

Biodiverzitás Monitorozás

Szerzők:

Dr. Szép Tibor (*Nyíregyházi Főiskola*), Dr. Margóczy Katalin (*Szegedi Tudományegyetem*) és Dr. Tóth Albert (*Debreceni Egyetem*)

Lektorálta:

Dr. Báldi András

Készült a TÁMOP – 4.1.2-08/1/A „Tananyagfejlesztés és tartalomfejlesztés különös tekintettel a matematikai, természettudományi, műszaki és informatikai (MTMI) képzésekre” pályázat keretében



A projektek az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósulnak meg.

Nyíregyháza, 2011

Tartalomjegyzék

Biodiverzitás Monitorozás	1
Tartalomjegyzék.....	2
Előszó	5
1. Bevezetés.....	6
1.1. Biodiverzitás monitorozás, hazai és nemzetközi kötelezettségek és feladatok.....	6
1.2. Hangsúlyok a biodiverzitás monitorozás bemutatásában.....	7
2. Biodiverzitás monitorozás fogalma és kérdései	8
2.1. Miért szükséges az adott monitorozó munka, mi a célja?.....	9
2.1.1. Tudományos kérdések és célok.....	10
2.1.2. Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos kérdések és célok	10
2.1.3. Trend-monitorozás és hipotézistesztelő monitorozás	12
2.2. Mit szükséges monitorozni a vizsgálandó kérdések és elérendő célok érdekében?.....	13
2.3. Hogyan, milyen módon, módszerekkel valósuljon meg a monitorozás?	15
2.3.1. A felmériendő fajok eltérő detektálási valószínűsége	16
2.3.2. A mintavételi területeknek a vizsgált területre jellemző reprezentativitása.....	16
2.3.3. Szervezési és kommunikációs módszerek és eljárások.....	17
2.3.4. Biodiverzitás monitorozás adatainak nyilvántartása	18
3. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR)	20
3.1. Nemzetközi és hazai kötelezettségek	20
3.2. Előzmények.....	20
3.2.1. Működés.....	21
3.2.2. NBmR PROJEKTEK	22
4. A Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR)	24
4.1. A TIR kialakításának főbb céljai és feladatai:.....	24
4.2. A TIR működése	25
4.3. Modulok a TIR-ben.....	25
5. A növényzet biodiverzitásának monitorozása.....	28
6. Növényfajok monitorozása	30
6.1. Mohafajok monitorozása.....	30
6.1.1. A monitorozandó fajok kiválasztása	30
6.1.2. A monitorozással megválaszolandó kérdések.....	32
6.1.3. A monitorozás gyakorlati megvalósítása	32
6.1.4. Származtatott adatok	33
6.1.5. Az országos monitorozás eredményei.....	33
6.2. Edényes növényfajok monitorozása.....	34
6.2.1. A monitorozandó fajok kiválasztása	34
6.2.2. Edényes növényfajok populációinak mintavételi módszerei	40
6.3. A monitorozás eredményének értékelése, esettanulmányok.....	44
6.3.1. Esettanulmány: Az adriai sallangvirág (<i>Himantoglossum adriaticum</i>) monitorozása	44
6.3.2. Esettanulmány: Dolomitlen (<i>Linum dolomiticum</i>) monitorozása	46
6.3.3. Esettanulmány: A szibériai nőszirm (<i>Iris sibirica</i>) monitorozása.....	47
7. Növénytársulások monitorozása	50
7.1. A monitorozandó növénytársulások kiválasztása az NBmR-ben	50
7.2. Növénytársulások monitorozásának általános mintavételi és adatértékelési módszerei.....	51
7.2.1. A cönológiai felvételezés	51
7.2.2. Növényállomány három szintű mintavétele.....	53
7.2.3. A mintavételi terület természetességének megállapítása	54

7.3. Növénytársulások monitorozásának országos egységesítése	59
7.3.1. Fás társulások monitorozása.....	59
7.3.2. Gyep-társulások monitorozása	60
7.3.3. Hínártársulások és nádasok monitorozása.....	62
7.3.4. Mohaközösségek monitorozása.....	62
7.4. Esettanulmányok növénytársulások monitorozásáról	64
7.4.1. Esettanulmány. A Martinkai legelő regenerálódása.....	64
7.4.2. Esettanulmány: Bárányparéjos társulások NBmR monitorozása.....	65
7.4.3. Esettanulmány: Nyirkai-Hany, élőhely rekonstrukció	67
7.4.4. Esettanulmány: A Belsőbárandi löszvölgy kezelése	69
8. A vegetáció táji léptékű monitorozása	72
8.2. A Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer.....	72
8.3. A térképezendő területek kijelölése	77
8.4. Tájéörténeti elemzés	78
8.5. Élőhely-térképezés az NBmR-ben	82
8.5.1. A térképezés előkészítése.....	82
8.5.2. A terepi munka	84
8.5.3. Az élőhely-térképezés dokumentációja.....	86
8.5.4. Tájszintű monitorozás, értékelés, újratérképezés	86
8.6. A MÉTA program (Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa)	88
8.6.1. A MÉTA módszer (Molnár et al. 2007 alapján).....	88
8.6.2. A MÉTA program eddigi eredményei.....	91
8.6.3. Hogyan lesz monitorozás a MÉTA programból?.....	93
9. Állatvilág biodiverzitásának monitorozása az NBmR keretében.....	94
9.1. Egyenesszárnyúak monitorozásának eredményei	94
9.2. Éjszakai nagylepkek monitorozása fénycsapda hálózattal.....	95
9.3. Kételtűek monitorozása.....	96
9.4. Északi pocok monitorozása	96
9.5. Űrge monitorozása	97
9.6. Regionális monitorozó programok	98
9.6.1. A Kis-Balaton természetvédelmi célú monitorozó program	98
9.6.2. Dráva természetvédelmi célú monitorozó program	98
9.7. Vadonleső – program az érdeklődő önkéntesek bevonására.....	98
10. Madarak monitorozása	100
10.1. Madarak kitüntetett szerepe a természetvédelemben	100
10.2. Madarak kitüntetett szerepe a kutatásban.....	100
10.3. Madarak monitorozása Európában.....	101
10.4. Madarak monitorozása Magyarországon	102
10.5. Madarak, mint biodiverzitás indikátorok	103
10.6. Madár monitorozás céljai és prioritásai.....	103
10.6.1. Mely madárfajokra terjedjen ki a munka?.....	104
10.6.2. Monitorozás léptéke	104
10.6.3. Felmérési területek kijelölése.....	105
10.6.4. A madárfajok mely paramétereit monitorozzuk?	106
10.6.5. Mely madárállományt monitorozzuk?	107
10.6.6. Milyen monitorozó módszereket alkalmazzunk?.....	108
10.6.7. Mérési, becslési módszerek.....	108
10.6.8. Monitoring programok szervezése és bonyolítása	109
10.7. Ritka és telepesen fészkelő madarak monitoringja (RTM).....	111
10.8. Fehér gólya online adatbázis (http://www.golya.mme.hu/)	113

10.9. Állandó Ráfordítású Gyűrűzés (CES) Program	113
11. Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM)- Élőhelyek állapotának monitorozása a madarak, mint indikátor szervezetek révén (http://mme-monitoring.hu/)	115
11.1 Előzmények	115
11.2. Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) főbb jellemzői.....	117
11.2.1. A mintavételi területek kiválasztása.....	118
11.2.2. A megfigyelési pontok kiválasztása	118
11.2.3. Az élőhelyek tipizálása a számlálási pontok 100 m-es körzetében.....	119
11.2.4. A számlálások módszere	119
11.2.5. A felmérők faj azonosítási tudása	120
11.2.6. Szervezés	120
11.2.7. Állományváltozás vizsgálata	120
11.2.8. Biodiverzitás indikátor indexek vizsgálata	121
11.3. MMM eredményei.....	121
12. A vízi és vizes élőhelyek biomonitorozása	127
12.1. A Föld vízi és vizes élőhelyei	127
12.1.1 A hidroszféra	127
12.1.2 A vízi és a vizes élőhelyek általános jellemzői.....	127
13. Az Európai Unió „Víz Keretirányelve”: mérföldkő a vízi és vizes élőhelyek biomonitorozásában	134
13.1. A monitorozás fogalmának értelmezése a VKI-ben.....	134
13.2. A vizek ökológiai állapotának értékelése a VKI tükrében	135
13.3. Az ökológiai állapot osztályokba sorolásának megbízhatósága	140
14. Vízfolyások biomonitorozása.....	144
14.1. Bevezető gondolatok – hidroökológia.....	144
14.2. A hidraulikai jellemzők biomonitorozásának ökológiai alapjai.....	145
14.3. A folyókat ért antropogén hatások biomonitorozása.....	146
14.4. A folyószabályozások hatásainak bioindikációja és monitorozása.....	147
14.5. A makroszkópikus vízi gerinctelen szervezetek bioindikációs és biomonitorozási sajátosságainak áttekintése szakirodalmi forrásmunkák alapján.....	148
15. A hínár- és mocsárinövényzet bioindikációs-biomonitorozási sajátosságainak áttekintése	159
15.1 A hazai vizsgálatok eredményeinek összefoglalása a makrofita felmérési és értékelési módszer szempontjából	161
15.2. Biodiverzitás-monitorozás hazai vízi és vizes élőhelyeken	163
16. Köszönetnyilvánítás	167
Irodalom	168
Tárgymutató	180

Fejezetek szerzői:

Dr. Szép Tibor (1-4,9-11)

Dr. Margóczy Katalin (5-8)

Dr. Tóth Albert (12-15)

Előszó

A biodiverzitás monitorozás a vadonélő növény- és állatvilágot tanulmányozó egyre növekvő számú amatőr természetkedvelő, a természetvédelemben önkéntesként, hivatásosként dolgozó szakember, a múzeumokban, felsőoktatási intézményekben, kutató intézetekben, egyesületekben, alapítványokban dolgozó kutatók számára a természeti értékek rendszeres felmérésének, nyilvántartásának és kutatásának olyan lehetőségét jelenti, amely fontos természetvédelmi és tudományos kérdések és problémák megoldásához nyújthat adatokat, információkat, valamint módot adhat e tevékenységek erkölcsi és anyagi megbecsülésére. A természeti értékek sokféleségéhez hasonló sokféleség jellemzi a biodiverzitás gyakorlatát nemzetközileg és itthon is a vizsgálati kérdések, alkalmazott módszerek, az eredmények és ugyanakkor megbecsültség területén is.

Európában az elsők között, széleskörű hazai tudományos együttműködésben 1997-ben elkészült, immáron 11 kötetes *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR)* kiadványai részletes és sokoldalú információkkal szolgálnak e területről és jól jelzik, hogy milyen szerteágazó vizsgálatok szükségesek. Munkánkban elsősorban nem az interneten szabadon hozzáférhető, az olvasó számára közvetlenül használható, NBmR kiadványokban lévő információk kivonatának elkészítésére vállalkoztunk. Célunk főként az volt, hogy a biodiverzitás monitorozás főként hazai gyakorlatában, a szerzők eddigi tapasztalatai alapján kiemelt jelentőségűnek tekintett elméleti és gyakorlati megfontolásokat és működő biodiverzitás monitorozó munkákat, valamint azok háttérét mutassunk be.

Munkánkban igyekeztünk azoknak a honlapoknak a megadására, amelyek révén e kiadvány terjedelmi és a lezárása adta időbeli korlátait átlépve van mód az olvasónak közvetlen, naprakész és részletes információkra a bemutatott monitorozó munkákkal kapcsolatban és nem utolsósorban lehetőséget biztosítva az azokban való közvetlen részvételre. Nagyon fontosnak tartjuk ez utóbbi momentumot, mert a biodiverzitás monitorozás esetében, főként a mind nagyobb fontossággal bíró regionális és országos léptékű munkák esetében, alapvető a közreműködők minél több területre kiterjedő részvétele. Jegyzetünk alapvetően a főiskolai és egyetemi hallgatók részére készül, akik részvétele a monitorozás terepi adatgyűjtési, szervezési, feldolgozó és elemző munkáiban rendkívüli jelentőséggel bír. Reméljük, hogy jegyzetünk nemcsak klasszikus tananyagként, hanem kapocsként is szolgál majd a biodiverzitás területén dolgozó szakemberek, intézmények, szervezetek, programok és az ezek iránt érdeklődő, azokban közvetlenül részt venni kívánó hallgatók között.

A biodiverzitás monitorozás teljes áttekintését minimum az NBmR kötetek terjedelmében lehetne átfogóan készíteni, jóval nagyobb szerző gárdával, amire nyilvánvalóan nem volt módunk. Ugyanakkor a biodiverzitás monitorozás és a vizes élőhelyek tekintetében megkerülhetetlen biomonitorozás témájának három kiemelt területén: növények, madarak és vizek monitorozása (lásd: EU Élőhelyvédelmi, Madárvédelmi Irányelvek, Víz Keretirányelv) hármunknak sokoldalú elméleti és gyakorlati tapasztalatai vannak. E tapasztalatok alapján kiemeltük a fajok, közösségek, élőhelyek és azok monitorozása „sokaságból” azokat az élőlénycsoportokat, élőhelyeket és projekteket, amelyeken keresztül bemutatható a háttere és gyakorlata a biodiverzitás monitorozásnak. Számos értékes és tanulságos hazai monitorozó munka bemutatására nem volt módunk, amelyek megismerésére ugyanakkor az NBmR kiadványok és a jegyzetünkben megadott honlapok alapján van lehetőség.

Szerzők

1. Bevezetés

A biológiai sokféleség megóvása napjaink egyik legnagyobb kihívása az emberiség számára. Az ember élőhely átalakító és szennyező tevékenysége, a vadon élő növény és állatvilág túlzott hasznosítása, az idegenhonos fajok betelepítése, számos más tevékenységgel együtt, a földtörténet eddig ismert legjelentősebb kihalásaival összemérhető fajpusztulási folyamatokat eredményeznek napjainkban (Standovár és Primack 2001). Fajok és közösségek kerülnek kritikus helyzetbe, illetve tűnnek el jelentős számban az emberi tevékenység miatt. Nagy veszélyt hordoz magában e folyamat az emberiség számára, hisz a fajok és közösségek eltűnése számos olyan eddig magától értetődő „szolgáltatás” (pl. légköri CO₂ megkötése, vizek öntisztulása, talajképződés, gyógyszer alapanyagok biztosítása, virágok – például gyümölcsfák, zöldségek - beporzása,...stb.) jelentős sérülését vagy akár megszűnését eredményezik amelyek pótlása nem vagy csak rendkívüli költségekkel oldhatóak meg és emberek millióit érintik mind a fejlődő mind a fejlett országokban. Az 1992-ben Rio de Janeiróban született, „Egyezmény a Biológiai Sokféleségről” szülő nemzetközi egyezmény kötelezte elsőként a föld országainak jelentős részét a szükséges teendők megtételére, benne a sokféleség állapotának figyelését, monitorozását. A természetvédelmi biológia és a természetvédelem legfontosabb feladata a biológiai sokféleség megőrzését, az azt fenyegető hatások megszüntetését, mérséklését szolgáló elméleti és gyakorlati ismeretek fejlesztése és hatékony alkalmazása. Azonban ahhoz, hogy a rendelkezésre álló lehetőségeinket a legjobban tudjuk a természeti értékek megóvása érdekében felhasználni szükséges, hogy pontos információkkal rendelkezünk a biológiai sokféleség állapotáról, annak változásáról, a változásokat kiváltó, szabályozó hatásokról és a megóvásuk érdekében megtett intézkedések hatékonyságáról. A biodiverzitás monitorozásnak kitüntetett szerepe van a szükséges alapadatok gyűjtésében és elemzésében egyaránt.

A biológiai sokféleség, biodiverzitás, fogalmának értelmezése igen „sokféle”, hisz vannak akik mint mérhető entitást, de vannak akik mint koncepciót, tudományterületet vagy éppen mint társadalmi-politikai felfogást kezelik (Standovár és Primack 2001). Munkánkban a biodiverzitást, mint mérhető entitást kezeljük azzal a céllal, hogy áttekintsük, miként lehet annak állapotát, változását és az azt befolyásoló hatásokat monitorozni. Azonban a biodiverzitásnak, mint mérhető entitásnak is különböző szinteken, genetikai, taxon és ökológiai zajlik a kutatása és monitorozása a világban és hazánkban is, jelentősen eltérő elméleti és gyakorlati háttérrel és módszerekkel.

1.1. Biodiverzitás monitorozás, hazai és nemzetközi kötelezettségek és feladatok

A biológiai sokféleség monitorozását a Rióban aláírt „Egyezmény a Biológiai Sokféleségről” szülő nemzetközi egyezmény mellett számos hazai és nemzetközi törvény és megállapodás teszi szükségessé. A Természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény alapján védett fajok, közösségek és védett területek hatékony védelme szempontjából szükséges a védelem alá eső természeti értékek állapotának és változásának ismerete, monitorozása. Hazánk Európai Unió csatlakozásával a NATURA 2000-es védett területek alkotta hálózat kijelölése, védelme és kezelése szempontjából alapvető jelentőségű az EU kapcsolódó két irányelvében, Madárvédelmi Irányelv (79/409/EGK) és Élőhelyvédelmi Irányelv (92/43/EGK), megadott fajok, közösségek és élőhelyek állapotának monitorozása. Az EU Víz Keretirányelve (WFD 2000/60/EC) a vizes élőhelyekhez kötődő fajok,

közösségek és élőhelyek biomonitorozásával kapcsolatos teendői a biodiverzitás monitorozásban komoly feladatokat és lehetőségeket jelentenek.

A védelem alatt álló fajok, közösségek, élőhelyek és területek biológiai sokféleségének monitorozása mellett növekvő figyelem kíséri az utóbbi évtizedekben a védelem alatt nem álló, ugyanakkor nagy kiterjedésű, az adott országok biológiai sokféleségének helyzetét jelentősen befolyásoló mezőgazdasági területek monitorozása. Különösen igaz ez hazánkra, ahol az ország területének 2/3 mezőgazdasági terület. A mezőgazdaság intenzifikációja következtében Európában az elmúlt négy évtized során az agrárterületekhez kötődő számos fajnak drámaian csökkent a tömegessége és elterjedtsége. Az EU az Európai Közös Agrárpolitika (Common Agricultural Policy, CAP) 1992. évi reformja keretében "a környezetkímélő és a vidék fenntartását célzó mezőgazdasági termelési módszerek támogatásáról szóló, 2078/92 számú EU agrár-környezetvédelmi rendelet" révén valamennyi tagállamban előírta olyan támogatási rendszerek bevezetését, amelyek elősegítik a környezet-, természet- és tájvédelmi célok integrálását a mezőgazdasági tevékenységbe. Az agrár-környezetgazdálkodási (AKG) programok kitűzött céljait szolgáló támogatott tevékenységek hatékonyságának mérése a biológiai sokféleség megőrzése érdekében nagy jelentőséggel bír. Az Agrár-környezetgazdálkodási Információs Rendszer (AIR) keretében hazánkban tervezett biodiverzitás monitorozás (AIR-BMA) (Horváth és Szitár 2005) beindítása és működtetése jelentős feladatot és kihívást jelent a napjainkban.

1.2. Hangsúlyok a biodiverzitás monitorozás bemutatásában

Nagy fába vágja a fejszét, aki a biodiverzitás monitorozás teljes áttekintésére vállalkozik, hisz egy sok szinten és rendkívül dinamikus fejlődő tevékenységet kellene bemutatni, ahol egyre újabb technikák, lokális, regionális, országos, kontinentális vagy éppen globális programok indulnak (Spellerberg 1995). Magyarország az elsők között, 1994-ben ratifikálta a Riói egyezményt és dolgozta ki az egyezményben vállaltakhoz kapcsolódóan 1997-ben a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszert (NBmR) (Láng 1996), amely rendszer részletes elméleti és gyakorlati információi 11 önálló kötetben érhetőek el az interneten is (<http://www.termeszetvedelem.hu/nbmr>). Az NBmR 11 kötetében megtalálható részletes és sokoldalú információk nagy terhet vettek le a vállunkról, mert az ott bemutatott ismeretek bárki számára hozzáférhetőek, így áttekintő munkánkban az általunk jól ismert, a hazai biodiverzitás monitorozó gyakorlatban kitüntetett szereppel bíró elméleti és gyakorlati területek bemutatására helyezhettünk nagy hangsúlyt. Munkánkban elsősorban a taxon (populációk, fajok) és ökológiai diverzitás területén folyó monitorozó munkák háttérét, főbb módszereit és a hazánkban folyó jellemző munkákat kívánjuk konkrét monitorozó vizsgálatok példáján bemutatni. A biodiverzitás monitorozás rendkívül sokrétű tevékenységei közül igyekeztünk azokat bővebben bemutatni, amelyek már sikeresen működve szolgáltatnak adatokat az adott térség, régió, illetve az ország biológiai sokféleségéről. A vizes élőhelyeken folyó biomonitorozás háttérét és gyakorlatát külön fejezetekben tartottuk fontosnak bemutatni elsősorban a Víz Keretirányelvvel (VKI) kapcsolatosan folyó monitorozó vizsgálatok háttérének megismertetése érdekében. A kiválasztott és bemutatott monitorozó vizsgálatok többségében mód van arra, hogy a hallgatók közvetlenül is bekapcsolódhassanak a terepi és feldolgozó munkába, megismerjék e munkák szervezésével és lebonyolításával járó feladatokat.

2. Biodiverzitás monitorozás fogalma és kérdései

A biodiverzitás monitorozása (monitoringja) egyike a természeti értékek megőrzése szempontjából fontosnak tekintett tevékenységeknek s feltehetően ennek köszönhetően egyike a legkülönbözőbben értelmezett feladatoknak e területen. Nem véletlen, hogy ilyen fontos és sokféle szerepet tulajdonítanak a monitorozásnak, hisz a biológiai sokféleség ismerete adott helyen és időben, valamint állapotának (pl. populáció nagyság, fajkészlet, diverzitás) követése adhat módot arra, hogy megfelelően azonosíthassuk a jelentős vagy éppen veszélyeztetett természeti értékeket (populációk, közösségek, élőhelyek), feltárhassuk és megérthessük a fenntartásukban vagy éppen csökkenésükben szerepet játszó folyamatokat, vizsgálhassuk az e folyamatokkal kapcsolatos feltételezéseink helyességét és nem utolsósorban ellenőrizhessük a védelmük érdekében hozott intézkedéseink hatékonyságát (Standovár és Primack 2001).

A monitorozás (monitoring) valamely objektum állapotára vonatkozó, időben megismételt, meghatározott eljárás szerinti adatgyűjtés. A monitorozás célja az, hogy a releváns állapotváltozók nyomon követése által értékelje az objektum állapotának változását egy előre meghatározott tartományban. A monitorozó rendszerek feladata, hogy jelezzék, ha az egy vagy több állapotváltozó aktuálisan mért értéke eltér a várt tartománytól, vagy elérte a kitűzött értéket (Horváth és Szitár 2007).

A biodiverzitás monitorozás fő céljai eltérnek a biomonitortól, amely két fogalmat olykor kevernek. A biomonitort során a vizsgált élőlények állapota és változása révén az adott környezet fizikai és kémiai jellemzőinek feltárása a cél (lásd 13. fejezet), míg a biodiverzitás monitorozás során magának a monitorozott biológiai objektum (populáció, faj, közösség, élőhely) állapotának nyomon követése a cél. Természetesen számos esetben a biomonitort vizsgálatok közvetlenül szolgálhatják a biológiai sokféleség állapotát befolyásoló hatások követését pl. a vízszennyezések feltárása és az ellenintézkedések hatékonyságának kontrollja, amely a két megközelítés közötti átfedést jelzi.

Általánosan elterjedt nézet, hogy a vadon élő növény- és állatvilággal kapcsolatos adatok rendszeres gyűjtése már önmagában biodiverzitás monitorozás. E megközelítés kapcsán feltételezik, hogy a különböző megfontolásokból, módszerekkel, térbeli és időbeli gyakorisággal végzett adatgyűjtés révén kialakított adatbázis alkalmas lehet a sokféleség állapotának követésére és hatékony vizsgálatára. Sajnos mind a mai napig számos olyan terület, illetve élőlénycsoport van akár hazánkban is, ahol és amelyről a természetvédelmi tevékenységekhez szükséges minimális információk is rapszodikusak vagy nem érhetőek el, így a fenti nézetnek van létjogosultsága.

Ugyanakkor a több évtizedes, rendszeres adatgyűjtési háttérrel rendelkező országokban (pl. Nagy-Britannia, Hollandia,...stb.), ahol a biológiai sokféleséggel kapcsolatosan megválaszolandó kérdések során szembesültek a koncepciótlanul gyűjtött jelentős számú adat felhasználási nehézségeivel, előtérbe kerül a biodiverzitás monitorozásnak, mint célorientáltan megtervezett és kivitelezett tevékenységnek szükségessége. A célorientáltan megtervezett biodiverzitás monitorozás nemcsak a már kellően ismert területek és élőlénycsoportok további sokoldalú vizsgálatát, hanem a jelentős adat és információ hiánnyal rendelkező területek és élőlénycsoportok esetében is a hatékonyabb és eredményesebb monitorozó munkát is elősegíthetik.

A vadon élő növény és állatfajokkal kapcsolatos monitorozó jellegűnek tekintett adatgyűjtések célja, időbeli és módszertani jellemzői alapján három fő típust különítenek el az időben megadott rendszerességgel zajló felméréseknél (Hellawell 1991):

- Vizsgálat (survey). Olyan adatgyűjtés, ahol a vizsgált változók állapotát egy standard eljárás szerint kvalitatív vagy kvantitatív adatokkal leírják, általában egy nem túl hosszú időtartamú vizsgálatosorozat keretében. Nincs előzetes elvárás a várható eredményekkel kapcsolatban.

- Hosszú távú vizsgálatsorozat (surveillance). Időben hosszútávon zajló vizsgálat, aminek az a célja, hogy az adatsorokkal dokumentálják a kérdéses állapotváltozók időbeli változását. Itt sincs előzetes elvárás az eredményekre vonatkozóan.
- Monitorozás (monitoring). Időben rendszertelenül vagy rendszeresen megismételt megfigyelés. Az adott vizsgálati objektum (populáció, faj, közösség, élőhely, táj) állapotát befolyásoló hatásokat leíró elképzelések (hipotézisek) alapján, a kutatás célja annak vizsgálata, hogy a mért értékek mennyiben és milyen mértékben mutatnak egyezést a várt (prediktált) értékekkel. E vizsgálatoknál az adatgyűjtés olyan jellemzők mérésével és módszerek alkalmazásával történik, amelyek kiválasztása során az előzetesen vizsgálni kívánt elképzelések (hipotézisek) leghatékonyabb elemzését teszik lehetővé.

A biológiai sokféleség monitorozása keretében végzett vizsgálatokra ugyanaz a sokféleség jellemző napjainkban, mint e tevékenység tárgyára. A biológiai sokféleség monitorozásának gyakorlatát áttekintő munkájukban Yoccoz és munkatársai (2001) megállapítják, hogy a hatékony és eredményes monitorozó munkák tervezése során három alapvető kérdést szükséges tisztázni:

- 1- Miért szükséges az adott monitorozó munka, mi a célja ?
- 2- Mit szükséges monitorozni a vizsgálandó cél érdekében?
- 3- Hogyan, milyen módon, módszerekkel valósuljon meg a monitorozás?

A biodiverzitás monitorozás kapcsán nagyszámú kérdéssel szembesülünk. Kérdésről-kérdésre jelentősen változik, hogy a megválaszolásokat milyen populáció(k), társulás(ok), élőhely(ek) és jellemzőik vizsgálata révén tudjuk a leghatékonyabban megoldani a rendelkezésre álló lehetőségeink alapján. A megadott kérdés(ek) kapcsán kiválasztott élőlények és jellemzőik vizsgálata során jelentős kihívást jelent azoknak a módszereknek a kiválasztása, amelyek a szükséges térbeli és időbeli skálán megfelelő minőségű és mennyiségű adattal szolgálhatnak, figyelembe véve a rendszeres adatgyűjtést biztosító, sokszor nagyszámú résztvevő bevonását jelentő felmérőhálózat működési, működtetési sajátosságait, a gyűjtött adatok és információk nyilvántartását és elemzését biztosító adatbázisok kialakítását. Már egy élőlénycsoporton belül is egymástól jelentősen elkülönülő monitorozó projektekre és adatbázisokra lehet szükség a hatékony monitorozó munkához a markánsan különböző kérdések, célok, objektumok és módszerek miatt, ahogy azt a világon legintenzívebben monitorozott csoport, a madarak esetében tapasztalható (Bibby et al. 2000).

2.1. Miért szükséges az adott monitorozó munka, mi a célja?

A legtöbb monitorozó munka esetében sajnos nehéz a pontos célt megállapítani, a legtöbb esetben azt a feltételezik, hogy minden újabb információ a felmért rendszerről hasznos. A monitorozó munka hatékonysága és eredményessége szempontjából azonban szükséges konkrétabb kérdések és célok megfogalmazása. Alapvetően két jelentős kategóriába csoportosíthatjuk a biodiverzitás monitorozás során vizsgált kérdéseket, célokat (Yoccoz et al. 2001):

- A. Tudományos kérdések és célok
- B. Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos kérdések és célok

A tudományos célú monitorozó vizsgálatok alapvetően a vizsgált rendszerek (populációk, közösségek, élőhelyek) jellemzőinek és változásának megismerését szolgáló kérdésekre koncentrálnak. A természetvédelmi célú monitorozások alapvetően a kezelésekkel kapcsolatos kérdések, döntések számára nyújtanak információt a populációk, közösségek és élőhelyek állapotáról és változásáról.

2.1.1. Tudományos kérdések és célok

A tudományos célú monitorozó munkák során a vizsgált objektumok változását közvetlenül befolyásoló, a meglévő adatok elemzését megelőzően (priori) feltételezett hatások tesztelése játssza a döntő szerepet. A leggyakoribb megközelítés a meglévő adatok elemzése révén megvizsgálni, hogy a vizsgált objektum(ok) (populációk, közösségek) jellemzőit (pl. populáció nagyság, fajszám, diverzitás, ...stb.) befolyásoló, előzetesen feltételezett potenciális tényező(k) milyen mértékben magyarázzák a tapasztalt időbeli és térbeli mintázatot, változást. E vizsgálatok során előzetesen áttekintik és kiválasztják azokat a hipotéziseket, amelyek a rendszer vizsgált sajátosságait magyarázhatják, a kiválasztott hipotézisek alapján megállapítják azokat a feltételezéseket (predikciókat), amelyek teljesülése vagy elvetése vizsgálható statisztikai módszerekkel a monitorozás adatai alapján. A gyűjtött adatok alapján az esetek döntő többségében korrelatív módszerekkel azonosított (a mért jellemzők közötti összefüggést vizsgálata korrelációs, regressziós és egyéb statisztikai eljárásokkal), a vizsgált objektum(ok) jellemzőit magyarázó hipotézisek esetében ugyanakkor szükséges olyan kísérletes monitorozó vizsgálatok elvégzése, amelyek lehetőséget adnak tényleges ok-okozati összefüggések feltárására. A biodiverzitás monitorozásban ugyanakkor számos probléma nehezítheti a kísérletes vizsgálatokat az adott kérdés objektumától, tér és időbeli léptékétől függően.

A tudományos célú monitorozásoknál gyakori az adatok sokoldalú elemzése során kapott mintázatok, összefüggések alapján úgynevezett utólagos (posteriori) hipotézis generálás. E hipotézis generálási lehetőség segítséget jelenthet akkor, ha az előzetesen feltételezett hipotézisek nem magyarázzák a kapott mintázatot, mert lehetőséget adnak új hipotézisek megfogalmazására. Azonban fontos tisztában lenni azzal, hogy az ily módon generált hipotézisek tesztelését már más, független monitorozó adatsorokon szükséges elvégezni!

2.1.2. Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos kérdések és célok

A természetvédelmi célú biodiverzitás monitorozás alapvetően két fontos területre terjed ki:

- 1- A védett populációk, közösségek, élőhelyek állapotának megismerése és nyomon követése
- 2- A természetvédelmi célú beavatkozások (pl. élőhelyi kezelések, adminisztratív védelmi intézkedések, fajvédelmi programok, ...stb.) hatásának vizsgálata az adott populációk, közösségek, élőhelyek állapotára

2.1.2.1. Védett populációk, közösségek, élőhelyek állapotának ismerete

Napjaink gyakorlatában a védett populációk, közösségek és élőhelyek állapotának vizsgálata adja a biodiverzitás monitorozó tevékenységek zömét. Sajnos a legtöbb élőlénycsoport esetében hiányos adatok állnak csak rendelkezésre adott terület flórájáról, faunájáról, ami miatt megkerülhetetlen a sok esetben leegyszerűsített előfordulási információk gyűjtése a természetvédelmi hatóságok és kezelő szervezetek munkájának elősegítésére. Azon élőlénycsoportok és területek esetén, ahol hiányzanak vagy minimálisak e jelenlét-hiány típusú adatok, ott kétségtelenül fontos feladat az ilyen térképező adatgyűjtések. A jelentős természetvédelmi gondoskodást igénylő (pl. védett, fokozottan védett) populációk, közösségek és területek esetében az előfordulások minél precízebb nyilvántartása szükséges a természetvédelmi hatóság mindennapi munkájának kiszolgálása érdekében. E célok érdekében a hangsúly az adott terület teljes egészére kiterjedő jelenlét-hiány, előfordulás esetén a pontos térbeli pozíció és a közelítő jellegű állomány nagyság ismeretén van, amit számos, az adott területre jellemző egyéb, alapvetően a kezeléssel kapcsolatos információ egészít ki. A biodiverzitás monitorozás e területén a legtöbb országban, így hazánkban is az utóbbi évtizedekben történt fejlesztő és koordináló munkának köszönhetően (Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer (NBmR) Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR)) megfelelő elméleti és módszertani háttér segíti munkát.

A vizsgált védett populációk, közösségek állapotában bekövetkező változások monitorozása esetében azonban már nemcsak a felmért területek nagysága, hanem a változásokat nagy hatékonysággal feltárni tudó, standardizált módszerek eredményes alkalmazása is döntő jelentőséggel bír. A standardizált módszerekkel történő adatgyűjtő munka gyakran kisebb területre kiterjedően, több odafigyelést igénylően végezhető el, mint a nagy területekre kiterjedően folyó előfordulás térképező munka. Talán ez a körülmény is szerepet játszik abban, hogy fontossága ellenére a hatékony állapotváltozást monitorozó adatgyűjtések kisebb intenzitással zajlanak számos országban, így hazánkban is, mint ahogy elvárható lenne.

2.1.2.2. Természetvédelmi célú beavatkozások hatásának vizsgálata

A védett populációk és közösségek védelme érdekében hozott intézkedések (pl. élőhelykezelések, fajvédelmi akciók, restauráció) hatásának monitorozása alapvető jelentőséggel kell bírnia a beavatkozások hatékonyságának ellenőrzése, illetve a szükséges módosítások időbeni megtételéhez. A kezelések hatásának monitorozása a tudományos célú kísérletes vizsgálatokhoz hasonlóak, hisz a kezelések tervezése során az adott populáció, közösség állapotát előzetes feltételezéseink alapján kedvezően befolyásoló hipotézis(ek) alapján kerül sor a beavatkozásra, amely alapján feltételezhetőek a beavatkozás által várható változások (predikciók) egy kísérlethez hasonlóan. A kezelések monitorozása során tehát egy kísérlet (adott természetvédelmi beavatkozás) hatásait szükséges vizsgálnunk, amely során az adott populációk, közösségek, élőhelyek kvantitatív, kvalitatív jellemzőinek monitorozásának kell az előtérben lenniük. Napjainkban egyre több természetvédelmi célú beavatkozás zajlik a védett fajok, közösségek és területek állapotának javítása érdekében, amellyel párhuzamosan rendkívül fontos a kezelések okozta változások hatékony monitorozása.

2.1.3. Trend-monitorozás és hipotézistesztelő monitorozás

A monitorozás miértjéhez kapcsolódóan a monitorozás két további fő típusát szokták elkülöníteni: trend-monitorozás és hipotézistesztelő monitorozás (Láng 1996), amely típusok főbb jellemzőit Horváth és Szitár (2007) munkája mutat be részletesen:

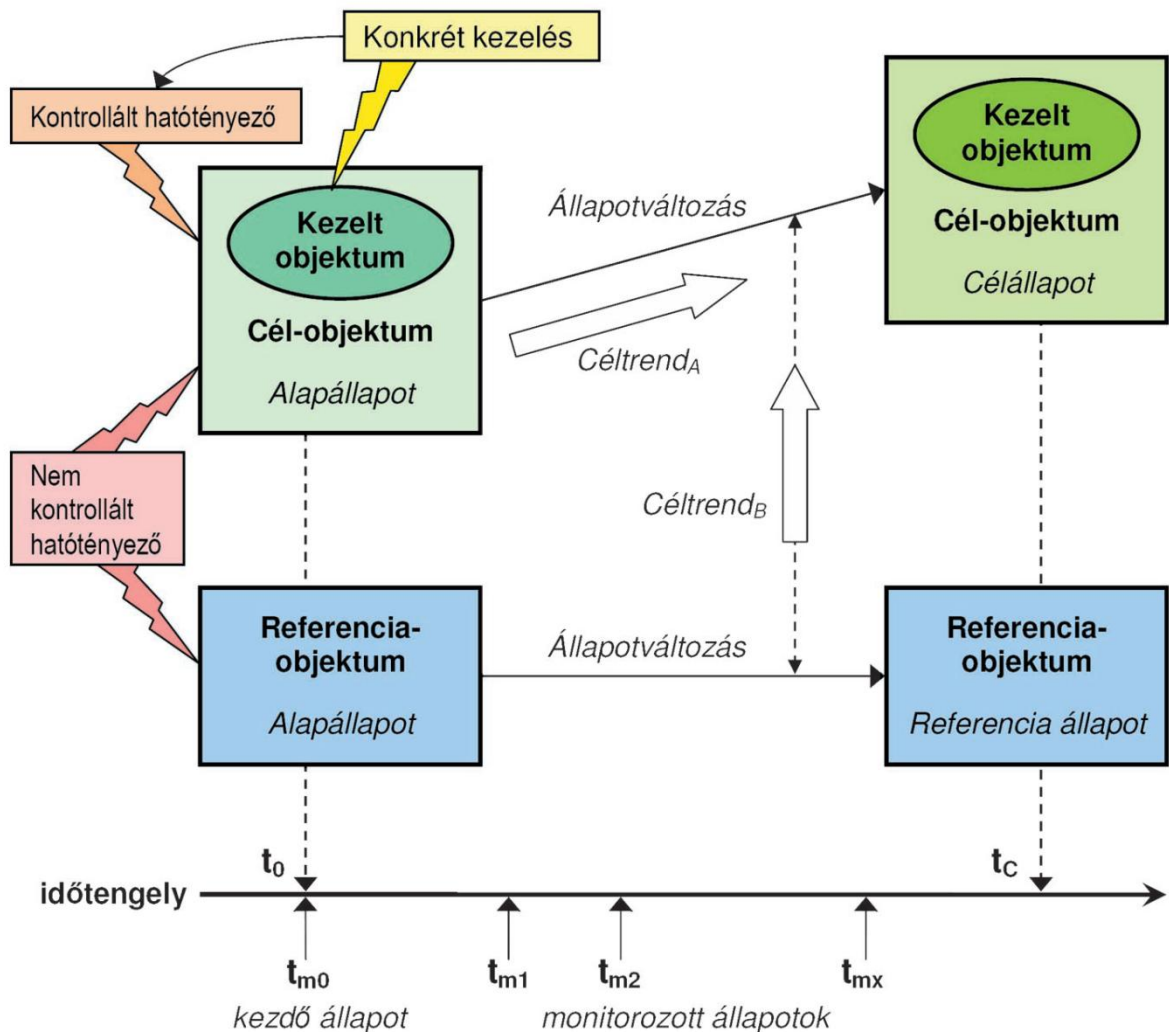
A trend-monitorozás az élővilág egységei (populációk, életközösségek, élőhely komplexek) állapotának, viselkedésének természetes vagy természetközeli állapotban történő nyomon követése. Célja a vizsgált objektumok természetes fluktuációnak, élet ciklusának, trendszerű változásának rögzítése, viszonyítás alapot adva a természetestől eltérő viselkedések felismeréséhez, értelmezéséhez. A hipotézistesztelő monitorozás (vagy hatásmonitorozás) adott környezeti tényezőnek vagy emberi beavatkozásnak az élővilág viselkedésére gyakorolt hatását, a prognosztizált változás bekövetkezését kíséri figyelemmel.

A trend-monitorozás során az élő rendszerekben bekövetkezett spontán változásokat (trendeket, fluktuációkat) követjük nyomon, azt viszont legtöbbször nem tudhatjuk teljes bizonyossággal, hogy a tapasztalt változást pontosan mi váltotta ki. Bár lehetnek egyértelmű esetek is, azonban a trend monitorozás során különböző erejű feltevéseket tehetünk a tapasztalt változások okait illetően, hisz végesek a lehetőségeink a változásokat kiváltó feltételezett és sok esetben nem ismert hatások mérésére. Korlátai ellenére ugyanakkor a trendmonitorozásnak kitüntetett szerepe van abban, hogy a vizsgált élőlénycsoportok kedvezőtlen/kedvező változásairól tudomást szerezhessünk, összehasonlíthassuk azokat a más területeken és időszakokban nyert információkkal, megállapíthassuk és rangsoroljuk azokat az élőlénycsoportokat, területeket, vizsgálandó folyamatokat és hatásokat, amelyek további intenzív vizsgálata szükséges az okok pontos feltárásához és a hatékony védelmi intézkedések kidolgozásához. A biodiverzitás monitorozásban a trend-monitorozásnak van a legnagyobb hagyománya, a monitorozó munkák jelentős része e kategóriába sorolható.

A hipotézistesztelő monitorozás ad lehetőséget, egy jól megtervezett tudományos kísérlethez hasonlóan, a feltételezett hatások tesztelésére. A hipotézistesztelő monitorozás (vagy hatásmonitorozás) adott környezeti tényezőnek vagy emberi beavatkozásnak az élővilág viselkedésére gyakorolt hatását, a prognosztizált változás bekövetkezését kíséri figyelemmel. Célja az élővilágra ható kedvezőtlen tevékenységek, folyamatok vagy jobbitó szándékú beavatkozások hatásának, illetve eredményességének felmérése, következmények megértése azért, hogy ezek ismeretében a szükséges kezelések tervezhetőkké váljanak. A hipotézistesztelő monitorozásnak a definíció értelmében alkalmasnak kell lennie arra, hogy egy adott kezelés következményeit más, a kezeléstől független tényező hatásától elkülönítse. Ennek az igénynek csak akkor tud eleget tenni, ha a kezelt objektumban bekövetkező változásokat egy olyan referencia állapothoz viszonyítjuk, amelyben nem (vagy még nem) ment végbe az adott kezelés. E célok elérése érdekében szükséges, hogy a monitorozó vizsgálatok még a várható, illetve tervezett beavatkozások előtt megkezdődjenek.

A hipotézistesztelő monitorozó rendszer általános logikai felépítésében ennek megfelelően hangsúlyos elem a referenciaobjektum. A referenciaobjektum a cél-objektumtól csak abban különbözik, hogy a kezelt objektumon elvégzett konkrét kezelések nem hatnak rá. Viszonyítási alapként szolgálhat még a célobjektum kezdő állapota, amely ideális esetben a konkrét kezelés elkezdését megelőzően detektált állapotával, az alapállapottal egyezik meg (2.1 ábra). A referenciaobjektum egy viszonyítás alapnak kiválasztott olyan objektum, amely a célobjektummal a monitorozás megkezdésekor megegyező alapállapotú, azaz minden olyan jellemzőben megegyező, amelyek a célállapot elérését lényegesen befolyásolják, ugyanazok a nem kontrollált hatótényezők (hatások) érik, de a kezelt objektumon elvégzett konkrét kezelések azonban nem hatnak rá. A kontrollált hatótényező a kezelt objektumon elvégzett konkrét kezelés következtében lép fel, pl. egy rét kaszálása. Nem kontrollált hatótényező minden olyan, a célobjektumra ható tényező, amely nem a kezelt objektumon elvégzett

konkrét kezelés következtében lép fel (pl. klímaváltozás, talajvízszint változása). A nem kontrollált hatótényező (és hatás) releváns, ha a célállapotot befolyásolja, ha viszont nem feltételezhető (nem bizonyítható), hogy befolyással lenne a célállapotra, akkor nem relevánsnak nevezzük.



2.1. ábra. Hipotézisvizsgáló monitorozás összetevői, Horváth (2007) alapján

2.2. Mit szükséges monitorozni a vizsgálandó kérdések és elérendő célok érdekében?

A monitorozni kívánt élőlénycsoport(ok) és azok jellemzőinek kiválasztása döntő részben függ attól, hogy milyen céllal végezzük a monitorozó munkát. Természetesen az lenne jó, ha minden élőlényt, közösséget, élőhelyet és annak minden mérhető jellemzőjét (pl. populáció nagyság, szaporodási siker, mortalitás, térbeli és időbeli eloszlás, diszperziós, morfológiai, magatartási és genetikai jellemzők, élőhelyigény, fajszám, diverzitás indexek, ... stb.) folyamatosan tudnánk monitorozni. Azonban a véges anyagi források és rendelkezésre álló felmérői kapacitás nagymértékben behatárolják, hogy mely élőlénycsoport(oka)t és azok mely jellemzőit tudjuk hatékonyan monitorozni. Lehetnek célok, ahol a mind több élőlénycsoportra kiterjedő, de csak a legegyszerűbb információk (jelenlét-hiány) gyűjtése a prioritás, mint ahogy azt a biológiai sokféleség alapállapota szempontjából

feltáratlan területeken folyó természetvédelmi célú munkáknál előfordul. Könnyen belátható ugyanakkor, hogy amennyiben a kérdés egy feltételezett konkrét hatás szerepe a természeti értékekre (pl. EU agrártámogatási rendszer hatása az újonnan csatlakozott országok biodiverzitására), akkor szükséges kijelölni azokat az élőlénycsoport(ka)t, közössége(ke)t amelyek különösen érzékenyek az adott hatásra, megoldható a rendszeres mérésük a vizsgálni kívánt nagyságú területen és kiválasztani azokat a speciális jellemzőit az adott objektumoknak, amelyek mérésével a legmegfelelőbb módon tudjuk kvantitatív módszerekkel detektálni és elemezni az adott hatásra bekövetkező változásokat.

Nagy kihívást jelent a monitorozásban, hogy az alapos tervező munka során kiválasztott fajok/közösségek és paramétereik rendszeres mérése hosszútávon biztosíthatóan történjen, ugyanakkor legyen lehetőség arra, hogy a folyamatosság fenntartása mellett, újabb adatok mérésének kivitelezésére is a vizsgálatok során megismert folyamatok, jelenségek hatékonyabb elemzésére (Hahn 2006).

A monitorozó vizsgálatok során nemcsak a vizsgált populáció, közösség közvetlen jellemzőinek (populáció nagyság, fajkészlet, diverzitás,...stb.) mérése, hanem a vizsgálati céltól függően számos olyan egyéb környezeti paraméter(ek) mérése is szükséges, amelyek nélkülözhetetlenek a vizsgált rendszer helyzetének és változásának modellezése szempontjából. Jó példa erre Észak-Amerikában a vadonélő kacsafajoknál a vadászható éves mennyiség meghatározását szolgáló monitorozó rendszer, ahol a vadászható kacsafajok egyedszáma, szaporodási és túlélési jellemzőinek monitorozása mellett, a kacsafajok egyedszámát befolyásoló olyan egyéb paraméterek monitorozása is folyik, mint a vadászott madarak mennyisége, a vizes élőhelyek száma a kiemelt jelentőségű fészkelő területeken (Nichols et al. 1995).

Indikátorok a monitorozásban

A faji sokféleség teljes és rendszeres monitorozása az esetek döntő többségében is szinte kivitelezhetetlen a szükséges szakemberek és a rendelkezésre álló anyagi források korlátozott volta miatt, főleg ha nagyobb területre, régióra vagy egy országra kiterjedően kívánják megvalósítani. Nélkülözhetetlen, hogy adott élőlénycsoportok, közösségek, élőhelyek állapotát jelezni tudó olyan indikátorfajokat vagy közösségeket alkalmazzanak a biodiverzitás monitorozás során, amelyek révén mód nyílhat biológiai sokféleséget befolyásoló hatások nagy területekre vagy/és rendszeres monitorozására.

Az indikátorok kiválasztása során fontos szempont, hogy azokat széles körben lehessen alkalmazni, amelyhez az alábbi tulajdonságokkal kell rendelkezniük (Standovár és Primack 2001):

- Legyen könnyen regisztrálható, adott esetben még nem specialista számára is
- Legyen a megfigyelő személyétől függetlenül jól ismételtően regisztrálható
- Legyen olcsó, költséghatékonyan lehessen megbízható adatokhoz jutni
- Ökológiai szempontból értelmes, könnyen és jól interpretálható adatokat kell szolgáltatnia

A biodiverzitás monitorozás szempontjából kitüntetett szerepük van az ún. kompozíciós indikátoroknak, amelyek fajösszetétel és fajdiverzitás tekintetében szolgálnak információval, de szükséges lehet a szerkezeti (pl. talaj, vegetáció, táj struktúra) és funkcionális (produktivitás, anyag és energia forgalom) indikátorok alkalmazása is. Az ideális indikátorfaj jellemzőivel kapcsolatos javaslatokat áttekintve Standovár és Primack (2001) az alábbi jellemzőket emeli ki:

- egyértelmű taxonómiai státus
- jól ismert biológiai és életmenet-tulajdonságok
- jól ismert környezeti tűrőképesség
- jól ismert válaszok a környezet változásaira
- széles elterjedés
- korlátozott mozgékonyság
- kis genetikai és ökológiai variabilitás
- populációs trendek jól érzékelhetőek
- specialista (táplálék, élőhely)
- könnyen megtalálható és felmérhető (nem túl kicsi, nem túl ritka)
- jelenítsen meg más (politikai, társadalmi, gazdasági) értéket

A fenti lista valamennyi pontjának megfelelő fajt nehéz találni. Azonban az adott élőlénycsoport, közösség vagy élőhely állapotát és változását az adott térbeli léptékben (lokális, regionális, országos, kontinentális) indikáló faj kiválasztásánál már szűkíthető azon jellemzők köre, amelyek különösen fontosak lehetnek és így már könnyebben megállapítható a potenciális indikátorfajok csoportja. Például egy adott kis kiterjedésű védett területre alkalmazandó indikátorfaj esetén a korlátozott mozgékonyság fontos jellemző, míg egy regionális vagy annál nagyobb területre alkalmazandó indikátorfaj kiválasztásánál e jellemző lényegesen kisebb szerepet játszik.

Sajátos indikátor funkcióval rendelkezhetnek a „zászlóshajófajok” és „esernyőfajok” (Standovár és Primack 2001). A „zászlóshajófajok” (például: panda, fekete orrszarvú, túzok) a lakosság széles rétegei számára képesek jelezni a kedvezőtlen változásokat és ily módon közvetlenül (adományok) és közvetve (döntéshozókra gyakorolt nyomás) révén további anyagi forrásokat és intézkedéseket eredményezhetnek az adott fajok és élőhelyeik védelme érdekében. Az „esernyőfajok” (például: tigris, siketfajd, nagy hőscincér) speciális, összetett és természetes élőhely és nagy lakókörzeti igényük miatt számos az adott élőhelyekhez és területhez kötődő faj/közösség állapotát és változását jelzik.

Törekedni kell több indikátorfaj alkalmazására, amelyek minél több élőlénycsoportra nézve és különböző térbeli léptékben képesek jelezni a változásokat. Ugyanakkor nemcsak az indikátorfajok kiválasztását megelőzően, hanem már alkalmazásuk során is szükséges az adott faj mért jellemzőinek és az indikált élőlénycsoport, közösség és élőhely állapota közötti kapcsolat vizsgálata, és tesztelése a monitorozási eredmények korrekt és hatékony értelmezése érdekében (Standovár és Primack 2001).

2.3. Hogyan, milyen módon, módszerekkel valósuljon meg a monitorozás?

Az ideális monitorozás során, az adott terület, régió, ország vagy éppen kontinens teljes területére kiterjedően, minden egyed felmérése/mérése lenne a cél. Azonban ezt az „ideát” csak igen korlátozott helyzetekben (relatív kis területen, ritka és biztosan felderíthető és azonosítható fajok) és sok esetben korlátozott további felhasználhatósággal (csak az adott kis

területre vonatkoztathatóak az információk) lehet megvalósítani a módszertani, logisztikai nehézségek és/vagy a jelentős költségek miatt. A monitorozó munkák jelentős részében mintavételen alapuló felmérő munka zajlik, amelyek esetében két, a mintavételen alapuló becslést befolyásoló potenciális hiba kontrollja szükséges ahhoz, hogy korrekt megállapításokat tehesünk:

- 1- A felméréndő fajok eltérő detektálási valószínűsége
- 2- A mintavételi területeknek a vizsgált területre (adott terület, régióra, ország) jellemző reprezentativitása

2.3.1. A felméréndő fajok eltérő detektálási valószínűsége

Főként a vadon élő állatfajok előfordulásának és mennyiségének felmérését és monitorozását célul kitűző vizsgálatok során merül fel, hogy a vizsgált mintavételi területen jelenlévő egyedek hanyadrészét képesek a felmérők észlelni (detektálni), mennyiben változik ennek értéke fajonként, felmérőként, évenként, napszakonként,...stb. A felméréndő fajok detektálási valószínűségét alapvetően két módszer családdal lehet vizsgálni, megfigyelések esetén a távolsági mintavételezéssel „Distance sampling” (Buckland et al 1993), valamint a befogott, megjelölt majd elengedett egyedek esetében fogás-visszafogás módszerekkel (White and Burnham 1999). A fajok detektálási valószínűsége számos tényezőtől függ, amelyek közül kiemelkedik a megfigyelés távolsága, élőhelye, időjárása, napszaka és az adott faj észlelését befolyásoló magatartási jellemzők (pl. rejtett életmód, emberi jelenlét kerülése,...stb.) mellett nem utolsósorban a megfigyelő személy képességei és gyakorlata. A monitorozó munkák során a mért paraméterek időbeli változása kiemelt szereppel bír, amelyet nagyban befolyásol a detektálás valószínűségének változása. Napjainkban ingyenesen letölthető számítógépes programcsomagok állnak rendelkezésre az egyébként igen bonyolult statisztikai és valószínűség számítási eljárásokat alkalmazó módszerek alkalmazására (pl. DISTANCE, MARK, <http://www.phidot.org>). Az elemzésekhez szükséges adatok a terepi felmérő munkát olykor nehézkessé teheti hisz nem elegendő pusztán például a megfigyelt egyed faját azonosítani és a megfigyelés idejét és helyét feljegyezni, hanem a megfigyelőtől való távolság, a haladási sebesség, élőhely, aktuális időjárás,...stb. adatok rögzítése is szükséges.

A legtöbb monitorozó munka során relatív egyedszámokat, populációs indexeket alkalmaznak a megfigyelt, hallott egyedek száma alapján feltételezve, hogy a megfigyelt egyedek száma arányos az adott populáció abszolút egyedszámával. Standard módszerek alkalmazásával e feltételezés sok esetben elfogadható lehet egy fajon végzett monitorozó munkáknál azonban a több fajra kiterjedő, a fajok sokféleségére és tömegarányára kiterjedő munkáknál már szükséges a különböző fajok detektálási valószínűségében mutatkozó különbségek figyelembevétele és kontrollja is. Az utóbbi évek jelentős technológiai fejlődése (pl. GPS-ek, lézeres távolságmérők, nagy kapacitású digitális fényképezőgépek, kamerák és hangrögzítők) a korábban nem vagy nagyon körülményesen elvégezhető mérések és adatrögzítések válnak jól elérhetővé a terepi felmérők számára, amelyek révén egyre jobban elvárhatóbb a detektálási valószínűség vizsgálata a monitorozó vizsgálatokban.

2.3.2. A mintavételi területeknek a vizsgált területre jellemző reprezentativitása

A mintavételi területeknek a vizsgált területre, régióra, országra jellemző reprezentativitása kardinális probléma minden mintavételezés esetén. Amennyiben a

mintavételi helyek nem reprezentatívak arra a területre nézve, amelyre a mintáink alapján becsülni kívánjuk a vizsgált populációs vagy közösségi paramétereket, úgy statisztikailag hibás becsléseket kapunk függetlenül attól, hogy mekkora területen és milyen intenzitással végeztük az adatgyűjtést. Számos monitorozó munka során a kvadrát, sáv, kör vagy éppen poligon formájú mintavételi terület helyének kijelölése szubjektív, bizonyos terület/élőhely típusokat preferáló döntésén alapul, amely jelentősen korlátozhatja az egyébként nagy erőfeszítéssel végzett munka eredményeinek használatát más területekre. Rendkívül fontos, hogy a mintavételi területek kijelölését megelőzően meghatározásra kerüljön, hogy mely területre (lokális, regionális, országos, kontinentális) nézve kívánunk reprezentatív mintavételezést végezni és milyen módszerrel (véletlen, rétegzett véletlen, rendszeres) kívánják azt elérni (Demeter és Kovács 1991). Például az NBmR keretében folyó, főleg hazánk 20%-át kitevő védett területekre fókuszáló biodiverzitás monitorozó munkák pontos adatokkal szolgálhatnak e természetvédelmi szempontból kiemelt területek állapotáról, azonban a kapott eredményeknek az ország további 80%-át kitevő nem védett területeken zajló folyamatokra való kiterjesztése komoly aggályokat vett fel a védett és nem védett területek élőhelyi jellemzőiben, kezelésében, térbeli eloszlásában és számos más a jellemzőiben lévő jelentős különbségek miatt.

2.3.3. Szervezési és kommunikációs módszerek és eljárások

Biológiai monitorozó munkák tervezésében, szervezésében és lebonyolításában döntő szerepet kell vállalnia az adott ország természetvédelemért felelős központi és területi kormányzati szervezeteknek (minisztérium, felügyelőségek, nemzeti parkok, önkormányzatok), biztosítva az országos és területi szinten folyó adatgyűjtő, nyilvántartó és elemző munkához szükséges forrásokat és szervezeti kereteket. Kiemelten fontos a biodiverzitás monitorozás hatékony és eredményes kivitelezése szempontjából a kapcsolódó tudományterületeken tevékenykedő kutatóintézetek, egyetemi és főiskolai intézetek, múzeumok, valamint szakmai civil szervezetek és szakértők bevonása. A résztvevő szervezeteknek és szakértőknek kiemelt szerepe van a monitorozó projektek tervezésben, az adatgyűjtésben résztvevők szükséges képzésében, a beérkező adatok előzetes minőségi kontrolljában, az adatok elemzésében és az eredményeknek a szakmai, kormányzati fórumokon való ismertetésében és a közvélemény tájékoztatásában. A monitorozó munkák adatgyűjtését ideális esetben főállású szakemberek végzik, azonban a rendelkezésre álló anyagi források limitáltsága miatt ez még a világ legfejlettebb országaiban is csak a célzott kutatások vagy kiemelt természetvédelmi jelentőséggel bíró vizsgálatok során, zömében kis területekre és időben korlátozottan történik.

A nagy területekre kiterjedően, regionális és országos léptékben, folyamatosan tevékenykedő monitorozó munkákban az adatgyűjtést döntően nagyszámú önkéntes bevonásával végzik a nagy biodiverzitás monitorozási hagyományokkal rendelkező országokban (pl. Nagy Britannia, Hollandia, Finnország, ...stb.). A fajok és közösségeik monitorozásában az önkéntesek lelkesedése mellett fontos hogy megfelelően tudják azonosítani a fajokat és kövessék a felmérési módszerek előírásait. Ott ahol eredményes, sikeresen és hosszú ideje folyik önkéntesek bevonásával a monitorozó munka ott a nagyszámú önkéntes képzését, tájékoztatását, munkájuk szervezését szakmai civil szervezetek végzik bevonva az adott tudományterület szakértőit. E munka során nem elegendő pusztán a felmérési módszer ismertetése az önkénteseknek, hanem szükséges a résztvevők folyamatos tájékoztatása, a tartós közreműködésüket szolgáló közösségi rendezvények szervezése, lebonyolítása, amelyet a közös érdeklődésen alapuló szakmai civil szervezeti forma tud biztosítani. Az ilyen formában végzett monitorozó adatgyűjtés lényegesen

költséghatékonyabban és tartósabban tudja biztosítani a biodiverzitás monitorozás számára szükséges nagy területekre és időtávra kiterjedő munkát, mint a kizárólag fizetett alkalmazottakra épülő megoldás.

Gyakran felvetődik, hogy az önkéntesek bevonásával gyűjtött adatok kevésbé pontosak lehetnek, mint a főállású adatgyűjtők által végzett adatgyűjtés. A főállásban e feladattal megbízott alkalmazottakkal precízen lehet adatokat gyűjteni fajokról, közösségeikről, élőhelyekről, azonban az anyagi korlátok miatt csak kis területre, korlátozott időre kiterjedően, amely a mintavételezéssel vizsgált terület nagyságától, a szükséges vizsgálandó időtartamtól függően korlátozottan reprezentatív. Schmeller és munkatársai (2008) által Európa 5 országára kiterjedő, a különböző adatgyűjtési részvételt alkalmazó monitorozó projekteket elemző munkája megállapítja: - a monitorozással gyűjtött adatok hibáját és pontosságát jelentősen befolyásolja a felmérésre fordított munka mennyisége, amely mennyiség egyenes arányban van a közreműködő önkéntesek és így az általuk monitorozott területek számával, - az önkéntesek közreműködésével végzett monitorozó munkával gyűjtött adatok statisztikai értelemben vett hibája és pontossága alapvetően a mintavételezési, felmérési, kommunikációs, adatfeldolgozási és elemzési módszerektől, mintsem az önkéntes munkától függenek.

Megállapítható, hogy a nagy területekre és hosszú időtartamra kiterjedő, országos biodiverzitás monitorozási munkák hatékony kivitelezésében jelentős szereppel bír az önkéntesek és azok szakmai civil szervezeteinek bevonása, a megfelelő képzési, adatgyűjtési, szervezési, nyilvántartási és elemzési módszerek és háttér megléte esetén.

2.3.4. Biodiverzitás monitorozás adatainak nyilvántartása

A biodiverzitás monitorozás során nyert adatok nyilvántartása alapvető fontosságú az esetek többségében hosszú időre tervezett és ugyanakkor várhatóan sokoldalú vizsgálatok hatékony kivitelezése szempontjából. Mivel e munkák sok esetben nagyszámú résztvevővel és helyszínen folynak, az adott monitorozó vizsgálattól függően számos módszer alkalmazásával ezért rendkívül fontos, hogy a nyert adatok nyilvántartása pontos információkkal szolgáljon az adatok térbeliségéről, az alkalmazott módszerről, az adatgyűjtéssel kapcsolatos egyéb a későbbi elemzések szempontjából lényeges körülményekről (Hahn 2006). E sokrétű információk (döntően: szöveges és szám formátumú adatok, térképek, fotók) nyilvántartása hagyományos irattárakban és az operatív munka szempontjából kiemelt jelentőséggel bíró számítógépes adatbázisokban oldható meg.

A monitorozási adatok számítógépes adatbázisai fizikailag zömében azon intézmények és szervezetek keretében működnek ahol az adott adatbázissal kapcsolatos adatgyűjtő és szervező munka zajlik, azok folyamatos ellenőrzését és karbantartását ott tudják a leghatékonyabban elvégezni. Ugyanakkor az adatbázisok közötti törzs-, alap-, és metaadat kapcsolatok biztosítása nélkülözhetetlen országos szinten (Horváth et al. 1997).

Az adatbázisok közötti kapcsolat egyik feltétele az adatok kódszintű vagy adatszótár szintű egységes azonosítását és megfeleltethetőségét biztosító törzsadattárak megléte és karbantartása. A biodiverzitás monitorozás adatbázisai esetében az egyik legfontosabb közös adatelem az észlelt fajok/alfajok és a faj feletti rendszertani egységek listáit, s az egyes elemekhez tartozó állandónak tekinthető információkat (elterjedési típus, elterjedtség, védettség stb.) tartalmazó adatbázisokat taxon törzsadattáraknak nevezzük, amelyeket országosan kezelnek. Ha például botanikai adatokra alapozva kell egy összehasonlító elemzést készítenünk és ilyen adat három adatbázisból meríthető: egy herbáriumiból, egy természetvédelmiből és egy cönológiaiból, akkor három forrásból merített rekordokat kell

egybefésüljük. Eltérő rendszerű taxon azonosítás esetében ez a feladat igen hosszadalmas és nagy szakértelmet kívánó munkává válik, például másképpen írt fajnév esetében.

A másik nagy feladat a monitorozó adatokban szereplő lokálisok földrajzi elhelyezése, vagy egy területi alapú aggregálás, különösen, ha földrajzi nevekkel azonosított, koordináták nélküli információkkal rendelkezünk csupán. Különösen az archív adatok esetében jelent ez nagy feladatot, hisz napjainkban már hozzáférhetőek a nagy felbontású térképek (1:25 000, 1:10 000), műhold felvételek, ingyenesen hozzáférhető web alapú részletes térképi adatbázisok (pl. Google Earth), a 25 métertől akár néhány cm-es pontossággal rendelkező műholdas navigációs berendezések (GPS), amelyek alapján ismert pontossággal adható meg az adatok ponttal, vonallal vagy poligonnal jellemezhető lokalitása és van mód e térbeli adatok térinformatikai (GIS) szoftverekkel történő egységes kódolására és nyilvántartására. Az NBmR keretében részletesen áttekintették és pontos ajánlásokat dolgoztak ki e feladat kezelésére, amelyet Horváth és munkatársai (1997) által szerkesztett könyvben mutatnak be a magyarországi körülményekhez igazodva.

A különböző élőlénycsoportoknál gyűjtött alapadatokat egységes kódolására és közvetlen megosztására is számos kezdeményezés történt. Az NBmR keretében a Biotika Adatlap koncepciója került kidolgozásra (Horváth és munkatársai 1997), amely alapján a Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR) Biotika modulja ad módot az egységes alapadat formátum alkalmazására a monitorozás során gyűjtött adatok jelentős részére (Takács 2009). A monitorozó munkák során alkalmazott módszerek sokfélesége és azok óhatatlan bővülése miatt ugyanakkor nehezen elvárható, hogy minden, az adott monitorozó projekt által gyűjtött alapadat egy nagy, mindent fogadni képes egységes adatbázisban kerüljön nyilvántartásba.

A különböző biodiverzitás monitorozó vizsgálatok, projektek célkitűzéseit, módszereit, térbeli és időbeli jellemzőit, szervezésével és működési környezetével kapcsolatos információkat leíró metaadatok nyilvántartása szintén fontos szereppel bír a meglévő adatbázisok használata szempontjából (Horváth et al. 1997). Az ilyen metaadatbázisok azon túl, hogy pontos információkkal szolgálnak az adott monitorozó projektről, amely nélkülözhetetlen azok adatainak további elemzése során, módot adhatnak az adott természetvédelmi vagy tudományos kérdés, probléma szempontjából releváns monitorozó projektek és adataik, eredményeik gyors azonosítására lokális, regionális, országos vagy kontinentális szinten egyaránt.

3. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR)

(<http://www.termeszetvedelem.hu/nbmr>)

3.1. Nemzetközi és hazai kötelezettségek

A Biológiai Sokféleség Egyezményben (<http://biodiv.kvvm.hu/convention>), amelyhez hazánk is csatlakozott 1994-ben, az aláíró felek többek között olyan nemzeti stratégia és jogszabályok kidolgozására kötelezték magukat, amelyek az élővilág sokféleségének megőrzését és elemeinek ésszerű használatát biztosítják. Az élővilág megfigyelését, állapotának nyomon követését nemcsak a Biológiai Sokféleségről szóló Egyezmény írja elő, hanem európai és hazai szinten is kiemelt feladat. Az Európai Unióhoz való csatlakozással Magyarországnak a közösségi természetvédelmi joganyagokat is végre kell hajtania. Így a vadon élő madarak védelméről szóló Madárvédelmi Irányelvet (79/409/EGK) és a természetes élőhelyek, vadon élő növények és állatok védelméről szóló Élőhelyvédelmi Irányelvet (92/43/EGK) (<http://www.natura.2000.hu>), melyek célja az európai léptékben természetvédelmi jelentőséggel bíró fajok és élőhelyek védelmén keresztül az európai természeti örökség és biológiai sokféleség megőrzése. A természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény szintén előírja a biológiai sokféleség természetvédelmi célú megfigyelését, mintavételezését. A kötelezettségek és vállalások teljesítéséhez az élővilág állapotának és a változások irányának ismerete szükséges, amihez hosszú távú, folyamatos, ismételt megfigyelésekre van szükség. Az 1997-ben kialakított NBmR feladata a magyarországi biológiai sokféleség állapotának és változásainak hosszú távú megfigyelése.

Az alábbiakban Fodor és munkatársai (2007) áttekintő munkája alapján kerül bemutatásra az Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer:

3.2. Előzmények

A Nemzeti Természetvédelmi Koncepció (1994), valamint a Biológiai Sokféleség Megőrzéséről szóló Nemzeti Stratégia és Cselekvési Terv szellemében 1996-ban kezdődött el az országos monitorozó rendszer kialakítása a Természetvédelmi Hivatal kezdeményezésére, több kutatóintézet szakértőinek összefogásával, az Európai Unió PHARE programjának támogatásával. A több éves munka eredményeként elkészült a NBmR programja és a javaslatok 1997-ben egy tízkötetes kézikönyvsorozat formájában jelentek meg. A sorozat 1999-ben egy újabb kötettel bővült, és az interneten is hozzáférhetővé vált:

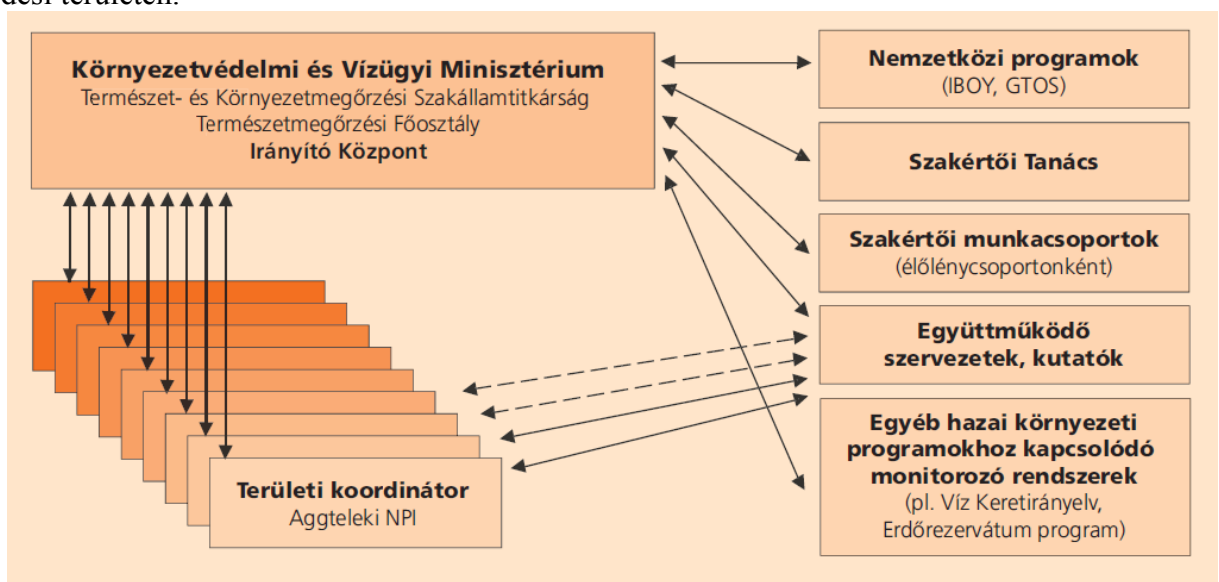
- I. [Informatikai alapozás](#) (Horváth et al. 1997)
- II. [A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer](#) (Fekete et al. 1997)
- III. [Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok](#) (Láng és Török 1997)
- IV. [Növényfajok](#) (Török 1997)
- V. [Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak](#) (Forró 1997)
- VI. [Bogarak](#) (Merkl és Kovács 1997)
- VII. [Lepkék](#) (Ronkay 1997)
- VIII. [Kételtűek és hullók](#) (Korsós 1997)
- IX. [Madarak](#) (Báldi et al. 1997)
- X. [Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása](#) (Csorba és Pecsénye 1997)
- XI. [Élőhely-térképezés, 2. módosított kiadás](#) (Kun és Molnár 1999)

Az NBmR keretében elkészült kötetekben részletesen bemutatásra kerülnek azok az elméleti, módszertani és gyakorlati ismeretek, amelyek a hazai biodiverzitás monitorozásba bevonásra javasolt élőlénycsoportok és monitorozandó objektumok kapcsán szükségesek lehetnek.

A hazai ökológusok jelentős részének közreműködésével kialakított program több területet foglalt magába, beleértve az élővilág monitorozásának elvi megalapozását, az élőlények, életközösségek és élőhely-komplexek kiválasztási szempontjait, mintavételi módszereit. Jelentős szakmai újdonságként a szakemberek kidolgozták Magyarország élőhely-típusainak azóta többször továbbfejlesztett osztályozási rendszerét, amely az élőhelytérképezés alapjául szolgál (Fekete et al. 1997, Kun és Molnár 1999). A program mentén a rendszer kiépítése 1997-ben kezdődött meg. A terepi vizsgálatok 1998-ban indultak. A monitorozott komponensek száma évről évre folyamatosan bővül. A NBmR monitorozó tevékenységének áttekintésére 2003 és 2005 között egy átfogó felülvizsgálati program valósult meg (Török és Fodor 2006). Néhány élőlénycsoport esetében a mintavételi módszerek pontosítása, továbbfejlesztése, más komponensekre vonatkozóan több éves adatsorok kiértékelése történt meg. A program a rendszer eredményességére és az adatok felhasználási lehetőségeire is kiterjedt. A következtetések szerint a keletkező biotikai adatokra mind a hivatásos természetvédelem, mind a kutatói társadalom a mindennapi munkája során támaszkodhat.

3.2.1. Működés

A NBmR programja a szakmai útmutatáson túl egyben javaslatot tett a szervezet felépítésére és kialakítására, amely a NBmR szakmai és adminisztratív irányítását, valamint a mintavételezés végrehajtását, koordinálását végzi a természetvédelem hivatásos szervezetén belül. A koordinációs feladatok ellátására 1997-ben megalakult az Irányító Központ. Az országos programok kidolgozását, összehangolását központi irányítás biztosítja, míg a helyi feladatokat a területi szervek koordinálják. 1998 óta minden nemzeti park igazgatóságán egy monitorozó koordinátor foglalkozik a feladatok megvalósításával az adott igazgatóság működési területén.



3.1. ábra. Az NBmR működésében résztvevő szervezetek kapcsolata, Fodor et al. (2007) alapján. 2010-től az állami természetvédelem feladatait a Vidékfejlesztési Minisztérium Környezet- és Természetvédelmi Helyettes Államtitkársága látja el

Az NBmR központ munkatársai nagy hangsúlyt fektetnek a szakértők széleskörű bevonására. A konszenzus alapján hozott döntések minden résztvevő számára elfogadhatóak, és megalapozzák a szakemberek szoros együttműködését a monitorozó rendszer keretein belül. Egy-egy élőlénycsoportra vonatkozóan szakértői munkacsoportok alakultak a felmérések és az adatkiértékelés tapasztalatainak megvitatására. Ezek a szakértői csoportok végzik a módszerek felülvizsgálatát és folyamatos továbbfejlesztését is. A program egészének ellenőrzését egy neves szakemberekből álló, független Szakértői Tanács végzi. A rendszer külső intézmények – kutatóintézetek, egyetemek, egyesületek – munkájára is támaszkodik, amelyek országos vagy regionális szinten kapcsolódnak be a mintavételezésbe és az adatok értékelésébe. Speciális szaktudást nem igénylő feladatok megvalósítása természetvédelmi egyesületek, iskolák önkénteseinek bevonásával történik. A szakmai feladatok ellátása mellett fontos feladat a közvélemény tájékoztatása is. A ma még európai viszonylatban is kiemelkedően gazdag magyarországi élővilág megőrzése társadalmi összefogást igényel, a feladatok ellátásához szükség van a közigazgatás egyéb ágazatai és a lakosság támogatására is.

Az NBmR a komponensek kiválasztása során a hazai jelentőségű természeti értékek mellett figyelembe vette a két irányelv (Madárvédelmi és Élőhelyvédelmi) mellékletein felsorolt közösségi szempontból megőrzendő sérülékeny, ritka, veszélyeztetett és endemikus fajokat, illetve a veszélyeztetett, kis kiterjedésű élőhelyeket. Az Élőhelyvédelmi Irányelv 17. cikke alapján a közösségi jelentőségű fajok és élőhelyek természetvédelmi helyzetét folyamatosan nyomon kell követni, amelyről 6 évente jelentést kell küldeni az Európai Bizottság részére. A Bizottság a mérések és mintavételezések módszerére részletes útmutatót nem ad ki, hanem csak ajánlásokat fogalmaz meg, és az adatszolgáltatás módját határozza meg. Az NBmR programja jórészt magában foglalja a közösségi jelentőségű fajok és élőhelyek vizsgálatát. Egyes élőlénycsoportok esetében megkezdődött a több éve folyó mintavételezések módszerének tesztelése és továbbfejlesztése a közösségi megfelelés irányába. Ezek alapján a NBmR adatgyűjtése – a mintázandó komponensek és a mintavételi helyek kiterjesztésével – alkalmas az európai adatszolgáltatási kötelezettségek teljesítésére.

A felszíni és felszín alatti vizek védelmét, állapotuk javítását célzó Víz Keretirányelvnek (2000/60/EK) is van természetvédelmi vonatkozása, amely a vizek állapotának meghatározásánál a makrofíták, a fitoplankton, a fitobentosz, a makroszkopikus gerinctelenek és a halak csoportja alapján történő ökológiai vízminősítésre helyezi a hangsúlyt. Az egyes programok eltérő monitorozási célja ellenére a vizsgálatok közös módszertan alapján végezhetőek. A NBmR keretében vizsgált, a vizes élőhelyekhez kötődő komponensek esetében az elmúlt években megtörtént a mintavételi módszerek harmonizációja az irányelvek előírásaival.

