.2	sig.x
Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	B1a	1680	0.76	0.66	0.76	0.53	0.03	0.02	***	***	
Mocsárrétek	D34	1248	0.73	0.60	0.74	0.47	0.02	0.01	**	***	
Folyómenti bokorfüzesek	J3	113	0.96	0.62	0.96	0.91	0.00	0.00		***	
Bükkös sziklaerdők	LY3	21	0.96	0.93	0.95	0.90	0.00	0.00		*	
Homoki borókás-nyárasok	M5	34	0.96	0.78	0.95	0.89	0.00	0.00		***	
Fűz-nyár ártéri erdők	J4	385	0.95	0.68	0.94	0.89	0.00	0.00		***	
Törmeléklejtő-erdők	LY2	56	0.94	0.90	0.93	0.86	0.00	0.00		***	
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	L1	216	0.92	0.89	0.93	0.85	0.00	0.00	*	***	
Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők	LY4	53	0.93	0.87	0.92	0.83	0.00	0.00		***	
Felnyíló mészkedvelő lejtő és törmelékgyepek	H2	90	0.91	0.85	0.91	0.82	0.00	0.00		***	
Molyhos tölgyes bokorerdők	M1	70	0.91	0.82	0.91	0.82	0.00	0.00		***	
Nyílt homokpusztagyepek	G1	159	0.90	0.79	0.90	0.80	0.00	0.00		***	
Nyílt mészkerülő tölgyesek	L4b	15	0.90	0.78	0.90	0.80	0.00	0.00		***	
Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők)	LY1	38	0.92	0.87	0.90	0.79	0.00	0.00		***	
Nyílt szilikát sziklagyepek	G3	23	0.89	0.82	0.89	0.78	0.00	0.00		***	
Mészkedvelő nyílt sziklagyepek	G2	50	0.89	0.78	0.89	0.78	0.00	0.00		***	
Kékperjés rétek	D2	229	0.87	0.78	0.88	0.75	0.00	0.00		***	
Keményfás ártéri erdők	J6	163	0.83	0.69	0.83	0.66	0.00	0.00		***	
Üde természetes pionír növényzet	I1	51	0.83	0.55	0.81	0.63	0.00	0.00		***	
Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek	F3	49	0.80	0.80	0.79	0.59	0.00	0.00			
Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak	B3	165	0.78	0.71	0.77	0.54	0.00	0.00		***	
Alföldi zárt kocsányos tölgyesek	L5	95	0.77	0.76	0.77	0.54	0.00	0.00			
Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet	B2	274	0.74	0.66	0.74	0.47	0.00	0.00		***	
Nem zombékoló magassásrétek	B5	626	0.72	0.59	0.71	0.43	0.00	0.00		***	
Nádas úszólápok, lápos, tűzeges nádasok és télisásosok	B1b	57	0.73	0.50	0.71	0.42	0.00	0.00		***	
Fűzlápok, lápcserjések	J1a	80	0.72	0.53	0.70	0.40	0.00	0.00		***	
Lápi zombékosok	B4	47	0.69	0.51	0.67	0.34	0.00	0.00		***	
Láprétek (<i>Caricion davallianae</i>)	D1	17	0.63	0.50	0.65	0.29	0.00	0.00		***	
Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek	M4	12	0.66	0.50	0.64	0.28	0.00	0.00		***	
Löszfalak és szakadópartok növényzete	I2	14	0.52	0.50	0.51	0.03	0.00	0.00		***	

6.6-2. táblázat (folytatás): Az egyes élőhelyek elterjedésére illesztett CART modellszámítások összefoglalása. A táblázatban feltüntetésre került a prezenciák száma a teljes mintában (n); a három CART modell ROC/AUC értéke (auc.1: aklimatikus, auc.2: klimatikus, auc.3: teljes); a modell prediktivitása (pre, auc.3 átskálázva 0 és 1 közé); a klimatikus változók hangsúlyossága a modellben (dom, az értelmezését lásd a szövegben); a vizsgált élőhely modellezett éghajlatérzékenysége (sen, 0 és 1 között); és a három elvégzett statisztikai próba szignifikanciaszintje (***: $p \leq 0,01$, **: $p \leq 0,05$; *: $p \leq 0,1$; .: $p \leq 0,2$; az értelmezést lásd a szövegben). Dőlt betűvel azok az élőhelyek kerültek kiemelésre, amelyek esetében a várható hatást a 4.4-1. ábrán térképeken ábrázoltuk.

6.7. függelék: A bioklimatikusan jól modellezhető élőhelyek potenciális éghajlati veszélyeztetettségének számszerűsítése

Az élőhelyek éghajlat-érzékenységének eredeti sokdimenziós összefüggéseit maga a predikciós modell testesíti meg. Míg az éghajlat-érzékenységek közvetlen emberi értékeléséhez szükséges volt a kapcsolatok egyetlen számba való sűrítése, a predikciós célú felhasználáshoz a modellek eredeti formájához kell visszanyúlni. Az éghajlatváltozásnak az egyes élőhelyekre gyakorolt (közvetlen éghajlatfüggésből eredő) várható hatásának számszerűsítéséhez az élőhelyenként kiszámolt három-három modell közül (lásd 6.6. függelék) a csak klimatikus prediktorokat tartalmazó modellt választottuk. Döntésünket a következők alapján hoztuk meg:

- Az éghajlat és az aklimatikus környezeti prediktorok között sok esetben erős asszociáció lép fel, mely a tapasztalatok szerint legtöbbször az aklimatikus prediktorok klimatikus meghatározottságán alapul. (Mind a klimatikus, mind az aklimatikus prediktorok jól képesek előrejelezni az elterjedési mintázat valamely részét.) Habár ilyenkor az asszociált háttérváltozók eltérő megváltozása esetén nem lehetünk biztosak abban, hogy az élőhely az általunk előrejelzett módon fog reagálni, de a fentiek alapján akkor sem csökkenne a bizonytalanság mértéke, ha ilyenkor az aklimatikus is predikálható hatásrészt figyelmen kívül hagynánk.
- Az (aklimatikus prediktorokat is tartalmazó) teljes modell alapján kapható projekciók korrekt értékelése lényegesen nagyobb térbeli felbontást igényel, mint a klimatikus részmodellé. Országos léptékben a klimatikus részmodell projekciói jobban illusztrálják a várható éghajlati hatásokat, mint a teljes modell térbeli átlagolásai. (Regionális/lokális projekciók készítéséhez és kiértékeléséhez viszont mindenképpen a teljes modell ajánlható).
- A teljes modellel a MÉTA adatbázis eredeti térbeli felbontásában végzett projekciókészítésnek nagyságrendekkel nagyobb számítási igénye van, így technikailag igen nehéz lett volna megvalósítani egy, a bemutatotthoz hasonló robosztus eredményeket garantáló magas ismétlésszámot (a részleteket lásd alább).

A következőkben minden vizsgált élőhelyre az éghajlat-érzékenység kiértékelése során kapott klimatikus részmodellek közül az első 12 bootstrap-modell segítségével predikciókat készítettünk a kiindulási állapotra (1960-1990) és minden egyes éghajlati scenárióra (lásd 6.5. függelék). Ehhez a havi hőmérséklet és csapadékadatokból minden GCM-szenárió kombinációra kiszámítottuk a modellekben használt bioklimatikus változók előrejelzett értékeit is. Az előrejelzéseket a MÉTA kvadrátok rácshálójára készítettük el (~5×6 km-es felbontás, a közép-európai flóratérképezés negyedkvadrátjainak megfelelően) a bioklimatikus változókat az egyes kvadrátokra kiátlagoltuk. A projekciókat minden élőhely esetén csak azokra a kvadrátokra készítettük el, melyekben a MÉTA felmérés tanulságai szerint a vizsgált élőhely előfordul. Mindezek alapján minden egyes élőhely esetében a kiinduló állapotra 12, az egyes előrejelzési időpontokra pedig 72-72 nyers projekció állt rendelkezésre, melyeket átlagoltunk, és az így kapott várható előfordulási valószínűség értékeket mutatjuk be a 4.4-1. ábrán térképes formában.

6.8. függelék: Az adaptációs képesség számszerű becslésének lehetőségei

Az elmúlt század egyik legfontosabb felismerése az ökológiában, hogy a táj térbeli szerkezete hatással van a benne zajló ökológiai folyamatokra. Ebből a felismerésből egy külön rész-diszciplína fejlődött ki, a tájökológia, melynek keretében a táj szerkezetét és ennek különféle ökológiai folyamatokban megnyilvánuló hatásait számokkal, tájindexek segítségével jellemzik, számszerűsítik. A tájökológia eredendően egy sajátos egyszerűsített modell alapján szemléli a tájat: a táj egy adott részlete az vagy alkalmas élőhely (*falt*), vagy lakhatatlan, ellenséges terület (*mátrix*). Ha egyszerre több fajcsoportra érvényes vizsgálatot végzünk, akkor különböző élőhelytípusok definiálására van szükség, melyek között az átmeneti kategóriák nem megengedettek. Ez a felfogás összhangban van a jelentősebb élőhelyterképezések, köztük a MÉTA program tájszemléletével – így a MÉTA adatbázis kifejezetten alkalmas tájökológiai vizsgálatok elvégzésére.

Egy tájat sokféle szempontból lehet jellemezni, és ennek megfelelően az irodalom is számos különböző tájindexet ismer (lásd pl. Turner et al. 2001), ezekből mi most az adaptációs képesség általunk felállított modellje (lásd 4.5.1. fejezet) szerinti értékeléshez választottuk ki a legmegfelelőbbeket, melyeket mindkét esetben továbbfejlesztettünk. A továbbfejlesztések okát és célját, valamint az indexek számításának a módját a következőkben mutatjuk be.

Vándorlás-elvű adaptáció

A vándorlás-elvű adaptáció lehetőségének becslésére a tájnak az élőhely fajai számára való átjárhatóságát próbáltuk meg számszerűsíteni a vizsgált élőhely adott előfordulásainak környezetében. A táj lokális átjárhatóságának becsléséhez a MÉTA adatbázis alapján mindkét vizsgált élőhelyre leválogattuk azoknak az élőhelyeknek az előfordulásait, melyek a vizsgált élőhely fajainak többsége számára alkalmas volt legalább átmeneti megtelepedésre (lásd 2.1-1. táblázat). Ezek a vizsgált élőhelyek minden egyes előfordulására kiszámítottuk egy, az adott előfordulás térbeli elszigeteltségét—beágyazottságát jellemző tájindex, a *pixelwise proximity index* (PWPI) értékeit. Ez a tájindex a sziget-biogeográfiából származó, a tájökológiában általánosan használt *proximity index* szárazföldi tájmozaikok értékelésére jobban megfelelő, diszkretizált változata. A proximity („közelségi”) index eredetileg a kisebb nagyobb óceáni szigetek egymástól és a kontinensektől vett elszigeteltségének mérőszámaként lett megalkotva. Egy sziget elszigeteltségét a környező szárazföldeknek a távolságnégyzet inverzével súlyozott területeinek összegével méri. Ez az index igen jól bevált az egyes szigetek fajgazdagságának jellemzésére, és később a mezőgazdasági területek szorításában szétaprózódott élőhely-szigetek egymástól való elszigeteltségének jellemzésére is gyakran sikerrel használták (Bender et al. 2003, Czúcz et al. 2005). Szárazföldi tájökológiai viszonyok esetén tipikus, hogy az egyes foltok határai nincsenek élesen rögzítve, és hogy keskenyebb-szélesebb lineáris tájelemek (vízfolyások, utak stb.) gyakran keresztülszelnek nagyobb, egyébként egybefüggő területeket. A proximity index eredeti formája nem igazán alkalmas az ilyen esetek leírására, mivel egymáshoz közeli foltok kis távolságváltozásaira nagyon érzékenyen reagál, így meglehetősen nagy bizonytalanság terheli értékeit. (Ez a probléma az index eredeti felhasználási területén, a szigetbiogeográfiában nem volt jellemző.) E problémák elkerülése céljából kifejlesztettük a proximity index egy némileg módosított, diszkretizált változatát. A számítások alapegyenlete az eredeti proximity indexéhez képest szinte változatlan, csupán az egyes változók jelentésében van eltérés:

$$PWPI = \sum_{d_i < d_0} \frac{A_i}{d_i^2}, \text{ ahol}$$

- A_i : az alkalmas területek mérete a környező táj hatszögeiben,
- d_i : az egyes hatszögek távolsága a vizsgált hatszögtől,
- d_0 : a választott keresési sugár (esetünkben 20 km).

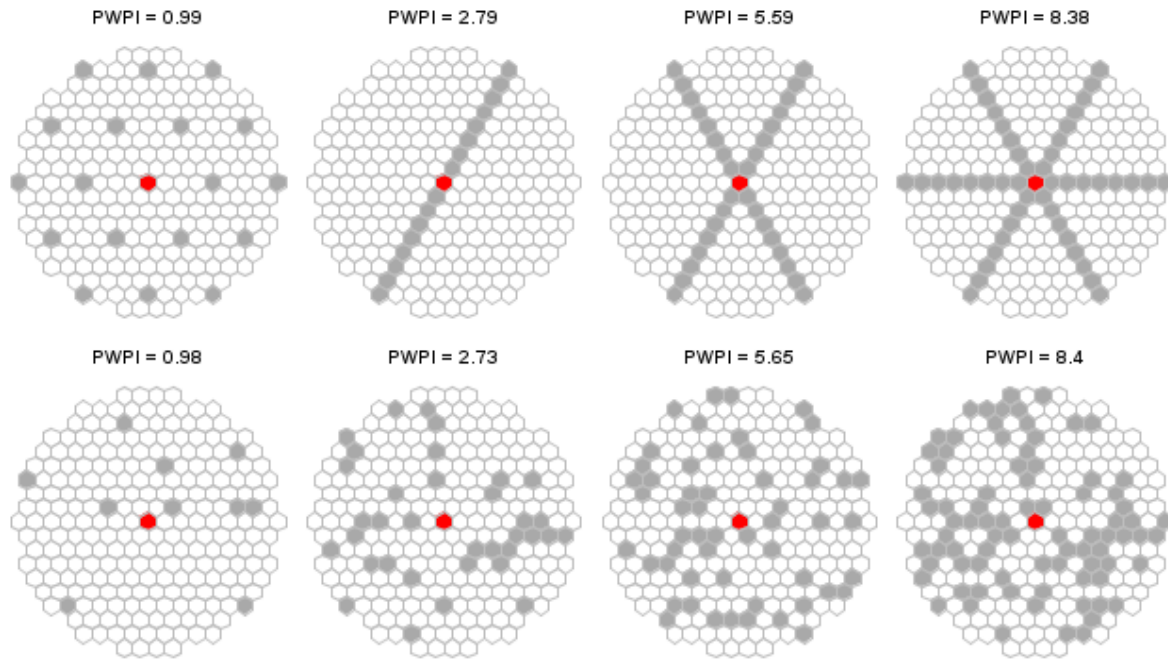
Tehát ez esetben tulajdonképpen a teljes foltok helyett kisebb, egységes méretű részfoltok hálózatoként szemléljük a tájat. Ez a szemléletmód a következő ökológiai modell segítségével mutatható be és indokolható meg a legjobban:

- a tájat egy modell-élőlény szemével nézzük, melynek
- időegység alatti átlagos terjedési távolsága a rácshálózat felbontása (a szomszédos elemek távolsága),
- hosszabb időszak alatt (pl. amelyre az előrejelzéseinket készítjük) a maximális terjedési távolsága a keresési sugár.
- minimális területigénye jóval a rácshálózat sejtjeinek (picleinek) mérete alatt van.

Könnyen belátható, hogy egy ilyen igényekkel és képességekkel rendelkező „modellállatka” számára a pixelwise proximity index (PWPI) a környező rácselemekben található potenciális élőhelyeiről a vizsgált rácselembe való eljutás valószínűségét becsli.

A mocsárrétek (D34) élőhelyhez leginkább hasonló fajkészletű élőhelyek:	
D34	Mocsárrétek
B1a	Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások
B5	Nem zombékoló magassárrétek
D2	Kékperjés rétek
D5	Patakparti és lápi magaskórósok
D6	Ártéri és mocsári magaskórósok
E1	Franciaperjés rétek
J4	Fűz-nyár ártéri erdők
J5	Égerligetek
J6	Keményfás ártéri erdők
L5	Alföldi zárt kocsányos tölgyesek
Az ürmöspuszták (F1a) élőhelyhez leginkább hasonló fajkészletű élőhelyek:	
F1a	Ürmöspuszták
F1b	Cickórós puszták
F2	Szikes rétek
F3	Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek
F4	Üde mézpázsitos szikfokok
F5	Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete

6.8-1. táblázat: A két vizsgált élőhelyhez hasonló, azok fajainak átmeneti megtelepedésre alkalmas élőhelyek listája, melyeket a vándorlás-alapú alkalmazkodóképesség vizsgálatokor átjárható élőhelyeknek tekintettünk



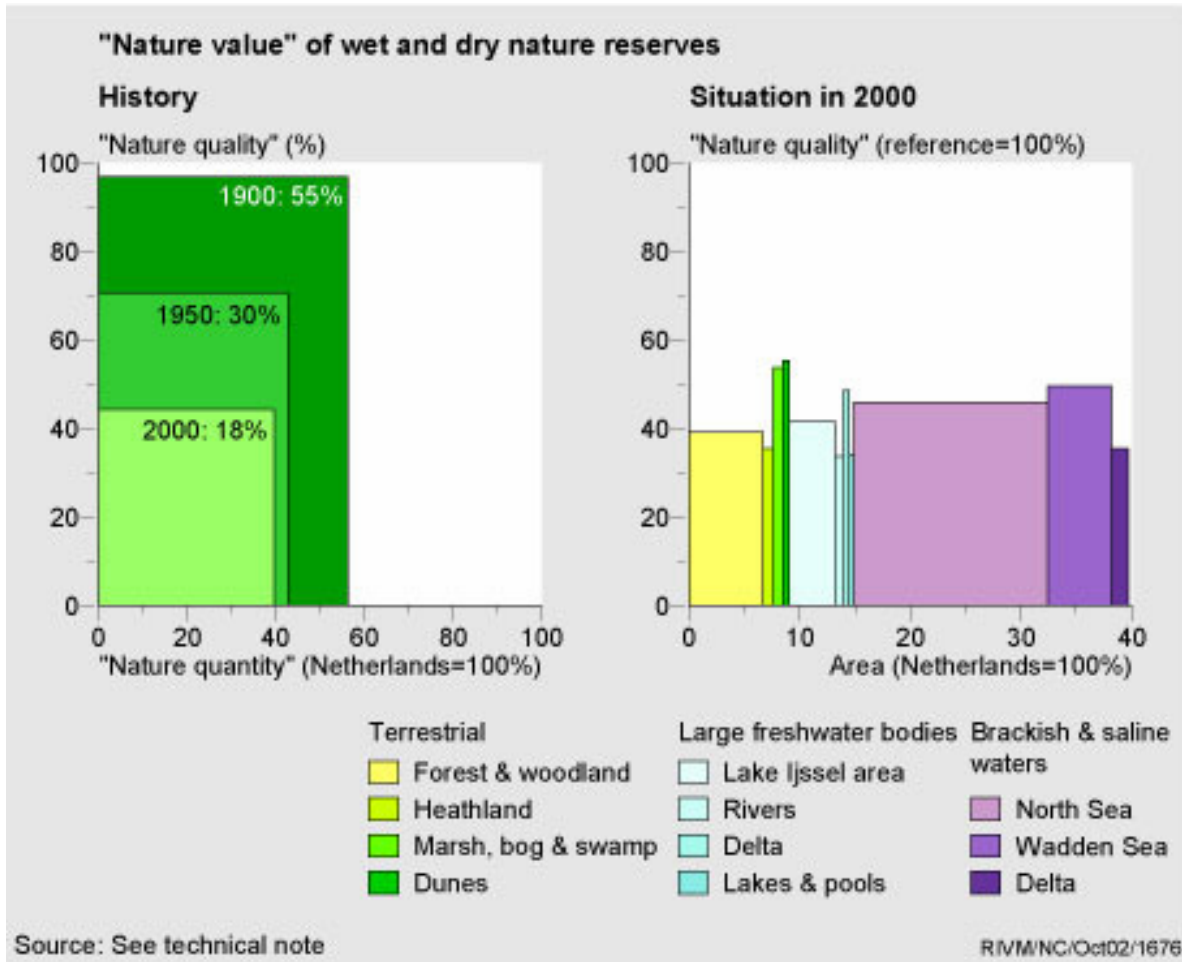
6.8-1. ábra: A vándorlás-elvű adaptáció lehetőségeinek objektív megítélésére, a pixelwise proximity index (PWPI) küszöbszámainak meghatározásához használt modelltájak sorozata (felső sor), valamint hasonló értékeket szolgáltató véletlenszerű, szimulált tájak. Az értékek mindig a középső hatszögre vonatkoznak.

Ahhoz hogy a PWPI értékek segítségével értékelni tudjuk a táj átjárhatóságát szükség van valamilyen referenciára. Azoknál az értékeléseinknél, ahol nem az előforduló értékek kvantiliseihez viszonyítottunk, a 6.8-1. ábrán bemutatott modelltájakat tekintettük viszonyítási alpnak. A modelltájak sorozatában az egyszerűség kedvéért csak kétféle hatszög fordul elő: olyan, ami teljes egészében alkalmas élőhely, és olyan, amiből ez teljesen hiányzik. A sorozat első elemeként megpróbáltuk azt a tájat megalkotni, amely a lehető legtöbb élőhelyet tartalmazza, úgy, hogy azok még egymástól páronként teljesen el vannak szigetelve. A további három PWPI határérték-képző modelltáj egységes elveket követ, és fokozatosan egyre nagyobb mértékű térbeli összekötöttséget mutat fel. Szemléltetési célból a természetidegennek ható modelltájak mellett hasonló értékeket felmutató random tájakat is bemutatunk a 6.8-1. ábrán.

