

NYUGAT – MAGYARORSZÁGI EGYETEM
Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola
Biokörnyezettudomány Program

ZAGYVAI GERGELY

FELHAGYOTT MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEK FÁSSZÁRÚ SZUKCESSZIÓJÁNAK
VIZSGÁLATA CSERHÁTI MINTATERÜLETEN

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

Témavezető:
DR. BERKI IMRE
egyetemi docens

SOPRON

2011

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK.....	4
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	6
2. 1. A szukcesszió	6
2. 1. 1. A szukcesszió fogalma	6
2. 1. 2. A szukcesszió elméletei.....	8
2. 1. 3. A szukcesszió mechanizmusai	11
2. 1. 4. A szukcesszió hatótényezői	13
2. 1. 4. 1. A növényzet hatása.....	13
2. 1. 4. 2. Az állatvilág hatása	14
2. 1. 4. 3. Magbank	15
2. 1. 4. 4. Talaj.....	16
2. 1. 4. 5. Hidrológia	16
2. 1. 4. 6. A bolygatás	17
2. 1. 5. A szukcesszió kutatási módszerei	18
2. 2. Felhagyott területek szukcessziójának menete	20
2. 2. 1. Gyepdinamikai folyamatok	20
2. 2. 1. 1. Szegetális stádium	20
2. 2. 1. 2. Ruderális stádium.....	21
2. 2. 1. 3. A ruderális fajok visszaszorulásának stádiuma.....	22
2. 2. 1. 4. Gyepok teljes regenerációjának stádiuma, a regeneráció lehetőségei.....	23
2. 2. 2. A fászfű szukcesszió folyamatai.....	25
2. 3. A felhagyott területek, parlagok története, jelentősége.....	29
2. 3. 1. A felhagyott területek, parlagok története	29
2. 3. 2. A parlagok kiterjedése és jelentőségük	31
2. 4. A mintaterület természeti adottságai.....	33
2. 4. 1. A mintaterület elhelyezkedése	33
2. 4. 2. A mintaterület felszínének kialakulása és domborzata	35
2. 4. 3. Földtani viszonyok.....	36
2. 4. 4. Talajtakaró	39
2. 4. 5. Éghajlat.....	43
2. 4. 6. Vízrajz	45
2. 4. 7. Vegetáció.....	46
2. 4. 8. Állatvilág	52
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	53
3. 1. A tájtörténeti vizsgálatok módszertana	53
3. 1. 1. A tájtörténeti vizsgálat adatforrásai és feldolgozásuk.....	53
3. 1. 2. A különböző kartográfiai adatforrások felszínborítási típusainak összehasonlíthatósági lehetőségei.....	61
3. 2. Felhagyott területek aktuális vegetációjának felmérési módszerei	64
3. 2. 1. Táji vizsgálati lépték	64
3. 2. 2. Parcella vizsgálati lépték	65
3. 2. 3. Kvadrát vizsgálati lépték	68
3. 3. Adatfeldolgozási módszerek	71

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	72
4. 1. A mintaterület tájtörténete.....	72
4. 1. 1. A területhasználati változások fő irányai	72
4. 1. 1. 1. Erdő-gyep, gyep-erdő konverziók.....	73
4. 1. 1. 2. A szőlészet, borászat virágzása és hanyatlása.....	75
4. 1. 1. 3. A szántók átalakulási folyamatai	78
4. 1. 1. 4. Nedves rétek, mocsaras területek, állóvizek.....	80
4. 1. 1. 5. A beépített területek terjeszkedése, közlekedési hálózat fejlődése.....	81
4. 1. 2. A területhasználati változások rövid összefoglalása	83
4. 2. Potenciális vegetáció meghatározása	88
4. 3. Táj-láptékú szukcessziós vizsgálatok.....	94
4. 3. 1. A mintaterület élőhelytérképének alkalmazott kategóriái	94
4. 3. 2. A mintaterület szukcesszió szempontjából fontosabb élőhelykategóriáinak bővebb jellemzése.....	105
4. 4. Szukcessziós vizsgálatok a felhagyott parcellákon	118
4. 4. 1. A felhagyott területek fa- és cserjefajai.....	118
4. 4. 2. Felhagyott területek cserjésedése.....	119
4. 4. 2. 1. A cserjék megtelepedése és terjeszkedése	120
4. 4. 2. 2. Felhagyott szántók és szőlők cserjésedése	122
4. 4. 2. 3. Felhagyott legelők, kaszálók, gyepes gyümölcsösök cserjésedése.....	125
4. 4. 2. 4. Klimax erdőtársulások elegy fafajainak szerepe a cserjésedésben	126
4. 4. 2. 5. Tömeges őshonos cserjefajok	127
4. 4. 2. 6. Ritka őshonos cserjefajok	132
4. 4. 2. 7. „Gyomként” viselkedő cserjefajok.....	134
4. 4. 3. Felhagyott területek erdősödése.....	135
4. 4. 3. 1. Őshonos fajok szerepe a felhagyott területek erdősödésében.....	135
4. 4. 3. 2. Klimax erdőtársulások állományalkotó fajok szerepe az erdősödésben.....	139
4. 4. 3. 3. Özönfajok szerepe az erdősödésben.....	142
4. 4. 3. 4. Gyümölcsfajok	145
4. 4. 4. A siskanád jelentősége	150
4. 4. 5. Vizes élőhelyek fászfajú szukcessziója.....	152
4. 4. 6. Élőhelyek szukcessziós kapcsolatai	152
4. 5. Kvadrát léptékű szukcessziós vizsgálatok.....	156
4. 5. 1. Felhagyott területek szukcessziós stádiumainak jellemzése, lágyszárú növényzetük alapján, ökológiai (T, W, R, N, L) és természetességi indikátor (TVAL) értékek segítségével.....	156
4. 5. 2. Gyepkvadrátok fajösszetételének és dominanciaviszonyainak elemzése sokváltozós statisztikai módszerekkel	170
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK	176
6. 1. ÖSSZEFOGLALÁS	179
6. 2. SUMMARY.....	181
7. TÉZISEK	183
8. IRODALOM	185
10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	202
MELLÉKLETEK	203

"Sok földet bejártam, de mégis csak Nógrád tetszik legjobban: hegyeivel, völgyeivel, egyenesre nőtt fáival; itt úgy látom, a füvek zöldebbek, a virágok illata édesebb, mint bárhol másutt a világon. Még a felhő is mintha rózsaszínbe öltözne, amikor átsuhan fölöttünk... Ez az én igaz hazám." (Mikszáth Kálmán)

1. Bevezetés és célkitűzések

A Kárpát-medence **természeti** és ezen belül **növényzeti öröksége** nem csupán egy múlt időbe helyezhető, vagy a jelen időben érthető, statikusan értelmezhető és védendő érték, hanem a természetes és emberi hatások időbeli és térbeli változásainak megfelelően folyamatosan alakuló, esetenként bővülő vagy fogyatkozó elemekből álló halmaz. Legtöbbször természetes vagy természetközeli állapotú élőhelyeink fogyatkozásáról hallunk, azonban nem szabad elfelejteni, hogy a természet öngyógyító, **regenerációs képessége**, ideális körülmények között lehetővé teszi a természetes növénytakaró „sebeinek” gyógyítását. Az ember tevékenysége azonban nemcsak a természetes élőhelyek degradációját, megsemmisülését eredményezheti, hanem a regenerálódás képességét, lehetőségét is módosíthatja, csökkentheti, megszüntetheti.

Hatásterületét tekintve a legjelentősebb, antropogén, felszíni beavatkozási módot a mezőgazdaság jelentette a múltban, és jelenti ma is. A természetes és természetközeli élőhelyek jövőbeli kiterjedése és a gyakorlati természetvédelem szempontjából is kulcsfontosságú annak vizsgálata, hogy a **felhagyott mezőgazdasági területeken** folyó, spontán vegetációdinamikai folyamatok milyen irányba haladnak.

A mezőgazdasági területek felhagyása utáni, spontán vegetációdinamikai folyamatok közül elsősorban a gyepek lágyszárú szukcessziójáról rendelkezünk bővebb információval (BARTHA – HORVÁTH 2008). A másodlagos élőhelyek cserjésedésének, erdősödésének magyarországi vizsgálatával viszonylag kevés kutató foglalkozott. Számos esetben a gyepekre koncentrált munkák mellékszálaként jelennek meg a fásszárúakra vonatkozó tapasztalatok. A **cserjésedés, erdősödés** jelensége, mint potenciális veszélyforrás alaposabb vizsgálatokat igényelne az értékes gyepek megóvása szempontjából is. Az erdő irányába mutató szukcesszió kutatásának fontosságát növeli, és természetvédelmi jelentőségét fokozza, hogy a

fejlődő fás növényzet a lágyszárú fajoknál radikálisabban módosítja az alatta élő növényzet ökológiai feltételeit átalakítva (szegényítve vagy gazdagítva) a gyepszint fajkompozícióját.

Mintaterületünket a **Cserháton belül** három kistáj találkozásánál jelöltük ki. A terület kiválasztását elsősorban a felhagyott területek nagy száma és a természeti tényezők változatossága indokolta. A táj alkalmassága mellett szólt, hogy előzetes információkkal, helyismerettel, a helyi lakosokkal való kapcsolatteremtési lehetőségekkel rendelkeztem a területtel kapcsolatban és a szülőföldemet jelentő táj alaposabb megismerésének lehetősége is fontos motivációt jelentett.

Céljaink közé tartozik a mintaterület **tájtörténetének** alapos feltárása, mely a felhagyott területekre irányuló szukcesszió-kutatás alapfeltétele. Az **aktuális élőhelytérkép** tájszintű elkészítésénél olyan kategóriarendszer kialakítása szükséges, mellyel a fásszárú szukcesszió stádiumai, fő irányai is jellemezhetők, ezt követően lehetőség van az élőhelymintázat összevetésére a tájtörténeti adatokkal.

Kutatásunk célja továbbá, annak megállapítása, hogy az eltérő földhasználati eredetű, eltérő termőhelyi feltétellel rendelkező felhagyott területeken, **milyen fa- és cserjefajok jelennek meg** a fásszárú szukcesszió különböző szakaszaiban. Kiemelten fontos azoknak a fa- és cserjefajoknak a vizsgálata, melyek a mintaterület meghatározandó potenciális vegetációtípusainak állományalkotó fajai, elegyfajai vagy özönfajként veszélyt jelentenek, illetve az adatok tükrében valamilyen termőhelyi vagy tájtörténeti tényezőt indikálhatnak. A kutatás választ keres arra is, hogy a különböző adottságú fajösszetételű felhagyott mezőgazdasági területek szukcessziós szériái milyen eséllyel válnak szét, vagy kapcsolódnak egymáshoz, milyen gyorsan és meddig záródik cserje- és lombkoronaszintjük.

Vizsgálataink során kitérünk arra, hogy a spontán záródó fásszárú vegetáció és annak mesterséges eltávolítása hogyan hat a **lágyszárú fajkészletre**, valamint összehasonlítjuk a legeltetett, özönfajjal fertőzött és teljesen használaton kívüli gyepek legfontosabb tulajdonságait.

Reményeink szerint e disszertáció eredményeivel, hozzájárulhatunk egy olyan tudásanyag felépítéséhez, mely segítségével a felhagyott mezőgazdasági területek spontán szukcessziós folyamatai, köztük a cserjésedés, erdősödés folyamatai, táji léptékben „jósolhatóvá”, modellezhetővé válnak a jövőben.

2. Irodalmi áttekintés

2. 1. A szukcesszió

2. 1. 1. A szukcesszió fogalma

Az ökológiai mintázatok az időben változásokon mennek keresztül. Változásuk két fő iránya a **ciklikus** és az irányult, **direkcionális változás**. Ez utóbbi változás, a szukcesszió, mely a társulás fokozatos átalakulását jelenti, melynek során megváltozik az életközösség összetétele, szerkezete és működése is. A szukcesszió során a növényzet mellett valamennyi élőlénycsoport összetétele is megváltozik. A földtörténeti léptékű, hosszútávú közösségfejlődési folyamat a **szekuláris szukcesszió**, mely egy alkalommal zajlik le. Az ökológia tárgyába, a kisebb tér és időléptékű **biotikus vagy ökológiai szukcesszió** folyamatai tartoznak, melyek több helyen, többször is megisméltődhetnek (ÓDOR et al. 2007).

A szukcessziós út a vegetáció időbeli változásának útja, az eltérő fajösszetételű állapotok egymásutánisága (PICKETT et al. 1987).

Az **elsődleges** (primer) szukcesszió jellemzője, hogy olyan csupasz felszíneken indul meg a vegetáció fejlődése, ahol korábban nem volt növényzet (morénahalmok, vulkánkitörés kiömlő és megszilárdult kőzetanyaga, bányák meddőhányója, folyózátonyok) (ÓDOR et al. 2007). Az emberi területhasználatok közül a felszíni bányászat eredményeképpen keletkezett talajmentes, „szűz” felszíneken a bányászat felhagyása után az elsődleges szukcesszió folyamatai indulnak be (VARGA et al. 2006).

Ezzel szemben a **másodlagos** (szekunder) szukcesszió nem előzmények nélküli. A már kialakult talaj, a propagulumok és a „katasztrófát” túlélő egyedek a társulás szerkezetének összeomlása ellenére is befolyásolják a szukcesszió későbbi menetét. Fontos különbség még a két szukcesszió típus között az, hogy a fajok egymás utáni sorrendje kevésbé meghatározott a másodlagos szukcessziónál, mint az elsónél. (ÓDOR et al. 2007).

A szukcesszió **stádiumokon**, állomásokon keresztül történik, melyeknek megkülönböztethető iniciális/bevezető, optimális/kifejlődött és degradációs/hanyatlási szakasza. Az egyes szukcessziós stádiumok optimalitása kezdetben nő, majd csökken. A csökkenéssel párhuzamosan nő egy másik stádium belépésének esélye. A szukcessziós szériasz (stádiumok sorozata) végső stádiuma az adott terület feltételeinek megfelelő **klímax**

társulás. **Progresszív** a szukcesszió, ha klimax felé halad, **regresszív**, ha a leromlás felé tart (PRÉCSÉNYI 1981).

A vegetációfejlődés **rekurzív** jellegű is lehet, ha megzavarják a folyamatot, mivel nem csak a jelenlegi és a következő társulás meghatározó fajainak propagulumai, hanem a pionírok is megtalálhatók a területen. Ezek a fajok legtöbbször igen hatékony magterjesztési mechanizmussal rendelkeznek, és reprodukív potenciáljuk is kiemelkedő. Ha egy társulást késői stádiumban megzavarnak, akkor relatív hosszú idő és több szeriesz szükséges a regenerációhoz. Ez a megállapítás fokozottan érvényes, ha a fajok helyben (pl. sarjhajtásokról) regenerálódnak. A korai stádiumokra jellemző fajok egy része lappangva, kis egyedszámban, de megmarad a későbbi szakaszok ideje alatt is. Nagyobb területet vizsgálva a klimax állapot különböző szukcesszionális korú foltok mozaikja, melyre WHITTAKER (1974) a klimax-mintázat kifejezést alkalmazta. A ciklusok nagy területen aszinkronná válnak a pusztulásban és önhelyettesítésben jelentkező lokális különbségeknek köszönhetően (FEKETE 1985).

Számos esetben a **regeneráció** és szukcesszió fogalmának szétválasztása problémákat okozhat, és az alkalmazott skálától függ. A két fogalom közötti látszólagos ellentmondás a **ciklikus szukcesszió** bevezetésével oldható fel. Példaként szolgálhat erre a csereszömörce (*Cotinus coggygria*) polikormon szukcessziója. A folyamat a csereszömörce folt vegetatív terjeszkedésével, növekedésével kezdődik. Fejlődik a talaj, növekszik a szerves anyag mennyisége továbbá mérséklődnek az extrém mikroklimatikus jellemzők, miáltal alkalmassá válik a terület nagyobb cserjék, fák megtelepedésére. Az eddig ismertett folyamat egy xeroszeriesz szukcessziója. Később azonban a facsoportok fellazulnak és kiterjednek a sziklagyepi, sztyeppréti fajokat tartalmazó foltok. A molyhos tölgy hamar kimeríti a talaj csekély tápanyagtartalmát előregszik, rosszul újul, és a kiritkulás következtében tovább romlik a mikroklíma (JAKUCS 1972).

Vizsgálatunk a biotikus szukcesszió egyik szeletére terjed ki: a felhagyott mezőgazdasági területek másodlagos fásszárú szukcessziójának szabályszerűségeit kívánjuk feltárni mintaterületünkön.

A szukcesszió folyamata együtt jár a külső környezet változásával, mely folyamat lehet endogén vagy exogén. Az **endogén vagy autogén** változások a szukcesszió jelenségéhez tartoznak, a társulások fizikai környezetre gyakorolt hatásából erednek. Endogén változás például a primer szukcessziót kísérő talajképződés folyamata. Az **exogén vagy allogén** változások esetén a fizikai környezet átalakulása társuláson kívüli erők hatására jön létre, és ez a folyamat visszahat a szukcesszióra. Exogén változás egyes folyómenti területek

fokozatos feltöltődése, térszínváltozása, mely felgyorsítja a szukcesszió folyamatát (STANDOVÁR 1996 b).

A biotikus szukcessziót öko-genetikus és szüngenetikus szukcesszióra különíthetjük, melyek gyakorlatban történő szétválasztása nehéz feladat. Az **ökogenetikus** szukcessziót külső ökológiai tényezők, a **szüngenetikus** szukcessziót populációgenetikai folyamatok irányítják (PRÉCSÉNYI 1981).

A szukcessziós sorok többsége egy abiotikusan stresszelt allogén és egy biotikusan meghatározott autogén szakaszra bontható (FEKETE 1985).

2. 1. 2. A szukcesszió elméletei

A szukcessziós mechanizmus olyan biológiai kölcsönhatás, melynek szerepe van a szukcessziós változás létrejöttében. A szukcessziós modell olyan logikai konstrukció, mely megmagyarázza a szukcessziós utat a különböző mechanizmusok kombinálásával az eltérő szukcessziós állapotokhoz kapcsolódóan (PICKETT et al. 1987). A szukcesszió kutatás fontos kérdése, hogy **mennyire determinisztikus** a vegetációfejlődés, létezik-e stabil végpontja, konvergens-e vagy divergáló (FEKETE 1985).

CLEMENTS (1916) nevéhez fűződik a szuperorganizmus felfogáson alapuló **monoklimax elmélet**, mely szerint a szukcesszió determinisztikus és konvergens folyamat. Az elmélet szerint megjósolható, hogy adott ökológiai, flóratörténeti feltételek között mi lesz a terület klimax társulása, és mely szukcessziós stádiumokon keresztül vezet oda az út. A zárótársulás (klimax társulás) egyensúlyban van a környezetével, az adott körülmények között a lehető legbonyolultabb és a legtöbb biomasszát produkálja. CLEMENTS (1916) szerint a szukcessziót előrevivő tényező a **facilitáció** (segítés), melynek lényege, hogy az egyes stádiumok növényei a következő stádium növényeinek kedvező módon alakítják át környezetüket, így előkészítve a területet azoknak.

Az előzőekben ismertetettekhez hasonlóak ODUM (1969) gondolatai, miszerint az ökoszisztémák fejlődése, az ökológiai szukcesszió rendezett, predikábilis folyamat, mely társulás-kontrollált, mivel a cönózis módosítja a környezetét. Elmélete szerint a szukcesszió stabil ökoszisztémába kulminál, melynek homeosztázisa maximális védelmet ad a külső perturbációkkal szemben. Fejlett, érett ökoszisztémákban kis mértékű napi szervesanyag-produkció tart fenn nagy szerves struktúrát. A korai stádiumokra a növény–herbivor–karnivor

kapcsolatok jellemzők, az érett szukcessziós szakaszokra a detrikus utak (lebontók, mikroorganizmusok).

PRÉCSÉNYI (1981) véleménye szintén az előzőekben ismertetett elmélettel áll összhangban: A társulásokon belüli feltételek változása a stádiumot a következő állapot felé irányítja. A szukcesszió előrehaladtával nő a K-stratégista fajok aránya az r-stratégistákkal szemben, a növényi produktum emelkedik, az anyagforgalom függősége csökken, a stabilizáció és organizáció növekszik.

A monoklimax elmélet a szukcesszió hat fő szakaszát különítette el: nudáció, migráció, ökózis (idomulás), reakció (visszahatás a környezetre), kompetíció és stabilizáció CLEMENTS (1916).

CLEMENTS elméletének értékelésekor sokszor túlságosan hangsúlyozták a reakció fázisát a többihez viszonyítva. A szukcesszió determinisztikus volta nem következik a felsorolt hat folyamatból. Az elmélet követőinek figyelme egyre inkább a klimaxállapotok kutatása felé fordult, ez vezetett a mai bonyolult klimax-nomenklatúra kialakulásához (FEKETE 1985).

DRURY és NISBET (1973) tanulmányukban rámutatnak arra, hogy a társulás-kontrollált elmélet felfogásával szemben a szukcesszió, a populációszerződés szintjén is magyarázható.

A monoklimax elmélettel élesen szemben álló teóriát alkotott EGLER (1954), elsősorban a szekunder változások leírására. Az elmélet kiemeli a kezdeti florisztikai összetétel fontosságát, és leszögezi, hogy az egyes szukcessziós állapotok meghatározott sorrendben, de ezekből a fajokból alakulnak ki. EGLER (1954) ennek kapcsán vezette be 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, reprodukciós és túlélési rátája különböző.

Az egyes fajok a jellemző életmenet-tulajdonságaiknak (növekedési, versengési, szaporodási) megfelelő időben és időtartamra képesek meghatározóvá válni a szukcesszió során. A megelőző és az ezt követő időszakban a domináns növényzetet tolerálva lappanganak EGLER (1954).

NOBLE és SLATYER (1980) hangsúlyozzák azoknak a vitális attribútumoknak a jelentőségét, melyek a vegetációfejlődés során a fennmaradást vagy dominanciát biztosíthatják: perszisztencia, kitartás módja a bolygatás után, képesség a megrögzüléshez és

növekedéshez, kritikus életfázisok eléréséhez szükséges időtartam. Ebben az esetben a szukcesszió mozgató mechanizmusa a **tolerancia**.

Az előzőekben ismertetett két elméletet foglalta össze CONELL és SLATYER (1977), továbbá kiegészítették azt az **inhibícióval**, mint fontos szukcessziót mozgató mechanizmussal. Az inhibíció szerint az első megtelepedő növények gátolják (pl. allelopátia révén) a további egyedek megjelenését, attól függetlenül, hogy mikori stádiumra jellemző az adott faj.

CONNELL és SLATYER (1977) által megfogalmazott szukcessziós elmélet újítása, hogy nemcsak kompetitív kapcsolatokkal, hanem pl. herbivór, predátor, patogén hatásokkal is számol. Tolerancia modelljük szerint egyedfejlődési tulajdonságok határozzák meg a fajok sorrendjét, a fajok egymásra hatása szinte figyelmen kívül hagyható. A későbbi szakaszok növényei egyre lassúbb növekedésűek, melyek képesek életben maradni a korábbi szukcessziós stádiumokra jellemző fajok dominanciája mellett is. Ezek a fajok képesek hasznosítani a későbbi stádiumok egyre korlátozottabb erőforrásait is. A gátlási modell szerint minden egyed képes minden betelepülő egyedeket akadályozni.

A facilitációs mechanizmusok a primer szukcesszió későbbi szakaszváltásainál sem működnek minden esetben. Hosszú és erős inhibíciót jelenthet a zárt cserjeszint, mely megakadályozza a fák betelepülését. Az erdő stádiumban a fényhiány-tolerancia a legjelentősebb szabályozó mechanizmus (NIERING – GOODWIN 1974).

A segítői modell elsősorban a primer szukcessziós folyamatok pionír fázisára érvényes, a szekunder folyamatokra inkább tolerancia és inhibíciós modell alkalmazható (FEKETE 1985).

HORN (1975a, 1975b, 1976) **sztochasztikus** (véletlenszerű) **fajbehelyettesítés**en alapuló modellt alkalmazott, melynek kiindulási feltételezései meglehetősen sok irreálisnak tűnő egyszerűsítést tartalmaztak. A szerző konkrét példán keresztül mutatta be, hogy a modell által számított klimax társulás nagy hasonlóságot mutat az évszázadok óta nem bolygatott erdő fajösszetételével.

Az ismertetett szukcessziós elméletek, mechanizmusok közül egyik sem általános érvényű (STANDOVÁR 1996 b). A facilitációs mechanizmus elsősorban a primer szukcessziós folyamatokra alkalmazható, a tolerancia mechanizmusa inkább a szekunder folyamatokra érvényes (FINEGAN 1984). Az ismertetett elméletek közös jellemzője, hogy bolygatás utáni zavartalan folyamatokra alkalmazhatók, így nem veszik figyelembe a bolygatások viszonylagosan gyakori és természetes hatását a társulásokra (STANDOVÁR 1996 b).

A **közösségi szukcesszió elmélet** szerint a társulások addig fejlődnek egy stabil végpont irányába, amíg egy külső erő el nem téríti őket egy másik stabil állapot felé tartó irányba. A közösségi elméletben nagy szerepe van a fajoknak, a fajok kolonizálási sorrendjének és a fajok érkezési gyakoriságának (TÖRÖK 2004).

LOCKWOOD (1997) szerint a társulás fejlődésnek **alternatív végpontjai** lehetnek. PICKETT és PARKER (1997) szerint minden terület egyedi szukcessziós útvonalat követ: „A természet változatos útvonalak mentén számtalan összetételben hozott létre természetes ökoszisztémákat. Annak feltételezése, hogy kizárólag egy legitim és ideális állapota lehet egy területnek, csapda.”

2. 1. 3. A szukcesszió mechanizmusai

A szekunder szukcesszió esetében a vegetációdinamikai folyamatok nagyban függenek a fajok stratégiájától, a fajok egyedeinek egymás közötti versengésétől. Az életformáknak a szukcessziós folyamatokban betöltött szerepének szabályai olyannyira jellemzőek, hogy nagy földrajzi távolságban lévő, eltérő fajokból álló társulásokban meglepően hasonlóak. A fajösszetételen és az életmódtípusok arányán kívül a növényzet mintázata is változhat a szukcesszió során (ÓDOR et al. 2007).

Minden faj akkor válik fontossá, dominánssá, mikor a körülmények és saját tulajdonságaik lehetővé teszik azt. Az egyes fajok segíthetik (facilitáció), vagy gátolhatják (allelopátia, forráskompetíció) egymást a szukcesszió során. A szukcesszió elején a propagulumforrások elérhetősége és a magbank szerepe kiemelkedő, később a kompetíció meghatározó jelentőségű. A primer és szekunder szukcesszióra is érvényes, hogy a folyamat elején az r-stratégista, később a K-stratégista fajok jelennek meg nagyobb számban. Jellegzetes foltmintázat kialakulásához vezet egyes fajok erőteljes vegetatív szaporodása, valamint az is, hogy a későbbi fázisokra jellemző nagy magvú fajok utódai nagyobb eséllyel telepednek meg az anyanövényhez közel (BUELL et al. 1971, PICKETT 1982, PICKETT et al. 2001).

A szukcesszió folyamán nő a fajszám és az egyedsűrűség, a fizikai stressz jelentősége csökken, a biotikus eredetű stressz (kompetíciós nyomás, hiány a rizoszférában, kölcsönös árnyalás) egyre jelentősebbé válik. Módosulnak az élettani folyamatok, morfológiai tulajdonságok, abszolút méretekben, szervek arányaiban is változás áll be. A megterhelést egyes fajok képtelenek követni, és kiszorulnak a szukcessziós folyamatból. A toleráns fajok

viszont képesek alkalmazkodni az átalakult körülményekhez. Az alkalmazkodás egy formája, hogy míg a faj a kezdeti fázisban a generatív szaporodásra fekteti a hangsúlyt, addig később a biomassza produkció a jelentősebb élettani folyamat. Ezek a plasztikus fajok biztosítják az átmenetet a különböző szukcessziós stádiumok között (FEKETE 1985).

A korai szukcessziós fázisok fajainak csírázását gátolja az árnyalás, a későbbi fajok nem igénylik a fényt ehhez az életfolyamathoz. A másodlagos szukcesszió pionír fázisában nagy jelentőségűek a téli egyévesek, melyeknek jelentős kezdeti előnye részben kicsi magméretükből, gyors csírázásukból, fejlődésükből, másrészt az alacsony hőmérsékleten is fotoszintetizáló, áttelelő hajtásrészek asszimilációjából ered. A fényviszonyok módosulása és az egyes fajok fényhez való adaptációja a vegetációzáródás során a szukcesszió egyik mozgatóereje. A fajok szukcesszióban elfoglalt helye szerint szabályszerűségek figyelhetők meg a légzésben, a fotoszintézis/respiráció arányban, a jellemző növény-állat kapcsolatokban. A növények fogyaszthatósága sokszor a kezdeti stádiumokban nagyobb, a későbbiekben növekszik azoknak az anyagoknak a felhalmozása, melyek alkalmasak a herbivórok elleni védekezésben (FEKETE 1985).

A parlagok szukcessziós folyamatai során nem annyira a fajok termőhelyi igényei, hanem inkább térfoglalási stratégiái a meghatározóak (OBORNY 1994, 2002, OBORNY – BARTHA 1998). A szukcessziós folyamatokat a következő növényi tulajdonságok befolyásolják alapvetően: egyedek mérete, élethossz, terjedési képesség, magbank, kompetitív erély (PRACH et al. 1997, PRACH – PYSEK 1999). További fontos tulajdonságok többek között a parazitákkal, legeléssel és tüzekkel szembeni ellenállóképesség (BROWN – SOUTHWOOD 1984, HENDRIX et al. 1988).

MYSTER és PICKETT (1988) kutatásai szerint, ha kevés, egymástól távol elhelyezett kvadrátot tanulmányozunk, a szukcessziós folyamatok egyéni, individualisztikus variációt mutat. Ha azonban növeljük a mintaszámot, és a kvadrátokat egymáshoz közelebb helyezzük el, az egymáshoz közelebbi területek hasonlóan viselkednek.

Szimulációs vizsgálatok rávilágítottak, hogy a jellemző szukcessziós mintázatok megfigyeléséhez, a folyamatok több léptékben és megfelelően nagy területen történő vizsgálata szükséges (BARTHA 2008 a).

A parlagok regenerációja szempontjából a propagulumforrásokon kívül a befogadó vegetáció állapota is meghatározó tényező. A szukcessziós folyamatokba belépő fajok száma az idő előrehaladtával exponenciálisan csökken (BARTHA 2008 a). A regenerációs folyamatok kezdetén sokkal könnyebben telepednek meg a fajok, mint a későbbi stádiumokban (EGLER 1954).

2. 1. 4. A szukcesszió hatótényezői

2. 1. 4. 1. A növényzet hatása

A fajok betelepülési esélyét, sebességét befolyásolja diszperziós képességük és távolságuk. Az egyes fajoknál különböző a diszperzió és a propagulumforrás (TÖRÖK 2004).

A fajok közössége az ökoszisztéma fejlődésére visszahat, befolyásolja azt (szervesanyag felhalmozódás, talajfelszín hőmérséklete). Az árnyékoló növényzet növekedtével, egyes kolonizáló fajok már nem képesek a megtelepedésre. Ez érvényes azokra a fénykedvelő fajokra is, melyek nagy példányai gátolják saját újulatukat (TÖRÖK 2004).

A kolonizáció során a célterületek benépesülése, a kezdeti szukcessziós stádiumok kialakulása nagy hasonlóságot mutat a szigetek betelepülési folyamataival. Jelentős tényező a folyamatokban a véletlen. Az immigráció a propagulumforrás távolságának logaritmusával fordítottan arányos. Szemilogaritmikus az összefüggés a szukcesszió időtartama és a fajszám között is (FEKETE 1985). Ez a megállapítás nem csak növénytársulásokban, hanem például felhagyott szántók madártársulásaiban is megfigyelhető (JOHNSTON – ODUM 1956). Az összefüggés érvényes a primer és a szekunder szukcesszióra is, ez utóbbinál a fajszám gyorsabb gyarapodása figyelhető meg (FEKETE 1985).

Féltermészetes, degradált, erőteljes emberi hatás alatt álló élőhelyeken fokozottan érvényes az a megfigyelés, hogy a fajok érkezését a parlagokra az adott tájban való gyakoriságuk határozza meg (PICKETT 1976, 1980). Ezekben a területeken a tájtörténeti és tájszerkezeti okokból kialakult propagulum limitáltság fontosabb lehet, mint a növények vitális tulajdonságai alapján várt szukcessziós viselkedés. Ha az egyébként jó terjedési képességgel rendelkező faj mennyisége egy kritikus szint alá süllyed a tájban, szerepe a szukcessziós folyamatokban alacsony marad (ZOBEL 1997, MOLNÁR 1997). A szukcessziós folyamatok táji összefüggéseinek kutatása az utóbbi időszak tájökológiai kutatásainak fontos és népszerű témája (PRACH 1985, 1986, PRACH et al. 2007).

A propagulumforrások közelségére jó példaként szolgálnak az egykori szőlőparcellák közötti kősorok, kőhalmok (obalák) és a sövények (garádok). Ezek az élőhelyek pionír tulajdonságaiknak és a véletlenszerű betelepülési folyamatoknak köszönhetően fajgazdagabbak az eredeti vegetációnál. Részben ennek is tudható be, hogy az ilyen

környezetben elhelyezkedő felhagyott parcellákon kialakuló, regenerálódó parlagok fajgazdagok (MOLNÁR 2008b). A mezsgyék menedékszerepe hasonlóan kiemelkedő a környező parlagok regenerációja szempontjából (ZÓLYOMI 1969, CSATHÓ 2005).

2. 1. 4. 2. Az állatvilág hatása

A növények és állatok közötti kölcsönösen előnyös kapcsolatra jó példa a pollináció és a magterjesztés (zoochoria). Ha egy területen a növényfaj – pollinátor kapcsolat képes létrejönni, akkor válhatnak fontossá a magterjesztő állatok az élőhely növényfaj-összetételének és –eloszlásának kialakulásában. A zoochoria haszna nem csak a növényfaj populációjának gyarapításában mutatkozik meg, hanem a populáció genetikai változatosságának fenntartásában is nyomon követhető. Negatív megítélésű az állati magterjesztés, amennyiben özönnövények terjedését segíti elő (TÖRÖK 2004).

ROBINSON és HANDEL (1993) vizsgálatai szerint egy 1,5 ha-os másodlagos, feltöltött területen, a beavatkozást követő első évben a fásszárúak 95 %-a a környező területekről érkezett, 71 %-uk húsos gyümölcsű, madarak által terjesztett faj volt. A leszállásra alkalmas fák környékén a csíranövények száma is magasabb volt.

A fás növények kisméretű, könnyű magvait jellemzően a szél szállítja, a nagyobb magokkal rendelkező fák (pl *Quercus* spp., *Fagus sylvatica*) magvainak terjesztésében a gerincesek jelentősek. A kisebb rágcsálók rövidebb távolságokra képesek elszállítani a magvakat, a madarak, köztük a szajkó (*Garrulus glandarius*), több kilométer távolságra elterjesztheti a terméseket. Madarak esetében (ornitochoria) háromféle magterjesztési módot különböztethetünk meg: az állat testére tapad a szaporítóképlet (epizoochoria), a madár elfogyasztja, és a tápcsatornájából kerül a talajfelületre (endozoochoria), vagy elraktározza a magokat, terméseket, így segítve a terjedés folyamatát (dysochoria). A madár az elraktározott makk készletet csak részben használja fel (BONN és POSCHLOD 1998)(PAPP M. 2005).

SIPOS FERENC (KNP) (ex verbis) értékes gondolata, hogy a parlagszukcesszió korai fázisában megjelenő zavarástűrő gyomok hasznos funkciója lehet, hogy vonzzák és eltartják a későbbi természetközeli stádium életközösségének egyes tagjait (beporzók, magterjesztők, lebontók, mikorrhizagombák stb.) (MARGÓCZI 2008).

2. 1. 4. 3. Magbank

CSONTOS (2001) meghatározása szerint: „A magbank azon természetes módon előforduló magvak összessége, amelyek anyagcseréjük vonatkozásában anyanövényeiktől már függetlenné váltak és emellett vagy csíráképesek, vagy ezt a képességet elnyerhetik.” Megkülönböztethetünk a vizsgálat időpontjában csírázóképes tehát aktív és valószínűsíthetően a jövőben azzá váló dormans magbankot (HARPER 1977). Magbankkal kevés kivételtől eltekintve minden zárvatermő növényfaj rendelkezik (CSONTOS 2001).

GRAHAM és HUTCHINS (1988) megállapításai szerint a fűfajok esetében a magbank csökkenése a talajmélységgel erőteljesebben csökken, mint az évelő kétszikűek esetében. A part menti magaskórós vegetáció esetében a viszonylag mély talajrétegek is jelentős magbankkal rendelkeznek (WELLING – BECKER 1990). A magbank profil inverziójának leggyakoribb esete a szántóföldi magbank esete, melynél a jelenség a rendszeres talajforgatás eredménye (BENCZE 1954, 1969, FEKETE 1975, HUNYADI – PATHY 1976)

Az „escape” hipotézissel jellemezhető magszórás stratégia szerint az utód anyanövénytől való eltávolodása előnyt jelent, hiszen nem kell versenyeznie azzal (HOWE – SMALLWOOD 1982, HOWE 1986). A stratégia kockázata, hogy az utód kikerül a számára optimális élőhelyről. Ezeknél a növényfajoknál a magvak szűk területre aggregáltak hullanak főként, ha a magterjesztő gyümölcsfogyasztó madár vagy emlős (CSONTOS 2001).

Az irányított magterjesztés stratégiája szintén aggregált magbankhoz vezet (CSONTOS 2001). Irányított propagulumterjedést eredményez a myrmekochoria és az egerek, pockok magraktározó tevékenysége is (JENSEN 1985, JENSEN – NIELSEN 1986).

A propagulumok véletlenszerű eloszlása a kolonizációs stratégiát követő, bizonytalan elhelyezkedésű, szélsőséges élőhelyeken élő növényfajokra jellemző. A szél útján való magterjesztés egyaránt eredményezhet véletlenszerű, egyenletes vagy aggregált eloszlást (CSONTOS 2001).

Erdőtalajokban és gyepterületeken folytatott vizsgálatok egyaránt megállapították, hogy a magvak elhelyezkedése a fajok és az esetek többségénél kisebb vagy nagyobb mértékben aggregáltak (MATLACK – GOOD 1990, KJELLSSON 1992, THOMPSON 1986, BIGWOOD – INOUE 1988).

Magbank típusokat vizsgálva megállapították, hogy az apróbb magvú növények hajlamosabbak perzisztens magbankot kialakítani, mint a nagyobb magokkal rendelkezők, melyekre inkább a tranziens magbank jellemző (CSONTOS 2001).

CSONTOS (2001) magbank típus adatbázisa által használt kategóriák THOMPSON (1993) rendszerét követik: 1- tranziens (maximum 1 évig életképesek), 2- rövid távú perzisztens (az életképesség 1 évnél tovább de 5 évnél rövidebb ideig tarthat), 3- hosszú távú perzisztens (az életképesség 5 évnél tovább is megmarad).

A magbank típus és magtömeg adatbázis lehetőséget ad a szukcessziós és egyéb vegetációdinamikai folyamatok, törvényszerűségek alaposabb vizsgálatára. Megállapítható, hogy a fejlettebb szukcessziós stádiumot jellemző társulásokban növekszik a nagyobb magtömegű fajok aránya. Degradáció hatására és jó fényellátottságú termőhelyeken a kisebb magtömegű fajok kerülnek előtérbe. Minél kisebb egy növényfaj magtömege, annál hosszabb ideig életképes a talajban. Az északi lejtők növényzetének fajaira jellemzőbb a tranziens magbank, mint a déli lejtők vegetációjára (CSONTOS 2001).

2. 1. 4. 4. Talaj

A megtelepedő vegetáció számára a talaj biztosítja a csírázás, a gyökérképződés, a növekedés feltételeit. A talaj hozzájárul a mikroklíma kialakulásához, tápanyagokat, vizet biztosít a növények számára, és megőrzi magvaikat. A növények és a talaj kapcsolatában nagy jelentőséggel bírnak a talajban élő élőlények (baktériumok, gombák, mikorrhizák, makrofauna). A jól működő ökoszisztémákban a talaj a mineralizáció és dekompozíció folytán biztosítja a szerves anyagok és szerves anyagok megőrzését. A talaj tulajdonságai a szukcesszió korai szakaszát jelentősen befolyásolják (BRADSHAW 1997).

Legveszélyesebb talajdegradáció a talaj termőrétegét eltávolító erózió (LOGAN 1992). A talajrészecskék víz és szél általi transzportja megváltoztatja a vízmegtartó képességet, tápanyag körforgalmat, vegetációborítást (WHISENANT 1999).

2. 1. 4. 5. Hidrológia

A hidrológiai viszonyok a vízellátottságon kívül nagyban befolyásolják az üledékképződést és a tápanyagok áramlását. Ez utóbbi meghatározza a szukcesszió menetét a vegetáció- és talajfejlődés irányának és sebességének, valamint az élővilág fejlődésének befolyásolásával. Sokszor a hidrológiai viszonyok módosulása jelentősen módosítja a produktivitást, fajösszetételt, fajgazdagságot (MITSCH – GOSELINK 2000).

A folyók, patakok menti árterületek periodikus vízmozgásai meghatározzák a vegetáció összetételét, struktúráját. A rövidebb periódusú vízszintváltozások főként a légyszárúakat, míg hosszú távú hidrológiai folyamatok a fásszárú növényzetet befolyásolják. Szélsőséges hidrológiai változások hozzájárulhatnak a fák megtelepedéséhez vagy kipusztulásához (CARTER 1986).

2. 1. 4. 6. A bolygatás

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 bolygatás után meginduló szekunder szukcessziós folyamatok nagyban függenek a bolygatás típusától és intenzitásától (DOBSON et al. 1997). A bolygatás léptéke a vakondtúrástól több négyzetkilométerig terjedhet, származhat a rendszeren kívülről és belülről is (TÖRÖK 2004).

CONNELL és SLATYER (1977) tanulmánya szerint, ha a bolygatás erős és a hatásterület nagy, a szukcesszió lassan megy végbe, mert kevés a túlélő és a kolonizáció is lassú. A pionír fázis fajai viszonylag hosszú ideig dominánsak maradhatnak a területen. Kis zavarás és kis terület esetében nem is beszélhetünk szukcesszióról mert a pionírok nem képesek bejutni a bolygatott területre.

Harminc éven keresztül folytatott állandó kvadrátos kísérletek világítottak rá, hogy a szukcesszióban beengedő és kizáró fázisok követik egymást, ablakok nyílnak az időjárási változásoknak megfelelően. Főként a nagyobb aszályok után van lehetősége sok új fajnak a belépésre, ezekben az esetekben az egyes stádiumok közötti váltás is éles. A „szukcessziós ablak” nyitottsága az időjárásen kívül függ az állomány korától, a talaj tápanyagtartalmától, a vegetáció térbeli mintázatától, fajgazdagságától (BARTHA 2003). A „szukcessziós ablak” állapota a cserjék megtelepedése szempontjából is fontos. Ha a parlag környezetében bőséges a cserjék propagulumforrása, megtelepedésük és gyors előretörésük már a szukcesszió kezdetén lehetséges, így a cserjések 10-15 év alatt záródhatnak és a folyamat az erdővé válás irányában folytatódhat. Ha a gyepek záródnak korábban a cserjék szerepe mérsékeltebb és az erdőződés elmaradhat (BARTHA 2008 a).

A szukcesszió folyamata függ a beavatkozás (perturbáció) intenzitásának és a terület nagyságának skálájától. A propagulumok egységes elterjedési esélye egyes szukcesszió modelleknek alapfeltétele lehet (FEKETE 1985).

A parlagterületek regenerációja nagymértékben függ a „seb” méretétől. A gyógyulás abban az esetben hatékony, ha célterület mérete egy nagyságrendbe esik a környező növényállományok egyedeinek nagyságával. Amennyiben a „seb” területe ennél nagyobb, akkor a gyorsabban növő, több utódot hozó, magbankban meglévő fajok kerülnek előnybe. Még nagyobb területek esetében már a mobilis fajok közötti különbségek is differenciálhatnak. Minél nagyobb a terület és minél erősebb a zavarás, annál több lépésben és lassabban megy végbe a regeneráció (BARTHA 2008 a).

2. 1. 5. A szukcesszió kutatási módszerei

A szukcessziókutatások fő kérdése a folyamatok szabályszerűsége, jósolhatósága (ÓDOR et al. 2007). Az elméleti és gyakorlati szukcessziókutatás célja a szukcessziós utak, szukcessziós mechanizmusok és szukcessziós modellek együttes megismerése, így válnak prognosztizálhatóvá és befolyásolhatóvá a jövőbeli szukcessziós folyamatok (STANDOVÁR 1996 b).

A szukcesszió kutatásának **közvetlen** módszereivel ugyanazon folyamatot különböző stádiumait követjük nyomon. A **közvetett** megközelítés esetében egy területről csupán egy időpillanattól rendelkezünk információval, ebből következtethetünk a múlt illetve a jövő várható folyamataira. A szukcessziós hatótényezők meghatározása **kísérleti** úton is lehetséges (ÓDOR et al. 2007).

Közvetlen vizsgálati módszerek közé tartozik az **újraterképezés**, melynél optimális esetben több térkép is rendelkezésünkre áll a növényzet múltjáról (ÓDOR et al. 2007).

A szukcesszió tanulmányozásának legközvetlenebb módja egyazon terület, kvadrát nyomon követése, ismétlődő felvételezése a vegetációfejlődési folyamat kezdetétől. Az **állandó kvadráttal** történő hosszú távú vizsgálatok több kutatói generáción is átnyúlnak. A legrégebben létesített máig vizsgált kvadrátok a 19. sz. negyvenes éveiben az angliai Rothamstedben létesültek, eredetileg a műtrágyázás hatásainak vizsgálata céljából (ÓDOR et al. 2007).

Jelenlegi ismereteink szerint az egyik leghosszabb és legrészletesebb, ugyanazon vizsgálati területről gyűjtött parlagszukcessziós adatsor Észak-Amerika keleti partvidékéről

származik. A vizsgálati területen 1958 óta folyik kutatás a 20. sz. eleje óta felhagyott parlagokon (BUELL et al. 1971, PICKETT 1982, PICKETT et al. 2001).

A vegetáció változásának, és különösen a hosszú távú, szekuláris szukcesszió tanulmányozására alkalmas a különböző finom **üledékek**be rétegződött fosszilis maradványok vizsgálata. Ezek a maradványok lehetnek pollenek, epidermisz nyomok és a csigák meszes héjának maradványai is (ÓDOR et al. 2007).

Közvetett vizsgálati módszerek közé tartozik a pillanatnyi **demográfiai viszonyokból**, koreloszlásból történő következtetés (ÓDOR et al. 2007).

Zárt erdő esetében a lombkoronaszint és az újulat **fajösszetételének** összehasonlításával következtethetünk a múltra, vagy megjósolhatjuk a jövő eseményeit, feltéve, hogy kellő ismeretekkel rendelkezünk a vizsgált társulás dinamikájáról, vagyis megbízható modellel rendelkezünk (HORN 1975 a, 1975 b, 1976).

Szintén alkalmas a szukcessziós folyamatok közvetett kutatására a **térből az időre következtetés** (space for time) módszere. Lényege, hogy közel azonos időpontban, de különböző ideje felhagyott parlagokat vizsgálunk. A különböző parlagterületek összehasonlításához és a szukcessziós sor összeállításához az is szükséges, hogy a szukcessziót meghatározó feltételek (pl. abiotikus tényezők, tájtörténet) közel azonosak legyenek (ÓDOR et al. 2007).

Szukcessziós kutatások közé tartoznak a szukcesszió **modellezések**. SOMODI (2008) a Duna-Tisza közti homokhátság területére alakította ki modellezési módszerét, mely alapján új vizsgálati területeken is megjósolhatóvá válik a különböző vegetációtípusok kialakulásának valószínűsége.

2. 2. Felhagyott területek szukcessziójának menete

2. 2. 1. Gyepdinamikai folyamatok

Felhagyott területeken belül elsősorban a szántó- és szőlőparlagok gyepszintjének változásairól rendelkezünk részletesebb megfigyelésekkel.

2. 2. 1. 1. Szegetális stádium

A szántók és szőlők szukcessziója, a rendszeres talajművelés miatt permanens iniciális fázisban marad, mely kedvez a gyomnövényeknek. Szántóparlagokon a felhagyást követően kb. 1-3 évig tartó obligát és fakultatív szegetális gyomokkal jellemezhető fázis következik, melynek elején inkább az egyéves, therofiton fajok a meghatározóak, de már a második évtől növekszik a geofitonok szerepe (PINKE – PÁL 2006). MOLNÁR (2008 a, c) megfigyelései szerint a tállyai Patócs-hegyen és a gyöngyösi Sár-hegyen, mozaikos vegetációjú, közeli propagulumforrásokban bővelkedő környezetben szintén igen rövid ideig, 1-3 évig tart a szőlőparlagok szegetális gyomokkal jellemezhető stádiuma. A parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) az egyéves parlagok növénye néhány év alatt kiszorul (pl. eredeti amerikai élőhelyén a betyárkóró (*Conyza canadensis*) által) (TAMÁS 2000). Mezőföldi szántóparlagok szukcessziójának vizsgálata során az 1. évet a pionír, a 2.-3. évet a szegetális gyomok fázisaként értékelték (BARTHA – HORVÁTH 2008). A máriakémei felhagyott szántók vegetációfejlődésének szegetális stádiuma még hosszabb, kb. a parlagra kerülést követő 5. évig tart.

A vizsgálatok szerint más fajok jelennek meg a parlagokon attól függően, hogy melyik évszakban szántották a területet, mit természetek benne, milyen messze van a propagulumforrás, az életformák egymásutánisága viszont minden esetben hasonló (BUELL et al. 1971, PICKETT 1982, PICKETT et al. 2001).

2. 2. 1. 2. Ruderális stádium

A szegetális stádiumot követően, a Délnyugat- Dunántúlon végzett megfigyelések szerint négy év alatt a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) és a siskanád (*Calamagrostis epigeios*) fajszegény, zárt és stabil állományokat képes kialakítani a felhagyott szántókon (DANCZA 2000). A megfigyelést BARTHA és HORVÁTH (2008) mezőföldi, szántóparlagokon végzett kutatásai szintén alátámasztják: a ruderális fajok uralta fázis 4-10 évig tart. Ebben a fázisban kettéválik a szukcesszió, a szárazabb területeken az *Elymus repens*, a nedvesebb, mélyebb fekvésekben a *Solidago gigantea* és a *Calamagrostis epigeios* válik dominánssá. Észak – Magyarországon folytatott kutatások szerint a felhagyást követő 3-4. évtől kétféle irányt vehet a szukcesszió, vagy a Mezőföldhöz hasonlóan fajszegény, évelő gyomnövények dominálta gyepek alakul ki (*Elymus repens*), vagy értékesebb kétszikűekből álló változatos fajkészlettel találkozhatunk a szántóparlagokon (pl. *Picris hieracioides*, *Erigeron annuus*, *Daucus carota*, *Calamagrostis epigeios*, *Artemisia vulgaris*, *Rubus caesius*) (NÉMETH 2001a, b).

Felhagyott 3-10 éves szőlőparlagokon a felhagyott szántókhoz hasonlóan a tarackoló füvek (pl. siskanád (*Calamagrostis epigeios*), közönséges tarackbúza (*Elymus repens*)) és foltosan kétszikű fajok válnak meghatározóvá (BARÁTH 1963). A felhagyott szőlők hasonló folyamatai a Pannonhalmi-dombságban, a tényői szőlőhegyen is megfigyelhetők: a déli oldalak parlagjait az *Agropyron repens* (emberi bolygatások környezetében), *Arrhenatherum elatius* és *Bromus erectus* kolonizálják, a hegy északkeleti oldalán és a mélyebb vápákban a *Calamagrostis epigeios* és a *Solidago gigantea* 3-5 év alatt dominánssá válnak és sokszor tartósan megmaradnak ilyen állapotban. (SCHMIDT 2008). A kemendollari szőlők parlagjain a két utóbbi faj elszaporodása, a ruderális fázisban szintén jellemző, azonban extrém száraz körülmények között ez a fázis nem jelenik meg. A xerothem fejlődési út (löszköpenyen) szerint a *Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum* és *Festuca rupicola* (extrém száraz termőhelyen) kerül domináns helyzetbe (ÓVÁRI 2008). A tályai Patócs-hegyen és a gyöngyösi Sár-hegyen a ruderális fajok szakasza hozzávetőlegesen 2-15 évig tart. Jellemző fajok a szakaszban: *Arrhenatherum elatius*, *Aristolochia clematitis*, *Elymus repens*, *Calamagrostis epigeios*. A szakaszra jellemző az erőteljes avarfelhalmozódás. Mikor a talaj többlet tápanyag tartalma kimerül, az említett fajok zárt állományai maguktól kiritkulnak (MOLNÁR 2008 a c).

BARTHA (2008 a) megfogalmazása szerint az uralkodóvá váló, nagy borítású fűfélék az idő múlásával egyre több avart halmoznak fel, mely a domináns faj gátlásán keresztül az alárendelt fajok előretöréséhez vezethet.

A Nyugat-Cserhátban a Somló-hegy (1. ábra) lábánál 8-10 éve felhagyott területek jellemző növényei szintén a ruderalis fázisra utalnak: aprószulák (*Convolvulus arvensis*), siskanád (*Calamagrostis epigeios*), budai imola (*Centaurea sadleriana*). A nedvesebb területeken terjed a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) (HÁZI 2008 b).



1. ábra: Somló-hegy a Nyugat-Cserhátban (Fénykép: Zagyvai Gergely)

A Baranyai-dombságban fekvő, Máriakéménd határában fekvő szántóparlagokon, az említett példákhoz képest, a szegetális fázishoz hasonlóan, a ruderalis fázis is hosszabbra nyúlik. Az 5-10-15 évig tartó időszakban a rizómával terjedő fűfajok dominálnak: francia perje (*Arrhenatherum elatius*), közönséges tarackbúza (*Agropyron repens*), siskanád (*Calamagrostis epigeios*), csillagpázsit (*Cynodon dactylon*). A második szukcessziós fázisban sok helyen terjed a *Solidago gigantea*, *Aster* spp., *Asclepias syriaca* (PURGER 2008).

2. 2. 1. 3. A ruderalis fajok visszaszorulásának stádiuma

A szántóföldeken regenerálódó mezőföldi löszgyepek esetében a lassú feltöltődés. A nagyfoltos mozaik stádiuma kb. 10-25. évig tart, a fellazuló gyepekbe lassan beköltöznek az új fajok. Foltonként meghatározóak lehetnek a következő növények: *Bromus inermis*, *Bothriochloa ischaemum*, *Poa angustifolia*, *Koeleria cristata*, *Asclepias syriaca*, *Crataegus monogyna*, *Cynodon dactylon*. A ruderalis fajok háttérbe szorulásának időszaka 25-35 év közé tehető (BARTHA – HORVÁTH 2008).

A Pannonhalmi-dombság szőlőparlagjain, 10-15 éves korban a homogén gyepek saját felhalmozódó biomasszájának köszönhetően felszakadozik és lehetővé válik a kétszikűek betelepülése a rozsnokos gyepekbe: *Linum hirsutum*, *Linum tenuifolium*, *Plantago media*, *Coronilla varia*, *Aster linoxyris*. 15-30 év alatt egy xerotherm erdőszegély-fajokkal jellemezhető stádiumba kerülhet a szukcessziós folyamat (SCHMIDT 2008). A ruderalis fajokból álló zárt gyepek felritkulását követően alacsonyabb lesz, melynek jellemző fajai: *Festuca* spp., *Trifolium* spp., *Vicia* spp., *Lathyrus* spp. „Magaskórós”, erdősztyepp fajok közé tartoznak: *Peucedanum cervaria*, *Artemisia campestris*, *Geranium sanguineum* és a sztyeppcserjék. A szakasz a felhagyást követő 10-30. évig tarthat (MOLNÁR 2008 c).

2. 2. 1. 4. Gyepek teljes regenerációjának stádiuma, a regeneráció lehetőségei

Kiskunsági, felhagyott homoki szántókon végzett vizsgálatok szerint, a tájra jellemző természetközeli, homoki gyepek gyorsan, kb. 20 év alatt regenerálódnak., mely jóval gyorsabb az előzőekben tárgyalt dombvidéki, hegyvidéki parlagszukcessziós példánál. A fászszerűek még a szukcesszió kései szakaszában is csak alárendelt szerepet játszanak (CSECSERITS 2007). A kiskunsági homoki szántók gyors regenerációja éles kontrasztot mutat a mezőföldi löszön fejlődő gyepek regenerációs lehetőségeivel. A mintaterület legidősebb vizsgált parlagjai 25-30 évesek. A tapasztalatok szerint ennyi idő még nem volt elég a teljes regenerációhoz. A lassú regenerációhoz jelentősen hozzájárulhat az is, hogy a Mezőföldön a nagytáblás, intenzív szántóművelés hosszú múltra tekint vissza, így a parlagszukcesszió potenciális fajforrásai izoláltak. A táj eredeti erdősztyepp erdei már csaknem teljesen eltűntek, természetközeli löszgyepeit nagyobb részben feltörték (BARTHA - HORVÁTH 2008).

Máriakéménden a felhagyást követő 20. év tájékán várható az a parlagállapot, mikor a referenciagyep fűfajai tömegessé kezdenek válni. Jellemző faj a tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*). További fajok: pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*), éles mosófű (*Chrysopogon gryllus*), mezei cickafark (*Achillea colina*), tejoltó galaj (*Galium verum*), imola fajok (*Centaurea* spp.), közönséges párlófű (*Agrimonia eupatoria*), kakukkfű (*Thymus glabrescens*). A ritka, specialista fajok nem csak a szukcessziós sor végén, hanem a korábbi fázisokban is beléphetnek. Ha a propagulumforrások túl messziek, 50 év után sem jelennek meg a referenciagyepre jellemző fajok. A különböző szituációkban a szukcesszió sebessége erős variációt mutat (PURGER 2008).

A *Calamagrostis epigeios* avarja jelentősen akadályozhatja a szukcessziós folyamatokat (PURGER 2008), sűrű állományai mélyen kiszáritják a talajt, megakadályozzák az eredeti vegetáció kialakulását. Irtása csak gyökereinek kiszedésével lehetséges, mivel a vegyszeres gyomirtókat is jól tolerálja (ÚJVÁROSI 1957).

A siskanád a szőlőművelés felhagyását követően az elsők között jelenik meg. A 1-20 éves felhagyásokban, elsősorban északi kitettségekben vagy hegylábi helyzetben a leggyakoribb. Monodomináns állományainak kialakulását erős gyökérkonkurenciája nagyban elősegíti. Ezekbe az állományokba a későbbi lehetséges stádiumok fajtái nem, vagy csak nehezen tudnak betelepülni. Lassítja, vagy meg is állíthatja a felhagyott szántók, szőlők szekunder szukcessziós folyamatait. A faj korlátozó tényezője a mély árnyék, melyet a felnövekvő erdő tud biztosítani (HÁZI 2008 a).

A Nyugat-Cserhátban elhelyezkedő Somló-hegy NY-i oldalán 30-50 év alatt regenerálódott a löszgyep a felhagyott gyümölcsösök helyén. A gyep jellemző fajtái: hosszúlevelű árvalányhaj (*Stipa tirsia*), kunkorodó árvalányhaj (*Stipa capillata*), árlevelű len (*Linium tenuifolium*), sárga len (*Linium flavum*), hegyi gamandor (*Teucrium montanum*), korai kakukkfű (*Thymus praecox*), pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*), késeiperje (*Cleistogenes serotina*), homokliliom (*Anthericum ramosum*), közönséges borkóró (*Thalictrum minus*), kardos premizs (*Inula ensifolia*), kiséfészű hangyabogáncs (*Jurinea mollis*) (HÁZI 2008b).

A Patócs-hegy természetesebb gyepjeinek három jellemző dominancia típusa: *Stipa* spp. dominálta típus (*Stipa tirsia*, *S. pulcherrima*, *S. dasyphylla*, *S. joannis* – zavartabb, száraz termőhely), *Festuca* spp. dominálta típus (*Festuca valesiaca*, *F. rupicola*, *F. pseudodalmatica* – száraz termőhely), széleslevelű füvek dominálta típus (*Brachypodium pinnatum*, *Helictotrichon* spp. – zavartabb, üdébb termőhely) (MOLNÁR 2008c).

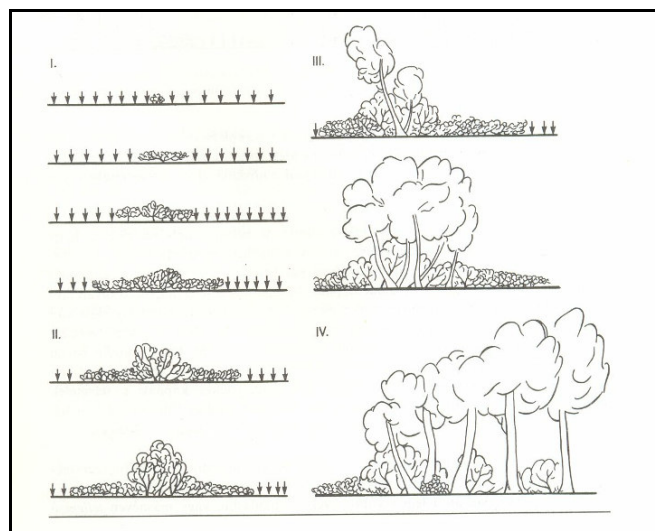
BARTHA (2008 a) szerint egyensúly közeli regenerációs folyamatok rendszerint 5-15 éven belül lezajlanak, nem egyensúlyi dinamikák azonban több évtizedig vagy 100 évnél hosszabb ideig is elhúzódhatnak, sőt évszázadokra megrekedhetnek.

A parlagok regenerációját illetően két végletes elmélet fogalmazható meg. Feltételezhetjük, hogy egy zavart, szántott állomány soha nem érheti el az eredeti élőhely természetességi fokát, tehát nincs tökéletes regeneráció (erre utalhat bizonyos „ösgyep” indikárfajok hiánya) (CSATHÓ 2005). Másik elmélet szerint a regeneráció biztosan megtörténik, csak idő kérdése. BARTHA és MOLNÁR (2008) ez utóbbi mellett teszi le voksát. Ösgyepnek tartott állományokról több ízben állapították meg, hogy 15-20 éve még szántották őket.

Csehország egyes részei a táj általános degradáltsága, a propagulumforrásként szolgáló természetközeli élőhelyek hiánya miatt, a felhagyott parlagok már csak a ruderalis szakaszig képesek eljutni a szukcesszió során (PRACH et al. 2001 b). Az Erdélyi Mezőség hagyományosan extenzív módon művelt, majd felhagyott szántóin a szukcesszió meglehetősen gyors és sikeres (RUPRECHT 2006). Magyarországon általánosságban közepesnek mondható a parlagszukcesszió sebessége (BARTHA et al. 2008).

2. 2. 2. A fásszárú szukcesszió folyamatai

Magyarországon a botanikusok figyelme eddig elsősorban a regenerálódó száraz gyepek felé irányult. Kevesen foglalkoztak önállóan a cserjésedéssel, erdősődéssel, azonban a kapcsolódó gyepek vizsgálata során számos értékes információt közöltek a fásszárú szukcesszióról.



2. ábra A poliykormon szukcesszió fázisai: I = megtelepedési fázis, II = szétterjedési fázis, III = a fa betelepülési fázisa, IV = bokorerdővé fejlődő fázis (JAKUCS 1972 nyomán)

JAKUCS (1972) nevéhez fűződik a bokorerdők, cserszömörccés cserjések és gyepek dinamikájának vizsgálata, mint az egyik legkorábbi fásszárú szukcesszióval foglalkozó tanulmány. Megállapította, hogy egyes növények az ökológiai optimumtól távolodó körülmények vagy megváltozott kompetíciós viszonyok között áttérnek a generatív szaporodásról a vegetatív szaporodásra. Ebben az esetben a pionír viselkedésű fajokból, zárterdei stratégiájú válik. Jó példa erre az esetre a bokorerdők és gyepek találkozási zónája,

ahol a fásszárú növények a szélső ökológiai adottságok lévén gyakran fejlesztenek gyökérsarjat. A polikormon-szukcesszió dinamikája a cserszömörce (*Cotinus coggygria*) példáján jól nyomon követhető. Az általában kör alakú cserszömörce foltokban a cserje vegetatív úton szaporodik, virágot hoz, de termést nem érlel (2. ábra). A telep szerkezete megvédi a növényeket a kedvezőtlenebb ökológiai és kompetíciós hatásoktól és segít megőrizni vitalitását. A sarjtelep a kiindulási középponttól szétterülve, felületét növelve terjeszkedik, belsejében a fák számára kedvezőbb ökológiai feltételek alakulnak ki. A folyamat a fák betelepülésén át a bokorerdő kialakulásához és a cserszömörce folt szétszakadásához vezet. A keletkező különálló foltok hasonló folyamatokat indíthatnak el.

CSONTOS és TAMÁS (2005) tanulmányában ismertetett mintaterületek másodlagos élőhelyei részben kertek, gyümölcsösök felhagyásával, részben útszéli mezsgye beerdősülésével jöttek létre, így vizsgálatuk párhuzamba állítható kutatási területünk egyes tájrészleteivel. Rámutatnak a degradált fás-, cserjés élőhely-kategóriákkal kapcsolatos szakirodalmi források hiányosságaira is. 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 természetes zavarástűrők (DT = 23,4 %) magas aránya.

A gyöngyösi Sár-hegyen főként idős, de különböző időpontban (filoxéra, TSZ-időszak, 1990-es évek) felhagyott területekkel találkozhatunk. A történelem során mindig volt olyan terület, ahol a fajkészlet megőrződött és később elterjedhetett újabb parlagokra. Refúgiumokat biztosítottak az obalák, a parcellák közötti, határjelként is funkcionáló kősáncok is, melyeket főként a 18-19. sz.-ban emeltek.

A Sár-hegy mindegyik része potenciálisan erdő (bokorerdő), a cserjésedést csak az emberi tevékenység akadályozhatja meg. Jellemző cserjefajok: *Rosa canina* agg., *Rubus* spp., *Cornus sanguinea*, *Ulmus minor* agg., *Prunus spinosa*, *Prunus domestica* agg., *Crataegus monogyna*, *Pyrus pyraeaster* (MOLNÁR 2008 a). A cserjefajok példányai már 1-3 év alatt a szegetális fázisban megjelennek (MOLNÁR 2008 c). A zárt cserjés gyorsan, sok esetben már 5-10 év alatt kialakul főként, ha szomszédban klonálisan terjedő cserjék vannak. Az erdő kialakulása a cserjésedésnél jóval lassabb folyamat (MOLNÁR 2008 a, c) (3. ábra).



3. ábra: Cserjésedő, erdősődő parlagok a Sár-hegyen (Fénykép: Zagyvai Gergely)

MOLNÁR (2008 b) Mátraalján végzett kutatásai szerint számos helyen a parlagok mind fajkészletük, mind szerkezetük tekintetében bokorerdő tulajdonságokat mutatnak. Az egykori tájhasználatra mutató árulkodó jel esetükben az egyes eltérő szerkezetű foltok éles, sokszögletű határvonalai. A szőlők között kialakult eróziós árkok is lehetőséget biztosítanak a fásszárúak megtelepedéséhez. A cseres-tölgyeseknél nedvesebb üde lombdőkben jóval gyorsabb a regeneráció. Ezeken a parcellákon 1-2 évtized alatt sűrű fás élőhely (pl. gyertyános) alakulhat ki. Előnyben vannak a könnyen terjedő, repítőképződéses és klonálisan jól terjedő fajok.

Alacsonyabb, szárazabb területekre jellemző pionír fajok: mezei juhar, szilek és ritkábban a tatárjuhar. Nedvesebb, magasabb területekre jellemző pionír fák: gyertyán, magas kőris, rezgő gyár, közönséges nyír. A cserjefajok általánosan elterjedt fajai már a korai fázisban megjelenhetnek mindkét típusnál. A déli hegyoldalakon a töviskeshez hasonló állomásként jelennek meg a sztyeppcserjések (*Prunus tenella*, *Prunus fruticosa*). Ha a parlagokat erős zavarás nem éri a csepleszmeggy hajtásai alacsonyan és egyenletesen nővi be a parcellát, mely fokozatosan beerdősül. A gyepfajok a fásszárú vegetáció változásával párhuzamosan szinte teljesen kicserélődnek. A „jó” erdei fajok jóval a fák elterjedése után jelennek meg (MOLNÁR 2008 b).

A természetes szukcesszióra nézve a fehér akác jelenti a legnagyobb veszélyt, mivel nagyon rövid idő alatt képes szinte megszüntetni az esélyét a természetes regenerációs folyamatoknak. A vizsgált térségben a *Juglans regia* vált a második legveszélyesebb

özöngyommá. Az egykori gyümölcsösöket alkotó fajok, melyek egyébként gyenge kompetitorok, egyéb fajforrás nélkül bozótot alkotva terjeszkedhetnek. Főként a szilva képes gyökérsarjai útján hatékonyan terjeszkedni (MOLNÁR 2008 b).

A cserhádi Somló-hegy DK-i lejtőjének egykori gyümölcsfajai közül egyedül a birsalma (*Cydonia oblonga*) maradt meg. A terjeszkedő cserjések, legfontosabb fásszárú fajai: veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), gyepürózsa (*Rosa canina*), pukkanó dudafürt (*Colutea arborescens*). A klimax erdőtársulások állományalkotó fajai közül leggyakoribb a csertölgy (*Quercus cerris*) és a molyhos tölgy (*Quercus pubescens*). (HÁZI 2008 b, 1997) Az akácosodás, cserjésedés az alsó, nedvesebb, tápanyagban dúsabb területeken gyorsabb, mint feljebb. A felső rét, mely „ösgyep” ellenáll a cserjésedésnek a közeli propagulumforrás ellenére. Valószínűleg a „beállt” gyepek ellenállóbbak ezzel a folyamattal szemben (HÁZI 2008 b).