3.2.2. NBmR PROJEKTEK

A monitorozó munka az NBmR-ben projektek köré szerveződik. A projektek a monitorozás programjára vonatkozó kézikönyvsorozatban leírtak felhasználásával, a célok megfogalmazásával, valamint a feladatok pontos kijelölésével kerültek kialakításra. A korábban kijelölt 10 projekt kiegészült az Európai Unió természetvédelmi irányelveiben megfogalmazott monitorozási feladatok teljesítéséhez kapcsolódóan egy tizenegyedik projekttel a következők szerint.

- I. Védett és veszélyeztetett fajok monitorozása
- II. Vizes élőhelyek és közösségeik monitorozása
- III. Magyarország élőhelyeinek felmérése, térképezése és monitorozása
- IV. Inváziós fajok monitorozása
- V. Erdőrezervátumok – kezelt lombos erdők monitorozása

- VI. Kis-Balaton élővilágának monitorozása
- VII. Dráva életközösségeinek monitorozása
- VIII. Szikes élőhelyek monitorozása
- IX. Száraz gyepek monitorozása
- X. Hegyi rétek monitorozása
- XI. Közösségi jelentőségű fajok és élőhelyek monitorozása (Natura 2000)

Az egyes projekteken belül a meghatározott célok elérésére különböző, alkalmas objektumokat választottak ki (komponensek: élőhelyek, életközösségek, fajok). A monitorozó munka szabványosítása érdekében az egyes komponensekre vonatkozóan részletes útmutatók, ún. protokollok készültek specialistákból álló szakértő csoportok bevonásával (http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=sub_472). A protokollok részletes leírást tartalmaznak a mintavételi helyszínek kiválasztására, a vizsgált változókra, a mintavételi módszerekre, a mintavételi gyakoriságra és a trendek kimutatására, illetve az összefüggések bemutatására alkalmas származtatott változókra vonatkozóan. A NBmR által jelenleg monitorozott komponensek a következők: élőhelyek, növénytársulások, védett és inváziós növényfajok, mohák, nagyombák, emlősök (kisemlősök, északi pocok, güzüegér, pelék, ürge, denevérek), kételtűek, hüllők, halak, vízi makroszkopikus gerinctelenek, szitakötők, nappali lepkék, éjszakai nagylepkék, talajfelszíni ízeltlábúak, egyenesszárnyúak.

A kapcsolódó regionális monitorozó programok keretein belül további élőlénycsoportokat is vizsgálnak a területek sajátosságainak megfelelően (pl. madarak, puhatestűek, pókok, tegzesek, algák, zooplankton).

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben több olyan program működik, amelyben önkéntesek is (diákok, egyetemi hallgatók, tanárok, egyesületek stb.) részt vehetnek. Ezek a programok sok embert megmozgatva, országos szintű monitorozó munkák végzését teszik lehetővé. Emellett ismeretterjesztő szerepük is van, hozzájárulnak az élővilág értékeinek megóvásában való aktív társadalmi szerepvállaláshoz.

4. A Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR)

(<http://www.termeszetvedelem.hu/tir>)

A természeti folyamatok bonyolultsága miatt a természetvédelmi tevékenység kapcsán keletkező nagy mennyiségű és sokrétű adat kezelése során nem elegendő az adatok egyszerű tárolása, hanem meg kell teremteni a különböző formátumú adatok összehasonlításának és együttes értékelésének lehetőségét is. A természeti erőforrások fontos tulajdonsága a térbeliség, amely lehetővé teszi, hogy földrajzi információs rendszerbe szervezve tanulmányozzuk az összefüggéseiket a környezet egyéb változóival (természeti és társadalmi) együtt. A Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR) az állami természetvédelem intézményeinek — nemzeti park-igazgatóságok (továbbiakban NPI) és zöldhatóságok — munkáját kiszolgáló komplex térinformatikai támogatással megvalósuló számítógépes információs rendszer, amelynek a monitorozáshoz kapcsolódó főbb jellemzőit Takács és munkatársai (2008) áttekintése alapján mutatjuk be:

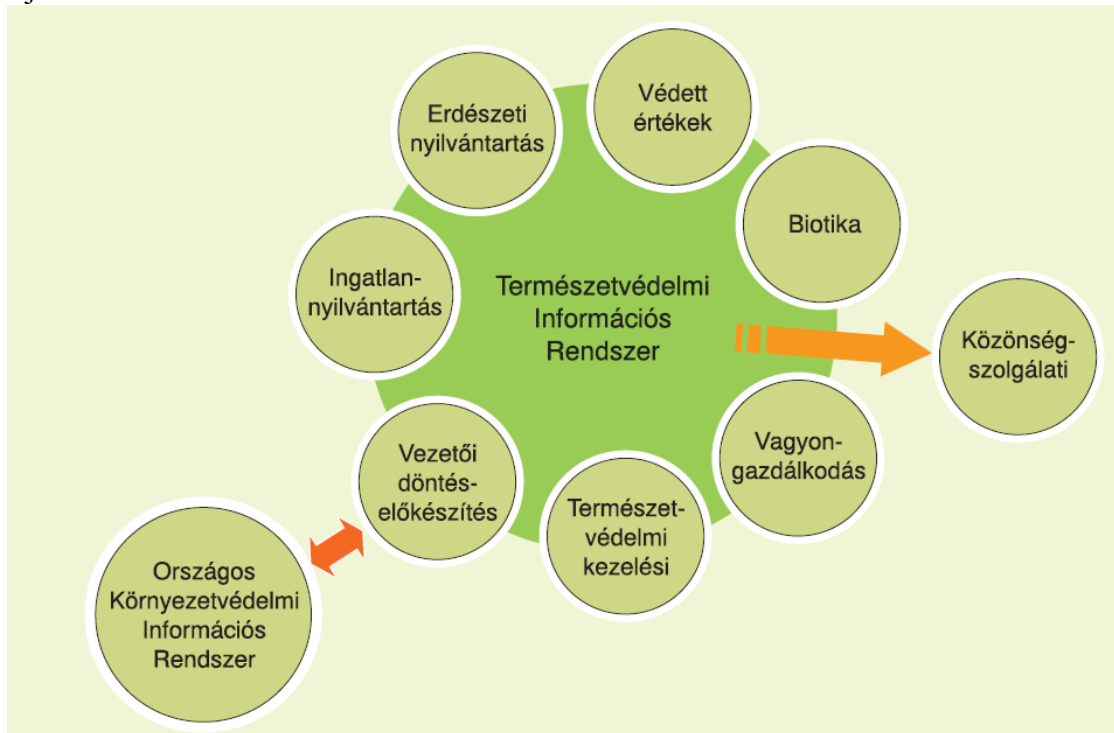
A TIR területi és központi államigazgatási szervek természetvédelmi adatainak az Európai Unió rendszereivel is kompatibilis egységes térinformatikai rendszerben (adatgyűjtés, tárolás) történő nyilvántartása, a természetvédelmi szakmai munka hatékonyságát (elemzés, megjelenítés) jelentősen növelő eszköz. A természetvédelmi adatbázisok kialakításának szükségessége már az 1980-as évek elején felmerült. A természetvédelem területi szerveinél, a nemzeti park igazgatóságokon képződő élővilágvédelmi, biodiverzitás monitorozási, földtani, tájvédelmi, természetvédelmi terület és vagyonnevelés adatok és nyilvántartások eleinte papír adathordozón, majd az utóbbi évtizedben egységenként különböző szerkezetű adatbázis kezdeményekben, illetve alrendszerekben gyűltek. A korábbi, egymástól független kezdeményezések egységes adatbázisba szervezése az EU pénzügyi támogatásával történt meg a 2004-2007 során.

4.1. A TIR kialakításának főbb céljai és feladatai:

- Biztosítsa a hazai természetvédelmi jelentőségű élőlények és élettelen képződmények Magyarország határain belüli elterjedésének rögzítését, az esetleges időbeli és térbeli változások nyomon követését (monitorozás).
- Biztosítsa a természetvédelmi adatgyűjtések során keletkező adatok egységes gyűjtését és tárolását, illetve az adatokhoz való hozzáférést.
- Tegye hozzáférhetővé a természetvédelmi ágazatban keletkező a tudományos kutatások számára is nélkülözhetetlen taxonómiai, florisztikai és faunisztikai adatokat
- Biztosítsa a védett és védelemre tervezett természeti területek, illetve értékek teljes körű, egységes, pontos, a jogszabályoknak megfelelő nyilvántartását. Egységes adatbázisba biztosítsa a hazai és nemzetközi jogszabályokból és egyezményekből származó feladatok Magyarországra vonatkozó kötelezettségeinek végrehajtását a szükséges jelentések elkészítésében, a hazai és nemzetközi adatszolgáltatásban.
- Biztosítsa a természetvédelmi és a külső forrásból származó adatok összevethetőségét.
- Biztosítsa az adatszolgáltatást a helyi kutatási, oktatási és közművelődési intézmények, a regionális tájtervezés és tájhasznosítás, valamint a nagyközönség számára

4.2. A TIR működése

A Természetvédelmi Információs Rendszer egy országos és 10 területi központtal működik. A területi központok biztosítják az adatok gyűjtését, illetve előzetes minősítését és feldolgozását, emellett kiszolgálják az érintett nemzeti park igazgatóságok (NPI) helyi felhasználóit. Az országos központ feladata, hogy a területi központok adatait országosan összesítse és feldolgozza, illetve biztosítsa az egységes működéshez szükséges központi törzsadatok frissítését és koordinálja az országos adatok beszerzését. Az országos központ feladata továbbá a természetvédelmi hatóságok adataival történő ellátása, illetve a nagyközönség (pl. önkormányzatok, beruházók, civil szervezetek, magánszemélyek) tájékoztatása.



4.1. ábra. A TIR felépítése, Takács et al. (2008) nyomán.

A Természetvédelmi Információs Rendszerben gyűjtött és kezelt adatokat ún. modulokban kezelik, amelyek modulok egymás felé is adatokat szolgáltatnak, működésük nem független a többi modultól.

4.3. Modulok a TIR-ben

Biotikai modul

Feladata a természetvédelmi szervezeteknél keletkező élő szervezetekre és életközösségekre vonatkozó előfordulási és egyéb, természetvédelmi jelentőségű leíró és térbeli adatok (továbbiakban biotika adat) egységes rendszer szerint gyűjtése, tárolása, illetve az adatokhoz való hozzáférések biztosítása. A modul ún. törzsadattárak és adatgyűjtési protokollok segítségével biztosítja a beérkező adatok egységességét. A fejlesztés során meghatározták az ún. közös adatokat, amelyek minden adatgyűjtés során gyűjtendőek. A rendszer lehetőséget biztosít az egyedi adatok gyűjtésére is. Az adatgyűjtők számára térképi

támogatással kiegészített adatrögzítő felületek állnak rendelkezésre, amelyek tervezésekor elsődleges volt a gyors adatrögzítés. A modul a biotikai adatok kezelésén felül, biztosítja a kutatások során keletkező egyéb adatok (szöveges dokumentumok, táblázatok, képek stb.) tárolását és hozzáférését. A modulba feltöltött adatokból történik a hazai, az európai uniós és a nemzetközi adatszolgáltatási kötelezettségek kiszolgálása és a szakmai, vezetői döntések támogatása.

Védett értékek modul

Feladata a hazai („ex lege” védettség, miniszteri rendeletek, helyi önkormányzati rendeletek stb.) és nemzetközi jogforrások (EU irányelv) által meghatározott védett értékek, védett és Natura 2000 területek nyilvántartása, illetve fontosabb jellemzőik tárolása és kapcsolódó statisztikák készítése. A modul hazai jogszabályok által védetté nyilvánított területek (pl. nemzeti parkok, tájvédelmi körzetek, természetvédelmi területek, helyi jelentőségű védett természeti területek, „ex lege” lápok, szikes tavak, barlangok, földvárak, kunhalmok) esetében a jogszabályi kötelezettségeknek megfelelő törzskönyvi adatokat, míg a közösségi jelentőségű, illetve nemzetközi kijelölések (pl. Natura 2000, Ramsari területek, bioszféra rezervátumok) esetében a nemzetközi kötelezettségnek vagy egyezménynek megfelelő adatokat tárolja.

Természetvédelmi kezelés modul

A védett természeti területek fenntartására, fejlesztésére és létrehozására természetvédelmi kezelési tervet kell készíteni. A kezelési terv a természetvédelmi informatikai alkalmazásban a leginkább összetett modul, valamennyi ismeretünk egységes rendszerű áttekintése, összefoglalása. A modul rögzíti a területek állapotában bekövetkező eseményeket, amelyek a terület használatának tervezése során meghatározóak. Információit a többi működő modulból meríti és biztosítja ezen adatok rendszerezését a kezeléseket optimális tervezéséhez, illetve kivitelezéséhez.

Vagyonkezelés (-gazdálkodás) modul

A nemzeti park igazgatóságok és az országos hatóság természetvédelmi vagyonkezeléssel kapcsolatos feladatainak támogatását végzi. Így biztosítja az igazgatóságok által kezelt területek és a természetvédelmi kezelésben jelentős szerepet betöltő állatállományok nyilvántartását.

Ingtalan-nyilvántartás modul

A modul szolgáltatja a helyrajzi számokhoz kapcsolódó alapadatokat a többi modul részére, valamint segíti a hatósági, illetve kezelési feladatok elvégzését. A földhivataloktól érkező adatok (pl. terület, művelési ág) tárolása mellett lehetőséget biztosít a természetvédelem saját adatainak (pl. védettség) rögzítésére is. A modul biztosítja a digitális ingatlan-nyilvántartási térképekhez való hozzáférést, így lehetőséget adva országos és helyi statisztikák, illetve tematikus térképek készítésére.

Erdészeti nyilvántartás modul

A modul elsődleges feladata az erdészeti üzemtervi adatok biztosítása a természetvédelmi jelentőségű területeken folytatott erdőgazdálkodási tevékenység nyomon

követéséhez, a természetvédelmi célú adatgyűjtésekhez, a természetvédelmi kezelésekhez, illetve a vagyonkezelési és hatósági munka kiszolgálásához.

Vezetői döntés előkészítés modul

Feladata a TIR moduljaiból származó alapadatok és információk értelmezése elemzésekkel, lekérdezésekkel a vezetői döntés előkészítés szakmai támogatása a hatékonyság növelése érdekében. Támogatást biztosít a természetvédelmi hatóságok (környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi felügyelőségek) számára.

Közönségszolgálati modul

A modul feladata az állami természetvédelem nagyközönség számára érdeklődésre számot tartó adatainak, ökoturisztika értékeinek (bemutatóhelyek, tanösvények, látogató központok térképi megjelenítése és leírása stb.) internetes térképi elérhetőségének biztosítása.

5. A növényzet biodiverzitásának monitorozása

A növényzet (vegetáció) az emberi és állati élőhely alapja és meghatározója, emellett pedig önmagában is a biodiverzitás jelentős részének hordozója. Megfelelő állapotának fenntartása tehát a biológiai sokféleség megőrzéséhez kétszeresen is hozzájárul. Egyrészt a növényfajok, növénytársulások és élőhelykomplexek, tájak sajátos biodiverzitása maga is érték, másrészt a növényzet megfelelő állapota szükséges ahhoz, hogy az állatfajok, populációk és életközösségek fennmaradásához szükséges feltételek megmaradjanak. Nem utolsó sorban ha az optimális emberi élőhelyet szeretnénk meghatározni, ahhoz is nélkülözhetetlen az erdők, gyepek, vizes élőhelyek, bizonyos típusú megművelt területek, valamint az ezek komplexeiből felépülő egyedi megjelenésű tájak megmaradása.

A növényzet mindenütt jelen van, ahol az ember képes megélni. Nincsenek magasabb rendű növények a legszárazabb sivatagokban, a sarkok környékén, a mélytengerekben és a legmagasabb hegyek felső régióiban. Ezekben a helyeken az ember tartós fennmaradása sem lehetséges. Két kivételt lehet csak megemlíteni. Sajátos, csoportos, hosszú távú alkalmazkodóképességgel egyes népek képesek a szinte növényzetmentes sarkvidékeken és sivatagokban is hosszú távon, önfenntartó módon fennmaradni. A másik kivétel a teljesen beépített városi területek, és az intenzíven művelt mezőgazdasági monokultúrák, amit „kultúrsivatagokként” is szoktak emlegetni. Néhány évtizede azonban már tudjuk, hogy a csupa beton-üveg-aszfalt városi környezet korántsem tekinthető ideális emberi élőhelynek. A városokban is ott érezzük jól magunkat, ahol elég sok zöld terület van, fák, parkok, pázsit, virágok, akár tetőkertek. Nemcsak a városi klíma lesz jobb a növényzet hatására, hanem a városlakóknak is esztétikai élményt, felüdülést, nélkülözhetetlen pihenési, kikapcsolódási lehetőséget jelenthet. Az intenzív mezőgazdasági területek fenntarthatóságát, akár természetbiztonságát is jelentősen növelheti ha természetesebb vegetációjú területekkel mozaikolnak, a táblák között széles mezsgyéken hagyják a természetes vegetáció fennmaradását. A klímaváltozáshoz való sikeres alkalmazkodás egyik feltétele a természetes/természetközeli vegetációjú területek minél nagyobb arányú fennmaradása. Ez utóbbi állítás igazsága még akkor is erősen valószínű, ha egyenlőre még nem sikerült elegendő, egyértelmű gyakorlati bizonyítékkal alátámasztani.

A természetközeli növényzet fennmaradása tehát mind a biodiverzitás megőrzése, mind az emberi életminőség szempontjából alapvető jelentőségű. Monitorozása pedig nélkülözhetetlen a megőrzéshez.

A növényzet, mint általában a természeti rendszerek hierarchikus felépítésű. Az alapegységei az egyedek, amelyeket különböző fajokba sorol a tudomány. Egy tetszőleges területen számba vehetjük az egyedeket, megállapíthatjuk, hogy milyen fajokhoz tartoznak. Egy lehatárolt élőhelyen élő azonos fajhoz tartozó egyedek összességét nevezzük populációnak. Az élőhelyen a populációk sokoldalú kapcsolatban vannak egymással, (az abiotikus környezettel és az állatvilággal is) és sajátos, térben ismétlődő növénytársulásokat alkotnak. A növénytársulásokkal foglalkozó tudomány a növénytársulástan, vagy cönológia hagyományosan elsősorban a természetes társulásokat elemezte. A gyakorlat azonban szükségessé tette a klasszikus növénytársulásoknál durvább, a féltermészetes növényzetet is jól leíró ún. élőhelytípusok meghatározását. A növénytársulások (vagy élőhelytípusok) ugyancsak nem véletlenszerűen fordulnak elő egymás mellett, hanem komplexeket alkotnak. A természetes, féltermészetes és kultúr élőhelyfoltok alkotják a tájakat. A növényzet biodiverzitásának monitorozását ennek megfelelően három különböző szinten kell megszervezni:

- fajszintű monitorozás (növényfajok populációinak számbavétele)
- társulás szintű monitorozás (növényzeti típusok összetételének változását kísérő figyelemmel)

- élőhelytípusok tájszintű monitorozása (kilométeres léptékben detektálja a különböző élőhelytípusok előfordulásának arányát és annak változását)

A növényzet monitorozásának tárgyalását ennek megfelelően három szinten fogjuk tárgyalni: fajsztintű, társulás szintű és tájszintű monitorozásról fogunk beszélni.

Ez a tananyag elsősorban az NBmR-ben használt módszereket tárgyalja, de szükség esetén természetesen attól eltérő egyedi példákat, esettanulmányokat is fogunk ismertetni. Az élővilág hallatlan sokfélesége és komplexitása miatt a növényvilág esetében sem egyszerű a monitorozó rendszer kidolgozása. Az NBmR beindulása óta eltelt időben a projekteket és a protokollokat már számos esetben felülvizsgálták, és változtatásokat is hajtottak végre. A monitorozás egyik legalapvetőbb feladata az élővilág hosszú távú változásának detektálása, ezért csak a lehető legszükségesebb változtatásokat lehet végrehajtani, mivel ha új módszert vagy mintavételi helyet alkalmazunk, a korábbi adatokat csak korlátozottan lehet felhasználni. A protokollok kidolgozásánál a másik alapvető kérdés az, hogy a rendelkezésre álló erőforrásokkal hogyan lehet úgy gazdálkodni, hogy a lehető legkisebb ráfordítással a lehető legjobb válaszokat adjuk a feltett kérdésekre? Hiába lenne bizonyos szempontból kívánatos, hogy pl. valamennyi védett növényfaj valamennyi populációját (állományát) minden évben felmérjük, ezt a célt csak nagyon sok botanikus nagyon sok munkával tudná megvalósítani, erre pedig nincs meg sem a megfelelő szakember létszám, sem az anyagi fedezet, ezért találni kell egy kivitelezhető, kompromisszumos megoldást.

6. Növényfajok monitorozása

A klasszikus természetvédelem egyik alapvető tevékenysége a védett és veszélyeztetett fajok megnevezése és védetté nyilvánítása. Magyarországon a jelenlegi jogszabályok alapján 720 növényfaj védett. A fajszintű monitorozás feladata az, hogy nyomon kövesse ezeknek a fajoknak, valójában csak ezek egy részének, a sorsát. A monitorozás eredményei alapján válik lehetségessé, hogy mérleeljék a védettség megvalósulását, szükségességét, feltárják a hatótényezőket, és javaslatot tegyenek a szükséges beavatkozásokra. A monitorozás másik hangsúlyos feladata az, hogy a nemzetközi egyezményekben szereplő növényfajokkal kapcsolatban adatszolgáltatási kötelezettségének is eleget tegyen az ország. A legfontosabb ilyen nemzetközi elvárás az EU Élőhelyvédelmi Irányelvének betartása. Az irányelvben 36 azoknak a hazánkban is előforduló növényfajoknak a száma, amelyek mint közösségi jelentőségű fajok szerepelnek, és adatszolgáltatási kötelezettségünk van velük kapcsolatban. Magyarország első ízben 2009-ben adott le országjelentést, amelyben a növényvilág köréből 4 moha, 2 haraszt és 38 zárvatermő növény elterjedési területét, országos populáció-méretét, ezek változásának trendjét, a veszélyeztető tényezőket, és a vizsgált fajok természetvédelmi helyzetének értékelését jelentették. Az országjelentés megtalálható a magyar természetvédelem hivatalos honlapján (www.termeszetvedelem.hu).

A monitorozás módszerei alapvetően különböznek a mohák és az edényes növények (harasztok, nyitvatermők és zárvatermők) esetében, és a két csoporttal különböző szakembergárda foglalkozik, ezért külön mutatjuk be a mohák és az edényes növények monitorozásával kapcsolatos tudnivalókat. A vizes élőhelyek vegetációjának monitorozásával pedig ugyancsak külön kell foglalkozni (ld. 15. fejezet).

6.1. Mohafajok monitorozása

A mohák bevonása az NBmR-be azért indokolt, mert hazánkban számos olyan moha él, amely nem csak nemzeti, hanem európai sőt világviszonylatban is ritka, vagy veszélyeztetett, és számos élőhelyet értékes, egyedi mohavegetációja tesz védelemre érdemessé. A monitorozást mohákat ismerő szakember (mohász) tudja elvégezni. A mintavételi helyek környékén illetve az országban megjelenő új populációk megtalálása is fontos lenne. Sok olyan régi adat van, amely lelőhelyeken a faj megtalálása bizonytalan, azonban és előkerülhetnek új, még ismeretlen lelőhelyek is.

6.1.1 A monitorozandó fajok kiválasztása

A Berni Egyezmény (1991) és az Élőhelyvédelmi Irányelv (1992) fajlistájából 6 mohafaj fordul elő Magyarországon, 46 herbáriumi adatok alapján megállapított lelőhelyen. Ezek közül azonban csak 12 a jelenleg már bizonyítottan meglévő populációk száma. Három fajnak egyáltalán nem tudták jelenleg is létező populációját kimutatni hazánkban (*Drepanocladus vernicosus*, *Mannia triandra*, *Orthotrichum rogeri*) (Papp et al. 2006). Az itt következő fajokról sikerült adatokat gyűjteni.



6.1.1.a. ábra. Zöld koboldmoha (*Buxbaumia viridis*). Forrás: internet

A zöld koboldmoha (*Buxbaumia viridis*) egyetlen ismert hazai populációja a bükki Leány-völgyben található. A populáció mérete rendkívül kicsi, mindössze néhány fán fordul elő és egyes években meg sem jelenik. A faj túlélésének feltétele a nagyméretű korhadó fák jelenlétének folyamatos biztosítása, valamint a hűvös, párás mikroklíma megléte (Papp és Ódor 2006).

A zöld seprőmoha (*Dicranum viride*) egész éven át magas páratartalmú erdők nagyméretű, lombos fáinak kérgén élő faj. Hazánkban 10 populációja ismert, ezek 80 %-a a Bükkben, illetve a Zempléni-hegységben található. Az egyes populációk mérete kicsi. A fajt leginkább az intenzív erdőgazdálkodás veszélyezteti.

A négyszögű piramismoha (*Pyramidula tetragona*) nyílt sziklagyepekben élő faj, amelynek Magyarországon mindössze három populációja ismert. A faj életstratégiája egyéves visszatérő, azaz tavasszal feltűnik, gyorsan spórákat hoz, a nyári száraz periódusban elpusztul, majd az őszi esők után újra kihajthat.



6.1.1.b. ábra. Zöld seprőmoha (*Dicranum viride*) Forrás:internet



6.1.1.c. ábra. Négyszarkú piramismoha (*Pyramidula tetragona*) Forrás:internet

6.1.2. A monitorozással megválaszolható kérdések

A legfontosabb kérdés az, hogy mennyi és hogyan változik egy adott faj országon belüli előfordulásainak száma? Ez számos faj túlélési esélyét, veszélyeztettségének mértékét jobban meghatározza, mint egy-egy kiválasztott lokális populáció állapotának vizsgálata, különösen az olyan fajok esetében, amelyeknél gyakori a populációk kihalása és keletkezése, sokszor azért, mert az élőhelyük is gyakran eltűnik és újra keletkezik, pl. kidőlt fatörzseken lakó mohák esetében.

A faj a számára alkalmas élőhelyeket milyen mértékben foglalja el? Ez a tényező a faj terjedő-képességétől (mobilitásától) függ. Nagyobb populációk általában nagyobb valószínűséggel foglalják el a közeli alkalmas élőhelyeket, mint a kisebbek. A kérdés megválaszolásához szükség van a herbáriumi és irodalmi adatok szerinti régi lelőhelyek ellenőrzésére, új lelőhelyek megtalálására, és a megismert lelőhelyek adott időközökben történő ellenőrzésére.

Mekkora és hogyan változik, milyen mértékben ingadozik a faj populációinak mérete? Ennek megállapításához a foltok ill. egyedek számát, azok lelőhelyen belüli eltűnését és megjelenését kell felmérni.

Veszélyeztetett-e a faj az adott élőhelyen? Milyenek az egyes lelőhelyek élő- és élettelen környezeti viszonyai? A különböző környezeti hatások változásaira hogyan reagál a populáció (mi a limitáló ökológiai faktor)? Melyek a fő veszélyeztető tényezők: élőhelyek megszűnése, élőhelyek degradációja, ökológiai környezeti tényezők jelentős változása? A kérdés megválaszolásához olyan jellemzők felmérése és rögzítése is elég, mint az erdő kivágása, fényviszonyok, árnyékolás megváltozása, erdő degradációja, gyomfajok megjelenése, a magasabb rendű növényzet feltűnő változása, stb.

6.1.3. A monitorozás gyakorlati megvalósítása

Mintavételi hely és gyakoriság

Az irodalmi és herbáriumi adatokból jelenleg ismert 46 lelőhelyet rendszeresen ellenőrizni kell. A mintavételi gyakoriság az évelő fajok esetében 3 évente elegendő, a rövidéletű, vándorló fajok esetében évente (bizonyos fajoknál tavasszal és ősszel is) kell a mintavételezést elvégezni a herbáriumi adatok és egyéb ismeretek alapján megállapított legalkalmasabb időpontban. Adott élőhelyen és fajra mindig azonos évszakban kell a mintavételezést megtenni.

A fajok elterjedésének feltárása

Az irodalomban közölt, a herbáriumi lapokon feltüntetett korábbi, és az újonnan felfedezett lelőhelyeket térképen kell ábrázolni: országos léptékű és finomabb (1: 10 000) léptékű térképen egyaránt. Állandó mintavételi területeket is ki kell jelölni. Ez olyan, a térképen pontosan behatárolható, ökológiailag jellemezhető lelőhely legyen, amelyen belül a faj terjedése, szaporodása térbelileg nem gátolt, a számára szükséges aljzat rendelkezésére áll, ahol az egyedei (foltjai) megtalálhatók. A mintavételi terület mérete változó, de lehetőleg 1:10000 vagy 1: 5000 léptékű térképen ábrázolható legyen (pl. egy oldalvölgy, egy erdőállomány, de akár egy szikla is). A faj lelőhelyeinek elkülönítése a térképen azt jelenti, hogy egymástól térbelileg elhatárolódnak, köztük a terjedés (migráció) feltehetőleg korlátozott.

A populációk méretének meghatározása

Mohák esetén a tényleges, biológiai egyedszám igen apró méretük miatt általában nem meghatározható. A fán, korhadó fán élő fajok esetében (*Buxbaumia viridis*, *Dicranum viride*, *Orthotrichum rogeri*) a populáció mérete egyenlő a kolonizált fák számával. A gyepeket, párnákat alkotó fajok esetében az egyedszám egyenlő a gyepek, párnák számával.

6.1.4. Származtatott adatok

Országos elterjedés

A faj adott évben észlelt lelőhelyeinek számát viszonyíthatjuk az előző vizsgálati időpontban észlelt lelőhelyek számához, vagy a monitorozás kezdetekor észlelt kiindulási lelőhelyszámhoz is. Megadhatjuk a lelőhelyek számának %-os változását.

A populáció méretének (egyedszámának) változása az adott mintavételi helyen

A populáció adott évben észlelt egyedszámát viszonyíthatjuk az előző vizsgálati időpontban észlelt egyedszámhoz, vagy a monitorozás kezdetekor észlelt kiindulási egyedszámhoz is. Megadhatjuk az egyedszám számának %-os változását. Bizonyos rövid életű fajok (pl. *Pyramidula*, *Buxbaumia*) megjelenése évente erősen függ a környezeti feltételektől így azoknál az első 3-5 év legmagasabb egyedszámát vennénk a kiinduló állapotnak.

6.1.5. Az országos monitorozás eredményei

A vizsgálatba vont 6 fajnak 46 korábbi lelőhelyét ellenőrizték, amelyből 14 lokalitás esetében bizonyították a fajok jelenlegi előfordulásait, míg 32 lelőhelyen keresésük, újra megtalálásuk sikertelen volt. Három faj esetében nem sikerült jelenleg is létező populációt kimutatni. Ezek, a természetvédelmi szempontból szomorú eredmények jól tükrözik az elmúlt 30-40 év jelentős mértékű természetpusztítását hazánkban, ami különösen az erdőkben található lokalitásokat érintette. A megtalált fajok populációméretei is nagyon kicsik (<50 egyed), így mindenképpen a közvetlenül veszélyeztetett (CR) IUCN kategóriába kell sorolnunk őket Magyarországon (Papp et al. 2006).

6.2. Edényes növényfajok monitorozása

A magyar edényes flóra (a harasztok, a nyitvatermők és a zárvatermők csoportjába tartozó növényfajok) őshonos és meghonosodott fajainak száma SOÓ (1980) szerint 2148, SIMON (2000) szerint 2183. A botanikusok legutóbb 2007-ben állították össze a hazánkban előforduló edényes növények Vörös Listáját (Király 2007). Megállapították, hogy az elmúlt 20 évben a veszélyeztetett fajok száma 30%-kal nőtt (590→765), pedig a számításban az adathiányos fajok nem is szerepelnek. Döbbenetes a növekedés a kipusztult és kipusztulással fenyegetett fajok esetében: 110% (77→162). Ez egyértelműen az élőhelyek felgyorsuló átalakulásával, tönkretételével magyarázható.

Szakszerű monitorozás nélkül esélyünk sincs a pusztulás megállítására. Ilyen mennyiségű faj monitorozásának elméleti és gyakorlati megalapozása nem kis feladat, tekintettel arra, hogy a növényvilág rendkívül változatos, és a veszélyeztetett fajok a legkülönbözőbb élőhelyeken fordulnak elő, nagyon sokféle a megjelenési formájuk, életmenetük. A következő fejezetben áttekintjük a hazánkban folyó, szárazföldi edényes növényekre vonatkozó monitorozó tevékenységeket, az alkalmazott módszereket, és néhány esettanulmányt is ismertetünk.

6.2.1. Táblázat. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetettségének változása a Németh-féle kategóriák alapján az 1980-as évek (Németh 1989) és 2007 között. (Király 2007 alapján)

Kategóriák	1989		2007	
	Fajszaám	A teljes flóra arányában (%)	Fajszaám	A teljes flóra arányában (%)
Kipusztult (K)	36	1,7	47	2,2
Kiemelten veszélyeztetett (KV)	41	1,9	115	5,3
Aktuálisan veszélyeztetett (AV)	127	5,8	162	7,4
Potenciálisan veszélyeztetett (PV)	386	17,7	441	20,2
Összesen	590	27,0	765	35,1

6.2.1. A monitorozandó fajok kiválasztása

Az említett újonnan összeállított Vörös Lista alapján kézenfekvő lenne, hogy a monitorozási tevékenység elsősorban a kipusztulással fenyegetett fajokra irányuljon. A monitorozandó növényfajok listájának összeállítása azonban már 1998-ban kezdődött, az előzetes lista a nemzeti parkok javaslatai alapján készült el, ezután többszöri véleményeztetés és egyeztetés következett, és elkezdődött a gyakorlati megvalósítás. Az EU csatlakozás után a listát kiegészítették az Élőhelyvédelmi Irányelv mellékletein szereplő fajokkal, ugyanis ezekről 6 évenként részletes adatszolgáltatási kötelezettsége van az országnak. Így kialakult egy 102 fajból álló lista (6.2.2. táblázat).

6.2.2. Táblázat. A monitorozásra kijelölt növényfajok listája és védettségi státuszuk. (HD: az Élőhelyvédelmi Irányelv melléklete, amelyben az adott faj szerepel, HV: hazai védettségi besorolás (V: védett, FV: fokozottan védett) a 13/2001 KöM rendelet szerint, IUCN: a Természetvédelmi Világszövetség globális Vörös Listája szerinti besorolás (EX: Kihalt (extinct), EW: Kihalt a természetben (extinct in wild), CR: Fokozottan veszélyeztetett (critically endangered), EN: Veszélyeztetett (endangered), VU: Sérülékeny (vulnerable), NT: Potenciálisan veszélyeztetett (near threatened), LC: Nem veszélyeztetett (least concern)), VL a hazai vörös lista szerinti besorolás, ld. 6.1.2. táblázat.

Magyar név	Latin név	HD	Eszmei érték (Ft)	HV	IUCN	VL
Karcú sisakvirág	<i>Aconitum variegatum subsp. gracile</i>		10 000	V	VU	PV
Csengettyűvirág	<i>Adenophora liliifolia</i>	HD II. IV.	100 000	V	CR	KV
Erdélyi hérics	<i>Adonis x hybrida</i>		250 000	FV	CR	KV
Szennes infű	<i>Ajuga laxmannii</i>		10 000	V	NT	PV
Aldrovanda	<i>Aldrovanda vesiculosa</i>	HD II. IV.	10 000	V	CR	KV
Illatos hagyma	<i>Allium suaveolens</i>		5 000	V	VU	PV
Havasi hagyma	<i>Allium victorialis</i>		10 000	V	EN	AV
Hármaslevelű szellőrózsa	<i>Anemone trifolia</i>		10 000	V	EN	AV
Réti angyalgyökér	<i>Angelica palustris</i>	HD II. IV.	100 000	FV	EN	AV
Kúszó celler (Kúszó zeller)	<i>Apium repens</i>	HD II. IV.	10 000	V	EN	AV
Magas istác	<i>Armeria elongata</i>		10 000	V	EN	AV
Árnika (kivéve gyógyászati célra feldolgozott származéka)	<i>Arnica montana</i>	HD V.	10 000	V	EW	K
Gyapjas öszirózsa	<i>Aster oleifolius</i>		100 000	FV	EN	AV
Gyapjas csüdfű	<i>Astragalus dasyanthus</i>		100 000	FV	VU	PV
Fehéres csüdfű (Hólyagos csüdfű)	<i>Astragalus vesicarius subsp. albidus</i>		5 000	V	NT	PV
Bordapáfrány	<i>Blechnum spicant</i>		10 000	V	CR	KV
Virginiai holdruta	<i>Botrychium virginianum subsp. europaeum</i>		10 000	V	CR	KV
Egyhajúvirág	<i>Bulbocodium vernum</i>		100 000	FV	EN	AV
Szíveslevelű hídör	<i>Caldesia parnassifolia</i>	HD II. IV.	100 000	FV	CR	KV
Széleslevelű harangvirág	<i>Campanula latifolia</i>		100 000	FV	CR	KV
Kisfészku aszat	<i>Cirsium brachycephalum</i>	HD II. IV.	2 000	V	X	X
Homoki kikerics	<i>Colchicum arenarium</i>	HD II. IV.	100 000	FV	NT	PV
Magyar kikerics	<i>Colchicum hungaricum</i>		100 000	FV	EN	AV
Tátorján	<i>Crambe tataria</i>	HD II. IV.	100 000	FV	EN	AV
Kárpáti sáfrány	<i>Crocus heuffelianus</i>		10 000	V	VU	PV
Tarka sáfrány	<i>Crocus reticulatus</i>		10 000	V	NT	PV
Illír sáfrány	<i>Crocus tommasinianus</i>		10 000	V	EN	AV
Halvány sáfrány	<i>Crocus vittatus</i>		10 000	o	EN	AV
Rigópohár	<i>Cypripedium calceolus</i>	HD II. IV.	250 000	FV	EN	AV
Henyé boroszlán	<i>Daphne cneorum ssp. arbusculoides</i>		10 000	V	EN	AV
Henyé boroszlán	<i>Daphne cneorum ssp. cneorum</i>		10 000	V	VU	PV
Tartós szegfű	<i>Dianthus diutinus</i>	HD II. IV.	250 000	FV	EN	AV
Lumnitzer-szegfű	<i>Dianthus plumarius subsp. lumnitzeri</i>	HD II. IV.	100 000	FV	DD	X

Korai szegfű	<i>Dianthus plumarius subsp. praecox</i>		100 000	FV	CR	KV
Szent István-szegfű	<i>Dianthus plumarius subsp. regis-stephani</i>	HD II. IV.	100 000	FV	NT	PV
Rozsdás gyűszűvirág	<i>Digitalis ferruginea</i>		100 000	FV	EN	AV
Osztrák zergevirág (Hegyi zergevirág)	<i>Doronicum austriacum</i>		10 000	V	VU	PV
Hibrid zergevirág	<i>Doronicum hungaricum x orientale</i>		10 000	X	X	X
Keleti zergevirág	<i>Doronicum orientale</i>		10 000	V	VU	PV
Osztrák sárkányfű	<i>Dracocephalum austriacum</i>	HD II. IV.	250 000	FV	CR	KV
Északi sárkányfű	<i>Dracocephalum ruyschiana</i>		100 000	FV	CR	KV
Kereklevelű harmatfű	<i>Drosera rotundifolia</i>		10 000	V	EN	AV
Tarajos pajzsika	<i>Dryopteris cristata</i>		10 000	V	CR	KV
Piros kígyószisz	<i>Echium maculatum /russicum/</i>	HD II. IV.	10 000	V	NT	PV
Sűrű csetkáká	<i>Eleocharis carniolica</i>	HD II. IV.	2 000	V	NT	PV
Csikófark	<i>Ephedra distachya</i>		100 000	FV	NT	PV
Hüvelyes gyapjúsás	<i>Eriophorum vaginatum</i>		10 000	V	CR	KV
Kakasmandikó	<i>Erythronium dens-canis</i>		10 000	V	VU	PV
Magyarföldi husáng	<i>Ferula sadleriana</i>	HD II. IV.	250 000	FV	EN	AV
Kockás kotuliliom (Mocsári kockásliliom)	<i>Fritillaria meleagris</i>		10 000	V	NT	PV
Kornistárnics	<i>Gentiana pneumonanthe</i>		10 000	V	NT	PV
Erdei gólyaorr	<i>Geranium sylvaticum</i>		2 000	V	CR	KV
Bókoló gyömbérgyökér	<i>Geum rivale</i>		5 000	V	CR	KV
Mocsári kardvirág	<i>Gladiolus palustris</i>	HD II. IV.	250 000	FV	EN	AV
Adriai sallangvirág	<i>Himantoglossum adriaticum</i>	HD II. IV.	100 000	FV	EN	AV
Bíboros sallangvirág	<i>Himantoglossum caprinum</i>	HD II. IV.	100 000	FV	EN	AV
Vízilófark	<i>Hippuris vulgaris</i>		2 000	X	VU	PV
Magyar nőszirm	<i>Iris aphylla subsp. hungarica</i>	HD II. IV.	100 000	FV	VU	PV
Homoki nőszirm	<i>Iris humilis subsp. arenaria</i>	HD II. IV.	10 000	V	NT	PV
Szibériai nőszirm	<i>Iris sibirica</i>		10 000	V	NT	PV
Pofók árvacsalán	<i>Lamium orvala</i>		10 000	V	EN	AV
Heverő iszapfű (Iszapfű)	<i>Lindernia procumbens</i>	HD IV.	2 000	V	X	X
Pilisi len	<i>Linum dolomiticum</i>	HD II. IV.	250 000	FV	CR	KV
Hagymaburok	<i>Liparis loeselii</i>	HD II. IV.	100 000	FV	CR	KV
Fekete lonc	<i>Lonicera nigra</i>		2 000	V	CR	KV
Mételyfű	<i>Marsilea quadrifolia</i>	HD II. IV.	10 000	V	EN	AV
Struccpáfrány	<i>Matteuccia struthiopteris</i>		10 000	V	VU	PV
Vidrafű	<i>Menyanthes trifoliata</i>		10 000	V	EN	AV
Magyar kőhúr	<i>Minuartia hirsuta</i>		5 000	V	NT	PV
Borzas macskamenta	<i>Nepeta parviflora</i>		250 000	FV	EN	AV
Tornai vértő	<i>Onosma tornensis</i>	HD II. IV.	250 000	FV	CR	KV
Légybangó	<i>Ophrys insectifera</i>		100 000	FV	EN	AV
Pókbangó	<i>Ophrys sphegodes</i>		100 000	FV	NT	PV
Királyharaszt	<i>Osmunda regalis</i>		250 000	V	CR	KV
Bánáti bazsarózsa	<i>Paeonia officinalis subsp. banatica</i>	HD II. IV.	250 000	FV	EN	AV
Fehérmájvirág	<i>Parnassia palustris</i>		10 000	V	VU	PV
Lápi hízóka	<i>Pinguicula vulgaris</i>		100 000	FV	CR	KV
Óriás útifű	<i>Plantago maxima</i>		100 000	FV	CR	KV
Tőzegeper	<i>Potentilla palustris</i>		10 000	V	EN	AV
Cifra kankalin	<i>Primula auricula subsp.</i>		250 000	FV	EN	AV

	<i>hungarica</i>					
Lisztes kankalin	<i>Primula farinosa</i> subsp. <i>alpigena</i>		250 000	FV	CR	KV
Törpemandula	<i>Prunus tenella</i> (<i>Amygdalus</i> <i>nana</i>)		10 000	V	NT	PV
Leánykőköröcsin	<i>Pulsatilla grandis</i>	HD II. IV.	10 000	V	X	X
Tátogó kököröcsin	<i>Pulsatilla patens</i>	HD II. IV.	250 000	FV	CR	KV
Magyar kököröcsin	<i>Pulsatilla pratensis</i> subsp. <i>hungarica</i>	HD II. IV.	100 000	FV	X	X
Magyar vadkörte	<i>Pyrus magyarica</i>	HD II. IV.	250 000	FV	CR	KV
Sziklai benge	<i>Rhamnus saxatilis</i>		10 000	V	EN	AV
Sziki lórom	<i>Rumex pseudonatronatus</i>		10 000	V	EN	AV
Kónya zsálya	<i>Salvia nutans</i>		250 000	FV	CR	KV
Nagy aggófű	<i>Senecio umbrosus</i>		100 000	V	CR	KV
Fénylő zsoltina	<i>Serratula lycopifolia</i>	HD II. IV.	100 000	V	EN	AV
Magyar gurgolya	<i>Seseli leucospermum</i>	HD II. IV.	100 000	FV	NT	PV
Tarka nyúlfarkfű	<i>Sesleria albicans</i>		2 000	V	EN	AV
Budai nyúlfarkfű	<i>Sesleria sadleriana</i>		2 000	V	NT	PV
Teleki-virág	<i>Telekia speciosa</i>		10 000	V	EN	AV
Osztrák tarsóka	<i>Thlaspi goesingense</i>		10 000	V	CR	KV
Janka-tarsóka	<i>Thlaspi jankae</i>	HD II. IV.	5 000	V	X	X
Gömböskosbor	<i>Traunsteinera globosa</i>		100 000	FV	EN	AV
Földbentermő here	<i>Trifolium subterraneum</i>		10 000	V	EN	AV
Zergeboglár	<i>Trollius europaeus</i> subsp. <i>europaeus</i>		10 000	V	CR	KV
Tőzegáfonya	<i>Vaccinium oxycoccos</i>		10 000	V	CR	KV
Magyar méreggyilok	<i>Vincetoxicum pannonicum</i>	HD II. IV.	100 000	FV	EN	AV

Azt is meghatározták, hogy melyik nemzeti park igazgatóság mely fajok monitorozását milyen lelőhelyeken, mikor és milyen módszerekkel fogja megszervezni. A monitorozandó fajok között vannak olyanok, amelyeknek csak egyetlen lelőhelye van hazánkban, mások csaknem valamennyi nemzeti park területén megtalálhatók. Többféle ritkasági típust képviselnek: vannak szélesebben elterjedt, de minden lelőhelyen nagyon kis egyedszámban előforduló fajok, de vannak olyanok is, amelyek csak egy vagy néhány lelőhelyen fordulnak elő, de ott több 10 ezres példányszámot érnek el. Az is előfordul, hogy az egyik nemzeti parkok működési körzetén belül ilyen, a másikén pedig másféle ritkasági és elterjedési típusba sorolható ugyanaz a faj, és így másfajta monitorozási módszerre és intenzitásra van szükség. Az alábbiakban néhány példát sorolunk fel.

Az erdélyi hérics (*Adonis x hybrida*) a magyar flóra egyik leginkább veszélyeztetett faja. A szakirodalom a növény helyzetét szinte reménytelennek tartja, mert a populáció mérete kicsi és a termőhely nehezen védhető. A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság az erdélyi hérics állományának fenntartása érdekében 1999-ben nagyarányú kutatómunkába kezdett. A növény áttelepítésére és szaporítására tett kísérletek sikerrel jártak.

A tartós szegfű (*Dianthus diutinus*) tudományos leírása óta eltelt majdnem két évszázad alatt a faj a Duna-Tisza közéről számos helyről került elő. Fokozottan védett, pannon bennszülött faj, amelynek a világállománya csak Magyarországon él, ezért hazánk a faj megőrzésének egyedüli letéteményese. Napjainkra állományai jelentősen megfogyatkoztak, a nyílt homoki gyepek drasztikus méretű csökkenése miatt. Valószínűleg korábban jóval több helyen élt a faj, de termőhelyei gyorsabb ütemben szűntek meg, mint ahogy a botanikai feltáró munka folyt. Felismerve a faj jelentőségét és hazánk szerepét a megőrzésben, a múlt század folyamán többen összesítették előfordulási adatait. A legutóbbi időkben a faj

szaporítására, kertészeti körülmények között való tartására vonatkozólag is születtek új eredmények.

A kisleányas (*Cirsium brachycephalum*) szikes rétek mocsarak bennszülött növénye. Az Élőhelyvédelmi Irányelv listáján szerepel, ezért monitorozandó, bár hazánkban széles elterjedésű, és viszonylag nagy populációkat alkot lelőhelyein. Valószínűleg nem ismerjük minden lelőhelyét, de a meglévők rendszeres felmérése is nagy feladat.

A szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) láprétek növénye. Az Alföldön és a hegyvidékeken egyaránt előfordul. Viszonylag sok populációja ismert, és ezek között vannak viszonylag nagyok is, mégis csaknem valamennyi nemzeti park fontosnak tartja a monitorozását elsősorban élőhelyének veszélyeztetettsége miatt.

A leánykökörcsin (*Pulsatilla grandis*) felvételét az Élőhelyvédelmi Irányelv listájára Magyarország javasolta. Hegyvidéki sziklagyepeinkben viszonylag gyakori, monitorozása mégis fontos, mert feltűnő növény, és élőhelyén nagy a turistaforgalom. nyolc nemzeti park területén monitorozzák.



6.2.1 ábra. Erdélyi hérics (*Adonis x hybrida*). Fotó: Margóczy K.



6.2.2. ábra. Tartós szegfű (*Dianthus diutinus*) Forrás: internet



6.2.3. ábra. Kisfészű aszat (*Cirsium brachycephalum*) Fotó: Margóczy K.



6.2.4. ábra. Szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) Fotó: Margóczy K.



6.2.5. ábra. Leánykökörcsin (*Pulsatilla grandis*) Fotó: Margóczy K.

6.2.2. Edényes növényfajok populációinak mintavételi módszerei

A növények megszámlálása első hallásra egyszerűnek tűnik, azonban a terepen számos nehézséggel kell szembenézni. Túl nagy, nem átlátható az állomány kiterjedése, nagyon változó az egyedsűrűség, csak közvetlen közlelről azonosíthatók be jól az egyedek, stb.

6.2.2.1. A populációméret meghatározása számlálással

Jól látható, elkülöníthető, virágzó egyedekből álló, nem túl nagy méretű (kevesebb, mint 500-1000 egyed), és áttekinthető (1-5 ha alatti) élőhelyen előforduló populációk egyedeit egyszerűen meg lehet számolni. Ilyenkor is szükség lehet azonban kisebb egységek lehatárolására, hogy a számolást el ne tévesszük. A legegyszerűbb sávok kijelölése karóval és zsinórral, amit folyamatosan tovább lehet rakni. Kézi GPS-sel az állomány szélét több ponton meg kell jelölni.

6.2.2.2. A populáció méretének beclése mintavétellel

Nagyobb kiterjedésű és/vagy népesebb állománynál nem lehetséges minden egyed egyenkénti megszámlálása. Ekkor az állományt több részre kell osztani, sűrűbb és ritkább foltokat kell lehatárolni. A homogénnek tekintett foltban ismert területű (1x1, 2x2 vagy 5x5 m-es) mintavételi egységeket kell véletlenszerűen elhelyezve kijelölni, és abban megszámlálni az egyedeket. Több ilyen mintavétel átlagából kiszámítható, hogy az egész folt területén mennyi lehet az egyedszám. Ehhez ismerni kell az egész folt területét. Akkor elegendő a mintavételek száma, ha az újabb felvétel már 5%-nál kisebb mértékben változtatja meg az átlagot.

6.2.2.3. Növénypopuláció borításának beclése

Ha az egyedeket nem tudjuk elkülöníteni, mert különböző nagyságú, de viszonylag egyenletesen sűrű csomókban, összefüggő foltokban fordul elő, akkor azt kell megállapítanunk, hogy mekkora a csomók vagy foltok összterülete az állományban. Itt is alkalmazhatjuk az előfordulási hely részre osztását és a mintavételezést is, csak itt nem egyedszámokkal, hanem területegységekkel számolunk. Négyzetméterben adjuk meg a faj által beborított terület nagyságát.

6.2.2.4. Növénypopulációk térképezése

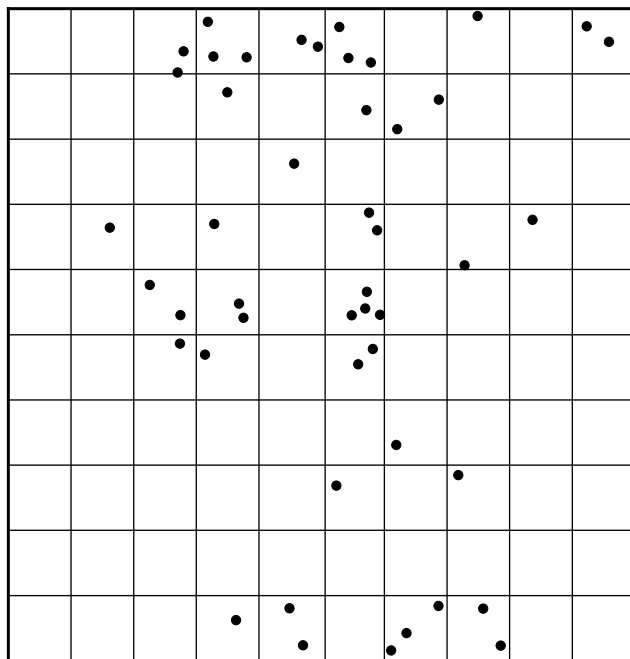
Ha csak a populáció méretének, és hozzávetőleges helyének meghatározása a cél, akkor elegendő kézi GPS-sel több ponton megjelölni az állomány szélét. A GPS-sel rögzített koordinátákat ma már térinformatikai programmal (pl. ArcView) könnyedén rá lehet tenni egy tetszőleges digitális és geográfiailag illesztett (georeferált) térképre. Az egyedek és a különböző egyedsűrűségű részegységek (foltok) pontos helyének rögzítésére a kézi GPS-sel elérhető maximálisan 4-5 m-es pontosság általában nem elegendő. Ilyenkor a problémát megoldja a cm pontosságú professzionális GPS használata, de a legtöbb esetben ilyen nem áll rendelkezésre, vagy használata túlságosan időigényes, ezért elkerülhetetlen a térképen jól beazonosítható tereppontokhoz való viszonyítás, vagy kinyomtatott légifelvételre a populáció határának berajzolása.

Ponttérképezés esetén minden egyedet pontként jelölünk egy megfelelő méretarányú térképen. A kézi GPS egyszerű használatát itt is korlátozza a nem megfelelő pontossága (15 m), így a pontok pontos bejelölése általában csak úgy lehetséges, ha az állományra egy megfelelő felbontású rácsot fektetünk. Terepen nem egyszerű dolog azonban egy pl. 2x2 vagy 5x5 m-es rácsháló pontos elhelyezése. Nincs kidolgozott módszer ennek a problémának a megoldására, de sokat segíthet pl. egy 3-4-5 m oldalú zsinór-karó háromszög kitűzése, ugyanis Pithagorasz tétele alapján mivel $3^2+4^2=5^2$ a háromszög egyik szöge pontosan derékszög. A túl hosszú zsinórok megnyúlhatnak, méretük nem állandó, ha túl rövid, de stabil hosszúságú mérőszalaggal dolgozunk, akkor pedig az áthelyezéseknél csúszhatunk sokat. Nem elhanyagolható az sem, hogy a gyeprészletes átvizsgálása nagy taposási hatással jár. A 6.2.6. ábrán egy ponttérképezés eredménye látható. Ismételt vizsgálat esetén nagyon fontos, hogy a nagy négyzet négy sarkát tartósan megjelöljük, vagy állandó tereptárgyhoz viszonyítva bemérjük. Az állandó megjelölés kivitelezése is gyakran okozhat problémát. Egy egyszerű karó leverése csak ritkán elegendő, különösen kaszált vagy legeltetett területen, de máshol is általában néhány hét alatt eltűnik. Ezért többen próbálkoznak fémtárgyak talajba helyezésével, amit a következő mintavételek idején fémkeresővel keresnek vissza.

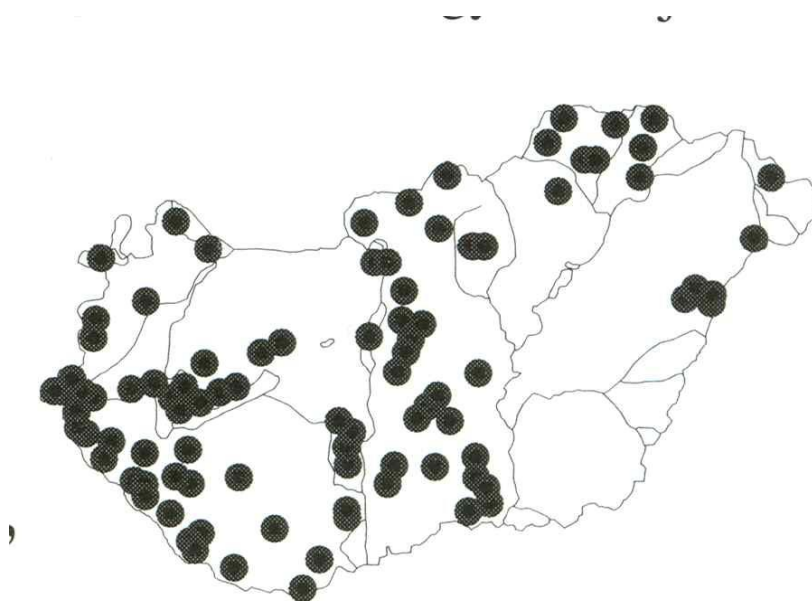
Mikroarea térképezés. A növénypopuláció határát térképezzük. A ponttérképezésnél említett segédeszközök segítségével csak a szélső egyedeket jelöljük be. Ha a populáció egyedsűrűsége nagyon változó a különböző sűrűségű foltokat is érdemes körülhatárolni. A mikroarea térképezést lehet a ponttérképezéssel együtt is alkalmazni. Ekkor a sűrűbb foltok határát poligonként, az elszórt egyedeket pedig pontokként jelölhetjük. A mikroarea térkép és a ponttérkép mindig finom felbontású, 1:1000 vagy 1:2000 méretarányú.

Areatérképezés. Növényfajok regionális vagy országos elterjedését térképezzük. Durva léptékű, akár 1:1000000 méretarányú térképen pontokként jelöljük be az ismert lelőhelyeket, esetleg ennek alapján foltokat határolunk körül.

Raszteres felmérés. Amennyiben nincsenek elkülöníthető foltok és a populáció nagyon nagy, diffúz elterjedésű, akkor nagyobb (pl. 1x1 km-es) mintavételi területet jelölnek ki. 20x20 vagy 50x50 m-es hálót fektetnek az állományra, és megállapítják (vagy megbecsülik) az egyes cellákban a vizsgált faj egyedszámát vagy borítását.



6.2.6. ábra. Növénypopuláció ponttérképe a segédhálóval. Ilyen lépték esetén sűrűbb beosztású, de kisebb segédháló alkalmazására is szükség lehet.



6.2.7. ábra. A szibériai nőszirm (Iris sibirica) elterjedésének (areájának) térképe a Magyarország védett növényei c. könyvből (Farkas 2006).

6.2.2.5. Növénypopuláció vitalitásának becslése

Egy növényállomány életképességét az életciklus-fázisok teljessége, a megfelelő maghozam és egészségi állapot megfigyelésével lehet jellemezni. Azoknak a populációnak teljes az életciklus-fázisa, ahol csíranövényeket, vegetatív egyedeket és virágzó vagy termő egyedeket egyaránt találunk. Lehetséges azonban, hogy csíranövények vannak ugyan, de nem fejlődnek tovább (1 kategória), a vegetatív egyedek gyenge növekedésűek (2 kategória), a

vegetatív egyedek erőteljes növekedésűek, de nem virágznak vagy teremnek (3 kategória), teljes az életciklus (4 kategória). A maghozamot mintavételezéssel lehet becsülni. A vitalitás függ az időjárástól és ezért évről évre változhat. Hagymás-gumós növények sokszor évekig nem hajtanak ki. Bizonyos fajok évtizedekig csak vegetatív állapotban vannak, de az is előfordulhat, hogy változatos a populáció összetétele és különböző csíranövény-vegetatív egyed-generatív egyed arányokat lehet megállapítani. Az erdélyi hérics monitorozására részletesen kidolgozták, és évről évre meg is valósítják a különböző fejlettségű egyedek számlálását (Jakab 2002). Az egészségi állapot meghatározására csak fáknál dolgoztak ki módszert.

6.2.2.6. A monitorozás gyakorisága és időzítése

A javasolt mintavételi gyakoriság a legtöbb fajnál 3 év (minden harmadik évben kell elvégezni a felmérést). Három faj esetében a mintavételi gyakoriság 6 év: tőzegeper (*Comarum palustre*), hüvelyes gyapjúsás (*Eriophorum vaginatum*), tőzegáfonya (*Vaccinium oxycoccos*) a fajok és élőhelyük sérülékenysége miatt. Az Élőhelyvédelmi Irányelv listáján szereplő fajok esetében minden évben kell felmérést készíteni bizonyos állományokról, hogy 3 vagy 6 év alatt a faj teljes országos állományáról képet kapjunk.

A növénypopulációk monitorozását az évnek abban a szakaszában kell elvégezni, amikor az egyedek legjobban felismerhetők. Ez az időpont azonban nem mindig határozható meg egyszerűen. Tavaszi hagymás-gumós növények (pl. egyhajúvirág, tarka sáfrány) sokszor már februárban elkezdnek virágozni, majd egy hidegebb időszak leállíthatja a folyamatot, és az elhúzódhat egészen március végéig. Ilyenkor nincs olyan időszak, amikor valamennyi egyed jól észlelhető. Májusban és júniusban olyan sok faj virágzik egyszerre, hogy nehéz valamennyi monitorozási feladatot kevés embernek ellátni.

A monitorozás intenzitása

A monitorozás intenzitása a kijelölt fajok ritkaságától és előfordulásának típusától függ. Három elterjedési típus különíthető el:

- az országosan nagyon ritka fajok,
- az országosan kevésbé ritka, de veszélyeztetett és jól elkülöníthető populációkkal rendelkező fajok,
- kevésbé ritka (esetleg gyakori) és diffúz elterjedéssel jellemezhető fajok.

A legritkább fajok valamennyi ismert populációjának részletes felmérését elvégzik: ponttérkép, és/vagy mikroarea térkép készül, foltonként megállapítják az egyedszámokat vagy a borításértékeket. Kevésbé ritka fajoknál csak bizonyos számú veszélyeztetett populációt jelölnek ki (nemzeti park működési körzetenként 5-5-öt) és csak ezek teljes felmérését végzik el. A többi populációnak csak a helyét jelölik meg 1:25000 léptékű térképen, és egy durva egyedszám becslést végeznek el. Ez a mintavételi intenzitás ajánlott az Élőhelyvédelmi Irányelv listáján szereplő gyakoribb fajok esetében is, mivel hatévente országjelentést kell leadni elterjedési térképpel és állományméret (tőszám) adatokkal. Három (esetleg hat) év alatt kell bejárni és felmérni az összes populációt. A nagyon nagy területen szétszórtan elhelyezkedő (diffúz elterjedésű) fajok felmérését kijelölt 1x1 km-es állandó négyzetekben végzik el. A populációfoltokat 1:10.000 méretarányban térképezik. Az egyes foltokban a populációméretet (tőszám vagy borítás) meg kell adni. Raszteres térképezés is végezhető az 1x1 km-es területen 50x50 m-es háló alkalmazásával.

6.3. A monitorozás eredményének értékelése, esettanulmányok

A NBmR keretében gyűjtött adatokat a természetvédelmi kezelők sokszor csak „fejben” értékelik. A szabványos módszerekkel ismételt elvégzett vizsgálatok alapján megállapítják a tőszám/egyedszám változását, az állományok (populációk) kiterjedésének és a faj országos elterjedésének változását. A változásokat összevetik az elvégzett kezelések vagy bekövetkezett környezeti és területhasználati változásokkal, és megteszik a lehetséges intézkedéseket. Az irodalomban azonban találunk olyan esettanulmányokat, ahol sokszor meglehetősen hosszú távú monitorozás eredményét tudományos szempontból is kiértékelik. Az alábbiakban néhány ilyen esettanulmányt ismertetünk.

6.3.1. Esettanulmány: Az adriai sallangvirág (*Himantoglossum adriaticum*) monitorozása

Hivatkozás: Bódis J. (2010) *Himantoglossum adriaticum* populációk dinamikája: demográfiai és életmenet jellemzők. PhD értekezés, Pécsi Tudományegyetem.

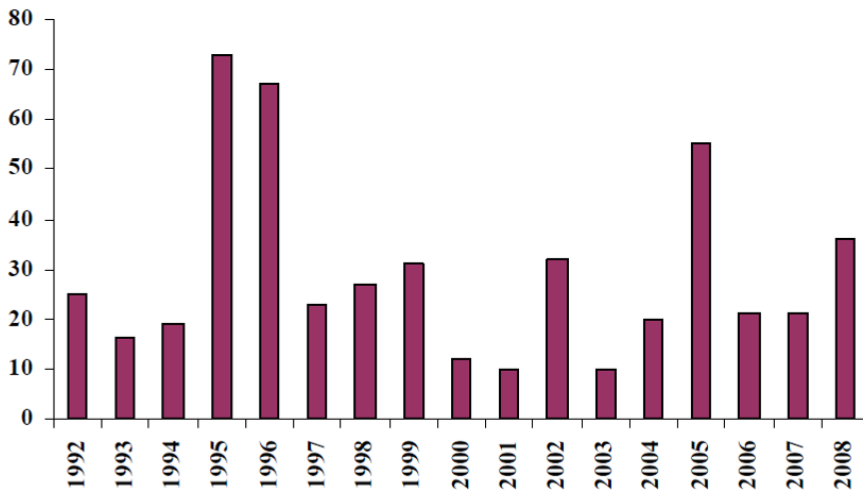


6.3.1. ábra. Adriai sallangvirág (*Himantoglossum adriaticum*)

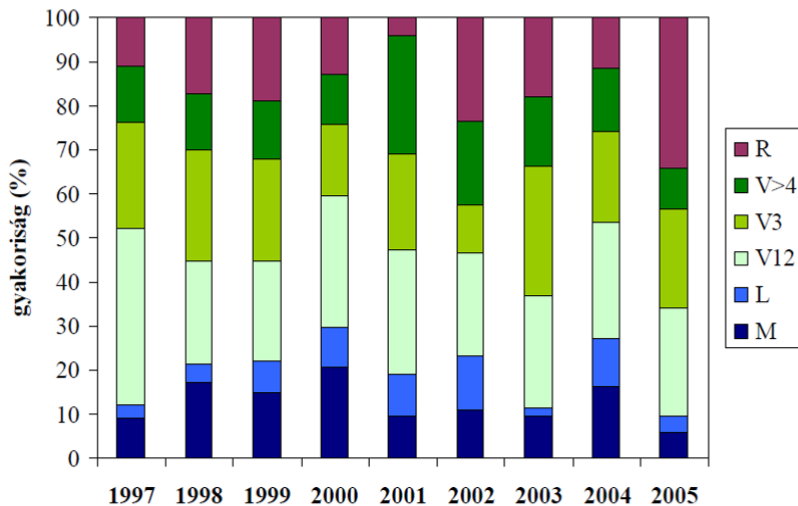
Célkitűzés, módszer:

A növényfajok tulajdonságainak mélyreható ismerete nélkül eredményes védelmük sem oldható meg. Ezt alapozza meg a populáció sorsának hosszú távú tanulmányozása, amely képet nyújt a faj túlélési stratégiájáról, rátermettségéről az adott környezetben. A fokozottan védett adriai sallangvirág (*Himantoglossum adriaticum*) demográfiai és életmenet vizsgálatát 1993-tól végezték a faj második legnagyobb hazai állományában, a Keszthelyi-hegységben. 240 egyedet láttak el egyedi jelöléssel, és évente regisztrálták életciklus-állapotuk változásait (lappang, vegetatív, reprodukív). Virágzásdinamikai és demográfiai vizsgálatokat is végeztek.

Eredmény:



6.3.2. ábra. A virágzó egyedek száma a Pilikán-Szoroshadi út mellett



6.3.3. ábra A jelölt felnőtt *H. adriaticum* tövek státusai (n= 761) M: mortalitás, L: lappangás, V12: kisméretű vegetatív, V3: közepes méretű vegetatív, V>4: nagyméretű vegetatív, R: reprodukció

A 17 évig tartó alapos vizsgálatok rámutattak arra, hogy pusztán a virágzó egyedek számára korlátozó felmérések ugyan csak kevés következtetés levonására alkalmasak, de arra elégségesek, hogy a populáció méretére vonatkozóan nagyságrendi becsléseket tegyünk, és ha évenkénti adatsorral rendelkezünk, akkor a populáció életképességére vonatkozóan is lehetőségünk van durva becsléseket tenni. A növekedési és a virágzásdinamikai megfigyelések, a termékenyüléssel kapcsolatos vizsgálatok és az életmenet jellemzők leírása hozzájárul a hosszú életű, ritka kosborfajok biológiájának megismeréséhez, s az eredmények elméleti alapot is szolgáltatnak arra, hogy a *Himantoglossum adriaticum* védelmi stratégiája kidolgozható legyen.

6.3.2. Esettanulmány: Dolomitlen (*Linum dolomiticum*) monitorozása

Hivatkozás: Dobolyi K. (2008) Természetvédelem és kutatás a Szénás-hegycsoporton. A dolomitlen (*Linum dolomiticum*) monitorozása. Rosalia 4. 61–77 o.



6.3.4. ábra. Dolomit len (*Linum dolomiticum*). Forrás: internet

Célkitűzés, módszer:

A fokozottan védett, bennszülött reliktumfaj, a dolomitlen (*Linum dolomiticum*) monitorozása 2001 óta folyik. Elkészült a faj teljes areatérképe 1:200-as méretarányban. A populációdinamikai vizsgálatokat céljából 2001-ben 16 db egyenként 2m×2m-es mintanégyzetet jelöltek ki a Kis-Szénástól ÉNy-ra kb. 300 m-re lévő sziklagyepben. A mintanégyzetekre 10 cm × 10 cm lyukméretű hálót feszítettek ki (6.3.5. ábra), és a mátrixon soronként végighaladva lerajzolták a négyzetekben lévő *Linum dolomiticum* hajtásokat és foltokat. A kétvétenként ismételt felmérés során a háló mindig pontosan ugyanarra a helyre van kifeszítve, segítségével az egyedek azonosíthatók, meglétük, hiányuk vagy méretbeli változásuk detektálható.



6.3.5. ábra. A dolomitlen (*Linum dolomiticum*) populációdinamikai vizsgálata 10x10 cm-es háló segítségével.

Eredmény:

A dolomitlen összes egyedszáma kb. 42000 ($\pm 10\%$), a termékenyülési ráta: 0,49, az éves maghozam kb. 75000 ($\pm 10\%$). Ezek az adatok a faj jövője szempontjából megnyugtatónak látszanak. A szaporodási dinamika ismeretében azt mondhatjuk, hogy a populáció képes hosszútávon fennmaradni, ha az élőhely zavartalansága biztosítható. Az egyedszám kismértékben fluktuál (2001 és 2005 között csökkent, utána emelkedett), hosszú távon állandónak látszik. A vizsgálat időtartama alatt a mintaterületen degradációs jelenségeket nem tapasztaltak (a turistaforgalom elenyésző mértékű), az egyedszám csökkenése random folyamatok eredményének tekinthető.

A két év alatt eltűnt és új egyedek aránya meglepően magas: 12–22% között mozog. Ez azt jelenti, hogy az állandónak látszó populációban élénk dinamikai folyamatok zajlanak, amelyek lehetőséget adnak a fajnak arra, hogy alkalmazkodjék a környezet változásaihoz vagy az esetleges károsító tényezőkhöz. A faj védelme, illetve fennmaradása szempontjából ez pozitív jelenséggént értékelhető, mert azt mutatja, hogy ez a faj viszonylag rövid idő alatt jelentős mértékű szaporodásra képes. Kérdés azonban, hogy mi az oka annak, hogy a populáció térben ennyire egyenlőtlenül oszlik el, vagyis nagy egyedsűrűségű foltok váltakoznak olyan nagy kiterjedésű területekkel, ahol a faj egyedei teljesen hiányoznak. A vegetáció és egyéb környezeti tényezők mozaikossága ezt a jelenséget nem indokolja.

6.3.3. Esettanulmány: A szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) monitorozása

Hivatkozás: Dénes A., Juhász M., & Salamon-Albert É. (2008) A szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) egy Dráva menti állományának változásai 2000–2007 között. Somogyi Múzeumok Közleményei 18: 7–15.



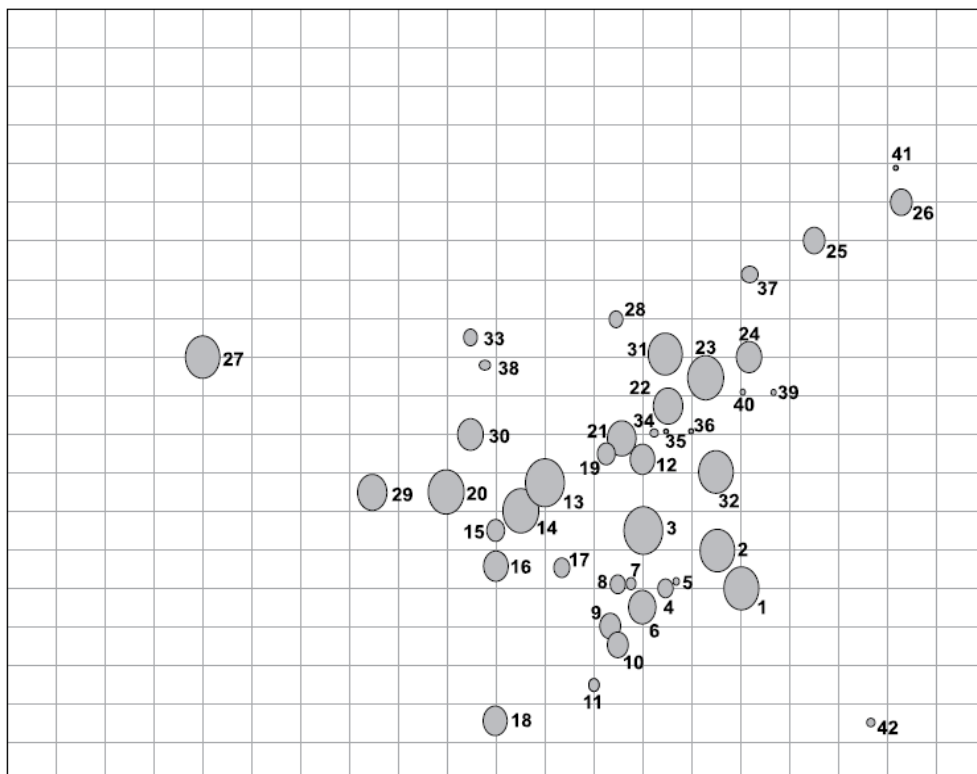
6.3.6. ábra. Szibériai nőszirm (*Iris sibirica*)

Célkitűzés, módszer:

A tanulmányozott szibériai nőszirm állomány a Dráva folyó egykori árterületén található, a jelenlegi medertől mintegy öt kilométeres távolságban. Az áradások manapság nem érik el közvetlenül ezt a területet, hanem a széles völgyben felhalmozódott kavicsos aljzaton keresztül mozog a talajvízszint a Dráva áradásaival összefüggésben. A szibériai nőszirm populáció monitoring felmérése egy környezeti monitoring rendszer része. A vizsgálatok a Dráva folyón tervezett horvátországi (Novo Virje-i) vízerőmű Magyarországot érintő környezeti hatásainak vizsgálata céljából indultak 2000-ben. A tanulmányozott állomány Gyékényes település határában található, a vizsgálatokat 2000 és 2007 között végezték.

A szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) egy közepes-nagyobb termetű, hengeres rizómával áttelelő, nyáron virágzó, gyöktörzsos geofiton növény, üde termőhelyeken erős polikormonképző faj. A vizsgált állomány olyan területen él, ahol feltételezhetően a Dráva vízjárásának hatása van a talajvízszint változására, így sarjtelepeinek, ill. állományának (populációjának) méretváltozásával, valamint vitalitásának változásával reagál a környezeti tényezőkre, többek között a talajvízszint változására is. A populáció méretét és annak változását évente végzett hajtásszámlálással állapították meg. Ezen felül, mikroarea térképezést végeztek, ennek keretében 20×20 m-es mintaegységben térképezték a sarjtelepek előfordulását. A populáció vitalitás-változásának nyomon követése céljából a virágzó egyedek számlálását szintén évente, sarjtelepenként végezték.

Eredmény:



6.3.7. ábra. Az *Iris sibirica* sarjtelepek elhelyezkedése a 20×20 m-es mintaterületen (mikroarea térkép). A számok a telep sorszámát jelentik.

A vizsgált *Iris sibirica* telepek évenkénti össz-hajtásszáma.

vizsgálat éve	hajtások száma	virágzó hajtások száma	virágzó hajtások aránya (%)
2000	3842	251	6,53
2001	6682	222	3,32
2002	7250	783	10,80
2003	8551	672	7,86
2004	10100	882	8,73
2005	10549	1051	10,03
2006	11628	1546	13,30
2007	14264	698	4,89

A Dráván a tervezett vízerőmű nem épült meg, és a vízjárásra más antropogén tényező sem hatott jelentősen. Az *Iris sibirica* telepek intenzív növekedése nem magyarázható az abiotikus körülmények változásával. A vizsgálat jelenlegi stádiumában és a körülmények ismeretében az is elképzelhető, hogy a szomszédos rétről áttelepített állományról van szó, amelynek egyedszáma kedvező körülmények között növekszik. (A monitorozás megkezdése után kiderült, hogy korábban környékbeli felszántandó területekről természetvédők átmentettek szibériai nőszirmos sarjtelepeket, de az áttelepítést nem dokumentálták.) A nyolc vizsgálati év adatai alapján megállapítottuk, hogy a virágzó hajtások arányának alakulásában a vízellátottságnak jelentős szerepe van. Fiziológias szárazság a növényt virágzásra készíteti.

