

A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve

Szerkesztette: Iványosi Szabó András

**Készült a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság megalapításának
negyvenedik évfordulója alkalmából**



Szerkesztő:

Iványosi Szabó András

Szerzők:

Aradi Eszter, Balázs Réka, Bankovics András, Barkóczi Csaba, Barna Zsolt, Bartha Sándor,
Bíró Csaba, Bíró Marianna, Boros Emil, Bóhm András, Csathó András István, Dóka Richárd,
Érdiné Szekeres Rozália, Gallé László, Gilly Zsolt, Halpern Bálint, Iványosi Szabó András, Kákonyi Árpád,
Koczka Krisztina, Kovács Éva, Kovács-Láng Edit, Kröel-Dulay György, Lendvai Mária, Lisztes János,
Lóránt Miklós, Ludnai Tünde, Máté András, Mile Orsolya, Molnár Béla, Molnár Zsolt, Nagy Tamás,
Németh Ákos, Pigniczki Csaba, Schmidt András, Sipos Ferenc, Tajti László, Tóth Endre, Vadász Csaba,
Vajda Zoltán, Vidéki Róbert, Vörös Lajos

Az irodalomjegyzéket és a névjegyzéket összeállította:

Barna Zsolt és Magyar Gábor

Nyelvi lektorálás és korrektúra:

Simon László

Nyomdai előkészítés:

MS Mester Kft.

Kiadja a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

Felelős kiadó: Ugró Sándor igazgató

©Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, 2015

ISBN 978-963-87265-9-9

Készült: ADVEX Design Stúdió Kft.

Felelős vezető: Herbályné Szalánczy Ildikó ügyvezető

| | |
|--|-----|
| BEVEZETŐ | 7 |
| TÁJ ÉS TÖRTÉNELEM – EZ A MI KIS HAZÁNK | 9 |
| Ahogy elkezdődött – a természetvédelem előzményei a Duna–Tisza közén <i>(Iványosi Szabó András)</i> | 11 |
| A természeti földrajzi környezet <i>(Dóka Richárd, Iványosi Szabó András)</i> | 16 |
| Magyarország szomszédos Mezőpötömiája <i>(Kákonyi Árpád)</i> | 31 |
| A Duna–Tisza köze tájtörténete <i>(Biró Marianna, Iványosi Szabó András, Molnár Zsolt)</i> | 41 |
| Kunok a Két víz között <i>(Lisztes János)</i> | 59 |
| VÉDETT TERMÉSZETI TERÜLETEINK | 77 |
| A Kiskunsági nemzeti park, a puszták világa <i>(Gilly Zsolt, Tóth Endre)</i> | 79 |
| Tájvédelmi körzeteink <i>(Gilly Zsolt, Iványosi Szabó András, Tóth Endre)</i> | 85 |
| Országos jelentőségű védett természeti területeink <i>(Gilly Zsolt, Iványosi Szabó András, Tóth Endre)</i> | 88 |
| Kunhalmok és földvárak <i>(Balázs Réka)</i> | 93 |
| Nemzetközi egyezmények hatálya alá tartozó védett természeti területeink <i>(Bóhm András, Érdiné Szekeres Rozália, Koczka Krisztina, Schmidt András, Sipos Ferenc, Vajda Zoltán)</i> | 96 |
| A DUNA–TISZA KÖZI TÁJAK TERMÉSZETI ÉRTÉKEI | 105 |
| Az Alsó Duna mente | 107 |
| A természeti földrajzi környezet <i>(Iványosi Szabó András)</i> | 107 |
| A földtani jellemzők <i>(Molnár Béla)</i> | 110 |
| Vízrajz <i>(Kákonyi Árpád)</i> | 113 |
| A Duna-völgyi szikesek természeti képe az elmúlt évszázadokban <i>(Biró Marianna, Boros Emil)</i> | 117 |
| A növényzet <i>(Sipos Ferenc)</i> | 123 |
| Az állatvilág <i>(Máté András, Lóránt Miklós, Pigniczki Csaba)</i> | 131 |
| Az Alsó Duna mente ökológiai és természetvédelmi biológiai problémái <i>(Sipos Ferenc)</i> | 144 |
| A Turján-vidék | 152 |
| A természeti földrajzi környezet <i>(Iványosi Szabó András)</i> | 152 |
| A földtani jellemzők <i>(Molnár Béla)</i> | 152 |
| Vízrajz <i>(Kákonyi Árpád)</i> | 158 |
| A Turján-vidék és az Őrjeg természeti képe az elmúlt évszázadokban <i>(Biró Csaba, Biró Marianna, Máté András)</i> | 160 |
| A növényzet <i>(Vidéki Róbert)</i> | 167 |
| Az állatvilág <i>(Máté András, Pigniczki Csaba)</i> | 177 |
| Természetvédelmi problémák a Turján-vidéken <i>(Sipos Ferenc)</i> | 189 |
| A Homokhátság | 195 |
| A természeti földrajzi környezet <i>(Iványosi Szabó András)</i> | 195 |
| A földtani jellemzők <i>(Molnár Béla)</i> | 196 |
| A víztelenség vízrajza <i>(Kákonyi Árpád)</i> | 205 |
| A Homokhátság természeti képe az elmúlt évszázadokban <i>(Biró Marianna)</i> | 209 |

| | |
|--|------------|
| A növényzet (<i>Vidéki Róbert</i>) | 214 |
| Az állatvilág (<i>Máté András, Pigniczki Csaba</i>) | 226 |
| Természetvédelmi problémák a Homokhátságon (<i>Sipos Ferenc</i>) | 236 |
| Felső-Bácska | 249 |
| A természeti földrajzi környezet (<i>Iványosi Szabó András</i>) | 249 |
| Vízrajz (<i>Kákonyi Árpád</i>) | 250 |
| Felső-Bácska természeti képe az elmúlt évszázadokban (<i>Csatbó András István</i>) | 250 |
| A növényzet (<i>Sipos Ferenc</i>) | 256 |
| Az állatvilág (<i>Barkóczy Csaba, Máté András</i>) | 258 |
| Felső-Bácska ökológiai és természetvédelmi biológiai helyzete (<i>Sipos Ferenc</i>) | 261 |
| Az Alsó Tisza mente | 264 |
| A természeti földrajzi környezet (<i>Iványosi Szabó András</i>) | 264 |
| A földtani jellemzők (<i>Molnár Béla</i>) | 266 |
| Vízrajz (<i>Kákonyi Árpád</i>) | 271 |
| A Tisza-völgy természeti képe az elmúlt évszázadokban (<i>Biró Marianna, Somodi István</i>) | 276 |
| A növényzet (<i>Aradi Eszter</i>) | 280 |
| Az állatvilág (<i>Máté András, Nagy Tamás</i>) | 286 |
| Természetvédelmi problémák a Tisza-vidéken (<i>Sipos Ferenc</i>) | 294 |
| ÉRTÉKŐRZŐ TÁJHASZNÁLAT ÉS TERMÉSZETVÉDELEM | 299 |
| A természetvédelmi célú élőhelykezelés irányelvei és gyakorlata a védett gyepeken (<i>Vadász Csaba</i>) | 301 |
| A természetvédelem gyakorlata | 312 |
| Fajmegőrzési tevékenységek | |
| (<i>Bankovics András, Halpern Bálint, Lóránt Miklós, Mile Orsolya, Pigniczki Csaba, Vajda Zoltán, Vidéki Róbert</i>) | 312 |
| A biodiverzitás-monitorozás (<i>Kovács Éva</i>) | 322 |
| Természeti értékeink védelme és bemutatása | 331 |
| A természetvédelmi őrszolgálat (<i>Ludnai Tünde, Tajti László</i>) | 331 |
| Az ökoturizmus (<i>Gilly Zsolt, Tóth Endre</i>) | 336 |
| Környezeti nevelés, szemléletformálás (<i>Gilly Zsolt, Lendvai Mária</i>) | 338 |
| TERMÉSZETTUDOMÁNYOS KUTATÁSOK A KISKUNSAGI NEMZETI PARKBAN | 341 |
| Földtani és vízföldtani kutatások (<i>Molnár Béla</i>) | 343 |
| Ökológiai kutatások szárazföldi életközösségekben | |
| (<i>Bartha Sándor, Gallé László, Kovács Láng Edit, Kröel-Dulay György</i>) | 345 |
| Vízökológiai kutatások (<i>Boros Emil, Vörös Lajos</i>) | 371 |
| Madártani megfigyelések és tudományos kutatások | |
| (<i>Bankovics András, Boros Emil, Lóránt Miklós, Ludnai Tünde, Németh Ákos, Pigniczki Csaba</i>) | 381 |
| IRODALOM ÉS NÉVJEGYZÉK | 391 |

Ökológiai kutatások szárazföldi életközösségekben

Rövid ökológiai körkép a nemzeti park alapításának időszakától

Az első magyarországi nemzeti parkok alapításának idején, az 1970-es évek derekán még világszerte uralkodott az ökológiában a *nemzetközi biológiai program* (International Biological Program, IBP) anyagforgalom-centrikus megközelítése. Eszerint az ökoszisztémák anyag- és energiaforgalmának és produktivitásának feltárásával nemcsak az ökológia alapkérdései válaszolhatók meg, hanem a világ természet- és környezetvédelmi, valamint élelem- és energiaellátási gondjai is könnyedén megoldhatók. Pedig ekkor – az elvileg tízéves (1962–1972), de hatásaiban jóval hosszabb ideig tartó program végén – már egyre többen felismerték, hogy az ökológiai színpadon sokkal finomabb szerepek is fontosak, sőt esetenként fontosabbak az IBP robusztus megközelítésénél. Ilyen *az életközösségek dinamizmusa* (a közösségek szerveződési folyamatai, szukcessziója, évszakos változásai, leromlása stb.), *az életközösségeket alkotó populációk közötti kölcsönhatások* (versengés, táplálkozási és kölcsönösen pozitív kapcsolatok stb.) vagy éppen *a populációs szintű* (például viselkedésökológiai, dinamikai vagy szabályozási) *folyamatoknak az életközösségek jelenségeire*, például sokféleségi (diverzitási) mintázataira *gyakorolt hatása*. Tisztázatlan volt tehát a kiindulási irány: elegendő-e a teljes közösségekre vonatkozó *viszonylag durva, de „holisztikus”* ökoszisztéma-megközelítést alkalmazni, vagy *finomabb*, de legtöbbször nem a teljes közösségeket, csak azok részeit felőlelő *analitikus* (ha úgy tetszik: redukcionista) *kutatásokra van-e szükség?*

De (sajnos azóta sem múló) problémák voltak nemcsak az egyes kutatási koncepciókkal és irányokkal, hanem *magával az ökológiával* is. Részben jó szándékú ökológusok (például E. P. Odum 1963, 1971), részben pedig az ökológia szót kisajátítani igyekvő pszeudoökológusok működésének eredményeképpen *az ökológia értelmzése parttalanává vált*, és kiterjedt nemcsak a természet- és környezetvédelem teljes területére, hanem szociológiai, kulturális és gazdasági félreértelmezésekkel is „gazdagodott”, bár azok veszélyeire

cikkeiben és könyveiben Juhász-Nagy Pál (1970, 1984, 1986) – a reá oly jellemző módon – korát messze megelőzve figyelmeztetett.

Szerencsére hazánkban már az IBP előtt és azt követően is olyan tényezők jellemezték az ökológiát, mint Soó Rezső klasszikus növényársulás-tani vizsgálatai, Tímár Lajos és Bodrogek György a Dél-Alföldön, a nemzeti park leendő területén folytatott tevékenysége, Balogh János és Szelényi Gusztáv zoológiai munkássága, Jakucs Pál komplex életközösségi kutatásai (Síkfőkút projekt) és Kolosváry Gábor úttörő kezdeményezései az ugyancsak komplex tiszai táj kutatás terén.

A frissen alakult hazai nemzeti parkok tudományos feltárásában magától értetődően kínálkozott, hogy vizsgáljuk azt, ami a természetvédelemnek hasznos, tehát igazodjunk az elvárásokhoz. Ám éppen itt rejtőzött egy újabb kelepce! Ekkoriban még hazánkban is, mint mindenütt a világon, *a természetvédők, valamint az ökológusok, zoológusok és botanikusok egymáshoz való viszonya* bizonytalan, kialakulatlan volt. A kutatók egy része valamiféle tudományos műhelyként tekintett a nemzeti parkokra, amelyeknek szinte egyetlen feladata a tudomány művelésének elősegítése és a kutatók kiszolgálása. Ha a KNPI-t alakulása idejében szemléljük, nem is csoda ez a várakozás, hiszen ott kutatói készlettel bíró, kiváló, fiatal tehetségek láttak munkához, és az első igazgató, Tóth Károly tudomány iránti affinitása is ismert volt. Másfelől a tudománytól a természetvédelem is többet várt, mint amire az – akkor – legtöbbször képes volt: nemcsak kutatást és védelmi javaslatokat, hanem konkrét kezelési algoritmusokat is.

A természetvédelmi elvárások két szakaszra bonthatók, amelyek határait alapvetően a nemzeti parki célkitűzések és tevékenység két alapkérdése (*mit védjünk és hogyan védjük?*) jelölte ki.

A KNPI fennállásának első évtizedeiben a „mit védjünk”-témakörbe sorolható, tehát a *feltáró jellegű munkák* – a florisztikai, faunisztikai és cönológiai kutatások, az állapotfelmérések és a monitoringrendszer alapjainak lerakása – voltak hangsúlyosak. Mindebben elsősorban a Magyar Természettudományi Múzeum, cönológiai és

ökológiai vonalon pedig az egyetemek (ELTE, KLTE, JATE) és a kutatóintézetek (ÖBKI) vettek részt, amiről a KNPI akkori igazgatója által szerkesztett kötetekben (Tóth K. 1985, 1996) alapos áttekintést találunk.

A második kérdésfeltevésre különösen az utóbbi évtizedekben gyakorolt jelentős befolyást a globális kutatási hálózatok létrejötte, a kutatási támogatások mechanizmusának változása, a társadalmi elvárások erőteljes megfogalmazódása, majd a klíma- és a tájhasználati változások, továbbá a bolygatások felerősödése.

A *kétfézetten természetvédelmi biológiai* („konzervációbiológiai”) kutatások csak később, inkább az 1980-as évek derekától követték az alap kutatásokat. Az utóbbi évtized vizsgálódásai pedig elsősorban a mechanizmusokra és dinamikákra irányultak, amelyek tehát *nem a mit, inkább a hogyan kérdéseire* kerestek és adtak válaszokat.

Időközben ez utóbbi területen is többszörös paradigmaváltás ment végbe. A csak a fajokra vonatkozó, még ha konkrét esetekben populációkra is irányuló, ámde taxonómiai korlátozottságban (madár és esetleg növény) szenvedő, klasszikus felfogás mellé hamarosan felzárkózott a közösségek megőrzésének, természetességük fenntartásának igénye is. Ezt követte az addig szinte egyeduralkodó „biológiai egyensúly”, illetve „ökológiai egyensúly” lehetséges alternatívájaként a nemegyensúlyi dinamika felismerése, amely a természetvédelemnek az egyes állapotok megőrzését célzó szemlélete mellé az állapotok kialakulásához és változásához vezet, sokszor nemegyensúlyi jellegű folyamatok fenntartására irányuló újabb koncepciócsokrot helyezett el. A kutatási koncepciók tisztulásával együtt járt a kutatási léptékek változása is: mind a természetvédők, mind a kutatóhelyek képviselői belátták, hogy még a lokális, tehát élőhelyi léptékű értékek – mint amilyen egy erdő, rét vagy víztest fajkészlete, biológiai sokféleségi mintázata – megőrzése sem lehetséges megfelelő táji környék, mátrix biztosítása nélkül, és abban is egyetértés alakult ki köztük, hogy erre mindenekelőtt a nagy kiterjedésű nemzeti parkok kínálnak kiváló lehetőségeket.

Erre az időszakra jellemző, hogy még inkább előtérbe került a csapat- és projektmunka, a problémák és feladatok komplex jellegének megfelelő interdiszciplináris és nemzetközi együttműködés. Nagy előrelépést jelentett, hogy a meglévők mellett (Móczár és mtsai 1980, Gallé L. és mtsai 1985, Gallé L. 1996) újabb és nagyobb állandó mintaterületek (Kovács-Láng és mtsai 2008, Rédei és mtsai 2008), valamint kutatóállomások (Kröel-Dulay & Kertész 2005) létesültek a nemzeti park területén és támogatásával, amelyek biztosították a *nemzetközi projektekhez* (VULCAN, INCREASE, LIFEWatch, GEOBON) és *hálózatokhoz* (ILTER, LTER-Europe) való csatlakozást.

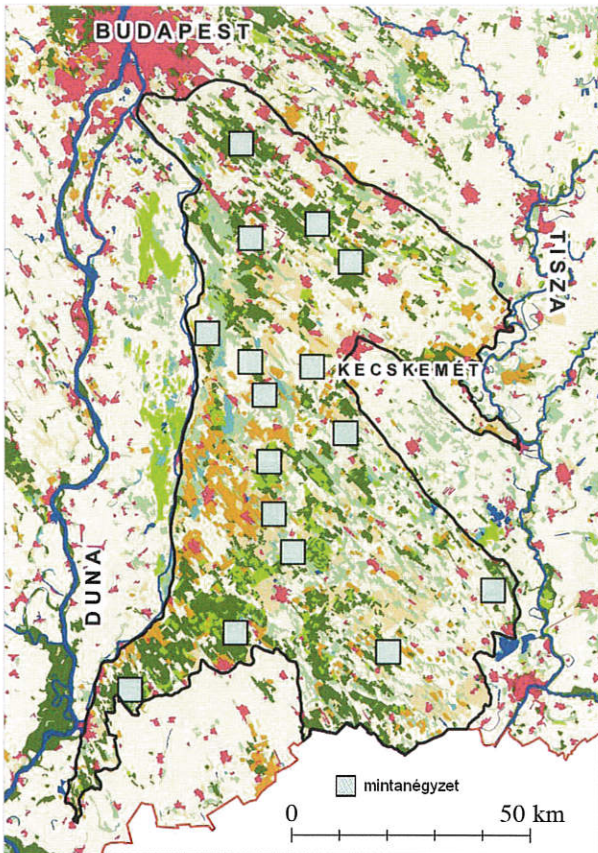
Sajnálatos módon annak igazsága még ma sem érvényesül a gyakorlatban, hogy az életközösségekben a populációkat összefűző kapcsolatrendszer, az *ökológiai komplexitás megőrzése* ugyanolyan fontos, mint a biológiai sokféleség, azaz – az E. O. Wilson rövidítése nyomán elterjedt szóval – a *biodiverzitás megővése*, bár a Kiskunságban folyó kutatások erre is lehetőséget adnak.

Természetesen a feltáró és korszerűen *dokumentáló tevékenység* sem szorult háttérbe, amely modern eszközök – új módszerek, adatbázisok, szakértői rendszerek – fejlesztésével alapozza és segíti a folyamatok és hatásmechanizmusok elemzésére irányuló munkát.

Új és igen fontos elemként jelent meg a *társadalmi és gazdasági folyamatok ökológiai hatásainak vizsgálata*, amely szükségszerűvé tette a társadalomtudósokkal való együttműködést is, így az *ökológiai kutatások ma már gyakran nem kizárólag az ökológiáról szólnak*.

Új fordulatot jelentett a kutatásokban az ILTER (International Long Term Ecological Research) hálózatához történő csatlakozás is. Az IBP hagyományaira és eredményeire alapozott ILTER-kutatóhálózat, amelyhez napjainkra már több mint negyven ország társult, amerikai kutatók kezdeményezésére alakult meg 1993-ban. Követelményei, hogy a kutatások léptéke igazodjon a szupraindividuális jelenségek tér- és időléptékéhez, továbbá a társadalom számára fontos ökológiai problémák feltárására és megoldására irányuljon (Kovács-Láng & Fekete 1995, Kovács-Láng és mtsai 1998b, Kertész 2002). A nemzeti park területén már korábban megkezdett és azóta is folyó hosszú távú ökológiai vizsgálatok (Gallé L. 1996, Kovács-Láng és mtsai 1998a) alapot szolgáltattak egy, a homoki erdőssztyeppi biomot reprezentáló LTER-site, a KISKUN LTER létrehozására (Kertész 2002). Az LTER vizsgálati helyszíneken hosszú távú monitorozás és terepi kísérletek folynak azért, hogy a környezeti változások hatásait észlelni és elemezni lehessen, továbbá előrejelzések is készülhessenek. A *kiskunsági táj hierarchikus mozaikjellege* különböző léptékű – társulás-, állomány-, táj- és régiószintű – vizsgálatokat követel meg és tesz lehetővé, amelyek főként a klímaváltozás, a tájhasználat-változás és a bolygatások hatásainak témakörében folynak. A botanikai kutatások előtérében a biodiverzitás, a vegetációmintázat és a vegetációdinamika (degradáció, regeneráció) kérdései állnak.

