

ELŐZETES EREDMÉNYEK SZÁRAZ ÉS FÉLSZÁRAZ ÉLŐHELYEK SZUKCESSZIÓS ÁLLAPOTAINAK VIZSGÁLATÁRÓL

ZAGYVAI GERGELY¹, CSISZÁR ÁGNES², KORDA MÁRTON³, SCHMIDT DÁVID⁴, ŠPORČIĆ DEAN⁵,
TELEKI BALÁZS⁶, TIBORCZ VIKTOR⁷ és BARTHA DÉNES⁸

NYME-EMK, Növénytani és Természetvédelmi intézet, 9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4.

¹zagyvai@emk.nyme.hu; ²keresztlapu@emk.nyme.hu; ³korda.marton@gmail.com; ⁴jaurinum@emk.nyme.hu;
⁵sporcsics.dean@gmail.com; ⁶teleki.balazs@gmail.com; ⁷tibvik@freemail.hu; ⁸bartha@emk.nyme.hu

Elfogadva: 2011. december 20.

Kulcsszavak: cserjésedés, ökológiai indikáció, regeneráció, száraz és félszáraz gyepek, szukcesszió, természetesség

Összefoglalás: Magyarország hegy- és dombvidéki területein igen jelentős a mezőgazdasági művelést követően kialakult másodlagos élőhelyek területe. Ezen élőhelyek regenerációjának, szukcessziójának vizsgálata botanikai szempontból hiánypótló, természetvédelmi szempontból is igen fontos feladat. Kutatásunk során másodlagos élőhelyeket és azok lehetséges kezelési módszereit tanulmányoztuk a Cserhát területén, 50 db mintavételi kvadrát segítségével. A kvadrátokat sokváltozós statisztikai módszerekkel osztályoztuk fajösszetételük és a fajok borításértékeinek figyelembevételével. A fajösszetétel alapján a rendszerezés osztályait fajösszetétel, tájtörténet és az egyéb meghatározó tényezők szerint jellemeztük, valamint szociális magatartás típusok, összevont cönológiai csoportok, magbank típus, vegetatív terjedő képesség, magterjesztési mód, vízigény és fényigény szerint, csoportrészesedés számítással jellemeztük. Az elkülönített csoportok között elsősorban szociális magatartás típus, cönológiai csoportok és magbank típus tekintetében volt kimutatható nagyobb eltérés. A regeneráció sikerességét jelentősen befolyásolta a megelőző használat módja, az aktuális bolygatás és a termőhelyet befolyásoló ökológiai tényezők. A kapott eredményeink szerint a fás szárú vegetáció záródása ellenére az aljnövényzet sokszínűsége a vizsgált jellemzők tükrében sokáig, egészen a teljes záródásig megmarad, bár a tömegességi viszonyok jelentősen módosulnak a szukcesszió során.

Bevezetés

Magyarország hegy- és dombvidéki területeinek túlnyomó többségén a potenciális vegetációt a zárt erdő jelenti, mely azonban a lehetségesnél csak jóval kisebb aktuális területarányban található meg. Jelentős az ember által drasztikusan megváltoztatott vagy megsemmisített felszínének területe (pl. szántók, szőlők, településterületek). Az eredeti állapotokhoz viszonyított természetesség szempontjából e kettő kategória között helyezkednek el azok a száraz- és félszáraz gyepek, cserjések, spontán eredetű faállományok, melyekben a szukcesszió természetes dinamikája, az ember által módosított és az ökológiai tényezők által meghatározott módon működik (pl. cserjések, spontán erdősdő területek) vagy mesterséges beavatkozásoknak köszönhetően bizonyos stádiumban megreked (pl. legeltetett gyepek, cserjeirtással érintett területek).

A mezőgazdasági területek felhagyása és szukcessziója magában rejti annak lehetőségét is, hogy értékes, természetközeli állapotú száraz és félszáraz gyepek, változatos, mozaikos cserjések, spontán erdők alakuljanak ki, menedéket nyújtva a természetes vegetáció elemeinek, maradványainak.

A természetvédelmi szempontból értékes gyeptípusok cönológiai viszonyai jóval alaposabban kutattak (BARTHA et al. 1998, ILLYÉS és BÖLÖNI 2007), mint a „jellegtelenek” tartott, másodlagos gyepek és részben ezeknek az élőhelyeknek a következő szukcessziós stádiumait jelentő cserjések és spontán erdők (BARTHA et al. 1999–2000). A másodlagos szukcesszió állomásainak alaposabb kutatása segíthet a fogyatkozó értékes gyepek természetvédelmi célú fenntartási módszereinek tökéletesítésében, és a keletkező fás vegetációval is rendelkező élőhelyek botanikai értékeinek feltárásában. Feladatként tehát nem a vizsgált tájrészletek botanikailag legértékesebb élőhelyeinek felmérését tűztük magunk elé, hanem elsősorban azon másodlagos élőhelyek jellemzését, melyek nagy kiterjedésük miatt meghatározzák a táj jelenlegi és jövőbeli vegetációjának képét.

A biotikus szukcesszió két típusa az elsődleges és a másodlagos szukcesszió. Az elsődleges (primer) szukcesszió esetében olyan felszínen indul meg a vegetáció fejlődése, melyen előtte nem volt növényzet. A vizsgálat során tanulmányozott élőhelyek a másodlagos (szekunder) szukcesszió állomásait jelentik. Ebben az esetben nem „nulláról” indul a vegetáció fejlődése, hiszen létezik talaj, lehetnek a katasztrófászerű zavarást túlélő növényegyedek, és a talajban található magbank a vegetációdinamikai folyamatok kiindulópontját jelenti. A másodlagos szukcesszió esetében kevésbé szabályszerű a fajok megjelenésének sorrendje, mint az elsődleges szukcesszió esetében (ÓDOR et al. 2007).

A szukcessziós modellek, mechanizmusok közül legnagyobb múlttal az elsősorban primer szukcessziós folyamatok leírására alkalmas monoklimax elmélet rendelkezik, mely szerint a szukcesszió konvergens, megjósolható végponttal rendelkező folyamat (CLEMENS 1916).

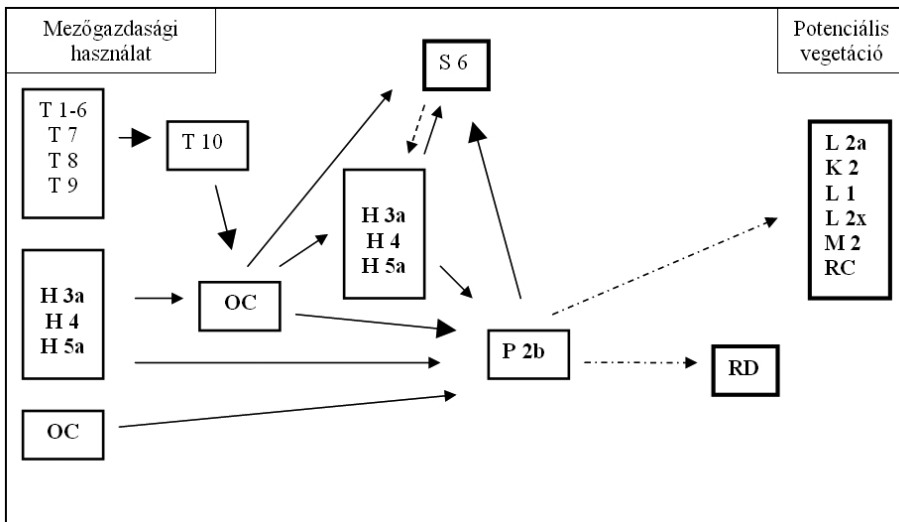
A facilitációt (segítés) hangsúlyozó monoklimax elmélettel szemben áll EGLER (1954) teóriája, mely alkalmasabb a szekunder folyamatok leírására. EGLER hangsúlyozza az iniciális florisztikai kompozíció fogalmát, miszerint számos szukcessziós folyamat esetében csaknem a teljes fajkészlet jelen van már a kezdeti fázisban propagulum formában. A vegetációfejlődés mozgatóereje az, hogy a fajok növekedési, reprodukációs és túlélési rátája különböző. FEKETE (1985) megállapítása szerint a másodlagos szukcesszió esetében jól alkalmazható a tolerancia és az inhibíció mechanizmusa is. A szekunder szukcesszió mechanizmusai sokkal inkább függenek a növényfajok egyéni, vitális tulajdonságaitól (egyedek mérete, élethossz, terjedési képesség, magbank, kompetitív erély, perszisztencia, kitartás módja a bolygatás után, képesség a megrögzüléshez és növekedéshez, kritikus életfázisok eléréséhez szükséges időtartam), mint a termőhelyi igényektől, mely a primer szukcesszió esetében jelentős (NOBLE és SLATYER 1980, OBORNY 1994, 2002; PRACH et al. 1997, OBORNY és BARTHA 1998, PRACH és PYSEK 1999).

A bolygatás után meginduló szekunder szukcessziós folyamatok nagyban függenek a bolygatás típusától és intenzitásától (DOBSON et al. 1997). TURNER (1989) megfogalmazása szerint bolygatásnak, diszturbanciának nevezzük azokat az időben diszkrét folyamatokat, melyek során a populáció, közösség vagy ökoszisztéma struktúrája módosul és megváltozik a források elérhetősége vagy a fizikai környezet. A száraz- és félszáraz gyepek szukcesszióját és regenerációját tárgyaló szakirodalmak a vegetációtudomány és ökológia változatos részterületeihez kapcsolódnak (PRÉCSÉNYI 1995, MARGÓCZI 1995, VIRÁGH és BARTHA 1998, BARTHA et al. 2000, CSECSERITS et al. 2005, RUPRECHT 2006, KELEMEN et al. 2010). A gyepek regenerációjának legfontosabb, a körülményektől függően eltérő időben bekövetkező állapotai a következők: szegetális stádium, ruderalis stádium, ruderalis fajok visszaszorulásának folyamata, természetközeli gyep (BARTHA és MOLNÁR

2008). Az erőteljes talajbolygatással járó szántó- és szőlőművelés felhagyását követő parlag-szukcesszió rendkívül sok tényezőtől függő, nehezen jósolható folyamat.