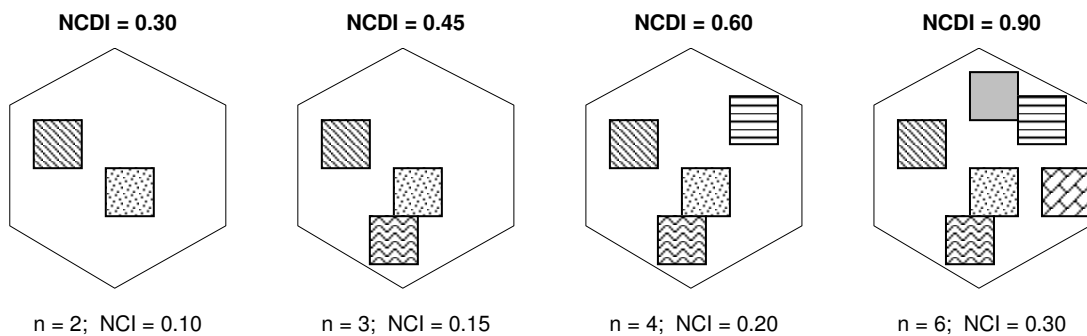
Menedék-elvű adaptáció

A menedék-elvű adaptáció lehetőségének becslésére az ad alapot, hogy egy tagoltabb, többféle mikro- és makrohabitatokkal rendelkező tájban könnyebben várhatjuk, hogy egyes fajok menedéket találnak. A táj refugiumképző képességének a becslésére annak többféle jellemzője is megfelelő lehet, a legfontosabbak: a domborzat, vízrajzi helyzet és a természetközeli élőhelyek diverzitása. Mivel a legjobb menedéknyújtást a természetközeli állapotban lévő területektől várjuk, és az ilyen helyeken a domborzat és a vízrajzi elemek változatossága maga után vonja az élőhelyek változatosságát is, ezért egyszerűsített modellünkben csak az élőhelyek diverzitását vesszük figyelembe. Az élőhelyek diverzitásának alkalmazkodóképesség-növelő hatásáról számos példa ismert, a kiskunsági évelő nyílt homokpusztagyeppek esetén például megfigyelték, hogy jelentősebb aszályok során a buckák között mozaikoló borókák és nyárfák csoportjai kínálnak menedéket a gyepek fajtái számára (Kovács-Láng et al. 2007). Ez a szemléltetési mód azt is figyelembe veszi, hogy az éghajlatváltozás során ott tudnak úgy egymásba alakulni élőhelyek, hogy a fajkészlet legalább az egyik oldalon jó arányban megmarad, ahol mindkét élőhely már eleve megtalálható a tájban. Egy éghajlatilag

veszélyeztetett mocsárrét fajai számára egy szomszédos kiszáradó láprét jobb eséllyel tud menedéket nyújtani, mint egy távoli.



6.8-2. ábra: A természeti tőke index (NCI) kiszámításának illusztrációja Hollandia példáján (forrás: <http://www.mnp.nl/mnc/i-en-1119.html>)



6.8-3. ábra: A menedék-elvű adaptáció lehetőségeinek objektív megítélésére, a természeti tőke diverzitás (NCDI) küszöbszámainak meghatározásához használt modelltípusok sorozata. Az egyes kis négyzetek (különböző kategóriába tartozó élőhelyfoltok) 5-5 % természeti tőkét visznek az egyébként üres hatszögbe (NCI: természeti tőke index, n: élőhelyek száma, melyek közt ez megoszlik).

Másik egyszerűsítésünk, hogy egy-egy élőhely számára az összes további élőhely „menedéknyújtó-képesség fokozó szerepét” egyenrangúnak tekintettük. Bár ez az egyszerűsítés szigorú értelemben véve nyilvánvalóan nem teljesül a valóságban, de összességében és országos léptékben már jól közelíti a valóságot. Feltételeztük viszont, hogy a táj élőhelyfoltjainak mérete és természetessége befolyásolja a refugiumképző képességet.

Összességében tehát azt az egyszerűsítő megközelítést alkalmaztuk, hogy annál jobbak egy élőhely fajainak az esélyei egy közeli refugium megtalálására, minél többféle, minél nagyobb és minél természetesebb élőhelyek találhatóak a vizsgált élőhelyfolt közvetlen környezetében. Ezt a sokféle szempontot nem könnyű egyetlen mérőszámban egyesíteni. Mi erre a célra egy, a már meglévő elméletre erősen alapozó indikátorértéket, az általunk *természeti tőke diverzitás*nak elkeresztelt tájindexet használtuk erre a célra. A természeti tőke diverzitás fogalmának megértéséhez azonban először meg kell ismernünk a *természeti tőke* zavarbaejtően egyszerű fogalmát.

Egy terület természeti tőkéje („natural capital”) a benne megtalálható természeti környezet mennyiségének és minőségének szorzataként definiálható (ten Brink 2000, UNEP 2002). A szemlélet azt jelenti, hogy például egy kis kiterjedésű, de természetközeli állapotú gyepterület ugyanakkora tőkét képvisel, mint egy kétszeres területű, viszont fele akkora természetességgel rendelkező másik gyep. Egy nagyobb terület természeti tőkéinek összege a természeti tőke index („*Natural Capital Index*”, NCI). A természeti tőke index gyakorlati meghatározásához a tájat célszerű viszonylag homogén egységekre bontani, és ezek területét a teljes területhez, természetességét pedig valamilyen ideális állapothoz (pl. az élőhely egykori eredeti természetes állapotához) viszonyítva százalékban kifejezni, így a NCI értékét a megfelelő szorzatok összegeként, szintén százalékban kapjuk meg (lásd 6.8-2. ábra. Ily módon a természeti tőke index nagyobb területek természeti állapotának kitűnő összegző indikátora lehet, mely alapján (véleményünk szerint) jó esélye van arra, hogy az Európai Unió (egyik) kiemelt strukturális biodiverzitás-indikátora legyen (EEA 2004).

Ahogy egy terület természeti állapota jól jellemezhető a benne található természeti tőkék összegével, hasonlóképpen a terület élőhelyi diverzitása is meghatározható az egyes élőhelyekhez tartozó természeti tőkék segítségével. Ennek alapján a természeti tőke diverzitási indexet („*Natural Capital Diversity Index*”, NCDI) az egyes természeti tőkék Shannon diverzitásaként határoztuk meg:

$$NCDI = -\sum_i NC_i \ln NC_i, \text{ ahol}$$

- NC_i : a vizsgált hatszög egyes élőhelyeinek természeti tőkéje (*terület*természetesség*).

A NCDI egyfajta természetességgel súlyozott (Shannon-féle) diverzitásként is felfogható. Mivel a táj nagyobb kiterjedésű és/vagy természetesebb állapotú komponensei feltételezhetően több illetve jobb menedéket tudnak kínálni a megváltozó körülmények között, ezért a terület és a természetesség figyelembevétele mindenképpen indokolt a menedék-elvű alkalmazkodás lehetőségeinek becslésekor. A természeti tőke fogalma szinte kínálja magát a különböző hatások egységes szemléletű figyelembevételére.

A természeti tőkével kapcsolatos indexek kiszámításához szükséges, hogy az egyes természetközeli területeknek, természetes élőhelyeknek mind a területéről, mind a természeti állapotáról információval rendelkezünk. Mindez megvalósul a MÉTA adatbázis segítségével, így nincs elvi akadálya annak, hogy egy tetszőleges élőhelyfolt természeti tőkéjét meghatározzuk. Munkánk során hatszögenként (35 ha) végigmenve a tájon, először az egyes hatszögek összes élőhelyének a természeti tőkéjét határoztuk meg, ehhez a MÉTA térképezés során terepen, ordinális skálán becsült természetességét 0 és 1 közé (százalékos skálára)

transzformáltuk. Az egyes élőhelyfoltok területét a hatszögek teljes területéhez viszonyítottuk. Ezek után hatszögenként kiszámítottuk a természeti tőke diverzitási index (NCID) értékét. A menedék-elvű alkalmazkodás lehetőségeinek a kapott értékek alapján történő objektív értékeléséhez a vándorlás-elvű adaptációnál említett eljáráshoz hasonlóan itt is referenciamodelltájakat használtunk. Jelen esetben modelltájaink egy-egy hatszög kiterjedésűek voltak. Az elképzelt modelltájak egységesen 5–5 %-os természeti tőkéjű, különböző típusú élőhelyeket tartalmaztak, különböző mennyiségben (2, 3, 4 és 6 élőhelyfolt). de különböző A használt modelltájak sorozatát a hozzájuk tartozó NCID értékekkel a 6.8-3. ábrán mutatjuk be.

6.9. függelék: A vizsgált fajcsoportok esetében rendelkezésre álló hazai vonatkozású elterjedési adatforrások

Batáry Péter, Báldi András, Bankovics Attila, Csorba Gábor, Csecserits Anikó, Papp Beáta, Farkas Edit, Veres Katalin, Czúcz Bálint, Puky Miklós, Szentkirályi Ferenc, Samu Ferenc

adatbázis neve	fajok, fajcsoport	vizsgált időszak	területi reprezentativitás	térbeli pontosság	rekordszám	elérhetőség	rövid leírás, publikációk
MÉTA	mmÁ-NÉR élőhelyek	2003-2005	Magyarország	~600 m	>500000	MTA ÖBKI	A MÉTA adatbázis, bővebben lásd ebben a jelentésben vagy pl. a www.novenyzetiterkep.hu oldalon
Cönológia	edényes növények	2003-2005	Magyarország	változó, ~5 km-~10 m	7000	MTA ÖBKI	Régi és új cönológiai felvételek az országban MÉTA ÉIU élőhelyek és cönotaxonok szerint rétegezve
FLÓRA	edényes növények	2003-2005	Magyarország	~6x5 km	több 100000	NYME EMK	Az adatbázis még nem elérhető, jelenleg ellenőrzés és feltöltés alatt van
VVFPA	edényes növények		Magyarország	változó, ~5 km-~10 m	több 100000	Farkas Sándor	Védett és védendő növényfajok ismert előfordulási adatainak pont-adatbázisa
Meusel-Jager Atlasz	edényes növények	1960-as évek	Közép-Európa		2196 térképlap	Könyv, 3 kötet	Meusel-Jager E., Weinert E 1965: Vergleichende Chorologie der Zentraleuropaischen Flora, VEB Gustav Fischer Verlag Jena, pp.583-258
Atlas Floraea Europea	edényes növények	1972-2006	Európa	50x50km	3270 térképlap	13 publikált kötet, Pteridophyta-Rosaceae	Az alábbi honlapon részletes leírás olvasható: http://www.fmnh.helsinki.fi/english/botany/afe/index.htm , eddig 3270 térkép készült el, ami az európai fajok 20 %-a
BP herbárium	mohák, zuzmók	1900-2007	Kárpát-Medence	változó	18000 moha, 30000 zuzmó	MTM Növénytára	herbáriumi adatbázis
EGR herbárium	mohák, zuzmók	1900-2006	Magyarország	változó	200 moha, 4700 zuzmó	EKF Növénytani Tanszék, Eger	herbáriumi adatbázis
VBI herbárium	zuzmók	1980-1995	Magyarország	változó	1625	MTA ÖBKI	herbáriumi adatbázis
ILDLM	zuzmók, Ascomycota	1990	Föld	változó	40000	www.gbif-mycology.de	meta-adatbázis a világon megjelent zuzmófajok elterjedésével foglalkozó irodalmak alapján
ECCB	mohák (vörös könyves fajok)		Európa	ország		ECCB	www.nt.ntnu.no/users/soder/ECCB
Boros	mohák		Magyarország	tájegységek		a publikált mű	Boros 1968
Düll	mohák		Európa	ország, vegetációs zónák		a publikált művek	Düll 1983, 1984, 1985, 1992
Dierssen	mohák		Föld	vegetációs zónák		a publikált mű	Dierssen 2001
Orbán és Vajda	mohák		Magyarország	tájegységek			Orbán & Vajda 1983
Mezőgazdasági fénycsapda hálózat adatai	kártevő lepkék	1958-1966	Magyarország	?	?	a publikált mű	Mészáros & Vojnits 1967

adatbázis neve	fajok, fajcsoport	vizsgált időszak	területi reprezentativitás	térbeli pontosság	rekordszám	elérhetőség	rövid leírás, publikációk
Pók adatbázis	pókok	~1990-	Magyarország		300000	MTA NKI	Samu 2000
Kétlétű ponttérképezés	kétlétűek	1970-2006	Magyarország	10x10 km UTM	>16 000	Varangy Akciócsoport Egyesület	Puky et al. 2005
Handbook of the Birds of the World	madarak	XX. század	Föld	országok, térségek	több 10000	publiált könyv	16 kötetre tervezett könyvsorozat, 2011-re fejeződik be, eddig 12 kötet jelent meg. Hivatkozott irodalmi adatok alapján, évszámmal (www.hbw.com)
Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa	madarak	XX. század	Európa, Észak-Afrika, Közel-Kelet	Európa térképen berajzolva	több 10000	publiált könyv	9 kötetes könyvsorozat az első kötet 1977-ben, a 9. pedig 1994-ben jelent meg) legteljesebb áttekintés az európai madarak kutatásáról irodalmi hivatkozásokkal. Közül elterjedési térképeket. Chief Editor: Stanley Cramp.
The complete Birds of the Western-Palearctic	madarak	1980-1998 ill. -2006	Európa, Észak-Afrika, Közel-Kelet	Európa térképen berajzolva	több 10000	CD-ROM	Ez az előző sorozatról készített interaktív 3 CD-ből álló CD-ROM, frissített és átírt verzióját 2006-ban DVD-n is kiadták.
Birds in Europe I.	madarak	1970–1990	Európa	országok	~14000	BirdLife, publiált könyv	Populáció méret, populációs trend és elterjedési adatok országonként (Tucker & Heath 1994)
Birds in Europe II.	madarak	1990–2000	Európa	országok	~14000	BirdLife, publiált könyv	populáció méret, populációs trend és elterjedési adatok országonként (Burfield & van Bommel 2004)
EBCC Atlas of European Breeding Birds	madarak	-1997 körül	Európa 40 országa	50 km	több 10000	EBCC, publiált könyv	50x50 km rácshálón elterjedési adatokat ábrázol (Hagemeijer & Blair 1997); van belőle interaktív elterjedési atlasz, lásd www.ebcc.info
Magyarország madarai	madarak	XX. század	Magyarország	UTM	több 1000	publiált könyv	A legteljesebb áttekintés a hazai madarak kutatásáról irodalmi hivatkozásokkal (Haraszthy 2000)
MTM Madárgyűjtemény	madarak	1956-	Magyarország	település szerint	~15000	MTM	lásd www.nhmus.hu
MME fehér gólya adatbázis	fehér gólya	1958-	Magyarország	település szerint	évente ~4000	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu
MME vonuló vízimadár adatbázis	vonuló vízimadár-fajok	1974-	Magyarország	tavak, folyószakaszok szerint	évente ~20000	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu
MME ritka ragadozómadár-fajok adatbázis	ritka ragadozómadár-fajok	1974-	Magyarország	EOV	pár 1000	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu
MME fészkelő madár-fajok országos elterjedése	fészkelő madár-fajok	1980-1993	Magyarország	település szerint	több 10000	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu
MME fészkelő és átvonuló madár-fajok előfordulása	fészkelő és átvonuló madár-fajok	1974-	Magyarország	táborok szerint	több 10000	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu

adatbázis neve	fajok, fajcsoport	vizsgált időszak	területi reprezentativitás	térbeli pontosság	rekordszám	elérhetőség	rövid leírás, publikációk
MME állandó hálófelületű befogási, gyűrűzési program	fészkelő és átvonuló madárfajok	1985-	Magyarország	táborok szerint	több 10000 (átfed az előzővel)	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu
MME partifecske adatbázis	partifecske	1986-	Magyarország	Tisza fkm	több 10000	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu
MME dán rendszerű fészkelő énekesmadár monitorozás	fészkelő énekesmadárfajok	1988-	Magyarország	település szerint	több 1000	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu
MME Ritka és Telepesen fészkelő madarak Monitoringja	ritka és telepesen fészkelő madarak	1992-	Magyarország	EOV	több 1000	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu
MME Mindennapi Madaraink Monitoringja	fészkelő madárfajok	1998-	Magyarország	EOV	több 1000	MME Monitoring Központja	lásd www.mme-monitoring.hu
Országos Vadgazdálkodási Adattár	vadászható madárfajok	1960-	Magyarország	vadgazdálkodási egységek (1200 db)	több 10000	SZIE VadVilág Megőrzési Intézet	lásd vvt.gau.hu/adattar
The Atlas of European Mammals	emlősök	1999	Európa	50 km	több 10000	publiált könyv	50x50 km rácshálón elterjedési adatokat ábrázol, Mitchell-Jones et al. 1999.
Magyarországi emlősök atlasza	emlősök	2007	Magyarország	10x10km	kb. 30000	in press (Kossuth Kiadó)	Bihari et al. (eds.) in press
Bagolyköpet adatbázis I.	kisemlősfajok	1960-	Magyarország	település szerint	kb. 10000	MTM	MTM Emlősgyűjtemény
Bagolyköpet adatbázis II.	kisemlősfajok	1996	Magyarország, Vajdaság	település szerint, költőhelyeken	kb. 6000	Gyöngybagolyvéd elmi Alapítvány	ld. www.gyongybagoly.hu
Bagolyköpet adatbázis III.	kisemlősfajok	2000	Magyarország	település szerint	pár 10000	KvVM	NBmR
Denevérgyűrűzési adatbázis	denevérek	1950-	Magyarország	település szerint	20000	MTM	Denevérgyűrűzési szabályzat
MTM Emlősgyűjtemény	emlősök	1850-	Magyarország	település szerint	25000	MTM	ld. www.nhmus.hu
MDBK Adatbázis	denevérek	1985-	Magyarország	település szerint	több 10000	Dobrosi Dénes	jelentések a KvVM részére
Országos Vadgazdálkodási Adattár	nagyvadak, szőrmés ragadozók	1960-	Magyarország	vadgazdálkodási egységek (1200 db)	több 10000	SZIE VadVilág Megőrzési Intézet	ld. vvt.gau.hu/adattar

6.10. függelék: A vizsgált fajcsoportok esetében rendelkezésre álló hazai vonatkozású fenológiai adatforrások

Szentkirályi Ferenc, Leskó Katalin, Csecserits Anikó, Czúcz Bálint, Batáry Péter, Báldi András, Bankovics Attila, Csorba Gábor, Koczor Sándor

adatbázis neve	fajok, fajcsoport	vizsgált fenofázisok	vizsgált időszak	vizsgált terület	elérhetőség	rövid leírás, publikációk
Agroklimatológiai adatbázis / vadnövények I.	31 növényfaj	lombfakadás, virágzás, termésérés, lombhullás	1961-1980	országos (65 állomás)	OMSZ	A megfigyelések a jelzett időszakban publikálásra kerültek az Országos Meteorológiai Szolgálat évkönyveiben. Sporadikus megfigyelések valószínűleg a korábbi időszakról is léteznek az OMSZ adattárában
Agroklimatológiai adatbázis / vadnövények II.	Akác, bodza, hárs, orgona, gyöngyvirág, katángkóró, gyermekláncfű	lombfakadás, virágzás, lombhullás (lágyszárúakra csak virágzás)	1983-1994	országos	OMSZ, NYME MTK	Az adatokat az OMSZ megbízásából a növényvédelmi állomások munkatársai gyűjtötték (ki kellene deríteni, hogy a Szalai et al megjelent -e valahol publikációban és itt hivatkozni kéne rá...)
Aerobiológiai Hálózat	szélporzású növények	virágzás, pollenszórás	1992-	országos	Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat	Kezdetben 5 (Győr, Pécs, Miskolc, Buda, Pest), majd egyre több ponton méri a levegő pollenkoncentrációját
Erdővédelmi Mérő- és Megfigyelő rendszer	erdei fajok és károsítók	Lombozat állapota, növekedés, egyebek	1988-	országos	Állami Erdészeti Szolgálat	1.) éves egészségfelmérés 1988 óta, 1200 mintapontban, lombozat állapotát vizsgálják 2.) növekedésmérés 1993 óta, 8500 ponton, 5 évente 3.) szelídgesztenye-kéreggrák monitorozás 2002 óta, 4.) gypjaslepke károsítás monitorozása 2004 óta 5.) vadállomány károsításának felmérése 2004 óta 300 ponton, 2 évente
Növényvédelmi tájékoztató	termesztett növények károsítói	kártétel megjelenése	1995-	országos	Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Központ Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezetvédelmi Igazgatóság	19 megyei növényvédelmi állomás 2 hetenként küldött szöveges jelentése a termesztett növények károsítóiról
ELTE Botanikus Kert	hagymás, gumós fajok	virágzás	1950-	Budapest	Priszter Szaniszló	
Vácrátóti évelő adatbázis	évelő lágyszárúak	többféle (elsősorban virágzás)	~1960 - 1995	Vácrátóti botanikus kert	Galántai család	Az adatbázishoz a család nem biztosít hozzáférést. A megfigyelések egy töredéke a "Hová mit ültessünk?" című könyv (Galántai & Tóth, 2001) került publikálásra.
Akácvirágzások	akác (Robinia pseudoakacia)	virágzás	1851-1930	országos	--	az eredeti adatbázis elveszett, csak a Nagy (1935) által publikált térképek elérhetők (Nagy 1935; Walkovszky 1998)
Szőlőjövésék könyve	szőlő (Vitis vinifera)	rügyfakadás	1740–	Kőszeg	Kőszegi Városi Múzeum	Kőszegen minden évben április 24-én (Szent György nap) beviszik a városba a környékről szedett, cseres vesszőket, ezekről rajz készül (Berkes 1942)
Staub Móríc munkássága	Galathus nivalis, Corylus avellana, Cornus mas		1871-1897	Balaton környéke	–	Bernátsky 1906

