

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar
Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola
Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása doktori program

MESTERHÁZY ATTILA

**A RÁBA-VÖLGYI ERDŐK ÉLŐHELYEINEK ÉS LÁGYSZÁRÚ FAJAINAK
VIZSGÁLATA**

Doktori (PhD.) értekezés

Témavezető:

Prof. Dr. Bartha Dénes
egyetemi tanár

Sopron
2012

**A RÁBA-VÖLGYI ERDŐK ÉLŐHELYEINEK ÉS LÁGYSZÁRÚ FAJAINAK
VIZSGÁLATA**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében
a Nyugat-magyarországi Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok
Doktori Iskolája
Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása doktori programja

Írta:
Mesterházy Attila

Témavezető: Prof. Dr. Bartha Dénes
Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,
Sopron

.....
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr.) igen /nem
(aláírás)

Második bíráló (Dr.) igen /nem
(aláírás)

(Esetleg harmadik bíráló (Dr.) igen /nem
(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....% - ot ért el
Sopron/

.....
a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....
Az EDT elnöke

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék.....	4
Kivonat.....	6
Abstract.....	6
1. Bevezetés.....	7
1.1. Kérdésfelvetés, célkitűzések.....	7
1.2. A terület bemutatása.....	9
1.2.1. Tájföldrajzi vonatkozások.....	9
1.2.2. Geológiai, geomorfológiai jellemzők.....	9
1.2.3. Éghajlat.....	10
1.2.4. Rába-folyó.....	11
1.2.5. A Rába-völgy talajai.....	19
1.3. Tájéörténeti jellemzés.....	21
1.3.1. A Rába-völgy tájöörténete.....	21
1.3.2. A Rába menti erdők tájöörténete.....	24
2. Irodalmi áttekintés.....	29
2.1. A Rába-völgy botanikai és növényföldrajzi kutatástörténete.....	29
2.2. Fajkompozíció és fajkombináció vizsgálatok.....	32
2.3. Erdei lágyszárúak terjedésével kapcsolatos vizsgálatok.....	35
3. Anyag és módszer.....	39
3.1. Mintaterületek bemutatása.....	39
3.2. A mintaterületek fajkészletének vizsgálata.....	41
3.3. A mintaterületek élőhelyeinek felmérése.....	41
3.4. Diverzitás vizsgálatok.....	42
3.5. Fajelterjedés vizsgálatok.....	44
4. Eredmények.....	46
4.1. A mintaterületek fajkészletének vizsgálata.....	46
4.1.1. A mintaterületek lágyszárú fajainak felmérése.....	46
4.1.2. A mintaterületek fa és cserjefajai.....	58
4.2. A vizsgált terület élőhelyei.....	62
4.2.1. A vizsgált területen előforduló élőhelytípusok elterjedése.....	62
4.2.2. A vizsgált terület élőhelytípusainak jellemzése.....	64
4.2.3. A vizsgált mintaterületen nem előforduló, de a Rába-völgyben megtalálható egyéb természetes élőhelyek.....	85
4.3. Diverzitás vizsgálatok.....	87
4.4. Elterjedésvizsgálatok.....	95
4.4.1. <i>Aegopodium podagraria</i> L.....	95
4.4.2. <i>Anemone nemorosa</i> L.....	96
4.4.3. <i>Anemone ranunculoides</i> L.....	98

4.4.4. <i>Carex brizoides</i> L.	100
4.4.5. <i>Corydalis cava</i> L.	104
4.4.6. <i>Corydalis solida</i> L.	105
4.4.7. <i>Galanthus nivalis</i> L.	107
4.4.8. <i>Isopyrum thalictroides</i> L.	109
4.4.9. <i>Galeobdolon montanum</i> Pers. ex Rchb.	111
4.4.10. <i>Leucojum verum</i> L.	113
4.4.11. <i>Scilla drunensis</i> Speta.	114
4.4.12. <i>Stellaria holostea</i> L.	116
4.4.13. Összefoglaló értékelés	118
4.5. Az eredmények gyakorlati alkalmazhatósága	119
5. Összefoglalás	121
6. Irodalomjegyzék	126

Kivonat

A Rába-völgyi erdők élőhelyeinek és lágyszárú növényfajainak vizsgálata

A szerző 2004 és 2012 között vizsgálta a Rába-völgyben található ártéri erdők flóráját és vegetációját. A vizsgált területről 330 lágyszárú faj került elő, köztük több országos szinten ritka fajról sikerült adatokat gyűjteni. Az élőhelytérképezés során a mintaterületekről 13 természetes- és 17 átalakított élőhelytípus került kimutatásra és jellemzésre. A dolgozat kiemelten foglalkozott a Rába-völgyben lévő mocsárerdők, keményfaligetek és gyertyános-kocsánytalan tölgyesek elkülönítésének nehézségeivel. A kutatás során ismerté váltak az egyes erdőtípusok karakterfajai. A lágyszárú szint diverzitásvizsgálata során láthatóvá vált, hogy a fajsám és a fajkombinációk diverzitása tekintetében a természetszerű erdők magasabb értéket képviselnek, de egyes fenyben gazdag ültetvények (feketedió, akác) is hasonló mutatókkal rendelkeznek. A faállományok természetességének korrekt megítéléséhez tehát nem elég csak a lágyszárú szint diverzitását vizsgálni, hanem azt több szintre és paraméterekre kiterjedő vizsgálatok összesített értékelésével kaphatjuk meg. A szerző 12 erdei lágyszárú faj elterjedésének térképezése során a felmért fajokat viselkedésük szerint az alábbiak szerint csoportosította:

Erdészeti beavatkozásokra érzékeny fajok: *Isopyrum thalictroides*

Viszonylag gyorsan terjedő fajok: *Aegopodium podagraria*, *Carex brizoides*, *Corydalis solida*, *Galanthus nivalis*, *Leucojum verum*

Lassan terjedő fajok: *Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides*, *Isopyrum thalictroides*, *Scilla drunensis*

Korérzékeny fajok: *Galanthus nivalis*, *Galeobdolon montanum*, *Scilla drunensis*

Legeltetés felhagyását követően terjedő fajok: *Carex brizoides*, *Stellaria holostea*

Abstract

The analysis of the forest habitats and herbaceous plant species of the Raba valley

Along the 8-year-long survey presence of 330 herbaceous species became known in the sample areas altogether. In the survey of the herbaceous vegetation numerous species became known with outstanding importance for the area moreover in some cases nation-wide. At the sample areas 13 natural and 17 transformed habitat types became detected and described. The thesis laid emphasis on the difficulties of the segregation of the swamp forests, hardwood alluvial forests and oak-hornbeam forests in the Raba-valley. In this research the characteristic species of the different forest types became known.

The diversity analysis of the herbaceous layer revealed that the nature-like forests shows higher level of species number and species compositions diversity but some plantations with plenty of light (black walnut, black locust) also have similar indexes. For the correct evaluation of the naturalness in forest stands it is not enough to examine the diversity of the herbaceous layer but need to summarize the evaluation of more layers and parameters.

The examined species can be classified to the following groups on the base of their behaviour shown in the range analysis:

Species sensitive to the forest management activities: *Isopyrum thalictroides*

Relatively fast spreading species: *Aegopodium podagraria*, *Carex brizoides*, *Corydalis solida*, *Galanthus nivalis*, *Leucojum verum*

Slow spreading species: *Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides*, *Isopyrum thalictroides*, *Scilla drunensis*

Species sensitive to the age of forest stands: *Galanthus nivalis*, *Galeobdolon montanum*, *Scilla drunensis*

Species expanding after abandoned grazing: *Carex brizoides*, *Stellaria holostea*

1. Bevezetés

1.1. Kérdésfelvetés, célkitűzések

A nagyobb folyóink mentén található ártéri erdők hazánk legveszélyeztetettebb erdei élőhelyei közé tartoznak. Egykoron az alföldi táj vízfolyásainak magasabb árterein gyakori élőhely volt, mely a dombvidékeken is elterjedt lehetett.

A 19. század közepén lendületet vett folyószabályozások az ártéri erdők termőhelyeit jelentős mértékben átalakították. Gátak létesítésével az állományok jelentős része hullámtéren kívül került és így előntést nem kapott. Az árvizek elmaradása a mellékágak, vízerek feltöltődését, ennek eredményeként a mikrodomborzat homogenizálódását vonta maga után. Az öntéstalajok a szárazodás során az erdőtalajok irányába fejlődtek, így jöttek létre az ún. réti erdőtalajok. Az ártéri erdők szárazodását tovább fokozta a kanyaroktól megfosztott, kiegyenesített folyók felgyorsulás okozta mederbevágódása, amely a környező területek talajvízszint csökkenését idézte elő. Az így kiszáritott árterek jelentős részén lehetővé vált a szántóföldi művelés és a rétgazdálkodás. A mezőgazdasági területek térnyerésének sok erdő esett áldozatul.

A termőhelyi viszonyok átalakulásával az erdők szerkezetében is alapvető változások következtek be, az üdébb viszonyokat kedvelő ligeterdők gyertyános-tölgyesekké fejlődtek. Az állományok fragmentációja az eredeti fajkészlet csökkenését vonta maga után, a környező területekről több tágtúrású, nem „erdei” növény vándorolt be. A fajkészlet átalakulását az erdőgazdálkodás tovább fokozta. Annak ellenére, hogy a termőhelyi feltételek még napjainkban is sok helyen lehetővé tennék a keményfaligetek kialakulását, a legutóbbi felmérés (BÖLÖNI et al. 2011) szerint hazánkban ez az élőhely mindössze 16 500 ha-t borít.

Nyugat-Magyarország legnagyobb folyója a Rába, mely a Keleti-Alpok vizeit gyűjti össze és a Nyugat-magyarországi peremvidéken és a Kis-Alföldön keresztül vezeti azokat a Dunába. 2005-ben az évtized folyójának választott Rába nem hiába dicsekedhet ezzel a kitüntető címmel. A döntően szabályozatlan középszakasz jellegű, meanderező vízfolyás mentén még ma is nagy számban maradtak meg természetközeli élőhelyek. Az országhatár és Sárvár közötti szakaszon kismértékű beavatkozások történtek, míg a várostól a torkolatig intenzíven művelt mezőgazdasági területek ölelésében, töltések között folyik a kanyaroktól megfosztott vízfolyás. Bár a természetközeli élőhelyek tekintetében a Rába gazdagabb az ország más vízfolyásainál, ártéri erdők tekintetében árnyaltabb a kép. Összefüggő erdőterületek a folyó mentén csak néhány száz hektáros kiterjedésben maradtak fenn. A nagyobb erdőfoltok főleg a Rába-völgyre koncentrálnak, Sárvár alatt a Szatmári-erdő kivételével már csak mentett oldalon találunk kisebb fragmentumokat. Az erdőterületek, főként az erdősítések következtében az 1900-as években ugyan növekedtek a térségben, de a jó állapotú ligeterdők kiterjedése inkább csökkent, helyükön őshonos fajokból álló ültetvények a jellemzőek. Kisebbségben megjelentek a tájidegen fajok egyetlen állományok is (nemesnyár, fenyők, feketedió). Látva az erdőkben bekövetkező kedvezőtlen állapotokat az utóbbi évtizedben sürgető feladattá vált a megmaradt állományok felkutatása, feltárása és védelme.

Annak ellenére, hogy Rába-völgy természeti értékeinek felmérése, vegetációjának tanulmányozása több mint száz éves múltat tekint vissza, a térség flórájáról, növényzetéről és a bennük zajló folyamatokról még nagyon keveset tudunk. Az 1800-as évek végén kezdődő florisztikai kutatások csak hozzávetőlegesen érintették a Rába-völgyet (BORBÁS 1887, MÁRTON 1893, GÁYER 1908, 1913, 1925, 1927, 1932), a jelentősebb feltáró munka az 1950-es években a rétek növényzetének felméréseivel kezdődött csak el (JEANPLONG 1958, 1972a,

1983, 1991, 1999). A 60-as években a szomszédos Őrségben kezdődő vegetációkutatások (PÓCS et al. 1958, KÁROLYI & PÓCS 1954, 1968, 1969) nagyon kevés adattal szolgálnak a Rába mentéről. A teljes Felső-Rába-völgyet érintő felmérések az Őrségi Nemzeti Parkot előkészítő és az Alpokalja Természeti Képe kutatássorozat keretében kezdődnek el az 1990-es évek közepén. A vizsgálatok kiterjednek a természeti értékekre, a Rába menti élőhelyek vegetációjára és az özönnövényekre (BALOGH 1999, 2000a, 2000b, 2003, 2007, KOVÁCS & TAKÁCS 1998, KOVÁCS et al. 2000). Amíg a Rába-völgy nyílt természetközeli élőhelyei kiemelt szerepet kapnak a vizsgálatokban, addig az erdei élőhelyekre viszonylag kevés figyelem irányul. Jelentősebb ártéri erdőket érintő cönológiai és florisztikai munkák leginkább a 2000-es években kezdődtek meg (BODONCZI 2002, 2003, KEVEY 2004, 2008).

A Rába menti erdőfoltok növényzetének és vegetációjának részletes felmérése, a természeti értékek alapos feltárása a mai napig várat magára.

Az Őrségi Nemzeti Park megalakulásával (4/2002. (II. 27.) KöM rendelet) az országhatártól Körmendig lévő Rába menti területek nagyrészt természetvédelmi oltalom alá kerültek. A nemzeti park létesítés gondolatával egyidőben megfogalmazódott a Csörnöc menti Tájvédelmi Körzet létesítése is, mely Körmendtől-Kámig óvta volna meg a folyó menti élőhelyeket. A védett természeti terület megalakítása sajnos csak terv maradt. A nemzeti parkon kívül rekedt élőhelyek megóvására 2004-ig kellett várni, amikor szinte a teljes Rába-völgy Natura 2000 terület lett (275/2004. (X. 8.) Kormányrendelet). A kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület magába foglalja szinte az összes természetközeli állapotban fennmaradt erdőfoltot a folyó mentén, mivel az itt előforduló puhafa- és keményfaligetek, pannon gyertyános-tölgyesek közösségi jelentőségű élőhelyek (a Tanács 43/92/EGK (1992. május 21.) számú irányelve a természetes élőhelyek, a vadon élő állatok és növények védelméről).

A természetvédelem célja, hogy a veszélyeztetett élőhelyek természeti értékeit feltárja, a gazdálkodást jogszabályokkal és támogatásokkal úgy irányítsa, hogy azok szavatolják azok hosszú távú fennmaradását. Fontos, hogy a gazdálkodók felé megfogalmazódó előírások, elvárások mögött szakmailag megalapozott érvek és vizsgálatok legyenek. Az erdőgazdálkodás különösen kritikus ebből a szempontból, hiszen a gazdasági cél mellett vagy helyett a természetvédelmi célok érvényesítése mindig is nehézségekbe ütközött. A természetvédelmi kezelés és természetvédelmi szempontú gazdálkodás támogatását, erősítését célzó kutatások mind nagyobb jelentőséggel bírnak. Jelen munka az erdei aljnövényzet lágyszárú fajainak vizsgálatán keresztül próbál összefüggéseket találni a faji sokszínűség és az erdészeti beavatkozások közt.

Vizsgálataim konkrét célkitűzéseit a következő pontokban fogalmaztam meg:

- A Rába-völgy árterén található nagyobb erdőtömbök erdőtörténetének áttekintése, az ott korábban zajlott emberi tevékenységek, erdőhasználati formák feltárása és ezek alapján az aktuális vegetáció értékelése.
- Az erdőtömbökben található élőhelyek térképezése és részletes leírása, különös tekintettel az ott előforduló lágyszárú fajokra. A mintaterületek élőhelytérképének megrajzolása.
- Az erdők edényes növényfajainak felmérése és értékelése, kiemelt figyelemmel a természetvédelmi vagy növényföldrajzi szempontból jelentős fajokra.
- A különböző korú, fafajú és eredetű erdőtípusok aljnövényzetének diverzitásvizsgálata, melynek figyelembevételével értékelhetőek az erdészeti beavatkozások erdőtermészetességre gyakorolt hatásai is.
- A területen található természetserű erdők (gyertyános-tölgyesek, keményfaligetek) lágyszárú kísérő fajainak elterjedés vizsgálata, a különböző korú, eredetű és fafajú állományokban való gyakoriságuk értékelése.

1.2. A terület bemutatása

Magyarországon kevés olyan nagyobb méretű vízfolyást találunk, melynek élőhelyei olyan jó természetességi állapotban maradtak meg, mint a Rába-folyónak. A vízfolyás Sárvárig tartó szakaszán a múltban viszonylag kevés vízrendezési munka folyt, ezért itt a természetes folyókra jellemző hidrológiai folyamatok nagymértékben érvényesülhetnek még napjainkban is. A holtágakkal, zátonyokkal, erdőkkel, gyepekkel tarkított Rába-völgy egy komplex ökológiai rendszer, melynek működésének elemzéséhez elengedhetetlen, hogy az azokat kialakító hidrológiai folyamatokat megfelelő mértékben megismerjük.

1.2.1. Tájföldrajzi vonatkozások

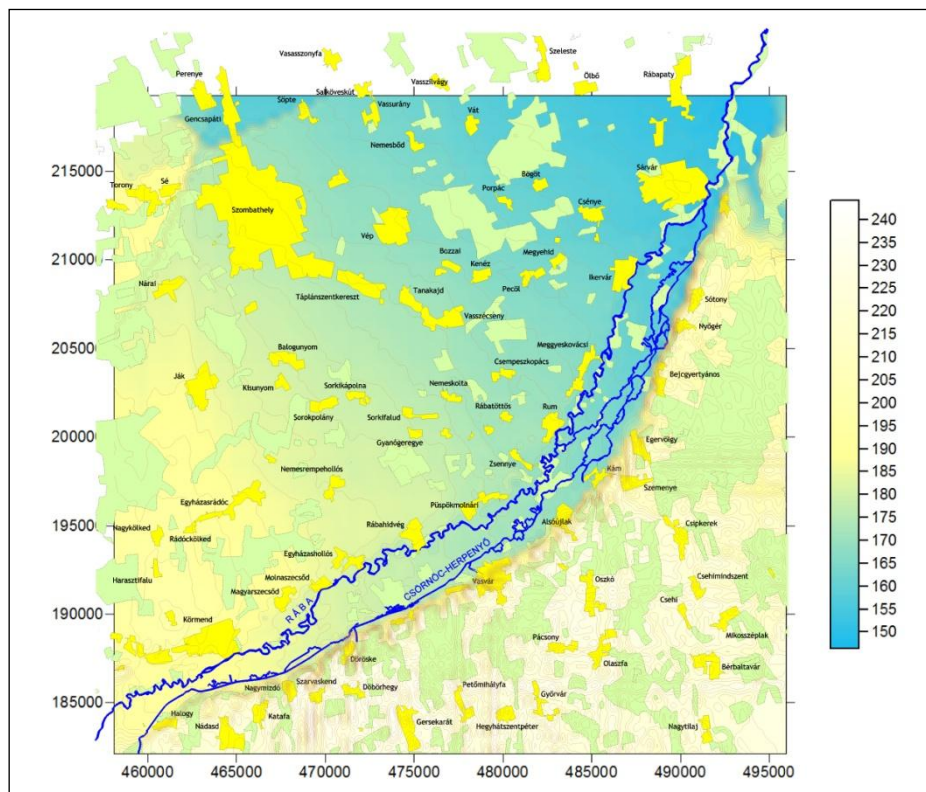
A Rába Nyugat-Magyarország legjelentősebb folyója, a Rába-völgy pedig a Nyugat-Dunántúl legnagyobb völgyét alkotja. A hazai tájföldrajzi besorolás alapján (ÁDÁM 1975) a tulajdonképpeni Rába-völgy kistáj, a Sopron-Vasi síkság középtájba és a Nyugat-magyarországi peremvidék nagytájba sorolandó. A folyóvölgy magyarországi szakasza azonban délnyugat felé az Alpokalja középtáj „Alsó Őrség” és „Vasi-Hegyhát” kistájak közötti szakaszon folytatódik, észak-kelet felé viszont a folyó behatol a Rábaköz középtájon keresztül a Kisalföld nagytájba. Így a Rába Vas megyei szakaszára inkább a völgyeségi, a Győr-Moson-Sopron megyei részre pedig az alföldies térszín a jellemző. A Rába-völgy Vas megyei szakaszát nyugaton az Alpokalja (Alsó Őrség, Vasi Hegyhát), keleten pedig a Kemeneshát (Alsó Kemeneshát, Felső Kemeneshát) kavicstakarója határolja.

A Rába-völgyet egyes - regionális tájföldrajzzal foglalkozó - munkák (BODONCZI 2005, BOKOR 1989) Alsó-, és Felső-Rába-völgyre osztják fel. A felosztás alapja az, hogy a Körmend feletti részen egyedül a Rába folyik, és mindkét oldalon markáns dombság kíséri. Körmendtől lefelé jellegzetes kettős völgy alakult ki egészen Sárvárig (Rába és a Csörnök egymással párhuzamos lefutású völgye). A két kistáj határa a 86-os főút Rába-völgyét átszelő szakasza (BODONCZI 2005). Az újabban elkészült vegetáció alapú tájfelosztás (MOLNÁR et al. 2009) már újra egységes kistájként kezeli a Rába-völgyet.

1.2.2. Geológiai, geomorfológiai jellemzők

A Nyugat-magyarországi-peremvidék geológiai jellegzetességeit alapvetően a Rába-vonal nagyszerkezeti helyzete jeleníti meg. A Rába-vonal nem más, mint egy pikkelyeződésekkel és beszakadásokkal tagolt tektonikus zóna, mely elválasztja a Dunántúli-középhegység nagyszerkezeti egységeket a Kőszeg-mihályi nagyszerkezeti egységektől (VERESS 1989). Ezen nagyszerkezeti egységek földtani fejlődéstörténete a pannon korig jelentősen különbözik. A pannon tenger üledékei nagy vastagságban halmozódtak fel, majd a kiédesedést és feltöltődést követően folyóvízi hordalék (Ős-Duna) öszletek keletkeztek. A pleisztocénben a Kisalföld ismét erőteljesen süllyedni kezdett, más tájegységek viszont (Kőszegi-hegység, Vasi-hegyhát stb.) kiemelkedtek és erőteljesen feldarabolódtak. A Rába a pleisztocén elején épp a Kisalföld süllyedése nyomán fordult ÉK-nek, majd a Kemeneshát emelkedése miatt kissé nyugatra tolódot. Eme nyugatra mozdulás közben alakul ki a Kemeneshát kavicstakarós térszíne. A mai Rába-völgy kialakulása azonban a kemenesháti hordalékkúp építésének a befejezése nyomán indul el a pleisztocén középső időszakában. A Rába-folyó először a mai Rába-síkság területét töltötte fel üledékkel és csak a pleisztocén végén foglalta el jelenlegi helyét.

A Rába-völgy jellegzetessége, hogy asszimetrikus és teraszok szegélyezik. A teraszok a jobb parton Körmendig, a bal parton a Pinka torkolatáig (innen pedig a teraszos sík) jól kimutathatók (1. ábra). A Rába-völgy jobb partja igen meredek, alámosott, a bal part viszont kiszélesedő lankás térségekben folytatódik. Az egész völgy széles 3-6 km-es alluviális völgytalppal rendelkezik. Az akkumuláció és a laterális erózió következtében 4-8 m vastag holocén ártéri üledék halmozódott fel. Helyenként az ártér alacsony- és magasártérre tagolódik. Általában az ártéri szintek igen erősen szabdaltak (morotvatavak, kiszáradt meanderek stb.), a völgsík állandó változása ma is jól követhető. Sajnálatos azonban, hogy jelenleg a dinamikus változó térszín legjelentősebb felszínformáló tényezőjét az antropogén hatások alkotják.



1. ábra: A Rába-völgy áttekintő domborzati térképe (forrás: eredeti)

1.2.3. Éghajlat

A Nyugat-magyarországi-peremvidék egész területén végighúzó Rába-völgy éghajlati viszonyait általában az atlanti (alpesi, óceáni), a mediterrán (déli) és a kontinentális (keleti) hatások érvényesülése határozza meg. Míg a folyó NY-i szakaszán (Szentgotthárd térsége) az éghajlat mérsékelt meleg, nedves, enyhe télű, a középső részeken (Sárvár) átmeneti, addig a Kisalföldre kapcsolódó EK-i szakaszon mérsékelt meleg, mérsékelt száraz, enyhe télű. Uralkodó szélirány az északi. Markáns eltérések vannak a felhőzet, a napfényellátottság, a hőmérséklet és a csapadék eloszlása terén is. A napsütéses órák száma elmarad az országos átlagtól (1850-1900 óra). A borultság is jelentős, a NY-i részeken elérheti a 65%-ot is. A NY-i részeken a nyár hűvösebb (19-19,5 °C), a tél hidegebb (jan. -2 °C), mint a keleti területeken. Az évi csapadék a nyugati határvidéken 800 mm körüli (de Körmendnél 1000 mm fölött is mértek), a völgy DNY-i részén viszont csak 600-750 mm-t ér el.

Valamely térség átlagos csapadékviszonyait elsősorban a nagytérségi légköri folyamatok, az azokhoz kapcsolódó felhő-és csapadékképződés, az ezt módosító felszíni és domborzati viszonyok határozzák meg. A Rába vízgyűjtőjében különösen fontosak a domborzati hatások.

Jelentős a tengerszint feletti magasságtól való függés, emellett nyugatról kelet felé a tengerszint magasságtól függetlenül is csökken az évi csapadékösszeg. Ez a tengerektől mért távolság növekedésével magyarázható.

A csapadék évi menetében - főleg a vízgyűjtő ausztriai részén - igen markánsan mutatkozik meg a nyári (júniusi vagy júliusi) maximum. Az év legkisebb csapadékú hónapja a január vagy a február. Itt meg kell jegyeznünk, hogy a vízgyűjtő magyarországi része télen kimondottan száraz, decemberben Magyarországon itt a legkisebb az átlagos havi csapadékösszeg. Ehhez hasonló a helyzet a vízgyűjtő osztrák részén is.

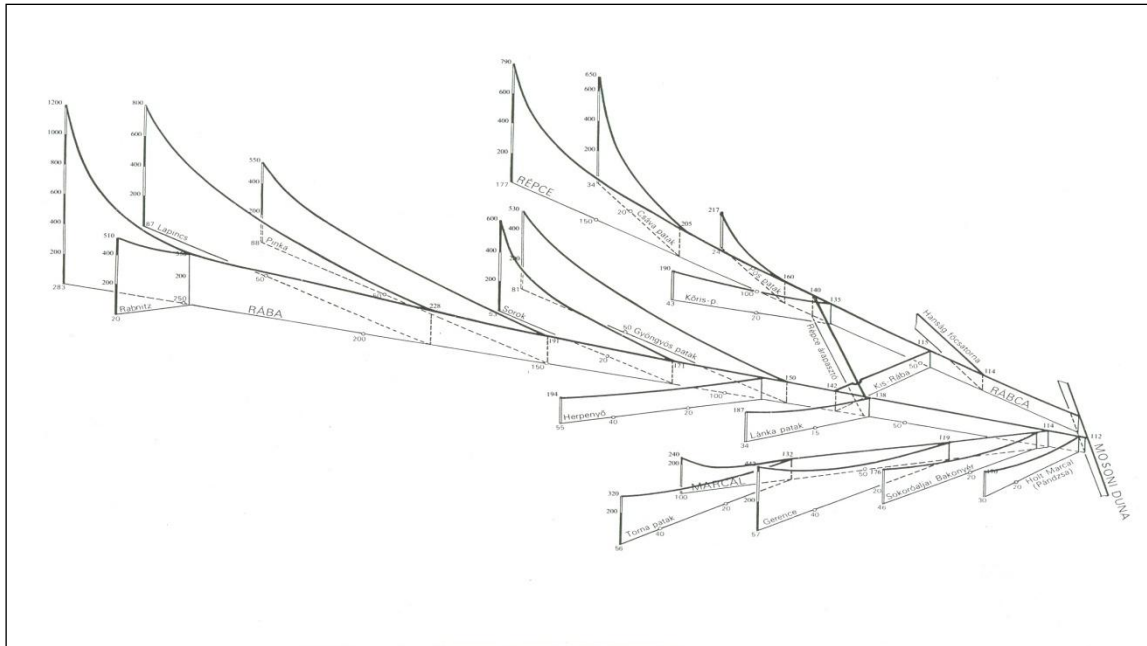
Mediterrán hatás csak a vízgyűjtő déli részén, ill. a Rába magyarországi szakaszán jelentkezik, novemberi másodmaximumot idézve elő, de ez jelentősen elmarad a nyári maximumtól. Az éves amplitudó a hegyes vidékeken a 120 mm-t is eléri, a hazai területeken 60-80 mm. Ez utóbbi értékek Magyarország alföldi területeinek amplitudójához (40-50 mm) képest még mindig nagyok.

A markáns évi menet következménye, hogy a magyarországi vízgyűjtőrészen az évi csapadék 60-64%-a, Burgenlandban 60-69%-a, Stájerországban 65-69%-a a nyári félévben (áprilistól-szeptemberig) esik le. A százalékos eloszlás ilyen területi alakulása - a nyugatról keletre kimutatható jelentős csökkenés mellett - éppen ellentétes a kontinensre jellemző csapadékeloszlással (kontinens belseje felé nő a nyári csapadék részaránya). Oka a domborzati eloszlásban keresendő: a hegyek környezetében jóval intenzívebbek a nyári záporok, zivatarok, mint a síkvidéken (MAROSI & SOMOGYI 1990).

1.2.4. Rába-folyó

A Rába Sárvár feletti magyar szakaszának lefolyási viszonyait az osztrák Rába, a Feistritz, a Lapincs, a Pinka/Strém és a Sorok/Perint/Gyöngyös méreteiben és hatásában közel azonos jelentőségű rendszere határozza meg. Maga a Rába (Raab) osztrák területen nem nagyobb, vagy jelentősebb, mint a többi folyó. A délkeleti irányítottságú rendszer legdélibb tagjaként lett az összes többi vízfolyás befogadója.

A Rába a Passaili-Alpok délkeleti lejtőjén ered az Oszer 1549 m magas csúcsa alatt, mintegy 1300 m magasságban. A folyó Passailig (411m) mintegy 5-6 km-en keskeny hegyszorosban, havasi legelők között folyik délkeleti irányban. Újabb 5 km után jobbról felveszi a Moderbachot, majd áttöri a Keleti-Alpok mészkővonulatait. A szűk áttörés után a völgy Oberdorfnál elveszti szurdok jellegét és megváltozik a táj is. Az erdős vonulatok - először baloldalon - visszahúzódnak a folyótól. St. Ruprechtnél (388m) a völgyfenék már mintegy 1 km széles. Itt torkollik be balról a Weizbach, amelynek völgye, hossza, vízgyűjtője az összefolyásig igen hasonló a Rábáéhoz. A nagyobb csapadékok általában mindkét völgyet lefedik, ezért a Weizbachnak jelentős szerepe van a felső szakasz árvizeinek a kialakulásában. A Rába Gleisdorf alatt a környező 400 m körüli erdős magaslatok között egyre szélesedő völgyben kanyarog. A mellékvizek mindkét oldalon rövidek, hegyes szögben torkollnak be (2. ábra). A keskeny fővölgyben csak jelentéktelen haránt-vízgyűjtők alakultak ki. Studenznél (40 km után) a folyó keletnek fordul és ezt az irányt követi a magyar határig. A völgy esése folyamatosan csökken, a folyó a határon mintegy 1,5 km széles, lapos völgyben kanyarog, partjait folyamatosan támadja.



2. ábra: A Rába esésviszonyai (forrás: Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság)

A Rába Szentgotthárd-Sárvár között szerkezeti mozgások következtében létrejött, néhány km széles völgyben negyedkört tesz meg. A völgy jobboldalát viszonylag meredeken letörő dombvonulat kíséri, míg baloldalán lankásan emelkednek az egykori teraszok és kavicstakarók.

Hazánkban az igazi Rába-völgyet a Vas megyei szakasz alkotja Alsószölnök és Nick között 120 km hosszúságban. A völgy tulajdonképpen Heiligenkreuz-nál kezdődik és Sárvárig négy eltérő tulajdonságú szakaszra osztható.

Az országhatártól Csákánydoroszlóig mintegy 20 km hosszú szakaszon a völgy 2-3 km széles, az átlagos esés 1‰. A völgy jobb szélén a Rába, a bal oldalon a Lahn-, majd a Vörös-patak folyik.

Az egyes szakaszokon a Rába bal partja magaspart jellegű. A völgy mélyvonala a Lahn/Vörös-patak környékén van. A Rába bal partjától több helyen lefűződött kanyarok maradványainak terepmélyedései indulnak ki. A völgyet meliorációs árkok is tagolják, amelyek befogadója nagyrészt a Lahn/Vörös-patak.

Csákánydoroszló és Körmend között rövid, 7 km-es szakaszon a Rába a völgy bal oldalára vált át. Az átlagos esés 0,85‰. A völgy jobb oldaláról indul a Csörnöc-Herpenyő, amelynek ma már mesterséges a medre. Partjainak magassága itt még közel egyenlő a Rábáéval. A völgyszakaszt a körmend-zalalövői vasúti töltés zárja.

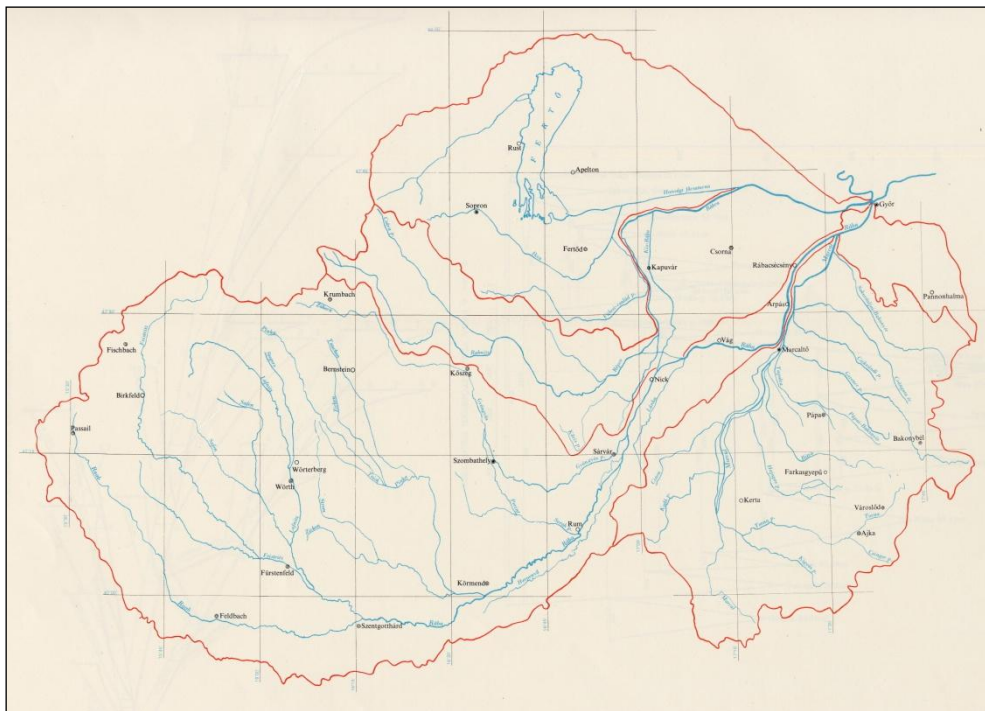
Körmend és Ikervár között a 2,5-3,5 km széles völgy bal szélén folyik a Rába, a jobb széléhez közel lévő mélyvonalan pedig a Csörnöc-Herpenyő. A magasságkülönbség a Rába jobb partja és a völgy mélyvonala között az alsó szakaszon elérheti az 1,5-2 m-t is. A szakasz hossza 40 km, a völgytalp átlagos esése 0,90-0,86‰. A szakasz a Csörnöc-Herpenyő torkolatáig tart. Alsó szakaszán a jobb partot kisebb terep kiemelkedések kísérik.

A Csörnöc-Herpenyő torkolata alatt a Rába továbbra is a völgy bal oldalán halad. A jobb oldalon változatlanul felismerhető egy határozott vízvezető mélyvonulat, bár ez nem olyan jellegzetes, mint a felette lévő szakaszokon.

A Felső-Rába vízgyűjtője gyakorlatilag a sárvár-celldömölki vasútvonal szelvényében zárul, itt csatlakozik a folyó töltésezett szakaszához. A folyót innét töltések kísérik egészen a torkolatig. Nick alatt a folyóvölgy síksági térségben a Rábaközben (Kisalföld) folytatódik és Győrnél ömlik a Mosoni Dunába (3. ábra).

A folyó a medencében kialakított völgyében középszakasz jellegűnek mondható. Weiz és Feldbach között enyhén kanyarog. Feldbachtól igen erős és gyorsan fejlődő kanyarulatai vannak. Szentgotthárd alatt a kisvizek idején a folyó alsószakasz jellegűvé válik és erősen felkavicsol. Eredeti állapotban ezért a folyó gyakran változtatta a főmedrét. Az utolsó 200 év emberi tevékenységei nyomán a főág nyugati pereme mentén állandósult, míg a keleti völgyperem mentén a Csörnöc-Herpenyő nevű fattyúág szedi össze a vizeket. Árvízkor azonban a völgy teljes szélességében elönti a völgytalpat. Sárvárnál a folyó a Kisalföld mélyebb medenceszintjére lép, s innét már gátakkal szabályozva folytatja útját.

A mellékfolyók vízgyűjtői a főfolyóéhoz hasonlóak. A Peremhegység lejtőin igen erős esésű, bevágódó felsőszakasz jellegűek. A medencébe lépve azonban völgyük kiszélesedik, medrük meanderezni kezd. Mellékpatakjaik erősen feldarabolják a medencefelszínt. Körmend alatt a térszín már olyan alacsony és a völgyajtók olyan enyhék, hogy a terület síksági jellegűvé válik és Sárvárnál törés nélkül simul át a Kisalföld feltöltött medence-térszínébe (VASVÁRI 1996).



3. ábra: A Rába-folyó vízgyűjtő területe (forrás: Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság)

1.2.4.1. A folyómeder

A Rába Szentgotthárd-Sárvár között gyakorlatilag „ősállapotú”. Eddig ugyanis csak néhány helyen volt jelentősebb építési-szabályozási beavatkozás:

- A Lapincs betorkollása alatt 2,5 km hosszon bővítették a medrét és partbiztosítást végeztek 1979-81-ben.
- Csörötnek térségében 1990-ben a magyarlaki duzzasztótól kezdve lefelé 3 km-en 500 m³/s vízszállításúra építették ki a medret.
- 1978 és 1980 között Rátót-Rábagyarmat térségében volt szabályozási munka.
- 1977 és 1981 között Sárvár térségében mederátvágás kíséretében a Csörnóc-Herpenyő torkolatáig volt koncentrált beavatkozás. (forrás: Nyugat-Dunántúli Vízügyi Igazgatóság)

1.2.4.2. Árvizek levonulása

A Rába-völgyben jellemzőek az árvizek és az árhullámok. Ezek három időszakban mutathatók ki: március-áprilisban a hóolvadás után, június-júliusban a nyári esőzések idején, valamint szeptember-októberben (pl. 1998-ban is), mely többnyire a mediterrán másodmaximum, a mediterrán hatás alatt álló Grazi-medencében kialakuló őszi esőzéseknek a következménye.

A Sárvárig terjedő magyar Rába-szakasz jellegzetessége, hogy nagyvizeinek szállításában fontos, esetenként nagyon jelentős szerepe van a völgynek. Ez a vízfolyás elégtelen vízszállító képességéből, valamint a völgy topográfiájából következik.

A Rába saját völgyét a Csákánydoroszló és Körmend közötti szakaszon keresztezi, emésztőképessége éppen itt a legkisebb (120-130 m³/s). Jobb partján mintegy 12 km-es szakaszon van vízkilépés. A mederből kikerülő víz a körmend-zalalövői vasút által lezárt tározóban kerül szét. Ide kerül a Pinka alsó szakaszából kilépő víz is.

Körmend fölött, a vasúti metszésen átfolyt víz a Csörnóc-Herpenyő és az ártéri hídnyílás közvetítésével, valamint a híd alatt mintegy 100 m hosszban a Rába jobb partján kilépve, a völgy jobb oldali mélyvonala felé folyik. A jobbra terelésben a régi 86. sz. út is közreműködik.

A víz kiáramlása az új 86 sz. főút hídja alatt is folytatódik. Az árapasztás mértéke és helye az árhullám tetőző hosszától is függ. A kilépés Körmend alatt néhány km-en és Vasvár-Rum között a legintenzívebb, de nagy árhullámoknál a víz az egész szakaszon kilép a medréből.

A nagyvizek tehát lényegében két „ágban”, a Rába medrében és a Csörnóc-Herpenyő völgyében folynak le. A meder vízszállító-képessége Ikervárig egyre csökken. A völgyi lefolyás a tapasztalatok szerint a 10 éves visszatérésű idejű árvizeknél megegyezik a mederbeli hozammal, nagyobb árhullámoknál pedig annak másfél-kétszerese is lehet.

A völgyi árhullámot a Csörnóc-Herpenyő mentén a csúcsvízhozam, az árhullám tartósság mellett a keresztező töltések fölött kialakult tározóterek hatása, a völgy aktuális fedettségi, nedvességi viszonyai, valamint a Sorok-Perint egyidejű vízhozama is befolyásolja. Tavasszal és késő ősszel a völgy érdessége kicsi, a völgy árhulláma jóval gyorsabban vonul le, mint nyáron vagy kora ősszel. Ezek az eltérések a Csörnóc-Herpenyő völgyét csak az utóbbi 30-40 évben, az intenzív szántóföldi művelés kialakulása óta jellemzik. Korábban nagyrészt gyepgazdálkodás volt, kiegyenlített és kedvezőbb völgyi lefolyási viszonyokkal (VASVÁRI 1996).

1.2.4.3. Hordalék anyaga

A természetes vízfolyások hordaléka többféle kőzet kavicsait és sokféle ásvány kristályait tartalmazza. Minden folyónál még ugyanazon folyó különböző szakaszain is más-más lehet a hordalék ásványi összetétele. Emellett ugyanazon folyónál vagy folyószakasznál is az évszakok és a folyó vízjárása szerint megfigyelhető a hordalék ásványi összetételének változása. Éppen ezért, ha egy folyóra részleteiben meg akarjuk ismerni a hordalék ásványi anyag összetételét, több szelvényben ismételt mintákat kell vizsgálni.

A hordalék ásványi összetételének ismerete kiegészíti a hordalékanyagra vonatkozó jellemzőket, mert az egyes kőzetek kavicsai, illetőleg az egyes ásványok kristályai egyidejűleg a fajsúlyra és alakra, sőt sok esetben a szemnagyságra is jellemzőek.

A Rába hordaléka az Alpokból származik, a vízgyűjtő geológiáját egységesen még nem dolgozták fel. Egyes részterületekre, illetve egyes üledékfajtákra viszonylag sok ismeret halmozódott fel, de a terület más részterületei csak gyengén feltártak. Ennek ellenére általánosságban megállapítható, hogy a Rába vízgyűjtőterületét nagyfokú heterogenitás jellemzi. A terület szerkezeti, földtani felépítési és fejlődéstörténeti szempontból erősen eltérő részterületek mozaikjából áll. Felépítésében paleozoós és mezozoós metamorf képződmények (csillámpalák, gnájszok, stb), paleozoós mészkövek, harmadkori tengeri, folyóvízi és beltavi üledékek (márgák, agyagok, homokok, kavicsok), negyedkori folyóvízi és szárazföldi üledékek (agyagok, iszapok, homokok, kavicsok), valamint negyedkori vulkáni kőzetek (bazaltok, tufák) vesznek részt (BOGÁRDI 1971).

1.2.4.4. Hordalékszállítás

Görgetett hordalék:

A görgetett hordalék a fenéken gördülve, csúszva, esetleg ugrálva, lüktetésszerűen mozog. A hordalékszemcse akkor kezd mozogni, ha rá folyamatosan, vagy legalábbis nagyon kis megszakításokkal olyan mozgást előidéző erők hatnak, amelyeknek eredője nagyobb a mozgás ellenében működő erők eredőjénél. A mozgás fő iránya párhuzamos a mederfenéssel, vagyis gyakorlatilag vízszintes.

Mechanikailag a görgetett hordalék mozgása a hordalékmozgás egyéb sajátosságai mellett egyszerűnek tűnik. Az a körülmény, hogy a görgetett hordalék gyorsabban vagy lassabban, kisebb vagy nagyobb tömegben mozog, a mederfenéken levő hordalék milyenségétől és a mozgató erők nagyságától függ.

A sebesség bizonyos értékénél a hordalékkal borított mederfenék részecskéinek mozgása megindul. Ezt a nyugvás-mozgás határállapotát nevezik kritikus állapotnak.

Tovább növelve a sebességet, megindul a hordalékszemek általános mozgása. Az eredetileg sima, egyenletes mederfenék ilyenkor még sima marad, és csak a sebesség további növelése esetén keletkeznek kisebb egyenetlenségek. Megbomlik a fenék egysége és változó alakzatok, konfigurációk lépnek fel. Ezek az egyenetlenségek helyi kimosások és feltöltődések következményei, amelyeket a görgetett hordalék mozgásának megzavarása idéz elő. A fenék és a víz kölcsönhatása, valamint a kialakuló mederforma a vízmélység, a vízsebesség, a vízmozgás turbulenciája, továbbá a víz és a folyadék sajátságaitól függ.

Az első fokozatban, különösen finomszemű hordalékanyagnál, kis hullámok, ún. Homokhullámok keletkeznek. Az elragadó erőnek, illetőleg sebességnek további növelésével erőteljesebbek lesznek az egyenetlenségek és a mederfenéken dűnék keletkeznek. A dűnék hosszmetSZete háromszög alakú, enyhe felső és meredek alsó lejtővel. A dűnék a

vízsebességhez viszonyítva aránylag kis sebességgel lefelé mozognak. A dűnék önmagukat létesítik, mert az eredetileg sima mederfenéknél elegendő néhány hordalékszem kiemelkedése, vagy bármilyen más zavaró tényező és már megindul a dűnék keletkezése.

Ha a hordalékrészecskére ható erőket tovább növeljük, a dűnék kisimulnak, a meder állékonyvá válik (BOGÁRDI 1971).

Lebegtetett hordalék:

Bizonyos körülmények mellett a mederfenékről felemelt hordalékszemek egy része, illetőleg a vízfolyásba kerülő finomabb szemcséjű anyag a vízben lebegve mozog. Nyilvánvaló, hogy a hordalékszemek lebegtetéséhez valamilyen lebegtető erőnek kell működnie, ami lehetővé teszi, hogy a víz fajsúlyánál lényegesen nagyobb fajsúlyú szilárd részecskék ülepedésük ellenére a víz magasabb rétegeiben folyamatos mozgást végezhesenek.

A hordalékszemek lebegésbe jutása a görgetett hordalék megindulását, a kritikus állapotot követő jelenségnek fogható fel.

A hordalék lebegésének kezdetét még aránylag egyszerűen lehet megmagyarázni. A lebegés megindulásakor a mederfenéken lévő hordalékszemcsére hat a súrlódó erő és az arra merőleges hidrodinamikai emelőerő, továbbá a nehézségi erő és felhajtóerő. A hordalékszemek tartós lebegését azonban már nagyon nehéz áttekinteni. Nyilvánvaló ugyanis, hogy a lebegő hordalékszemek az állandóan működő nehézségi erő hatására folyamatosan ülepsznek és így a tartós lebegés csakis úgy magyarázható, hogy a leülepedő szemcséket egyrészt újabb lebegésbe kerülő szemcsék pótolják, másrészt pedig az ülepedés ellenében ható erők egyensúlyozzák a nehézségi erő hatását.

Először az örvényeken belüli forgó mozgás növeli a részecskékre ható erőt és felgyorsítja azokat. Ily módon a részecskék felemelkednek a fenékről és a függőleges sebesség-ingadozások hatására fölfelé irányuló mozgást végeznek, amennyiben ez a sebesség összetevő meghaladja az ülepedési sebesség értékét. Másodszor a sebesség-ingadozások mellett más hatások is elősegítik a hordalékszemek felfelé való mozgását. Ilyenek például az örvényen belüli nyomáskülönbségek és a szomszédos hordalékszemcsékkel való ütközésnél fellépő impulzuscseré (BOGÁRDI 1971).

A Rába vizsgált szakasza egy meanderező típusú folyószakaszt jellemez, ahol a meder jellegzetes, ún. szinuszos alakú kanyarokkal tarkított, egy ágból álló. A meanderező folyó a hordalékszállítás egyensúlyát mutatja, ahol a hordalékszallító képesség egyensúlyban van a hordalék mennyiségével. A mederben szigetek vagy zátonyok megjelenése ritka, de mivel a Rába gazdag hordalékban, a meder inflexiók pontjain utóbbiak több helyen megjelennek. A kanyarok belső ívén övzátonyok keletkeznek, a külső íveken pedig jellemző a folyó partromboló munkája, ezek következtében a kanyarok fokozatosan fejlődnek, növekednek, míg az alsó és a felső ág összeérésekor, vagy egy jelentősebb árvíz hatására levágódnak. Az így keletkezett holtágak a Rába mentén hamar feltöltődnek, mivel ide áradáskor a folyó nagy mennyiségű hordalékot szállít és rak le. A Rába-folyótól viszonylag hamar távolra került holtágak - ahová áradáskor a folyó csak ritkán jut el - „élnek” a legtovább. A holtágak vízpótlása történhet a folyóból áradáskor és -természetesen - csapadékkal, de Szentgotthárd környékén ismerünk olyan morotvákat, melyek - talajtani okokból - a folyó vízszintingadozását követve alulról is tápláltak. Ezeknek a holtágaknak a növényzete is eltér a többitől. A meanderező folyótípus kialakulásának feltétele a kiegyenlített vízhozam és a 0,2-1,2% közötti völgylejtés. Ezen két feltétel teljesülésétől azonban nem feltétlenül veszi fel a vízfolyás a klasszikus kanyargós formát. SCHUMM & KHAN (1972) vizsgálatai megmutatták, hogy a hordalékhozam, annak méreteloszlása, ebből következően pedig a hordalékszállítás módja jelentősen befolyásolja a kanyarok kialakulását. Egy folyó akkor válik meanderezővé,

ha jelentős a lebegtetett hordalék mennyisége. A Rábán ez az állítás igaz, elég csak ránéznünk a folyó hordaléktól kávébarnára festett vizére. *„Az olyan folyók, amelyeknek hordaléka nehezebben mozgatható, mint partjuk anyaga, azok zátonyokat építenek és szétágaznak. Azok a folyók ellenben, amelyek könnyebben mozgatják saját hordalékukat, mint partjuk anyagát, azok kanyarognak.”* Lóczy Lajos idézete jellegzetesen igaz a Rába ezen szakaszára, ahol az agyagfrakciókban gazdag part mozgatása a folyónak jóval nehezebb feladatot jelent, mint a saját hordalék mozgatása (TIMÁR 2005).

A Rába felső szakaszán aránylag nagy esésű és esése még Sárvár-Árpás környékén is jelentős. A Rába Győrnél már teljesen a dunai vízállások hatása alatt áll. Az itt bemutatott ábrák szerint a Rába Szentgotthárdnál jelentős hordalékmennyiséget szállít. A hordalékszállítás Körmenndnél már jelentősen csökken, Sárvárnál az értékek megegyeznek a körmenndiekkel.

1.2.4.5. Duzzasztóművek és hatásaik a Rábán

A Rába-folyó vizsgált szakaszán Alsószölnök, Szentgotthárd, Magyarlak, Körmennd és Ikervár településeken találunk duzzasztóműveket, melyek áramtermelés céljából kerültek megépítésre.

A szóban forgó műtárgyak medertározók, melyekben a felülről érkező hordaléknak csak egy része ülepszik le. A többi a lebocsátott vízzel a gát alatti szakaszra zúdul. A folyó által a tározótérbe szállított hordalék egyrészt a fenéken görgetett durva szemű hordalékból, másrészt pedig a vízben lebegtetve szállított finomszemű iszapos elegyrészből áll. A Rába esetében a durvaszemű fenékhordalék már a tározótér felső határánál, sőt afölött megáll és deltaszerű feltöltődéseket képez ki. Ezek a lerakódások területileg viszonylag kis kiterjedésűek, és inkább magasak. A finomszemű hordalék a durva hordalékkal ellentétben a víztározó egész területén egyenletesen ülepszik le, a legfinomabb iszaprészeket közvetlenül a duzzasztómű felett találjuk.

A duzzasztóművön átbocsátott hordaléktól megtisztult víz a műtárgy alatt kimélyüléseket okoz. A duzzasztómű alatt a folyó a medret burkoló anyagból először a legfinomabb frakciót hozza mozgásba, majd - különösen a nagyobb esésű felsőbb szakaszokon - szállítja a durvább szemeket is. A műtárgyak alatt általában méterrendű kimélyülések vannak, melyek jelentős szakaszra terjednek ki. Tehát a duzzasztómű feletti feltöltődést a duzzasztómű alatt kimélyülés követi, ezeknek a hatására a folyó medrének esésében törések következnek be.

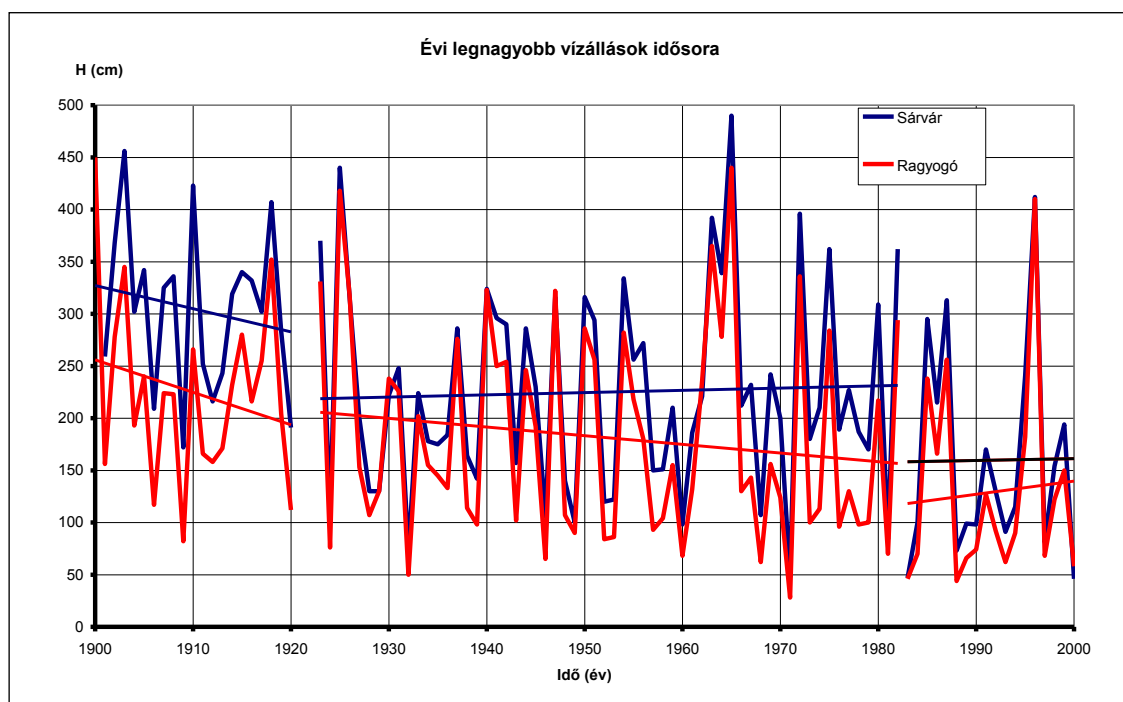
1.2.4.6. Vízállásváltozások a Rábán

A 4. és 5. ábrán nagyon jól látszik, hogy a Rába vízállása a mérések kezdete óta folyamatosan csökken, ami kifejezetten a Sárvár alatt lévő szakaszon figyelhető meg, de az utóbbi években a Felső-Rába szakaszon is jelentkeznek. A csökkenés különösen a 70-es évektől öltött jelentős méreteket, az okok a következők lehetnek:

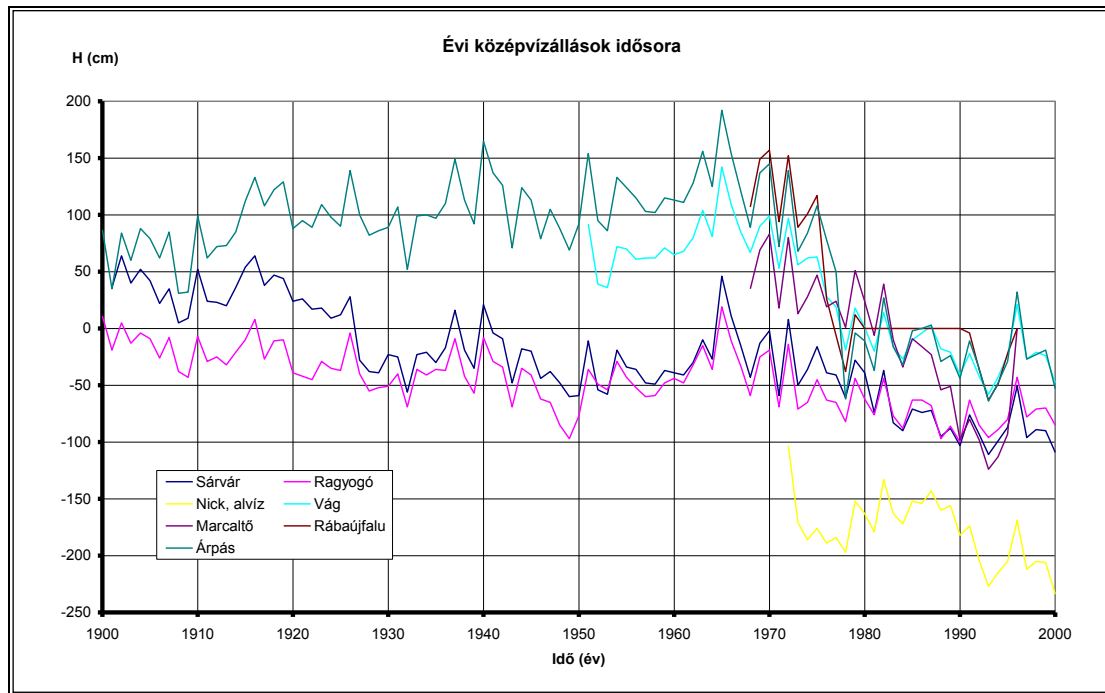
1. Mederbevágódás, erózió: A folyó természetes körülmények között állandóan változtatja medrét, a sok ideig egy mederben lévő vízfolyás a medrét folyamatosan mélyíti és ez a környező területek felszíni és felszín alatti vizeire is kihat. A viszonylag kevésbé szabályozott Felső-Rába szakaszon a mederbevágódás jóval kisebb méreteket ölt, mint a töltések közötti - Sárvár alatt lévő - alsó szakaszon. Itt a települések és a mezőgazdasági területek védelme érdekében a meder stabilizált, így állandóan mélyül, magával rántva a környező vízfolyásokat is (pl. Lánka-patak).

2. Szembetűnő, hogy a vízszintcsökkenés a 70-es évektől gyorsult fel. Ebben az időszakban épültek ki a házaknál a fürdőszobák, az öntözési technológiák is ekkor váltak intenzívvé és rendkívüli mértékben növekedett a vízfelhasználás, a talajvízcsökkenés az azt tápláló felszíni vizek csökkenését is generálta. A Sárvár feletti szakasz vízszintcsökkenésében az egyre növekvő vízkivétel komoly szerepet játszik. Sajnálatos, hogy a Rába-völgyben jelentkező vízproblémákat a folyó vízének a megosztásával kívánják elérni (pl. a 2008-ban kiépített Csörnök-Herpenyő vízpótló rendszer).

3. Több fórumon elhangzott, hogy a Szigetközben végrehajtott Duna elterelés hatással van a Rába meder mélyülésére. A diagramokon jól látszik, hogy a vízszintcsökkenés nem napjainkban kezdődött, így valószínűleg nem is a bösi vízlépcső hatása.



4. ábra: A Rába éves legnagyobb vízállásainak változása 1900-tól napjainkig (forrás: Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság)



5. ábra: A Rába középvízállásának változása 1900-tól napjainkig (forrás: Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság)

1.2.5. A Rába-völgy talajai

A Rába-völgy talajainak kialakulását legnagyobb mértékben befolyásoló talajképző tényező maga a folyó, illetve az időszakonként megismétlődő árvízi elöntések mértéke és gyakorisága. A folyó az országhatártól Sárvárig terjedő felső szakaszán máig jórészt szabályozatlan mederben halad, folyamatosan alakítva a medrét, valamint a közvetlen környezetét.

Az Alpok keleti nyúlványain eredő Rába és mellékfolyóinak mészsavas holocén hordalékain savanyú kémhatású öntéstalajok jellemzőek. Fizikai féleségük az öntésanyag függvénye, amelyek között agyag, iszap homok egyaránt előfordul.

Az öntéstalajok jellegzetessége, hogy a talaj kialakulását az időszakonként ismétlődő lerakódások akadályozzák. A növény- és állatvilág talajképző hatása ugyanazon a térszínen csak viszonylag rövid ideig érvényesülhet. A szelvények szintekre tagolódása, és az egyes talajrétegek közötti minőségi eltérések nem a talajképződés következményei, hanem az esetenként lerakott hordalékok különbözőségéből erednek. A különböző időszakokban történt lerakódások ásványi anyaga és szemcseösszetétele nagymértékű változatosságot mutat.

A nyers öntéstalajok a folyó alacsony árterén található fiatal talajképződmények, ahol az időszakos elöntés többnyire még ma is fennáll. Ily módon ezeken a területeken a humuszosodás nem vagy csak jelentéktelen mértékben tudott megindulni. A talajképződés további lépcsőjét a humuszos öntéstalajok képviselik. A humuszos öntéstalajok az árterek olyan részein fordulnak elő, amelyek már régóta mentesültek az elöntések alól, ezért lehetőség nyílt a szerves anyag bizonyos mértékű felhalmozódására. A talajképződés e területeken a gyenge humuszosodásban (1-2 %) nyilvánul meg. E talajok szelvényeiben már jól elkülöníthető a változó vastagságú, felszíni humuszos szint (A-szint) a talajképző köztől.

A Rába-völgy talajainak fejlődési sorában a következő lépcsőt a réti öntéstalajok megjelenése jelenti. A talajképző közet ezeknél a talajoknál is a folyó hordaléka, azonban szelvényükben a réti talajképződés előrehaladottabb állapotban van, és ennek morfológiai jelei is jobban

felismerhetők. Főleg az árterek magasabb térszínén fordulnak elő, ahol az árvízi elöntés már csak ritkán jelentkezik. A talajfelszín hosszabb idő óta tartós elsősorban lágy szárú – sások, ill. fűvek alkotta - vegetáció borítja. Az állandó gyepterítés hatására a talajszelvény felső rétegében jelentős humusz felhalmozódás (3-4%) jelentkezhet (BERKI & NÉMETH 1985, STEVANOVICS 1963).

Az árterek humuszos öntéstalajain állandó erdőborítás alatt a talajfejlődés során öntés erdőtalajok képződnek. A zavartalan talajfejlődés jele, hogy a humuszréteg vastagsága növekszik, a 40 cm-t mindig meghaladja. Az öntésekre jellemző réti jellegű humusz helyett azonban mull humusz képződik. A talajszelvényben az eredeti öntésrétegek még jól elkülönülnek, de a tömörség már fellazul. A Rába-völgyében a mészmentes üledéken általában az öntés erdőtalajok nem karbonátos altípusa fordul elő. Eredeti erdőtípusa a tölgy-kőris-szil ligeterdő (BABOS et al. 1966).

Mindegyik mintaterületről rendelkezünk talajszelvény adatokkal, melyek vizsgálati eredményeit a Vas Megyei Kormányhivatal Erdészeti Igazgatósága Erdőtervezési Osztálya bocsátotta rendelkezésemre. Az eredmények közül a vegetáció szempontjából releváns paramétereket az 1. mellékletben foglaltam össze.

Kémhatás szempontjából az erdők taljai egységesen a gyengén savanyú kategóriába sorolhatók. A talajok alacsony pH értéke a Rába savanyú kémhatású hordalékával - a vízgyűjtő területek hegységei döntően savanyú mállástermékű kőzetekből állnak - és a terület viszonylag magas átlagos csapadékával (jelentős kilúgozás) magyarázhatók.

Az erdők talaja csak kismértékben tartalmaz meszet, melyet feltételezhetően a Kemeneshát felől érkező patakok szállítottak a területre. A kistájban található források gyakran hoznak fel meszet a mélyebb rétegekből, ezért az innét érkező vízfolyások mellett mészkedvelő üledékláprétek is kialakultak. A CaCO_3 jelenléte vagy hiánya, kilúgozása vagy felhalmozódása, mennyisége és eloszlása a talajszelvényben a talajtípus egyik fontos ismertetője. Mennyisége néhány százalékig kedvezően befolyásolja a talaj fizikai és kémiai tulajdonságait. Sőt a vizsgált helyszínek egyik rétege sem tartalmaz, annak felhalmozódására a vegetáció sem utal. A mintaterület taljai kötöttség szempontjából a magas agyagtartalmú erdőtalajok közé tartoznak, bár a Dobogó-erdő némely részein, a mélyebb rétegekben lazább-homokos vályogfrakciók is megtalálhatók.

Összegzés

- A vizsgált terület egyes szerzők szerint a Rába-völgy kistájhoz tartozik, míg mások a Dobogó-erdőt a Felső-Rába-völgyhöz, míg a Hollósi-, a Rumi- és a Szatmári-erdőt az Alsó-Rába-völgyhöz sorolják. Dolgozatomban az első álláspontot fogadom el, mivel a Rába-völgy kettéválasztása sem geomorfológiai, sem növényföldrajzi szempontból nem indokolt.
- A Rába a körmendi, egyházashollósi, rumi mintaterületnél többé-kevésbé szabályozatlan, míg a sárvárinál már töltések közt folyik és mederátvágásokkal érintett. Utóbbi helyen medre a szabályozás következtében jelentősen bevágódott.
- Az utóbbi 40 évben a középvízhozamok és az árvízi vízhozamok magassága csökkent, de az árvizek gyakorisága lényegében nem változott.
- Az árvizek nagyrészt a Csörnöc-Herpenyő völgyében vonulnak le.
- A mintaterületek közül a körmendi kerül előntésre a legtöbbször. A bal partján töltésekkel védett Pinka torkolati szakaszánál lévő erdőt a Pinka és a Rába árhullámai is érintik, melynek tartósságát a körmendi erőmű duzzasztása tovább növeli.
- A mintaterületek talaja öntés erdőtalaj, melynek nem karbonátos altípusa fordul itt elő.

1.3. Tájéörténeti jellemzés

A Rába menti erdők mai állapotára mind a folyó, mind az ártér korábbi használata nagymértékben hatott, ezért fontos megismerni a völgy tájörténetét.

1.3.1. A Rába-völgy tájörténete

17. század

A folyó völgye már az ősidők óta lakott, ezt a régóta ismert rábafüzesi, rábagyarmati neolit, majd római kori leletek is megerősítik (VAKARCS 1939).