A Pannonhalmi-dombságban regenerálódó erdőssztyepekben az eredeti árnyékoló fajok hiányoznak (pl. *Quercus pubescens*), ezért ezt a szerepet hagyásfák és idegenhonos fafajok tölthetik be. A nyúli szőlőhegy zárt parlag-erdejének jellegzetes fajai: *Robinia pseudo-acacia*, *Ailanthus altissima*, *Eleagnus angustifolia*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Prunus fruticosa*, *Viburnum lantana*, *Parthenocissus inserta*, *Calamagrostis epigeios* (SCHMIDT 2008). A Zalai-dombságban egyes különlegesen száraz élőhelyeken a bálványfa és fehér akác példányok csak kb. két méteres magasságig képesek fejlődni, majd elpusztulnak (ÓVÁRI 2008).

A szőlőparlagok fásszárú szukcesszióját, a cserjésedést különösen a tűz hátráltatja, mely elvonja a biomasszát a területről. Egyes fűfajok (pl. *Stipa*) viszont égetést követően is jól regenerálódnak (MOLNÁR 2008 c, HÁZI 2008 b).

TÓTH (2004) rétek, szántók, művelt mezsgyék – árokpartok – patakpartok felhagyást követő spontán vegetációfejlődési folyamatait vizsgálta. A nedves vizenyős réteken stabil, lassabban alakuló növényzeti típusok jönnek létre: magaskórósok, magassásosok, terjeszkedő hamvas fűz (*Salix cinerea*), gyomosodó *Moliniás* kiszáradó rétek (gyorsabb változás). Az élőhelykomplexek a cserjésedés és erdősödés irányába haladnak, melynek végső állomása rendszerint az égeres. Az erdősödésben jellemzően részt vevő fajok: enyves éger, kutyabenge, hamvas fűz. A szárazabb rétek esetében az erdősödés jellemzően a szegélyek felől indul meg a galagonyás-kökényes cserjesávok terjeszkedésével. A felhagyott szántók túlnyomó többségét alkotó szárazabb típusok is rendszerint az előbbieken felvázolt szukcessziós utat követik. A korábbi időszakban művelt, gondozott mezsgyék, patakpartok, csatornák is a spontán cserjésedés és erdősödés színterei lettek, majd a környező területek benépesítésének gócpontjait jelentették (TÓTH 2004).

TELEKI (2010) mezőföldi kutatásainak tapasztalatai alapján hívja fel a figyelmet a cserjések természetvédelmi jelentőségére. A szerző véleménye szerint a galagonyás-kökényes élőhelyek terjeszkedése nem csak veszélyeztető, hanem pozitív tényezőként is értékelhető. A kutatott terület eredeti, erdőssztyepp vegetációjának értékes fajai sok esetben a cserjésedő területeken találják meg a számukra kedvező, eredeti fás társulásokhoz hasonló ökológiai feltételeket. Vizsgálandó kérdés, hogy cserhāti mintaterületünkön hasonló funkciót töltenek-e be a cserjések a zárt erdők fajainak tekintetében.

CSONTOS (2006) cseres-tölgyes vágásterületek szukcesszióját vizsgálta a Visegrádi-hegységben. Tanulmánya szerint a cseresek regenerációjához, felújulásához kb. 25-30 évre van szükség, de a vegetációfejlődési folyamatok, lassabb ütemben ezt követően is nyomon követhetők.

2. 3. A felhagyott területek, parlagok története, jelentősége

2. 3. 1. A felhagyott területek, parlagok története

Az I. katonai felmérés idején az Alföld területének jelentős része 30-50 vagy akár 150-200 éves parlag volt. Ezek helyének meghatározása a rendelkezésre álló adatok alapján valószínűleg nem lehetséges (BIRÓ 2008). A 18. sz.-ban a török hódoltságot követően fokozódik a különböző gyepek, ezen belül az óparlagok feltörése, szántóföldi művelésbe fogása (MOLNÁR – BIRÓ 2008).

Az 19. sz. végi filoxérajárvány következtében nagy szőlőterületek kerültek parlagra, főként a hegyvidéki, kötött talajú, történelmi borvidékeken (PINKE – PÁL 2006). A járvány által érintett balaton-felvidéki Fekete-hegyen, tállyai szőlőkben és a gyöngyösi Sár-hegyen az újratelepítések során a magasabb régiók kipusztult szőlőit nem telepítették újjá, a szőlőterületek a hegyek „szoknyáira” csúsztak (DÁVID 2000, SZILASSI 2003, NYIZSALOVSKY – VIRÓK 2001, MOLNÁR 2008 a c).

A szántók térhódítása a 19. sz.-ban és a 20. sz.-ban is folytatódott, a szántók aránya 1930-50 között érte el a maximumot (MOLNÁR – BIRÓ 2008). Ezt követően, 1949 – 1953 között a parasztság egy részének ellehetetlenítése és üldözése és az erőltetett kollektivizálás miatt több mint egymillió ha szántóföld került parlagra Magyarországon (DÖMSÖDI 2006). Parlagok közé sorolhatók szintén az 1950-es évek elvetélt rizstermesztési kísérletébe bevont hortobágyi földek és a szikjavítások során művelésbe fogott alföldi parcellák is (MOLNÁR – BIRÓ 2008).

Kutatásaink és tapasztalataink szerint a 20. század utolsó évtizedeiben a falvak társadalmi viszonyainak és a lakók gazdálkodási szokásainak átalakulása, a falusi népesség előregedése indította el a földek felhagyásának újabb hullámát melynek első helyszínei jellemzően az extenzív gazdálkodású, gépi művelésre kevésbé alkalmas területek voltak. A termelősövetkezetek és állami gazdaságok sok olyan földet is megműveltek, amelyek hosszú távon anyagilag ráfizetések voltak. Az 1990-es években a legelő állatállomány drasztikus csökkenése a felhagyott legelők számának növekedéséhez vezetett.

Jó példa ezekre a komplex gazdasági, társadalmi, mezőgazdasági folyamatokra Hollókő és az aggteleki térség kiragadott esete. Hollókőn az 1950-es években a kisparcellás szőlőművelés még élő volt, a fás legelőket a legeltetés és a rendszeres cserjeirtás az 1960-as évekig fenntartotta. Az ezredfordulóra a vár környéki fás legelők a legeltetés elmaradásával beerdősödtek és jelentősen növelték az erdők részarányát. Ugyanilyen sorsra jutnak a felhagyott szőlők és gyümölcsösök is (CSIMA et al. 2005). Az Aggteleki-karszt területén a felhagyott területek, szántóparlagok sorsa a gyepesedés, a cserjésedés és mára az erdősödés lett (NAGY 2003).

A Kiskunságban az utóbbi évtizedek jellemző folyamata a szántók felhagyása, mely valószínűleg a jövőben is folytatódni fog. A parlagok egy része valószínűleg özönfajok áldozataivá válik (pl. selyemkóró - *Asclepias syriaca*), mások rövid időn belül természetes homoki fajokkal népesülnek be (4. ábra) (VIDÉKI 2003).



4. ábra: Elhagyott tanya, terjedő selyemkóró (*Asclepias syriaca*) a Kiskunságban (Fénykép: Zagyvai Gergely)

Főként Erdélyben volt elterjedt a lejtőkön, az agroteraszok kialakítása, melyeket mezsgyék választottak el egymástól (BALASSA 1973). Napjainkra ezeket az utóbbi évtizedek társadalmi és gazdasági változásai miatt felhagyták (pl. Toroczkó vidékén) (PÉNTEK – SZABÓ 1985).

Németországban a mezőgazdálkodás intenzifikációjának hatására a szegényebb gazdálkodók kivonták földjeiket a művelésből, ún. Sozialbrache – szociális parlagok alakultak ki (DIERSCHKE 1994). Ez a folyamat a mezőgazdasági dekonjungtúrának köszönhetően az 1990-es években Magyarországon is lezajlott, előnye, hogy az extenzivitás irányába hatott (FARAGÓ 1997). Az 1990-es években a termőföldek privatizációját követően a magánkézbe került területeken a tulajdonosok jelentős része nem akarta, vagy nem tudta végezni a művelést, a kárpótlás során azonban a saját (évtizedekkel azelőtt elvett) földtulajdonukhoz való ragaszkodásuk miatt földhöz akartak jutni. Sok esetben az idegenként, befektetési célból óriási földeket szerző, de a földművelést hírből sem ismerő „gazdák” sem művelték meg birtokaikat.

Az utóbbi 15-20 évben jellemző az EU-n belül a nagyobb mértékű parlagoltatás (set-aside, Flächen-stillegung), annak érdekében, hogy csökkentsék a mezőgazdasági termékek túltermelését. (GÜNTER 1997). Az Unió parlagoltatási programja főként a gyengébb termőhelyű, extenzíven művelt szántók fennmaradását érinti és ezzel együtt az ezekhez kapcsolódó ritka gyomfajokat is veszélyezteti (ELSEN 1994).

2. 3. 2. A parlagok kiterjedése és jelentőségük

A botanikusok figyelme hagyományosan a természetes, „érintetlen” területek felé fordult, az utóbbi időben azonban a figyelem középpontjába került az aktuális vegetáció kutatása. A gyomos, degradált parlagok azért is különlegesek, mert bennük van a javulás, regeneráció lehetősége. Fontos kérdések a parlagokkal kapcsolatban: mi lesz ezeknek a területeknek a sorsa, melyeket kell segíteni és milyen kezelésekkel, képesek-e gyors javulásra, ha csökkenteni kell a mezőgazdasági területek nagyságát, hogyan válogassunk közöttük (BARTHA – MOLNÁR 2008)?

Természetvédelmi és környezetvédelmi szempontból is hasznos, ha a szántóföldek aránya csökken, a parlag általában természetvédelmi szempontból értékesebb, mert esélyt ad természetközeli élőhelyek kialakulására és tehermentesíti a területet a mezőgazdasági művelésből fakadó környezeti terhelésektől, pozitívan hat az állat-és növényközösségek

diverzitására. MARGÓCZI (2008) oktatási gyakorlatok alkalmával szerzett tapasztalata, hogy a hallgatók parlagokon több rovarot találtak, mint a szomszédos gyepekben vagy erdőkben. A parlagra kerülést követően csökken a tájban a zavaró emberi jelenlét és tevékenység is. A parlagok negatív természetvédelmi hatásaként értékelhető, ha özönfajok propagulumforrásaként szolgálnak. A parlagfű szaporodása csak rövid ideig okoz problémát, a selyemkóró viszont hosszú évtizedekig (vagy még tovább) elhúzódó „fertőzésgócot” alakíthat ki a felhagyott területeken (MARGÓCZI 2008).

A szántók felhagyást követően erdővé, gyepké alakulnak vagy alakíthatók, de vizes, mocsaras élőhelyek is kialakulhatnak így. Ez utóbbira jó példaként szolgálnak azok a Tiszaalján környéki egykori belvizes szántók, melyek a parlagra kerülést követően 1-2 év alatt természetközeli állapotú mocsárrá alakultak. Érdekes példa a zárt erdővé alakulásra a szalafői „Őserdő”, mely a 20. sz. elején még bakhátas szántóföld volt. Így ha a parlag fogalmát rugalmasan értelmezzük a szalafői „Őserdő” is lehet parlag (MARGÓCZI 2008).

A MÉTA felmérés által alkalmazott módszer szerint 350 000 ha 2 és 50 év közötti parlag van Magyarországon. Nagytájaink közül Észak-Magyarországon a legnagyobb a parlagok borítása (7,8 %), itt is főként a dombvidékeken koncentrálnak a felhagyott területek. A felmérés szerint a parlagok aránya a Kisalföldön a legalacsonyabb (1,3 %).

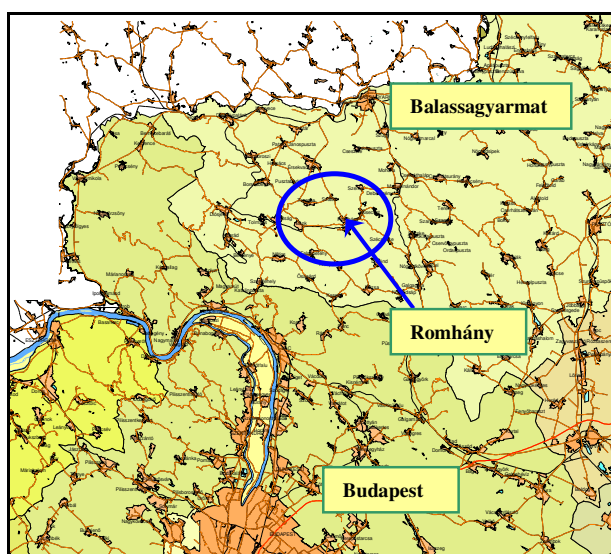
Tájszinten tanulmányozva az adatokat kitűnik, hogy nagy arányban borítják parlagok a homokvidékeket, ártéri területeket, a Bakony környékét és az Észak-Magyarországon található dombvidékeinket. Kicsi a parlagok borítási aránya a löszhátakon, a Kisalföldön, a Dunántúl dombvidékein és a hegyvidékeken. Kézenfekvő és kimutatható a föld minősége és a parlagok mennyisége közötti fordított arányosság is (MOLNÁR et al. 2008).

A KSH adatai (2005) szerint a parlagosodás az ország szántóinak 5 %-át érinti (BARCZI et al. 2006).

2. 4. A mintaterület természeti adottságai

2. 4. 1. A mintaterület elhelyezkedése

A vizsgálatokba bevont összefüggő mintaterület 114 km² kiterjedésű. A MAROSI – SOMOGYI (1990) által kialakított kistáj beosztás szerint kutatásainkat a Nézsa-Csővári-dombság, a Terényi-dombság, valamint a Nógrádi-medence találkozási területén végeztük (5. ábra) (1. térkép).

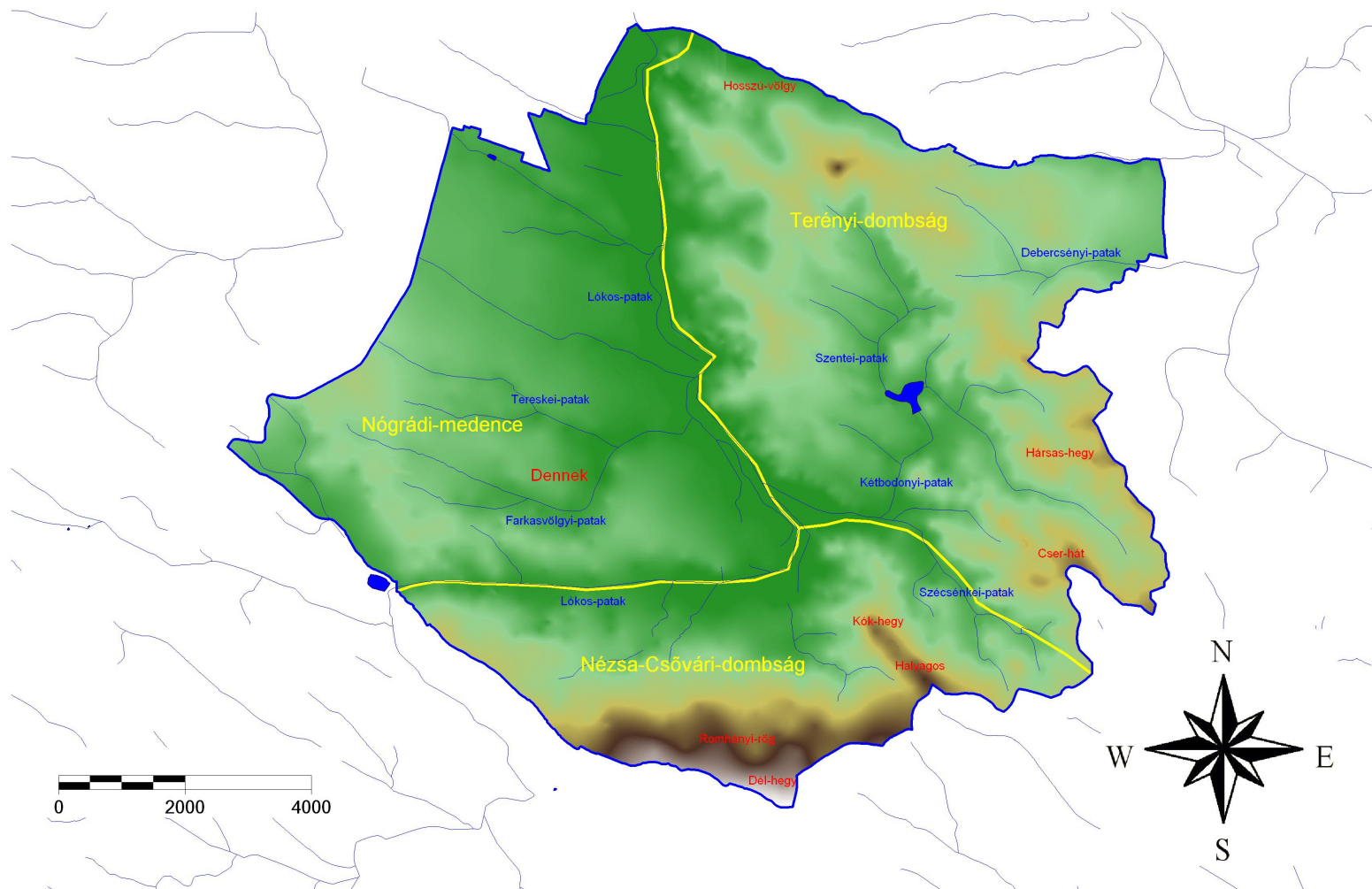


5. ábra: A mintaterület elhelyezkedése

A mintaterület határai részben természetes tényezők által meghatározottak, részben mesterséges kialakításúak. A határ nyugaton, az óramutató járásával megegyezően Bánktól kiindulva a 2-es főútvonal irányában az alsóbbrendű műutat, a főútvonaltól Érsekvadkertig a 2-es főútvonal vonalát követi. Északon csatlakozik az Érsekvadkert és Sente közötti Hosszúvölgyhöz, majd körbekeríti a magyarnándori nagyüzemi gyümölcsös és Debercsény község területét. Debercsénytől a vizsgálati terület határa követi a Kétdobonyi-patak, majd a Szécsénkei-patak vízgyűjtőterületének határát, ezt követően Bánkig végigfut a Romhányi-rög gerincén húzódó, a Lókos-patak és a Galga vízgyűjtőterületeit határoló vízválasztón.

1. térkép

A mintaterület domborzata, vízrajza, kistájai és legfontosabb földrajzi nevei



Az önálló vízgyűjtő területek kijelölése lehetővé teszi a jövőben a kutatási témához kapcsolódó hidrológiai vonatkozású tájökológiai témakörök bevonását a vizsgálatokba.

2. 4. 2. A mintaterület felszínének kialakulása és domborzata

A **Nézsza-Csővári-dombság** erősen tagolt dombvidék, melynek sasbércecs rögeit tektonikus mozgások exhumálták és kiemelték. A kistáj átlagos magassága 155 és 442 m (Dél-hegy) közötti (MAROSI – SOMOGYI 1990). Ezek közül a rögök közül a mintaterület D-i része, az É-ÉNy-i irányba billentett Romhányi-rögön helyezkedik el.

A Romhányi-rög háromszög alakú hegyvonulat, mely északi irányban lankásan, délen és délkeleten meredekebb töréssel ereszkedik le a környező területekre. Enyhén tagolt felszínű, legmagasabb csúcsa a Dél-hegy és a Kő-hegy fedett karszt jellegű terület, melyen néhány víznyelő is megtalálható. A Romhányi-rög a pannóniai emeletben alakult ki. Ennek emléke, hogy a környező dombvidékeknél 100-200 m-el magasabb. A környező alacsonyabb dombvidéket a röggel ellentétben részben beborította a pliocén végén a kavicstakaró. A környező, eltérő eredetű dombok közül a hegyvonulat északi előterében lévők alacsonyabbak, a déli és délkeleti oldalához illeszkedő dombok (Kők-hegy, Halyagos) magasabbak, szinte hozzáforrtak a Romhányi-rög vonulatához (LÁNG 1967).

A MAROSI és SOMOGYI (1990) szerint **Terényi-dombságként** elkülönített terület mintaterületünket érintő K-i részét LÁNG (1967) tagolásának megfelelően két részre bonthatjuk: a Lókos és a Feketevíz közötti dombvidékre és a Kétdodonyi-völgy, Feketevíz-völgy és a Galga-völgy közötti dombvidékre.

A Lókos és a Feketevíz közötti dombvidék mintaterületünket érintő része jellemzően 200 m és 327 m közötti magasságú. Nyugati részének felszíne élénken tagolt, meredeken ereszkedik le a Lókos-völgyhöz, ebbe az irányba szinte csak rövidebb, nagy esésű völgyek futnak. Kivételként említhető a mintaterület határát is jelentő Hosszú-völgy, mely K-i irányba hosszan hátravágódott. Főként a dombvidék Ny-i, meredek peremének kialakulásában volt nagy jelentősége a pleisztocén glaciális és interglaciális időszakaira jellemző folyamatainak: a szoliflukciónak, hegycsuszamlásoknak, súvadásoknak (LÁNG 1967). Sente község határában látványos csuszamlás által kialakított partfal is megfigyelhető.

A Kétdodonyi-völgy, Feketevíz-völgy és a Galga-völgy közötti dombvidék 100-150 m-rel, kb. 300-350 m-es magasságig emelkedik a határoló völgyek fölé. Felszínét a völgyek

erősen feldarabolták. A nagyobb völgyek tektonikus vonalak mentén, eróziós úton kialakult geomorfológiai képződmények, a kisebbek egyszerű eróziós völgyek. Gyakoriak a vízmosások és a korráziós völgyek. A területen előforduló nagyon meredek lejtők alámosással, csuszamlással jöttek létre (LÁNG 1967).

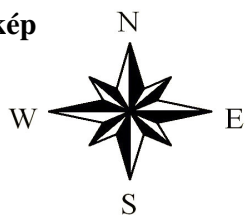
A vizsgálati terület ÉNy-i része a **Nógrádi-medence** kistájhoz tartozik, mely az Ipoly, a Lókos-patak és a Börzsöny között elhelyezkedő alacsony dombvidék (MAROSI – SOMOGYI 1990). Medencedombságnak nevezhetjük, mert a környező felszíneknél alacsonyabb, de felszíne tagolt, völgyekkel szabdalt. A szerkezeti és morfológiai formákat ÉNy – DK-i irányú vetők alakították ki. A mintaterület által érintett, a Derék-patak és a Lókos-völgy közötti tájrészlet aszimmetrikus keresztmetszetű, rövidebb szárnya ÉNy –i irányba a Derék-patakra néz, hosszabb szárnya K-re a Lókos felé irányul (LÁNG 1967).

A Terényi-dombság és a Nógrádi-medence felszíne hasonló módon alakult ki. A denudáció az oligocénnél fiatalabb rétegeket egészen az oligocén eredetű üledékekig lepusztította, eltérően a Keleti-Cserháttól, a Börzsönytől és a Mátrától. Ebben a folyamatban nagy szerephez jutott a kiemelkedő Kárpátok felől az alföldek felé haladó ösfolyók munkája, mely a pliocénig tartott. Az ösfolyók nem csak gyalulták a felszínt, hanem a magashegységekből származó kavicsanyag terítése révén építették is azt. A későbbiekben nagy szerephez jutott a periglaciális lepusztulás, korrázió is. Az Északi-Cserhát jelenleg is kiemelkedően van, környezetéhez képest földrengéses terület (LÁNG 1967). A Nógrádi-medence felszínén gyakoriak, az agyagos üledékek és a negyedidőszaki lejtős tömegmozgások hatására kialakult deráziós formák (MAROSI – SOMOGYI 1990).

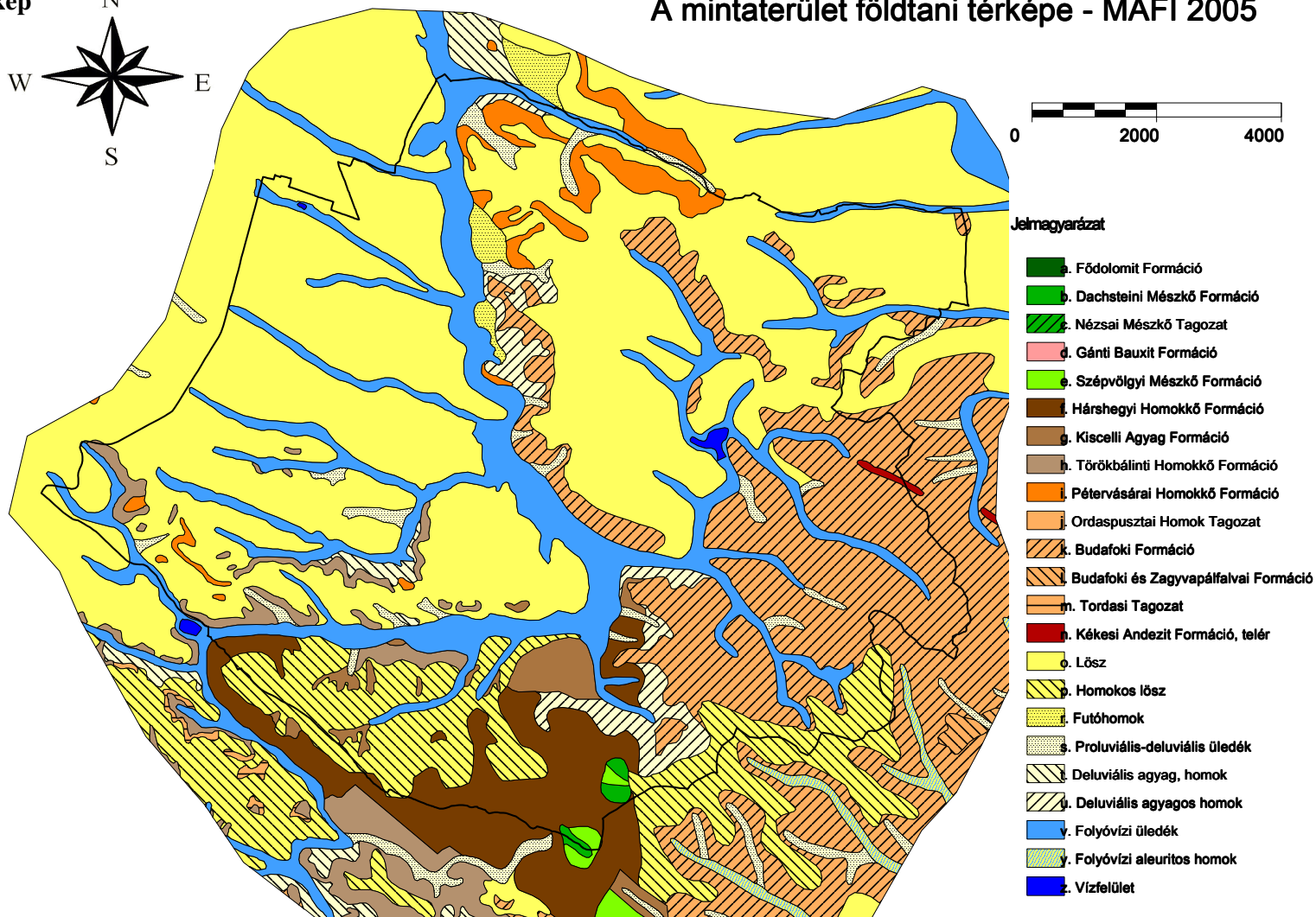
2. 4. 3. Földtani viszonyok

A növényzet kialakulására jelentős hatással bírnak a talajképző, felszíni kőzetek (és maga a talaj), melyek megismerésére a Cserhát esetében a hivatkozott szöveges források mellett a két legfontosabb segítség NOSZKY Jenő 1940-ben kiadott térképe a tájról (NOSZKY 1940), valamint Magyar Állami Földtani Intézet által 2005-ben készített Magyarország Földtani Térképe (1: 10 000) térképsorozat, Váci szelvényének adatai (1. melléklet) (2. térkép).

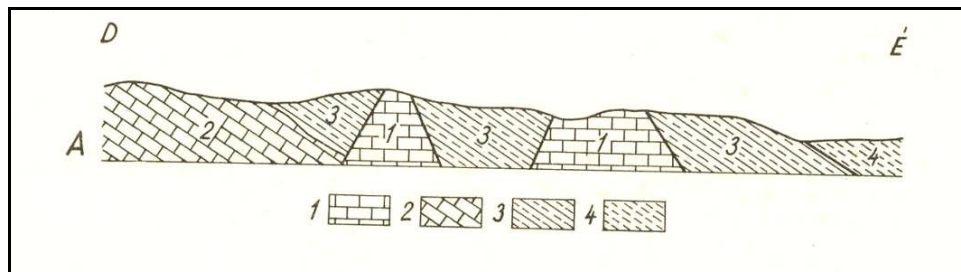
2. térkép



A mintaterület földtani térképe - MÁFI 2005



A **Nézsza-Csóvári-dombság** jellemző szerkezeti vonalai DK-ÉNy-i irányúak. A felsőpleiocén, pleisztocén idején ezek mentén darabolódott fel a kistáj egységes, triász kori mészkőből és dolomitból álló tömbje és tagolódott sasbércecs rögökre, melyek közül kutatási területünket a Romhányi-rög érinti (MAROSI – SOMOGYI 1990).



6. ábra: A Romhányi-hegy szelvénye. 1. Dachsteini mészkő. 2. Felsőeocén mészkő. 3. Hárshegyi homokkő. 4. Középsőoligocén kiscelli agyag (VADÁSZ 1960 nyomán)

A Romhányi-rög legjellemzőbb kőzete, egyben a mintaterület legidősebb kőzeteinek egyike a felsőtriászban keletkezett dachsteini mészkő (Szépvölgyi Mészkő Formáció), melyet szinte teljesen beborít a homokkő (Hárshegyi Homokkő Formáció). A mészkő csak a hegyvonulat magasabb részein, néhány folt formájában mutatkozik meg. A rög déli nyúlványán, a Kő-hegy területén a dachsteini mészkőhöz puhább szerkezetű eocén mészkő és mészmarga csatlakozik (Szépvölgyi Mészkő Formáció). Kis területen, a sasbércecs kiemelkedésű hegy peremén középsőoligocén agyag (Kiscelli Agyag Formáció) is megtalálható. Jellemző felszíni kőzetként említhető még a felsőoligocénben keletkezett agyagos, homokos, homokkőves rétegsor (Törökbálinti Homokkő Formáció). Fiatal üledékek közé tartozik a változatos szemcseméretű, főként átmosott jellegű kvarckavics. Pleisztocénben keletkezett a jelentős területeken elterjedt barna agyag, lösz és homokos lösz, mely utóbbi a Romhányi-rög ÉNy-i területeit és a hegyvonulattól K-re húzódó hegyhátakat borítja (6. ábra) (LÁNG 1967, MÁFI 2005, NOSZKY 1940).

A 20. sz. közepéig a mészkővel borított felszíneken bányászat és mészégetés folyt. A kőfejtés során kisebb kőfülkéket, barlangokat is találtak a felszín alatt. A Romhányi-rög területét zárt erdők borítják, mezőgazdasági területek, parlagok nem találhatók rajtuk.

A **Terényi-dombság** jellemző kőzetei részben az oligocénben, részben a miocén időszakában keletkezett vegyes összetételű; homokból, homokkőből, agyagból, agyagmárgából, kavicsból álló üledékek (Hárshegyi Homokkő Formáció, Kiscelli Agyag Formáció, Törökbálinti Homokkő Formáció, Pétervásárai Homokkő Formáció, Budafoki Formáció). A kistáj mintaterületet érintő DNy-i részén jelentős a pleisztocén lösz, löszderivátum és a lejtőagyag előfordulása (MAROSI – SOMOGYI 1990,

MÁFI 2005). A földtani képet színesíti a dombvidék területére K-i irányból, kb. 1 km hosszan benyúló andezittellér (Kékesi Andezit Formáció), melynek felszínre bukkanó kőzetanyaga megfigyelhető a Kiscsettől ÉK-re elterülő Hársas-hegyen (318 m). Kis területen futóhomok alapkőzetet találhatunk a Lókos-patak jobb partján, a Lókos és a Feketevíz közötti dombvidék letörése mentén (LÁNG 1967, MÁFI 2005, NOSZKY 1940).

A **Nógrádi-medence** kőzettani alapja jórészt felsőoligocén homokos, homokköves, agyagos üledék. A felszín közeli részekre pleisztocén agyag, lejtőagyag, löszderivátum rakódott. A kistáj kb. 30 %-án található kavicsotakaró, mely a harmadidőszak végi lepusztulási folyamatok és a negyedidőszaki Ős-Ipoly által végzett folyóvízi akkumuláció révén jött létre. A kistáj fontos hasznosítható ásványi nyersanyaga a tűz- és saválló agyag (Felsőpetény, Romhány, Bánk), valamint a burkoló nemesagyag (Felsőpetény) (MAROSI – SOMOGYI 1990). Mivel a Nógrádi-medence vizsgált területének jelentős részén a lösz jelenti a talajképző kőzetet (MÁFI 2005, NOSZKY 1940), ezeket a területeket főként szántóföldként művelték, napjainkra azonban parlagok is nagy területen találhatók rajtuk.

A pleisztocén és holocén során terített proluviális és deluviáris agyagot, agyagos homokot, homokot és kavicsot találhatunk a Romhányi-rög és a Kók-hegy között, a Lókos és Feketevíz közötti dombvidék Ny-i lejtőin, valamint a nagyobb völgyek mellékvölgyeihez kapcsolódóan elszórva az egész kutatási területen (MÁFI 2005).

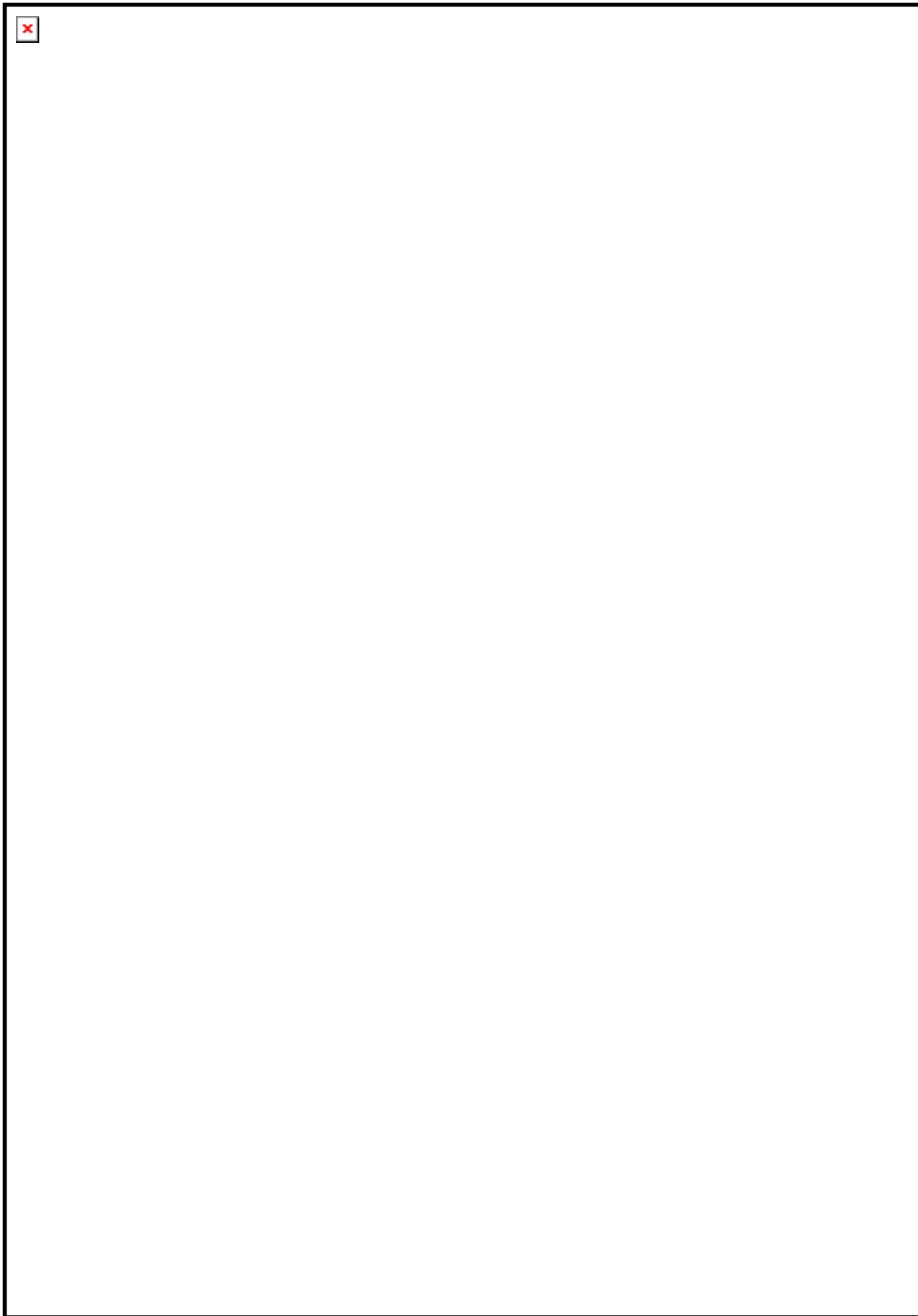
A Lókos-patak mentén szélesebb, a betorkolló **patakvölgyek** alján keskenyebb sávban folyóvízi üledékek jelentik a talajképző alapkőzetet. Az üledékképződés a kisebb vízfolyások, oldaltvölgyek mentén ma is folytatódik, azonban a Lókos 20. sz. második felében végzett szabályozása már megakadályozza ezt a folyamatot az említett patak mentén (MÁFI 2005, NOSZKY 1940).

2. 4. 4. Talajtakaró

Viszonylag durva felbontásban, de teljes lefedettséggel ad képet a mintaterület talajtakarójáról a TAKI által készített Agrotopográfiai Adatbázis (AGROTOPO 2005) és az 1930-as évekből származó Kreybig-féle talajtérkép (KREYBIG). Ezen túlmenően Romhány, Érsekvadkert, Sente, Kiscset és Kétybodony községhatárainak mezőgazdasági területeiről a helyi termelőségvetkezet által 1966 és 1969 között készített üzemi talajtérképek is rendelkezésre állnak (3. térkép).

Ezeknek a talajtérképeknek az 1:10 000-es méretaránya lehetővé teszi a talajtakaró mozaikos, változatos mintázatának genetikai talajtípusok szerinti áttekintését a vizsgált dombvidéki tájban.

3. térkép: A kétbodonyi mezőgazdasági termelőszövetkezet genetikus talajtérképe



A mintaterület egyik legelterjedtebb talajtípusa az **agyagbemosódásos barna erdőtalaj**, mely jellemző a zárt erdők által borított területekre (Romhányi-rög és környéke), de mezőgazdasági jelentősége is kiemelkedő, különösen azokban a tájrészetekben, ahol a művelt területek erdőfoltokkal mozaikosan, meredek domboldalakon fordulnak elő (Kétfodony, Kisecset, Szente községek területe). Változatos mechanikai összetételű harmadkori és idősebb üledékeken, többek között homokos löszön, agyagon kialakult talajok, melyek vályog fizikai talajféleségűek. Közepes víznyelésűek és vízvezető-képességűek, nagy vízraktározó képességűek és jó víztartó tulajdonságúak. A terület agyagbemosódásos barna erdőtalajainak kémhatása a semlegestől az erősen savanyúig terjed. Változatos mértékben erodált talajok. A gyengén erodált talajok esetében az erózió a talajok „A” szintjét, közepesen erodált talajoknál a „B” szint nagy részét érinti. Az erősen erodált talajok egészen a talajképző „C” szintig lepusztultak. Az 1960-as években a közepesen erodált talajok esetében a művelés a „B” szinten folyt, melynek felső rétege a művelés hatására elhumuszosodott. A kétfodonyi termelősövetkezet művelt földjei a lejtőhordalék talajokon és a réti talajokon kívül egyaránt érintettek voltak az erózió valamely fokával. Az erózió típusa a területen felületi jellegű, de előfordulnak barázdás, árkos és szakadékos erózió által érintett területek, főként Kisecset területén. Az eróziót fokozza a domborzati viszonyoknak nem megfelelő kultúrnövény választása és a hegy-völgy irányú talajművelés is. Érsekvadkert környékén az agyagbemosódásos barna erdőtalajoknál a szántott réteg alatt sok helyen eketalpréteget találtak, mely jelentősen rontja a víz beszivárgását és növeli az erózió veszélyét (AGROTOPO 2005, Üzemi Tsz. térképek).

Az agyagbemosódásos barna erdőtalaj mellett a terület leggyakoribb talajtípusa a **Ramann-féle barna erdőtalaj**, mely az alacsonyabb, lankásabb dombhátakra jellemző. Nagyrészt szántóföldi művelés alatt állnak, részben erdők, cserjések, gyepek által borítottak. Talajképző kőzetük főként lösz, löszös agyag és az agyag, helyenként a homokos lösz. Termőrétüket az erózió változatos mértékben, olykor kifejezetten erősen pusztította le. Erősen erodáltak a Lókos-völgy Bánk-Romhány szakaszának Ramann-féle barna erdőtalajai, melyeknél az „A” szint teljesen, a „B” szint nagyobb részt eltűnt. Az 1960-as években a mezőgazdasági termelés a „B” szint maradványain folyt. A szántott réteg fizikai talajfélesége jellemzően vályog, homokos vályog és agyagos vályog. Vízgazdálkodásukat tekintve közepes víznyelésűek és vízvezető-képességűek, nagy vízraktározó képességűek és jó víztartó tulajdonságúak. A mintaterület ide tartozó talajainak kémhatása az enyhén lúgostól az enyhén savanyúig terjed. Az Érsekvadkert község külterületének barnaföldön kialakított szelvényei

szerint a jelentős szénsavas mésztartalommal jellemezhető karbonátos lösz alapközet a felszíntől kb. 60-80 cm távolságban helyezkedik el (AGROTOPO 2005, Üzemi Tsz. térképek).

A mintaterület északi részén, a Lókos-patak bal partján elhelyezkedő alacsonyabb, lankásabb dombháton és Romhány K-i szomszédságában **csernozjom-barna erdőtalajok** jellemzőek. Ezek a talajok korábbi erdőtalajokból emberi tevékenység hatására alakultak át. Az erdőirtások után a szántóföldi művelés és a gyepterítés hatására a talajképződés a csernozjom talajok irányába indult el. Lössös üledékeken, agyagon, homokon egyaránt kialakulhattak, vályog vagy nehéz vályog fizikai talajféleségűek. Jó vízgazdálkodási tulajdonságokkal rendelkeznek, közepesen vagy kis mértékben erodáltak. Kémhatásuk semleges vagy enyhén savanyú, a Romhány mellett található tábla esetében lúgos. A terület csernozjom barna erdőtalajainak humusztartalma magasabb, szerkezetük jobb az agyagbemosódásos barna erdőtalajokénál (AGROTOPO 2005, Üzemi Tsz. térképek).

Érsekvadkert határában, a Lókos-patak jobb partján, kis területen **kovárványos barna erdőtalajokat** / közepesen erodált rozsdabarna erdőtalajokat találhatunk. Ennek a talajtípusnak az előfordulása egyértelműen a Lókos-völgyébe az Ipoly felől benyúló vékony homokos alapközetű sávhoz köthető, mely meghatározza a homok fizikai talajféleséget és a vízgazdálkodási tulajdonságokat is. Az említett talajok nagy víznyelésűek és vízvezető-képességűek, közepes vízraktározó-képességűek és gyengén víztartó talajok. Kémhatásuk gyengén savanyú vagy semleges. Rozsdabarna erdőtalajokat találhatunk a Romhány melletti Kispusztá szomszédságában, a Lókos-völgy peremén, valamint a falutól ÉNy-i irányban viszonylag kis területeken. Homokos löszön kialakult, homok fizikai talajféleségű talajok, melyek gyengén vagy közepesen erodáltak (AGROTOPO 2005, Üzemi Tsz. térképek).

Kétdodony, Kisecset, Sente községek területén a korabeli üzemi talajtérkép egyéb barna erdőtalajokat is jelez a meglévő erdőterületekhez illeszkedve. Általában homokos löszön fejlődtek ki, vályog vagy homokos vályog fizikai talajféleségűek és az erózió által igen erősen károsítottak. Az üzemi talajtérképek készítésekor, ezeken a talajokon a talajművelés a „B” szint maradványán, vagy a „C” szinten folyt. Kémhatásuk semlegestől a lúgosig terjed (AGROTOPO 2005, Üzemi Tsz. térképek).

A **réti talajok** Lókos-patak mentén szélesebb, a kisebb patakok (Kétdodonyi-, a Szécsénkei-, Sentei-patak) és oldalvölgyei mellett keskenyebb sávban húzódnak. Ezeknek a talajoknak glaciális és alluviális, iszapos üledékek jelentik az alapközetét. Vályog vagy agyagos vályog fizikai talajféleségűek, jó víznyelésű, vízvezető-képességű, vízraktározó képességű, víztartó talajok. Kémhatásuk többségében gyengén lúgos vagy lúgos kategóriába

sorolható. Termőrétegük mély vagy közepesen mély. A talajvíz jellemzően, a felszínhez közel, 30-100 cm mélységben húzódik (AGROTOPO 2005, Üzemi Tsz. térképek).

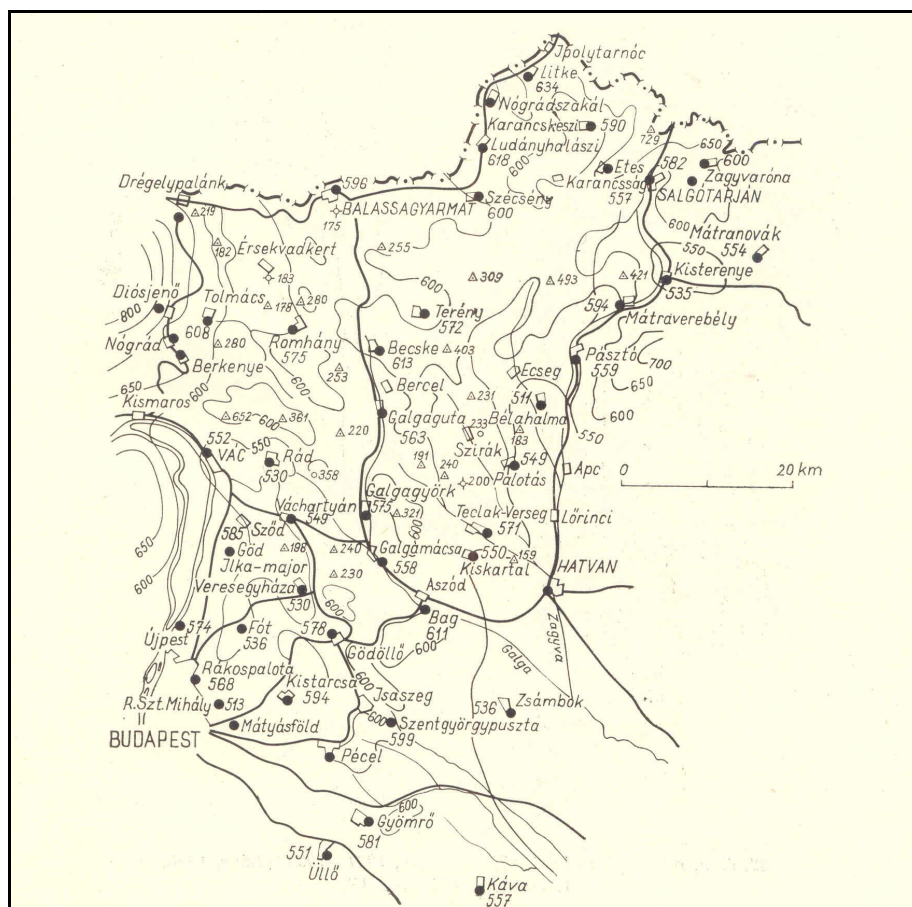
Meredekebb hegy- és domboldalak lábához kapcsolódóan, többek között a Lókos-völgy egyes területein, erdőborította területek erodált, iszapos, agyagos üledékekből álló **lejtőhordalék talajok** jellemzőek, melyek közepes vagy mély humuszos réteggel rendelkeznek. Fizikai talajféleségük változatos: homokos vályog, vályog, agyagos vályog, agyag. Kémhatásuk semleges, gyengén lúgos vagy lúgos. A lejtőhordalék talajok különböző hordalékrétegekből épülnek fel, mész- és humusztartalmuk, mechanikai összetételük változatos képet mutat, mind horizontális, mint vertikális elhelyezkedés tekintetében (AGROTOPO 2005, Üzemi Tsz. térképek).

A területen több foltban elhelyezkedő **földes kopárok** jelentős részben a korábbi emberi használat következtében jöttek létre. Ennek a típusnak a legnagyobb területű előfordulása Romhány, Érsekvadkert és Sente községhatárának több száz évig szőlőként használt részével esik egybe. A hosszú ideig, jelentős talajbolygatással járó művelés következtében a csapadék az meredek dombok termőrétegét lehordta. A kopárok főként löszös alapkőzetten alakultak ki, fizikai talajféleségük vályog vagy agyagos vályog. Ehhez a típushoz tartozó talajok víznyelése és vízvezető képessége nagyrészt jó, ritkábban közepes, jó vagy nagy vízraktározó képességűek. A mintaterület földes kopárjai felszíntől karbonátosak, szervesanyagkészletük igen kicsi. Az érsekvadkerti földes kopárokról a talajvizsgálati jegyzőkönyvek már az 1960-as években is felhagyott szőlőként, parlagként, bozótos-sarjerdőként emlékeznek meg (AGROTOPO 2005, Üzemi Tsz. térképek).

2. 4. 5. Éghajlat

A Nézsa-Csövári-dombság a Terényi-dombság és a Nógrádi-medence éghajlata egyaránt mérsékeltén hűvös-mérsékeltén száraz (MAROSI – SOMOGYI 1990, HALÁSZ 2006) (2-3. melléklet).

A Nézsa-Csövári-dombság magasabb mészkőrögei, így a Romhányi-rög területei, a kistáj alacsonyabb területeihez képest valószínűleg alacsonyabb havi és évi középhőmérséklettel rendelkeznek és az átlagos csapadékösszegek is meghaladják a környező mélyebb térszíneken jellemző mennyiségeket. MAROSI – SOMOGYI (1990) kistájakra vonatkozó adatai mellett, Romhány község területéről rendelkezünk 1931 és 1960 közötti adatsorokkal, melyek szerint az éves átlag csapadékmennyiség a többi irodalmi adathoz hasonló, 619 mm volt (LÁNG 1967).



7. ábra: A Cserhát évi csapadéka (mm) 1901-1940 (HAJÓSY 1952 nyomán)

Az Északi-Cserhát (Nógrádi-medence, Terényi-dombság) kistájai, a hegység déli területeihez képest alacsonyabb évi középhőmérséklettel jellemezhetők. A jelenséget fokozhatja a Nógrádi-medence homorú felszínének, hőmérsékleti inverziót kialakító hatása. Szintén a medencejellegből adódik a környező magasabb hegységeknél (Mátra, Börzsöny, Keleti-Cserhát, Középső-Cserhát) szerényebb mennyiségű a kistájra jellemző csapadékmennyiség (LÁNG 1967). A Nógrádi-medencében a jellemző szélirányban fekvő Börzsöny felé közelítve fokozódik a magasabb hegyek csapadékkeltő hatása (HAJÓSY 1952) (7. ábra). A hegyvidéki területekhez képest nyáron alacsonyabb a terület borultsága, télen a már említett inverziós jelenségek miatt viszonylag nagy (LÁNG 1967).

A tagolt domborzati viszonyok mindhárom érintett kistájban változatos mikroklíma-mintázat kialakulását tették lehetővé (LÁNG 1967).

2. 4. 6. Vízrajz

A Cserhát az Északi-középhegységen belül vízszegény területnek számít, mely részben alacsony reliefenergiájából, másrészt a környező hegyvidékekhez képesti kevesebb csapadékból következik. A Cserhát északi és nyugati részén a lefolyási tényező 10-15 %. A mintaterület patakjai szélsőséges vízjárásúak, aszályosabb nyarakon gyakran kiszáradnak. A hirtelen leeső nagyobb csapadék főként a természetes mederben folyó patakoknál eredményezhet kiöntést, árvizet (LÁNG 1967).

A Romhányi-rög mintaterületre eső része viszonylag száraz, vízfolyásokban szegény terület, hasonlóan a **Nézsza-Csóvári-dombság** egészéhez. A rög érintett területe a Lókos-patak jobb parti vízgyűjtő területéhez tartozik, a belé torkolló vízfolyások időszakos jelegűek, csak hóolvadáskor és nagyobb esők alkalmával szállítanak vizet medrükben. A magasabb térszínekről lehordott hordalék jelentősen hozzájárul a kapcsolódó völgyek feltöltődéséhez. A kistáj területén csak időszakos vagy kisebb vízhozamú forrásokat találunk. A viszonylag kevés talajvíz összefüggéstelenül a lankásabb lejtők és a völgytalpak alatt helyezkedik el. A térség talajvizei kalcium – magnézium – hidrogénkarbonátos jellegűek, mérsékelt kemények, szulfáttartalmuk nem jelentős (MAROSI – SOMOGYI 1990) (4. melléklet).

A **Terényi-dombság** általunk vizsgált része nagyobb részt a Lókos, kisebb részben a Feketevíz-patak vízgyűjtő területéhez tartozik. A Lókos-patak árvizei a szabályozott, kotort mederben viszonylag gyorsan levonulnak. Előfordul ritkán, hogy a vízfolyás kilép medréből és elönti a völgytalpat (MAROSI – SOMOGYI 1990). A talajvíz 6-10 m közötti mélységben húzódik. Összetétele kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos, a Lókos-patak jobb partján fekvő területeken nátriumos. A talajvizek kemények, valamint alacsony szulfáttartalmúak (MAROSI – SOMOGYI 1990). A kistájhoz tartozik a vizsgálati terület legnagyobb állóvize a 17 ha-os Kétbodonyi-víztározó, melyet a Szentei- és a Kiseccseti-patak elrekesztésével, a vízfolyások völgyeinek Y-alakú találkozásánál alakítottak ki 1972-ben. A tó 1975-től intenzíven telepített horgászvíz (4. melléklet).

GYÖRGY (2004) kutatásai szerint a felszínborítás változása a Terényi-dombságban elhelyezkedő Kétbodonyi-patak vízgyűjtő területén jelentősen befolyásolta a vízfolyás vízhozamát. 1923 és 1992 között jelentősen nőtt a területen az erdők és cserjések borítása, a legelőterületek rovására. Ezek az élőhelyek eltérő lefolyási tényezőjük miatt csökkentik a felszíni lefolyást és a patakba jutó víz mennyiségét.

A **Nógrádi-medence** általunk vizsgált területe és a teljes mintaterület a Lókos vízgyűjtőterületén helyezkedik el. A Lókos dejtári vízmércéjének jellemző adatai: KQ =

0,075 m³/s, KÖQ = 0,85 m³/s, NQ = 51 m³/s. Az adatok a patak szélsőséges vízjárásáról tesznek tanúbizonyságot. A kistáj igen kevés talajvízzel rendelkezik, ennek jellemző mélysége 4-6 m (MAROSI – SOMOGYI 1990). A Lókos a Börzsönyben ered, a Romhányi-rögöt megkerülve Bánk területén érkezik a vizsgálati területre, majd K-i irányba folytatja útját Romhányig, ahol közel derékszögben, É-i irányba fordul. A patak völgyének Romhány és Kétdodony között belvízképződésre alkalmas völgytágulat helyezkedik el. A patak Romhánytól egészen a torkolatáig, egy néhány száz méter szélességű allúviumon halad. Érsekvadkert területén kilép a mintaterületről, majd az Ipolyba ömlik. A mellékletben található táblázat adataiból látszik, hogy a patak által szállított vízmennyiség jelentős része a két ismertetett szelvény között, főként a kijelölt mintaterületen folyik a Lókosba. Mióta az 1960-as évektől egyenes, kotort mederbe terelték, kevés gondot okoz rapszodikus vízjárásával. A Lókosba torkolló patakok közül legjelentősebb a bonyolult völgyrendszerhez kapcsolódó Kétdodonyi-patak, mely a Szécsénkei- és a Szentei-patakból is jelentős mennyiségű vizet kap. A Lókosba Romhány és Szátok közötti szakaszon torkollik a Farkasvölgyi-patak, mely a mintaterület Nógrádi-medencei részére eső csapadékot gyűjti össze. A Lókos vízgyűjtő területét erősen veszélyezteti az erózió, mely a viszonylag alacsony reliefenergia ellenére is pusztítja a viszonylag laza talajokat (LÁNG 1967) (4. melléklet).

2. 4. 7. Vegetáció

A mintaterület és környéke a pannóniai flóratartomány (Pannonicum) Magyar Középhegység (Matricum) flóraidékének Nógrádi (Neogradense) flórajárásához tartozik (BORHIDI 2003). Vegetációs tájbeosztás szerint a vizsgálati terület Nógrádi-medencéhez és Terényi-dombsághoz tartozó része összevontan az Északi-Cserháthoz sorolható, északi irányból az Ipoly-, délkeleti irányból a Dél-Cserhát vegetációs táj nyúlik be a mintaterületre (MOLNÁR et al. 2008).

A Nézsa-Csővári-dombságot eredetileg főként tatárjuharos lösztölgyesek, cseres-tölgyesek, gyertyános-tölgyesek (VOJTKÓ 2008), edafikus társulásként mész- és melegkedvelő tölgyesek, karsztbokorerdők és hárs-kőris sziklaerdők borították (MAROSI – SOMOGYI 1990).

Napjainkban az említett élőhelyekből csak maradványokat találhatunk, a kistájban a kultúrterületek a meghatározók. A cseres-tölgyesekben a ligeti perje (*Poa nemoralis*) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*) a meghatározók. Gyertyánosokban előfordul a Waldstein-pimpó (*Waldsteinia geoides*) és a farkasölő sisakvirág (*Aconitum vulparia*). A

szárazabb természetes és természetközeli élőhelyeket képviselik a déli oldalak bokorerdei, a felhagyott szőlők, gyümölcsösök, másodlagos cserjések és száraz gyepek. Ez utóbbi élőhelycsoport helyi, értékes fajai: tatárjuhar (*Acer tataricum*), tavaszi hérics (*Adonis vernalis*), sziklai sás (*Carex halleriana*), pukkanó dudafürt (*Colutea arborescens*), nagy ezerjófű (*Dictamnus albus*), sulytár (*Laser trilobium*), sárga len (*Linum flavum*) és a terpedt rezedá (*Reseda phyteuma*). Nedves völgyekben él a mocsári csorbóka (*Sonchus palustris*) (VOJTKÓ 2008).

A Romhányi-rög déli részén, az Alsópetény melletti Korpa-hegyen, mintaterületünk határához közel értékes, egykori szőlők, gyümölcsösök helyén kialakult másodlagos száraz gyepek és cserjések fekszenek, melyekben megtalálható a borzas len (*Linum hirsutum*), az aranyfürt (*Aster amellus*), a kardos peremisz (*Inula ensifolia*) és a bíboros kosbor (*Orchis purpurea*). A Romhányi-rög déli nyúlványa az eocén mészkőből felépülő Kő-hegy, melynek száraz bokorerdejében megtalálható a nagy ezerjófű (*Dictamnus albus*), a sárga len (*Linum flavum*) és a piros madársisak (*Cephalanthera rubra*) (BÁNKUTI 2001).

NEUMAYER (2003) a Nyugat-Cserhátban, köztük mintaterületünkhöz közel, Legénd község határában vizsgálta és értékelte a másodlagos száraz gyepek növényzetét, azok természetvédelmi értékeit és az őket veszélyeztető tényezőket. A legéndi vizsgálatok alapján a cserjésedés bizonyult a legfenyegetőbb veszélyeztető tényezőnek.

A Romhányi-röghöz és a váci Naszályhoz hasonló környezetéből kiemelkedő csövári Vár-hegy, illetve Vas-hegy mészkő- és dolomitvegetációjáról KUN et al. (2000) tanulmánya ad részletes leírást.

A Romhányi-rög savanyú hárshegy homokkövén az eredeti vegetációt jelentő mészkerülő tölgyeseknek csak töredékes foltjai találhatók meg KUN (2000). Termőhelyüket a Romhányi-hegy déli oldalán részben feketefenyővel (*Pinus nigra*) ültették be.

A Terényi-dombság potenciális vegetációja a cseres- és a gyertyános-tölgyes. A természetes növényzet maradványai elszigetelten maradtak meg a kistájban. Magas az ültetvényszerű, telepített erdők, ezen belül elsősorban az akácok aránya és nagy területeket borítanak másodlagos spontán erdősődő, cserjésedő élőhelyek is. A kistájat behálózó patakok mentén ökológiai folyosókat képeznek a nedves rétek, nádasok és ligeterdők (VOJTKÓ 2008), melyek helyén összefüggő keményfás ligeterdők jelenthették az eredeti vegetációt (MAROSI – SOMOGYI 1990). Sente határában vizsgálta LÁJER (1998) az általa leírt *Eleocharidi uniglumi* – *Eriophoretum angustifolii* társulást, mely a Sentei-patak mentén elnyúló értékes, vizes élőhelymozaikban található meg.

A mintaterületet érintő kistájak legveszélyesebb özönfajai a fehér akác és az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.). Az akác leginkább a Terényi-dombságban elterjedt, az aranyvesszők a Terényi-dombság mellett a Nézsa-Csővári-dombság növényzetét is veszélyeztetik (1. táblázat).

1. táblázat: A mintaterület által érintett kistájak fertőzöttsége a legjelentősebb özönfajok által (1 – jelentéktelen, 2 – igen szórványos, 3 – szórványos, 4 – gyakori, jelentős, 5 – tömeges, meghatározó) (VOJTKÓ 2008)

Özönfaj	Nézsa-Csővári-dombság	Terényi-dombság	Nógrádi-medence
Bálványfa (<i>Ailanthus altissima</i>)	1	1	1
Gyalogakác (<i>Amorpha fruticosa</i>)	2	2	2
Selyemkóró (<i>Asclepias syriaca</i>)	3	2	2
Őszirózsa fajok (<i>Aster</i> spp.)	2	2	2
Kisvirágú nebáncsvirág (<i>Impatiens parviflora</i>)		1	
Japán keserűfű fajok (<i>Reynoutria</i> spp.)		2	2
Fehér akác (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	3	4	3
Aranyvessző fajok (<i>Solidago</i> spp.)	2	3	3
Zöld juhar (<i>Acer negundo</i>)			2
Amerikai kőrís (<i>Fraxinus pennsylvanica</i>)			2

GYÖRGY (2004) diplomamunkájában, a Terényi-dombsághoz tartozó Kétdobonyi-patak vízgyűjtőterületének feltárása keretében fajlistát készített. A védett fajok közül itt él a tavaszi hérics, a hússzínű ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata*), a bíboros kosbor (*Orchis purpurea*), az árlevelű len (*Linum tenuifolium*) és az agárkosbor (*Orchis morio*) (9. melléklet).

A Nógrádi-medence potenciális, zonális társulásai cseres- és gyertyános-tölgyesek. A terület alacsony, lankás dombvidék, melynek mélyebb területein, völgyeiben mocsarak, üde, nedves rétek fekszenek. A kevés számú maradvány tölgyesben bukkanhatunk sisakvirág fajokra (*Cephalanthera* spp.), turbánliliomra (*Lilium martagon*), gérbicsre (*Limodorum abortivum*) (VOJTKÓ 2008). A vízfolyások mentén a fátlan nedves élőhelyeken kívül puhafaligetek, keményfaligetek, szubmontán égeresek is húzódnak helyenként (MAROSI – SOMOGYI 1990).

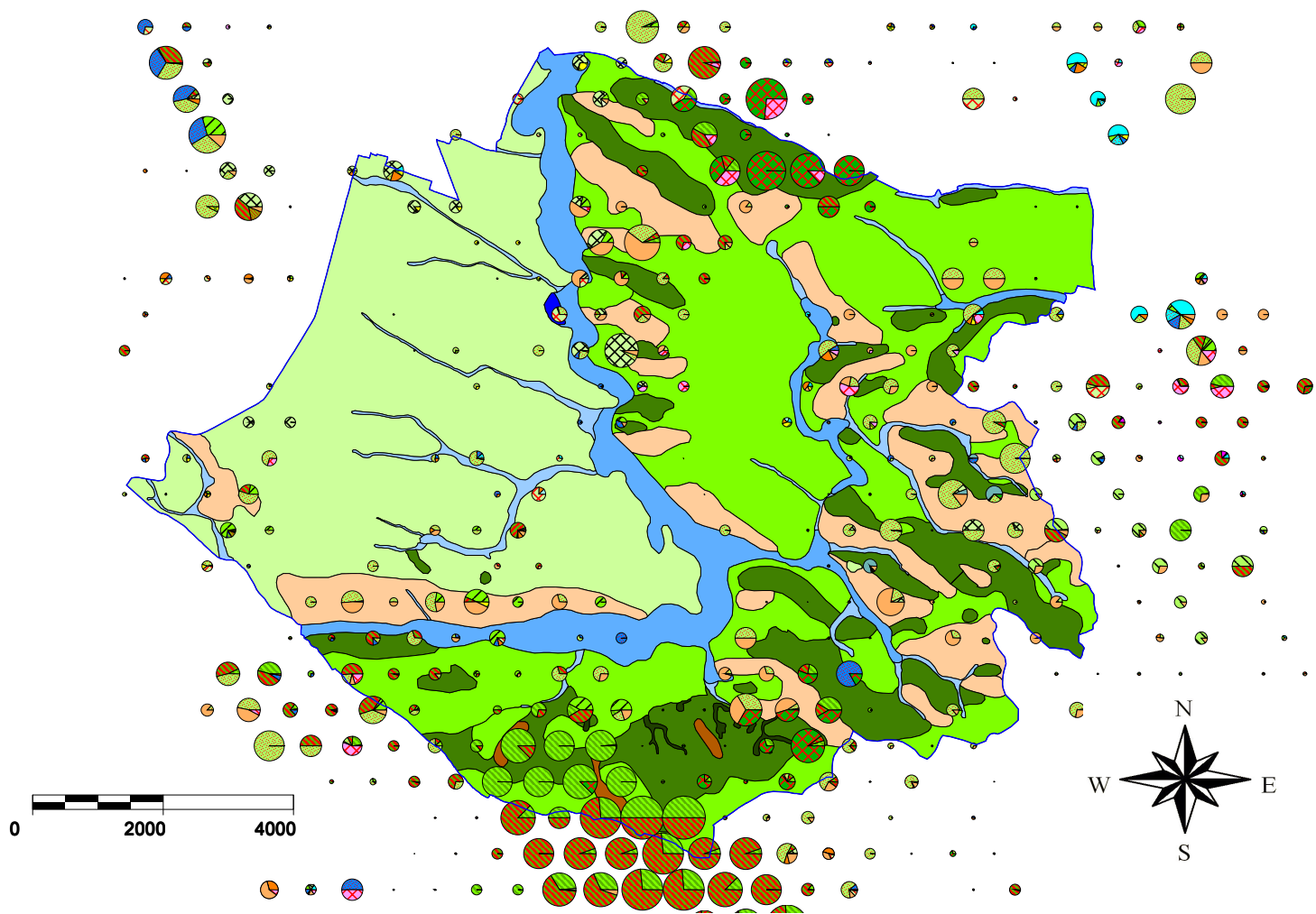
A mintaterületünket érintő földrajzi kistájaink határain kívül, a Nyugat-Cserhátban, Penc, Rád, Vácduka területén végzett kutatások vizsgált száraz élőhelyei a mintaterületünkhöz hasonló természeti adottságokkal és tájtörténeti előzményekkel rendelkeznek. A felhagyott területek természetvédelmi jelentőségét bizonyítja, hogy a Vácduka és Rád közötti Bükkös-hegyen, másodlagos élőhelyeken él a ritka tátorján (*Crambe*

tatarica) populációja (HÁZI 1998). Védett fajokat tartalmazó másodlagos száraz gyepek húzódnak a Penc melletti Bok-hegyen, Menyecske-hegyen, a rádi Somló-hegyen és a vácdukai Kiós-hegyen (HÁZI 1998, HÁZI et al. a, b, c 2004, HÁZI 2008 b).




































A mintaterület aktuális természetközeli vegetációját mutatja a MÉTA felmérés élőhelyeinek térképe, melyet fedésbe hoztunk a későbbiekben ismertetésre kerülő, általunk készített potenciális vegetációtérképpel (4. térkép).