adatbázis neve	fajok, fajcsoport	vizsgált fenofázisok	vizsgált időszak	vizsgált terület	elérhetőség	rövid leírás, publikációk
Parlagfű kutatás	Ambrosia artemisifolia	csírázás, virágzás és kaszatérés kezdete	1976-1996	Keszthely	Béres Imre és mts. publikálták	Béres et al. 2005
Tulipán fenológia	tulipán fajták	virágzás	1994-2005	Corvinus Egyetem Budai Arborétuma	Hámori Zoltán	Doktori disszertációhoz
Országos fénycsapda hálózat: Neuroptera	fátyolkák (~75 faj), hangyalesők (10 faj)	imágók teljes rajzása	1981- ill. 1991-	országos: 1981-90: 19 állomás, 1991-: ~50 állomás	MTA NKI	Napi adatokból standard heti fogások alapján számos faj szezonális rajzásdinamika jellemzései publikációkban közölve (Szentkirályi 1992, 1997, 1998, Szentkirályi és Kazinczy 2002, Szentkirályi és mtsai. 2000)
NBmR talajcsapdás monitorozása: hangyalesők	recésszárnyúak rendje: hangyalesők (10 spp)	lárvák talajfelszíni aktivitása, teljes szezon	2000-	KNP, homokpusztagyepék, 10-10 csapda gyepenként, 9 helyen	MTA NKI	Heti csapdázási adatok, adatbázisban; még nem publikált
Kabóca fénycsapda	Javesella pellucida		1964	országos		Jászainé Virág E. (1965)
Mezőgazdasági fénycsapda hálózat: futóbogarak	fényre repülő futóbogarak (>250 faj)	imágók teljes rajzása	1982–	országos: 1981-90: 19 állomás, 1991-: ~30 állomás	MTA NKI (Kádár Ferenc)	Napi adatokból standard heti fogások alapján több faj szezonális rajzásdinamika jellemzései TVH jelentésekben, részben publikációkban közölve (Kádár és Szél 1999, Kádár és Szentkirályi 1984, 1998, Szentkirályi és mtsai. 2001, Retezár 199). Potenciálisan több mint 200 faj szezonális dinamikája elemezhető az adatok alapján.
Tiszai fénycsapdás monitorozás	fényre repülő futóbogarak (Carabidae)	imágók teljes rajzása	2000-	Négy állomáson Alsó-, Közép-, Felső-Tiszánál	MTA NKI (Kádár Ferenc)	6 év meghatározva, napi adatokból szezonális dinamikai jellemzése évente a fontosabb vízparti/ártéri fajoknak; TVH jelentésekben ábrákon
Nádasban talajcsapdázás	futóbogarak	imágók aktivitása teljes szezonban	1986-1997	Kőérberki védett szikes melletti pufferzóna, nádasban, 13 csapda	MTA NKI (Kádár Ferenc)	Hetenkénti mintavételi egységek, 2 év feldolgozva, többi csak kiválogatva és konzerv anyag; háttéradatok: relatív vízszintingadozás, levéltetű-zsákmány fertőzöttség nádon. Identifikáció után potenciálisan nedves élőhelyi futóbogarak fenológiája megismerhető a szárazabb és csapadékosabb években
Pilisi Bioszféra rezervátum: talajcsapdázás	futóbogarak	imágók aktivitása teljes szezonban	1984-86, 1993-94, 2005-6	Simon-völgy gyertyános-tölgyes, bükkös, 15 csapda	MTA NKI (Kádár Ferenc)	Hetenkénti/kéthetenkénti mintavételi egységek, 5 év feldolgozva, többi csak kiválogatva és konzerv anyag; háttéradatok: erdei futóbogarak, köztük védett fajok, fenológiája megismerhető a szárazabb és csapadékosabb években
Síkfőkúti MABprojekt terület: talajcsapdázás	futóbogarak	imágók aktivitása teljes szezonban	1977-78, 1993-	cseres tölgyes, 20-10 csapda	Corvinus Egyetem, Rovartani TSZ (Markó Viktor-Kádár Ferenc)	Hetenkénti mintavételi egységek, 2005-ig identifikálva, többi csak kiválogatva és konzerv anyag; háttéradatok: számos; erdei futóbogarak, köztük védett fajok, fenológiája megismerhető a szárazodás folyamatában

adatbázis neve	fajok, fajcsoport	vizsgált fenofázisok	vizsgált időszak	vizsgált terület	elérhetőség	rövid leírás, publikációk
NBmR talajcspadés monitorozása: futóbogarak	futóbogarak	imágók aktivitása teljes szezonban	2000-	KNP: homokpusztagyepek, HNP: gyepek, 10-10 csapda gyepenként, 9-9 helyen	HNP	Heti csapdázási adatok, még nem publikált
Mezőgazdasági fénycsapda hálózat: lepkék	kártevő lepkék (kb. 40 faj)	imágók teljes rajzása	1958/59– (>4 évtized!)	országos: 19 fénycsapda állomás	MTTM (1958-1968), FVM (1990-)	Főbb mezőgazdasági kártevő lepkefajok rajzásleírása és elemzése publikációkban megtalálhatók (pl. Mészáros 1963, 1965; Vojnits 1968; Nagy 1957, 1960; Szabóky és Szentkirályi 1995; valamint Növényvédelem c. folyóirat számaiban)
Erdészeti fénycsapda hálózat: lepkék	fényre repülő nagylepkék (több száz faj/hely)	imágók teljes rajzása	1962– (>4 évtized!)	országos: 25 fénycsapda állomás	ERTI	Néhány kártevő faj rajzásleírása disszertációkban, publikációkban található. Potenciálisan több száz nagylepké-faj rajzásmenete több évtizedre visszamenőleg a napi adatokból előállítható és vizsgálható.
Sodró-, aknázómolyok és parazitoidjaik	almán élő 7 molylepke faj, valamint ezek 67 parazitoid fűrkészdarázs faja	imágók (molyok + parazitoidok) teljes rajzása	1976– (3 évtized!)	országban 4 tájegységben almások	MTA NKI (Balázs Klára)	Hetenkenti vagy sűrűbb mintavételi egységekből kinevelt parazitoidok egyedszáma; az adatokból a gazda állatok és parazitoidjaik szezonidőszakának dokumentálva, részben publikálva (pl. Balázs 1996, 1997)
MME fészkelő és átvonuló madárfajok előfordulása	fészkelő és átvonuló madárfajok	vonulás, költés, vedlés	1974-	Magyarország	MME	A vonulásról, a költésről (kotlófoltok alapján például) és a vedlésről is állnak rendelkezésre hosszútávú adatsorok.
MME állandó hálófelületű befogási, gyűrzési program	fészkelő és átvonuló madárfajok	vonulás, költés, vedlés	1985-	Magyarország	MME	A vonulásról, a költésről (kotlófoltok alapján például) és a vedlésről is állnak rendelkezésre hosszútávú adatsorok.
MME partifecske adatbázis	partifecske	vonulás, költés, vedlés	1986-	Magyarország	MME	A vonulásról, a költésről (kotlófoltok alapján például) és a vedlésről is állnak rendelkezésre hosszútávú adatsorok.
MME Ritka és Telepesen fészkelő madarak Monitoringja	ritka és telepesen fészkelő madárfajok	költés	1992-	Magyarország	MME	A fészkelőmadárállományok felméréseiből is származhatnak ilyen adatok.
MTM Madárgyűjtemény	madarak	költés	1956-	Magyarország	MTM	Magyarország legnagyobb tojásgyűjteménye itt található, s a fészkek begyűjtésének időpontja az egyik legbiztosabb adatsor lehet a költések fenológijának vizsgálatakor.
Örvös légykapó	örvös légykapó	költés	1984-	Pilis	Török János	1982 óta folyó viselkedésökológiai vizsgálataik során nagy adatbázis gyűlt össze az általuk kihelyezett 700 oduból álló odutelepen. Rengeteg madarat vizsgáltak már meg, s bizonyosan hosszú adatsorok áll rendelkezésre a költést illetően.
Denevér adatbázis I.	denevérek	reproduktív státusz	1990	Magyarország	Paulovics Péter, Szatyor Miklós, Gombkötő Péter	Denevérkutatás c. folyóirat, denevérvédelmi konferenciák kötetei
Denevér adatbázis II.	denevérek	hibernáció	1992	Magyarországi barlangok	Paulovics Péter, Szatyor Miklós, Gombkötő Péter	Denevérkutatás c. folyóirat, denevérvédelmi konferenciák kötetei
Denevér adatbázis III.	denevérek	hibernáció	1990	Magyarország	Paulovics Péter, Szatyor Miklós, Gombkötő Péter	Denevérkutatás c. folyóirat, denevérvédelmi konferenciák kötetei

6.11. függelék: A vizsgált fajcsoportok esetében rendelkezésre álló hazai vonatkozású faji bélyeg adatforrások

Csecserits Anikó, Batáry Péter, Báldi András, Bankovics Attila, Papp Beáta, Szentkirályi Ferenc, Leskó Katalin, Csorba Gábor

adatbázis neve	tárgyalt csoport	területi lehatárolás	tárgyalt attribútum típusok	rekordok (taxonok) száma	érintett hazai fajok száma	elérhetőség	publikációk	Jellemzés
BiolFlor	edényes növények	Németország	60, morfológia, elterjedés, reprodukciós tul. legeléshez való viszony	3659	n.a.	UFZ, Németország www.ufz.de/bioflor/index.jsp	Kühn & Klotz 2002 (könyv+CD-ROM)	Az adatbázis az interneten böngészhető, letölthető az eredménye, valamint publikálva van CD-n. A könyv az adatbázis kialakítását, forrásait tartalmazza. Nagyon jó, használható munka, de német flórára koncentrált, ezért a pannon fajok hiányoznak belőle.
Biopop	edényes növények	Németország	60, morfológia, elterjedés, reprodukciós tul. legeléshez való viszony	4722	n.a.	University of Oldenburg, Németország. www.uni-oldenburg.de/landeco/Projects/biopop/biopop_en.htm	Poschlod et al. 1996	Az adatbázis az interneten böngészhető, letölthető az eredménye. A publikáció az adatbázis kialakítását, forrásait tartalmazza. Nagyon jó, használható munka, a Bioflor konkurenciája, de német flórára koncentrált, ezért a pannon fajok hiányoznak belőle.
Ecoflora	nyitva és zárvatermők	Britt szigetek	130, taxonómia, elterjedés, morfológia, reprodukciós tul-ok, fossilis adat, mikorrhizáltság, patogének, fitofágok	1770	n.a.	University of York, UK www.york.ac.uk/res/ecoflora	Fitter & Peet 1994	Az adatbázis az interneten böngészhető, letölthető az eredménye, nagyon jól kezelhető rendszerű adatbázis. A publikáció az adatbázis szerkezetét, forrásait tartalmazza. Jó, használható munka, nagyon sok információt tartalmaz viszonylag kevés fajról. A brit flórára koncentrált, ezért a közép-európai, pannon fajok hiányoznak belőle.
USDA NRCS	edényes növények	USA	taxonómia, morfológia, elterjedés, élőhely, reprodukciós tul., gazdasági haszon	n.a.	É-Amerikai özönnövények	USDA, USA http://plants.usda.gov		Interneten böngészhető adatbázis. Észak-Amerika flóráját tartalmazza, nagyon részletes, rengeteg információt tartalmaz, mindenhol megadja a hivatkozásokat. Főleg özönnövények esetén nagyon hasznos.
PFAF	edényes növények	világ	Hasznosíthatóság, élőhely, magasság, környezeti igény, megporzás típusa	7000	n.a.	Plants For A Future, UK www.pfaf.org/database/index.php		Agrár indíttatású adatbázis, emiatt a hasznosított növényekre koncentrált, ezek elterjedését és környezeti igényeit tartalmazza. Többnyelvű nevezéktant is tartalmaz

adatbázis neve	tárgyalt csoport	területi lehatárolás	tárgyalt attribútum típusok	rekordok (taxonok) száma	érintett hazai fajok száma	elérhetőség	publikációk	Jellemzés
CLO-PLA	edényes növények	Közép-Európa	Klonalitás típusok, gyökérszét ábrák	2749	n.a.	Leos Klimes, www.butbn.cas.cz/klimes	Klimeš & Klimešová 1999	Interneten böngészhető adatbázis. Közép-európai fajok vegetatív terjedési típusait adja meg, sok rajzzal.
EUR+MED	fészkesek	Európa, Földközi tenger partvidéke	Elterjedés ország szinten,	n.a.	n.a.	Euro+Med PlantBase, www.emplantbase.org		Interneten böngészhető adatbázis. Tervezik az összes edényes növény adatának feltöltését, jelenleg még csak próba stádiumban van.
Interactive Flora of NW-Europa	edényes növények	Észak-Nyugat-Európa	Élőhely, Kromoszómaszám, elterjedés, morfológia, határozókulcs	3525	n.a.	nlbif.eti.uva.nl/bis/flora.php		Interneten böngészhető adatbázis. CD-n is kiadták, fő célja a növényismeret és a határozás, határozókulcsot tartalmaz alfaj szintig.
RBGE Flora Europaea Database	edényes növények	Európa	Taxonomia, szinonimák, elterjedés ország szinten	n.a.	kb. 2500	RBGE, UK http://rbg-web2.rbge.org.uk/FE/fe.html		Interneten böngészhető adatbázis. Európán taxonomia legaktuálisabb listája, szinonimákkal, elterjedés ország szinten
Seedbank	edényes növények	Észak-Nyugat-Európa	Magbank típus	1184	850	a publikált könyv	Thompson et al. 1997	Nagyon jó adatbázis a magbankról, de sajnos csak észak-nyugat-európai fajokat tartalmaz.
Electronic comp.	edényes növények	Britt-szigetek	30, élőhely, elterjedés, morfológia, terjedési tulajdonságok, magbank, mag tulajdonságok	502	435	a publikált könyv	Hodgson et al. 1995	Legelső adatbázisok egyike, sok adattal, de viszonylag kevés fajjal.
Mikkorrhiza	edényes növények	Britt-szigetek	Mikkorrhiza		n.a.	a publikált cikk	Harley & Harley 1987	Speciális, de nagyon gazdag adatbázis.
Csontos-féle magadatbázis	edényes növények	Magyarország	Magbank, magméret, magalak	448 magbank, 1676 magtömeg	448, 1676	Csontos Péter	Csontos 2001	Jó adatbázis, de sajnos sok kulcsfontosságú fajról nincs adat, valamint az archív adatok megbízhatósága kétes.
IPNI	növények	Világ	Taxonómia	n.a.		IPNI www.ipni.org/index.html		Interneten böngészhető adatbázis
Baseco	edényes növények	Francia mediterrán régió	elterjedés, életforma, vegetatív terjedés, fény igény, mag terjedés, magasság	1800	n.a.	IMEP, Marseille	Gachet et al. 2005	Még nincs teljesen feltöltve
Leda	edényes növények	Észak-Nyugat-Európa, de szeretnék kiterjeszteni	élőhely, morfológia, reprodukció tulajdonságok	n.a.	n.a.	www.leda-traitbase.org		Jelenleg még nem elérhető interneten az adatbázis, feltöltés alatt.

adatbázis neve	tárgyalt csoport	területi lehatárolás	tárgyalt attribútum típusok	rekordok (taxonok) száma	érintett hazai fajok száma	elérhetőség	publikációk	Jellemzés
Swiss Web Flora	edényes növények	Svájc	taxonómia, morfológia, elterjedés, Svájcban belül nagyon részletesen, élőhely, reprodukciós tul.	kb. 3000	n.a.	www.wsl.ch/land/products/webflora		Svájc élőhely és növénytérképezésének eredménye, interneten böngészhető adatbázis
Spanyol Floratérképezés	edényes növények	Ibériai-félsziget	Elterjedés, kromoszómaszám, fajok bibliográfiája	kb. 6000	n.a.	www.anthos.es		Ibériai-félsziget élőhely és növénytérképezésének eredménye, interneten böngészhető adatbázis
Flóra Adatbázis	edényes növények	Magyarország	Elterjedés, élőhely-igény, életforma, veszélyeztetettség	2517	2517	MTA ÖBKI, publikált könyv	Horváth et al. 1995	
Magyarország védett növényei	edényes növények	Magyarország	Elterjedés, morfológia, virágzás ideje	kb. 500	500	Farkas Sándor, publikált könyv	Farkas 1999	
Boros	mohák	Magyarország	nedvesség, pH- és fényigény			publikát mű	Boros 1968	
Orbán	mohák	Magyarország	hő, nedvesség és pH-igény			publikát mű	Orbán 1984	
Dierssen	mohák	Európa	hő-, nedvesség-, pH- és fényigény			publikát mű	Dierssen 2001	
Ellenberg	növények	Közép-Európa	hő-, nedvesség-, pH- és fényigény			publikát mű	Ellenberg et al. 1992	
Neuroptera fajok tulajdonságai	fátyolkák	Európa	zsákmányfajok; klímatis igény; élőhely preferencia; vertikális növényzeti preferencia, fajaj-preferencia	-	~75	MTA NKI (Szentkirályi Ferenc)	Szentkirályi 1989, 1992, 1999b, 2001a,b,c	A XX. sz-i teljes európai szakirodalom alapján az egyes tulajdonságok összegyűjtve fajonként, részben táblázatos formában publikálva
Futóbogarak ökológiai besorolása	futóbogarak (Carabidae)		táplálékpreferencia; élőhellyel szembeni klímatis igény; élőhely preferencia; diszturbancia érzékenység, diszperziós képesség	?	~250	MTA NKI (Kádár Ferenc)		
Erdészeti fénycsapda hálózat	fényre repülő nagylepkék	Magyarország (25 fénycsapda állomás)	állatföldrajzi beosztás, élőhelytípusok, tápnövény pref., ökológiai preferenciák		~ 900	ERTI		

adatbázis neve	tárgyalt csoport	területi lehatárolás	tárgyalt attribútum típusok	rekordok (taxonok) száma	érintett hazai fajok száma	elérhetőség	publikációk	Jellemzés
Magyarország madarai	madarak	Magyarország	táplálkozás, fészkelőhely, fészkelés	-	371	publiált könyv		A tárgyalt attribútumokról (pl. talajon fészkel, bokron fészkel, odúlakó, szoliter vagy telepes, mit fogyaszt, mikor fészkel, stb.) szinte az összes madaras könyv közöl adatokat
MME fészkelő és átvonuló madárfajok előfordulása	madarak	Magyarország	tömeg, zsír, izom, tollazat, morfológiai bélyegek, stb.	több 10000	371	MME		A madárgyűrzési adatbázisokból különböző jellegek és morfológiai bélyegek mérései alapján állnak rendelkezésre hosszútávú adatsorok.
MTM Madárgyűjtemény	madarak	Magyarország	testméret és morfológia	14000	<<371	MTM		A gyűjtemény preparátumain a különböző testméret és morfológiai bélyegek mérhetőek és összevethetőek a gyűjtés idejével.
MME partifecske adatbázis	partifecske	Magyarország	tömeg, zsír, izom, tollazat, morfológiai bélyegek, stb.	több 10000	1	MME		A madárgyűrzési adatbázisokból különböző jellegek és morfológiai bélyegek mérései alapján állnak rendelkezésre hosszútávú adatsorok.
Örvös légykapó	örvös légykapó	Pilis	tömeg, zsír, izom, tollazat, morfológiai bélyegek, stb.	több 1000	1	Török János		1984 óta folyó viselkedésetkológiai vizsgálataik során nagy adatbázis gyűlt össze az általuk kihelyezett 700 odúból álló odutelepen. Rengeteg madarat vizsgáltak már meg, és hosszú adatsoruk áll rendelkezésre a különböző mért bélyegeket illetően.
Denevér adatbázis	denevérek	Magyarország	tömeg, alkarméret	pár 10000	28	Paulovics Péter, Szatyor Miklós, Gombkötő Péter		Denevérkutatás c. folyóiratban és a denevérvédelmi konferenciák kötetiben publikálva
Magyarországi emlősök atlasza	emlősök	Magyarország	tipikus élőhely	kb. 30000-ből leszűrve	80		Bihari et al. (eds.) in press	in press (Kossuth Kiadó)
MTM Emlős-gyűjtemény	emlősök	Magyarország	testméret és morfológia	40000	80	MTM		A gyűjtemény preparátumain a különböző testméret és morfológiai bélyegek mérhetőek és összevethetőek a gyűjtés idejével.

6.12. függelék: A Magyarországon rendszeresen előforduló madár- és emlősfajok éghajlatváltozással szemben mutatott várható viselkedése (veszélyeztetett, előretörő és potenciális indikátorfajok)

Batáry Péter, Báldi András, Bankovics Attila, Csorba Gábor

	Tudományos név	Veszélyeztetett	Égh. adventív	Indikátor	Natura
MADARAK					
1	<i>Gavia stellata</i>				
2	<i>Gavia arctica</i>				
3	<i>Tachybaptus ruficollis</i>				
4	<i>Podiceps nigricollis</i>				
5	<i>Podiceps cristatus</i>				
6	<i>Podiceps griseginea</i>				
7	<i>Phalacrocorax carbo</i>				
8	<i>Phalacrocorax pygmeus</i>				SPA
9	<i>Ardea cinerea</i>				
10	<i>Ardea purpurea</i>	X			SPA
11	<i>Ardeola ralloides</i>				SPA
12	<i>Egretta alba</i>		X		SPA
13	<i>Egretta garzetta</i>				SPA
14	<i>Nycticorax nycticorax</i>				SPA
15	<i>Ixobrychus minutus</i>				SPA
16	<i>Botaurus stellaris</i>		X		SPA
17	<i>Ciconia ciconia</i>				SPA
18	<i>Ciconia nigra</i>				SPA
19	<i>Plegadis falcinellus</i>				SPA
20	<i>Platalea leucorodia</i>				SPA
21	<i>Cygnus cygnus</i>				
22	<i>Cygnus olor</i>				
23	<i>Anser anser</i>				
24	<i>Anser albifrons</i>				
25	<i>Anser erythropus</i>				
26	<i>Anser fabalis</i>				
27	<i>Tadorna tadorna</i>				
28	<i>Anas platyrhynchos</i>				
29	<i>Anas querquedula</i>				
30	<i>Anas crecca</i>				
31	<i>Anas acuta</i>				
32	<i>Anas penelope</i>				
33	<i>Anas strepera</i>				
34	<i>Anas clypeata</i>				
35	<i>Netta rufina</i>				
36	<i>Aythya ferina</i>				
37	<i>Aythya fuligula</i>				
38	<i>Aythya nyroca</i>				
39	<i>Aythya marila</i>				
40	<i>Bucephala clangula</i>				
41	<i>Melanitta fusca</i>				

	Tudományos név	Veszélyeztetett	Égh. adventív	Indikátor	Natura
42	<i>Oxyura leucocephala</i>				
43	<i>Mergus albellus</i>				
44	<i>Mergus merganser</i>				
45	<i>Mergus serrator</i>				
46	<i>Pernis apivorus</i>				SPA
47	<i>Milvus milvus</i>				
48	<i>Milvus migrans</i>				SPA
49	<i>Accipiter gentilis</i>				
50	<i>Accipiter nisus</i>				
51	<i>Buteo rufinus</i>		X		
52	<i>Buteo buteo</i>				
53	<i>Buteo lagopus</i>				
54	<i>Hieraaetus pennatus</i>				
55	<i>Aquila chrysaetos</i>				SPA
56	<i>Aquila heliaca</i>				SPA
57	<i>Aquila pomarina</i>				SPA
58	<i>Haliaetus albicilla</i>				SPA
59	<i>Circus cyaneus</i>				
60	<i>Circus macrourus</i>		X		
61	<i>Circus pygargus</i>	X			SPA
62	<i>Circus aeruginosus</i>				SPA
63	<i>Circaetus gallicus</i>		X		SPA
64	<i>Pandion haliaetus</i>				
65	<i>Falco cherrug</i>		X		SPA
66	<i>Falco peregrinus</i>				
67	<i>Falco subbuteo</i>				
68	<i>Falco columbarius</i>				
69	<i>Falco vespertinus</i>		X		SPA
70	<i>Falco naumanni</i>				
71	<i>Falco tinnunculus</i>				
72	<i>Tetrastes bonasia</i>	X			SPA
73	<i>Perdix perdix</i>				
74	<i>Coturnix coturnix</i>				
75	<i>Phasianus colchicus</i>				
76	<i>Grus grus</i>				
77	<i>Rallus aquaticus</i>				
78	<i>Crex crex</i>	X			SPA
79	<i>Porzana parva</i>				
80	<i>Porzana pusilla</i>	X			
81	<i>Porzana porzana</i>	X			
82	<i>Gallinula chloropus</i>				
83	<i>Fulica atra</i>				
84	<i>Otis tetrax</i>		X		
85	<i>Otis tarda</i>		X		SPA
86	<i>Vanellus vanellus</i>				
87	<i>Pluvialis squatarola</i>				
88	<i>Pluvialis apricaria</i>				
89	<i>Charadrius hiaticula</i>	X			
90	<i>Charadrius dubius</i>				
91	<i>Charadrius alexandrinus</i>	X		X	SPA
92	<i>Eudromias morinellus</i>				