A különböző művelési ágú (szántó, szőlő, legelő, kaszáló) felhagyott területek lehetséges átalakulási viszonyainak ÁNÉR kategóriák szerinti felvázolására jó lehetőséget biztosítanak az ÁNÉR kategóriáit ismertető *Élőhelyismereti útmutató* (BÖLÖNI et al. 2007) sok szempontú leírásai. Ezek közül kiemelendő a regenerációs potenciál meghatározása élőhelyenként, mely közvetlenül összefüggésbe hozható a másodlagos szukcessziós folyamatokkal.

A vizsgált másodlagos szukcesszió folyamataiba beilleszthető a mintaterületre jellemző száraz élőhelyek közül jó regenerációs képességgel rendelkeznek a galagonyás-kökényes cserjések, viszonylag jóval a „jellegtelen” száraz- és félszáraz gyepek, közepessel a természetesebb lejtőgyepek, sztyepprétek, és erdőssztyepprétek. Rendkívül nehezen regenerálódnak a mintaterület potenciális vegetációját jelentő cseres-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, mész- és melegkedvelő tölgyesek és egyéb száraz tölgyesek (SEREGÉLYES et al. 2008, MOLNÁR et al. 2008) (1. ábra).



1. ábra. Száraz, félszáraz élőhelyek lehetséges szukcessziós kapcsolatai ÁNÉR (BÖLÖNI et al. 2007) élőhelykategóriák szerint

Jelmagyarázat: P2b: galagonyás-kökényes-borókás cserjések, OC: jellegtelen száraz- és félszáraz gyepek, H3a: lejtőgyepek, H5a: sztyepprétek, H4: erdőssztyepprétek, L2a: cseres-kocsánytalan tölgyesek, K2: gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, L1: mész- és melegkedvelő tölgyesek, L2x, M2: egyéb száraz tölgyesek, T1-T10: művelt agrárterületek, fiatal parlagok, S6: spontán erdők, akácok, RD: tájidegen fafajokkal elegyes jellegtelen erdők, RC: keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők.

Figure 1. Possible succession relations between dry and semi-dry habitats.

Abbreviations: P2b: dry shrub vegetation with *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa* and *Juniperus communis*, OC: uncharacteristic dry- and semi-dry grasslands, H3a: slope steppes, H5a: closed steppes, H4: forest steppe meadows, L2a: Turkey oak-sessile oak woodlands, K2: sessile oak-hornbeam woodlands, L1: closed thermophilous downy oak woodlands, L2x, M2: other dry oak woodlands, T1-T10: agricultural lands, young fallows, S6: spontaneous woodlands, *Robinia pseudoacacia* stands RD: uncharacteristic forests and plantations mixed with non-native tree species, RC: uncharacteristic hardwood forests and plantations.

ILLYÉS és BÖLÖNI (2007) kötete monografikus igényrel, komplex megközelítési móddal közelít a lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyepprétek magyarországi helyzetéhez, így kitérnek az egyes gyeptípusok kialakulásának tájtörténeti előzményeire, cönológiai állapotukra egymásba való átalakulási lehetőségeire és természetvédelmi helyzetükre.

CSONTOS és TAMÁS (2005) tanulmányában ismertetett mintaterületek másodlagos élőhelyei részben kertek, gyümölcsösök felhagyásával, részben útszéli mezsgye beerdősülésével jöttek létre, így vizsgálatuk párhuzamba állítható kutatási területünkkel. A szerzők rámutatnak a degradált fás-, cserjés élőhely-kategóriákkal kapcsolatos szakirodalmi források hiányosságaira is.

A másodlagos szukcesszió általános bemutatásánál hangsúlyoztuk a növényfajok vitális jellemzőinek jelentőségét a szukcessziós folyamatokban. CSECSERICs et al. (2009) átfogó áttekintést adnak a vegetáció értékelésére alkalmas növényi tulajdonságokról. Ezek közé sorolható a magbank típusok kérdésköre is. A magbank vegetációdinamikai folyamatokban játszott kiemelkedő jelentőségének felismerése a témában folytatott nemzetközi kutatásokat követően a hazai vizsgálatok élénküléséhez is vezetett az utóbbi időszakban (CSONTOS 2001, 2006, 2010; CSONTOS és TAMÁS 2003, CSONTOS et al. 2004, CSISZÁR 2004, MATUS et al. 2005, MATUS 2009, TÖRÖK et al. 2009). A magbank különböző növénytársulások regenerációjában betöltött szerepét számos tanulmány vizsgálta (BAKER et al. 1996, CSONTOS et al. 1996, 1998; HALASSY 2001, MATUS és PAPP 2002, MATUS et al. 2003, CSONTOS 2007, VALKÓ et al. 2009, 2010), jóval kevesebb munka született azonban a magbank másodlagos szukcesszióban betöltött szerepéről (VIRÁGH és GERENCsÉR 1988, TÖRÖK et al. 2008).

A változó vegetáció indikátorszámokkal történő értékelési lehetőségeit BARTHA (2002) sok szempontú megközelítésben tárgyalja, elemzi. Közleményében összegzi a módszer alkalmazhatóságát, mely által leírhatók a vegetációban végbemenő degradációs (MORSCHAUSER 1995, SALAMON-ALBERT 1996, MORSCHAUSER és SALAMON-ALBERT 2001) és időbeli változások is (ZÓLYOMI et al. 1987, BAGI 1985, MATUS és TÖTHMÉRÉS 1994, BORHIDI et al. 2000, 2001). BARTHA (2002) felhívja a figyelmet arra, hogy az egyensúlyi és természetes állapottól távoli vegetáció esetén a kizárólag florisztikai alapú elemzés félrevezető lehet, ezért kulcsfontosságú a fajok borítását figyelembe vevő csoporttömegek elemzése. A közleményben elemzett extrém zavarásnak kitett külszíni szénbányák meddőhányóinak növényzete esetén a korai szukcesszió szakaszában, az egyes fajok felzaporodásának hátterében valószínűleg nem a talajjellemzők változása, hanem a sikeres megtelepedési és szaporodási képesség áll. Az egyensúlyi állapottól távol álló, változó vegetáció mintázatát a talaj jellemzői kisebb mértékben határozzák meg, mint a terjedéssel és térfoglalással kapcsolatos növényi stratégiák (OBORNY és BARTHA 1998, OBORNY 2001).

A fajok megtelepedésében és terjedésében kulcsfontosságúak a növényfajok magterjesztési módjai, melyre számos szerző felhívja a figyelmet (PAPP 2005, ROBINSON és HANDEL 1993). A szukcessziót befolyásoló növényi tulajdonságok kapcsolatban állnak egymással. CSONTOS et al. (2002) az általuk publikált adatbázishoz kapcsolódóan mutatják be a magterjesztés és a szociális magatartás típusok közötti összefüggéseket. A megtelepedést követően komoly szerephez juthat a vegetatív terjedés képessége. A *Calamagrostis epigeios* esetében a kiváló vegetatív terjedőképesség, jó kompetíciós képességekkel párosulva megállíthatja a természetes szukcessziót, regenerációt, természetvédelmi problémát okozva (HÁZI 2006).

Az előbbieken ismertetett jellemzők közvetlenül összefüggésbe hozhatók a szociális

magatartás típus besorolással, együttesen érvényesülnek ebben a tulajdonságban (BORHIDI 1993). A szociális magatartás típusok eloszlásának vizsgálata a másodlagos élőhelyek értékelésének gyakran alkalmazott módszere (CSECSERICUS 2007, CSONTOS és TAMÁS 2005, 2007, SZIRMAI 2008).

Anyag és módszer

Cserhádi mintaterületünk vizsgált kvadrátjai a Nógrádi-medence, a Terényi-dombság és a Nézsa-Csóvári domb-ság találkozásánál helyezkednek el. A vizsgált táj változatos domborzatú, tagolt, de alacsony dombvidék. Jellemző talajtípusai az agyagbemosódásos barna erdőtalaj, a Ramann-féle barnaföld és az antropogén eredetű erózió által kialakult földes kopárok, melyek nagyrészt változatos összetételű löszös, agyagos, homokos, kavicsos, homokköves üledékeken alakultak ki. Éghajlati szempontból a terület a zárt tölgyes klímaövből fekszik az erdőssztyepp klímaövre utaló jegyekkel, melyet a klíma változási folyamatai a jövőben felerősíthetnek. A terület vízhálózatát alkotó patakok a Lókos-patakhhoz, mint meghatározó vízfolyáshoz kapcsolódnak.

A terület eredeti vegetációjának természetközeli állapotú maradványai, főként cseres-kocsánytalan tölgyesek és gyertyános-kocsánytalan tölgyesek formájában, a legnagyobb arányban, tömbszerűen a Romhányi-rög vonulatain maradtak meg, további előfordulásai erősen fragmentáltak az alacsonyabb térszíneken. A Terényi-dombságban nagy területeket borítanak az ültetvényeszerű erdők, főként az akácok. Itt is és a főként mezőgazdasági területekkel borított Nógrádi-medencéhez tartozó mintaterület-részen is a másodlagos gyepek, cserjések, erdők jelentik a természetközeli vegetáció menedékeit.