A Rábát az országhatártól Keszöig az első írásos források szinte kizárólag „silva Rába”, azaz a Rába erdeje néven emlegetik. Ez a megjelölés arra utal, hogy ekkor a folyót több kilométer széles ártéri erdő kísérte, és itt nem alakultak ki emberi települések sem, szinte háborítatlan állapotban volt. Értékét és fontosságát az is mutatja, hogy kezdetben a király kizárólagos tulajdonát képezte, aki a XIII. századtól egyes befolyásos nemzetségeknek (Jákok nemzetsége, Nadasd nemzetség, Vasvár városa) a Rába erdőben haszonvételi jogokat adományozott. Arra vonatkozóan is van adat, hogy az erdőnek voltak őrei (1265), ez alapján az is feltételezhető, hogy az államalapítás és a vármegyrendszer kiépítésének idején külön királyi erdőispánság felügyelete alatt állt a Rába erdeje. A folyó már a kora Árpád-korban is fontos védelmi szerepet töltött be. Több helyütt várak létesültek, de a XIII. századból vannak adatok a hídörzökről is. A Rába mentének képe a XIII. századtól változott meg gyökeresen. Alig volt olyan falu, ahol nem volt vízimalom. Ez a középkori technika számos „műtárgyat”, ill. beavatkozást igényelt (gátakat, malomcsatornákat (ösztrü)). A folyó sodrása meglassult, egyik malomfőtől a másikig folydogált. Árvizek esetén veszélyessé vált, tetemes károkat okozott. A Rába stratégiai szerepe a török hódítások idején nőtt meg újra. Már a mohácsi csata után felmérések kezdődtek, hogy a közepes vízhozamú folyót erődített védelmi vonallá alakítsák. Először Pápa eleste után végeztettek a vármegyék folyószabályozási munkákat. 1600-tól, Kanizsa várának elestétől, 90 évig a Rába vonala lett a töröknek meghódolt és a királyi kézen maradt terület határa (BENCZIK 2000). Miután a folyótól délre fekvő területeken a török lett az úr, az itt lakók csak a bal parti irtásterületeket művelték. Ennek következtében a déli ártéren lévő kezeletlen területek beerdősültek, míg az északi részen lévő erdőket szinte teljesen kiirtották. Az 17. század előtt az erdőket tartalékföldeknek tekintették, melyeknek úgy vették a legnagyobb hasznát, ha eke alá fogták (JUHÁSZ 1937). A XVII. században nagy mozgalmasság, állandó munkálkodás jellemzi a Rába mentét. A folyó erődítési technikái, melyek mind az ellenség átkelésének megakadályozását szolgálták, ősrégiak: az árkolás (mederelterelés), bevágás (a folyóparti fák vízbe döntése, ezáltal a vízszint megemelése), a fentőzés (a mederbe karók, ágasfák, „fentők” verése). A végtelen várárokká fejlesztett folyót toronyszerű őrhelyekkel (górék) is ellátták. Egyes őrhelyeket valóságos őrhelyekké fejlesztették (pl. Csörötneken). A gázlók (kelők) elrekesztése megakadályozta a török portyázók átkelését is. A Rába fő szerepet játszott a szentgotthárdi csata idején is. A török nem tudott átkelni a folyón. A vasvári béke után az erődrendszer felbomlott. 1683. tavaszán, amikor a török utolsó erőfeszítést tett Bécs elfoglalására, az addig csendes Rába mente újra mozgásba lendült. Batthyány Kristóf dunántúli főkapitány megbízásából Marsigli olasz hadmérnök Szentgotthárdtól Sárvárig újra védhetővé tette a Rábát. Érdekes, hogy a kis jégkorszak idejéről (XVII. század) nincs egyértelmű adat arra, hogy a Rába vízhozama jelentősen nőtt volna. Több adat van nagy árvizekre, de szárazabb, kis vízhozamú periódusokra is.

17. század - 19. század

A XVIII. század a békés építkezések ideje. Egymást érték a malomgátak, melyek számos pereskedésre adtak okot. A vízépítő mérnökök a XIX. században fedezték fel a Rábát. Az „inzsenerek” több meghökkentő elképzeléssel álltak elő. A legnevezetesebb ilyen terv Beszédes Józsefé volt, aki úgy vélte a malomgátak miatti viszályokat egy csapásra meg lehetne szüntetni, ha a Rába kísérő vízének tekinthető Csörnöc (Herpenyő) medrébe terelnék a Rábát, a régi folyómeder pedig, mint afféle ipari csatorna forgatná a malomkerekeket. A folyó átmetszését Ivánc alatt Tótfalu major mellett gondolta megvalósítani. Vásárhelyi Miklós keményen megbírálta a tervet, mely szerencsére azóta feledésbe merült. Amíg a folyó szabályozását a középső szakaszán lévő malmok sokáig gátolták, a Sárvár alatti szakasszal a XVII. században már törvények és hatósági intézkedések sora foglalkozott. A meder jó karba helyezése azért vált szükségessé, mert a Rába árvizei a rendkívül fontos Győr várának épségét is veszélyeztették. Ennek hatására már 1630 körül végeztek szabályozó munkálatokat a Rábán, de érdemi változások csak kétszáz év múlva a reformkorban kezdődtek. II. József 1784-es katonai felmérési térképén még az ősiekhöz hasonló természeti viszonyokkal találkozhatunk. A Rába széles, vízjárta ártere uralkodik a tájon. Mellékfolyóit, patakjait is vizenyős árterek kísérik. Nagy összefüggő erdőségek húzódnak a vízpartokon, melyeket csupán a települések környékén szakít meg a tervszerű irtások szemmel látható nyoma. A török időkben zajló tájhasználat nyomai még ezekben az időkben is látszanak, hisz az erdőborítás a Rába jobb árterén jóval nagyobb, mint a balon. A hatalmas erdők között nagyobb szabad területet csak a Répce és a Rába közötti háromszögben és Sajtoskál körüli vidéken találhatunk. Ez a fátlan terület már a földművelés évszázados hagyományairól árulkodik. Itt sűrűbben követik egymást a települések is. Ekkor még a Rába-völgye évente többször került víz alá. Az árvíz leggyakrabban Nicknél tört ki és egészen a Hanságig végigöntötte a Rábaközt.

19. századtól napjainkig

A tájban és területhasználatban mélyreható változások csak a folyószabályozási munkák megindulását követően következtek be.

A 1830-as években a Helytartótanács Zichy Ferencet királyi biztosként megbízta a Rába-szabályozási és a Hanság lecsapolási munkáinak végrehajtásával. A szükséges terveket és a költségvetést Kecskés Károly mérnök készítette el. Tervei szerint a Rábát az árvizeket levezető hajózható csatornává kívánták kiépíteni, bal oldalán malomcsatornával. Szabályozni kívánták a Marcalt is Marcaltőig, továbbá a Rábcát úgy, hogy az magába fogadja a Kis-Rábát, a Répce-t és az Ikvát, a csatornát pedig a Fertőn keresztül Nezsiderig akarták meghosszabbítani és így lecsapolni a Hanságot és a Fertőt. 1859-ben megalakult a Marcalvölgyi Társulat, így a Marcal szabályozását függetlenítették a Rábától. Itt kell megemlíteni, hogy már a társulatok megalakítása előtt működtek érdekeltségi csoportok, akik a Rába mentén töltéseket építettek és tartottak fenn. Győr és Sopron megyében 16 ilyen érdekeltség működött.

A vízrendszer másik felének a Rábca-Hanság vidékének rendezésére is történtek kísérletek. Azonban a Rábca árterének meghatározása során kitűnt, hogy a Rába árvizei a Rábca völgyet is uralják, sőt a Fertőbe is visszahatnak. Így tehát a Rába szabályozása nélkül sem a Hanság, sem a Fertő-vidék vízmentesítése nem oldható meg.

1873-ban szabályszerűen megalakult a Rábaszabályozó Társulat, amely tervbe vette a Rábapatytól lefelé található összes fenékgát eltávolítását, 27 kanyarulat átvágását és a mindkét parton töltések építését.

A Rábaszabályozó Társuláshoz a Sárvár feletti érdekeltek nem csatlakoztak, ennek következtében a Rába Szentgotthárdtól Sárvárig terjedő szakasza a máig többé-kevésbé szabályozatlan maradt.

Ilyen előkészületek után a Rába tényleges szabályozási munkái 1886 és 1892 között zajlottak. A szabályozás eredményeképpen a Rába az egész középtájon erősen átalakult. Sárvár és Győr között összesen 80 átvágással 48 km-rel rövidült meg a meder. Az árvízvédelmi töltések majdnem teljesen párhuzamosak, egymástól való távolságuk Győr és Árpás között 400 m, Marcaltónél 320 m, afölött a nagyobb esésű szakaszban pedig 200 m volt. Az árvízvédelmi töltések közel 30 évig állták a Rába árvizeinek ostromát.

Az 1920-as évek közepétől azonban a meder ismét kezdett elfajulni. Még súlyosabb lett a helyzet a második világháborút követő években, amikor a háborús károk is fokozták a víz partromboló hatását. Emiatt az 1950-es években újabb erőteljes beavatkozásokra „kényszerültek” a vízügyi szervek.

A Rába szabályozása - az érintett szakaszon - alapvetően megváltoztatta a táj arculatát valamint a területhasználatot. Az árvízmentesített területeken az intenzív mezőgazdasági termelés a természetes növénytakaró elpusztításával járt együtt.

A Rába-völgyben így a rendszeresen el nem öntött, legmélyebb fekvésű árterek kivételével, csak néhány nagyobb erdőtömb maradt (Körmend-Horvátnádálja: Dobogó-erdő, Egyházashollós: Hollósi-erdő, Rum: Rumi-erdő, Ikervár: Gógány, Sárvár: Szatmári-erdő), keményfás erdőkből ezen kívül csak fragmentumok maradtak.

Ökológiai szempontból ez azt jelenti, hogy a több évezred alatt kialakult természetes ökológiai rendszerek helyét mesterséges agro-ökoszisztémák foglalták el. A természetes és mesterséges rendszerek között pedig alapvető különbség, hogy míg a természetes rendszerek a környezeti tényezőkhöz adaptálódott öfenntartó rendszerek, addig a mezőgazdasági termelés csak az ember által külső anyag- és energiabevitellel folytatható.

Valamivel kedvezőbb a helyzet a Szentgotthárdtól Sárvárig terjedő szabályozatlan szakaszon, azonban mára már itt is szinte minden birtokba vehető területet szántóföldi művelés alá vontak.

Az alábbi táblázat a 70-es évektől a Rába-völgyében megvalósult meliorációs és öntözési beruházásokat mutatja.

Település	Beruházás	Terület (becsült)
Sárvár	Melioráció	200-300 ha.
Rátót	Melioráció	250 ha
Szentgotthárd	Melioráció	200 ha

1. táblázat: A Rába-völgyében megvalósult meliorációs és öntözési beruházások

A meliorációs beruházások a folyó menti utolsó mocsarakat is megszüntették, többek között a népi halászatáról híres (CSABA1966-1970) csákánydoroszlói berek maradványai is ezeknek köszönhetően tűntek el nyomtalanul. A kiszáritott réteket feltörték, ma már az egykori árterületen Szentgotthárd és Horvátnádálja között, illetve Sárvár alatt szinte csak szántók találhatók. Kisebb meliorációs munkák már korábban is voltak a folyó árterén. Boros Ádám már 1961-es útján naplójában feljegyezi, hogy a lecsapolások következtében a Halogy és Tótfalupuszta közti égeresek, sásrétek kiszáradóban vannak: „*Jeanplong szerint évekkel ezelőtt még sokkal vízenyősebb, szebb volt, mint most. A vízi növényzet az út menti árkokban alakult csak ki*” (BOROS 1961).

A 80-as évektől már nagyobb meliorációs tevékenységek nem zajlottak a térségben, viszont az állattartás hanyatlása folyamán fokozódott az ártéri gyepek feltörése, erdősülése vagy erdősítése. Ezeket a folyamatokat a térségben létrehozott védett területek (Őrségi Nemzeti Park, Rába és Csörnök-völgy Kiemelt Jelentőségű Különleges Természetmegőrzési Terület) többé-kevésbé mérsékelni tudták, de hosszú távon a táj átalakulását vélhetően nem fogják érdemben befolyásolni.

Látható, hogy az évszázados tájhasználat a Rába menti erdőterületek kiterjedését jelentős mértékben lecsökkentette, így napjainkra a középső Rába-völgyben 4 nagyobb erdőtömb maradt fenn. Ezek a Körmend melletti Dobogó-erdő, az egyházashollósi Hollósi-erdő, a Rum és Kám között lévő Rumi-erdő és a Sárvár alatt található Szatmári-erdő. Kisebb természetszerű erdőfoltok ismertek még Sótöny mellől (Gógány) és Alsóujlak-Vasvár-Nagymákfa térségéből. Az alábbiakban a 4 nagyobb erdőfolt történetét részletezem.

1.3.2. A Rába menti erdők tájtörténete

Körmend (Dobogó-erdő)

A 4 erdő közül a legkisebb kiterjedésű terület (50 ha), mely Körmend-Horvátnádálja településtől délre, a Pinka és a Rába között helyezkedik el. Az első katonai felmérés (1784) térképe még kiterjedt erdőséget jelez a térségből, mely a Pinka torkolatától felhúzódik egészen Kemestaródfáig. A második katonai térképezéshez (melyet a térségben 1854-55-ben végeztek el) szöveges leírás ugyan nem csatlakozik, de a térképen már (a színezéssel jelzett művelési ágon kívül) apró piktogramokkal utalnak az egyes erdőtömbön belül uralkodó fafaj(ok)ra. A Dobogó-erdő tekintetében azonban nem ad érdemi választ a jellemző fafajok tekintetében, de látható, hogy a Pinka és a Rába összefolyása közti terület döntően fasorokkal tarkított rét. Érdekes, hogy a jelenlegi erdő helyén is gyepeket, illetve facsoportokat jelöl, erdők Horvátnádáljától délnyugatra (a mai 8-as út mentén), valamint a Pinka és a Település közt található. Elképzelhető, hogy a térkép itt pontatlan - hisz a jelzett erdők helyén ma már szántóföldek vannak - és az erdőket a meglévő helyétől nyugat irányban eltolva ábrázolták. Ennek ellentmond, hogy a környező tájékozdási pontokat (folyók kanyarulatai, utak, település) a térkép helyesen ábrázolja. Elképzelhető, hogy a Dobogó-erdő, már akkor is egy kisebb erdőfolt volt, és a térségben lévő nagyobb állományokhoz viszonyítva elhanyagolható mérete miatt nem ábrázolták. Ezt látszik alátámasztani, hogy sem a horvátnádáljai, sem a körmendi első üzemtervi leírások nem foglalkoznak vele. Az 1956-ban készített 1:25.000 méretarányú térképeken az erdőt a mai kiterjedésben ábrázolják, kisebb-nagyobb rétfoltokkal mozaikolva. Ezidőtájt a Dobogó a körmendi „Vörös Csillag” MGTSZ tulajdonába kerül. A termelőszövetkezet ideje alatt erdősítésekkel növelik a fás területek kiterjedését, az állományok véghasználata tarvágással történik, felújításukat mesterségesen végzik el. Mezőgazdasági köztahasználatról nincs tudomásunk. Az 1960-as évek végén szabályozzák a Pinkát, így az új meder már az erdő mellett található. A Pinka és a Rába között - a Dobogón keresztül - megépül az árapasztó, a csatornázott meder jobb partja menti rétek a településtől már nehezen megközelíthetők, így azokat később - többnyire égerrel - beerdősítették, ma már az erdőn belül gyepek nem találhatóak. A keleti részek erdősítése már a 70-es évekre tehető, itt ezüstjuharral elegyes vörös tölgy ültetvényeket hoztak létre. A Dobogó-erdő központi részén található idősebb állomány 1982-ben helyi védettséget kapott, azóta az erdőrészletben nem végeztek fahasználati munkálatokat. 2007-ben az egész terület része lett a Natura 2000 hálózathoz.

Egyházashollós: Hollósi-erdő

A Nagymákfa és Egyházashollós között elterülő erdő az első katonai felmérés térképei szerint egykor összefüggő erdőtakarót alkotott a Rába mentén lefelé egészen Sárvárig. A Rába és a Csörnök közötti terület megközelítése Hidashollós (ma: Egyházashollós része) felől történt, mivel a több ágra szakadó „*süppedős mellékű*” (BORBÁS 1887) Csörnök patak ezt dél felől megnehezítette. Bár az erdőben több holtmeder is kanyarog, nincs bizonyíték BORBÁS (1887) állítására, az 1800-as évek végén a Rába bifurkációjára. Feltételezhetően a Csörnök egyik ágát a Rába-folyóénak gondolta. A Rábától délre eső erdők intenzív használata csak a törökök kiűzése után, az 1700-as években kezdődött meg. A 19. század második felére a Vasvár környéki erdők jelentősen felaprózódtak, a második katonai felmérés térképe már a Hollósi-erdőt a mai kiterjedésben ábrázolja. A terület első üzemtervi leírása 1887-re datálható, korábban az erdőt szálalással kezelték. Előfordult néha, hogy nagyobb erdőrészeket is kivágtak és egy ideig szántóföldként művelték. Az erdő uralkodó fafajái ebben az időben a gyertyán és a kocsányos tölgy, míg alárendelten előfordultak még a szil, a mezei juhar, a fehér nyár és a vadkörtefa, továbbá kőkény és galagonyacserjék. Az úrbéri erdőkben „*legeltetés nagymértékben van szokásban*”. A buja talaj ellenére az erdők rossz növekedést mutatnak, a tölgyet a gyertyán a fiatalosokban szinte teljesen elnyomja. Helyenként azonban a tölgy is gyönyörű növekedést mutat. Az 1800-as évek végén több környező szántót erdősítettek, az erdősítést mindig mezőgazdasági közteshasználat alkalmazása mellett eszközölték. A legeltetés megengedett volt 25 évi utókímélet mellett valamennyi állományban, valamint a beerdősítés alá még nem kerülő tisztásokban. A kecskével való legeltetést, valamint az alomszedést az erdő egész területen tiltották. Az erdősítésre kerülő területeken beerdősítés előtt 2 évig mezőgazdasági használat, utána 2 évig kapástermelés volt. Korábbi ligetes állományokat feltételez az üzemtervi leírás azon kijelentése, hogy „*az elszórtan álló idős tölgyfák 1896-év tavaszáig kivágandók*”. Az erdő egy része a plébániához tartozott, melyekben mellékhasználat nem volt. Az 1900-as évek elején a plébániai erdők faelegyaránya a következő volt: 56% kocsányos tölgy, 24% mezei szil, 20% gyertyán. A gyertyán nagymértékű terjedése később is gondot okozott a felújításnál: „*a letarolt gyertyán állomány után, amely alatt sok mezei szil és mezei juhar települt meg, a fiatalosokban sarjrol és magról úgy a gyertyán, mint a mezei szil és mezei juhar olyan buján nő, hogy a kocsányos tölgy és a magas kőris erős nyomás alatt áll, mert lassúbb növekedésükkel nem képesek ezen fanemekkel versenyezni*” (üzemtervi leírás 1933). A korabeli leírások egyetértenek abban, hogy a gyertyán az üzemtervezést megelőző időkben telepedett meg az erdőben. A jó talajadottságoknak köszönhetően ennek ellenére az erdőfelújítások az állami kezelésbe vétel után jól sikerültek, a kocsányos tölgy és a magas kőris kiváló növekedést mutatott. Az erdőfelújításokban gyakran okozott kárt a szeder és a magasra növő fű, valamint a „*vadmimóza*” (*Impatiens* sp.?) is. Néha kárt okozott a Csörnök áradása, ha jobban megáradt, akkor sok hordalékot rakott le a fák közé. Az 1900-as évek elején egyre nagyobb és nagyobb áradások voltak. Ekkor még az erdők nagy részét legeltethették, de már több helyen raktak ki tilalmi jeleket, az állományokat 80 éves vágásfordulóval kezelték. A tervszerű erdőgazdálkodás eredményeként a kocsányos tölgy elegyarányát 67%-ra sikerült növelni, de jelentős volt a gyertyán (20%), a mezei szil (7%), valamint a kőris (6%) elegyaránya. A tölgyállományokat gyakran sertéssel legeltették, a nyiladékokat kaszálták. A kocsányos tölgy arányának növelése érdekében az 1950-es években több erdőrészt szlavón tölgygel újítottak fel, ezek az állományok gyertyánnal alátelepítésre kerültek. Az 1965-ös nagy árvíz a hidashollósi hidat elmosta, így később az erdő megközelítése nagyon nehézé vált. Az erdőgazdálkodást elhanyagolták, ezzel párhuzamosan az állományok elgyertyánosodása nagy méreteket öltött. A Csörnök szabályozása után az erdőben található mellékágak holtágakká alakultak, a patak völgye szárazabbá vált, az erdőt

Nagymákfa felől már könnyebben meg lehetett közelíteni. Ennek ellenére az erdőgazdálkodási aktivitás nem nőtt, néhány lucfenyő állomány és nemesnyár felújítással történő próbálkozás említhető. Az időközben vágásérettségi korba érő szlavón tölgyesek kitermelése 2005-től kezdődött meg, így napjainkban egyre több vágásterülettel találkozhatunk. Az erdőt már az 1990-es évek második felében a tervezett Csörnóc menti Tájvédelmi Körzet részeként javasolták védelemre (KOVÁCS & BODONCZI 2000), de a természetvédelmi oltalomra egészen 2007-ig kellett várni, amikor a Hollósi-erdő Natura 2000 hálózat része lett.

Rum: Rumi-erdő

A Rába jobb partján lévő erdőfolt még az 1700-as években az összefüggő ártéri erdők része volt, a faállományt csak néhol szakították meg tisztások. Az erdő felaprózódása az 1800-as évek közepére tehető, köszönhetően az erős legeltetésnek és a szabályozatlan erdőhasználatnak. A mértéktelen legeltetésre már az 1890-es határleírások is felhívják a figyelmet: „*az erdei legeltetést jövőre elővigyázattal ajánljuk használni, különben a sokkal értékeesebb fa növekedésében tetemes kárt tehet*”. Mivel a terület ekkor a jobbágyok erdeje volt, az erős kihasználtság folyamán az 1800-as évek közepére kiterjedése a 100 évvel előtti állapotokhoz képest a töredékére csökkent. A Rábához közel eső részeken nyílt területek voltak, csak a Csörnóc menti ingoványosabb területeken maradtak fenn erdők. Uralkodó fafaj a tölgy volt, míg lassanként az idős tölgyeket száralás útján kiszedték, helyét a gyertyán és a mezei juhar foglalták el. Amíg a tölgy volt a fő erdőalkotó fafaj, addig a legeltetésen kívül a gubacszedés és a makkoltatás volt a jellemző erdei mellékhasználat. A tölgyeseket szálalták, míg az elgyertyánosodott állományokat botolással hasznosították. A Csörnóc menti állományok a gyakori magas vízborítás miatt többször kiszáradtak. A tervszerű erdőgazdálkodás megindulása 1923-ra tehető. Ekkor került a Rumi-erdő gróf Széchenyi Móric birtokába. Az akkori állományviszonyok arra engednek következtetni, hogy az erdőt két részletben majdnem teljesen kihasználták. 180 holdját 36-38 évvel ezelőtt és 200 holdját 1913-14-ben. Előbbi helyén főleg kocsányos tölgy és kőrissarjból álló elég jó növekedésű állományok állnak, itt-ott szép hengeres, de rövid törzsű 55-60 éves tölgy hagyásfákkal. Úgy mondták, hogy ennek a 180 holdnak levágása cserzőkéreg termelés céljából történt. A másik 200 hold levágása azért történt, mert az előző birtokos az egész birtokot parcellázta, el akarta adni és a parcellázás előtt a vágható korú fát eladta a fakitermelőnek. E nagy kiterjedésű vágásterületen 1922-ben áthatolhatatlan sűrűségű cserjékkel és gyomokkal átszótt tölgy, kőris, gyertyán és szilfiatalos állott. A vágásterületeket, de még a megritkult állományok alját is embermagasságig ellepte a *Solidago gigantea* és ezzel gátolta a természetes erdőfelújítást. Tisztításokat, gyérítéseket nem hajtottak végre, ezért nagy volt a pajzstetű fertőzés. A század 30-as éveiben kezdődött a környező rétek beerdősítése, az elültetett - többnyire tölgy - állományok sorközeit 3 évig mezőgazdasági közteshasználatnak vetették alá. Az így kialakított ültetvények gyomoktól mentesek voltak és 10 évig nem kellett őket ápolni. A fő erdőalkotó fafajok gyakorisági sorrendje ekkor a következő volt: kocsányos tölgy, gyertyán, kőris, szil. Az erdőket 50 éves vágásfordulóval tervezték véghasználatba vonni. A gyertyánt a tölgy közt megtűrték azért, hogy a tiszta kocsányos tölgyeseknek mindig bekövetkező kiritkulás után a talajvédelmet biztosítsa, és a tölgyet felhajtsa. A 60-as években a tölgy alá rendszeresen telepítették itt is a gyertyánt, így alakultak ki az erdő keleti részén ma is látható fényszegény, gyér cserjeszintű állományok. Az államosítás után a rumi termelő szövetkezet kezelte az itteni erdőket. A kézimunkaerőben ekkor nem volt hiány, mivel a tsz-ek helyett inkább az erdőbe szerettek dolgozni az emberek. A rendelkezésre álló munkaerő segítségével az erdőfelújításokat hatékonyan tudták ápolni, így az özönnövények által terhelt

vágásterületen is fel tudták hozni az erdőt. A fafajkiválasztás szempontjait gyakran az határozta meg, hogy éppen milyen csemete volt hozzáférhető, a termőhelyi szempontok kevésbé voltak fontosak. A 70-es években az erdő nagy részét nemesnyárral (olasz vagy óriásnyár) újították fel. A rossz termőhely (kötött talaj) miatt ezeknek az állományoknak nagy része a vágásérettség elérése előtt elpusztult, csak a Rába menti alacsonyabban fekvő, lazább talajú termőhelyeken tudták sikeresen felhozni a nyarasokat. Ebben az időben jellemző erdőfelújítási gyakorlat volt, hogy a nyárfák sorközeibe tölgyet vagy lucfenyőt (karácsonyfa) ültettek, a napjainkban is látható tölgyesek és pusztuló lucosok e felújítási módszer eredményeképp jöttek létre. Az elpusztult nemesnyárasok helyére a Rábához közel eső részeken feketediót ültettek. Jelenleg, a véghasználat után a termőhelynek megfelelő őshonos fafajokkal (tölgy, kőris) végzik a felújítást. Az erdő a környező rétekekkel együtt 2007-ben része lett a Natura 2000 hálózatnak.

Sárvár: Szatmári-erdő

A Gyöngyös és a Rába között elterülő Szatmári-erdő történetéről főleg SCHERG (1934) és JUHÁSZ (1937) munkáiból ismerünk részleteket. Nagykanizsa eleste után (1600) a Rábától délre lévő területek török kézen voltak, ezért a folyó mentén élők a bal parti területeket sokkal intenzívebben használták, mint azelőtt. Az erdőket nagyrészt kiirtották, helyükön szántóföldi gazdálkodást, legeltetést folytattak. Az 1600-as évek közepén már történtek olyan lépések, melyek a törököktől háborítatlan területeken a „szertelen” irtást megtiltják. Nádasdy Ferenc 1639-ben a Rába menti erdőkben megtiltotta az irtást. A tölgyes állományok, „makkos erdők” már a 16. században tilos erdők lettek. Mivel a fa szállítása ezekben az időkben nehézkes volt, főleg a mellékhasználatok voltak a jellemzők, fákat csak saját szükségletre vágta ki. Az állatokat inkább a biztonságosabb Rába berkekbe hajtották. Hiába történtek azonban az erdők védelme érdekében fahasználati korlátozások, még a II. József idején készült térképek sem mutatnak összefüggő erdőtakarót a mai Szatmári-erdő területén. Ugyanakkor a korabeli leírások a Rába mentén fűz, nyár sűrűségekről számolnak be. 1818-ban Ferdinánd főherceg - az erdő akkori tulajdonosa - a legeltetés visszaszorítására tesz kísérletet. Intézkedik, hogy a felnyíló, üres helyeket kapálják vagy szántsák fel, majd egy évig krumplit ültessenek bele és vessék be vegyes famagokkal. 100 év helyett 60 éves vágásfordulót javasol, de a tölgyek meghagyandók, mert másképp nem lesz gubacs és makk gyűjthető. A puhafákra 15 éves vágásfordulót ajánl. Rendes erdőkezelésről azonban még ekkor sem lehetett szó, mert az erdő fő irányítása a gazdatisztek kezében volt, kik a gazdaság érdekeit az erdő érdekei elé helyezték. A gazdatisztek helytelen erdőgazdasági működését látva Lajos bajor királyi herceg az erdőgazdaságot elválasztotta a mezőgazdaságtól. Jelentősebb erdők ekkor még csak a folyó jobb partján voltak, melyek közt nagyon idős állományok is megmaradtak: „*Ilyen berki erdőket látunk még Nagy György sitkei erdeiben, hol olyan öreg fák vannak, hogy óriási odvaikban az áradások miatt a földalatt lakni nem tudó rókák tanyáznak.*” (üzemtervi leírás 1890). A Rába 1888-as szabályozásával a Szatmári erdőrészek közül néhány a jobb partra került. Az erdei legeltetés 1924-ben megszűnt, mert Ferenc bajor királyi herceg belátta, hogy a legeltetés káros az erdőre, mivel elősegíti a talaj elszegényedését. Ettől az évtől számíthatjuk a terület beerdősítését, melynek első céljai között szerepelt a legeltetés során károsodott talaj javítása. Talajjavítás céljára több helyen nitraginnal oltott *Lupinus polyphyllus*-t ültettek. A tölgy felújításokat gyakran gyertyán alátelepítéssel segítették. Az erdei utak fűtermésének kaszálását árverésen adták ki. Minden utat többször kaszáltak, ezzel elhárították a tűzveszélyt, valamint az utak is gyorsabban kiszáradtak. Tölgyesek felújítása során gyakran alkalmazták a mezőgazdasági köztreshasználatot, a 2 m-es sortávra ültetett tölgyek közé első évben burgonyát, majd a másodikban kukoricát vetettek. Ugyanezzel a módszerrel újították fel a

kőrist, mivel a nedves termőhelyeken a tarvágást követően a gyomnövények, különösen a magas aranyvessző nagyon elszaporodott. A Szatmári erdő 1-2 (vasúttól délre) erdőtagját parkszerűen száraló üzemmódban kezelték. A korabeli fotók tanúsága szerint ezen a helyen még az 1920-as években is ligetes erdő állt, az elszórtan álló idős tölgyfák között a ménesek részére fenntartott legelők voltak. 1932-ben már az egykor legeltetett területeket mindenhol beerdősítették. Legnagyobb borításban a kocsányos tölgy volt (78 hold), majd a magyar kőris követte (64 hold), de jelentős volt még a mezei szil (18 hold) és a gyertyán (25 hold) borítása is. Megjegyzésre érdemes, hogy az 1932-es üzemtervi leírások kiemelték a nagy hőscincér és az üregi nyúl kártételét, valamint a szilfavész okozta károsítást is megemlítik (Megj: Ma már mindkét faj eltűnt a területről). Az 1960-as évektől az északi részen lévő gyepeket beerdősítették, eleinte kocsányos tölgygel, majd akáccal, feketedióval. Az erdő délnyugati szélén csemetekertet létesítettek, ennek egy részét később lucfenyővel és tölgygel erdősítették. A város közelében lévő erdőrészek - köztük a Kaán Károly által korábban fényképen megörökített ligetes, idős állomány - a cukorgyári ülepítőtavak, a vasút és az elkerülő út építésével nagyrészt megsemmisültek. Az itteni gyertyános-tölgyeseket 100 éves vágásfordulóval kezelték. A Szatmári-erdő 2007-ben a Natura 2000 hálózat része lett, jelenleg a véghasználatok csak kisebb lélekben történnek.

A történeti leírások alapján levonható következtetések:

- Az 1700-as évek közepéig a Rába jobb partján lévő erdőket viszonylag kevésbé használták, mivel ezeket a területeket a törökök ellenőrizték. A jobb parti állományok szinte teljesen megsemmisültek az intenzív irtás, legeltetés miatt.
- Az 1800-as évek végéig nem volt tervszerű erdőgazdálkodás, jellemző volt az erdei legeltetés és az egyéb mellékhasználatok (gubacsszedés, makkoltatás, kaszálás). A fahasználat száralással történt.
- Az 1800-as évek végétől napjainkig több területet erdősítettek. Az erdősítések és sokszor a felújítások is mezőgazdasági közteshasználatokkal történtek. Az 1920-30-as évektől megszűnt az erdei legeltetés. Ebben az időszakban bizonyíthatóan már csak a Szatmári-erdőben volt jelentősebb legeltetés.
- Az 1950-es évektől a rendszerváltozásig jellemző volt a tájidegen fafajokkal való felújítás, az állományokat nem ápták szakszerűen, így több rontott erdő alakult ki, melyekben a gyertyán dominánssá vált. A véghasználatok tarvágással történtek, míg a felújítások során gyakran alkalmaztak talajelőkészítést.
- Az 1990-es évektől főleg honos fafajokkal újítják fel az erdőket, véghasználatoknál a természetvédelmi szempontokat is figyelembe veszik. Ma már az erdei mellékhasználatok nem jellemzők.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A vizsgálataimhoz kapcsolódó fontosabb szakirodalmat 3 nagyobb témakör köré csoportosítva tárgyalom. Ezek a Felső-Rába-völgygel foglalkozó florisztikai, cönológiai és növényföldrajzi munkák. A másik két témakörben feldolgozott irodalmak az erdők diverzitásával, annak mérésével, valamint az erdei lágyszárú növények terjedésével kapcsolatos publikációkat ölelik fel.

2.1. A Rába-völgy botanikai és növényföldrajzi kutatástörténete

A Rába-völgyének botanikai kutatásának kezdete az 1800-as évek második felére tehető, ebből az időszakból csak szórvány adatokkal rendelkezünk. Kitaibel Pál 1802-es útján már érinti a Rába-folyó térségét Körmend és Rum térségében, bár fajokat csak a közeli Kemeneshátról közöl (GOMBOCZ 1945).

Hosszú évek kihagyása után Márton József sorkikápolnai tanító-botanikus Nagymákfa térségében többször megfordul és a környékről érdekes florisztikai adatokkal szolgál (MÁRTON 1893). Először közli hazánkból a *Scandix pecten veneris*-t (ez az adat nem kifejezetten a Rába-völgyhöz köthető, inkább a Nagymákfa falu felett húzódó Kemeneshát homokos lejtőjéhez). A Csörnöc menti bozótban találja a *Lathyrus palustris*-t, valamint a Csörnöc árkaiban a *Barbarea stricta*-t. Beszámol a Nagymákfa alatti bükkösökben található *Mercurialis ovata* tömeges előfordulásáról. Ezekben az erdőkben gyakorinak tartja az *Ulmus minor*-t is.

A Vasvármegye flóráján és növényföldrajzán dolgozó Borbás Vince 1882-ben több alkalommal is felkeresi a területet, bejárásai főleg Szentgotthárd-Rábafüzes térségét, Körmendet, a vasvári Szentkútat és Sárvár környékét érintik. Szentgotthárd környékéről először jelzi hazánkból a *Peltaria alliacea*-t, valamint a Rába menti gyertyános-tölgyesekből is közöl néhány fajt: *Dryopteris filix-mas*, *Epilobium montanum*, *Carex remota*, *Cardamine impatiens*, *Vicia sepium*, *Poa trivialis*, *Geranium phaeum*, *Aegopodium podagraria*. A *Peltaria alliacea* és a *Geranium phaeum* előfordulásáról megjegyzi: „Szentgotthárd mellett a *Peltaria alliacea* a Rába partján a meder oldalán és szakadékein nő, itt ott a *Geranium phaeummal*, mind kettő világosan idegen, nem természetes helyen, ezért azt gondolom, hogy a Rába sodrásával került ide. A *Peltaria* a Rába mindkét partján nő s addig elég gyakori, míg a *Lapincs* bele nem ömlik. Ezen túl csak a jobb parton láttam.” (BORBÁS 1887)

Körmend térségéből, főleg a Csörnöc mocsaraiban és az akkor még jó állapotokat mutató láprétekről közöl több fajt, de fajlistájában néhány erdei faj (*Leucjum verum*, *Viola mirabilis*) is megtalálható. Vasvár környékén főleg a Szentkút égerlápja kelti fel érdeklődését, onnét főleg mocsári fajokat említ. Jelentős felfedezést tesz a szomszédos Püspökmolnári környékén lévő Rába zátonyain, ahol a *Myricaria germanica* több példányát is megtalálja. Sárvár környéki útjai során érinti a Rózsa-majori Bereket és a Szatmári-erdőt is. Rövid leírásban jellemzi az itt látott erdőket: „Az erdőség Sárvár és asszonyfai (megj.: Ostffyasszonyfa) állomás között ritkás szil, gyertyánfa, tölgy, cser, cseresznye, körte, alma, bibircsós nyír, fehér nyárfa, enyves égerfa, galagonya, fodorjuhar, kökény”. Beszámol a *Lathrea squamaria* tömeges előfordulásáról és több erdei fajt (*Carex sylvatica*, *Corydalis solida*, *Pulmonaria officinalis*, *Convallaria majalis*, *Anemone nemorosa*, *Adoxa moschatellia*, *Polygonatum latifolium*, *P. multiflorum*, *Ranunculus lanuginosus*, *Arum maculatum*, *Festuca gigantea*, *Galium odoratum*, *Viola mirabilis*) is említ innét. A *Corydalis* fajok kapcsán

megemlíti, hogy azok csaknem az egész Rába-völgyben hiányoznak (BORBÁS 1887, 1897). WIESBAUER (1883) a térségben főleg Zala megyéből és a Kemeneshátról közöl adatokat, de egy alkalommal Körmentet is érinti, onnét csak a *Peltaria alliacea*-t jelzi. A fajt ugyanitt GÁYER (1925) erősíti meg a *Myricaria germanica* püspökmolnári adatával együtt. Gáyer Gyula több alkalommal járt a Rába-völgyében, Rum környékéről közli a *Viola elatior*-t és a közeli Hajdú-Berekből a *Fitillaria meleagris*-t (GÁYER 1908, 1927a). Először számol be az inváziós *Solidago gigantea* tömeges előfordulásáról a Rába partján Szentgotthárd, Körment, Rábahídvég és Sárvár térségéből (GÁYER 1913). Ő fedezi fel hazánkban a Csörnöc bejegyertyanosi szakaszán a *Potamogeton obtusifolius*-t és az ikervári kockásliliomos rétet (GÁYER 1927b). A térségben a későbbiekben is csak szórvány adatokkal rendelkezünk: Boros Ádám utazásai során Halogy, Körment, Vasvár és Kám környékén érintette a völgyet (BOROS 1948, 1959, 1961), florisztikai adatai közül főleg egyes inváziós fajok, mint az *Elodea canadensis* és az *Echynocystis lobata* térségbeli elterjedéséhez szolgáltatnak adalékokat. A körmenti Csörnöc híd mellől közli a *Ludwigia palustris*-t, melyet korábban csak GÁYER (1932) talált Rumnál.

Jeanplong József az 1950-es évek elejétől tanulmányozta a Rába-ártér rétjeit (JEANPLONG 1960, 1987), melyet kiterjesztett a folyó egész hazai szakszára. Ennek kapcsán adatai (JEANPLONG 1958, 1972a, 1983, 1991, 1999) a kisalföldi és a Nyugat-magyarországi szakaszról egyaránt megjelentek, de legtöbbit a Sárvártól délkeletre elhelyezkedő rétek kutatásával foglalkozott. Itt találja meg a mediterrán elterjedésű *Gaudinia fragilis*-t, mely valószínűleg a rétek felülvetése során fűmaggal együtt hurcolódott be. Több esetben járt a Sárvár környéki ártéri erdőkben is, ahol utal a *Galanthus nivalis* és a *Leucojum verum* tömeges előfordulására, utóbbi fajnál megállapítja, hogy a Rába és a Répce mellett messze északra hatol (JEANPLONG 1972b). Kovács Margit magyarországi lápréteket feldolgozó monográfiájának terepi munkái során egy esetben kereste fel a Rába-völgyet, ahol a Caricetum davallianae társulárról Körment térségében cönológiai felvételeket is készített (KOVÁCS 1962). A Rába menti adatok legnagyobb összefoglalása Károlyi Árpád és Pócs Tamás nevével fémjelzett munkákban tekinthető meg (KÁROLYI & PÓCS 1954, 1968, 1969, KÁROLYI & PÓCS & BALOGH 1970, 1971, 1972, 1974, 1975, KOVÁCS 2005). A helymegjelölések sokszor nem elég pontosak, ezért több esetben nem tisztázható, hogy a szóban forgó előfordulás a Kemenesháthoz vagy a Rába-völgyéhez köthető. A szerzőpáros saját adatai főleg Vasvárról, Szarvaskendről és a Rába Őrséggel érintkező szakaszairól származnak. Az 1990-es évek végén a térségben több védett természeti terület létrehozása is felmerült (Csörnöcmenti Tájvédelmi Körzet, Őrségi Nemzeti Park), ami újabb intenzív adatgyűjtéseket generált a Rába-völgyben. Kovács J. Attila és Bodoncz László nevével fémjelzett kutatómunka elsősorban a tervezett Csörnöcmenti Tájvédelmi Körzetet és az ahhoz csatlakozó területeket érintette. Először foglalkoztak részletesen a körmenti Dobogó-erdővel és a Hollósi-erdővel (KOVÁCS et al. 2000).

BODONCZI 2002 Vas megye nyugati részéről (főleg Őrség, Vendvidék) közöl érdekes florisztikai adatokat. Néhány fajt a Rába mellékéről is jelez, melyek közül talán a legérdekesebb a *Cicuta virosa* Csákánydoroszló környéki előfordulása. Az *Alnus incana* Nyugat-magyarországi elterjedésével foglalkozó munkájában kimutatja, hogy a hegyvidéki faj a folyó mentén egészen Ikervárig leereszkedik (BODONCZI 2003). KOVÁCS & TAKÁCS 1998 az alsószőlőki Rába ártéren található mocsárrét-láprét komplex vegetációtérképét készítették el, munkájukban részletesen jellemzik a gyepek vegetációs egységeit és értékes növényfajait. KOVÁCS 1995 a Vas megye növénytársulásait feldolgozó munkájában a Rába mentéről a *Quercus robori*-Carpinetum Soó et Pócs előfordulását jelzi (Körment, Rum, Sárvár térsége), míg a *Quercus-Ulmetum* Issler értékes töredékállományai a Szatmári-erdőből ismertek. A Rába-völgy élőhelyeiről az eddigi legrészletesebb jellemzést KOVÁCS 2004 adja, egyúttal

felhívja a figyelmet arra, hogy a hagyományos gazdálkodási formák visszaszorulása az itteni réttársulásokban jelentős degradációt okozott. A szerző korábbi őrsegi élőhelyekkel és növénytársulásokkal foglalkozó munkáiban (KOVÁCS 1999, 2002) is találunk utalást a Rába menti élőhelyekre.

Balogh Lajos a Rába-völgye özönnövényeinek elterjedését kutatta 1998-tól, munkáiban rámutat, hogy a folyó mente jelentősen fertőzött lágy- és fásszárú özönfajokkal, terjedésüket a környező gyepek felszántása vagy azok felhagyása segítette elő. (BALOGH 1999, 2000a, 2000b, 2003, 2007). A Rumi-erdőből Vidéki Róberttel felfedezik a hazánkban korábban csak egy helyről ismert adventív *Mimulus guttatus*-t (BALOGH et al. 2001).

Kevey Balázs a Rába menti nagyobb erdőkben végzett erdőtársulástani kutatásokat, eredményeinek egy részét monográfiai feldolgozásában tette közzé (KEVEY 2008), de néhány érdekes florisztikai adatát (pl. a *Peltaria alliacea* egyházashollósi előfordulása) már korábban publikálta (KEVEY 2004).

Kulcsár László elsősorban a Sárvár környéki védett fajokkal foglalkozott, és sikerült a térség növényvilágát sok új adattal gyarapítani. Néhány érdekes florisztikai adata a Rába-folyóhoz köthető: *Fritillaria meleagris*, *Hottonia palustris*, *Quercus frainetto*, *Equisetum hyemale*, *Trapa natans*, *Eleocharis uniglumis*, *Ranunculus flammula* (KULCSÁR 2001, 2009). A sárvári Szatmári-erdőből közli a térségben ritka *Lycopodium clavatum*-ot, mely gyertyános-tölgyes termőhelyre ültetett lucfenyvesben telepedett meg. Sárvár környékének védett növényeit tartalmazó összegző munkájában (KULCSÁR & MESTERHÁZY 2008) jó néhány faj új, Rába menti adata szerepel.

A 2000-es évek elejétől Király Gergely, Vidéki Róbert és Mesterházy Attila folytatott a Rába-völgy nagy részén florisztikai kutatásokat. A szerzők vizsgálták a *Scirpus radicans* (MESTERHÁZY & VIDÉKI 2004), a *Zannichellia palustris* (MESTERHÁZY & KIRÁLY 2005) és az újrafelfedezett *Carex repens* (MESTERHÁZY & KIRÁLY 2006) Rába menti előfordulásának körülményeit. Növényföldrajzi és iszapnövényzettel foglalkozó munkájuk több Rába menti adatot is tartalmaz (KIRÁLY et al. 2008a, KIRÁLY et al. 2008b)

A Rába-völgy növényföldrajzi jellemzése először Borbás Vince munkáiban (BORBÁS 1887, 1897) jelenik meg. A szerző véleménye, hogy a Rába egy vándorlási útvonalat jelent a pannon flóra számára délnyugat felé, melyen a Noricum területére az Alföld felől érkező fajok egészen az országhatárig felhatolnak. GÁYER (1925) elveti Borbás elméletét, mivel véleménye szerint a Rába és a Répce mocsaras árterületei gátat szabtak a keleti fajok nyugatra vándorlásában, a Rába-völgyébe mindössze néhány higrofil faj jutott be keletről (*Lythrum virgatum*, *Cirsium brachycephalum*, *Cirsium canum*), míg a xerotherm keleti elemek a Rába-völgyében nem fordulnak elő. Véleménye szerint a Rába-völgyben a fajok vándorlása nem keletről-délnyugatra működik, hanem egyes déli elemek északra történő migrációját jelenti. Egyes nedvességkedvelő déli elemek részére a Rába-folyó széles völgye szolgáltatta az útvonalat észak felé. Ilyen faj a *Fritillaria meleagris*, mely a folyó mentén egészen Ikervárig jutott, míg a szintén a folyótól délre elterjedt *Succisella inflexa* egészen a Hansáig jutott el. Fontos megjegyezni, hogy Gáyer rámutat a Rába szerepére a szubalpin fajok leszállításában. Egyes Stájerország hegyvidékein élő fajokat hoz fel példaként (*Peltaria alliacea*, *Stellaria nemorum*), melyek a folyó közvetítésével jutottak le az alacsonyabb régiókba. A pannon flóra bennszülött fajainak és xerotherm vegetációtípusainak hiánya szolgált érvként a Felső-Rába-völgy Praenoricumba sorolása mellett.

SOÓ (1934) a pannóniai flórának a Rába mentén nyugat felé hatoló öbolszerű benyomulását jelzi. HORVÁT (1949) a szentgotthárdi apátsági erdőkről szóló dolgozatában hasonló módon rajzolja térképén a pannóniai flóra behatolását. KÁROLYI & PÓCS (1964) a Délnyugat-Dunántúl északi határának a Rába-völgyét jelölik meg, melyet a Castrifericum flórajárás

Rábasík flóratájába sorolnak, ahol egyes dealpin elemek mellett alföldi fajok is élnek. A Praenoricum Rába-völgyét érintő keleti határait JÁVORKA (1940), majd JEANPLONG (1956) módosítja.

Fontos megjegyezni, hogy a szerzők által meghúzott növényföldrajzi határok döntően florisztikai alapon történtek, gyakran olyan „kiragadott” fajok alapján, melyeknek az elterjedése nem volt teljesen ismert (vö. JÁVORKA 1940, JEANPLONG 1956, KÁRPÁTI 1956, 1958, 1960). A fajok elterjedésmintázatát determináló tényezők közül az edafikus szempontokat kevésbé vették figyelembe, a mintázatok mögött általában makroklimatikus mozgatókat kerestek. Ugyancsak kevés figyelmet fordítottak az akár évtizedes léptékben is megfigyelhető antropogén gyökerű tájváltozásoknak, valamint a vegetációs-társulástani érveket is meglehetősen ötletszerűen alkalmazták (KIRÁLY et al 2007).

2.2. Fajkompozíció és fajkombináció vizsgálatok

Az erdőkben folyó gazdálkodás az erdei fajok diverzitásra gyakorolt hatásának vizsgálata az ökológiai kutatások egyik kiemelt célterülete. Külföldön már sokan vizsgálták a - hazánkban is elterjedt - tarvágásos véghasználat aljnövényzetre kifejtett hatását. GODEFROID et al. (2005) szerint a tarvágásos véghasználat hosszú távon is jelentős hatással jár az aljnövényzet lágyszárú fajaira, mivel a véghasználat során olyan fajösszetételbeli változások következnek be, melyek során csökken a növényfajok diverzitása, illetve egyes fajok lokálisan ki is pusztulnak a területről. HALPERN & SPIES (1995) vizsgálatai kimutatták, hogy egyes - korábban elterjedt - fajok a tarvágás után 28 évvel sem jelentek meg újra az erdőfelújításokban. LEINERE & HOULE (2006) is az intenzív erdőgazdálkodás diverzitáscsökkentő hatására hívja fel a figyelmet, azt azonban leszögezi, hogy a csökkenés mértékét és a regeneráció képességet több más tényező is befolyásolja (ph érték, vízellátottság, species pool). Hasonló eredményre jutott SCHUSTER & DIEKMANN (2005) is, szerintük a fajgazdagságot az emberi tevékenységen túl több tényező együttes kombinációja határozza meg. A víztől függő erdők regenerációja hamarabb végbemegy, a szárazabb erdőkéhez képest, mivel az ártéri- és mocsárerdők szukcessziója gyorsabb, tehát a termőhely vízellátottsága fontos tényezőként játszik szerepet a regenerációban (JACQUEMYN et al. 2001a). Szintén a talaj kémhatása és a diverzitás között talált pozitív korrelációt ASH & BARKHAM (1976), valamint vizsgálták még a tarvágás utáni fajváltozásokat is. Kutatásuk szerint a zavarás után nagyon sok faj csírázik, de később csak az évelők maradnak fenn. Az árnyéktűrők az évek múlásával fokozatosan többségbe kerülnek, csökken a fajszám. A fajváltozások aránya az első években a legnagyobb, később fokozatosan csökken. A be- és kivándorlás nem jelentős a fajkészlet meghatározásában az első években, mivel a legtöbb faj már ott van. Az erdei fajok magprodukciója csökken a fakitermelés után és előtérbe kerül a gyökér kompetíció is. NAGAIKE et al. (2005) Japánban az ültetvények, az őserdők, a vágásos és természetes felújítással kezelt erdők fajkészletét hasonlította össze. Eredményei arra világítanak rá, hogy a fajdiverzitás önmagában nem jó indikátora a természetességnek, fontos még a fajkompozíció vizsgálata is. A tarvágásos erdők és az ültetvények még felhagyás után évtizedekkel sem érik el az őserdők állapotát, bár az erdők korával egyenes arányban növekszik azok fajkészlete is (JACQUEMYN et al. 2001b). MEIER et al. (1995) szerint a tavaszi növények kevésbé érzékenyek a fakitermelésre, mint a nyáriak, valószínűleg azért, mert az előbbieket generatív fejlődési szakaszában a fényviszonyok a zárt erdőkben sem különböznek sokkal a vágásterületekétől.

A diverzitást nem csak a környezeti tényezők és a gazdálkodás határozza meg, hanem az erdők mérete is. GODEFROID & KOEDAM (2003b) az erdőfoltok nagyságát hasonlították össze a fajgazdagsággal, vizsgálataik szerint a nagyobb erdőfolt nagyobb fajszámmal párosult. JACQUEMYN et al. (2001b) ezt azzal magyarázza, hogy a kicsi és izolált foltokban kisebb a reprodukciós esély. A szerző a *Primula elatior*-on végzett csírázási vizsgálatain keresztül jutott erre az eredményre. Bár a nagyobb erdőfoltok fennmaradása kulcsfontosságú egyes fajok megőrzésében, a legtöbb növény fennmaradása a kisméretű erdőfoltokban is hosszú távon biztosított lehet (DZWONKO & LOSTER 1989). LAWESSON et al. (1998) szerint az erdőfoltméret és a fajszám negatívan korrelált: a kisebb méretű erdőkben nagyobb arányban voltak az erdei fajok az összes fajhoz képest, míg az idősebb erdőkben több faj volt. Nagyobb területű erdőfoltokban több a zavaráskezelő faj, mivel azok mindig jobban feltártak utakkal. A nagyobb erdők ráadásul erősebben kezeltek, így ott kevesebb erdei faj található. HONNAY et al. (1999) szerint az erdőfoltok alakja is hatással van a diverzitásra, a nem szabályos alakú erdőkben nagyobb fajgazdagságot mutatott ki.

GRAAE et al. (2004) az erdők izoláltságát hasonlította össze a diverzitással. A fajgazdagságot nem befolyásolta az erdők izoláltsága. A magok hosszú ideig életképesek és a rametek sok esetben évszázadokig élnek, így a feldarabolódott erdőkben a kezelésektől függetlenül is képesek fennmaradni. Eredményeiket HONNAY et al. (1999) vizsgálata is alátámasztja, hozzátéve, hogy a „jó” erdei fajok azért a nagyobb és idősebb erdőtömbökben gyakrabban fordulnak elő. A „kor érzékeny” és az „ős”erdőkhöz kötődő fajokat HERMY et al (1999) vette listába. GODEFROID et al. (2005) a belgiumi bükkösökben vizsgálta a tarvágás hatását az aljnövényzetre. Egyes fajok (*Pteridium aquilinum*, *Teucrium scorodonia*, *Carex pilulifera*, *Deschampsia caespitosa*) viszonylag hamar kolonizálták újra a területeket véghasználat után, míg mások (*Luzula sp.*, *Circaea lutetiana*, *Anemone nemorosa*) csak nagyon lassan tértek vissza. A *Luzula* fajok és a *Dryopteris dilatata* érzékenyen reagáltak a páratartalom változásokra, ezért a véghasználat során jelentősen visszaszorultak. A vágásterületeken a talaj és léghőmérséklet növekedett, illetve a levegő páratartalom és a fényintenzitás szintén jelentősen nőtt, így az aljnövényzet fajösszetétele drasztikusan megváltozott. A *Rubus fruticosus* agg. borítása a talajhőmérséklettel volt szoros összefüggésben (pozitívan korrelált), erősebben, mint a fényintenzitással. A levegő páratartalmára érzékenyen reagált az *Anemone nemorosa*, e faktor tekintetében a fajnak csak nagyon szűk tartományban volt optimuma, de a magas fényintenzitást kedvelte (GODEFROID et al. 2005). A véghasználat során fellépő hirtelen fénytöbblet a fénykedvelő fajok terjedését segíti elő, melyek egyes erdei fajokat, pl. *Galium odoratum* ki is szorítanak (PAGES & MICHALET 2006). A tarvágásos véghasználat további káros hatásaként tüntetik fel, hogy a hirtelen felnyíló területen az inváziós fajok nagyobb eséllyel meg tudnak telepedni, mint a legtöbb őshonos növény, egyes - vágásterületet kedvelő - elemek (*Senecio ovatus*, *Anthriscus sylvestris*, *Galeopsis tetrahit*) nagy gyakoriságával megjósolható lehet az özönnövények általi fertőződés (GODEFROID & KOEDAM 2003a). A vágásos erdőgazdálkodás káros hatásait húzza alá FRATERRIGO et al. (2006) munkája is. A kutatócsoport erdősült szántókat, kezelt és kezeletlen erdők aljnövényzetét hasonlította össze. Vizsgálataik kimutatták, hogy nem csak a diverzitás, hanem az aljnövényzet összborítása is a nem kezelt erdőben volt a legnagyobb, míg az erdősült területen a legkisebb. A kezelt erdőkben lévő a lágyszárú borítás nem sokkal volt nagyobb az erdősült területekénél és messze elmaradt a kezeletlen erdőktől.

Míg a legtöbb munka egyetért a vágásos erdőgazdálkodás diverzitáscsökkentő hatásával, addig más vizsgálatok ezt nem támasztják alá. GÖTMARK et al. (2005) az erdőhasználat hatását vizsgálták a svédországi lombhullató erdőkben. A kezelt erdőkben nem találtak jelentősebb fajszám csökkenést (még a magas természetvédelmi értékű erdei fajoknál sem), mint a kezeletlen (kontroll) területen. A diverzitás növekedett a kezelés (vágás) után, mivel az

erdei dolgozók és a közelítő gépek is hurcolták a magokat, így a kezelt erdőket diverzebbnek találta, mint a kezeletleneket. SCHELLER & MLADENOFF (2002) észak-amerikai erdőkben végzett vizsgálatai is azt támasztották alá, hogy az erdőgazdálkodás a sokféleséget hosszabb távon nem befolyásolta lényegesen, de a fajkompozíciók számát viszont negatívan érintette. GRAAE-HESKJAER (1997) szerzőpáros sem talált lényeges különbséget a vágásos és a nem kezelt állományok fajösszetételében, a nedvességkedvelő fajok viszont nagyobb arányban fordultak elő a kezeletlen erdőkben. BARKHAM (1992) 18 évig vizsgálta a vágásos erdők fajkészletét véghasználat után. A kutatás időtartama alatt az erdők fajkészletének 29,2%-a lecserélődött. Az évelő növények viszonylag állandóak voltak, a cserélődött fajok jórészt az egyévesek közül kerültek ki. Az erdei lágyszárúak közül az *Anemone nemorosa* jobban tűrte a zavarást, mint a *Mercurialis perennis*, mivel előbbi a rövid rizóma maradványaiból is ki tud nőni a bolygatás után. A kezelésekre hatására szignifikáns változások a fajkészletben nem voltak. A szálaló erdőhasználat jó opciónak tűnik a drasztikusabb beavatkozással járó vágásos erdőgazdálkodás kiváltására, mivel a szelektív fakitermelés nagyobb fajgazdagságot eredményez (GRAAE & HESKJAER 1997). A szálalás azonban gyakoribb belenyúlásokkal jár az erdő életébe, így ott a zavarástűrő fajok terjednek el, míg a klímax erdőket kedvelő lágyszárúak inkább a vágásos erdőkben fordulnak elő nagyobb borításban (DECOCQ et al. 2004). HANSSON (2001) az erdők kezelésének hatását vizsgálta a madarakra és a növényekre. Vizsgálataiba kezeletlen, vágásos és legeltetett állományokat vont be. A legtöbb fészkelő madár a legeltetett erdőkben volt, míg a kezeletlen erdőben volt a legnagyobb mindkét csoport fajsza. Figyelemreméltó, hogy a legeltetett erdőkben sem sokkal maradt el a diverzitás a kezeletlen „őserdőkétől”. MOSER & SCHÜTZ (2006) hasonló vizsgálatai is ráirányítják a figyelmet arra, hogy az erdei növények jelentős része tolerálja a legelést, így a közhiedelemmel ellentétben nem tűnik el a legelőerdőkből.

Magyarországon a Visegrádi-hegység cseres-tölgyeseiben történtek a lágyszárú fajok diverzitásával kapcsolatos vizsgálatok (CSONTOS 1996). A szerző megállapítja, hogy az aljnövényzet fajsza és fajösszetétele az erdő véghasználat után és a fiatalos-rudas állományok átmeneti szakaszában változik meg a legdrasztikusabban. Előbbi változás a fényintenzitás hirtelen megnövekedésében (vágásterület) fajsza maximumot, míg utóbbi esetében a fény mennyiség drasztikus csökkenése a fajsza minimumot eredményezett. A legtöbb kísérőfaj a rudas állományokban tűnik el a területről, ezért a szerző ebben fázisban egy erőteljesebb belenyúlást javasol a faállományokban.

A tapasztalatok szerint a vegetáció belső változásai és diverzitása finom léptékű, sok ismétlésen alapuló eljárással kvantitatívan leírható. A Juhász-Nagy Pál által kifejlesztett módszert (JUHÁSZ-NAGY 1980, 1993) hazánkban már többen is alkalmazták, elsősorban nyílt élőhelyeken (PODANI 1984, SZOLLÁT & BARTHA 1991, TÓTHMÉRÉSZ & ERDEI 1992, PODANI et al. 1993, MARGÓCZI 1995, PODANI & CZÁRÁN 1997, TÓTHMÉRÉSZ 1994a, 1994b, 1995, HORVÁTH 1998, 2002, LÁJER 2000, SZIGETVÁRI 2002, RUPRECHT et al. 2003, 2007, VIRÁGH et al. 2006, KUN et al. 2007, BARTHA et al. 2008, FÓTI 2008, SZENTES 2008), néha erdőkben is (ÓDOR & STANDOVÁR 2001). A módszer külföldi alkalmazására is számos példát lehet sorolni (BARTHA et al. 2008, CAMPETELLA et al. 2004, CANULLO & CAMPETELLA 2005, 2006, RICOTTA & ANAND 2006).

2.3. Erdei lágyszárúak terjedésével kapcsolatos vizsgálatok

Az elmúlt évszázadokban a korábbi erdőterületek irtása, mezőgazdasági hasznosítása volt jellemző szerte a világon, míg napjainkban a mezőgazdálkodás intenzitásának csökkenése a parlagok, felhagyott területek növekedését vonja maga után. Ez a folyamat főleg Európára jellemző. A takarmány- és élelmiszer-növények termesztésére kevésbé alkalmas termőterületek további hasznosítására a fatermesztés gyakran felmerül opcióként, így az erdősített területek száma hazánkban és Európa szerte erőteljes növekedést mutat. Az újonnan létesített faültetvények erdei növényekkel való kolonizációja hamar felkeltette a kutatók érdeklődését. A kutatások (SINGLETON et al. 2001, HERMY & VERHEYEN 2007) során egyértelműnek tűnik, hogy az erdősített területek erdei fajokban szegényebbek, mint az eredeti erdők, és általában az erdei növények nagyon lassan kolonizálják a felhagyott területeket (keves magtermés, magas az újulat halálozási rátája, speciális mikroélőhelyeket igényelnek).

A kolonizációval kapcsolatos kutatások számbavétele előtt fontos meghatározni, hogy mi is az igazi erdei faj. Az erdőkhöz kötődő fajok meghatározása a regionális különbségek miatt országonként eltérő lehet, de tulajdonságegyüttesek alapján jól lehet jellemezni az ide sorolható növényeket (GRAAE & SUNDE 2000). A legtöbb vizsgálat az elsődleges erdők és a telepített erdők fajkészletének felmérésén és a preferenciát mutató fajok tulajdonságainak vizsgálatán keresztül próbálja meghatározni a tipikus erdei növényeket (DZWONKO & LOSTER 1992, HONNAY et al. 1999, VERHEYEN & HERMY 2001a). Kutatásaik alapján az erdei fajok a következő tulajdonságokkal jellemezhetők:

- Magterjesztési módjuk ballisztikus, endozoochoria vagy myrmecochoria, de néha hiányzik náluk a magterjesztést elősegítő készülék vagy stratégia.
- Magjaik általában nagyméretű, legtöbbjük tranzien magbankot képez a talajban. Mivel általában perzisztens magbankkal nem rendelkeznek, legtöbbjük állománya zavarás esetén nem tud magról felújulni, de túlélőképességük viszonylag jó (THOMAS et al. 1997, GRAAE & SUNDE 2000, HONNAY et al. 2005, KOLB & DIEKMANN 2005). Mivel terjedési sebességük nagyon kicsi, így az új vagy korábban tönkretett élőhelyeket nagyon lassan kolonizálják (BRUNET VON OHEIMB 1998, DZWONKO & LOSTER 1988, 1992, MATLACK 1994, HERMY et al. 1999).
- Magprodukciónak alacsony, a kikelt csiranövények megerősödési esélye is kicsi (SALISBURY 1942, SILVERTOWN et al. 1996), bár ezek a képességek felerősödnek, amikor több fény jut a termőhelyre (pl. vágás). Legtöbbjük vegetatívan terjed, magas stressztűrő és alacsony kompetíciós képességgel rendelkeznek (BIERZYCHUDEK 1982). A geofita fajoknak különösen alacsony a maghozama, ezért az elterjedésük erőteljesen limitált (VERHEYEN et al 2003).

Az idézett munkákban azonban nincs egyetértés abban, hogy mely tényezők akadályozzák az új élőhelyek gyors kolonizációját. GRASHOF & BOKDAM (1997) szerint az endozoochor magterjesztéssel terjedő növényeknek a legnagyobb a kolonizációs képességük, majd ezután következnek a hangyák által terjesztett növények, melyek csak kisebb távolságra tudják eljuttatni a magokat. A szerző egy másik munkájában (GRASHOF-BOKDAM & GEERTSEMA 1998) 4 erdei növény terjedését vizsgálta, a myrmecochor *Oxalis acetosella* rendkívül lassan terjedt, míg az endozoochor *Polygonatum multiflorum* mutatta a legnagyobb terjedőkészséget, a *Viola riviniana* és a *Vinca minor* szinte kizárólag a fiatalabb állományokat kolonizálta.

Hasonló eredményre jutott DZWONKO (1993) is, szerinte az endo- és epizoochor fajok gyorsabban kolonizálják az erdőt, mint a myrmecochor vagy autochor magterjesztésűek. A vadak az amúgy myrmecochor *Anemone nemorosa* termését is nagyobb távolságra képesek

eljuttatni (20 m/év), mint a hangyák CANULLO (1985). BRUNET VON OHEIMB (1998) svédországi erdőkben végzett vizsgálatai szerint a hangyák az *Anemone nemorosa* magjait csak 0,28-1,34 m-re szállították el egy év alatt.

A Föld több kontinensének szárazföldi ökoszisztémáját érintő kutatások alapján a hangyák átlagosan 0,98 m-re viszik el a magvakat. Az északi féltekén nagyobb a szállítás intenzitása, de kisebb távolságokra vitték el a hangyák a magokat, mint a délin. A mezofil vegetációban szintén nagyobb volt a szállítás határfoka, de a szállítás kisebb távolságú, mint a száraz élőhelyeken. A szállítás távolsága hangyafajok tekintetében erősen változó (GOMEZ & ESPADALER 1998). MCLACHLAN & BAZELY (2001) a növények terjedését vizsgálta az új erdősítésekben. A hangyák által terjesztett és a terjesztést igénybe nem vevő tavaszi növények rosszabbul hódították meg az új élőhelyeket, míg a nyári állatok és szél által terjesztett növények sikeresen kolonizáltak. Mivel a myrmecochor növények terjednek a legrosszabbul, a hangyák által terjesztett fajok magas száma az erdő jó természetességét mutatja (CHUMARA & SHIERKA 2007). GRAAE (2000) az újonnan létesített, kezelt és nem kezelt (öserdő) erdőket hasonlította össze Dániában. A fajokat életforma és a terjedés módja szerint osztályozta. A nem kezelt erdőkben a nagy magvú, tranziens magbankú, korai és gyorsan virágzó, hangyák által terjesztett, alacsony termetű, széles oldalirányú növekedésű fajok voltak többségben. Az új erdősítésekben az epizoochor, kis magvú, rövid életű, később és hosszabban virágzó, ill. kisebb laterális növekedésű fajok domináltak. Egyévesek és ruderalis fajok gyakoribbak voltak az új erdősítésekben. SCHAUMANN & HEINKEN (2002) a nyest és a nyuszt a növények terjedésében betöltött szerepét vizsgálták Németországban. A nyest ürülékében kimutatott 12 fajból 10 jól csírázott. Főleg a húsos magvú növények (*Vaccinium*, *Rubus* sp.) terjedésében van fontos szerepe e két fajnak, mivel a magokat gyakran nagyobb távolságra is eljuttatják. A terjesztés módjainak a rekolonizációban való fontosságát hangsúlyozza ki TAKAHASHI & KAMITANI (2004), akik a homokdűnékre ültetett fenyvesekben vizsgálták a lágyszárú fajok terjedését a természetes erdők felől. 44 éves ültetvényekben csak a természetes erdők közelében talált erdei fajokat, a hangyák által terjesztett fajok ennyi idő alatt sem vándoroltak be. Szerintük a terjedés módja a kolonizációban meghatározóbb, mint a magproduktum.