	Tudományos név	Veszélyeztetett	Égh. adventív	Indikátor	Natura
93	<i>Numenius phaeopus</i>				
94	<i>Numenius tenuirostris</i>				
95	<i>Numenius arquata</i>				
96	<i>Limosa limosa</i>	X			
97	<i>Limosa lapponica</i>	X			
98	<i>Tringa erythropus</i>	X			
99	<i>Tringa totanus</i>	X			
100	<i>Tringa stagnatilis</i>	X			
101	<i>Tringa nebularia</i>				
102	<i>Tringa ochropus</i>				
103	<i>Tringa glareola</i>	X			
104	<i>Actitis hypoleuca</i>				
105	<i>Gallinago media</i>	X			
106	<i>Gallinago gallinago</i>	X			
107	<i>Scolopax rusticola</i>	X			
108	<i>Lymnocyptes minimus</i>	X			
109	<i>Calidris alba</i>	X			
110	<i>Calidris canutus</i>	X			
111	<i>Calidris minuta</i>	X			
112	<i>Calidris temminckii</i>	X			
113	<i>Calidris alpina</i>	X			
114	<i>Calidris ferruginea</i>	X			
115	<i>Limicola falcinellus</i>	X			
116	<i>Philomachus pugnax</i>	X			
117	<i>Himantopus himantopus</i>	X			SPA
118	<i>Recurvirostra avosetta</i>	X			SPA
119	<i>Phalaropus lobatus</i>	X			
120	<i>Burhinus oedicephalus</i>		X		SPA
121	<i>Glareola pratincola</i>	X			SPA
122	<i>Stercorarius parasiticus</i>				
123	<i>Larus canus</i>				
124	<i>Larus cachinans</i>				
125	<i>Larus michahellis</i>				
126	<i>Larus fuscus</i>				
127	<i>Larus melanocephalus</i>		X		SPA
128	<i>Larus ridibundus</i>				
129	<i>Larus minutus</i>				
130	<i>Chlidonias hybrida</i>	X			SPA
131	<i>Chlidonias leucopterus</i>	X			
132	<i>Chlidonias niger</i>	X			SPA
133	<i>Sterna caspia</i>				
134	<i>Sterna hirundo</i>				SPA
135	<i>Sterna albifrons</i>		X		SPA
136	<i>Columba oenas</i>				
137	<i>Columba palumbus</i>				
138	<i>Streptopelia turtur</i>	X			
139	<i>Streptopelia decaocto</i>				
140	<i>Cuculus canorus</i>				
141	<i>Tyto alba</i>				
142	<i>Otus scops</i>		X		
143	<i>Bubo bubo</i>				SPA

	Tudományos név	Veszélyeztetett	Égh. adventív	Indikátor	Natura
144	<i>Athene noctua</i>				
145	<i>Strix aluco</i>				
146	<i>Strix uralensis</i>				SPA
147	<i>Asio otus</i>				
148	<i>Asio flammeus</i>	X			SPA
149	<i>Caprimulgus europaeus</i>		X		
150	<i>Apus apus</i>				
151	<i>Alcedo atthis</i>				
152	<i>Merops apiaster</i>		X		
153	<i>Coracias garrulus</i>		X		SPA
154	<i>Upupa epops</i>		X		
155	<i>Jynx torquilla</i>		X		
156	<i>Picus viridis</i>				
157	<i>Picus canus</i>				SPA
158	<i>Dryocopus martius</i>				
159	<i>Dendrocopos major</i>				
160	<i>Dendrocopos syriacus</i>				
161	<i>Dendrocopos medius</i>				
162	<i>Dendrocopos leucotos</i>				SPA
163	<i>Dendrocopos minor</i>				
164	<i>Calandrella brachydactyla</i>		X		
165	<i>Galerida cristata</i>		X		
166	<i>Lullula arborea</i>		X		
167	<i>Alauda arvensis</i>		X		
168	<i>Hirundo rustica</i>				
169	<i>Delichon urbica</i>				
170	<i>Riparia riparia</i>				
171	<i>Oriolus oriolus</i>				
172	<i>Corvus corax</i>				
173	<i>Corvus corone corone</i>				
174	<i>Corvus corone cornix</i>				
175	<i>Corvus frugilegus</i>				
176	<i>Corvus monedula</i>				
177	<i>Pica pica</i>				
178	<i>Nucifraga caryocatactes</i>				
179	<i>Garrulus glandarius</i>				
180	<i>Parus major</i>				
181	<i>Parus caeruleus</i>				
182	<i>Parus ater</i>				
183	<i>Parus cristatus</i>				
184	<i>Parus palustris</i>				
185	<i>Parus montanus</i>				
186	<i>Aegithalos caudatus</i>				
187	<i>Remiz pendulinus</i>				
188	<i>Panurus biarmicus</i>				
189	<i>Sitta europaea</i>				
190	<i>Certhia familiaris</i>				
191	<i>Certhia brachydactyla</i>				
192	<i>Tichodroma muraria</i>				
193	<i>Cinclus cinclus</i>	X			
194	<i>Troglodytes troglodytes</i>	X			

	Tudományos név	Veszélyeztetett	Égh. adventív	Indikátor	Natura
195	<i>Turdus viscivorus</i>				
196	<i>Turdus pilaris</i>				
197	<i>Turdus philomelos</i>				
198	<i>Turdus iliacus</i>				
199	<i>Turdus torquatus</i>				
200	<i>Turdus merula</i>				
201	<i>Monticola saxatilis</i>		X		
202	<i>Oenanthe oenanthe</i>		X	X	
203	<i>Saxicola torquata</i>		X		
204	<i>Saxicola rubetra</i>	X		X	
205	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>				
206	<i>Phoenicurus ochruros</i>				
207	<i>Luscinia megarhynchos</i>				
208	<i>Luscinia luscinia</i>				
209	<i>Luscinia svecica</i>				SPA
210	<i>Erithacus rubecula</i>				
211	<i>Locustella naevia</i>	X		X	
212	<i>Locustella fluviatilis</i>				
213	<i>Locustella luscinioides</i>				
214	<i>Acrocephalus melanopogon</i>				
215	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>				
216	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>				
217	<i>Acrocephalus palustris</i>	X			
218	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	X			
219	<i>Acrocephalus paludicola</i>	X			SPA
220	<i>Hippolais icterina</i>	X			
221	<i>Hippolais pallida</i>				
222	<i>Sylvia atricapilla</i>				
223	<i>Sylvia nisoria</i>		X		
224	<i>Sylvia borin</i>				
225	<i>Sylvia communis</i>		X		
226	<i>Sylvia curruca</i>				
227	<i>Phylloscopus trochilus</i>				
228	<i>Phylloscopus collybita</i>				
229	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>				
230	<i>Regulus regulus</i>				
231	<i>Regulus ignicapillus</i>				
232	<i>Muscicapa striata</i>				
233	<i>Ficedula hypoleuca</i>				
234	<i>Ficedula albicollis</i>				
235	<i>Ficedula parva</i>	X			
236	<i>Prunella modularis</i>	X			
237	<i>Prunella collaris</i>				
238	<i>Anthus pratensis</i>				
239	<i>Anthus campestris</i>		X	X	
240	<i>Anthus trivialis</i>				
241	<i>Anthus cervinus</i>				
242	<i>Anthus spinoletta</i>				
243	<i>Motacilla alba</i>				
244	<i>Motacilla cinerea</i>				
245	<i>Motacilla flava</i>	X			

	Tudományos név	Veszélyeztetett	Égh. adventív	Indikátor	Natura
246	<i>Bombycilla garrulus</i>				
247	<i>Lanius excubitor</i>				
248	<i>Lanius minor</i>		X		SPA
249	<i>Lanius collurio</i>		X		
250	<i>Sturnus vulgaris</i>				
251	<i>Pastor roseus</i>		X		
252	<i>Passer domesticus</i>				
253	<i>Passer montanus</i>				
254	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>				
255	<i>Carduelis chloris</i>				
256	<i>Carduelis carduelis</i>				
257	<i>Carduelis spinus</i>	X			
258	<i>Carduelis cannabina</i>				
259	<i>Carduelis flavirostris</i>				
260	<i>Carduelis flammea</i>				
261	<i>Serinus serinus</i>				
262	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	X			
263	<i>Loxia curvirostra</i>				
264	<i>Fringilla coelebs</i>				
265	<i>Fringilla montifringilla</i>				
266	<i>Emberiza citrinella</i>				
267	<i>Emberiza calandra</i>				
268	<i>Emberiza cirrus</i>		X		
269	<i>Emberiza hortulana</i>		X		
270	<i>Emberiza cia</i>		X		
271	<i>Emberiza schoeniclus</i>				
272	<i>Calcarius lapponicus</i>				
273	<i>Plectrophenax nivalis</i>				

	Tudományos név	Veszélyeztetett	Égh. adventív	Indikátor	Natura
EMLŐSŐK					
1	<i>Erinaceus concolor</i>				
2	<i>Talpa europaea</i>				
3	<i>Sorex minutus</i>				
4	<i>Sorex araneus</i>				
5	<i>Sorex alpinus</i>				
6	<i>Neomys fodiens</i>	X			
7	<i>Neomys anomalus</i>	X			
8	<i>Crocidura leucodon</i>		X	X	
9	<i>Crocidura suaveolens</i>		X	X	
10	<i>Rhinolophus hipposideros</i>				II; III
11	<i>Rhinolophus euryale</i>				II; III
12	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>				II; III
13	<i>Myotis myotis</i>				II; III
14	<i>Myotis blythi</i>				II; III
15	<i>Myotis bechsteini</i>				II; III
16	<i>Myotis nattereri</i>				
17	<i>Myotis mystacinus</i>	X			
18	<i>Myotis alcaethoe</i>	X			
19	<i>Myotis brandti</i>	X			

	Tudományos név	Veszélyeztetett	Égh. adventív	Indikátor	Natura
20	<i>Myotis emarginatus</i>				II; III
21	<i>Myotis dasycneme</i>				II; III
22	<i>Myotis daubentoni</i>				
23	<i>Plecotus auritus</i>				
24	<i>Plecotus austriacus</i>				
25	<i>Barbastella barbastellus</i>				II; III
26	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>				
27	<i>Pipistrellus nathusii</i>				
28	<i>Pipistrellus kuhli</i>		X	X	
29	<i>Nyctalus noctula</i>				
30	<i>Nyctalus leisleri</i>				
31	<i>Nyctalus lasiopterus</i>				
32	<i>Eptesicus serotinus</i>				
33	<i>Eptesicus nilssoni</i>	X			
34	<i>Vespertilio murinus</i>				
35	<i>Miniopterus schreibersi</i>				II; III
36	<i>Oryctolagus cuniculus</i>		X		
37	<i>Lepus europaeus</i>				
38	<i>Sciurus vulgaris</i>				
39	<i>Spermophilus citellus</i>	X			II; III
40	<i>Castor fiber</i>				II; III
41	<i>Cricetus cricetus</i>	X			V
42	<i>Ondatra zibethica</i>	X			
43	<i>Clethrionomys glareolus</i>				
44	<i>Arvicola terrestris</i>	X			
45	<i>Pitymys subterraneus</i>				
46	<i>Microtus arvalis</i>		X		
47	<i>Microtus agrestis</i>	X		X	
48	<i>Microtus oeconomus mehelyi</i>	X			II; III
49	<i>Apodemus sylvaticus</i>				
50	<i>Apodemus flavicollis</i>				
51	<i>Apodemus microps</i>		X		
52	<i>Apodemus agrarius</i>				
53	<i>Micromys minutus</i>				
54	<i>Mus musculus</i>				
55	<i>Mus spicilegus</i>		X		
56	<i>Rattus rattus</i>				
57	<i>Rattus norvegicus</i>				
58	<i>Muscardinus avellanarius</i>				
59	<i>Glis glis</i>				
60	<i>Dryomys nitedula</i>		X		
61	<i>Sicista subtilis</i>				II; III
62	<i>Spalax leucodon</i>		X		
63	<i>Canis lupus</i>				II; III
64	<i>Vulpes vulpes</i>				
65	<i>Meles meles</i>				
66	<i>Lutra lutra</i>	X			II; III
67	<i>Martes martes</i>				
68	<i>Martes foina</i>				
69	<i>Mustela erminea</i>	X			
70	<i>Mustela nivalis</i>				

	Tudományos név	Veszélyeztetett	Égh. adventív	Indikátor	Natura
71	<i>Mustela putorius</i>				
72	<i>Mustela eversmanni</i>		X		II; III
73	<i>Felis silvestris</i>				
74	<i>Lynx lynx</i>				II; III
75	<i>Sus scrofa</i>				
76	<i>Capreolus capreolus</i>				
77	<i>Cervus dama</i>				
78	<i>Cervus elaphus</i>				
79	<i>Ovis musimon</i>		X		

Ábrák és táblázatok jegyzéke

Ábrák, térképek:

1.1 1. ábra: Az ökoszisztémák szerepe a globális változásoknak a társadalmi jólétre gyakorolt hatásában	4
3.4 1. ábra: Magyarország, illetve Budapest jelenlegi és várható klímájához hasonló klímájú (klimatikusan analóg) területek a Földön	126
4.2 1. ábra: Az elemzésünk során használt hat éghajlati projekció bemutatása.....	132
4.3 1. ábra: Az éghajlat-élőhely kapcsolatok három lehetséges típusának illusztrációja	136
4.3 2. ábra: Az éghajlati kapcsolatok általunk használt fogalmainak csoportosítása, hierarchiája	137
4.4 1. ábra: Az éghajlatváltozás várható közvetlen hatása a legnagyobb modellezett éghajlat-érzékenységi élőhelyekre.	145
1. térkép: A mocsárrétek (D34) előfordulásainak módosított Németh-Seregélyes-féle természetessége	157
2. térkép: Az ürmöspuszták (F1a) előfordulásainak módosított Németh-Seregélyes-féle természetessége	158
3. térkép: A menedék-elvű adaptáció lehetősége a mocsárrétek (D34) esetében relatív skálán értékelve	159
4. térkép: A menedék-elvű adaptáció lehetősége a mocsárrétek (D34) esetében abszolút skálán értékelve	160
5. térkép: A menedék-elvű adaptáció lehetősége az ürmöspuszták (F1a) esetében relatív skálán értékelve	161
6. térkép: A menedék-elvű adaptáció lehetősége az ürmöspuszták (F1a) esetében abszolút skálán értékelve	162
7. térkép: A vándorlás-elvű adaptáció lehetősége a mocsárrétek (D34) esetében relatív skálán értékelve	163
8. térkép: A vándorlás-elvű adaptáció lehetősége a mocsárrétek (D34) esetében abszolút skálán értékelve	164
9. térkép: A vándorlás-elvű adaptáció lehetősége az ürmöspuszták (F1a) esetében relatív skálán értékelve	165
10. térkép: A vándorlás-elvű adaptáció lehetősége az ürmöspuszták (F1a) esetében abszolút skálán értékelve	166
11. térkép: A menedék- és vándorlás-elvű adaptáció lehetőségeinek áttekintő térképe a mocsárrétek (D34) esetében relatív skálán értékelve	167
12. térkép: A menedék- és vándorlás-elvű adaptáció lehetőségeinek áttekintő térképe az ürmöspuszták (F1a) esetében relatív skálán értékelve	168
13. térkép: Az autonóm adaptáció lehetőségeinek összesített térképe a mocsárrétek (D34) esetében	169
14. térkép: Az autonóm adaptáció lehetőségeinek összesített térképe az ürmöspuszták (F1a) esetében	170
15-16. térkép: A Natura 2000 területek értékelése: A jó menedék-elvű adaptációs képességgel rendelkező területek viszonya a Natura 2000 területekhez a mocsárrétek (D34) esetében	175
17-18. térkép: A Natura 2000 területek értékelése: A jó menedék-elvű adaptációs képességgel rendelkező területek viszonya a Natura 2000 területekhez a mocsárrétek (D34) esetében	176

19-20. térkép: A Nemzeti Ökológiai Hálózat értékelése: A jó vándorlás-elvű adaptációs képességgel rendelkező területek viszonya a Nemzeti Ökológiai Hálózathoz a mocsárrétek (D34) esetében	177
21-22. térkép: A Nemzeti Ökológiai Hálózat értékelése: A jó vándorlás-elvű adaptációs képességgel rendelkező területek viszonya a Nemzeti Ökológiai Hálózathoz az ürmöspuszták (F1a) esetében	178
6.3 1. ábra: A szárazgyepek <i>Elaeagnus</i> általi inváziójának predikciója egyváltozós modellek alapján	197
6.3 2. ábra: A szárazgyepek <i>Elaeagnus</i> általi inváziójának predikciója a legjobb nem-térbeli modell alapján	198
6.3 3. ábra: A szárazgyepek <i>Elaeagnus</i> általi inváziójának predikciója a legjobb térbeli modell alapján	199
6.3 4. ábra: A mocsárrétek <i>Solidago</i> általi inváziójának predikciója egyváltozós modellek alapján	200
6.3 5. ábra: A mocsárrétek <i>Solidago</i> általi inváziójának predikciója a legjobb nem-térbeli modell alapján	201
6.3 6. ábra: A mocsárrétek <i>Solidago</i> általi inváziójának predikciója a legjobb térbeli modell alapján	202
6.6 1. ábra: A döntési fa (CART) modellek illusztrációja a H4 élőhely (félszáraz irtásrétek) példáján.	217
6.8 1. ábra: A vándorlás-elvű adaptáció lehetőségeinek objektív megítélésére, a pixelwise proximity index (PWPI) küszöbszámainak meghatározásához használt modelltájak sorozata, valamint hasonló értékeket szolgáltató véletlenszerű, szimulált tájak.....	224
6.8 2. ábra: A természeti tőke index (NCI) kiszámításának illusztrációja Hollandia példáján	225
6.8 3. ábra: A menedék-elvű adaptáció lehetőségeinek objektív megítélésére, a természeti tőke diverzitás (NCDI) küszöbszámainak meghatározásához használt modelltájak sorozata	225

Táblázatok:

2.1 1. táblázat: A hazai szerzők indikátorszámainak skálabeosztása és összehasonlítása az Ellenberg-féle skálázással	18
2.1 2. táblázat: A hazai Natura 2000-es edényes növényfajok várható veszélyeztetettsége a klímaváltozás során	29
2.10 1. táblázat: Magyarországi kétéltűfajok (Amphibia) aktuális természetvédelmi értéke, nemzetközi védelme és globális veszélyeztetettsége	96
2.10 2. táblázat: Magyarországi kétéltűfajok (Amphibia) klímaváltozással szemben mutatott érzékenysége	97
4.2 1. táblázat: A vizsgált különböző általános légköri modellek által az „A2” emissziós forgatókönyv feltételezése esetén előrejelzett átlagos éghajlatváltozás a Kárpát-medence térségére	133
4.2 2. táblázat: A vizsgált különböző társadalmi gazdasági forgatókönyvek esetén a HadCM3 modell által előrejelzett átlagos éghajlatváltozás a Kárpát-medence térségére	133
4.3 1. táblázat: Az egyes élőhelyeknek a hazai elterjedésben is tükröződő, bioklimatikusan modellezhető éghajlatfüggésének a mértéke.....	140
4.3 2. táblázat: A legfontosabb, hazai elterjedésben nem tükröződő közvetlen éghajlatfüggéssel rendelkező élőhelyek	141
4.3 3. táblázat: A legfontosabb, közvetett éghajlatfüggéssel rendelkező élőhelyek.	142
4.4 1. táblázat: A várható hatások (veszélyeztetettség) országos átlaga a legerősebb közvetlen éghajlatfüggést mutató élőhelyekre.....	149

4.4 2. táblázat: Az éghajlatváltozás által okozott várható hatás (veszélyeztetettség) az egyes élőhelyekre ötfokú skála szerint.....	151
4.7 1. táblázat: az éghajlatváltozás okozta sérülékenység csökkentésének a lehetőségei a természetvédelemben	173
5.3 1. táblázat: Az egyes Natura 2000 élőhely-kategóriák megfeleltetése a MÉTA program során használt (ÉIU) kategóriáknak	192
6.3 1. táblázat: A szárazgyepek (E, G, H, OC) Elaeagnus általi inváziójának predikciója: a különböző modellek összehasonlítása.....	196
6.3 2. táblázat: A mocsárrétek (D34, OB) Solidago általi inváziójának predikciója: a különböző modellek összehasonlítása.....	201
6.4 1. táblázat: A javasolt inváziós gyom-kockázati rendszer kérdőíve	206
6.4 2. táblázat: Az inváziós gyom-kockázati rendszer értékelő táblázata.....	207
6.4 3. táblázat: Melléktáblázat a 3.01-3.05. kérdések pontszámainak megadásához.....	208
6.4 4. táblázat: A hazai viszonyokra adaptált veszélyesség analízisben tesztelése: a meghonosodott és inváziós neophytonok pontszámai	209
6.5 1. táblázat: A munkánk során felhasznált éghajlati forgatókönyvek	212
6.6 1. táblázat: Az élőhelyek éghajlatérzékenységének modellezéséhez használt változók..	214
6.6 2. táblázat: Az egyes élőhelyek elterjedésére illesztett CART modellszámítások összefoglalása.....	219
6.8 1. táblázat: A két vizsgált élőhelyhez hasonló, azok fajainak átmeneti megtelepedésére alkalmas élőhelyek listája, melyeket a vándorlás-alapú alkalmazkodóképesség vizsgálatokor átjárható élőhelyeknek tekintettünk	223
6.9. függelék: A vizsgált fajcsoportok esetében rendelkezésre álló hazai vonatkozású elterjedési adatforrások	228
6.10. függelék: A vizsgált fajcsoportok esetében rendelkezésre álló hazai vonatkozású fenológiai adatforrások.....	231
6.11. függelék: A vizsgált fajcsoportok esetében rendelkezésre álló hazai vonatkozású faji bélyeg adatforrások	234
6.12. függelék: A Magyarországon rendszeresen előforduló madár- és emlősfajok éghajlatváltozással szemben mutatott várható viselkedése (veszélyeztetett, előretörő és potenciális indikátorfajok).....	238

Irodalomjegyzék

- Ábrahám L (2003): Recésszárnyúak (Neuroptera) szünzoológiai vizsgálata a Dunántúli-dombságon. Egyetemi Doktori értekezés, Szeged. pp.153.
- Ahas R., Aasa A (2006): The effects of climate change on the phenology of selected Estonian plant, bird and fish populations. *J. of Biometeorology* **51**: 17–26.
- Alexander MA, Eischeid JK (2001): Climate variability in regions of amphibian declines. *Conservation Biology*. **15** (4): 930–942.
- Alford RA, Richards SJ (1999): Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **30**: 133–165.
- Allen CD, Breshears DD (1998): Drought-induced shift of a forest-woodland ecotone: Rapid landscape response to climate variation. *PNAS* **95**: 14839–14842.
- Altermatt F (2003): Potential negative effects of atmospheric CO₂-enrichment on insect communities in the canopy of a mature deciduous forest in Switzerland. *Mitt. Schweiz. Entomol. Gesellschaft* **76**: 191–199.
- Andorkó R, Kádár F (2004): A *Carabus scheidleri* (Coleoptera: Carabidae) aktivitása, korszerkezeti és szaporodási jellemzői egy felhagyott agrárterületen. *Növényvédelem* **40**: 113–119.
- Araújo MB, Cabezas M, Thuiller W, Hannah L, Williams PH (2004): Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* **10**: 1618–1626.
- Araújo MB, Pearson RG (2005): Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*. **28** (5): 693–695.
- Asch van M, Visser ME (2007): Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annu. Rev. Entomol.* **52**: 37–55.
- Aszalós R (2003): Növényzeti mintázatok predikciója középhegységi tájban, statisztikai modellekkel. Doktori disszertáció. ELTE TTK, Budapest.
- Bacles CFE, Lowe AJ, Ennos RA (2006): Effective Seed Dispersal Across a Fragmented Landscape. *Science* **311** (5761): 628.
- Bagi I (1987): Statistical relationships between the ordination of coenological relevés and characteristic indicator values. *Acta Bot. Hung.* **33**: 199–210.
- Bagi I (1993): Növényi növekedési formák I. Elméleti alapok és tudománytörténeti áttekintés. *Bot. Közl.* **80**: 119–128.
- Bagi I (1994): Növényi növekedési formák II. A magyar vegetáció növekedési formáinak határozókulcsa. *Bot. Közl.* **81**: 1–8.
- Bai YF, Han XG, Wu JG, Chen ZZ, Li LH (2004): Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland. *Nature* **431** (7005): 181–184.
- Baker RHA, Sansford CE, Jarvis CH, et al. (2000): The role of climatic mapping in predicting the potential geographical distribution of non-indigenous pests under current and future climates. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **82**: 57–71.
- Bakker JP, Poschlod P, Strykstra RJ, Bekker RM, Thompson K (1996): Seed banks and seed dispersal: Important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.*, **45**:461–490.