Az utóbbi évtizedben a komplex botanikai és ökológiai vizsgálatokra két nagy pályázat adott lehetőséget. A *Klímaváltozás, tájhasználat, ökoszisztéma válaszok* című (NFKP-3B/0008/2002) projekt keretében Fekete Gábor irányításával folyó kutatások a fenntartható tájhasználat ökológiai alapjainak kidolgozását célozták meg. A munkálatok öt intézmény kutatóinak részvételével hét témacsoportban zajlottak, a szerveződési hierarchia különböző szintjeinek – társulások, táj, régió – vizsgálatával (Fekete G. és mtsai 2005). Ennek folytatásaként a *Természetes és mesterséges ökoszisztémák kölcsönhatásai: a biodiverzitás, ökoszisztéma funkciók és a tájhasználat értékelése az Alföldre* című (NFKP6-013/2005) projekt, amelyet Török Katalin vezetett, fő célkitűzése az új, hosszú távú kutatási területek hálózatának létrehozása és a társadalomtudományok képviselőivel való szervezett együttműködés megteremtése volt. A kiválasztott tizenhat, 5×5 kilométeres nagyságú állandó mintaterület a régió jellemző három fő tájhasználati típusát – a természetközeli vegetációt, az erdészeti ültetvényeket és a mezőgazdasági területeket – reprezentálja (Rédei és mtsai 2008).



A hosszú távú kutatóhálózat tájszintű (5×5 kilométeres) mintaterületei a Duna–Tisza között

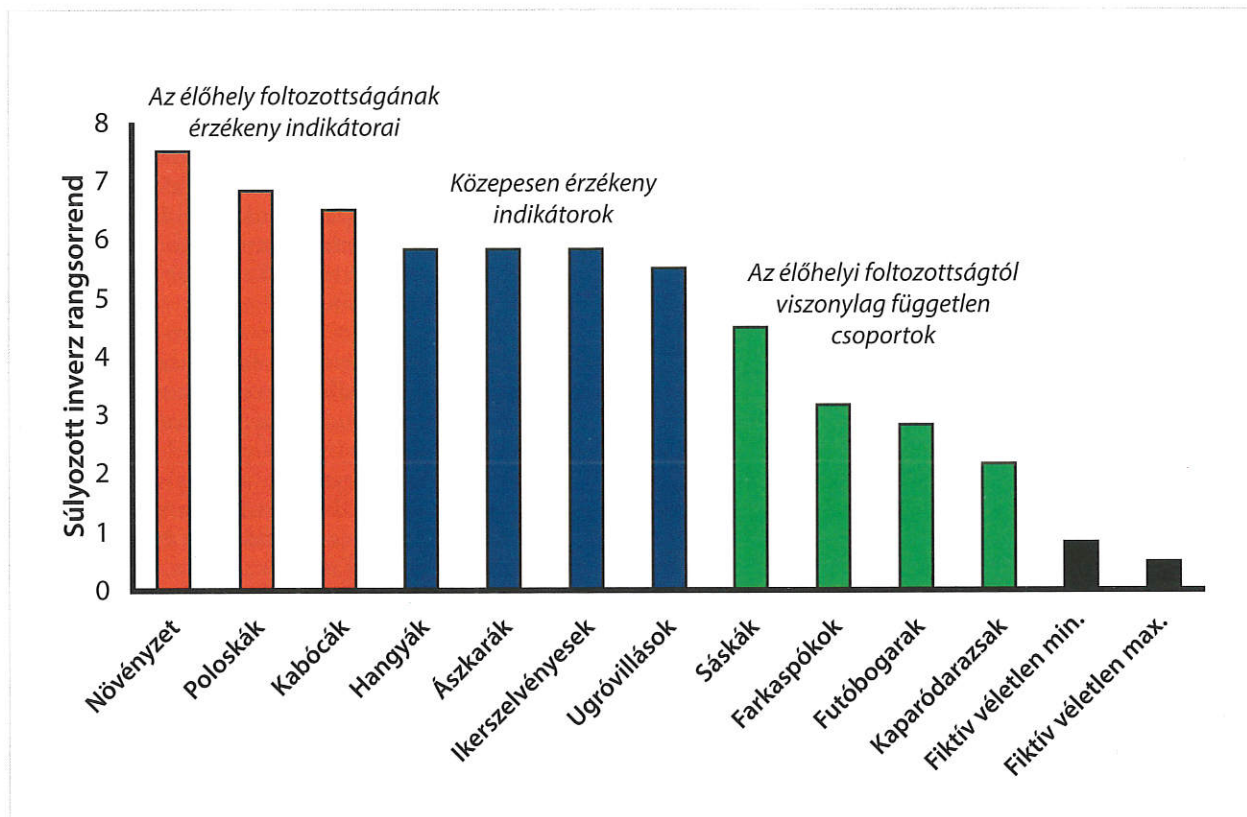
A mintaterületek mindegyikére térinformatikai adatbázist építettek ki, amely a legfontosabb környezeti adatokat, a jelenlegi és múltbeli tájhasználat, valamint az élőhelyek térképeit tartalmazza, így jó háttérrel jelent a növényzetre vonatkozó adatok elemzéséhez (Rédei és mtsai 2011). A kutatások a tájhasználatnak a biodiverzitásra és az ökoszisztémákra gyakorolt hatásait elemzik, és a két nagy pályázat keretei között végzett munka további fontos eredménye volt a *tájökológiai-tájhasználati információs és szakértői rendszer* létrehozása is (Horváth A. és mtsai 2009).

A Kiskunsági nemzeti park területén és régiójában zajló, ökológiai irányultságú kutatásokban elsősorban az alábbi *intézmények* szakemberei vesznek részt:

- Eötvös Loránd Tudományegyetem Növényrendszertani és Ökológiai, valamint Etológiai Tanszéke;
- Szent István Egyetem (az egykori Gödöllői Agrártudományi Egyetem) Környezet- és Tájgazdálkodási Intézete, valamint Növényteni és Növényélettani Tanszéke;
- Szegedi Tudományegyetem (az egykori József Attila Tudományegyetem) Ökológiai és Növénybiológiai Tanszéke;
- Szegedi Tudományegyetem Juhász Gyula Pedagógusképző Kara (az egykori Juhász Gyula Tanárképző Főiskola) Biológiai Tanszéke;
- Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság;
- Magyar Természettudományi Múzeum;
- Móra Ferenc Múzeum;
- MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet (2012 előtt: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete);



A Bugac projekt kutatási területének részlete a kisbugaci pusztán, Bugacpusztaháza közelében



Különböző közösségtípusok érzékenysége az élőhelyi foltozottságra a Bugac projekt kutatási mintaterületén. Az érzékenység sorrendjét a terület különböző pontjain végzett felvételek alapján, az egyes közösségeken belüli távolságmétrikák és azok varianciája rangsorrendjének kombinációjával számítottuk

- MTA Közgazdaság- és Regionális Tudományi Kutatóközpont Regionális Kutatások Intézete (2012 előtt: MTA Regionális Kutatások Alföldi Tudományos Intézete);
- MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Ágrokémiai Intézet és Növényvédelmi Intézet (2012 előtt: MTA Talajtani és Ágrokémiai Kutatóintézete, valamint Növényvédelmi Kutatóintézete).

Az életközösségek lokális léptékű kutatásának eredményei

Kisléptékű térbeli foltozottság és ökológiai indikációja homokpusztai gyepek

A szikes tavak és puszták mellett a Kiskunság legjellegzetesebb, legváltozatosabb tájképi formációja az erdőkkel, gyepekkel és cserjésekkel tarkított erdősztyepp. E sokszínű tájforma kialakulásában nagy szerep jutott a Homokhátság buckákkal és buckaközökkel tagolt felszínének. A változatosság nem csupán az erdő és gyepek közötti átmenetek viszonylag nagyobb léptékében, de a gyepek és gyepek közötti átmenet finom mozaikjában is megjelenik. A Bugac projekt keretében a puszták kutatására kiválasztott, legeléstől felhagyott területen a hasznosítás következtében kialakult, homoki pimpós és sovány csenkeszes *homoki legelő* mellett a buckahátakon a magyar csenkeszes, nyílt *homokpusztai*

gyepek, míg a szél vájta mélyedésekben a *cinégefűzes kékpérics* állományai találhatók meg. Ezek számos átmenete és – a körülményektől, például a szárazságtól függően – számos leromlott változata is fellelhető.

Kérdés, hogy vajon a felszín mozaikosságát a növényzethez hasonló érzékenységgel jelzik-e az állatközösségek is, vagyis a fizikai tényezők (például talaj, mikroklima) egyenetlenségei következtében kialakult növényzeti foltok mérete és a közöttük lévő környezeti különbségek elegendőek-e ahhoz, hogy azokon az állatközösségek is eltérő jellegűek legyenek (Gallé L. és mtsai 1987, 1989; Gallé R. és mtsai 2010). Mi lehet egy ilyen kérdésfeltevésnek az ökológiai és természetvédelmi értelme? Ökológiai szempontból rámutathat az egyes közösségtípusok indikációs tulajdonságainak különbözőségére, a természetvédelmi gyakorlat számára pedig jelezheti, hogy egy adott, a vegetáció alapján jól meghatározható foltméretlépték elegendő-e ahhoz, hogy ott önálló állatközösségek jöjjenek létre, mintegy jelezve egy rezervátum kritikusán minimális területét.

A területen végzett mintavételezés eredményei igazolták az állatok foltonkénti tömörülését. Első közelítésben, a populációk szintjén ez fejeződik ki a csoportosulások mutató términiatzatban. A gerinctelenek állományainak döntő többsége a számára leginkább megfelelő foltpusztában sűrűsödik:

- Ez a térbeli tendencia különösen feltűnő az olyan, nagyobb nedvességreigényű populációk

esetében, mint a csigák, az ászkarákok és az ikerszelvényesek (Hornung 1984, 1986, 1989; Vajda & Hornung 1991).

- A közösségek szintjén a növényzet finom foltozottságát viszonylag jól követik azok a csoportok, amelyek egyes fajai tápnövényükhöz kötődnek, tehát legalább bizonyos mértékben specialisták (ilyenek a kabócák és a növényevő poloskák).
- Közepes mértékben jelzik az élőhely foltozottságát az ászkarákok, az ikerszelvényesek, a hangyák és – nem várt módon – az apró ugróvillások. Közülük a hangyák elsősorban populációik és közösségeik nagyobb térigénye miatt tartoznak ebbe a csoportba.
- Kevésbé érzékenyek az élőhelyi foltozottságra a mozgékonyabb sáskák, a futóbogarak, a kaparódarazsak imágói és a farkaspókok, de még ezek términtázata is eltér a véletlenszerűtől.
- Ráadásul még a gyíkpulációk között is megfigyeltek foltok szerinti szegregálódást. A homoki gyík főleg a buckahátakhoz, a fűrgye gyík a buckaközi mélyedésekhez, míg a zöld gyík a bokros erdőszélekhez és nyílt erdei tisztásokhoz ragaszkodik (Gyovai 1983).

Kérdés, hogy mely élőhelyi tulajdonságok tehetőek felelőssé a közösségek foltozottságának kialakulásáért. A növényevő csoportok tápnövényhez való kötődését már említettük, a legtöbb esetben azonban a különböző foltok eltérő fizikai feltételei, nevezetesen a talaj víztartalma és kötöttsége (a buckaközök talaja nedvesebb, kötöttebb), valamint a mikroklímatis viszonyok gyakorolják a legerősebb hatást mind a vegetációra, mind az állati közösségekre. A környezeti foltozottság azonban nem állandó, a foltok környezethatása szezonálisan is változhat, így a tavaszi napokon a zöld gyík például megjelenik a pusztán is, és onnan csak később vonul vissza. Rovarpulációkon a foltváltást, tehát a térbeli átrendeződést nem könnyű kimutatni, megkülönböztetni a véletlenszerű mozgástól, de az arra kifejlesztett statisztikai módszerekkel sikerült bizonyítani a kabóca- és sáskapulációk

térbeli szezonális átrendeződését, valamint a kutatásra kijelölt mintaterület és környező élőhelyek közötti irányított vándorlást (Györffy & Szőnyi 1989, Györffy & Karsai 1991). Különösen fontos eredmény, hogy a vizsgált, legeléstől elzárt, tehát nagyrészt természetközeli terület – a vándorlás következtében – mind az említett két rovarcsoport, mind pedig a homoki gyík populációinak esetében mintegy utánpótlást biztosított a legelt, ökológiai szempontból rontottabb területek felé. Ez indokolja a természetközeli területek fenntartását még a homoki legelők és más módon hasznosított területek környezetében is, hiszen hozzájárulnak azok biológiai diverzitásának fennmaradásához. A foltok és élőhelyek közötti migráció viszont arra is figyelmeztet, hogy egy-egy életközösség fenntartásához viszonylag kicsiny, néhány hektáros folt csak akkor elegendő, ha a közelben hasonló jellegű, nagyobb összkiterjedésű területek vannak.

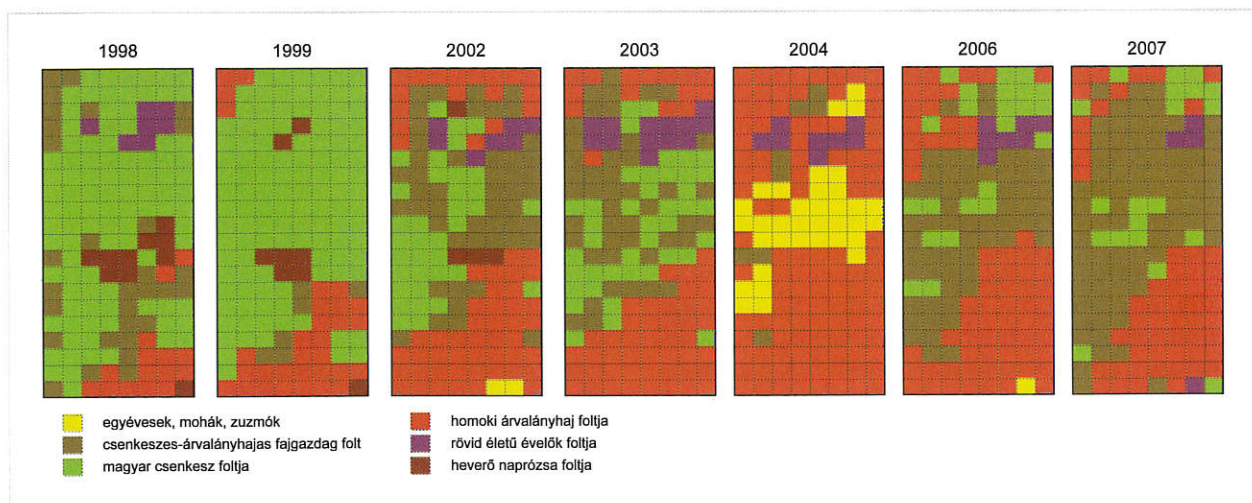
Életközösségek idődinamikája

Vegetációdinamika, szukcesszió és degradáció.

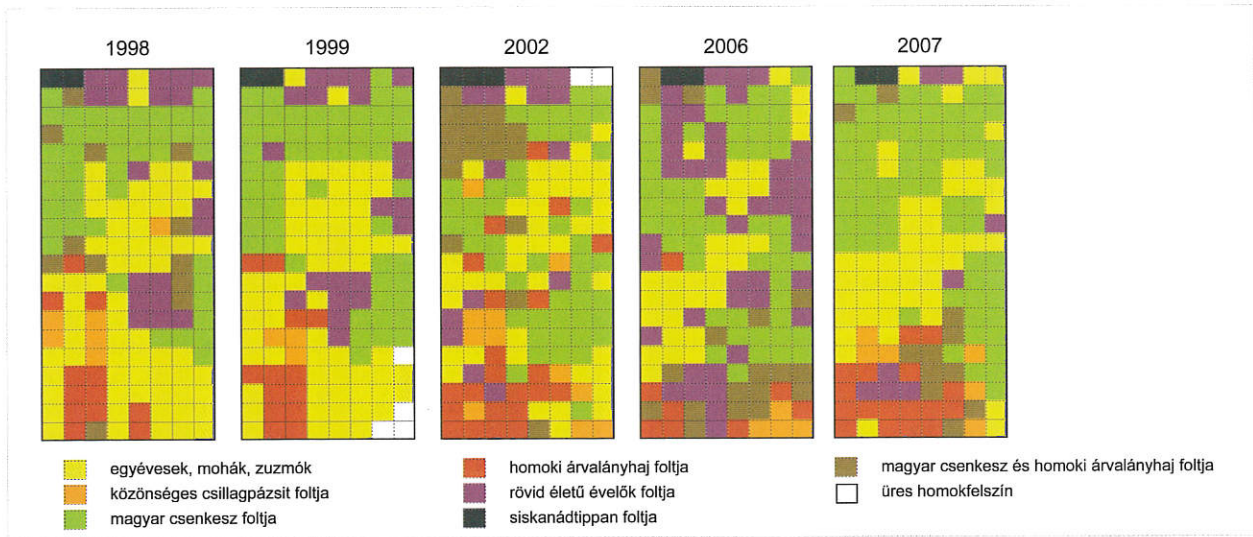
A homoki társulások dinamikáját, szukcessziós folyamatait már a botanikai kutatások korai stádiumában felismerték és leírták, elsősorban az időbeliség és térbeliség összerendelésének módszerét alkalmazva. Később a részletes terepi vizsgálatok nyomán a kialakult táji szintű szukcessziós séma egyre finomodott, valóságshűvé vált. A Kiskunsági nemzeti parkban folytatott vizsgálatok során kiderült, hogy a homoki szukcesszió sztochasztikus, sémája retikuláris, számos átmeneti lehetőség jellemzi, és a külső körülményektől függ, hogy melyik realizálódik (Körömöczy 1989, Fekete G. 1992, Margóczy 1993, Bartha 2000). A talajvízszintnek az 1980-as évektől tapasztalható regionális süllyedése a szukcessziót – főként a magasabb térszíneken – a sivatagosodás irányába tereli.

Társulási szinten egyre inkább a legerjedtebb típusra, a homokpusztagyepekre irányult a figyelem.

A különböző zavarások a gyepekben apró lépésekből álló, a degradáció korai szakaszát jelző (Bartha 2000, 2002), gyors változásokat idéznek elő, amelyek



A homoki növényzet szukcessziós foltdinamikája

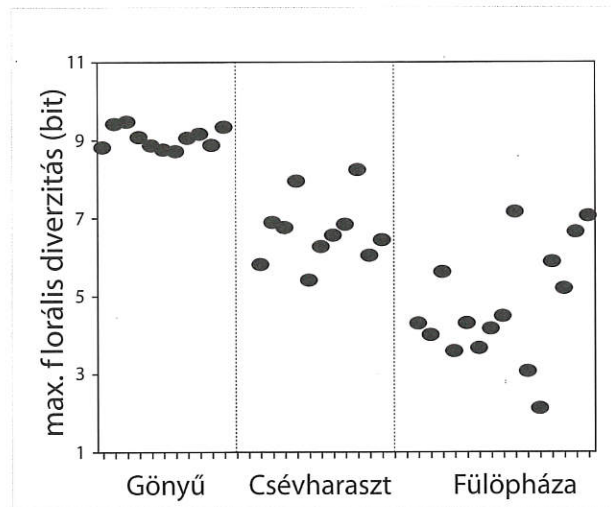


Másodlagos szukcesszió felhagyott szántóföldön
(a térképezés mindkét területen a beavatkozás után 25 évvel kezdődött)

vizsgálatához és értelmezéséhez új közelítésmód – a *mikrocönológia* – és eszközrendszer alkalmazása vált szükségessé. A mikrocönológia előtérbe állítja az állományon belüli, finomabb léptékű együttélési módok sokféleségének (fajkombinációk diverzitása = florális diverzitás) indikációs értékét. A Juhász-Nagy Pál által kifejlesztett *információstatisztikai modellsalád* lehetővé tette a mintázatok, folyamatok különböző léptékű együttes vizsgálatát. A módszert Bartha Sándor és mtsai fejlesztették tovább a sorozatvizsgálatokra alkalmas programcsomag és a gyors mintavételi eljárás kidolgozásával (Virágh és mtsai 2008). A módszer természetvédelmi célú alkalmazást az agrártájak növényzetének monitorozása és a Natura 2000-területek vegetációjának struktúra- és funkciómonitorozási programjában nyert (Horváth A. & Szitár 2007, Molnár Zs. és mtsai 2008).