A terjedési módokon túl az élőhelyek izoláltsága is jelentősen meghatározza a kolonizációt. BUTAYE et al. (2001) vizsgálatai rámutatnak, hogy az erdőfoltokban a 200 m-nél távolabbi propagulumforrás már nem tud kapcsolatot létesíteni a populációval, főként az *Adoxa moschatellina*, az *Arum maculatum* és a *Polygonatum multiflorum* elterjedésére erősen hatott az izoláció. Különösen az autochor, ballasztikus, endozochor és a hangyák által terjesztett fajok tekintetében van jelentősége az izolációnak. A fragmentáció és a terjedés között azonban régióként eltérő különbségek lehetnek, a csapadékosabb, kevesebb species poolal rendelkező, extenzívebben művelt területek esetében kisebb az összefüggés az izoláció és a fajgazdagság között (GRAAE 2000).

VERHEYEN & HERMY (2001a) a szegélyek fontos szerepét emelte ki az erdei fajok megőrzésében. A tarvágás után fenntartott erdőszegélyekben az elsődleges erdőkhöz kötődő fajok (*Anemone nemorosa*, *Paris quadrifolia*, *Galeobdolon montanum*) képesek voltak túlélni és újrakolonizálni később az erdőfelújítást. Más korábbi publikációk (POLLARD 1973, PETERKEN & GAME 1981, FORMAN & BAUDRY 1984, HONNAY et al. 1999) is aláhúzzák az erdőszegélyek megőrzésének fontosságát.

Több vizsgálat is alátámasztotta, hogy különböző talajtani változók is befolyásolják a fajok megtelepedésének sikerességét. SIMON et al. (2000) a hollandiai erdők aljnövényzetét hasonlította össze 1970-es és 90-es években végzett vizsgálatok alapján. A 90-es években a talajok szárazabbá váltak és a növekedett a nitrogén koncentrációjuk is, mely az *Anemone nemorosa* csökkenését, ill. a *Pteridium aquilinum* terjedését vonta maga után. Hasonló vizsgálatokat végzett korábban FRAMBACH & MEULMAN (1988) is, de a talaj N-tartalma és a

Pteridium aquilinum terjedése közötti összefüggést nem tudta igazolni. HONNAY et al. (1999) szerint az erdősített területeken a tápanyagszegény és kevésbé bolygatott termőhelyeken jó a regeneráció. DZWONKO (2001) rendzinán lévő tölgyesekben, illetve az azok helyén ültetett erdei fenyvesekben vizsgálta a fajok regenerációját. A 70 éves erdőben a fajok terjedési sebessége a következő volt (m/év): *Luzula pilosa* 0.72, *Aegopodium podagraria* 0.95, *Viola sylvatica* 1, *Moehringia trinervia* 1.29, *Dryopteris carthusiana* 1.57, *Anemone nemorosa* 2.09, *Polygonatum multiflorum* 2.09, *Galeobdolon montanum* 2.28. Mivel a termőhely száraz volt, így a növények is lassan terjedtek. Az erdei fenyvesben még lassabb volt a terjedés, mivel a tűavar akadályozta a regenerációt. A szárazabb talajú erdőkben lassabban megy végbe az erdei fajok terjedése (VERHEYEN et al 2003).

A termőhely környezeti feltételeinek jelentőségét kisebbíti ENDELS et al. (2004) három erdei növényfajon (*Arum maculatum*, *Geum urbanum*, *Primula elatior*) végzett ültetési kísérlete, melyben a másodlagos erdőkben kiszórt magokból több csírázott ki, a növények nagyobbra nőttek, és több magot hoztak, mint az elsődleges erdőkben. A tipikus erdei fajok hiányát a másodlagos erdőkben tehát nem a környezeti feltételek alkalmatlansága okozta. Hasonló eredményre jutott EHRLÉN & ERIKSSON (2000), akik a vizsgált 7 lágyszárú fajból 6 esetében azt tapasztalták, hogy az új egyedek megjelenését a rendelkezésre álló magok mennyisége limitálja. GRAAE et al. (2004) 8 erdei lágyszárú faj magját vetette el az erdősítésekben, a fajok többsége itt is kicsírázott, illetve növekedésnek indult, csak a *Rumex sanguineus* és az *Impatiens noli-tangere* magja nem kelt ki. Szerintük a talajváltozatosság rövid távon nem, de hosszú távon befolyásolhatja a magvak csírázását. Léteznek azonban olyan eredmények is, melyek a faj területen való sikeres megtelepedését vonják kétségbe. Főleg a korábbi mezőgazdasági használatbavétel okozhat olyan talajfizikai és talajkémiai változásokat (talajtömörödés, megnövekedett pH és foszfáttartalom), melyek hátrányosan befolyásolják az erdei lágyszárúak megtelepedését (DUPOUEY et al. 2002, HONNAY et al. 1999), ezt azonban cáfolja GRAAE & SUNDE (2000), aki nem talált lényeges különbséget a réteken és a szántóföldeken létrehozott erdősítések kolonizációjának sikerességében.

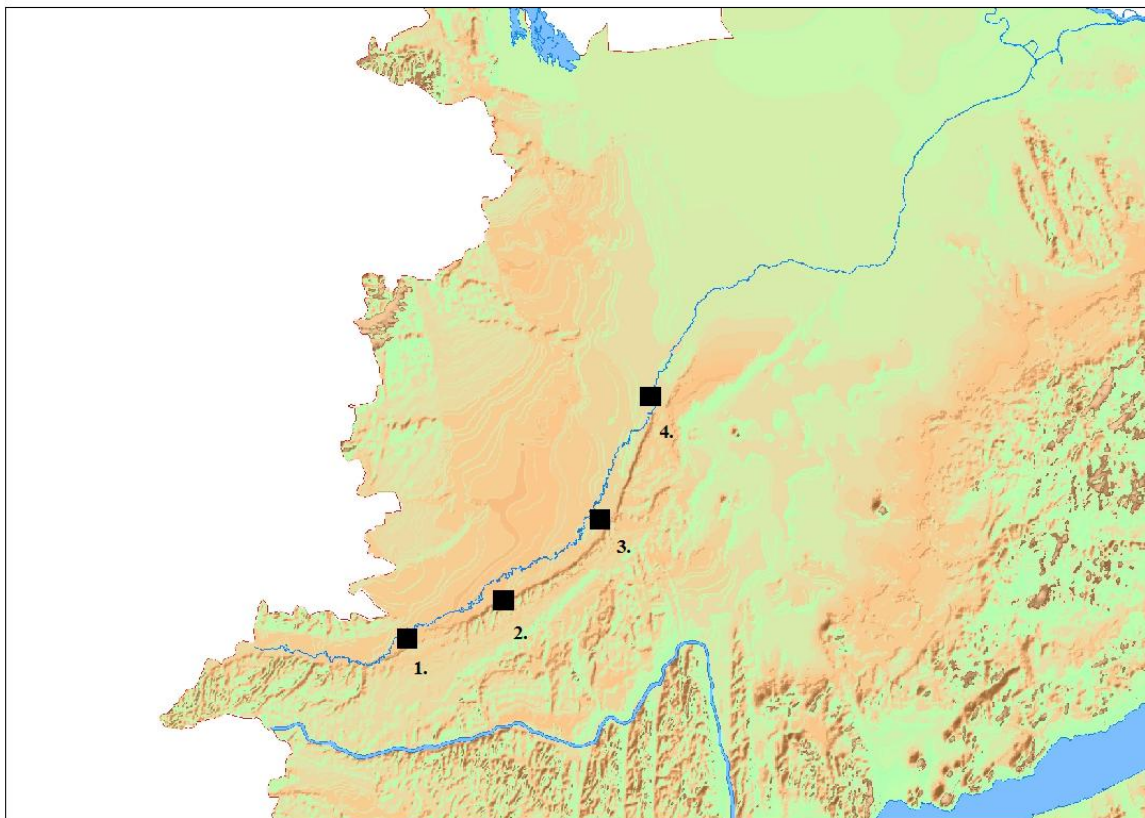
EHRLÉN & ERIKSSON (2000) véleménye szerint a terjedési mód a legfontosabb kolonizáció sikerét befolyásoló tényező. A fajok jóval több élőhelyen meg tudnak települni, mint ahol vannak, de a magméret és a megtelepedés valószínűsége közt pozitív korreláció mutatkozott. A magméret fontosságát FRÖBORG & ERIKSSON (1997) is kihangsúlyozza az erdei fajok kolonizációjának és kipusztulásának vizsgálatán keresztül. A mag méretének növekedésével csökkent a kipusztulási ráta, és nőtt a kolonizációs ráta. Nagyobb magvak nagyobb eséllyel csíráznak a vastagabb avarban, mint a kicsik, viszont jobban kitettek a magfogyasztó predátoroknak. A kisméretű magvak csírázásához általában zavarásra van szükség. A nagymagvú fajok általában kicsi magkészlettel rendelkeznek és ezek leginkább klonálisan szaporodnak (ERIKSSON 1989). Egyes vizsgálatok (CORNELISSEN 1996, FRÖBORG & ERIKSSON 1997) kihangsúlyozzák, hogy az avarvastagság jelentősen befolyásolta a fajok megtelepedésének esélyét és a tapasztalatok szerint a fenyőavaron rosszabbul terjednek az erdei fajok, mint a lombavaron. VERHEYEN & HERMY (2004) az erdei lágyszárúak csírázását és túlélését vizsgálta különböző korú erdőkben. A *Ranunculus ficaria* és az *Anemone nemorosa* mindenütt jól csírázott, de utóbbi csíráinak 50%-a a következő évben elpusztult a fiatalabb állományokban. A *Primula elatior* és a *Geum urbanum* csírázását nem befolyásolta az állomány kora, a *Geum urbanum* esetében azonban az állomány kora fordítottan volt arányos a csírák túlélésével. A csírázástól a terjedés sikerességét a kikelt növények megerősödő képessége is meghatározza (VERHEYEN & HERMY 2001b). Más fajok pl. *Dentaria bulbifera* esetében a csigák magfogyasztása is jelentősen csökkentette a kolonizáció sikerét (GUSTAFSSON et al. 2002).

Végül a terjedést limitáló faktorok közül nem szabad megfeledkeznünk az inváziós fajokról sem, mint napjaink aktuális problémájáról. A zavarás során az erdőkben gyakran jelennek meg inváziós tulajdonsággal rendelkező fajok, ezek némelyike ráadásul nem is az idegenhonos növények közül kerül ki, hanem az őshonos vegetáció része. Ilyen fajnak tekinthető a *Carex brizoides*, mely erős kompetitor voltának köszönhetően csökkenti a borítását, a vitalitását és a növekedését az egyéb erdei növényfajoknak (FALINSKI 1998). A faj leginkább a fényben gazdagabb (pl. szálalás vagy legeltetés után) erdőkben szaporodik el (DZWONKO 2001) és állományaiban egyes fajok (*Viola sylvestris*, *Maianthemum bifolium*, *Galeobdolon montanum*, *Gallium odoratum*, *Quercus robur*, *Q. petraea*) nem képesek csírázni, így terjedni sem (CHMURA & SIERKA 2007). Az *Urtica dioica* szintén jól kolonizálta a mezőgazdasági területeken létrehozott erdősítéseket - feltehetően a talaj magas foszfortartalma miatt - és megakadályozta az erdei fajok megtelepedését (GRAAE & SUNDE 2000).

3. Anyag és módszer

3.1. Mintaterületek bemutatása

Mintavételi területnek olyan nagyobb méretű erdőtömböket választottam, melyek ártéren fekszenek, általában véve jó természetességük és a folyótól nincsenek elszeparálva. A Rába-völgy hazai területén így esett választásom 4 nagyobb erdőtömbre, melyek nagyrészt a viszonylag szabályozatlan folyószakasz mellett találhatóak. A Sárvártól északra lévő vízfolyás már teljes mértékben szabályozott, gátak közé szorított, erősen módosított víztest képét nyújtja. Itt kisebb keményfás erdőfoltok ugyan még megtalálhatók, de ezek hullámtéren kívüli mentett oldalon vannak, mezőgazdasági területek szorításában. Az állományok jelentős részét átalakították, nagy az ültetvények kiterjedése, természetességük rossz. Az említett okok miatt a vizsgálatból kihagytam őket. Ugyancsak kimaradtak a felmérésből az ausztriai területek, ahol szintén nincsenek számottevő méretű ártéri erdők. A Lapincs torkolat felett a Rába már viszonylag szűk völgyben folyik, ahol a termőhelyi feltételek már inkább a dombvidéki gyertyános-tölgyeseknek és az égerligeteknek kedveznek. Ezek alapján a folyó ártéren lévő jelentősebb erdőtömbök vizsgálatát végeztem el, melyek a Rába mintegy 100 km-es szakaszán közel azonos távolságra helyezkednek el egymástól (6. ábra). A mintaterületek lehatárolása a 2. mellékletben, míg azok keresztmetszeti szelvénye a 3. mellékletben található.



6. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése (forrás: eredeti)

1. Dobogó-erdő

A Dobogó-erdő Kőrmend (Horvátnádálja) községhatárhoz tartozik, területe 62,4650 ha. A kelet-nyugat irányban elnyúló erdőtömb a Pinka és a Rába-folyó között helyezkedik el. Egykor a Pinka Horvátnádálja szélén haladt a Rába felé, majd a szabályozás során a folyó részére új, stabilizált medret alakítottak ki, melynek során az a Dobogó-erdő északi határába került. A Pinka torkolata a vizsgált terület közelében van, így az árvizek azt egyrészt a Rábából közvetlenül, másrészt a Pinka visszaduzzasztásával öntik el. Az árvizek tartósságát a torkolat alatt található körmendi vízerőmű növeli. A terület megközelítése Horvátnádálja felől, a Pinka hídon keresztül lehetséges. Az erdőn keresztül egy keskeny földút és kisebb ösvények haladnak át, így utakkal kevésbé feltárt, faállomány véghasználata már évtizedek óta nem folyt.

2. Hollósi-erdő

Az Egyházashollós községhatárban található Hollósi-erdő kiterjedése 272,9516 ha. A téglalap alakú erdőtömb a Rába-folyó és a Csörnöc-Herpenyő között helyezkedik el. Déli része az utóbbi vízfolyás árterületére esik. A szabályozott patak az erdő szélén helyezkedik el, de egykor az erdő belsejében folyt, feltöltődőben lévő holtmedrei ma is megtalálhatók. Az északi részen található markánsabb holtágak már a Rába-folyó korábban lefűződött medrei. BORBÁS (1887) szerint a folyó Rábahídvég mellett szétágazott, a korabeli térképek az állítást ugyan nem igazolják, de a Hollósi-erdőt átszövő széles medrek következteteni engednek az egykori Rába bifurkációra. A tömb déli részét a Rába nagyobb árvizei időnként elöntik, míg az északi - Rábához közelebb eső - részek magasabb térszíneken helyezkednek el. Az erdő északi részén már döntően telepített faállományok találhatók, de ezek nem érik el a Rába partját, attól szántóterület választja el őket. Megközelítése délről Nagymákfa felől lehetséges, míg északról Rábahídvég irányából érhető el. Egy széles út vezet az erdőn keresztül észak-dél irányban, ami még erdészeti munkagépekkel is járhatatlan. A nyugati részeken lévő szlavón tölgyeseket 2005 után kezdték kitermelni, így ott néhány kisebb utat stabilizáltak.

3. Rumi-erdő

A 317,6200 ha kiterjedésű Rumi-erdő Rum községhatárban, a Rába jobb partján helyezkedik el. A folyó mentén hosszan elnyúló sávot alkot, azzal több helyen is érintkezik. Déli határa a Csörnöc-Herpenyő, mely a mélyebben fekvő részeket árvíz idején rendszeresen elönti. Az erdő térszíne a Rába irányában emelkedik. A Csörnöc-Herpenyő itteni szakasza szabályozott, de az erdő belsejében a Hollósi mintaterülettől eltérően csak néhány mellékággal találkozhatunk. Az erdő északi részén néhány erősen feltöltődött holtág maradványa van, melyek csak ritkán kapnak vizet. Rum felől az erdőt egy széles, kavicsos út szeli keresztül, mely régen Vasvár felé búcsújáró útként szolgált. Bár az erdőtömb úthálózata gazdag, így jól feltártnak mondható, de ezek gépjárművel nagyrészt járhatatlanok. Az utóbbi években egy idős gyertyános-tölgyes és egy lucfenyves állomány véghasználata történt.

4. Szatmári-erdő

A Rába bal partján található Szatmári-erdő összterülete 172,7407 ha, közigazgatásilag Sárvárhoz tartozik. A Rába szabályozott medrével közvetlenül érintkezik, délről a vasút határolja, míg északról a Gyöngyös-patak torkolati szakaszával találkozik. A Rába-folyó Sárvár alatt már jelentősen bevágódott, így a Szatmári-erdő a nagyobb árvizek idején sem kerül elöntésre. Az erdő déli részén kialakított árapasztó vápa az esetleges árvizek erdőbe való

jutását tovább akadályozza. A mintaterületet döntően szántók szegélyezik, az erdő szélén szennyvíztelep és egy tanya található. A területen egyetlen nagyobb holtág ismert, mely bár már több mint száz éve lefűződött, még mindig az év jelentős részében vízzel borított. Az erdőtömb viszonylag jól feltárt, benne két stabilizált úton kívül több nehezen járható út is megtalálható. Az utóbbi évtizedben két gyertyános-tölgyes állomány került véghasználatra, az erdészet a jövőben a kisebb méretű vágásterületek létesítését szorgalmazza.

3.2. A mintaterületek fajkészletének vizsgálata

A mintaterületek fajkészletének felmérését 2004 és 2012 közötti időszakban végeztem, melynek során a 4 erdőtömbben összesen 134 terepnapot töltöttem el. A mintaterületekre eső ráfordított napok száma a következő: Dobogó-erdő (25), Hollósi-erdő (38), Rumi-erdő (42), Szatmári-erdő (29). A területbejárás során a megtalált fajok nevét terepnaplóban rögzítettem. A ritkábbakról, valamint a nehezen határozható taxonokról herbáriumi példányt gyűjtöttem, melyek megtalálhatók a saját gyűjteményemben. A terepen nem azonosítható taxonok meghatározásához KIRÁLY (2009), valamint FISCHER (2005) munkáit használtam fel. A fajok elnevezésének tekintetében KIRÁLY (2009) nevezéktanát követtem. A terepbejárásokat márciustól szeptember végéig terjedő időszakban végeztem, a mintaterületek nagyságával azonos időráfordítással. A felmért fajok szociális-magatartástípusának és ökológiai igényeinek csoportosítását BORHIDI (1995) alapján végeztem, és mintaterületenként gyakorisági értéket rendeltem hozzájuk. A gyakorisági értékeket a következő szempontok alapján határoztam meg.

Ritka (1): A mintaterületen 10 előfordulásnál többet nem találtam.

Szórványos (2): A mintaterületen 10 és 50 között van az előfordulások száma.

Gyakori (3): A mintaterületen 50 felett van a regisztrált előfordulások száma, a megfelelő élőhelyeken általánosan elterjednek mondható.

3.3. A mintaterületek élőhelyeinek felmérése

A vizsgálatba bevont erdőtömbök élőhelyeinek felmérését 2011-2012-ben végeztem el, a munkára 6 terepnapot fordítottam. Az élőhelytérképezést a vegetációs időszakon belül május és szeptember hónapok között végeztem el.

A felmérés során alapvetően a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvében (KUN & MOLNÁR 1999, TAKÁCS & MOLNÁR 2009) megadott módszertant követtem. A felmérés során 2005-ös FÖMI légifotó szelvények segítségével lehatároltam a homogénnek tekinthető foltokat, majd a terepi bejárás során elkészítettem a jellemzésüket. A térképezés léptéke 1:10000, így a legkisebb térképezendő folt mérete 50 m². A bejárás során rögzítettem a foltra jellemző élőhely-típust (Á-NÉR), a jellemző fajokat és az esetleges veszélyeztető tényezőket, illetve egyéb megjegyzéseket. Az élőhely-típusokat BÖLÖNI et al. (2011) adtam meg.

A terepi bejárás után az adatok feldolgozását térinformatikai adatbázisban (Arc GIS 9.1) végeztem. Az adatokat térinformatikai adatbázisban (Personal Geodatabase) rögzítettem.

A jellemző élőhelytípusokban cönológiai felvételeket is készítettem. A vegetációs egységeket a hagyományos közép-európai fitocönológiai iskolához igazodva kvadrát módszerrel mértem fel. A felvételek számát úgy határoztam meg, hogy az a mintaterületek élőhelyeit kellőképpen reprezentálja és azok alapján lehetséges legyen vegetációs egységek elkülönítése is. A kvadrát nagysága az élőhely típusától függően változó volt, hínárelőhelyeken 1x1 m, nyílt területeken

(pl. mocsarak, gyepek) 4x4 m, míg erdők esetében 20x20 m. Előreláthatólag mindegyik esetben a társulás minimál areája lefedésre kerül. A minimál area nagyságát csak a terepen lehet meghatározni, törekedni kell arra, hogy a kijelölt kvadrát az állomány egészét jól reprezentálja, és kellően homogén legyen. A kijelölt felvételi területen összeírásra került a növényfajok teljes listája, majd megbecsültem az egyes fajok kvadráton belüli összbóritás értékét. A növénytársulások felvételezését a Zürich-Montpellier iskola (BECKING 1957) klasszikus módszerével végeztem. Az erdőkben két különböző időpontban (április és június-július), míg a nyílt területeken csak egy alkalommal (június-július) végeztem el a felméréseket, így a felvételi négyzetekben teljes képet kaptam a fajok dominancia viszonyairól. Az A–D érték becslését a nálunk használatos 6-tagú skála (+, 1, 2, 3, 4, 5) szerint végeztem. Helytakarékossági szempontból mellőztem az átmeneti értékek (+–1; 1–2 stb.) alkalmazását. A dominancia-abundancia viszonyok mellett az egyes szintek magasságait is megmértem. A cönológiai felvételek helyét GPS segítségével bemértem, melyek a 4. mellékletben ábrázolásra kerültek, míg a cönológiai felvételeket a csatolt CD melléklet tartalmazza. A vegetációs egységek elkülönítéséhez és a felvételek készítéséhez SEREGÉLYES & CSOMÓS (1995) és KEVEY (2008) munkáit használtam fel.

3.4. Diverzitás vizsgálatok

Az erdők lágyszárú szintjének diverzitás vizsgálatát mikrokvadrátok segítségével vizsgáltam. A tapasztalatok szerint a vegetáció belső változásai és diverzitása finom léptékű, sok ismétlésen alapuló eljárással kvantitatívan leírható. A mintaterületeken történő felmérés módszertanához BARTHA (2008) és STANDOVÁR et al. (2006) munkáit használtam fel.

A kvadrátok kijelölésénél ügyeltem arra, hogy azok száma a mintaterület méretéhez igazodjon. Törekedtem arra, hogy a mintaterületek faállomány típusai, korcsoportjai, valamint az erdősítések és az elsődleges erdők kellően reprezentáltak legyenek. Elsődleges erdőknek THOMAS et al (1997) alapján azokat a faállományokat tekintettem, melyek már a rendelkezésre álló legrégebbi térképezéskor (I. katonai felmérés) is bizonyíthatóan erdők voltak. Erdőtörténeti vizsgálataim szerint a jelentősebb erdősítések az 1800-as évek végén kezdődtek, az ekkor kialakított állományokat már erdősítésnek vettem. Az erdősítések idejét a Megyei Levéltárban és a Vas Megyei Kormányhivatal Erdészeti Igazgatóságnál hozzáférhető erdészeti üzemtervek adatai alapján, valamint a hozzáférhető térképek (I, II, III. katonai felmérés térképei, 1: 10.000 Topográfiai térképek) alapján állapítottam meg. A faállományok korának megállapításához a Vas Megyei Kormányhivatal Erdészeti Igazgatóságnak részemre átadott digitális faállomány adatbázisát használtam fel. Az erdőrészleteket eredet szempontjából két típusba soroltam be: természetes (Nat) és mesterséges (Art.). Természetes erdőknek tekintettem azokat az állományokat, melyek a legkorábbi viszonylag pontos térképen már erdőként kerültek jelölésre, attól függetlenül, hogy most melyik fafaj ott az állományalkotó. A később erdősített területeket mind mesterséges kategóriába soroltam. Az összegyűjtött adatok alapján a 4 mintaterületen összesen 124 kvadrátot jelöltem ki. Általában erdőrészletenként két kvadrátot hoztam létre, melyek lehetőség szerint nagyobb távolságra voltak egymástól. A négyzetek középpontját GPS segítségével mértem be és azokat az 5. mellékletben ábrázoltam. A szegélyek eredményt módosító hatása miatt kerültem az erdőrészletek széleit, a legközelebbi kvadrát az erdőrészlet széleitől 15 m-re helyezkedett el. A mintanégyzetek nagysága 50x50 m volt, melyekben véletlenszerűen 100 db 10x10 cm-es mikrokvadrátot jelöltem ki. Tehát 124 kvadrátban, összesen 12.400 mikrokvadrátban végeztem felmérést.

A mikrokvadrátokban az ott gyökerező lágyszárú edényes növényfajok jelenlét-hiányát mértem fel. A fásodó szárú fajok közül csak a *Hedera helix*-et és a *Vinca minor*-t vettem fel. A felvételeket május közepén-végén készítettem el, ekkor ugyanis a tavaszi geofiton aszpektus fajai még határozható állapotban voltak, egyúttal már vegetatívan felismerhetők voltak a nyár végi aszpektus növényei. A felvételezést 2009-2011. között végeztem el 35 terepnap felhasználásával. A jelenlét-hiány adatokat az általam készített terepi jegyzőkönyvben rögzítettem, melyeket Microsoft Office Excel 2008 programjának segítségével digitalizáltam. A terepi felvételek összesített eredményeit a csatolt CD melléklet tartalmazza. A mikrokvadrátok adatainak elemzéséhez a PRIMPRO1 programot (BARTHA et al. 1998) használtam, melynek segítségével az átlagos fajszámot és talált fajkombinációk számát számoltam ki.

A számolások után kapott adatokat általánosított lineáris modellel (GLM, Generalized Linear Models) vizsgáltam, hogy hogyan függenek az egyszerűbb diverzitási mutatók az eredet, kor, típus és terület változóktól. A változók kiválasztását az előzetesen kiszámolt variancia inflációs faktort (VIF, variance inflation factor) értéke alapján végeztem. A VIF mutatja meg a modellben a korreláló változókat. A korreláló háttérváltozók torzítják a paraméterbecslést és a modellek interpretálását, mert nem tudjuk eldönteni, hogy adott hatás adott háttérváltozónak köszönhető, vagy annak, amivel korrelál. Ha a VIF értéke 10 körüli vagy magasabb, akkor probléma adódhat a modell értékelésénél, ezért a korreláló változók közül egyet-egyed érdemes kihagyni. A földrajzi koordináták erősen korreláltak más változókkal, ezért nem vettem be őket a modellbe. A jelenlegi modellekben az Eredet és a Típus 7-8 körüli VIF értékekkel maradt benn, ami azt jelenti, hogy ezek kicsit korrelálnak, de még érdemes volt használni őket. A „Terület” logaritmikus transzformációval szerepel, mert így jobban teljesülnek az illesztési feltételek.

Egy modell szokványos formulája $Y \sim X_1 + X_2 + \dots + X_n$, ahol Y a függő változó, az X -ek a független vagy magyarázó változók. Ebben az esetben tehát a modell DIVERZITÁS~EREDET+KOR+TÍPUS+TERÜLET, amelyben a DIVERZITÁS jelentheti a teljes fajszám és a fajkombinációk számát egyaránt. Egy ilyen modellre lefuttattam egy III-as típusú variancia analízist (ANOVA), amely a hagyományos (I-es) típustól abban különbözik, hogy minden hatást (minden magyarázó változót) egyszerre, a kiértékelés szempontjából egyenrangúan vesz figyelembe és nem érzékeny a kiegyensúlyozatlan modellre (vagyis arra, ha egy faktor változó egyik állapota gyakoribb a másiknál, pl. ha jóval több természetes erdő van, mint ültetett). Az ANOVA ebben az esetben egyenként értékeli a modell magyarázó változóit és megadja a változók egyedi hozzájárulásait, fontosságait. Az ANOVA eredménye alapján ki lehet keresni a magyarázó változók közül azokat, amelyek a leginkább meghatározzák adott diverzitási mérőszám értékét.

A változók összehasonlításhoz a következő mérőszámokat használtuk fel:

LR Chisq (Likelihood ratio Chi-square test): A modell egyes komponensének jóságát fejezi ki. Minél nagyobb az érték, annál nagyobb az adott változó hozzájárulása a modellhez, így fontosabb a változó.

Df (Degrees of freedom): Szabadsági fok, mely megadja, hogy az adathalmaz konkrét értékeinek megismerését hány szabadon választható független jellemző közlésével lehet egyenértékűnek tekinteni.

Pr (>Chisq): P-érték, az elsőfajú hiba valószínűsége. Annak a valószínűsége, hogy nincs összefüggés az adatok között, de a mintavételi hibák miatt mi mégis elfogadjuk az összefüggéseket. Minél kisebb ez a valószínűségi érték, annál fontosabb adott változó. A csillagozás a szignifikanciaszinteknek megfelelően történik.

A teljes fajszámot és a fajkombinációk számát Poisson eloszlásúnak vettem. Mivel ennél az eloszlásoknál variancia (ami a becült érték körüli szóródás egy mutatója) helyett devianciákkal (ami a modell illeszkedésének jósága) és devianciák közti különbségekkel számolunk, a varianciaanalízis analógiájára deviancia analízisnek nevezhetjük ezt az eljárást.

3.5. Fajelterjedés vizsgálatok

A 4 mintaterületen az egyes erdei lágyszárú növények elterjedését vizsgáltam. A felmérésbe olyan fajokat vontam be, melyek a Rába menti erdőkben viszonylag elterjednek mondhatók, a keményfás erdők kísérőfajai. A kiválasztás szempontjai közül fontosnak tartottam, hogy a vizsgált fajok előfordulási helyei viszonylag állandók legyenek a területen, és jelenlétük ne legyen rapszodikus. Tavaszi és nyári virágzásúakat is egyaránt bevontam a felmérésbe. A kiválasztott fajok listáját, néhány tulajdonságukkal együtt a 2. táblázat tartalmazza.

fajnév (KIRÁLY 2009)	virágzási idő (KIRÁLY 2009)	terjedés módja (CSONTOS et al. 2002)	szoc. mag. típus (BORHIDI 1995)	életforma (BORHIDI 1995)	W érték (BORHIDI 1995)
<i>Leucojum verum</i>	II-IV.	en	K	G	7
<i>Galanthus nivalis</i>	II-IV.	mm	K	G	6
<i>Isopyrum thalictroides</i>	III-IV.	en, mm	K	G	5
<i>Scilla drunensis</i>	III-IV.	mm	K	G	6
<i>Anemone nemorosa</i>	III-V.	en	K	G	7
<i>Anemone ranunculoides</i>	III-V.	en	K	G	6
<i>Corydalis cava</i>	III-IV.	en, mm	K	G	6
<i>Corydalis solida</i>	III-IV.	en, mm	K	G	5
<i>Aegopodium podagraria</i>	V-VI.	en	K	H(G)	7
<i>Galeobdolon montanum</i>	V-VI.	en, mm	K	Ch	6
<i>Stellaria holostea</i>	IV-VI.	en	K	H	5
<i>Carex brizoides</i>	V-VI.	?	K	H	6

2. táblázat: Az elterjedésvizsgálatba bevont fajok listája (rövidítések: en: endozoochor, mm: myrmecochoria, K: kísérő faj, G: geophyta, Ch: Chamaephyta, H: Hemikryptophyta) (forrás: eredeti)

A területbejárást a fajok virágzási csúcsidejében végeztem. 2008 és 2011 között a növények felmérésére 32 terepnapot fordítottam. A lehatárolt vizsgálati területen (2. melléklet) belül a fajok előfordulását GPS (Garmin Legend HCx) segítségével rögzítettem. A felvett pontok 5 m sugarán kívüli előfordulásokat mindig külön pontként mértem fel, míg az összefüggő előfordulásokat a foltok töréspontjainak bemérésével foltként rögzítettem. Foltszerű előfordulások leggyakrabban a rizómás vagy indás fajok esetében kerültek felvételre, míg a gumós fajok közül összefüggő állományai a *Corydalis cava*-nak voltak.

A rögzített foltokat és a pontokat shape. fájlba konvertáltam és azokat Arc GIS 9.1 programban használtam. A foltok területének ismeretében könnyen ki lehetett számolni az adott faj %-os relatív gyakoriságát az erdőrészekben, míg a pontok esetében - azok sűrűségének figyelembevételével - becslést alkalmaztam. A terepi felvétel adatai mellett összegyűjtöttem az erdőrészlet fontosabb változóit (kor, faállománytípus, területnagyság),

melyeket a Vas Megyei Kormányhivatal Erdészeti Igazgatósága bocsátott rendelkezésemre. Az erdősítések idejének megállapítását a Vas Megyei Levéltár és a Vas Megyei Kormányhivatal Erdészeti Igazgatósága irattárában őrzött korábbi erdészeti üzemtervi leírások, illetve a hozzáférhető katonai és topográfiai térképek adatai alapján végeztem.

Az adatok elemzéséhez az R statisztikai program 2.15.0-ás verzióját (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2012) használtam. A lineáris modell illesztéséhez az R `lm()` függvényt, a korrespondancia analízishez az R `ca` csomagjának `ca()` függvényét (NENADIC & GREENACRE 2007), míg a kanonikus korrespondancia analízishez az R `vegan` és `ade4` csomagjainak `cca()` illetve `cacoa()` függvényét használtam (OKSANEN et al. 2012).

Mindegyik fajnál azokat a változókat ábrázoltam, amelyek a többváltozós lineáris modell szerint szignifikáns mértékben hozzájárulnak az adott változó varianciájához. Nominális változók esetében boxplotokat, arányskála esetén scatterplotot használtam, utóbbiaknál egy vonallal rárajzoltam a lineáris regressziót. A boxplotoknál a bajuszok a minimumot és maximumot, a box teteje-alja a felső, ill. alsó kvartilist, a vonal a mediánt jelöli, a pontok pedig az esetleges kiugró értékeket. A boxok szélessége a minta elemszámával arányos.

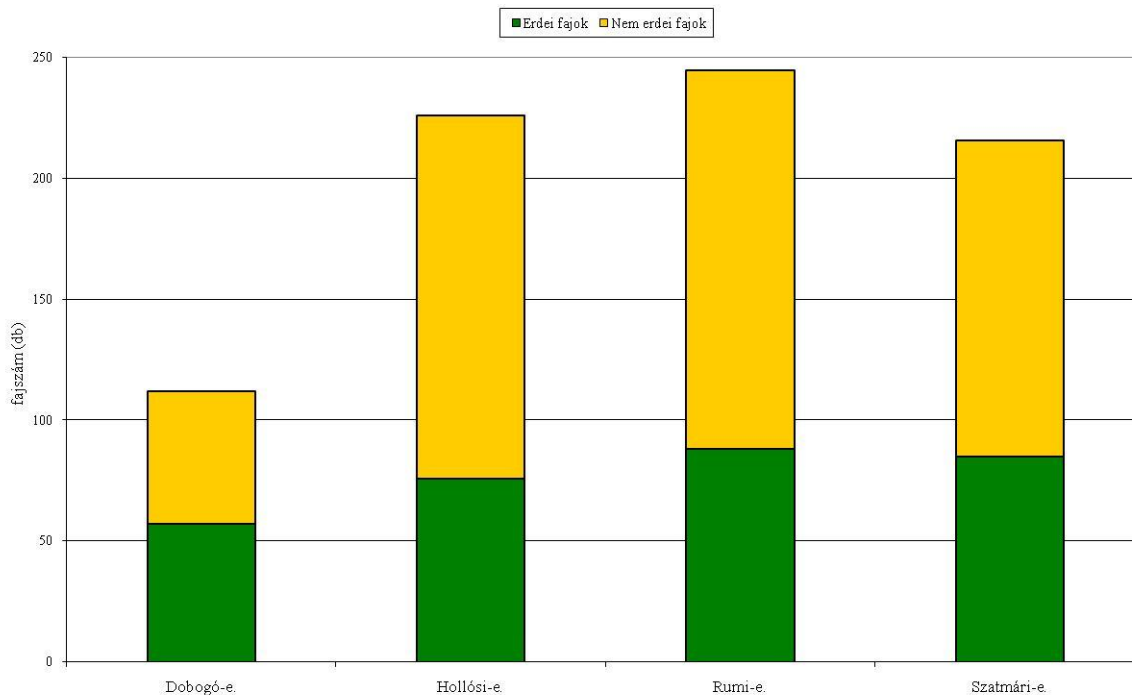
A *Carex brizoides* és a *C. repens* foltok felmérését szintén GPS segítségével végeztem el a Szatmári-erdő egész területén, ugyanis a klonális növekedésű növények fajkészlete ebben az erdőben tanulmányozható a legjobban. A foltok alakját térképen jelöltem. A sásfoltokban 10x10 m-es kvadrátokban fajlistát készítettem, a kvadrátokat a foltokban igyekeztem egyenletesen elhelyezni. A felmérést május közepén végeztem el, mivel ilyenkor még a kora tavaszi aszpektus fajai is láthatók, valamint a nyár végén virágzó fajok is határozhatóak voltak. A sásfoltok fajkészletét összehasonlítottam a gyertyános-tölgyesek nem sásos részeivel, és a csalános dominanciával jellemezhető foltokéval. Mindegyik mintaterületen (kontroll, *C. brizoides*, *C. repens*, *Urtica dioica*) 300 db-ot, így összesen 1200 mikrokvadrátot vettem fel. A mintákat az Microsoft Office Excel 2008 verziójának segítségével elemeztem.

4. Eredmények

4.1. A mintaterületek fajkészletének vizsgálata

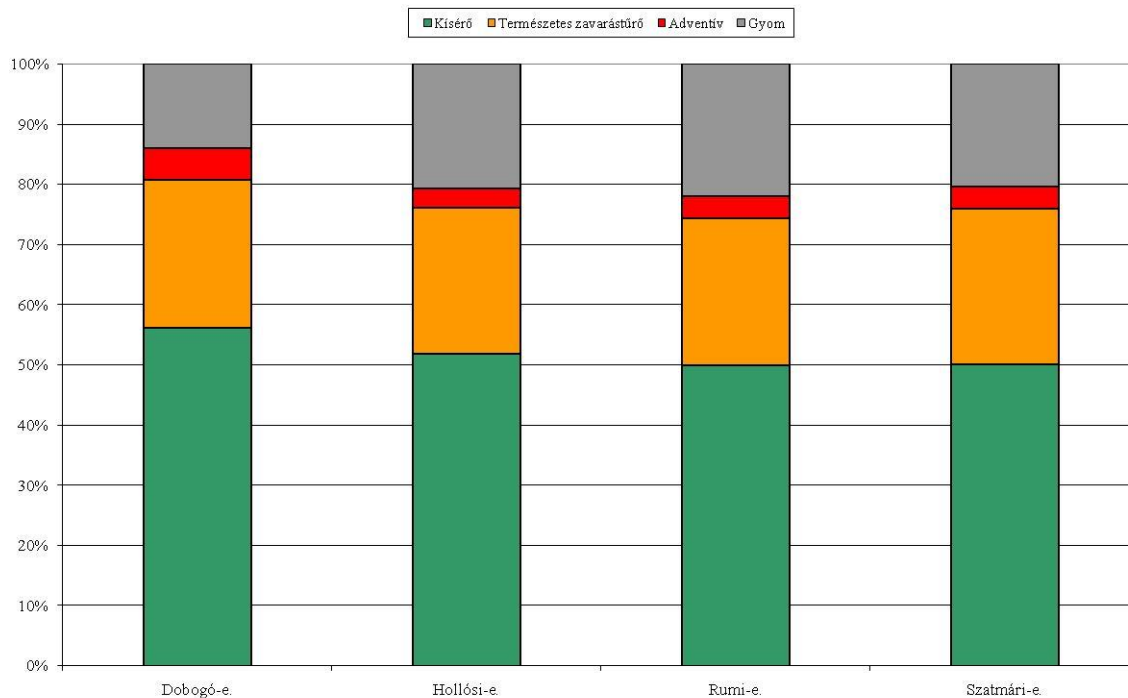
4.1.1. A mintaterületek lágyszárú fajainak felmérése

A 8 évig tartó felmérés alatt a 4 mintaterületen összesen 330 lágyszárú faj előfordulása vált ismertté. A fajok összesített listája a gyakorisági értékekkel a 6. mellékletben található. A felmérés nem érintette az erdőket körülvevő nyílt élőhelyeket, mindegyik faj az erdők 2. mellékletben ábrázolt határain belül került elő. Legmagasabb fajszámot a Rumi-erdőben regisztráltam, innét összesen 245 lágyszárú növény került elő. A magas fajszámot az erdő jelentős kiterjedésén kívül, annak fragmentáltsága is okozza. A Rumi-erdő utakkal való feltártsága jelentős, ott több nyiladék is megtalálható, valamint az erdőt hosszában egy széles kavicsos út is átszeli, mely már több száz éve létezik, ugyanis már régebben is búcsújáró útként funkcionált Rumtól Vasvár irányában. Az út mezsgyéjében jelentős a szomszédos nyílt élőhelyekről (mezofil kaszálórétek) bevándorolt fajok száma, valamint számos erdőszegély növény is megtalálható itt. A körmendi Dobogó-erdőben legalacsonyabb a fajszám, ami egyrészt a mintaterület kis méretéből, másrészt annak viszonylagos zártságából következik. A másik 3 mintaterület diverzitását leginkább a vágásterületek és a beékelődő nyílt élőhelyek növelik. Az erdőket átszövő holtágak élőhelyei viszonylag fajszegények, mivel azok legtöbbször néhány erős kompetitor homogén állományaiból épülnek fel. A fajszámot leginkább a vágásterületek és az erdei utak, nyiladékok növelik meg. A vonalas létesítmények mentén nagyszámú, nyílt élőhelyeken élő faj hatol be az erdőtömbökbe, a bejutott fajok mennyisége az utak szélességével egyenesen arányos, mivel a szélesebb utakra több a beérkező fény mennyisége. Az erdők feltártságának növekedése annak fragmentációját okozza, melynek hatását tovább fokozhatja a tájidegen vagy idegenhonos fafajok ültetvénytípusú termesztése (SÓDOR 2000). Véleményem szerint a fragmentáció jól jellemezhető az erdei fajok (zavarástűrők és kísérők egyaránt) össz fajszámhoz viszonyított arányával. A 7. ábrán látható, hogy az erdei lágyszárúak aránya a Dobogó-erdőben a legnagyobb (51%), mivel az összes közül ez a legzártabb erdő tömb és az ültetvények aránya is alacsony. Az erdei fajok nagy aránya azért is meglepő, mivel egy kisméretű erdőtömbből van szó, így azt hihetnénk, hogy a környező nyílt élőhelyek fajai számára jobban átjárható. A többi erdőtömbben az erdei fajok részesedése 30% vagy az alatti, legkevesebb a Szatmári-erdőben (24%). Utóbbi hosszú ideig legelőerdő volt, szétszórt erdőfoltokból állt, a legeltetés biztosan csökkentette az erdei fajok számát. A Rába szabályozása miatt az 1800-as évek végétől csak ritkán kap elöntést, így a felsőbb szakaszokról fajok csak ritkán kerülnek be. A fajszegénységnek másik oka az is lehet, hogy a Szatmári-erdőből ma már hiányoznak a nedves - keményfaliget vagy mocsárerdő kialakulása felé mutató - termőhelyek, így azok kísérő fajai nagyrészt hiányoznak innét. A Dobogó-erdőben a régóta tartó természetvédelmi oltalomnak köszönhetően alacsony az ültetvények aránya, míg a vágásterületek gyakorlatilag nincsenek. Az egykor beékelődő kaszálóréteket beerdősítették, onnét a rétek növényei eltűntek és napjainkban az erdei lágyszárúak lassú, de folyamatos betelepülése figyelhető meg. A többi mintaterületen folyó erdőgazdálkodást korábban nem érintették korlátozások a természetvédelem részéről, így azokban a nagy területeket érintő tarvágásos véghasználatok és a gyakran nagy talajbolygatással járó felújítások voltak a meghatározóak. A folyamatos erdőborításra törekedő erdőgazdálkodás várhatóan a jövőben csökkenti majd ezeknek az erdőknek a fragmentációját, de jelentős eredmények csak az utak és nyiladékok fokozatos felszámolásával érhetők el.



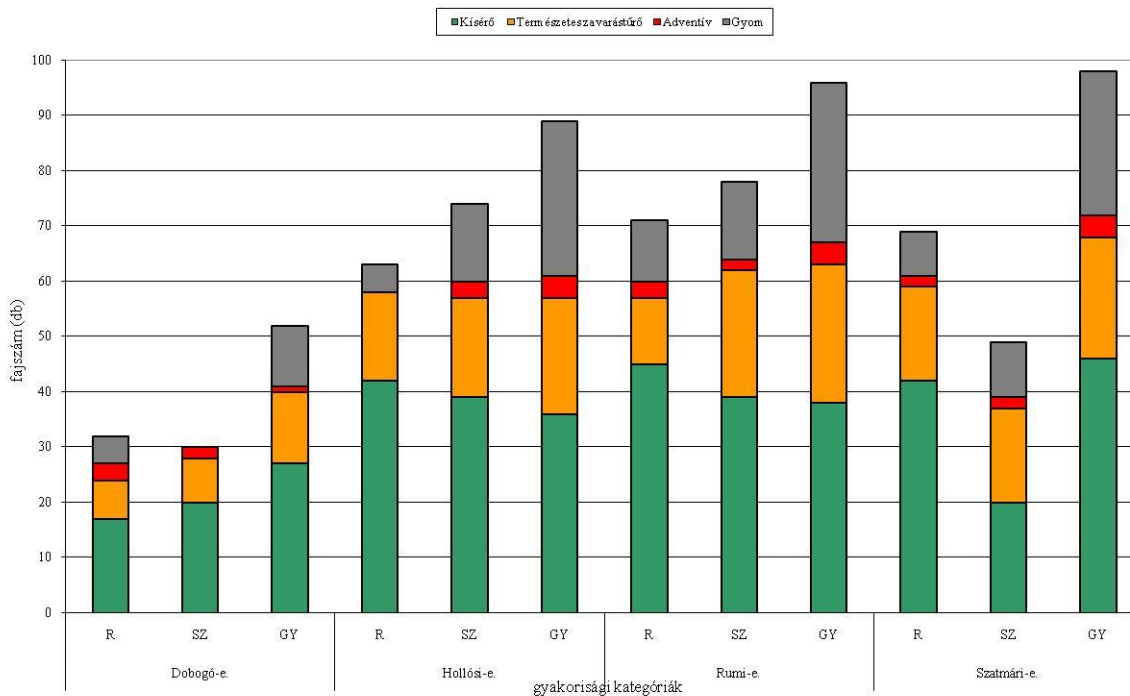
7. ábra: A mintaterületeken felmért össz fajszám aránya az erdei fajokhoz (forrás: eredeti).

Bár az eredményekből kitűnik, hogy az erdők fragmentáltsága a nyílt területek fajainak nagyobb részesedésével jár, a természetes zavarástűrő és adventív lágyszárúak nagyjából ugyanolyan arányban képviseltették magukat mindegyik mintaterületen (8. ábra). Előbbiek részesedése a teljes fajkészletből 20-30% között mozgott, míg utóbbiak szinte mindig ugyanazokkal a fajokkal (*Solidago gigantea*, *Impatiens parviflora*, *I. glandulifera*, *Aster lanceolatus*, *Echinocystis lobata*) képviseltették magukat a 4 mintaterületen. A kísérő fajok mindegyik erdőtömbben közel 50%-ot értek el, ezek között azonban szerepelnek a nem erdei élőhelyek (mocsarak, rétek, vízi növénytársulások) fajai is. A bolygatott élőhelyek nagyságát jól reprezentáló gyomok részesedése a leginkább fragmentált Hollósi- és Rumi-erdőben a legnagyobb, míg az erdészeti beavatkozásokkal kevésbé érintett Dobogó-erdőben a legkisebb.



8. ábra: Az eltérő szocilis magartartástípusok részesedése a 4 mintaterületen (forrás: eredeti).

A Dobogó-erdő és a többi mintaterület közötti különbséget jobban szemléltethetjük, ha egyes fajokhoz gyakorisági értéket is hozzárendelünk. Az adventív fajok a bolygatott élőhelyeken jellemzően gyakoriak, melyet jól szemléltet a 9. ábra. A Rába-völgyben fellelhető adventív faj nagy része az összes mintaterületen jelen van, de magas borításban leginkább a fragmentáltabb erdőkben vannak csak jelen, míg a fajok nagy része a Dobogó-erdőben csak alacsony egyedszámban található meg. Mivel a legtöbb adventív vagy özönfaj a Rába-folyóhoz köthető, azt gondolhatnánk, hogy azokban az erdőkben magas a számuk, melyek a vízfolyással közvetlenül érintkeznek. Az erdővel érintkező folyószakaszok azonban rendszerint csak kismértékben fertőzöttek inváziós növényekkel, mivel azok a legkevésbé bolygatott termőhelyek, ráadásul az erdő által árnyékoltak is. Az özönfajok leginkább a vágásterületeken és az utak mentén terjednek, bár kétségtelen, hogy a propagulumforrásuk többnyire a folyó mellékén van. A gyomfajok legtöbbje gyakori fajként van jelen az erdőkben, a gyakorisági értékek a fragmentáltabb erdőtömbökben egyértelműen nagyobbak, míg a természetes zavarástűrők és kísérő fajok gyakorisága között nincsenek lényeges különbségek a mintaterületek között. Az erdei lágyszárúak többsége az erdőtömbökben általánosan elterjedtnek mondható, de mindegyik erdőben találhatunk néhány ritka, specialista fajt is.



9. ábra: Az eltérő szocilis magatartástípusok részesedése a 4 mintaterületen gyakoriságuk szerint (forrás:eredeti).

A lágyszárú fajok felmérése során több olyan faj előfordulása vált ismertté, melyek a térségben, sőt egyes esetekben országosan is kiemelkedő jelentőséggel bírnak. Ezek többségét korábban nem jelezték a Rába-völgyből, növényföldrajzilag jelentősek vagy a Nyugat-Magyarországon hiányosan ismertek, ezért célszerűnek tartom kiemelten foglalkozni velük.

Acorus calamus L.

Körmeny: Dobogó-erdő, az erdő déli szélén lévő holtágban állományalkotó (2010)

A Nyugat-Dunántúlon patakok mentén, holtágakban szórványosan megjelenő faj. Néhány aktuális adata ismert az Őrségből (KIRÁLY et al. 2007) és a Marcal mellől (KULCSÁR & MESTERHÁZY 2008). A Rába-völgyből KOVÁCS & TAKÁCS (1998) közli adatát az Alsószölnöki ártérről, valamint KIRÁLY et al. (2007) a Csörnök-patak egervölgyi szakaszáról jelzi. Korábbi adatok ismertek Csákánydoroszló (JEANPLONG 1972a) és Máriaújfalu térségéből (GÁYER 1929). A faj az újonnan megtalált lelőhelyen állományalkotó, *Carex vesicaria* és *Glyceria maxima* foltokkal mozaikol egy feltöltődött, időszakosan vízzel borított holtágban. Rába-völgyi elterjedése nem ismert pontosan, de valószínűsíthető, hogy a Csörnök mentén Sárvárig megtalálható.

Allium ursinum L.

Rum: Rumi-erdő, gyertyános-tölgyesben két kisebb folt (2007).

A Nyugat-Dunántúlon ritka faj, melynek szórványos előfordulásait főleg a Rábától délre ismerjük. Az Őrségből, Vendvidékről nem jelezték, a Hegyháton és az Alsó-Kemenesháton van néhány aktuális előfordulása (KEVEY 1978, KIRÁLY et al. 2007), míg a Rába bal partján lévő Gyöngyös-Síkon a közelmúltban került elő (KIRÁLY et al. 2007). A 2007-ben a Rumi-erdőben megtalált kis állomány terjedőben van. A faj egy jó természetességű gyertyános-tölgyesben található meg, egy több száz éve használt egykori búcsújáró úttól néhány méternyire. Valószínűleg nem túl régi megtelepedésről lehet szó, ugyanis furcsa, hogy a frekvenciált helyen lévő állomány a viszonylag intenzíven kutatott Rába-völgyben korábban elkerülte a botanikusok figyelmét.

Anemone x lipsiensis BECK.

Rum: Rumi-erdő, fiatal keményfaligetben néhány tő (2008).

Bár a szülőfajok gyakran előfordulnak együtt a Nyugat-Dunántúlon, hibridjük kifejezetten ritkán jelenik meg. Korábban a Ság-hegyen volt ismert előfordulása (JEANPLONG & DALA 1974), de ezt az adatot később nem sikerült megerősíteni (MESTERHÁZY et al. 2003). Jelenleg a Nyugat-Dunántúlon ez az egyetlen aktuális lelőhelye. A Rumi-erdő üde gyertyános-tölgyesében a szülőfajok között él, közelében főleg a nedvességkedvelő ligeterdei elemek találhatóak meg (*Omphalodes scorpioides*, *Leucojum verum*, *Fritillaria meleagris*).

Arum maculatum L.

Rum: Rumi-erdő, gyertyános-tölgyesekben szórványos (2009).

Egyházashollós: Hollósi-erdő déli részén gyakori, együtt fordul elő az *A. orientale*-vel. Utóbbi faj ritka (2008)

Körmend: Dobogó-erdő, gyertyános-tölgyesekben ritka (2009).

A Nyugat-Dunántúlon keveredik az *A. orientale* M. B.-vel, pontos előfordulás-mintázatuk máig nem tisztázott. A Rábától északra lévő Gyöngyös- és a Répce-síkon is ez a taxon a gyakoribb. A Rába-völgy maradvány ligeterdeiben viszont már inkább *A. maculatum*-ra számíthatunk. Általános tapasztalat, hogy a lelőhelyek többségén csak az egyik faj található meg. A Szatmári-erdőben csak az *A. maculatum* él (KIRÁLY et al. 2007), pedig a Gyöngyös-patak mellett néhány kilométerrel feljebb már az *A. orientale* található meg (MESTERHÁZY ined.). Úgy tűnik, az *A. orientale* a Felső-Rába-völgyben már kifejezetten ritka, a Rábától délre lévő kemenesháti területeken (Hegyhát, Őrség) már csak az *A. maculatum*-ot találtam.

Carex buekii WIMM.

Egyházashollós: A Hollósi-erdő északi részén, egykori Rába-holtág partján kb. 100 m²-es foltban (2009)

Rum: Rumi-erdő északnyugati részén a Rába parton kis foltban (2010).

Sárvár: Szatmári-erdő árapasztó csatornájának szélén állományalkotó (2011).

A faj hazai elterjedési centruma a DNY-Dunántúl, ahol számos helyen tömeges, társulás alkotó. Vas megyében főleg az Őrség völgyeiben és a Pinka mentén fordul elő, a síkvidéki régióban már ritka. A nedves kaszálórétek felhagyásával a faj számottevő terjedése figyelhető meg. Viszonylagos gyakorisága ellenére sokáig csak GÁYER (1929) adata (Zsidai-völgy) volt ismert, amelyet LÁJER (1998, 2003) erősített meg, illetve egészített ki újakkal az Őrségből és a Felső-Rába-völgyből. A Pinka mellett magyar területen GREIMLER et al. (ap. KIRÁLY et al. 1999) jelezték először, utóbb a folyó teljes hazai szakaszán előkerült, további új lelőhelyei a Felső-Őrségből és a Göcsejből származnak (KIRÁLY et al. 2007). Adatait tekintve inkább patak parti magassásosok jellegzetes növénye, főleg kötött talajokon fordul elő. A nagyobb folyóvölgyekbe már ritkán ereszkedik le, a Felső-Rába-völgyből csak Alsóújlak-Vasvár térségéből volt ismert (KIRÁLY et al. 2007). A megtalált lelőhelyek érdekes módon nem a Csörnóc-patakhhoz, hanem a Rába-folyóhoz kötődnek, tehát utóbbi közvetítésével juthattak le a völgybe. A sárvári előfordulás már a Kisalföld peremén található, ezért növényföldrajzilag nagy jelentőségű.

Carex strigosa HUDS

Körmend: Dobogó-erdő útjain néhány tő, illetve az erdő keleti részén lévő mocsárerdő-keményfaliget átmenetben több példány (2008).

A *Carex strigosa* atlanti-közép-európai faj, mely Olaszországtól a Kaukázusig diszjunkt areát mutat (SOÓ 1973). Hazai előfordulásai a faj szubmediterrán jellegét is alátámasztják, mivel adatai döntően az ország délnyugati részéről származnak (KEVEY 2001). SRAMKÓ (2004) Illír-dácikus harapófogó fajnak tartja, mely a mediterrán régióból a csapadékosabb tölgy korban

két migrációs irányból kolonizálta a Kárpát-medencét. Egyik irány a Kelet-Kárpátok irányából az Északi-középhegység felé tartott - ide sorolhatók a bürzsönyi, mátrai és szatmár-beregi előfordulások -, míg a másik irány a Kelet-Alpok és a Nyugat-magyarországi-peremvidék mentén tartott északra. Az éghajlat szárazabbá válása után areája felszakadozott, előfordulásai szórványossá váltak. Nyugat-Dunántúlon előfordulásairól először KÁROLYI & PÓCS (1964) számol be, ők a Zákányi-dombsoron találták meg a növényt. Sokáig ritka fajnak tartották, amiben a *Carex sylvatica*-hoz való hasonlósága nagymértékben szerepet játszott. A faj hazai elterjedését KEVEY (2001) tisztázta, munkájában Lájér Konrád első Nyugat-dunántúli adatát is közli. Bár mindkét előfordulását a szerző a Kemenesháthoz sorolja, ezek közül csak egyik tekinthető annak (Döröske: Pizdi-tető), míg a vasvár menti („Szentkút”) adata már a Felső-Rába-völgyhöz sorolható. KEVEY (2004) később a Rumi-erdőben is megtalálja, majd KIRÁLY et al. (2007) a Felső-Őrség több pontjáról is közli. Mivel a faj hiányzik Burgenlandból (FISCHER et al. 2005) és Stájerországban is csak a Mura mellett él, a Felső-őrségi és a Rába-völgyi populációk flórapcsolatai rejtélyesek. Dél felé a legközelebbi előfordulásai a Zala-folyó jobb partjai mentén (Zalaapáti-hát), valamint az Egerszeg-Letenyei-dombvidéken vannak (KEVEY 2001). Érdekes módon a faj hiányzik a Göcsejből, és a Kemeneshátról is csak egy adata ismert, pedig mindkét tájegységben több számára potenciálisan alkalmas élőhely is megtalálható. A Felső-Őrség vegetációja leginkább a Vendvidékhez hasonlít, különösen a mezofil-higrofil erdei növényzet karakterfajai mutatnak jelentős hasonlóságot. A *Carex strigosa* itteni kísérőfajai (*Stellaria nemorum*, *Aconitum vulparia*, *Veronica montana*, *Aruncus dioicus*, *Cerastium sylvaticum*) a Vendvidéki-patak völgyekben - különösen annak Rába menti részein - mind megtalálhatók, az Őrségben viszont nem ismertek, vagy egyes fajok csak a Felső-Kemeneshát északi letörésének bükköseiben fordulnak elő. Fiziognómiájukat tekintve a Vendvidék, a Felső-Őrség és a Kemeneshát északi letörésének bükkösei hasonlóak, bennük a fentebb említett montán fajokon kívül számos szubmediterrán elem is előfordul vagy előfordult, több közülük a térségben éri el elterjedésének északi határát.

Tamus communis a Göcsejben nem ritka, de csak a Zala-folyótól délre vannak jelentősebb előfordulásai, az Őrségből, Vendvidékről hiányzik, a Kemeneshát északi letöréséből régi adatai vannak (BORBÁS 1887), a Rábától északra nem fordul elő. Szórvány adatai a Belső-Őrségből ismertek.

Hepatica nobilis: Az Őrségből hiányzik, a Göcsej északi részéről egy előfordulása ismert, a Kemeneshát bükköseiben 3 helyen (Bérbaltavár, Győrvár, Mikosszéplak) található meg, legészakabbi előfordulása Sárvár mellett található meg. Előfordulásai északi kitettségű bükkösök.

Erythronium dens-canis: A Göcsejben csak Csöde mellett található meg, ezen kívül néhány vendvidéki patak völgyben fordul elő. A Rábától északra nem található meg.

Euphorbia dulcis: A Dél-zalai bükkösökben szórványos előfordulású, a Göcsejből és az Őrségből hiányzik, míg a Vendvidék patak völgyeiben megtalálható. A Rábától északra nem fordul elő.

Vicia oroboides: A Vicio oroboidi-Fagetum erdőtársulás karakterfaja, mely a Göcsejben és a Dél-Zalában gyakori. A Zala-folyótól északra csak a Kemeneshát északi letöréséről és a Felső-Őrségből ismert. A Vendvidéken szórványos, a Felső-Őrségtől északra már nem került elő.

A szerző véleménye szerint a Felső-őrségi *C. strigosa* előfordulások analógnak tekinthetők a fenti szubmediterrán vagy atlanti-szubmediterrán fajok elterjedésével. Bennük közös vonás, hogy Délnyugat-dunántúli előfordulásuk sporadikus, lelőhelyeik között gyakran nagyobb távolságok is vannak, döntően a domborzatilag tagoltabb területeken, kiegyenlítettebb klímájú

völgyoldalokban, völgyaljakban fordulnak elő, gyakran északi kitérítésben. A felsorolt fajok közül csak a *Carex strigosa* és a *Vicia oroboides* lépi át a Rába-folyót. A heterogénebb domborzatú Vendvidék, Göcsej és Felső-Őrség montán bükkösei gazdagabbak szubmediterrán színezőelemekben, mint a sokkal homogénebb, leginkább fennsík jellegű Őrségé. Keletebbre a szintén változatos domborzatú Hegyháton még néhány Fagion elem visszaköszön (*Luzula forsterii*, *Hepatica nobilis*), de a Farkas-erdőtől keletre az Alsó-Kemenesháton szubmediterrán erdei fajok már csak cseres-tölgyesekben fordulnak elő. A Kemeneshát hűvösebb mikroklímájú északi letörésén extrazonálisan a bükkösökkel együtt egyes szubmediterrán lágyszárúak (*Primula vulgaris*, *Carex strigosa*, *Lilium martagon*, *Vicia oroboides*, *Tamus communis*) a Rába-völgye mentén a Vendvidéktől jóval keletebbre is eljutottak. A *Carex strigosa* Rába menti és Felső-őrségi flórákapcsolatát - úgy, ahogy a többi térségben előforduló szubmediterrán, atlanti-szubmediterrán faját - tehát a Göcsejben és a Dél-Zalában kell keresni, mely tájegységek összeköttetést jelent a Belső-somogyi állományok irányába.

Amennyire érdekes a *C. strigosa* Nyugat-magyarországi elterjedési mintázata, legalább annyira hiányosan ismertek a kisalföldi állományok flórákapcsolatai. KIRÁLY & KIRÁLY (2000) a Csáfordjánosfa menti Csáfordi-erdőből közlik, valamint Babót és Kapuvár mellett is jelzik. A kisalföldi aktuális adatok megerősítik a szigetközi közel 150 évvel ezelőtti közlés (HEUFFEL 1831, PECK 1878) hitelességét (KEVEY 2001). A közelmúltban megtalált előfordulások a Répce-sík peremterületein található, mely tájegység jelentős részének Kisalföldhöz sorolása ellen szól az ott található számos montán faj (*Galium sylvaticum*, *G. rotundifolium*, *Isolepis setacea*, *Montia fontana* subsp. *chondroserma*, *Veratrum nigrum*, *Luzula pilosa*, *Festuca drymeia*) jelenléte (KIRÁLY et al. 2007). Hasonló jelenség figyelhető meg a Rábai teraszos síkon is, de itt a fajok ennyire messzire nem hatolnak be a Kisalföldre. Mindkét kistáj egykori folyók által lerakott kavicshátra épül fel, és bár tényleg síknak tűnnek a döntően réti- vagy öntés-réti talajokkal borított teknőszerű mélyedésben kialakult Rábaköztől markánsan eltérnek. Az „igazi” rábaközi erdőkben nem ismertek *C. strigosa* előfordulások, így nem biztos, hogy a Szigetköz felé kell a kisalföldi előfordulások kapcsolatát keresni. Valószínűleg a faj a Rábai teraszos sík mentén délről jutott el a Kisalföldre, de a Rába-völgy és a Rábaköz peremi lelőhelyek között egyelőre nincs ismeretünk a faj előfordulásáról. A szigetközi előfordulások inkább a szlovákiai Kis-Kárpátok környéki állományok (DOSTÁL 1978) leereszkedései, hasonlóan számos montán fajjal együtt (*Carex pilosa*, *Petasites hybridus*, *Lilium bulbiferum*, *Stellaria nemorum*). A Rábai teraszos sík kistáj, viszont nem tartozik hazánk intenzíven kutatott területei közé, így várható a faj előkerülése annak markáns peremterületeiről (Gór-alsószelestei letörések), mivel itt még napjainkban is fennmaradtak jó vízellátottságú égeres és kőrises mocsárerdők.

KEVEY (2001) szerint a faj hiányzik a túlságosan kötött, rossz levegőgazdálkodású talajokról. Elsősorban égerligetekben (Aegopodio –Alnetum, Carici pendulae-Alnetum, Paridi quadrifoliae-Alnetum) és tölgy-kőrisszil ligetekben (Scillo vindobonensis-Ulmetum, Pimpinello majoris-Ulmetum, Knautio drymeiae-Ulmetum) látta. A ligeterdőkön kívül előfordul gyertyános-tölgyesek, bükkösök és szurdokerdők völgyalji részein. Általános megfigyelés szerint kedveli a taposott, nedves termőhelyeket, így erdei földutak mentén, valamint nyiladékokon gyakran tömeges. Soó (1973) Alno-Padion karakterfajnak tartja, ezért félnedves-nedves vízgazdálkodású talajt igényel.

Carex repens BELL.