A cserhádi kvadrátok kijelölését megelőzően, azok tágabb táji környezetéről tájtörténeti elemzést és az aktuális állapotokat tükröző élőhelytérképet készítettünk, részben a területre vonatkozó, beszerzett MÉTA adatok felhasználásával. A mintaterületek múltjának, esetleges felhagyási idejének, megelőző és aktuális használatának megállapítása a spontán eredetű gyepek vizsgálata esetében elengedhetetlenül szükséges. Az aktuális, táji léptékű élőhelytérkép a mintaterületek előnyös kiválasztását és vegetációs környezetük tanulmányozását tette lehetővé.

A száraz és félszáraz élőhelyek különböző kategóriáiban 50 különböző méretű kvadrát került kijelölésre (1. táblázat).

1. táblázat

Table 1

A cserhádi mintaterületen kijelölt cönológiai felvételek kvadrátjainak kategóriái és főbb jellemzői (TVAL érték = Borhidi-féle természetességi értékek alapján számított, kvadrátot jellemző összeg)
Categories of coenological survey quadrates and most important attributes in Cserhát sample area.
(TVAL value = Calculated by naturalness values of Borhidi, summarized value of the quadrate).

(1) Vegetation type; (2) Their main characteristic; (3) Quadrat size (m); (4) Replications

Mintavételi kategória (1)	Jellemző (2)	Méret (m) (3)	db (4)
Természetesebb állapotú gyep	magas TVAL érték	4 x 4	5
Degradáltabb gyep	alacsony TVAL érték	4 x 4	6
Özönfajokkal fertőzött, siskanadás gyep		4 x 4	5
Legeltetett gyep	jelenleg vagy közelmúltban folyó legeltetés	4 x 4	7
Cserjeirtással érintett terület		10 x 10	5
Cserjésedő gyep	cserjeszint borítása 50% alatt	10 x 10	5
Cserjés	cserjeszint borítása 50% felett	10 x 10	5
Cserjés - erdő átmenet	lombkoronaszint borítása 50% alatt	20 x 20	7
Erdő	lombkoronaszint borítása 50% felett	20 x 20	5

A kvadrátok többsége az emberi használat felhagyását követő szukcesszió során kialakult vegetációs állapotokat mintázza meg, de kísérletet tettünk a másodlagos, nem használt élőhelyek összevetésére az aktívan legeltetett területekkel, a cserjeirtással érintett élőhelyekkel és a táji környezet jellemző erdőivel. ÁNÉR élőhelykategóriák szerint a kvadrátok növényzete a következő kategóriákba sorolható: jellegtelen száraz- és félszáraz gyepek (OC), lejtőgyepek (H3a), sztyepprétek (H5a), erdőssztyepprétek (H4), galagonyás–kőkönyes cserjések (P2b) tájidegen fafajokkal egyleges jellegtelen erdők (RD), nem őshonos fajokból álló spontán erdők - akácok (S6) (MOLNÁR et al. 2008).

A kvadrátok felvételezése BRAUN-BLANQUET-módszerrel (1928) történt, az abundancia – dominancia viszonyok jellemzésére 7-fokozatú egyszerűsített skálát használtunk.

A mintaterület tájtörténeti feldolgozása során a történeti térképeket Digiterra Map térinformatikai program segítségével digitalizáltuk, és jelenítettük meg. Ezt a programot használtuk az aktuális állapotokra vonatkozó térképek szerkesztéséhez, és a különböző fedvényekbe rendezett térképi adatok összehasonlítására is.

A kvadrátfelvételek feldolgozása során a felvételek gyepszintjének fajaihoz hozzárendeltük azokat a vitális és ökológiai viselkedést jellemző attribútumokat, melyek az irodalmi feldolgozás alapján a másodlagos szukcesszióban nagyobb jelentőségűek és adatbázisok formájában rendelkezésre állnak. A felhasznált adatbázisok közé tartozik a Flóraadatbázis 1.2 taxon listájának (HORVÁTH et al. 1995) kiválasztott attribútum állományai (vízigény - WB, fényigény - LB, szociális magartatás típus, Borhidi-féle cönológiai csoportok) (BORHIDI 1993), magbank típus adatbázis (CSONTOS 2001), magterjesztési mód adatbázis (CSONTOS et al. 2002) vegetatív terjedésre vonatkozó adatbázis (KLIMES et al. 2007). A felvételek gyepszintjének adatai alapján csoportrésztesedés diagramokat készítettünk az előzőekben felsorolt jellemzők alapján.

A gyepek kvadrátok sokváltozós statisztikai elemzését SYN-TAX 2000 programcsomaggal végeztük. A dendrogramok megrajzolásához UPGMA és WPGMA módszert, a távolságvértékek meghatározásához Bray-Curtis és Sørensen-féle különbözőséget használtunk. A Bray-Curtis koefficienssel alkalmazott UPGMA módszer figyelembe veszi a fajok borításértékeit, így elsősorban a tömeges fajok szerepének kiemelését szolgálja a klaszifikáció során. A program a Sørensen-féle különbözőség és WPGMA eljárás segítségével a fajok jelenlét-hiány értékei alapján dolgozik, így a fajkompozícióra érzékenyebb.

Eredmények

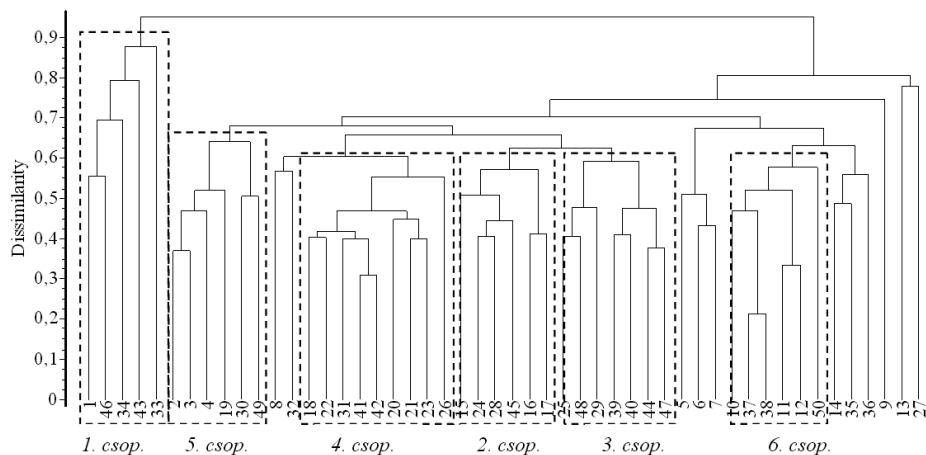
Fajösszetétel szerinti elemzések eredményei

A fajok jelenlét-hiány adatai alapján, a borításértékek figyelembevétele nélkül (Sørensen, WPGMA) hat olyan klaszter különíthető el, melyek a megrajzolt dendrogram szerint egyértelműen összetartoznak és a vizsgálat dimenziójához mérten megfelelő mintaszámmal képviseltetik magukat a kiértékeléshez és az összehasonlításához (2. ábra).

Az osztályozás során elválasztott élőhely-csoportokat a szukcessziós folyamatokkal kapcsolatba hozható attribútumaik segítségével jellemeztük, így lehetővé vált a csoportok rendszerezése, fajösszetételük kialakulásának magyarázata. Azokat a fajokat, melyek nagyobb borításértékkel rendelkeznek félkövérrel kiemeltük a csoportokat jellemző szövegrészekben.

Erdők

Az 1. csoportba tartozó erdőkvadrátok (1, 33, 34, 43, 46) határozottan elkülönülnek a vizsgálat többi 45 db felvételétől. Eredetük szempontjából a csoport tagjai heterogén összetételűek. Megtalálhatók közöttük olyan, a tájra jellemző cseres-kocsánytalan tölgyes és gyertyános-kocsánytalan tölgyes állományok melyek valószínűleg elsődlegesek és olyan spontán faállományok, melyek a tájtörténeti vizsgálatok szerint egyértelműen másodlagosak. A csoport vegyes összetétele és a többi mintaterülettel való nagyfokú különbözősége miatt csoportrésztesedés diagramok segítségével nem kerül összevetésre a többi vizsgált gyeppel, cserjéssel és nyíltabb szerkezetű lombkoronaszinttel borított élőhellyel.



2. ábra. A vizsgált kvadrátok osztályozása a fajösszetétel figyelembevételével (WPGMA, Sørensen)
 Figure 2. Classification of examined quadrats according to species composition.

Nyílt élőhelyek (gyepek, cserjések, laza lombkoronaszintű faállományok)

Természetesebb állapotú élőhelyek

A 2. csoport élőhelyei (15, 16, 17, 24, 28, 45) közel állnak a későbbiekben tárgyalt 3. csoport mintáihoz. A vegetáció szerkezetét tekintve a dendrogramon elkülönülő csoport tagjai fényben gazdag, nyílt élőhelyek: gyepek, gyér cserjeszinttel rendelkező borókás cserjések, nyílt lombkoronaszintű, gyepekkel mozaikos faállományok. Mivel a klaszter mintái földrajzilag távolabb eső területekből tevődnek össze, a fajkompozíció kimutatott hasonlósága a közös ökológiai tényezőkre és hasonló tájtörténeti eseményekre vezethető vissza. A vizsgált élőhelyek jellemzően déli, délnyugati kitétségűek, meredek domboldalak, melyek igen jelentős besugárzási többlettel rendelkeznek.