4. térkép

mintaterület természetes és természetközeli élőhelyei a MÉTA felmérés szerint



A potenciális és aktuális MÉTA térképek jelmagyarázata

-  Állóvízi sulymos, békalancsés, rucaörömös, tócsagazos hínár
-  Áramlóvízi, nagylevelű békaszőlős, tündérfátylas hínár
-  Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások
-  Nem zsombékoló magassásrétek
-  Csatornák, szabályozott patakok, mesterséges tavak menti fragmentális mocsarak
-  Mocsárrétek
-  Patakparti és lápi magaskórósok
-  Ártéri és mocsári magaskórósok
-  Franciaperjés rétek
-  Veres csenkeszes hegyi rétek
-  Nyílt homokpusztagyeppek
-  Lejtőgyeppek egyéb kemény kőzeten
-  Féliszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyepppek
-  Kötött talajú sztyepprétek (lősz, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)
-  Homoki sztyepprétek
-  Égerligetek
-  Gyertyános-kocsányos tölgyesek
-  Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek
-  Bükkös
-  Mész- és melegkedvelő tölgyesek
-  Cseres-kocsánytalan tölgyesek
-  Hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek
-  Nyílt mészkerülő tölgyesek
-  Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők
-  Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek
-  Sztyepecserjések
-  Jellegtelen fáttlan vizes élőhelyek
-  Jellegtelen üde gyepek és magaskórósok
-  Jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok
-  Üde cserjések
-  Galagonyás-kökényes-borókás cserjések
-  Őshonos fajú, elszórva álló fák csoportja
-  Puhafás pionír és jellegtelen erdők
-  Keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők
-  Tájidegen fafajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények

2. 4. 8. Állatvilág

A mintaterületre vonatkozó legrészletesebb listát GYÖRGY Katalin (2004) állította össze a Kétbodonyi-patakhöz kapcsolódó vízgyűjtőfeltárás során (10. melléklet). A munka részletes információkat tartalmaz a Kétbodonyi-patak ökológiai viszonyait jól indikáló vízi gerinctelenekre vonatkozóan is, melyek szerint a patakra az álló vagy lassan folyó vizeket előnybe részesítő gerinctelenek jellemzőek. Jó és igen jó vízminőséget jelez az álkérész, kérész, és tegzes lárvák, valamint a bolharákok megjelenése, különösen a lassú vizeket kedvelő fajok jellemzőek ezeken a csoportokon belül.

A terület állatvilágának tagjai és a felhagyott területek növényzete bizonyosan szerteágazó, bonyolult, a szukcesszió szempontjából is fontos kapcsolatban állnak egymással. A téma nagy jelentőségének ellenére az említett tématerület kérdésköre szinte teljesen feltáratlan.

Tapasztalataink alapján valószínűsíthető, hogy az endozoochor magterjesztésű növényfajok, különösen a fássárúak megtelepedésében a madarak tevékenysége kulcsfontosságú. A dysoochor terjesztésű magvak terjedésében a madarak mellett (pl. szajkó) a kismélsők is jelentős szerepet kapnak. A mintaterület változatos földhasználata, élőhelymintázata alapján, irodalmi adatok hiányában is feltételezhető, hogy a magterjesztés állati vektorai (gazdag madárvilág) rendelkezésre állnak, nem ők jelenti a legjelentősebb limitáló tényezőt a szukcesszió szempontjából.

A szukcesszió menetét módosíthatja, akadályozhatja a nagyobb testű növényevő emlősök táplálkozása, bolygató tevékenysége. A mintaterület vadállományának méretéről a megyei vadászati szakemberek véleménye szerint nem lehet megbízható adatokkal szolgálni. A hivatalos vadbecslésekben szereplő adatok inkább tükrözik a becslést aktuálisan végző személy szemléletét, érdekeit, mint a valóságos vadlétszámot. A mintaterület falvainak gazdálkodói, erdőkezelői és vadászai szerint a túltartott vadállomány az erdősítéseket és a mezőgazdasági területeket is veszélyezteti, így valószínűleg szerepükkel a cserjésedő, erdősődő területeken is számolni kell.

3. Anyag és módszer

3. 1. A tájtörténeti vizsgálatok módszertana

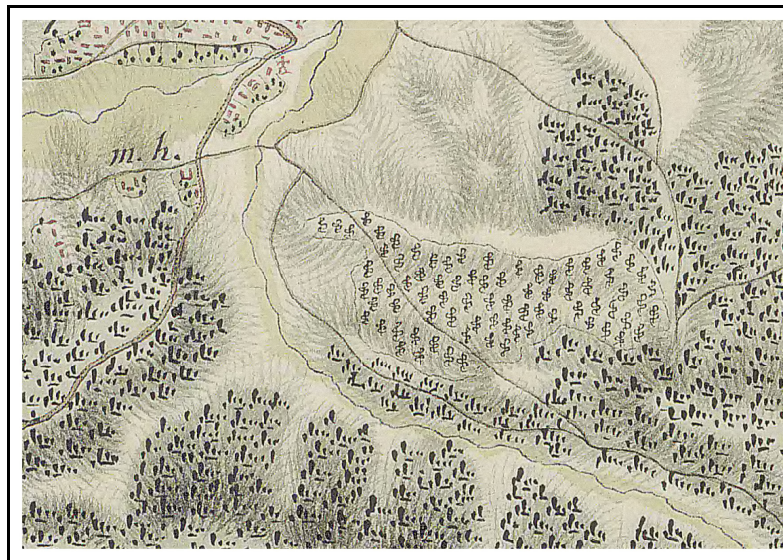
3. 1. 1. A tájtörténeti vizsgálat adatforrásai és feldolgozásuk

A tájtörténeti kutatás módszertani előzményének tekintettük a mintaterület tágabb környezetében, az Északi–középhegységben végzett korábbi tájtörténeti feldolgozásokat (KONKOLYNÉ 1990, 1995; NAGY 2003).

A történeti felszínborítás vizsgálatával foglalkozó kutatók eltérő, egyéni módszereket használnak. Régebben analóg eljárással értékelték és hasonlították össze a különböző történeti és egyéb tematikus térképeket (BÍRÓ – MOLNÁR 1998, DOBÁNY 1999, FRISNYÁK 1990), de egyre gyakrabban élnek a térinformatika nyújtotta lehetőségekkel (ILLYÉS 1997, MARI 2000, NAGY 1997, SZILASSI – KISS 2001, LUKÁCS et al. 2001). A régi térképeket a szkennelést követően georeferálják, majd digitalizálják, így mód nyílik a felszínborítási egységek változási folyamatainak számszerű jellemzésére. Az elkészült digitális térképek felszínborítási egységei ezután kapcsolatba hozhatók más tematikus térképi adatokkal (talaj, alapkőzet, domborzati adatok, aktuális vegetáció), így lehetővé válik egész tájakat feldolgozó, komplex térinformatikai adatbázisok elkészítése és különböző szempontok szerinti elemzése (LUKÁCS et al. 2001).

A tájtörténeti elemzés legjelentősebb adatforrásai a katonai felmérések térképszelvényei, melyek közül 1782 és 1883 között három időmetszetben került sor részletesebb elemzésre. A feldolgozás módszerének középpontjában a történeti térképek térinformatikai elemzése áll. A térképszelvények összeillesztését az EOVS koordináta rendszerbe történő transzformációjuk követte közös illesztőpontok alapján. A georeferált, különböző idősíkokban készült szelvények fedésbe hozhatók egymással és egyéb különböző tematikus térképfelvévekkel. A történeti térképek feldolgozásának következő fázisa a digitalizálás, melynek végeztével és a mintaterület községre vonatkozó földhasználati statisztikai adatok birtokában a felszínborítási típusok területi változásainak elemzése is lehetővé vált (NAGY 2003). A digitalizálásra az első három katonai felmérés és az 1990-es évek elején felújított topográfiai térkép esetében került sor, de a változások elemzésénél támaszkodtunk az 1920-as és 1980-as évek között készült katonai térképekre is.

Magyarországon – Európa többi országához hasonlóan – legnagyobb múltra a katonai térképezés tekinthet. Az egész Habsburg birodalmat felölelő **I. katonai felmérés** (8. ábra, 12. melléklet, 4. térkép) mai Magyarországra vonatkozó szelvényei 1782 és 1785 között készültek. A legtöbb tájhasználat-változási vizsgálat esetében ez a térkép jelenti az elemzés kiindulópontját, mivel ez volt az első olyan részletes térképezés, mely egységes módszerrel az egész országra kiterjedt (NAGY 1985).

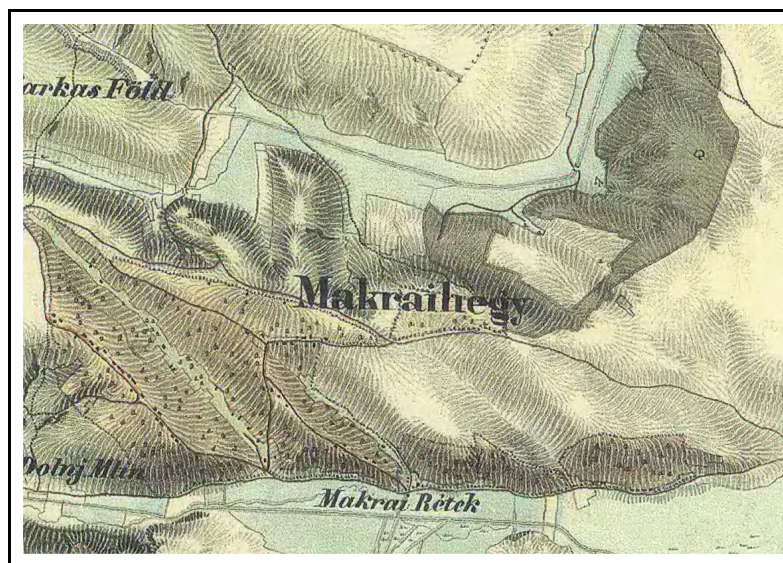


8. ábra: A mintaterület részlete az I. katonai felmérés térképén (Forrás: Hadtörténeti Térképtár)

A szelvényeken a felszínborítás tekintetében határozottan elkülönülnek a szántók, az erdők, a nedves kaszálók, a településterületek és a szőlők. A felmérés térképeinek jelentősége abban rejlik, hogy a török kor utáni, de még a folyószabályozások munkálatai előtti állapotot mutatják (NAGY 2003). A térképezés méretaránya 1: 28 800. A felszínborítás ábrázolásához egységes jelkulcsot nem használtak, azt később készítették el hozzá. (BORBÉLY – NAGY 1932). A hibák ellenére a felmérés térképei felbecsülhetetlen adatforrást jelentenek a történészek, geográfusok, ökológusok, vidékfejlesztők, természetvédelmi szakemberek számára (BORBÉLY – NAGY 1932, CSENDES – IPOLY 1977, GÁBOR – HORVÁTH 1979, JANKÓ 1997, PAPP – HRENKÓ 1989, NAGY 2003). A térképi felméréshez szöveges országleírás is készült minden településhez kapcsolódóan. Ez a hatalmas adattömeget képező leírás egységes szempontrendszer szerint készült, ezért az egyes területek összehasonlíthatók. A feljegyzések elsősorban katonai szempontúak, de sok esetben utalnak a jellemzett terület tájhasználatára (KIRÁLY 1999).

Az egymást követő térképek részletezettségének különbözősége miatt az egyes időmetszetekben az ábrázolt felszínborítási kategóriák eltérnek egymástól. Az I. katonai felmérés mintaterületen elkülöníthető kategóriái a következők: 1) település; 2) kert, szérű; 3) szőlő; 4) szántó, legelő; 5) rét; 6) állóvíz; 7) erdő. A szántóföldek és száraz gyepek (legelők) a vizsgált térképszelvényeken valószínűleg egy színnel szerepelnek, csak a nedves gyepeket jelöli sárgásbarna színezés. E kategórián belül a száraz gyepek szerepe meglehetősen alárendelt volt, hiszen a legeltetés ebben a korban jórészt még az erdőkben folyt. A parlagok ebbe a kategóriába sorolását a nyomásos gazdálkodási forma korabeli használata indokolja. A szőlőterületekhez tartoznak, de a térképen nem különülnek el a szőlőnél kisebb jelentőségű gyepes gyümölcsösök sem. A települések lakóépületeitől elkülöníthetők a gazdasági épületek közötti területek, házakhoz kapcsolódó kertek és szérűk is.

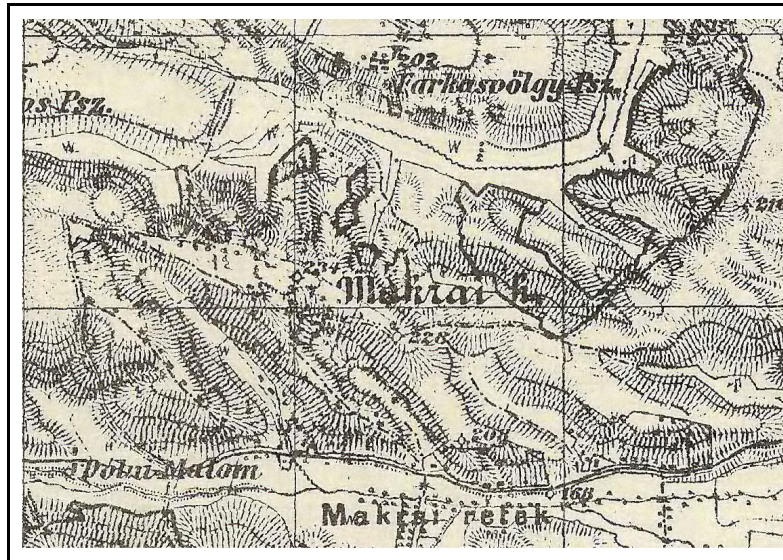
A **II. katonai felmérés** (9. ábra, 13. melléklet, 5. térkép) szelvényei a mai Magyarország területére meglehetősen hosszú ideig (1829 és 1866) között készültek az előző felvételnél lényegesen nagyobb tudományos igényességgel és pontossággal (NAGY 1985). A méretarányon kívül részben a felmérés jelkulcsa és a szelvények mérete is megegyezik az I. katonai felméréssel. A II. katonai felmérés megbízhatóbb, névanyaga, út- és vízrajza, a felszínborítás ábrázolása részletesebb, mint az első (1. ábra). A teljes Habsburg-birodalom felmérése 63 évig húzódott, közben készítésének módszerei (pl. örendszerű lépték) elavultak, így a III. felmérés az előző befejezése nélkül kezdődött meg (GÁBOR – HORVÁTH 1979, PAPP – HRENKÓ 1989, JANKÓ 1997, NAGY 2003).



9. ábra: A mintaterület részlete a II. katonai felmérés térképén (Forrás: Hadtörténeti Térképtár)

A II. katonai felmérés mintaterületen elkülöníthető egységei: 1) település; 2) kert, szérű; 3) szőlő; 4) szántó; 5) legelő, száraz gyepek; 6) cserjés, fás legelő, száraz gyepek; 7) rét, nedves gyepek; 8) fás rét, nedves gyepek; 9) mocsaras terület; 10) erdő; 11) gyümölcsös. Ezek a térképeken a felsorolt kategóriák a színezés és grafikai jelek által viszonylag pontosan megkülönböztethetők, elhatárolhatók. A II. és III. katonai felmérések ábrázolásain a száraz gyepek már elválnak a szántóktól és cserjés, fás legelőket, kaszálókat is megfigyelhetünk. Ezekben az esetben a fás legelő nem a szukcesszió előrehaladtára, hanem a hagyományos, extenzív állattartás által kialakított tájhasználatra utal.

A **III. katonai felmérés** (10. ábra, 14. melléklet, 6. térkép) jelenlegi országhatáraink közé eső szelvényei 1872 és 1884 között készültek (NAGY 1985). A színes technikával készített szelvények jól használhatók, ellentétben a fekete – fehér példányokkal, melyeknél a felszínborítási egységek határvonalai, a szintvonalak, a vízrajz és az utak összemosódnak. A két világháború közti időszak szinte összes magyarországi tudományos, katonai, műszaki térképe a III. katonai felmérés térképei alapján készült. A felmérés alapján készített 1:75 000 méretarányú térképek nagy pontosságuk miatt még a szocializmus időszakában is használatosak voltak (GÁBOR – HORVÁTH 1979, PAPP – HRENKÓ 1989, NAGY 2003).



10. ábra: A mintaterület részlete a III. katonai felmérés térképén (Forrás: Hadtörténeti Térképtár)

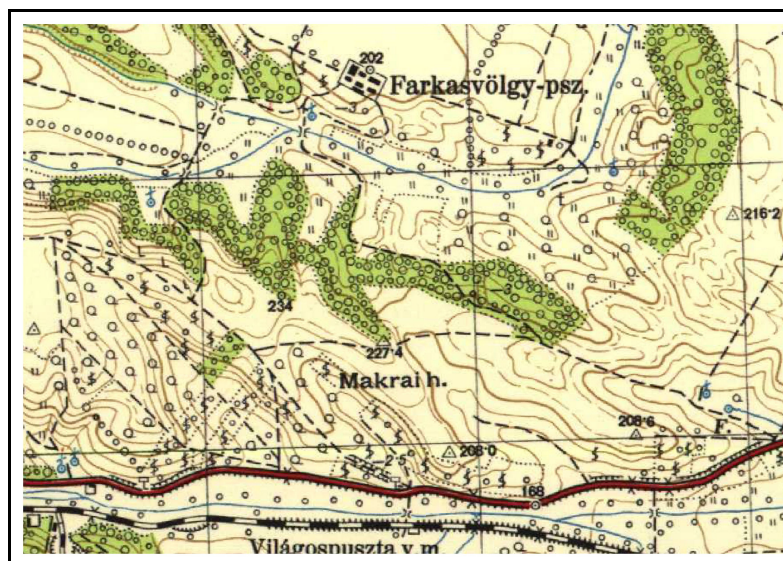
A III. katonai felmérés szelvényei a vonatkozó területre sajnos csak fekete-fehér kivitelben szerezhetők be és ez behatárolja a művelési ágak elkülönítésének megbízhatóságát. A következő területhasználati kategóriákat különböztethetjük meg a területen: 1) település; 2) szőlő, gyümölcsös; 3) szántó; 4) legelő, száraz gyepek; 5) cserjés, fás legelő, száraz gyepek; 6) rét,

nedves gyep; 7) mocsaras terület; 8) erdő. A felsoroltak közül, a településeket és az erdőket kivéve nem megbízható a többi kategória elhatárolása. Az elkülönítéshez segítséget nyújtanak a felmérés előtti és utáni térképek, illetve a felmérés kevésbé részletes 1:75 000 méretarányú térképei (http1).

Az 1920-as évektől 1989-ig csaknem minden évtizedből rendelkezünk katonai térképekkel. Az 1950-es évek elejétől a katonai térképek készítéséhez és később a polgári térképészetben is használtak légifényképeket. Az így készített térképszelvényeken a gyepeken található cserjéseket, bozótosokat, elszórt fákat piktogramok jelölik, és ezek utalhatnak az akkori fás szukcesszióra is.

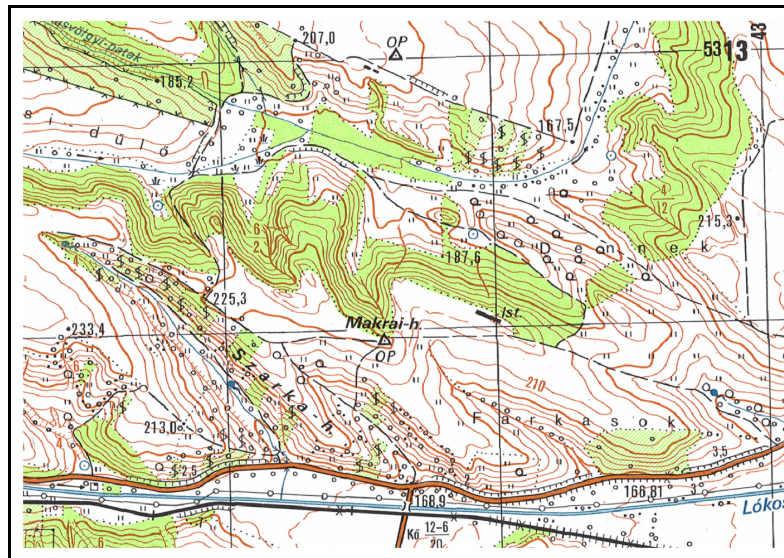
1922-től kezdődött meg a III. katonai felmérés térképeinek eredeti méretarány rendszerben történő reambulálása. A mai Magyarország területére a második világháború alatt is készítettek új kivitelű térképeket, jellemzően az 1 : 75 000 méretarányú szelvényeket nagyították fel, és nyomták felül a zöld színű erdőterületekkel (JANKÓ 2007).

A második világháború után áttértek a Gauss-Krüger vetületi rendszerre. 1950-1952 között ebben a rendszerben, de a régi 1 : 25 000 méretarányú térképek felújításával végeztek országos térképezést (11. ábra). Ehhez a munkához felhasználták a légifényképezés módszerét. A Hadtörténeti Térképtárban hozzáférhető az 50-es évek elejétől készített légifelvételek papírképeinek nagy része.



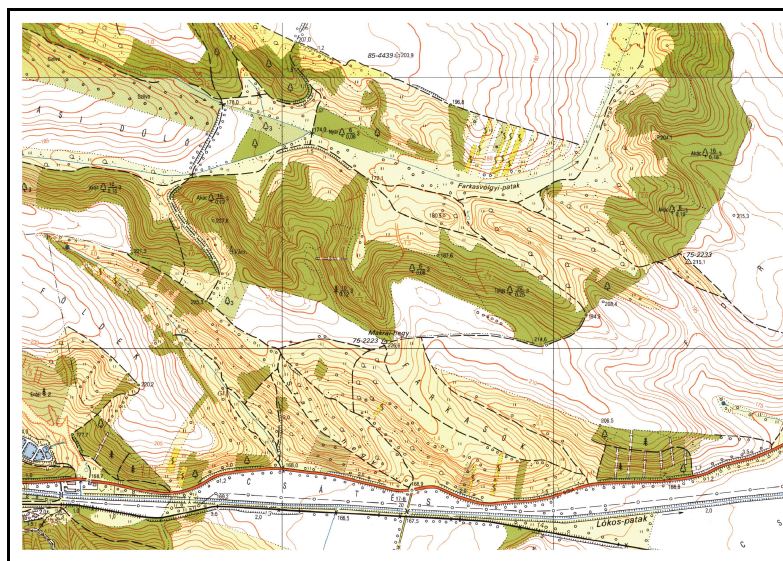
11. ábra: A mintaterület részlete az 1952-ben készített katonai topográfiai térképen
(Forrás: Hadtörténeti Térképtár)

A III. katonai felmérés óta az első új, országos és teljes térképezésre 1953-59 között került sor. Ettől kezdődően a 80-as évekig szinte minden évtizedből beszerezhetők az 1 : 25 000 méretarányú katonai térképek (JANKÓ 2007) (12. ábra).



12. ábra: A mintaterület részlete az 1988-ban készített katonai topográfiai térképen
(Forrás: Hadtörténeti Térképtár)

A polgári kutatási és tervezési célokat szolgáló részletes **topográfiai térképek** története 1950-ben kezdődött. 1950-1980 között folyt az ország 1: 10 000 méretarányú térképezése. A munka hosszú ideig elhúzódott, a térképsorozat elkészültéig a régebbi szelvények jórészt elavultak. 1976-tól a 80-as évek közepéig készítették el EOV koordináta rendszerben az újabb 1: 10 000 topográfiai térképsorozatot, melyet a 90-es évek elején felújítottak (JANKÓ 2007) (13. ábra, 7. térkép). A felújítás során sok esetben nem pontosan követték nyomon a földhasználati változásokat, így ezeken a térképeken sok tekintetben még az 1970-es 1980-as évek szocialista mezőgazdaságára jellemző viszonyok tükröződnek. A pontatlanságok ellenére máig ez a térkép jelenti a legtöbb magyarországi részletes felszínborítás-, élőhely- és vegetációtérképezések alapját.



13. ábra: A mintaterület részlete az 1992-93-ban készített polgári topográfiai térképen (Forrás: Földmérési és Térképezési Intézet)

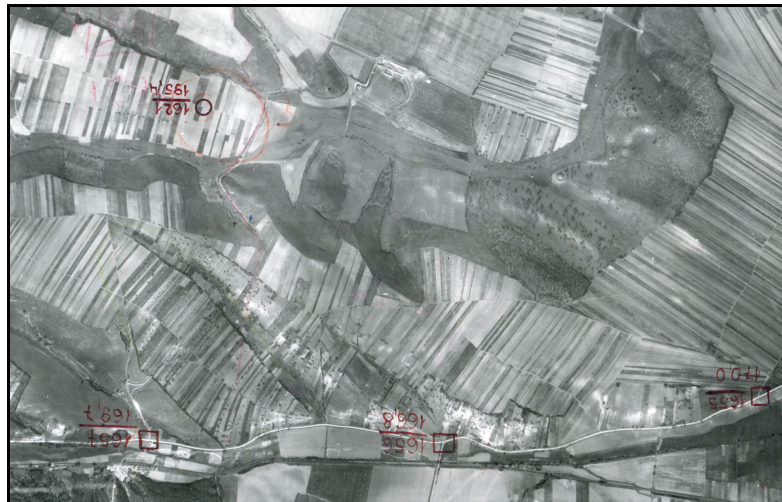
Az 1989-1993-ban felújított 1:10 000 méretarányú térképen határozottan és megbízhatóan különülnek el az alábbiakban felsorolt kategóriák: 1) település; 2) gyümölcsös; 3) szőlő; 4) szántó; 5) gyep; 6) cserjés, fás gyep; 7) mocsaras terület; 8) erdő; 9) állóvíz. A térkép színezésének hátránya, hogy a száraz és nedves gyepek nem különülnek el rajta. A gyepek szukcessziós viszonyaira következtethetünk a cserjéseket, bozótosokat, elszórt fákat jelölő piktogramokból. Fontos megjegyezni, hogy ezeknek a térképszelvényeknek a megújítása és nem készítése történt 1992-1993-ban, ami a tapasztalatok szerint nem jelenti a változások pontos nyomon követését, így ezen a térképen sok tekintetben még a szocialista mezőgazdaságra jellemző viszonyok tükröződnek.

Az előbbieken ismertetett térképeknek nemcsak felszínborítási információi, hanem helynevei is hasznosíthatók. A dűlőnevek megnevezése számos esetben utal az egykori felszínborításra, tájhasználatra, vagy arra a fafajra, mely a területet egykor jellemezte (pl. „Cseres-bérc”, „Juhász-hegy”, „Öreg-hegy”) (5. melléklet).

A térképi információkat kiegészítik az országos és a Nógrád megyei statisztikai kiadványok községsoros adatai, amelyek földhasználati információval szolgálnak az 1895 és 2006 közötti időszakról (http2). A térképek és a statisztikai kiadványok területi adatainak összehasonlításából kitűnik, hogy a két adatforrás készítése valószínűleg eltérő módszerrel, eltérő szempontok szerint zajlott. A közelmúltbeli és jelenlegi földhasználati statisztikai kiadványok a következő művelési ágakat különítik el: szántó, rét, legelő, szőlő, kert, gyümölcsös, nádas, erdő, fásított terület, halastó, művelés alól kivett terület. A legelő és rét

művelési ágból alakították ki később a gyep kategóriát. Ezen egyszerű művelési ág kategóriarendszer kialakításánál a szakigazgatási és földhasználati szempontok domináltak. Ennek megfelelően szántóként tartják nyilván az „ideiglenesen” parlagon fekvő parcellákat is, valamint gyepnek (legelőnek) minősülnek azok a füves területek, melyeken nem folyik legeltetés, de más mezőgazdasági tevékenység sem. Ezt a területhasználat-rendszert követi, kiegészülve a védett területek feltüntetésével, a „Magyarország kistájainak katasztere” is (MAROSI – SOMOGYI 1990). Mindezek ellenére a földhasználati statisztikai adatok alkalmasak a művelési ágak változásainak 20. századi nyomon követésére. A földhasználati és demográfiai statisztikai adatokat azoknál a községeknél elemeztük, melyek teljes közigazgatási területekkel a mintaterület határain belül helyezkednek el (Szente, Szátok, Debercsény, Kisecset, Kétdodony, Romhány).

Egyes tájegységek térképezéséhez a két világháború közötti időszaktól, országosan 1950-től alkalmazták a légifényképezés módszerét. A légifotók az egyes felszínborítási egységek struktúrájának jobb megfigyelését és összevetését teszik lehetővé. Számos, a táj változásának kutatását ismertető tanulmány használja a légifotók összehasonlításának módszerét (SZABÓ 2000, SZILASSI – KISS 2001).



14. ábra: Archív katonai légifénykép, 1956 (Forrás: Hadtörténeti Térképtár)

Értékes adatforrást és összehasonlítási lehetőséget kínál a 20. sz. második felében lezajló változások nyomon követéséhez az 1950-es évektől a Hadtörténeti Térképtár jóvoltából rendelkezésre álló katonai légifényképek összevetése (14-15. ábra). A légifotók által az egyes mozaikosabb felszínborítási kategóriák területein belüli változások (pl.

beerdősülés), valamint a mezőgazdasági művelésű területek parcellaszerkezetének, táblaméretének változása is nyomon követhető.

Fontos információkat szolgáltatnak a mintaterületről szóló néprajzi (GEBLER - PAULOVITS 2003), helytörténeti (BAGYINSZKI és BAGYINSZKI 2005, SZABÓ 1988) és történeti földrajzi munkák (GYÖRFFY 1998).

Terepi bejárások során a vegetáció sajátosságai, antropogén eredetű geomorfológiai alakzatok (pl. régi szőlők menti kőhányások) a gyakorlott szem számára a terület múltbéli használatának sajátosságára is engednek következtetni (6. melléklet).

A tájhasználat és a felszínborítás nyomon követésére jó módszer lehet a terepi dokumentumfotók rendszeres időközönként való készítése, vagy a fellelt régi felvételek készítési helyének azonosítása, majd összehasonlításuk a jelenlegi állapottal.

Egyes indikátor növényfajok jelenlétéből következtetni lehet a terület megelőző tájhasználatára, termőhelyi változásaira (KIRÁLY 1999).

Az elmúlt néhány évtizedre nyújthatnak értékes információt a vizsgálati területen lakók és dolgozók szóbeli közlései. Erdészek, mezőgazdászok, gazdák és helyi lakosok beszámolóí lehetnek igen pontosak és értékesek, de ajánlatos megfelelő kritikával kezelni az esetlegesen szubjektív hibákkal terhelt, gyakran „szájról - szájra” átadott adatokat.

3. 1. 2. A különböző kartográfiai adatforrások felszínborítási típusainak összehasonlíthatósági lehetőségei

A tájhasználat-változás elemzése során gyakran eltérő időből származó, eltérő minőségű és típusú térképekkel, légifényképekkel, műholdfelvételekkel dolgozunk. Ezek összehasonlításánál, elemzésénél figyelembe kell venni az adatforrás készítési módszerét, és ennek megfelelően kell szűrni az értékelhető információkat.

A katonai felmérések közül az első mai szemmel meglehetősen pontatlan, megkísérelhető ugyan szelvényeinek georeferálása, de egybevágóságot a mai térképekkel nem fogunk tapasztalni. A II. katonai felméréstől a térképek pontossága egyre nő. Felszínborítási kategória rendszerük a művelési ágak elválasztásán alapszik. A területegységek ökológiai állapotára, dinamikájára egyes esetekben piktogrammok alapján (pl. fás legelő, cserjés), a kor gazdálkodásának sajátosságaiból és egyéb adatforrásokból következtethetünk. A 20. sz. második felének polgári topográfiai térképei a katonai térképekhez hasonlóak, de részletesebb (1:10 000) kivitelben is elkészültek. Az 1950-es évektől országosan alkalmazták a

légifényképeket a térképek elkészítéséhez (14-15. ábra). A topográfiai térképek értelmezésekor figyelembe kell venni a légifotók interpretálásának hibalehetőségét is, valamint azt, hogy felújításuk esetén a munka nem minden esetben volt precíz és megbízható. A légifényképek megfelelő gyakorlattal, helyismerettel önállóan is értelmezhetők és összehasonlíthatók, különösen, ha alacsony repülési magasságban készültek. Részletes felvételeken a táj struktúrája (pl. birtokszerkezet, ökológiai hálózat, mozaikos élőhelyek) alaposabban elemezhető, mint térképeken.



15. ábra: Archív katonai légifénykép, 1987 (Forrás: Hadtörténeti Térképtár)

A 80-as évek óta a műholdfelvételek felbontása nőtt, feldolgozási módszereik fejlettebbek lettek. Nagy előnyük, hogy készítésük nemcsak az emberi szem számára érzékelhető spektrumban, hanem több sávban történik, így a szemmel látható képen kívül lehetőség van a földfelszín egyéb paramétereinek gyűjtésére is (a talaj ásványi és humusztartalma, nedvességtartalom, vegetációs index). Hamis színes kompozitok készítésével határozottabban elkülöníthetők a számunkra fontos felszínborítási típusok is. A CORINE élőhelytérképek főként műholdfelvételek interpretálása alapján készültek. A CLC100 és a CLC2000 1 : 100 000 élőhelyszintű térképezéshez meglehetősen durva, csak táji szintű áttekintésre alkalmas. A CLC50 már részletesebb kategória-rendszert alkalmaz. A CLC50 kategóriái között több esetben megjelennek a „természetes”, „intenzív”, „degradált” jelzők, valamint megtörténik az ültetvényes és természetes erdők szétválasztása, így korlátozott mértékben, de következtethetünk az élőhelyek egy részének hemeróbia szintjére is.

A történeti térképek felszínborítási kategóriáihoz és a CLC50 kategóriákhoz rendelt természetességi és használati intenzitási számok segítségével mód nyílik az egyes felszínborítási egységek pontosabb összehasonlítására is (KONKOLYNÉ GYURÓ - NAGY 2005, KONKOLYNÉ GYURÓ 2006).

A természetes és féltértermészetes élőhelyekről – ha fellelhető – vegetációtérképekből, CÉT vagy ÁNÉR térképekből, illetve az országos MÉTA felmérés alapján szerezhethetünk a CORINE-nál részletesebb információkat, az erdővel borított területekről archív és aktuális erdészeti térképek és üzemtervek segítségével pontosíthatjuk adatainkat. A MÉTA felmérés térképei nem foltterképek, hanem egy hatszögháló elemi egységeiből épülnek fel, melyekben ismertek a felmért élőhelyek területének arányai, ezért összehasonlításuk egyéb térképekkel fokozott óvatosságot kíván.

A térképek összehasonlításának fontos szempontja a különböző térképek méretaránya. Durvább felbontású térképtől csak igen nagy fenntartásokkal várható el, hogy pontosítsa a finomabb felbontású térkép információtartalmát. Előnyös, ha a tájhasználat-változás vizsgálatához minél több időpontból rendelkezünk térképpel, légifotóval, műholdfelvétellel. Hasznos, ha egy időpontból akár többféle, eltérő típusú adatforrás áll rendelkezésre, melyek információi kiegészíthetik egymást.

3. 2. Felhagyott területek aktuális vegetációjának felmérési módszerei

Az általunk használt „felhagyott terület” fogalmába minden olyan egykor mezőgazdasági használat alatt álló terület, parcella beletartozik, melyen a vegetáció spontán fejlődése még nem érte el a természetes klimax stádiumot vagy a zárt erdő állapotot, függetlenül attól, hogy ez utóbbi özön fafajból álló erdőt, vagy a területre jellemző erdő-zárótársulást jelenti.

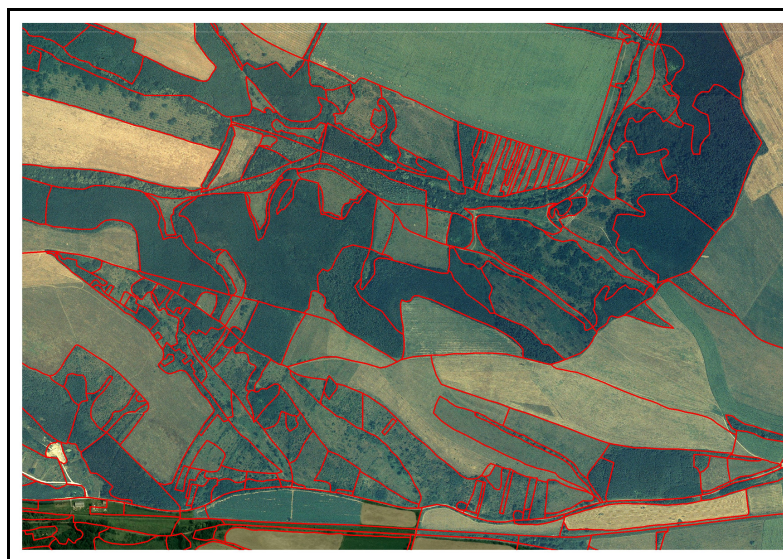
Céljainknak megfelelően a mintaterület minden, meghatározásaink szerint felhagyott területnek tekinthető, élőhelyéről gyűjtöttünk a szukcessziós folyamatokat jellemző adatokat. A vizsgálati terület nagy kiterjedése miatt azonban az egyes területeket eltérő részletességgel és módszerrel vizsgáltuk.

A térképezés módszere és részletességének megfelelően 3 eltérő vizsgálati léptéket különíthetünk el (5. térkép).

3. 2. 1. Táji vizsgálati lépték

Táji léptékben, a mintaterület egészéről rendelkezünk részleteiben kevésbé informatív, ellenben nagy területrészeket lefedő, közelmúltból származó topográfiai térképekkel, erdészeti térképekkel, légifényképekkel, műholdképekkel, műholdas adatok interpretálása során előállított felszínborítási térképekkel és élőhelytérképekkel.

A felsorolt, aktuális állapotot jellemző kartográfiai források valamint a múltból származó információk (pl. katonai felmérések, archív légifotók, gazdálkodók visszaemlékezései) birtokában megállapítható, vagy megbecsülhető a felhagyott területek felhagyást megelőző földhasználata, a felhagyás óta eltelt időtartam, a fászárú vegetáció szerkezeti, összetételi jellemzőinek egy része (cserje-, lombkoronaszint borítása, domináns fafaj) megállapítható.



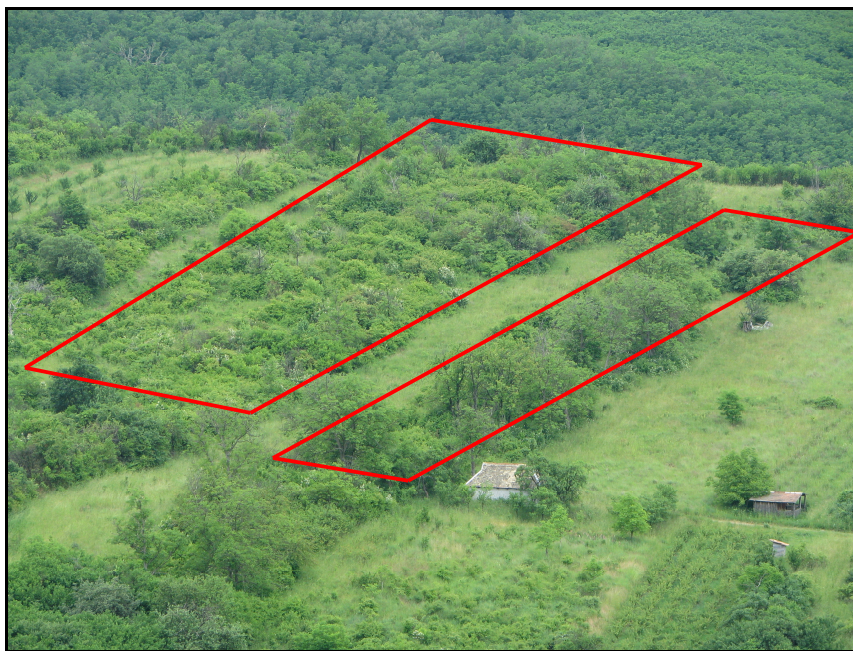
16. ábra: Ortofotó, 2005 (Forrás: Földmérési és Térképezési Intézet)

A felhagyott parcellák vegetációja, potenciális propagulumforrásai, szomszédossági viszonyai a rendelkezésre álló MÉTA élőhelytérképek, erdészeti üzemtervi adatok és a Corine Land Cover felszínborítási térképe alapján váltak jellemezhetővé. A táji térképezési lépték mélyebb növénytani, fajösszetételre vonatkozó információkat nem szolgáltat, viszont a fásszárú növényzet borításának változásával kapcsolatban sokkal több szituációt tanulmányozhattunk, mint amennyit valóságos terepi munkával fel tudtunk volna keresni. A bemutatott kutatási lépték esetében a felsorolt távérzékelési adatokat kiegészítik a kevésbé részletes terepi adatok, a nagyobb távolságból készített fényképek valamint a területet ismerő helyi lakosok személyes tapasztalatai.

3. 2. 2. Parcella vizsgálati lépték

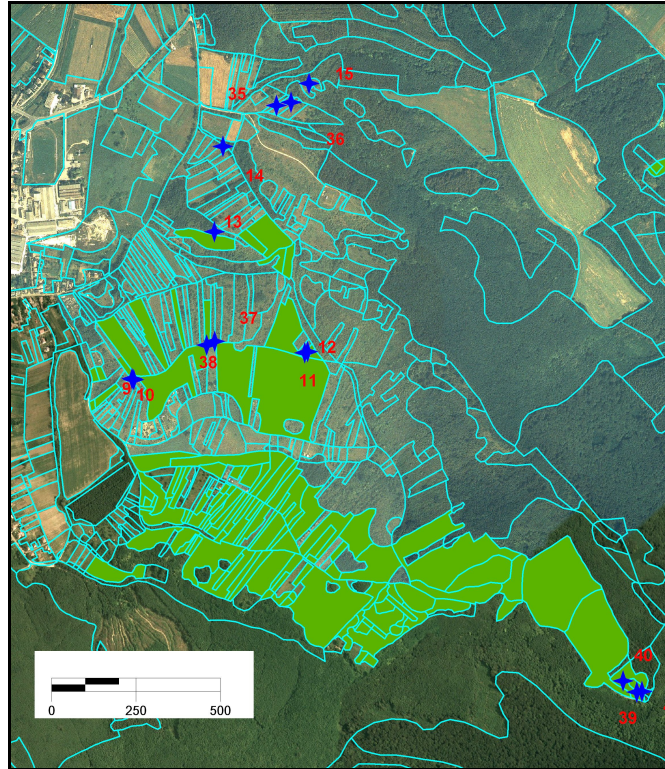
A részletes térképezés keretében, a kutatás középső léptékének részeként a felhagyott területek terepi felvételezésével gyűjtöttünk adatokat. A felhagyott területek határvonalainak előzetes megállapítása az 1990-es évek elején felújított 1 : 10 000 topográfiai térképek és a 2005-ben a FÖMI által készített ortofotók jellemző határvonalainak egymásra rajzolásával történt (16. ábra). A topográfiai térkép a vizsgált parcellák térképezéséhez kellően részletes, a rajta ábrázolt parcellahatárok, a területek felhagyása esetén, évtizedekkel később is felismerhetők a terepen. A terepi bejárást megelőzően, az ortofotók elkülöníthetővé tették a gyepeket a különböző borítású és szerkezetű cserjésedő, erdősödő területektől. Szerkezeti

jellemzőkön kívül az ortofotókon láthatóak az egymástól határozottabban különböző fajok állományai (pl. akác, fenyőfajok) és a természetvédelmi szempontból özönfajként viselkedő, a természetes szukcessziós folyamatokat helyenként gátló siskanád által borított területek is. A jellemző határvonalakat tartalmazó „vaktérképen” felismerhetővé váltak azok a felhagyott területek, melyeket célzottan felkeresve a spontán vegetációfejlődés jellemzői, meghatározó tényezői feljegyzésre kerültek (17-18. ábra).



17. ábra: vizsgált parcellák az egykori romhányi szőlők területén (Fénykép: Zagyvai Gergely)

A részletesen jellemzett, középső léptékbe tartozó területek túlnyomó részben a mintaterületen belül helyezkednek el, néhány vizsgálati egység esetében, azon kívül fekszenek. A mintaterületen kívüli felvételezésekre azért került sor, mert az előzetesen körülhatárolt területen belül nem állt rendelkezésre elég őshonos fafajú erdővel szomszédos cserjésedő, erdősödő mintaparcella.



18. ábra: Vizsgált parcellák (zöld) és kvadrátok (kék kereszt) a romhányi Kók-hegy környékén

A terepi vizsgálatokba bevont felhagyott parcellák felvételezése során az alábbi információk kerültek feljegyzésre:

- Felhagyást megelőző földhasználat (amennyiben van ráutaló jel)
- Felhagyás becsült ideje (amennyiben van ráutaló jel)
- Talaj erodáltsága
- Vízgazdálkodás, többletvízhatás
- Bolygatás (pl. égetés, legeltetés, személtlerakás, talajsebek, vad tevékenysége)
- Lombkoronaszint mintázata
- Lombkoronaszint borítása (%)
- Lombkoronaszint fajai, tömegességük (1-ritka, 2-szórványos, 3-gyakori, 4-tömeges)
- Cserjeszint mintázata
- Cserjeszint borítása (%)
- Cserjeszint fajai, tömegességük (1-ritka, 2-szórványos, 3-gyakori, 4-tömeges)
- Gyepszint borítása (%)

- Tömeges, jellemző fajok és özönnövények, tömegességük (1-ritka, 2-szórványos, 3-gyakori, 4-tömeges)
- Élőhely általános jellemzése, megjegyzések, egyéb információk
- Propagulumforrások, szomszédosság, környezet jellemzése

A terepen felvett információkat, az előzőekben ismertetett, az egész mintaterületre beszerzett távérzékelési adatok, élőhelytérképek, erdészeti üzemtervi adatok (faállomány típusok) egészítik ki.

3. 2. 3. Kvadrát vizsgálati lépték

A kvadrátszintű vizsgálatok keretein belül 50 db különböző méretű kvadrát került kijelölésre a száraz gyepek különböző szukcessziós stádiumaiban (19. ábra) (2. táblázat). A kvadrátok festéssel, fémkarók leszúrásával és GPS méréssel kerültek állandósításra, így a későbbiekben lehetővé válik változásaiknak hosszabb távú vizsgálata és a tervezett magbank mintavétel. A kvadrátok felvételezése BRAUN-BLANQUET-módszerrel (1928) történt, az abundancia – dominancia viszonyok jellemzésére 7-fokozatú skálát használtunk. A skála pontos %-os értékeket nem ad, de ez a gyors módszer lehetővé teszi a felvételek megegyező módszerrel történő, hatékony jövőbeli ismétlését, kiegészítését.

A használt A-D értékek a következők:

- | | |
|--------------------------|-----------------------|
| • R : 1db példány | • 3 : 25-50 % |
| • + : 0-1 % | • 4 : 50-75 % |
| • 1 : 1-5 % | • 5 : 75-100 % |
| • 2 : 5-25 % | |



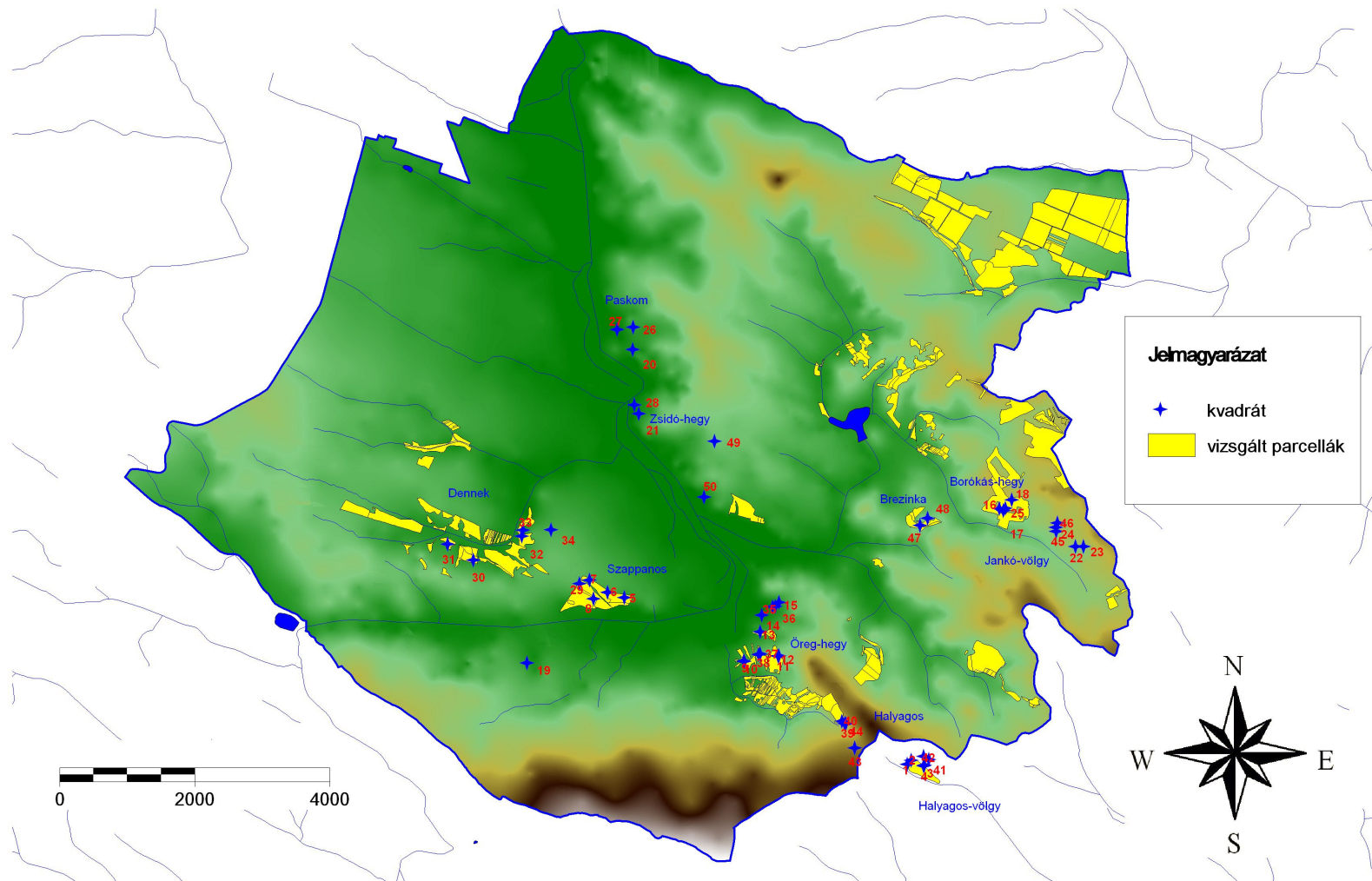
19. ábra: Borókás-cserjésben elhelyezkedő gyepkvadrát (Fénykép: Zagyvai Gergely)

2. táblázat: A cönológiai felvételek kvadrátjainak kategóriái és főbb jellemzői (TVAL érték = Borhidi-féle természetességi értékek alapján számított, kvadrátot jellemző összeg)

Kvadrát kategória	Jellemző	Méret (m)	db
„Jó állapotú” gyep	magas TVAL érték	4 x 4	5
„Degradáltabb” gyep	alacsony TVAL érték	4 x 4	6
Özönfajokkal fertőzött 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 50 % alatt	10 x 10	5
Cserjés	cserjeszint 50 % felett	10 x 10	5
Cserjés - erdő átmenet	lombkoronaszint 50 % alatt	20 x 20	7
Erdő	lombkoronaszint 50 % felett	20 x 20	5

5. térkép

A vizsgált parcellák és kvadrátok elhelyezkedése a teljes mintaterületen belül



3. 3. Adatfeldolgozási módszerek

A mintaterület tájtörténeti feldolgozása során a történeti térképeket Digiterra Map térinformatikai program segítségével digitalizáltuk, és jelenítettük meg (4-7. térkép). Ezt a programot használtuk az aktuális állapotokra vonatkozó térképek szerkeztéséhez, és a különböző fedvényekbe rendezett térképi adatok összehasonlítására is (10. térkép).

A szintén Digiterra Map v3 programmal digitalizált szintvonalakból, ArcView GIS 3.2 és Surfer 7.0 programokkal alkottunk digitális domborzatmodellt, mely alapján az abiotikus tényezők jelentős része pontosan megállapításra került (11., 15.,16. melléklet).

A parcella és kvadrát léptékű adatokat és a szukcessziót meghatározó tényezők térinformatikai fedvényekről leolvadható adatait, kategóriákba rendezve, egyes esetekben kódolva rendeztük táblázatokba (7. melléklet). A kvadrátfelvételek feldolgozása során a felvételek gyepszintjének fajaihoz hozzárendeltük a Flóraadatbázis 1.2 taxon listájának attribútum állományait, melyek adatai így a szukcessziót meghatározó tényezők változóival összefüggésben is elemezhetőkké váltak.

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

4. Eredmények és értékelésük

4. 1. A mintaterület tájtörténete

A vizsgált felhagyott területek szukcessziós stádiumának elemzése során elengedhetetlen annak megállapítása, hogyan hasznosították a felhagyást megelőzően a parlagot, illetve mikor történt a művelés beszüntetése. A felhagyás óta eltelt idő minél pontosabb megállapítása a kutatásunk során alkalmazott „space for time” helyettesítés alapvető feltétele.

A tájtörténeti kutatás során a táj élőhelymintázatának, felszínborításának időbeli változását vizsgáltuk a 18. sz. végétől az 1990-es évekig. A területhasználattal összefüggésben kitérünk a vízrajz és a népességszám változásaira is.

A történelem során a táj lakossága, társadalma a táj potenciális lehetőségeinek az adott kor politikai, társadalmi, gazdasági, tényezőinek megfelelően különböző módon hasznosította a tájat. A felszínborítás, az élőhely mintázat fő meghatározói a természeti tényezőkön túl a tájhasználat, mely utóbbi nem csak térben, hanem időben is változik. A tájhasználatot egy területen belül különböző területhasználati kategóriákkal jellemezhetjük. A természetközeli élőhelyek esetében csak részben beszélhetünk területhasználatról. A földhasználat a területhasználat egy részeként határozható meg, mely a mezőgazdasági és erdőgazdasági célú hasznosítást jelöli (KONKOLY-GYURÓ 2006).

4. 1. 1. A területhasználati változások fő irányai

A mintaterületen a vizsgált időszak folyamán a különböző felszínborítási kategóriák átalakulási irányai és a folyamatok mértéke nagy változatosságot mutat. Csoportosítva és súlyozva a folyamatokat öt jellemző változási típus képe körvonalazható (6-9. térkép, 12-14. melléklet)

- Erdő-gyep, gyep-erdő konverzió néven foglalhatók össze azok az átalakulások, melyek a 18. sz. végétől az erdők legelőkké való átalakulását, a 20. sz. közepétől a legelők mesterséges erdősítését és spontán erdősülését jelentik.

- Az egykor kiterjedt szőlők helyén kialakult másodlagos természetközeli élőhelyek ma is meghatározó elemei a terület vegetációs képének.
- A mintaterület domináns művelési ága az erdők mellett a szántóterület, melyekkel kapcsolatos átalakulások külön vizsgálandók.
- A Lókos-patakot és mellékvizeit szegélyező nagy kiterjedésű kaszálók, hosszú ideig a legstabilabb tájhasználatot jelentették a vizsgálatba bevont falvak területén. A 20. sz. 60-as éveitől meginduló patakszabályozások jelentősen visszaszorították ezt a hagyományos, extenzív gazdálkodási módot.
- A településterületek folyamatos, de községenként és koronként eltérő mértékű növekedése képezi az ötödik jól elhatárolható folyamatot.

4. 1. 1. 1. Erdő-gyep, gyep-erdő konverziók

Az erdők fafajösszetételéről először az érsekvadkerti erdők 1728-as jellemzéséből juthatunk érdekes információkhoz. A feljegyzések szerint a tölgyesek jelentős részét a Rákóczi-szabadságharc alatt katonai erődítések, sáncok építése céljából kivágták. Ennek hatásaként értékelték, hogy a tölgy visszaszorulásával és a helyébe lépő hárs előretörésével az erdők alkalmatlanná váltak a korábban szokásos sertésmakkoltatásra (SZOMSZÉD 1996 a).

A 18. sz. végén a mintaterület 30 %-át borították erdők. A nagyobb kiterjedésű erdőtömbök a Romhányi-rögöt, a Szátok, Érsekvadkert és Sente közötti dombsort, a Kisecsettől keleti és déli irányban fekvő magasabb dombokat, valamint a Bánk, Romhány és Tereske közötti Dennek területét borítják. Az erdők területaránya az 18. század végi állapotokhoz képest a 19. század közepére 14 %-al csökkent, helyükön főként cserjés, fás legelők és száraz gyeppek jöttek létre. A száraz gyeppek egy része feltehetően már az I. katonai felmérésen is szerepelt, igaz a szántóföldektől és a parlagoktól nem elkülöníthetően. A száraz gyeppek másik része és a fás, cserjés legelők többsége az egykori erdők átalakulása során keletkezett (Dennek). Erdő - fás legelő átalakulás részben a megmaradt erdőtömbökkel határos területekre jellemző (Romhányi-rög), de megfigyelhető, hogy az alacsonyabb dombhátak kisebb területű zárt erdői szinte teljesen átadták helyüket a fás legelőknek Szátok, Érsekvadkert, Kisecset és Sente községek területén.

A II. és III. katonai felmérés ideje között az erdők területe kis mértékben tovább csökkent, a különféle gyeptípusok területe körülbelül hasonló mértékben növekedett. A csökkenés elsősorban a Romhányi-rög mintaterületünkre eső nyugati felének erdőterületeit

érintette. A 19. sz. 2. felében, ezeken a hegyoldalakon nagy területen található cserjés, fás legelőket, kiritkult állományokat, melyeken legeltetés és sertések makkoltatása történt. Ellenkező irányú folyamatok figyelhetők meg az Érsekvadkert melletti mai Göröcpusztá környékén, ahol a korábbi cserjés legelők helyén erdők jelentek meg a 19. sz. második felében.

1935-ben, Érsekvadkert meredek domboldalokon elhelyezkedő legelőinek nagyobbik része fás vegetációval is borított. A legelőkön a nagyfokú erózió komoly problémákat okozott (SZOMSZÉD 1996 b).

A mintaterület légifotóinak tanúsága szerint, mind a szárazabb, mind a nedvesebb gyepes jelentős részben fás legelők és kaszálók voltak. Ezek az értékes élőhelyek használatuk megszűnése, vagy csökkenő mértéke révén a cserjésedéssel, erdősüléssel veszítették el hagyományos arculatukat az 1980-as években. Ezzel ellentétben, az erdőket ritkító, apasztó folyamat a fahasználat mellett a romhányi mészkőrög tetőin folyó mészégetés. Csökkent az erdők és nőtt a gyepes területe Kisecset és Debercsény környezetében. A gyepes és szántók pontos arányának megállapítását bizonytalanná teszi a III. Katonai Felmérés vonatkozó másolatainak rossz minősége.

Az erdészeti szakember nélkül gazdálkodó kis- és középbirtokosok rövid vágásfordulóval, tarvágásos üzemmódban kezelték erdeiket. Az erdőket a tarvágások előtt és után is éveken keresztül legeltették, jellemző volt a cserzőkéreg termelés is. A helytelen erdőhasználat hatására a lejtőhordalék talajokon a gyertyán kiszorította a bükköt és a kocsánytalan tölgyet, szárazabb termőhelyeken a cser a kocsánytalan tölgyet (DOBAY et al. 2005).

Érsekvadkert erdeiben, az 1728-as összeírás szerint 500 szarvasmarhát legeltettek. Az erdei, főként kecskékkal történő legeltetést a vadkerti határban csak 1925-ben tiltották be (SZOMSZÉD 1996 a-b).

Az erdők által borított terület a 20. század során szinte folyamatosan növekedett. A kiemelt községek statisztikai adatai szerint, 1935-ben észlelhető csupán néhány hektáros visszaesés az 1913-as adathoz képest, később az erdősítés lendülete töretlen. Az erdők 1895-ös kiterjedése 2006-ra több mint kétszeresére nőtt, a szántók, szőlők, de elsősorban az utóbbi századokban hagyományosan legelőként hasznosított földek rovására. A legelőterületek csökkenése elsősorban a Terényi-dombságra dombhátaira koncentrálódik, de jelentős a tendencia a Nógrádi-medencéhez tartozó Dennek területén is.

Az érsekvadkerti, egyházi birtokon fekvő erdők összetételére vonatkozóan 1928-ból rendelkezünk adatokkal, melyek szerint a cser után az akác a legnagyobb területet borító fafaj.

A 20. sz. erdőtelepítéseinek meghatározó fafaja a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), melyet válogatás nélkül telepítettek a legkülönbözőbb termőhelyekre, de számos ültetvényszerű fenyvest is létesítettek a mintaterületen (DOBAY et al. 2005).

Az 1998-as CORINE felszínborítás térkép tanúsága szerint a mintaterület erdeinek több, mint felét már az ültetvényszerű lomb- és tűlevelű erdők teszik ki a természetközeli erdőkkel szemben. Az akác aránya az ország megyéi közül Nógrádban a legmagasabb.

4. 1. 1. 2. A szőlészet, borászat virágzása és hanyatlása

Érsekvadkert határának déli kitettséű domboldalain már a középkorban folyt szőlőtermesztés, de a török pusztítás utáni újbóli telepítés 1703-1704-ben vett nagyobb lendületet. 1715-ben 100, 1720-ban 118,5, 1727-ben 222, 1770-ben 463 kapásnyi szőlővel bírnak a vadkertiek. A szőlőtermesztés főként a zselléparaszti rétegnek biztosított munkát és jövedelmet (SZOMSZÉD 1996 a-b).

Kétdodonynál is találkozhatunk a szőlőművelés említésével Radványi Ferenc kutatásaiban, 1710-1716-ból. „Lakossága igen sok erdőt irtott ki a dombokon, hogy ezeket termővé tegye. Úgy látszik szőlőhegyük is van, helye, fekvése igen kedvező, pedig valamikor a helyen vadon volt” (RADVÁNYI 1710-1716). A jozefiánus felmérés szerint, a vizsgálati területen, a szőlőhegyek nyolc tömbben, Romhány, Kétdodony, Bánk, Érsekvadkert és Kisecset határában helyezkednek el. A térkép nem jelöli, de a források szerint Szátok határában is telepítettek szőlőt 1712-ben (VÉGH 2006). Az adatok alapján Kétdodony és Kisecset életében kiemelkedő szerepe lehetett a szőlészetnek és a borászatnak. Kisecset nagyobb jelentőségét a nagy szőlőterületeken kívül a népességi adatok is alátámasztják, melyek szerint a falu lakossága 1784-87-ben 420 fő (Romhányé ekkor 844 fő), 2000-ben 216 fő (Romhányé ekkor 2359 fő). A legnagyobb összefüggő szőlőterületek Kétdodonnyhoz és Érsekvadkerthez tartoznak, területük egyenként is meghaladja a 100 ha-t. A szőlőterületek növekedéséhez hozzájárulhatott Prónay Pál romhányi földbirtokos szőlőművelés iránti érdeklődése és szakértelme, melyet jól bizonyít, hogy ő adta ki az első magyar nyelvű szőlészeti és borászati szakmunkát „A szőlőknek plántálásáról, helyes műveléséről és a boroknak rendes megtartásáról való oktatás” címmel (PRÓNAY 1780).

A mintaterületen a 19. sz. közepén a szőlőtermesztés a virágkorát élte. Az I. katonai felmérésen feltüntetett szőlőhegyek bővültek és számos új területet vontak be a szőlőtermesztésbe. Növekedett a romhányi Kók-hegy mellett (20. ábra), a Gyakor-harasztnban

és az Öreg-oldalban a szőlők területe, folytatódott a művelés a kétbodonyi Öreg-hegyen, valamint Kisecset és Debercsény között is. Új szőlők jelentek meg a Romhány községhatárához tartozó Makray-hegyen Bánk irányában, Szátok felé a Petresekben és Szentétől északra. A szőlőtelepítések fokozásához az 1796. és 1809. közötti napóleoni háborúk nyomán a bor iránti emelkedő kereslet is hozzájárult (BAGYINSZKI és BAGYINSZKI 2005). A jobbágyfelszabadítás előtt a szőlők többsége a jobbágyok kezén volt. Romhányban a gazdagabbaknak 1-2 hold, a szegényebbeknek ennek töredéke jutott. Kétdodonyban és Romhányban 1850-ben 560 fő folytatott szőlőtermesztést, így megállapítható, hogy majdnem minden család rendelkezett kisebb-nagyobb szőlőterülettel. Jellemző a szőlészet jelentőségére, hogy Nógrádban csak 3 község előzte meg Romhányt: Kálló, Bercel és Felsőpenc. Jellemző fajta ebben az időben a Góhér (SZABÓ 1988). A szőlők és gyümölcsösök aránya a hat község határában az 1842-es és 1855-ös felmérések idején összességében kb. 8 %, ami az előző felmérés térképén mért érték kétszerese, a gyarapodás tehát igen erőteljes (3. táblázat).

3. táblázat: A mintaterület felszínborításának változása a részletesen elemzett térképek szerint, a teljes terület százalékában

Felszínborítási kategória	I. kat. felm.	II. kat. felm.	III. kat. felm.	1989-1993
Település	0,77	1,08	2,37	3
Kert, szérű	1,03	0,77	0	x
Szőlő	4	8	7	0,34
Gyümölcsös	x	0,32		4
Szántó (+ legelő - I. kat. felm.)	56	47	51	44
Cserjés, fás legelő, száraz gyep	x	7	0,79	8
Legelő, száraz gyep	x	12	14	8
Rét, nedves gyep	9	9	10	
Fás rét, nedves gyep	x	0,1	x	x
Mocsaras terület	x	0,08	0,04	0,8
Állóvíz	0,13	x	x	0,17
Erdő	30	16	14	32

A II. katonai felmérés szelvényein „gyümölcsösként” kategorizáltuk a feltételezhetően főként gyümölcsfákkal beültetett, a dombok lábainál, a prэшázak között elterülő, gyepes területeket. Területük minimális a szőlőkéhez képest, de a térképen, egyes szőlőhegyeken határozottan elkülönülnek azoktól. Ezeken a területeken a szőlőhegyi térszerkezet hasonlóságot mutat ÉGETŐ (2001) megállapításaival, miszerint, a szőlők három részre tagolódtak: szőlőalj (hűvösebb, nedvesebb klíma, gyümölcsfák, vetemények), szőlőderék (szőlő), szőlőföl (melegigényes gyümölcsfák). Valószínűleg mintaterületünk többi

szőlőhegyén is megtalálhatóak voltak a gyümölcsfák, de arányuk a domináns szőlőhöz képest jóval kisebb volt.

A III. katonai felmérés készítésének időszakában kezdődött Magyarországon a filoxéra pusztítása. Ez a pusztítás a felmérés térképein még kevésbé érzékelhető; a szőlő és gyümölcsösök területének csökkenése minimális. A csökkenés főként a kiscseti és szátoki szőlőkre korlátozódik, a művelési ág többi tömbje látszólag változatlan elhelyezkedésű. Tereske területén a II. katonai felméréshez képest új szőlő vagy gyümölcsös parcellák jelentek meg.

A térkép készítését követő években filoxéra pusztításának nyomán jelentősen visszaesett a szőlőterületek aránya. Érsekvadkert határában a járvány előtt 1865-ben 321 kat. hold, azt követően, 1895-ben csupán 1 ha szőlőt regisztráltak. Az újratelepítések során főként Othello és Concordia fajtákat ültettek, de a szőlőknek sem mennyisége, sem minősége nem érte el a korábbi időkre jellemzőket. A község területén 1915-ben és 1935-ben 16-16 ha volt a művelési ág területe (SZOMSZÉD 1996 b).

A szőlőtermelés gyors újramelegedéséhez azonban csak a nagybirtokosok rendelkeztek elég tőkével (SZABÓ 1988). Filoxéra utáni fajták: ezerjő, olaszrizling, mézesfehér. A csökkenő tendencia mélypontját a statisztikai adatokkal is jellemezhető szűkebb területről az 1913-as 95 ha-ról szóló területi adat jelenti.



20. ábra: Szőlőparlagok a romhányi Kutya-hegyen és a Kók-hegyen (Fénykép: Zagyvai Gergely)

1935-ös források szerint, Érsekvadkert szőlőhegyén a szőlők többsége direkttermő fajta, a szőlőparcellák egy része parlagon áll (SZOMSZÉD 1996 b).

1913-at követően a szőlők területének gyarapodása az 1960-as évekig tartott, majd folyamatosan csökkent, míg elérte a 2006-os 24 ha-os, minimális kiterjedést.

Uradalmi birtok volt a Romhánytól ÉK-i irányban fekvő Vérhegy, melyen a 20. sz. első felében gyümölcsöst létesítettek (GEBLER - PAULOVITS 2003). Ennek emlékét őrzi a hegy lépcsőzetes, teraszos oldala. A szőlőtermesztés hanyatlásával növekedett a különféle bogyós gyümölcsök (ribizli, málna) termesztése, amely részben a helyi TSZ-ek, részben háztáji gazdaságok keretein belül történt. Az 1960-as évektől folyamatosan nőtt a gyümölcsösök területe, melyeket a Magyarnándor melletti nagyüzemi gyümölcsös Debercsény határához tartozó része is gyarapított. A 2001-es mezőgazdasági összeírás szerint a „kert, gyümölcsös” kategóriát a hobbitelkek „zártkert” minősítése is növelte.

4. 1. 1. 3. A szántók átalakulási folyamatai

Az I. katonai felmérés mintaterületet érintő szelvényein a szántóföldek és a meredekebb domboldalak száraz legelői nem különíthetők el. A térképen sárgával jelzett kategóriába a nyomásos gazdálkodás miatt a műveletlenül hagyott földek is beletartoznak. A föld pihentetésének két módját ismerték. Ha a műveletlenül hagyott földet nem szántották fel, akkor parlagrendszerrel, ha a pihentetési idő alatt egyszer felszántották, nyomásrendszerrel beszélhetünk. Ez utóbbi esetben a bevetésre nem kerülő terület neve az ugar. Kétnyomásos rendszer esetében ugar és őszi búza, háromnyomásos gazdálkodás esetén ugar, őszi búza és tavaszi búza jelentette a földművelési rendszer egységeit. Az ugarok, és aratást követően a tarlók legelőül szolgáltak a jószágnak. A jobbágycsaládok földjei sok, olykor 15-20 tagban feküdtek, a földeket időnként újraosztották. A birtokszerkezet mellett a parcellákat elválasztó mezsgyék, gyepcsíkok nagy száma is hozzájárult a szántóföldi mezőgazdaság alacsony intenzitási fokához és a magasabb szintű tájdiverzitáshoz (HONVÁRI 2002).

Az 1782-ben és 1784-ben készített térképek alapján a vizsgálati terület több, mint felét borították szántók, legelők és parlagok. Sente és Debercsény községhatárának jelentős részét ez a kategória teszi ki.