7. Növénytársulások monitorozása

Amit a természetben járva növénytakaró vagy vegetáció gyanánt látunk, az korántsem egy véletlenszerűen összesodródott növényi konglomerátum, annak ellenére, hogy minden termőhelyre teljesen véletlenszerűen sodródhatnak össze a legkülönbözőbb módon terjedő – a szél, víz, növény, állat, ember által terjesztett – növényi szaporítószervek. A növénytársulás a növényfajok jellemző kombinációjából áll, Mivel a hasonló környezeti tényezők hasonló módon válogatják ki a növényi közösségeket alkotó fajokat, ezért hasonló termőhelyeken hasonló fajkombinációkat találunk, vagyis a növénytársulások azonos környezeti feltételek mellett törvényszerűen ismétlődnek. A társulásoknak ezeket az ismétlődő reprezentációit állományoknak nevezzük, amelyek együttesen alkotják a növénytársulást vagy fitocönóvizst. Mivel a társulásban előforduló növényfajokat és azok tömegviszonyait úgy tekinthetjük, mint az összes történeti, társadalmi és termőhelyi befolyás kifejeződését, a termőhelyen működő mindenkorai ökológiai tényezők meghatározó szerepet játszanak a társulás fajösszetételének kialakításában. (Borhidi 2003).

7.1. A monitorozandó növénytársulások kiválasztása az NBmR-ben

A Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól című műben (Borhidi és Sánta 1999) összesen 470 leírt társulás található, ezek közül 370 tekinthető természetközeli társulásnak. A szerzők 84 társulást védelemre, 134-et pedig fokozott védelemre javasoltak. Növénytársulások azonban a mai napig nem kaptak jogi védettséget.

1997-ben megalkották a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszert (NÉR) (Fekete et al. 1999), amelynek általános alrendszere (Á-NÉR) tulajdonképpen a növényzeti típusok országos léptékű, gyakorlati célokra jól használható osztályozására és azonosítására szolgál. Az Á-NÉR kategóriák száma kevesebb (116) mint a hagyományos, tudományos módszerekkel leírt növénytársulások száma, azonban szemben azokkal Magyarország valamennyi négyzetmétere besorolható valamilyen Á-NÉR kategóriába, tehát teljes körű fedést biztosít. Mivel a féltermészetes és a mesterséges (teljesen átalakított) területeket is osztályozza, alkalmas a degradációs jelenségek leírására is. A kategóriák részletes és közérthető leírása, fotókkal való szemléltetése a nem cönológus szakember számára is lehetővé teszi felismerésüket, használatukat. Az Á-NÉR kategóriák szerepe elsősorban a biodiverzitás tájszintű monitorozásánál van, tehát ott még visszatérünk az ismertetésükre.

Az Élőhelyvédelmi Irányelv listáján 46 ún. közösségi jelentőségű élőhelytípus szerepel. Az irányelv élőhelyosztályozási rendszerének logikája hasonló, mint az Á-NÉR-é, a leírt típusok azonban mégsem feleltethetők meg egy az egyben az Á-NÉR kategóriáknak. Ha azonban megvizsgáljuk a 69 természetes élőhelyet leíró Á-NÉR kategóriát, azt találjuk, hogy csaknem valamennyi besorolható valamelyik közösségi jelentőségű élőhelytípusba. Ez nem jelent kevesebbet, mint hogy Magyarország természetes vegetációval borított területein csaknem teljes fedésben közösségi jelentőségű (az Élőhelyvédelmi Irányelv listáján szereplő, európai léptékben megőrzendő) élőhelytípusok vannak! Leginkább az édesvízi mocsarak élőhelytípusai nem azonosíthatók közösségi jelentőségű élőhelytípusokkal, de ezek az élőhelyek mint vizes élőhelyek vagy fontos madárélőhelyek amúgy is figyelmet kapnak. Növényzetük azonban igen jó regenerálódó képességgel rendelkezik, az Élőhelyvédelmi Irányelv listáját összeállító szakemberek valószínűleg ezért nem tekintették veszélyeztetettnek.

Az NBmR a monitorozandó növénytársulásokat az 1998-ban megállapított legfontosabb feladatok (projektek) alapján jelölte ki, és a monitorozás módszereit is azokhoz igazította. Az alábbiakban ezeket a módszereket tekintjük át három csoportban, a fás

társulások, a gyepek és a hínártársulások és nádasok monitorozásáról fogunk írni, először azonban az általánosan használt módszertani tudnivalókat ismertetjük.

7.2. Növénytársulások monitorozásának általános mintavételi és adatértékelési módszerei

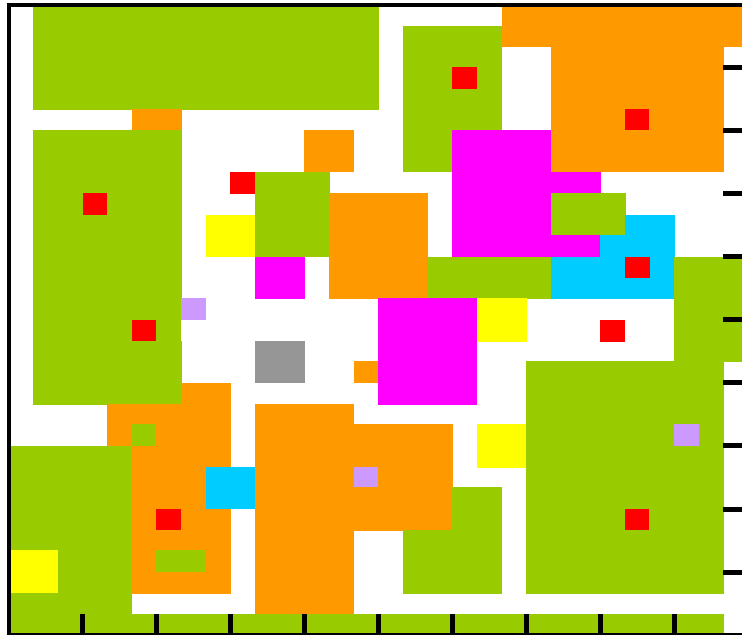
7.2.1. A cönológiai felvételezés

Növénytársulások vizsgálatának egyik alapvető módszere a cönológiai felvételezés. A monitorozás általában a cönológiai felvételezés meghatározott protokoll szerinti időbeli ismétlését jelenti. A megfelelő protokoll kialakítását a 2.3. fejezetben leírt általános monitorozási szempontokat.

A cönológiai felvételezés során a vizsgálat célja és a növénytársulás felépítése (gyep, erdő, mocsár) alapján megfelelő méretű négyzeteket (kvadrátokat), helyezünk el a mintavételi protokollnak megfelelő helyen és számban a vizsgált területen. A négyzeten belül előforduló valamennyi növényfajra megállapítjuk, hogy a kijelölt terület hány százalékát fedi le. Ez a százalékos borításbecslés. A módszer látszólag nagyon szubjektív, nagy gyakorlatot igényel, de a tapasztalat azt mutatja, hogy rövid közös gyakorlás után még a kezdők is hasonló értékeket állapítanak meg, mint a tapasztaltabbak. A 7.2.1. ábrán ki lehet próbálni a borításbecslést! Segíti a becslést, ha gondolatban a kérdéses faj összes egyedét a mintanégyzet egyik sarkába „zsúfoljuk”, és megállapítjuk, hogy mekkora területen férnének el úgy, hogy 100 %-ban fedjék az aljzatot. Függetlenül a kiemelkedő (magas) fajoknak a tényleges fizikai vetületüknél kissé magasabb értéket adunk, mint az aljzaton szélesen elterülőknél. A módszer nem gépesíthető. Az emberi szem a helyszínen sokkal biztosabban felismeri a növényfajokat, mintha pl. fotót készítenének a mintanégyzetről és azt elemeznék (7.2.2. ábra).

Többszintű növénytársulás esetén a cönológiai felvételezést szintenként (pl. lombkorona-, cserje-, gyepe-, moha-szint) külön-külön kell elvégezni, sokszor eltérő nagyságú mintavételi egységek alkalmazásával.

A növényfajok borításának becslésén túl a cönológiai felvételezésnél még sok egyéb információt is fel kell jegyezni a vizsgált területről, ezeket nevezzük háttér változóknak (pl. degradáltság, természetesség, kitérttség, lejtőszög, avar borítás, kövek, vízszint, stb.)



7. 2.1. ábra. Mintavételi négyzet cönológiai felvételezés kipróbálására. Az eltérő színek különböző növényfajokat reprezentálnak. Megállapítandó a %-os területarányuk a négyzet teljes területéhez viszonyítva. (A „megoldás” a fejezet végén olvasható.)



7. 2.2. ábra. A cönológiai felvételezés módszere nem gépesíthető. Az emberi szem a helyszínen sokkal biztosabban felismeri a növényfajokat, mintha pl. fotót készítenének a mintanégyzetről és azt elemeznék.

Egy vizsgálandó növényállomány cönológiai felvételezésénél többféle mintavételi döntést kell meghoznunk. Mekkora felvételeket készítsünk, hány darabot, és azokat hogyan helyezzük el a vizsgálandó területen?

A klasszikus növényársulástani felvételezés szerint a felvételező a konkrét, vizsgálandó növényállományt jól reprezentáló számú és méretű felvételt készít. Gyepes esetén a felvétel mérete 2x2 vagy 5x5 méter, erdőkben pedig 10x10 vagy 20x20 méteres négyzetekben végzik a borításbecslést. A felvételek száma függ az állomány méretétől, de általában a felvételező által jól áttekinthető részekre osztják a vizsgálandó területet, és ott jelölnek ki viszonylag kis számú (3-5) négyzetet.

A klasszikus mintavételi módszernek két jelentős hátránya van a monitorozás szempontjából. Az egyik az, hogy a mintavételi egységek kijelölése meglehetősen szubjektív (ld. 2.3.2. fejezet). Technikailag pedig nagyon nehéz akár méteres pontossággal tartósan kijelölni a négyzeteket. Egy kaszált vagy legeltetett gyepen pl. nem lehet karókat tartósan elhelyezni a négyzetek sarkában, mert letapossa az állat vagy a kaszálógépek. Ma még a kézi GPS-el is csak 15 m-es garantált pontossággal tudunk pontokat megjelölni, és ez általában nem elegendő egy növényállomány monitorozásánál. Néhányan leásott fémdarabot használnak, amit fémkeresővel keresnek meg, de ez sem túl kényelmes módszer.

Növényársulások határzónájában, térbeli gradiens szerint változó háttérfeltételek esetén a mintavételi egységeket sorban helyezzük el a gradiens mentén. Például egy magasabb és alacsonyabb térszínen egy vonalat jelölünk ki a magasabb ponttól a mélyebben fekvő felé, a vonal mentén érintkező (vagy nem érintkező) kvadrátokban készítünk cönológiai felvételeket. Ezt a kvadrát-sorozatot transzektnek vagy szelvénynek is nevezik. Így megállapíthatjuk, hogy a növényzeti foltok határa a transzekt mentén időben változik-e (elmozdul, elmosódik, élesebbé válik).

A NBmR protokollja szerint gyepes és erdőkben a vizsgált állományban egyetlen nagy, 50x50 m-es állandó kvadrátot kell kijelölni, majd ebben 50 db. 1x1 m-es cönológiai felvételt kell készíteni véletlenszerűen kijelölve. Így jelentősen könnyebb az állandó megjelölés, hiszen tereptárgyakhoz viszonyíthatunk, és nincs is szükség méteres pontosságra. A sok kisebb kvadrát felvételezése pedig a mintavételi helykijelölés szubjektivitását és a borításbecslés bizonytalanságát hivatott csökkenteni.

(A 7.2.1. ábra „megoldás”-a: zöld:44 %, narancs: 20 %, rózsaszín (pink):6 %, kék:2 %, sárga:2 %, piros:1 %, szürke és világos lila: + (jelen van), növényzet mentes: 24 %)

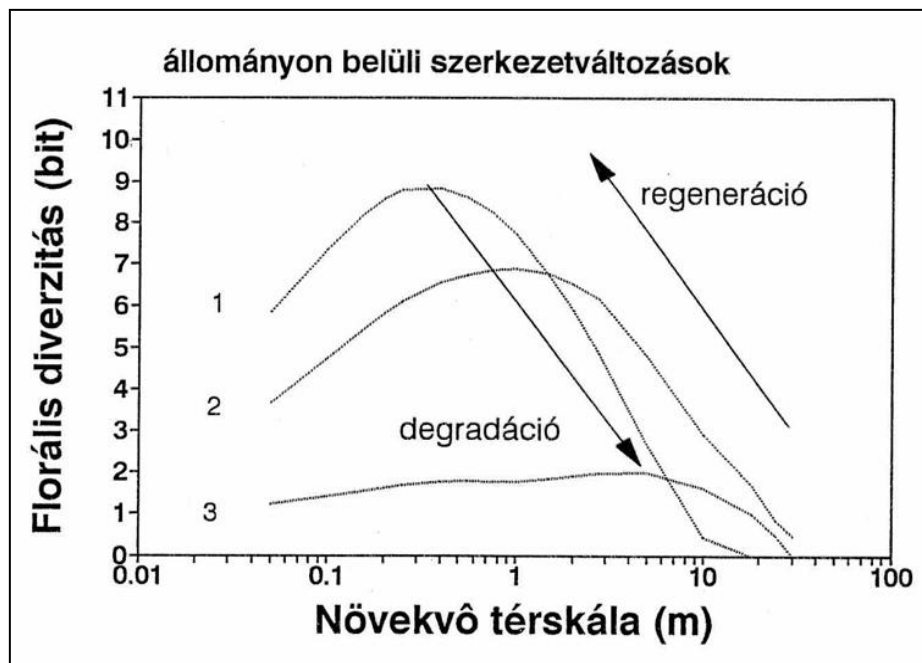
7.2.2. Növényállomány három szintű mintavétele

Egy természetvédelmi kezelés vagy mezőgazdasági használat növényállományra való hatásának monitorozásánál szükségünk van a fajkészlet változásának becslésére, a növényfajok mennyiségi változásának (a textúra változásának) mérésére, és szükséges a növényállomány mintázatának változását is észlelni. Erre a célra dolgoztak ki egy három szintű mintavételt (Bartha 2007).

- (1) A fajkészlet becslését egyetlen 20x20 méteres állandó kvadráton belül végzik. Ilyen méretű kvadrát tartós megjelölése már megvalósítható, tartós tereptárgyakhoz igazítható. Alapos bejárásával a teljes fajlista elkészíthető.
- (2) Ezen a kvadráton belül jelölnek ki 2 db 2x2 méteres négyzetet. (Itt már a nagy kvadrát sarokpontjaihoz lehet viszonyítani az állandó kijelölés érdekében). Ezekben a jól áttekinthető, kisebb kvadrátokban becsülhető a növényfajok százalékos borítása, így a textúra felmérhető.

- (3) A mátrixképző domináns fajok mennyiségének és mintázatának a pontos becslésére 5x5 cm-es mikrokvadrátokból álló rövid transzektet felvételeznek a kijelölt 2x2 méteres kvadrátok két szomszédos oldalán. Ezekben a mikrokvadrátokban csak a fajok jelenlétét kell feljegyezni.

A gyepek, vagy az erdei aljnövényzet mintázatváltozásainak rövid távú vizsgálatára alkalmasak a mikroökológiai módszerek, amikor meglehetősen sok (minimum 1000) általában egy vonal mentén elhelyezett 5x5 cm-es kvadrát (línea) fajkészletét jegyzik fel, majd az adatokat számítógéppel a Juhász-Nagy Pál által kidolgozott függvények segítségével elemzik (Juhász-Nagy 1980, Bartha 2007). Az egyik ilyen függvény a florális diverzitás (A mintavételi egységek fajkompozícióinak diverzitása, a különböző fajösszetételek számából és a mintavételi egységekben észlelt gyakoriságukból számítható ki.). Kimutatták, hogy a florális diverzitás a mintavételi egységek méretének növelésével változik, és maximumértéke jellemző a növényállomány degradáltsági-természetességi állapotára. Degradáció esetén a maximális florális diverzitás a nagyobb léptékek felé tolódik el, míg regeneráció esetén a kisebb mintavételi egységeknél észlelhető (7.2.3. ábra), így kiválóan alkalmas a hatásmonitorozás legfontosabb kérdésének vizsgálatára. A háromszintű mintavételnél javasolt összesen 8 m hosszú, 160 egységből álló rövid-línea ugyan még nem alkalmas ilyen mintázati elemzés elvégzésére, de a mintázati változások egyszerű dokumentálására (hasonlóan a fotodokumentációhoz) azonban ajánlható, így pl. a domináns füvek fűcsomó szerkezetének (klonális architektúrájának), vagy pl. a mikro-élőhelyek, az avar és az állományon belüli zavarások mintázatának rögzítésére és nyomon követésére (Bartha 2005, Pásztor és Oborny 2007).



7.2.3. ábra. Állományon belüli szerkezetváltozások vizsgálata a florális diverzitás térlépték szerinti görbéivel. (Bartha 2004 alapján).

7.2.3. A mintavételi terület természetességének megállapítása

A természetesség kérdése a természetvédelmi biológia egyik alapvető problémája. A növényzet értékelésénél általában az ún. potenciális vegetációtípushoz, mint „eredeti társuláshoz” viszonyítjuk az aktuális állapotot. Potenciális vegetációnak azt a természetes vegetációtípust tekintjük, amely az adott helyen meglévő földrajzi és éghajlati tényezőknek a

legjobban megfelel, az adott helyen működőképes állapotban fenn tudna maradni. Az ún. Németh-Seregélyes féle természetességi kategóriarendszer egy öt fokozatú skála, amellyel jól jellemezhető e vegetáció természetessége (Bölöni et al. 2003, Takács és Molnár 2007). A kategóriái a következők:

5. Zavarástól mentes, a színezőelemek aránya kiemelkedő, köztük reliktumjellegű ritkaságok is vannak, gyomjellegű fajok alig fordulnak elő. (pl. őserdők, őslápok, hasznosítatlan sziklagyepek)
4. Az emberi beavatkozás nem jelentős, a fajszám a társulásra jellemző maximum közelében van, a színezőelemek aránya jelentős, a gyomok és jellegtelen fajok aránya nem jelentős (pl. erdészeti kezelés alatt álló öreg erdők, természetes parti övezettel rendelkező vizek)
3. Közepesen leromlott állapot. Az eredeti társulás domináns fajai megfelelő arányban fordulnak elő, de színezőelemek alig vannak. Jelentős a gyomok és a jellegtelen fajok aránya. (pl. túlhasznált legelők, intenzív turizmus által érintett területek)
2. Erősen leromlott állapot. Az eredeti társulás nyomokban van meg, domináns elemei szórványosan, nem jellemző arányban fordulnak elő, tömegesek a gyomjellegű növények (pl. intenzív gyepkultúrák, csillagpázsitos legelők, szántó vagy gyep helyére telepített erdők, vizek mesterséges mederben, parttal)
1. Az eredeti vegetáció nem ismerhető fel, spontán módon csak gyomok és jellegtelen fajok fordulnak elő (pl. szántók, intenzív erdészeti és gyümölcskultúrák, bányaudvarok, meddőhányó, vizek betonparttal)

Degradációs tényezők és jelenségek

A monitorozás eredményének értelmezését nagyban segíti, ha a terepmunka során feljegyezzük, ha valamilyen olyan tevékenység vagy hatás érvényesülését észleljük, ami megítélésünk szerint a növényállomány leromlását okozhatja. Ezek a degradációt okozó tényezők. Az NBmR kompatibilitásának érdekében összeállítottak egy listát, amely a leggyakrabban előforduló degradációs tényezőket tartalmazza (Takács és Molnár 2007). Pl. taposás, túllegeltetés, tarvágás, fatelepítés, műtrágyázás, szerves szennyezés, eutrofizáció, stb. A felvételezés során ezek közül kell kiválasztani a megfelelőt.

A degradációs tényezők leromlási jelenségeket okoznak a növényállományban. Ezekről a jelenségekről két lista készült. Az egyik a fajkészletet érintő 29 degradációs jelenséget tartalmaz (pl. gyomosodás, össz fajszám csökkenés, specialista fajok eltűnése, eljellegtelenedés, idegenhonos faj dominanciája, domináns fajok eltűnése, stb.). A másik lista olyan 12 degradációs jelenséget sorol fel amelyik a növényzeti állományok struktúráját változtatja meg (pl. a gyeptársulásban tájidegen fásszárú eluralkodása, a faállomány nem újul, a cserjeszint hiányzik, az aljnövényzet zavart, stb.) (2. melléklet a Takács és Molnár (2007) munkájában)

Az adatok feldolgozása

(1) Cönológiai tabella készítése

A cönológiai tabella egy olyan táblázat, amely tartalmazza a felvételekben előforduló növényfajok listáját és gyakorisági adataikat az egyes felvételekben (7.2.1. táblázat).

A cönológiai felvételekből sok minden megállapítható. Kiszámíthatjuk a fajszámot az egész vizsgált területre, és a mintavételi egységek átlagos fajszámát, a fajsűrűséget is megállapíthatjuk. A fajok mennyiségi adataiból diverzitási értékeket állapíthatunk meg

(használhatunk pl. Shannon vagy Simpson diverzitási indexet). A monitorozás során időben ismételt cönológiai tabellákat dolgozunk fel, megállapítjuk a fajszám, a mennyiségi arányok, a diverzitás változását. Nemcsak a fajszám csökkenése jelezhet degradációt hanem az is, ha csökken a gyakorisági eloszlás egyenletessége, vagyis csak néhány fajtól van sok, a többi ritkának tekinthető. A diverzitási indexek változása mindkét változást egyidejűleg jelzi.

7.2.1. Táblázat. Cönológiai tabella. 10 db. 4x4 m-es kvadrátban előforduló növényfajok százalékos borításértékei. VAL, WB: a fajok természetességi értékszámjai, és víz-indikátor értékei Borhidi (1993) alapján. (A ritka fajokat itt most nem tüntettük fel).

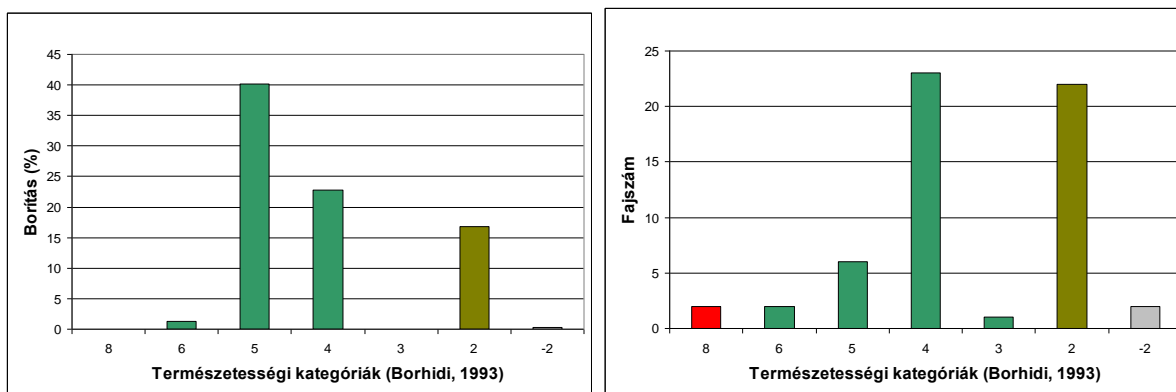
Fajok	VAL	WB	Felvételek									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Achillea asplenifolia	2	6					0,1	1	0,1	0,1	0,1	1
Achillea pannonica	2	4								0,1		
Agrostis stolonifera	5	7	30	10		40						
Bolboschoenus maritimus	5	10				45						
Caltha palustris	4	9		5								
Calystegia sepium	2	9	2	5								
Carex acutiformis	5	9		30	2							
Carex distans	5	7					0,1	0,1				
Carex flacca	4	7					20	2	0,1	0,1	2	2
Carex panicea	4	8					2	0,1				
Carex riparia	5	10			75							
Centaurea pannonica	2	5					0,1	0,1	3		1	1
Deschampsia cespitosa	5	7								10		
Elymus repens	-2	5										0,1
Euphorbia palustris	4	9	0,1	5	1	2	0,1					
Festuca pratensis	5	6		10				0,1				
Festuca rup. és ps.	5	3						0,1				
Galium verum	2	4					5	15	5	10	10	5
Linum catharticum	4	7									2	
Lotus corniculatus	2	4						1	3	0,1		
Lysimachia vulgaris	2	8		15	1					15		1
Lythrum salicaria	4	9		3								
Mentha aquatica	4	9		10						15		
Molinia arundinacea	5	5				0,1	55	70	50	25	50	50
Ononis spinosa	2	3						0,1	0,1		10	5
Phalaris arundinacea	4	9	50			2						
Phragmites australis	5	10	10	5	1				10	15	0,1	2
Plantago lanceolata	2	4									0,1	0,1
Poa angustifolia	2	3								0,1		
Ranunculus acris	4	7							2			
Ranunculus repens	2	8						3			1	0,1
Rhinanthus serotinus	4	7							0,1		20	2
Sanguisorba officinalis	6	7	0,1				3	0,1	5	15	0,1	20
Schoenoplectus lacustris	5	10		1	1							
Serratula tinctoria	4	5	0,1			2	3	3	20	0,1	3	
Succisa pratensis	4	7								2	0,1	10
Teucrium scordium	4	9	0,1	0,1		3						
Thalictrum flavum	4	8		0,1	0,1	2						

(2) Fajcsoportok változásának értékelése

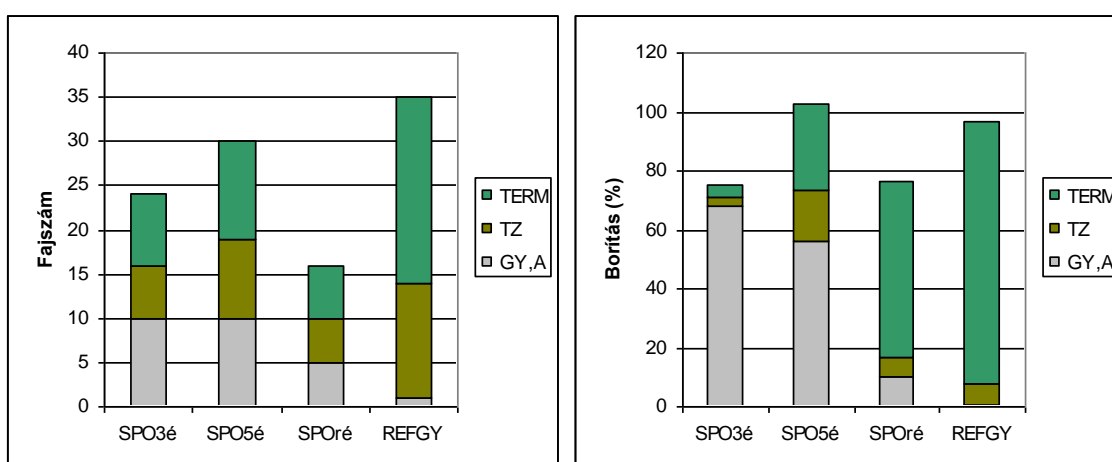
A fajszám és a gyakoriságok változásán túl értékelni kell a fajösszetétel változását is. Ha a természetes élőhelyek fajainak aránya csökken, zavarástűrők, gyomfajok vagy idegenhonos fajok szaporodnak el, veszélyeztető tényező hatására kell gondolnunk. Jó hasznát vehetjük az egész magyar flórára megállapított szociális magatartás típusoknak és természetességi értékszámoknak. A szociális magatartás típus a növényfajok társulásban betöltött szerepén alapuló kategóriarendszer. Kifejezi a növénynek a termőhelyéhez való kapcsolódási módját, a kapcsolódás információtartalmát és a kapcsolódás természetességét. Mivel a szociális magatartási típusok a növény és termőhely kapcsolódásának különböző természetességi illetve zavartsági állapotát fejezik ki, természetességi értékszámokkal láthatók el, és ezek szerint sorrendbe állíthatók (Borhidi 1993). Ld. 7.2.2. táblázat.

7.2.2 . Táblázat. A magyar flóra szociális magatartás típusai és természetességi értékszámai (Borhidi 1993).

C	Természetes kompetítorok (társulásalkotók)	+5
Cr	ritka természetes kompetítorok	+7
Cu	unikális természetes kompetítorok	+9
S	Specialisták	+6
Sr	ritka specialisták	+8
Su	unikális specialisták	+10
G	Generalisták	+4
Gr	ritka generalisták	+6
Gu	unikális generalisták	+8
NP	Természetes pionírok	+3
DT	Természetes zavarástűrők	+2
W	Honos gyomfajok	+1
I	Kivadult haszonnövények	-1
A	Behurcolódott gyomok	-1
RC	A honos flóra ruderalis kompetítorai	-2
AC	Tájidegen, agresszív kompetítorok	-3



7.2.4. ábra Természetességi érték spektrumok borításérték (balra) és fajszám (jobbra) alapján, a Borhidi-féle természetességi értékszámok (ld. 7.2.1. táblázat) alapján.

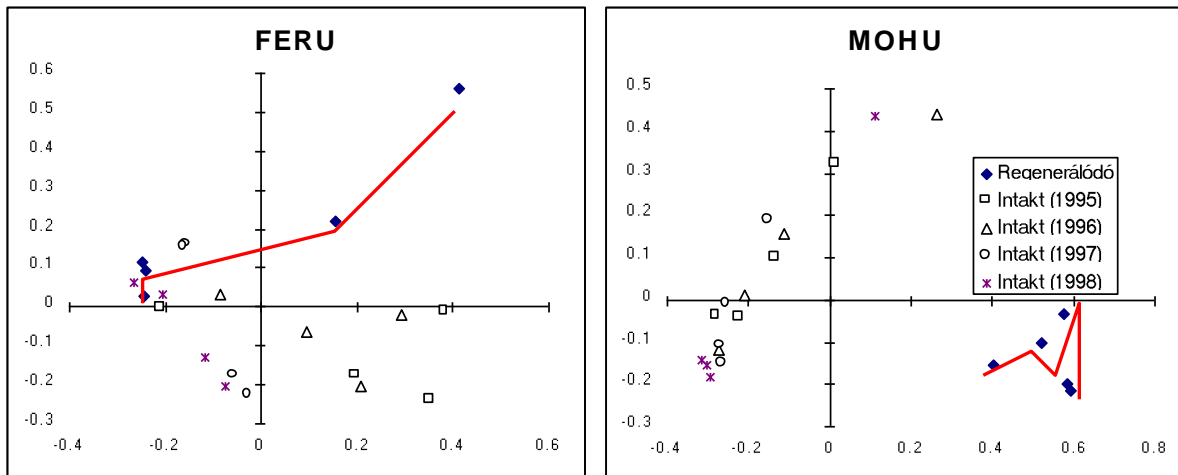


7.2.5. ábra. Összevont kategóriák alkalmazása. A természetes állapotra jellemző fajok (TERM), a természetes zavarástűrők (TZ), valamint a gyomok és tájidegen elemek (GY,A) fajszáma és borításértéke három különböző korú parlagon (SPO3é, SPO5é, SPOré) és egy referencia gyepen (REFGY) (Margóczy et al. 2009).

Gyakran vagyunk kíváncsiak arra, hogy a növényzet megváltozik-e a vízellátás megváltozása, a szikesség csökkenése, a talaj vagy a víz tápanyagtartalmának változása és nem utolsósorban a klímaváltozás hatására? Ilyen kérdések esetén jó hasznát vehetjük az egyes növényfajokhoz tartozó ökológiai indikátor értékeknek, mint a W (vízigény), T (hőmérséklet igény), R (talajreakció), N (nitrogén igény), L (fényigény), S (sótűrés). Ezek az értékek megtalálhatók a teljes magyar flórára a Flóra-adatbázisban (Horváth et al. 1995).

(3) Többváltozós statisztikai módszerek használata

Igen szemléletesen lehet sok cönológiai felvételt értékelni ordinációs technikák (pl. főkomponens analízis, főkoordináta analízis) segítségével (Podani 1997). Ilyenkor a számítógépes program kiszámolja a hasonlóságokat (távolságokat) az egyes felvételek között, és a felvételeket pontokként egy koordináta-rendszerben ábrázolja. Az egymáshoz közel eső pontok (pontfelhő) hasonló felvételeket jelentenek. Ha különböző időpontokban készült felvételeket együtt elemzünk, az elmozdulásból következtethetünk a változásra (7.2.6. ábra)



7.2.6. ábra. Egy barázdált csenkeszes (FERU) és egy kékperjés (MOHU) gyepterület regenerációjának monitorozása főkoordináta analízis alapján. Az üres szimbólumok a referenciaterek (intakt) felvételeit reprezentálják, a rombuszok pedig a regenerálódó területet. A piros vonalak mutatják a regenerálódó területek változását a négy vizsgálati év alatt. A FERU gyepterület regenerálódó (növényzettől megfosztott) kvadrátjának pontja évről évre közelebb került a referencia területek pontjaihoz, míg a MOHU gyepterület 4 év alatt szinte egyáltalán nem regenerálódott, (Margóczi 2001).

7.3. Növénytakaságok monitorozásának országos egységesítése

Ha országos léptékben akarunk képet kapni a különböző növénytakaságok állapotáról és annak változásáról, országos léptékű mintavételi eljárást kell kidolgozni, és a monitorozandó állományokat is országos léptékben kell kijelölni. Ezt a kijelölést a NBmR keretében elvégezték, a monitorozandó állományokat és növénytakaságokat az NBmR PROJEKTEK (ld. 3.2.2. fejezet) célkitűzéseinek megfelelően határozták meg. Az erdők a gyepek és a nádasok mintavételi protokollja az előbbiekben ismertetett cönológiai felvételezésen alapul, míg a mohaközösségek és a hínártakaságok esetében másféle módszert választottak. Az alábbiakban azokat a mintavételi eljárásokat ismertetjük, amelyeket a NBmR-ben (ld. 3. fejezet) egységesen használnak, ezek a rendszer növénytakaságokra vonatkozó szabványos mintavételi protokolljai. A vizes élőhelyek növényzetének monitorozását a Víz Keretirányelv előírásai szerint is végzik (ld. 15. fejezet)

7.3.1. Fás takaságok monitorozása

Megválaszolható kérdések

A fás takaságok monitorozása az erdőrezervátumok kutatásához kapcsolódik. Az erdőrezervátum védett erdőterület, ahol minden emberi tevékenységet végérvényesen beszüntetnek annak érdekében, hogy az erdő természetes folyamatai zavartalanul és hosszú távon érvényre juthassanak és azok megismerhetővé, tanulmányozhatóvá váljanak. Az elmúlt évtizedekben Európa számos országában jelölték ki ilyen területeket, amelyek nagy része változatos erdőszerkezetű, gazdag és különleges növény- és állatvilággal rendelkeznek, és természetes dinamikát mutat. Az 1990-es években hazánkban is megkezdődött az

erdőrezervátum-hálózat létrehozása, és több területen a kutatás is. A hazai hálózat ma 63 erdőrezervátumot foglal magába (www.erdorezervatum.hu).

Az erdőrezervátumok vizsgálatának célja az erdők természetes életének, változatos szerkezetének, hosszú távú folyamatainak, és gazdag élővilágának megismerése. A magas természetességű, nem kezelt mintavételi területek mellett azonban kijelöltek azzal azonos típusú és korú, de erdészeti kezelés alatt álló területeket is. Itt a kezelések hatásának feltárása a cél.

12 féle erdőtársulást jelöltek ki Magyarországon a domináns erdőtípusok erdőrezervátum magterületein monitorozásra 50 mintavételi helyen, 6 mocsár- és láperdő társulást (12 mintavételi helyen) valamint 1 szikes-erdő társulást (2 mintavételi helyen). A mintavételi gyakoriságot 2 illetve 4 évente írják elő, a mintavétel javasolt hónapja erdőtársulásonként különbözik.

A monitorozás módszere

A monitorozandó erdőállományt úgy kell kiválasztani, hogy jól reprezentálja a társulást. A megfelelő mintavételi terület kijelöléséhez nagy szakmai tapasztalat, az erdőtársulás és a terület alapos ismerete szükséges. A kiválasztott állományban 3 db, egyenként 30x30 méteres mintanegyzetet kell kijelölni oly módon, hogy a jellemezni kívánt állományrész esetlegesen eltérő foltjait reprezentálják. A mintanegyzetek sarkait állandó karókkal (vagy más, tartós módszerrel) meg kell jelölni.

Minden 30x30 méteres mintanegyzetre becsüljük meg a lomkorona-, cserje-, lágyszárú- és moha szintek összborítását. A lomkorona- és cserje szintekben becsüljük meg az egyes fajok borítását. A cserjeszintbe a 0,5 méternél magasabb, de 2 méternél alacsonyabb fás szárú fajok értendők. A lágyszárú szintben (< 50 cm) előforduló egyes fajok (lágyszárúak és a fás növények alacsony egyedei) előfordulásának és tömegességének jellemzésére véletlenszerűen, de nagyjából egyenletesen helyezünk ki 55 db, egyenként 0,5 m²-es kör alakú (sugár = 40 cm) mintavételi egységet. Ezekben rögzítjük a lágyszárú szint fajainak előfordulását (jelenlét-hiány adat). A gyepszint fajainak mennyiségi adatait azoknak a mintavételi egységeknek a száma fogja jelenteni, amelyekben előfordultak az 55 közül.

A terepi vizsgálat során feljegyezzük a lejtőszöveget, a kitettséget, a degradációs tényezőket és jelenségeket, megállapítjuk az állomány természetességét a Németh-Seregélyes kategóriarendszer alapján, stb. (ezek a háttérváltozók).

A terepen gyűjtött adatokból kiszámolható az összes edényes növény fajszáma, az átlagos fajsám / mintakör (fajsűrűség), a diverzitás index, a védett fajok- tipikus fajok-gyomfajok aránya, stb. (ezek a származtatott adatok).

7.3.2. Gyeptársulások monitorozása

Megválaszolendő kérdések

Gyeppek monitorozását az NBmR négy projektjének keretében terveznek négy különböző gyeptípusban: vizes élőhelyek gyepjein, szikes élőhelyeken, száraz-gyepekben és hegyi réteken.

A vizes élőhelyeknek tekinthető magassásosok, láprétek, mocsárrétek kiemelkedő természeti értékűek, és erősen veszélyeztetettek. A mesterséges vízügyi beavatkozások, lecsapolások, szabályzások miatt ez az élőhelytípus a töredékére zsugorodott. A kijelölt és monitorozott növénytársulások között vannak ecsetpázsitos mocsárrétek, zombéksásosok, gyapjúsásos és fekete csátés üde láprétek, kékperjések.

A szikesek monitorozása azért különösen fontos, mert az ilyen típusú élőhelyek Európában szinte egyáltalán nem találhatóak máshol, a „Pannon szikesek” ún. közösségi jelentőségű élőhelytípus, a Pannon Biogeográfiai Régió jellemző élőhelytípusa. A klímaváltozás hatására, vagy egyéb okból bekövetkező szárazodás veszélyezteteti fennmaradásukat, ugyanis talajvízszint süllyedése a szikesség csökkenését, az élőhelyek megváltozását okozhatja. Ide tartoznak a cickóros és ürmös puszták, hernyópázsitos szikes rétek, kocsordos-öszirózsás magaskórósok, mézpázsitos szikfokok, bárányparéjos, sóballás vakszik társulások

A száraz gyepek közé tartoznak az ugyancsak kiemelkedő természeti értékű különböző hegyvidéki sziklagyepek és lejtősztyepprétek, a homoki élőhelyek nyílt és zárt pusztagyepjei, és a mezőgazdasági területhasználat miatt csak kis töredékekben fennmaradt löszpusztagyeppek. A szárazgyepeket a fragmentáció is veszélyezteteti és a klímaváltozás hatásai is viszonylag korán jelentkezhetnek rajtuk.

A hegyi kaszálórétek kaszálását és legeltetését az állatállomány csökkenése miatt az 1990-es években nagyon sok helyen felhagyták. Az értékes növényállományok megváltoztak, degradálódtak, mivel a rétek értékes vegetációjának fennmaradása a folyamatos használattól függött. Ide tartoznak a vörös csenkeszes, a száalkaperjés és a csarabos hegyi rétek.

Csaknem valamennyi gyeptípus esetén folyik valamilyen használat (kaszálás vagy legeltetés), esetleg a természetvédelmi kezelő a biodiverzitás védelme érdekében végzi ezeket a tevékenységeket természetvédelmi kezelésként. Mindkét esetben fontos, hogy meggyőződjünk róla, hogy nem árt-e a használat, vagy sikeres-e a kezelés, e kérdések megválaszolásához is gondos monitorozásra van szükség. Összesen mintegy 40 gyeptársulás több mint 100 élőhelyén folyik rendszeres monitorozás.

A monitorozás módszere

A kiválasztott növénytársulás tipikus állományában 50x50 méteres állandó négyzetet jelölnek ki, (vagy azonos alapterületű téglalapot). A mintanégyzet sarkait itt is állandó karókkal (vagy más, tartós módszerrel) meg kell jelölni. A kijelölt 50X50 m-es területen 50 db 1x1 méteres kvadrátban cönológiai felvételt készítenek az edényes növényfajok borításának %-os becslésével. Az 1x1 m-es kvadrátokat pszeudo-szisztematikus módon helyezik el, ami azt jelenti, hogy helyüket nem kell rögzíteni, de a cél az, hogy a terület lehetőleg minden része egyenlő eséllyel reprezentálódjon a mintában. A teljes állandó négyzet területére vonatkozóan meghatározzák az esetleges degradációs tényezőket és jelenségeket, valamint a természetesség mértékét (ld. a 7.2.3. fejezetben). A felvételezéskor feljegyzik a kezelésre (kaszálás, legeltetés) vonatkozó adatok (gyakoriság, időpont), valamint a talajvízszintre, vízellátottságra vonatkozó adatokat. Sziklagyepeknél a kitétség, átlagos lejtőszög lehet fontos háttérváltozó.

Az adatok feldolgozásánál kiszámítják az összes növény fajszámát az 50 1x1 m-es kvadrát alapján, az 1x1 m-es kvadrátok átlagos fajszámát (fajsűrűség), diverzitási indexeket, és a különböző tulajdonságú fajok csoportjainak arányát. Pl. a természetességre utaló fajok, zavarástűrők, gyomfajok, vagy a különböző ökológiai indikátorértékű (pl. hő-, víz-, fényigény, sótűrés, stb.) fajcsoportok arányát és annak időbeli változását a monitorozás során (lásd 7.2.3. fejezet).

7.3.3. Hínártársulások és nádasok monitorozása

Megválaszolandó kérdések

Az év jelentős részében vízzel borított élőhelyek növényzetének trend monitorozása során állapotuk, fajösszetételük folyamatos nyomon követése valósul meg. Külön figyelmet fordítanak a nemzetközi védettségű ún. Ramsari területek vizsgálatára. Mindössze két hínártársulást jelöltek ki, a tündérfátyolost és az aldrovandást, ez utóbbi csak a Baláta-tóban él. A nádasok monitorozása 6 területen folyik, a nádaratás vagy égetés hatását is vizsgálják.

A monitorozás módszere

Ezeket a vizes élőhelyeket hónaljcsizmában vagy csónakkal lehet csak megközelíteni. A sűrű, magas nádasok szinte járhatatlanok, nem lehet őket áttekinteni, így az állandó mintavételi terület kiválasztása és megjelölése nem könnyű feladat. Legalább 100 m²-es terület vagy partszakasz kijelölése szükséges.

A hínárvegetáció felmérése a Köhler-féle mintavételi technikán alapszik. A kijelölt 100 m²-es mintaterület négy sarkában és közepén összesen 5 db 2×2 m-es mintanégyzetben %-os borításbecsléssel cönológiai felvételt készítünk. Minden mintanégyzetben feljegyezzük a vízmélységet, az összes borítást és a szabad vízfelületet. Az alámerült hínárokat gereblye segítségével tudjuk kiemelni. A felvételezést szintenként végezzük: megkülönböztetünk alámerült (pl: tócsagaz (*Ceratophyllum* spp.), keresztes békalencsa (*Lemna trisulca*), süllőhínár (*Myriophyllum* spp.), úszó (pl: vízitök (*Nuphar lutea*), tündérfátyol (*Nymphoides peltata*), békatutaj (*Hydrocharis morsus-ranae*), apró békalencse (*Lemna minor*) és kiemelkedő szintet, pl: tavi káka (*Scirpus lacustris*), nád (*Phragmites communis*). Minden szint esetében fel kell jegyezni a szint borítását és magasságát. (az aljzattól mérve, az úszószint magassága. ez esetben megegyezik a vízmélységgel, valamint az oda tartozó fajok borítását fajonként.

A nádasoknál a vizsgálat mintaterülete a szárazföldi társulásokhoz hasonlóan 50x50 m. Amennyiben a nádas sáv ennél keskenyebb, más alakú, de közel ugyanekkora méretű mintaterület is kijelölhető. A mintaterület sarkait állandósítani kell (megjelölés, vagy térkép, légifotó, GPS, tereptárgyaktól mért távolság alapján való visszakereshetőség). Ezen belül itt is kisebb kvadrátokban végzik a felvételezést, 10 db 1x1 m-es, a mintaterületen belül random kihelyezett négyzetben. Az előforduló hajtásos növényfajok becsült borításán kívül megállapítják a nád hajtásszámát, külön az elszáradt előző évi (avas) nádszálakra, a generatív (bugás) és a vegetatív (bugátlan) hajtásokra. Feljegyzik kvadrátonként 10-10 véletlenszerűen választott generatív (ha van) és vegetatív hajtás magasságát a vízfelszíntől (ha nincs vízborítás a talajfelszíntől) mérve.

7.3.4. Mohaközösségek monitorozása

Mohafajok monitorozásával a 6.1. fejezetben foglalkoztunk. Az edényes növénytársulások monitorozására kijelölt kvadrátok egy részében azonban az összes előforduló mohafaj felmérését is elvégzik, ez a mohaközösségek monitorozása.

A mintavételezés módszere

A mohaközösségek monitorozásának felvételezési módszertana kapcsolódik az NBmR növénytársulás monitorozásának módszertanához. A növénytársulások monitorozására kijelölt, 50 x 50 m-es állandó mintaterületeken (amelyekben több élőlénycsoport

monitorozása is megvalósulhat) a mohaközösségek vizsgálata kisebb, állandó mintanegyzetekben történt, ezeknek mérete fátlan élőhelyeken 10 x 10 m, erdőrezervátumokban 16 x 16 m. A kisebb mintaterület választását az indokolja, hogy a mohák az edényes növényekhez képest finomabb térléptékű mintázatban jelennek meg, ezért a mohavegetáció jellemzése esetében a kisebb mintanegyzetet is reprezentatívnak tartjuk. A 10 x 10 m-es mintanegyzetekben technikailag egyszerűbb a mohákra kidolgozott szisztematikus mintavételezés végrehajtása. Az erdőben a mintanegyzet nagyobb méretét (16 x 16 m) az epifiton, a fán élő mohaközösség mintavételezéséhez szükséges kb. 10 faegyed mintanegyzetbe kerülése indokolja. A mintanegyzetek mohaközösségének felvételezésére az alábbi módszereket használtuk: (1) tömegességgel súlyozott fajlista készítése; (2) szisztematikus felvételezés a talajszinten (talajt, sziklákat és fekvő faanyagot érintve), jelenlét/hiány adatokat regisztrálva; (3) az erdőben ezeken felül az epifiton mohavegetáció felvételezése.

Szisztematikus mintavételezés: fátlan élőhelyeken a 10x10 m-es (100 m² nagyságú) mintanegyzetekben 25 db 0.5 x 0.5 m-es kvadrátot helyeztünk ki egy kétméteres rácsháló rácspontjai mentén, szisztematikusán (5 sor és 5 oszlop). A kvadrátok méretét a mohafajok térbeli mintázata, valamint a kvadrát áttekinthetősége indokolja. A kvadrátok szisztematikus térbeli elhelyezése lehetővé teszi, hogy a dinamikai folyamatokat ne csak a mintanegyzet, hanem a kvadrátok szintjén is elemezzük (állandó kvadrátok). Az erdő 16 x 16 m-es mintanegyzeteiben 64 db 0.5 x 0.5 m-es kvadrátot helyeztünk ki szintén egy kétméteres rácsháló rácspontjai mentén, szisztematikusán (8 sor és 8 oszlop). A kvadrátokban a fajok előfordulását regisztráltuk (jelenlét/hiány adatok), valamint feltüntettük, hogy milyen aljzaton fordultak elő (talaj, holt faanyag, kő). A mintavétel feldolgozása során a fajokat aljzatpreferencia alapján nem különítettük el (Papp et al. 2006).

A vizsgálatok eredményei

A vizsgált élőhelyek közül a száraz gyepek mohaközössége mutatja a legnagyobb diverzitást. A száraz gyepekben és a szikeseken a vizes élőhelyekhez képest nagyobb az egyéves vándorló (AS), rövid életű vándorló (SL) és kolonista (C) fajok aránya. A szikeseken a mohaközösség vízigény spektruma széles, ami a szikesek szélsőséges vízgazdálkodásával magyarázható. A száraz gyepek mohaszintje a nyílt sziklagyepek esetében a leginkább fajgazdag. A nyílt sziklagyepekben és a homoki gyepekben a rövid életű fajok az uralkodók, míg a zárt sziklagyepekben jelentős az évelő fajok aránya. A nyílt sziklagyepek faji összetétele jelentős mértékben eltér hazánk különböző növényföldrajzi régióiban. A nyílt sziklagyepekben és a szikeseken a mohavegetációt igen intenzív dinamika jellemzi a rövid életű fajok esetleges, bizonyára időjárásfüggő megjelenése miatt. A vizes élőhelyek mohavegetációja az állandóbb körülményekhez alkalmazkodott mégis – várakozásainkhoz képest – intenzívebb dinamikát mutatott. Az erdő esetében a talajszint mohaközösségének diverzitását alapvetően a különböző aljzattípusok diverzitása szabja meg. Az epifiton mohaközösségek jelentős magassági zonációt mutatnak a fákon, diverzitásukat nagymértékben növelik a kedvezőbb fényviszonyok, a magas páratartalom, valamint a nagyméretű fák jelenléte (Papp et al. 2006).

7.4. Esettanulmányok növénytakasulások monitorozásáról

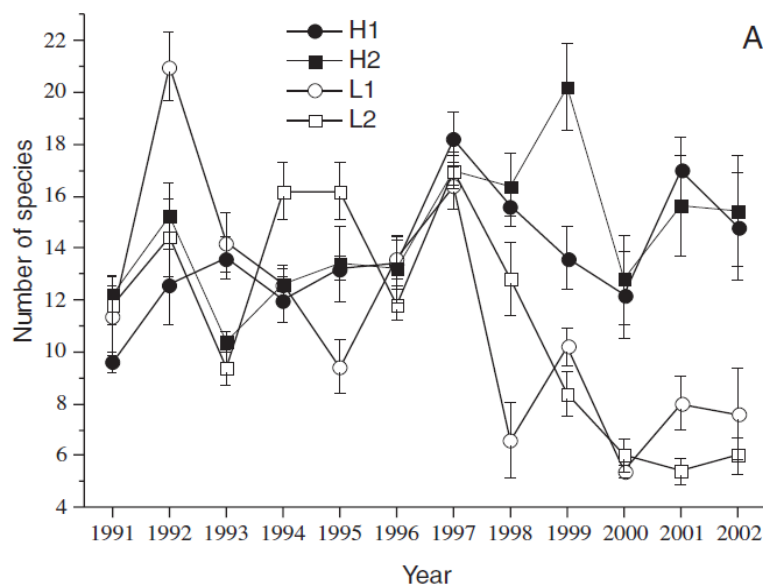
7.4.1. Esettanulmány. A Martinkai legelő regenerálódása

Hivatkozás: Török, P., Matus, G., Papp, M., Tóthmérész, B (2008) Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73-85.

Célkitűzés, módszer:

A Martinkai legelőn, Hajdúsámson határában, savanyú homokon, buckás területen természetes állapotban homoki száraz legelő (*Cynodonti-Festucetum pseudovinae*) nő a buckák tetején és oldalán, valamint egyévesek uralta pionír növényközösségek, (*Bassia laniflorae-Brometum tectorum*, *Festucetum vaginatae*). A buckaközökben pedig üde rétek és magassásosok (*Magnocaricion elatae*, *Calthion*, *Deschampsion caespitosae*, *Arrhenatherion Juncenion effusi*) vannak. 1989-1990-ben intenzív libalegeltetés folyt a terület egy részén. A növényzet csaknem teljesen elpusztult, a libatrágya erősen szennyezte a talajt. A Debreceni Egyetem kutatói 1991-ben kijelöltek 2-2 mintavételi helyet a buckatetőn és a buckaközben. Mind a 4 mintavételi helyen 5-5 db. 2x2 méteres állandó négyzetben becsülték a növényfajok borítását 1991 és 2002 között minden júniusban. A vizsgálat célja az volt, hogy leírják a gyepterregenerálódásának folyamatát.

Eredmény:



7.4.1. ábra. A fajszám változása a buckatetőn (H1, H2) és a buckaközben (L1, L2) a libalegeltetés felhagyása után a martinkai legelőn (Török et al. 2008).

A kezdeti stádiumban nitrogénkedvelő egyéves gyomok nőttek a területen, ezeket azonban hamarosan felváltották a tápanyagszegény talajokra jellemző, rövid életidejű, pionír kétszikűek és fűvek. A vizsgálat utolsó éveiben a buckaközökben már évelő fűvek uralkodtak (sovány csenkesz, réti csenkesz, csillagpázsit), a buckatetőn azonban az évelő fűvek sűrűsége sokkal alacsonyabb volt, így itt az egyéves növényfajok megmaradási esélye is nagyobb volt, mint a buckaközben. A fajkicserélődés mértéke az évek során mindenütt csökkent.

7.4.2. Esettanulmány: Bárányparéjos társulások NBmR monitorozása

Hivatkozás: Botta-Dukát Z. (2006) Az NBMR cönológiai monitorozás felülvizsgálatának kiegészítése. Kézirat.

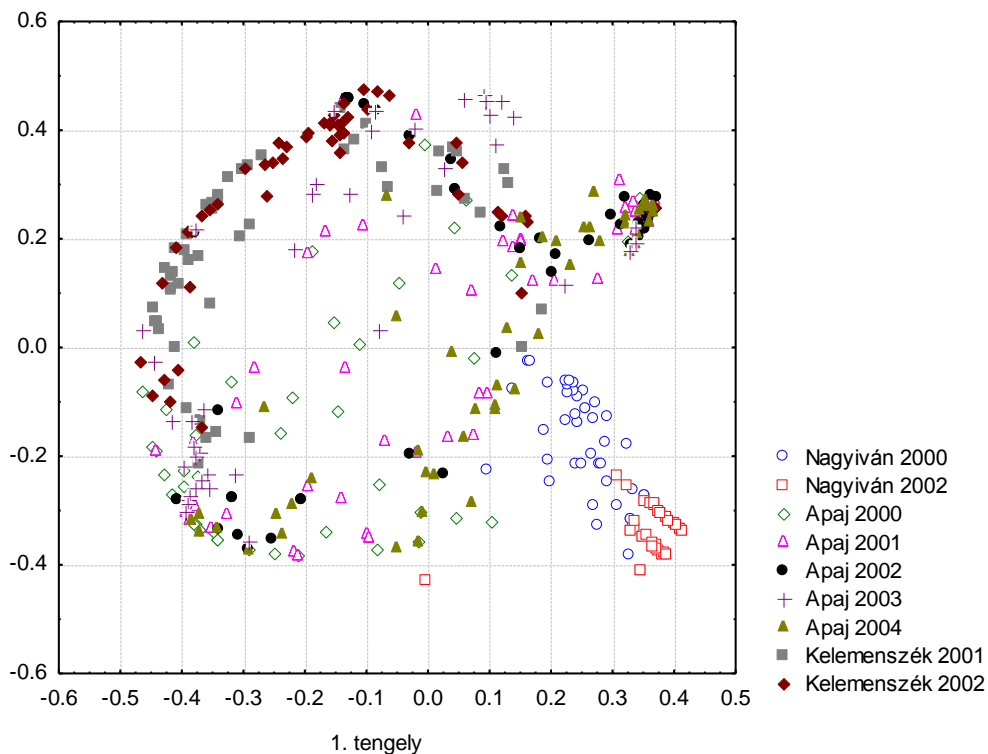


7.4.2. ábra. Bárányparéj és kamilla. Fotó: Margóczy K.

Célkitűzés, módszer:

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében három területen jelöltek ki a bárányparéjos társulást jól reprezentáló 50X50 m-es kvadrátokat, amelyekben 50-50 db 1 m² méretű kvadrátban készítették el a cönológiai felvételeket. A felvételeket többváltozós módszerrel elemezték, és ordinációs diagrammon ábrázolták.

Eredmény:



7.4.3. ábra. A bárányparéjos társulás (*Camphorosmetum annuae*) NBmR keretében és módszerével készített felvételeinek ordinációs diagramja.

Apajon az öt egymást követő évben nem történt lényeges változás, a térbeli heterogenitás nagyobb, mint az időbeli (7.4.3. ábra). Ugyanez mondható el Kelemenszékről is, amely nem különbözik lényegesen Apajtól. A Nagyiváni mintarületről viszont számos, az előző kettőre jellemző faj (pl. sziki üröm (*Artemisia santonicum*), sziki útifű (*Plantago maritima*), sziki őszirózsa (*Aster tripolium subsp. pannonicus*), pozsgás zsázsa (*Lepidium crassifolium*)) hiányzik, ezért mindkét évben elkülönül a többi mintaterülettől. A 2002-es nagyiváni felvételek a mézpázsit hiánya miatt különülnek el a 2000-esektől.

7.4.3. Esettanulmány: Nyirkai-Hany, élőhely rekonstrukció

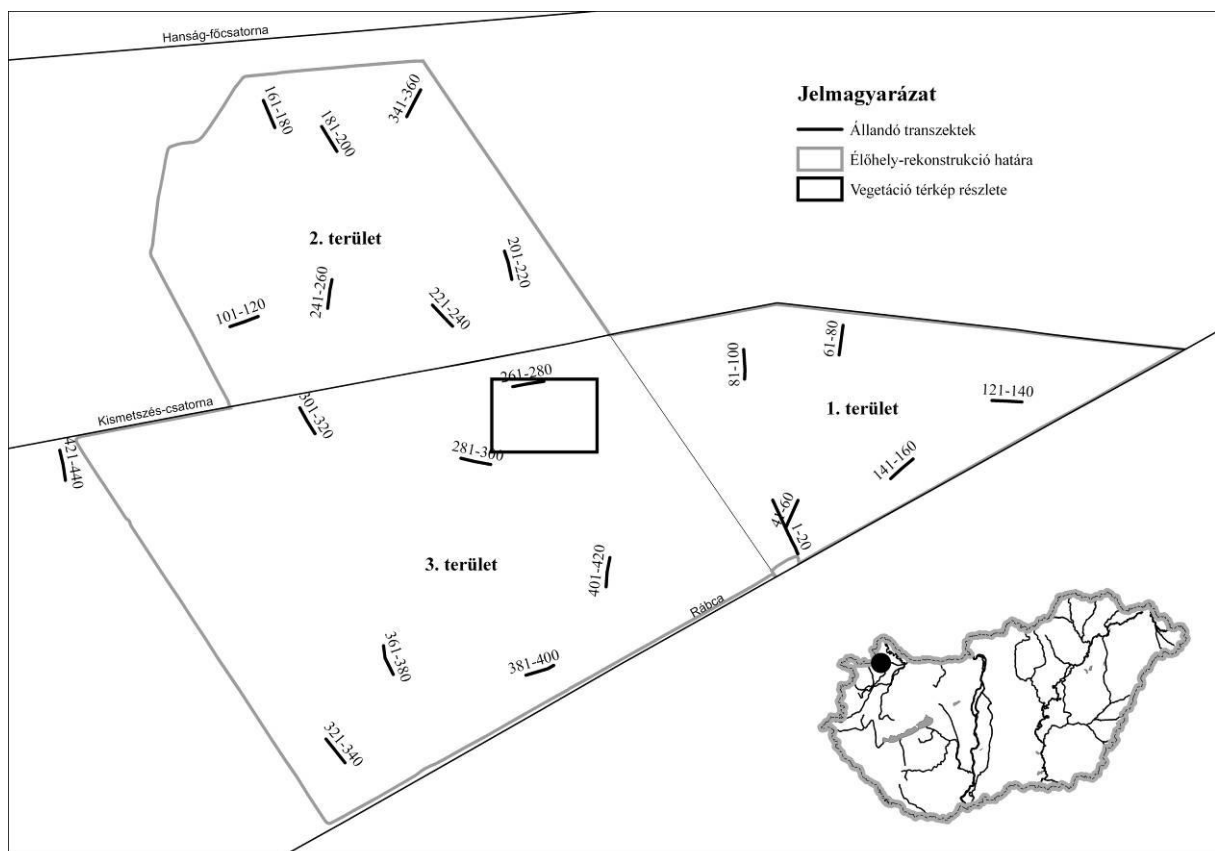
Hivatkozás: Takács G., Margóczy K., Bátori Z. (2007) Vegetációváltozások egy nagy kiterjedésű hansági vizes élőhely-rekonstrukción. Természetvédelmi Közlemények, 13: 269-280.

Célkitűzés, módszer:

Az egyik legnagyobb hazai vizes élőhely-rekonstrukció a Hanságban, a Nyirkai-Hanyban készült el 2001-ben, 420 hektáron. A munkák kivitelezésével párhuzamosan kezdődött meg annak a monitoring rendszernek a kiépítése, amely feladatául a hansági élőhely-rekonstrukciók eredményeinek és hatásainak vizsgálatát tűzte ki célul.

A felszíni árasztással megvalósult élőhely-rekonstrukció Bősárkány mellett, az egykori Hanság egyik legmélyebb pontján, az ún. bősárkányi-torok közelében helyezkedik el. Az elárasztott terület három, egymástól jól elkülönült, töltésekkel elválasztott medencéből áll. Az élőhely-rekonstrukciót jelenleg állandó, 113 m tszf.-i magasságra beállított vízzinttel (+/- 20 cm) üzemeltetik, ami a terület legnagyobb részén közepesen mély (30-60 cm) és sekély (0-30 cm) vízborítást eredményezett. Az elárasztott terület 10 %-án találunk mély vizet (>60 cm), illetve 12 %-án szárazulatot.

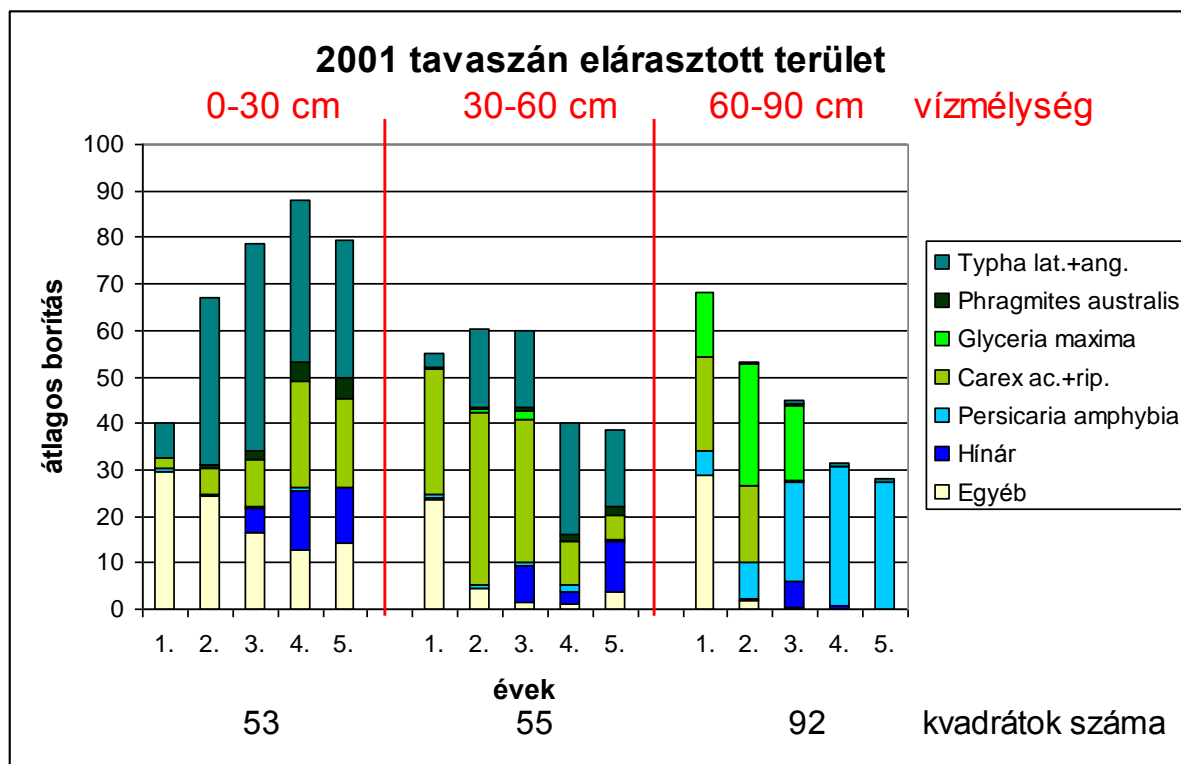
A növényközösségekben bekövetkezett változásokat transzekt mentén végzett cönológiai felvételekkel vizsgáltuk. A területen 21 db 100 m hosszú, állandó transzekt került kijelölésre, melyek mentén 20-20 db 5x5m-es cönológiai felvételt készítünk minden évben.



7.4.4. ábra. A Nyirkai-Hany (Hanság) vizes élőhely-rekonstrukció áttekintő térképe az állandó transzekttekkel.

Eredmény:

Az árasztás hatására a sekélyebb vizű területeken a gyepvegetációt sásosok és gyékényesek váltották fel. A közepes (30-60 cm) vízmélységnél az eredetileg ott növény sásosok a 4. évben nagyrészt elpusztultak, és gyékényesek, hínarasok lettek a helyükön. A mélyebb vizű (60-90 cm) részeken a sások már a 3. évben eltűntek, és az átmenetileg megerősödő harmatkásások is elpusztultak a 4. évben, nyílt víz vagy hínáros váltotta fel őket.



7.4.5. ábra. A vegetáció változása az elárasztott területen különböző vízmélységeknél 5 év alatt. (Typha lat.+ang.: gyékényes, Phragmites australis: nádas, Glyceria maxima: harmatkásás, Carex ac.+rip.: sásos, Persicaria amphibia: vidra-keserűfűves)

7.4.4. Esettanulmány: A Belsőbárándi löszvölgy kezelése

Hivatkozás: Horváth A. (2010) Habitat Management on the Pannonian Grasslands in Hungary. Kutatási Zárójelentés LIFE 05NAT/HU/000117. MTA ÖBKI . Vácrátót.

Célkitűzés és módszer:

A Mezőföld nagy része löszplató, amely nagy táblákra tagolódik. A táblákba völgyek mélyültek, melyekből a víz által erodálva további völgyágak ágaztak ki, s így löszvölgy-rendszerek jöttek létre. A löszplatókon, a kiirtott tölgyesek helyén általában nem maradt egyéb, mint szántóföld, de a völgyoldalakon, a meredek lejtőkön, a párhuzamos völgyágak között kipreparálódott gerinceken fennmaradtak az ősi sztyepprétek.

A Belsőbárándi löszvölgy növényzete nem egységes: lent a völgyaljban tavasszal vízborította mocsárrétek és mocsarak terülnek el, a völgyoldalakon pedig szárazabb gyepek élnek. De még ezeknek a lösz sztyeppréteknek is elkülöníthetők különböző típusai. Koratavasszal a déli lejtők gyepe kap életre először, ami aztán nyár közepére többnyire kiszárad, míg az északra néző völgyoldalak dúsabb fűvű gyepeit csak később lehet elkezdni legeltetni, viszont kevésbé aszályos nyár esetén egész nyáron át zöld marad. Ha itt is elfogy a fű, a legelő állatok a mocsárréteken még találnak legelnivalót, a völgyaljak dús kaszálórétjei pedig a téli takarmány egy részét biztosítják. A rétek és gyepek megfelelő használat mellett évről évre megújulnak, így a természet gazdagsága fennmarad, megteremtve a gazdálkodó ember megélhetését. Növény, állat és ember harmóniája akár évszázadokon keresztül is fennmaradhat ebben a formában. A vizsgálatok célja a legmegfelelőbb kezelés, illetve fenntartható használat kidolgozása volt.

A völgyben háromféle akcióhoz jelöltek ki kezelt és kontroll területeket.

- (1) A legelés kizárásának hatását három kerítéssel lerekesztett gyepfoltban, valamint ezekkel szomszédos kontroll területeken vizsgáltuk. A kerítéseket 2006. júniusában állítottuk.
- (2) Egyszeri égetést három gyepfoltban végeztünk 2007. március 12-én. A kontroll területek az égetett, kb. 30x30 m-es gyepfoltok közvetlen szomszédságában helyezkedtek el.
- (3) A kaszálás mintaterületei kb. 10x30 m kiterjedésűek, az egyiket kaszálták és a kaszálékot is eltávolították, a másikat csak lekaszálták, míg a harmadikat kezeletlenül hagyták.

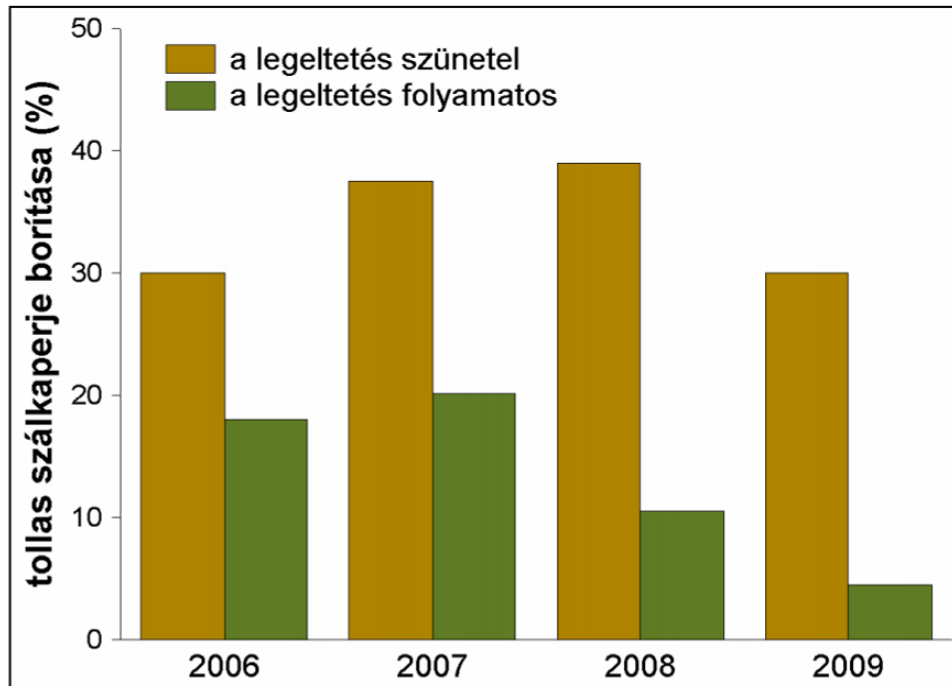
A mintavétel módszerei minden egyes mintaterületen, 2006 és 2009 között minden évben:

- florisztikai mintavétel: fajlista készítése a teljes terület többszöri bejárásával;
- makrocönológiai mintavétel 2x2 m-es kvadrátokban, borításbecsléssel, gyepmagasság mérésével;
- dokumentumfotó minden kvadrátról;
- mikrocönológiai mintavétel rövidlineával: 5x5 cm-es mikrokvadrátokban a fajok jelenlét-hiány adatainak felvétele a 2x2 m-es kvadrátok 2 szomszédos oldala mentén.
- társulásszerkezet vizsgálata hosszú lineával: prezencia-abszencia adatok felvétele 1040 db 5x5 cm-es mikrokvadrátban, 52 m hosszú, körbezáródó vonal mentén.

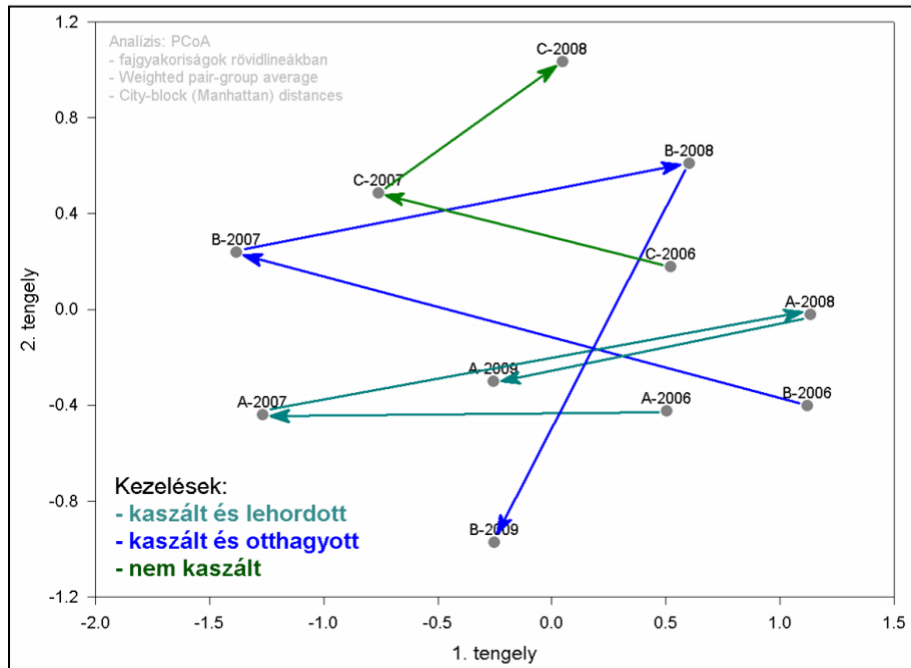


7.4.6. ábra. A Belsőbárándi löszvölgy mintaterületei.

Eredmények:



7.4.7. ábra. A legeltetés hatása. A nem legeltetett xeromezofil löszgyepon 2008-ig (amíg a kerítés állt) nőtt a szálkaperje borítása, a gyepon kezdett regenerálódni. A legeltetett gyepon viszont csökkent, ez a további leromlás jele (közben fokozódott a legeltetés). Bár az elkerített és a kontroll gyepon mintavételi helyei között eleve volt némi (másfélszeres) különbség, a szálkaperje borításának eltérése 2008-ra már négyszeressé vált.



7.4.8. ábra. A kétféle kaszált és a kontroll területen felvett növénycönológiai rövidlineás minták többváltozós elemzésének diagramja. A pontok az egyes évek felvételeinek relatív helyzetét mutatják, a nyilak az éves változásokat.

A legeltetés a löszgyepek esetén a legfontosabb kezelési-hasznosítási mód. Haszonállatként leginkább a juh jöhet szóba. A legelés ajánlott intenzitása, módja időzítése azonban függ az időjárástól, a gyeptípustól, és a kitétségtől. Mezőföldi löszgyepek esetén a kaszálás csak korlátozott jelentőségű kezelési-hasznosítási mód, mivel az avar felhalmozódását nem akadályozza meg. Az egyszeri kaszálás hatására a vizsgált gyepfoltok cönológiai karaktere lényegében nem változott meg. A többváltozós elemzés diagramján megfigyelhető, hogy az egyes állományok egymáshoz képest trendszerűen nem alakultak át, mert a különböző területeket a különböző években reprezentáló pontok egymástól nem különülnek el, illetve az átalakulást jelző nyilak egymást többször is keresztezik (7.4.8. ábra). Ha legeltetés a területen nem végezhető, akkor a jelentősen felhalmozódó avartakaró eltávolítása érdekében javasolják a körültekintő égetést. Az eredmények (nemcsak az itt bemutatottak) azt mutatják, hogy a kezelések és használatok javasolt módszerei nem uniformizálhatók a különféle gyepekre, bár általános érvényű szempontok megjelennek.

8. A vegetáció táji léptékű monitorozása

A biodiverzitásnak, ezen belül a növényzet sokféleségének fontos komponense a tájszintű sokféleség. Az, hogy milyen mértékben természetes, természetközeli vagy túlhasznált egy táj a természetvédelem, az ökológiai fenntarthatóság, a táji élhetőség, az ökoszisztéma működés és regenerációképesség szempontjából rendkívül fontos mutató.

A növényzet dokumentálása, leírása esetén a növénytársulások cönológiai felvételezése mellett térképezési módszereket alkalmaznak. Vegetációtérképezés esetén a kiválasztott, általában kilométeres léptékű területen vegetációtípusokat kell elkülöníteni, majd ábrázolni kell ezen típusok térbeli elhelyezkedését. A klasszikus, ún. Zürich-Montpellier (ZM) vegetációtani iskola szerint a természetben előforduló növényállományok növénytársulásokba sorolhatók (Braun-Blanquet 1964), ezek leírásával, hierarchikus rendszerezésével a cönoszisztematika tudománya foglalkozik. A korai vegetációtérképek általában a terepi állományokat növénytársulásokba sorolták be, és ezek térbeli elhelyezkedését ábrázolták. Sok nehézséggel kellett ekkor még megküzdeni a térképezőknek. Először is nem állt rendelkezésre kellő pontosságú és részletességű alaptérkép, mivel ezek az 1990-es rendszerváltásig titkosak voltak. Másodszor, a valóságos növényállományok közül a degradáltabb, átmeneti jellegű, kevert állományokat, valamint azokat a területeket, amelyeken nem volt természetközeli növényzet sehogy sem lehetett besorolni a cönoszisztematikai rendszer kategóriáiba. Így a vegetáció-térképezők általában helyspecifikus, egyedi kategóriarendszert alkalmaztak, és a vegetációfoltok térbeli ábrázolása is meglehetősen bizonytalan volt. Ezek a régi térképek mégis nagyon fontosak a biodiverzitás monitorozása szempontjából, mert olyan információkat tartalmazhatnak, amelyek sokat segítenek a vegetáció mai képének megértésében. Sajnos csak kevés területről van igazán jó térképünk (pl. Bátorliget, Baláta-tó, Keleméri Mohosok, Szárhalmi-erdő, Szőke-forrás-völgye, kardoskúti Fehér-tó, Szentgáli Tiszafás, Remeteszurdok, Fóti Somlyó stb.).