A szukcessziós folyamatok trendjének vizsgálata kimutatta, hogy mind a primer, mind a szekunder szukcesszióban nő a fajkombinációk sokfélesége és térbeli rendezettsége (Bartha S. és mtsai 2008a); a *homokpusztagyep*ek komplexitása, rendezettsége és koordináltsága mind lokális, mind regionális szinten a nedvesség-ellátottság csökkenésével párhuzamosul (Bartha 2000, Kovács-Láng és mtsai 2000). A társulás a környezet változásaira belső szerkezetének és funkció csoportjainak átrendeződésével válaszol: humidabb körülmények között a gyepek gazdagabb, többféle módon képes átrendeződni, ezáltal nagyobb mértékű a rezilienciája (Bartha 2008, Bartha és mtsai 2008).

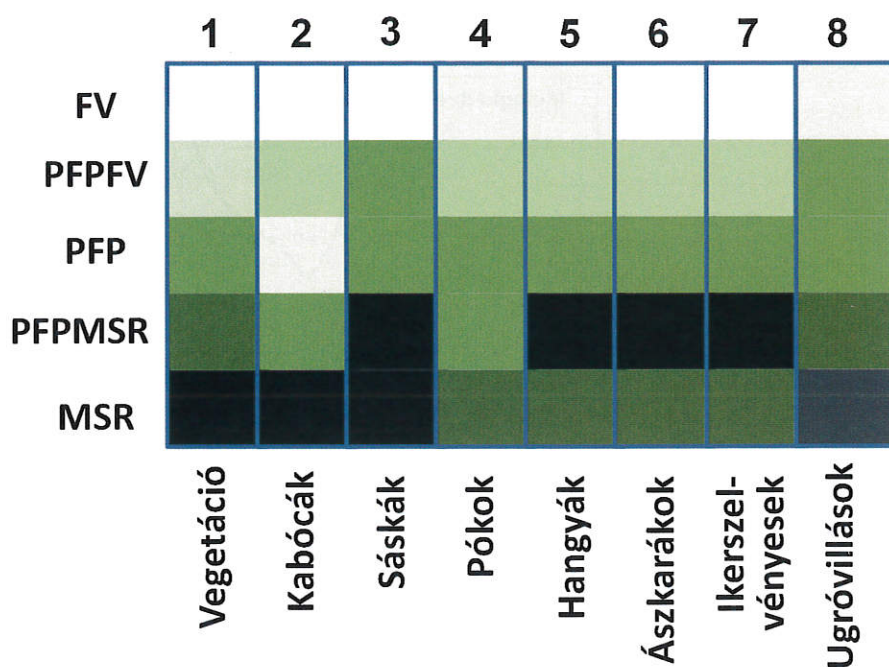
A fülöpházi homokbuckák területén, a Strázsa-hegy környékén 2000 óta folyó táji szintű gyepterminológiai vizsgálatok eredményei azt mutatják, hogy az aszályok – főként a 2003. évi – jelentősen *átrendezték a dominanciaviszonyokat*. A nyílt homokpusztagyep 2004-re felsivataggyá alakult a domináns magyar csenkesz tömeges pusztulása miatt. Ezután gyors regeneráció indult, amely viszont a homoki árvalányhaj felszaporodását eredményezte; a folyamat során azonban az évelő



Évelő homokpusztagyep koordináltságának változása egy 200 kilométer hosszú regionális ariditási grádiens mentén. Minden pont egy-egy állományfoltot reprezentál

kísérőfajok még nem szorultak vissza (Kröel-Dulay & Kertész 2005, Rédei és mtsai 2008).

Hosszú távú növényi és állati közösségdinamika heterogén élőhelyen. A korábban már bemutatott, a *Bugac projekt* mintaterületén lejátszódó foltátrendeződés főleg szezonális, tehát rövid távú. A legeléstől felhagyott bugaci gyepek foltjain azonban nagyobb időléptékű dinamikai folyamatok is beindultak, mint például a *másodlagos szukcesszió*, amely bolygatás vagy stressz megszűnése után olyan területeken zajlik, ahol már korábban is létezett valamilyen életközösség. Ez a kijelölt kutatási az 1970-es és 1980-as években, területen a hasznosítás beszüntetésével meglehetősen gyorsan induló folyamat volt, később azonban lelassult. Jellemző, hogy a *zárt homoki legelők* a buckaközökben zártabb állományú, *cinégefűzes kéképerjessé*, a buckahátakon pedig *magyar csenkeszes, nyílt homoki gyeppé* alakulnak



A Bugac projekt területén egy növénytársulási grádiens mentén sorba rendezett foltok sorrendje (1. oszlop) az állati együttesek szukcessziós stádiumai alapján átrendeződik. FV: magyar csenkeszes nyílt homokpusztai gyepek (*Festucetum vaginatae*); PFPFV: sovány csenkeszes homoki legelőgyepek (*Potentillo – Festucetum pseudovinae*) és magyar csenkeszes nyílt homokpusztai gyepek átmenete; PFP: átmeneti jellegű sovány csenkeszes homoki legelőgyepek; PFPMSR: sovány csenkeszes homoki legelőgyepek és cinegefűzes-kékperjés gyepek (*Molinio – Salicetum rosmarinifoliae*) átmenete; MSR: buckaközi cinegefűzes-kékperjés gyepek

át. Eközben egyes foltokban számos más, főleg átmeneti növényi kombináció bukkan fel, amelyek közül egyik-másik még ma, a projekt kezdete után 38 évvel is fellelhető. Ugyanakkor – köszönhetően a közeli erdőknek – a felhagyott legelő egyes részein kicsiny nyáras vagy borókás foltok is kialakultak.

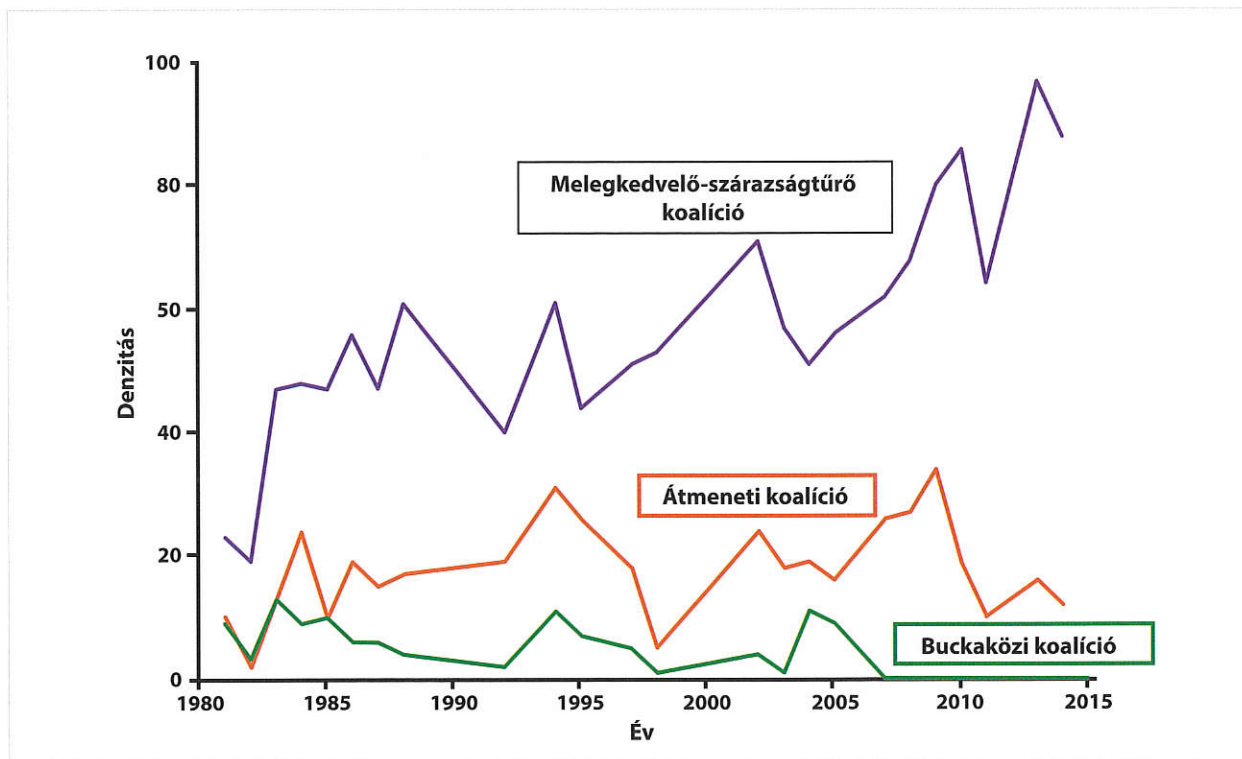
A térszintek ilyen irányú *elkülönülési folyamata* természetesen nemcsak a vegetációban, hanem az állati közösségekben is végbement, de azok változásai nem teljesen koordináltak a növényzetével. Külön érdekesség, hogy a legelés felhagyása után hirtelen *megnőtt az állatközösségek sokfélesége* (diverzitása), különösen az időnként még enyhe legelésnek kitett foltokban, ezzel részben alátámasztva a köztes zavarás hipotézisét.

A másodlagos szukcesszió későbbi állapotában közelít a primer (például sívó homokon indult) szukcesszió előrehaladottabb állapotához, erre utalnak a pusztán felbukkanó boróka- és nyárfacsoportok is.

A növényzeti szukcessziós történések mellett – gyakran azok trendjét megváltoztatva vagy befolyásolva, elsősorban a klímaváltozás, különösen a felmelegedés és szárazodás hatására – sajnos a *leromlási folyamatok* is beindultak. Ezek a fent bemutatott egyszerű vázlatot nagymértékben módosították, és Fekete Gábor (1992) eredményeivel és elméletével összhangban a szukcesszió hálózatos jellege érvényesült.

A talajvízszint látványos csökkenésének hatására az eredeti társulási *folthatárok eltolódtak*, és bár a puszták *mozaikossága* bizonyos mértékig *fennmaradt* (Körmöczy és mtsai 2009), a leromlás a buckaközök egyébként is kis kiterjedésű életközösségeit fokozottabban érintette. Az állatközösségek szintjén a degradációt a melegkedvelő és szárazságtűrő fajok populációinak mennyiségi előretörésével járó egységesülési, diverzitáscsökkenési és eljellegtelenedési folyamatok jelzik.

Mint fentebb is jeleztük, a *növényzet szukcesszióját az állatközösségek változásai csak többé-kevésbé kísérték* (Galile L. 1996). Viszonylag összehangolt a vegetáció és egyes növényevő csoportok (kabócák és egyenesszárnyúak) dinamizmusa, míg a legintenzívebb eltérések a talajlakó fajok között mutathatók ki (hangya-, ikerszelvényes- és ugróvillás-közösségek). A szukcessziós változások intenzitása nemcsak csoportspecifikus, hanem az élőhelyek szerint is változik. A nagyobb testű ízeltlábúak alkotta, talajban élő *lebontóegyüttes elemei* például a jobb vízellátottságú szélbarázdákban időben *állandóbbak* (vagy ciklikus viselkedést is mutathatnak), míg a hangyák változásainak intenzitása és sebessége a buckahátakon a legkisebb. A kabóca-közösségek és a növényzet hosszú távú összehasonlító elemzése során kimutatható, hogy változásaik sebességét a növényzeti borítás és diverzitás,



A hangyák három populációcsoportjának (koalíciójának) gyakorsági változása a hangyafészkek száma szerint, 34 éves (1981–2014) adatsor alapján

valamint a talaj víztartalma csökkenti, míg fajsámuk és a mintahely lejtőszöge növeli. A klimatikus hatások a növényzethez hasonlóan itt is sokszor elfedik a szukcessziós változásokat, és a szárazodás a legelt állapothoz közelíti a közösség összetételét (Györffy Gy. & Körmöczi 1988). Populáció szintjén sajátos változásokat sikerült kimutatni egy ászkarák- és egy ikerszelvényesfajon: mindkettő tér-idő dinamizmusa függ a térszíntől és a makroklimatikus helyzet-től, legfeltűnőbb a términtázatuk (diszpergáltságuk) időjárástól függő változása (Hornung 1984, 1989; Vajda & Hornung 1991). *A hangyaközösségek szekunder szukcessziós dinamizmusa ugyancsak klímafüggő*: a szekunder szukcesszió során végbemenő, foltok (buckahát, buckaköz) szerinti térbeli elkülönüléssel szemben a szárazabb időszakokban sajátos homogenizációban megnyilvánuló visszarendeződés megy végbe (Gallé L. 1994). A harmincnégy éves, hangyafészkek térbeli gyakoriságára vonatkozó adatsor alapján a melegkedvelő és szárazságtűrő fajok populációi által alkotott, buckahátakra jellemző koalíció számarányában megemelkedett, és megjelent a buckaközi élőhelyeken is.

Sajátos változások játszódnak le az egyes foltokat képviselő *növényállományok határán* is. (Erdős és mtsai 2008, Körmöczi 2005, Körmöczi & Jusztin 2003, Méri & Körmöczi 2009, Zalatnai és mtsai 2007). Kilencéves időtartamú szelvényvizsgálat alapján bebizonyosodott, hogy bár a teljes növényállomány változása irányított trendet mutatott, mégpedig a különböző évszakokban is azonos irányút, a terület vegetációjának foltozottsága, mozaikos jellege megmaradt (Körmöczi és mtsai 2009).

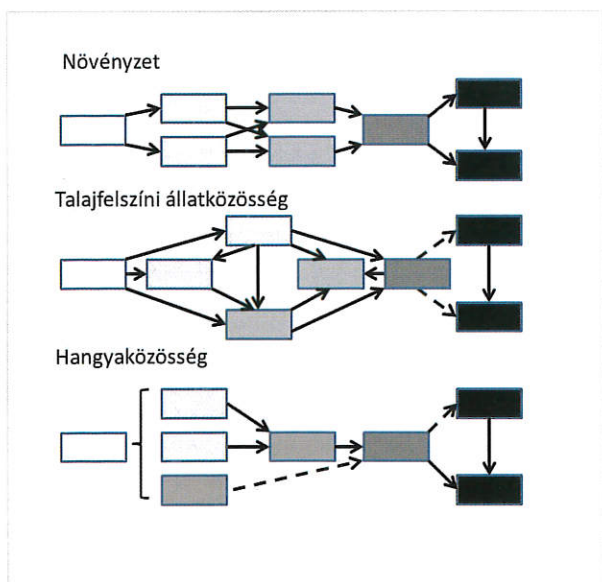
Primer szukcesszió. A homokpuszta felhagyott legelőjén végbemenő másodlagos szukcessziós változások, amelyek során a természetközeli közösségek helyreállnak, *eleinte viszonylag gyors* folyamatok, de mint fentebb jeleztük, előrehaladott állapotukban, amikor *a primer szukcesszióhoz közelítenek, lelassulnak*. A csupasz homokfelülettől a homoki nyár- vagy tölgyerdőig tartó elsődleges teljes szukcessziós folyamat azonban kezdettől fogva lassú, akár évszázadokig is eltarthat. Vizsgálata ezért az úgynevezett tér-idő („space for time”) helyettesítéssel oldható meg, amelyhez olyan területekre van szükség, ahol *a primer szukcesszió különböző stádiumait* képviselő közösségek egyaránt megtalálhatók, így az átmenetek valószínűségeit és tulajdonságait *egy időben tanulmányozhatjuk*. Erre az elsődleges szukcesszió különböző állapotait jól megjelenítő erdőssztyepp különösen alkalmas. Ilyen jellegű kutatási eredmények vannak Fülöpházáról, Kéleshalomról és Bodoglárról, a Kiskunságon kívül Gönyűről, valamint finnországi, lengyelországi és törökországi dűnésekről, részadatok Szerbiából és Spanyolországból is. Szerepeljen itt példaképpen a *Kélesalmi-homokbuckás*, amelyről már a KNPI fennállásának első éveiben azt írták, hogy jól képviseli a homoki szukcesszió különböző fázisait (Tóth K. 1979). A növényi szukcesszió fázisait nyolc, különböző növényzetű felvételi mintahely *sokváltozás analízise* alapján a következőképpen rendezhetjük sorba (Margóczy 1993, Járdán és mtsai 1993):

- közel csupasz homokfelszín, a nyílt homokpusztai gyepek kialakulásának első lépéseit jelző magyar csenkeszes foltokkal;

- 30–40%-os borítású nyílt homokpusztai gyepek jelentős zuzmó- és mohaborítással;
- az előző legfeljebb 25%-ban beborítva maximum ötven centiméteres nyárfacserjékkel;
- a nyílt homokpusztai gyepek pusztai árvalányhajas változata;
- zárt gyepek, szárazságtűrő fajok populációival (társulástani besorolása bizonytalan, feltehetően ez felel meg leginkább a másutt található buckaközi állományoknak);
- cserjés, a boróka, az egybibés galagonya, a sóskaborbolya és a fagyal bokraival;
- a zárt nyárerdő két állománya.

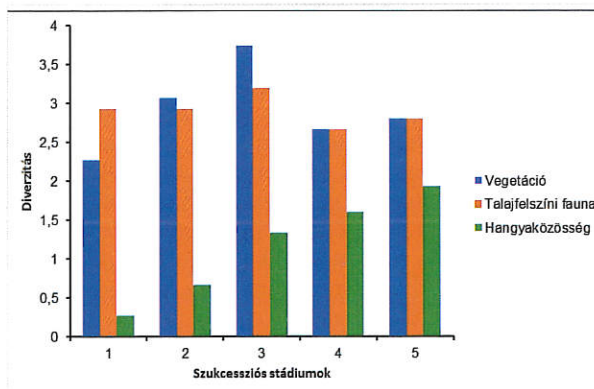
Egy átfogóbb, állatokra is kiterjedő analízis alapján ezek öt főbb szukcessziós lépésbe foglalhatók össze (közel csupasz homokfelszín, nyílt gyepek, zárt gyepek, cserjés és erdő). Ha a növényi szukcessziós sorrendet összevetjük a talajfelszíni gerinctelenegyüttesek és példaként egy – a fajpopulációk szintjén analizált – közösség, a hangyák feltételezhető sorrendjével (Járdán és mtsai 1993), akkor szembevetendő, hogy bár a kiindulási és végfázis azonos, az állatközösségekben zajló folyamatok lépései és a vegetációs történések dinamikája nem azonos, néhol a fauna szukcessziója „gyorsabb”, másutt „lustább” a növényekéhez képest.

A közösségek közötti teljes összehangoltság hiánya nemcsak a kélethalmi eredményekben jelent meg, hasonló konklúziókkal jártak a fülöpházi és bodoglári kutatások is, sőt a vizsgálatokat nagyobb léptékű, kontinentális skálára kiterjesztve, Finnországtól Törökország déli részéig is hasonló eredményeket tapasztaltak (Gallé L. 1990a, 1990b, 1991, 1992, 1999; Gallé L. és mtsai 1998; Járdán és mtsai 1993).



