

Nyugat-Magyarországi Egyetem  
Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola

Doktori (Ph.D.) értekezés tézisei

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

Készítette:  
Mesterházy Attila

Sopron  
2012

**Doktori Iskola:** Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola

**Tudományág:** Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok

**Program:** Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása

**Témavezető:** Prof. Dr. Bartha Dénes

## 1. Problémafelvetés, 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, de a folyószabályozások és az árterek intenzív használata során kiterjedésük nagymértékben lecsökkent. 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 tágtűrűsű, 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. Az ártéri erdők a Nyugat-magyarországi peremvidéken is ritka élőhelynek számítanak, nagyobb erdőfoltok csak a Mura illetve a Rába-folyó mellett maradtak fenn. Mivel utóbbi vízfolyás legnagyobb részét hazánk területén folyik, az ártéri élőhelyek a Nyugat-Dunántúlon leginkább itt tanulmányozhatók.

Annak ellenére, hogy Rába-völgy természeti értékeinek felmérése, vegetációjának tanulmányozása több mint száz éves múltra tekint vissza, a térség flórájáról, növényzetéről és a bennük zajló folyamatokról még nagyon keveset tudunk. A Rába menti erdőfoltok növényzetének és vegetációjának részletes felmérése, a természeti értékek alapos feltárása a mai napig várat magára.

A természetvédelmi kezelés és természetvédelmi szempontú gazdálkodás támogatását, erősítését célzó kutatások mind nagyobb jelentőséggel bírnak az utóbbi évtizedben. Jelen munka az erdei aljnövényzet lágyszárú fajainak vizsgálatán keresztül próbál összefüggéseket találni a faji sokszínűség és az erdészeti beavatkozások közt.

Vizsgálatok konkrét célkitűzéseit a következő pontokban fogalmazhatók 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 természet szerű erdők (gyertyános-tölgyesek, keményfaligetek) lágyszárú kísérő fajainak elterjedés vizsgálata, a különböző korú, eredetű és fafajú állományokban való gyakoriságuk értékelése.

## 1. Kutatási terület, alkalmazott módszerek

### 1.1. A vizsgált terület bemutatása

A Rába Nyugat-Magyarország legjelentősebb folyója, a Rába-völgy pedig a Nyugat-Dunántúl legnagyobb völgyét alkotja. A hazai tájfeldrajzi besorolás alapján (ÁDÁM 1975) a tulajdonképpeni Rába-völgy kistáj, a Sopron-Vasi síkság középtájba és a Nyugat-magyarországi peremvidék nagytájba sorolandó.

A Nyugat-magyarországi-peremvidék egész területén végighúzódó Rába-völgy éghajlati viszonyait általában az atlanti (alpesi, óceáni), a mediterrán (déli) és a kontinentális (keleti) hatások érvényesülése határozza meg. Az évi csapadék a nyugati határvidéken 800 mm körüli (de Kőrmendnél 1000 mm fölött is mértek), a völgy DNY-i részén viszont csak 600-750 mm-t ér el.

A Rába Sárvár feletti szakasza többé-kevésbé szabályozatlan, míg a Sárvár alatt már töltések közt folyik és mederátvágásokkal érintett. Utóbbi helyen medre a szabályozás következtében jelentősen bevágódott. Az árvizek nagyrészt a Csörmöc-Herpenyő völgyében vonulnak le, mivel annak völgye a Rábáénál alacsonyabban fekszik. Az utóbbi 40 évben a folyón levonuló középvízhozamok és az árvízi vízhozamok magassága csökkent, de az árvizek gyakorisága lényegében nem változott.

A Rába-völgy talajainak kialakulását legnagyobb mértékben befolyásoló talajképző tényező maga a folyó, illetve az időszakonként megismétlődő árvízi elöntések mértéke és gyakorisága. Az Alpok keleti nyúlványain eredő Rába és mellékfolyóinak mészesmentes holocén hordalékain savanyú kémhatású öntéstalajok jellemzőek. Fizikai féleségük az öntésanyag függvénye, amelyek között agyag, iszap homok egyaránt előfordul.