A II. katonai felmérés térképén már határozottan elkülöníthető a szántó a száraz gyepektől és a legelőktől, ezért az első két felmérés területi összehasonlítása e kategóriáknál nehézségbe ütközik. Megállapítható, hogy a 19. sz. közepén szántóként művelt területek az I.

katonai felmérés „szántó, legelő” kategóriájú területein belül található. A legnagyobb szántók Romhánytól ÉNY-ra és Szátok, Sente, Romhány, Kétbodony közötti alacsonyabb dombháton, valamint Szátok és Érsekvadkert között feküdtek.

A II. és a III. katonai felmérés elkészítése között a szántóföldek aránya összességében nem változott érdemben, azonban községenként vizsgálva már észlelhetők átrendeződések, Debercsényben fás legelők alakultak át szántóvá, Kétbodonyban és Kisecset határában a szántók helyén legelőként azonosítható gyepes területeket találhatunk. Kisecset esetében ez a folyamat a párhuzamos jelentős népességsökkenéssel állhat összefüggésben ezért elképzelhető, hogy ezen területek egy része valójában nem legelő, hanem parlagterület volt. Romhányban a községtől D-re fekvő fás és fátlan legelőket váltották fel a szántóföldek, összhangban a falu népességének növekedésével.

1865 és 1935 között jelentősen nőtt a szántók aránya a mintaterület statisztikai, földhasználati adatai szerint (4. táblázat). A növekedés oka részben a gabonakonjunktúra, részben a parasztgazdaságok „földínsége”, az önellátásra történő berendezkedés szemlélete (SZOMSZÉD 1996 b).

4. táblázat: A mintaterület egyes községeinek területhasználati változásai 1895 és 2006 között (ha) (Forrás: Az irodalomjegyzékben szereplő statisztikai kiadványok, <http://www.takarnet.hu>)

Földhasználat	időpont	1895	1913	1935	1962	1966	1971	1984	2006
szántóföld		3421	3949	3952	3317	3238	3182	2449	2335
erdő		1124	1347	1337	1808	1882	1893	2106	2326
legelő		1056	564	571	451	447	467	1421	915
rét		612	392	438	415	363	453		130
szőlő, gyümölcsös		291	209	227	523	558	486	486	442
településterület, kivett terület		267	354	353	375	401	412	444	757

A művelési ágak 20. sz-i változásának elemzéséhez már nemcsak történeti térképekre, hanem egyes falvak esetében községsoros adatokra is támaszkodhatunk. A lakosság szám és a szántók arányának párhuzamos növekedése a 19. sz. végétől a 20. sz. első négy évtizedéig jellemző. A hat községből álló szűkebb vizsgálati területen, a szántó művelési ágú területek, maximális kiterjedésüket, 3952 ha-t, 1935 körül érték el. Ettől az időponttól, az erdők területének növekedésével, folyamatos csökkenés jellemzi a szántó művelési ágot.

A 20. század közepétől a szántóművelés technikája, intenzitása, a tulajdonosi szerkezet és a művelési egységek mérete is változott. Az 1956-ban készített légifénykép a földosztás utáni, de az erőltetett szövetkezetesítés közötti állapotokat tükrözi. Összehasonlítva az 1987-ben készített felvétellel megállapítható, hogy egyes nagyüzemi táblák helyén három

évtizeddel korábban akár 80-100 parcella is feküdt. A szántótablák tagosítása során töredékére csökkent az ökológiai szempontból pozitív szerepű mezsgyék, szegélyek hossza is.

4. 1. 1. 4. Nedves rétek, mocsaras területek, állóvizek

A mintaterület meghatározó folyóvize a Lókos-patak. II. Rákóczi Ferenc is megemlíti a vízfolyást emlékirataiban az 1710-ben zajlott romhányi csata kapcsán (SZABÓ 1988). A ő beszámolóiban és az I. katonai felmérés szerint is elmondható, hogy a patak a 18. sz.-ban meglehetősen zabolátlan, természetes állapotú „vadvíz” volt. Az érsekivadkert határról szóló 1728-as összeírás a patakot Lókos-tóként (Lokus lacus) emlegeti (SZOMSZÉD 1996 a)

A Lókos mentén még a 20. sz.-ban is voltak mocsaras területek és többé-kevésbé állandó vízfelületek. Ezt látszik igazolni a Lókos mellett Romhány és Bánk között elterülő „Tóhely” dűlőnév is (GEBLER - PAULOVITS 2003). A térképen több helyen szétválik a vízfolyás, majd összefut. Levéltári lajstromokban is fellelhető a patak kiöntései által okozott károk jegyzéke. Ebben a viszonylag természetes állapotban változás csupán 1960-ban következett be, amikor szabályozták és egyenes mederbe terelték. Hasonló, de csekélyebb mértékű szabályozásokra került sor a terület többi kisebb vízfolyása esetében is.

A 18. század végén a mocsárrétek és a nedves gyepek a Lókos és a belé ömlő patakok melletti változó szélességű sávban húzódtak. Elhelyezkedésük és területük (9-10 %) lényegében változatlan az első három katonai felmérés térképein. Ez a területhasználati forma bizonyult a legállandóbbnak, megőrizte térfoglalását a 20. sz. derekáig, amikor a Lókos patakot szabályozták és kaszálói kiszáradtak, helyüket pedig többnyire szántók vették át (5. táblázat). A szabályozás után a kaszálók és nedves rétek arányának csökkenése mérsékeltebben, de kimutatható a kisebb vízfolyások mellett is. Az egykori nedves kaszálók egyes népi használatú dűlőnevei, mint például Csátésok, Zsombikos, ma is utalnak a területek egykori jó vízellátottságára (GEBLER - PAULOVITS 2003).

A 19. sz. közepén mocsár, vizenyős terület kategóriájába a Lókos-völgy „Tóhely” nevű dűlőjét és egy kb. 10 ha-os, Szátoktól északra fekvő mocsaras foltot sorolhatunk a térkép szerint, melyet egyszerűen Tónak, később Hibniknek hívtak a feliratok alapján. Valószínű, hogy ezen az egy területen kívül is voltak kisebb-nagyobb időszakos mocsarak a patakok mentén és főként a Lókos völgyében, melyek egy része a 20. sz. végén készített topográfiai térképen is azonosítható.

A múltban a mintaterület természetes állóvizekben meglehetősen szegény volt. A 18. sz. végén a Bánki-tó területe a mainál jóval nagyobb volt, felduzzasztva hosszan benyúlt a Lókos völgyében működő malomig. Felső-Szátok déli szegletében létesült egy kis tó, mely a helyi malom vízellátását biztosította. Területe mindössze 0,63 ha. Az első három felmérés térképein számos vízimalom található főként a Lókos Bánktól Érsekvadkertig terjedő szakaszán, melyekhez feltételezhetően kisebb felületű állóvizek is kapcsolódtak. A malmok egy része csak csapadékosabb időszakban működött, ahogy azt a vadkerti Boda-malomról feljegyezték a 18. sz. 1. felében (SZOMSZÉD 1996 a). A mintaterület jelenleg egyetlen nagyobb kiterjedésű állóvize az 1970-ben, a helyi termelészövetkezet által a Szentei- és Kétbodonyi patakok felduzzasztásával létesített horgásztó. Területe 14 ha, mely tulajdonjogilag Kétbodony, Kisecset és Sente között oszlik meg.

4. 1. 1. 5. A beépített területek terjeszkedése, közlekedési hálózat fejlődése

A vizsgálati terület népességéről 1784-1787-től, tehát az I. katonai felmérés korából állnak rendelkezésre adatok. Ekkor a részletesen vizsgált hat falu teljes lakossága 3009 fő. Ebben az időben is Romhány a legnépesebb település, de a népesség falvak közötti eloszlása ekkor még kevésbé aránytalan. Az I. katonai felmérés térképszelvényein az összes mai település „magja” megtalálható. A felmérés tanúsága szerint Romhány területének nagy része a 18. sz. végén a Lókostól északra fekvő területre esik. Kisebb településrészek vannak a Lókos-patak hídjának másik oldalán, ettől délre a későbbi Domb falurész helyén és a Romhányból Bánkra vezető úttól délre a mai Kispusztá helyén. A mai Kétbodony elődei, Alsó- és Felső-Bodony jól elkülöníthetőek a korabeli térképen. Mindkét falurész körül elszórt lakóterületek fekszenek. Kétbodonyhoz hasonlóan Szátok község is két településrésze különül el, Felső- és Pusztá-Szátokra. Sente, Tereske és Debercsény a katonai felmérés térképe szerint egybefüggő településterülettel rendelkeznek. Kisecset esetében szembeötlő, hogy a falu területének a többi községhez viszonyított aránya jóval meghaladja a későbbi vagy a mai arányokat. A 18. sz. végén található Kisecsetől keletre egy kisebb településrész, mely mai értelemben vett „puszta” vagy a közeli nagy kiterjedésű szőlők miatt, vincellérházak csoportja lehetett.

A 19. sz. elején csökkenés következett be a lakosság lélekszámát illetőleg, majd folyamatos gyarapodás indult meg. A II. katonai felmérésen látható Romhány déli falurészének, a Dombnak a kiépülése. A Domb a 19. sz. közepére a jelentős

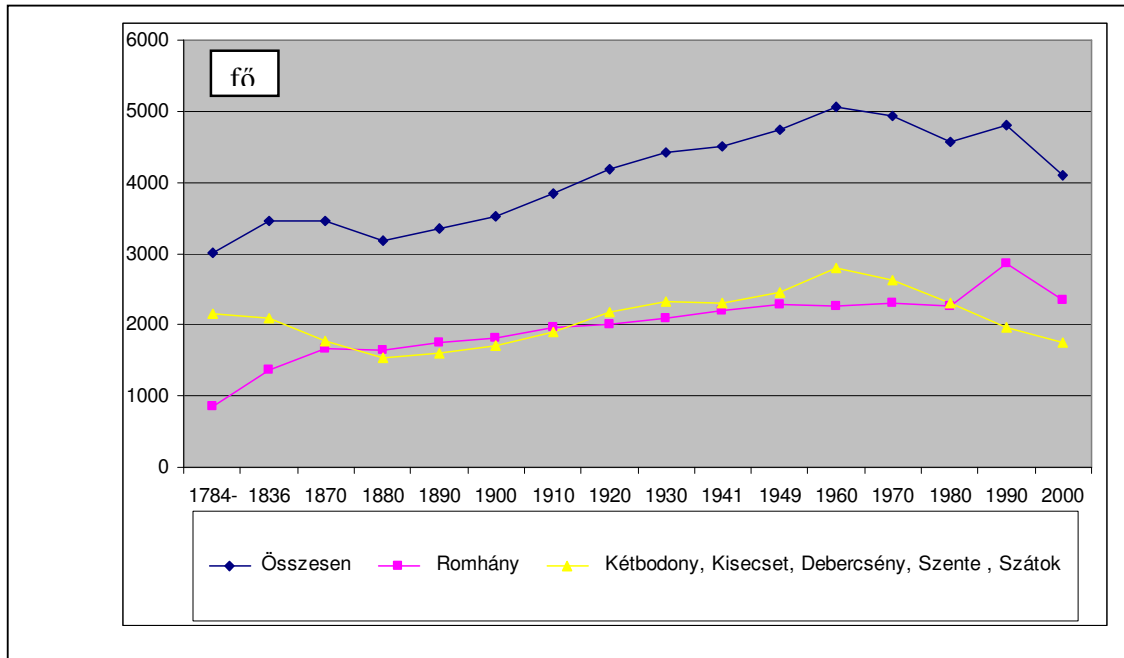
népességnövekedéssel összhangban, kb. 50-60 év alatt jelentős mértékben növelte a falu területét. A mintaterület többi településének területére a mérsékelt növekedés vagy a stagnálás jellemző.

A III. katonai felmérés idején megfigyelhető a falvak környékén a tanyák, puszták nagyobb száma és az előző térképhez képest nagyobb kiterjedése is. Romhány esetében ezek a Laszkáry puszta, Kastelka puszta és Újvilágos puszta. Ezek a majorok a falu földbirtokosainak tulajdonában voltak. Ettől az időszaktól kezdődően, a mintaterület gyarapodó lélekszámával összefüggésben folyamatosan nő a szántóterületek aránya egészen az 1935-ös maximális értékig.

A 19. század vége és az 1990-es évek közötti időszakban a legnagyobb területi gyarapodás Romhány esetében mutatkozik. A 20. sz. folyamán három ipari létesítmény is települt ide. A legjelentősebb a Zalakerámia Rt. romhányi gyáregysége, melynek őse 1924-ben létesült (SZABÓ 1988). 1974-re megépült a második gyáregység az R2, 1981-re a harmadik az R3. Ezzel a gyár a környék falvainak legnagyobb és legjelentősebb munkaadójává vált és jelentékeny hatást gyakorolt a falu társadalmi viszonyaira és gazdaságára. 1969-ben indította el tevékenységét a Váci Híradástechnikai Anyagok Gyárának romhányi gyáregysége. Ezt követte a Gránit Csiszolószerszám és Kőedénygyártó Vállalat Widenta gyárának beindulása. A 20. sz. második felében építették be a Romhányból Szátokra vezető út bal és jobb oldalán a falu után fekvő területet.

Ugrásszerűen nőtt a beépített terület a többi község esetében is. Szátok és Kétdobony különálló településrészei egybeépültek, a 20. század különböző periódusaiban új területeket vontak a lakóövezetbe.

Az 1990-es évek elején készített topográfiai térképen még nem jelenik meg, de az évtized második felében egyre erőteljesebb, és az 1998-as CORINE felszínborítási térképen megjelenik a Kétdobonyi-tó melletti hétvégi telkes övezet fejlődése. Sok, elsősorban budapesti pihenni vágyó vásárol hobbitelket, hétvégi házat a tó fölé magasodó Benedek-hegy oldalában és a szomszédos domboldalakon.



21. ábra: A mintaterület egyes községeinek demográfiai változása 1784 és 2000 között

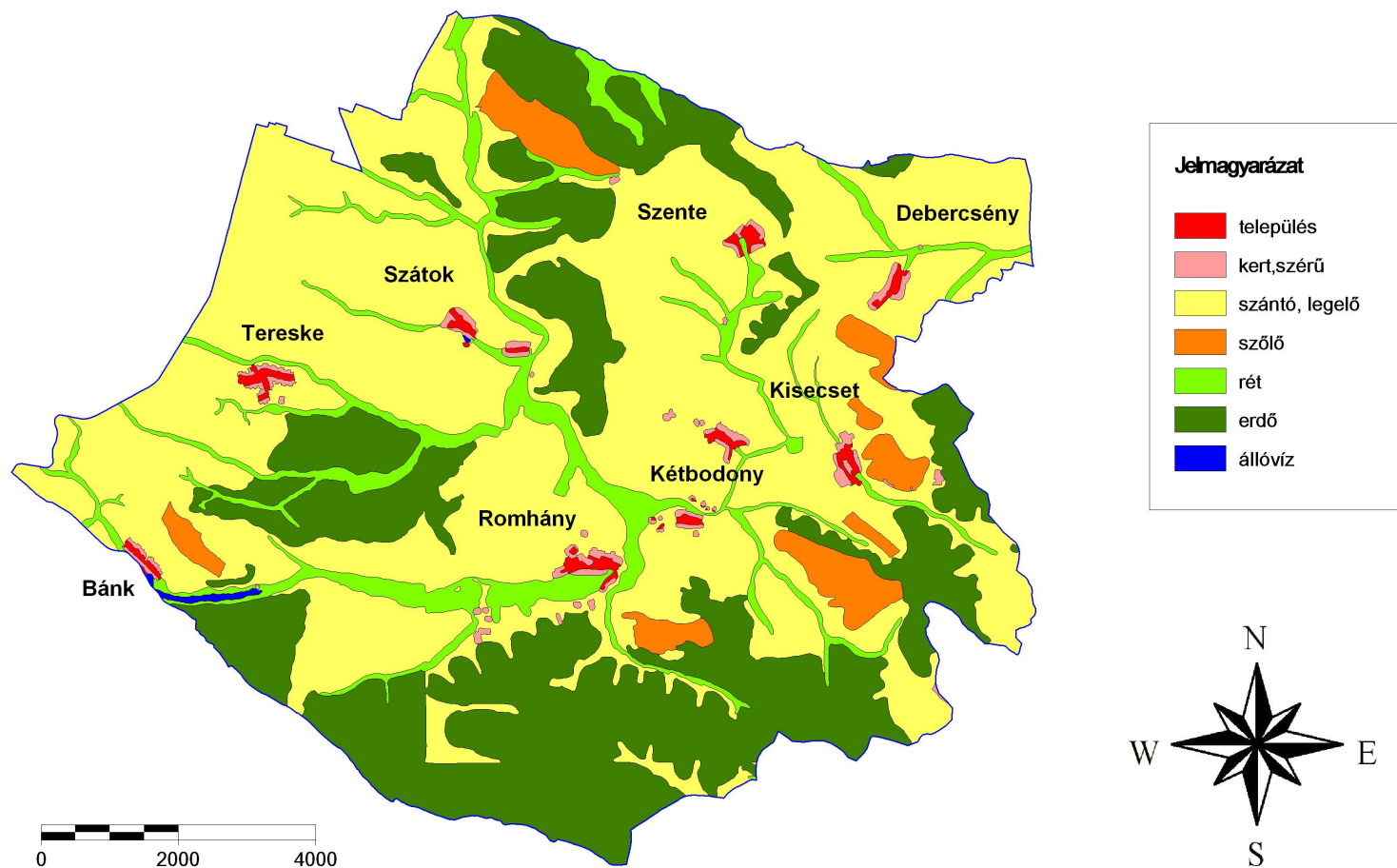
Lélekszám tekintetében a vizsgált falvak közül a 20. sz. második felében egyre inkább kiemelkedett Romhány, melynek lakossága 1990-ben érte el a 2852 fős maximumot (21. ábra). A 21. ábrán a kisebb falvak, a lélekszám alakulásának hasonló tendenciái miatt kerültek összevonásra. Romhány népességének gyarapodása és a korábbiakban ismertetett ipari üzemek terjeszkedése a beépített területek jelentős bővüléséhez vezetett. Az előző folyamattal párhuzamosan a kisebb falvak lakossága az 1960-as, 1970-es évektől csökkenni kezdett. A csökkenés részben a nagyobb községekbe (Romhány), városokba áramlással, részben a születésszám csökkenésével magyarázható. A népesség elöregedése és elvándorlása a hagyományos, extenzív gazdálkodási formák visszaszorulásához is hozzájárult.

4. 1. 2. A területhasználati változások rövid összegzése

Mintaterületünkön a felhagyott területek elhelyezkedésére számos tekintetben magyarázatot ad a tájtörténeti elemzés. Az évtizedekkel, évszázadokkal ezelőtti területhasználat, földhasználat a művelés megszűnése után is meghatározója a táj vegetációjának. Az egykori szőlőhegyeken, felhagyott legelőkön, nagy területen zajló spontán szukcessziós folyamatokat még hosszú évtizedekig befolyásolja az egykori területhasználat típusa.

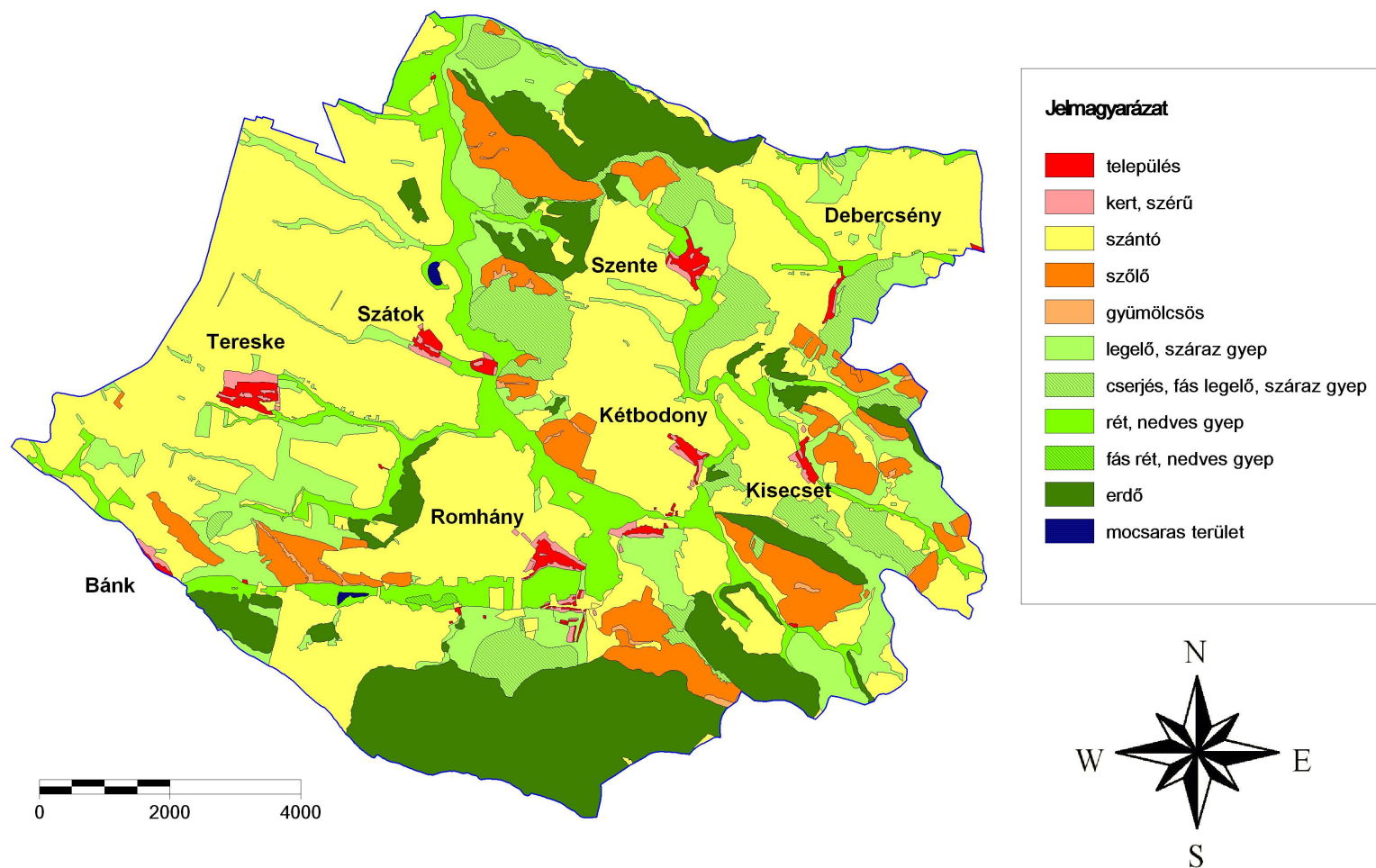
6. térkép

A mintaterület földhasználata az I. katonai felmérés szerint (1782, 1784)



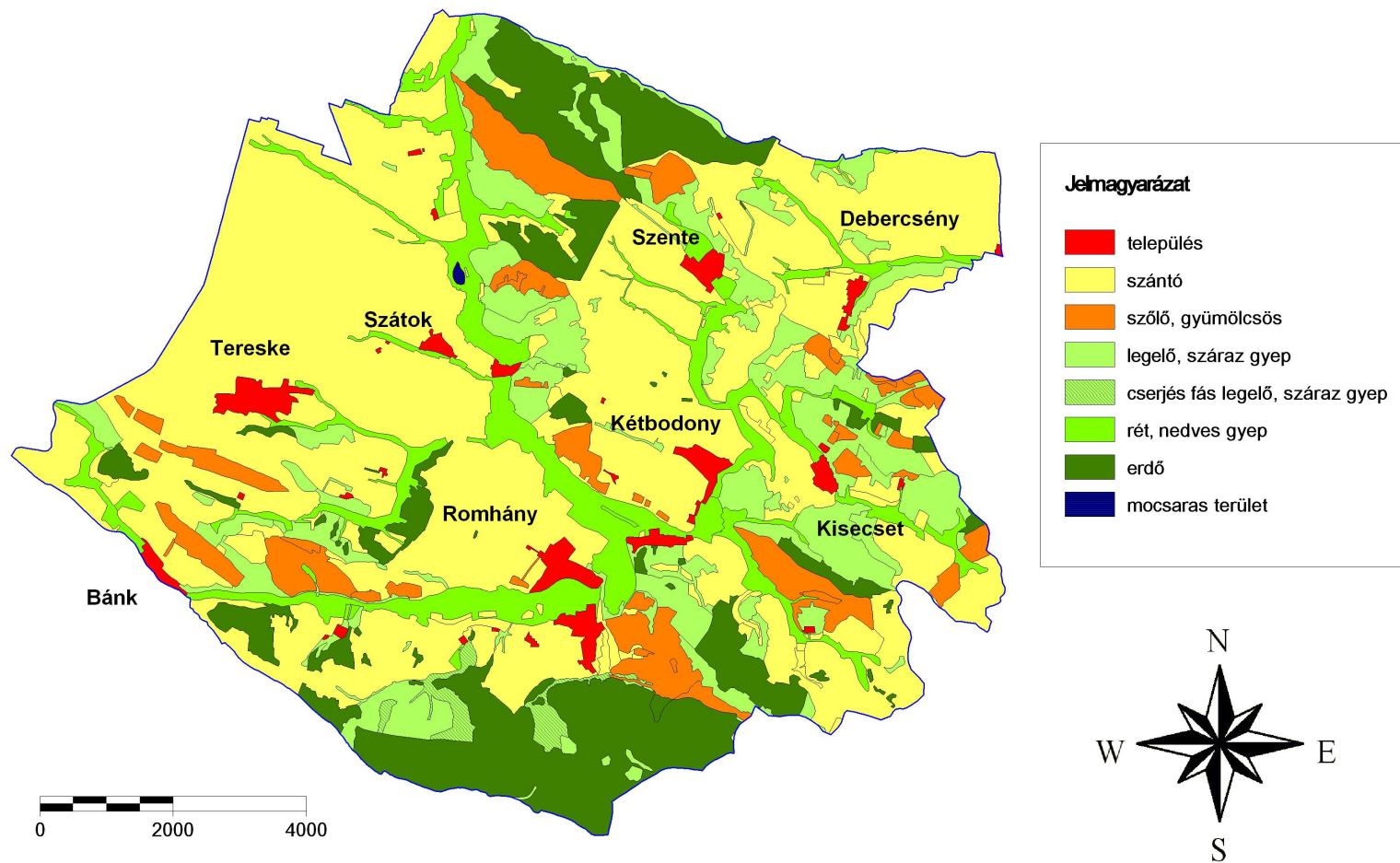
7. térkép

A mintaterület földhasználata a II. katonai felmérés szerint (1842)



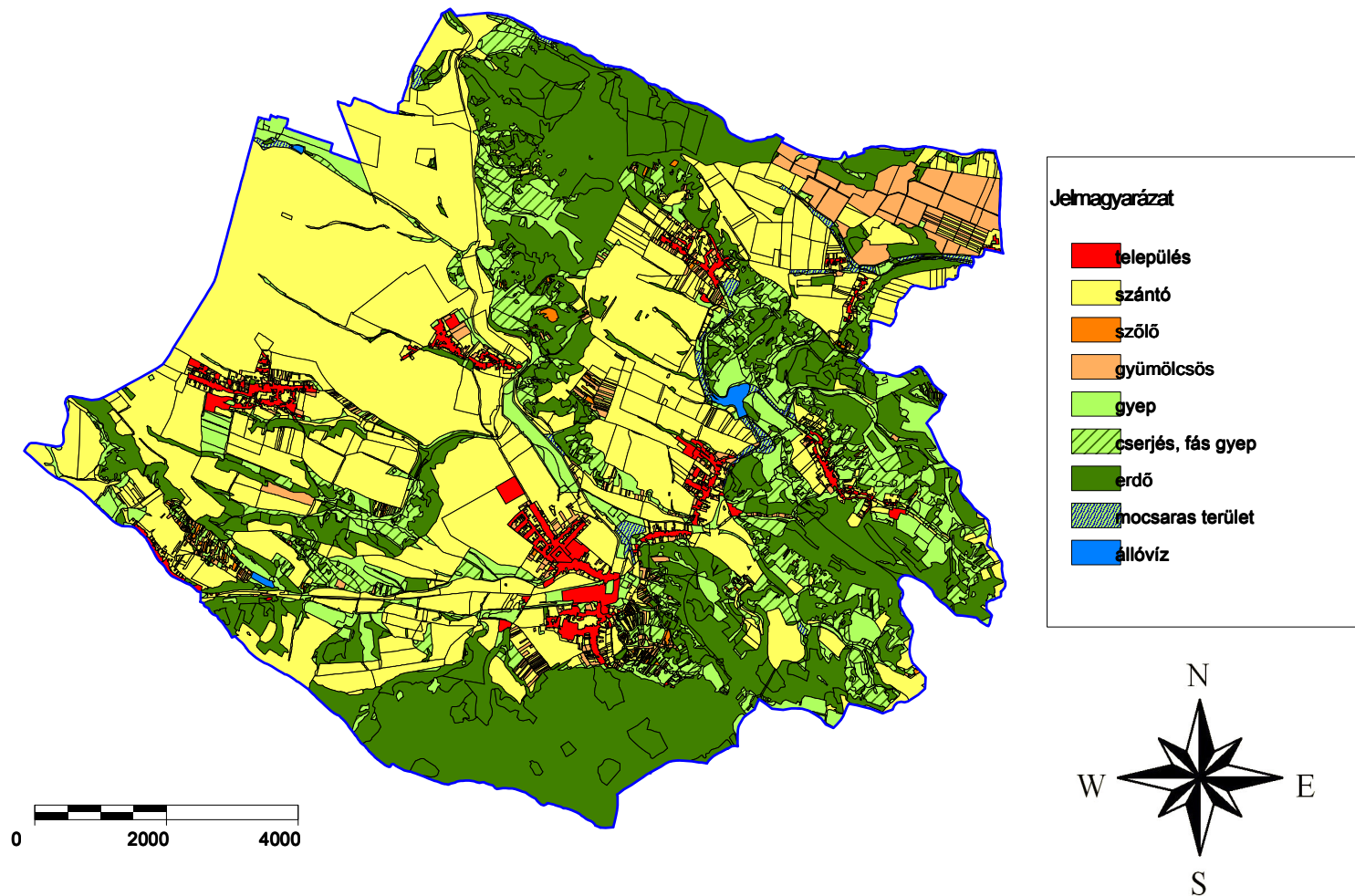
8. térkép

A mintaterület földhasználata a III. katonai felmérés szerint (1872, 1882)



9. térkép

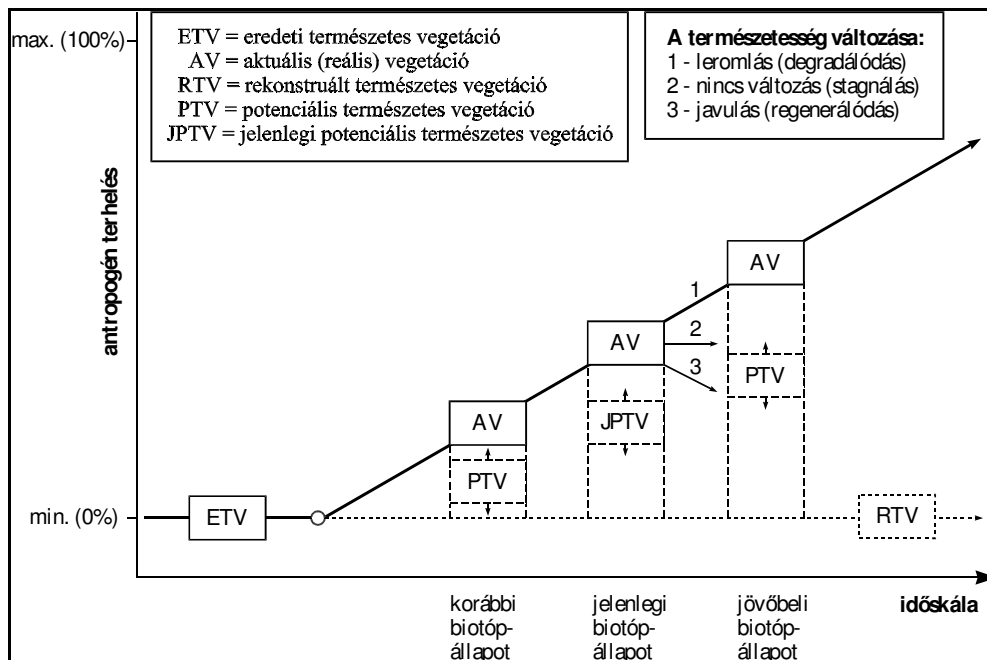
mintaterület földhasználata a 20. sz. végén (1989 - 1993)



4. 2. Potenciális vegetáció meghatározása

Vizsgálataink során szükségessé vált annak meghatározása, hogy a felhagyott mezőgazdasági területeken zajló másodlagos szukcesszió milyen irányba tart, mi a klimax társulása (vagy társulásai).

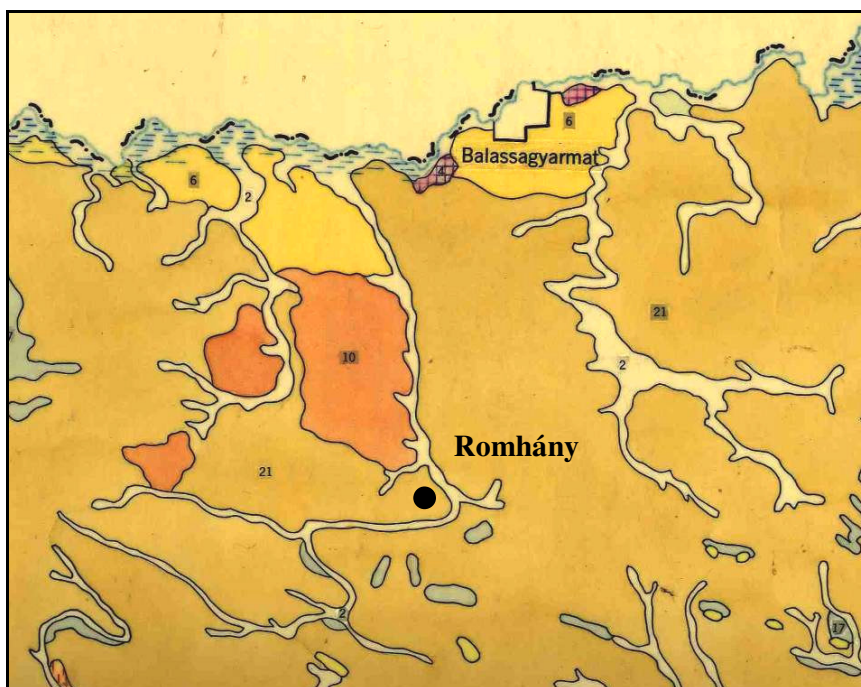
Fontos hangsúlyozni, hogy az **eredeti**, a **rekonstruált** és a **potenciális természetes** vegetáció fogalma nem egyezik meg, bár sok esetben hasonlíthatnak egymásra. Az eredeti természetes vegetációt az ember által nem befolyásolt növényzet, melyben a dinamika, struktúra és a fajösszetétel szintén természetes. A rekonstruált természetes vegetáció az a vegetáció, mely eredeti vegetációból az ember hatása nélkül fejlődött volna az aktuális vizsgálat időpontjáig (22. ábra). A szukcessziós folyamatok szempontjából az előző két vegetációképpel szemben a potenciális természetes vegetációt célszerű meghatározni. A potenciális természetes vegetáció irreverzibilis és a tartósan reverzibilis antropogén termőhelyi változásokat is figyelembe veszi, így ha egyéb feltételek is adottak lennének (pl. propagulumforrás) az általunk vizsgált felhagyott parcellákon ez a vegetáció fejlődne ki. A potenciális természetes vegetáció meghatározása, számos problémás határesetet is érintő, sok esetben bizonytalan eredményt adó feladat (BARTHA 2005).



22. ábra: Vegetációállapotok az antropogén terhelés és az idő függvényében (BARTHA 2005 nyomán)

A magyarországi tudományos munkákban legtöbbször potenciálisként említett vegetációtérkép ZÓLYOMI (1989) 1 : 1 000 000 méretarányú térképe, mely léptékénél fogva csak igen durva tájékoztatást ad az eredeti növényzetről. ZÓLYOMI műve az előzőekben említett definíciók szerint a rekonstruált vegetációt veszi figyelembe, nem kalkulál az emberi, irreverzibilis termőhelyi változásokkal. A térképmű a Cserháton belül elhelyezkedő mintaterületünk egészét a cseres-kocsánytalan tölgyes klímazonális (klímaregionális) vegetációs egységhez sorolja.

JAKUCS (1968) 1: 200 000 méretarányú felmérései már részletesebben ábrázolják a változatos domborzatú táj potenciális vegetációját (23. ábra). A szerző a mintaterület legnagyobb részét a pannóniai cseres-tölgyesekhez sorolja (21). A térképen a mintaterület patakjai mentén „alacsony ártéri növényzet, puhafaligetek, fűzes-nyárasok” húzódnak (2). A mintaterület alacsonyabb, tisztán lösszel fedett ÉNY-i részén, ahol a rendelkezésre álló talajtérképek csernozjom-barna erdőtalajt is jelölnek, tatárjuharos alföldi lösztölgyest mutat a térkép, kis kiterjedésű löszsztepprétekekkel, pusztai cserjés foltokkal (10). A Romhányi-rög É-i részén kisebb foltokban pannóniai gyertyános-tölgyes a jellemző vegetáció.



23. ábra: A mintaterület és környékének potenciális vegetációja JAKUCS (1968) térképén

Az országos MÉTA felmérés a vizsgálati területre is gyűjtött potenciális vegetációra vonatkozó adatokat. Egy hatszögre vonatkozóan több ÁNÉR kategória is megadható volt, így egyes esetekben négy élőhely is rögzítésre került fontossági sorrendben. A mintaterület meghatározó potenciális élőhelye a cseres-kocsánytalan tölgyes, beleértve a JAKUCS (1968) által tatárjuharos lösztölgyesként jelölt területet is. A felmérés szerint cseres-kocsánytalan tölgyes a jellemző potenciális erdőtársulás az alacsonyabb, lankásabb dombháton és a melegebb D-i, DNY-i oldalakon is, ahol kisebb arányban a „hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek” kategóriába sorolt erdők képezik a potenciális vegetációt. Helyenként a felmérés aktuális élőhelytérképéből kiindulva potenciálisként határozták meg a melegkedvelő tölgyeseket. A Romhányi-rög mintaterülethez tartozó É-i oldalán és az alacsonyabb dombok É-ÉK-i oldalán gyertyános-kocsánytalan tölgyeseket jelöl a vonatkozó MÉTA térkép. A szélesebb patak völgyekben jellemzően gyertyános-kocsányos tölgyesek, a kisebb vízfolyások mentén égerligetek húzódnak (MOLNÁR et al. 2007) (17. melléklet).

A mintaterület potenciális vegetációtérképének elkészítésekor az idézett térképeken kívül támaszkodhattunk a terület tájtörténet részletes elemzésére, geológiai térképeire (MÁFI 2005), talajtérképeire (Üzemi Tsz. Térképek, AGROTOPO 2005, KREYBIG) (2-3. térkép), vízrajzának ismeretére. A potenciális vegetáció meghatározásában kiemelkedő fontosságú abiotikus tényezők egy részének megismerését, a területre elkészített digitális domborzatmodell segítette (11., 15., 16. melléklet).

Az elkészített térkép (10. térkép) viszonylag tág kategóriákat tartalmaz, mégis elkülönülnek rajta azok az élőhelycsoportok, melyek a részben ellentmondó források és a potenciális vegetáció becslésének bizonytalansága ellenére biztonsággal elhatárolhatók:

A száraz lomberdők közé sorolható **cseres – kocsánytalan tölgyes** a mintaterület legjellemzőbb, klímazonális (klímaregionális) potenciális élőhelye, mely tiszta formájában a nem túlságosan meredek oldalakra, dombhátonkra jellemző. Megtalálható a Romhányi-rög egyes részein, és az Érsekvadkert, Sente, Szátok közötti ÉNY-DK-i lejtésű, löszös üledékekkel fedett térszíneken.

A **cseres-kocsánytalan tölgyes – tatárjuharos lösztölgyes átmenet** a vizsgálati terület ÉNY-i, Lókos-patak által leválasztott részére jellemző potenciális vegetációként. Környezetéhez képest medence jellegű, lösz alapkőzetű terület, melynek nagy része 200 m tszf. magasságnál alacsonyabb. Felszínén jó minőségű szántóföldek dominálnak, csak a Lókos-patakba ömlő Farkasvölgyi-patak menti területeken található meg a természetes erdőtakaró maradványai, melyekben jelentős szerephez jut a tatárjuhar (*Acer tataricum*).

A **cseres-kocsánytalan tölgyes – melegkedvelő tölgyes átmenetbe** sorolt területek a dombok meredek, nagyobb besugárzású, D-i, DNY-i oldalain helyezkednek el. Nagy részük, természeti adottságaiknak megfelelően, az elmúlt évszázadokban szőlőhegyek voltak. A nagy lejtőknek és a folyamatos talajbolygatással járó földhasználatnak köszönhetően, az eredeti termőréteg részben vagy teljesen erodálódott. Ezen területek eredeti vegetációja cseres-kocsánytalan tölgyes volt, azonban a termőhely irreverzibilis sérülése folytán valószínűsíthető, hogy a jelen feltételek egy a melegkedvelő tölgyesek jegyeit magán viselő erdőtársulás kialakulását tennék lehetővé. A MÉTA felmérés adatai hozzávetőleg ezeken a domboldalakon jelzik a „hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek” elnevezésű, meglehetősen tág élőhelykategória potenciális voltát.

A kategória lehatárolását a mintaterület egészére készített digitális terepmodell tette lehetővé, mely alapján megoldható lett olyan sugárzástérkép készítése, ami figyelembe veszi a kitettséget, lejtőköt, a nap földrajzi elhelyezkedés szerinti járását és a domborzati formák árnyékoló hatását is. A munka során, a sugárzástérképen körülhatárolt kiugróan nagy besugárzást kapó területek elhelyezkedéseit összevetettük a történeti térképek földhasználati adataival, majd a valószínűsíthetően erodált, sok sugárzást kapó egységeket lehatároltuk.

A Romhányi-rög északi oldalának domináns potenciális vegetációja az üde lombdők közé tartozó **gyertyános-kocsánytalan tölgyes**. Az élőhely meghatározása, az előzőhöz hasonlóan digitális terepmodell segítségével előállított sugárzástérkép alapján történt. A sugárzástérképen az egyértelműen hűvös, kevés napsütést kapó területeket határoltuk le, összhangban a MÉTA felmérés vonatkozó adataival. A Romhányi-rögön kívül a mintaterület alacsonyabb dombvidéki részén számos helyen találkozhatunk a gyertyánosok potenciális előfordulási helyeivel a dombvonulatok É-i, ÉK-i oldalán.

A **bükkösök** a Romhányi-rög É-i oldalának mély völgyeiben, vízmosásaiban jelentik a potenciális vegetációt. A térképen ábrázolt területük kb. egynegyed részén még jelenleg is megtalálhatók extrazonális állományaik.

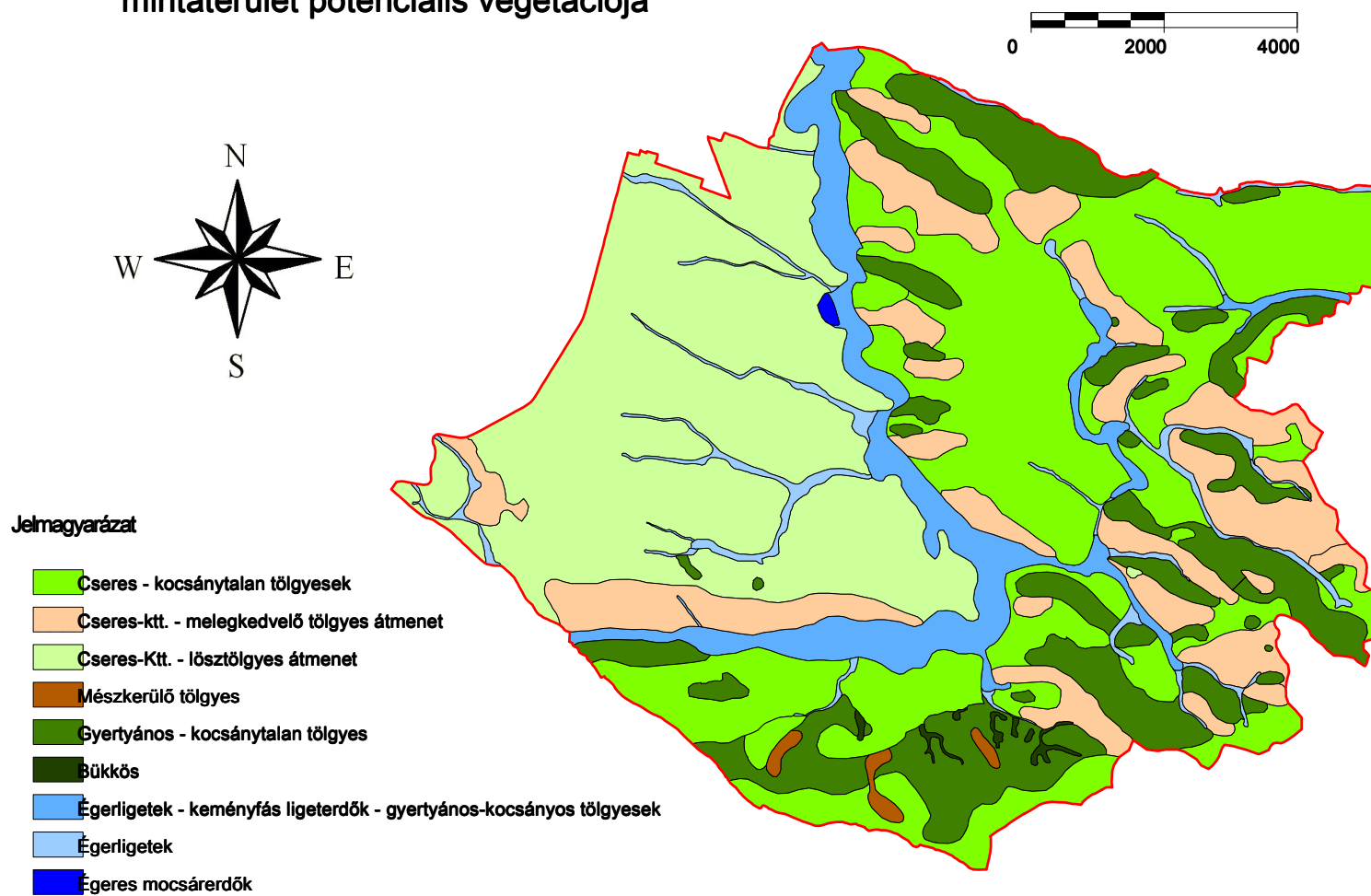
A **mészkerülő tölgyesek** aktuális előfordulása, így potenciális voltak is a Romhányi-rög magasabb régióihoz kötődik. A rög területének legjellemzőbb felszíni közete a savanyú kémhatású hárshelyi homokkő, mely vékonyabb termőrétegű hegyoldalak, hegygerincek esetében meghatározza a rajta kialakuló edafikus erdőtársulást (KUN 2000).

A potenciális vegetáció azon része, melyet a többlet vízhatás határoz meg, a Lókos-patak széles alluviumához és a hozzá kapcsolódó vízrendszerhez köthető. A nagyobb patakok, szélesebb völgytalppal rendelkező völgyében **égerligetek, keményfás ligeterdők, gyertyános-kocsányos tölgyesek**, a kisebb patakok, meredekebb völgyekben folyó vízfolyások mentén **égerligetek** alkotják a potenciális vegetációt.

A Lókos-patak völgyében, Érsekvadkert és Szátok községek között található a régi térképeken „Hibnik” névvel illetett öblözetet, melyet a történeti térképek folyamatosan mocsaras, vizes területként jelöltek. Potenciális vegetációja **égeres mocsárerdő**.

10. térkép

mintaterület potenciális vegetációja



4. 3. Táji láptékű szukcessziós vizsgálatok

4. 3. 1. A mintaterület élőhelytérképének alkalmazott kategóriái

A teljes mintaterületet lefedő élőhelytérképet (11. térkép) részben terepi bejárások során gyűjtött adatok, részben a már korábban ismertetett kartográfiai adatforrások (pl. légifotók, MÉTA térképek, erdészeti térképek) alapján készítettük el. A kategóriarendszer részben a MÉTA felmérés során is alkalmazott, azóta módosított, ÁNÉR élőhelykategóriákra (BÖLÖNI et al. 2007) támaszkodik. Az ÁNÉR mintaterületen is megtalálható élőhelyeinek jelentős részét, tekintettel a távérzékelési adatok korlátaira és a kutatás céljaira, durvább kategóriákba soroltuk, melyek kódjai, a kategóriák többségénél utalnak a hasonló ÁNÉR élőhelyekére, de az alábbiakban olvasható definíciójuk szerint különbözhetnek is azoktól. Önálló kategória kód került bevezetésre az őshonos fafajú, természetszerű erdők (EN), az őshonos fajokkal spontán erdősülő területek (EN/1), a természetközeli száraz és félszáraz gyepek (GYN), valamint a természetközeli, fátlan, nedves élőhelyek (BD) esetében. A kategóriák kialakítása során a fásszárú vegetáció minőségi és mennyiségi jellemzése volt a meghatározó vezérelv.

Azoknál a természetes és természetközeli élőhelyeknél, melyek a MÉTA felmérésben rögzítésre kerültek (4. térkép), a MÉTA élőhelyek kódját is feltüntettük a kategóriák definícióját követően, kiegészítve a 2007-es ÁNÉR változásokkal. A mesterséges élőhelyeknél szintén ez utóbbi, módosított ÁNÉR rendszerből emeltük ki a kategóriáinkkal fedésbe hozható élőhelyek kódját. A mintaterületet érintő, eredeti ÁNÉR kategóriák listáját a 102-103. oldalakon ismertetjük.

Őshonos fafajú, természetszerű erdők – EN

Ebbe a kategóriába soroljuk a természetszerű erdőket (pl. cseres-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek) és azokat az őshonos fafajú erdőket, melyek aljnövényzetük alapján jellegtelennek tekinthetők. Azokat a spontán erdőket is ide soroljuk, ahol a lombkoronaszint borítása meghaladja a terület 50 %-át és döntően őshonos fajokból áll. Az élőhelykategória területei többletvízhatástól függetlenek.

Érintett ÁNÉR kategóriák: K1a, K2, K5, L1, L2a, L2x, M2, RC, P1, P3, P8

Őshonos fafajokkal, spontán erdősülő területek - EN/1

Spontán erdősődő, felhagyott területek, ahol a lombkoronaszint borítása meghaladja a 10 %-ot, de nem éri el az 50 %-ot és döntően őshonos fafajok alkotják. Az élőhelykategória területei többletvízhatástól függetlenek, a vízhatás alatt álló fás élőhelyek külön kategóriákban foglalnak helyet (pl. RB/1, RB/2).

Érintett ÁNÉR kategóriák: P7, P2b

Zárt száraz cserjések, cserjés szegélyek - P2b/2

Jellemzően (de nem kizárólag) egybibés galagonyából (*Crataegus monogyna*), gyepűrózsából (*Rosa canina*), kökényből (*Prunus spinosa*) vagy közönséges borókából (*Juniperus communis*) álló cserjés területek, melyekben a lombkoronaszint borítása nem éri el a 10 %-ot, a cserjeszint borítása **meghaladja az 50 %-ot**, és döntően őshonos cserjefajokból áll.

Érintett ÁNÉR kategóriák: P2b

Nyílt száraz cserjések, cserjés szegélyek - P2b/1

Jellemzően (de nem kizárólag) egybibés galagonyából (*Crataegus monogyna*), gyepűrózsából (*Rosa canina*), kökényből (*Prunus spinosa*) vagy közönséges borókából (*Juniperus communis*) álló cserjés területek, melyekben a lombkoronaszint borítása nem éri el a 10 %-ot, a cserjeszint borítása **10 és 50 % közötti**, és döntően őshonos cserjefajokból áll.

Érintett ÁNÉR kategóriák: P2b (OC, H3a, H4, H5a)

Természetközeli száraz és félszáraz gyepek – GYN

Természetközeli állapotú száraz és félszáraz gyepek (24. ábra). Területükön sem a cserjeszint, sem a lombkoronaszint borítása nem éri el a 10 %-ot. A 10 %-os borításértéket meghaladó cserje vagy lombkoronaszint esetében az élőhelyet cserjés, fás kategóriába soroljuk, annak ellenére, hogy az élőhely jelentős területe gyeppé lehet, aminek nagysága azonban nem elég nagy ahhoz, hogy a táji élőhelytérképen külön élőhelyként ábrázoljuk.

Érintett ÁNÉR kategóriák: H3a, H4, H5a (E2)



24. ábra: Természetközeli száraz gyepek és cserjések a Kisecset és Kétybodony közötti Brezinkában
(Fénykép: Zagyvai Gergely)

Gyomos, zavart, jellegtelen száraz és félszáraz gyepek - OC

Olyan jellegtelen, zavart fajkészletű, sok gyomfajt tartalmazó száraz vagy azonosíthatatlan félszáraz gyepek, melyeken sem a cserjeszint, sem a lombkoronaszint borítása nem éri el a 10 %-ot. Ide tartoznak a másodlagos szukcesszió kezdeti fázisának gyomos, fiatal stádiumában lévő parlagok és a zárt siskanádas gyepek is. Ide soroltuk a szintén jellegtelen, gyomos, időnként kaszált, szárazúzózott gyepeket is.

Érintett ÁNÉR kategóriák: OC, T10

Felhagyott kisparcellás gyümölcsösök, szőlők a természetben gyümölcsfajok magas borításával a lombkoronaszintben - P7/2

Jellemzően egykori szőlőhegyeken fekvő, kisparcellás szőlők, gyepes gyümölcsösök, hobbitelkek felhagyása után kialakult, legtöbbször erősen cserjésedő területek, melyekben a művelésből származó fafajok (gyümölcsfák) zárt lombkoronaszintet alkotnak.

Érintett ÁNÉR kategóriák: P2b (P7)

Felhagyott kisparcellás gyümölcsösök, szőlők a természetett gyümölcsfajok alacsony borításával a lombkoronaszintben - P7/1

Jellemzően egykori szőlőhegyeken fekvő kisparcellás szőlők, gyepes gyümölcsösök, hobbitelkek felhagyása után kialakult, legtöbbször erősen cserjésedő területek, melyekben a művelésből származó fajok meghatározóak, de nyíltabb lombkoronaszintet alkotnak.

Érintett ÁNÉR kategóriák: P2b (P7)

Akácok - S1

Zárt, túlnyomó többségükben erdő művelési ágba sorolt, akác dominanciájú faállományok, melyeket az 1992, 1993-ban készített, mintaterületet ábrázoló topográfiai térkép is erdőterületként ábrázol. Eredetük szerint többségük telepített, kisebb részük spontán kialakult akácok.

Érintett ÁNÉR kategóriák: S1 (S6)

Akácodosó területek, zárt lombkoronaszinttel - S6/A/2

Felhagyott területek, 50 % borítást meghaladó, döntően akácból álló lombkoronaszinttel. Spontán akácodosás során jöttek létre, az 1992, 1993-ban készített, a mintaterületet ábrázoló topográfiai térkép nem erdőterületként ábrázolja őket.

Érintett ÁNÉR kategóriák: S6

Akácodosó területek, nyílt lombkoronaszinttel - S6/A/1

Felhagyott területek, 10 - 50 % közötti borítású, döntően akácból álló lombkoronaszinttel.

Érintett ÁNÉR kategóriák: S6 (P2b)

Puhafás, pionír erdők zárt lombkoronaszinttel - RB/2

Jellemzően *Salix* és *Populus* fajok által dominált, 50 %-ot meghaladó lombkoronaszint borítással rendelkező területek. Legtöbbször patakok, erek, árkok mentén változó szélességű sávban húzódnak.

Érintett ÁNÉR kategóriák: RB

Puhafás, pionír erdők nyílt lombkoronaszinttel - RB/1

Jellemzően *Salix* és *Populus* fajok által dominált, 10-50 % közötti lombkoronaszint borítással rendelkező területek. Legtöbbször patakok, erek, árkok mentén változó szélességű sávban húzódnak.

Érintett ÁNÉR kategóriák: P2a

Nedves, üde zárt cserjések - P2a/2

Nedves, többletvízhatással rendelkező cserjés területek, melyekben a lombkoronaszint borítása nem éri el a 10 %-ot, a cserjeszint borítása meghaladja az 50 %-ot és döntően őshonos higrofil (*Salix cinerea*) és tágtúrésű cserjefajokból áll. Jellemzően *Salix* és *Populus* fajok fatermetű példányai is megtalálhatók bennük szórványosan. Legtöbbször patakok, erek, árkok mentén változó szélességű sávban húzódnak.

Érintett ÁNÉR kategóriák: P2a

Nedves, üde nyílt cserjések - P2a/1

Nedves, többletvízhatással rendelkező cserjés területek, melyekben a lombkoronaszint borítása nem éri el a 10 %-ot, a cserjeszint borítása 10-50 % közötti és döntően őshonos higrofil (*Salix cinerea*) és tágtúrésű cserjefajokból áll. Jellemzően *Salix* és *Populus* fajok fatermetű példányai is megtalálhatók bennük. Legtöbbször patakok, erek, árkok mentén változó szélességű sávban húzódnak.

Érintett ÁNÉR kategóriák: P2a (OB, OA, D34, D5, D6, B5, B1a)

Természetközeli fátlan, nedves élőhelyek – BD

Összetett, tág kategória, mely a többletvízhatással rendelkező, természetközeli élőhelyeket öleli fel. Esetükben sem a cserjeszint, sem a lombkoronaszint borítása nem éri el a 10 %-ot. Ide sorolhatók a magassásosok, nádasok, gyékényesek, mocsárrétek, mocsári és patakparti magaskórósok.

Érintett ÁNÉR kategóriák: D34, D5, D6, B5, B1a

Gyomos, zavart, jellegtelen üde, nedves gyepes, magaskórósok – OB

Olyan jellegtelen, zavart fajkészletű, sok gyomfajt tartalmazó vagy azonosíthatatlan üde, nedves gyepes, melyeken sem a cserjeszint, sem a lombkoronaszint borítása nem éri el a 10 %-ot.

Érintett ÁNÉR kategóriák: OB (OA)

Nemesnyarasok, nemesfüzesek – S2

Telepített nemesnyaras, nemesfüzes ültetvények, fasorok.

Érintett ÁNÉR kategóriák: S2

Fenyvesek – S4

Telepített erdeifenyő, feketefenyő, lucfenyő ültetvények.

Érintett ÁNÉR kategóriák: S4 (S5)

Szántóföldek – T

Kis- és nagytáblás szántóföldek. Ide soroljuk a légifelvételeken nehezen elkülöníthető málna- és ribizliültetvényeket is.

Érintett ÁNÉR kategóriák: T1, T2, T6

Nagyüzemi gyümölcsösök - T7

Szabályos hálózatba ültetett nagy területű, nagyüzemi gyümölcsösök.

Érintett ÁNÉR kategóriák: T7

Enyhén cserjésedő nagyüzemi gyümölcsösök – T7/1

Gyomos, néhány éve felhagyott nagyüzemi gyümölcsösök csekély cserjeszinttel.

Érintett ÁNÉR kategóriák: T7

Kisparcellás szőlők, gyümölcsösök, hobbitelkek – T8

Érintett ÁNÉR kategóriák: T8

Településterületekhez kapcsolódó kiskertek, parkok, temetők – T9

Településeken belül található vagy hozzájuk kapcsolódó kiskertek, konyhakertek, kapás szántóföldi növények parcellái, kastélykertek, temetők.

Érintett ÁNÉR kategóriák: T9 (P6)

Tanyák, családi gazdaságok - U10

Települések belterületén kívül elhelyezkedő tanyák, lakóépületek, állattartó telepek, családi gazdaságok.

Érintett ÁNÉR kategóriák: U10

Üdülőövezet - U2

Települések belterületén kívül elhelyezkedő, új kialakítású hétvégi házas üdülőövezet (Kisecset község mellett).

Érintett ÁNÉR kategóriák: U2

Településterület – U3

Érintett ÁNÉR kategóriák: U3

Iparterületek, telephelyek, roncsolt területek - U4

Érintett ÁNÉR kategóriák: U4

Földdel fedett hulladéklerakók - U5

Érintett ÁNÉR kategóriák: U5

Nyitott bányafelületek - U6

Érintett ÁNÉR kategóriák: U6

Homok- és agyagbányák, mesterséges löszfalak - U7

Érintett ÁNÉR kategóriák: U7

Állóvizek - U9

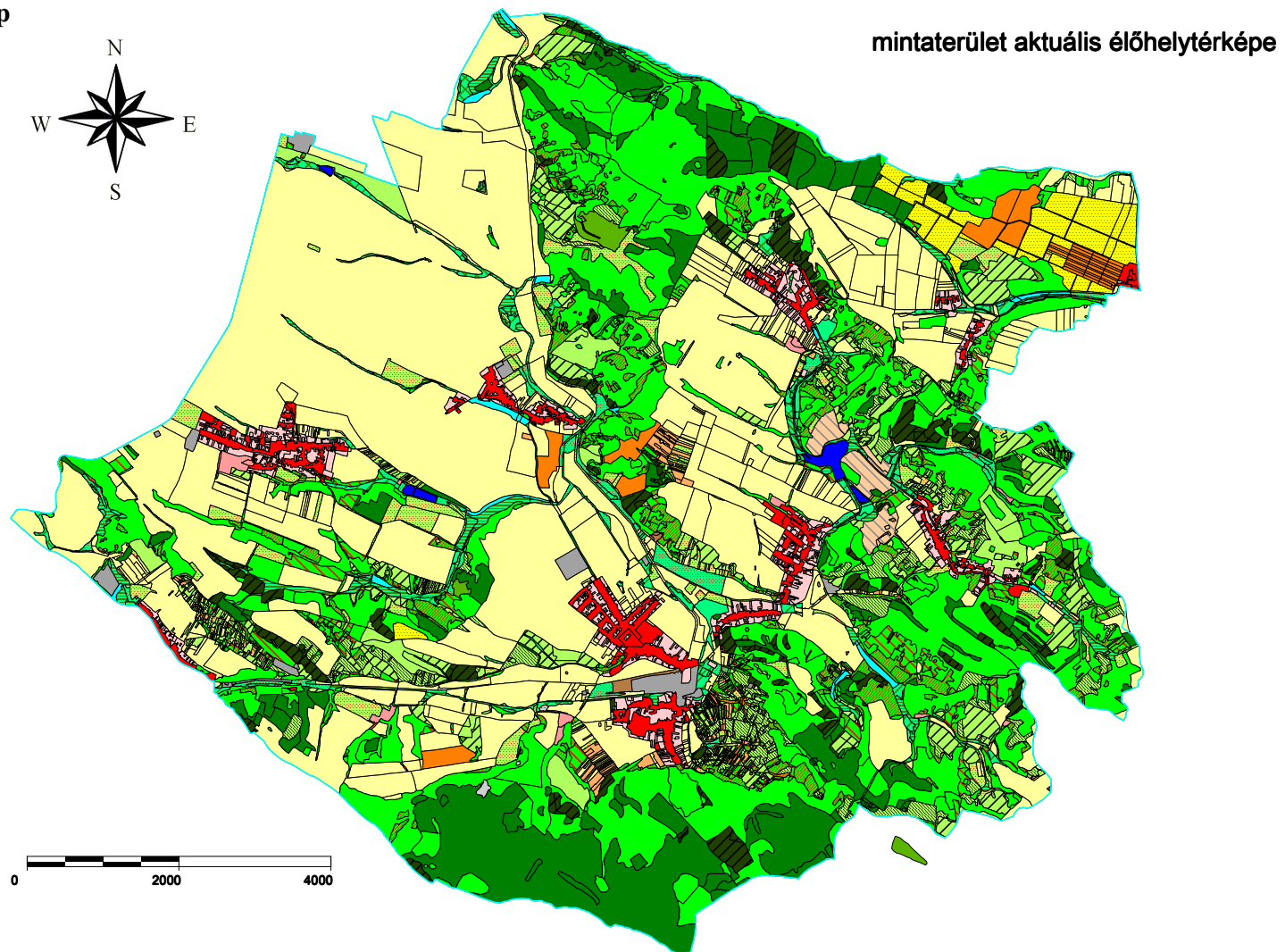
Érintett ÁNÉR kategóriák: U9

A MÉTA felmérés során használt és a 2007-ben kiegészített ÁNÉR kategóriarendszer mintaterületet érintő kategóriái

































- B1a – Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások
- B5 – Nem zsombékoló magassásrétek
- D34 - Mocsárrétek
- D5 – Patakparti és lápi magaskórósok
- D6 – Ártéri és mocsári magaskórósok
- E2 – Veres csenkeszes hegyi rétek
- H3a – Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzetten
- H4 – Félzáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyepprétek
- H5a – Kötött talajú sztyepprétek (lössz, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)
- K1a – Gyertyános-kocsányos tölgyesek
- K2 – Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek
- K5 – Bükkösök
- L1 – Mész- és melegkedvelő tölgyesek
- L2a – Cseres-kocsánytalan tölgyesek
- L2x – Hegylábi és dombvidéki elegyes lösztölgyesek
- M2 – Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek
- OA – Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek
- OB – Jellegtelen üde gyepes és magaskórósok
- OC – Jellegtelen száraz- vagy félzáraz gyepes, magaskórósok
- P1 – Óshonos fafajú fiatalosok
- P2a – Üde cserjések
- P2b – Galagonyás-kökényes-borókás cserjések
- P3 – Újonnan létrehozott fiatal erdősisítés
- P8 – Vágásterületek
- P6 – Parkok, kastélyparkok, arborétumok és temetők az egykori vegetáció maradványaival és regenerálódásával
- P7 – Ősi fajtájú, gyepes vagy erdősidő, extenzíven művelt gyümölcsösök
- RB – Puhafás pionír és jellegtelen erdők
- RC – Keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők

- S1 – Ültetett akácok
- S6 – Nem őshonos fafajok spontán állományai
- S2 – Nemes nyárasok
- S4 – Erdei- és feketefenyvesek
- S5 – Egyéb tájidegen fenyvesek
- T1 – Egyéves, nagyüzemi szántóföldi kultúrák
- T2 – Évelő, nagyüzemi szántóföldi kultúrák
- T6 – Kistáblás mozaikok
- T7 – Nagyüzemi szőlők, gyümölcsösök és bogyós ültetvények
- T8 – Kisüzemi szőlők és gyümölcsösök
- T9 – Kiskertek
- T10 – Fialat parlag és ugar
- U2 – Kertvárosok, szabadidő létesítmények
- U3 - Falvak
- U4 – Telephelyek, roncsterületek, hulladéklerakók
- U5 – Meddőhányók, földdel befedett hulladéklerakók
- U6 – Nyitott bányafelületek
- U7 – Homok-, agyag-, tőzeg és kavicsbányák, digó- és kubikgödrök, mesterséges löszfalak
- U9 - Állóvizek
- U10 – Tanyák, családi gazdaságok

11. térkép



A mintaterület aktuális élőhelytérképének jelmagyarázata

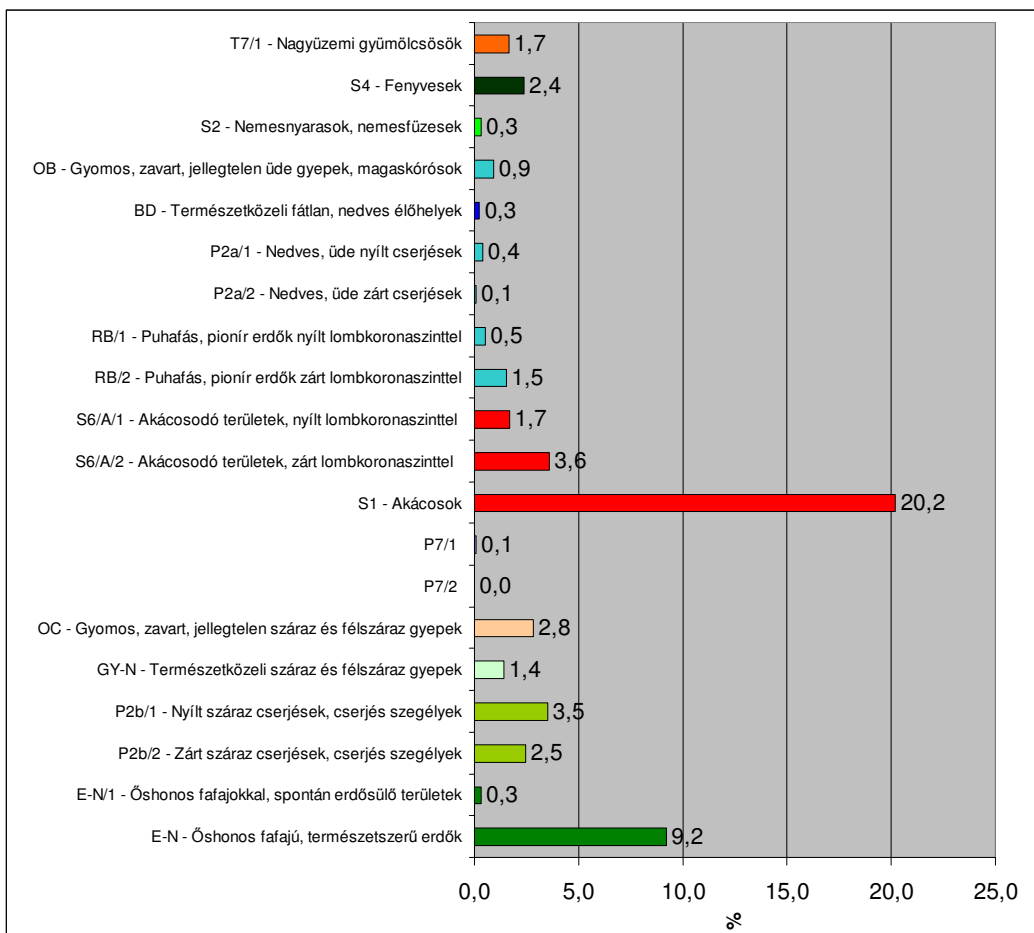
	Őshonos fafajú, természetszerű erdők
	Őshonos fafajokkal, spontán erdősülő területek
	Zárt száraz cserjések, cserjés szegélyek
	Nyílt száraz cserjések, cserjés szegélyek
	Természetközeli száraz és félszáraz gyepek
	Gyomos, zavart, jellegtelen száraz és félszáraz gyepek
	Felhagyott kisparcellás gyümölcsösök, szőlők a termesztett gyümölcsfajok magas borításával a lksz.-ben
	Felhagyott kisparcellás gyümölcsösök, szőlők a termesztett gyümölcsfajok alacsony borításával a lksz.-ben
	Akácosok
	Akácosodó területek, zárt lombkoronaszinttel
	Akácosodó területek, nyílt lombkoronaszinttel
	Puhafás, pionír erdők zárt lombkoronaszinttel
	Puhafás, pionír erdők nyílt lombkoronaszinttel
	Nedves, üde zárt cserjések
	Nedves, üde nyílt cserjések
	Természetközeli fátlan, nedves élőhelyek
	Gyomos, zavart, jellegtelen üde gyepek, magaskórósok
	Nemesnyarasok, nemesfűzések
	Fenyvesek
	Szántóföldek
	Nagyüzemi gyümölcsösök
	Enyhén cserjésedő nagyüzemi gyümölcsösök
	Kisparcellás szőlők, gyümölcsösök, hobbitelkek
	Településterületekhez kapcsolódó kiskertek, parkok, temetők
	Tanyák, családi gazdaságok
	Üdülőövezet
	Településterület
	Iparterületek, telephelyek, roncsolt területek
	Földdel fedett hulladéklerakók
	Nyitott bányafelületek
	Homok- és agyagbányák, mesterséges löszfalak
	Allóvizek

4. 3. 2. A mintaterület szukcesszió szempontjából fontosabb élőhelykategóriáinak bővebb jellemzése

A mintaterület vegetációjának ismertetése során kitérünk a térképezett élőhelyek aktuális területarányára (25. ábra) és területi elhelyezkedésükre. Az élőhelyek térképen ábrázolt mintázata kapcsolatban áll a mintaterület eredeti és potenciális vegetációjával, az abiotikus ökológiai feltételekkel valamint a tájtörténeti előzményekkel (11. térkép). Vizsgálatunk szempontjából legérdekesebbek azok a vegetációs kategóriák, melyek színhelyei az emberi használatot követő spontán szukcesszióknak (pl. gyomos, jellegtelen gyepek, természetközeli gyepek, cserjések, akácodosó területek).