A kélethalmi mintavételi helyek feltételezett primerszukcesszió-sorrendje és átmenetei a növényzet, a talajfelszíni teljes állatközösség és a hangyaközösségek alapján. Az egyes mintahelyeket képviselő négyzetek sátriozottsága a növényzeti szukcesszió stádiumainak felel meg. A folytonos vonalak a nagyobb, a szaggatottak a kisebb átmeneti valószínűségeket jelzik

A feltételezhető szukcessziós utak mellett a közösségek diverzitása is eltérően alakul: míg a növényzet és a talajfelszíni állategyüttesek diverzitása enyhe maximumot mutat a szukcessziós gradiens mentén, a hangyák diverzitása nő, és az erdőben a legmagasabb (Járdán és mtsai 1993). Ez nyilvánvalóan az erdő gazdagabb élőhelyi struktúrájával magyarázható, amely lehetővé teszi több populáció megtelepedését.



Három együttes diverzitásának (Shannon-függvény) változása a kélethalmi homoki szukcessziósor öt állapotában (közel csupasz homokfelület, nyílt gyepek, zárt gyepek, cserjés, erdő)

Homokpusztai gyepek produkcióbiológiai vázlat. A nemzetközi biológiai program (IBP) fő célkitűzése az életközösségek anyag- és energiaforgalmi kutatása volt. Ezek a vizsgálatok manapság már nem „divatosak”, hiszen a megközelítés elméletileg nem igényes és látszólag igen egyszerű: meg kell vizsgálni, hogy egy adott populációba vagy táplálkozási szintbe mennyi anyag vagy energia áramlik, és mennyi hagyja azt el. Ennek megállapításához azonban valójában olyan meglehetősen bonyolult módszerek szükségesek, mint a növényi tömeg becslése, az izolátorok, különféle csapdák és biocönométerek alkalmazása, manipulációs terepkiérletek, laboratóriumi kontrollkiérletek, respirációs és kalorimetrikus mérések stb. Ezek alkalmazásával sikerült feltárni a Bugac projekt keretében a homokpusztai gyepek produkciós rendszerét.

A táplálkozási, más elnevezéssel energiaszintek egyike a növényi vagy producens szint, a másik a fogyasztók (konszumentek) szintje, amelyek lehetnek növényevők (primer konszumentek) vagy ragadozók és paraziták (szekunder konszumentek).

A szintek viszont nemcsak az élő növényzeten alakulhatnak ki, hanem a holt növényi anyagon is, ekkor a táplálkozási lánc alapja a detritusz (ez a detrituszlánc). Mi jellemző erre az anyagforgalmi vázlatra? Mindegyelőtt feltűnő, hogy a vizsgált időszakban a termelő talajfelszíni növényi anyag (fitomassza) jelentős hányadát (kb. 35%-át) a növényevők fogyasztották el. Miután ennek jelentős része az egyenesszárnyúak, különösen a sáskák működésének eredménye, a fogyasztás aránya függ az egyenesszárnyú-populációk évenként változó mennyiségétől is, amely az erdeti, közel harminc évvel ezelőtti kutatások óta csökkent.

A másodlagos fogyasztók szintjére átkerülő mennyiség viszont már megfelel az általános aránynak, ami azt jelenti, hogy az elsődleges fogyasztók felé áramló mennyiségnek alig több mint tíz százaléka $(\lambda(n+1)/\lambda(n)=0,104)$. Ebben nagy részük van a hangyáknak, a pókoknak, a ragadozó szöcskéknak és a gyíkoknak, valamint kezdetben, amikor még voltak a közelben víztestek, komoly szerepet játszottak benne az ásóbékák is. A gyíkok egyedsűrűsége, különösen a homoki gyíké, a kutatások kezdetekor a Földön mért legmagasabb értékek közé tartozott.

A detrituszlánc anyagforgalmának becslése még bonyolultabb. A makrodekomponálók (a detritusz viszonylag nagy testű fogyasztói) közé tartoznak az ászkarákok és az ikerszelvényesek, az úgynevezett mezofauna tagjai pedig az ugróvillások és az atkák. Ragadozók itt, a bugaci területen nagyrészt megegyeznek a legelő lánc ragadozóival, az adatok is csak ezekre vonatkoznak, a specializált, például a mezofaunához tartozó ragadozókra nem készült becslés.

A produkciós ismeretek mellett e kutatások segítettek a további vizsgálatok megalapozásában is, és már természetvédelmi alkalmazhatóságuk is volt (Gallé L. és mtsai 1985). Sikeres kimutatni, mely populációk vagy populációtübbesek játszanak releváns szerepet a homoki gyepek életközösségének anyag- és energiaforgalmi masinériájában, és megállapítást nyert, hogy ezek eltávolítása vagy gyakoriságának drasztikus változása alapvető átalakulásokat idézhet elő a homoki gyepek teljes életközösségének életében is.

Nyílt homokpusztai gyepek táplálkozási hálózata. A fent körvonalazott IBP-megközelítés csak durva képet ad az életközösségek működéséről. Mint már azt a klasszikus kutatások is kimutatták, *egy életközösség biomassza-stabilitása lényegesen nagyobb, mint például a táplálkozási hálózatának stabilitása.* Ez azt jelenti, hogy az egyes produkciós kategóriákon (például energiaszinten) belül anélkül mehetnek végbe nagymértékű változások (ilyenek például a fajpopulációk cserélődései), hogy azok a produkciós vázlatban megjelenjenek. Ezért a táplálkozási hálózat feltárása a produkcióbiológiai vázlatnál nemcsak valamivel pontosabb megközelítést jelent, hanem az életközösség természetvédelmi szempontból releváns tulajdonságainak megismeréséhez is közelebb visz. Azonban ennek is vannak módszertani buktatói, amelyek nem csupán technikai jellegűek (miként lehet megállapítani, hogy mivel táplálkozik egy külső emésztésű farkaspók; mi van egy hangya bélcsatornájában, a „szociális gyomrában”), hanem a megközelítésre is vonatkoznak. A legnagyobb dilemma a táplálkozási hálózat egységeinek megválasztása. Ha az egységként az ökológiailag, főleg táplálkozási szempontból hasonlóan viselkedő, nagyobb rendszertani csoportokat választjuk, akkor az lesz a baj, hogy beleütközünk az IBP megközelítésének durvaságába. Ha viszont „túl precízek” vagyunk, és faji populációkat teszünk meg a hálózat elemi kategóriáinak, az áttekinthetatlenség és kezelhetatlenség (a bugaci gyepek eddig közel 2000 fajpopulációt mutattak ki, és ez még nyilvánvalóan messze nem a teljes fajkészlet) mellett még az a probléma is felmerül, hogy sikerül-e

megfelelni a természet skálázó képességének. Biztos-e, hogy egy ragadozó gyík faji alapon választja ki az elkapandó sáskákat? Ismeri a faji bélyegeiket? És ugyanezt minden ragadozóról elmondhatjuk. Külön problémát jelenthet a primer produkciós alapszint kiválasztása, amelynek esetében szintén két út lehetséges. Az egyik, inkább redukcionista megközelítés szerint az alapszintet a növényi populációk jelentik, és nem a teljes növényközösség. Ekkor a készleten alapuló táplálkozási hálózatok (készlethálók, source food webs) közül a tápnövényközösségek (Szelényi Gusztáv [1957] nomenklatúrája szerint: „catenariumok”) szerkezetét tárjuk fel. A Bugac projekt keretében ilyen analízisre is sor került, mégpedig a cinegefűz catenariumán, valamint részben a pusztai kutyatején és a magyar csenkeszén is. Most viszont az egyszerűség kedvéért egy olyan hálót mutatunk be Gallé László (2008, 2013) nyomán, amelynek alapjául elnagyoltan csak a „zöld növényzet” és a detritusz szolgál. Az egyes egységek ebben az esetben a táplálkozási hálózat felbontóképességének megfelelő trofikus populációk, tehát olyan élőlények, amelyek táplálkozási szempontból viszonylag egységesek.

A bugaci táplálkozási hálózat fontosabb tulajdonságai a következők: 25 kamrácska (alapegység, trofikus populáció) alkotja. A populációnkénti kapcsolatok átlagos száma (konnectivitása) 4,26, ez valamivel nagyobb, mint az irodalomban általában megadott értékek. Húsz-harminc évvel ezelőtt nagy viták folytak arról, hogy miért rövidek a táplálkozási hálózatokban az egyes láncok. A vitára és az annak során felmerült hipotézisekre (lásd például Pimm 1982, Gallé L. 1985, Polis & Winemiller 1996) itt nem térünk ki, mindössze annyit említünk meg, hogy a bugaci 3,14 átlagos láncösszeérték megfelel az irodalomban leírtaknak.

Populációk közötti kölcsönhatások lokális léptékben

Populációk elemi kapcsolatai homokpusztai gyepekben. A táplálkozási hálózatoknak mintegy vázát alkotó táplálkozási kölcsönhatások mellett számos más interakció vagy egyirányú kapcsolat fűzheti össze az életközösségek tagjait. A versengés (kompetíció) vizsgálata három közösségtípuson történt meg a bugaci pusztán, illetve laboratóriumi körülmények között. A növénypopulációk közötti versengés elemzését elsősorban laboratóriumi körülmények között végezték, mégpedig a vajszínű ördög szem és a homoki útifű populációján. E két növény állományai közötti versengés gyengébb, mint a populáción belüli, és a kölcsönhatás aszimmetrikus: kezdetben az egyéves útifű, előrehaladottabb stádiumban pedig az évelő ördög szem az eredményesebb kompetitor (Körmöczy 1985, 1987).

A hangyapopulációk közötti versengés tanulmányozásakor bebizonyosodott, hogy közösségeik térbeli mintázatát alapvetően a domináns fajok (például a vöröshangyák) territoriális viselkedése határozza meg. Ezek kolóniáinak tértartáza mozaikszerű, míg a gyengébb kompetitorok kolóniái inkább a domináns fajok territóriumának szélén vagy azon kívül érhetnek el mérsékelt

sűrűséget. A leggyöngébbek sajátos, „meghunyaszkodó” magatartásukkal viszonylag jól ellensúlyozzák a dominánsok hatását, ezért annak territóriumában is nagyobb valószínűséggel telepednek meg. A hangyák közösségei mennyiségi arányainak fenntartásáért az uralkodó fajok – az alárendelt kompetitorok számától függő erősségű – agresszív viselkedése a felelős, ez nem más, mint a domináns kompetitor versengésbeli viselkedési válasza az alárendelt mennyiségére (Gallé L. 1991, 1992).

A bugaci mintaterületen élő *gyíkok* viszont azzal kerülnek el az éles versenyt, hogy populációik – legalábbis az év nagyobb részében – térben elkülönülnek egymástól. A homoki gyík a buckahátakon, a fűrge gyík a buckaközi mélyedésekben, a zöld gyík pedig az erdőségeken és erdei tisztásokon él. Ráadásul igényeik is csak életük egy viszonylag rövid szakaszában, fiatalkorukban fednek át (Gyovai 1983).

A táplálkozási hálózatok kapcsán már említett, tápnövényekre alapozott kutatások információkat szolgáltatnak az adott tápnövény és az azt fogyasztó növényevők populációinak kapcsolatára is. A magyar csenkesz kabócaegyüttesét 11 faji minősítésű populációból álló közösség alkotja: három szorosan a tápnövényhez kötődik, a többi esetében megfigyelhető a tápnövényváltás is. A legextrémebb esetben a tápnövény szezonális váltása a magyar csenkesz és a puszta kutyatej között is végbemehet. A cinegefűzön végzett, Széleyni-féle megközelítést alkalmazó vizsgálat rámutatott a növényrovarközösségeinek nagy fajgazdagságára. A catenariumhoz nyolc növényevő, valamint húsz parazitoid vagy ragadozó elem kötődik szorosan. Az eddig feldolgozott csoportokból mintegy kilencven faj a tápnövényközösségeknek csak ideiglenes eleme.

A vadméhek és az általuk megporzott növények között kölcsönösen pozitív, mutualista kapcsolatok vannak. Ezek tanulmányozása során kiderült, hogy a vadméhek együtteseinek összetételét alapvetően nem a növénytársulások, hanem feltehetően egyes növényfajok jelenléte vagy hiánya határozza meg, de fontos szerepe van a növények összbörítésének és a terület zavartságának is. A vadméhek táplálékának pollenanalízisével sikerült meghatározni a tápnövény-speciális méretékét, elkülöníteni az úgynevezett mono- és polileklikus fajokat, valamint az egyes tápnövények megporzásában feltehetően nagy szerepet játszó populációkat.

A ragadozó-zsákmány viszony esetében a táplálkozási hálózatok felderítésekor alkalmazott módszerek közül a szöcskék béltartalom-analízise bizonyította azok jelentős ragadozó mivoltát. Tizenegy izeltlábú-csoport képviselőit tartalmazó táplálékukban a legnagyobb mennyiségben hangya (40%) és levéltetű (30%) szerepelt (Gyenes 1982). A hálózó pókok (főleg *Agelena*-fajok) hálójába került táplálékmaradványok analízise alapján áldozataik között a bogarak (32%), a levéltetvek (14%) és a kabócák (11%) mellett a hangyák is nagy számban találhatók meg (26%), de az utóbbiakat legtöbbször nem fogyasztották el (Koczihá 1984). A gyíkok által zsákmányolt állatok között viszont a bogarak (32%) és a pókok (19%) mellett az egyenesszárnyúak számosak (10%). A hangyalesők

táplálékában a hangyák dominálnak, de a talaj felszínén mozgó más rovarokra is vadásznak. Kimutatható, hogy a *hangyaleső-populációk* csupasz talajfelületen képzett csoportjai erősen függenek a folt táplálékhiányától, ezért a *foltszegélyek közelében* jönnek létre (Sipos 1987). A hangyák táplálkozási stratégiáinak kutatásakor a bugaci mintaterület két domináns hangyafaját vizsgálták, és megállapítást nyert, hogy egyedszámuknak a hosszú távú mintavételek eredményeként tapasztalt aránya jól megfelel a táplálkozási stratégiáik alapján számított, zsákmányszerzésben optimális értéknek. A növényzeti struktúra és a hangyák közötti kapcsolatot már a primer szukcessziós vizsgálatok is igazolták: terepi és laboratóriumi kísérletekkel sikerült kimutatni, hogy a különböző növényzeti szintek táplálkozási igénybevétele a hangyapopulációk közötti kompetíciótól is függ (Gallé L. 1989). A hangyák táplálkozási hatékonyságát növeli a táplálkozó egyedek alfunkció (például táplálkozás, táplálékvédelem, más egyedek etetése, potenciálisan megjelenő versenytársak figyelése, eltávolítása stb.) szerinti különbözősége (Gallé L. & Varga 2001), amely különösen a domináns kompetitorok között szembetűnő, valamint az egyik zsákmányról – a populációk sűrűségétől függően – a másikra való átkapcsolás. Ez utóbbi viselkedési forma stabilizáló szerepű, ezért életközösségi szinten is jelentős.

A gerinces növényevők ökológiája és hatása a vegetációra. A nemzeti park történetében az egyik legalaposabb zoológiai programsorozatot az ELTE Etológiai Tanszéke koordinálta, kezdetben szoros kapcsolatban az ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszéke által irányított *Juniperus programmal*. A program sajátossága, hogy eredményesen ötvözte az etológiai, populációbiológiai, magatartásökológiai és közösségi ökológiai megközelítéseket (Bilkó 1996, Altbäcker 1998). Különösen figyelemreméltó eredményeket hozott a nagy termetű növényevők (nem a rovarok, hanem az üregi nyúl, az őz, a mezei nyúl) a bugaci és bócsai borókások növényállományainak szerkezetére, összetételére és dinamizmusára gyakorolt hatásának elemzése. Manipulációs terepi és laboratóriumi kísérletekkel tisztázták a Bugacon kiemelkedő jelentőségű üregi nyúl táplálékának összetételét és a fiatalok táplálékválasztásának mechanizmusait, valamint a boróka szerepét a kotorékok létesítésében és a táplálkozásban. A növényevők populációinak kutatását összekapcsolták az élőhelyek foltszerűségének vizsgálatával is, továbbá tanulmányozták őket a 2000 hektárra kiterjedő bócsai erdőtüzt utáni növényi regenerációban is, majd pedig kísérletes égetéssel vizsgálták a tűznek a homokbuckai területek vonatkozásában kifejtett hatásait, különös tekintettel a legelő állatokra.

Ugyancsak releváns eredményeket hozott a bugaci puszta ürgepopulációinak felmérése, azok tér-idő mintázatának feltárása és a mintázatok háttérmechanizmusainak elemzése. A kutatások arra is választ kerestek, hogy a nagyobb testű növényevők között milyen kapcsolatok lehetnek. A populációk összehangolt dinamizmusának feltárásával például rámutattak az üregi nyúl és a mezei nyúl populációinak fordított idő- és térbeli dinamikájára: ha az üregi nyúl sűrűsége akár időben, akár pedig

egy térbeli gradiens mentén csökkent, helyét a mezei nyúl vette át.

Stabilitás, zavarás, helyreállítás (a stabilitás és próbája, a bolygatás)

Különböző közösségek reakciója kísérletes bolygatásra. A primer és szekunder szukcessziós folyamatok tárgyalásakor eddig a természetközeli élőhelyek olyan változásainak hatásaival foglalkoztunk, amelyek az életközösségekben *csak lassú és automatikus, fokozatos és kis erősségű átalakulásokat* indukálnak. Az emberi tevékenység azonban legtöbbször drasztikus és rövid távú folyamatokat, a paraméterek ugrásszerű változásait idéz elő. A *Bugac projekt* keretében egy kísérlet-sorozattal az emberi zavaró hatások eredményeképpen előálló változásokról sikerült információkat szerezni (Gallé L. és mtsai 1991, Körmöczy és mtsai 2000). A homokpusztai gyepen alkalmazott, *az életközösséget megzavaró kezelések* a következők voltak:

- vízdúsítás öntözéssel, az évi csapadékmennyiségnek mintegy felével növelve a kísérletes parcellák vízellátottságát;
- taposás a vegetációs időszakban (a legelő szarvasmarhák fajlagos talpnomásával megegyező hatást kiváltó szerkezettel);
- a növényzet nyírása kb. négy centiméter magasságban;
- a talajfelszín eltávolítása a kísérletes parcellán mintegy 600 négyzetméteren, húsz centiméter mélységig;
- *legeltetés.*

A részletek kényszerű elhagyásával itt csak a bolygatási kísérletek legfőbb eredményeire utalunk:

- a beavatkozások a tanulmányozott közösségek diverzitását csökkentették (az öntözés és az enyhe legeltetés utáni állapot kivételt képezett);
- a leginkább elnyúló, az aszályhoz hasonló stresszhatást a műtrágyázás okozta; a helyreállítás hosszabb időt vett igénybe, mint a felső talajréteg eltávolítása; és ráadásul a növényi biomassza évi átlagos mennyiségét sem növelte;
- az öntözés nem idézett elő leromlást sem a bukkatón, sem a buckaközben;
- a felső talajréteg eltávolítása után a várttal ellentétben nem csak a primer szukcesszió, hanem mind a primer, mind a szekunder szukcesszió sajátosságait felmutató közösségdinamikai folyamat indult be, több közösségben a véletlenszerűtől a rendezettség felé irányuló, sajátos términtázati transzformációkkal (Gallé L. és mtsai 1994);
- a gyenge taposás enyhe, az egyéb (például termőhelyi) hatások által elfedett változásokat hozott;
- a legelés utáni átmenet egy szakaszában nemcsak a diverzitás nő meg, hanem értékes faunaelemek is felbukkannak, amelyek a szekunder szukcesszió későbbi fázisaiban eltűnnek.

Nagyobb intenzitású zavarás után, legyen az bármekkora kiterjedésű, *az életközösségek regenerálódása nagymértékben függ attól, hogy milyen kiterjedésben és milyen*

távolságban van hasonló közösség, amely állományainak propagulumával (terjesztőképleteivel, például magvaival vagy egyedeivel) mintegy utánpótlást biztosít a megújuláshoz. Természetesen mindezt a betelepülő populációkat biztosító fajok terjedési és megtelepedési képessége is nagyban befolyásolja, a fajpopulációk betelepülési sorrendje viszont meghatározza a kialakuló közösségek összetételét (Györfly Gy. & Körmöczy 2001).