Tájtörténetük közös vonása a múltban, huzamosabb ideig folytatott, szántó- és szőlőműveléshez kapcsolódó talajbolygatás, mely az erózióveszélyes domborzati viszonyoknak köszönhetően a termőréteg vékonyodásához vezetett. A jelenség következménye, a talaj sekély humuszos rétege a területről fellelt, termelőszővetkezetek által készített nagy pontosságú talajtérképeken is megfigyelhető. A történeti térképek és légifotók elemzése alapján a területek művelését minimum három évtizede felhagyták, később valószínűleg időszakosan legeltethették őket. A vizsgált területeken jelentős mesterséges zavarás nincs, de a domborzati helyzetből eredő felszíni erózió megfigyelhető, mely kihat a növényzet mozaikosságára is.

A 2. csoport tagjai nemcsak a jelenlét–hiány információk alapján, hanem a növényfajok borításértékei szerint is összetartoznak, mely egyértelműen megerősíti a jellemzett élőhelyek összetartozását.

A klaszter élőhelyeinek legfontosabb konstans faja a *Bothriochloa ischaemum*, mely nagy borítással képviselteti magát az összes ide tartozó felvételben. Zavarástűrő tulajdonsága és epizoochor magterjesztése a területek valószínűsíthető múltbéli legeltetését igazolja. Az alsó gyepszint állandó faja a *Festuca rupicola*, de jelentősebb borítású konstans fajnak tekinthető a *Stipa capillata*, *Dorycnium herbaceum*, *Fragaria viridis*, *Brachypo-*

dium sylvaticum, *Teucrium chamaedrys* és a *Galium verum* is. További fontos konstans, szubkonstans fajok: *Agrimonia eupatoria*, *Eryngium campestre*, *Scabiosa ochroleuca*, *Prunus spinosa*, *Plantago media*, *Centaurea stoebe* subsp. *micranthos*, *Achillea collina*, *Galium glaucum*, *Carlina biebersteinii* subsp. *vulgaris*, *Hieracium pilosella*, *Lotus corniculatus*. Az ide tartozó gyepek másodlagosságát támasztja alá, hogy a fajok többsége a generalista kategóriába és a zavarástűrő növények közé sorolható. A sokváltozós statisztikai elemzés során kialakított 2. csoporton belül, akcicens és szubakcesszórikus módon fordul elő a védett *Taraxacum serotinum*, a *Linum flavum* és a tájban viszonylag ritka *Teucrium montanum* és az *Inula ensifolia*.

A kategóriához tartozó cserjés élőhelyek legkarakteresebb cserjefaja a *Juniperus communis*. Országos tapasztalatok szerint jelenléte különösen jellemző a korábban legeltetett, vékony termőrétegű, erodált hegy- és domboldalakon. További jelentős borítású cserjefaj a *Ligustrum vulgare*, valamint megtalálhatók a másodlagos élőhelyeken gyakran előforduló, tágtűrűsű fajok is (*Crataegus monogyna*, *Rosa canina*).

A 3. csoport kvadrátjai (25, 29, 39, 40, 44, 47, 48) záródó cserjések, zárt cserjések közé ékelődő és a 2. csoportnál alacsonyabb besugárzással rendelkező gyepek. Az előző csoporthoz képest az erózióveszély kevésbé meghatározó. Gyakran a 2. csoport mintaterületeinek közelében helyezkednek el, amely megmagyarázza a két csoport közötti termőhelyi és cönológiai hasonlóságot.

Az ide tartozó mintaterületek túlnyomó többsége 30–50 éve felhagyott szőlő, kisebb részben szántóparlag és legelő. A felhagyások következtében kialakuló gyepek másodlagos legeltetése a vizsgált élőhelyek többségénél kizárható.

A klaszter gyepszintjének jelentősebb borítású, konstans fajai közé tartoznak a következők: *Brachypodium sylvaticum*, *Galium verum*, *Agrimonia eupatoria*, *Cornus sanguinea*, *Botriochloa ischaemum*, *Dorycnium herbaceum*, *Fragaria viridis*. Egyéb fontos konstans és szubkonstans fajok: *Centaurea jacea*, *Pimpinella saxifraga*, *Clinopodium vulgare*, *Inula salicina*, *Daucus carota*, *Picris hieracioides*, *Carlina biebersteinii* subsp. *vulgaris*, *Scabiosa ochroleuca*, *Origanum vulgare*. A tárgyalt kvadrátok fajlistáján megjelenik a védett *Linum tenuifolium* is.

A 3. csoportba tartozó cserjés élőhelyek jellemző fás szárú faja a *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna* és a *Ligustrum vulgare*, de értékes, ritkább fajként feltűnik a *Colutea arborescens* is. A kvadrátok tágabb táji környezetében is megfigyelhető, hogy a *Ligustrum vulgare* nagyobb borítása és a *Colutea arborescens* előfordulása elsősorban felhagyott, nem legeltetett szőlőparlagokhoz köthető. A *Cornus sanguinea* és *Ligustrum vulgare* vegetatív terjedését erős teljes gyökérsarj képzése szintén elősegíti.

Zavartabb, degradáltabb élőhelyek

Legeltetett gyepek

A 4. csoport kvadrátjainak (18, 20, 21, 22, 23, 26, 31, 41, 42) közös tulajdonsága az erőteljes aktuális vagy a közelmúltban lezajló bolygatás, melynek két fő típusa a legeltetés és a cserjeirtás. A vizsgált területek többsége a felvételezés időpontjában is legeltetett volt, egy esetben két évtizeden belül fejezték be a legeltetés, két területen a terepi felvétel előtt egy éven belül történt meg a zárt cserjés bokrainak teljes eltávolítása.

A 4. csoport legfontosabb konstans fajai a *Festuca rupicola* és a *Fragaria viridis*, de jelentős még az *Odontites rubra*, *Pimpinella saxifraga*, *Achillea collina*, *Galium verum*. Bolygatásra, legeltetésre utal az *Eryngium campestre*, *Trifolium arvense*, *Daucus carota* következetes előfordulása. Szubkonstans fajok a következők: *Agrimonia eupatoria*, *Poa angustifolia*, *Scabiosa ochroleuca*, *Carlina biebersteinii* subsp. *vulgaris*, *Leontodon hispidus*. A cserjefajok közül elsősorban a tövisekesek legelésnek ellenálló fajai képviseltetik magukat a gyep- és cserjeszintben: *Rosa canina*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*.

A legeltetett gyepekben egyes fajok kiugróan nagy borítást képesek elérni, ide sorolható az akcesszórikus konstanciájú *Seseli annuum*, *Thymus* sp., *Centaurea jacea*, *Clinopodium vulgare*, *Arrhenatherum elatius*, a szubakcesszórikus *Ononis spinosa* és a *Bothriochloa ischaemum*, valamint a csupán egy helyen előforduló, akcicens *Chrysopogon gryllus*.

Egyéb degradációs tényezők által érintett élőhelyek

Az 5. csoport heterogén összetételű (2, 3, 4, 19, 30, 49), a cserje- és lombkoronaszint borítás és a múltbéli bolygatások szempontjából egyaránt. Szántóparlag eredetű másodlagos élőhelyek, melyeket később (egy kvadráttól eltekintve) legeltettek. Egyes esetekben a legeltetés beszüntetését követően a következő, változatos eredetű hatások módosították az élőhelyek ökológiai feltételeit: cserjésedés, cserjeirtás, intenzív tápanyag felhalmozódás (fácántelep létesítése), adventív fafajok térnyerése, taposás.

Az 5. csoport legjelentősebb borítású konstans és szubkonstans fajai a *Festuca rupicola*, *Daucus carota*, *Achillea collina*, *Inula salicina*, *Galium verum*, *Trifolium arvense* és az *Arrhenatherum elatius*. További jellemző, de alacsonyabb borítással rendelkező fajok: *Clinopodium vulgare*, *Agrimonia eupatoria*, *Erigeron annuus*, *Cichorium intybus*, *Centaurea jacea*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium repens*. A csoport leginkább karakteres fajai zavarásjelző növények, melyek többsége epizoochor és/vagy anemochor magterjesztési módszerrel rendelkezik. Az epizoochor magterjesztésű fajok nagy borítása részben a korábbi legeltetésre, részben a terület túltartott vadállományának hatását mutatja.

A 6. csoport mintaterületeinek (10, 11, 12, 37, 38, 50) fajkompozíciója elsősorban a földrajzi közelség miatt alakulhatott ki, egy kivétellel minden kvadrát a Romhány melletti Kutya-hegy szőlő és szántóparlagjain helyezkedik el. A művelés felhagyása szerint a csoport tartalmaz fiatal és több évtizedes parlagokat is. Az aktuális degradációs tényezők között megtalálhatjuk a cserjeirtást, a vadállomány taposó, rágó tevékenységét, a *Calamagrostis epigeios* és a *Robinia pseudoacacia* terjedését.

Jellemző konstans fajok: *Achillea collina*, *Picris hieracioides*, *Knautia arvensis*, *Agrimonia eupatoria*, *Dactylis glomerata*, *Daucus carota*, *Galium verum*, *Hypericum perforatum*, *Poa angustifolia*, *Securigera varia*, *Salvia nemorosa*. Szubkonstans fajok: *Falcaria vulgaris*, *Melilotus officinalis*, *Vitis vinifera*, *Galium mollugo*, *Inula salicina*, *Centaurea jacea*, *Fragaria viridis*, *Plantago media*, *Erigeron annuus*.

Azokat a kvadrátokat, melyek a dendrogram alapján nem alkottak egyértelműen összetartozó, minimum 5 mintából álló klasztert vagy nem voltak ilyenhez sorolhatók nem jellemezzük külön és a csoportrészesedés elemzésekkel történő feldolgozásból is kihagytuk (5, 6, 7, 8, 9, 13, 14, 27, 32, 35, 36).