Rum: Rumi erdő feketediósaiban néhány kisebb folt (2004)

Sárvár: Szatmári-erdő ültetvényeiben gyakran tömeges, általában a folyóhoz közeli élőhelyeken (2004)

Magyarországon a *Carex repens*-nek a legutóbbi időkig egyetlen bizonyított előfordulása volt. 1889. május 27-én Waisbecker Antal gyűjtötte Körmend mellett a Rába-parton és *C. disticha*-nak határozta. E példány a szombathelyi Savaria Múzeum gyűjteményében található. (A budapesti MTM Carpato-Pannonica gyűjteményében magyarországi *C. repens*-lap nincs, csak egy tévesen azonosított, valójában *C. disticha*-t tartalmazó herbáriumi példány a soproni Kistóalmi-láprétről, Vajda László 1933-as gyűjtéséből). Az adat (*C. disticha*-ként) bekerült WAISBECKER (1891) kőszegi flóraművének függelékébe. Rejtélyes, miképp derült ki, hogy a lelőhely valójában a *C. repens*-re vonatkozik. JÁVORKA (1925) nem említi Vas megyéből. SOÓ & JÁVORKA (1951) már hozza Körmendről, SOÓ (1973) pedig „a Rába partján, Körmeden” megjelöléssel közli. Felvetődik, hogy a DNY-Dunántúl flórakutatásához kapcsolódó herbáriumi revíziók során Károlyi Árpád vagy munkatársai azonosíthatták a Savaria Múzeumban. Ennek ellentmond, hogy a kérdéses lapon nincs a revízió írásos nyoma, továbbá KÁROLYI & PÓCS (1957) a *C. disticha* aktuális előfordulását közli Körmendről. Mivel jelen tudásunk szerint a Felső-Rába-völgyben a két faj közül csak a *C. repens* él, majdnem biztos, hogy Károlyiék csak a *C. disticha*-t ismerték, és a fajokat keverték. Nem zárható ki az sem, hogy esetleg Jávorka Sándor publikálatlan adatáról vagy írásos nyom nélküli revíziójáról van szó.

Hazánkban a *C. repens*-nek Waisbecker gyűjtése óta nem volt hiteles adata, ennek ellenére 2001-ben védetté nyilvánították. NÉMETH (1989) szerint potenciálisan veszélyeztetett faj, besorolása viszont biztosan nem a valós ismereteket tükrözte, hanem úgy keletkezett, hogy a hiányosan ismert fajokat automatikusan e kategóriába helyezte.

A faj előfordulását több, mint száz év után sikerült újra igazolni a Rába mentén. 2003-ban Rábagyarmaton és Rábakecöl mellett sikerült megtalálni (MESTERHÁZY et. al. 2004). Később további lelőhelyei kerültek elő Sárvár, Rum, Ostffyasszonyfa és Csörötnek térségében (MESTERHÁZY & KIRÁLY 2006).

Hazánkban SOÓ (1973) és SIMON (1992, 2000) kérdőjelesen Magnocaricion fajnak véli. A besorolás alapja ismeretlen (hiszen hazai cönológiai adata egyáltalán nem volt, s a külföldi élőhelyei is más jellegűek), valószínűleg a *C. disticha*-val való rokonsága alapján feltételezték, hogy cönostátuszuk is megegyezik. SIMON (1992, 2000) montán fenyőövi fajnak tartja, ami szintén nem helytálló, mivel összes európai lelőhelye viszonylag alacsony fekvésben, hegyvidékek alacsonyabb régióiban és dombvidékeken, szélesebb folyóvölgyekben található.

A Rába mentén 2003-2006-ban előkerült előfordulások körülményeiről elmondható, hogy azok a folyó közvetlen közelében találhatók, többnyire az ártér magasabb térszínein, ahol a folyó az árvízi hordalékát lerakva ún. függőmedret alakít ki. A *C. repens*-t minden esetben laza, nyers öntéstalajon találtuk, ahol vegetatív úton könnyen terjed. Főleg savanyú, homokos hordalékon, félszáraz vagy üde talajon él. Kavicsos talajokon nagyon ritka, kötöttebb aljazaton pedig egyáltalán nincs.

A Rába-völgy átalakítása, kiszáritása a 20. század közepétől felgyorsult, az ilyen termőhelyeket eredetileg elfoglaló ligeterdők helyén ma nagy területen akácos és nemesnyáras ültetvényeket, valamint anyagnyerőhelyeket találunk. Az átalakításokkal járó bolygatás tapasztalataink szerint nem volt hátrányos a *C. repens* számára. Ismert állományai kivétel nélkül erős zavarásnak kitett élőhelyeken vannak, ahol a szabaddá váló felszíneket gyorsan kolonizálja (pl. megfigyeltük, hogy egy kavicsbánya szélén, nyílt felszínen 2003-ban még csak néhány töve volt, 2006-ban már 2 m átmérőjű telepet alkotott). Az árnyalást jól tűri, de ilyenkor egyáltalán nem virágzik (terméses példányai optimális körülmények közt is egész

ritkák). Feltehetően vegetatív úton terjed, mivel az árvizek rizómáit kiszakítják, majd lerakják (MESTERHÁZY et. al. 2004).

Eleocharis ovata (ROTH) ROEM. ET SCHULT.

Rum: Rumi-erdő kiszáradt holtágában, vaddisznótúrásos, nedves helyen (2009)

Magyarország humidabb klímájú területein - ahol az éves csapadékmennyiség 700 mm felett van - szórványos növény, a kontinentális jellegű Alföldön már hiányzik, vagy nagyon ritka (MOLNÁR & PFEIFFER 1999). A vele gyakran előforduló *Lindernia procumbens*-nél csapadékiényesebb, ennek megfelelően a Nyugat-magyarországi-peremvidéken is inkább a szubatlanti klímahatás által nagyobb mértékben befolyásolt Őrségben a leggyakoribb. Az ettől nyugatra található Vendvidéken már kisebb egyedszámban fordul elő - annak ellenére, hogy itt még nagyobb az éves csapadékmennyiség, mint az Őrségben -, itt már az *Eleocharis carniolica* Koch helyettesíti. Ausztriában veszélyeztetett faj, érdekes, hogy a faj számára kedvező adottsággal rendelkező Burgenlandból nem is jelzik (FISCHER et al. 2005), Szlovéniában, a keleti régióban szórványos előfordulású (JOGAN 2001), régiókból 10 korábbi adata volt ismert (MOLNÁR & PFEIFFER 1999).

Általában erdőkben, erdőszéleken lévő keréknyomokban figyelhető meg, itt ugyanis a talaj nagyobb tömörödöttsége és árnyalás okán a víz hosszabb ideig van jelen, mint a szántóföldeken. Többnyire önálló állományokat alkot vagy a *Lindernia procumbens*-szel található meg egy élőhelyen (*Eleocharietum soloniensis* KRONECK 1959), de a talaj szerves anyag tartalmára annál érzékenyebb. Műtrágyázás hatására eltűnik, kakaslábfüves iszaptársulásokban már nem él. Mivel az előző fajnál hosszabb ideig tartó és gyakrabban kialakuló vízborítást igényel, egykori Rába-völgyben található szántóföldi élőhelyeit már beerdősítették, vagy meliorálták, így a faj már nem találja meg itt életfeltételeit (KIRÁLY et al. 2008b). Azon iszapnövényeink közé tartozik, mely egykor a Rába menti természetes mocsarak, feltöltődött holtágak zavart felszínein jelent meg, szántóföldeken lévő előfordulásai is egykori morotvákban vannak. Utóbbi helyeken a szántással néha tömegessé válik jellegzetes kísérő fajaival (*Elatine triandra*, *Limosella aquatica*, *Juncus bufonus*). Keréknyomokban is másodlagos előfordulásai vannak, míg természetes élőhelyein eddig csak két esetben találtam.

Euphorbia stricta L.

Rum: Rumi-erdő, a régi búcsújáró út mellett erdőszegélyben ritka (2007).

Sárvár: Szatmári-erdő erdei utak szélén szórványos (2009)

A térségből csak Rába menti (Rátót: BORBÁS 1887) és őrési (Szöce: KÁROLYI et al. 1970) előfordulások ismertek. Valószínűleg a Rába mellett elterjedt faj, ennek ellenére nincsenek aktuális adatai innét. Zavart, üde erdőszegélyekben mindig csak szórványosan jelenik meg, gyakran egyéb gyomok (*Oxalis europaea*, *Persicaria lapathyfolia*, *Myosoton aquaticum*) társaságában.

Fritillaria meleagris L.

Rum: Rumi-erdő, az erdő délnyugati részén keményfaligetekben szórványosan (2007).

Nyugat-magyarországi elterjedése jól ismert, a Rába mellett Ikervártól Vasvárig több mocsárrétről is van adata (GÁYER 1925). A korábban közölt előfordulások réttársulásokhoz köthetők, a Rába menti erdőkből eddig nem jelezték. A szerző véleménye szerint a kockásliliom egy ligeterdei-mocsárerdei faj, mely képes volt túlélni az erdő kiirtását. A rumi élőhelye a rendelkezésre álló térképek szerint már évszázadokkal ezelőtt erdő volt, a faj itt mocsár sásos mélyedésekben több nedvességkedvelő erdei lágyszárúval együtt fordul elő

(*Leucojum verum*, *Omphalodes scorpioides*, *Anemone ranunculoides*, *Rumex sanguineus*). Jelenleg a legtöbb helyen mocsárrétek nedves, sásos mélyedéseiben él, de ezen élőhelyek potenciális vegetációja gyertyános-tölgyes vagy ártéri keményfaliget. A Büksi-réten lévő legnagyobb vas megyei populáció nedves ecsetpázsitos mocsárréten, illetve égeres mocsárerdőben él, utóbbi helyen a legtömegesebb, valószínűleg itt érzi magát a legjobban. Rendkívül vitális fajról van szó, még az 1980-as években felszántott ikervári élőhely homogén aranyvesszős szegélyében is fennmaradt, pedig innét már a többi gyepalkotó faj régen kipusztult. Hasonló ligeterdei előfordulásairól KEVEY (2008) is beszámol, illetve a dél-burgenlandi keményfaligetek karakterfajának is tartják (LASOWSKI & MELANSCHKE 2002).

Gentiana pneumonanthe L.

Egyházashollós: Hollósi-erdő keleti részén lévő kékperjés tisztáson néhány tő (2011).

Az Őrség kékperjés láprétejeinek szórványos faja, melynek a Rába-völgyéből már csak kevés előfordulása ismert. Korábban JEANPLONG (1972) közli a szarvaskendi Rába ártérről, valamint KOVÁCS & TAKÁCS (1998) az alsószölnöki láprétekről. Újabban a bejegyertányosi mocsárrétekről és a Hollósi-erdőtől keletre lévő mocsárrétekről (KOVÁCS et al. 2000) is előkerült (KULCSÁR & MESTERHÁZY 2008). A megtalált élőhely egy több évtizede felhagyott mocsárrét, melynek szélé *Salix cinerea*-val cserjésedett, míg a nyílt területeket a *Descampsia caespitosa* és a *Molinia caerulea* kolonizálta.

Lathyrus latifolius L.

Rum: Rumi-erdő nyugati szélén a búcsújáró út mellett erdőszegélyben (2006).

A Soproni-hegység száraz erdőszegélyeiben szórványos előfordulású (KIRÁLY et al. 2004), de a Nyugat-Dunántúlon ezen kívül csak két régi adata van. Priszter naplóbéli feljegyzése szerint Kőrmenden fordult elő (KÁROLYI & PÓCS 1969), valamint Sorkikápolna mellől MÁRTON (1893) hozza. Herbárium példány egyik adathoz sem tartozik. Az újonnan megtalált kis állomány egy mezofil erdőszegélyben él. Legközelebbi előfordulása a Somlón van, ahol szintén a közelmúltban került elő (MESTERHÁZY et al. 2003).

Lindernia procumbens (KROCK.) PHILCOX

Egyházashollós: Hollósi-erdő északi szélén lévő holtág iszapos, vaddisznótúrásos felszínén néhány tő (2009).

Magyarországon az 1990-es évek végéig nagyon kevés aktuális előfordulása volt ismert (MOLNÁR & PFEIFFER 1999). A század végén kezdődő intenzív terepkutatásoknak köszönhetően a faj adatai megsokszorozódtak, a Dél-Dunántúl (OLÁH et al. 2006, PÁL et al. 2006) és az Alföld (MOLNÁR & PFEIFFER 1999) számos pontjáról került elő.

A növény hiányos ismertsége különösen igaz volt a Nyugat-magyarországi régióra, ahonnan a 20. század végéig csak három helyről közölték adatait (MOLNÁR & PFEIFFER 1999). Megjegyzendő, hogy a térség Ausztriába és Szlovéniába átnyúló részein is kifejezetten kevés adata ismert (JOGAN 2001, FISCHER et al. 2005)

A régióban végzett intenzív vizsgálataink során a fajnak a Rába-völgyben 15 új előfordulása vált ismertté. A növény előfordul még a környező kötött talajú dombvidékek fennsík jellegű területein is (Őrség, Gyönygyös-Sík, Rábai teraszos sík).

Az élőhelyek típusának tekintetében a *Lindernia procumbens* kimondottan preferálja a belvizes szántóföldeket, másik jellegzetes előfordulási helye a kocsutak keréknyomai. Időszakonként megjelenhet kavicsbányákban, holtágokban és mesterséges tavak partján is, ahol a talajvíz, illetve mesterségesen visszaduzzasztott felszíni víz közelsége kedvező körülményeket biztosít számára.

A faj természetes körülmények között zátonyokon, valamint árterek, holtmedrekkel szabdaltságot területein élt, ahol a mélyedéseket az áradás időnként elöntötte. A vízborítás alatt elrothadt a növényzet jelentős része, és nyár végére frissen szárazra került felszíneken jelent meg a növény. A harmatkásával és magassággal benőtt holtágakon az élelem után kutató nagyvadak túrásai teremtették meg a faj számára a kedvező feltételeket. Ilyen jellegű élőhelyeken napjainkban már csak ritkán jelenik meg, ezért is figyelemre méltó a Rumi-erdő holtágában regisztrált előfordulás.

Myosotis sparsiflora J.G. MIKAN

Rum: A Rumi-erdő déli részén degradált keményfaligetben szórványos (2009).

Sárvár: Szatmári-erdő, a Véghalmi-tó déli részén feketediós bolygatott helyein ritka (2011).

Bár országosan a faj nem tekinthető ritkának, a Nyugat-magyarországi régióban viszonylag kevés adata ismert. A Rábától délre Kemeneshátról és Dél-Zalából volt ismert (KÁROLYI et al. 1970), míg északra Szombathely mellől (BORBÁS 1887) és a Kőszegi-hegységből (KIRÁLY 1996) jelezték. Szigetszerű előfordulása ismert a Ság-hegy törmelékeltő erdeiben (BORBÁS 1887, MESTERHÁZY et al. 2003). A Rába-völgyből eddig nem került elő. Sárvári és rumi adatai degradált nedves erdei élőhelyekről származnak, ahol általában szálanként, nyílt felszíneken jelenik meg.

Omphalodes scorpioides (HAENKE) SCHRANK

Rum: A Rumi-erdő déli részén keményfaligetben szórványos (2010).

Egyházashollós: Hollósi-erdő déli részén lévő gyertyános-tölgyes nedves helyein ritka (2009).

Sárvár: Rózsamajori berek égereseiben gyakori (2011), a Szatmári-erdőben fiatal kőrisültetvényében egy tő (2012).

A Nyugat-Dunántúlról WAISBECKER (1893) Kőszegről, SOÓ & JÁVORKA (1951) Vasvárról és KÁROLYI et al. (1970) Dél-Zalából jelzik, a közelmúltban került elő a Pinka-folyó mellől (KIRÁLY et al. 2007). A Rába-völgyéből korábban nem találták, a régi vasvári adat pontos forrása és helye nem ismert. Feltételezhetően a folyók közvetítésével jutott le az Alpok keleti régiójából. Megtalált élőhelyei keményfaligetek, melyek a Csörnöc-patak mellékéhez köthetők. A patak völgye a Rába-völgy legalacsonyabban fekvő területe, ahol a Rába árvizei is levonulnak, a faj mintaterületeken kívüli előfordulásai is ehhez az árvízjárta területhez köthetők.

Ornithogalum sphaerocarpum A. KERN.

Rum: A Rumi-erdő szárazabb gyertyános-tölgyeseiben ritka (2010).

A Nyugat-Dunántúlon Zala dombvidékei kivételével ritka (vö. FARKAS 1999, KÁROLYI ap. KOVÁCS 2005). A Rába-völgytől É-ra aktuális adata csak a Soproni- (TÍMÁR 1996) és Kőszegi-hegységből (KESZEI et al. 1999) volt. A Gyöngyös-Síkon Sárvár mellől jelzi KULCSÁR (2001), míg Sorkikápolna melletti korábbi adatát (MÁRTON 1893) a közelmúltban erősítették meg (KIRÁLY et al. 2007). A Rába-völgyből csak újabban került elő, itt főleg ecsetpázsitos réteken, gyertyános-tölgyesekben él. KEVEY (2008) a Marcal-medence gyertyános-tölgyeseinek karakterfajának tartja. A Rumi-erdőben ritka, de a térség egyes szárazabb gyertyános-tölgyesekben magas borításban van jelen.

Potentilla indica (Andrews) Focke

Sárvár: Szatmári-erdő, feketediósban a Véghalmi-tó déli részén (2011).

Nálunk parkokban és kertekben ültetett dísznövény, mely helyenként kivadulhat. Hazai adventív előfordulásairól korábban TERPÓ (1997) tudósít, de a Nyugat-Dunántúlon lakott

területektől távolabb eddig nem észlelték. A megtalált lelőhely Sárvártól 3 km-re található egy feketedió ültetvényben, ahol az aljnövényzetben több m²-en állományalkotó. Kivadásától és terjedésétől máshol is tartani lehet, mivel országsszerte gyakran ültetett dísznövény.

Ranunculus lanuginosus L.

Sárvár: Szatmári-erdő erdei útjainak szélén, nedves helyeken (2007).

A faj régi szatmár-erdei adatának BORBÁS (1887) megerősítése a térségben Szombathely és Vasvár környékéről (BORBÁS 1887), valamint a Kőszegi-hegységből (KIRÁLY 1996) ismert. A Dobogó-erdőből KOVÁCS et al. (2000) jelezték, ezt az adatot az intenzív terepi kutatásaim során sem sikerült megerősíteni. Valószínűleg a hegyvidékekről a Rába közvetítésével jutott le (vö. BORBÁS 1887, GÁYER 1925), ezért érdekes, hogy a felsőbb szakaszon lévő erdőkből nem került elő. A Szatmári-erdőben az árnyas erdei utak szélein nem ritka, az erdő belsejébe pedig csak nagyritkán hatol be. Előfordulásának körülményei akár a faj adventív megjelenésére is utalhatnak, de valószínűbb, hogy a folyószabályozás után egyre szárazabbá váló erdőből a nedvesebb utakra szorult vissza.

Stellaria nemorum L.

Rum: Rumi-erdő keményfaligeteiben ritka (2011).

A Nyugat-Dunántúlról több adata is van, de azok herbáriumi példányainak nagy része a hozzá nagyon hasonló *Myosoton aquaticum*-ra vonatkozik (vö. KIRÁLY & MESTERHÁZY 2006), így a bizonyító példánnyal nem rendelkező irodalmi adatok kétesnek tekinthetők. A közelmúltban jelentős állományai kerültek elő a Pinka-mentén, a Felső-Őrségben és a csörötneki Rába szakasz fűzligetéből (KIRÁLY & MESTERHÁZY 2006).

Succisella inflexa (KLUK.) BECK.

Egyházashollós: Hollósi-erdő keleti részén lévő kékperjés tisztáson néhány tő (2011).

A térségből ritkán jelzett faj, mely az Őrségben szórványos, míg a Felső-Őrségben ritka (KÁROLYI et al. 1970, KOVÁCS & BALOGH 2000). A *Succisa pratensis*-től eltérően - mely leginkább nagyobb kiterjedésű kékperjés rétek növénye - inkább félárnyékos erdőszegélyek kékperjés magaskórósaiban jelenik meg. A megtalált egyházashollósi állomány is egy rekettgyeűzes kékperjés szegélyében él. A Rába-völgyből csak régi adata volt ismert Körmen térségéből (BORBÁS 1887).

Veronica montana L.

Körmen: Dobogó-erdő nyugat részén lévő fiatal keményfaligetben ritka (2010).

Egyházashollós: Hollósi-erdő déli részén lévő gyertyános-tölgyes nedves helyein szálinként (2010).

A Kőszegi-hegységben (KIRÁLY 1996) és a DNY-Dunántúlon (v.ö: KÁROLYI et al. 1971), nem ritka, de a Nyugat-Dunántúl más területeiről csak szórvány adatokkal rendelkezünk. A Rába térségéből aktuális adatai a Felső-Őrségből vannak (KIRÁLY et al. 2007), korábbi Vendvidéki közlését (KÁROLYI et al. 1971) a közelmúltban sikerült megerősítenem Felsőszölnök mellett (MESTERHÁZY ined.). A Felső-Rába-völgyből eddig nem volt ismert, a most megtalált lelőhelyekre az Alpok előteréből jutathatott le, az *Omphalodes scorpioides* és a *Stellaria nemorum* fajokkal együtt a Rába menti erdőknek montán színezetet adnak. Valószínűleg a Rába mentén és a Vendvidéken jóval elterjedtebb, csak jellegtelen külseje miatt nem veszik észre. Főleg az erdők nedvesebb helyein jelenik meg.

Viola pumila Chaix

Rum: Rumi-erdő déli részén egy fiatal tölgyes erdőszegélyében (2011).

Nyugat-Magyarországon ritka növény, korábbi adatai a Felső-Rába-völgy határ menti területeihez (Máriaújfalu, Felsőrönök) köthetők (JEANPLONG 1960). A korábbi lelőhelyek térségében a Rába menti réteket szinte maradéktalanul felszántották vagy az intenzív használat miatt homogénné váltak, így a faj innét szinte biztosan kipusztult. Jelenleg a rumi az egyetlen ismert előfordulása, itt egy félszáraz, fajgazdag erdőszegélyben található néhány egyede. Az erdőszegély jó természetességét a kísérő fajai (*Sanguisorba officinalis*, *Trifolium medium*, *Potentilla erecta*) is jelzik.

4.1.2. A mintaterületek fa és cserjefajai

Bár a munkám fő célja a Rába menti erdők lágyszárú fajainak vizsgálata volt, mivel azonban erdei élőhelyekről van szó, nem mehetünk el a mintaterületek fa- és cserjefajának felmérése mellett sem. Fontosnak tartom bemutatni a terület fafajait, hiszen azok elegyaránya, felújítási módja nagymértékben meghatározza az erdők aljnövényzetét. A cserjeszint borítása a fényviszonyokon keresztül jelentősen befolyásolja egyes lágyszárú fajok elterjedését. Fontos tudnunk továbbá, hogy egyes fák gyakorisága, hogy változott az utóbbi évszázadban, hisz a mostani erdők képét a több mint száz éve kezdődő üzemtervszerű erdőgazdálkodás határozta meg. A fafajok üzemtervezés kezdetén (1900-as évek eleje) lévő arányának összehasonlítását a jelenlegi elegyarányal a 3. táblázat tartalmazza.

Fajok	Dobogó-e (2012) %	Hollósi-e (1925) %	Hollósi-e (2012) %	Rumi-e (1925) %	Rumi-e (2012) %	Szatmári-e (1932) %	Szatmári-e (2012) %
kocsányos-tölgy	15,3	67	39	64	74,7	34,3	54,8
gyertyán	37,9	20	27	18	6,5	11,3	6,4
mezei szil	0	7	0,2	9,2	0	8	0
magas kőris	12,4	6	4,6	6,5	8,5	27,2	15,6
csertölgy	0	0		1,6		0,4	0
fehér fűz	8,3	0	8,9	0	0,3	2	0,5
mezei juhar	10	0	2,1	0	0,4	3,5	2
akác	0,3	0	13,6	0,2	0,5	2,1	0,7
éger	4,5	0	0	0,2	0	0	0
kislevelű hárs	2,8	0	0	0	0,1	4,5	3,1
erdei fenyő	0	0	0	0		0	2
lucfenyő	0	0	2,3	0	0,9	0	0,2
nyár	6,5	0	2,3	0	3,8	6,7	2,2
egyéb lombos	2	0	0	0,3	4,3	0	10,5

3. táblázat: Különböző fafajok elegyaránya a mintaterületeken a múlt század elején és napjainkban (Forrás: Vas Megyei Levéltár, VMK Erdészeti Igazg.) Megj: Dobogó-erdőről nincs régebbi adat.

Quercus robur: Történeti adatok szerint régebben is a fő fafaj volt a vizsgált erdőkben. Elterjedését a tudatos emberi tevékenység segítette, mivel fáját több célból is felhasználták. A régi leírások elszórtan álló tölgyfákról számolnak be, ami arra utal, hogy az ártéri erdőket is erőteljesen legeltették, így alakultak ki a ligetes, füves tölgyállományok. Kérgéből

cserzőanyagot vontak ki, termését makkoltatásra használták, míg lombjából almot készítettek, ezért elegyarányának növelése mindig is fő cél volt. Az üzemtervszerű erdőgazdálkodás bevezetése után is nagyrészt ezzel a fafajjal újították fel az erdőket, a tájidegen f. *slavonica*-t a Hollósi-erdőn az 1950-as években ültették. Kezeletlen erdőrészekben elegyaránya csökkenőben van, ezekben az erdőrészekben helyére gyertyán, mezei juhar (Hollósi-erdő), magas kőris (Dobogó) vagy magyar kőris (Szatmári-erdő) lép. Ennek ellenére a kocsányos tölgy mind a négy erdőben jól újul. A kocsánytalan tölgy a Kemeneshát északi letörésén már megtalálható, de a Rába menti erdőkben nem akadtam rá.

Quercus cerris: Az 1932-es üzemtervi leírások említik a Szatmári-erdőből, de itteni előfordulását nem sikerült megerősítenem. A közeli Kemenesháton és a Csényei-Tilosban gyakori faj, előfordulásának termőhelyi feltételei a Rába ártéren nem adottak.

Quercus rubra: Néhány erdőrészletben mindegyik mintaterületen megtalálható, főleg a 80-as években telepítették be. Általában elegyetlen állományokban van jelen.

Quercus farinetta: A Szatmári-erdőben a Véghalmi holtág partján egyetlen ültetett egyede található (KULCSÁR 2001).

Fraxinus excelsior: Főleg az alacsonyabban fekvő részeken újul jól, megtalálható mindegyik mintaterületen. A térségben a Vendvidéken és az Őrség patak völgyeiben ritka (TÍMÁR 2002), a Kemenesháton szálanként az északi letörésben fordul elő. Sárvár alatt a magyar kőris fokozatosan átveszi a helyét. Mesterséges telepítésével az 1900-as évek elejétől foglalkoznak, eleinte felújítását és telepítését néhány évig mezőgazdasági közteshasználat követte. Az alacsonyabb, időnként elöntött termőhelyeken jobban újul, mint a kocsányos tölgy, így ezek az állományok gyakran elkőrisesednek. Elegyaránya a Szatmári-erdőben csökkent az elmúlt fél évszázadban, ami az erdő szárazabbá válásával is magyarázható.

Fraxinus angustifolia subsp. *danubialis*: A Szatmári-erdőben elszórtan fordul elő, de a helyi erdészek elmondása szerint az utóbbi 20-30 évben gyakoribbá vált. A Kisalföldön már elterjedtebb, mint az előző faj, de néha elhagyja a síksági területeket és a Kemeneshátra is felhatol, mely nem meglepő, hisz a dombvidék keleti lábainál a keményfaligetek és a száraz tölgyesek közti átmeneti gyertyános-tölgyes állományok is megtalálhatók (KIRÁLY et al. 2007). Rába-völgyben való elterjedése nem ismert pontosan, de KOVÁCS ET AL. (2000) a körmendi Dobogó-erdőből is közli. Itt hosszas keresés ellenére sem találtam magyar kőris példányokat, bizonyító példány híján tehát a Dobogó-erdei adatot kétesnek ítélem. A Rábafolyón felfelé csak Ikervár magasságáig ismertek előfordulásai (KULCSÁR ex verb.).

Fraxinus pennsylvanica: A Rumi-erdőben és a Szatmári-erdőben fordul elő szálanként, többnyire a folyó közvetlen közelében, illetve elegyfaként az erdősített területeken is megtalálható. Legjellemzőbb előfordulása a folyó menti magas partokon van.

Ulmus minor: A Rába menti keményfás erdők fontos elegyfája volt, a múlt század eleji felmérések szerint a 3-4. leggyakoribb fafaj volt az itteni erdőkben. A szilfavész gombabetegségét már az 1930-as években jelzik a térségből (SCHERG 1934), de a fafaj jelentős pusztulása a 60-as évekre tehető. Néhány fiatal faegyed még napjainkban is megtalálható a Rába menti erdőkben, de a térségből szinte teljesen eltűnt.

Ulmus laevis: Mindegyik mintaterületen előfordul, leggyakrabban az erdőkben lévő holtmedrek partján vagy a folyó menti magas partokon, mindig csak szálanként jelenik meg. A Dobogó-erdőben az idősebb állományokban nem ritka, itt nem kötődik kifejezetten az előzőekben leírt termőhelyekhez.

Carpinus betulus: A Rába menti erdők elterjedt elegyfája, jelentős elegyarányáról a régi leírások is beszámolnak. Az 1800-as években a tölgy mellett a leggyakoribb fafaj volt, sőt a „kiszálalt” tölgyek helyén gyakran uralkodóvá vált. Sűrű állományait botolással kezelték. Később az erdősített területeket mesterségesen is gyertyánnal alátelítették: „Éppen abban

van a gyertyán óriási jelentősége, hogy könnyen és gyorsan megtelepedik és kitűnő talajjavító töltelékfa. Csakis a gyertyán segítségével volt elérhető, hogy 1882-től 40 év alatt a kiélt talajú, legnagyobbbrészt nyírral és borókával fedett, agyonlegeltetett Farkas-erdőnek több mint fele, 2743 hold felett lett felújítva és nemesebb fánemek könnyen való alátelepítésére alkalmassá téve” (SCHERG 1934). A 70-es években már látszott, hogy a faj elszaporodása a tölgyesek felújítását akadályozza, sőt egyes hiányosan ápolt erdőrészeket szinte elegenden gyertyánosokká váltak, ezért ekkor már inkább visszaszorították, mintsem a tölgy támogatására ültették volna. Ezekben az időkben a tölgyet elegendenül vagy nemesnyárral együtt ültették. A gyertyán azonban ezekben az állományokban is spontán megjelent. A keményfaligetek és a gyertyános-tölgyesek elkülönítésében nagy szerepet kap a faj jelenléte vagy hiánya (KEVEY 2008, KIRÁLY et al. 2011). A vizsgált erdők közül a Hollósi-erdő déli része, a Rumi-erdő délnyugati területe és a Dobogó-erdő jelentős része az árhullámok idején elöntésre kerül. A gyertyán mindegyik területen jelentős borításban megtalálható. Az 1800-as évek végén készült üzemtervi leírások is a faj elterjedtségét jelzik azokról az alacsonyabban fekvő területekről is, melyeket az akkor még szabályozatlan Csörmöc-Herpenyő bizonyosan többször elárasztott. A gyakori áradások erdőt károsító hatásairól a Hollósi- és a Rumi-erdő kapcsán az említett tervek egyaránt beszámolnak. A gyertyán csak a Dobogó-erdő pangóvízes, sásos, kőrises nyugati részéről hiányzik, ezek azonban inkább már a mocsárerdők felé képeznek átmenetet. Véleményem szerint a gyertyán - legalábbis a Rába mellett - nem tekinthető a gyertyános-tölgyesek differenciális fajának, hisz a keményfaliget jellegű állományokban is előfordul és bizonyíthatóan megvolt már azelőtt is, mielőtt azt mesterségesen telepítették volna.

Acer campestre: Szórványosan elegyfaként a 2. szintben mind a négy mintaterületen előfordul, a felújítás során nem kellően ápolt erdőrészekben gyakorivá válik. Ilyen jellegű felszaporodása a Rumi- és a Hollósi-erdőben figyelhető meg. A helyi erdészek elmondása szerint az utóbbi évtizedekben a Szatmári-erdőben is gyakoribb lett, és jó visszaszerző képességével tölgy felújításokban is dominánssá vált.

Acer platanoides: Ültetve a Szatmári-erdőben fordul elő gyertyános-tölgyes állományban. A vizsgált területen nem tekinthető őshonosnak.

Acer pseudoplatanus: Elegenden állományban a Rumi-erdőben ültették, őshonosnak tekintett előfordulásai a Kemeneshát északi letörésén vannak. A Dobogó-erdőn elegendesen ültették.

Acer saccharium: Az előző fajjal elegenden állományai a Dobogó-erdőn vannak.

Acer negundo: Főleg a Rába-folyó menti bolygatott erdőrészekben található meg, de a vizsgált területen nem tapasztaltam jelentős invázióját.

Prunus avium: Elszórtan a magasabb térszíneken lévő gyertyános-tölgyesekben fordul elő.

Malus sylvestris: Néhány egyed a Rumi-erdő kőrisligeiteiben található.

Alnus glutinosa: Holtágak mentén mindegyik mintaterületen előfordul, de állományokat nem alkot. A Rábába futó patak mentén találhatunk ligetszerű állományokat, míg a Rába mentén égerlápok a Kemeneshát északi letörése alatt előbukkanó forrásos helyeken (Nádasd: Gyunác, Vasvár: Szentkút) és a feltöltődő holtágakban alakultak ki. A folyó menti felhagyott nedves kaszálók is gyakran erdősülnek égerrel.

Alnus incana: A faj Nyugat-magyarországi előfordulásait BODONCZI (2003) összegzi, majd KIRÁLY et al. (2007) egészíti ki. A hegyvidékekről leereszkedett faj a Kőszegi-hegységben, a Pinka mellett és a Rába-völgyében fordul elő. BODONCZI (2003) monográfiája már említi a Dobogó-erdőből, ahol az erdő és a folyó közötti spontán erdősülő részeken szálanként fordul elő. A Rába mellett KIRÁLY et al. (2007) szerint legmesszebbre Ikervárig hatol. Vizsgálataim során több példány előkerült a Szatmári-erdő egy holtága (Véghalmi-tó) partjáról,

korábban Szany környékén is megtaláltuk (KIRÁLY & MESTERHÁZY ined.). Előfordulásai a folyó partjainak közelében vannak.

Fagus sylvatica: Ültetett idős példányai ismertek a Szatmári-erdőből és a Hollósi-erdőből. A Kemeneshát északi letörésén egészen Sárvárig előfordul, korábban a Kemenesháton is sokkal gyakoribb volt, minden bizonnyal őshonos előfordulásai ma Káld környékén vannak. Telepített állományai Farkas-erdőtől keletebbre (Köcsk, Egyházashetye környéke) is jó növekedést mutatnak. A Rába menti erdőkben található egyedek ültetettek.

Tilia cordata: Idős példányai főleg a Dobogó-, a Hollósi- és a Szatmári-erdőben találhatók meg, gyakran természetszerű faállományokban.

Prunus padus: Mindegyik mintaterületen szórványosan fordul elő, általában közel a folyó partjaihoz.

Salix alba: A Rába és a Csörnőc-Herpenyő mentén, a vízfolyásokhoz közel található meg. Az erdőkben főleg a holtágak partjainál, feltöltődött medrekben fordul elő, de néhány egyed az erdők belsejében is fennmarad.

Juglans nigra: A Rumi- és a Szatmári-erdőben kiterjedt ültetvényei vannak, melyeket a 90-es években letermelt nyarasok, illetve akácok helyére telepítettek.

Populus tremula: Néhány egyed a Rumi-erdő délnyugati részében fordul elő alacsonyabb térszínen. A Kemenesháton gyakori faj, mely a Rába-völgyben csak ritkán fordul elő.

Populus alba: A Szatmári-erdő északi részén (Gyöngyös torkolat) lévő fűzligetekben néhány egyed megtalálható. A Dobogó-erdő keményfaligeteiben szintén előkerült néhány példány. A Rába-völgyben nem alkot állományokat.

Populus nigra: A Szatmári-erdő alacsonyabban fekvő, folyó menti területein szórványos, néhány esetben a nyár ligeteket alkot. Elképzelhető, hogy az itteni populációk már a nemesnyár fajtákkal alkotott hibridek közé tartoznak, de a morfológiai paraméterek alapján még a fekete nyárhoz sorolhatók.

Populus sp.: Az 1970-es évek elején jelentős területen ültették a Rumi- és a Hollósi-erdőben. Gyakran a nyár sorok közé tölgyet vagy lucfenyőt raktak. Főleg olasznyár és óriásnyár klónokkal próbálkoztak. A magasabb ártéren lévő agyagos talajon azonban gyenge növekedést produkált, így telepítésével később felhagytak. A lazább talajú, Rábához közeli részeken lévő jó minőségű állományok napjainkban kerülnek véghasználatra.

Betula pendula: A Rumi-erdőben ültették kocsányos tölgy közé egy erdőrészletben. Természetes előfordulásáról nincs tudomásom. A Kemeneshát kötöttebb, tápanyagban szegény talajain pionírként gyakran megjelenik.

Picea abies: Elegyetlen állományai a Hollósi-, Rumi- és a Szatmári-erdőkben vannak. Eredetileg a nemesnyár dugványok közé karácsonyfának ültették, később azonban e célra nem használták fel őket, így az állományok felnőttek. Kitermelésük és lecserélésük (többnyire kocsányos tölgyre) napjainkban zajlik.

Pinus sylvestris: A Szatmári-erdőben ismert egy kb. 20 éves ültetett állománya. Ültetése régebben sem volt jellemző. A fajjal történt erdősítés egy szántóterületen valósult meg.

Robinia pseudoacacia: A Hollósi-erdőn vannak nagyobb állományai, míg a Rumi-erdőben csak néhány kisebb-nagyobb foltban van jelen. Utóbbi helyen spontán állományai alakultak ki. A Hollósi-erdőben az északi részen lévő gyepeket is akáccal erdősítették be.

Ailanthus altissima: A Szatmári-erdő erdőfelújításaiban spontán terjed, visszaszorítását eddig nem tudták megoldani. Néhány idős egyed megfigyelhető a Véghalmi-tó környéki természetszerű gyertyános-tölgyesekben is.

Coryllus avellana: A Rába jobb partján lévő erdőkben szórványosan fordul elő, míg a Dobogó- és a Szatmári-erdőben kifejezetten ritka. Főleg a jó természetességű gyertyános-tölgyesekben található meg.

Euonymus europaeus: Szórványos cserjefaj, mely mindegyik mintaterületen megtalálható, de jelentős állományokat nem alkot. Főleg a szegélyekben fordul elő.

Viburnum opulus: Ritka elegendő, a Rumi- és a Hollósi-erdő Csörnőc-Herpenyő közelében lévő részein található néhány egyed. Inkább az alacsonyabban fekvő, keményfaliget jellegű állományokban jelenik meg.

Cornus sanguinea: A mintaterületek leggyakoribb cserjefaja. Természetszerű, többszintes állományokban csak kisebb csoportokban van jelen, de az egykorú, ültetvény jellegű erdőkben gyakran áthatolhatatlan cserjeszintet alkot.

Prunus spinosa: Szórványosan az erdők belsejében is előfordul a veresgyűrű sommal együtt, de az erdőket szegélyező cserjésekben mindig domináns.

Sambucus nigra: Akácokban, feketediósokban, vörös tölgyesekben gyakori cserjefaj, természetsszerű állományokban viszonylag ritkán fordul elő.

Rosa canina: Főleg szárazabb erdőszegélyekben fordul elő a kökény mellett, de sehol sem gyakori.

Crataegus sp.: A *Crataegus monogyna* az árterek magasabb térszínein fordul elő, főleg olyan erdősített területeken, ahol előtte legelő volt (Szatmári-erdő). A *Crataegus laevigata* szórványosan a Rumi-erdőből került elő. Jó természetességű és ültetett erdőkben egyaránt megtalálható, de sehol sem gyakori.

Salix cinerea: A holtágak szélén szórványosan előfordul, de a Hollósi-erdő feltöltődött morotvájában állományalkotó. A nyílt területekkel szomszédos egykori folyóágakban ritkább, mint az erdők által körülvettekben.

Hedera helix: Mindegyik mintaterületen gyakori faj, nagyobb borítást főleg a természetsszerű, idősebb állományokban ér el.

4.2. A vizsgált terület élőhelyei

4.2.1. A vizsgált területen előforduló élőhelytípusok elterjedése

A terület jelentős részben erdei élőhelyekkel borított, nyílt vegetáció csak 4,3%-ban van jelen. A nyílt élőhelyek közül leginkább az erdőtömbökben található holtágak nádasai, magassásosai említhetők, ezek a Hollósi-, és a Rumi-erdőkben fordulnak elő számottevő kiterjedésben. Néhány zárvány gyepterület található a Hollósi-erdőben, ezeket ma már nem művelik, a többi mintaterületen lévő kaszálókat már korábban beerdősítették. A felhagyott kaszálóréteken és tisztásokon az utóbbi évtizedben özönnövények (*Solidago gigantea*, *Aster lanceolatus*) szaporodtak el, így a nyílt élőhelyeken belül az invazív növények alkotta állományok jelentős részesedéssel bírnak. Az erdők és fás élőhelyek között a természetsszerű erdőtársulások aránya 26,7%, míg a többi fás élőhely a degradált erdők, illetve a faültetvények közé sorolható. A természetközeli erdei élőhelyek valamennyien edafikus társulások közül kerülnek ki. A nem honos, vagy tájidegen fajokból álló erdők 42% részesedéssel bírnak, ezek döntően akácokból, nemesnyárasokból és feketediósokból állnak. A fennmaradó részen az erdőkben kialakított létesítmények (pl. szennyvíztelep, rakodóhelyek) vagy anyagnyerőhelyek szerepelnek. A mintaterületek élőhelytérképe a 7. mellékletben található.

Az egyes típusok pontos részesedését a 4. és 5. összesítő táblázat statisztikai mutatják.

ÁNÉR Kód	Név	ha	%
B	Nádasok és mocsarak	14	1,6
J	Láp- és ligeterdők ill. cserjések	116,9	13,7
K	Üde lomboserdők	234	27,5
O	Egyéb fátlan élőhelyek	6,4	0,8
P+R	Egyéb erdők és fás élőhelyek	338,3	39,8
S	Telepített erdészeti faültetvények és származékaik	127,4	15,0
U	Egyéb élőhelyek	13,3	1,6
	Összesen:	850,2	100,00

4. táblázat: A vizsgált terület élőhelyeinek megoszlása (ÁNÉR-2011 főkategóriák szerint).

ÁNÉR Kód	Név	ha	%
B1a	Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	1,5	0,2
B2	Harmatkásás, békabuzogányos, pántlikafüves mocsári-vízparti növényzet	4,8	0,6
B5	Nem zsombékoló magassásrétek	7,7	0,9
J4	Fűz-nyár ártéri erdők	31,2	3,7
J6	Keményfás ártéri erdők	85,7	10,1
K1a	Gyertyános-kocsányos tölgyesek	234	27,5
OD	Lágyszárú özönfajok állományai	5,4	0,6
OB	Jellegtelen üde gyepek	1	0,1
P1	Őshonos fafajú fiatalosok	26,2	3,1
P2a	Üde és nedves cserjések	7,1	0,8
P3	Újonnan létrehozott, őshonos vagy idegenhonos fafajú fiatal erdősítés	17,8	2,1
P8	Vágásterületek	19,5	2,3
RA	Őshonos fajú facsoportok, fasorok, erdősávok	5,4	0,6
RB	Őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír erdők	42,3	5,0
RC	Őshonos fafajú keményfás jellegtelen erdők	210,9	24,8
RD	Puhafás pionír és jellegtelen erdők	2,1	0,2
RDb	Őshonos fafajokkal elegyes idegenhonos lombos és vegyes erdők	7,1	0,8
S1	Ültetett akácok	39,5	4,6
S2	Nemesnyarasok	15,2	1,8
S3	Egyéb ültetett tájidegen lombos erdők	47,3	5,6
S4	Ültetett erdei- és feketefenyvesek	2,7	0,3
S5	Egyéb ültetett tájidegen fenyvesek	22,7	2,7
U8	Folyóvizek	2,9	0,3
U10	Tanyák, családi gazdaságok	10,4	1,2
Összesen		850,2	100,00

5. táblázat: A vizsgált terület élőhelyeinek megoszlása (ÁNÉR-2011 kategóriák szerint).

4.2.2. A vizsgált terület élőhelytípusainak jellemzése

Álló- és lassan áramló vizek hínárnövényzete (ÁNÉR 2011 Kód: Ac)

Bár a Rába-folyó közelségéből azt a következtetést vonhatnánk le, hogy a mintaterületek bővelkednek vizes élőhelyekben, a valóság azonban ennél árnyaltabb. Az erdőket érintő egykori folyómedrek természetes módon lefűződtek vagy a szabályozások során mesterségesen szakították le őket. Rába-holtágak találhatóak a Dobogó-, a Rumi- és a Szatmári-erdőben, míg a Hollósi-erdőt egykori Csörnök és Rába ágak egyaránt átszövik. A holtmedrek azonban napjainkra nagymértékben feltöltődtek. Jelentősebb vizes élőhely csak a Szatmári-erdőben lévő Véghalmi-tóban található. Az erdő-szántó határon fekvő medrek az év nagy részében szárazok, mivel ott sűrű mocsári növényzet alakult ki, a lerakódott szerves anyag a feltöltődést felgyorsította. Az erdei holtágak az év nagy részében víz alatt vannak, de szárazabb nyarakon gyakran kiszáradnak, állandó vizes élőhelyek a mintaterületeken nem találhatóak már meg. A víz megmaradását a környező szántó-gyep mozaikoknál kiegyenlítettebb erdei mezoklíma segítette. A jelentősen árnyékolt vizekben főleg lebegő hínárnövényzet a jellemző. A sekély, gyakran kiszáradó holtmedrekben domináns a *Lemna minor*, melynek állománya között szórványosan a *Spirodela polyrhiza* jelenik meg. Mindkét faj elviseli termőhelyének kiszáradását, a sekély, gyakran kiszáradó vizekben alámerült és legyökerező hínárnövények nem fordulnak elő. A mélyebb, feltöltődés korábbi fázisában lévő eutróf állapotot mutató Véghalmi-tóban a békalencsék mellett a *Hydrocharis morsus-ranae* és a *Nuphar lutea* is megjelenik. A békalencsés hínárvegetáció általában métegykóró és vízi harmatkásos állományokkal mozaikol. A sekélyebb, iszapos részekben *Ceratophyllum demersum* dominanciájú hínár élőhelyek vannak, melyek közt többnyire pionír békaszőlőfajok (*Potamogeton berchtoldii*, *P. pectinatus*, *P. acutifolius*) alkotják a legyökerező szintet.

Az állóvízi hínárnövényzet egyik speciális alegysége az erdei utak pocsolyáiban fejlődik ki. A magas agyagfrakciójú talajokon az állandó taposás miatt kialakuló pocsolyák az árnyalás miatt még a legszárazabb időszakokban is ritkán száradnak ki. A kemény agyagos aljzat felett néhány cm-nyi viszonylag laza üledék képződik, melyen kevés hínárfaj tud megtelepedni. A pocsolyákban így a *Callitriche cophocarpa*, illetve a *Callitriche palustris* monodomináns állományai alakulnak ki. Ezek az élőhelyek leginkább a Hollósi-erdőben jellemzőek, de ritkán a Rumi-erdő keréknyomaiban is kialakulnak. Leggyakrabban a *C. cophocarpa* kolonizálja az erdei pocsolyákat, a *C. palustris* főleg a kevésbé árnyékolt kisvizekben fordul elő, de néhányszor megfigyeltem mindkét mocsárhúrfaj előfordulását is egy pocsolyában. Előbbi faj szélesebb ökológiai spektrummal rendelkezik, egyaránt előfordul gyors folyású patakokban, csatornáknál, kisvizekben, míg utóbbi az időszakos állóvizekben található meg. A kevésbé bolygatott, viszonylag állandó vízű pocsolyákat a mocsárhúrok egy idő után teljesen kolonizálják, állományaikban más hínár nem található meg. A gyakrabban kiszáradó tócsákban a mocsárhúrok mellett gyakran fénycsillárcák és csillárcák is megjelennek. A Rába-vögyben jellemzően a *Chara braunii* jelenik meg a fényben gazdagabb nyiladékok pocsolyáiban, míg az árnyaltabb termőhelyeken a *Nitella mucronata* és a *N. syncarpa* alkot állományokat. Megfigyeléseim szerint ezek a „pocsolyahinarasok” az ország több táján is előfordulnak. Az Őrségben - de különösen a Vendvidéken - főleg a *Nitella gracilis* jelenik meg mocsárhúrok mellett, velük együtt a - szintén pionír körülményeket kedvelő - *Potamogeton natans* is feltűnik. A gemenci állományok a legváltozatosabbak, itt a *C. palustris* mellett *Chara braunii*, *Chara vulgaris*, *Tolypella intricata*, *Nitella gracilis* jellemző, a nagyobb tócsákban gyakran megjelenik a *Ranunculus trichophyllus* is. Társulástanilag ezek az

élőhelyek kevésbé tanulmányozottak, így cönológiai besorolásuk is elég nehézkes. Semmiképp sem sorolhatók az Őrségből leírt *Callitricheum cophocarpe* PÓCS 1998 társuláshoz, mivel azok a szerző véleménye szerint a *Glycerio-Sparganietum* szünúziómát képviselik, ami a *C. cophocarpa* patakmedri előfordulására utal. Talán a Kolozsvár környékéről leírt és már STETÁK (2003) által Gemencről jelezett *Ranunculo trichophylli-Callitricheum polymorphae* SOÓ 1973 társulás áll az itteni hínáregyüttesekhez a legközelebb. A társulás leírásának körülményei elég hiányosak, annyi viszont tudható, hogy a társulás holotípus felvétele egy fennsíkon lévő tóban készült. A csillárcák állandó jelenléte, a víziboglárcák hiánya, az eltérő termőhelyi feltételek és vegetációs környezet véleményem szerint indokoltá teszi az itteni mocsárhúros-csillárcás növénygyüttesek elkülönítését a jelzett társulásoktól. A fajkészletet a termőhely bolygatottsága, a pocsolyák nagysága, a víz mélysége és állandósága határozza meg. A hínárállományok leggyakrabban borsoskeserűfüvesekkel és varangyszittyósokkal érintkeznek.

Lápi hínár (ÁNÉR 2011 Kód: A24)

Lápi hinarasok a Hollósi- és a Szatmári-erdő holtágaiban található meg. Előfordulásukra jellemző, hogy minden esetben árnyékolt víztestekben alakulnak ki, ahol a viszonylag hűvös vizet a lehulló falevelekből bemosódó huminsavak barnára festik. A termőhely nyaranta gyakran kiszárad, így az időszakosan jelen lévő víz nem tud szerves anyagban feldúsulni, ezáltal eutrofizálódni. Bár a hínárélőhelyekkel foglalkozó szakirodalmak a békaliliomos állományokat a lápi hinarasok közé sorolják, véleményem szerint ez a besorolás nem mindig tartható. A Rába menti *Hottonia palustris* előfordulások főleg az előző „pocsolyahinarasokkal” állnak rokonságban. Mindkettő élőhely agyagos, kötött talajú aljzaton alakult ki, termőhelyük időszakosan kiszárad, vizük tápanyagban szegény. Bár a békaliliom főleg holtágakban fordul elő, a Hetésben Bödeháza mellől ismertek keréknyomban történő megtelepedései, valamint a Kemenesháton is ismertek hasonló jellegű előfordulásai (Káld: KULCSÁR 2001, Szemenye: ined.). Itteni termőhelyeiken általában nincs tözegképződés sem. Fajkészletük is gyakran összemosódik, a Rába mentén a *H. palustris* mellett mindig megtalálható a *Callitriche cophocarpa* és a *Lemna minor* is. Csillárcák viszont a békaliliomos állományokban nem fordulnak elő. Az eutróf jellegű Véghalmi-tó kiszáradó részein is kialakultak békaliliom állományok. A hínárfajok nem mindig tekinthetők a termőhely jó indikátorainak, mivel az egy élőhelyen előforduló vegetációs egységek több társulásba is besorolhatók, illetve egy adott faj (pl. *Callitriche cophocarpa*) sokszor teljesen eltérő környezetben is állományalkotóvá válhat. Az állóvizekben előforduló hínáregyüttesek jelentős mennyiségű fajkombinációkban fordulhatnak elő, így a társulások is sok esetben átfednek egymással vagy éppen a típus nem fedhető le egyetlen cönológiai egységgel sem. A *H. palustris* Rába menti előfordulásai tehát főleg olyan vizekhez köthetők, melyek tavasszal 10-30 cm vízmélységűek, nyár közepére általában kiszáradnak, vizük tápanyagban szegény és árnyalt. Termőhelyükön általában nincsen oldalról, illetve alulról jövő kiegyenlítő vízmozgás, ezért a láposodás feltételei nem adóttak. A hazai cönológiai felfogás alapján készült élőhelyismereti útmutatók a békaliliomosokat a lápi hinarasok közé sorolják, ennek megfelelően jelen dolgozatban magam is elválasztottam az előző élőhelytípustól. A *H. palustris* hazai állományaikban azonban további termőhelyi és cönológiai vizsgálatok szükségesek, melyek alapján a társulás élőhelyi besorolása is módosulhat majd.

Nem tűzegképző nádasok és gyékényesek (ÁNÉR 2011 Kód: B1a)

A Rumi- és a Szatmári-erdő holtágainak mélyebb részein kis kiterjedésben található meg nádasok, míg a Dobogó- és a Hollósi-erdőben a mellékágak vagy jelentősen árnyékoltak vagy már oly mértékben feltöltődtek, hogy az élőhely kialakulásának termőhelyi feltételei nem adóttak. A Szatmári-erdőben a Véghalmi-tóban a nádasok néhány foltja a holtág mélyebben fekvő részein található, termőhelye az év nagy részében 10-40 cm-es vízborítás alatt áll. A nyílt víz felől békatutajos-vízitőkös hínárnövényzettel, míg a part mentén vízi harmatkásás állományokkal érintkezik. A homogén nád (*Phragmites australis*) leginkább a holtág egyenletesen mélyülő részein fejlődött ki, a meredekebb részsű mentén főleg magassásos élőhelyek vannak jelen. Ennek oka a víz árnyékolásában rejlik. A meredek partoldalon lévő fák a víz fölé messzebbre be tudnak nyúlni, mint az alacsony dőlésszögű partoldalak esetében, így a vízfelület jelentős részét leárnyékolják. A fényigényes 2-2,5 m magas nádas állományok a benyúló faágaktól nem tudnak felnőni. A 10-20 m széles Rába holtág még épp elegendő ahhoz, hogy ott szalagszerű állományok kifejlődjenek, míg a jóval keskenyebb Csörnőc-holtágokban ez nem lehetséges. A Véghalmi-tóban a nádasok kiterjedése az utóbbi évtizedben növekedett, mivel a holtág melletti erdőt letermelték, így ott a fényviszonyok számukra kedvezővé váltak. A sárvári állományok jó természetességűek, bennük a nádon kívül csak a *Solanum dulcamara* jelenik meg. A vízborításos időszakban gyakran található az alsó szintben hínár fajok (*Lemna minor*, *L. trisulca*, *Hydrocharis morsus-ranae*), míg kiszáradást követően a víz felőli oldalon néha elegyedik a *Rorippa amphibia* és az *Oenanthe aquatica*. A Rumi-erdőben lévő állományok a sárvárinál kedvezőtlenebb termőhelyi viszonyok közt vannak. Az itt található holtágak már jelentősen feltöltődtek, így azok csak a csapadékosabb években kerülnek víz alá. A rövid ideig tartó vízborítás nem optimális a nádasok számára, ezért azok felnyílnak, közékük magassás (*Carex gracilis*, *C. vesicaria*) és magaskórós (*Lythrum salicaria*, *Stachys palustris*, *Lycopus europaeus*) fajok elegyednek. Gyékényesek állományalkotóként a vizsgált területen nem fordulnak elő, mely a holtágak sekély voltával és kedvezőtlen vízviszonyaikkal magyarázható. Általában a folyó menti kavicsbányákban található meg jelentősebb kiterjedésben gyékényes állományok, kavicsos, homokos aljzaton a *Typha angustifolia*, míg a feliszapolódott részeken a *T. latifolia* jelenik meg. Utóbbi néha nagyobb holtágak mélyebb részein is állományalkotó, sőt néha úszólápok is képez. Ezek a fragmentális lápszigeteken jelenik meg a *Cicuta virosa* és a *Carex pseudocyperus* (Magyarszecsőd). A *T. latifolia* a vizsgált területen csak a Szatmári-erdőben fordul elő, ahol csak pár m²-es foltokban, főleg *Carex riparia* és *Glyceria maxima* állományokkal elegyedik. Állományai - a nádasokkal ellentétben - nem viselik el termőhelyük hosszan tartó kiszáradását, ezért sem található meg a gyakran kiszáradó holtágokban. A holtágak feltöltődésével párhuzamosan azok szegélye is cserjésedik, így a termőhelyek fény- és vízviszonyai fokozatosan kedvezőtlenebbé válnak a nádasok és gyékényesek számára. Várhatóan a jövőben kiterjedésük csökkenni fog, helyükön *Carex riparia*, valamint *Glyceria maxima* állományok fejlődnek ki.

Harmatkásás, békabuzogányos, pántlikafüves mocsári-vízparti növényzet (ÁNÉR 2011 Kód: B2)

A Rába-folyó holtágainak legjellemzőbb élőhelye, melynek a vizsgált területen 3 alegysége található meg, melyeket az alábbiakban részletezek.

1. Kálmos (*Acorus calamus*) állományok: Nyugat-Magyarországról ritkán jelzett élőhely, melyet általában társulás szinten is elkülönítene (Acoretum calami SCHULZ 1941). A Rába mellől korábban KOVÁCS & TAKÁCS (1998) jelezte. Kivaduló és vegetatívan

terjedő fajról van, állományai leginkább a *Carex vesicaria* és a *Glyceria maxima* termőhelyein jelennek meg, társulástani viselkedésében is leginkább azokra emlékeztet. A Rába mentén főleg gazdag part menti vegetációval jellemezhető felhagyott kavicsbányatavakban, illetve a Csörnök-Herpenyő vízparti szegélyében fordul elő (KOVÁCS et al. 2000). A vizsgált területeken egy helyen - a Dobogó-erdőben - akadtam kb. 70 m²-es állományára. Itt egy időszakos vízborítású, jelentősen feltöltődött holtágban él. Állományai csak csapadékos telek után vagy a Rába árvizek folyamán kapnak jelentősebb vízmennyiséget, az év nagy részében termőhelyük nedves ugyan, de előtésre nem kerül. Monodomináns állományokat alkot, a szomszédos élőhelyekkel (vízi harmatkásás, hólyagos sásos) mozaikolva fordul elő.

2. Vízi harmatkásás: Mindegyik mintaterületen a feltöltődött, időszakosan vízzel borított holtágak leggyakoribb élőhelye. A vízi harmatkásások alkotják a medrek mélyebb részeinek vegetációját. Általában az erdők szélén lévő, fényben gazdag holtmedrekben állományalkotó a vízi harmatkása (*Glyceria maxima*). A Véghalmi-tóban a nádas part felőli oldalán helyezkedik el, termőhelye általában csak tavasszal vízzel borított, azon a legcsapadékosabb években sincs 15-20 cm-nél magasabb vízállás. A gyakrabban víz alá kerülő állományok homogének, a lebegő hínárnövények (*Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*) mellett elszórtan az *Iris pseudacorus* is megjelenik. A fajgazdagabb harmatkásások vízborítással csak ritkán érintettek, itt a kétszikű magaskórós fajokon kívül (*Stachys palustris*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*) a nedvességkedvelő zavarástűrő növények találhatók meg: *Leonorus marrubiastrum*, *Epilobium tetragonum*, *Lysimachia nummularia*, *Rorippa amphibia*, *Mentha aquatica*, *Solidago gigantea*, *Myosotis palustris*. Utóbbi fajok nagyrészt a bolygatott állományokba vándorolnak be a mételykórós mocsarokból. A part felől leggyakrabban magassásosokkal (*Carex vesicaria*, *C. elata*, *C. gracilis*) érintkeznek, míg a mélyebb részeken nádasok vagy állóvízi hinarasok váltják őket. Ez egyúttal jelzi a feltételezhető szukcessziós kapcsolatokat is.
3. Pántlikafüves: Pántlikafüves állományok a holtágak partjainak magasabb térszínein, zátonyok finom hordalékán, illetve degradált fűzligetekben alakulnak ki, leginkább tápanyagban gazdag, laza hordaléktalajon. Termőhelye nedves ugyan, de csak a folyó áradásával kerül kis ideig víz alá. A térszín csökkenésével valamelyik magassás faj (*Carex gracilis*, *C. vesicaria*) alkotta cönózisnak adja át helyét, míg a part felől ruderalis szegélyvegetációval mozaikol. Ezek zátonyok esetében ártéri ruderaliák különböző fajkompozíciói (*Persicaria lapathifolia*, *Rorippa palustris*, *Echinochloa crus-galli*, *Chenopodium glaucum*, *Cyperus fuscus*), míg fűzligetek, holtmedrek esetében lágyszárú özönfajok (*Urtica dioica*, *Solidago gigantea*, *Impatiens glandulifera*, *Aster lanceolatus*) állományai. A réteken található kezelt állományok általában özönfajoktól mentesek, a kezelés során kiritkult állományokba mocsárréti fajok (*Agrostis stolonifera*, *Lychnis flos-cuculi*, *Trifolium pratense*) szivárognak be. A Rába menti élőhelyek kezeletlensége miatt az utóbbi évtizedekben jelentősen elszaporodott, de a mintaterületeken csak kisebb foltokban található meg.

Nem zsombékoló magassásrétek (ÁNÉR 2011 Kód: B5)

A Rába menti magassásosok az időszakos állóvizekhez, folyó- és patakpartokhoz, valamint mocsárerdőkhez kötődnek. Az állományalkotó fajok szerint a magassásosoknak a területen 5 típusát különíthetjük el.

1. *Carex riparia* magassásosok: A vízi harmatkásásokhoz hasonló körülmények közt fordul elő, annál azonban kevésbé tűri termőhelyének kiszáradását. Jelentősebb

állományai csak a Véghalmi-tóban vannak, ahol állományairól csak nyár közepére tűnik el a vízborítás. Legjobban a 10-20 cm vízborítású élőhelyeken érzi jól magát. Kedveli az eutróf vizeket és az iszapos aljzatot. A gyakrabban kiszáradó holtágakból (pl. Rum, Dobogó) a vízi harmatkása kiszorítja. A monodomináns *Carex riparia* mellett szubkonstansként jelenik meg a *Caltha palustris* és a *Lythrum salicaria*. A Caricetum ripariae Soó jellemzően alföldi társulás, mely a Rába-völgygel szomszédos dombvidéki régiókban csak mesterséges vízfelületek (pl. víztározók) szegélyében található meg. A Kemeneshát fennsíkjain lévő természetes vízállásokban főleg a *Carex elata* zombékosaival és a *Carex acutiformis* alkotta magassásosokkal találkozhatunk. Utóbbi faj a Rába ártéri mocsárrétjein is jellemző, de leginkább időszakos előtésekben, nyílt élőhelyeken jelenik meg, a mintaterületeken nem találtam rá. A területen ez a társulás kötődik leginkább a holtágakhoz.

2. *Carex vesicaria* magassásosok: Mind a négy mintaterületen előfordul, de mindenütt csak néhány m² kiterjedésű állományai vannak. Holtágak magasabb térszínein, valamint mocsárrétdőkben jelenik meg, leggyakrabban *Carex acuta* állományokba illeszkedve. A tavaszi, nyár eleji vízborítás mellett egy hosszabb szárazabb periódust is igényel. Viszonylag laza állományokat alkot, ezért állományaiban szálanként kétszikűek is megjelennek (*Lysimachia vulgaris*, *L. nummularia*, *Iris pseudacorus*, *Galium palustre*). A termőhely szárazabbá válásával a *Carex gracilis* állományainak adja át helyét, míg a víz felé haladva általában vízi harmatkásásokkal és/vagy *Carex riparia* magassásosokkal érintkezik. Mivel a Rába holtágak vízviszonyai nagyon gyorsan változnak, a partrézsűnek csak kis része alkalmas az élőhely kifejlődéséhez, így a *Carex vesicaria* foltjai is keskeny sávban, szalagszerűen helyezkednek el. *Carex elata*-val alkotott fragmentális állományai ismertek a Szatmári- és a Hollósi-erdőből. Mindkét helyen holtág partján található néhány pusztuló zombék. A Rába viszonylag keskeny holtágaiban hiányoznak az egyenletes medrű, időszakosan vízborított részek, így ott eleve kicsi az esély jelentősebb méretű zombéksásosok kialakulására, így a zombékosok hiányoznak a mintaterületről.
3. *Carex acuta* magassásosok: A Csörnőc-Herpenyő partjának jellemző sásfaja, de előfordul keményfaligetekben és holtágak szélén is. Utóbbi helyeken főleg a *Phalaris arundinacea* állományaival mozaikol. Termőhelye csak nagyon ritkán kerül víz alá, többnyire kötött talajokon fordul elő. A Rába-völgyben és az attól északra elterülő kistájakon jellemző faj, míg az Őrségben a szerepét a humidabb klímát jobban preferáló *Carex buekii* veszi át. Patak menti állományait égerligetekben vagy azok helyén találjuk. Állományai a mintaterületeken ligeterdőkkel, vagy az azok helyén létesített faültetvényekkel érintkeznek, míg a térszín csökkenésével a *Carex vesicaria* dominanciája jellemzi a magassásosokat. Homogén állományaiban kevés faj jut szerephez (*Galium palustre*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria*), míg keményfaligetekben az árnyalás hatására foltjai felnyílnak, így ott más nedvességkedvelő elemek is megjelennek (*Ranunculus repens*, *Lysimachia nummularia*, *Rumex sanguineus*).
4. *Carex buekii* magassásosok: Az Őrség völgyeiben gyakori faj, a Caricetum buekii KOPECKÝ & HEJNÝ 1964 társulást is innét jelezték hazánkból először (LÁJER 2003). A kaszálórétek felhagyásával az utóbbi évtizedekben kiterjedt állományai alakultak ki (vö: MESTERHÁZY et al. 2011). A Rába-völgyben a *Carex acuta* helyettesíti, míg a bányásági sás itt ritka előfordulású. A területre az őrségi-vendvidéki patakok, illetve a Lahn-patak közvetítésével jutott le, a mintaterületen lévő előfordulásai adventívnek tekinthetők. A Szatmári-erdőben egy anyaggyerőhely környezetében jelent meg, míg a másik két erdőben jól záródott ligeterdő alsó szintjében található meg két kistájra. A Rumi termőhely öntéstalajon van, itt a faj homogén idős fűzliget alatt, *Urtica dioica*

állományban fordul elő. A Hollósi-erdőben lévő termőhely az Őrségiekre hajaz, itt égerliget szegélyében, de még félárnyékban nő, együtt a *Filipendula ulmaria*-val. Utóbbi faj a vizsgált területen szintén csak itt fordul elő. Kedveli a tápanyagban szegény talajokat, valószínűleg ezért hiányzik a magas szerves anyagtartalmú folyó menti öntéstalajokról.

Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak (ÁNÉR 2011 Kód: B3)

A Szatmári-, a Hollósi- és a Dobogó-erdő holtágaiban kisebb foltokban fordul elő ez az élőhely. Előfordulása olyan élőhelyekhez köthető, melyek legalább nyár elejéig víz alatt állnak, majd a nyári periódusban kiszáradnak. A mintaterületeken az *Oenanthe aquatica*-*Rorippa amphibia* (SOÓ 1928) LOHM 1950 társulás jelenik meg, a mocsári csetkákások, zsiókások és a virágkákások hiányoznak. Utóbbiak hiánya a termőhely fényszegénységére vezethető vissza, ezek ugyanis leginkább a Rába nyílt területekkel körülvett holtágaiban fejlődnek ki. A Rába menti mocsári csetkákás állományok döntő része ártéri kavicsbányákban található, míg holtágakban csak zavart helyeken (vadcsapások környéke, legelő állatok által taposott helyek) jelenik meg. Zsiókások a Rába-völgyében eddig csak egy helyről (Alsószölnök) kerültek elő. A Rába mellett a szikes vizes élőhelyeket kedvelő *Bolboschoenus maritimus* nem fordul elő, hanem közeli rokona a *B. planiculmis* található meg. Utóbbi faj nem kifejezetten kötődik a szikesekhez. Itteni élőhelyük egy korábbi mocsárrét, melyet felszántottak és évtizedek óta műveltek. A mélyebb részeket a belvizes években nem tudták művelni, ezért a termőhelyen főleg gyomokból álló növénytársulások fejlődtek ki, melyek inkább az ártéri ruderaliákhoz állnak közelebb, mint ehhez az élőhelytípushoz. A zsióka mellett jellemzőek a zátonyokon és kiszáradt holtágakban megjelenő ártéri ruderaliák (*Persicaria lapathifolia*, *Rorippa palustris*, *Bidens tripartita*, *B. frondosa*) és a mocsári fajok (*Lythrum salicaria*, *Stachys palustris*). Virágkákások nagyon fragmentálisan, a Gasztony és Bejcgartyános közelében lévő sekély holtágakban fordulnak elő. A mételykórós mocsarak a félárnyékban lévő termőhelyeken is ki tudnak fejlődni. Ezeket a víztereket a fényt jobban kedvelő magassás fajok nehezebben kolonizálják, így részükre mindig marad nyílt iszapfelszín. Az élőhelyen megtalálható kevés faj a dudvaszárú növények közül kerül ki, melyek laza szerkezetű, egyszintes állományokat alkotnak. Árnyékos helyeken (Hollósi-erdő) gyakran csak az *Oenanthe aquatica* alkot monodomináns asszociációt, míg félárnyékban már más kétszikű fajok (*Myosotis palustris*, *Rorippa amphibia*) is részt vesznek a vegetáció felépítésében. Mivel az élőhely kialakulásához a nyílt felszínnek szükségesek, gyakran valamilyen zavarás (pl. vaddisznótúrás) folyamán jelennek meg. Ilyenkor a part felől ruderalis gyomnövényzet határolja őket, míg a nyílt víz oldaláról békaliliomos vagy változékony mocsárhúros hínártársulások szegélyezik. Nyílt területen lévő holtágakban csak a mélyebb, ritkábban kiszáradó holtágakban tudnak kialakulni, azokon a helyeken, melyeket már - a hosszan tartó vízborítás miatt - a vízi harmatkása, vagy magassás fajok nem tudnak kolonizálni. Ezeken a termőhelyeken a hínárfajok jellemzőek, a mételykórós élőhely csak a víz visszahúzódása után tud itt kialakulni. A homogén *Oenanthe aquatica* állományok alsó szintjében hínárfajok csak ritkán jelennek meg, leginkább a békalencsék (*Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*) említhetők. Mivel termőhelyeiket a rossz fényviszonyok vagy a tavaszi magas vízborítás miatt a klonális növekedésű sások vagy fűfélék nehezen kolonizálják, az élőhely kedvező vízviszonyok mellett meglepően sokáig fennmaradhat. Hosszabb ideig tartó száraz periódus során viszont gyorsan átalakulhat nádasokká, magassásosokká vagy harmatkásosokká.

Nedves felszínek természetes pionír növényzete (ÁNÉR 2011 Kód: I1)

Pionír iszapvegetáció leginkább a Rába-völgy belvizes szántóin vagy a folyó zátonyain alakul ki, a mintaterületeken csak töredékállományok léteznek. A Rába menti belvizes szántók iszapvegetációjáról MOLNÁR & PFEIFFER (1999) és KIRÁLY et al. (2008) közöl adatokat, az időszakos vizes élőhelyeken számos hazánkban és európai szinten veszélyeztetett faj megtalálható. Keveset tudunk viszont arról, hogy eredetileg milyen körülmények között fejlődött ki az iszapvegetáció. A szántóföldi mezőgazdálkodás elterjedése előtt ugyanis a területről hiányoztak a nagy kiterjedésű nyílt felszínek, így felvetődhet, hogy az iszapnövényzet fajai a szántóföldek területének növekedésével az Alföld felől terjedtek el a Rába-völgyben. Ennek ellentmond, hogy a viszonylag kötött Rába menti talajokon a kisalföldi vályog talajokétól eltérő Nanocyperion asszociációk alakultak ki, a legtöbb Rába-völgyben előforduló fajnak nincsenek a Rábaközi területek felé flórapcsolatai. Feltételezhetően ezek az iszapnövények a terület mocsári vegetációjának mindig is a részét képezték és azok lecsapolása és felszántása után az eredeti vegetáció maradványaként fennmaradtak. Ezt lehetővé tette, hogy az eredetnél jelentősebb kiterjedésben állt rendelkezésre nyílt felszín, hosszú ideig csírázó képes magjuk pedig átvészelte a számukra kedvezőtlen száraz periódusokat. Vizsgálataim során a Rumi-erdő egyik holtágának vaddisznótúrásban találtam a szántókéhoz hasonló iszapnövényzetet, ahol néhány m²-es foltban állományalkotó volt az *Eleocharis ovata* és a *Rorippa palustris*, mellette a területen ritka *Lindernia procumbens* is előfordult. Az évszázadok óta erdei környezetben lévő holtágban nehezen elképzelhető a behurcolás lehetősége, a fajok magjai mindig is a talajban lehettek. Hasonló jellegű iszapnövény előfordulásokat Ikervár-Bejczygyertyános térségében más holtágakból is ismerek. A magas szerves anyag tartalmú üledéken képződött nyílt felszíneken az előző fajokat a *Cyperus fuscus* és ártéri ruderalis gyomok (*Bidens frondosa*, *Persicaria hydropiper*) helyettesítik. Körmend melletti ártéri réteken a 2008-as nagy árvíz idején a területen hosszú ideig kint állt a víz, melynek során a fű több kisebb-nagyobb foltban kirohadt. Az így kialakult nyílt felszíneken a nedves szántókéhoz hasonló iszapvegetáció alakult ki, olyan – a térségben ritka – fajokkal, mint a *Limosella aquatica*, a *Ludwigia palustris* és az *Elatine triandra* (v.ö: KIRÁLY & MESTERHÁZY 2006). A ritkább fajok Ikervár alatt már nem fordulnak elő, ennek oka az, hogy a szabályozott, gátak közé szorított Rába ezen a szakaszon már nem önt ki, valamint a völgyben lévő szántókat meliorálták. A Hollósi-erdőben lévő utakon már más jellegű iszapvegetáció alakult ki, melynek termőhelye általában időszakosan sem kap elöntést, viszont egész évben vízzel átitatott. Az erdei pocsolyák partján jellemző a *Juncus bufonus*, a *Peplis portula*, a *Callitriche palustris* és a *C. cophocarpa* szárazföldi alakja, a *Gnaphalium uliginosum* és a *Rorippa palustris*. Az iszapvegetáció leginkább a ruderalis gyomokkal jellemezhető asszociáció alsó szintjében alakul ki. A talaj kiszáradását a fák és a gyomok árnyalása is jelentősen akadályozza. Ez az élőhely az iszapos talajú zátonyok Nanocyperion közösségére emlékeztet. Kavicszátonyok jellemző iszapnövény fajai: *Cyperus fuscus*, *Dichostylis michelliana*, *Juncus bufonus*, *Gnaphalium uliginosum*, *Lythrum hyssopifolia*, *Amaranthus blitum*, *Chenopodium glaucum*, ilyen jellegű élőhelyek azonban a vizsgált területen nem fordulnak elő. Az iszapnövényzet fennmaradásához a termőhely bolygatása és a talaj - legalább időszakos - vízben való telítettsége szükséges. Bolygatás híján először ártéri ruderaliakká, majd valamilyen évelő fajokból álló mocsári vegetációvá alakulnak át (vízi harmatkásás, magassásos).

Kékperjés rétek (ÁNÉR 2011 Kód: D2)

A Hollósi-erdő keleti részén lévő egykori kaszálórétet több mint 2 évtizede nem kezelik, így az erőteljes cserjésedésnek indult. A rekettyefüzes üde cserjések megjelenésével párhuzamosan az élőhely kékperjés rétté alakult át. Termőhelye kötött, savanyú öntéstalaj, mely egész évben nedves ugyan, de felszíni vízborítás csak nagyon ritkán – tavasszal - jelenik meg. A Rába-völgyben Körmend és Alsószőlők környékén (Gyunác) ismertek kékperjés rétek (KOVÁCS & TAKÁCS 1998, KOVÁCS et al. 2000), ezen kívül Bejcggyertyános környékén van néhány fragmentális állomány. A nedves rétek meliorációja és a kevesebb csapadék miatt a Rába-völgy alsóbb szakaszain már nem került elő. A Hollósi-erdőben lévő állomány fennmaradásában is jelentős szerepet játszik a cserjésekből és erdőből álló táji környezet. Az itt található állomány már átmenetet mutat a sédbúzás mocsárrét felé, de még több - a Rába-völgyben ritka - lápréti fajt is tartalmaz (*Gentiana pneumonanthe*, *Succisella inflexa*, *Juncus conglomeratus*). Néhány nedves kaszálórétre jellemző faj (*Lychnis flos-cuculi*, *Campanula patula*, *Trifolium pratense*) még fennmaradt, de ezek csak szálanként vagy alacsony borításban vannak jelen. A domináns *Molinia caerulea* és a *Deschampsia caespitosa* mellett a felhagyást követően néhány kétszikű is felszaporodott (*Sanguisorba officinalis*, *Betonica officinalis*, *Pulicaria dysantheria*, *Stachys palustris*), ezzel az élőhely leginkább üde szegélynövényzet képét mutatja. Az itteni kékperjések fajkészletüket tekintve leginkább az őségi mészkerülő kékperjés rétekhez hasonlóak (Junco-Molinietum PREISING in R. TX. et PREISING ex KLAPP 1954), de a Rába menti állományokba már dealpin fajok nem találhatók meg. A gyertyános-tölgyes klímában lévő Rába-völgyben a potenciális vegetációban kevés szerepet játszottak a kékperjés rétek. Feltételezhetően edafikus okokból fátlan területek (holtágak, mocsarak) szegélyében szalagszerű állományok léteztek. Az erdőirtás nyomán létrejött nagy kiterjedésű kaszálóréteken szintén nem alakult ki ez az élőhely, mivel ott a kaszálást jól tűrő mocsárréti fajok szaporodtak el. A felhagyott mocsárrétek zsombékosodnak, a nagy kiterjedésű állományok leginkább dunántúli mocsárrétekké alakulnak át, melyek a talaj szélsőséges vízjárását is tolerálják. Az ingadozó talajvizet a kékperjések is képesek elviselni, de kiegyenlítettebb hidrológiai viszonyokat igényelnek a sédbúzásoknál. Utóbbiak gyorsabban erdősülnek, míg a kékperjések akár több évtizedig is ellenállnak a cserjésedésnek.

Taposott gyomnövényzet és ruderális iszapnövényzet (ÁNÉR 2011 Kód: OG)

A mintaterületek potenciális vegetációjában alacsony szerepe volt a ruderális iszapnövényzetnek. Legfőképp a Rába-zátonyain vannak meg kialakulásuknak a termőhelyi feltételei. Itt a zátonyok finom homokkal borított felső részén fejlődnek ki az ártéri ruderáliák, melyek alsó szintjében az iszapnövényfajok jellemzőek (*Juncus bufonus*, *Rorippa palustris*, *Gnaphalim uliginosum*, *Cyperus fuscus*, *Dichostylis michelliana*, *Carex bohémica*). A keserűfűfajokból álló (*Persicaria hydropiper*, *Persicaria lapathifolia*, *P. maculosa*) legfelső szint ezen a néhány cm magas iszapnövényzeten fejlődik ki nyár közepére. Fűfélék közül a *Pahalaris arundinaca*, az *Echinochloa crus-galli* és az *Elymus caninus* a jellemző, míg az utóbbi években néhány zátonyon az adventív *Setaria faberi* is megjelent. Az alsóbb szintekben már az első évben gyakran megjelenik a magról kelt fűzűjulat, ami egyúttal mutatja a bokorfüzesekkel való kapcsolatukat is.

A zátonyokon lévő ruderáliákhoz hasonló növényzet az erdei utakon is kialakul. A vonalas létesítmények termőhelye a környezetükben lévő erdőknél nedvesebb, rajtuk gyakran kisebb-nagyobb pocsolyák is vannak, melyek az erdő árnyalásának köszönhetően szinte egész évben vízzel telítettek. A legtöbb erdei utat csak viszonylag ritkán használják, de ahhoz viszont elég

gyakran, hogy ott nyílt talajfelszínek alakuljanak ki. Az utakon kialakuló ruderaliák hasonló felépítésűek a zátonyokéhoz, itt is egy *Nanocyperion* fajokból álló alsó szint, valamint egy jóval magasabb - keserűfüvek által dominált - felső szint alakul ki. Ami a zátonyoktól megkülönbözteti őket, hogy termőhelyük sokkal állandóbb, árnyékoltabb és zavarásnak gyakrabban kitett. A zátonyoktól eltérően itt a fajkészlet kialakításában az erdei gyomok (*Moehringia trinervia*, *Stellaria neglecta*, *Lamium maculatum*, *Galeopsis speciosa*) a nedvesebb termőhelyen élő keményfaliget vagy mocsárerdei fajok (*Rumex sanguineus*, *Ranunculus lanuginosus*, *Omphalodes scorpioides*, *Viola riviniana*, *Carex strigosa*, *Lysimachia nummularia*) is részt vesznek. Ha az utakat több fény éri, ott már megjelennek a nyílt területek zavarástűrő fajai (*Dactylis glomerata*, *Poa trivialis*, *Prunella vulgaris*), illetve az üde erdőszegélynövények is (*Carex divulsa*, *Centaurea pannonica*). A gyakrabban használt utak egyes adventív fajok (*Juncus tenuis*, *Impatiens parviflora*) terjedését is elősegítik. A hosszú ideig nem bolygatott termőhelyek eljellegtelenednek, ott az évelő füvekből vagy évelő keserűfüvekből álló nudum vegetáció hosszú évekig stabilizálódhat. A nedves-vizes termőhely csak nagyon lassan erdősül be.

Társulástanilag ezek a folyómenti állományok a *Polygono lapathifolio*-*Bidentetum* KLIKA 1935 aszociációhoz tartoznak, míg a holtágak degradált részein kialakuló ruderaliák leginkább a *Stachydi*-*Bidentetum* *tripartitae* FELFÖLDY 1943-hoz sorolhatók. Az erdei utak mentén kialakuló ruderaliák a *Bidenti*-*Polygonetum* *hydropiperis* LOHM. in R.TX. 1950 társuláshoz állnak közel.

Üde és nedves cserjések (ÁNÉR 2011 Kód: P2a)

Ide tartoznak a holtágak mentén és kékperjés rétek szélén kialakuló reketyefüzesek, valamint az erdőszegélyekben és lecsapoló árkok mentén kialakult cserjések is. Legjellemzőbbek az erdőszegélycserjések, melyekben a mikroklimatikus- és fényviszonyok hirtelen változása a fás és nyílt vegetációs egységek találkozásánál sajátos állapotokat hoz létre (JAKUCS 1972). A területen legfajgazdagabbak a kékperjés-cserjés erdőszegélykomplexek, melyekben a lágyszárú fajok jó része a nyílt területek és a cserjések közti „ütközőzónában” található. Ennek szélessége nagyban függ a nyílt terület élőhely típusától és kezelésétől. Az erdőszegélyektől eltérően a cserjések már nagyon kevés lágyszárú fajt tartalmaznak. Lombfakadás után a cserjeállomány belsejében rendkívül kedvezőtlen fényviszonyok uralkodnak, így ott csak az erős kompetitor fajok tudnak fennmaradni.

A legnedvesebb termőhelyekre a reketyefüzesek jellemzőek, melyek a feltöltődött holtágakban alakulnak ki. Az ilyen holtágak már gyakran kiszáradnak, a kora tavaszi legnagyobb vízborítás mértéke is ritkán haladja meg a 20-30 cm-t. Nyár elejére általában kiszáradnak, de elviselik a több éven keresztül tartó vízborítás nélküli állapotot is. Ha ez az állapot hosszabb ideig fennáll, akkor egyes fafajok (mézgás éger, kőris, májusfa) is képesek megjelenni, majd felnőni. Az összefüggő lombkoronaszint záródásával párhuzamosan a reketyefűz visszaszorul és a cserjés helyén égeres-kőrises mocsárerdő alakul ki. A reketyefüzesek belsejében főleg az egykori lágyszárú növényzet erős kompetitorai (*Carex riparia*, *C. acuta*, *Phalaris arundinacea*) maradtak fenn, jellemzőek még a nitrofil gyomok (*Urtica dioica*, *Galeopsis speciosa*, *Solanum dulcamara*) és a liánszeű növények is (*Humulus lupulus*, *H. scandens*, *Echinocystis lobata*). A gyakran víz alá kerülő állományokban főleg a lebegő (*Lemna minor*, *L. trisulca*) és a rögzült hínár fajok (*Hottonia palustris*, *Callitriche cophocarpa*) jelennek meg. Utóbbiakra jellemző, hogy a reketyés teljes lombzatának kifejlődése előtt virágoznak és a nyár eleji kedvezőtlen termőhelyi környezet beköszöntére már termésüket is beérlelik. A nyári - rossz fényviszonyokkal jellemezhető - periódust ezek a fajok vegetatív állapotban vészelik át. Mindkét hínárfaj nagymértékben alkalmazkodott a

fényszegény környezethez, napsütéses, nyílt holtágakban más (főleg eutróf termőhelyeket jelző) hínárfajok kiszorítják őket. A rekettyések ilyen jellegű állományai inkább már a lácserjésekhez (*Calamagrosti-Salicetum cinerae* SOÓ et ZÓLYOMI in SOÓ 1955) állnak közel, „vizes” állományok a vizsgált területen csak a Hollósi-erdőben vannak.

Az erdők szélén kialakuló cserjések leginkább üde termőhelyet jeleznek, és a rekettyésekhez hasonlóan viszonylag szegény lágyszárú vegetációval jellemezhetőek. Kora tavaszi aspektusuk az előző típustól eltérően viszonylag gazdag, szinte az összes gyertyános-tölgyesben előforduló geofiton faj megtalálható ezekben a cserjésekben (*Corydalis cava*, *C. solida*, *Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides*, *Gagea lutea*). A *Galanthus nivalis* és a *Scilla drunensis* különösen jelentős denzitásban van jelen az erdőszegély-cserjésekben, mindkét faj gyorsabban terjed a mezofil cserjésekben, mint a természetes faállományokban (lásd. 9. melléklet). A nyári aspektusban már csak alacsony borításban vannak jelen a lágyszárúak, ezek szintén a szomszédos faállományok fajai közül kerülnek ki (*Aegopodium podagraria*, *Galeobdolon montanum*). A mezofil erdőszegély cserjések jellemző faja a *Prunus spinosa* és a *Cornus sanguinea*, melyek mellett szórványosan más cserjék (*Rosa canina*, *Rubus fruticosus* agg., *Rubus caesius*, *Crataegus monogyna*) is megjelennek.

Fűz-nyár ártéri erdők (ÁNÉR 2011 Kód: J4)

A Rába menti puhafás ligeterdők cönológiai viszonyai hiányosan ismertek. KOVÁCS (1995) a Rába menti puhafa ligeterdőket a *Salicetum albae-fragilis* ISSLER (1924) 1926 társulásba sorolja, míg BALOGH (2007) következetesen *Leucojo aestivi-Salicetum albae* KEVEY in BORHIDI et KEVEY 1996 cönotaxont használja. Utóbbi az Issler által leírt társulás alcsoportjába vonható (KEVEY 2008). A hazai fűzligetokről eddig a Szigetközéből (ZÓLYOMI 1937; KEVEY 1993a, 1993b), a Szentendrei-szigetről (ZSOLT 1942-1943), a Sárközből (TÓTH I. 1958), a Dráva mellől (VÖRÖSS 1965, ORTMANN-AJKAI 1998), a Bereg-Szatmári-síkról (SIMON 1957) és a középső Tisza vidékéről (TIMÁR 1950) közöltek cönológiai táblázatokat, ill. felvételeket, a Rába mellől nem ismertek hasonló jellegű cönológiai vizsgálatok. A tipikus fűzligetek nagyobb folyók mentén lévő hullámtéri morotvák feltöltődése során jönnek létre, azok feltöltődése során, általában valamilyen bokorfüzes társulás szukcessziójával. Termőhelyük az áradások következtében gyakran víz alá kerül és néha 3-4 hónapig vízzel borított. Könnyen belátható, hogy ilyen hosszú ideig tartó vízborítás a folyók alsó szakaszán következik be, ahol az áradások gyakran hosszú ideig elhúzódnak és a vizek a hullámtéri laposokban, morotvákban hosszú ideig megmaradnak. A Rába esetében egy középszakasz jellegű folyóról beszélünk, melynél az árvizek a Rába-völgyben nagyon gyorsan levonulnak. Fontos megjegyezni és visszatérni arra a tényre is, hogy a folyó árhullámai nem is a szűkebb értelemben vett Rába-völgyben, hanem a mélyebben fekvő Csörnöc-völgyben vonulnak le. A lefűződött Rába-folyóágak az ismétlődő árvizek során nagy mennyiségű hordalékot kapnak, így feltöltődésük is gyorsan zajlik. Kijelenthető tehát, hogy a folyó mentén nagyon korlátozottak a fűzligetek kialakulásának feltételei. Bár *Salix alba* állományok keskeny sávban végigkísérik a Rábát, ezek a folyó magaspártján találhatóak és hiányoznak belőlük a higrofil fajok. A Rába menti puhafa állományok abban a zónában helyezkednek el, ahol a folyó építő-romboló munkája a legjobban érvényesül. A termőhely viszonylag rendszeres bolygatása ugyanis konzerválja a faállományok pionír stádiumát. Ahol a zavarás megszűnik, ott a fűzfák is pusztulásnak indulnak, alattuk sűrű cserjeszint (*Euonymus europaeus*, *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea*) és keményfákból (*Acer campestre*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Acer negundo*) álló 2. szint található. Aljnövényzetükben uralkodó az *Urtica dioica*, mellettük gyakoriak még a lágyszárú özönfajok (*Aster lanceolatus*, *Impatiens glandulifera*, *Solidago gigantea*, *Fallopia x bohémica*), míg állományaikban néhány

hegységekből leereszkedett flóraelem (*Petasites albus*, *Cardamine pratensis* subsp. *dentata*, *Stellaria nemorum*, *Alnus incana*). Ezek a degradált folyóparti füzesek sok esetben rétek, szántók erdősülésével keletkeztek, véleményem szerint sem termőhelyileg, sem fiziognómiailag nem lehet azokat fűzligetnek nevezni.

Korábban említésre került, hogy az árhullámok a Csörnök-völgyben vonulnak le, így joggal gondolhatnánk, hogy a mélyebben fekvő, áradásokkal gyakrabban érintett területen nagyobb eséllyel alakultak ki fűzligetek, mint a Rába-folyó mellett. Sajnos itt is hiába keressük a puhafaligeteket, ugyanis hiányoznak a széles morotvák, melyek alkalmasak lennének kialakulásukra, valamint az árvíz a szélesebb, ellaposodó völgyben is viszonylag gyorsan levonul. A Csörnök-Herpenyő menti alacsonyabban fekvő pangóvízes területeken ezért égeres - és kőrises mocsárerdő - keményfaliget komplexeket találhatunk, míg fragmentális fűzliget állományok csak a Rába néhány holtágában alakultak ki. A mintaterületeken mindössze egyetlen fűzliget állomány fordul elő a Rumi-erdő nyugati szélén. A néhány száz m²-nyi élőhely egy feltöltődőben lévő holtág Rába közelében lévő északi részén alakult ki, ahol 15-20 m magas fűzfák alkotják a ligetes állomány legfelső szintjét. Cserjeszint borítása viszonylag alacsony, a gyakori *Rubus caesius* mellett mindössze néhány *Euonymus europaeus*, *Sambucus nigra* bokor említhető. Az aljnövényzetben jellemzőek a mocsári fajok (*Iris pseudacorus*, *Carex riparia*, *C. acuta*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Symphitum officinale*, *Oenanthe aquatica*), de az *Urtica dioica* még itt is tömeges. Általánosságban kijelenthető, hogy a Rába felső szakaszán a fűzligetek leginkább lefűződött folyóágakban tudnak kialakulni. Ezek azonban kisméretűek ahhoz, hogy igazán szép, típusos állományok jöjjenek létre.

Hasonló helyzetről lehet beszámolni a nyárligetek tekintetében is. A Rába felső szakaszán ugyan több helyen láthatók *Populus nigra* facsoportok, ezek azonban csak ritkán szerveződnek társulássá. A vizsgált erdők közül a Szatmári-erdő északkeleti részén találtam egy kb. 1 ha kiterjedésű feketenyár ligetet. A termőhely finom ártéri hordalékon alakult ki, a Rába vízszintjétől kb. 3 m magasságban. Valószínűleg egy régebbi anyagnyerőhely felhagyása után alakult ki ez az élőhely, mely a szomszédos gyertyános-tölgyesektől 0,5-1 m-rel alacsonyabb térszíntől van. A lombkoronaszint 17-22 m magas idős *Populus nigra* faegyedekből áll, az 5-7 m magas 2. lombkoronaszintet néhány *Acer campestre*, *Ulmus laevis* példány alkotja. Cserjeszintje gyér, kisebb csoportokban *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea*, *Rubus caesius* említhetők. A gypeszintben uralkodó az *Urtica dioica* és a *Galium aparine*, fációsákat képez továbbá a *Lamium maculatum*, a *Phalaris arundinacea*, a *Glechoma hederacea*, a *Poa trivialis* és a *Stellaria media*. A szomszédos élőhelyekről egyes mezofil elemek (*Corydalis cava*, *Carex brizoides*, *Gagea lutea*, *Galanthus nivalis*, *Aegopodium podagraria*, *Circaea lutetiana*) is megjelentek, de jelentős borítást nem érnek el. Az állomány kedvező fényviszonyai miatt nyár végére egyes liánfajok (*Echynocistis lobata*, *Humulus lupulus*) jelentős borítást érnek el. A mocsári fajok szinte teljesen hiányoznak az élőhelyről, ennek oka az lehet, hogy a finom ártéri öntéstalaj alatt jelentős vastagságú - rossz vízmegtartó képességű - kavicsstakaró található. Az élőhely leginkább a Szigetközről leírt *Carduo crispum*-*Populetum nigrae* KEVEY in BORHIDI et KEVEY társulásba sorolható és a Rába itteni szakaszának alföldies jellegét hangsúlyozza ki. A Rába-völgyben fehérnyár ligetek nem fordulnak elő, míg a Rába közben néhány helyen fragmentális állományok alakultak ki. Sárvár alatti erőteljes emberi hatás (lecsapolás, gátak építése, folyószabályozás, erőteljes szántóföldi művelés) miatt jó természetességű puhafaligetek nem találhatóak meg, legtöbbjük nagymértékben degradálódott, karakterfajokban szegény, valamint özönnövényekkel nagymértékben terhelt. A keskeny hullámterű, mederbiztosításokkal szabályozott folyó mellett már nem adottak a puhafaligetek kialakulásának termőhelyi feltételei.

Keményfás erdők (ÁNÉR 2011 Kód: J6 ill. K1a)

Korábban a Rába-völgy növényzetének vizsgálata többnyire kimerült a florisztikai adatok közlésében és a rétvegetáció tanulmányozásában, az utóbbi évtizedekben viszont az erdők kutatása is előtérbe került. BORHIDI (1961) a klímadiagramok alapján a Rába menti területeket nagyjából Vasvár magasságáig a szubmontán bükkösök övébe, a Szatmári-erdőt már a gyertyános-tölgyes övébe teszi. Történeti adatok alapján (JUHÁSZ 1937, korábbi üzemtervi leírások) azonban tudjuk, hogy egykor a klímazonális bükkösök a Kemenesháton jóval Vasvár alatt is előfordultak. A Káld melletti Farkas-erdő az 1600-as évek végén kezdődő intenzív erdőhasználat (hamuzsírégítés, legeltetés) előtt bükkös volt, a Kemeneshát északi meredek letörésén egészen Sárvár magasságáig megvannak a bükkös elemek (*Hepatica nobilis*, *Carex pilosa*, *Paris quadrifolia*, *Staphylea pinnata*, *Lathyrus vernalis*, *Mercurialis perennis*, *Carex digitata*, *Cyclamen purpurascens*), bár ezek az erdők extrazonálisak. Ostffyasszonyfa után a dombvidék jelentősen ellaposodik, itt már szinte mindenhol akácok vannak, a potenciális vegetáció csak nehezen rekonstruálható. Kemenesalja irányában az Egyházashetye melletti Hetyei-erdőben található még meg nagyobb számban Fagetalia elemek (*Viola alba*, *Dentaria bulbifera*, *Allium ursinum*, *Scilla vindobonensis*), a Köcsk melletti bükkös valószínűleg ültetett, de a termőhelyi adottságok (a térségnél hűvösebb mikroklímájú völgy) és a jó növekedésű állomány alapján feltételezhető, hogy a potenciális vegetáció itt is bükkös volt. Az aljnövényzet fajszegénysége, az élőhely fragmentáltsága és a környező akácerdők hatása miatt lehet, de akad néhány faj, mely a szomszédos Marcal-medencében (Kemenesalja) már nem fordul elő (*Viola riviniana*, *Asarum europaeum*, *Galium odoratum*). Amennyire jól rekonstruálható a bükkösök elterjedése a Kemenesháton, a Vasi-sík állományairól annyira keveset tudunk. A viszonylag ellaposodó kistáj a Rába és a Répce között fokozatosan süllyed le a Kisalföldre. Bükkösök itt a markánsabb vonulatok mentén a Kőszegi-hegység irányából Gőr-Szeleste-Porpácig húzódhattak le (*Lilium martagon*, *Viola riviniana*, *Gentiana asclepiada*, *Veratrum nigrum*, *Primula vulgaris*), míg a széles bal parti Rába-völgyben, - mely gyakorlatilag beleolvad a Vasi-Síkba - a fragmentálisan fennmaradt gyertyános-tölgyesek már inkább alföldi jelleget mutatnak. A Vasi-Sík Rába-völgyével határos részének vegetációja azonban nagyon nehezen rekonstruálható, mivel a terület intenzív tájhasználatára már a Kemenesháténál jóval előbb megkezdődött és napjainkra szinte csak szántóföldek és ültetett erdők maradtak. A Rába-völgyének ZÓLYOMI (1981) - feltételezhetően PÓCS (1960) Délnyugat-dunántúli vegetációkutatásai alapján - potenciális vegetációjának az ártéri ligeterdőket és mocsarakat tartja. KOVÁCS (1995) Vas megye növénytársulásainak áttekintésében a Felső-Rába-völgy ártéri erdeit a gyertyános-tölgyesek (*Quercus robur*-*Carpinetum* SOÓ et PÓCS 1957 em SOÓ 1980) közé sorolja, keményfaligeteket (*Fraxino pannonicae*-*Ulmum* SOÓ 1963) egyedül a Szatmári-erdőből jelez. Érdekes, hogy a keményfaligetek konstans fajai közt feltünteteti az *Astrantia major*-t és a *Leucojum aestivum*-ot, mivel ezek nem fordulnak elő a térségben és régi adatokkal sem rendelkezünk. BORHIDI (2003) Magyarország növénytársulásait feldolgozó munkájában az alföldi gyertyános-tölgyeseket már csak a Rábaközből jelzi, a Vas megyei dombvidéki erdőket már a *Cyclamini purpurascens*-*Carpinetum* CSAPODY ex BORHIDI & KEVEY 1996 társulásba sorolja, sem síkvidéki gyertyános-tölgyeseket, sem keményfaligeteket nem jelez a térségből. TÍMÁR (2002) főleg az Őrség erdeinek osztályozásával foglalkozik, de a határterületek, pl. Rába-völgy erdőtársulásait is érinti. *Querceto-Ulmetum* s.l. előfordulásokat említenek a nádasdi Almási-erdő Északi-Rába - völgyébe lehúzódó - részén, valamint a Dobogó-erdőben. Az Őrségi Nemzeti Parkot megalapozó munkák során KOVÁCS et al. (2000) tanulmányozta a Dobogó- és a Hollósi-erdőt. Előbbi uralkodó társulásának a gyertyános-tölgyest (*Quercus robur*-*Carpinetum*), és a tölgy-köris-szil ligetet (*Quercus-Ulmetum* s.l.) tartják. E két társulás dominál

az elárasztással csak ritkán érintett magasabb fekvésű térszínen. Felhívják a figyelmet arra, hogy e kettőt azonban nehéz elkülöníteni. A Hollósi-erdőt ugyanezen két erdőtársulásba sorolják, valamint jelzik az égerligetek (*Aegopodio-Alnetum*) előfordulását is. A Rába-völgy erdeinek legrészletesebb felmérését Kevey Balázs végezte, eredményeit a hazai erdőtársulások osztályozásáról írott munkájában (KEVEY 2008) publikálta. Az itteni keményfás erdőket az ártéri gyertyános-tölgyesek közé (*Circaeo-Carpinetum* BORHIDI 2003 em. KEVEY) sorolja, mely tágabb értelemben az alföldi gyertyános-tölgyesekhez tartozik. A Rába-völgy nedves gyertyános-tölgyeseinek kétféle értelmezést ad:

- Az ilyen állományok felfoghatók úgy, hogy az alföldi gyertyános-tölgyesek a patakok és folyók mentén behatolnak a dombvidékek által határolt folyóvölgyekbe.
- A „*robur*”-os állományok tölgy-kőris-szil ligeterdőként is értelmezhetők még akkor is, ha lombkoronaszintjükben több-kevesebb gyertyán jelenik meg.

Megfigyelései szerint a síksági gyertyános-tölgyesek faji összetételét jelentősen befolyásolják a termőhelyi viszonyok. Az ártéri gyertyános-tölgyesek esetében az elsődleges ökológiai tényező szerepét a viszonylag magasabb talajvízszint veszi át. Az ilyen gyertyános-tölgyesek a tölgy-kőris-szil ligetek felé közelítenek. A Rába-völgy keményfás erdei viszont fajösszetételükben élesen elkülönülnek a szigetközi, rábaközi és a hansági gyertyános-tölgyesektől. A Rába menti keményfaligetek előfordulásával kapcsolatban megjegyzi, hogy azok felfoghatók úgy is, hogy a Kisalföld tölgy-kőris-szil ligetei a Rába mentén felhúzódnak egészen Körmen térségéig. Mivel a szerző akkoriban még kevésbé ismerte az itteni keményfaliget előfordulásokat, így azok társulástani besorolását sem adta meg. Munkájában rámutat a két erdőtípus (keményfaliget-gyertyános-tölgyes) osztályozásának nehézségeire. Utóbbinál a termőhelyi viszonyok (kiszáradó kavics, homok, lösz, nedves allúvium) fontosabbnak bizonyultak a fajösszetétel kialakulásában, mint a geográfiai különbségek, osztályozásukat tehát a termőhelyi viszonyok alapján célszerű elvégezni. Ligeterdőknel az ilyen alapon történő osztályozás nem szerencsés, mert a viszonylag magasabb talajvízszint meghatározóbb szerepet tölt be, mint az alapkőzet minősége, melynek hatása egyes esetekben már elhanyagolható. Fontos megemlíteni még, hogy a tölgy-kőris-szil ligetek faji összetételét a talajvízszint mellett a folyók érkezésének iránya is befolyásolja, tehát ez esetben indokolt lett volna a keményfaligetek regionális elkülönítése. A gyertyános-tölgyeseknél termőhely szerinti, a velük érintkező tölgy-kőris-szil ligeteknél pedig regionális felosztás így heterogénné vált volna.

A két erdőtársulás elkülönítésének nehézségei már a múlt század elején foglalkoztatták a cönológusokat. TÜXEN (1929) az árterek alacsonyabban fekvő keményfás állományait a gyertyános-tölgyesekhez vonja, még akkor is, ha ezekben az állományokban a gyertyán teljesen háttérbe szorul, mivel ezek aljnövényzete többnyire megegyező. Hasonlóan vélekedik ZÓLYOMI (1937) is, szerinte „*egész Közép-Európában ismétlődő jelenség, hogy az Ulmeto-Fraxineto-Roboretum ligeterdőhöz, a felszín további emelkedésével, de még kétségtelenül a magas talajvízszinttől befolyásolva, főleg tölgyvel kevert Carpinetum csatlakozik*”.

A legújabb élőhelyismereti útmutató (BÖLÖNI et al. 2011) szerint hazai gyertyános-kocsányos tölgyesek a síksági és alacsony dombvidéki tájak árnyas, üde erdei, amelyek lombkoronaszintjében általában a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) és a gyertyán (*Carpinus betulus*) uralkodik. A gyepszint legnagyobb mennyiségben előforduló fajai az általános és az üde erdei fajok közül kerülnek ki, gyakori a fejlett kora tavaszi geofita aszpektus. Ezzel szemben keményfaligeteknek nevezhetők a síkságok, kisebb kiterjedésben szélesebb dombsági völgyek, hegylábak egykori vagy mai árterének magasabb szintjein kialakult jó növekedésű erdők, amelyeket kocsányos tölgy (*Quercus robur*), magyar vagy ritkábban magas kőris (*Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*, *F. excelsior*), szilek (*Ulmus* spp.) és számos üde lomberdei vagy ligeterdei fafaj alkothat. Cserjeszintjük általában fejlett,

gyepszintjükben üde lomberdei, illetve általános ligeterdei fajok uralkodnak. Ezekben jelen lehet a gyertyán, de csak kis mennyiségben (max. 5-10%).

A Rába-völgy osztrák oldalán lévő keményfás erdők társulástani feldolgozását LASOWSKI & MELANSCHKEK (2002) végezte el. Az itteni erdőket a Fraxino pannonici-Carpinetum SOÓ et BORHIDI in SOÓ 1963 társulásba sorolják. Karakterfajuknak a *Gagea sphatacea*-t tartják, míg a társulás differenciális fajai a következők: *Adoxa moschatellina*, *Alnus glutinosa*, *Carex brizoides*, *Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*, *Gagea lutea*, *Leucojum verum*, *Lysimachia nummularia*, *Prunus padus*, *Ranunculus ficaria*, *Scilla drunensis*, *Stachys sylvatica*. Leírnak két szubasszociációt is, melyek közül az egyik az árterek alacsonyabb térszínein lévő Fraxino pannonici-Carpinetum fritillarietosum meleagris LAZOWSKI-MELANSCHKEK 2002, míg a Fraxino pannonici-Carpinetum lactucetosum LAZOWSKI-MELANSCHKEK 2002 leginkább a patak völgyek mezofil termőhelyein jelenik meg. Előbbi szubasszociáció differenciális fajai között főleg mocsári elemeket (*Caltha palustris* *Carex vesicaria*, *C. elongata*, *C. riparia*, *Galium palustre*, *Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus*, *Myosotis palustris*) jelölnek meg. Érdeemes megjegyezni, hogy a típusfelvételeket nem a Rába-folyó mellett, hanem a Strém-pataknál készítették, így azokat a Rába keményfás erdeire nem lehet interpretálni. Ugyanakkor kockásliliomos szubasszociáció megléte a Rába mellett a Rumi erdőben valószínűsíthető. Ezek a típusok már átmenetet képeznek az égeres mocsárerdők (Angelico sylvestris-Alnetum glutinosae BORHIDI in BORHIDI et KEVEY 1996) felé. A szerzők eredményeit WILLNER & GRABHERR (2007) az osztrák erdőkről írt társulásmonográfiájába is adaptálja. Hasonló égeres mocsárerdők a Strém hazai oldalán (Büksi-rét), illetve a Pinka mellett (Kemestaródfa: Bagóné erdeje) is vannak, de ezek különböznek a Rába menti erdőtől. A Büksi-réten, az északi kitettségű Felső-örségi letörés lábánál lévő erdők az égeres-mocsárerdők közé tartoznak, mikroklimájuk a Rába-völgyénél sokkal hűvösebb. Talajuk szinte egész évben vízzel átitatott, de a többletvizet nem a Strém áradásából, hanem a talajvízből és a dombalji szivárgó vizekből kapják. A Pinka menti keményfás erdők a Rába felső szakaszán lévőknél mezofilabbak, árvizektől mentesítettek, talajszerkezetük is kötöttebb, nem öntés eredetű. Az ártéri keményfás erdők karakterfajának tartott *Gagea sphatacea* elterjedése már nem éri el a Rába-völgyet, hanem a Keleti-Alpok előterében lévő dombvidékre koncentrálódik. A faj nem kötődik kifejezetten ligeterdőkhez, mocsárerdők nedves (de nem vizes) talaján, gyertyános-tölgyesekben és bükkösökben is előfordul (vö: KIRÁLY & MESTERHÁZY 2006, ACCETTO 1986), de utóbbi két élőhelytípusban ritkán virágzik. A mintaterületeken készült keresztmetszelvényeken látható (3. melléklet), hogy az átlagos árvizek során a Dobogó-erdő teljes területe víz alá kerül, míg a Hollósi- és a Rumi-erdő Csörnőc-Herpenyő felőli oldala érintett az árvizekkel. A Szatmári-erdő a Rába szabályozása miatt már a legnagyobb árvizek során sem kap előntést. Joggal gondolhatnánk, hogy a leginkább áradással érintett Dobogó-erdőben alakultak ki keményfáligetek. Az erdő egész területén viszont nagy a gyertyán elegyaránya, valamint fejletlen a cserjeszintje, fiziognómiája leginkább egy gyertyános-tölgyes képét vetíti elénk. A *Carpinus betulus* gyakran a felső lombkoronaszintben uralkodik, mellette *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Ulmus laevis* a fő erdőalkotó fajok, utóbbi már leginkább a 2. lombkoronaszintben jut szerephez. A cserjeszint fejletlen, leginkább a *Cornus sanguinea* említhető. Az erdő tavaszi aspektusa kifejezetten gazdag (*Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides*, *Gagea lutea*, *Leucojum verum*, *Scilla drunensis*, *Isopyrum thalicroides*, *Corydalis cava*, *C. solida*), nyárra az *Ageopodium podagraria* és a *Galeobdolon luteum* válik dominánssá, de mellette gyakori a *Galium aparine*, a *Circaea lutetiana* és az *Urtica dioica* is. Az erdő keleti része a legnedvesebb, mivel itt a teknőszerű mélyedésekben az árvizek levonulása után sokáig megmarad a víz. A pangóvizes részeken már a gyertyán is eltűnik, itt uralkodik a *Fraxinus excelsior*, mellette szórványosan a *Quercus robur* is megjelenik, cserjeszintje a szomszédos állományokénál fejlettebb. Itt még mindig gyakoriak a tavaszi geofitonok, de a nagyon vizes részektől már eltűnnek. Az erdő

itteni részei már a kőrises-mocsárerdők felé mutatnak átmenetet, ahol gyakoriak a sásfajok (*Carex riparia*, *C. sylvatica*, *C. acuta*, *C. strigosa*). Az utóbbi faj természetes körülmények között kőrises mocsárerdőkben él, másodlagosan azonban a hasonló termőhelyi adottságokkal rendelkező kötött talajú utak pocsolyáiban is megjelenik. A sások mellett más mocsári fajok is előfordulnak (*Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus*, *Stachys palustris*, *Lysimachia nummularia*), valamint még jellemző a *Rumex sanguineus* magasabb konstancia értéke is. Hasonló jellegű állományok ismertek a Hollósi-erdő déli részéről (itt a kőrist az éger helyettesíti), valamint a Rumi-erdő Csörnöc melléki állományaiból. Ezeken a helyeken a hosszabb ideig tartó vízborítás miatt a gyertyán nem tud komoly szerephez jutni. A Dobogó-erdő nagy része ugyan áradáskor víz alá kerül ugyan, de a víz nagyon hamar levonul a területről. Az itteni gyertyános-tölgyes állományok azonban nedvesebbek a többi erdőkben lévőknél, amit jelez a mezofil erdei fajok (*Stellaria holostea*, *Galium odoratum*, *Asarum europaeum*) alacsony egyedszáma és a nedvességkedvelő *Leucojum verum* tömeges előfordulása. A mezofil termőhelyeket kedvelő fajok az övzátányok szélén és az erdő Rába felőli magasabb részein jelentek meg.

A Hollósi-erdőben keményfaliget állományok a Csörnöc-Herpenyő mellékén fejlődtek ki, melyek a Rába irányában fokozatosan mennek át gyertyános-tölgyesekbe. Bár az itteni keményfás ligeterdőkben gyakran megtalálható a gyertyán, a magasabb térszínen lévő erdőkkel ellentétben az *Ulmus laevis*, és a *Fraxinus excelsior* jelentősebb elegyaránnal bír. A Dobogó-erdőhöz hasonlóan itt is tömeges a *Leucojum verum*, melyet a magasabban fekvő termőhelyeken a *Galanthus nivalis* vált. Jó természetességű gyertyános-tölgyesek az övzátányok mentén, valamint az erdő északkeleti részén vannak, melyek aljnövényzetében a szomszédos Kemeneshát kötöttebb talajú gyertyános-kocsánytalan tölgyeseiben élő fajok is megvannak (*Sanicula europaea*, *Maianthemum bifolium*, *Convallaria majalis*).

A Rumi-erdő déli részeinek keményfaligetei szintén tartalmazznak mocsárerdei elemeket, ezek az állományok leginkább a Dobogó-erdeiekhez hasonlóak. Differenciális fajként megjelenik bennük a szubmediterrán elterjedésű *Fritillaria meleagris*. A nedvesebb termőhelyekhez kötődő faj erdőkben nagyobb borításban van jelen, mint a szomszédos mocsárterteken. A ritkás erdei aljnövényzetben feltételezhetően jobban tud terjedni, mint az erőteljes gyepek konkurenciával jellemezhető réteken. Ez a jelenség a Büksi-réten élő állományoknál is megfigyelhető. Valószínűleg egy mocsárerdőkben élő fajról van szó, mely túlélte a korábbi erdőirtásokat. Napjainkban több, nyílt területen lévő állomány termőhelyét felhagyták és a folyamatok azt mutatják, hogy a sásos mélyedések peremén lévő élőhelyei képesek a beerdősülésre, így a potenciális vegetációjuk is erdő lehetett. A hegységekből leereszkedett fajok (*Omphalodes scorpioides*, *Stellaria nemorum*, *Veronica montana*) a Dobogóban és itt is leginkább a nedvesebb mocsárerdő-ligeterdő komplexekben fordulnak elő. A ligeterdőkben itt is tömeges a *Leucojum verum*, míg a *Galanthus nivalis* leginkább a Rába menti magasabb térszíneken lévő gyertyános-tölgyes állományokban terjed. Az itteni gyertyános-tölgyesek hasonlóak a Hollósi-erdőkben lévőkhöz, de azoknál valamivel szárazabbak. Aljnövényzetükben a tavaszi geofitonok mellett néhány szubmediterrán hagymás növény is megjelenik (*Ornithogalum sphaerocarpum*, *Allium ursinum*), itt az előző állományoktól eltérően az *Arum maculatum*, a *Geranium pheum* és az *Asarum europaeum* már jelentős borításban van jelen.

A Szatmári-erdőben keményfaligetek termőhelyi feltételei nem adóttak, így az élőhely itt nem fordul elő. A természet közeli faállományok a mezofil gyertyános-tölgyesekhez sorolhatók. Az erdő már átmeneti jelleget mutat a rába-völgyi és a rábaközi állományok között. Ezt igazolják a korábbi erdőkhöz képest eltérő dominanciaviszonyok is. Kora tavaszi aspektusban az *Anemone ranunculoides* válik gyakoribbá, míg a felsőbb szakaszon lévő erdőkben ez a faj játszotta az alárendeltebb szerepet és az *A. nemorosa* volt a gyakoribb. A *Corydalis solida* ritkává válik - leginkább csak feketediósokban van jelen -, ezzel párhuzamosan a *C. cava*

borítása nő. A nedvességigényesebb *Leucojum verum* itt nem fordul elő, míg egyes - korábbi erdőkben ritka - mezofil fajok (*Carex brizoides*, *Stellaria holostea*) jelentős borításban vannak jelen, ezek gyakorivá válása azonban tájtörténeti okokra is visszavezethető. Az itteni gyertyános-tölgyesekben több alföldi faj is megtalálható (*Cardus crispus*, *Arctium nemorosum*, *Viola mirabilis*, *Lathrea squamaria*). Érdekes a *Chaerophyllum temulum* itteni viselkedése, ugyanis a máshol általában degradáció jelző faj itt leginkább a „jó” gyertyános-tölgyesekben fordul elő. A gyertyános-tölgyesek fajkészletét tekintve leginkább ez a mintaterület különbözött a többi háromtól.

A mintaterületeken keményfás erdőkkel kapcsolatos tapasztalataimat a következőkben összegzem:

- Terepi megfigyeléseim szerint a keményfás állományokban előforduló erdei kísérőfajok élőhely szerint az alábbi csoportokba sorolhatók.

Mocsárerdők fajai: *Fritillaria meleagris*, *Carex riparia*, *C. acuta*, *C. strigosa*, *C. remota*, *Iris pseudacorus*, *Rumex sanguineus*, *Deschampsia caespitosa*.

Keményfaligetek nedvességigényes fajai: *Omphalodes scorpioides*, *Veronica montana*, *Stellaria nemorum*, *Leucojum vernum*, *Ranunculus lanuginosus*, *Ranunculus auricomus*, *Paris quadrifolia*.

Keményfaligetekben tömegesebb, de gyertyános-tölgyesekben is előforduló fajok: *Isopyrum thalictroides*, *Galeobdolon montanum*, *Stellaria neglecta*, *Viola riviniana*, *Lamium maculatum*, *Anemone ranunculoides* (kivéve Szatmári-erdő).

Gyertyános-tölgyesek jellemző fajai: *Corydalis cava*, *C. solida*, *Adoxa moschatellina*, *Aegopodium podagraria*, *Arum maculatum*, *Asarum europaeum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Carex brizoides*, *Circaea lutetiana*, *Gagea lutea*, *Galanthus nivalis*, *Galium odoratum*, *Geranium phaeum*, *Polygonum latifolium*, *P. multiflorum*, *Pulmonaria officinalis*, *Stellaria holostea*, *Viola reichenbachiana*.

Cserjék tekintetében a *Cornus sanguinea* nagyobb denzitása volt megfigyelhető a keményfaligetekben, míg a faj az idős gyertyános-tölgyesekben csak elszórtan jelenik meg. A cserjefaj azonban gyakran elszaporodik gyertyános-tölgyes termőhelyen lévő erdőfelújításokban is, főleg azokban az egykorú állományokban, ahol csak egyszintes lombkorona van. A másik két gyakoribb erdei cserje (*Corylus avellana*, *Euonymus europaeus*) esetében sem sikerült igazolni az erdőtípushoz való kötődést.

- A területen lévő keményfás faállományok aljnövényzetét - a szomszédos területek hasonló jellegű élőhelyeinek florisztikai vizsgálatának tükrében - flórapcsolat szerint a következőképp csoportosítottam:

Alföldi fajok, melyek a Rába-völgyében jutottak fel: *Arctium nemorosum*, *Cardus crispus*, *Anemone ranunculoides*, *Corydalis cava*, *Chaerophyllum temulum*, *Lathrea squamaria*, *Scilla drunensis*, *Viola pumila*, *V. mirabilis*. Ezek legtöbbször csak a Szatmári-erdőben fordul elő, de néhányuk (*Viola pumila*, *Anemone ranunculoides*) a felsőbb szakaszon is él. A fák közül még megemlíthető a *Fraxinus angustifolia* subsp. *pannonica*.

Hegyvidéki fajok, melyek dombvidéken nem rendelkeznek flórapcsolattal: *Omphalodes scorpioides*, *Peltaria alliacea*. Ezek a fajok kivétel nélkül a Csörnőc-Herpenyő mellékén fordulnak csak elő, hangsúlyozva ezzel az áradások szerepét a növények terjesztésében.

Hegyvidéki fajok, dombvidéki flórapcsolatokkal: *Stellaria nemorum*, *Cerastium sylvaticum*, *Veronica montana*, *Actaea spicata*, *Geranium phaeum*, *Ranunculus lanuginosus*, *Isopyrum thalictroides*, *Corydalis solida*. Főleg keményfaligetekben, illetve nedvesebb gyertyános-tölgyesekben fordulnak elő.

Atlanti-szubmediterrán fajok, melyek a Nyugat-magyarországi-peremvidék dombvidéki régiójában hatolnak fel északra: *Carex strigosa*, *Fritillaria meleagris*, *Ornithogalum spaherocarpum*.

A szomszédos dombvidéki gyertyános-tölgyesekben elterjedt fajok: *Adoxa moschatellina*, *Aegopodium podagraria*, *Arum maculatum*, *Asarum europeum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Carex brizoides*, *Circaea lutetiana*, *Convallaria majalis*, *Galium odoratum*, *Galeobdolon montanum*, *Polygonatum multiflorum*, *P. latifolium*, *Stellaria holostea*, *Viola reichenbachiana*.

A környező dombvidékek gyertyános-tölgyeseinek jellemző fajai közül a Rába mentén hiányoznak vagy nagyon ritkák: *Dentaria bulbifera*, *Sanicula europaea*, *Maianthemum bifolium*, *Oxalis acetosella*, *Luzula pilosa*, *Lathyrus vernus*. Ezek főleg az üde, kötött talajokat kedvelő acidofrekvens fajok közül kerülnek ki.

A korábbi - Rába-völgy növényföldrajzával foglalkozó - munkákban (BORBÁS 1887, GÁYER 1925) leírt tapasztalatokat jelen munka is alátámasztja, mely szerint mind az alföldi fajok dombvidékekre való feljutásában, mind a hegyvidéki és dombvidéki fajok leereszkedésében szerepet játszott a folyó völgye. Mivel a völgyben döntően nedves termőhelyek vannak, értelemszerűen ezek a vándorlások leginkább a nedvességigényes fajok tekintetében figyelhetők meg, míg a Kemeneshát és a Rábai teraszos sík lankáin főleg a szárazságedvelő elemek jutottak fel a Nyugat-magyarországi-peremvidékre. A nedvességkedvelő szubmediterrán, atlanti-szubmediterrán fajok a terület dombvidékeinek völgyeiben maradtak fenn, florisztikai kutatásaim alapján nem találtam bizonyítékot arra, hogy ezek a fajok a Rába mentén a Kisalföldre vándoroltak volna. Előfordulásaik általában kirajzolják a Kisalföld és az Alpok közötti dombvidéki peremterületet. Hozzá kell tenni azonban, hogy a szomszédos alföldi területek jelentős tájtalakításon mentek keresztül az utóbbi évszázadban, így a Rábaköz potenciális vegetációja már nehezen rekonstruálható.

- A keményfaligetek a mocsárerdők és a gyertyános-tölgyesek között, egy szűk termőhelyi spektrumban jelennek meg, ezért állományaikban mindkét erdőtípus tágtűrűsű fajai megtalálhatók, a domináns lágyszárúak közül csak a *Leucojum verum* keményfaligetekhez való kötődését figyeltem meg. A faj ugyan gyertyános-tölgyesekben is előfordul, de kiterjedt összefüggő állományokat csak a higrofil erdőkben alkot. Az élőhelytérkép készítése során is a növény elterjedési térképét használtam fel a keményfaligetek lehatárolására. Mocsárerdők csak nagyon fragmentálisan fordulnak elő, térképezhető kiterjedésben egyik területen sincsenek már jelen. A korábbi rendszeresebb áradások során feltételezhető, hogy nagyobb szerepük volt a potenciális vegetációjában.
- A gyertyános-tölgyesek fajösszetételét a régebbi és a jelenlegi erdőhasználat nagymértékben meghatározta. A korábbi, talaj előkészítéssel járó erdőfelújítások következtében jelentősen visszaszorultak a hagymás-gumós növények. A gyertyán alátelepítéssel kombináló tölgy felújítások szintén fényszegény, vastag avartakarójú, nudum állományokat hoztak létre. A korábbi erdei legeltetés során a gyertyános-tölgyesek kiritkultak, ezzel párhuzamosan egyes fényigényesebb fajok elszaporodtak (*Carex brizoides*, *Stellaria holostea*). A gyomirtószeres használata szintén az erdei kísérőfajok visszaszorulását okozta. Az erdőhasználatokon túl a Rábán zajló vízügyi beavatkozások is jelentősen megváltoztatták az erdők aljnövényzetét. A Rába Sárvár alatti szakaszának szabályozásával a folyó vízszintje erőteljesen bevágódott, az árvizek gyakorlatilag már nem öntik el a környező területeket. A korábban biztosan nedvesebb termőhelyű Szatmári-erdőben ez a folyamat egyes mezofil fajok (*Galium odoratum*, *Corydalis cava*) felszaporodásával jár, míg a nedvességigényesebb növények (pl. *Leucojum verum*) visszaszorultak vagy eltűntek. Napjainkban a

folyamatos erdőborításra törekedő erdőgazdálkodás az árnyékkedvelő fajok javára fogja billenteni a mérleget.

Akácültetvények (ÁNÉR 2011 Kód: S1)

Akácültetvények jelentősebb kiterjedésben a Hollósi-erdőben találhatók meg, míg a Rumi- és a Szatmári-erdőben csak kis állományokban fordul elő. A Dobogó-erdőben egyetlen állományai nem fordulnak elő, itt más hazai fafajokkal elegyes kisebb foltjai ismertek. Leggyakrabban szántók, illetve rétek erdősítésénél használták az akácot, gyertyános-tölgyes állományok lecserélésére csak ritkán alkalmazták. Az 1960-as években kezdték el a telepítését, legnagyobb kiterjedésüket a 80-as években érték el. Napjainkra legtöbb állományát kocsányos tölgy és feketedió ültetvényekre cserélték le.

Az akácok fajösszetételét nagymértékben meghatározza a termőhely, a korábbi élőhelytípus és a környező élőhelyek.

Az akácültetvények lombkoronája egyszintes, a *Robinia pseudoacacia* mellett a szomszédos állományok fafajai közül elszórta a *Quercus robur*, a *Crapinus betulus* és az *Acer campestre* fordul elő. A természetszerű erdőkkel körülvett állományok nagyobb mértékben tartalmaznak üde erdei kísérőfajokat. A kora tavaszi fajok közül a *Scilla drunensis*, a *Corydalis solida*, az *Anemone nemorosa* jelenik meg szórványosan az élőhelyen, míg a *Galanthus nivalis* gyakran nagyobb borításban van jelen. Utóbbi faj nitrofrekvens jellegénél fogva az akácok kora tavaszi aspektusában tömegessé is válhat. A lágyszárú szint borítását és fajösszetételét a cserjeszint borítása is determinálja. A cserjeszint nélküli állományok alsó része az akác késői lombosodásának és laza lombszerkezetének következtében fényben gazdag, ezekben általában a *Carex brizoides* nagymértékű elszaporodása figyelhető meg, mellette gyakran megjelenik a *Stellaria holostea* is. Ezekben az állományokban viszonylag kevés az erdei elem, gyakran a *Solidago gigantea* ér el jelentős borítást. A cserjeszintet általában a *Sambucus nigra* képviseli és a legtöbb akácokban magas A-D értékkel szerepel, míg a szárazabb termőhelyen lévő *Rubus fruticosus* agg. fajai itt csak kis borításban vannak jelen. A gazdag cserjeszintű akácok lágyszárú szintjében egyik faj sem ér el jelentős borítást. Itt az erdei zavarástűrők (*Ranunculus ficaria*, *Veronica sublobata*) és a korábban jelzett geofiták mellett egyes tágtűrű erdei kísérő fajok (*Polygonatum latifolium*, *P. multiflorum*, *Aegopodium podagraria*) is megjelennek. A Rába menti akácültetvényekben az üde talajú akácok lágyszárú fajai közül ritka vagy hiányzik az *Anthriscus cerefolium* és a *Chelidonium majus*, gyakoriak viszont a hasonló karakterű nitrogénkedvelő gyomok (*Galium aparine*, *Poa trivialis*, *Urtica dioica*, *Stellaria media*, *Lamium purpureum*, *L. maculatum*). A szomszédos Kemeneshát szárazabb talajú akácosaiban jellemző *Bromus sterilis*, *Anthriscus sylvestris* és *Ballota nigra* itt nem jut szerephez. Mivel a hasonló termőhelyen kialakult gyertyános-tölgyesek termőhelye tápanyagban gazdag, az akácok talajainak nitrogén túlkínálata a legtöbb itteni üde erdei kísérő faj számára elviselhető tartományba esik, sőt egyesek (*Scilla drunensis*, *Galanthus nivalis*) elszaporodását még elő is segíti. A fényben gazdag akácokban egyes klonális növények (*Carex brizoides*, *Solidago gigantea*, *Urtica dioica*, *Galium aparine*) terjedése figyelhető meg, ezekben az akácültetvényekben kevesebb az erdei kísérőfajok száma, átalakítás során itt a regeneráció is lassúbb. A Rába menti erdők Natura 2000 védettsége előrevetíti az akácültetvények átalakítását természetszerű faállományokká. Ez főleg olyan termőhelyeken mehet végbe viszonylag gyorsan, ahol a szomszédos természetszerű erdőkből már napjainkban is zajlik a fajok betelepülése vagy a természetes erdei elemek a lefűződött holtágak partjain még megtalálhatók. A Hollósi-erdő akácosait több holtág is átszövi, a lefűződött folyóágak menti állományok általában Fagion elemekben gazdagabbak. A folyómeder menti keményfaligeteket ugyan már régen kitermelték, de a

lágyszárú fajok nagy része a korábbi erdővegetáció véghasználata és a termőhely akácültetvényé alakítása után is fennmaradt. A fényben gazdagabb akácosok átalakítása nehezebb feladat, itt törekedni kell az élőhely nagyobb árnyalására (pl. cserjeszint fenntartásával). Az erdei lágyszárúak jelentősebb betelepülése a klonális fajok visszaszorulása után lehetséges.

Nemesnyárasok (ÁNÉR 2011 Kód: S2)

A Hollósi- és a Rumi-erdőben vannak elszórtan nemesnyár ültetvények. A nyártelepítések a múlt század 60-70-es éveiben élték virágkorukat. Mindkét erdő jelentős részét ekkor nemesnyárasok foglalták el, legtöbb állományukat a 80-as években kitermelték és lecserélték. Néhány nemesnyáras alá lucfenyőt telepítettek. Leginkább a gyertyános-tölgyes termőhelyeken lévőket alakították vissza természetszerű erdőkké, míg az alacsonyabban fekvő részeken még napjainkban is megmaradt néhány ültetvény. A puhafaliget és gyertyános-tölgyes helyére ültetett nemesnyárasok növényzete jelentősen eltér egymástól. A Rába menti állományokra jellemző, hogy a nyárhibridekből álló legfelső szint alatt egy - őshonos fajokból álló - második szint is kialakul. A Rába mentén alacsonyabb térszíneken lévő ültetvények második lombkoronaszintje általában ritkás, leggyakrabban a *Prunus padus* és az *Ulmus laevis* alkotja, míg az előntés alá nem kerülő termőhelyeken sűrű *Carpinus betulus* alsó szint alakul ki. A mélyebben fekvő állományok cserjeszintje laza, itt a *Crataegus laevigata* és a *Rubus caesius* említhető, míg a magasabban fekvő állományokban - ha hiányzik a gyertyán alsó szint - leginkább a *Cornus sanguinea* dominanciája jellemző. A gyertyános nemesnyárasok esetében a korábbi természetes erdőtársulás regenerációja figyelhető meg, ahol szinte az összes gyertyános-tölgyes faj megtalálható. Ez annak is köszönhető, hogy a nyár telepítését itt nem előzte meg teljes talaj előkészítés. Ezek az ültetvények a véghasználat után nagyon könnyen visszaalakíthatók természetszerű erdővé. Más a helyzet a korábbi puhafaligetek helyén létesített állományoknál. Itt az eredeti élőhely karakterfajai már csak nyomokban vannak meg, a fényben gazdag ültetvények aljnövényzetét néhány üde élőhelyet kedvelő gyomfaj (*Urtica dioica*, *Galium aparine*) mellett az özönnövények (*Aster lanceolatus*, *Solidago gigantea*, *Impatiens glandulifera*) alkotják. Az átalakítással járó bolygatás az özönfajok elterjedését segíti, ami kedvezőtlenül hat a ligeterdei fajok megtelepedésére.

Egyéb ültetett keményfás lombos erdők (ÁNÉR 2011 Kód: RB ill. RC)

Viszonylag jelentős kiterjedésben van ez az élőhely a mintaterületeken. Mindegyik ilyen tájidegen ültetvény léte az 1950-80-as évek erdőgazdálkodási gyakorlatának következménye. Jelentős részük korábbi fátlan élőhelyek erdősítésével keletkezett, míg kis részük természetszerű erdők átalakításával jött létre. A Rába-völgy esetében a vörös tölgy és a feketedió telepítése volt számottevő, de jellegüknél fogva ide ebbe a kategóriába sorolhatók a kocsányos tölgy ültetvények is.

- vörös tölgyesek: az élőhely néhány erdőrészletben a Rumi-, Hollósi- és a Szatmári-erdőben is megtalálható, a meglévő állományokat az 1980-as években telepítették. Mivel nagy levélfelülettel rendelkeznek és az avarjuk is lassan bomlik le, a vörös tölgy ültetvények aljnövényzete elég szegényes. A cserjeszint általában ritkás, de a Rumi-erdőben lévő ültetvényeken a *Cornus sanguinea* néha nagyobb borításban van jelen. A Szatmári-erdőben a nagyon alacsony (30-40 cm) cserjeszintet nagyrészt a vörös tölgy növényékei alkotják. A lágyszárú szint kialakulását tovább gátolja, hogy a levélavár

gyakran több cm-es rétegben borítja a talajt, mely több növényfaj csírázását is gátolja. A kora tavaszi geofiton aspektus gyakran teljesen hiányzik, leginkább a *Corydalis cava* előfordulása említhető. A később virágzó erdei fajok is ritkán települnek be, ezek közül főleg a könnyebb terjedőkészséget mutató *Carex sylvatica*, *Galium odoratum* említhető. A zavarástűrő erdei kétszikűek is alacsony borításban vannak jelen, míg egyes fűfélék (*Poa nemoralis*, *Dactylis polygama*) akár jelentős kiterjedésben is előfordulnak. Említésre méltó, hogy a legjelentősebb *Carex repens* állomány a Szatmári-erdő vörös tölgyeséből került elő.