A kis kiterjedésű, egy négyzetméteres, növényektől és propagulumoktól mentessé tett parcellákon végzett kísérletek a növénypopulációk terjedési és megtelepedési képességeinek, valamint a szukcesszió az összefüggéseit tárták fel (Margóczy 2001). A növények betelepülésének évente háromszori felvételeiből megállapítható, hogy az eltérő vegetációtípusokban a foltok benépesülése különböző fajokkal kezdődik, és a környező terület vegetációja erősen befolyásolja a folyamatot. A jól terjedő és kolonizáló, egyszerre több mintavételi területen is felbukkanó fajok száma kevés; és területenként erősen különbözött a benépesülés sebessége és a második év végén tapasztalt fajsám is. A kísérlet tapasztalatai a természetvédelmi restauráció lehetséges módszereinek felderítése szempontjából is értékelhetők, nevezetesen felhasználhatók annak eldöntésére, hogy egy homoki élőhelyen a természetes vegetáció helyreállítását mely fajok telepítésével lehet és érdemes elkezdni.

A bolygatások szerepe a homoki gyepek uralkodó fűfajainak dinamikájában. A nyílt, évelő homokpusztagyeppek a Kárpát-medence mészből gazdag homokterületeinek, elsősorban a Homokhátságnak a jellegzetes, *bennszülött fajokban gazdag növény-társulásai*, amelyek más növényzeti típusokhoz képest változékony, dinamikus közösséget alkotnak. Nem ismert azonban ezeknek a növényzeti átalakulásoknak a mechanizmusa, miként az sem, hogy mi befolyásolja a különböző állapotok közötti átmeneteket. Munkánk hipotézise az volt, hogy a különböző *természetes és antropogén bolygatásoknak jelentős szerepe van* a növényzeti átmenetekben, ezért ennek a hipotézisnek a terep-kísérleteken keresztül történő tesztelését, továbbá a növényzeti átalakulások mechanizmusainak feltárását tűztük ki célul.

A homokpusztagyeppek két domináns, gypalkotó faja a *magyar csenkesz* és a *homoki árvalányhaj*.

Ez a két faj alkothat kevert, de tiszta állományokat is. A bolygatásokat követő regeneráció vizsgálatához egy *finom léptékű terepkísérletet* állítottunk be, miközben két, jellegzetesen eltérő típusú bolygatást szimuláltunk:

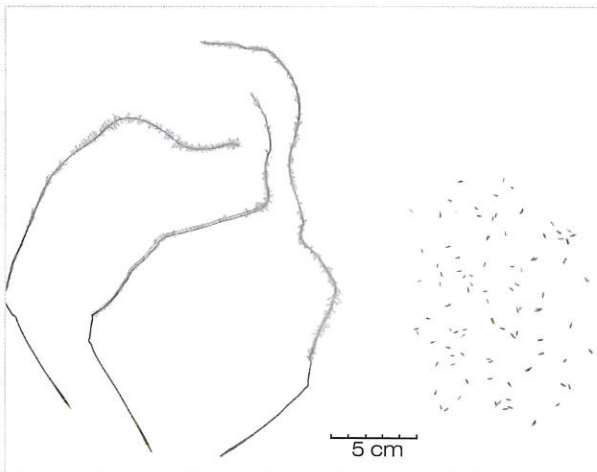
- ásást, amelynek során átforgattuk a talajt, és minden nagyobb növényi részt eltávolítottunk, ez szimulálta a talajbolygatással is járó zavarásokat (például állati túrások és ásások, szántás);
- vágást, amelyet ismételt elvégeztünk, mindaddig, amíg az évelő fűvek csomói el nem pusztultak, ez szimulálta a talajbolygatással nem járó zavarásokat (például tűz, aszály, túllegeltetés).

A nyolc-nyolc gypfoltban 1999-ben elvégzett bolygatást követően 2006-ig monitoroztuk a két gypalkotó faj egyedeinek megtelepedését és túlélését, és megállapítottuk, hogy



Magyarcsenkesz- és homokiárvalányhaj-tövek (MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet archívuma)

a két fűfaj markánsan eltérő módon reagált a mesterséges bolygatásra. A felásott, csupasz talajfelszíneken az árvalányhajmagvak nem tudtak megkapaszkodni és meglepedni, mert hatalmas repítőszőrökkel rendelkeznek, így a szél egyszerűen elsodorja őket. Populációik viszont igen gyorsan regenerálódtak, ha talaj nem volt bolygatva, mert a felszint borító kriptogámok és az avar megfelelő csapdát jelentettek a magvaknak. A magyar csenkesz regenerációja kissé lassabb folyamat volt, de a bolygatás módjától függetlenül ugyanannyi időt vett igénybe. A csenkesz magjai kicsik, és nincsenek repítőszőreik, így azok számára nem létfeltétel a talajfelszín durvasága (nagy távolságra való terjedésük azonban – legalábbis a szél által – korlátozott).



A homoki árvalányhaj repítőszőrös és a magyar csenkesz apró, sima magvai

De *mondanak-e* a finom léptékű, manipulatív kísérletek eredményei *valamit a táji léptékű vegetációdinamikai folyamatokról*? A fenti eredmények segíthetnek értelmezni azokat a leírásokat, amelyek szerint a korábban mozgó homokbuckákra (még ötven éve is sok ilyen volt a Duna–Tisza közén) a magyar csenkesz telepszik be. Elképzelhető, hogy egy ilyen egyszerű mechanizmus, mint *a magmorfológia és a talajfelszín durvasága*, megmagyarázhatja a magyar csenkesz sikerét (pontosabban

az árvalányhaj kudarcát) a csupasz homokfelszíneken. Ha viszont a csenkesz és más növények már meglepedtek a sima homokfelszínen, akkor már van, ami megfogja az árvalányhaj magjait, így az árvalányhaj idővel le is válhatja a csenkeszt. Valószínű azonban, hogy ez a folyamat akkor gyorsul fel, amikor a gyeptalajbolygatás nélkül pusztul ki, amire a fenti kísérletünk kontrollkvadrátjainak hosszú távú adatsorában – amely egy olyan időszakot ölel fel, amikor két erős aszály következtében jelentős gyeppusztulás következett be – láthatunk példát.

A nyolcéves adatsoron jól megfigyelhető, hogy az 1998-ban még csenkesz dominálta kevert állományokban 2006-ra az árvalányhaj vált uralkodóvá: *ez a váltás a két aszályos évhez kötődik*. Fontos észrevenni, hogy az árvalányhaj előretörése nem azért következett be, mert jobban tolerálta az aszályt – a két faj hasonló arányban pusztult –, hanem azért, mert az aszályt követően az árvalányhaj nagyon jól regenerálódott. Ez tehát megerősíti azt a kísérleti eredményünket, hogy ha nem történik talajbolygatás, akkor az árvalányhaj gyorsan regenerálódik (Kröel-Dulay és mtsai 2008).

És mi kell ahhoz, hogy a csenkesz ismét dominánssá váljon? A fenti eredményeink alapján például *talajbolygatás*. Érdekes módon a fülöpházi mintaterületen megfigyelt árvalányhajásodás közepette azokon a kvadrátokon volt esélye a csenkesznek, amelyeket korábban fölástunk; *itt az árvalányhaj vagy nem, vagy csak kevésbé tudott előretörni*. Egy másik példa a fülöpházi buckás két utolsó mozgó homokbuckája, amelyek szélein a csenkesz kolonizál.

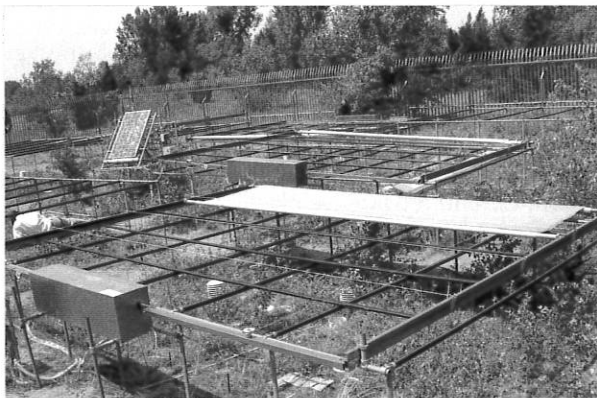


A magyar csenkesz a mozgó homokon könnyen megtelepszik (MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet archívuma)

Eredményeink alapján feltételezhető, hogy a különböző bolygatási típusok aránya, ismétlődésük gyakorisága a homokpusztagyep két vezérfaja közötti arányok kialakításának fontos tényezője. Fontos megemlíteni, hogy *az itt tárgyalt homokpusztagyepnek szűkebb értelemben csak a Kárpát-medence homokterületein fordulnak elő*, de az egész kelet-európai sztyeppzónában a mi fajainkkal közel rokon csenkesz- és árvalányhajfajok a vezérnövények, így a munkánk során feltárt mechanizmusok azokban a gyepekben is működhetnek.

A klímaváltozás hatása homokpusztagyep-nyár-cserjés mozaik ökoszisztéma-szerkezetére és működésére (egy klímaszimulációs terep-kísérlet). A Kárpát-medence nyílt homoki gyepeiben a klímaváltozás hatására várható változások vizsgálatára korábban a *tér-idő megfeleltetés módszerét* alkalmaztuk (Kovács-Láng és mtsai 2000), de sor került *bosszú távú kutatásokra* is (a *Bugac projekt* keretében kapott eredményekre korábban már utaltunk).

Az Európai Unió 5. és 7. kutatási keretprogramja által támogatott, hat ország részvételével folyó, hosszú távú projekt keretében – a KNPI hathatós segítségével – 2001-ben Fülöpházán kiépült a *KISKUN VULCAN kísérleti terület*, amelynek húsz négyzetméteres parcelláin azóta folyik a *regionális klímaszcenárióknak megfelelő hő- és szárazságkezelés*.



A VULCAN/INCREASE klímaszimulációs EU-projekt kísérleti területe Fülöpházán

A mikroklimatikus sajátságokban, a növényzet fenológiaiában, szerkezetében, primer produkciójában, ökofiziológiai sajátságaiban és kémiai komponenseiben, valamint a talaj szénforgalmában mutatkozó változásokat rendszeres regisztrációval nyomon követve a klímaváltozás várható társulásszintű hatásai jól elemezhetőek. A hő- és szárazságkezelésre a társulás fajai különböző módon és mértékben reagálnak: a kolonális fehér nyár például a hőkezelésre korábbi rügyfakadással és későbbi lombhullással válaszol, míg a szárazságkezelésre kevésbé, szemben a sekélyebben gyökerező évelő füvekkel, amelyek fotoszintetikus aktivitását és fitomassza-produkcióját a vízhiány erősen korlátozza (Kalapos és mtsai 2008). A talajlégzés – mint a szénforgalom fontos komponense – intenzitását a hőkezelés más ökoszisztémákkal ellentétben nem növelte, a szárazságkezelés viszont csökkentette (Lellei-Kovács & Kovács-Láng 2008). Sikertült meghatározni azokat a talajnedvesség-küszöbértékeket is, amelyek a talajlégzés hőmérsékletfüggését és a talaj biológiai aktivitását alapvetően befolyásolják. A fotoszintézisnek, a primer produkciónak, az avarkeletkezésnek, az avarbomlásnak és a talajlégzésnek, valamint a talajoldattal távozó szerves szénnek a kontrollparcellákon öt éven keresztül gyűjtött adatai alapján a vizsgált ökoszisztéma széntartalékait és azok forgalmának intenzitását mutatjuk be (Beier és mtsai 2009).

A relatíve stabil ökoszisztémában a szénfelvétel és -leadás nagyjából egyensúlyban van, melegedés és szárazodás hatására pedig a szénforgalom volumene várhatóan csökkenni fog.

Az ökoszisztéma növényi komponenseinek működését a szárazságnak kitett élőhelyeken jelentősen befolyásolhatják a *gyökerek mikorrhizakapcsolatai*. A széles körű feltáró vizsgálatok kimutatták (Kovács & Szigetvári 2002), hogy a homokpusztagyep fajainak kétharmad része mikorrhizás, és jelenleg éppen folyik a mikorrhizát alkotó gombafajok diverzitásának és szerepének tisztázását célzó kutatások.

Biológiai invázió – az özönnövények problémája. A rendszerváltozás nyomán bekövetkezett *tájhasználat-változások* – különösen a gyengébb termőképességű területek művelésének felhagyása – jó lehetőséget teremtettek az idegenhonos növényfajok tömeges elszaporodásának, a régió inváziós fertőzöttsége még európai viszonylatban is kiemelkedő (Rédei és mtsai 2011). A felhagyott szántókon, parlagokon *parlagfű- és selyemkórótengerekkel* (Csecserits és mtsai 2009), a legeléstől felhagyott területeken *bálványfásokkal és akác-cserjésekkel* találkozunk. A selyemkóró a természetes élőhelyek közül főként az alacsonyabb térszíneken előforduló buckaközöket fertőzi, de zavarás, például tüzek hatására a magasabb térszíneken, buckaoldalakon és buckatetőkön is képes megtelepedni.

A MÉTA. A *Magyarország élőhelyeinek térképi adatbázisa* program célkitűzése a hazai természetközeli növényzet mai állapotának pontos megismerése és teljes körű felmérése, valamint természetes növényzeti örökségünk tudományos értékelése. Molnár Zsolt és munkatársai (2007) elemzése alapján megállapítható, hogy a KNP természetközeli élőhelyei közül az invázió elsősorban a *folyó menti ligetes-cserjés élőhelyeket, valamint a nyílt homokpusztagyepet és borókás-nyárasok alkotta homoki erdőssztyeppet érinti*. Ez utóbbi leggyakoribb inváziós faja az akác, a selyemkóró, a keskenylevelű ezüstfa és a mirigyes bálványfa, míg a fás formációk tömegesebb özöngyomójának a mirigyes bálványfa, a nyugati ostorfa, a kései meggy és az akác bizonyult. A természetközeli állományok inváziós fertőzöttsége jóval kisebb mértékű, mint az intenzíven kezelt állományoké (Botta-Dukát és mtsai 2008). Néhány kultúrfajnak a felhagyott tanyákról a környező – leginkább mesterséges és természetes fás – élőhelyekre való kijutása, terjeszkedése is számottevő. Bár az egyes tanyahelyek önmagukban kis területet jelentenek, elszórt elhelyezkedésük és nagy számuk révén – *az elmúlt ötven évben nem kevesebb, mint 30 000 tanya néptelenedett el!* – komoly inváziós nyomást jelenthetnek a tájra (Pándi I. & Kröel-Dulay Gy. közlése).

A MÉTA, amely 250 szakember közreműködésével 2003 és 2007 között készült az MTA ÖBKI-ben, az ország botanikai örökségének nyilvántartását szolgálja. A hexagonális hálózati rendszerben, 1 : 100 000 léptékben végzett térképezés és élőhelyi dokumentáció közel félmillió rekordot tartalmaz, amely számos különböző elemzés alapját képezi.

A Homokhátság központi területén nyolc élőhely 64 állományában végzett terep-kísérletek során a bolygatásnak (ásás) és a felülvetésnek az ürömlevelű



Selyemkóró-invázió egy tíz éve felhagyott szántón
(MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet archívuma)



Parlagfűtömeg a kísérletben bolygatott (ásott, de nem vetett) parcellában, homoki parlagon (MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet archívuma)

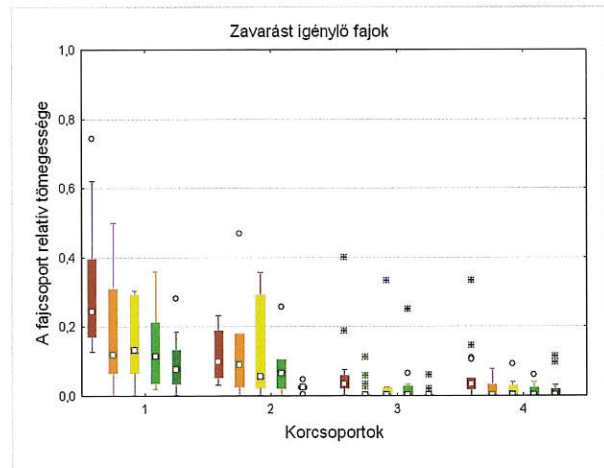
parlagfű tömegességére gyakorolt hatását vizsgálva megállapítást nyert, hogy a bolygatás önmagában is elegendő a parlagfű tömeges előretöréséhez ott, ahol a magbankban is jelen van (ezek a területek zömmel fiatal parlagok voltak). A vetett, de nem bolygatott parcellákban a parlagfű csak minimális egyedszámmal és borítással jelent meg (Kröel-Dulay és mtsai 2011).

A fizikai bolygatások (például katonai célú használat, taposás, gépjárműforgalom) a homokpusztagyeppek ellenálló képességét is csökkentik. Az 1980-as évektől ezzel összefüggésben jól nyomon követhető a *közönséges késeiperje* – egy őshonos, de korábban más élőhelyre jellemző növényfaj – *belső inváziója* is (Bagi I. 1997a, 2000, Molnár E. 2000)

A vegetáció regenerációja és restaurációs lehetőségei

A természetes regenerálódás. A Két víz között az elmúlt évtizedekben a földhasználat-változás leggyakoribb formája az *idegenhonos faültetvények létesítése és az alacsony termőképességű művelt területek felhagyása* volt. A nagy területeket érintő változások így hangsúlyosabbá tették a vegetáció regenerációjának, a másodlagos szukcesszióknak a táji kontextusban történő vizsgálatát (Csecserits & Rédei 2001).

A hosszú távú és többféle léptékű vizsgálatok feltárták a *parlagok regenerációjának fázisait*, kimutatták, hogy a fajösszetétel változásai a szukcesszió első négy évében



A fajcsoportok arányának változásai parlagok másodlagos szukcessziója során

A korcsoportok: 1. 2–5 éves, 2. 6–11 éves, 3. 12–24 éves, 4. 25–36 éves parlagok

a leggyorsabbak, és a több évtizedig tartó regenerációs folyamat során a parlagok növényzetének fajösszetétele egyre inkább közelít a régióra jellemző természetes homokpusztai gyepekéhez. A parlagok regenerációs sikere jelentősen *függ a táji környezet mintázatától*, az ott található természetközeli élőhelyek ugyanis elősegítik a regenerációt (Csecserits és mtsai 2007, Bartha és mtsai

2008, Csecserits és mtsai 2011). A folyamat során a növényi funkciók csoportok aránya is jellegzetesen változik, ennek alapján a regenerációs folyamat jól előrejelezhető (Csecserits és mtsai 2007). A korábban művelés alatt álló homoktalajok szervesanyag- és tápanyagtartalma csökken, közelítve a természetes körülmények között jellemző alacsony értékekhez (Csecserits és mtsai 2008).

A növényzet regenerációjában fontos szerepet tölthetnek be a *felhagyott tanyabehelyek*, amelyeken sok őshonos – főleg generalista – faj túl tudott élni, így ezek a területek a környező kultúrtájban egyfajta refúgiumnak tekinthetők (Pándi I. & Kröel-Dulay Gy. közlése).

Restaurációs kísérletek, próbálkozások. Súlyos zavarások (nagy kiterjedésű fizikai bolygatás, tápanyagterhelés, özönnövények inváziója) nyomán, amikor a regenerációs folyamat nagyon lassú – vagy például propagulumforrás híján akadályoztatott –, *természetvédelmi célú restaurációs beavatkozások* válnak szükségessé, hogy a zavart területek gyommentes és önfenntartó ökológiai rendszerekké, például a régióra jellemző homoki gyepekké alakulhassanak (Török 2005, Margóczy 2006). Török Katalin és munkatársai már egy évtizede végeznek *restaurációs kísérleteket*, amelyeknek keretében különböző kezelési módszerek (kaszálás, magvetés, tápanyagterhelés csökkentése) hatását vizsgálják letermelt akácok és felhagyott szántók restaurálása, a természetközeli növényzet mielőbbi visszaállítása céljából. A letermelt akácok helyén a cserjés bozót betelepítésének megakadályozására a kaszálás hatékonynak bizonyult (Halassy & Török 2004). A restaurációs beavatkozások hatékonyságát az aszályos évek nagymértékben csökkenthetik, mivel ilyenkor a célfajok, a homokpusztagyep állományalkotó évelő fűfajai érzékenyen reagálnak a csapadékhányra (Török és mtsai 2010).