A fajösszetétel alapján elkülönített nyílt élőhelyek csoportjainak jellemzése a szukcesszióval összefüggő jellemzők alapján

Az összes összehasonlított felvétel-csoportra jellemző a zavarástűrő növényeknek (DT) és a generalista fajoknak (G) a magas aránya. E két csoport egymáshoz való relációja változó. A zavarástűrő fajok (DT) nagy részesedése a vizsgált élőhelyek másodlagosságát, a vegetáció átmeneti jellegét és esetenként az aktuális bolygatást bizonyítja. Szociális magatartás típusok szerint a természetközeli állapotú élőhelyeket felölelő 2. csoport egyértelműen elkülöníthető a többi felvétel-csoporttól. A generalista fajok (G) aránya csak ebben a csoportban múlja felül a zavarástűrőkét (DT), a többi magatartástípus részesedése alacsony, beleértve a negatív folyamatokat jelző gyomokat (W) és tájidegen, agresszív kompetitorokat (AC). A 3. csoport fajösszetétele a később ismertetett eredmények szerint hasonlít a 2. csoporthoz, de itt már jelentősebb a degradációt jelző típusok részesedése (G, DT). A jelenség összefügghet a 3. csoport élőhelyeinek magasabb átlagos cserjeborításával és azzal a ténnyel, hogy főként olyan szántó- és szőlőparlagokról van szó, amelyeket a felhagyást követően nem legeltettek a 2. csoport élőhelyeihez hasonlóan. Hasonló a szociális magatartás típusok eloszlása a 4. csoportban, ahol ez a fajszerkezet a zajló vagy közelmúltig folytatott legeltetés bolygató hatásának közvetlen következménye. A vizsgált paraméter tekintetében élesen elválnak a többitől az 5. és 6. csoport is. Ezekben magas a zavarástűrő fajok (DT), viszonylag alacsony a generalistáké (G) és jelentős a gyomfajok aránya. Legdegradáltabbnak az 5. csoport erőteljesen bolygatott élőhelyei tekinthetők, melyeknél a ruderalis kompetitorok (RC) is több fajjal képviseltetik magukat. A kompetitor fajok (C) aránya mind az öt részletesen jellemzett csoportban viszonylag alacsony, de jellemző sajátosságaik és magas borításuk miatt a gyepek szerkezetét nagymértékben meghatározzák (3. ábra).

A Borhidi-féle cönológiai csoportokból képzett kategóriák csoportrészesedés eloszlása arra utal, hogy a 2. csoportba tartozó minták élőhelyei a stabilabb, természetközeli gyeptársulások felé való átmenet előrehaladottabb állapotában vannak a többi elhatárolt csoporthoz képest. A természetközeli gyepekre jellemző fajok aránya meghaladja az indifferens fajokét, a gyomtársulások fajainak aránya viszonylag alacsony, számottevő az erdei fajok részesedése is. A részletesen vizsgált többi csoportban már az indifferens fajok alkotják a relatív többséget. A társulásközömbös fajok és a gyomtársulások fajainak aránya az 5. csoportban kiemelkedő. Az erdei fajok részesedése a 3. csoportnál kiemelkedő, azoknál az élőhelyeknél ahol a zártabb cserjeszint vagy a zárt cserjések közelsége elősegíti az eredetileg zárt erdőkre jellemző növények betelepülését (4. ábra).

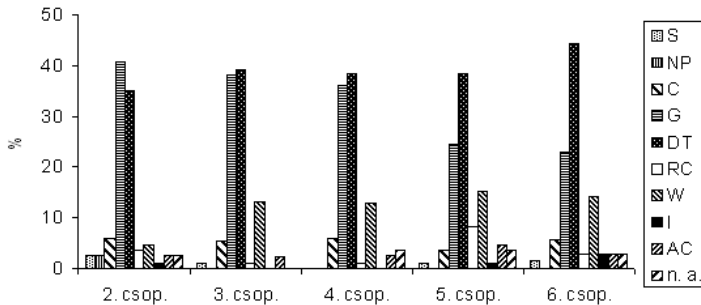
A vizsgált élőhelyek növényfajainak legfontosabb magterjesztési módja az endozoochoria (EN), az anemochoria (AN) és az epizoochoria (EP). Egy növényfaj több magterjesztési módszert is használhat, így a csoportrészesedés diagram százalékos kategóriánkénti értékeinek összege meghaladja a 100%-ot (5. ábra).

A leginkább természetes állapotúnak tekinthető 2. csoport esetében egyenletesen oszlanak meg a fajok a tranzienis, rövid távú perzisztens és perzisztens magbank kategóriák között. A degradáltabb csoportok (3, 4, 5) többsége esetében a hosszú távú perzisztens kategória aránya nagyobb. A jelenség magyarázható azzal, hogy ezeken az élőhelyeken

nagyobb arányban előforduló indifferens viselkedésű, zavarástűrő és gyomfajokra jellemzőbb magjaik csírázóképeségének hosszú távú megőrzése. Bolygatás esetén a talajban éveken keresztül felhalmozódó magbankjukból azonnal megjelenhetnek, így versenyelőnyhöz jutnak azokkal a fajokkal szemben melyek magvaik alacsony túlélőképessége miatt jobban rá vannak utalva az aktuális „magesőre”. A degradáltabb csoportok között kivételként értékelhető a 6. csoport, mely a természetesebb élőhelyekhez hasonlóan egyenletes magbank típus eloszlással rendelkezik. A magbank típusok adatbázisa, fajlistánk szempontjából erősen hiányos, így a kapott adatok óvatosan kezelendők (6. ábra).

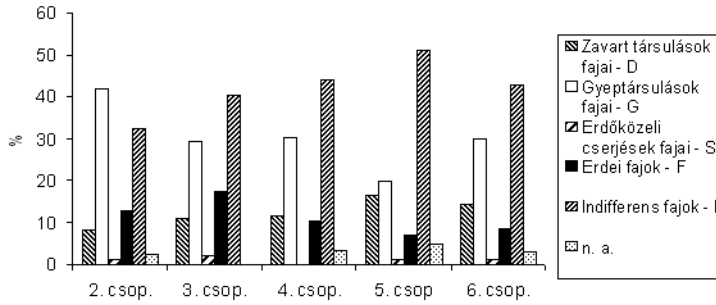
A vizsgált csoportok fajkészletét a vegetatív szaporodás képessége szempontjából is vizsgáltuk. Adott faj több alkalmazott kategóriába is besorolható, ezért, hasonlóan a magterjesztési módokhoz, a részesedési értékek meghaladják a 100%-ot. Határozottabb különbségek a vegetatív szaporodásra nem képes lágyszárú növények részesedésében mutatható ki. Alacsony az arányuk a természetesebb élőhelyeken (2,3) és magasabb a legeltetett gyepekben (4) és a degradáltabb élőhelyek egy részénél (5) (7. ábra).

Az ökológiai igényeket jellemző indikátor értékek közül az elkülönített csoportok élőhelyein fellelt fajkészlet fényigényét (LB) és vízigényét (WB) jellemeztük a csoportrészesedés értékek segítségével. A fajok fényigény szerinti eloszlásában nem jellemzőek a határozott eltérések az elkülönített csoportok között. A vízigény tekintetében a leginkább természetesnek értékelhető 2. csoportban jóval több szárazságtűrő faj van, mint a többi vizsgált csoportban.



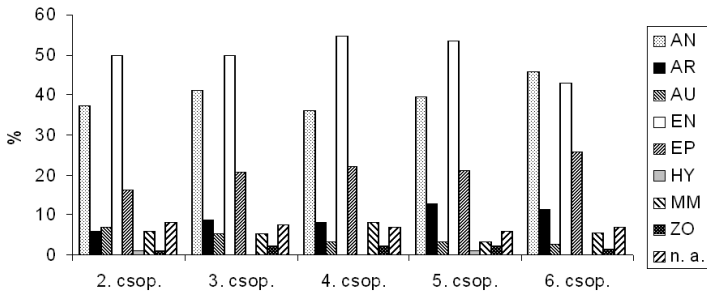
3. ábra. Szociális magatartás típusok csoportrészesedésének eloszlása elkülönített csoportok szerint
 A: behurcolt vagy adventív fajok, AC: agresszív, tájidegen, inváziós fajok, C: természetes kompetitorok,
 DT: zavarástűrő növények, G: generalisták, tág ökológiájú stressz-tűrők, I: kivadult haszonnövények;
 NP: természetes pionírok, RC: a honos flóra ruderális kompetitorai, S: specialisták, szűk ökológiájú
 stressz-tűrők; W: honos gyomfajok, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat

Figure 3. Distribution of social behaviour types group participation by detached clusters.
 Abbreviations: A: Adventives, AC: Aggressive alien species or invaders, C: Competitors, DT: Disturbance
 tolerants, G: Generalists, I: Introduced alien species, NP: Natural Pioneers, RC: Ruderal competitors,
 S: Specialists, W: Weeds, n.a. = missing from Flora database.



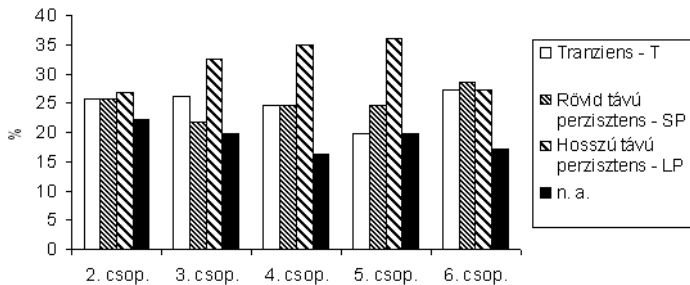
4. ábra. Összevont cönológiai csoportok csoportrészesedésének eloszlása elkülönített csoportok szerint (n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

Figure 4. Distribution of contracted phytosociological groups participation by detached clusters. Abbreviations: D: species of disturbed habitats, G: species of grasslands, S: species of shrublands, F: species of forests, I: indifferent species, n.a. = missing from Flora database.