A Rába menti erdők mai állapotára mind a folyó, mind az ártér korábbi használata nagymértékben hatott, ezért fontos megismerni azok tájtörténetét. A Rába-völgy erdeinek korábbi használata a korabeli leírások és a hozzáférhető üzemtervek alapján az alábbiakban összegezhető:

- 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 szálalással történt.
- Az 1800-as évek végétől napjainkig több területet erdősítettek. Az erdősítések és sokszor a felújítások is mezőgazdasági közteshasználattal 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 fajokkal 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 fajokkal újítják fel az erdőket, véghasználatoknál a természetvédelmi szempontokat is figyelembe veszik. Ma már az erdei mellékhasználatok nem jellemzők.

## **Módszerek**

Mintavételi területnek olyan nagyobb méretű erdőtömbök kerültek kiválasztásra, melyek ártéren fekszenek, általában véve jó természetességűek és a folyótól nincsenek elszeparálva. A Rába-völgy hazai területén így esett a választás a 4 legnagyobb erdőtömbre (Körmend: Dobogó-erdő, Egyházashollós: Hollósi-erdő, Rum: Rumi-erdő, Sárvár: Szatmári-erdő), melyek nagyrészt a viszonylag szabályozatlan folyószakasz mellett találhatók.

### **1.1.1. A mintaterületek fajkészletének vizsgálata**

A mintaterületek fajkészletének felmérése 2004 és 2012 közötti időszakban történt, melynek során a 4 erdőtömbben összesen 134 terepnapot igényelt. A területbejárás során a megtalált fajok neve terepnaplóban rögzítésre került. A terepbejárások márciustól szeptember végéig terjedő időszakban történtek, a mintaterületek nagyságával azonos időráfordítással. A felmért fajok szociális-magatartástípusának és ökológiai igényeinek csoportosítását BORHIDI (1995) alapján végeztük, és mintaterületenként gyakorisági értéket rendeltünk hozzájuk.

A gyakorisági értékeket a következő szempontok alapján határoztuk meg:

Ritka (1): A mintaterületen 10 előfordulásnál több nem került elő.

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 elterjedtnek mondható.

### **1.1.2. A mintaterületek élőhelyeinek felmérése**

A vizsgálatba bevont erdőtömbök élőhelyeinek felmérése 2011-2012-ben történt meg, 6 terepnap ráfordítással. Az élőhelytérképezést a vegetációs időszakon belül május és szeptember hónapok között végeztük el. A felmérés során alapvetően a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvében (KUN & MOLNÁR 1999, TAKÁCS & MOLNÁR 2009) megadott módszertant követtük. Ezek alapján 2005-ös FÖMI légifotó szelvények segítségével lehatárolásra kerültek a homogénnek tekinthető foltok, majd a terepi bejárás során elkészítettük a jellemzésüket is. A térképezés léptéke 1:10000, így a legkisebb térképezendő folt mérete 50 m<sup>2</sup>. A bejárás során rögzítésre került a foltja jellemző élőhely-típus (Á-NÉR), a jellemző fajok és az esetleges veszélyeztető tényezők, illetve egyéb megjegyzések. Az élőhely-típusokat BÖLÖNI et al. (2011) adtuk meg. A terepi bejárás után az adatok feldolgozását térinformatikai adatbázisban (Arc GIS 9.1) történt. A jellemző élőhelyeken cönológiai felvételek is készültek, az egyes típusok jellemzése ezek alapján történt.