- Balázs K (1996): Zur Parasitierung der Apfelblattminiermotte (*Nepticula malella* Stainton) in Apfelanlagen (Lepidoptera). *Verh. SIEEC* **14**: 182–190.
- Balázs K (1997): The importance of parasitoids in apple orchards. *Biological Agriculture & Horticulture* **15**: 123–129.
- Báldi A, Csorba G, Korsós Z (1995): Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Báldi A, Csorba G, Korsós Z (2001): Setting priorities for the conservation of terrestrial vertebrates in Hungary. *Biodiversity and Conservation* **10**: 1283–1296.
- Báldi A, Moskát C, Szép T (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IX. Madarak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Balogh L, Botta-Dukát Z, Dancza I (2003): What kind of plants are invasive in Hungary? In: Child LE, Brock JH, Brundu G, Prach K, Pyšek P, Wade PM, Williamson M (eds.) *Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 131–146.
- Balogh L., Dancza I. & Király G. (2004): A magyarországi neofitonok időszzerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból. In: Mihály B. – Botta-Dukát Z. (szerk.) *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. pp. 57–88.
- Bartha S (2004): Paradigmaváltás és módszertani forradalom a vegetáció vizsgálatában. *Magyar Tudomány* **2004**. évf. (1): 12–26.
- Bartholy J, Pongrácz R, Matyasovszky I, Schlanger V (2004): A globális klímaváltozás várható tendenciái a Kárpát-medence területére. In: Erdő és klíma IV. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron pp. 57–68.
- Bartholy J, Schlanger V (2004): Az éghajlat regionális modellezése. *A Természet Világa* **135** (II. különszám): 40–44.
- Beaumont LJ, Hughes L, Poulsen M (2005): Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling* **186** (2): 250–269.
- Beebee TJC (1995): Amphibian breeding and climate. *Nature*. **374**: 219–220.
- Beebee TJC (2002): Amphibian phenology and climate change. *Conservation Biology*. **16** (6): 1454–1455.
- Beerling DJ, Huntley B, Bailey JP (1995): Climate and the distribution of *Fallopia japonica*: use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. *J. Veg. Sci.* **6**: 269–282.
- Bender DJ, Tischendorf L, Fahrig L (2003): Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology*, **18** (1):17–39.
- Benning TL, LaPointe D Carter, Atkinson T, Vitousek PV (2002): Interactions of climate change with biological invasions and land use in the Hawaiian Islands: Modeling the fate of endemic birds using a geographic information system. *PNAS* **99**: 14246–14249.
- Béres I, Novák R, Hoffmanné Pathy Zs, Kazinczi G (2005): Az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisifolia*) elterjedése, morfológiája, biológiája, jelentősége és a védekezés lehetőségei. *Gyomnövények, gyomirtás* **6** (1): 1–48.

- Berkes Z (1942): Éghajlatingadozások tükröződése a kőszegi szőlőhajtások hosszában, Időjárás, új sorozat 15. szám, 1942 január–február.
- Bernátsky J. (1906): A Balaton-vidéki növényfenológiai megfigyelések eredményei. Balaton Tudományos Tanulmányozásának eredményei I.
- Biedermann R, Niedringhaus R (2004): Die Zikaden Deutschlands. WABV Fründ 409 pp.
- Bihari Z, Heltai M, Csorba G (eds.): A magyarországi emlősök atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest, in press.
- Blaustein AR, Belden LK, Olson D, Green DM, Root TL, Kiesecker JM. (2001): Amphibian breeding and climate change. *Conservation Biology*. **15**: 1804–1809.
- Bodrogközy Gy. (1977): A Pannonicum halophyton társulásainak rendszere és synökológiája. Szeged, Kandidátusi disszertáció, kézirat.
- Borcard D, Legendre P, Drapeau P (1992): Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* **73**: 1045–1055.
- Borhidi A (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Act. Bot. Hung.* **39** (1–2): 97–181.
- Browicz K (1982-1996): Chorology of trees and shrubs in south-west Asia and adjacent regions. Vol. 1-10., Supplement. Phytogeographical analysis, 1982-1991: Polish Scientific Publishers, Warszawa & Poznan, 1992-1996: by Polish Academy of Sciences – Institute of Dendrology, Kórnik, Poland
- Boros Á (1968): Bryogeographie und Bryoflora Ungarns. Akadémiai Kiadó, Budapest, 466 pp.
- Bosch J, Carrascal LM, Dura L, Walker S, Fisher MC (2006): Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain; is there a link? *Proceedings of the Royal Society. B*. 1–8.
- Both C, Artemyev AV, Blaauw B, Cowie RJ, Dekhuijzen AJ, Eeva T, Enemar A, Gustafsson L, Ivankina EV, Järvinen A, Metcalfe NB, Nyholm NEI, Potti J, Ravussin PA, Sanz JJ, Silverin B, Slater FM, Sokolov LV, Török J, Winkel W, Wright J, Zang H, Visser ME (2004): Large-scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* **271**: 1657–1662.
- Botkin DB, Saxe H, Araújo MB, Betts R, Bradshaw RHW, Cedhagen T, Chesson P, Dawson TP, Etterson JR, Faith DP, Ferrier S, Guisan A, Skjoldborg Hansen A, Hilbert DW, Loehle C, Margules C, New M, Sobel MJ, Stockwell DRB (2007) Forecasting the Effects of Global Warming on Biodiversity. *BioScience* **57** (3): 227–236.
- Botta-Dukát Z, Balogh L, Dancza I (2004): Az inváziót elősegítő tulajdonságok és tulajdonságkombinációk a hazai neofitonok jegyzékének elemzése alapján. In: Mihály B, Botta-Dukát Z (szerk.) *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.* pp. 93–109.
- Botta-Dukát Z, Mihály B (szerk.) (2006): *Özönnövények II., A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 10., Budapest,* pp. 396.
- Bowler PA, Rundel PW (1975): Reproductive strategies in lichens. *Bot. J. Linn. Soc.* **70**: 325–340.

- Böhning-Gaese K, Lemoine N (2004): Importance of climate change for the ranges, communities and conservation of birds. *Advances in Ecological Research* **35**: 211–236.
- Bölöni J, Kun A, Molnár Zs (2003): Élőhely-ismereti Útmutató. (Habitat Guide.) Manuscript, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Brakefield PM (1987): Geographical variability in, and temperature effects on, the phenology of *Maniola jurtina* and *Pyronia tithonus* (Lepidoptera, Satyrinae) in England and Wales. *Ecological Entomology* **12**: 139–148.
- Braschler B JK, Hill JK (2007): Role of larval host plants in the climate-driven range expansion of the butterfly *Polygonia c-album*. *J. Anim. Ecol.* **76**: 415–423.
- Breiman L, Friedman J, Olshen R, Stone C (1984): Classification and Regression Trees. Chapman & Hall/CRC, New York, NY, USA.
- Brooker R, Young JC, Watt AD (2007): Climate change and biodiversity: impacts and policy development challenges – a European case study. *International Journal of Biodiversity Science and Management* **3**: 12–30.
- Brown JH, Valone TJ, Curtin CG (1997): Reorganization of an arid ecosystem in response to recent climate change. *PNAS* **94**: 9729–9733.
- Bruun HH (1992): Changes in species composition of the moth and butterfly fauna on Houtskar in the Archipelago of SW Finland during the years of 1954-1989 (Lepidoptera: Hesperidae - Noctuidae). *Acta Acad. Aboensis (B)* **52**: 1–49.
- Bryant SR, Thomas CD, Bale JS (2002): The influence of thermal ecology on the distribution of three nymphalid butterflies. *Journal of Applied Ecology* **39**: 43–55.
- Burfield I, van Bommel F (szerk.) (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, U.K.: BirdLife Conservation Series No. 12.
- Busby JR (1991): BIOCLIM - A Bioclimatic Analysis and Prediction System. In: Margules, C.R. & M.P. Austin (eds.) Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis. Canberra: CSIRO. pp. 64–68.
- Buse A, Dury SJ, Woodburn RJW, et al. (1999): Effects of elevated temperature on multi-species interactions: the case of pedunculate oak, winter moth and tits. *Functional Ecology* **13** (Suppl. 1): 74–82.
- Buse A, Good JEG (1996): Synchronization of larval emergence in winter moth (*Operophtera brumata* L.) and budburst in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) under simulated climate change. *Ecological Entomology* **21**: 335–343.
- Buse A, Good JEG, Dury SJ, Perrins CM (1998): Effects of elevated temperature and carbon dioxide on the nutritional quality of leaves of oak (*Quercus robur* L.) as food for the winter moth (*Operophtera brumata* L.). *Functional Ecology* **12**: 742–749.
- Cain ML, Milligan BG, Strand AE (2000): Longdistance seed dispersal in plant populations. *Am. J. Bot.*, **87**:1217–1227.
- Cain ML, Nathan R, Levin SA (2003): Long-distance dispersal. *Ecology*, **84**:1943–1944.
- Carey C, Alexander MA (2003): Climate change and amphibians: is there a link? *Diversity and Distributions*. **9**: 111–121.
- Carey C, Heyer RW, Wilkinson J, Alford RA, Arntzen JW, Halliday T, Hungerford L, Lips KR, Middleton EM, Orchard SA, Rand SA (2001): Amphibian declines and environmental change: use of remote-sensing data to identify environmental correlates.

- Conservation Biology*. **15** (4): 903–913.
- Chadwick, E. A., Slater, F. M. & Ormerod, S. J. (2006): Inter- and intraspecific differences in climatically mediated phenological change in coexisting *Triturus* species. *Global Change Biology*. **12** (6): 1069–1078.
- Colautti RI, MacIsaac HJ (2004): A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and Distributions* **10**: 135–141.
- Colautti RI, Ricciardi A, Grogovich IA, MacIsaac HJ (2004): Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters* **7**: 721–733.
- Collier (2005a): IPCC DDC AR4 CSIRO-Mk3.0 20C3M run1. CERA-DB "CSIRO_Mk3.0_20C3M_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=CSIRO_Mk3.0_20C3M_1
- Collier (2005b): IPCC DDC AR4 CSIRO-Mk3.0 SRESA2 run1. CERA-DB "CSIRO_Mk3.0_SRESA2_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=CSIRO_Mk3.0_SRESA2_1
- Collingham YC, Huntley B (2000): Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. *Ecol. Appl.*, **10**:131–144.
- Conrad KF, Woiwod IP, Parsons M, et al. (2004): Long-term population trends in widespread British moths. *J. Insect Conservation* **8**: 119–136.
- Conrad KF, Woiwod IP, Perry JN (2003): East Atlantic teleconnection pattern and the decline of a common arctiid moth. *Global Change Biology* **9**: 125–130.
- Corn PS (2005): Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation* **28** (1): 59–67.
- Corn PS, Fogelman JC (1984): Extinction of montane populations of northern leopard frog (*Rana pipiens*) in Colorado. *Journal of Herpetology* **18**: 147–153.
- Cowley MJR, Thomas CD, Thomas JA, Warren MS (1999): Flight areas of British butterflies: assessing species status and decline. *Proc. R. Soc. Lond. B* **266**: 1587–1592.
- Cramp S (ed.) (1977-1994): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa I-IX. Oxford University Press, Oxford.
- Crick HQP (2004): The impact of climate change on birds. *Ibis* **146** Suppl. 1: 48–56.
- Crowley TJ (2000): Causes of climate change over the past 1000 years. *Science* **289**: 270–277.
- Croxall JP, Trathan PN, Murphy EJ (2002): Environmental Change and Antarctic Seabird Populations. *Science* **297**: 1510–1515.
- Crump ML, Hensley FR, Clark KL. (1992): Apparent decline of the golden toad: underground or extinct. *Copeia*. **1992**: 413-420.
- Currie DJ (2001): Projected effects of climate change on patterns of vertebrate and tree species richness in the conterminous United States. *Ecosystems* **4**: 216–225.
- Cyganov DN (1983): Fitoindikacija ekoligiceskich rezimov v podzonechvojno-sirokolistvennyh lesov. Nauka, Moszkva.
- Czúcz B (2005): A budai Vár fásszárú adventív flórája. *Kitaibelia* **10**: 85–99.
- Czúcz B, Révész A, Horváth F, Biró M (2005): Loss of semi-natural grasslands in the Hungarian forest-steppe zone in the last fifteen years: causes and fragmentation

- patterns. In: McCollin D, Jackson JI (eds): *Planning, People and Practice: The landscape ecology of sustainable landscapes – Proceedings of the 13th Annual IALE(UK) Conference, held at the University of Northampton, 12–16 Sep. 2005*. p. 73–80.
- Csányi Z (2005): Klímaelemek hatása nagylepke-együttes hosszútávú fogási eredményeire a várgesztesi fénycsapda alapján. *Szakkolgozat*, Budapest, ELTE, pp. 125.
- Csóka Gy (1996): Aszályos évek - fokozódó rovarkárok erdeinkben. *Növényvédelem* **32**: 545–551.
- Csóka Gy (1997): Increased insect damage in Hungarian forests under drought impact. *Biologia* **52**: 159–162.
- Csontos P (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei* Scientia kiadó, Budapest.
- Csontos P (2002): A magökológiai adatbázis és alkalmazhatósága a botanikai kutatásban. in: Papp L, Borhidi A (szerk.): *Szupraindividuális biológiai kutatások*, Vácrátót.
- Csorba G, Pecsénye K (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. X. Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Daily GC, Söderqvist T, Aniyar S, Arrow K, Dasgupta P, Ehrlich PR, Folke C, Jansson A, Jansson B, Kautsky N, Levin S, Lubchenco J, Mäler K, Simpson D, Starrett D, Tilman D, Walker B (2000): The value of nature and the nature of value. *Science* **289**: 395–396.
- Davidson C, Shaffer HB, Jennings MR (2002): Spatial tests of the pesticide drift, habitat destruction, UV-B and climate change hypotheses for California amphibian declines. *Conservation Biology*. **16**: 1588–1601.
- Davies KF, Margules CR, Lawrence JF (2000): Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* **81**:1450–1461.
- Davies ZG, Willson RJ, Coles S, Thomas CD (2006): Changing habitat associations of a thermally constrained species, the silver-spotted skipper butterfly, in response to climate warming. *J. Anim. Ecol.* **75**: 247–256.
- Davis AJ, Jenkinson LS, Lawton JH, et al. (1998): Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature* **391**: 783–786.
- Davis M.B., Shaw R.G. (2001): Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. *Science* **292**: 673–679.
- de Groot RS, Ketner P, Ovaa AH (1995): Selection and use of bio-indicators to assess the possible effects of climate change in Europe. *Journal of Biogeography* **22**: 935–943.
- de Vries DM, Kruine AA, Mooi H (1957): Veelvuldigheid van graslandplanten en hun aanwijzing van milieu-eigenschappen. *Jaarb. Inst. Biol. Scheik. Onderzoek Landbouwgewassen* **27**: 183–191.
- Dennis RLH, Shreeve TG (1991): Climatic change and the British butterfly fauna: opportunities and constraints. *Biol. Conserv.* **55**: 1–16.
- Dierssen K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. *Bryophytorum Bibliotheca* **56**: 1–289.
- Donald PF, Green RE, Heath MF (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* **268**: 25–29.

- Donnelly MA, Crump ML (1998): Potential effects of climate change on two neotropical amphibian assemblages. *Climatic Change*. **39**: 541–561.
- Donita N (1977): Ecologie forestiera. Edit Stiint. si Enciclopedica. Bucuresti.
- Donnelly A, Jones MB, Sweeney J (2004): A review of indicators of climate change for use in Ireland. *J. of Biometeorology* **49**: 1–12.
- Dukes JS, Mooney HA (1999): Does global change increase the success of biological invaders? *Trends Ecol. Evol.* **14**: 135–139.
- Durell SEA, Le V dit, Stillman RA, Caldow RWG, McGrorty S, West AD, Humphreys J (2006): Modelling the effect of environmental change on shorebirds: A case study on Poole Harbour, UK. *Biological Conservation* **131**: 459–473.
- Dury SJ, Good JEG, Perrins CM, et al. (1998) The effects of increasing CO₂ and temperature on oak leaf palatability and the implications for herbivorous insects. *Global Change Biology*, **4**: 55–62.
- Düll R (1983): Distribution of the European and Macaronesian liverworts (Hepaticophytina). *Bryol. Beiträge* **2**: 1–115.
- Düll R (1984): Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina) I. *Bryol. Beiträge* **4**: 1–109.
- Düll R (1985): Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina) II. *Bryol. Beiträge* **5**: 110–232.
- Düll R (1992): Distribution of the European and Macaronesian Mosses (Bryophytina) Annotations and Progress. *Bryologische Beiträge* **8/9**: 1–223.
- Easterling DR, Meehl GA, Parmesan C, Changnon SA, Karl TR, Mearns LO (2000): Climate Extremes: Observations, Modeling, and Impacts. *Science* **289**: 2068–2074.
- Easterling DR, Meehl GA, Parmesan C, et al. (2000) Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science* **289**: 2068–2072.
- Edgar P, Bird DR (2006): Action Plan for the Conservation of the Crested Newt *Triturus cristatus* Species Complex in Europe. Council of Europe, Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Standing Committee. pp. 33.
- EEA(2004): EU Headline Biodiversity Indicators. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/develop_biodiversity_policy/malahide_conference/pdf/malahide_mp_indicators.pdf.
- Ellenberg H (1974): Zeigerwerte der Gefaasspflanzen in Mitteleuropas *Scripta Geobotanica* 9. Goltze Verlag, Göttingen.
- Ellenberg H, (1950): Kausale Pflanzensoziologie auf physiologischer Grundlage. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* **63**: 24–31.
- Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W, Paulissen D (1991): Zeigewerte von Pflanzen in Mitteleuropa *Scripta Geobotanica Goltze Verlag*, Göttingen **18**: 1–248.
- Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W, Paulißen D (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* **18**. (3., erweiter. Aufl.), Verlag Erich Goltze.
- Ellis CJ, Coppins BJ, Dawson TP (2007): Predicted response of the lichen epiphyte *Lecanora populicola* to climate change scenarios in a clean-air region of Northern Britain.