A korábban művelt talajok *tápanyag-, elsősorban nitrogéntartalmának a csökkentése* a mikrobiális nitrogén felvételét szénforrás talajba adagolásával serkentették, ami azonban csak kismértékű hatást gyakorolt a növényzet alakulására (Szabó R. és mtsai 2008a). A természetes fajok magvainak vetése viszont rövid idő alatt a kívánt irányba terelte a regeneráció folyamatát. Kimutatták, hogy a kezelési módszerek kombinációjával védett fajok is visszatelepíthetők a degradált területekre (Török 2005), ám az özönnövények uralta területek helyreállítása, ahonnan első lépésben a rendszerint idegenhonos fajt kell eltávolítani, súlyos gondokat okoz (Szabó R. és mtsai 2008b).

A selyemkóró rövid távon például visszaszorítható *herbicides permetezéssel* (Szitár és mtsai 2008), de ez a kezelés csak kevésbé értékes, degradált területeken alkalmazható, mivel a vegetáció minden részét erősen károsítja. A hatás a vegetáció függvényében pozitív is lehet, például ilyenkor a fűvek monodomináns állományai – gondoljunk a nagy, homogén árvalányhajas foltokra – kilendülhetnek a megrekedt szukcessziós stádiumból.

Amikor a *bócsai borókás 1993. évi leégése után felmerült a természetes vegetáció regenerációjának szükségessége*, az ugyancsak leégett és letermelt akácok területének helyreállítási módszereit is kellett dolgozni (Margóczy 2000). Itt is

visszaigazolódott, hogy a természetes, nyílt homokpusztai gyep fajai vagy nem, vagy csak nagyon lassan kolonizálnak: a kilenc faj mesterséges szaporításával való kísérletezés során többek között kicsiny parcellákon próbáltak palántákat visszatelepíteni (Zalatnai 2000). A mikrobiológiai (Krizsik 2000) és zoológiai vizsgálatokkal is kiegészített kutatás fontos konklúziója, hogy a tájidegen fajok eltávolítását célzó kezelések (vágás, vegyszeres kezelés) után viszonylag gyorsan beindulnak az állatközösségek szukcessziós folyamatai. A kabócák (Somogyi I. 2000), pókok (Bojtos 2000) és hangyák (Szabó A. 2000) vizsgálatával kapott eredmények alapján megállapítást nyert, hogy a *természetközeli, tájidegen és kezelés utáni foltok jól elkülönültek*, az utóbbiakon a gyors szukcessziós változások a diverzitás növekedésével is jártak.

Az özöngyomok a parlagokon akár évekre megrekeszthetik a regenerációs folyamatot (Bartha és mtsai 2010, Török és mtsai 2012), és fertőzhetik a környező természetes élőhelyeket, ezért a felhagyott szántóföldek regenerációjának elősegítésére egyre gyakrabban és egyre növekvő területen alkalmaznak valamilyen *gyeprékonstrukciós technikát, ami gyakran egyszerűen alacsony diverzitású fűmagkeverék vetését jelenti*. A vetett fűvek között általában kompetitív fajok is vannak, amelyek hatékony eszközei lehetnek a gyomnövények megfékezésének. A vizsgálatokat egy Tiszaalparhoz közeli fiatal parlagon végeztük, amelyet másodlagos szikes rétek, valamint homoki és löszös sztyepprétek vesznek körül. A kísérlet során a sovány csenkesz – amely természetes társulásalkotó lehet – és a társulásidegen angolperje magjait vetettük el. Megvizsgáltuk, hogy a *fűvetés milyen hatással van a szántók felhagyását követően gyakran tömeges ürömlévelű parlagfű borítására*, és összehasonlítottuk a különböző vetések eredményességét és diverzitását. A fűvetés az első két évben visszaszorította a parlagfűvet, az angolperje jobban, mint a sovány csenkesz, három év után a parlagfű borítása a teljes területen elenyésző volt. A csenkeszes vetés diverzitása magasabb volt, és a szerkezete nem volt olyan erősen hierarchikus, mint az angolperjés kezelése. Ezért restaurációs célokra – a hagyományos, extenzív művelési módok fenntartása mellett – inkább a természetes társulásalkotó faj vetése javasolt (Komoly és mtsai 2012).

Életközösségek a tájban

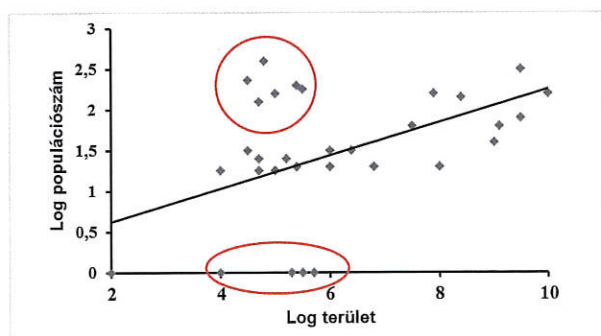
Élőhelyfoltok, az élőhelyek nagyságának hatása a fajdiverzitásra

Többször utaltunk arra, hogy egy-egy életközösség sorsában, fejlődésében nagy jelentőségű, hogy milyen más közösségek vesznek körül, honnan kaphatja populációit, és egyáltalán van-e *megfelelő nagyságú tér a közösség kifejlődéséhez és fennmaradásához*. Mindezen kérdések túlmutatnak egy adott élőhely és az ott élő közösség lokális léptékén, és megválaszolásuk a közösség táji beágyazottságának ismerete nélkül nem is lehetséges.

A XX. század ökológiájának egyik paradigmaértékű felismerése volt a *lokális, élőhelyi lépték kiszélesítése a táji és regionális skálák irányába*. Ennek a paradigmaváltásnak

az egyik kiindulási pontja MacArthur és Wilson (1967) zseniális könyve volt, amely azóta is az egyik legtöbbet idézett ökológiai mű. Ezt a léptéktágitó gyakorlatot követik a hosszú távú ökológiai vizsgálatok (ILTER) hálózatában működő kutatóhelyek is. A szerzők széles körű természetvédelmi alkalmazásra talált tétele a fajegyensúly elmélete, amely szerint a szigetek (és egyéb izolált élőhelyek vagy azok fragmentumai) biotájának, tehát faunájának és/vagy flórájának gazdagsága a megtelepedés és a kihalás dinamikájától függ. A propagulumforráshoz („kontinenshez”) közeli izolátumokon nagyobb valószínűségű a megtelepedés (távolsághatás), a nagyméretű izolátumokon pedig kisebb mértékű a kipusztulás (nagysághatás). Ezért a propagulumforráshoz közeli és nagyméretű izolátumokon fajpopulációkban gazdagabb fauna és flóra él, mint a távoli kisebbeken.

A nagysághatás szerint a fajpopulációk száma a terület méretétől az $S = cA^z$ modell szerint függ ($S = a$ populációk száma, $A = a$ terület nagysága, a z értéke pedig általában 0,16 és 0,40 között mozog). A nagysághatás tesztelésére a Kiskunságban különösen alkalmasak az erdőssztyepp erdőfoltjai és a szikes puszták löszfoltjai. Az eddig ilyen szempontból tanulmányozott közösségek közül a fülöpházi, bugaci és kéleshalmi területek erdőfoltjaiban a hangyák fajpopulációi, Mikla-pusztai löszfoltjain pedig a hangyák és a kabócák igazolták a nagysághatást (Árany 2004, Györfly Gy. & Ujházi 2009). Természetesen a nagysághatás mellett más tényezők is felelősek a fajpopulációk számáért (például természetesség, degradáltság). A fülöpházi területen a pókok fajsámára nem kaptak szignifikáns összefüggést, de az erdőkre jellemző *Pardosa alecris* denzitása arányos a terület méretével (Gallé R. 2008, 2011).



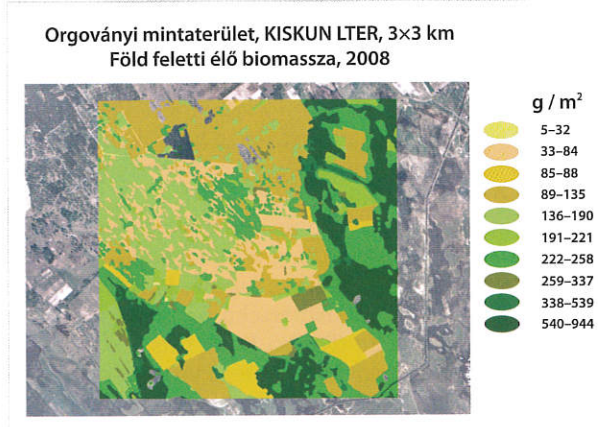
A kiskunsági erdőfoltok méretének hatása a hangyaközösségeik gazdagságára. A jobb szemléltethetőség céljából logaritmikus transzformációt alkalmaztunk. A bekarikázott erdőfoltok minősége eltér a többiétől, így azok nem vehetők figyelembe

A nagysághatás természetesen nemcsak Mikla-pusztai löszfoltjain és Fülöpháza erdőfoltjain tapasztalható, hanem más izolátumokon is. Ilyenek a *kunhalmok*, amelyek a KNPI illetékességi területén is tanulmányozhatók: a rendszerint szántóföldekből vagy többé-kevésbé degradált legelőkből kiemelkedő, sokak által az Alföld piramisainak nevezett, általában

természetközeli vegetációval borított halmok nemcsak régészeti, hanem természeti értéket is képviselnek. Több élőlénycsoport esetében kimutatták, hogy a halmokon élő fajpopulációk száma arányos a halom nagyságával, ugyanakkor kis halmokon inverz kapcsolat is előfordulhat. Ilyenkor a kicsiny kiterjedésű, ezért gyenge rezisztenciájú közösségekbe a környékről beözönlő, leromlott területekre jellemző fajok (például gyomok, kártevők) populációi az eredetileg is ott élőkhöz csatlakozva valószínűleg átmenetileg növelhetik a diverzitást – „pszeudodiverzitást” produkálva.

A növényzet primer produkciójának tájszintű, hosszú távú dinamikája és összefüggése a fajdiverzitással

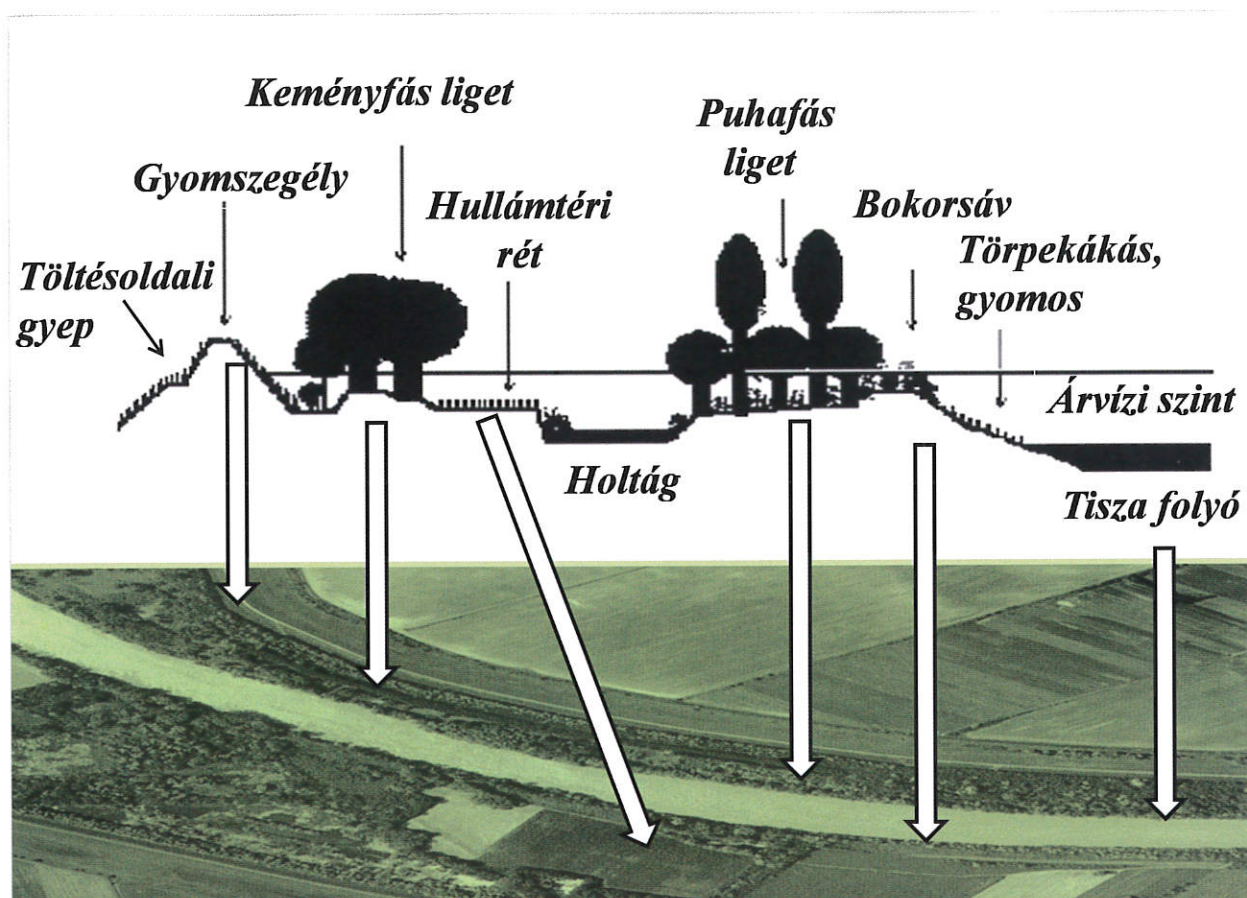
A globális felmelegedés hátterében álló, egyre fokozódó üvegházhatás következtében a vizsgáldások homlokterébe kerültek a *szén-dioxid-forgalom elemzése* (Kröel-Dulay & Kertész 2005). Ebben a növényzet alapvető szerepet játszik, ezért csatlakozva a *Globális szárazföldi megfigyelőhálózat / Nettó primer produkció (GTOS/NPP)* programhoz – a szénforgalom tájszintű becslése céljából – Orgovány térségében, egy 3×3 kilométeres mintaterületen kilenc éve folynak mérések a föld feletti zöld biomassa és az asszimiláló felület alakulásának nyomon követésére.



A maximális növényi biomassa eloszlása az orgoványi mintaterületen 2008-ban

A vizsgálat célja a *növényi diverzitás és a produkció kapcsolatának, valamint időjárásfüggésének* megállapítása. A mintaterület jól reprezentálja a Kiskunság változatos és mozaikos vegetációmintázatát, a mérések távérzékelési és terepi mintavételek kombinációjával történnek. Az egyes évek maximális növényi biomassájának mennyisége a megelőző tél és tavasz csapadékmennyiségével jó összefüggést mutat (Kertész & Ónodi 2008). A gyepterületek növényi diverzitásának maximuma a várakozásokkal ellentétben a homokpusztagyepekben van, és nem a nedvesebb réteken.

Ennek nyilvánvaló oka az utóbbiak fokozott hasznosítása. Noha a nedves élőhelyek flórája regionális léptékben ma is gazdag, *finomabb léptékű diverzitásuk kifejezetten alacsony*.



A Tisza mentén kialakult természetközeli állapotú növényi együttesek vázlata és légi felvétele. Az elhanyagolt hullámtéri gazdálkodás és a tájidegen özönnyövények hatására a hullámtér képe az ábrához képest sok helyütt megváltozott: eljellegtelenedett és homogenizálódott

Táji komplexek a Tisza mentén

Főbb növénytársulások. A Tisza völgye a szabályozás utáni, kvázi természetes állapotában egy *sajátos sávkomplexet* alkot, amelyben az egyes életközösségek a fizikai feltételek, elsősorban a vízellátottság és az árvizek hatására váltják egymást. *A folyó közvetlen partján* elhelyezkedő *gyomtársulás* vagy *törpekákás* után egy főleg cserjék alkotta *bokorsáv* alakult ki, amelyet rendszerint *puhafás ligetek* követnek füzes és/vagy nyáras állományokkal (ez utóbbiakat *Senecioni sarracenicí – Populetum albae* néven különböztetik meg). A *hullámtéri rétek* jellemző növényközösségei az *ecetpázsitos* és a *pántlikafüves állományok*, a magasabb térszinteken kialakulhatnak *keményfás ligeterdők* is. A *töltéseknek* az árvizek által gyakran látogatott alája ugyancsak az ecetpázsitos gyepek jellemző, míg a magasabb töltésoldalakon a kiettség, elöntés és degradáltság függvényében *többféle gyepek* is kialakulhat (jellemzőek a *gyomos löszlegelők*), de egyes helyeken a löszgyepek (például löszpusztarétek) maradványai is megtalálhatók. A *töltéskoronán*, az utak mellett jellemző a *porcsin-keserűfüves gyomszegély*. A sávkomplexet alkotó növénytársulások részletesebb leírását Köröczi László és munkatársai (2003), valamint Makra Orsolya (2005), továbbá Makra Orsolya és Zalatnai Márta munkái tartalmazzák.

Állati közösségek tájstruktúra-indikációja. Kérdés, hogy a hullámterek és a mentett árterek sajátos, fentebb növényzeti típusokkal jellemzett mintázatát mennyiben követik az állati közösségek. Nagyrészt a KNPI működési területén, *öt táji szintű területen, összesen 41 élőhelyen megvizsgált kilenc gerinctelenegyüttes* (futóbogarak, lemezescsápúak, hollyvák, egyenesszárnyúak, szárazföldi poloskák, hangyák, pókok, ikerszelvényesek és ászkarák) alapján megállapították, hogy az egyes közösségek csak részben „mozognak együtt”. Populációik száma alapján 108 esetből *mindössze 28-ban* mutatnak ki *szignifikáns korrelációt* a különböző élőhelyeken a fenti közösségek között, ebből is csak húsz volt pozitív. A tájon belüli heterogenitás indikációjának érzékenységet az adott együttes vonatkozásában az élőhelyek között számolt távolságfüggvény átlagával és variációs koefficiensével jellemezve kimutatták, hogy a poloskák közösségei a növényzethez hasonló érzékenységgel „képezik le” a táj szerkezetét. A futóbogarak, hangyák, pókok, ászkák és ikerszelvényesek indikációs érzékenysége közepes, a legkisebbnek a hollyvák és a lemezescsápúak élőhelyfüggősége bizonyult (Makra és mtsai 2006). Az egyes együttesek indikációs hasonlósága is eltért, mindössze 40%-ban sikerült kimutatni korrelációt a távolságfüggvények között. *A legtöbb gerinctelenegyüttesrel a növényzet korrelált*, ami azt jelenti,

hogyan a gerinctelenek közösségei a tájakon belüli élőhelyi különbségeket nagyrészt eltérően minősítik. Az együttesek közötti, fajszámban és indikációban lévő különbségek figyelmeztetnek arra, hogy ökológiai és természetvédelmi minősítéskor nem elégedhetünk meg csupán egy-egy közösségtípus vagy rendszertani csoport („umbrella group”) felhasználásával, hanem minél komplexebb megközelítésre kell törekednünk.

Eseménykövetés Duna–Tisza közti erdőrezervátumokban

Az *erdőrezervátum-kutatások* hierarchikusan egymásra épülő rendszerében (Standovár 2002) az eseménykövetés (eseménymegfigyelés) a legalsó szint, amely egy alapos szemügyre vételt követő gyors állapotjellemzésből áll, és a célja a faállomány, a talaj és a növényzet általános állapotának rögzítése mellett a természetes változások nyomon követése, valamint a jelentősebb természetes bolygatások hatásának dokumentálása. A kutatás szempontjából az eseménykövetés rávilágít azokra a területekre, ahol célszerű intenzívebb vizsgálatot indítani, ugyanakkor a természetvédelemnek segít az erdőrezervátum védőzónájának kezelése során felmerülő problémákra konszenzusos megoldást találni (Mázsa és mtsai 2008).

A Duna–Tisza közén az eseménykövetés 2005-ben három rezervátumban kezdődött meg, amelyek mindegyike a régió egy-egy természetközeli erdőtípusát reprezentálja:

- az Ócsai-turjános erdőrezervátum a Turján-vidék láperdőmaradványát őrzi;
- a Sas-ér erdőrezervátum a Tisza menti puhafás ligeterdők állományait oltalmazza;
- a Nagybugaci-ősbörökás erdőrezervátum a Homokhátság borókás-nyárasait óvja.