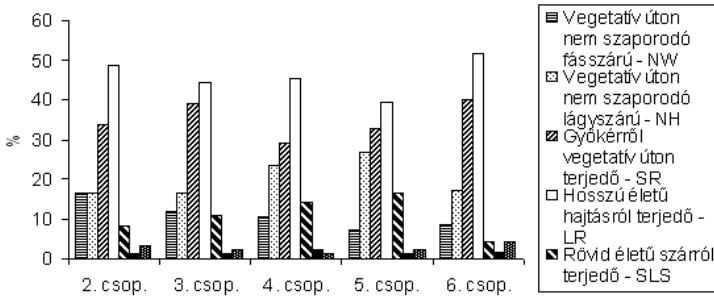
5. ábra. Magterjesztési módok csoportrészesedésének eloszlása elkülönített csoportok szerint AN: anemochoria, AR: antropochoria, AU autochoria, EN: endozochoria, EP: epizochoria, HY: hydrochoria, MM: myrmekochoria. ZO: zoochoria, n.a.: adatbázisból hiányzó adat

Figure 5. Distribution of seed dispersal method participation by detached clusters. Abbreviations: AN: anemochory, AR: antropochory, AU autochory, EN: endozochory, EP: epizochory, HY: hydrochory, MM: myrmekochory. ZO: zoochory, n.a. = missing from database.



6. ábra. Magbank típusok csoportrészesedésének eloszlása elkülönített csoportok szerint (n.a. = adatbázisból hiányzó adat)

Figure 6. Distribution of seed bank type participation by detached clusters. Abbreviations: T: transient, SP: short-term persistent, LP: long-term persistent, n.a. = missing from database.



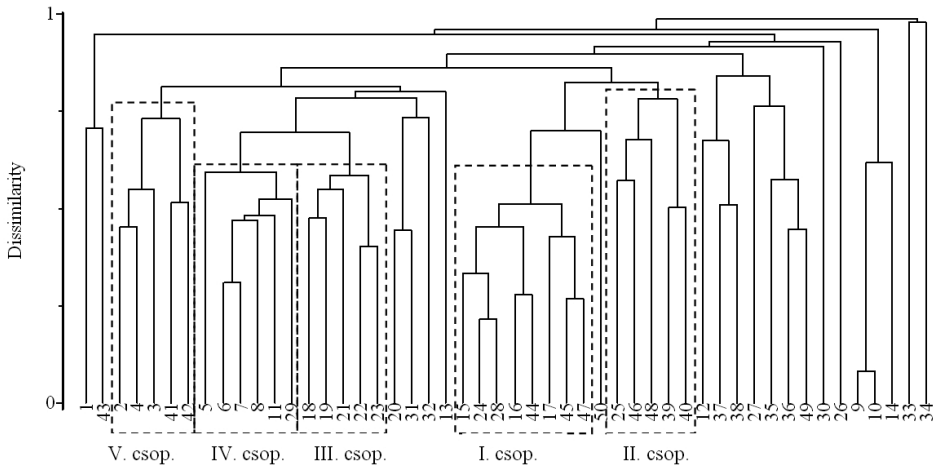
7. ábra. Vegetatív terjedési képességek csoportrészesedésének eloszlása elkülönített csoportok szerint (n.a. = adatbázisból hiányzó adat)

Figure 7. Distribution of vegetative spreading ability participation by detached clusters.

Abbreviations: NW: woody species without vegetative propagation, NH: herbaceous species without vegetative propagation, SR: species spreading by root suckers, LR: species spreading by long living shoots, SLS: species spreading by short living shoots, G: tuberous species, n.a. = missing from database.

Borításértékek szerinti elemzések eredményei

A fajok borításértékeinek figyelembevételével (Bray-Curtis, UPGMA) öt olyan klaszter különíthető el, melyek egyértelműen összetartoznak és megfelelő mintaszámmal képviseltetik magukat a kiértékeléshez (8. ábra).



8. ábra. A vizsgált kvadrátok osztályozása az egyes fajok borításértékeinek figyelembevételével (UPGMA, Bray-Curtis)

Figure 8. Classification of examined quadrats according to species cover.

A jelenlét-hiány adatok (2. ábra) és a borításértékek (8. ábra) alapján kialakított csoportok részben megfeleltethetők egymásnak. A fajösszetétel szerinti elemzés jól elkülönítette a zárt lombkoronaszinttel rendelkező faállományokat. A borításértékek szerint elkülöníthetők egymástól az elsődleges erdők és a bizonyíthatóan másodlagos faállományok.

A természetesebb állapotú nyílt élőhelyek (2. és 3. csoport) jelentős részben átfednek a borításértékek szerinti I. és II. csoporttal. A közös kvadrátok száma alapján az említett csoportok párosíthatók is: 2. – I. csoport, 3. – II. csoport. Az előbbi csoportthalmazok (2. – I.) közös elemei főként korábban legeltetett, viszonylag természetes gyepek. Az utóbbi halmazmetszet (3. – II.) tagjai az előző természetesebb gyepek cserjésedése, erdősődése során jöttek létre, bennük még megtalálható a gyepi fajok jelentős része, de borítás szempontjából már az üdőbb, árnyékosabb körülményeket kedvelő erdei és cserjésekre jellemző fajok kezdenek meghatározóvá válni.

A borításértékek elemzése igazolja, pontosítja az aktuális és közelmúltban történt legeltetés tényét, melyet már a fajösszetétel szerinti értékelés is mutatott (4. – III. csoport). A fajok jelenlét–hiány információja szerint a jelentős bolygatás a csoportképzés általános érvényű tényezője, a fajok borítása szerint már szétválaszthatók a legeltetett gyepek és a cserjeirtással érintett területek.

I. csoport (15, 16, 17, 24, 28, 44, 45, 47)

Bothriochloa ischaemum, *Stipa capillata*, *Festuca rupicola*, *Fragaria viridis*, *Dorycnium herbaceum*, *Teucrium chamaedrys*, *Brachypodium sylvaticum*, *Galium verum*. Helyenként jelentős borítású fajok: *Linum flavum*, *Chamaecytisus austriacus*, *Cornus sanguinea*, *Plantago media*.

II. csoport (25, 39, 40, 46, 48)

Cornus sanguinea, *Fragaria viridis*, *Brachypodium sylvaticum*, *Agrimonia eupatoria*, *Galium mollugo*, *Festuca rupicola*. Helyenként jelentős borítású fajok: *Ononis spinosa*, *Calamagrostis epigeios*, *Prunus spinosa*, *Ligustrum vulgare*, *Bothriochloa ischaemum*.

III. csoport (18, 19, 21, 22, 23)

Festuca rupicola, *Seseli annuum*, *Trifolium repens*, *Fragaria viridis*, *Leontodon hispidus*, *Poa angustifolia*, *Achillea collina*, *Daucus carota*. Helyenként jelentős borítású fajok: *Ononis spinosa*, *Thymus* sp., *Galium verum*, *Plantago media*, *Clinopodium vulgare*, *Euphorbia cyparissias*.

IV. csoport (5, 6, 7, 8, 11, 29)

Festuca rupicola, *Bromus inermis*. Helyenként jelentős borítású fajok: *Pseudolysimachion spicatum*, *Arrhenatherum elatius*, *Salvia verticillata*, *Cornus sanguinea*, *Xeranthemum cylindraceum*, *Bothriochloa ischaemum*, *Agrimonia eupatoria*, *Rubus caesius*, *Lathyrus tuberosus*, *Securigera varia*, *Plantago media*, *Leontodon hispidus*.

V. csoport (2, 3, 4, 41, 42)

Arrhenatherum elatius, *Galium verum*, *Festuca rupicola*, *Trifolium arvense*, *Inula salicina*, *Prunus spinosa*. Helyenként jelentős borítású fajok: *Poa angustifolia*, *Calamagrostis epigeios*, *Centaurea jacea*.

Értékelés

Ahogy vizsgált felvételek sokváltozós elemzése során készített dendrogramokon látható, mind fajösszetétel, mind a fajok borításértéke szerinti elemzés alkalmas a minták jellemző csoportjainak lehatárolására. A felvételek egy részét a későbbi csoportrészesedés elemzéséből kizártuk, mivel nem voltak koherens csoportokba sorolhatók vagy a többi

felvételtől való egyértelmű különbözőségük miatt részletesebb vizsgálatuk triviális megállapításokhoz vezetett volna (pl. erdők).

Fajösszetétel szerint, a vizsgálat céljai szempontjából érdekes, nyíltabb élőhelyek (gyepek, nyíltabb cserjések, faállományok) két fő csoportja természetesebb állapotú élőhelyeké (2–3. csoport) és a zavartabb, degradáltabb élőhelyeké. A zavart élőhelyek egy részén az aktuális legeltetés hatása tükröződik a növényzet összetételén (4. csoport), másik részükön változatos bolygatások (taposás, vadhatás, cserjeirtás, cserjésedés, agreszív kompetitor faj terjedése) következtében alakulnak degradációs jelenségekre utaló fajkompozíciók (5–6. csoport).