Az élőhelyek másik csoportja (pl. őshonos fafajú erdő, akác, cserjések) alkotják azokat a propagulumforrásokat, melyek közelsége, elérhetősége egyaránt feltétele a természetes regenerációnak és a fásszárú fajok agresszív inváziójának is. Az élőhelyek egy része (pl. településterületek, szántóföldek) látszólag indifferens a felhagyott területek szukcessziója szempontjából. Elhelyezkedésük mégis fontos, hiszen barriert alkothatnak a felhagyott parcella és a potenciális propagulumforrás között.

A felsorolt élőhelycsoportok nem választhatók el élesen egymástól. Egy természetközeli gyepek lehet a szukcesszió egyik közbülső állomása, vagy gyepi fajok propagulumforrásaként szolgálhat a környező parlag számára, ugyanakkor indifferensként értékelhetjük, mint fásszárú propagulumforrást. A 25. ábrán nem tüntettük fel a művelt agrárterületeket, település- és iparterületeket és azokat a további felszínborítási egységeket, melyek a szukcesszió szempontjából sem propagulumforrásként, sem „színhelyként” nem szolgálnak.



25. ábra: A táji léptékű élőhelytérkép kategóriáinak területaránya a teljes mintaterülethez képest (%)

A következőkben azokat az élőhelyeket ismertetjük részletesen, melyek a vizsgált szukcessziós folyamatok potenciális színhelyei, illetve propagulumforrásaik lehetnek. Az ilyen szempontokból indifferens élőhelyek (pl. szántóföldek, hulladéklerakók, településterületek) tárgyalásától eltekintünk.

Őshonos fafajú, természetszerű erdők – EN

Az „őshonos fafajú, természetszerű erdők” területaránya a teljes vizsgálati területhez képest 9,2 %. Területük, kevés kivételtől eltekintve, a II. és III. katonai felmérés erdőterületeinek körvonalain belül helyezkednek el, de kisebbek azoknál (II. felm. – 16 %, III. felm. – 14 %). Az őshonos fafajú erdők elhelyezkedése kapcsolatban áll az akác megjelenésével és terjedésével (26. ábra). Az akác erőteljes térhódítása a III. katonai felmérés utáni időszakra, különösen a 20. sz.-ra jellemző. Az értékekből kiolvasható, hogy a 19. sz. második felében még túlnyomóan őshonos fafajokból álló erdők egy része is akácossá vált.

Az állományok területi elhelyezkedése arra vall, hogy az őshonos fafajú erdők, néhány elszigetelt, kisméretű, telepített folt kivételével nem vették ki részüket az erdőterületek 20. sz.-ban bekövetkező lendületes terjeszkedéséből, az szinte kizárólag az akáctelepítéseknek és a fafaj spontán terjedésének köszönhető (11.,13. térkép).



26. ábra: Cseres tölgyesek és akácosok a Romhányi-rögön

Az élőhelykategóriához tartozó erdők legnagyobb tömbje a mintaterület D-i részén elhelyezkedő Romhányi-rög 250-300 méternél magasabb régióit borítja (14. ábra). Ezeknek a hegytömb gerincén húzódó vízválasztótól É-i irányban elhelyezkedő erdőknek a vegetációja nagyobb részben gyertyános-kocsánytalan tölgyes, kisebb arányban cseres-kocsánytalan tölgyes. Egy részüket a MÉTA felmérés jellegtelen, keményfás erdőként értékeli, szempontjaink szerint azonban a természetszerű erdőkhez hasonlóan az őshonos fafajok propagulumforrásaként értékelhetjük őket. A Romhányi-rög felszíni kőzete a savanyú hárshegyi homokkő, melynek köszönhetően a vékonyabb termőrétegű talajokon és váztalajokon, kisebb foltokban mészkerülő tölgyesek alakultak ki. A hegy É-i oldalán, szurdokszerű völgyekben található az extrazonális megjelenésű bükkösök utolsó állománya.

A Romhányi-rög természetközeli erdein kívül, néhány értékesebb száraz tölgyes elszigetelten helyezkedik el a mintaterület alacsonyabb részein. A Romhány és Tereske közötti kisebb állományukat melegkedvelő tölgyesként mérték fel a MÉTA felmérés során, annak ellenére, hogy szerkezete és fajösszetétele szerint a hegylábi, dombvidéki egyes

tölgyesek vagy a cseres-kocsánytalan tölgyesek ÁNÉR élőhelykategóriájába is besorolható lenne. Az említett száraz tölgyesek szomszédságában megfigyelhető a spontán záródó, teljesen őshonos fajokkal (pl. *Acer tataricum*) történő erdősödés ritka példája egy felhagyott fás legelőrészlet esetében. A faállomány regenerációjához nagymértékben hozzájárulhattak a legelő csertölgy példányai (*Quercus cerris*), mint belső propagulumforrások.

A Kéthodony és Szécsényke közötti völgyre néző erodált, meredek domboldalon, melyet legelőként és szőlőként hasznosítottak, hosszú idő alatt kisméretű, gyepekkel mozaikos nyílt lösztölgyes regenerálódott az országos MÉTA felmérés térképe szerint. Délies oldalakon néhány kisebb, mezei juharos – tatárjuharos, elegyes tölgyes található.

Szente községtől É-i irányban jelentős részben őshonos fafajból álló, keményfás erdők nagyobb állományai húzódnak, melyek az előbbieken ismertetett értékesebb tölgyesektől eltérően kevésbé természetes, jellegtelenebb állományok. Ugyanezen tulajdonságok elmondhatók a mintaterület többi fragmentált, de a tárgyalt kategóriába sorolható erdeiről is.

A természetközeli erdők regenerációja egyéb szomszédos (nem erdő) vegetációs egységben és szántóterületen, emberi léptékkal mérve, rendkívül lassú folyamat, melyet csak az elérhető közelségű propagulumforrás tesz lehetővé. A száraz, zárt cseres-kocsánytalan tölgyeseknél kissé jobban képesek a spontán terjeszkedésre az üdőbb gyertyános-kocsánytalan tölgyesek. A csertölgy (*Quercus cerris*) és a molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) „enyhe pionír” jellegüknél fogva gyakran vesznek részt száraz gyepek kolonizációjában, így a melegkedvelő tölgyesek regenerációjának lassú folyamata is lehetővé válhat. A nyílt lösztölgyesek regenerációjához szintén kulcsfontosságú a tölgy propagulumforrás. Hiányában olyan élőhely regenerálódhat, melyben a tölgyeket egyéb honos fafajok és cserjék helyettesíthetik (BÖLÖNI et al. 2007).

Őshonos fafajokkal, spontán erdősülő területek - EN/1

Az élőhely-kategória területaránya mindössze 0,3 %. Eredetüket tekintve főként felhagyott legelőterületek, kisebb arányban felhagyott szőlők, szántók. Közös tulajdonságuk a fásszárú propagulumforrások közvetlen vagy elérhető (néhány száz méter) közelsége. Az őshonos fafajok terjedését az „EN” kategória kis területén kívül, gyakran annak elhelyezkedése is gátolja. Az őshonos fafajú zárt faállományokat a legtöbb esetben akácos „köpeny” vagy más gátló tulajdonságú élőhely veszi körül, így kisebb a valószínűsége annak, hogy az őshonos fafajok terjedésének kedvező szituáció jöjjön létre.

Az „EN/1” élőhely területei a mintaterületen elszórva, a Romhányi-rögön, a Romhány és Tereske közötti Dennek száraz tölgyesének szomszédságában, az érsekvadkerti erdőben és a Kisecset melletti legelő egy részén fordulnak elő kis kiterjedésben (11., 13. térkép).

Nyílt és zárt száraz cserjések, cserjés szegélyek - P2b/1, P2b/2

A cserjéseket szukcessziós lépcsőfok szerint két jól elválasztható stádiumra különíthetjük el. A két stádium gyakran egymást kiegészítve, mozaikolva fordul elő hasonló tulajdonságú területeken. A cserjések összevont részaránya a teljes területhez képest 6 %, melynek döntő többsége felhagyott mezőgazdasági terület. Elenyésző arányban képviseltetik magukat a két élőhely-kategóriában a különböző vonalas objektumokat (pl. út, erdőszegély, mezsgye, árokpart) kísérő cserjés sávok, sövények. A felhagyott területeken kialakult cserjések változatos földhasználati eredetűek. Rendkívül változatos a cserjésedés mintázata a felhagyott, kisparcellás szerkezetű szőlőhegyeken. Homogénebb, egységesebb képet mutatnak a felhagyott legelők, szántók és nagyüzemi gyümölcsösök. Az akácosodó cserjéseket, melyek hasonló tulajdonságokkal bírnak, az „S6/A/1” kategóriába soroljuk, az őshonos fafajokkal erdőződő cserjések az „EN/1” élőhelyhez sorolandók (10.,13. térkép).

A cserjések elhelyezkedését vizsgálva megállapítható, hogy jellemzően a mintaterület alacsonyabb, de változatos módon tagolt dombvidéki tájrészleteire koncentrálnak. Ezeken a területeken helyezkedtek el a mára már felhagyott szőlőhegyek (bánki szőlőhegy, Makray-hegy, romhányi szőlők), a csökkenő állatlétszám miatt felhagyott legelők és az alacsonyabb löszös térszínekhez képest kedvezőtlenebb adottságú szántóföldek. A szőlők felhagyását elsősorban szociológiai okok idézték elő: kihaltak, megöregedtek azok a generációk, akik számára a szőlő művelése, a gyümölcsfák ápolása a mindennapi élet természetes velejárója, a hagyományos életmód része volt. Ezt a folyamatot a szőlők hobbitelkekké válása csak minimális mértékben volt képes kompenzálni. A legelő állatállomány a TSZ korszak végével, a „rendszerátváltást” követően csökkent le drasztikusan. Az 1960-as, 1970-es években a TSZ-ek számára készített üzemi térképek arról tanúskodnak, hogy ezekben az évtizedekben még számos olyan rosszabb minőségű parcellát is szántottak, melyet nagyüzemi módszerek előretörésével, majd a szocialista gazdálkodási „elvek” megszűntével már nem volt érdemes művelni, így megindulhatott rajtuk a cserjésedés.

A száraz cserjések terjedési képessége a természetközeli erdőkhöz képest sokkal jobb. Erősen legeltetett, égetett gyepek, parlagok és nagy területű felhagyott szántók esetében rosszabb a regenerációs képesség. Azokon a felhagyott területeken legkisebb a száraz

cserjések kialakulási esélye, ahol az éves csapadékmennyiség magas, és a zárt erdő teljesen körbeveszi a kisméretű parlagot, gyepet (BÖLÖNI et a. 2007).

Természetközeli száraz és félszáraz gyepek – GYN

Üledékes kőzeten kialakult sztyeppréteket, száraz lejtőgyepeket és erdőssztyeppréteket a mintaterület 1,4 %-án találhatunk cserjék nélküli formában. Mivel a nyílt cserjések besorolása 10 %-os cserjeszinttől kezdődik, a természetesebb állapotú és a degradált gyepek gyakran cserjésekkel mozaikosan figyelhetők meg (11. térkép).

A térképen ábrázolt nagyobb kiterjedésű természetközeli gyepek kialakulása és fennmaradása erőteljes emberi hatásnak tudható be. A MÉTA felmérés térképéről leolvasható, hogy a kötött talajú sztyepprétek és lejtőgyepeket nagyobb része a közelmúltig folyó, vagy jelenleg is folytatott legeltetésnek köszönhetően maradhatott meg (27. ábra).

Az említett gyepek egyes helyeken évtizedekkel ezelőtt felhagyott szántókon alakultak ki, feltételezhető időszakos legeltetésük az eltelt időszakban. A MÉTA felmérés kategóriarendszere az említett árva rosnokos (*Bromus inermis*) lejtőgyepeket kemény alapkőzeten feltételezi, ennek ellenére előfordulásuk a mintaterületen puhább, üledékes rétegekhez köthető. A felmérés keretében a mintaterület K-i részén, Kisecset határában rögzítették félszáraz, természetközeli gyepek, erdőssztyepprétek (H4) előfordulását.



27. ábra: Legeltetett gyep Kisecset határában (Fénykép: Zagyvai Gergely)

Fontos megjegyezni, hogy a mintaterület MÉTA felmérésének adatai három adatközlőtől (Kovács T. - Bölöni J. & Illyés E. & Kun A. - Tímár G.) erednek, így a térkép szemléletbeli különbségeket is tükrözhet. Kismértékű szabályosság figyelhető meg egyes gyepterület- és erdőkategóriák tekintetében a különböző adatközlők felmérési területei szerint. Az egyes gyeptípusok pontosabb szétválasztására a cönológiai felvételezések keretében teszünk kísérletet. Az említett három gyeptípus közül elsősorban a sztyepprétekre jellemző, hogy kis kiterjedésben, zárványként cserjésedő, akácodosó területek között is megmaradtak. Ezen fragmentumok kialakulását és dinamikáját a részletesebben vizsgált kutatási léptékek tárgyalása során ismertetjük.

A természetközeli száraz és félszáraz gyepek kategóriájába soroltuk a veres csenkeszes hegyi réteket, annak ellenére, hogy inkább a nedvesebb, domb- és hegyvidéki gyepek csoportjába tartozik. A sajátos besorolás oka, hogy az élőhely csak egy helyen Kisecset mellett fordul elő egy rendszeresen legeltetett területen, a dombvonulat hűvösebb É-i, ÉK-i oldalán.

Amennyiben a száraz és félszáraz gyepek közé tartozó, kemény alapkőzetre jellemző lejtőgyepeket (28. ábra) zavarás éri, viszonylag jól regenerálódnak, ha nincs égetés, drasztikus erózió, túllegeltetés, vagy ha nem fenyegeti az élőhelyet a cserjésedés vagy különböző özönnövények (pl. *Asclepias syriaca*, *Robinia pseudoacacia*). Az említett lejtőgyepek terjedési képessége viszonylag kicsi, középhegységi szőlőkben, gyümölcsösökben több évtized alatt lehetséges. A természetközeli erdőssztyepprétek (H4) erdős tájban, megfelelő propagulumforrás esetében jól vagy közepes mértékben regenerálódnak és terjednek az esetlegesen felhagyott szomszédos területekre (BÖLÖNI et al. 2007).



28. ábra: Árva rozsnokos (*Bromus inermis*) lejtőgyep a romhányi Szappanosban

A kötött alapkőzeten, löszös üledékeken kialakult sztyepprétek regenerációs képessége nagymértékben függ a vizsgált élőhelyfolt és környezetének természetességétől. Magasabb természetességhez magasabb regenerációs potenciál is társul. Az előzőekben említett erdőssztyepprétek (H4) túllegeltetés és szárazodás esetében átalakulhatnak sztyepprétekké. Felhagyott szántókon, szőlőkben, nedvesebb mikrolíma és szomszédos propagulumforrás esetén 5-15 év alatt is kialakulhatnak közepesen természetes sztyepprétek. 15-30 év a regeneráció időtartama nedves mikrolíma, nem határos, de 500 m-en belül elhelyezkedő propagulumforrás esetében, vagy akkor, ha száraz a mikrolíma, de van határos, propagulumforrásként szolgáló élőhely. A sztyepprétek kialakulásának sebessége még lassabb, ha a propagulumforrás 500 m-nél távolabbi, vagy ezen a távolságon belül található, de száraz a terület mikroklímája. Sztyepprétek esetében a kaszálás és legeltetés gyorsíthatja, az agresszív özőnfajok térhódítása, a siskanád elterjedése vagy a cserjésedés lassíthatja a folyamatot (BÖLÖNI et al. 2007).

Gyomos, zavart, jellegtelen száraz és félszáraz gyepek - OC

Változatos eredetűek, ugyanis felhagyott szántók, gyümölcsösök, legelők és kaszálók egyaránt lehetnek. A mintaterületről készített élőhelytérkép csak azokat az élőhelyeket sorolja az „OC” kategóriába, melyekre nem jellemző a cserjésedés. Az élőhelytérképen nem kimutatható, de a MÉTA felmérés eredményeiből kiolvasható, hogy leggyakrabban különböző záródási fokú galagonyás-kökényes cserjésekkel vegyesen figyelhető meg. A megállapítás ellenkező irányban is érvényes, a száraz területek cserjései jellemzően jellegtelen

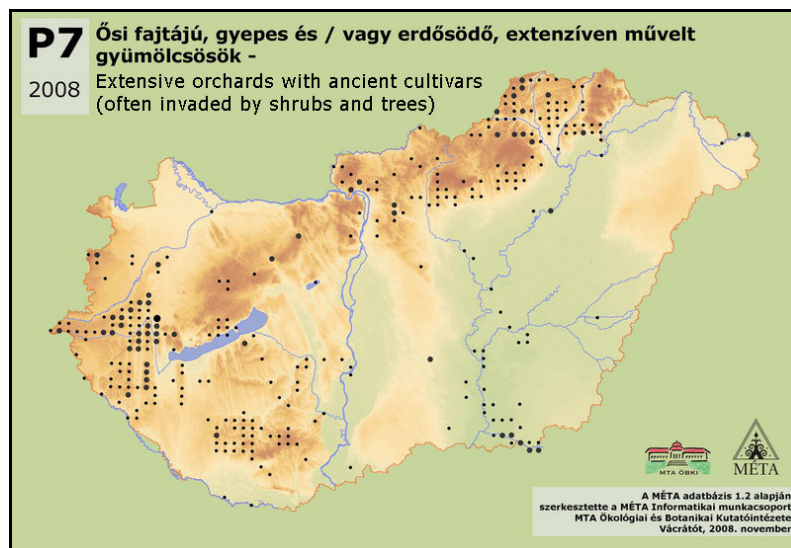
száraz gyepekkel mozaikolnak. Élőhelytérképen mért területarányuk a mintaterületen 2,8 %, a valóságban, figyelembe véve a cserjések aljnövényzetét, minimum kétszer ennyivel kell számolnunk (11. térkép).

A „gyomos, zavart, jellegtelen száraz és félszáraz gyepek” fajösszetételüket tekintve rendkívül heterogén gyűjtőkategória. Ide tartoznak a zárt siskanadások, fiatal (egyévesek által dominált) parlagok, az idősebb, de zavarástűrő kétszikűek által meghatározott gyepek, parlagok is, és minden olyan száraz gyepek ami máshová nem sorolható.

Az élőhely regenerációs képessége felhagyott szántón, szőlőben, közeli propagulumforrás esetén (kb. 50-200 m) közepes vagy jó. Degradációs hatásokra természetközeli gyepekből is kialakulhatnak jellegtelen száraz gyepek (BÖLÖNI et al. 2007).

Felhagyott kisparcellás gyümölcsösök, termesztett gyümölcsfajokkal a lombkoronaszintben - P7/1, P7/2

A mintaterületen jól körülhatárolhatóak azok az egykori szőlőhegyek, ahol az élőhely kialakulhatott. Minden esetben kisparcellás gyümölcsösökből vagy szőlőkhöz kapcsolódó gyümölcsös „szőlőaljból” alakultak ki (ÉGETŐ 2001). A paraszti használatú gyepes gyümölcsösöket, a hagyományos művelés keretében rendszeresen kaszálták. Máig élő példáit láthatjuk e tradicionális földhasználatnak a gömöri falvak és az Őrség esetében (29. ábra). Természetvédelmi jelentőségük részben extenzíven kezelt aljnövényzetüknek, részben ősi, megőrzendő, ellenálló gyümölcsfajtáiknak köszönhető.



29. ábra: Extenzív, gyepes gyümölcsösök elterjedése Magyarországon a MÉTA felmérés szerint

(Forrás: www.novenyzetiterkep.hu)

A gyepes gyümölcsösök vizsgálati területünkön, gondozott formában már csak igen ritkán lelhetők fel. A régebben felhagyott parcellák legtöbbször már erősen cserjésednek, lombkoronaszintjük változatos borítású és összetételű. A gyümölcsösök felhagyását követően a legtöbb gyümölcsfaj példányai fokozatosan elöregednek, száradnak, majd kipusztulnak. Egyes fajok (pl. szilva, királydió) viszont megfelelő körülmények esetén erőteljes generatív vagy vegetatív terjeszkedésre képesek így szerepük a lombkoronaszintben jelentős marad, egyes esetekben növekszik. A „felhagyott kisparcellás gyümölcsösök, termesztett gyümölcsfajokkal a lombkoronaszintben” élőhelykategória két elkülönített stádiuma azt a szukcessziós fázist rögzíti, amikor a gyümölcskultúrából származó fák „még vagy már” jelentősebb szerephez jutnak. A romhányi Kók-hegy melletti nagy kiterjedésű szőlőhegyen és a Bánk melletti szőlőkben koncentrálnak a tárgyalt élőhelykategóriákhoz tartozó területek (11. térkép).

Akácok - S1

A 19. sz. első évtizedeitől a Cserhát többi részéhez hasonlóan, vizsgálati területünkön az erdőterületek csökkenésével párhuzamosan nőtt a szőlő, szántó és a legelőterületek nagysága. Az erdőirtások helyén megnövekedett az erózió, vízmosások kopárok alakultak ki. A domboldalak lehordott talajrétegei a mélyebben fekvő, jó minőségű szántókon és erdőkben akkumulálódtak, a „besankolódás” jelenségének keretében (NAGY 2010). A leírt jelenséget alátámasztják a termelőszövetkezetek használatára készített, részletes talajtérképek, melyen megfigyelhetők a különböző mértékben erodálódott erdőtalajok és az „erdős területek lejtőhordaléka” talajtípus is.

A kopárok, vízmosások megkötéséhez kapcsolható az akáctelepítések első időszaka. A fafaj tájban való nagyobb térhódításának kezdőpontja a II. és III. katonai felmérés közötti időszakra, az 1860-as, 1870-es évtizedekre tehető (NAGY 2010).

Történeti szempontból az élőhelytérképen ábrázolt akácok két csoportra oszthatók. Azok az állományok, melyek a II. és III. katonai felmérésen ábrázolt erdők határain belül helyezkednek el, az őshonos fafajok akáccra cserélésével, vagy a fafaj erdőterületen belüli spontán terjedésével jöttek létre. Azok az akácok, melyek az említett határvonalon kívüliek más művelési ágú területekre történő telepítéseknek, vagy felhagyott mezőgazdasági területek spontán akácosodásának köszönhetik létüket. Az előző csoportba sorolhatók a Romhányi-rög alacsonyabb peremterületeinek erdei, valamint az Érsekvadkert és Sente községek közötti

erdőtömb állományai. Utóbbi csoportba főként a mintaterület K-i és É-i részének tagolt felszínű dombvidékén feltüntetett akácok tartoznak. A korábban legelőként, szántóként, szőlőként művelt, mára már akácossá vált területek térképi domborzat-ábrázolásán jól megfigyelhetők az akácok történeti hátterének ismertetése során említett, mélyen bevágódott vízmosások.

Az akác telepítése és spontán terjeszkedése hozzávetőleg másfél évszázada folyik a tájban, melynek eredményeként az akácok (S1) területaránya meghaladja a 20 %-ot. A potenciális terjeszkedésre alkalmas területek nagysága miatt a fafaj további térhódítása várható (11., 13. térkép).

Akácodosó területek - S6/A/1, S6/A/2

Az akác terjeszkedésével érintett területeket, a fafaj borítása szerint két kategóriába soroltuk. Mindkét terjeszkedési fázisra jellemző, hogy az esetek többségében már korábbi akácok közvetlen szomszédságában jelennek meg. A jelenség az akác kiváló vegetatív terjedőképességével és az ezzel összefüggésben „falanx” terjedési stratégiájával magyarázható. Az akác gyökérsarjai útján folyamatosan „begyalogol” a célterületre, radikálisan átalakítja a termőhelyet, kiszorítva és felülírva a megelőző vegetáció elemeit. BÖLÖNI et al. (2007) szerint szélsőségesen száraz termőhelyen az akác elveszíti vegetatív megújuló képességét. Az akác generatív terjeszkedésének esélyét rontja, hogy magja csak akkor válik csíráképpé, ha a maghéj sérülést szenved. A szkarifikáció egyes magpredátorok (pl. fácán) tápcsatornájában is megtörténhet (BARTHA et al 2006 b). Terepi tapasztalataink szerint előfordul, hogy feltételezhetően mageredetű akácpéldányok, kisebb akáccsoportok jelennek meg a vonal mentén terjeszkedő akácostól távol, a felhagyott területek belsejében, melyek a későbbi frontszerű terjeszkedésnek gócpontjaivá válnak. A különböző mértékben akácodosó területek aránya 5,3 %, tehát meghaladja a természetszerű erdőket is magába foglaló „EN” kategória felét (11., 13. térkép).

Pionír puhafás erdők és nedves, üde cserjések – RB/1, RB/2, P2a/1, P2a/2

A mintaterületet kettészelő Lókos-patak és a hozzá kapcsolódó vízfolyások mentén, az ember tájatalakító tevékenysége előtt valószínűleg égerligetek, keményfás ligeterdők voltak.

A Lókos-patak széles völgyében fekvő mélyebb fekvésű öblözetben égeres mocsárerdő lehetett az eredeti vegetáció.

Az égerligetek és egyéb üde erdők közötti átmenetben gyetyános-kocsányos tölgyesek elterjedése rekonstruálható. A vékonyabb vízfolyások mentén, szűkebb völgyek alján tisztább égerligetek húzódtak. A történeti térképek tanúsága szerint a természetes erdőket, a patakok mentén húzódó változó szélességű sávban átalakították kaszálókká, legelőkké, melyek jellemzően fátlanok voltak, csak ritkábban azonosíthatunk ligetes felszínborítást vagy a patak mentén húzódó fasorokat. A többletvízhatás alatt álló ligeterdők maradványai radikálisan visszaszorultak. Az 1867-es kataszteri térképek szerint a kaszálókat, a többi művelési ághoz hasonlóan, tulajdonosok szerint keskeny sávokra osztva művelték. A 20. sz. második felében a többi tradicionális gazdálkodási forma visszaszorulásával párhuzamosan, szinte teljesen megszűnt az istállózó állattartást kiszolgáló hagyományos kaszálók létjogosultsága.

A Lókos-patakot az 1960-70-es években szabályos mederbe terelték, így megszűntek rendszeres kiöntései. Azokat a területeket, melyek alkalmasak voltak rá szántóföldé alakították, amelyek továbbra is vizenyősek maradtak felhagyták. A másodlagos szukcessziós folyamatok a nedves, vizes területeken viszonylag gyorsak. A gyorsaság okaként említhető a jellemző *Populus* és *Salix* fajok pionír karakterükből adódó jó terjedőképessége, gyors növekedése, valamint a termőhely víz és tápanyagbősége. A felsorolt élőhelykategóriák ennek a „nedves szukcesszióknak” a fásszárú fajokat is tartalmazó, négy stádiumát (RB/1, RB/2, P2a/1, P2a/2) képviselik.

A mintaterület vízhálózatának tagjai közül a szabályozott Lókos-patak mentén tudtak másodlagosan a legkevésbé kialakulni ezek a nedvességkedvelő élőhelyek, pedig ezt a patakot kísérték a múltban a ligeterdők a legszélesebb sávban. A *Salix alba*, *Salix fragilis* és *Salix cinerea* fajokkal jellemezhető puhafás erdők, cserjések inkább a kisebb patakok kevésbé átalakított környezetében voltak képesek regenerálódni. Erdőszerű állományaikban, sávjaikban megtalálható ugyan az *Alnus glutinosa*, de rekonstruált eredeti előfordulásánál jóval kisebb arányban (11.,13. térkép).

Az „RB/2” kategóriába soroljuk még a hasonló termőhelyekre telepített, de honos füzeseket, égereket is.

Természetközeli fátlan, nedves élőhelyek – BD

Természetközeli állapotú, vízhatás alatt álló, fátlan élőhelyekhez tartoznak a magassásosok, patakokat kísérő magaskórósok, nádasok, gyékényesek, mocsárrétek.

Tájtörténetük és elhelyezkedésük a nedves, pionír erdőkhöz, cserjésekhez hasonló. Legváltozatosabb és legértékesebb típusai a Kétdobonyi- és a hozzá kapcsolódó Szentei-patak völgyében található meg (LÁJER 1998). A magaskórósok és a kaszálás nélküli mocsárrétek könnyen cserjésednek, erdősödnek *Alnus glutinosa*-val és a *Salix* fajokkal. A nádasok, gyékényesek és magassásosok esetében a fásszárú szukcesszió a magas vízszint miatt gátoltabb (11.,13. térkép).

Gyomos, zavart, jellegtelen üde, nedves gyepek, magaskórósok – OB

Tájtörténetük és elhelyezkedésük az előző, főként többletvízhatástól függő élőhelyekhez hasonlóan a patakok, vízfolyások elhelyezkedéséhez igazodik. Jelentős részük jelenleg is intenzív emberi zavarás (legeltetés, kaszálás, égetés) alatt áll, mely akadályozza a fásszárú vegetáció fejlődését (11., 13. térkép).

Nemesnyarasok, nemesfüzesek – S2

Mindkét csoport fajtáit jó vízellátottságú, völgyalji területekre telepítették. Az ültetvényeszerű állományok kiterjedése viszonylag kicsi (0,3%). Az élőhelyen belül a nemesnyarasok kiterjedése nagyobb. A Magyarországon használt nemes nyár fajták monoklon eredetűek spontán terjeszkedésre sem generatív sem vegetatív úton nem képesek (BÖLÖNI et al. 2007) (11. térkép).

Fenyvesek – S4

A mintaterület 2,4 %-át borítják telepített fenyvesek, melyek nagy részét szélsőséges termőhelyen találhatjuk. Leggyakoribbak közülük az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) ültetvények. A feketefenyőt (*Pinus nigra*) elsősorban erodált dombokra, kopárokra ültették. A lucfenyő (*Picea abies*) ültetvények területe elenyésző a másik kettő fenyőfajhoz képest (11. térkép).

4. 4. Szukcessziós vizsgálatok a felhagyott parcellákon

4. 4. 1. A felhagyott területek fa- és cserjefajai

A parcellák fajlistáinak feldolgozása során csoportosítottuk a feljegyzett fa- és cserjefajokat életforma (fa – cserje), stratégia (pionír-klimax), eredet (őshonos-idegenhonos/tájjidegen-özönfaj-termesztett) és az előfordulás gyakorisága szerint. A fásszárú szukcesszióban jelentősebb szereppel bíró fajok nevét félkövér betűkkel kiemeltük a felsorolásban.

Klimax erdőtársulások állományalkotó fafajai: enyves éger (*Alnus glutinosa*), közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*), csertölgy (*Quercus cerris*), kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), molyhos tölgy (*Quercus pubescens*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*).

Klimax erdőtársulások elegy fafajai: vadkörte (*Pyrus pyraeaster*), mezei juhar (*Acer campestre*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), korai juhar (*Acer platanoides*), tatárjuhar (*Acer tataricum*), magas kőris (*Fraxinus excelsior*), madárcseresznye (*Prunus avium*), nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*), kislevelű hárs (*Tilia cordata*), mezei szil (*Ulmus minor*), közönséges bükk (*Fagus sylvatica*).

„Pionír” fajok: fehér nyár (*Populus alba*), rezgő nyár (*Populus tremula*), fehér fűz (*Salix alba*), kecskefűz (*Salix caprea*), törékeny fűz (*Salix fragilis*), rekettyefűz (*Salix cinerea*), közönséges nyír (*Betula pendula*).

Tömeges őshonos cserjefajok: veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), kökény (*Prunus spinosa*), erdei iszalag (*Clematis vitalba*), közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), gyepürózsa (*Rosa canina*), hamvas szeder (*Rubus caesius*), földi szeder (*Rubus fruticosus*), közönséges boróka (*Juniperus communis*).

Ritka őshonos cserjefajok: közönséges mogyoró (*Corylus avellana*), sóskaborbolya (*Berberis vulgaris*), pukkanó dudafürt (*Colutea arborescens*), cseregalagonya (*Crataegus laevigata*), csíkos kecskerágó (*Euonymus europaeus*), kutyabenge (*Frangula alnus*), vadalma

(*Malus sylvestris*), varjútövis benge (***Rhamnus cathartica***), jajrózsa (*Rosa pimpinellifolia*), fekete bodza (***Sambucus nigra***).

Fehér akác (*Robinia pseudoacacia*)

Egyéb fásszárú özönfajok: bálványfa (*Ailanthus altissima*), amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*), közönséges ördögcérna (*Lycium barbarum*), májusi orgona (*Syringa vulgaris*), parti szőlő (*Vitis vulpina*).

Gyümölcsfajok: szelídgesztenye (*Castanea sativa*), birsalma (***Cydonia oblonga***), közönséges dió (***Juglans regia***), nemes alma (*Malus domestica*), fehér eper (*Morus alba*), házi cseresznye (***Prunus avium***), cseresznyeszilva (*Prunus cerasifera*), meggy (*Prunus cerasus*), kerti szilva (***Prunus domestica***), őszibarack (*Prunus persica*), nemes körte (*Pyrus communis*), fekete ribiszke (*Ribes nigrum*), kerti ribiszke (*Ribes rubrum*), málna (*Rubus idaeus*), bortermő szőlő (*Vitis vinifera*).

Idegenhonos és tájidegen nem inváziós fa- és cserjefajok: tövises lepényfa (*Gleditsia triacanthos*), csörgőfa (*Koelreuteria paniculata*), ezüst juhar (*Acer sacharinum*), közönséges vadszőlő (*Parthenocissus inserta*), erdei fenyő (*Pinus sylvestris*).

A parcellákon talált fa- és cserjefajok közül azoknak az előfordulását elemezzük részletesen a cserjésedési, erdősödési folyamatokhoz kapcsolódóan, melyek a klimax erdőtársulások állományalkotó- vagy fontos elegyfajai, jelentős szerepet kapnak a felhagyott területek valamely szukcessziós stádiumában. Fontosak azok a cserje- és fafajok is, melyek a vegetációfejlődési folyamat valamely fontos hatótényezőjét indikálják (pl. legeltető használat – boróka elszaporodása).

4. 4. 2. Felhagyott területek cserjésedése

A különböző művelési ágak felhagyásával kialakult másodlagos élőhelyek vízháztartás szerint határozottan elkülöníthetők egymástól. A felhagyott legelők túlnyomó többsége többlet vízhatás nélküli felszíneken, a szántóparlagok az enyhébb lejtésű száraz, félszáraz dombhátakon, esetenként a kisparcellás szőlőkkel vegyesen helyezkednek el. A szőlőparlagok

a felhagyott szántókhoz képest szárazabb, melegebb domboldalakon jelentek meg. A száraz és félszáraz felhagyott területek nagy mintaszáma lehetővé teszi a rajtuk zajló vegetációdinamikai folyamatok részletes elemzését.

4. 4. 2. 1. A cserjék megtelepedése és terjeszkedése

A cserjék megtelepedése szerint kétféle típust különböztethetünk meg. Az egyik típus szerint, ha a felhagyott terület közvetlen szomszédságában jó vegetatív terjedési képességű (pl. gyökérsarj képzés) cserjefaj állománya helyezkedik el, frontszerűen cserjésedik a felhagyott terület. Ezekben az esetekben a kis területű parcellák cserjésedése gyors folyamat.

A másik típus, a nagyméretű felhagyott területek esete, ahol a cserjés megtelepedési fázisának sikere a generatív szaporodás sikerétől függ. A tömeges cserjefajok mindegyike, a ritkább cserjék többsége endozoochor magterjesztésű: veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), kökény (*Prunus spinosa*), közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), gyepürózsa (*Rosa canina*), hamvas szeder (*Rubus caesius*), földi szeder (*Rubus fruticosus*), közönséges boróka (*Juniperus communis*), sóskaborbolya (*Berberis vulgaris*), pukkanó dudafürt (*Colutea arborescens*), cseregalagonya (*Crataegus laevigata*), csíkos kecskerágó (*Euonymus europaeus*), kutyabenge (*Frangula alnus*), vadalma (*Malus sylvestris*), varjútövis benge (*Rhamnus cathartica*), jajrózsa (*Rosa pimpinellifolia*), fekete bodza (*Sambucus nigra*). Dysoochor magterjesztésű a közönséges mogyoró (*Coryllus avellana*). A cserjék közé sorolt, lián életmódú erdei iszalag (*Clematis vitalba*) anemochor magterjesztésű, a többi valóban alacsony termetű cserjefaj esetében nem lenne értelme ennek a magterjesztési technikának. WEBER (2003) szerint a cserjefajokra a K és az r stratégia használata egyaránt jellemző.

A zoochor magterjesztésű cserjefajoknál a generatív terjeszkedés, a gyors termőre fordulásnak köszönhetően rövid időn belül öngerjesztővé válik. A magokból növekvő cserjéket táplálkozás, fészkelés céljából meglátogatják a madarak, közben a közbülső területekre is elterjesztik a magokat. Bizonyos fajoknál magról eredt cserjék, bokorcsoportok a további vegetatív terjeszkedés gócpontjaivá válnak. A cserjésedést és erdősödést akadályozhatja a Magyarországon jellemzően sűrű vadállomány, melynek kártétele a magterjesztő állatok tevékenységéhez hasonlóan nagyban függ a felhagyott terület környezetének élőhelymintázatától, a mezőgazdasági területek elhelyezkedésétől. A cserjésedés felgyorsulását követően a cserjeszint záródásának, az emberi beavatkozást

leszámítva, csak a szélsőséges ökológiai feltételek vagy a növényzetten belüli kompetíció szabhat határt.

A cserjésedés sebességének becsléséhez, a felhagyott parcellák adatait többféle módon csoportosítottuk az értékelés során. Megállapítottuk a különböző élőhelykategóriákba (pl. gyomos, zavart, jellegtelen száraz és félszáraz gyepek – OC, nyílt száraz cserjések – P2b/1, zárt, száraz cserjések – P2b/2) sorolt területek átlagos felhagyás óta eltelt idejét, cserje- és lombkoronaszintjük borítását a megelőző földhasználat (szántó, szőlő, gyümölcsös, legelő) szerint (5. táblázat). A felsorolt jellemzőket korosztálycsoportokba sorolva is megállapítottuk, az akácodosással érintett élőhelyek bevonásával (6. táblázat) és azok nélkül (7. táblázat), valamint élőhelykategóriákra bontva is (8. táblázat).

Az akác agresszív, gyors terjeszkedése miatt összehasonlíthatatlanná teszi az egyes szintek borítását. Az átlagolt kor és borítás értékek a tág spektrumon mozgó alapadatok miatt nagy szórással rendelkeznek. Részben ezért, részben a csoportképzésből adódóan (pl. nyílt száraz, félszáraz cserjés – P2b/1, zárt száraz, félszáraz cserjés - P2b/2) a kapott eredmények abszolút értelemben nehezen hasonlíthatók össze egymással, de a folyamat sebességének időbeli változása kimutatható és az eltérő időpontban felhagyott területek adatai összehasonlíthatók.

5. táblázat: Az eltérő földhasználati eredetű felhagyott parcellák átlagos kora, cserje- és lombkoronaszintjük borítása az akácodosó élőhelyek figyelembevételével

Megelőző földhasználat	Átlagos kor(év)	Cserjeszint borítása (%)	Lombkoronaszint borítása (%)	Cserje- és lombkoronaszint borítása (%)
Szántó	18	29	8	37
Szőlő	25	46	20	66
Gyümölcsös	10	36	17	53
Nagyüzemi gyümölcsös	6	9	29	38
Kaszáló	19	37	20	57
Legelő	24	34	10	44
Fás legelő	41	60	59	119

Fontos hangsúlyozni, hogy az 5. táblázat a különböző földhasználati eredetű parcellák áttekintő, összefoglaló jellemzését szolgálja, az adatok kor szerinti bontását a következő táblázatokban láthatjuk részletesen.

Az akáccal fertőzött élőhelyeket is tartalmazó táblázat (7. táblázat), lombkoronaszintre vonatkozó oszlopának borításadatai nem emelkednek minden esetben a korosztályok

növekedésével. A lombkoronaszint záródása leginkább az akác terjeszkedésének köszönhető, így ha az átlagolt korosztálykategóriába tartozó parcellák nem érintettek a fafaj terjeszkedésével, a lombkoronaszint borítása viszonylag alacsony marad a felhagyást követően hosszú ideig. Ezzel ellentétben a cserjeszint záródása folyamatos a felhagyást követően, bár az idő előrehaladtával sebessége csökkenő tendenciát mutat.

6. táblázat: Az eltérő földhasználati eredetű felhagyott parcellák cserje- és lombkoronaszintjének átlagos borítása korosztályok szerint az akácosodó élőhelyek figyelembevételével (Korosztályok: **1** = 1-7 év, **2** = 7-15 év, **3** = 15-30 év, **4** = 30-50 év) (a félkövérrel kiemelt adatok, a nagyobb mintaszám miatt megbízhatóbbak)

Megelőző földhasználat	Korosztály	Cserjeszint borítása (%)	Lombkoronaszint borítása (%)	Cserje- és lombkoronaszint borítása (%)
Szántó	1	6	1	7
Szántó	2	23	5	28
Szántó	3	39	21	60
Szántó	4	41	10	51
Szőlő	1	1	5	6
Szőlő	2	43	14	57
Szőlő	3	46	23	69
Szőlő	4	54	23	77
Gyümölcsös	1	17	0	17
Gyümölcsös	2	48	22	70
Gyümölcsös	3	70	40	110
Legelő	2	27	9	36
Legelő	3	45	13	58
Legelő	4	65	8	73
Legelő	5	40	32	72

4. 4. 2. 2. Felhagyott szántók és szőlők cserjésedése

Szántó és szőlő művelési ág esetében a használat rendszeres kapálással, szántással, talajbolygatással jár. Közvetlenül a felhagyást követően a növénykultúra jellemző ruderalis gyomfajai szaporodnak el. Ezt követően az első 1-2 esztendőben az egyéves lágyszárúaké (pl. *Erigeron annuus*) a főszerep, melyeket később kiszorítanak a zavarástűrő kétszikű fajok, de sor kerülhet klonálisan jól terjedő fűfajok terjeszkedésére is. A fa- és cserjefajok megtelepedése legtöbb esetben már a gyepszint szukcessziójával párhuzamosan megtörténik, azonban ebben a stádiumban a generatív úton betelepült fásszárú magoncok növekedési

erélyét és méretét ekkor még jóval felülmúlják a nagyobb termetű zavarástűrő növények és az említett fűfajok.

Szántóparlagok esetében a cserjék megtelepedése a körülményektől függően kb. 10 évig tart. A következő évtizedben a cserjésedés üteme általában felgyorsul. Hozzávetőleg 20-30 év szükséges ahhoz, hogy a cserjeszint borításának növekedését mutató „görbe” ellaposodjon, majd a kompetíciós viszonyoknak és az ökológiai feltételeknek megfelelő szinten stagnáljon.



30. ábra: Korábban legeltetett szántóparlagba ékelődött felhagyott szőlőparcellák a Borókás-hegyen
(Forrás: Földmérési és Távérzékelési Intézet)

Szőlőparlagok esetében a cserjésedés megtelepedési és terjedési fázisa is gyorsabb (7-8. táblázat) (30-31. ábra). A kisméretű felhagyott parcellák kedvező kerület/terület aránya kedvez a cserjefajok vegetatív és generatív terjedésének, mert minél kisebb a parlag parcella, annál valószínűbb, hogy a szomszédságban propagulumot szolgáltató fás növényzet van. A paraszti művelésű szőlők és részben szőlőként művelt hobbitelkek általában tartalmaznak gyümölcsfákat, melyek üdébb mikroklímát teremtenek maguk körül, mely a felhagyást követően szintén elősegíti a cserjék terjedését. Az idősebb szőlőparlagok a hasonló korú felhagyott szántókhoz képest általában zártabb (akár 80%) cserjeszinttel rendelkeznek.

7. táblázat: Az eltérő földhasználati eredetű felhagyott parcellák cserje- és lombkoronaszintjének átlagos borítása korosztályok szerint (Korosztályok: **1** = 1-7 év, **2** = 7-15 év, **3** = 15-30 év, **4** = 30-50 év) (csak OC, GYN, P2b/1, P2b/2 EN/1 élőhelyek figyelembevételével, az akáccal érintett élőhelyek nélkül) (a félkövérrel kiemelt adatok, a nagyobb mintaszám miatt megbízhatóbbak)

Megelőző földhasználat	Korosztály	Cserjeszint borítása (%)	Lombkoronaszint borítása (%)	Cserje- és lombkoronaszint borítása (%)
Szántó	1	6	1	7
Szántó	2	22	2	24
Szántó	3	40	3	43
Szántó	4	38	3	41
Szőlő	1	5	3	8
Szőlő	2	42	7	49
Szőlő	3	42	6	48
Szőlő	4	60	4	64
Gyümölcsös	1	17	0	17
Gyümölcsös	2	43	7	50
Legelő	2	23	2	25
Legelő	3	41	4	45
Legelő	4	65	8	73
Legelő	5	25	10	35



31. ábra: Korábban legeltetett szántóparlagba ékelődött felhagyott szőlőparcella a Borókás-hegyen (Fénykép: Zagyvai Gergely)

8. táblázat: Az eltérő földhasználati eredetű felhagyott parcellák átlagos kora, lombkorona- és cserjeszintjük borítása élőhelykategóriák szerint (csak OC, P2b/1, P2b/2, S6/A/1, S6/A/2 élőhelyek figyelembevételével)

Megelőző földhasználat	Élőhely	Átlagos kor(év)	Cserjeszint borítása (%)	Lombkoronaszint borítása (%)	Cserje- és lombkoronaszint borítása (%)
Szántó	OC	9	3	1	4
Szántó	P2b/1	19	23	2	25
Szántó	P2b/2	21	57	4	61
Szántó	S6/A/1	24	54	20	74
Szántó	S6/A/2	23	39	52	91
Szőlő	OC	7	5	2	7
Szőlő	P2b/1	19	23	5	28
Szőlő	P2b/2	30	67	9	76
Szőlő	S6/A/1	25	48	24	72
Szőlő	S6/A/2	33	39	82	121
Gyümölcsös	OC	7	9	0	9
Gyümölcsös	P2b/1	10	33	4	37
Gyümölcsös	S6/A/1	12	70	23	93
Legelő	P2b/1	20	27	3	30
Legelő	P2b/2	23	58	5	63
Legelő	S6/A/1	29	52	27	79

4. 4. 2. 3. Felhagyott legelők, kaszálók, gyepes gyümölcsösök cserjésedése

Legelők, kaszálók és gyepes gyümölcsösök esetében a szukcessziós sorból hiányzik a felhagyott szántókra jellemző erőteljes ruderális fázis. Legtöbbször az optimális mértékű legeltetés, kaszálás megszűntével az értékesebb, természetesebb gyepek gyomosodási leromlási folyamaton megy keresztül.

A legtöbb esetben a legelők fásszárú szukcessziója a szántóktól eltérően nem a nulláról indul. A legeltetés állatfajától, intenzitásától és a legelő tisztításától függően a cserjék különböző mennyiségben jelen vannak a területen. A legelő jóságok kevésbé fogyasztják a borókát (*Juniperus communis*) és a tövissel, tüskével rendelkező lombhullató cserjefajokat (pl. *Pyrus pyraeaster*, *Rosa canina*, *Crateegus monogyna*, *Berberis vulgaris*), így ezek versenylőnybe kerülnek pl. a veresgyűrű sommal (*Cornus sanguinea*) és a közönséges fagyallal (*Ligustrum vulgare*) szemben. A legelők lombhullató fajokkal történő cserjésedésének sebessége a szántókéhoz hasonló, de az idős korosztályok átlagos borítása a szőlőparlagokéhoz hasonlóan magas.

Eltérő utat jelentett a múltban a boróka terjedése, mely a múltbéli legeltetéssel hozható összefüggésbe. Azok a régi legeltetett borókások, melyek termőhelyi tényezői kedvezőbbek

voltak beakácosodtak, vagy lombhullató fajokkal becserjésedtek mára. Azokon a kis területű foltokon, ahol kedvezőtlenebbek voltak a talajviszonyok és a borókán kívül más faj nem volt képes a megtelepedésre, szinte „megállt az idő” a fásszárú szukcesszió szempontjából. Ezek a borókás cserjések viszonylag laza szerkezetűek, a hasonló korú galagonyás-kökényes cserjésektől jóval alacsonyabb cserjeborítással és sokszor értékes, természetszerű gyepekkel. A régi legeltető használatot jelzik a fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*) monodomináns állományai, melyekben a cserjék betelepülése éppúgy gátolt, mint az elsősorban felhagyott szántókon kialakuló siskanadások (*Calamagrostis epigeios*) esetében.

A felhagyott kisparcellás, gyepes gyümölcsösök cserjésedéséről az előző két művelési ágtól eltérően kevesebb adattal rendelkezünk. A megfigyelt parcellák tanúsága szerint a cserjésedésük tempója felülmúlja a szőlőparlagokét is, köszönhetően a régen, sokoldalú felhasználhatóságuk miatt széleskörűen ültetett, hagyományos szilvafajtáknak, melyek kiválóan sarjadnak gyökérről és sűrű bozótot alkotnak.

4. 4. 2. 4. Klimax erdőtársulások elegy fafajainak szerepe a cserjésedésben

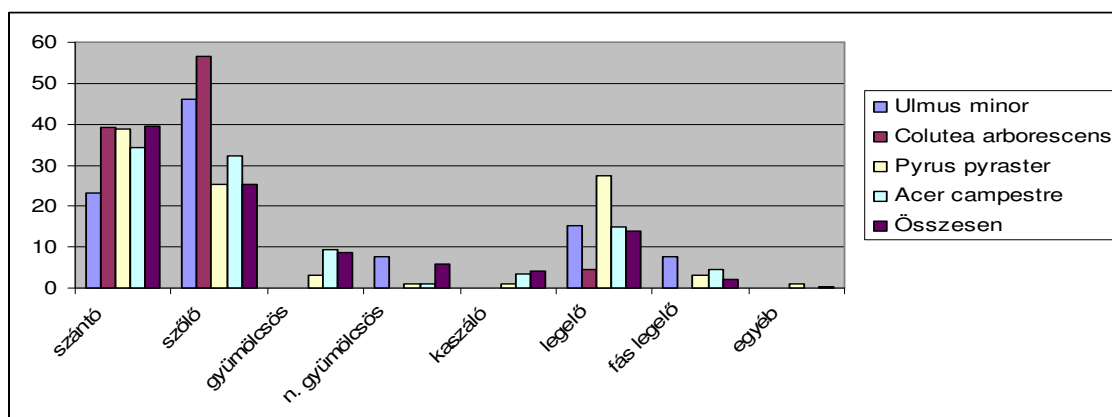
A kistermetű, erdei elegy fafajok jelentős része a szukcesszió során sokáig a cserjésedés folyamatában jut jelentősebb szerephez.

A **mezei juhar** (*Acer campestre*) gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek, melegkedvelő tölgyesek, erdőssztyepp erdők jellemző elegyfaja (BARTHA 1999). Tág ökológiai tűrőképességének köszönhetően felhagyott területeken gyakran megtalálható a cserje- és lombkoronaszintben egyaránt. 87 felvétel közül, melyekben a mezei juhar előfordul, 60-ban csak a cserjeszintben, 27 esetben a lombkoronaszintben is megtalálható (főként zártabb cserjésekben) (9. táblázat). Előző esetben a felhagyás átlagosan 20 éve, utóbbi esetben 30-35 éve történt (5. táblázat). A két érték különbsége, mely jóval nagyobb, mint a cser- és a kocsánytalan tölgy esetében, utalhat arra, hogy a mezei juhar sokáig cserjeméretű marad a felhagyott területeken, kevésbé törekszik a lombkoronaszint irányába, mint a tölgyek. A csupán cserje-, és a fatermetű mezei juhart is tartalmazó állományok cserje- és lombkoronaszint-borítási adatai a cser- és kocsánytalan tölgyéhez hasonlóan alakulnak.

A **tatárjuhar** (*Acer tataricum*) előfordulásának súlypontja a Romhány, Szátok és Tereske között elterülő patak völgyekkel szabdaltnak területen van, mely a mintaterületet érintő három kistáj közül a Nógrádi-medencében fekszik. A medence mintaterületre eső részének nagyobb hányadát kedvező adottságai miatt évszázadokkal ezelőtt felszántották. JAKUCS

(1968) térképe szerint a kistáj mintaterületre eső része tatárjuharos lösztölgyes potenciális vegetációval rendelkezik, melyet alátámaszt, hogy a terület felszínének nagy része 200 m tszf. magasságnál alacsonyabb, lösz alapközetten csernozjom-barna erdőtalajok alakultak ki. A Farkasvölgyi- és Tereskei-patak völgye és környezete (Dennek) a felszántott részekkel ellentétben a természetközeli fás- és lágyszárú vegetáció refúgiumaként szolgált. A Denneken található tatárjuharos cserjeszinttel rendelkező száraz tölgyes erdőállomány, melyet a MÉTA felmérés melegkedvelő tölgyesként jelez, szolgálhatott propagulumforrásként azokon a környékbeli felhagyott területeken, ahol vizsgálataink szerint a tatárjuhar spontán módon megjelent. A tatárjuhar erdőállományban való erőteljes jelenléte és sikeres spontán terjedése és fává növekedése alátámasztja a Jakucs-féle térkép potenciális vegetációra vonatkozó megállapítását (12. térkép).

A **vadkörte** (*Pyrus pyraeaster*) a cseres-tölgyesek övének jellegzetes szárazságtűrő, melegkedvelő fafaja. Előfordulási térképén jól látható, hogy a fásszárú szukcesszió által érintett, vizsgált felhagyott területek jelentős részén megjelent. Magját állatok terjesztik, a vadkörte tartalmazó parcellák elhelyezkedése egyenletes. Felhagyott fátlan és fás legelőkön az átlagnál jóval többször vesz részt a szukcesszióban, de szőlőparlagokon gyakrabban jelenik meg, mint felhagyott szántókon (32. ábra). Kedveli a meredek, magas besugárzású lejtőket, átlagnál többször fordul elő 15 évesnél idősebb felhagyott területeken.



32. ábra: Fa- és cserjefaj előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) megelőző földhasználat szerint

4. 4. 2. 5. Tömeges őshonos cserjefajok

A fásszárú szukcesszió legfontosabb cserje- és fafajainak előfordulási parcelláira, így a tömeges megjelenésű cserjefajokra is, a fajok különböző tömegessége és szintbeli

elhelyezkedésük szerint kiszámítottuk a felhagyás óta eltelt átlagos időt és a cserjeszint átlagos borítását. Fontos kiemelni, hogy a parcellaadatok kiértékelésének eredményei, a szukcessziós folyamatokra ható számos, egymással összefüggésben álló tényező miatt korlátozottan általánosíthatók. A hatótényezők teljesebb körű vizsgálatához, munkánk kereteit jóval meghaladó, reprezentatív módon vett mintaszám szükséges. Mindezek ellenére a kiugró és egyértelmű eredmények alkalmasak a különböző fajok szukcessziós viselkedésének felvázolására.

9. táblázat: Fontosabb cserje- és fafajok tömegessége (1-ritka, 2-szórványos, 3-gyakori, 4-tömeges), a felhagyás óta eltelt átlagos idő és a parcellák cserje-, valamint lombkoronaszintjének borítása

Cserjefajok és tömegességük	Idő (év)	Cssz. borítás (%)	<i>Colutea arborescens</i> - 3	40	46
			Fafajok és tömegességük	Idő (év)	Cssz. / Lksz. borítás (%)
<i>Rosa canina</i> - 1	30	32	<i>Acer campestre</i> - 1- csz.	19	33
<i>Rosa canina</i> - 2	15	27	<i>Acer campestre</i> - 2- csz.	16	41
<i>Rosa canina</i> - 3	20	43	<i>Acer campestre</i> - 3- csz.	19	47
<i>Rosa canina</i> - 4	20	34	<i>Acer campestre</i> - 1- lksz.	24	53
<i>Juniperus communis</i> - 1	25	43	<i>Acer campestre</i> - 2- lksz.	37	61
<i>Juniperus communis</i> - 2	17	31	<i>Acer campestre</i> - 3- lksz.	27	43
<i>Juniperus communis</i> - 3	68	28	<i>Acer campestre</i> - 4- lksz.	32	53
<i>Juniperus communis</i> - 4	57	48	<i>Quercus cerris</i> - 1- csz.	21	26
<i>Prunus spinosa</i> - 1	22	31	<i>Quercus cerris</i> - 2- csz.	24	35
<i>Prunus spinosa</i> - 2	23	24	<i>Quercus cerris</i> - 3- csz.	12	43
<i>Prunus spinosa</i> - 3	17	30	<i>Quercus cerris</i> - 1- lksz.	24	72
<i>Prunus spinosa</i> - 4	23	30	<i>Quercus cerris</i> - 2- lksz.	22	56
<i>Crataegus monogyna</i> - 1	21	24	<i>Quercus cerris</i> - 3- lksz.	34	47
<i>Crataegus monogyna</i> - 2	19	25	<i>Quercus petraea</i> - 1- csz.	22	30
<i>Crataegus monogyna</i> - 3	22	50	<i>Quercus petraea</i> - 2- csz.	20	34
<i>Crataegus monogyna</i> - 4	18	43	<i>Quercus petraea</i> - 1- lksz.	34	16
<i>Cornus sanguinea</i> - 1	25	25	<i>Quercus petraea</i> - 2- lksz.	25	21
<i>Cornus sanguinea</i> - 2	17	27	<i>Quercus petraea</i> - 3- lksz.	26	45
<i>Cornus sanguinea</i> - 3	20	41	<i>Robinia pseudoacacia</i> - 1- lksz.	11	29
<i>Cornus sanguinea</i> - 4	23	54	<i>Robinia pseudoacacia</i> - 2- lksz.	23	42
<i>Ligustrum vulgare</i> - 1	21	25	<i>Robinia pseudoacacia</i> - 3- lksz.	24	39
<i>Ligustrum vulgare</i> - 2	20	35	<i>Robinia pseudoacacia</i> - 4- lksz.	23	40
<i>Ligustrum vulgare</i> - 3	23	46	<i>Robinia pseudoacacia</i> - 1- csz.	14	7
<i>Ligustrum vulgare</i> - 4	48	62	<i>Robinia pseudoacacia</i> - 2- csz.	11	26
<i>Pyrus pyraeaster</i> - 1	20	35	<i>Robinia pseudoacacia</i> - 3- csz.	11	26
<i>Pyrus pyraeaster</i> - 2	28	40	<i>Robinia pseudoacacia</i> - 4- csz.	10	20
<i>Pyrus pyraeaster</i> - 3	22	44			
<i>Pyrus pyraeaster</i> - 4	12	28			
<i>Colutea arborescens</i> - 1	32	54			
<i>Colutea arborescens</i> - 2	38	64			

A közönséges boróka (*Juniperus communis*) viszonylag kevés (25 db) felvételen található meg, mégis tömeges azoknak a területeknek a jelentős részén, ahol előfordul, így a borókások a galagonyás-kökényes cserjésektől jól elhatárolható típust alkotnak. Azok a

cserjések, melyekben ritka vagy szórványos az előfordulása felhagyásukat tekintve sokkal fiatalabbak (átl. 21 év), mint azok melyekben a boróka gyakori vagy tömeges (átl. 63 év). Mivel a két csoport közötti korkülönbség igen jelentős, meglepő, hogy az idősebb csoport átlagos cserjeborítás értéke csak 36 %, ami még a fiatalabb csoport átlagánál is alacsonyabb 2 %-al. Bár a lombkoronaszint átlagos borítása magasabb az idősebb csoportnál (17 %), mint a fiatalabbnál (6 %), a különbség mégis igen alacsony a felhagyástól eltelt hosszú időértékekhez képest.

A legtöbb ökológiai tényező szerint a közönséges boróka viszonylag tág tűrőképességű faj, a tartós árnyalást azonban nem viseli el, ezért más fafajokkal beerdősödő, leárnyékolt állományai kiritkulknak majd kipsztlulnak (BARTHA et al. 2006 a). Őshonos és idegenhonos fafajú erdők spontán állományaiban gyakran megfigyelhetők az egykori borókapéldányok tartós, jellegzetes illatú faanyagának maradványai, arról tanúskodva, hogy a szukcesszió korábbi fázisában a borókának jelentős szerepe volt.

10. táblázat: Fásszárú fajok előfordulási parcelláinak átlagos kora a felhagyás becsült idejéből számítva

Faj	Átlagos kor (év)		
<i>Sambucus nigra</i>	16	<i>Acer campestre</i>	23
<i>Rubus caesius</i>	17	<i>Pyrus pyraister (cssz., lksz.)</i>	24
<i>Prunus domestica</i>	18	<i>Ligustrum vulgare</i>	24
<i>Acer campestre (cssz.)</i>	19	<i>Robinia pseudoacacia (lksz.)</i>	25
<i>Rosa canina</i>	20		26
<i>Rubus fruticosus</i>	20	<i>Ulmus minor</i>	27
Teljes átlag	20	<i>Quercus petraea</i>	27
<i>Cornus sanguinea</i>	21	<i>Quercus cerris (lksz.)</i>	28
<i>Prunus spinosa</i>	21	<i>Quercus petraea (lksz.)</i>	29
<i>Prunus avium</i>	22	<i>Quercus cerris</i>	30
<i>Juglans regia</i>	22		31
<i>Crataegus monogyna</i>	22	<i>Acer campestre (lksz.)</i>	32
<i>Robinia pseudoacacia (cssz., lksz.)</i>	23		33
<i>Quercus petraea (cssz.)</i>	23	<i>Quercus cerris (cs.)</i>	34
		<i>Colutea arborescens</i>	34
			35
		<i>Juniperus communis</i>	36

Terepi adataink és az irodalmi információk tükrében megállapítható, hogy azokon a területeken, melyeken a boróka tömeges vagy gyakori, a múltban is, hosszú ideig jellegzetes, laza „borókás cserjés-gyep” élőhelykomplex volt a jellemző vegetáció, mely lehetőséget biztosított a természetközeli gyep regenerációjának is (33. ábra).

A boróka jelenléte és jelenlétének emlékei egyben utalhat a terület korábbi legeltetésére is. Szúrós, túleveles ágait nem legeli a jószág, viszont taposása elősegíti

magjának terjedését és csírázását. A boróka tobozbogyói beleragadnak a juh patái közé, így az állat a faj aktív terjesztőjévé válik. A borókát tartalmazó felvételek közül átlagon felüli azoknak a száma, melyek esetében legeltetés a megelőző tájhasználat, azonban a szántó eredetűek esetében sem zárható ki minden esetben a felhagyást követő időszakos legeltetés (34. ábra). A legeltetés a gyepok szukcesszióját gyorsíthatja, viszont a fásszárú szukcessziót megakaszthatja egy viszonylag nyílt borókás-cserjés fázisban. Az egyéb cserje- és fafajok megtelepedését és növekedését az erodált talaj, vékony termőréteg, a szénsavas mészfelszínközeli jelenléte akadályozza, vagy teljesen meggátolhatja, a boróka azonban elviseli és e kedvezőtlen feltételeket (BARTHA et al. 2006 a). A boróka a hosszabb életű cserjefajok közé tartozik, növekedése lassú, így vastagabb példányainak jelenléte hosszú távú visszatekintést ad a terület múltjára vonatkozóan (pl. 198. parcella) (10. táblázat) (12. térkép).

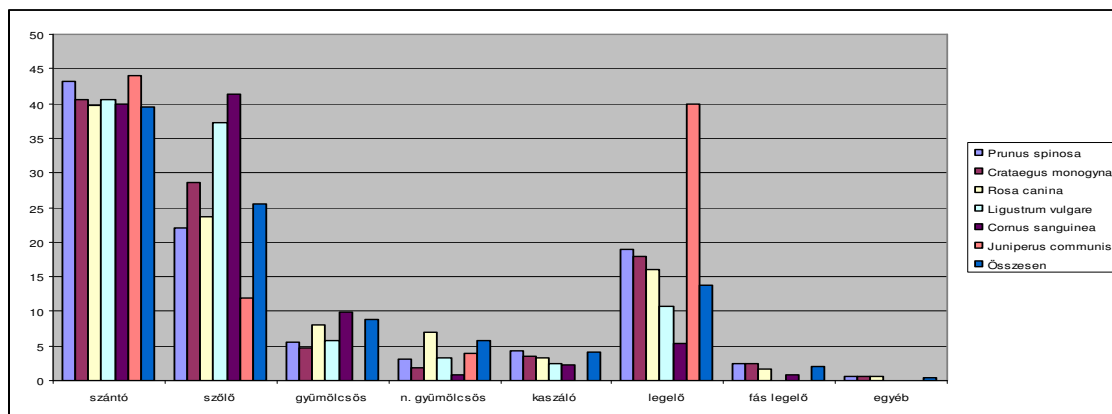
Kutatások megállapították, hogy a kétlaki boróka hím és nőivarú példányainak aránya szukcesszió során változik. A szukcesszió kezdeti stádiumában a hímivarúak dominálnak a nőivarúakkal szemben 1 : 0,6 arányban, később a nőivarú példányok kerülnek többségbe (BARTHA et al. 2006 a).



33. ábra: Borókás és galagonyás-kökényes cserjés Kisecset mellett (Fénykép: Zagyvai Gergely)

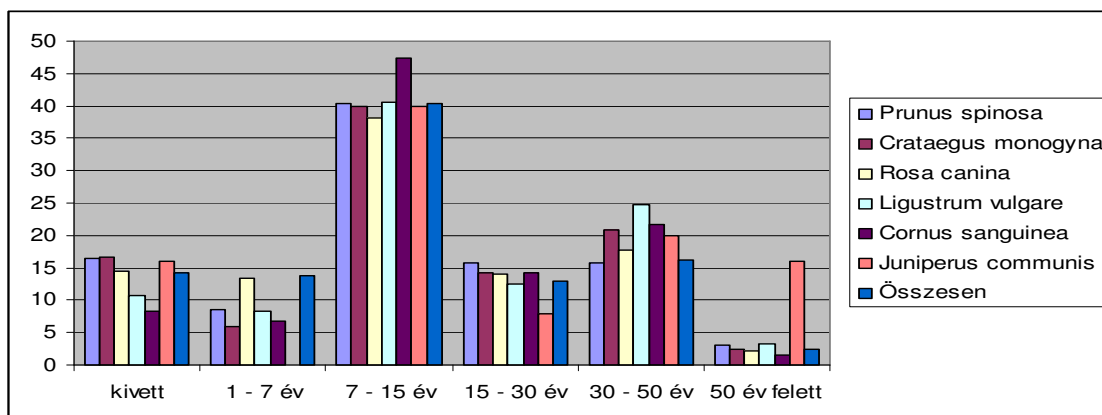
A boróka legnagyobb számban a Szécsénkei-patak és a Kisecseti-patak völgyét szegélyező alacsony, meredek dombsorokon fordul elő (33. ábra). Az említett vonulatokra évszázadokon keresztül a viszonylag alacsony erdőborítás, erózióveszélyes földhasználat, legeltetés (34. ábra) volt jellemző, melyek következtében a boróka elterjedhetett, az akácosítás, akácosodás sikereket érhetett el. A tájrészlet spontán eredetű akácosaiban máig jelentős a túlélő borókaegyedek borítása, az őket övező természetközeli, értékes, száraz

gyepek azonban már visszaszorulóban vannak. Elsősorban azok az extrém száraz, erodált borókás gyeppoltok maradhatnak meg, amelyek már az akác számára is alkalmatlanok a vegetatív terjeszkedésre és növekedésre.