Az első előrelépést a katonai és polgári használatra készült 1:25000 és 1:10000 léptékű térképek titkosságának feloldása jelentette. Ekkor fénymásolás, átvilágító asztal, színes ceruzák segítségével a korábbinál sokkal pontosabb térképek készülhettek. Ma már ez a módszer is a múlté. Ma már lehetőség van digitális térképek, légifotók, műholdképek használatával, térinformatikai szoftverek használatával készíteni a térképet, és a terepi munkát is jelentősen segíti a kézi GPS-ek használata.

Nagy jelentősége volt az Általános Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer (Á-NÉR) elkészítésének, ami a legtöbb biodiverzitás-monitorozási feladat esetben főlegessé tette az egyedi kategóriarendszer használatát. Az alábbiakban először ezt a rendszert ismertetjük, majd a vegetációtérképezés két alapvető módszerét a vektor alapú térképezést és a raszter alapú térképezést, mindkettőt két országos programmal kapcsolatban.

8.2. A Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer

Az Általános Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer (Á-NÉR) Magyarország növényzetének és élőhelyeinek térképezéséhez napjainkban leggyakrabban használt, többszörösen tesztelt és javított élőhely-osztályozási rendszere (Fekete et al. 1997). Célja a Magyarországon zajló vegetációtérképezések számára egy országosan koherens, teljes tájat fedő élőhely-osztályozási rendszer biztosítása, a korábbi rendszer(ek) továbbfejlesztésével. Az Á-NÉR első változata 1997-ben jelent meg (Á-NÉR 1997) (Fekete et al. 1997) a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozási Rendszer fejlesztéseként. Legújabb változatában a természetközeli élőhelytípusok leírását az ország botanikusainak sok száz javaslata alapján átdolgozták, így az

Á-NÉR 2007 (Bölöni et al. 2007) a teljes tájat fedő, koherens országos kategóriarendszer. Tehát Magyarország területének valamennyi négyzetmétere besorolható valamelyik kategóriába. Mivel az Á-NÉR általános célú, országos rendszer, hangsúlyozni kell, hogy helyi és/vagy speciális célú vegetációtérképezésekhez ennél finomabb, a helyi táji specialitásokhoz jobban illeszkedő kategóriákkal érdemes dolgozni. Ezen esetekben a térképek Á-NÉR kódolású változata a más térképekkel való összehasonlítást, kompatibilitást segíti.

Az Á-NÉR 2007 kategóriái:

Hínárnövényzet

A1 - Állóvízi sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár

A23 - Tündérrózsás, vizitökös, rencés, kolokános (láptavi) hínár

A3a - Áramlóvízi, (nagylevelű) békaszőlős, tündérfátylas hínár

A4 - Békaliliomos és más lápi hínár

A5 - Szikes, víziboglárkás, tófonalas vagy csillárkamoszatos hínár

Nádasok és mocsarak

B1a - Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások

B1b - Nádas úszólápok, lápos, tőzeges nádasok és télisásosok

B2 - Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet

B3 - Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak

B4 - Lápi zsombékosok

B5 - Nem zsombékoló magassásrétek

B6 - Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak

BA - Csatornák, szabályozott patakok, mesterséges tavak parti zónájában és közvetlen partközeli víztestében kialakult fragmentális mocsarak és kisebb hínarasok

Forrásgyepek és tőzegmohás lápok

C1 - Forrásgyepek

C23 - Tőzegmohás átmeneti lápok és tőzegmohalápok

Nedves gyepek és magaskórósok

D1 - Láprétek (*Caricion davallianae*)

D2 - Kékperjés rétek

D34 - Mocsárrétek

D5 - Patakparti és lápi magaskórósok

D6 - Ártéri és mocsári magaskórósok

Domb- és hegyvidéki gyepek

E1 - Franciaperjés rétek

E2 - Veres csenkeszes hegyi rétek

E34 - Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfűgyepek

E5 - Csarabosok

Szikesek

F1a - Ürmöspuszták

F1b - Cickórós puszták

F2 - Szikes rétek

F3 - Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek

F4 - Üde mézpzásitos szikfokok

F5 - Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete

Nyílt szárazgyepek

G1 - Nyílt homokpusztagyeppek

G2 - Mészkedvelő nyílt sziklagyep

G3 - Nyílt szilikát sziklagyep

Zárt száraz, félszáraz gyep

H1 - Zárt sziklagyep, fajgazdag Bromus pannonicus gyep

H2 - Felnyíló, mészkedvelő lejtő és törmelékgyep

H3a - Lejtőgyep egyéb kemény alapkőzeten

H4 - Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek

H5a - Köttött talajú sztyeprétek (lössz, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)

H5b - Homoki sztyeprétek

Nem ruderális pionír növényzet

I1 - Üde természetes pionír növényzet

I2 - Lössfalak és szakadópartok növényzete

I3 - Sziklafalak és kőfalak pionír növényzete

I4 - Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet

Egyéb fátlan élőhelyek

OA - Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek

OB - Jellegtelen üde gyep és magaskórósok

OC - Jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyep és magaskórósok

OD - Lágyszárú özönfajok állományai

OG - Taposott gyomnövényzet és ruderális iszapnövényzet

OF - Magaskórós ruderális gyomnövényzet

Cserjések és szegélyek

J1a - Fűzlápok, lápcserjések

J3 - Folyómenti bokorfüzesek

P2a - Üde cserjések

P2b - Galagonyás-kökényes-borókás cserjések

P2c - Idegenhonos cserje vagy japánkeserűfű fajok uralta állományok

M6 - Sztyepcserjések

M7 - Sziklai cserjések

M8 - Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek

Láp- és ligeterdők

J1b - Nyírlápok, nyíres tőzegmohalápok

J2 - Éger- és kőrislápok, égeres mocsárerdők

J4 - Fűz-nyár ártéri erdők

J5 - Égerligetek

J6 - Keményfás ártéri erdők

Üde lomboserdők

K1a - Gyertyános-kocsányos tölgyesek

K2 - Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek

K5 - Bükkösök

K7a - Mészkerülő bükkösök

K7b - Mészkerülő gyertyános-tölgyesek

Fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok

L1 - Mész- és melegkedvelő tölgyesek

M1 - Molyhos tölgyes bokorerdők

L2a - Cseres-kocsánytalan tölgyesek

L2b - Cseres-kocsányos tölgyesek

L2x - Hegylábi és dombvidéki elegyes lösztölgyesek

L4a - Zárt mészkerülő tölgyesek

L4b - Nyílt mészkerülő tölgyesek

- L5 - Alföldi zárt kocsányos tölgyesek
- M2 - Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek
- M3 - Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek
- M4 - Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek
- M5 - Homoki borókás-nyárasok

Sziklás erdők

- LY1 - Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők)
- LY2 - Törmelékletjtő-erdők
- LY3 - Bükkös sziklaerdők
- LY4 - Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők

Fenyőelegyes erdők

- N13 - Mészkerülő lombelegyes fenyvesek
- N2 - Mészkedvelő erdeifenyvesek

Egyéb erdők és fás élőhelyek

- RA - Őshonos fajú facsoportok, fasorok, erdősávok
- RB - Puhafás pionír és jellegtelen erdők
- RC - Keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők
- RD - Tájidegen fafajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények
- P1 - Őshonos fafajú fiatalosok
- P3 - Újonnan létrehozott, fiatal erdősítés
- P45 - Fáslegelők, fáskaszálók, felhagyott legelőerdők, gesztenyeligetek
- P6 - Parkok, kastélyparkok, arborétumok és temetők az egykori vegetáció maradványaival vagy regenerálódásával
- P7 - Ősi fajtájú, gyepes vagy erdősődő, extenzíven művelt gyümölcsösök
- P8 - Vágásterületek
- S1 - Ültetett akácok
- S2 - Nemes nyárasok
- S3 - Egyéb tájidegen lombos erdők
- S4 - Erdei- és feketefenyvesek
- S5 - Egyéb tájidegen fenyvesek
- S6 - Nem őshonos fafajok spontán állományai
- S7 - Nem őshonos fajú facsoportok, erdősávok és fasorok

Agrár élőhelyek

- T1 - Egyéves, nagyüzemi szántóföldi kultúrák
- T2 - Évelő, nagyüzemi szántóföldi kultúrák
- T3 - Zöldség- és dísznövénykultúrák, melegházak
- T4 - Rizskultúrák
- T5 - Vetett gyepek, füves sportpályák
- T6 - Kistáblás mozaikok
- T7 - Nagyüzemi szőlők, gyümölcsösök és bogyós ültetvények
- T8 - Kisüzemi szőlők és gyümölcsösök
- T9 - Kiskertek
- T10 - Fiatal parlag és ugar
- T11 - Csemetekertek, faiskolák, kosárkötő fűz ültetvények
- T12 - Energianövények ültetvényei

Egyéb élőhelyek

- U1 - Belvárosok, lakótelepek
- U2 - Kertvárosok, szabadidő létesítmények
- U3 - Falvak
- U4 - Telephelyek, roncsterületek és hulladéklerakók

- U5 - Meddőhányók, földdel már befedett hulladéklerakók
- U6 - Nyitott bányafelületek
- U7 - Homok-, agyag- tőzeg és kavicsbányák, digó- és kubikgödrök, mesterséges löszfalak
- U8 - Folyóvizek
- U9 - Állóvizek
- U10 - Tanyák, családi gazdaságok
- U11 - Út- és vasúthálózat

Láthatjuk, hogy viszonylag sok élőhelytípus minimális botanikai tudással is azonosítható a terepen, de természetesen nem mindegyik. Az Á-NÉR használatát nagyban segíti, hogy valamennyi élőhelytípus részletes jellemzése, és a természetközeli élőhelytípusok határozókulcsa az interneten elérhető (<http://www.novenyzetiterkep.hu>). A rendszer alapos és hozzáférhető dokumentáltsága, viszonylag egyszerű jellege a széleskörű használhatóságot teszi lehetővé.

Egy élőhelytípus leírása (rövidítve):

J4 – Fűz-nyár ártéri erdők (csak a lombkoronaszint)

Definíció: Folyók alacsony árterén, ritkábban domb- és síkvidéki patakok mellett kialakult, többnyire jelenleg is rendszeres elöntést kapó higrofil erdők, amelyek lombkoronaszintjét elsősorban *Salix*- és *Populus*-fajok képezik.

Termőhely: Állományaik általában az Alföld folyói mellett találhatóak, de ritkábban dombvidéken, kisebb folyók hullámterén is előfordulhatnak. Csermelyek, patakok partján más élőhelytípus jelenik meg (égerligetek, keményfás ártéri erdők, gyertyános tölgyesek). Évente átlagosan 2 héttől - 2 hónapig kerülhetnek víz alá. Aszályos években az elárasztás elmaradhat. Fiatal öntéstalajokon (jellemezően humuszos öntés, ritkábban nyers öntés, öntés réti talaj) fejlődnek, amelyekben a gyakori elárasztások miatt csak nyers humusz képződik. Ezt az időszakos árhullámok vagy lemosások, vagy pedig újabb és újabb hordalékkal terítik be. Utóbbi esetben rétegzett öntéstalaj jön létre. Vízgazdálkodási viszonyaik a talajvízszint magasságától, valamint a folyami hordalék minőségétől (durva homok, finom homok, iszapos homok, iszap) függően eltérők lehetnek.

Állománykép: A fűz-nyár ártéri erdők lombkoronaszintje közepesen vagy viszonylag jobban zárt (50-75 %), s idős korban elérheti a 20-25 m magasságot. Egyes állományait kosárártású rendszeresen kb. fejmagasságban nyesik ill. nyesték (botoló füzesek). Alsó lombkoronaszintjükben elő egyes alacsonyabbra növő fák gyakoriak lehetnek. Cserjeszintjük fejlettsége igen változó lehet (0-80%). Különösen idős korban lehet jellemző a fákra felkúszó liánok tömege. Gyepszintjük faji összetétele a hordalék minőségének és az átlagos talajvízszinttől való távolság függvénye. A lágyszárú növényzet fejlettsége szintén a termőhelyi viszonyoktól függ. Borítása többnyire nagy, 50-90% között változik, de vannak szubnudum típusai is (pl. a gyakrabban elöntött folyóparti állományok).

Jellemző fajok: A lombkoronaszintet túlnyomórészt fűz (*Salix alba*, *S. fragilis*) és nyárfajok (*Populus alba*, *P. nigra*) képezik. Az alsó lombkoronaszint fája lehet az *Ulmus laevis* vagy helyenként az *Alnus incana*, a *Salix elaeagnos*. Ma már az állományok nagyobb részében, elsősorban az alsó lombszintben kisebb-nagyobb szerephez jutnak adventív fajok is, különösen az *Acer negundo* és a *Fraxinus pennsylvanica*.

Vegetációs és táji környezet: A fűz-nyár ártéri erdőket az alacsonyabb ártéri szinteken bokorfüzesek szegélyezik: kavicsos és durva homokon csigolya füzes, finom homokon és iszapon pedig mandulalevelű füzes (esetleg más bokorfüzes). Magasabb ártéri szinteken e puhafás erdőket már tölgy-köris-szil ligetek váltják fel.

Alegységek, ide tartozó típusok:Fehér nyár ártéri erdő (*Senecioni sarracenici-Populetum*), fekete nyár ártéri erdő (*Carduo crispus-Populetum nigrae*) és a fehér fűz ártéri erdő (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*)

Nem ide tartozó típusok (fontosabb hibaforrások):

Pl.: Nem ide tartoznak a hegy- és dombvidéki tájak kiszélesedő völgyeinek patakmenti füzesei, amennyiben üde erdei fajokban gazdagok, ezek az égerligetek közé sorolandók [J5].
Stb.

Minden élőhelytípusnál szerepel a felismerhetőség megítélése, valamint annak kritériumai, hogy az adott állomány természetességét hogyan állapítsuk meg a Németh-Seregélyes-féle módszer (ld. növénytársulások monitorozásáról szóló fejezetben) alapján. A leírás felsorolja azokat a feltételeket, amelyek szükségesek ahhoz, hogy az adott élőhelytípus degradálódás esetén helyreálljon, vagyis ismerteti regenerációs potenciálját (dinamikus természetességét).

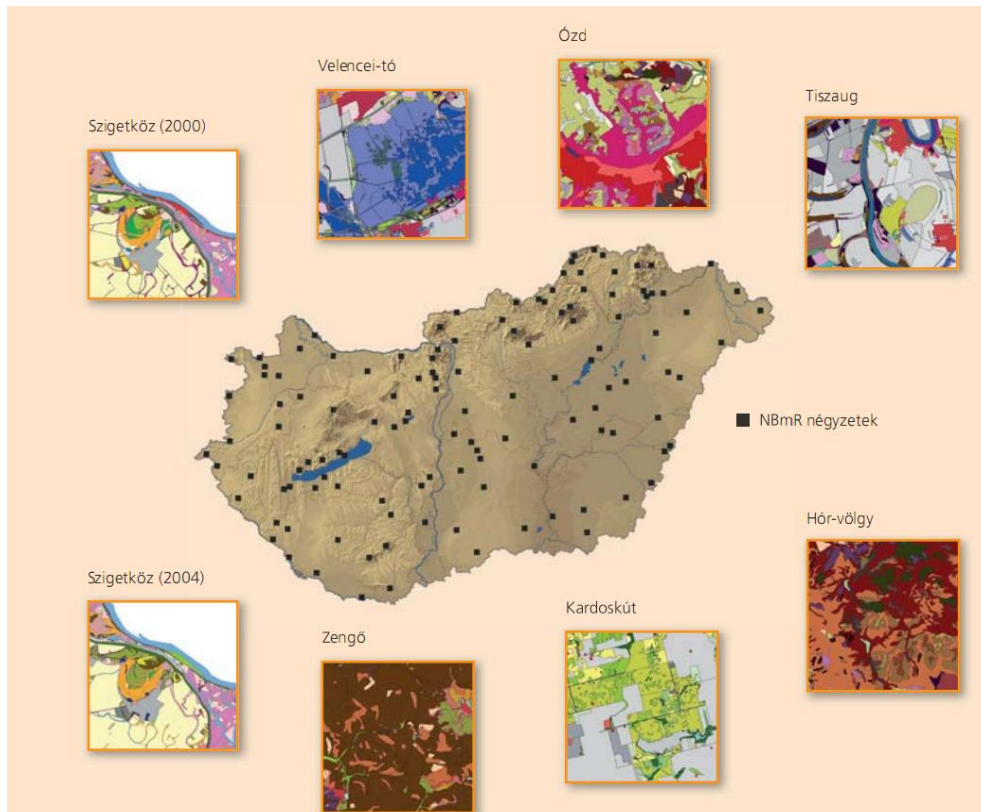
Az Á-NÉR és a klasszikus növénytársulástan között az összekötőkapocs az élőhelytípusok alegységeinek ismertetésénél található meg, ezek ugyanis sok esetben az adott élőhelytípusba sorolható növénytársulásokat adják meg.

Gyakran előfordul, hogy egy terület (vegetációtérképezés esetén egy folt) egyik Á-NÉR kategóriába sem sorolható be egyértelműen. Ilyenkor több kategóriát is megadhatunk, sőt azt is jelölhetjük, hogy két vagy több kategória átmenetéről van-e szó, ezek gradiens szerűen átmennek egymásba, esetleg mozaikot alkotnak. Pl. a H5bxD2g kifejezés azt jelenti, hogy az adott terület homoki sztyeprét és kékperjés rét gradiens szerű átmenete.

8.3. A térképezendő területek kijelölése

Ideális esetben Magyarország teljes területének valamennyi élőhelyfoltját térképezni és jellemezni kellene (v.ö. 2.3. fejezet), de ezt az ideát csak közelíteni lehet. Ezért a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében 125 db 5x5 km-es négyzetet jelöltek ki úgy, hogy azok a lehető legjobban reprezentálják az ország táji léptékű természeti értékeit. Olyan helyen is jelöltek ki mintavételi négyzetet, ahol valamilyen jelentősebb tájváltozás történt, vagy várhatóan történni fog. Ezekről a területekről a nemzeti park igazgatóságok szervezésében 1:25000 léptékű élőhelytérképek készülnek az Á-NÉR kategóriarendszer használatával. A 125 kvadrát térképét 8-10 év alatt fokozatosan készítik el, majd elkezdődik az újrafelmérés, így egy területről 8-10 évente fog térkép készülni. 2004-ig 81 négyzet térképe készült el. Az országos monitorozó rendszer minél nagyobb koherenciája érdekében javasolt, hogy a növényfajok és a növénytársulások monitorozását is amennyire lehetséges, ezekben a négyzetekben végezzék el.

Élőhelytérképezés azonban nemcsak az NBmR keretében folyhat. Nagyon gyakori feladat a védett területek térképezése, hiszen a vegetációtérkép minden természetvédelmi kezelés alapja (Fekete 1998). 2010-ben különösen aktuális a Natura 2000 területek élőhelytérképezése, mivel ezeknek a területeknek a túlnyomó része eddig még csak le lett határolva, de rendszeres adatgyűjtés, felmérés még nem készült róluk. Környezetvédelmi hatástanulmányok természetvédelmi részének elkészítésekor ugyancsak az egyik legfontosabb vegetáció leírási és dokumentálási módszer az élőhelytérképezés. A tájökölógiai kutatásoknál is alapvető fontosságú az élőhelytérképezés (Deák 2010). Az alábbiakban ismertetett módszer lényegi része mindezen célok esetén alkalmazható.



8.1. ábra. Magyarország területén 125 db 5x5 km-es négyzetet jelöltek ki a biodiverzitás tájszintű monitorozása céljából (fekete négyzetek) (Fodor et al. 2007).

8.4. Táj történeti elemzés

A biodiverzitás tájszintű értékeléséhez, megértéséhez nélkülözhetetlen a terület korábbi sorsának ismerete (Molnár 1997, Molnár és Bíró 2010). A különböző területekről nagyon sokféle céllal készült térképi ábrázolás gyűjthető össze különböző irodalmi forrásokból, levéltárakból. Az egész ország területére egységesen digitális formában is könnyen hozzáférhetők azonban a katonai felmérések térképei (pl. Arcanum Adatbázis Kiadónál). Az 1783-1786 közötti állapotot 1:28800 méretarányban bemutató első katonai felmérés még nem rendelkezett geodéziai-vetületi alappal, tehát viszonylag pontatlanul fektethető rá a mai térképekre. Értelmezéséhez azonban szinte nincs is szükség külön jelkulcsra, mert olyan, mintha a térképező egy „képzeltbeli légifotót” készített volna, mintegy „madártávlatból” próbálta lerajzolni a tájat (8.2 ábra). A Habsburg Birodalom második katonai felmérésének a Magyar Királyság (Nagy-Magyarország Erdély nélkül) területére eső 1:28800 méretarányú felmérési szelvényeinek kisebb része az 1820-as évek állapotát, nagy része 1857-1863 közötti helyzetet mutatja be. A harmadik katonai felmérés (1869-1887) geodéziai pontossága már szinte a mai térképekéhez hasonló. Az alábbiakban egy konkrét példán mutatjuk be, hogy milyen információk nyerhetők a történelmi térképekről

Az Ásotthalmi Láprétek Természetvédelmi Terület tájtörténete

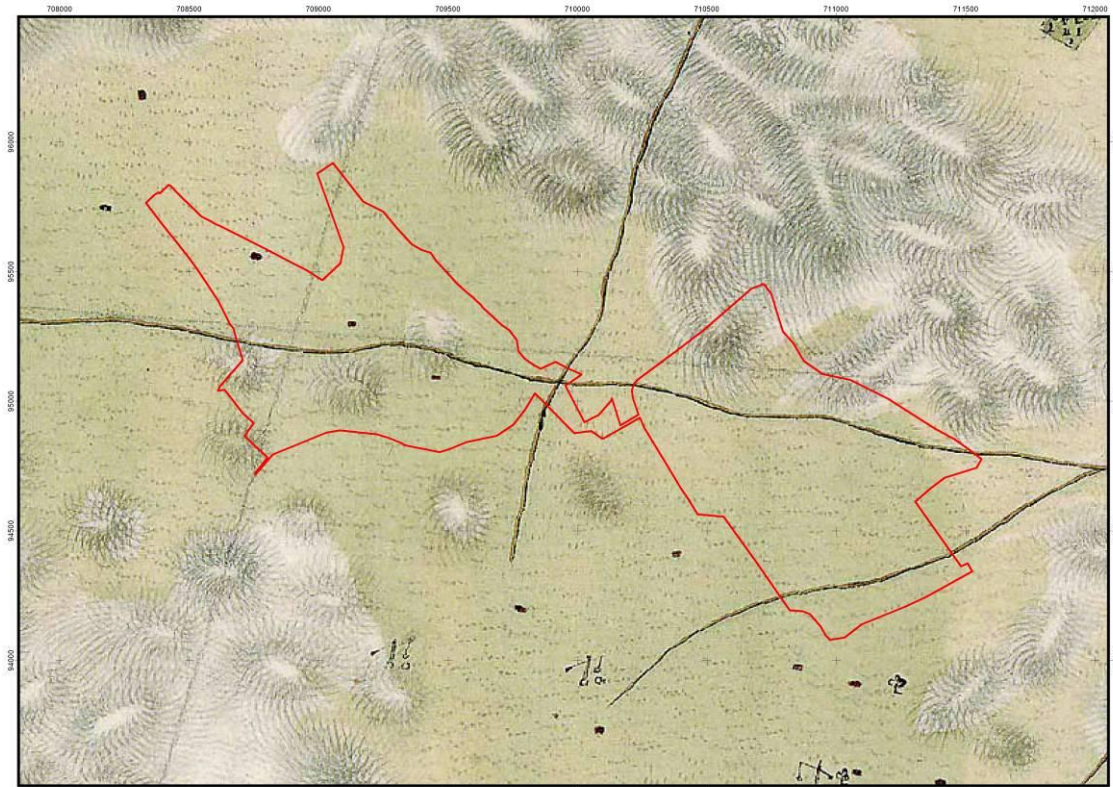
2007-ben a tervezett Körös-éri Tájvédelmi Körzet felmérése során 13 Dél-kiskunsági terület térképezését készítették el. Minden területről tájtörténeti elemzés is készült, ebből mutatunk most be egy példát (Margóczi et al. 2007).

Az első katonai felmérés térképén (8.2. ábra) az Ásotthalmi Láprétek egy homokbuckásokkal körülvelt medencében helyezkednek el. A térkép alapláncját képező síkabb legelőgyepekbe csak néhány kisebb homokbucka jelenik meg, mocsár, időszakos vízborítás egyáltalán nincs jelölve. Egymást keresztező utak, néhány szállás és a területtől délre két gémeskút és egy fa található még a környéken. Ennél többet nem mond a térkép, ez a terület is a kiterjedt legelőpuszták része volt ebben az időben.

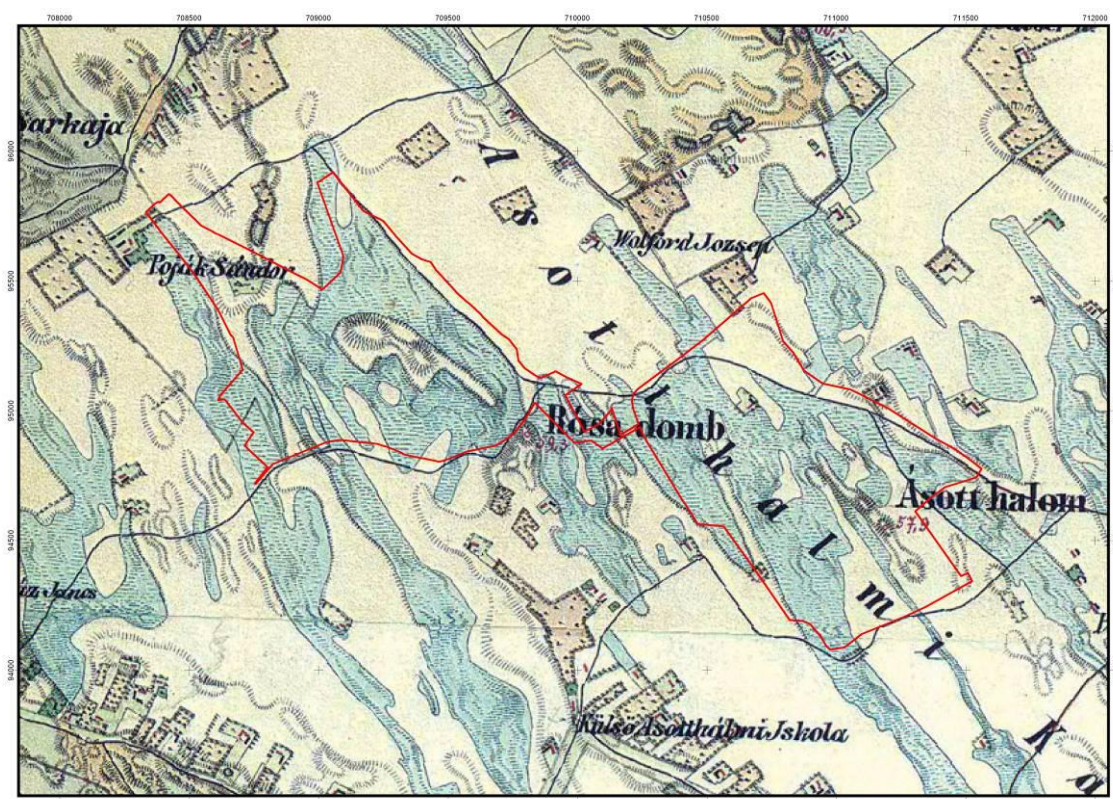
80 év múlva gyökeresen megváltozott a tájmintázat (8.3. ábra). Minden szántóföldi művelésre alkalmas magasabb fekvésű területet felszántottak, a semlyékes részek fragmentált mintázatban maradtak meg, olykor még zárványszántók is megjelentek. A nyugati tömb („Bővítés”) közepén az érdekes alakú, két homokbuckával „díszített” szántó szinte napjainkig megőrizte alakját és kiterjedését. A mai határokon belül, a keleti tömbben („Csodarét”) két kisebb, a Bővítésben egy nagyobb tanya (Poják Sándor) helyezkedett el, és a határokon kívül is jelentős volt a betelepülés. A gyepparadványok mindenütt kékes színűek, kissé mocsarasok, feltehetőleg kaszálták és legeltették őket a környező tanyák lakosai.

Az 1950-es években (negyedik katonai felmérés) (8.4. ábra) igen intenzív volt a területhasználat a térkép tanúsága szerint. A mai határokon belül a Csodarét (keleti tömb) területén öt tanya is megfigyelhető, a Bővítés területén (nyugati tömb) kettő, és igen sok a határokon kívül. Két állami gazdasági telephely és a „Szabadságharcos Tsz.” felirat is megjelenik a közelben. A semlyékek területén újabb, sokszor szokatlan alakú szántókat is jelölnek, nyilvánvalóan minden művelésre alkalmas területet beszántottak, a gyepeket legelték az állami gazdaság szarvasmarhái. Szinte érthetetlen, hogy hogyan „menekülhetett” meg a Csodarét északi, legértékesebb foltja, amely mellett közvetlenül már akkor is egy földút vezetett el. Csatorna ekkor még nincs, és csak kisebb vízállásos foltokat ábrázol a térkép, ráadásul kissé máshol, mint ahol ma vannak.

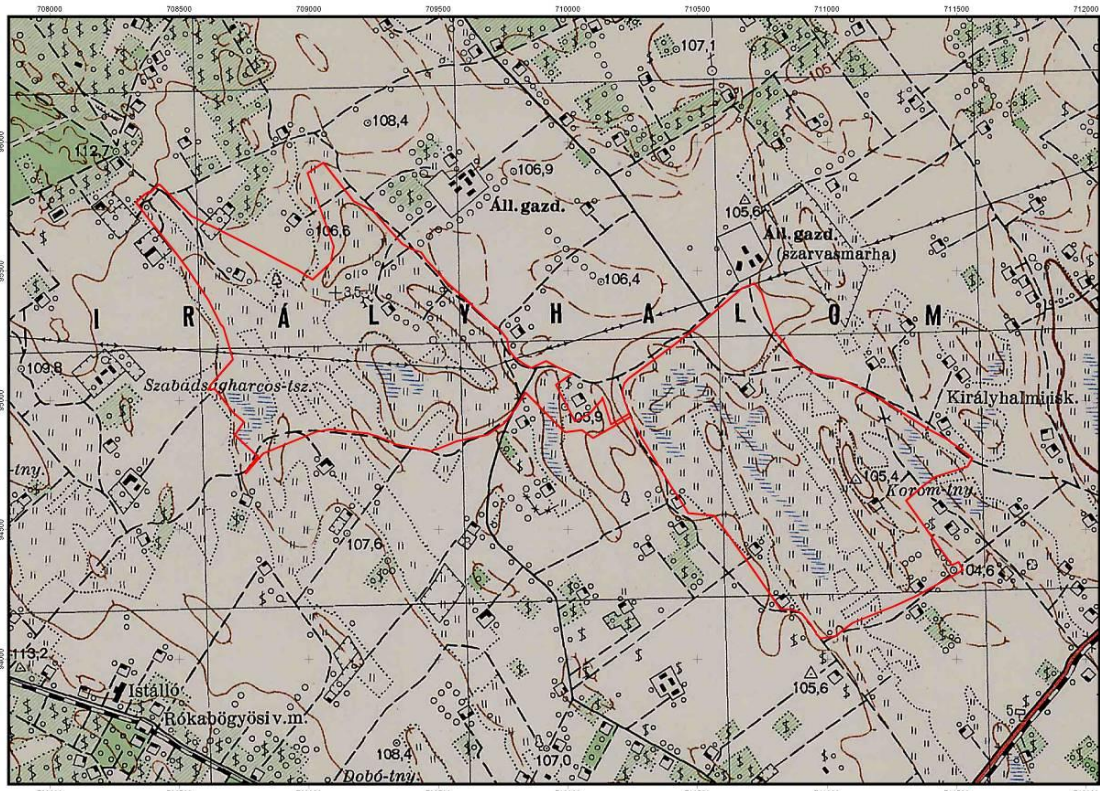
Az 1980-as években készült, nagyjából a ma is fennálló állapotokat ábrázoló 1:10000-es léptékű topográfiai térképen (8.5. ábra) a régi gyepek és szántók megtalálhatók, de két nagy erdőtömböt is láthatunk a közelben, tehát az erdőültetvények is megjelentek a mai védett területen kívül. A tanyák száma viszont csökkent.



8.2. ábra. Az Ásotthalmi láprétek TVT (a mai védett terület határa a piros vonal) az Első Katonai Felmérés térképén (1782-85)

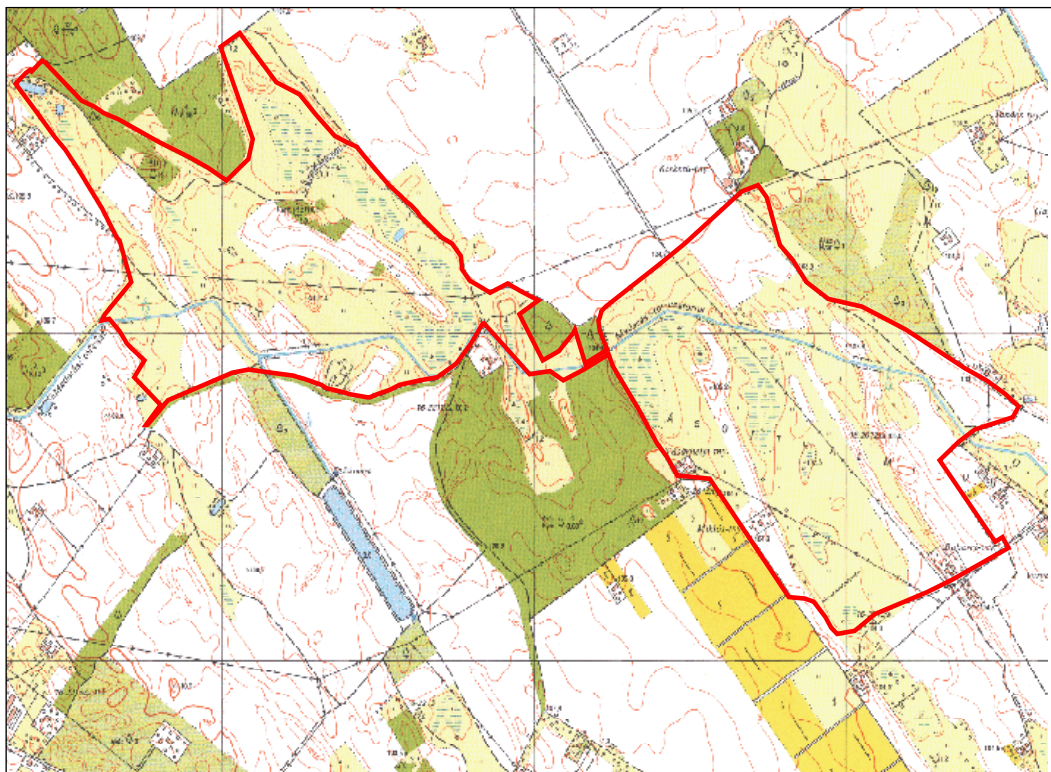


8.3. ábra. Az Ásotthalmi láprétek a Második Katonai Felmérés térképén. A kék szín jelöli az üde gyepeket, a terület jelentős részét felszántották (sárgás alapszín).



8.4.

8.4. ábra. Az Ásotthalmi lárprétek az 1953-ban készült Negyedik Katonai Felmérés térképén.



8.5. ábra. Az Ásotthalmi lárprétek a mai 1:10 000 léptékű topográfiai térképén. (Világos sárga szín jelöli a gyepet, vízszintes kék vonalkázás a vízállásos területeket, a zöld a faültvényeket.)

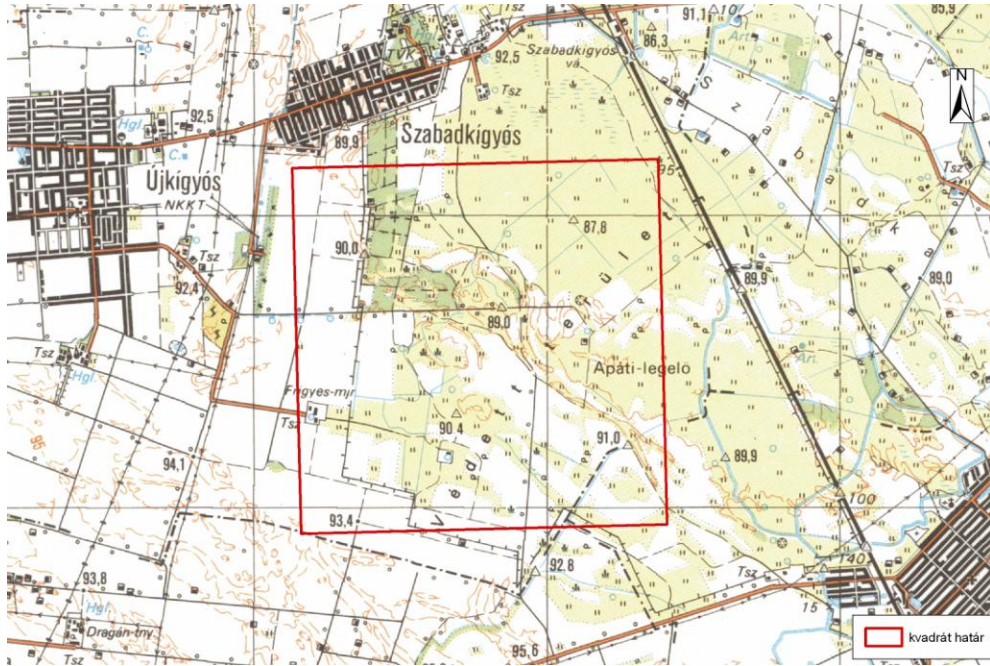
8.5. Élőhely-térképezés az NBmR-ben

Az NBmR-ben ma már kizárólag térinformatikai programmal elkészített digitális térképi fedvények készülnek. A leggyakrabban ArcView vagy ArcGIS programot (<http://www.esrihu.hu/>) használják.

8.5.1. A térképezés előkészítése

A nemzeti park koordinátora a térképezést elvállaló kutatónak átadja a vállalt 5x5 km-es négyzet körvonalát térinformatikai fedvény (ún. shape file) formájában, valamint a területről rendelkezésre álló georeferált topográfiai térképeket, légifotókat és műholdfotókat. Ma, (2010-ben) leggyakrabban az 1:10000 léptékű Egységes Országos Térképrendszer (EOTR) EOVS Egységes Országos Vetületi rendszerben (EOV) készült topográfiai térképeit használjuk, és a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) által az egész országról 2000-ben és 2005-ben egységes formában készült légifotókat. A térinformatikai szoftverrel használható légifotók perspektivikus torzításoktól mentesített, ún. ortofotók, amelyeknél elvégezték a geográfiai illesztést is, vagyis georeferáltak. Amennyiben nem az NBmR keretében készül a térkép, hasonló térképek, valamint légifotók, műholdképek digitális és georeferált formában is beszerezhetők a Földmérési és Távérzékelési Intézettől (FÖMI), vagy a HM Térképészeti kft-től. Ma már az interneten is hozzáférhető többféle, elég jó minőségű műholdfotó (pl. Google Earth), topográfiai térkép, és légifotó (pl. MePar), ezeket azonban georeferálni kellene, mielőtt térinformatikai programmal használnánk, és ehhez megfelelő szoftver és szakember szükséges.

A térinformatikai program segítségével a térképezendő terület körvonalát bármelyik háttéranyagra rá lehet helyezni (8.6 és 8.7 ábra). A térképező feladata, hogy elkészítse és kinyomtassa a terepen használandó térképeket megfelelő léptékben. Sokat segít a pontos tájékozódásban, ha a térképre rányomtatjuk az EOVS koordináta rendszer vonalait, mivel így a terepen a kézi GPS-ről leolvasott koordináták alapján pontosan megállapíthatjuk a tartózkodási helyünket a térképen. Lehetséges megfelelő GPS-en is megjeleníteni a térképet, légifotót, de terepen használni nehézkes, mert általában túl kicsi a képernyő mérete és terepen, napsütésben különösen rosszul látszik rajta a kép.



8.6. ábra. A szabadkigyósi O5x5_053 kódú 5x5 km-es kvadrát elhelyezkedése az 1:10000 léptékű topográfiai térképen (Kertész, 2001)



8.7. ábra. A szabadkigyósi O5x5_053 kódú 5x5 km-es kvadrát elhelyezkedése a 2005-ben készült légifotón.

8.5.2. A terepi munka

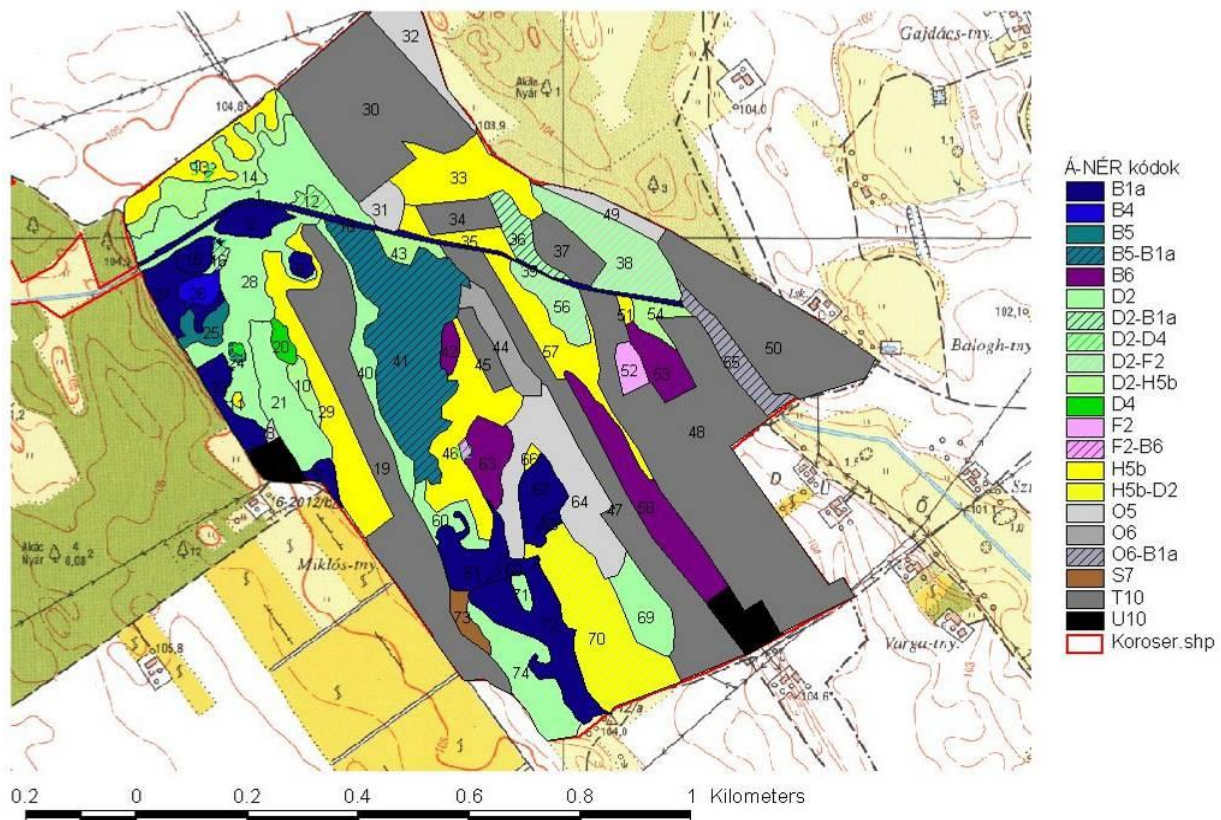
A távérzékelés fejlődése napjainkban igen dinamikus. Bagi 1997-ben felhívta a figyelmet arra, hogy lehetséges, hogy hamarosan a távérzékeléssel a területek növényfajait élőhelytípusait is fel fogjuk tudni ismerni, és egyre kevesebb szükség lesz terepi munkára. Ma (2010-ben) még nem tartunk itt. A biodiverzitás tájszintű monitorozása alapos terepbejárás nélkül nem képzelhető el, bár óriási a különbség a megfelelő alaptérkép és GPS nélkül, becslés alapján lehatárolt vegetációfoltokból készített térkép, és a mai eszközök használatával készített között. Ma legtöbbször a légifotón felismerhető foltokat igyekszünk felkeresni a terepen, és a helyszínen jellemezni. Gyakran előfordul azonban, hogy a terepen máshol érzékeljük a vegetációs egységek határvonalát, mint az a légifotón látható. A vegetációs egységek (élőhelytípusok) lehatárolása, felismerése, jellemzése viszonylag nagy gyakorlatot és szakértelmet igényel, a gondos felkészülés, a várhatóan előforduló élőhelytípusok jellemzésének alapos tanulmányozása sokat segíthet. A folthatárok megállapításánál alkalmazható az a módszer is, amikor minél több pontot GPS-sel megjelölünk, ott jellemzést készítünk a vegetációról, ezeket a pontokat megjelenítjük a számítógépen különböző háttereknél, és a foltok lehatárolásáról csak ezután döntünk.

A foltok lehatárolásán, besorolásán kívül a terepen fel kell jegyezni a jellemző fajok listáját, az esetleges degradációs jelenségeket. Gyakran készítenek fotódokumentációt, ilyenkor a felvétel készítésének helyét és irányát is fel kell jegyezni. A vegetációtípusokat dokumentáló cönológiai felvételek is igen fontosak lehetnek.

8.1. Táblázat. Példák az élőhelytérképezéskor készített foltjellemezésre (Margóczi 2007). (Term.: a Németh-Seregélyes féle kategóriák szerint megállapított természetességi érték.)

Folt-szám	ÁNÉR	Term.	Leírás (altípus, fiziognómia, mintázat, zavarás, tájhasználat)	Jellemző fajok
1	D2	4-5	Kékperjés láprét. Itt található a mocsári kardvirág állomány egy része; ill. a <i>Gymnodenia conopsea</i> , <i>Epipactis palustris</i> és a <i>Parnassia palustris</i> 1-1 töve. További védett fajok az <i>Iris sibirica</i> , <i>Orchis laxiflora</i> subsp. <i>palustris</i> és a <i>Gentiana pneumonanthe</i> . Az útmenti rész erősebben gyomosodik. A csatorna partján jól regenerálódott a növényzet: a mocsári kosbor mellett az <i>Anacamptis pyramidalis</i> és a <i>Gladiolus palustris</i> is megtelepedett. Az állomány K-i oldalán a parlag felőli oldal nádasodik, itt több ezer tő <i>Ophioglossum vulgatum</i> .	<i>Molinia arundinacea</i> , <i>Gladiolus palustris</i> , <i>Succisa pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>
2	B1a	3	Kiterjedt nádas, láp- és mocsárréti fajokkal	<i>Phragmites australis</i> , <i>Calystegia sepium</i> , <i>Descampsia caespitosa</i> , <i>Molinia arundinacea</i>
3	D2	4	Buckaközi mélyedésben kialakult kékperjés láprét	<i>Molinia arundinacea</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Ononis spinosa</i> , <i>Carex panicea</i>
4	D2	4-5	Buckaközi mélyedésben kialakult kékperjés láprét	<i>Molinia arundinacea</i> , <i>Ophioglossum vulgatum</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>

5	D2	4	Buckaközi mélyedésben kialakult kékperjés láprét	<i>Molinia arundinacea</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Ononis spinosa</i> , <i>Centaurea pannonica</i> , <i>Galium verum</i> , <i>Carex panicea</i>
6	B1a	3	Gyomosodó, kiszáradó nádas, szélein magassásos	<i>Phragmites australis</i> , <i>Calystegia sepium</i> , <i>Carex acutiformis</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Schoenoplectus lacustris</i>
7	U10	1	Tanya és környezete	
8	O5	2	Gyomos gyep	<i>Dactylis glomerata</i> , <i>Elmyus repens</i>
9	B1a	2-3	Pántlikafüves nádas	<i>Phragmites australis</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Sonchus arvensis</i> , <i>Mentha aquatica</i>
10	D2xH5b	4	Sztyepprét-láprát átmenet. Csete 1997-es térképén még jóval nagyobb kiterjedésű, azóta a szárazodás miatt területe csökkent. Főleg sztyeppréti fajok dominálnak, a lápréti elemek foltokban, ott is kis borítással jellemzőek, ugyanakkor az <i>Iris spuria</i> még gyakori	<i>Filipendula vulgaris</i> , <i>Festuca rupicola</i> , <i>Poa angustifolia</i> , <i>Chrysopogon gryllus</i> , <i>Iris spuria</i> , <i>Holoschoenus romanus</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Genista tinctoria</i> , <i>Carex tomentosa</i> , <i>Serratula tinctoria</i>
11	H5b	3	Kis kiterjedésű homoki sztyepprét, a szélein keskeny átmeneti sáv	<i>Chrysopogon gryllus</i> , <i>Polygala comosa</i> , <i>Festuca pseudovina</i> , <i>Salvia pratensis</i>



8.8. ábra. Az Ásotthalmi Lászlóprétek TVT keleti részének (Csodarét) élőhelytérképe. (Margóczi 2007).

8.5.3. Az élőhely-térképezés dokumentációja

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer élőhely-térképezési programja során az egyes mintavételi területekről (kvadrátok) készült dokumentáció két részből áll. A legfontosabb a terepen gyűjtött adatokból előállított digitális adatállomány, amely a jövőben bekerül a Természetvédelmi Információs Rendszerbe. A digitális adatállomány vektoros térképi adatok és leíró adattáblák formájában tartalmazza az adatokat. A dokumentáció második részét az adatokból összeállított, meghatározott tartalommal és formátummal elkészült jelentés (pl. tematikus térképek, szöveges leírások) alkotja (Takács és Molnár 2007).

Amikor a foltokat a számítógéppel felrajzoljuk, a térinformatikai program segítségével háttértáblázatot is készíthetünk, amelybe beírhatjuk minden folt sorszámát, élőhely kódját, természetességi értékét, és amit még szükségesnek tartunk. A program által automatikusan készített shp, dbf, shx, avl kiterjesztésű file-ok lehetővé teszik, hogy elkészített fedvényünk színezéssel és háttéradatokkal együtt megjeleníthető, használható legyen. Ezen kívül azonban ki kell nyomtatni az Á-NÉR kategóriák szerint színezett élőhelytérképet, csak a foltok számaikat tartalmazó térképet. Könnyen kiszínezhetjük a térképet a természetességi értékkategóriák szerint is. Külön pont-fedvényben adhatjuk meg a fotók készítésének helyét. Fontos információ az is, hogy a térképező milyen útvonalon, és milyen sűrűn járta be a területet. Ilyen bejárású útvonal könnyen készíthető a terepen rögzített GPS pontok, vagy track-ek segítségével.

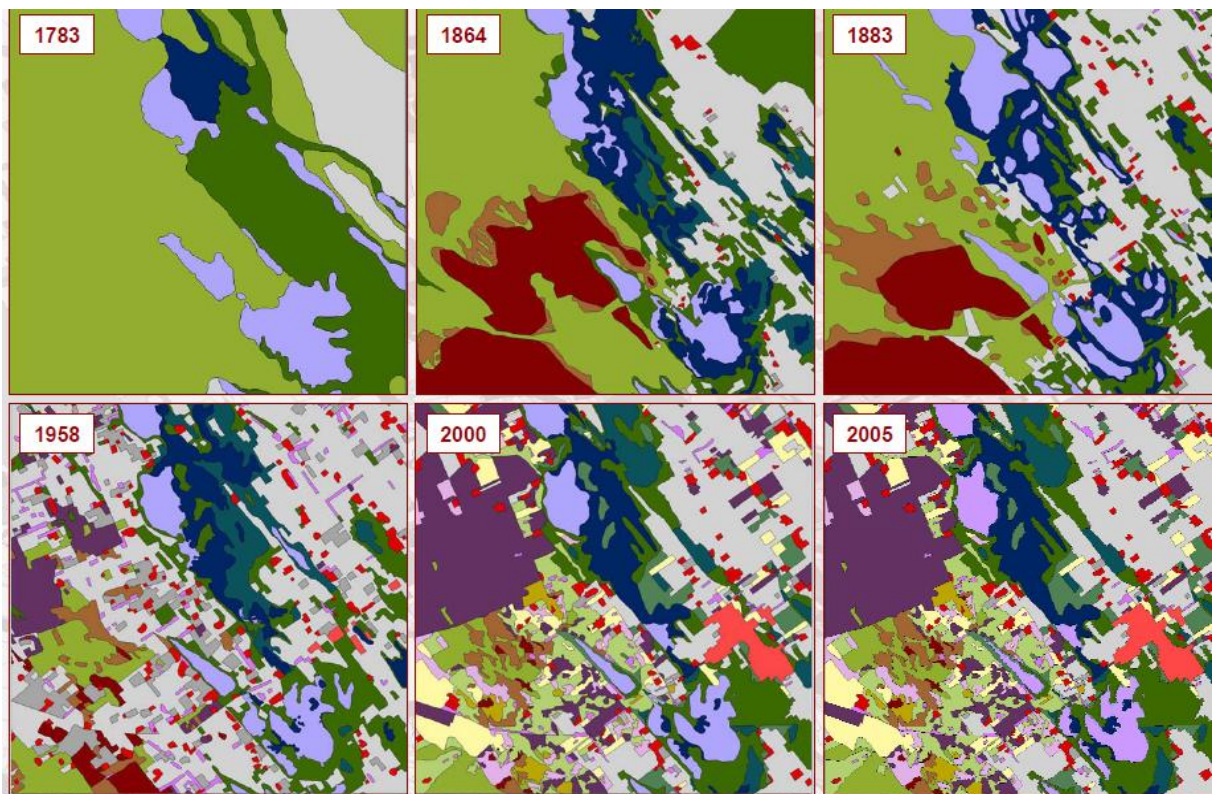
A dokumentáció nagyon fontos része a táblázatos foltjellemezés (8.1 táblázat). Ezt célszerű táblázatkezelő vagy szövegszerkesztő programban külön, de a térképrajzolással egyidőben elkészíteni. A mintatáblázatban feltüntetett oszlopokon kívül az adott vizsgálati célnak megfelelően egység jellemzőket is fel lehet tüntetni. Pl. külön oszlopban a védett és az inváziós fajok előfordulása, a cönológiai felvétel sorszáma, a javasolt természetvédelmi kezelés, stb.

8.5.4. Tájszintű monitorozás, értékelés, újratérképezés

2007-ben befejeződött az NBmR élőhelytérképezési program első ciklusa, elkészült csaknem mind a 125 kijelölt 5x5 km-es négyzet felmérése. 2004-ben elvégeztek egy előzetes értékelést az addigi eredményekről (Török és Fodor 2006). Az elkészült térképek szemléletes pillanatfelvételeket adnak az ország különböző tájairól. Megállapítható, hogy hol milyen arányban fordulnak elő természetközeli élőhelyek, ezek milyen típusokba tartoznak, milyen a természetességük? A tájhasználat tervezésekor, a természetvédelemben, a tudományban (pl. tájökológia) nagy hasznát lehet venni ezeknek a térképeknek, hiszen az emberi élőhely minősége, a számunkra nélkülözhetetlen javakat és szolgáltatásokat nyújtó ökoszisztémák fontos tulajdonságai olvashatók le róluk.

A biodiverzitás-monitorozás akkor lesz majd különösen izgalmas, és akkor szolgál majd meglepő eredményekkel, amikor az 5-6. ismétlés után az elemző szakembereknek az első térképezések korából személyes terepi tapasztalatuk már nem lesz. Ekkor fog kiderülni, hogy az akkor fontos táji, tájhasználati kérdésekre mennyire gazdag és megbízható válaszokat lehet a 40-50 éve folyó élőhelytérképezési monitorozásból kapni. A vegetáció osztályozásának és értékelésének módja – éppen a várható drámai környezeti változások miatt és a változó tudományos paradigmák következtében – részben át fog alakulni. Ezért úgy gondoljuk, hogy a történeti katonai térképek alapján rekonstruált és az Á-NÉR élőhelytérkép egy térképsorban való elemzése, módszertani nehézségeivel együtt is, a fenti kihívással összevethető (Bíró et al. 2006).

Példaként csak néhány érdekességet emelnénk itt ki a Fülöpháza környéki homoki táj utóbbi másfél évszázadának legfőbb folyamataiból, jelenségeiből és azok arányaiból (8.9. ábra). A „változástörténeti térkép” adatbázisának elemzéséből kiderül, hogy az állandó természetközeli homoki gyepek után a legnagyobb területet az 1860-as évektől folyamatosan szántóföldi művelés alatt álló területek foglalják el (összesen 208 ha). Ezek szinte kizárólag a sztyeppréti jellegű tájtypusban találhatók meg. Számottevő még az 1860 és 1883 között beszántott területek nagysága is (144 ha). Meglepő, hogy a homokbuckásokon a parlagterületek több, mint a felét teszik ki a homoki gyepeknek (362 ha parlag szemben a 242 ha természetközeli homoki gyepel). Bár a szántóterületek kiterjedése az 1950-es években érte el maximumát, akkor több természetközeli homoki gyep volt a tájban, mint jelenleg (316 ha). A parlagok közel 1/3 részét azok a csak viszonylag rövid ideig művelt területek teszik ki, melyeket az 1950-es évek körül szántottak föl, majd néhány évtized múlva fel is hagytak (113 ha) (Bíró et al. 2006).



8.9. ábra. Fülöpháza téregének több mint 300 évet felölelő élőhelytérképei terepi felmérések (2000 és 2005), valamint a történeti térképek feldolgozása alapján, egységes jelkulcs használatával (kék: vizes élőhelyek, zöld: gyepek, barna: cserjések (borókás), szürke: szántó, lila: faültetvény). (Bíró et al. 2006).

8.6. A MÉTA program (Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa)

Az NBmR keretében térképezett 125 db 5x5 km-es kvadrát az ország területének mindössze 3.2%-át teszi ki. Az előbbieken ismertetett módszerrel nagyobb terület rendszeres, szabályos időközönként megismételt felmérése (monitorozása) irreális lenne. Mit lehetne tenni, hogy valahogyan mégis az ország egész területéről kapjunk információt legalább a természetközeli élőhelytípusokról? Erre az információra mind tudományos, mind gyakorlati szempontból nagy szükség lenne. Ezt a feladatot végezte el a 2003-ban elindult MÉTA Program (Molnár et al. 2007, <http://www.novenyeterkep.hu/>). A program általános célkitűzése a hazai természetközeli növényzet mai állapotának pontos megismerése, teljeskörű felmérése, természetes növényzeti örökségünk tudományos értékelése volt. Elkészült az ország nagy léptékű, aktuális élőhelytérképe és élőhely-adatbázisa, melynek gondozását, szakszerű használatát a MÉTA Kuratórium (MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót) szervezi. A MÉTA Program célja továbbá a botanikusok és ökológusok, a társtudományok és a természetvédelem szakembereinek, valamint a természetvédő társadalmi csoportok összefogásának ösztönzése, a tájökológiai ismeretek és szemlélet fejlesztése, a természetvédelmi-ökológiai oktatás és tudatformálás segítése. A "MÉTA tudás" segítségével lehetővé válik természeti értékeink célirányosabb védelme, egy optimálisabb tájhasználat kialakítása, az életminőséget növelő táji értékek és ökoszisztémák védelme, az Európai Unióba vitt természeti hozományunk számszerűsítése (<http://www.novenyeterkep.hu/>).

A fenti célok eléréséhez egy eltérő térképezési módszerre volt szükség, mint az előbbieken ismertetett. Számolni kellett azzal is, hogy az országban nincs túlságosan sok botanikus szakember, egy ilyen munkához viszont nagyon sok térképezőre lenne szükség. A módszernek tehát egyszerűnek, könnyen megtanulhatónak kell lenni. A sok, különböző végzettségű és szaktudású térképező munkáját „közös nevezőre kellett hozni”, a szubjektivitást a lehető legjobban ki kell küszöbölni. Ma (2010-ben) úgy tűnik, hogy nagyrészt sikerült ezeket a problémákat megoldani.

8.6.1. A MÉTA módszer (Molnár et al. 2007 alapján)

A térképezésnek három térbeli egysége volt: a MÉTA kvadrát (1), a MÉTA hatszög (2) és a hatszögön belül az élőhelytípusok állományai (3).

- (1) A térképezés szervezési (és részben felmérési) egysége a Közép-európai flóratérképezés (KEF) egynegyednyi hálógysége, ami 5' földrajzi hosszúság és 3' földrajzi szélesség által határolt négyszög, hozzávetőlegesen 5,5×6,5 km, vagyis mintegy 35 négyzetkilométer (azaz 3500 hektár). Ezt hívjuk MÉTA kvadrátnak, amelyekből az országot 2834 darab fedi le. A kvadrát szintű dokumentálást táji léptékűnek hívjuk.
- (2) A vegetációtérképezés léptékének szabványosítása céljából elkészítettünk egy teljes országot lefedő, egymással érintkező, 35 hektáros szabályos hatszögekből álló hálót. Ezek a térképezés térbeli alapegységei, melyekből 267 813 darab van az országban. Hozzávetőlegesen 100 hatszög esik egy kvadrátba (8.10. ábra).
- (3) Valamennyi hatszögben, egységes adatlapon (8.11. ábra) feltüntetésre kerültek az ott megtalálható természetes és természetközeli élőhelyek valamint azok jellemzőik.

A térképezők kvadrátokat vállaltak, és kvadrátonként kapták meg a térinformatikai segédfedvényekkel ellátott űrfelvételeket (8.10. ábra), topográfiai térképeket, valamint erdészeti üzemtervi adatok is segítettek a térképezők munkáját.

A MÉTA módszer és az NBmR térképezési módszere közötti alapvető különbség az, hogy az NBmR módszerben az élőhelytípusok foltjait le kellett határolni, és térinformatikai poligonként ábrázolni, míg a MÉTA térképezés során az előre lehatárolt egységeket (a hatszögeket) kellett jellemezni. Így a MÉTA módszer megoldotta a foltlehatárolás szabványosításának problémáját, bár kétségtelenül durvább felbontású térkép készítését tette lehetővé. Ha a térképezendő területet egyenletesen viszonylag kicsi, egyforma alapegységekre (pixelekre) osztjuk, és ezeket jellemezzük, ún. raszteres térképezési módszert alkalmazunk. Az előzőekben ismertetett NBmR módszernél a térképező határolta le a foltokat poligonok formájában, és ezeket jellemezte. Ezt a módszert vektor alapú térképezésnek nevezik.

A MÉTA hatszögek (pixelek) jellemzését a 8.11. ábrán látható adatlapokon készítették el. Csak az azonosító adatokat (kvadrát sorszám, település, felmérő, dátum, hatszög sorszám, élőhelytípus kódja) kellett beírni, az összes többi jellemzést listából való választással, „bekarikázással” kellett megadni.

Minden hatszögnek megállapították az ún. ökorégiós értékét, melyet nem lineáris skálán, hanem 5 többé-kevésbé elkülönülő lehetségből választottunk ki:

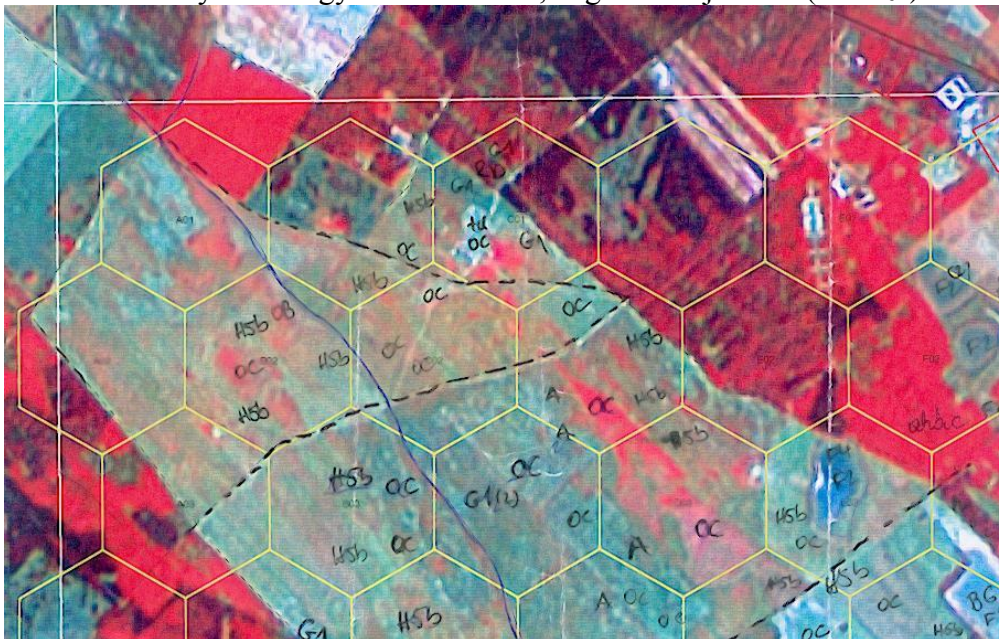
ÓV - természetközeli állapotú, kicsi regenerációs képességű tájrészlet, rájuk kell a legjobban vigyázni ("óvva vigyázzunk rá")

FiV - természetközeli állapotú a tájrészlet legalább 1/3-da és jelentős a regenerációs potenciálja ("figyelve vigyázzunk rá")

Se - közepesen degradált a tájrészlet legalább 1/3-da, de jelentős a regenerációs potenciálja ("segítsük megóvni, mert érdemes")

Gy - közepesen degradált a tájrészlet legalább 1/3-da, és kicsi a táj regenerációs képessége ("gyenge, a terület sorsa kérdéses")

R - környékével együtt tönkrement, degradált tájrészlet ("rossz")



8.10. ábra. A MÉTA térképezés során használt a térinformatikai segédfedvényekkel (kvadrát határ: fehér, hatszögek határa: sárga) ellátott űrfelvétel. (Néhány helyen a térképező ráfirkálta az élőhelytípusok kódját.)



A FELMÉRENDŐ HATSZÖGEK ADATLAPJA

Célunk egy megbízható térkép!

KVADR.SORSZ:		/		TLP.:		FELM:		IDŐP.: 2003/2004		hó		nap	
Hsz:		ÖR: ÖV FIV Se Gy R		Parl: Né 0,1-1-20-100		Inv:Né 0,1-1-20-100		Né szm j K e		PV:1.		2. 3. 4. 5.	
ÁNÉR:		Ú R B U		5 5r 4 4r 3		3r 2		0,1-1-10-50-100		1/2 3/sok diff		Neg - + fenn	
víz↓↑≠		leg↓↑≠		kasz≠		gyepjav cse éget		faj hom szel vág tel vad		ögy szán ép-túr kert bány tó tap szenny szem gyü		Né	
ÁNÉR:		Ú R B U		5 5r 4 4r 3		3r 2		0,1-1-10-50-100		1/2 3/sok diff		Neg - + fenn	
víz↓↑≠		leg↓↑≠		kasz≠		gyepjav cse éget		faj hom szel vág tel vad		ögy szán ép-túr kert bány tó tap szenny szem gyü		Né	
ÁNÉR:		Ú R B U		5 5r 4 4r 3		3r 2		0,1-1-10-50-100		1/2 3/sok diff		Neg - + fenn	
víz↓↑≠		leg↓↑≠		kasz≠		gyepjav cse éget		faj hom szel vág tel vad		ögy szán ép-túr kert bány tó tap szenny szem gyü		Né	
ÁNÉR:		Ú R B U		5 5r 4 4r 3		3r 2		0,1-1-10-50-100		1/2 3/sok diff		Neg - + fenn	
víz↓↑≠		leg↓↑≠		kasz≠		gyepjav cse éget		faj hom szel vág tel vad		ögy szán ép-túr kert bány tó tap szenny szem gyü		Né	

8.11. ábra. A MÉTA hatszögek jellemzésére használt adatlap részlete. Csak az azonosító adatokat (kvadrát sorszám, település, felmérő, dátum, hatszög sorszám, élőhelytípus kódja) kellett beírni, az összes többi jellemzést listából való választással, „bekarikázással” kellett megadni.

Minden hatszögben megadták, hogy mekkora a parlagok és az inváziós fajokkal (nem őshonos, agresszíven terjedő, természetvédelmi problémákat okozó fajokkal) borított területek aránya. Megadták, hogy van-e kaszálás vagy legeltetés, s ha van, akkor *szarvasmarhát, juh* vagy *más fajt* legeltetnek. A kaszálásról és legeltetésről azért fontos adatokat gyűjteni, mert az EU-csatlakozás kapcsán jelentős mértékben átalakították és át fogják alakítani a mezőgazdaságunkat, s ezáltal tájaink használatát. Szigorú kvóták maximálják a tartható állatok számát. Változik a mezőgazdaság jövedelmezősége is. Általános tendencia, hogy csökken a külterjesen, kisparaszti módon tartott legelőállomány, csökken a kaszálók területe. Mindezt alig kompenzálják az agrár-környezetgazdálkodási programok, természetvédelmi kezelések. A használat elmaradása nem ritkán gyomosodáshoz, jellegvesztéshez, diverzitáscsökkenéshez, az inváziós fajok terjedéséhez, cserjésedéshez, erdősődéshez vezet. Eddig nem volt országos átlátásunk arról, hogy mely gyeptípusokat és milyen természetességüket veszélyeztet a már most is drasztikusan csökkenő állatállomány és külterjes használat. Az adatgyűjtésnek ezen ismereteink növelése a célja.

Hatszögenként kellett megadni a *potenciális vegetáció* élőhelyeinek listáját is. Ide azok az élőhelyek kerültek, amelyek a mai(!) körülmények között a lehető legjobb, legértékesebb természetes vegetációt jelentenek. Ez egyfajta "jóság"-térkép. A természetes vegetáció nélküli területek jellemzésére is az egyik legjobban használható információ-forrás.

Minden hatszögben fel kellett sorolni az előforduló élőhelytípusokat (Á-NÉR besorolás), természetességüket (Németh-Seregélyes féle 5 fokozatú skála változata szerint), hozzávetőleges területi arányukat a kvadrátban, valamint bizonyos tájökölógiai jellemzőiket. A tájökölógiai információk gyűjtése során az élőhelyek mintázatáról, elszigeteltségéről és a környezetének hatásairól rögzítettünk adatokat. A gyűjtött tulajdonságok a még meglévő természet-maradékok működőképességéről mondanak lényegeset, és mert tervezhetővé (és így koncepciózusabbá) teszi a jövő természetvédelmi munkáját.

A továbbiakban igyekeztek összegyűjteni minden élőhely veszélyeztető tényezőit, vagyis minden olyan fontos tényezőt meg kellett adni, ami degradálja az élőhelyet, illetve csökkenti az adott élőhely-folt jelen természetességi állapotának jövőbeni fennmaradási esélyét, illetve jövőbeni regenerációját. A veszélyeztetés mértékét nem dokumentálták (csak bináris adatokat gyűjtöttek). Az egyes esetekben választható tényezők a következők:

- Gond van a terület vízháztartásával, mert kevés a víz, vagy túl sok, esetleg rendszertelenné vált a vízellátottság;
- alullegetetik, túllegeletetik, vagy rosszul legettetik, esetleg egyáltalán nem legettetik a gyepet, pedig fennmaradásához erre szükség volna;
- elmaradt a kaszálás, vagy rossz időben, rosszul (túl rövidre vágják) történt;
- mezőgazdasági célú gyep"javítás" történt, ami az ökológiai értékek szempontjából káros;
- cserjésedik - erdősödik;
- káros mértékben, vagyis rosszul égetik;
- erdőknél a telepítés, felújítás során természetvédelmi szempontból rossz fafajt választottak, tájidegent, például csert olyan helyen, ahol az sosem élt, sőt, sokszor a környezetre is veszélyes inváziós, nem őshonos, agresszíven terjedő fajt, például akácot, bálványfát;
- túl homogén az erdőszerkezet, a fák egykorúak, nincsenek egyszerre fiatal és idős egyedek, ami rendkívül messze került a természetestől;
- az erdő fajai közül kiszelektálták valamelyiket, s így torz fafaj-arány jött létre, például gyertyános-tölgyes gyertyán nélkül vagy cseres-tölgyes juharok, vadgyümölcsök, esetleg cserjeszint nélkül;
- túl alacsony a vágáskor;
- túltartott vadállomány pusztítja az erdőt;
- egy gyep létét erdővé, vagy inkább faültetvénné alakító telepítés veszélyezteti, például az Őrség kaszálóinak befenyvesítése;
- a területet özöngyomok támadták meg;
- a területet beszántás, építkezés, kertbevonás veszélyezteti;
- bányanyitás, vagy régi bánya terjeszkedése semmisítheti meg az élőhelyet;
- a tóvá alakítás különösen akkor veszélyes, ha az új tóban vagy partján nem engedik érvényesülni a természetes folyamatokat, mert hasznosítása ezt nem teszi lehetővé;
- jelentős az emberi taposás, például illegális cross-motor pálya van itt, esetleg túl sok a kiránduló;
- ipari méretű szennyezés vagy szemét jut a területre;
- a természetből származó javak olyan nagymértékű gyűjtése történik, ami veszélyezteti a közösség fennmaradását, ilyen például a Zemplénből teherautó-számra kilopott moha.

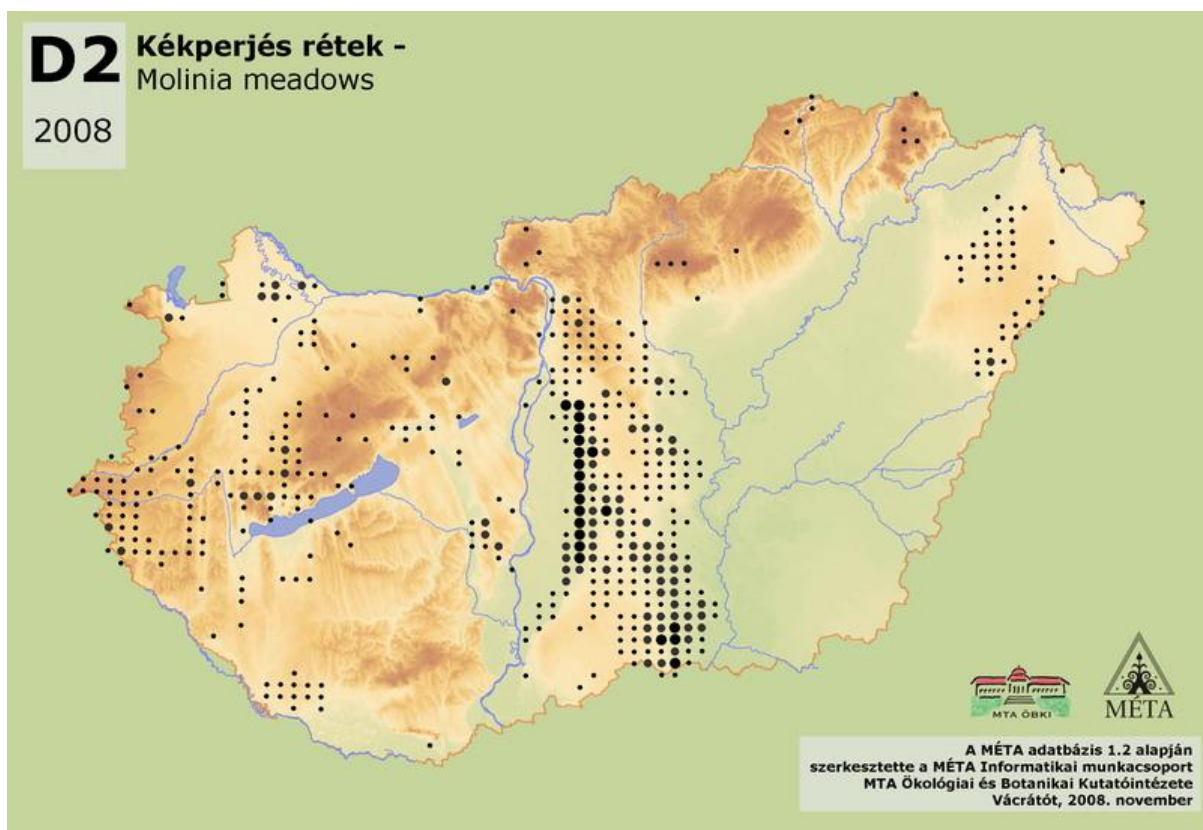
Végül az egész kvadrátra vonatkoztatva is jellemezték az előforduló élőhelytípusokat (altípusok, változatok, veszélyeztetettség, inváziós hatások, átjárhatóság, regenerációs képesség). Ezek az adatok fontosak lesznek az élőhelytípusok leírásának megújításánál, botanikai, vegetációtani ismereteinket fogja gyarapítani.

8.6.2. A MÉTA program eddigi eredményei

A MÉTA Program szervezői, résztvevői nagy gondot fordítanak arra, hogy az összegyűjtött tudás ne egy halott, és lassan feledésbe merülő adathalmaz legyen, hanem minél szélesebb körben használhassuk aktuális tudományos és gyakorlati problémák megoldására, és elősegítse annak a célnak az elérését, hogy az ország lakossága fenntartható módon

használta természeti örökségünket. A program e célját a szép, információgazdag, és folyamatosan gazdagodó, jól használható honlap is nagyban elősegíti (<http://www.novenyeterkep.hu>). 2010 végén az alábbi fontosabb eredményeket sorolja fel a honlap:

- (1) Módszertani újítások: élőhely-osztályozás és raszteres térképezés
- (2) Az élőhelytípusok elterjedési térképei
- (3) Növényzeti örökségünk természetessége
- (4) Hazai tájaink természetessége
- (5) A növényzet-alapú természeti tőke index
- (6) Növényzeti örökségünk veszélyeztetettsége
- (7) Az egyik fő veszély: a terjedő idegenhonos özönnövények
- (8) Élőhelyeink regeneráció-képessége
- (9) Helyzetkép Magyarország parlag-borítottságáról
- (10) A MÉTA adatbázis és informatikai szolgáltatásaink
- (11) A természetes élővilág éghajlatváltozással szembeni sebezhetőségének becslése



8.12. ábra. Ilyen elterjedési térképek készültek Magyarország természetközeli élőhelyeinek elterjedéséről a MÉTA adatbázis alapján.