- Biological Conservation* **135** (3): 396–404.
- Ellis WN, Donner JH, Kuchlein JH (1997): Recent shifts in phenology of Microlepidoptera, related to climatic change (Lepidoptera). *Ent. Ber., Amst.* **57**: 66–72.
- Ellis WN, Kuchlein JH, Donner JH (1999): Is the Microlepidoptera fauna of the Netherlands shifting northwards? *Ent. Ber., Amst.* **59**: 161–168.
- Farber SC, Costanza R, Wilson MA (2002): Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* **41**: 375–392.
- Farkas E, Lőkös L (2003): Védelemre javasolt fajok. Zuzmók (lichenizált gombák). 2. javaslat. 23 zuzmófaj (10 fokozottan védett, 13 védett). Budapest, mscr.
- Farkas E, Lőkös L (2006): Védett zuzmófajok Magyarországon. *Mikológiai közlemények Clusiana* **45** (1–3): 159–171.
- Farkas E, Lőkös L, Molnár K (2001): Lichen mapping in Komárom, NW Hungary. *Acta Bot. Hung.* **43** (1–4): 147–162.
- Farkas E, Lőkös L, Tóth E. (1999): Védelemre javasolt fajok. Zuzmók (lichenizált gombák). 108 zuzmófaj (29 fokozottan védett, 79 védett). Budapest, mscr.
- Farkas E, Lőkös L, Versegly K (1985): Lichens as indicators of air pollution in the Budapest Agglomeration. I. Air pollution map based on floristic data and heavy metal concentration measurements. *Acta Bot. Hung.* **31** (1–4): 45–68.
- Farkas S (szerk.) (1999): Magyarország védett növényei. Mezőgazda.
- Farrow RA (1991): Implications of potential global warming on agricultural pests in Australia. *EPPO Bulletin* **21**: 683–696.
- Fauna Europaea Web Service (2004) Fauna Europaea version 1.1, Available online at <http://www.faunaeur.org>
- Fazekas J, Kádár F, Sárospataki M, Lövei GL (1997): Seasonal activity, age structure and egg production of the ground beetle *Anisodactylus signatus* (Coleoptera: Carabidae) in Hungary. *Eur. J. Entomol.* **94**: 473–484.
- Fazekas J, Kádár F, Sárospataki M, Lövei GL (1999): Seasonal activity and reproduction in the spring breeding groundbeetle species *Agonum dorsale* and *Brachinus explodens* in Hungary. *Entomol. Gener.* **23**: 259–269.
- Fekete G, Molnár E (2005): Természetes életközösségek, növénypopulációk válasza a klímaváltozásra. *Bot. közlem* **92** (1–2): 173–187.
- Fekete G, Molnár Zs, Horváth F (1997): A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II MTA-ÖBKI - KTM kiadás, Budapest, 374 pp.
- Fekete G, Varga Z (szerk.) (2006): Magyarország tájainak növényzete és állatvilága. MTA Társadalomkutató Központ Budapest.
- Fitter AH, Fitter RSR (2002): Rapid Changes in Flowering Time in British Plants. *Science* **296**: 1689–1691.
- Fitter AH, Peet HJ (1994): The ecological flora database. *J. of Ecology* **82**:415–425.
- Fox R, Warren MS, Harding PT, et al. (2003): Butterflies for the new millennium: mapping butterfly distributions in Britain (Lepidoptera). Proc. 13th Int. Coll. EIS, September 2001. pp. 79–86.

- Frank D, Klotz S, (1988) (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. Wiss. Beit. Der Martin Luther Universität in Halle-Wittenberg, 321–167 Ed. 1 and 2.
- Fresco LFM, van der Maarel EH, Karmierczak ET (2001): VEGRON v.7.0 Numerical analysis in vegetation ecology Opulus Press, Uppsala.
- Fronzek S, Carter TR, Heikkinen R, Hulme PE (2007): Defining bioclimatic analogue areas to study potential risks of invasive species under climate change, unpublished manuscript, Finnish Environment Institute, Helsinki, 9 pp.
- Führer E, Mátyás Cs (2005): A klímaváltozás hatása a hazai erdők szénmegkötő képességére és stabilitására. *Magyar Tudomány* **7**: 837–840.
- Gachet S, Véla E, Tatoni T (2005): Baseco: a floristic and ecological database of Mediterranean French flora. *Biodiversity and Conservation* **14**:1023–1034
- Gálhidy L, Mátyás Cs, Czúcz B, Torre F (2006): Zonal forest types, climatic variables and effect of changes for Hungary, Lesnícky časopis. *Forestry Journal* **52**: 99–105.
- Gallé L (1977): Magyarország zuzmócönözisai. Móra Ferenc Múzeum Évkönyve, Szeged, 1976–77. pp. 429–493.
- Galloway DJ (1993): Global environmental change: lichens and chemistry. - In: Feige GB, Lumbsch HT (eds.): Phytochemistry and chemotaxonomy of lichenized Ascomycetes. A Festschrift in honour of Siegfried Huneck. Bibliotheca Lichenologica, Cramer, J., Berlin, Stuttgart, pp. 87–95.
- Gálos B (2007): A száraz évek valószínűségének és intenzitásának várható alakulása Magyarországon a 21. században. In: Mátyás Cs, Víg P (szerk.): V. Erdő és Klíma. Konf. kötet. Sopron. (megj. alatt)
- GFDL contact, (2005a): IPCC DDC AR4 GFDL-CM2.1 20C3M run1. CERA-DB "GFDL_CM2.1_20C3M_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=GFDL_CM2.1_20C3M_1
- GFDL contact, (2005b): IPCC DDC AR4 GFDL-CM2.1 SRESA2 run1. CERA-DB "GFDL_CM2.1_SRESA2_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=GFDL_CM2.1_SRESA2_1
- Gibbs JP, Breisch AR (2001): Climate warming and calling phenology of frogs near Ithaca, New York, 1990-99. *Conservation Biology*. **15**: 1175–1178.
- Gibbs JP, Karraker NR (2006): Effects of warming conditions in Eastern North American forests on redback salamander morphology. *Conservation Biology*. **20** (3): 913–917.
- Gignac LD (2001): Bryophytes as Indicators of Climate Change. *The Bryologist* **104** (3): 410–420.
- Gordo O, Sanz JJ (2005): Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia* **146**: 484–495.
- Grime JP, Brown VK, Thompson K, Masters GJ, Hillier SH, Clarke IP, Askew AP, Corker D, KIELTY JP (2000): The Response of Two Contrasting Limestone Grasslands to Simulated Climate Change. *Science* **289**: 762–765.
- Grime JP, Hodgson JG, Hunt R (1988): Comparative plant ecology, Unwin Hyman.
- Grossenbacher K (1995): Observations from long-term population studies in Switzerland. *Froglog*. **15**: 3–4.

- Grothmann T, Patt A (2005) Adaptive capacity and human cognition: The process of individual adaptation to climate change. *Global Environmental Change* **15**: 199–213.
- Guisan A, Zimmermann NE (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**: 147–186.
- Gyovai F. (1989): Demographic analysis of the moor frog (*Rana arvalis* Wolterstorffi Fejérváry 1919) population in Fraxino pannonicae - Alnetum of the Tisza basin. *Tiscia* **XXIV**: 107–119.
- Hagemeijer WJM, Blair MJ (1997): The EBCC atlas of European breeding birds. T & A D Poyser, London, UK.
- Halassy M (2001): Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* **2** (1): 101–108.
- Hampe A, Petit RJ (2005): Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* **8**: 461–467.
- Hance T, van Baaren J, Vernon P, Boivin G (2007): Impact of extreme temperatures on parasitoids in climate change perspective. *Annu. Rev. Entomol.* **52**: 107–126.
- Handbook of the Birds of the World 1-11. Lynx Edicions. További info: URL: <http://www.hbw.com>.
- Haraszthy L (szerk.) (2000): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Harley JL, Harley EL (1987): A check-list of mycorrhiza in the British flora. *New Phytol.* **105**: 1–102.
- Harrington RH, Woiwod IP (1995): Insect crop pests and the changing climate. *Weather* **50**: 200–208.
- Harrington RH, Woiwod IP, Sparks T. (1999): Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution* **14** (4): 146–150.
- Harvell CD, Mitchell CE, Ward SJR, et al. (2002): Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science* **296**: 2158–2162.
- Hatvani A, Kádár F (2002): A *Harpalus rufipes* szezonális aktivitása, korszerekezeti és szaporodási jellemzői (Coleoptera: Carabidae). *Növényvédelem* **38**: 163–168.
- Hawksworth DL, Hill DJ (1984): The Lichen-Forming Fungi. Blackie-Glasgow and London.
- Hedden RL (1989): Global climate change: implications for silviculture and pest management. *The Station* **74**: 555–562.
- Helyes L (2001): Éghajlatváltozás - aszály - öntözés és termesztési vonatkozásai. *Gyakorlati Agrofórum*, **12**: 2–5.
- Heyer WR, Rand AS, Goncalvez da Cruz CA, Peixoto OL (1988): Decimations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica* **20**: 230–235.
- Hewitt N, Kellmann M (2002): Tree seed dispersal among forest fragments: II. Dispersal abilities in biogeographical controls. *J. Biogeogr.*, **29**:351–363.
- Hickling R, Roy DB, Hill JK, et al. (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* **12**: 450–455.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*

- 25**: 1965–1978.
- Hill JK, Thomas CD, Fox R, et al. (2002): Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. *Proceedings of the Royal Society of London Series B. Biological Sciences* **269**: 2163–2171.
- Hill JK, Thomas CD, Huntley B (1999): Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. *Proceedings of the Royal Society of London Series B. Biological Sciences* **266**: 1197–1206.
- Hodgson JG, Grieme JP, Hunt R, Thompson K (1995): The electronic comparative plant ecology. Chapman and Hall, London.
- Hodkinson ID (1999): Species response to global environmental change or why ecophysiological models are important: a reply to Davis et al. *J. Anim. Ecol.* **68**: 1259–1262.
- Honnay O, Verheyen K, Butaye J, Jacquemyn H, Bossuyt B, Hermy M (2002): Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters* **5**: 525–530.
- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge D, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J, Wardle DA (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**: 3–35.
- Horváth F, Dobolyi K, Morschauer T, Lőkös L, Karas L, Szerdahelyi T (1995): Flóra adatbázis Vácrátót.
- Horváth G (2005): Országos szintű bagolyköpet gyűjtésekre alapozott kisemlős monitorozás. Módosított protokoll. Pécs.
- Horváth G (2006): Emlősök: az északi pocok (*Microtus oeconomus*) fogás-jelölés-visszafogáson alapuló monitorozása. OKTVF, Budapest.
- Hothorn T, Hornik K, Zeileis A, (2006a): Party: a laboratory for recursive part(y)itioning. R package version 0.9-0, URL <http://CRAN.R-project.org/>.
- Hothorn T, Hornik K, Zeileis A, (2006b): Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics* **15** (3): 651–674.
- Houlahan JE, Findlay CS, Schmidt BR, Meyer AH (2000): Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* **404**: 752–755.
- Hughes L (2000): Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* **15** (2): 56–61.
- Hultén E., Fries M. (1986): Atlas of north European vascular plants north of the tropic of cancer. Vol 1–3. Koeltz Scientific Books, Königstein ISBN 3-87429-263-0.
- Humphries MM, Umbanhowar J, McCann KS 2004: Bioenergetic prediction of climate change impacts on northern mammals. *Integrative and Comparative Biology* **44**: 152–162.
- Hyrenbach KD, Veit RR (2003): Ocean warming and seabird communities of the southern California Current System (1987–98): response at multiple temporal scales. *Deep-Sea Research II* **50**: 2537–2565.
- Inouye DW, Barr B, Armitage KB, Inouye BD (2000): Climate change is affecting altitudinal

- migrants and hibernating species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **97**: 1630–1633.
- Insarov GE, Schroeter B (2002). Lichen monitoring and climate change. In: Nimis PL, et al. (eds.): *Monitoring with lichens monitoring lichens*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 183–201.
- IPCC (2007): Fourth Assessment Report of Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. URL: <http://www.ipcc.ch>.
- IUCN, Conservation International, NatureServe (2006): Global Amphibian Assessment. <www.globalamphibians.org>. Accessed on 15 May 2006.
- J. Virág E (1965): A *Calligypona marginata* Fabr. és a *C. pellucida* Fabr. (Delphacidae) rajzása és magyarországi elterjedése az 1964. évi fénycsapda adatok alapján. *Rovartani Közlemények (Folia Entomologica Hungarica)* **35**: 575–585.
- Jablonowski J (1925): Pókhálós házfalak. *Természettudományi Közöny* **57**: 1–8.
- Jarvis CH, Baker RHA (2001b): Risk assessment for non-indigenous pests: 2. Accounting for inter-year climate variability. *Diversity & Distributions* **7**: 237–248.
- Jarvis CH, Baker RHA. (2001a): Risk assessment for non-indigenous pests: 1. Mapping the outputs of phenology models to assess the likelihood of establishment. *Diversity & Distributions* **7**: 223–235.
- Jermy T, Balázs K (szerk.) (1993): A növényvédelmi állatan kézikönyve 4/A, 4/B. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 447–831.
- Jones PD, Osborn TJ, Briffa KR (2001): The evolution of climate over the last millennium. *Science* **292**: 662–667.
- Juhász-Nagy P (1986): Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 251.
- Julliard R, Jiguet F, Couvet D (2003): Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biology* **10**: 148–154.
- Jump A, Hunt J, Peñuelas J (2006): Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* **12**: 1–12.
- Jump A, Peñuelas J (2005): Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology letters* **8**: 1010–1020.
- Jurko A (1990): Ekologické a socioekologické hodnotenie vegetácie. Príroda, Bratislava.
- Kádár F, Lövei GL (1987): Flight activity of some carabid beetles abundant in light traps in Hungary. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **22**: 383–389.
- Kádár F, Lövei GL (1992): Light trapping of carabids (Coleoptera: Carabidae) in an apple orchard in Hungary. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **27**: 343–348.
- Kádár F, Szél Gy (1999): Futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) monitorozása fénycsapdákkal a Körös-Maros Nemzeti Park területein. *Crisicum* **2**: 157–163.
- Kádár F, Szentkirályi F (1984): Analyse der Lichtfallenfänge der Laufkäfer (Col., Carabidae) in verschiedenen Apfelanlagen und Maisbeständen. *Verh. SIEEC* **10**: 150–154.
- Kádár F, Szentkirályi F (1997): Effects of climatic variations on long-term fluctuation patterns of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) collected by light trapping in Hungary. *Acta Phytopathol. et Entomol. Hung.* **32**: 185–203.

- Kádár F, Szentkirályi F (1998): Seasonal flight pattern of *Harpalus rufipes* (De Geer) captured by light traps in Hungary (Coleoptera: Carabidae). *Acta Phytopathol. et Entomol. Hung.* **33**: 367–377.
- Kadocsa Gy (1952): A magyarországi sáskajárások és időszakosságuk. *Ann. Inst. Prot. Plant Hung.* (Budapest) **5**: 87–104.
- Kalapos T (1991): C3 and C4 grasses of Hungary: environmental requirements, phenology and role in the vegetation. *Abstracta Botanica* **15**: 83–88.
- Kalapos T, Baloghné-Nyakas A, Csontos P (1997): Occurrence and ecological characteristics of C4 dicot and Cyperaceae species in the Hungarian flora. *Photosynthetica* **33** (2): 227–240.
- Kalezic ML, Dzukic G (2001): Amphibian status in Serbia and Montenegro (F.R. Yugoslavia). *Froglog.* **45**: 2–3.
- Karban R, Strauss SY (2004): Physiological tolerance, climate change and a northward range shift in the spittlebug, *Philaenus spumarius*. *Ecological Entomology* **29**: 251–254.
- Kárpáti I, Kárpáti V, Borbély Gy (1968): Magyarországon elterjedtebb ruderalis gyomnövények synökológiai besorolása. *A Keszthelyi Agrártudományi Főiskola Közleményei* **10** (13): 1–40.
- Kerr JT (2001): Butterfly species richness patterns in Canada: energy, heterogeneity, and the potential consequences of climate change. *Conservation Ecology* **5**: 10–19.
- Kingsolver JG (1989): Weather and the population dynamics of insects: integrated physiological and population ecology. *Physiological Zoology* **62**: 314–334.
- Kirchner O, Loew E, Schroeter C (1908 ff.): *Lebensgeschichte der Blütenpflanzen Mitteleuropas* Ulmer, Stuttgart.
- Kiss B, Samu F (2002): Comparison of autumn and winter development of two wolf spider species (*Pardosa*, Lycosidae, Araneae) having different life history patterns. *Journal of Arachnology* **30**: 409–415.
- Kiss B, Samu F (2005): Life history adaptation to changeable agricultural habitats: Developmental plasticity leads to cohort splitting in an agrobiont wolf spider. *Environmental Entomology* **34**: 619–626.
- Kleyer M (1995): Biological traits of vascular plants. A database- Arbeitsberichte Inst. f. Landschaftsplanung u. Ökologie Univ. Stuttgart, N.F. Bd. 2.
- Klimeš L, Klimešová J (1999): CLO_PLA2 – a database of clonal plants in Central Europe. *Plant Ecology* **141**: 9–9.
- Klotz S, Kühn I, Durka W (szerk.) (2002): BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Koricheva J, Larsson S, Haukioja E (1998): Insect performance on experimentally stressed woody plants: a meta-analysis. *Annual Reviews of Entomology* **43**: 195–216.
- Kósa G (2000): A magyarországi tájkertek dendrológiai értékei. In: Galavics G (szerk.): *Történeti kertek – Kertművészet és műemlékvédelem.* – MTA Művészettörténeti Kutatóintézete, Mágus Kiadó, Budapest. pp. 35–46.
- Kovács G, Szinetár C (2004): Az olasz darócpók, *Segestria florentina* (Rossi, 1790), (Araneae, Segestriidea) előkerülése Magyarországon. *Folia Entomologica Hungarica*

65: 234–238.

- Kovács G, Szinetár C, Eichardt J (2006): A márványos álkaszáspók (*Holocnemus pluche* [Scopoli, 1763]) (Araneae: Pholcidae) Magyarországon. *Állattani Közlemények* **91**: 9–18.
- Kovács GM, Bagi I (2001): Mycorrhizal Status of plants in a mixed deciduous forest from the Great Hungarian Plain with special emphasis on the potential mycorrhizal partners of *Terfezia terfezioides* (Matt.) Trappe (Pezizales). *Phyton* **41** (2): 161–168.
- Kovács GM, Szigetvári Cs (2002): Mycorrhizae and other root-associated fungal structures of the plants of a sandy grassland on the Great Hungarian Plain. *Phyton* **42** (2): 211–223.
- Kovács-Láng E, Kröel-Dulay Gy, Kertész M, Fekete G, Mika J, Dobi-Wantuch I, Rédei T, Rajkai K, Hahn I, Bartha S (2000): Predicting the responses of sand grasslands to climate change. *Phytocoenologia* **30**: 385–407.
- Kovács-Láng E, Kröel-Dulay Gy, Rédei T (2005): A klímaváltozás hatása a természetközeli erdőssztyepp ökoszisztémára. *Magyar Tudomány* **7**: 812-81?.
- Kovács-Láng E, Kröel-Dulay Gy, Rédei T, Lhotsky B, Garadnai J (2006): The effect of climate change on forest-steppe ecosystems in the Carpathian Basin. In: Láng I, Faragó T, Iványi Z (eds.). Proceedings of the International Conference on Climate Change: Impacts and Responses in Central and Eastern European Countries. 5-8 November, 2005. Pécs. p. 294–300.
- Kovács-Láng E, Rédei T, Lhotsky B, Kröel-Dulay Gy, Garadnai J, Barabás S (2006): A nyílt homokpusztagyepék diverzitásának és dinamikájának változásai egy klímagradiens mentén. in: Kalapos, T. (ed.) Jelez a flóra és a vegetáció. A 80 éves Simon Tibort köszöntjük. Scientia, Budapest. pp. 151-164.
- Kozár F (2005): Pajzstetű fajok lelőhelyei Magyarországon. MTA Növényvédelmi Kutatóintézete, Budapest 136 pp.
- Kozár F, Szentkirályi F (2005): Some effects of climate change on insects in Hungary. In: Láng I (Ed.): Natural ecosystems. Műszaki kiadó, Budapest. pp: 208–216
- Kozár F, Szentkirályi F, Kádár F, Bernáth B (2004): Éghajlatváltozás és a rovarok. "AGRO-21" Füzetek **33**: 49–64.
- Krcmar S, Merdic E (1991): The areal enlargement of the species of *Colias erate* Esp. 1804 (Lepidoptera; Pieridae) in Southeast Europe. Abstr. ECE/SIEEC, Gödöllő, p. 120.
- Kriticos DJ, Brown JR, Maywald GF, Radford ID, Nicholas DM, Sutherst RW, Adkins SW (2003b): SPANDX: a process-based population dynamics model to explore management and climate change impacts on an invasive alien plant, *Acacia nilotica*. *Ecological Modelling* **163**: 187–208.
- Kriticos DJ, Sutherst RW, Brown JR, Adkins SW, Maywald GF (2003a): Climate change and the potential distribution of an invasive alien plant: *Acacia nilotica* ssp. *indica* in Australia. *Journal of Applied Ecology* **40**: 111–124.
- Kühn I, Klotz S (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. 2002, 334 Seiten + CD-ROM.
- Kullman L (2001): Twentieth century climate warming and tree-limit rise in the Southern Scandes of Sweden. *Ambio* **30**: 72-80.
- Kutchera L, Lichtenegger E (1982-1992): Wurzelatlas mitteleuropäischer Ackerkräuter und

- Kulturpflanzen. Vols 1-2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Landolt E (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veröff. Geobot. Inst. ETH* Stift. Rübel Zürich **64**: 1–208.
- Laurance WF, McDonald KR, Speare R (1996): Epidemic disease and the catastrophic decline of Australian rain forest frogs. *Conservation Biology*. **10**: 406–413.
- LaVal RK (2004): Impact of global warming and locally changing climate on tropical cloud forest bats. *Journal of Mammology* **85**: 237–244.
- Lawesson JE, Mark S (2000): pH and Ellenberg reaction values for Danish forest plants. *Proceedings IAVS Symposium*. pp. 151–153.
- Lawton JH (1998): Small earthquakes in Chile and climate change. *Oikos* **82**: 209–211.
- Learmonth JA, MacLeod CD, Santos MD, Pierce GJ, Crick HQP, Robinson RA (2006): Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* **44**: 431–464.
- Lemoine N, Böhning-Gaese K (2003): Potential impact of global climate change on species richness of long-distance migrants. *Conservation Biology* **17**: 577–586.
- Lemoine N, Schaefer HC, Böhning-Gaese K (2007): Species richness of migratory birds is influenced by global climate change. *Global Ecology and Biogeography* **16**: 55–64.
- Leskó K, Szabóky Cs (1997): Az Alföld nagylepkefaunája az erdészeti fénycsapdák adatai alapján (1962–1996). *Erdészeti Kutatások*, **86-87**: 171–200.
- Leskó K, Szentkirályi F (2007): Nagylepke együttesek hosszú távú monitorozása erdészeti fénycsapda hálózattal. In: Váczi O, Fodor L, Török K, Varga I (szerk): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei II. KVvM, Budapest. (szerk. alatt)
- Leskó K, Szentkirályi F, Kádár F (1995): Aranyfarú szövőlepke (*Euproctis chryorrhoea* L.) magyarországi populációinak hosszú-távú fluktuációs mintázatai. *Erdészeti Kutatások* **85**: 169–184.
- Leskó K, Szentkirályi F, Kádár F (1997): A gyűrűsszövő (*Malacosoma neustria* L.) hosszú távú (1962–1996) populáció-ingadozásai Magyarországon. *Erdészeti Kutatások* **86-87**: 207–220.
- Leskó K, Szentkirályi F, Kádár F (1998): Araszoló lepkefajok fluktuáció-mintázatának elemzése hosszú távú (1961–1997) magyarországi fénycsapdázási és kártételi idősorokon. *Erdészeti Kutatások* **88**: 319–333.
- Leskó K, Szentkirályi F, Kádár F (1999): A kis téli araszoló lepke (*Operophtera brumata* L.) hosszú távú (1962–1997) populáció-fluktuációinak jellemzése az erdészeti fénycsapdahálózat mintavételei alapján. *Erdészeti Kutatások* **89**: 169–182.
- Leskó K, Szentkirályi F, Kádár F (2002): Hosszú távú rovar-monitorozás a várgesztesi erdészeti fénycsapdával. 1. A nagylepke-együttes ökológiai karakterisztikáinak változásai (1962–1999). *Erdészeti Kutatások* **91**: 115–130.
- Leskó K, Szentkirályi F, Kádár F (2007): Klimatikus hatások elemzése nagylepkék hosszú távú erdészeti fénycsapdás adatsorain: I. fajsztintú populációs trendek, fluktuációs mintázatok. In: Mátyás Cs, Víg P (szerk.): V. Erdő és Klíma. Konf. kötet. Sopron. (megj. alatt)
- Leskó K., Szentkirályi F. és Kádár F. (1994) Gyapjaslepke (*Lymantria dispar* L.) populációk fluktuációs mintázatai 1963–1993 közötti időszakban Magyarországon. *Erdészeti*