Mindhárom erdőrezervátum területe állami tulajdonban van, természetvédelmi kezelője az illetékes nemzeti park-igazgatóság.

Az *Ócsai-turjános erdőrezervátum* változó vízellátottságú, természetvédelmi szempontból különösen értékes, alföldi kőrises égerláp. Területe 70,2 hektár, korábban nagybirtok, a második világháború után az erdőgazdagság kezelésében álló erdő volt. 1975 óta az *Ócsai tájvédelmi körzet* fokozottan védett része, 2000-től erdőrezervátum. A terület eredetileg *kis kiterjedésű, lefolyástalan mélyedések szövevénye* volt, lecsapolását 1928-ban kezdték meg. A csatornák mentén található a legszebb nyílt vizes égerlápok és kőrises erdők, közöttük virágkákás foltokkal. A magasabb térszíneken kocsányos tölgyeseket találunk, a tölgyes és a kőrises határán elhelyezkedő tisztásokat az 1970-es években többször felszántották, illetményföldként használták. Ma a helyi magból természetesen újulva *a tisztások fokozatos beerdősülése* figyelhető meg. A mai védőzóna egy részén az 1970-es és 1980-as években I–214 típusú olasz nyárt telepítettek. A bejárás során az alábbi helyzetképet rögzítették: A rezervátum magterületén belül utak nincsenek, a turizmus a területet nem érinti. Elég magas a nagyvadlétszám, és erős a vadászati hasznosítás. A vaddisznók elsősorban a mocsári tőzegráfrány és a tarka nőzirom állományokban okoznak károkat. A turjános *láperdőmaradvány*

megőrzéséhez kulcsfontosságú a víz megtartása. A vízszintszabályozás a nemzeti park-igazgatóság hatáskörébe tartozik, de az utóbbi harminc év csökkenő csapadékmennyisége következtében a területre a relatív vízhiány jellemző. Szerencsére azonban az érintetlen, nyílt vizes, kőrises égerlápban nagyobb változás nem látszik, az égerfák körüli, támasztógyökerekkel védett, kis szigeteken őshonos kőrिसfajok és özönfajok (zöld juhar) egyaránt megjelennek, de az őshonos kőrис dominál az újulatban, valamint a cserjeszintben és a második lombkoronaszintben egyaránt.

A *Sas-ér erdőrezervátum* az Alsó-Tisza vidékén, az Atkai-Holt-Tisza és az élő folyó között elhelyezkedő, 37,8 hektár kiterjedésű terület. Jellemző állománya a hajdani Tisza ártérre a múlt században ültetett, mára természetközelivé vált *fűz-nyár ligeterdő*, amely morotvakkal és holtágakkal tagolt. Különösen értékes az őshonos, idős *feketenyár-állomány*. A terület védetté nyilvánítását 1951-ben Sterbetz István kezdeményezte, aki akkor az Alföld legnagyobb gémtelépét találta itt meg. Madár- és kétélűfaunája mai is jelentős; 1976 óta a Pusztaszeri TK része, erdészeti beavatkozás azóta nem történt, 2000-től erdőrezervátum. Az őshonos fűz- és nyárfajok alkotta, *idős állomány lékesedik*, a lékeket általában tájidegen fajok, elsősorban amerikai kőrис és gyalogakác tölti be. Magterületén belül utak nincsenek, a turizmus kevésbé érinti. Területén a vaddisznó, az őz és a szarvas eléggé gyakori. A Tiszán levonuló árvizek során rendszeresen víz alá kerül. A környező rétek-legelők felhagyása, a legelő állatok hiánya és a gátakon a kaszálás elmaradás közvetetten elősegíti az özönfajok terjedését. A felhagyott illetményföldeken *spontán tölgybetelepülés* figyelhető meg.

A *Nagybugaci-ősbörökás erdőrezervátum* a 2012. április 29. és május 5. közötti tűz során megsemmisült. Requiem: Béke hamvaira.

A tűz szerepe a Duna–Tisza közén: a homoki növényzet regenerációja leégett fenyvesek helyén

A CORINE felszínborítási térkép alapján a *Duna–Tisza közti Homokhátság* 7600 négyzet-kilométeres területéből mintegy négyszáz négyzetkilométer borítanak *fenyőültetvények*, és további háromszáz finom léptékben mozaikos lombos és fenyőültetvények. Az élőhelytípus természetvédelmi jelentőségét növeli, hogy viszonylag fiatal felszínborítási típusról van szó: a régió fenyvesítése az 1920-as években kezdődött, és nagyrészt olyan homokbuckásokra terjedt ki, amelyeket – rossz adottságaiknál fogva – korábban nem szántottak és nem is erdősítettek. A korábbi erdőtörvény kimondta, hogy az erdő művelési ágba sorolt területeken kötelező az erdőborítás fenntartása, így a homoki fenyvesek területén a természetközeli élőhelyek regenerációja, esetleges restaurációja fel sem merülhetett.

A jelenlegi erdőtörvény, azaz a *2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról* azonban a 82. § (3) bekezdés c) pontjában már úgy rendelkezik, hogy nem kell erdővédelmi járulékot

fizetni „védett természeti területen lévő faültetvény és kultúrerdő faállomány kipusztulását vagy erdőterv szerinti véghasználatát követő mezőgazdasági művelésbe vonásért, ha a termőhelyi viszonyok az őshonos fajokkal történő erdőfelújítást nem teszik lehetővé”, így lehetővé vált a rossz termőhelyi adottságú védett területeken a tájidegen fenyvesek lecserelése. Bár vizsgálatok hiányában nincsenek ismereteink arról, hogy a korábbi fenyvesek helyén milyen a homoki vegetáció regenerációs képessége, hipotézisünk szerint több olyan tényező is van, amely a növényzet jó regenerációs képességét vetíti előre:

- ellentétben a szántó művelési ágba vont homokbuckásokkal, amelyekben a területet gyakran elegyengették, a fenyvesítés során általában csak tompult, de nem szűnt meg az eredeti tagoltság;
- a rossz termőhelyi viszonyok miatt az erdősisítés során nem mindenhol sikerült zárt erdőt létrehozni, ami elősegítette a fényigényes gyepi fajok túlélését a fenyvesekben;
- jó néhány homoki faj még a zárt fenyvesekben is képes túlélni;
- ellentétben az akácokkal, a fenyvesekben alacsony marad a talaj tápanyagtartalma, ami kedvező a tápanyagszegény környezethez adaptálódott homoki fajoknak, ám kedvezőtlen a tápanyagigényes gyomoknak;
- ellentétben a szántóföldekkel, a fenyvesekben alacsony a gyomdenzitás, ami kedvező kiindulási állapot lehet a másodlagos szukcesszió során;
- a fenyvesített tájakban szinte mindig maradtak természetközeli területek (nyiladékok, meredek buckák), amelyeket kihagytak az erdősisítésből, és amelyek így fontos propagulumforrásként szolgálnak.

2007 júliusában Kiskunhalas–Kunfehértó–Kéleshalom térségében egy nagy kiterjedésű tűz pusztított, amelynek során jelentős területen égtek le fenyvesek, köztük a *Kéleshalmi-homokbuckák természetvédelmi terület* állományai is.

Mivel itt – kihasználva az új erdőtvény adta lehetőségeket – nem történt meg az újraerdősítés, *kitűnő*



Leégett fenyves Kéleshalomnál (MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet archívuma)

lehetőség adódott a homoki növényzet regenerációs képességének tanulmányozására.

Kutatásaink célkitűzése az volt, hogy

- vizsgáljuk a leégett, majd letermelt fenyvesek helyén a természetközeli homoki növényzet regenerációját, és
- kísérletesen vizsgáljuk három tényező – a tűvarborítás, a gyepalkotó fajokkal történő fölülvetés és a selyemkóró – hatását a regeneráció sikerére.

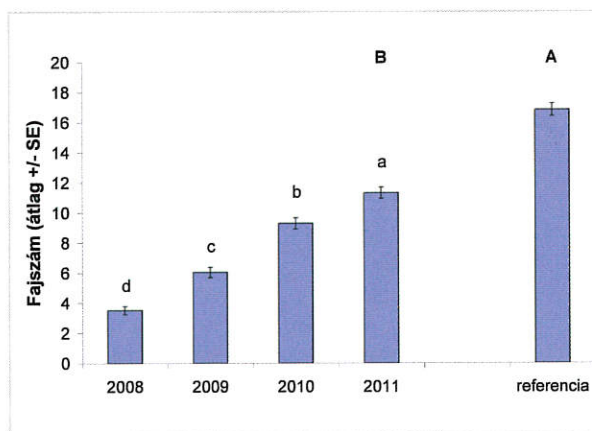
A *Kéleshalmi-homokbuckák természetvédelmi terület* mintegy 35 hektárt kitevő, leégett fenyveseiben egy 99,4 × 4 méteres állandó kvadrátot jelöltünk ki, amelyben 2008 nyara óta évente kétszeri mintavételezéssel monitorozzuk a tüzet követő növényzeti változásokat. A fenyvesek közötti és körüli, az erdősisítésből kimaradt homoki gyepekben ugyancsak kijelöltünk egy 30,4 × 4 méteres kvadrátot referenciaként. A *regenerációt potenciálisan fékező tényezők* vizsgálatára 2008 őszén egy *terepkísérletet* állítottunk be: az egykori fenyves területén kijelöltünk húsz foltot (tíz selyemkórós, tíz selyemkórómentes), majd foltonként négy darab 1×1 méteres kvadrátot, amelyek mindegyikét másként kezeljük:

- Az elsőben elvégezzük a tűvar eltávolítását (a másodlagos tűvarét, amely a tűz után, az elpusztult fákról hullott le).
- A másodikban fölülvetést alkalmazunk a magyar csenkesz és a homoki árvalányhaj magjaival.
- A harmadikban a tűvar eltávolítását és a fölülvetést is elvégezzük.
- Minden negyedik kvadrát kezeletlen kontrollterület.

A kísérletben 2009 tavasza óta követjük nyomon a növényzet változását, különös tekintettel a gyepalkotó fajokra.

A 16 négyzetméteres parcellákban 2008 és 2011 között nagymértékben, *négyről tizenegyre emelkedett a természetközeli gyepekben is előforduló homoki fajok* átlagos száma, így gyorsan közelíti, de még nem érte el a referenciaterületeken megfigyelt fajszámot, amely 17 körül alakul. A négy év alatt a magyar csenkesz és a homoki árvalányhaj borítása azonban csak lassan emelkedett.

A *selyemkóró* már kezdetben is magas *borítása nem emelkedett jelentősen* (az első évben rögzített kisebb borítás

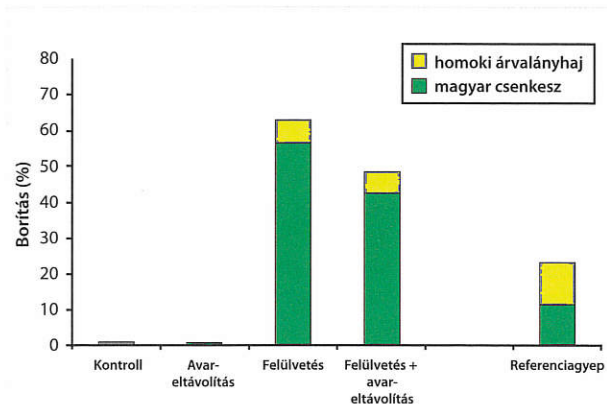


A gyepalkotó fajok számának változásai az égés utáni regeneráció során Kéleshalomon

feltehetően annak a következménye, hogy a mintavétel ősszel történt meg), míg a siskanádtippan borítása rohamosan emelkedett.

A kísérletben a fölülvetett kvadrátokban a gyepalkotó fajok borítása 2011-re már meghaladta a referenciagyepben mért értéket, különösen a magyar csenkesz ért el magas borítást.

A tűvar eltávolításának nem volt komolyabb hatása: mind az avaros, mind az avarmentes kvadrátokban magas volt a fűvek borítása. A selyemkóró jelenléte nem korlátozta a gyepalkotó fajokat: a magyar csenkesz borítása a selyemkórós és a selyemkórómentes foltok vetett kvadrátjaiban is hasonló volt.



A magyar csenkesz és a homoki árvalányhaj tömegességének alakulása a kezelések hatására

Eredményeink alapján az alábbi megállapításokat, illetve kezelési javaslatokat fogalmazhatjuk meg:

- A fenyvesek területén már közvetlenül a tüzet követően nagy a kezdeti diverzitás, így egy esetleges restauráció során nem érdemes „terepet rendezni”, például szántani.
- A tüzet követően a fajgazdagság gyorsan növekszik, ami azt mutatja, hogy nagyon jelentős a spontán regenerációs képesség. Bármilyen esetleges beavatkozást csak ezt figyelembe véve érdemes tervezni.
- A tűvaroszonyeg (másodlagos!) nem zavarja a regenerációt, így az eltávolításával nem kell foglalkozni.
- A gyepalkotó évelő fűvek mátrixa (magas borítása) természetes úton lassan alakul ki, de ez felülvetéssel hatékonyan gyorsítható.
- A siskanádtippan gyors terjedése gondot jelenthet.
- Bár a selyemkóró nagy mennyiségben van jelen, de egyfelől alig terjed, másrészt nem akadályozza sem az évelő gyep kialakulását, sem a fajok betelepülését. Elmondható, hogy ha nincs mód (eszköz vagy pénz) az eltávolítására, akkor a selyemkóró tömegessége ellenére is komoly értéket képviselő másodlagos élőhelyek fognak létrejönni.

Összefoglalva: a rossz termőhelyi adottságú homoki fenyőültetvények *igen jelentős természetvédelmi potenciállal*

rendelkeznek, és az új erdőtörvény védett területen lehetőséget ad annak kiaknázására.

Tájtörténeti, izoláltsági és hidrográfiai viszonyok szerepe a dél-kiskunsági „csodarétek” biotájának és természeti értékeinek fenntartásában

A dél-kiskunsági semlyékekre az itt talált *botanikai értékek* hívták fel a figyelmet (Margóczy és mtsai 1998). A Hátság keleti lejtőjén az időnként vízállásos mélyedéseket nem szántották fel, így azokon megmaradtak a korábban az egész térségre jellemző *gyeptársulások* (Margóczy 2001). A sajátos hidrográfiai viszonyok már egyetlen, csupán 10–30 hektáros semlyék esetén is lehetővé teszik szikes és lápos élőhelyfoltok kialakulását (Margóczy és mtsai 2007), amelyek *vegetációmintáztatának és hidrográfiai háttérfaktorainak viszonyait* jelenleg is tanulmányozzák. A szigetszerűen elhelyezkedő gyepfoltok megőrzése és természetvédelmi kezelése a nemzeti park munkatársai számára szinte megoldhatatlan probléma, és a hagyományos gyephasználati módszerek újraélesztése nélkül biztosan nem valósítható meg (Aradi E. és mtsai 2007). A terület eddigi legátfogóbb botanikai, zoológiai és ökológiai feltárása egy INTERREG-program keretében valósult meg 2007-ben (Margóczy 2007b).

Regionális léptékű kutatások

Élőhely-térképezés – a D-T Map Program

A KNPI élővilág-védelmi tevékenységében a változások követésekor és értékelésekor igen fontos szerepe van a lehetőség szerint szubjektivitásoktól mentes, korszerű élőhelytérképeknek. Bagi István – a kezelés céljaira történő felhasználás érdekében – már az 1980-as években elvégezte a *Kiskunsági bioszféra-rezervátum* magterületei egy részének 1 : 5000 arányú vegetációtérképezését (Bagi I. 1996, 1997b). Az 1990-es években a nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer keretében a hazai szakemberek széles körű összefogással dolgozták ki az Á-NÉR-t, a nemzeti élőhely-osztályozási rendszert (Fekete G. és mtsai 1997, Bölöni és mtsai 2011), amelynek nyomán szükségessé vált a táji léptékű élőhely-térképezés módszerének kifejlesztése és tesztelése, valamint a NBmR élőhely-térképezési feladatait szakszerűen ellátó gárda kinevelése is. A feladat megoldásának fontos eszköze volt az *1996-ban indult D-T Map Program* (Molnár Zs. & Vajda 1999), amelynek keretében – elméleti és gyakorlati előkészítés után, öt év alatt – 57 szakember munkájának eredményeként elkészült a Duna–Tisza köze aktuális élőhelytérképe (Biró M. és mtsai 2000, 2006).

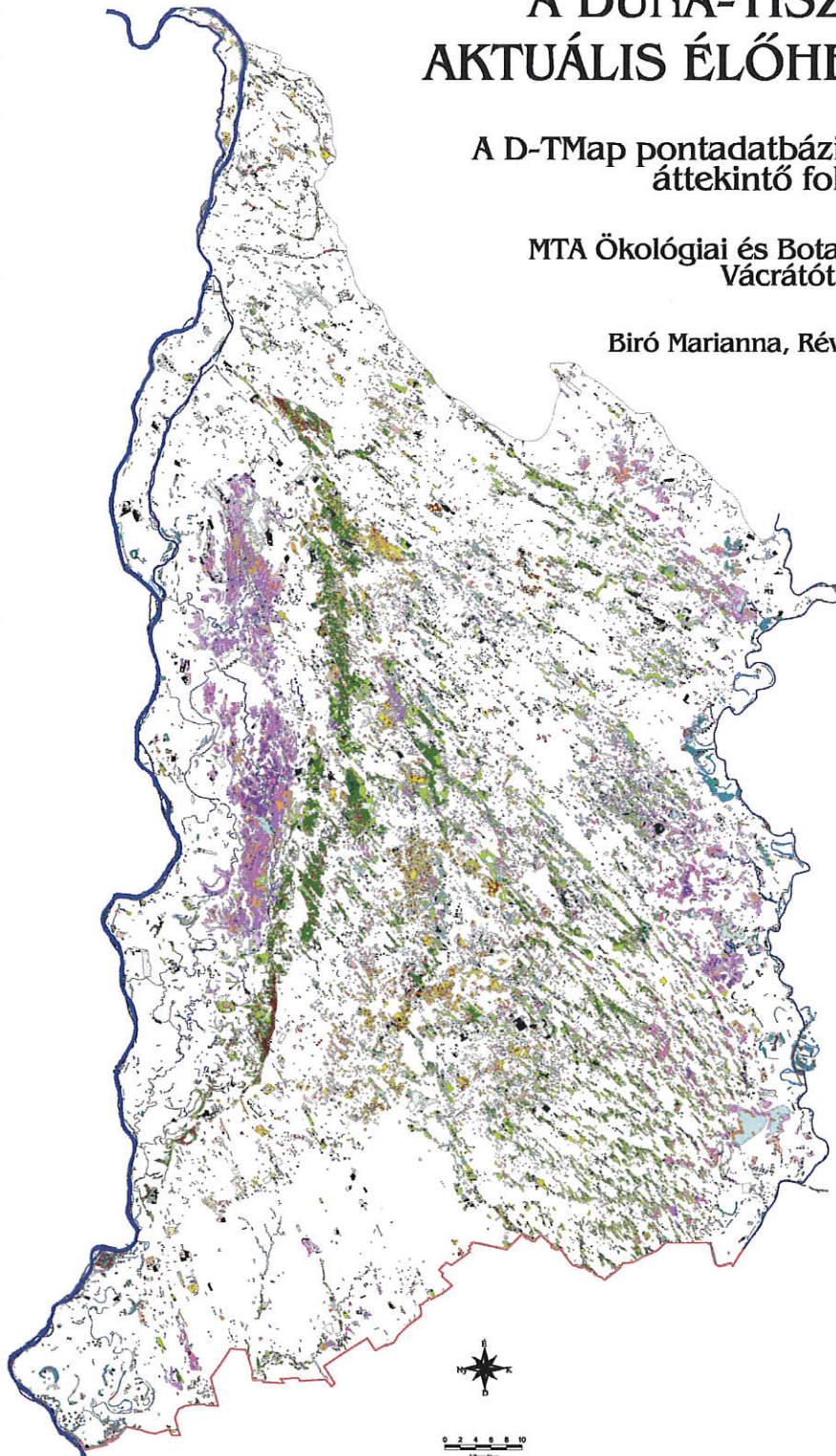
A munkát az MTA ÖBKI és a KNPI szakemberei irányították és koordinálták. A D-T Map egy 1 : 50 000 *léptékű aktuális vegetációtérkép, és a kapcsolódó GIS-adatbázis*, amely 47 000 rekordot tartalmaz, 57 *élőhelytípusra és tájhasználati típusra reflektál* (Kovács-Láng & Molnár 2002). A program során kidolgozott térképezési