### **1.1.3. Diverzitás vizsgálatok**

Az erdők lágyszárú szintjének diverzitás vizsgálatát mikrokvadrátok segítségével vizsgáltuk. A mintaterületeken történő felmérés módszertanához BARTHA (2008) és STANDOVÁR et al. (2006) munkáit használtuk fel. A kvadrátok kijelölésénél ügyelni kellett arra, hogy azok száma a mintaterület méretéhez igazodjon. Törekedtünk arra is, hogy a mintaterületek faállomány típusai, korcsoportjai, valamint az erdősítések és az elsődleges erdők kellően reprezentáltak legyenek. Az erdőrészleteket eredet szempontjából két típusba soroltuk be: természetes (Nat.) és mesterséges (Art.). Természetes erdőknek tekintettük 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 kerültek besorolásra.

Az összegyűjtött adatok alapján a 4 mintaterületen összesen 124 kvadrátot jelöltünk ki. A mintanégyzetek nagysága 50x50 m volt, melyekben véletlenszerűen 100 db 10x10 cm-es mikrokvadrátot vettünk fel. Tehát 124 kvadrátban, összesen 12.400 mikrokvadrátban folyt felmérést. A mikrokvadrátokban az ott gyökerező lágyszárú edényes növényfajok jelenlét-hiányát mértük fel. A számolások után kapott adatokat általánosított lineáris modellekkel (GLM, Generalized Linear Models) vizsgáltuk, hogy hogyan függenek az egyszerűbb diverzitási mutatók az eredet, kor, típus és terület változóktól. A mikrokvadrátok adatainak elemzéséhez a PRIMPRO1 programot (BARTHA et al. 1998) használtuk, melynek segítségével az átlagos fajszámot és talált fajkombinációk számát lehetett kiszámolni.

#### **1.1.4. Fajelterjedés vizsgálatok**

A 4 mintaterületen az egyes erdei lágyszárú növények elterjedésének vizsgálata folyt. A felmérésbe olyan fajok kerültek bevonásra, melyek a Rába menti erdőkben viszonylag elterjedtek mondhatók, a keményfás erdők kísérőfajai. A kiválasztás szempontjai közül fontosnak volt, hogy a vizsgált fajok előfordulási helyei viszonylag állandók legyenek a területen, és jelenlétük ne legyen rapszodikus. Tavaszi és nyári virágzásukat is egyaránt bevontuk a felmérésbe.

Ezen elvek alapján a következő fajok elterjedésének vizsgálata történt meg: *Leucojum verum*, *Galanthus nivalis*, *Isopyrum thalictroides*, *Scilla drunensis*, *Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides*, *Corydalis cava*, *C. solida*, *Aegopodium podagraria*, *Galeobdolon montanum*, *Stellaria holostea*, *Carex brizoides*.

A területbejárás a fajok virágzási csúcsidejében történt. 2008 és 2011 között a növények felmérésére 32 terepnapot fordítottunk. A lehatárolt vizsgálati területen (2. melléklet) belül a fajok előfordulását GPS segítségével került rögzítésre. A felvett pontok 5 m sugarán kívüli előfordulásokat mindig külön pontként felmérésre került, míg az összefüggő előfordulásokat a foltok töréspontjainak bemérésével foltként rögzítettük. A terepi felvétel adatai mellett összegyűjtöttük az erdőrészlet fontosabb változóit (kor, faállománytípus, területnagyság) is. A rögzített foltokat és a pontokat shape. fájlalba konvertáltuk és azokat Arc GIS 9.1 programban használtuk. A program segítségével kiszámolhatóvá vált az egyes fajok erdőrészletenkénti borításértéke. Az adatok elemzéséhez az R statisztikai program 2.15.0-ás verzióját használtuk.

## **2. A kutatások eredményei**

### **2.1. A mintaterületek fajkészletének vizsgálata**

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 körmenői 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 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. 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 erdő tömb 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.

## 2.2. A mintaterületek élőhelyeinek felmérése

A mintaterületekről 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 természetszerű 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 m<sup>2</sup> 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*, *Leucjum 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.

### 2.3. Diverzitás vizsgálatok

Elsőként a nagy 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. Az értekezésben bemutatott ábrákon látható, hogy a természetszerű 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.

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 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.

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.