- Kutatások, **85**: 163–176.
- Li DQ, Jackson RR (1996): How temperature affects development and reproduction in spiders: A review. *Journal of Thermal Biology* **21**: 245.
- Lindacher R (1995): PHANART. Datenbank der Gefasspflanzen Mitteleuropas. Erklärung der Kennzahlen, Aufbau und Inhalt. *Veröff. Geobot. Inst. ETH Stift. Rübel Zürich* **125**: 1–436.
- Linden Jvd 2000. De opmars van de wespenspin, *Argiope bruennichi* in Nederland (Araneae: Araneidae). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* **2**: 45–53.
- Logan JA, Régnière J, Powell JA (2003): Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers in Ecol. Environ.* **1**: 130–137.
- Logan JA, Wollkind DJ, Hoyt SC, Tanigoshi LK (1976): An analytical model for description of temperature dependent rate phenomena in arthropods. *Environ. Entomol.* **5**: 1133–1140.
- Lowe (2005a): IPCC DDC AR4 UKMO-HadCM3 20C3M run1. CERA-DB "UKMO_HadCM3_20C3M_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=UKMO_HadCM3_20C3M_1
- Lowe, (2005b): IPCC DDC AR4 UKMO-HadCM3 SRESA2 run1. CERA-DB "UKMO_HadCM3_SRESA2_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=UKMO_HadCM3_SRESA2_1
- Lowe, (2005c): IPCC DDC AR4 UKMO-HadCM3 SRESA1B run1. CERA-DB "UKMO_HadCM3_SRESA1B_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=UKMO_HadCM3_SRESA1B_1
- Lowe, (2005d): IPCC DDC AR4 UKMO-HadCM3 SRESB1 run1. CERA-DB "UKMO_HadCM3_SRESB1_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=UKMO_HadCM3_SRESB1_1
- MacLeod C.D., Bannon S.M., Pierce G.J., Schweder C., Learmonth J.A., Herman J.S. & Reid R.J. 2005. Climate change and the cetacean community of north-west Scotland. *Biological Conservation* **124**: 477–483.
- Margolis M, Whipp L, Bruning K, De Freitas F (2006): Frogs: Global Warming's First Victims. Climate change is no longer merely a matter of numbers from a computer model. With startling swiftness, it is reordering the natural world. *Newsweek International Edition*. 2006. október 16.
- Marsh A.C.W., Poulton S. & Harris S. 2001. The Yellow-necked Mouse *Apodemus flavicollis* in Britain: status and analysis of factors affecting distribution. *Mammal Review* **31**: 203–227.
- Martinat PJ (1987): The role of climatic variation and weather in forest insect outbreaks. In: Barbosa P, et al. (eds): *Insect outbreaks*. Academic Press, San Diego. pp. 241–268.
- Masters GJ, Brown VK, Clarke IP, Whittaker JB, Hollier JA (1998): Direct and indirect effects of climate change on insect herbivores: Auchenorrhyncha (Homoptera). *Ecological Entomology* **23**: 45–52.
- Mattson WJ, Haack RA (1987): The role of drought in outbreaks of plant-eating insects. *BioSci.* **37**: 110–118.
- Matus G, Tóthmérész B (1994): Correlation of indicator values with climatic and soil data in

- a ruderal succession. *Abstracta Botanica* **18**: 7–12.
- Mátyás Cs (2004): A természetes növénytakaró, az erdő klímaérzékenysége. *Természet Világa* **135** (II. különszám): 70–73.
- Mátyás Cs, Czimmer K (2004): A zonális alsó erdőhatár klímaérzékenysége Magyarországon - előzetes eredmények. In: Erdő és Klíma konf. IV. (szerk.: Mátyás Cs, Víg P), Sopron, pp. 35–44.
- McLaughlin JF, Hellmann JJ, Boggs CL, Ehrlich PR (2002): Climate change hastens population extinctions. *PNAS* **99**: 6070–6074.
- McMahon JP, Hutchinson MF, Nix HA, Ord KD (1996). ANUCLIM Version 1 User's Guide. Canberra: ANU, CRES. [see also ANUCLIM 5.0: <http://cres.anu.edu.au/outputs/anuclim.html>.]
- Merkel O, Kovács T (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VI. Bogarak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 1–44.
- Mészáros Z (1963): Eine neue Methode zur Aufstellung von Prognosen bivoltiner Noctuiden-Arten (Lepidoptera). *Folia entomol. Hung* **16**: 275–283. (in Hung.)
- Mészáros Z (1965): Method in forecasting bi-generation Noctuidae invasion and their expected population development for 1965. *Növényvédelem* **1**: 37–42. (in Hung.)
- Mészáros Z, Vojnits A (1967): Distributions of damaging moths and spatial changes of their individual-numbers. *Növényvédelem* **3**: 264–273. (in Hung.)
- Metzger MJ, Schröter D (2006): Towards a spatially explicit and quantitative vulnerability assessment of environmental change in Europe. *Regional Environmental Change* **6** (4): 201–216.
- Meusel H, Jäger E, Weinert E (1965–1992): Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Text und Karten. Band I., II., III., Gustav Fischer Verlag Jena.
- Meyer AH, Schmidt BR, Grossenbacher K (1998): Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. *Proceedings of the Royal Society, London B.* **265**: 523–528.
- Mihály B, Botta-Dukát Z (szerk.) (2004): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnyvények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Miholcsa T, Csörgő T (2007): A nádiposzáta (*Acrocephalus*) és tücsökmadár (*Locustella*) fajok őszi vonulásának időzítésváltozása. In: Batáry P, Körösi Á (eds.): 3. Szünzoológiai Szimpózium (Előadások és poszterek összefoglalói), MÖTE, Szeged, Hungary, p. 40.
- Mika J (2006): Mika János összeállítása a legfontosabb éghajlati forgatókönyvekről a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia megalapozásához (excel táblázatok, kézirat).
- Mika J. (2004): Regionális éghajlati forgatókönyvek: tények és kétségek. In: Erdő és klíma IV. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron pp. 79–97.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington. 155 pp.
- Mitchell TD, Carter TR, Jones PD, Hulme M, New M (2004): A comprehensive set of high-resolution grids of monthly climate for Europe and the globe: the observed record

- (1901–2000) and 16 scenarios (2001–2100). Tyndall Centre Working Paper no. 55. Tyndall Centre for Climate Change Research. University of East Anglia, Norwich, UK.
- Mitchell-Jones T, Amori G, Bogdanowicz W, Kryštufek B, Reijnders PJH, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralík V, Zima J: (1999): The Atlas of European Mammals. T & AD Poyser, London.
- Møller AP, Fiedler W, Berthold P (eds.) (2004): Birds and climate change. *Advances in Ecological Research* **35**.
- Molnár Zs, Bartha S, Seregélyes T, Illyés E, Tímár G, Horváth F, Révész A, Kun A, Botta-Dukát Z, Bölöni J, Biró M, Bodoncz L, Deák JÁ, Fogarasi P, Horváth A, Isépy I, Karas L, Kecskés F, Molnár Cs, Ortmann-né Ajkai A, Rév Sz (2007): Concept, Development and Standardisation of a Hexagon Grid Based, Multi-layered, Landscape Ecological Field Vegetation Mapping (MÉTA-method). *Folia Geobotanica* (megjelenés alatt).
- Mooij WM, Hülsmann S, De Senerpont Domis LN, Nolet BA, Bodelier PLE, Boers PCM, Pires LMD, Gons HJ, Ibelings BW, Noordhuis R, Portielje R, Wolfstein K, Lammens EHRR (2005): The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology* **39**: 381–400.
- Morimoto N, Imura O, Kiura T (1998): Potential effects of global warming on the occurrence of Japanese pest insects. *Appl. Entomol. Zool.* **33**: 147–155.
- Mráz K, Samek V (1966): Lesní rostliny. Praha.
- Nagy B (1957): Gradobiológiai megfigyelések a *Chloridea maritima* Grasl. (Lepid. Noctuidae) magyarországi kártétele alkalmával. *Ann. Inst. Prot. Plant. Hung.* **7**: 233–252.
- Nagy B (1960): A fénycsapda hálózat szerepe a kukoricamoly rajzásidejének az elemzésében. *Növényvédelem Időszervi Kérdései* **2**: 61–67.
- Nagy B (1988): Öregrend: Egyenesszárnyú rovarok – Orthopteroidea. In: Jermy T, Balázs K (szerk.): A Növényvédelmi Állattan kézikönyve 1. Akadémiai Kiadó, Budapest: pp. 197–277.
- Nagy B (1993): Magyarországi sáskagradációk 1993-ban. *Növényvédelem* **29/9**: 403–411.
- Nagy B (1995): Are locust outbreaks a real danger in the Carpathian Basin in the near future? *Journal of Orthoptera Research* **4**: 143–146.
- Nagy B (2003): A revised check-list of Orthoptera-species of Hungary supplemented by Hungarian names of grasshopper species. *Folia Entomologica Hungarica / Rovartani Közlemények (Series nova)* **64**: 85–94.
- Nagy B (2006): Decreasing locust outbreaks in the Carpathian Basin. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **41**(1-2): 177–183.
- Nagy B, Reichart G, Ubrizsi G (1953): Amerikai fehér szövőlepke (*Hyphantria cunea* Drury) Magyarországon. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 70.
- Nagy B, Szentkirályi F (1993): The life history of second flight of the European Corn Borer, *Ostrinia nubilalis* Hubn., in the Carpathian Basin. In: Tsitsipis JA. (ed.): Proceedings of the XVII Conference of the International Working Group on the European Corn borer. IOBC WPRS, Volos, pp. 6–52.
- Nagy B, Szentkirályi F, Vörös G (1998): Changes in the pest status within maize insect assemblages in the Carpathian Basin.. In: Pego S, Martins (eds): Proc. 19th Conf. of the

- Int. Working Group on *Ostrinia nubilalis* and other maize pests. Guimaraes, Portugal. pp. 223–235.
- Nagy Z (1932): Results of locust tree phenological observations. *Magyar Méh.* **53**: 115–125.
- Nathan R, Perry G, Cronin JT, Strand AE, Cain ML (2003). Methods for estimating long-distance dispersal. *Oikos*, **103**:261-273.
- Nickel H, Remane R (2002): Artenliste der Zikaden Deutschlands, mit Angabe von Nährpflanzen, Nahrungsbreite, Lebenszyklus, Areal und Gefährdung (Hemiptera, Fulgoromorpha et Cicadomorpha). *Beiträge zur Zikadenkunde* **5**: 27–64.
- Nimis PL, Scheidegger C, Wolseley PA (Eds.) (2002): Monitoring with lichens monitoring lichens. Kluwer, Amsterdam.
- Noss RF (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* **4** (4): 355–364.
- Ogutu OJ, Owen-Smith N (2003): ENSO, rainfall and temperature influences on extreme population declines among African savanna ungulates. *Ecology Letters* **6**: 412–419.
- OMSZ (2001): Magyarország Éghajlati Atlasza. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest. 107 pp.
- Opdam P, Wascher D (2004): Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, **117** (3): 285-297.
- Orbán S (1984): A magyarországi mohák stratégiái és T, W, R értékei. [Life strategies and TWR values of Hungarian bryophytes.] *Egri Ho Si Minh Tanárképző Főiskola Füzetei Eger* **17**: 755-765.
- Osborne WS (1989): Distribution, relative abundance and conservation status of Corroboree frogs, *Pseudophryne corroboree* Moore (Anura: Myobatrachidae). *Australian Wildlife Research.* **16**: 537–547.
- Pabijan M, Babik W, Rafinski J (2005): Conservation units in north-eastern populations of the Alpine newt (*Triturus alpestris*). *Conservation Genetics.* **6** (2): 307–312.
- Pálfai I (2004): Belvizek és aszályok Magyarországon. Hidrológiai tanulmányok. Közlekedési Dokumentációs Kft. 492 pp.
- Pálfai I, Boga TL, Sebesvári J (1999): Adatok a magyarországi aszályokról 1931-1998.. In: Szalai S. és Dunay S. (szerk.): Éghajlati és Agrometeorológiai Tanulmányok. O.M.SZ., Budapest. pp. 67–91
- Papp L (1994): Védett harasztok és virágos növények spóra- és termésérési időszakai (fenofázisai) hazánkban. *Calandrella VIII* **1-2**: 26–53.
- Parmesan C, Ryrholm N, Stefanescu C, et al. (1999): Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* **399**: 579–583.
- Parmesan C, Yohe G (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* **421**: 37–42.
- Parmesan C (2006): Ecological and Evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev.Ecol.Evol. Syst.* **37**: 637-669.
- Patt A, Suarez P, Gwata C (2005) Effects of seasonal climate forecasts and participatory workshops among subsistence farmers in Zimbabwe. *Proceedings National Academy of*

Sciences USA **102**: 12673–12678.

- Paulsen J, Webner UM, Korner C (2000): Tree growth near treeline: abrupt or gradual reduction with altitude? *Arctic Antarctic and Alpine Research*. **32**: 14–20.
- Pellet J, Schmidt BR, Fivaz F, Perrin N, Grossenbacher K (2006): Density, climate and varying return points: an analysis of long-term population fluctuations in the threatened European tree frog. *Oecologia*. **149** (1): 65–71.
- Peñuelas J, Boada M (2003): A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* **9**: 131–140.
- Peñuelas J, Gordon C, Llorens L, Nielsen T, Tietema A, Beier C, Bruna P, Emmett B, Estiarte M, Gorissen A (2004): Nonintrusive Field Experiments show different plant responses to warming and drought among sites, seasons and species in a North-South European gradient. *Ecosystems* **7**: 598–612.
- Peñuelas J, Prieto P, Beier C, Cesaraccio C, De Angelis P, de Dato G, Emmett BA, Estiarte M, Gorissen A, Kovács-Láng E, Kröel-Dulay Gy, Garadnai J, Llorens L, Pellizzaro G, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Sirca C, Sowerby A, Spano D, Tietema A (2007): Response of plant species richness and primary productivity in shrublands along a north-south gradient in Europe to seven years experimental warming and drought. Reductions in primary productivity in the heat and drought year of 2003. (manuscript, submitted)
- Perry AL, Low PJ, Ellis JR, Reynolds JD (2005): Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes. *Science* **308**: 1912–1915.
- Peters RL (1990): Effects of global warming on forests. *Forest Ecology and Management*, **35**: 13-33.
- Peterson AT (2003): Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology* **9**: 647–655.
- Peterson AT, Sánchez-Cordero V., Soberón J., Bartley J., Buddemeier R.W. & Navarro-Sigüenza A.G (2001): Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling* **144**: 21–30.
- Pheolung PC, Williams PA, Halloy SR (1999): A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of environmental management* **57**: 239–251.
- Pino J, Font X, Carbo J, Jove M, Pallares L (2005): Large-scale correlates of alien plant invasion in Catalonia (NE of Spain). *Biological Conservation* **122** (2): 339–350.
- Piovesan G, di Filippo A, Alessandrini A et al. (2005): Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines. *J. of Vegetation Science* **16**:13-28.
- Pitt JPW, Jacques Régnière J, Sue Worner S (2007): Risk assessment of the gypsy moth, *Lymantria dispar* (L), in New Zealand based on phenology modelling. *Int J Biometeorol* **51**: 295–305.
- Platnick NI (2007): The World Spider Catalog, Version 7.5, In: Merrett P, Cameron HD, (eds.) The American Museum of Natural History.
- Pollard E, Greatorex-Davies JN, Thomas JA (1997): Drought reduces breeding success of the butterfly *Aglais urticae*. *Ecological Entomology* **22**: 315–318.

- Pollard E, Moss D, Yates TJ (1995): Population trends of common British butterflies at monitored sites. *Journal of Applied Ecology* **32**: 9–16.
- Pollard E, Yates TJ (1993): *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation*. Chapman & Hall, London.
- Pongrácz R, Bartholy J (2004): Klímaváltozás: a szélsőségek eltolódása a XX. században. *Természet Világa* **135** (II. különszám): 51–54.
- Porter JH, Parry ML, Carter TR (1991): The potential effects of climatic change on agricultural insect pests. *Agric. Forest. Meteorol.* **57**: 221–240.
- Poschlod P, Matthies D, Jordan S, Mengel Ch (1996): The biological flora of central Europe an ecological bibliography. *Bull. of the Geobotanical Institute ETH* **62**: 89–108.
- Post E, Stenseth NC (1999): Climatic variability, plant phenology and northern ungulates. *Ecology* **80**: 1322–1339.
- Pounds JA, Crump ML (1994): Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology* **8**: 72–85.
- Pounds JA, Fogden MPL, Campbell JH (1999): Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* **398**: 611–615.
- Priszter Sz (1992): A magyar flóra ismerete: hozzájárulás és történeti áttekintés. Doktori értekezés tézisei. MTA, Budapest, 15 pp.
- Puky M (2000): A comprehensive three-year herpetological survey in the Gemenc Region of the Danube - Dráva National Park, Hungary. *Opuscula Zoologica*. **32**: 113–128.
- Puky M, Schád P, Szövényi G (2005): Magyarország herpetológiai atlasza/Herpetological atlas of Hungary. IUCN DAPTF Hungary/Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest. pp. 208.
- Purvis OW, Coppins BJ, Hawksworth DL, James PW, Moore DM (Eds.) (1992): *The Lichen Flora of Great Britain and Ireland*. Natural History Museum Publications & The British Lichen Society, London.
- Quinlan JR (1993): C4.5: Programs for Machine Learning. Morgan Kaufmann, San Mateo, CA, USA.
- R Development Core Team, (2006): R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <http://www.R-project.org>
- Rabotnov TA., (1974 ff.) Biologiceskaja flora Moskovskoj oblasti Vol. 1 (1974), Vol. 2 (1975), Vol.3. (1976), Vol.4. (1978), Vol. 5. (1980), Vol. 6. (1980), Vol. 7 (1983), Vol. 8 (1990) Izdatel'stvo Moskovskogo universitete, Moskow.
- Ramenskij LG et al (1956): Ekologiceskaja ocenka kormovykh ugodij po rastitelnomu pokrovu Moszkva.
- Reading CJ (1998): The effect of winter temperature on the timing of breeding activity in the common toad *Bufo bufo*. *Oecologia* **117**: 469–475.
- Reading CJ, Clarke RT (1995): The effects of density, rainfall and environmental temperature on body condition and fecundity in the common toad, *Bufo bufo*. *Oecologia* **102**: 453–459.
- Reading CJ, Clarke RT (1999): Impacts of climate and density on the duration of the tadpole

- stage of the common toad, *Bufo bufo*. *Oecologia* **121**: 310–315.
- Reading CJ. (2006): Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia* **151** (1): 125–131.
- Régnière J, Logan JA (2003): Animal life cycle models. In: Schwartz (ed.): Phenology: An integrative environmental science. Kluwer Acad. Publ. Netherlands. pp: 237–254.
- Rehfishch MM, Feare CJ, Jones NJ, Spray C (eds.) (2004): Climate change and costal birds. *Ibis* **146** Suppl. 1.
- Reichart G, Szöcs J (1961): The number of generations in *Pyrausta sticticalis* L., *Homoeosoma nebulellum* den et Schiff. and *Etiella zinckenella* Tr. based on data of the Hungarian light trap network. Lecture presented at the 325. Scientific meeting of the Hungarian Entomological Society, Budapest, 21st April 1961. (manuscript)
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* **6**: 93–107.
- Ripley B (2005): The *rpart* package – Version 3.1–23. <http://cran.r-project.org/doc/packages/rpart.pdf>.
- Risser PG (1995): The status of the science examining ecotones. *BioScience* **45**: 318–325.
- Ronkay L (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VII. Lepkék. MTM, Budapest, 71 pp.
- Ronkay L (2004): Jelenkori faunaváltozások a Kárpát-medence belső területein: tények, jelenségek és értékelhetőségük (Lepkék, elsősorban Macroheterocera). Esettanulmány “A globális klímaváltozás hatásai Magyarország faunájára” c. kérdéskörrel. (kézirat) pp. 22.
- Root TL, Price JT, Hall KR, Schneider SH, Rosenzweig C, Pounds JA (2003): Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* **421**: 57–60.
- Roy DB, Rothery P, Moss D, Pollard E, Thomas JA (2001): Butterfly numbers and weather: predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change. *Journal of Animal Ecology* **70**: 201–217.
- Roy DB, Sparks TH (2000): Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology* **6**: 407–416.
- Ruprecht E, Botta-Dukát Z (1999): Long-term vegetation textural changes of three fen communities near Cluj-Napoca (Romania). *Acta Bot. Hung.* **42**: 263–281.
- Salas (2005a): IPCC DDC AR4 CNRM-CM3 20C3M run1. CERA-DB "CNRM_CM3_20C3M_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=CNRM_CM3_20C3M_1
- Salas (2005b): IPCC DDC AR4 CNRM-CM3 SRESA2 run1. CERA-DB "CNRM_CM3_SRESA2_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=CNRM_CM3_SRESA2_1
- Samu F, Józsa Z, Csányi E (2004): Spider web contamination of house facades: habitat selection of spiders on urban wall surfaces. In: Samu F, Szinetár C (eds) European Arachnology 2002. Plant Protection Institute & Berzsényi College, Budapest. p. 351–356.
- Samu F, Németh J, Kiss B (1997): Assessment of the efficiency of a hand-held suction device

- for sampling spiders: improved density estimation or oversampling? *Ann. Appl. Biol.* **130**: 371–378.
- Samu F, Sároszpataki M (1995): Design and use of a hand-hold suction sampler and its comparison with sweep net and pitfall trap sampling. *Folia Entomologica Hungarica* **56**: 195–203.
- Samu F, Sunderland KD, Szinetar C (1999): Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: A review. *Journal of Arachnology* **27**: 325–332.
- Samu F, Szentkirályi F, Kozár F, és mtsai. (2001): Agrárterületek élőközösségeinek és fenntartható használatának kutatása.. In: Borhidi A, Botta-Dukát Z (szerk.): Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. Műhelytanulmányok: Ökológia az ezredfordulón I. Budapest, MTA. pp. 75–112
- Samu F, Szinetár C (1999): Bibliographic check list of the Hungarian spider fauna. *Bull. British Arachnol. Soc.* **11**: 161–184.
- Samu F, Szinetár C (2000): Rare species indicate ecological integrity: an example of an urban nature reserve island, In: Crabbé P (ed.) *Implementing ecological integrity*. Kluwer Academic Publishers. p. 177–184.
- Samu F, Szinetár C (2002): On the nature of agrobiont spiders. *Journal of Arachnology* **30**: 389–402.
- Samu F. (2000): A general data model for databases in experimental animal ecology. *Acta Zoologica Acad. Sci. Hung.* **45**: 273-292.
- Sanda V et al (1983): Caracterizarea ecologica si fitocenologica a speciilor spontane din flora Romaniei. *Stud si Comunic. Muz. Brukenthal Sibiu* 25, Suppl pp. 1–126.
- Sanford E (1999): Regulation of Keystone Predation by Small Changes in Ocean Temperature. *Science* **283**: 2095–2097.
- Schaffers AP, Sykora KV (2000): Reliability of Ellenberg Indicator Values for Moisture, Nitrogen and Soil Reaction: A Comparison with Field Measurements. *Journal of Vegetation Science* **11**: 225–244.
- Schröter D (2005c): Vulnerability to Changes in Ecosystem Services. CID Graduate Student and Postdoctoral Fellow Working Paper No. 10. Cambridge, MA: Science, Environment and Development Group, Center for International Development, Harvard University.
- Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Araújo MB, Arnell NW, Bondeau A, Bugmann H, Carter TR, Garcia CA, de la Vega-Leinert AC, Erhard M, Ewert F, Glendining M, House JI, Kankaanpää S, Klein RJT, Lavorel S, Lindner M, Metzger MJ, Meyer J, Mitchell TD, Reginster I, Rounsevell M, Sabaté S, Sitch S, Smith B, Smith J, Smith P, Sykes MT, Thonicke K, Thuiller W, Tuck G, Zaehle S, Zierl B (2005a): Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* **310**: 1333–1337.
- Schröter D, Polsky C, Patt AG (2005b) Assessing vulnerabilities to the effects of global change: an eight step approach. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **10** (4): 573–595.
- Selden PA (ed.) (1998): *Proceedings 17th European Colloquium of Arachnology*, Edinburgh.