Valamennyi eredmény részletes ismertetését is megtaláljuk a honlapon. Itt most csak egyet emelünk ki amelyik napjainkban különösen fontos: az éghajlatváltozás várható hatásainak vizsgálatát. A MÉTA adatbázis lehetővé tette a következő elemzések elvégzését (Czúcz et al. 2007):

- a legfontosabb hazai (Pannon) természetközeli élőhelyek éghajlat-érzékenységének számszerűsítése

- potenciális veszélyeztetettségi térképek készítése a legjelentősebb éghajlatfüggést mutató 12 élőhelyre, három különböző időhorizontra (2025, 2050 és 2085)
- egy, a természetes élővilág autonóm alkalmazkodóképességének becslésére szolgáló elméleti modell megalkotása és tesztelése két, jelentős természetvédelmi értékkel bíró élőhely esetére (mocsárrétek és ürmöspuszták)
- az autonóm adaptáció elősegítése érdekében a természetvédelem rendelkezésére álló lehetőségek számbavétele, a jelenlegi eszköztár egyszerű értékelése a fenti két élőhely példája alapján.

Az eredmények alapján a következő ajánlást fogalmazzák meg: Mivel a természetes ökoszisztémák alapján stabil és öfenntartó rendszerek, az éghajlatváltozás káros következményei mérséklésének, elkerülésének legjobb módja a rendszerek természetes ellenálló-képességének és alkalmazkodóképességének megerősítése, illetve az ezt gyengítő tevékenységek visszaszorítása.

8.6.3. Hogyan lesz monitorozás a MÉTA programból?

Magyarország természetközeli vegetációjának felmérése 2003 és 2005 között készült el. Ezt az adatbázist remélhetőleg még évekig használhatjuk, azonban el fog jönni az az idő, amikor már nem tekinthetjük aktuális állapotnak a MÉTA által rajzolt képet. Ekkor majd a felmérést meg kell ismételni. Ilyen léptékű felmérés kivitelezése azonban széleskörű összefogást igényel, valószínűleg több évtized is eltelik, mire hasonló léptékű vegetáció-felmérésre sor kerülhet. A tájtörténeti elemzéseknél ma már gyakran használjuk az ún katonai felmérések térképeit (ld. 8.4 fejezet). Ezek a térképezések sem szabályos időközönként készültek, és sokat fejlődött a térképezési módszer is a több évszázad alatt. A MÉTA program folytatása is hasonló lehet majd, ma még nem tudjuk megjósolni. Mindenesetre a 8.5.4. fejezetben bemutattuk, hogy lehetséges a vegetáció nagy tér és időléptékű változásának valamilyen szintű monitorozása még akkor is, ha az ismételt térképezés nem pontosan ugyanazzal a módszerrel készült. A MÉTA adatbázis pedig a katonai felméréseknél sokkal részletesebb adatokat tartalmaz a vegetációról, így az akár több évtized után megvalósuló újratérképezés sokkal pontosabb képet adhat majd a bekövetkező változásokról.

9. Állatvilág biodiverzitásának monitorozása az NBmR keretében

A rendkívüli változatosságú állatvilág monitorozása óriási kihívás a föld minden táján, így hazánkban is. Az NBmR kialakítása során kiválasztották azokat az állatcsoportokat, amelyek esetében az eddigi nemzetközi és hazai ismeretek, kötelezettségek és a hazai lehetőségek alapján szükséges és eredményesen megoldható a fajok és közösségeik monitorozása. Ezen állatcsoportok a következők: rákok, szitakötők, egyenesszárnyúak, bogarak, lepkék, kételtűek, hullók, madarak és emlősök. Az NBmR keretében áttekintették, hogy ezen élőlénycsoportok esetében, melyek azok fajok és közösségeik, amelyek különösen alkalmasak biodiverzitás monitorozásra, milyen jellemzőiket és milyen módszerekkel javasolják felmérni és elemezni.

E munka részletes sokoldalú eredményei és javaslati az NBmR kézikönyvsorozataiban (<http://www.termeszetvedelem.hu/nbmr>) férhetőek hozzá, e köteteket javasoljuk az adott állatcsoportokkal kapcsolatos monitorozás megismeréséhez.

Az NBmR célkitűzésihez teljesen vagy részben kapcsolódva, a természetvédelem intézményei mellett más állami intézmények, Magyar Természettudományi Múzeum Állattár, MTA ÖBKI, egyetemi és főiskolai tanszékek és intézetek és civil szervezetek (pl. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Nimfea,..stb) is együttműködve, olykor további speciális monitorozó vizsgálatokat is beindítottak és működtetnek (pl. Gubányi és Mészáros 2010). A vadászható fajokkal kapcsolatosan meg kell említeni az Országos Vadgazdálkodási Adattárat (<http://www.vvt.gau.hu>), amely e fajok állományainak változásáról is tájékoztató adatokkal szolgál.

NBmR keretében jelenleg monitorozott, főként az állatcsoportokhoz köthető komponensek első évtizedének főbb eredményeit Fodor és munkatársai (2007) áttekintése mutatja be:

9.1. Egyenesszárnyúak monitorozásának eredményei

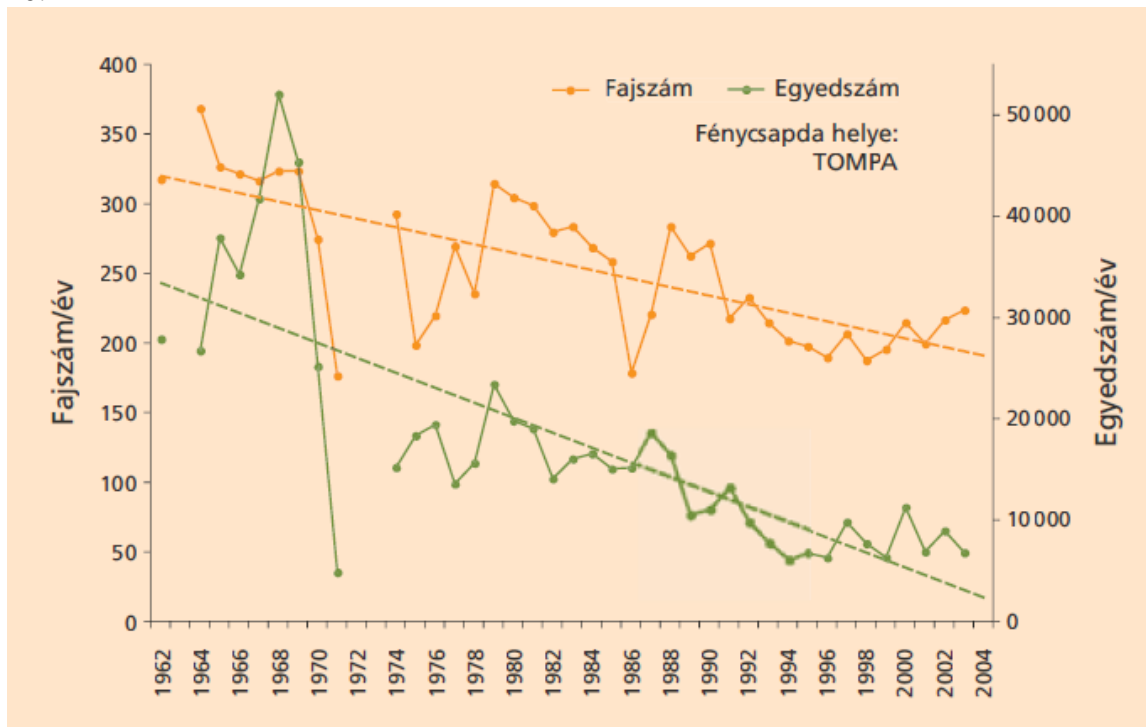
Az egyenesszárnyú rovarok (Orthoptera: szöcskék, sáskák és tücskök) közül Európából 974, Magyarországról pedig 120 faj ismert. Élővilágvédelmi szempontból fontos a monitorozásuk, hiszen a gyepekhez kötődő állategyüttesek rovarállományának legnagyobb tömegét képviselik. Monitorozásra kiválóan alkalmasak, mivel könnyen gyűjthetők, és megfelelő gyakorlat után a fajok egyértelműen meghatározhatók. Fajaik jól felismerhető, fajspecifikus ciripelésük miatt, megfelelő eszközökkel, kis egyedsűrűségben is nagy biztonsággal észlelhetők. A NBmR-ben az egyenesszárnyúak monitorozása közösségi szinten történik. A felmérések során több módszert alkalmaznak: vonal menti fűhálózást, egyelést, hang alapján történő azonosítást (melyben ultrahang detektort alkalmazhatnak). Országosan 70 állandó mintavételi helyszínen, különböző élőhelyeken, növénytársulásokhoz kötötten, kétfévente vizsgálják a közösségek összetételét, illetve az egyes populációk egyedsűrűség változását.

A fajegyüttesek monitorozása mellett, a XI. projekthez kapcsolódóan 2005-től hat közösségi jelentőségű faj protokoll szerinti felmérése is elkezdődött (magyar tarsza (*Isophya costata*), erdélyi tarsza (*Isophya stysi*), álolaszáska (*Paracaloptenus caloptenoides*), eurázsiai rétisáska (*Stenobothrus eurasius*), vöröslábú hegyisáska (*Odontopodisma rubripes*), erdélyi avarszöcske (*Pholidoptera transsylvanica*)). Az eddigi két év során több faj esetében sikerült a Natura 2000 területen belüli előfordulásokat pontosítani, a vöröslábú hegyisáska új élőhelyeit igazolni, és számos régi előfordulási adatot ellenőrizni. A monitorozás nemcsak a

kiemelt fajokról, hanem számos további védett és veszélyeztetett fajról is szolgáltat adatokat. A 2006. évi közösségi szintű vizsgálatok eredményeként összesen 154 mintaterületen 58 faj elterjedéséről gyűjtöttek további adatokat, ami a hazai fauna csaknem felét teszi ki.

9.2. Éjszakai nagylepkek monitorozása fénycsapda hálózattal

Az erdészeti fénycsapda-hálózat 1962 óta üzemel erdővédelmi előrejelzés céljából, az Erdészeti Tudományos Intézet (ERTI) irányításával (Szentkirályi et al. 2008). A kártevő fajok felmérése mellett a teljes nagylepke együttesek gyűjtött anyagainak a feldolgozását (kiválogatás és meghatározás) folyamatosan végzik. A több évtizedes adatsorokat a NBmR is használja. Az adatok értelmezését, így használhatóságát nagymértékben növeli az ökológiai besorolási rendszer, ami a nagylepkek minden hazánkban előfordult fajtát elterjedése, élőhely-igénye és életmódja alapján minősíti. Az ország különböző pontjairól 16 fénycsapda fogási adatait elemezték a szakemberek. A négy évtizedes adatsorok azt mutatják, hogy a 16 fénycsapda-állomás nagylepke együtteseinek közül 11 mintavételi helyen, azaz az együttesek 70 %-ánál a faj- és egyedszám hosszú távon kisebb-nagyobb mértékű csökkenést mutatott. Az elemzések szerint a fajszámban tapasztalható jelentősebb csökkenés évi üteme átlagosan 2–4 faj. A faji sokféleség változásait mutató mennyiségi jellemző (fajdiverzitás) 12 esetben, azaz a vizsgált erdei helyszínek háromnegyedénél mutatott csökkenést. A lepke-együttes e hosszú távú változásának hátterében több környezeti tényező együttes hatása állhat (pl. klímaváltozás, tájhasználat-változás, erdők öregedése). A fentiekén túl bizonyos fénycsapda-állomások esetében van példa a fajgazdagság állandóságára, sőt növekedésére is. A monitorozás eredményeinek ismeretében javaslat tehető a kedvezőtlen folyamatok megállítására, esetleg visszafordítására, illetve a kedvező hatások erősítésére. Az egyedszámokban még meredekebb csökkenés tapasztalható, a 60-as évek 30–50 ezres egyedszámaival szemben a 2000-es években mindössze 7–8 000 gyűjtött példány volt a jellemző.



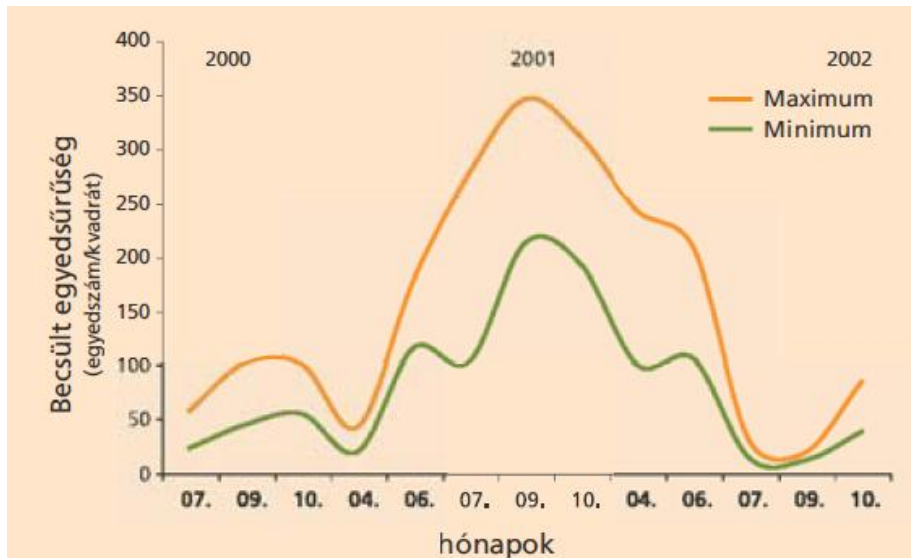
9.1. ábra. Fénycsapda adatok alapján a nagylepkek egyedszámának és fajszámának éves változása, Fodor et al. (2007) alapján.

9.3. Kétéltűek monitorozása

A hazai kétéltű- és hüllőfauna egységes módszerekkel történő, hosszú távú vizsgálata 2001-ben kezdődött. A NBmR által koordinált monitorozási munkák az Őrség- Vendvidék, a Pilis-Visegrádi hegység, az Ócsai turjánvidék, a Gödöllői-dombvidék és az Aggteleki-karszt különböző élőhelyein kezdődtek. A mintavételi helyek 2005-től a kardoskúti Fehér-tó és környékével bővültek. Ezek a felmérések az adott élőlénycsoport szakértőinek irányításával, a NBmR kétéltűekre és hüllőkre kidolgozott protokollja alapján, sokféle módszer alkalmazásával (pl. kifejlett állatok és petecsomó számlálása, hang alapján történő becslés, lámpázás, csapdázás) történnek. A hazánkban előforduló 18 kétéltűfajból a hat tájegység kiválasztott területein 17 faj populációjának állományváltozásairól rendelkezünk adatokkal. Ez a Magyarországon előforduló kétéltű fajok 94,4%-a. A legtöbb kétéltűfaj (12 faj) az Őrség-Vendvidéken és az Aggteleki-karszt területén található. Szinte valamennyi kétéltűfaj állományváltozására igaz, hogy az egyes években az élettelen és élő környezeti tényezőktől függően a megfigyelt egyedszámok jelentősen ingadoznak, gyakran szélsőségesen változnak.

9.4. Északi pocok monitorozása

Magyarországon az északi pocok vagy más néven patkányfejű pocok (*Microtus oeconomus*) egyik ritka alfaja, a (*Microtus oeconomus méhelyi*) fordul elő, amely 1974 óta élvez védelmet, 2001-től pedig fokozottan védett. Populációi jégkorszaki maradványként (reliktum) található meg a Kárpát-medencében, amely egyben jelzi a faj elterjedésének déli határát is az északi félgömbön. Szerepel a berni egyezmény III. függelékén, és az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelvének II. és IV. mellékletén. Hazánk területén jelenleg három nagyobb térségben ismert szigetszerű előfordulása, a Szigetköz, a Fertő és a Hanság, valamint a Kis-Balaton területén (Horváth 2004). A faj populáció-szintű monitorozása 2000-ben indult el a NBmR protokollja alapján. A felmérések évente ismétlődnek. A több napos és periodikus csapdázások lehetővé teszik, hogy a populációk állományviszonyairól, népességük időbeli változásáról is képet alkothassunk. Az északi pocok populáció nagy egyedszám-ingadozásokat mutat az egyes évek között. Legutóbb 2001-ben a Barbacsi-tónál (Hanság) található populációban kialakult erős gradáció – az 50x50 méteres mintaterület ismételt felmérésével – jól nyomon követhető volt. A gyűjtött adatok és tapasztalatok alapján elmondható, hogy az északi pocok nagyon érzékeny az élőhelyén bekövetkező külső környezeti feltételek változásaira. A faj számára az egyik legfontosabb tényező az élőhelyek megfelelő vízellátottsága, vízborítottságának mértéke. Ugyanakkor a túlzottan magas vízszint nem kedvez a faj állományainak. A területek kiszáradásával járó gyomos élőhelyek kialakulása viszont az északi pocok még fennálló állományainak további feldarabolódását és a szubpopulációk eltűnését okozzák. Mindezeket a folyamatokat az emberi beavatkozások (pl. a vízszint nem megfelelő szabályozása, gyakori kaszálás, égetés) felgyorsítják, ezért az északi pocok fennmaradása érdekében nagyon fontos az elfogadott fajvédelmi program gyakorlati megvalósítása, és az egyes élőhelyekre egyedi kezelési tervek kidolgozása és alkalmazása.



9.2.ábra. Északi pocok állományának változása a vizsgált területen (Barbacs-tó, Hanság), Fodor et al. (2007) nyomán

9.5. Űrge monitorozása

Az űrgemonitorozó program felméréseire 2000-tól minden év áprilisában, a Föld Napjának hetében kerül sor, önkéntesek aktív részvételével. Az űrge (*Spermophilus citellus*) elterjedési területének nyugati határa Magyarországra esik. A hazai állomány az űrge számára alkalmas élőhelyek visszaszorulásával erősen lecsökkent, ezért a fajt 1982-ben védetté nyilvánították. A faj szerepel az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelvének II. és IV. mellékletén, valamint a berni egyezmény fokozottan veszélyeztetett fajokról összeállított listáján is. Az űrge nyílt pusztákon a talajba ássa többkijáratos, gyakran méteresnél is hosszabb járatait. Több, különösen értékes, ritka ragadozó madarunk, elsősorban a kerecsensólyom (*Falco cherrug*) és a parlagi sas (*Aquila heliaca*) egyik fő zsákmányállata. A madarak stabil populációinak megteremtéséhez elengedhetetlen, hogy az űrge élőhelyeit megőrizzük, illetve szükség esetén helyreállítsuk.

Az ELTE Etológia Tanszékén a korábbi tapasztalatok alapján, egyszerű űrgeszám-becslési eljárást dolgoztak ki. Megállapították, hogy egy űrgéhez átlagosan hány lyuk tartozhat, és a járt űrgelyukak számából következtethetünk az űrgekolónia nagyságára. A módszer alkalmas kis sűrűségű űrgepopulációk relatív egyedszámának egymástól független helyszíneken, azonos időben, szabványos módon történő gyors, speciális szakértelmet nem igénylő becslésére.

Az akció sikerét mutatja, hogy az adatgyűjtők köre igen széles, pedagógusok által vezetett diákok, természetvédelmi aktivisták és a nemzeti park igazgatóságok munkatársai egyaránt szolgáltatottak adatokat. A felmérések eredményeként elmondható, hogy a magyarországi állomány állapotában drasztikus változás nem mutatható ki, jóllehet vannak olyan helyszínek, ahonnan az utóbbi években eltűntek az űrgék. A program egyik járulékos eredménye az a következtetés, mely szerint a füves repülőtereken élő állományok biztosíthatják a faj hosszú távú fennmaradását hazánkban.

9.6. Regionális monitorozó programok

Magyarországon jelenleg két regionális természetvédelmi célú monitorozó program működik az NBmR keretében folyamatosan. Az egyik a Kis-Balatonon, a másik a Dráva mentén. Ezek számos ponton kapcsolódnak a NBmR-hez, de önálló programként működnek a Balatoni és a Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóság koordinációjával. A szoros együttműködés miatt mindkét regionális monitorozó rendszer helyet kapott a NBmR projektjei között.

9.6.1. A Kis-Balaton természetvédelmi célú monitorozó program

A Kis-Balaton egyedülállóan gazdag élővilággal rendelkező vizes élőhely. Természeti értékei mellett része egy vízminőség-védelmi rendszernek is. 1992-ben a vízminőség-védelmi rendszer természetvédelmi értékekre gyakorolt hatásainak nyomon követésére monitorozó programot indítottak. 1998-tól a program a NBmR követelményeivel egyeztetve folytatódik. A kutatások egy részét 2005 óta a Balatoni Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai végzik. A következő fajokat, fajcsoportokat monitorozzák: madarak (ritka és telepesen fészkelő, nádi- és nádton fészkelő madarak), kismélsők (elsősorban az északi pocok), halak, puhatestűek, piócák, csípőszúnyogok, szitakötők, kerekeshégek, algák. Ezen kívül a vegetáció változását is vizsgálják, valamint védett és inváziós növényfajok, denevérek, kétéltűek, hüllők, futóbogarak, talajcsapdával gyűjthető pókok állományait is rendszeresen felméri. A vizsgálat adatairól térinformatikai alapú adatbázis készül.

Az emberi beavatkozás a vízviszonyokat jelentősen megváltoztatta, mely az élőhelyek átalakulását eredményezte. A vizsgálatok tanulságai szerint ezek bizonyos madárfajoknak kedveztek (pl. a cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) és a nádírigó (*Acrocephalus arundinaceus*)), míg mások élőhelyét csökkentették (pl. foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*)) (Báldi et al. 1999).

9.6.2. Dráva természetvédelmi célú monitorozó program

A Dráva és ártere hazánk természetvédelmi szempontból egyik legértékesebb területe. A monitorozó vizsgálatokat 3 régióban elhelyezkedő mintaterületeken végzik a folyó mentén. A program keretein belül a kiválasztott élőhelyek és élőlénycsoportok szabványos módszerekkel történő hosszú távú, folyamatos megfigyelése folyik. A monitorozás megkezdését a korábban tervezett horvátországi vízerőmű várható hatásainak felmérése hívta életre. Bár remélhetőleg a vízerőmű mégsem valósul meg, a monitorozás – tekintettel az eddig gyűjtött értékes adatsorokra és a Dráva, mint határvízünk jelentőségére – folytatódik. A monitorozó program vizsgálatainak jelentős része a Duna–Dráva Nemzeti Park területére esik, szakmai megalapozása a NBmR módszereivel harmonizálva 1999-ben történt meg, a vizsgálatok 2000-ben kezdődtek meg. A természetvédelmi célú monitorozó rendszer vizsgált komponensei: növénytársulások, védett növényfajok, puhatestűek, zooplankton, szitakötők, tegzesek, nappali lepkék, éjszakai nagylepkék, bogarak, halak, kétéltűek, madarak, denevérek, kismélsők, kisragadozók. Az adatok térinformatikai adatbázisba szervezése mára itt is megvalósult. Az egyik kiemelt fontosságú komponens, a halak tekintetében például a folyó teljes szakaszán stabil fajszerkezetet mutatott a megismételt felmérés a 2000–2004 közti időszakra.

9.7. Vadonleső – program az érdeklődő önkéntesek bevonására

Az NBmR keretében 2008-ban indították meg a Vadonleső internetes adatközlő rendszert (<http://www.vadonleso.hu/>), amelyben az érdeklődő laikusok által terepen könnyen felismerhető 4 emlős, 2 kétéltű, 1 hüllő, 4 rovar és 4 növény fajjal kapcsolatosan lehet könnyen adatokat közölni azok előfordulási helyéről, idejéről és a megfigyelés idejéről. E

program jó lehetőséget adhat a vadon élő növény és állatfajokkal kapcsolatos lakossági adatközlés és visszajelzés beindítására, azon sajnos nagyszámú élőlénycsoportnál ahol ennek nincs még hagyománya és az adott élőlénycsoport esetében ilyen jellegű munkát szervező országos civil szervezet nem működik hazánkban.



9.3. ábra. A Vadonleső honlapja (<http://www.vadonleso.hu/>)

10. Madarak monitorozása

10.1. Madarak kitüntetett szerepe a természetvédelemben

A madarak védelme nagy hagyományokkal és kitüntetett szereppel rendelkezik a világon, így hazánkban is, amelyben az életmódjából adódó fenyegetettség mellett jelentős szerepe van a madarak iránti széleskörű érdeklődésnek és sokoldalú ismereteknek, mind a tudomány és mind a lakosság részéről. Herman Ottó munkássága óta hazánk mindig is élenjáró volt az európai madárvilág megőrzésében. A természetvédelem szakmai feladatai között napjainkban is kiemelt jelentőségű a madárvédelem, és azt sem szabad figyelmen kívül hagyni, hogy a természetszerető nagyközönséget is különösen érdeklik a madarak. Jól jelzi ezt, hogy a jelenleg Magyarországon védettséget élvező 997 állatfaj 28%-a, míg a fokozottan védett 137 állatfaj 60%-a, madarak osztályából kerül ki.

Az Európai Közösség első természetvédelmi irányelve, az 1979-ben kihirdetett Madárvédelmi Irányelv (79/409/EGK), szintén ezen élőlénycsoport kiemelt jelentőségét mutatja a természetvédelemben európai szinten is. A Madárvédelmi Irányelv az Élőhelyvédelmi Irányelvvel együtt (A természetes élőhelyek, illetve a vadon élő növény- és állatvilág megőrzéséről szóló irányelv, 92/43/EGK) ma az EU természetvédelmi szabályozásának alapját képezi. A Madárvédelmi Irányelvben európai szinten felsorolt 181 madárfaj jelentős élőhelyeinek védelmét a NATURA 2000 védett terület hálózatban kell biztosítani a tagállamokban, e fajok állományainak szinten tartásáról, védelméről gondoskodni kell. A Madárvédelmi Irányelvben figyelembevett 181 madárfaj közül 78 faj fordul elő rendszeresen Magyarországon, amelyek főbb hazai élőhelyei részét képezik a magyar NATURA 2000 hálózatnak. A nagyszámú védett, fokozottan védett, illetve azon belül az európai szinten kitüntetett madárfajok állományainak monitorozása nélkülözhetetlen a hazai és EU jogszabályok által megkövetelt feladatok ellátásához.

10.2. Madarak kitüntetett szerepe a kutatásban

A madárfajok állományának és azok változásának vizsgálatai, monitorozása, az egyik legnagyobb hagyományokkal, legnagyobb térbeli kiterjedéssel és időben a leghosszabban folyó munkák a biológiai kutatásokban világszerte és így hazánkban is (Furness és Greenwood 1993, Báldi et al. 1997). Magyarországon a madarak esetében ismert a leghosszabb távon végzett, az ország egész területére kiterjedő, napjaink monitorozó vizsgálatai feltételeinek is eleget tevő, vadon élő védett fajra kiterjedő rendszeres felmérés, az 1941 óta folyó fehér gólya számlálások (Lovászi 1998). A madarak az ökológiai és viselkedésökológiai kutatások által egyik legjobban ismert élőlénycsoport, amellyel kapcsolatban széleskörű ökológiai, etológiai és evolúciós ismeretek állnak rendelkezésre, amelyek nélkülözhetetlenek az eredményes vizsgálatok tervezéséhez, lebonyolításához és az adatok értelmezésében (Furness és Greenwood 1993).

Ezen állatcsoport felmérését a legnagyobb számú, felkészült, tájakat, régiókat és országokat jól „lefedő” amatőr és hivatásos megfigyelői hálózat jellemzi világszerte így hazánkban is. Nincs még egy olyan állatcsoport, amelynek olyan nagyszámú fajára kiterjedően folya adatgyűjtés országos, regionális és kontinentális léptékben, mint a madarak. A világon több millióra tehető amatőr és hivatásos madarászok munkájának egyik fontos sajátossága, hogy e tevékenységet jelentős tagságú, jól szervezett nemzetközi (BirdLife International – Madarak védelmével foglalkozó nemzetközi szervezet, EBCC – Európában folyó nemzetközi madármonitorozó és térképező tevékenységek szakmai szervezete, Wetland

International – vizes élőhelyekhez kötődő madárfajok felmérésének és védelmének nemzetközi szervezete, EURING – Európában folyó madárgyűrűzési tevékenységek nemzetközi szervezete) és nemzeti szervezetek (pl. RSPB – Brit madárvédelmi egyesület, BTO – Brit madártani szervezet, SOVON – Holland madártani szervezet, MME – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, ...stb.) keretében végzik, amely szervezetekben a felmérő munkát a kor ökológiai és módszertani követelményeinek megfelelően, sok esetben a legmodernebb módszertan felhasználásával valósítják meg. A jól működő nemzetközi és nemzeti szakmai szervezetek és az azoknak az alap kutatásokkal való eredményes együttműködése eredményeképpen, a madarak esetében, a legkidolgozottabbak a felmérési, nyilvántartási, elemzési módszerek, léteznek és működnek nemzetközileg elfogadott adatkódolási rendszerek és a tudományos munka nélkülözhetetlen fórumai (szaklapok, szakmai konferenciák).

10.3. Madarak monitorozása Európában

Európa azon országaiban, ahol a monitorozás hatékonyan működik (pl. Hollandia, Nagy-Britannia, a skandináv országok), a madarak monitorozását külön ezen állatcsoporttal foglalkozó szervezetek, az esetek többségében civil szervezetek (NGO-k) végzik például Nagy-Britanniában a BTO, Hollandiában SOVON. E madármonitorozó szervezetek nemcsak az önkéntesek munkáját szervezik, hanem az országos szinten folyó madármonitorozó munkák adatbázisait is kialakították, gondozzák és a természetvédelem állami szervezeteivel és kutató intézetekkel közösen az elemzést is végzik. E tevékenység nemcsak a jelen és jövő munkáinak tervezését és végzését jelenti, hanem sok esetben a közel 100 évre visszamenőleg rendelkezésre álló adatok alapján táj-, régió- és élőhelyváltozási trendek vizsgálatát is magában foglalja. A madármonitorozási adatokat a társadalmi és természetvédelmi érdeklődés középpontjában álló madárállományok sorsának nyomon követésén túl a táj-, régió-, élőhelyszintű változások, problémák indikálására használják.

A madarak monitorozó vizsgálatai alapvetően három területen zajlanak: 1- Fészkelő állományok megfigyeléses monitorozása, 2- Átvonuló, telelő állományok megfigyeléses vizsgálata, 3- Fészkelő, vonuló és telelő madárállományok madárgyűrűzésen alapuló vizsgálata (Bibby et al. 2000).

A megfigyeléses módszeren alapuló monitorozó munkák főképp a vizsgált fajok jelenlét/hiány, denzitás és egyedszám becslése, időbeli jellemzők (fészkelés, vonulási és telelés) vizsgálatán alapuló monitorozó munkák számára szolgáltatnak alapadatokat. E vizsgálatokban működik közre a legnagyobb számú önkéntes. E monitorozó vizsgálatok módszertani ajánlásait két jelentős nemzetközi szervezett koordinálja, a főként az egyedszám változásokkal és elterjedéssel kapcsolatos munkát szakmailag irányító European Bird Census Council (EBCC) (www.ebcc.info), valamint a vizes élőhelyekhez kötődő fészkelő, vonuló és telelő fajokat vizsgáló Wetland International (www.wetlands.org).

A madarak befogási és gyűrűzési módszerén alapuló vizsgálatokat a klasszikus vonuláskutatási cél mellett, napjainkban jelentős részben alkalmazzák monitorozási célra is. Az adott fajra és annak állományára fókuszáló részletes fajspecifikus vizsgálatok mellett egyre több országban folynak az állandó hálófelületű módszerű gyűrűzések (Constant Effort Size, CES), amely révén a fészkelő állományok nagysága, a szaporodási sikere és túlélési jellemzők monitorozására is lehetőség nyílik több madárfaj esetében is. A madárgyűrűzést a kézben tartott madárfajok biztos azonosítását megkövetelő speciális vizsgával és gyűrűzési engedéllyel rendelkező gyűrűzők, valamint a befogásban segédkező önkéntesek végzik. A madárgyűrűzést országonként a nemzeti madárgyűrűzési központok, míg európai szinten az EURING szervezet koordinálja.

Számos országban a madármonitorozó munkát civil szervezetek végzik az adott ország természetvédelmi, kutatói, múzeumi és felsőoktatási intézményeivel együttműködésben. A nagy területekre kiterjedő országos monitorozás jellegéből adódóan több száz, több ezer, több tízezer ember részvételével folynak ezek a vizsgálatok. A civil szervezetek alapvető jellegükből fakadóan, közös érdeklődés, elkötelezettség és személyes kapcsolatok révén az állami intézményeknél lényegesen hatékonyabban, gyorsabban és nem utolsósorban olcsóbban tudják a nagyszámú résztvevő tájékoztatását, képzését, irányítását ellátni. A jól szervezett civil szervezetekben a résztvevők örömmel és lelkesedéssel látnak el olyan feladatokat, amelyek főállású munkatársak esetén igen jelentős költségekkel járnának. A résztvevők nemcsak az adatgyűjtésben, hanem a gyűjtött információ feldolgozásában, értelmezésében is közvetlenül és hatékonyan tudnak részt venni. Ahhoz, hogy az igen nagy számú, nagy területen önkéntesen dolgozó amatőr munkatárs munkája eredményes legyen, nélkülözhetetlen az e rendszert kiszolgáló és koordináló civil szervezet. Az Európa számos országában több évtizedes fejlődés révén kialakult madármonitorozó civil szervezetek példaként szolgálhatnak arra, hogy más élőlénycsoportok esetében milyen formában lehetne bevonni az önkénteseket az országos célokat megvalósító monitorozásba.

10.4. Madarak monitorozása Magyarországon

Az 1974-ben megalakult Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME, www.mme.hu) keretében indultak meg a hazai madárfauna térbeli és időbeli jellemzőinek feltárását szolgáló országos felmérések immáron több ezer résztvevővel, amely alapján egyedülálló adatbázisok jöttek létre (Szép 2000). A hazai madár felmérési, monitorozás jellegű munkákban a kezdetektől fogva törekedtek a nemzetközi kutatási programokban való részvételre, amely két legjelentősebb eredménye az Wetland International (korábban IWRB) nemzetközi szinkron vízimadár számlálási programjában való részvétel (Faragó 2008), illetve az Európai Madármonitoring Tanács (EBCC) által szervezett európai fészkelő madárfajok térbeli és mennyiségi eloszlását feltáró ún. Ponttérkép program (Haraszthy 1984, Hagemeijer & Blair 1997), amely keretében az MME az elsők között alkalmazta országosan az UTM alapú térképezést 10*10 km UTM négyzetek felhasználásával. Az MME keretében kezdődtek meg Magyarországon elsőként az 1980-as évek végén, a madár monitorozás módszertani követelményeit szem előtt tartó, országos monitoring programok, mint a Dán-rendszerű Énekesmadár program (Waliczky 1991) és a Ritka és Telepesen fészkelő madarak Monitoringja (RTM) (Szép és Waliczky 1993).

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) madarakkal kapcsolatos módszertani, elemzési és szervezési munkálatai során nagyban támaszkodtak az MME keretében fejlesztett módszerekre és gyakorlatra (Báldi et al. 1997). A védett területeken az NBmR ajánlásainak megfelelően folynak a fokozottan védett és védett madarak állományainak felmérései.

A nagy hagyományokkal rendelkező hazai madárgyűrzés keretében (Csörgő et al. 2009) több évtizede folyó Actio Hungarica madárgyűrző táborok adatai alapján monitorozó jellegű kutatások folynak az átvonuló populációk biometriai jellemzésére (Gyurác & Bank 1996), a vonulást befolyásoló időjárási hatások detektálására (Csörgő et al. 1998). Kiemelkedő jelentőséggel bírnak az állandó hálófelület (Constant-Effort-Size, CES) programban működő táborok (Ócsa, Fenékpusztá, Sumony), amelyek az év valamennyi szakaszára kiterjedően standard körülmények között végzik a befogást és biometriai adatgyűjtést, ily módon egyedülálló adatokkal szolgálva a vizsgált élőhelyeken fészkelő és átvonuló madárfajok állományának monitorozása (Csörgő et al. 1998).

Kiemelendő az élőhelyek átalakulását követő, a Kis-Balatonon (Báldi et al. 1999) és a Szigetközben (Báldi et al. 1998) folyó madárközösség monitorozó vizsgálatok, valamint a tiszai partifecske állományon folyó integrált monitoring vizsgálatok (Szép et al. 2003).

10.5. Madarak, mint biodiverzitás indikátorok

A kezdetekben elsősorban a ritka és a veszélyeztetett fajokra és főként azok helyzetére koncentrált madármonitorozó munkák mellett az utóbbi évtizedekben mind jobban előtérbe kerültek a madaraknak, mint a kedvezőtlen élőhelyi változásokat jelző, indikáló, élőlénycsoportnak a biológiai diverzitás monitorozásában való alkalmazása (Marchant et al. 1997). A madarak magatartásával és élőhely igényükkel kapcsolatos széleskörű ismeretek, valamint az ezen állatcsoport felmérésében közreműködő, minden más élőlénycsoporthoz képest nagyobb számú és nagyobb területen tevékenykedő felmérő hálózat révén ideális objektumok a táj, régió és országos léptékű monitorozásra (Furness és Greenwood 1993). E vizsgálatok keretében a madarak, mint indikátor szervezetek alkalmasak az élőhelyeken bekövetkező táj és annál nagyobb léptéken lezajló változások folyamatos követésére, monitorozására, amely kutatások napjainkban különös fontossággal bírnak. Mind több nyugat európai országban fordulnak a madarakhoz, mint indikátor szervezetekhez, az elsősorban a mezőgazdasági tevékenységgel és terület használatával kapcsolatos változások által kiváltott hatások regionális és országos léptékű detektálására (Gibbons 1998).

10.6. Madár monitorozás céljai és prioritásai

A madarak monitorozásában is alapvető, hogy lehetőleg minél alaposabb előkészítés, tájékozódás után fogalmazódjanak meg azok a kérdések, amelyekre az adott monitoring program értékelhető, hatékonyan felhasználható adatokat kíván biztosítani (Szép 2000). Ez nem egy egyszerű feladat, hisz ha túlságosan specifikus kérdés alapján fejlesztenek ki egy monitoring programot, akkor lehet, hogy pár év múlva szükségessé válik további, az értelmezést segítő kérdések tisztázása, amely érdekében már nem lehet visszamenőlegesen adatokat gyűjteni a terepen. A másik véglet, ha túlságosan általános kérdésekre megválaszolására fejlesztünk monitoring munkát, akkor sajnos gyakran előfordulhat, hogy nagy erőfeszítések ellenére sem tudunk érdemi adatokkal, válaszokkal szolgálni, mert a gyűjtött adatok minősége és mennyisége nem megfelelő. A madár monitorozásában használni kívánt paraméterekkel kapcsolatban is igen változatos megközelítések vannak, amelyek az elterjedéstől az egyedszámon keresztül a különféle biometria jellegek, életmódi jellemzőkig terjednek. Itt is érvényesül, hogy jó lenne valamennyi paraméter vizsgálatát célul kitűzni, azonban a körülmények nem teszik lehetővé ezeket egyszerre megvalósítani és fennáll annak a veszélye is, hogy az adott probléma szempontjából legmegfelelőbb paraméter mérése a nagyszámú paraméter mérése miatt háttérbe szorulhat. Szükség van bizonyos prioritások kijelölésére mind a célokat, mind a feladatokat illetően, amely segítséget adhat a rendelkezésre álló „források” hatékony felhasználására a monitorozásban, amely prioritásokat az alábbiakban Szép (2000) alapján tekintünk át.

A nagy területekre kiterjedően folyó természetvédelmi célú madár monitorozásban két fő általános célt jelölhetünk meg (Furness és Greenwood 1993), amelyeken belül számos további célok fogalmazódhatnak meg:

- I. - A madárfajok állományának figyelemmel követése és a változások okainak feltárása, az adott fajok állapotának és az azt befolyásoló hatások felderítése
- II. - Élőhelyeken táj, régió és országos szinten bekövetkező, a biológiai diverzitást

befolyásoló hatások indikálása főként a madárfajok állományváltozásának feltárása révén, elsősorban az élőhelyek állapotának és az azt befolyásoló hatások felderítésére

E két fő általános vizsgálati cél eltérő vizsgálati objektumokat (fajok, populációk) és módszereket követel meg a hatékony madármonitorozó vizsgálatok számára, amellyel kapcsolatos tényezők és javasolt prioritások az alábbiak lehetnek.

10.6.1. Mely madárfajokra terjedjen ki a munka?

Ideális esetben hasznos volna, ha valamennyi fajra kiterjedően folyna monitorozás, azonban a „források” limitáltsága szükségessé teszi, hogy sorrendet állítsunk fel a fajokat illetően, amellyel kapcsolatban az alábbi sorrend javasolható:

- 1- Természetvédelmi szempontból kitüntetett fajok
- 2- Gyakori fajok, az élőhelyi változások indikálására
- 3- Valamennyi egyéb előforduló faj

Nem kérdéses, hogy a természetvédelmi szempontból kitüntetett fajok (nemzetközi szerződések alá eső, fokozottan védett, nemzetközileg elismerten fenyegetett fajok, telepesen fészkelők) elsődleges objektumai a madármonitorozás 1 számú fő céljának. E fajok állományának monitorozása önmagában szükséges a nemzetközi szerződésekből adódó feladatok és hazai és nemzetközi közvélemény tájékoztatása szempontjából egyaránt.

Az élőhelyi változások indikálásra (2 fő cél) elsősorban olyan madárfajok alkalmasak, amelyek számossága lehetővé teszi a változások időbeli és térbeli dinamikájának kvantitatív mérését. E célra a gyakori madarak, éppen számosságuk és gyakoriságuk alapján szolgáltathatnak megfelelő adatokkal. Az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) révén (Szép és Gibbons 2000), napjainkra megállapítható, hogy mely fajokat tekinthetünk gyakorinak Magyarországon. A legtöbb esetben a természetvédelmi szempontból kitüntetett fajok kis egyedszámuk, behatárolt térbeli elterjedésük miatt nem, vagy csak specifikus élőhelyek esetében szolgálhatnak megfelelő információval. Az 1. és 2. kategóriába nem eső fajok közül kitüntetettek lehetnek azon fajok, amelyek valamely speciális, természetvédelmi szempontból jelentős szerepű élőhely vagy fajcsoport állapotának hatékony monitorozását teszik lehetővé.

10.6.2. Monitorozás léptéke

Fontos feladatként merül fel a madármonitorozásban is, hogy vajon mekkora területre kiterjedően történjen a monitorozó munka. A legkedvezőbb az volna, ha az egész országra kiterjedően történne az adatgyűjtés. A madarak nagyfokú mobilitásából adódóan egy kis területen végzett, akár nagy pontossággal folyó munka eredményei jelentős bizonytalanságot tartalmazhatnak azáltal, hogy a vizsgált állományok változásának hátterében más területekre vagy területekről való elvándorlás vagy bevándorlás állhat, a vizsgált terület állapotától független okok miatt. Ezért alábbi prioritást javasolható a monitorozandó terület nagyságával kapcsolatban:

- 1- Az egész ország területére kiterjedő
- 2- Régiókra kiterjedő
- 3- Lokális

Minél nagyobb területekre kiterjedően folyik a monitorozó munka, annál nagyobb esély van arra, hogy a vizsgált terület állapotától jelentősen függő és ugyanakkor nagyobb területre jellemző hatásokat tudunk vizsgálni, követni. Természetesen a nagyobb területet vizsgáló munka több embert és forrást igényel, azonban gyakran több és eredményesen felhasználható információt nyerhetünk, ha egy kis területen folyó részletes munka helyett, egy nagyobb területre kiterjedő, kisebb részletességgel, de ugyanakkor mintavételi szempontból jól megtervezett vizsgálatot végzünk. A választás, természetesen, az adott monitorozó program céljától is függ. Gyakori felvetés, hogy a monitorozás a védett területeken, lokálisan, kell végezni, amely valóban fontos feladat kell, hogy legyen az állami természetvédelem számára, hogy elemezni tudja az e területeken folyó védelmi munka sikerét. Sajnos a legtöbb védett madárfaj esetében a hazai állomány védelemének sikere a védett területeken kívüli történésektől is nagyban függhet, amely területek és az azokon élő állományok megismeréséhez, követéséhez országos vagy legalább is regionális léptékű monitorozó vizsgálatokra van szükség.

10.6.3. Felmérési területek kijelölése

Ha megfelelően kiválasztott mintaterületeken folyik a tényleges terepi felmérő munka, akkor az ott nyert információk nagyobb területre, akár országos léptékre is kiterjeszthetők jó eredménnyel. Természetesen jó volna, ha az egész területre kiterjedően megtörténne a felmérő munka, például egy országos léptékű munka keretében, azonban ennek a kivitelezése néhány esettől eltekintve csak rendkívüli erőfeszítésekkel és költségekkel valósítható meg. A legfontosabb, hogy a mintaterületek jellemzőek, reprezentatívak, legyenek a teljes vizsgálandó területre nézve (élőhelyek, földrajzi eloszlás, ...stb.). Ezt a célt a legegyszerűbben úgy érhetjük el, ha véletlen, rétegzett véletlen vagy a rendszeres mintavétellel jelöljük ki a mintavételi területeket (Demeter és Kovács 1991).

A mintaterületeknek a felmérők általi kiválasztása jelentős részben magában hordja annak veszélyét, hogy bizonyos élőhelyek, területek az átlagostól jelentősen eltérő arányban lesznek képviselve és így a mintavétel nem lesz jellemző a vizsgált területre, a becslés hibája nagy lesz. Magyarán a felmérők szívesebben számolnak madarakat erdőkben vagy szikes pusztákon, mint gabonaföldekben, noha ez utóbbiak az ország ötödét fedik le, így fontos tudni, hogy milyen fajok mekkora gyakorisággal fordulnak elő rajtuk. A madarak esetében nemzetközileg széles körben használják a különböző nagyságú UTM kvadrátokat, mint mintavételi területeket, amelyek közül kiemelkedik az EBCC Atlasz (Hagemeijer és Blair 1997). Magyarországon az elsők között, az MME keretében 1992-ben fejlesztették ki a hazánkban a terepi munkák során jól használható térképekre (EOV, Gauss-Krüger) térinformatikai eszközökkel felrajzolható, különböző nagyságú (1*1 km –től 10*10 km) nagy pontosságú, digitális UTM rácsozatot (Szép és Nagy 2001), valamint az UTM kvadrátokkal ellátott különböző léptékű munkatérképeket, amelyek megfelelő háttérrel adnak az UTM használatához. Napjainkban a 2.5*2.5 km rácsozatú UTM kvadrátok a széles körben használt GoogleEarth formátumban is hozzáférhetőek az MME Monitoring Központja honlapjáról (<http://mme-monitoring.hu/>).

Természetesen a kis elterjedésű és számú élőhelyeken vagy/és kis számban előforduló madárfajok esetében a mintavételen alapuló felmérés ritkán szolgálhat megfelelő adatokkal, amely miatt szükséges lehet a teljes területre kiterjedő felmérésre, amelyet censusnak neveznek. A felmérési területek kijelölése során a főbb módszerek között az alábbi prioritásokat állíthatjuk fel:

- 1- Véletlen, random (rétegzett random) módon való mintaterület kijelölés
- 2- Rendszeres mintavétel
- 3- Felmérő által kiválasztott mintaterület

10.6.4. A madárfajok mely paraméterét monitorozzuk?

A vizsgált madárfajok számos populációdinamikai és biometriai paraméterét monitorozhatjuk, azonban ki lehet és ki kell jelölni olyan jellemzőket közülük, amelynek kitüntetett szerepük van a vizsgálati kérdések megválaszolásában. E kitüntetett jellemzők egyik fő tulajdonságának az kell lennie, hogy adjanak lehetőséget a különböző fajok vagy akár élőlénycsoportok között az adott állományok állapotának összevetésére. Az alábbi prioritást állíthatjuk fel a monitorozandó paraméterek között:

- 1- Egyedszám (denzitás), állomány index
- 2- Fenológiai jellemzők (pl. visszaérkezés a költő területre, költés kezdete, ...stb.)
- 3- Szaporodás siker
- 4- Túlélési ráta
- 5- Emigrációs - immigrációs ráta
- 6- Biometriai jellemzők (például szárnyhossz, testtömeg)

Adott madárfaj állományának az egyedszáma (denzitása), populációs indexe az a paraméter, amely nagysága és változásának mértéke révén mód lehet különböző fajok állapotának (csökkenő, állandó, növekvő állomány) összehasonlítására. Az egyedszámnak természetesen minden esetben valamely megadott földrajzilag vagy élőhelyileg lehatárolható területre kell vonatkoznia, és mivel ez az érték a legtöbb esetben becslésen alapul, tartalmaznia kell a becslés statisztikailag értelmezhető pontosságát és hibáját. Az egyedszám mérése adja meg a lehetőséget a vizsgálandó állományban bekövetkező esetleges változások feltárására és ezen változásoknak a földrajzi és élőhelyi jellemzőinek az azonosítására. Fontos momentum, hogy az egyedszámbecslés pontossága és hibája lehetőséget adhat a különböző felmérő módszerek hatékonyságának összehasonlítására is. Számos esetben az abszolút egyedszám mérése csak nagy nehézséggel, míg az egyedszám-változás mérése különböző index értékek alkalmazásával költséghatékony módon oldható meg, azonban a madárfajok eltérő detektálási jellemzőit figyelembe kell venni a faji sokféleséggel kapcsolatos vizsgálatoknál.

A madarak főként költésével, de vonulásával és telelésével kapcsolatos időbeli (fenológiai) jellemzői alapvető információkkal szolgálnak a monitorozott állományokat, közösségeket ért hatásokról. Az időbeliséggel kapcsolatos adatok (pl. a madarak tavaszi érkezésének ideje, költés kezdete, fióka kirepülése, távozása a költő területről) a legtöbb esetben kis ráfordítással és kellő szervezéssel jól gyűjthetőek széleskörű megfigyelő hálózat keretében. A tapasztalt egyedszámváltozások okainak feltárása szempontjából döntő jelentőségű az egyedszámváltozás közvetlenül kiváltó populációdinamikai paraméterek (szaporodás, túlélés, diszperzió) vizsgálata. A fajok túlnyomó esetében e paraméterek monitorozása speciális, idő, pénz, szaktudás és ember igényes módszerek alkalmazását teszi szükségessé, ezért nem várható, hogy valamennyi faj vagy akár a magas prioritással bíró valamennyi faj esetében kivitelezhető e paraméterek monitorozása. E paraméterek vizsgálhatósága fajról-fajra, területről-területre változhat ezért a következő esetekben lehet hatékony a monitorozásuk adott fajoknál:

- 1- ha az adott paraméter mérése kis zavarással és kis költséggel jár
- 2- ha olyan faj adott populációja esetében végzik a méréseket, amely faj modellként szolgálhat más, hasonló életmódú faj vizsgálatára számára és a paraméterek mérése hatékonyan (pontosság/költség) oldható meg.

A biometriai paramétereket illetően szükséges, hogy olyan paraméterek kerüljenek rendszeres mérésre, amelyek esetében tudományos vizsgálatok és publikációk ismertek azoknak a populáció állapotát és az azt ért külső hatásoknak indikálásával kapcsolatban. Szükséges lehet a madarakon túlmenően más paraméterek (időjárás, élőhely, ...stb.) vizsgálatára, azonban ezek közül érdemes csak azokat figyelembe venni, amelyek közvetlenül befolyásolhatják a terepi felmérést (pl. szél ereje, élőhely, emberi zavarás,...stb.) és a szükséges térbeli és időbeli felbontásban más forrásból nem férhetőek hozzá. Számos más szervezet és intézmény által folyik felmérő munka, különböző földrajzi léptékben, (pl. meteorológiai, élőhely felmérési, vadászati,...stb.), amelyek megfelelő információkkal szolgálhatnak és hasznosabb, ha a madármonitorozásban résztvevők elsősorban a madarakkal kapcsolatos azon adatokra koncentrálnak, amelyek gyűjtését senki más nem fogja elvégezni helyettük. Csak akkor ajánlott végezni a más jellegű adatok gyűjtését, ha azok az információk nem állnak rendelkezésre, és ha azok gyűjtése nem befolyásolja kedvezőtlenül (pl. túlságosan komplikált, sok időt igénylő adatfelvétel és adminisztráció elriasztja a felmérőket) felmérő munka hatékonyságát.

10.6.5. Mely madárállományt monitorozzuk?

A madarak esetében, ahol jelentős számú vonuló faj fordul elő, mint Magyarországon, szükséges megvizsgálni, hogy mely állományokat monitorozzuk. Az alábbi prioritást javasolható:

- 1- Fészkelő
- 2- Telelő
- 3- Vonuló

A fenti prioritás azon alapul, hogy mely státuszú állományok esetében lehet a legtöbb felelősségünk a védelem szempontjából és a legjobb esélyünk a pontos monitorozásra egy adott faj állományával kapcsolatban. A fészkelőállományok hosszútávú változásai jelentős mértékben a fészkelési sikertől függenek. A fészkelő állományok állapotának ismerete, monitorozása, közölheti a legadekvátabb információt az adott faj helyzetét illetően, amely adatokat a fészkelő területen van mód gyűjteni. Nem elhanyagolható szempont, hogy a nagymértékben mobilis madarak esetében a fészkelési időszak az a periódus, amikor a madarak időszakos helyhez kötöttsége miatt a legnagyobb pontossággal és legkisebb hibával lehet egy adott területen élő populáció méretét felmérni, becsülni és az éves változásokat monitorozni.

A fészkelő státusz után a Magyarországon telelő állományok azok, amelyek esetében a hazánkban történtek, a túlélési rátákon keresztül, nagyban befolyásolják az adott fajok állományának állapotát, és amelyekkel kapcsolatban jelentős a felelősségünk. Ugyan a fészkelőknél kisebb mértékben, de ezen állományok is kötődnek adott területekhez a telelés során, ami jó lehetőséget adhat az állományok nagyságának és a változásának pontos felmérésére. Jelenleg nagyon keveset tudunk a nálunk telelő állományokról és azok változásáról.

A vonuló állományok esetében is jelentős szerepük van a magyarországi területeknek, azonban éppen a vonuló jellegből adódóan számos faj és állománya esetében kevésbé, sok esetben egyáltalán nem ismert, a magyar területeken történteknek a hatása az adott állományokra, eltérően a fészkelő és telelő állományoktól. Ezen állományok esetében jelentkeznek a nagyfokú mobilitásból adódó olyan módszertani és a további felhasználást megnehezítő problémák, mint az egyedszámok becslésének rendkívüli idő, hely, helyi, regionális és kontinentális időjárástól való függése, az átvonuló állományok fészkelési vagy

telelési területének nehéz azonosítása, amelyek jelentős hibát és pontatlanságot okoznak a becslésekben. A módszertani nehézségek ellenére, ezen állományok esetében több évtizede folyó terepi programok vannak Magyarországon, pl. Vízimadár Szinkron Program (Farágó 2008) és vonuláskutató gyűrűző táborok (Csörgő és munkatársai 1998), amelyek fajonként különböző pontosságú és hibájú becslésekkel szolgálnak.

10.6.6. Milyen monitorozó módszereket alkalmazunk?

Az általános (generikus) módszerek révén egy monitorozó program keretében több fajjal kapcsolatban van mód a vizsgálati kérdések számára megfelelő adatok gyűjtésére egy terepi program keretében, amely költséghatékony mind az adatgyűjtés, mind az adatok kezelése és felhasználása szempontjából. Számos madárfaj esetében ugyanakkor hasznos vagy indokolt lehet az adott fajra kidolgozott, fajspecifikus módszer alkalmazása, amikor: 1- csak speciális technikával lehet a felmérést elvégezni vagy speciális ismereteket kíván meg a felmérés a résztvevőtől, 2- lényegesen hatékonyabban és nagyobb területekre kiterjedően lehet a felmérést elvégezni mint ahogy azt egy generikus módszer tudná, 3- természetvédelmi okok miatt gyors és részletes vizsgálat szükséges, amelyhez a megfelelő anyagi támogatás is rendelkezésre áll. A fentiek alapján alábbi prioritást állíthatjuk fel:

- 1- Generikus módszerek, azonos, lehetőleg véletlen, módon kiválasztott területen, azonos módszerrel több faj vizsgálata (pl. MMM, Általános Ritka és Telepesen fészkelők Monitoringja (RTM), Vízimadár Szinkron, Állandó hálófelületű gyűrűzés (CES))
- 2- Fajspecifikus módszerek, potenciális előfordulási területen, egy adott fajra kidolgozott speciális módszerrel (pl. Fajspecifikus RTM)

10.6.7. Mérési, becslési módszerek

Az alábbi széles körben használt felmérési módszerek és speciális számítógépes, ingyenesen hozzáférhető széles körben alkalmazott szoftverek (zárójelben) állnak rendelkezésre és használtak a nagy területre kiterjedő madármonitorozásban a jelenlegi nemzetközi és hazai gyakorlatban:

- 1- Egyedszám - Egyedszámváltozás
 - Megfigyelésen alapuló módszerek
 - a. Dán-rendszerű egyszeri pontszámlálás, állományváltozás index
 - b. Kétszeri pont-, vonalszámlálás távolság becsléssel, relatív és abszolút sűrűség, index (distance sampling, DISTANCE program)
 - c. Territórium térképezés, abszolút sűrűség, állományváltozás index
 - d. Állomány trendek vizsgálata (TRIM)
 - Befogáson, jelölésen alapuló módszerek
 - a. Állandó hálófelület módszer, állományváltozási és szaporodási index
 - b. Fogás-visszafogás becslés, abundancia, index (MARK)
- 2- Szaporodási siker
 - „Fészekkártya” felmérések
- 3- Túlélési ráta
 - Fogás-visszafogás (MARK)
- 4- Migráció
 - Színes gyűrű (MARK)
 - Fogás-visszafogás (MARK)
 - Rádió, műholdas, GPS telemetria, geolokátorok

A fentebb ismertetett módszerek költsége és az általuk nyerhető információ széles határok között mozog. Általánosan elfogadott nézet, hogy a megfigyelésen alapuló módszerek a legköltséghatékonyabbak, mert nagy területekre kiterjedően, megfelelő pontosságú adatok nyerhetőek a vizsgált állományok térbeli, élőhelyi és mennyiségi eloszlásáról és annak változásáról. Napjainkban a “distance sampling” módszert (Buckland és munkatársai 1993) tekintik e módszer családon belül a leghatékonyabbnak, mert kis időbeli ráfordítással nemcsak állományindex, hanem a vizsgált fajok észlelhetőségének (detektabilitás) becslése/modellezése révén abszolút denzitás becslést is lehetővé tesz (DISTANCE, <http://www.phidot.org/>). A nagy területekre kiterjedően folyó adatok alapján történő madárállományok trend vizsgálatokban kiemelt szerepet játszik napjainkban a TRIM programcsomag (<http://www.ebcc.info/>) használata (Pannekoek és Strien 2001), amelyet alapvetően a nagyszámú résztvevővel, területen és hosszú időn keresztül folyó adatok sajátosságaihoz illeszkedő sokoldalú elemzésekhez fejlesztettek ki és alkalmaznak Európában.

A madarak befogásán alapuló módszerek esetében számos részletes és sokoldalú vizsgálatra van lehetőség napjainkban, amelyet nagyban támogatnak a számítógépes szoftver csomagok (pl. MARK, <http://www.phidot.org/>). E módszerek, néhány kivételtől eltekintve, azonban csak jelentős költséggel tennék lehetővé a megfigyelési módszerekkel végzett, azokkal hasonló léptékű monitorozó munkát. A nyugat-európai gyakorlat alapján hasznosabb, ha az ezen a technikán alapuló monitorozás néhány specifikus élőhelyre, fajcsoportra összpontosít. Ugyanakkor a befogáson alapuló technikáknak rendkívüli jelentőségük van a különböző alapkutatási és természetvédelmi célból indokoltá váló fajspecifikus monitorozásban, amelyekben az e technikán alapuló módszerek segíthetik a változások okainak feltárását. A befogáson és gyűrűzésen alapuló terepi programok szolgálhatnak csak adatokkal a túlélési, diszperziós és migrációs paramétereket illetően, amely adatokra épülő, fajspecifikus integrált monitorozó munkák nagy jelentőséggel bírnak a jövőben az adott fajok, fajcsoportok állományváltozását kiváltó faktorok sokoldalú feltárásában (Szép 2009).

Magyarországon nem honosodott meg a szaporodási siker vizsgálatára szolgáló általános, generikus, fészekkártya módszer, azonban számos faj, fajcsoport (pl. fehér gólya, ragadozó madárfajok, odúlakó madarak) esetében folyik ezen adatok vizsgálata fajspecifikus monitorozás keretében. A jövőben is hatékonyabbnak tűnik az ilyen irányú fajspecifikus munkák folytatása, illetve lehetőség esetén bővítése, mint egy új generikus program beindítása.

10.6.8. Monitoring programok szervezése és bonyolítása

A monitorozások sikere szempontjából döntő jelentőségű az adott programban résztvevők szervezése, kiszolgálása és az adatok feldolgozása. A madármonitorozás egyik legfőbb kiemelkedő tulajdonsága, hogy országos, regionális léptékű kérdésekhez tud megfelelő adatokat biztosítani több száz, akár ezer önkéntes bevonásával. Ahhoz, hogy ez a munka eredményes legyen, nemcsak a felmérési módszertan, hanem a nagyszámú résztvevővel való kapcsolattartás kidolgozása is alapvető feladat, amely magába kell, hogy foglalja az alábbi tevékenységeket: 1- részletes és sokoldalú segédletek az adott program céljairól, terepi munkájáról-módszereiről, adatlapok kitöltéséről, 2- minél kevesebb papírmunkát és kódolást megkövetelő, de ugyanakkor a szükséges adatokat tartalmazó adatlapok kidolgozása, 3- állandóan elérhető és tájékoztatást nyújtó szervező(k) (telefon, Internet, posta), 4- on-line alapú adatbázis az adatok feltöltési lehetősége, ellenőrzése és az előzetes eredmények megtekinthetősége céljából, 5- rendszeres tájékoztató anyagok, találkozók a program eredményeiről, 6- rendszeres képzési programok a résztvevők számára.

A felmérésben résztvevők lehetőségeinek (pl. korlátozott szabadidő, utazási költségek) megfontolása is részét kell, hogy képezze az alkalmazni kívánt módszerek kiválasztásánál. Generikus módszerek más technikákhoz képest sok fajra kiterjedő hatékony szervezési és lebonyolítási lehetőségeket nyújtanak. Fontos megjegyezni, hogy az önkéntesekkel együttműködésben végzett munka nem azt jelenti, hogy az magától „ingyen” megy, hanem azt, hogy lényegesen olcsóbb, mint ha az adott feladatot hivatásos munkatársakkal végeznénk el. Az önkéntesekkel való kapcsolattartás költségekkel jár, amely biztosítása nélkül nem valósítható meg a monitorozó munkák számára alapvető sok ember bevonásával, több éven, évtizeden keresztül folyó munka.

10.7. Ritka és telepesen fészkelő madarak monitoringja (RTM)

A kis gyakoriságú, állomány nagyságú, speciális élőhelyeken előforduló és telepesen fészkelő madárfajok esetében a 2.5*2.5 km UTM kvadrátokat mint mintavételi egységeket használó RTM módszer a javasolt eljárás az NBmR keretében (Báldi et al 1997), amelyet alkalmazva zajlanak a felmérések a védett és nem védett területeken egyaránt. Az RTM munka során a felmérőnek a vizsgált 2.5*2.5 km UTM négyzetet a vizsgált fajonként változó időszakban (a költés megkezdését illetően vannak korai és kései fészkelő fajok) kell minimum 2-3 alkalommal bejárni és az állomány nagyságot speciális territórium térképezés módszerével megállapítani, illetve telepesen fészkelők esetében a telepek pontos helyét azonosítani és az ott fészkelő párok számát mérni. Az adott UTM négyzetet ábrázoló nagyfelbontású térképen kell jelölni a különböző napokon megfigyelt egyedek helyzetét, amely alapján a területen azonosított territóriumok révén a fészkelő párok száma megállapítható. Az RTM-nek két fő típusa van: 1- általános RTM, ahol az adott UTM kvadrátban az összes ritka és telepesen fészkelő madárfaj jelenléte/hiánya, illetve jelenlét esetén az adott fajok állomány nagysága kerül felmérésre, 2- fajspecifikus RTM, ahol egy faj esetében számos 2.5*2.5 km UTM négyzetre kiterjedően folyik a felmérés megállapítva, hogy mely UTM négyzetekben fészkel/nem fészkel és ahol fészkel ott hol találhatóak territóriumok/telepek és mekkora az állomány nagyság.

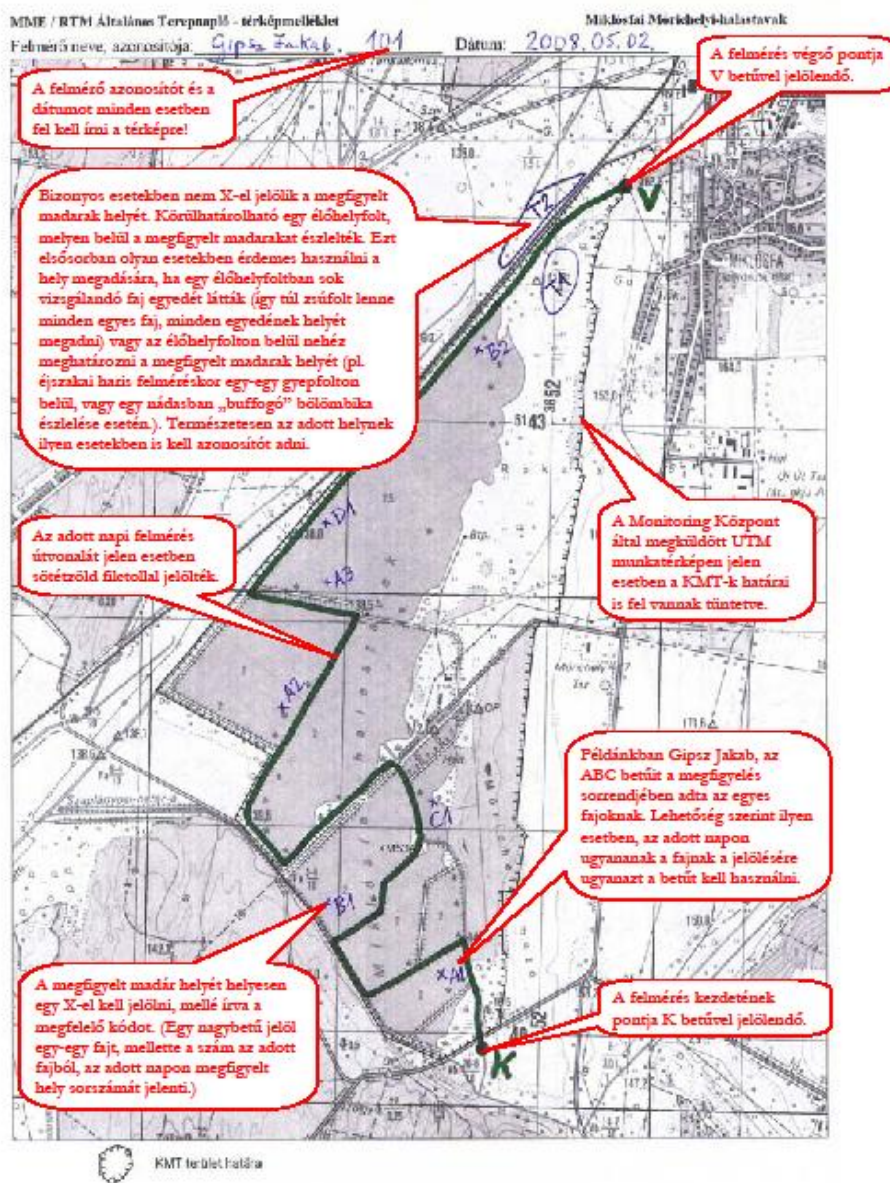
Az általános RTM elsősorban a védett területek védett és fokozottan védett madárfajainak monitorozásában használják. E módszer az adott UTM négyzetekben fészkelő állományok nagyságának éves változásának monitorozása mellett módot ad a territóriumok, fészkek, telepek pontos helyének rendszeres feltérképezésére és nyilvántartására is.

A fajspecifikus RTM elsősorban azon védett és fokozottan védett madárfajok monitorozása során kerül alkalmazásra, amely fajok territóriumai nagy kiterjedésűek (pl. ragadozó madarak) vagy fészkelő élőhelyeik jól jellemezhetőek (pl. gyurgyalag és partifecske esetében a függőleges partfalak). E módszer révén nagy területre kiterjedően lehet a jelenlét/hiány, illetve az egyedszám felmérése és a territóriumok, fészkek és telepek helyeinek azonosítása.

Az RTM keretében vizsgálandó madárfajok esetében alkalmazandó felmérési módszerekkel, időszakokkal, valamint az adatgyűjtéssel kapcsolatos további részletes útmutatók, terepnaplók az MME Monitoring Központjának honlapján találhatóak meg, tölthetőek le <http://mme-monitoring.hu/>.

10. Útmutató a térképek használatához

Példák a térképek használatára, a bejárt útvonalak és a megfigelési helyek dokumentálására.



1. ábra: Példa egy terepi napról, a bejárt útvonalak és helyek felrajzolására.
(Nem valós adatokról, a térkép csak illusztráció!)

10.1. ábra. A 2.5*2.5 km UTM kvadrátban adott napon végzett felmérés adatainak dokumentálása a térképen az RTM keretében (<http://mme-monitoring.hu/>).

10.8. Fehér gólya online adatbázis (<http://www.golya.mme.hu/>)

A fajspecifikus RTM típusú felmérések lehetőséget adnak regionális és országos szinten folyó monitorozó vizsgálatokra nagyszámú önkéntes bevonásával, amelyek közül kiemelkedik a Fehér gólya online adatbázis. Ennek keretében a fokozottan védett fehér gólya fészkeinek és költési sikerének rendszeres monitorozására van mód. A regisztrált felmérők interneten keresztül adhatják meg az általuk ismert gólyafészkek pontos helyét, típusát, a költséssel kapcsolatos megfigyelési adatokat és fényképeket tölthetnek fel a fészkekről. A több mint hétezer gólyafészkek jelentős részének földrajzi koordinátáját is rögzítették a felmérők, így a Google Maps térképen pontosan megállapíthatóak fészkek helyzete és lekérdezhetőek azok adatai. A hazai fehér gólya állomány monitorozása és ugyanakkor védelme szempontjából is nagy jelentőséggel bíró online adatbázis jó példa arra, hogy miként lehet az internet adta lehetőségeket felhasználva országos szinten, rendszeres, nagyszámú önkéntes bevonásával folyó hatékony monitorozó munkát végezni fokozottan védett állatfaj esetében.

The screenshot shows the website interface for the White Stork online database. It includes a navigation menu on the left with options like 'golyóhír', 'fészkek keresése', and 'statisztika'. The main content area features a search bar and a table of bird nests. The table columns are: 'Azonosító', 'Település rész', 'Pontos hely', 'Mire épült?', and 'Van fészek?'. The table lists several nests in Timár, Szabolcs-Szatmár-Bereg county, with details on their locations and construction status.

Azonosító	Település rész	Pontos hely	Mire épült?	Van fészek?
2447501	Timár	Szabadság utca 14.	önálló tar-tőzszlop	van
2447502	Timár	Szabadság utca 14.	villanyoszlop	van
2447503	Timár	Széchenyi utca 1. Szabadság utca sarkán	önálló tar-tőzszlop	van
2447504	Timár	Szabadság út 90.	önálló tar-tőzszlop	van
2447505	Timár	Szabadság út 104.	önálló tar-tőzszlop	nincs
2447506	Timár	Szabadság u. 2. (volt TSZ telep)	önálló tar-tőzszlop	van
2447507	Timár	Szabadság u./Dózsa u. kereszteződés	villanyoszlop	van
2447508	Timár	Hunyadi u. 13.	villanyoszlop	van

10.2. ábra. Fehér gólya online adatbázis (<http://www.golya.mme.hu/>)

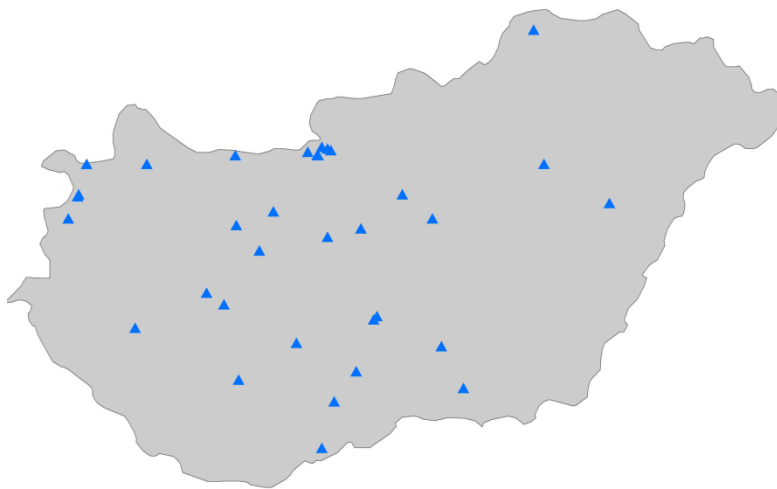
10.9. Állandó Ráfordítású Gyűrűzés (CES) Program

A madarak gyűrűzése Magyarországon a világon az elsők között kezdődött meg 1908-ban, 2008-ig 283 madárfaj 3,4 millió egyedét jelölték meg Magyarországon. Összesen 250 ezer megkerülési adatot tartanak nyilván, amiből 20 ezer külföldi vonatkozású (Csörgő et al. 2009). A sokáig főként a hazánkban befogott madarak vonulási, telelési és fészkelési területeinek azonosítására koncentrált munkák mellett 2004-ben indult meg az Európában már sikeresen zajló állandó ráfordítású gyűrűzés programja (Constant-Effort Size, CES) típusú gyűrűzés (Baillie et al. 1986).

A CES típusú gyűrűzőmunka lényege, hogy a fészkelési időszakban állandó számú és méretű hálóhelyeken végeznek befogást április 15. és július 15. között, 10 napos intervallumokban, 1-1 napon, összesen 9 alkalommal. A 10 napos periódusokban történő

gyűrűzés, és két hálózás között legalább 5 napnak kell eltelnie. Egy-egy napon végzett hálózás időtartama 6 óra. Minden 10 napos periódusra esik hétfői nap, így biztosan végre lehet hajtani a gyűrűzést azoknak is, akik ezt csak hétfőeken tudják megtenni. Ennek a megoldására javasolják, hogy egy-egy CES helyet több gyűrűző tartson fent!

Az állandó ráfordítással zajló befogások lehetőséget adnak arra, hogy a befogott egyedek száma alapján nemcsak az adott fajok populációs indexét lehessen monitorozni, hanem a befogott fészkelő és adott évben kirepült és befogott fiatal egyedek aránya alapján az adott évi költési sikert is. Az egymást követő években visszafogott egyedek adatai alapján ugyanakkor lehetőség van a fészkelő állomány túlélési rátájának is becslésére is, amely a vizsgált madárfajok állományváltozásának háttérben szerepet játszó hatások részletes vizsgálatára adnak módot. 2010-ig az ország 34 pontján folyik e munka (10.3. ábra), amely további bővülése nagy jelentőséggel bír a madarak állományváltozását okozó hatások részletes monitorozásában.

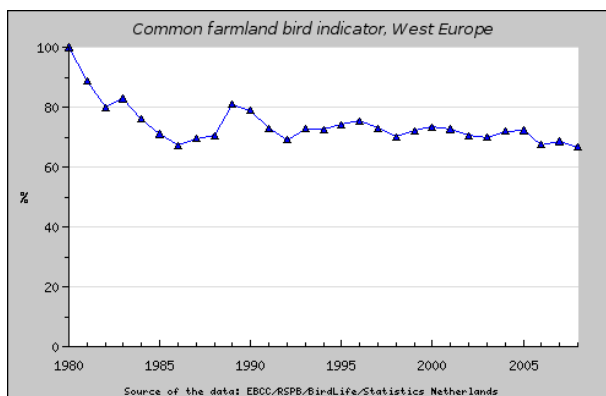


10.3. ábra. CES gyűrűző helyek Magyarországon 2004-2010 között (MME Gyűrűző Központ beszámolója alapján, www.mme.hu)

11. Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM)- Élőhelyek állapotának monitorozása a madarak, mint indikátor szervezetek révén (<http://mme-monitoring.hu/>)

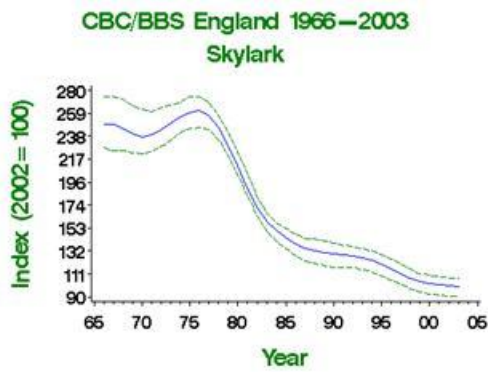
11.1 Előzmények

Magyarország egyike Európa természeti értékekben leggazdagabb országainak, amely kiváltságos helyzetből adódó lehetőségek nagy jelentőséggel bírnak az ország jelen és jövőbeli fejlődésében (Fekete & Varga 2006). E kedvező természeti állapotot azonban számos hatás befolyásolhatja jelentősen a következő évek során, különösen hazánk Európai Unió csatlakozása és az ettől független, de mind erőteljesebben jelentkező globális klímaváltozás miatt. Az Európai Unió tagság új távlatokat nyitott az ország gazdasági, társadalmi fejlődésére, azonban e változások jelentős hatással lehetnek hazánk természeti állapotára is. Különösen az agrárágazatba áramló, a korábbi évtizedekhez képest lényegesen nagyobb volumenű uniós és hazai források, valamint a kiterjedésében és intenzitásában az eddigieket meghaladó infrastrukturális fejlesztések azok, amelyek jelentős mértékben befolyásolhatják hazánk természeti állapotát. Magyarország területének több mint 60%-a mezőgazdasági terület, így az agrárterületek állapotában és használatában bekövetkező változások közvetlen hatással vannak nemcsak az e területeken előforduló élővilág állapotára, hanem e területek kiterjedése és az ott élő állományok jelentősége miatt az egész ország természeti állapotára is. Az Európai Unió korábbi tagállamaiban megdőbbséget okozó mértékű természeti állapotromlás következett be az agrárterületeken a nyolcvanas évek eleje óta az EU közös agrárpolitikájának (CAP) beindításával (Thomas et al. 2004).