Kiemelendő a legtermészetesebb állapotot mutató 2. csoport, amely a szociális magatartás típusok, a magbank típusa és az összevont cönológiai csoportok szerint is határozottabban elkülönül a többi csoporttól. Az említett csoportban nagyobb a generalista fajok aránya, mint a zavarástűrőké, amely párosul a hosszú távú perzisztens magbank típus alacsony részesedésével és a gyepi fajok relatív többségével az indifferens fajokkal szemben. A Borhidi-féle W-értékek eloszlása szerint a csoporttal jellemezhető típus kialakulásához a többi csoport kvadrátjaitól szárazabb termőhely is hozzájárulhatott, mely részben domborzati tényezőkre, részben tájtörténeti okokra (erőteljes egykori erózió, vékony termőréteg) vezethető vissza. A jobb természetességű élőhelyek kialakulásához a száraz termőhelyen kívül a múltbéli legeltetés is hozzájárult.

A többi elkülönített csoport esetében a zavarástűrő fajok alkotják a legnagyobb szociális magatartás típust és az indifferens fajok a legnagyobb összevont cönológiai csoportot. A 6. csoport példája azt mutatja, hogy a zavarástűrő és indifferens viselkedésű fajok magas aránya is együtt járhat a hosszú távú perzisztens magbank alacsonyabb részesedésével és az anemochor magterjesztés nagyobb jelentőségével.

Az egyes csoportok jellemzésénél kitértünk a felhagyott területek hozzávetőleges korára, de az időtényező pontosabb elemzésére a felhagyás idejének kevésbé megbízható megállapítása miatt nem vállalkoztunk. A pillanatnyi állapotokat mutató felvételeink azonban összevethetők hasonló elemzések eredményeivel. SZIRMAI (2008) munkájának a felhagyás kora szerint készített csoportrészesedés diagramjain, hasonlóan jelen tanulmány eredményeihez, a generalisták és a zavarástűrő fajok jelentik a legfontosabb szociális magatartás típusokat. A Tardonai-dombságban folytatott kutatás is megerősíti, hogy a korábban legeltetett gyepek óriási előnnyel rendelkeznek a regeneráció során. Tanulmányunk eredményeivel egybecsengő eredmény az is, hogy az előzőleg feltört területek közül a délies szőlőparlagok regenerációja jóval gyorsabb, mint a plató helyzetű felhagyott szőlőké vagy szántóparlagoké.

CSECSERICS (2007) számos növényi tulajdonságot vizsgálva kitér az általunk tanulmányozott tulajdonságok egy részére is. A vizsgált homoki parlagokon, mivel a parlagok csupán fél-természetes élőhelyek, minden esetben a zavarástűrő fajok dominálnak, melyek a szukcesszió során visszaszorulhatnak, de nem tűnnek el. Kevés kivételtől eltekintve cserhádi vizsgálatunk mintaterületei esetében is a zavarástűrők vannak többségben. A tömegességi viszonyok helyzetéről a jövőben csoporttömeg részesedés vizsgálatok alapján lesz szükséges tájékozódni. Tanulmánya során a szerző kitér a magbank típusok részesedésének változására a szukcesszió során. Kutatása szerint igazolható, hogy a szukcesszió során a tranziens magbank típus kerül előtérbe. Eredményeiből arra következtethetünk, hogy a hosszú távú perzisztens magbankkal rendelkező fajok részesedése arányos a múltbéli bolygatás közelségével és az aktuális bolygatás nagyságával, amit a csoport

tok jellemzésénél ismertetett saját tájtörténeti információink igazolnak. Hasonló párhuzam figyelhető meg a vegetatív terjedés kérdésében is a két vizsgálat eredményei között. Csoportrészesedés diagramunkról leolvasható, hogy a kevésbé bolygatott, természetesebb 2. csoportban legalacsonyabb a vegetatív módon nem szaporodó lágyszárú fajok aránya, az aktuálisan használt, bolygatott területeken ennél magasabb értékek olvashatók le.

CSONTOS és TAMÁS (2005) kutatásai a felhagyott területek cserjésedési, erdősödési folyamatait jellemzik. A szerzők által vizsgált parcellák fásszárú fajkészlete nagymértékű átfedést mutat a mintaterületünk felhagyott kisparcellás gyümölcsöseivel, szőlőivel. A vizsgált spontán faállományok esetében a másodlagosan betelepülő fák kitöltik az egykori gyümölcsös sorközeit, a cserjeszint sűrű, így az erdő aljnövényzete fényszegény és meglehetősen gyér. Eredményeik szerint a fásszárú szintek fajkészletére jellemző az idegen fajok (I = 28,1%) mellett a generalisták (G = 32,8%) és a zavarástűrők (DT = 23,4%) magas aránya. Az általunk vizsgált kvadrátokban és táji környezetükben, erdősödés esetében legtöbbször nem az adottságoknak megfelelő potenciális erdőtársulás a valós vagy megjósolható végállomás, hanem a *Robinia pseudoacacia* és *Ailanthus altissima* által dominált, spontán faállomány.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás megvalósulását a TÁMOP-4.2.1.B-09/1/KONV projekt támogatta.

IRODALOM – REFERENCES

- BAGI, I. 1985: Studies on the vegetation dynamics of Nanocyperion communities I. Characteristic indicator values and classification and ordination of stands. *Tiscia* (Szeged) 20: 29–43.
- BAKKER, J. P., POSCHLÖD, P., STRYKSTRA, R. J., BEKKER, R. M., THOMPSON, K. 1996: Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 461–490.
- BARTHA S. 2002: A változó vegetáció leírása indikátorszámokkal. In: *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón – tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére* (szerk.: SALAMON-ALBERT É.). PTE Növényzeti Tanszék és MTA Pécsi Akadémiai Bizottság közös kiadványa. PTE Bornus Nyomda, Pécs, pp. 527–556.
- BARTHA S., FEKETE G., MOLNÁR E., VIRÁGH K., OBORNY B., MUCINA L. 1998: Funkciós csoportok térbeli szerveződése löszgyepekben. *Kitaibelia* 3: 315–316.
- BARTHA S., KERTÉSZ M., MOLNÁR ZS., CSECSERITS A., HENEBRY G., KOVÁCS-LÁNG E. 1999: Homoki gyepek dinamikájának rekonstrukciója felhagyott szántóföldek és zavart gyepek mintázataiból. *Botanikai Közlemények* 86-87: 248–249.
- BARTHA S., KERTÉSZ M., MOLNÁR ZS., CSECSERITS A., HENEBRY G., KOVÁCS-LÁNG E. 2000: A primér és a szekunder szukcesszió összefüggései homoki gyepekben. *Acta biologica Debrecina - Supplementum oecologica hungarica* (V. Magyar Ökológus Kongresszus. 1. rész.: Előadások és poszterek kivonatai), 11(1): 190.
- BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk.) 2008: XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat, Vácrátót.
- BORHIDI A. 1993: *A magyar flóra szociális magatartás típusai, Természetességi és relatív ökológiai értéksszámai*. A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványa, Pécs, 93 pp.
- BORHIDI A., CSETE S., CSIKY J., KEVEY B., MORSCHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 2000: Talaj és természetes növényzet. Termőhely, társulások, indikáció. In.: *Vegetáció és Dinamizmus* (szerk.: KUN A., VIRÁGH K.). MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 157–189.
- BORHIDI A., MORSCHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 2001: Talaj és természetes növényzet. (Ökológiai összefüggések a bioindikáció tükrében). In.: *Ökológia az Ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások*. (szerk.: BORHIDI A., BOTTA-DUKÁT Z.). MTA, Budapest, pp. 55–72.

- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A., BIRÓ M. (szerk.) 2007: Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1928: *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer, Berlin, 330 pp.
- CLEMENTS, F. E. 1916: *Plant succession. Analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institute, Washington.
- CSECSERITS A. 2007: Másodlagos szukcesszió vizsgálata homoki parlagokon. PhD értekezés (kézirat), MTA ÖBKI, Vácrátót.
- CSECSERITS A., CZÚCZ B., HALASSY M., KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T., SZABÓ R., SZITÁR K. 2011: Felhagyott homoki szántók – a regeneráció értékelésének új módszere. In: *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből*. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- CSECSERITS A., SZABÓ R., CZÚCZ B. 2009: Növényi tulajdonságok, tulajdonság-adatbázisok és ezek felhasználása az ökológiai kutatásokban. *Botanikai Közlemények* 96: 1–17.
- CSISZÁR Á. 2004: Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájékológiai Lapok* 2: 219–229.
- CSONTOS P. 2001: *A természetes magbank kutatásának módszerei*. Scientia Kiadó, Budapest, 155 pp.
- CSONTOS P. 2006: Gyomnövények, gyepi fajok és erdei lágyszárúak magvainak túlélése a talajban. *Magyar Gyomkutatás és Technológia* 7: 101–112.
- CSONTOS P. 2007: Dolomitgyepek magbankja ültetett feketefenyvesek talajában. *Tájékológiai Lapok* 5: 117–129.
- CSONTOS P. 2010: A természetes magbank, valamint a hazai flóra magökológiai vizsgálatának új eredményei. *Kanitzia* 17: 77–110.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALÁPOS T. 1996: Soil seed banks and vegetation recovery on dolomite hills in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 40: 35–43.
- CSONTOS, P., HORÁNSZKY, A., KALÁPOS, T., LÖKÖS, L. 1996: Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoration of the grassland vegetation. *Annales Historico-Naturales Musei Nationales Hungarici* 88: 69–77.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALÁPOS T. 1998: A magbank szerepe a dolomittövényzet regenerálódásában korábban feketefenyvessel borított területeken. In: *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása* (szerk.: CSONTOS P.). Scientia Kiadó, Budapest, pp. 183–196.
- CSONTOS P., TAMÁS J., TOBISCH T. 2002: A magyar flóra magterjesztési-mód adatbázisának bemutatása, elemzési példakkal: a szociális magtartási típusok értékelése. In: *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. Tanulmányok Borhídi Attila 70. születésnapja tiszteletére*. (szerk.: SALAMON-ALBERT É.). PTE Növény-tani Tanszék, Pécs, pp. 557–569.
- CSONTOS, P., TAMÁS, J. 2003: Comparisons of soil seed bank classification systems. *Seed Science Research* 13: 101–111.
- CSONTOS, P., TAMÁS, J., PODANI, J. 2004: Slope aspect affects the seed mass spectrum of grassland vegetation. *Seed Science Research* 14: 379–385.
- CSONTOS P., TAMÁS J. 2005: Tájidegen fajok által meghatározott spontán erdősdő területek növényzetének vizsgálata. *Kanitzia* 13: 69–79.
- CSONTOS P., TAMÁS J. 2007: Fás mezsgyék növényzetének vizsgálata a Balaton-felvidéken. *Acta Agronomica Óváriensis* 49: 3–14.
- DOBSON, A. P., BRADSHAW, A. D., BAKER, A. J. M. 1997: Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515–522.
- EGLER, F. E. 1954: Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition—a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412–417.
- FEKETE G. 1985: *A cönológiai szukcesszió kérdései*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 216 pp.
- HALASSY, M. 2001: Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101–108.
- HÁZI J., BARTHA S. 2006: A siskanád (*Calamagrostis epigeios* L. Roth) visszaszorításának lehetőségei kaszálással. *Kitaibelia* 11: 54.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T. 1995: *Flóra adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány*. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- ILLYÉS E., BÖLÖNI J. (szerk.) 2007: *Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon*. Budapest.
- KELEMEN A., TÖRÖK P., DEÁK B., VALKÓ O., LUKÁCS B., LENGYEL SZ., TÖTHMÉRÉSZ B. 2010: Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. *Tájékológiai Lapok* 8: 33–44.
- KLIMES, L., KLIMESOVÁ, J., HENDRIKS, R., VAN GROENENDAEL, J. 1997: Clonal plant architectures: a comparative analysis of form and function. In: *The ecology and evolution of clonal plants* (Eds.: DE KROON, H., VAN GROENENDAEL, J.). Backhuys Publishers, Leiden, the Netherlands, pp. 1–29.

- MARGÓCZI, K. 1995: Interspecific associations in different successional stages of the vegetation in a Hungarian sandy area. *Tiscia* 29: 19–26.
- MATUS G. 2009: Vegetációdinamika és magkészlet képzés gyepekben. Habilitációs értekezés, Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Növénytani Tanszék, Debrecen.
- MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B. 1994: Correlation of indicator values with climatic and soil data in a ruderal succession. *Abstracta Botanica* 18: 7–12.
- MATUS, G., PAPP, M. 2002: Influence of topography and reforestation on seed bank formation in an abandoned East-Hungarian sandy pasture. 3rd European Conference on Restoration Ecology, Budapest, 2002. 08. 25–31.
- MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B., PAPP, M. 2003: Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* 6: 169–178.
- MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B., PAPP, M. 2005: Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora* 200: 296–306.
- MOLNÁR, ZS., BIRÓ, M., BÖLÖNI, J., HORVÁTH, F. 2008: Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary I. Marshes and grasslands. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 59–105.
- MORSCHHAUSER T. 1995: Applications of isodegradation curves in nature conservation. *Acta Botanica Hungarica* 39: 393–405.
- MORSCHHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 2001: Isoecological curves on characterising the ecotopes in the Central Mecsek Mts. of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 43: 189–200.
- NOBLE, I. R., SLATYER, R. O. 1980: The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5–21.
- OBORNY B. 1994: Growth rules in clonal plants and predictability of the environment: a simulation study. *Journal of Ecology* 82: 341–351.
- OBORNY B. 2001: A növények térfoglaló és táplálékkereső stratégiái. In: *Viselkedésökológia: modern irányzatok* (szerk.: BARTHA Z., LIKER A., SZÉKELY T.). Osiris, Budapest, pp. 43–62.
- OBORNY B. 2002: A növények térfoglaló és táplálékkereső tevékenysége. In: *Viselkedésökológia* (szerk.: BARTHA Z., LIKER A., SZÉKELY T.). Osiris, Budapest, pp. 51–70.
- OBORNY B., BARTHA S. 1998: Formakincs és közösségszerveződés a növénytársulásokban: a klonális növények szerepe. In: *A közösségi ökológia frontvonalai* (szerk.: FEKETE G.). Scientia Kiadó, Budapest, pp. 59–86.
- ÓDOR P., VIRÁGH K., BOTTA-DUKÁT Z., OBORNY B., MAGYAR G., ALTBACKER V. 2007: Időigény – a közösségek dinamikája. In: *Ökológia* (szerk.: PÁSZTOR E., OBORNY B.). Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest, pp. 284–311.
- PAPP M. 2005: A szajkó (*Garrulus glandarius*) szerepe és jelentősége a természetközeli erdőgazdálkodásban. *Tájökológiai Lapok* 3: 233–242.
- PRACH, K., PYSEK, P. 1999: How do species dominating in succession differ from the others? *Journal of Vegetation Science* 10: 383–392.
- PRACH, K., PYSEK, P., ŠMILAUER, P. 1997: Changes in species traits during succession: a search for pattern. *Oikos* 79: 201–205.
- PRÉCSÉNYI I. 1995. A homoki szukcesszió sorozat tagjai és a W indikátor számok közötti kapcsolat. *Botanikai Közlemények* 82: 59–66.
- ROBINSON, G. R., HANDEL, S. N. 1993: Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. *Conservation Biology* 7: 271–278.
- RUPRECHT E. 2006: Félszáraz gyepek spontán regenerálódása az Erdélyi Mezőség felhagyott szántóin. Doktori értekezés. Eötvös Lóránd Tudományegyetem Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest.
- SALAMON-ALBERT, É. 1996: Horizontal spatial pattern of vegetation structure in wet meadow communities. In: *International conference on Research, Conservation, Management*. (Eds.: TÓTH, E., HORVÁTH, R.). Conference Proceedings, Vol. I/VII. pp. 373–383.
- SEREGÉLYES, T., MOLNÁR, ZS., BARTHA, S., CSOMÓS, Á. 2008: Regeneration potencial of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50: 229–248.
- SZIRMAI O. 2008: Botanikai és tájtörténeti vizsgálatok a Tardonai-dombság területén. Doktori értekezés. Kézirat, Gödöllő.
- TÖRÖK, P., MATUS, G., PAPP, M., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2008: Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73–85.
- TÖRÖK, P., MATUS, G., PAPP, M., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2009: Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31–46.
- TURNER, M. G. 1989: Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171–198.

- VALKÓ O., TÖRÖK P., VIDA E., ARANY I., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2009: A magkészlet szerepe felhagyott hegyi kaszálórétek helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 147–159.
- VALKÓ, O., TÖRÖK, P., TÓTHMÉRÉSZ, B., MATUS, G. 2011: Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9–15.
- VIRÁGH, K., GERENCSÉR, I. 1988: Seed bank in the soil and its role during secondary succession induced by some herbicides in a perennial grassland community. *Acta Botanica Hungarica* 34: 77–121.
- VIRÁGH, K., BARTHA, S. 1998: Interspecific associations in different successional stages of *Brachypodium pinnatum* grassland after deforestation in Hungary. *Tiscia* 31: 3–12.
- ZÓLYOMI B., PRÉCSÉNYI I., BODNÁR T., VADKERTI E. (1987–1988): Az ökológiai indikátorszámok mintázatának változása szukcesszió alatt. *Botanikai Közlemények* 74-75: 101–109.

PRELIMINARY RESULTS OF DRY AND SEMI-DRY GRASSLAND SUCCESSION RESEARCH

G. Zagyvai¹, Á. Csiszár², M. Korda³, D. Schmidt⁴, D. Šporčić⁵, B. Teleki⁶, V. Tiborcz⁷, and D. Bartha⁸

University of West Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Botany and Nature Protection,
Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4., H-9400, Hungary

e-mail: ¹zagyvai@emk.nyme.hu; ²keresztlapu@emk.nyme.hu; ³korda.marton@gmail.com;

⁴jaurinum@emk.nyme.hu; ⁵sporcsics.dean@gmail.com; ⁶teleki.balazs@gmail.com;

⁷tibvik@freemail.hu; ⁸bartha@emk.nyme.hu

Accepted: 20 December 2011

Keywords: dry grasslands, ecological indication, naturalness, regeneration, shrub spreading, succession

Area of secondary habitats after abandonment of agricultural cultivation is very considerable in Hungary. Having transformed these habitats during succession and regeneration semi-natural grasslands, shrublands and spontaneous woodlands can arise giving refuge to valuable elements of natural vegetation. Study on regeneration, succession of these habitats has especial importance in botanical and nature conservational respect too. Secondary habitats and their possible treatments have been studied in Cserhát analysing 50 quadrates in reference to social behaviour types, ecological demands, coenological groups, seed bank type, seed dispersal type and vegetative propagation categories. The data were analysed using multivariate statistics. As result of evaluation six groups of habitats have been formed which differ especially in social behaviour types, coenological groups and seed bank type. The success of regeneration was influenced significantly by the former cultivation, the current disturbance and the ecological characteristics of habitats. According to our results the species richness of herb layer remains for a long time in spite of closure of woody vegetation although the dominance relations alter considerably during the succession.