#### 2.4. Fajelterjedés vizsgálatok

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 (*Leucosium verum*). A nedvesebb erdőkhöz való kötődést utóbbi esetében a többi mintaterületen 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*, *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*

### **3. Az eredmények gyakorlati alkalmazhatósága**

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 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 vizsgálataim 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.

## IRODALOMJEGYZÉK

- 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.)
- 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.
- 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.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei: Vegetációtípusok leírása és határozója *ÁNÉR* 2011 440 pp.
- KUN A., MOLNÁR ZS. 1999: A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer XI. – Élőhelytérképezés, Scientia Kiadó, Budapest, 174 pp.
- 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.
- 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.
- TAKÁCS G., MOLNÁR ZS. (szerk.) 2009: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer IX., Élőhely-térképezés 2. átdolgozott kiadás. MTA ÖBKI, Vácrátót, 77 pp.

### Az értekezés témájához kapcsolódó közlemények

#### Folyóiratban megjelent közlemény

- KIRÁLY G. – MESTERHÁZY A. – KIRÁLY 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.
- MESTERHÁZY A. – VIDÉKI R. (2004): A gyökerező erdeikáka (*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. Apró Közlemények.
- MESTERHÁZY A. – KIRÁLY G. (2006): A *Carex repens* BELLARDI Magyarországon. – *Flora Pannonica* 4: 99-110
- KIRÁLY G. – MESTERHÁZY A. – KIRÁLY A. (2008): Adatok a Nyugat-Dunántúl flórájához és növényföldrajzához. – *Flora Pannonica* 5: 3-64.

## Könyvrészlet

**MESTERHÁZY A.** (2009): Rábai teraszos sík. In KIRÁLY G. – MOLNÁR ZS. – BÖLÖNI J. – CSIKY J. – VOJTKÓ A. (eds.): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót. p. 102.

**MESTERHÁZY A.** (2009): Rába-völgy. In KIRÁLY G. – MOLNÁR ZS. – BÖLÖNI J. – CSIKY J. – VOJTKÓ A. (eds.): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót. p. 103.

## Konferencia poszter

**MESTERHÁZY A.** – BARTHA D. (2010): Forest management effects on understory. A case study along Rába river. 19th International Workshop of European Vegetation Survey. Flora, vegetation, environment and land-use at large scale. 29 April - 2 May, 2010, University of Pécs, Hungary. Book of Abstracts, pp. 107.

**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 119 p.

## Konferencia előadás

KIRÁLY G.-**MESTERHÁZY A.** (2006): A Dunántúl flórakutatásának legjelentősebb eredményei (2000-2005).- Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében VII. Debrecen 9 p.

## Kézírtos dolgozatok

**MESTERHÁZY A.** 2010: A Gemenc-Béda területen tervezett GEF-Tápanyagcsökkentési projekt beavatkozásainak monitorozása. Kutatási jelentés, Budapesti Műszaki Egyetem, Budapest 13. pp.

## Egyéb botanikai témájú publikációk

### Külföldi folyóiratban

PINKE GY. – PÁL R. – KIRÁLY G. – SZENDRŐDI V. – **MESTERHÁZY A.** (2006): The occurrence and habitat conditions of *Anthoxacum puelii* Lecoq & Lamotte and other Atlantic-Mediterranean weed species in Hungary.-*Journal of Plant Diseases and Protection* 587-596

KIRÁLY G. – PINKE GY. – **MESTERHÁZY A.** (2006): Verbreitung und Vergesellschaftung ausgewählter Segetalpflanzen in Westungarn: verschiedene Reaktionen auf Veränderungen der Landwirtschaft. – *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue* 20: 557-566.

KIRÁLY G.-**MESTERHÁZY A.** – BAKAN B. (2007): *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John, *Myosotis laxa* Lehm. and *Pyrus austriaca* Kern., new for Slovenia, as well as other floristic records. – *Hladnikia* 20:11-15.

PINKE GY. – PÁL R. – KIRÁLY G. – **MESTERHÁZY A.** (2008): Conservational importance of the arable weed extensively managed fields in Western Hungary. – *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue* 21.