11.1 ábra. Az agrár élőhelyekhez kötődő madárfajok állományváltozásai alapján számított agrár élőhely biodiverzitás index értékei Nyugat-Európában 1980-2007 között (EBCC/RSPB/BirdLife/Statistics Netherlands).

A madaraknál, amely a legintenzívebben vizsgált élőlénycsoport Európában, a fészkelő állományok drámai csökkenést mutatnak (Donald et al. 2001) és számos a mezőgazdasági területekre jellemző gyakori madárfaj állománya a töredékére esett vissza a hetvenes években mért nagysághoz képest (11.1. ábra) és került veszélyeztetett helyzetbe (pl. mezei pacsirta (11.2. ábra), mezei veréb, és a vadgerle) vagy tűntek el több nyugat-európai országból (pl. tövisszúró gébics) (BirdLife 2004).



11.2. ábra. Mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) állományindexe Angliában 1966-2003 között a CBC/BBS monitorozó programok adatai alapján (Baillie et al 2005 alapján). 100%-nak tekintik a 2002 évi állományt és ahhoz viszonyítva adják meg az állomány méretét (középső görbe), megadva az állományindex pontosságát (alsó és felső görbe).

Hazai erdeink állapotában a kaotikus privatizáció és az erdők használatában mind erőteljesebben előtérbe kerülő profítnövelés, a természetes, természet közeli erdők arányának jelentős csökkenését eredményezi (Standovár 2006). Az ország mind nagyobb területére kiterjedő infrastrukturális fejlesztések (autópályák, úthálózat fejlesztés, ipari, lakossági és önkormányzati fejlesztések, stb.) korábban egységes tájakat, élőhelyeket darabolnak fel, alakítanak át, zavarják és sok esetben szüntetik meg. E változások kedvezőtlenül befolyásolhatják a vadon élő növény és állatfajok állományait nemcsak lokálisan, hanem regionális és országos léptékben is (Báldi & Vörös 2006). A fentebb említett közvetlen emberi hatások mellett, napjainkban egyre erőteljesebben jelentkeznek a globális klímaváltozás jegyei is, amelyek szintén befolyásolhatják Magyarország flóráját és faunáját.

„Vajon miként és milyen mértékben befolyásolják e sokféle hatás hazánk természeti állapotát?” vetődik fel a kérdés.

A válaszhoz olyan biodiverzitás monitorozásra van szükség, amely nemcsak lokális, hanem regionális, országos és nemzetközi léptékben is képes kvantitatív eszközökkel mérni a természeti állapotban bekövetkező változásokat, térben és időben reprezentatív módon. A változásoknak nagy területekre való (regionális, országos) rendszeres, éves gyakoriságú monitorozását azonban csak néhány élőlénycsoport esetében lehet megvalósítani, amelyek között a madarak kitüntetett helyzetben vannak (Báldi et al. 1997), amelynek háttérében a jól működő, önkénteseken alapuló felmérő hálózatok állnak. Napjainkban mind jobban előtérbe kerülnek a madaraknak, mint az élőhelyi változásokat jelző, indikáló élőlénycsoportnak a biológiai diverzitás monitorozásában való alkalmazása (Marchant et al. 1997, Báldi és Szép 2009, Szép 2000). Mind több nyugat-európai országban fordulnak a madarakhoz, mint indikátor szervezetekhez, a terület-használattal kapcsolatos változások hatásainak detektálására (Gibbons 1998, Gregory et al. 2003). A főbb élőhelyekhez kötődő madárfajok állománytrendjei alapján sikeresen lehet az adott élőhely állapotára jellemző biodiverzitás indikátor indexet alkalmazni (Gregory et al. 2005). E biodiverzitás indikátor indexek jól jellemzik az adott élőhelyek állapotát és mind országos, mind kontinentális szinten alkalmasak lehetnek azok helyzetének követésére (Gregory et al. 2005).

Magyarországon, hasonlóan a többi európai országhoz, madarak monitorozása főként a fokozottan védett fajokon és védett területeken zajlanak (Báldi et al. 1997). A fokozottan védett fajok speciális élőhely igénye, illetve kis állomány nagysága korlátozott lehetőséget ad a hazai főbb élőhelyek állapotának e fajokon keresztül való indikálására.

Az élőhelyi változások indikálására elsősorban olyan madárfajok alkalmasak, amelyek gyakorisága lehetővé teszi a változások időbeli és térbeli dinamikájának kvantitatív mérését

(Gibbons 1998). A felmérések során a véletlen alapon történő felmérési hely kiválasztás nagy fontossággal bír egy országos léptékű monitorozás esetében annak érdekében, hogy reprezentatív adatokkal rendelkezünk az ország jellemző élőhelyeiről, régióiról, tájairól.

Európa legtöbb országában, így Magyarországon is a gyakori madarak nagy területekre kiterjedő monitorozásának nem volt jelentős gyakorlata, annak ellenére, hogy az 1980-as években számos kezdeményezés próbálta meg e madárfajok rendszeres monitorozását beindítani pl. a Dán-rendszerű felméréseket (Waliczky 1991, Böhm & Szinai 1998). E próbálkozások sok esetben a résztvevők és felmért területek számának alacsony volta miatt nem adtak alkalmat országos helyzetkép kialakítására. A legtöbb biodiverzitás monitorozás esetében a felmérők maguk választják ki a felméréendő területet (Báldi et al. 1997), amely területek élőhelyi arányai jelentősen eltérnek az országos arányoktól.

A nagy madármonitorozó hagyományokkal rendelkező Nagy-Britanniában 1994-ben indították be a Breeding Bird Survey (BBS) programot, a gyakori madarak fészkelő állományának véletlen alapon kijelölt területeken való monitorozása érdekében (Gregory et al. 1996), amely eredményei minden korábbi monitorozó munkánál hatékonyabban tudtak információkkal szolgálni a főbb élőhelyek állapotáról a gyakori madarak állományainak helyzete alapján (Gregory et al. 2005). A brit tapasztalatok nyomán az Európai Madármonitorozó Tanács (EBCC) fontosnak tartotta, hogy hasonló célkitűzésű munkák induljanak be Európa más országaiban.

A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) és az Európai Madármonitorozó Tanács (EBCC) az angol Királyi Madárvédelmi Egyesület (RSPB) szakmai és anyagi támogatásával 1998-ban Magyarországon indította be a, Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) programot, amelynek fő célja az élőhelyek állapotának monitorozása volt, véletlen alapon kiválasztott mintaterületeken, a gyakori madárfajok standard módszerekkel történő felmérése révén (Szép és Gibbons 2000, Szép és Nagy 2002). A program keretében kifejlesztették azt a terepi felmérési protokollt, amely biztosítja az alapvető módszertani elvárásokat, az országos lefedettségű, több száz önkéntes közreműködésén alapuló felmérő hálózat kialakítását és fenntartását úgy, hogy a térinformatikai alkalmazások révén mód legyen a más élőlénycsoportokon folyó monitorozó munkákkal, illetve természetvédelmi és környezetvédelmi szempontból fontos adatbázisokkal való együttműködésre mind Magyarországon, mind Európában. Fontos cél volt munkánkban, hogy az MMM alapján pontos képet kaphassunk a gyakori madárfajokról, azok gyakoriságáról, állományváltozásairól, a hazai főbb élőhelyek állapotát jelző biodiverzitás indikátor értékekről.

11.2. Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) főbb jellemzői

Az MMM fő célkitűzéseinek elérése érdekében törekedtek arra, hogy Magyarországon minél nagyobb területre kiterjedően, a hazai főbb élőhelytípusokra és tájakra reprezentatív, hosszú időn keresztül, standard felmérési módszerrel zajló adatgyűjtés induljon be a gyakori madarak alapján. Ennek érdekében e monitorozó munka nagyszámú önkéntes részvételével zajlik.

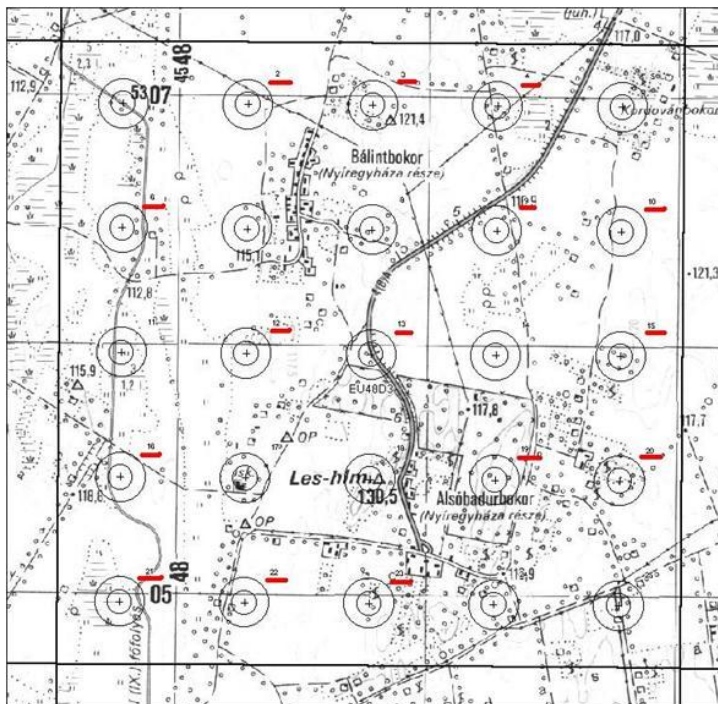
Az MMM várja minden olyan hallgató, érdeklődő önkéntes közreműködését, aki a leggyakoribb hazai fészkelő madárfajok nagy részét azonosítani tudja a terepen és vállalja a terepi felmérés módszertani követelményeit. Az MMM lehetőséget ad arra, hogy a résztvevők lakóhelyük térségében elvégzett felméréssel tudjanak közvetlenül segíteni nemcsak a madarak, hanem rajtuk keresztül más vadon élő élőlénycsoport helyzetének rendszeres megismerésében.

11.2.1. A mintavételi területek kiválasztása

Az MMM programban véletlenszerűen sorsolják ki a felméréendő 2,5 * 2,5 km nagyságú UTM mintaterületeket. Ennek folyamata a következő: a felmérők megadják azt a nagyobb területet (minimum 10*10 km nagyságú UTM négyzetet), amelyen belül rendszeresen, évről-évre felméréseket tudnának végezni. Ezután a megadott területen belül, az MME Monitoring Központ (MK) munkatársa számítógép segítségével, véletlen alapján sorsolja ki a felmérésre kijelölt 2,5 * 2,5 km-es UTM négyzetet. Egy felmérő az általa megadott területen belül akár több véletlen alapján kisorsolt 2,5 * 2,5 km-es UTM négyzetben is végezhet felmérést, amennyiben lehetőségei módot adnak rá.

11.2.2. A megfigyelési pontok kiválasztása

Minden megfigyelő a kisorsolt 2,5 * 2,5 km-es UTM négyzetről kap egy 1: 15 000 méretarányú térképet (11.3. ábra). A felmérési pontok egymástól 500 m távolságban helyezkednek el, a térképen be vannak rajzolva a potenciális számlálási pontok és 50 és 100 m sugarú körökkel jelezve a területek, amelyeken belül a számlálásokat el kell végezni.



11.3. ábra. Ehhez hasonló térképmásolatot kap minden felmérő, 1:15 000 méretarányban. Piros szín jelöli a Latin négyzet alapján előre kijelölt 15 felméréendő pont helyét.

A 25 felmérési pont közül felméréendő 15 számlálási pontot az úgynevezett Latin-négyzet módszerrel jelölik ki. Amennyiben a kijelölt 15 felmérési pont közül a felmérő objektív okok miatt (pl. zárt területre esik, veszélyes a ponton tartózkodni, az adott pont megközelítése annyira körülményes, hogy a nagy kerülők miatt a számlálások nem teljesíthetők a megadott időn belül) valamelyik pontot nem tudja felmérni, akkor az új pont kiválasztása random módon történik. Egy táblázat segítségével a lehetséges további 10 pontból addig kell folytatni a pontok kiválasztását, amíg nem lesz meg a felméréendő 15 pontja. Csak abban az esetben választhat a felmérő egy új megfigyelési pontot, ha az előre megadott ponton munka kivitelezhetetlen. E módszer alapján a 2.5*2.5 km UTM négyzeten

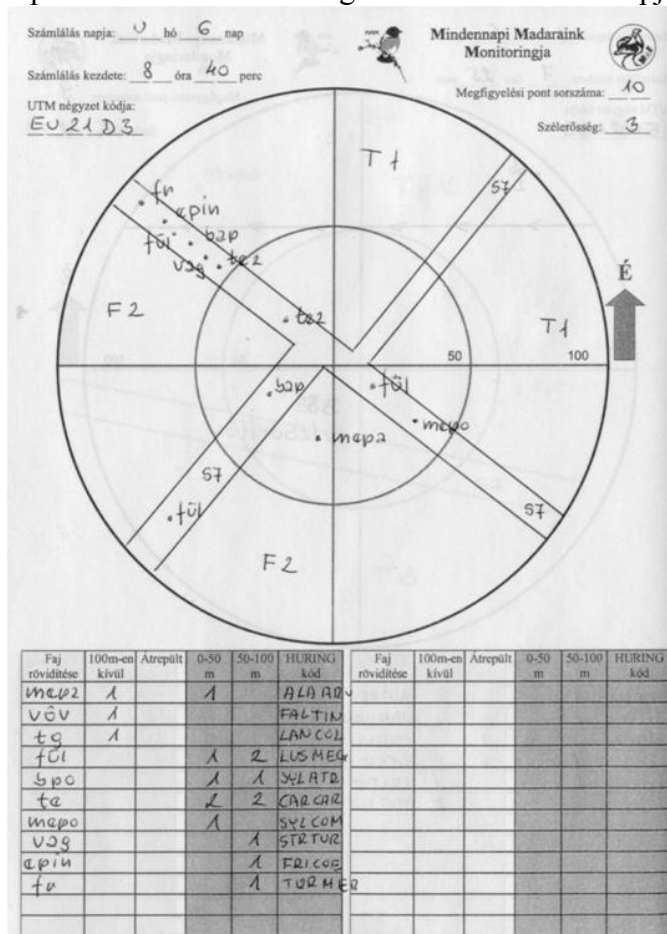
belül a felmért pontok véletlen alapján kerülnek kijelölésre. Valamennyi kisorsolt UTM négyzet sarokpontjainak, illetve a felmért pontok koordinátáit térinformatikai adatbázisban tárolják (Szép és Nagy 2001) a felmérők számára Google Earth formátumban letölthetőek az MME Monitoring Központ honlapjáról.

11.2.3. Az élőhelyek tipizálása a számlálási pontok 100 m-es körzetében

A madárszámlálás megkezdése előtti napokban a felmérők élőhely térképezést végeznek az Á-NÉR alapján (Fekete et al. 1997). A kiválasztott 15 felmérési pont 100 m-es sugarú területén belül berajzolják a főbb élőhely típusokat a „Terepnapló” lapjain (11.4. ábra).

11.2.4. A számlálások módszere

A számlálás módszere kétszeri pontszámlálás. Minden megfigyelési ponton 5 perces időtartam alatt a hallott, vagy látott madarak faját, számát, távolságát mérik fel a megfigyelési pont 100 méteres sugarú körzetében a terepnapló segítségével (11.4. ábra). Elkülönítetten rögzítik a terepnaplóban: 1- a 100 m sugarú területen belül megfigyelt fajok egyedeit, 2- a terület felett átrepült egyedeket (leszállás nélkül átrepülőket), 3- a 100 m-en kívül észlelt fajok egyedeit. A felméréseket csak eső és erősebb szélről mentes napokon lehet elvégezni. A felmérők a terepnaplóban jelzik, hogy milyen élőhelyen látták az adott egyedet, és megadják az adott ponton mért szélesebbeséget a Beaufort skála alapján.



11.4. ábra. Kitöltött MMM „Terepnapló” lap, amelyen feltünteti a felmérő Á-NÉR kódokkal a felmérési pont 100 m területén belül lévő élőhelyeket, valamint a megfigyelt madárfajok helyét.

A madarak számlálását minden évben két alkalommal végzik el a fészkelési időszakban. Az első felmérési napnak április 15. és május 10. között, a másodiknak május 11. és június 10. között kell lennie úgy, hogy a két felmérési nap között legalább 14 napnak kell eltelnie. Mindkét alkalommal, a 15 pont felmérését reggel 5 és délelőtt 10 óra között kell elvégezni.

2000 óta a felmérők jelentős része felmérést készít a telelési időszakban, januárban, amikor csak egy napkelte és napnyugta közötti bejárást kell elvégezni, amely révén a telelő állományok monitorozására is mód nyílik. A felmérést követően minden felmérőnek az MMM program által biztosított jelentőlapon kell az adatait megküldeni az MK címére.

11.2.5. A felmérők faj azonosítási tudása

Az MMM-ben közreműködő immáron több, mint 1000 felmérő madárfaj azonosítási biztonsága különböző, ezért szükséges az ezzel kapcsolatos információk gyűjtése a későbbi korrekt elemzések kivitelezése érdekében. Az MK minden felmérőnek megküld egy „Fajfelismerési adatlapot”, amely tartalmazza a hazánkban előfordult valamennyi madárfaj nevét. Az adatlapon a felmérőknek meg kell jelölni, hogy az adott fajt látvány és/vagy hang alapján biztosan felismerik-e, vagy az adott faj azonosításában bizonytalan. Ha a terepi munka során egy bizonyos fajt nem tudnak biztosan azonosítani, akkor a „bizonytalan felismerés” kategóriát választják. A felmérők ezt az adatlapot minden évben kitöltik, így a fajfelismerésben bekövetkező változások követésére nyílik mód. Az adatok feldolgozásakor fontos tudni, hogy egy adott megfigyelési pontnál nem észlelt fajok azért nem szerepelnek-e a „Terepnaplóban”, mert azok valóban nem fordultak elő vagy esetleg azért, mert a felmérő bizonytalan volt egyes fajok azonosításában. Ezen adatokat az MK bizalmasan kezeli.

11.2.6. Szervezés

Az MMM szervezési feladatait az MME Monitoring Központja végzi. Itt történik a jelentkezők és felmérők illetve felmérési területek nyilvántartása, kommunikáció a felmérőkkel, valamint az adatok feldolgozása, előkészítése. A felmérőket évente több alkalommal körlevelekben, valamint az MME Monitoring Központ honlapján (<http://www.mme-monitoring.hu>) tájékoztatják a program eredményeiről, aktuális teendőiről. Minden évben egy alkalommal országos MMM találkozón számolnak be az eredményekről illetve megvitatják a résztvevőkkel a programmal kapcsolatos kérdéseket. A programban résztvevők számára különböző segédeszközöket biztosítanak ingyenesen: Programtájékoztató, Térképmásolatok, Jelentőlapok, Madárhang kazetták, Élőhelyek azonosítását és kódolását leíró kiadvány, Terepnaplók, Felmérő igazolvány. Az országos MMM találkozó során ajándékokat sorsolnak ki az MMM felméréseket elvégzők között (határozókönyvek, cd-romok stb.). Minden négyzet felmérőjének neve annyiszor kerül a sorsolási „kalapba” ahány alkalommal az adott négyzetben a standard felmérését elvégezte. E megoldás a több éve közreműködő önkéntesek munkájának elismerése mellett, felértékeli a már kisorsolt négyzetekben végzendő felmérés folyamatosságát.

11.2.7. Állományváltozás vizsgálata

A gyakori fajok állományváltozási trendjét az ingyenesen hozzáférhető TRIM programcsomaggal (Pannekoek és Strien 2001) elemzik, amely statisztikai szoftvert standard eljárásként alkalmazzák a madárállományok trend vizsgálatában Európában (Gregory et al. 2005). Bázis évnak 1999-et használgják minden vizsgált faj esetében, amely évtől kezdődően az MMM hasonló térbeli lefedettséggel zajlik Magyarországon. A nemzetközi ajánlásoknak

megfelelően a TRIM imputed indexét (Pannekoek és Strien 2001) és az index hibája (SE) értékét becsüljük. A TRIM imputed indexe lehetőséget ad a trendvizsgálatok során a különböző kvadrátokban, eltérő időszakokban végzett felmérési adatok együttes elemzésére. Az adott évre becsült állomány index és SE érték minden esetben a bázis évhez (1999) viszonyítva szolgál megbízható információval. A trend szignifikancia szintjét a TRIM analízise alapján állapítják meg.

11.2.8. Biodiverzitás indikátor indexek vizsgálata

A főbb élőhelyekhez kötődő madárfajok állománytrendjei alapján sikeresen lehet az adott élőhely állapotára jellemző biodiverzitás indikátor indexet alkalmazni (Gregory et al. 2003, 2005). Az EBCC, RSPB, BirdLife és Statistics Netherlands által bevezetett biodiverzitás indikátor indexek jól jellemzik az adott élőhelyek állapotát és mind országos, mind kontinentális szinten alkalmasak és használtak Európában azok helyzetének követésére (Gregory et al. 2003, 2005). Az MMM-ben az Európa szerte használt két indikátort: 1- mezőgazdasági élőhelyek (farmland bird), 2- erdei élőhelyek (forest bird), illetve egy kontrollként alkalmazott, 3- generalisták (other common bird) kezelt indikátorokat mérik. Közép-Európa esetében Tucker és Evans (1997) élőhelyi besorolása alapján az EBCC az alábbi madárfajokat sorolja be a két fő indikátor csoportokba régióinkban, amelyek alapján a hazai indikátor számítás zajlik:

- 1- Mezőgazdasági élőhelyek: vörös vércse, fogoly, bíbic, vadgerle, búbosbanka, búbos pacsirta, mezei pacsirta, füstifecske, parlagi pityer, sárga billegető, rozsdás csuk, cigánycsuk, mezei poszáta, töviszúró gébics, kis őrgébics, vetési varjú, seregély, mezei veréb, csicsörke, kenderike, citromsármány, sordély
- 2- Erdi élőhelyek: karvaly, kék galamb, zöld küllő, fekete harkály, közép fakopáncs, kis fakopáncs, erdei pityer, kerti rozsdafarkú, léprigó, sisegő füzike, csilpcsalpfüzike, fitiszfüzike, örvös légykapó, barátcinege, kormosfejű cinege, fenyvescinege, csuszka, rövidkarmú fakusz, szajkó, meggyvágó

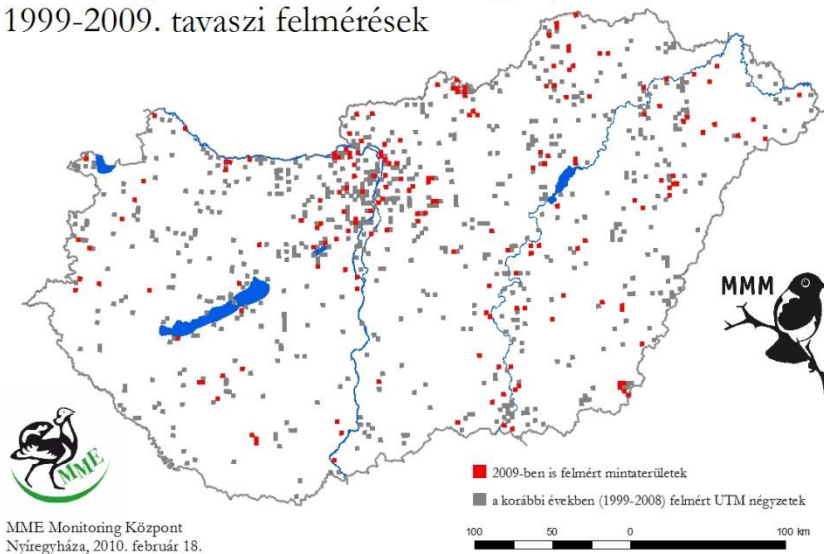
Az adott évre vonatkozó biodiverzitás indikátort és hibáját (SE), az adott csoportba tartozó fajok TRIM-el számolt adott évi állomány index értékének és átlag hibája (SE) értékének mértani átlaga alapján adják meg (Gregory et al 2003, 2005).

Az EBCC, RSPB, BirdLife és Statistics Netherlands által bevezetett, gyakori madarak monitorozási adatain alapuló biodiverzitás indikátorok közül a mezőgazdasági élőhelyek állapotát leíró indikátort (farmland bird indicator (FBI)) az Európai Unió hivatalosan strukturális és a fenntartható fejlődés indikátoraként alkalmazza.

11.3. MMM eredményei

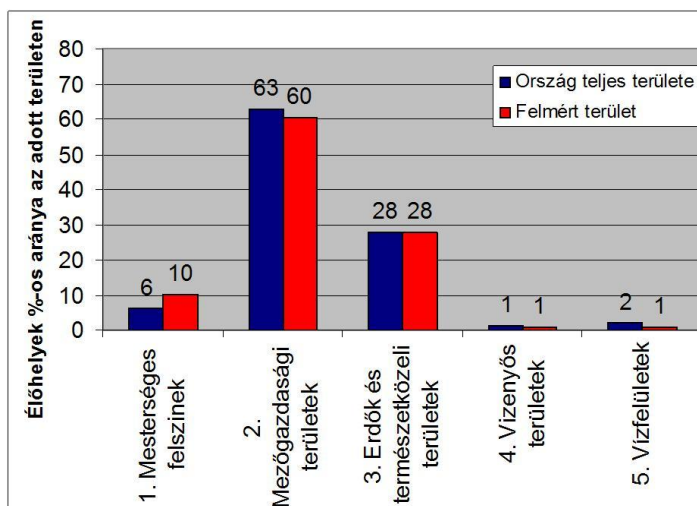
Nagy-Britannia után Európában, Magyarországon indult meg elsők között a gyakori madárfajok véletlen alapon kiválasztott területen történő rendszeres országos monitorozása 1999-ben. 1999-2009 között több, mint 1100 önkéntes csatlakozott az MMM programhoz, amely felmérő hálózat egyike a legnagyobbaknak Közép-Európában. Ebben az időszakban 800 felmérő közel 900 db 2,5*2,5 km-es UTM négyzetben végezte el a felmérést. Az MMM alapadatait tartalmazó adatbázis mérete meghaladja a 9 millió rekordot. Évente 200-300 db mintaterületen történik tavaszi MMM felmérés, az ország területének kb. 2%-án (11.5. ábra).

Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM)
1999-2009. tavaszi felmérések



11.5. ábra. Az MMM keretében 1999-2009 között felmért 2,5*2,5 km-es UTM négyzetek. (Az MME Monitoring Központ engedélyével)

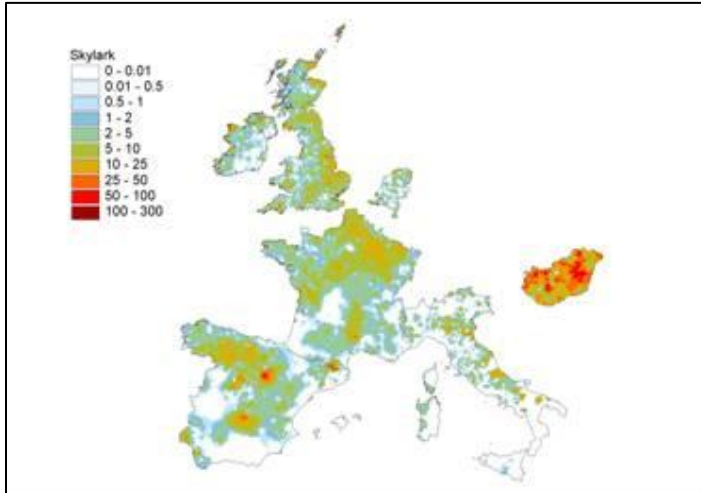
A felmérések az ország valamennyi régiójára kiterjedően zajlanak, a felmért területeken az élőhelyek aránya megfelel az országos arányoknak (Szép és Nagy 2002), így a nyert adatok reprezentatívnak tekinthetők hazánk főbb élőhelyeire nézve (11.6. ábra). Kisebb eltérés a lakott települések esetében mutatkozik, amely a felmérők által megadott területen belül kisorsolt UTM négyzetek ún. „szemirandom” kiválasztásával magyarázható. A felmérők általában lakhelyük 5-10 km-es körzetén belül kéri a sorsolást, amely a lakóterületek arányának kisebb eltolódását eredményezi, amely kontrollálható az elemzések során.



11.6. ábra. A főbb CORINE élőhelyek gyakorisága (%) Magyarországon (kék oszlop) és az MMM keretében 2000-ben felmért területeken (piros oszlop) (Szép és Nagy 2002 alapján).

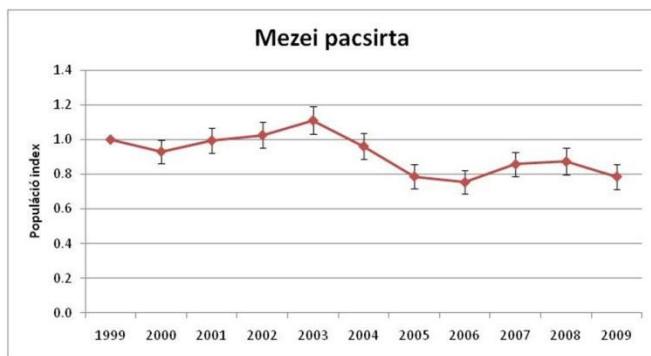
Az MMM program keretében nyílt először mód arra, hogy betekintést kaphassunk a hazai fészkelő madárfajok gyakoriságáról, a vizsgált 2.5*2.5 km-es UTM kvadrátokban tapasztalt észlelések frekvenciája alapján. A gyakorisági értékek olyan fajok magas gyakoriságát mutatták (pl. kakukk, sárgarigó, vadgerle, töviszúró gébics), amely fajok ritkák, vagy kipusztultak számos korábbi EU tagállamból. Az MMM 1999-2009 éveinek adatai alapján megállapítható, hogy az EU korábbi tagállamaihoz képest, a főbb élőhelyeken

(mezőgazdasági és erdei) kedvezőbb természeti állapotokkal rendelkezünk (Báldi és Szép 2009). Számos gyakori madárfaj állományszáma meghaladja az EU korábbi tagállamaiban tapasztalt mértéket. Az első ilyen európai léptékű összehasonlítást mutatja, hogy a magyar mezei pacsirta állomány sűrűsége egyike legnagyobbaknak Európában (11.7. ábra) (Brotons et al. 2005).

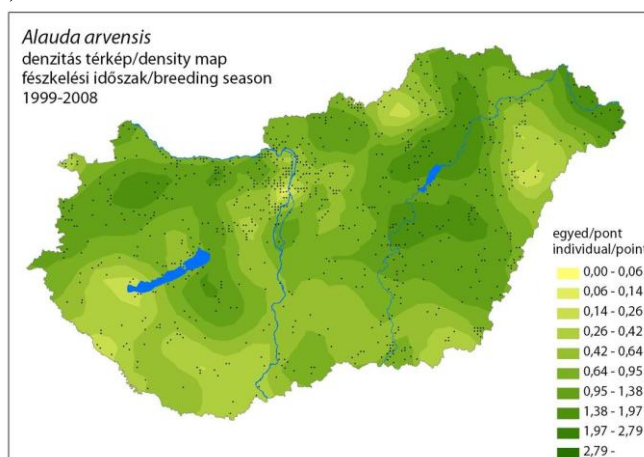


11.7. ábra. A mezei pacsirta állományszáma (pár/km²) Európa azon országaiban, ahol alkalmas (MMM-hez hasonló) felmérési adatok álltak rendelkezésre 1999-2004 során (Brotons et al. 2005).

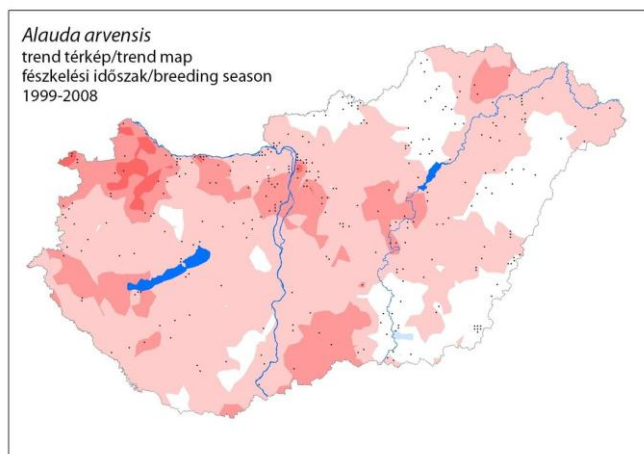
A megfelelő mintavételi, terepi felmérési módszerek és a kiterjedt felmérő hálózat révén közel 100 hazai gyakori fészkelő madárfaj esetében ad lehetőséget az MMM nemcsak a hazai állományváltozás trendjének vizsgálatára, hanem térinformatikai eljárások alkalmazásával relatív denzitás és trend térképek készítésére is (11.8. ábra).



a)



b)

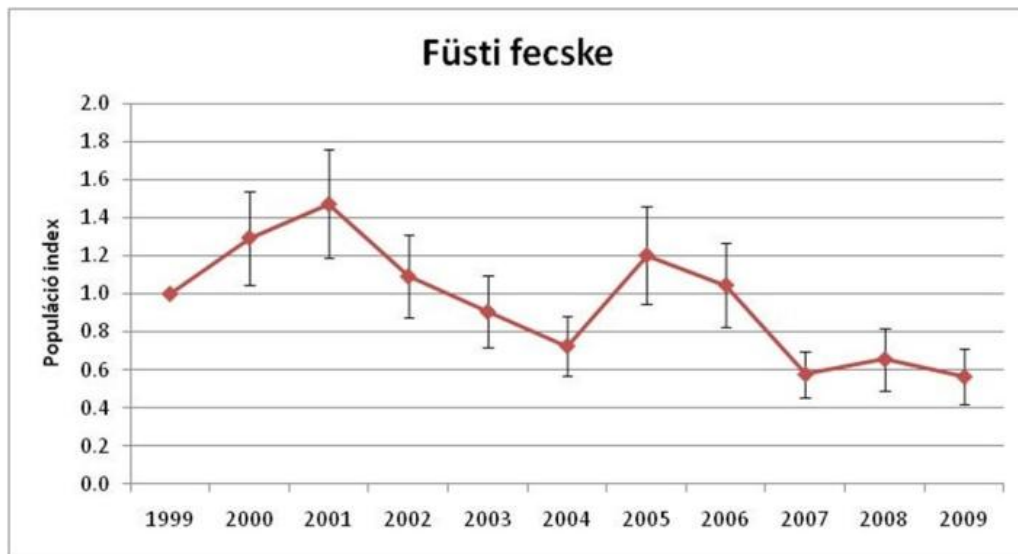


c)

11.8. ábra. Az MMM 1999-2009 adatai alapján a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) a- faj állományváltozása a TRIM elemzések alapján, évi -2.6%-os ($\pm 0.6\%$) szignifikáns csökkenést mutat. Az 1999-es bázis évhez (1.0) viszonyított egyedszám index becsült átlaga és az átlag hibája ($\pm SE$) van megadva), b- a faj relatív denzitása Magyarországon (a zöld szín sötét árnyalata magasabb denzitást jelent), c- a faj csökkenő trendet mutató állományok térbeli elhelyezkedése (sötétebb piros színnel jelzett területek jelentősebb állománycsökkenést jeleznek, a fehér szín állandó állományt) (Az MME Monitoring Központ engedélyével).

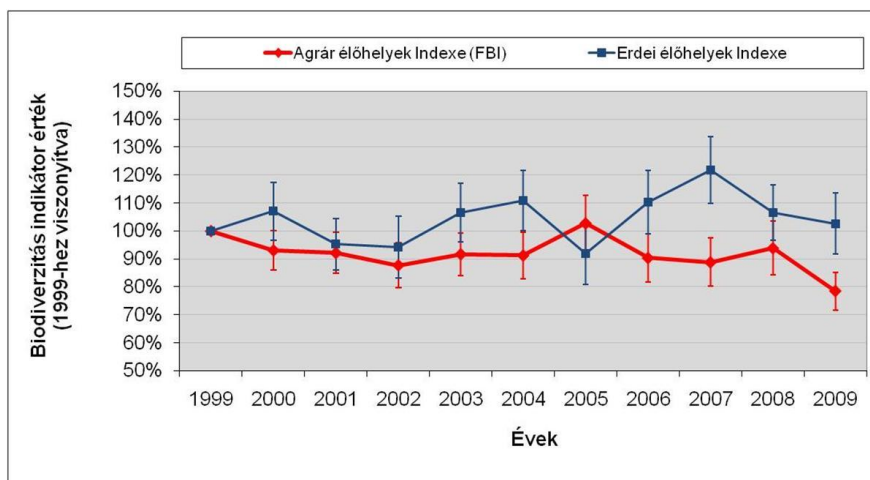
A fészkelő fajok közül 23 madárfaj hazai állománya mutatott statisztikailag szignifikáns csökkenést a vizsgált 1999-2009 időszakban, amelyek között kimagaslóan nagyszámban vannak az Szaharán túli területeken telelő hosszútávon vonuló madárfajok 74% (11.09, 11.11

ábra). Ugyanakkor az MMM 18 madárfaj esetében jelzett szignifikáns növekvő állományt, amely fajok között a hosszútávon vonulók aránya csak 11%.



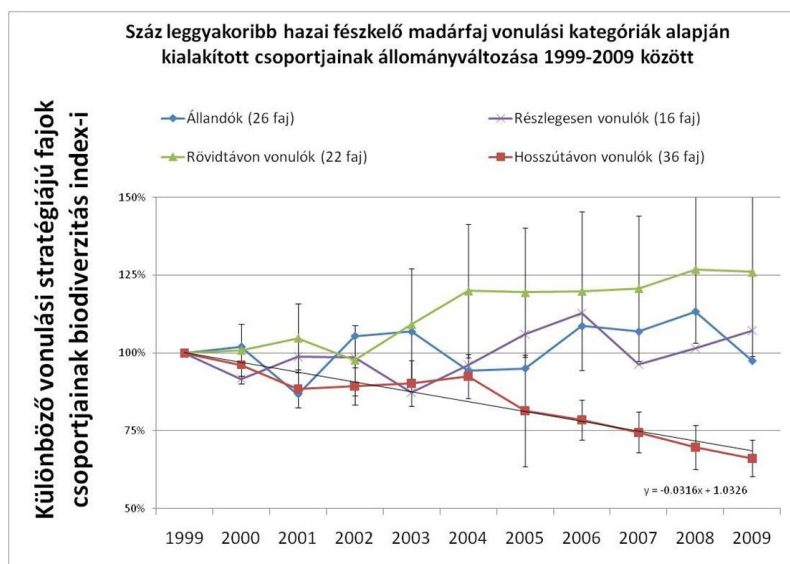
11.9. ábra. Füsti fecske (*Hirundo rustica*) állományváltozása a TRIM elemzések alapján, évi - 7.5% ($\pm 1.4\%$) szignifikáns csökkenést mutat. Az 1999-es bázis évhez (1.0) viszonyított egyedszám index becsült átlaga és az átlag hibája ($\pm SE$) megadva) (Az MME Monitoring Központ engedélyével)

Az EU tagországaiban jelentős csökkenést mutató, agrár biodiverzitás indikátor értékek Magyarországon az 1999-2009 évi időszak során 2005-ig stagnáló, állandó értéket mutattak, azonban 2005 óta kissé csökkenő tendenciát láthatunk. A vizsgált 11 éves időszakban 2009-ben tapasztalták a legjelentősebb csökkenést. Az erdei élőhelyek biodiverzitás indikátora a mezőgazdasági indexnél nagyobb ingadozást mutat, az agrár élőhely indikátornál stabilabb értékekkel (11.10. ábra). A mezőgazdasági élőhelyek biodiverzitás indikátora (farmland bird indicator) egyike az EU fenntartható fejlődés indikátorainak és az MMM révén Közép- és Kelet-Európában elsők között van mód ezen értékek mérésére.



11.10. ábra. Agrár élőhelyek és erdei élőhelyek gyakori madarainak állományváltozása alapján megállapított biodiverzitás indexe az MMM 1999-2009 adatai alapján (Az MME Monitoring Központ engedélyével).

A 100 leggyakoribb hazai fészkelő madárfajra kiterjedő elemzések a hosszútávon vonuló madárfajok esetében tapasztaltak egyértelmű csökkenő tendenciáját mutatják, ami az állandó, részlegesen, illetve csak a Földközi-tenger térségébe vonuló többi fajcsoport esetében nem volt megfigyelhető, amely adatok e sajátos életmódú madárfajok napjainkban mutatkozó jelentős fenyegetettségét jelzik a globális klímaváltozás és a közvetlen emberi élőhely átalakító tevékenységgel szemben (11.11. ábra).



11.11. ábra. A fészkelő madárfajok állományváltozási adatai alapján számított biodiverzitás indexek a különböző vonulási stratégiával rendelkező madárfajok csoportjai esetében az MMM adatai alapján (Az MME Monitoring Központ engedélyével).

Az MMM-ben alkalmazott térinformatikai nyilvántartás és adatkezelés révén mód van más, a monitorozó vizsgálatok szempontjából adekvát adatbázisok (pl. CORINE, Büttner et al. 2002) bevonására az adatok sokoldalú elemzésében (Erdős et al. 2007), ami széleskörű vizsgálatok lehetőségét biztosítja a napjainkban zajló jelentős változások hatásainak megismerésében (Nagy et al. 2009). A felmért területeken végzett rendszeres élőhely felmérések módot adnak a élőhelyek változásának különböző térbeli skálán való vizsgálatára is a jövőben. Az 1999 óta, éves rendszerességgel az ország jelentős területén, reprezentatív mintavételt alkalmazó MMM program egyik fontos alapját képezheti a hazai főbb élőhely típusok biológiai sokfélesége állapotának rendszeres monitorozásának. Terepi és adatkezelési módszerei és eljárásai módot adhatnak arra, hogy más élőlénycsoportokra és közösségekre is lehessen az MMM által felmért területeken olyan vizsgálatokat végezni, amelyek alapján a gyakori madarak állományváltozása által leképezett változások más élőlénycsoportokat érintő hatásait is meg lehet megismerni és monitorozni.

12. A vízi és vizes élőhelyek biomonitorozása

12.1. A Föld vízi és vizes élőhelyei

12.1.1 A hidroszféra

A hidroszféra a földrajzi burok azon része, amely a természetben megjelenő összes vizet foglalja magába. Tágabb értelemben ide tartozik (1) a pára (= vízgőz), (2) a kőzetek ásványainak kristályvíztartalma és (3) az élő szervezetek víztartalma is, melyek a többi szférák anyagaival való keveredés és vegyülés útján válnak ki a vízburokból, illetve jutnak vissza oda.

A vízburok – a szilárd földkéregtől és a légkörtől eltérően – nem képez zárt gömbhéjat bolygónk felszínén, hanem a litoszféra különböző méretű mélyedéseiben helyezkedik el. A világtenger (az óceánok és azok melléktengerei, az összes tengersizos és öböl) a földfelszín 70,8%-át borítja. A fennmaradó 29,2% tekinthető szárazföldnek (*terra firma*). A vízburokhoz tartoznak a kontinentális vizek (az állandóan megmaradó hó és jég, valamint a felszín alatti vizek is).

Az összes földi vízkészlet ~97%-át (1300 millió km³) a világtenger adja, a maradék 3% az ún. édesvíz (ennek megoszlása: 2,15% a sarkvidékek jégtakarója és a magashegységek gleccserei + hórétégei; 0,64% kontinentális vizek – felszíni állóvizek, vízfolyások és felszínalatti vizek; 0,001% az atmoszféra vízgőz tartalma). Az utóbbinak nagy jelentősége van a földi vízforgalomban, gyors kicserélődésének köszönhetően. A Földre jutó napsugárzásnak mintegy egynegyede arra használódik fel, hogy kb. 425.000 km³ vizet elpárologtasson évente. A képződött vízgőz nagy része folyékony vagy szilárd csapadék formájában visszajut a földfelszínre. Felszíni és felszín alatti lefolyással (folyók, talajvízáramlás) a kontinensekről évente átlagosan 27.000 km³ víz kerül a tengerekbe, sok szilárd és oldott anyagot juttatva azokba. (Viszonyításképpen: a Balaton vízmennyisége 1,8 km³, ami 2,2 év alatt cserélődik ki.)

A hidroszféra kémiai összetétele szempontjából maga a vízmolekula, illetve a vegyületet alkotó két elem: az oxigén és a hidrogén jelentősége kiemelkedő: tömegszázalékos részesedésük 85,8; ill. 10,7%. A fennmaradó 3,5%-ot a tengervíz oldott só tartalma adja. Ennek ~40%-a klorid-ion, míg 40%-a nátrium-ion. Jelentős koncentrációban még magnézium, kalcium és szulfát található a tengervízben.

Az ún. kontinentális vizek só tartalma széles határok között változik, de általában jóval kisebb (300–1500 mg/l), mint a tengervízé (Dévai et al. 2001).

12.1.2 A vízi és a vizes élőhelyek általános jellemzői

A szárazföldi (kontinentális) víz alatt a szárazulatok (földrészek, szigetek) vizeit értjük. Tipizálásuk történhet a vízforgalom szempontjából: (1) eusztatikus = állandó, (2) szemisztatikus = átmeneti jellegű és (3) asztatikus = változó. A besorolás alapját a vízmennyiség-változások, ill. vízszintváltozások mértéke képezi (Dévai et al. 2001).

A szárazföldi vizek legmagasabb szinten elkülöníthető típusai földkéregbeni elhelyezkedésük szerint: (1) felszíni vizek, (2) felszín alatti vizek és (3) források. Az utóbbiak – mint a felszín alatti vizek feltörései – átmenetet képeznek a két előbbi típus között.

Számunkra a felszíni vizek fő típusai kiemelten fontosak. Ezek elkülönítése lényegében a víztömeg mozgási sajátosságain alapszik. (1) Az ún. állóvizek egész tömege nem mozog határozott irányban (mégpedig a nehézségi erő hatására a magasabb térszínről az alacsonyabban fekvő felé), és medrük egész létezésük folyamán töltődik. (2) A vízfolyások

szintén a szárazföld mélyedéseiben található, de víztömegük a mederben – a hordalékkal együtt – a legkisebb ellenállás irányába halad a nehézségi erő hatására, többé-kevésbé határozott módon (Dévai et. al. 2001).

Élőhelyosztályozási szempontból ezek vagy (1) vízi (akvatikus) élőhelyek, vagy (2) vizes (szemiakvatikus) élőhelyek lehetnek. Elkülönítésük a középvízállásra vonatkoztatott felületarányos átlagmélységük (kritikus érték: 2 m), valamint a vízinövényzet (makrovegetáció) jelenléte alapján történik (Dévai et. al. 2001).



12.1. ábra. „Szerintünk ez a dolog vizes élőhely, ha túl nedves-tocsogós az ipari fejlesztéshez” (forrás: internet)

A vizes élőhelyek (wetlands) sajátosságai

A szakirodalom nem szűkölködik a vizes élőhelyek fő típusaira (különösen az óceánok és tengerek parti árapályzónájának sós mocsaraira, a ciprusmocsár-erdőkre, a tőzegmohalápokra és a dús vegetációjú sekélyvizekre) vonatkozó kutatási eredményekben (áttekintés: Maltby 1986, Mitsch és Gosselink 1993, Mitsch 1996, <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/overview.pdf>). A definíciók is igen sokfélék aszerint, hogy a fogalmi meghatározás és a lehatárolás problémája milyen célkitűzést szolgál. Leggyakrabban a hidrológiai, talajtani és/vagy üledékföldtani jellemzőket állítják a középpontba, esetleg kombinálva ezeket. A megítélés alapvető bizonytalanságára vall például a következő idézet: „Mivel a vízszint évszakosan és évről évre is ingadozhat még ugyanazon a vizes élőhelyen (típuson) belül is (12.1. ábra), a wetland-ek határai nem mindig jelölhetők ki a víz adott időpontban való jelenléte vagy hiánya alapján.” (Zinn és Copeland 1982, Environmental Defense Fund & World Wildlife Fund 1992, cit. Mitsch és Gosselink 1993).

A „vizes élőhely” fogalmának pontosításában nyújtanak segítséget a Dévai és munkatársai (1997, 2001, 2009) által megfogalmazott alapelvek:

- a vizes élőhelyeknek olyan egyedi sajátosságai vannak, amelyek nem fedhetők le teljes mértékben a jelenlegi ökológiai elvekkel, szabályszerűségekkel és modellekkel;
- a vizes élőhelyek tanulmányozását a látszólag elütő típusok néhány általános sajátosságának azonosításával kell kezdeni;
- a vizes élőhelyek vizsgálata multidiszciplináris megközelítést igényel, s nem mint valamely egység rutinszerű tanulmányozását, hanem annak sokoldalú elemzését kívánja meg;
- vizes élőhelyek iránti növekvő érdeklődés a megőrzési és a kezelési-helyreállítási politika részéről megköveteli, hogy ezek a szempontok is szigorúan tudományos megközelítéssel legyenek figyelembe véve és így épüljenek be tudásunkba.

A korábban javasolt definíciók lényegét kiemelve és összegezve, Mitsch és Gosselink USA-beli kutatók monográfiája (1993) alapján a következőkben adhatjuk meg a vizes élőhelyek fő ismérveit:

- a szárazföldi élőhelyektől leginkább a víz állandó jelenlétével (de legalább a talaj tartós átítatódásával) térnek el, a vízi rendszerektől (pl. a mélytavaktól, a folyamoktól és a folyóktól) pedig az állandóan meglévő vagy a rendszeresen (pl. a mérsékelt égöv sekély vizeiben évenként) újraképződő dús makrovegetációjukkal különböznek el;
- vízjárási viszonyaik alapvetően kétfélek és nagyon sajátosak: lehetnek ugyanis állandóan vízzel borítottak és akkor többnyire kifejezetten eusztatikus vízforgalmúak (mint pl. a boreális tőzegmohalápok), vagy változó mértékben elárasztottak és akkor jellegzetesen asztatikus vagy esetleg szemisztatikus vízforgalmúak (mint pl. a mocsarak különböző típusai vagy a mérsékeltövi sekély vizek többsége, különösen pedig a folyó menti árterek);
- jellegzetes vegetációval borítottak, amelynek elemei alkalmazkodtak a nedves körülményekhez, az állandó vagy váltakozó vízborításhoz, és hiányzanak belőle az elárasztást nem tűrő (azzal szemben intoleráns) elemek;
- különleges tulajdonságú, szerves anyagokban többnyire gazdag és általában hipoxikus vagy anoxikus talajokkal, illetve üledékekkel (nem talaj jellegű aljzattal) jellemezhetők, amelyek egyik szomszédos területen, azaz sem a szárazföldön, sem a mélyebb nyíltvízi területeken nem fordulnak elő gyakran és meghatározó mértékben;
- a biogeokémiai ciklusban elfoglalt helyük egészen sajátos, mivel nemcsak az átalakítási folyamatok jelentős színterei, hanem egyrészt a szárazföld felől bejutó tápanyagok fontos elnyelőinek tekinthetők, másrészt viszont – a mélyebb nyíltvizek szemszögéből – a tápanyagok számottevő forrásai is lehetnek;
- produktivitásuk természetes körülmények között is általában magas, szemben a közepesen vagy gyengén produktív szárazföldi ökoszisztémákkal és a kifejezetten alacsony produktivitású mélyebb vizekkel.

A vizes élőhelyek gyakran a vízi rendszerek és szárazföldi területek határvonalán találhatóak, így mindkettő befolyása alatt állnak. Nem pusztán kiterjesztései a típusos vízi és szárazföldi rendszereknek, hanem alapvetően különböznek azoktól, saját és a legtöbb szempontból átmeneti helyzetüknél fogva (Etherington 1983, Gopal et al. 1990, Jørgensen 1990a, Mitsch 1996). Igen sok vizes élőhely esetében ez nemcsak elméletileg, hanem a valós térben is jelentkezik, hiszen ténylegesen is részben elválasztják, részben összekötik a szárazföldi és a vízi ökológiai rendszereket, mint a tó- és a folyópartokat kísérő, mocsári- és hínárnövényekből álló sávok, a tengerparti sós mocsarak vagy mangrove-erdők (pl. Pieczynska 1990, Décamps 1993, Auble et al. 1994, Shumway 1995, Bakker et al. 1997).

Ezek az átmeneti sávok, az ún. ökotonok, fontos és sokoldalú kiegyenlítő szerepet játszanak a két rendszer között (Ondok et al. 1990, Jørgensen 1990b, Kurata és Kira 1990, Löffler 1990a, 1990b).

A biodiverzitás monitorozás szempontjából nem hagyható figyelmen kívül, hogy a földfelszín természeti egységeinek harmadik fő típusát a szárazföldi (terresztris) élőhelyek képviselik. Ezek elhatárolása az előbbi két típustól többnyire lényegesen nehezebb, különösen hazánk klimatikus adottságai mellett. A talaj felső rétegének vízzel való tartós vagy legalább időszakos átitatódása, ill. az ún. „hidromorf” (= vízhatású) talajok jelenléte alapján minden ilyen területet vizes élőhelynek kellene minősíteni, ugyanis nemzetközi szakirodalmi források elsősorban ezeknek a tényezőknek a mérlegelését javasolják. Így nálunk csak a lápok besorolása tűnhet egyértelműnek a tőzegek és láptalajok előfordulása alapján. Öntéstalajok, réti talajok esetében legalább egy teljes vegetációperiódust, de akár több naptári évet átfogó, a vízháztartás részleteire irányuló vizsgálatokkal lehetne megállapítani, hogy a kérdéses terület vizes vagy szárazföldi élőhelynek számít-e (Dévai et al. 2001).

Az élővilág összetétele általában megbízhatóan jelzi (indikálja) az élőhely jellegét. A pillanatnyi állapoton túl az „előzményekről” is információt szolgáltat. Részletes elemzésével átfogó és árnyalt képet kaphatunk a terület adottságairól.

A vizes élőhelyek „típusai”

Révai Nagy Lexikona (1915) szerint a „**Mocsár (posvány)** állóvíztől fölázott terület, amelyet néha alacsony víz borít, s rendszeren sűrű és buja növényzet lep el. Éles határ a M. és a tó közt nincs, a kettő egymásba megy át legtöbbször, a tavak partjai rendszeren mocsarasak. A szabályozatlan folyók medrének mente is az áradások miatt rendszeren mocsaras. A deltavidékek mindig mocsarasak, sósvizűek, ha a tenger, édesvizűek, ha a folyó szokta elönteni a deltát. Az Alföldünkön volt mocsarokat a folyószabályozásokkal sikerült megszüntetni vagy lecsapolni. A mocsarakban földgáz (metán) képződik rothadó növényekből, ezt a levegőn bizonyos, szintén a rothadás alkalmával keletkező gázok meggyűjtják s ez a földgáz vagy mocsárgáz imbolygó, fel-felvillanó, halvány kékes lánggal ég, ez a lidércfény.”

Hasonló, az ökológiai szempontoktól sem mentes magyarázatokkal találkozunk a „mocsári növény”, „láp”, „ingóvány” stb. címszavaknál is, tükrözve a vadvízországot járó és hasznosító ember tapasztalati ismereteit, de babonás félelmeit és hiedelmeit is.

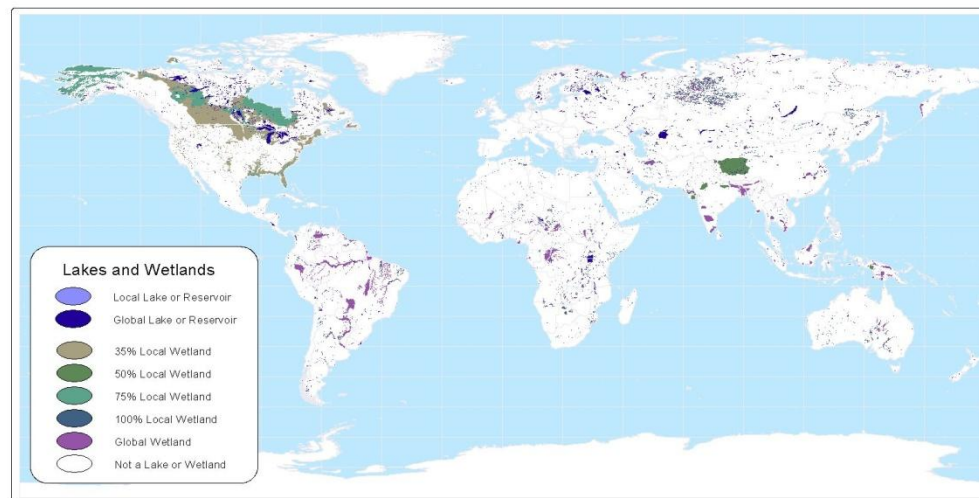
„**Mocsári növények (helofita)**, a vízmeder talajában vagy dűsvízű talajban gyökereznek, de leveles száruk minden esetben a víz fölé emelkedik, ellenben a vízi növények (hidrofita) a víz alá vannak merülve, v. legfeljebb a vízen úsznak. A kettő közt nincs éles határ, mert gyakoriak az átmenő alakok a vízi és M. közt, sőt a M. és a szárazföldi növények közt. M. többé-kevésbé plasztikusak; szerkezetük változik aszerint, amint a víz alá kerülnek v. abból kiemelkednek, M. sekély, csendes vizet v. nagy mennyiségű (80%) vizet tartalmazó talajt kedvelnek. Legközönségesebb M. a nád, gyékény, szittyó, némely sás stb.”

„**Láp**, nagyobb területű, igen siker, rendszeren náddal, sással, kákával benőtt álló vagy nagyon lassan mozgó víz, melyet valamely folyó árville, vagy a föld árja táplál. Láp és mocsár közt azt a különbséget teszik, hogy a lápon több a föld, mint a víz, a mocsárban pedig a víz foglal el nagyobb területet. Az Ecsedi-láp mellékén lakók azonban csak az ilyen vízterületeken növénytermelésekből és iszaptól képződött zsombékos szigeteket hívják lápnak. Erre gyűjtik a nádat, a gyékényt; ezen ütnek tanyát a pákászok, csikászok stb. A lápok dűs növényzete évszázadokon keresztül rétegről-rétegre halmozódik, kitölti az eddig vízborította mélyedéseket és ú. n. tőzeg vagy turfaréteget képez, mely mint a szpongya tartja magában a vizet s tőzeg-lápot képez. ... Képződésére nézve van dombos vagy fel-láp és sík vagy réti láp, al-láp. A dombos láp vízi mohából képződik, a sík láp legnagyobb tömegét sás, füvek és némely lombos moh alkotja.”

A „belvíz” az időszakos (ún. temporárius) vizek olyan altípusát képviseli, mely az év valamely meghatározott időszakához kötődik, s akkor jórészt szabályosan ismétlődve újra

képződik (vö. Dévai et al. 2001). Ennek a visszatérő (periodikus) élőhelyféleségnek megjelölésére „...más nyelvben (angolban, németben) nincs is külön kifejezés, legfeljebb csak körülírni tudnám – a belvíz valóban afféle magyar sajátosság. A belvíz – egyszerűen fogalmazva – a lefolyástalan területeken összegyűlő víz. Képzeljünk egy lavórt magunk elé: nyilvánvaló, hogy ami abba belesöpög, az onnan nem tud kijönni – ha csak el nem párolog, be nem szivárog a talajvízbe, vagy ki nem szivattyúzzuk onnan. Amennyiben ezt nem tesszük meg, és a jóisten vagy a természet sem segít, akkor óhatatlanul a nyakunkon marad. Magyarország területének igen jelentős része, mintegy 40 ezer négyzetkilométer belvíz által veszélyeztetett. Ez szerencsére nem azt jelenti, hogy ezen a területen valaha is egyszerre előfordult volna összefüggő belvíz, de olyan 400–500 ezer hektárt, azaz 4–5 ezer négyzetkilométert többször borított már el. Most is ennek közelében vagyunk. A belvíz fogalma 1862-ben jelent meg először nálunk; az első súlyos belvizes időszak az II. világháború idejére esik, aztán a 60-as évek második felében, a 70-es évek elején tért vissza a nem kívánt pangó víz. Ezt követően egy jó ideig úgy hitték, hogy a probléma megoldódott, aztán 1999-ben és 2000-ben nagyon súlyos, egymásra épülő, 400 ezer hektár körüli belvizes esemény fordult elő.” (Somlyódy László akadémikus, vízimérnök nyilatkozata; Narancs XXIII. évf. 1. szám: <http://www.mancs.hu/index.php?gcPage=/public/hirek/hir.php&id=22858>).

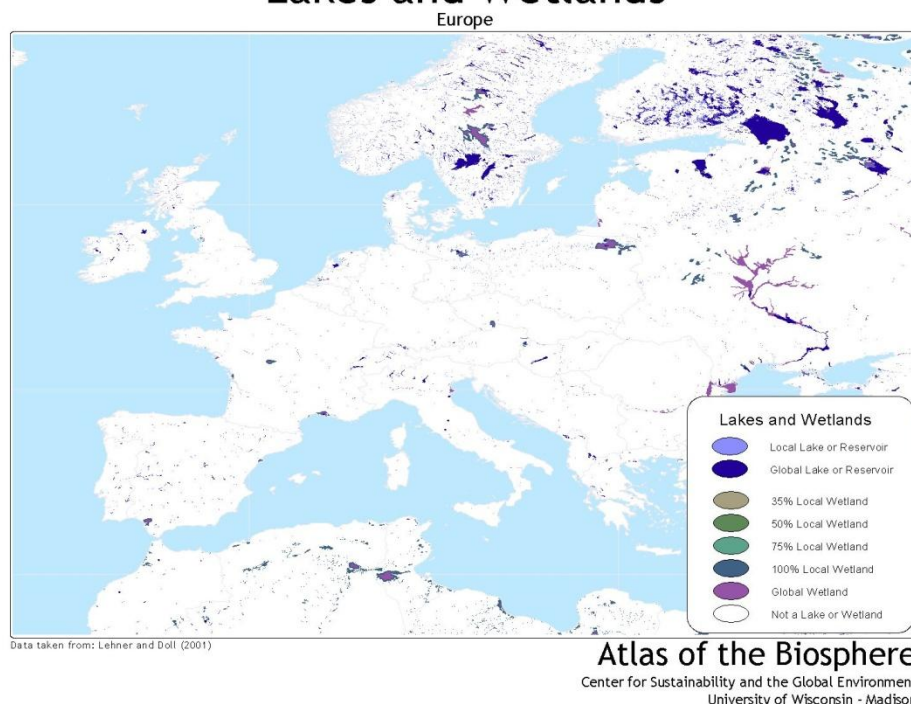
Lakes and Wetlands



Data taken from: Lehner and Doll (2001)

Atlas of the Biosphere
 Center for Sustainability and the Global Environment
 University of Wisconsin - Madison

Lakes and Wetlands



12.2. ábra. A vizes élőhelyek területi eloszlása bolygónkon és földrészünkön (forrás: internet)

A vizes élőhelyek jelentősége

Az iráni Ramsar városában 1971-ben létrejött az „Egyezmény a nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyekről, különösen mint a vízi madárvilág élőhelyeiről”, melyhez hazánk 1979-ben csatlakozott. A kezdetben kifejezetten madártani prioritásokat (a récefélék állományának világszerte tapasztalt csökkenése és a vándorló vízimadarak élőhelyeinek hasonló léptékű veszélyeztetettsége) szolgáló egyezmény mára gyökeresen átalakult, célkitűzése eltolódott a vizes élőhelyek értékeinek felmérése, népszerűsítése és általános védelme irányába, beleértve fenntartható használatukat (wise use) is (12.2. ábra).

A hazai élőhelytipológiában mérföldkőnek számít a PHARE-támogatással kialakított Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozatának megjelenése (vö. Horváth et al. 1997; Fekete et al. 1997). A sokszerzős munka tíz kötetnyi terjedelemben, színvonalas formában nyújt áttekintést a biodiverzitás-monitorozásról, kezdve az általános informatikai alappozással és eljutva az egyes élőlénycsoportok monitorozásával kapcsolatos problémákhoz.

A második kötet (Fekete et al. 1997) tartalmazza a magyarországi élőhelyek részletes leírását és határozóját, valamint a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (NÉR) felépítésének és működésének elveit. Az utóbbi évek során kidolgozott ötféle önálló alrendszer közül négy is felöleli a hazai vizes élőhelyeket.:

- az általános élőhely-osztályozás [Á-NÉR];
- a víztér-tipológiai törzsadattár [V-NÉR];
- a cönológiai osztályozás [C-NÉR], és
- a TISZ („Természetvédelmi Információs Szolgálat”, a Természetvédelmi Hivatal kihelyezett egysége az 1990-es években) társulástani alapú listája [T-NÉR])

Ezek közül kettő pedig egyenesen cönoszisztematikai alappozású (C-NÉR és T-NÉR), alapvetően megtartva Soó legutolsó cönoszisztematikai áttekintésének (Soó 1980) kategóriáit. Az így elkülöníthető élőhelytípusok száma több száz (560, ill. 647 hierarchikus rendszerben), ami összhangban áll a modern hazai fitocönológiai állásponttal, mely szerint a releváns asszociációk száma meghaladja a 400-at.

Az Á-NÉR (1) általános célkitűzésű, (2) a degradált (zavart → sérült → roncsolt) típusokra is kiterjedő, valamint (3) az ország területére nézve teljes körű lefedettséget biztosító, definíciókon alapuló határozót biztosít a nem-cönológus szakemberek számára. A kialakított élőhely-osztályozási rendszer – lényegét tekintve, szándékosan – nem hierarchikus.

A hazai vízi- és mocsárinövény dominanciájú élőhelyek az Á-NÉR következő alaptípusok között oszlanak meg:

- hínarasok;
- mocsarak;
- forráslápok,
- átmeneti és dagadólápok;
- üde sík- és dombvidéki rétek és rétlápok;
- a szikesek több típusa (pl. szikes rétek, padkás szikesek és szikes tavak iszapnövényzete);
- nem ruderalis pionír növényzet: árterek és zátonyok pionír vegetációja;
- liget- és láperdők;
- másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek és gyepek több típusa;
- agrárélőhelyek: rizskultúrák; egyéb élőhelyek: homok-, agyag- és kavicsbányák, digó- és kubikgödrök, folyóvizek, állóvizek.

A 116 kategória közül legalább 38 (33%) vizes élőhelynek tekinthető.

Az NBmR harmadik kötete (Kovácsné Láng és Török 1997) 110 típus monitorozását javasolja. Ezek egy része természetvédelmi szempontból fontos, ritka vagy védett társulások, másik része a legelterjedtebb, jellemző referenciatársulások csoportjába tartozik, míg a harmadik nagy kategória az invázió társulásokat öleli fel. Az első csoportba tartozó 47 társulásból 24 (51%), a második csoport 58 tagjából 18 (31%) egyértelműen a kötődik vizes élőhelyekhez. Az 5 invázió társulás (vízidarahnár, tarackbúza-aranyvesszős, sédkender-aranyvesszős, kúpvirág-aranyvesszős és sövényiszulákos) mindegyike (100%) kifejezetten otthonos a vizes élőhelyeken.

Az NBmR által monitorozásra javasolt tözegmoha- és edényes növényfajok között szintén szép számmal vannak vizes élőhelyeken honosak; ezekről és szabványos mintavételi módszereikről részletesen a negyedik kötet (Török 1997) tájékoztat.

Az NBmR kézikönyv-sorozat növénytársulástani vonatkozású kötetei (Vol. I., II. és III.) szinte minden jelentős, ill. újabb keletű forrásmunkára hivatkoznak, így a Soó-féle hatkötetes monográfiát (Soó 1964–1980) jelentősen kiegészítve a jelenleg rendelkezésre álló legjobb áttekintést adják a hazai vizes élőhelyek növényzetének cönológiai viszonyairól.

13. Az Európai Unió „Víz Keretirányelve”: mérföldkő a vízi és vizes élőhelyek biomonitorozásában

13.1. A monitorozás fogalmának értelmezése a VKI-ben

Az Európai Unió „Víz Keretirányelv”-e (EU VKI) célkitűzéseit szem előtt tartva a „monitorozás” fogalmának meghatározását az MTA Hidrobiológiai Bizottsága és a Magyar Hidrológiai Társaság (MHT, <http://www.hidrologia.hu/mht/>) Limnológiai Szakosztálya közös állásfoglalásában (1995–1996) találjuk:

- A monitorozás (monitoring) a környezet egy vagy több elemének előre meghatározott térbeli elrendezés és időbeosztás szerinti, összehasonlító módszereket alkalmazó, meghatározott céllal ismétlődő, a környezet változásainak érzékelésére és folyamatos adatgyűjtésre, ill. az eredmények értékelésére irányuló tevékenység.
- A monitorozás valós (tényeken alapuló), a környezet jelenlegi és múltbeli állapotára, illetve annak jövőbeli alakulására (trend) vonatkozó információt szolgáltat.
- A biológiai változók használata a környezeti monitorozásban adja a biomonitorozás („biomonitoring”) vagy biológiai monitorozás kifejezést.
- A biomonitorozás alapjául a biológiai szerveződés bármely szintjén az indikáció bármely fajtája – az enzimektől a cönózisokig – szolgálhat; kiválasztásukat a problémafelvetés, a gyakorlati igény határozza meg.
- Mind a fogalom, mind az annak érdekében végzett tevékenység operatív jellegű, folyamatos visszacsatolást, korrekciót feltételez és igényel.
- A biomonitorozás egy előre pontosan meghatározott célnak megfelelően, előre meghatározott időbeosztás szerint végzett vizsgálatoknak és az azokat követő operatív intézkedéseknek kell megfeleljen.
- A környezeti változások legmegbízhatóbban, adekvát módon ökológiai alapon – az élővilág jelzései alapján – mutathatók ki.
- Az élőlényközpontú monitorozás a biológiai szerveződés bármely szintjén az időtengely mentén végrehajtható és végrehajtandó állapotfelmérések sorozata.
- A biomonitorozásnak az intést, figyelmeztetést is magában foglaló kiértékelése operatív döntéshozatalra, végrehajtásra kell irányulnia.

Nyilvánvaló, hogy a VKI során használt „monitorozás” fogalma magába foglalja (1) biomonitorozást, illetve (2) a biológiai sokféleség (biodiverzitás) monitorozását.

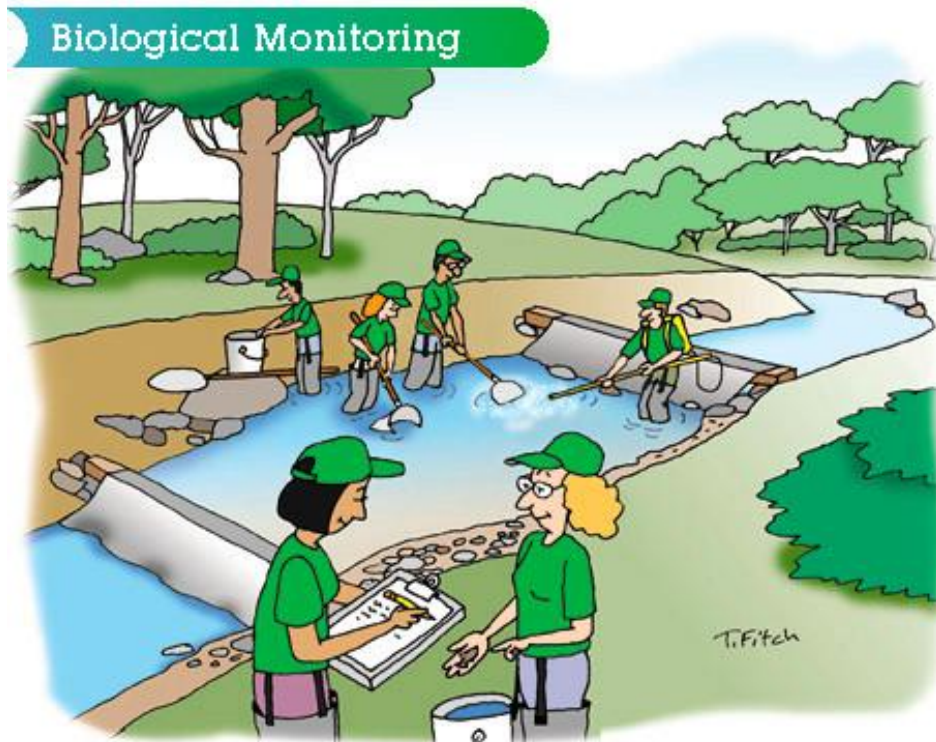
A biomonitorozás két legfontosabb feladata:

- (1) az alapul szolgáló (bio)indikáció, azaz a környék (exterior komplexum) és az élővilág (interior komplexum) kapcsolatának feltárása,
- (2) ennek birtokában maga a monitorozási tevékenység, azaz az időbeli változások felmérése, elemzése és értékelése (13.1. ábra).

A gyakorlat számára be kell határolni a környék valóban hatóképes tényezőit (milió), illetve az élővilág fogadóképes, a hatást ténylegesen felfogó tényezőit (tolerancia).

A víztér vagy egyéb vizsgálati objektum tulajdonságait összegző – elem- és élőhely-specifikusságon alapuló – „mérgezettségi állapot” (toxicitás) mellett figyelembe kell venni az élővilágra jellemző – a fajok és fejlődési alakok specifikusságát figyelembe vevő – „veszélyeztetettségi állapotot” (perniciozítás) is.

Kiemelt figyelmet érdemel a biodiverzitás monitorozás keretét rögzítő Biológiai Sokféleség Egyezmény (Rio de Janeiro 1992; ill. az 1995. évi LXXXI. Törvény „A Biológiai Sokféleség Egyezmény” kihirdetéséről, amelynek megerősítő okiratának a Magyar Köztársaság az ENSZ Főtitkáránál 1994. február 24-én letétbe helyezte, és ennek megtörténte után a jogszabály hazánkra is nemzetközi kötelezettségeket ró).



13.1. ábra. A vizek biológiai monitorozása csapatmunka (forrás: internet)

13.2. A vizek ökológiai állapotának értékelése a VKI tükrében

Az EU Víz Keretirányelve (Water Framework Directive; WFD 2000/60/EC) egy olyan egységes vízvédelmi politika megtestesítőjeként lépett hatályba, mely az országhatároktól függetlenül a vízgyűjtőkön való koordinált vízgazdálkodást segíti elő (<http://www.euvki.hu/>).

Különösen nagy előrelépést jelentett a vízfolyások és vízgyűjtők esetében, hiszen egy adott vízfolyáson tapasztalható környezet- és természetvédelmi problémák összefüggésrendszerét, ok-okozati viszonyait csak a vízgyűjtő egészének egységes szempontú értékelésével lehet feltárni (Boon 2000, Chovanec et al. 2000, Muhar et al. 2000, Wimmer et al. 2000, Hallett 2004).

- A vizsgálatok módszertanát a biológiai (minőségi = indikátor) csoportokra rögzítő, egységes EU-szabvány lassan két évtizede fejlesztés alatt áll.
- Az Irányelv szerint nem kötelező érvényű a majdan elkészülő EU-szabvány használata sem. Ha a szükséges információk megszerzése más speciális módszerrel is megoldható, akkor lehetséges, hogy minden tagállam saját nemzeti szabványt dolgozzon ki erre a célra.
- A nemzeti érvényű szabvány módszerek EU-szintű összehangolása (interkalibrációja) szintén aktuális, közösségi prioritást élvező feladat;
- A VKI szemléletének megfelelő ökológiai minősítés és osztályba sorolás gyakorlati megvalósítása kezdettől fogva kihívást jelent a hazai környezet- és természetvédelem, és nem kevésbé a vízgazdálkodás területén aktív szakemberek számára (Bardóczyné Székely et al. 2000).

Ökológiai szempontok

A VKI szemléletét követve külön kell választani és kezelni a kényszertényezőket (pressures) és azok hatásait (impacts). Ugyanakkor a megfelelő kvantitatív módszerek csak

igen korlátozott számú kényszertényező esetében állnak rendelkezésre, mint a szerves és a szervetlen tápanyagterhelés mutatóira.

Sajnálatos módon éppen e kettő tekintetében találkozunk gyakran komoly fogalmi zűrzavarral, ahol (1) a **trofitási** (pl. oldott ortofoszfát-P koncentráció, szervetlen kötésű N-koncentráció) és (2) a **szaprobitási** (pl. kémiai oxigénigény, szerves kötésű N-koncentráció, összes formált P-koncentráció) jellemzők, ill. az ezek által kiváltott biológiai válaszok tévesen, egyetlen környezeti grádiens fokozataiként jelennek meg (Dévai et al. 1999).

A „környezeti grádiens” kifejezés fokozatosságot és irányultságot jelent. Az utóbbi többnyire valamilyen topológiai (a valós téről elvonatkoztatott, ún. absztrakt) térben leírható jelenség, NEM az anyagi létezésünk keretét adó, modern kifejezéssel: a 3D-s (a valós, ún. topográfiai térben) értelmezett mintázat.

A VKI módszerekkel szemben támasztott fontos elvárás az ún. stresszor-specifikus bioindikáció, amely különbséget tesz az eltérő jellegű terhelésekre adott válaszok között, ezáltal alkalmas (1) a természetes zavarás (diszturbancia) és (2) a környezeti ingadozások (fluktuációk) okozta átrendeződéseknek az antropogén hatások nyomán fellépő – akár ciklikus, akár trend-jellegű – állapotváltozásoktól történő megkülönböztetésére.

Az ökológiai állapotértékelési eszközök, osztályozási megoldások egyre bővülő tárházából csupán kb. 10–20% jut ezekre a specifikusan jelezhető tényező csoportokra. Több környezeti faktorcsoporthoz (kb. 45–50%) esetében továbbra is kiemelt feladat a gyakorlatba történő bevezetés (implementáció) és a tudományos kutatás-fejlesztés és innováció (K+F+I), elsősorban a hidromorfológia viszonyokra és a tájhasználat jellegére vonatkozó indikatív felmérések és állapotbesorolás irányában.