- feketediósok: A Szatmári- és a Rumi-erdőben vannak jelen jelentősebb kiterjedésben feketedió ültetvények, melyeket az 1980-as években telepítettek. A sárvári állományokat akác helyére, míg a rumiakat kaszálórétre. A feketediósok elegyetlenek, cserjeszintjük szinte teljesen hiányzik. Az ültetvények belsejét az év jelentős részében sok fény éri, ezért a lágyszárú szintjük gazdag. A sárvári állományok aljnövényzetében állományalkotó a *Carex brizoides*. Feltételezhetően még a korábbi akácos alatt szaporodott el és a hasonló fényviszonyokkal rendelkező feketediósban is fennmaradt. A rezgősás mellett kevés fűféle jut szerephez, de a *Poa trivialis* néha nagyobb borítást is elér. A zavarástűrő erdei fajok (*Veronica sublobata*, *Ranunculus ficaria*, *Stellaria neglecta*) mellett néhány „jobb” erdei faj (*Arum maculatum*, *Asarum europaeum*, *Anemone ranunculoides*, *Aegopodium podagraria*, *Corydalis solida*) is jelen van. A rumi állományokban a *C. brizoides* csak elszórtan fordul elő, itt a zavarástűrő lágyszárúak (*Stellaria neglecta*, *S. media*, *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Veronica sublobata*, *Poa trivialis*) a dominánsak. Néhány erdei kísérő faj (*Corydalis cava*, *Asarum europaeum*, *Aegopodium podagraria*, *Lamium galeobdolon*) már megtelepedett ugyan, de csak kisebb foltokban tudnak fáciéseket alkotni. Leggazdagabbak a gyertyános-tölgyesek helyére ültetett állományok, ezekben a korábbi élőhely fajai fennmaradtak, gyakran azokénál nagyobb borítást értek el. A jobb fényviszonyoknak köszönhetően a Fagion elemek mellett a félárnyéket kedvelő fajok is megjelennek. A lombos faültetvények közül leginkább a feketediósokban maradnak fenn a korábbi erdő lágyszárúi. A gemenci erdőben végzett korábbi vizsgálataim során is hasonló következtetésre jutottam (MESTERHÁZY 2010).
- hazai fafajokból létesített ültetvények: A Dobogó-erdőt kivéve mindegyik mintaterületen vannak őshonos fafajokból álló ültetvények. A korábbi erdőtelepítések során elsősorban a kocsányos tölgyet preferálták, de néha más „kéznél lévő” fafajokat is felhasználtak. Ezek a nyír, a hegyi juhar és a kislevelű hárs. Mindegyik fajból csak egy-egy erdőrésztlet található a Rumi-erdőben. Az elegyetlen ültetvények cserjeszintje az erdők kezelésétől függ. Jellemző, hogy a nem kezelt erdőrésztletekben a *Cornus sanguinea* nagy borításban van jelen, mellette gyakran a *Ligustrum vulgare*, az *Euonymus europaeus* és a *Prunus spinosa* is elegyedik. A fejlett cserjeszintű állományok lágyszárú szintje szegényes, míg a kezelt, cserjéktől megtisztítottaké gazdagabb. A lágyszárú szint fajösszetételét nagymértékben meghatározza a korábbi élőhely. A gyertyános-tölgyesek helyén létrehozott ültetvényszerű állományokban nagyrészt azok kísérőfajai fennmaradnak, bár a nyári aspektusban nagyobb a zavarástűrő fajok aránya. A szántó vagy rét helyén felnevelt ültetvényekben leginkább csak erdei gyomok (*Prunella vulgaris*, *Stellaria media*, *Urtica dioica*, *Galeopsis pubescens*) vagy könnyen terjedő erdei lágyszárúak (*Galium aparine*, *Stellaria holostea*, *Ranunculus ficaria*, *Corydalis cava*, *Carex sylvatica*, *Adoxa moschatellina*) található meg. A nyílt élőhelyek beerdősítésével létrejött ültetvények természeteszerű erdővé alakulása hosszú folyamat, melynek sebességét a szomszédos erdei élőhelyek természetessége, a termőhely hidrológiai viszonyai és a felújítás módja jobban meghatározza, mint a felújítás során felhasznált csemete faja.

Ültetett fenyvesek (ÁNÉR 2011 Kód: S4 ill. S5)

Lucfenyőültetvények a Rumi-, a Hollósi- és a Szatmári-erdőben találhatóak, utóbbi helyen erdei fenyő állományok is vannak. A *Picea abies*-t korábban a nyárfasorok közé ültették, később a nyarasok véghasználatával alakultak ki elegyetlen, sűrű állományaik. Az összes állomány gyertyános-tölgyes termőhelyen található meg. A területen található lucosok döntően középkorúak, aljuk nagyon fényszegény, vastag fenyőtűavar borítja. A lucfenyőültetvények avarja hosszú távon megváltoztatja a terület talajviszonyait, savasabb kémhatást hoz létre, növeli a nyershumusz arányát, ezért káros hatása az állomány vágásfordulóján túlmutat. Szinte mindig nudumok, lágyszárú növényzet csak a kiritkuló részeken alakul ki. Cserjeszintjük nagyon fejletlen, főleg a *Rubus fruticosus* agg. foltokban lévő előfordulása említhető. A fényben gazdagabb, kiritkuló foltok mohaszintje fejlett, de csak néhány faj (*Pleurozium schreberi*, *Dicranum scoparium*, *Pseudoscleropodium purum*) alkotja. A lágyszárúak közül az eredeti vegetáció zavarástűrő fajai (*Stellaria neglecta*, *S. holostea*, *Aegopodium podagraria*), valamint a savanyú, pionír termőhelyeket kedvelő páfrányfélék (*Dryopteris filix-mas*, *Dryopteris carthusiana*) említhetők meg. A Szatmári-erdőben a védett *Lycopodium clavatum* is előfordul. Az elegyetlen lucosok aljnövényzetéből az eredeti vegetáció lágyszárú fajai teljesen eltűnnek, így fenntartásuk sem erdészeti, sem természetvédelmi szempontból nem kívánatos. A Szatmári-erdőben lévő középkorú erdei fenyves állomány már egy korábbi szántó helyén létesült. A lucfenyvesekkel ellentétben az erdei fenyő ültetvények belsejébe jóval több fény hatol, ezért cserjeszintjük fejlett. Az ártereken lévő állományokban jellemző cserjefaj a *Cornus sanguinea* és a *Crateaegus monogyna*. Foltokban a *Rubus fruticosus* agg. is megjelenik, de olyan dominánssá nem válik, mint a szárazabb kemenesháti állományokban. Aljnövényzetét az üde erdők zavarástűrő fajai (*Stellaria neglecta*, *Ranunculus ficaria*, *Galium aparine*, *Veronica hederifolia*) alkotják, melyek a Gyöngyös-patak menti ligetektől szivárogtak be. A szomszédos hasonló korú tölgyültetvényekbe betelepült erdei lágyszárúak (*Galium odoratum*, *Carex sylvatica*, *Corydalis cava*, *Stachys sylvatica*) itt még nem jelentek meg. Természetszerű erdőkké való átalakításuk a lucfenyveseknél egyszerűbb, így várhatóan véghasználat után már valamilyen lombos fafajjal fogják felújítani.

Vágásterületek (ÁNÉR 2011 Kód: P8)

A tarvágásos véghasználatot operáló erdőgazdálkodás a vizsgált erdőtömbökben jelentős kiterjedésű vágásterületeket hozott létre. Egyedül a Dobogó-erdőben nem fordul elő ez az élőhely, a többiben viszont több hektáros tarvágások találhatóak. A faállomány letermelésével a termőhelyet meghatározó környezeti feltételek jelentősen megváltoznak. A talaj árnyalása megszűnik, az aljnövényzet hirtelen fényben gazdag lesz, ami a felnyíló foltok azonnali benépesülését okozza. A növényzet eltávolításával hirtelen nagy mennyiségű tápanyag szabadul fel, melyet a gyors kolonizációra képes gyomnövények jól tudnak hasznosítani. A talaj vízháztartása is szélsőségesé válik, így kis területen előfordulnak vizenyősödő és kiszáradó foltok egyaránt. A véghasználatot követő első évben az eredeti élőhely lágyszárú fajai még fennmaradnak, általában ilyenkor jelentős magtermelésre képesek (ASH & BARKHAM 1976). A tavaszi virágzású fajok nagyobb eséllyel fennmaradnak a vágásterületen, mint a nyáriak, mivel előbbieket hozzászokták a generatív periódus alatti magasabb fényintenzitáshoz. Az erdő lágyszárú fajai közül tavasszal leginkább csak néhány efemer-illetve gyomfaj jelenik meg (*Cerastium* sp. *Capsella bursa-pastoris*, *Geranium pusillum*), míg a nyár folyamán már megjelennek az „igazi” vágásnövények is (*Erechtites hieracifolia*, *Galeopsis* sp. *Senecio* sp.). A második évtől már az évelő fajok kerülnek túlsúlyba és az

eredeti élőhely lágyszárú növényzete visszaszorul. Leginkább a hagymás-gumós fajok maradnak fenn, mivel ezek jobban tűrik a gyors kolonizációra hajlamos egyszikűek konkurenciáját. A vízenyősödött részeken leggyakrabban a *Juncus effusus* válik dominánssá, mellette mocsárréti fajok jelennek meg (*Stachys palustris*, *Pseudolysimachion longifolia*, *Carex vulpia*, *Potentilla erecta*), míg a szárazabb területeken a *Calamagrostis epigeios* terjed el, általában a *Cirsium arvense*-vel együtt. Ez a stádium több évig is fennmaradhat, a túlélő erdei növényzet az újulat árnyékában tud csak regenerálódni. Az erdőfelújítások 5-6. évében a terület növényzete jelentősen elszegényedik. A nedvesebb részeken a *Solidago gigantea* válik egyeduralmukodóvá, kiszorítva az első években domináns *Juncus effusus*-t, míg a szárazabb területek *Calamagrostis epigeios* állományai a felnövekvő faállomány árnyalásával tűnnek csak el. Mivel Natura 2000 területekről van szó, az erdőkezelő a jövőben majd több erdőtömbben is áttér majd folyamatos erdőborítással járó gazdálkodásra, így a nagy kiterjedésű vágásterületek is visszaszorulnak majd. Az eredeti élőhely drasztikus átalakítása mellett, a vágásterületek létesítése jelentős szerepet játszik a folyó menti invazív növények terjedésében, így létesítésük természetvédelmi szempontból nem kívánatos.

4.2.3. A vizsgált mintaterületen nem előforduló, de a Rába-völgyben megtalálható egyéb természetes élőhelyek

Mocsárrétek (ÁNÉR 2011 Kód: D34)

Egykor gyertyános-kocsányos tölgyesek irtásával jöttek létre, jellemzően legeltetéssel, majd kaszálással hasznosították őket. A meliorációs munkák megkezdése előtt a Rába-völgyben viszonylag elterjedt élőhely volt, szántóvá alakításuk az 1960-as évektől kezdődött meg. Nagyobb kiterjedésű állományok Vasvár-Sótony között, valamint Körmend térségében maradtak fenn. A fennmaradt mocsárrétek részei a Natura 2000 hálózatnak. A Rába mentén található rétek fiziognómiájukat és fajkészletüket tekintve az őrségi és a kemenesháti állományokhoz állnak közel. A Rába-völgyben található nedves rétek a következő cönotaxonokba sorolhatóak:

1. Succiso inflexae-Deschampsietum caespitosae ELLMAUER in ELLMAUER et MUCINA 1993 - Dunántúli mocsárrét: Általában a legalacsonyabban fekvő térszíneken fordul elő.
2. Carici vulpinae-Alopecuretum pratensis (M. KOVÁCS et MÁTHÉ 1967) SOÓ 1971 - Ecsetpázsitos mocsárrét: Főleg a Rába-völgy felső szakaszán jellemző.
3. Cirsio cani-Festucetum pratensis MÁJOVSKY et RUZICKOVA 1975 - Réti csenkeszes mocsárrét: Már átmenetet képez a mezofil gyepek irányába, leginkább Vasvár-Sótony térségében található meg. Az előző típustól gyakran nehezen választható el.
4. Agrostio-Phalaridetum (ÚJVÁROSI 1949) SOÓ 1971 - Pántlikafüves mocsárrét: Állományai a Rába felső szakaszán Szentgotthárd-Körmend fordulnak elő, viszonylag fajszegények. Általában a folyó közvetlen közelében található, kialakulásuk gyakran korábbi alulhasználat, kezeletlenség, vagy éppen túllegeltetés következménye.

Alföldi mocsárrétek a Rába-völgyben nem fordulnak elő, ez a típus inkább a rábaközi folyószakasz mellett jellemző.

Franciaperjés rétek (ÁNÉR 2011 Kód: E1)

Az ártér legmagasabb térszínein leggyakrabban mocsárrétekekkel érintkezve fordulnak elő. Legtöbb állományuk a meliorációs beavatkozásoknak köszönhetően mocsárrétek kiszáritásával jött létre. Legnagyobb kiterjedésű franciaperjés rétek Bejegyertyános-Sótony térségében vannak, melyeket kaszálással és legeltetéssel hasznosítanak. Az itt található altípusok:

1. Pastinaco-Arrhenatheretum PASSARGE 1964 - Franciaperjerét: A Rába- és a Csörnök völgye közötti magasártér jellemző társulása.
2. Alopecuro-Arrhenatheretum (MÁTHÉ et KOVÁCS 1960) SOÓ 1971 - Ecsetpázsitos franciaperjerét: Már átmenetet képez a mocsárrétek felé, elkülönítésük gyakran nehéz, mivel a két domináns fűfaj gyakorisága az adott évben lehullott csapadékmennyiség függvényében változik.

Bokorfüzesek (ÁNÉR 2011 Kód: J3)

Bár a Rába-folyó Sárvár feletti szakszon többé-kevésbé szabályozatlanul meanderezik, viszonylag kevés zátony található rajta. A zátonyok nagy része ráadásul csak a száraz években kerül szárazra, és a vízborításmentes néhány hónap csak az iszapnövényzet és a ruderalis ártéri vegetáció kifejlődéséhez elegendő. Bokorfüzesek kialakulásának termőhelyi feltételei csak kevés helyen adóttak a folyó mentén, mivel csak kis kiterjedésben fordulnak elő sekély vonalú partok, gyakran szárazra kerülő zátonyok. A bokorfüzesek ártéri ruderaliák szukcessziójával jönnek létre, ezek a termőhelyek azonban gyakran fertőzöttek özönnövényekkel (*Impatiens glandulifera*, *Aster lanceolatus*, *Fallopia x bohemica*), melyek leggyakrabban homogén, stabil állományokat alkotnak, így nagymértékben akadályozzák a bokorfüzesek kifejlődését. A Rába-menti bokorfüzesek tehát nagyon fragmentáltak, önálló asszociációt csak nagyritkán alkotnak. Bár a *Salix purpurea*, a *S. triadra* és a *S. viminalis* többfelé megtalálható, megjelenésük nagyon szórványos, leggyakrabban csak néhány bokrot találhatunk belőlük a zátonyokon. A zátonyok szukcessziójának legjellemzőbb folyamata, hogy a ruderalis növényzet felett sűrű *Salix alba* újulat képződik, majd a fény hiányában nudum állományok alakulnak ki, melyek később kiritkulnak és fűzligetekké fejlődnek. A bokorfüzesek tipikus állományai hiányoznak a Rába mentéről, illetve fragmentálisan leginkább a *Polygono hydropiperi-Salicetum purpureae* KEVEY in BORHIDI et KEVEY 1996 típus fordul elő a folyó határmenti szakaszain.

Fűzlápok és égerlápok (ÁNÉR 2011 Kód: J1a és J2)

Reketyefüzes lápcserjések és égerlápok leginkább a Kemeneshát északi letörése alatt fejlődtek ki, állományaikat a dombvonulat aljából fakadó források táplálják. A meliorációs munkák következtében az élőhelyek nagy része átalakult, de még viszonylag szép állományok találhatóak Vasvár, Halogy és Nádasd térségében. A *Salix cinerea* lápcserjések főleg az égerlápok szegélyében találhatóak meg, a nagy kiterjedésű állományok pl. Gyunác, láprétek cserjésedésével alakultak ki, ezekben a cserjésekben gyakran a reketyefűz mellett a *Frangula alnus* is megjelenik. Hasonló szerkezetű cserjések a Rába-holtágak szukcessziójával is kialakulnak, de itt a láposodást jelző fajok (*Calamagrostis canescens*, *Thelypteris palustris*, *Sphagnum* sp.) hiányoznak. A Rába-völgyi állományok az Őrségiekhez hasonlóan a

Calamagrosti-Salicetum cinereae SOÓ et ZÓLYOMI in SOÓ 1955 társulásba sorolhatók, a Kemenesháton előforduló füles füzes lápcserjések a Rába-völgyéből hiányoznak.

Égerlápok a Csörnöc-völgyében jellemzőek, a vízfolyásoktól általában távol vannak, így elöntésre nem kerülnek. Állományukat bővízű források táplálják, termőhelyük egész évben nedves. A magasabb térszíneken a szomszédos bükkösök fajai is megtalálhatók, míg az aljnövényzetben a kemenesháti láposodó patakmenti égeresekben is megtalálható lágyszárúak a jellemzőek (*Carex elongata*, *C. elata* *Thelypteris palustris*, *Valeriana dioica*). Míg azonban a kemenesháti állományok többsége a láposodó égerligetekhez sorolható, addig a Rába-völgyben már „igazi” égerlápok vannak (*Carici elongatae-Alnetum* W. KOCH 1926)

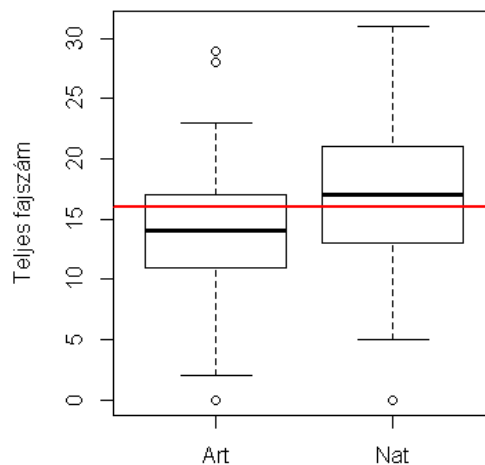
4.3. Diverzitás vizsgálatok

Teljes fajszám

Elsőként az 50x50 m-es kvadrátok teljes fajszámát hasonlítottam össze az faállományok egyes tulajdonságaival, mivel kíváncsiak voltam arra, hogy az egyes változók azt milyen mértékben befolyásolják. A fajszám ugyan nem nevezhető a közösség állapot változásainak érzékeny indikátorának, de a hagyományos diverzitásmutatók alapjának tekinthető. Eltérő eredetű erdők tekintetében megmutatja, hogy az ültetvények fajkészlete mennyire közelít a kor előrehaladtával a természetszerű erdőkéhez, valamint képet kaphatunk arról is, hogy az egyes eltérő típusú állományok fajkészlete mennyiben különbözik. A vörös tölgyeseket a viszonylag kevés mintaszám miatt kihagytam az elemzésekből. A lucfenyvesekben is csak kevés felvételt tudtam készíteni, mivel azonban ezek nagyon hasonlóak (keves fajúak) voltak mégis bent tartottam őket. Feltételeztem, hogy hasonló termőhelyi adottságokon ültetett állományok szintén fajszegények, így a felmért erdőrészek az élőhelyet jól reprezentálják. Tapasztalataim szerint a nemesnyárasok és a vörös tölgyesek aljnövényzete a termőhelytől, műveléstől és eredettől függően elég változatos, így a mintaterületeken lévő kevés állomány vizsgálata nem alkalmas korrekt következtetések levonására.

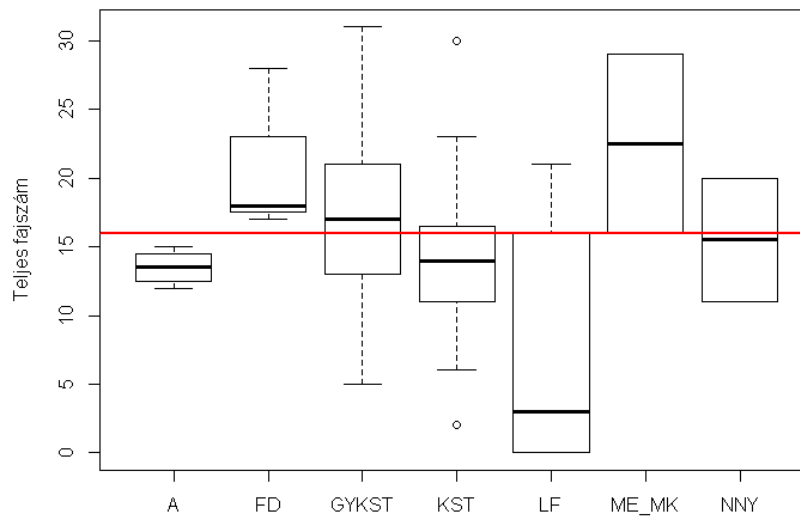
Magyarázó változók	LR Chisq	Df	Pr (>Chisq)
Eredet	19.166	1	1.198e-05 ***
Kor	0.836	1	0.3606
Típus	65.703	6	3.099e-12 ***
log Területnagyság	0.054	1	0.8158

6. táblázat: A vizsgált változók hatásainak erőssége a teljes fajszámra (szignifikancia kódok: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1) (forrás: eredeti).



10. ábra: A teljes fajszám viszonya az erdőkhöz (Nat) és az erdősitett területekhez (Art) (forrás: eredeti).

Az 10. ábrán piros vonallal a teljes adatsor mediánját húztam be, a csoportok mediánjait a vastag fekete vonalak mutatják. Azért a mediánt jelöltem, mert a csoportoknak is a mediánja van feltüntetve. A főátlag így is majdnem ott van, ahol a medián, tehát elhanyagolható az eltérés. Az ábrán jól látható hogy a természetes erdők (Nat) nagyobb fajkészlettel rendelkeznek az erdősitett területekénél (Art). Az eredmény logikusnak tűnik, hisz az erdősitésekben még évtizedek múltán is kevés erdei faj található meg, aljnövényzetüket leginkább a természetes zavarástűrő, valamint adventív fajok alkotják. Az erdőkben még gyakran az erőteljes használat ellenére is megtalálhatók a természetes állományok kísérőfajai, melyek mellett az adventív és zavarástűrő elemek is ugyanúgy ott vannak. A fajszámot a faállományok kora lényegében nem befolyásolta. Annak ellenére, hogy a kor előrehaladtával az össz fajszám nem változik, életformák szerint azért jelentős változások lehetnek, pl. az erdők záródásával a bolygatást jelző fajok visszaszorulnak, míg a kísérő fajok száma növekszik, a fajszám viszont közel állandó is maradhat. A fajszám vizsgálatával tehát nem minden esetben következtethetünk az erdők természetességére, mint azt már NAGAIKE et al. (2005) japán tapasztalatai is mutatták. A mintaterület nagyobb erdeiben (Rumi-, Hollósi-erdő) nagyobb volt a fajszám, mint a kisebbekben, de ez abból adódik, hogy a nagyobb erdőtömbök jobban feltártak és ezekben több a zavarást jelző kozmopolita faj. Tehát ebben az esetben sem következtethetünk a fajszámból az erdő természetességére (v.ö.: HONNAY et al. 1999).

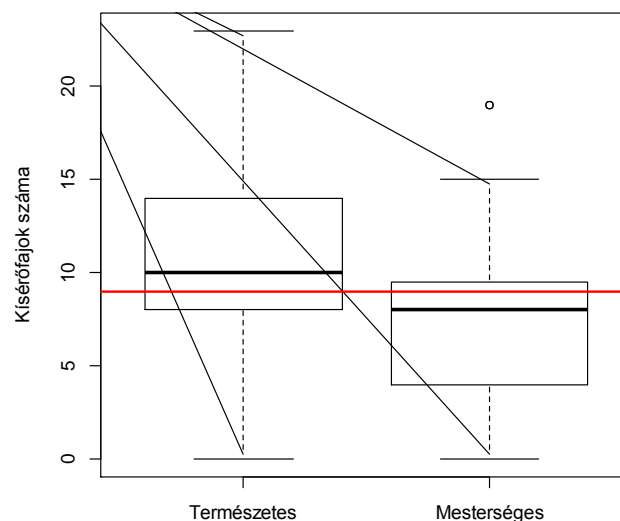


11. ábra: A teljes fajszám viszonya az egyes faállománytípusokhoz (forrás: eredeti).

Érdeemes viszont az egyes faállománytípusokat összehasonlítani, mivel feltételezhetjük, hogy összességében a természetszerű erdők a mesterségeseknél fajgazdagabbak és az ültetvényekben pedig leginkább a zavarástűrő fajok vannak típustól függetlenül. Ha az egyes faállománytípusok teljes fajszámát nézzük (11. ábra), egyből feltűnik, hogy a lucfenyőültetvények szerepelnek a legkisebb értékkel. A telepített lucfenyvesek (LF) fényben nagyon szegények, így ott nagyon kevés lágyszárú faj található meg, azok is inkább a felnyíló foltokon jelennek meg. A lucosok alatt lévő vastag fenyőtűavar szintén jelentős gátja a növényfajok megtelepedésének. Tapasztalataim szerint az idősebb telepítések már fényben gazdagabbak és bennük nagyobb a fajszám is, de ilyen állományok a mintaterületen nem voltak. A telepített kocsányos tölgyesek (KST) alacsony fajszáma sem meglepő, mivel esetükben a vastag lombavar akadályozza meg a legtöbb faj megtelepedését, mely a kor előrehaladtával sem változik lényegesen. Az idősebb tölgytelepítések cserjeszintje általában nagyon fejlett, ott a *Cornus sanguinea* jelentős borításban van jelen, a cserjék magas denzitása tovább növeli a lombavar vastagságot és a legalsó szint fényszegénységét. Hasonlóan alacsony fajszámúak az akácok is, melyek aljnövényzetében általában valamelyik nitrofrekvens lágyszárú faj (*Solidago gigantea*, *Urtica dioica*, *Carex brizoides*) monodominánsá válik, így a többi faj viszonylag kevés szerephez jut, annak ellenére, hogy a termőhely fényben általában gazdag és a cserjeszint sem fejlett. Foltokban ugyan a *Rubus fruticosus* agg. és a *Sambucus nigra* domináns lehet, de a területen gyakoribbak a cserjeszint nélküli állományok. A nemesnyár ültetvények (NNY) viszonylag magas fajszáma a termőhelyi változatosságnak köszönhető. Míg a puhafaliget termőhelyre ültetett nemesnyárasok aljnövényzete meglehetősen szegényes, általában egy-két faj monodomináns állományaival jellemezhető, addig a gyertyános-tölgyesek helyére telepített állományok lágyszárú szintje az eredeti erdőtípuséhoz nagyon hasonló. Ezekben az ültetvényekben gyakran *Carpinus betulus*-ból és *Acer campestre*-ből kialakult 2. szint is megtalálható, véghasználat után nagyon jó regenerációt mutatnak. Mivel a termőhely potenciális vegetációtípusának a gyertyános-tölgyesek (GY-T) tekinthetők, várhatóan ennek a típusnak kellene a legfajgazdagabbnak lennie, a feketedió ültetvényekben (FD), illetve a magaskőrises (ME_MK) állományokban azonban mégis magasabb a fajszám. Megfigyeléseim

szerint a mintaterületek feketedió ültetvényei fényben gazdagok, de cserjeszintjük a folyamatos tisztítások miatt viszonylag fejletlen. Itt - az akácosokkal ellentétben - nem jellemző a talaj nirogéntúlkínálata, ami gátolná egyes fajok megtelepedését és mások monodominánsá válását. Különösen a kora tavaszi geofitonok maradnak fenn a feketediósokban, de jelentős részük képes kolonizálni az ültetvényeket is. A nyári virágzású árnyékkedvelő növények már többnyire hiányoznak, de a fénykedvelő, illetve a félárnyékkedvelő zavarástűrő fajok nagyarányú megtelepedése a fajszámot jelentősen megnöveli. Ez az eredmény ellentmond a korábbi hazai vizsgálatoknak (BARTHA 1989), ugyanis a feketedió levelében megtalálható allelopatikus hatású jugon, ezért ültetvényeik általában fajszegények (SZABÓ 1998). A magas kőris-mézgás éger állományok az erdők alacsonyabb térszínű részein találhatóak meg, melyek változatos mikrodomborzatúak. Az egyenetlen felszín lehetővé teszi, hogy viszonylag kis területen a mocsári fajok és a mezofil erdőket kedvelő növények egyaránt előforduljanak, ellentétben a viszonylag homogén termőhelyi adottsággal rendelkező gyertyános-tölgyesekkel. A mocsárerdő jellegű állományok fajgazdagsága tehát a változatos térszínnek köszönhető.

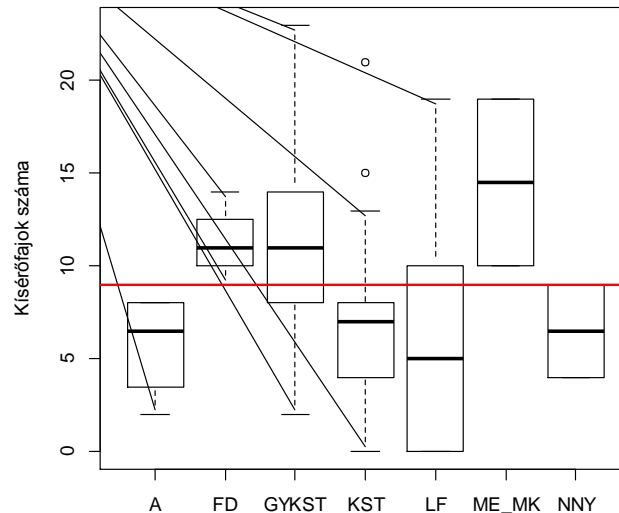
A faállományok természetességéről sokat elmondhat, ha csak a gyertyános-tölgyes kísérőfajok számát vesszük alapul, ugyanis így ki tudjuk szűrni a gyomok és zavarástűrők diverzitásnövelő hatását.



12. ábra: A kísérő fajok számának viszonya az erdőkhöz (Nat) és az erdősitett területekhez (Art) (forrás: eredeti).

Az elemzés során kapott eredmények alapján látható (12. ábra), hogy a várakozásnak megfelelően kevesebb kísérőfaj található meg az erdősitésekben, mint a természetszerű faállományokban. A két típus mediánja azonban lényegesen nem tér el egymástól. Ha a kísérőfajok számának faállománytípusok szerinti alakulását nézzük (13. ábra), akkor már jól elkülönülnek az ültetvények és a természetszerű erdők. A kocsányos-tölgy-, akác-, lucfenyő- és a nemesnyárültetvények a gyertyános-tölgyesektől jól elkülönülnek, előbbieken a fajszámot jórészt a zavarástűrő fajok és a gyomok alkotják. Kivételt képeznek ez alól a feketediósok, melyek kísérőfajok tekintetében a gyertyános-tölgyesekhez hasonló értéket képviselnek. A cserjeszint nélküli fekete dió ültetvények, leginkább a *Carex brizoides* dominanciájával jellemezhetők, melyek foltjaiban ritkán települnek be a szomszédos természetszerű állományok évelő fajai. A cserjeszinttel rendelkező feketediósokban

jobban betelepültek a gyertyános-tölgyes kísérőfajokkal, így a fajszámot ezek az állományok vitték fel. A több szinttel rendelkező feketediósok fiziognómiailag eléggé hasonlítanak a gyertyános-tölgyesekre, így ezekben az ültetvényekben gyakran hasonló feltételeket találnak a fajok. Másrészt ezekben a faállományokban megfigyelésem szerint a nagyvadak előszeretettel tartózkodnak, így több lágyszárú növény betelepülését is biztosan segítették.



13. ábra: A kísérő fajok számának viszonya az egyes faállománytípusokhoz (forrás: eredeti).

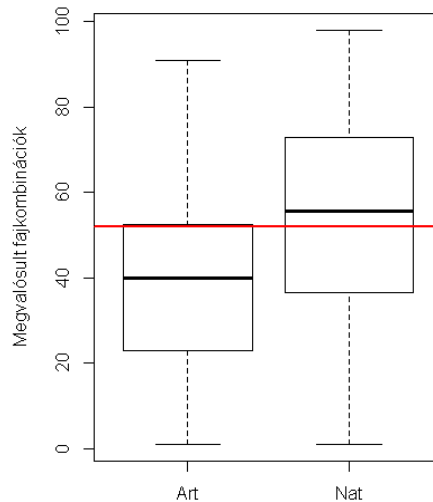
Megvalósult fajkombinációk száma:

Az állományokon belül megvalósuló együttélési módok gyakoriságeloszlását kontextúrának nevezzük, melynek a diverzitásmértéke a szünbiológiai diverzitás. Mivel a fajkombinációk diverzitása a közvetlenül együtt élő fajok kollektív viselkedését mutatja, ez a mutató részletesen jellemzi a populációk együttélését, érzékenyebben reagál a környezetben bekövetkezett változásokra, mint a fajszámon alapuló hasonló mérőszámok.

Magyarázó változók	LR Chisq	Df	Pr (>Chisq)
Eredet	48.468	1	3.358e-12 ***
Kor	29.888	1	4.577e-08 ***
Típus	282.480	6	< 2.2e-16 ***
log Területnagyság	2.913	1	0.08786 .

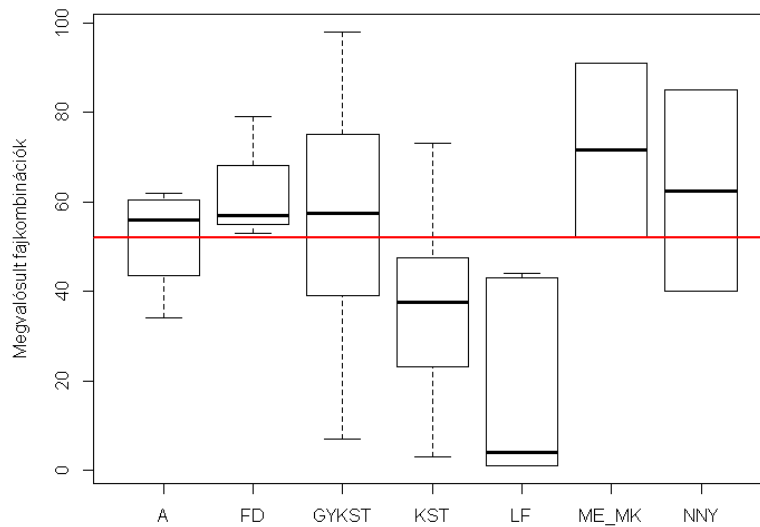
7. táblázat: A vizsgált változók hatásainak erőssége a megvalósult fajkombinációkhoz (szignifikancia kódok: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1) (forrás: eredeti).

Ahogy várható volt, a fajkombinációk száma a természetszerű állományokban magasabb volt, mint az ültetvényekben. A két típus között itt nagyobb eltérés volt, mint a teljes fajszám tekintetében, tehát a mesterséges erdőkben lévő fajok kisebb kombinációs készséggel is rendelkeznek (14. ábra).



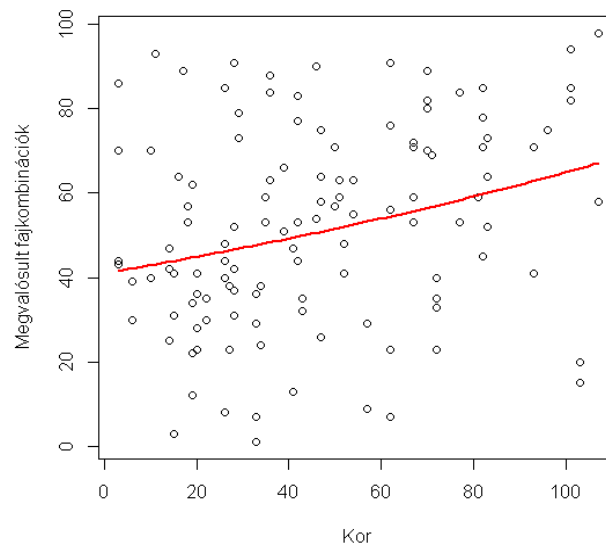
14. ábra: A megvalósult fajkombinációk számának viszonya az erdőkhöz (Nat) és az erdősített területekhez (Art) (forrás: eredeti).

Ha a fajkombinációk számát erdőtípusonként nézzük, az előző mérési eredményekhez hasonlóan, itt is a lucfenyvesek esetében kapjuk a legalacsonyabb értéket. Mivel ennek az élőhelynek volt a legalacsonyabb fajszáma, így a kevés faj értelemszerűen kevés kombinációs lehetőséggel bír. Viszonylag kevés faj él egymás mellett a telepített kocsányos tölgyesekben is, itt ismét a vastag lombavar rétegre hívom fel a figyelmet, mivel ez több lágyszárú faj csírázását is gátolja, így összefüggő aljnövényzet ritkán alakul ki bennük. A feketediósok és az akácok szünbiológiai diverzitása ugyanakkor a természetszerű gyertyános-tölgyesekéhez hasonló, ami alapján gondolhatnánk, hogy ezek az ültetvények megőrzik az eredeti élőhely fajait. A valóság azonban ettől eltér, mivel a feketediósokban és az akácokban a magas szám leginkább a zavarástűrő fajok kombinációjából tevődik össze, míg a gyertyános-tölgyesek esetében a diverzitás kialakításában a kísérő fajok vesznek részt nagyobb arányban, így magasabb mutató nem feltétlenül jelenti az élőhely jobb természetességét. Ennek tudatában is meglepő, hogy az alacsony fajszámú akácok viszonylag magas fajkombinációt produkálnak. A nemesnyárasoknál szereplő magas érték annak tudható be, hogy az eltérő termőhelyre ültetett állományokat a program nem különíti el és így a puhafaliget, keményfaliget, gyertyános-tölgyes termőhelyen található ültetvények szünbiológiai diverzitása összességében magas értéket képvisel, valamint az élőhely kis kiterjedése miatt - az égeres-körisésekhez hasonlóan - csak kevés mintavételre volt lehetőség. Mivel az akácokat csak gyertyános-tölgyes termőhelyre ültették, a viszonylag magas érték ennél az élőhelynél az előbbiekkal nem magyarázható. Az akácok tekintetében a diverzitásra hatással lehet a természetszerű állományok közelsége is, valamint a területet átszabdáló holtágak jelenléte, mely pozitívan befolyásolhatja a fajkombináció értékét is. A program nem tesz különbséget a „jó” és a „rossz” fajkombinációk között, így az akácok tekintetében kapott magas érték jelentheti a gyom együttélések sokszínűségét is (15. ábra).



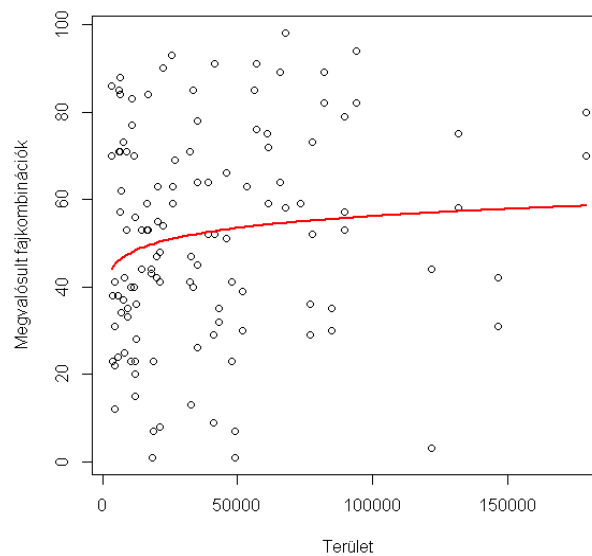
15. ábra: A megvalósult fajkombinációk számának viszonya az egyes faállománytípusokhoz (forrás: eredeti).

Ha a faállományok korának fajkombinációra gyakorolt hatását nézzük, egyértelműen pozitív összefüggést kapunk: a szünbiológiai diverzitás mind a természetszerű erdőben, mind az ültetvényekben nőtt a kor előrehaladtával (16. ábra). Bükkösökben végzett hasonló jellegű vizsgálatok (BARTHA et al. 2008) korábban nem találtak szoros összefüggést a kor és a fajkombinációk száma között. Az ültetvényekben az idő elteltével több erdei kísérő faj is betelepül, míg egyes zavarástűrők állandósulnak. Az erdők esetében a felújítás során a lágyszárú szint regenerálódik, míg az erdészeti beavatkozásoknak köszönhetően a bolygatást jelző fajok szintén fennmaradnak, így érthető, hogy az állományok növekedésével a fajkombinációk száma is megnő. Érdekes lett volna a vizsgálatba bevonni száz évnél idősebb és beavatkozásokkal nem érintett erdőket is, és megvizsgálni hogy azok diverzitása a felmértéktől mennyire tér el. Ilyen jellegű állományok a Rába mentén azonban nem fordulnak elő.



16. ábra: A faállományok korának hatása a megvalósult fajkombinációkra (forrás: eredeti).

A Terület logaritmusának a hatása is enyhén pozitívnak tűnik, de ez elég gyenge, így a vizsgált paraméterre való befolyása is kicsi (17. ábra).



17. ábra: A faállományok logaritmusikus területnagyságának hatása a megvalósult fajkombinációkra (forrás: eredeti).

4.4. Elterjedésvizsgálatok

4.4.1. *Aegopodium podagraria* L.

Előfordul egész Európában, keletre egészen a Bajkál-tó-ig megtalálható. Északra a Skandináv-félsziget és Oroszország sarkvidéki területein is előfordul, míg déli irányban Törökországig és a Kaukázusig terjed, a Mediterrániumban csak a legdélibb részeken nem fordul elő. A Brit-szigetekre és Észak-Amerikába betelepítették, az USA keleti partvidékén gyakran invazív, terhes gyomként lép fel (MEUSEL et al. 1972).

Magyarország középhegységeiben és a Dunántúlon gyakori, míg az Alföldjeinken ritka (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: Patak völgyekben elterjedt faj (vö: KOVÁCS & BALOGH 2000, TÍMÁR 2000)

Burgenland-Stájerország: Egész Burgenland és Stájerországban területén elterjedt, a magashegységekben is megtalálható (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: A kistáj égerligeteiben gyakori faj. (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: Gyertyános-tölgyesekben, égerligetekben gyakori faj.

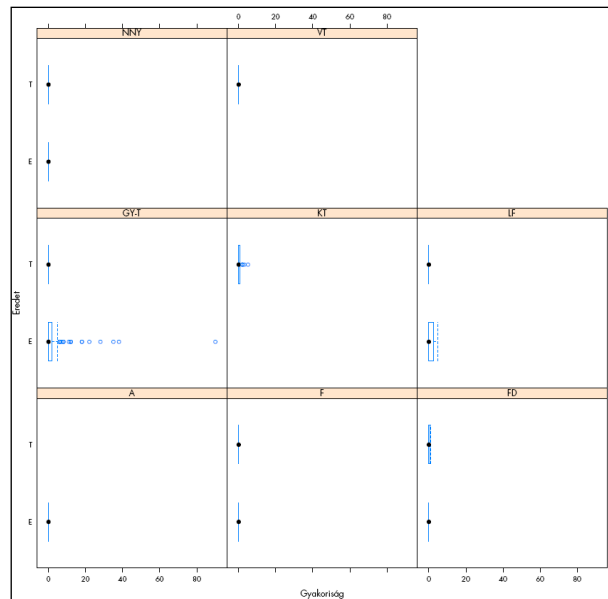
Felső-Kemeneshát: Égerligetekben általánosan elterjedt.

Alsó-Kemeneshát: A Lánka-patak menti égerligetekben és a Kemeneshát északi letörésén Sárvárig gyakori, a kistáj más részein ritka.

Gyöngyös-sík: A sárvári és csényei tilos gyertyános-tölgyeseiben és a patak menti égerligetekben (Gyöngyös-, Sorok-, Rátka-patak) gyakori faj.

A Szigetközben gyakori, míg a Rábaközben szórványos faj (KEVEY ex litt.).

Elterjedése a mintaterületeken: A faj mind a négy erdőtömbben előfordul, gyakorisága viszont mintaterületenként jelentősen eltér. Legnagyobb borításban a Rumi-erdőben van jelen, míg a többi erdőtömbben kis foltokban elszórtan jelenik csak meg. A természetes gyertyános-tölgyes állományokban fordul elő leggyakrabban, erdősített területeken csak ritkán található meg (18. ábra). Az erdőtelepítések közül csak a kocsányos-tölgyesekben és a feketediósokban találtam meg. A felmérésben szereplő fajok közül az *Aegopodium podagraria* az egyetlen, mely a kiritkuló lucosok mohás tisztásain is megjelenik, ezek azonban mindig természetes erdő helyére ültetett állományok. A faj korosztályhoz való kötődését nem sikerült kimutatni, fiatal állományokban ugyan csak kis foltokban van jelen, de a véghasználat során károsodott állományai később jól regenerálódnak. Vízigény szempontjából tágtúrású faj, mivel a terület keményfaligeteiben és mezofil gyertyános-tölgyeseiben egyaránt megtalálható, a mocsárerdő foltokból azonban hiányzik. Külföldi vizsgálatok (DZWONKO 2001) szerint viszonylag lassan terjedő faj, melyet a Rába menti vizsgálataim is alátámasztanak, mivel telepített erdőkben csak ritkán fordul elő. Az eredeti erdőterületen kívül leginkább azokban az ültetvényekben jelenik meg, melyek az erdőfoltok vagy holtágak mellett vannak, így a propagulumforrás is a közelben van.



18. ábra: Az *Aegopodium podagraria* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

Jelmagyarázat: E: erdő, T: ültetvény, NNY: nemesnyár, VT: vörös tölgy, GY-T: gyertyános-tölgyes, KT: kocsányos tölgy, LF: lucfenyő, A: akác, F: fűz, FD: feketedió)

4.4.2. *Anemone nemorosa* L.

Európai flóraelem, elterjedési területe az Ibériai félsziget északi részétől majdnem egészen az Uralig húzódik. Legdélebbi előfordulásai Észak-Görögországban vannak, ahonnan északra majdnem egészen a sarkkörig húzódik. Megtalálható a Brit-szigeteken is (JALAS & SUOMINEN 1989).

Magyarországon az Alföldeken ritka előfordulású, az Északi-középhegységben gyakori, míg a Dunántúli-középhegységben ritkán jelenik meg. A Dunántúlon szórványos (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Burgenland-Stájerország: Mindkét tartományban elterjedt faj, gyakran megtalálható hegyvidékek magasabb régióiban (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: Egész Goricko területén elterjedt, gyakori faj (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: Saját megfigyeléseim szerint a kistáj patak völgyekben, gyertyános-tölgyesekben gyakori faj.

Felső-Kemeneshát: A vendvidéki patak völgyekben elterjedt, gyakori faj (KOVÁCS & BALOGH 2000), TÍMÁR (2000) az üde lombos erdők jellemző fajának tartja. Az Őrségben és a Hegyháton főleg patak völgyekben fordul elő, a térség flórájával foglalkozó munkák (KOVÁCS & BALOGH 2000, BARBALICS 1979-1980) utóbbi helyről már ritkán említik, de saját megfigyeléseim szerint itt is gyakori faj.

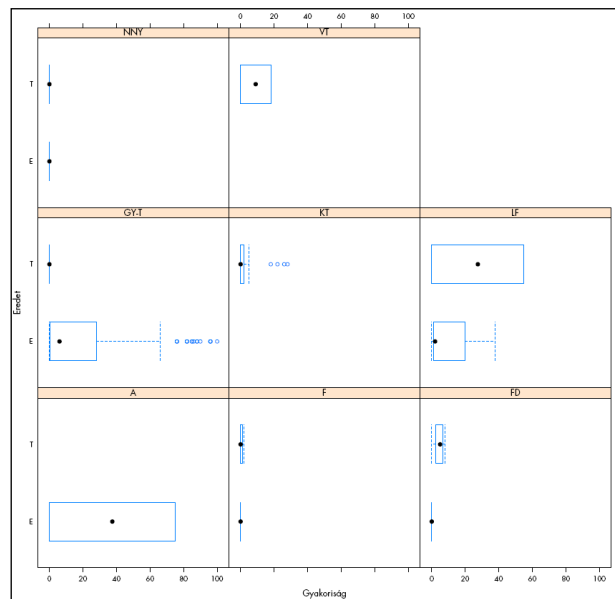
Alsó-Kemeneshát: Mivel üde erdők csak a kistáj nyugati régiójában vannak, a faj is itt található meg leginkább. Saját megfigyeléseim szerint a Farkas-erdő gyertyános-tölgyeseiben nagyon ritka, a Kemeneshát déli lejtőin Sitke, Köcsk térségéig hatol le, míg az északi részén

Sárvár-Lánkapusztza a legkeletibb előfordulási helye. Az ellaposodó Kemenesháton már cseres-tölgyes a potenciális vegetáció, itt néha megjelenik a változó vízhatású cseresekben is, melyek egyes helyeken a gyertyános-tölgyesek felé mutatnak átmenetet. Sitkétől keletre nem találkozom előfordulásával.

Gyöngyös-sík: Előfordulási helyei a csényei Tilos-erdő és az attól nyugatra lévő nagyobb erdőfoltok (Váti-erdő, Köles-tető) gyertyános-tölgyesei. Sárvártól a Kisalföld felé megritkul, a Répce mentén Vasegerszeg magasságáig található meg.

KEVEY (ex litt) szerint a Rábaközben szórványos faj, míg a Szigetközben már csak ritkán jelenik meg.

Elterjedése a mintaterületeken: Mindegyik mintaterületen általánosan gyakori fajnak számít, mely keményfaligetekben és gyertyános-tölgyesekben egyaránt előfordul. Rögzített adatainak nagy része természetszerű állományokból származik, ültetvényekben viszonylag ritkán fordul elő. Egy esetben idős, kiritkuló lombelegyes lucfenyvesben találtam meg, míg néhányszor telepített füzes vagy vörös tölgy állományokból került elő, mindegyik esetben már régi erdősítésről van szó (19. ábra). Akácokban csak ritkán marad fenn, ez azért is lehet, mivel a talaj magas nitrogénkoncentrációjára érzékeny (SIMON et al. 2000). Telepített kocsányos-tölgyesekből több helyről is előkerült, ami azt mutatja, hogy az őshonos állományok kedvezhetnek a megtelepedésének. Viszonylag lassú terjedő képességű, eredeti erdőkhöz kötődő fajról van szó (BRUNET VON OHEIMB 1998, VERHEYEN & HERMY 2001), melynek állományai az erdők véghasználata után csak nagyon lassan képesek regenerálódni (GODEFROID & RUCQUOIJ 2005). Ezt a folyamatot jól szemlélteti a faj elterjedése a Hollósi-erdőben (9. melléklet), ahol a terület nyugati részén lévő állományokat az 1950-es években szlavontölgygel újították fel. Az ültetést megelőzően teljes talajelőkészítést végeztek, mely a termőhelyre elég drasztikus beavatkozást jelentett. Látható, hogy az ültetés óta eltelt több mint 50 évvel az *Anemone nemorosa* még most is csak nagyon szórványosan tudta újrakolonizálni az érintett erdőrészeket. Bár magjait leginkább a hangyák terjesztik, néha azonban vadak is segítik a terjedését. Utóbbi esetben a magok viszonylag nagyobb távolságra (kb 20 m) is képesek eljutni egy év alatt (CANULLO 1985). Valószínűleg ezzel magyarázható, hogy az eredeti erdőktől nagyobb távolságra is kerültek elő kisebb foltjai. A faj viselkedése a Szatmári-erdőben eltér a másik három mintaterületen tapasztaltaktól, itt ugyanis erőteljesebb kötődést mutat a természetszerű, jó állapotú erdőkhöz. A többi erdőben a növény elterjedése szélesebb élőhelyspektrumban valósul meg, megtalálható a degradáltabb származékerdőkben is és a kocsányos tölgy telepítésben lévő előfordulások szintén a Rumi- illetve a Hollósi-erdő területére esik. A faj a Kisalföld felé megritkul és valószínűleg az elterjedésének peremterületein a termőhelyet befolyásoló tényezőkre érzékenyebb, így a Szatmári-erdőben már nemcsak a faj biológiai adottságai, hanem más regionális tényezők (pl. mezoklíma) is meghatározzák a viselkedését, így a denzitását is.



19. ábra: Az *Anemone nemorosa* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

4.4.3. *Anemone ranunculoides* L.

Európai faj, elterjedési területe az *A. nemorosa*-hoz nagyon hasonló, északon csak Skandinávia déli részéig hatol és nem fordul elő a Brit-szigeteken (JALAS & SUOMINEN 1989). Hazánkban középhegységeken és a Dunántúlon gyakori, az Alföldön szórványos (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Stájerország-Burgenland: Mindkét tartományban gyakori faj, de az *A. nemorosa*-tól eltérően nem hatol a magasabb régiókba, inkább a patakok, folyók völgyében elterjedt (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: Az előző fajnál ritkább, adatai főleg a Mura és mellékfolyói mentéről származnak. A táj északi - Vendvidékkel határos - részén nem jelzik (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: Az előző fajnál ritkább, megfigyeléseim szerint főleg a dombvidék alacsonyabb régiójában a Strém-patak mentén találkozhatunk vele, de előfordul a Vörös-patak mentén is. Főleg égerligetek, gyertyános-tölgyesek növénye.

Felső-Kemeneshát: A területről viszonylag kevés a publikált adat (vö: KÁROLYI & PÓCS 1966, KOVÁCS & BALOGH 2000), a vendvidéki előfordulások a Rába és a betorkolló patakok alsóbb szakaszairól származnak. Az Őrségben a Zala-patak mentén vannak kisebb állományok, míg a Hegyháton szinte minden patak menti égerligetben vagy gyertyános-tölgyesben megtalálható.

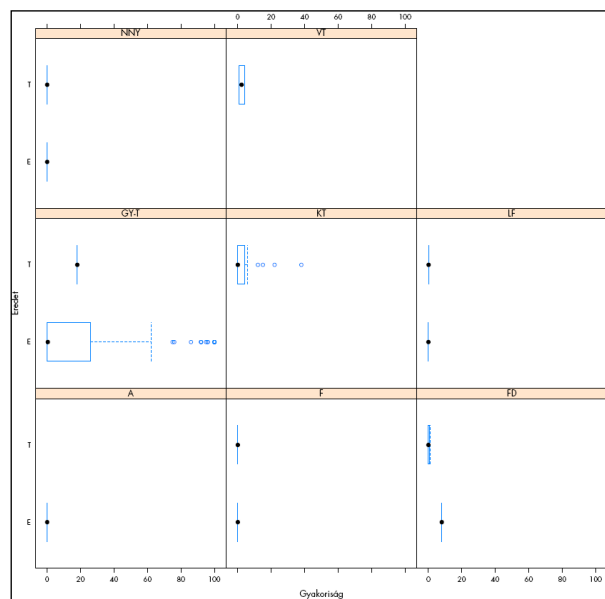
Alsó-Kemeneshát: A kistájban gyakoribb, mint az *A. nemorosa*. Elterjedése kirajzolja az egykori gyertyános-tölgyes előfordulásokat. Jelentősebb előfordulásai Sárvár-Sitke vonaltól nyugatra vannak, attól keletre szinte csak ez a szellőrózsa faj ismert. A Kemeneshát legkeletibb részein is előfordul, de mindenhol csak szórványos. Viszonylagos ritkasága ebben

a régióban annak tudható be, hogy a természetyszerű erdők már nagyon megfogyatkoztak. Üdébb cseres-tölgyesekben is előfordul.

Gyöngyös-sík: A Rábától északra lévő sík területen gyakoribb, mint az *A. nemorosa*.

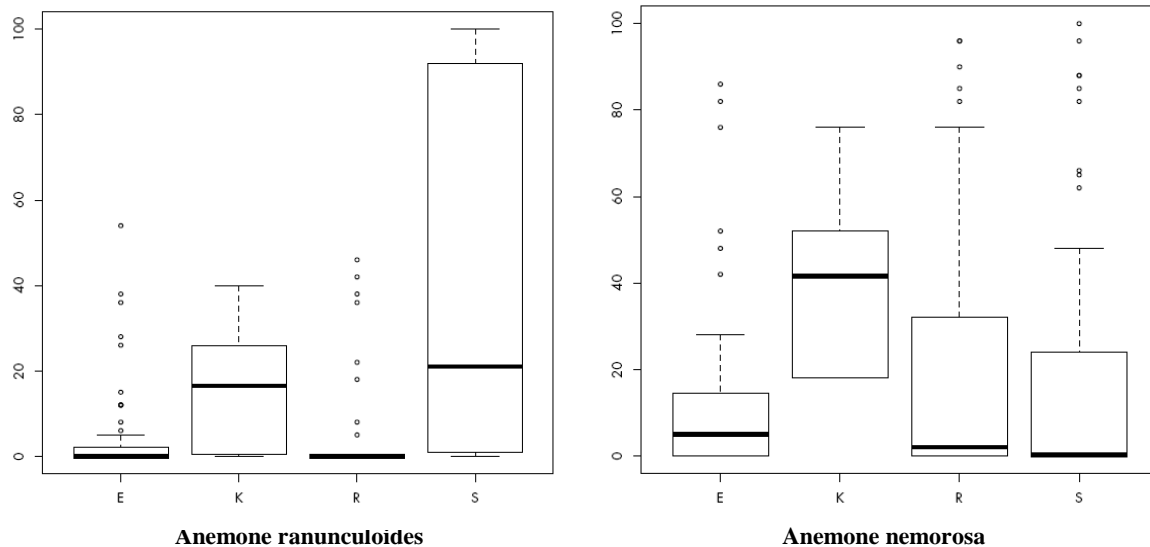
A Rábaközben és a Szigetközben elterjedt, gyakori faj (KEVEY ex litt.).

Elterjedése a mintaterületeken: Főleg a Rába alföldi szakasza mentén jellemző faj, mely a dombvidéki részeken általában szórványosabb az előző fajnál. A felső 3 mintaterületen leginkább a jó természetességű erdőkhöz kötődik, erdősítésekben itt ritkán találjuk. Mivel hangyák által terjesztett fajról van szó, itt is feltételezhetjük, hogy az új erdősítéseket is csak lassan kolonizálja (20. ábra).



20. ábra: Az *Anemone ranunculoides* gyakorisága a különböző erdőtipusokban (forrás: eredeti)

Vágásterületekről csak ritkán került elő, így a tarvágás és az azt követő években kialakuló vágásnövényzet kompetíciója miatt állományai jelentősen visszaszorulnak. Densitása a Csörnöc-Herpenyő felé közeledve nő, ez az *A. nemorosa*-nál nagyobb vízigényének tudható be (v.ö.: SIMON 2000). A Sztamári-erdei előfordulások azonban ennek ellentmondanak, hisz itt az *A. ranunculoides* a gyakoribb faj, annak ellenére, hogy ez az erdő az összes közül a legszárazabb. Valószínű, hogy a 3 felső mintaterületen a faj alacsonyabb térszínre szorulását inkább kompetíciós tényezők okozzák. A talaj nitrogénkoncentrációjára az *A. nemorosa*-nál érzékenyebben reagál, mivel akácosokban szinte egyáltalán nem fordul elő. Kocsányos tölgytelepítésekben több alkalommal rögzítettem az előfordulását, de ez leginkább a Sztamári-erdőben volt jellemző, ahol az állománysűrűsége meghaladta az előző fajét. Itt kevésbé kötődött a jó természetességű erdőkhöz, ami viszont a másik 3 mintaterület esetében jellemző volt. A faj eltérő viselkedése ez esetben is a faj elterjedését befolyásoló abiotikus tényezőkkel magyarázható (21. ábra).



21. ábra: Az *Anemone ranunculoides* és az *A. nemorosa* gyakorisága a mintaterületeken (forrás: eredeti)

Jelmagyarázat: E.: Hollósi-erdő, K.: Dobogó-erdő, R.: Rumi-erdő, S.: Sztalmári-erdő.

4.4.4. *Carex brizoides* L.

Közép-európai faj (SIMON 2000), mely összefüggő areával rendelkezik Dél-Franciaországtól Közép-Ukrajnáig, valamint Északnyugat-Törökországtól a Baltikumig (GOVAERTS & SIMPSON 2007). Magyarországon gyakori faj, mely a középhegységek közül a Mátrában, a Sátor-hegységben és a Bakonyban található meg. A Nyugat-magyarországi-peremvidéken és Dél-Dunántúlon elterjedt, míg a Kisalföldön már szórványosan fordul elő. A Nagy-Alföldön meglehetősen sporadikus, adatait főleg a Nyírségből, Sztalmár-Beregből és Mezőcsát környékéről ismerjük (FELFÖLDY 2002). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: Patak menti égerligetek magasabb térszínein kifejezetten gyakori, jelentős állományai élnek a Szakonyfalusi-, az Alsószölnöki- és a Hársas-patakok mentén. TÍMÁR et al. (2000) a hegyvidéki égerligetek vendvidéki állományaiban domináns fajnak tartja.

Burgenland-Stájerország: A Rába felső szakasza mentén a domb- és hegyvidékek patak völgyeiben elterjedt kollin-montán flóraelem, magashegységekben és Burgenland alföldi régiójában már ritka előfordulású (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: A Vendvidékhez hasonlóan elterjedt fajnak számít (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: A kistáj hiányosan kutatott, így csak a saját adataimra tudok támaszkodni. A faj döntően itt is égerligetekben fordul elő, nagy állományai élnek a Rönöki- és a Vörös-patak mentén. Néha völgyalji bükkösökben és égeres mocsárerdők magasabb térszínein is megjelenik. Gyakorinak számít a Strém-patak mellett is.

Felső-Kemeneshát: Jelentős állományai élnek a szélesebb völgygel rendelkező patakok mentén (Zala-, Lugosi-, Huszászi-patak), valamint a kistáj északi letörésénél (KOVÁCS-BALOGH 2000). Érdekes, hogy a faj a Nadasdi-fennsíkon is megjelenik, itt főleg üde

gyertyános-tölgyesekben, extrazonális helyzetben lévő keményfaligetekben is előfordul. Az Őrségben gyakran megtalálható kaszálóréteken is, ezek leggyakrabban gyertyános-tölgyes termőhelyen alakultak ki. A hegyháti patak völgyek égerligeteiben több helyen is állományalkotó (Sárvíz-, Koponyás-patak), itt néha megjelenik változó vízhatású cseres-tölgyesekben (Kám-Oszkó térsége).

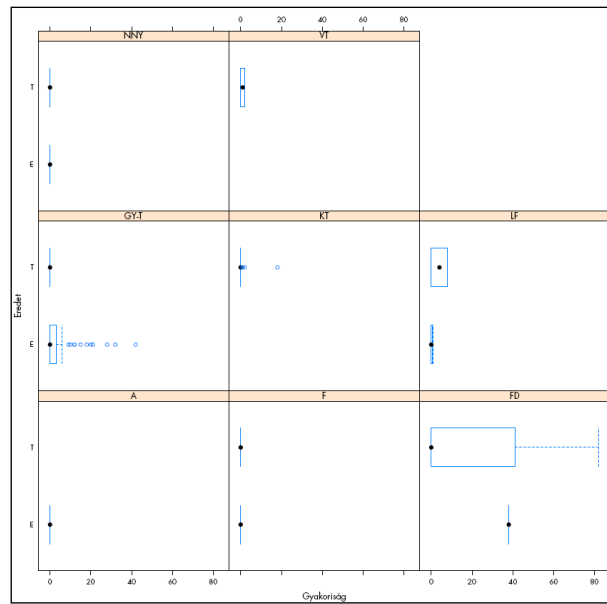
Alsó-Kemeneshát: A faj itt már ritkává válik, a Farkas-erdőből, a Sitke környéki gyertyános-tölgyesekből és cseres-tölgyesekből ismert, valamint a Lánka-patak környéki égerligetekben él. Sitke-Ostffyasszonyfa vonaltól keletre csak nagyon ritkán kerül szem elé, előfordulásai főleg akácokhoz vagy rontott erdőkhez köthetők, ezekben feltehetőleg adventív faj.

Gyöngyös-sík: A Rába-folyó bal partján lévő kistájon döntően mezőgazdálkodás folyik, természetes erdők kiterjedése viszonylag csekély. A faj ennek megfelelően ritka előfordulású, Sorokpolány, Sorkikápolna, Csénye menti gyertyános-tölgyesekben és a Sorok-Perint patakok menti puhafaligetekben fordul elő. A kistájon Hegyfalú-Rábasömjén vonaltól keletre már nem találtam.

Rábaköz: Adatai döntően a Rába menti gyertyános-tölgyesekhez kötődnek, a kistájon csak szórványosan fordul elő (KEVEY ex litt.)

Elterjedése a mintaterületeken:

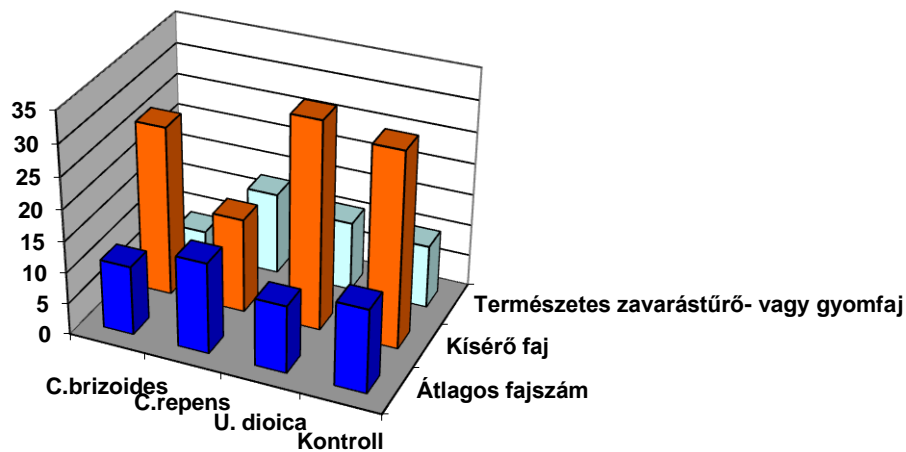
Mind a négy mintaterületen megtalálható faj, gyakorisága azonban a Szatmári-erdőben a legnagyobb. Bár FELFÖLDY (2002) *Alnetea* és *Fagetalia* fajnak tartja, megfigyeléseim szerint niche szélessége ennél nagyobb tartományban mozog. A nedves vagy félszáraz termőhelyű domb- és hegyvidéki erdőkben mindenütt megjelenik, sőt a – gyakran szélsőségesen száraz - változó vízhatású cseres-tölgyesekben is előfordul. Külföldi irodalmak (FALINSKI 1986, 1998, CHUMURA & SIERKA 2007) a *C. brizoides*-t gyertyános-tölgyesekben adventív, gyakran inváziós fajnak tekintik, mely elterjedését az erdőhasználati formák (legeltetés, fényben gazdag faállományok ültetése) nagymértékben befolyásolják. A faj legjelentősebb állományai a Szatmári-erdőben vannak, ez összefügghet azzal, hogy a hasonló Rába menti gyertyános-tölgyes állományok közül ebben az erdőben maradt fenn legtovább az erdei legeltetés. Legtöbb előfordulását gyertyános-tölgyesekben regisztráltam, míg gyakorisága a feketediósokban volt a legnagyobb (22. ábra). Megfigyelésem szerint a fényben gazdag, cserjeszint nélküli erdőkben magas az abundanciája, míg a cserjésedő, záródó állományokban foltjai fellazulnak és a faj előbb-utóbb kiszorul. DZWONKO (2001) lengyelországi vizsgálataiban szintén rámutat, hogy a faj leginkább a fényben gazdagabb ültetvényekben a leggyakoribb, míg denzitás tekintetében az őserdőszerű állományok és a kezelt erdők között nem volt jelentős különbség. Terjedési stratégiája nem ismert, de élőhelyeit viszonylag gyorsan kolonizálja, így nem meglepő, hogy a faállományok kora és a faj tömegessége között nem volt lényegi összefüggés.