34. ábra: Cserjefajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) megelőző földhasználat szerint

A kökény (*Prunus spinosa*), az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) és a gyeptűrózsa (*Rosa canina*) a felhagyott területek másodlagos szukcessziójának állandó, legtöbbször tömeges cserjefajai. Megtelepedésükben a madarak, mint magterjesztő vektorok játszanak kulcsszerepet. Vizsgálati adataink szerint a gyeptűrózsa inkább a szukcesszió korai szakaszában jut nagyobb szerephez, később visszaszorul a galagonyával és a kökénnyel szemben, melyek a töviskes élőhelyek (ÁNÉR: P2b) legjellemzőbb, állományalkotó cserjefajai. A gyeptűrózsa viszonylagos visszaszorulásához hozzájárul viszonylag alacsony élettartama a másik két említett cserjefajhoz képest (35. ábra).



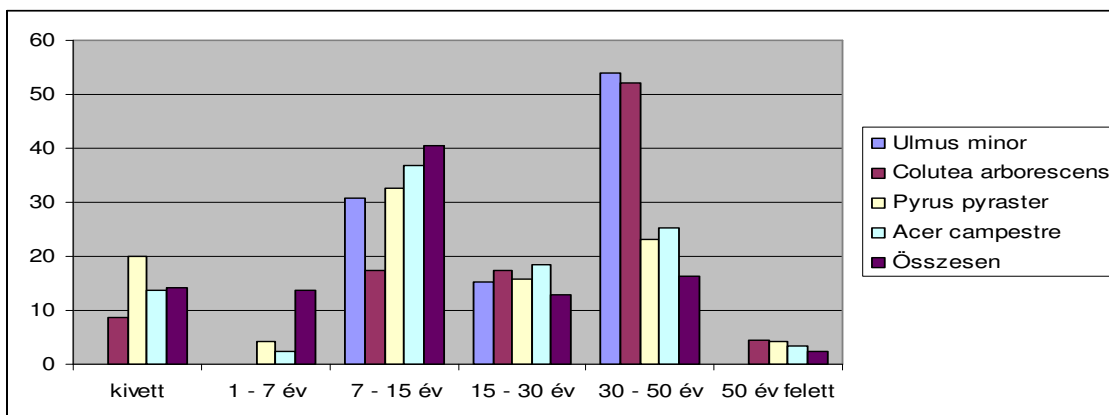
35. ábra: Cserjefajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) a felhagyás óta eltelt idő szerint

A cserjésedés terjeszkedési stádiumában a kökény gyakran képez gyökérsarjtelepeket, az egybibés galagonya inkább generatív úton terjed, fiatalabb felhagyásokban, a kökénynél zártabb cserjésekben gyakori vagy tömeges. Ökológiai igényeik szempontjából mindhárom cserjefaj tágtűrésű, előfordulási parcelláik élőhelybesorolás, lejtés, sugárzásklíma, potenciális vegetáció és megelőző földhasználat szempontjából is hasonló eloszlásúak.

Az egybibés galagonya és a kökény kevesebb parcellába található meg, de tömeges fajok a **veresgyűrű som** (*Cornus sanguinea*) és a **közönséges fagyal** (*Ligustrum vulgare*). Az előző cserjéktől eltérően elterjedésük kevésbé egyenletes, inkább a régen felhagyott szőlő és szántóparlagokhoz köthető. A fagyalra különösen jellemző, hogy idősebb cserjésekben alkot zártabb állományokat. Mindkét fajra jellemző a vegetatív terjedés, de különösen a veresgyűrű somra érvényes, hogy nagy kiterjedésű polikormon-telepeket alkot. Azokon a felhagyott területeken, ahol tömeges e két faj valamelyike, a cserjeszint rendszerint erősen zárt. Egyes nedvesebb völgyhajlatokban, ahol ideálisabbak a feltételek a mezofil termőhelyet kedvelő veresgyűrű somnak, a som „cserjék” felnyurgulnak, és akár az öt méteres magasságot meghaladva erősen árnyaló lombkoronaszintet hoznak létre. A felhagyott szőlőparlagok túlnyomó többsége a romhányi Kók-hegy szomszédságában került felmérésre, így lehetséges, hogy a közönséges fagyal és a veresgyűrű som egykori szőlőket előnybe részesítő „preferenciája” csak a minták egy blokkban való elhelyezkedésének és az erdők közelségének köszönhető. Magyarázatul szolgálhat a jelenségre az is, hogy szőlők, szántók szegélyében, környezetében nem képes a legelő jószág válogatásával versenyelőnyt biztosítani a tüskével, tövissel rendelkező cserjefajok számára az említett két fajjal szemben.

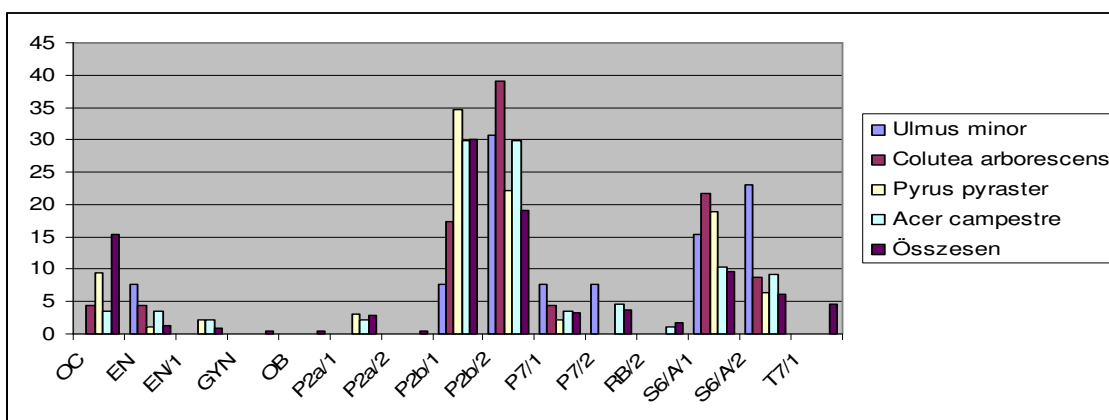
4. 4. 2. 6. Ritka őshonos cserjefajok

A **pukkanó dudafürt** (*Colutea arborescens*) természetes élőhelyei a bokorerdők és a melegkedvelő tölgyesek. A potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes-melegkedvelő tölgyes átmenet lehatárolását részben a mintaterület terepmodellje alapján készített sugárzástérkép szerint végeztük. Az élőhely potenciális területe nagymértékben átfed a 19. sz. közepére kiterjedt szőlőkkel. A részletesen felvételezett parcellák közül elsősorban a Romhány melletti Kók-hegy és Öreg-hegy mellett található nagy területen parlagra került szőlők, melyekben a felhagyást követően visszatelepült a pukkanó dudafürt, az évtizedek óta felhagyott parcellákra (36. ábra).



36. ábra: Fa- és cserjefajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) a felhagyás óta eltelt idő szerint

A romhányi felhagyott, erősen záródott cserjeszinttel (37. ábra) rendelkező szőlőparlagok jelentik a faj előfordulásának súlypontját, de helyenként a mintaterület keleti részén is előfordul, jellemzően olyan felhagyott területeken, melyek helyén vagy közelében volt a múltban szőlőművelés (12. térkép). Jellemző előfordulási helyein is csak szórványos megjelenésű, sehol sem tömeges.

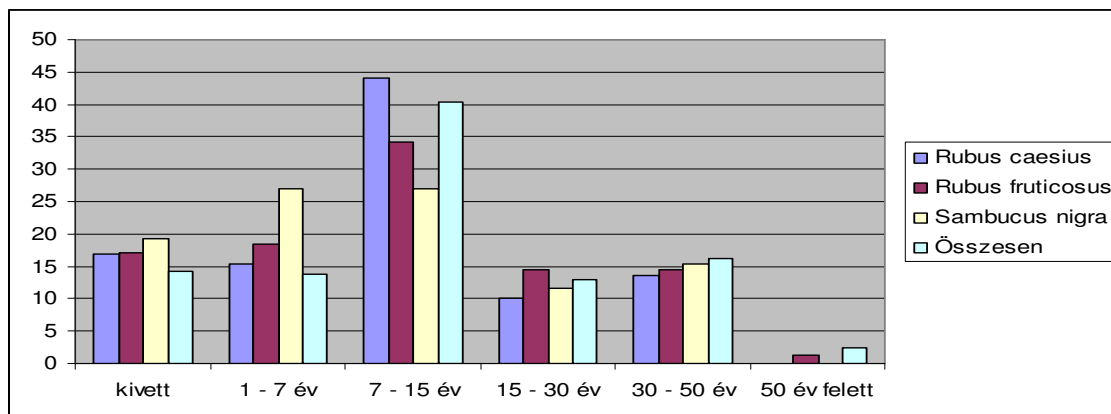


37. ábra: Fa- és cserjefajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) élőhelykategóriák szerint

A melegkedvelő, xerofil **sóskaborbolyát** (*Berberis vulgaris*) a mintaterület K-i részének alacsony, tagolt felszínű dombvidékén találtuk meg. Spontán cserjésedő, erdősődő területeken kis számban fordul elő, ritka előfordulása gyakran öreg parlagokon regenerálódott értékes száraz gyepeket jelez.

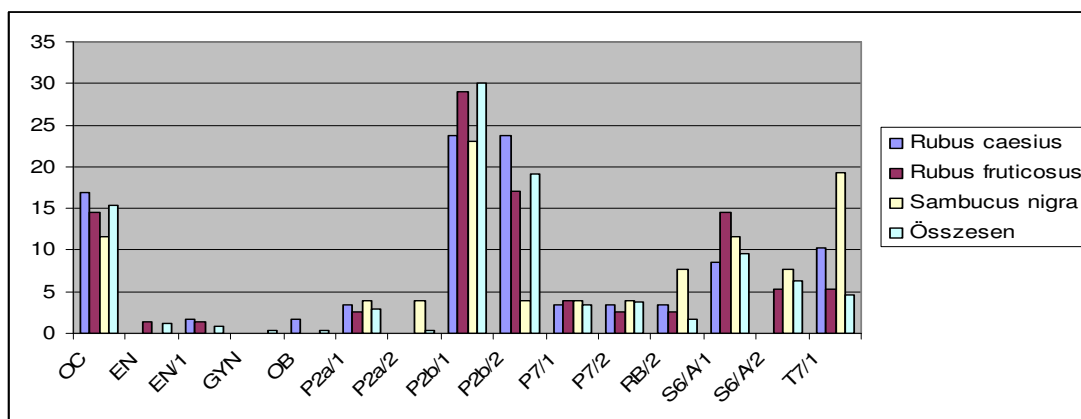
4. 4. 2. 7. „Gyomként” viselkedő cserjefajok

A **hamvas szeder** (*Rubus caesius*) szárazságtűrő, bolygatástűrő ökotípusa átlagosnál többször fordul elő 7-15 éve felhagyott, az átlagosnál nagyobb besugárzású nagyüzemi gyümölcsösökben. Üdebb környezeti igényű típusa patakparti, többletvízhatással rendelkező, puhafás, pionír ligetekben, nedves cserjésekben fordul elő tömegesen (38. ábra).



38. ábra: Cserjefajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) a felhagyás óta eltelt idő szerint

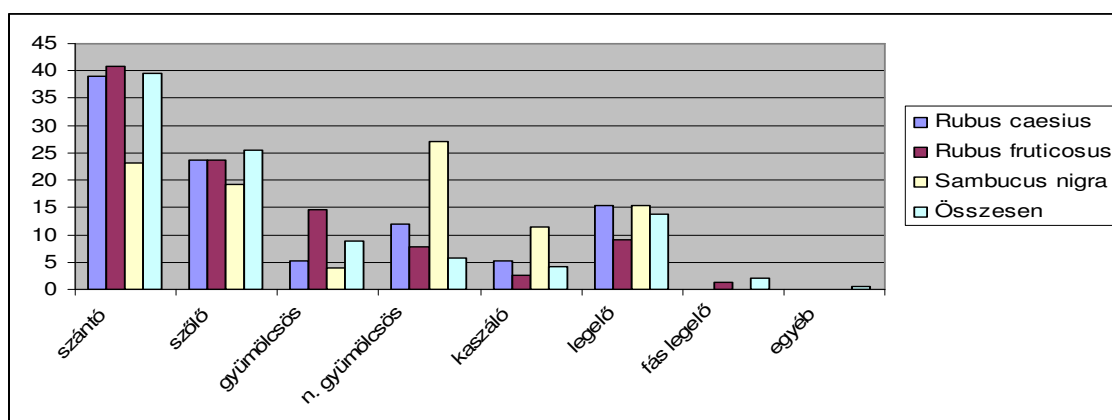
A **földi szeder** (*Rubus fruticosus*) kislejtésű többsége szintén bolygatástűrő, nitrofil ökológiai tulajdonságú. Átlagosnál nagyobb arányban figyelhető meg 15-30 éves felhagyott gyümölcsösökben, szántókon, de gyakori az egykori szőlőkben is. Különösen jellemző jelenléte az enyhén akácodosó területeken (S6/A/1) (39.ábra).



39. ábra: Cserjefajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) élőhelykategóriák szerint

A **fekete bodza** (*Sambucus nigra*) leginkább az 1-7 éve felhagyott nagyüzemi gyümölcsösökben, patakparti kaszálókon jellemző. Megjelenése többletvízhatással rendelkező, völgyalji területeken víz- és tápanyagigényével hozható összefüggésbe, akácodosó területeken

a fajaj termőhelyi viszonyokat átalakító, nitrogéndúsító hatásával állítható párhuzamba (40. ábra)



40. ábra: Cserjefajokfajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) megelőző földhasználat szerint

4. 4. 3. Felhagyott területek erdősődése

A mintaterület felhagyott területeit, az erdősődés minősége szerint két fő csoportba, a őshonos- és az idegenhonos, özön fajokkal történő spontán erdősődés kategóriájába sorolhatjuk. Kisebb jelentőségű, de lokálisan fontos folyamat egyes gyümölcsfajok (*Juglans regia*, *Prunus domestica*) erőteljes terjeszkedése.

4. 4. 3. 1. Őshonos fajok szerepe a felhagyott területek erdősődésében

A száraz és félszáraz területeken található parcellák **pionír**, r-stratégista fajok, a kecskefűz (*Salix caprea*) és a rezgő nyár (*Populus tremula*) ritkák a vizsgált területeken. A felhagyott területek felvételezett kvadrátjainak lágyszárú fajok szerint, a mintanegyzetekre számított W (vízigény) és R (kémhatás) érték átlagok inkább száraz, semleges-meszes ökológiai feltételeket jeleznek. Ezek a körülmények nem kedveznek az említett két mezofil, acidofil fajnak, melyek a szekunder helyett inkább a hegyvidékek primer, nyers felszínein zajló szukcessziós folyamatokban jutnak nagyobb szerephez.

Az erdősődésben részt vevő őshonos fajok közül azok a legfontosabbak, melyek a területre jellemző **klimax** erdőtársulások **állományalkotó** fajok. Közülük a többletvízhatás nélküli, száraz, félszáraz, felhagyott területeken a csertölgy (*Quercus cerris*) és a

kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) fordul elő olyan egyedszámban a fás szukcesszióban, mely az alaposabb vizsgálatot lehetővé teszi (12. térkép).

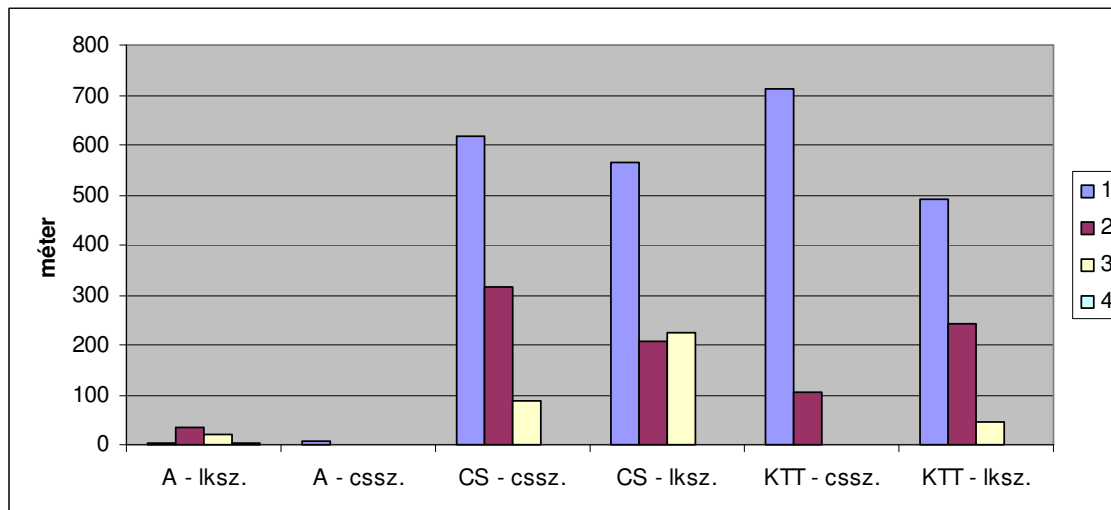
A többletvízhatás nélküli területek potenciális erdőtársulásainak (cseres-kocsánytalan tölgyes, gyertyános-kocsánytalan tölgyes stb.) felső lombkoronaszintjében a cser- és a kocsánytalan tölgy (*Quercus cerris*, *Q. petraea*) dominálnak, melyek K-stratégista fajok. Rövid ideig őrzik meg csíráképességüket. Jellemző magterjesztés módjuk a zoochoria (MÁTYÁS 1996), nagy tömegű makktermésüket a madarak segítségével mégis nagy távolságokra képesek eljuttatni. Szintén dysochoria (a zoochorián belül) útján terjed a közönséges bükk (*Fagus sylvatica*), melynek előfordulására csak szálanként számíthatunk a táj felhagyott mezőgazdasági területein, de saját klímazonájában, klímarégiójában domináns, klimax fafaj.

Az adatfeldolgozás során megvizsgáltuk, leválogattuk azokat a parcellákat, melyekben az említett tölgyfajok a cserje- vagy lombkoronaszintben megtalálhatók, majd megmértük a parcellák és a legközelebbi tölgy-propagulumforrás távolságát. Potenciális propagulumforrásként értékeltük a táji léptékű élőhelytérképen az „őshonos fafajú, természetszerű erdők” (EN) kategóriájába sorolt faállományokat.

A vizsgált parcellákat a szerint is megkülönböztettük, hogy a cser- vagy a kocsánytalan tölgy egy relatív skálán jellemezve kevés (1), szórványos (2), gyakori (3) vagy tömeges (4) a vizsgált parcellán. A kapott távolságadatokat és átlagértékeiket szerint, a tölgyek hatékony terjedőképességgel rendelkeznek, annak ellenére, hogy az őshonos fafajú erdők területaránya jóval kisebb, mint az akácoké. A kapott adatok szerint tölgymakkok akár 900-1000 m-es távolságra is eljutnak, ezen a távolságon belül az akáchoz képest egyenletesen terülnek a felhagyott területeken (12-13. térkép).

A tölgyfajok cserje- és lombkoronaszintben rögzített tömegességét a legrövidebb, lehetséges propagulumtávolsághoz viszonyítva kimutatható az összefüggés a távolság és tömegesség között. Azok a parcellák, melyeken ritka a cser- vagy kocsánytalan tölgy, átlagosan több száz méterrel messzebb fekszenek a legközelebbi propagulumforrástól, mint azok, melyeken gyakori vagy tömeges. A jelenség mindkét szintben kimutatható, a cserjeszintben azonban folyamatosabban növekszik a fafajok tömege az átlagos propagulumtávolság csökkenésével. Bár a kocsánytalan tölgy kevesebbszer jelenik meg felhagyott területeken, mint a tömegesebb csertölgy, a potenciális, legrövidebb propagulumtávolsághoz való viszonyukban nem mutatható ki számottevő különbség (41. ábra).

Kevés olyan spontán erdősült parcellát találtunk, ahol a tölgyek terjedése elvezetett a lombkoronaszint záródásához vagy záródásközeli állapotához. Ahol a szukcesszió mégis elérte ezt a stádiumot, ott a folyamat néhány jól körülhatárolható okra vezethető vissza.



41. ábra: A fehér akác (A) (*Robinia pseudoacacia*), csertölgy (CS) (*Quercus cerris*) és a kocsánytalan tölgy (KTT) (*Quercus petraea*) előfordulási helyeinek átlagos távolságai a legközelebbi potenciális propagulumforrásként szolgáló faállománytól a fajok tömegességi értékei (1-ritka, 2-szórványos, 3-gyakori, 4-tömeges) szerint

- Őshonos fafajú erdők közvetlen szomszédságában, azok kis területaránya miatt kevés vizsgált parlag fekszik. Ezek többségén az átlagosnál jóval gyakoribb a cser- és kocsánytalan tölgy és záródásuk is magasabb a hasonló korú egyéb parcellákhoz képest. Ezeken a területeken amellet, hogy e két tölgyfaj gyakori, a ritkább őshonos fajok tekintetében is változatos fajösszetételűek. Példaként említhető a 245. sorszámú cseres-kocsánytalan tölgyes felhagyott parcella, ami egy patak völgy mentén húzódó gyertyános-kocsánytalan tölgyes szomszédságában fekszik, magasan a Romhányi-rög gerincének közelében. A cser és a kocsánytalan tölgy mellett megtalálható itt a gyertyán (*Carpinus betulus*), a nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*), a vadalma (*Malus sylvestris*) és még a közeli patak völgyben extrazonálisan előforduló bükk (*Fagus sylvatica*) is. Felhagyott fás legelők esetében (pl. 12. sz. parcella) a szabad állásban elhelyezkedő, idős fák bő maghozamuk miatt szintén gyorsítják az erdősödést.

- Ha a felhagyás óta különösen hosszú idő telik el, nagyobb eséllyel záródik az őshonos fajú faállomány. A 207. sz. parcella az 1860-as években még bizonyíthatóan legelő volt. A 20. sz. elején már valószínűleg megjelent rajta a fás vegetáció, mellyel

párhuzamosa nem zárható ki a legeltetés sem. A spontán erdősödési folyamat több mint száz év alatt nyílt és zártabb részeket is tartalmazó melegkedvelő jellegű erdő kialakulásához vezetett.

- Alföldi kutatások hívják fel a figyelmet a mezsgyék szerepére a flóra ősi elemeinek megőrzésében (CSATHÓ 2005). Az utak mentén húzódó cserjés, fás sávok, bár nem vagy csak részben a mezőgazdasági tevékenységet követően jöttek létre, spontán vegetációfejlődésük miatt, mégis mutatnak hasonlóságot a felhagyott területekkel, parlagokkal.

- Tapasztalataink szerint a szegélyek, mezsgyék nemcsak a lágyszárú növényfajok, hanem az őshonos fafajok menedékhelyei is lehetnek, főként az agrárélőhelyek dominálta tájrészletekben. A jelenség főként azoknak a szekérutaknak a szegélyében, rézsűjében figyelhető meg, melyet évszázadokon keresztül folyamatosan használtak és a lefolyó csapadéknak köszönhetően bevágódtak a környező térszínekhez képest, módosult mikroklímájú mikrodomborzati formát létrehozva. A Romhány melletti egykori szőlőterületen az út korábbi, bevágódott nyomvonalához képest párhuzamosan „elvándorolt”, így a régi és az új út által közrefogott terület szélesebb refúgium-sávot hozott létre. Jellemző ezekre az élőhelyekre a mezei juhar (*Acer campestre*) tömeges előfordulása, de a vizsgálati terület spontán faállományaiban ritka gyertyán (*Carpinus betulus*) is kedveli a hűvös mikroklímát. Mezsgyék, bevágódott utak további fontos és érdekes cserje- és fafajai: csertölgy (*Quercus cerris*), kocsányos tölgy (*Quercus petraea*), közönséges mogyoró (*Coryllus avellana*), barkócaberkenye (*Sorbus torminalis*), magas kőrís (*Fraxinus excelsior*) és mezei szil (*Ulmus minor*).

A klimax erdőtársulások állományalkotó fafajain kívül helyenként a jellemző elegyfajok is domináns szerephez juthatnak. A mezsgyékhez hasonlóan, felhagyott mezőgazdasági területeken is létrejöhetnek zártabb mezei juhar (*Acer campestre*) állományok. Egyes mezsgyéken, szőlőparlagokon a mezei szil (*Ulmus minor*) jut uralkodó szerephez. A mezei szil mezsgyék beerdősülésében játszott szerepe CSONTOS és TAMÁS (2005) hasonló eredményeivel mutat párhuzamot.

Az alábbiakban csoportosítjuk azokat a tényezőket, melyek az erdősödésben részt vevő őshonos fafajok terjeszkedését elősegítik vagy hátráltatják a mintaterületen:

A csertölgy (Quercus cerris) és a kocsánytalan tölgy (Quercus petraea) terjeszkedését pozitívan befolyásoló tényező(k):

- Nagy terjesztési távolságot lehetővé tevő terjesztési mód, stratégia
- Fokottabb szárazságtűrés a csertölgy esetében

A csertölgy (Quercus cerris) és a kocsánytalan tölgy (Quercus petraea) terjeszkedését negatívan befolyásoló tényezők:

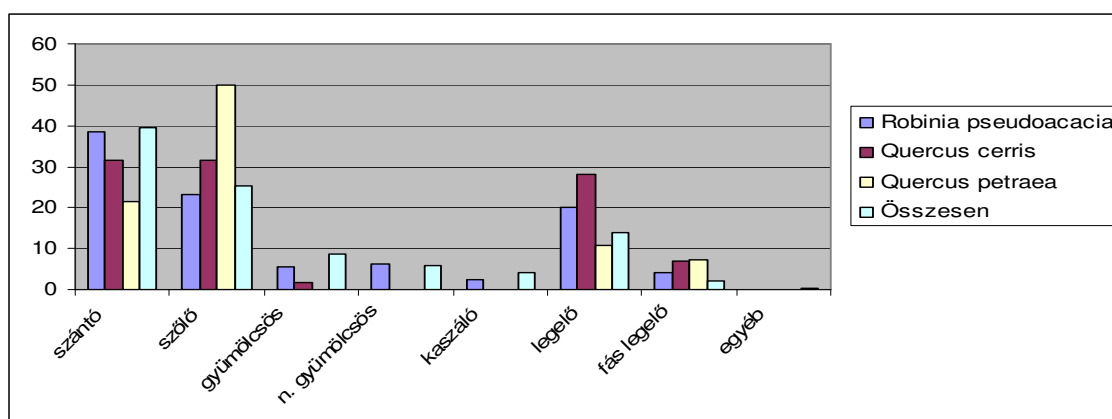
- Őshonos fafajú erdők alacsony részaránya a mintaterületen
- Őshonos fafajú erdők kedvezőtlen szomszédossági viszonyai a mintaterületen
- Vegetatív terjedési képesség hiánya
- Lassú növekedés
- Kései termőre fordulás

A klimax erdőtársulások alacsonyabb fává megnövő **elegy** fafajai túlnyomó többségükben közepes magtömegű, szélterjesztésű, repítőkészülékes magvakkal rendelkeznek. Leggyakoribb közülük mezei juhar (*Acer campestre*) a vizsgált felhagyott parcellákon, ritkább a tatárjuhar (*Acer tataricum*) és a mezei szil (*Ulmus minor*). Anemochor magjaik közepes távolságra fekvő területeket tömegesen képesek kolonizálni, ennek köszönhető, hogy foltszerű állományok formájában, a szukcesszió meghatározott szakaszában domináns szerephez juthatnak. Ritkább szélterjesztésű elegyfajok: hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), korai juhar (*Acer platanoides*), magas köris (*Fraxinus excelsior*), nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*), kislevelű hárs (*Tilia cordata*). A gyertyános-kocsánytalan tölgyesek második lombkoronaszintjében jellemző közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*) magterjesztési módja szintén anemochoria. A ritkább elegyfajok közül a vadkörte (*Pyrus pyraeaster*) és a madárcseresznye (*Cerasus avium*) endozochoria útján terjed.

4. 4. 3. 2. Klimax erdőtársulások állományalkotó fafajainak szerepe az erdősődésben

A **cser** (*Quercus cerris*) a tájra legjellemzőbb potenciális erdőtársulás, a cseres-kocsánytalan tölgyes állományalkotó fafaja, így jelenléte a felhagyott területek teljes

regenerációjának szükséges, de önmagában nem elégséges feltétele. A mintaterületen talált négy őshonos tölgyfaj közül a cser szerepe a legnagyobb a fásszerű szukcesszió szempontjából. A vizsgált 240 parcella közül 57-ben lelhető fel a cserje- vagy lombkoronaszintben. Előfordulási parcelláiban kb. fele-fele arányban jut szerephez a fafaj kizárólag a cserjeszintben, valamint a lombkoronaszintben is. Azok a felhagyott területek, melyeken a lombkoronaszintben is megtalálható a cser, elsősorban zártabb cserjések (P2b/2), kisebb számban enyhén akácodosó területek (S6/A/1) és felhagyott gyümölcsösök (P7/1). Zártabb cserjésekben fatermetű példányai kisebb számban, elszórva fordulnak elő. Nyílt cserjésekben (P2b/1) még, zártabb akácodosó területeken (S6/A/2) jellemzően már csak a cserjeszintben jut a fafaj számára hely. A cser az átlagosnál nagyobb számban fordul elő szőlőparlagokon és felhagyott legelőkön (42. ábra) (12. térkép).

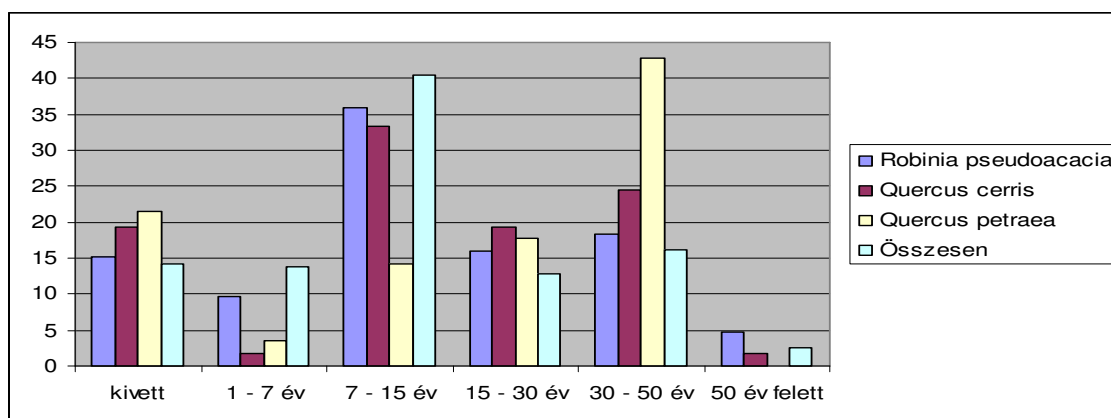


42. ábra: Fafajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) megelőző földhasználat szerint

A kocsánytan tölgy (*Quercus petraea*) a cserhez képest ritkább, 28 cserjésedő, erdősödő parcellában szerepel a cserje- vagy lombkoronaszintben. A parcellák szintjeinek borítását átlagolva mindkét faj esetében megállapítható, hogy tölgyet csak a cserjeszintben tartalmazó területek cserjeborítása kb. 30-35 %, a tölgyet a lombkoronaszintben is tartalmazóké kb. 50-55 %. A lombkoronaszint borítása ugyanezeknél az eseteknél kb. 10-15 % (tölgy csak a cserjeszintben) és 25-35 % (tölgy a lombkoronaszintben is). Az adatokra magyarázatul szolgál a cser- és kocsánytalan tölgy viszonylag lassú növekedése, míg e fajok példányainak magassága eléri a lombkoronaszint alsó határát (5 m), addig a cserjefajok és egyes gyorsan növő fafajok (pl. fehér akác) jelentős terjeszkedésre képesek (43. ábra). A fatermetű tölgy példányokat tartalmazó állományok a két faj esetében átlagosan egykorúak (kb. 28-29 év), a csak cserjetermetűekkel rendelkezők azonban határozottabban eltérőek. A cser esetében átlagosan 34 éve, a kocsánytalan tölgnél 24 éve hagyták fel a területeket. Az

eltérés a mintavételből és a felhagyás idejének pontatlan megállapításából eredhet (12. térkép).

A csertölgy és a kocsánytalan tölgy előfordulások térbeli elhelyezkedése a részletesen felmért területeken belül egyenletes. Csak kilenc csertölgyet és öt kocsánytalan tölgyet tartalmazó parcella fekszik őshonos fafajú erdő közvetlen szomszédságában. A tölgyek makkját elsősorban madarak terjesztik, így számos terület esetében a propagulumforrástól való viszonylag nagy távolság ellenére is lehetővé vált a fafajok betelepülése.



43. ábra: Faajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) a felhagyás óta eltelt idő szerint

A **molyhos tölgyet** (*Quercus pubescens*) tartalmazó erdőtársulások (bokorerdők, melegkedvelő tölgyesek) a múltban szinte teljesen megsemmisültek termőhelyük intenzív használata (szőlőművelés, legeltetés) miatt. Ennek következtében a molyhos tölgy kevés helyen vesz részt a szukcesszióban. Előfordulása a potenciálisan melegkedvelő tölgyes – cseres-kocsánytalan tölgyesként jelölt foltokban, nagy lejtésű, magas besugárzású területeken vagy azok közvetlen közelében található, így valószínűsíthető, hogy példányai az eredeti száraz tölgyesek túlélő egyedeinek leszármazottai. Fennmaradásukhoz a parcellák legeltető hasznosítása is hozzájárulhatott. A molyhos tölgy Kétdodony és Szécsénke közötti előfordulási helyén kis foltban nyílt lösztölgyes regenerálódott (12. térkép).

A **kocsányos tölgy** (*Quercus robur*) jellemző előfordulása az eredeti vegetációban a völgyekben, a ligeterdők és a dombvidéki tölgyesek között elhelyezkedő gyertyános-kocsányos tölgyesekben lehetett, melyek csaknem teljesen eltűntek a területről. Telepített kocsányos tölgyesek előfordulnak elsősorban a mintaterületen, többek között. Szentétől északi irányban. Ez utóbbi lehet a forrása azoknak a példányoknak, melyek a Magyarnándor és Debercsény közötti felhagyott, cserjésedő nagyüzemi gyümölcsösben megjelentek (12. térkép).

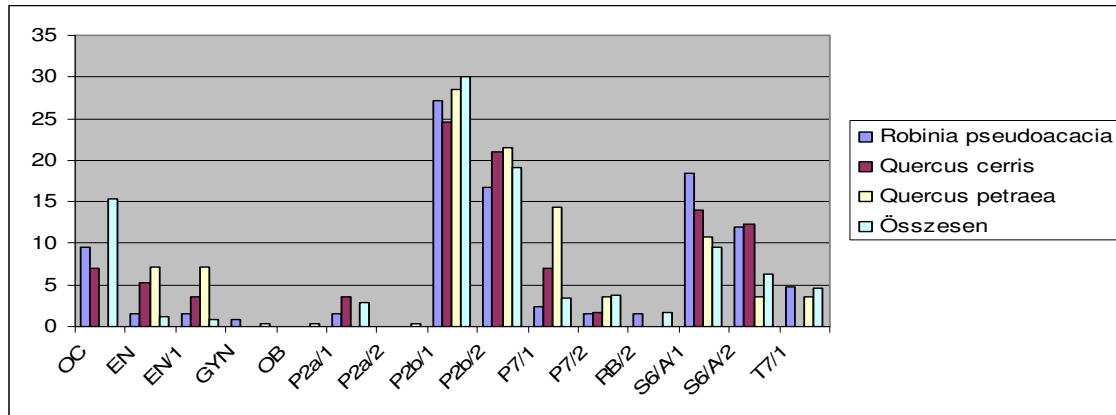
A **gyertyán** (*Carpinus betulus*) a csertölgytől és a kocsánytalan tölgytől jóval ritkább a vizsgálati területen. Előfordulásainak részben a potenciálisan gyertyános-kocsánytalan tölgyes területekhez, részben patak völgy közeli vagy gyertyános-kocsánytalan tölgyes szomszédságában lévő felhagyott parcellákhoz köthető.

A mintaterületet behálózó patakokat eredetileg égerligetek kísérték, a hozzájuk kapcsolódó mélyebb „teknőkben” égeres mocsárerdők voltak. Termőhelyüket az ember évszázadok óta intenzíven használta, elsősorban kaszálta. Annak ellenére, hogy az **enyves éger** (*Alnus glutinosa*) viszonylag jó terjedőképességű faj, eredeti élőhelyeinek csak kis részén terjedt el újra. Érdekes, hogy nemcsak egyértelműen vizes helyeken terjed, hanem száraz körülmények között (pl. felhagyott nagyüzemi gyümölcsös, szántó) is megjelennek kisebb példányai a cserjeszintben. Potenciális élőhelyein főként a kisebb magtömegű, jobb terjedőképességű *Salix* fajok vesznek részt a másodlagos cserjések, faállományok kialakulásában.

4. 4. 3. 3. Özönfajok szerepe az erdősődésben

Fehér akác (*Robinia pseudoacacia*)

A mintaterület legnagyobb területarányal rendelkező egyben legveszélyesebb özönfaja a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), melynek a vizsgált parcellák több mint felében találtunk meg fa- vagy cserjetermetű példányait. Az érintett 125 terület közül 23-ban a 10 %-ot (S6/A/1), 15-ben az 50 %-ot (S6/A/2) is meghaladja az akácos lombkoronaszint borítása. A tartósan nedves, vizenyős területeken nem terjed hatékonyan, de a száraz területek bármely szukcessziós stádiumába bekapcsolódhat. A nyílt (P2b/1) és zárt (P2b/2) cserjések közel felében van jelen az akác, ezeken az élőhelyeken prognosztizálható gyökérsarjakkal történő gyors terjeszkedése a jövőben. A csekély számú őshonos fajokkal erdősődő területek (EN, EN/1) majd mindegyike fertőzött az özönfajjal (44. ábra), így kétséges a regeneráció sikere abban a kevés esetben is, amikor természetes irányba tartanak a folyamatok (13. térkép).



44. ábra: Fafajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) élőhelykategóriák szerint

A kocsánytalan- és csertölgyhöz hasonlóan az akác esetében is megvizsgáltuk a legrövidebb, potenciális propagulumforrás távolságát az előzőekben ismertetett módon. Annak ellenére, hogy az akác borítása jóval nagyobb a vizsgált parcellák környezetében, mind a tölgyfajokat is tartalmazó erdőké, a távolságadatok átlagértékei jóval alacsonyabbak azokénál. Az akácot a cserje- vagy lombkoronaszintben tartalmazó 125 parcella közül mindössze 12 van, mely nem határos a terjeszkedést lehetővé tevő akáccsal vagy idősebb akácosodó területtel. A cser- vagy kocsánytalan tölgyet tartalmazó felhagyott területeknél az arány nagyságrendileg éppen ellenkező, ott csupán néhány felhagyott terület volt szomszédos a propagulumforrásként szolgáló állományokkal. Egyértelműnek tűnik, hogy a jelentős különbség oka a fajok közti eltérő terjedési stratégiában, valamint eltérő magterjesztésben keresendő.

Az akác inkább frontszerűen terjeszkedik, kihasználva kiváló gyökérsarjképzési képességét, szkarifikációt igénylő magvait kevésbé képes nagy távolságokra terjeszteni. A tölgyfajok nagyobb tömegű makkjukat, az állati terjesztésnek köszönhetően messzire el tudják juttatni, ellenben nem képesek hatékony vegetatív terjeszkedésre. A táji élőhelytérkép elemzése alkalmával rámutattunk, hogy az őshonos fafajú erdőket sok esetben akácosokból álló „köpeny” veszi körül. Az „akácköpeny” miatt ritkák azok a helyzetek, mikor a felhagyott mezőgazdasági területek, tölgyfajokat tartalmazó erdők mellett helyezkednek el. Az őshonos fafajok propagulumforrásának elszigetelése miatt, minimális a lehetősége a természetes szukcessziós folyamatoknak. Az akácosok területe igen nagy, elhelyezkedésük miatt hosszúak a felhagyott területek és az akácos faállományok közös, aktív határvonalai, melyek a fafajra jellemző hatékony terjeszkedés alapfeltételei.

Amennyiben az akác a felhagyott területek cserjeszintjében megjelenik és tömegessége növekszik, nem növekszik automatikusan a cserjeszint borítása, hiszen az

akácpéldányok „kinőnek” a cserje méretkategóriájából. A lombkoronaszint borításának növekedése legtöbbször szorosan összefügg az akác tömegességének növekedésével. Az akác lombkoronaszint terjeszkedése átlagosan 40 % cserjeszinttel rendelkező felhagyott területeken történik (45. ábra).

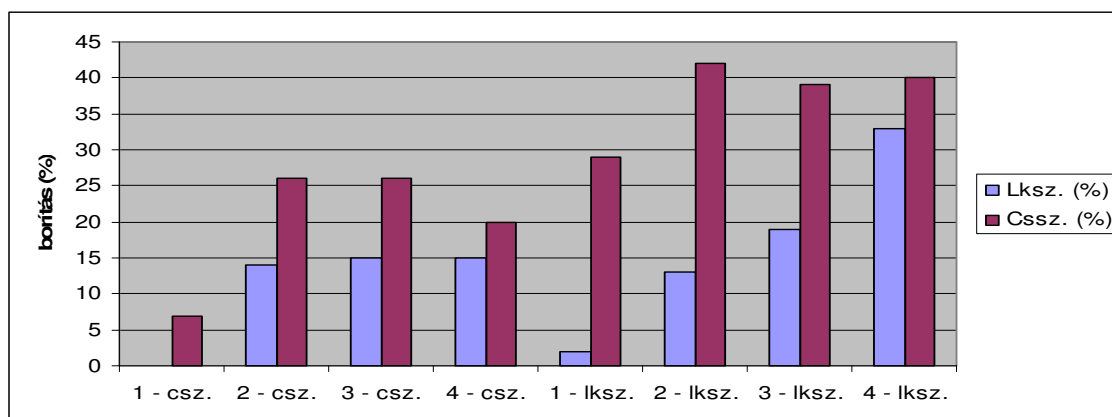
Az alábbiakban csoportosítjuk azokat a tényezőket, melyek a fehér akác terjeszkedését elősegítik vagy hátráltatják a mintaterületen:

A fehér akác (Robinia pseudoacacia) terjeszkedését pozitívan befolyásoló tényezők:

- Az akácok nagy kiterjedése a mintaterületen
- Az akácok előnyös szomszédsági viszonyai, határvonalaik hosszúsága
- Kiváló vegetatív terjedőképesség, gyökérsarjképzés
- Gyors növekedés
- Hosszú távú perzisztens magbank

A fehér akác (Robinia pseudoacacia) terjeszkedését negatívan befolyásoló tényezők:

- Kevésbé hatékony generatív terjedőképesség
- Nedves-, pangóvízes vagy extrém száraz termőhely,
- A talaj vékony termőrétege



45. ábra: A fehér akác tömegessége a parcellák összes fásszárú borítottságának függvényében, azokon a parcellákon, ahol az akác megjelent (cserje- és lombkoronaszintben rögzített tömegességi értékek : 1 - ritka, 2 - szórványos, 3 - gyakori, 4 - tömeges)

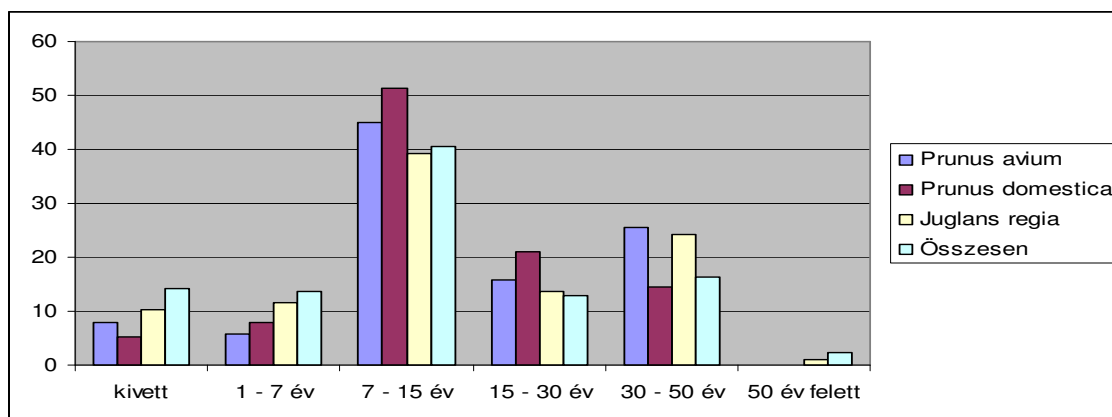
Összehasonlítottuk az akácot jelentős tömegben nem tartalmazó, nagy mintaszámú élőhelyek (OC, GYN, P2b/1, P2b/2, EN/1) parcelláinak átlagos lombkoronaszint borítását. A leválogatást megelőző művelési ág és korosztály szerint végeztük, majd a borításértékeket összevetettük az akácosodó élőhelyek (S6/A/1, S6/A/2) bevonásával képzett parcellahalmaz hasonló átlagértékeivel. Az eredményekből jól látható, hogy az őshonos és akácos erdősödés sebessége már a felhagyást követően elválik egymástól. Míg az őshonos fafajok záródása csak néhány százalékkal növekszik korosztályonként, addig az akácosodás akár 10 %-al is növekedhet a korra vonatkozó kategóriák között. Az akácosodás sebességének növekvő sorrendje felhagyást megelőző művelési ág szerint a következő: szántó, legelő, szőlő, gyümölcsös. A sorrend hasonlóságot mutat a korábbiakban a cserjésedéssel kapcsolatos megállapításokkal.

Bálványfa (*Ailanthus altissima*)

A mintaterületen, a fehér akácon kívüli egyéb fásszárú özönfajok területi kiterjedése nem jelentős. Bár a bálványfa (*Ailanthus altissima*) esetében is érvényes ez a megállapítás, a faj kisebb foltjai a mintaterületen belül sokfelé feltűnnek. Az állományok egyedeinek korosztályösszetétele arra enged következtetni, hogy néhány évtizeden belül jelentős problémákat fog okozni tömeges elterjedésével. A bálványfa özönszerű terjedését kiváló gyökérsarjképzése és hatékony anemochor magterjesztése is elősegíti.

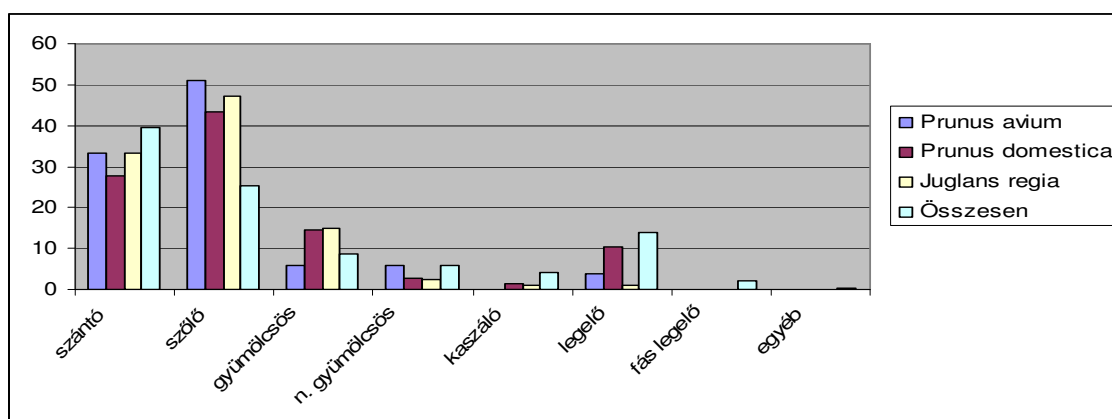
4. 4. 3. 4. Gyümölcsfajok

A nemes gyümölcsfajok többsége (pl. nemes körte, nemes alma, őszibarack) a gondozás, művelés befejeztével a cserjésedés és erdősödés passzív „szemlélőjévé” válik. Tekintélyes kort megélhetnek, és bár közvetlenül nem vesznek részt a szukcessziós folyamatokban az élőhely változatosabbá, színtettebbé tételével, a magterjesztésben részt vevő állatok vonzásával (fészkelőhely, pihenőhely) áttételesen hozzájárulnak a vegetációfejlődési folyamatokhoz. Részben ennek is köszönhető, hogy a felhagyott szőlőparcellák a felhagyott legelőkhöz, szántóparlagokhoz képest sokkal gyorsabban regenerálódnak. A másodlagos szukcesszióban részt vevő fa- és cserjefajok túlnyomó többsége zoochor magterjesztésű, így vélhetően a cserjésedő, erdősödő területek állat és növényvilágának kapcsolata, a fásszárú szukcesszió jövőben alaposabban vizsgálendő, kulcsfontosságú hatótényezője.



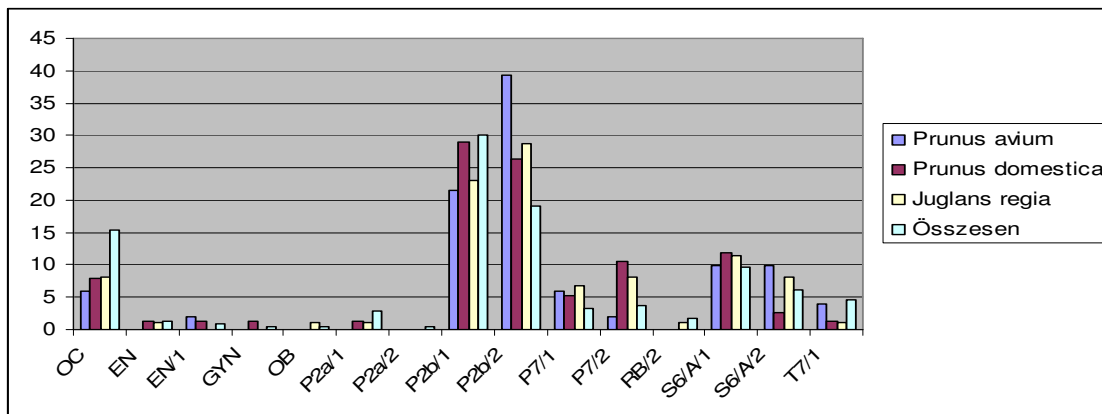
46. ábra: Fafajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) a felhagyás óta eltelt idő szerint

Néhány gyümölcsfaj azonban, így a **közönséges dió (*Juglans regia*)**, a **házi szilva (*Prunus domestica*)** és a **birsalma (*Cydonia oblonga*)** tartós fennmaradásra, lokális özönszerű terjeszkedésre is képesek így „kultúrreliktummá” válnak a felhagyott területeken (46-48. ábra). A közönséges dió generatív úton, a házi szilva és a birsalma gyökérsarjaik útján hódítják meg a felhagyott parcellákat. A közönséges dió és a házi szilva legnagyobb számban felhagyott szőlőkben, gyümölcsösökben terjeszkedik, de jelentős számban jelenik meg spontán cserjésedő, erdősődő szántóparlagokon is (47. ábra). CSONTOS - TAMÁS (2005) felhagyott gyümölcsökben folytatott kutatásai szintén igazolták a közönséges dió és a házi szilvához hasonlóan jó vegetatív terjedőképességű cseresznyeszilva (*Prunus cerasifera*) erőteljes térhódítását.



47. ábra: Fafajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) megelőző földhasználat szerint

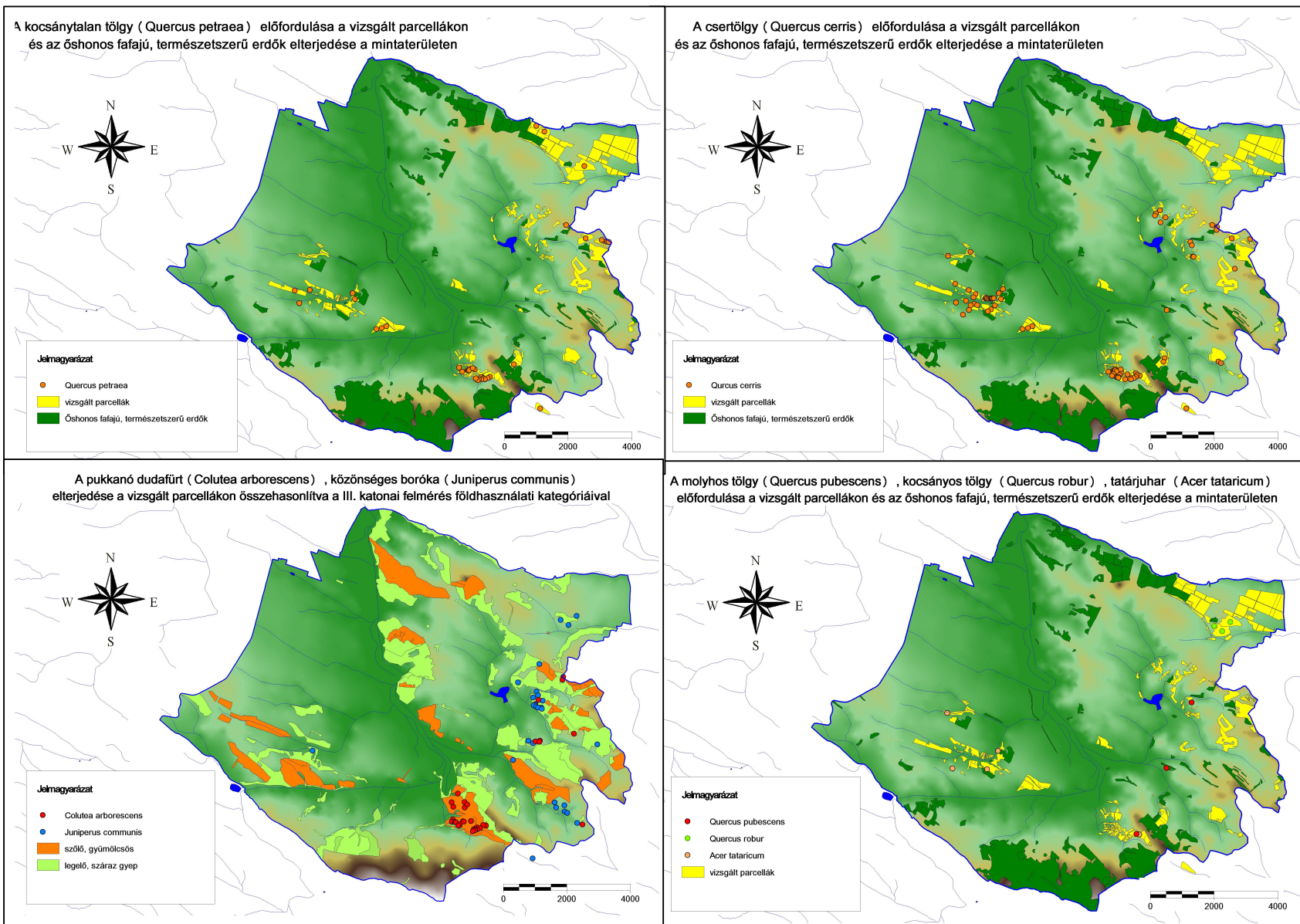
Mintaterületünkön a **házi cseresznye** (*Prunus avium*) özönszerű terjeszkedésre nem képes, de az előző gyümölcsfajokhoz hasonlóan szőlőkön és gyümölcsösökön kívül is részt vesz a felhagyott területek regenerációjában.



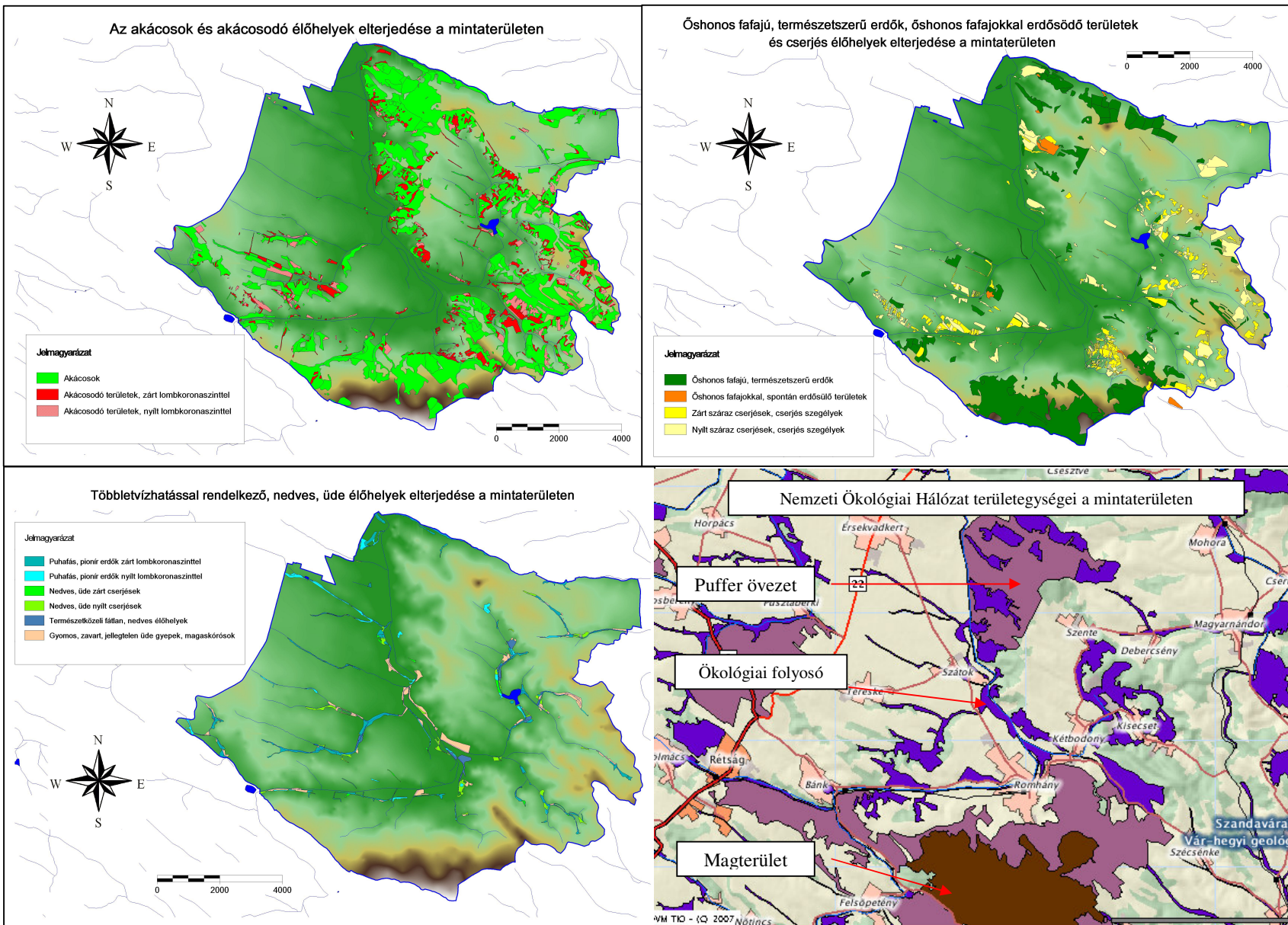
48. ábra: Fafajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) élőhelykategóriák szerint

A cserje- és fajokra vonatkozó további csoportrészesedés eloszlási diagramokat a 8. melléklet tartalmazza.

12. térkép



13. térkép



4. 4. 4. A siskanád jelentősége

A Nyugat-Cserhátban folyó korábbi kutatások is megerősítették, hogy különösen a siskanád (*Calamagrostis epigeios*) képes a gyepék szukcessziós folyamatait megakasztani és fásszárú fajok betelepülését, növekedését akadályozni (HÁZI 2008 a). A Pannonhalmi-dombságban folytatott megfigyelések szerint a kevésbé agresszív tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*) és a sudár rozsnok (*Bromus erectus*) polikormonjai is hatékonyan akadályozzák a megtelepült fák élettevékenységét (SCHMIDT 2008).



49. ábra: Felhagyott siskanádas szántóparlag (Fénykép: Zagyvai Gergely)

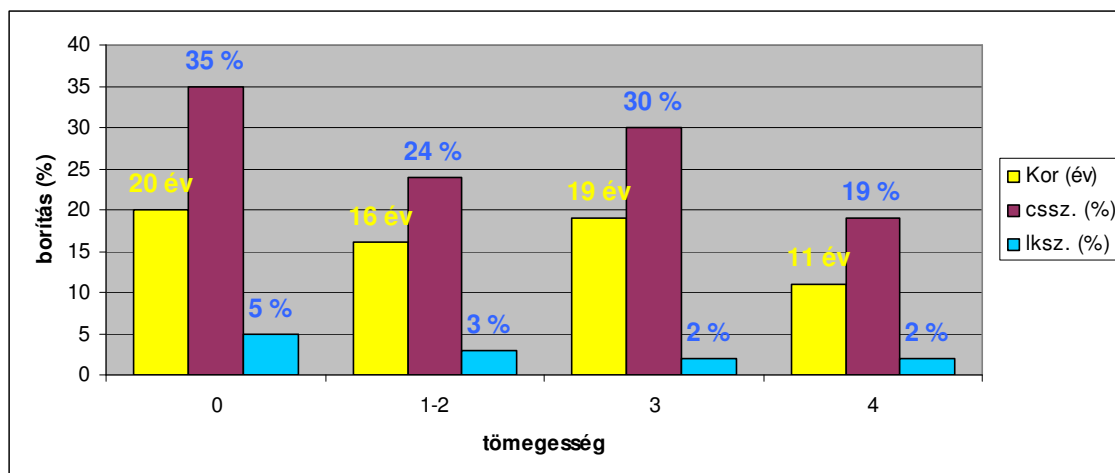
A parcellák felmérése során adatokat gyűjtöttünk a siskanád mennyiségéről is. A siskanádat tömegesen tartalmazó parcellák viszonylag fiatalok (1-7 éves, 7-15 éves korosztályba tartoznak) és főként szántó eredetűek (49. ábra). Az erősen siskanádas szőlőparlagok mennyisége alacsony, mivel a szőlők felhagyása jellemzően régebben történt, mint az említett szántóké (11. táblázat). A több évtizedes szőlők viszonylagos mentessége a siskanádtól valószínűleg annak köszönhető, hogy a nagy kiterjedésű, erdős környezetben elhelyezkedő szőlőhegyeken a kisméretű parcellákat eltérő időben hagyták fel, így a mezsgyék, sövények és a korábbi parlagok gyorsították, segítették a cserjésedést és a fajgazdagabb gyepszint kialakulását. A zavarást jelző kétszikűekben gazdag másodlagos gyepék könnyebben

cserjésednek, mint a klonálisan zárt polikormonfoltokat képző gyepek állományai vagy a már „beállt” értékesebb gyepek. Extrém ökológiai körülmények (vékony termőréteg, szénsavas meszet tartalmazó talajképző kőzet, meredek oldal, szárazság) között gyorsabban alakulnak ki és maradnak fenn természetesebb gyepek (pl. sztyeppfoltok), melyet elősegít, hogy a termőhelyi feltételek nem kedveznek a fászszerűak megtelepedésének és növekedésének.

11. táblázat: A siskanád (*Calamagrostis epigeios*) tartalmazó parcellák eloszlása földhasználati eredet és a faj tömegessége (0, 1, 2, 3, 4) szerint (csak OC, GYN, P2b/1, P2b/2 EN/1 élőhelyek figyelembevételével).

Tömegesség	szántó	szőlő	gyümölcsös	nagyüzemi gyümölcsös	kaszáló	legelő	fás legelő	egyéb
0	44	32	7	0	1	14	1	1
1,2	8	4	1	0	0	3	0	0
3	5	3	0	0	0	2	0	0
4	14	2	2	2	0	1	0	0

Összehasonlítottuk a siskanád jelentős mennyiségben nem (0), ritkán (1) és szórványosan (2) tartalmazó felhagyott területeknek és azoknak a parcelláknak az átlagos felhagyási idejét és cserjeszintjük átlagos záródását, melyeken a fűfaj gyakori (3) vagy tömeges (4). Bár az átlagok szórása elég jelentős, megállapítható, hogy minél kevesebb a siskanád, annál nagyobb a cserjeszint borítása. Az összefüggés a lombkoronaszint esetében is kimutatható (50. ábra).



50. ábra: A vizsgált parcellák átlagos korának, lombkorona- és cserjeszintjük borítása a siskanád (*Calamagrostis epigeios*) tömegességi értékeinek (0,1,2,3,4) függvényében (csak OC, GYN, P2b/1, P2b/2 EN/1 élőhelyek figyelembevételével).

4. 4. 5. Vizes élőhelyek fásszárú szukcessziója

Az egykori kaszálók területei szinte teljesen egybevágnak a Lókos-patak és a hozzá kapcsolódó vízfolyások völgyalji árterületeivel. Ezeknek az élőhelyeknek a többsége ma is többletvízhatással bír.

Az egykori patakmenti kaszálók spontán szukcessziójában részt vevő fásszárú fajokat több csoportra oszthatjuk. Elsősorban a cserjék között jelennek meg azok a viszonylag tág tűrőképességű fajok, melyek a szárazabb felhagyott parcellákon általában tömegesebbek, de az üdőbb, nedvesebb feltételek is megfelelőek számukra. Közéjük tartozik az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), cseregalagonya (*Crataegus laevigata*), kökény (*Prunus spinosa*), közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), mezei juhar (*Acer campestre*). A cserjék másik része kifejezetten szereti az üde, tápanyagban dús talajokat: fekete bodza (*Sambucus nigra*), földi szeder (*Rubus fruticosus*), hamvas szeder (*Rubus caesius*). A többletvízhatást leginkább azok pionír r-stratégista, anemochor magterjesztésű fűz és nyárfajok jelzik, melyek az egykori égerligetek helyén kialakuló másodlagos puhafás erdők jellemző fajai: fehér nyár (*Populus alba*), fehér fűz (*Salix alba*), törékeny fűz (*Salix fragilis*), hamvas fűz (*Salix cinerea*). A potenciális erdőtársulás domináns faja, a mézgas éger (*Alnus glutinosa*) a fűzekhez képest alárendelt szerepű, bár előfordulási helyeinek közvetlen környezetében, helyenként erőteljes terjeszkedésre is képes.

A mintaterületen a száraz, félszáraz felhagyott területekhez képest kevés a vizsgálható felhagyott, többletvízhatással rendelkező mezőgazdasági terület, ezért a vizsgált mintaszám is alacsony, amely csak korlátozott következtetések levonását teszi lehetővé a folyamat irányát illetően. A cserjésedés és a fák megtelepedése gyors folyamat, melyet elősegít a kedvező vízellátás, a talaj magas tápanyagtartalma és a kolonizáló kis, repítőkészülékes magokkal rendelkező fa- és cserjefajok jó terjedőképessége és növekedési erélye.

4. 4. 6. Élőhelyek szukcessziós kapcsolatai

A táji szintű élőhelytérkép kategóriáinak segítségével ábrázolhatóvá válnak a lehetséges szukcessziós kapcsolatok. Az élőhelyek átalakulási folyamatai részben azok a cserje- és lombkoronaszint borításával összefüggő definíciójukból (pl. P2b/1 – P2b/2), részben a parcellák és kvadrátok vizsgálatának terepi tapasztalataiból származnak.

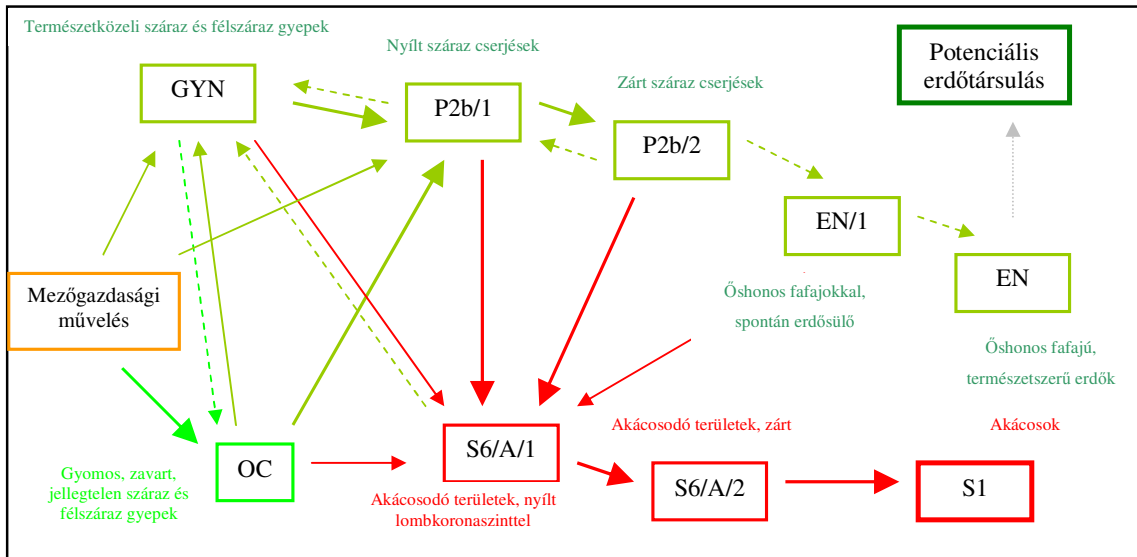
A parcella és kvadrát léptékű adatok feldolgozását és értékelését követően a szukcessziós kapcsolatok léte, iránya, valószínűsége, sebessége ábrázolhatóvá válik.

A kvadrátok teljes növényzetet jellemző adatai a szukcesszió lágyszárú stádiumainak, a parcellák fásszárú információi a fásszárú stádiumok vizsgálatában segítenek elsősorban.