A makroszkópikus vízi gerinctelen szervezetek felmérésére és az adatok / eredmények értékelésére kidolgozott AQEM rendszer (AQEM: The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates. Final Scientific Achievements (Part 6 of the Final Periodic Report), 34 pp. <http://www.aqem.de>) logikája megfelel a szakmai (elméleti és gyakorlati) elvárásoknak:

- Ökológiai állapot értékelés 5 fokozatú skálán (5: kiváló, 1: rossz) makrofiton fajlista alapján történik, egységesíthető mintavételi módszert alkalmazva. Utal a degradáció okára (okaira) is, ezzel segítve a közvetlen kezelési gyakorlatot.
- A rendszer stresszor-specifikus alapelvű. Minden víztér és vizes élőhely típusra az aktuálisan ható „legfontosabb” degradációs tényezőt azonosítja. Ez lehet savasodás (acidifikáció), hidromorfológiai leromlás, szerves vagy szervetlen szennyezés. Bizonyos esetekben egynél több stresszor adható meg; ilyenkor lehetőség van „általános degradáltság” kifejezésére a stresszorok (kényszertényezők) korreláltsága alapján.
- Minden típusra olyan számolási eljárást követ, amely legjobban jelzi a degradáció mértékét. Az egyedi számolási módszerek ezt követően „többszörös” képletben egységesíthetők.
- Az utóbbiak egy végleges pontértékre konvertálhatók 5-től (kiváló ökológiai állapot) 1-ig (rossz ökológiai állapot). Ezek az ökológiai állapot osztályok egy degradáltsági grádiensként írhatók le a rossz állapottól a referencia vagy lehetőség szerinti legjobb kategóriáig.

Biológiai indikátor szervezetek

Az EU Víz Keretirányelvének (VKI) általános célkitűzése – a vizek jó ökológiai állapotának elérése – számos kihívást támaszt a felszíni vizek biológiai állapotának jellemzésére és minősítésére kidolgozott módszerekkel szemben. A VKI hazai bevezetése és

alkalmazásának kiterjesztése több lépésben zajlott, csakúgy, mint az Unió többi tagállamában. A magyarországi tapasztalatok szakmai szempontból is számos új eredményt hoztak a környezetállapot-értékelés és monitorozás területén, egyúttal hozzájárultak nemzetközi kötelezettségeink teljesítéséhez (Szilágyi et al. 2006).

Egy rangos hazai szakértői csoport (Szilágyi et al. 2006) által megfogalmazott feladatok az alábbiakban vázolhatók:

- A felszíni vizek tipizálása és annak biológiai igazolása.
- Az egyes típusok referencia viszonyainak meghatározása.
- A jó ökológiai állapot ehhez képest megengedett kisebb eltéréseinek meghatározása.
- Az aktuális állapot megadása a fő indikátor élőlényegyütteseket reprezentáló jellemzőkre és a biotikus és abiotikus jellemzők közötti kapcsolatokra alapozva.
- A szükséges mérési módszerekre és a monitorozás helyszíneire vonatkozó javaslatok kidolgozása.

A projekt keretében (vö. Szilágyi et al. 2006) a következő főbb eredmények születtek az ún. referencia jellemzőkre vonatkozóan:

(1) Fitoplankton

A fitoplankton minősítés vízfolyások („folyók”) és állóvizek („tavak”) esetében egységes elvek szerint történik. A mérendő jellemző a minták fajkészlete és biomasszája, valamint az a-klorofill koncentráció. A fajokat funkcionális csoportokba soroljuk, ezek a csoportok jelentik az a-klorofill koncentráció mellett a referenciajellelmezőket. A funkcionális csoportok tavak és folyók esetében némileg eltérnek egymástól, bár számos hasonló funkcionális csoport van a két kategóriában. A minősítés ezek alapján történik.

(2) Élőbevonat (fitobenton): kovaalga indexek és nem-taxonómiai perifiton index

Folyók esetében a kovaalga referenciajellelmezők alapja a kőről gyűjtött minták fajkészlete és az egyes fajok relatív gyakorisága. Tavakban is hasonló referenciajellelmezőket mérünk, azonban a mintákat nem kőről, hanem a fiatal nád bevonatáról gyűjtjük. A két kategória (folyó és tó) között az alkalmazandó indexek tekintetében is különbség van. A különbséget a két kategória lényegesen eltérő jellege okozza. A nem-taxonómiai perifiton index számolásához referencia jellelmezőként a különböző szubsztrátokon (epiliton, epixylon, perifiton) található perifiton tömegét, hamutartalmát, a-klorofill tartalmát és autotrofítási indexét szükséges mérni.

(3) Makrofiton (hínár- és mocsárinövények)

A VKI előírja, hogy a felszíni vizek ökológiai állapotának jellemzése és az állapotváltozások monitorozása során mind a vízfolyások, mind az állóvizek esetében vizsgálni kell a vízínövényzetet (beleértve a fitoplanktont és az élőbevonat részét képező algaközösségeket is, különös tekintettel az ún. bentikus diatoma együttesekre), s a vízínövényzet részeként a vízi makrofitonokat (13.2. ábra).

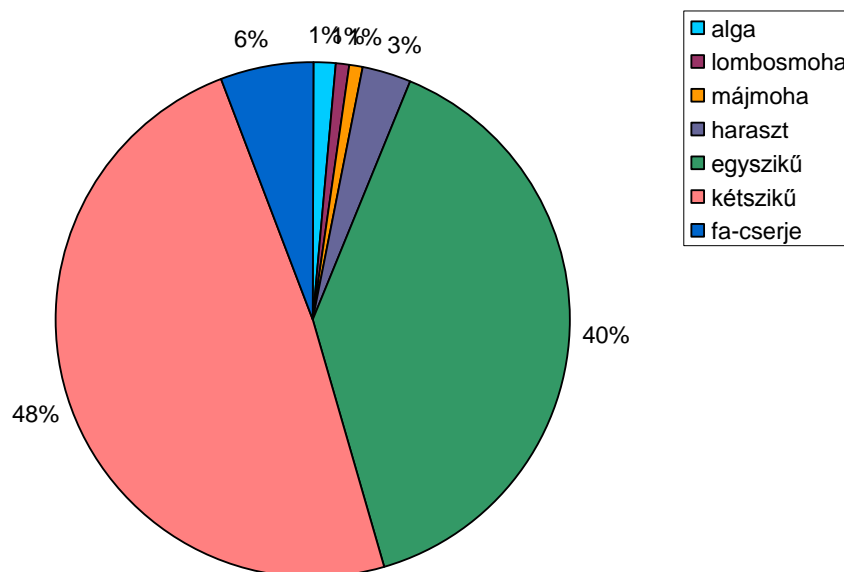
A makrofiton referenciajellelmezők számításához folyók, és tavak esetében a következőket kell megállapítani:

- Fajlista.
- Társulás-összetétel.
- A mintaterület növényzeti összborítása.
- A zonáció épsége (a víztest egészén).

Ezekből a szakértői becsléssel megállapított jellemzőkből az alábbi referenciajellemzők képezhetők származtatott adatként:

- Zonáció index (az elméletileg szükséges, és a ténylegesen levő zónák aránya).
- Természetességi értékszámok = természetességi index (az összes fajlistában a zavartalan állapotra, és a degradációra utaló fajok abundancia-dominancia értékek súlyozott aránya; vö.: 52. o.: 7.2.1. táblázat; 53. o.: 7.2.2. táblázat; 54. o. : 7.2.4. ábra). Ez az index az abundancia-dominancia érték alapján magában foglal tömegességi viszonyokat is.
- A W index (a vízi, mocsári, mocsárréti, üde termőhelyi és száraz termőhelyi növényekre a fajlista alapján, az abundancia-dominancia értéket figyelembe véve számolt index, amely segít kijelölni a víztest határát a szárazföld felé).
- Az F% fedettségi index, amely alacsony vízállásnál mutatja a növényborítottságot. Ez az index segít a zónák elválasztásában, és az egész víztestre vonatkozik.
- A B% borítottsági index a felvételezés területén mutatja a növényzettel borított felület és a szabad vízfelület arányát. Ez az index csak a felvételezés mintaterületére vonatkozik.

Az Integrált Makrofita Minősítési Index (IMMI) ezekből számolható (lásd pl. Pomogyi és Szalma 2006).



13.2. ábra. Az EcoSurv Project (pl. Kiss et al. 2006) ellenőrző fajlistáján (checklist) közzétett taxonok megoszlása a fajsám alapján

(4) Makroszkópikus gerinctelenek

A makroszkópikus gerinctelen fauna esetében a monitorozás során a fajösszetétel és relatív gyakoriság meghatározását javasoljuk. A referenciajellemzők származtatott adatok lesznek, amelyek három fajcsoport egyedszámának súlyozott figyelembe vételével adhatók meg. A három fajcsoport a következő:

- Típus specifikus karakterfajok (jelenlét és hiány).
- Típuscsoportra jellemző fajok (jelenlét és hiány, valamint egyedszám).
- Generalista fajok (jelenlét és hiány, valamint egyedszám).

Ezek figyelembe vételével megfelelő számítási módszer alapján történik típusonként a referencia állapot leírása.

A makroszkópikus gerinctelen fauna alapján történő minősítésre a hazánkban folyókra kidolgozott **Q_{BAP} indexet** javasolják. Az index figyelembe veszi az egyes fajok karakterértékét, indikációs jelentőségét és mennyiségi előfordulását.

Az indexet az ECOSURV (Ecological Survey of Surface Waters of Hungary; Kiss et al. 2006) projekt adatbázisa alapján összehasonlították más minősítési rendszerek eredményeivel (AQEM, BMWP). Az előbbi indexet a hazai viszonyokra megfelelőbbnek találták. A Q_{BAP} index alapú minősítést a VKI elvárásait szem előtt tartva, ún. típus-specifikus megközelítés alapján dolgozták ki.

A tavak makroszkópikus gerinctelen faunája kevésbé ismert, minősítő rendszerek e kategóriára még nincsenek kidolgozva. A folyókra használt rendszer minden bizonnyal tavakra is kiterjeszhető, de ehhez több adat szükséges.

(5) Halfauna

A hazai halfauna esetében a monitorozás során a következő mérendő komponenseket javasolják:

- Fajösszetétel és relatív gyakoriság.
- A víztípusok szerinti karakterfajok ivadék és felnőtt egyedeihez viszonyított gyakorisága.
- Az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) és a kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*) halfajok relatív gyakorisága (ez speciálisan magyar értékelési szempont = jellemző, egyfajta „hungarikum”).

A mért értékekből referencia-jellemzőket számolnak a FAME egyszerűsített, a szakértők által a magyar viszonyokra adaptált rendszere szerint (Halasi-Kovács és Tóthmérész 2007: http://ecology.science.unideb.hu/files/129-HKozl_EU-vki.pdf).

A reprezentatív víztest felmérési (fajösszetétel és -gyakoriság) adataiból a következő jellemzőket javasolják figyelembe venni:

- Omnivor fajok relatív gyakorisága, %.
- Nyílt vízi fajok száma, db.
- Metafitikus fajok relatív gyakorisága, %.
- Bentikus fajok száma, db.
- Litofil fajok száma, db.
- Fitofil fajok relatív gyakorisága, %.
- Reofil fajok száma, db.
- Stagnofil fajok relatív gyakorisága, %.
- Specialista fajok relatív gyakorisága, %.
- Zavarást tűrő fajok relatív gyakorisága, %.
- Óshonos fajok relatív gyakorisága, %.
- Adventív fajok relatív gyakorisága, %.
- *Carassius gibelio* + *Pseudorasbora parva* relatív gyakorisága, %.
- Karakter fajok ivadék/karakter fajok adult relatív gyakorisága, %.

13.3. Az ökológiai állapot osztályokba sorolásának megbízhatósága

Az osztályba sorolás megbízhatóságának becslése

A monitorozási eredmények megbízhatóságára és pontosságára vonatkozó információ segít az adatokban rejlő hibák, hiányosságok megítélésében, másrészt azok számszerűsítésében oly módon, hogy a víztér osztályba sorolásának megbízhatósága (valószínűsége) becsülhető. Eldönthető, hogy a víztér valós besorolása:

- (a) azonos a megadottal;
- (b) rosszabb a megadottnál; vagy
- (c) jobb a megadottnál.

Az (a)-ra, (b)-re és (c)-re vonatkozó becsléseket minden esetben javasolt megadni. Az adatokban rejlő hibákat is figyelembe véve egy ilyen valószínűségi elemzést mutat az 13.1. táblázat.

13.1. Táblázat: Példa a monitorozási eredmények megbízhatóságára vonatkozó adatok közlésére

<u>Osztály</u>	<u>A besorolás valószínűsége (%)</u>
Kiváló	10
Jó	60
Közepes	25
Gyenge	4,9
Rossz	0,1

Az 13.1. táblázat alapján a jó vagy azt meghaladó állapot megbízhatósága 70%. Annak valószínűsége, hogy a víztér állapota nem éri el a jó szintet, 30%.

Ezek a megbízhatósági értékek az alábbi módon számolhatók: tételezzük fel, hogy az ökológiai minőséget kifejező arányszámból a „jó” állapotba mint osztályba sorolás felső és alsó határa 0,9, illetve 0,7. Tegyük fel továbbá, hogy a kapott - mért és számolt – ökológiai minőségi arányszám 0,78. Ez a szám önmagában a „jó” osztályba sorolná az adott vízteret. Az adatgyűjtésben vagy monitorozásban rejlő hibák miatt ehhez az értékhez egy valószínűségi tartomány rendelhető, ami legyen mondjuk 0,62–0,92. A besorolás így a lényegében a „jó” szintnek felel meg, de a valós állapot ennél rosszabb is lehet.

Gyakorlati szempontból a legjobb megoldás, ha a hibasávot (0,62–0,92) a megbízhatósági (= konfidencia) határok alapján adjuk meg, mondjuk a 95%-os szinten értelmezett szinten. A megbízhatósági határok becslésének alapja, hogy a hibasáv egy valószínűségi eloszlás (melyet hibaeloszlásnak is neveznek) két pontja közötti tartomány nagyságával adható meg. Annak megbízhatósága, hogy a víztér egy adott bármilyen állapot kategóriába sorolható, úgy adható meg, hogy az egyes osztályok határai hol metszik ezt az eloszlást. Az 13.1. táblázatban az eloszlás 60%-a esik a „jó” állapot osztály határain belülre, 25%-a a „közepes” osztályra és így tovább.

Ideális esetben a 13.2. táblázatban megadott helyzethez szeretnénk közelebb kerülni. Itt 100% a megbízhatósága annak, hogy a víztér a „jó” állapot osztályba sorolható. Ez akkor adódik, ha a becsült ökológiai minőségi arányszám hibasávja keskeny. Az előző bekezdés gondolatmenetét követve a 0,78 arányszám becslésének konfidencia határai lehetnek 0,75 ill. 0,85, melyek teljes mértékben a „jó” állapot osztály megadott határain (0,9–0,7) belülre esnek.

13.2. Táblázat. Adott víztér ökológiai osztályba sorolásának „ideális” esete

Osztály	A besorolás valószínűsége (%)
Kiváló	0
Jó	100
Közepes	0
Gyenge	0
Rossz	0

Az 13.1. táblázatban leírt helyzettől a 13.2. táblázatban megadott ideális irányba úgy juthatunk el, ha nagyobb mennyiségű, jobb vagy megfelelőbb adatunk van. Megjegyzendő, hogy egy olyan víztér esetében, amely kezdetben akár 4,9% valószínűséggel a „rossz” állapot osztályba sorolható, végül akár 100%-os megbízhatósággal „jó” állapotúnak minősíthető, ha jobb adatokra támaszkodhatunk.

El kell döntenünk, hogyan használjuk fel a felmérés (monitorozás) hibájára vonatkozó információt, és különösen azt, hogy a hiba miként befolyásol(hat)ja egy víztér tényleges állapot-besorolását. Ahol a lehetséges hibák csekélyek és ily módon a víztér állapot osztályba sorolása megbízható (ezáltal egyértelműen megfelelő), a minősítés egyértelmű.

Az 13.1. táblázatban megadottak szerint a legvalószínűbb besorolás a „jó” állapot (60%-os megbízhatósággal). A legtöbb osztályozási rendszer, beleértve azokat, amelyek nem számolnak a hiba lehetőségével, általában ezt adnák meg, ha arra a kérdésre kell válaszolni, hogy „Milyen állapotú? Milyen osztályba sorolható?”. Az 13.1. táblázatban szereplő adatok ilyen esetben lehetővé teszik annak eldöntését, hogy a víztér még hasonló eredmény mellett is esetleg nem éri el a „jó” állapotot azzal a 30%-os valószínűséggel, ami szembe állítható annak a 70%-os valószínűségével, hogy legalább „jó” állapotú.

Az adatgyűjtési hibák csökkentésével egy-egy víztér valamely osztályba sorolásának megbízhatósága növelhető, de még így is elképzelhető, hogy számos víztér állapotértékelésének eredménye az 13.1. táblázatban leírtakhoz lesz hasonló. Ilyenkor szükség lehet a hibás vagy kevésbé megbízható osztályba sorolás kockázatát is tartalmazó megközelítésre és megoldásokra.

Hidromorfológiai kényszertényezők azonosítása a Dunán: esettanulmány

A bioindikáció és -monitorozás gyakorlati kihívásait az alábbi esettanulmányon keresztül mutatjuk be: „UNDP-GEF Danube Regional Project; Activity 1.1.2 – Adapt and Implement Common Approaches and Methodologies for Stress and Impact Analysis with Particular Attention to Hydromorphological Conditions”.

Lényeges kényszertényezők / hatások

A VKI szemléletét követve külön kell választani és kezelni a „kényszertényezőket” (pressures) és azok hatásait. Ugyanakkor a megfelelő kvantitatív módszerek csak korlátozott számú hatótényező esetében állnak rendelkezésre. Ilyenek a szerves és a szervetlen (növényi tápelem) terhelés. Az eddig bevezetett állapotértékelési eszközök, osztályozási megoldások csupán 10%-a jut ezekre a tényező csoportokra. Több csoport (kb. 45%) esetében továbbra is feladat a bevezetés és a tudományos fejlesztés, elsősorban a morfológia viszonyokra vonatkozó felmérések és állapotbesorolás kapcsán.

A kényszertényezők számszerű jellemzésére (kvantifikációjára) monitorozás útján nyert adatok alapján nyílik lehetőség. Ilyen adatok viszont sok esetben nem is létezhetnek, ill. a tényezők nem állnak monitorozás alatt. Ezért a kényszertényezők jellemzésére alternatív

forrásból származó információra lehet szükség. A C.I.S. [Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC); „a VKI bevezetésének közös stratégiája”] (megjelenés alatt) útmutatója szerint nem adható meg olyan, már bevezetett eljárás, mely a hidrológiai vagy morfológiai viszonyokban bekövetkezett változások hatásainak értékelésére alkalmas lenne.

Néhány konkrét esetben azonban *ad hoc* indikátorok kijelölésével közelebb sikerült jutni a megfelelő állapotértékeléshez. Például a halállomány ivási körülményeire, a hallépcsők hatékonyságára vagy a duzzasztás hatására vonatkozó környezeti adatokból (elfolyás, aljzat minősége stb.), vagy egyszerű paramétereiből (pl. a gátak magassága) ezek megbecsülhetők, valamint arányszámokból (pl. kisvíz : nagyvíz arány) számolt statisztikák alapján is.

A laterális konnektivitás károsodásának mértéke a folyószabályozás következtében – kapcsolat az ártérrel (hullámtérrel), a mellékágakkal és az ártéri vizes élőhelyekkel

A 13.3. Táblázat hidro-morfológiai tényezők alapján kategorizálja a vízi-vizes élőhelykomplexet.

13.3. Táblázat. Szabályozott vízfolyáshoz kapcsolódó vízi-vizes élőhelykomplex állapotának osztályozása hidro-morfológiai jellemzők alapján

-
- | | |
|---|---|
| 1 | Az ártéri viszonyok teljes vagy majdnem teljes mértékben a zavartalan viszonyoknak felelnek meg; a vízfolyás legkisebb mértékű oldalirányú kiterjedése mellett is bármilyen, a területre jellemző vizes élőhely kialakulhat, ill. fennmaradhat. |
| 2 | Az ártér és/vagy a területre nézve fontos és jellemző ártéri vizes élőhelyek (pl. holtmedrek) legalább 50%-ban megvannak, az oldalirányú konnektivitás az esetek többségében (legalább 50%-ban) érintetlen. |
| 3 | Az ártéri vegetáció és a legtöbb holtmederrel, ill. ártéri vizes élőhellyel meglévő oldalirányú összeköttetések 50–75%-ban sérültek. |
| 4 | Az ártéri vegetáció és a legtöbb holtmederrel, ill. ártéri vizes élőhellyel meglévő oldalirányú összeköttetések 75–90%-ban sérültek. |
| 5 | (A korábban meglévő) ártér és/vagy holtmedrek, ill. ártéri vizes élőhelyek kevesebb, mint 10%-ban vannak jelen. |
-

Folyószabályozás – vízpart

Az állapotértékelés alapja lehet a part átalakítás (ill. kialakítás) jellege és mértéke, valamint a növényzet állapota. A vegetáció degradáltságát kiemelve (13.4. táblázat):

13.4. Táblázat. Szabályozott vízfolyáshoz kapcsolódó vízi-vizes élőhelykomplex állapotának osztályozása hidro-morfológiai jellemzők alapján

-
- | | |
|---|---|
| 1 | A parti vegetáció a teljesen vagy majdnem teljesen zavartalan állapotra jellemző, még a legkeskenyebb sávban is természetes ökoszisztéma-működést biztosít. |
| 2 | A parti vegetáció borítása minimum 50%-os a partszakaszra nézve, szélességénél fogva fontos természetes funkciókat ellátását biztosítja. |
| 3 | A parti vegetáció (ligeterdő?) csekély vagy egyetlen sornyi, a part 20–50%-át borítja. |
| 4 | A magasabb növekedésű parti vegetáció a cserjék és/vagy fák különálló állományaira korlátozódik a part < 20%-án. |
| 5 | A parti vegetáció elenyésző vagy hiányzik. |
-

Javaslat: A vízfolyások állapotértékeléséhez a parti vegetáció (égerligetek, mederoldali bokorfűzes, fűz-nyár és tölgy-kőris-szil ligeterdők, egyéb típusok (magaskórós, nádas-gyékenyes, sásos) élőhelytípus szintű áttekintése, értékelése. (Á-NÉR, CORINE Land Cover; <http://www.novenyeterkep.hu/?q=magyar/node/44>).

A 14.5 alfejezetben és a 15. fejezetben két kiemelt biológiai indikátor csoport: (1) a makroszkópikus vízi gerinctelenek (makrozoobenton, MZB) és (2) a víznövényzet (makrofiton, MF) bioindikációs alkalmazásának problémáit, lehetőségeit mutatjuk be. Az előbbi csoport a felszíni vízfolyások, az utóbbi pedig az állóvizek esetében tekinthető reprezentatívnak, sőt az esetek többségében nélkülözhetetlenek.



13.3. ábra. Vizes élőhelykomplex az Ipoly árterén (fotó: Tóth A.)

14. Vízfolyások biomonitorozása

14.1. Bevezető gondolatok – hidroökológia

Az Európai Unió Víz Keretirányelve (EU VKI; lásd: <http://www.euvki.hu/>) a nemzetközi jogalkotás olyan meghatározó eleme, mely alapvetően meghatározza az öreg kontinens vízügyi gyakorlatát az eljövendő legkevesebb 25–30 évben. A vízterületek ökológiai minősítése kapcsán a „hidromorfológiai” melléknév széles körben éppen a VKI szemléletéből fakadóan honosodott meg a köztudatban, a fizikai-kémia változók és az ún. „biológiai elemek” (máshol: „ökológia elemek”) tulajdonságcsoportjai mellett.

Az ökológiai állapot (státusz) indikátoraként a hidromorfológiai jellemzők rövid időn belül meghatározó jelentőségre tettek szert. Jelenleg „hidroökológia” vagy „ökohidrologia” néven új tudományterület kibontakozásának lehetünk tanúi, segítve a VKI gyakorlatát. A két kifejezés gyakorlatilag ugyanazt jelenti, bár hazánkban messze gyakoribb a „hidroökológia” (45x), míg az Internet angol nyelvű oldalain és általában a nemzetközi szakirodalomban az „ecohydrology” (5x). Az a fajta szemlélet, mely a kontinentális vizek hidroökológiai minőségében gondolkodik, valóban újszerű.

Az ökológiai állapot (ill. státusz) megadása, monitorozása, szükség esetén a jó állapot helyreállítása – ráadásul egy szintén újszerű, vízgyűjtő léptékű stratégia keretében – nagy kihívást jelent nem csak a környezetvédelemmel összehangolt vízügyi gyakorlat, hanem az általános földhasználat, területkezelés és területi tervezés szintjén is (Large és Newson 2005).

A fentiekhez hasonló szellemű, azaz inter-, transz- és multidiszciplináris megközelítést igénylő, sokszor „komplexnek” nevezett problémák esetében a válaszok, megoldások is szerteágazóak. A határozott prioritási sorrendet állító, ún. integrált hasznosítás vagy kezelés elve szintén nem vesztett korábbi népszerűségéből, ahogyan a fenntarthatóság, fenntartható használat stb. sem (pl. Manariotis és Yannopoulos 2004). A folyóvizek ökológiai kutatásának legfontosabb koncepciói alapján intenzíven foglalkoznak a megfelelő indikátorok (élőlénycsoportok, fajok) keresésével.

A folyóvízi életközösségek bioindikátorai

A folyóvízi életközösségek indikátorait elméleti oldalról a következő fogalmakra támaszkodva próbálják kijelölni: pl. zonáció, áramlás-hidraulikai jellemzők, az élőhelyek és életközösségek folytonossága, árhullám dinamika, produktivitás, a vízgyűjtő területek hierarchiája stb. További abiotikus (hidrológiai, geomorfológiai, víz fizikai-kémiai) tényezők befolyásolják a folyóvízi ökoszisztémák működését. Működés alatt az anyagforgalmat és energiaáramlást értik. Az ökológiai rendszer bemeneti oldalán (input), továbbá az előállított szerves anyag mennyiségében és visszatartásában jelentkező térbeli és időbeli változékonyság a folyó mentén tapasztalható áramlásbeli (transzport) heterogenitással alakítják a fajok (populációk) eloszlási mintázatát és ezen keresztül a fajegyüttesek összetételét. Ezek a tényezők a fenéklakó makroszkopikus gerinctelen fauna és a halállomány gradiens típusú mintázataiban nyilvánulnak meg, melyek meghatározó jelentőségű strukturális gradiensek a vízfolyások életközösségeinek egészében (Lorenz et al. 1997). Különösen a Rajna esetében jellemző, hogy olyan indikátorokat javasolnak, melyek egyrészt funkcionálisak: ilyen például az anyagvisszatartás mértéke, illetve strukturális jellegűek, kiemelten: a fajok zonációs mintázata.

Antropogén hatások, hidro-geomorfológia

A mostani folyóvízi ökoszisztémák ugyanakkor az antropogén zavarásnak kisebb-nagyobb mértékben kitett rendszerek, ezért olyan indikátor csoportok /szervezetek lennének a legmegfelelőbbek, melyek az emberi beavatkozás jellegét és mértékét valódi ok-okozati összefüggés láncolatban lennének képesek tükrözni. A napjainkban rendelkezésre álló legkorszerűbb indikációs és monitorozó rendszerek azért bonyolultak és sokszor kevésbé operatívak, mert a vízminőség fizikai-kémiai jellemzőiből, hidrológiai, geomorfológiai és „ökológiai” tulajdonságcsoportokból kialakított sokváltozós adatbázist követelnek meg, ráadásul a vízgyűjtőre nézve reprezentatív és térbeli léptékében megfelelő mérési adatokból (Lorenz et al. 1997).

Külön figyelmet érdemelnek azok a hidrogeomorfológiai folyamatok, melyek az alluviális folyómeder-ártér rendszerek parti övének jellegét és élőhelytípusait meghatározzák. A hidrogeomorfológiai folyamatok létrehozzák, fenntartják és lerontják (akár el is pusztítják) a folyóvízi élőhelyeket; a víz, az üledék, a vízi és szárazföldi geomorfológiai formakincs, és a biológiai elemek együttes hatását tükrözi a folyóvízi ökoszisztémá működése (funkció), a parti öv biológiai sokfélesége, így az előbbi tényezők közvetlenül befolyásolják a megnyilvánuló ökológiai integritást és a társadalmi hasznosságot is (Steiger et al. 2005).

Ennek a szemléletnek az a leginkább újszerű, előremutató eleme, hogy a parti öv kiemelkedő ökológiai értéke egyben a vízfolyások fenntartható kezelésének központi kérdése és záloga. Ebben az összefüggésben kritikus jelentőségű azoknak a hatásoknak, folyamatoknak az ismerete, melyek a parti öv – mint ökoton – élőhelyi sokféleségét kialakítják, ill. fenntartják. Márpedig a parti öv élővilágának sokféleségét az élőhelydiverzitás léptékében a szukcessziós folyamatok rendszeres és állandóan ismétlődő „visszavetése”, megfiatalodása tartja fenn a természetes diszturbancia következtében (Petts 1990).

A legfontosabb hidrogeomorfológiai folyamatok, melyek természetes zavaró hatásként jelentkeznek: áradás, erózió, az üledék felhalmozódása és áthalmozása az élővíz-folyosó mentén. Ezek a folyamatok különböző lefutású és morfológiájú medreket alakítanak ki, másrészt a folyóágyak vándorlását, zátony- és szigetképződést, valamint az árterek és hullámterek feltöltődését okozzák. A hidrogeomorfológia folyamatok közvetlenül és közvetve is kapcsolatban állnak a parti öv vegetációdinamikai jelenségeivel, különösen azáltal, hogy geomorfológiai „templátként” meghatározzák az élőhelyek típusait és elrendeződését.

Az emberi beavatkozás jelentős mértékben módosíthatja a hidrogeomorfológiai folyamatokat és megváltoztathatja a vízfolyások parti övének élőhelyi sajátosságait. A parti „élőhelyfolyosókra” nehezedő kumulatív hatások két fő tényező eredőjéből származnak: (1) árhullám-dinamika (Tockner et al. 2000) és (2) az üledékképződés dinamikája, melyet leginkább befolyásol a mederrendezés, a földhasználatban bekövetkezett változások (Walling 1999) és a globális klímaváltozás (Brown és Quine 1999). A mederrendezés hatásairól általánosan és részletekbe menően is nagyon sok tanulmány látott napvilágot (összefoglaló munka pl. Darby és Simon 1999).

14.2. A hidraulikai jellemzők biomonitorozásának ökológiai alapjai

A Dél-afrikai Buffalo folyón végzett tanulmány (Wadeson és Rowntree 1998) szerint az ökológus, geomorfológus és hidraulikai mérnök szakemberek tapasztalata és egyöntetű véleménye alapján lehetőség van olyan általános mérőszám bevezetésére, mely alkalmas a fizikailag elkülönülő biotópok (→ víztömegben belüli élőhelyek) tipizálására. Ezek

osztályozásának alapja a felszíni vízáramlás és az aljzat (mederanyag) típus. Az alkalmazott terepmódszerek is hasonlóak voltak: az áramlási mélység, sebesség és a mederanyag durvaságának egyszerű eszközökkel történő jellemzése alapján kombinált hidraulikai indexek megadása a mederfenék-közeli víztömegre, illetve a vízoszlop egészére. Az eredmények igazolták, hogy a fizikai biotópok hidraulikai szempontból lényegesen eltérnek egymástól, ill. következetesen azonosíthatók a vizsgálat térskálájától és a vízhozam jellegétől függetlenül (Wadeson és Rowntree 1998).

Egy Ausztráliában végzett, újabb keletű esettanulmány (Brooks et al. 2005) szerint a makroszkopikus gerinctelen szervezetek abundanciája és a taxonok száma negatív összefüggést mutatott a durvasági Reynolds számmal, a nyírási sebességgel, az áramlási sebességgel és a Froude számmal, valamint a vízmélységgel is. Az MZB közösség általában a sekély és a mederfenék közelében legkevésbé turbulens áramlású mikroélőhelyeket részesítette előnyben. A szerzők az áramlástanai megközelítés és az „öko-hidraulika” sikeres alkalmazásáról számoltak be viszonylag kis térbeli léptékben, mikrohabitat skálán (Brooks et al. 2005).

A Froude szám meghatározásának módszertanával kapcsolatban – ami a fából készült, ún. Froude-rúd segítségével a terepen egyszerűen megoldhatónak tűnik – részletesen vizsgálták, hogy a vízszintes szabad felszíni áramlási mintázatok valóban utalnak-e a vízoszlopban jellemző tömegáramlási viszonyokra. Az eredmények szerint a rúd körül megfigyelt áramlási mintázat csak a vízáramlás sebességét méri (Seip 2002).

14.3. A folyókat ért antropogén hatások biomonitorozása

Ha a jelenleg rendelkezésre álló lehetőségeket számba vesszük azzal a céllal, hogy a folyókat (általában: a felszíni vízfolyásokat) ért antropogén hatásoknak – folyószabályozás, mederrendezés terelő- és partvédőművekkel, kotrással, mederanyag-kitermelés, folyami hajózás, stb. – a vízi és vízparti élővilágra gyakorolt hatásait előre jelezzük, lényegében két megközelítés közül választhatunk.

Egy nemzetközi szinten elfogadott és sokoldalúan tesztelt modell kidolgozását Nicolas Lamouroux neve fémjelzi (pl. Lamouroux et al. 2004), aki 1992-től folyamatosan gyűjt adatokat kb. 600 franciaországi vízfolyás hidraulikai jellemzőiről és faunájáról, különösen a halállományokról, a Lyon-i Egyetem, az édesvízi halászati tanács (CSP) és más közreműködő partnerek alkotta munkacsoportban. Adataiból sikerült a halállományok összetételét és a halpopulációk élőhelyi viszonyait meghatározó, fizikai természetű kulcstényezőket azonosítani. Alapos elemzést követően ezeket a tényezőket beépítette egy olyan modellbe, mely képes megjósolni egy védőgát / töltés vagy egy keresztgát / duzzasztógát létesítésével járó populációs változásokat. Jelen formájában a modell akár 50%-ot elérő mértékben képes magyarázni két, egymáshoz közeli hely között megfigyelt populációs különbségeket. A modell predikcióinak érvényességét különböző országokban tesztelték és tanulmányozzák jelenleg is. Egyedül az USA-ban például kb. 100 folyó fizikai és biológiai adatait felhasználva. Az egyes fajok előfordulásának fizikai körülményeit rögzítő táblázat alapján hasonló összefüggést talált a halfaj morfológiája és a folyó hidraulikai jellege között, mint Európában, vagyis függetlenül a kérdéses kontinenstől. A makroszkopikus vízi gerinctelen szervezetekre kidolgozott modellbe (Lamouroux et al. 2004) több tucatnyi, az élőhely abiotikus jellemzőit (mikrohabitat és folyószakasz léptékben), valamint az állatok releváns tulajdonságait (maximális testméret, a test flexibilitása, testforma, élettartam, évenkénti reprodukciós ciklusok potenciális száma, vízi életszakaszok, reprodukció típusa, diszperzió módja, rezisztens alak, légzési mód, mozgásképesség és az aljzathoz való viszony, táplálkozási típus) tükröző változót épít be. Eredményei szerint a mikrohabitat léptékű élőhelyi

jellemzőknek döntő szerepük van a makroszkopikus gerinctelen közösségek alakulásában, de a folyószakasz, sőt medence-léptékű (Rhône ↔ Loire) különbségeknek is kimutatható hatása lehet.

Más modellek a fajösszetételben mutatkozó különbségeket általános összefüggések alapján, a Reynolds szám (RE) és a Froude szám (FF) segítségével magyarázzák. Ezek a mértékegység nélküli értékszámok eredendően a folyadékok általános viselkedésének leírására alkalmasak. Alapvetően az áramlási sebességgel, a meder szélességével és a vízoszlop mélységével állnak összefüggésben. Lamouroux és mtsai (2004) feltételezték, hogy mivel ezek a változók fizikailag hasonló „biotópokat” határoznak meg, közöttük – a logika alapján – biológiai hasonlóság is joggal várható. A modell a folyóvíz áramlási sajátosságai és a fauna között teremt kapcsolatot. A RE adatok használatára meggyőző bizonyíték csak a száraz, kisvizes időszakokra vonatkozóan áll egyáltalán rendelkezésre. A modell összeteljesítmény kb. 50%-ra becsülhető, t.i. a szomszédos helyek fajösszetételében megfigyelt különbség 50%-ban magyarázható a hidraulikai értékszámok alapján.

A „fizikai biotóp”, az „öko-hidraulika” és a „folyómeder-tervezés” népszerű koncepcióinak és eszköztárának egyik legfrissebb áttekintése és újraértékelése (Clifford et al. 2006) szerint ezek a megközelítések – több ponton is – számos hiba lehetőségét rejtik. A fizikai alapon meghatározott-lehatárolt „biotóp” és az ökológiai válasz, vagyis az adott élőlényközösség összetétele közötti közvetlen megfeleltetést éretlennek, kiforratlannak, idő előttinek tartják.

A folyómeder-rendezések hatásait ökológiai szempontból áttekintő, élővízfolyosó szemléletű kutatási jelentésben (Bolton és Shellberg 2001) külön-külön fejezet szentelnek a makroszkopikus vízi gerinctelen állatoknak (MZB), a halaknak, a vízinövényeknek (MF), a gerincesek közül pedig a madarak és az emlősök osztályának.

14.4. A folyószabályozások hatásainak bioindikációja és monitorozása

A folyószabályozás ökológiai hatásainak egy korábbi, mégis teljes körű áttekintése (Brooker 1985) szerint „szabályozás alatt értjük mindazokat a tervezési-kivitelezési beavatkozásokat, melyeket az árvízvédelem, a kapcsolódó vizes élőhelyek lecsapolása, a folyómeder hajózási célú fejlesztése, a parti erózió elleni védelem, valamint a vízminőség javítása érdekében tesznek.” (Brooker 1985). Anglia és Wales esetében ez elsősorban hajózási útvonal kialakítását és fenntartását célozza, mely rendszerint szélesebb és mélyebb mederszakaszokat igényel. A beavatkozások élővilágra gyakorolt várható hatásaira – kevésbé részletekbe menően, inkább a viszonylag szélesebb körű általánosíthatóságot célozva – már néhány korábbi munka is felhívja a figyelmet (pl. Haslam 1973, 1978, 1981, George 1975).

Brooker (1985) a mederrendezés általános környezeti hatásait a halállományok szempontjából megítélve kimutatta, hogy a folyó szabályozott szakaszán általában kisebb testű fajok, illetve a fiatalabb egyedek dominálnak (pl. a Severn folyón végzett felmérés szerint, vö. Swales 1982). Általában várható még az összegyedsűrűség és biomassza csökkenése. A halállományok általános leromlását kiváltó tényezők között fontosnak tartják a kevesebb rendelkezésre álló teret, a sebesebben áramló és csendes szakaszok szekvenciájának (riffle-pool sequences) kisebb változatosságát, az élőhelyi sokféleség csökkenését, a vízszint erősebb ingadozására visszavezethető, kevésbé stabil környeztet, a mederanyag változatosságának csökkenését és a víz hőmérséklet ingadozásának növekedését.

A makroszkopikus vízi gerinctelenek és a vízinövényzet (makrofita) esetében várható hatásokról nehéz egyértelműen állást foglalni. Fontos viszont értékelni a mederoldali

növényzet, a parti madárvilág és emlősfauna változásait. A szakirodalmi források többsége szerint a következmények negatívak.

Az Európa-szerte igen megritkult vagy lokálisan kipusztult vidra (*Lutra lutra*) előfordulási gyakoriságát is negatívan érinti a folyószabályozás, különösen a partszegélyi erdősávok felszámolása. A vidra Anglia és Wales területén pl. a juharfákkal és kőrisekkel sűrűn benőtt partszakaszokat foglalja el, ahol a fák széles, erodált gyökérzete biztosít megfelelő körülményeket az állat vackának kialakításához (Macdonald et al. 1978, Macdonald és Mason 1982).

Következtetésként megállapítható, hogy noha Nagy-Britanniában (Brooker 1985) és szerte a világon igen jelentős a szabályozott – jórészt hajózási útvonalként is szolgáló – folyószakaszok hossza és összkiterjedése, a mai napig mégis viszonylag kevés, ráadásul nem kellően egyértelmű útmutatásokkal szolgáló tanulmány jelent meg az élővilágra irányuló hatásokról.

A szabályozott, belföldi hajóútként használt folyószakaszok hosszát világszerte 500–600 ezer km-re becsülik, ami jelenleg kb. a vasúthálózat össz-hosszának a felével egyenlő és bővítése is folyamatban van (Kubec és Podzimek 1996). Míg a halállományok tekintetében megfigyelt változások általában negatív irányúak és a korábbi állapotba való visszatérés, a rendszer regenerációja lassú, a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség esetében a hatások jóval változatosabbak (nem feltétlenül a károsodás irányába mutatnak) és ha kedvezőtlenek, a regeneráció viszonylag gyors lehet (Brooker 1985).

Bizonyos, hogy a folyószabályozás közvetlen, negatív hatással van a mederoldal, illetve partszegély madárvilágára. A fajszám és az egyedsűrűség csökkenésének legfőbb oka, hogy a beavatkozások nyomán a földhasználat változása lényegesen csökkenti a szaporodásra és/vagy az áttelésre alkalmas élőhelyek számát. Az emlősök között kiemelt természetvédelmi jelentőségű vidra esetében a fák – különösen a juharfélék, kőrisek és tölgyek – eltávolítása, továbbá a parti növényzet degradációja lehet a fő oka a populációk visszaszorulásának.

14.5. A makroszkopikus vízi gerinctelen szervezetek bioindikációs és biomonitorozási sajátosságainak áttekintése szakirodalmi forrásmunkák alapján

(1) A bentikus makroszkopikus gerinctelen együttesek összetétele és víz fizikai-kémiai tulajdonságai alapján értékelte Duran és Suicmez (2007) a törökországi Cekerek-folyó vízminőségét. Öt különböző, Európában kifejlesztett biotikus index, továbbá a *bolharák*:*víziászka* (*Gammarus:Asellus* = G:A) arány alkalmazhatóságát vizsgálták a víz fizikai-kémiai jellemzőinek tükrében. Célul tűzték ki, hogy tisztázzák a biotikus és abiotikus változók kapcsolatrendszerét. A felméréssorozatra a Cekerek-folyó Tokat város térségébe eső szakaszán kijelölt tíz mintavételi helyen került sor egy naptári évet (2002.02. – 2003.01.) átfogó időszakban. A Cekerek-folyó hossza kb. 276 km, vízhozamának nagyságrendje 1–10 m³/s (0,5–5,0 m³/s, vö. Yurekli et al. 2004). Tokat a középső Fekete-tengeri partvidék nagyvárosa 422 km-re Ankarától; lakossága ~ 620 ezer fő.

A vizsgálat sorozat alapján megállapították, hogy a biológiai és a fizikai-kémiai típusú eredmények jó egyezést mutatnak és alapvetően hasonló vízminőségi állapotra utalnak az egyes mintavételi szelvényekben. A folyó vízminőségét a fizikai-kémiai paraméterek és az élőlények felmérése (biotikus indexek) alapján egybehangzóan I. osztályúnak találták. Kivételt képez a fizikai-kémiai jellemzők köréből az ortofoszfát, az ammónia-N, a nitrát és a nitrit koncentrációja az alsóbb hét mintavételi helyen. Az említett anyagok koncentrációjának nagyobb értékei valószínűleg a mezőgazdasági területekről (felszíni és felszín alatti lefolyás révén) bekerülő diffúz terhelésre és a városi kommunális szennyvíz bevezetésére vezethetők

vissza. Eredményeikkel kapcsolatban nem világos, hogy biológiailag tisztított vagy tisztítatlan – azaz biodegradálható szerves anyagban gazdag – szennyvíz bekerülésével számoltak-e, amelynek jelentős hatása lehet a makroszkopikus gerinctelen fajegyüttesre. A Cekerek-folyóból összesen 55 bentikus makroszkopikus gerinctelen (MZB) taxont azonosítottak.

A G:A (*Gammarus:Asellus*) arány a vizek szerves szennyezésének lehetséges indikátora. Az édesvizekben általában a *Gammarus* fajok érzékenyebbek a szerves szennyezéssel szemben, mint az *Asellus* fajok, ezért a két genus arányát szennyezési indexnek javasolták. MacNeil és munkatársai (2002) a *Gammarus:Asellus* arányt fizikai és kémiai változók, különféle biotikus indexek és a taxonokban (pl. családokban) való gazdagság számértékeivel vetették össze. Vizsgálataik az észak-írországi L. Neagh vízgyűjtő területen történtek, ahol 11 vízfolyáson kijelölt 36 mintavételi helyen végeztek mintavételt. Néhány esetben úgy találták, hogy a G:A arány összefüggést mutatott a szerves szennyezésre közvetlenül utaló BOI₅ értékekkel és nitrát-ion koncentrációval. A G:A arány általában olyan paraméterekkel is korrelált, melyek nem közvetlen indikátorai a pontforrásból származó szerves tápanyag bekerülésnek (ilyenek pl. a fajlagos elektromos vezetőképesség és a befolyótól mért távolság). A szerzők a G:A arányt a vízfolyást ért szerves szennyezés elfogadható, robusztus indikátorának tartják és használatát az összetettebb biotikus indexek és sokváltozós statisztikai analízisek mellé kiegészítő jelleggel ajánlják.

(2) Ortiz és munkatársai (2005) a katalóniai (ÉK-Spanyolország) Tordera-folyón végzett részletes vízkémiai vizsgálatai és biológiai felmérései szerint a bentikus makroszkopikus gerinctelen közösség átalakulása egy pontforrástól (szennyvízbefolyótól) folyásirányban 80–90 m távolságra következik be. Ennél a szelvénynél a klorofill-a koncentráció, a makroszkopikus gerinctelen denzitás, a taxonómiai gazdagság és a kaparó táplálkozási csoport relatív egyedsűrűsége nőtt, míg a gyűjtőgető táplálkozási guild viszonylagos részesedése csökkent.

(3) Az Ortiz és Puig (2007) részletes vizsgálatai szerint a befolyó alatti mederszakaszon a vízhozam, a fajlagos elektromos vezetőképesség és a tápanyagok koncentrációja nagyobb volt, mint a felvízi mintavételi helyeken. A víz oldott oxigéntartalma és az oxigéntelítettség viszont csökkent a befolyótól lefelé. A makroszkopikus gerinctelen szervezetek egyedsűrűsége nagyobb volt a hozzáfolyás alatti részen, viszont nem találtak különbséget a biomasza tekintetében a két folyószakasz között.

A makroszkopikus gerinctelen együttes taxonómiai gazdagsága átlagosan 20%-kal nagyobb volt a befolyó felett, mint attól lefelé. Néhány csoport, mint a kérészek, álkérészek és tegzesek csak a felvízi szakaszon voltak jelen. A Shannon-diverzitás a mintavételi időpontok 50%-ában nem különbözött a két szakaszon. A sokváltozós statisztikai elemzés eredményeképpen egyértelműen különvált a befolyóhoz képest felső és alsó folyószakasz fajegyüttese az első ordinációs tengely mentén. Kimutatható volt, hogy ez a tengely a pontforrás hatását jeleníti meg. A második ordinációs tengely mentén a két szakasz fajegyüttese hasonló időbeli változást mutatott. A befolyó fölötti és alatti folyószakasz taxonómiai összetételében, egyedsűrűségében és biomaszájában a 2002. tavaszi (április és május) áradások után különbséget nem tapasztaltak, ami arra utal, hogy az árhullámok levonulása egyfajta „nullázó” (ún. reset) mechanizmusként működik és ezzel a folyó állapotának kiegyenlítésében, helyreállításában fontos szerepet játszik. A Mediterráneum kis és közepes folyóiban a nyári nagyon csekély vízhozam mellett a pontforrás jellegű szennyezés (befolyó) igen jelentős hatássá válik a hozzáfolyás alatti mederszakaszon, és az áradásokhoz kötődő bő vízhozam homogenizálja a fajegyütteseket, „nullázza” az év során a bentikus gerinctelen közösség taxonómiai összetételében és szerkezetében elmélyült különbségeket.

(4) Rueda és munkatársai (2002) egy kisebb kelet-spanyolországi vízfolyásban, a Magro-folyóban követték nyomon a szerves anyagban gazdag háztartási és/ vagy ipari

szennyvíz rendszeres és/vagy epizódyszerű bejutásával összefüggő változásokat a víz fizikai és kémiai jellemzői, valamint biológiai paraméterek alapján. Mivel a mediterrán klímájú térségekben a csapadék meglehetősen kevés az egész év folyamán, ráadásul egyenlőtlen eloszlású is, a vízfolyások minőségi állapotát veszélyeztető legfontosabb tényező általában a szennyvízbevezetés. Kis csapadékmennyiség mellett ugyanis a szennyezőanyagok koncentrációja csak kis mértékben csökken a csekély hígulásnak köszönhetően. A Magrofolyóban kimutatott (kisszámú) makroszkopikus gerinctelen taxon jelenléte / hiánya és relatív abundanciája a vízminőség-változások egyszerű, gyors és költségkímélő indikátora lehet. Ráadásul a mintavételek (monitorozás) évszakos időzítése miatt az epizodikus szennyezési eseményeket nem mindig tudták fizikai és kémiai jellemzők alapján kimutatni, így a bentikus makroszkopikus gerinctelen együttes – hangsúlyozott érzékenysége révén is – alkalmas indikátor csoportnak tartják ebben a speciális helyzetben. Hasonló eredményeket közölt Prenda és Gallardo-Mayenco (1996), hangsúlyozva a fajnál magasabb szintű taxonok alapján végzett osztályozás előnyeit: gyorsaság, robusztusság és hatékonyság.

(5) DeBruyn és munkatársai (2003) a szennyvíz-terhelést mint a parti tájék (litorális régió) táplálékhálózatába bekapcsolódó tápanyagforrást tanulmányozták a Szent Lőrinc-folyón Montréal térségében, Kanada Quebec tartományában. (A folyam átlagos vízhozama a torkolati részen $10.400 \text{ m}^3/\text{s}$!) A stabil izotópos analízis eredményei szerint a makroszkopikus gerinctelen élőlényközösség elsődleges fogyasztó tagjai az epifiton (perifiton) által helyben termelt szerves anyagot fogyasztják a szennyvízbefolyó csóvája által nem érintett mintavételi helyeken. Az elsődleges és másodlagos fogyasztók nitrogénizotóp-összetételében tapasztalt ugrásszerű eltolódások ugyanakkor arra utaltak, hogy a szennyvízcsóva hatásterületén a fogyasztásban jelentős részt képviselnek a szennyvízzel bejutó források, mégpedig a hozzáfolyás helyétől akár 10 km távolságra is. A makroszkopikus gerinctelen közösség napi produkciója 1,8–4,1x nagyobb bizonyult a szennyvíz révén bekerült szerves forrásokban gazdagabb részen. A produkciónövekedés jelentős mértékben az árvaszúnyog-lárváknak (Diptera: Chironomidae) tulajdonítható, melyek részesevé a szennyvíz által nem befolyásolt mederszakaszra jellemző 46%-ról 85%-ra emelkedett. A folyó szennyvíz általi tápanyagdúsulása a halállomány napi produkcióját is növelte. A szerzők becslése szerint napi 13 t szennyvíz eredetű formált szerves anyag, 184 kg össz-nitrogén (ÖN) és 13 kg össz-foszfór (ÖP) került be a táplálékhálóba a csóva által befolyásolt szakasz parti övének $\sim 1,2 \text{ km}^2$ -nyi területén. Ezek a becsült értékek a szennyvíz-eredetű tápanyagforrások teljes napi kibocsájtásának csupán néhány százalékát jelenthetik, mégis elegendőek ahhoz, hogy átlagosan kb. ötszörös (!) növekedést idézzenek elő a másodlagos termelés (szekunder produkció) tekintetében a csóva által nem érintett területekhez viszonyítva.

(6) A szennyvíztisztító létesítmények elfolyó vizének hatását a makroszkopikus gerinctelen együttesekre olyan szempontból is vizsgálták, hogy milyen jelentősége lehet a talált állatok meghatározásának (azonosításának = identifikációjának) az adatértékelés eredményeire, ha azt különböző rendszertani kategóriák szintjéig végzik. A „taxonómiai felbontás” kérdését Ausztrália legrégebbi és legnagyobb lakosságú államában, a New South Wales-i Kék Hegyek (Blue Mountains) Wentworth Falls-i térségében hegyvidéki vízfolyásokban tanulmányozták. Az egyik mintavételi terület egy szennyvíztisztító telep elfolyó vizének befogadjaként került kijelölésre, míg az összes többi mintavételi hely a nem befolyásolt, ún. referencia-terület szerepét töltötte be. Minden vizsgált helyen öt mintát vettek háromhavonta, 4 egymást követő időpontban. A bentikus makroszkopikus gerinctelen együttes összetételére vonatkozó adatokat statisztikai módszerekkel értékelték. A faj és a család szinten végzett számolás hasonló eredményre vezetett, azaz a közösségek összetételére kapott térbeli és időbeli mintázat gyakorlatilag azonosnak bizonyult. Még a rend szintig összevont adatok esetében is világosan elkülönült a tisztított szennyvíz által befolyásolt

makroszkopikus gerinctelen együttes. A bináris (jelenlét-hiány, t.i. prezencia-abszencia) adatok alapján a fentiekhez hasonló eredményeket kaptak a faj- és család-szinten. Amikor azonban a bináris adatokat a rend szintig összevonva kezelték, a referenciaterek közti különbségek elmosódtak. Ezeknek az eredményeknek fontos gyakorlati vonatkozásai lehetnek a környezetállapot biomonitorozásának módszereire nézve.

(7) A szennyvízbevezetés hatásainak kimutatását, értékelését célzó vizsgálatoknál jellemző – és több esetben hiányosságként felrőható – probléma, hogy a szerzők nem tesznek különbséget a biológiailag tisztított (mineralizált tápanyagokat tartalmazó) és a tisztítatlan (nagy mennyiségű, biodegradálható szerves anyagot tartalmazó) szennyvíz bevezetése között. Tény, hogy a tisztítatlan szennyvíz és egyéb szerves terhelés „diffúz” módon, azaz nem pontszerű forrásból érkezik egy adott befolyóba. Ezek egyértelműen kimutathatók a befogadó – vízfolyás – fizikai-kémiai jellemzőinek, valamint a makroszkopikus gerinctelen együttes összetételében tapasztalt változások alapján (vagyis a bioindikáció elvén). Ezek a szempontok jól felismerhetők Marneffe és munkatársai (1996) vizsgálatsorozatán, amelyre a Warche-folyón (Belgium) került sor az 1994 és 1995 márciusa közti időszakban. Elsődleges célkitűzésük a mellékfolyók és a szennyvíz-hozzáfolyások hatásának kimutatása volt egyrészt a víz fizikai és kémiai tulajdonságai oldaláról, másrészt bioindikációs alapon, kiemelten a makroszkopikus vízi gerinctelen (MZB) együttesek és a főleg planktonikus kerekesszervek (*Rotifera* vagy *Rotatoria*) vizsgálatával.

A mintavétel a fenti időszakban kéthetente történt a forrásvidék és Malmedy városa közötti kb. 40 km hosszú folyószakaszon. A biotikus indexek értékeit a fizikai és kémiai változókkal vetették össze. A vízfolyás mentén jelentős térbeli különbségeket és a vizsgálati időszak során lényeges évszakos változásokat találtak mind a fizikai-kémiai, mind a biológiai jellegű paraméterek esetében. A Warche-folyón esetében a vízminőségi állapot romlásának jeleit egyértelműen azonosítani tudták két folyószakaszon. Erőteljes szerves szennyezést és eutrofizációt tapasztaltak a forrásvidék és a Bullingen városa közötti felsőbb részen. Itt a mellékfolyók, illetve a kommunális és tejipari szennyvízbefolyók hatására jelentősen nőtt a nitrát, nitrit, ammónium és ortofoszfát koncentrációja az érintett víztestben. Ennek következtében a biotikus indexek értékei látványosan csökkentek Bullingentől lefelé és a legnagyobb egyedszámú kerekesszerve fajok kimondottan eutrofizáció-indikátornak bizonyultak. A másik jelentős változást a vízminőség fizikai és kémiai jellemzőiben, illetve a biológiai indexek értékeiben egy papírgyár elfolyó vize okozta, mely a víz hőmérséklet számottevő emelkedése mellett a nitrit- és szulfát-ionok koncentrációjának markáns növekedésében nyilvánult meg. A Warche-folyón kialakított két tározó hatása folyásirányban egyrészt a vízminőség helyreállítása a tavak felkeveredésének időszakában, ill. az ammónium és az ortofoszfát koncentrációjának növekedése a sztratifikáció idején, a tavakban kialakuló hőmérsékleti gradiensekkel összefüggésben.

(8) Boyle és Strand (2003) az USA Utah államában található Virgin-folyó két ágában vizsgálta a makroszkopikus gerinctelen együtteseket környezeti háttérváltozókkal összefüggésben. A különféle természetes folyamatokat és antropogén hatásokat kifejező környezeti változókat és az MZB összetételét sokváltozós statisztikai módszerekkel elemezték. Megállapították, hogy a közösség szerkezete a két folyóágban szignifikánsan eltért egymástól annak ellenére, hogy a területek hasonló topográfiai adottságokkal, tszf. magassággal és szárazföldi növényzeti borítottsággal rendelkeztek. A további értékelésben a két folyóágot külön-külön vizsgálták azzal a céllal, hogy a környezeti változók és a makroszkopikus gerinctelen együttes szerkezete közti összefüggést tisztázzák. Úgy találták, hogy a Virgin-folyó egyik ága esetében a makroinvertebrata közösség összetétele a mezőgazdasági és települési hatásokat kifejező nitrogén (N)-tartalommal összefüggő kémiai

változókkal, míg a másik ágban a természetes hatásokat leíró fizikai változókkal magyarázható.

(9) Egy másik É-amerikai (USA) tanulmányban (Meyer és Rottiers 1995) egy szennyvíztisztító létesítmény hatásait elemezték a szabályozatlansága és szépsége révén különleges természeti értéket képviselő Pine-patak (Pine Creek, Pennsylvania) vízminőségére. 1988–1989 folyamán jelentős korszerűsítést hajtottak végre egy szennyvíztisztító telepen, amely a térség legnagyobb ilyen jellegű közüzemi létesítményeként a Pine-patak egy fontos táplálója, a Marsh-patak mentén helyezkedett el. A felméréssorozat kiterjedt egy havária jellegű szennyezési eseményre is, mely az új szennyvíztelep működésbe elhelyezését követő több hetes üzemzavar következtében alakult ki. A vízminőség drasztikusan romlott a hozzáfolyásban (Marsh-patak) a súlyos szervesanyag-terhelés miatt, az oldott oxigéntartalom értékeiben pedig még a befolyótól 20 km-re lefelé is jelentős csökkenést tapasztaltak. A körülmények azonban heteken belül számottevően javultak, mihelyest az új telep működészavarát elhárították és ily módon hatásfoka megnőtt. Az eseményt követő felmérések alapján a makroszkopikus gerinctelen együttesek és a halállomány is azt mutatta, hogy az 1988-as havária viszonylag csekély nyomot hagyott a Pine-patak élővilágán. Másrészt kimutatható volt, hogy a szennyvíztelep felújításával és a működési problémák kiküszöbölésével a környezeti körülmények a befolyótól lefelé eső folyószakaszon jobbak lettek, mint egy évvel korábban. A biomonitorozási eredmények jelezték, hogy a Pine-patakot tápláló Marsh-patakban a makroszkopikus gerinctelen együttes állapota számottevően javult a tisztítási hatásfok normalizálódását követő 13 hónapon belül.

(10) A biológiai eljárással tisztított szennyvizek bevezetésének hatásait vizsgálta Tomkins és Scott (1986) Új-Zélandon. Egy finom szemcséjű mederanyaggal jellemezhető vízfolyás makroszkopikus gerinctelen együttesét tanulmányozták. Megállapították, hogy a szennyezés által érintett folyószakaszokon az árvaszúnyoglárvák (*Diptera: Chironomidae*), a kevéssértéjű gyűrűsférgék (*Annelida: Oligochaeta*) és a *Phaenocora* sp. laposférgék (*Platyhelminthes*) voltak a legtömegesebb, legjellemzőbb tagjai az MZB együttesnek.

(11) Sanjib és munkatársai (2007) a környezeti leromlás (degradáció) mértékét próbálták a makroszkopikus gerinctelen közösség szerkezetével összefüggésbe hozni és az utóbbi alapján számszerűsíteni. Tanulmányukban a Churni-folyó és a Jalangi-folyó (Ny-Bengál, India) fajegyütteseit mérték fel és hasonlították össze. Az előbbi vízfolyást jelentős szerves terhelés éri kezeletlen szennyvíz bevezetése nyomán, míg az utóbbi mentes az ilyen jellegű szennyezéstől. A 2002. január–2003. december közötti időszakban vizsgálták a víz fizikai-kémiai jellemzőit, az üledéket és makroszkopikus gerinctelen együtteseket. Az utóbbi esetében egy hosszú távú időbeli változást állapítottak meg az üledék redoxipotenciáljának (rH) fokozatos növekedésére visszavezethetően. Az üledék antropogén hatások által befolyásolt redoxipotenciálját az adott viszonyok között a makroszkopikus gerinctelen közösség szerkezetét meghatározó fontos tényezőként emelték ki szoros pozitív korrelációjukra tekintettel. A kálium koncentrációja és a coliform baktériumszám lényegesen nagyobbak adódtak a szennyezett Churni-folyóban, mint a szerves inputot nem fogadó Jalangi-folyó vizében.

(12) Fontos, általánosítható összefüggéseket mutat be Rutt és munkatársainak (1993) tanulmánya az állattartásnak, pontosabban az állattartó telepek hulladékaihoz kötődő szerves szennyezésnek a wales-i folyócskák élővilágára kifejtett hatásairól. Az intenzív mezőgazdasági termelésből származó szerves terhelés a felszíni vizek szennyezésének és állapotromlásának legfontosabb tényezője Nagy-Britanniában. Az ilyen típusú szennyezések jelentős számú különféle forrásból eredhetnek, és igen fontos feladat, hogy a szennyezőanyagok kibocsátásának ellenőrzéséért felelős környezetvédelmi hatóságok figyelmét a vízgyűjtők leginkább érintett területeire irányítsák. Különösen hasznos eszközt

jelenthetnek a gyors felmérési módszerek. Tanulmányukban egy ilyen típusú, a makroszkopikus gerinctelen faunára alapozott gyors felmérési módszer kidolgozásáról számolnak be, mely alkalmas a szennyezett vízfolyások azonosítására és ezzel a vízgyűjtő területek ténylegesen érintett vagy veszélyeztetett részeinek lehatárolására. Az eljárás lényege, hogy Ny-Wales területén 55 mintavételi helyről származó MZB adatállomány sokváltozós statisztikai osztályozásával egy indikátor kulcsot (indikátor algoritmust) alakítottak ki. A kulcs használatához minimálisan szükséges négy MZB taxon abundanciájának és az ún. „szennyvíz-gombák” mennyiségének felmérése. Mindkét irányú vizsgálat a terepen / helyszínen elvégezhető. A kulcs alapján a helyek három kategóriába sorolhatók, amelyek a szennyezés mértékének három szintjét képviselik. Ez a biotikus indexek értékeiben és a kémiai adatokban is megnyilvánul. Magát a kialakított osztályozási klasszifikációs rendszert Ny-Wales tovább 146 mintavételi helyén tesztelték és gyakorlati sikerrel alkalmazták, mivel összesen 49 farmra hívták fel a környezetvédelmi ellenőrző hatóság figyelmét tevékenységük kimutatható hatásai alapján. Egy következő felméréssorozatban, melyet Devon megye területén újabb 51 mintavételi helyszín bevonásával végeztek, igazolták, hogy a módszer adaptálható Nagy-Britannia más jellegű területeire is. Összességében úgy gondolják, hogy a speciális helyi viszonyokat is figyelembe vevő gyors felmérési módszerek határozott előnyökkel kecsegtetnek a jelenleg elterjedt sokoldalúbb, munkaigényesebb komplex biológiai módszerekhez képest.

(13) Logikus kérdésként merülhet fel, hogy az eddig ismertetett eredmények mennyire terjeszthetők ki nagyobb térbeli léptékre. A nagy térskálán végzett biomonitorozás elméleti és gyakorlati kérdéseit tekintették át Statzner és munkatársai (2001). Az európai vízfolyások teljes vertikumát alapul véve javaslatot tettek a makroszkopikus gerinctelen együttesek funkcionális összetételét leíró, egységesített mérőszámra. Az eljárás az élőlények olyan általános biológiai tulajdonságain alapul, melyek ökológiai funkciókat, szerepköröket tükröznek. Mivel ezek a tulajdonságok általánosak, lehetővé teszik az összehasonlítást még nagy térbeli léptékben is, akár eltérő biogeográfiai régiók esetében is, melyek faunája eredendően különbözik taxonómiai összetételében. A szerzők ebben a tanulmányukban az európai vízfolyások makroszkopikus gerinctelen együtteseinek konkrét példáján mutatják be, hogyan lehet a biológiai jellemzők ilyen tulajdonságcsoportjaira – mint sokváltozós adatállományra – alapozva a közösségek ökológiai-funkcionális összetételét jellemző mérőszámot kidolgozni a nagy térskálájú biomonitorozás céljára.

11 biológiai tulajdonság (pl. testméret, reprodukciós és szétterjedési potenciál, táplálkozási mód) 63 kategóriáját kombinálva jellemezték Franciaország 10 természetes állapotú referencia területének + 37 további – Európa-szerte kijelölt, szintén a természetes-természetközeli állapotokat tükröző hely / régió / vízfolyás MZB együttesének funkcionális összetételét. Megállapították, hogy európai léptékben ez a funkcionális összetétel meglepően stabil térben és időben. Mederszabályozás (Anglia, Finnország, Spanyolország) és szennyvízbevezetés (Wales, Lengyelország, Szardínia) által befolyásolt vízfolyásokat vizsgálva megállapították, hogy az MZB élőlényegyüttesek funkcionális összetétele nagyon erősen eltért a természetes állapotú referenciaterületeken tapasztalhatótól. Ráadásul bizonyos biológiai tulajdonságokról kiderült, hogy következetesen eltérő módon reagálnak a kétféle típusú antropogén hatásra (mederszabályozás, illetve szennyvízterhelés). Ezt ún. stresszor-specifikus indikációnak tekinthetjük. A makroszkopikus gerinctelen együttesek funkcionális összetétele konzekvensen állandónak, stabilnak bizonyult a természetes-természetközeli, de egyébként szélsőségesen különböző típusokat reprezentáló vizekben. Ugyanakkor megbízhatóan jelezte az emberi hatást, sőt potenciálisan képes különbséget tenni az antropogén zavarás különböző válfajai között. Tekintettel arra, hogy minden élőlényre megadhatók a biológiai tulajdonságcsoportok fenti kategóriái, valószínű és várható, hogy az

élőlényközösségek más típusaira (pl. állóvizekre, esetleg szárazföldi rendszerekre) is kiterjeszthetők a vízfolyások MZB együtteseire kapott eredmények.

(14) Pisztrángthenyésztő farmok hatásait tanulmányozta Brown (1996) Dél-Afrika délnyugati részén (south-western Cape) előforduló hegyvidéki vízfolyásokban. Munkája a víz fizikai-kémiai jellemzőinek meghatározása mellett a makroszkopikus gerinctelen együttesek közösségszerkezetének feltárására irányult. Arra a kérdésre keresett választ, hogy a pisztrángfarmok elfolyó vizének mely komponense felelős leginkább az MZB együttes összetételének meghatározásában a befolyók alatti szakaszon. A szerves szennyezés hatása a legkifejezettebben abban nyilvánult meg, hogy a bentikus közösség uralkodó (domináns) tagjai a hozzáfolyás fölött rovarok voltak, míg az alsóbb szakaszon jellemzően nem-rovar taxonok.

(15) A Maláj-félszigeten található Langat-folyó vízminőségével és a bentikus gerinctelen együttes eloszlásával és diverzitásával kapcsolatos esettanulmány (Azrina et al. 2006) szerint a szennyezőforrást képviselő befolyó fölött az MZB együttes taxonszáma (54 taxon), fajgazdagsága és a számolt diverzitásértékek szignifikánsan nagyobbak voltak, mint a befolyó alatti mederszakaszon (5 taxon).

A felsőbb mederszakaszon a kérész (*Ephemeroptera*) és árvaszúnyog (*Diptera: Chironomidae*) csoportok dominanciája volt jellemző, a tegzes (*Trichoptera*), az „egyéb” kétszárnyú (*Diptera*), az álkérész (*Plecoptera*), a szitakötő (*Odonata*), a kérész (*Ephemeroptera*), a bogár (*Coleoptera*) és a csiga (*Mollusca: Gastropoda*) csoportok mérsékelt jelenlétével. Ezzel szemben a befolyó alatti részen ellenálló kevésértéjű gyűrűsférgék (*Annelida: Oligochaeta*) (*Limnodrilus* sp., *Branchiodrilus* sp.), ill. kis részarányban piócafélék (*Annelida: Hirudinea*) fordultak elő.

A statisztikai elemzések igazolták, hogy az MZB fauna gazdagságát jellemző változók a folyóvíz lebegőanyag tartalmával és fajlagos elektromos vezetőképesség értékeivel állt összefüggésben. A malajziai Langat-folyó esetében is használhatónak bizonyult a bioindikátorokra alapozott vízminősítés. Az érzékeny *Trichoptera* és *Ephemeroptera* csoportok, ill. a rezisztens *Oligochaeta*-k (mint a *Limnodrilus* sp.) a tiszta és szennyezett vizek, illetve mederszakaszok indikátorainak javasolhatók.

(16) A biotikus indexek kidolgozásának kezdeti időszakában jelent meg Cao és munkatársainak (1996, 1997) a Trent-folyó (Egyesült Királyság: Straffordshire → Midlands → Északi-tenger; torkolat Hull és Immingham alatt) vízfolyás-hálózatán végzett tanulmánya. A szerzők lokális szennyvízbevezetés hatásait értékelték az MZB együttes összetétele alapján. A sokváltozós statisztikai elemzés igazolta a közösség változási tendenciáját a szennyezettségi grádiens mentén. A bioindikáció szempontjából a legkevésbé informatívnak és használhatónak a diverzitás-függvények (= diverzitás-indexek) bizonyultak.

(17) Chessman és McEvoy (1998) egy olyan értékelési skála kidolgozását javasolták az MZB együttesek reprezentatív csoportjaira – taxonómiai szempontból: család szinten –, mely a környezeti „érzékenységet” tükrözi. A hazánktól igencsak távoli vizsgálati terület, DK-Ausztrália jelentős antropogén hatás alatt álló vízfolyásaira az emberi zavarás három típusa jellemző. Ezek (1) nagy volumenű duzzasztóművek létesítése, (2) kommunális szennyvíztisztító telepek elfolyó vizének bevezetése, és (3) nehézfém-szennyezés történelmi bányák működéséből adódóan. A szerzők eredményei szerint a duzzasztással szemben toleráns, de a szennyvíz-bevezetésre érzékeny taxon a csigák egyik honos (*Mollusca: Thiaridae*) családja; míg a tisztított kommunális szennyvíz bevezetésével szemben érzékeny csoportokat képviselik a szitakötő (*Odonata: Coenagrionidae*) lárvák és nimfák, a vízi bogarak Elmidae családja (<http://www.vizibogarak.hu/>), valamint a kagylósrákok (*Crustacea: Ostracoda*).

(18) A kommunális szennyvíz elfolyók minőségének monitorozásához kidolgozott biológiai kritériumokra tettek javaslatot Kilgour és munkatársai (2005). A kanadai Környezeti Hivatal (Environment Canada) által kifejezetten a befogadóra javasolt, monitorozandó biológiai elemek – mint a vízi ökoszisztémák fontos komponensei: (1) a halegyüttesek, (2) az MZB közösségek, (3) az ún. „őrszem” halfajok („sentinel fish species”), és (4) az elsődleges termelők csoportjai (makrofitonok, bevonatalgák, fitoplankton). A makroszkopikus gerinctelen együttesekre megadott figyelmeztető szint a megfelelő biotikus index(ek) azon értéke, amely az átlagos referencia-értéktől ± 2 standard deviációnyi eltérést mutat. A makroszkopikus gerinctelen együttes összetételében tapasztalt dominancia-eltolódás (egy vagy néhány toleráns taxon uralkodó jelenlétével) – amely rendszerint egybeesik a halegyüttesekre alapozott figyelmeztető szinttel – a beavatkozás egyértelmű szükségességére utal. A beavatkozás pedig első körben megismételt felméréssorozatot jelent két- vagy hároméves időszakokon keresztül.

(19) A papírgyártás során keletkező szennyvíz bevezetése szintén jelentős hatással van a vízfolyások makroszkopikus gerinctelen együtteseire. Blijswijk és munkatársai (2004) egy ibériai-félszigeti folyón (Középső-Portugália) végeztek erre irányuló vizsgálatokat, melynek eredményeit biotikus indexek, diverzitási jellemzők (taxonszám és Simpson-index) alkalmazásával, ill. korszerű sokváltozós módszerekkel értékelték. Bármelyik eljárást követve a befolyó közelében erős hatást lehetett kimutatni, a folyásirányban 4–7 km-ig pedig a bentikus együttes lassú újraépülését, regenerálódását tapasztalták. A szerzők a BMWP' index (<http://geographyfieldwork.com/BMWP%20Multihabitat%20sampling%20index.htm>) használatát javasolták, mert az MZB együttes változását az összes többi formulánál egyértelműbben jelezte, másrészt ez az értékelési módszer viszonylag kisebb taxonómiai hozzáértést igényel.



14.1. ábra. Az antropogén hatásoknak erősen kitett, kis-közepes vízfolyások biomonitorozása prioritást élvez Európa gazdaságilag fejlett országaiban (Woluwe-folyó, Belgium; forrás: internet)

(20) A Woluwe (Brüsszel, Flandria) a Schelde-folyó medencéjében elhelyezkedő, kb. 15 km hosszúságú vízfolyás 9.400 ha vízgyűjtő területtel (Triest et al. 2001). A felső szakasza meglehetősen fragmentált a létesített tőrendszerek és a brüsszeli agglomeráció meghatározó jelenléte miatt. Az ettől lefelé eső folyószakaszt háztartási és ipari szennyvízterhelés is éri. A folyó ennek megfelelően egy viszonylag rövid szakaszon belül tipikus vízminőségi gradienst képvisel a talajvíz-táplálta erdei mederszakasztól (14.1. ábra) egészen a súlyosan szennyezett állapotig. Különböző biotikus indexek alkalmazásával kimutatható volt, hogy a kovamoszat (diatóma) index és a makrofiton (MF) index erősen korrelált egymással, illetve mindkettő a foszfát-ion és az ammónium-ion koncentrációjával, továbbá a kémiai oxigénigénnyel (KOI). A vizsgált indexek egyike sem állt kapcsolatban viszont a nitrát-ion koncentrációjával. Általánosságban azt lehetett megállapítani, hogy az elsődleges termelő (primer producens) csoportokra alapozott indexek jobban tükrözik a trofitási szintet, viszont egy makrogerinctelen (MZB) index „általánosabb” szennyezetségi állapotra utalt.

(21) Több mint két évtizede ismert, hogy a kérész (*Ephemeroptera*), tegzes (*Trichoptera*), álkérész (*Plecoptera*) és árvaszúnyog (*Diptera: Chironomidae*) csoportok dominanciája a háztartási szennyvíz bevezetésének helyétől lefelé eső mederszakaszon általában megszűnik, és a *Chironomidae* család ellenálló tagjai mellett különféle férgek válnak uralkodóvá (Wynes és Wissing 1981). A bioindikációs lehetőségek kutatásának „hőskorában”, még a biotikus indexek bevezetésének és tesztelésének gondolata előtt egyszerűen az adott élőlényegyüttes összetételéből indultak ki a pontforrás (befolyó) feletti „kontroll” mintavételi helyek és a befolyó csóva által érintett alsóbb mederszakaszok részletes, összehasonlító elemzésére támaszkodva.

(22) Észtország szerves szennyezés által befolyásolt vízfolyásain – összesen 47 mintavételi helyen – közel egy évtizednyi (1990–1998) időszakot átfogó monitorozás eredményei szerint minden lehetséges biotikus index és pontszám összefüggést mutatott a szennyezetségi mértékével. A jellemző terhelés itt az állattartó telepek hígrágyájának nagyüzemi méretű szántóföldi elhelyezéséből adódott. A referenciaterületekhez képest minden esetben nagyobb biokémiai oxigénigény (BOI₇), össz-foszfor (ÖP) és NH₄⁺ koncentrációk, valamint kisebb pH értékek mellett az összes biotikus index vonatkozásában kisebb értékek adódtak. A környezeti állapot általános javulását az jelezte, hogy a kezdeti szinthez képest a monitorozási időszak végére megszűntek a különbségek a szennyezett és a referenciaterületek között szinte minden vizsgált változó tekintetében, az érzékeny biotikus indexek (!) kivételével (Timm et al. 2001).

(23) A Föld trópusi éghajlatú területein komoly problémaként merül fel a tápíóka (kasszáva, *Manihot esculenta*) ipari méretű feldolgozásával összefüggő környezetszennyezés. Az alkalmazott technológiának és a termény (kasszáva gyökér) kémiai adottságainak megfelelően a keményítő és az élelmi rost kinyerése után keletkező szennyvíz csekély mennyiségű keményítőt, fehérjét és a cianogén glikozid-tartalomból felszabaduló hidrogén-cianidot tartalmaz. Ha ezt a szennyvizet közvetlenül valamilyen élővízbe vezetik, a maradék keményítőtől elszaporodó baktériumtömeg olyan mértékű oxigénhiányhoz vezet, amely pusztító a vízfolyás élővilágára. Arimoro és munkatársai (2008) ennek a speciális szerves terhelésnek a hatásait a Niger-Delta-vidéki Orogodo-folyóban tanulmányozták egy 2006-ban lebonyolított vizsgálat sorozat keretében. A kasszáva-feldolgozó létesítmény szennyvizének bevezetése jelentősen csökkentette az oldott oxigén-koncentrációt és a víz pH-ját, másrészt növelte a biokémiai oxigénigényt (BOI) és a nitrát-ion koncentrációt. A befolyó fölött, a befolyó alatt (a szennyvíz feltételezett hatásterületén) és attól jóval lentebb kijelölt három mintavételi szelvényben összesen 55 bentikus makroszkopikus gerinctelen taxont azonosítottak; a három szelvényben az átlagos egyedszám 6.166 volt. A bentikus fauna össz-denzitása szignifikánsan eltért a három mintavételi helyen. A kasszáva-feldolgozó

szennyvizének hatásterületén az *Oligochaeta* és a *Diptera* csoportok dominanciája, ill az intoleráns taxonok hiánya volt jellemző. A befolyótól folyásirányban kb. 7 km-re eső III. mintavételi szelvényben már az élőlényközösség számottevő regenerációját tapasztalták.