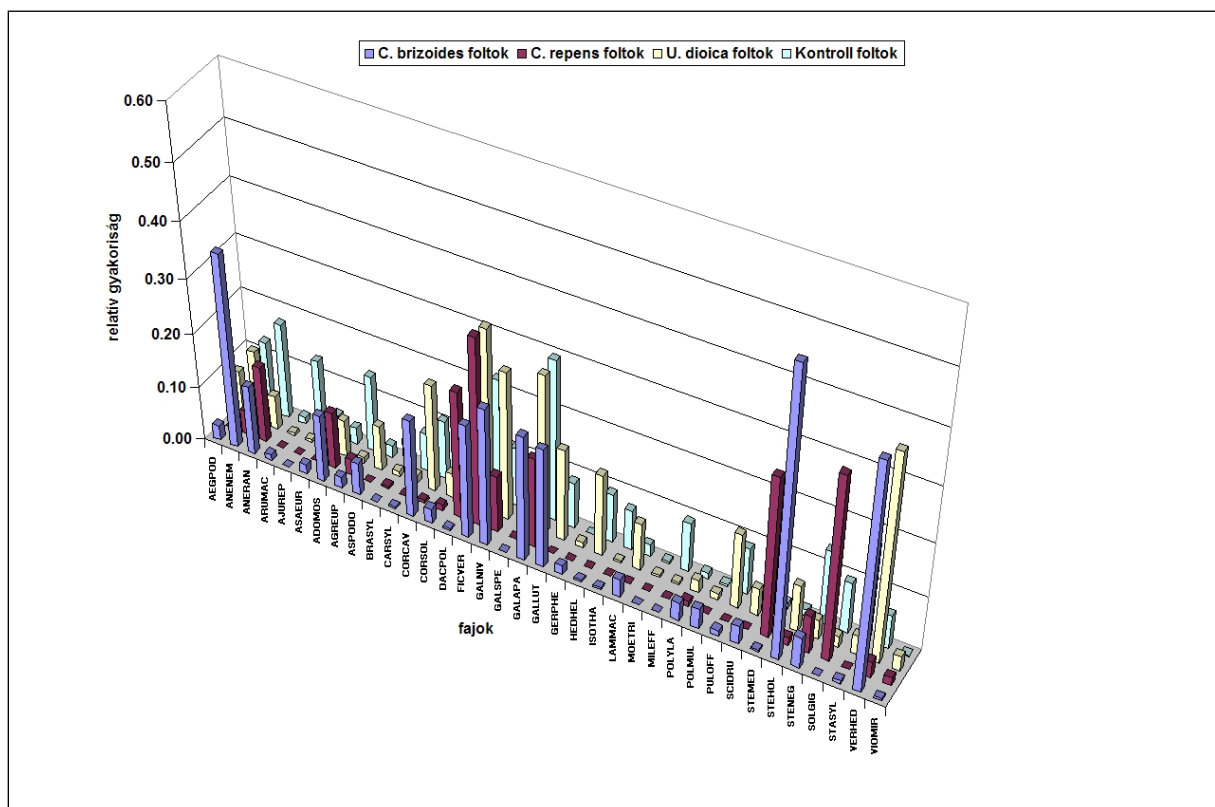
22. ábra: A *Carex brizoides* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

A fent idézett szakirodalmak egybehangzóan állítják, hogy a faj vegetatíván terjedő foltjaiban a legtöbb erdei lágyszárú növény, valamint a kocsányos tölgy nem képes csírázni. Terepi megfigyeléseim és a Szatmári-erdőben végzett mikrokvadrátos vizsgálataim (MESTERHÁZY et al. 2012) szerint azonban a rezgő sásos foltokban gyakran megjelennek az erdei kísérfajok. A 4 mintaterületen (kontroll, *C. brizoides*, *C. repens*, *Urtica dioica*) felvett mikrokvadrátok átlagos fajszáma közel hasonló volt, de a legtöbb faj a *C. repens* foltokban került rögzítésre. Ha azonban a foltokból előkerült fajok szociális magatartás típusait nézzük, akkor a fajok majdnem fele a zavarástűrők vagy gyomok közül került ki. Utóbbiak nagy arányban szerepeltek a kontroll és az *Urtica dioica* állományokban is, míg a *C. brizoides* foltokban arányuk csekély volt (23. ábra).

Feltételezhetően az erdő gyertyános-tölgyesei a korábbi legeltetésnek köszönhetően a mainál sokkal nyíltabbak voltak, így ott a *C. brizoides* jelentős kiterjedésű foltokat képzett. A korábbi használat megszűnése után az erdő záródott és a korábbi homogén sásfoltok felaprózódtak és felnyíltak. Napjainkban ilyen ritkás foltok alkotják az idős gyertyános-tölgyesek *C. brizoides* előfordulásának zömét. Az erdő záródásával párhuzamosan megkezdődött az erdei lágyszárúak kolonizációja is, míg azonban a felnyíló sásos foltokba főleg a Fagion kísérfajok települtek be, addig az „üres” vagy a zavartabb csalános helyeket az egyéves, zavarástűrő- vagy gyomfajok jobban tudták kolonizálni. A rezgő sás tehát kolonizációjával sok fajt kiszoríthat ugyan, de az faállományok záródásával felszakadozó foltjai mégis kísérfajokban gazdagok lesznek. A Szatmári-erdő *Stellaria holostea* előfordulásainak zöme például a *C. brizoides* foltokban vagy annak közvetlen közelében található. A *C. repens* foltok erdei kísérfajokban szegények, annak ellenére, hogy élőhelyein vagy annak közelében már jelentős számú erdei lágyszárú betelepült (24. ábra).



23. ábra: A Szatmári-erdőben a felmért növényzeti foltok átlagos fajszáma a fajok szociális magatartástípusainak függvényében (forrás: MESTERHÁZY et al. 2012)



24. ábra: Az erdei kísérőfajok relatív gyakoriságának változása a különböző növényzeti foltokban (a fajok kódjai azok latin nemzetség és fajnevének első két betűjéből állnak) (forrás: eredeti)

4.4.5. *Corydalis cava* L.

Közép-európai faj, elterjedési területe hasonló a *C. solida*-éhoz, de keletre nem hatol el az Urálig (MEUSEL et al. 1972).

Magyarországon a középhegységekben és a Dunántúlon gyakori, a Kisalföldön szórványos, míg a Nagy-Alföldön ritka (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: A Vendvidékről csak TÍMÁR (2000) említi, az égerligetek karakterfajai között. A nagyobb patak völgyekben (Grajka-, Szakonyfalui-patak) megtalálható, de a *C. solida* a Vendvidéken gyakoribb faj. Utóbbi a domboldalokban lévő üde erdőkben jellemző faj, míg előző előfordulása inkább az alacsonyabb térszínekre korlátozódik.

Burgenland-Stájerország: Gyakori, de az előzőnél szűkebb elterjedésű faj. Előfordulásai főleg a folyóvölgyekre korlátozódnak (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: A kistájból csak szórványosan jelzik, de a Mura folyó völgyében már gyakori (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: A Strém-patak mentén és a Büksi-rét égereseiben láttam.

Felső-Kemeneshát: Régi irodalmi adatai (KÁROLYI et al. 1972, KOVÁCS & BALOGH 2000) a Rába-völgyéből vannak, a kistájból csak hagyárosböröndi előfordulását említik (KÁROLYI et al. 1972). Megfigyeléseim szerint az Őrségben valóban ritka, csak a Huszászi- és a Lugosi-patakok mellett láttam. A Nádasd-Ivánc menti Kemeneshát letörés bükköseiben is előfordul. A Hegyháton már gyakoribb, itt szinte mindegyik patak völgyben megtalálható.

Alsó-Kemeneshát: A fennmaradt gyertyános-tölgyesekben gyakori faj, de a kistájban előfordulásait csak Sitke mellől és a lánkapusztai letörésről ismerjük.

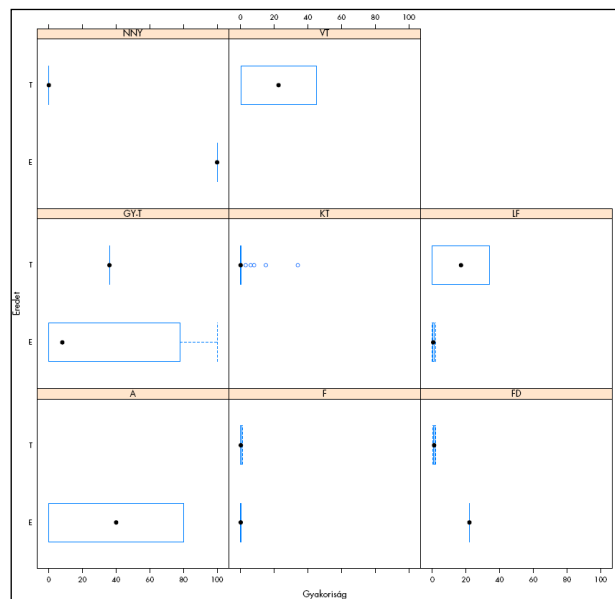
Gyöngyös-sík: A kistáj gyertyános-tölgyeseiben szórványos, de egyes patakok mentén gyakoribb előfordulású.

A Marcal-medencében, a rábaközi és a szigetközi erdőkben gyakori faj (KEVEY ex litt.).

Elterjedése a mintaterületeken:

A mintaterületeken elterjedt gyakori faj, mely a gyertyános-tölgyesekben fordul elő a legnagyobb denzitásban, de a keményfaligetekben is fellelhető. Érdekes BORBÁS (1887) korábbi megjegyzése, hogy a faj a Rába-völgyében meglehetősen ritkán fordul elő. Mivel az idézett munkában a szerző pontosan leírja a Vasvármegyében tett utazásait, rekonstruálható, hogy a mintaterületek közül egyedül a Szatmári-erdőt kereste fel. A faj napjainkban a Rába menti keményfás erdők közül ebben az erdőben a legtömesebb, így joggal feltételezhetjük, hogy az eltelt több, mint 100 évben jelentős állománynövekedésnek lehetünk tanúi. A folyószabályozást követő vízszintsüllyedés a termőhely kiszáradásával járt, és az így szárazabbá váló erdők a mezofil élőhelypreferenciájú *C. cava* számára kedvezőbb habitatot kínáltak, mint a nedvesebb részeken lévők. A faj korábbi ritkasága adódhat abból is, hogy az erdőt még az 1800-as évek végén erőteljesen legeltették, ami a *Carex brizoides* elszaporodását és a kétszikű kísérőfajok egyedszámának csökkenését vonta maga után. Bár hangyák által terjesztett fajról van szó, a szellőrózsáknál jobban terjed. A telepített kocsányos tölgyesekben, vörös tölgyesekben, akácokban, sőt még a lombelegyes lucosokban is több helyről előkerült

(25. ábra). Az ültetvények közül azonban a kocsányos tölgyesekben található meg a legnagyobb denzitásban, ami aláhúzza, hogy az erdősítéseknel mindig célszerű a termőhelynek megfelelő őshonos fajt választani. Egyedül a feketediósokban és a nemesnyárasokban volt kevés észlelés, előbbi esetében ez annak tudható be, hogy a fényben gazdag állományokban a *C. brizoides* jelentősen elszaporodik, az odvas keltike viszont nem viseli el annak kompetíciós nyomását. A nemesnyárasokban egyrészt nedvesebb termőhelyeken található meg, melyet a faj kevésbé preferál, másrészt állományaikban egyes rizómás növények (*Urtica dioica*, *Solidago gigantea*) erős kompetíciót jelentenek számára. Eltérő viselkedése a mintaterületeken nem volt megfigyelhető, a faállományok kora tekintetében sem sikerült esetében kimutatni preferenciát.



25. ábra: A *Corydalis cava* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

4.4.6. *Corydalis solida* L.

Európai faj, összefüggő elterjedési területe a Pireneusok északi lábaitól egészen az Urálig húzódik, de szórvány előfordulásai keleten a Bajkál-tó környékéig vannak. Északra Skandinávia déli részéig hatol, míg délen megtalálható a mediterrániumban. Észak-Afrikában és Törökország ázsiai részén már a subsp. *laxa* fordul elő (MEUSEL et al. 1972).

Magyarországon a középhegységeken és a Dunántúlon gyakori, egyes kistájakon viszont hiányzik. Az alföldi területeken ritka faj (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: Bár a térségből csak KOVÁCS & TAKÁCS (1998) jelzi Alsószölnök mellől, megfigyeléseim szerint a vendvidéki üde bükkösökben és gyertyános-tölgyesekben nem ritka. TÍMÁR (2000) a vendvidéki égerligetek gyakori fajának tartja.

Burgenland-Stájerország: Hegy-és dombvidékeken gyakori faj (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: A Vendvidékhez hasonlóan elterjedt fajnak számít (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: Bár a kistájban nem találtam irodalmi adatát, bükkösökben, gyertyános-tölgyesekben itt is gyakorinak számít.

Felső-Kemeneshát: Irodalmi adatai (KÁROLYI et al. 1972, KOVÁCS & BALOGH 2000) szerint a Rába-völgygel szomszédos területeken fordul elő Nádasd-Vasvár térségében, hozzá kell tenni azonban, hogy a kistáj Rába menti részeit korábban intenzívebben kutatták, mint a belső területeket. Az őrsei, hegyháti üde erdőkben gyakori faj, míg a fennsík jellegű részokről hiányzik.

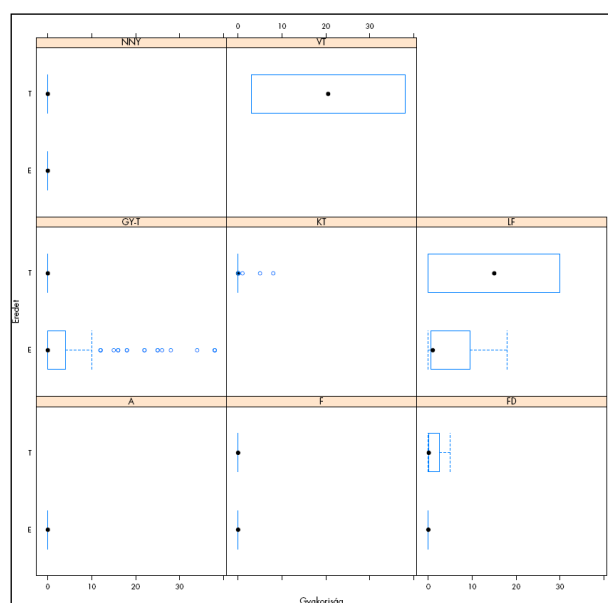
Alsó-Kemeneshát: A fennmaradt gyertyános-tölgyesekben ritka faj, előfordulásait Sitke mellől, a lánkapusztai letörésről és a Farkas-erdőből ismerjük, utóbbi erdőben lehet, hogy adventív, mivel csak az utak mellett néhány foltban jelenik meg.

Gyöngyös-sík: Sorkikápolna, Egyházsrádóc és Csénye menti gyertyános-tölgyesekben szórványosan fordul elő.

A Marcal-medencében már megritkul, itt a *Corydalis cava* a gyakoribb faj. A rábaközi és a szigetközi erdőkből nem ismert (KEVEY ex litt.).

Elterjedése a mintaterületeken:

Az előző fajtól eltérően élőhelyein nem képez kiterjedt foltokat, hanem inkább csak szálanként jelenik meg. Megtalálható a *Corydalis cava* állományaiban is, de leginkább olyan helyeken a jellemző, ahol a rokona nem él. Mivel a jó természetességű gyertyános-tölgyesekben az odvas keltike a jellemző, ezért az ujjas keltike gyakrabban jelenik meg a degradáltabb származékerdőkben és az ültetvényekben (26. ábra). Az erdősítésekben való nagyszámú előfordulása arra is utalhat, hogy az előző fajnál jobb terjedőképességgel rendelkezik. A két faj közötti kontrasztot a Szatmári-erdei elterjedésük nagyon jól szemlélteti, ahol a *C. cava* az erdők nagy részét kolonizálja, míg a *C. solida* a degradáltabb élőhelyeken, ültetvényekben, *Carex brizoides* foltokban található meg. Előfordulásai körülményei azért is érdekesekek, mivel a faj itt Nyugat-magyarországi elterjedésének peremén található meg, Sárvár alatt már nagyon kevés adata ismert. A mélyebben fekvő termőhelyen lévő faállományokat (fűz, nyár) nem kedveli, általában hiányzik az akácokból is, ami a talaj nitrogéntartalmával szembeni érzékenységet is jelentheti. Esetében sem állapítható meg korpreferencia.



26. ábra: A *Corydalis solida* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

4.4.7. *Galanthus nivalis* L.

A hóvirág európai faj, mely Spanyolországtól Kelet-Ukrajnáig fordul elő. Délre Albániáig, Macedóniáig hatol, míg északra Dániáig található meg. A Brit-szigetekre betelepítették. Őshonos előfordulása van még a Kaukázusban és Törökország területén (MEUSEL et al. 1972). Magyarország középhegységeiben és a Dunántúlon gyakori, míg Alföldjeinken szórványosan jelenik meg (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: A faj nem ismert a kistáj területéről.

Burgenland-Stájerország: Dél-Stájerország és Dél-Burgenland folyóvölgyeiben szórványosan található meg, előfordulásainak zöme a Rába- és a Lapincs-folyók völgyéhez kötődik (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: A terület középső részein ritka, míg a Mura-völgyében több előfordulása ismert (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: A faj nem ismert a kistáj területéről.

Felső-Kemeneshát: Néhány patak völgyből ismert, Bérbaltavár, Olaszfa, Gersekarát térségéből. A Kemeneshát északi letörésén Alsóújlakig megtalálható.

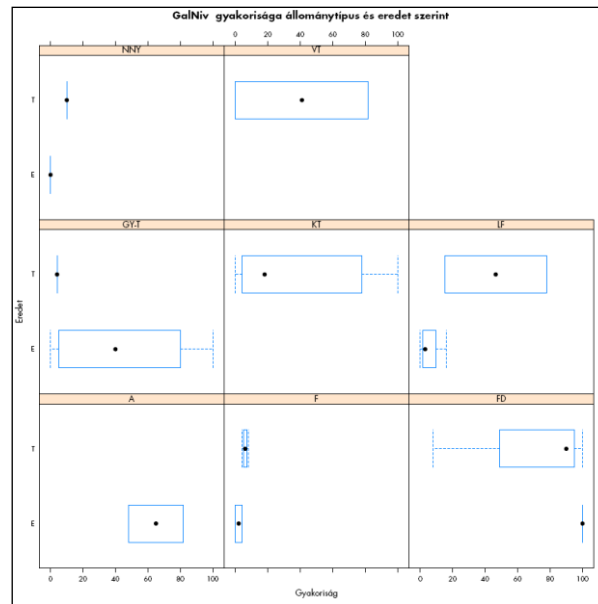
Alsó-Kemeneshát: Csak az északi letörésről ismert, ahol Bejcggyertyánostól-Sárvárig előfordul.

Gyöngös-sík: A kistájban nem található meg.

A Rába alsóbb szakaszán lévő fűzligetekben, gyertyános-tölgyesekben gyakori, míg a Rábaközben csak ritkán került elő. A Szigetköz erdeiben gyakori faj (KEVEY ex litt.).

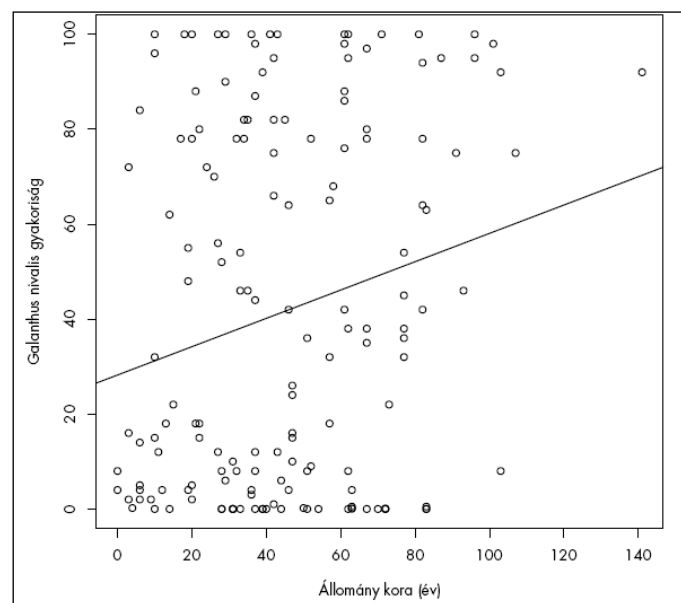
Elterjedése a mintaterületeken:

A faj a Dobogó-erdőn kívül mindegyik mintaterületen előfordul. Legtömegesebb a Szatmári-erdőben, a másik két erdőtümbben a *Leucojum verum*-mal együtt is előfordul. Az erdőkben leginkább a magasabb térszíneken tömeges, élőhelypreferenciáját tekintve a gyertyános-tölgyesekhez köthető. A keményfaliigetekben is megtalálható, bár itt is inkább a kiemelkedő mikrodomborzatokat, vagy a szárazabb szegélyeket foglalja el. Az alacsonyabban fekvő fűzesekből, telepített nemesnyárasokból többnyire hiányzik, valószínűleg nehezen viseli a termőhely időszakos vízborítottságát. Annak ellenére, hogy hangyák által terjesztett faj, a hasonló stratégiával rendelkező növényekkel ellentétben gyorsabban kolonizálja az erdősítéseket, így esetében is valószínűsíthető a vadak általi terjesztés. A fafajtypusok között nem válogat, szinte minden gyertyános-tölgyes termőhelyen lévő erdősítésből sikerült kimutatni. Kolonizált olyan erdősítéseket is, melyekben a vizsgált fajok általában nem fordultak elő, ilyenek az elegyetlen lucosok és a vörös tölgyesek. Feketediosokban és akácokban egyes esetekben nagyobb borításban van jelen, mint a természetes élőhelyén, így feltételezhető, hogy a talaj növekvő nitrogénkoncentrációja terjedésére kedvező hatással van (27. ábra).



27. ábra: A *Galanthus nivalis* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

Képes fennmaradni a tarvágást követően is, bár ilyenkor az évelő lágyszárúak előretörésével állomány nagysága csökken. Gyakorisága az erdők korával egyenes arányban nő, így feltételezhető, hogy a bolygatásmentes környezet állomány nagyságára pozitív hatással van (28. ábra). Az állományok regenerációjában fontos az erdőszegélyekben lévő propagulumforrás, mivel a felmérés szerint a szegélynövényzetekben gyakran magas denzitásban van jelen, különösen igaz ez a kőkényes cserjésekre. Hasonlóan más erdei kísérőfajokhoz (v.ö: VERHEYEN & HERMY 2001a), esetében is fontos véghasználat során az erdőszegélyek kímélete.



28. ábra: A *Galanthus nivalis* gyakoriságának alakulása a faállományok korának függvényében (forrás: eredeti).

4.4.8. *Isopyrum thalictroides* L.

Európai faj, előfordul a Pireneusoktól Észak-Franciaországig, kelet felé az Alpok déli részén areája összeszűkül, majd ismét kiszélesedve egészen a Baltikumig és Kelet-Ukrajnáig hatol. A Mediterrániumban már ritka, itt Közép-Olaszország, valamint Görögország képezi elterjedésének déli határát (JALAS & SUOMINEN 1989).

Hazánk középhegységeiben gyakori faj, míg a Dunántúlon szórványosan jelenik meg. Alföldjeinken már ritka faj (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: Vendvidéki adata nem ismert.

Burgenland-Stájerország: Adatai főleg a Rába és a Lapincs völgyére korlátozódnak, másutt szórványos előfordulású (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: A kistáj déli részein szórványos előfordulású (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: A kistáj területén előfordulása nem ismert.

Felső-Kemeneshát: Csak Ivánc környékéről van adata (KÁROLYI & PÓCS 1968).

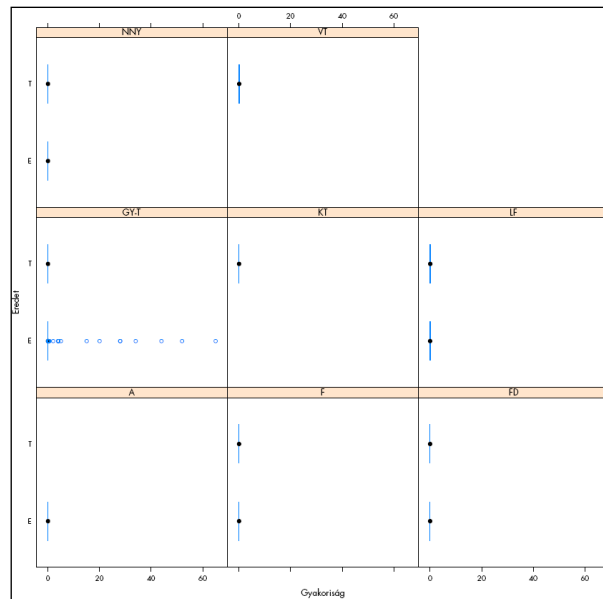
Alsó-Kemeneshát: A kistáj területén előfordulása nem ismert.

Gyöngyös-sík: A kistájban Sorokpolány-Sorkikápolna közti gyertyános-tölgyesekben található meg.

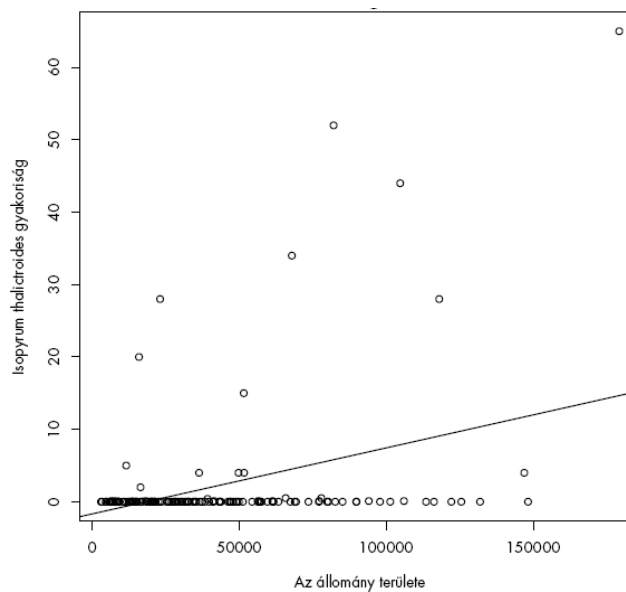
A Rába Sárvár alatti szakaszáról, a Rábaközéből és a Szigetközéből sem ismertek előfordulásai (KEVEY ex litt.)

Elterjedése a mintaterületeken:

Mindegyik mintaterületen előfordul, leggyakoribb a Dobogó-erdőn, míg a Hollósi-erdőben csak kis populációi vannak. A vizsgált fajok közül a galambvirág tűnik a legérzékenyebbnek az erdészeti beavatkozásokra, szinte kizárólag csak idősebb, természetközeli állományokból került elő, ültetvényekben csak egy esetben találtam (29. ábra).



29. ábra: Az *Isopyrum thalictroides* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)



30. ábra: Az *Isopyrum thalictroides* gyakoriságának alakulása a faállományok területe (m²) függvényében (forrás: eredeti).

Az egyik, Rumi-erdőben lévő erős állomány felett az erdőt 2008-ban levágták, a következő évben a faj innét teljesen eltűnt, pedig a vágásterületen más tavaszi geofitonok (*Anemone ranunculoides*, *Galanthus nivalis*, *Corydalis cava*) több foltban fennmaradtak. Nagyobb állományai csak idősebb, 50 év feletti erdőkben vannak, 30 évesnél fiatalabb erdőkben csak kétszer fordult elő. Azon kevés fajok egyike, mely úgy tűnik az erdőrézlet nagyságára is érzékeny, mivel leggyakrabban a nagyobb összefüggő erdőrézletekben fordult elő (30. ábra).

4.4.9. *Galeobdolon montanum* Pers. ex Rchb.

Előfordul egész Európában, az Ibériai-félsziget északi részétől keletre az Uralig megtalálható. Északi elterjedési határa a Skandináv-félsziget déli része, míg déli irányban a Mediterránium. A Brit-szigeteken is megtalálható, míg Észak-Amerikába betelepítették (MEUSEL et al. 1972). Magyarország középhegységeiben és a Dunántúlon gyakori, míg az Alföldjeinken igen ritka (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: Üde erdőkben szórványos (TÍMÁR 2000).

Burgenland-Stájerország: Egész Burgenland és Stájerország területén elterjedt, a magashegységeken is megtalálható (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: A kistáj egész területén gyakori faj (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: Gyertyános-tölgyesekben, égerligetekben megfigyeléseim szerint gyakori faj.

Felső-Kemeneshát: Égerligetekben, gyertyános-tölgyesekben általánosan elterjedt.

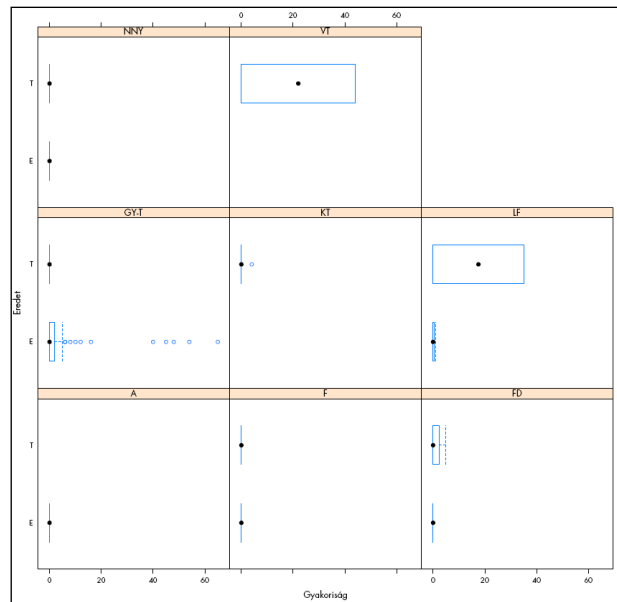
Alsó-Kemeneshát: A Lánka-patak menti égerligetekben és a Kemeneshát északi letörésén Sárvárig gyakori, a kistáj más részein ritka. Nagysimonyitól keletre nem láttam.

Gyöngyös-sík: A sárvári és csényei Tilos gyertyános-tölgyeseiben és a patak menti égerligetekben (Gyöngyös-, Sorok-, Rátka-patak) gyakori faj.

A Szigetközben ritka, míg a Rábaközben szórványos faj (KEVEY ex litt.).

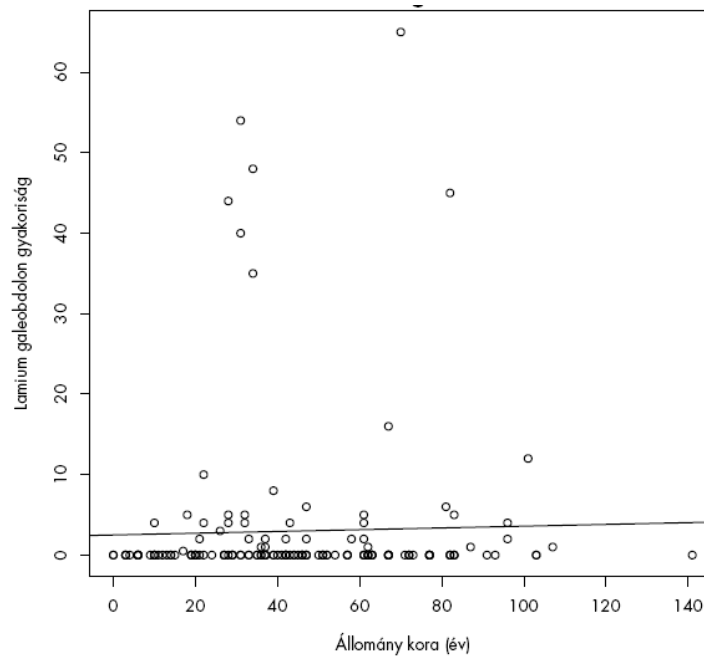
Elterjedése a mintaterületeken:

Előfordul mind a négy mintaterületen, de gyakorisága az egyes erdőtömbökben eltérő. Legnagyobb állományai a Dobogó-erdőben vannak, a többi vizsgált területen szórványosan fordul elő. A körmendi mintaterületen mért magas denzitás oka lehet az erdőtömb hosszú ideje tartó zavartalansága, valamint az a körülmény is, hogy a termőhely vízellátottsága itt a legjobb. Megfigyelésem szerint a faj ritkul a Kisalföld felé, a Szatmári-erdő gyertyános-tölgyeseiben is inkább a mélyebb részeken fordul elő, ami nagyobb vízigényét és a kiegyenlítettebb, szubmontán klíma iránti kötődését is jelentheti. A Szatmári-erdőben már szinte csak jó állapotú gyertyános-tölgyesekben található meg, míg a többi mintaterületen megjelenik vörös tölgyesekben, feketediósokban, sőt lucfenyvesekben is. Utóbbi élőhelyen a felnyíló idősebb állományokban fordul elő, főleg a mohás helyeken. A lucosok hűvösebb mikroklímája úgy tűnik kedvező a faj számára, bár a fényszegény, nudum állományokból hiányzik (31. ábra).



31. ábra: A *Galeobdolon montanum* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

Véghasználat után egyedszáma drasztikusan lecsökken (v.ö: MEIER et al. 1995), de később fennmaradt egyedeiből vegetatívan viszonylag gyorsan tud terjedni és gyakorisága az állományok korával egyenes arányban nő (32. ábra).



32. ábra: A *Galeobdolon montanum* gyakoriságának alakulása a faállományok korának függvényében (forrás: eredeti).

4.4.10. *Leucojum verum* L.

Európai faj, összefüggő areája a Pireneusok északi lábaitól egészen Nyugat-Oroszországig húzódik, míg dél felé Románia, Jugoszlávia képezi elterjedési területének határát. Északra Dániáig fordul elő, a Skandináv-félszigetre betelepítették. Az USA keleti partvidékére szintén betelepítés útján került (MEUSEL et al. 1972).

Hazánkban a Dunántúli-középhegység néhány tagján (Keszthelyi-hegység, Balaton-felvidék, Bakony), valamint a Nyugat-Dunántúlon szórványos, míg a Dél-Dunántúlon és a Nagyalföld egyes területein (Észak-Alföld, Dunamenti-Sík) ritka (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: TÍMÁR (1994) szerint Kétvölgy, Felsőszölnök és Szakonyfalu patak völgyeiben előfordul.

Burgenland-Stájerország: Dél-Burgenland és Dél-Stájerország dombvidéki területein gyakori, míg Stájerország magasabb régióiban ritka előfordulású (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: A kistáj központi részében 3 előfordulása ismert, míg a Mura mentén már szórványosan többfelé megtalálható (BAKAN 2006).

Felső-Őrség: A kistájban csak a Strém-patak mellett fordul elő (KOVÁCS 1992).

Felső-Kemeneshát: Irodalmi adatok (GÁYER 1932) szerint Katafa és Vasvár térségében fordul elő, az előfordulások pontos helyét azonban nem ismerjük, így elképzelhető, hogy azok már a Felső-Rába-völgyhöz köthetők. A Kemeneshát északi letörésének oldalvölgyeiben Nagymizdótól-Szarvaskendig megtalálható (SZEKERES ZSÓFIA ex verb.).

Alsó-Kemeneshát: Aktuális előfordulása csak Nyőgér és Sárvár mellől ismert (KULCSÁR 2001). Itt a Kemeneshát északi letörésének erdeiben kis állományai ismertek.

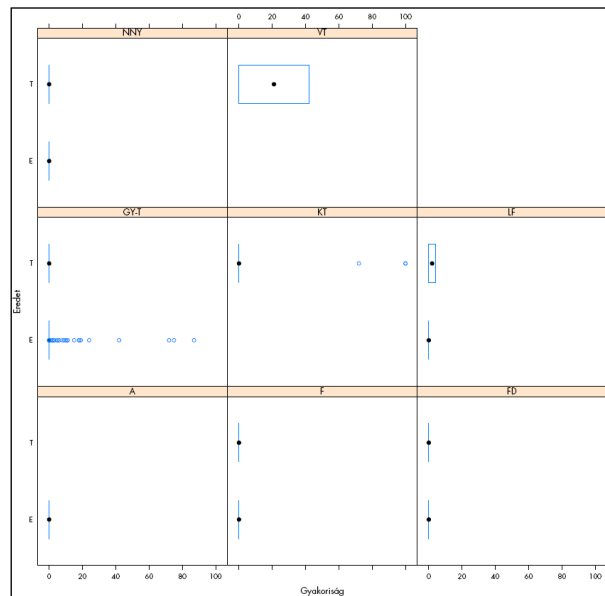
Gyöngyös-sík: A kistájban nem található meg.

A Rába alsóbb szakasza menti gyertyános-tölgyes maradványokban, a Kenyeri mellett lévő Kecskédi-erdőben és az Uraiújfalu község határához tartozó Bezerédi-erdőben él. Mindkét helyen csak néhány töves állománya van, elképzelhető, hogy ezekben az erdőkben szubszontán. A Rábaközben szórványosan fordul elő (KEVEY ex litt.), míg a Szigetközben nem él.

Elterjedése a mintaterületeken:

A Szatmári-erdőből kikapott (v.ö.: KULCSÁR & MESTERHÁZY 2008), a többi mintaterületen gyakorinak mondható, bár legtömegesebb előfordulása a Dobogó-erdőben van. Leginkább az erdők alacsonyabban fekvő területein, keményfaligetekben fordulnak elő (megj.: Az elemzésekben a nehéz szétválaszthatóság miatt a keményfaligetek a gyertyános-tölgyes kategóriával összevonásra kerültek.). A hóvirághoz hasonlóan jól terjednek, egy-egy kisebb folt az összefüggő állománytól akár nagyobb távolságra is (200-300 m) megtalálható, ami megerősíti, hogy az endozoochor terjedési stratégiájú növények a hangyák által terjesztett fajoknál nagyobb távolságra képesek eljutni (GRASHOM & BOKDAM 1997). Élőhelyein az ültetvényeket is gyorsan kolonizálja, de a gyertyános-tölgyes termőhelyen már nagyon szórványos. Jelentős populációi a Csörnöc-Herpenyő árteréhez kötődnek, így valószínűleg hosszú távú terjedésében az árvizek játszanak szerepet. A Rumi- és a Hollósi-erdőben a hóvirággal együtt fordul elő, ezeken a helyeken elterjedésük alapján láthatóvá válik, hogy

vízigény tekintetében a tavaszi tőzike szűkebb spektrummal rendelkezik. A *Galanthus nivalis* leggyakoribb a gyertyános-tölgyes termőhelyen, de keményfaligetekben is több helyen megtalálható, míg a *Leucojum verum* utóbbi élőhelyet csak ritkán hagyja el (33. ábra). A hóvirágtól eltérően gyakoriságát a faállományok kora nem befolyásolta számottevően.



33. ábra: A *Leucojum verum* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

4.4.11. *Scilla drunensis* Speta

A *Scilla bifolia* agg. a sarkvidéki területek kivételével nagyrészt egész Európában előfordul, keletre egészen Nyugat-Oroszországig hatol, míg délre Törökországon át egészen Szíriáig megtalálható. A csoport kisfajai nehezen különíthetőek el, így pontos elterjedésük sem ismert. A *S. drunensis* Ausztriában, Szlovákiában, Romániában, Horvátországban, Szlovéniában fordul elő (MEUSEL et al. 1972).

Nyugat-Magyarországon a Rába-völgyében és a Répce-Síkon fordul elő, az Északi-középhegységben és a Dél-Dunántúlon szórványos, míg a Tiszántúlon csak néhány helyen ismert (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: A kistájban nem található meg.

Burgenland-Stájerország: A Lapincs és a Rába-folyók mellett szórványos, míg elszórtan Stájerország központi részén is megtalálható (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: Csak a kistáj déli részéről ismert, adatai főleg a Mura-folyó völgyéből valók (BAKAN 2006).

Felső-Órség: A kistájban nincs ismert előfordulása

Felső-Kemeneshát: Irodalmi adatok nem említik, pedig a Kemeneshát északi letörésén és annak oldalvölgyeiben Rábagyarmattól-Vasvárig sokfelé megtalálható. A kistáj déli részén már a *S. vindobonensis* él.

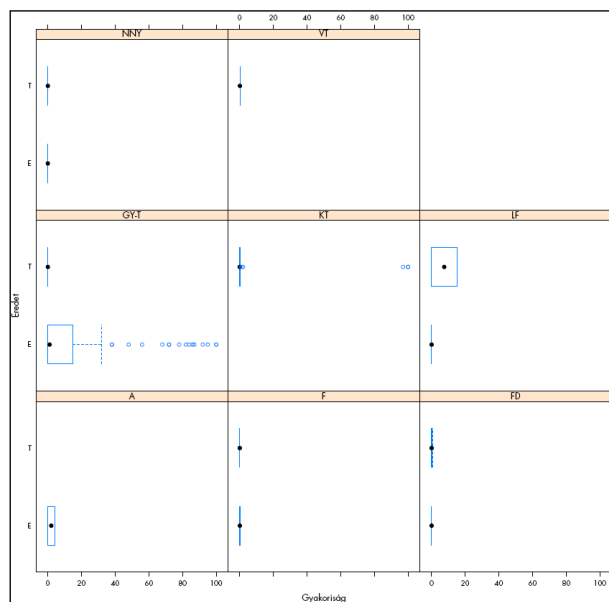
Alsó-Kemeneshát: Bejegyertyanostól Sárvárig a Kemeneshát északi letörésén szórványos.

Gyöngyös-sík: A kistájban csak a Sorkikápolna és Sorokpolány melletti gyertyános-tölgyesekben található meg.

A Rábaközben, Szigetközben és a Kemenesalján a *S. vindobonensis* él.

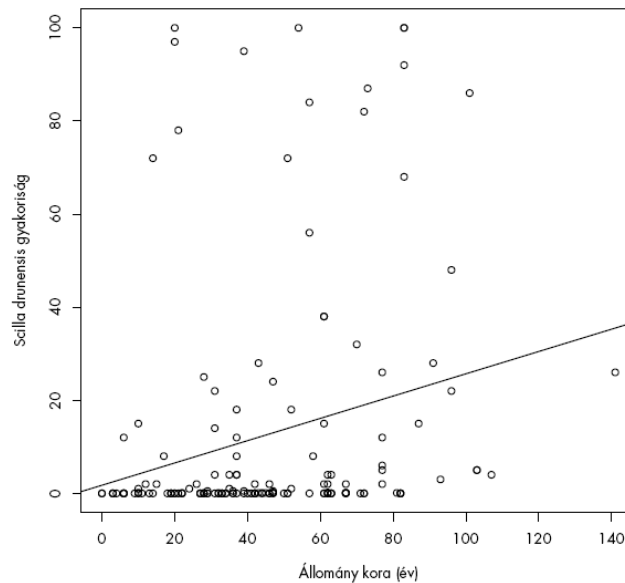
Elterjedése a mintaterületeken:

A faj megtalálható mindegyik mintaterületen, élőhelyein általánosan elterjedtnek mondható. Keményfaligetekben is előfordul, de gyakorisága a gyertyános-tölgyesekben a legnagyobb, főleg az árterek magasabb részein jellemző. Leginkább azokban az erdőrészetekben fordul elő, ahol azt lefűződött folyó vagy patakmedrek keresztezik, itt legtömegesebb a medrek magaspartjai mentén („függőmeder”). Jellemző élőhelyei közé tartoznak a jó állapotú erdőszegélyek. Viszonylag erősen kötődik a természet szerű erdőkhöz, ültetvényekben leginkább ott jelenik meg, ahol abban lefűződött folyóág van (34. ábra).



34. ábra: A *Scilla drumensis* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

A mellékágak partjai mentén akkor is fennmarad, ha már az eredeti ligeterdők nyomokban sem található meg, így később az ültetvényekbe is behúzódik. Az ültetett állományok közül leginkább az akácosokban és a kocsányos tölgyesekben jelenik meg, de néha lucosokban is megtelepszik. Az állományok kora jelentősen befolyásolta egyedszámát, legnagyobb denzitását az idős gyertyános-tölgyesekben éri el, míg véghasználat után nagyon visszaszorul (35. ábra). Összefüggő állományokat alkot, magányos egyedei a foltok közelében található csak meg, ami jelzi, hogy viszonylag lassan kolonizálja élőhelyeit. Myrmechocor faj, tehát magjait csak kis távolságra tudja eljuttatni.



35. ábra: A *Scilla drunensis* gyakoriságának alakulása a faállományok korának függvényében (forrás: eredeti).

4.4.12. *Stellaria holostea* L.

Előfordul egész Európában, keletre az Uralon túl is megtalálható. A Skandináv-félszigetnek csak a déli részén őshonos, finnországi adatainak zömét szubspontánnak tartják. A Brit-szigeteken is előfordul. Elterjedésének déli határát Törökország képezi. Az USA keleti részére behurcolódott (JALAS & SUOMINEN 1983).

Hazánk közephegységeiben és a Dunántúlon gyakori, míg az Alföldjeinken ritka (KIRÁLY 2009). A faj Nyugat-magyarországi elterjedése a 8. mellékletben található.

Elterjedése a Rába-völgy szomszédos területein:

Vendvidék: A Szakonyfalusi-patak völgyéből ismert (KOVÁCS & TAKÁCS 1994), TÍMÁR (2000) a vendvidéki gyertyános-tölgyesek jellemző fajának tartja.

Burgenland-Stájerország: Burgenland nagy részén elterjedt, míg Stájerországban leginkább a délkeleti részeken él, magashegyekben már kifejezetten ritka (ANON 2004, FISCHER et al. 2005).

Goricko: A kistáj gyertyános-tölgyeseiben gyakori faj (BAKAN 2006).

Felső-Órség: Bükkösökben, gyertyános-tölgyesekben gyakori faj.

Felső-Kemeneshát: Égerligetekben, gyertyános-tölgyesekben általánosan elterjedt.

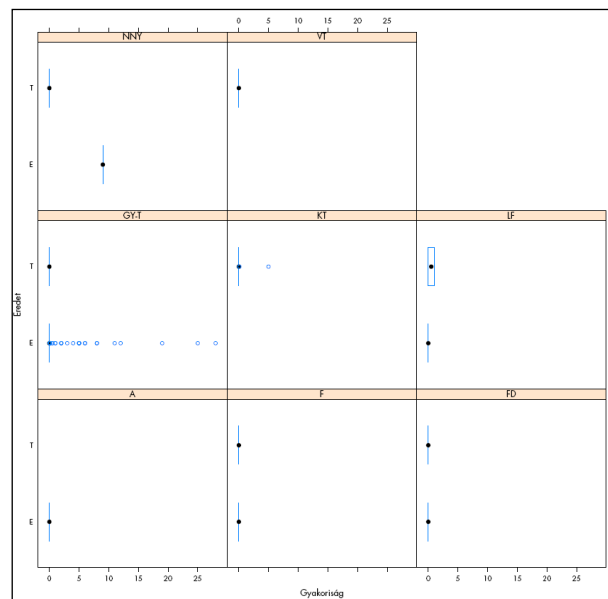
Alsó-Kemeneshát: A Farkas-erdőben ritka, a Kemeneshát északi letörésén több helyütt is előfordul. Néha a változó vízhatású cseres-tölgyesekben is megtalálható (Sitke).

Gyöngyös-sík: A kistáj gyertyános-tölgyeseiben, égerligeteiben gyakori faj.

A Szigetközben nem él, a Kemenesalján és a Rábaközben szórványos faj (KEVEY ex litt.).

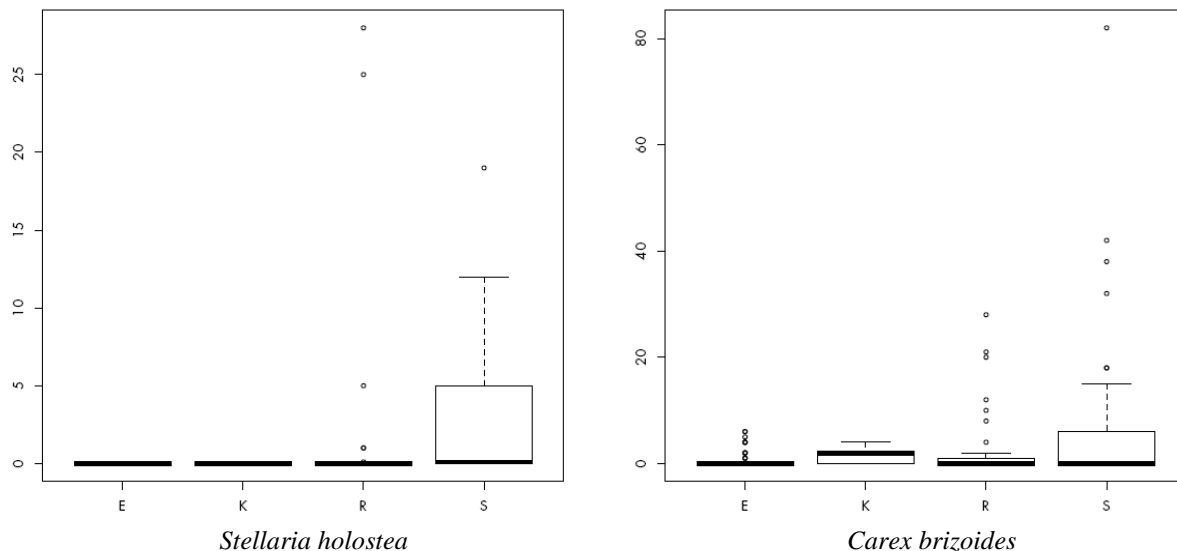
Elterjedése a mintaterületeken:

A faj megtalálható mindegyik mintaterületen, de leggyakoribb a Rumi- és a Szatmári-erdőben. Leginkább gyertyános-tölgyesekben fordul elő, a nedvesebb, alacsonyabban fekvő erdőket kerüli. Mivel mindegyik mintaterületen jelentős kiterjedésben vannak potenciális élőhelyei, viszonylagos ritkasága termőhelyi okokkal nehezen magyarázható. Elterjedése azért is érdekes, mivel a Nyugat-Dunántúlon hegy- és dombvidéki erdők faja, mely a Kisalföld felé erőteljesen megritkul. Ennek ellenére gyakorisága a Rába-völgy alacsonyabb régióiban a nagyobb. Rába menti elterjedése erőteljes korrelációt mutat a *Carex brizoides*-szel, nagyon gyakran utóbbi foltjaiban kerül elő. Míg utóbbi faj gyakran meglepedik ültetvényekben, addig az olocsán csillaghúr szinte kizárólag a gyertyános-tölgyesekben fordul elő (36. ábra).



36. ábra: A *Stellaria holostea* gyakorisága a különböző erdőtípusokban (forrás: eredeti)

A rezgő sáshoz hasonlóan a többi vizsgált fajnál nagyobb a fényigénye, így a zárt erdőkben inkább csak a felnyíló foltokban van jelen. Feltételezhetően elterjedését az erdők korábbi használata is befolyásolta és a *Carex brizoides* mellett ez a faj is a legeltetés felhagyása után szaporodott el az erdőkben (37. ábra). A Szatmári-erdőben még az 1920-as évek közepén is legeltettek, így ott annak hatásai még napjainkban is érzékelhetőek, míg a többi mintaterületen ez a használati forma már jóval korábban megszűnt. Mivel endozoochor fajról van szó, az élőhelyeket gyorsan tudja kolonizálni, az erdők záródásával viszont jelentősen megritkul. A gyertyánnal alátelepített tölgyesekből azok árnyalása miatt kiszorul.



37. ábra: Az *Stellaria holostea* és a *Carex brizoides* gyakorisága a mintaterületeken (forrás: eredeti)

Jelmagyarázat: E.: Hollósi-erdő, K.: Dobogó-erdő, R.: Rumi-erdő, S.: Szatmári-erdő.

4.4.13. Összefoglaló értékelés

A vizsgált 12 faj a Nyugat-Magyarország dombvidéki régióban elterjedtnek számít, legtöbbjük a Kisalföld irányában szórványossá válik. A Nyugat-magyarországi-peremvidék gyertyános-tölgyeseiben és keményfaligeteiben a legtöbb helyen megtalálhatók, így a vizsgált területen makroklimatikus eltérések nem befolyásolják elterjedésüket. A vizsgált fajok közül az egyes mintaterületeken lévő gyakoriság eltérések a *Corydalis solida*-*C. cava* és az *Anemone nemorosa*-*A. ranunculoides* magyarázhatók mezoklimatikus okokkal. Az *A. nemorosa* és a *C. solida* ritkulása a Kisalfölddel érintkező területeken máshol (pl. Répce-völgy) is megfigyelhető, így e fajok Szatmári-erdőben megfigyelt eltérő viselkedése regionális okokra is visszavezethető. Mivel a mintaterületek talajviszonyai is közel azonosak, így joggal feltételezhetjük, hogy jelenlét-hiányuk nem talajtani okokra vezethető vissza. A talaj vízháztartása tekintetében mutatkozott eltérés az egyes mintaterületeknél. Mivel a Szatmári-erdő mellett lévő Rába szakaszt korábban teljes mértékben szabályozták, így az árvizek már nem öntik el az erdőt és a terület talajvízszintje is jelentősen lecsökkent. A termőhely szárazabbá válásával egyes mezofil fajok (*Corydalis cava*, *Stellaria holostea*, de ide sorolható a vizsgálatba be nem vont *Galium odoratum* is) elterjedtek, míg a nedvesséigényesek megritkultak (*Galobdolon montanum*) vagy eltűntek (*Leucjum verum*). A nedvesebb erdőkhöz való kötődést utóbbi esetében a többi mintaterületeken is lehetett igazolni, ugyanúgy mint az *Anemone ranunculoides*-nél. Ez a faj előfordul ugyan gyertyános-tölgyeseiben is, de legnagyobb gyakoriságot - legalábbis a Hollósi- és a Rumi-erdő tekintetében - az árterek mélyebben fekvő részein érték el. Általánosságban véve a hegyvidékekről leereszkedett fajok (*Veronica montana*, *Omphalodes scorpioides*, *Isopyrum thalictroides*) a Rába-völgyében a nedvesebb erdőkhöz kötődnek. A fajok gyakoriságát a legtöbb esetben a területen folyó erdőgazdálkodás vagy a korábbi erdőhasználat jelentősen befolyásolta. Véghasználat során szinte mindegyik faj populációja sérült, a drasztikusan megváltozott fény-, nedvesség- és konkurenciaviszonyok miatt. Az egyedszámsökkenés leginkább a nyári virágzású növények tekintetében volt megfigyelhető, de egyes kora tavaszi

geofitonok (*Isopyrum thalictroides*, *Scilla drunensis*) is szinte teljesen eltűntek tarvágás után. A *Galanthus nivalis* és a *Scilla drunensis* gyakran nagy borításban van jelen a cserjés szegélyekben, így a megkímélt erdőszegélyek a fajok rekolonizációjára értékes propagulumforrásként szolgálnak. A vizsgált fajok közül az *Isopyrum thalictroides* tűnik a legérzékenyebbnek, mivel a jó természetességű, bolygatatlan talajú, általában idős erdőkhöz kötődik, erdősitésekben szinte soha sem található meg. Mivel hangyák által terjesztett faj, terjedése meglehetősen lassú, ráadásul nem képez olyan erős telepeket, mint a hasonló terjedési stratégiával rendelkező *Anemone* fajok. Egyes myrmechocor fajok (*Corydalis cava*, *Galanthus nivalis*) egyedei az összefüggő állományoktól gyakran nagyobb távolságra is eljutnak, esetükben felmerül, hogy terjesztésükben a vadak is szerepet játszanak. A vizsgált fajok az erdősitéseket általában nagyon lassan kolonizálták - ez főképp terjedési stratégiájukból adódik -, viszont néhány faj (*Galanthus nivalis*, *Corydalis* sp.) viszonylag gyorsan megjelent az ültetvényekben. Terepi tapasztalatok alapján kijelenthető, hogy az alacsonyabban fekvő területeken nagyobb a kolonizáció sebessége, mivel itt a magok terjesztésében az árvizek is szerepet játszanak. Mivel az ilyen jellegű területeken (Csörnök-Herpenyő mente) nagyon kevés az erdősítés, az alacsony mintaszám miatt statisztikailag ez az állítás nem igazolható.

4.5. Az eredmények gyakorlati alkalmazhatósága

A disszertáció eredményei a gyakorlati természetvédelem és az erdőgazdálkodás számára jelenthet hasznos információkat. A vizsgálatba bevont mintaterületek természetvédelmi oltalom alatt állnak, a védettség indoka között a természetszerű erdő Rába-völgyben való ritkasága és az erdei élőhelyek országos veszélyeztetettsége szerepel. Mind a keményfaligetek, mind a gyertyános-tölgyesek közösségi élőhelytípusok közé tartoznak, megőrzésük jelentősége túlmutat Magyarország szintjén is. Tájéörténeti vizsgálataim alapján láthatóvá vált, hogy az erdőtömbökben a múltban gyakran drasztikus erdőhasználati módokat alkalmaztak (legeltetés, köztashasználat), és a területük is jóval kisebb volt a mainál. Az 1800-as évek vége óta folyó erdősitések ugyan az erdők összkiterjedését megnövelték, de a természetes erdők kísérőfajainak többsége azóta sem tudta kolonizálni az ültetvényeket, még akkor sem, ha őshonos fajokot alkalmaztak. Az erdők viszont a múltban folyó erdőgazdálkodás, természetvédelmi szempontokat nélkülöző beavatkozásai ellenére is megőrizték fajkészletüket. Az értékelést nehezíti, hogy a területről hiányoznak az "őserdő" jellegű állományok, így a célállapot meghatározása nehézségekbe ütközik. A természetvédelmi szempontból nem preferált tarvágásos véghasználat a termőhely környezeti faktorait nagymértékben megváltoztatja, de a vizsgált erdei kísérőfajok többségének állománya később képes volt a regenerációra. A talajelőkészítéssel járó erdőfelújítás hatása még 50 év után is érzékelhető volt, hisz az erdei fajok onnét teljesen eltűntek és csak nagyon lassan kolonizálják újra az élőhelyet. Ez a tény rávilágít arra, hogy a talajt kímélő erdőfelújítás, még a tarvágás esetén sem jár irreverzibilis hatással az aljnövényzetre. Egyes inváziós lágyszárúak a vágásterületeken nagy borítást elérhetnek, így akadályozzák egyes fajok kolonizációját. Ez a probléma azonban nem újkeletű, már az 1800-as évek végén gondot okozott az erdőfelújításoknál a *Solidago gigantea* erős inváziója. Az érintett erdőkben most gyakran fajgazdag aljnövényzetet találunk, mivel az erdők záródásával az özönnövények visszaszorultak. A fényben gazdag cserjeszint nélküli ültetvényeken viszont az inváziós lágyszárúak képesek hosszú ideig fennmaradni és ezzel rontani az erdei fajok kolonizációjának sikerét. Ezekben az esetekben akár őshonos növény (pl. *Carex brizoides*) is inváziós fajjá válhat.

Az 1800-as évek vége óta zajló erdősítések a Rába menti erdőtömbök területét jelentősen megnövelték, így statisztikailag javították az erdőborítást. Az ültetvények azonban gyakran 100 év alatt sem tudtak "igazi" erdőkké válni, az aljnövényzetük még ma is főleg zavarástűrő fajokból áll. Az utóbbi évtizedekben előtérbe került az őshonos fafajok erdősítésben való alkalmazása, mivel ezek a telepítések várhatóan hamarabb válnak majd erdőkké. Vizsgálataimból nem következtethetünk arra, hogy az őshonos állományok létesítése előnyt jelentene az erdei fajok kolonizációjánál. Az ültetett fafaj leginkább a termőhely környezeti feltételeinek befolyásolásán és egyes esetekben allelopatikus tényezőkön keresztül tudja befolyásolni az aljnövényzet fajkompozícióját. A fényben gazdag alsó szintű feketediósok vagy akácok aljnövényzetében gyakran fennmaradtak az inváziós fajok, de a fejlettebb cserjeszintű állományokban gyakran megjelentek az erdei fajok is. Az elegyetlen kocsányos tölgyesek viszont - a vörös tölgyesekhez hasonlóan - meglehetősen fajszegények voltak. Valószínűleg a vastag lombavar akadályozta a "jobb" fajok megtelepedését. Erdősítések tekintetében tehát nem mindig csak a fafajtypus megválasztása a fontos, hanem törekedni kell az elegyesítésre és a cserjék kíméletére. A megnövekedett vadállomány megítélése is ellentmondásos, mivel bolygatásukkal a zavarástűrő fajok terjedését segítik elő, egyúttal viszont szerepet játszanak a kísérő növények hosszabb távú terjesztésében is.

A Rába menti erdők állapotára - különös tekintettel az aljnövényzetükre - leginkább az 1950-es évektől kezdődő erdőgazdálkodási gyakorlat volt negatív hatással. A vizsgálatok során kiderült, hogy a tarvágással operáló véghasználat után a lágyszárú kísérő fajok nagy részének állományai képesek a regenerációra. A legdrasztikusabb beavatkozások a teljes talajelőkészítés, illetve a mezőgazdasági közteshasználatok voltak, melyek eredményeként keletkeztek a napjainkban is üres aljnövényzetű, de viszonylag jó állományszerkezetű erdők. Napjainkban ez a felújítási, illetve mellékhasználati mód már nem jellemző, így az erdőgazdálkodás legdrasztikusabb hatásaitól a Rába menti erdők már mentesültek. Az erdei fajok betelepülésére, az ültetvényszerű állományok átalakulására idő kell, ezt nem lehet megspórolni. Vizsgálataim rámutattak arra, hogy egyes fajok még több mint száz év után sem tudták kolonizálni az erdősített területeket, attól függetlenül, hogy őshonos vagy idegenhonos fafajjal végezték el az erdősítést.

A kutatásaim során tisztáztam a mintaterületeken előforduló élőhelytípusokat, a közösségi jelentőségű élőhelyek elkülöníthetőségére (gyertyános-tölgyesek vs. keményfaligetek) javaslatokat adtam, ami a természetvédelmi kezelések irányát is meghatározhatja. Az egyes élőhelyek kiterjedésének és fajösszetételének ismerete fontos információval bír a Natura 2000 terület fenntartási tervének elkészítéséhez. Az itteni természetes erdők fajkészletét a csatlakozó folyó eredete nagyban meghatározza (v.ö.: KEVEY 2008), így a Rába-völgy keményfás erdeinek fajkészlete országosan egyedülálló. Az itteni természetes erdők cönológiaiailag eltérnek hazánk más erdeitől, ami tovább fokozza megőrzésük fontosságát. Az utóbbi években a Szatmári-erdőben lehetővé vált egyes természetközeli erdőfoltokban a természetes folyamatokat utánozó "Pro Sylva" erdőgazdálkodás bevezetése, melynek az aljnövényzetre való hatását csak évtizedekkel később lehet majd értékelni. Az új típusú gazdálkodási mód bevezetése várhatóan kevésbé fogja megváltoztatni a termőhelyet, viszont a gyakoribb belenyúlások a bolygatásokat kevésbé tűrő fajoknak (pl. *Isopyrum thalictroides*) valószínűleg nem fog kedvezni, ezzel párhuzamosan a félárnyékot kedvelő erdei gyomok (*Urtica dioica*, *Galopsis* sp.) elszaporodása is várható.

Vizsgálatom rámutat arra, hogy a nagyobb erdőtömbök jobban feltártak, így fragmentáltabbak is a kisebbeknél. Az állandó erdőborításra törekedő gazdálkodás várhatóan csökkenteni fogja majd az erdőtömbök fragmentáltságát, ezáltal a nyílt zavarástűrő fajok magas gyakoriságát is.

5. Összefoglalás

Kutatásaim célterületének a Nyugat-magyarországi-peremvidék Rába-folyó menti ártéri erdeinek lágyszárú növényzetét és élőhelyeit választottam. Az Alpokból érkező Rába-folyó Sárvárig kevésbé szabályozott, míg a város alatt már többnyire mesterséges mederben folyik. A vizsgálatokba a folyó mellett egymástól viszonylag egyenlő távolságra található nagyobb erdőtömbök mindegyikét (Dobogó-erdő, Hollósi-erdő, Rumi-erdő, Szatmári-erdő) bevontam. A vizsgált erdők potenciális vegetációja gyeryános-tölgyes és keményfaliget. A korábbi évszázadokban az intenzív tájhasználat miatt kiterjedésük erőteljesen lecsökkent, a mai kiterjedésüket az 1800-as évek végétől kezdődő mesterséges erdősítésekkel érték el. Az erdősítéseket korábban tájidegen fajokkal, az utóbbi évtizedekben már leginkább hazai fafajokkal végezték. Jellemző erdőhasználati forma volt a legeltetés, mely az 1930-as években szűnt meg.

Elsőként a mintaterületek fajkészletét vizsgáltam. A 8 évig tartó felmérés alatt a 4 mintaterületen összesen 330 lágyszárú faj előfordulása vált ismertté. Legmagasabb fajszáma a Rumi-erdőnek volt, innét összesen 245 lágyszárú növény került elő. A körmendi Dobogó-erdőben legalacsonyabb a fajszám, ami egyrészt a mintaterület kis méretéből, másrészt annak viszonylagos zártságából következik. A másik 3 mintaterület diverzitását leginkább a vágásterületek és a beékelődő nyílt élőhelyek növelik.

A fajszámot leginkább a vágásterületek és az erdei utak, nyiladékok növelik. A vonalas létesítmények mentén nagyszámú, nyílt élőhelyeken élő faj hatol be az erdőtömbökbe, a bejutott fajok mennyisége az utak szélességével egyenesen arányos, mivel a szélesebb utakra több a beérkező fény mennyisége. Az erdők feltártságának növekedése annak fragmentációját okozza, melynek hatását tovább fokozhatja a tájidegen vagy idegenhonos fafajok ültetvényszerű termesztése. A szerző véleménye szerint a fragmentáció jól jellemezhető az erdei fajok (zavarástűrők és kísérők egyaránt) összfajszámhoz viszonyított arányával. A felmérés alapján láthatóvá vált, hogy az erdei lágyszárúak aránya a Dobogó-erdőben a legnagyobb (51%), mivel az összes közül ez a legzártabb erdőtömb és az ültetvények aránya is alacsony. A többi erdőtömbben az erdei fajok részesedése 30% vagy az alatti, legkevesebb a Szatmári-erdőben (24%). Utóbbi hosszú ideig legelőerdő volt, szétszórt erdőfoltokból állt, a legeltetés biztosan csökkentette az erdei fajok számát.

A lágyszárú fajok felmérése során több olyan faj előfordulása vált ismertté, melyek a térségben, sőt egyes esetekben országosan is kiemelkedő jelentőséggel bírnak. Ezek többségét korábban nem jelezték a Rába-völgyből, növényföldrajzilag jelentősek vagy a Nyugat-Magyarországon hiányosan ismertek.