A DUNA-TISZA KÖZE AKTUÁLIS ÉLŐHELYTÉRKÉPE

A D-TMap pontadatbázisból származtatott
áttekintő foltterkép

MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete
Vácrátót, 2005

Biró Marianna, Révész András és mtsai



Jelmagyarázat:

Természetközeli növényzet

Homoki és lösznövényzet

- boróás, galagonyás és egyéb természetközeli száraz cserjés
- homoki nyíráskok, olgások és lüperemi keményfás ligeterdők
- nyílt homoki gyepek
- fűgázrt homoki gyepek
- homoki és löszgyepprétek

Szikesek

- rövidtűs szikes puszták
- vadcses területék és szikes tópartok
- mészpáncsos szikesek
- szikes tavak nyílt vízfelületei
- szikes mocsarak (bőve a homogén zárlukbokrak) és óde szikes rétek
- zárlukok

Lápterületek

- Óde lápterületek és lapi jellegű patakvölgyek rejtélyes és füzes
- égeres és kőrös lüperdők, valamint fűdűpök
- lápok nyílt vízfelületei
- lúpterületek nádassal, szóssal és óde rétek (túrjánok és turjános rétek)
- lúpterületek szikesedő mocsárrétegek
- lúpterületek kecskászó és hasztrakt rétek, tavassyeppek

Ártéri növényzet

- ligetes ártéri és növényzet
- ártéri jellegű puhás- és keményfás ligeterdők
- nyílt víz holtágak, folydágak és kúbbok
- magasárterbe ágyazott elhagyott Duna-ágak és tiszai erék nyílt vízfelületei
- magasárterbe ágyazott elhagyott Duna-ágak és tiszai erék mocsarai
- ártéri mocsarak és rétek
- cickóros fűves puszták és más hasztrakt ártéri rétek

Zavart növényzet

- zavart nyílt homoki növényzet
- zavart és részben beszártott nyílt homoki növényzet
- zavart sztyeppjellegű növényzet
- zavart és részben beszártott sztyeppjellegű növényzet
- zavart, hasztrakt, szikesedő, réti eredetű szarvasgyepek
- zavart sziki növényzet
- zavart és részben beszártott sziki növényzet
- zavart lapi növényzet
- zavart és részben beszártott lapi növényzet
- zavart ártéri növényzet
- zavart és részben beszártott ártéri növényzet
- igen erősen zavart, gomos gyepűk gyűjtőterületek és tanyák környékén
- gyomos magaskőrös növényzet átartató telepek környékén
- zavart vagy átletett növényzet településeken és hővezető környékükön
- regulátorok
- his hátrétegek, részben el is pusztult, zavart gyepűk
- csatornák, gyakran mocsaras szegélyek, olykor fasorokkal
- halás- és horgásztavak, vészterek nyílt vízfelületei
- nyílt korbak fűsztyeppjeinek és lúpterületekkel erdőszőlő gyepűk
- fasorok
- facsoportok, his erdőszőlők
- tarvágások, valamint fűsztyeppje

Az elmúlt 15 évben elpusztult növényzet

- beszártás miatt elpusztult növényzet
- bedagolás, szennyezés, földművelés stb. miatt elpusztult növényzet
- lehetővé tett elpusztult növényzet, his folt
- újraonnan kialakított ipari vízfelületek, kavicsbányászatok
- beerdősítés, illetve beerdősített területek és más gyepprétek

Másodlagos, regenerálódó növényzet

- az elmúlt évtizedekben felhagyott szőlők
- művelésű, vetett, felkültet gyepűk
- felhagyott halásztavak és mészterek
- felhagyott és művelésű lúpterületek nyílt vízfelületei
- felhagyott tőzegbányák mocsarai, rejtélyes
- halás- és horgásztavak, vészterek zömmel másodlagos mocsarak

Település

módszer a NBmR hivatalos módszerévé vált (Kun & Molnár 1999).

Élőhelyfolyosók és jelentőségük

Az Alföldön viszonylag összefüggő sávként végighúzódó *tiszai hullámterek és árterek* különösen alkalmasak az élőhelyfolyosók szerepének és fontosságának bemutatására. Feltételezhető, hogy sávkomplexük egyes elemei – mint ökológiai folyosók – hozzájárulnak a növények és állatok terjesztéséhez vagy vándorlásához, sőt ezt a funkciót a Tisza kutatása során már többen kimutatták (Gallé L. 2003).

A Tisza és a mellékfolyói menti területeknek, elsősorban a hullámtérnek jelentős szerepe van egyes fajok *regionális terjesztésében*. A legelső adatok e vonatkozásban Erdős Józseftől (1935) származnak, aki főleg a Maros árvízi és ártéri bogarait vizsgálta, és doktori disszertációjában több fajról bebizonyította, hogy *terjedésükben a folyóvölgyeknek fontos szerepe* van. Eredményeit később Rudner József (1996) mártélyi és körtvélyesi adatok alapján erősítette meg (Gallé L. 1996), de a Tisza hullámtérének faunaterjesztő hatása számos futóbogár elterjedési adata alapján is feltételezhető. A kabócák közül az *Evacanthus acuminatus* faj esetében életmódja alapján nagyobb valószínűséggel, további fajokról csak elterjedésük alapján feltételezhetjük a folyosóhatást (Györffy Gy. 1996). A déli elterjedésű, elsősorban mediterrán jellegű egyenesszárnyúak közül például a kis hegyisáskáról és a pontozott repülőszöcskéről vannak adatok (Gausz 1967). A hangyák közül említést érdemel a déli elterjedésű *maggyűjtő hangya* és a *lapos hangya*, a löszös talajra jellemző *löszhangya*, valamint a *horpadtorrú lóhangya*. Bába Károly (1973) szerint a hullámtéri élőhelyek a hegyi csigafajok vándorlását elsősorban a Felső-Tisza vidékén segítik elő. A gerincesek Tisza menti terjeszkedésének szép példája a halvány geze magyarországi feltűnése (Bankovics 1974).

A folyót kísérő élőhelysávok *folyosós szerepe differenciális*: a hullámtéri erdők és rétek elsősorban a hegyi élőhelyek faunájának tagjait közvetítik, mint például a *Roesel-rétiszöcskét*, a *nagyfogú csigát* és a *fullánkös hangyát*. A töltések gyepein viszont a déli elemek előretörése figyelhető meg, amelyek Gausz János (1969) szerint az egyenesszárnyú-faunának akár az egynegyedét is kitehetik. A töltések koronáján kialakult *porcsin-keserűfüves gyomszegély* a speciális, *mediterrán jellegű fajok terjesztéséhez* járulhat hozzá, mint amilyen a már említett maggyűjtő hangya.

A zónák átmenetei *csökkenhetnek az átjárhatóságot*, és a folyó hullámterein húzódó életközösségi sávok határai rendszerint sokkal élesebbek, mint a fizikai feltételek gradiensei, bár a sávok elkülönüléséért valójában ez utóbbiak a felelősek. Az egyes társulások elkülönülésében feltételezhetően jelentős szerep jut a növénytársulások populációi közötti versengésnek is; az állatközösségek, illetve az azokat alkotó populációk azután már a növényzethez, annak fajösszetételéhez vagy szerkezetéhez való kötődésük következtében különülnek el, de a versengés szerepe itt sem zárható ki. Mindenesetre az egyes zónák határain lejátszódó folyamatok és a

határok kialakulásáért felelős háttérmechanizmusok még nem kellően kutatottak, így további vizsgálatokat igényelnek.

Az élőhelysávok *az inváziós fajok populációinak terjedését* is segítik: a folyosók egyik hátulütője éppen ezeknek a sem természetvédelmi, sem más szempontból nemkívánatos fajoknak a terjesztése. Hangsúlyozni kell azonban, hogy nem minden jövevény számít értéktelen vagy éppen káros fajnak, hiszen bizonyos tekintetben annak számít például az észak felé terjedő maggyűjtő hangya és a halvány geze, valamint több helyen a balkáni fakopáncs is. Sokkal nagyobb problémát okoznak egyes növények: *az egyik legagresszívabb tájidegen faj, a gyalogakác* terjedéséhez a természetközeli erdők megbontása, esetleges kivágása vagy tönkretétele kiváló lehetőséget teremt. A faj különösen jól érzi magát az ültetett, már önmagukban is tájidegen hibrid nyárasokban, de a felhagyott legelőkön is. Az amerikai kőris hasonlóképpen inváziós, és szintén beépül a természetközeli társulásokba. Még veszedelmesebb a zöld juhar, amely látszólag különösebb problémát nem okozva telepszik meg az őshonos füzesekben és nyárasokban, és ez utóbbiakban gyakran egy második lombkoronaszintet alkot. Veszélyezteteti a társulásokat a *parti szőlő* is, amely a védett ligeti szőlőt váltja fel, az észak-amerikai eredetű *süntők* pedig kifejezetten a füzesekben bukkan fel, olykor tömegesen, áthatolhatatlan szövedéket alkotva.

A Tisza mente nemcsak folyosóként, hanem *magterületként* is jelentős. A hullámtereknek ez az utóbbi funkciója különösen ott fontos, ahol nagy kiterjedésű természetközeli területek, puha- és keményfás ligeterdők, valamint rétek és kaszálók vannak. A töltések – bár kiterjedésük csak egy dimenzióban markáns – tetemes méretűknél fogva ugyancsak ellátják ezt a funkciót is. A magterület-funkció a hullámtéren kívüli, hasonló karakterű élőhelyek irányában is működik, amire elsősorban rovarfajta példák ismeretesek: az árvízvédelmi töltéseknek a kunhalmokon élő hangyaközösségek denzitási mintázatát befolyásoló szerepét például már sikerült bizonyítani. A gerincesek vonatkozásában elegendő, ha csak a hullámtéri gémtelpeknek a hullámtéren kívüli területekkel való kapcsolatára hivatkozunk.

A *populációk kollektívumainak* terjedése is jelentőséggel bír a Tisza mentén. E kérdés felvetése az első pillantásra értelmetlennek tűnik, hiszen a koalíciókat, együtteseket, közösségeket és társulásokat populációk alkotják, így kézenfekvőnek tűnik, hogy amennyiben az alkotó populációk jelen vannak egy adott helyen, akkor ott azok kollektívumai is léteznek. A kérdés azonban nem ilyen egyszerű, hiszen a koalíciók vagy társulások nem rendezetlen halmazok, az őket alkotó populációkat különböző kapcsolatok fűzik össze, és szoros kölcsönhatások alakulnak ki közöttük: *a rendezett populációkollektívumok* létrejöttében alapvető szerep jut a részben a szukcessziót is vezérlő társulási szabályoknak. Megválaszolendő kérdésünk tehát az, hogy milyen mértékben ismétlődnek az egyes életközösségi típusok a Tisza mentén, és milyen szerepe lehet ebben a folyosóhatásnak. A kérdés eldöntése bizonyos szinten egyszerű: Tisza-szerte megvannak



A nádasok és fasorok ökológiai folyosóként is jelentősek (Gyurita István felvétele)

azok a növénytakaságok, amelyek a folyó hullámterei-nek és ártereinek vegetációját alkotják (például puhafás ligetek, töltésoldali gyepek, töltéskoronát kísérő gyomszegélyek). Ha azonban azt vizsgáljuk, hogy e közösségek mennyiben változatlan összetételűek a Tisza mentén, a kép *közel sem egységes*. Szolgáljon példaként itt most három közösségtípus, a növényzet, a kabócák és a hangyák részletesebb vizsgálata (Gallé L. és mtsai 1995), amelynek alapján megállapítást nyert, hogy a növényzet összetételére nagyobb hatást gyakorolnak a helyi termőhelyi adottságok és a kis léptékű folyamatok, mint a töltések folyosófunkciója, és ugyanez a növényzethez szorosan kötődő kabócák együtteseiről is elmondható. A hangyaközösségek analízise alapján viszont feltételezhetjük, hogy a Tisza töltései nemcsak egy-egy elszigetelt populáció, hanem a teljes közösség számára bírnak közvetítő hatással. A három közösségtípus közötti eltérés igen szemléletesen mutatja az élőhelyfolyosók különböző közösségekre kifejtett differenciális hatását, tehát plurális jellegét.

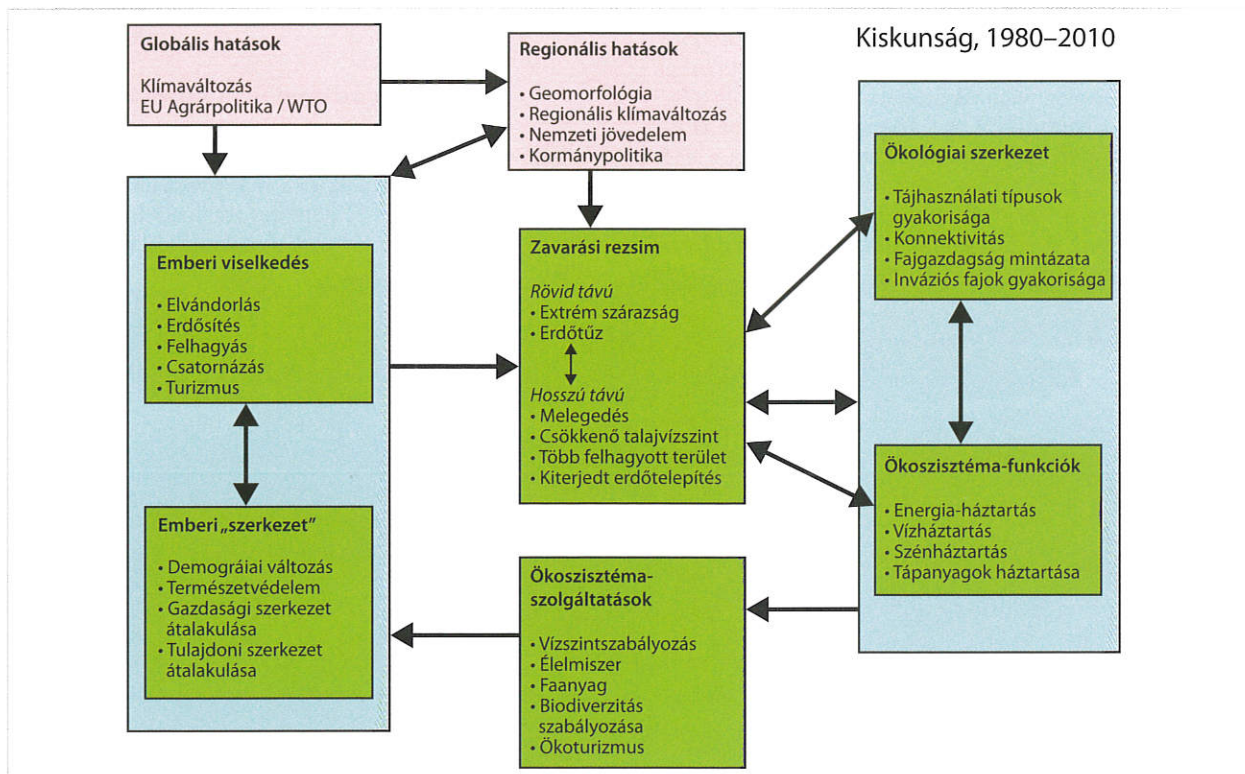
A Tisza mente *vándorlási útvonal*, azaz a Tiszát kísérő teresztrikus élőhelyek sávjellege nemcsak az egyes fajok terjedését segíti, hanem migrációs útvonalként is szolgál. Ebben a tekintetben elsősorban a madarak érdemelnek figyelmet, hiszen már évtizedekkel ezelőtt számos kutató a priori kimondta, hogy a Tisza a madarak vándorlási útvonala, de publikált bizonyítékot nagyon kevesen szolgáltatottak, ezért elsősorban megfigyelésekre és szóbeli közlésekre hagyatkoztunk. A madaraknak az ilyen típusú mozgalmára a

legfeltűnőbb példát talán a fekete gólya szolgáltatja, de előszeretettel követi a folyót a halászsas is. A parton és szárazra került zátonyokon, szigetecskéken a vonulási időszakban sokszor megpihennek a billegetőcankók és a kis lilék, ritkábban az erdei cankók is.

Homokpusztagyepék klímaváltozással kapcsolatos differenciációja egy szemiariditási gradiens mentén

Az ökológiai rendszerek szerkezeti sokfélesége a biológiai diverzitás egy eddig kevésbé kutatott aspektusa, amely feltehetően szorosan összefügg a társulások működési hatékonyságával, valamint adaptációs és regenerációs képességével (Walker és mtsai 1981, Gunderson & Pritchard 2002).

A hazai homokpusztagyepék fajkompozíciójának térbeli változatosságát többféle léptékben – az állományfoltoktól a tájig – vizsgálták, három területen (Gönyűn, Csévharaszton és Fülöpházán), egy szemiariditási gradiens mentén. Az egyes vizsgálati területeken belül hat-hat *Festucetum vaginatae*-állományt jelöltek ki (rétegzett random elrendezésben) a gyepek táji léptékű sokféleségének a reprezentálására. A szerkezeti sokféleség mérésére különböző béta-diverzitási mértékeket használtak, a vizsgálati területek klímájában jelenleg megmutatkozó térbeli különbségek megfeleltethetőek a következő húsz-harminc évben a klímaváltozás következtében beálló változásoknak. Megállapítást nyert, hogy a növényzet béta-diverzitása, amely a



Az ökológiai és társadalmi tényezők régiószintű összefüggésrendszere a Kiskunságban

szerkezeti sokféleség jellemzője, *szignifikánsan különbözik a szemiariditási gradiens egyes pontjain*. Gönyűtől Fülöpháza irányában finom térléptékben a homokpusztagyepek béta-diverzitása csökken, míg táji léptékben egy ellentétes trend tapasztalható, azaz a béta-diverzitás növekszik. A közeljövőben a klímaváltozással összefüggő szárazodás, illetve a felerősödő klimatikus szélsőségek hatására ugyanez a tendencia várható az idő vonatkozásában is. *A homokpusztagyepek koordináltsága a jövőben valószínűleg csökkeni fog*, a homoki táj növényzete a klímaváltozás hatására



A kaszált fűvet lovas gereblyével gyűjtik össze (Pál Szabó Ferenc felvétele)

heterogénebbé, mozaikosabbá válik. A növényzeti változások a vizsgálatok által előre jelzett iránya és jellege megfelel a degradáció során megfigyelhető trendeknek (Bartha és mtsai 2011).

A társadalmi-gazdasági és a természeti tényezők, valamint az ökoszisztémák szerkezetének, működésének és szolgáltatásainak kapcsolatrendszere

A kiskunsági régióban folyó társadalmi és gazdasági változások (Kelemen és mtsai 2008), valamint a tanyavilág átalakulása (Csatári & Kanalas 2006, Csátári 2008) nagymértékben befolyásolja a táj arculatát, továbbá az ökoszisztémák szerkezetét, működését és szolgáltatásait. Az ökológus és társadalomkutató szakemberek az ISSE (Integrative Science for Society and Environment) modelljének alkalmazásával, *kutatásaik eredményeit szintetizálva* dolgozták ki az itt látható vázlatot, amely a kiskunsági régió vonatkozásában kívánja bemutatni a fő háttértényezőket, a különböző bolygatási rezsimeknek, az ökoszisztémák szerkezetének, működésének és szolgáltatásainak, valamint a társadalmi folyamatoknak és következményeknek az összefüggésrendszerét. A kapcsolatokat, illetve hatásokat a nyílak jelzik, amelyek mindegyike mentén számos kutatási kérdés fogalmazható meg (Kertész és mtsai 2008). A modell két fő alrendszer (társadalmi és ökológiai) különít el, *lokális, táji és régiós szinten* próbálva értelmezni a kapcsolatokat, hatásokat és következményeket (Kertész és mtsai 2011).