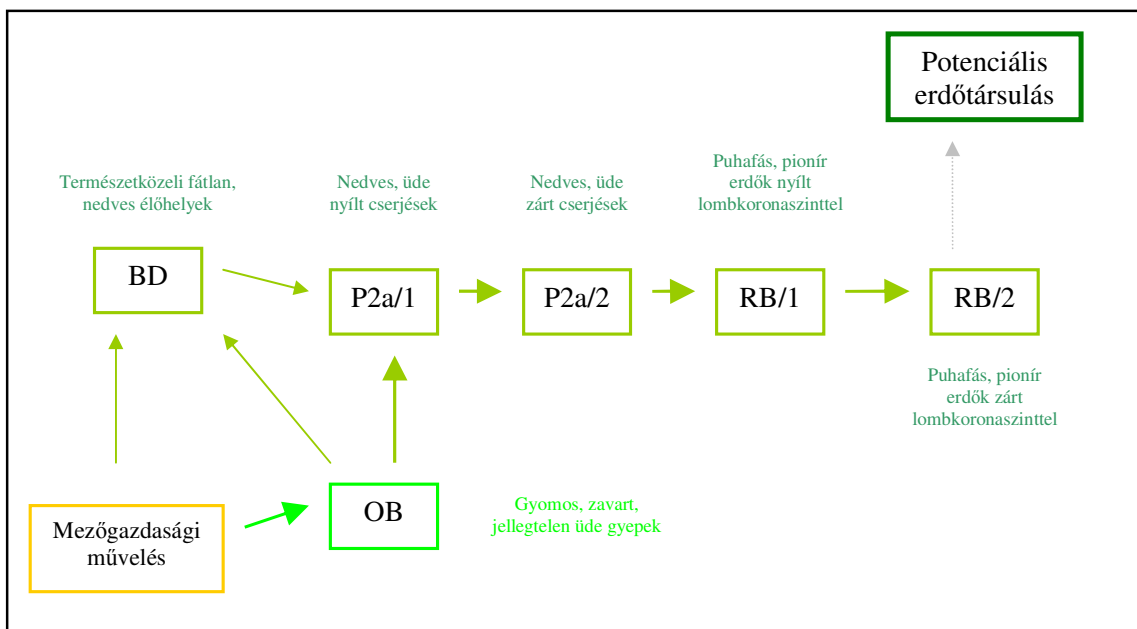
A száraz és a nedves, felhagyott területek vegetációfejlődése határozottan elválasztható egymástól a jelentősen eltérő fajösszetétel miatt. Fontos eltérés a két fejlődési út között, hogy az akácosodás jelensége, mely a mintaterület egyik legfontosabb természetvédelmi problémája, szinte csak a száraz és félszáraz területeket érinti. Az akác szinte bármely stádiumban képes belépni „száraz szukcesszió” természetes regenerációs folyamatába, kérdés azonban az, hogy van-e olyan stádiuma a honos fásszárúakkal történő szukcessziónak, amiben stagnál vagy visszafordul a fajterjeszkedése (51. ábra) (53. ábra).

A spontán vegetációfejlődés természetes elméleti végpontja(i) a terület potenciális, klimax társulása(i), mely(ek) elérése jelen körülmények szerint erősen kétséges. A kvadrát szintű vizsgálatok feladata tisztázni, hogy mely tényezők határozzák meg a felhagyott területek gyepjeinek természetességét.

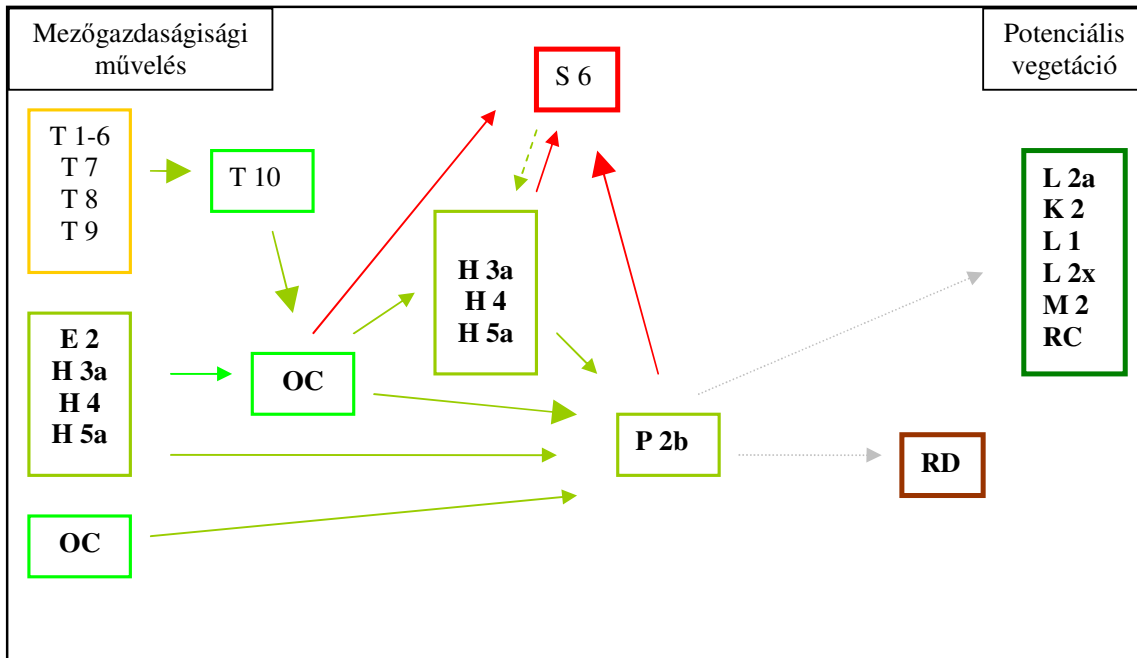
A „nedves” szukcesszió esetében a potenciális égerligetek, keményfás ligeterdők, gyertyános-kocsányos tölgyesek állományalkotó fafajainak (és egyéb fás- és lágyszárú fajainak) propagulum-limitáltsága a legvalószínűbb akadályozó tényező. A mézgás éger (*Alnus glutinosa*) és a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) potenciális elterjedésüknél jóval ritkább előfordulásúak (52. ábra) (54. ábra). A „száraz” szukcesszió esetében a propagulumhiány mellett az akácosodás erőssége és a természetes regenerációs folyamatok viszonylagos lassúsága hátráltatja a potenciális vegetáció (cseres-kocsánytalan tölgyesek változatai, gyertyános kocsánytalan tölgyesek) kialakulását.



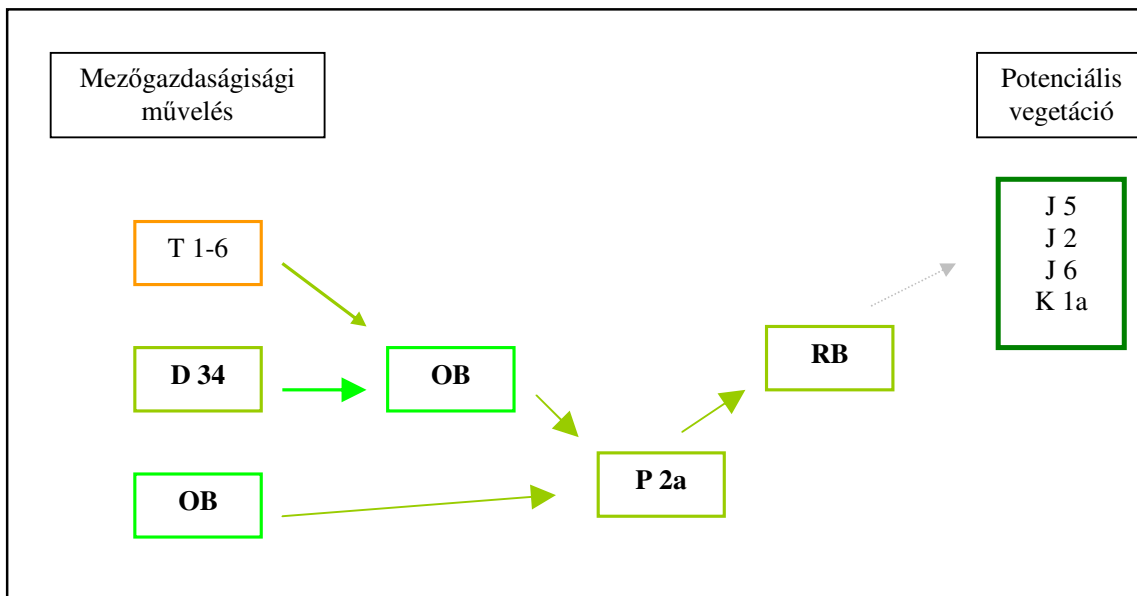
51. ábra: Többletvízhatás nélküli, száraz területek lehetséges szukcessziós kapcsolatai a táji élőhelytérkép kategóriái szerint



52. ábra: Többletvízhatással rendelkező, nedves területek lehetséges szukcessziós kapcsolatai a táji élőhelytérkép kategóriái szerint



53. ábra: Többletvízhatás nélküli, száraz területek lehetséges szukcessziós kapcsolatai ÁNÉR (BÖLÖNI et al. 2007) élőhelykategóriák szerint



54. ábra: Többletvízhatással rendelkező, nedves területek lehetséges szukcessziós kapcsolatai (BÖLÖNI et al. 2007) élőhelykategóriák szerint

4. 5. Kvadrát léptékű szukcessziós vizsgálatok

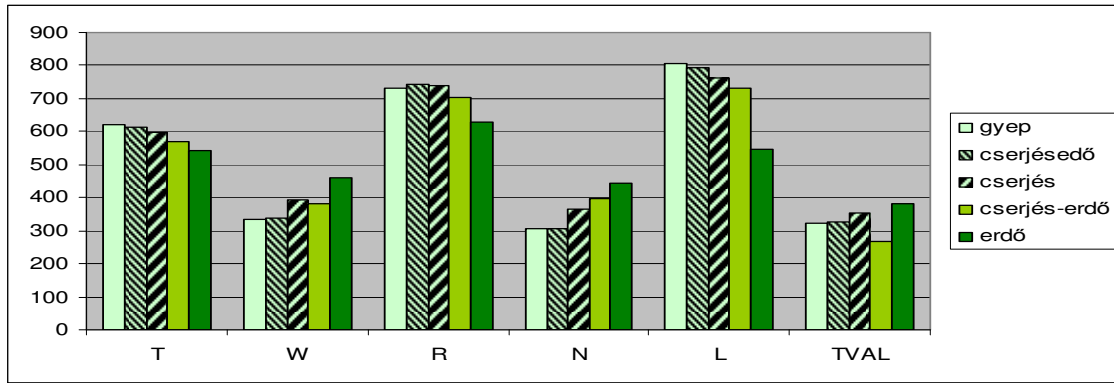
4. 5. 1. Felhagyott területek szukcessziós stádiumainak jellemzése, lágyszárú növényzetük alapján, ökológiai (T, W, R, N, L) és természetességi indikátor (TVAL) értékek segítségével

Ökológiai és TVAL indikátorértékek borítással súlyozott összege

A fásszárú vegetáció záródásával módosulnak az ökológiai feltételek a felhagyott területeken, tehát a növényzet nemcsak passzív követője, hanem alakítója is az egyes szintek összetételét meghatározó abiotikus tényezőknek. A cönológiai felvételek kiértékelésének gyors és hatékony módja az ökológiai indikátor értékek (BORHIDI et al. 1993) használata (hő-, fény-, talajreakció-, nitrogén- és vízigény). Összehasonlítottuk a felhagyott területek (+ legeltetett gyepek) felsorolt indikátorértékeinek átlagolt összegeit, a kvadrátok szukcessziós stádiumai szerint. A képzett összegeket százzal osztva az adott indikátor skálán elhelyezkedő értéket kapunk.

Fel kell hívni a figyelmet, hogy az egyes fajok borítással súlyozott indikátor értékeinek összegei, az alkalmazott skála ordinális jellege és besorolás szubjektivitása miatt csak korlátozottan hasonlíthatók össze az ismertetett módon. Ennek ellenére a viszonylag sok mintaszámból képzett átlagai jó tájékoztató információkat adnak. Az egyes kvadrátok összehasonlítására szintén alkalmatlan az értékeket abszolút értékük szerint összehasonlítani, egymáshoz képesti relatív viszonyok és a nagy eltérések viszont felhívhatják figyelmünket a fajösszetételből adódó, természetességi / természetvédelmi értékkülönbségekre és az eltérő ökológiai adottságok különböző fajokkal történő indikációs lehetőségeire.

A mintavételi kategóriákat szukcessziós sorba rendezve és összehasonlítva a képzett átlagokat, az elvártaknak megfelelően, lépcsőzetességet figyelhetünk meg (55. ábra). A csoportképzésből adódik és könnyen belátható, hogy a záródás növekedésével a kevésbé melegigényes, kevésbé fényigényes, üdébb élőhelyeket kedvelő növények kerülnek előtérbe. Kevésbé nyilvánvaló, de magyarázható, hogy a nedvesebb talajt kedvelő fajok általában kevésbé mészkedvelőek, így alacsonyabb „R” értéket kaptak, valamint magasabb a tápanyag- és nitrogénigényük, így magasabb „N” értéket becsültek számukra. A cserje- és lombkoronaszint borítás, valamint az „R” és „N” értékek összefüggésének alaposabb bizonyítása további vizsgálatokat igényel.

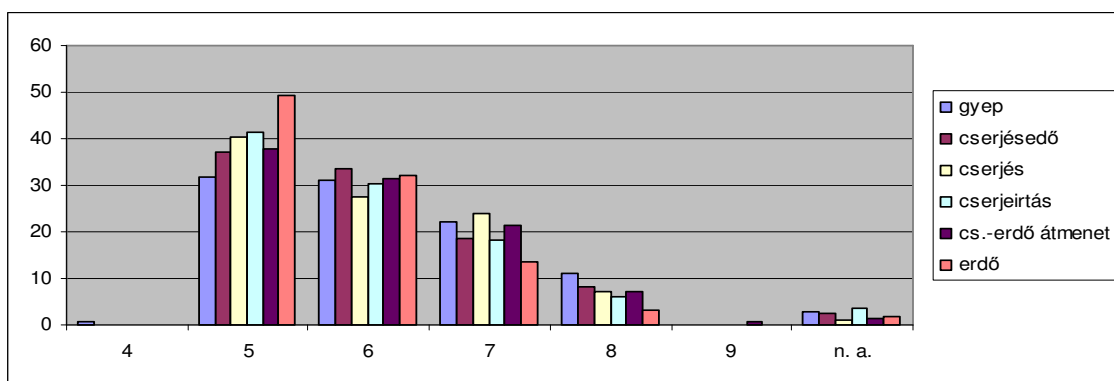


55. ábra: A felmért kvadrátok gyepszintjének átlagos indikátor érték összegei szukcessziós stádiumok szerint

Ökológiai és TVAL indikátorértékek csoportrészesedés eloszlása szukcessziós fázisok szerint és a különböző gyepek kategóriákban

(BORHIDI et al. 1993, HORVÁTH et al. 1995)

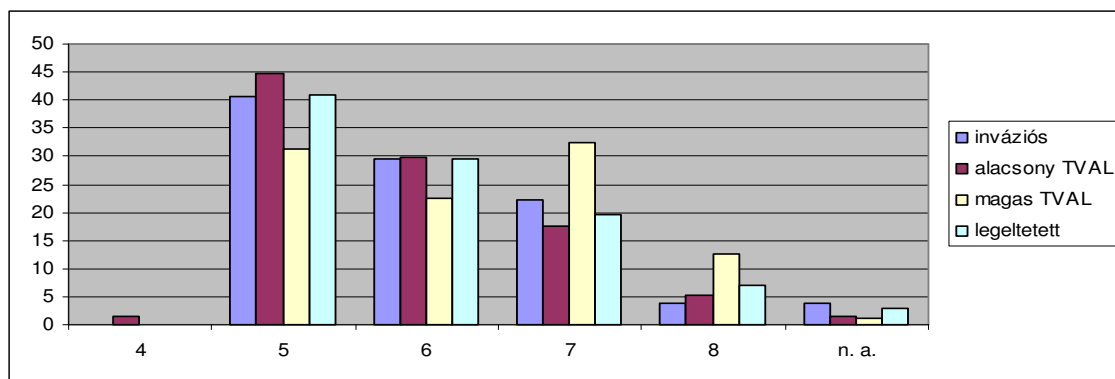
A Borhidi-féle T értékek (BT) csoportrészesedésének eloszlása szerint az összes kategóriában (különösen az erdő kategóriában) az 5-ös érték a legmagasabb, mely az eredeti definíció szerint montán, mezofil erdők növényfajainak jellemző **hőigényét** jelzi. A kiemelkedő részesedés oka az, hogy a skála a kvadrátjainkban jelentős számban előforduló indifferens viselkedésű fajokat is ide sorolja. A T érték növekedésével a kategóriák csoportrészesedése folyamatosan csökken, tág spektrumot alkotva a sztyeppnövényekre jellemző 8-as értékig, mely relatív többséget alkot a gyepekben (56. ábra).



56. ábra: A Borhidi-féle T értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok hőigénye is növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

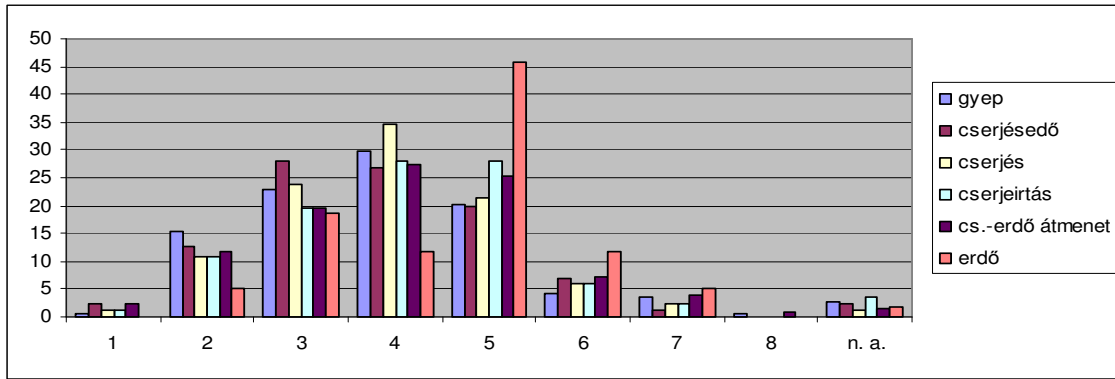
A gyepekre összességében, a BT érték szempontjából szintén az 5-től 8-ig terjedő spektrum jellemző. Itt azonban már határozott különbségek mutathatók ki a gyepek kategóriák

között. A kevésbé hőigényes zavarástűrő és gyomnövények (BT = 5,6) elsősorban az özönfajokkal fertőzött, a legeltetett és az alacsony természetességi értékösszeggel (TVAL) jellemezhető gyepekben fordulnak elő, az értékesebb gyepekre a hőigényesebb karakterű fajokból álló társulások jellemzők (BT = 7, 8) (57. ábra).



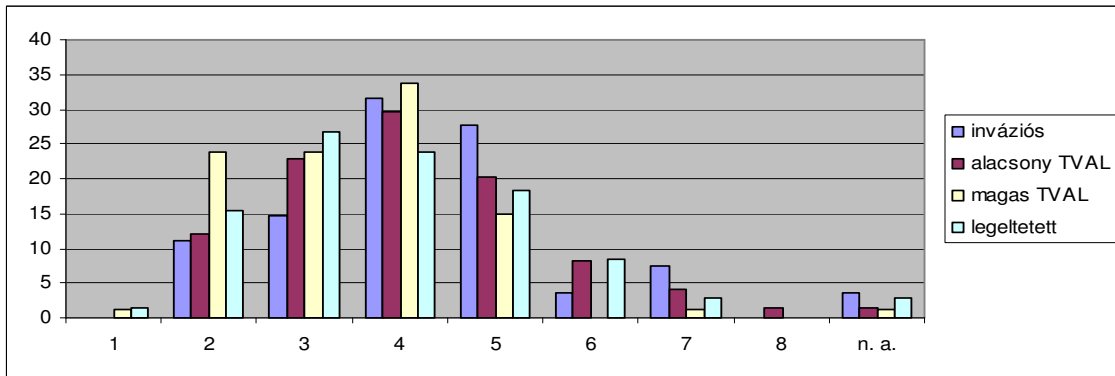
57. ábra: A Borhidi-féle T értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) gyepek kategóriák szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok hőigénye is növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

A relatív **vízigényt** jellemző **Borhidi-féle W érték (BW)** csoportrészesedése összességében a félszáraz élőhelyekre jellemző 4-es érték körül szinte szabályos haranggörbét mutat, melyet leginkább az erdők „félüde” (5) fajainak nagy részesedése tör meg. A szukcessziós stádiumok kategóriái BW értékenként egymást követő kategóriákban érik el relatív többségüket (gyep-2, cserjésedő-3, cserjés-4, erdő-5,6,7), így jól jellemzik a fásszárú vegetáció záródásának ökológiai tényezőket módosító hatását. A cserjeirtással érintett területekre és a cserjés-erdő átmenetekre az 4-es és 5-ös érték, félszáraz - félüde, átmeneti értékek jellemzőek. A cserjeirtásos területek nedvesebbek a cserjéseknél, mely valószínűleg a cserjeirtás során radikálisan lecsökkent párologtató levélfelület hiánya miatt fellépő talajnedvesség növekedésnek tudható be. Az indifferens fajok (BW = 5) magas aránya magyarázható a cserjeirtás bolygatást jelentő hatásával is. A diagramról leolvasható, hogy a fásszárú szukcesszió stádiumai vízigény szempontjából változatos összetételű növényközösségnek adnak otthont (58. ábra).



58. ábra: A Borhidi-féle W értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok vízigénye is növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

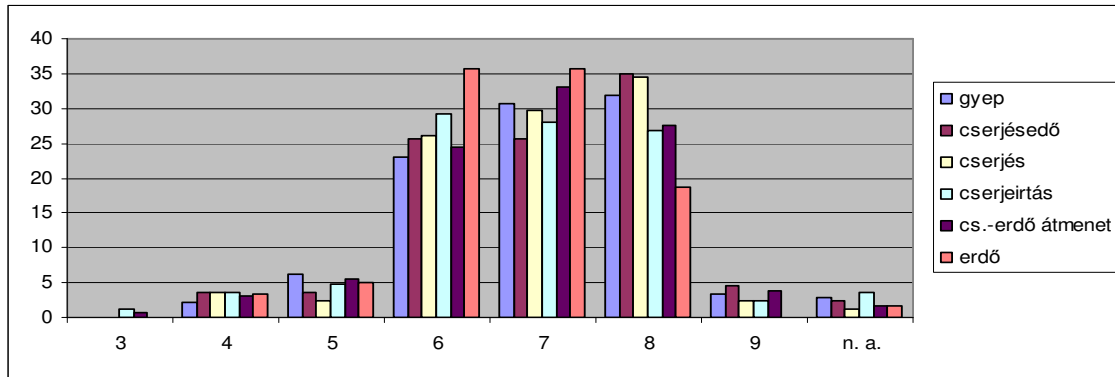
A magasabb TVAL értékkel rendelkező gyepek (BW = 2-5) fajösszetételük szerint inkább a szárazabb gyepekhez köthetők. A legeltetett gyepek BW csoportrészesedés spektruma nagyobb (BW = 2-7), de súlypontja kis mértékben szintén a szárazságtűrő fajok kategóriájára mutat. Az alacsony TVAL értékű és különösen az özönfajjal fertőzött gyepek változatos összetételű, sok zavarástűrő, tápanyagigényes növényt tartalmazó fajkészletére jellemzőek az előző kategóriák fajainál fokozottabban nedvességigényes lágyszárúak magasabb aránya (59. ábra).



59. ábra: A Borhidi-féle W értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) gyepkategóriák szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok vízigénye is növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

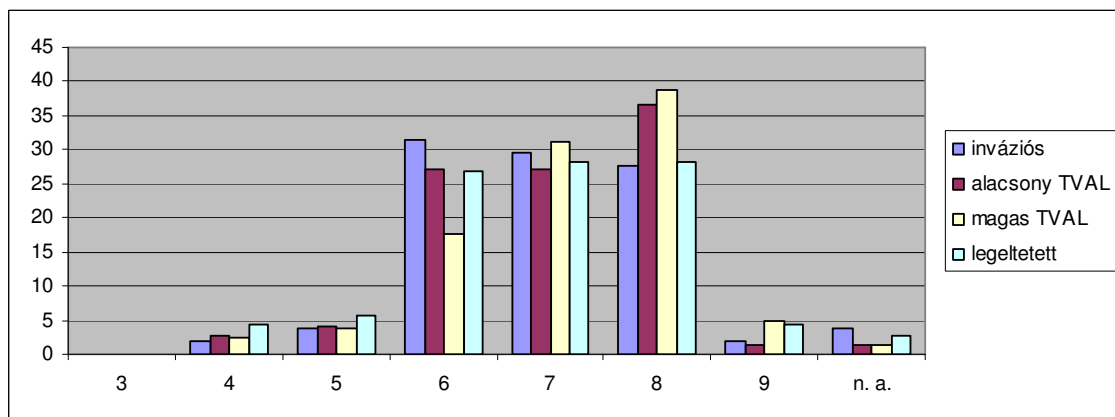
A talajreakciót jelző **Borhidi-féle R értékek (BR)** szerint a felvett kvadrátok talajainak kémhatása a semlegesestől (BR = 6) közepesen meszes értékig (R = 8) terjed. Az erdőkben jellemzőbbek a semleges talajt jelző fajok, gyepekben, cserjésedő területeken, cserjésekben inkább a mészkedvelők jellemzőek. A szukcesszió során természetesen nem elsősorban a talaj mésztartalma változik, hanem az erdei mikroklímát kedvelő fajokhoz

kapcsolódik a kevésbé karakteres R érték. Az értékkülönbségek magyarázata lehet, hogy azokon a meredek hegyoldalakon, ahol termőréteg az előző évszázadok művelése alatt erodálódott, vagy eltűnt, a felszínre bukkant a meszet tartalmazó, löszös alapkőzet és a kedvezőtlen adottságok miatt nehezebben telepednek meg és terjednek a fászszerűak (60. ábra).



60. ábra: A Borhidi-féle R értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok igénye a magasabb pH felé növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

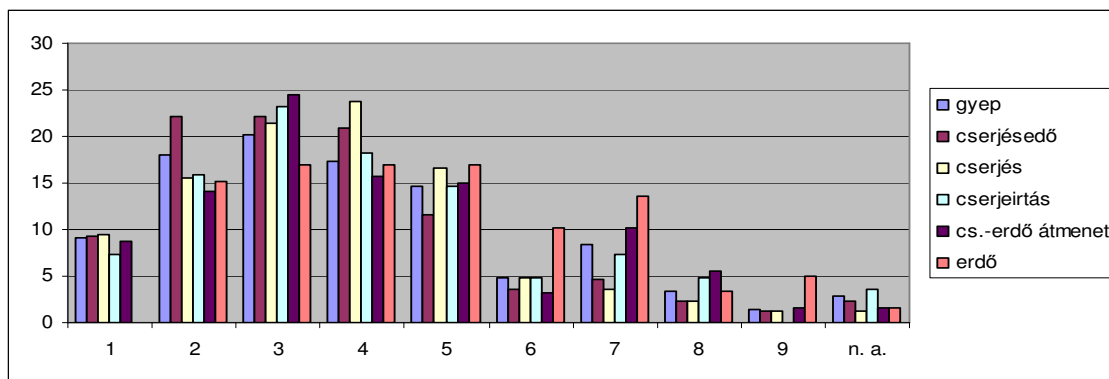
A magasabb TVAL értékű gyepekben egyértelmű többségben vannak a mészkedvelő fajok. Az alacsonyabb TVAL értékű gyepekben a meszes talajra utaló fajok száma szintén jelentős, de itt már sok a semleges, indifferens igényű faj is, melyek aránya az özönfajokkal fertőzött gyepekben a legmagasabb. A legeltetett gyepek növényfajai egyenletesen oszlanak meg a 6-tól, 8-ig terjedő BR skálán (61. ábra).



61. ábra: A Borhidi-féle R értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) gyepek kategóriák szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok igénye a magasabb pH felé növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

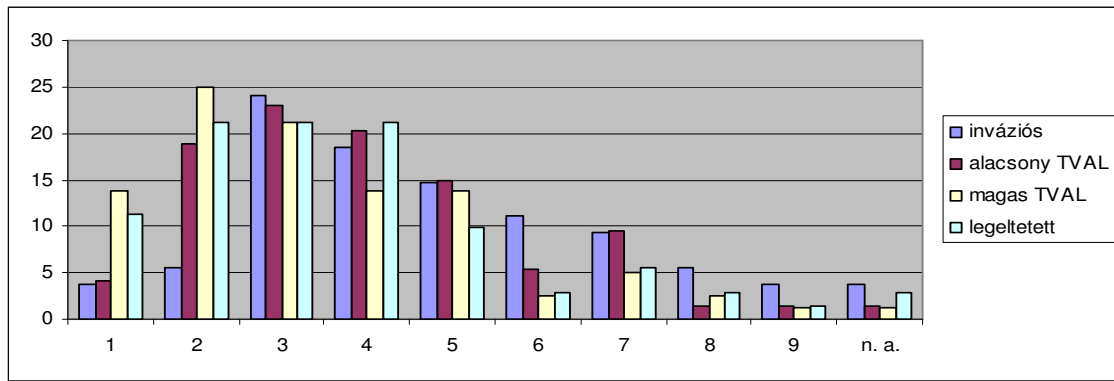
A **Borhidi-féle N értékek (BN)** csoportrészesedésének spektruma szinte felöleli a teljes skálát. A gyepek és a cserjések fajainak eloszlása az 1-től, 5-ig terjedő tartományba koncentrálódik. Figyelembe véve az 5-ös, mezotróf fokozat indifferens fajokra is kiterjedő értelmezését, a vizsgált kvadrátok élőhelyei a skála **tápanyagban** szegény felére esnek. Az erdők és cserjés-erdő átmenet területei esetében a diagramon egy alacsonyabb, második csúcs is megfigyelhető. Ezekben a kategóriákban akácosodó területek is szerepelnek, az erősebben nirtofil, tápanyagigényes fajok magasabb száma ezekhez a kvadrátokhoz köthető. A BN skála első felében megfigyelhető, hogy a cserjésedő és a cserjés területeken a tápanyag igényesebb fajok aránya is magasabb a gyepekhez, különösen az értékesebb gyepekhez képest (62. ábra).

A nitrófil fajok számának gyarapodása a szukcesszió során két okra vezethető vissza. Egyrészt a záródó cserje- és lombkoronaszint alatt megváltozik a mikroklíma, a tápanyagháztartás, az üdebb erdei élőhelyek magasabb N értéket kapnak, másrészt már a felhagyás pillanatában különböző tápanyagtartalom differenciálja a fásszárú vegetáció záródásának folyamatát. A cserjék terjeszkedése szempontjából a talaj tápanyagtartalma valószínűleg meghatározó tényező.



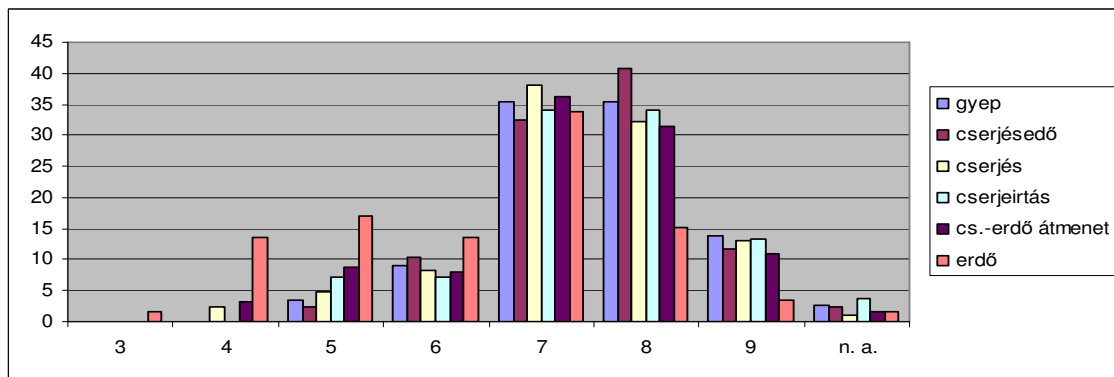
62. ábra: A Borhidi-féle N értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok nitrogén- és tápanyagigénye is növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

Magasabb TVAL értékű gyepek, a többi kategóriához képest sok tápanyagszegény élőhelyeket indikáló fajt tartalmaznak. A szukcessziós stádiumokhoz hasonlóan, a gyepek kategóriák esetében is megfigyelhető második, kisebb csúcs, mely bolygatásjelző és gyomfajok magas számából ered az özönfajokkal fertőzött és az alacsony TVAL értékű gyepekben (63. ábra).



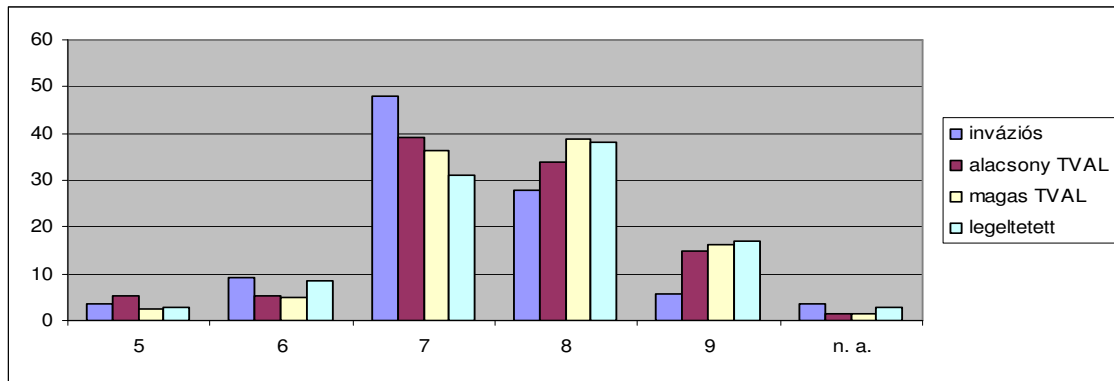
63. ábra: A Borhidi-féle N értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) gyepkategóriák szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok nitrogén- és tápanyagigénye is növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

A kvadrátok fajainak túlnyomó többsége a 7-es és 8-as, **fényigényt** jellemző **Borhidi-féle L érték kategóriába (BL)** sorolható. A fászszerű vegetáció záródásának megfelelően emelkednek ki az egyes stádiumok oszlopai, az egymást követő BL értékek esetében (gyep–9, cserjésedő terület–8, cserjés–7, erdő–4, 5, 6) (64. ábra).



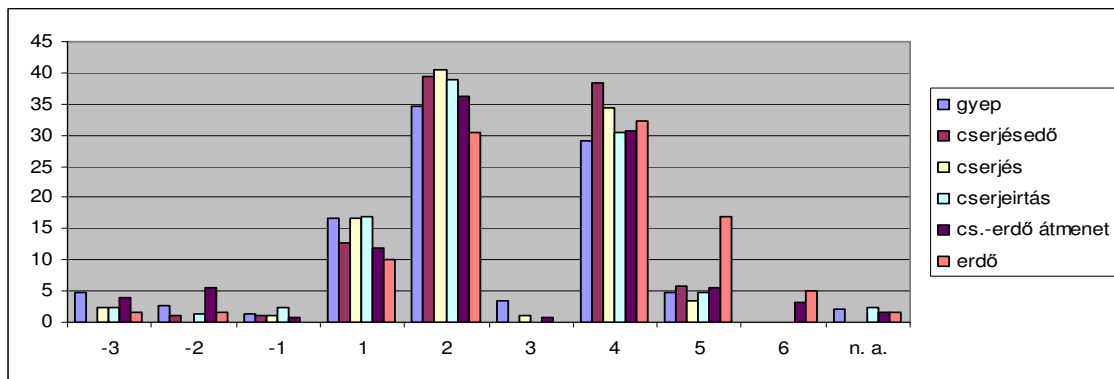
64. ábra: A Borhidi-féle L értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok fényigénye is növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

Az özönfajokkal fertőzött gyepek és az alacsony TVAL értékkel rendelkező gyepekben magasabb a félárnyékot kedvelő fajok aránya. Ezek a gyepek legtöbbször az értékesebb gyepeknél magasabbak, többszintes felépítésűek, sokszor kevésbé kitett helyzetben alakulnak ki. A magasabb TVAL értékű gyepekre jellemzőbb a fényigényes és az erősen fényigényes fajok jelenléte (65. ábra).



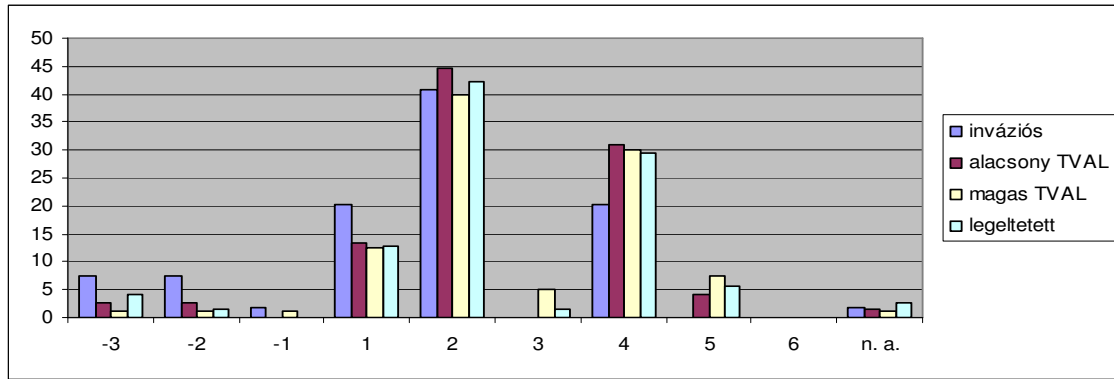
65. ábra: A Borhidi-féle L értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) gyepkategóriák szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok fényigénye is növekszik, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

A cserjésedő területek rendelkeznek a többi cserjés kategóriához képest nagyobb **természetességi (TVAL) értékkel**. A gyepek heterogén összetételük miatt, az erdős kategóriák az erdei fajok irreálisan magas TVAL értékei miatt alkalmatlanok a természetességi célú összehasonlításra. A cserjés – erdő átmenet és erdő kategóriák esetében az említett magas értékek viszont alkalmasak, az őshonos fajokkal és özönfajokkal történő erdősödés szétválasztására, jellemzésére (66. ábra).



66. ábra: A Borhidi-féle TVAL értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok magasabb természetességet indikálnak, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

A Borhidi-féle TVAL értékek eloszlása a gyepek csoportképzéséből következő eredményt mutat. A legeltetett gyepek fajainak eloszlása a magasabb TVAL értékű gyepekkel mutat párhuzamot (67. ábra).

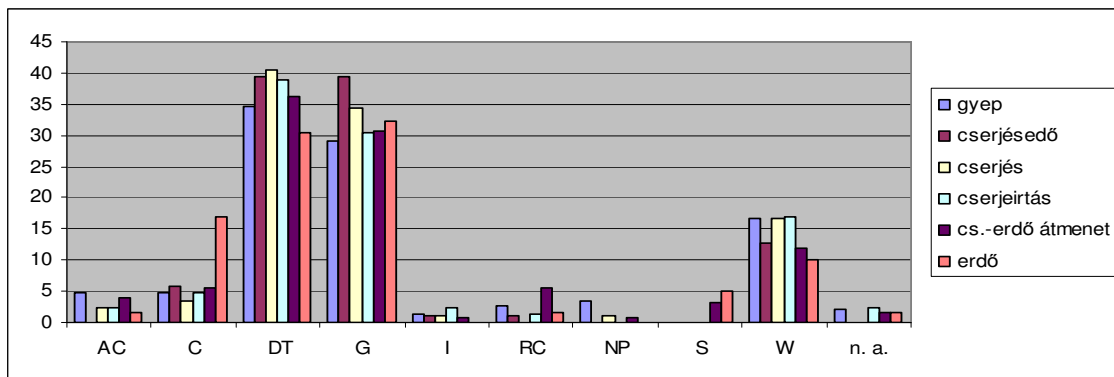


67. ábra: A Borhidi-féle TVAL értékek csoportrészesedésének eloszlása (%) gyept kategóriák szerint (az emelkedő indikátor értékekkel a fajok magasabb természetességet indikálnak, n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

Szociális magatartástípusok és életforma típusok csoportrészesedés eloszlása szukcessziós fázisok szerint és a különböző gyept kategóriákban

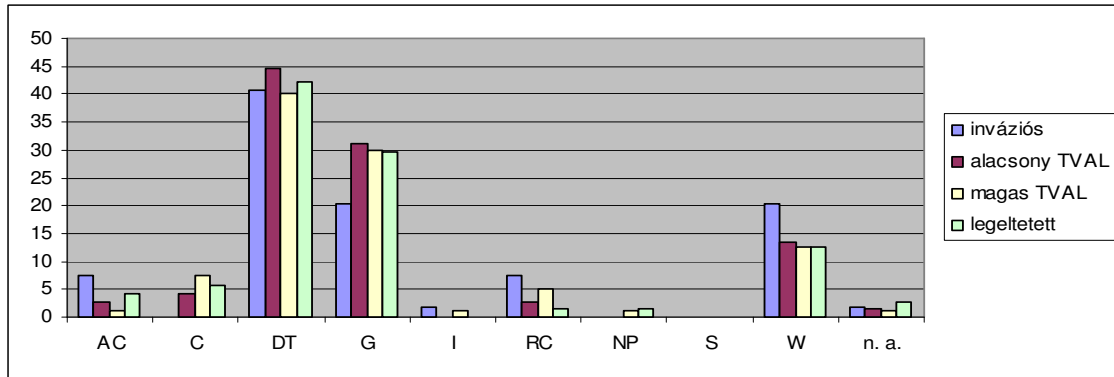
(BORHIDI et al. 1993, Soó 1964-1980, HORVÁTH et al. 1995)

A **Borhidi-féle szociális magatartástípusokat** vizsgálva, a felvett kvadrátok növényeinek többsége zavarástűrő faj (DT) és tág ökológiájú stressz-tűrő generalista (G). Minden szukcessziós stádiumban szerepet kapnak a honos gyomfajok (W). A természetes kompetitorok (C) száma főként az erdők esetében jelentős. A cserjeirtással érintett, bolygatott élőhelyeken és a zártabb cserjésekben nagyobb a zavarástűrő fajok (DT) és a gyomfajok aránya (W). A cserjések esetében a jelenségre magyarázatul szolgál, hogy a kvadrátok nem tökéletesen zárt cserjeszintű állományokban kerültek kijelölésre. A zárt cserjefoltok közötti területek a nagyobb testű növényevők, főként a vaddisznók (*Sus scrofa*) kedvelt tartózkodási helyei és közlekedési útvonalai, így a folyamatos bolygatás, nyílt talajfelszínnek kedveznek az említett szociális magatartástípusba sorolható fajoknak (68. ábra).



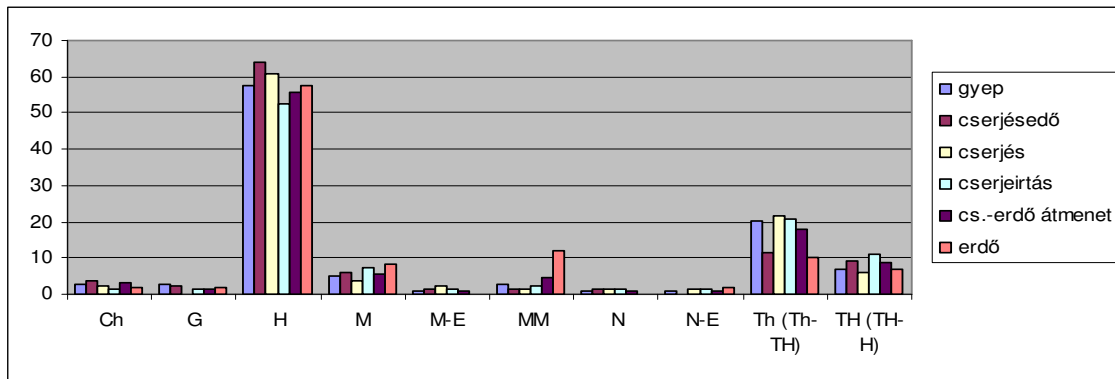
68. ábra: Szociális magatartástípusok csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint (n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

A gyepkategóriák elemzésekor a meghatározásukból elvárható eredményeket kaptuk. Az özönfajokkal fertőzött gyepekben a gyomok (W), az idegenhonos, agresszív kompetitorok (AC) és a honos flóra ruderalis kompetitorai (RC) emelkednek ki a zavarástűrők (DT) dominanciája mellett. A generalisták (G) aránya a többi gyepkategóriához képest viszonylag alacsony (69. ábra).



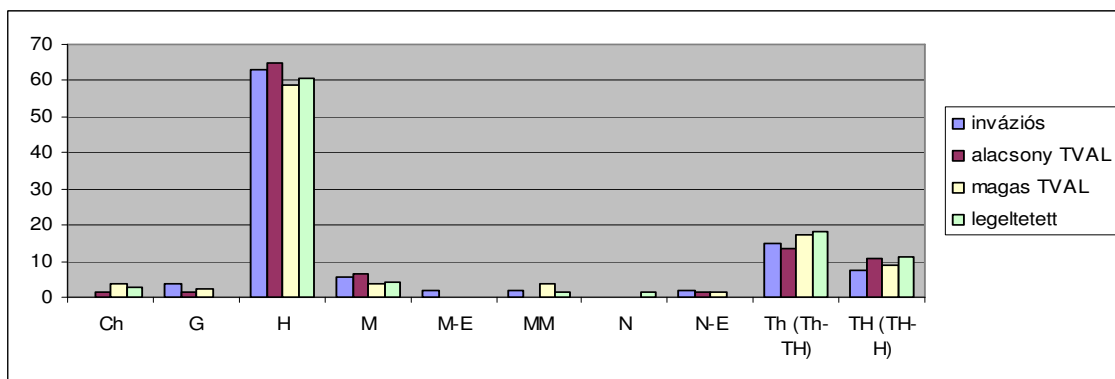
69. ábra: Szociális magatartástípusok csoportrészesedésének eloszlása (%) gyepkategóriák szerint
(n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

A **Raunkiaer-féle életforma típusok** eloszlásából megállapítható, hogy a vizsgált kvadrátok területének felhagyása már minden esetben olyan régen történt, hogy az egy- (Th) és kétéves (TH) növények visszaszorultak a zavarástűrő és generalista évelőkhöz (H) képest, de még jelentős számban jelen vannak a felvételekben. A cserjésedő területeken az átlagot meghaladóan magas az évelők (H) aránya, így viszonylag kevés bennük az egyéves faj (Th). A cserjeirtással érintett területeken és a cserjés élőhelyeken a többi kategóriát meghaladó az egyévesek (Th) fajszáma, melynek magyarázatául az előzőekben ismertetett, a gyomfajokkal kapcsolatos okok állnak (70. ábra).



70. ábra: Életforma típusok csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint
(n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

Az egyévesek (Th) magas száma a legeltetett gyepekben a jószág bolygatásával magyarázható, viszont ugyanez a jelenség a magasabb TVAL értékű kvadrátoknál ellentmondásosnak tűnik. A meredekebb, meleg, száraz adottságokkal rendelkező gyepek bizonyos „természetes” bolygatási tényezőkkel szemben érzékenyebbek (pl. erózió), mint a mélyebb termőrétegű degradáltabb területek, így több bennük az egyéves (Th) és a honos ruderális kompetitor (RC). Magasabb TVAL értékű és legeltetett gyepekben viszonylag magas a törpecserjék (Ch) száma (71. ábra).

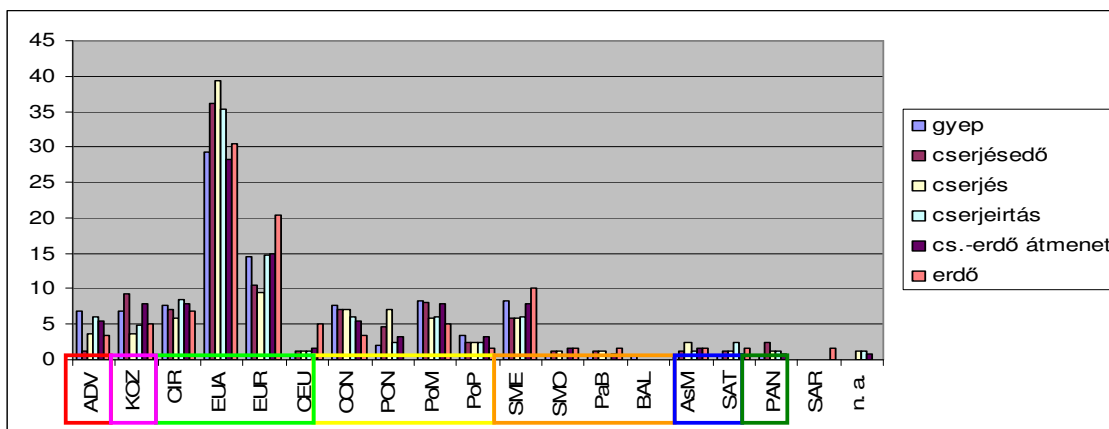


71. ábra: Életforma típusok csoportrészesedésének eloszlása (%) gyepek kategóriák szerint
(n.a. = flóraadatbázisból hiányzó adat)

Flóraelem kategóriák csoportrészesedés eloszlása szukcessziós fázisok szerint és a különböző gyepkategóriákban

(RÉDEI – HORVÁTH 1995, HORVÁTH et al. 1995)

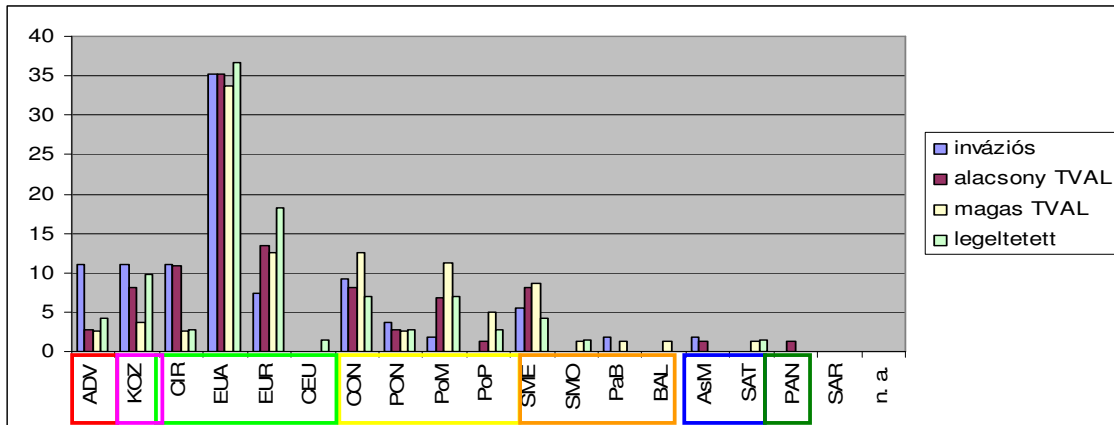
A kvadrátok fajainak jelentős része az európai csoportba sorolható eurázsiai (EUA), európai (EUR), közép-európai (CEU) és cirkumpoláris (CIR) flóraelemek közé tartozik. Jelentős számú faj tartozik a kontinentális csoportba sorolható flóraelemek közé (kontinentális - CON, pontusi - PON, pontus-mediterrán - PoM, pontus-pannon - PoP). Kisebb arányú a mediterrán flóraelem-csoport részesedése (szubmediterrán – SME, keleti-szubmediterrán – SMO, pannon-balkáni – PaB, balkáni - BAL). A kozmopolita (KOZ) és adventív (ADV) fajok aránya 10 % alatt marad minden kategóriában. Kevés fajjal képviseltetik magukat a (szub)atlanti-szubmediterrán (AsM), szubatlanti (SAT) flóraelemek és a pannóniai endemizmusok (PAN) (72. ábra).



72. ábra: Flóraelem kategóriák csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint

(n.a. = hiányzó adat)

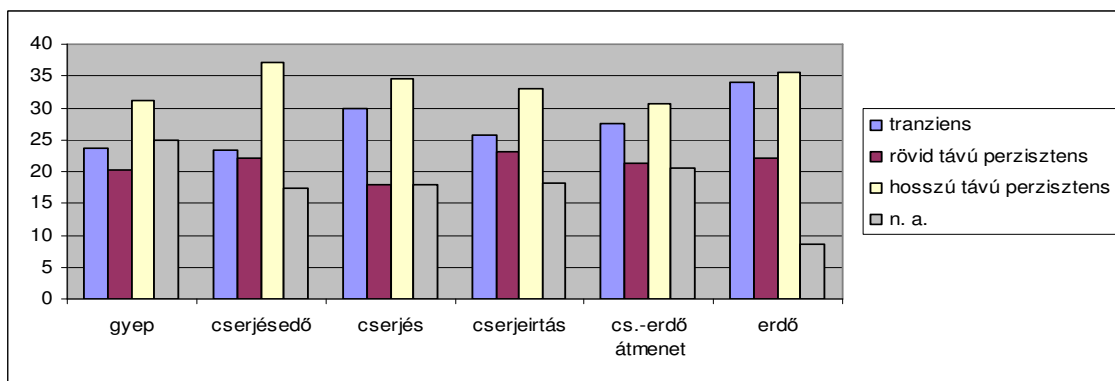
A gyep flóraelem eloszlási diagramja szerint elsősorban a kontinentális csoportba tartozó pontus-szubmediterrán (PoM), pontus-pannon (PoP) és kontinentális (CON) fajok magasszáma alkalmas a természetesebb állapotú gyep detektálására (73. ábra).



73. ábra: Flóraelem kategóriák csoportrészesedésének eloszlása (%) gyeptípusok szerint (n.a. = hiányzó adat)

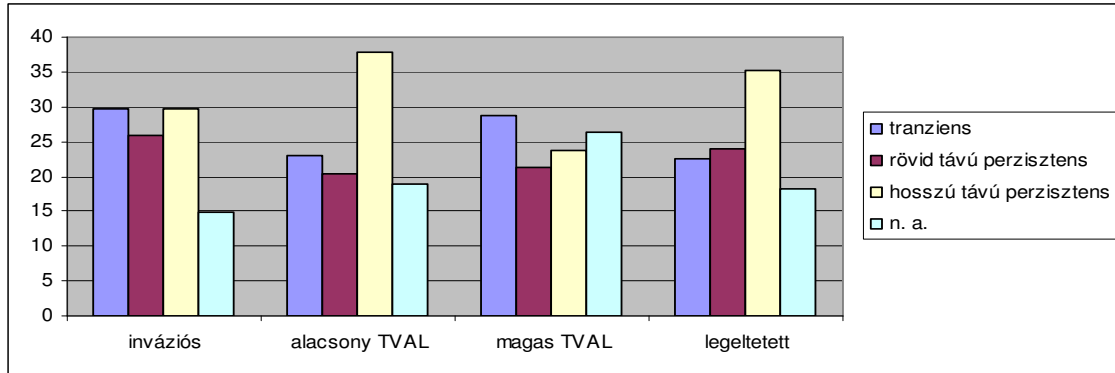
Magbank típusok és magtömeg kategóriák csoportrészesedés eloszlása szukcessziós fázisok szerint és a különböző gyeptípusokban
(CSONTOS 2001)

A **magbank típusok** eloszlását összehasonlítva, megállapítható, hogy minden szukcessziós stádiumban a hosszú távú perzisztens fajok száma a legmagasabb a tranzienshez és a rövid távú perzisztenshez képest. A fászszerű szukcesszió menetével, hosszú távon növekszik a tranziens fajok száma, mely párhuzamot mutat CSONTOS (2001) a gyepek szukcessziójának vizsgálata során nyert tapasztalataival (74. ábra).



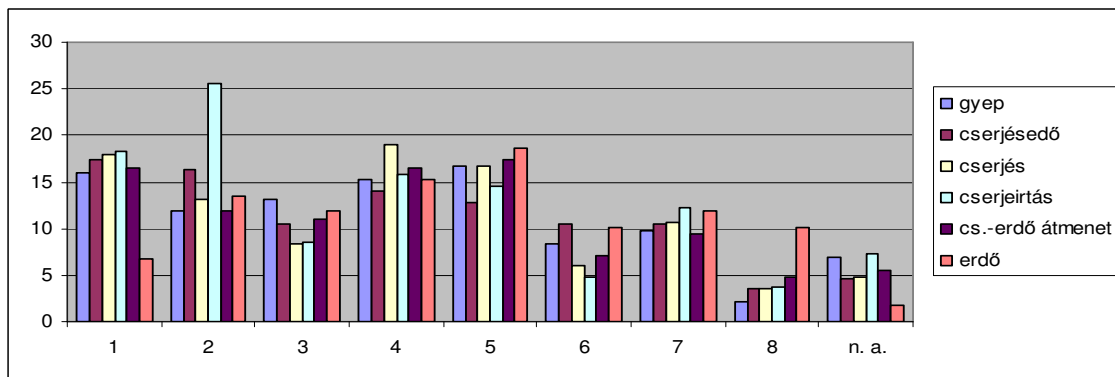
74. ábra: Magbank típusok csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint (n.a. = hiányzó adat)

A gyepkategóriák között a természetesebb gyepekben alacsonyabb, a degradáltabbakban és a legeltetettekben a zavarástűrő és gyomfajok nagy fajszáma miatt magas a hosszú távú perzisztens és alacsony a tranziens fajok száma (75. ábra).

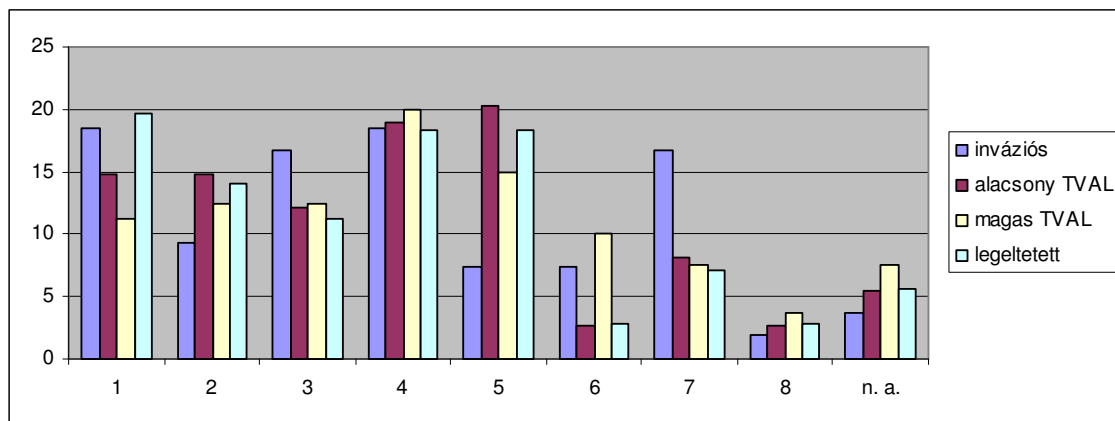


75. ábra: Magbank típusok csoportrészesedésének eloszlása (%) gyepkategóriák szerint (n.a. = hiányzó adat)

A **magtömeg kategóriák** eloszlása nagy és hullámzó értékekkel rendelkező spektrumot fed le, mind stádium, mind gyepkategória szerint ábrázolva. A magtömeg kategóriákkal kapcsolatos esetleges összefüggések felderítése további vizsgálatokat igényel (76-77. ábra).



76. ábra: Magtömeg kategóriák csoportrészesedésének eloszlása (%) szukcessziós fázisok szerint (n.a. = hiányzó adat)



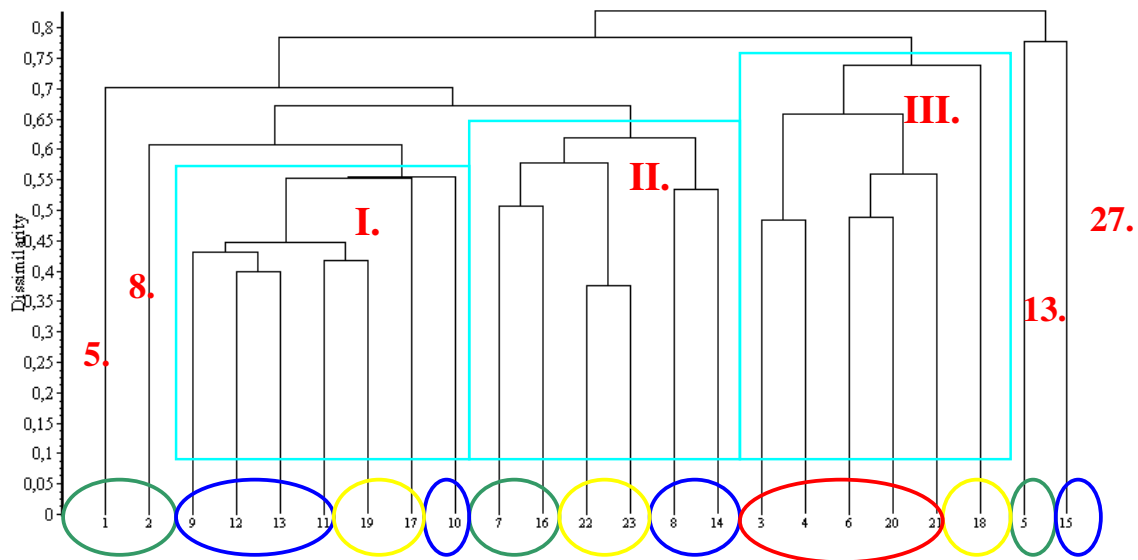
77. ábra: Magtömeg kategóriák csoportrészesedésének eloszlása (%) gyepkategóriák szerint (n.a. = hiányzó adat)

4. 5. 2. Gyepkvadrátok fajösszetételének és dominanciaviszonyainak elemzése sokváltozós statisztikai módszerekkel

Amennyiben a gyepkvadrátokat kizárólag fajösszetételük alapján, a fajok borításértékeinek figyelembevétele nélkül osztályozzuk (WPGMA, Sorensen módszer) három fő csoportot (I., II., III.) és négy jól elkülöníthető kvadrátot (5, 8, 13, 27) különíthetünk el. A klaszter analízis során alkalmazott sorszámok nem egyeznek meg az adatfeldolgozás során eddig használt számozással ezért a továbbiakban az eredmények ismertetése során mindkét számozásra hivatkozunk (pl. 20-35, klaszter analízis sorszám-**feldolgozási kvadrátszám**) (78. ábra) (11. térkép).

Az 5-13. kvadrát 3-5 évtizede felhagyott szőlőben kialakult tollas árvalányhajás (*Stipa* sp.) sztyeppfoltjában készült felvétele markánsan elkülönül a többi kvadráttól. A vizsgált gyepök közül itt található meg a sármányvirág (*Sideritis montana*) és az üstökös gyöngyike (*Muscari comosum*), jellemző faj az erdélyi gyöngyperje (*Melica transsilvanica*). A gyep cserjésedő, akácosodó környezetben, zárványként maradt meg.

A Szátok melletti Paskom túllegeltetett része (15-27.) szintén elüt a többi gyeptől. Domináns fajai a keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*) és a csomós ebír (*Dactylis glomerata*), ritkább bolygatásjelző fajai a betyárkóró (*Coryza canadensis*) és a bürökgémorr (*Erodium cicutarium*).



78. ábra: Gyepkvadrátok osztályozása a fajösszetétel figyelembevételével (WPGMA, Sorensen) (zöld-magas TVAL értékű gyep, sárga-alacsony TVAL értékű gyep, piros-özönfajjal fertőzött, kék-legeltetett gyep)

A romhányi Szappanos dűlőben kialakult jó állapotú lejtőgyepet az 1-5. sz. kvadrát mintázza meg, melynek differenciális, állományalkotó faja az árva rozsnok (*Bromus inermis*), az alsó gyepszintben a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*), jelentős még a fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*). A gyep karakteres fajai a lózsálya (*Salvia verticillata*), a cicó (*Thymelaea passerina*), a hengeres vasvirág (*Xeranthemum cylindraceum*) és a parlagi madármályva (*Lavatera thuringiaca*). A gyep lassú tempóban cserjésedik egy hűvösebb völgyhajlat felől.

Romhány mellett teraszos kialakítású, egykori, 30-50 éve felhagyott oltványtelepen cserjésekkel mozaikoló gyepmaradványok helyezkednek el. A területen rögzített gyepkvadrát (2-8.), többi felvételtől elkülönülő jellemző fajai a viszonylag ritka aranyfürt (*Aster linosyris*), a vesszős kutyatej (*Euphorbia virgata*), a mezei csormolya (*Melampyrum arvense*) és a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*).

Az I. csoport gyepjeinek kialakulása a jelenleg is folyó, vagy a közelmúltig tartó legeltetéshez köthető (9-18., 12-21., 13-23., 11-20., 19-31., 17-29., 10-19.). A Romhány és Tereske közötti Dennekenben található 19-31. sz. felvétel területén, információink szerint 10-20 éve fejezték be a legeltetést, de fajösszetétele alapján a többi, napjainkig legeltetett gyephez tartozik a dendrogram szerint. A legeltetésre utal a következő fajok elszaporodása: tövises iglice (*Ononis spinosa*), kakukkfű (*Thymus* sp.), mezei iringó (*Eryngium campestre*), fehér

gyíkfű (*Prunella laciniata*), réti here (*Trifolium pratense*), fehér here (*Trifolium repens*), vörös fogfű (*Odontites rubra*).

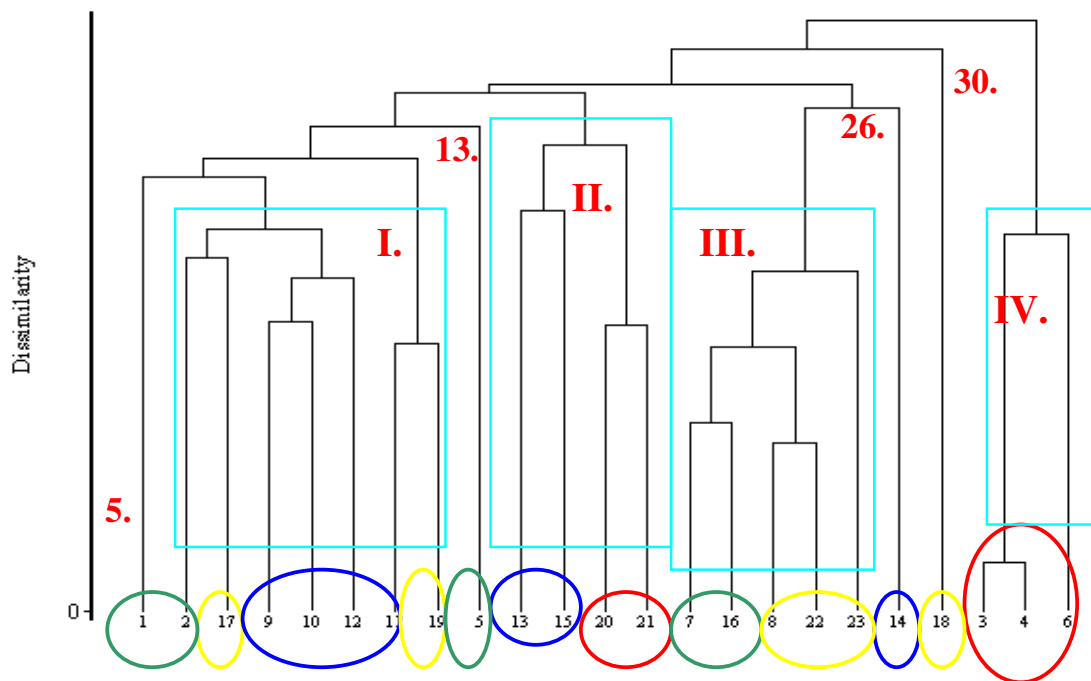
A II. klasztercsoport heterogén összetételű felvételeket tartalmaz, melyek vegyes (legelő, szőlő, szántó) földhasználati eredetűek. A legeltetés hatásaként igen kis mértékben cserjésedő, zárt fenyérfüves (*Bothriochloa ischaemum*) gyepek (8-16.) vagy értékesebb élesmosófüves (*Chrysopogon gryllus*) gyepek (14-26.) alakultak ki. Azok a különböző állapotú degradált sztyepprétek (7-15., 16-28., 22-44.), melyek akácok környezetében, vagy terjeszkedő galagonyás-kökényesek mellett voltak, fokozatosan összezsugorodtak a domboldalak legvékonyabb termőrétegű, leginkább kitett oldalára. A borókás cserjések esetében (23-47.) még alkalmatlanabb a termőhely az egyéb cserje- és fafajok megtelepedésére.

A kvadrátcsoport legjellemzőbb faja a fenyérfű, melynek tömeges elszaporodása degradációs jelenségekre utal, de kis mértékű előfordulása az értékesebb sztyepprétekben természetes. A két kategória közötti átmenet folyamatos. A csoporthoz tartozó gyepekre jellemző a kardos peremisz (*Inula ensifolia*), zöld dárdahere (*Dorycnium herbaceum*), a hasznos földitömjén (*Pimpinella saxifraga*), a szürke galaj (*Pimpinella saxifraga*), a kunkorodó árvalányhaj (*Stipa capillata*), a bőbitás küllőrojt (*Erigeron acris*), a macskafarkú veronika (*Pseudolysimachion spicatum*), a szurokfű (*Origanum vulgare*), az árlevelű len (*Linum tenuifolium*), borzas len (*Linum hirsutum*) és a sárga len (*Linum flavum*) (79. ábra). A 8-16. sz. és a 14-26. sz. kvadrát gyepei viszonylag fiatal (1-20 év) felhagyások, a sztyeppmaradványok (7-15., 16-28., 22-44.) gyepei minimum 30 éve használaton kívüliek.