A mintaterületek élőhelyeinek felmérése során 13 természetes- és 17 átalakított élőhelytípus került kimutatásra és jellemzésre. A terület jelentős részben erdei élőhelyekkel borított, nyílt vegetáció csak 4,3%-ban van jelen. A nyílt élőhelyek közül leginkább az erdőtömbökben található holtágak nádasai, magassásosai említhetők, ezek a Hollósi- és a Rumi-erdőkben fordulnak elő számottevő kiterjedésben. Néhány zárvány gyepterület található a Hollósi-erdőben, ezeket ma már nem művelik, a többi mintaterületen lévő kaszálókat már korábban beerdősítették. Az erdők és fás élőhelyek között a természeteszerű erdőtársulások aránya 26,7%, míg a többi fás élőhely a degradált erdők, illetve a faültetvények közé sorolható. A természetközeli erdei élőhelyek valamennyien edafikus társulások közül kerülnek ki. A nem honos, vagy tájidegen fajokból álló erdők 42% részesedéssel bírnak, ezek döntően akácokból, nemesnyárasokból és feketediósokból állnak. Az erdők nagy része az erősen átalakított, jellegtelen erdők közé tartozik, viszonylag kevés a jó állapotú természetközeli

állomány. Egyes élőhelyek (nyílt vizek és nedves felszínek növényzete) csak néhány m² kiterjedésben fordulnak elő, de a legtöbbjük térképezhető kiterjedésben volt jelen.

A dolgozat kiemelten foglalkozott a Rába-völgyben lévő mocsárerdők, keményfaligetek és gyertyános-kocsánytalan tölgyesek elkülönítésének nehézségeivel. A kutatás során ismerté váltak az egyes erdőtípusok karakterfajai.

- Mocsárerdők fajai: *Fritillaria meleagris*, *Carex riparia*, *C. acuta*, *C. strigosa*, *C. remota*, *Iris pseudacorus*, *Rumex sanguineus*, *Deschampsia caespitosa*.
- Keményfaligetek nedvességigényes fajai: *Omphalodes scorpioides*, *Veronica montana*, *Stellaria nemorum*, *Leucojum vernum*, *Ranunculus lanuginosus*, *Ranunculus auricomus*, *Paris quadrifolia*.
- Keményfaligetekben tömegesebb, de gyertyános-tölgyesekben is előforduló fajok: *Isopyrum thalictroides*, *Galeobdolon montanum*, *Stellaria neglecta*, *Viola riviniana*, *Lamium maculatum*, *Anemone ranunculoides* (kivéve Szatmári-erdő).
- Gyertyános-tölgyesek jellemző fajai: *Corydalis cava*, *C. solida*, *Adoxa moschatellina*, *Aegopodium podagraria*, *Arum maculatum*, *Asarum europaeum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Carex brizoides*, *Circaea lutetiana*, *Gagea lutea*, *Galanthus nivalis*, *Galium odoratum*, *Geranium phaeum*, *Polygonum latifolium*, *P. multiflorum*, *Pulmonaria officinalis*, *Stellaria holostea*, *Viola reichenbachiana*

A Rába-völgy gyertyános-tölgyesei és keményfaligetei fajaik alapján elkülönülnek az ország más hasonló élőhelyeitől, ezért megőrzésükre, fenntartható használatukra kiemelt figyelmet kell fordítani.

Diverzitás vizsgálatok során elsőként a nagy (50 x 50 m) kvadrátok teljes fajszámát hasonlítottam össze a faállományok egyes tulajdonságaival, mivel kíváncsi voltam arra, hogy az egyes változók azt milyen mértékben befolyásolják. A fajszám ugyan nem nevezhető a közösség állapot változásainak érzékeny indikátorának, de a hagyományos diverzitásmutatók alapjának tekinthető. A bemutatott ábrákon jól látható, hogy a természetes erdők nagyobb fajkészlettel rendelkeznek az erdősített területekénél. Az eredmény logikusnak tűnik, hisz az erdősítésekben még évtizedek múltán is kevés erdei faj található meg, aljnövényzetüket leginkább a természetes zavarástűrő, valamint adventív fajok alkotják. Az erdőkben még gyakran az erőteljes használat ellenére is megtalálhatók a természetes állományok kísérőfajai, melyek mellett az adventív és zavarástűrő elemek is ugyanúgy ott vannak. A fajszámot a faállományok kora lényegében nem befolyásolta. A fajszám vizsgálatával tehát nem minden esetben következtethetünk az erdők természetességére, mint azt már korábbi külföldi tapasztalatok is megmutatták (NAGAIKE et al. 2005). A mintaterület nagyobb erdeiben (Rumi-, Hollósi-erdő) nagyobb volt a fajszám, mint a kisebbekben, de ez abból adódik, hogy a nagyobb erdőtömbök jobban feltártak és ezekben több a zavarást jelző kozmopolita faj.

Erdőtípusok tekintetében a legalacsonyabb fajszámmal a lucfenyő ültetvények jellemezhetőek. A telepített lucfenyvesek fényben nagyon szegények, így ott nagyon kevés lágyszárú faj található meg, azok is inkább a felnyíló foltokon jelennek meg. A lucosok alatt lévő vastag fenyőtűavár szintén jelentős gátja a növényfajok megtelepedésének. A telepített kocsányos tölgyesek alacsony fajszáma sem meglepő, mivel esetükben a vastag lombavar akadályozza meg a legtöbb faj megtelepedését, mely a kor előrehaladtával sem változik lényegesen. A nemesnyár ültetvények viszonylag magas fajszáma a termőhelyi változatosságnak köszönhető. Míg a puhafaliget termőhelyre ültetett nemesnyárasok aljnövényzete meglehetősen szegényes, általában egy-két faj monodomináns állományaival jellemezhető, addig a gyertyános-tölgyesek helyére telepített állományok lágyszárú szintje az eredeti erdőtípuséhoz nagyon hasonló. Viszonylag magas fajszámmal rendelkeznek a fényben gazdag állományok is (fekete dió és akácültetvények), de a legmagasabb fajszámot a

természetszerű keményfaliget-mocsárerdő átmeneti állományok mutatják. A gyertyános-tölgyesek lágyszárú diverzitása a fekete diósokéhoz volt hasonló.

Ha csak az erdei kísérő lágyszárú fajok számát vonjuk be a vizsgálatba, akkor már jobban elkülönülnek a természetszerű erdők az ültetvényektől, viszont a fekete diósok itt is a gyertyános-tölgyesekhez hasonlóan magas fajszámmal rendelkeznek.

A fajkombinációk diverzitása a közvetlenül együtt élő fajok kollektív viselkedését mutatja. Ez a mutató részletesen jellemzi a populációk együttélését, érzékenyebben reagál a környezetben bekövetkezett változásokra, mint a fajszámon alapuló hasonló mérőszámok. Ahogy várható volt, a fajkombinációk száma a természetszerű állományokban magasabb volt, mint az ültetvényekben. A két típus között itt nagyobb eltérés volt, mint a teljes fajszám tekintetében, tehát a mesterséges erdőkben lévő fajok kisebb kombinációs készséggel is rendelkeznek.

Ha a fajkombinációk számát erdőtípusonként nézzük, az előző mérési eredményekhez hasonlóan, itt is a lucfenyvesek esetében kapjuk a legalacsonyabb értéket. Mivel ennek az élőhelynek volt a legalacsonyabb fajszáma, így a kevés faj értelemszerűen kevés kombinációs lehetőséggel bír. Viszonylag kevés faj él egymás mellett a telepített kocsányos tölgyesekben is, itt ismét a vastag lombos rétegre hívom fel a figyelmet, mivel ez több lágyszárú faj csírázását is gátolja, így összefüggő aljnövényzet ritkán alakul ki bennük. A feketediósok és az akácok szünbiológiai diverzitása ugyanakkor a természetszerű gyertyános-tölgyesekéhoz hasonló, ami alapján gondolhatnánk, hogy ezek az ültetvények megőrzik az eredeti élőhely fajait. A valóság azonban ettől eltér, mivel a feketediósokban és az akácokban a magas szám leginkább a zavarástűrő fajok kombinációjából tevődik össze, míg a gyertyános-tölgyesek esetében a diverzitás kialakításában a kísérő fajok vesznek részt nagyobb arányban, így magasabb mutató nem feltétlenül jelenti az élőhely jobb természetességét. Ennek tudatában is meglepő, hogy az alacsony fajszámú akácok viszonylag magas fajkombinációt produkálnak.

Ha a faállományok korának fajkombinációra gyakorolt hatását nézzük, egyértelműen pozitív összefüggést kapunk: a szünbiológiai diverzitás mind a természetszerű erdőkben, mind az ültetvényekben nőtt a kor előrehaladtával.

Összefoglalva megállapítható, hogy a fajszám és a fajkombinációk diverzitása tekintetében a természetszerű erdők magasabb értéket képviselnek, de egyes fényben gazdag ültetvények (feketedió, akác) is hasonló mutatókkal rendelkeznek. A faállományok természetességének korrekt megítéléséhez tehát nem elég csak a lágyszárú szint diverzitását vizsgálni, hanem azt több szintre és paraméterekre kiterjedő vizsgálatok összesített értékelésével kaphatjuk meg.

A dolgozatban vizsgáltam egyes évelő erdei kísérő lágyszárú fajok elterjedését is, mivel arra voltam kíváncsi, hogy az erdei növények mennyire érzékenyek az erdőgazdálkodásra, mennyi idő múlva és milyen mértékben kolonizálják az erdősített területeket, illetve mennyire függ az elterjedésük a faállomány típusától és korától. A vizsgált 12 faj a Nyugat-Magyarország dombvidéki régióban elterjednek számít, legtöbbjük a Kisalföld irányában szórványossá válik. A Nyugat-magyarországi-peremvidék gyertyános-tölgyeseiben és keményfaligeteiben a legtöbb helyen megtalálhatók, így a vizsgált területen makroklimatikus eltérések nem befolyásolják elterjedésüket.

A vizsgált fajok közül az egyes mintaterületeken lévő gyakoriság eltérések a *Corydalis solida*-*C. cava* és az *Anemone nemorosa*-*A. ranunculoides* magyarázhatók mezoklimatikus okokkal. Az *A. nemorosa* és a *C. solida* ritkulása a Kisalfölddel érintkező területeken máshol (pl. Répce-völgy) is megfigyelhető, így e fajok Szatmári-erdőben megfigyelt eltérő viselkedése regionális okokra is visszavezethető. Mivel a mintaterületek talajviszonyai is közel azonosak, így joggal feltételezhetjük, hogy jelenlét-hiányuk nem talajtani okokra vezethető vissza. A talaj vízháztartása tekintetében mutatkozott eltérés az egyes

mintaterületeknél. Mivel a Szatmári-erdő mellett lévő Rába szakaszt korábban teljes mértékben szabályozták, így az árvizek már nem öntik el az erdőt és a terület talajvízszintje is jelentősen lecsökkent.

A termőhely szárazabbá válásával egyes mezofil fajok (*Corydalis cava*, *Stellaria holostea*, de ide sorolható a vizsgálatba be nem vont *Galium odoratum* is) elterjedtek, míg a nedvesséigényesek megritkultak (*Galobdolon montanum*) vagy eltűntek (*Leucosium verum*). A nedvesebb erdőkhöz való kötődést utóbbi esetében a többi mintaterületeken is lehetett igazolni, ugyanúgy mint az *Anemone ranunculoides*-nél. Ez a faj előfordul ugyan gyertyános-tölgyesekben is, de legnagyobb gyakoriságot - legalábbis a Hollósi- és a Rumi-erdő tekintetében - az árterek mélyebben fekvő részein érték el. Általánosságban véve a hegyvidékekről leereszkedett fajok (*Veronica montana*, *Omphalodes scorpioides*, *Isopyrum thalictroides*) a Rába-völgyében a nedvesebb erdőkhöz kötődnek. A fajok gyakoriságát a legtöbb esetben a területen folyó erdőgazdálkodás vagy a korábbi erdőhasználat jelentősen befolyásolta.

Véghasználat során szinte mindegyik faj populációja sérült, a drasztikusan megváltozott fény, nedvesség- és konkurenciaviszonyok miatt. Az egyedszám csökkenés leginkább a nyári virágzású növények tekintetében volt megfigyelhető, de egyes kora tavaszi geofitonok (*Isopyrum thalictroides*, *Scilla drunensis*) is szinte teljesen eltűntek tarvágás után. A *Galanthus nivalis* és a *Scilla drunensis* gyakran nagy borításban van jelen a cserjés szegélyekben, így a megkímélt erdőszegélyek a fajok rekolonizációjára értékes propagulumforrásként szolgálnak. A vizsgált fajok közül az *Isopyrum thalictroides* tűnik a legérzékenyebbnek, mivel a jó természetességű, bolygatatlan talajú, általában idős erdőkhöz kötődik, erdősítésekben szinte soha sem található meg. Mivel hangyák által terjesztett faj, terjedése meglehetősen lassú, ráadásul nem képez olyan erős telepeket, mint a hasonló terjedési stratégiával rendelkező *Anemone* fajok. Egyes myrmechocor fajok (*Corydalis cava*, *Galanthus nivalis*) egyedei az összefüggő állományoktól gyakran nagyobb távolságra is eljutnak, esetükben felmerül, hogy terjesztésükben a vadak is szerepet játszanak. A vizsgált fajok az erdősítéseket általában nagyon lassan kolonizálták - ez főképp terjedési stratégiájukból adódik -, viszont néhány faj (*Galanthus nivalis*, *Corydalis* sp.) viszonylag gyorsan megjelent az ültetvényekben.

Terepi tapasztalatok alapján kijelenthető, hogy az alacsonyabban fekvő területeken nagyobb a kolonizáció sebessége, mivel itt a magok terjesztésében az árvizek is szerepet játszanak. Mivel az ilyen jellegű területeken (Csörnöc-Herpenyő mente) nagyon kevés az erdősítés, az alacsony mintaszám miatt statisztikailag ez az állítás nem igazolható.

Az elterjedés vizsgálatok alapján a felmért fajokat viselkedésük szerint az alábbiakban csoportosíthatók:

Erdészeti beavatkozásokra érzékeny fajok: *Isopyrum thalictroides*

Viszonylag gyorsan terjedő fajok: *Aegopodium podagraria*, *Carex brizoides*, *Corydalis solida*, *Galanthus nivalis*, *Leucosium verum*

Lassan terjedő fajok: *Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides*, *Isopyrum thalictroides*, *Scilla drunensis*

Korérzékeny fajok: *Galanthus nivalis*, *Galobdolon montanum*, *Scilla drunensis*

Legeltetés felhagyását követően terjedő fajok: *Carex brizoides*, *Stellaria holostea*

A disszertáció eredményei a gyakorlati természetvédelem és az erdőgazdálkodás számára jelenthetnek hasznos információkat. A vizsgálatba bevont mintaterületek természetvédelmi oltalom alatt állnak, a védettség indoka között a természetszerű erdő Rába-völgyben való ritkasága és az erdei élőhelyek országos veszélyeztetettsége szerepel. Mind a keményfaligetek, mind a gyertyános-tölgyesek közösségi élőhelytípusok közé tartoznak, megőrzésük jelentősége túlmutat Magyarország szintjén is. Tájégtörténeti vizsgálataim alapján láthatóvá vált, hogy az erdőtömbökben a múltban gyakran drasztikus erdőhasználati módokat alkalmaztak (legeltetés, közteshasználat), és a területük is jóval kisebb volt a mainál. Az 1800-as évek vége óta folyó erdősítések ugyan az erdők összkiterjedését megnövelték, de a természetes erdők kísérőfajainak többsége azóta sem tudta kolonizálni az ültetvényeket, még akkor sem, ha őshonos fafajokat alkalmaztak. Az erdők viszont a múltban folyó erdőgazdálkodás, természetvédelmi szempontokat nélkülöző beavatkozásai ellenére is megőrizték fajkészletüket.

Az 1800-as évek vége óta zajló erdősítések a Rába menti erdőtömbök területét jelentősen megnövelték, így statisztikailag javították az erdőborítást. Az ültetvények azonban gyakran 100 év alatt sem tudtak "igazi" erdőkké válni, az aljnövényzetük még ma is főleg zavarástűrő fajokból áll. Az utóbbi évtizedekben előtérbe került az őshonos fajok erdősítésben való alkalmazása, mivel ezek a telepítések várhatóan hamarabb válnak majd erdőkké. Vizsgálataimból nem következtethetünk arra, hogy az őshonos állományok létesítése előnyt jelentene az erdei fajok kolonizációjánál. Az ültetett fafaj leginkább a termőhely környezeti feltételeinek befolyásolásán és egyes esetekben allelopatikus tényezőkön keresztül tudja befolyásolni az aljnövényzet fajkompozícióját.

Köszönetnyilvánítás

Köszönöm, hogy témavezetőm, Dr. Bartha Dénes folyamatosan segítette munkámat és hasznos tanácsaival átlendített a nehéz periódusokon.

A kutatómunkámhoz és a dolgozat megírásához nyújtott segítségért, hasznos tanácsokért a következő személyeknek szeretnék köszönetet mondani:

Bagyinszky Gábor, Balogh Csaba, Dr. Balog Lajos, Dr. Bartha Sándor, Benczik Gyula, Dr. Csiky János, Dr. Kevey Balázs, Dr. Király Gergely, Dr. Kovács J. Attila, Kránitz Tibor, Dr. Kulcsár László, Komoly Cecília, Lengyel Attila, Márkus András, Monostori Miklós, Nagy Géza, Orbán Lajos, Schubert Zoltán, Dr. Standovár Tibor, Szabó Károly, Szekeres Zsófia, Dr. Szentirmai István, Tiborcz Viktor, Türei Dénes, Vidéki Róbert.

Végül, de nem utolsó sorban külön köszönet illeti feleségemet (Mesterházy Lilla) és lányomat (Mesterházy Mira) támogatásukért és megértésükért, hogy a kutatásra és a dolgozat megírására fordított időt nem velük töltöttem el.

6. Irodalomjegyzék

- ACCETTO M. 1986: *Gagea spathacea* v Sloveniji. Biol. Vestn., 34. (1): 125-126.
- ANONYMUS 2004: Arbeitsatlas zur farn- und Blütenpflanzenflora der Steiermarkt.-Mscr., Landesmuseum Joanneum, Graz. 451 pp.
- ASH J. E., BARKHAM J. P. 1976: Changes and Variability in the Field Layer of a Coppiced Woodland in Norfolk, England. The Journal of Ecology 64 (2): 697-712.
- ÁDÁM L. 1975: A Nyugat-magyarországi-peremvidék tájai. In: ÁDÁM L., MAROSI S. (szerk.): A Kisalföld és a Nyugat-magyarországi-peremvidék. In: PÉCSI M. (szerk.): Magyarország tájféldrajza 3. Akadémiai Kiadó, Budapest, (605 pp. + 16 tt.)
- BABOS I., HORVÁTHNÉ PROPSZT S., JÁRÓ Z., KIRÁLY L., SZODFRIDT I., TÓTH B. 1966: Erdészeti termőhelyfeltárás és térképezés. Akadémiai Kiadó, Budapest 493 pp.
- BALOGH L. 1999: *Adventív invazív növények jelenlétének mai mértéke a Rába mentén, Alsószölnök és Vasvár között.* In: Aktuális flóra- és vegetációkutatások Magyarországon III. konferencia, Szombathely, 1999. nov. 26-28. Kézirat. Savaria Múzeum, Természettudományi Osztály, Szombathely, 21 pp.
- BALOGH L. 2000a: A Rába-völgy növényvilága. In: BODA L., ORBÁN R. (szerk.): *A Rába és a Rába mente. Kalauz turistáknak és természetbarátoknak.* B.K.L. Kiadó, Szombathely, pp. 17–33.
- BALOGH L. 2000b: Az Őrség térségének helyzete a növényi inváziók szempontjából. In: BARTHA D. (szerk.): *A tervezett Őrség-Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások III. Kutatási jelentés.* Kézirat. NYME, Sopron, pp. 307-317.
- BALOGH L. 2003: Hívatlan vendégek. Özönnövények a Rába mentén. TermészetBÚVÁR (Budapest), 58 (2): 2–5.
- BALOGH L. 2007: Növényi inváziók hazánkban, különös tekintettel Nyugat-Magyarország lágyszárú özönnövényeire. Ph.D. értekezés tézisei. Pécsi Tudományegyetem, Pécs, 20 pp.
- BALOGH L., SIMON T., SZABÓ M., VIDÉKI R. 2001: Új adventív növény a hazai flórában: a sárga bohócvirág (*Mimulus guttatus* Fischer ex DC., Scrophulariaceae). (Eine neue Adventivpflanze der ungarischen Flora: Gelbe Gauklerblume; A new adventive plant in the Hungarian Flora: the Yellow Monkeyflower.) — *Kitaibelia*. 6(2): 329–345.
- BAKAN B 2006: Slikovni pregled višjih rastlin Prekmurja. Razvojni center, Lendava, 245 pp.
- BARBALICS I. J. 1979-1980: Adatok Vasvár környékének flórájához. Savaria-A Vas Megyei Múzeumok Értesítője 13-14: 37-43.
- BARKHAM J. P. 1992: The effects of management on the ground flora of ancient woodland, Brigsteer Park Wood, Cumbria, England. Biological Conservation 60: 167-187.
- BARTHA D. 1989: Fitocönológiai vizsgálatok a nyírségi feketedió (*Juglans nigra* L.) állományokban. Callandrella 3(2): 6-12.
- BARTHA S., CZÁRÁN T., PODANI J. 1998: Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. Abstracta Botanica 22: 49-66.
- BARTHA S. 2008: Mikrocönológiai módszerek a táji vegetáció állapotának vizsgálatára. Tájökológiai lapok 6 (3): 229-245.
- BARTHA S., MEROLLI A., CANULLO R., CAMPETELLA G., CANULLO R. 2008: Changes of vascular plant diversity along a chronosequence of beech coppice stands, central Apennines, Italy. *Pl Biosystems* 142: 572–583

- BECKING R. W. 1957: The Zürich-Montpellier Schol of phytosociology. *Botanical Review* 23: 411–488.
- BENCZIK GY. (2000): A Rába középső Vas megyei szakasza a középkorban; Vas Megyei levéltár, Szombathely, kézirat
- BERKI I., NÉMETH S. 1985: Nyugat-dunántúl fontosabb talajtípusainak rövid áttekintő ismertetése. Vas Megyei Növényvédelmi és Agrokémiai Állomás, Tanakajd 61 pp.
- BIERZYCHUDEK P. 1982: The demography of jack-in-the-pulpit, a forest perennial that changes sex. *Ecological Monographs* 52: 335–351.
- BODONCZI L. 2002: Újabb adatok Vas megye flórájához. *Kitaibelia* 7: 157-161.
- BODONCZI L. 2003. A hamvas éger [*Alnus incana* (L.) MOENCH] elterjedése Vas megyében. *Flora Pannonica* 1: 108-117.
- BODONCZI L. 2005: Javaslat Vas megye új, botanikai szempontú tájfelosztására. *Vasi Szemle* 59 (3): 358-376.
- BOGÁRDI J. 1971: Vízfolyások hordalékszállítására. Akadémiai Kiadó, Budapest 837 p.
- BOKOR P. 1989: Vas megye természetföldrajzi tájbeosztása. *Vasi Szemle* 43: 26-46
- BORBÁS V. 1887: Vasvármegye növényföldrajza és flórája. Vas megyei Gazdasági Egyesület, Szombathely, 391 pp.
- BORBÁS V. 1897: Vas megye növénygeográfiai viszonyai. In: Magyarország vármegyéi és városai, Vasvármegye, Budapest pp. 497-542.
- BORCHSENIUS F., NIELSEN P. K., LAWESSON J. E. 2004: Vegetation structure and diversity of an ancient temperate deciduous forest in SW Denmark. *Plant Ecology* 175: 121–135.
- BORHIDI A. 1961: Klimadiagramme und klimazonale Karte Ungarns. *Ann. Univ. Sci. Bp. Sect. Biol.* 4: 21-50.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of higher plants in the hungarian flora. *Acta. Bot. Hung.* 39 (1-2): 97-181.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 pp.
- BOROS Á. 1948: Florisztikai jegyzetek. kézirat. MTM Növénytár, Budapest,
- BOROS Á. 1959: Florisztikai jegyzetek. kézirat. MTM Növénytár, Budapest,
- BOROS Á. 1961: Florisztikai jegyzetek. kézirat. MTM Növénytár, Budapest,
- BOSSUYT B., HERMY M., DECKERS J. 1999: Migration of herbaceous plant species across ancient recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology* 87: 628-638.
- BÖLÖNI J., KEVEY B., BODONCZI L., ÓDOR P., BARTHA D., TÍMÁR G., MOLNÁR ZS., JUHÁSZ M., BORHIDI A. 2011: Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek. In BÖLÖNI et al (szerk.): Magyarország élőhelyei: Vegetációtípusok leírása és határozója ÁNÉR 2011 pp. 257-261.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A.(szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei: Vegetációtípusok leírása és határozója ÁNÉR 2011 440 pp.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Ed. 3., Springer Verlag, Wien, 330 pp.
- BRUNET J. VON OHEIMB G. 1998: Colonization of secondary woodlands by *Anemone nemorosa*. *Nordic Journal of Botany* 18 (3): 369-377.
- BUTAYE J., JACQUEMYN H., HERMY M. 2001: Differential colonization causing non-random forest plant community structure in a fragmented agricultural landscape. *Ecography* 24: 369–380.

- CAMPETELLA G., CANULLO R., BARTHA S. 2004: Coenostate descriptors and spatial dependence in vegetation: Derived variables in monitoring forest dynamics and assembly rules. *Comm Ecol.* 5: 105–114.
- CANULLO R. 1985. La recolonisation des champs abandonnés par l'espace forestier *Anemone nemorosa* L.: 11. Rythme saisonnier, reproduction et potentialité générative des populations de forêt, de broussailles et de prairie. *Giorn. Bot. Ital.* 119: 261–289.
- CANULLO R., CAMPETELLA G. 2005: Spatial patterns of plant species, guilds and biological types in the regenerative phase of a beech coppice (Torricchio Mountain Nature Reserve, Apennines, Italy). *Acta Bot. Gallica* 152: 529–543.
- CANULLO R., CAMPETELLA G. 2006: Structural and dynamic variables in regenerating and primary phytocoenoses of the Tilio-Carpinetum community in Białowieża National Park. *Polish Botanical Studies* 22: 123–135.
- CHMURA D., SIERKA E. 2007: The invasibility of deciduous forest communities after disturbance: A case study of *Carex brizoides* and *Impatiens parviflora* invasion. *Forest Ecology and Management* 242: 487–495.
- CORNELISSEN J. H. C. 1996: An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of Ecology* 84: 573–582.
- CSABA J. 1966–1970: Csákánydoroszló népi halászata. Savaria, A Vas megyei Múzeumok Értesítője 4: 137–163.
- CSONTOS P. 1996: Az aljnövényzet változásai cserestölgyes erdők regenerációs szukcessziójában. *Scientia Kiadó*. Budapest, 122 pp.
- CSONTOS P., TAMÁS J., TOBISCH T. 2002: A magyar flóra magterjesztési-mód adatbázisának bemutatása, elemzési példákkal: a szociális magatartási típusok értékelése. In: SALAMON-ALBERT É A (szerk.): 70 éves Borhidi Attila köszöntése. PTE kiadványa, Pécs, pp: 557–569.
- DECOCQ G., AUBERT M. DUPONT F., ALARD D., SAGUEZ R., WATTEZ-FRANGER A., FOUCAULT B., DELELIS-DUSOLLIER A., BARDAT J. 2004: Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* 41 (6): 1065–1079.
- DIEKMANN M., DUPRÉ C. 1997: Acidification and Eutrophication of Deciduous Forests in Northwestern Germany Demonstrated by Indicator Species Analysis. *Journal of Vegetation Science* 8 (6): 855–864.
- DOSTÁL L. 1978: Nové náleziská *Carex strigosa* Huds. na východnom Slovensku. *Acta Bot. Slov. Acad. Sci. Slovacaee*, ser. A 4: 197–203.
- DUPOUEY J. L., DAMBRINE E., LAFFITE J. D., MOARES C. 2002: Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83 (11): 2978–2984.
- DZWONKO Z., LOSTER S. 1988: Species richness of small woodlands on the western Carpathian foothills. *Vegetatio* 76: 15–27.
- DZWONKO Z., LOSTER S. 1989: Distribution of Vascular Plant Species in Small Woodlands on the Western Carpathian Foothills. *Oikos* 56 (1): 77–86.
- DZWONKO Z., LOSTER S. 1992: Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography* 19:195–204.
- DZWONKO Z. 1993: Relations between the floristic composition of isolated young woods and their proximity to ancient woodland. *Journal of Vegetation Science* 4: 693–698.
- DZWONKO Z. 2001: Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology* 38: 942–951.

- EHRLÉN J., ERIKSSON O. 2000: Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology* 81 (6): 1667–1674.
- ENDELS P., ADRIAENS D., VERHEYEN K., HERMY, M. 2004: Population structure and adult plant performance of forest herbs in three contrasting habitats. *Ecography* 27: 225-241.
- ENDELS P., ADRIAENS D., BEKKER R. M., KNEVEL I. C., DECOCQ G., HERMY M. 2007: Groupings of life-history traits are associated with distribution of forest plant species in a fragmented landscape. *Journal of Vegetation Science* 18: 499-508.
- ERIKSSON O. 1989: Seedling dynamics and life histories in clonal plants. *Oikos* 55: 231-238.
- FALINSKI J. B. 1986: Vegetation Dynamics in Temperate Lowland Primeval Forest. *Ecological Studies in Białowieża Forest. Geobotany* 8. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 537 pp.
- FALINSKI J. B. 1998: Invasive alien plants, vegetation dynamics and neophytism. *Phytocoenosis* 10 (N.S.) Suppl. *Cartogr. Geobot.* 9: 163–188.
- FARKAS S. (ed.) 1999: Magyarország védett növényei. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 416 pp.
- FELFÖLDY L. (2002): Sászatározó. *Kitaibela* 7(1): 1-100.
- FISCHER M. A., ADLER W., OSWALD K. 2005: Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. – Land Oberösterreich, OÖ Landesmuseen, Linz, 1392 pp.
- FORMAN R. T. T., BAUDRY J. 1984: Hedgerow and hedgerows network in Landscape Ecology. *Environmental Management* 26: 495-510.
- FÓTI SZ. 2008: Gyepék CO₂-gázcserejének finomléptékű térbeli variabilitása és mintázata. PhD értekezés, Gödöllő, 135 pp.
- FRAMBACH E. H. M., MEULMAN M. M. 1988: De Bywanck veranderingen in de vegetatie als gevolg van verdroging. *Levende. Nat.* 89: 25-31.
- FRATERRIGO J. M., TURNER M. G., PEARSON S. M. 2006: Previous land use alters plant allocation and growth in forest herbs. *Journal of Ecology* 94: 548–557.
- FRÖBORG H., ERIKSSON O. 1997: Local Colonization and Extinction of Field Layer Plants in a Deciduous Forest and Their Dependence upon Life History Features. – *Journal of Vegetation Science* 8 (3): 395-400.
- GÁYER Gy. 1908: Adatok Vasvármegye flórájához. *Magyar Botanikai Lapok* 7: 289-290.
- GÁYER Gy. 1913: Adatok vasvármegye flórájához, *Additamenta ad floram comitatus castriferrei*, *Magy. Bot. Lapok*, 12, (10-12): 312-313.
- GÁYER Gy. 1925: Vasvármegye fejlődéstörténeti növényföldrajza és a praenoricumi flórasáv. *Vasvármegye Múzeum Évkönyve* 1: 1-44.
- GÁYER Gy. 1927a: Új adatok Vasvármegye flórájához I. *Vasvármegye Múzeum Évkönyve* 2: 204-206.
- GÁYER Gy. 1927b: Neue Beiträge zur Flora des Komitates Vas (Eisenburg). *Vasvármegye és Szombathely város Kultúregyesülete és a Vasvármegyei Múzeum Évkönyve* 2: 248-255.
- GÁYER Gy. 1929: Új adatok Vasvármegye flórájához II. *Vasvármegye és Szombathely város Kultúregyesülete és a Vasvármegyei Múzeum Évkönyve* 3: 70-75.
- GÁYER Gy. 1932: Új adatok Vasvármegye flórájához III. *Annales Sabariensis: Folia Musealia* 1: 7-11.
- GODEFROID S., KOEDAM N. 2003a: Identifying indicator plant species of habitat quality and invasibility as a guide for peri-urban forest management. *Biodiversity and Conservation* 12: 1699–1713.

- GODEFROID S., KOEDAM N. 2003b: How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology & Biogeography* 12: 287–298.
- GODEFROID S., RUCQUOIJ S., KOEDAM N. 2005: To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *Forest Ecology and Management* 210: 39–53.
- GOVAERTS R., SIMPSON D.A. (eds.) 2007: World checklist of Cyperaceae (Sedges). Royal Botanic Gardens, Kew, Richmond, Surrey, 765 pp.
- GOMBOCZ E. 1945: Diara itinerum Pauli Kitaibelii Auf Grund originaler Tagebücher zusammengestellt. (Leben und Briefe Ungarischer Naturforscher IV. Herausgegeben von A. TASNÁDI-KUBACSKA). I-II:-Verlag des Ungarischen Naturhistorischen Museums, Budapest. pp. 1-476., 477-1005.+index.
- GOMEZ C., ESPADALER X. 1998: Myrmecochorous Dispersal Distances: A World Survey. *Journal of Biogeography* 25 (3): 573-580.
- GÖTMARK F., PALTTO H., NORDÉN B., GÖTMARK E. 2005: Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: Short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecology and Management* 214: 124–141.
- GRAAE B. J., HESKJAER V. S. 1997: A comparison of understorey vegetation between untouched and managed deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 96: 111–123.
- GRAAE B. J. 2000: The Effect of Landscape Fragmentation and Forest Continuity on Forest Floor Species in Two Regions of Denmark. *Journal of Vegetation Science* 11 (6): 881-892.
- GRAAE B. J., SUNDE P. B. 2000: The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Ecography* 23: 720-731.
- GRAAE B. J., T. HANSEN, P. B. SUNDE 2004: The importance of recruitment limitation in forest plant species colonization: A seed sowing experiment. *Flora* 199: 263–270.
- GRAAE B. J., ØKLAND R. H., PETERSEN P. M., JENSEN K., FRITZBØGER B. 2004: Influence of historical, geographical and environmental variables on understorey composition and richness in Danish forests. *Journal of Vegetation Science* 15: 465-474.
- GRASHOF-BOKDAM C. J. 1997: Forest plants in an agricultural landscape in the Netherlands: effects of habitat fragmentation. *Journal of Vegetation Sciences* 8: 21-28.
- GRASHOF-BOKDAM C. J., GEERTSEMA W. 1998: The effect of isolation and history of colonization patterns of plant species in secondary woodland. *Journal of Biogeography* 25: 837-846.
- GUSTAFSSON C., EHRLÉN J., ERIKSSON O. 2002: Recruitment in *Dentaria bulbifera*; the roles of dispersal, habitat quality and mollusc herbivory. *Journal of Vegetation Science* 13: 719-724.
- GYÖNGYÖSSY P. 2000: Történeti adatok az őrségi erdők erdészeti és természetvédelmi értékeléséhez. In: Bartha D. (ed.): A tervezett Őrség-Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások I. Kutatási jelentés. Kézirat. NyME, Sopron, pp. 70-123.
- HALPERN C. B., SPIES T. A. 1995: Plant species diversity in Natural and Managed Forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications* 5:4, 913-934.
- HANSSON L. 2001: Traditional management of forests: plant and bird community responses to alternative restoration of oak–hazel woodland in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 10: 1865–1873.

- HERMY M., HONNAY O., FIRBANK L., GRASHOF-BOKDAM C., LAWESSON J. E. 1999: An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9-22.
- HERMY M., VERHEYEN K. 2007: Legacies of the past in the present day forest biodiversity: a review of past land use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecol. Res.* 22: 361-371.
- HEUFFEL J. 1831: Verzeichnis der um Pressburg vorkommenden, in Endlichner's Flora Posoniensis nicht erwähnten Pflanzen.-Flora oder allgemeine botanische Zeitung 1: 404-407.
- HONNAY O., HERMY M., COPPIN P. 1999: Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Ecological Conservation* 87: 73-84.
- HONNAY O., JACQUEMYN H., BOSSUYT B., HERMY M. 2005: Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist* 166: 723-736.
- HORVÁT A. O. 1949: Újabb adatok a szentgotthárdi apátsági erdők ismeretéhez. *Index Horti Bot. Univ.* 7: 1-3.
- HORVÁTH A. 1998. INFOTHEM program: new possibilities of spatial series analysis based on information theory methods. *Tiscia* 31: 71-84.
- HORVÁTH A. 2002: A mezőföldi löszvegetáció términtázati szerveződése. *Synbiologia Hungarica* 5, Scientia Kiad., Budapest, 174 pp.
- JACQUEMYN H., BUTAYE J., HERMY M. 2001a: Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. *Journal of Biogeography* 28: 801-812.
- JACQUEMYN H., BUTAYE J., DUMORTIER M., HERMY M., LUST N. 2001b: Effects of Age and Distance on the Composition of Mixed Deciduous Forest Fragments in an Agricultural Landscape. *Journal of Vegetation Science* 12 (5): 635-642.
- JALAS J., SUOMINEN J. (eds.) 1983: Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe. 6. Caryophyllaceae (Alsinoideae and Paronychioideae). – The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, 176 pp. [maps 669–1011]
- JALAS J. SUOMINEN J. (eds.) 1989: Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe. 8. Nymphaeaceae to Ranunculaceae. – The Committee for Mapping the Flora of Europe and Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, 261 pp. [maps 1509–1953]
- JAKUCS P. 1972: Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen. Akadémiai Kiadó, Budapest, 228 pp.
- JÁVORKA S. 1925: Magyar Flóra. Flora Hungarica. Studium. Budapest, 1308 pp.
- JÁVORKA S. 1940: Növényelterjedési határok a Dunántúlon. *Pflanzenareale in Transdanubien in Ungarn. Math. Term.tud. Közl.* 49: 967-997.
- JEANPLONG J. 1956: Flóraelemek szerepe a flórahatárok megvonásában Északnyugat-Dunántúlon. *Bot. Közl.* 46: 261-266.
- JEANPLONG J. 1958: Új előfordulási adatok a Transdanubicum és az Eupannonicum flórájának ismeretéhez. *Vasi Szemle* 12: 120-122.
- JEANPLONG J. 1960: Vázlatok a Rába határvidéki árterének rétjeiről. *Botanikai Közlemények* 49: 289-299.

- JEANPLONG J. 1972a: Újabb adatok Északnyugat-Dunántúl flórájának ismeretéhez. Vasi Szemle 26: 586-588.
- JEANPLONG J. 1972b: Sárvár és környékének flórája. Honismereti Híradó (Sárvár) 3 (1): 5-13.
- JEANPLONG J., DALA J. 1974: Ság (fajlista a Ság-hegy különböző időszakokban/tavaszi, nyárelő, nyárutó/ észlelt edényes növényeiről). Kézirat, Celldömölk, 3 pp.
- JEANPLONG J. 1983: Új adatok Északnyugat-Dunántól flórájának ismeretéhez II. Vasi Szemle 37: 111-114.
- JEANPLONG J. 1987: Jelentősebb hasznosítható réttársulások az Alpokalja vas megyei részén. Praenorica, Folia Hist.-Nat. II: 85-94.
- JEANPLONG J. 1991: Új adatok Északnyugat Dunántúl flórájának ismeretéhez III. Vasi Szemle 45: 17-19.
- JEANPLONG J. 1999: Új adatok Északnyugat Dunántúl flórájának ismeretéhez IV. Vasi Szemle 53: 143-145.
- JOGAN N. ed 2001: Gradivo za Atlas flore Slovenije. Ljubljana, 443 pp.
- JUHÁSZ L. 1937: A vasmegyei Farkas-erdő a XVII. és XVIII. században. Századok (Pótfüzet). pp. 553-575.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1980: A cönológia koegzisztenciális szerkezeteinek modellezése. Akadémiai Doktori értekezés, Budapest, 211 pp.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1993: Notes on compositional diversity. Hydrobiologia 249: 173-182.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1954: Adatok Délnyugat-Dunántúl növényföldrajzához. Bot. Közlem. 45: 257-267.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1957: Újabb adatok Délnyugat-Dunántúl flórájához. Ann. Hist. Nat. Mus. Nat. Hung. N. 8: 197-204.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1964: Újabb adatok Délnyugat-Dunántúl flórájához III. Savaria, Vas Megyei Múzeumok Értesítője 2: 43-54.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1968: Délnyugat-Dunántúl flórája I. Acta Paedagog. Agriensis 6: 329-390.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1969: Délnyugat-Dunántúl flórája II. Acta Paedagog. Agriensis 7: 329-377.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1970: Délnyugat-Dunántúl flórája III. Acta Paedagog. Agriensis 8: 469-495.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1971: Délnyugat-Dunántúl flórája IV. Acta Paedagog. Agriensis 9: 387-409.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1972: Délnyugat-Dunántúl flórája V. Acta Paedagog. Agriensis 10: 373-400.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1974: Délnyugat-Dunántúl flórája VI. Acta Paedagog. Agriensis 12: 451-463.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1975: Délnyugat-Dunántúl flórája VII. Acta Paedagog. Agriensis 13: 395-415.
- KÁRPÁTI Z. 1956: Die Florengrenzen in der Umgebung von Sopron und der Florendistrikt Laitaicum. Acta Bot. Hung. 2: 281-307.
- KÁRPÁTI Z. 1958: A Ny-dunántúli – burgenlandi flórahátárvonalokról. Bot. Közl. 47: 313-321.
- KÁRPÁTI Z. 1960: Die pflanzengeographische Gliederung Transdanubiens. Acta Bot. Hung. 6: 45-53.

- KESZEI B., KIRÁLY G., KULCSÁR L. 1999: Újabb adatok Kőszeg környékének edényes flórájához. *Vasi Szemle* 53: 335-340.
- KEVEY B. 1978: Az *Allium ursinum* L. magyarországi elterjedése. *Bot. Közl.* 65: 165-175.
- KEVEY B. 1993a: A Keleti-Mecsek szurdokerdei (*Scutellario-Aceretum*). *Folia Comloensis* 5: 29–54.
- KEVEY B. 1993b: A Szigetköz ligeterdeinek összehasonlító-cönológiai vizsgálata. Kandidátusi értekezés tézisei. Janus Pannonius Tudományegyetem, Növénytani Tanszék, Pécs, 9 pp.
- KEVEY B. 2001: A *Carex strigosa* Huds. elterjedése Magyarországon *Kitaibelia* 6 (1): 37-44.
- KEVEY B. 2004: Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez IX. *Bot. Közlem* 91: 13-23.
- KEVEY B. 2008: Magyarország erdőtársulásai. *Tilia* 14. 490 pp. +CD melléklet
- KIRÁLY G. 1996: A Kőszegi-hegység edényes flórája. *Tilia* 3: 1-415.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 pp.
- KIRÁLY A., KIRÁLY G. 2000: A Délnyugat-Kisalföld florisztikai-növényföldrajzi kutatásának előzetes eredményei. *Kitaibelia* 5 (2): 307-311.
- KIRÁLY G., KUN A., SZMORAD F. 1999: A Vas-hegy csoport vegetációja és florisztikai érdekességei. *Kitaibelia* 4: 119-142.
- KIRÁLY G., CSAPODY I., SZMORAD F., TÍMÁR G. 2004: A Soproni-hegység edényes flórája. Enumeráció. In: KIRÁLY G. (ed.): A Soproni-hegység edényes flórája. *Flora Pannonica* 2 (1): 91-481.
- KIRÁLY G., MESTERHÁZY A. 2006: A Dunántúl flórakutatásának legjelentősebb eredményei (2000-2005) (Aktuális Flóra-és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VII konferencia előadásainak összefoglalója). *Kitaibelia* 11 (1): 9
- KIRÁLY G., MESTERHÁZY A., KIRÁLY A. 2007: Adatok a Nyugat-Dunántúl flórájához és növényföldrajzához. *Flora Pannonica* 5: 3-66.
- KIRÁLY G., MESTERHÁZY A., PÁL R., PINKE GY. 2008: Occurrences of *Nanocyperion* species in West Hungary – role of moist plough-lands in conservation. *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue* 21: 557-566.
- KIRÁLY G., MOLNÁR ZS., KEVEY B., BÖLÖNI J., BARTHA D., TÍMÁR G. 2011: Keményfás ártéri erdők. in BÖLÖNI et al (szerk.): Magyarország élőhelyei: Vegetációtípusok leírása és határozója ÁNÉR 2011 p.: 252-256.
- KOLB A., DIEKMANN M. 2005 Effects of life-history traits on responses of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19: 929–938.
- KOVÁCS J. A. 1995: Vas megye növénytársulásainak áttekintése. *Vasi Szemle*, 49 (4): 518-557. („Outline for a synopsis of plant communities in Vas-county” *Kanitzia*, 2: 79-113. (1994))
- KOVÁCS J. A. 1999: Az Őrségi Tájvédelmi Körzet növényzetének sajátosságai, ökológiai-termesztvédelmi problémái. *Vasi Szemle* 53(1): 111-142.
- KOVÁCS J. A. 2002: Az Őrségi Tájvédelmi Körzet rétvegetációja. *Kanitzia* 10: 137-174.
- KOVÁCS J. A. 2004: A Rába-völgy jelentősebb élőhelytípusai és azok veszélyeztető tényezői. *Vasi Szemle* 57: 667-700.
- KOVÁCS J. A. 2005: Délnyugat-Dunántúl Flórája VIII. (Egyszikűek) Károlyi Árpád florisztikai cédulakatalógusa alapján. *Kanitzia* 13: 125-275.

- KOVÁCS J. A., TAKÁCS B. 1998: Az alsószölnöki Rába-völgy botanikai értékei. *Kanitzia* 6: 89-110.
- KOVÁCS J. A., BODONCZI L., BALOGH L. 2000: A Nemzeti Park létrehozásakor csatolásra javasolt területek I. A (Felső-) Rába-völgy. In: BARTHA D. (szerk.): A tervezett Őrség-Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások VIII. Kutatási jelentés. Kézirat. NyME, Sopron, pp. 578–601.
- KOVÁCS J.A. – BODONCZI L.(2000): Középső-Rába-völgy. In: BARTHA D. (szerk.): A tervezett Őrség-Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások IX. Kutatási jelentés. Kézirat. NyME, Sopron, pp. 656-682.
- KOVÁCS J. A., BALOGH L. 2000: Az Őrség, Vend-vidék, Rába-völgy és Vasi-Hegyhát edényes flórája. In: BARTHA D. (szerk.): A tervezett Őrség-Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások X. Kutatási jelentés. Kézirat. NyME, Sopron, pp. 683–767.
- KOVÁCS M. 1962: Die Moorbiesen Ungarns, Akad. Kiadó, Budapest, 214 pp.
- KULCSÁR L. 2001: Florisztikai adatok Sárvár környékéről. *Kitaibelia* 6: 87-91.
- KULCSÁR L., MESTERHÁZY A. 2008: Sárvár és Celldömölk környékének védett növényei.- *Honismereti Híradó*, Sárvár 26 (2): 1-49.
- KULCSÁR L. 2009: Florisztikai adatok Sárvár környékéről II. *Praenorica* 9: 5-11.
- KUN A., MOLNÁR ZS. 1999: A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer XI. – Élőhelyterképezés, Scientia Kiadó, Budapest, 174 pp.
- KUN A., RUPRECHT E., BARTHA S., SZABÓ A., VIRÁGH K. 2007: Az Erdélyi Mezőség kincse: a gyepterület egyedülálló gazdagsága. *Kitaibelia* 12: 88-96.
- LASOWSKI W., MELANSCHKE G. J. 2002: Vegetationsaufnahmen aus Auen des Südburgenlandes (Südöstliches Alpenvorland, Österreich). Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland. Ilmitz. 49 pp.
- LAWESSON J. E., BLUST DE G., GRASHOF C., FIRBANK L., HONNAY O., HERMY M., HOBITZ P., JENSEN L. M. 1998: Species diversity and area-relationships in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 106: 235–245.
- LÁJER K. 1998: Az *Aldrovanda vesiculosa* L. újabb előfordulása és egyéb adatok Magyarország flórájának ismeretéhez. *Kitaiblia* 3: 263-274.
- LÁJER K. 2000: Associatum can be greater than florula diversity. *Acta Bot. Hung.* 42: 205-209.
- LÁJER K. 2003: A *Caricetum buekii*, *Caricetum caespitosae*, *Caricetum paniceo-nigrae*, *Cirsietum rivularis* és *Sagittario-Sprganietum emersi* hazai előfordulásairól. *Kitaibelia* 8: 35-42.
- LENIÈRE A., HOULE G. 2006: Response of herbaceous plant diversity to reduced structural diversity in maple-dominated (*Acer saccharum* Marsh.) forests managed for sap extraction. *Forest Ecology and Management* 231: 94–104.
- MARGÓCZI K., 1995: Interspecific associations in different stages of the vegetation in a Hungarian sandy area. *Tiscia* 29: 19-26.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (eds.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest 1023.pp.
- MATLACK G. R. 1994: Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America. *Ecology* 75: 1491–1502.
- MÁRTON J. 1893: Újabb adatok Vasvármegye flórájához. *Természetráji Füzetek* 16: 34-39.
- MCLACHLAN S. M., BAZELY D. R. 2001: Recovery patterns of understory herbs and their use as indicators of deciduous forest regeneration. *Conservation Biology* 15 (1): 98-110.

- MEIER A. J., BRATTON S. P., DUFFY D. C. 1995: Possible Ecological Mechanisms for Loss of Vernal-Herb Diversity in Logged Eastern Deciduous Forests. *Ecological Applications* 5 (4): 935-946.
- MESTERHÁZY A. 2010: A Gemenc-Béda területen tervezett GEF-Tápanyagesökkentési projekt beavatkozásainak monitorozása. Kutatási jelentés, Budapesti Műszaki Egyetem, Budapest 13. pp.
- MESTERHÁZY A., BAUER N., KULCSÁR L. 2003: A kisalföldi bazalt tanúhegyek edényes flórája. *Tilia* 11: 7-165.
- MESTERHÁZY A., KIRÁLY G., VIDÉKI R. 2004: A *Carex repens* BELL. újrafelfedezése a Rába mentén. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében VI. Keszthely előadásainak és posztereinek összefoglalói: 54
- MESTERHÁZY A., VIDÉKI R. 2004: A gyökerező erdekák (Scirpus radicans SCHKUHR.) előfordulása Magyarországon. *Flora Pannonica* 2 (2): 129-139.
- MESTERHÁZY A., KIRÁLY G. 2005: *Zannichelia palustris* L. a Nyugat-magyarországi-peremvidéken. - *Flora Pannonica* 3: 177
- MESTERHÁZY A., KIRÁLY G. 2006: A *Carex repens* BELLARDI Magyarországon. *Flora Pannonica* 4: 99-110
- MESTERHÁZY A., KIRÁLY G., WALLNÖFER B. 2010: On the occurrence of *Carex randalpina* B.WALLNÖFER (Cyperaceae) in Hungary. *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, B. 112: 177-180.
- MESTERHÁZY A., BARTHA D. 2012: A *Carex brizoides* L. és a *C. repens* BELL. előfordulásának és társulástani viselkedésének vizsgálata a sárvári Szatmári-erdőben. – Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében IX., Gödöllő előadásainak és posztereinek összefoglalói. *Kitaibelia* 17 (1): 119
- MEUSEL H., JÄGER E., WEINERT E. 1972: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. VEB Gustav Fischer Verlag, Jenqa, 421 pp.
- MOLNÁR Cs., MOLNÁR Zs., BARINA Z., BAUER N., BIRÓ M., BODONCZI L., BÖLÖNI J., CSATHÓ A. I., CSIKY J., DEÁK J. Á., FEKETE G., HORVÁTH A., JUHÁSZ M., KÁLLAYNÉ SZERÉNYI J., KIRÁLY G., MAGOS G., MÁTÉ A., MESTERHÁZY A., MOLNÁR A., NAGY J., ÓVÁRI M., PURGER D., SRAMKÓ G., SZÉNÁSI V., SZMORAD F., TÓTH T., VIRÓK V. 2009: Vegetation-based landscape regions of Hungary [1.0]. *Acta Botanica Hungarica* 50: 47-58.
- MOLNÁR V. A., Pfeiffer N. 1999: Adatok hazai Nanocyperion fajok ismeretéhez. *Kitaibelia* 4 (1): 391-421.
- MOSER B., SCHÜTZ M. 2006: Tolerance of understory plants subject to herbivory by roe deer. *Oikos* 114: 311-321.
- NAGAIKE T., KAMITANI T., NAKASHIZUKA T. 2005: Effects of different forest management systems on plant species diversity in a *Fagus crenata* forested landscape of central Japan. *Can. J. For. Res.* 35: 2832–2840.
- NÉMETH F. 1989: Száras növények. In: RAKONCZAY Z. (szerk.): Vörös könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett állat- és növényfajok. Akadémiai Kiadó, Budapest, 359 pp.
- NENADIC O., GREENACRE M. 2007: Correspondence Analysis in R, with two- and three-dimensional graphics: The ca package. *Journal of Statistical Software* 20 (3):1-13.
- ÓDOR P., STANDOVÁR T. 2001: Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins* 49: 219-229.

- OKSANEN J., BLANCHET F. G., KIRNDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P. R., O'HARA R. B., SIMPSON G. L., SOLYMOS P., STEVENS M. H., WAGNER H. 2012: vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-4.
- OLÁH E., CSIKY J., BARÁTH K. 2006: Belvizes szántók Nanocyperion fajai és vegetációtípusai a drávament-síkság területén. *Kitaibelia* 11 (1): 19.
- ORTMANN-AJKAI A. 1998: Vegetation mapping as a base of botanical gis applications I. Vegetation map of the Atak forest (Southwest Hungary). *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 41: 171–192.
- PAGÉS J. P., MICHALET R. 2006: Contrasted responses of two understorey species to direct and indirect effects of a canopy gap. *Plant Ecology* 187: 179-187.
- PÁL R., PINKE GY., SZALONTAI B. 2006: Belvizes szántók növényzete Belső-Somogyban. *Somogyi Múzeumok Közleményei* 17: 41-56.
- PECK I. Á. 1878: A megye viránya. In: Major P. (ed.): Mosonmegye monographiája 1, Mosonmagyaróvár, pp. 42-68.
- PETERKEN G. F., GAME M. 1981: Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 69: 781–789.
- PODANI, J. 1984: Spatial processes in the analysis of vegetation. Theory and review. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 30: 75-118.
- PODANI J. 1984b: Analysis of mapped and simulated vegetation: theory and review. *Acta Bot. Hung.* 30: 75-118.
- PODANI J. 1992: Space series analysis of vegetation: processes reconsidered. *Abstracta Botanica* 16: 25-29.
- PODANI J., CZÁRÁN T., BARTHA S. 1993: Pattern, area and diversity: the importance of spatial scale in species assemblages. *Abstr. Bot.* 17: 37-51.
- PODANI J., CZÁRÁN T. 1997: Individual-centered analysis of mapped point patterns representing multi-species assemblages. *Journal of Vegetation Sciences* 8: 259-270.
- PODANI J. 2006: With a machete through the jungle: some thoughts on community diversity. *Acta Biotheoretica* 54, 125-131.
- POLLARD E. 1973: Hedges: woodland relic hedges in Huntingdon and Peterborough. *Journal of Ecology* 61: 343–352.
- PÓCS T. 1960: Die zonalen Waldgesellschaften Südwestungarns. *Acta Bot. Acad. Sc. Hung.* 6: 75-105.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2012: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RICOTTA C., ANAND M. 2006: Spatial complexity of ecological communities: Bringing the gap between probabilistic and non-probabilistic uncertainty measures. *Ecol. Modelling* 197: 59-66.
- RUPRECHT E., KUN A., SZABÓ A. 2003: Száraz gyepek térbeli mintázatainak összehasonlítása az Erdélyi-Mezőségen. *Múzeumi Füzetek* 12: 91-113.
- RUPRECHT E., BARTHA S., BOTTA-DUKÁT Z., SZABÓ A. 2007: Assembly rules during old-field succession in two contrasting environments. *Community Ecology* 8: 31-40.
- SALISBURY E. J. 1942: The reproductive capacity of plants. Bell, London, 244 pp.
- SCHAUMANN F., HEINKEN T. 2002: Endozoochorous seed dispersal by martens (*Martes foina*, *M. martes*) in two woodland habitats. *Flora* 197: 370–378.

- SCHELLER R. M., MLADENOFF D. J. 2002: Understory Species Patterns and Diversity in Old-Growth and Managed Northern Hardwood Forests. *Ecological Applications* 12 (5): 1329-1343.
- SCHERG K. 1934: Sárvár. Stádium Sajtóvállalat Rt, Budapest. 49 pp.
- SCHUMM S.A., KHAN H.R. 1972: Experimental study of chanell patterns. *Geol. Soc. Am. Bull.* 83: 1755-1770.
- SCHUSTER B., DIEKMANN M. 2005: Species richness and environmental correlates in deciduous forests of Northwest Germany. *Forest Ecology and Management* 206: 197–205.
- SEREGÉLYES T., S. CSOMÓS Á. 1995: Hogyan készítsünk vegetációtérképeket? *Tilia* 1: 158–169.
- SILVERTOWN J., FRANCO M., MENGES E. 1996: Interpretation of Elasticity Matrices as an Aid to the Management of Plant Populations for Conservation *Conservation Biology* 10 (2): 591-597.
- SIMON L., HERMY M., HONNAY O. 2000: Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 11: 695-704.
- SIMON T. 1957: Die Wälder des nördlichen Alföld. In: ZÓLYOMI B. (ed.): *Die Vegetation ungarischer Landschaften* 1. Akadémiai Kiadó, Budapest, 172 pp. + 22 tab. + 2 chart.
- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest, 892 pp.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. 4., átdolgozott kiadás, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 846 pp.
- SINGLETON R., GARDESCU S., MARKS PL., GEBER M.A. 2001 Forest herb colonization of post-agricultural forests in central New York, USA. *Journal of Ecology* 89:325–338.
- SOÓ R. 1934: Vas vármegye szociológiai és florisztikai növényföldrajzához. *Vasi Szemle* 1: 105-134.
- SOÓ R., JÁVORKA S. 1951: A magyar növényvilág kézikönyve I-II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1120 pp.
- SOÓ R. 1973: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve V. Akadémiai Kiadó, Budapest, 723 pp.
- SÓDOR M. 2000: Az erdőgazdálkodás fragmentációs hatásai. In: Frank T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás. Magyar Madártani és természetvédelmi Egyesület-Pro Sylva Hungari Egyesület, Eger*, pp. 124-131.
- SRAMKÓ G. 2004: „Dunántúli” közép-dunai flóraválasztós fajok a Matricum flórájában. *Kitaibelia* 9 (1): 31-56.
- STANDOVÁR T., ÓDOR P., ASZALÓS R., GÁLHIDY L. 2006: Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. *Community Ecology* 7 (2): 199-209.
- STETÁK D. 2003: A Duna-Dráva nemzeti park gemenci Tájegysége vízi növénytársulásairól. *Botanikai Közlemények* (1-2): 35-63.
- STEFANOVITS P. 1963: Magyarország talajai – Akadémiai Kiadó, Budapest 442. pp.
- SZABÓ L. GY. 1998: Ökológia címszavakban: Allelopátia. *TermészetBúvár* 53(1): 26-27.
- SZENTES SZ. 2008: A legeltetés hatásának gyepgazdálkodási és természetvédelmi vizsgálata Tapolcai- és Káli-medencei legelőkön, réteken és kaszálókon. SZI MKK kari TDK dolgozat, Gödöllő, 56 pp.

- SZIGETVÁRI CS. 2002: Az invazív késeiperje, *Cleistogenes serotina* (L.) Keng. szerepe a nyílt homokgyepek társulásszerveződésében. *Kitaibelia* 7: 119-139.
- SZOLLÁT GY., BARTHA S. 1991: Pattern analyses of dolomite grassland communities using information theory models. *Abstr. Bot.* 15: 47-60.
- TAKAHASHI K., KAMITANI T. 2004: Effect of dispersal capacity on forest plant migration at a landscape scale. *Journal of Ecology* 92: 778–785.
- TAKÁCS G., MOLNÁR ZS. (szerk.) 2009: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer IX., Élőhely-térképezés 2. átdolgozott kiadás. MTA ÖBKI, Vácrátót, 77 pp.
- TERPÓ A. 1997: Zöldterületek spontán szerveződő, egészségre veszélyes, zárt növényállományának szukcessziói. In: Terpó A., Balogh J. (szerk.): Egészségre ártalmas gyomfajokkal fertőzött területek mentesítése c. konferencia előadásai. GATE MSzKI, Gödöllő, pp. 109-126.
- THOMAS R. C., KIRBY K. J., REID C. M. 1997: The conservation of a fragmented ecosystem within a cultural landscape the case of ancient woodland in England. *Biological Conservation* 82: 243-252.
- TÍMÁR G. 1994: A Vendvidék védett és veszélyeztetett növényei. Diplomadolgozat, EFE, Sopron. 65 pp.
- TÍMÁR G. 1996: Vörös Lista. A Soproni-hegység védett és veszélyeztetett edényes növényfajai. Soproni Műhely, Sopron, 49 pp.
- TÍMÁR G. 2002: A Vendvidék erdeinek értékelése új nézőpontok alapján. Doktori (Ph.D.) értekezés tézisei. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 20 pp.
- TÍMÁR G. 2005: Az alluviális folyók alakítói és a típusok kialakulásának feltételei. *Hidrológiai Közlemény* 85 (1): 1-10
- TÍMÁR G. ÓDOR P. BODONCZI L. 2000: Az Őrség és a Vendvidék erdeinek jellemzése. In: BARTHA D. (szerk.): A tervezett Őrség-Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások IV. Kutatási jelentés. Kézirat. NYME, Sopron, pp. 322–340.
- TÍMÁR L. 1950: A Tiszameder növényzete Szolnok és Szeged között. *Ann. Biol. Univ. Debrecen.* 1: 72–145.
- TÓTH I. 1958: Az Alsó-Dunaártér erdőgazdálkodása, a termőhely- és az erdőtípusok összefüggése. *Erd. Kut.* (1–2): 77–160.
- TÓTHMÉRÉSZ B., ERDEI ZS. 1992: The effect of species dominance on information theory characteristics of plant communities. *Abstracta Botanica* 16: 43-47.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1994a: Diverzitási rendezések és térsorozatok. Doktori értekezés, Debrecen. 145 pp.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1994b: Statistical analysis of spatial pattern in plant communities. *Coenoses* 9: 33-41.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1995: Density dependent and density independent representation of indirect spatial series analysis. *Acta Botanica Hung.* 39: 43-50.
- TÜXEN R. 1929: Über einige nordwestdeutsche Waldassoziationen von regionaler Verbreitung. *Jb. Geograph. Ges. Hannover* 1929: 55–116.
- VAKARCS K. 1939: A Szentgotthárd-muraszombati járás ismertetése. Vasvármegye nyomdával, Szombathely, 251 pp.
- VASVÁRI V (ed.) 1996: A felső-Rába vízgyűjtőjének hidrológiai monográfiája. Technische Universität, Graz, 255 pp.
- VERESS M. 1989: Vas megye területének fejlődéstörténeti vázlata, *Vasi Szemle* 48 (1): 1-15.

- VERHEYEN K., HERMY M. 2001a: The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *Journal of Ecology* 89: 829–840.
- VERHEYEN K., HERMY M. 2001b: An integrated analysis of the spatio-temporal colonization patterns of forest plant species. *Journal of Vegetation Science* 12: 567–578.
- VERHEYEN K., HONNAY O., MOTZKIN G., HERMY M., FOSTER D. R. 2003: Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91: 563–577.
- VERHEYEN K., HERMY M. 2004: Recruitment and growth of herb-layer species with different colonizing capacities in ancient and recent forests. *Journal of Vegetation Science* 15: 125–134.
- VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2006: Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a szálkaperjés erdőssztyepprért természetközeli és zavart állományaiban. In: MOLNÁR E. (szerk.): *Kutatás oktatás, értékteremtés*. MTA ÖBKI, Vácraót, pp. 89–111.
- VÖRÖSS L. ZS. 1965: Adatok a szaporcai Dráva-hullámtér cönológiai és florisztikai ismeretéhez. *Pécsi Tanárképző Főisk. Tudom. Közlem.*: 123–143.
- WAISBECKER A. 1891: *Kőszeg és vidékének edényes növényei*. (2. javított és bővített kiadás). Kilián, Kőszeg, 80 pp.
- WAISBECKER A. 1893: Beiträge zur Flora des Eisenburger Comitates. *Öst. Bot. Zeitschr.* 43: 281–282, 317–319, 354–357.
- WIESBAUR S. J. 1883: Zur Flora des Eisenburger comitates. *Öst. Bot. Ztschr.* 33: 43–51.
- WILLNER W., GRABHERR G. (eds.) 2007: *Wälder und Gebüsche Österreichs*. Spektrum Akademischer verlag, München pp. 123–144.
- ZÓLYOMI B. 1937: A Szigetköz növénytani kutatásának eredményei. *Bot. Közlem.* 34: 169–192.
- ZÓLYOMI B. 1981: Magyarország természetes növénytakarója. In: HORTOBÁGYI T. – SIMON T. (szerk): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Térképmelléklet 1:1.500.000, Tankönyvkiadó, Budapest, 2. kiadás.
- ZSOLT J. 1942–1943: A Szent-Endrei sziget növénytakarója. *Index Horti Bot. Univ. Budapest.* 6: 3–19 pp. + 7 tab. Megjelent: 1943.

Térképek

- I. Katonai Felmérés (1784). A felmérés eredeti, kéziratok lapjai, továbbá a korabeli színezett másolati példányok. Országos Hadtörténeti Múzeum Térképtára, Budapest, M 1: 28800 (szelvénytűszámok III-10, IV-10, V-14)
 - II. Katonai Felmérés (1854-55). A felmérés kéziratok lapjainak korabeli, színezett másolati példányai. Országos Hadtörténeti Múzeum Térképtára, Budapest, M 1: 28800 (szelvénytűszámok: XXII-55, XXIII-53, XXIII-54)
- 1:25000-es katonai térkép (1951), szelvénytűszámok L-33-46-A-a (Nádasd), L-33-34-C-d (Rábahídvég), L-33-34-D-a (Rum), L-33-34-B-d (Sárvár)

Erdészeti üzemtervek

Vas Megyei Levéltár erdészeti üzemtervi térképei és leírásai (Rum:1923, Sárvár:1932, Egyházashollós: 1887, 1933)

Vas Megyei Kormányhivatal Erdészeti Igazgatóság erdészeti üzemtervi térképei és leírásai 1960-2012 (Rum, Sárvár, Egyházashollós, Körmend)

Egyéb források:

Körmend határleírása 1890 forrás: Vas Megyei Levéltár

Egyházashollós határleírása 1895 forrás: Vas Megyei Levéltár

Rum határleírása 1890 forrás: Vas Megyei Levéltár

Sárvár határleírása 1891 forrás: Vas Megyei Levéltár

Vas Megye Statisztikai Évkönyvei 1994-2003