Arimoro és Ikomi (2008) hasonló változsról számoltak be az Orogodo-folyóba vezetett vágóhídi szennyvíz hatását nyomon követve. Az összesen 78 azonosított makroszkopikus gerinctelen taxonból a befolyó hatásterületén az *Oligochaeta* (*Annelida*) és a *Diptera* (*Insecta*) csoportok dominanciája nőtt számottevő mértékben a BOI₅ és a tápanyag-koncentrációk értékeinek markáns emelkedésével kísérve.

(24) A zömmel Európában kifejlesztett biotikus indexek és a víztér biotikus integritását számszerűsítő pontszámok korszerű alkalmazásáról számoltak be Weigel és munkatársai (2002) nyugat-közép-Mexikó lakossági és ipari (jelentős részben élelmiszeripari, pl. cukornád-feldolgozásból származó) szennyvizek által erősen befolyásolt vízfolyásaiban végzett vizsgálataik alapján. A tisztítatlan szennyvíz bevezetése mellett az öntözés, az állatállomány és a fakitermelés együttes és specifikus hatásait értékelték a makroszkopikus gerinctelen együttesek indikációs értékét kihasználva. A bentikus makroszkopikus gerinctelen indexek és pontszámok jó egyezést mutattak egyrészt az antropogén degradáció mértékével (degradációs gradiens), másrészt a halállomány összetételéből számolt biotikus integritási index (IBI) értékeivel.

(25) Az eddig ismertetett sokféle vizsgálati helyszín (földrajzi régió és víztípus szerint), probléma és megközelítésmód kézzelfogható eredményeinek összefoglalásaként említésre méltó Whiles és munkatársainak (2000) ÉK-Nebraska (USA) egy mezőgazdasági hasznosítás alatt álló vízgyűjtő területén készült tanulmánya. Kifejezetten korszerű és sokoldalú vizsgálataik a tájhasználat jellege, a vízminőség és a vízfolyások makroszkopikus gerinctelen együttese közötti kapcsolatrendszer feltárására irányultak. Egy ÉK-nebraskai víztározó degradált állapotú hozzáfolyásaiban végezték bentikus gerinctelen fauna és az élőhelytípusok felmérését, a területhasználat GIS-elemzését, valamint a vízminőség fizikai-kémiai tulajdonságainak monitorozását. Összesen hat folyószakaszon két éven keresztül vizsgálták kéthavi gyakorisággal a bentikus gerinctelen együtteseket és havonta a vízkémiai paramétereket. Munkájuk alapvető célkitűzése egy standardizálható gyors felmérési protokoll kidolgozása volt a kérdéses régióra. Hét különféle biotikus értékelési eljárás alapján egy összevont biotikus indexre tettek javaslatot.

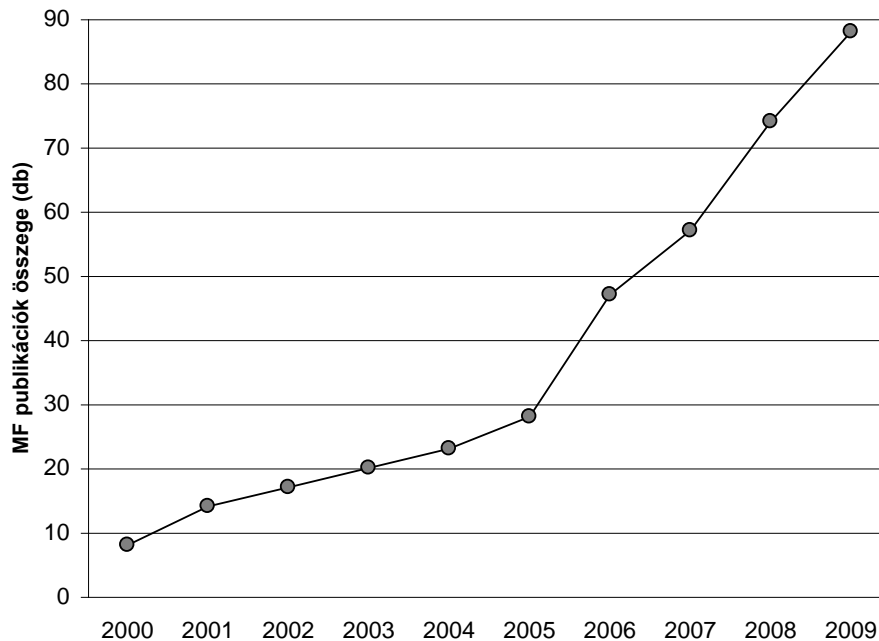
Fontosabb eredményeik: az egyes biotikus értékelési eljárások jelentős mértékben különböztek mind a pontosság (= precision), mind az érzékenységük tekintetében. A százalékos dominancia és az EPT-pontszám (az *Ephemeroptera*, *Plecoptera* és *Trichoptera* taxonok száma) volt a leghatékonyabb a helyek közötti különbségek mérésében, viszont csak közepes pontosság. Itt jellemzően nyáron volt nagyobb a bentikus makroszkopikus együttes biotikus integritása, ami arra hívja fel a figyelmet, hogy az évszakos korrekciók rendszerét a régiók szintjén ki kell dolgozni. A biológiai együttesek összetétele és a vízkémiai változók között igen gyenge korrelációt sikerült csupán kimutatni; A makroszkopikus gerinctelen felmérési eredmények viszont szignifikánsan, néhol kifejezetten erősen korreláltak a tájhasználati változókkal, különösen pedig a 18m széles parti övre jellemzőkkel. Például erősen szignifikáns negatív korrelációt ($r^2 = 0,90$, $p < 0,01$) a parti övben lévő nem művelt területek és a makrogerinctelen fajegyüttes dominancia-százaléka között. Eredményeik összességében arra utalnak, hogy az USA Great Plains mezőgazdasági tevékenység által befolyásolt térségében a partszegély 18m széles zónájának területhasználati típusa lehet a legjobb indikátora (prediktora) a bentikus makroszkopikus együttes biotikus integritásának.

(26) Az ausztráliai (Victoria állam) Kiewa-folyó vízminőségének jellemzését a kovamoszat- (*Diatoma*) és makroszkopikus gerinctelen együttesek felmérése alapján Newall és munkatársai (Newall et al. 2006) végezték el. A bioindikációs eredményeket „a priori”

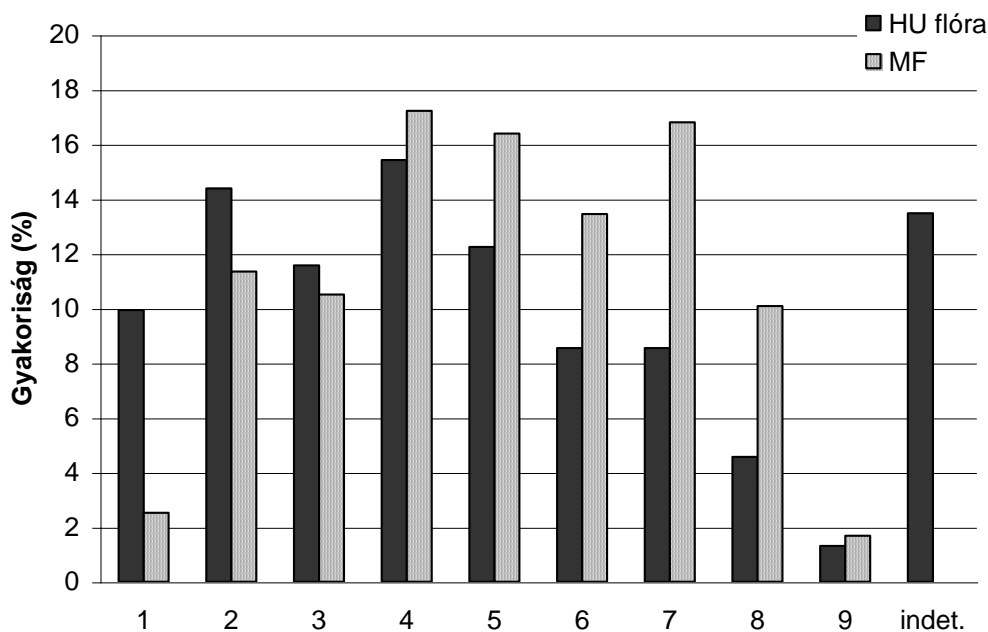
tájhasználati kategóriákkal vetették egybe. A diatóma együttesek összetétele sokkal inkább tükrözi a vízminőség mérhető tulajdonságait, míg a makrogerinctelenek elsősorban a vízgyűjtő és az élőhelytípus jellemzőire reflektálnak. A diatóma és makroszkopikus gerinctelen adatok együttes értékeléséből semmiféle többletinformációt nem származott.

15. A hínár- és mocsárinövényzet bioindikációs-biomonitorozási sajátosságainak áttekintése

A vízi makrofitonok (MF) esetében a várható környezeti hatások, az ún. stresszorok sokfélék (vö.: 15.1. ábra).

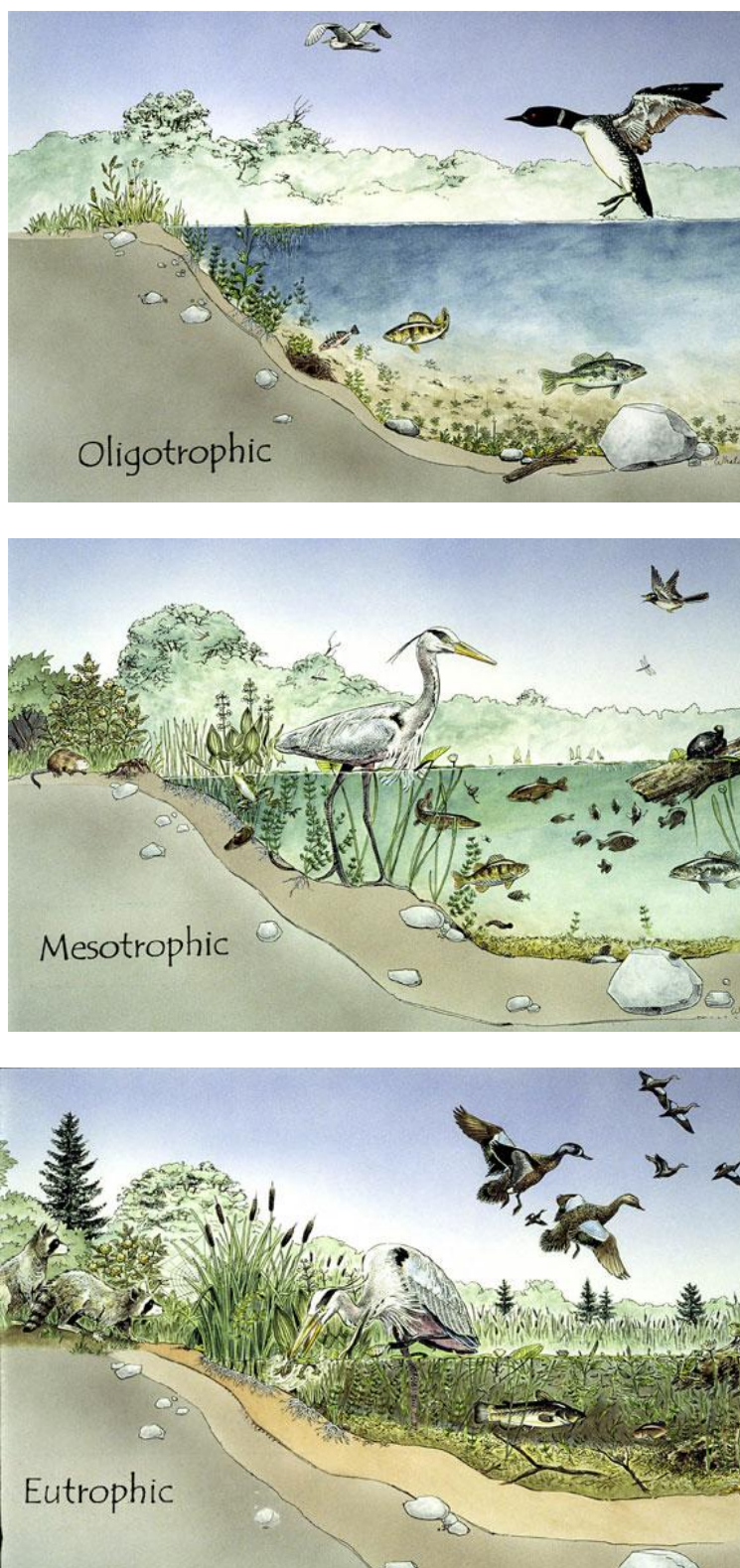


15.1. ábra. A vízinövényzettel kapcsolatos publikációk számának alakulása a VKI bevezetésétől számított időszakban (2000–2009; kumulatív görbe). Az adatok forrása: Web of Science (<http://wokinfo.com/>)

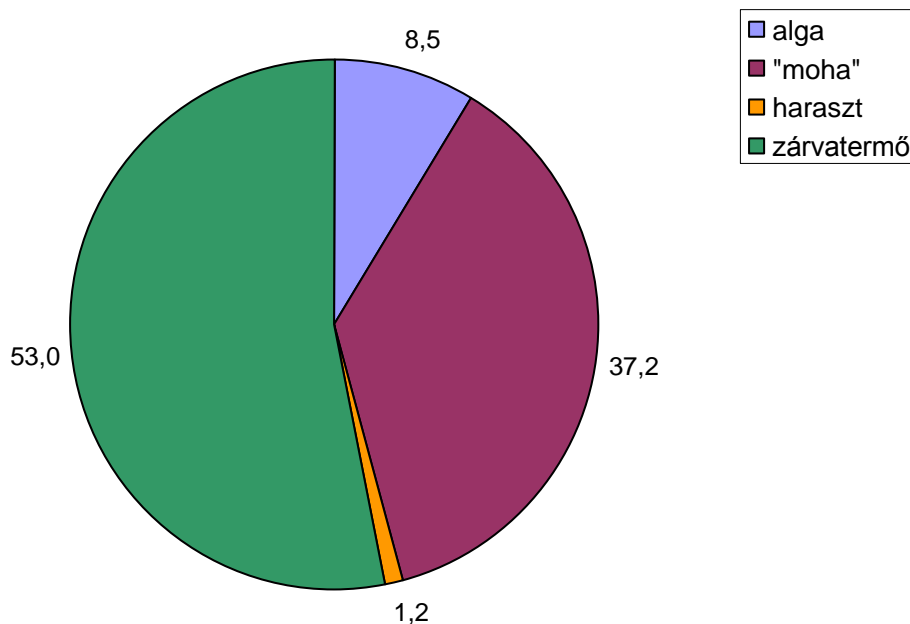


15.2. ábra. A teljes magyarországi edényes flóra (HU flóra) és a MF fajok [W(B)12–9] gyakoriság-eloszlása a trofítás gradiens mentén, a taxonokhoz rendelt N(B) értékek szerint

Számos tanulmány jelent meg az egyes biológiai indikátor elemek (élőlénycsoportok) együttes alkalmazásáról, az így kialakítható értékelési eljárásról is (vö.: 15.3. ábra).



15.3. ábra. A vízi és vizes élőhelyek trofitási gradiense és biocönózisa: oligotróf → mezotróf → eutróf (forrás: internet)



15.4. ábra. A MF fajok (n = 169) trofítás-indikációs értékkategóriáinak rendszertani megoszlása az É-Németországi vízfolyásokra Meier et al.(2005) által közzétett indikációs kategóriák szerint

15.1 A hazai vizsgálatok eredményeinek összefoglalása a makrofita felmérési és értékelési módszer szempontjából

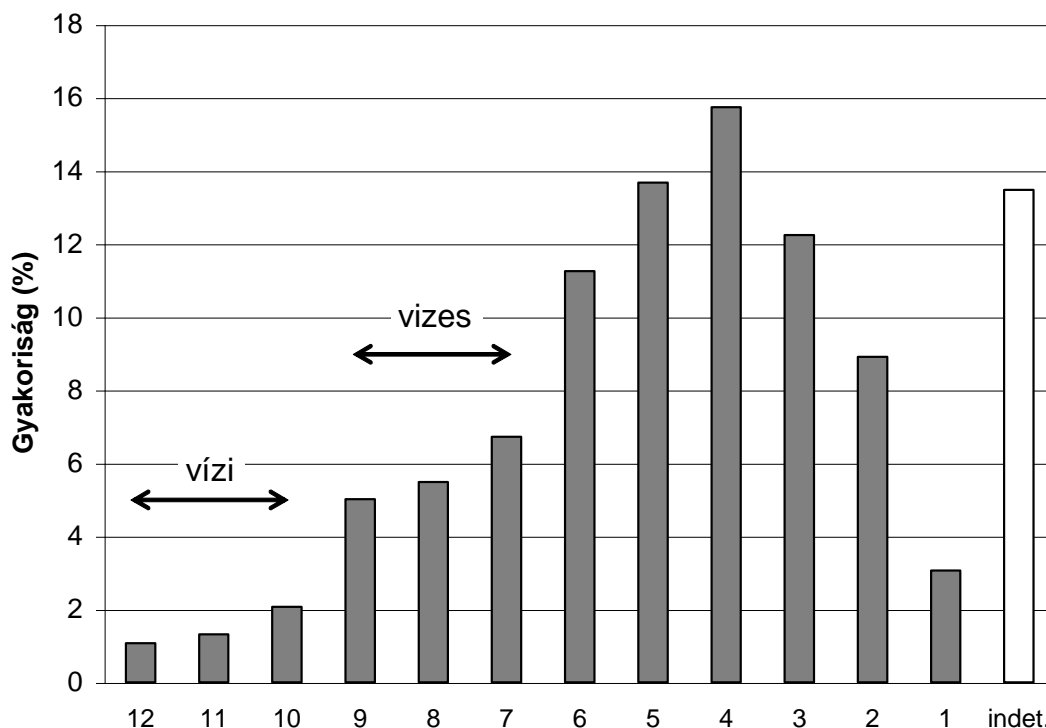
A VKI előírásainak megfelelő EQR alapú (Ecological Quality Ratio, = ökológiai minőségi arány) (pl. Szilágyi et al. 2004) minősítés elve, hogy az egyes élőlénycsoportok – mint minőségi elemek – felmérése alapján megadott aktuális biológiai érték hogyan aránylik a víztípusra jellemző referencia-állapot biológiai értékéhez. Az EQR-t lehetőleg mindegyik biológiai elemre meg kell adni. A referencia-állapot definiálása az EQR nélkül is lehetséges, de itt is a biológiai elemek az elsődlegesek.

Az Integrált Makrofita Minősítési Index (IMMI) (Pomogyi és Szalma 2006, Szalma és Pomogyi 2007) egy EQR-elvű ökológiai állapotértékelési eljárás. Az IMMI EQR komponensei: (1) természetességi-index (T_i), (2) zonáció-index ($Z_i\%$), (3) W-index (W_i) = termőhelyi nedvességigény/ vizellátottság (vö.: 15.5. ábra) és (4) növényfedettségi érték (F_{Na}). A komponensek tekintetében közelebb áll az USA-ban kidolgozott és alkalmazott makrofiton minőségi indexekhez, mint az EU-ban bevezetett, az IMMI céljával összemérhető (biológiai vagy ökológiai integritást kifejező) indexek többségéhez.

Az IMMI felmérési /mintavételi módszere eredendően alkalmas az ökológiai állapotértékelés különböző szintjeinek megvalósítására:

- „surveillance” = állapotfigyelés, ~ „felügyeleti monitoring”,
- „survey” = állapotfelmérés, „vizsgálati monitoring”, és
- „monitorozás” = állapotellenőrzés, „működési monitoring” megvalósítására.

Az IMMI alkalmazása szempontjából is kritikus tényező a makrofiton állományok abundanciájának (egyedszám, hajtásszám, biomassza, „biovolume”, felületi borítáсарányok stb.) becslése.



15.5. ábra. A teljes magyarországi edényes flóra (n = 2516 faj) gyakoriság-eloszlása a termőhely vízellátottsága, illetve a fajok vízigénye szerint

A Kohler-Janauer-féle (Kohler és Janauer 1995), főleg Németországban és Ausztriában alkalmazott (pl. ÖNORM M6231: 2001), de Romániában is előnyben részesített eljáráshoz hasonlóan az IMMI alapjául szolgáló felmérés is szemikvantitatív. Az előbbieket az ún. PME (Plant Mass Estimate) adatokból számolnak tovább, melyeket a terepmunka során lényegében hasonló úton nyernek. A vízfolyások felmérésére kialakított európai szabvány (EN 14184: 2003) hazánkban is iránymutató jelentőségű (MSZ EN 14184: 2004) a makrofita csoport felmérési módszerét illetően. Az IMMI esetében „a magasabbrendű növényzet referencia-jellemzői és vizsgálati, értékelési eljárási módszerei a folyókban és a tavakban nem különülnek el...”, azaz a vízfolyások és az állóvizek hasonlóképpen kezelhetők.

A vízi makrovegetáció felmérési, ill. térképezési módszere a VKI elvárásainak megfelelően (Janauer 1997) újabban magában foglalja a DGPS (Differential Global Positioning System) technikát és az ultrahangos radarkészülék (szonár) alkalmazását (Jäger et al. 2004). A módszeres felmérés a litorális övben csónakból történik és mind az alámerült, mind az emez növényzetre kiterjed + szerepet kap a könnyűbúvár technika (pl. az osztrák szabvány – ÖNORM M6231: 2001. szerint). Hasonló irányt jelöl meg Nelson és munkatársainak (Nelson et al. 2006) módszertani közleménye a műholdas távérzékelésnek a makrofitonok felmérésében játszott szerepéről, ill. a víz átlátszóságának kérdéséről Landsat-5 TM szenzorral végzett megfigyelésekre alapozva. A GIS és a szonár kombinációját ajánlották Vis és munkatársai (Vis et al. 2003) is az emez és szubmerz makrofitonok biomasszájának és eloszlásának felmérésére, térképezésére a kanadai Szent-Lőrinc-folyó (St. Lawrence river, Quebec) egy nagyobb mederkiszélesedésében létrejött, nagy felületű (300 km²) és sekély (átlagmélység kb. 3m) tószerű rendszerben (ún. fluvial lake). Melo és szerzőtársai (Melo et al. 2007) 6 olyan modellt teszteltek, melyek jelenlét-hiány adatok alapján alkalmasak a fajszám /fajgazdagság becslésére extrapolált mintaméretnél. Az erre a célra alkalmas 6 modell, ill. eljárás közül 3 bizonyult torzítatlannak (unbiased) és egyúttal pontosnak (precise).

Ořahel'ová és munkatársai (Ořahel'ová et al. 2007) a vızınövényzet eloszlási mintázatazt kialakító környezeti tényez'eket mérték fel a Duna, mint európai jelentőségű kék folyosó (Danube River Corridor, SK) esetében. A módszerek vonatkozásában tulajdonképpen az európai szabványt (EN 144184: 2003.) követték mind a makrofítonok, mind az abiotikus környezeti változók mérésénél. A makrofita tömegességet (PME, Plant Mass Estimate) kijelölt mintavételi egységekben (SU, survey units) becsülték, majd elemezték a makrofítonok és az abiotikus környezeti változók kapcsolatát. A PME adatokból származtatható → relatív növénytömeg (RPM, relative plant mass) és indexek: MMT, MMO („mean mass” indexek) és az eloszlási arány (d, distribution ratio) értékelése szerepel még tanulmányukban. Makkay és munkatársai (Makkay et al. 2008) a vızınövény-fajegyüttesek diverzitásának és összetételének előrejelzését elemezték „teljes folyó” léptékben. A kanadai Rideau-folyó (mint tipikusan mérsékelt övi síksági folyótípus) egy 104 km hosszú szakaszán kijelölt 33 mintavételi helyen 38 makrofíton fajt azonosítottak. Megállapították, hogy a fizikai jellegű változók alapján többé-kevésbé pontosan meg lehet jósolni a fajdiverzitást a megadott léptékben (a folyón belül), de nem lehet predikciót felállítani egy konkrét mintavételi helyre. A vízkémiai változók alapján sem a fajgazdagság, sem a Shannon-diverzitás nem bizonyult előre jelezhetőnek (Makkay et al. 2008).

Mäkelä és munkatársai (Mäkelä et al. 2004) 50 db, egyetlen láncot formáló boreális tó makrovegetációját tanulmányozták a dél-finnország Lammi térségében. Adataik többváltozós statisztikai elemzéséből kitűnt, hogy a fizikai és medermorfometriai változói alapján a növényzet diverzitása és típusa (domináns az úszó békaszőlő uralta nagyhínár és az emersz növényzet) nagyobb biztonsággal jósolható, mint a kémiai változók alapján.

Összegzésként megállapítható, hogy az IMMI – lényegét tekintve –a vízi ökoszisztéma biológiai integritását (~ ecosystem health) kifejező, több szempontú eljárás. Ez utóbbi megközelítés és terminológia főleg az USA EPA által koordinált K+F munkában, ill. az ezek alapján megjelent közleményekben uralkodó kifejezés.

(1) Továbbfejlesztésének egyik lehetséges iránya a referencia-állapot minél pontosabb és objektívebb meghatározása a makrofita-alapú víztér-típológia figyelembe-vételével. Lényegében ezen múlik az EQR alapú ökológiai állapotértékelés sikere. Itt az „EcoSurv BQE Report – Macrophytes” (2005) tanulmányban összefoglalt eredményeket, ill. a szintézis alapjául szolgáló adatokat lenne célszerű újragondolni és értékelni. A szerzőkolléktíva véleménye szerint a makrofita élőlénycsoportnak 6 jellemző típusa különíthető el a hazai állóvizek esetében, míg 12 típusa a vízfolyásoknál, ami a fent megjelölt célból egyébként kezelhető lenne. Ugyanakkor a többváltozós statisztikai analízissel (cluster analízis, CA) meghatározott típusok is újragondolhatók, mert a közölt dendrogramok struktúrája másként is értelmezhető, ami akár egyszerűbb és jobban interpretálható osztályozást eredményezhet.

(2) Másrészt ki kell dolgozni a stresszor-specifikus makrofita bioindikációs rendszer hazai körülményekre optimalizált, de egyben a nemzetközi fejlesztés vérkeringésébe illeszkedő módszertanát. Ennek keretében elkerülhetetlen a specifikus indikátor fajok, ill. taxonok kijelölése, akár az EcoSurv adatbázisnak a REBECCA projekt gondolatmenetéhez hasonló, körültekintő és sokoldalú elemzésével-értékelésével.

(3) Harmadrészt a nemzetközi interkalibráció távolról sem fejeződött be, sőt inkább látványosan felgyorsult, így ezen a vonalon is komoly feladatok várnak a hidrobotanikusokra, akár az (1) pontban megadott referencia-állapotok európai léptékű harmonizációja kapcsán is.

15.2. Biodiverzitás-monitorozás hazai vízi és vizes élőhelyeken

A 14.4, 14.5, valamint a 15.1 fejezetben a bioindikáció, a biomonitorozás – ezen belül: a biodiverzitás-monitorozás – célját, alapelveit, alkalmazott módszereit mutattuk be. Ebben a

szövegrészben különleges hangsúlyt fektettünk a vízi és vizes élőhelyekre, illetve a szakma nemzetközi helyzetének és főbb irányvonalainak ismertetésére. Az esettanulmányokra alapozott áttekintést egészíti ki és foglalja egységes keretbe két angol nyelvű közlemény, melyek háttérben erős nemzetközi szerzőgárda áll. E feltétlen említést érdemlő munkák (1) az élőhely-szintű biodiverzitás-monitorozás integrációjának szükségességéről és szakmai lehetőségeiről, valamint (2) az élőhely-léptékű monitorozás jelenlegi, Európában bevett gyakorlatáról adnak tájékoztatást (Lengyel et al. 2008a, 2008b). Az alábbiakban olyan – kifejezetten kutatási vagy természetvédelmi célkitűzésű, a vízi és vizes élőhelyekhez kapcsolódó – biodiverzitás-monitorozási eredményeket mutatunk be, melyek hazánk néhány reprezentatív, az érdeklődés homlokterében álló vízterére (pl. nagyobb tavainkra, folyóinkra) vonatkoznak.

A Tisza vízminőségének jellemzése kémiai és biológiai mutatók segítségével, különböző aljzatokon kialakult biofilmek élőlényközössége alapján is lehetséges. Az erre irányuló kísérletben (természetes és csiszolt felületű) grániton, természetes felszínű andeziten, polikarbonáton és plexin 6 hét alatt kialakult mikrobiológiai réteg (biofilm) élőlényegyüttesének összehasonlítását tűzték ki célul a víztér állapotának aktív monitorozása céljából. A biofilm kialakulását, mennyiségét és a bevonatalkotó algák tömegességét jelentősen befolyásolta a mesterséges aljzattípus. Az „aljzat-hatás” mértéke a következő sorrendben változott: andezit < polírozott gránit < plexiüveg < természetes felületű gránit < polikarbonát. A polikarbonát felszínén kialakult bentikus kovamoszat (diatóma) közösségben nagy dominanciával volt jelen az *Acanthes helvetica* faj. Az összes vizsgált felületen, 95 szénforrásra nézve a bakteriális aktivitás hasonlóan bizonyult. Az esszenciális elemek és nehézfém szennyezők (Cu, Ni, Pb és Zn) koncentrációi a csiszolt és a természetes felületű gránit aljzaton volt a legnagyobb. Algológiai, bakteriológiai és kémiai vizsgálatok eredményei alapján, a szakirodalomban közölt adatokat is figyelembe véve, a kihelyezett (mesterséges) plexiüveg aljzat ajánlható a vízfolyások bentikus mikroszkopikus élőlényközösségének monitorozására (Kröpfl et al. 2006).

A vízi és vizes élőhelyek hosszú távú monitorozásának példaként említjük meg azt a tanulmányt, melynek témája a makrovegetáció változásának nyomkövetése a Kis-Balaton területén az utóbbi két évszázadban, földrajzi információs rendszer (GIS) segítségével. A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) egy 8.000 ha-t meghaladó területű vizes élőhelykomplex, melyet komplex (a jelenlegi koncepció szerint: integrált) vízkészlet-gazdálkodási, árvízvédelmi és vízminőségvédelmi céllal létesítettek az 1980-as évek derekától, több lépésben. A vízinövényzet állapotának részletes vizsgálata, monitorozása korszerű eszközök (pl. ortofotók és GIS adatbázis) bevonásával mára kifinomult módszerek tárházára támaszkodik. Az egykori Ausztria-Magyarország (Osztrák-Magyar Monarchia) három katonai felmérése (1783–84, 1856–57, és 1872–74) során készült térképek feldolgozásával számszerűsíteni lehetett a vegetáció változásának irányát és mértékét. A terület digitalizált szintvonalas térképét alapul véve, pontos múltbeli fedvényekkel olyan térkép-sorozat elkészítésére nyílt lehetőség, mely a vízborítás egykori kiterjedését és az akkori vízmélységeket mutatja minden egyes „réteg” esetében. A származtatott vegetációtérképek alapján lehetővé vált a múltbeli növényzeti borítás és kiterjedésének becslése (Dömötörfy et al. 2003).

A következő tanulmány a biodiverzitás-monitorozás és értékelés lehetőségét más megközelítésben mutatja be a Balaton példáján: A parti öv (litorális) – mint aljzatféleségekben gazdag, változatos élőhely – kiváló lehetőséget biztosít a bevonatalkotó kovamoszatok megtelepedésére. Ezek a mikroszkopikus fotoszintetizáló szervezetek meghatározó képviselői a sekély tavak elsődleges termelőinek, másrészt alkalmas indikátorai a víztér trofikus helyzetének. A hazánkban kidolgozott és tesztelt TDIL („Trophic Diatom Index for Lakes”) egy olyan bioindikációs mutató, mely alkalmas az EU VKI által előírt

trofikus helyzet leírására és monitorozására (Stenger-Kovács et al. 2007). A Balaton környezeti állapotának hosszú távú nyomonkövetésére az ALMOBAL adatbázist (Hajnal és Padisák 2008) alakították ki és javasolják a társszerzők. A kb. 3000 fitoplankton mintára kiterjedő, körülbelül 60 évet átfogó adatbázis az 1960-as évektől napjainkig a víztér referencia állapotának jellemzéséhez biztosít kitűnő, releváns alapot.

A Nemzeti Biodiverzitás-Monitorozó Rendszer (NBmR) működésének első évtizede (1997–2006)

Hogyan látják, értékelik az NBmR bevezetését követő évtized legfontosabb eredményeit a vízi és vizes élőhelyek tekintetében? Erre vonatkozóan Fodor et al. (2007) alapján adhatunk áttekintést.

A vizes élőhelyek – bár hajdani kiterjedésük nagymértékben csökkent, és a folyószabályozások, valamint más emberi hatások következtében helyenként erősen átalakultak – jelentős természeti értékeket hordoznak. Az élőhelyek állapotának értékelésére kiválasztott fajok állományában és ezek életközösségeiben zajló változások, tendenciák megfigyelése nem egyszerű, hiszen a vízhez kötődő életközösségek vizsgálata speciális szakértelmet igényel. A víz mint élőhely rendkívül változatos lehet, amelyhez a mintavételi módszernek illeszkednie kell. Ezért a különböző víztest-típusokra – állóvizek, kisvízfolyások, közepes és nagy folyók – nem adható meg egységes mintavételi módszer, az alkalmazott eljárások típus szerint különbözőek. A halak és vízimakroszkopikus gerinctelenek aktuális mintavételi módszerei a több éves gyakorlati tapasztalatok beépítése, és az Európai Unió elvárásokkal történő harmonizáció eredményeképpen alakultak ki.

A vizes élőhelyek monitorozásának rész-projektjei:

- (1) Kétéltű fajok monitorozása.
- (2) A vizes élőhelyek monitorozása.
- (3) Halközösségek monitorozása.
- (4) Vízi makroszkopikus gerinctelen közösségek monitorozása.
- (5) A hazai kétéltű- és hüllőfauna egységes módszerekkel történő, hosszú távú vizsgálata.
- (6) Dráva természetvédelmi célú monitorozó program.

Az (5) project 2001-ben indult. A NBmR által koordinált monitorozási munkák az Őrség-Vendvidék, a Pilis-Visegrádi-hegység, az Ócsai-turjánvidék, a Gödöllői-dombvidék és az Aggteleki-karszt különböző élőhelyein kezdődtek. A mintavételi helyek 2005-től kardoskúti Fehér-tó és környékével bővültek. Ezek a felmérések az adott élőlénycsoport szakértőinek irányításával, a NBmR kétéltűekre és hüllőkre kidolgozott protokollja alapján, sokféle módszer alkalmazásával (pl. kifejlett állatok és petecsomó számlálása, hang alapján történő becslés, lámpázás, csapdázás) történnek. A hazánkban előforduló 18 kétéltűfajból a hat tájegység kiválasztott területein 17 faj populációjának állományváltozásairól rendelkezünk adatokkal. Ez a Magyarországon előforduló kétéltű fajok 94,4%-a. A legtöbb kétéltűfaj (12 faj) az Őrség-Vendvidéken és az Aggteleki-karszt területén található. Szinte valamennyi kétéltűfaj állomány változására igaz, hogy az egyes években az élettelen és élő környezeti tényezőktől függően a megfigyelt egyedszámok jelentősen ingadoznak, gyakran szélsőségesen változnak. Eddig 4 tájegységből származó 5 éves adatsor feldolgozása alapján több, mint 26 000 egyed azonosítása után látható, hogy a barna varangy (*Bufo bufo*) három tájegységben is a legdominánsabb faj.

A 15 hazai hüllőfajból – a legritkább 4 faj kivételével – 11 faj (73,3%) fordult elő a mintaterületeken, melyek közül a fűrgye gyík (*Lacerta agilis*) és a vízisikló (*Natrix natrix*) tekinthető a leggyakoribbnak, míg az elevenszülő (hegyi) gyíkot (*Zootoca vivipara*) csak egy tájegységben figyelték meg. A hüllők jelenlétét, fajsámát tekintve legértékesebbnek a

Gödöllői-dombvidék bizonyult, ahol 8 faj fordul elő. További 3 tájegységben 6 faj került elő, a többiben a megfigyelt hullófajok száma meglepően csekély. A hullóállományok összetétele, az adott évben kimutatott fajok száma sokkal nagyobb mértékű ingadozást mutatott a kétéltűeknél tapasztaltakhoz képest. Ez valószínűleg nemcsak az alacsonyabb egyedsűrűséggel magyarázható, hanem azzal is, hogy természetes körülmények között a hullóket nehezebb észrevenni.

16. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a jegyzet készítéséhez nyújtott információkért, javaslatokért az alábbi személyeknek: Prof. Dr. Dévai Györgynek, Dr. Juhász Péternek, Dr. Kiss Bélának, Dr. Müller Zoltánnak, Nagy Károly, Nagy Zsolt, Zagyva Andrea, Dr. Váczi Olivér. Munkánkhoz nyújtott segítségért ezúton mondunk köszönetet az alábbi szervezeteknek: BioAqua Pro Kft., Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Monitoring Központ.

Irodalom

- Auble G.T., Friedman J.M., Scott M.L. 1994. Relating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecological Applications* 4: 544–554.
- Austoni M., Giordani G., Viaroli P., Zaldívar J.M. 2007. Application of specific exergy to macrophytes as an integrated index of environmental quality for coastal lagoons. *Ecological Indicators* 7: 229–238.
- Baatrup-Pedersen A., Szoszkiewicz K., Nijboe, R., O'Hare M., Ferreira T. 2006. Macrophyte communities in unimpacted European streams: variability in assemblage patterns, abundance and diversity. *Hydrobiologia* 566: 179–196.
- Bagi I. 1997. A vegetációtérképezés elméleti kérdései. Kandidátusi értekezés. JATE (SZTE), Növénytani Tanszék.
- Baillie S.R., R. E. Green M. Boddy and S. T. Buckland. 1986. An evaluation of the constant effort sites scheme. BTO Research Report 21. BTO, Thetford.
- Baillie, S.R., Marchant, J.H., Crick, H.Q.P., Noble, D.G., Balmer, D.E., Beaven, L.P., Coombes, R.H., Downie, I.S., Freeman, S.N., Joys, A.C., Leech, D.I., Raven, M.J., Robinson, R.A. and Thewlis, R.M. 2005. Breeding Birds in the Wider Countryside: their conservation status 2004. BTO Research Report No. 385. BTO, Thetford.
- Bakker S.A., Jasperse C., Verhoeven J.T.A. 1997. Accumulation rates of organic matter associated with different successional stages from open water to carr forest in former turbaries. *Plant Ecology* 129: 113–120.
- Báldi A, Moskát C, Zágón A. 1998. Faunal Mapping of Birds in a Riparian Area of River Danube After Construction of a Hydroelectric Power Station. *FOLIA ZOOLOGICA* 47: 173-180
- Báldi A., Moskát Cs. Szép T. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Báldi A., Moskát Cs., Palkó, S., Gáti, E. 1999. Effects of reconstruction works on the breeding birds of the Kis-Balaton Ramsar site. *Vogelwelt*, 120: 273-276.
- Báldi A., Szép T. 2009. A hazai állatvilág ökológiai állapota és jövője. *MAGYAR TUDOMÁNY* 170: 58-61
- Báldi, A., Vörös, J. 2006. Extinction debt in Hungarian reserves: a historical perspective. *Basic and Applied Ecology*, 7: 289-295.
- Bardóczyné Székely E., Harkányiné Székely Zs., Loksa G., Keresztessy K., Penksza K., Kriska Gy. 2000. Kis vízfolyások és vízgyűjtőterületeik problémái az EU VKI tükrében. Szent István Egyetem Környezetgazdálkodási Intézet, ELTE TTK Biológiai Szakmódszertani Csoport.
- Bartha S. 2004. Paradigmaváltás és módszertani forradalom a vegetáció vizsgálatában. *Magyar Tudomány* 2004/1: 12-26.
- Bartha S. 2005. Mikroökológiai módszerek alkalmazási lehetőségei a vegetáció monitorozásában. MBT Botanikai Szakosztály előadás, Budapest.
- Bartha S. 2007. A vegetáció leírásának módszertani alapjai. In: Horváth A. és Szitár K (szerk.): A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H. 2000. Bird Census Technique. Second Edition. Academic Press, London.
- BirdLife International. 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge (BirdLife Conservation Series No.12) pp. 374.
- Birk S., Korte Th., Hering D. 2006. Intercalibration of assessment methods for macrophytes in lowland streams: direct comparison and analysis of common metrics. *Hydrobiologia* 566: 417–430.

- Bíró M., Papp O., Horváth F., Bagi I., Czúcz B. és Molnár Zs. 2006. Élőhelyváltozások az idő folyamán. In: Török K. és Fodor L. (2006): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei I. Élőhelyek, Mohák, Gombák. KVVM-TvH, Budapest.
- Bolton S.M., Shellberg J. 2001. Ecological Issues in Floodplains and Riparian Corridors. Final White Paper, Research Project T1803 Task 29 "Riparian Corridor" (mscr.). Center for Streamside Studies, University of Washington, Seattle, WA, USA – Washington State Transportation Center (TRAC), University of Washington, Seattle.
- Boon P.J. 2000. The development of integrated methods for assessing river conservation value. *Hydrobiologia* 422: 413–428.
- Bordidi A. 2003. Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Borhidi A. 1993. A magyar flóra szociális magatartás típusai és természetességi értékszámai. JPTE, Pécs.
- Borhidi A. Sánta A. (szerk.) 1999. Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól. TermészetBÚVÁR Kiadó. Budapest.
- Bóhm A., Szina P. 1998. Populációváltozási indexek a magyarországi énekesmadár fajok állományaira 1988 és 1995 között. *Ornis Hungarica*, 8 (Suppl. 1): 27-32.
- Bölöni J., Kun A. és Molnár Zs. (szerk.) 2003. Élőhelyismereti útmutató 2.0 Vácrátót. Kézirat. <http://www.novenyzetiterkep.hu/eiu/>
- Bölöni J., Molnár Zs., Kun A., Bíró M. 2007. Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR 2007). Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót, 184 pp. <http://www.novenyzetiterkep.hu/?q=magyar/publikaciok/node/208>
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensociologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer, Wien (3. ed.) 865 pp.
- Brooker, M.P. 1985: The ecological effects of channelization. *The Geographical Journal* 151: 63–69.
- Brooks A.J., Haeusler T., Reinfelds I., Williams S. 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50: 331–344.
- Brotans L., Siersema H., Newson S. 2005. Report on the workshop „Spatial modelling of large scale bird monitoring data: towards Pan-European quantitative distribution maps”. *Bird Census News*, 18: 30-38.
- Brown A.G., Quine T.A. (eds.) 1999. Fluvial Processes and Environmental Change. John Wiley and Sons, Chichester, UK, 413 pp.
- Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P. and Laake J. L. 1993. Distance sampling: Estimating Abundance of biological populations. Chapman and Hall, London.
- Büttner G., Feranec J., Jaffrain G. 2002. Corine land cover update 2000. Technical guidelines. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- Cardoso A.C., Free G. 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. *Aquatic Invasions* 3(4): 361–366.
- Chovanec A., Jager P., Jungwirth M., Koller-Kreimel V., Moog O., Muhar S., Schmutz S. 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 422: 445–452.
- Ciecierska H. 2004. Ecological state of reference lakes of the European Intercalibration Network, located in the Masurian Landscape Park (NE Poland). *Limnological Review* 4: 45–50.
- Clifford N.J., Harmar O.P., Harvey G., Petts G.E. 2006. Physical habitat, eco-hydraulics and river design: a review and re-evaluation of some popular concepts and methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 389–408.
- Coops H., Kerkum F.C.M., van den Berg M.S., van Splunder I. 2007. Submerged macrophyte vegetation and the European Water Framework Directive: assessment of status and trends in shallow, alkaline lakes in the Netherlands. *Hydrobiologia* 584: 395–402.

- Czucz B, Kröel-Dulay Gy., Rédei T., Botta-Dukát Z. és Molnár Zs. 2007. Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség – elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához. Kutatási jelentés, kézirat. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 278 pp.
- Csorba G., Pecsénye K. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer X. Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest
- Csörgő T., Karcza Zs., Halmos G., Magyar G., Gyurácz J., Szép T., Bankovics A., Schmidt A., Schmidt E. (szerk.) 2009. Magyar Madárvonulási Atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest
- Csörgő T., Karcza Zs., Palkó S. 1998. Környezeti változások monitorozása énekesmadarakkal. *Ornis Hungarica*, 8 (Suppl. 1): 17-26.
- Darby S.E., Simon A. 1999: *Incised River Channels: Processes, Forms, Engineering and Management*. John Wiley and Sons, Chichester, UK, 376 pp.
- Dawson F.H. 2002: Guidance for the field assessment of macrophytes of rivers within the STAR Project. Source: <http://www.eu-star.at/frameset.htm>
- De Jonge V.N., Elliott M., Braue, V.S. 2006. Marine monitoring: Its shortcomings and mismatch with the EU Water Framework Directive objectives. *Marine Pollution Bulletin* 53: 5–19.
- Deák J. A. 2010. Csongrád-megye kistájainak élőhelymintéázata és tájökológiai szempontú értékelése. PhD értekezés. SZTE, Földtudományi Doktori Iskola. Szeged.
- Décamps H. 1993. River margins and environmental change. *Ecol. Appl.* 3: 441–445.
- Demeter A., Kovács Gy. 1991. Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. Akadémia Kiadó, Budapest.
- Dévai Gy. (szerk.) 1999: Az ökológiai vízminősítés elmélete és gyakorlata. 1. rész. *Acta Biol. Debr. suppl. Oecol. Hung.* 10/1, 216 pp.
- Dévai Gy., Aradi Cs. (Tóth A. és Gőri Sz. közreműködésével) 1997. A Kis-Balaton tározó „wetland”-központú elemzése. Témazáró jelentés, kézirat, Debrecen, 35 pp.
- Dévai Gy., Aradi Cs., Tóth A., Gőri Sz. 2009. A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer felülvizsgálata – vizes élőhely (wetland) központú elemzés. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica* 19: 11–77.
- Dévai Gy., Aradi Cs., Tóth A., Gőri Sz. 2009. A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer felülvizsgálata – vizes élőhely (wetland) központú elemzés. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica* 19: 11–77.
- Dévai Gy., Nagy S., Wittner I., Aradi Cs., Csabai Z., Tóth A. 2001. A vízi és vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája. In: Bóhm A., Szabó M. (szerk.): *Vizes élőhelyek: a természeti és társadalmi környezet kapcsolata*. Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió természetvédelméről, TEMPUS Institutional Building Joint European Project (TIB-JEP 13021-98), Budapest, p. 11–74.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe’ farmland bird populations. *Proc. R. Soc.*, B 268: 25–29.
- Dorotovičová, Cs. 2005. The aquatic macrophytes of the Ižiansky Kanál canal near the Komárno town (southern Slovakia). *Acta Rer. Natur. Mus. Nat. Slov.* LI (51): 30–39.
- Dömötörfy, Zs., Reeder, D., Pomogyi, P. 2003: Changes in the macro-vegetation of the Kis-Balaton Wetlands over the last two centuries: a GIS perspective.
- Erdős S., Szép T., Báldi A., Nagy K. 2007. Mezőgazdasági területek felszínborításának és tájszerkezetének hatása három madárfaj gyakoriságára. *Tájökológiai Lapok*, 5: 161-172.
- Etherington, J.R. 1983. *Wetland Ecology*. Studies in Biology No. 154. Edward Arnold, London, 66 pp
- Faragó S. 2008. A vonuló vízivadfajok állományainak tér-idő mintázata Magyarországon. Az 1996-2004 közötti időszak elemzése. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 49-200.
- Farkas S. (szerk.) 1999. *Magyarország védett növényei*. Mezőgazda Kiadó. Budapest.

- Fekete G. 1998. vegetációtérképezés: visszatekintés és hazai körkép. *Bot. Közlem.* 85:17-30.
- Fekete G., Molnár Zs., Horváth F. (szerk) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. 374 pp.
- Fekete, G., Varga, Z. (szerk) 2006. Magyarország tájainak növényzete és állatvilága. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest.
- Feldmann, T., Nöges, P. 2007. Factors controlling macrophyte distribution in large shallow Lake Vörtsjärv. *Aquatic Botany* 87: 15–21.
- Ferreira, J.G. 2000. Development of an estuarine quality index based on key physical and biogeochemical features. *Ocean and Coastal Management* 43: 99–122.
- Fletcher D.E., Wilkins S.D., McArthur J.V., Meffe G.K. 2000. Influence of riparian alteration on canopy coverage and macrophyte abundance in Southeastern USA blackwater streams. *Ecological Engineering* 15: S67–S78.
- Fodor L., Vácz O., Török K. 2007. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkárság, Budapest.
- Forró L. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer V. Rákok, szitakötők, egyenesszárnyúak, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Franco A., Torricelli P., Franzoi P. 2009. A habitat-specific fish-based approach to assess the ecological status of Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1704–1717.
- Furness R.W., Greenwood J.J.D. 1993. Birds as monitors of Environmental Change. Chapman & Hall, London.
- George M. 1975. Nature conservation and land drainage. In: "Conservation and Land Drainage Conference 1976" Proceedings, Water Space Amenity Commission, p. 27–35.
- Gibbons D. W. 1998. Pan-Europan breeding bird monitoring. *Bird Census News* 11: 42-46.
- Gopal B., Květ J., Löffler H., Masing V., Patten B.C. 1990. Definition and classification. In: Patten, B.C. (ed.): *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*. Vol. 1. Natural and Human Relationships. SPB Academic Publishing bv., Amsterdam, p. 9–15.
- Gregory R.D., Bashford R. I., Balmer D. E., Marchant J. H., Wilson A. M. and Baillie S. R. 1996. The breeding bird survey 1994-1995. BTO, Thetford.
- Gregory R.D., Noble D., Field R., Marchant J.H., Raven M., Gibbons D.W. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica*, 12–13: 11–24.
- Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Meyling A.W.G., Noble D.G., Foppen R.P.B., Gibbons D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of Royal Society B*, 360: 269–288.
- Gubányi A. és Mészáros F. (szerk.) 2010. A Szigetköz állattani értékei. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Gulati R.D., Pires L.M.D., Donk E. Van 2008. Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologica* 38: 233–247.
- Gyurác J., Bank L. 1996. Body mass and fat load of autumn migrating Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) in relation to age in south Hungary. *Acta Zoologica*, 43: 271-279.
- Hagemeijer W.J.M. and Blair M., J. 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London.
- Hahn I. 2006. A hosszú távú biológiai monitoring módszertani problémái. In: Jelez a flóra és a vegetáció. A 80 éves Simon Tibort köszöntjük. (ed. Kalapos T.). pp.117-128. Scientia, Budapest.
- Hajnal, É., Padisák, J. 2008: Analysis of long-term ecological status of Lake Balaton based on the ALMOBAL phytoplankton database. *Hydrobiologia* 599: 227–237.

- Halasi-Kovács B., Tóthmérész B. 2007: Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. *Hidrológiai Közlöny* 87(6): 179-182.
- Hallett E. 2004. A critical analysis of the implications of the Water Framework Directive for a small urban watercourse – the Bourne stream. Bournemouth University, UK, 65 pp. (http://www.bournestreampartnership.org.uk/student_research/hallett.htm)(2005.06.14)
- Haraszthy L. (szerk.) 1984. Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest.
- Haslam S.M. 1973. The management of British wetlands. II: Conservation. *Journal of Environmental Management* 1: 345–361.
- Haslam S.M. 1978. *River Plants*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 396 pp.
- Haslam S.M. 1981. Changing rivers and changing vegetation in the past half century. Proceedings "Aquatic Weeds and their Control", Association of Applied Biologists, Oxford, April 7–8, p. 49–57.
- Heino J., Soininen J., Lappalainen J., Virtanen R. 2005. The relationship between species richness and taxonomic distinctness in freshwater organisms. *Limnology and Oceanography* 50(3): 978–986.
- Hellawell J.M. 1991. Development of a rationale for monitoring. In: *Monitoring for Conservation and Ecology* (ed: Goldsmith, B) pp. 1-14. Chapman and Hall, London
- Horváth A., Szitár K. (szerk.) 2005. Biodiverzitás monitorozás módszertan, Agrár-környezetgazdálkodási információs rendszer. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Horváth A., Szitár K. (szerk.) 2007. Agrártájékos növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Horváth F., Dobolyi K. Z., Morschhauser T., Lőkös L., Karas L., Szerdahelyi T. 1995. FLÓRA Adatbázis 1.2. Taxon-lista és attribútum-állomány. Flóra Munkacsoport MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete és MTM Növénytár, Vácrátót - Budapest, 252 pp.
- Horváth F., Dobolyi K. Z., Morschhauser T., Lőkös L., Karas L., Szerdahelyi T. 1995. FLÓRA Adatbázis 1.2. Taxon-lista és attribútum-állomány. Flóra Munkacsoport MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete és MTM Növénytár, Vácrátót – Budapest, 252 pp.
- Horváth F., Rapcsák T., Szilágyi G. (szerk) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I. Informatikai alapozás. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. 164 pp.
- Horváth, A. 2007. A Monitorozás tervezése és végrehajtása. in: *Agrártájékos növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei.* (ed. Horváth A., Szitár K.) MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Horváth, Gy. 2004. Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populáció monitorozása a Kis-Balaton területén. *ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK*, 89: 5–16.
- Istvánovics V., Honti M., Kovács Á., Osztóics A. 2008. Distribution of submerged macrophytes along environmental gradients in large, shallow Lake Balaton (Hungary). *Aquatic Botany* 88: 317–330.
- Jäger P., Pall K., Dumfarth E. 2004. A method of mapping macrophytes in large lakes with regard to the requirements of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 140–146.
- Janauer G. 2002. Guidance on the Assessment of Aquatic Macrophytes in Lakes under the Conditions of the Monitoring for the Water Framework Directive/EU (preliminary, CEN-internal use, basic document). Georg Janauer, 25.06.2002 (Version 2), 3 pp.
- Jorgensen S.E. 1990a. Introduction. In: Jorgensen, S.E., Löffler, H. (eds.) *Guidelines of Lake Management Vol. 3. Lake Shore Management*. ILEC and UNEP, p. 1–3.
- Jorgensen S.E. 1990b. Erosion and filtration. In: Jorgensen, S.E. – Löffler, H. (eds.) *Guidelines of Lake Management Vol. 3. Lake Shore Management*. ILEC and UNEP, p. 13–19.

- Juanes J.A., Guinda X., Puente A., Revilla J.A. 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators* 8: 351–359.
- Kertész É. 2001. A szabadkígyósi mintaterület élőhelytérképezése és leírása (Dél-Tiszántúl). Kézirat. Körös-Maros Nemzeti Park, NBmR.
- Király G. 2007. Vörös Lista . A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai. Sopron. (www.termeszetvedelem.hu)
- Kiss, B., Juhász, P., Müller, Z., Nagy, L., Gáspár, Á. 2006: Summary of the Ecological Survey of Surface Waters of Hungary (ECOSURV) – Sampling locations, methods and investigations. *Folia Historico Naturalia Musei Matrensis* 30: 299–304.
- Korsós Z. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII. Kétéltűek és hullók, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest
- Kovácsné Láng E., Török K. (szerk.) 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III. Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 148 pp.
- Kröpfl, K., Vladár, P., Szabó, K., Ács, É., Borsodi, A.K., Szikora, Sz., Caroli, S., Záray, Gy. 2006: Chemical and biological Characterisation of biofilms formed on different substrata in Tisza river (Hungary). *Env. Pollution* 144: 626–631.
- Kubec J., Podzimek J. 1996. *Wasserwege*. Verlag Werner Dausien, Hanau, Germany, 491 pp.
- Kun A., Molnár Zs. 1999. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Élőhelytérképezés, Scientia Kiadó, Budapest.
- Kurata A., Kira T. 1990. Water quality aspects. In: Jorgensen, S.E., Löffler, H. (eds.) *Guidelines of Lake Management Vol. 3. Lake Shore Management*. ILEC and UNEP, p. 21–37.
- Lamouroux N., Dolédec S., Gayraud S. 2004. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effect of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* 23(3): 449–466.
- Láng E. 1996. A biológiai sokféleség monitorozása. A Magyar Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer kifejlesztésének alapelvei és tervei. *Természet Világa* 127. Biodiverzitás különszám, pp. 44-46.
- Large A.R.G., Newson M.D. 2005. Hydromorphological quality – A policy template for channel design in river restoration. In: Anderson, M.G. (ed.): *Encyclopedia of Hydrological Sciences. Part 16: Land Use and Water Management*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK.
- Lengyel, Sz., Déri, E., Varga, Z., Horváth, R., Tóthmérész, B., Henry, P.-Y., Kobler, A., Kutnar, L., Babij, V., Seliškar, A., Christia, C., Papastergiadou, E., Gruber, B., Henle, K. 2008b: Habitat monitoring in Europe: a description of current practices. *Biodivers. Conserv.* 17: 3327–3339.
- Lengyel, Sz., Kobler, A., Kutnar, L., Framstad, Henry., P.-Y., Babij, V., Gruber, B., Schmeller, D., Henle, K. 2008a: A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. *Biodivers. Conserv.* 17: 3341–3356.
- Llorens E., Comas J., Martí E., Riera J.L., Sabater F., Poch M. 2009. Integrating empirical and heuristic knowledge in a KBS to approach stream eutrophication. *Ecological Modelling* 220: 2162–2172.
- Lorenz C.M., Van Dijk G.M., Van Hattum A.G.M., Cofino W.P. 1997. Concepts in river ecology: implications for indicator development. *Regulated Rivers: Research and Management*, Vol. 13: 501–516.
- Lovászi P. 1998. A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) helyzete Magyarországon az 1941-1994 közötti országos állományfelmérések eredményeinek tükrében. *Ornis Hungarica*, 8 (Suppl. 1): 1-8.

- Löffler H. 1990a. Impact on man. In: Jorgensen, S.E., Löffler, H. (eds.) Guidelines of Lake Management Vol. 3. Lake Shore Management. ILEC and UNEP, p. 73–80.
- Löffler H. 1990b. Impact by man. In: Jorgensen, S.E. Löffler, H. (eds.) Guidelines of Lake Management Vol. 3. Lake Shore Management. ILEC and UNEP, p. 81–88.
- Ludovisi A., Poletti A. 2003. Use of thermodynamic indices as ecological indicators of the development stage of lake ecosystems 2. Exergy and specific exergy indices. *Ecological Modelling* 159: 223–238.
- Macdonald S.M., Mason C.F. 1982. Some factors influencing the distribution of otters (*Lutra lutra*). *Mammal Reviews* 13: 1–10.
- Macdonald S.M., Mason C.F., Coghill I.S. 1978. The otter and its conservation in the River Teme catchment. *Journal of Applied Ecology* 15: 373–384.
- Maggioni L.A., Fontaneto D., Bocchi S., Gomarasca S. 2009. Evaluation of water quality and ecological system conditions through macrophytes. *Desalination* 246: 190–201.
- Mäkelä S., Huitu E., Arvola L. 2004. Spatial patterns in aquatic vegetation composition and environmental covariates along chains of lakes in the Kokemäenjoki watershed (S. Finland). *Aquatic Botany* 80: 253–269.
- Makkay K., Pick F.R., Gillespie L. 2008. Predicting diversity versus community composition of aquatic plants at the river scale. *Aquatic Botany* 88: 338–346.
- Maltby E. 1986. *Waterlogged Wealth. Why waste the world's wet places?* – Eartscan, London, 200 pp.
- Manariotis I.D., Yannopoulos P.C. 2004. Adverse effects on Alfeios river basin and an integrated management framework based on sustainability. *Environmental Management* 34: 261–269.
- Marchant J., Forest C. and Greenwood J. J. D. 1997. A review of large-scale generic population monitoring schemes in Europe. *Bird Census News* 10: 42-79.
- Margóczy K. 2001. A vegetációtan természetvédelmi alkalmazása. PhD Értekezés. SZTE Ökológiai Tanszék.
- Margóczy K. 2007. Jelentés a "Déli határszakasz felszíni vizeinek jó környezeti állapotának megőrzéséhez szükséges akcióterv" című, HU-RO-SCG-1/146 azonosító számú program keretében végzett ökológiai kutatásokról. Kézirat: SZTE. Ökológiai Tanszék, Szeged.
- Margóczy K., Aradi E., Körmöczy L., Zalatnai M. és Makra O. 2007. A tervezett Körös-éri Tájvédelmi Körzet területeinek tájtörténeti elemzése az I. Katonai Felmérés időszakától. Kézirat. Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék
- Margóczy K., Fehér M., Hrtyan M., és Gradzikiewicz M. 2009. Parlagok és természetvédelmi célú gyepesítések értékelése Ásotthalom, Tiszaalpár és Kardoskút határában. – *Természetvédelmi Közlemények* 15, pp. 182-192.
- Melo A.S., Bini L.M., Thomaz S.M. 2007. Assessment of methods to estimate aquatic macrophyte species richness in extrapolated sample sizes. *Aquatic Botany* 86: 377–384.
- Merkl O., Kovács T. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VI. Bogarak, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- MÉTA Program 2010. <http://www.novenyzetiterkep.hu/>
- Mistri M., Munari C., Marchini A. 2008. The fuzzy index of ecosystem integrity (FINE): a new index of environmental integrity for transitional ecosystems. *Hydrobiologia* 611: 81–90.
- Mitsch W.J. 1996. Managing the world's wetlands – Preserving and enhancing their ecological functions. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 139–147.
- Mitsch W.J., Gosselink J.G. 1993. *Wetlands*. 2nd Edition. Van Nostrand Reinhold, New York, XIII + 722 pp.

- Moe S.J., Dudley B., Ptacnik R. 2008. REBECCA database: experiences from compilation and analyses of monitoring data from 5,000 lakes in 20 European countries. *Aquatic Ecology* 42: 183–201.
- Molnár Zs, Biró M. 2010. [A néhány száz évre visszatekintő, botanikai célú történeti tájökológiai kutatások módszertana](#). Földrajzi Tanulmányok. V: 109-126.
- Molnár Zs. 1997. [The land-use historical approach to study vegetation history at the century scale](#). In: Tóth E., Horváth R. (eds.): Proceedings of "Research, Conservation, Management" Conference, Aggtelek, Hungary, pp. 345-354.
- Molnár Zs., S. Bartha T. Seregélyes E. Illyés Z. Botta-Dukát G. Tímár F. Horváth A. Révész A. Kun J. Bölöni M. Biró L. Bodonczai Á. J. Deák P. Fogarasi A. Horváth I. Isépy L. Karas F. Kecskés Cs. Molnár A. Ortmann-né Ajkai & Sz. Rév 2007. A grid-based, satellite-image supported multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA) *Folia Geobotanica* 42: 225–247.
- Momo F.R., Casset M.A., Gantes P., Torremorell A.M., Perelli R.M. 2006. Relationship between micro-invertebrates and macrophytes in a wetland: Laguna Iberá (Corrientes, Argentina). Implications for water quality monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment* 112: 271–281.
- Muhar S., Schwarz M., Schmutz S., Jungwirth M. 2000. Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Austria. *Hydrobiologia* 422: 343–358.
- Müller F., Hoffmann-Kroll R., Wiggering H. 2000. Indicating ecosystem integrity – theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling* 130: 13–23.
- Nagy Sz., Nagy K., Szép T. 2009. Potential impact of EU accession on common farmland bird populations in Hungary. *ACTA ORNITHOL* 44: 37-44.
- Nelson S.A.C., Cheruvilil K.S., Soranno P.A. 2006. Satellite remote sensing of freshwater macrophytes and the influence of water clarity. *Aquatic Botany* 85: 289–298.
- Németh F. 1989. Száras növények. In: Rakonczay Z. (szerk.): Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok. Akadémiai Kiadó. Budapest. Pp 265-325.
- Nichols J.D., Johnson F.A. and Williams B.K. 1995. Managing North American waterfowl in the face of uncertainty. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 26, 177–199.
- Nieuwenhuis R.A., van Dam H., Macalik K., Lukács B.A., Borics G., Pomogyi P., Németh J., Zsuga K. 2005. EcoSurv BQE Report Macrophytes. EuropeAid/114951/D/SV/2002-000-180-04-01-02-02, 25 pp.
- Ondok J.P., Priban K., Květ J. 1990. Evapotranspiration in littoral vegetation. In: Jorgensen, S.E. – Löffler, H. (eds.): Guidelines of Lake Management Vol. 3. Lake Shore Management. – ILEC and UNEP, p. 5–11.
- Orfanidis S., Panayotidis P., Stamatidis N. 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3: 27–33.
- Orfanidis S., Papathanasiou V., Sabetta L., Pinna M., Gigi V., Gounaris S., Tsiagga E., Nakou K., Theodosiou Th. 2007. Benthic macrophyte communities as bioindicators of transitional and coastal waters: relevant approaches and tools. *Transitional Waters Bulletin* 3: 45–49.
- Ořahel'ová H., Valachovič M., Hrivnák R. 2007. The impact of environmental factors on the distribution pattern of aquatic plants along the Danube River corridor (Slovakia). *Limnologica* 37: 290–302.
- Pannekoek J., Strien A.V. 2001. TRIM 3 Manual. Trend and Indices for Monitoring data. Research paper no. 0102. Statistics Netherlands, Voorburg.
- Papp B. és Ódor P. 2006. Zöld koboldmoha (*Buxbaumia viridis*) KvVM Természetvédelmi Hivatal, Fajmegőrzési tervek.

- Papp B., Ódor P., Szurdoki E. 2006. A mohák monitorozásának eredményei. In: Török K. és Fodor L. 2006. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei I. Élőhelyek, Mohák, Gombák. KVVM-TvH, Budapest.
- Parsons J. 2001. Aquatic Plant Sampling Protocols. Environmental Assessment Program, Olympia, Washington 98504-7710, June 2001. Water Body Number WA-25-5010, Publication No. 01-03-017, Washington State Department of Ecology, 35 pp.
- Pásztor E. és Oborny B. (szerk.) 2007. Ökológia. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Patrício J., Neto J.M., Teixeira H., Salas F., Marques J.C. 2009. The robustness of ecological indicators to detect long-term changes in the macrobenthos of estuarine systems. *Marine Environmental Research* 68: 25–36.
- Petts G.E. 1990. The role of ecotones in aquatic landscape management. In: Naiman R.J., Décamps H. (eds.): *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. Man and Biosphere Series 4, UNESCO, Paris. The Parthenon Publishing Group, Carnforth, UK, p. 227–261.
- Pieczynska E. 1990. Littoral habitats and communities. In: Jorgensen, S.E. – Löffler, H. (eds.) *Guidelines of Lake Management Vol. 3. Lake Shore Management*. – ILEC and UNEP, p. 39–71.
- Podani J. 1997. Bevezetés a többváltozós adatfeltárás rejtjelmeibe. Scientia, Budapest.
- Pomogyi P., Szalma E. 2006: A VKI szerinti makrofita minősítés módszertani kérdései. A Magyar Hidrológiai Társaság XXIV. Országos Vándorgyűlésére (2006.07.05–06.) benyújtott előadások (CD-ROM kiadvány), ISBN 978-963-8172-19-8, p. 1–7.
- Poore M.E.D. 1955. The use of phytosociological methods in ecological investigations: I. The Braun-Blanquet system. *The Journal of Ecology* 43(1): 226–244.
- Prato S., Morgana J.G., La Valle P., Finoia M.G., Lattanzi L., Nicoletti L., Ardizzone G.D., Izzo G. 2008. Application of biotic and taxonomic distinctness indices in assessing the ecological quality status of two coastal lakes: Caprolace and Fogliano lakes (Central Italy). *Ecological Indicators* (published online), doi: 10.1016/j.ecolind.2008.06.004
- Reiss K.C. 2006. Florida Wetland Condition Index for depression forested wetlands. *Ecological Indicators* 6: 337–352.
- Ronkay L. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VII. Lepkék, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest
- Rutt, G.P., Pickering, T.D., Reynolds, N.R.M. 1993: The impact of livestock-farming on Welsh streams – The development and testing of a rapid biological method for use in the assessment and control of organic pollution from farms. *Environmental Pollution* 81: 217–228.
- Sager L. 2009. Measuring the trophic status of ponds: Relationships between summer rate of periphytic net primary productivity and water physico-chemistry. *Water Research* 43: 1667–1679.
- Schmeller D.S., Henry P-Y., Julliard R., Gruber B., Clobert J., Dziock F., Lengyel Sz., Nowicki P., Déri R., Budrys E., Kull T., Tali K., Bauch B., Settele J., Van Swaay C., Kobler A., Babij V., Papastergiadou E., Henle K. 2008. Advantages of Volunteer-Based Biodiversity Monitoring in Europe. *Conservation Biology*, 23: 307–316.
- Seele J., Mayr M., Staab F., Raeder U. 2000. Combination of two indication systems in pre-alpine lakes – diatom index and macrophyte index. *Ecological Modelling* 130: 145–149.
- Seip K. L. 2002. The Froude number stick, an evaluation. (Short communication.) *River Research and Applications* 20: 99–102.
- Shumway S.W. 1995. Physiological integration among clonal ramets during invasion of disturbance patches in a New England salt marsh. *Annals of Botany* 76: 225–233.

- Smith M.J., Ough K.M., Scroggie M.P., Schreiber E.S.G., Kohout M. 2009. Assessing changes in macrophyte assemblages with salinity in non-riverine wetlands: A Bayesian approach. *Aquatic Botany* 90: 137–142.
- Solimini A.G., Ptacnik R., Cardoso A.C. 2009. Towards holistic assessment of the functioning of ecosystems under the Water Framework Directive. *Trends in Analytical Chemistry* 28(2): 143–149.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P., Amsinck S.L. 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42: 616–629.
- Soó R. 1964–1980. A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I–VI. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Soó R. 1980. Conspectus associationum regionis Pannonicae. In: Soó R.: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve VI. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 525–538.
- Spears B.M., Gunn I.D.M., Carvalho L., Winfield I.J., Dudley B., Murphy K., May L. 2009. An evaluation of methods for sampling macrophyte maximum colonisation depth in Loch Leven, Scotland. *Aquatic Botany* 91: 75–81.
- Spellerberg I.F. 1995. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Standovár T. & Primack R. 2001. *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Standovár T. 2006. Biológiai megfontolások az erdei életközösségek hatékony védelméhez. *Magyar Tudomány*, 6: 656–662.
- Staniszewski R., Szoszkievicz K., Zbierska J., Lesny J., Jusik Sz., Clarke R.T. 2006. Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification. *Hydrobiologia* 566: 235–246.
- Steiger J., Tabacchi E., Dufour S., Corenblit D., Peiry J.-L. 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems: A review for the temperate zone. *River Research and Applications* 21: 719–737.
- Stenger-Kovács, Cs., Buczkó, K., Hajnal, É., Padisák, J. 2007: Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589: 141–154.
- Swales S. 1982. Environmental effects of river channel works used in land drainage improvements. *Journal of Environmental Management* 14: 103–126.
- Szalma E., Pomogyi P. 2007. Integrált Makrofita Minősítési Index (IMMI) – hazai módszer a VKI szerinti makrofita minősítésre. *Hidrológiai Közlemény* 87(6): 129–131.
- Szentkirályi F., Leskó K., and Kádár F. 2008. Climatic effects on long-term fluctuations in species richness and abundance level of forest macrolepidopteran assemblages in a Hungarian mountainous region. *Carp. J. of Earth and Environmental Sci.*, 2: 73–82.
- Szép T., Szabó, D. Z., Vallner, J. 2003. Integrated population monitoring of sand martin *Riparia riparia* - an opportunity to monitor the effects of environmental disasters along the River Tisza. *ORNIS HUNG* 12-13: 169–182
- Szép T. 2000. A madármonitorizás új módszerei és lehetőségei. *ORNIS HUNG* 10: 1–16.
- Szép T. 2009. A madárgyűrűzés új alkalmazási területei a 21 század elején. In: Csörgő T, Karcza Zs, Halmos G, Magyar G, Gyurácz J, Szép T, Bankovics A, Schmidt A, Schmidt E (szerk.) *Magyar Madárvonulási Atlasz*. Budapest: Kossuth Kiadó, 66–67.
- Szép T. and Gibbons, D. 2000. Monitoring of common breeding birds in Hungary using a randomised sampling design. *The Ring*, 22: 45–55.
- Szép T., Nagy, K. 2001. Magyarországi UTM kvadrátok térinformatikai adatbázisa a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnél. *Természetvédelmi Közlemények* 9: 31–37

- Szép T., Nagy, K. 2002. Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2000. Budapest: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 40p.
- Szép T., Waliczky, Z. 1993. Ritka és telepesen fészkelő madarak monitoring programja. MME, Budapest.
- Szilágyi F. (szerk.) 2006. A fenntartható vízgazdálkodás tudományos megalapozása az EU Víz Keretirányelv hazai végrehajtásának elősegítésére. 1. téma: Az ökológiai minősítés kérdései (2005). BME Építőmérnöki Kar, Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest.
- Takács G. (szerk.) 2009. TIR Felhasználói kézikönyv – Biotika modul v2.0. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium. Budapest.
- Takács G. és Molnár Zs. (szerk.) 2007. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Élőhelyterképezés. Második átdolgozott kiadás. Sarród, Vácrátót.
- Takács, A. A., Takács, G., Lőrincz, T. 2008. A Természetvédelmi Információs Rendszer. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
- Teixeira H., Salas F., Neto J.M., Patrício J., Pinto R., Veríssimo H., García-Charton J.A., Marcos C., Pérez-Ruzafa A., Marques, J.C. 2008. Ecological indices tracking distinct impacts along disturbance-recovery gradients in a temperate NE Atlantic Estuary – Guidance on reference values. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80: 130–140.
- Thiebaut G., Guérol F., Muller S. 2002. Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tools to monitor water quality? *Water Research* 36: 3602–3610.
- Thomas J.A., Telfer M.G., Roy D.B., Preston C.D., Greenwood J.J.D., Asher J., Fox R., Clarke R.T., Lawton J.H. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303: 1879–1881.
- Tockner K., Malard F., Ward J.V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14: 2861–2883.
- Török K. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IV. Növényfajok. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 140 pp.
- Török K. és Fodor L. (szerk.) 2006. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei I. Élőhelyek, Mohák, Gombák. KVVM-TvH, Budapest. http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/NBmR/Kiadv%C3%A1nyok/NBmR_elso_kotet.pdf
- Tucker G.M., Evans M.I. 1997. Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. BirdLife International, Cambridge.
- Vis C., Hudon C., Carignan R. 2003. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales. *Aquatic Botany* 77: 187–201.
- Wadson, R.A., Rowntree, K.M. 1998: Application of the hydraulic biotope concept to the classification of instream habitats. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 143–157.
- Waliczky Z. 1991. Beszámoló az énekesmadarak monitoring típusú állományfelmérésének első két évéről. *Aquila* 98: 163-168.
- Walling D.E. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia* 410: 223–240.
- White G. C., and K. P. Burnham. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:S120-139.
- Wimmer R., Chovanec A., Moog O., Fink M.H., Gruber D. 2000. Abiotic stream classification as a basis for a surveillance monitoring network in Austria in accordance with the EU Water Framework Directive. *Acta Hydroch. Hydrob.* 28: 177–184.

- Yallop M., Hirst H., Kelly M., Juggins S., Jamieson J., Guthrie R. 2009. Validation of ecological status concepts in UK rivers using historic diatom samples. *Aquatic Botany* 90: 289–295.
- Yoccoz N.G., Nichols J.D. and Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *TRENDS in Ecology & Evolution*, 16: 446-453.

Tárgymutató

- agrár-környezetgazdálkodás, 7
Agrár-környezetgazdálkodási Információs Rendszer AIR, 7
Á-NÉR, 51, 73, 77, 87, 91, 120, 133
ArcView, 41, 83
biodiverzitás index, 116
biodiverzitás indikátor, 126
Biodiverzitás indikátor index, 122
Biológiai Sokféleség Egyezmény, 21, 135
biomonitorozás, 135, 148, 150
Biotika Adatlap, 20
Biotikai modul, 26
CES, 102, 103, 109, 114
C-NÉR, 133
CORINE, 123, 127
Degradáció, 56
DISTANCE, 17, 109, 110
distance sampling, 17, 110
Egyezmény a Biológiai Sokféleségről, 6
élőhelyosztályozás, 129
Élőhelyvédelmi Irányelv, 6, 21, 23, 51, 101
EOV, 83
erdőrezervátum, 61
ERTI, 96
EU agrártámogatási rendszer, 15
Európai Közös Agrárpolitika, 7
fajspecifikus módszer, 109
FBI, 122
fenntartható fejlődés indikátor, 126
fogás-visszafogás, 17
generikus módszerek, 109
GIS, 20, 166
Google Earth, 20, 83
GPS, 17, 20, 41, 42, 83
hipotézistesztelő monitorozás, 13
hosszútávon vonuló madárfaj, 126
indikátor, 16, 104, 138, 146
indikátorok, 15
IUCN, 34, 36
Madárvédelmi Irányelv, 6, 21, 101
MARK, 17, 109, 110
MÉTA, 89
 hatszögek, 90
 mintavétel, 18, 54, 61, 63, 119
MME, 103, 118
MMM, 105, 116, 118
monitoring, 9
Natura 2000, 24, 27
NATURA 2000, 6, 78, 101
NBmR, 5, 7, 12, 18, 20, 21, 22, 23, 30, 78, 87, 95, 134, 167
NGO, 102
ökológiai állapot, 142
ökorégiós érték, 90
önkéntesek, 19
ponttérkép, 43, 103
potenciális vegetáció, 91
Ramsar, 133
RTM, 109, 112
számítógépes adatbázis, 19
tájszintű sokféleség, 73
tájtörténet, 79
térinformatika, 20
természetesség, 56
TIR, 12, 20, 25
törzsadatár, 19
trend-monitorozás, 13
TRIM, 109, 110, 121, 122, 125
UTM, 106, 112, 113, 119
veszélyeztető tényező, 92
Víz Keretirányelv, 7, 23, 60, 136, 146
Víz Keretirányelve, 7
vizes élőhelyek, 129
VKI, 7, 135
V-NÉR, 133
Vörös Lista, 35