BARINA Z. –PIFKÓ D. – **MESTERHÁZY A.** (2009): Contributions to the flora of Albania. – *Willdenowia* 39: 293-299

- CSIKY J. – MESTERHÁZY A. – SZALONTAI B. – POTTÓNÉ OLÁH E. (2010): A morphological study of *Ceratophyllum tanaiticum*, a species new to the flora of Hungary. *Preslia* **82**: 247-259.
- 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.
- BARINA Z. – PIFKÓ D. – MESTERHÁZY A. (2011): Contributions to the flora of Albania 3. – *Willdenowia* **41**: 329-339
- PINKE GY. – KIRÁLY G. – BARINA Z. – MESTERHÁZY A. – BALOGH L. – CSIKY J. – SCHMOTZER A. – MOLNÁR V. A. – PÁL R. (2011): Assessment of endangered synanthropic plants of Hungary with special attention to arable weeds. *Plant Biosystems* **145** (2): 426-435.
- LYE K.A. – MESTERHÁZY A. (2012): Studies of African Cyperaceae 35: *Kyllinga carinaleavis* spec. nov. from west tropical Africa. *Nordic Journal of Botany* **30**: 385-388.

### Hazai folyóiratban

- MESTERHÁZY A. – KULCSÁR L. (2002): A magas borsó (*Pisum elatius* STEV.) előfordulása a Somlón. - *Kitaibela* (2): 280 Apró közlemények.
- MESTERHÁZY A. – BAUER N. – KULCSÁR L. (2003): A kislalföldi bazalt tanúhegyek edényes flórája. - *Tilia* Vol. XI. 7-165.
- MESTERHÁZY A. – KIRÁLY G. (2005): Iszapnövény tanulmányok I.: Az *Isolepis setacea* (R.Br.) L. előfordulása Magyarországon. - *Flora Pannonica* **3**: 79-89.
- MESTERHÁZY A. (2006): A *Cyperus glaber* L. újabb magyarországi adatai. [New localities of *Cyperus glaber* L. in Hungary]. – *Flora Pannonica* **4**: 136.
- MESTERHÁZY A – KIRÁLY G. – LUKÁCS B. A. – VIDÉKI R. (2008): A *Lemna minuta* KUNTH előfordulása Magyarországon. – *Flora Pannonica* **5**: 165-172.
- KIRÁLY G. – MESTERHÁZY A. (2005): A *Vulpia bromoides* (L.) S. F. GRAY Magyarországon. - *Flora Pannonica* **3**: 3-15.
- KIRÁLY G. – MESTERHÁZY A. (2005): A *Potamogeton compressus* L. magyarországi adatának helyesbítése. - *Flora Pannonica* **3**: 57-58.
- KIRÁLY G. – BARINA Z. – HORVÁTH T. – MESTERHÁZY A. (2005): Az *Orobancha pancicii* BECK előfordulása Magyarországon. - *Flora Pannonica* **3**: 17-26.
- PINKE GY. – PÁL R. – KIRÁLY G. – SZENDRŐDI V. – MESTERHÁZY A. (2006): Atlanti-mediterrán gyomnövények előfordulása Magyarországon. - *Flora Pannonica* **3**: 59-68.
- PINKE GY. – PÁL R. – MESTERHÁZY A. – KIRÁLY G. – SZENDRŐDI V. – SCMDT D. – UGHY P. – SCMDMAJER A. (2006): Adatok a Dunántúli-középhegység és a Nyugat-Magyarországi peremvidék gyomflórájának ismeretéhez. *Kitaibelia* **10**(1): 154-185.
- FISCHL G. – JANDRASICS L. – KIRÁLY G. – MESTERHÁZY A (2007): A szakállas orbáncfű (*Hypericum barbatum* JACQ.) új gombás betegsége Magyarországon. – *Növényvédelem* **43**(8): 364-366.
- 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** (Suppl.): 47-58.