- 14-18 July, 1997. British Arachnological Society.
- Semlitsch RD, Scott DE, Pechmann JHK, Gibbons JW (1996): Structure and dynamics of an amphibian community. Evidence from a 16-year study of a natural pond. In Cody ML, Smallwood JA (eds): Long-term Studies of Vertebrate Communities. Academic Press, San Diego. pp: 217–48.
- Shoo LP, Williams SE, Hero J-M (2006): Detecting climate change induced range shifts: Where and how should we be looking? *Austral Ecology* **31**: 22–29.
- Simmons RE, Barnard P, Dean WRJ, Midgley GF, Thuiller W, Hughes G (2001): Climate change and birds: perspectives and prospects from southern Africa. *Ostrich* **75**: 295–308.
- Simon T (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. *Abstracta Botanica* **12**:1–23.
- Simon T (2000): A magyarországi edényes flóra határozója Nemzeti tankönyvkiadó, Budapest.
- Smith SD, Huxman TE, Zitzer SF, Charlet TN, Housman DC, Coleman JS, Fenstermaker LK, Seemann JR, Nowak RS (2000): Elevated CO₂ increases productivity and invasive species success in an arid ecosystem. *Nature* **408** (6808): 79–82.
- Snodgrass JW, Bryant AL Jr, Burger J (2000): Development of expectations of larval amphibian assemblage structure in southeastern depression wetlands. *Ecological Applications*. **10**: 1219–1229.
- Soó R (1964-1980): A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve, I-VI. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Soons MB, Heil GW (2002): Reduced colonization capacity in fragmented populations of wind-dispersed grassland forbs. *J. Ecol.*, **90**:1033-1043.
- Sparks TH, Barlein F, Bojarinova JG, Hüppop O, Lehtikoinen EA, Rainio K, Sokolov EV, Walker D (2005): Examining the total arrival distribution of migratory birds. *Global Change Biology* **11**: 22–30.
- Stachowicz JJ, Terwin JR, Whitlatch RB, Osman RW (2002): Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *PNAS* **99**: 15497–15500.
- Stallard RF (2001): Possible environmental factors underlying amphibian decline in Eastern Puerto Rico: analysis of U.S. government data archives. *Conservation Biology*. **15** (4): 943–953.
- Stern (2007): Stern Review Report on the Economics of Climate Change. URL: <http://www.hm-treasury.gov.uk>.
- Stern N (2007): The economics of climate change. The Stern review. Cabinet Office.
- Sukopp H, Wurzel A (2003): "The Effects of Climate Change on the Vegetation of Central European Cities," Urban Habitats, Vol. 1, No. 1, pp. 3–26.
- Šustek Z (1994a): Impact of water management on a Carabid community (Insecta, Coleoptera) in a Central European floodplain forest. *Quad. Staz. Ecol. Civ. Mus. St. Nat. Ferrara* **6**: 293–313.
- Šustek Z (1994b): Classification of the carabid assemblages in the floodplain forests in Moravia and Slovakia.. In: Desender K, Dufrene M, Loreau M, Luff ML, Maelfait JP

- (eds.): Carabid Beetles, Ecology and Evolution. Acad. Publ., Dordrecht. pp. 371–376.
- Šustek Z. (2000): Carabid beetles – their significance for bioindication of the landscape hydrological regimen.. In: Majercák J, Hortalova T (eds.): Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere. VIIIth International Poster Day. Bratislava. pp. 13
- Sutherst RW, Maywald GF, Russell BL (2000): Estimating vulnerability under global change: modular modelling of pests. *Agric. Ecosyst. Environ.* **82**: 303–319.
- Suttle KB, Thomsen MA, Power ME (2007): Species Interactions Reverse Grassland Responses to Changing Climate. *Science* **315**: 640–642.
- Svenning JC, Skov F (2006): Potential impact of climate change on the northern nemoral forest herb flora of Europe. *Biodiv. Conserv.* **15**:3341–3356.
- Szabó J, Pásztor L (1994): Magyarország agroökológiai adatbázisa és annak környezetvédelmi felhasználási lehetőségei. In: Országos Környezetvédelmi Konferencia Kiadványa. Siófok. pp 156–163.
- Szabóky Cs, Szentkirályi F (1995): A gyapottok bagolylepke (*Helicoverpa armigera* Hübner 1808) szezonálisitása az erdészeti fénycsapdák gyűjtése alapján. *Növényvédelem* **31**: 267–274.
- Szalai S, Konkolyiné Bihari Z, Lakatos M, Szentimrey T (2005): Magyarország éghajlatának néhány jellemzője 1901-től napjainkig. OMSZ, Budapest, 11 pp.
- Szentkirályi F (1984): Analysis of light trap catches of green and brown lacewings (Neuropteroidea: Planipennia, Chrysopidae, Hemerobiidae) in Hungary. *Verh. SIEEC* **10**: 177–180.
- Szentkirályi F (1989): Síkszárnyúak- Planipennia. In: Balázs K, Mészáros Z (szerk.) Biológiai védekezés természetes ellenségekkel. Mezőgazd. Kiadó, Budapest, pp. 92–116.
- Szentkirályi F (1992): Spatio-temporal patterns of brown lacewings based on the Hungarian light trap network (Insecta: Neuroptera: Hemerobiidae).. In: Canard et al. (eds) Current Research in Neuropterology. Toulouse, France. pp. 349–357.
- Szentkirályi F (1997): Seasonal flight patterns of some common brown lacewing species (Neuroptera, Hemerobiidae) in Hungarian agricultural regions. *Biologia (Br.)* **52**: 291–302.
- Szentkirályi F (1999): Long-term Insect Monitoring System (LIMSYS) based on light trap network.. In: Kovács-Láng E, Molnár E, Kröel-Dulay Gy, Barabás S (Eds.): Long Term Ecological Research in the Kiskunság, Hungary. Kiskun LTER. Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót. pp. 22–24.
- Szentkirályi F (1999a): Neuroptera (Planipennia). In: Tóth J (szerk): Erdészeti rovartan. pp. 188–194.
- Szentkirályi F (1999b): Long-term Insect Monitoring System (LIMSYS) based on light trap network.. In: Kovács-Láng E, Molnár E, Kröel-Dulay Gy, Barabás S (Eds.): Long Term Ecological Research in the Kiskunság, Hungary. Kiskun LTER. Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót. pp. 22–24.
- Szentkirályi F (2001a): Chapter 5: Ecology and habitat relationships.. In: Mc Ewen P, New TR, Whittington A (eds): Lacewings in Crop Environments. Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp: 82–115.

- Szentkirályi F (2001b): Chapter 9: Lacewings in fruit and nut crops. In: Mc Ewen P, New TR, Whittington A (eds): *Lacewings in Crop Environments*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp: 172–238.
- Szentkirályi F (2001c): Chapter 10: Lacewings in vegetables, forests, and other crops. In: Mc Ewen P, New TR, Whittington A (eds): *Lacewings in Crop Environments*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp: 239–291.
- Szentkirályi F (2002): Fifty-year-long insect survey in Hungary: T. Jermy's contributions to light-trapping. *Acta Zool.* **48** (Suppl. 1): 85–105.
- Szentkirályi F, Kazinczy L (2002): Seasonal flight patterns of ant lions (Neuroptera, Myrmeleontidae) monitored by the Hungarian light trap network. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **48** (Suppl. 2): 311–328.
- Szentkirályi F, Kazinczy L, Leskó K (2001): Rovar-monitorozás az erdészeti fénycsapda hálózattal: hangyalesők (Neuroptera, Myrmeleontidae) szezonális rajzás aktivitása. *Erdészeti Kutatások* **90**: 213–230.
- Szentkirályi F, Leskó K, Kádár F (1995): Jeleznek-e klímaváltozást a fénycsapdás rovargyűjtések? In: Tar K, és mtsi. (szerk.): I. Erdő és Klíma. Konf. kötet. Debrecen. pp. 171–177.
- Szentkirályi F, Leskó K, Kádár F (1998): Aszályos évek hatása a rovarpopulációk hosszú távú fluktuációs mintázatára.. In: Tar K, és mtsi. (szerk.): II. Erdő és Klíma Konf. Kötet. Debrecen. pp. 94–98.
- Szentkirályi F, Leskó K, Kádár F (2002): Hosszú távú rovar-monitorozás a várgesztesi erdészeti fénycsapdával. 2. A nagylepke-együttes faj-diverzitásának mintázat-változásai (1962-1999). *Erdészeti Kutatások*, **91**: 131-143.
- Szentkirályi F, Leskó K, Kádár F (2007): Klimatikus hatások elemzése nagylepkék hosszú távú erdészeti fénycsapdás adatsorain: II. együttesek trendjei, szerkezeti fluktuációk. In: Mátyás Cs, Víg P (szerk.): V. Erdő és Klíma. Konf. kötet. Sopron. (megj. alatt)
- Szentkirályi F, Leskó K, Kádár F, Schmera D. (2001): Az erdészeti fénycsapda hálózat adatainak rovarmonitorozásra való hasznosítási lehetőségei. *ERTI Kiadványai* **15**: 126–153.
- Szentkirályi, F. (1998): Fátyolka együttesek fénycsapdás monitorozása a Körös-Maros Nemzeti Park térségében. *Crisicum* **1**: 151–167.
- Szeőke K (2003): A gyapottok-bagolylepke (*Helicoverpa armigera* Hbn.). *Növényvédelmi Tanácsok*, **12**: 14–17.
- Szeőke K, Dulinafka Gy (1987): A gyapotbagolylepke (*Helicoverpa armigera* Hübner, 1808) hazai előfordulása és kártétele csemegekukoricában. *Növényvédelem* **23**: 433–438.
- Szeőke K, Vörös G (2001): Az utóbbi évek időjárásának hatása a kártevő rovarok terjedésére. *Növényvédelem* **37**: 22–26.
- Szép T, Nagy K (2002): Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2000. MME Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Szigetvári Cs, Botta-Dukát Z (2003): Az özöngyomokkal szembeni védekezésre kidolgozandó hazai természetvédelmi stratégia legfontosabb irányvonalai. In: Botta-Dukát Z (szerk.) *Az invazív növényfajok magyarországi elterjedése és visszaszorításuk természetvédelmi stratégiája. Zárójelentés. Kézirat.*

- Szinetár C (1992): Újdonsült albérlőink, avagy jövevények az épületlakó pókfaunánkban. *Állattani Közlemények* **78**: 99–108.
- Szinetár C, Vajda Z (1992): Egy ritka dél-európai pókfaj, a *Tegenaria nemorosa* Simon, 1916 hazánkban (Araneae). *Folia Entomologica Hungarica* **53**: 257–258.
- Sziráki Gy, Ábrahám L, Szentkirályi F, Papp Z (1992): A check-list of the Hungarian Neuropteroidea (*Megaloptera*, *Raphidioptera*, *Planipennia*). *Folia entomol. Hung.* **52**: 113–118.
- Teixeira J, Artzen JW (2002): Potential impact of climate warming on the distribution of the Golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica*, on the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*. **11**: 2167–2176.
- ten Brink BJE (2000) Biodiversity indicators for the OECD Environmental Outlook and Strategy. RIVM Rapport 402001014, Globo Report series 25.
- ter Braak CJF, Gremmen NJM (1987): Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. *Vegetatio* **69**: 79–87.
- Terhivuo J (1988): Phenology of spawning for the common frog (*Rana temporaria* L.) in Finland from 1846 to 1986. *Annales Zoologici Fennici* **25**: 165–175.
- The complete Birds of the Western-Palearctic (1998): CD-ROM. Oxford University Press & Optimedia Software.
- Thomas CD, Bodsworth EJ, Wilson RJ, et al. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* **411**: 577–581.
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, de Siqueira MF, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, van Jaarsveld AS, Migley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE (2004): Extinction risk from climate change. *Nature*. **427**: 145–48.
- Thomas CD, Lennon JL (1999): Birds extend their ranges northwards. *Nature* **399**: 213.
- Thomas JA, Telfer MG, Roy DB, et al. (2004): Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* **303**: 1879–1881.
- Thompson K, Bakker JP, Bekker RM (1997): The soil seed banks of North West Europe Cambridge University Press.
- Thuiller W, Broennimann O, Hughes G, Alkemade JRM, Midgley GF, Corsi F (2006): Vulnerability of African mammals to anthropogenic climate change under conservative land transformation assumptions. *Global Change Biology* **12**: 424–440.
- Thuiller W, Richardson DM, Pyšek P, Midgley GF, Hughes GO, Rouget M (2005): Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* **11**: 2234–2250.
- Thuiller W, Vayreda J, Pino J, Sabate S, Lavorel S, Gracia C (2003): Large-scale environmental correlates of forest tree distributions in Catalonia (NE Spain). *Global Ecology and Biogeography* **12** (4): 313–325.
- Tilman D. (1993): Community Diversity and Succession: The Roles of Competition, Dispersal, and Habitat Modification. in: Schulze ED, Mooney HA (eds.): Biodiversity and Ecosystem Function, Springer, Berlin, pp. 327–344.
- Tilman D, Reich PB, Knops JMH (2006): Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* **441** (7093): 629–632.

- Tryjanowski P, Mariusz R, Sparks T (2003): Changes in spawning dates of common frogs and common toads in western Poland in 1978–2002. *Annales Zoologica Fennici* **40**: 459–464.
- Tryjanowski P, Sparks T, Rybacki M, Berger L (2006): Is body size of the water frog *Rana esculenta* complex responding to climate change? *Naturwissenschaften*. **93** (3): 110–113.
- Tuba Z (2005): Az emelkedő légköri CO₂-koncentráció hatása növényközösségek összetételére, szerkezetére és produkciójára. *Bot. Közlem.* **92** (1–2): 189–2006.
- Tucker GM, Heath MF (1994): Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, U.K.: BirdLife Conservation Series No. 3.
- Turin H, Penev L, Casale A (eds) (2003): The Genus *Carabus* in Europe. A Synthesis. Fauna Europaea Evertabrata. No 2. Co-published by Pensoft Publishers, Sofia- Moscow & European Invertebrate Survey, Leiden: xvi + 512 pp.
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001): Landscape ecology in theory and practice. Springer-Verlag, New York.
- Újhelyi S (1968): Adatok a recésszárnyú rovarok hazai előfordulásához. *Állattani Közlemények* **55**: 129–139.
- UNEP (2001): Vulnerability Indices Climate Change Impacts and Adaptation. United Nations Environment Programme, Division of Policy Development and Law, Nairobi. pp. 91.
- UNEP (2002): GEO-3: Global Environmental Outlook Report 3. UNEP - United Nations Environment Programme.
- Váczi O (szerk.) (2006): Emlősök: Denevérek országos szintű monitorozása. OKTVF, Budapest.
- Váczi O, Altbäcker V (2006): Emlősök: az ürge (*Spermophilus citellus*). OKTVF, Budapest.
- VAHAVA (2006): VÁltozás – HAtás – VÁlaszok projekt. A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. Összefoglaló. KvVM és MTA, Budapest.
- van Herk CM, Aptroot A, van Dobben HF (2002): Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist* **34** (2): 141–154.
- Várallyay Gy, Szűcs L, Murányi A, Rajkai K, Zilahy P (1979): Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100.000 méretarányú térképe I. *Agrokémia és Talajtan* **28**:363–384.
- Várallyay Gy, Szűcs L, Murányi A, Rajkai K, Zilahy P (1980): Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100.000 méretarányú térképe II. *Agrokémia és Talajtan* **29**: 35–76.
- Veit RR, McGowan JA, Ainley DG, Wahls TR, Pyle P (1997): Apex marine predator declines ninety percent in association with changing oceanic climate. *Global Change Biology* **3**: 23–28.
- Verseghy K (1988): Flechtenflora von Ungarn. Floristische Veränderungen in unserem Jahrhundert in: Die Flora der Karpaten. Arbeitskonferenz in Smolonice 19–22. Sept. Bratislava, pp. 134–135.
- Verseghy K (1994): Magyarország zuzmóflórájának kézikönyve. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

- Visser ME, Both C (2005): Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* **272**: 2561–2569.
- Visser ME, Holleman LJM (2001): Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* **268**: 289–294.
- Vojnits A (1968): Die Zahl der Generationen des *Autographa gamma* L. (Noctuidae: Lepidoptera) in Ungarn. *Folia entomol. Hung.* **21**: 189–193.
- Volney WJA, Fleming RA (2000): Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agric. Ecosystems and Environment* **82**: 283–294.
- Vörös G (2002): A globális felmelegedés és klímaingadozás hatása néhány rovarkártevőre, valamint leküzdésük lehetősége. PhD disszertáció, Keszthely. 187 pp.
- Walkovszky A (1998): Changes in phenology of the locust tree (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary. *J. of Biometeorology* **41**: 155–160.
- Walther GR (2002): Weakening of climatic constraints with global warming and its consequences for evergreen broad-leaved species. *Folia Geobotanica* **37**: 129–139.
- Walther GR, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin JM, Hoegh-Guldberg OH, Bairlein F (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**: 389–395.
- Warren MS, Hill JK, Thomas JA, Asher J, Fox R, Huntley B, Roy DB, Telfer MG, Jeffcoate S, Harding P, Jeffcoate G, Willis SG, Greatorex-Davies JN, Moss D, Thomas CD (2001): Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* **414** (6859): 65–69.
- Watt AD, Ward LK, Eversham BC (1990): Effects on animals: Invertebrate. In: The greenhouse effect and terrestrial ecosystems of the UK, (Eds. by Cannel MGR, Hooper MD). ITE Research Publication no. 4, Institute of Terrestrial Ecology, London. pp. 32–37.
- Watts WA (1988): Late-Tertiary and Pleistocene vegetation history: Europe. in: Huntley B, Webb T III editors: *Vegetation History*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer; 1988. pp. 155–192.
- Weber E (2003): *Invasive Plant Species of the World. A Reference Guide to Environmental Weeds*. CABI Publishing.
- Wellborn GA, Skelly DK, Werner EE (1996): Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **27**: 337–363.
- Weygoldt P (1989): Changes in the composition of mountain stream frog communities in the Atlantic Mountains of Brasil: frogs as indicators of environmental deterioration? *Studies of Neotropical Fauna and Environment*. **24**: 249–255.
- Whittaker JB (2001): Insects and plants in a changing atmosphere. *Journal of Ecology* **89**: 507–518.
- Whittaker JB, Tribe NP (1996): An altitudinal transect as an indicator of responses of a spittlebug (Auchenorrhyncha: Cercopidae) to climate change. *European Journal of Entomology* **93**: 319–324.
- Whittaker JB, Tribe NP (1998): Predicting numbers of an insect (*Neophilaenus lineatus*:

- Homoptera) in a changing climate. *Journal of Animal Ecology* **67**: 987-991.
- Williams DW, Liebhold AM (1995): Forest defoliators and climatic change: Potential changes in spatial distribution of outbreaks of western spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) and gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae). *Environ. Entomol.* **24**: 2-9.
- Wirth V (1980): Flechtenflora. E. Ulmer, Stuttgart.
- Wirth V (1995): Die Flechten Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart.
- Yamamura K, Kiritani K (1998): A simple method to estimate the potential increase in the number of generations under global warming in temperate zones. *Appl. Entomol. Zool.* **33**: 289-298.
- Zanuncio JC, Guedes RNC, Zanuncio TV, Fabres AS (2001): Species richness and abundance of defoliating Lepidoptera associated with *Eucalyptus grandis* in Brazil and their response to plant age. *Austral Ecology* **26**: 582-589.
- Zavaleta ES, Shaw MR, Chiariello NR, Mooney HA, Field CB (2003): Additive effects of simulated climate changes, elevated CO₂, and nitrogen deposition on grassland diversity. *PNAS* **100**: 7650-7654.
- Zlatník A, et al (1970): Lesnická botanika speciální. Praha.
- Zólyomi B, Baráth Z, Fekete G, Jakucs P, Kárpáti I, Kovács M, Máthé I (1967): Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR. *Zahlen Fragm. Bot.* **4**: 101-142.
- Zólyomi B, Précsényi I (1964): Methode zur ökologischen Charakterisierung der Vegetationseinheiten und zum Vergleich der Standorte. *Acta Botanica* **10**: 377-419.