79. ábra: A kardos peremisz (*Inula ensifolia*) és az árlevelű len (*Linum tenuifolium*) (Fénykép: Zagyvai Gergely)

A III. klasztercsoport a gyomos, zavarástűrő- vagy özönfajokkal jellemezhető gyepek halmaza. Ide tartoznak a siskanádasok (*Calamagrostis epigeios*) (3-9., 4-10.), a selyemkóróval (*Asclepias syriaca*) (20-35.), kanadai aranyvesszővel (*Solidago canadensis*) (6-14.) és bálványfával (*Ailanthus altissima*) (21-36.) fertőzött kvadrátok. Viszonylag fiatal felhagyások, mindegyikükön 5-17 éve szüntették be a szántóföldi művelést vagy a háztáji ribizlitemesztést. A III. csoportba tartozik még a 18-30. sz. felvétel, melynek területén kb. 3-4 évvel ezelőtti időpontig, néhány esztendőn keresztül fácánteleg működött, jelentős bolygatást és gyomosodást okozva. A csoportra jellemző a korai szukcessziós fázist és a zavarást jelző növények az előzőekben felsorolt fajokon kívül: közönséges galaj (*Galium mollugo*), mezei aszat (*Cirsium arvense*), egynyári seprence (*Erigeron annuus*), keserűgyökér (*Picris hieracioides*), gilisztaűző varádics (*Tanacetum vulgare*), csomós ebír (*Dactylis glomerata*), közönséges tarackbúza (*Elymus repens*).



80. ábra: Gyepkvadrátok osztályozása az egyes fajok borításértékének figyelembevételével (UPGMA, Bray-Curtis) (zöld-magas TVAL értékű gyepek, sárga-alacsony TVAL értékű gyepek, piros-özönfajjal fertőzött, kék-legeltetett gyepek)

A fajok borításértékeinek figyelembevételével készített dendrogramon a domináns, állományalkotó fajok határozzák meg a kvadrátok csoportosítását. A csoportokat (I., II., III., IV.) és az elkülönülő kvadrátokat (5, 13, 26, 30) a domináns fajokkal jellemezhetjük legegyszerűbben. A kialakított csoportok az előző osztályozási módszer csoportjaival, kisebb eltérések figyelembevételével, megfeleltethetők (80. ábra).

- 1-5 sz. kvadrát: Árva rozsnokos lejtőgyep: **árva rozsnok** (*Bromus inermis*), barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*), fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*), tarka koronafürt (*Securigera varia*), hengeres vasvirág (*Xeranthemum cylindraceum*), lózsálya (*Salvia verticillata*).
- **I. csoport:** Többségében legeltetett, csenkeszes száraz gyepek: **barázdált csenkesz** (*Festuca rupicola*), mezei cickafark (*Achillea collina*) (12-21, 17-29), csattogó szamóca (*Fragaria viridis*) (12-21), tejoltó galaj (*Galium verum*) (12-21), koloncos legyezőfű (*Filipendula vulgaris*) (12-21), közönséges oroszlánfog (*Leontodon hispidus*) (11-20, 19-31), fehér here (*Trifolium repens*) (11-20, 19-31).
- 5-13. sz. kvadrát: Tollas árvalányhajas sztyepprét: **tollas árvalányhaj** (*Stipa sp.*), **erdélyi gyöngyperje** (*Melica transilvanica*), barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*).
- **II. csoport:** Özönfajokkal fertőzött és túllegeltetett gyomos gyepek: **csomós ebír** (*Dactylis glomerata*) (20-35, 21-36), **keskenylevelű perje** (*Poa angustifolia*) (13-23, 15-27), barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) (13-23, 15-27), csattogó szamóca (*Fragaria viridis*) (20-35, 21-36), selyemkóró (*Asclepias syriaca*) (20-35), bálványfa (*Ailanthus altissima*) (21-36).
- **III. csoport:** Fenyérfüves száraz gyepek: **fenyérfű** (*Bothriochloa ischaemum*), barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*).
- 14-26. sz. kvadrát: Élesmosófüves száraz gyep: **élesmosófű** (*Chrysopogon gryllus*), fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*), hasznos földitömjén (*Pimpinella saxifraga*).

- 18-30. sz. kvadrát: Gyomos gyepek: **murok** (*Daucus carota*), franciaperje (*Arrhenatherum elatius*), fehér here (*Trifolium repens*).
- **IV. csoport:** Siskanádas – aranyvesszős gyepek: **siskanád** (*Calamagrostis epigeios*), **kanadai aranyvessző** (*Solidago canadensis*) (6-14).

5. Következtetések, javaslatok

A 18. sz.-tól a 20. sz.-ig a művelési ágak elhelyezkedése és a hozzájuk kapcsolódó ökológiai funkciók elrendezése időszakonként átrendeződött, de nagyléptékű szerkezetében közel állandó maradt. A 20. sz. második feléig nagyobb volt a művelt területek aránya az agrármélesség „földéhsége”, majd a szövetkezetek tevékenysége miatt, de visszafelé haladva az időben, a hagyományos paraszti földművelés idején alacsonyabb volt a használat intenzitása (ZAGYVAI 2008). A kisparcellás szőlőket, gyepes gyümölcsösöket, nadrágszív jellegű szántóparcellákat sövények, mezsgyék választották el egymástól, a patak völgyek kaszálóinak elaprózódott birtokviszonyai szintén előnyösek voltak az ökológiai kapcsolatok szempontjából.

Az utóbbi évtizedek felhagyási folyamatai lehetőséget kínáltak (kínálnak) arra, hogy a spontán szukcesszió „befoltozza” az időközben intenzívebbé váló mezőgazdasági művelés által okozott sebeket, foghíjakat az ökológiai hálózatban. Az akác 20. sz.-i mesterséges és spontán előretörése azonban jelentős részben megakadályozza a természetes regeneráció képességét, szinte minden növényzeti előzményt felülíró, átalakító hatásával. Mindezek fényében, az őshonos fajokkal történő cserjésedés forgatókönyve, figyelembe véve a cserjésedés degradatív hatását is egyes értékes gyepekre, kifejezetten kívánatos folyamat az adott táji adottságok, körülmények között. A cserjések hosszú távon otthont nyújthatnak az értékesebb száraz gyepek és a megritkult, visszaszorult természetközeli erdők fajainak egyaránt, akkor is, ha a természetszerű erdők irányába mutató szukcesszió igen lassú és bizonytalan folyamat.

Mivel a mintaterület potenciális vegetációját mindenhol a zárt erdő jelenti, a felhagyást követő spontán folyamatok, idővel eljutnak a cserje- és fafajokkal jellemezhető stádiumokig. Az őshonos cserjefajokkal történő regeneráció lehetősége, mely az ökológiai és tájhasználati előzményektől függően eltérő sebességű lehet, az összes felhagyott terület számára nyitott.

A száraz, félszáraz területek, cserjésedést követő, őshonos fafajokkal történő erdősödést jelentő szukcessziós útja a propagulum-limitáltság miatt erősen korlátozott, így a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) nagyon jó eséllyel rendelkezik, hogy bekapcsolódva a vegetáció fejlődésébe, robbanásszerű inváziójával megelőzze a teljes természetes regenerációhoz szükséges, klimax társulásokra jellemző fafajok lassú terjeszkedését.

A többletvízhatással rendelkező területeken a vizes élőhelyek őshonos fafajai gyorsan betelepülnek és terjeszkednek, az alföldi folyóvölgyekre jellemző agresszívan terjedő, adventív fajok nem fenyegetik őket.

Száraz, félszáraz adottságok között, a vizsgálatok eredményei szerint és a táji adottságokat figyelembe véve, a felhagyást követő több évtizedes távlatban, a galagonyás-kökényes cserjések kiemelkedően jó eséllyel alakulnak ki. Az akácok terjeszkedése a közelmúltban töretlen volt, a fafaj területének spontán terjeszkedés útján való gyarapodása szintén előre vetíthető. Az állatállomány csökkenése a borókások terjeszkedését szinte teljesen kizárja, területarányuk csökkenése várható. Közepes eséllyel, elsősorban talajbolygatást követően alakulnak ki erős kompetíciós képességekkel rendelkező fűfajok (*Calamagrostis epigeios*, *Bothriochloa ischaemum*) monodomináns állományai. Az előző lehetőségek miatt a jó állapotú száraz gyepek kialakulására mérsékelten nyílik lehetőség, elsősorban a száraz ökológiai feltételek között, bázikus alapközetben. Az őshonos fafajokkal történő, természetközeli erdőket eredményező, teljes regeneráció esélye igen kicsi, ezekben az esetekben az idealizált szukcessziós szériasz csonka marad.

A felhagyott területek szukcessziós folyamatai a mintaterület ökológiai hálózatának szerkezetét is módosítják. A különböző állat- és növényfajok számára más és más élőhelytípus jelenti az ökológiai hálózat magterületeit, folyamatos és megszakított folyosóit. A különböző léptékű ökológiai hálózat feltárásakor, tervezésekor az élővilág tagjainak „igényeit”, ökológiai viselkedésüknek megfelelően egységes szempontok szerint integrálják, az élőhelyek természetességét meghatározzák, térbeli elhelyezkedésüket elemzik (NAGY 2005). A Nemzeti Ökológia Hálózat lehatárolt egységei, a térképezés országos léptéke miatt, csak korlátozottan alkalmas a mintaterület kistáji léptékű ökológiai hálózatának reális jellemzésére, mégis tanulságos összehasonlítása aktuális élőhelytérképünkkel. A Nemzeti Ökológiai Hálózat térképén a Romhányi-rög, főként természetszerű erdőkkel borított tömbje helyesen, magterületként szerepel. Az ökológiai folyosók területi elhelyezkedése is kielégítő, főként a kisebb őshonos fafajú erdőfoltok száraz gyepek és patakmenti vizes élőhelyek funkcionálnak folyamatos folyosóként vagy „lépegető kőként”. A pufferterületekhez sorolt akácok, akácosodó területek vagy esetenként a folyosókat jelentő, patakokat kísérő puhafás ligetek, egyes erdei emlősfajok, madarak számára betölthetik a védő vagy összekötő funkciót, de a mintaterület őshonos fa-, cserje- és értékes száraz gyepi fajai számára szinte a mezőgazdasági területekhez hasonló elszigetelő funkcióval rendelkeznek. Az akácok sok esetben a „puffer” funkció és az elszigetelés helyett kifejezett veszélyforrások a természetközeli erdők, a száraz gyepek, őshonos fajokkal cserjésedő, erdősödő területek számára (13. térkép).

Az akácok terjeszkedésével növekedni fog a mintaterület üzemtervi ciklusonként nyilvántartásba vett „talált erdeinek” területe, melyek így a hivatalos fölhasználati statisztikai adatokban is nyomon követhetők. Ezek az erdőrészek betagozódnak az egyébként is nagy

területet elfoglaló akácok „tervszerű de egyszerű” kezelésébe, hasznosításába. A spontán akácok mezőgazdasági jellegű hasznosítását méhészetek végzik.

A spontán cserjésedő-, erdősödő területek vadgazdálkodási viszonyainak, állatvilágának, különösen madárvilágának alaposabb vizsgálata nemcsak az élőhelyek vadászati hasznosításának, természetvédelmi jelentőségének felmérése szempontjából lenne kívánatos, hanem elősegítené növényökológiai, szukcessziós folyamatok jobb megértését is.

A táj akácainak átalakítása, terjeszkedésüknek a nagy területen megvalósított akadályozása a jelenlegi gazdasági, mezőgazdasági, társadalmi és erdészeti viszonyok között irreális és szinte megvalósíthatatlan feladat. Égetően fontos tehát azoknak az értékes fás és gyepi élőhelyeknek a feltérképezése, felmérése a Cserhát ezen, botanikailag kevésbé feltárt részén, melyek esetében a védelem (pl. akácosodástól, cserjésedéstől) kiemelten fontos, koncentrálható és megvalósítható lenne. A cserjésedő, erdősödő, akácosodó területek nagyobbik részén, földhasználati szokások radikális változása nélkül, továbbra is azok a spontán folyamatok fognak érvényesülni, melyek feltárásához hozzájárulhattunk munkánk során, de pontosabb megismerése további kutatásokat igényel.

6. 1. Összefoglalás

A kutatás során a Nógrádi-medence, a Terényi-dombság és a Nézsa-Csöväri dombság találkozásánál kijelölt mintaterületünkön végeztünk a mezőgazdasági területek felhagyását követő másodlagos, fásszárú szukcesszióra vonatkozó vizsgálatokat. Céljaink között szerepelt a kutatást megalapozó tájtörténeti vizsgálatok elvégzése, a fásszárú szukcesszió szempontjait figyelembe vevő kategóriarendszerrel rendelkező, aktuális élőhelytérkép készítése, a felhagyott területek jellemző fa- és cserjefajainak vizsgálata, a jellemző szukcessziós utak felvázolása, valamint a felhagyott területek aljnövényzetének jellemzése.

A mintaterület változatos domborzatú, tagolt, de alacsony dombvidék. Jellemző talajtípusai az agyagbemosódásos barna erdőtalaj, a Ramann-féle barnaföldek 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 klímaövben fekszik az erdősszetyepp klímaövre utaló jegyekkel, melyek 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 ültetvényszerű erdők, főként az akácok. Itt is és a főként mezőgazdasági területekkel borított Nógrádi-medencéhez tartozó mintaterület-részen is a másodlagos gyeppek, cserjések, erdők jelentik a természetközeli vegetáció menedékeit.

A vizsgálatokat és az adatgyűjtést három léptékben, táji-, parcella- és kvadrát szinten végeztük. Az adatok feldolgozása Digiterra Map v3, ArcView GIS 3.2 és Surfer 7.0 térinformatikai programokkal és Syn-tax statisztikai szofverrel történt.

A szukcessziós vizsgálatokhoz nélkülözhetetlen tájtörténeti elemzés eredményei szerint, a mintaterület aktuális élőhelymintázatát és a cserjésedő, erdőződő területek elhelyezkedését nagymértékben meghatározta a megelőző évszázadok változatos földhasználata. A vizsgálati területeken a szántóföldi művelés mellett nagy jelentősége volt a szőlőtermesztésnek, a legeltetésnek, a rétgazdálkodásnak és az erdők használatának. Az egyes művelési ágak dominálta, eltérő ökológiai feltételeket biztosító tájrészletek sorsa a 20. sz. változásai során is együtt alakult

jellemzően. A szántók nagy részét még ma is használják, kisebb részüket, melyek kedvezőtlenebb adottságokkal rendelkeztek felhagyták. A szőlők, legelők, kaszálók túlnyomó többségét felhagyták, az erdők területe, részben a telepítéseknek, részben a spontán folyamatoknak köszönhetően jelentősen növekedett a 21. sz. elejére.

Elkészítettük a mintaterület potenciális vegetációtérképét a rendelkezésre álló, ökológiai tényezőket jellemző, tematikus térképfedvények és a természetközeli vegetáció maradványai alapján. A térkép szerint a terület nagy része cseres-kocsánytalan tölgyes, a hűvösebb oldalak gyertyános-kocsánytalan tölgyes potenciális vegetációval rendelkezik. A cseres-kocsánytalan tölgyesek a kitettebb, erodált oldalakon melegkedvelő tölgyes, a 200 m alatti, löszös területeken lösztölgyes vonásokkal rendelkeznek. A patak völgyekben égerligetek, gyertyános-kocsányos tölgyesek képezik a potenciális erdőtársulásokat.

A terepi és távérzékelési adatok alapján készített táji élőhelytérkép szerint jelentős a spontán szukcessziós folyamatok által érintett területek nagysága a vizsgált tájban. A térképen elkülöníthetők a spontán fásszárú szukcesszió színhelyei, segítő- és veszélyeztető fajforrásai a tájban, valamint azok a felszínek, melyek indifferensek vagy barriert alkotnak. Az akácok jelentős területüknek és elhelyezkedésüknek köszönhetően előnyösebb helyzetben vannak a felhagyott parcellák gyors kolonizálása terén, mint a természetközeli, őshonos fafajokból álló erdők.

A parcella léptékű vizsgálatokból megállapítható, hogy a potenciális erdők domináns fafajai, a tölgyek, stratégiájuk, terjedési módszerük és kis területfoglalásuk miatt csak viszonylag kis tömegben jelennek meg a fásszárú szukcesszió során, mégis egyenletesen diszpergálják propagulumait, nagy távolságokra is képesek eljutni. Ezzel ellentétben az akác igazán a frontszerű vagy rövid lépésekkel történő terjedésben hatékony.

A cserjésedés két típusát képezi a borókások és a galagonyás-kökényesek kialakulása. A boróka terjedése legtöbbször a legeltetésnek köszönhető, alacsony záródású, erodált talajú, megrekedt dinamikájú állományai értékes, száraz gyepi fajokat őriznek. A galagonyás-kökényesek, szőlőparlagokon főként fagyallal és veresgyűrű sommal kiegészülve gyorsabban záródnak, így természetszerű erdőkre jellemző fajoknak adnak otthont. Az akácodosás mindkét típusnál felléphet, de különösen a galagonyás-kökényeseket fenyegeti. Az akácodosás és az egyéb fásszárú növényzet záródása extrém száraz, erodált, vékony termőrétegen, meszes aljzaton gátolt, ezért a legértékesebb sztyeppfoltok általában itt alakulnak ki és maradhatnak fenn.

A munka igazolta, hogy a felhagyott területek az özönfajok terjedése, a természetes regeneráció és száraz gyepek védelme szempontjából is kiemelkedő jelentőséggel bírnak, további kutatásuk szükséges, egy a fásszárú szukcessziót leíró, megbízható modell megalkotása érdekében.

6. 2. Summary

In this study we investigated the secondary succession of woody plants in abandoned agricultural lands. The sample area is located in the boarder of Nográd-basin, Terényi-hills, and Nézsa-Csóvári hills. Our aims are to investigate the landscape history which is the basis of this study, to draw the current habitat map which consider the viewpoint of woody succession, to examine tree- and shrub species of the abandoned area, to describe the possible ways of succession, to survey the herbaceous species of abandoned area.

The relief of the study area is diverse and fragmented but it contains mostly low elevated hills. The most typical soil types are brown forest soil, Ramann-type brown earth and earthy barren soil which is derived from human erosion. These soils were appeared on sandy, clayey, gravelly, sand stony sediments. The area is situated in the closed oak forest climate but it is effected by forest-steppe climate also, which can have stronger influence in the future because of the climate change. The Lókos-stream is the main water source of the small streams in the area.

Nature-like forest remains of the original vegetation are the Turkey oak-sessile oak and the hornbeam-sessile oak forests. Mostly forests are situated in the range of Romhány-hills, in the lower elevated areas are only fragmented parts of it. Big area of Terényi-hills are covered by planted forests and locust-trees. In this area and in the Nográd-basin the secondary grasslands, shrublands, and forests are represented the remains of the nature-like original vegetation.

The examinations were made in three different scales which are the followings: landscape-, plot-, quadrate scale. The data processing were done with the aid of the Digiterra Map v3, Arcview GIS 3.2. Surfer 7.0 geoinformatic programs and the syn-tax statistic software.

For the succession analysis the landscape history examination is indispensable. We can conclude from its result that the current habitat pattern, the shrubland and forest areas were determined by the land management of the last centuries. In the sample area the arable farming, the viniculture, the grazing and forestry was important, therefore different land management resulted diverse ecological conditions. The landscape patches are changing together in the 20th century. Today most of the agriculture areas are in management, only a small part of it which is less valuable is abandoned. The vineyards, graze lands and meadows are mainly abandoned in

the area. The reason of the forests increase in the beginning of 21th century is the forest plantation and the spontaneous processes of vegetation.

On the basis of remnant vegetation, ecological conditions, and thematic map layers we draw the potential vegetation map of the area. According to this potential vegetation map most of the area is covered by Turkey oak-sessile oak forests and the cooler hillsides is covered by hornbeam-sessile oaks. In the eroded slopes the Turkey oak-sessile oak has xerotherm oak features, under the elevation of 200 meters it has loess oak effect. In stream valleys the potential vegetation are alder groves and hornbeam-pedunculate oak forests.

The habitat map was made by field work data and remote sensing data. According to it the area's spontaneous succession is notable in the landscape. On the maps we can separate the surfaces of spontaneous woody succession, the helping and inhibiting species of succession in the landscape and the surfaces which are barriers. The main reason that black locust occupies faster in abandoned plots than in semi-natural forests which contains native species is the expansion and the density of it. Plot research results that the potential forest's dominant species are the oaks. Because of its spread strategy and low expansion it only appears in small density in the woody succession. However the oak seeds spread continuously in large areas despite the black locust's seeds spread efficiently in small areas.

The junipers and hawthorn-blackthorn shrublands are the two types of shrubby habitats in the sample area. The junipers mostly spreads in grazed, eroded soil and these habitats contain many valuable dry-grassland species. The canopy closure of hawthorn-blackthorn shrublands which also contains red dogwood and common privet is faster. This is the reason that there are more semi-natural forest species in these habitats. The black locust can appears in both habitats but mostly it is common in hawthorn-blackthorn shrubs. The closure of woody plants canopy and appearance of black locust in extremely dry, eroded, bedrock limestone soil is impeded. Thus these areas are the most valuable grassland patches. This study verifies that abandoned areas are important in the dry-grassland protection, for the examination of invasive species spread and in the research of natural regeneration. Further studies are necessary for describe a reliable woody succession model.

7. Tézisek

1. Felépítettük a Cserhátra jellemző 114 km² nagyságú tájrészlet abiotikus és biotikus ökológiai tényezőit és tájtörténeti adatait összegző adatbázist, mely a későbbiekben növényteni és tájökológiai kutatások alapjául szolgálhat.
2. Elkészítettük a tájegység potenciális vegetációtérképét.
3. Elkészült a mintaterület katonai felmérésekre, 20. sz.-i topográfiai térképekre, légifelvételekre, szakirodalmi munkákra és terepi tapasztalatokra támaszkodó tájtörténeti elemzése.
4. Elkészítettük a mintaterület aktuális élőhelytérképét az általunk kialakított, fásszárú szukcessziót jellemző kategóriarendszer segítségével. Az élőhelyfoltok elhelyezkedése igazolta a múltbéli használat jelentőségét és a mélyreható tájtörténeti elemzés fontosságát.
5. Jól elválasztható egymástól a felhagyott legelők helyén kialakuló borókások és a „galagonyás-kökényes” cserjések szukcessziós útja. A borókások esetében a cserjésedés, erdősödés sebessége lassabb, a cserjeszint záródása alacsonyabb szinten állandósul vagy válik mérsékeltebb növekedésűvé.
6. A „galagonyás-kökényes” cserjésedés kezdetén a gyepűrózsa jelentősége nagyobb. A kökény közel állandó borítása mellett, az egybibés galagonya tömegességének növekedésével folyamatosan záródik a cserjeszint. A legzártabb cserjések jellemzően igen sok közönséges fagyalt és veresgyűrű somot tartalmaznak. A parcella léptékű kutatások bebizonyították, hogy a vizsgált szőlőparlagok „galagonyás-kökényes típusú” cserjésedése jóval gyorsabb, mint a felhagyott szántóké.
7. Az őshonos tölgyfajokkal történő spontán erdősödés igen ritkán előforduló és lassú folyamat a vizsgált tájban, mely a tölgyfajokat tartalmazó erdők relatív alacsony arányára és az említett fafajok élettani, növekedési sajátosságaira vezethető vissza. A propagulum-limitáltság ellenére a cser és a kocsánytalan tölgy 600-700 méteres távolságra is képes eljuttatni makkját zoochor magterjesztési módszerével.

8. A tájban nagy területeket borító fehér akác vegetatív módon, elsősorban kis távolságokra terjeszkedik hatékonyan. A kutatás eredményei szerint a fafaj további erőteljes térhódítása várható a mintaterületen az elkövetkezendő évtizedekben.
9. Az egykori gyümölcskultúrák maradványainak számító fafajok közül a közönséges dió, a házi szilva és a birsalma képesek a felhagyást követő erőteljes terjeszkedésre és a fásszárú szukcesszió aktív befolyásolására.
10. A cserjésedő, erdősödő területek aljnövényzete, az egyes ökológiai tényezők (víz, hő, fény, talajreakció, nitrogéntartalom) eloszlása tekintetében, nyomon követhetően átalakul a fásszárú szukcesszió során. A záródó cserje- és lombkoronaszint ellenére a szárazságtűrő - üde élőhelyeket kedvelő, fényigényes – árnyéktűrő, nitrofil – kevésbé tápanyagigényes fajok évtizedekig megtalálhatók egymás mellett, így ezek a másodlagos élőhelyek menedéket nyújtanak a természetes vegetáció, változatos összetételű, különböző típusú elemeinek.
11. A legtermészetesebb állapotú gyep-cserjés-erdő élőhelykomplexek meleg, D-i, DNY-i expozícióban, erodált, meszes talajú, száraz termőhelyen található, a kontinentális (és mediterrán) jellegű áréával rendelkező fajok jelentős részesedésével (pl. *Stipa* spp., *Aster linosyris*, *Linum tenuifolium*, *Nigella arvensis*, *Xeranthemum cylindraceum*, *Inula ensifolia*, *Taraxacum serotinum*)
12. Fajkészletük alapján a vizsgált gyepek az alábbi csoportokra különíthetők el:
 - Aktuálisan vagy a közelmúltban legeltetett gyepek.
 - Zavart, gyomos, fiatal parlagok.
 - Régebben felhagyott, változatos földhasználati eredetű, heterogén összetételű és eltérő természetességű gyepek.

8. Irodalom

- ÁNGYÁN J. 2003: Környezet- és tájgazdálkodás agroökológiai, földhasználati megalapozása – Magyarország integrált földhasználati zónarendszerének kialakítása. Szent István Egyetem. Gödöllő.
- BAGYINSZKI F., BAGYINSZKI F-NÉ. 2005: Kétdodony története. Kétdodony Község Önkormányzata. Kétdodony. 431 p.
- BALASSA I. 1973: Az eke és a szántás története Magyarországon. Akadémiai Kiadó. Budapest. 630 p.
- BARÁTH Z. 1963: Növénytakaró vizsgálatok felhagyott szőlőkben. *Földrajzi Értesítő* **12.** p. 341-356.
- BARCZI A., PENKSZA K., GRÓNÁS V., POTTYONDY Á. 2006: A nyugat-magyarországi régió felhagyott szántóinak felmérése és újbóli használatuk megalapozása (általános irányelvek, zalai-dombsági példák) I. Tájékológiai lapok 4(1): 79-95.
- BARTHA D. 1999: Magyarország fa- és cserjefajai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 302 pp.
- BARTHA D. 2003: Történeti erdőhasználatok Magyarországon. Magyar Tudomány. 2003/12
- BARTHA D. 2005: A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. MTA Doktori Értekezés. Sopron.
- BARTHA D., BÚS M., HORVÁTH T. (szerk.) 2006 a: Az év fája 2005: a közönséges boróka (*Juniperus communis* L.) 8 pp.
- BARTHA D., CSISZÁR Á., ZSIGMOND V. 2006 b: Fehér akác. In: BOTTA-DUKÁT Z. – MIHÁLY B. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. – A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 10. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp.: 37-67.
- BARTHA S. 2003: A természetvédelmi kezeléseket megalapozó vegetációkutatásokról. Pp. 3-48. In: BARTHA, S., MOLNÁR, ZS. (szerk.): A természetvédelmi kezelési tervek készítéséhez szükséges vegetációdinamikai, természetességi és regenerációs kérdésekről. Vácrátót. Tanulmány a Természetvédelmi Hivatal számára.
- BARTHA S. 2008 a: A parlagszüksesszió főbb vonásai. Hogyan kutassuk a parlagokat? In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk.): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.

- BARTHA S., HORVÁTH A. 2008: Parlagszukcesszió a Mezőföld löszterületein. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- BARTHA S., MOLNÁR ZS. 2008: Miért érdekesek a parlagok? A téma időszerűsége. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- BARTHA S., MOLNÁR ZS. 2008 b: Hogyan ismerhetők fel terepen a parlagok? In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- BARTHA S., DANCZA I., HÁZI J., HORVÁTH A., MARGÓCZI K., MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., ÓVÁRI M., PURGER D., SCHMIDT D., TÜRKE I. 2008: Elvadult tájon gázolunk? Feladatok a hazai parlagok további kutatásában. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- BÁNKUTI K. 2001: *Luzula forestri* (Sm.) DC. A Mátrában, adatok a Cserhát flórájához. *Kitaibelia*. V. évf. (1.) pp. 63-78. Debrecen.
- BENCZE J. 1954: Iregszemcse, Pusztapó, Bánkút mezőségi talajainak gyommagfertőzöttsége. *Agrártud. Egy. Agronómiai Kar Kiadványai* 1(3): 3-30.
- BENCZE J. 1969: A gyommagvak és termések csírázási feltételei. *Agrártud. Egy. Mezőgazdaságtud. Kar Közlem. (Gödöllő)* 1969. évi kötet: 153-161.
- BIGWOOD, D. W. – INOUE, D. W. 1988: Spatial pattern analysis of seed banks: an improved method and optimized sampling. *Ecology* 69(2): 497-507.
- BIRÓ M., MOLNÁR ZS. 1998: A Duna – Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. In: FRISNYÁK S. (szerk.): *Történeti Földrajzi Tanulmányok 5.* Bessenyei György Tanárképző Főiskola. Nyíregyháza.
- BIRÓ M. 2008: Gondolatok a parlagok történeti térképek és légifotók alapján való azonosításához. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- BONN S., POSCHLOD P. 1998: *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas.* Quelle & Meyer V., Wiesbaden.
- BORBÉLY A., NAGY J. 1932: Magyarország I. katonai felvétele II. József korában. *Térképészeti Közlöny*, 2 (1-2): pp. 3-85.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, Természetességi és relatív ökológiai értékszámai. A Környezetvédelmi és terület fejlesztési Minisztérium

- Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványa. Pécs, pp.: 93.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó. Budapest
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A., BIRÓ M. (szerk.) 2007: Általános Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer. Vácrátót.
- BRADSHAW, A. D. 1997: The importance of soil ecology in restoration science. *Restoration Ecology and Sustainable Development* (szerk. URBANSKA, K. M., WEBB, N. R., EDWARDS, P. J.) pp. 33-64. Cambridge University Press. Cambridge.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1928: Pflanzensozologie. Grundzüge der Vegetationskunde. - Springer, Berlin. pp. 330.
- BROWN, V. K., SOUTHWOOD, T. R. E. 1987: Secondary succession: patterns and strategies. In: GRAY, A. J., CRAWLEY, M. J., EDWARDS, P. J. (eds.) *Colonization, succession and stability*. Blackwell Sci. Publ., Oxford.
- BUELL, M. F., BUELL H. F., SMALL, J. A., SICCAMA, T. G. 1971: Invasion of trees in secondary succession on the New Jersey Piedmont. *Bull. Torr. Bot. Club.* **98**: 67-74.
- CARTER, V. 1986: An overview of the hydrologic concerns related to wetlands in the United States. *Canadian Journal of Botany.* **64**: 364-373.
- CLEMENTS, F. E. 1916: Plant succession. Analysis of the development of vegetation. Carnegie Institute. Washington.
- CONNELL, J. H., SLATYER, R. O. 1977: Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* **111**: 1119-1144.
- COTTAM, G. 1981: Patterns of succession in different forest ecosystems. In: WEST, D. C., SHUGART, H. H., BOTKIN, D. B. (szerk.): *Forest succession*. Springer. New York. pp. 178 – 184.
- CSATHÓ A. I. 2005: A mezsgyék természetvédelmi jelentősége a Kárpát-medence löszvidékein, a Csanádi-hát példáján keresztül. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium előadaskötete. pp.: 251-254.
- CSECSERITS A. 2007: Másodlagos szukcesszió vizsgálata homoki parlagokon. PhD. értekezés. Kézirat. Vácrátót-ÖBKI.
- CSENDES L., N. IPOLY M. 1977: Települések szelvényezése az első, második, harmadik katonai felmérések alapján. *Hadtörténeti Térképtár*. Budapest
- CSIMA P., GERGELY A., KISS G. 2005: Tájhasznosítás és értékvédelem Hollókő világörökség területén és környezetében. *Tájökológiai lapok* 3(1): 37-49.

- CSONTOS P. 1996: Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában. Scientia Kiadó. Budapest. 122. p.
- CSONTOS P. 2001: A természetes magbank kutatásának módszerei. Scientia Kiadó. Budapest. 155. p.
- CSONTOS P, TAMÁS J. 2005: Tájidegen fajok által meghatározott spontán erdősődő területek növényzetének vizsgálata. *Kanitzia* **13**:69-79.
- DANCZA I. 2000: Gyomközösségek összetételének változása délnyugat – dunántúli parlagterületeken. *Gyomnövények, Gyomirtás* **1**. p. 51 – 60.
- DÁVID L. 2000: A tájhasználat változásai és lehetőségei a gyöngyösi Sár-hegyen. In: FÜLEKY GY. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében történelmi események hatására. 2000. június 28.-29. között tartott konferencia kiadványa. Budapest - Gödöllő.
- DIERSCHKE, H. 1994: *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden*. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 683 p.
- DOBAY G., KIS G., KORE MOLNÁR G., PAPP K., PRÓKAY GY., RESZLER J., SEBESTYÉN L., TÍMÁR G., VÁNCSA G., ZSILÁK P. 2005: A Romhányi Körzet erdőterve. Vác.
- DOBÁNY Z. 1999: A Cserehát történelmi földrajza (18.-20. sz.). Történelmi Földrajzi Tanulmányok 6. Bessenyei György Tanárképző Főiskola. Nyíregyháza.
- DOBSON, A. P., BRADSHAW, A. D., BAKER, A. J. M. 1997: Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science* **277**: 515-522.
- DÖMSÖDI J. 2006: Földhasználat. Dialóg Campus Kiadó. Budapest - Pécs. 448 p.
- DRURY, W. H., NISBET, I. C. T. 1973: Succession. *J. Arn. Arb.* **54**: 331-368.
- EGLER, F. E. 1954: Vegetation science concept. I. Initial floristic composition-a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* **4**: 412-417.
- ELSEN, T. VAN 1994: *Die Fluktuation von Äckerwildkraut-Gesellschaften und ihre Beeinflussung durch Fruchtfolge und Bodenarbeitsungs-Zeitpunkt*. Dissertation. Witzhausen. 414 p. (Ökologie und Umweltsicherung p.)
- ÉGETŐ M. 2001: Szőlőművelés és borászat. In: PALÁDI-KOVÁCS A. (szerk.): *Magyar néprajz. II. Gazdálkodás*. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 527-595.
- FARAGÓ S. 1997: *Élőhelyfejlesztés az apróvad gazdálkodásban*. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 356 p.
- FEKETE G. 1985: A cönológiai szukcesszió kérdései. Akadémiai kiadó. Budapest. 216. p.
- FEKETE G. 1985: A teresztis vegetáció szukcessziója: elméletek, modellek, valóság. In: Fekete G. (szerk.): A cönológiai szukcesszió kérdései. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 31-63.

- FEKETE R. 1975: Comparative weed-investigations in traditionally-cultivated and chemically-treated wheat and maize crops. IV. Study of the weed-seed contents of the soil of maize crops. *Acta Biol. Szeged* 21 (1-4): 9-20.
- FINEGAN, B. 1984: Forest succession. *Nature* 312 (8): 109-114.
- FRISNYÁK S. 1990: Magyarország történeti földrajza. Tankönyvkiadó Vállalat. Budapest.
- FRISNYÁK S. 2007: A Nyírség peremén, In: NÉMETH P. (szerk.): Szabolcs. Száz magyar falu könyvesháza Kht. Budapest.
- GÁBOR I., HORVÁTH Á. 1979: A haditérképek históriája. Zrínyi Katonai Könyv és Lapkiadó. Budapest.
- GEBLER V., PAULOVITS K. 2003: Romhány határának és belterületének néprajzi nevei. 20 p.
- GRAHAM, D. J. – HUTCHINGS, M. J. 1988: Estimation of the seed bank of a chalk grassland ley established on former arable land. *J. Appl. Ecol.* 25: 241-252.
- GÜNTER, G. 1997: *Populationbiologie seltener Segetarten*. Goltze Drucz. Göttingen. 220 p. (Scripta Geobotanica 22.)
- GYALOG L. 2005: Magyarázó Magyarország fedett földtani térképéhez (az egységek rövid leírása) 1: 100 000. Magyar Állami Földtani Intézet
- GYÖRFFY GY. 1987: Az Árpád-kori Magyarország történeti földrajza II. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- GYÖRFFY GY. 1998: Az Árpád-kori Magyarország történeti földrajza IV. Akadémiai Kiadó. Budapest
- GYÖRGY K. 2004: A Kétdobonyi-patak vízgyűjtőjének tájökológiai szemléletű feltárása. Diplomamunka. Gödöllő.
- HAJÓSY F. 1952: Magyarország csapadékviszonyai. (1901 – 1940). Budapest
- HALÁSZ G. (szerk.) 2006: Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat. Budapest. 154 pp.
- HARPER, J. L. 1977: Population biology of plants. Academic Press. London. 892 pp.
- HÁZI J. 1998: A vácdukai Bükkös-hegy és környékének botanikai értékei. *Kitaibelia* 3 (1) pp.74.
- HÁZI J., HORVÁTH J., PINTÉR B., SÁROSPATAKI M., SELMECZI KOVÁCS Á. 2004 a: Rád település agrár-környezetgazdálkodási programja. Kézirat. Vác.
- HÁZI J., HORVÁTH J., PINTÉR B., SÁROSPATAKI M., SELMECZI KOVÁCS Á. 2004 b: Penc település agrár-környezetgazdálkodási programja. Kézirat. Vác.

- HÁZI J., HORVÁTH J., PINTÉR B., SÁROSPATAKI M., SELMECZI KOVÁCS Á. 2004 c: Vácduka település agrár-környezetgazdálkodási programja. Kézirat. Vác.
- HÁZI J. 2008 a: Megállítható-e a terjedő *Calamagrostis*? Egy hosszú-távú kezelési kísérlet tapasztalatai. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- HÁZI J. 2008 b: Somló-hegy a Nyugat-Cserhátban. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- HENDRIX, S. D., BROWN, V. K., GANGE, A. C. 1988: Effects of insect herbivory on early plant succession: comparison of an English site and an American site. *Biol. J. Linnean Soc.* 35:205-216.
- HONVÁRI J. (szerk.) 2002: Magyarország gazdaságtörténete a honfoglalástól a 20. sz. közepéig. Aula Kiadó. Budapest. 682 p.
- HORN, H. S. 1975 a: Forest succession. *Scientific American* **232**: 90-98.
- HORN, H. S. 1975 b: Markovian properties of forest succession. 196-211. pp. In: *Ecology and evolution of communities*. CODY M. L., DIAMOND J. M. (szerk.) Harvard University Press.
- HORN, H. S. 1976: Succession. 253-272. pp. In: *Theoretical Ecology*. MAY R. M. (szerk.) Blackwell, Oxford.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T. 1995: FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. Vácrátót
- HOWE, H. F. – SMALLWOOD, J. 1982: Ecology of seed dispersal. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13: 201-228.
- HOWE, H. F. 1986: Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. pp: 123-189. in: MURRAY, D. R. (ed.) *Seed dispersal*. Academic Press. New York.
- HUNYADY K. – PATHY ZS. 1976: Keszthely környéki rétláp talajok gyommagfertőzöttsége. *Növényvédelem* 12 (9): 391-396.
- ILLYÉS ZS. 1997: A történeti megközelítés a területhasználat ökológiai értékelésében: Dörögdi-medence mintaterület. In: FÜLEKY GY. (szerk.): *Táj változásai a Honfoglalás óta a Kárpát-medencében*. 1996. június 24.-26. között tartott konferencia kiadványa. Gödöllő.
- JAKUCS P. 1968: Magyarország vegetációtérképe (1: 200 000).
- JAKUCS P. 1972: *Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen*. Akadémiai kiadó. Budapest.
- JANKÓ A. 1997: Magyarország topográfiai térképezése az I. katonai felméréstől 1950-ig. *Hadtörténeti Térképtár*. Budapest. (Kézirat)
- JANKÓ A. 2007: Magyarország katonai felmérései (1763 1750). *Argumentum*. Budapest. 196 p.

- JENSEN, T. S. 1985: Seed – seed predator interactions of European beech. *Fagus sylvatica* and forest rodents. *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. *Oikos* 44: 149-156.
- JENSEN, T. S. – NIELSEN, O. F. 1986: Rodents as seed dispersers in a heath – oak wood succession. *Oecologia (Berlin)* 70: 214-221.
- JOHNSTON, D. W., ODUM, E. P. 1956: Breeding bird populations in relation to plant succession on the Piedmont of Georgia. *Ecology* 37: 50-62.
- KIRÁLY G. 1999: Táj- és erdőtörténeti adatok felhasználásának lehetőségei és jelentősége vegetációértékelési és erdőművelési kérdések tisztázásában. Doktori Szigorlati Dolgozat. Erdészeti és Faipari Egyetem. Sopron. 22 pp.
- KJELLSSON, G. 1992: Seed banks in Danish deciduous forests: species composition, seed influx and distribution pattern in soil. *Ecography (Copenhagen)* 15: 86 – 100.
- KONKOLYNÉ GYURÓ É. 1990: A tájpotenciál és a tájhasználat összefüggései a Zempléni-hegységben. Kandidátusi Értekezés. Kézirat. 158 p. + mellékletek.
- KONKOLYNÉ GYURÓ É. 1995: A táj mező- és erdőgazdasági hasznosítása a Zempléni-hegységben a megtelepedéstől a XIX. század közepéig. *Erdészettörténeti Közlemények* 20: 5–53.
- KONKOLYNÉ GYURÓ É. - NAGY D. 2005: Táj- és természetvédelmi tervek rendszere. Modellterv a Zempléni-hegység térségére. p. 57. Háttér tanulmányok. p.43. Mellékletek. A3. p. 28. Konkoly Mérnöki Iroda. Budapest.
- KONKOLYNÉ GYURÓ É. 2006: A Füzéri-medence és a Nagy-Milic térségének tájtörténeti elemzése. A tájhasználat intenzitás értékelése és intenzitás javaslat. Tanulmány. pp 13-37. In Táj- és természetvédelmi tervek rendszere Zempléni modellterv II. ütem. Módszertani javítások. Kutatási jelentés Melléklet 3. Konkoly Mérnöki Iroda Kft.
- KONKOLY-GYURÓ É. 2006: Tájökológiai és –tervezési glosszárrium. Szakmai egyeztetési anyag. Budapest. 33 p.
- KUN A. 2000: Összehasonlító vizsgálatok a hárshegyi homokkő növénytakaróján. In: BARTHA D. (szerk.): Válogatott tanulmányok II. Tilia. Vol. IX. Sopron.
- KUN A., ITTÉS P., FACSAR G., HÖHN M. 2000: Sziklagyeppek és lejtősztyepppek a Középdunai Flóráválasztó környékén II. Mész- és dolomitvegetáció a Cserhát-hegységben. *Kitaibelia*. V. évf. (1.) pp. 209-215. Debrecen.
- LÁJER K. 1998: Bevezetés a magyarországi lápok vegetáció-ökológiájába. In. BARTHA D. (szerk.): Tilia Vol. 6. Válogatott tanulmányok. Sopron.
- LÁNG S. 1967: A Cserhát természeti földrajza, Akadémiai Kiadó. Budapest.

- LOCKWOOD, J.L. 1997: An alternative to succession: assembly rules offer guide to restoration efforts. *Restoration and Management Notes*. 15:45-50.
- LOGAN, T. J. 1992: Reclamation of chemically degraded soils. *Soil Restoration* (szerk. Lal, R., Steward, B. A.) pp. 31-36. Springer-Verlag. New York.
- LUKÁCS A., SZIGETVÁRI CS., BOTOS I. Cs., RÉV SZ. 2001: Táj történeti vizsgálatok és tájrehabilitációs lehetőségek a Nyírségben. Ifjú Botanikusok Baráti Köre. E-misszió Természet- és Környezetvédelmi Egyesület. Nyíregyháza.
- MARGÓCZI K. 2008: A parlagok természetvédelmi értéke és kezelésük. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- MARI L. 2000: A felszínborítás változásának hatása a Budai-hegység mintaterületének példáján. In: FÜLEKY GY. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében történelmi események hatására. 2000. június 28.-29. között tartott konferencia kiadványa. Budapest - Gödöllő.
- MAROSI S. – SOMOGYI S. (szerk) 1991: Magyarország kistájainak katasztere I.-II. MTA FKI. Budapest.
- MATLACK, G. R. – GOOD, R. E. 1990: Spatial heterogeneity in the soil seed bank of a mature Coastal Plain forest. *Bull. Torrey Bot. Club* 117(2): 143-152.
- MÁTYÁS CS. (szerk.) 1996: Erdészeti ökológia. Mezőgazda Kiadó. Budapest. pp. 72-93.
- MISCH, W. J., GOSSELINK, J. G. 2000: Wetlands. 3rd ed. John Wiley & Sons. New York. NY.
- MOLNÁR CS. 2008 a: Sár-hegy (D-Mátra – Mátraalja). In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- MOLNÁR CS. 2008 b: Hogyan tovább? Parlagszükscesszió a cserjések és az erdők irányába az Északi-középhegységben és lábánál. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- MOLNÁR CS. 2008 c: Tállya: Patócs-hegy (Hegyalja). In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., BARINA Z., BAUER N., BIRÓ M., BODONCZI L., CSATHÓ A. I., CSIKY J., DEÁK J. Á., FEKETE G., HARMOS K., HORVÁTH A., ISÉPY I., JUHÁSZ M., KÁLLAYNÉ SZERÉNYI J., KIRÁLY G., MAGOS G., MÁTÉ A., MESTERHÁZY A., MOLNÁR A., NAGY J., ÓVÁRI M., PURGER D., SCHMIDT D., SRAMKÓ G., SZÉNÁSI V., SZMORAD F., SZOLLÁT GY., TÓTH T., VIDRA T. and VIRÓK V. 2008: Vegetation-based landscape-regions of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.): 47-58.
- MOLNÁR ZS. 1997: Másodlagos löszgyepek fejlődése dél-tiszántúli felhagyott szántókon I. Trendek és variációk. *A Puszta* 1/14: 80-95.

- MOLNÁR ZS., BARTHA S., SEREGÉLYES T., ILLYÉS E., TÍMÁR G., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., KUN A., BOTTA-DUKÁT Z., BÖLÖNI J., BIRÓ M., BODONCZI L., DEÁK J. Á., FOGARASI P., HORVÁTH A., ISÉPY I., KARAS L., KECSKÉS F., MOLNÁR CS., ORTMANN-NÉ AJKAI A., RÉV S. 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* **42**: 225-247.
- MOLNÁR ZS., BIRÓ M. 2008: Töredékek a hazai (elsősorban alföldi) parlagok történetéhez. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- MOLNÁR ZS. – Bartha S. 2008: Hogyan ismerhetők fel terepen a parlagok. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., BOTTA-DUKÁT Z. 2008: A parlagok kiterjedése, elterjedése és regenerációs potenciálja Magyarországon. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- MYSTER, R. W., PICKETT, S. T. A. 1988: Individualistic patterns of annuals and biennials in early successional oldfields. *Vegetatio* 78: 53-60.
- NAGY B. 1997: A felszínborítás vizsgálata a Sajó – Hernád hordalékkúp térségében. In: FÜLEKY GY. (szerk.): Táj változásai a Honfoglalás óta a Kárpát-medencében. 1996. június 24.-26. között tartott konferencia kiadványa. Gödöllő.
- NAGY D. 2003: Táj történeti kutatások a Gömör-Tornai-karszton I. pp 107-143. In.: BOLDOGH S. (szerk.) Kutatások az Aggteleki Nemzeti Parkban. ANP füzetek II. Jósvafő.
- NAGY D. 2005: Az ökológiai hálózat védelme – A természetvédelem új kihívása. Környezetállapot értékelés Program tanulmányok 2003-2004. www.kep.taki.iif.hu
- NAGY L. 2010: Az akác fafaj megjelenésének és térhódításának történeti háttere a Cserhát erdészeti tájon. *Erdészeti Lapok*. 145. évf. 7-8. sz.
- NAGY Z. 1985: Magyar topográfiai alaptérképművek. Egyetemi doktori értekezés. ELTE-TTK Térképtudományi Tanszék. Budapest.
- NEUMAYER É. 2003: Vizsgálatok száraz gyepekben a Nyugati-Cserhát területén. Szakdolgozat. Sopron.
- NÉMETH I. 2001a: Gyomflóraváltozások Észak - Magyarországon a művelés abbahagyása után három – öt évvel. *Növénytermelés* **50.**, p. 3-16.
- NÉMETH I. 2001b: Több éve parlagon hagyott területek gyomnövényzete Észak-Magyarország térségében. *Növénytermelés* **50.** p. 217-230.

- NIERING, W. A., GOODVIN, B. H. 1974: Creation of relatively stable shrublands with herbicides: arresting „succession” on right-of-way and pastureland. *Ecology* **55**: 784-795.
- 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.
- NOSZKY J. 1940: A Cserhát-hegység földtani viszonyai. Magyar Tájak Földtani Leírása III. Magyar Királyi Földtani Intézet. Budapest.
- NYIZSALOVSZKI R., VIRÓK V. 2001: Területhasználat időbeli változásai és következményei egy Tokaj-hegylajai településen. Konferenciakiadvány. Földrajzi Konferencia. Szeged.
- OBORNY B. 1994: Growth rules in clonal plants and predictability of the environment: a simulation study. *J. of Ecology* **82**: 341-351.
- OBORNY B. 2002: A növények térfoglaló és táplálékkereső tevékenysége. In: BARTHA, Z., LIKER, A. ÉS SZÉKELY, T. (szerk.): Viselkedésökológia. Osiris Kiadó. Budapest. pp. 51-70.
- OBORNY B., BARTHA S. 1998: Formakincs és közösségszerveződés a növénytársulásokban: a klonális növények szerepe. In: FEKETE G. (ed.) A közösségi ökológia frontvonalai. Scientia Kiadó. Budapest. pp. 59-86.
- ODUM, E. P. 1969: The strategy of ecosystem development. *Science* **164**: 262-270.
- ÓDOR P., VIRÁGH K., BOTTA-DUKÁT Z., OBORNY B., MAGYAR G., ALTBACKER V. 2007: Időigény – a közösségek dinamikája. In: PÁSZTOR E., OBORNY B. (szerk.) 2007: Ökológia. Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest. pp. 284-311.
- ÓVÁRI M. 2008: Kemendollár. . In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- PAPP M. 2005: A szajkó (*Garrulus glandarius*) szerepe és jelentősége a természetközeli erdőgazdálkodásban. Tájökológiai Lapok. 3. 2005/2. 233-242.
- PAPP-VÁRY Á., HRENKÓ P. 1989: Magyarország régi térképeken. Kossuth Kiadó. Budapest.
- PÉNTEK J., SZABÓ T. A. 1985: Ember és növényvilág. Kalotaszeg növényzete és népi növényismerete. Kriterion Könyvkiadó. Bukarest. 368 p.
- PICKETT, S. T. A. 1976: Succession: an evolutionary interpretation. *Amer. Natur.* **110**: 107-119.
- PICKETT, S. T. A. 1980: Non-equilibrium coexistence of plants. *Bull. Torrey Bot. Club* **107**: 238-248.
- PICKETT, S. T. A. 1982: Population patterns through twenty years old oldfield succession. *Vegetatio* **49**: 49-59.
- PICKETT, S. T. A., COLLINS, S. L., ARMESTO, J. J. 1987: Models, Mechanisms and Pathways of Succession. *Bot. Rev.* **53(3)**: 335-371.

- PICKETT, S. T. A., PARKER, V. T. 1997: Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. (URBANSKA, K. M., WEBB, N. R., EDWARDS, P. J. szerk.) Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge University Press. Cambridge. Pp. 17-23.
- PICKETT, S. T. A., Cadenasso, M. L. és Bartha S. 2001: Implication from Buell-Small Succession Study for vegetation restoration. *Applied Vegetation Science* 4: 41-51.
- PINKE GY., PÁL R. 2005: Gyomnövényeink. Alexandra Kiadó. Budapest.
- PÓCS T., NAGY É., GELENCSÉR I., VIDA G. 1958: *Vegetationstudien im Őrség*. Akadémiai Kiadó. Budapest. 125 p.
- PRACH, K. 1985: Succession of vegetation in abandoned fields in Finland. *Ann Bot. Fenn.* 22: 207-314.
- PRACH, K. 1986: Succession across an environmental gradient. *Ecology (CSSR)* 5: 425-430.
- PRACH, K., PYŠEK, P., ŠMILAUER, P. 1997: Changes in species traits during succession: a search for pattern. *Oikos* 79: 201-205.
- PRACH, K., PYŠEK, P. 1999: How do species dominating in succession differ from the others? *J. Veget. Sci.* 10: 383-392.
- PRACH, K., PYSEK, P., BASTL, M. 2001 b: Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science*. 4: 83-88.
- PRACH, K., PYŠEK, P., JAROŠÍK, V. 2007: Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central-European human-made habitats. *J. Veget. Sci.* 18: 701-710.
- PRÉCSÉNYI I. 1981: A növénytársulások dinamikája. In: HORTOBÁNYI T., SIMON T. (szerk.): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Tankönyvkiadó. Budapest. 546 p.
- PRÓNAY P. 1780: A szőlőknek plántálásáról, helyes műveléséről és a boroknak rendes megtartásáról való oktatás. 64 p.
- PURGER D. 2008: Baranyai dombság: Máriakéménd környéki parlagok szukcessziója. . In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- RADVÁNYI F. 1710-1716: Adatok Nógrád megye történetéhez.
- RÉDEI T., HORVÁTH F. 1995: A flóraelemek kategória rendszere. In: HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T. 1995: FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. Vácrátót
- 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.

- RÖSCH, M. 1990: Veränderungen von Wirtschaft und Umwelt während Neolithikum und Bronzezeit am Bodensee. Bericht der Römisch-Germanischen Kommission 71., p. 161-186.
- RUPRECHT, E. 2006: Successfully recovered grassland: a promising example from romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14: 473-480.
- SCHMIDT D. 2008: Pannonhalmi-dombság. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- SOMODI I. 2008: Parlagok potenciális vegetációjának modellezése. In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- SOÓ R. 1964-1980: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. I-VI. Akadémiai Kiadó. Budapest
- STANDOVÁR T. 1996 b: Növénytársulások dinamikája. In: MÁTYÁS CS. (szerk.) 1996: Erdészeti ökológia. Mezőgazda Kiadó. Budapest. pp. 72-93.
- STEFANOVICS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999: Talajtan. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- SZABÓ I. 1988: Romhány története. Nagyközségi Közös Tanács. Romhány. 228 p.
- SZABÓ M. 2000: Az ártéri táj változásai a Szigetköz példáján. In: FÜLEKY GY. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében történelmi események hatására. 2000. június 28.-29. között tartott konferencia kiadványa. Budapest - Gödöllő.
- SZILASSI P, KISS R. 2001: Tájváltozás térinformatikai módszerekkel történő értékelése egy Balaton-felvidéki mintaterület (Fekete-hegy) példáján. Konferencia-kiadvány. Földrajzi Konferencia. Szeged.
- SZILASSI P. 2003: A területhasználatban végbement változások okainak és következményeinek vizsgálata a Káli-medence példáján. *Földrajzi Értesítő* 50/2/3-4. pp. 189-214.
- SZOMSZÉD A. 1996a: Szépen szántó vadkertiek I. Érsekvadkert Önkormányzata. Érsekvadkert.
- SZOMSZÉD A. 1996b: Szépen szántó vadkertiek II. Érsekvadkert Önkormányzata. Érsekvadkert.
- TAMÁS J 2000: Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – betyárkóró. *Botanikai Közlemények* 87. p. 169-181.
- TELEKI B. 2010: A galagonya-kökény „doktorok”. *Erdészeti Lapok*. CXLV. Évf. 12. sz.
- THOMPSON, K. 1986: Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *J. Ecol.* 74: 733-738.
- THOMPSON, K. 1993: Seed persistence in soil. pp: 199-202. in: HENDRY, G. A. F. – GRIME, J. P. (eds.) *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall. London.

- TÓTH Z. 2004: A Kerca – patak melléki rétek (Kercaszomor, Belső-órség) jelene és múltja (esettanulmány természetvédelmi célú kezelések megalapozásához). *Tájökológiai Lapok*. 2. évfolyam 2. szám pp. 313-333.
- TÖRÖK K. 2004: Bevezetés a restaurációs ökológiába. SZIE Környezettudományi PhD kurzus anyaga, jegyzet. ÖBKI. Vácrátót.
- TURNER, M. G. 1989: Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **20**:171-198.
- UJVÁROSI M. 1957: Gyomnövények, gyomirtás. Mezőgazdasági kiadó. Budapest. 787. pp.
- VADÁSZ E. 1960: Magyarország földtana. 2. kiad. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- VARGA G., CSICSÁK J., HAIDER, S., BODI, G., PIELER, J., BERKI I., GRIBOVSZKI Z., KOVÁCS J. A., PÁJER J., SZINETÁR Cs., GERNSTERNKORN A., HORVÁTH SZ., HORVÁTHNÉ KISS K., KESZEI B., KORCSOG A., MÁRK L., PÁL G., UDUD P., ZSOLDOS Z., JANKÓ J., KALICZ P., POLGÁR A., SZIGETI N. 2006: Ásványvagyon kitermelés hatásvizsgálata. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezettudományi Intézet, Környezeti Kompetencia és Innovációs Központ. Sopron.
- VÉGH J. 2006: Szátok. Honismereti Kiskönyvtár. 287. szám. KT Lap- és Könyvkiadó Kft. Komárom (Komarno).
- VIDÉKI R. 2003: A flóra. In: MOLNÁR Zs.(szerk.): A Kiskunság száraz homoki növényzete, TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó. Budapest.
- VOJTKÓ A. 2008: Nézsa-Csóvári-dombság. 183. p. In: Magyarország földrajzi kistájainak növényzete (szerk. KIRÁLY G., MOLNÁR Zs., BÖLÖNI J., CSIKI J., VOJTKÓ A.). MTA-ÖBKI. Vácrátót
- VOJTKÓ A. 2008: Terényi-dombság. 188. p. In: Magyarország földrajzi kistájainak növényzete (szerk. KIRÁLY G., MOLNÁR Zs., BÖLÖNI J., CSIKI J., VOJTKÓ A.). MTA-ÖBKI. Vácrátót
- VOJTKÓ A. 2008: Nógrádi-medence. 224. p. In: Magyarország földrajzi kistájainak növényzete (szerk. KIRÁLY G., MOLNÁR Zs., BÖLÖNI J., CSIKI J., VOJTKÓ A.). MTA-ÖBKI. Vácrátót
- WELLING, C. H. – BECKER, R. L. 1990: Seed bank dynamics of *Lythrum salicaria* L.: implications for control of this species in North America. *Aquatic Botany* 38: 303-309.
- WHITTAKER, R. H. 1974: Climax concepts and recognition. In: KNAPP, R. (szerk.): Handbook of vegetation science 8: 138-154. Junk, The Hague..
- WHISENANT, S. G. 1999: Repairing Damaged Wildlands: A Process-oriented, Landscape-scale Approach, Cambridge University Press. Cambridge.
- ZAGYVAI G. 2008: Táj történeti vizsgálatok cserhádi mintaterületen. *Tájökológiai Lapok* 6 (1-2): 127-144.

ZOBEL, M 1997: The relative role of species pool in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? TREE 12: 266-269.

ZÓLYOMI B. 1969: Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. Természet Világa 100 (12): 550-553.

ZÓLYOMI B. 1989: Természetes növénytakaró. 1: 1 500 000. In: PÉCSI M. (szerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza. MTA Földrajztudományi Kutató Intézete. Budapest. p. 89.

Elektronikus irodalom:

http1: www.2.arcanum.hu

http2: www.takarnet.hu

Statisztikai kiadványok:

A népmozgalom főbb adatai községenként V. köt. 1828-1900, Központi Statisztikai Hivatal, Budapest

Központi Statisztikai Hivatal. Községsoros adatok 1895-1984

Nógrád megye statisztikai évkönyve 1990, Központi Statisztikai Hivatal, 1991, Salgótarján

Nógrád megye statisztikai évkönyve 2000, Központi Statisztikai Hivatal, 2001, Salgótarján

1960. évi népszámlálás. 3. Nógrád megye személyi és családi adatai, Központi Statisztikai Hivatal, Budapest, 1962

1980. évi népszámlálás. 12. Nógrád megye adatai, Központi Statisztikai Hivatal, 1981, Salgótarján

Felhasznált kartográfiai adatforrások

Földtani térképek

A Cserhát-hegység földtani térképe (1: 75 000). In. NOSZKY J. 1940: A Cserhát-hegység földtani viszonyai. Magyar Tájak Földtani Leírása III. Magyar Királyi Földtani Intézet. Budapest. – NOSZKY 1940

Magyarország Földtani Térképe (1: 100 000). Magyar Állami Földtani Intézet. Budapest. 2005. – MÁFI 2005

Talajtani térképek

AGROTOPO Adatbázis (1 100 000:). Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete. Budapest. 2005. – AGROTOPO 2005

Genetikus üzemi talajtérkép – Romhány (1: 10 000). II. Rákóczi Ferenc Tsz. Romhány. OMMI Talajtani Osztály. 1969.

Genetikus üzemi talajtérkép – Kétdobony, Kisecset, Sente (1: 10 000). „Egyesült Erő” Mgtsz. Kétdobony. OMMI Talajtani Osztály. 1965.

Genetikus üzemi talajtérkép – Érsekvadkert (1: 10 000). „Magyar - Csehszlovák Barátság” Tsz. Érsekvadkert. OMMI Talajtani Osztály. 1966.

Humusz kartogram – Romhány (1: 10 000). II. Rákóczi Ferenc Tsz. Romhány. OMMI Talajtani Osztály. 1969.

Humusz kartogram – Kétdobony, Kisecset, Sente (1: 10 000). „Egyesült Erő” Mgtsz. Kétdobony. OMMI Talajtani Osztály. 1965.

Humusz kartogram – Érsekvadkert (1: 10 000). „Magyar - Csehszlovák Barátság” Tsz. Érsekvadkert. OMMI Talajtani Osztály. 1966.

Kreybig-féle talajtérkép. (1: 25 000) Szelvények: 4862-2, 4762-4. – KREYBIG 1932-52-t

Mészállapot, talajhibák, talajvíz és a szántott réteg alatti talajréteg fizikai talajféleségét ábrázoló kartogram – Romhány (1: 10 000). II. Rákóczi Ferenc Tsz. Romhány. OMMI Talajtani Osztály. 1969.

Mészállapot, talajhibák, talajvíz és a szántott réteg alatti talajréteg fizikai talajféleségét ábrázoló kartogram – Kétdobony, Kisecset, Sente (1: 10 000). „Egyesült Erő” Mgtsz. Kétdobony. OMMI Talajtani Osztály. 1965.

Mészállapot, talajhibák, talajvíz és a szántott réteg alatti talajréteg fizikai talajféleségét ábrázoló kartogram – Érsekvadkert (1: 10 000). „Magyar - Csehszlovák Barátság” Tsz. Érsekvadkert. OMMI Talajtani Osztály. 1965-1966.

Talajjavítási kartogram – Romhány (1: 10 000). II. Rákóczi Ferenc Tsz. Romhány. OMMI Talajtani Osztály. 1969.

Talajjavítási kartogram – Kétdobony, Kisecset, Sente (1: 10 000). „Egyesült Erő” Mgtsz. Kétdobony. OMMI Talajtani Osztály. 1965

Talajjavítási kartogram – Érsekvadkert (1: 10 000). „Magyar - Csehszlovák Barátság” Tsz. Érsekvadkert. OMMI Talajtani Osztály. 1965-1966.

Katonai – topográfiai térképek

Az I. katonai felmérés. Térképszelvényei: XV-16 (1782), XVI-17 (1782), XIV-16 (1784), XIV-17 (1784), (1: 28 800), Hadtörténeti Térképtár

A II. katonai felmérés. Térképszelvényei: XXXIII-46 (1842), XXXIII-47 (1842), XXXII-46 (1842) (1: 28 800), Hadtörténeti Térképtár

A III. katonai felmérés. Térképszelvényei: 4862/2 (1872), 4863/1 (1883) (1: 25 000), Hadtörténeti Térképtár

Újfelmérés: Térképszelvényei: 4862/2 (1923), 4863/1 (1923) (1:25 000), Hadtörténeti Térképtár

Katonai felmérés. Térképszelvény: 4862/2 (1923), Felmérés ideje: 1932 (1:25 000), Hadtörténeti Térképtár

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1952, Szelvények: L-34-03-A-b, L-34-03-A-d, L-34-03-B-a, L-34-03-B-c, (1:25 000), Hadtörténeti Térképtár

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1959, Szelvények: L-34-03-A-b, L-34-03-A-d, L-34-03-B-a, L-34-03-B-c, (1:25 000), Hadtörténeti térképtár

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1971, 1979, Szelvények: L-34-03-A-b, L-34-03-A-d, L-34-03-B-a, L-34-03-B-c, (1: 25 000), Hadtörténeti Térképtár

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1987, 1988, 1989, Szelvények: L-34-03-A-b, L-34-03-A-d, L-34-03-B-a, L-34-03-B-c, (1:25 000), Hadtörténeti Térképtár

Topográfiai térkép, Felmérés ideje: 1989, 1990, 1991, 1992, 1993, Szelvények: 75-212, 75-221, 75-222, 75-223, 75-224, 76-111, 85-434, 85-441, 85-442, 85-443, 85-444, 86-331, 86-333 (1: 10 000), FÖMI

Topográfiai térkép, Felmérés ideje: 1984 Szelvények: 75, 76, 85, 86 (1: 100 000), FÖMI

Légifotók, műholdképek

Archív, katonai légifényképek: 1956, 1979, 1980, 1986, 1987, Hadtörténeti Térképtár

Ortofotók. Készítés ideje: 2000. FÖMI

Ortofotók. Készítés ideje: 2005. FÖMI

Googele Earth műholdfelvételei. Készítés ideje: 2009, 2010

Felszínborítási térképek

Corine Land Cover 1:50 000 felszínborítási térkép: 1998, FÖMI

Corine Land Cover 1:100 000 felszínborítási térkép: 1990, European Environment Agency,

<http://www.eea.europa.eu>

Corine Land Cover 1:100 000 felszínborítási térkép: 2000, European Environment Agency,

<http://www.eea.europa.eu>

Élőhely-, és vegetációtérképek

Nemzeti Ökológiai Hálózat térképe. Természetvédelmi Információs Rendszer

<http://geo.kvvm.hu/tir>

Élőhelytérképek: Becske, Legénd, Szécsénke, Rád, Penc, Alsópetény, Felsőpetény. Készítette:

Göncöl Alapítvány. Vác.

MÉTA térképek. Ökológiai- és Botanikai Kutatóintézet. Vácrátót.

JAKUCS P. 1968: Magyarország vegetációtérképe (1: 200 000)

ZÓLYOMI B. 1989: Természetes növénytakaró. 1: 1 500 000. In: PÉCSI M. (szerk.):

Magyarország Nemzeti Atlasza. MTA Földrajztudományi Kutató Intézete. Budapest. p. 89.

10. Köszönetnyilvánítás

Ezúton fejezem ki köszönetemet témavezetőmnek Dr. Berki Imre egyetemi docensnek, aki hasznos tanácsaival, gondolatébresztő megjegyzéseivel, a dolgozat alapos átnézésével segítette munkámat.

Dr. Prof. Konkoly-Gyuró Éva egyetemi tanár a mintaterület tájtörténetének feltárása során nyújtott tanácsaival, javaslataival járult hozzá a dolgozat elkészültéhez.

Köszönettel tartozom Dr. Prof. Mátyás Csaba akadémikusnak, akiknek irányítása alatt álló Környezettudományi Intézetben, doktori ösztöndíjam ideje alatt biztosítottak voltak a tanulás és a nyugodt munka feltételei és Dr. Prof. Bartha Dénes egyetemi tanárnak, aki hasznos tanácsokkal és a Növényteni és Természetvédelmi Intézet további ötleteket és motivációt jelentő kutatásaiba való bevonással segítette az értekezés megszületését. Hálával tartozok az említett intézetek többi munkatársának is, akik a munka során előremozdították kutatásomat. Dr. Csiszár Ágnes a dolgozat alapos átnézésében, Móricz Norbert térinformatikai területen, Sporčič Deán az adatok feldolgozásában, Tiborcz Viktor az angol nyelvű munkarészek elkészítése során segítette munkámat.

Pesti János a Nógrád Megyei Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomás munkatársa talajtrékepeket bocsájtott rendelkezésemre. Hadas László falugazdász a vizsgálati terület alapos megismerésében nyújtott segítséget. György Katalin diplomadolgozatának adataival, a váci Göncöl Alapítvány a Cserhátra vonatkozó irodalmak rendelkezésre bocsájtásával járult hozzá a munka sikeréhez.

Ezúton köszönöm az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatóinak segítségét a MÉTA adatok közrebocsátásáért, valamint Kovács Tibornak, Dr. Bölöni Jánosnak, Dr. Illyés Eszternek, Dr. Kun Andrásnak és Dr. Tímár Gábornak, a MÉTA felmérés azon részvevőinek a munkáját, akik mintaterületünkön gyűjtöttek adatokat.

Köszönöm szüleimnek és nagymamámnak, hogy belém ültették a szülőföld és a természet szeretetét. Nélkülük sem e dolgozat, sem témaválasztása nem jöhetett volna létre.

Hálás köszönet illeti feleségemet, Zagyvainé Kiss Katalint, aki ötleteivel, biztatásával támogatást nyújtott, kislányaimmal, Csengével és Csillával együtt, türelemmel, megértéssel bátorított és biztosította a kiegyensúlyozott családi háttérrel a munka egész ideje alatt.

Istennek legyen hála, hogy munkámat – képességeimhez és lehetőségeimhez mérten - elvégezhettem!

Mellékletek